

DIE BRUTVÖGEL DER VERLANDUNGSZONEN AM UNTEREN INN (OBERÖSTERREICH) –

Siedlungsdichte, Habitatwahl und Bestandsentwicklung unter besonderer Berücksichtigung des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) und dem Rückgang seiner Nahrungsressource (Zuckmücken, Chironomidae)

The breeding birds of the siltation zones at the Lower Inn River –

Abundance, habitat choice and trends with special regard to the Common Reed-warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and the decline of its food resource (Chironomidae)

von F. BILLINGER

Zusammenfassung

BILLINGER F. (2022): Die Brutvögel der Verlandungszonen am Unteren Inn (Oberösterreich) – Siedlungsdichte, Habitatwahl und Bestandsentwicklung unter besonderer Berücksichtigung des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) und dem Rückgang seiner Nahrungsressource (Zuckmücken, Chironomidae). — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 28/29: 93–135.

Im Jahr 2020 wurden erstmals seit 20 Jahren größere Teilareale der Stauseen am Unteren Inn systematisch auf Brutvögel kartiert. Die Ergebnisse der Revierkartierung aller schilfbewohnenden Brutvogelarten in zwei Untersuchungsflächen (Hagenauer Bucht/174,9 ha und Kirchdorf Pumpwerk/41,6 ha) sind im vorliegenden Artikel erstmals gezeigt (Schwimmvögel in eigenem Artikel in diesem Band). Besonderes Augenmerk galt hierbei dem Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*), dessen Siedlungsdichte in der Hagenauer Bucht seit den frühen 1980er Jahren um 54,5–62,8% (bezogen auf die Schilffläche) bzw. 60,2–67,6% (bezogen auf die Uferlänge) zurückging. Neben einer leichten Verschlechterung der Habitatqualität (heterogener Aufbau der Schilfflächen als Folge der Sedimentationsvorgänge) dürfte vor allem der drastische Rückgang der Zuckmücken (Chironomidae, Diptera) für den Bestandseinbruch des Teichrohrsängers verantwortlich sein. Von Prof. Dr. Josef H. Reichholf durchgeführte Insekten-Erhebungen aus dem Zeitraum 1987–1996 wurden zwischen 2018 und 2020 mit identer Methode und gleichem Gerät wiederholt, wobei ein Rückgang der Zuckmücken-Mengen um 64,7% (Mai–August) nachgewiesen werden konnte.

In einem gedachten Gradienten vom wasserseitigen Schilfrohnufer zum landseitigen Rand der Verlandungszone schritten in der Brutsaison 2020 folgende Arten zur Brut: Teichrohrsänger (*A. scirpaceus*), Kuckuck (*Cuculus canorus*), Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*), Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*), Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*), Rohrschwirl (*Locustella luscinoides*), Rohrweihe (*Circus aeruginosus*), Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*), Feldschwirl (*Locustella naevia*), Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) und Weißsterniges Blaukehlchen (*Luscinia svecica* ssp. *cyanecula*). Räumliche Verteilung, Bestand und Siedlungsdichte der genannten Arten sind in Form kurzer Artkapitel dargestellt.

Von den 119 im Rahmen der Kartierungen nachgewiesenen Arten werden für Hagenau 65 (bis 67) Arten und für Kirchdorf 57 Arten als Brutvögel eingestuft. Die am 12. Juni 2020 in der Hagenauer Bucht beobachteten Rosenstare (*Pastor roseus*) stellen den Erstnachweis für den Unteren Inn dar.

Abstract

BILLINGER F. (2022): The breeding birds of the siltation zones at the Lower Inn River – Abundance, habitat choice and trends with special regard to the Common Reed-warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and the decline of its food resource (Chironomidae). — Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 28/29: 93–135.

In 2020, for the first time after 20 years, larger sections of the reservoirs on the Lower Inn River were systematically mapped for breeding birds. The results of the territorial mapping of all reed-breeding bird species in two study areas (Hagenauer Bucht / 174.9 ha and Kirchdorf Pumpwerk / 41.6 ha) are presented for the first time in this article (water birds are treated in a separate article in this publication series). Special attention was paid to the Common Reed-warbler (*Acrocephalus scirpaceus*), whose abundance in the Hagenauer Bucht has declined by 54.5–62.8% (based on reed area) or 60.2–67.6% (based on shore length) since the early 1980s. Besides a slight degradation of habitat quality (more heterogeneous structure of reed areas as a result of sedimentation processes), the drastic decline of chironomid midges (Chironomidae, Diptera) is probably mainly responsible for the population decline of the Common Reed-warbler. Quantitative insect surveys by Prof. Dr. Josef H. Reichholf from 1987–1996 were repeated between 2018 and 2020 using identical methods and the original device, demonstrating a 64.7% decline in chironomid abundance (May–August).

On an imaginary gradient from the waterside reed front to the landside edge of the siltation zone, the following species occurred during the 2020 breeding season: Common Reed-warbler (*Acrocephalus scirpaceus*), Cuckoo (*Cuculus canorus*), Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*), Great Reed-warbler (*Acrocephalus arundinaceus*), Common Little Bittern (*Ixobrychus minutus*), Savi's Warbler (*Locustella lusciniooides*), Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*), Marsh Warbler (*Acrocephalus palustris*), Common Grasshopper-warbler (*Locustella naevia*), Reed Bunting (*Emberiza schoeniclus*), and Bluethroat (*Luscinia svecica* ssp. *cyanecula*). Spatial distribution, population size and abundance of the above listed species are presented in the form of short species chapters.

Of the 119 species found during the surveys, 65 (to 67) species are classified as breeding birds for Hagenau and 57 species for Kirchdorf. The Rosy Starlings (*Pastor roseus*) observed in the Hagenauer Bucht on June 12th 2020 represent the first record of this species for the Lower Inn River.

1. Einleitung

Die im bayerisch-oberösterreichischen Grenzgebiet gelegenen Stauteen am Unteren Inn zählen aus ornithologischer Sicht zu den Hotspots der Artenvielfalt in Österreich (BirdLife International 2021, REICHHOLF 1994, DVORAK & KARNER 1995). Für alle in der Verlandungszone von Gewässern brütenden Vogelarten stellt der untere Inn gegenwärtig das bedeutendste Brutgebiet in Oberösterreich dar (Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am OÖ Landesmuseum 2020, BILLINGER 2020).

Seit 1968 werden die Herbst-, Winter- und Frühlingsbestände der Wasservögel monatlich ehrenamtlich erhoben, inzwischen auf den wichtigsten Zählstrecken sogar ganzjährig. Daraus resultiert eine Datenbasis, welche aufgrund der Konstanz und Vollständigkeit der Zählungen hervorragende Voraussetzungen für statistische Auswertungen liefert (REICHHOLF 1994, GERLACH et al. 2019, WERNER et al. 2018). Die systematische Erfassung der Brutvögel hat am Unte-

ren Inn hingegen keine lange Tradition, vor allem fehlt es an langjährigen, mit gleicher Methode durchgeführten Erhebungen. Zur Untersuchung von Häufigkeitsverhältnissen, Siedlungsdichten und Bestandstrends der häufigen Brutvogelarten sind jedoch Daten notwendig, die auf methodisch standardisierten Kartierungen definierter Untersuchungsflächen oder -strecken basieren.



Abb. 1: Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) am 17.06.2020 im dichten Schilf am Unteren Inn (Foto: F. Billinger).

Fig. 1: Common Reed-warbler (Acrocephalus scirpaceus) on June 17th 2020 in dense reed at the Lower Inn River.

Sicherlich die intensivsten methodischen Untersuchungen zur Brutvogelfauna am Unteren Inn betrieben Prof. Dr. Josef Reichholf und Georg Erlinger. Sowohl die veröffentlichten Befunde dieser Untersuchungen (ERLINGER 1984, 1986a, 1986b; REICHHOLF 1973, 1978a, 1978b, 1981, 1988, 1994, 1999, 2010, 2017; REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1982) als auch der unveröffentlichte Erlinger-Nachlass dienen der vorliegenden Arbeit als zentrales Vergleichsmaterial. Von Reichholf erhobene Daten zur Häufigkeit und jahreszeitlichen Verteilung der Zuckmücken (Chironomidae) erlangen im Vergleich mit aktuellen, hier erstmals vorgestellten entomologischen Erhebungsdaten besonders aus ornithologisch-nahrungsökologischer Sicht größte Bedeutung.

Die jüngsten Studien zur Brutvogelfauna von Teilgebieten am Unteren Inn stammen aus dem Jahr 2000 von Dr. Alexander Schuster und Erich Sabathy (SCHUSTER 2001, SABATHY & SCHUSTER 2004). Die letzten vollständigen Brutbestandserhebungen aus der Hagenauer Bucht, der zentralen Untersuchungsfläche dieser Arbeit, stammen aus den 1980er Jahren (ERLINGER 1984). Entsprechend der landschaftlichen Entwicklung des Gebiets sowie überregionaler Bestandstrends einiger Brutvogelarten sind die Befunde dieser Zeit längst überholt und lohnen, aktualisiert zu werden. Die vorliegende Arbeit präsentiert die Ergebnisse einer erstmaligen Brutbestandserhebung eines größeren Teilgebiets am Unteren Inn seit ca. 20 Jahren. Behandelt werden alle in der Verlandungszone brütenden Vogelarten, außer der mit der vorliegenden Methode nur unzureichend erfassbaren Wasserralle. Die Befunde zu den Schwimmvögeln sind einer gesonderten Publikation in diesem Band zu entnehmen.

Das „Insektensterben“ ist spätestens seit der Krefeld-Studie im Jahr 2017 (HALLMANN et al. 2017), welche den drastischen Rückgang der Insektenmengen in deutschen Offenlandbiotopen belegt, medial omnipräsent. Doch welche ökologischen Auswirkungen hat eine drastische Reduktion einer trophischen Ebene, welche in einem von interspezifischen Wechselwirkungen geprägten Ökosystem eine Schlüsselrolle einnimmt? Auf der Beantwortung dieser Frage liegt der Fokus dieser Arbeit. Um valide Aussagen über Bestandsveränderungen und quantitative Veränderungen ökologischer Interaktionen formulieren zu können, ist eine repräsentative Stichprobe unabdingbar. Als Modellorganismen dienen daher mit dem Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) der häufigste Brutvogel der Verlandungszone und mit den massenhaft auftretenden Zuckmücken (Chironomidae) die Hauptnahrungsquelle und überwiegende Nestlingsnahrung dieser Vogelart.

2. Material & Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Weil im Zuge dieser Studie nicht das gesamte, über 5000 ha große Europareservat Unterer Inn untersucht werden konnte, wurden repräsentative Probeflächen ausgewählt und diese systematisch und methodisch auf deren Brutvogelfauna kartiert (Abb. 2). Es handelt sich dabei einerseits um die Hagenauer Bucht bei Braunau am Inn (Stauraum Ering-Frauenstein), welche aufgrund ihrer Größe und dem vorliegenden Vergleichsmaterial im Mittelpunkt der Untersuchungen stand. Andererseits wurde ein Seitengewässer des Inn-Hauptabflusses im weiter flussab gelegenen Stauraum Eggling-Obernberg untersucht. Unterschiede in der landschaftlichen Charakteristik zwischen den beiden Probeflächen stellen sicher, dass eine möglichst große Bandbreite an Lebensraumtypen des ökologischen Großraums in den Probeflächen berücksichtigt und repräsentiert ist.

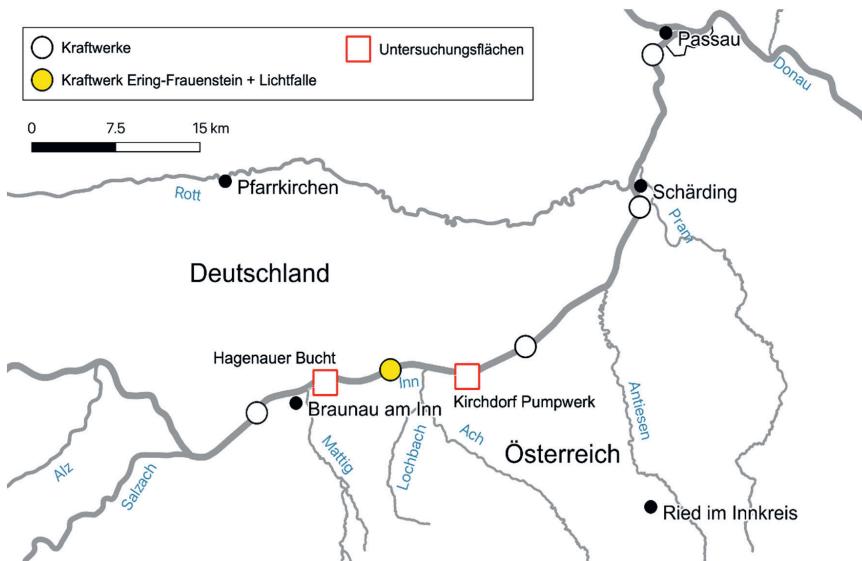


Abb. 2: Überblick über das Untersuchungsgebiet am Unteren Inn mit den beiden Untersuchungsgebieten Hagenauer Bucht und Kirchdorf Pumpwerk sowie der Standort der Insekten-Lichtfalle (Punkt) am Kraftwerk Ering-Frauenstein.

Fig. 2: Overview of the study area on the Lower Inn River with the two study sites Hagenauer Bucht and Kirchdorf Pumpwerk as well as the location of the insect light trap at the hydropower plant Ering-Frauenstein.

2.1.1. Untersuchungsfläche 1: Hagenauer Bucht

Seit 20 Jahren bildet ein Seitenarm des Inn ein von Schwebstoffsedimentation geprägtes Binnendelta im Bereich der ehemaligen namensgebenden Bucht. Inseln und Anlandungen, die mit Silberweiden-dominiertem Auwald, Schilfrohricht und anderen typischen Vegetationstypen der Verlandungszonen bewachsen sind, bestimmen heute das Landschaftsbild in diesem Gebiet (Abb. 3, 4).

Wie in Tab. 1 ersichtlich, umfasst diese Untersuchungsfläche eine Gesamtfläche von 174,9 ha, davon entfallen 45,2 ha (25,8%) auf Wasserflächen und 129,7 ha (74,2%) auf Landflächen. Die Landfläche wiederum besteht zu 71,4% (92,6 ha) aus Auwald und zu 28,6% (37,16 ha) aus Verlandungszone. Beim Auwald handelt es sich fast um artreine Bestände der Silberweide (*Salix alba*). Die Verlandungszone besteht zum größten Teil aus Schilfrohr (*Phragmites australis*), aber auch der Breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*) und verschiedene Binsen- sowie Seggenarten sind an manchen Stellen zu finden, an trockeneren Standorten vermehrt auch Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) und Große Brennnessel (*Urtica dioica*).

Anhand historischer Karten (ERLINGER, unveröff. Nachlass) und Luftbilder (Land Oberösterreich 2021) konnte die Entstehung und Entwicklung des Auwalds in der Hagenauer Bucht rekonstruiert und so Altersklassen erstellt werden (Abb. 3, Tab.

1). Dass trotz stärkerer Hochwässer in den letzten Jahren der junge Weidenbewuchs (< 5 Jahre) nur 1,6 ha (1,7% des gesamten Auwalds) ausmacht, zeigt, dass der Verlandungsprozess der Hagenauer Bucht flächenmäßig bereits annähernd abgeschlossen ist.

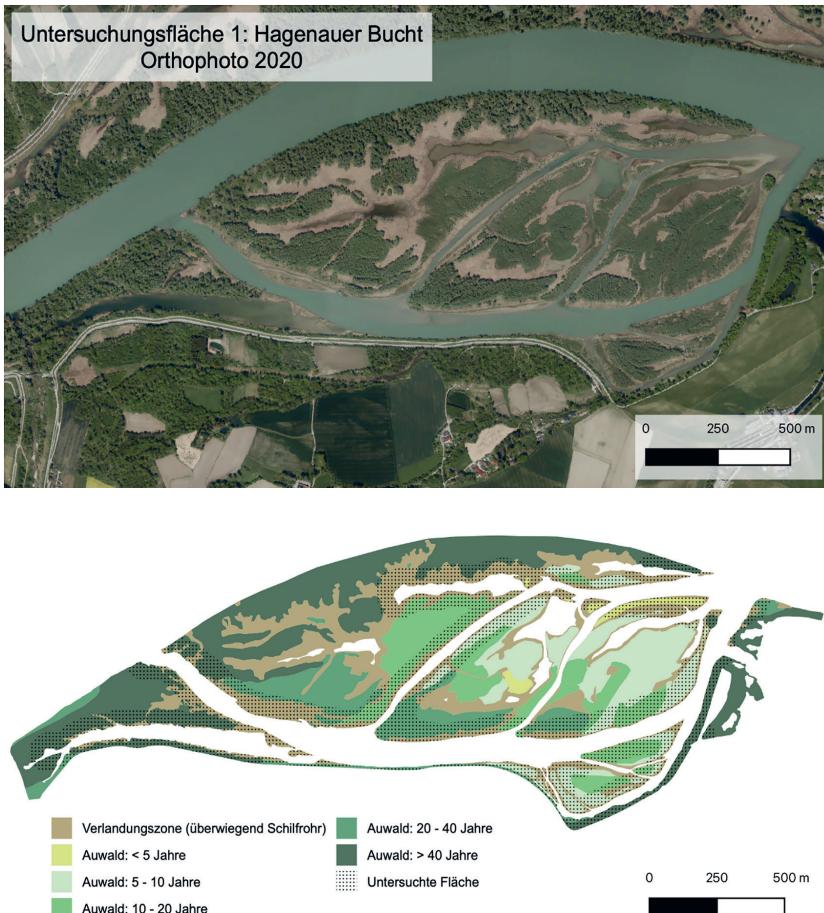


Abb. 3: Oben: Orthophoto der Hagenauer Bucht bei Braunau am Inn, zwischen Flusskilometer 53,0 und 56,0, Stand 2020 (Land Oberösterreich 2021). Unten: Räumliche Verteilung der Lebensraumtypen und Altersklassen des Auwaldes in der Hagenauer Bucht. Punktierter Bereich kennzeichnet die tatsächlich untersuchten Flächen, die als Flächenreferenz für die Siedlungsdichte der Singvogelarten dient. Die absoluten und relativen Werte zur Flächenverteilungen der Lebensraumtypen in Tab. 1 korrespondieren mit dieser Abbildung.

Fig. 3: Top: Orthophoto of the Hagenau Bucht near Braunau am Inn, between river kilometers 53.0 and 56.0, in 2020 (Land Oberösterreich 2021). Bottom: Spatial distribution of habitat types and age classes of the alluvial forest in Hagenauer Bucht. Dotted areas indicate the actual areas surveyed, which serves as an area reference for songbird species breeding density. Absolute and relative values for area distributions of habitat types in Tab. 1 correspond with this figure.

Die räumliche Verschneidung dieser vegetationsgeografischen Daten mit Abflussdaten und Anschlagslinien (Landschaft + Plan Passau) zeigt, welche Teile der Hagenauer Bucht bei verschiedenen Abflusswerten überschwemmt sind. Bei niedrigem Abfluss ($NQ \leq 250 \text{ m}^3/\text{s}$) sind demnach nur 2,5% des Auwalds und 13,6% der Verlandungszonen (5,7% der Landfläche) der Hagenauer Bucht geflutet, bei mittlerem Abfluss ($MQ \leq 734 \text{ m}^3/\text{s}$) 2,9% des Auwalds und 19,9% der Verlandungszonen (7,7% der Landfläche). Bei mittlerem Hochwasserabfluss ($MHQ \leq 2750 \text{ m}^3/\text{s}$) stehen 60,0% des Auwalds und 82,1% der Verlandungszonen (66,9% der Landflächen) unter Wasser. Im langjährigen Schnitt wird demnach der Großteil der Landteile der Hagenauer Bucht mindestens einmal jährlich hochwasserbedingt geflutet.

Tab. 1: Relative und absolute Flächenverteilung der verschiedenen Lebensraumtypen in der Hagenauer Bucht. Die Werte in den Klammern entsprechen den Anteilen, die tatsächlich untersucht wurden (punktierter Bereich in Abb. 3). Die absoluten Hektar-Werte der ersten Spalte wurden als Flächenreferenz zur Berechnung der Siedlungsdichte der Singvogelarten herangezogen.

Tab. 1: Relative and absolute distribution of the different habitat types in Hagenauer Bucht. The values in parentheses correspond to the proportions that were actually investigated (dotted areas in Fig. 3). The absolute hectare values in the first column were used as an area reference to calculate the songbird species abundance.

Hagenauer Bucht 2020	Fläche in ha (davon unter- sucht)	Anteil an Gesamt- fläche (174,9 ha = 100%)	Anteil an gesamter Landfläche (129,71 ha = 100%)
Gesamtfläche (Land + Wasser)	174,90 (94,22)	100%	
Wasserflächen	45,19 (37,94)	25,8%	
Landflächen	129,71 (56,28)	74,2%	100%
Auwald	92,55 (36,58)	53,0%	71,4%
Verlandungszone	37,16 (19,70)	21,2%	28,6%
Auwald < 5 Jahre	1,55 (0,96)	0,9%	1,2%
Auwald 5 – 10 Jahre	18,03 (6,87)	10,3%	13,9%
Auwald 10 – 20 Jahre	17,68 (8,48)	10,1%	13,6%
Auwald 20 – 40 Jahre	15,11 (7,47)	8,7%	11,7%
Auwald > 40 Jahre	40,18 (12,80)	23,0%	31,0%



Abb. 4: Die Hagenauer Bucht Ende Juni 2020 bei Niedrigwasser, Brutlebensraum von mindestens 65 Vogelarten. Links unten das Schloss Hagenau, im Hintergrund Braunau/Inn und Simbach/Inn (Foto: C. Doms).

Fig. 4: Hagenauer Bucht at the end of June 2020 at low water level, breeding habitat of at least 64 bird species. Schloss Hagenau on the lower left, Braunau/Inn and Simbach/Inn in the background.

Landschaftliche und ökologische Entwicklung

Stellvertretend für die landschaftliche Entwicklung strömungsberuhigter Abschnitte am Unteren Inn kann die Hagenauer Bucht betrachtet werden. Nach der Fertigstellung des Kraftwerks Ering im Jahr 1942 war sie charakterisiert durch eine große offene Wasserfläche, die nur durch eine schmale Landzunge vom Inn-Hauptabfluss getrennt war. Dadurch kam es zwischen der bis zu 3 Meter tiefen, an Unterwasservegetation reichen Klarwasserbucht und dem sommerkalten, schwebstofffreien Alpenfluss Inn zu einer starken ökologischen Differenzierung (REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1984).

Die Sedimentationsvorgänge waren jedoch auch in der Hagenauer Bucht ab Mitte der 1970er Jahre so weit fortgeschritten, dass erste Inseln und Anlandung entstanden, Tiefwasserzonen verschwanden und dadurch blieben großflächige Bestände aquatischer Makrophyten aus. Das Gebiet füllte sich durch starke Hochwässer sukzessive mit Sedimenten und neue Inseln und Landzungen entstanden.

Schließlich wurde vor 20 Jahren der Leitdamm an dessen oberen Ende wasserbaulich geöffnet, sodass seither ein Seitenarm des Inns ein Binnendelta in der ehemaligen Bucht formt (Abb. 4). Die Öffnung, welche eine Redynamisierung zum Ziel hatte, beschleunigte die Verlandungsprozesse erst recht. Diese dauern bis heute an, befinden sich flächenmäßig jedoch bereits im Endstadium. Einige der für diese Arbeit wichtigsten ornithologischen Untersuchungen von Georg Erlinger zu den Rohrsängern in der Hagenauer Bucht datieren aus den frühen 1980er Jahren.

Aus dem digitalisierten, bisher unveröffentlichten Nachlass von Georg Erlinger geht hervor, dass die offene Wasserfläche seit 1981-1983 von 129,5 ha auf 45,2 ha (-65,1%) schrumpfte, die Auwaldfläche vergrößerte sich hingegen von 28,9 ha auf 92,6 ha (+320%). Die Verlandungszone – Lebensraum vieler Schilfvögel – wuchs von 16,5 ha auf 37,16 ha an (+225%) (s. a. Abb. 15).

2.1.2. Untersuchungsfläche 2: Kirchdorf Pumpwerk

Bei dieser Untersuchungsfläche handelt es sich um ein schmales Seitengewässer des Inn-Hauptabflusses, das sich zwischen Flusskilometer 40,0 und 42,3 erstreckt. Orographisch links ist das untersuchte Gewässer vom flussbegleitenden, mit altem Silberweiden-Auwald bewachsenen Leitdamm und rechts vom Hochwasserdamm begrenzt (Abb. 5). Seit der Erweiterung des Leitwerks zwischen 1982 und 1985 waren diese Bereiche, besonders während und nach größeren Hochwässern, starken Verlandungstendenzen und damit einhergehenden Verlusten der offenen Wasserfläche ausgesetzt.

Die Probefläche Kirchdorf Pumpwerk umfasst eine Gesamtfläche von 41,6 ha, wovon 18,1% (7,55 ha) auf offene Wasserflächen und 81,9% (34,05 ha) auf Landflächen entfallen. Die Landflächen wiederum sind auf 78,8% der Fläche von Auwald bewachsen, die restlichen 21,2% (7,21 ha) entfallen auf Verlandungszonen (Tab. 2, Abb. 5).

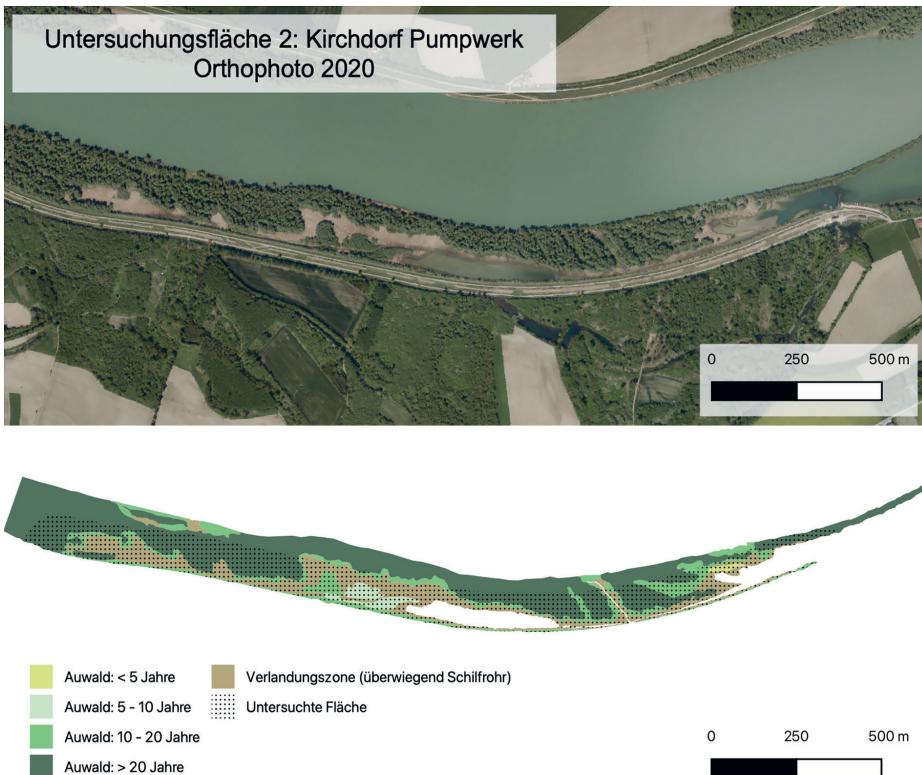


Abb. 5: Oben: Orthophoto des untersuchten Gewässerabschnitts Kirchdorf Pumpwerk, zwischen Flusskilometer 40,2 und 42,3, Stand 2020 (Land Oberösterreich 2021). Unten: Räumliche Verteilung der Lebensraumtypen und Altersklassen des Auwalds in der Probe-fläche 2. Punktierter Bereich kennzeichnet die tatsächlich untersuchten Flächen, die als Flächenreferenz für die Siedlungsdichte der Singvogelarten dient. Die absoluten und relativen Werte zur Flächenverteilungen der Lebensraumtypen in Tab. 2 korrespondieren mit dieser Abbildung.

Fig. 5: Top: Orthophoto of the studied river segment Kirchdorf Pumpwerk between river kilometer 40.2 and 42.3, in 2020 (Land Oberösterreich 2021). Bottom: Spatial distribution of habitat types and age classes of the alluvial forest in study site 2. Dotted areas indicate the areas actually studied, which serves as an area reference for the settlement density of the songbird species. Absolute and relative values for area distributions of habitat types in Tab. 2 correspond with this figure.

Tab. 2: Relative und absolute Flächenverteilung der verschiedenen Lebensraumtypen in der Untersuchungsfläche 2. Die Werte in den Klammern entsprechen den Anteilen, die tatsächlich untersucht wurden (punktierter Bereich in Abb. 5). Die absoluten Hektar-Werte der ersten Spalte wurden als Flächenreferenz zur Berechnung der Siedlungsdichte von Singvogelarten herangezogen.

Tab. 2: *Relative and absolute distribution of the different habitat types in study area 2. The values in parentheses correspond to the proportions that were actually investigated (dotted areas in Fig. 5). The absolute hectare values in the first column were used as an area reference to calculate the songbird species abundance.*

Kirchdorf Pumpwerk 2020	Fläche in ha (davon untersucht)	Anteil an Gesamtfläche (41,6 ha = 100%)	Anteil an gesamter Landfläche (34,05 ha = 100%)
Gesamtfläche (Land + Wasser)	41,6 (29,09)	100%	
Wasserflächen	7,55 (7,55)	18,1%	
Landflächen	34,05 (21,54)	81,9%	100%
Auwald	26,84 (14,7)	64,6%	78,8%
Verlandungszone	7,21 (6,84)	17,3%	21,2%
Auwald < 5 Jahre	0,14 (0,14)	0,3%	0,4%
Auwald 5 – 10 Jahre	0,79 (0,79)	1,9%	2,3%
Auwald 10 – 20 Jahre	5,80 (4,17)	14,0%	17,0%
Auwald > 20 Jahre	20,1 (9,6)	48,4%	59,1%

2.2. Methoden

2.2.1. Brutvogelkartierung

Grundlage von Untersuchungen zu Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung von Brutvögeln sind – um Vergleichbarkeit von Daten zu gewährleisten – standardisierte Methoden, die in SÜDBECK et al. (2005) definiert sind. Die Befunde der Kartierungen im Jahr 2020 basieren auf Erhebungen, welche nach diesen Angaben durchgeführt wurden.

Untersuchungsfläche 1: Hagenauer Bucht

Die Erhebung der Brutvögel in der Hagenauer Bucht wurde überwiegend mittels behördlich genehmigten, ufernahen Bootsbefahrungen von Karl Billinger und Florian Billinger durchgeführt. Kleine räumliche Erfassungslücken wurden mit landseitigen Begehungen gefüllt. Das dabei methodisch untersuchte Gebiet ist in Abb. 3 punktiert dargestellt. Insgesamt basieren die vorliegenden Daten auf 14 Exkursionen (12 Bootsbefahrungen, 2 Begehungstage) zwischen Anfang Juli 2019 und Ende Juni 2020. Insgesamt beläuft sich die Exkursionszeit in dieser Untersuchungsfläche auf 50 Stunden.

Untersuchungsfläche 2: Kirchdorf Pumpwerk

Die Kartierungen des Untersuchungsgebiets Kirchdorf Pumpwerk (Abb. 5) wurde im Jahr 2020 mittels Begehungen am Dammbegleitweg durchgeführt. Das vorliegende Datenmaterial basiert auf 6 Exkursionen, zwischen Anfang Mai und Ende Juni (Exkursionszeit 11,5 Stunden).

2.2.2. Lichtfänge

Die Erfassung der Chironomidenmengen erfolgte mittels einer am Frontzaun des Kraftwerks Ering-Frauenstein installierten Lichtfalle (Lage im Gebiet siehe Abb. 2). Aufgebaut ist die Falle aus UV-Lichtquelle, Metalltrichter und Fangbeutel. Während die von Prof. Dr. Josef H. Reichholz erhobenen Ergebnisse des Vergleichszeitraums 1987-1996 auf 231 Fangnächten zwischen März und Oktober basieren, kam es im aktuellen Untersuchungszeitraum zu 85 Auswertungen. Um bestmögliche Vergleichbarkeit mit den von Reichholz erhobenen Daten zu ermöglichen, wurde mit derselben Lichtfalle an exakt derselben Stelle erhoben. Außerdem wurde in den Jahren 2018, 2019 und 2020 – der Methodik des Vergleichszeitraums übereinstimmend – nur in jenen Nächten „geleuchtet“, welche aufgrund von Witterung und Großwetterlage eine hohe Flugaktivität der Wasserinsekten erwarten ließen (warme, feuchte, bewölkte und windstille Bedingungen). Die vorliegende Untersuchung zum Rückgang der Zuckmücken stellt damit eine Replikation des Versuchs dar und ermöglicht optimale Vergleichbarkeit der Ergebnisse.

3. Rückgang der Zuckmücken (Chironomidae) seit 1987-1996

Der Bodenschlamm der Stauteen am Unteren Inn ist Lebensraum einer Vielzahl wirbelloser Tierarten (BÖHLES 1969, SEIDL 1969, BILLINGER 2017, PATZNER et al. 2019, REIER et al. 2020), darunter die dominante Gruppe der Zuckmücken, welche sich als Larven und Puppen in den strömungsberuhigten Abschnitten entwickeln. Dort stellen sie die Hauptnahrung vieler Fische und Wasservögel dar (BAUER et al. 2012, HAUER 2021, REICHHOLF 2020). Aufgrund ihrer hohen relativen Häufigkeit innerhalb der Fluginsekten nehmen sie als Adulte eine überaus dominante Rolle in der Nahrung des opportunistischen Teichrohrsängers ein (SCHULZE-HAGEN 1993). Die Häufigkeitsentwicklung der Zuckmücken ist für die örtlichen Bestände des Teichrohrsängers deshalb von großer Bedeutung, weil das vermehrte Auftreten der Insekten zwischen April und August, mit Maxima zwischen Ende Mai und Mitte Juni (Abb. 6), genau in die Brutzeit und die für den Reproduktionserfolg noch wichtigere Fütterungsperiode der Jungen fällt (ERLINGER 1986b, BAUER et al. 2012).

3.1. Ergebnisse

Die zeitliche Verfügbarkeit der Chironomiden als Singvogel-Nahrung während der Vogelbrutsaison ist stark schwankend. Mengenmäßig schlüpfen im Jahresverlauf die meisten Zuckmücken zwischen April und August, wobei es besonders zwischen Ende Mai und Mitte Juni zum Massenschlupf kommt (Abb. 6).

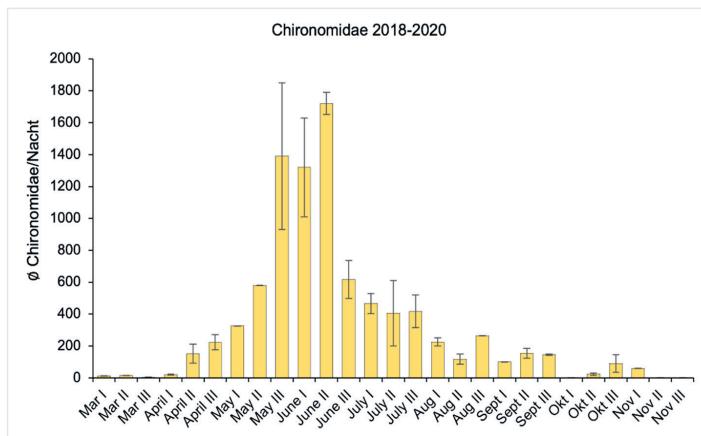


Abb. 6: Dekadenmittelwerte (und Standardfehler) der Zuckmücken-Emergenz am Kraftwerk Ering-Frauenstein aus 85 Fangnächten zwischen 2018 und 2020.

Fig. 6: Decade means (and standard errors) of Chironomidae emergence at the Ering-Frauenstein power plant from 85 trapping nights between 2018 and 2020.

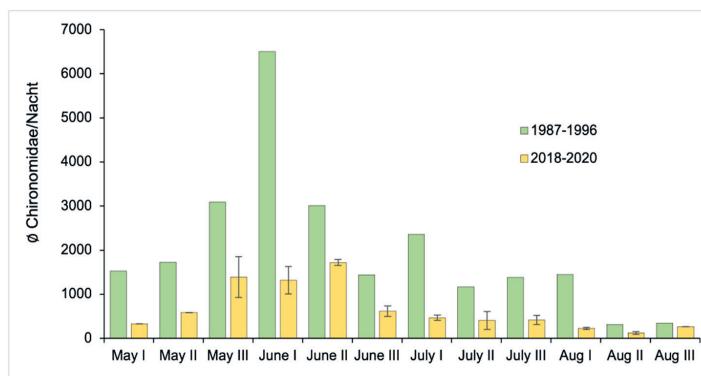


Abb. 7: Vergleich der Zuckmücken-Emergenz (Dekadenmittelwerte) zwischen den Zeiträumen 1987-1996 (231 Fangnächte, Josef H. Reichholz) und 2018-2020 (85 Fangnächte, Florian Billinger) inkl. Standardfehler. Durchschnittlich errechnet sich ein Rückgang um 64,7%.

Fig. 7: Comparison of Chironomidae emergence (decade means) between the periods 1987-1996 (231 trap nights, Josef H. Reichholz) and 2018-2020 (85 trap nights, Florian Billinger) including standard errors. On average, a decrease of 64.7% is calculated.

Zur Untersuchung der Häufigkeitsentwicklung der Zuckmücken wird nur die für den Teichrohrsänger relevante Zeit zwischen Anfang Mai und Ende August betrachtet. Die in Abb. 7 dargestellten Ergebnisse zeigen, nimmt man jetzt die Erfassung 1987-1996 als Referenz her, für den Zeitraum 2018-2020 einen Rückgang der Zuckmücken am Unteren Inn um durchschnittlich 64,7%.

3.2. Diskussion

Verringert sich verlandungsbedingt die offene Wasserfläche, schrumpft dadurch der verfügbare Lebensraum der Chironomidenlarven. Ein wesentlicher Grund für den Rückgang der Zuckmückenmengen am Unteren Inn seit 1987-1996 (Abb. 7) ist wohl auf diesen trivialen Zusammenhang zurückzuführen. Während die Chironomiden um 64,7% zurückgingen, nahm die offene Wasserfläche der Hagenauer Bucht, oberhalb des direkten Einzugsgebiets der Lichtfalle und stellvertretendes Beispiel für den Verlandungsprozess des Stauraums Ering-Frauenstein, seit 1981 um 65,1% ab.

Die Entwicklung von der eutrophen Klarwasserbucht zu einem vom kalten Inn geprägten, weniger produktiven Binnendelta, würde jedoch stärkere Bestandsrückgänge vermuten lassen, als sich aus dem Rückgang der Wasserfläche errechnen lässt. Verhindert hat dies wohl das Erstarken einer natürlichen Nährstoffquelle. Bis Mitte der 1970er Jahre war die hohe Produktivität des Bodenschlamms der Hagenauer Bucht auf Exkreme von pflanzenfressenden Wasservögeln und auf absterbende Pflanzenteile der aquatischen Makrophyten zurückzuführen (BILLINGER 2016). In Abwesenheit ökologisch relevanter Mengen an Makrophyten und Pflanzenfresser, verfügt das Gebiet heute über eine andere Quelle organischer Nährstoffe: Der produktive Silberweiden-Auwald, der sich seit 1981 von 28,87 ha auf heute 92,55 ha vergrößerte (+321%), wird schon bei fast jährlich feststellbaren, mittleren Hochwasserabflüssen weitestgehend geflutet (siehe oben). Dabei kommt es zum Eintrag von Laub, Ästen und anderen Pflanzenteilen ins Gewässersystem, welche letztlich den Bodenschlamm in Form von organischem Detritus mit Nährstoffen anreichert. Diese Nährstoffversorgung des Bodenschlamms durch hohe Sekundärproduktion des örtlichen Silberweidenauwaldes ist ganz im Sinne des Nährstoffkreislaufs eines Wildflusses und könnte in den letzten 30 Jahren noch drastischere Rückgänge der Zuckmücken (und vieler anderer Tiergruppen) am Unteren Inn verhindert haben.

4. Brutvögel: Habitatwahl, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der schilfbewohnenden Brutvögel behandelt. Die Bestandszahlen und Siedlungsdichten der in den beiden Untersuchungsflächen festgestellten Arten sind in Tab. 3 und Tab. 4 zusammengefasst, die Lage der Revierzentren in Abb. 8-12.

Tab. 3: Hagenauer Bucht: Bestand und Siedlungsdichte der schilfbewohnenden Brutvögel (außer Wasserralle *Rallus aquaticus* und Schwimmvögel).

Tab. 3: Hagenauer Bucht: Population and abundance of reed breeding birds (except Western Water Rail *Rallus aquaticus* and swimming birds).

Art	Bestand	Siedlungsdichte
Teichrohrsänger – Untersuchungsfläche	97–119 Rev.	49,2–60,4 Rev./10 ha Verlandungsz.
Teichrohrsänger – gesamtes Gebiet	138–169 Rev.	37,1–45,5 Rev./10 ha Verlandungsz.
Teichrohrsänger – bezogen auf Uferlänge		6,3–7,7 Rev./km Uferlänge (Schilf)
Kuckuck	9–10 „Rev.“	5,8 Rev./100 Teichrohrsänger-Rev.
Schilfrohrsänger – Untersuchungsfläche	6–9 Rev.	3,0–4,6 Rev./10 ha Verlandungsz.
Schilfrohrsänger – gesamtes Gebiet	8–13 Rev.	
Rohrschwirl – Untersuchungsfläche	6–13 Rev.	3,0–6,6 Rev./10 ha Verlandungsz.
Rohrschwirl – gesamtes Gebiet	8–18 Rev.	
Rohrweihe	1 Paar	0,26 Rev./10 ha Verlandungsz.
Sumpfrohrsänger – Untersuchungsfläche	2–19 Rev.	1,0–9,6 Rev./10 ha Verlandungsz.
Sumpfrohrsänger – gesamtes Gebiet	3–26 Rev.	
Feldschwirl - Untersuchungsfläche	2–11 Rev.	1,0–5,6 Rev./10 ha Verlandungsz.
Feldschwirl – gesamtes Gebiet	3–15 Rev.	
Rohrammer – Untersuchungsfläche	21–33 Rev.	10,7–16,7 Rev./10 ha Verlandungsz.
Rohrammer – gesamtes Gebiet	40–62 Rev.	
Blaukehlchen	2 Rev.	1,0 Terr./10 ha Verlandungsz.

Tab. 4: Kirchdorf Pumpwerk: Bestand und Siedlungsdichte der schilfbewohnenden Brutvögel (außer Wasserralle *Rallus aquaticus* und Schwimmvögel).

Tab. 4: Population and abundance of reed breeding birds (except Western Water Rail *Rallus aquaticus* and swimming birds).

Art	Bestand	Siedlungsdichte
Teichrohrsänger	36–49 Rev.	52,6–71,6 Rev./10 ha Verlandungsz.
Teichrohrsänger – bezogen auf Uferlänge		9,7–13,3 Rev./km Uferlänge (Schilf)
Kuckuck	8 „Rev.“	18,8 Rev./100 Teichrohrsänger-Rev.
Drosselrohrsänger	4–7 Rev.	5,8–10,2 Rev./10 ha Verlandungsz.
Rohrschwirl	1–2 Rev.	1,5–2,9 Rev./10 ha Verlandungsz.
Zwergdommel	1 Rev.	1,5 Rev./10 ha Verlandungsz.
Rohrweihe	1 Paar	1,38 Rev./10 ha Verlandungsz.
Sumpfrohrsänger	1–6 Rev.	1,5–8,8 Rev./10 ha Verlandungsz.
Feldschwirl	0–1 Rev.	0–1,46 Rev./10 ha Verlandungsz.
Rohrammer	2–5 Rev.	2,9–7,3 Rev./10 ha Verlandungsz.

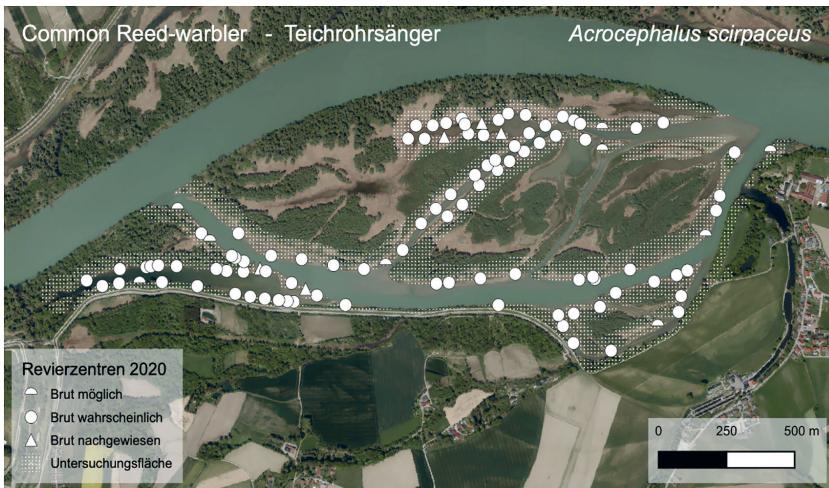


Abb. 8: Revierzentren des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) in der untersuchten Fläche (weiß punktiert) der Hagenauer Bucht am Unteren Inn. Dargestellt ist die Minimalvariante (Erklärung siehe Text).

Fig. 8: Territory centers of the Common Reed-warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) in the investigated area (white dotted) of the Hagenauer Bucht at the lower Inn River. Shown is the minimum variant (explanation see text).

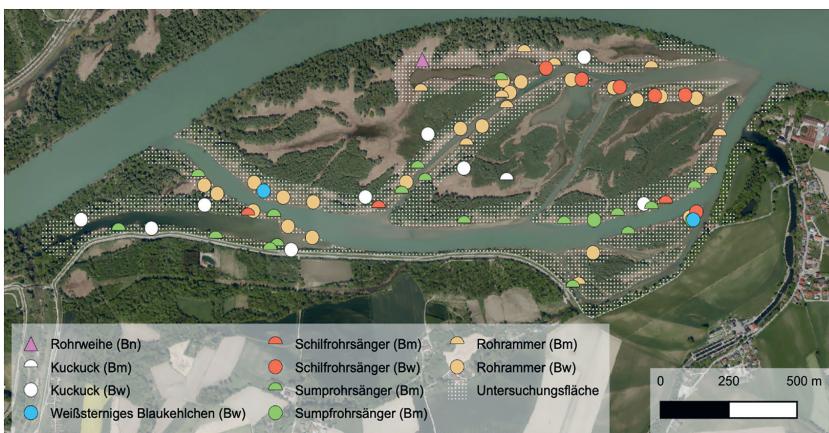


Abb. 9: Revierzentren von Kuckuck (*Cuculus canorus*), Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*), Rohrweihe (*Circus aeruginosus*), Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*), Weißsterniges Blauehrlchen (*Luscinia svecica* ssp. *cyanecula*) und Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*) in der untersuchten Fläche der Hagenauer Bucht (weiß punktiert) im Jahr 2020. Bm = Brut möglich, Bw = Brut wahrscheinlich, Bn = Brut nachgewiesen.

Fig. 9: Territory centers of Bluethroat (*Luscinia svecica* ssp. *cyanecula*), Cuckoo (*Cuculus canorus*), Reed Bunting (*Emberiza schoeniclus*), Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*), Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) and Marsh Warbler (*Acrocephalus palustris*) detected in the surveyed area of the Hagenauer Bucht (white dotted) in 2020. Bm = brood possible, Bw = brood probable, Bn = brood proven.

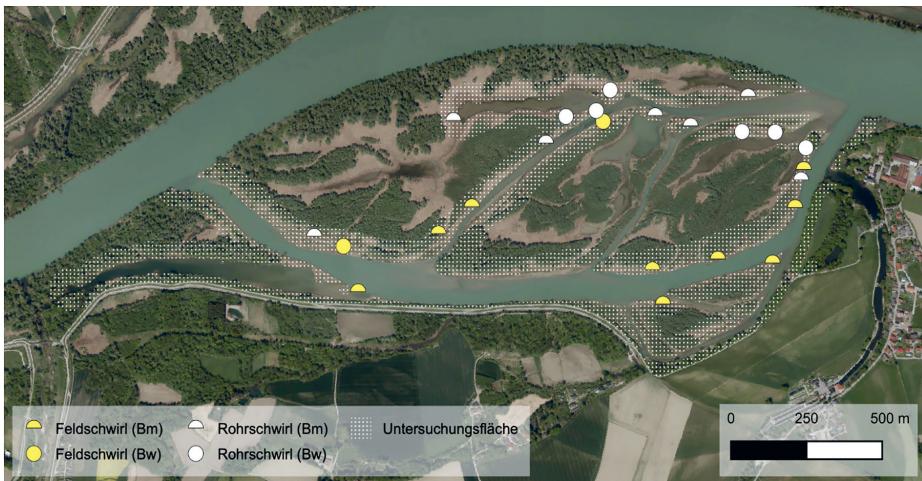


Abb. 10: Revierzentren von Feldschwirl (*Locustella naevia*) und Rohrschwirl (*Locustella luscinoides*) in der untersuchten Fläche der Hagenauer Bucht (weiß punktiert) im Jahr 2020. Bm = Brut möglich, Bw = Brut wahrscheinlich, Bn = Brut nachgewiesen.

Fig. 10: Territory centers of Common Grasshopper-warbler (*Locustella naevia*) and Savi's Warbler (*Locustella luscinoides*) detected in the surveyed area of the Hagenauer Bucht (white dotted) in 2020. Bm = brood possible, Bw = brood probable, Bn = brood proven.



Abb. 11: Revierzentren des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) in der untersuchten Fläche (weiß punktiert) in der Untersuchungsfläche 2: Kirchdorf Pumpwerk Unterer Inn. Dargestellt ist die Minimalvariante (Erklärung siehe Text).

Fig. 11: Territory centers of the Common Reed-warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) in the investigated area (white dotted) of study site 2: Kirchdorf Pumpwerk at the lower Inn River. Shown is the minimum variant (explanation see text).

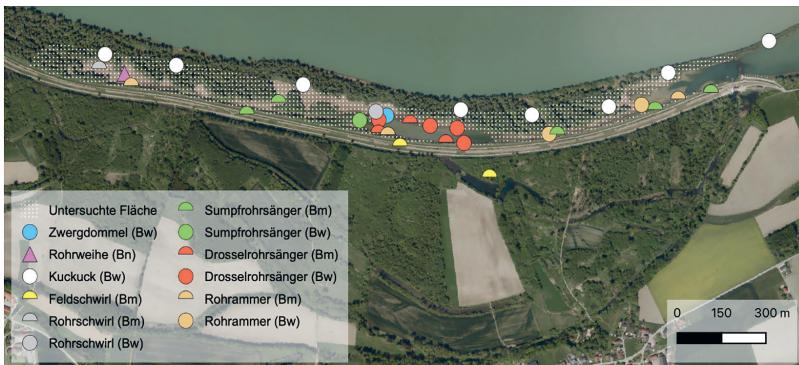


Abb. 12: Revierzentren von Kuckuck (*Cuculus canorus*), Zwerghommel (*Ixobrychus minutus*), Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*), Rohrweihe (*Circus aeruginosus*), Rohrschwirl (*Locustella luscinoides*), Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*), Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*) und Feldschwirl (*Locustella naevia*) in der untersuchten Fläche (weiß punktiert) in Kirchdorf Pumpwerk im Jahr 2020. Bm = Brut möglich, Bw = Brut wahrscheinlich, Bn = Brut nachgewiesen.

Fig. 12: Territory centers of Cuckoo (*Cuculus canorus*), Common Little Bittern (*Ixobrychus minutus*), Great Reed-warbler (*Acrocephalus arundinaceus*), Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*), Savi's Warbler (*Locustella luscinoides*), Reed Bunting (*Emberiza schoeniclus*), Marsh Warbler (*Acrocephalus palustris*) and Common Grasshopper-warbler (*Locustella naevia*) detected in the surveyed area (white dotted) Kirchdorf Pumpwerk in 2020. Bm = brood possible, Bw = brood probable, Bn = brood proven.

4.1. Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus*

4.1.1. Ergebnisse

Bei lokal häufigen Arten ist eine unterschiedliche Interpretation der Tageskarten für die Bildung der „Papierreviere“ möglich, daher wurde beim Abgrenzen der Brutreviere vom Teichrohrsänger eine Minimalvariante sowie eine Maximalvariante der Auswertungsmethodik nach SÜDBECK et al. (2005) angewandt. In der Datenauswertung fasst die Minimalvariante Reviere eher zusammen, die Maximalvariante spaltet sie im Zweifelsfall auf.

Bestandsgröße und Siedlungsdichte

Untersuchungsfläche 1: Hagenauer Bucht

Die Minimalvariante ergab in der untersuchten Fläche der Hagenauer Bucht (punktierter Flächen in Abb. 3) einen Bestand von 97–106 Reviere (49,2–53,8 Rev./10 ha Verlandungszone) im ufernahen Bereich. Der Gesamtbestand in der Hagenauer Bucht liegt hochgerechnet und unter Berücksichtigung geringerer Abundanzen im landseitigen Schilf bei minimal 138–151 Revieren (37,1–40,6 Rev./10 ha). Auf die Uferlänge potentiellen Lebensraums bezogen beträgt die Reviererdichte 6,3–6,9 Rev./km Schilf-Ufer.

Die Anwendung der Maximalvariante ergibt einen Brutbestand von 110–119 Revieren in der Untersuchungsfläche (55,8–60,4 Rev./10 ha Verlandungszone, 7,1–7,7 Rev./km Schilf-Ufer). Hochgerechnet auf das gesamte Areal ergibt sich ein Bestand von 157–169 Revieren und eine Siedlungsdichte von 42,2–45,5 Rev./10 ha Verlandungszone in der Maximalvariante.

Unter Berücksichtigung beider Bewertungsvarianten wird der **Brutbestand des Teichrohrsängers in der Hagenauer Bucht für das Untersuchungsjahr 2020 mit 138–169 Revieren** angegeben. Die Siedlungsdichte in der wasserseitigen Untersuchungsfläche beträgt 49,2–60,4 Rev./10 ha, unter Berücksichtigung der weiter landseitig gelegenen Bereiche der Verlandungszone beträgt sie 37,1–45,5 Rev./10 ha. Die Uferlängenabundanz beträgt 6,3–7,7 Reviere pro Schilfkilometer.



Abb. 13: Verlandungszone in der Hagenauer Bucht Ende Juni 2020 (Foto: C. Doms). Der Bildausschnitt zeigt Lebensraum von Teich-, Sumpf- und Schilfrohrsänger, Rohr- und Feldschwirl, Rohrammer sowie Rohrweihe und Kuckuck.

Fig. 13: Siltation zone in the Hagenauer Bucht at the end of June 2020. The photo shows habitat of Common Reed-warbler, Marsh Warbler, Sedge Warbler, Reed Bunting as well as Marsh Harrier and Cuckoo.

Untersuchungsfläche 2: Kirchdorf Pumpwerk

Wie in der Hagenauer Bucht wurde auch in Kirchdorf die Dateninterpretation sowohl als Minimal- als auch als Maximalvariante durchgeführt, die angegebenen Spannen berücksichtigen beide Varianten. Der Gesamtbestand des Teichrohrsängers betrug im Jahr 2020 36–49 Reviere mit einer Siedlungsdichte von 52,6–71,6 Rev./10 ha Verlandungszone und 9,7–13,3 Rev./km Schilfufer.

Habitatwahl

Annähernd alle Schilfflächen geeigneter Habitatqualität waren vom Teichrohrsänger besiedelt, aus keiner anderen Vegetation wurde reviermarkierender Gesang dokumentiert. In der Hagenauer Bucht zeigte sich eine deutliche Bevorzugung der ufernahen Schilfbestände gegenüber den ebenso besiedelten, weiter landseitig gelegenen Bereichen. Letztere gehen hier in Rohrglanzgrasbestände, Hochstaudenfluren (Brennnessel, Goldrute) und Weidengestrüpp über (Abb. 13). Den Lebensraum des Schilfrohrsängers, die wasserseitigen Verzahnungsberichen von Silberweidengebüsch, Schilfrohr, Binsengruppen und annueller Pioniervegetation (Abb. 17), besiedelt der Teichrohrsänger nicht. Dadurch ergibt sich eine regionale Verbreitungslücke im Vorkommenszentrum des Schilfrohrsängers im Nordosten der Hagenauer Bucht.

Geflutete Schilfbestände befinden sich auf niedrigerem Höhenniveau als jene, die auf trockenem Grund stehen. Die Höhenverteilung der singenden Teichrohrsänger-Männchen innerhalb der untersuchten Fläche (Ufergürtel mit ca. 60m Breite) zeigt, dass sich auf der schon bei niedrigem Abfluss (NQ: $250\text{m}^3/\text{s}$) gefluteten Fläche (23,6% der untersuchten Verlandungszone) 25% der Gesangsfeststellungen befanden. Auf die bei mittlerem Abfluss (MQ: $734\text{ m}^3/\text{s}$) geflutete Vegetation (32,8%) entfallen 38,6% aller Gesangsfeststellungen. Auf den 76,8% der Verlandungszone, die bei MHQ ($2750\text{ m}^3/\text{s}$) unter Wasser stehen, wurden 84,6% der singenden Männchen festgestellt. Während der Teichrohrsänger wasserseitige Schilfbestände gegenüber landseitig gelegenen Flächen vorzieht, leitet sich aus diesen Ergebnissen innerhalb der wasserseitigen Schilfflächen keine signifikante Bevorzugung tatsächlich gefluteter Schilfstandorte ab.

Brutsaison 2020: Durchschnittsjahr oder Ausreißer?

Würde der Bestand der Brutsaison 2020 stark von Vorjahresbeständen abweichen, hätte dessen Vergleich mit Daten aus den 1980er Jahren nur begrenzte Aussagekraft. Daher wurden von Prof. Dr. Josef H. Reichholz die von ihm erhobenen Daten der letzten 10 Jahre ausgewertet. Abb. 14 zeigt die jährlichen Bestandszahlen (max. singende Männchen im Mai und Juni) definierter Uferabschnitte am Inn an 4 Standorten zwischen Neuötting und unterer Salzachmündung. Daraus geht hervor, dass die Anzahl singender Männchen sowohl zwischen den Gebieten als auch jährlich grundsätzlich stark variieren kann. In den Gebieten „Innlagunen Neuötting“, „Altwasser Innaue“ und „Schilf ohne Wasser“ mit suboptimalen bis schlechten Lebensraumbedingungen schwanken die Bestände erheblich bzw. kommt es nicht alljährlich zu Brutansiedlungen. Der Maximalbestand von 10 singenden Männchen im Gebiet „Untere Salzachmündung“ konnte neben 2018 und 2019 auch im Untersuchungsjahr 2020 registriert werden. Dass es sich dabei um fest besetzte Brutreviere gehandelt hat, bestätigte die Nestersuche im jeweils darauffolgenden Winter mit den gleichen Anzahlen. In diesen Untersuchungsgebieten finden sich (inzwischen) Lebensraumbedingungen, die jenen der beiden Untersuchungsflächen in der Hagenauer Bucht und in Kirchdorf entsprechen.

Während die Bestände in suboptimalen und pessimalen Habitaten starken jährlichen Schwankungen unterliegen, kann bei guten oder optimalen Lebensraumbedingungen im Jahr 2020 von Bestandszahlen ausgegangen werden, die im Mittel der letzten 3 Jahre liegen.

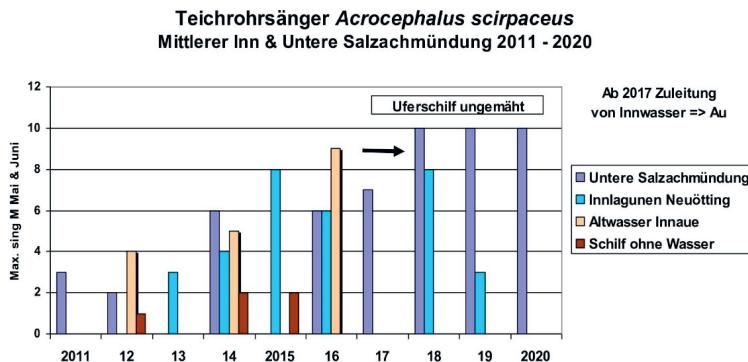


Abb. 14: Bestandszahlen (maximal singende Männchen im Mai & Juni) des Teichrohrsängers (*A. scirpaceus*) an 4 Standorten am mittleren Inn und der Salzachmündung zwischen 2011 und 2020 (Daten: Josef H. Reichholf).

Fig. 14: Population size (maximum number of singing males in May & June) of the Common Reed-warbler (*A. scirpaceus*) at 4 sites along the middle Inn River and the Salzach-Inn estuary between 2011 and 2020 (Data: Josef H. Reichholf).

4.1.2. Diskussion

Der oberösterreichische Gesamtbrutbestand des Teichrohrsängers wird auf 500–700 Paare geschätzt (SCHUSTER 2020b). Wesentliches Ziel der vorliegenden Arbeit war es, zu ermitteln, wie sich die Bestände des Teichrohrsängers am Unteren Inn seit den frühen 1980er Jahren entwickelten und inwiefern diese Bestandsdynamik mit der Entwicklung des Lebensraums sowie der örtlichen Nahrungsressource zusammenhängt.

Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen

Sowohl die flächenbezogene Siedlungsdichte als auch jene, die sich auf die Uferlänge bezieht, unterscheidet sich stark zwischen den beiden Untersuchungsflächen. Die Bestandsdichte in Kirchdorf übertrifft jene in der Hagenauer Bucht um 33,5%, die Uferlängenabundanz um 39,1%. Gründe dafür dürften im unterschiedlichen ökomorphologischen Aufbau sowie der erheblich differenten Größe der Untersuchungsflächen liegen. Obwohl die Hagenauer Bucht als solche grundsätzlich als Optimalhabitat für den Teichrohrsänger bezeichnet werden kann, sorgt allein die Größe der Hagenauer Bucht von rund 175 Hektar dafür,

dass mancherorts auch semi-optimale Lebensraumverhältnisse vorherrschen und diese folgend auch in die Berechnung von Siedlungsdichteangaben einfließen. In Kirchdorf hingegen herrschen auf der deutlich kleineren Fläche von rund 42 Hektar homogene, für den Teichrohrsänger optimale Lebensraumbedingungen vor.

Großflächige Untersuchungen liefern stets niedrigere Siedlungsdichten als kleinräumige, hochgerechnete Kartierungen. Ein direkter, negativer Zusammenhang zwischen festgestellter Siedlungsdichte und Größe der untersuchten Schilffläche wurde mehrfach festgestellt (DYRCZ 1981, SCHULZE-HAGEN 1993).

Einnischung

Der Teichrohrsänger ist eine Vogelart des Röhrichts mit einer derart engen Bindung an ein Habitat, wie es nur wenige andere Arten zeigen (SCHULZE-HAGEN 1993). Der Lebensraum des Teichrohrsängers ist gekennzeichnet durch eine sehr hohe Dichte, meist aus Schilf (*Phragmites australis*) bestehender, vertikaler Strukturelemente (LEISLER 1981). Der Abstand zwischen den Halmen beträgt optimalerweise weniger als 12 cm (MAGERL 1984, MEIER-PEITHMANN 1985). Nach SCHULZE-HAGEN (1993) kommen zudem noch anderen Faktoren wie Deckungsgrad (> 70–80%, JUNG 1967), Pflanzenhöhe (> 80 cm, MAGERL 1984), Halmdicke (5–6 mm, DYRCZ 1981) oder Wasserstand Bedeutung in der Habitatcharakterisierung zu.

Die Bestandsdichte in Schilfröhrichten auf nassem Grund übertrifft jene auf trockenen Standorten (LEISLER 1975, 1981, 1986) um das drei- bis sechsfache (CATCHPOLE 1974, BIBBY & THOMAS 1985). Die bevorzugten Neststandorte befinden sich über flachem Wasser mit einer durchschnittlichen Tiefe von 20 cm und maximal 70 cm (WESTPHAL 1980, DYRCZ 1981, HUND & MÖRIKE 1993). Kleinflächige Bestände und schmale Schilfgürtel werden deutlich dichter besiedelt als große zusammenhängende Röhrichte, insbesondere deren Zentren (DYRCZ 1981, ÖLSCHLEGEL 1981, MILSOM 1982, HUND & MÖRIKE 1993, s. a. BAUER et al. 1993).

Die Verschneidung von Abflussdaten mit den punktgenau verorteten Teichrohrsänger-Gesangsfeststellungen (siehe Kapitel „Habitatwahl“), zeigt, ob die Bevorzugung der Schilfränder auf der Bevorzugung gefluteter Schilfbestände basiert oder ob der wesentliche Parameter die Randstruktur an sich ist. Daraus geht hervor, dass überschwemmte Schilfstandorte im Vergleich mit trockenliegenden nicht überproportional dicht besiedelt waren. Erfüllen randlich gelegene, aber zur Brutzeit trockenliegende Schilfbestände die Habitatansforderungen des Teichrohrsängers, scheinen sie ebenso häufig vom Teichrohrsänger besiedelt zu sein wie geflutete Schilfstandorte. Die Bevorzugung wasserseitig gelegener Randbereiche ist offensichtlich nicht oder nur eingeschränkt durch eine Affinität für geflutete Schilfbestände an sich erklärbar.

Bestandsrückgang

Aus den Jahren 1981 und 1983 liegen sowohl die Neststandorte aller Teichrohrsänger als auch vegetationskundliches Kartenmaterial der Hagenauer Bucht vor, woraus die Siedlungsdichte dieser beiden Untersuchungsjahre errechnet werden konnte. Demnach fand ERLINGER (Nachlass, unpubl.) in der Hagenauer Bucht auf 16,5 ha Verlandungszone 162 (1981) bzw. 216 (1983) Nester, was im Jahr 1981 98,2 Rev./10 ha, bzw. 131,0 Rev./10 ha im Jahr 1983, durchschnittlich 114,6 Rev./10 ha entsprach. Mit der Siedlungsdichte der frühen 1980er Jahre wäre bei gegenwärtigem Lebensraumangebot (37,2 ha) im Jahr 2020 ein Brutbestand von 371,4 Reviere festgestellt worden (unter Berücksichtigung der Bevorzugung der wasserseitigen Randbereiche). Tatsächlich liegt der aktuelle Brutbestand des Teichrohrsängers in der Hagenauer Bucht bei nur 138–169 Revieren. Daraus errechnet sich ein **Rückgang der Siedlungsdichte des Teichrohrsängers seit 1981/83 um 54,5–62,8%**, ersichtlich in Abb. 15.

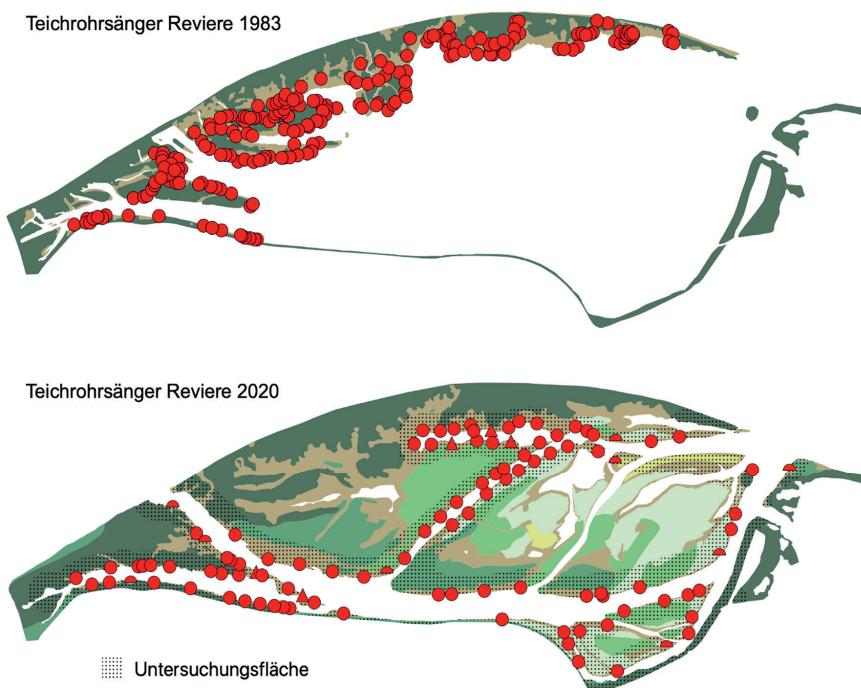


Abb. 15: Vergleichende Darstellung der Verbreitung des Teichrohrsängers in der Hagenauer Bucht im Jahr 1983 (Neststandorte digitalisiert aus unveröffentlichtem Nachlass Georg Erlinger) und im Jahr 2020 (Revierkartierung in gepunkteter Fläche).

Fig. 15: Comparative presentation of the distribution of the Common Reed-warbler in the Hagenauer Bucht in 1983 (nest locations digitalized from unpublished estate of Georg Erlinger) and in 2020 (territory mapping in dotted area).

Die Anzahl der Reviere pro km Uferlänge potentiellen Habitats betrug in den frühen 1980er Jahren 16,6 (1981) bzw. 22,1 (1983) Rev./km Ufer (\varnothing 19,4 Rev./km). Hier errechnet sich ein **Rückgang von 60,2–67,6%**.

Valide Aussagen über Bestandsentwicklungen beruhen im Idealfall auf mehrjährigen Erhebungen, um jährliche Schwankungen, statistisch ausgleichen zu können (s. a. BANDORF & LAUBENDER 1982, PALMGREN 1987, RANFTL 1993). Daten aus den Jahren 2011 bis 2020 von vier unterschiedlichen Standorten am Inn zeigen, dass die Bestandszahlen des Jahres 2020 in Lebensräumen guter Habitatqualität keine Ausreißer darstellen, sondern vielmehr die gegenwärtigen Verhältnisse repräsentativ abbilden dürften (Abb. 14).

Auf Basis dieser Ergebnisse können nun mögliche Gründe für den Bestandsrückgang in den letzten vier Jahrzehnten diskutiert werden. Zunächst gilt es zu klären, inwiefern diese Entwicklung das Abbild eines überregionalen, vielleicht europaweiten Trends sein könnte.

Europaweite Bestandstrends

Im Vergleich mit europaweiter Literatur ergibt sich in Bezug auf die Bestandsentwicklung des Teichrohrsängers ein überaus heterogenes Bild. Für die Schweiz wird im Zeitraum 1975–2003 von positiven Bestandsentwicklungen berichtet (WEGGLER et al. 2004, WEGGLER 2005), ebenso nahm der Brutbestand im Eggstätter Seengebiet, im Westen des Chiemsees, zwischen 1959 und 1968 und 1997–2008 zu (RUDOLPH & NITSCHE 2008). Der Brutbestand am Chiemsee scheint in trockenen Jahren stark unter suboptimalen Lebensraumbedingungen zu leiden (WEIß 2018). Stagnierende Bestandszahlen sind für Schleswig-Holstein (1950–2000) (BERNDT 2007) und den Bodensee (1980–2010) (BAUER et al. 2019) beschrieben. Starke Abnahmen (-3% pro Jahr) waren in Ostdeutschland, im Zeitraum 1998–2009 (Fang-Wiederfang, n=15.094), zu verzeichnen (MEISTER & KÖPPEN 2010). Im Europäischen Brutvogelatlas wird beschrieben, dass die gesamteuropäische Population des Teichrohrsängers gegenwärtig einem stabilen Trend unterliegt, wobei negative Bestandstrends in Frankreich, Italien und Ungarn positiven Entwicklungen in Schweden, Ukraine, Niederlande und Nord-Großbritannien gegenüberstehen (KELLER et al. 2020). Zusammenfassend lässt sich damit festhalten, dass sich die Brutpopulationen des Teichrohrsängers in Europa in den letzten Jahrzehnten unterschiedlich stark entwickelten und sich kein einheitlicher Trend erkennen lässt.

MEISTER & KÖPPEN (2010) stellten im 12-jährigen Beringungs- bzw. Fang-Wiederfang-Projekts einen deutlichen Zusammenhang zwischen Bestandstrend (=Adult-Fangzahlen) und Bruterfolg (=Jungvogelanteil) fest. Bei gleichzeitig nachgewiesener, annähernd konstant gebliebener Überlebensrate lässt sich daraus schließen, dass „*für die Entwicklung der Brutbestände des Teichrohrsängers die Bedingungen im Brutgebiet entscheidend sind. Die Überlebenswahrscheinlichkeit*

lichkeit von einem Jahr zum nächsten dürfte dagegen nur untergeordnete populationsdynamische Effekte zeigen.“ Demnach stellten die Autoren signifikante, negative Bestandstrends fest, obwohl die Überlebenswahrscheinlichkeit (Mortalität am Zug und im Winterquartier) über die gesamte Untersuchungsperiode annähernd konstant blieb.

Entsprechend dieser Darstellungen ist gegenwärtig und in den letzten Jahrzehnten nicht von überregionalen Effekten mit bedeutenden Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung des Teichrohrsängers am Unteren Inn auszugehen. Vielmehr dürften regionale Veränderungen im Brutgebiet für den Rückgang verantwortlich sein.

Entwicklung des Lebensraums

Wie bereits erwähnt, ist davon auszugehen, dass für die Bestandsentwicklung beim Teichrohrsänger die Bedingungen im Brutgebiet entscheidend sind (MEISTER & KÖPPE 2010). Neben dem Faktor Nahrungsangebot muss diesbezüglich vor allem Aufbau, Qualität und Eignung der Schilfbestände als eigentliche Brutstätten und Neststandorte betrachtet werden. In den frühen 1980er Jahren war die Hagenauer Bucht ein eutrophes, stilles Gewässer, das bei normalen Abflussbedingungen ökologisch vom Inn-Hauptabfluss abgetrennt war. Heute ist die ehemalige Bucht durchflossen und charakterisiert durch Inseln, Anlandungen und Flachwasserzonen. Sowohl die Uferstruktur als auch der Schilfkörper sind heute im Aufbau heterogener. In Anbetracht der Gesamtfläche ist von einer leicht negativen, schwer quantifizierbaren Entwicklungstendenz der Habitatqualität mit potentiell negativem Einfluss auf die Siedlungsdichte des Teichrohrsängers auszugehen.

Rückgang der Nahrungsressource (Zuckmücken, Chironomidae)

Seit den von J.H. Reichholz im Zeitraum zwischen 1987 und 1996 durchgeführten Erhebungen ist am Unteren von einem drastischen Rückgang der Zuckmücken-Häufigkeit von 64,7% Inn auszugehen. Ob diese Rückgänge für den Teichrohrsänger von ökologischer Bedeutung sind, hängt maßgeblich von der Nahrungswahl und genauer von der an die Jungen verfüterten Beute ab.

Nahrungsökologische Studien, die auf statistisch ausreichenden Stichprobengrößen basieren, zeichnen ein klares Bild zur brutzeitlichen Nahrungsökologie des Teichrohrsängers. Es handelt sich demnach um eine Art, die sich in ihrer Nahrungswahl grundsätzlich opportunistisch verhält und die jeweiligen Häufigkeitsverhältnissen der Nahrung entsprechend widerspiegelt. Kleine Fluginsekten der Familie der Dipteren (insbesondere Zuckmücken und Schwebfliegen) stellen die Hauptnahrungsquelle, sowohl der Adulten als auch der Jungvögel, dar (GRIM & HONZA 1996, DYRCZ 1979, BIBBY & THOMAS 1985, SCHULZE-HAGEN 1993).

Demnach ist davon auszugehen, dass Bestandsschwankungen kleiner Fluginsekten mit hoher relativer Häufigkeit – und das ist am Unteren Inn die Familie der Zuckmücken – die Brutbiologie und vor allem den Bruterfolg des Teichrohrsängers beeinflussen.

Schlussfolgerung

Der Rückgang der Zuckmücken als Nahrungsressource und die sich leicht verschlechternde Lebensraumqualität sind wesentliche Faktoren, die den Rückgang der Bestandsdichte des Teichrohrsängers am Unteren Inn in den letzten 40 Jahren beeinflusst haben. In Anbetracht der nahrungsökologischen Erkenntnisse und der ausgeprägten Dominanz der Zuckmücken in den Ergebnissen der Lichtfallen-Untersuchungen, insbesondere in den Sommermonaten, ist davon auszugehen, dass die Brutpopulation des Teichrohrsängers am Unteren Inn zu einem großen Teil auf Chironomiden (Zuckmücken) als Nahrungsressource zurückgreift. **Der Einbruch der Zuckmücken-Mengen um 64,7% seit 1987-1996 und der Bestandsrückgang des Teichrohrsängers seit den frühen 1980er Jahren um mind. 54,5–62,8% im selben Gebiet dürften demnach in engem Zusammenhang stehen. Die Mengenveränderungen entsprechen einander für Freilandverhältnisse recht gut.**

4.2. Kuckuck *Cuculus canorus*

4.2.1. Ergebnisse

Mittels punktgenauer, simultaner Verortung der frühmorgendlichen Rufstandorte der Männchen wurde in der Hagenauer Bucht im Jahr 2020 ein Brutbestand des Kuckucks von 9–10 „Revieren“ dokumentiert, in der Untersuchungsfläche 2 (Kirchdorf Pumpwerk) 8 „Reviere“ (Abb. 9, Abb. 12). Aus den umliegenden ausgedämmten Auwäldern rufende Männchen sind dieser Ergebnisdarstellung, die nur die Untersuchungsflächen innerhalb des Stauraums betreffen, ausgegliedert.

Weil der Kuckuck als Brutparasit stark von Vorkommen des Teichrohrsängers abhängig ist, galt den ökologischen Wechselbeziehungen dieser beiden Arten besondere Aufmerksamkeit. Ermittelt wurde die durchschnittliche Entfernung der Revierzentren des Teichrohrsängers zum nächstgelegenen Baum, der potenziell als Ansitzwarte für den Kuckuck in Frage kommt. Es errechnet sich in der Hagenauer Bucht eine durchschnittliche Entfernung von 23,0 Meter zwischen Teichrohrsänger-Revierzentrum und nächstgelegenem Baum, in Kirchdorf 9,4 Meter. Aus den Revierzahlen von Kuckuck und Teichrohrsänger errechnet sich, dass pro 100 Brutrevieren des Teichrohrsängers in der Hagenauer Bucht 5,8 Gesangsreviere des Kuckuck besetzt waren, in Kirchdorf mit 18,8 bedeutend mehr (Abb. 16). Hier wird sicher auch der angrenzende Auwald mit den Altwässern genutzt.

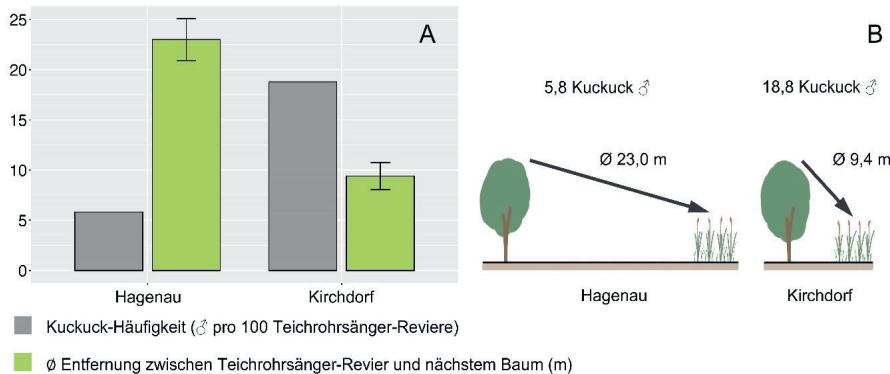


Abb. 16: Zusammenhang zwischen Kuckuck-Häufigkeit („Reviere“/100 Teichrohrsänger-Reviere) und durchschnittlicher Distanz zwischen Sitzwarten und Teichrohrsänger-Revierzentren. Bei großer Distanz in Hagenau liegt die Häufigkeit des Kuckucks weit unter dem Wert in Kirchdorf, wo Sitzwarten und Revierzentren nah beieinander liegen.

Fig. 16: Correlation between Cuckoo abundance ("territories"/100 Reed-warbler territories) and mean distance between spy trees of the Cuckoo and Common Reed-warbler territory centers. If the distance in Hagenau is long, the frequency of the Cuckoo is far below the value in Kirchdorf, where spy trees and territory centers are close to each other.

4.2.2. Diskussion

Der Teichrohrsänger ist jener Wirtsvogel des Kuckucks, der mit Abstand – und das gilt nach ERLINGER (1984) auch für den Unteren Inn – die höchsten Parasitierungsrationen unter den Singvogelarten der Verlandungszonen von Gewässern aufweist (SCHULZE-HAGEN 1993). Der Kuckuck hat beim Teichrohrsänger unter allen Wirtsvogelarten den höchsten Bruterfolg (31–34%, BROOKE & DAVIES 1987), weil in 80% der Fälle das fremde Ei akzeptiert und ausgebrütet wird (SCHULZE-HAGEN 1993).

Für den Parasitierungs- und damit Reproduktionserfolg des Kuckucks ist die Distanz zwischen Ansitzwarten (Baumbestände > 10 Jahre) des Kuckucks und den Revierzentren des Teichrohrsängers, die hier als wahrscheinlicher Neststandort angenommen werden, von maßgeblicher Bedeutung. Wie Abb. 16 zeigt, gibt es tatsächlich einen Zusammenhang zwischen der Bestandsdichte des Kuckucks (gemessen in „Revieren“ pro 100 Teichrohrsängerreviere) und dem durchschnittlichen Abstand zwischen Teichrohrsängerrevier und der nächsten Ansitzwarte. Offensichtlich erhöht die räumliche Nähe der Ansitzwarten und Revierzentren in Kirchdorf die Reproduktionswahrscheinlichkeit im Vergleich mit der Hagenauer Bucht. SCHULZE-HAGEN (1993) berichtet ebenso davon, dass Parasitierung und Gelegeraub dort am höchsten sind, wo Röhricht kleinflächig vorkommt und mit Gehölzen durchsetzt ist, in großflächigen Röhrichten ohne geeigneten Ansitzwarten scheint die Parasitierung hingegen nur unwesentlich.

ERLINGER (1984) notierte dabei für alle **erfolgreich parasitierten Teichrohrsänger-Nester** in der Hagenauer Bucht den Abstand zum nächsten Baum, der als Ansitzwarte in Frage kommt. Durchschnittlich errechnet sich hier eine Distanz von 8,6 Meter bei einem Parasitierungsgrad von 3,6% (Anteil der Nester mit Kuckucksei). Die durchschnittliche Distanz von 9,4 Meter zwischen allen Teichrohrsänger-Revierzentren (**parasitierte und nicht parasitierte Nester**) und Ansitzwarten in Kirchdorf im Jahr 2020 lässt eine ungleich höhere Parasitierungsrate wie die von ERLINGER (1984) ermittelten 3,6% annehmen.

Die vorliegenden Daten zeigen, dass die Habitatstruktur und dabei vor allem die Breite des uferbegleitenden Schilfgürtels sowie die Nähe der angrenzenden Bäume maßgeblich die Siedlungsdichte des Kuckucks und damit die Parasitierungswahrscheinlichkeit beim Teichrohrsänger beeinflusst. Mit fortschreitender Auwaldentwicklung in der Hagenauer Bucht werden sich die räumlichen Abstände zwischen Kuckuck und Teichrohrsänger verringern, wovon der Kuckuck stärker profitieren wird und sich in seiner Abundanz an die Verhältnisse in Kirchdorf annähern wird können.

4.3. Schilfrohrsänger *Acrocephalus schoenobaenus*

4.3.1. Ergebnisse

Der in Kirchdorf nicht als Brutvogel nachgewiesene Schilfrohrsänger besetzte im Jahr 2020 in der untersuchten Fläche der Hagenauer Bucht 6–9 Reviere (3,0–4,6 Rev./10 ha Verlandungszone), auf die Gesamtfläche bezogen errechnet sich ein Gesamtbrutbestand von 8–13 Revieren. Auf der Revierkarte in Abb. 9 zeigt sich eine räumliche Häufung von fünf wahrscheinlichen Revieren im nordöstlichen Teil des Gebiets. Es handelt sich dabei um großflächige neue Anlandungen, die von jungem Weidengebüsch, Schilfrohr, Binsen und annueller Pioniervegetation bewachsen sind. Diese Bereiche sind schon bei niedrigen Wasserständen geflutet.

4.3.2. Diskussion

Der untere Inn stellt gegenwärtig das einzige ständig besetzte Brutgebiet des Schilfrohrsängers in Oberösterreich dar, der Landesbestand wurde konservativ und ohne Kenntnis der Situation in der Hagenauer Bucht auf 10–15 Paare geschätzt (SCHUSTER & VRATNY 2020). Entlang eines gedachten Gradienten, vom wasserseitigen Schilfrand zum landseitigen Rand einer Verlandungszone, ist der Schilfrohrsänger im Normalfall im landseitigen Übergangsbereich von Schilf zu Seggenflächen oder krautreichen Feucht- und Grünlandflächen mit Weidengebüüschen angesiedelt (BAUER et al. 1993, 2012, SCHUSTER & VRATNY 2020), so auch in der Reichersberger Au (SCHUSTER 2001). In genauem Gegensatz zu diesen Befunden liegen die Revierzentren des Schilfrohrsängers in der Hagenauer Bucht nicht in den landseitigen, sondern in den wasserseitigen Rändern der Verlandungszone bzw. neuer Verlandungsflächen, weil sie eben jenen krautreichen Feucht- und Grünland-

flächen ökologisch ähneln. Es handelt sich um den ständig feuchten Verzahnungsbereich annueller Vegetation, erstem Schilfrohr und jungem Weidenbewuchs (Abb. 17). Da diese botanisch diversen Pionierstandorte jedoch nach wenigen Jahren dichtem Schilfrohr und/oder starkem, monotonem Weidenaufwuchs weichen müssen, sind sie nur Lebensraum für wenige Brutperioden. Entstehen künftig weniger und schließlich keine neuen Sandbänke mit entsprechend regelmäßig überfluteter Vegetation, werden sich die Vorkommen des Schilfrohrsängers auf die von SCHUSTER & VRATNY (2020) genannten, am Inn jedoch sehr seltenen, landseitigen und feuchten Auflösungsbereiche der Röhrichtzonen mit Großseggenbeständen reduzieren.

Die von EISNER (2009) festgestellten 20 Reviere in der Hagenauer Bucht, 16 Reviere in Katzenberg und 21 Reviere in Mühlheim, sind unplausibel.



Abb. 17: Der östliche Teil der Hagenauer Bucht Ende Juni 2020 (Foto: C. Doms). Die neuen Anlandungen, bewachsen von Pioniergevegetation, werden regelmäßig überflutet und stellen den bevorzugten Lebensraum des Schilfrohrsängers dar.

Fig. 17: The eastern part of Hagenauer Bucht at the end of June 2020. The new sandflats, overgrown with pioneer vegetation, are regularly flooded and represent the preferred habitat of the Sedge Warbler.

4.4. Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus*

4.4.1. Ergebnisse

Während der Drosselrohrsänger im Jahr 2020 kein Revier in der Hagenauer Bucht besetzte, konnten in Kirchdorf 4–7 Reviere (5,8–10,2 Rev./10 ha Verlandungszone) festgestellt werden. Auffällig ist dabei die starke Häufung der Reviere bei der Aufweitung des Gewässers im mittleren Teil der Untersuchungsfläche. Hohes, dickhalmiges und geflutetes Schilf charakterisiert diesen Lebensraumabschnitt.

4.4.2. Diskussion

Der Gesamtbestand des Drosselrohrsängers in Oberösterreich wird gegenwärtig auf 20–40 Brutpaare geschätzt (VRATNY & SCHUSTER 2020b), wobei mindestens die Hälfte davon auf den Unteren Inn entfallen.

Diese Art ähnelt in seinen Lebensraumansprüchen dem kleineren Teichrohrsänger, wobei der Drosselrohrsänger stärker auf dickhalmiges, im Wasser stehendes Schilfrohr angewiesen ist (SCHUSTER 2003b, BAUER et al. 2012, ERLINGER 1986a). LEISLER (1993) charakterisiert das Optimalhabitat als buchtenreichen, überschwemmten und von dickhalmigem, hohem Schilf gekennzeichneten Schilfrand. Nach BAUER et al. (2012) liegt die optimale Halmstärke über 6,5 mm, wobei das Schilf nicht zu dicht (34–62 Halme/m²) gewachsen und die Knickschicht nur schwach ausgeprägt sein darf.

Mit einer Siedlungsdichte von 5,8–10,2 Revieren/10 ha liegt die gegenwärtige Abundanz in Kirchdorf ungefähr im Bereich der Hagenauer Bucht aus den frühen 1980er Jahren: ERLINGER (1986a) berichtet aus den Brutperioden 1981 und 1983 von 4 bzw. 12 Drosselrohrsänger-Revieren, was einer Revierdichte von 2,8 bzw. 8,4 Reviere/10 ha Verlandungszone entspricht (berechnet durch digitalisiertes Kartenmaterial Erlingers).

4.5. Rohrschwirl *Locustella luscinoides*

4.5.1. Ergebnisse

Vom Rohrschwirl konnte im Jahr 2020 ein Brutbestand von 6–13 Reviere (3,0–6,6 Rev./10 ha Verlandungszone) im untersuchten Bereich der Hagenauer Bucht nachgewiesen werden, hochgerechnet auf die gesamte Hagenauer Bucht errechnet sich ein Bestand von 8–18 Reviere. Wertet man nach vorgegebenem Wertungszeitfenster, von Ende April bis Ende Juni (SÜDBECK et al. 2005), welche auch im aktuellen Brutvogelatlas Oberösterreichs zur Anwendung kam, ergeben die Auswertungen diese Bestandsspanne. Beginnt der Wertungszeitraum 10 Tage später, können durchziehende Männchen, die Ende April hier singen, aber anschließend weiterziehen, ausgeschlossen werden und es ergibt sich ein kleinerer Gesamtbestand mit geringerer Irrtumswahrscheinlichkeit von 6–15 Revieren. Das räumliche Verteilungsmuster des Rohrschwirls in der Hagenauer Bucht ähnelt dem des Schilfrohrsängers und zeigt einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt im nordöstlichen Teil des Gebiets (Abb. 10).

In der Kirchdorfer Untersuchungsfläche wurde ein Brutbestand von 1–2 Revieren (1,5–2,9 Rev./10 ha Verlandungszone) festgestellt. Die beiden registrierten Reviere, eines davon durch mehrfachen Gesang bestätigt, befinden sich jeweils in den größeren altschilfreichen Röhrichtflächen des Gebiets.

4.5.2. Diskussion

Der Rohrschwirl ist ein hochspezialisierter Brutvogel überschwemmter Röhrichtflächen, die von einer dichten Knickschicht geprägt sind. Insbesondere größere Altschilfflächen kommen als Brutlebensraum in Frage (BAUER et al. 2012).

Der 2019 verfasste oberösterreichische Brutvogelatlas musste ohne quantitative, vollständige Revierdaten zur Brutvogelfauna der Hagenauer Bucht erstellt werden. Hier wurde für den Unteren Inn (nur österreichische Seite) ein Bestand von mind. 10 Rohrschwirl-Revieren angenommen (VRATNY & SCHUSTER 2020a). Im Jahr 2020 konnten allein in den beiden Untersuchungsflächen dieser Studie 9–20 Reviere dokumentiert werden. Der angegebene oberösterreichische Gesamtbestand von 20–30 Revieren für den Zeitraum 2013–2018 wurde damit zumindest in der Brutsaison 2021 wohl deutlich überschritten.

4.6. Zwergdommel *Ixobrychus minutus*

4.6.1. Ergebnisse

Während in der Hagenauer Bucht im Jahr 2020 keine brutverdächtige Beobachtung der Zwergdommel dokumentiert werden konnte, wurde in der Kirchdorfer Untersuchungsfläche ein wahrscheinliches Revier der kleinsten heimischen Reiherart durch mehrmaligen „Gesang“ und einer Sichtbeobachtung bestätigt. Hohes, dickhalmiges und geflutetes Schilf prägt den Lebensraum im Westen der Aufweitung im mittleren Teil der Untersuchungsfläche.

4.6.2. Diskussion

Ehe es in den 1980er Jahren zu (wohl europaweiten) Bestandsrückgängen kam (BAUER et al. 2012), besiedelte die Zwergdommel die Feuchtflächen am Unteren Inn, auch jene in der Hagenauer Bucht, flächig und dicht (SCHUSTER 2003a, BILLINGER K. unveröff.). Gegenwärtig entwickeln sich die Bestände wieder positiv. Wurde der oberösterreichische Gesamtbestand für das Jahr 2000 noch mit 7–10 Revieren angegeben (SCHUSTER 2003a), liegt er für den Untersuchungszeitraum 2013–2018 bei geschätzten 15–20 Revieren (MITTERBACHER & SCHUSTER 2020).

Das nunmehrige Fehlen der Zwergdommel in der Hagenauer Bucht und die Anwesenheit in Kirchdorf sind analog zum Verbreitungsmuster des Drosselrohrsängers zu betrachten, der ebenso auf starkhalmiges Schilf angewiesen ist. Die von Sedimentationsvorgängen geprägte Hagenauer Bucht weist nur mehr wenige zusammenhängende Bereiche auf, wo geflutetes, starkhalmiges Schilf in strömungsberuhigten Buchten flächig auftritt.

4.7. Rohrweihe *Circus aeruginosus*

4.7.1. Ergebnisse

Sowohl in der Hagenauer Bucht als auch in Kirchdorf konnte eine erfolgreiche Brut der Rohrweihe dokumentiert werden. Beide Horststandorte, lokalisiert durch futtertragende Adulte, befinden sich in größeren Schilfkomplexen, welche zumindest temporär geflutet werden.

4.7.2. Diskussion

Der oberösterreichische Gesamtbestand der Rohrweihe wird für den Zeitraum 2013–2018 mit 15–25 Paare angegeben, wobei davon ca. fünf Reviere auf den Unteren Inn entfallen (SCHUSTER 2020a). Diese Einschätzung, welche im Jahr 2019 ohne Kenntnis der Bestandssituation in der Hagenauer Bucht getroffen werden musste, bleibt realistisch. SABATHY & SCHUSTER (2004) dokumentierten im Jahr 2000 ebenso ein Paar, EISNER (2009) gibt für die Hagenauer Bucht 1–2 Paare an.

4.8. Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris*

4.8.1. Ergebnisse

Untersuchungsfläche 1: Hagenauer Bucht

Im untersuchten Bereich der Verlandungszone konnten im Jahr 2–19 Reviere (1,0–9,6 Rev./10 ha Verlandungszone) des Sumpfrohrsängers festgestellt werden (Wertungsgrenzen Mitte Mai bis Ende Juni). Hochgerechnet auf den gesamten Uferbereich der Hagenauer Bucht kommt der Sumpfrohrsänger auf 3–26 Reviere. Wertet man Gesangsfeststellungen erst ab Ende Mai als brutrelevant, beträgt der Brutbestand in der Untersuchungsfläche 0–17 Reviere (0–8,6 Rev./10 ha Verlandungszone), im gesamten Bereich 0–24 Reviere.

95,5% aller singenden Sumpfrohrsänger befanden sich in Flächen, die erst ab mittlerem Hochwasserabfluss (MHQ: 2750 m³/s) geflutet sind (67,2% der untersuchten Verlandungszone) und somit gewöhnlich trocken liegen.

Untersuchungsfläche 2: Kirchdorf Pumpwerk

In der Kirchdorfer Untersuchungsfläche konnte der Sumpfrohrsänger im nordseitigen Gebüsch des Hochwasserdamms und in den trockenliegenden Bereichen der Verlandungszone festgestellt werden. Im Wertungszeitraum zwischen Mitte Mai und Ende Juni ergaben die Auswertungen der Gesangsfeststellungen eine Bestandsgröße von 1–6 Revieren (1,5–8,8 Rev./10 ha Verlandungszone).

4.8.2. Diskussion

In einem gedachten ökologischen Gradienten der Verlandungszone brütet der Sumpfrohrsänger am Unterer Inn landseitig „hinter“ dem im wasserseitigen Schilf brütenden Teichrohrsänger. Trockenliegende Schilfrohrbestände gehen hier häufig in Hochstaudenfluren über, die von Rohrglanzgras, Großer Brennnessel und Kanadischer Goldrute geprägt sind.

Die große Spanne von 3–26 Brutreviere in der Hagenauer Bucht begründet sich in der gewählten Untersuchungsmethode. Durch die Befahrung der Schilfrohre sind die Bruthabitate des Sumpfrohrsängers – und das gilt analog auch für den Feldschwirl – nicht einsehbar bzw. entsteht eine akustische Barriere. Daher ist davon auszugehen, dass der tatsächliche Brutbestand bzw. die Siedlungsdichte im oberen Bereich der angegebenen Spanne liegt. Sowohl die Tatsache, dass bei einer Wertung von Gesangsfeststellungen erst ab Ende Mai noch immer 24 mögliche Reviere dokumentiert wurden, als auch die Höhenverbreitung (95,5% der singenden Männchen auf den höchstgelegenen 67,2% der Verlandungszone) bestätigen diese Vermutung.

Die von SCHUSTER (2001) dokumentierten 4,3 Rev./10 ha Verlandungszone in der Reichersberger Au decken sich mit den im Jahr 2020 in der Hagenauer Bucht (1,0–9,6 Rev./10 ha) und Kirchdorf (1,5–8,8 Rev./10 ha) festgestellten Abundanzen.

4.9. Feldschwirl *Locustella naevia*

4.9.1. Ergebnisse

Untersuchungsfläche 1: Hagenauer Bucht

Bei Berücksichtigung der methodisch vorgegebenen Wertungsgrenzen von Anfang Mai bis Ende Juni ergab die Kartierung einen Bestand von 2-11 Revieren (1,0-5,6 Rev./10 ha Verlandungszone) in der untersuchten Fläche. Auf das Gesamtareal errechnet sich ein Bestand von 3-15 Revieren. Die Wertung ab Mitte Mai mündet in einem kleineren Gesamtbestand von 3-11 Revieren (1,0-4,1 Rev./10 ha Verlandungszone).

Die Höhenverteilung der akustischen Feststellungen des Feldschwirls liefert ein praktisch identes Bild zu der des Sumpfrohrsängers: 91,7% aller akustischen Nachweise des Feldschwirls befinden sich in den höchstgelegenen 67,2% der untersuchten Verlandungszone, welche erst ab mittlerem Hochwasserabfluss (MHQ: 2750 m³/s) geflutet werden.

Untersuchungsfläche 2: Kirchdorf Pumpwerk

Vom Feldschwirl konnte an zwei Terminen jeweils eine Gesangsfeststellung dokumentiert werden. Der Brutbestand für diese Untersuchungsfläche wird mit 0–1 Revieren angegeben, wenngleich eine tatsächliche Brut dieser Art innerhalb dieser Untersuchungsfläche eher unwahrscheinlich ist.

4.9.2. Diskussion

Der Feldschwirl nutzt im Gebiet ein überaus ähnliches Habitat wie der Sumpfrohrsänger. Auch er siedelt in den landseitigen Bereichen der Verlandungszone, die nur mehr periodisch geflutet werden.

Der oberösterreichische Gesamtbestand des Feldschwirls wird für den Zeitraum 2013–2018 mit 100–200 Paaren angegeben (UHL 2020). Die in beiden Untersuchungsflächen dokumentierten 3–16 Reviere lassen darauf schließen, dass der Untere Inn einen nicht zu vernachlässigenden Anteil am Landesbestand beherbergt.

Die Interpretation der großen Spannen bei Brutbestand und Siedlungsdichte hat analog zu jener beim Sumpfrohrsänger zu erfolgen. Demnach ist die gewählte Untersuchungsmethode mit ufernahen Bootsbefahrungen nicht optimal für eine Revierkartierung des Feldschwirls geeignet. Mittels flächiger Begehungen der landseitigen Bereiche der Verlandungszonen hätten wohl viele Brutreviere bestätigt werden können, was die Spannen bei Brutbestand und Siedlungsdichte entsprechend verkleinert und hin zur oberen Grenze verschoben hätte. Wie beim Sumpfrohrsänger bestätigen viele späte Gesangsfeststellungen und die Befunde zur Höhenverteilung singender Feldschwirle diese Annahme.

4.10. Rohrammer *Emberiza schoeniclus*

4.10.1. Ergebnisse

Untersuchungsfläche 1: Hagenauer Bucht

In der untersuchten Fläche der Hagenauer Bucht konnte im Jahr 2020 ein Brutbestand der Rohrammer von 21–33 Revieren (10,7–16,7 Reviere/10 ha Verlandungszone) festgestellt werden, hochgerechnet auf die Gesamtfläche 40–62 Reviere. Die damit hinter dem Teichrohrsänger zweithäufigste Art der Verlandungszone am Unteren Inn bevorzugt den Verzahnungsbereich von Schilfröhricht, Weidengebüscht und Hochstaudenvegetation, wobei alle Strukturen zur Nahrungssuche und Revierverteidigung genutzt werden. Die Revierkarte zeigt, dass die Rohrammer praktisch im gesamten Gebiet als Brutvogel auftritt, Konzentrationen befinden sich jeweils auf den Landzungen, die Abflussarme von Seiten- und Altarmen trennen.

67,6% aller akustischen Nachweise befanden sich auf den 76,8% der Verlandungszone, die bei mittlerem Hochwasserabfluss (MHQ: 2750 m³/s) unter Wasser steht. Auf den 23,2% der Fläche, die nicht alljährlich geflutet wird, befanden sich die restlichen 32,4% der singenden Rohrammern. Es ist daher festzustellen, dass die Altitudinalverteilung der Rohrammer in der Verlandungszone hin zur höhergelegenen und damit eher auf trockenem Grund stehenden Vegetation verschoben ist.

Im nordöstlichen Teil der Hagenauer Bucht kommt es zu einer Abweichung der ansonsten festgestellten Habitatwahl und zu einer überaus engen Vergesellschaftung mit dem Schilfrohrsänger. Hier befinden sich vor allem frische, in den letzten Jahren erst entstandene Schlickflächen, die mit jungem Weidengebüsch, Binsen, annueller Pioniergevegetation, Schilfrohr und Rohrkolben bewachsen sind.

Untersuchungsfläche 2: Kirchdorf Pumpwerk

In der Kirchdorfer Untersuchungsfläche konnten 2–5 Reviere (2,9–7,3 Reviere/10 ha Verlandungszone) der Rohrammer nachgewiesen werden. Strukturen der Verzahnung zwischen wasserbegleitenden Schilfbeständen und jungem Weidengebüsch entlang des Dammbegleitweges werden hier bevorzugt.

4.10.2. Diskussion

Unter der Annahme, dass auf den Unteren Inn (nur österreichische Seite) ca. 50 Brutpaare entfallen, wurde der oberösterreichische Landesbestand für den Zeitraum 2013–2018 auf 130–150 Paare geschätzt (SCHUSTER 2020c). Allerdings wurden allein in den beiden Untersuchungsflächen dieser Arbeit bereits 42–67 Reviere festgestellt, wobei größere Populationen in der Kirchdorfer Bucht und in der Reichersberger Au unberücksichtigt sind. Basierend auf diesen neuen Erkenntnissen, die während der Erstellung des Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018 noch nicht vorlagen, ist von einem deutlich größeren Landesbestand als den angegebenen 130–150 Paaren auszugehen.

4.11. Weißsterniges Blaukehlchen *Luscinia svecica* ssp. *cyanecula*

4.11.1. Ergebnisse

Untersuchungsfläche 1: Hagenauer Bucht

Das Blaukehlchen besetzte im Jahr 2020 im untersuchten Bereich der Hagenauer Bucht zwei Reviere (1,0 Reviere/10 ha Verlandungszone). Beide Reviere wurden durch mehrmaligen Gesang des Männchens bestätigt. Sie befinden sich im Schilf-Weiden-Übergangsbereich und grenzen jeweils an Flächen, die in Niedrigwasserperioden trockenfallen. In der Untersuchungsfläche 2 konnte das Blaukehlchen nicht nachgewiesen werden.

4.11.2. Diskussion

Das Blaukehlchen ist auf die frühen Sukzessionsstadien nasser Standorte in der Kulturlandschaft und an Gewässern angewiesen. Trotz sehr gutem Lebensraumangebot konnten im Jahr 2020 lediglich zwei Reviere in der Hagenauer Bucht nachgewiesen werden. Unklar, ob es sich um valide Daten handelt (siehe Schilfrohrsänger), sind in EISNER (2009) und EISNER (2012) für den Zeitraum 2007–

2012 minimal fünf bis maximal acht Reviere für die Hagenauer Bucht angegeben. Wurde der oberösterreichische Gesamtbestand für die Jahre 1997–2001 noch auf 80–100 Brutpaare geschätzt (BRADER 2003), liegt er aktuell bei 40–60 Paaren (PFLEGER 2020).

Weil es beim Blaukehlchen im örtlichen Brutbestand zu starken jährlichen Fluktuationen kommen kann, bedarf es großflächigere und gezieltere Untersuchungen, die sich über mehrere Jahre erstrecken. Basierend darauf kann die aktuelle Lage der Brutpopulation am Unteren Inn besser beurteilt werden und mögliche Schutzstrategien formuliert werden. Die im aktuellen Brutvogelatlas (2013–2018) für den Unteren Inn kalkulierten 13–23 Reviere konnten in der Brutsaison 2020 wohl nicht erreicht werden.

5. Brutstatus aller nachgewiesenen Vogelarten

In Tab. 5 ist der Brutstatus aller während der Kartierungen im Jahr 2020 in den beiden Untersuchungsflächen festgestellten Vogelarten gelistet. Insgesamt wurden 119 Arten nachgewiesen, wovon in der Hagenauer Bucht 65 (bis 67) und in Kirchdorf 57 Arten als Brutvögel eingestuft werden. Der Rosenstar konnte am 12. Juni 2020 erstmals am Unteren Inn nachgewiesen werden.

Tab. 5: Im Jahr 2020 in den beiden Untersuchungsflächen festgestellte Vogelarten und ihr Brutstatus.

Tab. 5: Bird species detected in the two study sites and their breeding status in 2020.

			Hagenauer Bucht	Kirchdorf Pumpwerk
Common Pheasant	<i>Phasianus colchicus</i>	Fasan	Brutvogel	Brutvogel
Mute Swan	<i>Cygnus olor</i>	Höckerschwan	Brutvogel	Brutvogel
Greylag Goose	<i>Anser anser</i>	Graugans	Brutvogel	kein Brutvogel
Common Goldeneye	<i>Bucephala clangula</i>	Schellente	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Goosander	<i>Mergus merganser</i>	Gänsesäger	Brutvogel	Kein Brutvogel
Common Shelduck	<i>Tadorna tadorna</i>	Brandgans	kein Brutvogel	Brutvogel
Egyptian Goose	<i>Alopochen aegyptiaca</i>	Nilgans	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Red-crested Pochard	<i>Netta rufina</i>	Kolbenente	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Northern Shoveler	<i>Spatula clypeata</i>	Löffelente	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Mandarin Duck	<i>Aix galericulata</i>	Mandarinente	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Mallard	<i>Anas platyrhynchos</i>	Stockente	Brutvogel	Brutvogel
Gadwall	<i>Mareca strepera</i>	Schnatterente	Brutvogel	Brutvogel
Garganey	<i>Spatula querquedula</i>	Knäkente	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Teal	<i>Anas crecca</i>	Krickente	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Pochard	<i>Aythya ferina</i>	Tafelente	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Tufted Duck	<i>Aythya fuligula</i>	Reiherente	Brutvogel	Brutvogel
Great Crested Grebe	<i>Podiceps cristatus</i>	Haubentaucher	Brutvogel	Brutvogel
Black-necked Grebe	<i>Podiceps nigricollis</i>	Schwarzhalstaucher	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Little Grebe	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Zwergtaucher	Brutvogel	kein Brutvogel
Great Cormorant	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Kormoran	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Woodpigeon	<i>Columba palumbus</i>	Ringeltaube	Brutvogel	Brutvogel
Stock Dove	<i>Columba oenas</i>	Hoheltaube	Brutvogel	kein Brutvogel
Eurasian Collared-Dove	<i>Streptopelia decaocto</i>	Türkentaube	Brutvogel	Brutvogel

Common Cuckoo	<i>Cuculus canorus</i>	Kuckuck	Brutvogel	Brutvogel
Common Swift	<i>Apus apus</i>	Mauersegler	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Western Water Rail	<i>Rallus aquaticus</i>	Wasserralle	Brutvogel	Brutvogel
Common Coot	<i>Fulica atra</i>	Blässhuhn	Brutvogel	Brutvogel
Common Moorhen	<i>Gallinula chloropus</i>	Teichhuhn	Brutvogel	Brutvogel
Eurasian Spoonbill	<i>Platalea leucorodia</i>	Löffler	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Great White Egret	<i>Ardea alba</i>	Silberreiher	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Little Egret	<i>Egretta garzetta</i>	Seidenreiher	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Grey Heron	<i>Ardea cinerea</i>	Graureiher	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Black-crowned Night-heron	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Nachtreiher	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Little Bittern	<i>Ixobrychus minutus</i>	Zwergdommel	kein Brutvogel	Brutvogel
Grey Plover	<i>Pluvialis squatarola</i>	Kiebitzregenpfeifer	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Northern Lapwing	<i>Vanellus vanellus</i>	Kiebitz	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Little Ringed Plover	<i>Charadrius dubius</i>	Flussregenpfeifer	?	kein Brutvogel
Eurasian Curlew	<i>Numenius arquata</i>	Großer Brachvogel	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Dunlin	<i>Calidris alpina</i>	Alpenstrandläufer	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Ruff	<i>Calidris pugnax</i>	Kampfläufer	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Temminck's Stint	<i>Calidris temminckii</i>	Temminckstrandläufer	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Jack Snipe	<i>Lymnocryptes minimus</i>	Zwergschneepfe	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Snipe	<i>Gallinago gallinago</i>	Bekassine	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Spotted Redshank	<i>Tringa erythropus</i>	Dunkelwasserläufer	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Greenshank	<i>Tringa nebularia</i>	Grünschenkel	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Wood Sandpiper	<i>Tringa glareola</i>	Bruchwasserläufer	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Green Sandpiper	<i>Tringa ochropus</i>	Waldwasserläufer	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Sandpiper	<i>Actitis hypoleucos</i>	Flussuferläufer	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Black-headed Gull	<i>Larus ridibundus</i>	Lachmöwe	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Mew Gull	<i>Larus canus</i>	Sturmmöwe	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Yellow-legged Gull	<i>Larus michahellis</i>	Mittelmeermöwe	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Tern	<i>Sterna hirundo</i>	Flussseeschwalbe	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Tawny Owl	<i>Strix aluco</i>	Waldkauz	Brutvogel	Brutvogel
Western Marsh-harrier	<i>Circus aeruginosus</i>	Rohrweihe	Brutvogel	Brutvogel
Eurasian Sparrowhawk	<i>Accipiter nisus</i>	Sperber	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Black Kite	<i>Milvus migrans</i>	Schwarzmilan	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Eurasian Buzzard	<i>Buteo buteo</i>	Mäusebussard	kein Brutvogel	kein Brutvogel
White-tailed Sea Eagle	<i>Haliaeetus albicilla</i>	Seeadler	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Kestrel	<i>Falco tinnunculus</i>	Turmfalke	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Peregrine Falcon	<i>Falco peregrinus</i>	Wanderfalke	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Kingfisher	<i>Alcedo atthis</i>	Eisvogel	Brutvogel	kein Brutvogel
Black Woodpecker	<i>Dryocopus martius</i>	Schwarzspecht	Brutvogel	Brutvogel
Eurasian Green Woodpecker	<i>Picus viridis</i>	Grünspecht	Brutvogel	Brutvogel
Lesser Spotted Woodpecker	<i>Dryobates minor</i>	Kleinspecht	Brutvogel	Brutvogel
Great Spotted Woodpecker	<i>Dendrocopos major</i>	Buntspecht	Brutvogel	Brutvogel
Red-backed Shrike	<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Eurasian Golden Oriole	<i>Oriolus oriolus</i>	Pirol	Brutvogel	Brutvogel
Eurasian Jay	<i>Garrulus glandarius</i>	Eichelhäher	Brutvogel	Brutvogel
Eurasian Jackdaw	<i>Corvus monedula</i>	Dohle	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Carrion Crow	<i>Corvus corone</i> ssp. <i>corone</i>	Rabenkrähe	Brutvogel	Brutvogel
Marsh Tit	<i>Poecile palustris</i>	Sumpfmeise	Brutvogel	Brutvogel
Willow Tit	<i>Poecile montanus</i>	Weidenmeise	Brutvogel	kein Brutvogel
Great Tit	<i>Parus major</i>	Kohlmeise	Brutvogel	Brutvogel
Eurasian Blue Tit	<i>Cyanistes caeruleus</i>	Blaumeise	Brutvogel	Brutvogel
Long-tailed Tit	<i>Aegithalos caudatus</i>	Schwanzmeise	Brutvogel	Brutvogel
Eurasian Penduline Tit	<i>Remiz pendulinus</i>	Beutelmeise	?	kein Brutvogel
Sedge Warbler	<i>Acrocephalus schoenoba-</i>	Schilfrohrsänger	Brutvogel	kein Brutvogel

	<i>enus</i>			
Marsh Warbler	<i>Acrocephalus palustris</i>	Sumpfrohrsänger	Brutvogel	Brutvogel
Common Reed-warbler	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Teichrohrsänger	Brutvogel	Brutvogel
Great Reed-warbler	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Drosselrohrsänger	kein Brutvogel	Brutvogel
Icterine Warbler	<i>Hippolais icterina</i>	Gelbspötter	Brutvogel	Brutvogel
Savi's Warbler	<i>Locustella luscinioides</i>	Rohrschwirl	Brutvogel	Brutvogel
Common Grasshopper-warbler	<i>Locustella naevia</i>	Feldschwirl	Brutvogel	Brutvogel
Collared Sand Martin	<i>Riparia riparia</i>	Uferschwalbe	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Northern House Martin	<i>Delichon urbicum</i>	Mehlschwalbe	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Barn Swallow	<i>Hirundo rustica</i>	Rauchschwalbe	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Wood Warbler	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Waldlaubsänger	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Common Chiffchaff	<i>Phylloscopus collybita</i>	Zilpzalp	Brutvogel	Brutvogel
Willow warbler	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Fitis	Brutvogel	kein Brutvogel
Eurasian Blackcap	<i>Sylvia atricapilla</i>	Mönchsgrasmücke	Brutvogel	Brutvogel
Garden Warbler	<i>Sylvia borin</i>	Gartengrasmücke	Brutvogel	Brutvogel
Short-toed Treecreeper	<i>Certhia brachydactyla</i>	Gartenbaumläufer	Brutvogel	Brutvogel
Eurasian Treecreeper	<i>Certhia familiaris</i>	Waldbaumläufer	Brutvogel	Brutvogel
Eurasian Nuthatch	<i>Sitta europaea</i>	Kleiber	Brutvogel	Brutvogel
Northern Wren	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Zaunkönig	Brutvogel	Brutvogel
Common Starling	<i>Sturnus vulgaris</i>	Star	Brutvogel	Brutvogel
Rosy Starling	<i>Pastor roseus</i>	Rosenstar	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Eurasian Blackbird	<i>Turdus merula</i>	Amsel	Brutvogel	Brutvogel
Song Thrush	<i>Turdus philomelos</i>	Singdrossel	Brutvogel	Brutvogel
Mistle Thrush	<i>Turdus viscivorus</i>	Misteldrossel	Brutvogel	Brutvogel
European Robin	<i>Erithacus rubecula</i>	Rotkehlchen	Brutvogel	Brutvogel
Bluethroat	<i>Luscinia svecica</i> ssp. <i>cyanecula</i>	Weißsterniges Blaukehlchen	Brutvogel	kein Brutvogel
Spotted Flycatcher	<i>Muscicapa striata</i>	Grauschnäpper	Brutvogel	Brutvogel
Common Redstart	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Gartenrotschwanz	Brutvogel	kein Brutvogel
Black Redstart	<i>Phoenicurus ochruros</i>	Hausrotschwanz	kein Brutvogel	Brutvogel
Goldcrest	<i>Regulus regulus</i>	Wintergoldhähnchen	Brutvogel	kein Brutvogel
Dunnock	<i>Prunella modularis</i>	Heckenbraunelle	Brutvogel	Brutvogel
House Sparrow	<i>Passer domesticus</i>	Haussperling	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Eurasian Tree Sparrow	<i>Passer montanus</i>	Feldsperling	Brutvogel	Brutvogel
Meadow Pipit	<i>Anthus pratensis</i>	Wiesenpieper	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Western Yellow Wagtail	<i>Motacilla flava</i> ssp. <i>flava</i>	Wiesenschafstelze	kein Brutvogel	kein Brutvogel
Grey Wagtail	<i>Motacilla cinerea</i>	Gebirgsstelze	Brutvogel	kein Brutvogel
White Wagtail	<i>Motacilla alba</i>	Bachstelze	Brutvogel	Brutvogel
Common Chaffinch	<i>Fringilla coelebs</i>	Buchfink	Brutvogel	Brutvogel
European Serin	<i>Serinus serinus</i>	Girlitz	Brutvogel	Brutvogel
European Greenfinch	<i>Chloris chloris</i>	Grünling	Brutvogel	Brutvogel
European Goldfinch	<i>Carduelis carduelis</i>	Stieglitz	Brutvogel	Brutvogel
Hawfinch	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Kernbeißer	Brutvogel	Brutvogel
Reed Bunting	<i>Emberiza schoeniclus</i>	Rohrammer	Brutvogel	Brutvogel
Yellowhammer	<i>Emberiza citrinella</i>	Goldammer	Brutvogel	Brutvogel

Dank

Mein Dank gilt insbesondere Prof. Dr. Josef H. Reichholz für die Bereitstellung bisher unveröffentlichter Daten, für den inhaltlichen Austausch und für seine kritische Durchsicht des Manuskripts. Dr. Alexander Schuster danke ich für fachlichen Input und die Ausstellung der Betretungserlaubnis. Meinen Eltern gebührt für ihre immerwährende Unterstützung der größte Dank.

Literatur

- BANDORF H. & H. LAUBENDER (1982): Die Vogelwelt zwischen Steigerwald und Rhön. — Schriftenr. d. Landesb. f. Vogelsch. in Bayern, 1071 pp.
- BAUER H.-G., DIENST M. & H. JACOBY (1993): Habitatansprüche, Verbreitung und Bestandsentwicklung röhrichtbewohnender Singvogelarten am Bodensee-Untersee – mit einer Darstellung der Schilfproblematik. — Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **68**: 47–78.
- BAUER H.-G., BEZZEL E. & W. FIEDLER (2012): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Ein umfassendes Handbuch zu Biologie, Gefährdung und Schutz. — AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BAUER H.-G., HEINE G., SCHMITZ D., SEGELBACHER G. & S. WERNER (2019): Starke Bestandsveränderungen der Brutvogelwelt des Bodenseegebiets – Ergebnisse aus vier flächendeckenden Brutvogelkartierungen in drei Jahrzehnten. — Vogelwelt **139**: 3–29.
- BERNDT R. K. (2007): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins 1800-2000-Entwicklung, Bilanz und Perspektiven. — Corax **20**: 325–387.
- BIBBY C. J. & D. K. THOMAS (1985): Breeding and diets of the Reed Warbler at a rich and a poor site. — Bird Study **32**: 19–31.
- BILLINGER F. (2016): Muschelherberge mit Ablaufdatum; Die Hagenauer Bucht als Fallbeispiel – ökologische Wechselwirkungen und deren Folgen für eine Großmuschelpopulation. — ÖKO-L **38** (3): 3–11.
- BILLINGER F. (2017): Begrenzende Faktoren für die Häufigkeit der Wandermuschel *Dreissena polymorpha*, PALLAS 1771, am unteren Inn. — Mitt. Zool. Ges. Braunau **12**: 215–221.
- BILLINGER F. (2020): Blaukehlchen, Schilfrohrsänger, Rohrschwirl & Co. am unteren Inn. — Informativ 100: 14–15.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021): Important Bird Areas factsheet: Storage lakes on the lower Inn, <http://www.birdlife.org> am 26.11.2021.
- BÖHLES J. (1969): Untersuchungen zur Schlammfauna der Sandbänke der „Hagenauer Bucht“ am „Unteren Inn“. — Mitt. Zool. Ges. **1**: 76–78.
- BRADER M. (2003): Blaukehlchen — In: BRADER M. & G. AUBRECHT (wiss. Red.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. — Denisia **7**: 318–319.
- BROOKE M.D.L., & N.B. DAVIES (1987): Recent changes in host usage by cuckoos *Cuculus canorus* in Britain. — J. of Anim. Ecol.: 873–883.
- CATCHPOLE C. K. (1974): Habitat selection and breeding success in the Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*). — J. of Anim. Ecol. **43**: 363–380.
- DVORAK M. & E. KARNER (1995): Important Bird Areas in Österreich. — Monogr. Bundesmin. f. Umwelt, Wien, **71**: 454 pp.
- DYRCZ A. (1979): Die Nestlingsnahrung bei Drosselrohränger *Acrocephalus arundinaceus* und Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus* an den Teichen bei Milicz in Polen und zwei Seen in der Westschweiz. — Der Ornith. Beob. **76**: 305–316.

- DYRCZ A. (1981): Breeding ecology of Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*) and Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) at fish-ponds in SW Poland and lakes in NW Switzerland. — *Acta Orn.* **18**: 307–334.
- EISNER (2009): Gebietsbetreuung – Unterer Inn, Auwälder am Inn, Salzachauen, Ettenau, Wiesengebiete und Seen im Alpenvorland, 2007 bis 2009. — Amt der oö. Landesregierung., Naturschutzabteilung, Linz.
- EISNER J. (2012): Gebietsbetreuung – Unterer Inn, Auwälder am Unteren Inn, 2010 bis 2012. — Amt der oö. Landesregierung., Naturschutzabteilung, Linz.
- ERLINGER G. (1984): Untersuchung zum Kuckucks-Brutparasitismus in einer Teichrohrsängerpopulation. — *ÖKO-L* **6**: 22–29.
- ERLINGER G. (1986a): Die Rohrsänger der Hagenauer Bucht, Teil 1: der Drosselrohrsänger. — *ÖKO-L* **8** (1): 26–31.
- ERLINGER G. (1986b): Die Rohrsänger der Hagenauer Bucht, Teil 2: der Teichrohrsänger. — *ÖKO-L* **8** (4): 19–24.
- GERLACH B., DROŠCHMEISTER R., LANGGEMACH T., BORKENHAGEN K., BUSCH M., HAUSWIRTH M., HEINICKE T., KAMP J., KARTHÄUSER J., KÖNIG C., MARKONES N., PRIOR N., TRAUTMANN S., WAHL J. & C. SUDFELDT (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. — DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- GRIM T. & M. HONZA (1996): Effect of habitat on the diet of reed warbler nestlings (*Acrocephalus scirpaceus*) nestlings. — *Fol. Zool.* **45** (1): 31–34.
- HALLMANN C.A., SORG M., JONGEJANS E., SIEPEL H., HOFLAND N., SCHWAN H., STENMANS W., MÜLLER A., SUMSER H., HÖRREN T., GOULSON D. & H. KROON (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. — *PLoS ONE* **12**: e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- HAUER W. (2021): Fische, Krebse & Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. — Stocker Verlag, Graz, 244 pp.
- HUND K. & R. MÖRIKE (1993): Brutbiologische und ethologische Untersuchungen an einer Brutpopulation des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) im Pfrunger Ried/Oberschwaben. — *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* **68**: 97–127.
- JUNG N. (1967): Ökologische Probleme bei Rohrsängern (Genus *Acrocephalus*) im Rahmen der Avifauna Mecklenburgs. — *Orn. Rundbr. Mecklenburg* **6**: 27–33.
- KELLER V., HERRANDO S., VOŘÍŠEK P., FRANCH M., KIPSON M., MILANESI P., MARTÍ D., ANTON M., KLVANOVÁ A., KALYAKIN M.V., BAUER H.-G. & R.P.B. FOPPEN (2020): European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. — European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona, 967 pp.
- Land Oberösterreich (2021): Digitales Oberösterreichisches Raum-Informations-System [DORIS], Linz.
- LEISLER B. (1975): Die Bedeutung der Fußmorphologie für die ökologische Sonderung mitteleuropäischer Rohrsänger (*Acrocephalus*) und Schwirle (*Locustella*). — *Journ. f. Ornith.* **116**: 117–153.
- LEISLER B. (1981): Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, *Sylviinae*). — *Die Vogelw.* **31**: 45–74.
- LEISLER B. (1986): Lebensraumansprüche und mögliche Gefährdungsursachen des Drosselrohrsängers. — *Ber. Int. Rat Vogelsch., Dtsch. Sekt.* **25**: 127–136.
- LEISLER B. (1993): Die Bedeutung des Kletterverhaltens bei der Habitatwahl von Rohrsängern (*Acrocephalus*). — *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* **68**: 41–46.

- MAGERL C. H. (1984): Habitatstrukturanalyse bei Singvögeln zur Brutzeit im nordöstlichen Erdinger Moos. — Verhandl. d. Ornith. Ges. in Bayern **24**: 1–85.
- MEIER-PEITHMANN W. (1985): Habitatverteilung und Bestandsentwicklung von Schwirlen (*Locustella*) und Rohrsängern (*Acrocephalus*) an der Tauben Elbe (Kreis Lüchow-Dannenberg). — Vogelk. Ber. Niedersachsen **17**: 37–51.
- MEISTER B. & U. KÖPPEN (2010): Dreizehn Jahre Integriertes Monitoring von Singvogelpopulation (IMS) in Ostdeutschland. — Ber. d. Vogelw. Hiddens. **20**: 87–91.
- MILSOM T.P. (1982): Edge effect on breeding Reed Warblers in North Humberside. — Bird Study **29**: 167–168.
- MITTERBACHER M. & A. SCHUSTER (2020): Zwergdommel — In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 172–173.
- Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am OÖ Landesmuseum (2020): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 608 pp.
- ÖLSCHLEGEL H. (1981): Ergebnisse zehnjähriger Beobachtungen an einer Population des Teichrohrsängers während der Brutzeit. — Beitr. Vogelkde **27**: 329–362.
- PALMGREN P. (1987): On the constancy of annually repeated bird censuses. — Ornis fenn. **64**: 85–89.
- PATZNER R.A., BILLINGER F. & T. STRASSER (2019): Zum Vorkommen der Wassermollusken in den Augewässern am Unteren Inn (Oberösterreich und Bayern) im Jahr 2005. — Linzer biol. Beitr. **51**: 1175–1183.
- PFLEGER H. (2020): Weißsterniges Blaukehlchen — In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 338–339.
- RANFTL H. (1993): Beitrag zur Kenntnis von Brutverbreitung und Bestandsentwicklung des Teichrohrsängers in Nordbayern. — Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **68**: 129–135.
- REICHOLF J.H. (1973): Die Bestandsentwicklung bei Drossel- (*Acrocephalus arundinaceus*) und Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) in einem Kontrollgebiet am Unteren Inn. — Ornith. Anz. **12** (3): 210–213.
- REICHOLF J.H. (1978a): Rasterkartierung der Brutvögel im südostbayerischen Inntal. — Garmischer Vogelkdl. Ber. **4**: 1–56.
- REICHOLF J.H. (1978b): Faunistische Daten zur Vogelwelt der Stauseen am Unteren Inn. — Mitt. Zool. Ges. Braunau **3**: 83–89.
- REICHOLF J.H. (1981): Ökosystem Innstausee – Wie „funktioniert“ ein Vogelparadies? — ÖKO-L **3** (2): 9–14.
- REICHOLF J.H. (1988): Die Wassertrübung als begrenzender Faktor für das Vorkommen des Eisvogels (*Alcedo atthis*) am Unteren Inn. — Egretta **31** (1-2): 98–105.
- REICHOLF J.H. (1994): Die Wasservögel am Unteren Inn: Ergebnisse von 25 Jahren Wasservogelzählung; Dynamik der Durchzugs- und Winterbestände, Trends und Ursachen. — Mitt. Zool. Ges. Braunau **6**: 1–92.
- REICHOLF J.H. (1999): Die Inn-Salzach-Lücke im Brutvorkommen des Gänsehäher *Mergus merganser* am Alpennordrand. — Mitt. Zool. Ges. Braunau **7**: 211–216.
- REICHOLF J.H. (2010): Die ökologische Entwicklung der „Reichersberger Au“ im Innstausee Schärding-Mittich nach der Einstauung. — Mitt. Zool. Ges. Braunau **10**: 95–105.
- REICHOLF J.H. (2017): Die Entwicklung des Vorkommens der Graugans *Anser anser* an den Stauseen am Unteren Inn. — Mitt. Zool. Ges. Braunau **12**: 131–140.

- REICHOLF J.H. (2020): Das Schwärmen von Zuckmücken (Chironomidae) und die Wirkung von Hochwasser auf ihre Häufigkeit an einem Stausee am Unteren Inn. — Mitt. Zool. Ges. Braunau: **13**: 117–123.
- REICHOLF J.H. & H. REICHOLF-RIEHM (1982): Die Stauseen am Unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie. — Ber. ANL **6**: 47–89.
- REIER S., HARING E., BILLINGER F., BLATTERER H., DUDA M., GOROFSKY C., GRASSER H.-P., HEINISCH W., HÖRWEG C., KRUCKENHAUSER L., SZUCSICH N.U., WANKA A. & H. SATTMANN (2020): First confirmed record of *Trichobilharzia franki* MÜLLER & KIMMIG, 1994, from *Radix auricularia* (LINNEAUS, 1758) for Austria. — Parasit. Res. **119**: 4135–4141.
- RUDOLPH B.-U. & G. NITSCHE (2008): Die Vogelwelt des Eggstätter Seengebiets – eine Bilanz nach 40 Jahren. — Ornithol. Anz. **47**: 148–185.
- SABATHY E. & A. SCHUSTER (2004): Brutbestand der Wasservögel im unteren Inntal (Oberösterreich) im Jahr 2000. — Egretta **47**: 1–38.
- SCHULZE-HAGEN K. (1993): Habitatansprüche und für den Schutz relevante Aspekte der Biologie des Teichrohrsängers. — Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. **68**: 15–40.
- SCHUSTER A. (2001): Brutvogelkartierung Reichersberger Au/Unterer Inn/LIFE Projekt B4-3200/98/480. — Bericht im Auftrag des Landes Oberösterreich, 216 pp.
- SCHUSTER A. (2003a): Zwergdommel — In: BRADER M. & G. AUBRECHT (wiss. Red.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. — Denisia **7**: 118–119.
- SCHUSTER A. (2003b): Drosselrohrsänger — In: BRADER M. & G. AUBRECHT (wiss. Red.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. — Denisia **7**: 348–349.
- SCHUSTER A. (2020a): Rohrweihe — In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 192–193.
- SCHUSTER A. (2020b): Teichrohrsänger — In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 372–373.
- SCHUSTER A. (2020c): Rohrammer — In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 386–387.
- SCHUSTER A. & J. VRATNY (2020): Schilfrohrsänger — In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 368–369.
- SEIDL F. (1969): Bemerkenswerte Mollusken aus dem Bezirk Braunau am Inn und den nördlich und östlich angrenzenden Gebieten. — Mitt. Zool. Ges. Braunau **1**: 18–24.
- SÜDBECK P., ANDRECKE H., FISCHER S., GEDEON K., SCHIKORE T., SCHRÖDER K. & C. SUDFELDT (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, Radolfzell, 792 pp.
- UHL H. (2020): Feldschwirl — In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 360–361.
- VRATNY J. & A. SCHUSTER (2020a): Rohrschwirl — In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 364–365.
- VRATNY J. & A. SCHUSTER (2020b): Drosselrohrsänger — In: Ornithologische Arbeitsgemeinschaft am Biologiezentrum des OÖ Landesmuseums (Hrsg.): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs 2013–2018. — Denisia **44**: 374–375.

- WEGGLER M. (2005): Entwicklung der Brutvogelbestände 1976-2003 in den Reservaten der Ala – Schweizerische Gesellschaft für Vogelkunde und Vogelschutz. — Ornith. Beob. **102**: 205–227.
- WEGGLER M., DÄHLER H., DÖSSEGER H.-U., GYSEL S., HANGARTNER R., HUNKELER W., MÜHLETHALER E. & W. MÜLLER (2004): Langfristige Entwicklung kleiner Brutvogelbestände in Feuchtgebieten im Kanton Zürich. — Ornith. Beob. **101**: 55–74.
- WEIB I. (2018): Erfassung von Brutvögeln am Chiemsee, insbesondere von Wasservögeln und Röhrichtbrütern, Brutsaison 2018. — Bayer. Landesamt f. Naturschutz (LfU), Augsburg.
- WERNER S., BAUER H.-G., HEINE G., JACOBY H. & H. STARK (2018): 55 Jahre Wasservogelzählung am Bodensee: Bestandsentwicklung der Wasservögel von 1961/62 bis 2015/16. — Ornith. Beob., Beiheft 13.
- WESTPHAL D. (1980): Bestandsentwicklung und Brutbiologie des Teich- und Drosselrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus* und *A. arundinaceus*) an der Berliner Havel. — Ornith. Ber. Berlin (West) **5**: 3–36.

Anschrift des Verfassers

Florian BILLINGER
Vormarkt Nonsbach 75
A-4982 Obernberg am Inn/Austria
E-Mail: f.billinger@gmx.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Vogelkundliche Nachrichten aus Oberösterreich, Naturschutz aktuell](#)

Jahr/Year: 2022

Band/Volume: [028-029](#)

Autor(en)/Author(s): Billinger Florian

Artikel/Article: [Die Brutvögel der Verlandungszonen am Unteren Inn \(Oberösterreich\) – Siedlungsdichte, Habitatwahl und Bestandsentwicklung unter besonderer Berücksichtigung des Teichrohrsängers \(*Acrocephalus scirpaceus*\) und dem Rückgang seiner Nahrungsressource \(Zuckmücken, Chironomidae\) 93-135](#)