

Band 57 • Heft 2 • Mai 2019

Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde



Deutsche Ornithologen-Gesellschaft e.V.



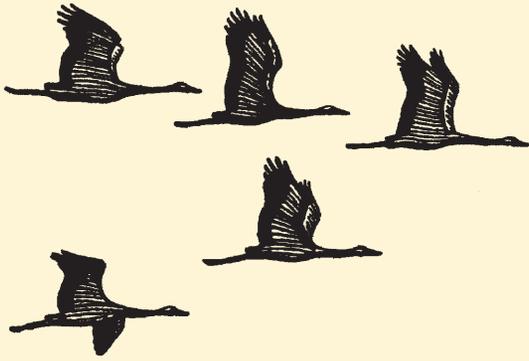
Institut für Vogelforschung
„Vogelwarte Helgoland“



Vogelwarte Hiddensee
und
Beringungszentrale Hiddensee



Max-Planck-Institut für Ornithologie
Vogelwarte Radolfzell



Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde

Die „Vogelwarte“ ist offen für wissenschaftliche Beiträge und Mitteilungen aus allen Bereichen der Ornithologie, einschließlich Avifaunistik und Beringungswesen. Zusätzlich zu Originalarbeiten werden Kurzfassungen von Dissertationen, Master- und Diplomarbeiten aus dem Bereich der Vogelkunde, Nachrichten und Terminhinweise, Meldungen aus den Beringungszentralen und Medienrezensionen publiziert.

Daneben ist die „Vogelwarte“ offizielles Organ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und veröffentlicht alle entsprechenden Berichte und Mitteilungen ihrer Gesellschaft.

Herausgeber: Die Zeitschrift wird gemeinsam herausgegeben von der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, dem Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, der Vogelwarte Radolfzell am Max-Planck-Institut für Ornithologie, der Vogelwarte Hiddensee und der Beringungszentrale Hiddensee. Die Schriftleitung liegt bei einem Team von vier Schriftleitern, die von den Herausgebern benannt werden.

Die „Vogelwarte“ ist die Fortsetzung der Zeitschriften „Der Vogelzug“ (1930 – 1943) und „Die Vogelwarte“ (1948 – 2004).

Redaktion/Schriftleitung:

Manuskripteingang: Dr. Wolfgang Fiedler, Vogelwarte Radolfzell am Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie, Am Obstberg 1, 78315 Radolfzell (Tel. 07732/1501-60, Fax. 07732/1501-69, fiedler@ab.mpg.de)

Dr. Ommo Hüppop, Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven (Tel. 04421/9689-0, Fax. 04421/9689-55, ommo.hueppop@ifv-vogelwarte.de)

Dr. Christoph Unger, Obere Gasse 23, 98646 Hildburghausen (Tel. 03685/40 35 99, corvus_hibu@freenet.de)

Christof Herrmann, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, - Beringungszentrale Hiddensee, Goldberger Str. 12, 18273 Güstrow (Tel. 03843-777250, Fax: 03843-7779250, Christof.Herrmann@lung.mv-regierung.de)

Meldungen und Mitteilungen der DO-G, Nachrichten:

Dr. Christoph Unger, Adresse s. o.

Redaktionsbeirat:

Hans-Günther Bauer (Radolfzell), Peter H. Becker (Wilhelmshaven), Timothy Coppack (Neu Broderstorf), Michael Exo (Wilhelmshaven), Klaus George (Badeborn), Fränzi Korner-Nievergelt (Sempach/Schweiz), Bernd Leisler (Radolfzell), Felix Liechti (Sempach/Schweiz), Ubbo Mammen (Halle), Roland Prinzing (Frankfurt), Joachim Ulbricht (Neschwitz), Wolfgang Winkel (Wernigerode), Thomas Zuna-Kratky (Wien/Österreich)

Layout:

Susanne Blumenkamp, Abraham-Lincoln-Str. 5, 55122 Mainz, susanne.blumenkamp@arcor.de

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren verantwortlich. V.i.S.d.P. sind die oben genannten Schriftleiter.

ISSN 0049-6650

Die Herausgeber freuen sich über Inserenten. Ein Mediadatenblatt ist bei der Geschäftsstelle der DO-G erhältlich, die für die Anzeigenverwaltung zuständig ist.

DO-G-Geschäftsstelle:

Karl Falk, c/o Institut für Vogelforschung, An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven (Tel. 0176/78114479, Fax. 04421/9689-55, geschaeftsstelle@do-g.de, <http://www.do-g.de>)



Alle Mitteilungen und Wünsche, welche die Deutsche Ornithologen-Gesellschaft betreffen (Mitgliederverwaltung, Anfragen usw.) werden bitte direkt an die DO-G Geschäftsstelle gerichtet, ebenso die Nachbestellung von Einzelheften.

Der Bezugspreis ist im Mitgliedsbeitrag enthalten.

DO-G Vorstand

Präsident: Dr. Wolfgang Fiedler, Vogelwarte Radolfzell am Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie, Am Obstberg 1, 78315 Radolfzell, fiedler@ab.mpg.de

1. Vizepräsidentin: Prof. Dr. Petra Quillfeldt, Justus Liebig Universität Gießen, Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen, Petra.Quillfeldt@bio.uni-giessen.de

2. Vizepräsidentin: Dr. Dorit Liebers-Helbig, Deutsches Meeresmuseum, Katharinenberg 14-20, 18439 Stralsund, Dorit.Liebers@meeresmuseum.de

Generalsekretär: Dr. Ommo Hüppop, Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“. An der Vogelwarte 21, 26386 Wilhelmshaven, ommo.hueppop@ifv-vogelwarte.de

Schriftführerin: Dr. Franziska Tanneberger, Universität Greifswald, Partner im Greifswald Moor Centrum, Soldmannstr. 15, 17487 Greifswald, tanne@uni-greifswald.de

Schatzmeister: Dr. Volker Blüml, Freiheitsweg 38A, 49086 Osnabrück, schatzmeister@do-g.de

DO-G Beirat

Sprecher (seit 01.01.2018): Dr. Dirk Tolkmitt, Menckestraße 34, 04155 Leipzig, tolkmitt-leipzig@t-online.de

Titelbild: „Seidenschwanz“ – von Helene Rimbach. Größe des Originals: 29,7 cm x 21,0 cm, Farbstift auf Papier, 2017

Über das Ansiedlungsverhalten des Gelbspötters *Hippolais icterina* in Berlin-Marzahn

Ringfundmitteilung Nr. 03/2019 der Beringungszentrale Hiddensee

Winfried Otto

Otto W 2019: On the settlement behaviour of the Icterine Warbler *Hippolais icterina* in Berlin-Marzahn. Vogelwarte 57: 73-80.

Aiming on studying the settlement behaviour of the Icterine Warbler, a ringing project was carried out during the years 1985-1992. The study was conducted within two relatively isolated areas in Berlin-Marzahn, the distance between them being approximately 1,000 m. One was a former dump ground for rubble and excavated material, covering an area of 32 ha (K). It had been planted with trees three years before the start of the study. The other area was a 5.5 hectare stripe of riparian forest along the river Wuhle (W). This deciduous tree stripe predominately was characterized by an understorey of young trees and bushes.

Of the 158 adult breeding birds which were ringed until the year 1991, 23 long-term local recaptures of 20 individuals could be obtained. One female bred for four consecutive years. A total of 304 ringed nestlings resulted in nine recoveries of eight individuals. Only three were controlled as yearlings in the area, of which one male was a successful breeder. Due to the low number of recaptures, no pronounced philopatry could be revealed. Considering all ringing recoveries, 78 % of the controlled Icterine Warbler were yearlings or 2-year-old birds.

In altogether 57 nests both breeding partners could be ringed. Five second broods, two of them being successful, became evident by ring readings of a parent. One ringed breeding pair could be controlled again at a replacement nest. The average distance between 16 initial brood nests in the forest stripe along the river Wuhle was 63 m. The average distance of second brood and replacement nests ($n = 10$) from the site of the first brood was 28 m.

The average population density of the Icterine Warbler in area K was 2.5 territories per 10 ha, and in area W 17.9 territories per 10 ha. Nowadays, the species has completely disappeared as a breeding bird from both study areas.

✉ WO: Kienbergstr. 37, 12685 Berlin; E-Mail: WinOtto@aol.com

1. Einleitung

Die Vogelwarte Hiddensee lenkte die fachliche Ausrichtung der wissenschaftlichen Vogelberingung in der DDR in den 1980er Jahren zunehmend auf populationsökologische Fragestellungen (Siefke et al. 1983). An vielen Beispielen zeigt sich im Rückblick auf acht Jahrzehnte Vogelforschung, dass dies auf gute Resonanz bei den ehrenamtlichen Beringern stieß (Köppen & Görner 2018). Eines der anvisierten Beringungsprogramme betraf Strukturuntersuchungen an lokalen Vogelpopulationen. Auf Grund dieser Vorgaben begann ich im Jahr 1985 mit einem Beringungsprogramm am Gelbspötter, um Daten zum Ansiedlungsverhalten dieser Art zu gewinnen. Da sich die Art überwiegend im unteren Baumbereich bzw. in der Strauchschicht aufhält, erschien sie mir als gut fangbar. Dazu kam, dass ich in unmittelbarer Nähe zu meiner Wohnung ein Gebiet am Rande des Wuhletales im Berliner Osten fand, in dem die Art zum damaligen Zeitpunkt eine relativ hohe Siedlungsdichte erreichte. Gleichzeitig war die Wohnbebauung im Osten Berlins noch nicht so weit fortgeschritten wie heute. Das gesamte Gebiet wurde kaum von Anwohnern der bereits bestehenden Großsiedlung Marzahn aufgesucht.

Meine Untersuchung begann zu einem Zeitpunkt, als der Gelbspötter für die großen europäischen Handbücher (Ferry & Faivre in Glutz von Blotzheim & Bauer 1991; Cramp & Brooks 1992) gerade bearbeitet wurde. Es war also zu spät, meine Beringungsergebnisse auf dieser Ebene in das ornithologische Schrifttum einzubringen. Im Jahr 1992 musste ich meine Beringungsarbeiten aus Zeitmangel beenden. Die Auswertung der eigenen Daten verzögerte sich dann allerdings. Da aber der Gelbspötter relativ selten Gegenstand von Beringungsstudien war und ist, er gehört nicht zu den 50 am häufigsten beringten Singvögeln im Bereich der Beringungszentrale Hiddensee (Köppen & Görner 2018), dürften die aus meinem Beringungsprogramm vorliegenden Daten auch nach einem Vierteljahrhundert noch von Interesse sein und werden deshalb hier vorgestellt.

2. Untersuchungsgebiete, Material und Methode

Im Jahr 1985 begann ich in einer fast 10-jährigen Anpflanzung unterschiedlicher Gehölze westlich des Wuhletales, nördlich des Kienberges, in Berlin-Marzahn (heute Teil der „Gärten der Welt“) zur Brutzeit mit Netzfängen und suchte nach

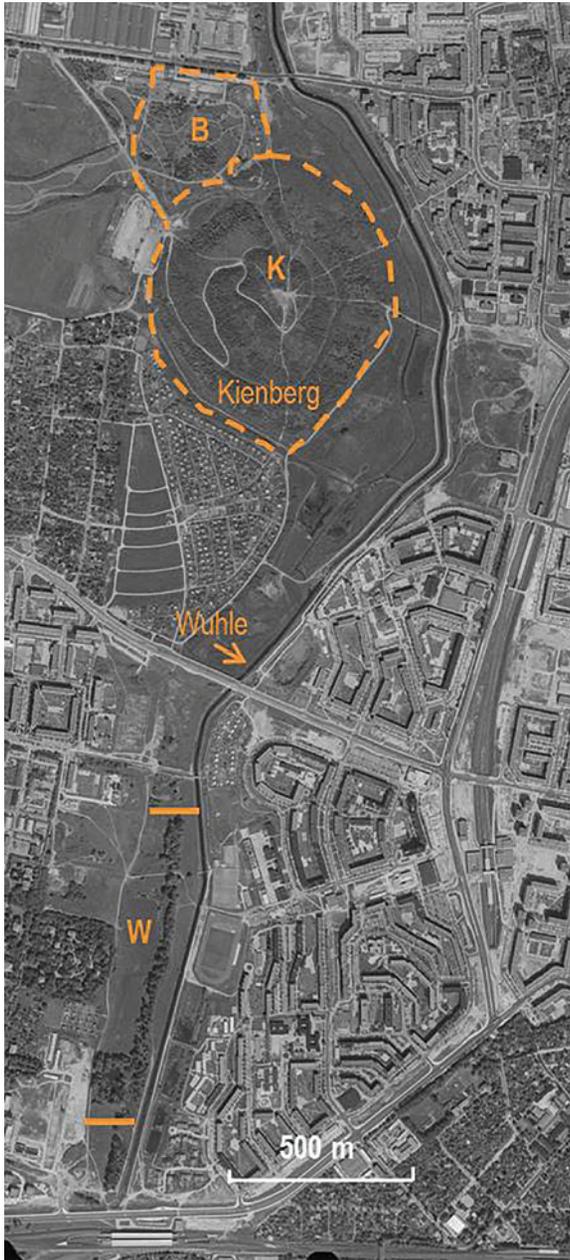


Abb. 1: Lage der drei Untersuchungsgebiete im Wuhleletal (Geoportal Berlin/Luftbild 1992). - Location of the three study areas in Wuhleletal

Nestern. Als 1986 während der Brutsaison dieses Gebiet („B“ in Abb. 1) durch Rodungen und andere Maßnahmen für die geplante Berliner Gartenschau (BEGA) umgestaltet wurde, erweiterte ich meine Untersuchungsfläche um einen Auwaldstreifen entlang der alten Wuhle („W“, s. Abb. 1). Mit einer Länge von etwa 900 m und einer Breite von etwa 40 m bis etwa 140 m um einen kleinen Teich herum hatte dieser Waldstreifen eine Fläche von ca. 5,5 ha.

Schließlich verlagerte ich 1987 meine Beringungstätigkeit auf den Kienberg („K“, s. Abb. 1), eine ehemalige Deponie für Bauschutt und Erdaushub, als weitere Untersuchungsfläche

(etwa 32 ha). Sie war im Herbst 1984 bepflanzt worden und verschiedene Gehölzarten waren inzwischen soweit herangewachsen, dass sie für Gebüschbewohner als Neststandorte nutzbar waren (Otto im Druck).

Im ersten Untersuchungsjahr wurde Wert auf den Fang möglichst vieler Altvögel gelegt. Deswegen kam an manchen Tagen ein Steinkauzpräparat als Lockvogel zum Einsatz. Die Reaktion der anwesenden Vögel war unterschiedlich. Der Fangerfolg wuchs nicht wie erwartet. Trotzdem wurden viele Gelbspötter gefangen, die vermutlich gar nicht alle zum Brutbestand in der Anpflanzung gehörten. Eine Zuordnung der Individuen zu den Brutnestern war nur in Einzelfällen möglich. Den Hinweisen von Ulbricht (1985) zum methodischen Vorgehen bei Populationsuntersuchungen folgend, konzentrierten sich der Fang und die Nestersuche ab 1987 auf den Kienberg und den Waldstreifen an der Wuhle. Beim Netzfang kam in späteren Jahren in Einzelfällen noch einmal ein Waldkauzpräparat zum Einsatz, welches unterschiedliche Reaktionen auslöste. Mit einem Kassettenrekorder als Klangattrappe wurde nur ausnahmsweise gearbeitet.

Als 1990 Farbringe zur Verfügung standen, wurden die Altvögel mit diesen zusätzlich markiert. Die Verwendung dieser Farbringe orientierte sich an Schüz (1948). Mittels der Farbberingung sollte der Aufwand verringert werden, der für den Wiederfang von Adulten nötig war. Das Ablesen erwies sich aber als noch zeitaufwendiger und brachte wenig zusätzliche Informationen.

Die erfassten Daten zur Beringung, zur Lage der Nester, zu Verhaltensweisen usw. wurden in allen Jahren in speziellen Beringungsheften im Feld eingetragen und sind noch verfügbar. Die Reviere inklusive der Nester wurden auf Skizzen für das Gelände „B“ und später für den Kienberg (K) kartiert und konnten so ausgewertet werden. Für das Wuhlewäldchen (W) wurden die Eintragungen für die einzelnen Jahre auf größere Skizzen übertragen und damit speziell die Zuordnung der Altvögel zu den Nestern anschaulicher gemacht (Gebietsabgrenzungen s. Abb. 1). Das geschah aber auch schon durch die Anlage von Nestkarten mit den Ringnummern. Mit Hilfe der Einträge in den Nestkarten ließen sich manche Fragen zum zeitlichen Ablauf von Erst- und Folgebruten klären.

Die Entfernungen zwischen den Nestern zur Ermittlung der Ansiedlungsentfernung sind keine exakten Werte, da sie mit Ausnahme des Jahres 1989 im Wuhlewald (s. 3.4) nicht vor Ort, sondern erst jetzt bei der Auswertung der Aufzeichnungen unter Verwendung von Google Earth ausgemessen wurden.

Um die Gelbspötter zu beringen und sie wiederzufangen, mussten möglichst alle Nistplätze gefunden werden. Gleichzeitig wurden Gelbspötter, zumeist singende ♂, außerhalb bekannter Neststandorte erfasst, um Hinweise auf weitere Reviere zu erhalten. Infolge eines unterschiedlichen jährlichen Zeitaufwandes und anderer Umstände ist es in mehreren Jahren wahrscheinlich nicht gelungen, alle Reviere in den Untersuchungsgebieten festzustellen.

3. Ergebnisse

3.1 Beringungen

Von 1985 bis 1992 wurden im Marzahnener Untersuchungsgebiet insgesamt 491 Gelbspötter, darunter 168 adulte (Abb. 2), beringt. Weitere von mir an anderen Stellen in Berlin beringte Gelbspötter, die keinerlei

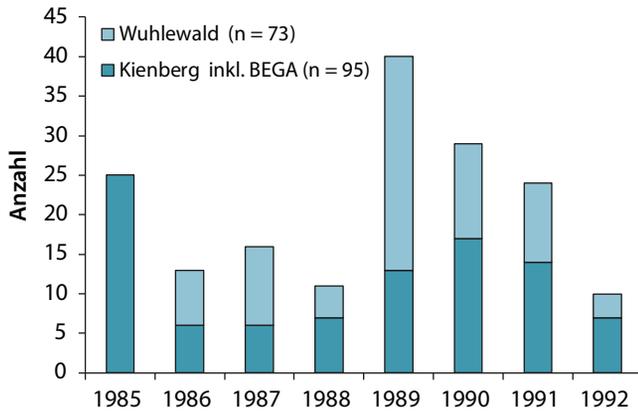


Abb. 2: Anzahl beringter adulter Gelbspötter in den Untersuchungsgebieten. – Number of ringed adult Icterine Warblers in the two study areas.

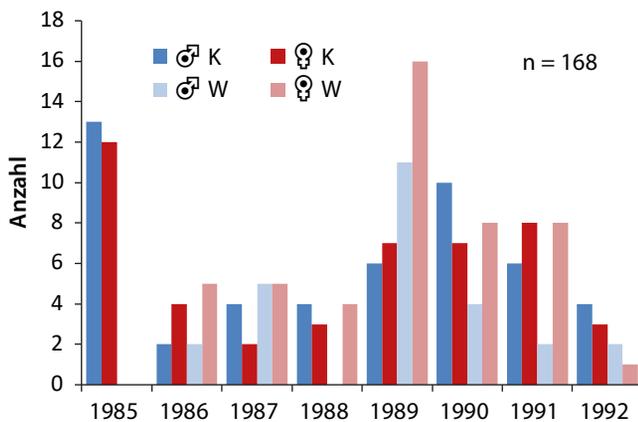


Abb. 3: Anteil der Geschlechter der als adult beringten oder kontrollierten Gelbspötter am Kienberg inkl. BEGA (K) und im Wald an der Wuhle (W). – Proportion of the sexes of the adult ringed or controlled Icterine Warblers on the hill Kienberg with BEGA (K) and in the forest stripe along the river Wuhle (W).

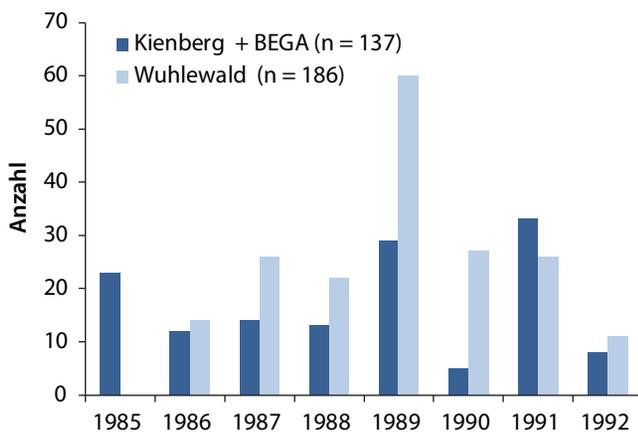


Abb. 4: Anzahl beringter nestjunger Gelbspötter in den beiden Untersuchungsgebieten. – Numbers of ringed nestlings of Icterine Warblers in both study areas.

Wiederfunde erbrachten, gehen nicht in die Auswertung ein.

Im ersten Erfassungsjahr (1985) wurden im Gelände der späteren BEGA (B) mangels Erfahrung nicht alle Nester gefunden. Dafür wurde aber großen Wert auf das Fangen von Altvögeln gelegt (s. Methode). Dabei sind wahrscheinlich auch Individuen gefangen worden, die keine Brutvögel auf der Fläche waren. Bei Netzfängen ab der letzten Juli-Pentade 1990 wurden auf dem Kienberg zehn adulte Gelbspötter beringt, die ebenfalls nicht sicher dem Brutbestand zugeordnet werden konnten.

Der Anteil der Geschlechter am Fangergebnis (75 ♂, 93 ♀) variierte zwischen den Untersuchungsflächen und Jahren (Abb. 3). Während am Kienberg (inklusive BEGA) etwa gleich viele ♂ und ♀ beringt wurden, war die Zahl beringter ♀ im Wuhlewald mehr als doppelt so hoch wie die der ♂. Bei den beringten adulten Gelbspöttern handelte es sich in der Mehrzahl um Brutvögel, die einem bestimmten Nest zugeordnet werden konnten. An insgesamt 57 Nestern waren beide Brutpartner gekennzeichnet, d. h. sie waren neu beringt worden oder es konnten vorhandene Ringe abgelesen werden.

In den beiden Untersuchungsgebieten wurden 1985-1992 insgesamt 323 Junge beringt, wobei in dem kleinen Wuhlewald bedeutend mehr Nester gefunden und Junge beringt werden konnten als am Kienberg inklusive BEGA (Abb. 4).

3.2 Langfristige Ortsfunde

3.2.1 Anzahl und Wiederfundrate

Von den im Rahmen dieser Untersuchung beringten Gelbspöttern existieren keine Nah- und Fernfunde (>10 bis ≤ 100 km bzw. > 100 km vom Beringungsort).

Von den 158 bis 1991 beringten adulten Brutvögeln liegen bis inklusive 1992, dem letzten Jahr des Beringungsvorhabens, insgesamt 23 eigene langfristige Ortsfunde (> 90 Tage, < 10 km vom Beringungsort) von 20 Individuen vor, was einer Wiederfundrate von 12,7% entspricht. Im Einzelnen waren es vier von 45 ♂ (8,9%) und sechs von 43 ♀ (14,0%) auf dem Kienberg. Im Waldstreifen an der Wuhle waren es drei von 24 ♂ (12,5%) und sieben von 46 ♀ (15,2%). Es gab keine Umsiedlungen von beringten Altvögeln zwischen den beiden Gebieten in den Kontrolljahren.

Alle sieben als verpaarte ♂ beringte Gelbspötter wurden nur noch einmal im Folgejahr als Brutvogel kontrolliert (Tab. 1). Das gleiche gilt für sechs ♀, während ein ♀ (DEH 91363317) außerdem noch im 2. Jahr nach der Beringung als Brutvogel anwesend war und ein ♀ (DEH 91195495)

Tab. 1: Alle Wiederfunde in Berlin-Marzahn adult und nestjung beringter Gelbspötter. – *Recoveries of Icterine Warblers ringed as adults and nestlings in Berlin-Marzahn.*

Geschlecht bei Beringung bzw. (beim Wiederfund)	Wiederfund nach		
	1 Jahr	2 Jahren	3 Jahren
♂ ad.	7		
♀ ad.	8	6	2
njg. (♂)	3	2	1
njg. (♀)		1	2

sogar drei Jahre hintereinander. Erstmals zwei Jahre nach der Beringung als Brutvogel wurden vier ♀ festgestellt. Schließlich wurde das ♀ DEH 91195515 erst im 3. Jahr nach der Beringung erneut als Brutvogel registriert.

Eine Erklärung für diese Nachweislücken bei den fünf ♀ wäre, dass im Zeitraum zwischen dem Beringungs- und dem Wiederfundjahr erfolglose Bruten stattfanden, die nicht erfasst wurden, so dass an den Nestern keine Fänge erfolgen konnten. Das traf zumindest für das ♀ DEH 91195515 zu. Andererseits war es im 2. Jahr nach der Beringung sicher nicht im Gebiet (Wuhlewäldchen) anwesend gewesen, als dort praktisch alle ♀ identifiziert wurden (siehe 3.3).

Die Rückkehrate zeigte Unterschiede zwischen ♀ und ♂. Von den 13 kontrollierten ♀ waren im Beringungsjahr zwölf einem Nest mit Bruterfolg (neunmal Erstbrut und dreimal Ersatzbrut) zugeordnet worden. Beim 13. ♀ blieb das Brutnest unbekannt. Nur zwei der sieben kontrollierten ♂ hatten dagegen im Beringungsjahr Bruterfolg (weitere zwei ♂ mit erfolgloser Ersatzbrut, drei ♂ keinem Nest zugeordnet). Die Brutortstreu der ♀ hängt anders als die der ♂ vom Bruterfolg ab.

Die 304 bis 1991 nestjung beringten Gelbspötter, die aber nicht alle ausflogen, erbrachten einschließlich der Kontrollen im Jahr 1992 insgesamt neun eigene langfristige Ortsfunde von acht Individuen (Tab. 1), was rechnerisch einer Wiederfundrate von 2,6 % entspricht.

Obwohl die geringe Zahl der Wiederfunde keine umfassenden Aussagen zulässt, fällt auf, dass dreimal so viele ♂ als ♀ an ihren Schlupfort zurückkehrten. Als Einjährige konnten drei ♂ abgelesen werden, von denen lediglich ein ♂ erfolgreich brütete, während zwei ♂ erst zum Brutzeitende gefangen wurden. Erstmals waren zwei ♂ sowie ein ♀ zwei Jahre und ein ♂ sowie ein ♀ drei Jahre nach ihrer Beringung als Nestjunge im Gebiet zur Brutzeit erfasst worden. Letztere könnten aber, ähnlich wie bei den adult beringten Brutvögeln, im Gebiet an nicht gefundenen Bruten beteiligt gewesen sein.

3.2.2 Rekrutierung und Ansiedlungsentfernung

Nur von der Hälfte der langfristigen Ortsfunde nestjung Beringter ist der Brutstatus im Kontrolljahr bekannt. Darunter war ein einjähriger Rekrut, der auf dem Ge-

lande der BEGA („B“ in Abb. 1) geschlüpft war und in 1.900 m Entfernung im Wuhlewald („W“ in Abb. 1) zusammen mit einem zweijährigen ♀, welches aus dem gleichen Schlupfgebiet stammte, erfolgreich brütete. Im Folgejahr brütete das inzwischen drei Jahre alte ♀ mit einem unbekanntem ♂ 600 m weiter nördlich des ersten Nestes (in Richtung Schlupfort) wieder erfolgreich.

Zwei weitere Einjährige, darunter einer in 2.000 m Entfernung zum Schlupfort, konnten beim Wiederfang keinem Nest zugeordnet werden. Es ist daher nicht sicher, dass sie Rekruten waren. Nur je ein zwei- und dreijähriges ♂ wurden als erfolgreiche Brutvögel registriert. Ein Zweijähriger blieb am Kienberg mit Sicherheit unverpaart, und ein dreijähriges ♀ wurde zur Brutzeit ebenda kontrolliert. Die eigenen Wiederfunde nestjung Beringter lassen nicht erkennen, dass alle Individuen bereits im ersten Lebensjahr Rekruten waren.

Immerhin drei (zwei ♂, ein ♀) von den acht wiedergefundenen Individuen wurden in dem jeweils anderen Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Die Entfernung zwischen den Randbereichen der beiden Flächen betrug fast 1.000 m. Sie ist größer als der Durchmesser des Kienberges (etwa 650 m). Die mittlere Entfernung aller acht zur Brutzeit kontrollierten Individuen zu ihrem Schlupfort betrug 956 m (140 – 2.000 m).

Für alle als adult beringte Gelbspötter wurde der Abstand zwischen dem ersten Brutnest und dem des ersten Kontrolljahres bzw. zusätzlich in zwei Fällen vom Nest des ersten Kontrolljahres zum Nest des Folgejahres ermittelt. Der mittlere Nestabstand betrug am Kienberg 267 m (n = 8) mit einer Streuung von 30 - 560 m und im Waldstreifen an der Wuhle 187 m (n = 10) mit einer Streuung von 20 - 600 m. Das ♀ DEH 91195495 brütete in vier Jahren innerhalb eines Streckenabschnittes von 210 m im Wuhlewäldchen. Ein anderes ♀ hatte sein Nest drei Jahre später in ≤ 30 m zum ersten Brutnest errichtet.

3.3 Alter der Fänglinge zur Brutzeit

Trotz der geringen Rückkehrate von nestjung beringten Gelbspöttern zu ihrem Schlupfort ergibt sich aus den Wiederfangdaten ein erster Hinweis auf die Altersverteilung der zur Brutzeit anwesenden Gelbspötter (Abb. 5). Weiterhin wurden alle am Brutplatz beringten Altvögel, von denen Wiederfunde vorliegen, als einjährig angenommen. Damit entspricht das sich aus der Differenz zwischen Beringungs- und Fundjahr ergebende Alter dem Mindestalter des jeweiligen adulten Individuums.

3.4 Angaben zu Mehrfachbruten im Jahr 1989

Im Jahr 1989 war der Waldstreifen an der Wuhle besonders dicht besiedelt (siehe 3.5). In diesem Jahr gelang der Fund von 28 Nestern mit Eiablage, in denen 18 verschiedene ♀ brüteten. Allein sieben kurzfristige Ortsfunde (≤ 90 Tage, < 10 km vom Beringungsort) beringter adulter Brutpartner wiesen auf Folgebruten hin. Alle Nestfunde wurden bzgl. Lage, Revier und zeit-

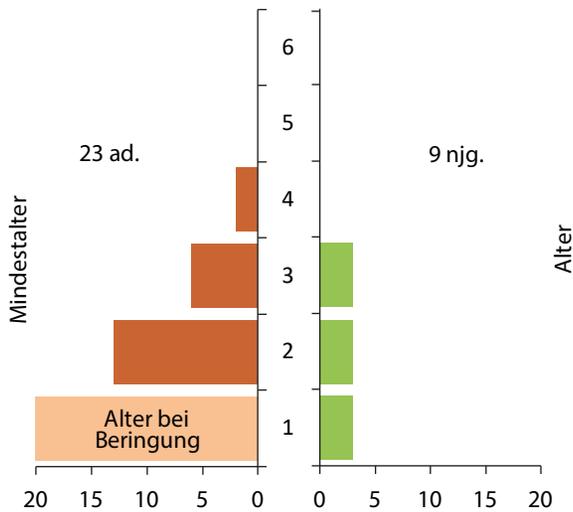


Abb. 5: Mindestalter bei der Beringung und Anzahl der Wiederfunde adult und nestjung beringter Gelbspötter in den Altersklassen unter Berücksichtigung aller Ablesungen. – Minimum age at ringing and number of the recaptures of Icterine Warblers ringed as adult and nestlings in the age groups, taking into account all readings (red/brown: calculated age of as adult ringed birds; green: age of ringed nestlings).

lichem Brutablauf eingehender analysiert und eine plausible Zuordnung der Nester zu Revieren bzw. den beringten Brutvögeln getroffen. Dadurch konnte ein Überblick über die Anzahl von Folgebruten gewonnen werden (Tab. 2).

Zu den 16 bis Ende Juni bekannten Revieren mit Nestern mit 14 neu beringten ♀ und zwei langfristigen Ortsfunden von ♀ kamen im Juli noch zwei hinzu, in denen bis dato unbekannte ♀ brüteten. Das Nest einer dieser Spätbruten (1. Ei am 20.7.) befand sich nur 2 m neben einem bereits seit langem verlassenen Nest eines erfolgreichen Brutpaares.

Für zwei ♀ ließ sich nach gescheiterter Erstbrut kein Ersatznest nachweisen. Diese beiden im Wuhlewald

erfolglosen ♀ könnten durchaus noch in der Brutsaison umgesiedelt sein, weil auch für die beiden ♀ der Spätbruten eine Einwanderung (Umsiedlung nach Brutverlust) in den Wuhlewald anzunehmen war. Leider wurden an diesen beiden Nestern keine ♂ gefangen.

Zu gescheiterten Zweitbruten kam es in drei Fällen, belegt durch kurzfristige Ortsfunde von einem ♂ und zwei ♀. Besonders hoch war der Anteil erfolgreicher Ersatzbruten. Insgesamt 13 der 18 Brutpaare hatten in diesem Jahr einen Bruterfolg mit 55 flüggen juv. Die Brutgröße (Anz. juv./erfolgreiche BP) von 4,2 juv./BPM lag über der im Mittel für alle erfolgreichen Brutpaare in Berlin-Marzahn ermittelten. Die Fortpflanzungsziffer (Anz. juv./Gesamtzahl BP) erreichte den Wert von 3,1 juv./kontrolliertem Brutpaar, was ebenfalls den Mittelwert (2,8 juv./BP) überstieg (Otto im Druck).

In diesem Jahr wurden die Abstände von 16 Erstbrutnestern zum jeweilig nächsten Nest vermessen (Otto im Druck). Bei einer Streuung von 26 - 200 m ergab sich ein Mittelwert von 63 m. Der Abstand der zehn Zweitbrut- und Ersatznester zum Standort der Erstbrut streute von 4 - 42 m und betrug im Mittel 28 m. Sie lagen damit innerhalb möglicher Reviergrenzen. Unberücksichtigt blieb die Lage der beiden Spätbruten.

Weitere Angaben zu Folgebruten aus anderen Jahren und zum Verpaarungsstatus finden sich bei Otto (im Druck).

3.5 Siedlungsdichte

In den Tab. 3 und 4 wird eine Übersicht über die ermittelten Reviere auf den beiden Probeflächen Kienberg und Wuhlewald gegeben, wobei die zwei Jahre Beringung im Gelände der BEGA unberücksichtigt blieben. Zur besseren Abschätzung, auf welchen Belegen, neben der Kartierung von singenden ♂, die Revierzahlen beruhen, wird die Zahl gefundener Nester in mehreren Kategorien angegeben. Die Tab. 3 und 4 zeigen die jährlichen Anzahlen aller gefundenen Nester mit Eiablage für beide Gebiete. Die Zahl der erfolgreichen Bruten bezieht sich jeweils auf alle gefundenen Nester inklusive der Ersatzbruten. Bei Familien mit eben flüggen juv. wurde darauf

geachtet, ob ihr Auftreten zeitlich in das Brutgeschehen passte oder ob sie bis dato unbekannt Revieren zuzuordnen waren. In den Jahren 1988 und 1990 hatte auf dem Kienberg je ein singendes unverpaartes ♂ ein Revier besetzt. Ersatznester gab es sicher in jedem Jahr. Sie sind aber nicht immer als solche erkannt worden.

Auf dem Kienberg wurden in den Jahren 1989-1991 die meisten Reviere ermittelt (Tab. 3). Das korreliert mit der Anzahl beringter und kontrollierter

Tab. 2: Bruterfolg in 18 Revieren im Wuhlewald 1989. – Breeding success in 18 territories in the forest stripe along the river Wuhle 1989.

Anzahl	Erstbrut	Zweitbrut	Ersatzbrut
3	erfolgreich	gescheitert	
4	erfolgreich	keine	
6	gescheitert mit Eiern oder Nestlingen		erfolgreich
1	gescheitert mit Nestlingen		gescheitert
2	gescheitert mit Eiern oder Nestlinge		keine
2	gescheiterte Spätbruten		
18 BP			

Tab. 3: Erfasste Reviere und Nester des Gelbspötters auf dem Kienberg. – *Registered territories and nests of Icterine Warblers on the hill Kienberg.*

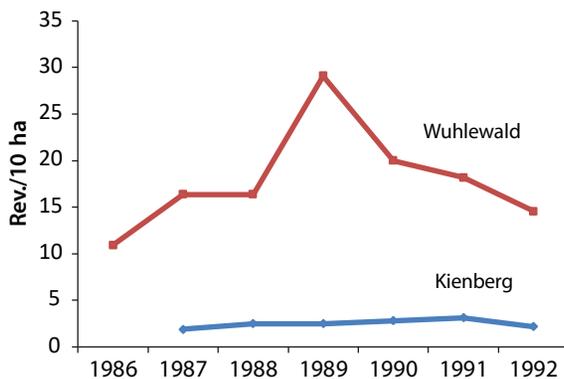
Jahr	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Reviere	6	8	8	9	10	7
Nester mit Eiablage	5	7	8	3	10	6
erfolgreiche Bruten/Nester	3	4	7	1	7	3
+ Familien ohne Nestfund				4	3	3
Ersatznester	1	≥ 1	1	?		

Tab. 4: Erfasste Reviere und Nester des Gelbspötters im Wuhlewald. - *Registered territories and nests of Icterine Warblers in the forest stripes along the river Wuhle.*

Jahr	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Reviere	6	9	9	18	11	10	8
Nester mit Eiablage	7	11	8	28	15	14	4
erfolgreiche Bruten/Nester	3	9	6	13	6	10	3
+ Familien (Paar) ohne Nestfund	1		(1)		3		4
Ersatznester + (Zweitbrut)	≥ 2	2	1	7 + (3)	≥ 1	3 + (1)	

adulter Gelbspötter (Abb. 2). Das außergewöhnlich hohe Brutvorkommen 1989 in dem Waldstreifen an der Wuhle (Tab. 2 und 4) führte auch zu einer hohen Zahl von beringten und abgelesenen Altvögeln.

Die ermittelten Revierzahlen in den beiden Untersuchungsgebieten ergeben die in der Abb. 6 dargestellten Siedlungsdichten (Rev./10 ha). Am Kienberg betrug die Siedlungsdichte in den sechs Untersuchungsjahren im Mittel 2,5 Rev./10 ha. Demgegenüber stehen die im Mittel siebenfach höheren Siedlungsdichten im Wuhlewaldchen. Das Maximum war dort 1989 mit 29,1 Rev./10 ha erreicht, wobei die Paare der beiden Spätbruten (s. Tab. 2) nicht dazu gerechnet wurden.

**Abb. 6:** Siedlungsdichte des Gelbspötters in den Untersuchungsjahren. – *Abundance of Icterine Warblers in the study years.*

4. Diskussion

Bei langfristigen Populationsstudien ist die Beringungsmethode ein Weg, um über die Erzielung von Wiederfängen Angaben zur Ortstreue und zum Ansiedlungsverhalten zu erlangen. Beim Gelbspötter sind bisher wenige Untersuchungen zur Philopatrie erfolgt bzw. führten nicht zu klaren Aussagen. Eine Auswertung der Datenbanken von Beringungszentralen zu dieser Frage existiert m. W. nicht.

Unter dem Abschnitt Ringfunde schreiben Ferry & Favre (1991): Von 57 in Burgund 1986/87 beringten Gelbspöttern sind nur drei wieder gesehen worden und davon blieb ein ♂ über zwei Jahre seinem Brutort treu. Ähnliche Zahlen zur Philopatrie finden sich bei Creutz (1987) aus dem Neschwitzer Park in Sachsen. Dort gelangen trotz gezielter Untersuchungen und über 300 Beringungen lediglich wenige langfristige Ortsfunde. Je ein ad. ♀ wurde nach ein, zwei und fünf Jahren erneut sowie ein nestjung beringter Vogel nach zwei Jahren als Brutvogel nachgewiesen.

In Rybatschi auf der Kurischen Nehrung wurden 1956 bis 2000 überwiegend in großen stationären Reusen 9.509 Gelbspötter gefangen und beringt, von denen 1.088 Wiederfänge im selben Jahr oder in den folgenden Jahren gelangen (Payevsky 2009). In einigen Jahren wurde der Brutbestand im Umfeld der Beringungsstation intensiv untersucht, dabei wurden auch die Nestlinge beringt (Payevsky 1987). Die Beringungs- und Wiederfanzahlen wurden wiederholt für einzelne Zeiträume und unter verschiedenen Aspekten ausgewertet und publiziert. So schreibt Payevsky (1987) mit Verweis

auf Sokolov (1981), jedoch ohne weitere Erläuterungen, dass nach der ersten Nistperiode etwa 80 % der Individuen zur Fortpflanzung an denselben Ort zurückkehren, während von den bis zum Frühling am Leben gebliebenen Vorjährigen nur 27 % an ihrem Geburtsort nisten. Diese unrealistisch hoch erscheinenden Rückkehreraten sind als einzige Belege für die Ortstreue des Gelbspötters von Cramp & Brooks (1992) übernommen worden. In diesen Raten sind aber sicher bereits Daten zur jährlichen Mortalität berücksichtigt worden. Auf diese Vorgehensweise wird in einer Arbeit von Sokolov (1997) zur Philopatry detailliert eingegangen. Im Zeitraum 1959-1988 waren 3.611 Gelbspötter beringt worden, von denen 239 Ortsfunde gelangen. Bei den im Umfeld der Reusen beringten Nestlingen betrug die Wiederfundrate 3,0 %, bei den Diesjährigen 7,7 % und den Adulten 8,5 %. Auf dieser Grundlage wurde unter Berücksichtigung der jährlichen Mortalitätsrate und der Fangeffizienz von großen Reusen eine wahrscheinliche Rückkehreraten als Maß für die Philopatry berechnet. Das ergab wahrscheinliche Rückkehreraten von 35 % für Nestlinge, von 87 % für Diesjährige und 75 % für Adulte.

Im Vergleich zu den auf der Kurischen Nehrung ermittelten Wiederfundraten liegen die aus unserem Untersuchungsgebiet (12,7 % bei Adulten, 2,6 % von nestjung Beringten) in ähnlichen Größenordnungen. Der wesentliche methodische Unterschied bei der Ermittlung der Wiederfunde bestand darin, dass sie in der Regel durch gezielte Fänge von potenziellen Brutvögeln an Nestern erfolgten. Die errechnete Wiederfundrate von nestjung beringten Gelbspöttern von 2,6 % kann ebenfalls nicht als die „wahre“ Rückkehreraten an den Schlupfort angesehen werden, da sie von verschiedenen Faktoren abhängt, wie der Überlebensrate und der Antrittswahrscheinlichkeit (als Funktion des Suchaufwandes und der Größe des untersuchten Territoriums; Sokolov 1997; Payevsky 2009). Nach Berechnungen von Payevsky (1987) sterben in der Zeit vom Ausfliegen bis zum Beginn der ersten Brutsaison 69 % der einjährigen Gelbspötter (Angabe auch übernommen von Ferry & Faivre 1991; Bezzel 1993; Bauer et al. 2005). Da von den 304 in Marzahn Beringten damit rechnerisch nur 94 Individuen überlebt haben, beträgt die so ermittelte Rückkehreraten 9,6 %. Das bedeutet aber auch, dass sich die überwiegende Mehrheit aller brutwilligen Gelbspötter weiter weg vom Schlupfort oder dem vorjährigen Brutort angesiedelt hatte. Da sich die Untersuchungen nur auf die beiden genannten Gebiete (Kienberg und Wuhlewald) beziehen, lässt sich aus den eigenen Daten keine realistische Aussage zur „wahren“ Rückkehreraten und damit zur mittleren Ansiedlungsentfernung treffen.

Die Rückkehr an den Schlupfort wird auch vom Dispersal der flüggen Jungvögel bestimmt. Je länger sie im elterlichen Brutgebiet verweilen, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit zur Rückkehr im folgenden Jahr. Auf der Kurischen Nehrung erfolgt die Prägung der Jungen auf den zukünftigen Nistplatz im Alter von 28

- 33 Tagen (Sokolov 1976) bzw. 30-45 Tagen (Sokolov 1997). In unserem Untersuchungsgebiet wurde lediglich ein beringter Diesjähriger drei Wochen nach dem Ausfliegen am 20.7. kontrolliert. Da keine Standardnetzfangen erfolgten, bleibt ungewiss, wie lange der Großteil der flüggen Jungvögel im Schlupfgebiet umherstreifte und sich damit dieses Gebiet einprägte.

Die Wiederfundrate adulter Gelbspötter am vorjährigen Brutort war bei den ♀ mit 14,6 % größer als bei den ♂ (10,1 %). Wie sich anhand der Daten zeigte, hing sie offensichtlich mit positivem Bruterfolg zusammen, was auf die relativ wenigen wiedergefangenen ♂ nicht zutraf. Der Bruterfolg ist einer der Faktoren, die das Ansiedlungsverhalten der Adulten bestimmen (Bairlein 1996). Die Zahl der Wiederfänge ist zu gering, um hier noch nach dem Alter der Brutvögel zu differenzieren (z. B. Jakober & Stauber 1989 bei *Lanius collurio*).

Die Rekrutierung im 2. Kalenderjahr sollte beim Gelbspötter der Normalfall sein. Anhand der Wiederfänge nestjung Beringter in Berlin-Marzahn gelang dieser Nachweis lediglich für ein ♀ (DEH 91195206). Ferry & Faivre (1991) äußern sich nicht zum Erstbrutalter. Von Cramp & Brooks (1992) wird Sokolov (1981) zitiert: „Age of first breeding 1 year.“ Letzterer Autor hat zwar 17 Einjährige in Reusen im potenziellen Brutgebiet wiedergefangen, aber nicht am Nistplatz.

Die eigenen langfristigen Ortsfunde hatten ergeben, dass 78 % aller kontrollierten Gelbspötter ein- oder zweijährig waren. Auf der Kurischen Nehrung waren von 301 Wiederfängen 59,6 % einjährig und 24,1 % zweijährig (Payevsky & Shapoval 2000; Payevsky 2009). Einjährige zusammen mit Zweijährigen bildeten das Gros (70 bis 90 %) im Brutbestand aller untersuchten Singvogelarten (Payevsky 2009).

Die auf dem Kienberg festgestellten Siedlungsdichten entsprechen denen in vielen anderen Gebieten. Sie liegen aber im oberen Bereich der in Berlin und Brandenburg gegen Ende des 20. Jahrhunderts ermittelten Werte (Otto 2001). Auf den ersten Blick erscheint die mittlere Siedlungsdichte des Gelbspötters in dem Waldstreifen an der Wuhle mit 17,9 Rev./10 ha sehr hoch. Es gibt Angaben von kleineren Flächen mit hohen Brutbeständen, die umgerechnet höhere Siedlungsdichten ergeben als in unserem Fall. Bei Turnhout/Belgien fand Paulussen (1950), der mehrere Jahre intensiv Nester des Gelbspötters untersuchte, in einem kleinen Park von 1,5 ha neun Nester mit Minimalabständen von dreimal 8 - 9 m. Aus seinen Ausführungen lässt sich aber nicht nachvollziehen, ob es sich dabei wirklich um verschiedene Brutpaare gehandelt hatte, wie im Text lapidar angegeben wird. Solche minimalen Nestabstände wurden im Wuhlewäldchen in Einzelfällen auch gefunden. Im Jahr mit der höchsten Siedlungsdichte betrug der mittlere Nestabstand der Erstbruten aber bei immerhin 63 m (siehe 3.4).

Für den Zeitraum 2002 - 2014 gibt van Noorden (2015) fluktuierende Revierdichten innerhalb zweier Hecken von ≥ 2 km Länge in De Peel, einer Untersuchungsfläche

in der Provinz Limburg/Niederlande, zwischen 6,5 - 9,5 bzw. 3,5 - 10,2 Rev./km an. Mehrfach ergeben sich erst nach Umrechnung der für kilometerlange Heckenstreifen ermittelten Reviere auf die reine Gehölzfläche hohe Siedlungsdichtewerte. So kam Gnielka (1987) entlang der Autobahn in der Ackerlandschaft bei Halle auf eine Siedlungsdichte von 21,5 Rev./10 ha und betonte, dass die Dichte größer war als in von ihm untersuchten aufgelockerten Auenwäldern. Wenn der mittlere Abstand der Reviere in einer Hecke wie in diesem Fall bei etwa 300 m liegt, kann man jedoch kaum von hoher Dichte sprechen. Die aufgeführten Beispiele zeigen, dass Siedlungsdichteberechnungen für lineare Gehölzstrukturen nicht mit Siedlungsdichten in flächigen Gehölzstrukturen vergleichbar sind.

Aus den hier vorgestellten Untersuchungsflächen ist der Gelbspötter inzwischen vollständig verschwunden. Während sich die Vegetation auf dem Kienberg verändert hat, lässt sich das Fehlen der Art in dem Waldstreifen an der Wuhle nicht aus Habitatveränderungen erklären.

Dank

Für Anmerkungen zur ersten Fassung des Manuskriptes danke ich S. Fischer sowie U. Köppen für die kritische Begutachtung und zahlreiche Verbesserungsvorschläge.

5. Zusammenfassung

Zur Ermittlung von Daten zum Ansiedlungsverhalten des Gelbspötters wurde in den Jahren 1985 - 1992 ein Berinngungsprogramm durchgeführt. Die beiden Untersuchungsgebiete lagen relativ isoliert etwa 1.000 m voneinander entfernt in Berlin-Marzahn. Dabei handelte es sich um eine ehemalige Deponie für Bauschutt und Erdaushub mit einer Fläche von 32 ha (Kienberg), die drei Jahre vor Beginn des Fangprogrammes mit anspruchslosen Gehölzen bepflanzt worden war. Das andere Gebiet war ein kleines Wäldchen mit Auwaldcharakter an der Wuhle von ca. 5,5 ha Größe. Unter den Laubbäumen war zumeist dichter Jungwuchs vorhanden.

Von 158 bis zum Jahr 1991 beringten adulten Brutvögeln lagen 23 eigene langfristige Ortsfunde von 20 Individuen vor. Ein ♀ brütete vier Jahre hintereinander im Gebiet. 304 beringte Nestlinge erbrachten neun eigene Wiederfunde von acht Individuen. Nur drei waren als Einjährige im Gebiet kontrolliert worden, von denen ein ♂ als erfolgreicher Brutvogel registriert wurde. Die niedrigen Wiederfundzahlen lassen keine ausgeprägte Philopatrie erkennen. Unter Berücksichtigung aller Ablesungen waren 78 % der kontrollierten Gelbspötter ein- oder zweijährig.

An insgesamt 57 Nestern waren beide Brutpartner beringt. Fünf Zweitbruten, davon zwei erfolgreich, konnten durch Ringablesungen eines Elternteiles abgesichert werden. Ein beringtes Brutpaar konnte bei seinem Ersatznest wieder abgelesen werden. Der Abstand von 16 Erstbrutnestern zum jeweils nächsten betrug im Waldstreifen an der Wuhle 1989

im Mittel 63 m, der von zehn Zweitbrut- und Ersatznestern zum Standort der Erstbrut 28 m.

Die Siedlungsdichte des Gelbspötters betrug auf dem Kienberg im Mittel 2,5 Rev./10 ha und im Wuhlewald 17,9 Rev./10 ha. Aus beiden Untersuchungsgebieten ist der Gelbspötter inzwischen als Brutvogel verschwunden.

6. Literatur

- Bairlein F 1996: Ökologie der Vögel. Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- Bauer H-G, Bezzel E & Fiedler W 2005: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Bd. 2; 2. Aufl., Wiebelsheim.
- Bezzel E 1993: Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Passeres. Wiesbaden.
- Cramp S & Brooks DJ (eds) 1992: The Birds of the Western Palearctic, Vol. VI. Oxford.
- Creutz G 1987: Das Vorkommen des Gelbspötters in der Oberlausitz. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 61, 1: 1-8.
- Ferry C & Faivre B 1991: Gelbspötter, Gartenspötter - *Hippolais icterina*. In: Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM (Hrsg): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 12/I. Wiesbaden.
- Gnielka R 1987: Die Brutvögel der Autobahngehölze in der Ackerlandschaft bei Halle. Apus 6: 244-248.
- Köppen U & Görner M (Hrsg) 2018: Vogelwarte Hiddensee. Acht Jahrzehnte Vogelforschung in Deutschland. Jena.
- Noorden B van 2015: Broedbiologisch onderzoek aan Spotvogels in de Peel. Limosa 88: 153-163.
- Otto W 2001: Gelbspötter - *Hippolais icterina*. In: ABBO (Hrsg): Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Rangs-dorf: 507-509.
- Otto W (im Druck): Brutbiologie des Gelbspötters *Hippolais icterina* in Berlin. Vogelwelt
- Payevsky VA 1987: [Fortpflanzungsbiologie und Demografie des Gelbspötters] (russ.). Ornitologija 22: 22-30.
- Payevsky VA 2009: Songbird Demography. Sofia, Moskau.
- Payevsky VA & Shapoval AP 2000: Age structure of passerine populations according to ringing results. Avian Ecol. Behav. 4: 55-66.
- Paulussen W 1950: Nidologische aantekeningen over de Spotvogel *Hippolais icterina* (Vieill.). Gerfaut 40: 103-106.
- Siefke A, Kneis P & Görner M 1983: Die wissenschaftliche Vogelberingung in der DDR. Zielstellungen und Wertigkeiten aus artorientierter Sicht. Ber. Vogelwarte Hiddensee 4: 5-53.
- Schüz E 1948: Verwendungsweise von Farbringen bei der Planberingung am Nistplatz. Vogelwarte 15: 44-47.
- Sokolov LV 1976: [Zeitspanne der Prägung auf den zukünftigen Nistplatz bei einigen Vögeln während des Durchzuges auf der Kurischen Nehrung] (russ.). Zool. Shurn. 55: 395-401.
- Sokolov LV 1981: [Philopatrie bei Zugvögeln] (russ.). In: Vortragsband der X. baltischen Ornithologenkonferenz; Riga.
- Sokolov LV 1997: Philopatry of Migratory Birds. Phys. Gen. Biol. Reviews 11: 1-58.
- Ulbricht J 1985: Zur Gebietstreuerate und Ansiedlerstruktur lokaler Populationen von Sperlingsvögeln. Ber. Vogelwarte Hiddensee 6: 5-26.

Lausfliegenfassungen während der Vogelberingung am Helmestausee Berga-Kelbra (Diptera, Hippoboscidae)

Vicky Labitzke & Matthias Jentzsch

Vicky Labitzke V & Matthias Jentzsch M 2019: Louse fly records during bird ringing at the Helmestausee Berga-Kelbra (Diptera, Hippoboscidae). *Vogelwarte* 53: 81-89.

During the years 2002, 2010, and 2012 to 2016, a total of 10.216 birds of 87 different species were examined for louse fly occurrences in the context of scientific bird ringing at the Helmestausee Berga-Kelbra (Thuringia). Among them, 64 birds of 17 species were parasitised by Hippoboscidae. This corresponds to an average parasitisation rate of 0.6%. For the Bearded Reedling *Panurus biarmicus*, louse fly infestation was detected for the first time. A total of 137 louse flies of the species *Ornithomya avicularia*, *O. biloba*, *O. fringillina* and *Lipoptena cervi* were collected, the last approaching humans. *O. fringillina* and *O. biloba* were most frequently observed. In both species, the number of females exceeded the number of males. Mites were found as phoretids on the wings and / or abdomens of 16 louse flies of all three *Ornithomya* species.

✉ MJ: Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden, Fakultät Landbau/Umwelt/Chemie, Pillnitzer Platz 2, 01326 Dresden. E-Mail: matthias.jentzsch.2@htw-dresden.de
VL: Haenel-Clauß-Straße 44, 01309 Dresden

1. Einleitung

Lausfliegen (Hippoboscidae) gehören als Dipteren (Zweiflügler) zur Unterordnung der Brachycera (Fliegen). Es handelt sich um blutsaugende Ektoparasiten, die auf Säugetieren, am häufigsten aber auf Vögeln vorkommen. Einige Arten besitzen ein breites Wirtsspektrum (Polyxenie), andere ein eingeschränktes (Oligoxenie). Wiederum andere Spezies haben sich auf einen einzigen Wirt spezialisiert (Monoxenie; Büttiker 1994; Lucius & Loos-Frank 2008; Heidt 2009). Umfangreichere Checklisten mit Wirtsangaben und Studien zur Systematik und Taxonomie veröffentlichte Maa (1963, 1966, 1969). Weltweit wurden bis heute 204 Lausfliegenarten bekannt, insgesamt 15 davon in Deutschland (Müller 1999; Stuke 2014), wobei die Anzahl an Untersuchungen und Nachweisen in den einzelnen Bundesländern stark schwankt (Kock 2003a, b; Schmidt 2003; Heddergott 2004; Heidt 2009; Jentzsch & Menzel 2010; Stuke 2014; Jentzsch & Müller 2016; Schmidt & Nuß 2017). Eine Erfassung der Insekten ist in der Regel nur über ihre Wirte möglich, allerdings liegen in Mitteleuropa bislang relativ wenige Studien über Vögel parasitierende Lausfliegen vor (z. B. Kasperek & Walter 1986; Walter 1990; Walter et al. 1990; Müller 1997; Sychra et al. 2008; Heidt 2009; Stuke 2014). Für den Nachweis und das Sammeln von Vogellausfliegen eignet sich besonders der Vogelfang im Rahmen der wissenschaftlichen Vogelberingungen wie er zum Beispiel alljährlich am Helmestausee Berga-Kelbra rund um die Beringungsstation Numburg stattfindet. Dort konnten über mehrere Jahre hinweg Lausfliegen im Hinblick auf ihre Wirtsvögel, die Faunistik sowie die Geschlechterverhältnisse aus-

gewertet werden. Der vorliegenden Arbeit liegt einer Bachelor-Thesis an der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (Labitzke 2018) zugrunde, die gleichzeitig aufgrund der Örtlichkeit der Sammlertätigkeiten einen Beitrag zur Lausfliegen-Fauna Thüringens darstellt. Für dieses Bundesland sind bereits zehn Arten der Hippoboscidae bekannt (Schmidt 2003; Heddergott 2004).

Da Lausfliegen außerdem kleineren Wirbellosen mitunter als Transporteure dienen (Phoresie; Büttiker 1994; Wiesner & Ribbeck 2000), die ihrerseits als Parasiten oder Symbionten an Vögeln leben und auf diese Art und Weise einen Wirtswechsel vollziehen können, wurde das Material zusätzlich auf eventuelle Vorkommen derartiger Phoretiden untersucht.

2. Untersuchungsgebiet und Methodik

Zwischen Harz und Kyffhäuser, an der Grenze zwischen Sachsen-Anhalt und Thüringen, erstreckt sich die von der Helme durchflossene Landschaft der Goldenen Aue, zu der auch die ca. 600 ha große, als Helmestausee bezeichnete Helme-Talsperre Berga-Kelbra gehört. In erster Linie dient sie dem Hochwasserschutz, aber ebenso dem Tourismus, früher auch der Melioration der flussabwärts liegenden landwirtschaftlichen Flächen und der Karpfenzucht. Einschließlich der angrenzenden Schilf- und Wiesenflächen besitzt das Gebiet auch eine herausragende Bedeutung als Brut- und Rasthabitat für eine überaus reichhaltige Vogelwelt, von der mittlerweile an die 300 Arten festgestellt wurden (Dornbusch et al. 1996). Herausragend ist zudem die alljährliche Rast von bis zu 40.000 Kranichen in dem Gebiet. Im Jahr 1978 erhielt der Stausee im Rahmen der RAMSAR-Konvention den Status eines Feuchtgebietes von internationaler Bedeutung und wur-

Tab. 1: Untersuchte Vogelarten (nach Familien geordnet) mit jeweiliger Stichprobengrößen *n* und Lausfliegen-Befall – *Examined bird species (sorted according to families) with respective sample size *n* and infestation with louseflies.*

Familie	Art	n	Lausfliegen-Befall
Anatidae	Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>	1	
Podicipedidae	Schwarzhalstaucher <i>Podiceps nigricollis</i>	1	
	Zwergtaucher <i>Tachybaptus ruficollis</i>	1	
Ardeidae	Zwergdommel <i>Ixobrychus minutus</i>	1	
Accipitridae	Sperber <i>Accipiter nisus</i>	3	
Rallidae	Teichralle <i>Gallinula chloropus</i>	5	
	Tüpfelralle <i>Porzana porzana</i>	12	
	Wasserralle <i>Rallus aquaticus</i>	44	
Charadriidae	Flussregenpfeifer <i>Charadrius dubius</i>	1	
Scolopacidae	Alpenstrandläufer <i>Calidris alpina</i>	2	
	Bekassine <i>Gallinago gallinago</i>	7	
	Bruchwasserläufer <i>Tringa glareola</i>	4	
	Flussuferläufer <i>Actitis hypoleucos</i>	35	
	Kampfläufer <i>Calidris pugnax</i>	1	
	Knutt <i>Calidris canutus</i>	1	
	Rotschenkel <i>Tringa totanus</i>	3	
Alcedinidae	Eisvogel <i>Alcedo atthis</i>	86	x
Picidae	Buntspecht <i>Dendrocopos major</i>	14	x
	Grünspecht <i>Picus viridis</i>	3	
	Kleinspecht <i>Dryobates minor</i>	3	
	Wendehals <i>Jynx torquilla</i>	6	
Laniidae	Neuntöter <i>Lanius collurio</i>	30	
Oriolidae	Pirol <i>Oriolus oriolus</i>	1	
Paridae	Blaumeise <i>Cyanistes caeruleus</i>	446	x
	Haubenmeise <i>Lophophanes cristatus</i>	3	
	Kohlmeise <i>Parus major</i>	261	
	Sumpfmehle <i>Poecile palustris</i>	56	
	Tannenmeise <i>Periparus ater</i>	7	
	Weidenmeise <i>Poecile montanus</i>	43	
Remizidae	Beutelmeise <i>Remiz pendulinus</i>	26	
Panuridae	Bartmeise <i>Panurus biarmicus</i>	59	x
Hirundinidae	Mehlschwalbe <i>Delichon urbicum</i>	22	
	Rauchschwalbe <i>Hirundo rustica</i>	428	x
	Uferschwalbe <i>Riparia riparia</i>	46	
Aegithalidae	Schwanzmeise <i>Aegithalos caudatus</i>	106	

Fortsetzung Tab. 1

Familie	Art	n	Lausfliegen-Befall
Phylloscopidae	Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>	114	
	Waldlaubsänger <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	2	
	Zilpzalp <i>Phylloscopus collybita</i>	991	x
Acrocephalidae	Drosselrohrsänger <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	72	
	Gelbspötter <i>Hippolais icterina</i>	12	
	Schilfrohrsänger <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	328	
	Seggenrohrsänger <i>Acrocephalus paludicola</i>	11	
	Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i>	276	
	Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	2049	x
Locustellidae	Feldschwirl <i>Locustella naevia</i>	25	
	Rohrschwirl <i>Locustella luscinioides</i>	53	
Sylviidae	Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i>	53	x
	Gartengrasmücke <i>Sylvia borin</i>	256	x
	Klappergrasmücke <i>Sylvia curruca</i>	83	x
	Mönchsgrasmücke <i>Sylvia atricapilla</i>	1595	x
Regulidae	Sommergoldhähnchen <i>Regulus ignicapillus</i>	7	
	Wintergoldhähnchen <i>Regulus regulus</i>	3	
Troglodytidae	Zaunkönig <i>Troglodytes troglodytes</i>	35	
Sittidae	Kleiber <i>Sitta europaea</i>	16	
Certhiidae	Gartenbaumläufer <i>Certhia brachydactyla</i>	8	
	Waldbaumläufer <i>Certhia familiaris</i>	8	
Sturnidae	Star <i>Sturnus vulgaris</i>	119	
Turdidae	Amsel <i>Turdus merula</i>	42	x
	Singdrossel <i>Turdus philomelos</i>	33	x
	Wacholderdrossel <i>Turdus pilaris</i>	1	
Muscicapidae	Blaukehlchen <i>Luscinia svecica</i>	59	x
	Braunkehlchen <i>Saxicola rubetra</i>	6	
	Gartenrotschwanz <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	23	
	Grauschnäpper <i>Muscicapa striata</i>	22	
	Hausrotschwanz <i>Phoenicurus ochruros</i>	5	
	Nachtigall <i>Luscinia megarhynchos</i>	8	
	Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i>	235	
	Schwarzkehlchen <i>Saxicola rubicola</i>	7	x
	Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i>	29	
Passereidae	Feldsperling <i>Passer montanus</i>	134	
Prunellidae	Heckenbraunelle <i>Prunella modularis</i>	72	

Fortsetzung Tab. 1

Familie	Art	n	Lausfliegen-Befall
Motacillidae	Bachstelze <i>Motacilla alba</i>	36	
	Baumpieper <i>Anthus trivialis</i>	7	
	Gebirgsstelze <i>Motacilla cinerea</i>	11	
	Wiesenpieper <i>Anthus pratensis</i>	10	
	Wiesenschafstelze <i>Motacilla flava</i>	684	x
	Zitronenstelze <i>Motacilla citreola</i>	1	
Fringillidae	Bluthänfling <i>Linaria cannabina</i>	1	
	Buchfink <i>Fringilla coelebs</i>	4	
	Erlenzeisig <i>Spinus spinus</i>	1	
	Gimpel <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	13	
	Grünfink <i>Chloris chloris</i>	62	
	Kernbeißer <i>Coccothraustes coccothraustes</i>	5	
	Stieglitz <i>Carduelis carduelis</i>	8	
Emberizidae	Goldammer <i>Emberiza citrinella</i>	13	
	Grauammer <i>Emberiza calandra</i>	11	
	Rohrammer <i>Emberiza schoeniclus</i>	789	x

de 1983 als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen. 1987 folgte die Aufnahme in die Liste der Important Bird Areas in Europe (IBA) und 1992 die Erklärung zum EU-Vogelschutzgebiet (EU SPA). Außerdem findet auf Thüringer Seite in der Naturschutzstation Numburg seit Jahrzehnten eine wissenschaftliche Vogelberingung statt, bei der insbesondere die Markierung von Wat- und Kleinvögeln im Mittelpunkt steht (Krägenow 1980; Görner et al. 1983; Dornbusch et al. 1996).

Das Material stammt von Zugvögeln aus dem Thüringer Bereich des Helmestausees im Rahmen des jährlichen Beringungseinsatzes der Fachgruppe Ornithologie und Vogelschutz Merseburg e. V. aus den Untersuchungszeiträumen 15.09. - 22.09.2002, 18.09. - 19.09.2010, 18.08. - 28.08.2012, 17.08. - 25.08.2013, 23.08. - 30.08.2014, 22.08. - 29.08.2015 sowie 20.08. - 18.09.2016. Gefangen wurde mit Netzen (Kleinvogel) und Reusen (Wat- und Wasservogel, Stelzen). Bis zum Jahr 2015 sammelte nur der Vogelberinger Martin Schulze (Halle/Saale) die Lausfliegen. Im Folgejahr wurden auch alle anderen vor Ort tätigen Beringer einbezogen und in die Erfassung der Hippobosciden eingewiesen. Für die Ermittlung der Besiedlungsraten der Vögel dienten die Gesamt-Beringungslisten, die in digitaler Form von Udo Schwarz zur Verfügung gestellt wurden.

Nach dem Fang wurden die Vögel aus den Netzen entnommen, in Leinensäcken in die Beringungsstation gebracht und die Lausfliegen in der Regel vor der Beringung abgesammelt. Einige der Parasiten mussten bereits beim Befreien der Vögel aus dem Netz ergriffen werden. Wenngleich die Lausfliegen bei Vögeln in der Hand zumeist von allein an der Gefieder-oberfläche erschienen, wurde das Gefieder dennoch zusätzlich gezielt untersucht. Einige Säuger-Hippobosciden flogen die Beringer im Freiland an und wurden mit gesammelt. Teilweise

entkamen Lausfliegen innerhalb des Beringungszimmers oder aus bereits leeren Leinensäcken und wurden dann an der Fensterscheibe erfasst, wobei eine sichere Zuordnung zum Wirt häufig nicht mehr möglich war. Alle im Jahr 2016 gesammelten Lausfliegen wurden in 100 % unvergältem, in den Jahren davor in 70 % vergältem Ethanol abgetötet, etikettiert und aufbewahrt. Die Sammlung befindet sich in der Hochschule für Technik und Wirtschaft (HTW) Dresden an der Fakultät Landbau/Umwelt/Chemie (Prof. Dr. Matthias Jentzsch). Die Bestimmung der Lausfliegen erfolgte nach dem Bestimmungsschlüssel von Büttiker (1994). Ihre Nomenklatur richtet sich nach Müller (1999). Insgesamt wurden 10.216 gefangene Vögel von 87 Arten auf Lausfliegen untersucht (Tab. 1).

3. Ergebnisse

An 17 der insgesamt 87 Vogelarten und 0,6% aller 10.216 gefangenen Vögel wurden insgesamt 137 Lausfliegen nachgewiesen (Tab. 2). Erstmals konnte ein Lausfliegenbefall für die Bartmeise belegt werden. In den Jahren 2002, 2010 und 2016 traten Befallsraten von 1 % und mehr auf (Tab. 3). Während in jedem Untersuchungsjahr neue Vogelarten als potenzielle Wirte hinzukamen, blieb der Nachweis neuer Lausfliegenarten ab dem vierten Untersuchungsjahr aus.

Insgesamt gelangen 137 Lausfliegenfunde von drei Vogel-Lausfliegenarten (Hippoboscinae) der Gattung *Ornithomya* und zusätzlich einer Säuger-Lausfliegenart (Lipoptenae) aus der Gattung *Lipoptena*. Am häufigsten angetroffen wurde *Ornithomya fringillina* (98 Exem-

Tab. 2: Vogelarten und Lausfliegenbefall, in Klammern Anzahl der Tiere mit Milben-Phoresie, * = Erstnachweis, n = Anzahl – *Bird species and infestation with louseflies, number of individuals with mite phoresy in brackets, * = first record, n = quantity.*

Art	n Vögel gesamt	n Vögel mit Befall gesamt	Befallsrate insgesamt (%)	n <i>Ornithomya</i>		
				<i>avicularia</i>	<i>biloba</i>	<i>fringillina</i>
Amsel	42	1	2,4	1 (1)		
Bartmeise	59	1*	1,7			1*
Blaukehlchen	59	1	1,7			1
Blaumeise	446	2	0,4			3 (2)
Buntspecht	14	1	7,1	1		
Dorngrasmücke	53	2	3,8			3
Eisvogel	86	1	1,2	1		
Gartengrasmücke	256	2	0,8			2
Klappergrasmücke	83	1	1,2			1
Mönchsgrasmücke	1595	3	0,2			3
Rauchschwalbe	428	18	4,2		27 (7)	5
Rohrhammer	789	13	1,6			17 (2)
Schwarzkehlchen	7	1	14,3			1
Singdrossel	33	1	3,0	1 (1)		
Teichrohrsänger	2049	11	0,5			14 (2)
Wiesenschafstelze	684	2	0,3			2
Zilpzalp	991	3	0,3			3
unbekannt	k. A.	k. A.	k. A.		4	39 (1)

Tab. 3: Verteilung der untersuchten Vögel auf die einzelnen Jahre, n = Anzahl – *Numbers of examined birds according to years.*

Jahr	Vögel gesamt		Davon mit Lausfliegenbefall		Anteil	
	n	Arten	n	Arten	Individuen	Arten
2002	566	39	8	4	1,4 %	10,3 %
2010	114	20	4	3	3,5 %	15,0 %
2012	1.490	56	4	3	0,3 %	5,4 %
2013	1.150	45	2	2	0,2 %	4,4 %
2014	1.561	57	2	2	0,1 %	3,5 %
2015	1.637	58	6	6	0,4 %	10,3 %
2016	3.698	72	37	10	1,0 %	13,9 %
Gesamt	10.216	87	64	17	0,6 %	19,5 %

plare), gefolgt von *Ornithomya biloba* (31), *Ornithomya avicularia* (4) und *Lipoptena cervi* (4). In den Fällen, in denen eine Zuordnung der Wirte möglich war, ergab sich folgendes Bild: *O. biloba* kam 16-mal an der Rauchschwalbe vor. Von *O. fringillina* konnten 56 Lausfliegen an 44 Vögeln von 13 Arten nachgewiesen werden, während die vier Exemplare von *O. avicularia* auf jeweils einer anderen Vogelart festgestellt wurden. Dabei be-

siedelte *O. avicularia* im Vergleich zu *O. fringillina* eher größere Vögel (Tab. 4). In der Regel wurden je Vogel einzelne, mitunter aber auch bis zu sieben Lausfliegen stets nur einer Art festgestellt.

Für die beiden häufigsten Arten *O. fringillina* und *O. biloba* ist eine Dominanz der Weibchen bei einem Geschlechtsverhältnis von 1 ♂ : 6,5 ♀♀ (*O. fringillina*) und 1 ♂ : 3,4 ♀♀ (*O. biloba*) zu verzeichnen.

Tab. 4: Verteilung von *Ornithomya avicularia* und *O. fringillina* auf die verschiedenen Wirte (absteigend nach Körperlänge, Svensson 2011). – Occurrence of *Ornithomya avicularia* and *O. fringillina* on different hosts (descending sorted by body length, Svensson 2011).

Wirtsart	Mit <i>O. avicularia</i>	Mit <i>O. fringillina</i>
Amsel	1	
Buntspecht	1	
Singdrossel	1	
Eisvogel	1	
Rauchschwalbe		2
Wiesenschafstelze		2
Bartmeise		1
Rohrhammer		13
Mönchsgrasmücke		3
Dorngrasmücke		2
Blaukehlchen		1
Gartengrasmücke		2
Teichrohrsänger		11
Klappergrasmücke		1
Schwarzkehlchen		1
Blaumeise		2
Zilpzalp		3



An 15 Weibchen und einem Männchen der Gattung *Ornithomya*, die von sieben verschiedenen Kleinvogel-Arten stammten, wurden Fälle von Phoresie festgestellt (Tab. 2). Bei den Phoreteten handelte es sich um Milben (Acari) und deren Eier, die entweder am Abdomen (Abb. 1) oder an der Unterseite der Flügel der Lausfliegen anhafteten. Die Phoresierate innerhalb der Hippoboscidae betrug bei den vorliegenden Untersuchungen insgesamt 12,0 %.

Neben den Vogellausfliegen flogen auch einige Säugtiere parasitierende *Lipoptena cervi* Menschen beim Aufenthalt im Freien an und wurden miterfasst.

Einzelbelege der Lausfliegen und Wirtsnachweise (wenn nicht anders angegeben, Hippoboscidae det. V. Labitzke/M. Jentsch)

Ornithomya avicularia

Buntspecht: 1 ♀ (26.08.2012), leg. Schulze.

Eisvogel: 1 ♀ (19.08.2013), leg. Schulze.

Singdrossel: 1 ♀ (September 2015), leg. Schulze.

Amsel: 1 ♀ (Oktober 2015), leg. Schulze.

***Ornithomya biloba* (Difour, 1827)**

Rauchschwalbe: 6 ♀♀ 1 ♂ (15.09.2010), 1 ♀ 1 ♂ (26.08.2012), leg. Schulze; 1 ♀ 1 ♂ (26.08.2016), 1 ♀ (26.08.2016), 1 ♀ (26.08.2016), leg. Tamm; 1 ♀ (04.09.2016), 1 ♂ (08.09.2016), leg. Schönbrodt; 1 ♀ (13.09.2016), 1 ♂ (13.09.2016), 3 ♀ (14.09.2016), 1 ♀ (14.09.2016), leg. Schulze; 1 ♀ (23.09.2016), 1 ♂ (23.09.2016), 1 ♀ (24.09.2016), 1 ♀ (24.09.2016), 1 ♀ (24.09.2016), leg. Schönbrodt.

unbekannt: 1 ♀ (26.08.2010), 1 ♀ (15.09.2010), 1 ♀ (August/September 2016), 1 ♀ (August/September 2016), leg. Schulze.

***Ornithomya fringillina* (Curtis, 1836)**

Teichrohrsänger: 3 ♀♀ (September 2002), 4 ♀♀ (15.09.2010), 1 ♀ (August 2015), leg. Schulze; 1 ♀ (24.08.2016), 1 ♂ (25.08.2016), leg. Tamm; 1 ♀ (08.09.2016), leg. Schönbrodt; 1 ♀ (12.09.2016), 1 ♀ (14.09.2016), leg. Schulze; 1 ♀ (24.09.2016), leg. Schönbrodt.

Blaumeise: 1 ♀ (09.09.2016), 2 ♀♀ (24.09.2016), leg. Schönbrodt.

Rohrhammer: 3 ♀♀ (September 2002), 4 ♀♀ 1 ♂ (15.09.2010), 1 ♀ (August 2013), 1 ♀ (August 2015), leg. Schulze; 1 ♀ (09.09.2016), 1 ♀ (10.09.2016), leg. Schönbrodt; 2 ♀♀ (12.09.2016), 1 ♀ (16.09.2016), 1 ♀

Abb. 1: Phoresie: *Ornithomya fringillina*-♀ mit Milben und Milbeneiern am Abdomen, 23.09.2016, Helmestausee, an Teichrohrsänger (Foto: V. Labitzke) – Phoresy: *Ornithomya fringillina*-♀ with mites and mite eggs on the abdomen, 23.09.2016, Helmestausee, on Eurasian Reed Warbler (photograph: V. Labitzke).

(18.09.2016), leg. Schulze; 1 ♀ (24.09.2016), leg. Schönbrodt.

Rauchschwalbe: 2 ♀♀ 1 ♂ (15.09.2010), 2 ♀♀ (26.08.2012), leg. Schulze.

Blaukehlchen: 1 ♀ (23.08.2014), leg. Schulze.

Wissenschaftstelze: 1 ♀ (September 2002), 1 ♀ (16.09.2016), leg. Schulze.

Bartmeise: 1 ♂ (26.09.2015), leg. Schulze.

Zilpzalp: 1 ♂ (25.08.2014), leg. Schulze; 1 ♀ (22.08.2016), leg. Tamm; 1 ♀ (15.09.2016), leg. Schulze.

Schwarzkehlchen: 1 ♀ (17.09.2016), leg. Schulze.

Mönchsgrasmücke: 1 ♀ (21.08.2016), leg. Lehmer; 1 ♀ (24.08.2016), leg. Tamm; 1 ♀ (09.09.2016), leg. Schönbrodt.

Gartengrasmücke: 1 ♀ (September 2002), 1 ♀ (26.08.2012), leg. Schulze.

Dorngrasmücke: 2 ♀♀ (August 2015), leg. Schulze; 1 ♀ (26.08.2016), leg. Tamm.

Klappergrasmücke: 1 ♀ (unbekannt), leg. Schulze.

Unbekannt: 14 ♀ 2 ♂ (26.08.2010), 3 ♀ 1 ♂ (15.09.2010), 1 ♀ 2 ♂ (26.08.2012), 8 ♀♀ (August 2013), 1 ♀ (August 2014), 1 ♂ (August 2014), 2 ♀♀ (August 2015), 5 ♀♀ (August/September 2016), 2 ♂♂ (August/September 2016), leg. Schulze.

Lipoptena cervi.

Mensch: 1 ♀ (15.09.2016), leg. Ludwig; 1 ♀ (15.09.2016), leg. Wulf; 1 ♂ (26.08.2010), 1 ♂ (15.09.2010), leg. Schulze.

4. Diskussion

Bei den vorliegenden Untersuchungen wurden drei Arten der Gattung *Ornithomya* festgestellt. Der durchschnittliche Anteil von durch diese Gattung parasitierten Vögeln lag insgesamt mit 0,6 % unter dem von Kasperek & Walter (1986) angegebenen Wert von 1 %, wobei die Autoren zusätzlich auch Feststellungen von entflohenen und somit unbestimmten Lausfliegen mit in ihre Berechnungen einbezogen. Lediglich in den Jahren 2002, 2010 und 2016 wurden am Helmestausee vergleichbar hohe Parasitierungsraten erreicht (vgl. Tab. 3), insbesondere weil in dieser Zeitspanne der jeweilige Untersuchungszeitraum weit in den September hinein reichte, wenn besonders viele Rauchschwalben an Schlafplätzen gefangen wurden. Bei dieser Vogelart treten allgemein hohe Befallsraten mit der monoxenen *Ornithomya biloba* auf (Büttiker 1994). Dem entgegengesetzt verweist aber Eichler (1939) darauf, dass im September bereits das Absterben der zweiten und letzten Generation der Vogellausfliegen-Imagines beginnt, wodurch wiederum eine geringere Nachweisfrequenz zu erwarten wäre. Da der direkte Kontakt mit Vögeln während der Zugzeiten nur durch Fang möglich ist und standardisierte Untersuchungen aller auftretenden Vogelarten gleichzeitig praktisch ausgeschlossen sind, können letztlich kaum Aussagen über die tatsächliche Häufigkeit von Vogellausfliegen gemacht werden.

Das potentielle Wirtsspektrum einschließlich der Artenanzahl der parasitierten Vögel nahm über die Jahre hin während der Fangaktionen zu. Insgesamt konnten an knapp einem Fünftel aller untersuchten Vogelarten Lausfliegen nachgewiesen werden (Tab. 3). Sychra et al. (2008) kamen für die Tschechische Republik mit 17,2 % zu einem ähnlichen Wert. Weitere Lausfliegenarten ließen sich dagegen schon ab dem vierten Untersuchungsjahr nicht mehr erfassen. Insgesamt ist jedoch zu konstatieren, dass das Sammeln der Lausfliegen von Vögeln kaum die absolute Dichte dieser Parasiten in der jeweiligen Region widerspiegelt und vielen Zufallsfaktoren unterliegt, auch wenn Sychra et al. (2008) für ihre Untersuchungen an Sperlingsvögeln allgemein eine durchschnittliche Individuendichte von 0,2 Lausfliegen pro untersuchtem Vogel angeben.

Die meisten am Helmestausee beringten Vögel wurden von *Ornithomya fringillina* parasitiert, die in jedem Untersuchungsjahr vertreten war. Da diese polyxene Art insbesondere auf kleinen Singvögeln vorkommt (Heidt 2009; Walter 1990), war ein solches Ergebnis zu erwarten. *O. fringillina* wurde an 13 Vogelarten beobachtet. Walter et al. (1990) dagegen konnten die Art in Deutschland an 29 und Büttiker (1994) in der Schweiz an 30 Wirtsvogelarten nachweisen. Bis auf den Steinschmätzer *Oenanthe oenanthe* wurden zumindest alle von Walter et al. (1990) als Wirt genannten Vogelarten auch während der Untersuchungen am Helmestausee gefangen, was das Absammeln der Lausfliegen von diesen Arten möglich gemacht hätte. Im Gegensatz zu diesen Autoren, die einen sehr hohen Befall von 43,1 % aller untersuchten Vögel feststellten, wurde *O. fringillina* am Helmestausee allerdings nur an 0,4 % der untersuchten Vögel gefunden, was in etwa der von Kasperek & Walter (1986) festgestellten Parasitierungsrate entspricht.

Alle am Helmestausee auftretenden Vogelarten mit Lausfliegenbefund wurden als Wirte bereits von anderen Autoren erwähnt (Maa 1969; Walter et al. 1990; Büttiker 1994; Heidt 2009). Eine Ausnahme stellt die Bartmeise dar, für die hiermit erstmals der Befall mit *O. fringillina* dokumentiert werden konnte. Auch im Handbuch der Vögel Mitteleuropas (van den Elzen 1993) und in der Monografie von Wawrzyniak & Sohns (1986), welche ausdrücklich auf Parasiten bei der Art eingeht, finden sich keine entsprechenden Angaben.

Von der ebenfalls polyxenen Spezies *Ornithomya avicularia* fanden Walter et al. (1990) 186 Individuen auf 110 Vögeln von 33 heimischen Arten, während Büttiker (1994) sogar 64 Wirtsarten erwähnt. Mit nur vier Lausfliegenindividuen im Rahmen der eigenen Untersuchungen war das Spektrum der Wirtsvögel entsprechend geringer. Diese große Diskrepanz zu den Literaturangaben ist vor allem aufgrund des späten Untersuchungszeitraums Ende August bis Mitte September zu vermuten. Bereits Raddatz (1873) bemerkte *O. avicularia* im Juni bis Juli häufig auf allerlei Vögeln und auch Redlich et al. (2006) datierten ihre Funde zwischen

Anfang Juni bis Mitte Juli. Ebenso weisen Walter et al. (1990) auf ein sehr frühes Erscheinen dieser Art hin. Ihre frühesten Fänge gelangen im Mai und Kasperek & Walter (1986) und Walter et al. (1990) verzeichnen Ende Juli bereits den Peak des Auftretens. Außerdem wurden am Helmestausee kaum oder nicht die nach Walter (1990) und Walter et al. (1990) typischen Wirte der Art wie Greifvögel, Eulen und Drosseln gefangen.

Die monoxen auf Rauchschwalben lebende *Ornithomya biloba* (Büttiker 1994) wurde mit 20 Funden und 31 Individuen erwartungsgemäß und zudem ausschließlich an ihrem Hauptwirt gefunden, wenngleich in der Vergangenheit anderen Autoren auch immer wieder vereinzelte Belege an weiteren Vogelarten gelangen (z. B. Müller 1989: Elster, Uferschwalbe, Mensch). Heidt (2009) stellte *Ornithomya biloba* auf der Mehlschwalbe und dem Teichrohrsänger fest, geht aber davon aus, dass diese wohl nur bei der Flucht von Rauchschwalben auf den Wirten gelandet waren.

Neben den Vogellausfliegen kam mit *Lipoptena cervi* auch eine Art der Säugetierlausfliegen während der Vogel Fangtätigkeiten vor, die Beringungshelfer anflug. Menschen werden von dieser Art regelmäßig, aber irrtümlich aufgesucht (Büttiker 1994; Jentzsch 2010). Ein Nachweis auf Vögeln kommt nur selten vor (z. B. Rapp 1942).

Die am Helmestausee Berga-Kelbra festgestellte Lausfliegen-Fauna war bereits aus dem Freistaat Thüringen bekannt (Schmidt 2003; Heddergott 2004). Mit weiteren Arten am Helmestausee ist zu rechnen, wenn deren Wirte in die Beringungen einbezogen (z. B. *Crataerina pallida* auf Mauersegler, *Icosta ardeae* auf Graureiher) oder wenn, wie im Falle der allgemein sehr seltenen und auf Drosseln lebenden Lausfliegenart *Ornithoica turdi* (Büttiker 1994, Heddergott 2004), größere Stichproben an Wirten untersucht werden können. Darüber hinaus gehören auch Säugetierlausfliegen zur Fauna Thüringens, waren aber nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen und eine Art ging nur als Zufallsfund in die Auswertung mit ein.

Bei den vorliegenden Untersuchungen ließ sich bei den beiden häufigsten *Ornithomya*-Arten eine deutliche Dominanz der weiblichen Individuen feststellen, was die Frage aufwirft, ob Vögel tatsächlich überwiegend von weiblichen Hippobosciden parasitiert werden. Schuurmans Stekhoven (1954) vertritt die Annahme, dass die Männchen aufgrund einer geringeren Verfügbarkeit von Reservestoffen weniger langlebig sind und eher absterben als die Weibchen, weshalb die weiblichen Imagines bei anfänglichem Gleichgewicht zwischen den Geschlechtern später überwiegen. Büttiker (1994) erwähnt im Gegensatz dazu, dass die Männchen beweglicher sind und beim Sammeln leichter entkommen. Dies könnte das tatsächliche Geschlechtsverhältnis manipulieren. Weitere Untersuchungen sind somit erforderlich.

An etwa 11,7 % der gesammelten Lausfliegen wurden Milben und deren Eier als Phoreteten beobachtet, aber nicht näher determiniert. Eichler (1939), Büttiker

(1949) und Kasperek & Walter (1986) benennen übereinstimmend mit hier vorgestellten Beobachtungen als Ablageort der Eier die Flügel und das Abdomen der Lausfliegen. Kasperek & Walter (1986) stellten fest, dass es sich bei den ausgewachsenen Milben ausschließlich um Weibchen handelt.

Danksagung

Wir danken herzlich Martin Schulze und Mark Schönbrodt für ihre intensive Unterstützung der Sammeltätigkeit. Ebenso bedanken wir uns bei Udo Schwarz für die Übermittlung der Listen der Beringungsergebnisse. Auch allen anderen Beringern und Beringungshelfern der Fachgruppe Ornithologie und Vogelschutz Merseburg e. V. sei für ihre Mitarbeit bei der Lausfliegenfassung herzlich gedankt.

5. Zusammenfassung

In den Jahren 2002, 2010 und 2012 bis 2016 wurden am Helmestausee Berga-Kelbra (Thüringen) insgesamt 10.216 Vögel von 87 Arten im Rahmen der wissenschaftlichen Vogelberingung auf Lausfliegen-Vorkommen untersucht. Darunter befanden sich 64 Vögel von 17 Arten, die von Hippobosciden besiedelt waren. Dies entsprach einer durchschnittlichen Parasitierungsrate von 0,6 %. Für die Bartmeise wurde erstmals ein Lausfliegenbefall nachgewiesen. Insgesamt konnten 137 Lausfliegen der Arten *Ornithomya avicularia*, *O. biloba*, *O. fringillina* und *Lipoptena cervi* erfasst werden, wobei letztere den Menschen anflug. Am häufigsten wurden *O. fringillina* und *O. biloba* beobachtet. Bei beiden Arten überwog jeweils die Anzahl der Weibchen gegenüber der Anzahl der Männchen. An 16 Lausfliegen aller drei *Ornithomya*-Arten wurden Milben als Phoreteten an den Flügeln und/oder am Abdomen gefunden.

6. Literatur

- Büttiker W 1994: Die Lausfliegen der Schweiz (Diptera, Hippoboscidae). Mit Bestimmungsschlüssel. CSCF, Neuchâtel.
- Dornbusch G, Dornbusch M & Dornbusch P 1996: Helmestausee Berga-Kelbra. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 33, SH: 28-32.
- Eichler W 1939: Deutsche Lausfliegen, ihre Lebensweise und ihre hygienische Bedeutung. Zeitschrift für hygienische Zoologie und Schädlingsbekämpfung 31: 210-226.
- Görner M, Kneis J, Karlstedt K, Schulze W & Schrödter W 1983: Das Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung „Stausee Berga-Kelbra“ und seine Vogelwelt. Landschaftspf. Naturschutz Thüringen 20: 30-54.
- Heddergott M 2004: *Ornithoica turdi* (Latreille, 1812) - neu in der Fauna Thüringens (Insecta: Diptera: Hippoboscidae). Ornithol. Jahresber. Mus. Heineanum 22: 51-54.
- Heidt J 2009: Auf Vögeln blutsaugende Lausfliegen (Insecta, Diptera, Hippoboscidae) Luxemburgs. Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois 110: 143-146.
- Jentzsch M 2010: Beiträge zur Lausfliegen-Fauna Sachsen-Anhalts (Diptera, Hippoboscidae). Entomol. Nachr. Ber. 54: 21-24.

- Jentsch M & Menzel F 2010: Zum Vorkommen der auf Säugetieren parasitierenden Lausfliegen in der Uckermark (Diptera, Hippoboscidae). *Beitr. Entomol.* 60: 71-79.
- Jentsch M & Müller J 2016: Lausfliegen (Diptera: Hippoboscidae). Bestandssituation. In Frank D & Schnitter P (Hrsg): Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts: 1129-1131. Natur und Text, Rangsdorf.
- Kasperek M & Walter G 1986: Die Lausfliegen-Fauna der Durchzügler und Brutvögel des Neusiedlersee-Gebietes (Diptera: Hippoboscidae). *Z. angew. Zool.* 73: 345-355.
- Kock D 2003a: Die Lausfliegen Bayerns Insecta: Diptera: Hippoboscidae). *Beitr. zur bayerischen Entomofaunistik* 5: 3-6.
- Kock D 2003b: Lausfliegen in Hessen (Diptera: Hippoboscidae). *Nachr. des entomol. Vereins Apollo* 23: 217-224.
- Krägenow P 1980: Ergebnisse der zentralen Limikolenfangaktion der DDR. *Potsdamer Forsch., Naturwiss. Reihe* 22: 3-157.
- Labitzke V 2018: Lausfliegen auf durchziehenden Vögeln am Helmestausee Berga-Kelbra - Fauna und Wirtsbeziehungen. Bachelor-Arbeit. Hochschule für Technik und Wirtschaft, Dresden.
- Lucius R & Loos-Frank B 2008: *Biologie von Parasiten*. Springer, Berlin.
- Maa T.C 1963: Genera and species of Hippoboscidae (Diptera: types, synonymy, habitats and natural groupings. *Pacific Insects Monograph* 6: 1-186.
- Maa T.C 1966: Studies in Hippoboscidae (Diptera). *Pacific Insects Monograph* 10: 1-148.
- Maa, T.C 1969: Studies in Hippoboscidae (Diptera). Part 2. *Pacific Insects Monograph* 20: 1-312.
- Müller J 1989: Neuere Ektoparasitenfunde (Dipt.: Hippoboscidae, Nycteribiidae; Siphonaptera) von Wildvögeln und Wildsäugern und deren hygienische Bedeutung. *Verhandlungen des elften internationalen Symposiums für die Entomofaunistik Mitteleuropas SIEEC*: 366-370.
- Müller J 1997: Lausfliegen-Funde von heimischen Vögeln, nebst Bemerkungen zur deutschen Checkliste. *Diptera: Hippoboscidae. Ornithol. Jber. Museum Heineanum* 15: 115-132.
- Müller J 1999: Hippoboscidae. In: Schumann H, Bährmann R. & Stark A (Hrsg) *Entomofauna Germanica* 2. Checkliste der Dipteren Deutschlands. *Studia dipterol., Suppl.* 2: 155-156.
- Raddatz A 1873: Übersicht der in Mecklenburg bis jetzt beobachteten Fliegen (Diptera). *Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg* 27: 22-131.
- Rapp O 1942: *Die Fliegen Thüringens unter besonderer Berücksichtigung der faunistisch-oekologischen Geographie*. Selbstverlag, Erfurt.
- Redlich K, Stubbe M, Ribbeck R & Mey E 2006: Ektoparasiten und deren Gemeinschaften an Greifvögeln im nordöstlichen Harzvorland. *Populationsökologie Greifvögel- und Eulenarten* 5: 459-475.
- Schmidt C & Nuß M 2017: insekten-sachsen. <http://www.insekten-sachsen.de/Pages/TaxonomyBrowser.aspx?id=16682>. 07.03.2018.
- Schmidt E 2003: Checkliste der Lausfliegen (Diptera, Hippoboscidae) Thüringens. Stand 30.10.2003. *Check-Listen Thüringer Insekten und Spinnentiere* 11: 17-18.
- Schuermans Stekhoven JH 1954: Biologische Beobachtungen an *Stenopteryx hirundinis* L (Diptera Pupipara). *Zeitschrift für Parasitenkunde* 16: 313-321.
- Stuke J 2014: Der Kenntnisstand zum Vorkommen von Lausfliegen auf Vögeln in Niedersachsen und Bremen (Diptera: Hippoboscidae). *Vogelkdl. Ber. Niedersachs* 45: 79-83.
- Svensson L 2011: *Der Kosmos-Vogelführer. Alle Arten Europas, Nordafrikas und Vorderasiens*. Franckh-Kosmos, Stuttgart.
- Sychra O, Literák I, Podzemný P & Benedikt V 2008: Insect ectoparasites from wild passerine birds in the Czech Republic. *Parasite* 15: 599-604.
- van den Elzen R 1993: *Panurus biarmicus* - Bartmeise. In: Glutz von Blotzheim UN (Hrsg) *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 13/I, Passeriformes (4. Teil), Muscicapidae - Paridae: 267-318. Aula, Wiesbaden.
- Walter G 1990: Dipteren (Diptera: Cyclorhapha) als Ektoparasiten von Vögeln in der Bundesrepublik Deutschland. *Die Vogelwarte* 35: 231-242.
- Walter G, Kasperek M & Tschirnhaus M 1990: Zur Lausfliegenfauna (Diptera: Hippoboscidae) der Vögel in der Bundesrepublik Deutschland. *Ökologie der Vögel* 12: 73-83.
- Wawrzyniak H & Sohns G (1986): *Die Bartmeise*. Die Neue Brehm-Bücherei 553. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- Wiesner E & Ribbeck R 2000: *Lexikon der Veterinärmedizin*. Enke, Stuttgart.

Der Effekt von Augengröße und Lichtbelastung auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln im Wiener Stadtgebiet

Claudia Schütz & Christian H. Schulze

Schütz C & Schulze CH 2019: The effect of eye size and artificial night lighting on daily activity patterns of birds in the city of Vienna. *Vogelwarte* 57: 91-98.

Artificial night lighting can cause an earlier start of daily activity of birds with a stronger response to artificial light in species that generally start their dawn song earlier. This is suggested to be related to interspecific variation in eye size. However, until now no study included these two variables in multivariate analyses to test for combined effects of relative eye size (eye size adjusted for body size) and artificial night lighting. That was realized in this study, also accounting for possible effects of varying temperature and season on the activity start of eleven common songbirds. To assess the activity start of bird species, point counts have been carried out between November 2014 and April 2015 at 84 randomly selected survey points within the city borders of Vienna. Birds were recorded 15 min before until 15 min after start of civil twilight. At the survey points, beside temperature also sky brightness as well as light intensity were measured every 15 min. For analyses, artificial night lighting was also quantified on a regional scale using VIIRS night time satellite images. Data on birds' eye size were derived from a personal database and from literature. Linear mixed-effects models indicate that large-eyed bird species tend to show an earlier start of their activity. While artificial night lighting quantified on a local scale (census points) doesn't prove to strongly affect activity start of birds, effects are found when considering average artificial night lighting within a buffer of 250 and 500 m around census points. If large-eyed species benefit disproportionately from artificial night lighting, this could affect the composition of bird communities inhabiting urban environments.

✉ CS: Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien.

E-Mail: claudia.schuetz@univie.ac.at, Österreich.

CHS: Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien, Österreich.

1. Einleitung

Ökologische Lichtverschmutzung – definiert als die Aufhellung des Nachthimmels durch (meist) künstliche Lichtquellen, welche die natürlichen Lichtverhältnisse in Ökosystemen verändert (Longcore & Rich 2004) – nimmt in Folge steigender Urbanisierung und kontinuierlich wachsendem Lebensstandard rapide zu (Gil & Brumm 2014; Kyba et al. 2017). Künstliche Lichtquellen ändern dabei die räumlichen, zeitlichen und spektralen Eigenschaften natürlicher Lichtverhältnisse und beeinflussen damit die Physiologie und das Verhalten einer breiten Palette von Organismen (Schmiedel 2001; Navara & Nelson 2007; Gaston et al. 2013; Dominoni et al. 2016).

Für die Mehrheit der Vogelarten spielt die über ihr Sehvermögen aufgenommene Information eine entscheidende Rolle bei der Steuerung ihres Verhaltens (Martin 2017). Dementsprechend kann „falsches“ Licht zur falschen Zeit am falschen Ort erhebliche Auswirkungen haben (Hüppop et al. 2013). So wurden bei nachts ziehenden Vögeln, die zum Navigieren u. a. den Sternenkompas nutzen (Berthold 2008), besonders in bedeckten Nächten anziehende Effekte hell erleuchteter Strukturen in einer ansonsten dunklen Umgebung beobachtet (Ballasus et al. 2009; Hüppop & Hilgerloh 2012; Hüppop et al. 2013). Diese Effekte können u. a.

die Wahl des Rasthabitats und damit auch die Effizienz der Nahrungsaufnahme während des Zuges beeinflussen (McLaren et al. 2018). Aufgrund von Kursverlust und/oder Desorientierung kann eine derartige Lichtattraktion aber auch zu einem Anstieg der Flugdauer und im schlimmsten Fall bei ungünstigen Witterungsbedingungen zu Massenanflügen und zur Kollision mit künstlich beleuchteten Strukturen wie Hochhäusern, Leuchttürmen, Sendemasten oder Windkraftanlagen führen (Longcore & Rich 2004; Ballasus et al. 2009; Hüppop et al. 2013; Van Doren et al. 2017). Auch das Betreiben von Skybeamern kann erhebliche negative Konsequenzen für Vögel haben. So konnten nicht nur Schreck- und Ausweichreaktionen ziehender, sondern auch Störungen rastender Vögel durch die Lichtkegel der Scheinwerfer festgestellt werden (Herrmann et al. 2006).

Im städtischen Umfeld, in dem künstliche Lichtquellen permanent und gleichmäßiger verteilt sind, führen sie für die dort lebenden Vögel zu Verschiebungen in den tageszeitlichen und saisonalen Aktivitätsmustern (Gaston et al. 2013; Gil & Brumm 2014; Da Silva et al. 2015). Nächtliche Beleuchtung löst beispielsweise einen früheren Aktivitätsbeginn aus (Nordt & Klenke 2013), wobei dieser Effekt bei jenen Vogelarten besonders stark ausgeprägt ist, die unter natürlichen Bedingungen ihren morgendlichen Gesang in Relation zum Sonnenaufgang

sehr früh beginnen (Kempenaers et al. 2010; Russ et al. 2015). Grund hierfür könnten zwischenartliche Unterschiede in der relativen Augengröße und damit in der unterschiedlichen visuellen Leistungsfähigkeit unter geringen Lichtintensitäten sein. Untermauert wird diese Annahme durch Studien, die einen negativen Zusammenhang zwischen Augengröße und morgendlichem Aktivitätsbeginn belegen (Thomas et al. 2002; Ockenendon et al. 2009).

Im Rahmen dieser Studie sollen nun zum ersten Mal die beiden maßgeblichen Prädiktorvariablen Augengröße und anthropogene Lichtbelastung – gemeinsam mit anderen potenziell bedeutenden Variablen wie Temperatur und Jahreszeit (Nordt & Klenke 2013; Da Silva et al. 2014; Russ et al. 2015; Da Silva et al. 2017) – in multivariate Analysen integriert werden. Dadurch wird die Einflussstärke verschiedener Variablen auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln miteinander vergleichbar. Zudem basieren Studien, die den Effekt von anthropogenen Lichtemissionen auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln untersuchen, überwiegend auf kleinräumigen Lichtbelastungsmaßen (Kempenaers et al. 2010; Russ et al. 2015; Da Silva et al. 2017). Neben punktuellen Messungen werden in dieser Studie auch Satellitenaufnahmen verwendet, um anthropogene Lichtbelastung auch für großräumigere Flächen zu quantifizieren. Abseits der Gesangsaktivität ist der Effekt von anthropogenen Lichtemissionen auf tägliche Aktivitätsmuster von Vögeln noch wenig untersucht (Gil & Brumm 2014; aber z. B. Santos et al. 2010; Titulaer et al. 2012). Unsere Studie berücksichtigt daher als abhängige Variable den allgemeinen Aktivitätsbeginn, überwiegend außerhalb der Brutzeit.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet und Vogelerhebungen

Die Freilandarbeiten wurden zwischen November 2014 und April 2015 in Wien an zufällig ausgewählten Punkten durchgeführt. Für die Zufallsauswahl wurde das Stadtgebiet in ArcGIS mit einem 1 km × 1 km-Raster überzogen und für jede Rasterzelle die mittlere Strahlendichte berechnet. Daten zur Strahlendichte (Einheit: Nanowatt pro Steradian und pro Quadratcentimeter) stammen von VIIRS-Nachtlicht-Satellitenaufnahmen (VIIRS: Visible Infrared Imaging Radiometer Suite; NOAA 2018; Details siehe unten). Anschließend wurde jede Rasterzelle einer von vier Gruppen zugeordnet (Details siehe Abb. 1). Für jede Gruppe wurden 20 bis 22 Zufallspunkte (kaum lichtbelastet: n = 20, leicht lichtbelastet: n = 21, mäßig lichtbelastet: n = 21, stark lichtbelastet: n = 22) ausgewählt, wobei nur jene Punkte berücksichtigt wurden, die möglichst einfach zugänglich waren (Abb. 1). Die Aktivität aller Vogelindividuen, die visuell und/oder akustisch an den Kartierungs-

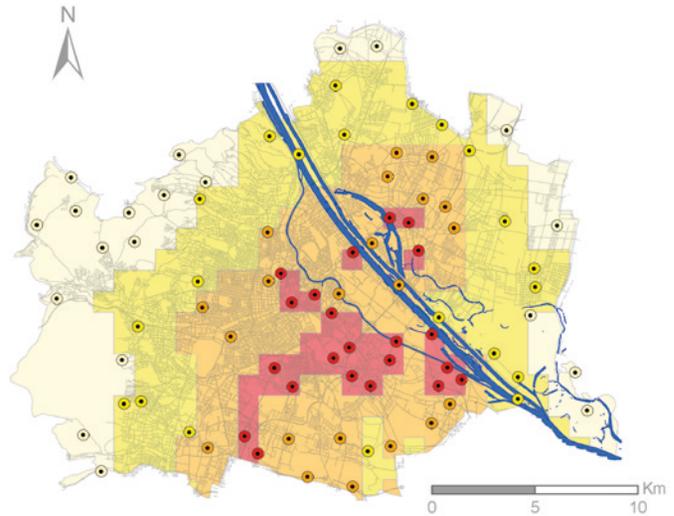


Abb. 1: Lage der 84 Zufallspunkte, an denen Aktivitätserhebungen der Vögel durchgeführt wurden. Das Wiener Stadtgebiet wurde basierend auf VIIRS-Nachtlicht-Satellitenaufnahmen in vier Zonen unterteilt: hellgelb = kaum lichtbelastet – $< 5 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, gelb = leicht lichtbelastet – $5,01\text{-}15 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, orange = mäßig lichtbelastet – $15,01\text{-}25 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, rot = stark lichtbelastet – $> 25 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$. Blaue Linien stellen den Verlauf der Donau und ihrer Nebengewässer dar, graue Linien Straßen. – *Overview on 84 random points, where bird activity surveys were carried out. The city of Vienna was divided into four zones based on VIIRS night time satellite images: bright yellow = low intensity of artificial light – $< 5 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, yellow = slightly artificially illuminated – $5.01\text{-}15 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, orange = moderately artificially illuminated – $15.01\text{-}25 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, red = strongly artificially illuminated – $> 25 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$. Blue lines indicate the river Danube and its backwaters, grey lines represent streets.*

punkten registriert wurden, wurde innerhalb eines Radius von 50 m um den Beobachtungspunkt erfasst. Die Gesamt-erfassungszeit pro Punkt betrug 30 min, wobei sich diese von 15 min vor bis 15 min nach Beginn der zivilen (bürgerlichen) Dämmerung erstreckte. Die morgendliche bürgerliche Dämmerung beginnt, wenn sich die Sonne 6° unter dem Horizont befindet und endet mit dem Sonnenaufgang. Während dieser Zeitspanne – unter Abwesenheit von Mondschein und/oder künstlicher Beleuchtung – ist die vorherrschende Helligkeit für das menschliche Auge gerade ausreichend, um große Gegenstände grob zu unterscheiden, Details sind nicht auflösbar (Geoscience Australia 2018). Der Beginn der zivilen Dämmerung wurde für jeden Kartierungspunkt unter <https://galupki.de/kalender/sunmoon.php> ermittelt. Alle 84 Punkte wurden in zufälliger Reihenfolge einmal im Untersuchungszeitraum aufgesucht. An den Untersuchungspunkten wurde zudem ab Beobachtungsbeginn alle 15 min mit dem Umweltmessgerät Voltcraft DT 8820 die Temperatur in ca. 1 m Höhe über dem Boden gemessen.

2.2 Anthropogene Lichtemission

Die anthropogene Lichtbelastung an den Kartierungspunkten wurde auf verschiedenen räumlichen Ebenen ermittelt. Auf lokaler Ebene wurde am Beobachtungspunkt mit einem Luxmeter (Umweltmessgerät Voltcraft DT 8820, Einheit: lux) die Lichtintensität aufgenommen. Mit einem Sky Quality Meter

(Unihedron SQM-L, Einheit: Magnituden pro Bogensekunde²) wurde zudem die Himmelhelligkeit in einem Raumwinkel von ca. 20° um die Zentralachse gemessen (Unihedron 2017). Je niedriger der Wert, der vom Gerät erhalten wird, desto höher ist die Helligkeit des Nachthimmels und damit die anthropogene Lichtemission (Posch et al. 2013). Eine Abnahme um 5 mag/Bogensekunde² bedeutet einen 100-fach helleren Nachthimmel (Unihedron 2017). Sowohl Lichtintensität als auch Himmelhelligkeit wurden an den Beobachtungspunkten alle 15 min in ca. 1 m Höhe gemessen. Für die statistischen Analysen wurde dann jeweils der Mittelwert der drei Messungen verwendet. Auf Ebene der Landschaftsmatrix wurden Nachlichtaufnahmen der Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) an Bord des Suomi NPP (National Polar-Orbiting Partnership) Satelliten genutzt (Datenquelle: NOAA 2018, Datenstand: Januar 2013), um anthropogene Lichtbelastung zu quantifizieren. VIIRS detektiert Licht im Wellenlängenbereich von 500 bis 900 nm in einer räumlichen Auflösung von 15 × 15 Bogensekunde²-Rastern (NOAA 2018), was im Raum Wien einer Rastergröße von ca. 380 m × 380 m entspricht. VIIRS reagiert hoch sensibel auf geringste Mengen sichtbaren Lichts (Liao et al. 2013; Miller et al. 2013). Das resultiert in Nachlichtaufnahmen, die eine sehr gute Erfas-

sung anthropogener Lichtquellen erlauben, weniger gesättigte Pixel in stark durch künstliche Lichtquellen belasteten Gebieten zeigen und damit eine bessere Darstellung stadtinterner Charakteristika ermöglichen (Elvidge et al. 2013). Basierend auf diesen VIIRS-Nachlichtaufnahmen wurde die mittlere Helligkeit in einem Puffer von 250 m und 500 m um den jeweiligen Kartierungspunkt berechnet. Die Berechnungen wurden in ArcGIS 10.2 (ESRI) mit Hilfe des Werkzeugs „Zonale Statistiken“ durchgeführt.

2.3 Augengröße

Daten zur mittleren Augengröße (Durchmesser der Iris) von Vogelarten, die an den Untersuchungspunkten erfasst wurden, stammen aus unserer eigenen Datenbank (methodische Details zum Vermessen der Augendurchmesser siehe Schütz & Schulze 2014) oder von Thomas et al. (2002). Die Augengröße wurde für die statistischen Auswertungen in Relation zur Körpergröße gesetzt. Die daraus resultierende relative Augengröße entspricht dem Residuum der Regression zwischen log-transformierter absoluter Augengröße und log-transformiertem Körpergewicht. Daten zum Körpergewicht der einzelnen Vogelarten stammen aus Dunning (2008). Sofern vorhanden, wurden dabei Gewichtsangaben aus dem Winter

Tab. 1: Datengrundlage zur relativen Augengröße einzelner Vogelarten. Daten zum Augendurchmesser stammen aus Thomas et al. (2002) oder aus der eigenen Datenbank, Daten zum Körpergewicht aus Dunning (2008). Die elf Vogelarten, die herangezogen wurden, um die Effekte von anthropogener Lichtemission und relativer Augengröße auf den Aktivitätsbeginn zu ermitteln, sind fett gedruckt (AD = Augendurchmesser, SD = Standardabweichung, KG = Körpergewicht, n = Stichprobe, ED = Eigene Datenbank). – *Data used for calculating the relative eye size of bird species. Data on eye size derived from Thomas et al. (2002) or from our own database. Body mass data were extracted from Dunning (2008). The eleven species which were used to test for effects of artificial night light level and relative eye size on the activity start of birds are printed in bold (AD = eye size diameter, SD = standard deviation, KG = body mass, N = sample size, ED = own database).*

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	AD (mm)	SD	KG (g)	n	ED	Thomas et al. (2002)
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	4,77	0,06	40,85	3		X
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	4,79	0,42	17,97	5	X	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	3,41	0,25	8,74	22		X
Amsel	<i>Turdus merula</i>	7,07	0,48	83,35	3	X	
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	6,43	0,20	70	12		X
Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>	3,51	0,88	7,7	2	X	
Blaumeise	<i>Cyanistes caeruleus</i>	3,68	0,19	10,73	24	X	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	4,29	0,25	19,11	20	X	
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	4,5	0,12	23,1	2	X	
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	3,6	0,14	8,5	2		X
Elster	<i>Pica pica</i>	6,63	0,11	206,1	2		X
Saatkrähe	<i>Corvus frugilegus</i>	8,57	0,32	485,7	3		X
Haussperling	<i>Passer domesticus</i>	4,01	0,10	30,4	2	X	
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	4,05	0,26	23	127	X	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	4,05	0,21	23,6	5	X	
Grünfink	<i>Chloris chloris</i>	4,07	0,26	30,65	8	X	
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	3,74	0,11	15,8	9	X	
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	4,82	0,40	32,95	4	X	
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	4,7	0,26	29,8	10	X	

verwendet. Nach Geschlecht getrennte Angaben zum Körpergewicht wurden gemittelt. Tab. 1 gibt einen detaillierten Überblick über die Daten zur Augengröße und zum Körpergewicht von 19 Vogelarten, die verwendet wurden, um deren relative Augengröße zu ermitteln.

2.4 Statistische Analysen

Für die statistischen Analysen standen von 83 Kartierungspunkten Daten zur Vogelaktivität zur Verfügung, an einem Punkt wurde keine Vogelaktivität registriert. An jedem Untersuchungspunkt wurde dabei pro Art nur jener Zeitpunkt berücksichtigt, an dem die jeweilige Art zum ersten Mal gehört und/oder gesehen wurde. Dieser Zeitpunkt wurde in Minuten nach (positive Werte) oder vor (negative Werte) Beginn der zivilen Dämmerung angegeben, um saisonalen Unterschieden in der Tageslänge gerecht zu werden. Es wurden nur jene Vogelarten berücksichtigt, die an mindestens vier Kartierungspunkten nachgewiesen wurden (Tab. 1). Aufgrund der Struktur unserer Daten berechneten wir lineare, gemischte Modelle mit Punkt-ID und Art als Zufallseffekte und relativer Augengröße, Lichtbelastung, minimaler Temperatur und Monat (als faktorieller Variable) als Prädiktorvariablen. Im Zuge der Modellselektion wurden alle möglichen Kombinationen der erklärenden Variablen miteinander verglichen und jene Modelle identifiziert, die das Informationskriterium minimieren. Hierfür wurden Modelle ihrem AIC (Akaikes Informationskriterium) folgend gereiht. Nur jene Modelle, die einen Unterschied < 2 hinsichtlich ihres AIC-Wertes zum besten Modell (= Modell mit dem kleinsten AIC-Wert) zeigten, wurden als bestgereichte Modelle bewertet (Richards et al. 2011; Symonds & Moussalli 2011). Für jedes Modell wurde auch das

Akaike-Gewicht berechnet, das die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Modell die Zusammenhänge zwischen der Zielvariablen und den erklärenden Variablen am besten vorhersagt, angibt. Die Modellselektion wurde getrennt für die vier Lichtbelastungsmaße Lichtintensität (Luxmeter), Himmelhelligkeit (Sky Quality Meter), VIIRS-Nachtlichtaufnahme 250 m und VIIRS-Nachtlichtaufnahme 500 m durchgeführt, weil diese Parameter hochgradig korrelieren. Auch wenn der Aktivitätsstart zwischen Arten verglichen wurde, führten wir keine Tests hinsichtlich Signifikanz und Stärke eines phylogenetischen Signals durch, da unser Datensatz lediglich 11 Arten umfasste, die zudem aus sieben verschiedenen Familien (Alaudidae: eine Art, Muscicapidae: eine Art, Troglodytidae: eine Art, Turdidae: zwei Arten, Paridae: zwei Arten, Corvidae: eine Art, Fringillidae: drei Arten) stammten. Die statistischen Analysen wurden mit der Software R 3.4.3. (R Core Team 2014) durchgeführt, unter Verwendung der R-Pakete lme4 (Bates et al. 2015), MuMIn (Barton 2015) und visreg (Breheny & Burchett 2017).

3. Ergebnisse

Insgesamt wurde der Aktivitätsbeginn von 259 Vogeleindividuen aus elf Arten analysiert. Vergleicht man die Zusammenstellung der bestgereichten Modelle getrennt nach den einzelnen Lichtbelastungsmaßen, ist die relative Augengröße in allen der bestgereichten Modelle enthalten (Tab. 2). Alle Maße für anthropogene Lichtemission sind zwar in zumindest einem der bestgereichten Modelle enthalten, die VIIRS-Maße haben jedoch stärkeren Einfluss auf den Aktivitätsbeginn von

Vögeln im Vergleich zur Lichtintensität (Luxmeter) und zur Himmelhelligkeit (Sky Quality Meter). Das VIIRS 250 m-Maß ist in allen bestgereichten Modellen und das VIIRS 500 m-Maß in drei der vier bestgereichten Modelle enthalten (Tab. 2). Zudem hat das Modell, das VIIRS 250 m, Monat und relative Augengröße als erklärende Variablen enthält, den kleinsten AIC-Wert (Tab. 2). Größere Augen und ansteigende Lichtbelastung (basierend auf VIIRS-Nachtlichtaufnahmen) führen dabei zu einem früheren Aktivitätsbeginn (Abb. 2). Der Aktivitätsbeginn zeigt zudem geringe, aber doch deutliche monatliche Unterschiede, wobei Vögel nach einem relativ ähnlichen Aktivitätsbeginn in den Wintermonaten im Frühjahr zunehmend früher mit der Aktivität beginnen (Abb. 3). Die Parameterschätzungen (\pm Standardfehler) für die Auswirkung der minimalen Temperatur auf den Aktivitätsbeginn der Vögel sind für fünf der sechs in Tabelle 2 dargestellten Modelle, in denen die mi-

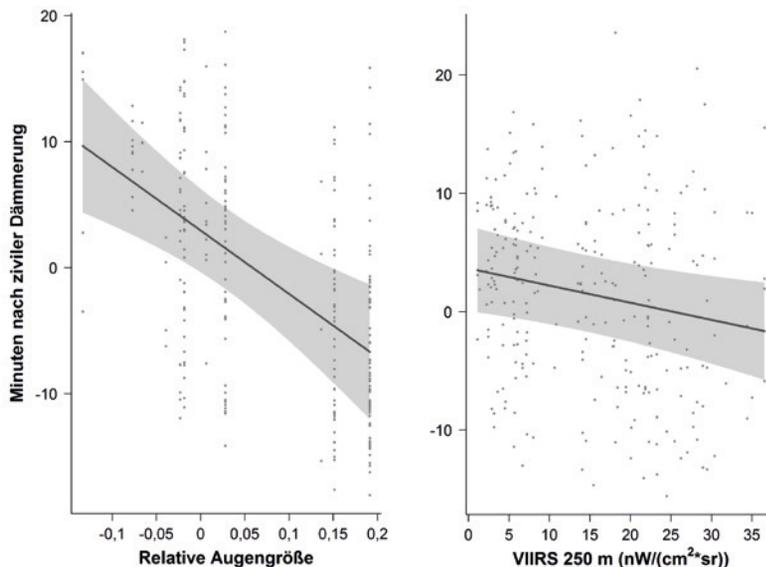


Abb. 2: Vorhergesagter Effekt der erklärenden Variablen relative Augengröße und anthropogene Lichtemission (basierend auf Satellitenaufnahmen) auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln im Wiener Stadtgebiet. Vorhersagen basieren auf dem Modell in Tab. 2c, graue Bänder zeigen das 95%-Konfidenzintervall. – Predicted effects of relative eye size and artificial night lighting (based on night time satellite images) on the activity start of birds in the city of Vienna. Predictions are based on the model in Tab. 2c, grey areas indicate 95% CI.

Tab. 2: Bestgereichte Modelle ($\Delta AIC < 2$) zur Erklärung des Aktivitätsbeginns von Vögeln im Wiener Stadtgebiet, getrennt nach den vier Maßen für anthropogene Lichtbelastung. Akaikes Informationskriterium (AIC), Unterschiede in den AIC-Werten einzelner Modelle zum bestgereichten Modell (ΔAIC), Akaike-Gewichte (ω_i) und die Bestimmtheitsmaße sind für die jeweiligen Modelle aufgelistet. Erklärende Variablen, die in allen bestgereichten Modellen für das jeweilige Lichtbelastungsmaß enthalten sind, sind fett formatiert (rel. AG = relative Augengröße, T_{min} = Minimal-Temperatur). – *Best ranked models ($\Delta AIC < 2$) explaining the activity start of birds in the city of Vienna, shown separately for each of the four artificial night light measures. Akaike's Information Criterion (AIC), AIC-differences to the best ranked model (ΔAIC), as well as Akaike weights (ω_i) and the coefficients of determination are listed for each of the models. Independent variables being included in each of the best ranked models for the respective artificial night light measure are printed in bold (rel. AG = relative eye size, T_{min} = minimum temperature).*

a) Lichtintensität (Luxmeter)						
Modellnr.	Erklärende Variablen	AIC	ΔAIC	ω_i	<i> marg. r^2</i>	<i> kond. r^2</i>
1	T_{min}, rel. AG	1862,30	0	0,23	0,23	0,37
2	rel. AG	1862,71	0,41	0,19	0,21	0,36
3	Monat, rel. AG	1863,21	0,92	0,15	0,24	0,41
4	Lichtintensität, T_{min}, rel. AG	1863,44	1,14	0,13	0,23	0,38
b) Himmelshelligkeit (Sky Quality Meter)						
Modellnr.	Erklärende Variablen	AIC	ΔAIC	ω_i	<i> marg. r^2</i>	<i> kond. r^2</i>
1	T_{min}, rel. AG	1862,30	0	0,24	0,23	0,37
2	rel. AG	1862,71	0,41	0,20	0,22	0,36
3	Monat, rel. AG	1863,21	0,92	0,15	0,25	0,41
4	Himmelshelligkeit, T_{min}, rel. AG	1864,03	1,73	0,10	0,23	0,38
c) VIIRS 250 m						
Modellnr.	Erklärende Variablen	AIC	ΔAIC	ω_i	<i> marg. r^2</i>	<i> kond. r^2</i>
1	VIIRS 250 m, Monat, rel. AG	1858,50	0	0,42	0,28	0,41
d) VIIRS 500 m						
Modellnr.	Erklärende Variablen	AIC	ΔAIC	ω_i	<i> marg. r^2</i>	<i> kond. r^2</i>
1	VIIRS 500 m, Monat, rel. AG	1860,49	0	0,30	0,26	0,41
2	T_{min}, rel. AG	1862,30	1,81	0,12	0,23	0,37
3	VIIRS 500 m, T_{min}, rel. AG	1862,40	1,91	0,12	0,24	0,37
4	VIIRS 500 m, T_{min}, Monat, rel. AG	1862,45	1,97	0,11	0,26	0,41

nimale Temperatur enthalten ist, mit Werten zwischen - 0,27 ($\pm 0,17$) und - 0,31 ($\pm 0,17$) sehr ähnlich. Niedrigere minimale Temperaturen führen danach zu einem späteren Aktivitätsbeginn der Vögel. Nur für das letzte in Tabelle 2 angegebene Modell weist die Parameterschätzung von - 0,03 ($\pm 0,18$) auf keine Wirkung der Temperatur auf den Aktivitätsbeginn hin.

4. Diskussion

Unsere multivariaten Analysen, die neben der anthropogenen Lichtbelastung gleichzeitig auch andere potenziell bedeutende Variablen wie Temperatur und Monat (Saison) berücksichtigten, unterstreichen den wesentlichen Einfluss der Augengröße auf den Aktivitätsbeginn.

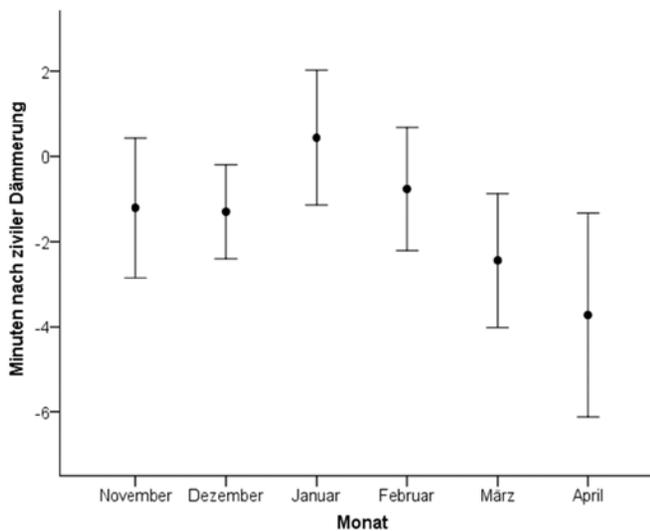


Abb. 3: Vorhergesagter Effekt der erklärenden Variable Monat auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln im Wiener Stadtgebiet. Vorhersagen basieren auf dem Modell in Tab. 2c, dargestellt sind Mittelwerte und ihre 95 %-Konfidenzintervalle. – Predicted effect of the variable month on the activity start of birds in the city of Vienna. Predictions are based on the model in Tab. 2c, presented are means and their 95% CIs.

Dabei sind Vogelarten mit größeren Augen in Relation zu ihrer Körpergröße früher aktiv als jene mit kleineren Augen (Thomas et al. 2002, 2004; Ockendon et al. 2009). Der Beginn der morgendlichen Aktivität wird also primär durch visuelle Fähigkeiten unter geringen Lichtintensitäten bestimmt (Thomas et al. 2004; Ockendon et al. 2009). Große Augen besitzen einen größeren Pupillendurchmesser und lassen mehr Licht in das Innere des Auges. Dadurch wird sowohl die optische Sensibilität (die Fähigkeit, Licht von geringer Intensität wahrzunehmen) als auch die optische Auflösung (die Fähigkeit, Details unter bestimmten Lichtbedingungen aufzulösen) erhöht – beides wichtige Eigenschaften für primär visuell orientierte Lebewesen (Martin 2017). Selbst unter schlechten Lichtbedingungen ist es dann möglich, Beute zu finden und effizient damit zu hantieren sowie sich annähernde Prädatoren rechtzeitig zu entdecken – Vorteile, von denen Vögel dank größerer Augen bei frühem Aktivitätsbeginn profitieren (Ockendon et al. 2009).

Neben der Augengröße hatte auch die anthropogene Lichtbelastung einen Effekt auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln. Die Einflussstärke dieser Variable war in unserer Studie allerdings von ihrer räumlichen Auflösung abhängig. Kleinräumige Lichtbelastungsmaße, die von punktuellen Messungen mit Luxmeter und Sky Quality Meter stammen, hatten nur wenig Einfluss auf den Aktivitätsbeginn – ein Ergebnis, das vereinzelt auch in anderen Studien zu finden ist (Da Silva et al. 2017; Welbers et al. 2017). Bei Berücksichtigung der anthropogenen Lichtemission in einem größeren Puffer um die Beobachtungspunkte zeigte sich jedoch eine deutliche Auswir-

kung auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln. Wie bereits in anderen Studien gezeigt wurde (Byrkjedal et al. 2012; Da Silva et al. 2014; Russ et al. 2015; Da Silva et al. 2017), führt dabei ein Anstieg der anthropogenen Lichtemission zu einem früheren Start der morgendlichen Aktivität. Neben Lichtbelastung und Augengröße wird der Aktivitätsbeginn bei Vögeln von einer Vielzahl weiterer interner (z. B. circadiane Rhythmen) und externer Faktoren (z. B. soziale Interaktionen) beeinflusst. Experimente an Schwarzkopfmehlschnecken *Poecile atricapillus* zeigten beispielsweise, dass der Beginn des Morgengesangs als Reaktion auf steigende Konkurrenz nach vorne verlegt und zudem auf das Verhalten von Reviernachbarn abgestimmt werden kann (Foote et al. 2011). Ein Vogel wird seinen Aktivitätsbeginn nach vorne verlegen, wenn sein Reviernachbar ein Territorium in einem stärker durch anthropogene Lichtemission belasteten Bereich innehat und dementsprechend früher am Morgen seine Gesangsaktivität startet, auch wenn punktuelle Messungen der Lichtbelastung sein eigenes Revier als wenig durch Lichtemissionen belastet ausweisen.

Nachtlicht-Satellitenaufnahmen, welche die Situation der anthropogenen Lichtemission auf einer größeren räumlichen Skala widerspiegeln, beschreiben damit nicht nur direkte, sondern auch indirekte Effekte der Lichtbelastung und könnten daher besser geeignet sein, um den Einfluss von künstlichem Licht auf den Aktivitätsbeginn von Vogelarten zu beschreiben. Inwieweit messtechnische Probleme bei der Erhebung der punktuellen Erfassung der Lichtbelastung dazu beitragen, dass dieses Maß einen vernachlässigbaren Effekt auf den Aktivitätsbeginn der berücksichtigten Vogelarten zeigte, ist unklar. Allerdings ist bekannt, dass mittels Luxmeter gemessene Werte zur Lichtbelastung bereits durch Verschiebung des Messpunktes um wenige Meter erheblich schwanken können. Grund ist eine exponentielle Abnahme der Lichtintensität bei zunehmender Entfernung von Beleuchtungseinrichtungen (Kempenaers et al. 2010).

Der in unserer Studie festgestellte zunehmend frühere Aktivitätsbeginn im Frühjahr – im Vergleich zu den Wintermonaten – erscheint zuerst bemerkenswert, da die Gesangsaktivität von Amseln zwischen März bis Mai mit fortschreitender Saison zunehmend später einsetzt (Stephan 1999; Nordt & Klenke 2013). Eine mögliche Erklärung für diese Diskrepanz liefern Cuthill & MacDonald (1990). Tageszeitlich am frühesten singende Männchen haben prinzipiell den größten Fortpflanzungserfolg. Verhaltensweisen, die mit einer Optimierung des Fortpflanzungserfolgs in Verbindung stehen, sind jedoch besonders kostspielig. Daher kann es gerade zu Beginn der Brutzeit vorteilhaft sein, früher aktiv zu werden, um bereits vor dem energetisch aufwendigen Prozess des

Gesangs und der Verteidigung von Territorien die Energiereserven aufzufüllen. Dafür ist ein zunehmend früherer Beginn der Nahrungssuche erforderlich. Der generelle Aktivitätsbeginn kann sich somit – worauf unserer Studie Hinweise liefert – beim Übergang vom Winter in die Brutsaison nach vorne verschieben, obwohl sich der Beginn der Gesangsaktivität in Relation zum Einsetzen der zivilen Dämmerung im Laufe der Saison zunehmend nach hinten verschiebt, wie für die Amsel gezeigt werden konnte (Stephan 1999; Nordt & Klenke 2013). Ein späterer Beginn der Aktivität von Vögeln bei niedrigeren Umgebungstemperaturen konnte bereits in anderen Studien belegt werden (z. B. Nordt & Klenke 2013).

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse dieser Studie, dass – unter Berücksichtigung von Effekten von Temperatur und Saison auf den Aktivitätsbeginn – vor allem Vogelarten mit großen Augen die morgendlichen Tagesrandzeiten stärker nutzen. Zudem führt ein Anstieg der anthropogenen Lichtemission zu einem früheren Aktivitätsbeginn. Die Ressourcennutzung entlang des Lichtgradienten könnte daher in stärker von anthropogenen Lichtbelastungen betroffenen Gebieten zu Gunsten von Vogelarten mit größeren Augen verschoben werden, da diese Arten auf höhere Lichtemissionen stärker reagieren als andere (Kempenaers et al. 2010; Byrkjedal et al. 2012; Da Silva et al. 2017). Vogelarten mit größeren Augen könnten dann in Gebieten mit höherer Lichtbelastung von verlängerten Zeitfenstern für die Nahrungssuche oder vermehrten Kopulationen außerhalb des Paarbundes in höherem Ausmaß profitieren (Kempenaers et al. 2010; Byrkjedal et al. 2012; Da Silva et al. 2017). Kurzfristig kann das zu gesteigerten Überlebens- und Fortpflanzungsraten dieser Arten und damit zu möglichen Konkurrenzvorteilen führen. Langfristig könnte anthropogene Lichtemission damit zur Homogenisierung von Vogelgemeinschaften beitragen (Da Silva et al. 2017). Davon dürften dann insbesondere Vogelgemeinschaften urbaner Habitate betroffen sein, da besonders das städtische Umfeld – das ohnehin schon mit den Folgen biotischer Homogenisierung zu kämpfen hat – stärker durch anthropogene Lichtemission belastet ist im Vergleich zu außerstädtischen Lebensräumen (McKinney 2006; Gil & Brumm 2014).

5. Zusammenfassung

Anthropogene Lichtemission löst bei Vögeln einen früheren Beginn ihrer täglichen Aktivität aus, wobei Arten, die ihren Morgengesang generell früher starten, stärker reagieren. Es wird angenommen, dass dieser Effekt auf zwischenartlichen Unterschieden in der Augengröße beruht. Bisher hat allerdings noch keine Studie die beiden Variablen in multivariate Analysen integriert, um kombinierte Effekte von relativer Augengröße (Augengröße korrigiert für Unterschiede in der Körpergröße) und anthropogene Lichtbelastung zu testen. Das wurde mit dieser Studie realisiert, wobei auch potenzielle Effekte von Temperatur und Jahreszeit auf den Aktivitätsbeginn von elf Sing-

vogelarten berücksichtigt wurden. Um den Aktivitätsbeginn von Vögeln zu quantifizieren, wurden in Wien von November 2014 bis April 2015 an 84 Zufallspunkten Erhebungen durchgeführt. Die Vogelaktivität wurde 15 min vor bis 15 min nach Beginn der zivilen Dämmerung erfasst. Neben der Temperatur wurden an den Punkten alle 15 min auch punktuell Himmelshelligkeit und Lichtintensität gemessen. Im Zuge der Analysen wurde anthropogene Lichtemission zudem großflächiger mittels VIIRS-Nachtlicht-Satellitenaufnahmen quantifiziert. Daten zur Augengröße von Vögeln stammen aus einer eigenen Datenbank bzw. aus der Literatur. Lineare gemischte Modelle belegen, dass Vögel mit größeren Augen früher aktiv sind. Maße für anthropogene Lichtbelastung, die von punktuellen Messungen an den Kartierungspunkten stammen, haben keine starken Effekte auf den Aktivitätsbeginn. Hingegen beeinflusst die mittlere Lichtemission in einem Puffer von 250 m bzw. 500 m um die Beobachtungspunkte deutlich den Beginn der Vogelaktivität. Wenn Vögel mit größeren Augen überproportional von anthropogener Lichtemission profitieren, könnte das die Zusammensetzung von Vogelgemeinschaften in urbanen Habitaten beeinflussen.

Dank

Wir bedanken uns herzlich bei Christof Herrmann und Ommo Hüppop, die mit ihren Kommentaren ganz entscheidend zur Verbesserung des Manuskriptes beigetragen haben.

6. Literatur

- Ballasus H, Hill K & Hüppop O 2009: Gefahren künstlicher Beleuchtung für ziehende Vögel und Fledermäuse. *Berichte zum Vogelschutz* 46: 127-157.
- Barton K 2015: MuMIn: multi-model inference R package version 1.13.4. <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Bates D, Mächler M, Bolker B & Walker S 2015: Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1-48.
- Berthold P 2008: *Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht*. 6. Auflage. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Breheny P & Burchett W 2017: Visreg: visualization of regression models, version 2.4.-1. <https://CRAN.R-project.org/package=visreg> (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Byrkjedal I, Lislevand T & Vogler S 2012: Do passerine birds utilise artificial light to prolong their diurnal activity during winter at northern latitudes? *Ornis Norvegica* 35: 37-42.
- Cuthill IC & MacDonald WA 1990: Experimental manipulation of the dawn and dusk chorus in the Blackbird *Turdus merula*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 26: 209-216.
- Da Silva A, Diez-Méndez D & Kempenaers B 2017: Effects of experimental night lightning on the daily timing of winter foraging in common European songbirds. *Journal of Avian Biology* 48: 862-871.
- Da Silva A, Samplonius JM, Schlicht E, Valcu M & Kempenaers B 2014: Artificial night lighting rather than traffic noise affects the daily timing of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Behavioral Ecology* 25: 1037-1047.
- Da Silva A, Valcu M & Kempenaers B 2015: Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 370: 20140126.

- Dominoni DM, Borniger JC & Nelson RJ 2016: Light at night, clocks and health: from humans to wild organisms. *Biology Letters* 12: 20160015.
- Dunning JB 2008: CRC handbook of avian body masses. 2. Auflage. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Elvidge CD, Baugh K, Zhizhin M & Feng CH 2013: Why VIIRS data are superior to DMSP for mapping nighttime lights. *Proceedings of the Asia-Pacific Advanced Network* 35: 62-69.
- Footo JR, Fitzsimmons LP, Mennill DJ & Ratcliffe LM 2011: Male Black-capped Chickadees begin dawn chorusing earlier in response to simulated territorial insertions. *Animal Behaviour* 81: 871-877.
- Gaston KJ, Bennie J, Davies TW & Hopkins J 2013: The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews* 88: 912-927.
- Geoscience Australia 2018: Astronomical definitions. <http://www.ga.gov.au/scientific-topics/astronomical/astronomical-definitions> (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Gil D & Brumm H 2014: Avian urban ecology: behavioural and physiological adaptations. Oxford University Press, Oxford.
- Herrmann C, Baier H & Bosecke T 2006: Flackernde Lichtspiele am nächtlichen Himmel. Auswirkungen von Himmelsstrahlern (Skybeamer) auf Natur und Landschaft und Hinweise auf die Rechtslage. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 (4): 115-119.
- Hüppop O & Hilgerloh G 2012: Flight call rates of migrating thrushes: effects of wind conditions, humidity and time of day at an illuminated offshore platform. *Journal of Avian Biology* 43: 85-90.
- Hüppop O, Klenke R & Nordt A 2013: Vögel und künstliches Licht. In: Posch T, Hölker F, Uhlmann T & Freyhoff A (Hrsg) *Das Ende der Nacht. Lichtsmog: Gefahren – Perspektiven – Lösungen*: 99-123. Wiley-VCH, Berlin.
- Kempnaers B, Borgström P, Loës P, Schlicht E & Valcu M 2010: Artificial night lighting affects dawn song, extra-pair siring success and lay date in songbirds. *Current Biology* 20: 1735-1739.
- Kyba CCM, Kuester T, Sánchez de Miguel S, Baugh K, Jechow A, Hölker F, Bennie J, Elvidge CD, Gaston KJ & Guanter L 2017: Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Science Advances* 3: e1701528.
- Liao LB, Weiss S, Mills S & Hauss B 2013: Suomi NPP VIIRS day-night band on-orbit performance. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 118: 12705-12718.
- Longcore T & Rich C 2004: Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and Environment* 2: 191-198.
- Martin G 2017: *The sensory ecology of birds*. Oxford University Press, Oxford.
- McKinney ML 2006: Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- McLaren JD, Buler JJ, Schreckengost T, Smolinsky JA, Boone M, van Loon E, Dawson DK & Walters EL 2018: Artificial light at night confounds broad-scale habitat use by migrating birds. *Ecology Letters* 21: 356-364.
- Miller SD, Straka III W, Mills SP, Elvidge CD, Lee TF, Solbrig J, Walther A, Heidinger AK & Weiss SC 2013: Illuminating the capabilities of the Suomi National Polar-Orbiting Partnership (NPP) Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) day/night band. *Remote Sensing* 5: 6717-6766.
- Navara KJ & Nelson RJ 2007: The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. *Journal of Pineal Research* 43: 215-224.
- NOAA 2018: Version 1 VIIRS Day/Night Band Nighttime Lights. https://ngdc.noaa.gov/eog/viirs/download_dnb_composites.html (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Nordt A & Klenke R 2013: Sleepless in town – drivers of the temporal shift in dawn song in urban European Blackbirds. *PLoS ONE* 8: e71476.
- Ockendon N, Davis SE, Toms MP & Mukherjee S 2009: Eye size and the time of arrival of birds at garden feeding stations in winter. *Journal of Ornithology* 150: 903-908.
- Posch T, Hölker F, Uhlmann T & Freyhoff A 2013: *Das Ende der Nacht. Lichtsmog: Gefahren-Perspektiven-Lösungen*. Wiley-VCH, Berlin.
- R Core Team 2014: R: A language and environment for statistical computing. <https://www.R-project.org/> (letzter Zugriff 1. April 2018).
- Richards SA, Whittingham MJ & Stephens PA 2011: Model selection and model averaging in behavioural ecology: the utility of the IT-AIC framework. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65: 77-89.
- Russ A, Rüger A & Klenke R 2015: Seize the night: European Blackbirds (*Turdus merula*) extend their foraging activity under artificial illumination. *Journal of Ornithology* 156: 123-131.
- Santos CD, Miranda AC, Granadeiro JP, Lourenço PM, Saraiva S & Palmeirim JM 2010: Effects of artificial illumination on the nocturnal foraging of waders. *Acta Oecologica* 36: 166-172.
- Schmiedel J 2001: Auswirkungen künstlicher Beleuchtung auf die Tierwelt – ein Überblick. *Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz* 67: 19-51.
- Schütz C & Schulze CH 2014: Measuring the eye size of mist-netted birds: a comparison of two non-invasive methods. *Journal of Ornithology* 155: 1077-1079.
- Stephan B 1999: *Die Amsel*. Die Neue Brehm-Bücherei Band 95. 2. Auflage. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- Symonds MRE & Moussalli A 2011: A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's Information Criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65: 13-21.
- Titulaer M, Spoelstra K, Lange CYMJG & Visser ME 2012: Activity patterns during food provisioning are affected by artificial light in free living Great Tits (*Parus major*). *PLoS ONE* 7: e37377.
- Thomas RJ, Kelly DJ & Goodship NM 2004: Eye design in birds and visual constraints on behavior. *Ornithologia Neotropical* 15: 243-250.
- Thomas RJ, Székely T, Cuthill IC, Harper DGC, Newson SE, Frayling TD & Wallis PD 2002: Eye size in birds and the timing of song at dawn. *Proceedings of the Royal Society B* 269: 831-837.
- Unihedron 2017: Sky Quality Meter with lens – FAQ. <http://unihedron.com/projects/darksky/faqsqml.php> (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Van Doren BM, Horton KG, Dokter AM, Klinck H, Elbin SB & Farnsworth A 2017: High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 11175-11180.
- Welbers AAMH, Van Dis NE, Kolvoort AM, Ouyang J, Visser ME, Spoelstra K & Dominoni DM 2017: Artificial light at night reduces daily energy expenditure in breeding Great Tits (*Parus major*). *Frontiers in Ecology and Evolution* 5: 55.

Plädoyer für einen gehassten Neophyten: Staudenknöterich-Bestände *Fallopia* spp. als wichtiger Neststandort für Singvögel

Jens Hering

Hering J 2019: A plea for a hated neophyte: Japanese knotweed stands *Fallopia* spp. as an important nesting habitat for songbirds. Vogelwarte 57: 99-114.

The Asian knotweeds *Fallopia japonica*, *F. sachalinensis* and *F. x bohemica* are classified in Germany and other European countries as seriously problematic, invasive neophytes. Apart from numerous studies that prove the negative effect on native plant communities and invertebrates, there are only a few studies about the impact of exotic knotweeds on vertebrates. Only two papers describe nest discoveries in knotweeds.

Specific breeding surveys primarily in riverside *Fallopia* stands in southwest Saxony took place for the first time in 2017 and 2018. After finding eight nests belonging to Red-backed Shrike *Lanius collurio*, Marsh Warbler *Acrocephalus palustris*, Eurasian Blackbird *Turdus merula* and Yellowhammer *Emberiza citrinella* during sampling in July 2017, knotweed stands were systematically explored during the breeding season in 2018. In total, 116 active nests could be traced, including for the first time Eurasian Blackcap *Sylvia atricapilla*, Garden Warbler *Sylvia borin* and nest parasitisation by Common Cuckoo *Cuculus canorus*. These are the first detailed descriptions and photo documentations of breeding sites for the above-mentioned species in stands of Asian knotweeds. They also expand the existing information about nests and nest sites, in particular for Marsh Warbler and Yellowhammer.

These results impressively demonstrate the unidentified importance of neophytes as breeding habitat for native songbird species, indicating an ecological niche expansion. Especially the Marsh Warbler shows great adaptability for repopulation in knotweed stands, which are dominated by vertical structures. Apart from the highly flexible Eurasian Blackbird, birds like Eurasian Blackcap, Garden Warbler, Yellowhammer and Red-backed Shrike have quickly exploited the new environment as breeding habitat. It can even be assumed that the invasive knotweed is placed in a key position as a breeding habitat in floodplains, which are nowadays used by intensive agriculture and are mainly free of thorny scrub. Incidentally, the breeding occurrence of various songbird species in the knotweeds in their East Asian area of origin as well as in an invasive region in Canada show that these plant populations are important as breeding habitat.

Except for the one documented brood parasitism by the Common Cuckoo, there were no clear indications for nest predation. In some species, the location of the nest in the centre of the plant stands could be the reason for possibly lower predation. Weather events like hail, heavy rain and storms will certainly result in occasional nest losses in the knotweed. However, these are likely to be relatively low due to the stability of the stems and the dense leaf canopy of the knotweed. On the other hand, anthropogenic losses should be considered as more serious. Especially extensive mowing leads to a total loss of the habitat in some places and, therefore, of all nests present. It can be assumed that countless broods were destroyed in the last decades due to the well-established eradication of *Fallopia* populations. For the protection of nests an immediate addition to nature conservation legislation is necessary, similar to that applied in Germany for woodlands and reed beds. Mechanical processes like mowing, grazing, flailing, uprooting, etc. should only take place outside of the breeding season of the bird species present.

These first results are reason enough for further extensive studies on the bird communities of *Fallopia* stands. Especially species spectrum, population density, spatial and vertical distribution, breeding success and behavioural studies, but also the potential importance as a passage and resting habitat needs to be clarified.

The results presented here call for a change in the persistent intensively conducted one-sided public information campaigns. Despite the undisputed problem that the knotweed can change the structure and species inventory of affected ecosystems, the successful settlement by native bird species supports the appropriate acceptance of the alien plant. Perhaps they even represent a partial substitute for other edge structures that have been lost through agro-industrial intensive use.

✉ JH: Wolkenburger Straße 11, 09212 Limbach-Oberfrohna. E-Mail: jenshering.vso-bibliothek@t-online.de

1. Einleitung

Die beiden asiatischen Staudenknöteriche *Fallopia japonica* und *F. sachalinensis* und deren Kreuzung *F. x bohemica* sind seit ihrer vielerorts massiven Ausbreitung in den letzten Jahrzehnten als höchst problematische, invasive Neophyten in Deutschland und anderen europäischen Ländern eingestuft (Böhmer et al. 2006; Kleinbauer et al. 2010; Alberternst & Böhmer 2011; Schmiedel et al. 2015; Nentwig et al. 2017). Zahlreiche Fach-

publikationen, Faltblätter, Positionspapiere, Tagungsbände und sogar ein „Japan-Knöterich-Handbuch“ (Child & Wade 2000) warnen vor den von Neobiota ausgehenden Gefahren für die biologische Vielfalt. Dabei steht die Verdrängung einheimischer Arten im Mittelpunkt. Rigoros werden darin Beseitigungsmaßnahmen, aber auch zunehmend präventives Handeln gefordert (KORINA 2013; Schmiedel et al. 2015). Grundlage dafür sind Untersuchungen, die die weitge-

hend negativen Auswirkungen auf einheimische Pflanzengesellschaften und Wirbellose belegen (s. in Lavoie 2017). Im Gegensatz dazu gibt es aber nur wenige detaillierte Studien, die sich mit der Wirkung von exotischen Knöterichen auf Vertebraten beschäftigen (Dowsett-Lemaire 1981; Maerz et al. 2005; Larsen 2013; Hajzlerová & Reif 2014; Serniak et al. 2017). Zwei dieser Arbeiten untersuchen die Folgen von Knöterichbeständen entlang von Flussläufen für Vogelgesellschaften, allerdings ohne Betrachtung brutbiologischer Aspekte (Hajzlerová & Reif 2014; Serniak et al. 2017). Erste Nestfunde im Staudenknöterich beschreiben Dowsett-Lemaire (1981) und Larsen (2013). Schließlich gibt es vereinzelte Angaben zu singenden Sumpfrohrsängern *Acrocephalus palustris* in solchen Beständen (Dorsch et al. 1998; Trompat 2007; Stiels & Schidelko 2016).

Gezielte brutbiologische Untersuchungen fanden erstmals 2017 und 2018 vorwiegend in flussbegleitenden *Fallopia*-Beständen in Südwest-Sachsen statt. Diese Ergebnisse, die die unerkannte Bedeutung der Neophyten als Bruthabitat für einheimische Singvogelarten eindrucksvoll belegen und für eine Ausweitung des ökologischen Nischenangebotes sprechen, werden hier vorgeschellt.

2. Untersuchungsgebiet und Methode

Als Hauptuntersuchungsgebiet wurde die Flussaue der Zwickauer Mulde zwischen Remse und Glauchau (50° 50' N 12° 33' E - 50° 51' N 12° 34' E, 227 m - 234 m NN; Abb. 1-5), bei Schlunzig (50° 46' N 12° 29' E, 248 m NN) und Crossen (50° 46' N 12° 28' E, 253 m NN) sowie bei Kralapp (51° 5' N 12° 48' E, 148 m NN) ausgewählt. Diese Flächen liegen größtenteils im FFH-Gebiet „Mittleres Zwickauer Muldetal“ (EU-Melde-Nr. 4842-301). Die Kralapper Fläche befindet sich im Europäischen Vogelschutzgebiet „Tal der Zwickauer Mulde“ (EU-Melde-Nr. 4842-452). Weitere Untersuchungen fanden im Europäischen Vogelschutzgebiet „Limbacher Teiche“ (EU-Melde-Nr. 5142-451) (50° 50' N 12° 45' E, 367 m NN), auf einer Deponie bei Fraureuth (50° 41' N 12° 22' E, 342 m NN) und einer Brache in Limbach-Oberfrohna (50° 51' N 12° 46' E, 353 m NN) statt. Die Untersuchungsflächen liegen in den Landkreisen Zwickau und Mittelsachsen im Freistaat Sachsen.

Die linienförmigen, teilweise unterbrochenen und oft an beiden Ufern wachsenden Knöterichbestände entlang der Zwickauer Mulde wurden am 5.7.2017 stichprobenhaft und vom 1.6. bis 22.8.2018 systematisch auf einer Gesamtlänge von 8.780 m nach vorhandenen Nestern durchsucht. *Fallopia* bildet hier 1,25 - 2,90 m hohe und 0,5 - 25 m breite Reinbestände. Steiluferebereiche und durch Altbestände stark verwucherte Abschnitte waren streckenweise nicht begehbar. In zwei inselartig ausgeprägten Beständen im Limbacher Teichgebiet (342 m² bzw. 164 m²) fanden Kontrollen am 14.7. und 23.7.2018, auf der Deponie (1.460 m²) am 27.7.2018 und auf der Brache (450 m²) am 18.7.2018 statt.

Die Bestände wurden vorwiegend auf Knien kriechend oder gebückt durchsucht. Alle erreichbaren Nester wurden sorgfältig dokumentiert: Neststandort mit Koordinaten, Lage des Nestes im Bestand mit Ermittlung des Abstandes zu den Rändern, Standhöhe über Grund (gemessen bis Unterkante Nest),

Maße, Nistmaterial, Zahl der in das Nest geflochtenen Haltestängel (bei Gräsern wird die Bezeichnung Halm verwendet), Durchmesser der Haltestängel in Nesthöhe und Nestinhalt. Die Nestmaße wurden bei Nestern mit Gelege bzw. fertigen Nestern ohne Gelege (kurz vor der Eiablage oder verlassen bzw. ausgeraubt, aber der Art klar zuzuordnen) und mit Jungvögeln aufgenommen. Aufgrund nicht einsehbarer Bereiche in stark verwucherten Beständen und versteckter Nester im Blätterdach wie auch im Bodenbereich wird angenommen, dass nur 60 - 70 % aller Nester gefunden worden sind. Vorjährige Nester, oft gezeichnet durch Verwitterung, fanden keine Berücksichtigung. Ergänzend wurden Daten zu Höhe und Breite des Knöterichbestandes erhoben.

Im Untersuchungsgebiet an der Zwickauer Mulde kommt größtenteils der Böhmische Staudenknöterich vor. Hierbei handelt es sich um eine Kreuzung aus Japanischem Staudenknöterich und Sachalin-Staudenknöterich, die 1982 erstmals in der Tschechischen Republik beschrieben wurde und heute in Deutschland weit verbreitet ist (Alberternst et al. 1995; Pyšek et al. 2002; Böhmer 2006). In Sachsen gilt diese Kreuzung als zerstreut vorkommend, wobei allerdings die Verbrei-

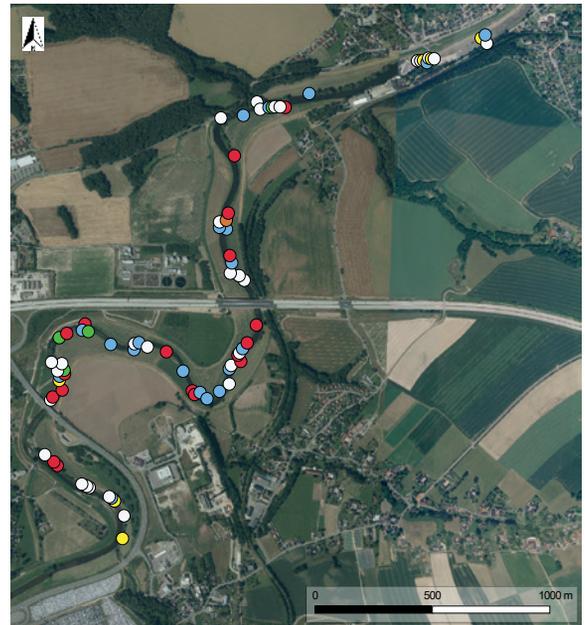


Abb. 1: Übersicht zur Lage von in der Brutsaison 2018 in *Fallopia*-Beständen gefundenen Nestern (farbige Punkte) an der Zwickauer Mulde zwischen Glauchau und Remse. Weiß = Amsel *Turdus merula*, gelb = Grasmücke *Sylvia* spp., orange = Kuckuck *Cuculus canorus* (in Nest des Sumpfrohrsängers), rot = Neuntöter *Lanius collurio*, blau = Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris*, grün = Goldammer *Emberiza citrinella*. Kartengrundlage Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen. – Overview of the nest sites (coloured dots) found in *Fallopia* stands along the Zwickauer Mulde between Glauchau and Remse in the breeding season 2018. White: Eurasian Blackbird *Turdus merula*, yellow = warblers *Sylvia* spp., orange = Common Cuckoo *Cuculus canorus* (in nest of Marsh Warbler), red = Red-backed Shrike *Lanius collurio*, blue = Marsh Warbler *Acrocephalus palustris*, green = Yellowhammer *Emberiza citrinella*. Map basis GeoSN.



Abb. 2: Flussaue der Zwickauer Mulde bei Weidensdorf mit vitalem Bestand des Böhmischem Staudenknöterichs *Fallopia x bohemica*. In diesem Abschnitt wurden 2018 alle Brutvogelarten gefunden, 8.6.2018. – Floodplain of the Zwickauer Mulde near Weidensdorf with vigorous stands of Bohemian Knotweed *Fallopia x bohemica*. All bird species breeding in this section were located in 2018, 8.6.2018.

Fotos: J. Hering

tung ungenügend bekannt ist (https://www.artensteckbrief.de/?ID_Art=1028821&BL=20012). Nur stellenweise wachsen in der untersuchten Flussaue reine Bestände des Japanischen Staudenknöterichs. Diese Form wird in Sachsen flächendeckend an Wasserläufen gefunden (Hardtke & Ihl 2000; Sächsisches Landesamt für Landwirtschaft 2006; https://www.artensteckbrief.de/?ID_Art=1794&BL=20012). Vor allem für die südwestsächsische Region ist die Einwanderung und Ausbreitung von *Fallopia* gut dokumentiert (Kosmale 1981, 1990, 2000). Pflanzensoziologisch handelt es sich im Untersuchungsgebiet um ein Japanstaudenknöterich-Giersch-Gestrüpp (Reynoutria japonica-Aegopodium podagraria-Galio-Urticetea; Böhnert et al. 2001). An der Zwickauer Mulde sind an gehölzfreien Uferabschnitten, ab und zu auch



Abb. 4: Bestand des Böhmischem Staudenknöterichs *Fallopia x bohemica* am Ufer der Zwickauer Mulde mit landseitig angrenzendem Altgrasstreifen bei Remse, 27.6.2018. – Stands of Bohemian Knotweed *Fallopia x bohemica* along the river bank of Zwickauer Mulde near Remse with adjoining old grassland strips on the land side, 27.6.2018.



Abb. 3: Beidseitig dicht mit Böhmischem Staudenknöterich *Fallopia x bohemica* gesäumtes Ufer der Zwickauer Mulde bei Reinholdshain/Glauchau, 29.6.2018. – River bank with dense stands of Bohemian Knotweed *Fallopia x bohemica* on both sides of the Zwickauer Mulde near Reinholdshain/Glauchau, 29.6.2018.

unter dem Schirm von uferbegleitenden Sträuchern und Bäumen, die Knöteriche besonders vital und geschlossen entwickelt. Unmittelbar daran grenzen Frischwiesen und Frischweiden (*Arrhenateretum elatioris*). Das sind regelmäßig gemähte bzw. meist intensiv beweidete Grünlandflächen frischer Standorte. Zu den angrenzenden Pflanzengesellschaften zählen Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*), Nitrophytische Uferstaudengesellschaften feuchter Standorte (*Convolvuletalia sepium*) und Ruderale Beifuß- und Distelgesellschaften frischer und trockener Standorte (*Artemisietea vulgaris*). Diese sind allerdings nur saumförmig oder kleinflächig ausgeprägt. Bei den anderen, inselartig ausgeprägten Knöterich-Standorten handelt es sich entweder um *F. x bohemica* oder *F. japonica*.



Abb. 5: Vitaler, 2,50 m hoher Bestand des Böhmischem Staudenknöterichs *Fallopia x bohemica* am Ufer der Zwickauer Mulde bei Remse, 11.7.2018. – Vigorous 2.5 m tall stand of Bohemian Knotweed *Fallopia x bohemica* along the river bank of the Zwickauer Mulde near Remse, 11.7.2018.

3. Ergebnisse

Nach der Beobachtung von zwei singenden Drosselrohrsängern *Acrocephalus arundinaceus* im Staudenknöterich an der Zwickauer Mulde bei Schlagwitz und Weidensdorf (H. Meyer, J. Hering; Mai 2016) erfolgte am 5.7.2017 in diesem Gebiet eine erste, stichprobenhafte Kontrolle. Im Inneren eines 160 m langen, flussbegleitenden *Fallopia*-Bestandes wurden acht diesjährige Singvogelnester gefunden. Es handelte sich um Nester von Neuntöter *Lanius collurio* (n = 2), Sumpfrohrsänger (n = 3), Amsel *Turdus merula* (n = 2) und Goldammer *Emberiza citrinella* (n = 1). Daraufhin wurden Knöterichbestände in der Brutsaison 2018 systematisch durchsucht. Es wurden 116 aktive Nester gefunden, wobei erstmals auch Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla*, Gartengrasmücke *Sylvia borin* und Kuckuck *Cuculus canorus* nachgewiesen werden konnten.

Die folgende Auswertung umfasst alle 2018 gesammelten brutbiologischen Daten. Es handelt sich hierbei um erstmalige, detaillierte Beschreibungen und Fotonachweise von Brutplätzen der oben genannten Arten in Beständen von asiatischen Staudenknöterich-Arten. Danach erfahren die bisherigen Informationen zu Nest und Neststandort eine Erweiterung.

Neuntöter *Lanius collurio* (Abb. 6 - 11)

Biotop/Neststand: Die 22 gefundenen Nester waren in 1,70 - 2,80 (Median M 2,29) m hohe und 3 - 15 (M 5,86) m breite Bestände gebaut. Der durchschnittliche Abstand zur landseitigen Bestandskante betrug 2,99 m, der zur wasserseitigen 3,10 m. Zwei Nester befanden sich über fließendem Wasser. Der Mindestabstand zur landseitigen Bestandskante lag bei 1 m. Der Neststand im Knöterich gleicht dem in Büschen. Die meisten Nestbüsche sind 1,5 - 2,5 m hoch (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993). Selten sind dagegen Nester in Hochstauden, z. B. im Echten Mädesüß *Filipendula ulmaria* und im Gewöhnlichen Wasserdost *Eupatorium cannabinum*, oder in Brennessel *Urtica dioica* sowie in Büschen oder im Schilf über stehendem Wasser (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993; Luge 2004).

Die Nester waren elfmal in alte und neue, zehnmal ausschließlich in alte und nur einmal in neue Stängel gebaut. Es handelte sich meist um schräg stehende, vereinzelt aber auch senkrecht und fast liegende Stängel, mit einem Durchmesser von 7 - 26 mm. Zur Nestaufhängung dienten 2 - 8 Stängel (viermal 4, je dreimal 3 und 6, je einmal 2 und 8). Die Nester waren zwischen die Stängel eingelegt, teils aber auch angelehnt oder aufgelegt. Die Nesthöhe über dem Boden, in zwei Fällen über dem Wasserspiegel, lag bei 72 - 230 cm (M 153 cm; n = 22). Darunter befanden sich acht im Blätterdach eingebaute Nester. Zu den Knöterichnestern passen die bekannten Durchschnittswerte (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993; Jakober & Stauber 1997; Rau et al. 1998; Beiche & Luge 2006).

Nest: Die Nester hatten einen lockeren Außenbau, bestehend aus feinen Knöterichblütenständen, trockenen Grashalmen und Ästchen von Gehölzen. Des Weiteren waren in manchen Nestern verschiedenfarbiger Plastik- und Wollbindfaden (neunmal), Moos (fünfmal), Wolle (dreimal) sowie Gespinste, weißes Fließ und schwarze Plastikfolie (je einmal) eingebaut. Innen befand sich feines Material, hauptsächlich Gras. Zwei Nester waren auffallend mit Wolle ausgekleidet. Die messbaren Nester hatten folgende Maße: Außendurchmesser 101 - 178 x 104 - 195 mm (M 134,8 x 150,1 mm; n = 18), Nesthöhe 65 - 150 mm (M 108,4 mm; n = 18), Muldendurchmesser 55 - 85 x 61 - 91 mm (M 65,6 x 73,8 mm; n = 17), Muldentiefe 30 - 62 mm (M 48,1 mm; n = 17). Im Vergleich mit bekannten Nestmaßen fällt ein Nest mit außergewöhnlich großem Außendurchmesser auf (178 x 195 mm; Cramp & Perrins 1993; Glutz von Blotzheim & Bauer 1993).

Nestinhalt: In drei Nestern befanden sich bebrütete Gelege (zweimal 4 Eier, einmal 6 Eier) und in einem Nest zwei fast flügge Jungvögel. Elfmal waren Junge gerade ausgeflogen und saßen nahe dem Nest bzw. Altvögel warnten. Leere, der Art klar zuzuordnende Nester wurden siebenmal gefunden.

Sonstiges: Dürre, überstehende Stängel wurden vorzugsweise als Sing- und Ansitzwarte genutzt. Zudem saßen flügge Jungvögel gern an derartigen Stellen. Diese waren aufgrund von Verkotung der sich darunter befindlichen Blätter leicht zu finden.

Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris* (Abb. 12 - 17)

Biotop/Neststand: Die 31 gefundenen, meist gut einsehbaren Nester befanden sich in 1,25 - 2,50 (M 2,08 m) hohen und 0,5 - 25 (M 7,20 m) breiten und an der Zwickauer Mulde teils mehrere hundert Meter langen Beständen. Hier besteht ein deutlicher Unterschied zu den in der Krautvegetation aufgehängten Nestern, wo die große Mehrzahl in 0,80 - 1,60 m (M 1,20 m) hohen Beständen hängt, unter 20 m² Flächenausdehnung (Schulze-Hagen 1991). In einem bayerischen Untersuchungsgebiet lag die Vegetationshöhe bei M 0,83 m (0,25 - 2,60 m; n = 152; Walter 2010). An der Zwickauer Mulde betrug der durchschnittliche Abstand zur landseitigen Bestandskante 3,22 m, der zur wasserseitigen 3,98 m (n = 30). Das spricht für eine Lage im mittleren Bereich des Bestandes, im Unterschied zu in der Krautvegetation befindlichen Nestern (Franz 1981; Schulze-Hagen 1984, 1991). Zwei Nester waren nur 0,20 m vom fließenden Wasser entfernt gebaut. Der Mindestabstand zur landseitigen Bestandskante betrug dreimal 0,20 m. Der Neststand gleicht dem in Hochstauden, z. B. im Mädesüß und Wasserdost (Schulze-Hagen 1984, 1991), allerdings sind die Stängelabstände im Staudenknöterich beachtlich größer. Als optimale Halmzahl (Halmzahl der Vegetation, die das Nest umgibt) für die Nestanlage werden in Feldrandhabitaten 120/m² und in Flussauen etwa 320/m² angegeben (Schulze-Hagen 1991).

Neuntöter *Lanius collurio*



Abb. 6: Nest im mittleren Bereich eines ca. 2,30 m hohen Bestandes. Remse, 27.6.2018. – Nest in the central part of a ca. 2.30 m tall knotweed stand. Remse, 27.6.2018.



Abb. 7: Brütendes Weibchen in einem stabil in vor- und diesjährige Stängel eingebautem Nest. Reinholdshain, 1.6.2018. – Incubating female in a nest made between strong stems of the previous and current year. Reinholdshain, 1.6.2018.



Abb. 8: In diesjährige Stängel eingebautes Nest mit frisch geschlüpften Jungvögeln. Reinholdshain, 1.6.2018. – Freshly hatched nestlings in a nest built between current-year stems. Reinholdshain, 1.6.2018.



Abb. 9: Fast flügge Jungvögel in dicht verzweigtem Bestand. Crossen, 1.7.2018. – Nearly fledged nestlings in a densely branched knotweed stand. Crossen, 1.7.2018.



Abb. 10: Warnendes Männchen auf trockenem, überragendem Stängel. Remse, 11.7.2018. – A warning male on a dry stem sticking out. Remse, 11.7.2018.



Abb. 11: Verkotete Blätter und darüberliegende Sitzwarten von Alt- und Jungvögeln. Remse, 11.7.2018. – Leaves covered with droppings and vantage points above used by adult and juvenile birds. Remse, 11.7.2018.

Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris*



Abb. 12: Über 2 m hoch im Blätterdach eingeflochtenes Nest (roter Pfeil). Crossen, 1.7.2018. – Nest (red arrow) woven in the leaf canopy at a height of 2 m. Crossen, 1.7.2018.



Abb. 13: Nest in mittlerer Höhe inmitten des Bestandes. Remse, 19.7.2018. – Nest found at an average height in the centre of a knotweed stand. Remse, 19.7.2018.



Abb. 14: In alte und neue Stängel gebautes und mit Wildschweinborsten ausgelegtes Nest. Crossen, 1.7.2018. – Nest built between old and new stems and lined with boar bristles. Crossen, 1.7.2018.



Abb. 15: Brutender Sumpfrohrsänger im Blätterdach. Remse, 1.6.2018. – Incubating Marsh Warbler in leaf canopy. Remse, 1.6.2018.



Abb. 16: In vier unterschiedlich dicke, diesjährige Stängel eingeflochtenes Nest mit Gelege und Kuckucksei. Remse, 1.6.2018. – Nest with a clutch and a cuckoo's egg woven into current-year stems of four different thicknesses. Remse, 1.6.2018.



Abb. 17: Fast flügger Jungvogel in hoch gebautem, unter dem Blätterdach befindlichem Nest. Remse, 4.7.2018. – Nearly fledged nestling in a nest built high underneath the leaf canopy. Remse, 4.7.2018.

Bei neun Knöterichnestern lag die mittlere Stängelzahl bei $36/m^2$ ($21 - 56/m^2$).

Eine Präferenz für vorjährige Bestände war nicht feststellbar. Zudem konnte, gleich der fehlenden Bevorzugung von Althalmen in *Filipendula*-Beständen (Schulze-Hagen 1991), kein häufigeres Vorkommen in altem Staudenknöterich nachgewiesen werden. Vierzehnmal wurde in neue, siebenmal in alte und neue sowie zehnmal in alte Stängel gebaut. An 24 Nestern hatten die dicksten Trägerstängel einen Durchschnittswert von 8,2 mm (max. 15,0 mm). Bisher war eine durchschnittliche Halmdicke von $4,4 + 1,1$ mm in der besiedelten Krautvegetation bekannt, was mit dem vergleichsweise kleinen Fuß von *A. palustris* korrelieren soll (Leisler 1975; Schulze-Hagen 1984). Nur einmal war ein Nest an zwei Brennesselhalme angelehnt. Die Anzahl der pro Nest an der Aufhängung beteiligten Stängel lag zwischen 2 und 5 (zweimal 2, zehnmal 3, dreimal 4, dreimal 5; $n = 18$). In Hochstauden wurden beispielsweise 2 - 11 ($M 3,8$; $n = 146$) und 2 - 12 ($M 5,3$; $n = 998$) Halme ermittelt (Schulze-Hagen 1984; Walter 2010). Die Nester hingen mehr oder weniger in senkrecht stehenden Beständen und dabei durchschnittlich 132 cm ($25 - 235$ cm) über dem Boden ($n = 31$). Davon waren 14 Nester in über 100 cm und fünf Nester in über 200 cm Höhe gebaut. Diese Nester wurden im Vergleich zu in Belgien im Staudenknöterich gefundenen Nestern ($M 103$ cm, max. 200 cm; $n = 23$; Dowsett-Lemaire 1981) noch höher angelegt. Die in Belgien und nunmehr in Deutschland in *Fallopia* dokumentierten Nester sind bemerkenswert, da sonst nur ausnahmsweise Nester in über 100 cm Höhe gefunden wurden (Schulze-Hagen 1991; Walter 1996 u. a.). Bekannte Standhöhen sind zum Beispiel: Sachsen $M 50$ cm ($20 - 110$ cm; $n = 21$); Dorsch et al. 1998), Sachsen-Anhalt $M 43$ cm ($21 - 140$ cm; $n = 204$); Stein 1987), Rheinland $M 55$ cm ($25 - 85$ cm; $n = 260$); Schulze-Hagen 1984), Baden-Württemberg $M 55$ cm ($n = 231$); Hölzinger 1999a), Bayern $M 50$ cm ($28 - 97$ cm; $n = 188$); Walter 2010). Zur Nestaufhängung wurden zehnmal 3, je dreimal 4 und 5 sowie zweimal zwei Stängel genutzt ($M 3,3$; $n = 18$), ähnlich der Aufhängung in der Krautvegetation ($M 3,9$; $n = 399$; Schulze-Hagen 1991).

Nest: Die Nester bestanden ausschließlich aus trockenen Grashalmen und -blattspreiten. Außen waren achtmal Gespinste, viermal Plastikbindfaden und einmal ein vertrocknetes Blatt mit eingebaut. Die Nestmulde kennzeichnete feineres Grasmaterial. Ein Nest war komplett und ein weiteres mit einzelnen Wildschweinborsten ausgelegt. Pferdehaare wurden in einem Nest gefunden. Aufgrund des vorgefundenen Nistmaterials ist davon auszugehen, dass dieses überwiegend außerhalb der Knöterichflächen gesammelt wurde. Die messbaren Nester hatten folgende Maße ($n = 28$): Außendurchmesser $74 - 115 \times 76 - 141$ mm ($M 97,5 \times 105,9$ mm), Nesthöhe $55 - 152$ mm ($M 95,3$ mm), Muldendurchmesser $44 - 63 \times 45 - 66$ mm ($M 52,8 \times 55,8$ mm),

Muldentiefe $29 - 66$ mm ($M 44,5$ mm). Die ermittelten Nestdaten passen zu den bekannten Angaben (Schulze-Hagen 1991; Cramp 1992; Hölzinger 1999; Walter 2010 u. a.).

Nestinhalt: In vier Nestern befanden sich bebrütete Gelege (dreimal 1 Ei, einmal 3 Eier) und in drei Nestern Jungvögel (zwei gerade geschlüpfte und ein Ei, fünf ca. einen Tag alte, drei fast flügge) sowie in einem Nest ein junger Kuckuck (später ausgeraubt). In der Nähe von zwei frisch gebauten, noch leeren Nestern, sangen Altvögel. Achtzehn leere Nester, zweimal mit einem tauben Ei, ließen erfolgreiche (Kotbällchen am Nestrand, flügge Junge in der Nähe) oder ausgeraubte Bruten erkennen.

Grasmücken *Sylvia* spp. (Abb. 18 - 20)

Auf Grund von Bauweise und Größe wurden 13 Grasmückennester determiniert. Eindeutig konnten sechs Nester der Mönchsgrasmücke und ein Nest der Gartengrasmücke zugeordnet werden. Bei einem weiteren, auffallend sauber gebauten Nest handelte es sich sehr wahrscheinlich um die Dorngrasmücke *Sylvia communis*. Die nachfolgenden Vergleichsangaben beziehen sich nur auf Mönchs- und Gartengrasmücke.

Biotop/Neststand: Die 13 Nester befanden sich in $1,80 - 2,50$ m ($M 2,19$ m) hohen und $3,2 - 15$ m ($M 8,17$ m) breiten und an der Zwickauer Mulde teils mehrere hundert Meter langen Beständen. An der Zwickauer Mulde lag der durchschnittliche Abstand zur landseitigen Bestandskante bei $4,23$ m, der zur wasserseitigen bei $3,86$ m ($n = 11$). Das spricht für eine Lage im mittleren Bereich des Bestandes. Der Mindestabstand zum fließenden Wasser betrug 2 m. Zur landseitigen Bestandskante lag der geringste Abstand bei $0,2$ m. Der Neststand passt zu den bekannten Angaben von in Sträuchern, Stauden und Kräutern gebauten Nestern (Bairlein 1991; Bairlein & Schlenker 1991; Cramp 1992).

Die Nester waren siebenmal in alte und neue, fünfmal in alte und einmal in neue, schräg oder senkrecht stehende, bis max. 25 mm dicke Stängel mehr oder weniger befestigt eingebaut. Ein Nest war auf horizontal liegende Stängel aufgesetzt. Viermal wurden Gabeln zur Nestaufhängung genutzt. Die Nesthöhe über dem Boden lag zwischen 23 und 220 cm ($M 163$ cm; $n = 13$). Dieser Median unterscheidet sich von der bekannten mittleren Standhöhe, z. B. Sachsen *S. atricapilla* $M 100$ cm ($n = 143$), *S. borin* $M 70$ cm ($n = 139$) (Steffens et al. 1998), Baden-Württemberg *S. atricapilla* $M 95$ cm ($n = 1.641$), *S. borin* $M 75$ cm ($n = 1.011$) (Hölzinger & Bairlein 1999a, b), Schweiz *S. atricapilla* $M 70$ cm ($n = 847$), *S. borin* $M 50$ cm ($n = 486$) (unter 700 m ü. NN) (Bairlein 1991; Bairlein & Schlenker 1991). Bei in Gehölzen nistenden Mönchsgrasmücken liegt der Medianwert allerdings signifikant höher, z. B. im Auwald in Süddeutschland bei $M 127 \pm 66$ cm ($n = 113$) (Bairlein et al. 1980).

Nest: Zehn Nester bestanden aus Grashalmen und Würzelchen, mit vereinzelt in der Außenwand eingebauten

Grasmücken *Sylvia* spp. und Amsel *Turdus merula*

Abb. 18: Auf schräg liegende Stängel gebautes Nest der Mönchsgrasmücke. Remse, 4.7.2018. – Nest of Eurasian Blackcap made on leaning stems. Remse, 4.7.2018.



Abb. 19: Im Blätterdach befindliches Nest der Mönchsgrasmücke. Remse, 11.7.2018. – Nest of Eurasian Blackcap in leaf canopy. Remse, 11.7.2018.



Abb. 20: Am Boden gefundenes Grasmückennest (wahrscheinlich Dorngrasmücke), hauptsächlich aus *Fallopia*-Blütenständen gebaut. Crossen, 26.7.2018. – Warbler nest (probably Common Whitethroat) found on the ground, built mainly of *Fallopia* inflorescences. Crossen, 26.7.2018.



Abb. 21: Im Bestand offen brütendes Amsel-Weibchen. Das Nest ist auf alte, umgebrochene Halme aufgesetzt und wird zusätzlich von neuen, senkrecht stehenden Stängeln stabilisiert. Remse, 1.6.2018. – Incubating female of the Eurasian Blackbird clearly visible in a knotweed. The nest is made on old, broken stalks and is additionally stabilised by new, vertical stems. Remse, 1.6.2018.



Abb. 22: In schräge alte und neue Stängel stabil verankertes Nest der Amsel. Remse, 6.7.2018. – A nest of the Eurasian Blackbird well-anchored in leaning old and new stems. Remse, 6.7.2018.



Abb. 23: In Gabel einer diesjährigen Pflanze eingebautes Nest der Amsel mit Gelege. Limbach-Oberfrohna, 14.7.2018. – Nest of an Eurasian Blackbird with clutch built in a branch fork of a current-year plant. Limbach-Oberfrohna, 14.7.2018.

Fallopia-Blütenständen. Drei Nester waren fast vollständig aus diesen Blütenständen gebaut. Zudem wurden viermal Gespinste und einmal Wolle gefunden. Die messbaren Nester hatten folgende Maße (n = 13): Außendurchmesser 94 - 135 x 96 - 145 mm (M 114,3 x 125,3 mm), Nesthöhe 59 - 105 mm (M 84,31 mm), Muldendurchmesser 48 - 72 x 50 - 74 mm (M 55,6 x 60,3 mm), Muldentiefe 31 - 51 mm (M 41,38 mm). Im Vergleich mit den bekannten Angaben sind keine Unterschiede erkennbar (Bairlein 1991; Bairlein & Schlenker 1991; Cramp 1992).

Nestinhalt: In zwei Nestern wurden jeweils ein abgestorbenes Ei und Federschuppen gefunden. Alle übrigen Nester waren leer (kurz vor der Eiablage, erfolgreich ausgeflogen oder Prädation).

Amsel *Turdus merula* (Abb. 21 - 23)

Biotop/Neststand: Die 37 gefundenen Nester waren in 2,00 - 2,90 m (M 2,33 m) hohe und 2,5 - 25 m (M 6,87 m) breite Bestände gebaut. An der Zwickauer Mulde betrug der durchschnittliche Abstand zur landseitigen Bestandskante 4,91 m, der zur wasserseitigen 2,03 m (n = 33). Vier Nester befanden sich über fließendem Wasser. Der Mindestabstand zur landseitigen Bestandskante lag bei 2 m. Der Neststand im Knöterich gleicht dem in Sträuchern und Stauden (u. a. *Urtica*, *Phragmites*) (Glutz von Blotzheim & Bauer 1988).

Die Nester befanden sich 19-mal in alten und neuen, achtmal in alten und zehnmal in neuen Stängeln. Meist waren diese auf liegende, umgeknickte oder schräge Stängel aufgelegt, aber auch an Stängel angelehnt. Teils wurden auch Gabeln genutzt. Drei in dicke alte und neue Stängel eingeklemmte Nester hatten durch fortschreitenden Pflanzenwuchs eine extrem ovale Form. Der Stängeldurchmesser betrug 8 - 30 mm. Die Nesthöhe über dem Boden lag bei 50 - 210 cm (M 139 cm; n = 33), über dem Wasser bei 110 - 200 cm (M 140 cm; n = 4). Zwei Nester befanden sich im Blätterdach. Die Standhöhe der Nester passt zu den bekannten Daten. So liegt z. B. die durchschnittliche Standhöhe außerhalb von Siedlungen von der Normandie bis Finnland bei etwa 130 cm (Glutz von Blotzheim & Bauer 1988) und in Baden-Württemberg bei 172 cm (n = 1.052; Hölzinger 1999b). In Sachsen brütet die Amsel überwiegend in 100 - 200 cm Höhe über dem Boden (Steffens et al. 1998).

Nest: Die durchweg aus Gras mit teilweise Knöterichblütenständen (n = 10) gebauten Nester hatten in der Außenschicht 19-mal schwarze und weiße Plastikfolie, sechsmal Moos, zweimal bunten Plastikbindfaden und zweimal weiße Filzflecken. Die Mulde wie auch die Auskleidung waren arttypisch ohne Besonderheiten. Die messbaren Nester hatten folgende Maße: Außendurchmesser 110 - 185 x 111 - 245 mm (M 156,6 x 173,9 mm; n = 35), Nesthöhe 92 - 185 mm (M 126,2 mm; n = 36), Muldendurchmesser 48 - 118 x 70 - 128 mm (M 91,3 x 104,9 mm; n = 35), Muldentiefe 41 - 75 mm (M 59,2 mm; n = 36). Die ermittelten Nestdaten passen zu den be-

kannten Angaben (Cramp 1988; Glutz von Blotzheim & Bauer 1988).

Nestinhalt: In fünf Nestern befanden sich bebrütete Gelege (je zweimal 2 Eier und 4 Eier, einmal 1 Ei). Einundzwanzigmal waren Junge gerade ausgeflogen, saßen in Nestnähe und/oder Altvögel warnten bzw. der Nestzustand deutete auf eine erfolgreiche Brut hin. Leere, sehr wahrscheinlich verlassene Nester wurden achtmal gefunden. Ein Nest war zerstört und in einem weiteren lagen zwei ausgefressene Eier. Erwähnenswert sind ein 2er-Gelege mit extrem großen Eiern (33,1 x 22,1 und 32,7 x 23,0 mm) und ein Nest mit einem erkalteten Zwergei (25,5 x 19,6 mm; Extremwerte s. Glutz von Blotzheim & Bauer 1988).

Goldammer *Emberiza citrinella* (Abb. 24 - 29)

Biotop/Neststand: Die 13 gefundenen Nester befanden sich in 1,90 - 2,30 m (M 2,08 m) hohen und 3,80 bis 20 m (M 7,95 m) breiten Beständen. Der durchschnittliche Abstand zur landseitigen Bestandskante betrug 2,91 m, der zur wasserseitigen 4,44 m (n = 11). Der Mindestabstand zur landseitigen Bestandskante lag bei 1 m. Vergleichbar ist der Neststand mit dem bekannten in Hochstaudenfluren, u. a. in Brennessel, oder in Büschen und *Rubus*-Ranken sowie in der Knickschicht von altem Schilfröhricht (Cramp & Perrins 1994; Glutz von Blotzheim & Bauer 1997; Hölzinger & Dornberger 1997; Dornberger 2019).

Die Nester waren fünfmal in alte und neue, dreimal in alte und fünfmal in neue Stängel gebaut. Meist waren die Nester auf alte Stängel aufgelegt und an neue angelehnt. In einem Fall war das Nest in dicke alte und neue Stängel eingeklemmt. Es handelte sich meist um schräg stehende oder fast liegende und nur vereinzelt senkrecht stehende Stängel. Die Stängeldicke betrug 8 - 29 mm. Die Nesthöhe über dem Boden lag bei 16 - 195 cm (M 119 cm; n = 11). Sieben Nester waren über 150 cm hoch gebaut. Drei Nester befanden sich versteckt im Blätterdach (165 cm, 180 cm, 195 cm). Ein vergleichbarer Median der Standhöhe ist bei der Goldammer nicht bekannt. Typische Standhöhen über dem Erdboden sind in Mitteleuropa z. B.: Sachsen M 90 cm (n = 116; Eifler et al. 1998), Nordwürttemberg M 61 cm (n = 207; Dornberger 2019), Polen M 50 cm (n = 187; Glutz von Blotzheim & Bauer 1997). Auch sind hoch gebaute Nester von > 150 cm bei dieser Ammernart eher die Ausnahme und betreffen meist Bruten in Gehölzen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1997; Hölzinger & Dornberger 1997). Zweimal wurden nahe Nestabstände festgestellt (10 m, 12 m).

Nest: Alle Nester waren außen mit grobem und innen mit feinem Material gebaut. Der Außenbau bestand immer aus trockenen Grashalmen, wobei dreimal mehrere, dünne Knöterichblütenstände eingeflochten waren. In der Nestmulde befanden sich je einmal Tierhaare, Plastikfolie und Moos. Ein Nest war auf einem vorjährigen aufgesetzt (Doppelnest s. Jung 1971). Die messbaren Nester hatten folgende Maße: Außendurchmesser

Goldammer *Emberiza citrinella*

Abb. 24: Brütendes Weibchen in knapp über dem Boden gebautem Nest. Remse, 27.6.2018. – *Incubating female in a nest made just above the ground. Remse, 27.6.2018.*



Abb. 25: Frisch geschlüpfter Jungvogel in typischem Bodennest inmitten eines Bestandes. Remse, 27.6.2018. – *Freshly hatched nestling in a typical ground nest in the centre of a knotweed stand. Remse, 27.6.2018.*



Abb. 26: Von Stängeln umgebenes Bodennest mit frisch geschlüpften Jungvögeln. Remse, 1.6.2018. – *A ground nest with freshly hatched nestlings surrounded by stems. Remse, 1.6.2018.*



Abb. 27: Circa 100 cm über dem Boden, in dichtem Bestand errichtetes Nest. Remse, 19.7.2018. – *Nest built in a dense knotweed stand about 100 cm above the ground. Remse, 19.7.2018.*



Abb. 28: Gut verstecktes und nur schwer auffindbares Nest in 195 cm Höhe im Blätterdach. Meinsdorf, 23.7.2018. – *Nest well-hidden and difficult to find in the leaf canopy at a height of 195 cm. Meinsdorf, 23.7.2018.*



Abb. 29: Goldammernest mit zwei Jungvögeln in extremer Schräglage. Remse, 13.7.2018. – *Nest of a Yellowhammer in an extremely tilted position with two nestlings. Remse, 13.7.2018.*

115 - 205 x 135 - 220 mm (M 147,9 x 169,2 mm; n = 12), Nesthöhe 85 - 132 mm (M 112,0 mm; n = 13), Mulden-durchmesser 51 - 72 x 56 - 84 mm (M 62,5 x 70,6 mm; n = 12), Muldentiefe 31 - 75 mm (M 47,25 mm; n = 12). Im Vergleich mit bekannten Nestmaßen ist der außergewöhnlich große Außendurchmesser auffallend (Glutz von Blotzheim & Bauer 1997; Dornberger 2019).

Nestinhalt: In zwei Nestern befanden sich bebrütete Gelege (einmal 4 Eier, einmal 3 Eier und ein abgestürztes Ei), in einem Nest zwei Eier und ein frisch geschlüpftes Junges sowie in einem weiteren Nest zwei mittelgroße Jungvögel (unter dem Nest zwei tote Junge). Aufgegeben waren zwei Nester (4 Eier, 1 Ei). Leere, aber der Art klar zuzuordnende Nester wurden siebenmal gefunden.

4. Diskussion

Vermutlich haben sich viele Brutvogelarten schnell an die neu wachsenden Staudenknöteriche angepasst. Einen ähnlichen Verlauf wie in Sachsen hat es sicher auch in anderen Invasionsgebieten von *Fallopia* gegeben. Es überrascht demzufolge, dass lediglich drei Studien vorliegen, die Vogelgesellschaften in solchen Beständen untersuchen (Larsen 2013; Hajzlerová & Reif 2014; Seraniak et al. 2017). Nur zwei Studien enthalten brutbiologische Daten (Dowsett-Lemaire 1981; Larsen 2013). Ein Beitrag weist dabei neben der Bedeutung der invasiven Pflanze als Brutplatz für Sumpfrohrsänger auch erstmals darauf hin, dass in dem Knöterich Amsel, Gartengrasmücke, Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus*, Heckenbraunelle *Prunella modularis* und Bluthänfling *Linaria cannabina* nisten (Dowsett-Lemaire 1981). Demgegenüber erstaunen die Empfehlungen in naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen für wildlebende gebietsfremde Gefäßpflanzen, dass bei der Betrachtung der invasiven Knöteriche keine Wissenslücken existieren und auch kein Forschungsbedarf besteht (Nehring et al. 2013; Schmiedel et al. 2015).

Unter den Rohrsängern ist besonders der Sumpfrohrsänger für seine breiten Habitatansprüche bekannt (Schulze-Hagen 1991). Mit der Neubesiedlung des von vertikalen Strukturen dominierten Staudenknöterichs zeigt er großes Anpassungsvermögen. Die Nestfunde dokumentieren die Einnischung in ein monoton ausgeprägtes Habitat (Monokultur), obwohl vom Sumpfrohrsänger sonst ausgedehnte, homogene Pflanzenbestände gemieden werden sollen (Witt 1972; Leisler 1975). Bemerkenswert ist zudem die langzeitige Nutzung eines dickstängeligen Habitats, die angesichts der beschriebenen Fußmorphologie überrascht (Leisler 1975). In *Fallopia* wählt der Rohrsänger selbst dicke, senkrecht stehende Stängel für die Nestaufhängung (Abb. 30). Bisher wurde angenommen, dass sein schwacher Klammerfuß an die zarte Krautvegetation und die dünneren Zweige des Gebüschs angepasst ist (Leisler 1975). Übrigens wurde eine vergleichbare Neubesiedlung von Neophyten in Kroatien festgestellt. Dort singen zahlreiche

Sumpfrohrsänger in an Flüssen wachsenden Beständen, bestehend aus Riesen-Goldrute *Solidago gigantea* und Topinambur *Helianthus tuberosus* (Lukač & Vujčić-Karlo 2000). Im Gegensatz zu *Fallopia* handelt es sich hier jedoch eher um eine dünnhalimige Vegetation.

Neben der anpassungsfreudigen Amsel haben sicherlich auch Mönchs- und Gartengrasmücke, Goldammer und Neuntöter schnell den neuen Lebensraum als Brut habitat erschlossen. Selbst beim Neuntöter verwundert die Anpassung wenig, da dieser bei der Wahl des Nistplatzes flexibler ist als andere *Lanius*-Arten (Jakober & Stauber 2004). Auch die Goldammer nutzt im Vergleich mit anderen heimischen Ammernarten vielfältigere Offenlandhabitats (Glutz von Blotzheim & Bauer 1997). Die mit Knöterich bestandene Flussaue der Zwickauer Mulde vereint alle wichtigen Parameter für ein erfolgreiches Brüten. So fungiert der Neophyt beim Neuntöter optimal als Trägerpflanze für das Nest und dient als An-sitz- bzw. Sitzwarte für Alt- und Jungvögel. Schließlich eignet sich das unmittelbar angrenzende, kurzrasige, teils beweidete Grünland als Nahrungsfläche. Interessant ist in diesem Zusammenhang die Bedeutung des Staudenknöterichs als Bruthabitat im ostasiatischen Herkunftsgebiet. So brüten in Japan in *Fallopia* beispielsweise verwandte Rohrsängerarten (Chinarohrsänger *Acrocephalus orientalis*, Brauenrohrsänger *A. bistrigiceps*), Riesenschwirl *Locustella fasciolata*, Rubinkehlnchen *Calliope calliope* und mit der Maskenammer *Emberiza spodocephala* auch eine Ammernart (Jahn 1942; Udagawa 1953; Kiyosu 1978; N. Nakamura schriftl.). Des Weiteren werden dort die *Fallopia*-Samen von verschiedenen Singvogelarten gefressen, darunter Gimpel *Pyrrhula pyrrhula*, Feldsperling *Passer montanus*, Chinagrünfink *Chloris sinica*, Maskenammer und Wiesenammer *Emberiza coides* (Kiyosu 1978; T. Hiraoka schriftl.; N. Nakamura schriftl.). Die Knöteriche wachsen allerdings in der ursprünglichen Heimat weniger üppig und erreichen nur eine Höhe von 0,50 - 1,50 m oder 0,25 - 0,30 m (Ohwi 1984; Suzuki 1994). Bemerkenswert sind auch die Untersuchungen in einem Invasionsgebiet im kanadischen Nova Scotia, wo sechs Nester der Winterammer *Junco hyemalis* und 21 Nester vom Zedernseidenschwanz *Bombicilla cedrorum* gefunden wurden (Larsen 2013).

Ersten Anzeichen nach erfolgt die Nahrungssuche der in den Knöterichbeständen nistenden Arten außerhalb in der Vegetation der Umgebung. Häufig wurden Amsel, Mönchsgrasmücke, Neuntöter und Goldammer bei Futterflügen bzw. beim Wechsel in angrenzende Vegetationsstrukturen beobachtet. Das Innere der *Fallopia*-Bestände scheint z. B. im Vergleich mit arthropoden- und gastropodenreichen Hochstaudenfluren eher nahrungsparm zu sein. Untersuchungen fehlen aber auch hierzu. Die sich im August entwickelnden Blütenstände, die von diversen Insekten wie Schwebfliegen und Bienen besucht werden (Hartmann et al. 1995; Schlüpmann 2000), dürften aufgrund der späten Blütezeit für die genannten Brutvogelarten nur eine untergeordnete Rolle spielen.



Abb. 30: Selbst dicke Stängel werden für die Nestaufhängung genutzt. Das Sumpfrohrsängernest ist stabil eingebaut, so dass auch keine Abrutschgefahr durch den heranwachsenden Kuckuck besteht. Remse, 1.6.2018. – *Even thick stems are used to fix the nest. The nest of a Marsh Warbler is well-anchored so that there can be no danger of slipping due to the growing cuckoo nestling.* Remse, 1.6.2018.



Abb. 31: Sumpfrohrsängernest in Schräglage an gebogenem Stängel. Remse, 11.7.2018. – *Nest of a Marsh Warbler in a tilted position on a bent stem.* Remse, 11.7.2018.



Abb. 32: Im Hochsommer gemähter Bestand am Ufer der Zwickauer Mulde bei Remse, 22.8.2018. – *Knotweed stand along the river bank in Zwickau Mulde near Remse mown in high summer,* 22.8.2018.



Abb. 33: Beweideter Randbereich eines an der Zwickauer Mulde befindlichen Knöterichbestandes bei Glauchau, 4.7.2018. – *Grazed edge of knotweed stand along the Zwickau Mulde in Glauchau,* 4.7.2018.

Bis auf einen Nachweis der Parasitierung durch den Kuckuck fehlten eindeutige Hinweise auf Nestprädation. So wurden in den Knöterichbeständen nur wenige Nestbeschädigungen und nur einmal Fraßspuren an Eiern gefunden. Ob und welche Prädatoren (Säugetiere, Vögel) im Knöterich unterwegs sind, bleibt zukünftigen Untersuchungen vorbehalten. Der Einsatz von Wildkameras wäre in dem relativ überschaubaren Dickicht sicher zielführend. Für eine möglicherweise geringe Prädation könnte bei einigen Arten die Lage der Nester inmitten des Bestandes sprechen. Zwar sind die Nester hier mehr oder weniger gut sichtbar, aber nach außen und oben vollständig sichtgeschützt. Beispielsweise sind die Verluste durch Nesträuber bei Sumpfrohrsängern geringer, wenn die Nester in großen Krautbeständen hängen, sich

relativ weit weg vom Rand des Pflanzenbestandes entfernt befinden und einen effektiven Sichtschutz nach allen Seiten aufweisen (Schulze-Hagen 1984). Wetterereignisse, wie Hagel, Starkregen und Sturm, führen sehr wahrscheinlich auch zu Verlusten im Knöterich. Diese dürften jedoch bedingt durch die relativ gute Stabilität der Knöterichstängel und das dichte Blätterdach eher niedrig sein. Nur einmal war ein Goldammerneest vermutlich durch Windbruch absturzgefährdet. In dem extrem schräg liegenden Nest wurden zwei Jungvögel gefüttert (Abb. 29), zwei weitere Junge lagen tot auf dem Boden. Sicher auch infolge Wettereinfluss hing ein gerade fertig gebautes, aber noch leeres Nest vom Sumpfrohrsänger zwar gut verwoben, aber am gebogenen Stängel sehr schräg in der Vegetation (Abb. 31). Verluste



Abb. 34: Vorjähriges Amselnest in laublosem Bestand. Remse, 18.2.2019. – *Eurasian Blackbird nest of the previous year in a leafless knotweed stand.*

durch Herabsinken der Nester an den glatten Trägerstängeln, z. B. bei ungenügender Verankerung oder Gewichtszunahme durch einen heranwachsenden Kuckuck, sind auch vorstellbar. Ab und zu wird wahrscheinlich das schnelle Wachsen des Knöterichs für Probleme beim Nesthalt sorgen. Der tägliche Zuwachs während der Hauptwachstumsphase kann bis zu 5,5 cm betragen (Marigo & Pautou 1998). Eine andere Quelle gibt sogar bis zu 15 cm an (Kowarik 2003). Im Vergleich mit frei hängenden Nestern im Schilfrohr *Phragmites australis* und Rohrglanzgras *Phalaris arundinacea*, die Sumpfrohrsängernestern nicht ausreichend Halt bieten und nur selten als Nestpflanzen dienen (Schulze-Hagen 1984), ist die Nestbefestigung im Knöterich durch die Einbeziehung von Verzweigungen wesentlich stabiler.

Als schwerwiegend müssen anthropogen verursachte Verluste gewertet werden. In der Flussaue der Zwickauer Mulde finden seit Jahren während der Brutzeit vielerorts Mahd oder Schafbeweidung statt (Abb. 32–33). Vor allem großflächiges Mähen führt stellenweise zum Totalausfall des Habitats und demzufolge zum Totalverlust aller darin vorhandenen Nester. Ein ähnliches Bild bietet sich auch inmitten von Ortschaften, wo nach wie vor Knöterichbestände an Bächen und Kanälen oder Parkplätzen in den Sommermonaten beseitigt werden. Bekämpfungsmaßnahmen sind in Mitteleuropa und darüber hinaus erprobt, weit verbreitet und gängige Praxis (Adler 1993; Konold et al. 1995; Walser 1995; Böhmer et al. 2006). So ist davon auszugehen, dass in den letzten Jahrzehnten unzählige Vogelbruten durch die etablierte *Fallopia*-Bekämpfung zerstört wurden. Zum Schutz der Vogelbruten bedarf es hierzu unverzüglich einer naturschutzrechtlichen Behandlung, gleich der gesetzlichen Regelung, die in Deutschland für Gehölze und Röhrichte Anwendung findet (s. § 39 BNatSchG). Mechanische Verfahren wie Mahd, Beweidung, Schlegeln, Ausreißen etc. sollten nur außerhalb der Brutzeit

der vorkommenden Vogelarten stattfinden. Dass im Untersuchungsgebiet mit dem Neuntöter auch eine Art nach Anhang I der Europäischen Vogelschutzrichtlinie und wertgebende Brutvogelart des Europäischen Vogelschutzgebietes „Tal der Zwickauer Mulde“ betroffen ist, wiegt besonders schwer. Es ist davon auszugehen, dass der invasive Knöterich in der heute größtenteils landwirtschaftlich intensiv genutzten und weitgehend dornenstrauchfreien Flussaue ein wichtiges Bruthabitat bildet. Ebenfalls ist es naheliegend, dass der Neophyt teilweise das großflächige Fehlen der ehemals weit verbreiteten Krautgesellschaften kompensiert. Die gefundenen Rohrsänger-, Grasmücken- und Ammernbruten sprechen dafür.

Das Problem der Vernichtung von Vogelbrutstätten wird bei Betrachtung der Empfindlichkeit der Neophyten gegenüber Eingriffen (Mai bis September) und der daraus resultierenden optimalen Mahd-/Schnittzeit von Anfang Juni bis Ende September (Böhmer et al. 2001; KORINA 2013; Schmiedel et al. 2015; https://www.artensteckbrief.de/?ID_Art=1794&BL=20012) deutlich. Da sich Bekämpfungs- und Brutzeitraum decken, sind speziell Naturschutzfachbehörden hinsichtlich neuer Managementmethoden gefragt. Eine Möglichkeit wäre die gezielte Suche nach aktiven Nestern vor dem Eingriff mit nachfolgender Sperrung bzw. Freigabe des Bestandes. Dies können allerdings nur versierte Ornithologen mit langjährigen Erfahrungen bei der Nestsuche leisten. Schließlich sind einzelne Nester auch noch im unbelaubten Zustand bis in die Wintermonate auffindbar, sofern nicht Wetterereignisse wie Sturm und Schnee die Nester zerstört oder die Stängel gebrochen haben (Abb. 34). Verbliebene, hoch gebaute Nester sind im unbelaubten Staudenknöterich sogar weithin sichtbar.

Diese ersten Ergebnisse sind Anlass genug für weitere umfassende Untersuchungen zur Avizönose der *Fallopia*-Bestände an natürlichen und anthropogenen Standorten (z. B. Bahndämme, Halden, Brachen, Waldränder). Im Gegensatz zu Untersuchungen im Wald lassen sich hier Nester durch Ornithologen einfach und effektiv finden. Bei weiteren Studien sollten insbesondere Artenspektrum, Siedlungsdichte, räumliche und vertikale Aufteilung, Bruterfolg und Verhaltensstudien im Vordergrund stehen, aber auch die mögliche Bedeutung als Nahrungs-, Durchzugs- und Rasthabitat wäre zu klären. Vor allem zur Bewertung der Bedeutung des Neophyten als Bruthabitat in Fluss- und Bachauen sind vergleichende Untersuchungen an knöterichfreien Abschnitten notwendig.

Interessant wären auch Studien zur Funktion der dichten Ufervegetation als störungsfreier Ruhe- und Rastplatz für diverse Wasservogelarten. So könnten im Untersuchungszeitraum an verschiedenen Stellen am Ufer der Zwickauer Mulde unterhalb der Knöterichbestände regelmäßig ruhende Gänsesäger *Mergus merganser*, darunter auch Familienverbände, beobachtet werden. An der

Freiberger Mulde/Landkreis Mittelsachsen wurden im Schutz der Neophyten Mauerreviere der Wasseramsel *Cinclus cinclus* festgestellt. Diese Vogelart nutzt dort bodennahe Strukturen (z. B. Wurzelbereiche, überhängende Stängel) als wichtigen Rückzugsraum (A. Günther, pers. Mitt.). Sehr wahrscheinlich erfüllt ebenso das entlang von Fließgewässern wachsende, weit verbreitete, invasive Drüsige Springkraut *Impatiens glandulifera* solche Funktionen. Vorjährige, verwucherte Bestände eignen sich aber auch als Nistplatz für diverse Singvogelarten. Untersuchungen gibt es bislang dazu nicht.

Die hier vorgestellten Ergebnisse fordern einen Wandel in der anhaltend intensiv betriebenen einseitigen Öffentlichkeitsarbeit. Trotz der unbestrittenen Problematik, dass Staudenknöteriche Struktur und Arteninventar betroffener Ökosysteme vollkommen verändern können, spricht die erfolgreiche Einnischung einheimischer Vogelarten für eine angemessene Akzeptanz der fremdländischen Pflanzen. Möglicherweise stellen sie sogar einen teilweisen Ersatz für andere, durch agrarindustrielle Intensivnutzung verloren gegangene Randstrukturen dar. Dieser Umstand sollte auch Beachtung finden bei der Fortschreibung der Unionsliste der invasiven, gebietsfremden Arten (Nehring & Skowronek 2017), sofern die asiatischen Knöteriche zur Disposition stehen.

Dank

Für die Unterstützung bei der pflanzensoziologischen Einordnung danke ich Elmar Fuchs, Peter Meese, Hartmut Sänger und Wolfgang Thoß sowie für anderweitige Hilfe Peter H. Barthel, Wolfgang Dornberger, Stephan Ernst, Wolfgang Fiedler, Eberhard Flöter, Herbert Grimm, Tina Heger, Wieland Heim, Ommo Hüppop, Detlef Metzger, Kiyooki Ozaki, Dieter Saemann, Katja Schütze, Jevgeni Shergalin und Karl Schulze-Hagen. Natalie Kelsey und Brian Hillcoat haben die englischen Übersetzungen der Zusammenfassung und der Abbildungsunterschriften verfasst – auch dafür möchte ich mich bedanken!

5. Zusammenfassung

Die asiatischen Staudenknöteriche *Fallopia japonica*, *F. sachalinensis* und *F. x bohemica* sind als höchstproblematische, invasive Neophyten in Deutschland und anderen europäischen Ländern eingestuft. Neben zahlreichen Untersuchungen, die die negativen Auswirkungen auf einheimische Pflanzengesellschaften und Wirbellose belegen, gibt es aber nur wenige Studien, die sich mit der Wirkung von exotischen Knöterichen auf Vertebraten beschäftigen. Nur in zwei Arbeiten werden Nestfunde im Staudenknöterich beschrieben. Gezielte brutbiologische Untersuchungen fanden erstmals 2017 und 2018 vorwiegend in flussbegleitenden *Fallopia*-Beständen in Südwest-Sachsen statt. Nach einer Stichprobe im Juli 2017 mit insgesamt acht gefundenen Nestern von Neuntöter *Lanius collurio*, Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris*, Amsel *Turdus merula* und Goldammer *Emberiza*

citrinella wurden Knöterichbestände in der Brutsaison 2018 systematisch durchsucht. Es waren 116 aktive Nester nachweisbar, erstmals auch von Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla*, Gartengrasmücke *Sylvia borin* und Kuckuck *Cuculus canorus*. Hierbei handelt es sich um erstmalige, detaillierte Beschreibungen und Fotonachweise von Brutplätzen der oben genannten Arten in Beständen von asiatischen Staudenknöterich-Arten. Die bisherigen Informationen zu Nest und Neststandort insbesondere bei Sumpfrohrsänger und Goldammer erfahren eine Erweiterung.

Diese Ergebnisse belegen die unerkannte Bedeutung der Neophyten als Bruthabitat für einheimische Singvogelarten eindrucksvoll und sprechen für eine ökologische Nischenausweitung. Vor allem der Sumpfrohrsänger zeigt mit der Neubesiedlung des von vertikalen Strukturen dominierten Staudenknöterichs sein großes Anpassungsvermögen. Neben der anpassungsfreudigen Amsel haben sicherlich auch Mönchs- und Gartengrasmücke, Goldammer und Neuntöter schnell den neuen Lebensraum als Bruthabitat erschlossen. Es ist sogar davon auszugehen, dass dem invasiven Knöterich in der heute größtenteils landwirtschaftlich intensiv genutzten und weitgehend dornenstrauchfreien Flussaue eine Schlüsselstellung als Bruthabitat zukommt. Übrigens zeigen Brutvorkommen diverser Singvogelarten im Staudenknöterich im ostasiatischen Herkunftsgebiet wie auch in einem Invasionsgebiet in Kanada, dass diese Pflanzenbestände als Bruthabitat von Bedeutung sind. Bis auf einen Nachweis der Parasitierung durch den Kuckuck fehlten eindeutige Hinweise auf Nestprädation. Für eine möglicherweise geringe Prädation könnte bei einigen Arten die Lage der Nester inmitten des Bestandes sprechen. Wetterereignisse, wie Hagel, Starkregen und Sturm, führen sicher gelegentlich zu Verlusten im Knöterich. Diese dürften jedoch bedingt durch die relativ gute Stabilität der Knöterichstängel und das dichte Blätterdach eher niedrig sein. Als schwerwiegend müssen dagegen anthropogene Verluste gewertet werden. Vor allem großflächiges Mähen führt stellenweise zum Totalausfall des Habitats und demzufolge zum Totalverlust aller darin vorhandenen Nester. So ist davon auszugehen, dass in den letzten Jahrzehnten unzählige Vogelbruten durch die etablierte *Fallopia*-Bekämpfung zerstört wurden. Zum Schutz der Vogelbruten bedarf es hierzu unverzüglich einer naturschutzrechtlichen Behandlung, gleich der gesetzlichen Regelung, die in Deutschland für Gehölze und Röhrichte Anwendung findet. Mechanische Verfahren wie Mahd, Beweidung, Schlegeln, Ausreißen etc. sollten nur außerhalb der Brutzeit der vorkommenden Vogelarten stattfinden.

Diese ersten Ergebnisse sind Anlass genug für weitere umfassende Untersuchungen zur Avizönose der *Fallopia*-Bestände. Insbesondere Artenspektrum, Siedlungsdichte, räumliche und vertikale Aufteilung, Bruterfolg und Verhaltensstudien sollten im Vordergrund stehen, aber auch die mögliche Bedeutung als Durchzugs- und Rasthabitat wäre zu klären.

Die hier vorgestellten Ergebnisse fordern einen Wandel in der anhaltend intensiv betriebenen einseitigen Öffentlichkeitsarbeit. Trotz der unbestrittenen Problematik, dass Staudenknöteriche Struktur und Arteninventar betroffener Ökosysteme vollkommen verändern können, spricht die erfolgreiche Einnischung einheimischer Vogelarten für eine angemessene Akzeptanz der fremdländischen Pflanzen. Möglicherweise stellen sie sogar einen teilweisen Ersatz für andere, durch agrarindustrielle Intensivnutzung verloren gegangene Randstrukturen dar.

6. Literatur

- Adler C 1993: Zur Strategie und Vergesellschaftung des Neophyten *Polygonum cuspidatum* unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. *Tuexenia* 13: 373-397.
- Alberternst B & Böhmer HJ 2011: NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Fallopia japonica*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org Date of access: x/x/201x. (PDF) NOBANIS – invasive alien species fact sheet – *Fallopia japonica*. Available from: https://www.researchgate.net/publication/237731534_NOBANIS_-_invasive_alien_species_fact_sheet_-_Fallopia_japonica [accessed Oct 26 2018].
- Alberternst B, Konold W & Böcker R 1995: Genetische und morphologische Unterschiede bei der Gattung *Reynoutria*. In: Böcker R, Gebhardt H, Konold W & Schmidt-Fischer S: Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. Ecomed, Landsberg.
- Bairlein F 1991: *Sylvia borin* (Boddaert 1783) – Gartengrasmücke. In: Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 12. Passeriformes. – (Teil 3). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Bairlein F & Schlenker R 1991: *Sylvia atricapilla* (Linnaeus 1758) – Mönchgrasmücke. In: Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 12. Passeriformes. – (Teil 3). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Bairlein F, Berthold P, Querner U & Schlenker R 1980: Die Brutbiologie der Grasmücken *Sylvia atricapilla*, *borin*, *communis* und *curruca* in Mittel- und Nord-Europa. *J. Ornithol.* 121: 325-369.
- Beiche S & Luge J 2006: Habitatauswahl und Reproduktion einer Neuntötterpopulation im Nordteil des Köthener Gebietes. *Apus* 13: 102-123.
- Böhmer HJ, Heger T, Alberternst B & Walser B 2006: Ökologie, Ausbreitung und Bekämpfung des Japanischen Staudenknoterrichs (*Fallopia japonica*) in Deutschland. *Anliegen Natur* 30: 29-34.
- Böhnert W, Gutte P & Schmidt P A 2001: Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften des Freistaates Sachsen. Mat. zu Naturschutz u. Landschaftspf. Sächs. Landesamt für Umwelt und Geologie Dresden.
- Child LE & Wade PM 2000: The Japanese knotweed manual: the management and control of an invasive alien weed. Packard Publishing, Chichester.
- Cramp S 1988: Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Vol. 5 Tyrant Flycatchers to Thrushes. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S 1992: Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Vol. 6 Warblers. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S & Perrins CM 1993: Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Vol. 7 Flycatchers to Shrikes. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S & Perrins CM 1994: Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic. Vol. 9 Buntings and New World Warblers. Oxford University Press, Oxford.
- Dornberger W 2019: Biologie der Goldammer *Emberiza citrinella* in Hohenlohe-Franken. *Ornithol. Anz.* 57: 198-227.
- Dorsch H, Sperling D & Steffens R 1998: Sumpfrohrsänger – *Acrocephalus palustris* (Bechst., 1798). In: Steffens R, Saemann D & Grössler K: Die Vogelwelt Sachsens. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Dowsett-Lemaire F 1981: Eco-ethological aspects of breeding in the Marsh Warbler, *Acrocephalus palustris*. *Terre et Vie* 35: 437-491.
- Eifler G, Saemann D & Steffens R 1998: Goldammer – *Emberiza citrinella* L., 1758. In: Steffens R, Saemann D & Grössler K: Die Vogelwelt Sachsens. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Franz D 1981: Ergebnisse einer Populationsuntersuchung am Sumpfrohrsänger, *Acrocephalus palustris*. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 20: 105-126.
- Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM 1988: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 11. Passeriformes. – (Teil 2). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM 1993: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 13. Passeriformes. – (Teil 4). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM 1997: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 14. Passeriformes. – (Teil 5). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Hajzlerová L & Reif J 2014: Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp. *Biologia* 69: 247-253.
- Hardtke H-J & Ihl A 2000: Atlas der Farn- und Samenpflanzen Sachsens. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden.
- Hartmann E, Schuldes H, Kübler R & Konold W 1995: Neophyten. Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. Ecomed, Landsberg.
- Hölzinger J 1999a: *Acrocephalus palustris* Bechstein, 1798 Sumpfrohrsänger. In: Hölzinger J: Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.1, Singvögel 1. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Hölzinger J 1999b: *Turdus merula* Linnaeus, 1758 Amsel. In: Hölzinger J: Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.1, Singvögel 1. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Hölzinger J & Bairlein F 1999a: *Sylvia atricapilla* (Linnaeus, 1758) Mönchgrasmücke. In: Hölzinger J: Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.1, Singvögel 1. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Hölzinger J & Bairlein F 1999b: *Sylvia borin* (Boddaert, 1783) Gartengrasmücke. In: Hölzinger J: Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.1, Singvögel 1. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Hölzinger J & Dornberger W 1997: *Emberiza citrinella* Linnaeus, 1758 Goldammer. In: Hölzinger J: Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.2, Singvögel 2. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Jahn H 1942: Zur Oekologie und Biologie der Vögel Japans. *J. Ornithol.* 90: 7-302.
- Jakober H & Stauber W 1997: *Lanius collurio* Linnaeus, 1758 Neuntöter. In: Hölzinger J: Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 3.2, Singvögel 2. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Jakober H & Stauber W 2004: Ergebnisse einer langjährigen Populationsuntersuchung am Neuntöter (*Lanius collurio*). *Mitt. Ver. Sächs. Ornithol.* 9: 307-315.
- Jung K 1971: Doppelnest einer Goldammer (*Emberiza citrinella*). *Ornithol. Mitt.* 23: 55

- Kiyosu Y 1978: The Birds of Japan. Vol. I-III. Kodansya, Tokyo.
- Kleinbauer I, Dullinger S, Klingenstein F, May R, Nehring S. & Essl F 2010: Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich. BfN-Skripten 275. Bonn.
- Konold W, Alberternst B, Kraas, S & Böcker R 1995: Versuche zur Regulierung von *Reynoutria*-Sippen durch Mahd, Verbiss und Konkurrenz: Erste Ergebnisse. In: Böcker R, Gebhardt H, Konold W & Schmidt-Fischer S: Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. Ecomed, Landsberg.
- KORINA 2013: Handlungsempfehlungen zum Management der Staudenknöteriche in Schutzgebieten und deren Einzugsgebieten in Sachsen-Anhalt – Stand 23.3.2013. Koordinationsstelle Invasive Neophyten in Schutzgebieten Sachsen-Anhalts beim UfU e. V.
- Kosmale S 1981: Die Einwanderung von *Reynoutria japonica* HOUTT. Bereicherung unserer Flora oder Anlass zur Besorgnis? Flor. Mitteilungen d. Ges. f. Natur u. Heimat Bez. Dresden 3: 6-11.
- Kosmale S 1990: Die Ruderalflora der Stadtkernrekonstruktionsgebiete von Zwickau und Crimmitschau. Sächs. Flor. Mitt. 1990: 56-66.
- Kosmale S 2000: Einwanderung und Ausbreitung gebietsfremder Pflanzen – aus der Sicht des westsächsischen Erzgebirgsvorlandes – kritisch betrachtet. Pulsatilla 3: 23-29.
- Kowarik I 2003: Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart.
- Larsen T 2013: Biology, Ecological Impacts, and Management of Japanese Knotweed (*Polygonum cuspidatum* syn. *Fallopia japonica*) in Nova Scotia. M.Sc dissertation. Halifax, NS, Dalhousie University.
- Lavoie C 2017: The impact of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.) on the environment: review and research perspectives. Biol. Invasions 19: 2319-2337.
- Leisler B 1975: Die Bedeutung der Fußmorphologie für die ökologische Sonderung mitteleuropäischer Rohrsänger und Schwirle. J. Ornithol. 116: 117-153.
- Luge J 2004: Beobachtungen an einem Neuntötervorkommen im Kreis Köthen. Apus 12: 176-189.
- Lukač G & Vujčić-Karlo S 2000: Habitat characteristics and the importance of some plant species as singing places for Marsh Warblers (*Acrocephalus palustris*, Aves) in Croatian neophyte structures. Natura Croatica 9: 169-177.
- Maerz JC, Blossey B & Nuzzo V 2005: Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. Biodiversity & Conservation 14: 2901-2911.
- Marigo G & Pautou G 1998: Phenology, growth and ecophysiological characteristics of *Fallopia sachalinensis*. J. Veg. Sci. 9: 379-386.
- Nehring S & Skowronek S 2017: Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 – Erste Fortschreibung 2017. BfN-Skripten 471. Bonn.
- Nentwig W, Bacher S, Kumschick S, Pyšek P & Vilà M 2017: More than “100 worst” alien 678 species in Europe. Biological Invasions, DOI: 10.1007/s10530-017-1651-6.
- Ohwi J 1984: Flora of Japan. Smithsonian Institution, Washington.
- Pyšek P, Sádlo J & Mandák B 2002: Catalogue of alien plants of the Czech Republic. Preslia 74: 97-186.
- Rau S, Knöchel JD & Kermes A 1998: Neuntöter – *Lanius collurio* L., 1758. In: Steffens R, Saemann D & Grössler K: Die Vogelwelt Sachsens. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Sächsisches Landesamt für Landwirtschaft 2006: Informationsschrift Staudenknöteriche. Japanischer, Sachalin- und Böhmischer Knöterich. Faltblattreihe Integrierter Pflanzenschutz, Heft 6.
- Schlüpmann M 2000: Zur Neophyten-Flora der Volmeaue im Hagener Stadtgebiet. Decheniana 153: 37-49.
- Schmiedel D, Wilhelm E-G, Nehring S, Scheibner C, Roth M & Winter S 2015: Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten. Bd. 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. BfN, Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt 141.
- Schulze-Hagen K 1984: Habitat- und Nistplatzansprüche des Sumpfrohrsängers (*Acrocephalus palustris*) in der rheinischen Ackerbörde. Vogelwelt 105: 81-97.
- Schulze-Hagen K 1991: *Acrocephalus palustris* (Bechstein 1798) – Sumpfrohrsänger. In: Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 12. Passeriformes. – (Teil 3). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Serniak LT, Corbin CE, Pitt AL & Rier ST 2017: Effects of Japanese Knotweed on avian diversity and function in riparian habitats. J. Ornithol. 158: 311-321.
- Steffens R, Melde M & Saemann D 1998: Amsel – *Turdus merula* L., 1758. In: Steffens R, Saemann D & Grössler K: Die Vogelwelt Sachsens. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Steffens R, Hoyer F, Saemann D & Melde F 1998: Gartengrasmücke – *Sylvia borin* (Bodd., 1783). In: Steffens R, Saemann D & Grössler K: Die Vogelwelt Sachsens. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Steffens R, Saemann D, Hoyer F & Melde F 1998: Mönchsgrasmücke – *Sylvia atricapilla* (L., 1758). In: Steffens R, Saemann D & Grössler K: Die Vogelwelt Sachsens. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Stein H 1987: Angaben zur Brutbiologie des Sumpfrohrsängers nach Nestfunden aus den Bezirken Halle und Magdeburg. Apus 6: 259-269.
- Stiels D & Schidelko K 2016: Brut- und Rastvögel des Wiesengutes/Hennef (Sieg) 2015. Bonn.
- Suzuki J 1994: Growth dynamics of shoot height and foliage structure of a rhizomatous perennial herb, *Polygonum cuspidatum*. Annals of Botany 73: 629-638.
- Trompat A 2007: La Rousserolle verderolle (*Acrocephalus palustris*) en Auvergne. Le Grand-Duc 70: 3-5.
- Udagawa T 1953: The Avifauna of Teuri and Yagishiri Islands, Hokkaido. Jap. J. Ornithol. 13: 68-85.
- Walser B 1995: Praktische Umsetzung der Knöterichbekämpfung. In: Böcker R, Gebhardt H, Konold W & Schmidt-Fischer S: Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management. Ecomed, Landsberg.
- Walter D 1996: Außergewöhnliche Neststandorte bei Sumpfrohrsängern *Acrocephalus palustris*. Ornithol. Anz. 35: 197-198.
- Walter D 2010: Brutbiologie, Phänologie und Bestandsentwicklung einer voralpinen Population des Sumpfrohrsängers *Acrocephalus palustris* im Allgäu (Bayern/Deutschland). Ornithol. Anz. 49: 103-148.
- Witt K 1972: Sommervogel am Tegeler Fließ in West-Berlin 1971. Berliner Naturschutzbl. 16: 587-591.

Dramatischer Rückgang der Auerhuhnpopulation *Tetrao urogallus* im Schwarzwald

Joy Coppes, Judith Ehrlicher, Gerrit Müller, Klaus Roth, Karl-Eugen Schroth, Marc Förschler, Veronika Braunisch und Rudi Suchant

Coppes J, Ehrlicher J, Müller G, Roth K, Schroth KE, Förschler M, Braunisch V & Suchant R 2019: Dramatic decline of the Capercaillie *Tetrao urogallus* population in the Black Forest. *Vogelwarte* 57: 115-122.

Capercaillie (*Tetrao urogallus*) are considered as indicator species of species rich, open conifer dominated forests and still occur over large parts of their natural range. In Western- and Central Europe populations are mainly restricted to mountain ranges, many of them are declining or became extinct. In the Black Forest, South-Western Germany, the population was first estimated based on lek counts across the entire mountain range in 1971, since 1983 this census was performed yearly. In addition, since 1988, all sightings of capercaillie are collated on a 5-year basis, to map the capercaillie distribution. The lek counts clearly reveal a negative population trend: While a total of 570 males were counted in 1971, only 167 males were counted in 2018. This decline is not evenly distributed across the Black Forest. The subpopulations in the Eastern Black Forest (Baarschwarzwald) and the Southern Black Forest decreased most (from 48 males in 1993 to 8 males in 2018 and from 160 males in 1993 to 26 males in 2018, respectively). The Central Black Forest subpopulation remained stable with 11 lekking males. The Northern Black Forest subpopulation first increased (from 130 lekking males in 1993 to 197 in 2008) and decreased afterwards to 122 males in 2018. The distribution area decreased from 607 km² in the period from 1989 to 1993 to 344 km² from 2014 to 2018. The loss of distribution area was recorded for all subpopulations, but was largest for the Baarschwarzwald subpopulation. The causes of the decline still remain unclear and might include habitat deterioration due to changes in the forestry regime and an increase in growing stock, increasing predation pressure, climate change and an increase in anthropogenic disturbance.

✉ JC, JE, RS: Arbeitsbereich Wildtierökologie, Abt. Wald und Gesellschaft, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Wonnhaldestr. 4, D-79100 Freiburg. E-Mail: joy.coppes@forst.bwl.de

GM: Auerwild-Hegegemeinschaft im Regierungsbezirk Freiburg, Simonswinkel 16, D-79877 Friedenweiler.

KR: Auerwild Hegering, Oberlinweg 7, D-72250 Freudenstadt. KES: Auerwild Hegering Freudenstadt, Calwer Straße 27, 75385 Bad Teinach-Zavelstein.

MF: Nationalpark Schwarzwald, Ökologisches Monitoring, Forschung und Artenschutz, Kniebisstraße 67, 72250 Freudenstadt.

VB: Abt. Waldnaturschutz, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Wonnhaldestr. 4, D-79100 Freiburg und Institut für Ökologie und Evolution, Abt. Naturschutzbiologie, Universität Bern, Baltzerstrasse 6, CH - 3012 Bern.

1. Einleitung

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), das größte Raufußhuhn Europas, gilt als Indikatorart lichter, strukturreicher Nadel-Mischwälder mit einer vielfältigen Kraut- und Strauchschicht, idealerweise mit Vorkommen von Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*; Storch 2002; Summers et al. 2004; Bollmann et al. 2008; Graf et al. 2009). Das Verbreitungsareal dieser Waldvögel erstreckt sich über große Teile Sibiriens und Skandinaviens bis hin zu Vorkommen in Spanien und Griechenland (Klaus et al. 1989; Coppes et al. 2015). In Deutschland profitierten Auerhühner lange Zeit von der jahrhundertlangen intensiven Nutzung der Wälder, da hierdurch großflächig lichte Lebensräume mit optimalen Habitatbedingungen geschaffen wurden; heute jedoch kommen Auerhühner nur noch in wenigen ihrer früheren Verbreitungsgebiete vor und viele Populationen sind erloschen (Storch 2001, 2007). Während es im Bayerischen Wald und Böhmerwald, an der deutsch-tschechischen

Grenze, eine aktuell stabile Auerhuhnpopulation gibt (Rösner et al. 2014), sind in den meisten anderen Vorkommensgebieten die Populationstrends unklar (z. B. Bayerische Alpen, Bollmann et al. 2013) oder rückläufig (z. B. Fichtelgebirge, Hertel 2009), was zu vielen Bemühungen zum Erhalt der lokalen Populationen geführt hat. So gab es seit den 1970er Jahren viele (meist erfolglose) Versuche, in Deutschland Auerhühner auszuwildern, entweder in Form von Bestandsstützungen oder Wiederansiedlungsprogrammen (Siano & Klaus 2013; Siano & Pertl 2018). In Deutschland gilt das Auerhuhn als „streng geschützte Art“ (BNatSchG §7, Abs. 2, Nr. 14) und ist in den Roten Listen der Brutvögel Deutschlands und Baden-Württembergs in Kategorie 1 („vom Aussterben bedroht“) gelistet (Grüneberg et al. 2015; Bauer et al. 2016).

Auch im Schwarzwald profitierte die Auerhuhnpopulation im 18. und 19. Jahrhundert von der intensiven Nutzung des Waldes (Roth & Suchant 1990). Die

höchsten Auerhuhn-Bestände im Schwarzwald wurden um die Jahrhundertwende (1900) gemeldet. Damals wurde der Bestand auf 3.800 balzende Hähne geschätzt (Roth & Suchant 1990). Veränderungen in der forstwirtschaftlichen Nutzung führten allerdings in der Folge zu immer mehr Holzvorrat im Schwarzwald, wodurch die Wälder zunehmend dunkler wurden (Lieser 2009). Die Auerhuhnpopulation ging im 20. Jahrhundert daher stark zurück (Schmid & Ebert 1953) und um 1950 wurde der Bestand im Schwarzwald auf nur noch 1.200-1.300 balzende Hähne geschätzt (Roth & Suchant 1990). Im Jahr 1971 wurden erstmals genauere Balzplatzzählungen im gesamten Schwarzwald durchgeführt; hierbei wurden insgesamt 570 balzende Hähne gezählt (Roth 1974). Seit 1983 werden diese Zählungen jährlich durchgeführt, zudem wurden seit 1988 im 5-Jahres Turnus alle verfügbaren Auerhuhn-Nachweise aus verschiedenen Quellen zusammengetragen, um das Verbreitungsgebiet der Art zu kartieren (Braunisch & Suchant 2006). In den 80er Jahren wurden im Nordschwarzwald im Rahmen eines Auswilderungsprojekts insgesamt 59 Zuchtvögel freigelassen (Wittlinger 1990; Schroth 1991), im Mittleren Schwarzwald, bei Schramberg, wurden über 23 Jahre insgesamt 436 gezüchtete Auerhühner zur Bestandesstützung ausgewildert (Wagner 1984, 1990). Man geht aber davon aus, dass diese Maßnahmen erfolglos blieben (Siano & Klaus 2013), da die Zuchtvögel in der Regel nur eine kurze Überlebensdauer im Freiland hatten (Schroth 1991). Die Balzplatzzählungen zeigten seit den 1980er Jahren einen weiteren Rückgang des Auerhuhns im Schwarzwald, wobei zeitgleich auch das Verbreitungsgebiet immer kleiner wurde (Coppes et al. 2016). Auf Grundlage der aktuellen Ergebnisse der letzten Balzplatzzählungen 2018 sowie der zeitgleichen Kartierung des Verbreitungsgebietes zeigen und diskutieren wir hier 1) den Populationstrend und 2) die Entwicklung des Verbreitungsgebietes im Schwarzwald.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet dieser Studie umfasst den gesamten Schwarzwald (Baden-Württemberg, Südwest-Deutschland), definiert durch die Wuchsgebiete „Schwarzwald“ und „Baar-Wutach“ (Aldinger et al. 1998). Der Schwarzwald ist zu 64 % mit Wald bedeckt, überwiegend mit Nadel- und Nadelmischwäldern. Der Wald wird zum Großteil für die Holzproduktion genutzt (Kändler & Cullmann 2014). Topografisch bedingt wurden vier Teilgebiete der Auerhuhnverbreitung definiert: „Nord“, „Mitte“, „Süd“ und „Baar“ (Abb. 1, eine genauere Beschreibung der Abgrenzung der Teilgebiete findet sich in Coppes et al. 2016). Seit 2008 gibt es mit dem „Aktionsplan Auerhuhn“ (APA) ein umfassendes Konzept zur langfristigen Erhaltung und zum Schutz der Auerhuhnpopulation im Schwarzwald, dessen Umsetzung im Staatswald verbindlich ist. Der APA beinhaltet ein detailliertes Flächenkonzept sowie diverse Maßnahmen in den Handlungsfeldern Habitatgestaltung, Jagd, Tourismus, Infrastruktur, Forschung und Öffentlichkeitsarbeit (Suchant & Braunisch 2008).

2.2 Datenerhebung

Balzplatz Monitoring

Für das Jahr 1971 wurde erstmals die Gesamtzahl balzender Auerhähne im Schwarzwald zusammengetragen (Roth 1974). Seit 1983 wird jährlich die Anzahl der balzenden Auerhähne an allen bekannten Balzplätzen im Schwarzwald erfasst (von der Auerwildhegegemeinschaft im Regierungsbezirk Freiburg und von den Auerwildhegeringen Freudenstadt und Calw), mit dem Ziel, die minimale Populationsgröße zu schätzen (Coppes et al. 2016). Die Zählungen werden von örtlichen Revierleitern, Jägern und Ornithologen durchgeführt und die Ergebnisse anschließend von den jeweiligen Hegeringen, der Hegegemeinschaft und der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden Württemberg (FVA) pro Regierungsbezirk (Freiburg und Karlsruhe) zusammengefasst (Coppes et al. 2016). Der Regierungsbezirk Freiburg deckt den Südschwarzwald, Mittleren Schwarzwald, Baar-Schwarzwald und

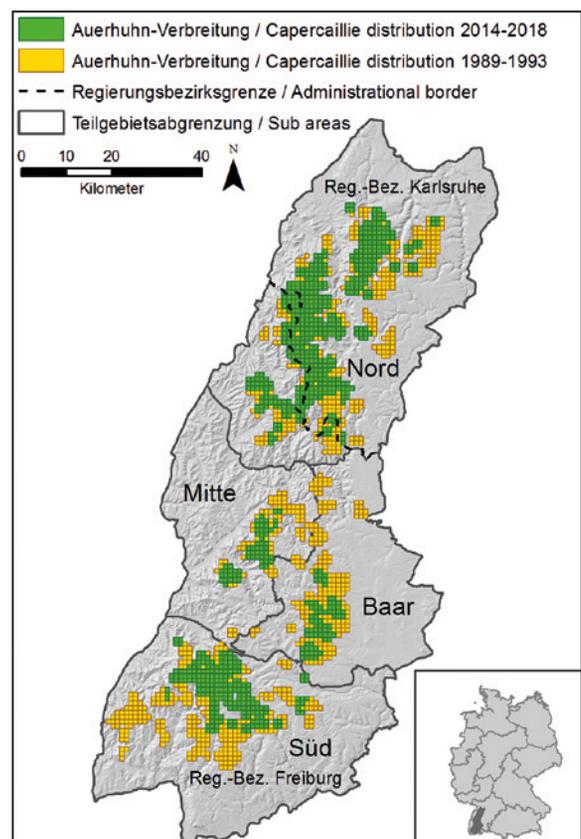


Abb. 1: Lage des Schwarzwaldes in Deutschland (Karte rechts unten) und der Schwarzwald mit den Teilgebieten, der Regierungsbezirksgrenze (Freiburg südlich; Karlsruhe nördlich), dem Auerhuhn-Verbreitungsgebiet (2014-2018, grün, im 1 x 1 km Raster) und den Flächen, die bei der Erfassung 1988-1993 noch besiedelt waren (orange). – Location of the Black Forest within Germany (inlay map) and the Black Forest with sub areas and the border between the two administrative regions (Freiburg in the south, Karlsruhe in the north) as well as the capercaillie distribution (shown in a 1x1km grid) between 1988-1993 (orange) and 2014-2018 (green).

den Südwestteil des Nordschwarzwaldes ab; der Regierungsbezirk Karlsruhe umfasst den größeren Restteil des Nordschwarzwaldes (Abb. 1). Zusätzlich wird im 5-Jahres Turnus (1993, 1998, 2003, 2008, 2013, 2018) die Zahl balzender Hähne mit Raumbezug durch die FVA erfasst.

Verbreitungsgebiete

Im gleichen 5-Jahres Turnus werden alle direkten (Sichtung) und indirekten Nachweise (z. B. Federn, Kot oder Trittsiegel) ausgewertet, die im Rahmen des Zufallsmonitorings und systematischer Erhebungen in Teilgebieten oder in Forschungsprojekten zusammengetragen wurden. Zufallsmonitoring bedeutet, dass zufällige Beobachtungen/Funde über die Wildtierbeauftragten (WTB) der Landkreise in die Wildtiermonitoring-Datenbank (www.wildtiermonitoring.de) eingegeben werden. Auf der Basis dieser Daten wird dann das Verbreitungsgebiet abgegrenzt (Braunisch & Suchant 2006; Coppes et al. 2016). Flächen werden als Auerhuhn-Verbreitungsgebiet definiert, wenn mindestens drei Nachweise aus den vorhergehenden fünf Jahren vorliegen (die Verbreitung 2018 beruht z. B. auf Nachweisen der Jahre 2014 bis 2018), wobei der Abstand zwischen diesen Nachweisen nicht mehr als 1 km betragen darf. Einzelne Nachweise, die mehr als 1 km vom nächsten Nachweis entfernt liegen, gehen nicht in die Verbreitungsgebietskartierung mit ein, bleiben jedoch als Punktinformationen erhalten (Braunisch & Suchant 2006), um sporadisch genutzte Bereiche oder Dispersionereignisse von Verbreitungsgebieten zu unterscheiden. Die Abgrenzung eines Verbreitungsgebiets erfolgt entlang von im Gelände erkennbaren Linien wie Wegen, Wald-Feld-Grenzen oder Fließgewässern (Braunisch & Suchant 2006; Coppes et al. 2016). Mit diesen Methoden wurden für die Zeiträume 1989–1993, 1994–1998, 1999–2003, 2004–2008, 2009–2013 und 2014–2018 genaue Abgrenzungen der Auerhuhn-Verbreitung im Schwarzwald erstellt (Coppes et al. 2016).

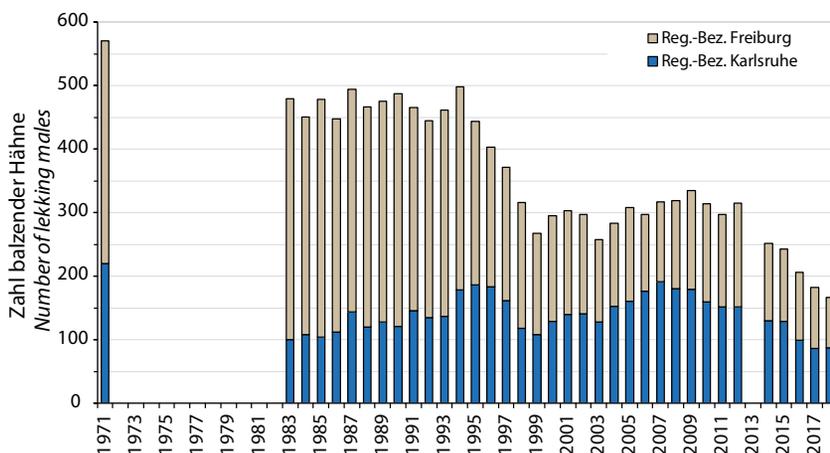


Abb. 2: Die Zahl balzender Hähne pro Jahr, die im Schwarzwald erfasst wurden. Die erste zuverlässige Zählung von 1971 ist als Vergleich dargestellt (Roth 1974). Die Daten wurden von der Auerwildhegemeinschaft im Regierungsbezirk Freiburg und den Auerwildhegeringen Freudenstadt und Calw erhoben und von der FVA zusammengetragen. – *Number of capercaillie males counted at lekking sites in the Black Forest per year, shown for the administrative regions "Freiburg" and "Karlsruhe". The result of the first systematic census of 1971 is presented as a reference (Roth 1974), since 1983 capercaillie males have been counted yearly. The census is organized by the hunter's associations: "Auerwildhegemeinschaft", "Auerwildhegering Freudenstadt" and "Auerwildhegering Calw".*

3. Ergebnisse

3.1 Populationstrend

Mit Ausnahme des Frühjahrs 2013, in dem aufgrund schlechter Witterungsbedingungen keine vollständige Erfassung möglich war, konnte seit 1983 jedes Jahr die Anzahl balzender Hähne im Schwarzwald erfasst werden (Abb. 2). Für die Fünf-Jahres-Kartierung wurde daher anstelle der Zahl aus dem Jahr 2013 die aus 2012 herangezogen. Im Frühjahr 1971 wurde die höchste Anzahl balzender Hähne erfasst (570), eine Größenordnung, die seit 1983 nie mehr erreicht wurde. Zwischen 1983 und 1995 blieb die Zahl relativ konstant zwischen 448 (1986) und 498 (1994) Hähnen. Ende der 1990er Jahre wurden Jahr für Jahr immer weniger Hähne registriert, mit einem Minimum von 268 Hähnen im Jahr 1999. Bis 2012 fluktuierten die Zahlen zwischen minimal 225 (2003) und maximal 335 (2009) Hähnen. Seit 2012 ist die Population erneut stark rückläufig: im Frühjahr 2018 wurden nur noch 167 Hähne im gesamten Schwarzwald gezählt (Abb. 2).

Die genauere Betrachtung der Balzplatzzählungsdaten zeigt, dass die Bestandsabnahme nicht gleichmäßig über den Schwarzwald verteilt ist (Abb. 2 und 3). Seit 1983 scheint die Zahl balzender Hähne im Regierungsbezirk Karlsruhe zu fluktuieren, mit zwei Höchstwerten in den Jahren 1995 (186 Hähne) und 2007 (191 Hähne), jeweils gefolgt von einer Abnahme (Abb. 2 und 3). Im Regierungsbezirk Freiburg waren die Zahlen der balzenden Auerhähne zwischen 1983 und 1990 relativ konstant (zwischen 379 (1983) und 343 Hähne (1990)), seit 1991 zeigt sich jedoch eine stetige Abnahme mit einem Minimum von 80 Hähnen im Frühjahr 2018 (Abb. 2 und 3).

Die fünfjährige Erfassung der balzenden Hähne pro Teilgebiet zeigt noch deutlicher wie sich der Rückgang seit 1993 räumlich verteilt (Abb. 4). Die Ergebnisse im Teilgebiet „Mitte“ sind trotz einer insgesamt relativ niedrigen Zahl von Auerhähnen (zwischen 13 und 11 gezählte Hähne pro Jahr) seit 1993 relativ konstant geblieben. Das Teilgebiet „Nord“ erlebte ab 1993 zuerst eine Zunahme gezählter Hähne (von 130 Hähnen im Jahr 1993 auf 197 Hähne im Jahr 2008), sank aber mit einer Anzahl von 122 Hähnen im Jahr 2018 knapp unter die Zahl von 1993 (Abb. 4). Die Zahlen der Auerhähne in den Teilgebieten „Süd“ und „Baar“ nahmen vergleichsweise am stärksten ab.

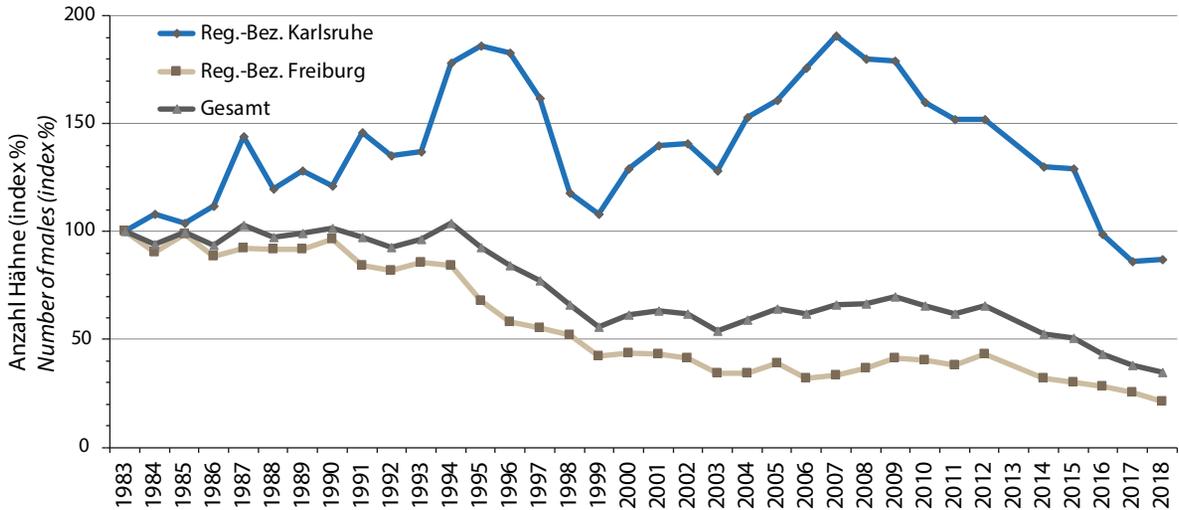


Abb. 3: Die Anzahl balzender Auerhähne als Prozent der Zahl aus dem Jahr 1983, aufgeteilt nach den beiden Regierungsbezirken. Die Zahl aus dem Jahr 1983 wurde gleich 100 % gesetzt. – *The number of lekking males, presented relative (in %) to the numbers counted in 1983, with the counting of 1983 representing 100%.*

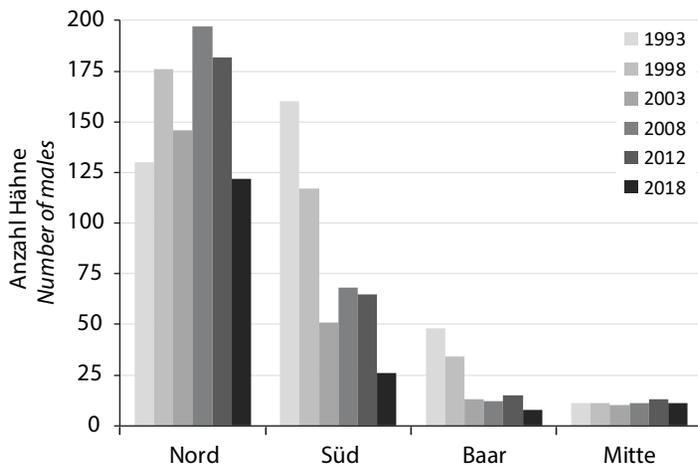


Abb. 4: Die Anzahl balzender Auerhähne im Schwarzwald, aufgeteilt nach Teilgebieten (s. Abb. 1). – *Number of lekking capercaillie males, shown per sub area of the Black Forest (Fig. 1).*

Im Gebiet „Süd“ ist die Zahl von 160 Hähnen (1993) auf 26 im Frühjahr 2018 gesunken, im Gebiet „Baar“ von 48 Hähnen (1993) auf acht Hähne im Frühjahr 2018 (Abb. 4).

3.2 Verbreitungsgebiet

Die Fläche des Auerhuhn-Verbreitungsgebiets im Schwarzwald nahm von 607 km² im Zeitraum 1989–1993 auf 344 km² im Zeitraum 2014–2018 ab (Abb. 1 und 5). Die Abnahme war allerdings nicht gleichmäßig über den Schwarzwald verteilt. Der relativ größte Flächenverlust wurde im Teilgebiet „Baar“ festgestellt (von 120 km² auf 28 km²; 77 % Flächenabnahme seit 1993), gefolgt vom Teilgebiet „Süd“ (von 141 km² auf 82 km²; 42 % Flächenabnahme seit 1993) und „Mitte“ (von 41 km² auf 25 km²; 39 % Flächenabnahme seit 1993; Abb. 5). Auch im größten Teilgebiet, „Nord“ nahm die Fläche ab: von 304 km² auf 208 km² (32 % Flächenabnahme seit 1993; Abb. 5).

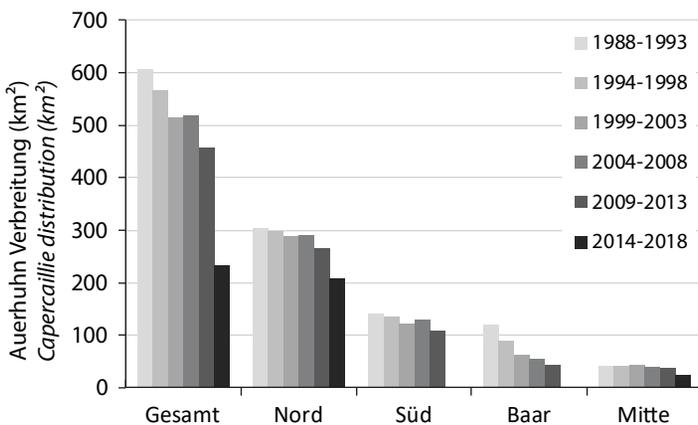


Abb. 5: Die Fläche der Auerhuhn-Verbreitung (im km²) im Schwarzwald (gesamt) und nach Teilgebieten, aufgeteilt auf die Kartierungszeiträume (s. Abb. 1). – *Capercaillie distribution (in km²) shown for the Black Forest (Gesamt) and the different sub areas of the Black Forest per time period.*

4. Diskussion

Sowohl die Ergebnisse der Balzplatzzählungen als auch der Kartierungen der Verbreitungsgebiete zeigen einen stark negativen Populationstrend des Auerhuhns im Schwarzwald (Abb. 1-5). Obwohl mit Balzplatzzählungen nur ein Teil der Hähne gezählt wird (Hennen sowie junge Hähne werden nicht systematisch erfasst) und somit der Bestand tendenziell unterschätzt wird (Jacob et al. 2010; Mollet et al. 2015), sind systematisch durchgeführte Balzplatzzählungen eine geeignete Methode, um relative Populationstrends dieser Art großflächig und langfristig zu erfassen (Lentner et al. 2018). Der negative Populationstrend ist daher zweifelsfrei, die exakte Populationsgröße allerdings unklar. Auerhuhnpopulationen sind generell für ihre Fluktuationen bekannt (Angelstam 1988; Lindström 1996; Lindström et al. 1997), im Schwarzwald nimmt die Population jedoch bereits über einen langen Zeitraum kontinuierlich ab (Abb. 1 und 2). Diese Abnahme ist in den Teilgebieten „Süd“ und „Baar“ am größten, im von nur einer kleinen Anzahl Tiere besiedelten Teilgebiet „Mitte“ hingegen relativ stabil. Im nördlichen Schwarzwald (Regierungsbezirk Karlsruhe und Teilgebiet „Nord“) kann man eine gewisse Fluktuation in den Zählergebnisse ablesen mit Höchstwerten in den Jahren 1995 und 2007. Natürliche Dynamiken durch Sturm, Schneebruch oder Windwurf können durch das Entstehen von lichten Waldbeständen und Freiflächen einen positiven Effekt auf Auerhuhn-Lebensräume haben (Mikoláš et al. 2017; Kortmann et al. 2018). Interessanterweise nahm die Anzahl balzender Hähne im Nordschwarzwald (Regierungsbezirk Karlsruhe) jeweils in den Folgejahren nach den Orkanstürmen 1990 (Wiebke und Vivian) und 1999 (Lothar) zu (Abb. 3). Dass es im Regierungsbezirk Freiburg nach Großsturmereignissen keine Zunahme von Auerhähnen gab, könnte damit zusammenhängen, dass im Nordschwarzwald sowohl bei den Orkanen Wiebke und Vivian als auch beim Orkan Lothar wesentlich größere Sturmflächen entstanden als im Südschwarzwald (Odenthal-Kahabka & Püttmann 2004). Zumindest für den Nordschwarzwald ist sehr wahrscheinlich, dass die Bestandstrends der letzten Jahrzehnte zum Teil mit den durch diese Sturmereignisse geschaffenen lichten Lebensräumen zusammenhängen, was allerdings nur schwer kausal nachzuweisen ist.

Mögliche Rückgangsursachen

Als wichtigste Faktoren für den Rückgang des Auerhuhns im Schwarzwald können Lebensraumverlust und -verschlechterung angenommen werden. Die Eignung von Wäldern für Auerhühner wird, im Schwarzwald, wesentlich von der Art der forstlichen Bewirtschaftung gesteuert. Während das Auerhuhn lange Zeit von der intensiven Nutzung der Wälder profitiert hat (Weiss & Schroth 1990), führte die Einführung der „naturnahen Waldwirtschaft“ mit einzelstammweiser Nutzung zu

vorratsreichen und dichten Beständen (Lieser 2009; Kändler & Cullmann 2014), was eine Verschlechterung der Lebensraumeignung für das Auerhuhn nach sich zog (Storch 1993; Schroth 1994; Cas & Adamic 1998; Storch 2002; Miettinen et al. 2010). So wurde rezent für den Schwarzwald nachgewiesen, dass große Teile der auerhuhnrelevanten Flächen zu wenige (Suchant & Braunisch 2004) lichte Strukturen (Überschirmung zwischen 20 - 70 %) oder Freiflächen aufweisen (Coppes et al. 2019). Diese lichten Waldstrukturen und die dadurch bedingte Verringerung der Bodenvegetation und der Qualität von Heidelbeerbeständen (Eckerter et al. 2019) sind aber für Auerhühner von großer Bedeutung (Storch 2002). Es ist daher naheliegend, dass diese „Verdunklung“ der Wälder einen großen Beitrag zum Rückgang des Auerhuhns im Schwarzwald geleistet hat. Die Lebensraumeignung kann allerdings auch durch die Entwässerungen von moorigen Waldbeständen, Nährstoffeinträge (Klaus et al. 1997) und durch klimatische Veränderungen (Braunisch et al. 2014) direkt oder indirekt beeinflusst werden. Wetterbedingungen während der Aufzuchtzeit haben einen großen Einfluss auf den Reproduktionserfolg (Slagsvold & Grasaas 1979; Moss 1985) und beeinflussen damit auch direkt die Population. Obwohl durch die Erderwärmung langfristig vor allem in den Tieflagen von Gebirgsregionen eine Lebensraumverschlechterung für Auerhühner zu erwarten ist (Huntley et al. 2007; Braunisch et al. 2013; Moss 2015), könnte die Zunahme von Wetterextremen (z. B. Stürme, Trockenperioden; Dale et al. 2001) auch zu Lebensraumverbesserungen führen (Mikoláš et al. 2017; Kortmann et al. 2018). Der Klimawandel kann daher einen großen Einfluss auf die Entwicklung der Auerhuhnlebensräume haben.

Ein weiterer Faktor, der für den Populationsrückgang eine Rolle spielt, ist die vermehrte touristische Nutzung von Auerhuhn-Lebensräumen (z. B. Mountainbikefahren, Wandern, Skifahren, Schneeschuhlaufen etc.; Coppes et al. 2017; Coppes et al. 2018). Habitate, die eigentlich für Auerhühner geeignet sind, werden durch diese Störungen gemieden und können so ganz oder zeitweise nicht genutzt werden (Summers et al. 2007; Coppes et al. 2017; Coppes et al. 2018).

Zusätzlich kann die Prädation eine wichtige Rolle spielen. Über lange Zeit gab es relativ niedrige Populationsdichten potentieller Auerhuhn-Prädatoren (z. B. Fuchs *Vulpes vulpes* und Habicht *Accipiter gentilis*; Conrad 1977; Chautan et al. 2000; Kenntner 2004). Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Populationen mancher Prädatoren in den letzten Jahrzehnten zugenommen haben (Chautan et al. 2000; Rutz et al. 2006) und damit auch ein erhöhter Prädationsdruck eine Rolle beim Auerhuhn-Rückgang im Schwarzwald spielt (Kämmerle et al. 2017). Die räumliche, größtenteils topografisch bedingte Verinselung der Auerhuhnverbreitungsgebiete könnte ebenfalls eine nicht zu vernachlässigende Rolle spielen: So haben kleinere, isolierte

Verbreitungsgebiete eine geringere Chance, langfristig besiedelt zu bleiben (Kämmerle et al. 2017) und die zunehmende Fragmentierung der Lebensräume kann den Austausch zwischen den Teilvorkommen zunehmend unterbinden (Segelbacher et al. 2008).

Auch wenn die genauen Zusammenhänge beim Rückgang des Auerhuhns im Schwarzwald unklar sind, ist es dennoch offensichtlich, dass das Zusammenspiel mehrerer Faktoren die Auerhuhnpopulation negativ beeinflusst (Coppes et al. 2016). Dabei ist auch nicht ausgeschlossen, dass in den Teilgebieten unterschiedliche Faktoren in unterschiedlichem Ausmaß wirken. So gibt es im Südschwarzwald eine engere Verzahnung von Wald und landwirtschaftlich genutzten Flächen als im Nordschwarzwald, was höhere Fuchsdichten im Süden zu Folge haben könnte (Güthlin et al. 2013). Auch ist die touristische Nutzung nicht gleichmäßig über den Schwarzwald verteilt, bezogen auf die Auerhuhn-Verbreitungsgebiete ist der Südschwarzwald relativ gesehen mehr betroffen von Freizeitaktivitäten als die anderen Teilgebiete (Coppes et al. 2017).

Um die Population des Auerhuhns langfristig zu sichern, ist es einerseits wichtig, dass negative Auswirkungen neuer Eingriffe (z. B. durch Infrastrukturausbau oder Tourismus) im Rahmen des Vorsorge-Prinzips vermieden und, wo dies nicht möglich ist, vermindert oder ausgeglichen werden (Braunisch et al. 2015). Andererseits sollte sichergestellt sein, dass auf großer Fläche genügend geeigneter Lebensraum zur Verfügung steht, sowohl auf Flächen mit aktuellem Auerhuhnvorkommen als auch auf den umgebenden Flächen mit hohem Lebensraumpotential (Braunisch & Suchant 2007). Es konnte gezeigt werden, dass negative Effekte des Klimawandels und der touristischen Nutzung von Auerhuhn-Lebensräumen teilweise durch habitatverbessernde Maßnahmen ausgeglichen werden können (Braunisch et al. 2014; Coppes et al. 2018). Um dies zu erreichen, ist es jedoch unbedingt unerlässlich, dass das Auerhuhn in seinem Vorkommensgebiet bei der künftigen Umsetzung der Waldwirtschaft großflächig berücksichtigt wird.

Dank

Das großflächige und langfristige Monitoring des Auerhuhns im Schwarzwald ist nur möglich durch die aktive Beteiligung einer Vielzahl an hauptamtlichen und ehrenamtlichen Unterstützenden. Zudem bedarf es einer guten Zusammenarbeit und Kommunikation zwischen den unterschiedlichen Institutionen wie den Hegeringen, den Auerhuhnhegegemeinschaft, der FVA, dem Nationalpark Schwarzwald und weiteren Verwaltungseinheiten im Land Baden-Württemberg. Unser herzlichen Dank geht auch an alle Ornithologen und Ornithologinnen, Jäger und Jägerinnen, Revierleitenden, Wildtierbeauftragten und vielen anderen: Wir wollen Ihnen danken für die jahrelange Unterstützung und Mitarbeit beim Auerhuhn-Monitoring und für ihre

Bemühungen um den Erhalt des das Auerhuhns im Schwarzwald und freuen uns auf die weitere konstruktive Zusammenarbeit!

5. Zusammenfassung

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) gilt als Indikator artenreicher, lichter, von Nadelbäumen dominierter Wälder und besiedelt weltweit noch ein großes Areal. In West- und Mitteleuropa sind allerdings viele Verbreitungsgebiete isoliert und meist auf (Mittel-) Gebirgszüge begrenzt, viele Populationen sind bereits verschwunden oder stark zurückgegangen. Im Schwarzwald, Südwest-Deutschland, wurde die Auerhuhn-Population erstmals 1971 mittels flächendeckender Balzplatzzählungen geschätzt. Seit 1983 wurden diese Zählungen jährlich durchgeführt und dokumentiert. Zudem wurden seit 1988 im 5-Jahres Turnus alle Auerhuhn-Nachweise zusammengetragen um das Verbreitungsgebiet der Art zu bestimmen. Über den gesamten Erfassungszeitraum ist ein dramatisch negativer Populationsstrend zu verzeichnen: Die Zahl balzender Hähne sank von 570 Hähnen im Jahr 1971 auf nur noch 167 Hähne im Frühjahr 2018. Die seit 1993 räumlich erfassten Daten zeigen, dass der stärkste Rückgang im Baarschwarzwald (von 48 Hähnen 1993 auf 8 Hähne 2018) und im Südschwarzwald (von 160 Hähnen 1993 auf 26 Hähne 2018) stattfand. Die Teilpopulation im Mittleren Schwarzwald blieb mit 11 Hähnen relativ stabil. Im Nordschwarzwald nahm die Anzahl der Hähne nach 1993 zunächst zu (von 130 1993 auf 197 2008), um dann wieder abzunehmen (122 Hähne 2018). Auch das Verbreitungsgebiet des Auerhuhns im Schwarzwald wurde deutlich kleiner: es schrumpfte von 606 km² im Zeitraum zwischen 1989 und 1993 auf 344 km² im Zeitraum zwischen 2014 und 2018. Dieser Verbreitungsrückgang erfolgte in allen Teilgebieten, der größte Rückgang fand jedoch im Baarschwarzwald statt. Mögliche Rückgangsursachen sind eine Verschlechterung der Lebensraumbedingungen durch Verdunkelung und Vorratsanreicherung der Wälder aufgrund veränderter forstwirtschaftlicher Nutzung, eine Zunahme an Prädatoren, der Klimawandel und eine stetige Zunahme anthropogener Störungen.

6. Literatur

- Aldinger E, Hübner W, Michiels HG, Mühlhäußer G, Schreiner M & Wiebel M 1998: Überarbeitung der standortskundlichen regionalen Gliederung im südwestdeutschen Standortskundlichen Verfahren. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortserkundung und Forstpflanzenzüchtung 39: 5-72.
- Angelstam PK 1988: Population dynamics in Tetraonids: the role of extrinsic factors. In: Ouellet H Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologici. pp. 2458-2477. University of Ottawa Press, Ottawa.
- Bauer HG, Boschert M, Förschler MI, Hölzinger J, Kramer M & Mahler U 2016: Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs. 6. Fassung. Stand 31. 12. 2013. Naturschutz-Praxis Artenschutz 11.

- Bollmann K, Friedrich A, Fritsche B, Graf RF, Imhof S & Weibel P 2008: Small-scale habitat use of Western Capercaillie in the Alps. *Der Ornithologische Beobachter* 105: 53-61.
- Bollmann K, Mollet P & Ehrbar R 2013: Das Auerhuhn im Alpen Lebensraum: Verbreitung, Bestand, Lebensraumansprüche und Förderung. *Vogelwelt* 134: 19-28.
- Braunisch V & Suchant R 2006: Das Raufußhühner - Bestandesmonitoring der FVA. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 64: 55-67.
- Braunisch V, Coppes J, Schmid H, Suchant R, Arlettaz R & Bollmann K 2013: Selecting from correlated climate variables: a major source of uncertainty for predicting species distributions under climate change. *Ecography* 36: 1-13.
- Braunisch V, Coppes J, Arlettaz R, Suchant R, Zellweger F & Bollmann K 2014: Temperate mountain forest biodiversity under climate change: compensating negative effects by increasing structural complexity. *PLOS ONE* 9: 10.1371/journal.pone.0097718.
- Braunisch V, Coppes J, Bächle S & Suchant R 2015: Underpinning the precautionary principle with evidence: A spatial concept for guiding wind power development in endangered species' habitats. *J. for Nature Conservation* 24: 31-40.
- Cas J & Adamic M 1998: The influence of forest alteration on the distribution of capercaillie leks in the Eastern Alps. *Zbornik* 57: 5-57.
- Chautan M, Pontier D & Artois M 2000: Role of rabies in recent demographic changes in Red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Europe. *Mammalia* 64: 391-419.
- Conrad B 1977: Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. *Vogelkundl. Bibliothek* 5. Kilda-Verlag, Greven.
- Coppes J, Kochs M, Ehrbacher J, RS & Braunisch V 2015: The challenge of creating a large-scale capercaillie distribution map. *Grouse News* 50: 21-23.
- Coppes J, Ehrbacher J, Müller G, Roth K, Schroth K-E, Braunisch V & Suchant R 2016: Rückgang von Bestand und Verbreitung des Auerhuhns *Tetrao urogallus* im Schwarzwald. *Der Ornithologische Beobachter* 113: 235-248.
- Coppes J, Ehrbacher J, Thiel D, Suchant R & Braunisch V 2017: Outdoor recreation causes effective habitat reduction in capercaillie *Tetrao urogallus*: a major threat for geographically restricted populations. *J. Avian Biology* 48: 1583-1594.
- Coppes J, Nopp-Mayr U, Grünschachner-Berger V, Storch I, Suchant R & Braunisch V 2018: Habitat suitability modulates the response of wildlife to human recreation. *Biological conservation* 227: 56-64.
- Coppes J, Suchant R, Ganz S, Kohling M & Adler P 2019: Auerhuhn-relevante Strukturen aus der Luft erkennen. *AFZ-DerWald* 3: 38-41.
- Dale VH, Joyce LA, McNulty S, Neilson RP, Ayres MP, Flannigan MD, Hanson PJ, Irland LC, Lugo AE, Peterson CJ, Simberloff D, Swanson FJ, Stocks BJ & Wotton BM 2001: Climate change and forest disturbances: climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience* 51: 723-734.
- Eckerter T, Buse J, Förstler M & Pufal G 2019: Additive positive effects of canopy openness on European bilberry (*Vaccinium myrtillus*) fruit quantity and quality. *Forest Ecology and Management* 433: 122-130.
- Graf RF, Mathys L & Bollmann K 2009: Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. *Forest Ecology and Management* 257: 160-167.
- Grüneberg C, Bauer H-G, Haupt H, Hüppop O, Ryslavy T & Südbek P 2015: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung, 30. November 2015. *Berichte zum Vogelschutz* 52: 19-67.
- Güthlin D, Storch I & Küchenhoff H 2013: Landscape variables associated with relative abundance of generalist mesopredators. *Landscape Ecology* 28: 1687-1696.
- Hertel M 2009: Auerhühner *Tetrao urogallus* im Fichtelgebirge – Anmerkungen eines Försters. *Der Ornithologische Anzeiger* 48: 13-18.
- Huntley B, Green RE, Collingham YC & Willis SG 2007: A climatic atlas of European breeding birds. Lynx Editions.
- Jacob G, Debrunner R, Gugerli F, Schmid B & Bollmann K 2010: Field surveys of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the Swiss Alps underestimated local abundance of the species as revealed by genetic analyses of non-invasive samples. *Conservation Genetics* 11: 33-44.
- Kämmerle J-L, Coppes J, Ciuti S, Suchant R & Storch I 2017: Range loss of a threatened grouse species is related to the relative abundance of a mesopredator. *Ecosphere* 8: e01934. 01910.01002/ecs01932.01934.
- Kändler G & Cullmann D 2014: Der Wald in Baden-Württemberg. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg.
- Kenntner N 2004: Chlororganische Pestizide, polychlorierte Biphenyle und potentiell toxische Schwermetalle in Organproben von Seeadlern und Habicht. *Die Vogelwarte* 42: 367-368.
- Klaus S, Andreev V, Bergmann HH, Müller F, Porkert J & Wiesner J 1989: Die Auerhühner. Westarp Wissenschaften: Magdeburg.
- Klaus S, Berger D & Huhn J 1997: Capercaillie *Tetrao urogallus* decline and emissions from the iron industry. *Wildlife Biology* 3: 131-136.
- Kortmann M, Heurich M, Latifi H, Rösner S, Seidl R, Müller J & Thorn S 2018: Forest structure following natural disturbances and early succession provides habitat for two avian flagship species, capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Tetrastes bonasia*). *Biological Conservation* 226: 81-91.
- Lentner R, Masoner A & Lehne F 2018: Sind Zählungen an Balzplätzen von Auer- und Birkhühnern noch zeitgemäß? Ergebnisse aus dem Raufußhühner-Monitoring Tirol. *Der Ornithologische Beobachter* 115: 215-238.
- Lieser M 2009: Grundlagenforschung und waldbauliche Empfehlungen zum Schutz des Auerhuhns im Schwarzwald. *Ornithologische Anzeiger* 48: 80-82.
- Lindström J 1996: Weather and grouse population dynamics. *Wildlife Biology* 2: 93-99.
- Lindström J, Ranta E, Lindén M & Lindén H 1997: Reproductive output, population structure and cyclic dynamics in Capercaillie, Black Grouse and Hazel Grouse. *J. Avian Biology* 28: 1-8.
- Miettinen J, Helle P, Nikula A & Niemelä P 2010: Capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat characteristics in north-boreal Finland. *Silva Fennica* 44: 235-254.
- Mikoláš M, Svitok M, Bollmann K, Reif J, Bače R, Janda P, Trotsiuk V, Čada V, Vítková L, Teodosiu M, Coppes J, Schur-

- man J, Morrissey R, Mrhalová H & Svoboda M 2017: Mixed-severity natural disturbances promote the occurrence of an endangered umbrella species in primary forests. *Forest Ecology and Management* 405: 210-218.
- Mollet P, Kéry M, Gardner B, Pasinelli G & Royle JA 2015: Estimating population size for capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) with spatial capture-recapture models based on genotypes from one field sample. *PLOS ONE* 10: e0129020. doi:0129010.0121371/journal.pone.0129020.
- Moss R 1985: Rain, breeding success and distribution of capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *Tetrao tetrix* in Scotland. *Ibis* 128: 65-72.
- Moss R 2015: Global warming and grouse Tetraoninae population dynamics. *Grouse News* 50: 8-20.
- Odenthal-Kahabka J & Püttmann W 2004: Orkan „Lothar“. Bewältigung der Sturmschäden in den Wäldern Baden-Württembergs. Dokumentation, Analyse, Konsequenzen. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg Band 83. Hrsg. vom Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg. Selbstverlag der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg im Breisgau.
- Rösner S, Brandl R, Segelbacher G, Lorenc T & Müller J 2014: Noninvasive genetic sampling allows estimation of capercaillie numbers and population structure in the Bohemian Forest. *European J. of Wildlife Research* 60: 789-801.
- Roth K 1974: Die frühere und die heutige Verbreitung des Auerwilds in Baden-Württemberg und die Entwicklung der Bestände. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg 8-14.
- Roth K & Suchant H 1990: Bestandesentwicklung des Auerwildes in Baden-Württemberg. In: Weiss H, Schroth K-E, Roth K, Sauer G, Suchant H, Wagner E. & Wittlinger G. (Hrsg.) *Auerwild in Baden-Württemberg - Rettung oder Untergang?:* 17-22. Selbstverlag der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Rutz C, Bijlsma RG, Marquiss M & Kenward RE 2006: Population limitation in the Northern Goshawk in Europe: a review with case studies. *Studies in Avian Biology* 31: 158-197.
- Schmid H & Ebert W 1953: Rückgang des Auerwilds im Württ. Nordschwarzwald. *Deutscher Jäger* 71: 19-21.
- Schroth KE 1991: Survival, movements and habitat selection of released capercaillie in the north-east Black Forest in 1984-1989. *Ornis Scand.* 22: 249-254.
- Schroth KE 1994: Zum Lebensraum des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) im Nordschwarzwald – Eine Analyse der Kaltbrunner Auerhuhnhabitate und deren Veränderung seit Beginn der geregelten Forstwirtschaft (1843–1990). *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*. 178: 1–133.
- Segelbacher G, Manel S & Tomiuk J 2008: Temporal and spatial analyses disclose consequences of habitat fragmentation on the genetic diversity in capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Molecular Ecology* 17: 2356-2367.
- Siano R & Klaus S 2013: Auerhuhn *Tetrao urogallus* - Wiederansiedlungs- und Bestandsstützungsprojekte in Deutschland nach 1950 - eine Übersicht. *Vogelwelt* 134: 3-18.
- Siano R & Pertl C 2018: Versuch der Wiederansiedlung des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) im Harz - Rückblick und Schlussfolgerungen. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 43: 245-261.
- Slagsvold T & Grasaas T 1979: Autumn population size of capercaillie *Tetrao urogallus* in relation to weather. *Ornis Scand.* 10: 37-41.
- Storch I 1993: Habitat selection by capercaillie in summer and autumn - is bilberry important? *Oecologia* 95: 257-265.
- Storch I 2001: *Tetrao urogallus* Capercaillie. *BWP Update* 3: 1-24.
- Storch I 2002: On spatial resolution in habitat models: can small-scale forest structure explain capercaillie numbers? *Conservation Ecology* 6: 25 p.
- Storch I 2007: *Grouse: status survey and conservation action plan 2006-2010*. Gland, Switzerland: IUCN and Fordingbridge, UK: World Pheasant Association.
- Suchant R & Braunisch V 2004: Multidimensional habitat modelling in forest management - a case study using capercaillie in the Black Forest, Germany. *Ecological Bulletins* 51: 455 - 649.
- Suchant R & Braunisch V 2008: Rahmenbedingungen und Handlungsfelder für den Aktionsplan Auerhuhn: Grundlagen für ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Auerhuhnpopulation im Schwarzwald. *Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*.
- Summers RW, Proctor R, Thornton M & Avey G 2004: Habitat selection and diet of the capercaillie *Tetrao urogallus* in Abernethy Forest, Strathspey, Scotland. *Bird Study* 51: 58-68.
- Summers RW, McFarlane J & Pearce-Higgins J 2007: Measuring avoidance by capercaillie *Tetrao urogallus* of woodlands close to tracks. *Wildlife Biology* 13: 19-27.
- Wagner E 1984: Successful clutches and adoption of chicks in the programme of introducing Capercaillie in the Black Forest carried out by the regional association of hunting interests (LJV) of Baden-Württemberg, Federal Republic of Germany. In: Hudson, PJ & Lovel T (Hrsg.) *Proc. Int. Grouse Symp.* 3: 376-384.
- Wagner E 1990: Stützung der Auerwildrestpopulation im Raum Schramberg. *Schriftenreihe LFV Baden-Württemberg*. 70: 23-27.
- Weiss H & Schroth KE 1990: Bewertung der Gefährdungsur-sachen. In: Weiss H, Schroth KE, Roth K, Sauer G, Suchant H, Wagner E & Wittlinger G (Hrsg.) *Auerwild in Baden-Württemberg - Rettung oder Untergang?:* 127-148. Selbstverlag der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Wittlinger C 1990: Stützung der Auerwildpopulation im Raum Wildbad. *Schriftenreihe LFV Baden-Württemberg*. 70: 27-33.

Forschungsmeldungen

Zusammengestellt von Jan O. Engler (joe), Kathrin Schidelko (ks) und Darius Stiels (ds)

Naturschutz

Keine Ferien für Vögel – Habichtsadler fliegen an Feiertagen weiter

Waren ländliche Regionen früher vor allem ein Ort der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung, kommen heutzutage andere Nutzungsdrücke auf die dort lebenden Tiere hinzu. In diesem Zusammenhang ist der zunehmende Einfluss von Freizeitaktivitäten erst in jüngster Zeit in den Fokus gerückt. Im stark urbanisierten Europa wird die Freizeit ganz offensichtlich verstärkt draußen und nicht selten in Schutzgebieten verbracht. Diverse Freizeitaktivitäten beinhalten Wandern, Laufen, Klettern, Fahrradfahren, Vögel beobachten, Hunde ausführen, Jagen (legal und illegal) und vieles andere – oft in Kombination mit motorisierter Fortbewegung und auf und neben Wegen und Pfaden. Dies alles führt, wie in vielen Studien an Wirbeltieren gezeigt, zu Mensch-Wildtier-Konflikten mit verschiedenen Konsequenzen für die betroffenen Arten. In der vorliegenden Studie wurde der Einfluss menschlicher Störungen auf die Streifgebiete spanischer Habichtsadler *Aquila fasciata* untersucht. Zu diesem Zweck wurden hochaufgelöste Telemetriedaten von 30 territorialen Vögeln genutzt. Die Studie fand in Ostspanien (Provinzen Castellón und Valencia) statt, wo die Vögel in Natura-2000-Gebieten brüten. Das Untersuchungsgebiet umfasst aber auch landwirtschaftlich genutzte Flächen. Mit mehr als 2,5 Mio. Einwohnern in der Umgebung ist die Region dicht besiedelt. Die Raumnutzung der Vögel unter der Woche (Montag bis Freitag) wurde mit der an Wochenenden und offiziellen Feiertagen verglichen. Berücksichtigt wurden zur Untersuchung des „Wochenendeffektes“ verschiedene Streifgebietsparameter (95 %, 75 %, 50 % „Kernel-Dichteschätzung“). Durch den ganzen Jahreszyklus hindurch, vor allem aber außerhalb der Brutzeit, waren die Streifgebiete an Wochenenden und Feiertagen größer als an Werktagen. Habichtsadler werden offensichtlich an diesen Tagen so stark gestört, dass sie größere Strecken zurücklegen müssen, was zu einer erhöhten Gefährdung durch größeren Energieaufwand, Gefährdung durch Jagdaktivitäten und letztlich zu Nest- bzw. Territoriumsaufgaben führen kann. Als Lösungsvorschläge bieten sich letztendlich wohl nur Einschränkungen der Freizeitaktivitäten in bestimmten Gebieten oder zu bestimmten Zeiten – vor allem während der kritischen Phase der Jungenaufzucht – an. Die Studie

zeigt damit auch, wie wichtig es ist, Tierbewegungen in wirksame Schutzgebietskonzepte zu integrieren. (ds)

Perona AM, Urios V & López-López P 2019: Holidays? Not for all. Eagles have larger home ranges on holidays as a consequence of human disturbance. *Biol. Conserv.* 231: 59-66.

Was sind die Zusammenhänge zwischen Landnutzung und Populationsrückgang beim Steinschmätzer?

Die Landnutzung stellt einen wesentlichen Faktor für die Populationsdynamik von Vögeln der Agrarlandschaft dar. Ein genaues Verständnis der Zusammenhänge zwischen Landnutzung und Bestandsentwicklungen ist daher für Schutzbemühungen vieler Ackerlandarten von entscheidender Bedeutung. In einem Integrierten Populationsmodell wurde nun ermittelt, wie sich raum-zeitliche Unterschiede in der Landnutzung auf die habitat-spezifischen demografischen Parameter auswirken, welche die lokalen Bestandstrends beeinflussen. Als Grundlage hierfür diente eine 24-jährige Datenreihe zur Bestandsentwicklung des Steinschmätzers *Oenanthe oenanthe* in Zentralschweden. Hierbei wurden auch individuelle Bewegungen zwischen den Lebensräumen sowie eventuelle Variationen der demographischen Parameter bei unterschiedlichen Populationsgrößen berücksichtigt. Die Analysen zeigten, dass kleinwüchsiger Vegetation im Bruthabitat am stärksten zur Variation der Populationsentwicklung des Steinschmätzers beitrug, die bei hochwüchsiger Vegetation nicht mehr erkenntlich war. Allerdings wurden lediglich 18 % der Variation in der Bestandsentwicklung durch Rekrutierung im lokalen Bruthabitat erklärt. Die übrige Variation wird daher maßgeblich durch Zuwanderung gesteuert. Die dezidierten Analysen der Variationen des Einflusses der demographischen Parameter bestätigten die Wichtigkeit der kleinwüchsigen Vegetation, insbesondere wenn erfahrene Brutvögel im Habitat vorkommen. Ein verstärkter Fokus auf solche Flächen bzw. deren Ausweitung könnte mit einer positiven Bestandsentwicklung einhergehen und somit die negative Populationsentwicklung der letzten Jahre abfedern oder gar umkehren. (joe)

Paquet M, Arlt D, Knappe J, Low M, Forslund P & Pärt T 2019: Quantifying the links between land use and population growth rate in a declining farmland bird. *Ecol & Evol* doi:10.1002/ece3.4766.

Windkraftanlagen in Gebieten mit hoher Habitataignung sind doppelt schlecht für Seeadler

Die zunehmende Windkraftnutzung führt zu Konflikten mit vielen Greifvogelarten. Allerdings ist unklar, ob die Populationsdichte oder bereits die bloße Habitataignung für die betreffende Art eine wichtige Einflussgröße für Vogelschlag darstellt. Ein besseres Verständnis dieser Wirkungszusammenhänge kann dabei helfen, bereits vorab Gebiete mit hohem Konfliktpotential zu identifizieren. In der vorliegenden Studie wurde nun untersucht, inwiefern Kollisionen beim Seeadler *Haliaeetus albicilla* in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg mit der lokalen Dichte von Windkraftanlagen zunehmen und ob diese entweder durch die lokale Populationsdichte (gemessen anhand der Horststandorte) oder durch die potentielle Habitataignung weiter verstärkt werden. Erwartungsgemäß wurde ein starker Zusammenhang zwischen Seeadlerkollisionen mit der lokalen Anlagendichte gefunden. Darüber hinaus wurde jedoch festgestellt, dass sich dieser Effekt weiter verstärkt, wenn man die potentielle Habitataignung mit einbezieht. Die Kombination von lokaler Anlagendichte und Habitataignung ergab dabei bessere Vorhersagen der Kollisionsraten als die Kombination von Anlagendichte und Populationsdichte des Seeadlers. Insbesondere die Planung von neuen Anlagen in Gebieten hoher Habitataignung kann zu einem überproportional hohen Kollisionsrisiko planungsrelevanter



Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) gehören zu den Arten in Deutschland, die mit am stärksten von Windkraftanlagen betroffen sind. Informationen zur potentiellen Habitataignung können helfen, dieses Risiko zu senken. Auf dem Foto: Möwen und Seeadler beim Durchfliegen des Windparks Nauen, Brandenburg. Foto: Hinrich Matthes

Arten wie dem Seeadler führen. Daher stellt eine räumliche Bewertung möglicher Kollisionsgefährdungen mittels Habitataignungsanalysen eine wichtige Grundlage für die Windkraftplanung dar. (joe)

Heuck C, Herrmann C, Levers C, Letão P, Krone O, Brandl R & Albrecht J 2019: Wind turbines in high quality habitat cause disproportionate increases in collision mortality of the white-tailed eagle. *Biol Conserv* 236: 44-51.

Genetik

Balancierter Polymorphismus bei Gouldamadinen

Die in Australien verbreiteten Gouldamadinen *Erythrura gouldiae* aus der Familie der Prachtfinken (Estrildidae) treten in drei Farbmorphen auf, die sympatrisch nebeneinander vorkommen. Dabei unterscheiden sich die Vögel in der Kopffärbung, die bei etwa 75 % der Population schwarz ist, bei den übrigen Individuen rot oder sehr selten gelb (> 1%). Weibliche Gouldamadinen aller Morphen bevorzugen Männchen mit roten Köpfen, und diese stehen in der sozialen Hierarchie auch höher als schwarz- oder gelbköpfige Individuen. Warum die schwarzköpfige Farbmorphie trotzdem nicht im Zuge der natürlichen Selektion verschwunden ist, konnte jetzt von einem britisch-amerikanischen Forschungsteam geklärt werden: Rotköpfige Individuen werden zwar von Weibchen bevorzugt, weisen aber beispielsweise auch einen höheren Stresshormonpegel in Konkurrenzsituationen auf. Der Vorteil wird damit wieder ausgeglichen, so dass beide Morphen bestehen bleiben – ein Vorgang, der als balancierende Selektion bezeichnet wird. Deutliche Unterschiede im *follistatin*-Gen auf dem Z-Chromosom, dem Geschlechtschromosom bei Vögeln, liegen dem Polymorphismus zugrunde. Dieses Gen reguliert die Melaninproduktion, unterscheidet sich deutlich zwischen den Morphen und sorgt für die rote bzw. schwarze Kopffarbe. Der gelbköpfige Typus wird dagegen durch einen völlig anderen Mechanismus erzeugt, der noch nicht verstanden ist. (ks)

Kim K-W, Jackson BC, Zhang H, Toews DPL, Taylor SA, Greig EI, Lovette IJ, Liu MM, Davison A, Griffith SC, Zeng K & Burke T 2019: Genetics and evidence for balancing selection of a sex-linked colour polymorphism in a songbird. *Nat. Commun.* 10: 1852. doi: 10.1038/s41467-019-09806-6.

Systematik und Biogeographie

Ursprung der Trogone

Trogone gehören zur typischen Vogelwelt vieler tropischer Wälder. Die höchste Artenvielfalt erreicht diese Gruppe in Südamerika (29 Arten), wo auch die ebenfalls zu den Trogonen gehörenden Quetzale leben. In Asien



Ein (Nördlicher) Surucuátrogon (*Trogon surrucura aurantius*) in der Mata Atlántica Brasiliens in der Neotropis.
Foto: Darius Stiels

(12 Arten) und Afrika (3 Arten) leben weniger Arten. Insgesamt gibt es sieben Gattungen, deren jeweilige Monophylie als gut gesichert gilt. Trogone zeigen wie einige andere Organismengruppen auch eine auffällige pantropische, aber disjunkte Verbreitung. Es gibt verschiedene Erklärungsansätze für dieses Muster; dazu gehört auch die Annahme, dass die heutige Verbreitung ein Relikt einer ehemals weiteren Verbreitung darstellt. Fossilfunde zeigen, dass einige heutzutage auf die Tropen begrenzten Gruppen während früherer Phasen des Känozoikums weiter verbreitet waren und auch in Laurasien vorkamen. So gibt es Fossilfunde von Hornvögeln aus Europa aus dem Eozän und Miozän. Auch Trogonfossilien gibt es aus dem europäischen Paläogen, u. a. liegen Funde aus der Grube Messel vor. Der Ursprung der Trogone ist dementsprechend schwierig zu rekonstruieren und rezente Diversitätszentren müssen keineswegs den Ursprung der Gruppe darstellen. Vielmehr ist eine phylogenetische Rekonstruktion und eine Analyse der Ursprungszentren notwendig und tatsächlich waren Trogone bereits vielfach Gegenstand solcher Untersuchungen. Eine phylogenetische Rekonstruktion dieser Gruppe ist jedoch aus zwei Gründen schwierig. Zum einen haben Trogone keine rezente und gleichzeitig eng verwandte Schwestergruppe, zum anderen dürfte die Diversifizierung der Gruppe vor allem in einer sehr frühen Phase in sehr kurzer Zeit stattgefunden haben. In der vorliegenden Studie wurden sogenannte UCEs (ultra conserved elements) aus allen rezenten Gattungen für die Stammbaumrekonstruktion herangezogen. UCEs sind oft nicht-kodierende DNA-Regionen, die im Genom verschiedener Arten vorgefunden werden können. Einige können phylogenetisch sehr alt sein und eignen sich sehr gut für Stammbaumanalysen, da vielfach nahezu ausgeschlossen werden kann, dass ihr gemeinsames Vorhandensein in verschiedenen Taxa auf Konvergenzen zurückzuführen ist. Phylogenetische



Ein Rotkopftrogon (*Harpactes erythrocephalus*) im Regenwald im Khao-Yai-Nationalpark in Thailand.
Foto: Darius Stiels

Analysen wurden mit zeitlichen Einordnungen basierend auf Kalibrierungen mit Fossilien und einer Rekonstruktion der Herkunftsgebiete (ancestral area estimation) verknüpft. Die Ergebnisse ergeben drei deutlich getrennte Kladen, die jeweils auf eine biogeographische Region begrenzt sind: Afrika, Asien und die Neotropis. Die Vögel Afrikas sind die Schwestergruppe zu den beiden anderen Kladen. Die zeitlichen Analysen sprechen für eine schnelle Diversifizierung während des Übergangs vom Oligozän zum Miozän (vor etwa 23 Millionen Jahren). Biogeographisch liegt der Ursprung der Stammtrogone der Analyse mit dem Programm BioGEOBEARS zufolge in Eurasien. Die Vorfahren der Kronengruppe dürften eine weite Verbreitung in Laurasien und Afrika gehabt haben. Das heutige pantropische Verbreitungsgebiet ist also tatsächlich ein Relikt einer ursprünglich viel weiteren afrikanisch-laurasischen Verbreitung, deren Fragmentierung in Afrika, Asien und der Neuen Welt in guter Übereinstimmung mit der Oligozän-Miozän-Grenze steht. Dieser Übergang war geprägt durch eine globale Abkühlung und sich ändernde Lebensräume im Bereich der Landbrücke in Beringia und im nördlichen Afrika. (ds)

Oliveros CH, Andersen MJ, Hosner PA, Mauck III M, Sheldon FH, Cracraft J & Moyle RG 2018: Rapid Laurasian diversification of a pantropical bird family during the Oligocene-Miocene transition. *Ibis*. doi: 10.1111/ibi.12707.

Evolution

Parallele ökologische Radiationen in der anfänglichen Evolution von Singvögeln

Die Schnabelform spielt eine zentrale Rolle bei Vogelradiationen und gehört zu den meistuntersuchten Aspekten in der Ökologie und Evolution von Vögeln.

Singvögel - als artenstärkste Ordnung der Vögel - zeigen die größte Schnabeldiversität, allerdings ist über die Entwicklungsgeschichte nur wenig bekannt, da Fossilfunde sehr selten sind. Zwei neue Funde aus dem Eozän aus der Green River Formation in den USA sowie aus der Grube Messel in Deutschland geben nun neue Aufschlüsse über diese Frage. Diese Fossilien zählen zu den ältesten, die einen finkenähnlichen Schnabel vorweisen, was auf eine granivore Ernährungsweise rückschließen lässt. Da Granivorie heutzutage vor allem in gemäßigten Regionen anzutreffen ist, überraschte es die Autoren, dass beide Funde in subtropischen Umwelten gefunden wurden. Dennoch belegen die Funde, dass die Diversität früher Singvögel bereits sehr breit war und Morphotypen repräsentierte, die man bei heutigen Finken, Drosseln und Nektarvögeln antrifft. (joe)

Ksepka DT, Grande L & Mayr G 2019: Oldest Finch-Beaked birds reveal parallel ecological radiations in the earliest evolution of passerines. *Cur Biol* doi:10.1016/j.cub.2018.12.040.

Iterative Evolution bei Cuvier-Rallen

Die auf dem Aldabra-Atoll endemische Unterart der Cuvier-Ralle *Dryolimnas cuvieri aldabranus* ist die letzte überlebende flugunfähige Vogelart im Indischen Ozean. Das Aldabra-Atoll wurde mindestens einmal in seiner Geschichte vollständig überflutet, als im Jungpleistozän vor etwa 136.000 Jahren der Meeresspiegel besonders hoch war und die gesamte terrestrische Fauna des Atolls ausstarb. In der vorliegenden Studie konnten nun Fossilien einer flugunfähigen *Dryolimnas*-Ralle identifiziert und verglichen werden, die jeweils vor und nach der Überflutung abgelagert worden waren. Der Vergleich erbrachte den Beweis, dass Rallen zweimal vermutlich von Madagaskar aus das Atoll kolonisiert hatten und jeweils unabhängig voneinander bei beiden Ereignissen flugunfähig wurden. Dies ist der bislang erste bekannte Fall iterativer Evolution bei Rallen, bei der sich zu unterschiedlichen Zeiten ähnliche oder parallele Strukturen wie Flugunfähigkeit bei Nachkommen derselben Vorfahren an derselben Stelle entwickelten. Nur auf Aldabra, das den ältesten paläontologischen Fossilbericht aller ozeanischen Inseln im Indischen Ozean aufweist, gibt es Fossilien in ausreichender Menge, um die Auswirkungen von Meeresspiegelschwankungen auf Aussterbe- und Wiederbesiedlungsereignisse aufzeigen zu können. (ks)

Hume JP & Martill D 2019: Repeated evolution of flightlessness in *Dryolimnas* rails (Aves: Rallidae) after extinction and recolonization on Aldabra. *Zool J Linnean Soc.* doi: 10.1093/zoolinnean/zlz018

Verhalten

Warum steigen Mauersegler morgens und abends in große Höhen auf?

Mauersegler gehören sicherlich zu den faszinierendsten Fliegern in der heimischen Vogelwelt. Sie zeigen eine Verhaltensweise, die sicherlich vielen Beobachtern bereits aufgefallen ist: Während der Morgen- und Abenddämmerung steigen Mauersegler in große Höhen auf. Bisher ist jedoch nicht eindeutig geklärt, welchem Zweck dieses Verhalten dient. Die laut schreienden abendlichen Mauerseglertrupps über unseren Städten sind ein bekannter Anblick und dieses Verhalten wird in der Regel mit einer sozialen Komponente in Verbindung gebracht. Tatsächlich fliegen die Vögel abends in große Höhe hinauf, reduzieren dann aber ihre Höhe und fliegen zur Morgendämmerung erneut in große Höhen. Dies passt nicht zur Erklärung, dass die Vögel die großen Höhen aufsuchen, um dort zu schlafen. Auch sind diese Höhen über der üblichen Insektenaktivität, so dass auch nächtliche Nahrungsflüge das Verhaltensmuster nicht erklären können. Eine andere Erklärung könnte sein, dass die Vögel sozial interagieren und Informationsaustausch stattfindet. Die Dämmerungszeiten erlauben es zudem besonders gut, sich zu orientieren, so dass Sterne und polarisiertes Licht beobachtet werden können und auch Landmarken sind natürlich aus großer Höhe gut sichtbar. Um das Verhalten zu erforschen, wurden Mauersegler mit einem Radargerät in Südschweden beobachtet. Anders als andere Arten sind Mauersegler aufgrund ihrer charakteristischen Flugweise in den Radarechos auf Artniveau erkennbar. Sowohl Einzelindividuen als auch Trupps wurden beobachtet, wobei es jedoch nicht möglich ist, Aussagen über die Truppgroße zu erlangen. Demnach steigen die Vögel offensichtlich abends gemeinsam in die Höhe und sinken einzeln wieder auf etwas geringere Höhen ab, bleiben in der Nacht voneinander separiert und Trupps bilden sich erst wieder während des morgendlichen Abstiegs etwa ab einer Stunde vor Sonnenaufgang, nach einem zweiten nächtlichen Aufstieg. Einzelne Mauersegler wurden vor allem während der dunkelsten Zeiten gesehen. Sofern die Lichtbedingungen dies zuließen, wurden Vögel in Trupps beobachtet. Dies kann als erster Hinweis dahin gedeutet werden, dass das Verhalten mit sozialen Interaktionen im Zusammenhang steht. Allerdings wurden auch während der Feststellung von Trupps nicht alle Vögel zusammen gesehen, sondern es wurden auch Einzelindividuen festgestellt. Mauersegler könnten von den sozialen Interaktionen profitieren, beispielsweise durch Informationsaustausch, und auch ein Zusammenhang mit einer verbesserten Orientierung, Navigation und Wetterinterpretation ist denkbar. Ultimate wie proximate Faktoren bleiben jedoch noch unklar und das Autorenteam denkt, dass erst die Ausstattung zahlreicher Individuen mit präzisen Höhen-

messsensoren das ungewöhnliche Verhalten über die bisherigen Erkenntnisse hinaus beleuchten kann. (ds)

Nilsson C, Bäckman J & Dokter AM 2019: Flocking behavior in the twilight ascents of Common Swifts *Apus apus*. Ibis. doi: 10.1111/ibi.12704.

Mobbing bei Kohlmeisen: Unterschiedliche Rufe für verschiedene Prädatoren

Viele Vogelarten nutzen bestimmte Lautäußerungen, um Artgenossen oder auch Individuen anderer Arten zu einem Mobbing-Ereignis zu rufen. Normalerweise werden Alarmrufe genutzt, um andere zu informieren, dass ein Prädatör entdeckt worden ist. Mobbing-Rufe dagegen sollen andere Vögel dazu bringen, sich einer mobbenden Gruppe anzuschließen, um den Prädatör zu vertreiben. Lautäußerungen von Meisen sind sehr gut untersucht und es konnte bereits nachgewiesen werden, dass sie Artgenossen herbeirufen und über das Prädationsrisiko informieren. Dazu nutzen sie unterschiedliche Anzahlen von Elementen innerhalb eines Rufes, die Ruffrequenz oder den Ruftyp, um Information zu kodieren. In einer Feldstudie an Kohlmeisen *Parus major* konnte nun gezeigt werden, dass die Vögel unterschiedlich auf Beutegreifer wie Waldkauz *Strix aluco* oder Sperber *Accipiter nisus* reagieren. Vögel, denen Präparate von beiden Prädatoren gezeigt wurden, antworteten mit unterschiedlichen Anzahlen an bestimmten Rufelementen und variierenden Intervallen zwischen diesen Elementen. Die Meisen nutzten signifikant längere D-Rufe mit mehr Elementen und längeren Intervallen zwischen ihnen, wenn ihnen ein Sperberpräparat (hohe Bedrohung) gezeigt wurde, verglichen mit einem Waldkauzpräparat, der eine niedrigere Bedrohung darstellt. Auch die Anzahl der D-Rufe war gegenüber dem Sperber höher. Kohlmeisen unterschieden also stimmlich zwischen zwei häufigen Prädatoren und variierten ihre Mobbing-Rufe in Abhängigkeit von der Bedrohungsintensität. (ks)

Kalb N & Randler C 2019: Subtle variations in mobbing calls are predator-specific in great tits (*Parus major*). Sci. Rep. 9: 65721. Doi: 10.1038/s41598-019-43087-9

Häherkuckucke sind nicht territorial

Die Frage, warum sich Tiere im Jahresverlauf in unterschiedlich großen Gebieten aufhalten und die Gründe dafür sind bisher nicht gut bekannt. Brutparasitische Zugvögel bieten eine einmalige Gelegenheit, die räumlich-zeitliche Dimension in die Untersuchung der Dynamik von Aufenthaltsgebieten einzubringen. Dazu wurden in einer Untersuchung im spanischen Brutgebiet 16 Häherkuckucke *Clamator glandarius* mit Satellitensendern ausgestattet und bis zu drei Jahre verfolgt. Dabei wurde die Home-range-Größe in allen Hauptaufenthaltsgebiete-

ten der Kuckucke untersucht, vom spanischen Brutgebiet bis zu den afrikanischen Überwinterungsgebieten. Zudem wurden Daten zur Nahrungs- und Wirtsverfügbarkeit erhoben. Die Ergebnisse zeigten, dass die Aufenthaltsgebiete im Brutgebiet signifikant größer waren als in den Überwinterungsgebieten. Die Nahrungsverfügbarkeit in den Aufenthaltsgebieten der Brutgebiete war dagegen deutlich niedriger als außerhalb der Brutgebiete. Dies könnte erklären, warum Häherkuckucke in andere Gebiete wechseln, bevor sie in die Überwinterungsgebiete ziehen. Die Autoren fanden zudem Hinweise, dass es Unterschiede zwischen den Geschlechtern gibt. Zusätzlich konnten keine Anhaltspunkte dafür gefunden werden, dass Häherkuckucke im Brutgebiet territorial sind. Die Aufenthaltsgebiete der Kuckucke überlappten stark, im Schnitt mit 7,7 anderen Individuen, während es in den Rast- und Überwinterungsgebieten keine Überlappung mit den „home ranges“ anderer Individuen gab. Insgesamt ist die Nahrungsverfügbarkeit wohl ein wichtiger Faktor bei der Regulierung der Dynamik der Aufenthaltsgebiete, der das Raumnutzungsmuster der Vögel während des gesamten Jahres beeinflusst. (ks)

Rühmann J, Soler M, Pérez-Contreras T & Ibáñez-Álamo JD 2019: Territoriality and variation in home range size through the entire annual range of migratory great spotted cuckoos (*Clamator glandarius*). Sci. Rep. 9: 6238. doi: 10.1038/s41598-019-41943-2

Ökologie

Die ökologische Bedeutung riesiger Vogelschwärme

Populationsgrößen sind vorwiegend durch die Nahrungsverfügbarkeit limitiert. Dies trifft sowohl während als auch außerhalb der Fortpflanzungszeit zu. Die Größe eines Vogelschwarms kann daher wichtige Informationen zur Populationsregulation und des Einflusses von Nahrung und trophischer Ebene auf die Geselligkeit einer Art liefern. Anhand von über 1.500 Beobachtungen von Vogelschwärmen von über 100.000 Individuen wurden in dieser Studie neun Annahmen überprüft: 1) die Schwarmgröße nimmt mit der Nahrungsverfügbarkeit zu; 2) die Schwarmgröße nimmt in höheren Breiten wegen geringerer Produktivität ab; 3) aquatische Habitate beherbergen größere Vogelschwärme als terrestrische Habitate, da sie punktueller verbreitet sind; 4) kleinere Arten bilden größere Schwärme aufgrund eines verringerten individuellen Nahrungsbedarfs; 5) anthropogen beeinflusste Arten sollten kleinere Schwärme bilden; 6) die Schwarmgröße nimmt mit höherer Stellung in der Nahrungskette ab; 7) Schwarmgrößen nehmen aufgrund intensiverer Landnutzung ab; 8) Schwärme sind größer in saisonalen Habitaten aufgrund der saisonal höheren Verfügbarkeit von Ressourcen; 9) die Schwarmgröße nimmt durch Düngereinsatz für Agrararten zu. Die meisten Effektgrößen waren

mit 1 - 9 % erklärter Varianz sehr gering. Lediglich der Nitratsatz je km² sowie die landwirtschaftlich genutzte Fläche hatten hohe Effektgrößen von über 25 %. Verringerungen der Schwarmgrößen korrelierten mit Habitatverlust – und der damit einhergehenden Verringerung der Nahrungsverfügbarkeit – sowie mit Vogelverfolgung. Hingegen änderten sich Schwarmgrößen generell mit der Position in der Nahrungskette. Aufgrund ihrer Indikatorwirkung können Vorkommen und Häufigkeit großer Vogelschwärme wichtige Informationen zum Stand der Umwelt liefern. (joe)

Moller AP & Laursen K 2019: The ecological significance of extremely large flocks of birds. *Ecol & Evol* doi:10.1002/ece3.5234.

Biodiversität

Gibt es einen Luxus-Effekt bei der Vogeldiversität in Entwicklungsländern?

Der Luxus-Effekt beschreibt einen positiven Zusammenhang zwischen Reichtum der Bevölkerung und Artenreichtum in urbanen Gebieten. Ein besseres Verständnis, wie Stadtentwicklung Biodiversität beein-

flusst, kann einen positiven Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung leisten. Vor allem bezogen auf sozio-ökonomische sowie strukturelle Aspekte kann ein derartiges Wissen gerade in Entwicklungsländern mit großem strukturellen Wandel sehr wichtig sein. Entlang eines urbanen Gradienten in Südafrika wurde nun getestet, ob es einen Luxus-Effekt in der Vogeldiversität gibt. Dieser Effekt konnte für ländliche Landschaften nachgewiesen werden. Allerdings wurde der Effekt in stark besiedelten Gebieten umgekehrt. Hier korrelierte die Vogeldiversität negativ mit dem Einkommen. Daneben korrelierte auch die Baumdeckung positiv, während die Versiegelung negativ korrelierte. Daneben gab es keine Korrelation mit der Besiedlungsdichte. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass Grünflächen im gleichen Verhältnis zur versiegelten Fläche eine geeignete Entwicklungsstrategie darstellen könnte, um urbane Biodiversität zu erhalten bzw. zu fördern – mit all den positiven Effekten für die lokale Bevölkerung. (joe)

Chamberlain DE, Henry DAW, Reynolds C, Caprio E & Amar A 2019: The relationship between wealth and biodiversity: A test of the Luxury Effect on bird species richness in the developing world. *Glob Change Biol* doi:10.1111/gcb.14682.

Altitudinalbewegungen von Vögeln in den Anden – mit einer Feldstudie im Nationalpark Carrasco (Bolivien)

Stefan Kreft

Kreft S 2019: Altitudinal movements of birds in the Andes - with a field study from Carrasco National Park (Bolivia). Vogelwarte 57: 129-130.

Kurzfassung der Dissertation: „Altitudinalbewegungen von Vögeln in den Anden. Mit einer Feldstudie im Nationalpark Carrasco (Bolivien)“, vorgelegt an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, betreut von Prof. Dr. Hermann Mattes (AG Biozönologie, Institut für Landschaftsökologie).

✉ SK: Stefan Kreft, Institut für Landschaftsökologie, Fachbereich Geowissenschaften der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät, Heisenbergstraße 2, 48149 Münster. (Aktuelle Adresse: Urbanstr. 28A, 10967 Berlin.)
E-Mail: stefan_kreft@gmx.de

Altitudinalwanderungen von Vögeln, d. h. ihr Wechsel zwischen unterschiedlichen Höhenstufen, tragen erheblich zur räumlich-zeitlichen Dynamik in Ökosystemen tropischer Gebirge bei. Auf Grundlage einer mehrjährigen ornithologischen Felderhebung und einer umfassenden Literatúrauswertung widmet sich die Dissertation den Altitudinalwanderungen der Vögel der Anden und ihrer öko-ethologischen Steuerung. Daneben soll die Schrift einen Beitrag zum effektiveren Naturschutz tropischer Bergwald-Ökosysteme leisten.

Anhand bibliometrischer Auswertungen der existierenden Literatur wird gezeigt, dass die Forschungstradition zu altitudinalen Wanderungen in den Anden, anders als in Costa Rica, noch schwach ausgebildet ist. Ein wichtiger Grund liegt in der mangelhaften Wahrnehmung der existierenden Vorarbeiten aus den Anden. Die wesentlichen Arbeitshypothesen und Arbeitsweisen werden stattdessen aus Ergebnissen der Forschung in Mittelamerika, insbesondere in Costa Rica, übernommen. Es fügt sich das Gesamtbild einer Vielzahl methodisch, zeitlich, räumlich und thematisch voneinander isolierter Forschungsaktivitäten von relativ kurzer Dauer und von relativ geringer thematischer Breite wie auch Tiefe zusammen. Aus dieser Defizitanalyse werden strategische Empfehlungen zur Beförderung einer Forschungstradition zu Altitudinalbewegungen von Vögeln in den Anden abgeleitet. Demnach sollten regelmäßig Literatur-Überblicksarbeiten erstellt werden. Einander ergänzende Methoden sollten kombiniert und Forschungsarbeiten über mehrere Jahre angelegt werden. Verschiedene Maßnahmen zur notwendigen Verbesserung des wissenschaftlichen Austauschs werden benannt.

Für einen systematischen, quantitativen Literaturvergleich der Ökologie von altitudinal wandernden Vögeln in den Anden und den Gebirgen Costa Ricas werden vier Bewegungstypen unterschieden: 1. Standvogel-Status (Altitudinalwanderung höchstens einzelner Individuen des örtlichen Bestandes einer Art), 2. Altitudinalzug (zyklische, jährlich wiederholte Altitudinalbewegung des örtlichen Bestandes einer Art oder eines bedeutenden Anteils desselben, mit Abwesenheit von mehreren Monaten vom Brutareal), 3. altitudinale Pendelbewegung (zyklische Altitudinalbewegung eines bedeutenden Anteils des örtlichen Bestandes einer Art mit relativ kurzer Abwesenheit vom Brutareal), und 4. Vagranz (erratische Altitudinalbewegung einzelner Individuen aus dem Brutareal heraus). Nach Maßgabe der existierenden Literatur sind 15 - 30 % der untersuchten Vogelartenbestände Altitudinalzieher, mehrheitlich Teilzieher. Der prozentuale Anteil an den örtlichen Beständen altitudinal wandernder Arten steigt mit der Höhenstufe weitgehend kontinuierlich an. Typische altitudinal ziehende Arten verschieben beim Wegzug eine oder beide Arealgrenzen talwärts, sind an das Kronendach des Waldes gebunden und fressen Früchte oder Nektar. Ihr Heimzug erfolgt im Übergang zwischen Trockenzeit und Regenzeit. Die meisten altitudinal verstreichenden Vagranten und örtlichen Bestände mit kürzerfristigen Pendelbewegungen und auch viele Altitudinalzieher tragen jedoch andere Merkmalskombinationen („Syndrome“). Außerdem sind intraspezifische geografische Unterschiede im Wanderstatus häufig; subdominante Individuen (v. a. Jungvögel) scheinen häufiger als dominante Individuen zu wandern. Manche Vögel verschalten longilatiludinale, also „gewohnt“ zweidimen-

sional (Nord-Süd, West-Ost) verlaufende Wanderungen mit der dritten, altitudinalen Dimension (oben-unten). Abgesehen von Ausnahmen ist das existierende Wissen noch immer zu wenig belastbar, um Aussagen zu Übereinstimmungen und Unterschieden altitudinalen Wanderverhaltens zwischen beiden Regionen treffen zu können. Abgeleitet aus den Ergebnissen dieses Reviews wird empfohlen, bei zukünftigen Felderhebungen zu Altitudinalbewegungen von Vögeln einen möglichst langen Zeitraum, ein möglichst großes Höhenintervall und möglichst viele Vogelarten zu erfassen. Nach Möglichkeit sollten alle Vegetationsstraten erfasst werden. Die Dateninterpretation muss artspezifisch erfolgen, etwa bei der Einschätzung des Brutbeginns. Zudem muss auf interannuelle Variabilität geachtet werden. Jahreszeitliche altitudinale Zugbewegungen müssen von anderen, gegebenenfalls komplexeren Altitudinalbewegungen unterschieden werden.

Eine feldornithologische Erhebung wurde an den zuvor formulierten Empfehlungen ausgerichtet. Die Arbeiten erfolgten im Nationalpark Carrasco und seinem Umland in der Region Chapare, Department Cochabamba, Bolivien. Der Höhen transekt erstreckte sich durch tropischen Feuchtwald vom Tiefland (300 m ü. M.) zur Waldgrenze (3.500 - 3.700 m). Die Erhebung umfasste 250 Feldtage in den Jahren 2000 bis 2003. Über 20.000 Individuen von 420 Vogelarten wurden registriert, von denen 89 Arten im Detail analysiert wurden. Drei analytische Ansätze dienten der Einschätzung der altitudinalen Bewegungstypen in den örtlichen Beständen dieser Vogelarten: A. artspezifische Literaturhinweise zum Bewegungstyp; B. Analyse der Verschiebung von Arealgrenzen und des Auftretens von Vagranten außerhalb des Areals und C. Kalkulation einer möglichen Verschiebung des Abundanzschwerpunkts in dem örtlichen Bestand einer Art. In Übereinstimmung mit Literaturangaben überschreiten die durchwanderten Höhenintervalle in der überwiegenden Zahl der örtlichen Bestände Längen von 500 m nicht. Die Ergebnisse unterscheiden sich jedoch in einer Reihe bedeutender Aspekte von den Erkenntnissen der vorgeschalteten Literaturlauswertung. So liegt der Anteil der altitudinalen Teilzieher mit 33 - 35% ungewöhnlich hoch. Unter ihnen gibt es vergleichsweise viele Arthropodenfresser. Neben den Tyrannidae (Tyrannen), Turdidae (Drosseln) und Thraupidae (Tangaren) treten auch Icteridae (Stärlinge) als Vogelfamilie mit sehr hohem Anteil altitudinal ziehender örtlicher Bestände hervor. Die Verteilung der Wanderareale der Altitudinalzieher zeigt Maxima bei 500 - 600 m ü. M. und bei 1.800 - 1.900 m ü. M. („Kamelhöcker“-Muster). Die übrigen örtlichen Bestände sind Standvögel, allerdings mehrheitlich solche, für die zusätzlich kürzerfristige Pendelbewegungen (6 - 7%) oder verstreichende Vagranten (35 - 38%) beobachtet wurden. Verstreichende Vagranten wurden insgesamt bei sogar 52 - 55% aller örtlichen Bestände registriert. Ungewöhnlich wenige dieser Vagranten (31 - 33% der

örtlichen Bestände mit Vagranten-Status) wandern nach oben weg. Das Auftreten von Vagranten im Untersuchungsgebiet fiel überdurchschnittlich häufig mit Schüben von Kaltluft aus dem Süden des Kontinents zusammen. Aus diesen und weiteren Abweichungen vom geltenden Wissensstand muss geschlossen werden, dass Altitudinalbewegungen von Vogelartbeständen in ihrem konkreten räumlich-zeitlichen Kontext wahrgenommen werden müssen.

Angestoßen von Erkenntnissen aus den eigenen Erhebungen wird erstmals ein integriertes Modell der externen Steuerung von Altitudinalbewegungen vorgeschlagen, das eine Reihe von in der Literatur diskutierten Faktoren zusammenführt. Stärker als frühere Erklärungsansätze betont dieses Modell die zentrale Rolle von Konkurrenz. Es kann dazu benutzt werden, Abwägsituationen für Vögel qualitativ zu beschreiben und dann mit den tatsächlich erfolgenden Altitudinalbewegungen zu vergleichen.

Abschließend werden Handlungsoptionen für das Naturschutz-Management im Untersuchungsgebiet formuliert. Sie sind ausgerichtet am Konzept des Ökosystem-Ansatzes des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt der Vereinten Nationen. Die Handlungsoptionen basieren auf einer umfassenden Literaturlauswertung und den im Untersuchungsgebiet erzielten Erkenntnissen. Letztere haben gezeigt, dass eine Anzahl von Vogelbrutbeständen den Nationalpark bei ihren Altitudinalbewegungen talwärts verlässt. Zur Erhaltung der Funktionstüchtigkeit des regionalen (Wald-)Ökosystems muss das Naturschutz-Management also das Umland des Nationalparks und vor allem das intensiv bewirtschaftete Tiefland einschließen. Zentrales Element des Naturschutz-Managements sollte eine vielfältige, differenzierte Mischung von Landnutzungsarten sein. Diese differenzierte Landnutzung sollte kleinere naturnahe Flächen und Korridore für die Wanderungen von Tieren einschließen. Das Naturschutz-Management sollte dem Ökosystem-Ansatz gemäß adaptiv-offen sein, nicht zuletzt für die Partizipation der lokalen Bevölkerung.

Die vorliegende Dissertation bietet neue Konzepte, Methoden und belastbare Daten für ein besseres Verständnis der Altitudinalwanderungen andiner Vögel. Die Komplexität dieser Wanderungen manifestiert sich sowohl auf der Ebene des gesamten örtlichen Vogelbestandes als auch auf der Ebene der örtlichen Bestände einzelner Arten. Sie betrifft eine Vielzahl von räumlichen und zeitlichen Aspekten. Ihre Komplexität ist jedoch noch einmal wesentlich größer, weil Altitudinalwanderungen andiner Vögel nicht nur spezifisch („idiosynkratisch“) für Arten, sondern auch orts- und zeitspezifisch sind.

Kref S 2016: Altitudinalbewegungen von Vögeln in den Anden. Mit einer Feldstudie im Nationalpark Carrasco (Bolivien). Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster; 467 S. https://repositorium.uni-muenster.de/document/miami/9429154d-56c2-4118-b46f-4a676210beca/diss_kref.pdf

Spannendes im "Journal of Ornithology"

Buchfink: Wie menschlicher Kontakt das Verhalten ändern kann

Als ich für meine Diplomarbeit erstmals Tannenmeisen *Periparus ater* mit Klappfallen am Nistkasten fing, funktionierte das zunächst ganz wunderbar. Allerdings brüteten damals viele Paare in unserem Untersuchungsgebiet ein zweites Mal, und während der Zweitbrut sank der Fangerfolg so deutlich, dass wir die Klappfallen schließlich verwarfen und stattdessen auf eine alternative Fangmethode zurückgriffen. Wir kamen zu dem Schluss, dass die Tiere offenbar durch die Störung während der Erstbrut sensibilisiert worden waren und daher nicht mehr in den Kasten flogen, sobald sie uns in dessen Nähe gesehen hatten oder ein Teil der an der Innenwand angebrachten Falle sichtbar war. Nun ist dies natürlich ein anekdotischer Befund (wobei ähnliche Beobachtungen an anderen Vogelarten in der Fachliteratur publiziert worden sind, z. B. an Kohlmeisen *Parus major*; Seress et al. 2017), doch lässt sich leicht vorstellen, dass derartige Kontakt mit Menschen das Verhalten von Tieren ändern kann. Ist allerdings genau dieses Verhalten Gegenstand einer wissenschaftlichen Studie, besteht die Gefahr, dass deren Ergebnisse auf diese Weise verfälscht werden.

Ein polnisches Forscherteam hat hierzu ein Experiment an Buchfinken *Fringilla coelebs* in einem Stadtwald am Rand von Warschau durchgeführt (Budka et al. 2019). Die Wissenschaftler wollten herausfinden, ob sich Vögel, die mittels Playback angelockt und gefangen worden waren, in einem nachfolgenden Playbackexperiment anders verhielten als Tiere, die keiner solchen Behandlung ausgesetzt worden waren. Hierfür stellten sie zunächst in den Revieren von Buchfinkenmännchen Japannetze und spielten über einen in der Nähe positionierten Lautsprecher Buchfinkengesänge ab. Die ins Netz gegangenen Männchen wurden vermessen, gewogen und beringt, und die Forscher nahmen Blut- und Federproben. Nach etwa 25 Minuten ließen sie die Tiere wieder frei. Zwei bis acht Tage nach dem Fang führten sie in den Revieren dieser nun „erfahrenen“ Männchen sowie in Revieren nicht zuvor gefangener („naiver“) Männchen ein Playbackexperiment durch, bei dem mittels Klangattrappe das Eindringen eines Rivalen ins Revier simuliert wurde. Hierbei wurden andere Buchfinkengesänge abgespielt, als zuvor zum Fang verwendet worden waren. Die Lautäußerungen des Revierinhabers vor, während und nach dem Playback wurden aufgezeichnet und sein Verhalten von zwei Forschern von weitem beobachtet. Hierbei ist anzumerken, dass es sich nicht um dieselben Personen handelte, welche die gefangenen Vögel zuvor beprobt hatten. Dies könnte relevant sein, da beispielsweise Elstern *Pica pica* einzelne Menschen offenbar erkennen können und aggressiver auf Personen

reagieren, die zuvor auf ihre Nester zugegriffen haben (Lee et al. 2011); allerdings sind diese Rabenvögel für ihre außerordentlichen kognitiven Fähigkeiten bekannt.

Anschließend verglichen die Wissenschaftler die Reaktionen der erfahrenen und naiven Buchfinkenmännchen, insgesamt jeweils 23 Tiere. Vor dem Playback unterschied sich das Verhalten der Vögel nicht, d. h. die bloße Anwesenheit der Beobachter und der stummen Klangattrappe im Revier wurden offenbar nicht als bedrohlich angesehen, auch nicht nach vorherigem Kontakt mit Menschen. Während des Playbacks allerdings sangen die erfahrenen Männchen weniger als naive Männchen, riefen jedoch öfter. Auch wahrten sie eine größere Distanz zur Klangattrappe (wobei sich dieser Unterschied nach einer statistischen Korrektur als nicht mehr signifikant erwies). Die Autoren interpretierten ihre Befunde dahingehend, dass die zuvor gefangenen Männchen aufgrund der negativen Erfahrung eher Alarmrufe produzierten als Gesänge, was ein Ausdruck von erhöhtem Stress und gesteigerter Vorsicht sein könnte. Die Anzahl der Flüge und wie schnell die Tiere auf die Attrappe reagierten unterschieden sich allerdings nicht zwischen den beiden Männchengruppen. Zwar steht dies nicht unbedingt mit erhöhter Vorsicht seitens der erfahrenen Männchen im Einklang, doch folgerten die Autoren, dass bei einem (simulierten) Eindringen eines fremden Männchens ins Revier der Revierinhaber so schnell wie möglich versucht, den Rivalen zu orten, unabhängig von vorherigen Erfahrungen. Nach dem Playback riefen die erfahrenen Männchen ebenfalls häufiger als die naiven.

Auch wenn hier vielleicht nicht alle Einzelheiten vollkommen stimmig sind, bestätigt diese Studie doch, dass vorherige Erfahrungen mit Menschen das Verhalten von Tieren verändern können. Besonders bei Playbackexperimenten, die in vielen Untersuchungen zum Einsatz kommen, ist hier also möglicherweise Vorsicht geboten. So wurde beispielsweise auch bei Kohlmeisen in einer belgischen Population gezeigt, dass die Tiere bei Wiederholung eines Playbackexperiments weniger aggressiv reagierten, offenbar, weil sie gelernt hatten, dass hier keine reale Bedrohung bestand. Diese Verhaltensänderung war auch ein ganzes Jahr später noch zu beobachten (Rivera-Gutierrez et al. 2015). Daher raten die Autoren der vorliegenden Untersuchung zur Vorsicht, wenn dieselben Tiere in Experimenten mehrfach verwendet werden bzw. bereits Erfahrungen mit Menschen gesammelt haben. Sie schlagen daher vor, Studien auf Vogelpopulationen zu konzentrieren, die noch keiner deutlichen menschlichen Störung ausgesetzt worden sind. Allerdings

ist dies oftmals nicht möglich, und zudem könnte es schwierig sein, zu ermitteln, inwieweit Vögel in der Vergangenheit Erfahrungen mit Menschen gemacht haben.

Budka M, Matyjasiak P, Typiak J, Okołowski M & Zagalska-Neubauer M 2019: Experienced males modify their behaviour during playback: the case of the Chaffinch. *J. Ornithol.* doi 10.1007/s10336-019-01647-w.

Lee WY, Lee S, Choe JC & Jablonski PG 2011: Wild birds

recognize individual humans: experiments on Magpies, *Pica pica*. *Anim. Cogn.* 14: 817-825.

Rivera-Gutierrez H, Pinxten R & Eens M 2015: Songbirds never forget: long-lasting behavioural change triggered by a single playback event. *Behaviour* 152: 1277-1290.

Seress G, Vincze E, Pipoly I, Hammer T, Papp S, Preiszner B, Bokony V & Liker A 2017: Effects of capture and video-recording on the behavior and breeding success of Great Tit in urban and forest habitats. *J. Field Ornithol.* 88: 299-312.

Verena Dietrich-Bischoff

Kronwäldsänger: Wie Quecksilber den Zug beeinträchtigt

Quecksilber ist ein hochgiftiges Schwermetall, das natürlicherweise als Mineral vorkommt, durch menschliche Aktivitäten wie Goldgewinnung oder Verbrennung quecksilberhaltiger Steinkohle jedoch in Luft und Wasser angereichert worden ist. Mittlerweile ist Quecksilber weltweit in aquatischen wie in terrestrischen Ökosystemen in oftmals hoher Konzentration nachweisbar (Übersicht z. B. in Evers 2018). Mikroorganismen können elementares Quecksilber in organische Quecksilberverbindungen wie Methylquecksilber (Me-Hg) umwandeln. Diese sind besonders giftig, denn wegen ihrer Fettlöslichkeit können sie sowohl über die Haut als auch mit der Nahrung aufgenommen werden. Daher reichert sich Me-Hg in der Nahrungspyramide an und kann in Spitzenprädatoren wie Eisbären *Ursus maritimus* außerordentlich hohe Konzentrationen erreichen. Zwar wurde 2017 das Minamata-Abkommen ratifiziert, das die Gewinnung des Schwermetalls einschränkt und Emissionen reduzieren soll (www.mercuryconvention.org), doch stellt die Quecksilberbelastung nach wie vor ein großes Umweltproblem dar.

Leider wurden die möglichen Folgen für die Tierwelt lange Zeit weitgehend ignoriert, was sich erst vor einer Weile zu wandeln begann (Übersicht in Evers 2018; Whitney & Cristol 2017). In hoher Dosis ist Quecksilber für Tiere tödlich, doch bleibt die Belastung in der Regel unter dem letalen Grenzwert. In subletalen Dosen behindert Me-Hg bei vielen Arten wichtige physiologische Prozesse, beeinträchtigt das Immunsystem, ändert das Verhalten und reduziert den Fortpflanzungserfolg. Beispielsweise ist kürzlich gezeigt worden, dass bei Krabentauchern *Alle alle* in der Arktis, einer Region mit besonders hoher Quecksilberbelastung, die Körperkondition der Altvögel und das Wachstum der Küken durch die steigende Quecksilberbelastung beeinträchtigt werden (Amélineau et al. 2019).

Die möglichen Auswirkungen von Quecksilber auf den Vogelzug sind bislang kaum untersucht worden, obwohl ein derart komplexer, mit ständigen physiologischen Veränderungen einhergehender und durch

vielfältige Steuermechanismen geregelter Prozess besonders anfällig gegenüber Schadstoffen sein könnte. So hat eine Studie an Streifenwäldsängern *Setophaga striata* und Schnäpperwäldsängern *S. ruticilla* tatsächlich Hinweise geliefert, dass Individuen, die auf dem Zug ins Überwinterungsgebiet eine hohe Quecksilberbelastung aufwiesen, mit geringerer Wahrscheinlichkeit ins Brutgebiet zurückkehrten als weniger stark belastete Artgenossen (Ma et al. 2018a). Ein internationales Forscherteam hat nun ein Freilandexperiment an einer verwandten Art, dem Kronwäldsänger *S. coronata*, durchgeführt (Seewagen et al. 2019). Ein Laborexperiment im Windtunnel hatte zuvor ergeben, dass Quecksilber bei dieser Vogelart die Koordination und Ausdauer beeinträchtigt (Ma et al. 2018b).

Die Wissenschaftler manipulierten die Me-Hg-Belastung von Kronwäldsängern vor dem Frühjahrszug durch die kanadische Provinz Ontario und verwendeten automatisierte Radiotelemetrie, um die anschließenden Bewegungen der Vögel zu verfolgen. Im Oktober 2016 fingen sie an einem von dieser Vogelart genutzten Rastplatz 24 Tiere auf dem Herbstzug und hielten sie den Winter über unter kontrollierten Bedingungen. Nach Messung der Quecksilberbelastung im Blut erhielt eine Hälfte der Tiere zwei Wochen lang mit Me-Hg angereicherte Nahrung, während die andere Hälfte mit unbelasteter Nahrung gefüttert wurde. Die Konzentration des Schadstoffs orientierte sich hierbei an der höchsten in der natürlichen Insektennahrung des Kronwäldsängers nachgewiesenen Me-Hg-Konzentration. Im Mai 2017 wurde durch eine erneute Messung des Blut-Quecksilbers bestätigt, dass die manipulierte Gruppe tatsächlich deutlich höher mit dem Schadstoff belastet war als die Kontrollgruppe. Zudem wurde geprüft, ob sich Fettdepots, Gewicht und Körperkondition zwischen den Gruppen unterschieden, was nicht der Fall war (dies zu prüfen ist wichtig, da diese Parameter natürlich das Zugverhalten beeinflussen). Anschließend wurden alle Tiere mit Radiosendern versehen und am Rastplatz freigelassen.

Es zeigte sich, dass die manipulierten Kronwäldersänger deutlich früher vom Rastplatz abzogen als die Kontrolltiere, was den Erwartungen der Wissenschaftler widersprach. Allerdings liefert eine Verhaltensstudie an einer anderen Vogelart eine mögliche Erklärung: Experimentell verabreichtes Me-Hg machte Zebrafinken *Taeniopygia guttata* unruhig und hyperaktiv und verringerte ihre soziale Stellung, was ihnen den Zugang zu Nahrungsressourcen erschwerte (Swaddle et al. 2017). Daher ist denkbar, dass die mit Me-Hg behandelten Kronwäldersänger stärkere Zugunruhe verspürten und/oder den Kontrolltieren in der Nahrungskonkurrenz unterlegen waren, was den Abzug vom Rastplatz beschleunigen könnte.

Noch eine weitere Hypothese der Forscher wurde nicht bestätigt, nämlich, dass sich die Me-Hg-Vögel schlechter orientieren können (es gibt Hinweise, dass Me-Hg möglicherweise die Magnetfeldwahrnehmung beeinflusst). Alle Tiere, deren Signal mit Hilfe eines Radioempfänger-Netzwerks jenseits des Rastplatzes aufgefangen werden konnte, zogen in die korrekte Richtung, nämlich nach Norden. Allerdings war das Empfänger-Netzwerk ausgesprochen lückenhaft, und die Empfänger befanden sich hauptsächlich nördlich vom Rastplatz, konnten also Zug in die falsche Richtung gar nicht nachweisen. Zudem war die Stichprobe mit nur zehn erneut nachgewiesenen Tieren sehr klein, und lediglich drei dieser Tiere waren Me-Hg-Vögel. Die Autoren weisen selbst auf diese Probleme hin und verstehen ihre Studie z. T. als methodische Vorstudie, die den Weg für weitere derartige Untersuchungen ebnen soll.

Insgesamt ist die vorliegende Arbeit daher zwar mit Vorsicht zu genießen, stellt aber dennoch einen weiteren Schritt zu einem tieferen Verständnis der Auswirkungen von Quecksilberbelastung auf das Zugverhalten wildlebender Vögel dar.

- Amélineau F, Grémillet D, Harding AMA, Walkusz W, Choquet R & Fort J 2019: Arctic climate change and pollution impact Little Auk foraging and fitness across a decade. *Sci. Rep.* 9: 1014.
- Evers D 2018: The effects of methylmercury on wildlife: a comprehensive review and approach for interpretation. In: DellaSala D, Goldstein M (eds) *Encyclopedia of the Anthropocene*: 181-194. Elsevier, Oxford.
- Ma Y, Branfireun BA, Hobson KA & Guglielmo CG 2018a: Evidence of negative seasonal carry-over effects of breeding ground mercury exposure on survival of migratory songbirds. *J. Avian Biol.* jav-01656. doi:10.1111/jav.01656.
- Ma Y, Perez CR, Branfireun BA & Guglielmo CG 2018b: Dietary exposure to methylmercury affects flight endurance in a migratory songbird. *Environ. Pollut.* 234: 894-901.
- Seewagen CL, Ma Y, Morbey YE & Guglielmo CG 2019: Stop-over departure behavior and flight orientation of spring-migrant Yellow-rumped Warblers (*Setophaga coronata*) experimentally exposed to methylmercury. *J. Ornithol.* doi 10.1007/s10336-019-01641-2.
- Swaddle JP, Diehl TR, Taylor CE, Fanaee AS, Benson JL, Huckstep NR & Cristol DA 2017: Exposure to dietary mercury alters cognition and behavior of Zebra Finches. *Curr. Zool.* 63: 213-219.
- Whitney MC & Cristol DA 2017: Impacts of sublethal mercury exposure on birds: a detailed review. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 244: 113-163.

Verena Dietrich-Bischoff

Nachtschwalbe: Bestandsrückgang durch Lichtverschmutzung

Die dämmerungs- und nachtaktive Nachtschwalbe *Caprimulgus europaeus* ist hervorragend an die Fluginsektenjagd bei geringer Lichtintensität angepasst. Ihre Augen sind nicht nur besonders groß, sondern weisen zudem ein sogenanntes Tapetum lucidum auf. Diese dünne Schicht reflektiert das einfallende Licht, so dass es zweimal auf die Netzhaut trifft, was die Lichtempfindlichkeit des Auges erhöht. Wie auch bei vielen anderen Fluginsektenjägern sind die Bestände der Nachtschwalbe rückläufig, besonders in Zentraleuropa. Da die Art in Süd- und Osteuropa jedoch noch gut vertreten ist, wird sie global als nicht gefährdet eingestuft (www.iucnredlist.org).

In der Schweiz allerdings gilt die Nachtschwalbe als stark gefährdet – ihr derzeitiger Bestand wird auf weniger als 30 Brutpaare geschätzt (Knaus et al. 2018). Die letzte sich fortpflanzende Population, die aus 25 Brutpaaren besteht, befindet sich im Kanton Wallis. Dort

nutzen die Vögel, die offene Landschaften wie Heide oder Moore bevorzugen, lichte Kiefern- bzw. Eichenwälder zur Brut. Das Oberwallis bietet günstige klimatische Bedingungen für die Nachtschwalbe und ist nach wie vor eher landwirtschaftlich geprägt; es gilt als Schweizer Schwerpunkt der Artenvielfalt. Im Unterwallis hingegen ist die menschliche Bevölkerung in den letzten drei Jahrzehnten stark gewachsen.

Antoine Sierro und Andreas Erhardt sind den Ursachen des Nachtschwalben-Bestandsrückgangs genauer auf den Grund gegangen (Sierro & Erhardt 2019). Sie analysierten Daten zum Vorkommen der Art im Wallis von 1986 bis 2016. Ihr Untersuchungsgebiet erstreckte sich über knapp 70 km entlang der Rhône und schloss 19 Standorte ein, an denen zu Beginn der Studie noch Nachtschwalben brüteten, davon acht im Unter- und elf im Oberwallis gelegen. Die Forscher setzten die Bestandsdaten mit verschiedenen Umweltvariablen in

Beziehung und verglichen im Jahr 2016 noch genutzte Brutgebiete mit verlassenen.

Sicherlich überrascht nicht, dass Sierro & Ehrhardt (2019) einen negativen Zusammenhang zwischen dem Nachtschwalbenbestand und dem menschlichen Bevölkerungswachstum fanden. Das Nachtschwalbenvorkommen im Unterwallis erlosch im Jahr 2002; im Oberwallis waren 2016 nur sieben der elf Brutgebiete noch genutzt, vier hingegen verlassen. Allerdings ist hier wohl nicht Habitatverlust die Hauptursache, da seit Beginn der 1980er Jahre Renaturierungsmaßnahmen der Lebensraumzerstörung Einhalt geboten haben. In den 1990er Jahren legte man in Eichen- und Kiefernwäldern, die einst von der Nachtschwalbe als Bruthabitate genutzt worden waren, kleinräumige Lichtungen mit vereinzelt Bäumen und Totholz an, um die Wiederansiedlung der Art zu fördern. Bereits im jeweils folgenden Jahr konnten dort wieder Nachtschwalben nachgewiesen werden. Ähnliche seit 2001 in der Schweiz durchgeführte Maßnahmen blieben hingegen erfolglos – zwar wurden vereinzelt „schnurrende“ Männchen beobachtet, jedoch ließen sich diese nicht in den renaturierten Gebieten nieder. Obwohl man nicht gänzlich ausschließen kann, dass es dort an Weibchen fehlte, folgerten die Autoren, dass hier ein anderer Faktor eine Rolle spielen muss.

Sie untersuchten daher auch, ob eine Abnahme ihrer Nachtinsekten-Beute der Nachtschwalbe zum Verhängnis geworden ist. Glücklicherweise konnten die Forscher auf einen umfassenden Langzeit-Datensatz zum Vorkommen von Nachtfaltern zurückgreifen, was ihnen erlaubte, Änderungen in der Nahrungsverfügbarkeit mit dem Vorkommen der Vögel in Beziehung zu setzen. Wider Erwarten fanden sie allerdings, dass die Häufigkeit kleinerer Nachtfalter im Wallis über den Untersuchungszeitraum hinweg zugenommen hat, während sich das Vorkommen größerer Nachtfalter nicht signifikant verändert hat. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass der Pestizideinsatz in den Weinbergen des Rhônetals stark eingeschränkt und weitgehend durch biologische Schädlingsbekämpfung ersetzt worden ist. Im Einklang damit hat der Bestand eines anderen nachtaktiven Insektenfressers, der Zwergohreule *Otus scops*, im Wallis zugenommen.

Was also könnte dann der Grund für den Rückgang der Nachtschwalbe sein? Die Forscher fanden deutliche Hinweise, dass die zunehmende „Lichtverschmutzung“ hier von großer Bedeutung ist. In der Nähe menschlicher Siedlungen verbreiten künstliche Lichtquellen die ganze Nacht lang Licht, was für eine Vielzahl von Orga-

nismen negative Folgen hat (Übersicht z. B. in Longcore & Rich 2004). Die mit ihrer hypersensiblen Netzhaut hervorragend an geringe Lichtintensitäten angepasste Nachtschwalbe leidet unter der Lichtverschmutzung möglicherweise besonders, da das helle Licht sie blenden und ihren Jagderfolg beeinträchtigen könnte. Dies sollte sie dann wiederum davon abhalten, anderweitig geeignete Habitate zu besiedeln. Die Forscher maßen an den 19 Standorten in den Jahren 2015 und 2016 mit Hilfe von Präzisions-Luxmetern die Lichtemission in dunklen Nächten zwischen Sonnenuntergang und Mitternacht. Die mittlere Lichtemission in aufgegebenen Brutgebieten war zwei bis fünf Mal höher als an den noch genutzten Standorten, und letztere lagen in mindestens 1,4 km Entfernung zur nächsten künstlichen Lichtquelle.

Insgesamt zeigt diese sehr interessante Langzeitstudie, dass die Lichtverschmutzung offenbar eine Hauptursache für den Bestandsrückgang der Nachtschwalbe in der Schweiz ist (auch wenn hier sicherlich eine Kombination verschiedener Faktoren verantwortlich ist, einschließlich der Bedingungen auf dem Zug und im afrikanischen Überwinterungsgebiet). Dies sollte bei zukünftigen Schutzmaßnahmen für diese und ähnliche Vogelarten berücksichtigt werden. Beispielsweise wäre eine Einrichtung dunkler Schutzgebiete sinnvoll. Zudem könnten die derzeit in den dortigen Straßenlaternen hauptsächlich noch verwendeten Glühbirnen mit hohem UV-Anteil durch weniger nachteilige LED-Leuchten ersetzt werden. Schließlich sollte man sich darüber im Klaren sein, dass auch die von den Vögeln erbeuteten Insekten stark von Lichtverschmutzung betroffen sind (Übersicht in Desouhant et al. 2019), was die negativen Folgen noch verstärken kann.

- Desouhant E, Gomes E, Mondy N & Amat I 2019: Mechanistic, ecological, and evolutionary consequences of artificial light at night for insects: review and prospective. *Entomol. Exp. Appl.* 167: 37-58.
- Knaus P, Antoniazza S, Wechsler S, Guélat J, Kéry M, Strebel N & Sattler T 2018: Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016: Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein. Schweizerische Vogelwarte Sempach.
- Longcore T & Rich C 2004: Ecological light pollution. *Front. Ecol. Environ.* 2: 191-198.
- Sierro A & Ehrhardt A 2019: Light pollution hampers recolonization of revitalised European Nightjar habitats in the Valais (Swiss Alps). *J. Ornithol.* doi 10.1007/s10336-019-01659-6.

Einfluss der Samenmast in den Wäldern der gemäßigten Breiten auf Vögel und Säugetiere

Jeder, der oft im Wald unterwegs ist, kennt das Phänomen: Bäume, die energiehaltige Samen produzieren, wie zum Beispiel Buchen, Eichen oder Kastanien, neigen zu einer zyklischen Fruchtbildung. In den meisten Jahren werden nur sehr wenige Samen gebildet. In den sogenannten Mastjahren wird dagegen ein Großteil der Assimilationsleistung für die Samenbildung aufgewendet und die Bäume erzeugen extrem viele Samen. Der Begriff „Mastjahr“ geht auf eine Zeit zurück, in der die Wälder noch intensiv landwirtschaftlich als Viehweide genutzt wurden. In einem guten Samenjahr war das Vieh dann wohlgenährt und gemästet. Der Zeitabstand zwischen zwei Mastjahren ist regional unterschiedlich und beträgt sechs bis zehn Jahre. Für die Bäume ist diese Strategie vorteilhaft, da ihre „Fraßfeinde“ durch die mageren Jahre im Bestand limitiert werden und die große Menge an Samen in den Mastjahren dann nicht verwerten können. So bleibt im Schnitt mehr und ausreichend Saatgut übrig.

Vom Ökosystem aus betrachtet, bezeichnet man die zyklische Samenmast als einen Ressourcenschub. Ressourcenschübe für Ökosysteme sind zum Beispiel auch die regelmäßig wiederkehrenden, auf El Niño basierenden Regenfälle in trockenen Landstrichen oder das synchrone Massenabblachen verschiedener Meeresorganismen (Übersicht bei Yang et al. 2010). Es sind weitreichende und bedeutende Ökosystemprozesse. Ressourcenschübe können Nahrungsnetze über mehrere Jahre (Clotfelter et al. 2007) und/oder über eine große Entfernung beeinflussen (Koenig & Knops 1998). In den Wäldern der gemäßigten Breiten ist die durch Umweltfaktoren gesteuerte, in unregelmäßigen Abständen auftretende Samenmast im Herbst ein häufiger und wichtiger Ressourcenschub (Wesołowski et al. 2015), der durch eine oder mehrere Baumarten verursacht werden kann (Nussbaumer et al. 2016). Er stellt in kurzer Zeit eine große Menge an Nahrung für verschiedenste Organismen bereit (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1998). Samenfresser, wie Nagetiere oder viele Vogelarten, können durch die Mast direkt über eine Erhöhung des Nahrungsangebotes beeinflusst werden (Perdeck et al. 2000; Pucek et al. 1993). Aber die Mast kann auch auf Nicht-Samenfresser einwirken, wenn sie mit den Samenfressern durch ökologische Beziehungen verbunden sind. Denkbar sind hier die vielseitigen Formen der Konkurrenz um Ressourcen (Newton 1998) sowie die verschiedensten Effekte über Räuber (Clotfelter et al. 2007; Grendelmeier et al. 2018; Schmidt & Ostfeld 2003). Die direkten und indirekten Konsequenzen der Samenmast für Samenfresser und Nicht-Samenfresser sind bisher jedoch nicht umfassend untersucht.

Die Autoren aus Deutschland und der Schweiz stellen daher anhand von Literaturdaten die denkbaren

Beziehungen zwischen (1) Samenmast und Samenfressern, (2) Samenfressern und Nicht-Samenfressern sowie (3) Samenfressern und Nicht-Samenfressern zu weiteren extrinsischen Faktoren als Hypothesen zusammen und testeten sie statistisch anhand eines 16 Jahre umfassenden Datensatzes aus Deutschland (Grendelmeier et al. 2019). Für die Beurteilung der Mast berücksichtigten die Autoren Daten von der Rotbuche *Fagus sylvatica*, der Stieleiche *Quercus robur* und der Traubeneiche *Quercus petraea* zwischen 1994 und 2016 aus dem gesamten Bundesgebiet (Konnert et al. 2014) und setzten diese in Beziehung zu Dichten von Wühlmäusen und Mäusen aus einem staatlichen Nager-Monitoring-Programm (Landeskompetenzzentrum Forst Brandenburg sowie Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Göttingen), die sie für ganz Deutschland extrapolierten. Die Wetterdaten bezogen die Autoren vom Deutschen Wetterdienst und die Daten über die Singvögel aus dem Monitoringprogramm des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (Flade & Schwarz 2004), wobei sie nur die Abundanzen von Eichelhäher *Garrulus glandarius* und Kohlmeise *Parus major* als Samenfresser sowie die von Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* und Zilpzalp *P. collybita* als Nicht-Samenfresser berücksichtigten.

Die Autoren konnten zeigen, dass die Abundanz der Wühlmäuse positiv mit der Eichelmast im vorangehenden Herbst korreliert war und die des Eichelhähers negativ. Letzteres konnte auch Selås (2017) in Norwegen zeigen. Die Abundanz der Kohlmeise korrelierte im Gegensatz zu den Ergebnissen von Perdeck et al. (2000) nicht mit der Samenmast. Der Waldlaubsänger war über die Wühlmäuse indirekt mit der Eichelmast verbunden, indem die Häufigkeit dieses Nicht-Samenfressers negativ mit jener von Wühlmäusen korrelierte. Hingegen gab es beim Zilpzalp keine solchen Beziehungen. Auch mit anderen extrinsischen Faktoren wie z. B. der Winterwitterung gab es in Bezug auf die Bestände der dort analysierten Arten keine statistischen Zusammenhänge. Die Studie legt nahe, dass die Bestände einer Art geräumig von anderen Faktoren beeinflusst werden können als aufgrund der bisher durchgeführten kleinräumigen Studien bekannt war. Sie zeigt auch, wie mehrere Taxa auf verschiedenen trophischen Ebenen eines europäischen Waldökosystems durch Ressourcenschübe miteinander in Beziehung stehen. Deshalb ist es wichtig, die Auswirkungen der Samenmast zu evaluieren, um letztlich zu verstehen, wie sich ändernde Samenmastdynamik auf Waldökosysteme auswirken kann. Vor allem aber zeigt die Studie die Möglichkeiten ebenso wie die Schwierigkeiten, verschieden erhobene Datensätze miteinander in Beziehung zu setzen und hierdurch zu neuen Erkenntnissen zu gelangen, auf.

- Clotfelter ED, Pedersen AB, Cranford JA, Ram N, Snajdr EA, Nolan V Jr & Ketterson ED 2007: Acorn mast drives long-term dynamics of rodent and songbird populations. *Oecologia* 154: 493-503.
- Flade M & Schwarz J 2004: Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. Teil II. Bestandesentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. *Vogelwelt* 125: 177-213.
- Grendelmeier A, Arlettaz R & Pasinelli G 2018: Numerical response of mammalian carnivores to rodents affects bird reproduction in temperate forests: a case of apparent competition? *Ecol. Evol.* <https://doi.org/10.1002/ece3.4608>
- Grendelmeier A, Flade M & Pasinelli G 2019: Trophic consequences of mast seeding for avian and mammalian seed and non-seed consumers in European temperate forests. *J. Ornithol.* <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01644-z>.
- Jędrzejewska B & Jędrzejewski W 1998: Predation in vertebrate communities: the Białowieża primeval forest as a case study. *Ecological studies* 135. Springer, Berlin.
- Koenig WD & Knops JMH 1998: Scale of mast-seeding and tree-ring growth. *Nature* 396: 225-226.
- Konnert M, Schneck D & Zollner A 2014: Blüten und Fruktifizieren unserer Waldbäume in den letzten 60 Jahren. *LWF Wissen* 74: 37-45.
- Newton I 1998: Population limitation in birds. Academic Press, San Diego.
- Nussbaumer A, Waldner P, Etzold S, Gessler A, Benham S, Thomsen IM, Jørgensen BB, Timmermann V, Verstraeten A, Sioen G, Rautio P, Ukonmaanaho L, Skudnik M, Apuhtin V, Braun S & Wauer A 2016: Patterns of mast fruiting of common beech, sessile and common oak, Norway spruce and Scots pine in Central and Northern Europe. *For. Ecol. Manage.* 363: 237-251.
- Perdeck AC, Visser ME & van Balen JH 2000: Great Tit *Parus major* survival and the beech-crop cycle. *Ardea* 88: 99-108.
- Pucek Z, Jędrzejewski W, Jędrzejewska B & Pucek M 1993: Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Białowieża National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriol.* 38: 199-232.
- Schmidt KA & Ostfeld RS 2003: Songbird populations in fluctuating environments: predator responses to pulsed resources. *Ecology* 84: 406-415.
- Selås V 2017: Autumn irruptions of Eurasian Jay (*Garrulus glandarius*) in Norway in relation to acorn production and weather. *Ornis Fenn.* 94: 92-100.
- Yang LH, Edwards KF, Byrnes JE, Bastow JL, Wright AN & Spence KO 2010: A meta-analysis of resource pulse-consumer interactions. *Ecol. Monogr.* 80: 125-151.
- Wesołowski T, Rowiński P & Maziarz M 2015: Interannual variation in tree seed production in a primeval temperate forest: does masting prevail? *Eur. J. For. Res.* 134: 99-112.

Frank R. Mattig

Vogelwarte Aktuell

Nachrichten aus der Ornithologie



Aus der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft

▪ DO-G Preise und Förderungen 2019 – Bitte um Vorschläge oder Eigenbewerbungen

Auf unserer Jahresversammlung in Marburg können vier Preise bzw. Förderungen verliehen werden: Stresemann-Förderung, Ornithologen-Preis, Hans-Löhl-Preis und der Maria Koepke Preis. Für den Ornithologen-Preis und den Hans-Löhl-Preis stehen die Preisträger bereits fest, für die beiden anderen Preise sind Vorschläge und Bewerbungen noch willkommen.

Informationen zu Voraussetzungen sowie Vorschlags- und Bewerbungsmodalitäten sind auf der Internetseite der DO-G (www.do-g.de/die-do-g/preise-und-auszeichnungen) zu finden. Mitglieder ohne Internetzugang können sich an die Geschäftsstelle der DO-G wenden (Adresse siehe Umschlagseite 2).

Für alle zu vergebenen Preise und Förderungen sind auch Eigenbewerbungen möglich.

Stresemann-Förderung

Anlässlich des 80. Geburtstages von Prof. Dr. Erwin Stresemann am 22. November 1969 wurde von der DO-G ein „Stresemann-Preis“ eingerichtet. Damit sollen hervorragende deutschsprachige Publikationen junger Autorinnen und Autoren ausgezeichnet werden. Um der Unterstützung des wissenschaftlichen Nachwuchses besser gerecht zu werden, wurde 1998 beschlossen, diesen Preis in eine echte Förderung umzuwandeln. Etwa alle drei Jahre kann ein ornithologisches Projekt mit mindestens 2.600€ unterstützt werden. Förderempfänger müssen fünf Jahre Mitglied der DO-G und jünger als 40 Jahre sein. Über die Vergabe entscheiden die Forschungskommission und der Vorstand der DO-G.

Maria Koepke-Preis

Der Preis soll an Dr. Maria Koepcke (1924-1971) und ihre vogelkundlichen Arbeiten erinnern. Sie vereinigte auf einzigartige Weise Freilandstudien und Beobachtungen an Vögeln in Vogelhaltungen mit Arbeiten an Sammlungsmaterial. Dies spiegelt sich auch in ihren Tätigkeitsfeldern – sowohl als Mitbegründerin von zwei Forschungsstationen, als auch als Leiterin der Abteilung „Vögel und Säugetiere“ am Museo de Historia Natural „Javier Prado“ in Lima – wider. Diesen mit 400€ dotierten Preis vergibt die Fachgruppe „Ornithologische Sammlungen“.

Wolfgang Fiedler, Präsident der DO-G

▪ Neues aus der Forschungskommission

Die folgenden Projekte sind neu in die DO-G Forschungsförderung aufgenommen worden:

Identifizierung der Zugwege und Winterquartiere im deutschen Wattenmeer brütender Seeregenpfeifer *Charadrius alexandrinus*

Dominic Cimiotti, Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroop 1, 24861 Bergenhusen.
E-Mail: Dominic.Cimiotti@NABU.de

Trotz seines großen Brutareals in Eurasien und Afrika beträgt der Weltbestand des Seeregenpfeifers weniger als 500.000 erwachsene Individuen (BirdLife International 2019). Die Westküste von Schleswig-Holstein bildet zu-

sammen mit dem angrenzenden dänischen Wattenmeer einen der nördlichsten Vorposten der Art. Deutschland besitzt für den Schutz des Seeregenpfeifers eine besondere Verantwortung, denn die Art gilt deutschlandweit



Seeregenpfeifer im Beltringharder Koog, Nordfriesland.



Brutlebensraum der Seeregenpfeifer im Beltringharder Koog. Wo sich die Tiere außerhalb der Brutzeit aufhalten, ist bislang weitgehend unbekannt. Fotos: D. Cimiotti

als „vom Aussterben bedroht“ und steht auf dem Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (Cimiotti et al. 2015). In mehreren europäischen Ländern ist die Art gefährdet oder Ziel von Schutzbemühungen (Cimiotti & Hötker 2014). Für den Schutz einer bedrohten Population sind neben Informationen über Gefährdungsursachen und Schutzmöglichkeiten in den Brutgebieten auch Kenntnisse über deren Zugwege – einschließlich der Lage wichtiger Rast- und Überwinterungsgebiete – von zentraler Bedeutung. So können Veränderungen in den Rast- und Überwinterungsgebieten zu einer Abnahme der Überlebensraten und damit letztlich der Populationsgröße führen (z. B. Baker et al. 2004; Verhulst et al. 2004).

Die Datenlage zu den Winterquartieren deutscher Seeregenpfeifer ist bislang äußerst dürftig. Sie werden hauptsächlich an westafrikanischen Küsten vermutet (Delany et al. 2009). Von zur Brutzeit in Deutschland mit Metallringen gekennzeichneten Seeregenpfeifern liegen bislang nur sieben Wiederfunde aus den Wintermonaten vor (Bairlein et al. 2014), die aus Irland, Südfrankreich und von der Iberischen Halbinsel stammen (Geiter 2018). Darüber hinaus wurden zwei durch das Michael-Otto-Institut (NABU) farbberingte Seeregenpfeifer im Winter am Golf von Biskaya abgelesen. Es liegt bisher nur ein einziger Nachweis für eine Verbindung deutscher Seeregenpfeifer nach Westafrika durch einen in den 1990er Jahren in Guinea-Bissau beringten Vogel vor (R. Schulz in Cimiotti et al. 2015).

Das Vorhaben zielt darauf ab, die Zugwege sowie die Lage der Winterquartiere im deutschen Wattenmeer brütender Seeregenpfeifer zu identifizieren. Dafür sollen im Jahr 2019 elf brütende Altvögel mit GPS-Datenloggern (PinPoint W-10, Biotrack Ltd.) ausgestattet werden, die nach dem Wiederfang im Brutgebiet im darauffolgenden Jahr ausgelesen werden können. Die Untersuchungen sollen im wichtigsten Brutgebiet der Art im Nordseeraum,

dem Beltringharder Koog in Nordfriesland, durchgeführt werden. Dabei wird weltweit erstmalig GPS-Technik an dieser Vogelart eingesetzt. Die gewonnenen Daten sollen mit vorhandenen Wiederfunddaten beringter Seeregenpfeifer (siehe oben) verglichen werden. Dieser Methodenvergleich ist von grundsätzlichem Interesse (vgl. Korner-Nievergelt et al. 2012 und 2017).

Neben dem primären Ziel des Vorhabens, der Identifikation der Lage der Winterquartiere, sollen auch die von den einzelnen Individuen im Winter und auf dem Zug genutzten Räume, deren Habitateigenschaften und mögliche Gefährdungen näher betrachtet werden (Fernerkundungsdaten, Informationen von lokalen Gebietskennern). Überschneidungen oder räumliche Nähe von durch verschiedene Individuen genutzten Gebieten könnten auf für die Population besonders wichtige Regionen außerhalb der Brutzeit hinweisen.

Bairlein F, Dierschke J, Dierschke V, Salewski V, Geiter O, Hüppop K, Köppen U & Fiedler W 2014: Atlas des Vogelzugs. Ringfunde deutscher Brut- und Rastvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim.

Baker AJ, Gonzalez PM, Piersma T, Niles LJ, de Lima Serrano do Nascimento I, Atkinson PW, Clark NA, Minton CDT, Peck MK & Aarts G 2004: Rapid population decline in red knots: fitness consequences of decreased refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. Proc. R. Soc. Lond. B 271:875–882.

BirdLife International 2019: Species factsheet: *Charadrius alexandrinus*. Heruntergeladen von www.birdlife.org am 09.01.2019.

Cimiotti DV & Hötker H 2014: Conservation of Kentish Plovers in NW Europe: results of a workshop in N Germany. Wader Study Group Bull. 120: 218-220.

Cimiotti DV, Schulz R, Klinner-Hötker B & Hötker H 2015: Seltene Vogelarten in Deutschland: Seeregenpfeifer. Falke 62: 24-29.

- Delany S, Scott D, Dodmann T & Stroud D 2009: An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International, Wageningen.
- Geiter O 2018: Ringe zeigen, woher sie kommen, wohin sie fliegen und noch mehr. In: Südbeck, P, Bairlein & Lottmann R (Hrsg): Zugvögel im Wattenmeer – Faszination und Verantwortung. Brune-Mettcker Druck- und Verlags- GmbH.
- Korner-Nievergelt F, Liechti F & Hahn S 2012: Migratory connectivity derived from sparse ring reencounter data with unknown numbers of ringed birds. *J. Ornithol.* 153: 771-782.
- Korner-Nievergelt F, Prévot C, Hahn S, Jenni L & Liechti F 2017: The integration of mark re-encounter and tracking data to quantify migratory connectivity. *Ecol. Modell.* 344: 87-94.
- Verhulst S, Oosterbeek K, Rutten AL & Ens BL 2004: Shellfish fishery severely reduces condition and survival of Oystercatchers despite creation of large marine protected areas. *Ecol. Society* 9: 17.

Vom Waldbewohner zum Kulturfolger: Vergleich der Habitatnutzung von Ringeltauben *Columba palumbus* aus Wald- und Stadtpopulationen unter Einsatz von GPS-GSM Sendern

Yvonne R. Schumm, AG Verhaltensökologie und Ökophysiologie, Institut für Tierökologie und Spezielle Zoologie, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen.
E-Mail: Yvonne.R.Schumm@bio.uni-giessen.de

Ringeltauben *Columba palumbus* zählen mit etwa drei Millionen Brutpaaren zu den häufigsten Brutvögeln in Deutschland (König et al. 2015). Sie sind vorwiegend als landwirtschaftliche Schädlinge und Jagdvögel bekannt. In wissenschaftlichen Fragestellungen finden sie bisher eher wenig Beachtung (Slater et al. 2001; Höfle et al. 2004), obwohl sie im Vergleich zu einigen selteneren Vogelarten eine gute Modellart zur Untersuchung erfolgreicher Urbanisierung von Vögeln darstellen (Weiss & Schulze-Hagen 2014). Seit Mitte des 20. Jahrhunderts ist die Populationsgröße der Ringeltauben stetig angestiegen, so dass eine Expansion der Bruthabitate, der ehemals waldbewohnenden Art, in (sub-)urbane Gebiete stattgefunden hat (Slater et al. 2001; Schuster 2017) und Ringeltauben heute in beiden Lebensraumtypen (Stadt und Wald) vorkommen. Ziel der Studie ist es, die Habitatnutzung von Ringeltauben aus Wald- und Stadtpopulationen zu vergleichen. Hierzu werden die Ringeltauben mittels Harness-System mit einem solarbetriebenen GPS-GSM Sender (Modell OrniTrack-15 von Ornitela) ausgestattet, so dass wir individuenbasierte Trackingdaten aus beiden Lebensräumen erhalten.

Im Rahmen einer Pilotstudie wurden hierfür im Jahr 2018 verschiedene Methoden zum Fang der Tauben erprobt und bereits drei Ringeltauben mit den OrniTrack-15 Sendern ausgestattet, die bis zum jetzigen Zeitpunkt erfolgreich Daten aufzeichnen und übertragen. Die erhaltenen Trackingdaten wollen wir nutzen, um Annahmen über das Verhalten der Ringeltauben, die durch Beobachtung der Tauben aufgestellt wurden, zu prüfen.

Beispielsweise, dass Ringeltauben, die in urbanen Gebieten brüten, vor allem während der Brutzeit die Stadt verlassen und entfernte Ackerflächen zur Nahrungssuche nutzen (Slater et al. 2001) oder, dass die Brutphase von städtischen Individuen länger andauert verglichen mit der Brutzeit der waldbewohnenden

Tauben (Schuster 2017). Eine weitere Frage, die wir innerhalb des Projektes beantworten wollen ist: Wo verbringen die Ringeltauben den Winter? Es wird angenommen, dass Ringeltauben aus Deutschland Teilzieher sind (König et al. 2015). Jedoch nehmen Winterbeobachtungen von Ringeltauben in Deutschland seit dem Jahr 2000 zu, so dass in vielen Regionen eine Überwinterung im Brutgebiet wahrscheinlich ist. Dies ist bisher jedoch wegen der Aktivitätsradien der Ringeltauben und wegen aus dem Norden zur Überwinterung zugezogener Individuen schwer nachzuweisen (Schuster 2017). Mit Hilfe der durch die Sender übertragenen GPS-Positionen können wir eine Überwinterung im Brutgebiet eindeutig nachweisen oder Migrationsrouten und Überwinterungsgebiete außerhalb Deutschlands feststellen.

Die Untersuchung der Ringeltauben findet im Rahmen einer Promotionsarbeit an der JLU Gießen statt und wird von Prof. Dr. Petra Quillfeldt betreut. In der Arbeit werden verschiedene Aspekte der Verhaltensökologie in Deutschland heimischer Wildtaubenarten verglichen.

- Höfle U, Gortazar C, Ortíz JA, Knispel B & Kaleta EF 2004: Outbreak of trichomoniasis in a woodpigeon *Columba palumbus* wintering roost. *Eur. J. Wildl. Res.* 50: 73-77.
- König C, Stübing S & Wahl J 2015: Vögel in Deutschland aktuell: Herbst 2014: Rotmilane, Ringeltauben und Rotfußfalken. *Falke* 62 (1): 30-35.
- Schuster S 2017: Verhaltensänderungen bei Ringeltauben *Columba palumbus* im Voralpenraum. *Ornithol. Jh. Bad.-Württ.* 33: 71-80.
- Slater P 2001: Breeding ecology of a suburban population of Woodpigeons *Columba palumbus* in northwest England. *Bird Study* 48: 361-366.
- Weiss J & Schulze-Hagen K 2014: Viele Menschen – viele Vögel? Ornithologie und Vogelschutz in Nordrhein-Westfalen. *Charadrius* 50: 3-22.

Verknüpfung von Brutzeit und Zug: Untersuchungen an alpin brütenden Steinschmätzern *Oenanthe oenanthe* mithilfe von Helldunkelgeolokatoren und Monitoring

Martha Maria Sander, Università di Torino, Piemont, Italien. E-Mail: marthamaria.sander@unito.it

Der Steinschmätzer *Oenanthe oenanthe* ist ein Langstreckenzieher. Viele Populationen dieser Art brüten in offenen Habitaten in Gebirgsregionen. Insbesondere diese Habitats sind durch den Klimawandel bedroht (Chamberlain et al. 2013) und die daraus resultierende Verlagerung der Baumgrenze beeinflusst nachweislich die Verbreitung und die Gesamtfläche von Habitats negativ für über der Baumgrenze brütende Arten in den Italienischen Alpen (Ferrarini et al. 2017). Tatsächlich ist bereits belegt, dass alpin brütende Steinschmätzer eine nach oben gerichtete Verschiebung des Verbreitungsgebiets erfahren haben (Bani et al. 2019). Der Klimawandel wird außerdem die Demographie und die Phänologie von Hochland- und Gebirgsarten beeinflussen (Scridel et al. 2018). Eine zusätzliche potenzielle Gefährdung für den Steinschmätzer ist sein saisonaler Zug, da insbesondere Langstreckenzieher negative Populationstrends aufweisen (Kirby et al. 2008).

Bisher gibt es keine veröffentlichten Untersuchungen zu Gebirgspopulationen des Steinschmätzers. In diesem Projekt soll in Kooperation mit der Schweizer Vogelwarte die Plastizität in der Phänologie, sowie die Überwinterungsgebiete einer in den Piemontesischen Alpen brütenden Population des Steinschmätzers untersucht werden, wobei wir die Ergebnisse insbesondere mit Daten zur Demographie und der Nesthabitatwahl verbinden wollen. Folgende Fragestellungen sollen bearbeitet werden: Wie und in welchem Ausmaß korreliert das Ankunftsdatum im Brutgebiet bzw. das Datum des ersten Nistens mit der Anzahl der Brutten, der Überlebenswahrscheinlichkeit von Juvenilen sowie Adulten und dem Abflugdatum vom Brutgebiet im Herbst. Des Weiteren wollen wir herausfinden, wie das Abflugdatum und die Anzahl der Zwischenstopps während des Zuges in Abhängigkeit vom frühen oder späten Brutbeginn zwischen den Individuen variiert. Die Ergebnisse sollen außerdem sowohl zeigen, wo sich das Überwinterungsgebiet unserer Population befindet, als auch wo Zwischenstopps entlang der Route eingelegt werden. Um diese umfangreichen Fragestellungen zu klären, werden wir

erstmalig Geolokatoren an Steinschmätzern in dieser Region anbringen.

Weiterhin werden in drei aufeinanderfolgenden Brutsaisons (2019-2021) Daten zur Demographie (Populationsgröße, Reproduktivität, Brutphänologie und Überlebenswahrscheinlichkeit) durch Revierkartierung, Nestmonitoring und Sichtung von farbberingten Individuen einer Population in den Piemontesischen Alpen gesammelt und analysiert. Durch fortlaufende Feldstudien an alpin brütenden Singvögeln im Gebiet, einschließlich Steinschmätzern, in den Brutsaisons 2016, 2017 und 2018 können wir auf umfangreiche Daten zu Populationsgröße, Neststandorten und Nesthabitat zugreifen. Im Parco Val Tronca wurden bereits 59 Nester (8 im Jahr 2016, 19 2017 und 34 2018) gefunden und untersucht, wobei ersteres vorwiegend durch „watching back“ im Zeitraum Mai bis Juli durchgeführt wurde.

Mit dieser Studie wollen wir zu einem vollständigeren Bild des Lebenszyklus dieser weit verbreiteten Art beitragen.

- Bani L, Luppi M, Rocchia E, Dondina O & Orioli V 2019: Winners and losers: How the elevational range of breeding birds on Alps has varied over the past four decades due to climate and habitat changes. *Ecol. Evol.* 1-17.
- Chamberlain DE, Negro M, Caprio E & Rolando A 2013: Assessing the sensitivity of alpine birds to potential future changes in habitat and climate to inform management strategies. *Biol. Conserv.* 167: 127-135.
- Ferrarini A, Alatalo JM & Gustin M 2017: Climate change will seriously impact bird species dwelling above the treeline: A prospective study for the Italian Alps. *Sci. Total Environ.* 590-591: 686-694.
- Kirby JS, Stattersfield AJ, Butchart SHM, Evans MI, Grimmett RFA, Jones VR, O'Sullivan J, Tucker GM & Newton I 2008: Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. *Bird Conserv. Int.* 18: 49-73.
- Scridel D, Brambilla M, Martin K, Lehikoinen A, Iemma A, Matteo A, Jähnig S, Caprio E, Bogliani G & Pedrini P 2018: A review and meta-analysis of the effects of climate change on Holarctic mountain and upland bird populations. *Ibis* 160: 489-515.

Das Bürzeldrüsensekret der Blaumeise – ein sexuell selektiertes Merkmal?

Dr. Barbara Caspers, Lehrstuhl für Verhaltensforschung, Universität Bielefeld.
E-Mail: barbara.caspers@uni-bielefeld.de

Die Bürzeldrüse, die bei fast allen Vertretern der Vögel vorhanden ist, produziert eine wachsartige, ölige Substanz, das Bürzeldrüsensekret. Mehrmals am Tag nehmen Vögel dieses Sekret mit dem Schnabel auf und verteilen es in ihrem Gefieder. Die wachsartige Beschaffenheit und die Tatsache, dass die Bürzeldrüse vor allem bei Wasservögeln stark vergrößert ist, hat lange zu der Annahme geführt, dieses Sekret werde in erster Linie genutzt, um das Gefieder vor Wasser zu schützen (Jacob & Ziswiler 1982).

Mittlerweile werden aber auch viele andere Funktionen, wie z. B. der Schutz vor Ektoparasiten und Bakterien, als „Make up“, um Gefiederfarben zu verstärken oder leicht zu verändern, etc. diskutiert, die alle nicht unabhängig voneinander zu sehen sind (zusammengefasst bei Moreno-Rueda 2017). Die Erkenntnis, dass zumindest manche Vogelarten entgegen der langjährigen Meinung einen sehr gut funktionierenden Geruchssinn haben (Amo et al. 2012; Bonadonna & Nevitt 2004; Caspers et al. 2017), lässt die Vermutung zu, dass das Bürzeldrüsensekret auch bei der innerartlichen Kommunikation genutzt wird. Wäre das der Fall, würde der durch das auf den Federn verteilte Bürzeldrüsensekret entstehende Körpergeruch ähnlichen Selektionsprozessen unterliegen wie der Gesang oder einige visuelle Merkmale. Allerdings wurde die chemische Zusammensetzung des Bürzeldrüsensekrets bisher nur bei ein paar wenigen Vogelarten untersucht (Campagna et al. 2012; Caro et al. 2015) mit dem Ergebnis, dass die Zusammensetzung des Bürzeldrüsensekrets saisonal variiert (Reneerkens et al. 2008; Soini et al. 2007; Tuttle et al. 2014). Des Weiteren kommen manche Studien zu dem Ergebnis, dass es geschlechtsspezifische Unterschiede bei manchen Arten gibt, während bei anderen Arten dieser Zusammenhang nicht zu finden ist (Reneerkens et al. 2007). Eine umfassende Studie an Singvögeln fehlt allerdings zum heutigen Zeitpunkt.

Innerhalb dieser Studie werden in Kooperation mit Peter Korsten (Universität Bielefeld) Blaumeisen in einer gut etablierten Nistkastenpopulation sowohl während der nicht reproduktiven Phase, als auch während der reproduktiven Phase beprobt. Die chemische Zusammensetzung des Bürzeldrüsensekretes wird dann mittels Gas-Chromatographie bestimmt. Der daraus gewonnene Datensatz wird Erkenntnisse über den potenziellen Einfluss von Geschlecht, Alter und Saison auf die Zusammensetzung des Bürzeldrüsensekretes liefern. Außerdem werden wir in der Lage sein zu untersuchen,

ob die Zusammensetzung des Bürzeldrüsensekretes mit dem Reproduktionserfolg korreliert. Explizit wollen wir testen, ob der von uns in einer ersten Pilotstudie gefundene geschlechtsspezifische Unterschied auch außerhalb der Brutsaison existiert oder ob der Geschlechtsdimorphismus vor allem während der Brutzeit zu finden ist. Weiterhin wollen wir testen, ob es auch bei Blaumeisen saisonale Unterschiede in der Zusammensetzung des Bürzeldrüsensekrets gibt. Die Analysen unserer Pilotstudie lassen die Vermutung zu, dass das Alter ebenfalls die Zusammensetzung des Sekretes beeinflusst. Alle die genannten Fragestellungen möchten wir mit der Studie untersuchen.

- Amo L, Avilés JM, Parejo D, Peña A, Rodríguez J & Tomás G 2012: Sex recognition by odour and variation in the uropygial gland secretion in starlings. *Journal of Animal Ecology* 81: 605-613.
- Bonadonna F & Nevitt GA 2004: Partner-specific odor recognition in an Antarctic seabird. *Science* 306: 835-835.
- Campagna S, Mardon J, Celerier A & Bonadonna F 2012: Potential semiochemical molecules from birds: a practical and comprehensive compilation of the last 20 years studies. *Chemical Senses* 37: 3-25.
- Caro SP, Balthazart J & Bonadonna F 2015: The perfume of reproduction in birds: Chemosignaling in avian social life. *Hormones and Behavior* 68: 25-42.
- Caspers BA, Hagelin JC, Paul M, Bock S, Willeke S & Krause ET 2017: Zebra Finch chicks recognize parental scent, and retain chemosensory knowledge of their genetic mother, even after egg cross-fostering. *Scientific reports* 7: 12859.
- Jacob J & Ziswiler V 1982: The uropygial gland. *Avian Biology* 6: 199-324.
- Moreno-Rueda G 2017: Preen oil and bird fitness: a critical review of the evidence. *Biological Reviews* 92: 2131-2143.
- Reneerkens J, Almeida JB, Lank DB, Jukema J, Lanctot RB, Morrison RG, Rijpstra WIC, Schamel D, Schekkerman H & Sinninghe Damsté JS 2007: Parental role division predicts avian preen wax cycles. *Ibis* 149: 721-729.
- Reneerkens J, Versteegh MA, Schneider AM, Piersma T & Burt EH 2008: Seasonally changing preen-wax composition: Red Knots' (*Calidris canutus*) flexible defense against feather-degrading bacteria. *Auk* 125: 285-290.
- Soini HA, Schrock SE, Bruce KE, Wiesler D, Ketterson ED & Novotny MV 2007: Seasonal variation in volatile compound profiles of preen gland secretions of the Dark-eyed Junco (*Junco hyemalis*). *J. Chem. Ecol.* 33: 183-198.
- Tuttle EM, Sebastian PJ, Posto AL, Soini HA, Novotny MV & Gosser RA 2014: Variation in preen oil composition pertaining to season, sex, and genotype in the polymorphic White-Throated Sparrow. *J. Chem. Ecol.* 40: 1025-1038.

▪ Neues aus den DO-G Fachgruppen

Treffen der Fachgruppe „Ornithologische Sammlungen“ vom 25. bis 26.04.2019 in Oldenburg

Das Frühjahrstreffen der Fachgruppe „Ornithologische Sammlungen“ fand in diesem Jahr auf Einladung von Christina Barilaro im Landesmuseum Natur und Mensch Oldenburg statt.

Man traf sich in kleiner Runde mit 10 Kuratoren aus verschiedenen Museen pünktlich um 14:00 Uhr zur Begrüßung durch die Leiterin der naturkundlichen Abteilung Frau Christina Barilaro, welche die Teilnehmer durch das Museum führte und ihnen damit einen Eindruck von der fachlichen Ausrichtung des Hauses vermittelte.

Am Donnerstagnachmittag gab es drei Impulsreferate. Den Auftakt bildete der Vortrag von Christoph Hinkelmann (Lüneburg) zum Thema „Aktuelles zu deutschsprachigen Vogelnamen“. Er berichtete von den Aktivitäten dieser Arbeitsgruppe und dem aktuellen Stand der Benennung der Vogelarten weltweit.

Im Mittelpunkt des Treffens standen die aktuellen Entwicklungen in Projekten zu molekularen Untersuchungen bei Vögeln, wozu Dieter-Thomas Tietze aus Basel einen sehr informativen Übersichts Vortrag zur B10K-Initiative mit dem Titel „Arbeitsstand Phylogenomik der Vögel“ hielt. Dazu gab es rege Diskussionen, da es ein Thema ist, das häufig die Vogelsammlungen direkt betrifft.

Ein dritter Vortrag wurde von Till Töpfer (Bonn) zum Thema „Ergebnisse des molekularen Vogel-Barcodings im Rahmen von GBOL“ gehalten und diskutiert.

Am Abend ging es dann in ein gemütliches italienisches Restaurant in der Innenstadt, wo es noch genügend Zeit gab, sich über aktuelle sammlungsrelevante Themen auszutauschen.

Freitagvormittag stellte Till Töpfer den Stand der Auftaktplanung des Sammlerdatenbank-Projektes vor. Ziel soll es sein, die Erfahrungen mit der Datenbank zum nächsten Treffen zu diskutieren.



Die Teilnehmer des Treffens vor dem Landesmuseum Natur und Mensch Oldenburg
Foto: C. Unger

Den Abschluss und Höhepunkt des Treffens bildete die Besichtigung der Vogelsammlung, durch die uns der Präparator und Sammlungsverantwortliche Kai Fuhrmann führte. Es ist eine sehr wertvolle und alte Sammlung, die sowohl Belege ausgestorbener Vögel wie Wandertaube *Ectopistes migratorius* oder Riesentalg *Pinguinus impennis* enthält als auch Seltenheiten wie Dünnschnabelbrachvogel *Numenius tenuirostris* und Löffelstrandläufer *Eurynorhynchus pygmeus*. Die Sammlung umfasst ca. 15.000 Bälge und es gibt einen beeindruckenden Katalog, der jedem Teilnehmer des Treffens ausgehändigt wurde.

Der Dank gilt den Organisatoren Frau Barilaro und Herrn Fuhrmann für die freundliche Aufnahme in Oldenburg und den angenehmen Ablauf des Treffens der FG.

Christoph Unger

Ankündigungen und Aufrufe

80 Jahre Vogelschutzwarte NRW – Jubiläumsveranstaltung und Fachtagung

Im Jahre 2019 begeht die Vogelschutzwarte im Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) Nordrhein-Westfalen ihr 80-jähriges Jubiläum. Das LANUV lädt zu diesem Anlass zu einer Jubiläumsveranstaltung und Fachtagung am Freitag 20.09.2019 im Wissenschaftspark Gelsenkirchen ein. Thema wird eine Standortbestimmung des Vogelschutzes, nicht zuletzt

im Jahr des 40-jährigen Jubiläums der EU-Vogelschutzrichtlinie sein.

Anmeldungen sind bei der Natur- und Umweltschutz-Akademie NRW unter bit.ly/2MU5ydu möglich.

Weitere Informationen:

Peter Herkenrath, Tel. 02361-305-3412,
peter.herkenrath@lanuv.nrw.de

Station Randecker Maar – Vogelzug/Insektenwanderungen

Mitarbeiter für Herbst 2019 gesucht

Auch für 2019 werden für August bis Oktober interessierte Personen für die Planbeobachtungen des Tagzugs von Vögeln und Insekten am nördlichen Steilabfall der Schwäbischen Alb (bei Kirchheim/Teck) gesucht.

Für die Stationsleitung sind bezuschusste Stellen zu vergeben, die gegebenenfalls in längere Zeitabschnitte unterteilbar sind. Voraussetzung sind sehr gute feldornithologische Kenntnisse, Interesse an Insekten, organisatorische Fähigkeiten und selbstständiges Arbeiten.

Weitere Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen, auch für kürzere Zeiträume sind willkommen (freie, einfachste Unterkunft in der Station). Finanzielle Zuschüsse sind nach Absprache bei der Anmeldung möglich.

Am Randecker Maar können ornithologische und entomologische Kenntnisse erweitert werden. Kleinste Vögel auf große Entfernungen nach Truppform und Flügelschlagfrequenz zu bestimmen gehört ebenso dazu, wie ziehende Schmetterlinge auf große Distanz am Flugverhalten zu erkennen.

Tag der offenen Tür in Zusammenarbeit mit Carl Zeiss Wetzlar ist am 29. September ab 9 Uhr.

Weitere Informationen unter www.randecker-maar.de Bewerbungen unter Angabe des gewünschten Zeitraums und der persönlichen Kenntnisse sowie des Alters an: Dr. h.c. Wulf Gatter, Hans-Thoma-Weg 31, 73230 Kirchheim/Teck.
E-Mail: randeckermaar@googlemail.com

Nachrichten

Archivalien

Seit Jahresende 2018 befinden sich im Stadtarchiv Radolfzell (Löwengasse 12, 78315 Radolfzell) Unterlagen der ehemaligen „Süddeutschen Vogelwarte Mettnau“, unter anderem die Stationstagebücher der zwanziger und dreißiger Jahre des 20. Jahrhunderts, dazu diverse weitere Unterlagen, auch vom damaligen Leiter Dr. Curt Floericke.

Ab Frühjahr 2019 übernimmt das Archiv der Max-Planck-Gesellschaft in Berlin Teile der Unterlagen der ehemaligen Vogelwarte Rossitten auf der Kurischen

Nehrung, u. a. die von Prof. Dr. E. Schüz geführten Vogelwarten-Tagebücher. Die Beringungsunterlagen (Jahresübersichten, Beringungslisten, Mitarbeiterkartei) bleiben, soweit sie noch erhalten sind, am Max-Planck-Institut in Radolfzell.

Kontakt für weitere Informationen: Rolf Schlenker, Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie, Am Obstberg 1, 78315 Radolfzell,
E-Mail Schlenker@orn.mpg.de.

Jagd auf den Ortolan vor dem Aus

Ein internationales Forscherteam, koordiniert von Prof. Frédéric Jiguet am Naturhistorischen Museum in Paris, an dem auch das Institut für Vogelforschung in Wilhelmshaven beteiligt war, veröffentlicht in der Zeitschrift „Science Advances“ (Jiguet et al. 2019) eine Studie zur Wanderung und Demografie des Ortolans *Emberiza hortulana*. Diese Studie offenbart, dass die traditionelle Jagd auf diesen kleinen geschützten Singvogel ein bedeutender Grund ist, warum diese charismatische Art so selten geworden ist.

Für einige Menschen ist ein frisch zubereiteter Ortolan eine außergewöhnliche und kulturell wichtige Speise und seine Jagd eine Tradition des französischen Kulturerbes, die nicht verschwinden darf. Für Natur-

schutzverbände ist es schlicht Wilderei im Angesicht des Aussterbens dieser bedrohten Art. Die Europäische Kommission hat Frankreich bereits angewiesen, die Ausübung dieser Jagd einzustellen. Im Dezember 2016 hat der Europäische Gerichtshof Frankreich wegen Nichteinhaltung der Vogelschutzrichtlinie, die dieses Jahr ihren 40. Geburtstag feiert, verklagt und mit einer Geldstrafe von mehr als zehn Millionen Euro belegt. Im Jahr 2012 forderte das französische Umweltministerium das Naturhistorische Museum auf, eine wissenschaftliche Studie durchzuführen, um den Ursprung und den Erhaltungsstatus der im Herbst in Frankreich durchziehenden Ortolane zu bestimmen. Frédéric Jiguet stellte dazu ein internati-

onales Forscherteam zusammen. Dieses hat vier Jahre lang in ganz Europa, von Spanien über Russland bis nach Finnland und sogar im Nahen Osten Ortolane erfasst und markiert, um so die Bestandsentwicklung, die Zugrouten, Rastgebiete und die Überwinterungsgebiete zu untersuchen. Die Ergebnisse dieser Studie wurden soeben in „Science Advances“ veröffentlicht: Von den etwa 17 Millionen Ortolanen in Europa rasten im Südwesten Frankreichs rund 300.000. Von diesen werden jährlich mehrere tausend „geerntet“, in den 1990er Jahren sogar etwa 30.000 jedes Jahr. Diese „Ernte“ ist für mehr als 50 % des jüngsten Rückgangs der Art verantwortlich. Die durch Frankreich ziehenden Populationen nehmen dabei mit 30 % Bestandsrückgang seit Anfang der 2000er Jahre viel stärker ab als die anderen europäischen Bestände. In Deutschland brüten gerade noch etwa 10.000 bis 14.000 Paare.

Aufgrund dieser überzeugenden Ergebnisse hat die französische Regierung beschlossen, den Schutz dieser Art strikt durchzusetzen. Der Zentralverband der französischen Jäger, der die wissenschaftliche Studie mitfinanziert hatte, übernahm die Verantwortung und

bat die Jäger, die Jagd auf Ortolane einzustellen. Damit wird es hoffentlich gelingen, diese traditionelle Jagd zu beenden und die Art vor dem Verschwinden zu retten.

Die Studie zeigt zugleich, welche wichtige Rolle die Wissenschaft als Vermittlerin bei Konflikten zwischen Naturschutz und Jagd hat. Mit ihren für alle transparenten und sachlich objektiven Ergebnissen kann sie maßgeblich zu politischen Entscheidungen beitragen.

Jiguet F, Robert A, Lorrillière R, Hobson KA, Kardynal KJ, Arlettaz R, Bairlein F, Belik V, Bernardy P, Copete JL, Czajkowski MA, Dale S, Dombrowski V, Ducros D, Efrat R, Elts J, Ferrand Y, Marja R, Minkevicius S, Olsson P, Pérez M, Piha M, Raković M, Schmaljohann H, Seimola T, Selstam G, Sibley J-P, Skierczyński M, Sokolov A, Sondell J & Moussy C 2019: Unravelling migration connectivity reveals unsustainable hunting of the declining Ortolan Bunting. *Science Advances* 22. DOI: 10.1126/sciadv.aau2642.

Kontakt: Petra Bernardy, Ökologische Station Landgraben-Dumme-Niederung, Dr. Koch-Straße 23, 26468 Bergen an der Dumme; Tel: 05845-9881585. E-Mail: petra.bernardy@dziewiaty-bernardy.de

HeikoSchmaljohann&FranzBairlein,InstitutfürVogelforschung

Weltweit erste Translokation von Seggenrohrsängern erfolgreich

Für den Schutz des global bedrohten Seggenrohrsängers *Acrocephalus paludicola*, der bis vor einigen Jahren auch noch im Unteren Odertal brütete, sind ungewöhnliche Schutzmaßnahmen erforderlich. Dazu arbeiten Naturschützer und Wissenschaftler in den Ländern der Brut-, Zug- und Überwinterungsgebiete unter dem Dach des BirdLife International Aquatic Warbler Conservation Teams intensiv zusammen. Wesentliche Erfolge konnten durch EU LIFE-Projekte erreicht werden. Ein derzeit in Litauen und Belarus durchgeführtes LIFE-Projekt unter Koordination von Baltic Environment Forum (BEF) hat 2018 erstmals eine Translokation von 50 nestjungen Seggenrohrsängern aus dem größten Brutgebiet in Belarus (Zvaniec) in ein restauriertes Moor in Litauen (Zuvintas) durchgeführt. Die sieben bis zehn Tage alten Vögel wurden mit viel Aufwand in das neue Gebiet gebracht und bis zur Selbstständigkeit aufgezogen. Die Ortsprägung

erfolgt etwa im Alter von 30 bis 50 Tagen. In den letzten Apriltagen dieses Jahres wurden die ersten zurückgekehrten Seggenrohrsänger in diesem Gebiet beobachtet und mittlerweile sind acht Seggenrohrsänger, die aus der Translokation stammen, angekommen und konnten anhand ihrer Farbringe identifiziert werden. Dieser Erfolg wurde möglich durch die hervorragende Zusammenarbeit und hohe Professionalität von BEF und der belarussischen Akademie der Wissenschaften, den unermüdbaren Einsatz vieler Freiwilliger und die fachliche Expertise des Projektbeirats, in dem auch vier DO-G-Mitglieder mitwirken. Aufbauend auf diesen Erfahrungen erscheint auch die Wiederbesiedlung anderer restaurierter Niedermoore kein sehr weit entfernter Traum mehr zu sein. Eine ausführliche Fotodokumentation kann hier gefunden werden: <https://meldine.lt/en/the-first-ever-translocation-of-aquatic-warbler-is-successful/>.

Franziska Tanneberger

▪ Veröffentlichungen von Mitgliedern

Gerdes K 2019:

Entwicklung der Vogelwelt im Landkreis Leer.

128 S., NABU Kreisgruppe Leer, Leer. ISBN 978-3-00-062048-5. € 15,00 + € 3,00 Versand. Bezug: www.nabu-kreisgruppe-leer.de

Literaturbesprechungen

Michael S. Webster (Ed.):

The extended specimen – emerging frontiers in collection-based ornithological research.

Studies in Avian Biology. American Ornithological Society, CRC Press, Boca Raton. 2017. Hardcover. 18x25 cm, 253 S., zahlreiche Abb. ISBN 9781498729154. € 128,-.

Totgesagte leben länger. Die Museumsornithologie, nach glorreicher Blüte im späten 19. Jahrhundert längst zum Schattendasein geschrumpft und von der öffentlichen Verwaltung selbst fast wie ein Balg ausgehöhlt, füllt sich wieder mit neuem Leben. Immer öfter kommen wissenschaftliche Überraschungen und Impulse aus den wissenschaftlichen Vogelsammlungen. Deren unschätzbare Wert als Schatztruhe der Biodiversität und als Urmeter für vergleichende Studien wird zunehmend auch in breiteren Kreisen verstanden. Die vorrangige Aufgabe der großen Vogelsammlungen in Museen und Forschungseinrichtungen besteht immer noch darin, die gesammelten Vogelbälge zu konservieren, somit deren „äußeren“ Phänotyp zu erhalten, und der Forschung zugänglich zu machen. Letzteres ist von besonderer Bedeutung in Zeiten schwindender biologischer Vielfalt. Bälge, im Englischen treffender als „study skins“ bezeichnet, erlauben mannigfaltige Vergleiche über die Grenzen von Taxon, Raum und Zeit hinweg und sind für die Biodiversitätsforschung unverzichtbar. Bei der standardisierten Herstellung von Bälgen ging es früher darum, lediglich deren Haut, Schnabel und Extremitäten bzw. äußere Hülle haltbar zu machen, während das Innere des Vogels verworfen und durch Watte ersetzt wurde. Solcher Verlust an biologischer Information ist heute nicht mehr zu rechtfertigen.

Auch deshalb hatte sich 2013 die Mehrzahl der US-amerikanischen Kuratoren in Chicago versammelt, um die Zukunftsperspektiven der Museumsornithologie zu erörtern. Herausgekommen ist mehr als man erwartet hätte, fast schon ein Paradigmenwechsel, eine „Museumsrevolution“. Traditionell beschränkten sich Museumsornithologen auf das Äußere des Balges, indem sie externe Maße nahmen, die Variation von Gefiederfarben und -mustern oder etwa den Mauserverlauf untersuchten. Damit lassen sich in erster Linie alpha-taxonomische, morphologische und biogeographische Fragen beantworten. Der Phänotyp des Vogels bietet aber viel mehr, als sein Äußeres hergibt. Deshalb hatte der Evolutionsbiologe Richard Dawkins 1982 die Idee des „extended phenotype“ eingeführt, um wesentliche Merkmale, die über den Organismus, seine Anatomie und Physiologie hinausreichen, z. B. sein Verhalten, also Gesang, Nahrungserwerb, Nestbau, ja das Nest selber, zu berücksichtigen. Webster und seine 45 Koautoren haben für ihr Fach dieses Konzept weitergedacht: „The extended specimen“. Neue Technologie, angewandt an den alten Bälgen, und neue Richtlinien dafür, was zukünftig gesammelt (neben Alkoholpräparaten und Gewebe auch Tondokumente und viele andere Aufzeichnungen) bzw. worauf beim Sammeln geachtet werden soll, bieten die Basis für die künftige Arbeit in den Museen.

Bereits an den überkommenen Bälgen werden immer häufiger ganz neue Fragestellungen mit modernen Methoden untersucht. Dazu gehören radiologische Bildgebung (CT, MRT), Elektronenmikroskopie, Spektroskopie, Molekularbiologie,

Gaschromatographie oder Isotopenanalysen. Mithilfe solcher Technik eröffnen sich Einblicke z. B. in die Nanostruktur der Federn, Bildung von Pigmenten, Entstehung von Federfarben (selbst bei fossilen Vögeln) und manches mehr. All das erweitert unser Verständnis evolutionärer Prozesse. Auch solche Mechanismen, die die Individualität des Einzelorganismus ausmachen, lassen sich damit genauer erkennen. Mit der Analyse von Isotopen werden Rückschlüsse auf Wanderwege und Nahrung möglich, mit „ancient DNA“ lassen sich populationsgenetische Studien durchführen oder Feinheiten der Phylogenetik aufklären. Fortschritte in der Datenanalyse und -modellierung tragen wiederum dazu bei, unser Wissen über Verbreitungsmuster und deren Veränderungen in Raum und Zeit anhand der auf dem Etikett des Balges notierten Informationen zu mehren. Die Türen für interdisziplinäre Kooperationen stehen dabei weit offen. Das Potential, das sich jetzt schon für die unterschiedlichsten Teilgebiete abzeichnet, ist gerade einmal die Spitze eines Eisberges.

Noch nicht selbstverständlich, aber zukünftig sinnvoll ist, viele andere Datensätze in die Museumssammlungen aufzunehmen und z. B. audiovisuelle Aufzeichnungen in Ton- und Bildarchiven (biodiversity media) zu sammeln. Weiterhin wird angestrebt, die großen Sammlungen in einem globalen Netzwerk miteinander zu verknüpfen, um den Datenaustausch zu fördern und die Zugänglichkeit des Materials zu erleichtern. Die für lange Zeit in Vergessenheit geratenen Nester- und Eiersammlungen gelten heute als Musterbeispiele des „extended phenotype“ mit hohem Informationswert. Sie sind eine Fundgrube für die unterschiedlichsten Projekte. Gleiches gilt für die Endo- und Ektoparasiten. Zukünftig sollte jeder in die Sammlung eingehende Vogel von möglichst vielen Daten begleitet sein. Mehr noch, „specimen-free data“ aus anderen Datenquellen wie z. B. der Plattform Ornitho sollen demnächst bei der Auswertung von Sammlungsmaterial verfügbar sein, um einen maximalen Nutzen daraus ziehen zu können. Die Vernetzung untereinander und mit vielen anderen Einrichtungen wird eine immer größere Bedeutung gewinnen.

Die 13 Kapitel dieses Buches, die die verschiedensten Aspekte moderner museumsornithologischer Forschung vor Augen führen, geben eine Vorstellung davon, wie attraktiv und spannend dieser zwischenzeitlich verstaubt anmutende Zweig unseres Faches geworden ist. Da werden Verhalten und Morphologie miteinander verknüpft, die Integration von Balgmaterial mit Tondokumenten macht akustische Ökologie und Evolution verständlicher, die mit Film, Foto und 3D-Animation lässt Flugmechanik und Dispersionsverhalten deuten und kleinste DNA-Proben von den Bälgen werden zur genomischen Ressource. Natürlich haben diese Entwicklungen ihre Vorläufer und ist nicht alles neu, doch noch nie wurde das gesamte Spektrum der neuen Möglichkeiten so konsequent auf den Punkt gebracht.

Vor dem Hintergrund der zunehmenden Übernutzung unseres Planeten durch uns Menschen sind solch innovative Forschungskonzepte auch bitter nötig, um wirksame Gegenstrategien zu entwickeln. Das gelingt nur, wenn die öffentlichen Geldgeber endlich begreifen, dass die Institutionen und Sammlungen, die auf dem Gebiet der organismischen Biologie

forschen, finanziell gefördert und personell aufgestockt werden müssen. Was dieses Buch uns vorlegt, kann man fast schon als „bird collection 4.0“ bezeichnen. Ein Buch für Spezialisten, aber mit einer Botschaft an alle. Leider sind dessen Druck und Design trotz des hohen Preises eine Zumutung.

Karl Schulze-Hagen (Mönchengladbach)

Jutta Leyrer, John Frikke, Bernd Hälterlein, Kees Koffijberg, Peter Körber, Gundolf Reichert: Managing predation risk for breeding birds in the Wadden Sea. Results from a workshop in Tönning, Schleswig-Holstein, 7-8 March 2017.

Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Breeding Bird Group (JMBB) in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, 2019, Wadden Sea Ecosystem No. 38, 28 S., ISSN 0946-896X, Download unter: <https://www.waddensea-worldheritage.org/resources/ecosystem-38-managing-predation-risk-breeding-birds-wadden-sea>.

Romke Kleefstra, Menno Hormann, Thomas Bregnballe, John Frikke, Klaus Günther, Bernd Hälterlein, Peter Körber, Gregor Scheiffarth: Trends of Migratory and Wintering Waterbirds in the Wadden Sea 1987/1988 - 2016/2017.

Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea (JMMB), Wilhelmshaven, 2019, Wadden Sea Ecosystem No. 39, 66 S., ISSN 0946-896X, Download unter: <https://www.waddensea-worldheritage.org/resources/ecosystem-39-trends-migratory-and-wintering-waterbirds-wadden-sea-19871988-20162017>.

Das Wattenmeer ist das bedeutendste Brutgebiet für Küstenvögel in NW-Europa, zugleich ist es das bedeutendste Rast- und Mauergebiet für Wat- und Wasservögel auf dem Ostatlantischen Zugweg. Um die Bestandsentwicklungen der Brut- und Rastvogelbestände, inkl. etwaiger Rückgangursachen zu analysieren, wurde nach Einrichtung der Wattenmeer-Nationalparke Anfang der 1990er Jahre ein umfangreiches „Trilaterales Monitoring and Assessment Program (TMAP)“ initiiert (Details s. <http://www.waddensea-secretariat.org/monitoring-tmap/tmap-parameter-groups>). Anfang 2019 wurden zwei neue Berichte publiziert.

Jüngste Auswertungen der „Joint Monitoring Group for Breeding Birds (JMBB)“ belegen, dass die Bestände von 19 der 29 regelmäßig erfassten Brutvogelarten seit Anfang der 1990er Jahre stark abnehmen. Die Bestandsabnahmen sind im Wesentlichen auf langfristig zu geringe Bruterfolge zurückzuführen, diese ihrerseits auf großflächige Lebensraumverluste und Verschlechterungen der Bruthabitate in Folge Intensivierung der Nutzung. Zudem haben sich die Hinweise darauf verdichtet, dass Verluste durch Bodenprädatoren in weiten Bereichen der Küste zugenommen haben. Um abgestimmte Strategien zur Reduktion des Prädatationsrisikos zu entwickeln, richtete die JMBB im März 2017 in Tönning einen internationalen Workshop aus. Referenten aus den Niederlanden, Deutschland, Dänemark und Großbritannien zeigten in 13 Vorträgen verschiedene Lösungsansätze zur Minimierung des Prädatationsrisikos und nachhaltigen Verbesserung der Brutbedingungen für Bodenbrüter auf. Die Ergebnisse werden in Form „erweiterter Zusammenfassungen“ vorgestellt. Auch wenn gebietspezifische Unterschiede beobachtet wurden, wurde der Rotfuchs übereinstimmend als häufigster Prädatator eingestuft, weitere regelmäßig registrierte Prädatoren waren Waschbär, Iltis, Dachs, Steinmarder, Igel und Ratte. Die Bandbreite der vorgestellten Schutzmaßnahmen reichte von kurzfristigen (z. B. Einzäunungen, Jagd) bis

zu langfristigen Maßnahmen (z. B. Habitatmanagement wie Wiedervernässung, extensive Nutzung).

Durch die Errichtung von Schutzzäunen wie auch gezielte Bejagung – z. B. Fuchsbejagung im Frühjahr, nicht im Herbst/Winter! – können, zumindest auf lokaler Ebene, kurzfristige Erfolge erzielt werden. Habitatmanagement-Maßnahmen können hingegen erst langfristig, dafür aber nachhaltiger greifen. Sie sind so auszulegen, dass die Lebensbedingungen für Bodenbrüter verbessert und die für Prädatoren verschlechtert werden, bspw. durch gezielte Vernässungen. In allen Fällen gilt: Bevor Schutzmaßnahmen eingeleitet werden, müssen die Bestände, die Bedeutung des Gebiets, der Bruterfolg sowie die lokalen Gefährdungsursachen ermittelt werden. Zudem ist es unabdingbar, dass der Erfolg der einzelnen Schritte im Rahmen eines begleitenden Monitorings kontinuierlich überwacht wird, so dass die Maßnahmen schnell angepasst werden können. Die Kosten sind generell als hoch anzusetzen. In dem im Rahmen des Aktionsplans „Breeding birds in trouble: A framework for an action plan in the Wadden Sea“ (vgl. Vogelwarte 54/4: 424) vorgelegten Tagungsbericht wird das weite Spektrum möglicher Schutzmaßnahmen für Bodenbrüter des Wattenmeers vorgestellt. Die vorgestellten Maßnahmen haben aber weit überregionale Bedeutung, von daher ist der Tagungsband für alle im Wiesenvogelschutz engagierten Leser eine wichtige Informationsquelle.

Eine weitere wesentliche Säule des TMAP ist das Anfang der 1990er Jahre wattenmeerweit etablierte Joint Monitoring of Migratory Birds (JMMB). Die Rastvogelerfassungen decken das gesamte Wattenmeer-Kooperationsgebiet ab, d. h. das Gebiet von Den Helder in den Niederlanden bis Esbjerg in Dänemark, zwischen dem Hauptdeich und der 3 sm Zone. Es umfasst eine Fläche von 14.700 km², einschließlich 4.500 km² Wattfläche. Seit 1992 werden international abgestimmte Boden- und Flugzeugzählungen (zur Erfassung der Eiderentenbestände) durchgeführt; einzelne Datenreihen reichen bis 1987/88 zurück. Nach regelmäßigen Detailanalysen der Bestandsentwicklungen aller 34 im Rahmen des JMMB regelmäßig erfassten Arten kam man vor einigen Jahren überein (vgl. Blew et al. 2016, Wadden Sea Ecosystem 37), die aktuellen Trendentwicklungen in 2-jährigem Turnus auf den Internetseiten des CWSS zu veröffentlichen. Der Anfang 2019 vorgelegte Bericht umfasst den Zeitraum 1987/88 – 2016/17. Die Trenddaten für die 34 regelmäßig erfassten Wat- und Wasservogelarten werden in bewährter Form vorgestellt: als 30-jährige Langzeittrends und 10-jährige Kurzzeittrends, und zwar jeweils für das gesamte Wattenmeer wie auch getrennt für die einzelnen Anrainerländer Dänemark, Schleswig-Holstein, Niedersachsen und die Niederlande. Um die Absolutzahlen bzw. Entwicklungen einordnen zu können, werden die Gesamtbestände der Ostatlantischen Zugwegpopulationen und die prozentualen Anteile der im Wattenmeer rastenden Vögel angegeben. In den einseitigen art- bzw. unterartspezifischen Beiträgen werden jeweils kurze Erklärungen zu etwaigen regionalen Unterschieden sowie Unterschieden zwischen den Lang- und Kurzzeittrends angeführt. Für weitergehende Erklärungen wird eingangs auf frühere Berichte verwiesen (z. B. Blew et al. 2016, s. o.).

Die Rastbestände von 13 der 34 erfassten Arten nahmen im Wattenmeer langfristig ab, die Bestände von 12 Arten waren stabil, 9 Arten nahmen zu. Wattenmeerweit ergaben sich im Vergleich zu der im Jahr 2016 vorgelegten Auswertung, die den Zeitraum von 1987/88 – 2013/14 umfasste, nur bei vier

Arten Unterschiede: die Bestände der Brandgans wurden von konstant auf abnehmend heruntergestuft, die Bestände der Löffelente von konstant auf zunehmend, Goldregenpfeifer und Lachmöwe von abnehmend auf stabil. Während sich für Fisch- und Pflanzenfresser moderate Zunahmen ergaben, nahmen die Bestände der Muschelfresser großflächig ab (Eiderente, Austernfischer, Knutt (*C. c. islandica*), Silbermöwe). Die Bestände vorwiegend in Salzwiesen Nahrung suchender Arten nahmen moderat zu, die Bestände auf Wattflächen Nahrung suchender Arten waren stabil. Für arktische und nicht-arktische Brutvogelarten ergaben sich mehr oder weniger einheitliche Trends, ihre Bestände nahmen in den letzten Jahren leicht zu. Dasselbe gilt für in Afrika überwintrende Arten.

Klaus-Michael Exo (Wilhelmshaven)

Kalbe, L. (2017):

Ich bin Ornithologe – wer ist mehr?

Natur + Text, Rangsdorf, 160 S., 15 x 21 cm, Broschur, ISBN 978-3-942062-31-2, 12,90 €.

Wieder ein Buch eines Ornithologen über Ornithologen! Die Frage im zweiten Halbsatz des Buchtitels zeugt vom hohen Selbstbewusstsein der Vogelkundler, die sich durch ihr Gebaren das Gefühl verleihen, einer Elite anzugehören. Dieses Gebaren auf die Schippe zu nehmen, ist die Intention des Autors, wie er im Vorwort schreibt. Lothar Kalbe ist seit 60 Jahren Hobby-Ornithologe und hat entsprechend viele Gleichgesinnte kennengelernt. Er gliedert sein Buch in sieben Kapitel mit Überschriften wie „Der Ornithologe als solcher“, „Die Orni-Praxis“ oder „Ornithologen und ihre Umwelt“. Seine Ausführungen sind inhaltlich richtig, nachvollziehbar und unterhaltsam, allerdings erweist sich besagte Schippe als Gabel, die einiges durchfallen lässt. Oder anders formuliert: Das Buch ist ein Eintopf mit vielen nahrhaften Zutaten, dem jedoch eine Prise Salz fehlt.

Manfred Lieser (Steiflingen)

Stefan Fischer, Bernd Nicolai & Dirk Tolkmitt (Hrsg.):

Die Vogelwelt der Landes Sachsen-Anhalt.

www.vogelwelt-sachsen-anhalt.de, kostenloser Zugang.

Avifaunistik hat sich vom Freizeiteinsatz begeisterter Vogelbeobachter längst zu einer wissenschaftlichen Erforschung der Verteilung von Vögeln in Raum und Zeit und der sie beeinflussenden Faktoren entwickelt, die allein schon wegen des Datenumfanges professionellen Einsatzes bedarf. Das bedeutet, auch moderne Wege der Informationsübermittlung zu wählen. Landesavifaunen und Vogelatlanten wachsen zu dicken Büchern heran, die oft erst nach geraumer Zeit erscheinen können, trotz Subventionen stattliche Preise fordern müssen und gezielte Suche nach Informationen, insbesondere im Zusammenhang mit Vernetzung und Querverbindungen, oft zeitraubend werden lassen. Elektronische Ergänzungen zur Printversion bieten mittlerweile z. B. die Niederlande und die Schweiz zu ihren neuen Atlanten an. Der Ornithologenverband Sachsen-Anhalt e. V. hat nun einen weiteren Schritt auf diesem Weg für seine Landesavifauna getan. Nach zweijähriger Entwicklung eines Konzepts arbeiten seit 2010 etwa 30 ehrenamtliche Autoren am Text. Man kann jetzt das Werk online in statu nascendi verfolgen. Die ins Netz gestellten Texte sind zitierfähig. Vom Allgemeinen Teil ist das Kapitel „Naturraum und Landschaftsgliederung“ abgeschlossen und liefert in Wort, Bild, Karte und Tabelle eine hervorragende,

vielseitige und üppig ausgestattete Landesgeographie. Etwa 100 Arttexte sind zitierfähig abrufbar, darunter allerdings vorzugsweise Seltenheiten und Nichtsingvögel, die weniger Arbeit erfordern, sicher aber auch als „Rosinen“ der Vogelbeobachter bevorzugt wurden. Von wirklich häufigen Arten findet man bis jetzt nur wenige, z. B. Haubenmeise, Hausrotschwanz und Mönchsgrasmücke, bearbeitet, dies aber eingehend. Die Artmonographie Hausrotschwanz von Bernd Nicolai ist geradezu ein Highlight. Bezüge der im Lande gewonnenen Daten zu großen geographischen Räumen und zur Biologie finden sich in angemessenem Umfang aber in allen Arttexten. Es wurde überall gründlich und umsichtig gearbeitet, so dass sich Besuche der Seite bei vielen Fragen lohnen. Die Online-Version wurde auch zu großzügiger Ausstattung mit Vogelfotos genutzt. Brutvogelvorkommen sind in großem Maßstab kartiert.

Wie geht es weiter? Noch bleibt viel Arbeit für Autoren und Herausgeber. Auch bei noch kommenden Teilen wird Vergleichbarkeit mit dem bereits veröffentlichten garantiert, da man als Stichtag für die Auswertung der Daten den 31.12.2014 festlegte. Da ist zwar für viele Arttexte schon geraume Zeit verstrichen, aber Vergleichbarkeit geht zu Recht vor einer variablen Aktualität, die zu falschen Schlussfolgerungen führen könnte. Die Planung sieht vor, die Arbeiten in den kommenden zwei bis drei Jahren abzuschließen „und dann das Werk in Buchform vorzulegen“. Mittlerweile kann man mit lebhafter Nutzung der eingestellten Texte rechnen. Im gesamten gesehen ist also zwar nicht eine Verkürzung des Abstandes zu einer „dead line“ erreicht, aber vermieden, dass zitierfähige, abgeschlossene Arbeit als totes Wissenskapital in der Schublade liegt. Dem Ornithologenverband Sachsen-Anhalt ist zu seinem Mut zu gratulieren, mit einem gut überlegten Konzept seiner Landesavifauna einen neuen Weg beschritten zu haben, der einen willkommenen Benutzerservice darstellt.

Einhard Bezzel (Garmisch-Partenkirchen)

Lothar Krienitz:

Die Nachfahren des Feuervogels Phönix.

Springer Spektrum, Springer-Verlag GmbH Deutschland, 1. Auflage, 2018. Softcover, 28 x 21 cm, 243 S., 99 vorwiegend farbige Abbildungen, 7 Tabellen, ISBN 978-3-56585-8. € 39,99; eBook, ISBN 978-3-56585-5. € 29,99. Auch in englischer Ausgabe erschienen.

Das trefflich illustrierte Buch „Die Nachfahren des Feuervogels Phönix“ beschreibt facettenreich die Lebensräume des Zwergflamingos und anderer Tiere, überwiegend Vögel in tropischen Sodaseen. Dabei liegt der Schwerpunkt in Ostafrika auf Kenia (z. B. die Seen Bogoria, Nakuru, Oloidien), weiter auf Uganda, Tansania (See Natron), Äthiopien, auf Feuchtgebieten im südlichen Afrika (Botswana, Namibia und Südafrika), aber auch in Indien. Der Autor beschreibt die atemberaubende Schönheit des Naturschauspiels der Massenvorkommen des Zwergflamingos, den sogenannten „Pink Diamonds“. Ich zitiere aus dem Buch „Wenn wir uns einem Sodasee im ostafrikanischen Grabenbruch nähern, werden alle unsere Sinne berührt. Unsere Augen können sich nicht sattsehen an dem wogenden Meer von rosa Vogelkörpern. Unsere Ohren empfangen die geschäftigen Laute der Vögel bei der gemeinsamen Nahrungsaufnahme. Unsere Haut spürt die erbarmungslose Hitze, die über dem See flimmert. Wir schmecken das Salz im Staub, der durch die Luftbewegung aufgewirbelt wird. Unsere Nase nimmt die ätzende Geruchskomposition aus Soda, sich zersetzenden Nahrungsalgen und Fäkalien der Vögel auf“ (loc. cit. p. 73). Schnell wird allerdings auch vor Augen geführt, dass dieses

Naturschauspiel durchaus nicht selbstverständlich ist und die Vogelschwärme auf der Suche nach Nahrung und Ruhe für ihr Brutgeschäft großräumig zwischen den Seen wandern müssen. Dafür sind jedoch alternative adäquate Habitate erforderlich, die es langfristig zu schützen gilt. Für Vogelkundler, besonders in den Tropen, wird vielleicht die Faszination solcher Bilder bereits zum Erfahrungsschatz gehören – dennoch mag auch für diese Leser das Buch eine Bereicherung sein, da es aus einer besonderen und allgemein unvermuteten Perspektive eines Gewässerökologen geschrieben ist. Wie kommt man wohl den Zwergflamingos ganz nah? Indem man ihr Futter genau unter die Lupe (= unter das Mikroskop) nimmt. Der Autor ist gleich mehrfach fasziniert - von den monumentalen Naturräumen, der Vielfalt und Schönheit der Vogelwelt und der markanten Algenflora. Seine Beobachtungen an einer Wasserstelle sollen seinen „Interessenkonflikt“ illustrieren: „Vögel über Vögel – Ringeltauben, Perlhühner, Bulbuls, Ibis und bunte Turakos als Abgesandte des Phönix.“ Neben einem „wunderschönen Lärmvögel, ...der sich auf dem Schlamm niedergelassen hat, schmutzigglaue Cyanobakterien und grüne Chlorellen. Soll ich mich nun auf Vögel oder Algen konzentrieren? Trotz der faszinierenden Ausstrahlung des Vogels bin ich den Algen treu geblieben, habe aber das Angenehme mit dem Nützlichen verbinden können, indem ich mich auf die Nahrungsbeziehung des Zwergflamingos mit den Mikrophyten eingelassen habe“ (loc. cit. p. 187). So ist das Buch tatsächlich aus der Erfahrung eines international weit geachteten Phykologen geschrieben. Von dieser Sichtweise des Autors kann ein ökologisch interessierter Leser gut profitieren. So lernt der Leser, dass im Wasser grün nicht gleich grün ist und selbst ein blaugrünes Pigmentspektrum nicht mit einer 100 %-igen Trefferquote des gewünschten Futters einhergehen muss, dass nah verwandte Blaualgenarten untereinander konkurrieren und sich in den für sie optimalen Lebensräumen rasch neu verteilen. Auch werden moderne Satellitenbeobachtungen über die Habitate der Flamingos als hilfreich erwähnt, sie können aber einen Gang in Gummistiefeln zu den heißen und z. T. unwirtlichen Sodaseen nicht ersetzen. Die „take-home message“ des Buches ist, dass die extremen Lebensräume der Sodaseen verwundbare Gefüge der Natur sind, nur wenige Mikroorganismen in diesen Nischen leben können, und genau diese mikroskopischen Extremhabitat-Besiedler nach langer Anpassung von den Zwergflamingos als Hauptnahrung benötigt werden. So führt der Autor im Erzählstil ganz nebenbei auch in die Ökologie der Sodaseen und deren mikroskopische Welt der Algen ein und begeistert auch hier mit Fotografien.

Das Buch zeigt nicht nur einzelne Momentaufnahmen vom Leben und den Einstandsgebieten der Zwergflamingos, sondern berichtet z. T. zusammenhängend über eine Periode von 15 Jahren (2001 - 2015). Damit kann der Leser das Buch auch als Zeitsgeschichte eines Habitates, der Änderung der Lebenswelt des Zwergflamingos über mehr als ein Jahrzehnt begreifen. Der Autor vermittelt darüber hinaus sehr persönliche Einblicke in der Art einer Reiseberichterstattung. Weiterhin ist in dem besprochenen Buch hilfreich, dass der Autor bei seinen Beschreibungen klar darauf hinweist, welches seine eigenen Beobachtungen, Ergebnisse und Interpretationen sind, und er darüber hinaus die vielen anderen Quellen bisheriger Beobachtungen, Zahlen und Fakten mit Literaturhinweisen gut belegt. Somit kann ein Leser sich leicht auch weiterführend informieren. Das Buch zeigt, wie viele ökologisch, aber auch menschlich-soziale oder kulturelle Themen die Welt

des Zwergflamingos berühren, und es nimmt Stellung, diesen einzigartigen Vogel über den Schutz seines Habitats stellvertretend für viele Tiere zu erhalten. Auch wenn das Buch primär auf die Beschreibung der Lebensräume in Afrika und Indien gerichtet ist, vermittelt der Autor textliche Anker zu Geschehnissen in seiner Heimat und anderswo in der Welt und fördert so ein globales Denken. Mit diesem Buch erscheint dem Leser der Lebensraum der Zwergflamingos greifbar nah. Das Buch überzeugt mit seiner klaren, übersichtlichen Kapitelgestaltung; seinen ca. 280 brillanten Fotos, die vielfach in Bildtafeln thematisch aussagekräftig gruppiert wurden, seiner Ergänzung durch Tabellen und Grafiken und seinem lebendigen Schreibstil. Fazit: Der Leser bekommt eine aktuelle, authentische Bestandsaufnahme über den Zustand der Flamingohabitate geboten. Das Buch ist eine anregende Fundgrube an Themen für alle Vogelfreunde, die die Möglichkeiten fachübergreifender Zusammenarbeit schätzen. Gemeinsam sollte es gelingen, die Zukunft dieses symbolträchtigen Vogels, des Ebenbildes des Phönix, zu sichern.

Katrin Teubner (Wien)

Rainer Nahrendorf:

Der Kormoran-Krieg: Warum die Waffen nicht schweigen.

Verlag Rainer Nahrendorf, Neuss 2019. 120 Seiten, Paperback, 14,5 x 21 cm, farbig bebildert. ISBN 978-3-7482-4440-0. 9,99 €. Auch als Hardcover und als E-Book erhältlich.

Der frühere Chefredakteur des Handelsblattes und begeisterte Fliegenfischer Rainer Nahrendorf hat als drittes Naturbuch nach der Geschichte über einen aus einem Greifvogelpark entkommenen Mönchsgeier („Geier Georg auf der Flucht“) und einer Reportage über Kleptoparasitismus bei Vögeln („Gauener der Lüfte“) nun ein Werk über den Kormorankonflikt vorgelegt. Wie alle seine Naturbücher ist auch dieses über QR-Codes und Internet-Links mit reichhaltigen Quellen, einschließlich Videos und Webcams, verknüpft.

Die Problemlage und die Fronten zwischen Fischern, Anglern und Teichwirten auf der einen Seite und Natur- und Artenschützern auf der anderen Seite brauchen hier nicht nochmals dargestellt zu werden, auch nicht, dass auch Fische Artenschutz verdienen und ebenso wenig, dass sich die zynisch als „letale Vergrämung“ bezeichneten Abschüsse von jährlich 80.000 Kormoranen in Mitteleuropa als völlig nutzloses Töten herausgestellt haben – übrigens genau so, wie es etliche Vogelkundler vorhergesagt hatten.

Die Fronten sind verhärtet, alle Argumente sind ausgetauscht und an nicht wenigen Orten finden Angler und Vogelschützer wieder zusammen, kämpfen gemeinsam gegen aquatische Neozoen, schützen Flusskrebs und Eisvogel. Das K-Wort wird dabei vermieden, die Leiche bleibt im Keller. Grund genug für Rainer Nahrendorf, hier nachzuhaken und eine journalistische Aufarbeitung anzugehen. Dies war mit Sicherheit keine einfache Aufgabe. „So viel Informations- und Gesprächsverweigerung wie bei diesem Buch habe ich in den Jahrzehnten meiner journalistischen Tätigkeit nicht erlebt“ schrieb er mir, als das Werk endlich erschienen war, und weiter: „zum Glück gab es Ausnahmen“ - eine davon ist übrigens unser ausgiebig zitiertes Vogelwarte-Redaktionsmitglied Christof Herrmann. Als Fazit dieser Erfahrung lesen wir im Klappentext des Buches „‘Versöhnen statt spalten‘ und das Schließen von Kompromissen hält der Politologe in einer Zeit für unverzichtbar, in der die sozialen Netzwerke die Empö-

rungsgesellschaft befeuern. Wenn sich nur noch Wutbürger gegenüberstehen, gerät der gesellschaftliche Friede in Gefahr“. Ein weiter Rahmen also, in den der K-Konflikt hier gestellt wird, nicht zuletzt durch den Begriff des Wutbürgers, der zu Beginn der Kormorandiskussion noch gar nicht geprägt war.

In journalistischer Weise, durch Quellenrecherche, Interviews und Zitate, aber auch eigene Bewertungen, führt uns Nahrendorf durch die Anfänge der Kormorandiskussion, eskalierende Ereignisse wie das Massaker in der Kormorankolonie im Anklamer Stadtbruch auf der einen und die Ausrufung des Kormorans zum Vogel des Jahres auf der anderen Seite. Er befasst sich mit der Frage, ob und wie weit mit Selbstregulierung der Natur zu rechnen ist und warum ein europaweites Kormoranmanagement eine Illusion bleibt. Schließlich beschreibt er lokale Konsenssuchen und plädiert in einer Schlussbemerkung nochmals klar für den Dialog. Obwohl er Angeln als sein liebstes Hobby beschreibt, lässt der Autor in seinen persönlichen Bewertungen keinen Zweifel daran, dass ihm das derzeitige Massentöten von Kormoranen zuwider ist. Soweit ich beurteilen kann, fußt das Werk auf soliden und korrekt wiedergegebenen Fakten.

Die Lektüre des Buches ist zu empfehlen, auch wenn manch einem das Thema bereits zu den Ohren herauskommt. Die Leiche ist, wie gesagt, immer noch im Keller und der Konflikt nicht gelöst. Auch wenn Rainer Nahrendorf nicht im engsten Sinne als neutral gelten kann, so liefert er doch einen Blick von außen, der Vertretern beider Seiten helfen kann, den eigenen Standort zu bestimmen und vielleicht doch nochmals über Lösungsoptionen nachzudenken. Nahrendorf bleibt dabei zurückhaltender als die von ihm in einem eigenen Exkurs erwähnte Linda Wires, die in ihrem Buch „The Double-Crested Cormorant. Plight of a feathered pariah“ (Yale University Press 2014) umfassende Daten zusammenträgt, um mit dem für sie inakzeptablen US-amerikanischen Wildtiermanagement abzurechnen.

Wolfgang Fiedler (Radolfzell)

Jan Johan Vlug:

The Red-necked Grebe – a Monograph of a Vociferous Inhabitant of Marshy Lakes.

Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e. V., 2018. Corax 23 (Sonderheft 1): 1-318. Softcover, 17 cm x 24 cm, 102 Abbildungen (überwiegend Farbfotos), etliche Zeichnungen von C. M. Vlug-Kempe. € 10,00 + Versandkosten (€ 3,00; außerhalb Deutschlands € 7,00). Bezug ausschließlich über den Kassensführer der OAG: Karsten Lutz, Bebelallee 55d, 22297 Hamburg, lutz@oagsh.de.

Die Biologie von Lappentauchern fesselt „Han“ Vlug bereits seit 1965, vor allem ihr Verhalten und ihre Ökologie. Seine Monographie über den Haubentaucher, basierend auf Studien in Holland, aber auch in Masuren und Mazedonien erschien 1983. Bereits damals wandte sich der Autor, angeregt durch den noch immer beachtenswerten ersten Band der schleswig-holsteinischen Avifauna, dem zwar nahe verwandten, aber doch so anderem Rothalstaucher *Podiceps grisegena* zu. Das Ergebnis seiner fast vierzigjährigen Studien vor allem fernab seiner niederländischen Heimat in Ostholstein sowie umfangreicher, durchweg aktueller Literatursauswertungen ist im vergangenen Jahr als Sonderheft des „Corax“ erschienen. In 16 Kapiteln erfährt der Leser so ziemlich alles über Namen, Taxonomie und Merkmale der Nominatform im Vergleich zur Unterart *holboellii* (Nordamerika und Ostasien), aber auch zu den anderen heimischen und nichtheimischen Lappen-

und Seetaucherarten, zu Mauser, Stimme (siehe Untertitel!), Morphologie, Ökologie, Verhalten, Zug, ganzjähriger Verbreitung und gleich zu Beginn über die Ornithologen, die sich mit Lappentauchern intensiver beschäftigt haben (mit etlichen historischen Darstellungen).

Sechs Fotografen haben Landschafts- und Taucheraufnahmen zur Verfügung gestellt, die eine gute Vorstellung des Bruthabitats, des auffälligen Balzverhaltens, aber auch solche sehenswerten Besonderheiten wie Details des Abflugs vom und der Landung auf dem Wasser oder das Auswürgen eines Speiballens bieten.

Ein solch umfangreiches Werk liest man natürlich nicht einfach durch. Aber je nach Interesse findet man im sehr detaillierten Inhaltsverzeichnis, was man sucht, auch wenn ich die Reihenfolge der Kapitel nicht immer nachvollziehen kann. Alle Kapitel lassen sich mit Gewinn auch einzeln lesen.

Die Monographie erreichte – obwohl gar kein „echtes“ Buch – beim „The British Birds/BTO Best Bird Book of the Year – 2018“ einen bemerkenswerten siebten Platz! Dem Autor und der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg kann man zu diesem beachtlichen Erfolg gratulieren und der Veröffentlichung eine weite internationale Verbreitung wünschen. Leser, denen ein PDF genügt, können dies kostenlos herunterladen: http://www.ornithologie-schleswig-holstein.de/coraxartikel/Vlug_2018_Rothalstaucher_Corax_23-Sonderheft_1.pdf

Ommo Hüppop (Wilhelmshaven)

**Peter Südbeck, Franz Bairlein & Reno Lottmann (Hrsg):
Zugvögel im Wattenmeer – Faszination und
Verantwortung**

Brune-Mettcker-Druck- und Verlags GmbH, Wilhelmshaven, 2018. Hardcover, 17 cm x 24 cm, 312 S. zahlreiche Abbildungen. ISBN 978-3-87542-0975. € 24,50.

Das Wattenmeer ist nicht nur Dreh- und Angelpunkt für Millionen von Zugvögeln auf dem Ostatlantischen Zugweg, sondern zunehmend Anziehungspunkt für naturbegeisterte Menschen, die das als Weltnaturerbe ausgewiesene Wattenmeer als eine der letzten naturnahen Landschaften Mitteleuropas kennenlernen, erkunden und erleben wollen. Das Buch kommt hierzu gerade recht. Es will die vor Ort auf die Besucher einströmenden Erfahrungen und Beobachtungen auffangen und vertiefen. So informieren sechzehn spannende Kapitel den Leser in einfacher Sprache, doch wissenschaftlich korrekt über die Bedeutung des einzigartigen Lebensraumes Wattenmeer. Die im Folgenden angesprochenen kurzen Blitzlichter aus einigen Kapiteln sollen neugierig machen und Zuwendung wecken für die Einzigartigkeit des Wattenmeeres.

Einleitend werden Zugformationen vorgestellt, mit denen wandernde Vögel Energie auf den langen Zugstrecken einsparen können. Das Kapitel „Knut-Story“ beleuchtet die Unersetzbarkeit des Wattenmeeres für diese Art, die an der westafrikanischen Küste überwintert, von dort nonstop über 5.000 km das Wattenmeer anfliegt, wo sie ihre Energiereserven in nur drei bis vier Wochen auffüllt und von dort aus erneut ca. 5.000 km ohne Pause in die Brutgebiete in der sibirischen oder kanadischen Tundra weiterfliegt. Dazu gibt es viele Details, wie für uns unvorstellbar, ein sich wiederholender deutlicher Umbau des inneren Körperaufbaus. Er ist nötig, damit der Knutt diese Leistung vollbringen kann. Ähnliches gilt für die Pfuhlschnepfe. Unglaublich ist die Leistung einer besondern

Pfuhschnepfe, die von ihren Brutgebieten in Alaska in zehn Tagen 11.000 km quer über den offenen Pazifik nonstop bis Neuseeland geflogen ist und im Frühjahr mit einem Zwischenstopp in China wieder zurück. Sie hat also innerhalb eines Jahres 30.000 km fast durchweg über dem offenen Meer zurückgelegt. Die europäische Population der Pfuhschnepfe brütet in Nordskandinavien, überwintert nur ca. 1.500 km entfernt in England und im Wattenmeer, während die afrosibirische Population über das Wattenmeer nach Westafrika fliegt und dort überwintert. Von den Winterquartieren aus fliegen die Pfuhschnepfen das Wattenmeer nonstop über 4.500 bis 5.000 km an, ergänzen hier ihre Fettreserven und fliegen dann noch einmal weitere 4.500 bis 5.000 km bis in die Brutgebiete in Sibirien, immer unter der Anforderung, dass Witterung, Zug-, Brut- und Mauserzeiten eng aufeinander abgestimmt sein müssen.

Meeresenten wie die Eiderente wirken eher beschaulich, sind überall und das ganze Jahr im Wattenmeer anzutreffen. Sie sind vor allem mit ihrer guten Isolierung des Gefieders, mit ihrer Nahrungsverarbeitung der Muscheln und mit Tauchtiefen bis 60 m perfekt an das Leben im Meer angepasst. Gänse sind Brutvögel der riesigen Weiten von Tundra und Taiga und leben im Winter in großen Scharen in der südlichen Nordseeregion. Hier hat sich der „Gänsetourismus“ inzwischen zu einer besonderen Attraktion entwickelt. Die elegantesten Vögel im Wattenmeer sind die vier kleinen Seeschwalbenarten. Sie nutzen das Wattenmeer vor allem zur Fortpflanzung. Küstenseeschwalben fliegen auf ihren neun Monate dauernden Winterwanderungen bis in die Antarktis hin und zurück und bewältigen dabei alljährlich im Mittel unglaubliche 90.000 km. Flusseeeschwalben treffen mit zunehmendem Alter früher am Brutplatz ein. Dabei zeigt sich, dass rechtzeitiges Eintreffen am Brutplatz Voraussetzung ist, erfolgreich Junge aufzuziehen. Wenn es ab Dezember im Wattenmeer ruhiger wird, sind vier Singvogelarten, Ohrenlerche,

Berghänfling, Schneeammer und Strandpieper, zumeist die einzigen belebenden Elemente. Sie fressen in den Salzwiesen oder im Spülsaum vor allem Samen, Flohkrebse und andere Wirbellose. Auch sie haben unterschiedliche Strategien entwickelt, um den Winter zu überstehen.

Andere Kapitel beschreiben die unterschiedlichen technischen Möglichkeiten zur individuellen Markierung der Vögel wie Beringung, Besenderung usw., bringen einige Einblicke in das Woher und das Wohin des Vogelzuges und besprechen Ergebnisse aus Laboruntersuchungen, die Einsichten in die Funktionsweise des Vogelzuges ermöglichen.

Hinweise gibt es auch dazu, wie man ohne großen Aufwand mitwirken kann z. B. durch Ablesen von Ringnummern oder Farbringkombinationen. Wer tiefer einsteigen will in das Verständnis, wie Zugvögel, auf sich allein gestellt, ihren Standort erkennen, wie sie Weg, Zugrichtung und Ziel bestimmen, findet unter „Kompass und Karte“, eine Einführung in den modernen Stand der Orientierungsforschung von Zugvögeln.

Weitere Kapitel geben Einblicke in Themenfelder aus dem Umfeld des Vogelzuges im Wattenmeer, so z. B. über Gefahren in Brutgebieten und Winterquartieren, über internationale Konventionen zum Schutz von Zugvögeln, über den Zugvogelschutz im Nationalpark Wattenmeer, über Möglichkeiten, den Vogelzug im Wattenmeer zu erleben, mit Hinweisen zu den inzwischen fest etablierten Ringelgans- und Zugvogeltagen. Mit einem Rückblick auf die Historie der Zugvogelforschung schließt das Buch.

Insgesamt ist es mit vielen Bildern, Diagrammen, Karten und Fotos einfallreich bebildert und bietet auch damit eine Fülle an Informationen zur Vogelwelt des Nationalparks, zur Komplexität der Biologie der Vogelarten und ihrer Jahresläufe sowie zum heutigen Kenntnisstand der Vogelzugforschung. Möge dieses Buch dazu beitragen, unser aller Verantwortung für diesen einmaligen Lebensraum zu stärken und ihm neue Freunde zuzuführen.

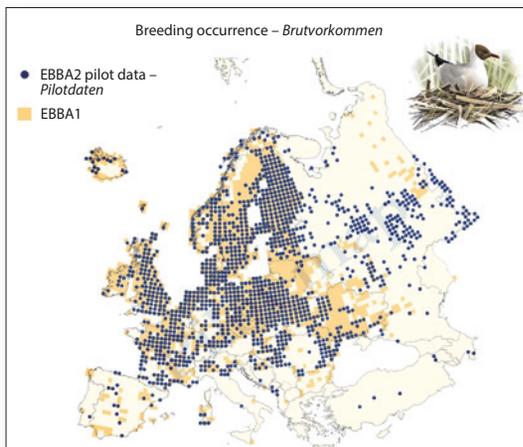
Herwig Zang (Goslar)

Der EBCC bittet um Unterstützung: EBBA2-Paten gesucht

Das derzeit ehrgeizigste Vorhaben ehrenamtlicher Vogelkundler in Europa ist auf die Zielgerade eingebogen: Ende 2020 wird der zweite „European Breeding Bird Atlas“ – EBBA 2 – erscheinen. Das Projekt wird vom European Bird Census Council – EBCC – durchgeführt. Die Datenauswertung läuft auf Hochtouren, nachdem die Bestandserhebungen abgeschlossen sind. Niemals zuvor wurde solch umfangreiches Datenmaterial über Vorkommen und Häufigkeit der in Europa heimischen Vogelarten zusammengetragen! Der DDA und die Stiftung Vogelwelt haben die Daten für Deutschland beigesteuert. Verschiedene Autorinnen und Autoren aus Deutschland helfen mit, die Texte für die Artkapitel zu ergänzen.

Um das Projekt erfolgreich und im vorgesehenen Zeitplan abschließen zu können, rufen der DDA als nationaler EBCC-Partner und die DO-G als weltweit älteste ornithologische Fachgesellschaft alle Vogelkundlerinnen und Ornithologen, gemeinnützige Organisationen wie auch Unternehmen dazu auf, die Herausgabe dieses für den Vogelschutz in Europa unverzichtbaren Werkes zu unterstützen.

**CHOOSE
SPECIES
&
DONATE!**



EBBA2: Provisorische Karte für die Lachmöwe

**Machen Sie mit:
Engagieren Sie sich mit einer Patenschaft für Europas Brutvogelarten! Dauerhafter können Sie Ihre Vorliebe für „Ihre Lieblingsart“ kaum zum Ausdruck bringen!**

Weitergehende Informationen:
www.dda-web.de/ebba2



Zielsetzung und Inhalte

Die „Vogelwarte“ veröffentlicht Beiträge ausschließlich in deutscher Sprache aus allen Bereichen der Vogelkunde sowie zu Ereignissen und Aktivitäten der Gesellschaft. Schwerpunkte sind Fragen der Feldornithologie, des Vogelzuges, des Naturschutzes und der Systematik, sofern diese überregionale Bedeutung haben. Dafür stehen folgende ständige Rubriken zur Verfügung: Originalbeiträge, Kurzfassungen von Dissertationen, Master- und Diplomarbeiten, Standpunkt, Praxis Ornithologie, Spannendes im „Journal of Ornithology“, Aus der DO-G, Persönliches, Ankündigungen und Aufrufe, Nachrichten, Literatur (Buchbesprechungen, Neue Veröffentlichungen von Mitgliedern). Aktuelle Themen können in einem eigenen Forum diskutiert werden.

Text

Manuskripte sind so knapp wie möglich abzufassen, die Fragestellung muss eingangs klar umrissen werden. Der Titel der Arbeit soll die wesentlichen Inhalte zum Ausdruck bringen. Werden nur wenige Arten oder Gruppen behandelt, sollen diese auch mit wissenschaftlichen Namen im Titel genannt werden. Auf bekannte Methoden ist lediglich zu verweisen, neue sind hingegen so detailliert zu beschreiben, dass auch Andere sie anwenden und beurteilen können. Alle Aussagen sind zu belegen (z. B. durch Angabe der Zahl der Beobachtungen oder Versuche und der statistischen Kennwerte bzw. durch Literaturzitate). Redundanz in der Präsentation ist unbedingt zu vermeiden. In Abbildungen oder Tabellen dargestelltes Material wird im Text nur erörtert.

Allen Originalarbeiten sind **Zusammenfassungen in Deutsch und Englisch** beizufügen. Sie müssen so abgefasst sein, dass Sie für sich alleine über den Inhalt der Arbeit ausreichend informieren. Aussagelose Zusätze wie „...auf Aspekte der Brutbiologie wird eingegangen...“ sind zu vermeiden. Bei der Abfassung der englischen Textteile kann nach Absprache die Schriftleitung behilflich sein.

Längeren Arbeiten soll ein Inhaltsverzeichnis vorangestellt werden. Zur weiteren Information, z. B. hinsichtlich der Gliederung, empfiehlt sich ein Blick in neuere Hefte. Auszeichnungen wie Schrifttypen und -größen nimmt in der Regel die Redaktion oder der Hersteller vor. Hervorhebungen im Text können (nur) in Fettschrift vorgeschlagen werden.

Wissenschaftliche Artnamen erscheinen immer bei erster Nennung einer Art in kursiver Schrift (ebenso wie deutsche Namen nach der Artenliste der DO-G), Männchen und Weibchen-Symbole sollen zur Vermeidung von Datenübertragungsfehlern im Text nicht verwendet werden (stattdessen „Männchen“ und „Weibchen“ ausschreiben). Sie werden erst bei der Herstellung eingesetzt. Übliche (europäische) Sonderzeichen in Namen dürfen verwendet werden. Abkürzungen sind nur zulässig, sofern sie normiert oder im Text erläutert sind.

Aus Gründen des Platzes und der Lesbarkeit wird an Textstellen, an denen von geschlechtlich gemischten Personengruppen die Rede ist, das generische Maskulinum verwendet.

Wir verarbeiten personenbezogene Daten unter Beachtung der Bestimmungen der EU-Datenschutz-Grundverordnung (DS-GVO), des Bundesdatenschutzgesetzes (BDSG) sowie aller weiteren maßgeblichen Gesetze. Grundlage für die Verarbeitung ist Art. 6 Abs. 1 DS-GVO. Unsere Datenschutzerklärung finden Sie unter www.do-g.de/datenschutz.

Abbildungen und Tabellen

Abbildungen müssen prinzipiell zweisprachig erstellt werden (sowohl Worte in Abbildungen als auch Abbildungs- und Tabellenlegenden zweisprachig deutsch und englisch). Diese werden so abgefasst, dass auch ein nicht-deutschsprachiger Leser die Aussage der Abbildung verstehen kann (d.h. Hinweise wie „Erklärung im Text“ sind zu vermeiden). Andererseits müssen aber Abbildungslegenden so kurz und griffig wie möglich gehalten werden. Die Schriftgröße in der gedruckten Abbildung darf nicht kleiner als 6 pt sein (Verkleinerungsmaßstab beachten!).

Literatur

Bei Literaturziten im Text sind keine Kapitalchen oder Großbuchstaben zu verwenden. Bei Arbeiten von zwei Autoren werden beide namentlich genannt, bei solchen mit drei und mehr Autoren nur der Erstautor mit „et al.“. Beim Zitieren mehrerer Autoren an einer Stelle werden diese chronologisch, dann alphabetisch gelistet (jedoch Jahreszahlen von gleichen Autoren immer zusammenziehen). Zitate sind durch Semikolon, Jahreszahl-Auflistungen nur durch Komma zu trennen. Im Text können Internet-URL als Quellenbelege direkt genannt werden. Nicht zitiert werden darf Material, das für Leser nicht beschaffbar ist wie unveröffentlichte Gutachten oder Diplomarbeiten.

In der Liste der zitierten Literatur ist nach folgenden Mustern zu verfahren: a) Beiträge aus Zeitschriften: Winkel W, Winkel D & Lubjuhn T 2001: Vaterschaftsnachweise bei vier ungewöhnlich dicht benachbart brütenden Kohlmeisen-Paaren (*Parus major*). J. Ornithol. 142: 429-432. Zeitschriftennamen können abgekürzt werden. Dabei sollte die von der jeweiligen Zeitschrift selbst verwendete Form verwendet werden. b) Bücher: Berthold P 2000: Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt. c) Beiträge aus Büchern mit Herausgebern: Winkler H & Leisler B 1985: Morphological aspects of habitat selection in birds. In: Cody ML (Hrsg) Habitat selection in birds: 415-434. Academic Press, Orlando.

Titel von Arbeiten in Deutsch, Englisch und Französisch bleiben bestehen, Zitate in anderen europäischen Sprachen können, Zitate in allen anderen Sprachen müssen übersetzt werden. Wenn vorhanden, wird dabei der Titel der englischen Zusammenfassung übernommen und das Zitat z. B. um den Hinweis „in Spanisch“ ergänzt. Diplomarbeiten, Berichte und ähnl. können zitiert, müssen aber in der Literaturliste als solche gekennzeichnet werden. Internetpublikationen werden mit DOI-Nummer zitiert, Internet-Seiten mit kompletter URL und dem Datum des letzten Zugriffs.

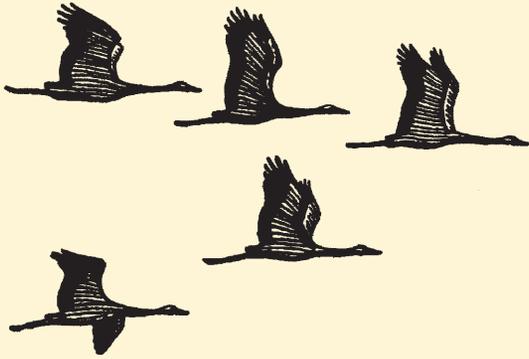
Buchbesprechungen sollen in prägnanter Form den Inhalt des Werks umreißen und für den Leser bewerten. Die bibliographischen Angaben erfolgen nach diesem Muster:

Joachim Seitz, Kai Dallmann & Thomas Kuppel: Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flussniederungen. Fortsetzungsband 1992-2001. Selbstverlag, Bremen 2004. Bezug: BUND Landesgeschäftsstelle Bremen, Am Dobben 44, 28203 Bremen. Hardback, 17,5 x 24,5 cm, 416 S., 39 Farbfotos, 7 sw-Fotos, zahlr. Abb. und Tab. ISBN 3-00-013087-X. € 20,00.

Dateiformate

Manuskripte sind als Ausdruck oder in elektronischer Form möglichst per E-Mail oder auf CD/Diskette an Dr. Wolfgang Fiedler, Vogelwarte Radolfzell, Schlossallee 2, 78315 Radolfzell (Email: fiedler@orn.mpg.de) zu schicken (Empfang wird innerhalb weniger Tage bestätigt). Texte und Tabellen sollen in gängigen Formaten aus Office-Programmen (Word, Excel etc.) eingereicht werden. Abbildungen werden vom Hersteller an das Format der Zeitschrift angepasst. Dafür werden die Grafiken (Excel oder Vektordateien) aus den Programmen CorelDraw, Illustrator, Freehand etc. (Dateiformate eps, ai, pdf, cdr, fh) und separat dazu die dazugehörigen Dateien als Excel-Tabellen (oder im ASCII-Format mit eindeutigen Spaltendefinitionen) eingesandt. Fotos und andere Bilder sind als tiff- oder jpeg-Dateien (möglichst gering komprimiert) mit einer Auflösung von mindestens 300 dpi in der Mindestgröße 13 x 9 bzw. 9 x 13 cm zu liefern. In Einzelfällen können andere Verfahren vorab abgesprochen werden.

Für den Druck zu umfangreiche **Anhänge** können von der Redaktion auf der Internet-Seite der Zeitschrift bereitgestellt werden. Autoren erhalten von ihren Originalarbeiten ein PDF-Dokument.



Vogelwarte

Zeitschrift für Vogelkunde

Band 57 • Heft 2 • Mai 2019

Inhalt – Contents

Winfried Otto Über das Ansiedlungsverhalten des Gelbspöters <i>Hippolais icterina</i> in Berlin-Marzahn.....	73
Vicky Labitzke & Matthias Jentzsch Lausfliegerefassungen während der Vogelberingung am Helmestausee Berga-Kelbra (Diptera, Hippoboscidae).....	81
Claudia Schütz & Christian H. Schulze Der Effekt von Augengröße und Lichtbelastung auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln im Wiener Stadtgebiet	91
Jens Hering Plädoyer für einen gehassten Neophyten: Staudenknöterich-Bestände <i>Fallopia</i> spp. als wichtiger Neststandort für Singvögel.....	99
Joy Coppes, Judith Ehrlacher, Gerrit Müller, Klaus Roth, Karl-Eugen Schroth, Marc Förschler, Veronika Braunisch und Rudi Suchant Dramatischer Rückgang der Auerhuhnpopulation <i>Tetrao urogallus</i> im Schwarzwald.....	115
Jens Hering Forschungsmeldungen	123
Stefan Kreft Kurzfassung Dissertation: Altitudinalbewegungen von Vögeln in den Anden – mit einer Feldstudie im Nationalpark Carrasco (Bolivien)	129
Verena Dietrich-Bischoff & Mattig FR Spannendes im „Journal of Ornithology“	131
Vogelwarte Aktuell	137
Aus der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft	137
Ankündigungen und Aufrufe	142
Nachrichten	143
Literaturbesprechungen	145