

REGULUS

WISSENSCHAFTLICHE BERICHTE



natur&ëmwelt a.s.b.l.



Nr. 37
2022

REGULUS

WISSENSCHAFTLICHE BERICHTE

Nr. 37

2022



natur&ëmwelt a.s.b.l.

-
- Herausgeber:** natur&ëmwelt a.s.b.l.
5, route de Luxembourg, L-1899 Kockelscheuer
R.C.S. Lux.F9032
- Schriftführung:** André Konter
Email podiceps@pt.lu
- Redaktion:** Tom Conzemius, André Konter, Patric Lorgé, Ed. Melchior,
Raymond Peltzer (Layout), Jean Weiss
-

Arbeitsgemeinschaften von natur&ëmwelt:

Feldornithologie:

Leitung: Patric Lorgé, patlor@naturemwelt.lu
Tom Conzemius, tconzemi@pt.lu

Feldorn. Datenbank: Raymond Peltzer, Patric Lorgé

Beringungswesen:

Leitung: Raymond Peltzer, Guy Mirgain

Sekretariat

u. Beringungsdatenbank: Jules Diederich, dieju116@pt.lu

Luxemburger Homologationskommission (LHK):

Sekretariat: Patric Lorgé
5, route de Luxembourg, L-1899 Kockelscheuer
Tel.: +352 29 04 04-309

ISSN: 1727-088X
Erscheinungsweise: eine Nummer pro Jahr
Auflage: 400
Erscheinungsjahr: 2022

Veröffentlicht mit der finanziellen Unterstützung
des Naturhistorischen Museums Luxemburg



Impression: reka, Ehlerange

Titelbild: *Milvus milvus* (Foto Tom Conzemius)



myclimate.org/01-18-819125



Entwicklung der Brutpopulation des Neuntöters *Lanius collurio* in einem Gebiet im Südwesten Luxemburgs

Pierre Jungers, E-Mail: jupi@pt.lu

Zusammenfassung: In einem Gebiet im Südwesten Luxemburgs wurde der Bestand des Neuntöters *Lanius collurio* in den Jahren 2013 und von 2017 bis 2021 kontrolliert. Dabei ergab sich zuerst eine stete Abnahme der Brutpopulation gefolgt von einem Anstieg der Anzahl der Reviere auf das Niveau von 2013. Die Ursachen für die Populationschwankungen werden diskutiert.

Résumé: Développement de la population reproductrice de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* dans une zone du sud-ouest du Luxembourg

Dans une zone du sud-ouest du Luxembourg, la population de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* a été contrôlée dans les années 2013 et de 2017 à 2021. On a d'abord constaté une diminution continue de la population reproductrice suivie d'une augmentation du nombre de territoires occupés jusqu'au niveau de 2013. Les causes des fluctuations de la population de l'espèce sont discutées.

Abstract: Development of the breeding population of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in an area in southwest Luxembourg

In an area in the southwest of Luxembourg, the population of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* was checked in the years 2013 and from 2017 to 2021. First, a steady decrease in the breeding population was noted, and this was followed by an increase in the number of territories occupied up to the level of 2013. The causes of the population fluctuations in this species are discussed.

Laut der aktuellen Roten Liste der Brutvögel Luxemburgs (Lorgé et al. 2020) gehört der Neuntöter *Lanius collurio* (Abb. 1 und 2) mit einem landesweiten Brutbestand von 500-900 Paaren zu den gefährdeten Arten (Kategorie 3). Diese Einstufung basiert u. a. auf den Untersuchungen in ausgewählten Gebieten des Landes aus den Jahren 2005, 2011 und 2017, die einen zahlenmäßigen Rückgang der Art feststellten, ohne dass sich dabei sein Verbreitungsgebiet wesentlich verändert hätte (Anders 2018). Bei einem Vergleich der Brutvorkommen in den Jahren 2005 und 2011 im Osten Luxemburgs ermittelte Kiefer (2012) keinen wesentlichen Populationschwund, die Anzahl der in optimalen Habitaten gelegenen besetzten Reviere ging jedoch um 28% zurück. Nun sind diese im 6-Jahres-Rhythmus von der „Centrale ornithologique“ durchgeführten Ermittlungen der Neuntöterpopulation nur bedingt belastbar, denn laut Jakober und Stauber (1987) können die Bestände dieser Art kurzfristigen Schwankungen unterliegen. Kürzere Jahresabstände zwischen den Erhebungen erlauben damit eine bessere Einschätzung der Entwicklung der Brutbestände.

In einem Gebiet im Südwesten Luxemburgs erfolgten nach einer ersten Bestandsaufnahme der Brutpopulationen im Jahr 2013 ab dem Jahr 2017 jährliche Erhebungen. Die Auswertung dieser Daten dürfte also einen tieferen Einblick in die Populationsdynamik des Neuntöters erlauben.



Abb. 1: Männlicher Neuntöter auf seiner Sitzwarte.



Abb. 2: Ausgewachsener diesjähriger Jungvogel des Neuntöters.

Methodik und Untersuchungsgebiet

Methodik

Die Bestandsaufnahmen der Brutpopulation des Neuntöters, bei der das Untersuchungsgebiet mit einem Fahrrad befahren wurde, erfolgten in den Jahren 2013 und 2017 bis 2021 jeweils in den Monaten von Mai bis August. Dieselbe Strecke wurde dabei mit großer Regelmäßigkeit befahren, d.h. jeweils mindestens einmal in den drei Zeiträumen Mai bis 10. Juni, 11. Juni bis Monatsende und Juli bis August. Dabei wurden ab Mitte Juli nur noch Beobachtungen von fütternden Altvögeln oder Familien gewertet. Die Feststellungen von wahrscheinlichen und sicheren Brutrevieren orientierten sich an den Vorgaben wie in Anders (2018) beschrieben.

Ein Brutverdacht (wahrscheinliches Brutrevier) wurde angenommen bei

- einmaliger Feststellung eines nestbauenden oder warnenden Paares,
- zweimaliger Feststellung eines Paares in zwei verschiedenen Zeiträumen,
- einmaliger Feststellung eines Paares und einmaliger Feststellung eines Altvogels in zwei verschiedenen Zeiträumen,
- zweimaliger Feststellung eines singenden oder markierenden Männchens in zwei verschiedenen Zeiträumen,
- mehrmaliger Feststellung eines Männchens oder Weibchens in verschiedenen Zeiträumen.

Als sicherer Brutnachweis galt die mehrfache Sichtung eines Paares am selben Ort in verschiedenen Zeiträumen, die Beobachtung eines Altvogels mit Futter im Schnabel sowie die Anwesenheit von Elternvögeln zusammen mit Jungen.

Da Neuntöter standortgetreu sind, wurden die aus den Vorjahren bekannten Brutplätze jeweils besonders sorgfältig kontrolliert.

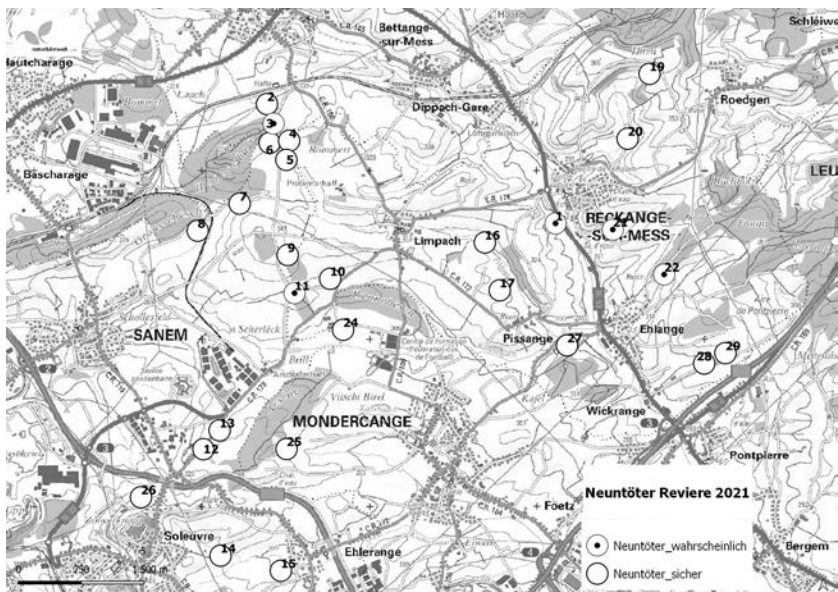


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet und die darin im Jahr 2021 festgestellten Neuntöterreviere, unterteilt in wahrscheinliche und sichere Reviere.

Untersuchungsgebiet

Die Bestandsaufnahmen wurden in einem Gebiet von ca. 35 km² im Südwesten Luxemburgs durchgeführt. Die abgefahrne Strecke wurde durch die Ortschaften Bascharage im Nordwesten, Bettange-sur-Mess im Norden, Roedgen im Nordosten, Pontpierre im Südwesten, Ehlerange im Süden und Soleuvre im Südwesten begrenzt (Abb. 1).

Resultate

Tabelle 1 gibt Aufschluss über die in den einzelnen Jahren festgestellten Reviere, unterteilt in solche mit Brutverdacht und solche mit sicherem Brutnachweis.

Tabelle 1: **Wahrscheinliche und sichere Bruten des Neuntöters in den Jahren 2013 und 2017 bis 2021.**

	Wahrscheinliche Bruten	Sichere Bruten	Total
2013	-	28	28
2017	8	14	22
2018	8	14	22
2019	10	5	15
2020	5	11	16
2021	6	22	28

Betrachtet man ausschließlich die sicheren Bruten, so zeigt sich eine stete Abnahme der Reviere bis zum Jahr 2019, danach erfolgt ein rasanter Anstieg, ohne dass die Anzahl des Jahres 2013 wieder erreicht wird. Diese Entwicklung wird durch die Reviere mit Brutverdacht abgemildert, so dass der Rückgang bis zum Jahr 2019 insgesamt niedriger ausfällt und im Jahr 2021 werden genauso viele besetzte Brutreviere nachgewiesen wie 2013 (Abb. 2).

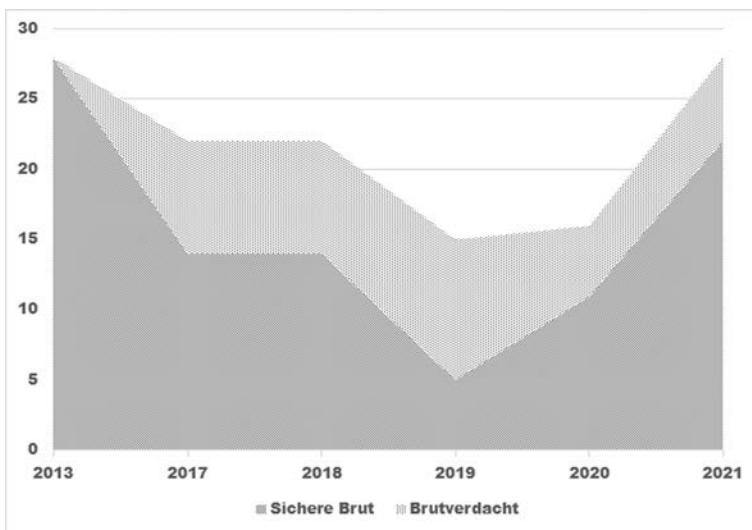


Abb. 2: Entwicklung der Gesamtzahl an festgestellten Brutrevieren, unterteilt in wahrscheinliche und sichere Reviere.

Auffällig ist das Jahr 2019 mit nur fünf sicheren Bruten. Da ein sicherer Nachweis oft erst durch die spätere Präsenz von Jungvögeln erfolgte, wäre es theoretisch denkbar, dass der Bruterfolg in diesem Jahr sehr gering war. Das würde gleichzeitig die hohe Anzahl an Brutverdachtsfällen erklären, die in dem Fall besetzte Reviere ohne Bruterfolg darstellen würden. Schlechtwetter als Ursache für eine schlechte Reproduktionsrate muss man aber eher ausschließen, denn nach den von mir festgehaltenen meteorologischen Daten waren die Monate Mai bis August relativ trocken, was auch die Daten von MeteoLux (2019) bestätigen. Laut diesen gab es von Mai bis August deutlich mehr Sonnenstunden, weniger Regen- und Sturmtage und weniger Niederschläge als im langjährigen Mittel. Auch die relative Luftfeuchtigkeit war fast immer niedriger. Außer im Mai war ebenfalls die mittlere Tagestemperatur viel höher als im langjährigen Mittel (Tabelle 2).

Tabelle 2: Monatliche Daten zur Wetterlage am Flughafen Luxemburg für das Jahr 2019
und Abweichungen zu den entsprechenden Mittelwerten der Jahre 1981-2010 (Δ) laut MeteoLux.

	April	Δ	Mai	Δ	Juni	Δ	Juli	Δ	August	Δ
Mittlere Temperatur °C	9,8	+1,1	11,5	-1,5	19,5	+3,6	20,1	+1,9	19,5	+1,8
Niederschlag l/ m ²	56,8	-1,3	16,8	-15,7	55,1	-26,6	17,0	-54,0	51,0	-24,8
Sturmtage	0	-1,7	0	-3,9	4	-1,5	3	-1,9	3	-1,2
Relative Feuchtigkeit %	68,0	-0,4	69,0	+0,3	63,0	-5,9	58,0	-9,4	65,0	-4,0
Sonnenstunden	181,0	-0,6	227,0	+13,6	302,6	+75,5	295,3	+40,0	259,9	+20,2
Regentage	14,0	+0,3	12,0	-2,4	13,0	-0,9	8,0	-5,0	11,0	-2,1

Die Ursachen für die Populationsschwankungen im untersuchten Zeitraum bleiben insgesamt unergründet. Erfreulich ist die Erholung auf 22 sichere Brutreviere im Jahr 2021. Durch die zusätzlichen 6 Reviere mit Brutverdacht konnte so der Bestand von 2013 wieder erreicht werden. Untersuchungen zu parallelen Veränderungen im Bruthabitat der Neuntöter wurden nicht durchgeführt. Auffällig war aber, dass sich regelmäßig besetzte Brutplätze fast immer in Dornenhecken in unmittelbarer Nähe von Viehweiden befanden. Wurden die Hecken zu stark zurückgeschnitten, so blieb ein im Vorjahr genutzter Brutplatz in der Regel unbesetzt. Auch wenn die Weidehaltung der Rinder durch Stallhaltung ersetzt wurde und dadurch hochwachsende Silagepflanzen aufkamen, konnte ein Revier aufgegeben werden.

Diskussion

Schon Morbach (1940) und später auch Hulten und Wassenich (1960/61) gingen von starken Schwankungen der luxemburgischen Brutpopulation des damals noch im ganzen Land beheimateten Neuntöters von einem Jahr zum nächsten aus, die Ursachen hierfür waren aber unbekannt. Auch Anders (2018) stellte auf einer Erfassungsfläche von 9,08 km² im Raum Reckange-sur-Messe im Jahr 2005 nur 3 Reviere fest, 2011 waren es dort 15 und 2017 wiederum nur 5. Doch diese Populationsrückgänge und -erholungen können nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Entwicklung der Brutpopulation des Neuntöters hierzulande in den letzten zwei Jahrzehnten insgesamt negativ ist. Laut Anders (2018) wurden 2017 im Vergleich zu 2011 in 14 von 16 in Luxemburg untersuchten Gebieten zum Teil große Rückgänge der Brutpopulation festgestellt und der Bestandsrückgang wurde auf insgesamt 42% beziffert.

Kiefer (2012) stellte für sein Untersuchungsgebiet bei Mompach-Herborn nach der zweiten Erfassung 2011 gegenüber 2005 einen unbedeutenden Rückgang der Gesamt-Brutpaare des Neuntöters fest, er hielt jedoch einen Einfluss der Witterung sowie eine natürliche Populations-

schwankung für mögliche Ursachen. Allerdings fand er gleichzeitig heraus, dass die Anzahl der optimalen Reviere um 28% innerhalb von sechs Jahren gesunken war. Er schlussfolgerte, dass die Population nur stabil bleibt, wenn die Habitatqualität nicht weiter abnimmt.

Auch im hier untersuchten Gebiet im Südwesten Luxemburgs zeigte sich eine Abhängigkeit zwischen der Besetzung eines Reviers und der Qualität des Habitats indem ein übermäßiger Heckenrückschnitt oder eine Veränderung in der Bewirtschaftung einer Grünfläche, die vorher als Viehweide diente, ein Revier für die Neuntöter unattraktiv machten.

Nach BirdLife International (2017) ist eine umfassende Habitaterhaltung erfordert, um den Rückgang der Neuntöterpopulation zu stoppen. Dies könnte zum Teil durch die Förderung einer extensiven Landwirtschaft erreicht werden, bei Erhalt bzw. Schaffung offener Grünlandflächen mit einer Mischung aus hoher und niedriger Vegetation und Dornensträuchern und Erhaltung von Hecken und Büschen am Feldrand und in intensiv bewirtschafteten Obstgärten. Auch Kiefer (2012) erkannte die negativen Folgen der Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung und des Umbruchs von Grünland zu Ackerland in Luxemburg auf den Bestand des Neuntöters, denn die Art bevorzugte im Osten des Großherzogtums eindeutig extensiv bewirtschaftete Flächen.

Neben dem Strukturverlust in der Landschaft ist der Niedergang der Großinsekten ein entscheidender Faktor (Hallmann et al. 2017). Besonders der Einsatz von Bioziden in der Landwirtschaft führt zu einem Insektensterben mit einem erheblichen Einfluss auf die meisten Offenlandbewohner, da deren Nahrungsgrundlagen dramatisch schwinden (Anders 2018, Hallmann et al. 2017). Schon 1995 plädierten deshalb Tucker und Heath für eine Reduzierung des Einsatzes von Breitband-Pestiziden in der Landwirtschaft, die allen Offenland-Arten bessere Überlebenschancen verschaffen würde.

Der Verlust an potenziellem Lebensraum und an Nahrungsquellen für den Neuntöter sind damit als Hauptursache für den insgesamt aber nur leicht negativen Trend der europäischen Bestände (BirdLife International 2004, 2021) anzunehmen, auch wenn die zumindest auf regionaler Ebene zyklische Entwicklung der Brutpopulation der Art nicht ganz genau einschätzen lässt, wieweit der Rückgang schon fortgeschritten sein mag.

Danksagung

Ich bedanke mich bei den Mitarbeitern der „Centrale ornithologique“ für ihre Hilfe bei der Erstellung der Übersichtskarte sowie bei André Konter für die konstruktiven Ratschläge bei der Redaktion des Artikels.

Literatur

- Anders C. (2018): Erfassung der Neuntöter-Bestände *Lanius collurio* in ausgewählten Gebieten Luxemburgs im Jahr 2017 und Vergleich mit den Erhebungen aus 2005 und 2011. Regulus WB 33:36-46.
- BirdLife International 2004: Birds in Europe – Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International (BirdLife Conservation Series N° 12)
- BirdLife International (2017): *Lanius collurio* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22705001A110988087. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22705001A110988087.en>. (accessed on 02.11.21).
- BirdLife International (2021): Species factsheet: *Lanius collurio*. <http://www.birdlife.org> (accessed on 13.11.21).
- Hallmann C. A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan & D. Goulson (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PloS one, 12(10), e0185809.
- Hulten M. & V. Wassenich (1960-61): Die Vogelfauna Luxemburgs. Sonderdruck des Institut Grand-Ducal de Luxembourg, Section des Sciences Naturelles, physiques et mathématiques.
- Jakober H. & W. Stauber (1987): Zur Populationsdynamik des Neuntöters (*Lanius collurio*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 71-78.

- Kiefer J. (2012): Der Neuntöter *Lanius collurio* in Ost-Luxemburg: Vergleich der Kartierungen in den Jahren 2005 und 2011. *Regulus* WB 27:1-13.
- Lorgé P., K. Kieffer, E. Kirsch & C. Redel (2020): Die Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs – 2019. *Regulus* WB 35:24-31.
- MeteoLux (2019): Annuaire météorologique de l'aéroport Luxembourg/Findel - Résumés mensuels du temps pour avril à août 2019. <https://www.meteolux.lu>.
- Morbach J. (1940): Vögel der Heimat. Band 2 (xi). Familien der Stelzen, Baumläufer, Kleiber, Meisen, Würger und Seidenschwänze. Kremer-Müller, Esch-Alzette.
- Tucker G. M. & M. F. Heath 1995: Birds in Europe – their conservation status. Birdlife International, Cambridge.

Zählung der Mehlschwalbenpopulation *Delichon urbicum* in drei Gemeinden des Müllerthals

André Konter, Michel Delleré und Carlo Poos, E-mail: Invl.mdal@gmail.com

Zusammenfassung: Die Kartierung der Mehlschwalbennester *Delichon urbicum* in den drei Ostgemeinden Berdorf, Consdorf und Echternach im Jahr 2022 ergab insgesamt 97 nachweislich besetzte Nester. Bei insgesamt 119 intakten Nestern konnte kein direkter Besetzungsnachweis erbracht werden, sicher ist jedoch, dass davon 59 Kunstnester ungenutzt blieben. Zusätzlich wurden 71 teilweise oder ganz zerstörte Nester gezählt. Die hier erhobenen Zahlen werden im Kontext älterer Bestandsaufnahmen und der landesweiten Kartierung von 2020 diskutiert.

Résumé: Recensement de la population d'Hirondelles de fenêtre *Delichon urbicum* dans trois communes du Müllerthal

Le recensement des nids d'Hirondelles de fenêtre *Delichon urbicum* dans les trois communes de l'est Berdorf, Consdorf et Echternach en 2022 a révélé un total de 97 nids occupés. De plus, 119 nids sans signe direct d'occupation ont été dénombrés, dont au moins 59 nids artificiels sont restés inutilisés. En outre, 71 nids partiellement ou complètement détruits ont été comptés. Les chiffres collectés ici sont discutés dans le contexte d'inventaires plus anciens et du recensement national de 2020.

Abstract: Census of the House Martin *Delichon urbicum* population in three municipalities of the Müllerthal

The mapping of House Martin nests *Delichon urbicum* in the three eastern communities of Berdorf, Consdorf and Echternach in 2022 revealed a total of 97 proven occupied nests. In addition, 119 nests without direct evidence of occupation were counted, of which at least 59 artificial nests remained unused. In addition, 71 partially or completely destroyed nests were found. The numbers collected here are discussed in the context of older inventories and the nationwide mapping of 2020.

Beim landesweiten Mehlschwalben *Delichon urbicum* Monitoring im Jahr 2020 (Kieffer et al. 2021) wurden aus einigen Gemeinden keine oder nur unvollständige Zahlen gemeldet. Von 102 Gemeinden wurden 46 vollständig kartiert, in 22 Ortschaften aus 9 weiteren Gemeinden erfolgten ebenfalls Erhebungen. Insgesamt stellten Kieffer et al. (2021) beim Vergleich der Anzahl an intakten Nestern in den 2004, 2014 und 2020 kartierten Ortschaften für 2020 eine Zunahme von ca. 20% fest, während es zwischen 2004 und 2014 kaum Unterschiede gab. Dieses auf den ersten Blick erfreuliche Resultat täuscht aber darüber hinweg, dass eine längerfristige Betrachtung einen negativen Bestandstrend aufweist: Für das Jahr 1960 gingen Hulten und Wassenich (1960) von landesweit 14.000-16.000 Brutpaaren aus, die Hochrechnung auf Basis des Monitorings von 2020 ergab jedoch nur noch 8.568 Paare und damit 42% weniger als im Jahr 1960 (Kieffer et al. 2021).

Aus den zwei Gemeinden des Müllerthals Berdorf und Echternach wurden 2020 keine Zahlen gemeldet, in Consdorf fand lediglich eine Teilerfassung statt. Um die Datenlage für zukünftige Erhebungen und Vergleiche zu verbessern, führte die Sektion Müllerthal von natur&mwelt während der Brutperiode 2022 eine Bestandsaufnahme der Mehlschwalbenbrutpopulation in den drei oben angeführten Gemeinden durch.

Methodik und Untersuchungsgebiet

Die Methodik entsprach der der vorangegangenen Erhebungen und beruhte auf der Zählung der intakten Mehlschwalbennester. Die Begehung der drei Gemeinden Berdorf, Consdorf und Echternach durch die Mitglieder der Sektion Müllerthal von natur&mwelt fand ab Ende Mai bis Anfang August statt. Dabei wurden die Außenfassaden der Gebäude abgesucht. Zeitgleich war in den Gemeindeblättern der drei Gemeinden ein Aufruf zur Mithilfe an die Bevölkerung ergangen, und die Bürger konnten der Sektion die von Ihnen festgestellten Nester per E-Mail, SMS oder Telefonanruf melden. In der Regel fand lediglich eine Begehung in den jeweiligen Gemeinden statt, die Meldungen durch die Bürger wurden nachträglich kontrolliert.

Neben der Anzahl der nachweislich besetzten Nester wurden ebenfalls die augenscheinlich intakten Nester, in denen keine Schwalbenbesetzung festgestellt wurde, die unbesetzten, teilzerstörten Nester, die von Haussperlingen *Passer domesticus* besetzten Nester sowie die ganz zerstörten Nester gezählt. Ein Haus, respektive mehrere aneinander gebaute Häuser, an dem/ denen sich mehrere besetzte Nester befanden, wurden als ein Brutstandort gewertet. Ein zur Brutzeit besetztes intaktes Nest wurde als Brutnachweis gewertet. Der Bruterfolg wurde nicht kontrolliert.

Resultate

Tabelle 1 fasst die Resultate der Erhebung nach Gemeinden zusammen. Insgesamt wurden 97 nachweislich besetzte Nester gezählt, davon 41 bzw. 42,3% in Echternach, 35 bzw. 36,1% in Consdorf und 21 bzw. 21,6% in Berdorf. Es ist nicht auszuschließen, dass einige der intakten Nester ohne Besetzungsnachweis ebenfalls von den Mehlschwalben zur Brut genutzt wurden. Frühe Brutpaare könnten zur Zeit der Kontrolle das Nest schon verlassen haben, andere Nester wurden zum Zeitpunkt der Begehungen vielleicht nicht angeflogen. Es wurden aber sicherlich nicht alle diese Nester für eine Schwalbenbrut genutzt. Von 72 Kunstnestern in der Gemeinde Consdorf blieben nachweislich 59 unbesetzt. Aus einem natürlichen Nest in Echternach lugte ein Plastikteil hervor, das wohl von Anwohnern hineingestopft worden war, wodurch das Nest unbrauchbar wurde. Damit verbleiben 59 intakte Nester, in denen vereinzelt Bruten stattgefunden haben könnten.

Tabelle 1: Resultate der Mehlschwalbenerhebung nach Gemeinden.

Niststandorte: in Klammern die Anzahl der zusätzlichen Niststandorte mit intakten Nestern ohne Besetzungsnachweis

Gemeinde	Nachweislich besetzte Nester	Intakte Nester ohne Besetzungsnachweis	Niststandorte	Unbesetzte teilzerstörte Nester	Ganz entfernte/ zerstörte Nester	Von Sperlingen besetzte Nester
Berdorf	21	12	5 (7)	8 ¹	4	0
Consdorf ²	35	92	4 (2)	7	18	4
Echternach	41	15	12 (8)	13	21	3
Total	97	119	21 (17)	28	43	7

¹ Zusätzlich zu den 8 teilzerstörten Nestern wurden an 21 Stellen Bauversuche der Mehlschwalben registriert.

² An einem Haus in Scheidgen sind 30 Betonnester angebracht, von denen 13 besetzt waren; der Besitzer hat zusätzlich in einer Seitenpassage an einem Turm 42 Betonnester für Mehlschwalben angebracht, die auch im zweiten Jahr ihres Bestehens ungenutzt blieben.

Sieben wohl schon im Vorjahr angelegte Schwalbennester waren von Haussperlingen übernommen worden. 21 Nester waren zum Teil zerstört, ob von Menschenhand, durch die Witterung oder durch die Besetzungsversuche von anderen Arten wie Haussperlingen ist in den meisten Fällen nicht gewusst. 28 Nester an Fassaden waren entfernt worden, ob alle in diesem Jahr ist

nicht bekannt. Zu den von Menschenhand entfernten Nestern in Echternach ist anzumerken, dass laut den Angaben eines Eigentümers dieser die Nester jeweils erst nach dem Ende der Brut im Herbst entfernt; die Mehlschwalben, die dann im nächsten Jahr neu bauen, lässt er dann die Brut austragen. An diesem Haus wurde 2022 ein intaktes Nest gesehen, dieses schien aber unbesetzt. An mindestens einem Haus wurden dieses Jahr zwei Nester zu Beginn der Brutzeit mithilfe eines Lastenhebers entfernt.

An einem Niststandort in Colbette (Abb. 1) wurden neben 30 intakten Nestern, die mindestens zur Hälfte von Brutpaaren besetzt waren, 6 teilzerstörte und 12 gänzlich entfernte Nester gezählt. Hier ist davon auszugehen, dass die 18 letzten Nester Opfer eines natürlichen Zerstörungsprozesses wurden. Insgesamt wurden 71 zum Teil oder gänzlich zerstörte Nester registriert.



Abb. 1: Einige Nester in einer größeren Mehlschwalbenbrutkolonie in Colbette (Foto C. Poos).

In der Gemeinde Berdorf wurde auf abgebrochene Bauversuche der Mehlschwalben geachtet. Mindestens an 21 Stellen gaben die Vögel ihre Bemühungen relativ schnell auf. Ob das eine Folge von Störungen oder von vielleicht ungeeigneter Unterlage war, ist nicht bekannt.

Zu den erfreulichen Feststellungen dieser Untersuchung gehörte das Anbringen von insgesamt 72 Kunstnestern durch einen Bewohner der Gemeinde Consdorf (Abb. 2), auch wenn zurzeit nur ein Bruchteil von diesen besetzt ist.

Positiv zu bewerten ist auch das Verhalten eines Hausbesitzers in Berdorf, der zwischen seinen Dachbalken an sieben Stellen die Bauten der Mehlschwalben zuließ, und nur zwischen den Balken, die sich über den Seitenfenstern befinden, „Drahtigel“ anbrachte, um dort das Bauen der Schwalben zu verhindern.



Abb. 2: Der Turm mit Kunstnestern in der Gemeinde Consdorf (Foto C. Poos).

Diskussion

Vergleichsmaterial zu den hier erhobenen Zahlen ist nur spärlich zu finden. So scheint es für Echternach lediglich eine durch den Verband für Vogelschutz durchgeführte Zählung aus August-Juli 1942 zu geben, bei der dort 17 besetzte Nester gefunden worden waren. Aus Berdorf oder Consdorf wurden keine Zahlen gemeldet (Morbach 1943). Auch schon die Erhebungen im Jahr 1932 waren ohne Angaben für die drei Ostgemeinden geblieben (Morbach 1932). Im Vergleich zu den 17 vor 80 Jahren gefundenen Nestern hätte sich demnach die Anzahl der in Echternach brütenden Mehlschwalben mehr als verdoppelt. Inwiefern 1942 die Erhebung selbst oder das Brutgeschäft der Schwalben durch das Kriegsgeschehen beeinträchtigt war, ist heute nicht mehr einschätzbar, eine reale Zunahme des Echternacher Mehlschwalbenbrutbestands über die letzten Jahrzehnte erscheint daher fragwürdig.

Bei der landesweiten Kartierung der Mehlschwalbennester im Jahr 2020 wurde lediglich die Gemeinde Consdorf zumindest zu einem großen Teil erfasst. Dabei wurden 84 intakte Mehlschwalbennester an 12 Standorten gezählt, davon in Colbette 46 an 4 Standorten, in Consdorf selbst 37 an 7 Stellen, auf Scheidgen eins an einer Stelle (Kieffer et al. 2021). Leider wurde bei der Kartierung nicht auf besetzte, sondern nur auf intakte Nester geachtet. Im Vergleich zu 2020 wurden 2022 in dieser Gemeinde 43 intakte Nester (+51%) mehr gefunden, von denen allerdings nur ein Bruchteil besetzt war. Der Zuwachs dürfte sich allein durch die 42 unbesetzten Betonnester an einem Turm in Scheidgen erklären, so dass insgesamt die Anzahl der intakten Nester in den zwei letzten Jahren konstant blieb. Beunruhigend ist allerdings, dass die Anzahl

der Niststandorte von 12 auf 4 fiel (respektive 6, wenn man zwei aneinander gebaute Häuser als zwei Standorte zählt).

Kieffer et al. (2021) fanden 2020 eine mittlere Anzahl von ca. 84 intakten Nestern pro Gemeinde sowie 16 Nester pro Ortschaft. Lediglich Consdorf hatte 2022 mehr intakte Nester aufzuweisen, das Resultat ist aber durch die Vielzahl an Betonnestern verzerrt und daher wenig aussagekräftig. In Echternach wurden 56 intakte Nester kartiert, ein ebenfalls überdurchschnittlicher Wert für eine Ortschaft. Mit 33 intakten Nestern zählte Berdorf vergleichsweise wenige Nester.

Die in den drei Ostgemeinden erhobenen Zahlen ändern wohl kaum viel an den Aussagen von Kieffer et al. (2021), die schlussfolgerten: „Im Vergleich zu den Zählungen in den Jahren 2004 und 2014 war die Anzahl der geschätzten Brutpaare im Jahr 2020 höher. ... Auch wenn die Ergebnisse der aktuellen Zählung eine Bestandserholung erhoffen lassen, entsprechen die festgestellten Zahlen nur 58 % der geschätzten Brutpaare im Jahr 1960.“

Kam laut Melchior et al. (1987) die Mehlschwalbe in den 1980er Jahren noch flächendeckend in Luxemburg als Brutvogel vor, so wurden 2022 in einigen kleineren Ortslagen der kartierten Gemeinden keine Bestände festgestellt. Dies lässt sich wohl zum Teil auf den Verlust des ruralen Charakters der Dörfer zurückführen, in denen in den letzten Jahren moderne, hochwertige Häuser gebaut wurden, an deren Fassaden nur selten Bauten der Mehlschwalben geduldet werden. Um der Zerstörung der Schwalbennester entgegenzuwirken besteht seit 2010 in Mainz die Auflage, dass bei einer Gebäudesanierung mit Entfernung von Mehlschwalbennestern, die Anbringung einer gleichen Anzahl an Kunstnestern erfolgen muss. 50 angebrachte Doppelnester wurden in den Folgejahren kontrolliert, und 2012 wurden darin inklusive der Zweitbruten 60 Bruten festgestellt. Danach erfolgte ein kontinuierlicher Rückgang auf nur noch 17 besetzte Nester im Jahr 2016, der 2019 mit einem Anstieg auf 30 Nester eine Wende fand. Rinne (2021) beobachtete parallel dazu schwankende Zahlen an besetzten Naturnestern in Mainz, die aber insgesamt der Bestandsentwicklung in Rheinland-Pfalz entsprachen. Den allgemeinen Abwärtstrend erklärte der Autor durch ein verringertes Nahrungsangebot (Insekten), Verluste in den afrikanischen Überwinterungsgebieten, die verbotene Zerstörung der Nester und die Vergrämung der Brutpaare durch Anwohner. Diese Ursachen dürften ebenfalls für die hiesige Brutpopulation gelten. Auch dürfte neben der Versiegelung von Flächen die durch den Klimawandel bedingte größere Trockenheit über die Sommermonate den Schwalben das Auffinden von Nistmaterial erschweren. Zu beachten ist, dass die mutwillige Zerstörung der Nester, respektive Vergrämung der Altvögel keine rezenten Phänomene sind, denn schon 1955 bemängelte Thill: „Das Zerstören von Schwalbenbauten an Häusern ist eine Erscheinung, die nicht bloß in den Städten, sondern auch in unseren Dörfern immer häufiger festzustellen ist.“ Unser Dank gilt denen, die sich um ein Zusammenleben mit den Schwalben bemühen, und damit einen wertvollen Beitrag zum Erhalt der Biodiversität leisten.

Literatur

- Hulten M. & V. Wassenich (1960): Die Vogelfauna Luxemburgs. I. Teil. Archives de l'Institut grand-ducal de Luxembourg, Section des sciences naturelles, physiques et mathématiques. 27:293-422.
- Kieffer K., K. Klein, C. Redel, P. Lorgé & J.-F. Maquet (2021): Mehlschwalben *Delichon urbicum* -Monitoring 2020. Regulus WB 36:1-15.
- Melchior E., E. Mentgen, R. Peltzer, R. Schmitt & J. Weiss (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. LNLV, Luxembourg.
- Morbach J. (1932): Vögel der Heimat III – Schwalben – Segler - Nachtschwalben. Kremer-Müller, Esch-Alzette.
- Morbach J. (1943): Vögel der Heimat. Band 3 (xii) - Familien der Fliegenschnäpper, Braunellen, Schlüpfer und Schwalben. Kremer-Müller, Esch-Alzette.
- Rinne D. (2021): Bestandsentwicklung in einer Mainzer Mehlschwalben-Kolonie. Dendrocopos 48:67-74.
- Thill P. (1955): Schwalbenschutz. Regulus, Bulletin de la Ligue luxembourgeoise pour l'étude et la protection des oiseaux 35:31-32.

Mögliche Zweitbruten der Nilgänse *Alopochen aegyptiaca* in Luxemburg

André Konter, E-Mail: podiceps@pt.lu

Zusammenfassung: Für 50 im Spätherbst und Winter der Jahre 2012 bis 2021 getätigten Nilgansgelege *Alopochen aegyptiaca* wurde versucht einen Bezug zu einer vorangegangenen oder nachfolgenden erfolgreichen Brut in der Hauptbrutzeit herzustellen. Bei 21 dieser Winterbruten war ein solcher Bezug weder auszuschließen, noch sicher nachzuweisen. Bei 7 Winterbruten könnte es sich um eine Zweitbrut handeln, bei sieben weiteren könnte es sich jeweils um eine Erstbrut zu einer darauffolgenden Sommerbrut handeln. In keinem Fall ist jedoch sichergestellt, dass dasselbe Paar tatsächlich zwei Gelege innerhalb eines Zeitraums von 12 Monaten tätigte. Ein sicherer Zweitbrutnachweis für Luxemburg bleibt damit weiterhin offen. Es wird diskutiert, inwiefern Zweitbruten der Nilgans in Mitteleuropa vorkommen und ob sich alle Winterbruten durch Zweitgelege erklären lassen könnten.

Abstract: Possible second broods of Egyptian Geese *Alopochen aegyptiaca* in Luxembourg

An attempt was made to establish a link to a previous or subsequent successful brood in the main breeding season for 50 Egyptian Goose clutches *Alopochen aegyptiaca* of late autumn and winter in the years 2012 to 2021. For 21 of these winter broods, such a link could neither be excluded nor proven with certainty. 7 winter broods could be a second brood, and seven others could be a first brood to a subsequent summer brood. However, in no case it could be definitely ascertained that the same pair had two clutches within a period of 12 months, no reliable proof of a second brood for Luxembourg could be established. It is discussed to what extent second broods of Egyptian Geese occur in Central Europe and whether all winter broods can be explained by second clutches.

Résumé: Possibles deuxièmes couvées de l'Ouette d'Égypte *Alopochen aegyptiaca* au Luxembourg

Une tentative a été faite pour établir un lien pour 50 couvées d'Ouettes d'Égypte *Alopochen aegyptiaca* commencées de fin automne jusqu'en hiver de 2012 à 2021 avec une couvée réussie précédente ou ultérieure au cours de la saison de reproduction principale. Pour 21 de ces couvées d'hiver, un tel lien n'a pu être ni exclu ni prouvé avec certitude. 7 couvées d'hiver pourraient représenter des deuxièmes couvées, et 7 autres pourraient chacune être une première couvée précédant une deuxième couvée au cours de l'été suivant. Dans aucun cas, il ne peut être garanti qu'un même couple ait effectivement eu deux couvées sur une période de 12 mois, donc une preuve fiable de seconde couvée pour le Luxembourg n'a pu être établie. Il est discuté dans quelle mesure des secondes couvées des Ouettes d'Égypte se produisent en Europe centrale et si éventuellement toutes les couvées d'hiver s'expliquent par des secondes couvées.

Die verschiedenen ornithologischen Werke, die sich mit der afrikanischen Avifauna beschäftigen, erwähnen keine lokalen Zweitbruten der Nilgans *Alopochen aegyptiaca*. In den Teilen des Kontinents, in denen Nilgänse zum Brüten jeweils auf die Regenzeit warten, muss man davon ausgehen, dass kaum ein Paar einer ersten erfolgreichen Brut ein weiteres Gelege folgen lässt, da der Zeitraum, in dem die Brutbedingungen günstig sind, zu kurz ist. Berücksichtigt man nämlich die Paarungszeit, die Eiablage, die Bebrütungszeit und die Führungszeit der Küken, so sind schnell vier Monate vergangen. Zählt man die Mauserzeit der Altvögel hinzu, dann dürfte eine

Zweitbrut wenig erfolgversprechend sein und in der Regel wegen einsetzendem Wasser- und Futtermangel ausbleiben. In den gemäßigteren Klimazonen des Kontinents wären dagegen zwei erfolgreiche Bruten in einem Zeitraum von 12 Monaten durchaus denkbar, aber selbst für Südafrika fehlen entsprechende Nachweise.

In Europa scheinen die Nilgänse dagegen mehr oder weniger regelmäßige Zweitbruten zu tätigen. Diese sind jedoch in der Regel nur schwer nachweisbar, denn in den meisten von der Art besiedelten Räumen müssen zwei Jahresbruten an einem Ort nicht unbedingt von denselben Vögeln stammen, selbst wenn zweimal derselbe Nistplatz gewählt wurde. Andersherum ist es auch denkbar, dass ein Paar zweimal im Jahr an ganz verschiedenen Orten brütet, ohne dass die Beobachter einen Zusammenhang zwischen beiden Bruten vermuten. Eindeutig nachzuweisen sind Zweitbruten demnach meist nur bei beringten Gänsen.

Die in der Datenbank ornitho.lu enthaltenen Angaben zu Nilgansbruten enthalten direkt keine Hinweise auf mögliche Zweitbruten. Bei einem Nilganspaar, das während der Hauptbrutzeit erfolgreich gebrütet hat und danach ein zweites Gelege tätigt, muss letzteres, angesichts des langen Zeitraums, den Balz, Nestbau, Eiablage, Bebrütung und Aufzucht der ersten Küken benötigen, normal im Spätherbst oder Winter begonnen werden. Denkbar wäre deshalb, dass die hierzulande festgestellten Winterbruten allesamt Zweitbruten sind. In der Folge wird deshalb diese Möglichkeit theoretisch untersucht und anschließend diskutiert.

1. Methodik

Basis dieser Untersuchung sind wieder die Daten zu 303 Bruten mit Schlupferfolg zwischen 2010 und 2021 und weitere 15 Datensätze zu Bruten, bei denen zu einem eventuellen Schlupf keine Angaben gefunden werden konnten, sowie in Konter (2021) nach der dort beschriebenen Methode zusammengestellt. (Auf die Jahre 2010 und 2011 fallen dabei keine Datensätze.) Zu den 48 dort festgestellten Winterbruten, d.h. Gelege mit Bebrütungsbeginn im Zeitraum zwischen dem 1. November und dem 28. bzw. 29. Februar der Jahre 2012 bis 2021, und den zwei Gelegen, die ab der letzten Septemberdekade bebrütet wurden, wurden alle 303 zurückbehaltenen Datensätze dahingehend untersucht, ob ein Bezug zu einer vorangegangenen oder nachfolgenden Brut in der Hauptbrutzeit bestehen könnte. Hierzu wurde im Zeitraum von neun Monaten vor dem Schlupf einer Winterbrut bis zu neun Monaten danach nach weiteren Bruten am gleichen Ort gesucht. Generell wurde hierbei davon ausgegangen, dass ein Paar eine Zweitbrut erst beginnt, wenn die pulli der Erstbrut flügge sind. Der Zeitraum bis zur Unabhängigkeit der Küken wurde wie folgt berechnet: Balzzeit, Revierbesetzung und Nestbau (7 Tage) + Legezeit (Eiablage im 1-2 Tageintervall, bei einer mittleren Gelegegröße von 5,2 Eiern ca. 7 Tage) + Bebrütungszeit (30 Tage) + Führungszeit (70 Tage) + Mauserzeit der Altvögel (14 Tage), also insgesamt 128 Tage oder 4 Monate. Da man Schachtelbruten bei den Nilgänsen nicht ganz ausschließen kann, wurde angenommen, dass eine solche nur dann begonnen wird, wenn aus der Erstbrut maximal noch drei Küken am Leben sind. Die Analyse berücksichtigt deshalb auch diese Möglichkeit. Nicht als Zweitbrut gewertet wurden die Versuche der Paare, bei denen aus der ersten Brut keine pulli flügge wurden.

Ein direkter Bezug zu einer zweiten Brut wurde vermutet, wenn von etwa gleicher Stelle eine weitere Nilgansfamilie mit Schlupf in besagtem Zeitraum gemeldet wurde. Wenn aber an diesem Ort im selben Jahr viele Paare brüteten wie z.B. im „Haff Réimech“ oder im renaturierten Gebiet bei Steinheim, so wurde ein solcher Bezug für möglich, aber nicht zwingend erachtet, da er durchaus zwei verschiedene Paare betreffen konnte. Ein Bezug wurde auch dann vermutet, wenn in kurzer Distanz zum Feststellungsort einer Winterbrut weitere Küken im festgesetzten Zeitraum schlüpften.

Die meteorologischen Angaben basieren auf den Daten für Echternach, die mir Herr Achim Wehnert freundlicherweise auf Monatsbasis zusammengestellt übermittelte.

2. Resultate

a. Festgestellte Winterbruten

Tabelle 1 zeigt die Verteilung der Winterbruten auf die Winter von 2011/12 bis 2020/21. Nicht mehr in dieser Tabelle enthalten ist ein spät im Februar 2019 getätigtes Gelege zu dem es keine Meldungen über einen Schlupf gibt.

Tabelle 1: **Anzahl der Winterbruten pro Winter**
(in Klammern die Spätseptemberbruten) (N=50).

Winter	2011/ 12	2012/ 13	2013/ 14	2014/ 15	2015/ 16	2016/ 17	2017/ 18	2018/ 19	2019/ 20	2020/ 21
Anzahl Bruten	2	1	6	4	10	4	9	7 (+2)	1	4

Schaut man sich die Verteilung der Winterbruten auf die Monatsdekaden an (Abb. 1), so fällt auf, dass die allermeisten Gelege im Februar getätigt werden. Bei 12 von 50 Gelegen (24%) begann die Bebrütung in der zweiten, bei 14 weiteren (28%) in der dritten Februardekade. In allen anderen Winterdekaden wurden maximal 5 Gelege voll.

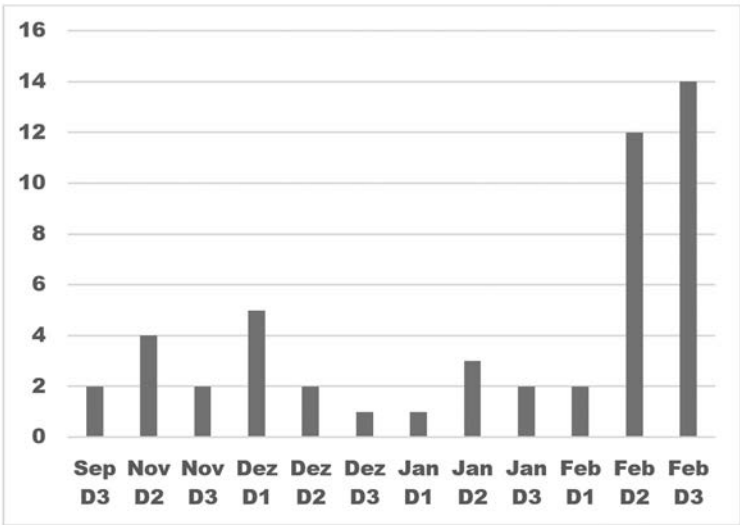


Abb. 1: Verteilung der Winterbruten auf die Monatsdekaden nach Bebrütungsbeginn.

b. Mögliche Hinweise auf Zweitbruten

Bei 15 der 50 Winterbruten (inklusive der beiden Gelege vom Spätseptember) konnte kein Bezug zu einer vorangegangenen oder nachfolgenden Brut innerhalb eines Zeitraums von neun Monaten gefunden werden. Drei von diesen Bruten betrafen den Winter 2020/21. Diese werden hier nicht weiter berücksichtigt, da die Daten zu den Sommerbruten des Jahres 2021 nicht mehr analysiert wurden. Eine weitere Brut aus Boevange/Attert mit Schlupf im Februar 2018 könnte von einem Paar getätigt worden sein, das im darauffolgenden Winter wieder an gleicher Stelle brütete, der Zeitpunkt der zweiten Eiablage konnte jedoch nicht genau bestimmt werden. Auch in Schengen und an der Untersauer bei Langsur (D) scheint jeweils ein Paar in zwei aufeinander folgenden Wintern gebrütet zu haben, ohne dass dazwischen von dort ein weiterer Schlupferfolg gemeldet wurde: In Schengen erfolgte ein Schlupf im Dezember 2016, dann wieder im November 2017, in Langsur im Januar und im Dezember 2016.

Bei 21 Winterbruten ist ein Bezug zu einer zeitlich nahen zweiten Brut theoretisch möglich. Zehn der betroffenen Paare brüteten im Naturschutzgebiet „Haff Réimich“, 5 bei Steinheim, 2 im Raum Bettendorf-Diekirch und eines bei Roeser, alles Gebiete, in denen zumindest zeitweilig mehrere Brutpaare vorkamen. Die Verbindung zwischen den je 2 Bruten ist also mitnichten gesichert, die zweite Brut könnte genauso gut ein anderes Paar betroffen haben, auch wenn Koordinaten der jeweiligen Meldungen in etwa übereinstimmen. Ähnlich verhält es sich mit den 3 verbleibenden Nilganspaaren, bei denen nur ein Bezug zu einer weiteren Brut ganz in der Nähe, aber nicht genau am selben Ort möglich wäre.

Bei sieben der verbleibenden 14 Winterbruten könnte es sich durchaus um eine Zweitbrut handeln. Bei den sieben weiteren Winterbruten fehlen Belege für eine vorangegangene Sommerbrut, sie könnten aber eine Erstbrut zu einer darauffolgenden Sommerbrut sein (Tabelle 5). Zur ersten Kategorie gehören folgende Bruten:

- Ein Paar an der „Spatz“ in Wasserbillig mit 6 kleinen Küken in der ersten Julidekade 2011, die alle flügge wurden, könnte Anfang Februar 2012 an gleicher Stelle ein zweites Gelege getätigt haben (zu diesem Zeitpunkt waren die Küken der Erstbrut sieben Monate alt). Am 10. März 2012 wurde dort ein Paar mit 3 wenige Tage alten Küken festgestellt, nur ein pullus überlebte bis Ende April 2012.
- Im renaturierten Gebiet an der Sauer unterhalb von Steinheim schlüpften am 22. Juli 2013 4 Küken, 3 davon wurden mindestens einen Monat alt. In der letzten Februardekade 2014 wurde an etwa der gleichen Stelle des ersten Nestes ein neues Gelege bebrütet (Küken der Erstbrut jetzt sieben Monate alt). In der letzten Märzdekade 2014 gingen daraus 7 Küken hervor, von denen 5 flügge wurden.
- Von einer Winterbrut bei Blesbrück mit Schlupf von 9 Küken Anfang Januar 2016 gibt es keine weiteren Meldungen. Denkbar ist, dass alle Küken innerhalb weniger Tage eingingen, und die Eltern könnten an gleicher Stelle in der zweiten Februarhälfte 2016 ein zweites Gelege getätigt haben. Von den 8 pulli, die am 21. März 2016 schlüpften, wurden 4 unabhängig. Betreffen beide Gelege dasselbe Paar, so wäre hier dennoch keine Zweitbrut, sondern eine Ersatzbrut nachgewiesen worden.
- Am 2. Juni 2015 schlüpften bei Bech-Kleinmacher 5 pulli, deren weiteres Schicksal unbekannt ist. Vom selben Ort wurde danach eine Winterbrut mit Bebrütungsbeginn in der letzten Februardekade 2016 (die Küken der Erstbrut könnten jetzt ca. neun Monate alt gewesen sein) und Schlupf von 4 pulli am 26. März 2016 gemeldet. Auch zu diesen Nachkommen bestehen keine weiteren Feststellungen.
- Am 28. Juli 2016 schlüpften bei Schengen 9 pulli, die später nicht mehr festgestellt wurden. In Schengen brütete dann in der letzten Dezemberdekade 2016 wieder ein Paar (die Küken der Erstbrut wären jetzt fünf Monate alt gewesen). Am 21. Januar 2017 schlüpften 12 Küken, 9 davon gingen schon innerhalb des ersten Tages ein, die anderen 3 wurden flügge.
- Bei Colmar-Berg schlüpften am 1. Juli 2017 4 Küken, über deren Schicksal es keine weiteren Angaben gibt. Im Februar 2018 wurde am gleichen Ort ein Gelege bebrütet (die Küken der Erstbrut wären jetzt siebeneinhalb Monate alt gewesen). Am 11. März 2018 gingen daraus 9 pulli hervor, die alle erwachsen wurden.
- Bei Ingeldorf schlüpften am 1. September 2020 5 Küken, von denen es keine späteren Nachrichten mehr gibt. An gleicher Stelle tätigte ein Paar Mitte Februar 2021 ein Gelege (die Küken der Erstbrut wären jetzt fünfeinhalb Monate alt gewesen). Am 17. März 2021 schlüpften 3 pulli, deren Schicksal ebenfalls unbekannt ist.

Die Winterbruten mit möglicher anschließender Sommerbrut stellen sich wie folgt dar:

- Bei einem im Februar 2012 im Zentrum von Diekirch bebrüteten Gelege schlüpften die Küken Anfang März. Die Erstbeobachtung registrierte nur ein pullus, das auch flügge wurde. Im Juni 2012 wurde dort wieder gebrütet (das Küken der Erstbrut wäre jetzt knapp zweieinhalb Monate alt gewesen), am 11. Juli wurden 4 Küken gezählt, ihr Los ist nicht bekannt.
- Am 17. Januar 2014 wurde am „Schwammweiher“ in Remerschen ein Paar mit 3 einwöchigen Küken festgestellt, einen Monat später war nur noch ein pullus am Leben. Aus dem im Mai

2014 dort bebrüteten Gelege (die Küken der Erstbrut wären jetzt ca. dreieinhalb Monate alt gewesen) gingen am 2. Juni 2014 7 Küken hervor, von denen es keine späteren Nachrichten gibt.

- An der Sauer in Born wurde am 17. Januar 2016 ein Nilganspaar mit einem dreitägigen Küken entdeckt, dessen weiteres Schicksal unbekannt ist. Im März 2016 brütete an gleicher Stelle wieder ein Paar, am 1. April schlüpften 7 Küken, die 50 Tage später noch alle lebten. Wenn beide Bruten dasselbe Paar betrafen, dürfte das erste Küken nicht überlebt haben und das Zweitegelege wäre eine Ersatzbrut gewesen.
- In der letzten Februardekade 2016 wurde aus Schengen eine Familie mit 5 kleinen pulli gemeldet, die alle mindestens einen Monat alt wurden. Am 28. Juli 2016 schlüpften am selben Ort 9 pulli, über deren Überleben keine Daten vorliegen. Bei Brutbeginn des zweiten Geleges wären die Küken der Erstbrut ca. vier Monate alt gewesen.
- Zwischen Erpeldange und Ingeldorf schlüpften am 26. Februar 2016 3 pulli und am 26. Juli 2016 nahe derselben Stelle 9 pulli. Zum Schicksal aller Küken fehlen weitere Angaben. Bei Brutbeginn des zweiten Geleges wären die Küken der Erstbrut ca. vier Monate alt gewesen.
- Auch über die Anfang Januar 2018 bei Bleesbrück geschlüpften 7 Küken gibt es keine Angaben zum Überleben. Dagegen wurden alle 5 pulli, die am 3. Juli 2018 dort schlüpften, flügge. Die Nachkommen der Erstbrut hätten bei Brutbeginn des zweiten Geleges ein Alter von fünf Monaten erreicht.
- Am 12. März 2019 schlüpften bei Bettendorf 7 pulli, die mindestens zwei Wochen überlebten. Ebenfalls dort schlüpften am 19. August 2019 3 weitere pulli, deren Schicksal unbekannt ist. Bei Brutbeginn des zweiten Geleges wären die Küken der Erstbrut ca. vier Monate alt gewesen.

Tabelle 5: Zusammenfassung der Erst- und Zweitbruten

mit jeweiligem Datum des Bebrütungsbeginns der Gelege (Bebr. ab), Anzahl der pulli bei der ersten Feststellung (pulli), Anzahl flügger pulli (flügge), bei der Zweitbrut Altersangabe in Tagen der ersten pulli bei Bebrütungsbeginn (Alter1), Gesamtanzahl flügger pulli aus beiden Bruten (Erfolg) und Anmerkungen.

Ort	Erstbrut			Zweitbrut				Erfolg	Anmerkung
	Bebr. ab	pulli	flügge	Bebr. ab	Alter1	pulli	flügge		
Wasserbillig	05.06.11	6	6	07.02.12	217	3	1	7	
Steinheim	22.07.13	4	3	20.02.14	214	7	5	8	
Bleesbrück	10.12.15	9	?	21.02.16	43	8	4	?+4	Ersatzbrut
Bech-Macher	02.05.15	5	?	23.02.16	266	4	?	?	
Schengen	28.06.16	9	?	21.12.16	146	3	3	?+3	
Colmar-B.	01.06.17	4	?	11.02.18	225	9	9	?+9	
Ingeldorf	01.08.20	5	?	17.02.21	169	3	?	?	
Diekirch	01.02.12	1	1	11.06.12	102	4	?	1+?	
Remerschen	10.12.13	3	1(?)	02.05.14	112	7	?	1+?	
Born	14.12.15	1	?	01.03.16	47	7	7	?+7	Schachtel-/Ersatzbrut
Schengen	22.01.16	5	5(?)	28.06.16	127	9	?	5+?	
Erpeldange	26.01.16	3	?	26.06.16	122	9	?	?	
Bleesbrück	03.12.17	7	?	03.06.18	152	5	5	?+5	
Bettendorf	12.02.19	7	7(?)	19.07.19	130	3	?	7+?	

Trotz der möglichen Verbindungen zwischen den jeweils zwei Bruten, die hintereinander am gleichen Ort getätigt wurden (Tabelle 5), ist in keinem Fall sichergestellt, dass es sich auch tatsächlich um zwei Gelege desselben Paares innerhalb eines Zeitraums von 12 Monaten handelt. Gehen wir aber dennoch einmal davon aus, dann wären bei 2 Paaren sicher zweimal pulli flügge geworden und deren Jahresbruterfolg hätte 15 (7+8) Nachkommen betragen. Bei allen anderen Paaren ist maximal der Bruterfolg aus einem Gelege bekannt. In diesen Fällen kann also lediglich ein minimaler (alle pulli einer Brut gingen verloren) oder ein maximaler Bruterfolg (alle wurden flügge) berechnet werden. Dabei wurde allerdings davon ausgegangen, dass Küken, die mindestens einen Monat alt wurden, ebenfalls flügge wurden. Die betroffenen 10 Paare führten im Mittel zwischen 3,1 (alle Küken mit unbekanntem Los gingen ein) und 10,3 pulli (alle Küken mit unbekanntem Los überlebten) in die Unabhängigkeit. Rechnet man die beiden mit Ersatzbrut bezeichneten Gelege hinzu, so verändern sich die Werte nur unwesentlich auf 3,5-10,3 flügge pulli. Auch alle 14 zweifachen Gelege zusammen ergeben noch immer eine Spanne von 4,1-9,9 unabhängigen Nachkommen. Es ist demnach anhand der vorliegenden Daten nicht möglich herauszufinden, ob Paare mit zwei Bruten in einem Jahr mehr pulli in die Unabhängigkeit führten, als solche die nur einmal erfolgreich waren (6,23 pulli/Paar, Konter 2021). Im Mittel trugen die Winterbruten im schlechtesten Fall 2,6 pulli zum Gesamterfolg eines Paares bei, im besten Fall waren es 3,9 pulli. Am erfolgreichsten waren dabei Paare, die mit der Bebrütung des Geleges frühestens im Februar begannen, so dass ihre Küken im März schlüpften. Die Winterbruten dieser 8 Paare produzierten mindestens 27, im besten Fall sogar 34 pulli, also im Mittel 3,4-4,2 pulli/Paar. Der Wintererfolg könnte demnach weitgehend davon abhängen, ob der Zeitpunkt der Brut günstig gewählt war. Allerdings ist zu beachten, dass eine späte erfolgreiche Winterbrut ein frühes Gelege in der folgenden wärmeren Jahreszeit verhindert.

Diskussion

Schlussfolgernd muss man feststellen, dass es keinen gesicherten Zweitbrutnachweis für Luxemburg gibt, es bleibt bei Verdachtsfällen. Zwei aufeinanderfolgende Bruten am selben Ort ergeben keinen sicheren Beweis hierfür, besonders da häufig zwei verschiedene Brutpaare zeitversetzt denselben Brutplatz benutzen (Dietzen et al. 2015). Deshalb erscheint es auch möglich, den möglichen Zugewinn durch Zweitbruten beim Bruterfolg zu diskutieren. Es ist durchaus vorstellbar, dass in Mitteleuropa wie in Afrika die meisten Nilgänse nur eine Jahresbrut tätigen. Die nach dem Sommer getätigten Gelege könnten in der Mehrzahl Ersatzgelege, respektive Bruten von im Sommer brutverhinderten Paaren darstellen. Während z.B. für Bayern Zweitbruten bisher nicht bekannt sind (Schropp et al. 2015), werden in einigen Publikationen zu den europäischen Nilgänsen jedoch zwei (z. B. Bräsecke 1998, Dietzen et al. 2015) oder gar bis zu drei Jahresbruten für möglich gehalten (z.B. Hölzinger & Bauer 2018, Mooij 1998). Sichere Belege für zwei Bruten konnte ich nur in zwei Publikationen finden.

In einer auf individuellen Ringnummern basierenden Studie zur Brutsaison 2018 an verschiedenen Standorten zwischen Wasserbillig und Schweich wurde eine Schachtelbrut im Mündungsgebiet der Saar bei Konz dokumentiert. Das Nilganspaar hatte zunächst nur einen Jungvogel, der im Mai vom Männchen allein geführt wurde. Das dazugehörige Weibchen hatte parallel eine zweite Brut begonnen und wurde am 21. Mai mit 5 jüngeren Küken gesichtet (Khalil et al. 2019).

Bei einem Monitoring der Nilgänse in Wiesbaden im Jahr 2019 scheinen zwei von 10 Paaren zweimal erfolgreich Junge groß gezogen zu haben. Die erste Familie mit 4 pulli wurde am 31. März festgestellt, nach 13 Wochen waren die 3 überlebenden Nachkommen nicht mehr mit den Eltern zusammen. Dasselbe Paar wurde am 13. September (166 Tage nach Meldung der ersten pulli) mit 3 neuen Küken beobachtet, die alle überlebten. Das zweite Gelege wurde also erst über einen Monat nach der ersten Familienauflösung begonnen. Ein zweites Paar führte am 7. April 3 pulli, die alle 14-15 Wochen später die Eltern verließen. Schon am 20. August war das Paar wieder mit 7 Küken unterwegs, von denen 6 flügge wurden. Das zweite Weibchen musste also direkt nach oder sogar schon während der Trennungsphase von den ersten Gössel mit der zweiten Eiablage begonnen haben.

Bei allen drei Beispielen war der Erfolg der Erstbrut mit maximal drei flüggen Küken eher bescheiden. Da die Gelege aber schon sehr früh im Jahr erfolgten, blieb ausreichend Zeit, um in einer noch günstigen Jahreszeit einen weiteren Brutversuch zu starten. Gänsen, denen es gelingt aus ihrer Erstbrut fünf und mehr pulli großzuziehen, dürfte es schwerfallen, eine Schachtelbrut zu beginnen, da beide Eltern länger mit der Führung der ersten Küken beschäftigt sein dürften. Wenn sie zusätzlich erst spät im Frühjahr ihr Gelege tätigten und nach der Unabhängigkeit der ersten Nachkommen zuerst mausern, könnte eine weitere Brut frühestens in den letzten Monaten des Jahres getätigt werden, womit Schlupf und Aufzucht dieser Küken mit einem hohen Risiko für Schlechtwetterphasen belastet wären. Dies könnte erklären, weshalb bei den sechs hier behandelten Dezembergelegen nur bei einem ein sicherer Bruterfolg von drei Küken nachgewiesen wurde. Drei Familien wurden kein zweites Mal festgestellt, zwei Familien wurden bei der zweiten Meldung mit ein und 5 noch recht jungen Gössel gesehen, aber nicht mehr mit ausgewachsenen Nachkommen.

Ob sich alle Winterbruten durch Zweitbruten erklären lassen, bleibt offen. Die frühen Gelege im Jahr, im Februar und Anfang März, könnten durch zum Teil verbesserte klimatische Bedingungen erklärt werden, wodurch im Anschluss ausreichend Zeit für Ersatz- und Zweitgelege verbleibt. Anders als Hölzinger und Bauer (2018), die die Winterbruten der in Europa freigesetzten Nilgänse zumindest teilweise auf deren unterschiedliche afrikanischen Herkunftsgebiete zurückführen, glaube ich nicht, dass darin die Ursache zu finden ist. Die in Mitteleuropa brütenden Vögel haben in ihrer nun doch schon längeren Geschichte in unseren Breitengraden allgemein eine hohe Anpassungsfähigkeit bewiesen, so dass es kaum vorstellbar ist, dass sie ausgerechnet bei der so wichtigen Wahl eines günstigen Bruttermins diese Plastizität vermissen lassen sollten.

Literatur

- Bräsecke R. (1998): Die Ausbreitung der Nilgans (*Alopochen aegyptiacus*) am Unteren Niederrhein. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 23: 281–291.
- Dietzen C., T. Dolich, T. Grunwald, P. Keller, A. Kunz, M. Niehuis, M. Schäf, M. Schmolz & M. Wagner (2015): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz, Band 2, Entenvögel bis Storchenvögel (Anseriformes bis Ciconiiformes). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 47, Landau.
- Hölzinger J. & H.-G. Bauer (2018): Die Vögel Baden-Württembergs, Band 2.1.1 - Nicht-Singvögel 1.2, Dendrocygnidae (Pfeifgänse) – Anatidae (Entenvögel). Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Khalil I., O. Elle & S. Twietmeyer (2019): Brutzeitliche Beobachtungen an individuell markierten Nilgänsen (*Alopochen aegyptiaca*) in der Region Trier. Dendrocygna 46: 23-34.
- Konter A. (2021): Zum Brutgeschäft der Nilgänse *Alopochen aegyptiaca* in Luxemburg. Regulus WB 36:43-58.
- Mooij J.H. (1998): Die Nilgans – ein etablierter Neubürger in Westeuropa. Der Falke 45: 338–343.
- Schropp T. J., F. Schönfeld & C. Wagner (2015): Die Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Bayern – ein Neubürger startet durch. Ornithol. Anz. 54:277-296.
- Weirich O., W. Heuser, M. Krüger, H. Langkabel & C. Rochwani (2019): Monitoring der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Wiesbaden 2019. Untersuchungsbericht im Auftrag des Magistrats der Stadt Wiesbaden.

Zur Gefährdung anderer Arten durch die zunehmende Nilganspopulation *Alopochen aegyptiaca* in Mitteleuropa

André Konter, E-mail: podiceps@pt.lu

Zusammenfassung: Das stete Wachstum der Nilganspopulationen *Alopochen aegyptiaca* in Mitteleuropa und das aggressive Verhalten der Art gegenüber anderen Vögeln schüren den Verdacht, dass die Nilgans für den lokalen Rückgang anderer Vogelarten zumindest mitverantwortlich ist. Gesicherte Belege hierfür fehlen jedoch. Dieser Artikel trägt das in der Fachliteratur vorhandene Wissen zur Gefährdungslage zusammen und kommt zu dem Schluss, dass die Beispiele von Nestbesetzungen, Vertreibungen und Tötungen anderer Vogelarten sehr wohl eine Gefahr für die einheimische Avifauna darstellen können, auch wenn es keine großräumigen Studien zu diesem Thema gibt und somit der reelle Gefährdungsgrad ungenügend erfasst bleibt. Die mit dem Auftreten der Nilgänse verbundenen Risiken und mögliche Gegenmaßnahmen zu ihrer weiteren Ausbreitung werden in Zusammenhang mit dem ungebremst ansteigenden anthropogenen Druck auf die von Nilgänsen genutzten Habitate diskutiert.

Abstract: The endangerment of other species by increasing populations of Egyptian Geese *Alopochen aegyptiaca* in Central Europe

The steady growth of the Egyptian Goose *Alopochen aegyptiaca* populations in Central Europe and the aggressive behaviour of the species towards other birds raise the suspicion that the Egyptian Goose is at least partly responsible for the local decline of other bird species. However, no reliable evidence for this statement seems to exist. This article brings together the knowledge on the risk situation available in the ornithological literature and comes to the conclusion that the examples of nest occupation, displacement and killing of other bird species can represent a danger for the native avifauna, even if there are no large-scale studies on this topic and thus the real degree of danger remains inadequately recorded. The risks associated with the occurrence of the Egyptian Geese and possible measures to counter their further spread are discussed in connection with the unrestrained increasing anthropogenic pressure on the habitats used by the Egyptian geese.

Résumé: Évaluation des risques pour les autres espèces associées à la population croissante des Ouettes d'Égypte *Alopochen aegyptiaca* en Europe centrale

La croissance continue de la population de l'Ouette d'Égypte *Alopochen aegyptiaca* en Europe centrale et le comportement agressif de l'espèce envers les autres oiseaux éveillent le soupçon que l'Ouette d'Égypte est au moins en partie responsable pour le déclin local d'autres espèces. Cependant, il n'y a généralement aucune preuve fiable pour ce constat. Cet article rassemble les connaissances disponibles dans la littérature ornithologique sur la situation des menaces et périls et arrive à la conclusion que les exemples d'occupation de nid, de déplacement et de mise à mort d'autres espèces d'oiseaux peuvent très bien représenter un danger réel pour l'avifaune indigène, même s'il n'existe pas d'étude à grande échelle sur ce sujet et donc le degré réel de danger reste insuffisamment connu. Les risques associés à la présence des Ouettes d'Égypte et des mesures possibles pour contrer leur propagation continue sont discutés en relation avec la pression anthropique sur les habitats utilisés par les ouettes en constante augmentation.

Allgemein gehen Naturkundler von einer Verbindung zwischen der Invasion fremder und dem Rückgang bzw. Aussterben einheimischer Arten aus, auch wenn die Indizien dafür in vielen Fällen nur anekdotischer und spekulativer Natur sind und nur auf einer kleinen Anzahl von Beobachtungen beruhen (Gurevitch & Padilla 2004). So steht auch die Nilgans *Alopochen aegyptiaca* unter Verdacht, eine mögliche Gefahr für andere Vogelarten darzustellen, ein Verdacht, der durch das stete Wachstum ihrer Populationen in den Ländern Mitteleuropas noch verstärkt wird. Umfassende Impaktstudien zu diesem Thema liegen aber nicht vor. Zahlreiche Zwischenfälle berichten von einem aggressiven und dominanten Verhalten dieser Gänse gegenüber anderen Vogelarten, so dass viele Beobachter lokale Rückgänge bei „alteingesessenen“ Arten auf ein vermehrtes Aufkommen der Nilgänse zurückführen. Als etabliertes Neozoon unterliegt die Nilgans seit 2014 der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. Diese verfolgt zum Schutz der einheimischen Arten das Ziel, die Ansiedlung neuer und die Ausbreitung bestehender Populationen insbesondere fremder invasiver Arten zu überwachen, respektive zu verhindern (Scalera et al. 2020).

Die Meinungen der Vogelschützer zum Thema Nilgans gehen zum Teil weit auseinander. Während die einen auf die fehlenden Beweise für die ökologische Schädlichkeit der Art pochen und vorerst Maßnahmen zur Eindämmung der Populationsentwicklung ablehnen, betrachten die anderen die Gefährdungslage als akut und sehen restriktive und regulierende Verordnungen als begründet an. Vor diesem Hintergrund versucht der vorliegende Artikel das in der ornithologischen Fachliteratur vorhandene Wissen zur direkten Gefährdung anderer Arten durch die Nilgans zusammenzufassen. Dabei werden vorerst andere Konflikte, z. B. verursacht durch hygienische Probleme in von Menschen genutzten Gewässern, Eutrophierung bei größeren Ansammlungen von Gänsen oder mögliche landwirtschaftliche Schäden, ausgeblendet und fließen erst in der Diskussion über die potenziellen negativen Auswirkungen der Art auf die avifaunistische Biodiversität ein.

Methodik

Die Untersuchung beruht auf einer Literatursuche in rezenten nationalen und regionalen Avifaunen, in führenden und regionalen ornithologischen Zeitschriften sowie im Internet zum Thema der möglichen Gefährdung und angerichteter Schäden durch die Nilgans gegenüber anderen Vogelarten.

Resultate

a. Aggressives Verhalten der Nilgänse und Konsequenzen für andere Arten

Auf die intraspezifischen Auseinandersetzungen zwischen Nilgänsen, die bei Familien auch schon zum Tod einiger Küken führen können (Weirich et al. 2019), wird hier nicht weiter eingegangen. Unterschieden werden soll aber zwischen den Aggressionen gegenüber anderen Arten allgemein, im Brutrevier, respektive seitens Junge führender Paare, und bei größeren Ansammlungen.

i. Allgemeines interspezifisches aggressives Verhalten

Matt (2008 in Woog et al. 2010) beschreibt, wie eine Nilgans auf einem Teich im Schlosspark Weinheim neun dort ruhende Stockenten *Anas platyrhynchos* „sehr heftig“ vertreibt. Es wurde auch schon beobachtet, wie Nilgänse andere Vögel direkt töteten, z.B. ein Teichhuhn *Gallinula chloropus* (Vögele 1997), einige Stockenten (Heuser in Kreuziger et al. 2004) oder einen Flamingo *Phoenicopterus sp.* im Zoo (G. Schleussner in Woog et al. 2010). Eikhoudt 1973 (in Gyimesi & Lensink 2010) zählt Fälle auf, bei denen Nilgänse Brandgänse *Tadorna tadorna*, Magellangänse *Chloephaga picta*, Stockenten, eine Elster *Pica pica*, ein Teichhuhn, Haussperlinge *Passer domesticus*, Stare *Sturnus vulgaris* und Amseln *Turdus merula* ertränkten. Trotz lautstarker Proteste der Eltern ertränkte an einem niederländischen See eine Nilgans hintereinander vier Brandgansküken, und einem in Gefangenschaft gehaltenen Nilganspaar fielen mehrere Vögel durch Unterwasserdrücken zum Opfer, darunter acht ausgewachsene Stockenten und zwei Magellangänse (Wymenga 1999).

Nach Anselin und Devos 2007 (in Banks et al. 2008) zeigen die eingebürgerten Nilgänse gegenüber anderen Arten generell ein dominantes und aggressives Verhalten, was besonders kleinere

Arten wie Enten oder Blässhühner *Fulica atra* davon abhalten könnte, dort Territorien zu besetzen, wo Nilgänse präsent sind. Auch nach Woog et al. (2010) vertreiben Nilgänse andere Wasservögel. An kleineren Parkteichen mit wenig Ausweichmöglichkeiten versuchen Nilganspaare vor allem kurz nach ihrer Ansiedlung die Stockenten zu vertreiben (Heuser in Kreuziger et al. 2004).

Hüppeler (2000 in Schropp et al. 2016) zählt Konfliktsituationen mit Flussseseschwalben *Sterna hirundo*, Stockenten und Blässhühnern auf. Hierbei beschränkt sich das aggressive Verhalten der Nilgänse ausschließlich auf Drohgebärden mit deutlichen Lautäußerungen und schnellen Vorwärtsbewegungen in Richtung der Gegner.

Dagegen beobachten Weirich et al. (2019) in Wiesbaden nur sehr selten aggressive Aktionen der Nilgänse gegenüber adulten Stockenten und nur einmal gegenüber einem Teichhuhn, und diese haben nie Verletzungen zur Folge. Geberths (2011) Studien zeichnen ein ähnliches Bild: Die untersuchten Nilgänse verhalten sich meistens neutral gegenüber anderen Vogelarten; auftretendes Aggressionsverhalten beschränkt sich auf Drohgebärden. Die häufigsten Situationen, in denen interspezifisches Aggressionsverhalten auftritt, sind Konkurrenz um Nahrung bei Fütterungen, Unterschreitung des Individualabstandes durch andere Arten sowie die Verteidigung der Jungen. Auch wenn sich die Nilgänse gewöhnlich neutral zu den anderen Arten verhalten, so richten sich doch 39 der 44 beobachteten interspezifischen aggressiven Interaktionen gegen Stockenten, die damit die mit Abstand am häufigsten durch Nilgänse bedrohte Art darstellen. Bei einer anderen Untersuchung in Wiesbaden richten sich die meisten zwischenartlichen Angriffe ebenfalls gegen Stockenten und Arten ähnlicher Größe. Größere Arten oder auch Teichhühner werden fast nie angegriffen. Die Angriffsbereitschaft von Nilgänsen ist weniger vom Futterangebot abhängig, sondern steigt allgemein mit der Vogeldichte am Teich. Es handelt sich meistens um kurzzeitiges Verdrängungsverhalten wie Verfolgungen des Gegners mit aufgeplustertem Gefieder oder geöffnetem Schnabel und ggf. drohenden Lauten (Kenmogne & Schindler 2011). Spaziergänger berichten oft von Streitigkeiten der Nilgänse mit anderen Vögeln, insbesondere an kleinen Parkteichen. Nilgänse scheinen sich in kleinen, anthropogen überformten Parkgewässern deutlich aggressiver zu verhalten, insbesondere, wenn sie Junge führen, als auf größeren naturnahen Gewässern. Dagegen zeigen Nilgänse ohne Junge laut Redaktion „Vogel und Umwelt“ (2011) auch in kleinsten städtischen Parkanlagen eine geringe Angriffsbereitschaft.

Da Stockenten besonders oft Nilgansangriffen ausgesetzt sind, lässt sich folgern, dass die Aggressivität der Nilgans an deren Brutplatz ein entscheidender Störfaktor ist. Es ist aber bisher nicht beobachtet worden, dass Nilgänse brütende Stockenten von ihrem Nistplatz vertreiben, ihre Nester zerstören oder Stockenteneier verzehren. Bei einer Nilgansaggression ist allerdings ein Stockentenjunges durch Bisse ernstlich verletzt worden (Kenmogne & Schindler 2011).

Nahrungskonkurrenz zu anderen äsenden Arten erscheint sehr unwahrscheinlich, zumindest konnten bei Untersuchungen in dieser Hinsicht nur geringe Einflüsse auf die heimische Avifauna festgestellt werden (Gyimesi und Lensink 2010, Schropp et al. 2016). Auch Ward (2016) hält Territorialkonflikte in dieser Hinsicht für unwahrscheinlich, da Nilgänse die meiste Zeit des Jahres in kleinen Familienverbänden verbringen, und Grünfutter in ihrem europäischen Verbreitungsgebiet ausreichend zur Verfügung steht.

Schropp et al. (2016) merken jedoch an, dass manchmal Futterstellen aggressiv von den Nilgänsen verteidigt werden. Die Nilgänse in der Bockenheimer Anlage in Frankfurt lassen sich von Spaziergängern aus der Hand füttern. Dabei können Straßentauben *Columba livia domestica* und Teichhühner problemlos Futter aufnehmen, Stockenten dagegen werden von den Nilgänsen nicht geduldet. Jeder ihrer Versuche bewirkt zunächst Drohverhalten und führt schließlich zum Vertreiben, so dass die „Opfer“ gezwungen sind, sich in einigen Metern Abstand aufzuhalten. Dies ist unverkennbar Nahrungskonkurrenz (Kenmogne & Schindler 2011). Eine derartige Beschränkung der Futterplätze kann besonders während der Mauser für die dann flugunfähigen Enten negative Folgen haben (Gyimesi & Lensink 2010). In Steinheim fallen in der Brutzeit

2014 mindestens 45 Stockentenküken den Angriffen von wahrscheinlich nur einem Nilganspaar an einem Futterplatz zum Opfer (Konter 2015). Der Futterneid der Nilgänse scheint sich überwiegend auf Stellen zu beziehen, an denen Menschen Futter auslegen.

ii. Intraspezifische Aggressionen zur Revier- und Jungenverteidigung

Vor und während der Brutzeit sind Nilgänse stark territorial und verteilen sich in der Landschaft. Während der Brut verteidigen die Nilgänse aktiv und wild ihre Territorien, wobei sie wahrscheinlich kleinere Arten (z. B. Enten, Blässhühner) daran hindern, hier selbst Territorien zu besetzen (Anselin & Devos 2007 in Huysentruij et al. 2020, Callaghan & Brooks 2016, Ward 2016). Auch Gyimesi und Lensink (2010) und Woog et al. (2010) bescheinigen diesen Neozoen ein aggressives Verhalten vor allem im Nestrevier, Arens und Rebling (2005) sprechen von einer bekannten Aggressivität und Verteidigungsbereitschaft Junge führender Nilgänse, während Kenmogne und Schindler (2011) festhalten: Je kleiner die Jungen, desto aggressiver die Eltern. Ward (2016) hält neun Fälle von aggressiver Revierverteidigung seitens einem Nilganspaar gegenüber den folgenden acht Arten fest: Höckerschwan *Cygnus olor*, Graugans *Anser anser*, Brandgans, Stockente, Pfeifente *Anas penelope*, Säbelschnäbler *Recurvirostra avosetta*, Löffler *Platalea leucorodia* und Silbermöwe *Larus argentatus*. Berndt (2021) beobachtet wie in Schleswig-Holstein ein Höckerschwan-Männchen mit aufgeblähten Flügeln auf eine Nilgansfamilie zu rauscht und daraufhin von beiden Elternvögeln vehement angegriffen wird; trotz des Größenvorteils für den Schwan lassen die Gänse erst von diesem ab, als er an Land flüchtet. M. Schmolz gelingt eine fotografische Dokumentation einer Auseinandersetzung zwischen einer Nilgans- und einer Brandgansfamilie am Niederrhein. Sie zeigt, dass Nilgänse Brandgansküken durchaus gefährlich werden können (Wymenga 1999). Sarat et al. (2012) vermerken angriffs-lustiges Verhalten der Nilgänse gegenüber Haubentauchern *Podiceps cristatus* während der Brutzeit, in einem Fall wird sogar ein Exemplar ertränkt (Flehmig in Kreuziger et al. 2004). Gelegentliche Berichte über das Ertränken anderer Arten durch brütende Nilgänse dürften den Bruterfolg ersterer jedoch nicht beeinflussen (Gyimesi & Lensink 2010, 2012, Callaghan & Brooks 2016).

Geberth (2011) kommt zu der Einschätzung, dass es kaum Aggressionen der Nilgänse gegen artfremde Elterntiere bzw. deren Junge gibt und andere Arten praktisch immer in der unmittelbaren Nähe der Nilgansnester geduldet werden. Nur Artgenossen werden sofort von dem Männchen vertrieben. Auch Weirich et al. (2019) halten fest: Gegenüber den Küken der einheimischen Arten Stockente, Teich- und Blässhuhn verhalten sich die Nilgänse im Untersuchungsgebiet stets neutral. Regelmäßig halten sich Küken aller drei Arten und deren Eltern völlig entspannt in unmittelbarer Nähe der Nilgänse auf. Alle drei einheimischen Arten pflanzen sich in Gegenwart der Nilgänse erfolgreich fort.

Die Auswertung älterer Daten zeigt, dass sich Nilgänse zu Beginn der Besiedlung Wiesbadens bis in die frühen 2000er Jahre deutlich aggressiver gegenüber Stockenten verhalten haben, was auf einen Anpassungsprozess schließen lässt (Weirich et al. 2019).

iii. Aggressionen gegenüber anderen Arten bei größeren Nilgansansammlungen

Größere Nilgansgruppen können dem von ihnen genutzten Habitat nicht nur Fraßschäden zufügen und mit ihren Fäkalien eine übermäßige Eutrophierung des Gebiets verursachen (Anselin & Devos 2007 in Banks et al. 2008). Die Aggressivität in größeren Mauseransammlungen von Nilgänsen könnte einheimische Vogelarten von den besten Futterplätzen ausschließen und auf suboptimale Habitate zur Mauser und Futtersuche verdrängen, wodurch deren physiologischer Stress in dieser schwierigen Zeit zunimmt (Gyimesi & Lensink 2010). In Steinheim werden allerdings oft ruhende Stockenten in direkter Nähe von Nilgansansammlungen geduldet und Anfang August 2016 spaziert sogar ein Grünschenkel *Tringa nebularia* auf Futtersuche unbehelligt an mehreren aufeinanderfolgenden Tagen mehrfach mitten durch eine Gruppe sich dort im seichten Wasser aufhaltender Gänse (Abb. 1).



Abb. 1: Grünschenkel auf Futtersuche am Rand einer Nilgansgruppe im August 2016 bei Steinhelm.

b. Besetzten fremder Nistplätze durch Nilgänse und Auswirkungen

Zahlreiche Schriften berichten von der Besetzung von Baumnestern anderer Vogelarten durch Nilganspaare, so z.B. von Greifvögeln Accipitriformes allgemein (Fouque et al. 2012, Huysentruyt et al. 2020, Kreuziger et al. 2004, Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016, Schropp et al. 2016, Vogt mdl. 2009 in Geberth 2011) oder von spezifischen Arten wie dem Mäusebussard *Buteo buteo* (Büssis 2004, Kretschmar 1999, Lensink 1998 in Gyimesi & Lensink 2010, Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016), dem Habicht *Accipiter gentilis* (Kretschmar 1999, Lensink 1998 in Gyimesi & Lensink 2010, Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016), dem Schwarzmilan *Milvus migrans* oder Rotmilan *Milvus milvus* (Dietzen et al. 2015), dem Fischadler *Pandion haliaetus* (in Großbritannien nach T. Appleton pers. Mitteilung in U.S. Fish & Wildlife Service 2016, Rehfishch et al. 2010 in Huysentruyt et al. 2020), dem Wanderfalken *Falco peregrinus* (Beck et al. 2002 in Huysentruyt et al. 2020, Jacob et al. 2010) und dem Turmfalken *Falco tinnunculus* (Dietzen et al. 2015, Beck et al. 2002 in Huysentruyt et al. 2020, Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016, van Dijk 1997 in Gyimesi & Lensink 2010). Nach Lensink (1996 in Gyimesi & Lensink 2010) sind in den Niederlanden auch die Nistkästen von Turmfalken besonders attraktiv als Brutplatz für Nilgänse. In Wiesbaden haben die Gänse Turmfalken von ihrem Brutplatz in einem Kirchturm vertrieben (Reufenheuser mdl. 2009 in Geberth 2011).

In den Niederlanden werden die Habichte gezwungen ihre Brutstrategie anzupassen (van Dijk 2000). In der Umgebung von Zwolle sind zwei Habichtpaare erfolgreich, die nach ihrer Vertreibung durch Nilgänse ein neues Nest gebaut haben. Einen dritten Horst fordert ein Habichtpaar von den Nilgänsen zurück. Am Ende befinden sich in diesem Nest drei Habicht- und sieben Nilganseier. Den Greifvögeln gelingt es nicht, ihren Eiern genügend Wärme zu spenden, so dass ein Bruterfolg ausbleibt (van Dijk 2000). Am Niederrhein bei Fuestrup bauen die vertriebenen Mäusebussarde einen neuen Horst in der Nähe, wo sie dann ihr Gelege tätigen (Büssis 2004).

In Südafrika beeinflussen die Nistplatzstreitigkeiten der Nilgänse mit Mohrenhabichten *Accipiter melanoleucus* deren Bruterfolg negativ (Curtis et al. 2007). Aus Afrika sind einige wenige Fälle bekannt, bei denen Nilgänse und Greifvögel denselben Horst benutzt haben. Nach McPherson (2015 in Thompson et al. 2019) besetzen Nilgänse den Horst eines Kronenadlers *Stephanoaetus coronatus* zum Zeitpunkt, als sich noch ein eben flügge gewordener Jungadler dort aufhält. Zu

aggressiven Interaktionen zwischen beiden Arten berichtet der Beobachter leider nichts. In einem anderen von Nilgänsen benutzten Horst finden Retief et al. (2015 in Thompson et al. 2019) gleichzeitig Eier der Nilgans und des Sekretärs *Sagittarius serpentarius*. Ein Küken des Greifvogels schlüpft, überlebt jedoch nicht.

Bei den Eulen *Strigiformes* sind sowohl natürliche Brutplätze als auch Nistkästen von Interesse für die Nilgänse, so etwa die von Waldkäuzen *Strix aluco* (Lensink 1996 in Gyimesi & Lensink 2010, Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016) und Schleiereulen *Tyto alba* (T. Appleton pers. Mitteilung in U.S. Fish & Wildlife Service 2016, Rehfish et al. 2010 in Huysentruyt et al. 2020). Im Landkreis Dithmarschen wird der Brutplatz eines Uhu paares *Bubo bubo* in einem Entenhäuschen in dichtem Unterbewuchs 2011 durch Vertreibung von Nilgänsen übernommen, und der anschließende Versuch einer Bodenbrut durch die Uhus scheitert. Ein künstliches Nestangebot in einer Fichte nehmen die Uhus im darauffolgenden Jahr nicht an. Da das Entenhäuschen weiter vom Nilganspaar besetzt ist, erfolgt ein weiterer Bodenbrutversuch der Uhus. Dieser scheitert wieder auf Grund eines Einbruchs in einem nahegelegenen Schuppen. 2013 können die Uhus das Entenhäuschen wieder erobern, doch 2014 ist es wieder von den Nilgänsen besetzt (Robitzky & Dethlefs 2015).

Andere Nester von baumbrütenden Großvögeln, die gerne von Nilgänsen übernommen werden, sind die von Graureihern *Ardea cinerea* (Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016, Schropp et al. 2016, Woog et al. 2010) und Weißstörchen *Ciconia ciconia* (auch künstliche Horste) (Fouque et al. 2012, Bezzel 2013 in Schropp et al. 2016, Bauer et al. 2005 in Schropp et al. 2016, Dietzen et al. 2015, Lensink 1993 in Gyimesi & Lensink 2010, Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016, van Dijk & Hoek 1989 in Gyimesi & Lensink 2010). Dabei erfolgt die Besetzung der Horste teilweise vor der Rückkehr der Erbauer, teilweise danach, durch die Vertreibung der Inhaber. So berichten Woog et al. (2010) von der Übernahme eines Graureiherhorstes durch ein Nilganspaar, auf dem wenige Tage zuvor noch die Reiher gebalzt haben. Die Autoren beschreiben aber ebenfalls den fehlgeschlagenen Besetzungsversuch eines Weißstorchennests.

Auch Krähennester *Corvidae* (Fouque et al. 2012, Schropp et al. 2016, Woog et al. 2010), insbesondere die von Elstern (Gyimesi & Lensink 2010, Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016), Saatkrähen *Corvus frugilegus* (Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016) und Aaskrähen *Corvus corone* (Gyimesi & Lensink 2010, Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016) werden gerne von den Nilgänsen zum Brüten genutzt.

Laut einer Meldung von D. Heilig vom 8. Juni 2005 im deutschen Birdnet vertreibt in der Südpfalz ein Nilganspaar die ca. 30 alljährlich auf zwei Kunstinseln brütenden Flusseeeschwalben, so dass diese im Berichtsjahr nicht brüten können (Woog et al. 2010). Auch aus dem Naturschutzgebiet „Haff Réimech“ in Luxemburg wird die Besetzung der künstlichen Nisthilfen für Flusseeeschwalben durch Nilgänse gemeldet, allerdings zum Teil erst nachdem die Jungen der Seeschwalben flügge sind. Im Sommer 2021 brüten beide Arten zeitgleich auf derselben Plattform, augenscheinlich ohne dass dadurch für eine Art Nachteile ersichtlich werden. Allerdings wird die brütende Nilgans von einem Uhu gerissen (P. Lorgé pers. Mitteilung).

In den Niederlanden benutzen Nilgänse dieselben Nistplätze wie Brandgänse und Stockenten (van den Bergh 1993 in Gyimesi & Lensink 2010; Lensink 1996 in Gyimesi & Lensink 2010). Da Nilgänse oft schon im Februar mit dem Brutgeschäft beginnen, können sie die Nistplätze dieser Arten schon früh besetzen, respektive sich die besten Plätze auswählen, und lassen so für andere Arten nur suboptimale Nistplätze frei (Gyimesi & Lensink 2010). Bei einer Studie in Wiesbaden sind Stockenten besonders oft Nilgansangriffen ausgesetzt, und so folgern Kenmogne und Schindler (2011), dass die Aggressivität der Nilgans an deren Brutplatz einen entscheidenden Störfaktor bildet. Allerdings ist dort nicht beobachtet worden, dass Nilgänse brütende Stockenten von ihrem Nistplatz vertreiben. Heuser (mündl. 2009 in Kenmogne & Schindler 2011) berichtet jedoch, dass in den städtischen Düreneranlagen in Wiesbaden Stockenten von einem Nilganspaar so nachhaltig vertrieben werden, dass es zu keiner Brut kommt. Auch die Nistplätze von Höckerschwänen sind zuweilen von den Nilgänsen begehrt, sie führen aber meist zu hef-

tigen Auseinandersetzungen zwischen beiden Arten, bei denen sich die größere Art am Ende durchsetzt (eigene Beobachtungen in Steinheim). In der Mayenne verhindern solche Streitigkeiten im Jahr 2011 den Bruterfolg eines Schwanenpaares (Bouton 2014). Am deutschen Epple-See kommt es zu einem Brutversuch eines Nilganspaares neben einem Höcker-schwanennest, die Nilgans gibt ihr Gelege allerdings nach kurzer Zeit auf (Woog et al. 2010). In Steinheim gelingt den Gänsen jedoch eine erfolgreiche, wenn auch durch die anhaltenden Ver-treibungen durch den Schwanenerpel sehr verzögerte Brut in direkter Nähe des Schwanennests. Thompson et al. (2019) erstellen eine Übersicht der in der überwiegend afrikanischen Fachli-teratur erwähnten Besetzungen von Nistplätzen anderer Arten durch Nilgänse. Nach dieser wer-den folgende Arten von den schon von ihnen besetzten Nestern vertrieben: Hammerkopf *Scopus umbretta* (drei Fälle), Kappengeier *Necrosyrtes monachus*, Kronenadler, Klippenadler *Aquila verreauxii*, Dominohabicht *Accipiter melanoleucus* (zwei Fälle), Habicht, Turmfalke, Wander-falke (zwei Fälle). In einem Fall brüten Nilgänse auf einer Siedelweberkolonie *Philetairus socius*, die Finken können aber weiter in den unteren Etagen nisten. Von verschiedenen Arten werden alte, noch nicht wieder besetzte Nester übernommen: Goliathreihher *Ardea goliath*, Hammerkopf, Weißbrustkormoran *Phalacrocorax carbo lucidus*, Afrikanische Schlangenhalsvogel *Anhinga rufa*, Gleitaar *Elanus caeruleus*, Schopfadler *Lophaelus occipitalis*, Dominohabicht, Habicht, Schreiseeadler *Haliaeetus vocifer*, Mäusebussard (zwei Fälle), Schildrabe *Corvus albus*. Zur Nut-zung eines Klippenadlerhorsts *Aquila verreauxii* durch ein Nilganspaar machen die Autoren keine Angaben darüber, ob er besetzt war oder nicht. Bei einem weiteren Klippenadlerhorst und bei einem Uhunest ist nicht gewusst, ob die Angriffe der Nilgänse zu einer Übernahme geführt haben.

Die Vielzahl der Arten, deren Nistplätze von Nilgänsen besetzt werden können, zeigt, dass das Neozoon nicht auf einen Nesttypus spezialisiert ist, sondern vielmehr sich bietende Gelegenheiten einfach ergreift. Dadurch hält Ward (2016) den Impakt der Nilgänse auf den Bruterfolg anderer Arten für minim. So nutzt die Nilgans in den Niederlanden alle günstigen Habitate zur Reproduktion, und trotz der Feststellungen von Aggressionen und Nistplatztri-valitäten kann bisher kein negativer Einfluss auf die einheimischen Arten festgestellt werden (Pieterse & Tamis 2005 in Ward 2016).

In Hessen scheint die Präsenz von Nilgänsen sogar auf eine Art einen positiven Einfluss zu haben. Nachdem der Kiebitz *Vanellus vanellus* dort seit etwa den 1980er Jahren auf Grund der Intensivierung der Landwirtschaft dramatische Bestandsrückgänge hinnehmen musste, wird im Jahr 2010 in einigen Gebieten eine Brutbestandserholung festgestellt, die Stübing und Bauschmann (2011) zum Teil auf die aggressive Revierverteidigung der Nilganspaare und die damit verbundene Abwehr von Bodenprädatoren zurückführen, die den Kiebitzen zugutekommt.

c. Hybridisierung mit anderen Arten

Nilgänse haben schon mehrfach mit einheimischen Arten wie Weißwangens- oder Nonnengans *Branta leucopsis*, Graugans und verschiedenen Entenarten sowie eingebürgerten Anatiden wie etwa der Rostgans *Tadorna ferruginea* und der Kanadagans *Branta canadensis* hybridisiert, allerdings sind die Hybriden meist unfruchtbar (Avibase 2018 in Huysentruij et al. 2020, Gedeon et al. 2014, Gyimnesi & Lensink 2010, Lever 2005 in Banks et al. 2008, Rehlfisch et al. 2010 in Huysentruij et al. 2020). Ringleben (1975 in Schropp et al. 2016) berichtet schon im Jahr 1970 von einer Mischbrut mit der Rostgans. Bei den Enten dient vor allem die Stockente als Partner (Banks et al. 2008, Fouque et al. 2012), vereinzelt auch die eingebürgerte Moschusente *Cairina moschata* (Fouque et al. 2012).

d. Verbreitung von Krankheiten

Verschiedene Stränge der Vogelgrippe werden bei der Nilgans in ihren Ursprungsländern nachgewiesen (Cumming et al. 2011 in Huysentruij et al. 2020). So wird das Virus H5N2 von einer Nilgans in der Kapprovinz, Südafrika, isoliert, zwei Wochen bevor die Grippe eine Strau-ßenfarm *Struthio camelus* dort befällt (Sinclair et al. 2005 in U.S. Fish & Wildlife Service 2016). In Barberspan, ebenfalls Südafrika, ist eine Nilgans vom Influenza-A-Virus H1N8 befallen (Abolnik et al. 2010 in U.S. Fish & Wildlife Service 2016). Die großen Mauserkonzentrationen die-

ser Gänse in Europa könnten schnell zur Verbreitung der Vogelgrippe oder ähnlicher Krankheiten führen, da aber keine weiträumige Migration der Art hierzulande stattfindet, ist das Risiko, dass die Nilgans als Vektor zur Ausbreitung dient, minimal (Gyimesi & Lensink 2010). Kleinere, stehende Gewässer können durch größere Nilgansansammlungen und deren Gänsekot schnell mit Nährstoffen angereichert werden, was eine potenzielle Gefahr der Blaualgenbildung (Cyanobakterien) und einer bakteriellen Belastung der Gewässer nach sich zieht (Gyimesi & Lensink 2010), durch die wiederum andere dort anwesende Arten Schaden nehmen können.

Diskussion

Bisher kann keine Untersuchung mit Fokus auf das Aggressionspotential der Nilgans eine nachhaltige Beeinträchtigung anderer Vogelarten nachweisen (Schropp et al. 2016). Ältere Studien in den Niederlanden (Lensink & van den Berk 1996 in Gyimesi & Lensink 2010, van Omering & Verstrael 1987 in Gyimesi & Lensink 2010) zeigen in den untersuchten Gebieten sogar parallele Anstiege der Population von Nilgans und anderen Arten wie Haubentaucher, Graugans, Brandgans, Schnatterente *Anas strepera* und Mäusebussard auf, während der Bestand an Turmfalken konstant bleibt. Allerdings dürfte die anhaltende dynamische Bestandsentwicklung der Nilgans durchaus Anlass zu einer Neubewertung in dieser Hinsicht geben.

Die Frage nach den Auswirkungen der Konkurrenz der Nilgänse auf die heimischen Arten kann anhand der hier vorliegenden Literaturangaben nicht eindeutig beantwortet werden, auch wenn gravierende Vorfälle wie die Vertreibung von Wanderfalken von ihren Nestern bei Marche-les-Dames und Freyr (Jacob et al. 2010) oder das Nichtbrüten von Flusseeschwalben in der Südpfalz (Woog et al. 2010) infolge der Aggressionen durch Nilgänse berechnete Sorgen schüren. Die Verdrängung anderer Arten infolge von Nistplatzkonkurrenz ist zwar real, aber nur lokal nachgewiesen, die realen Auswirkungen sind unbelegt. Nach Banks et al. (2008) liegt ein Grund dafür bei der Nichtbeachtung invasiver Arten seitens vieler Vogelbeobachter, selbst in Ländern mit gut etabliertem Vogelmonitoring, doch sollte der drastisch reduzierte Bruterfolg von Mohrenhabicht in Südafrika aufgrund ihrer Vertreibung von den Horsten durch die Nilgänse (Curtis et al. 2006) uns jedoch aufhorchen lassen.

Die Nilgans gehört in Europa zu den Vogelneozoen mit der schnellsten Bestandszunahme und der größten Arealausweitung in den letzten Jahrzehnten, und dieser Trend hält unvermindert an (Gedeon et al. 2014). Sie besiedelt dabei größtenteils Habitate, die schon allein durch die steigende menschliche Bevölkerung und deren Freizeitgestaltung an Gewässern einem stetig zunehmenden Druck ausgesetzt sind. Dadurch entsprechen immer weniger Gebiete den Habitatsprüchen der einheimischen Arten, die zur Brutzeit auf steigende Schwierigkeiten stoßen, einen geeigneten und ungestörten Nistplatz zu finden. Das Problem beschränkt sich aber nicht allein auf Gewässer. Auch die Baumbrüter, insbesondere die störungsanfälligen, sind davon betroffen, denn der Mensch rückt überall immer weiter vor.

Schon 2004 schlussfolgern Gurevitch und Padilla, dass das lokale Aussterben von Arten selten einer einzigen Ursache zugeschrieben werden kann. Selbst wenn invasive Arten weltweit große Veränderungen in Ökosystemen bewirken, so fehlt es doch an Beweisen dafür, dass ihr Auftreten in direkter Verbindung zum Verschwinden lokaler Arten steht. Vielmehr überlappen sich oft die Präsenz invasiver und der Rückgang einheimischer Arten in Zeit und Raum. Hauptsächlich für die negativen Entwicklungen sind aber meist allgemeine Faktoren wie z. B. Habitatveränderungen. Daher fordern Bellard et al. (2021) in zukünftigen Studien eine systematischere Integration aller Facetten der Diversität bei der Untersuchung der Folgen biologischer Invasionen. Auf Basis der Roten Liste der IUCN finden Clavero und Garcia-Berthou (2005) allerdings heraus, dass von 170 ausgestorbenen Arten, bei denen die Ursachen dafür festgestellt werden können, bei 91 invasive Arten mit zum Aussterben beigetragen haben, bei 34 von diesen Arten sind sie sogar die alleinige Ursache dafür. Ferner sind Vogelfamilien mit dem höchsten Aussterberisiko primär Gefahren ausgesetzt, die von invasiven Arten ausgehen (Clavero et al. 2009). Allgemein werden anthropogen bedingte Habitatveränderungen und invasive Arten als Haupttreiber des rezenten Aussterbens von Vogelarten angesehen, Clavero et al. (2009) betonen jedoch, dass überwiegend Inseln bewohnende oder auf kleine Verbreitungsgebiete beschränkte

Arten unter dem Druck von Neozoen Populationseinbrüche vermehren, während Arten mit weiträumigen Vorkommen vor allem unter Habitatverlust leiden.

Auch wenn eventuell teilweise eine Verhaltensanpassung in ihrem neuen europäischen Lebensraum erfolgt ist, so bleibt doch unbestreitbar, dass Nilgänse durch ihr hohes Aggressionspotential einheimische Arten in einigen Gebieten davon abhalten können, dort eigene Populationen zu unterhalten, und dies in einer Zeit mit wachsendem Habitatschwund. Zusätzlich verursachen Nilgänse oft Schäden in den von ihnen genutzten Lebensräumen, wodurch sich deren Attraktivität für andere Arten verringert. Die Eutrophierung von Gewässern kann den Lebensraum für die Eiablage von Fischen unbrauchbar machen und die Biodiversität an Kleinlebewesen nachhaltig schädigen (Fouque et al. 2012). Außerdem dürfte die wachsende Nilganspopulation zunehmende Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen bewirken, mit denen erhebliche Ertragseinbußen für die Landwirte einhergehen (Gyimesi und Lensink 2010, Jöbges et al. 2018). So sind im Maintal zwischen Bamberg und Haßfurt durch Nil-, aber auch Kanada- und Graugänse im Jahr 2014 Ernteauffälle in einer Höhe von mindestens 23.000 Euro entstanden (Schropp et al. 2016). Neben den Fraßschäden stellt auch der Gänsekot eine Gefahr dar, denn gelangt dieser in die Futtermittelproduktion, sind Erkrankungen der Nutztiere nicht auszuschließen (Gyimesi & Lensink 2010, Schropp et al. 2016). Lokal klagen Betreiber von Freibädern, Sportanlagen und Grünflächen für die Erholung suchende Bevölkerung über Verkotung von Liegewiesen, Spielplätzen, Gehwegen, Sprunggruben, Laufbahnen, Rasensportfeldern, Bootsanlegestegen, usw. (Jöbges et al. 2018).

Die Gefahr scheint real, ihr Ausmaß bleibt ungewiss, doch was könnte man gegebenenfalls dagegen unternehmen? Zu bedenken ist, dass Nilgänse sich überwiegend an Süßgewässern aufhalten, die oft einem Schutzstatus unterliegen (etwa Natura 2000-Gebiete) und deren Integrität es zu schützen gilt (Gyimesi & Lensink 2010). Die Auswirkungen eventueller Maßnahmen auf die Umwelt allgemein müssen berücksichtigt werden, und egal welche Kontrollmethoden gewählt werden, sie sollten nur Auswirkungen auf die invasive Art haben und die einheimischen Arten nicht betreffen (O'Connor 2016).

In vielen Ländern unterliegt die Nilgans inzwischen dem Jagdgesetz und ist zumindest zu bestimmten Zeiten für den Abschuss freigegeben. In Belgien steht die Gans auf der schwarzen Liste der invasiven Arten, ihre Ausrottung ist aber kein realistisches Ziel mehr (Jacob et al. 2010). König et al. (2013) halten die Jagd auf Gänse für ein sehr effektives Mittel, um sie von bestimmten Flächen, auf denen sie sich nicht aufhalten sollen, zu vergrämen. Die derzeitigen jagdlichen Eingriffe regulieren allerdings die Populationsentwicklung nicht nachhaltig. Bisherige Jagdmethoden müssen effizienter gestaltet werden (Aus- und Fortbildung, revierübergreifende Bejagung usw.), darüber hinaus sollte die Gelegebehandlung als weiteres jagdliches Instrument legalisiert werden (König et al. 2013).

Es ginge also im Wesentlichen um eine wirksame Populationskontrolle. In Deutschland ist die Jagd auf Nilgänse in derzeit neun Bundesländern erlaubt, und der NABU schätzt, dass jährlich etwa fünfzehn- bis zwanzigtausend Nilgänse dort geschossen werden. Dennoch verbreitet sich die Nilgans weiter, denn die reguläre Jagd hat bei sich dynamisch ausbreitenden Neozoen kaum einen Effekt auf die Bestandsentwicklung (Naturschutzbund Deutschland 2021). Der Abschuss der Nilgänse in der niederländischen Provinz Südholland hat jedoch zwischen 1998 und 2009 eine Nivellierung der Brutpopulation bewirkt, während bei einer ungebremsen Reproduktion mehr als eine Verdopplung der Brutpaare zu erwarten gewesen wäre (Gyimesi & Lensink 2010). In Nordrhein-Westfalen werden 2007 bzw. 2010 zwei Projekte zum Gelegemanagement von brütenden Nilgänsen an Freizeitgewässern initiiert. Während in Duisburg (Kowallik et al. 2018 in Jöbges et al. 2018) ein kleiner Teil der Eier im Nest belassen wird, werden diese in Bergisch Gladbach (Knickmeier & Mönig 2018 in Jöbges et al. 2018) vollständig entnommen. Regelmäßige Zählungen zum Brutbestand und zu den Gesamtzahlen ergeben in beiden Fällen im Laufe der Projekte keine nennenswerte Änderung der Brutpaarzahlen, die Gesamtzahlen inklusive aktueller Jungvögel und Nichtbrüter nehmen aber ab. Der Erfolg der Maßnahmen bleibt dahingestellt, denn der Rückgang der Gesamtbevölkerung könnte sich auch durch die Störungen

erklären, die durch das Gelegemanagement hervorgerufen werden; die nicht an ein Gebiet gebundenen Gänse könnten nämlich so zum Aufenthalt in anderen Gebieten veranlasst werden. Allgemein muss man davon ausgehen, dass lokal begrenzte Maßnahmen kaum Abhilfe schaffen, so dass konzertierte Länder übergreifende Programme gefragt sind.

Angesichts einer unbewiesenen, aber möglichen Gefährdung anderer Arten durch die Nilgans, haben wir am Ende die Wahl, entweder den Dingen ihren Lauf zu lassen, mit dem potenziellen Risiko eines steten Populationschwundes bei den einheimischen Arten und einem Rückgang der Biodiversität, oder großräumig und langfristig regulierend auf die Nilganspopulationen einzuwirken in der Hoffnung, dass die dabei erforderlichen abmildernden Maßnahmen greifen und Schaden von der einheimischen Vielfalt abhalten.

Es besteht allerdings die Gefahr, dass die Regulierung invasiver Arten lediglich der Gewissensberuhigung dient, insbesondere da nicht unbedingt damit zu rechnen ist, dass der Mensch die Konsequenzen seines eigenen Verhaltens einsieht und sein Freizeitverhalten konsequent ändert. Dann ist auch die vielleicht unnötige Bekämpfung der invasiven Art Nilgans nur ein Tropfen auf einen heißen Stein.

Literatur

- Arens H. & H. Rebling (2005): Verbreitung, Habitatwahl und Bruterfolg der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* im mittleren und südlichen Emsland/Niedersachsen in 2005. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 37: 69-77.
- Banks A. N., L. J. Wright, I.M.D. Maclean, C. Hann & M.M. Rehfisch (2008): Review of the status of introduced non-native waterbird species in the area of the African-Eurasian Waterbird Agreement: 2007 update. BTO Research Report 489.
- Banks A.N., L. J. Wright, I. M. D. Maclean, C. Hann & M.M. Rehfisch (2011): Introduced Non-Native Waterbirds - Status within the African-Eurasian Flyways. British Trust for Ornithology, Thetford & Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA), Bonn.
- Bellard C., C. Bernery, C. Leclerc (2021): Looming extinctions due to invasive species - Irreversible loss of ecological strategy and evolutionary history. Global Change Biology, Wiley, [10.1111/gcb.15771](https://doi.org/10.1111/gcb.15771).
- Berndt R. K. (2021): Nilgänse verprügeln Höckerschwan. Rundschreiben der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg. 3:69-70
- Bouton F.-M. (2014): Oulette d'Égypte *Alopochen aegyptiaca* in Marchadour B. (coord.): Atlas des oiseaux nicheurs des pays de la Loire. Coordination régionale LPO Pays de la Loire & Delachaux et Niestlé, Paris.
- Büssis H. (2004): Bruterfolg baumbrütender Nilgänse (*Alopochen aegyptiacus*) in Fuestrup, Stadt Greven. Natur und Heimat 64:85-93.
- Callaghan C. T. & D. M. Brooks (2016): Ecology, behavior, and reproduction of invasive Egyptian Geese (*Alopochen aegyptiaca*) in Texas. Bull. Texas Ornith. Soc. 49:37-45.
- Clavero M. & E. García-Berthou (2005): Invasive species are a leading cause of animal extinctions. Trends in Ecology and Evolution 20:110-119.
- Clavero M., L. Brotons, P. Pons & D. Sol (2009): Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss. Biological Conservation 142:2043-2049.
- Curtis O. E., P. A. R. Hockey & A. Koeslag (2007): Competition with Egyptian Geese *Alopochen aegyptiaca* overrides environmental factors in determining productivity of black sparrowhawks *Accipiter melanoleucus*. Ibis 149, 502-508.
- Dietzen C., T. Dolich, T. Grunwald, P. Keller, A. Kunz, M. Niehuis, M. Schäf, M. Schmolz & M. Wagner (2015): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz, Band 2, Entenvögel bis Storchenvögel (Anseriformes bis Ciconiiformes). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 47, Landau.
- Fouque C., M. Benmergui, F. Bullifon & V. Schricke (2012): L'Oulette d'Égypte : une espèce exotique en plein essor en France. Faune sauvage 296:15-27.
- Geberth A. (2011): Verhaltensbiologische Untersuchungen zum Einfluss der Nilgans (*Alopochen aegyptiacus*) auf andere Wasservögel während der Brutzeit. Vogel und Umwelt 19: 59 – 66.

- Gedeon K., C. Grüneberg, A. Mitschke & C. Sudfeldt (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland & Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Gurevitch, J. & D. K. Padilla (2004): Are invasive species a major cause of extinctions? Trends in Ecology and Evolution 19:470-474.
- Gyimesi A. & R. Lensink (2010): Risk analysis of the Egyptian Goose in The Netherlands. Bureau Wardenborg, Culemborg, Report 10-029 to Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, Invasive Alien Species Team.
- Huysentruyt F., C. T. Callaghan, D. Strubbe, K. Winston, T. Adriaens & D. M. Brooks (2020): Egyptian Goose (*Alopochen aegyptiaca* Linnaeus, 1776) in Downs C. T. & L. A. Hart (eds): Invasive birds - Global trends and impacts. CAB International, Wallingford.
- Jacob J.-P., C. Dehem, A. Burnel, L.-L. Dambiermont, M. Fasol, T. Kinet, D. van der Elst & J.-Y. Paquet (2010): Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2000-2007. Série « Faune-Flore-Habitats » n°5, Aves et Région wallonne, Gembloux.
- Jöbges M. M., P. Herkenrath, K. Koffijberg & S. R. Sudmann 2018: Schwerpunktheft zur Problematik der Vorkommen von Graugans *Anser anser*, Kanadagans *Branta canadensis* und Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Nordrhein-Westfalen. Charadrius 54: 145-150.
- Kenmogne B. & W. Schindler (2011): Das Aggressionsverhalten der Nilgans (*Alopochen aegyptiacus*) und dessen Auswirkungen auf andere Wasservogelarten im Stadtgebiet von Frankfurt am Main. Vogel und Umwelt 19: 67 – 80.
- Khalil I., O. Elle & S. Twietmeyer (2019): Brutzeitliche Beobachtungen an individuell markierten Nilgänsen (*Alopochen aegyptiaca*) in der Region Trier. Dendrocopos 46: 23-34.
- König A., A. Kleinhenz, C. Hof & N. Carstensen (2013): Ökologie und Management von Wildgänsen in Bayern – Abschlussbericht zur Vorlage bei der Obersten Jagdbehörde des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten.
- Konter A. (2015): Die weitere Entwicklung der Wasservogelwelt an der Sauer unterhalb von Steinheim in den Jahren 2012-2014. Regulus WB 30:1-34.
- Kreuziger J., M. Korn, W. Schindler & S. Stübing (2004): Aktuelle Bestandssituation brütender Wasservogelarten in Hessen. Vogel und Umwelt 15:3-49.
- Matt D. (2008): Aggressivverhalten einer Nilgans *Alopochen aegyptiacus* auf dem Schlossparkteich in Weinheim. Naturkdl. Blätter Weinheim 10: 11.
- Naturschutzbund Deutschland (2021): Nilgans im Fokus - Wie gehen wir mit der neuen Art um? <https://www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/voegel/artenschutz/gaense/25852.html> (abgerufen am 21.10.21).
- O'Connor J. (2016): The population and range expansion of the Egyptian Goose (*Alopochen aegyptiacus*) across the UK, 1993-2014. Thesis, University of East Anglia, Norwich.
- Redaktion „Vogel und Umwelt“ (2011): Zur Situation der Nilgans (*Alopochen aegyptiacus*) in Hessen – Vorbemerkung der Redaktion. Vogel und Umwelt 19:55-58.
- Robitzky U. & R. Dethlefs (2015): Nistplatzauseinandersetzungen zwischen Uhu *Bubo bubo* und Nilgans *Alopochen aegyptiacus* an einem ungewöhnlichen Brutort. Ornithologische Mitteilungen 67:83-88.
- Sarat E., M.-L. Schwoerer, P. Hurel & B. Guillemot 2012: Egyptian Goose (*Alopochen aegyptiaca*) - Managing Egyptian Geese in Eastern France. ONCFS, Office national de la chasse et de la faune sauvage, Gerstheim.
- Scalera R., W. Rabitsch & E. Underwood (2020): FAQs on how the invasive alien species regulation interacts with the EU nature directives. European Commission, Brussels.
- Schropp T. J., F. Schönfeld & C. Wagner (2016): Die Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Bayern – ein Neubayer startet durch - Bisherige Erkenntnisse zur Ausbreitung, zum Vorkommen und zur Biologie. Ornithol. Anz. 54: 277-296.
- Stübing S. & G. Bauschmann (2011): Artenhilfskonzept für den Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in Hessen - Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. Bad Nauheim.
- Thompson L. J., C. J. Hickman, J. P. Davies, F. Fern & C. T. Downs (2019): A review of the use of birds' nests by Egyptian Geese, including a breeding attempt in a hooded vulture nest. African Zoology 54:169-173.
- U.S. Fish & Wildlife Service (2016): Egyptian Goose (*Alopochen aegyptiaca*) - Ecological risk screening summary.

- Van Dijk J. (2000): Hoe groot is de invloed van Nijlganzen *Alopochen aegyptiacus* op het roedsucces van roofvogels? De Takkeling 8:218–220.
- Vögele G. (1997): Nilgans tötet Teichhuhn (*Gallinula chloropus*). Ornithol. Schnellmitt. Bad.-Württ. 55/56: 33.
- Ward A. (2016) : État des lieux des connaissances sur les populations de l'Ouette d'Égypte dans le département du Nord - Compétition territoriale avec les autres espèces. Groupe ornithologique et naturaliste du Nord - Pas-de-Calais.
- Weirich O., W. Heuser, M. Krüger, H. Langkabel & C. Rochwani (2019): Monitoring der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Wiesbaden 2019. Untersuchungsbericht im Auftrag des Magistrats der Stadt Wiesbaden.
- Woog F., H. Haag, M. Schmolz & K. Lachenmaier (2010): Ausbreitung der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* im mittleren Neckartal. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 26: 17-29.
- Wymenga E. (1999): Egyptian Goose *Alopochen aegyptiacus* drowns chicks of Shelduck *Tadorna tadorna*. Limosa 72:106-107.

Die „territoriale Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* und Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg - Erfassung von 2021, Bestandsentwicklung seit 1997

Katharina Klein, Cindy Redel, Patric Lorgé, Sören Salvatore, Jean-François Maquet & Eric Kraus,
E-Mail: col@naturemwelt.lu

Zusammenfassung: In der Brutsaison 2021 erfolgte die fünfte landesweite Erfassung der „territorialen Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* und des Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg. Dabei wurden 116 sichere Brutpaare und 24 Revierpaare des Rotmilans nachgewiesen. Vom Schwarzmilan waren es 76 Brutpaare und 31 Revierpaare. Seit Beginn der systematischen Erhebungen im Jahr 1997 erfolgte beim Rotmilan ein steter und starker Anstieg der Brut- und Revierpaare, und die Art ist heute im Land praktisch flächendeckend vertreten. Auch beim Schwarzmilan kam es zu einem rasanten Zuwachs zwischen 1997 und 2015, der aber 2021 ausgebremst wurde. Die insgesamt dennoch positive Entwicklung beider Milanpopulationen wird diskutiert.

Abstract: The "territorial seasonal population" of the Red Kite *Milvus milvus* and Black Kite *Milvus migrans* in Luxembourg – census of 2021, population development since 1997

In the 2021 breeding season, the fifth nationwide survey of the "territorial seasonal population" of the Red Kite *Milvus milvus* and the Black Kite *Milvus migrans* was carried out in Luxembourg. 116 breeding pairs and 24 territorial pairs of the Red Kite were identified. There were 76 breeding pairs and 31 territorial pairs of the Black Kite. Since the start of the systematic surveys in 1997, a steady and strong increase in the number of breeding and territorial Red Kite pairs occurred, and the species is now represented almost everywhere in the country. The Black Kite population also grew rapidly between 1997 and 2015, but decreased in 2021. The overall nevertheless positive development of both kite populations is discussed.

Résumé: La « population saisonnière territoriale » du Milan royal *Milvus milvus* et du Milan noir *Milvus migrans* au Luxembourg - recensement de 2021, évolution de la population depuis 1997

Lors de la saison de reproduction 2021, le cinquième recensement national de la « population saisonnière territoriale » du Milan royal *Milvus milvus* et du Milan noir *Milvus migrans* a été réalisé au Luxembourg. 116 couples reproducteurs et 24 couples territoriaux du Milan royal ont été identifiés. On a compté 76 couples reproducteurs et 31 couples territoriaux du Milan noir. Depuis le début des recensements systématiques en 1997, le nombre de couples reproducteurs et territoriaux du Milan royal a augmenté régulièrement et fortement, et l'espèce est maintenant représentée pratiquement partout dans le pays. Le Milan noir a également connu une croissance rapide de sa population entre 1997 et 2015, suivi d'un renversement de tendance en 2021. Le développement néanmoins globalement positif des deux populations de milans est discuté.

Der Rotmilan *Milvus milvus* ist im Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie 79/409/CEE aufgelistet und wird als SPEC2 (*Species of European Conservation Concern*) geführt, also als eine Art, deren Hauptverbreitungsareal sich auf Europa konzentriert. Der Naturschutzstatus des Rotmilans wurde rezent durch die IUCN von „Near Threatened“ auf „Least Concern“ herabgestuft (BirdLife 2022). Begründet wurde dies mit der positiven Brutbestandsentwicklung der Art in den letzten drei Generationen in vielen Ländern. Aus Naturschutzgründen bleibt es dennoch unabdingbar, auch in Luxemburg die Bestände regelmäßig zu kontrollieren, um etwaige negative Entwicklungen zu erkennen und ihnen entgegenwirken zu können. Anlehnend an die Meldepflicht der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie 92/43/CEE, werden seit 1997 die Bestände beider Milan-Arten im Sechsjahres-Rhythmus aufgenommen. 2021 kartierte die feldornithologische Arbeitsgruppe von natur&mwelt a.s.b.l. die „territoriale Saison-Population“ des Rotmilans und des Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg zum fünften Mal.

Da bei den einzelnen Zählungen dieselbe Methodik (Norgall 1995) angewandt wurde, sind die jeweils gewonnenen Daten vergleichbar und erlauben Aussagen über die Bestandsentwicklung zwischen den Erhebungen 1997, 2003, 2009, 2015 und 2021.

1. Methode

Details zur Methode der Feldarbeit und zur Auswertung der Daten sind bei Conzemius (1998) erläutert. Die gewählte Methode wird Erfassung der „territorialen Saison-Population“ genannt. Das Ziel ist die Kartierung aller zur Balz- und Brutzeit besetzten Reviere. Als territoriale Saison-population gelten Brut- und Revierpaare, sowie Revier-Einzelvögel (Tabelle 1). Adulte Einzelvögel ohne Reviere, vorjährige, nicht geschlechtsreife Vögel oder gemischte Gruppen von Übersommerern sollen identifiziert werden, werden jedoch für die Auswertung nicht zurückbehalten.

Tabelle 1: Struktur der Milan-Population im Frühjahr.

Territoriale Saisonpopulation			Nichtterritoriale Vögel	
Brutpaare	Revierpaare	Revier-Einzelvögel	Übersommerer (Gruppen, Einzelvögel, Vorjährige oder Adulte)	Durchzügler

Vereinfacht dargestellt, gelten für die Unterteilungen der territorialen Saisonpopulation folgende Definitionen:

- **Brutpaar:** minimale Bedingung ist die Beobachtung eines brütenden Altvogels oder eines kürzlich ausgeflogenen Jungvogels in der Nähe des Brutplatzes (Mai-Juli)
- **Revierpaar:** hier gilt die Feststellung eines Paares im besetzten Revier mindestens zweimal während der Balzzeit mit Revierverhalten (März-April) und/oder mit brutverdächtigem Verhalten während der Brutzeit in Verbindung zu einem potentiellen Horstbereich
- **Revier-Einzelvogel:** die Beobachtung eines Altvogels mindestens zweimal zur Brut- oder Balzzeit in einem aus den Vorjahren bekannten Brutrevier wird hierfür benötigt.

Da es sich um eine nationale Bestandsaufnahme handelte, umfasste das Untersuchungsgebiet ganz Luxemburg mit seiner Fläche von 2.586 km². Es wurde in verschiedene Teilgebiete aufgeteilt, die anschließend den Kartierern zugeteilt wurden.

Für die Revierkartierung wurde der Zeitraum 1. März bis 15. Juli festgelegt. Diese Periode wurde wie in den vorangegangenen Kartierungen in mehrere Abschnitte eingeteilt:

- **a. Balzperiode** vom 1. März bis zum 20. April, aufgeteilt in drei Abschnitte
- **b. Brutperiode** vom 21. April bis zum 20. Mai - Bestätigung der Reviere mit Brutpaaren,
- **c. Aufzuchtperiode** vom 21. Mai bis zum 15. Juli – Bestätigung der Reviere mit Brutpaaren.

Hauptaugenmerk galt der Balzperiode, in der drei Begehungen der gesamten Untersuchungsfläche stattzufinden hatten.

Dank der vorigen Erfassungen und der guten Datenlage auf Grund des Onlineportals ornitho.lu, auf dem ornithologische Beobachtungen in Luxemburg gesammelt werden, bestand bereits vor der Erfassung 2021 ein sehr guter Kenntnisstand zur Verbreitung und zur Lage der Horstbereiche beider Milanarten hierzulande.

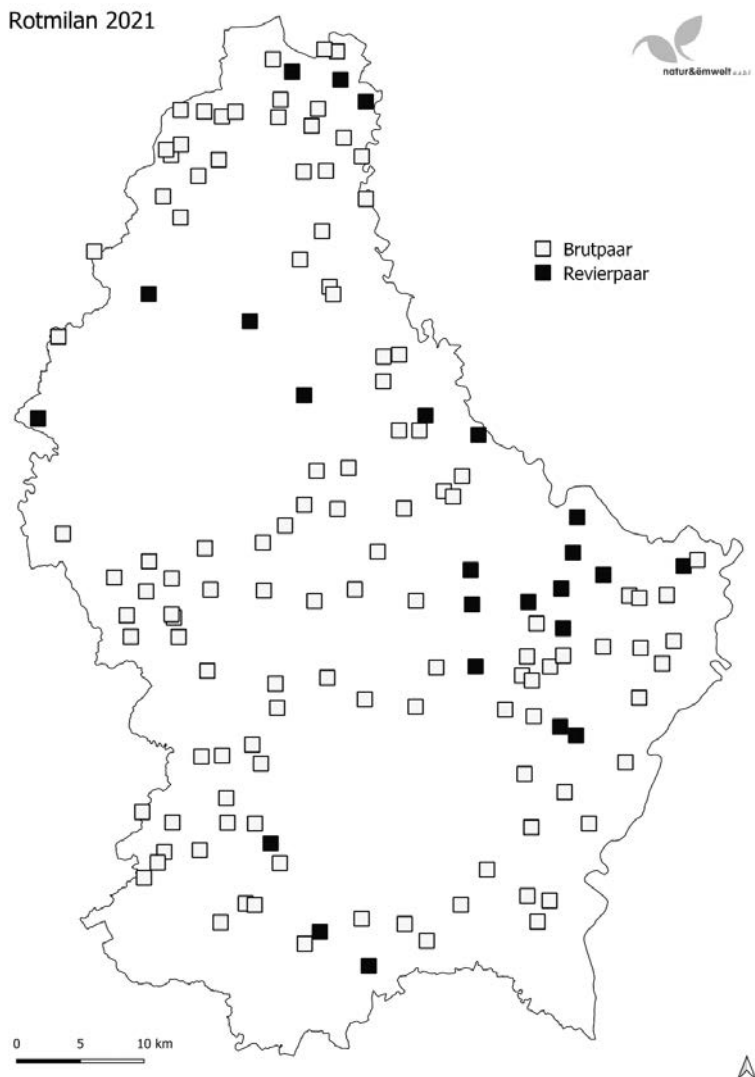


Abb. 1: Verteilung der Rotmilanfeststellungen während der Kartierung 2021.

Schwarzmilan 2021

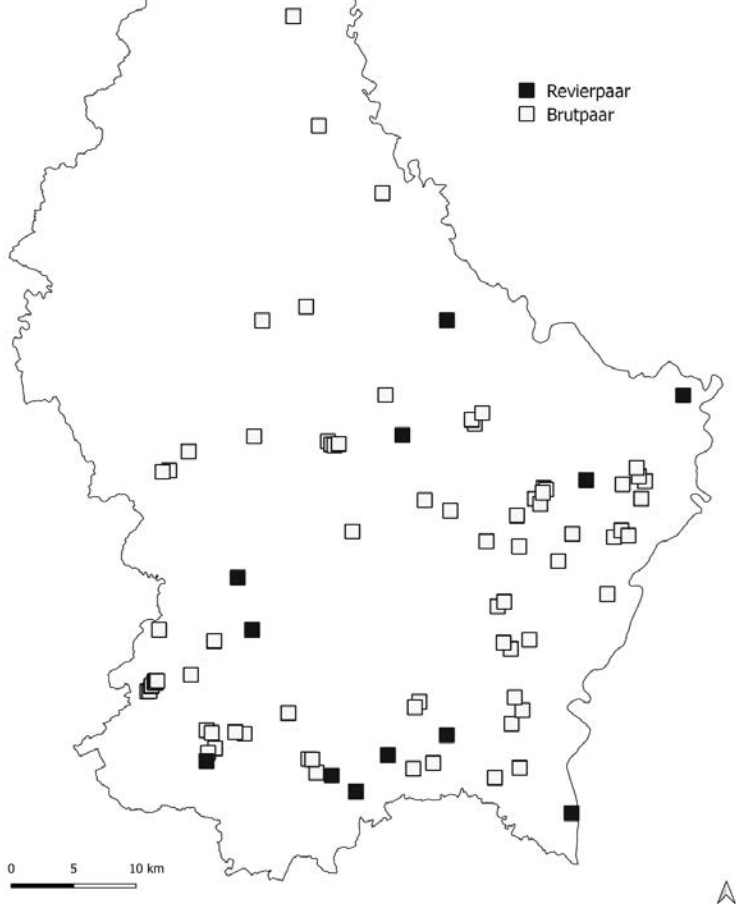


Abb. 2: Verteilung der Schwarzmilanfeststellungen während der Kartierung 2021.

2. Resultate

2.1 Erfassung 2021

Während der Milan-Kartierung konnten beim Rotmilan 116 sichere Brutpaare und 24 Revierpaare nachgewiesen werden. Vom Schwarzmilan wurden 76 Brutpaare und 31 Revierpaare gefunden. Die Nachweise beider Arten wurden von den Beobachtern in ornitho.lu eingegeben und danach von der COL extrahiert und ausgewertet. Die Einteilung in Brutpaar und Revierpaar wurde anhand der eingesetzten Brutzeitcodes vorgenommen. Revier-Einzelvögel wurden von den Kartierern als solche nicht gefunden bzw. wurden bei der Auswertung nicht zurückbehalten, da naturschutzfachlich Brut- bzw. Revierpaare wesentlich höher eingestuft und in Genehmigungsverfahren zu Bauvorhaben stärker berücksichtigt werden, als Einzeltierbeobachtungen.

Die Nachweise der Rotmilan Brut- und Revierpaare verteilen sich mittlerweile über das ganze Land gleichmäßig, lediglich ein sehr stark bewaldetes Gebiet im mittleren Ösling scheint nach wie vor von den Rotmilanen als Bruthabitat weitestgehend gemieden zu werden (Abb. 1). Das Verteilungsmuster des Schwarzmilans zeigt sich weiterhin entgegengesetzt zu dem des Rotmilans. Die meisten Nachweise der Brut- und Revierpaare wurden im zentralen und südlichen Luxemburg gefunden. Das Ösling wird ab Höhe Diekirch nahezu vollständig gemieden (Abb. 2).

Tabelle 2: Ergebnis der Milan Bestandskartierung 2021 und Vergleich mit 2015.

	Rotmilan		Schwarzmilan	
Jahr	2015	2021	2015	2021
Brutpaare	47	116	31	76
Revierpaare	43	24	75	12
Revier-Einzelvögel	0	0	0	0
Total	90	140	106	88

2.2 Reviere mit Brutnachweis (Horstfund)

In 116 Revieren des Rotmilans und 76 Revieren des Schwarzmilans konnten zur Brutzeit ein besetzter Horst, bzw. zur Aufzuchtzeit Jungvögel beobachtet werden. Das sind beim Rotmilan 69 Brutpaare mehr und beim Schwarzmilan 45 Paare mehr, als bei der Kartierung 2015 (Tabelle 2). Bei beiden Arten wurden zahlreiche Horste, die auch schon in den vergangenen Jahren besetzt waren, wieder als besetzt kartiert, zusätzlich wurden einige neue Horste gefunden.

2.3 Reviere mit Revierpaar

In weiteren 24 Revieren wurde je ein territoriales Rotmilan-Paar nachgewiesen und in 12 weitere Revieren Schwarzmilan-Revierpaare. Bei beiden Arten wurden wesentlich weniger Revierpaare nachgewiesen, als noch 2015 (Tabelle 2). Dies liegt darin begründet, dass bei einigen in vorigen Untersuchungen als Revierpaare eingestuften Paaren im Jahr 2021 der Horst gefunden und somit ein direkter Brutnachweis erbracht wurde (siehe Anzahl der stark gestiegenen Brutpaare). Da die Horstsuche und der Brutnachweis von der Methodik her nicht verlangt waren, konnte bei den Revierpaaren eine Brut nicht ausgeschlossen werden, so dass diese nicht alle territoriale Nichtbrüter waren.

2.4 Revier-Einzeltiere

Wie schon während der Kartierung 2015 konnten auch 2021 keine Reviereinzeltiere eindeutig nachgewiesen werden, weder im Falle des Rotmilans, noch im Falle des Schwarzmilans. Dies scheint darin begründet, dass Einzeltiernachweise mit Revier im Feld nur schwer zu erbringen und in der Auswertung nur schwer nachweisbar sind, da sie kaum von Zufallsbeobachtungen unterschieden werden können. Um eine mögliche Verfälschung der Ergebnisse zu vermeiden, wurde deshalb darauf verzichtet, die Einzeltiere in die Auswertung mit aufzunehmen. Auch die Tatsache, dass in naturschutzfachlichen Entscheidungen ein Einzeltier nur einen geringen Stellenwert hat, bestärkte die Entscheidung die Revier-Einzeltiere außen vor zu lassen.

2.5 Vergleich zwischen den Erfassungen von 1997, 2003, 2009, 2015 und 2021

Die Verteilung des Rotmilans auf Luxemburg hat sich zwischen den fünf Erfassungen nicht grundlegend verändert. Auf Grund des starken Anstiegs der Brut- und Revierpaare (Abb. 3) scheint sich die Verteilung innerhalb der geeigneten Brutgebiete verdichtet zu haben. Im Vergleich zur Kartierung 2015 zeigt sich eine deutlich höhere Dichte in der Nordspitze Luxemburgs und auch der Bereich zwischen dem Minettgebiet und der Stadt Luxemburg ist wesentlich dichter besiedelt, als noch vor sechs Jahren.

Die Verteilung des Schwarzmilans hat ihren Schwerpunkt auch weiterhin im Süden Luxemburgs. Lediglich ein Brutpaar wurde auf dem Öslinger Hochplateau nachgewiesen, die restlichen Brut- oder Revierpaare verteilen sich mehr oder weniger gleichmäßig auf die Offenlandbereiche im Süden des Landes.

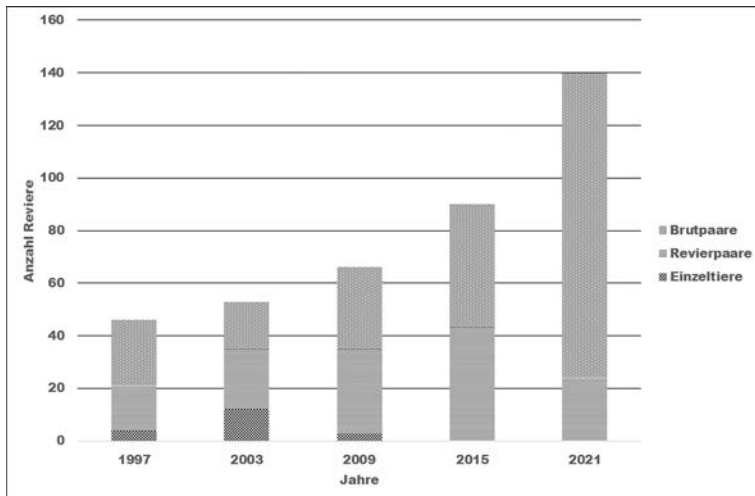


Abbildung 3: Entwicklung des Revierbestands des Rotmilans zwischen 1997, 2003, 2009, 2015 und 2021.

Für Luxemburg stieg die Rotmilan-Revierdichte von 1,8 in 1997 auf 2,0 in 2003, 2,6 in 2009 und 3,4 Paare/100 km² in 2015 an. Selbst das letzte Ergebnis konnte mit der Kartierung 2021 noch getoppt werden, da eine Dichte von 5,4 Paare/100km² nachgewiesen wurde. Wie bereits oben erwähnt, sind die Bestände hauptsächlich in den bereits vorhandenen Dichtezentren angestiegen. Bereiche, die vom Rotmilan seitjeher eher gemieden wurden, wie etwa die Waldregionen unmittelbar südlich des Öslinger Hochplateaus, wurden auch 2021 kaum als Bruthabitat genutzt.

Abb. 4 zeigt die Entwicklung des Schwarzmilan-Bestandes seit 1997. Waren es im Jahr 1997 noch 27 Schwarzmilanreviere, steigerte sich die Zahl bei der nächsten Kartierung 2003 auf 39 Reviere, 2009 auf 62 Reviere und 2015 sogar auf 106 Reviere. Der Gesamtanstieg zwischen 1997 und 2015 beträgt somit 292%. Für 2021 errechnet sich ein Rückgang um 18 Reviere auf 88 Reviere (-17%). Die Revierdichte ging von 4,1 Paare/100km² auf 3,4 Paare/100km² zurück. Diese negative Bestandsentwicklung folgt allerdings einem starken Anstieg der Revierpaare zwischen den Kartierungen von 2009 und 2015 (+130%), und die Zahl der Paare übersteigt den Bestand von 2009 immer noch deutlich.

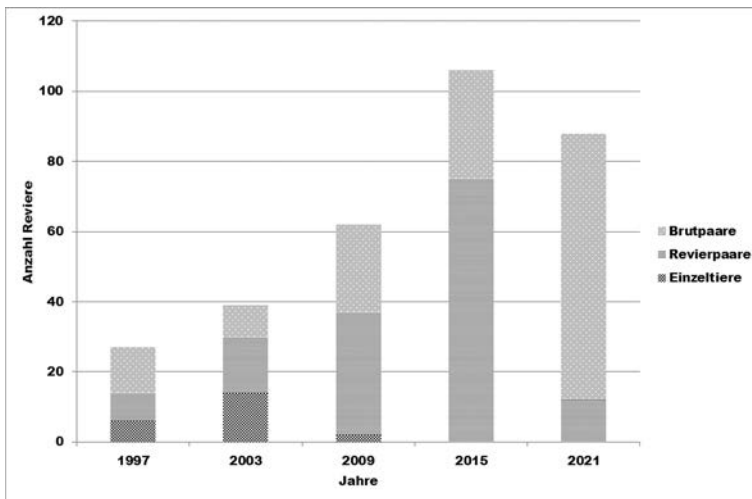


Abbildung 4: Entwicklung des Revierbestands des Schwarzmilans zwischen 1997, 2003, 2009, 2015 und 2021.

3. Diskussion

Bemerkungen zum Bestandsanstieg zwischen 1997 und 2021

Der Vergleich der Erhebungen von 1997, 2003, 2009, 2015 und 2021 erlaubt es, die Bestandsentwicklung und Verbreitung des Rot- und Schwarzmilans in den vergangenen 18 Jahren in Luxemburg zu beurteilen. Die Bestandsentwicklung in den Jahrzehnten davor kann unter Peltzer (1981) und Conzemius (1998) nachgelesen werden.

Der Bestandszuwachs des Rotmilans hat sich auch bei der Kartierung 2021 fortgesetzt. Gegenüber 2015 gibt es einen Zuwachs von 56%. Die Dichtebesiedlung der Art steigt in den geeigneten Bereichen Luxemburgs deutlich an, sodass hier auf ein ausreichend hohes Nahrungsangebot geschlossen werden kann. Wie bereits seit Jahren vermutet, scheint der Rotmilan auch weiterhin von der derzeitigen Ausrichtung der Landwirtschaft zu profitieren. In der Tat werden in den letzten Jahren Rotmilane in Luxemburg systematisch Nahrung suchend über frisch bearbeiteten Äckern, z.B. bei Arbeiten für Maisanpflanzungen anfangs der Brutsaison (April) beobachtet (eigene Beobachtungen).

Besonders häufig jedoch werden Rotmilane Nahrung suchend während und in den Folgetagen nach dem Mähen über Sillageflächen (Mai-Juni-Juli) gesehen (eigene Beobachtungen). Diese Quelle der Nahrungsgewinnung bietet Wirbellose, tote Nager oder verunglückte Bodenbrüter in großem Umfang und macht diese über die gesamte Brutsaison verfügbar. Obwohl einerseits das Grünland durch Sillagenutzung und phytosanitäre Maßnahmen artenärmer wird (Biver 2008), sind andererseits größere Grünlandflächen zur Aufzuchtzeit ab Mai regelmäßig offen, und demnach scheint hier Nahrung für Rotmilane besser erreichbar als z.B. bei Mähwiesen mit Spätmahd-Programmen. So berichten Voscamp und van Rijn (2009) von einem regionalen Rückgang des Rotmilan-Bestands nach größeren Extensivierungsprogrammen und Stilllegung oder Spätmahd von feuchten Flächen in der Umgebung von St. Vith, dem Dichtezentrum des Rotmilans im Osten Belgiens, vermutlich bedingt durch eine geringere Nahrungsverfügbarkeit. Pfeiffer (mündl.) erklärt, dass in Ostdeutschland der Rotmilan früher von einer Grünlandnutzung profitierte, bei der regelmäßig kleinere Grasflächen für den direkten Verbrauch gemäht wurden. Seit-

dem Rapsfelder und Winterweizen die Grünlandnutzung ersetzen, liegt hier ein Rückgang vor (Stubbe et al. 2009). Diese Mitteilungen stützen die Annahme, dass Sillageflächen in relativ kleinstrukturierten Offenlandbereichen, hauptsächlich Grünland durchsetzt mit Ackerflächen, einen positiven Einfluss auf die Nahrungsbedingungen des Rotmilans haben, weil ständig Nahrungsquellen von der Brut- bis zur Aufzuchtperiode vorhanden sind. Diese Aussage wird ebenfalls von Habitatnutzungs-Untersuchungen belegt (Nachtigall et al. 2010). Grünland und besonders Viehweiden scheinen aber weiterhin dem Rotmilan wichtig zu sein, wie bereits bei Conzemius (1998) beschrieben, denn fast reine Ackerregionen sind kaum besiedelt.

In den letzten Jahren werden Rotmilane immer häufiger in ländlichen Regionen am Dorfrand, um Bauernhöfe und gar über Gärten Nahrung suchend beobachtet. Dies bedeutet eine Neuerschließung von Lebensräumen und somit eine weitere Steigerung des Nahrungsangebotes, möglicherweise jedoch nur durch zeitweilige Nahrungsknappeit im Offenland hervorgerufen. Voscamp und van Rijn (2009) bestätigen diese Entwicklung: im Osten Belgiens gehören bebaute Flächen und vor allem Bauerngehöfte, neben dem für den Rotmilan wichtigen Grünland, zu den typischen Nahrungshabitaten.

Die Bestandsentwicklung des Schwarzmilans zeigt gegenüber der Kartierung 2015 einen Rückgang von 17%. Dies scheint auf den ersten Blick verwunderlich, haben Rot- und Schwarzmilan doch sehr ähnliche Habitatsprüche und profitieren vom selben Nahrungsangebot. Auffällig ist, dass die Zahl der nachgewiesenen Bruten des Schwarzmilans von 31 auf 76 Bruten anstieg, was damit erklärt werden kann, dass die Brutstandorte vieler Reviere von 2015 gefunden werden konnten. Trotz dieser Tatsache wurden 2021 18 Reviere weniger nachgewiesen als noch 2015. Die Erklärung hierfür könnte in einer Überschätzung der Reviere 2015 liegen. In der Tat wurden 2015, in einer stark steigenden Population, möglicherweise viele Nichtbrüter damals irrtümlich als Revierpaare kartiert. Eine mögliche Konkurrenz der beiden Arten angesichts der erhöhten Dichte der Rotmilane scheint eher unwahrscheinlich, da Rot- und Schwarzmilane sehr oft im gleichen Wäldchen in großer Nähe ihre Horste errichten. Ob nun 2021 beim Schwarzmilan tatsächlich ein Negativtrend eingesetzt hat, wird die nächste Kartierung 2027 zeigen

4. Danksagung

Unser Dank gilt wie immer unseren ehrenamtlichen Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Feldornithologie, ohne deren Unterstützung eine flächendeckende Arterfassung nicht denkbar wäre.

5. Literatur

- BirdLife International (2022): Species factsheet: *Milvus milvus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 09.08.2022.
- Biver G. (2008): Wiesenvogel-Kartierung 2007: Vorkommen von Schafstelze *Motacilla flava*, Wiesenpieper *Anthus pratensis* und Braunkehlchen *Saxicola rubetra* in drei ausgewählten Grünlandgebieten - Vergleichsstudie zu 1996. Regulus WB 23: 1-12.
- Conzemius T. (1998): Revierkartierung der „territorialen Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* 1997 in Luxemburg. Regulus WB 17: 1-26.
- Nachtigall W., M. Stubbe & S. Herrmann (2010): Aktionsraum und Habitatnutzung des Rotmilans (*Milvus milvus*) während der Brutzeit – eine telemetrische Studie im Nordharzvorland. Vogel und Umwelt 18: 25-61.
- Norgall A. (1995): Revierkartierung als Zielorientierte Methodik zur Erfassung der "Territorialen Saison-Population" beim Rotmilan (*Milvus milvus*). Vogel und Umwelt, Bd. 8: 147-164.
- Peltzer R. (1981): Zur Brutverbreitung des Rotmilans (*Milvus milvus*) in Luxemburg. Teil 3. Regulus 14: 72-77.
- Stubbe M., M. Weber, L. Kratzsch, A. Stubbe, H. Zörner, W. Nachtigall, A. Resetaritz & N. Hagge (2009): Habitat use of Red Kite *Milvus milvus* in the north-eastern Harzvorland (Saxony-Anhalt, Germany) in Krüger T. & J. Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.

- Voscamp P. & S. van Rijn (2009): Feeding ecology and population development of Red Kites *Milvus milvus* in Belgium *in* Krüger T. & J. Wübbenhorst, Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilan *Milvus milvus* in Europa. Internationales Artenschutzsymposium Rotmilan. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29, 3.

Analyse einiger Winterbruten der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Luxemburg

André Konter, E-Mail: podiceps@pt.lu

Zusammenfassung: Anhand von 48 Datensätzen werden die Winterbruten der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Luxemburg untersucht. Bei der überwiegenden Mehrheit der Gelege fällt der Bebrütungsbeginn in die allgemein kältesten Monate des Jahres. Dennoch scheint der Bruterfolg der erfolgreichen Paare sehr hoch zu sein, es ist jedoch nicht gewusst, wie viele Paare gänzlich scheitern. Der Versuch, die Winterbruten durch die verbesserten meteorologischen Bedingungen in der kalten Jahreszeit zu erklären, führt zu keinem eindeutigen Resultat. Es wird diskutiert, inwiefern es andere Gründe für die Winterbruten geben kann.

Résumé: Analyse de quelques couvées hivernales de l'Ouette d'Egypte *Alopochen aegyptiaca* au Luxembourg

Sur base de 48 jeux de données, les couvées hivernales de l'Ouette d'Egypte *Alopochen aegyptiaca* au Luxembourg sont examinées. Pour la grande majorité des couvées, l'incubation commence pendant les mois généralement les plus froids de l'année. A priori, le succès de reproduction des couples capables de mener ses jeunes à l'indépendance semble être très élevé, mais il est impossible de déterminer combien de couples échouent complètement. La tentative d'expliquer les couvées hivernales par l'amélioration des conditions météorologiques de la saison froide ne conduit pas à un résultat clair. Il est discuté dans quelle mesure d'autres raisons peuvent expliquer les couvées en hiver.

Abstract: Analysis of some winter broods of the Egyptian Goose *Alopochen aegyptiaca* in Luxembourg

The winter broods of the Egyptian Goose *Alopochen aegyptiaca* in Luxembourg are examined on the basis of 48 data sets. For the vast majority of the clutches, incubation begins in the generally coldest months of the year. A priori, the breeding success of the successful pairs seems to be very high, but it cannot be determined how many pairs fail completely. The attempt to explain the breeding in winter by improved meteorological conditions in the cold season does not lead to a clear result. It is discussed to what extent other reasons can provide explanations for the winter broods.

Bei der aus Afrika stammenden Nilgans *Alopochen aegyptiaca* würde man a priori annehmen, dass die Art ihr Brutgeschäft in Mitteleuropa auf die wärmsten Monate des Jahres konzentriert. Die Analyse der Meldungen aus der Datenbank ornitho.lu mit brutbiologischen Angaben zu Nilgänsen aus den Jahren von 2012 bis 2021 hat gezeigt, dass 68% der Paare ihr Gelege zwischen Ende Februar und Ende Juli beginnen, so dass die Mehrzahl der Küken zwischen der letzten März- und der ersten Augustdekade schlüpft. Die Art beginnt hierzulande aber nicht nur sehr früh im Jahr mit Nestbau und Eiablage, auch im Spätherbst und im Winter kommt es zu Bruten (Konter 2021). Die Daten der Nilganspaare, deren Küken zwischen Ende September und Ende März schlüpften, sollen hier separat untersucht werden, um herauszufinden, wie erfolgreich diese Winterbruten im Vergleich zu den Bruten in der Hauptsaison sind. Anhand von meteorologischen Daten wird zusätzlich analysiert, inwiefern die Wetterlage die Nilgänse zu den Wintergelegen angeregt haben könnte.

1. Methodik

Als Basis dieser Untersuchung dienten die Daten zu 303 Bruten mit Schlupferfolg und weitere 15 Datensätze zu Bruten, bei denen zu einem eventuellen Schlupf keine Angaben gefunden werden konnten, so wie diese in Konter (2021) nach der dort beschriebenen Methode zusammengestellt wurden. Der Schlupf- und der Bruterfolg von 48 Winterbruten wurde berechnet, insofern entsprechende Angaben vorlagen. Als Winterbruten galten hier Bruten mit Bebrütungsbeginn im Zeitraum zwischen dem 1. November und dem 28. bzw. 29. Februar der Jahre 2012 bis 2021. Zwei ab der letzten Septemberdekade bebrütete Gelege wurden ebenfalls berücksichtigt, weil die Aufzucht der Küken zu einem großen Teil in die kalte Jahreszeit fiel. Sie wurden aber nicht als wirkliche Winterbruten betrachtet, da die Küken bei Frosteinsatz schon größer und damit kaum noch anfällig gegenüber der Kälte waren. Zu einer Winterbrut lagen keine Angaben über die Anzahl der Küken vor, so dass diese lediglich in der Gesamtanzahl der Bruten berücksichtigt werden konnte.

Zur Berechnung der Zeiträume zwischen den einzelnen Etappen einer Brut wurden folgende Kriterien angewandt:

- Legezeit: Eiablage im Abstand von 1-2 Tagen, was bei einer mittleren Gelegegröße von 5,2 Eiern (Konter 2021) ca. eine Woche ergibt
- Bebrütungszeit: 30 Tage, Bebrütungsbeginn mit Vollgelege (nach Hölzinger & Bauer 2018)
- Führungszeit: 70 Tage (nach Hölzinger & Bauer 2018).

Die meteorologischen Angaben basieren auf den Daten für Echternach, die mir Herr Achim Wehnert freundlicherweise auf Monatsbasis zusammengestellt übermittelte. Bei Temperaturangaben ist, falls nicht anders vermerkt, jeweils die mittlere Tagestemperatur gemeint. Der Vergleich von Temperaturangaben, Niederschlagsmengen oder Sonnenstunden erfolgte jeweils mit den monatlichen Mittelwerten für die Periode 1981-2010. Auch die Angabe von Variationen bezieht sich auf die Mittelwerte von 1981-2010.

Berechnet auf Basis der von Herrn Wehnert übermittelten Daten wurden zusätzlich die minimale, mittlere und maximale Tagestemperatur pro Monat sowie die mittlere monatliche Anzahl an Sonnenstunden und die Niederschlagsmenge für den Zeitraum von Oktober 2011 bis Juli 2021. Ein Vergleich mit diesen Werten erfolgte aber nur falls ausdrücklich so vermerkt.

2. Resultate

a. Anzahl der Winterbruten und Verteilung

In allen Jahren wurden trotz zum Teil sehr unterschiedlicher meteorologischer Rahmenbedingungen Winterbruten festgestellt (Tabelle 1). In allen Dekaden, in denen 3 oder mehr Winterbruten gemeldet wurden, war die mittlere Tagestemperatur im Vergleich zu 1981-2010 stark erhöht, die Niederschlagsmenge konnte aber überdurchschnittlich sowohl stark zugenommen als auch abgenommen haben, die Anzahl der Sonnenstunden war meist gestiegen. Allerdings gab es auch Dekaden mit vergleichsweise guten meteorologischen Bedingungen, in denen dennoch nur ein oder zwei Winterbruten festgestellt wurden.

Bei der Anzahl der Winterbruten war im Verlauf der Zeit keine regelmäßige Entwicklung zu erkennen (Tabelle 2), sie schwankte von Jahr zu Jahr stark ohne erkennbares Muster.

Tabelle 1: Anzahl der Winterbruten pro Dekade (N=51) und dazugehörige meteorologische Daten

(Mittlere Temperatur in °C, Regenmenge in l/m² und Anzahl an Sonnenstunden in den Dekaden des betroffenen Monats bis inklusive Dekade des Brutbeginns und jeweiliger Vergleich (Vergl.) mit den Mittelwerten der Jahre 1981-2010).

Brutbeginn Zeitraum	Anahl Bruten	Meteorologische Angaben					
		Mittl. Temp.	Vergl.	Regen- menge	Vergl.	Sonnen- stunden	Vergl.
D1 Feb 2012	2	-7,7°	-10,0°	0,2 l	-20,5 l	74 St.	+45,1 St.
D3 Feb 2013	1	0,1°	-2,2°	32,1 l	-25,9 l	33,3 St.	-47,7 St.
D1 Dez 2013	1	2,4°	-0,1°	1,7 l	-23,5 l	28,8 St.	+15,9 St.
D2 Feb 2014	5	4,3°	+2,0°	66,8 l	+25,4 l	22,2 St.	+9,1 St.
D2 Nov 2014	2	7,9°	+2,5°	50,1 l	+7,4 l	21,2 St.	-15,5 St.
D1 Jan 2015	2	2,3°	+0,7°	28,4 l	+2,8 l	0,0 St.	-7,1 St.
D2 Dez 2015	3	7,2°	+4,7°	18,7 l	-31,6 l	44,2 St.	+18,4 St.
D3 Jan 2016	2	2,9°	+1,6°	75,4 l	+1,4 l	57,5 St.	+11,5 St.
D2 Feb 2016	2	4,4°	+2,1°	78,7 l	+37,3 l	35,0 St.	-22,1
D3 Feb 2016	3	4,2°	+1,9°	92,3 l	+34,3 l	75,2 St.	-4,8 St.
D2 Nov 2016	2	5,0°	-0,4°	42,7 l	0,0 l	31,7 St.	-5,6 St.
D3 Dez 2016	1	1,6°	-0,9°	7,3 l	-70,7 l	64,2 St.	+24,2 St.
D3 Feb 2017	1	4,3°	+2,3°	44,4 l	-13,8 l	58,8 St.	-21,2 St.
D3 Nov 2017	2	5,1°	-0,3°	75,8 l	+11,8 l	45,1 St.	-9,9 St.
D1 Dez 2017	2	1,5°	-1,0°	25,2 l	0,0 l	7,1 St.	-6,1 St.
D2 Jan 2018	1	4,9°	+3,3°	93,8 l	+12,7 l	23,9 St.	-5,8 St.
D2 Feb 2018	2	0,1°	-2,2°	19,1 l	-22,3 l	65,5 St.	+8,4 St.
D3 Feb 2018	2	-0,7°	-3,0°	19,1 l	-38,9 l	138,3 St.	+58,3 St.
D3 Sep 2018	2	15,4°	+0,9°	35,5 l	-27,5 l	231,8 St.	+51,8 St.
D1 Dez 2018	1	7,2°	+4,7°	112,7 l	+87,5 l	6,7 St.	-6,8 St.
D2 Feb 2019	2	3,5°	+1,1°	42,8 l	+10,9 l	85,7 St.	+28,6 St.
D3 Feb 2019	5	4,7°	+2,4°	44,6 l	-13,4 l	149,1 St.	+69,1 St.
D2 Feb 2020	1	6,0°	+3,7°	105,4 l	+64,0 l	44,9 St.	-12,2 St.
D2 Feb 2021	2	2,6°	+0,3°	50,3 l	+8,9 l	55,9 St.	-2,0 St.
D3 Feb 2021	2	4,0°	+1,7°	53,3 l	-4,7 l	101,4 St.	+20,4 St.

Tabelle 2: Anzahl der Bruten pro Winter
(in Klammern die Spätseptemberbruten) (N=51).

Winter	2011/ 12	2012/ 13	2013/ 14	2014/ 15	2015/ 16	2016/ 17	2017/ 18	2018/ 19	2019/ 20	2020/ 21
Anzahl Bruten	2	1	6	4	10	4	9	8 (+2)	1	4

Geht man davon aus, dass die luxemburgische Brutpopulation bis zum Jahr 2016 stetig anstieg und danach vielleicht stagnierte, so wird klar, dass die Anzahl der Winterbruten, wenn überhaupt, nur in geringem Maße von der Größe der Brutpopulation abhing. Der Gesamtbestand kann vielleicht erklären, dass z.B. im Winter 2015/16 10 Winterbruten möglich waren, aber nicht, weshalb es tatsächlich dazu kam. Wäre allein die Brutpopulation für die Anzahl der Winterbruten ausschlaggebend, so hätten z.B. in den Wintern 2016/17 oder 2019/20 mehr Winterbruten festgestellt werden müssen als hier festgehalten wurden. Allerdings ist es durchaus vorstellbar, dass mehr Gelege begonnen als später Familien gemeldet wurden. Da die meisten Nester der Nilgans nicht gefunden werden, enthält die Statistik keine Gelege ohne Schlupferfolg, die vielleicht den meteorologischen Bedingungen (anhaltender Frost, Starkregen, Hochwasser) zum Opfer fielen. Auch einige Familien, bei denen alle Küken nach wenigen Tagen eingegangen waren, könnten den Meldern entgangen sein.

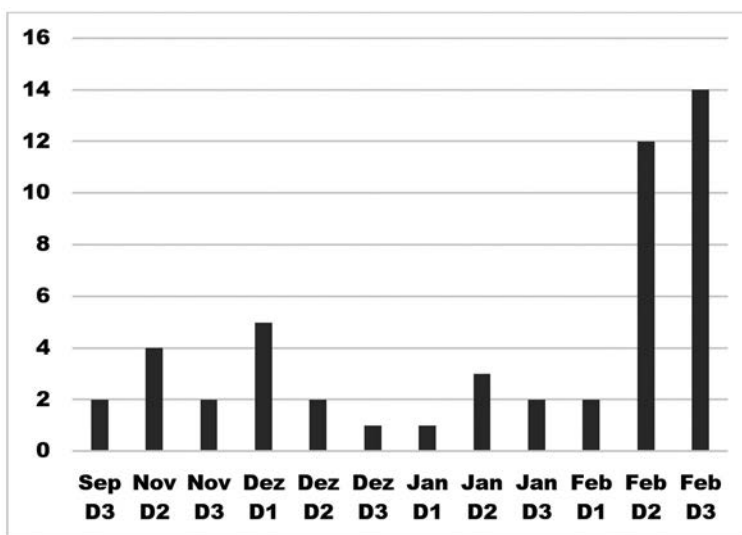


Abb. 1: Verteilung der Winterbruten auf die Monatsdekaden nach Bebrütungsbeginn (N=50).

Schaut man sich die Verteilung der Winterbruten auf die Monatsdekaden (Abb. 1) an, so ist auffällig, dass die allermeisten Gelege im Februar getätigt wurden. Bei 12 von 50 Gelegen (24%) begann die Bebrütung in der zweiten, bei 14 weiteren (28%) in der dritten Februardekade. In allen anderen Winterdekaden wurden maximal 5 Gelege voll.

b. Bruterfolg der Winterbruten

Angeichts der geringen Anzahl an Daten zu den Winterbruten und der Tatsache, dass von 50 Familien 24 nur einmal gemeldet wurden, sind alle Resultate mit der gebührenden Vorsicht zu betrachten.

Tabelle 3: Anzahl der pulli pro Familie (N=50) am ersten Feststellungstag,
geordnet nach Monatsdekaden des Brutbeginns und Zeitspanne zwischen errechnetem Schlupf- und Feststellungsdatum (Tage) (zu den nicht aufgeführten Dekaden liegen keine Daten vor) sowie in Klammern Anzahl der pulli, die bei der letzten Feststellung noch gesichtet wurden (diese lag mindestens 14 Tage nach der ersten Feststellung, ? steht für Familien mit nur einer Beobachtung).

Dekade	0-1 Tag	2-3 Tage	4-7 Tage	>7 Tage
Sep III	7 (?), 7 (?)			
Nov II	7 (?)		2 (?)	2 (2), 1 (?)
Nov III			9 (8)	8 (?)
Dez I			9 (?), 8 (?), 5 (?), 3 (1)	7 (?)
Dez II		10 (?), 1 (?)		
Dez III	12 (3)			
Jan I		1 (?)		
Jan II		10 (5), 6 (0)		
Jan III		5 (5), 3 (?)		
Feb I		3 (1), 1 (1)		
Feb II	8 (?)	10 (10), 9 (9), 9 (9), 8 (6), 7 (?), 6 (4)	7 (7), 3 (?)	9 (9), 7 (?), 4 (4)
Feb III		10 (8), 8 (4), 7 (7), 7 (6), 7 (?), 7 (?), 6 (?)	7 (6), 7 (5), 5 (?), 4 (?)	7 (4), 4 (?), 3 (?), >2 (1)

Tabelle 4: Mittlere Anzahl der pulli pro Familie am Feststellungstag
(N=47) mit Standardabweichung, geordnet nach Zeitspanne zwischen errechnetem Schlupf- und Feststellungsdatum (Tage).

Tage	0-1 Tag n=5	2-3 Tage n=21	4-7 Tage n=12	>7 Tage n=11
Pulli	8,20 ±1,94	6,41±2,90	5,75±2,31	4,91±2,64

Nur 5 Winterbruten (davon 2 schon im September begonnen) wurden innerhalb eines Tages nach dem Schlüpfen gemeldet. Die Paare hatten jeweils überdurchschnittlich viele Küken. Dadurch ergab sich für diese ein hoher mittlerer Schlupferfolg von 8,2 Küken pro Paar. Bei späterer Feststellung der Familien ging die mittlere Anzahl der pulli stetig zurück (Tabelle 4). Für alle 38 innerhalb einer Woche nach dem Schlupf gemeldeten Familien errechnete sich ein Mittelwert von $6,44 \pm 2,72$ pulli ($n=38$); er lag damit deutlich über dem entsprechenden Wert für alle Bruten im Jahr ($5,55$ pulli/Paar) und ebenfalls über dem der Paare in der Hauptschlupfzeit ($5,65$ pulli/Paar, Konter 2021).

Auch die Schofgröße der Winterbruten überstieg mit $6,10 \pm 2,78$ pulli ($n=50$) deutlich den berechneten Wert für alle Familien im Jahr ($5,23$ pulli/Paar, Konter 2021). Demnach scheint es, dass Winterbruten erfolgreicher waren als jene zur Hauptsaison.

Die Familien von 15 Winterbruten wurden über 50 Tage nach der ersten Feststellung noch einmal gesehen. Diese führten bei der ersten Meldung insgesamt 93 Küken oder im Mittel $6,20 \pm 3,08$ pulli/Paar, bei der zweiten $4,27 \pm 2,95$ pulli, was einem Verlust von 29 Küken (31,2%) entspricht.

Drei Familien wurden nach der Erstfeststellung später mit mindestens 30-tägigen pulli noch einmal gemeldet. Im Mittel betrug die Anzahl der Küken dieser 3 Familien bei der ersten Sichtung $6,33 \pm 0,94$ pulli, bei der zweiten $5,23 \pm 1,25$ pulli (-15,8%). Sechs weitere Paare wurden später mit 15-30-tägigen Küken gesehen. Diese führten anfänglich $7,83 \pm 2,54$ pulli, später $6,17 \pm 2,79$ pulli (-21,3%). Fügt man alle Daten zusammen, so ergibt sich bei der Erstfeststellung eine Schofgröße von $6,63 \pm 2,83$ pulli und bei der letzten Feststellung von $4,88 \pm 2,88$ pulli pro Paar (-26,4%). Bei einer weiteren Familie mit 9 Küken waren nach 12 Tagen noch 8 davon am Leben.

Auf der Basis dieser Ergebnisse und im Vergleich zum Bruterfolg ($4,20$ pulli/Paar) und Verlust an Küken bis zur Unabhängigkeit (22,1%, Konter 2021) aller Bruten zu allen Jahreszeiten waren Winterbruten damit sehr erfolgreich. Allerdings ist es durchaus vorstellbar, dass in dieser Statistik Winterbruten mit Schlupferfolg, bei denen alle Küken auf Grund der meteorologischen Bedingungen zum Zeitpunkt ihres Schlüpfens innerhalb weniger Tage starben, hier nicht erfasst wurden, insbesondere weil die Beobachtbarkeit der Feldornithologen während der kalten Jahreszeit eingeschränkt ist. Möglich ist ebenfalls, dass von den 25 nur einmal gemeldeten Paaren mit Nachwuchs eine Mehrzahl alle Küken verlor und deshalb nicht mehr gesehen wurde. Im schlimmsten Fall (Totalverlust bei allen 25 Paaren) würde dadurch die Schofgröße aller Paare bei der letzten Feststellung auf $3,34 \pm 3,89$ pulli reduziert (-35,3%). Damit wäre der Winterbruterfolg zwar geringer als zu anderen Jahreszeiten, aber nicht in dem Maße, dass sich diese Bruten nicht mehr lohnen würden. Auch ist zu bedenken, dass bei einem schnellen Totalverlust des Geleges oder der frisch geschlüpften Küken dem Paar genügend Zeit zur Regeneration verbleibt, um eine erfolgreiche Sommerbrut zu tätigen.

c. Allgemeine Entwicklung der meteorologischen Bedingungen

Man würde a priori annehmen, dass Nilgänse bei zu ungünstigen Wetterverhältnissen nicht zur Eiablage schreiten. Deshalb erscheint es sinnvoll, die Winterbruten im Kontext der meteorologischen Bedingungen zu untersuchen. Ausschlaggebend in diesem Sinn könnten sowohl ungünstige klimatische Konditionen in der Zeit vor der effektiven Eiablage sein, die ein früheres Gelege verhindern, als auch günstige Bedingungen zum Zeitpunkt der Eiablage. Vergleicht man verschiedene Mittelwerte der Jahre 1981-2010 (P1) und der Jahre 2011-2021 (P2) für Echternach, so erhält man im Mittel eine Erwärmung von $0,85^\circ\text{C}$ (Spanne $0,3\text{--}1,7^\circ\text{C}$), 9 Sonnenstunden mehr und 3 l/m^2 Regen weniger im Monat (Tabelle 5). Diese Unterschiede sprechen für allgemein verbesserte Brutbedingungen, wenn auch nicht alle Monate in gleichem Maß davon betroffen waren.

Im Jahresverlauf nehmen die Sonnenstunden in P2 schon früh im Frühling zu (März + 28 Stunden, April +18 Stunden), gehen aber im Mai (-11,5 Stunden) deutlich zurück, bevor sie im Juni (+26 Stunden) und Juli (+42 Stunden) deutlich ansteigen. Alle anderen Monate weisen nur unbedeutende Unterschiede in dieser Hinsicht gegenüber P1 auf (Abb. 3). Bei den Niederschlagsmengen gibt es im März einen deutlichen Rückgang ($-17,2 \text{ l/m}^2$), im Juni fällt mehr Regen ($+11,3 \text{ l/m}^2$), in den folgenden Monaten wieder weniger Regen. Erst der Dezember zeigt die deutlichste Erhöhung der Niederschlagsmengen ($+20,8 \text{ l/m}^2$, Abb. 3).

Der Bebrütungsbeginn der Mehrzahl der Winterbruten (Februar) fiel demnach in die kälteste Zeit, die gleichzeitig nur wenig von der allgemeinen Erwärmung profitierte. Allerdings weist der Februar im Vergleich zu den Vormonaten schon eine deutlich höhere Anzahl an Sonnenstunden und weniger Regen auf, auch wenn sich der Unterschied zwischen den Perioden P1 und P2 in Grenzen hält.

Tabelle 5: Mittelwerte der minimalen (Min.), mittleren (Mittl.) und maximalen (Max.) Tagestemperatur (Temp.), der Sonnenstunden und der Regenmenge
in l/m² in den Jahren 1981-2010 (P1) und 2011-2021 (P2) nach Monaten.

	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Min. Temp. P2	0,1	-0,8	1,0	3,6	7,8	12,1	13,7	13,2	9,4	6,9	3,4	1,6
Mittl. Temp. P2	2,4	2,8	6,3	10,0	14,1	18,2	20,2	19,4	15,1	10,8	6,1	3,8
Mittl. Temp. P1	1,6	2,3	6,0	9,3	13,6	16,5	18,7	18,3	14,5	10,4	5,4	2,5
Max. Temp. P2	4,7	6,4	11,5	16,4	20,4	24,4	26,7	25,6	20,8	14,7	8,8	6,1
Sonnenstunden P2	44,9	85,6	148,1	198,1	218,5	236,2	272,4	230,0	182,9	105,1	53,4	43,9
Sonnenstunden P1	48,0	81,0	120,0	180,0	230,0	210,0	230,0	230,0	180,0	105,0	55,0	40,0
Regenmenge P2	72,6	56,1	42,8	44,4	61,3	80,3	53,0	51,9	60,1	61,6	53,5	98,8
Regenmenge P1	74	58	60	51	60	69	63	63	63	70	64	78

In P2 zeigt sich im Vergleich zu P1 bei den Temperaturen vor allem im Sommer ein deutlicher Anstieg, d.h. in den Monaten Juni (+1,7°C), Juli (+1,5°C) und August (+1,1°C). Die Herbstmonate sind nur geringfügig wärmer, erst im Dezember ist der Anstieg wieder deutlich (+1,3°C). Im Januar (+0,82°C) entspricht die Erwärmung dem Mittel (+0,85°C), und die Monate Februar (+0,5°C) und März (+0,3°C) weisen nur geringe Temperaturanstiege auf (Abb. 2).

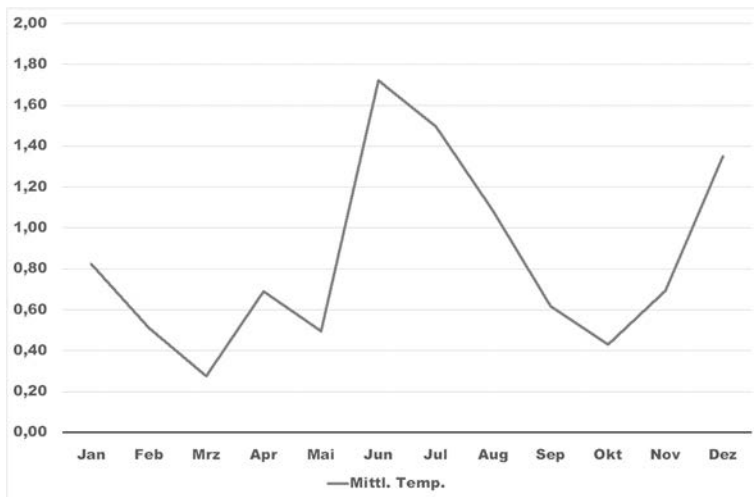


Abb. 2: Durchschnittliche Differenz in der mittleren Monatstemperatur zwischen den Perioden 2011-2020 (P2) und 1981-2010 (P1) in °C (P2-P1).

Insgesamt ergibt der Vergleich der Herbst- und Wintermonate einen deutlichen Temperaturvorteil in P2 gegenüber P1, vor allem für den Dezember, aber auch noch für den Januar. Die Anzahl der Sonnenstunden fällt von November bis Januar kaum ins Gewicht, die Niederschlagsmenge ist dagegen im November niedriger, im Dezember stark erhöht und im Januar fast unverändert.

Der relativ milde Dezember könnte demnach einige Nilganspaare zum Brutbeginn animieren, die Niederschlagsmenge, die auch noch im Januar hoch bleibt, würde ihn dagegen zeitlich noch etwas verzögern. Das Gelege würde also überwiegend im Februar bebrütet, wie auch Abbildung 1 bestätigt. Allerdings macht diese Interpretation im direkten Vergleich der meteorologischen Bedingungen aller Monate miteinander kaum Sinn, denn hier weisen die Spätf Frühjahr- und Sommermonate doch deutliche Vorteile auf (Tabelle 5). Vielleicht ergibt eine detaillierte Analyse der Winterbruten in dieser Hinsicht Aufschluss.

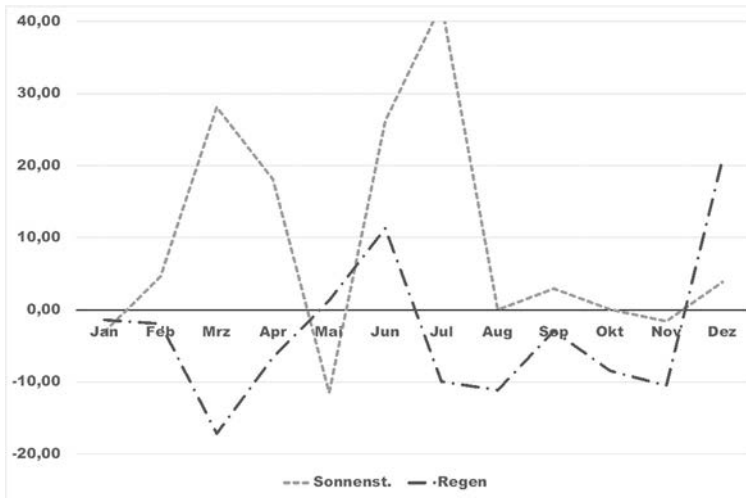


Abb. 3: Durchschnittliche Unterschiede in den monatlichen Sonnenstunden und Niederschlagsmengen zwischen den Perioden 2011-2020 (P2) und 1981-2010 (P1) in Stunden, resp. l/m² (P2-P1).

d. Detaillierte Analyse der Winterbruten

Im Winter 2011/12 kam es zu zwei Gelegen, die beide ab Anfang Februar bebrütet wurden. Der vorangegangene Januar war mit 3,7°C mittlerer Tagestemperatur vergleichsweise mild, aber auch verregnet (82,4 l/m² Regen) und wenig von der Sonne verwöhnt (39,9 Sonnenstunden). Mit dem letzten Januartag setzte Dauerfrost ein, der sich erst Mitte der zweiten Februardekade verabschiedete. Anfang Februar regnete es kaum, und die fast täglich 8 Sonnenstunden ließen den Frost fast vergessen. Die tiefen Temperaturen während der Bebrütung könnten aber dafür verantwortlich gewesen sein, dass bei der ersten Feststellung Anfang März die beiden Brutpaare nur ein und drei pulli führten. Der März wies wieder milde Temperaturen auf, die mittlere Tagestemperatur lag mit 8,4°C um 2,4°C über dem Mittelwert von 1980-2010, dazu gab es 35% mehr Sonnenstunden und 75% weniger Regen. Dennoch gingen zwei weitere Küken ein, so dass bei diesen beiden Winterbruten jeweils nur ein Küken flügge wurde. Weshalb aber schritten beide Paare nicht schon früher zur Eiablage, z.B. im Oktober 2011 bei einer mittleren Tagestemperatur von 9°C (+1,5°C im Vergleich zu 1981-2010), 132 Sonnenstunden (+28%) und nur 22,9 l/m² Regen (-72%)? Der milde November wäre ebenfalls günstig zur Aufzucht gewesen, und der regenreiche, aber relativ warme Dezember hätte den schon größeren Küken wenig anhaben können. Eine mögliche Erklärung wären jeweils Zweitbruten, denn nach erfolgreicher Erstbrut ist ein früherer Legebeginn kaum denkbar.

In den Winter 2012/13 fällt nur eine Brut mit Bebrütung ab der letzten Februardekade. Vorangegangen war ein fast normal kalter Januar mit gelegentlichem Nachtfrost, der zur Monatsmitte tiefste Werte von bis zu -8°C erreichte, dazu gab es wenig Sonne und wenig Regen. Der Februar war deutlich kälter als normal und auch als der Januar. Die mittlere Tagestemperatur erreichte nur $0,1^{\circ}\text{C}$ ($1,2^{\circ}\text{C}$ im Januar), und bis auf die letzten beiden Februartage gab es täglich Nachtfrost, der zur Monatsmitte hin mit minimal -9°C am heftigsten war. Sonnenstunden, aber auch Regen gab es kaum. Die Eiablage und der Bebrütungsbeginn fielen insgesamt in eine von den Temperaturen her gesehen eher ungünstige Periode. Der März blieb mit $2,4^{\circ}\text{C}$ um $3,6^{\circ}\text{C}$ kälter als im langjährigen Mittel, an den meisten Tagen wurde Nachtfrost gemeldet, der an einigen Tagen in der Monatsmitte bis zu $-11,5^{\circ}\text{C}$ erreichte. Das Gelege schien wenig unter diesen Temperaturen gelitten zu haben, die um 35% niedrigere Regenmenge und die fast normale Zahl an Sonnenstunden waren eher hilfreich, so dass Ende des Monats oder Anfang April 7 Küken festgestellt wurden. Die erste Aprildekade brachte noch einmal leichten Nachtfrost, danach stiegen die Temperaturen deutlich an. Alle Küken überlebten die kalten Tage direkt nach dem Schlupf und wurden unabhängig. Trotz des Erfolgs stellt sich ebenfalls bei diesem Paar die Frage, weshalb die Brut nicht schon in der wärmeren Monaten Oktober oder November begonnen wurde.

Gleich 6 Bruten betrafen den Winter 2013/14. Schon in der ersten Dezemberdekade 2013 begann ein Paar mit der Bebrütung seines Geleges. Der vorangegangene November war mit $5,3^{\circ}\text{C}$ Tagestemperatur normal kalt, auch die Regenmenge entsprach den Erwartungen, Sonnenstunden gab es jedoch zu wenige. Bei Bebrütungsbeginn lagen die Temperaturen tagsüber nur leicht über, nachts gelegentlich leicht unter dem Gefrierpunkt. Regen fiel den ganzen Monat über wenig, dafür gab es aber mit 63 Stunden viel Sonne. Nach Mitte Dezember stiegen die Temperaturen an, so dass die mittlere Tagestemperatur des Monats am Ende mit $3,5^{\circ}\text{C}$ um 1°C über dem langjährigen Mittel blieb. Der Januar war mit einer mittleren Tagestemperatur von $4,1^{\circ}\text{C}$ verhältnismäßig warm ($+2,5^{\circ}\text{C}$ im Vergleich), sonnig und nicht regenreich. Nur in wenigen Nächten lagen die Temperaturen leicht unter dem Gefrierpunkt. Gegen Ende des Monats wurde es etwas kühler und gleichzeitig sonniger. Die in der ersten Januardekade geschlüpften Küken wurden zum ersten Mal Mitte des Monats beobachtet. Zu diesem Zeitpunkt waren es noch 3, nur eines wurde am Ende flügge.

Die ersten Februartage 2014 kannten noch leichten Nachtfrost, danach stiegen die Temperaturen an, Frost wurde selten, aber einige kurzzeitige Rückschläge blieben nicht aus. Mit $4,6^{\circ}\text{C}$ im Tagesmittel war die Temperatur des Monats deutlich zu hoch, trotzdem gab es nur wenig Sonnenschein (-46%) und viel Regen (+36%). In dieser nicht unbedingt günstigen Zeit, genauer in der zweiten Februardekade, begannen dann gleich 5 Paare mit der Bebrütung ihres Geleges. Anfang März setzte nachts für zwei Wochen wieder Dauerfrost ein, die Tiefsttemperatur erreichte aber nur $-2,9^{\circ}\text{C}$, Regen blieb aus und es war sehr sonnig. So zeigte tagsüber das Quecksilber teilweise zweistellige Werte an. Gegen Mitte März schlüpften 6, 7, 8, 9 und 9 Küken (Abb. 1) in eine Periode ohne Nachtfrost und mit tagsüber relativ angenehmen Temperaturen. Erst gegen Mitte der letzten Märzdekade kam wieder für wenige Tage leichter Nachtfrost auf, und tagsüber wurden nur wenige Grad über Null erreicht. Ende des Monats erfolgte ein deutlicher Temperatursprung nach oben auf zweistellige Tageswerte mit viel Sonne und ohne Niederschlag. Im April setzte sich diese Entwicklung fort. Nach dem Schlupf der Küken zeigten sich die meteorologischen Verhältnisse demnach eher günstig, entsprechend gut fiel der Bruterfolg der Nilganspaare aus: Von 6 wurden 4 und von 7 wurden 5 pulli flügge, zweimal überlebten alle 9 Nachkommen, und nur das Schicksal der 8 Geschwister ist unbekannt.



Abb. 4: Nilganshenne mit neun pulli am 21. März 2014 in der Sauer bei Steinheim.

Vier Bruten wurden im Winter 2014/15 getätigt. Zwei Gelege wurden ab der zweiten Novemberdekade 2014 bebrütet. Vorangegangen war ein nur leicht verregneter, warmer Oktober (mittlere Tagestemperatur 10,4°C, +2,4°C). Anfang November blieben die Temperaturen konstant, es regnete aber etwas mehr. Im weiteren Verlauf des Monats gingen die Temperaturen langsam zurück, blieben aber auch nachts im positiven Bereich. Der Regen ließ nach. Bis Mitte Dezember gab es keinen nennenswerten Nachtfrost, jedoch tagsüber wurden 5°C kaum überschritten. In der zweiten Dezemberdekade, zum Schlupf der 7 und 2 pulli, fielen 58 l/m² Regen. Nach einem kurzen Aufbäumen zu Beginn der letzten Dekade gingen die Temperaturen schnell zurück, besonders am 28. und 29. Dezember war es nachts mit -8°C kalt. Der Januar 2015 brachte anfangs leichten Nachtfrost, für eine Woche wurde es etwas wärmer, dann setzte bis Ende des Monats überwiegend leichter Nachtfrost ein. Insgesamt war der Monat kaum zu warm oder zu verregnet, es gab aber deutlich zu wenig Sonnenstunden. Die Bedingungen direkt nach dem Schlupf der Küken waren insgesamt nicht sehr förderlich. Ob darin ein Grund zu sehen ist, weshalb beide Familien später nicht mehr gemeldet wurden, bleibt dahingestellt.

In der ersten Januardekade 2015 begann die Bebrütung der beiden verbleibenden Gelege. Sie waren also meist leichtem Nachtfrost ausgesetzt, dies bis in die zweite Februardekade hinein und damit bis nach dem Schlüpfen der Küken. Tagsüber lagen die Temperaturen nur leicht über dem Gefrierpunkt. Bei dem ersten Gelege wurde wenige Tage nach dem Schlupf nur ein pullus gesehen, das unabhängig wurde. Die zweite Familie führte anfänglich 10 Küken, von denen 5 schnell verloren gingen, vielleicht weil der Februar mit einer mittleren Tagestemperatur von 1,9°C insgesamt kalt blieb und weiter Nachtfrost angesagt war, auch wenn wenig Regen fiel.

Insgesamt 10 Bruten betrafen den Winter 2015/16. Schon in der zweiten Dezemberdekade begannen 3 Paare mit dem Brüten. Die Temperatur im vorangegangenen November lag mit durchschnittlich 8,2°C um 2°C über dem langjährigen Mittel. Der Monat war mit 47 Sonnenstunden nur mäßig sonnig und kannte normal viel Regen. Der Dezember blieb mit 7°C überaus mild (+4,5°C im Vergleich), in drei Nächten kam es zu kaum merklichem Nachtfrost, es gab übermäßig viele Sonnenstunden (+81%) und wenig Regen (-77%). Die Bedingungen zum Zeitpunkt der

Eiablage waren für die Jahreszeit überaus günstig. Der Januar 2016 wurde jedoch kälter, auch wenn sich bis zur Monatsmitte kaum Nachtfrost entwickelte. Er war dagegen feucht; rund 73% der insgesamt 75,4 l/m² Regen des Monats entfielen auf die beiden ersten Wochen. Bis zur Monatsmitte waren einmal 9 und einmal 10 pulli geschlüpft. Dann setzte Dauerfrost mit Minimaltemperaturen von -8,8°C ein, genau zum Zeitpunkt des Schlupfes des dritten Geleges. Die einsetzende Kälte könnte erklären, weshalb das dritte Paar am 17. Januar nur ein Küken führte. Vielleicht erklärt sie auch, weshalb die beiden ersten Familien genauso wie die dritte später nicht mehr gemeldet wurden. Alle Küken könnten dem Frost zum Opfer gefallen sein.

Wahrscheinlich noch unter dem Eindruck des milden Dezembers und des noch nicht ungünstigen Januarianfangs schritten im Januar zwei weitere Weibchen zur Eiablage und bebrüteten ihre Gelege ab der dritten Monatsdekade. Zumindest die zuerst gelegten Eier waren zu Beginn großer Kälte ausgesetzt, in seinem weiteren Verlauf wurde der Monat dann etwas wärmer und kam auch nachts weitgehend ohne Minustemperaturen aus. Am Ende lag die Januartemperatur mit 2,9°C um 1,3°C über dem langjährigen Mittel. Die erste Februardekade war mit im Mittel 6,2°C deutlich zu mild, dies bei wenigen Sonnenstunden und viel Regen. Zum Schlüpfen der Küken setzte Nachtfrost ein, tagsüber blieb das Thermometer jeweils bei Werten über Null, die maximal zwischen 5,2°C und 11,5°C lagen. Dazu gab es viele Sonnenstunden und nur an zwei Tagen mit jeweils ca. 10 l/m² etwas mehr Niederschlag. Der Nachtfrost zu Legebeginn könnte erklären, weshalb bei beiden Paaren nur 3 und 5 pulli schlüpften. Ohne eine zumindest zeitweise Bebrütung der erstgelegten Eier, könnten diese in den ersten Tagen erfroren sein. Von einer Familie ist bekannt, dass ihre 5 Nachkommen mindestens einen Monat alt wurden.

Auch die beiden nächsten Paare haben sich vom milden Februaranfang zur Eiablage verleiten lassen, bei Bebrütungsbeginn in der zweiten Februardekade war aber schon Nachtfrost angesagt. Die beiden ersten Märzdekaden wiesen nachts weiter regelmäßig Minustemperaturen auf, tagsüber war es ähnlich warm wie zu Brutbeginn, dies bei meist viel Sonne. In der ersten Woche fiel noch etwas Regen. In der zweiten Dekade schlüpften beim ersten Paar 10 pulli, die auch vier Wochen später noch lebten. Wie viele Küken beim zweiten Paar schlüpften, ist ungewiss, ihre 4 pulli waren schon ca. eine Woche alt, als sie am 21. März zum ersten Mal gemeldet wurden. Die Überlebenschancen der Nachkommen waren im April eher gut, die mittlere Temperatur war mit 8,8°C normal, die Regenmenge angemessen und gut verteilt. So wurden alle 4 Küken der zweiten Familie flügge.

Die drei letzten Paare begannen mit der Bebrütung ihrer Gelege in der letzten Februardekade. Die Eiablage und der Brutbeginn fielen damit in eine Periode mit teilweisem Nachtfrost. Zum Schlupf in der letzten Märzdekade machten die Temperaturen einen Satz nach oben auf im Mittel 7,6°C (+1,6°C). Frost gab es keinen mehr, dazu kamen viele Sonnenstunden, an drei Tagen aber auch viel Regen. Beim frühesten Paar schlüpften 8 pulli, von denen 4 flügge wurden. Die beiden anderen Paare führten am Tag der Erstfeststellung 3 und 4 schon etwas größere pulli. Denkbar ist, dass bei allen Paaren einige Küken der Feuchtigkeit ihrer ersten Lebenstage erlagen.

Der Winter 2016/17 kannte nur 3 Bruten. Der Oktober 2016 war mit im Mittel 9,4°C um 1°C zu kalt, hatte leicht zu wenig Sonne und fast 40% zu wenig Regen. Anfang November gingen die Temperaturen weiter leicht zurück, es wurde aber sonniger, und ab den vierten Tag regnete es fast täglich. In die leicht verregnete zweite Novemberdekade fiel der Bebrütungsbeginn von 2 Gelegen. In der letzten Novemberdekade stiegen die Temperaturen zuerst deutlich an und fielen danach nachts und in den Morgenstunden in den Minusbereich. Dabei war es überwiegend sonnig, an zwei Tagen fiel mehr Regen. Der Nachtfrost hielt in der ersten Dezemberdekade durchgehend an, auch tagsüber dauerte es lange, bis die Temperaturen den positiven Bereich erreichten. Bei eher wenig Sonnenstunden war es trocken. Zum Schlupf der Küken erhöhten sich die Temperaturen deutlich, ansonsten änderte sich das Wetter nicht. Beide Familien wurden erst Mitte Januar 2017 zum ersten Mal mit einem, bzw. 2 Küken im Alter von einem Monat festgestellt. Denkbar ist, dass die Kälteperiode zu Brutbeginn die meisten Eier erfrieren ließ. Die letzte Dezemberdekade brachte wieder Nachtfrost mit bis zu -6°C, die Sonne zeigte sich nur selten.

Ein Paar wurde Mitte Februar noch einmal mit beiden Nachkommen gesehen, die andere Familie wurde nicht mehr gemeldet.

In der letzten Dezemberdekade 2016 begann ein weiteres Paar zu brüten. Es musste damit die Entscheidung dazu schon in der Periode mit Nachtfrost getroffen haben, der Beginn der Bebrütung fiel in eine ähnlich ungünstige Zeit. Den ganzen Januar über hielt der Nachtfrost an, auch tagsüber blieben die Temperaturen meist im Minusbereich oder nur zeitweise leicht darüber. Der Monat war am Ende um 3,2°C kälter als das langjährige Mittel. Die Küken schlüpften zu Beginn der kältesten Zeit, in der dritten Januardekade mit Nachtfrost im zweistelligen Minusbereich. So erklärt es sich, dass von 12 geschlüpften Küken nur 3 den ersten Lebenstag überlebten und dann auch flügge wurden.

Der Februar 2017 zögerte mit einer Wetterverbesserung. Auf Temperaturerhöhungen folgten immer wieder Rückschläge, so dass an 12 Tagen Nachtfrost zu vermeiden war. Insgesamt war der Monat aber mit 4,3°C um 2°C wärmer als im langjährigen Mittel. Daneben gab es je ein Viertel zu wenig Sonne und zu wenig Regen. Gegen Ende des Monats startete ein drittes Paar das Brüten. In der ersten Märzdekade stiegen die Temperaturen etwas an, es wurde sonniger und gleichzeitig nasser. Im weiteren Verlauf des Monats fiel kaum noch Niederschlag, es wurde weiter wärmer bei gelegentlichen kurzen Rückschlägen. Die Zahl der Sonnenstunden legte deutlich zu. Insgesamt war der Monat mit 8,7°C um 2°C wärmer als im langjährigen Mittel. So konnten die 10 pulli des Paares zu einem relativ günstigen Zeitpunkt schlüpfen, und 8 Nachkommen wurden unabhängig.

Neun Bruten fanden im Winter 2017/18 statt. Schon in der letzten Novemberdekade begannen zwei Paare mit dem Brüten. Dabei war der November insgesamt mit 5,1°C (-0,3°C) leicht zu kalt, hatte zu wenig Sonnenstunden (-18%) und mehr Regen (+18%), der sich ziemlich regelmäßig auf alle Tage verteilte. Der Dezember fiel mit 3,6°C im Mittel etwas kälter aus, war aber um 1°C wärmer als gewohnt. In der ersten Monathälfte gab es achtmal leichten Nachtfrost. Die monatliche Regenmenge von 127,9 l/m² übertraf das langjährige Mittel um 64%, und es fielen nur 16 Sonnenstunden an. Die letzte Dezemberdekade war etwas milder, und in dieser Zeit schlüpften 8 und 9 Küken. Zehn Tage später wurden zweimal 8 pulli gemeldet, danach blieben weitere Feststellungen aus.

In der ersten Dezemberdekade, einer Zeit mit regelmäßigem Nachtfrost, begannen zwei weitere Weibchen ihr Gelege zu bebrüten. Bei ihnen schlüpften in der ersten Januardekade 7 und 8 Küken. Diese Dekade war mit einer mittleren Tagestemperatur von 6,1°C sehr mild, aber mit 49 l/m² Regen sehr nass. Die weiteren Tage im Januar waren unwesentlich kälter, es blieb aber nass. Mit 5,6°C war der Monat am Ende um 3,6°C zu warm, die Regenmenge hatte um 76% auf 130 l/m² zugenommen, und es wurden nur 30 Sonnenstunden registriert (-37%). Während die Familie mit 7 Küken am 3. Februar noch einmal festgestellt wurde, wurde die Familie mit 8 Küken Mitte Januar zuletzt gesehen.

In der zweiten Januardekade 2018, also bei relativ milden Temperaturen und nassem Wetter, begann die Bebrütung des fünften Geleges, aus dem Mitte Februar 6 Küken hervorgingen. Dieser Monat war durchgehend sehr kalt, alle Nächte hatten Minustemperaturen. Es war dagegen sonnig, und es fiel kaum Niederschlag. Am Ende ergab sich eine mittlere Tagestemperatur von -0,7°C (-3°C), was wahrscheinlich erklärt, weshalb keiner der Nachkommen überlebte.

Trotz der kalten Februartemperaturen begannen in der zweiten und in der dritten Monatsdekade je zwei weitere Paare ihre Gelege zu bebrüten. Die erste Märzwoche brachte weiter Nachtfrost, der Niederschlag nahm leicht zu, genauso wie die Sonnenstunden. Gegen Ende der zweiten Monatsdekade wurde die positive Entwicklung der Temperaturen gebrochen, und der Nachtfrost kam für über eine Woche zurück. Es fiel dabei wenig Regen, und die Sonne schien oft. Bei den beiden ersten Paaren schlüpften kurz vor dem Temperaturrückgang 7 und 9 pulli, beim dritten Paar, als die Kälte schon nachließ, 7 pulli. Die vierte Familie wurde Ende März mit mindestens 2 pulli gesehen. Während der März mit 4,3°C im Mittel um 1,7°C zu kalt war, gingen im April die

Temperaturen schnell hoch. Mit 12,5°C lagen sie um 3,2°C über dem langjährigen Mittel, dazu gab es 206 Sonnenstunden (+14%) und 51,9 l/m² Niederschlag (+2%). Für die pulli, die den März überlebt hatten, waren die Überlebenschancen jetzt gut. So wurden bei dem Paar mit 9 Küken alle flügge. Vom ersten Paar mit 7 pulli gab es keine weiteren Meldungen mehr, das zweite Paar führte 6 Nachkommen in die Unabhängigkeit. Beim letzten Paar wurde ein pullus flügge. Im Herbst 2018 begann die Bebrütung von zwei Gelegen, im darauffolgenden Winter kamen sieben Bruten dazu. Dass die Brutbedingungen im September besser sind als im Winter, erscheint logisch. Auch sind die so früher produzierten pulli in der Regel schon größer und damit weniger anfällig, wenn das Winterwetter richtig einsetzt. Der September 2018 war mit 14,5°C (+0,9°C) leicht wärmer als normal, er war dazu überaus sonnig (+29%) und recht trocken (35,5 l/m² Regen). Zwei Weibchen begannen in der letzten Monatsdekade ihr Gelege zu bebrüten. Im Oktober änderte sich kaum etwas an der Wetterlage, es blieb relativ warm, sonnig und trocken. So schlüpften in der letzten Oktoberdekade zweimal 7 pulli, deren weiteres Schicksal jedoch unbekannt ist. Das Novemberwetter dürfte ihre Überlebenschancen kaum beeinträchtigt haben, denn es blieb weiter leicht zu warm und sonnig, und erst ab dem 10. November wurde es kurzzeitig nass (29,6 l/m² Regen in vier Tagen).

So verwundert es nicht, dass in der ersten Dezemberdekade ein weiteres Paar ein Gelege zu bebrüten begann. Das Wetter änderte sich allerdings. Die Dekade war überaus nass (112,7 l/m² Niederschlag), nicht mehr so sonnig, aber noch warm. In der zweiten Dekade ließ der Regen nach. Die Temperaturen fielen deutlich, so dass es zu Nachtfrost kam, der auch tagsüber länger anhielt. Gegen Ende der Dekade stiegen die Temperaturen wieder deutlich an und erreichten maximale Tageswerte im niedrigen zweistelligen Bereich. Es wurde gleichzeitig zusehends feuchter. Mitte der dritten Dekade erfolgte ein erneuter Temperatursturz, der sogar zu Ganztagsfrost führte. Dieser wurde erst in den letzten Tagen des Jahres gebrochen. In der ersten Januardekade kam es nur gelegentlich zu Nachtfrost, und es war recht trocken. In dieser Zeit schlüpften 5 pulli, deren weiteres Los unbekannt ist. Nur kurz erholte sich das Wetter zu Beginn der zweiten Monatsdekade, ab dem 18. Januar war für eine Woche wieder Ganztagsfrost mit Minimaltemperaturen von -10°C angesagt. Es folgten ein paar verregnete Tage ohne Frost, dann setzten die Minustemperaturen wieder ein.

Das nicht sehr einladende Wetter konnte ein Paar nicht von der Eiablage abhalten, und es brütete ab der zweiten Februardekade. Der Februar (im Mittel 4,7°C) war insgesamt wärmer als der Januar (im Mittel 1,2°C), doch es kam häufig zu Nachtfrost, während tagsüber die Temperaturen durchwegs positive Werte erreichten. Es regnete nur wenig (-77%), am 10. Februar wurden mit 29,4 l/m² Regen 66% der Gesamtniederschlagsmenge des Monats vermerkt. An 149 Stunden schien die Sonne (+37%). Der März begann mit deutlich höheren Temperaturen, wenig Sonne und etwas mehr Regen. Zur Mitte der zweiten Dekade hin fielen die Temperaturen wieder etwas ab, es regnete weiter, und die Sonne zeigte sich selten. Zu diesem Zeitpunkt schlüpften 7 Küken, die es in ihren ersten Lebenstagen mit Nachtfrost zu tun bekamen. Tagsüber konnte es aber sehr warm werden, erreichte das Thermometer doch meist zweistellige Werte, die tageweise sogar um die 20°C lagen. Es blieb trocken. Im Mittel verzeichnete der März 7,4°C (+1,4°C). Anfang April führte das Paar weiter 7 pulli.

Gleich 5 Paare begannen die Bebrütung ihres Geleges in der trockenen dritten Februardekade, die meist Nachtfrost, tagsüber aber zweistellige Maximalgrade verzeichnete. Sie erlebten im März zeitweiligen Nachtfrost, gelegentlich mehr Regen und insgesamt hohe Tagestemperaturen. In der letzten Monatsdekade schlüpften 4, 6 und zweimal 7 pulli. Zum fünften Gelege in einem Weißstorchennest fehlen weitere Angaben. Der April brachte insgesamt gutes Wetter, wenngleich an zwei Tagen mit jeweils 14,8 l/m² viel Regen fiel. Mit 10,3°C lag die Temperatur um 1°C über dem langjährigen Mittel, 182 Sonnenstunden (+1%) und 49,6 l/m² Niederschlag (-3%) wurden verzeichnet. Ein Paar mit anfänglich 7 pulli führte nach drei Wochen noch 6 pulli, das andere nach 6 Wochen noch 4 pulli. Von den weiteren Familien liegen keine zusätzlichen Meldungen vor.

Eine einzige Winterbrut betraf die Saison 2019/2020. Auf einen mit 4,1°C um 1,6°C zu warmen Dezember mit viel Sonne (+86%) und einer normalen Regenmenge folgte ein mit 3,8°C (+2,2°C) fast genauso warmer Januar mit allerdings einem Drittel weniger Sonnenstunden und normal viel Niederschlag. Anfang Februar wurde es kurz sehr nass und mit bis zu 13°C am Tag sehr warm. Zur Mitte der ersten Dekade hin erfolgte ein kurzer Temperatureinbruch, der zu Nachtfrost führte. Dann stiegen die Temperaturen wieder an, und es regnete auch wieder. Ein Weibchen begann jetzt zu brüten. Die letzte Februardekade war nass und meist warm, zweimal kam es jedoch zu Nachtfrost. Insgesamt war der Monat mit 5,8°C um 3,5°C wärmer als im langjährigen Mittel, er war verregnet (142,6 l/m² oder + 146%) und nicht sehr sonnig (-19%). In der ersten Märzhälfte hielt der Regen an (66,6 l/m²), es blieb recht warm, und die Sonnenstunden legten leicht zu. Kurz nachdem der Regen stoppte, schlüpften 8 pulli (Abb. 2). Nur wenige Tage nach dem Schlupf, Anfang der dritten Märzdekade, sanken die Temperaturen. Es kam zu leichtem Nachtfrost, der tagsüber von vielen Sonnenstunden kompensiert wurde, und es blieb weitgehend trocken. Mit 6,8°C lag die Temperatur im März nur um 0,8°C über dem langjährigen Mittel, es gab 169 Sonnenstunden (+41%) und 73,6 l/m² Regen (+23%), der fast gänzlich die erste Monatshälfte betraf. Im April stiegen die Temperaturen schnell an, und bis fast zum Monatsende blieb es trocken (-69% Niederschlag) und sehr sonnig (+77%). So überlebten bis zum 20. April 7 der 8 pulli, am Ende wurden 6 flügge.



Abb. 5: Nilganspaar mit acht kleinen Küken am 24. März 2020 unterhalb von Steinheim.

Vier Winterbruten, alle im Februar begonnen, entfielen auf die Saison 2020/21. Vorangegangen waren ein etwas zu warmer, nasser Dezember mit wenig Sonne und ein mit 1,8°C (+0,2°C) mäßig warmer Januar mit viel Niederschlag (97,6 l/m²; +32%) und nur 43 Sonnenstunden (-11%). Die erste Woche im Februar war mit im Mittel 6,1°C recht mild, wenn auch weiter nass. Dann setzte abrupt Nachtfrost ein, der Anfang der zweiten Dekade bis zu -10°C erreichte, nach wenigen Tagen aber nachließ. Es regnete wenig, und die Sonnenstunden nahmen zu. In dieser Dekade begannen 2 Weibchen die Bebrütung ihres Geleges. Die dritte Februardekade, in der 2 weitere Paare mit Brüten angingen, blieb verhältnismäßig mild, es gab zwar dreimal leichten Nachtfrost, doch viele Sonnenstunden drückten die Temperaturen tagsüber auf zweistellige Pluswerte. Das Wetter änderte sich zu Beginn der ersten Märzdekade kaum, gegen Ende fielen die Temperaturen kurz stark, so dass nachts -6°C erreicht wurden. Mit der zweiten Dekade wurde es erneut milder und Regen setzte ein. In den beiden ersten Nestern schlüpften 3 und 7

pulli. Der Niederschlag hörte vor der dritten Märzdekade auf, in der die Temperaturen langsam nach oben gingen und die Sonnenstunden zunahmen, wenn auch noch dreimal leichter Nachtfrost vermeldet wurde. Zu diesem Zeitpunkt schlüpfen 5 und 7 pulli. Der April war sehr durchwachsen; die Temperaturen schwankten stark, häufig wurde Nachtfrost festgestellt, viel Niederschlag (insgesamt $40,5 \text{ l/m}^2$) wurde aber nur an zwei aufeinander folgenden Tagen in der Mitte des Monats gemessen. Insgesamt erwies sich der April mit $7,3^\circ\text{C}$ als zu kalt ($-2,0^\circ\text{C}$) und trocken (-10%), dafür aber sonnig (203 Sonnenstunden, $+13\%$). Der Bruterfolg ist bei keiner der vier Familien bekannt.

Diskussion

Wie auch in anderen mitteleuropäischen Regionen (siehe z.B. Hölzinger & Bauer 2018, Huppeler 2000, Schropp et al. 2015), so kommt es auch in Luxemburg in jedem Winter zu Bruten der Nilgans, wobei die allermeisten Gelege erst im Februar getätigt werden. Ein Zusammenhang der Anzahl der Winterbruten mit der steigenden Brutpopulation insgesamt ist dabei nicht zu erkennen, was sich vielleicht dadurch erklärt, dass hier nur erfolgreiche Paare erfasst wurden. Von 50 Familien wurden 24 nur einmal gemeldet, was wiederum darauf hindeuten könnte, dass bei der Mehrzahl der verbleibenden 26 Winterbruten keine Nachkommen flügge wurden. Das ist aber nicht zwingend die Ursache für die fehlenden weiteren Feststellungen dieser Familien.

Über den Erfolg von Winterbruten ist aus anderen Regionen nichts bekannt. Laut dieser Auswertung übersteigt die mittlere Schofgröße der Winterbruten in Luxemburg mit 6,20 pulli deutlich den berechneten Wert für alle Familien im Jahr, der bei 5,23 pulli/erfolgreichem Paar liegt (Konter 2021). Der Winterbruterfolg der erfolgreichen Paare dürfte im Mittel etwas unter 4,88 Jungvögeln liegen. Damit wären Winterbruten trotz höherer Verluste an Küken während der Aufzucht etwas erfolgreicher als für alle erfolgreichen Paare im Jahr berechnet (4,2 Jungvögel, Konter 2021). Die Datengrundlage dieser Studie dürfte aber unzureichend sein, um diese Erkenntnis als gesichert zu betrachten. Denkbar ist vor allem, dass mehr Paare im Winter einen Totalverlust erleiden, bevor sie gemeldet werden, als das im Sommer der Fall ist.

Der Versuch, die Winterbruten durch verbesserte meteorologische Bedingungen in der kalten Jahreszeit zu erklären, führte zuerst einmal zur Feststellung, dass in der Vorphase zu einer Winterbrut überwiegend relativ günstige Bedingungen herrschten, die jedoch bei Brutbeginn nicht mehr unbedingt gegeben waren. Daraus könnte man schlussfolgern, dass, wenn ein Paar erst einmal den Entschluss zu einer Brut gefasst hat, es sich nicht mehr von seinem Vorhaben abbringen lässt, egal wie die meteorologischen Bedingungen sich entwickeln. Und in einigen Fällen gab es trotz frostiger Temperaturen während der Bebrütung der Eier oder beim Schlupf der Küken einen guten Bruterfolg. Die Niederschlagsmengen könnten sich insbesondere in Abhängigkeit von der Nistplatzwahl unterschiedlich auf den Erfolg ausgewirkt haben.

Verwunderlich ist ebenfalls, dass bei 34 Gelegen (68%) die Bebrütung in den beiden allgemein kältesten Monaten des Jahres begann, Januar und Februar, die dazu in Periode P2 im Vergleich zu P1 die mit am niedrigsten Temperaturanstiege zu verzeichnen hatten. Allerdings konnten diese Paare nach dem Schlupf mit zunehmend günstigeren Aufzuchtbedingungen rechnen, denn ab März stiegen die Temperaturen meist an. In einigen Jahren setzte aber gerade dann Frost ein. Dagegen fiel bei den 14 Paaren (28%), deren Brutbeginn früher im Winter lag, die Aufzucht überwiegend in die kälteste Zeit des Jahres. Doch auch für diese konnte keine Relation der Wetterlage zum Bruterfolg festgestellt werden. Grund hierfür könnte die teilweise ungenügende Datenlage sein. So ist z.B. nicht bekannt, wie viele Brutversuche im Winter vor dem Schlupf scheiterten. Da die Nester in der Regel nicht gefunden wurden, ist selbst nicht gewusst, ob es überhaupt zu Brutaufgaben kam. Auch die Lage der Nester ist fast immer unbekannt. Dabei wird sich das Wetter unterschiedlich auf die verschiedenen Nistplätze auswirken. Regen und kalte Winde z.B. könnten bei einer Kirchturmbrut wenig Einfluss haben, bei einer Bodenbrut im Freien schon. Eine Höhlenbrut dürfte den Wetterphänomenen ebenfalls anders ausgesetzt sein als ein Gelege in einem Baumhorst. Über das Alter der Brutpaare wissen wir in der Regel auch nichts. Brüten etwa im Winter überwiegend jüngere Gänse, die im Sommer kein Brutrevier verteidigen

konnten? Erklärt sich vielleicht der unterschiedliche Bruterfolg bei den Winterbruten durch eine unterschiedliche Bruterfahrung der Paare?

Anhand der vorliegenden Daten ist nicht direkt zu ergründen, weshalb die Nilgänse überhaupt Winterbruten tätigen. Zwar sind einige Paare sehr erfolgreich, doch ein ähnlich guter Bruterfolg wäre ebenfalls in der Hauptsaison zu erzielen. Möglich ist, dass die Winterbrutpaare vorher schon eine erfolgreiche Sommerbrut getätigt haben und im Winter eine Zweitbrut beginnen. Aus ihrer afrikanischen Heimat sind keine Zweitbruten von Nilgänsen bekannt. Hölzinger und Bauer (2018) gehen für Mitteleuropa von bis zu drei Jahresbruten aus, sichere Belege dafür sind aber meist nicht gegeben. Auch in den Niederlanden (Bräsecke 1998) und in Nordrhein-Westfalen (Mooij 1998) sollen häufig zwei Jahresbruten auftreten. In Bayern wurden dagegen bisher keine Zweitbruten nachgewiesen (Schropp et al. 2015). Für zwei erfolgreiche Bruten innerhalb von 12 Monaten kann ein Paar die Wintermonate in der Regel nicht umgehen, denn rechnet man Balzzeit, Nestbau, Legezeit, Bebrütung, Aufzucht der Küken und Flugunfähigkeit während der Mauser zusammen, so sind schnell fünf Monate vergangen, bevor eine zweite Brut angegangen werden kann. In diesem Zusammenhang sei angemerkt, dass eine zweite Brut eines zuerst erfolglosen Paares keine Zweitbrut, sondern eine Ersatzbrut darstellt.

Hölzinger und Bauer (2018) sehen den Grund für die Winterbruten in den unterschiedlichen afrikanischen Herkunftsgebieten der freigesetzten Nilgänse. Trotz einer schon recht langen europäischen Ahnenreihe und wahrscheinlicher Verpaarungen von Nilgänsen aus ursprünglich unterschiedlichen Regionen Afrikas, wäre in Mitteleuropa eine Anpassung an die lokalen Brutbedingungen noch nicht weit fortgeschritten und würde sich lediglich in einer größeren Konzentration der Brutaktivität vom Frühjahr bis zum Herbst äußern. Im Endresultat bedeutet das, dass es auf unserem Kontinent keine streng festgelegten Brutzeiten für die Art gibt: Die Nilgänse schreiten ganz einfach zu dem Zeitpunkt zur Brut, wie sie es in ihrem Ursprungsland getan hätten, und dies würde auch die Winterbruten erklären

Diese These hat durchaus ihre Attraktivität. Dennoch sollte untersucht werden, inwiefern zu den hier festgestellten Winterbruten eine Verbindung zu einer vorangegangenen oder vielleicht auch folgenden erfolgreichen Sommerbrut bestehen könnte. Sollte allgemein eine solche Verknüpfung bestehen, so wären die Winterbruten ebenfalls durch die Möglichkeit von Zweitbruten zu erklären, die in vielen Teilen Afrikas durch Wasser- oder Futtermangel zu bestimmten Jahreszeiten nicht möglich sind.

Literatur

- Bräsecke R. (1998): Die Ausbreitung der Nilgans (*Alopochen aegyptiacus*) am Unteren Niederrhein. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 23: 281–291.
- Hölzinger J. & H.-G. Bauer (2018): Die Vögel Baden-Württembergs Band 2.1.1 - Nicht-Singvögel 1.2, Dendrocygnidae (Pfeifgänse) – Anatidae (Entenvögel). Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Huppeler S. (2000): Nilgänse (*Alopochen aegyptiacus*) – Neubürger in der Avifauna Nordrhein-Westfalens, Ausbreitung und Verhalten. Charadrius 36: 8-24.
- Konter A. (2021): Zum Brutgeschäft der Nilgänse *Alopochen aegyptiaca* in Luxemburg. Regulus WB 36: 43-58.
- Mooij J.H. (1998): Die Nilgans – ein etablierter Neubürger in Westeuropa. Falke 45: 338-343.
- Schropp T. J., F. Schönfeld & C. Wagner (2015): Die Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Bayern ein Neubürger startet durch. Ornithol. Anz. 54: 277-296.

Stable or changed? Migratory numbers in three rare breeding bird species from Luxembourg

Charel Klein and Merit Finia Pokriefke E-mail cee.kaa@hotmail.com

Keywords: Migration, migratory densities, Sedge Warbler, Bluethroat, Whinchat

Abstract

Many bird species have experienced population declines in recent years and are forced to deal with climate change effects, causing some species to adjust their migratory patterns. While numerous studies have addressed this issue, research from Luxembourg is currently still lacking. Therefore, this study investigated how the migratory numbers of three rare breeding bird species have changed over a time period of 10 years. For this purpose, the ringing data of the two largest bird ringing stations in Luxembourg were analysed. The results showed over time an overall increase in migratory numbers for Bluethroats (*Luscinia svecica*) due to increasing numbers in fall that more than compensated the decrease in spring. There were no significant changes in migratory numbers for Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) and Whinchats (*Saxicola rubetra*). These differing results underline the importance of migratory bird research and highlight the importance of stop-over site conservation.

Zusammenfassung: **Stabil oder verändert? Zugzahlen bei drei seltenen Brutvogelarten aus Luxemburg**

Viele Vogelarten haben in den letzten Jahren einen Bestandsrückgang erlebt und sind gezwungen, sich mit den Auswirkungen des Klimawandels auseinanderzusetzen, was dazu führt, dass einige Arten ihre Migrationsmuster anpassen. Während sich zahlreiche Studien mit dieser Frage beschäftigt haben, fehlt es derzeit noch an Forschungsergebnissen aus Luxemburg. Daher wurde in dieser Studie untersucht, wie sich die Zugzahlen von drei seltenen Brutvogelarten über einen Zeitraum von 10 Jahren verändert haben. Dazu wurden die Beringungsdaten der beiden größten Vogelberingungsstationen in Luxemburg analysiert. Im Verlauf der Zeit ergab sich für das Blaukehlchen (*Luscinia svecica*) ein allgemeiner Anstieg der Zugzahlen, dies aufgrund steigender Zahlen im Herbst, die den Rückgang im Frühjahr mehr als kompensierten. Beim Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*) und Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) wurden keine signifikanten Veränderungen in den Zugzahlen festgestellt. Diese unterschiedlichen Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung sowohl der Zugvogelforschung als auch des Erhalts von Rastplätzen.

Résumé: **Stable ou modifié? Nombre de migrateurs chez trois espèces d'oiseaux rares nicheurs au Luxembourg**

De nombreuses espèces d'oiseaux ont connu des déclinés de population ces dernières années et sont obligées de faire face aux effets du changement climatique, forçant certaines espèces à ajuster leurs schémas migratoires. Alors que de nombreuses études se sont penchées sur cette question, des recherches au Luxembourg sur ce sujet font encore défaut à l'heure actuelle. Par conséquent, cette étude a examiné comment le nombre de migrateurs de trois espèces d'oiseaux nicheurs rares a changé sur une période de 10 ans. A cet effet, les données de baguage des deux plus grandes stations de baguage d'oiseaux au Luxembourg ont été analysées. Les résultats ont montré au fil du temps une augmentation globale du nombre de migrateurs pour les Gorgebleues à miroir (*Luscinia svecica*), ceci suite à l'augmentation du nombre en automne qui a plus que compensé la diminution au printemps. Il n'y a pas eu de changements significatifs dans le nombre de migrateurs pour la Phragmite des joncs (*Acrocephalus schoenobaenus*) et le Tarier des prés (*Saxicola rubetra*). Ces résultats divergents soulignent l'importance de la recherche sur les oiseaux migrateurs de même que l'importance de la conservation des haltes migratoires.

One of the most spectacular and largest migrations takes place among birds (Dokter et al. 2018, Haest et al. 2020). In order to increase their chances of reproductive success and survival (Bauer & Hoyer 2014, Dokter et al. 2018) most bird species of the northern hemisphere migrate to the south every fall and return at the beginning of spring (Miller-Rushing et al. 2008, Haest et al. 2020). For success, timing is important and a fitting migration strategy is crucial (Cotton 2003, Lehtikoinen et al. 2004, Miller-Rushing et al. 2008). If birds return too early in spring, bad weather conditions may be life-threatening (Peach et al. 1991, Visser et al. 2015, Askeyev et al. 2020). If they come back later, it is usually safer, but they risk to lose valuable breeding time and can probably no longer acquire the best resources for their fledglings, the best breeding territories having already been occupied (Both et al. 2010, Visser & Gienapp 2019, Askeyev et al. 2020). In fall, the birds are faced with the conflict of staying as long as possible and using the existing resources (e.g. for a second brood) and the risk of reducing the probability of survival if they depart too late (Cotton 2003, Tøttrup et al. 2006, Zając et al. 2015).

Under constant environmental conditions, the scheduling of migration presents only a minor concern (Parmesan 2006). In recent decades however, changes in migration phenology have been observed for some species (Miller-Rushing et al. 2008, Van Buskirk et al. 2009, Both 2010, Radchuk et al. 2019). One of the main drivers for these migratory alterations is climate change and the resulting variations in weather conditions, especially in spring (Lehtikoinen et al. 2004, Parmesan 2007, Knudsen et al. 2011). Temperatures increase sooner and the growing season begins earlier in the breeding area (Jenni & Kéry 2003, Menzel et al. 2006, Haest et al. 2018). Still, the weather in the wintering area and in the passage zone does play an important role too (Robson & Barriocanal 2011, Hewson et al. 2016, Haest et al. 2018). In contrast to spring, the effects of climate change in fall are much more diverse and difficult to determine (Lehtikoinen et al. 2004, Haest et al. 2019). The right timing for fall migration is therefore driven by many factors such as life-history traits, migration strategy, environmental conditions and annual cycles (Jenni & Kéry 2003, Gallinat et al. 2015, Visser & Gienapp 2019). It is certain that these environmental changes can have consequences for the survival and fitness of birds (Cotton 2003, Hewson et al. 2016, Visser & Gienapp 2019).

One way to document these changes in bird populations and migratory periods is to record the number of migrating birds by counting (Knudsen et al. 2007, Martín et al. 2016, Dunn 2016). Especially when citizen science platforms are included, to cover a large area simultaneously becomes possible (Tulloch et al. 2013, Bitterlin & Van Buskirk 2014, Moreira et al. 2022). One option for recording the numbers of migratory birds is bird ringing at specific places (Şekercioğlu 2012, Askeyev et al. 2020, Maggini et al. 2021). By using mist nets, it is possible to catch a large number of species (Wang & Finch 2002, Maggini et al. 2021). The method has furthermore the advantage that very cautious species may be recorded and the physiological state can be doc-

umented (Wang & Finch 2002). Moreover, it is possible to detect and avoid double counting as all birds are individually marked (Wang & Finch 2002).

In most cases, these surveys are carried out on islands or on mountain passages, so-called bottlenecks, as only such locations offer a distinction between breeding and migrating birds (Jenni & Kéry 2003, Hüppop & Hüppop 2011, Maggini et al. 2020b). In the inland, such studies are more difficult, as the transition between still breeding birds and already migrating birds is overlapping. Nevertheless, in order to study the migration numbers of inland birds (Maggini et al. 2021) more research at stopover sites is needed (Mehlmann et al. 2005). An opportunity for this emerges in the Grand Duchy of Luxembourg as the distinction between breeding and migrating individuals can be made here. Unfortunately, there is no uniform survey programme for migratory birds in Luxembourg. The number of birds caught depends on how many days the nets are opened, which in turn depends on weather conditions and the number of volunteers or bird ringers that are currently available. Even though important parameters for standardization purposes, such as net meters or net hours, are recorded for every ringing session, most of the information is so far not digitalised. Thus, it is not directly usable for further research.

Hence, we suggest in this study a method to compare ringing stations with different workloads to analyse the data of the last 10 years of three non-breeding species in Luxembourg. The investigated species were Sedge Warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*), Bluethroat (*Luscinia svecica*) and Whinchat (*Saxicola rubetra*). The aims of this study were to determine if a change in migratory bird numbers would be detectable, whereby we assumed a negative tendency over time.

1. Material and methods

1.1 Study site

The study was conducted in Luxembourg, central Europe, including the data of two bird ringing stations "Schlammwiss" (49,63°N 6,27°E) and "Brill" (49,50°N 6,00°E) (Fig. 1). The station Schlammwiss is located in Uebersyren, eastern Luxembourg, in the nature reserve "Schlammwiss-Brill (ZH51)". It is part of Luxembourg's largest reed belt within the bird protection area Natura 2000 "Vallée de la Syre de Moutfort à Roodt/Syre". This protected area covers almost 30 ha at approximately 240 m above sea level. It includes wetlands, reeds, meadows, orchards, forests, softwood floodplains and ponds. The station and nature reserve is regularly flooded by the river Syr.

The bird ringing station "Schëfflenger Brill" (short: Brill) is located north-west of Schiffflange, southern Luxembourg, at 280 m above sea level. It is part of the nature reserve "Brill (ZH 44)" and the bird protection area Natura 2000 "Vallée supérieure de l'Alzette in Schiffflange". The ringing station covers 18 ha and is situated in the valley of the river Alzette. The habitat of this study area is similar to the Schlammwiss area. However, it contains a smaller proportion of wetland meadows and has no orchard. The ringing data of the bird ringing station Brill were used for comparison with the bird ringing station Schlammwiss.

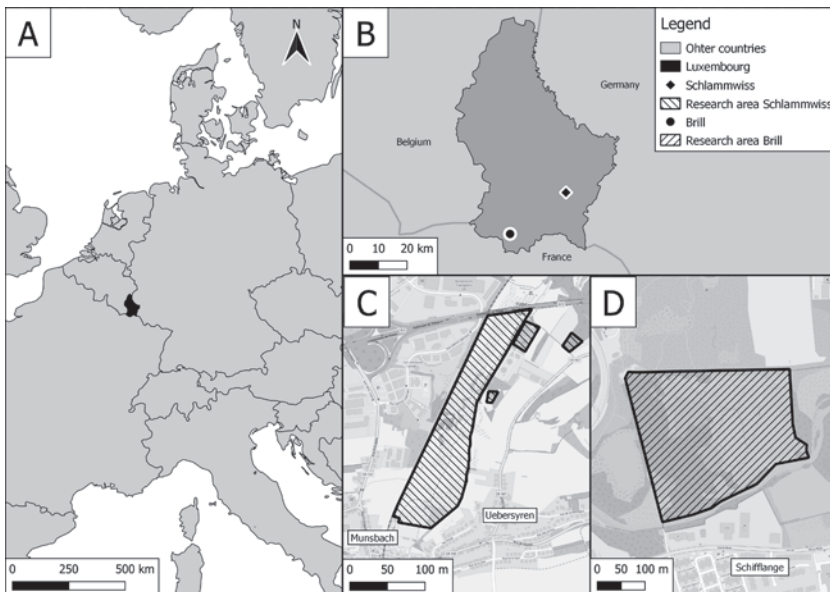


Figure 1: A) Location of Luxembourg (black), B) the two bird ringing stations Brill (black circle) and Schlamwiss (black rhombus) in Luxembourg (dark grey), C) the study site of the bird ringing station Schlamwiss (black shaded), D) the study site of the bird ringing station Brill (black shaded).

1.2 Capture method

The management and scientific monitoring of bird ringing in Luxembourg is carried out by the Central Ornithologique du Luxembourg (COL). The birds are captured with mist nets (length: 6-20 m, height 2.5-3 m, mesh width 16 mm) at both bird ringing stations. The location of the nets has remained roughly the same over the last few years and they are distributed throughout the whole study area. There was a great difference between the stations in the number of catching days (Appendix, Table A1), net meter length and number of volunteers.

During spring and fall (Appendix, Table A1) the birds were attracted with playback to the nets. The playback was individually configured for different net sites, based on years of experience and shared knowledge with other ringing station across Europe. The start of the playback took place in the evening before the ringing activity was planned and ended with closing of the nets. Every hour the nets were controlled for birds caught. In case of cold weather or light rain the interval of net control was increased to every half hour. The nets were closed during heavy rain or strong wind, as this may have affected the birds' welfare.

Every captured bird was ringed with a coded aluminium ring of the Belgium Bird Ringing Central "Royal Belgian Institute of Natural Science". According to the ring status, birds could be divided in first capture (first time the bird gets a coded ring), control (recapture of bird with a ring, but not from the same year or capture of a bird with a foreign ring) and recapture (capture of an individual that was already ringed that year or an additional recapture of a control bird within the same year). Further ringing measurements, like morphological parameters and physiological state were taken and the bird was released within a short time after capture.

1.3 Data selection

For better comparability in ringing methods and working process, only data from the period from 2011 to 2020 were used in this study. Prior to 2011, the stations' working methods and ringing intensities were not stable enough for comparisons.

The selection of the studied bird species (Table 1) was based on the following criteria. In order to have sufficient quantity of data to examine the research issue about migration numbers, at least 200 individuals of a species (ring status: first captured and control) must have been captured in the past 10 years at the bird ringing station Schlammwiss. Further, the species had to be a non-breeding species at Schlammwiss to achieve a clear distinction between breeding and migratory season. The classification for breeding and occurrence status was determined on the basis of Lorgé and Melchior (2015), Lorgé (2020) and Steinmetz et al. (2021).

Furthermore, birds were excluded from this study i) if a species was caught only during special events (e.g.: heavy rain causing migration stops of for example House Martins (*Delichon urbicum*) in specific years), ii) if the total number of catches was strongly depending on the work effort and special catching events (e.g. Skylarks (*Alauda arvensis*) during night catches) or iii) if they were part of a special capture monitoring (e.g. Water Pipits (*Anthus spinoletta*) as overwintering guest). Hence, for this study, three species fulfilled the criteria: Sedge Warbler, Bluethroat and Whinchat (Table 1).

Table 1: Sum of ringed individuals from the last 10 years

(ring status: first captured and control) from non-breeding bird species at the ringing station Schlammwiss. The table is sorted in descending order, according to the number of catches of the station Schlammwiss (see column Schlammwiss). Number of individuals caught at the station Brill are displayed in the column Brill.

Ranking	Selected	Species	Name	Schlammwiss	Brill
1	1	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Sedge Warbler	3 247	647
2		<i>Delichon urbicum</i>	House Martin	1 988	7
3		<i>Alauda arvensis</i>	Skylark	1 116	0
4	2	<i>Luscinia svecica</i>	Bluethroat	625	45
5		<i>Anthus spinoletta</i>	Water Pipit	624	4
6	3	<i>Saxicola rubetra</i>	Whinchat	371	5

At both stations, only the number of catching days (Appendix, Table A1) were available and hence used for this research. The transfer of the ringing data was performed by the bird ringing station Schlammwiss and the COL.

1.4 Statistical analysis

The pre-selection and sorting of the data were performed in Excel (Version 2203). The data analysis and plotting of the graphs were conducted in R (Version 1.4.1717). The maps were created with QGIS (Version 3.16.0-Hannover).

All individuals ringed with the status first capture and control were used to calculate the quantity of birds migrating per year or season. Since the number of catching days per month, year and station differed greatly, the quotient of the number of birds caught and the catching days (hereafter referred to as BD value or birds per day) was calculated (Equation 1). This allowed a better comparability of both stations. In case a bird species was caught only in five or less years, no BD was calculated.

$$BD = \frac{\text{sum of birds caught}}{\text{sum of catching days}} \quad (\text{Equation 1})$$

In order to identify population tendencies within the data, we applied linear models (lm). We tested the data for normal distribution through QQ plots and Shapiro-Wilk tests. Given a normal distribution, we calculated lms for each station (Schlammwiss or Brill) and season (spring or fall) with the total number of birds as dependent variable and the year as independent variable. If the data was not gaussian, a square root transformation was applied to the response variable. The previous tests were repeated to confirm a normal distribution of the transformed variable. If those were successful, we calculated a lm. If a transformation did not result in a gaussian distribution we applied a generalised linear model (glm) with Poisson distribution with the total number of birds as response variable and the year as independent variable.

2. Results

2.1 Sedge Warbler

In total 3,894 Sedge Warblers were ringed during the last 10 years in Luxembourg (Table 1). The average BD was 2.33 at the station Schlammwiss and 1.59 at Brill (Appendix Table A2). The mean BD in spring was 0.51 at the station Schlammwiss. Since less than five birds were caught in spring at the station Brill, no BD was calculated. The BD in fall was 3.33 for Schlammwiss and 1.92 for Brill. At both stations no increase or decrease could be detected for the total number of birds or for any season over the investigated time period ($p = 0.486$ for Schlammwiss, $p = 0.334$ for Brill, Appendix, Table A3, Fig. A1).

2.2 Bluethroat

During the past 10 years 670 Bluethroats were ringed in Luxembourg (Table 1). The average BD value was 0.45 for Schlammwiss and 0.15 for Brill (Appendix, Table A2). The total number of birds ringed each year increased at both stations ($p = 0.048$ for Schlammwiss, $p = 0.045$ for Brill). On average, the BD was 0.62 for Schlammwiss and 0.17 for Brill during the fall migration. An increase ($p = 0.027$ for Schlammwiss, $p = 0.039$ for Brill) was observed in fall (Figure 2 and Table 2).

Table 2: Summary of the lm for the number of Bluethroats at the stations Schlammwiss and Brill for the whole study period from 2011 to 2020 for the season spring and fall over all years.

		Coefficients	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(>t)	
Schlammwiss	Total	(Intercept)	-50.617	21.885	-2.313	0.050	*
		Year	0.025	0.011	2.333	0.048	*
	Spring	(Intercept)	80.920	36.502	2.217	0.058	.
		Year	-0.040	0.018	-2.208	0.058	.
	Fall	(Intercept)	-97.846	36.318	-2.694	0.027	*
		Year	0.049	0.018	2.711	0.027	*
Brill	Total	(Intercept)	-45.312	19.125	-2.369	0.045	*
		Year	0.023	0.009	2.376	0.045	*
	Fall	(Intercept)	-66.906	27.213	-2.459	0.039	*
		Year	0.033	0.014	2.464	0.039	*

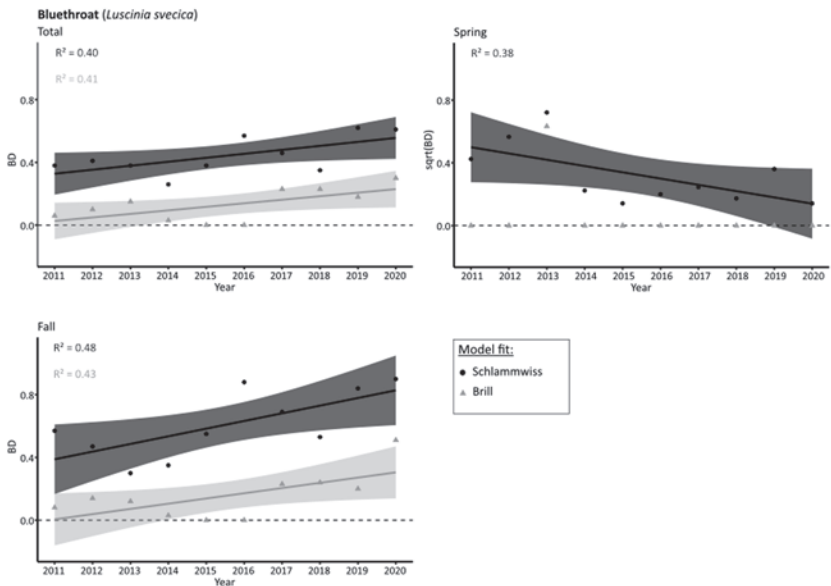


Figure 2: BD number of Bluethroats ringed each year (top left), for spring (top right) and fall (bottom left) at the bird ringing station Schlammwiss (orange) and Brill (grey). Since Bluethroats were only captured in one year in spring at the station Brill, no linear model was calculated (Table 2).

In spring, diminishing numbers of Bluethroats ($p = 0.058$) were detectable at the station Schlammwiss (Figure 2, Table 2). Except for 2013, no birds were caught in spring at the station Brill and no BD was calculated (Appendix, Table A2).

2.3 Whinchat

In the last 10 years, 371 Whinchats were ringed at the station Schlammwiss (Table 1). At the station Brill 4 birds were captured, 2 in 2018 and 2 in 2020 (Appendix Table A2). The mean BD value was 0.36 at the station Schlammwiss. In spring the average BD was 0.23. In the years 2011, 2012, 2016 and 2018 no birds were caught and ringed during spring migration in Luxembourg. The mean BD value for fall was 0.53. No significance for an increase or decrease of BD during any period was found ($p=0.657$, Appendix Table A3 and Figure A2).

3. Discussion

In the present study we investigated the changes in migratory densities for Sedge Warblers, Bluethroats and Whinchats throughout the years 2011 to 2020 in Luxembourg. For Sedge Warblers and Whinchats no significant changes could be shown. However, Bluethroat populations increased in fall, contrary to our assumptions, and decreased in spring as hypothesised.

As a result of the preselection, it was possible to calculate the exact density of migratory birds per year and season. Here, Sedge Warblers and Whinchats are considered as long-distance migrants (Shirihai & Svensson 2018, Burgess et al. 2020, Maggini et al. 2020a) while Bluethroats are considered as short-distance migrants (Shirihai & Svensson 2018). The results of this study indicated no changes in migratory numbers for the two former bird species. This is in contrast to the findings of Hüpopp and Hüpopp (2011) and Haest et al. (2020) who have dem-

onstrated on Helgoland that the numbers of long-distance migrants are generally declining. However, it might be that this applies only for breeding birds with a long-distance strategy in a specific area and cannot be assumed for bird species only migrating through.

3.1. Sedge Warbler

Of the three species studied, Sedge Warblers were the most abundant to migrate through Luxembourg. Though this species was listed as Least Concern with a stable population by the IUCN (BirdLife International 2016a), it was categorised as Critically Endangered and has always been a rare breeding bird in the country (Lorgé et al. 2015, 2020). According to Lorgé et al. (2020), there is a very small breeding population of one to five pairs with a negative long-term tendency in Luxembourg.

Even though the BD value of Sedge Warblers has increased in the past 10 years at the station Brill from 1.55 in 2011 to 2.33 in 2019, reaching now similar levels than the station Schlammiss, this development was not statistically verifiable. This may have been caused by the low number of catching days in spring at the station Brill, which could have resulted in no caught individuals. Further, it may be that the habitat alterations at the station Brill (Lorgé & Mirgain 2012, Centrale Ornithologique Luxembourg 2021), e.g. improvement of the protected areas or establishment of new sites with reed and wet meadows, still need more time to impact the population. The number of migrating Sedge Warblers caught remained unchanged on average at the station Schlammiss, which matches the study of Steinmetz et al. (2021) concerning the same area. The ringing data show fluctuations between the years. The cause for this is probably the additional number of juveniles migrating in fall (Hüppop and Hüppop 2011, Birget 2013). Therefore, it can be assumed that the migratory population is stable in Luxembourg and not declining as predicted in the beginning of this study. However, another possible explanation could be the catching method. The use of playback to attract migratory birds probably resulted in more birds choosing this stopover site instead of skipping it and therefore leading to a higher and thereby constant number of Sedge Warblers.

3.2 Bluethroat

The second most abundant species caught in Luxembourg was the Bluethroat. This species was as well listed as having a stable population with the status Least Concern by the IUCN (BirdLife International 2019), but was considered to be extinct as a breeding species in Luxembourg until recently (Lorgé et al. 2015, 2020). For this reason, Bluethroats were listed as “Species with geographical restriction – Category R” (Lorgé et al. 2020).

Encouragingly, this analysis showed that the species was increasing significantly during fall migration in the number of birds per year at both stations, contrary to our predictions. This migratory increase could be a result of the habitat improvements in Luxembourg (Lorgé et al. 2020) and surrounding region (Zink et al. 2003). According to Lorgé et al. (2020), Bluethroats have been able to establish new breeding sites in large agricultural areas with densely overgrown channels in the past few years. Still, this study and most other studies found a negative trend of the migration numbers in spring that might be explained by the birds migrating faster to the north with fewer stops in spring, causing birds to skip other stopover sites (Ellegren 1990, Svanberg & Waldenström 2011, Nilsson et al. 2013).

3.3 Whinchat

At the station Brill, Whinchats were only found in two years. This might be due to the absence of habitat structures, mainly wet meadows (Centrale Ornithologique du Luxembourg 2021). Thus, the two years with two captures are handled as exceptional cases and therefore excluded from this study.

Whinchats were categorised as Least Concern by the IUCN, but the population trend is negative (BirdLife International 2016b) and the species has suffered losses (Strebel 2015, Harry 2021, Kosicki 2022). In Luxembourg, this species has been considered extinct as breeder since 2014 (Lorgé et al. 2015). Although the species was observed every year during migration, the official

last breeding record dates back to 2007 (Lorgé et al. 2015). Nonetheless, recent observation data on Ornitho.lu, a citizen science platform in Luxembourg, suggested that there were five breeding attempts and one successful breeding in the last 10 years (from data provided by the COL). A breeding population decline could be observed in the neighbouring regions (Schaub et al. 2013, Both 2021, Harry 2021) and for migratory populations at other ringing stations as well (Maggini et al. 2021).

On the station Schlammwiss, this species was only found in six out of ten years in spring. Whin-chats are mainly found during fall migration at the bird ringing station. The number of birds caught in fall, as well as throughout the year, seemed to remain constant. Thus, a declining migration population of Whin-chats as mentioned previously could not be verified since the data were too scarcely distributed over the research time span.

The number of catching days, the duration of net hours, the opening time of the nets and the locations where the nets were used were strongly dependent on several factors e.g., the season, the weather conditions and the number of bird ringers or volunteers available at the stations. There existed no standardized catch per unit effort (CPUE, as proposed in Maggini et al. 2021) for both stations that would have allowed a more accurate comparison of the ringing results between each other and with other studies. Nonetheless, with the BD value an approximated CPUE was calculated. With this standardization method, the data of both ringing stations could be compared with each other despite different workloads. Thus, it could be verified if the following findings occurred only at one site or if they could be detected elsewhere in Luxembourg, indicating a general pattern. Furthermore, the preselection of rare birds allowed to determine numbers of migratory birds correctly without confusion with breeding individuals, but not all species were similarly abundant at both ringing stations, thus impeding comparison of both stations. For improvement of comparability of the two stations, we suggest for further studies to select species that are numerous at both locations

4. Conclusion

The effects of current climate change on migratory bird numbers can be noticed in Luxembourg like in many other regions. Especially in the case of the Bluethroat, differences have been found over the last 10 years. By using the method of calculating the BD value, it was possible to compare the results of the two bird ringing stations Schlammwiss and Brill even though they have different workloads and amounts of catching days. For further studies however, the aim of the two stations should be to use the standardized catch per unit effort as proposed by Maggini et al. (2021). Hence, the number of net meters and net hours of each ringing session should be documented and digitalised. This should enable a better comparison of the ringing results between the station in Luxembourg and between other studies and stations. When studying migratory birds, it becomes clear how important stopover site conservation and habitat improvement are, especially when facing the endangerment of our current time.

Acknowledgements

Many thanks to the two bird ringing stations Schlammwiss and Brill, especially to Jim Schmitz and Guy Mirgain, for the work on the stations over the last 10 years and to the Central Ornithologique de Luxembourg for the provision of the ringing data. Moreover, many thanks to all the bird ringers and volunteers at the bird ringing stations who made it possible to collect such a large amount of data over the last few years and have made this study possible.

Literature

- Askeyev O., A. Askeyev, I. Askeyev & T. Sparks (2020): Rapid climate change has increased post-breeding and autumn bird density at the eastern limit of Europe. *Ecol. Res.* 35:235–242.
- Bauer S. & B.J. Hoyer (2014): Migratory animals couple biodiversity and ecosystem functioning worldwide. *Sci.* 344:1242552.
- BirdLife International (2016a): *Acrocephalus schoenobaenus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- BirdLife International (2019): *Cyanecula svecica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019.
- BirdLife International (2016b): *Saxicola rubetra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- Birget P. (2013): Phenological time-series of bird migration: eleven years of monitoring at a site in Luxembourg. *Regulus WB* 28:59–70.
- Both C. (2010): Flexibility of timing of avian migration to climate change masked by environmental constraints en route. *Cur Biol* 20:243–248.
- Both C., C.A.M. van Turnhout, R.G. Bijlsma, H. Siepel, A.J. Van Strien & R.P.B. Foppen (2010): Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proc R Soc B* 277:1259–1266.
- Burgess M.D., T. Finch, J.A. Border, J. Castello, G. Conway, M. Ketcher, M. Lawrence, C.J. Orsman, J. Mateos, A. Proud, S. Westerberg, T. Wiffen & I.G. Henderson (2020): Weak migratory connectivity, loop migration and multiple non-breeding site use in British breeding Whinchats *Saxicola rubetra*. *Ibis* 162:1292–1302.
- Centrale Ornithologique du Luxembourg (2021): Vogelberingung in Luxemburg. *natur&mwelt, Kockelscheuer*.
- Cotton P.A. (2003): Avian migration phenology and global climate change. *PNAS* 100:12219–12222.
- Dokter A.M., A. Farnsworth, D. Fink, V. Ruiz-Gutierrez, W.M. Hochachka, F.A. La Sorte, O.J. Robinson, K.V. Rosenberg & S. Kelling (2018): Seasonal abundance and survival of North America's migratory avifauna determined by weather radar. *Nat Ecol Evol* 2:1603–1609.
- Dunn E.H. (2016): Bird observatories: an underutilized resource for migration study. *Wilson J Ornithol* 128:691–703.
- Ellegren H. (1990): Autumn migration speed in Scandinavian Bluethroats *Luscinia s. svecica*. *Ring Migr* 11:121–131.
- Gallinat A.S., R.B. Primack & D.L. Wagner (2015): Autumn, the neglected season in climate change research. *Trends Ecol Evol* 30:169–176.
- Haest B., O. Hüppop & F. Bairlein (2020): Weather at the winter and stopover areas determines spring migration onset, progress, and advancements in Afro-Palearctic migrant birds. *PNAS USA* 117:17056–17062.
- Haest B., O. Hüppop & F. Bairlein (2018): The influence of weather on avian spring migration phenology: What, where and when? *Glob Change Biol* 24:5769–5788.
- Haest B., O. Hüppop, M. Pol & F. Bairlein (2019): Autumn bird migration phenology: A potpourri of wind, precipitation and temperature effects. *Glob Change Biol* 25:4064–4080.
- Harry I. (2021): Schutzmaßnahmen für das Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) im Regierungsbezirk Freiburg: Beschreibung, Evaluation und Folgerungen für das weitere Handeln. *Ornithol Anz* 60:57–64.
- Hewson C.M., K. Thorup, J.W. Pearce-Higgins & P.W. Atkinson (2016): Population decline is linked to migration route in the Common Cuckoo. *Nat Commun* 7:12296.
- Hüppop O. & K. Hüppop (2011): Bird migration on Helgoland: the yield from 100 years of research. *J Ornithol*. 152:25-40.
- Jenni L. & M. Kéry (2003): Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. *P. R. Soc. B* 270:1467–1471.
- Knudsen E., A. Lindén C. Both, N. Jonzén, F. Pulido, N. Saino, W.J. Sutherland, L.A. Bach, T. Coppack, T. Ergon, P. Gienapp, J.A. Gill, O. Gordo, A. Hedenström, E. Lehikoinen, P.P. Marra, A.P. Møller, A.L.K. Nilsson, G. Perón, E. Ranta, D. Rubolini, T.H. Sparks, F. Spina, C.E. Studds, S.A. Sæther, P. Tryjanowski & N.C. Stenseth (2011): Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. *Biol* 86:928–946.

- Knudsen E., A. Lindén, T. Ergon, N. Jonzén, J.O. Vik, J. Knappe, J.E. Røer & N.C Stenseth (2007): Characterizing bird migration phenology using data from standardized monitoring at bird observatories. *Clim Res* 35:59–77.
- Kosicki J.Z. (2022): Niche segregation on the landscape scale of two co-existing related congeners in the sympatric zone – modelling approach. *Ecol. Model.* 468:109960.
- Lehtikoinen E., T.H. Sparks & M. Zalakevicius (2004): Arrival and departure dates. *Adv. Ecol. Res.* 35:1-31.
- Lorgé P., M. Bastian & K. Klein (2015): Die Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs 2014. *Regulus - WB* 30:58–65.
- Lorgé P., K. Kieffer K, E. Kirsch & C. Redel (2020): Rote Liste der Brutvögel Luxemburgs - 2019. *Regulus - WB* 35:24-31.
- Lorgé P. & E. Melchior (2015): Vögel Luxemburgs. natur&ëmwelt asbl, Kockelscheuer.
- Lorgé P. & G. Mirgain (2012): Etude de la migration d'oiseaux paludicoles dans la réserve "Brill" à Schifflange: comparaison des données de baguage pour les années 1999-2004. *Regulus - WB* 27:90–98.
- Maggini I., M. Cardinale, A. Favaretto, P. Voříšek, F. Spina, F. Maoret, A. Ferri, S. Riello & L. Fusani (2021): Comparing population trend estimates of migratory birds from breeding censuses and capture data at a spring migration bottleneck. *Ecol Evol* 11:967–977.
- Maggini I., M. Cardinale, J.H. Sundberg, F. Spina & L. Fusani (2020a): Recent phenological shifts of migratory birds at a Mediterranean spring stopover site: Species wintering in the Sahel advance passage more than tropical winterers. *PLoS One* 15:e0239489.
- Maggini I., M. Trez, M. Cardinale & L. Fusani (2020b): Stopover dynamics of 12 passerine migrant species in a small Mediterranean island during spring migration. *J Ornithol* 161:793–802.
- Martín B., A. Onrubia, A. de la Cruz & M. Ferrer (2016): Trends of autumn counts at Iberian migration bottlenecks as a tool for monitoring continental populations of soaring birds in Europe. *Biodivers Conserv* 25:295–309.
- Mehlmann D.W., E. Mabey, D.N. Ewert, C. Duncan, B. Abel, D. Cimprich, R.D. Sutter & M. Woodrey (2005): Conserving stopover sites for forest-dwelling migratory landbirds. *Auk* 122:1281–1290.
- Menzel A., T.H. Sparks, N. Estrella, E. Koch, A. Aasa, R. Ahas, K. Alm-Kübler, P. Bissolli, O. Braslavská, A. Briede, F.M. Chmielewski, Z. Crepinsek, Y. Curnel, A. Dahl, C. Defila, A. Donnelly, Y. Filella, K. Jatczak, F. Mage, A. Mestre, Ø. Nordli, J. Peñuelas, P. Pirinen, V. Remišová, H. Scheffinger, M. Striz, A. Susnik, A.J.H. Van Vliet, F.E. Wielgolaski, S. Zach & A. Züst (2006): European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Glob. Change Biol.* 12:1969–1976.
- Miller-Rushing A.J., T.L. Lloyd-Evans, R.B. Primack & P. Satzinger (2008): Bird migration times, climate change, and changing population sizes. *Glob Change Biol* 14:1959–1972.
- Nilsson C., R.H.G. Klaassen & T. Alerstam (2013): Differences in speed and duration of bird migration between spring and autumn. *Am Nat* 181:837–845.
- Parmesan C. (2006): Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu Rev Ecol Syst* 37:637–669.
- Parmesan C. (2007): Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Glob. Change Biol.* 13:1860–1872.
- Peach W., S. Baillie & L. Underhill (1991): Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to west African rainfall. *Ibis* 133:300–305.
- Radchuk V., T. Reed, C. Teplitsky, M. Van de Pol, A. Charmantier, C. Hassall, P. Adamík, F. Adriaensen, M.P. Ahola, P. Arcese, J.M. Avilés, J. Balbontin, K.S. Berg, A. Borrás, S. Burthe, J. Colbert, N. Dehnhard, F. De Lope, A.A. Dhondt, N.J. Dingemanse, H. Doi, T. Eeva, J. Fickel, I. Filella, F. Fossøy, A.E. Goodenough, S.J.G. Hall, B. Hansson, M. Harris, D. Hasselquist, T. Hickler, J. Joshi, H. Kharouba, J.G. Martínez, J.B. Mihoub, J.A. Mills, M. Molina-Morales, A. Moksnes, A. Ozgul D. Parejo, P. Pilard, M. Poisbleau, F. Rousset, M.O. Rödel, D. Scott, J.C. Senar, C. Stefanescu, B.G. Stokke, T. Kusano, M. Tarka, C.E. Tarwater, K. Thonicke, J. Thorley, A. Wilting, P. Tryjanowski, J. Merliä, B.C. Sheldon, A.P. Möller, E. Matthysen, F. Janzen, F.S. Dobson, M.E. Visser, S.R. Beissinger, A. Courtiol & S. Kramer-Schadt (2019): Adaptive responses of animals to climate change are most likely insufficient. *Nat. Commun.* 10:1-14.

- Robson D. & C. Barriocanal (2011): Ecological conditions in wintering and passage areas as determinants of timing of spring migration in trans-Saharan migratory birds: Ecological conditions and timing of spring migration. *J Anim Ecol* 80:320–331.
- Schaub G., J. Gremaud, J. Studer, P. Koenig & R. Ayé (2013): La survie du tarier des prés *Saxicola rubetra* dans la vallée de l'Intyamou dépend de réformes dans la politiques agricole. *Nos Oiseaux* 60:69–78.
- Şekercioğlu Ç.H. (2012): Promoting community-based bird monitoring in the tropics: conservation, research, environmental education, capacity-building, and local incomes. *Biol. Conserv.* 151:69–73.
- Shirihai H. & L. Svensson (2018): Handbook of western palearctic birds, Volume 1: Passerines: Larks to Warblers. Bloomsbury Publishing, London.
- Steinmetz M., K. Kieffer, H. Krufft & J. Schmitz (2021): Pilotstudie für ein Brutvogelmonitoring in den Feuchtgebieten „Schlammwies-Brill“ im oberen Syrtal, Luxemburg 2017-2019 – Ergebnisse der Brutrevierkartierung. *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 123:29-58.
- Strebel G., A. Jacot, P. Horsch & R. Spaar (2015): Effects of grassland intensification on Whinchats *Saxicola rubetra* and implications for conservation in upland habitats. *Ibis* 157:250–259.
- Svanberg S. & J. Waldenström (2011): Population fluctuations and timing of spring migration of the Scandinavian Bluethroat *Luscinia svecica svecica* at Ottenby Bird Observatory, Sweden, 1955–2008. *Ornis Svec* 21:92–100.
- Tøttrup A.P., K. Thorup, C. Rahbek (2006): Changes in timing of autumn migration in North European songbird populations. *Ardea* 94 (3): 527-536.
- Van Buskirk J., R.S. Mulvihill & R.C. Leberman (2009): Variable shifts in spring and autumn migration phenology in North American songbirds associated with climate change. *Glob Change Biol* 15:760–771.
- Visser M.E. & P. Gienapp (2019): Evolutionary and demographic consequences of phenological mismatches. *Nat Ecol Evol* 3:879–885.
- Visser M.E., P. Gienapp, A. Husby, M. Morrissey, I. De La Hera, F. Pulido & C. Both (2015): Effects of spring temperatures on the strength of selection on timing of reproduction in a long-distance migratory bird. *PLoS Biol* 13:e1002120.
- Wang Y. & D.M. Finch (2002): Consistency of mist netting and point counts in assessing landbird species richness and relative abundance during migration. *Condor* 104:59-72.
- Zając T., W. Bielanski, A. Cmiel A & W. Solarz (2015): The influence of phenology on double-brooding and polygyny incidence in the Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus*. *J Ornithol* 156:725–735.
- Zink R.M., S.V. Drovetski, S. Questiau, I.V. Fadeev, E.V. Nesterov, M.C. Westberg & S. Rohwer (2003): Recent evolutionary history of the bluethroat (*Luscinia svecica*) across Eurasia. *Mol Ecol* 12:3069–3075.

Appendix

Table A1: Number of catching days for each month and sum per year separated for the stations Schlammwiss and Brill.

For spring, the months March, April and May were used. The months July, August, September and October were used for fall (NA= no data available).

Station	Year	March	April	May	July	August	September	October	Total
Schlammwiss	2011	24	22	16	14	22	11	16	125
	2012	16	25	22	18	30	27	23	161
	2013	17	15	16	19	26	23	15	131
	2014	10	14	14	25	30	25	15	133
	2015	12	18	18	24	30	23	25	150
	2016	24	11	15	30	29	15	11	135
	2017	13	15	22	27	29	17	16	139
	2018	9	13	17	21	24	18	11	113
	2019	11	15	20	25	30	24	23	148
	2020	5	19	28	26	31	28	22	159
Brill	2011	NA	5	7	10	10	11	8	51
	2012	5	1	6	9	10	8	10	49
	2013	1	NA	4	7	9	9	9	39
	2014	NA	NA		7	6	12	6	31
	2015	NA	1	4	10	8	8	5	36
	2016	NA	1	2	6	3	6	6	24
	2017	NA	NA	1	8	10	8	4	31
	2018	NA	NA	2	10	8	9	6	35
	2019	2	NA	1	9	6	8	7	33
	2020	14	11	7	11	12	19	5	79

Table A2: Mean BD with standard deviation (sd) for the season spring and fall over the years and total mean BD with sd over the years for the three species.

Results for the station Schlammwiss in the first row and for the station Brill in the second row of each species.

Species	Station	Spring		Fall		Total	
		BD	sd	BD	sd	BD	sd
Sedge Warbler	Schlammwiss	0.50	0.20	3.35	0.95	2.32	0.59
	Brill	0.10	0.12	1.89	1.20	1.65	1.14
Bluethroat	Schlammwiss	0.32	0.19	0.61	0.20	0.44	0.11
	Brill	0.06	0.19	0.15	0.15	0.13	0.10
Whinchat	Schlammwiss	0.05	0.06	0.53	0.10	0.37	0.09
	Brill	0.00	0.00	0.01	0.03	0.01	0.03

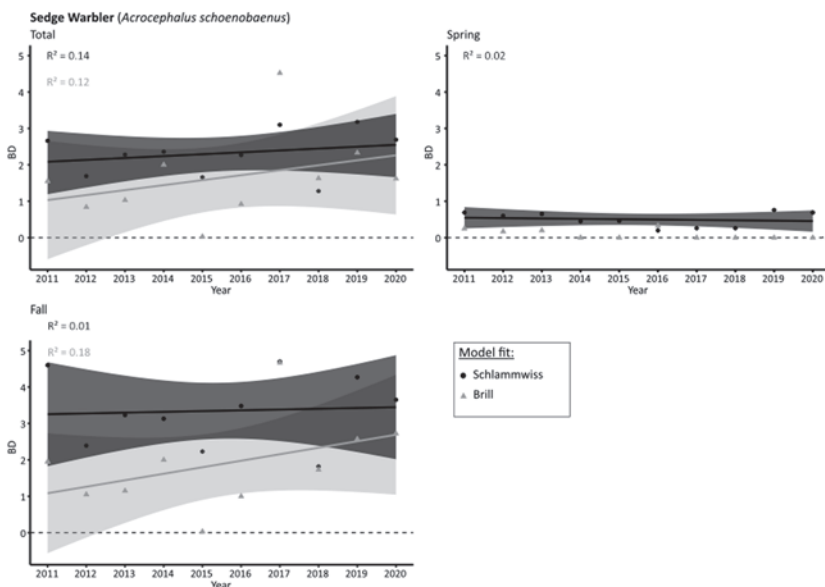


Figure A1: BD of Sedge Warblers ringed each year (top left), for spring (top right) and fall (bottom left) at the bird ringing station Schlammwiss black circle) and Brill (grey triangle).

Table A3: Summary of the linear models for the number of Sedge Warblers and Whinchats at the stations Schlammwiss and Brill

for the whole study period from 2011 to 2020 and for the seasons spring and fall over all years. Due to insufficient sample size no linear models were calculated for i) Sedge Warblers at the station Brill in spring and for ii) Whinchats at the station Brill in spring and fall.

Species	Location		Coefficients	Estimate	Std. Error	t-value	Pr (>t)
Sedge Warbler	Schlammwiss	Total	(Intercept)	-101.878	142.512	-0.715	0.495
			Year	0.052	0.071	0.073	0.486
		Spring	(Intercept)	20.779	47.978	0.434	0.676
			Year	-0.010	0.024	-0.423	0.683
		Fall	(Intercept)	-39.647	233.792	-0.170	0.870
			Year	0.021	0.116	0.184	0.859
	Brill	Total	(Intercept)	-273.316	265.994	-1.028	0.334
			Year	0.136	0.132	1.034	0.332
		Fall	(Intercept)	-357.849	269.469	-1.328	0.221
			Year	0.179	0.134	1.335	0.219
Whinchat	Schlammwiss	Total	(Intercept)	-9.870	22.199	-0.445	0.668
			Year	0.005	0.011	0.461	0.657
		Spring	(Intercept)	-41.330	36.185	-1.142	0.286
			Year	0.021	0.018	1.147	0.285
		Fall	(Intercept)	-2.269	25.850	-0.088	0.932
			Year	0.001	0.013	0.108	0.916

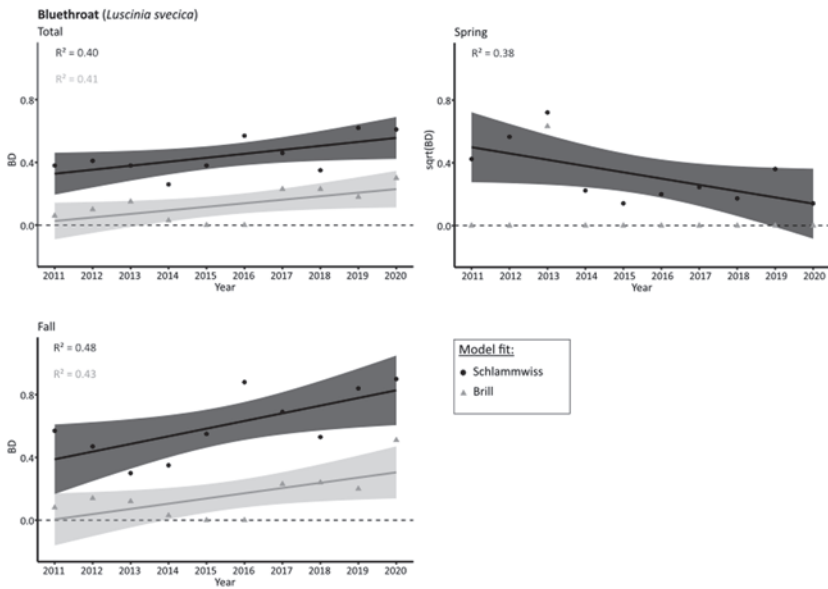


Figure A2: BD of Whinchats ringed each year (top left), for spring (top right) and fall (bottom left) at the bird ringing station Schlammwiss (black circle) and Brill (grey triangle).

Index der wissenschaftlichen Namen

A

Accipiter gentilis 24
Accipiter melanoleucus 24
Acrocephalus schoenobaenus 57
Alauda arvensis 61
Alopothen aegyptiaca 13, 20, 41
Anas penelope 23
Anas platyrhynchos 21
Anser anser 23
Anthus spinoletta 61
Aquila verreauxii 26
Ardea cinerea 25

B

Branta canadensis 26
Bubo bubo 25
Buteo buteo 24

C

Cairina moschata 26
Chloephaga picta 21
Ciconia ciconia 25
Columba livia domestica 22
Corvus albus 26
Corvus corone 25
Corvus frugilegus 25
Cygnus olor 23

D

Delichon urbicum 8, 61

E

Elanus caeruleus 26

F

Falco peregrinus 24
Falco tinnunculus 24
Fulica atra 22

G

Gallinula chloropus 21

L

Lanius collurio 1
Larus argentatus 23
Lophaetus occipitalis 26
Luscinia svecica 57

M

Milvus migrans 24, 32
Milvus milvus 24, 32

N

Necrosyrtes monachus 26

P

Pandion haliaetus 24
Passer domesticus 21
Phalacrocorax carbo lucidus 26
Philetairus socius 26
Phoenicopterus sp. 21
Pica pica 21
Platalea leucorodia 23
Podiceps cristatus 23

R

Recurvirostra avosetta 23

S

Sagittarius serpentarius 25
Saxicola rubetra 57
Scopus umbretta 26
Stephanoaetus coronatus 24
Sterna hirundo 22
Strix aluco 25
Struthio camelus 26
Sturnus vulgaris 21

T

Tadorna ferruginea 26
Tadorna tadorna 21
Tringa nebularia 23
Turdus merula 21
Tyto alba 25

V

Vanellus vanellus 26

Für den Inhalt der veröffentlichten Artikel sind die Autorinnen und Autoren verantwortlich.
Die Inhalte der Artikel spiegeln nicht zwangsläufig die Meinung des Herausgebers wider.

Nachdrucke und Auszüge sind nur mit Quellenangabe gestattet.

Folgende Nummern von Regulus Wissenschaftliche Berichte können im PDF-Format auf folgender Homepageadresse gefunden werden:

Les numéros suivants de Regulus Wissenschaftliche Berichte sont disponibles au format PDF à l'adresse Internet:

The following issues of Regulus Wissenschaftliche Berichte are available as PDF files at the Web address:

<https://www.luxnatur.lu/lnv/wb.htm>

Nr. 0 (1950), Nr. 7 (1986), 19 (2002) - 37 (2022)

Richtlinien für AutorInnen. Veröffentlicht in Regulus Wissenschaftliche Berichte Nr 31, S.36

<https://www.luxnatur.lu/publi/wb31001040.pdf#page=36>

Les bagues citées dans nos articles proviennent – sauf indication contraire – du Centre Belge de Baguage de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique.

REGULUS

WISSENSCHAFTLICHE BERICHTE Nr. 37

Inhalt / Contents

- 1** P. Jungers: Entwicklung der Brutpopulation des Neuntöters *Lanius collurio* in einem Gebiet im Südwesten Luxemburgs
Development of the breeding population of the Red-backed Shrike *Lanius collurio* in an area in south-west Luxembourg
- 8** A. Konter, M. Delleré & C. Poos: Zählung der Mehlschwalbenpopulation *Delichon urbicum* in drei Gemeinden des Müllerthals
Census of the House Martin *Delichon urbicum* population in three municipalities of the Müllerthal
- 13** A. Konter: Mögliche Zweitbruten der Nilgänse *Alopochen aegyptiaca* in Luxemburg
Possible second broods of Egyptian Geese *Alopochen aegyptiaca* in Luxembourg
- 20** A. Konter: Zur Gefährdung anderer Arten durch die zunehmende Nilganspopulation *Alopochen aegyptiaca* in Mitteleuropa
The endangerment of other species by increasing populations of Egyptian Geese *Alopochen aegyptiaca* in Central Europe
- 32** K. Klein, C. Redel, P. Lorgé, S. Salvatore, J.-F. Maquet & E. Kraus : Die „territoriale Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* und Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg - Erfassung von 2021, Bestandsentwicklung seit 1997
The “territorial seasonal population” of the Red Kite *Milvus milvus* and Black Kite *Milvus migrans* in Luxembourg – census of 2021, population development since 1997
- 41** A. Konter: Analyse einiger Winterbruten der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Luxemburg
Analysis of some winter broods of the Egyptian Goose *Alopochen aegyptiaca* in Luxembourg
- 57** C. Klein & M. F. Pokriefke : Stable or changed? Migratory numbers in three rare breeding bird species from Luxembourg.
- 73** Index.