

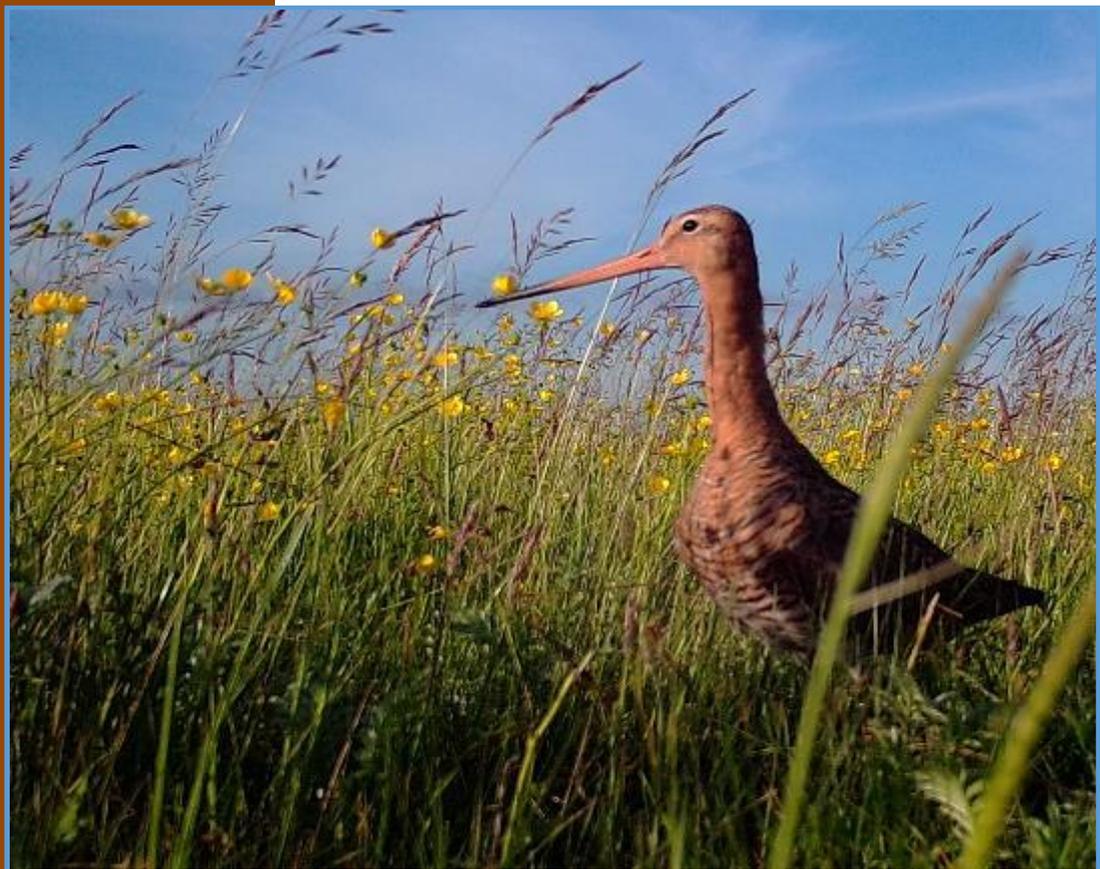


LIFE11 NAT/DE/000353

LIFE-Limosa

Bericht 2021:

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)





LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

Bericht 2021:

Bruterfolg der Uferschnepfen in den Projektgebieten (Action D.1)

Erstellt von Volker Salewski & Luis Schmidt

Kontakt:

Michael-Otto-Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

<https://bergenhusen.nabu.de/>

✉: Volker.Salewski@NABU.de

☎: 04885 - 570

Brigitte Klinner-Hötker (1956 - 2021)

Im Oktober 2021 verstarb nach längerer schwerer Krankheit unsere Kollegin Brigitte Klinner-Hötker.

Als langjährige freiberufliche Kartiererin der Brutvögel des Beltringharder Kooges, eines der wichtigsten und am intensivsten beforschten Projektgebiete, spielte Brigitte mit ihrem umfangreichen Wissen bereits in der Planungsphase von LifeLimosa eine wichtige Rolle. Mit Projektbeginn durften wir von ihrer detaillierten Gebietskenntnis, großen Erfahrung im Habitatmanagement und ausgeprägten Fähigkeit, Uferschnepfennester aufzuspüren, profitieren. So war es nur folgerichtig, dass Brigitte ab 2016 auch offiziell zum LifeLimosa-Team stieß und sich das Michael-Otto-Institut im NABU auch formal ihre wertvollen Dienste sicherte. In diesem Rahmen widmete sie sich noch verstärkt den brut- und populationsbiologischen Untersuchungen, der Aufwertung von Uferschnepfenhabitat und der Koordination mit den Pächtern in „ihrem“ Beltringharder Koog.

Brigitte war eine begeisterte Feldornithologin. Mit ansteckender Freude und großer Energie, mit Beharrlichkeit und Geduld, Sinn fürs Detail und dem Blick fürs Ganze engagierte sie sich für den Beltringharder Koog und seine Vogelwelt. Dass dieses Gebiet heute, über 30 Jahre nach seiner Eindeichung, eine so enorme, teilweise sogar zunehmende Bedeutung für eine Vielzahl von Küsten- und Wiesenvogelarten besitzt, ist nicht zuletzt auf das Wissen und den Einsatz Brigittes zurückzuführen. Sie hat ihr Wirken im Beltringharder Koog durch das federführend von ihr verfasste Corax-Sonderheft „Die Brutvögel des Beltringharder Kooges“, das kurz vor ihrem Tod erschien, zukunftsweisend abschließen können.

Wir sind dankbar für die gemeinsame Zeit, die Brigitte mit ihrer herzlichen, bescheidenen, rücksichtsvollen, verbindlichen, aufmerksamen und humorvollen Art so sehr bereichert hat. Sie wird uns fehlen, mindestens so sehr wie den Vögeln des Beltringharder Kooges.

Das LifeLimosa-Team



Brigitte Klinner-Hötker - Foto: D. V. Cimiotti.

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
	Abstract	3
2	Einleitung	4
3	Untersuchungsgebiete und Methoden	5
	3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen	5
	3.2 Bestandsmonitoring	6
	3.3 Reproduktionsmonitoring	6
	3.3.1 Feldarbeit	6
	3.3.2 Statistik.....	7
4	Ergebnisse	10
	4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe.....	10
	4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)	13
	4.1.4 Beltringharder Koog (04-BeK)	16
	4.1.5 Speicherkoog Nord (05-SpN)	19
	4.1.6 Speicherkoog Süd (06-SpS).....	22
	4.1.7 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)	24
	4.1.8 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS).....	26
	4.1.9 Eiderstedt (09-Eid).....	27
	4.1.10 Eiderästuar (10-EiÄ).....	30
	4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980.....	33
	4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe.....	35
	4.3.1 Gelegemonitoring	35
	4.3.2 Kükentelemetrie	44
	4.3.3 Kükenwachstum	46
	4.3.4 Bruterfolg.....	48
	4.3.5 Beringung	51
5	Diskussion.....	54
6	Fazit	59
7	Literatur	61



1 Zusammenfassung

Im Jahr 2021 wurden die Feldarbeiten zum EU Life Projekt LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa mit der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein als Projektträger und dem Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN) als Projektpartner fortgesetzt.

Die Erfassung der Uferschnepfen in den seit 2020 acht Projektgebieten ergab insgesamt 370 Reviere in den Maßnahmenflächen. Die meisten Revierpaare fanden sich im Beltringharder Koog (112), in den Speicherkögen Süd (99) und Nord (62), sowie im Rickelsbüller Koog (31) und im Katinger Watt (28). In den Gebieten Eiderstedt/Poppenbüll West und Alte-Sorge-Schleife brüteten 2021 keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche geeigneten Grünlands fanden sich in den Gebieten Eiderstedt/Adenbüller Koog (2,9), den zentralen Bereichen des Speicherkoog Süd (2,0), im Beltringharder Koog (1,9) und auf den Eiderdammflächen im Eiderästuar (1,6). Die Diskrepanz zwischen der höchsten Zahl an Revierpaaren und nur mittleren Dichtewerten zeigt das hohe Potenzial der Speicherköge Nord und Süd bezüglich absoluter Revierpaarzahlen bei weiterer Optimierung des dortigen Grünlands. Eine Analyse der Bestandstrends in den Projektgebieten seit 1980 zeigt, dass die Zahl der Revierpaare nur im Beltringharder Koog und, allerdings bedingt durch den hohen Wert 2021, im Adenbüller Koog, langfristig deutlich zunimmt. In den anderen Projektgebieten weisen die Revierpaarzahlen zumeist einen negativen Trend auf.

In vier Projektgebieten (Beltringharder Koog, Speicherkoog Süd, Adenbüller Koog, Poppenbüll Ost) wurden 2021 insgesamt 97 Uferschnepfengelege gefunden. In allen vier Gebieten brüteten Uferschnepfen sowohl innerhalb als auch, mit Ausnahme von Poppenbüll Ost, außerhalb von Gelegeschutzzäunen. Eine Analyse mit *nest-survival*-Modellen (Programm MARK) ergab, dass die Schlupfwahrscheinlichkeit innerhalb der Gelegeschutzzäune über alle Gebiete hinweg 71,2 % betrug, außerhalb nur 11,8 %. Verluste gingen zumeist auf Prädation zurück. Durch Kameras an 70 Gelegen konnten Fuchs (15), Marderhund (7) Iltis (1), Heringsmöwe (1) und Silbermöwe (1) als Prädatoren identifiziert werden.

Im Speicherkoog Süd konnten 15, im Adenbüller Koog zehn und in Poppenbüll Ost acht Küken mit Telemetriesendern versehen werden. Davon wurden im Speicherkoog Süd sechs, im Adenbüller Koog vier und in Poppenbüll Ost keines flügge. Die meisten Sender (insgesamt 15) verschwanden spurlos. Bei nur wenigen Sendern ließen die Fundumstände auf den Prädator schließen. In Poppenbüll Ost war wahrscheinlich ein in der Nähe brütender Mäusebussard für die meisten Verluste verantwortlich. Im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog betrug nach *nest-survival*-Modellen die Wahrscheinlichkeit flügge zu werden für ein geschlüpftes Küken 49,0 % bzw. 40,2 %. Dies waren die höchsten Werte seit Beginn des Einsatzes von Telemetriesendern. Die wiederholten Messungen an mit Telemetriesendern versehenen Küken ergaben, dass sie im Speicherkoog Süd schneller heranwachsen und dadurch mindestens vier Tage früher flügge wurden als im Adenbüller Koog.



Der anhand von Beobachtungen ermittelte Mindestbruterfolg betrug im Beltringhar-der Koog 0,03, im Speicherkoog Süd 0,49 und im Adenbüller Koog 0,26 flügge Küken/Revierpaar. Im Ostermoor konnte nur ein flügger Jungvogel beobachtet werden. Der zum Bestandserhalt angenommene Wert von 0,46 flüggen Küken/Revierpaar wurde damit nur im Speicherkoog Süd gerade erreicht. Nach Schätzungen anhand der Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen und Küken hatten Uferschnepfenpaare, die innerhalb der Gelegeschutzzäune brüteten, einen wesentlich höheren Bruterfolg als solche, die außerhalb der Zäune brüteten.

Farbberingung und intensives Ablesen farbberingter adulter Uferschnepfen wurden fortgesetzt. Die Auswertung von seit 2008 vorliegenden Daten mit einem Cormack-Jolly-Seber-Modell ergab eine jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen von 88,9 %.

Im Zuge des Projekts wurden intensiv Uferschnepfenhabitate optimiert, ohne dass es dadurch insgesamt zu einem Anstieg der Bestände seit Projektbeginn und in den Intensivgebieten auch nicht zu einem Anstieg des Bruterfolgs gekommen ist. Nach der einzigen über die meisten Gebiete hinweg erfolgreichen Brutsaison 2019 war es nach 2020 im Berichtsjahr erneut zu einem Anstieg der Bestände gekommen, was wahrscheinlich immer noch eine Folge der Mäusegradation 2019 war. Die Ursache für den unzureichenden Bruterfolg ist generell Prädation von Gelegen und Küken. Zur Erklärung, dass diese eine im Vergleich zu früheren Jahrzehnten bedeutendere Rolle spielt, werden Hypothesen zu seltener und weniger stark auftretenden Mäusegradationen, zu nicht optimalem Habitatmanagement und zum Einsatz von Antiparasitika beim Weidewiehwirtschaft entwickelt, die noch zu verifizieren sind. Die Installation von Zäunen behebt wahrscheinlich nicht das Problem, sondern nur seine Symptome. Trotzdem sind Gelegeschutzzäune das zurzeit einzige kurzfristig erfolgreiche Mittel, durch das der Bruterfolg erhöht werden kann. Es ist wünschenswert, dass zusätzlich zurückkehrende Uferschnepfen dann ihrerseits geeignete Habitate und optimale Voraussetzungen für ein erfolgreiches Brüten antreffen. Daher wird auch weiterhin empfohlen, während der Restlaufzeit des Projekts verstärkt Maßnahmen zum Prädationsmanagement (große Flächen umfassende Zäune um Gebiete mit relativ hoher Konzentration von Uferschnepfengelegen) und zur Optimierung der Vegetationsstruktur (Einrichtung von Mähwiesen; Schaffung von Vegetationsinseln mit einer Vegetationshöhe >20 cm zum Zeitpunkt des Schlupfs) durchzuführen.



Abstract

The fieldwork component of the EU LIFE project “LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa” continued in 2021. Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein is the executing organization and the Michael-Otto-Institute of the NABU (MOIN) is the project partner.

In eight project areas, 370 breeding territories of Black-tailed Godwit were located. Highest numbers of territories were found in Beltringharder Koog (112), Speicherkoog Süd (99) and Nord (62), Rickelsbüller Koog (31) and Eiderästuar (28). The highest densities in suitable grassland were found in Eiderstedt/Adenbüller Koog (2,9 breeding territories/10ha), the central areas of Speicherkoog Süd (2.0), in Beltringharder Koog (1.9) and Eiderästuar/Eiderdammflächen (1,6). Lower densities in some key areas suggest that grassland management could be improved to favour Black-tailed Godwits.

Analysis of the numbers of breeding territories since 1980 showed an increasing trend in Beltringharder Koog, but mostly decreasing trends in others.

In four areas subject to monitoring (Beltringharder Koog, Speicherkoog Süd, Adenbüller Koog, Poppenbüll Ost), a total of 97 clutches was found. Using nest-survival-models in the program MARK overall, hatching probabilities in the four areas was 71.2 % in protection fences but only 11.8 % outside such fences. Losses were mainly due to predation. Cameras at 70 clutches identified Red Fox (15), Raccoon Dog (7) and Polecat (1), Lesser Black-backed Gull (1) and Herring Gull (1) as nest predators.

Breeding success (fledglings/breeding pair) was 0.03 in Beltringharder Koog 0.49 in Speicherkoog Süd and 0.26 in Adenbüller Koog. Only one fledgeling was observed in Ostermoor. In Speicherkoog Süd, six of the 14 chicks equipped with a radio tag fledged, and four out of ten in Adenbüller Koog.

Colour-ringing and intensive search for ringed birds continued. Analysing data available since 2008 revealed an apparent annual survival of 88.9 %.

During the project, black-tailed godwit habitats were optimized without an overall increase in numbers or an increase in breeding success in the intensive areas. Since the beginning of the project, 2019 was the first in which the project goal of a breeding success of ≥ 0.6 fledgelings/breeding pair was achieved in most project areas. This was certainly triggered by the pronounced mouse gradation this year. The increase in the number of breeding pairs predicted for 2021 was already observed in 2020 and continued in 2021. It is recommended that measures for predation management (fences around areas with a relatively high concentration of Black-tailed Godwits) and for the optimization of the vegetation structure (establishment of meadows; creation of vegetation islands with a vegetation height > 20 cm during the time of hatching) will be continued during the remaining time of the project.



2 Einleitung

Im Jahr 2021 fand die neunte Feldsaison des LIFE-Limosa-Projekts (LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa) mit der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein als Projektträger und dem Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN) als Projektpartner statt. Ziele des Projekts sind die Stabilisierung der letzten Kern-Populationen der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein durch die Verbesserung des Fortpflanzungserfolgs sowie die Erhaltung der letzten minimalen Bestände von Alpenstrandläufer und Kampfläufer.

Der Erfolg der im Rahmen des Projekts durchgeführten Managementmaßnahmen wird durch ein Monitoring der Bestände und des Bruterfolgs der Zielarten evaluiert. Zu Beginn fand 2013 in allen der ursprünglich zehn Projektflächen eine Erstaufnahme der Uferschnepfen-Revierpaare statt (Action A.2¹; Salewski et al. 2013a). Ab 2014 wurde diese Bestandsaufnahme unter Action D.1 weitergeführt. Weiterhin erfolgte 2021 in drei ausgewählten Intensivgebieten wieder ein quantitatives Bruterfolgsmonitoring der Uferschnepfen, dessen Ergebnisse in diesem Bericht zusammen mit den Resultaten des Bestandsmonitorings vorgestellt werden. In dem ebenfalls als Intensivgebiet vorgesehenen Projektgebiet Untere Treene - Ostermoor (07-UTO) war ein Bruterfolgsmonitoring wegen der geringen Zahl an Brutpaaren (siehe unten) nur sehr eingeschränkt möglich. Die beiden Gebiete Hauke-Haien-Koog (02-HHK) und Ockholmer Vordeichung (03-OcV) wurden bereits 2020 aus der Projektkulisse genommen, da zu wenig Aussicht auf die Durchführung von Wiesenvögel fördernden Maßnahmen bestand. Das Monitoring von Alpenstrandläufer und Kampfläufer (Action D.2) ist nicht Gegenstand dieses Berichts.

Für ihre Hilfe danken wir: Y. Bötsch (MOIN), H. A. Bruns, D. S. Cimiotti, D. V. Cimiotti (MOIN), O. Granke (Stiftung Naturschutz), J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein), J. Jacobsen (LLUR), H. Lemke (MOIN), H. Jeromin (MOIN) und T. Otto (LLUR). Der Bundeswehr und dem Team der WTD71 danken wir für die Unterstützung der Arbeiten im Dithmarscher Speicherkoog Süd.

Farbringablesungen wurden 2021 außer von den Autoren auch von I. Appel, J. Balfagon, T. Banga, T. Bazatolle, N. Bekema, J. Belo, J. Beninde, D. Bersal, D. Cerezo, M. Chardi, A. A. Cordellat, K. de Jager, N. Dies, A. Duijnhouwer, O. Ekelöf, P. Gleisenstein, P. Hering, J. Hooijmeijer, M. Hotting, E. Huguet, J. A. i Prieto, H. Jeromin, A. Kant, J. Kramer, He. Lemke, Hi. Lemke, P. Macías, M. Maggiotto, Y. Maggiotto, P. Orth, P. M. Prado, D. Raes, F. Reineker, C. Rosenbach, R. Schaack, B. Schlottbohm, U. Schmeling, T. Schmid, R. Schmidt, S. Schweer, G. Stoops, H. Taudien, W. Tijssen, R. van Beers, H. van der Linden, G. van Duin, S. van Schaik, M. Veenstra, C. von Valtier, S. M. Weima, F. Wildschut und P. Yakovleva gemeldet.

¹ Die Actions beziehen sich auf die „Action numbers“ im Projektantrag.

3 Untersuchungsgebiete und Methoden

3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen

Die seit 2020 acht Projektgebiete (vgl. Abb. 1) liegen an der schleswig-holsteinischen Westküste (6) und in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (2). Sie werden im Detail von Hemmerling & Miller (2011) und Salewski et al. (2013b) beschrieben. Die Projektgebiete Hauke-Haien-Koog (02-HHK) und Ockholmer Vordeichung (03-OcV) wurden 2020 aus der Projektkulisse genommen, da dort ein Management für Wiesenvögel zu aufwändig erschien und zudem im Managementplan für den Hauke-Haien-Koog (LLUR 2019) zum Teil vom Wiesenvogelschutz abweichende Ziele definiert wurden. Eingriffe zur Optimierung von Wiesenvogelhabitaten waren auf etwa 4000 ha Maßnahmenflächen vorgesehen (www.life-limosa.de).

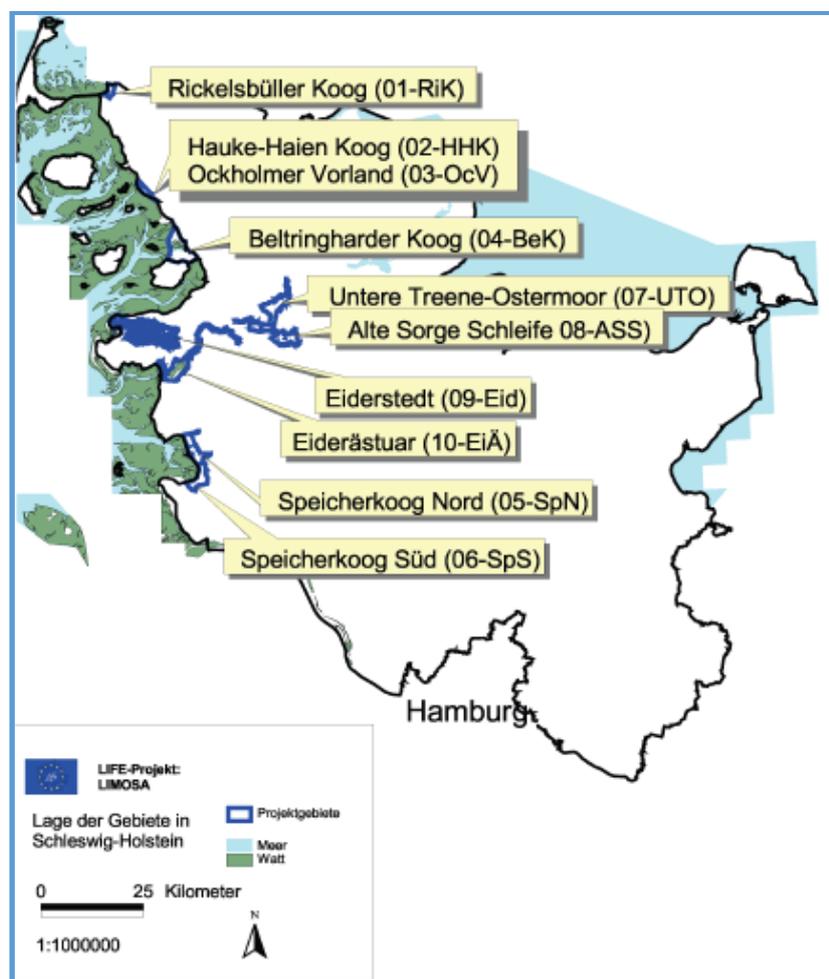


Abb. 1: Lage der ursprünglichen zehn LIFE-Limosa-Projektgebiete. Die beiden Gebiete Hauke-Haien-Koog und Ockholmer Vordeichung gehören seit 2020 nicht mehr zur Projektkulisse (aus Hemmerling & Miller 2011).



3.2 Bestandsmonitoring

Die Erfassungen der Bestände in den acht Projektgebieten wurden durch das MOIN sowie durch J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein, Rickelsbüller Koog) und H. A. Bruns (Eiderästuar, Speicherkoog Nord) durchgeführt. Sie erfolgten nach der standardisierten Methode der Revierkartierung (Hälterlein et al. 1995, Südbeck et al. 2005). Die Kartierungsdurchgänge fanden Ende April und Mitte Mai statt. Gegen Ende der Führungsphase der Jungvögel im Juni wurde eine zusätzliche Kartierung intensiv warnender Familien durchgeführt. Während einiger Termine im Juni und Juli wurde zusätzlich in der Nähe warnender Altvögel durch eine möglichst kurze Begehung nach flüggen Jungvögeln gesucht.

Zur standardisierten Ermittlung von Bestandsveränderungen zum Vorjahr (2020) und zum ersten Jahr des Projekts (2013) diente die Wachstumsrate λ :

$$\lambda_{2013 \text{ oder } 2020} = N_{2021}/N_{2013 \text{ oder } 2020}$$

N: Anzahl der Revierpaare.

Eine Wachstumsrate < 1 bedeutet dabei eine Abnahme, > 1 eine Zunahme des Bestands im jeweiligen Gebiet im Vergleich zum Bezugsjahr.

3.3 Reproduktionsmonitoring

3.3.1 Feldarbeit

In drei Projektgebieten (Beltringharder Koog, 04-BeK; Speicherkoog Süd, 06-SpS; Adenbüller Koog, 09-Eid) wurde zwischen Anfang April und Mitte Juni intensiv nach Uferschnepfennestern gesucht. Im Gebiet Untere Treene-Ostermoor (07-UTO) fand die Suche wegen nur vier vorhandener Brutpaare in unübersichtlichem Gelände sehr eingeschränkt statt; es konnte kein Gelege gefunden werden. Dafür wurde wiederum nach Uferschnepfengelegen im Gebiet Poppenbüll-Ost gesucht, um die Auswirkungen eines dort aufgestellten Gelegeschutzzauns zu untersuchen (siehe unten).

Ein gefundenes Nest wurde markiert, die Koordinaten und die Zahl der Eier erfasst sowie der Schlupfzeitpunkt nach van Paassen et al. (1984) geschätzt. Anschließend erfolgte etwa alle zwei bis fünf Tage eine Kontrolle der Nester, um Prädation oder Schlupf zu ermitteln. Die Kontrollen fanden vom Auto aus statt oder durch Nestbesuche, wenn kein brütender Altvogel aus größerer Distanz beobachtet werden konnte (Details in Salewski et al. 2013a). Hierbei wurde das Verschwinden von Eiern vor dem Schlupftermin ohne Fund der für ein Schlupfereignis typischen kleinen Eischalensplitter (Green et al. 1987) als Prädation interpretiert. Um die Ursachen von Gelegeverlusten zu ermitteln, kamen automatische Kameras (Moultrie Game Spy M-990i und M-999i) zum Einsatz, die in 1,5 m bis 2,5 m Entfernung vom Nest installiert wurden. Auf beweideten Flächen wurde auf den Einsatz von Kameras verzichtet, da diese Weidetiere anlocken und damit das Verlustrisiko durch Viehtritt stark erhöhen.



Zur Ermittlung der Überlebenswahrscheinlichkeiten und der Verlustursachen junger Uferschnepfen wurden im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog Küken unmittelbar nach dem Schlupf mit 0,7 g leichten Sendern (pip 3, LOTEK, UK) ausgestattet und dabei vermessen und gewogen. Ein medizinischer Kleber (Sauer-Hautkleber 50.00, Manfred Sauer GmbH) diente dazu, die Sender nach dem Entfernen einiger Dunenfedern auf dem Rücken der Küken zu befestigen. Zur farblichen Abstimmung wurden die abgeschnittenen Federn anschließend wieder auf den Sender geklebt und dieser noch mit etwas Feinsand bestreut. Alle zwei bis vier Tage erfolgte die Suche nach den besenderten Küken mit Hilfe eines Handempfängers (YAESU VR-500), um ihren Aufenthaltsort, ihr Überleben oder eventuelle Verlustursachen zu ermitteln. In unregelmäßigen Abständen fanden Kontrollen der bekannten Fuchsbaue und Greifvogelhorste in den Kögen statt, um dort nach Sendern zu suchen. Im Alter von etwa zehn bis zwölf Tagen und ein zweites Mal im Alter von etwa 20 Tagen wurden die bis dahin überlebenden Küken wieder gefangen, um die Sender erneut zu verkleben und um die Küken mit Farbringen zu versehen. Dabei wurden sie wiederum vermessen und gewogen.

3.3.2 Statistik

Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege wurden mit *nest survival*-Modellen im Programm MARK geschätzt (Dinsmore et al. 2002). Sie werden jeweils \pm Standardfehler angegeben. Eine tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von z. B. 0,901 bedeutet dabei eine Wahrscheinlichkeit von 90,1 %, von einem Tag auf den nächsten zu überleben. Zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit dienten fünf Modelle. Dabei wurde im Gegensatz zu früheren Berichten berücksichtigt, dass erstmals in allen drei Intensivgebieten, mit einer ausreichenden Zahl an gefundenen Gelegen und in Poppenbüll Ost, Zäune zu deren Schutz aufgestellt worden waren. Ein weiterer Gelegeschutzzaun (etwa 22 ha) wurde im Speicherkoog Nord installiert. Eine Studie zum Gelegemonitoring wurde hier durch das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume in Auftrag gegeben. Die Ergebnisse liegen in einem gesonderten Bericht vor (Hoffmann 2021). Nach früheren Erfahrungen mit solchen Gelegeschutzzäunen im Speicherkoog Süd war davon auszugehen, dass sie den Schlupferfolg stark positiv beeinflussen (Salewski & Granke 2020). Daher sollten diese Zäune im Beltringharder Koog (etwa 4 ha), im Speicherkoog Süd (etwa 12 ha), im Adenbüller Koog etwa (3 ha) und in Poppenbüll Ost (etwa 5 ha) Wiesenvogel-Bruthabitat vor Bodenprädatoren schützen (Abb. 2). Dies wurde bei der Auswahl der Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit (Φ) berücksichtigt. Das Grundmodell ging von einem möglichen Einfluss des Untersuchungsgebietes (Gebiet), ob sich ein Gelege innerhalb oder außerhalb eines Gelegeschutzzauns befand (Zaun) und des Tages während der Saison (t) auf die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit aus. Es hatte daher die Struktur ($\Phi_{(\text{Gebiet} \cdot \text{Zaun} \cdot t)}$). Weitere Modelle berücksichtigten nur den möglichen Einfluss des Zauns ohne Unterschied zwischen den Untersuchungsgebieten ($\Phi_{(\text{Zaun})}$), nur mögliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten aber

ohne Einfluss der Zäune ($\Phi_{(\text{Gebiet})}$) oder einen nach Untersuchungsgebieten unterschiedlichen Einfluss der Zäune ($\Phi_{(\text{Gebiet}^*\text{Zaun})}$). Schließlich ging noch ein Modell davon aus, dass Überlebenswahrscheinlichkeiten in allen drei Gebieten gleich sind und die Zäune darauf keinen Einfluss haben ($\Phi_{(.)}$).

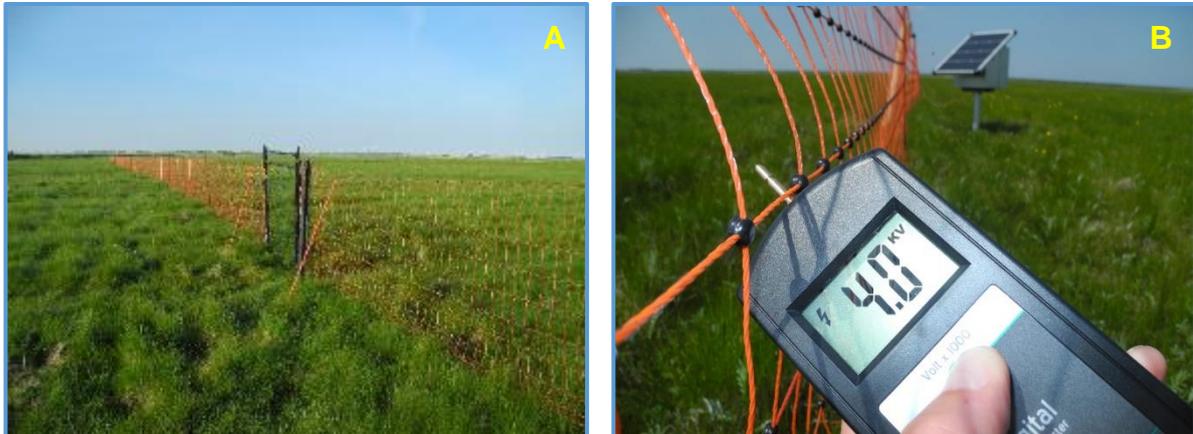


Abb. 2. Geflügelzaun im Speicherkoog Süd (A). Die Spannung von 4 KV und mehr wird durch einen mittels eines Solarpanels aufgeladenen Akku aufrechterhalten (B).

Das Vollgelege der Uferschnepfe besteht zumeist aus vier Eiern, die im Abstand von etwa einem Tag gelegt werden (Kirchner 1969). Bei der Annahme einer Bebrütungszeit von 23 Tagen ab dem Legen des letzten Eis (Lind 1961) würden vom Legen des ersten Eis bis zum Schlupf 26 Tage vergehen. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit Φ bis zum Tag des Schlüpfens überlebt, beträgt somit Φ^{26} .

Zur Auswertung von durch Telemetrie gewonnenen Daten eignen sich ebenfalls *nest survival*-Modelle. Die sechs Modelle, die der Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der besenderten Küken dienten, entsprachen denen, mit denen auch die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege geschätzt wurde. In früheren Auswertungen wurde angenommen, dass die Küken im Alter von 27 Tagen flügge sind (Beintema 1995). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Küken bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit Φ bis zum Flüggewerden überlebt, wäre demnach Φ^{27} . Im Adenbüller Koog schien dies im Berichtsjahr aber erst im Alter von 28 Tagen der Fall zu sein, möglicherweise auch erst später. Im Speicherkoog Süd waren die Küken dagegen schon im Alter von 24 Tagen flügge. Daher wird die Wahrscheinlichkeit eines im Adenbüller Koog geschlüpften Kükens auch flügge zu werden mit Φ^{28} und eines im Speicherkoog Süd geschlüpften Kükens mit Φ^{24} geschätzt.

Die Ausarbeitung eines Populationsmodells setzt neben der Ermittlung des Reproduktionserfolgs auch die Kenntnis der Überlebenswahrscheinlichkeit der adulten Uferschnepfen voraus. Dazu wurde die seit 2008 vom MOIN durchgeführte Farbberingung von adulten Uferschnepfen und Küken 2021 fortgesetzt (zur Methode siehe Salewski et al. 2013a). Die lokale Überlebenswahrscheinlichkeit, d. h. das Produkt der Wahr-



scheinlichkeit, von einem Jahr auf das nächste zu überleben, und der Wahrscheinlichkeit, bei einem Überleben auch in das Untersuchungsgebiet zurückzukehren, kann mit Cormack-Jolly-Seber-Modellen im Programm MARK geschätzt werden (Schaub & Salewski 2006). Zur Analyse der Beobachtungen farbberingter Uferschnepfen kamen drei Modelle zur Anwendung: Ein Modell, das von jährlich unterschiedlichen Überlebens- und Beobachtungswahrscheinlichkeiten ausgeht (t), ein Modell, das von einem stetigen zeitlichen Trend beider Wahrscheinlichkeiten ausgeht (T), und ein Modell, das konstante Wahrscheinlichkeiten über den gesamten Untersuchungszeitraum annimmt. Es ist allerdings davon auszugehen, dass sich die lokalen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Küken und adulten Vögeln deutlich unterscheiden (van Noordwijk & Thomson 2008). Daher wurde bei den drei Modellen ein Effekt des Alters berücksichtigt (a_2). Sie werden mit $\Phi_{(a_2 \cdot t)} p_{(a_2 \cdot t)}$, $\Phi_{(a_2 \cdot T)} p_{(a_2 \cdot T)}$ und $\Phi_{(a_2)} p_{(a_2)}$ bezeichnet. Ein mit dem Programm Release in MARK durchgeführter *goodness-of-fit*-Test war nicht signifikant ($p > 0,05$) und zeigte damit, dass die Daten die Voraussetzungen zur Anwendung von Fang-Wiederfangmodellen erfüllten (Schaub & Salewski 2006). Der *variance inflation factor* \hat{c} wurde mit der Funktion *median c-hat* in MARK geschätzt.

Akaiikes Informationskriterium für kleine Stichproben (AIC_C) diene bei allen Auswertungen dazu, die Modelle zu vergleichen. Jedes Modell bekommt dabei einen Wert zugewiesen (zur Berechnung siehe Burnham & Anderson 2002). Das Modell mit dem kleinsten AIC_C -Wert ist das Modell, das durch die Daten am besten gestützt wird. Ist die Differenz zwischen dem „besten“ Modell und einem anderen Modell (ΔAIC_C) > 2 , wird davon ausgegangen, dass das „beste“ Modell deutlich stärker durch die Daten gestützt wird als das zu vergleichende Modell. Zusätzlich wird das AIC_C -Gewicht berechnet, welches die Wahrscheinlichkeit angibt, dass bei den vorliegenden Daten das betreffende Modell das beste Modell ist.

Der Bruterfolg wurde, wie in den Vorjahren, dadurch ermittelt, dass die Anzahl der beobachteten flüggen Küken durch die Anzahl der Revierpaare geteilt wurde. Es ist anzunehmen, dass dadurch der Bruterfolg unterschätzt wird, da trotz intensiver Suche wahrscheinlich nicht alle flüggen Küken beobachtet werden können. Wenn jedoch die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege und der Küken geschätzt werden kann, dann kann auch der Bruterfolg nach der Methode von Schekkerman et al. (2008) geschätzt werden. Dazu dient die Formel:

$$\text{Bruterfolg [flügge Junge/Brutpaar]} = U \times [1 + (V \times (1 - U))] \times L \times K$$

U = Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege zum Schlupf kommt;

V = Wahrscheinlichkeit bei einem Verlust ein Nachgelege zu zeitigen;

L = Anzahl geschlüpfter Küken pro erfolgreichem Gelege;

K = Wahrscheinlichkeit eines geschlüpften Kükens flügge zu werden.

In Poppenbüll Ost wurden insgesamt zu wenige Gelege gefunden (siehe unten), um eine sinnvolle Schätzung von U durchzuführen. Im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog war dies jedoch der Fall, so dass U in Abhängigkeit ob sich ein Gelege



innerhalb oder außerhalb eines Gelegeschutzzauns befand (siehe unten) mit einer hohen Präzision geschätzt werden konnte. Der Durchschnitt der pro erfolgreichem Gelege geschlüpften Eier (L) wurde für beide Gebiete ebenfalls in Abhängigkeit von der Lage innerhalb oder außerhalb eines Zauns ermittelt. In beiden Gebieten konnten auch genügend Küken mit Sendern versehen werden, um K zu schätzen. Die Besenderung der Küken ergab jedoch, dass in Zäunen schlüpfende Küken diese oft nach wenigen Tagen verlassen. Gelegentlich wandern allerdings auch Küken von Gelegen außerhalb der Zäune in diese ein (Abschnitt 4.3.4). Durch die hohe Mobilität der Küken wird somit die Einschätzung erschwert, wie die Installation der Gelegeschutzzäune die Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken beeinflusst. Die Wahrscheinlichkeit der Küken flügge zu werden wurde daher anhand der Telemetriedaten in Abhängigkeit von den Gebieten geschätzt, ohne aber die Aufenthaltsdauer innerhalb der Zäune zu berücksichtigen. Die Wahrscheinlichkeit nach einer Prädation ein Nachgelege zu zeitigen wurde von Schekkerman et al. (2008) mit 0,5 angenommen. Eigene Erfahrungen (MOIN, unpubl. Daten) sowie neuere Untersuchungen in den Niederlanden (Verhoeven et al. 2020) legen nahe, dass zu annähernd jedem Erstgelege, das verloren geht, ein Nachgelege gezeitigt wird. Daher nahmen wir für die Schätzung des Bruterfolges $V = 1$ an. Wahrscheinlich wird dadurch der Bruterfolg eher noch unterschätzt, da eigene Beobachtungen (MOIN, unpubl. Daten) und Beobachtungen in den Niederlanden (van Baalen 1959, Senner et al. 2015) zeigten, dass zumindest einige Uferschnepfenpaare auch zwei Nachgelege zeitigen können.

4 Ergebnisse

4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe

Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen konnten 2021 insgesamt 370 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Es kamen 32 Reviere hinzu, die sich zwar nicht in den Maßnahmenflächen, aber in deren unmittelbarer Nähe befanden (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr bedeutete dies eine Zunahme um drei Revierpaare auf den Maßnahmenflächen und um 22 bei Mitberücksichtigung der Paare in der Nähe der Maßnahmenflächen in beiden Jahren (Tab. 1). Dies bedeutet, dass nach 2020 zum zweiten Mal seit Projektbeginn die Zahl in den LIFE-Limosa-Flächen brütenden Uferschnepfen im Vergleich zum Vorjahr zugenommen hat (Abb. 3). Dies gilt insbesondere, wenn auch Uferschnepfenpaare berücksichtigt werden, die in unmittelbarer Nähe der Maßnahmenflächen brüteten und die ebenfalls von den dort durchgeführten Maßnahmen profitierten. Bezogen auf das erste Projektjahr (2013, ohne Hauke-Haien-Koog und Ockholmer Vordeichung) bedeutet dies aber immer noch einen Rückgang um 37 Revierpaare bzw. um 9 % auf den Maßnahmenflächen. Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen brüteten 2021 etwa 39 % der Uferschnepfen Schleswig-Holsteins, wenn von einem Gesamtbestand von 955 Paaren ausgegangen wird (TRIM-Analyse; Thomsen et al. 2021). Die besondere Verantwortung, die sich aus dem Management

der LIFE-Limosa-Flächen ergibt, wird zusätzlich dadurch unterstrichen, dass hier etwa 10 % des gesamtdeutschen Bestands vorkommt, der sich nach aktuellsten Schätzungen auf 3 600 bis 3 800 Brutpaare beläuft (Ryslavy et al. 2020).

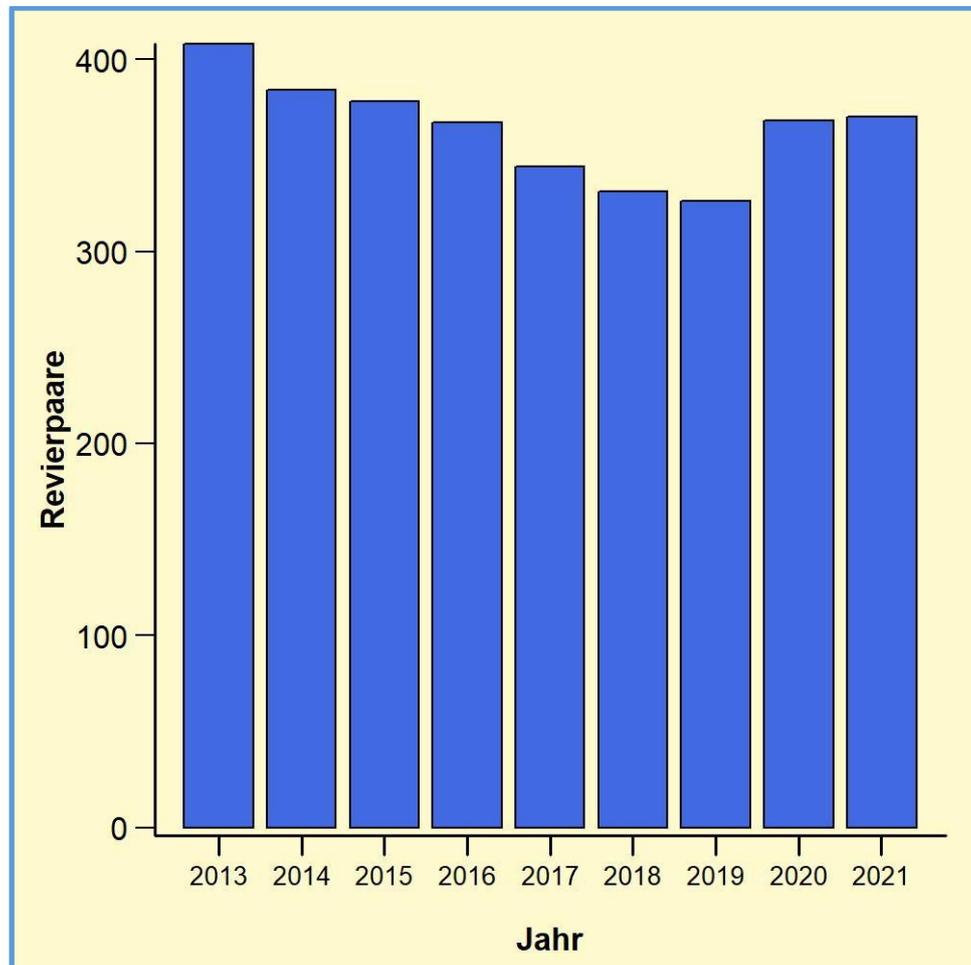


Abb. 3: Entwicklung der Uferschnepfen-Revierpaarzahlen auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen. Dargestellt ist die Summe der Revierpaare in allen Projektgebieten zwischen 2013 und 2021. Für die Entwicklung in den einzelnen Gebieten siehe Abb. 12. Unterschiede zu früheren Berichten (2013-2019) beruhen auf der Nichtberücksichtigung der Daten aus dem Hauke-Haien-Koog in dieser Abbildung.

Wie in den Vorjahren wiesen der Beltringharder Koog (112 Revierpaare), die Dithmarscher Speicherköge (Süd: 99, Nord: 62), der Rickelsbüller Koog (31) und das Eiderästuar/Katinger Watt (28) die meisten Revierpaare auf. Keine Reviere wurden in Poppenbüll West und im NSG Alte-Sorge-Schleife festgestellt. In Bezug auf das Vorjahr kam es im Adenbüller Koog zu einer deutlichen Zunahme (86 %) der Revierpaare, wenn auch das nähere Umfeld der Maßnahmenflächen betrachtet wird. Zu leichteren Zunahmen um 9 % kam es im Speicherkoog Nord. Abnahmen im Bezug zum Vorjahr hatten der Beltringharder Koog und der Speicherkoog Süd zu verzeichnen.

Die Dichteangaben sind zum Teil schwer zu interpretieren, da es sich bei einigen Gebieten (Ostermoor, Adenbüller Koog, Poppenbüll Ost) nicht um strukturell klar abgegrenzte Räume handelt, sondern um im Sinne des Wiesenvogelschutzes gemagte Flächen inmitten einer konventionell bewirtschafteten Agrarlandschaft. Die

höchsten Dichten bezogen auf die Fläche des in den Maßnahmenflächen zur Verfügung stehenden Grünlands fanden sich 2021, wie in den meisten Vorjahren, im Adenbüller Koog (2,90 Paare/10 ha). Relativ hoch war die Dichte auch im Beltringharder Koog (1,87 Paare/10 ha) (Tab. 1). In allen weiteren Gebieten lagen die Dichten deutlich unter 1 Paar/10 ha. Werden allerdings im Katinger Watt nur die Eiderdammflächen (Salewski et al. 2013a) und im Speicherkoog Süd nur die unbeweideten Grünlandflächen nördlich des Meentenstroms und südlich der intensiven Schafweiden im Norden berücksichtigt, ergeben sich dort Dichten von 1,74 bzw. 2,35 Paaren/10 ha. Die hohen Dichten im relativ kleinen Adenbüller Koog, im Beltringharder Koog und auf den Eiderdammflächen im Eiderästuar zeigen, dass sich bei geeignetem Management und gutem Bruterfolg die absoluten Zahlen in den größeren Projektgebieten wie den Speicherkögen Nord und Süd noch steigern lassen könnten. Im Folgenden wird die Situation in den einzelnen Projektgebieten dargestellt.

Tab. 1: Anzahl der Uferschnepfen-Revierpaare 2013, 2020 und 2021 und warnender Paare im Juni 2021 in den einzelnen Projektgebieten. Die Dichten beziehen sich auf die Grünlandflächen in den jeweiligen Gebieten (Salewski et al. 2013b). Die Wachstumsrate λ beschreibt Veränderungen bezogen auf die erste Projektsaison (λ 2013) bzw. auf das Vorjahr (λ 2020); rote Zahlen kennzeichnen Bestandsabnahmen, schwarze Zahlen Bestandszunahmen.

Gebiet	Revierpaare 2013	Revierpaare 2020	Revierpaare 2021	Dichte 2021 [Revierpaare/10 ha] ^a	warnende Paare 2021	λ 2013 ^a	λ 2020 ^a
Rickelsbüller Koog	41	32	31	0,87	10	0,76	0,97
Beltringharder Koog	81	121 ^a (122)	112^a (115)	1,87	-	1,40	0,93
Speicherkoog Nord	90	57	62	0,71	44	0,69	1,09
Speicherkoog Süd	97	107	99	0,77	78	1,02	0,93
Ostermoor	15 ^a (23)	4 ^a (8) ^b	4^a (12)	0,21	1	0,27	1,00
Alte-Sorge-Schleife	0	0	0	0	0	-	-
Eiderstedt/Adenbüller Koog	25 ^a (27)	14 ^a (21)	26^a (39)	2,90	10	1,04	1,86
Eiderstedt/Poppenbüll Ost	1 ^a	4	4^a (12)	0,68	8	4,00	1,00
Eiderstedt/Poppenbüll West	0	0	0	0	0	-	-
Eiderästuar/Katinger Watt	54	27	28	0,63	10 ^c	0,52	1,04
Eiderästuar/Oldensw. Vorl.	2	1	2	0,11	0	1,00	2,00
Eiderästuar/Dithm. Vorl.	2	1	2	0,07	1	1,00	2,00
Gesamt	408^{a,d} (418)	368^a (380)	370^a (402)	-	-	0,91	1,01

^a innerhalb der Maßnahmenflächen (siehe Abb. 5, 10, 11).

^b in der „Huder Schleife“ (Abb. 9) erstmals und nachträglich auch für 2020 mitberücksichtigt.

^c nur Eiderdammflächen (Abb. 10).

^d beachte den Unterschied zu früheren Berichten aufgrund der Nichtberücksichtigung des Hauke-Haien-Koogs ab 2020.



4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Mit 31 Uferschnepfenrevieren im Berichtsjahr kam es im Rickelsbüller Koog im Vergleich zum Vorjahr (32 Reviere) zu einer minimalen Abnahme. Bezogen auf den Projektbeginn (41 Revierpaare) bedeutet dies jedoch eine Abnahme um 24 %. Seit Projektbeginn schwankt der Bestand allerdings und zeigt keinen eindeutigen Trend.

Die Uferschnepfenreviere verteilten sich nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche, sondern konzentrierten sich erneut im zentralen Bereich (22 Revierpaare). Mit 71 % aller Reviere im Koog lag der Anteil der hier auf relativ engem Raum brütenden Paare deutlich über den Werten der Vorjahre (2020: 34 %, 2019: 52 %), als hier wegen der anhaltenden Trockenheit im Frühjahr die Vegetation nicht optimal aufwachsen konnte. Im Berichtsjahr war dies der Fall gewesen und die Vegetation im Hinblick auf ihre Höhe und ihrer strukturellen Diversität als optimal angesehen. Die Bereiche nördlich davon waren zum Brüten zu nass und südlich davon die Vegetation zu kurz (J. Hansen, pers. Mitt.).

Seit 2019 kommt es zu einer weiteren Konzentration von Brutpaaren im Nordosten des Koogs. Im Berichtsjahr brüteten wiederum sieben Paare in diesem Bereich (Abb. 4). Dort waren schon in den Jahren vor 2019 mit Landschilf bewachsene Bereiche in die Bewirtschaftung überführt worden, ohne dass es zunächst zu einem Anstieg der Revierpaarzahlen gekommen war. Trotz der Abnahme der Revierpaare im Koog 2019 war dies in diesem Jahr erstmals der Fall gewesen. Zur Brutsaison 2021 erfolgte wiederum eine Mahd des Röhrichts in weiten Teilen des nordwestlichen Kooginneren, im nördlichen Randbereich des Koogs und auf zwei kleineren Inseln in einem größeren Gewässer. Möglicherweise hat die seit einigen Jahren durchgeführte Mahd auf weiteren Flächen den Bereich für Uferschnepfen attraktiver gestaltet, als es in den Jahren vor 2019 der Fall war. Dies hebt die Bedeutung der Beweidung und Nachmahd von sonst mit Landschilf bewachsenen Flächen als habitatoptimierende Maßnahmen für Wiesenvögel hervor.

Im Süden des Koogs wurde 2016 ein 51 ha großer Polder angelegt, um in höher gelegenen Bereichen für Wiesenvögel geeignete Wasserstände zu gewährleisten (Abb. 4). Der Polder weist im Winter hohe Wasserstände auf, die zur Brutsaison auf das nötige Maß abgesenkt werden. Er war von Beginn an ein Anziehungspunkt für viele rastende Wasservögel im Winter und im zeitigen Frühjahr sowie Brutplatz für Arten wie Seeregenpfeifer *Charadrius alexandrinus*, Sandregenpfeifer *C. hiaticula* und Säbelschnäbler *Recurvirostra avosetta*. Nachdem seit Projektbeginn zunächst keine Uferschnepfen im Bereich des neuen Polders gebrütet hatten, etablierten 2018 hier fünf Paare ein Revier; 2019 und 2020 waren es ein bzw. drei Paare. Im Berichtsjahr brüteten erstmals seit 2018 keine Uferschnepfen im Polder. 2018 und 2020 war hier im Frühjahr der Wasserstand hoch gewesen. Im Frühjahr 2021 war dies zwar ebenfalls der Fall, jedoch hatte sich dort auch eine Lachmöwenkolonie *Chroicocephalus ridibundus* mit etwa 60 Brutpaaren etabliert. Möglicherweise verhinderte dies eine Ansiedlung von Uferschnepfen (J. Hansen, pers. Mitt.). Ein höherer Wasserstand könnte somit zu



einer verstärkten Ansiedlung von Brutpaaren führen. Mit einem höheren Wasserstand im zeitigen Frühjahr ist zudem eine später schneller aufwachsende Vegetation verbunden, die bessere Versteckmöglichkeiten für Küken bietet. In Jahren mit sehr trockenem Frühjahr, wie es von 2018 bis 2020 der Fall war, ist deswegen die Rückhaltung von Wasser im Polder sinnvoll. Bei hohem Wasserstand und zu erwarteten ergiebigen Niederschlägen ist dagegen eine stufenweise Absenkung des Wassers zu erwägen, so dass für die Ansiedlung von Brutvögeln trockene Bereiche zur Verfügung stehen (J. Hansen, pers. Mitt.).

Anfang Juni warnten zehn Uferschnepfenpaare intensiv im Koog, was auf einen im Vergleich zu den Vorjahren sehr guten Schlupferfolg schließen ließ. Im Juli konnte ein Uferschnepfenpaar mit einem und ein weiteres Paar mit drei ausgewachsenen Jungvögeln beobachtet werden. Weitere drei Paare führten insgesamt sechs flügge Jungvögel im Polder. Diese Beobachtungen weisen drauf hin, dass der Bruterfolg 2021 im Vergleich zu den Vorjahren relativ gut ausgefallen sein muss. Dies ist wahrscheinlich auf im Frühjahr ausreichend vorhandenes Wasser und feuchte Flächen zurückzuführen. Dadurch wuchs die Vegetation anschließend gut auf, was für die Küken einen guten Schutz vor Fressfeinden darstellt (siehe oben; J. Hansen, pers. Mitt.). Zu dem möglichen Einfluss von jährlich variierenden Beutegreiferdichten kann leider keine Aussage gemacht werden.

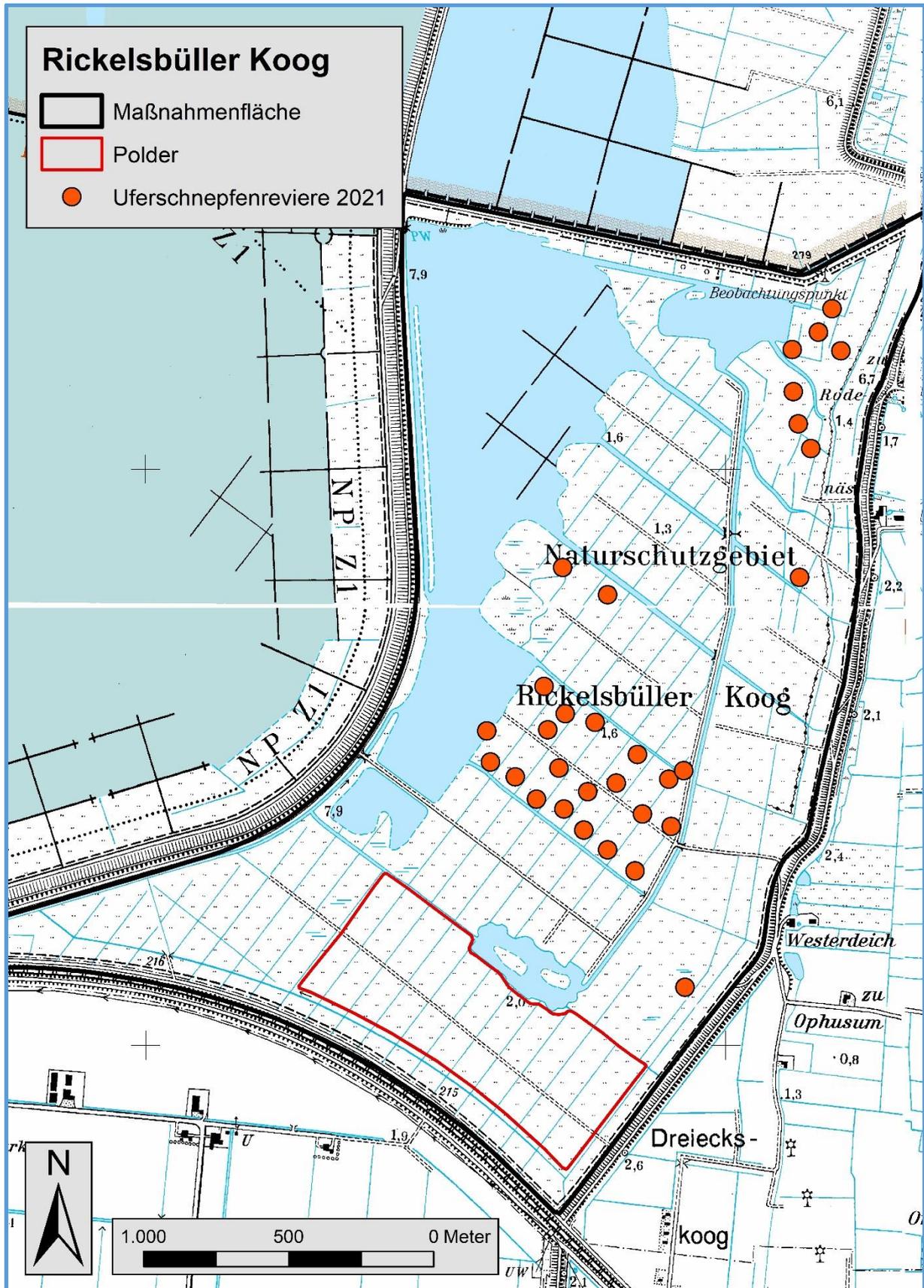


Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog 2021.



4.1.4 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog wies mit 112 Revierpaaren innerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 5) den höchsten Bestand und mit 1,87 Revieren/10 ha Grünland die zweithöchste Dichte von allen Projektgebieten auf (Tab. 1). Im Vergleich zum Vorjahr (121 Paare) kam es damit zu einer Abnahme um neun Paare ($\lambda_{2020} = 0,93$). Der seit Projektbeginn trotz leichter Schwankungen bestehende positive Bestandstrend setzte sich allerdings fort ($\lambda_{2013} = 1,40$). Am Rande der Sukzessionsflächen südlich des Arlauspeicherbeckens, die sich nicht innerhalb der Maßnahmenflächen befinden, brühten 2021 drei weitere Uferschnepfenpaare (Abb. 5).

Die Reviere waren nicht gleichmäßig über den Koog verteilt. Schwerpunkte waren, wie in den Vorjahren, das Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ mit 43 und das Teilgebiet „Salzwasserlagune“ mit 42 Revierpaaren. Trotz der generellen Abnahme der Schnepfenpaarzahl im Koog haben die Zahlen in diesen Teilbereichen wiederum zugenommen (2020: 38 bzw. 39 Paare; 2013: 13 bzw. 9 Paare). Im Teilgebiet „Salzwasserlagune“ wurden vor allem die Bereiche unmittelbar südlich des Lüttmoordamms verstärkt besiedelt. Diese Flächen waren durch die Vorbereitung für die Aufnahme in die Beweidung, die Beweidung selbst und das damit verbundenen Zurückdrängen von Röhricht (2015) sowie durch hydrologische Optimierungsmaßnahmen (2015/16) durch das Projekt für Uferschnepfen attraktiver gestaltet worden. Zusätzlich wurde 2021 hier ein mobiler stromführender und etwa 4 ha umfassender Geflügelzaun installiert (Abb. 15). Ein Einfluss des Zauns auf die Verteilung der Uferschnepfen-Revierpaare ist jedoch noch nicht zu erkennen.

Im Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ sollen Wiesen- und Seevogelgelege durch eine mechanische Sperre an seinem westlichen Ende und eine Kombination aus einem Maschenzaun und stromführenden Litzen an seinem östlichen Ende (seit 2021, in den Vorjahren durch einen Geflügelzaun) ebenfalls vor Bodenprädatoren geschützt werden. Hier hat die Anzahl von 31 Revierpaaren im Jahr 2019 und 38 im Jahr 2020 auf 43 im Berichtsjahr zugenommen. Nachdem im „N Arlauspeicherbecken“ 2013 16 % aller Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog hier zu finden waren, waren es im Berichtsjahr 38 %. Trotz der Sperren fielen hier im Berichtsjahr Gelege von Uferschnepfe und Austernfischer *Haematopus ostralegus* Fuchs und Marderhund zum Opfer (Nestkameradaten des Projekts, Cimiotti et al. 2021). Da die Prädatoren durchweg nass waren, hatten sie das Gebiet wahrscheinlich schwimmend erreicht. Nichtsdestotrotz war das „N Arlauspeicherbecken“ neben dem Gelegeschutzzaun im Gebiet „Salzwasserlagune“ das einzige Teilgebiet, in dem einige der gefundenen Gelege zum Schlupf kamen (Abschnitt 4.3.1). Austernfischer *Haematopus ostralegus* zeigten hier ebenfalls einen im Vergleich zu früheren Jahren relativ hohen Schlupf- und Bruterfolg (Cimiotti et al. 2021). Letzteres spricht dafür, dass die Zäune die Aktivitäten von Bodenprädatoren in diesem Teilbereich zumindest reduzieren konnten. Leider fehlt hier, wie im gesamten LIFE-Limosa-Projekt, ein Monitoring der potentiellen Prädatoren, so dass der Einfluss von Maßnahmen auf deren Anzahl und Aktivitäten nicht bzw. nur



indirekt beurteilt werden kann. Denkbar wäre, dass Uferschnepfen vor der Etablierung der Brutreviere Bereiche mit reduzierter Prädatorenaktivität feststellen können und dort bevorzugt brüten („landscape of fear“, Gallagher et al. 2017). Eine zu verifizierende Hypothese wäre daher, dass die steigenden Zahlen der im „N Arlauspeicherbecken“ brütenden Uferschnepfen auf die durch die Zäune dort reduzierte Aktivität der Bodenprädatoren zurückzuführen ist.

Zu einer deutlichen Abnahme der Revierpaarzahl von 26 (2020) auf 16 (2021) kam es im Teilgebiet „SO Feuchtgrünland“. Dort hatte es mit zwölf Revierpaaren 2019 – vermutlich aufgrund von recht ungünstigen Brutbedingungen (niedriger Wasserstand, ungünstige Vegetationsstruktur, Salewski et al. 2019a) – den seit 2001 sowohl absolut als auch relativ niedrigsten Bestand gegeben. Trotz der weitaus feuchteren und damit vermutlich besseren Bedingungen etablierten hier im Berichtsjahr nur wenig mehr Uferschnepfenpaare ein Revier. Allerdings befand sich hier 2021 auch eine relativ hohe Zahl besetzter Fuchsbauten (D. S. Cimiotti, pers. Mitt.). Möglicherweise hat dies zu einer Umsiedlung in Bereiche mit weniger Prädatorenaktivitäten geführt (siehe oben).

Nur sehr wenige Revierpaare (4) fanden sich im „NO Feuchtgrünland“ (Abb. 5). Dort hatten in den Jahren 2013, 2015 und 2016 jeweils nach der Brutsaison umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung stattgefunden. Probleme im Bereich des Staukastens, die zu einer Beeinträchtigung des Wasserabflusses führten, zeigten sich zwar während der Geländearbeiten im Jahr 2015, wurden aber nicht umgehend behoben. Im Folgejahr war die Schadensbehebung aus technischen Gründen nicht möglich. Sie konnte erst im Jahr 2018 eingeleitet und 2019 abgeschlossen werden. Bis dahin war der Wasserabfluss im „NO Feuchtgrünland“ teils stark eingeschränkt. Speziell während der Wintermonate gab es zeitweise so hohe Wasserstände im Gebiet, dass viele der neu geschaffenen Geländestrukturen vom Wellenschlag wieder eingeebnet wurden. Die anfänglichen Erfolge der durchgeführten Maßnahmen (Erhöhung der Revierpaarzahlen von vier im Jahr 2013 auf sieben im Jahr 2014) setzten sich seit 2015 nicht fort. Der Bestand sank wieder auf den früheren Wert ab.

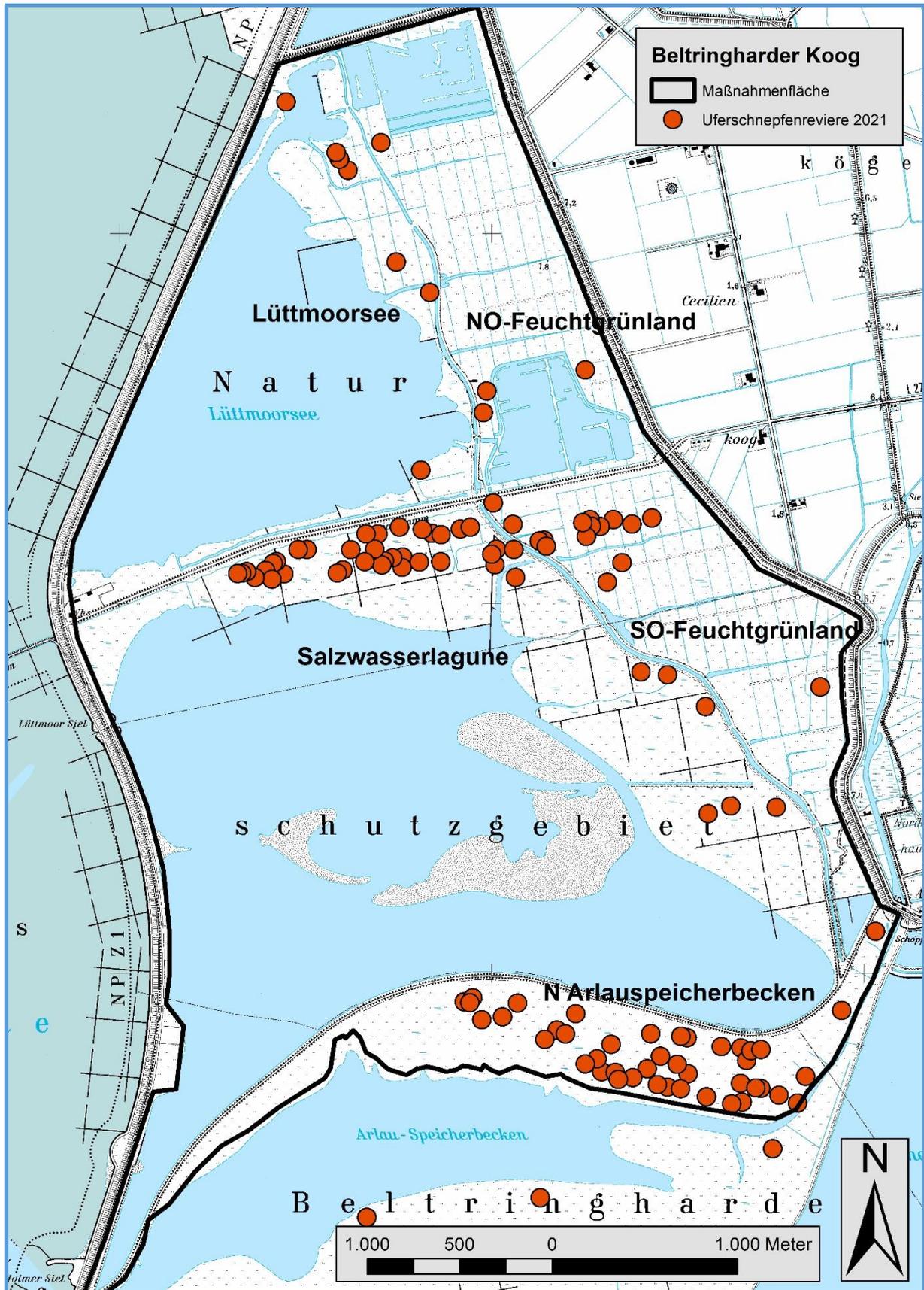


Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2021.



4.1.5 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord konnten im Berichtsjahr 62 Uferschnepfenreviere festgestellt werden (Abb. 6). Damit kam es nach dem Tiefpunkt der Revierpaarzahl 2018 (35) in der dritten Brutsaison in Folge zu einer Zunahme, nachdem es 2020 57 Paare gewesen waren. Nach einem starken Abfall der Revierpaarzahlen in den ersten Jahren nach Projektbeginn könnte ab 2018 eine Wende eingetreten sein, so dass die Zahlen nach sehr umfangreichen Maßnahmen zur Optimierung der Vegetationsstruktur und der hydrologischen Verhältnisse wieder steigen (siehe aber Abschnitt 4.2). Bezogen auf das erste Projektjahr ist es allerdings immer noch zu einer Abnahme der Revierpaarzahl um 31 % gekommen ($\lambda_{2013} = 0,69$; Tab. 1). Im Wesentlichen entsprechen die während der Projektlaufzeit aufgetreten Ab- und Zunahmen den auch schon ab etwa Mitte der 1990er Jahre aufgetreten regelmäßigen Schwankungen (Abschnitt 4.2).

Im Vergleich zu den Vorjahren kam es zu einer deutlichen Verschiebung der Revierpaare zwischen den verschiedenen Bereichen des Koogs. Eine relativ hohe Zahl an Revieren fand sich wieder im Nordosten (7) und im Südosten (13) des Koogs. Hier kam es jedoch mit einer Abnahme um drei bzw. sieben Paare im Vergleich zum Vorjahr zu Rückgängen. Im Nordosten ist vorgesehen, einen größeren Bereich aus der Beweidung zu halten, um durch eine abwechslungsreichere Vegetationsstruktur das Gebiet für Wiesenvögel attraktiver zu gestalten (Abb. 6). Leider wurde auch im Berichtsjahr der aus einer Litze bestehende Zaun von den Rindern der benachbarten Weide niedergetreten, so dass sie in die als Mähwiese vorgesehene Parzelle gelangten. Die Vegetationsstruktur unterschied sich daher kaum von der der zur Beweidung vorgesehenen Bereiche.

Zu einer sehr deutlichen Zunahme im Vergleich zum Vorjahr kam es in den zentralen Bereichen südlich des Transportdamms. Hier stieg die Anzahl der Revierpaare von vier (2020) auf zehn (2021) an. Nachdem hier 2013 noch 20 Revierpaare festgestellt worden waren, nahmen in den Folgejahren die Revierpaarzahlen bis auf 0 (2016) bzw. 1 (2017-2019) ab. Möglicherweise haben die vor der Brutsaison 2018 durchgeführten umfangreichen Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung (Verblocken von Gräben, Anlage von Blänken) diesen Bereich wieder attraktiver für Uferschnepfen werden lassen, was dazu führte, dass sich hier wieder 16 % aller Paare des Koogs ansiedelten. 2013 waren es allerdings noch 22 % gewesen. Umso unverständlicher ist es, dass hier das ganzjährige Betreten der für Wiesenvögel landesweit so bedeutenden Flächen durch Angler weiterhin gestattet werden soll, zumal das EU-Vogelschutz- und NATURA 2000-Gebiet in einem „Kernaktionsraum“ der neuen Biodiversitätsstrategie des Landes liegt (https://www.schleswig-holstein.de/DE/Landesregierung/V/_startseite/Artikel2021/IV/211025_Biodiversitaet_mat/Biodiversitaet_Kurzfassung_Barrierefrei.pdf?__blob=publicationFile&v=6).

Zu einer weiteren deutlichen Zunahme im Vergleich zum Vorjahr kam es in den Bereichen direkt nördlich des Transportdamms und westlich des Wöhrdener Hafens



stroms (Abb. 6), wo ebenfalls Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung durchgeführt worden waren. Weiterhin stieg im nordwestlichen Bereich des Koogs die Anzahl der Revierpaare von einem (2019) und vier (2020) auf sechs Revierpaare im Berichtsjahr an. Hier hatten bereits 2014/15 umfangreiche Entfernungen von Gehölzen stattgefunden. 2015/16 wurden 2700 m Weidezäunen abgebaut. In den Folgejahren hatten diese Maßnahmen allerdings noch keinen Erfolg gezeigt, was sich nun möglicherweise ändert.

Erstmals erfolgte 2021 die Installation eines 22,3 ha umfassenden Gelegeschutzzauns unmittelbar nördlich des Transportdamms (Abb. 6). Innerhalb dieses Zauns konnten vier Uferschnepfengelege gefunden werden, die auch alle zum Schlupf kamen (Hoffmann 2021). Insgesamt scheint aber auch zumindest der Schlupferfolg im gesamten Koog 2021 gut gewesen zu sein, da Anfang Juni 35 intensiv warnende Uferschnepfenpaare kartiert werden konnten (Tab. 1).

Von besonderer Bedeutung für den Schutz von Wiesenvögeln und das Management ist der Speicherkoog Nord durch die alljährlich hier brütenden Kampfläufer. Im Berichtsjahr konnte wiederum je ein sicher brütendes Weibchen, ein Weibchen mit Küken und ein zusätzliches Weibchen, dass sich zur Brutzeit im Gebiet aufhielt, festgestellt werden (Thorup 2021). Die Art gilt sowohl in Schleswig-Holstein als auch deutschlandweit als „vom Aussterben bedroht“ (Knief et al. 2010, Ryslavý et al. 2020) und hat im Speicherkoog Nord eines seiner letzten regelmäßigen Brutvorkommen in Deutschland (Thorup et al. 2018).

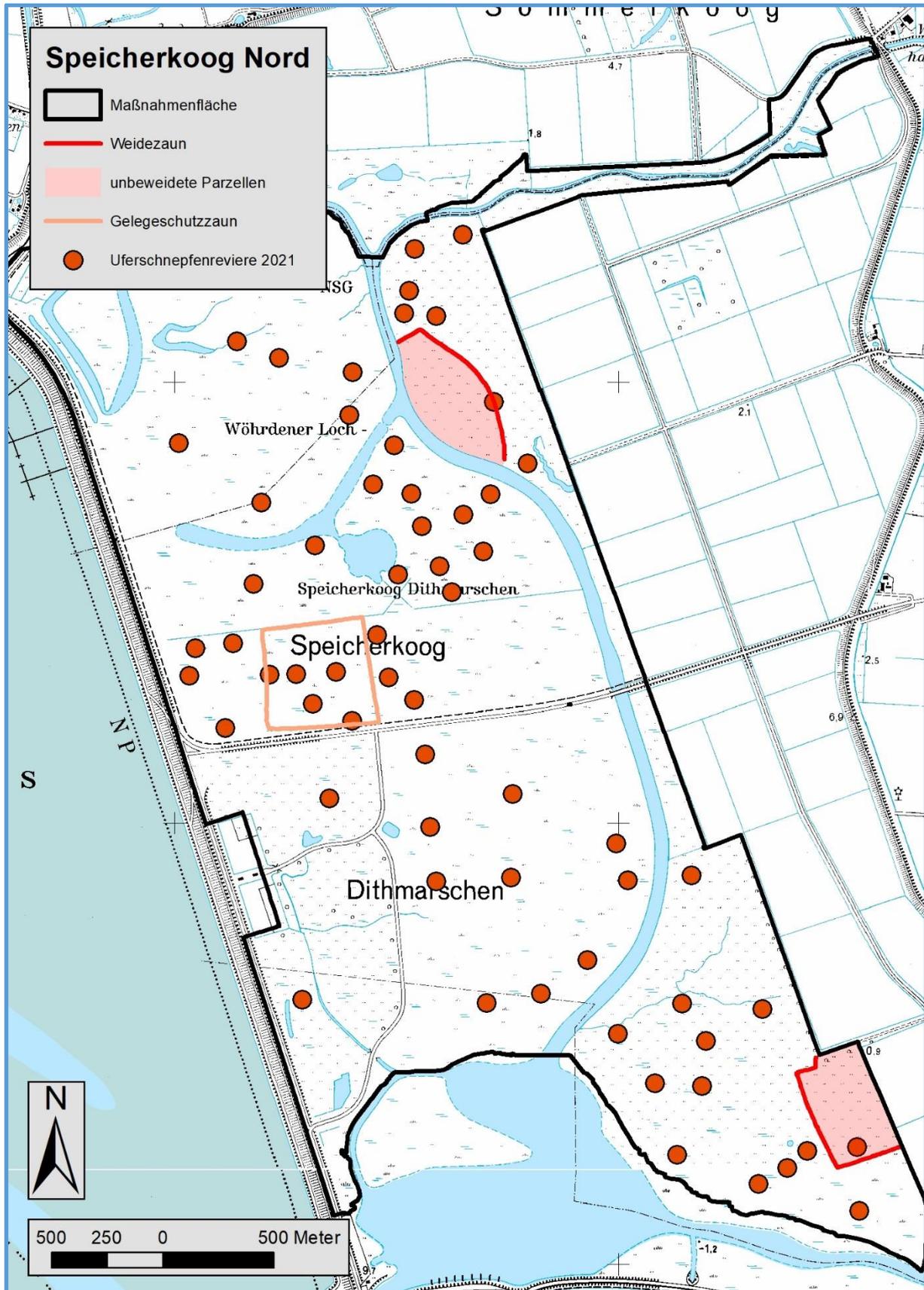


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2021. Die unbeweidete Parzelle im Südosten schließt einen Modellflugplatz mit ein.



4.1.6 Speicherkoog Süd (06-SpS)

Im Speicherkoog Süd war es 2018 zu einem deutlichen Einbruch der Revierpaarzahlen von 113 (2017) auf 89 (2018, Salewski et al. 2018) gekommen, ohne dass hierfür ein Grund ersichtlich gewesen wäre. In den Folgejahren nahm der Bestand wieder auf 107 Revierpaare in 2020 zu. Im Berichtsjahr kam es wiederum zu einer leichten Abnahme auf 99 Revierpaare. Daraus lässt sich jedoch kein Trend ableiten, es handelt sich vielmehr um Bestandsschwankungen, wie sie im Rahmen des bisherigen Projektzeitraums üblich waren. Seit Projektbeginn ist der Bestand als mehr oder weniger konstant anzusehen. Wie im Vorjahr wurde im zentralen Bereich ein Geflügelzaun zum Schutz von Uferschnepfengelegen aufgestellt (Abb. 7, siehe 4.3.1), in dem fünf Uferschnepfenpaare ein Revier etablierten.

Die Anzahl der Revierpaare war, nach dem Beltringharder Koog, die zweithöchste in allen Projektgebieten. Dem Speicherkoog Süd kommt damit eine bedeutende Rolle beim Schutz der Art in Schleswig-Holstein und auch deutschlandweit zu. Die Siedlungsdichte bezogen auf das gesamte besiedelbare Grünland im Koog lag mit 0,8 Revierpaaren/10 ha jedoch deutlich unter denen des Beltringharder Koogs und des Adenbüller Koogs (Tab. 1). Die relativ hohe Dichte (2,0 Revierpaare/10 ha) in den zentralen, unbeweideten Bereichen des Koogs (69 Paare auf 353 ha Grünland; Abb. 7) zeigt aber auch das große Potenzial, durch geeignetes Management die Zahl der Revierpaare im Gesamtgebiet wesentlich zu erhöhen, worauf bereits Koop & Kieckbusch (2004) hingewiesen hatten.

Die Abnahme der Revierpaarzahlen gegenüber dem Vorjahr ist umso bemerkenswerter, da sie in einem Frühjahr erfolgte, das nach drei Jahren mit einer außergewöhnlichen Trockenheit erstmals wieder durch erhöhte Niederschläge geprägt war. Während der Trockenjahre hatten die Bestände zugenommen. Zudem waren in den Trockenjahren einige größere Blänken im Koog trockengelegt worden, die zur Brutzeit 2021 wieder verschlossen wurden (Abb. 8). Dies zeigt, dass wechselnde Wasserstände alleine nicht unbedingt zu kurzfristigen Bestandsschwankungen führen müssen (siehe aber unten wegen kleinräumigen Umsiedlungen).

Innerhalb des Koogs kam es zu einer Verlagerung der Dichteschwerpunkte, was wahrscheinlich eine Folge der Trockenheit der Jahre 2018-2020 gewesen war. Während die Anzahl der Revierpaare im höher gelegenen Teilbereich „Barlter Sommerkoog“ von 17 in 2018 auf zwei in 2020 (1,8 % aller Revierpaare) gefallen war, nahm sie im Berichtsjahr wieder auf sieben zu (7 % aller Revierpaare; Abb. 7). Die kleinräumige Umsiedlung von Brutpaaren aus dem Barlter Sommerkoog in tiefer gelegene Bereiche konnte in einigen Fällen auch anhand farbberingter Vögel belegt werden. Möglicherweise hatten die feuchteren Bedingungen in 2021 wieder zu einer stärkeren Besiedlung des Barlter Sommerkoogs geführt. Durch wenige einfache Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung und der Zurückhaltung der Winterniederschläge könnten hier große Grünlandbereiche für Uferschnepfen attraktiv gestaltet werden.

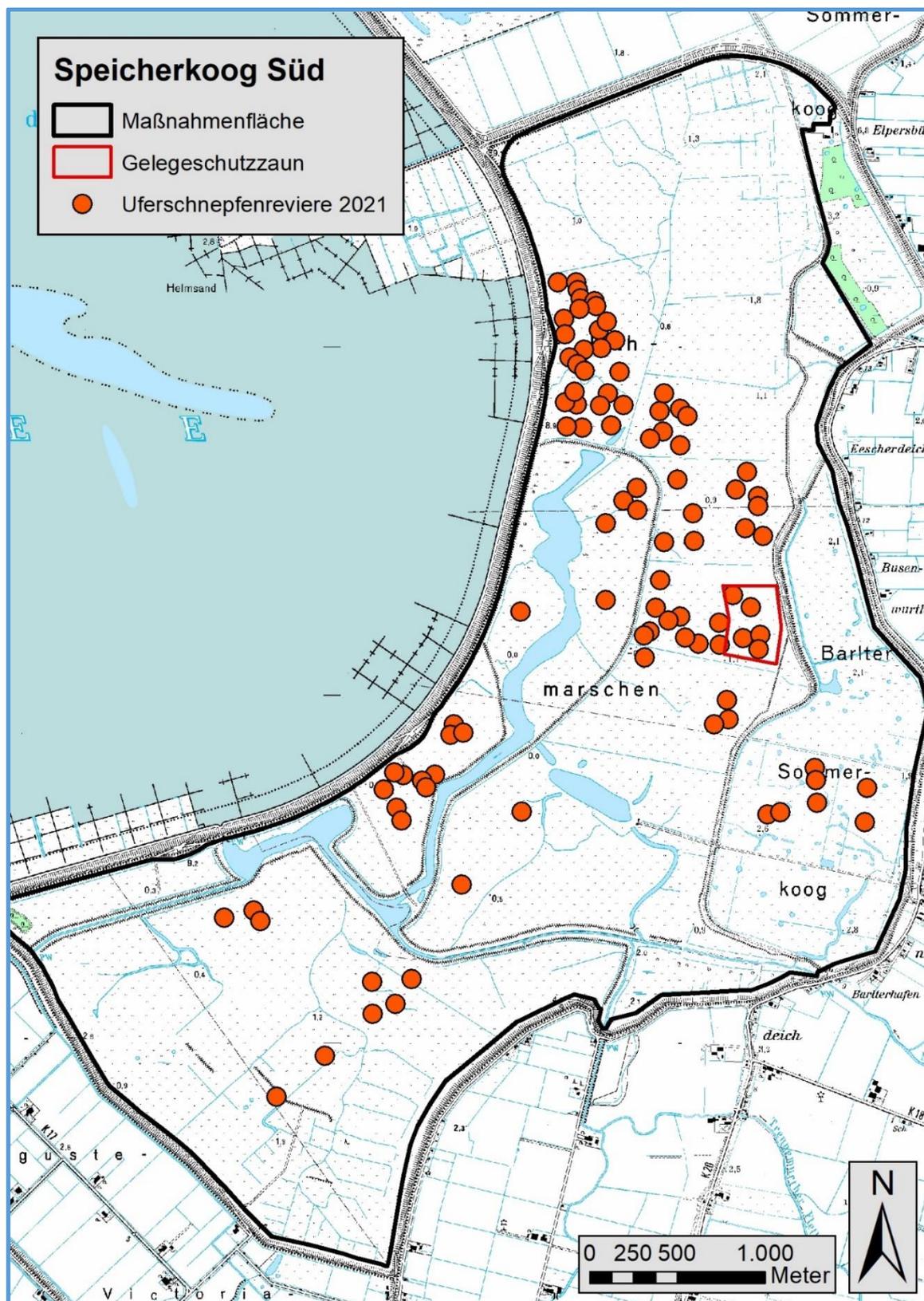


Abb. 7: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2021.

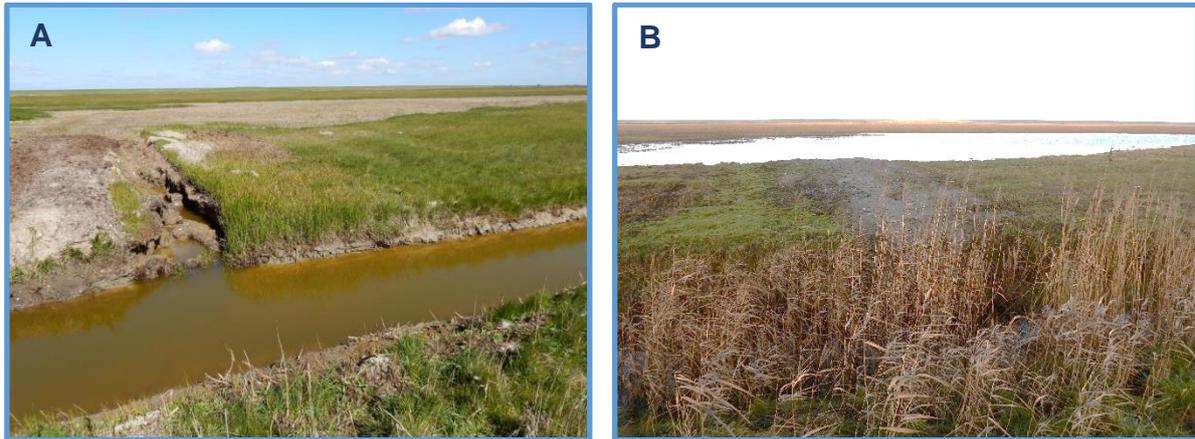


Abb. 8: Durch einen Stichgraben entwässerte Blänke (A, 13.05.2019), der zur Brutzeit 2021 wieder verschlossen wurde (B, 21.12.2020).

Nicht besiedelt waren wiederum große Flächen im Norden und im Süden des Koogs, die zum Teil intensiv durch Schafe beweidet und dadurch, durch die sehr kurze und strukturlose Vegetation als Brutflächen für Wiesenvögel über weite Strecken entwertet werden. Ein angepasstes Beweidungsmanagement wäre hier wünschenswert, um zusätzliche geeignete Habitate für Wiesenvögel zu schaffen. Die 2020 durchgeführte Einebnung eines ehemaligen Spülfeldes, das in die Schafbeweidung (wieder) mit aufgenommen wurde, hat zwar neue potentielle Bruthabitate für Wiesenvögel geschaffen, sie wurden jedoch im Berichtsjahr noch nicht angenommen. Die Einebnung des Aushubs, der im Zentrum des Koogs bei der Anlage eines Gewässers angefallen war, würde eine an die Bedürfnisse von Wiesenvögeln ausgerichtete Management ermöglichen. Darüber hinaus könnten wenige zusätzliche Stau an geeigneten Stellen (Ausläufe von Grüppen und Gräben in den Vorfluter) und die Anlage von Flachgewässern zu einer weiteren Vernässung führen und die Attraktivität des Koogs für Wiesenvögel steigern. Weiterhin scheint sich das Schilf im Koog auszubreiten (Salewski & Granke 2017), was mittelfristig zum Verlust von Wiesenvogelhabitat führen könnte und dem möglicherweise durch eine frühere Mahd entgegenzuwirken wäre. Das Prädatationsrisiko, vor allem für Küken, ließe sich durch die Beseitigung einer Baumreihe im Süden des Koogs reduzieren. Problematisch ist auch das bis weit in den Mai hinein andauernde Schleppen der Weiden im Barlter Sommerkoog und im Süden des Koogs, dem sicher jährlich eine Reihe von Wiesenvogelgelegen (Uferschnepfe, Kiebitz *Vanellus vanellus*, Säbelschnäbler, Rotschenkel *Tringa totanus*) zum Opfer fällt. Eine zeitliche Anpassung der Bewirtschaftung an die Bedürfnisse der Wiesenvögel wäre hier sehr wünschenswert.

4.1.7 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)

In den Maßnahmenflächen des Ostermoors wurden, wie schon 2020, nur noch vier Uferschnepfenreviere ermittelt (Abb. 9). Im benachbarten Nordfelder Koog brüteten im Berichtsjahr keine Uferschnepfen. Der Bestand in den Maßnahmenflächen zeigte damit weiterhin einen seit Projektbeginn anhaltenden abnehmenden Trend (Tab. 1). Eine



Ursache dafür ist nicht erkennbar. Alle vier Brutpaare fanden sich im Teilbereich „Mittelblock“. Hier hatten Uferschnepfen bereits in früheren Jahren konzentriert gebrütet, 2013 allerdings noch elf Paare.

Im Süden der Maßnahmenflächen wurde bereits 2014/15 ein 26 ha großer Polder angelegt. 2016 kam nordwestlich daran anschließend ein weiterer (9 ha) hinzu (Abb. 9), der in den meisten Jahren durch einen stromführenden Geflügelzaun geschützt wurde. In beiden Poldern brüteten, wie schon 2020, keine Uferschnepfen (Abb. 9).

Im Gebiet „Huder Schleife“ auf der Nordseite der Treene brüteten 2021 acht Uferschnepfenpaare. Dort hatte die Stiftung Naturschutz in einem Altarm des Flusses ebenfalls Maßnahmen zu hydrologischen Optimierung (Anlage einer Blänke) durchgeführt. Zusätzlich wird der Zugang von der Landseite her für Prädatoren durch einen stromführenden Geflügelzaun blockiert. Die Anzahl der hier brütenden Uferschnepfenpaare hat in den letzten Jahren stetig zugenommen (2019: 2 Paare, 2020: 3 Paare). Diese Entwicklung führte dazu, dass es im Bereich der Unteren Treene inklusive der Maßnahmenflächen insgesamt zu einer deutlichen Zunahme der Uferschnepfenpaare seit 2019 gekommen ist (2019: 5 Paare, 2020: 8 Paare, 2021: 12 Paare); allerdings nicht auf den LIFE-Limosa Maßnahmenflächen.

Im Juni warnte ein Uferschnepfenpaar heftig im „Mittelblock“ über einen längeren Zeitraum. Ein Ende des Monats beobachtetes frisch flüggewordenes Küken stammte sehr wahrscheinlich von diesem Paar. Mutmaßlich war es das einzige 2021 in den Maßnahmenflächen flüggewordene Küken. Insgesamt acht im Ostermoor am 22. Juni beobachtete schon selbständig und gemeinsam ohne Altvögel umherziehende diesjährige Uferschnepfen flogen über die Treene in Richtung „Huder Schleife“ ab. Die hier brütenden acht Paare brachten alle ihre Gelege zum Schlupf und warnten bereits Ende Mai gemeinsam intensiv. Dies und bereits am 12. Juni hier beobachtete fünf gerade flüggewordene Küken legen den Schluss nahe, dass die später im Ostermoor beobachteten selbständigen diesjährigen Uferschnepfen von der „Huder Schleife“ stammten.

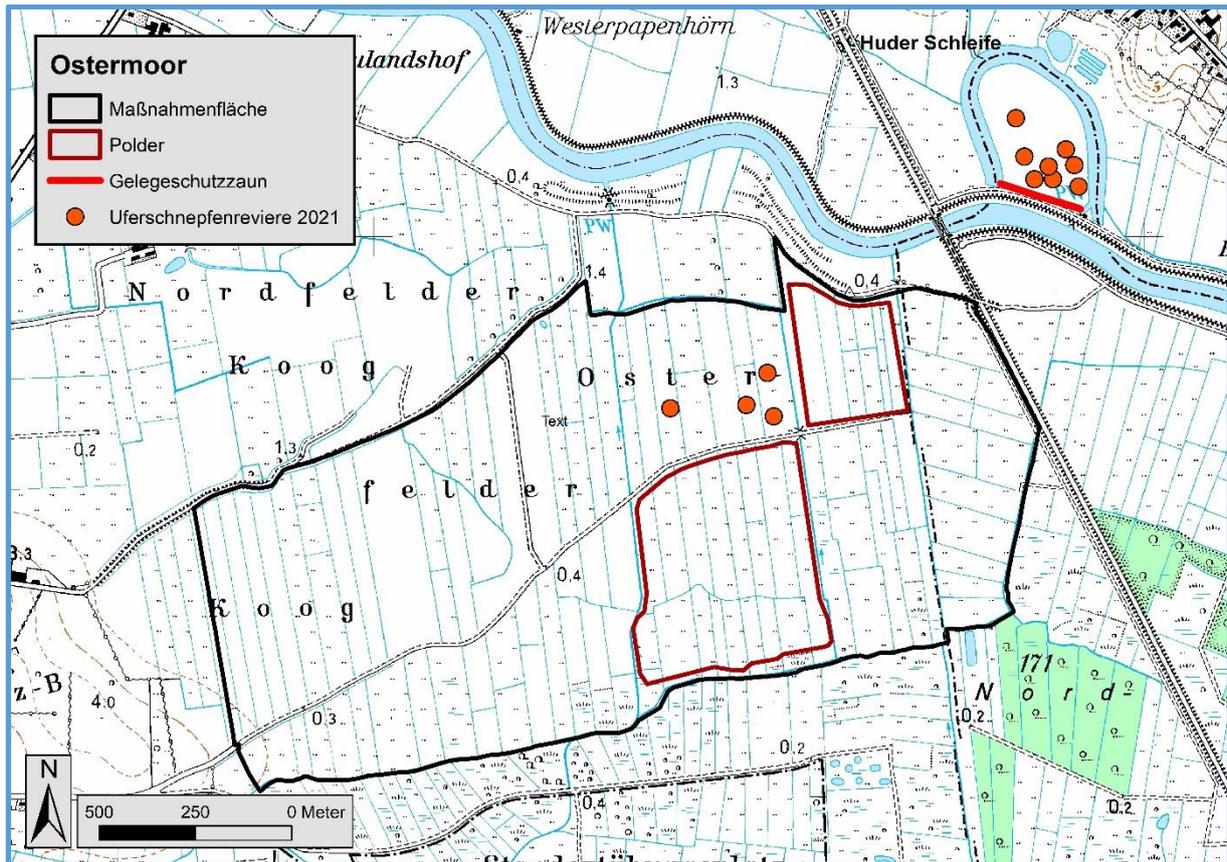


Abb. 9: Uferschnepfenreviere im Ostermoor und im Gebiet „Huder Schleife“ 2021.

4.1.8 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS)

Im NSG Alte-Sorge-Schleife brüteten im Berichtsjahr keine Uferschnepfen. Seit Projektbeginn hatten hier alljährlich keine bis drei Uferschnepfenpaare gebrütet. Anfang der 1990er Jahre war es zu einem Einbruch von 44 auf sieben Brutpaare zwischen 1990 und 1994 gekommen, von dem sich der Bestand seitdem nicht mehr erholt hat. Aufwändige Maßnahmen wie die Anlage mehrerer Polder und das Verblocken von Gräben zur Optimierung der Wasserstände sowie die Wiederaufnahme der Bewirtschaftung einer Fläche mit hohem Anteil der Flatterbinse *Juncus effusus* hatten den Trend bisher nicht umkehren können. Die Gründe hierfür sind nicht klar, vor allem im Hinblick auf den benachbarten Meggerkoog, der nicht zur LIFE-Limosa Kulisse gehört. Dort haben die Uferschnepfenbestände seit 1990 zugenommen und sind seit LIFE-Limosa Projektbeginn stabil. Der Bruterfolg reicht seit 2013 in den meisten Jahren und im Durchschnitt über alle Jahre aus, um einen Überschuss an flüggen Jungen zu erzeugen, der andere Gebiete besiedeln könnte (Jeromin et al. 2016; H. Jeromin, pers. Mitt.). Dies hat bisher aber nicht zu einer dauerhaften Wiederbesiedlung des NSG Alte-Sorge-Schleife geführt. Allerdings hatte eine 2012 im Meggerkoog beringte Uferschnepfe 2021 in der „Huder Schleife“ (Abschnitt 4.1.7) gebrütet.



4.1.9 Eiderstedt (09-Eid)

Im Adenbüller Koog etablierten im Berichtsjahr 26 Uferschnepfenpaare ein Revier in den Maßnahmenflächen. Zusätzlich brüteten 13 Paare auf benachbarten Parzellen (Abb. 10). Damit nahm die Anzahl der Paare sowohl in den Maßnahmenflächen als auch im gesamten Koog gegenüber dem Vorjahr deutlich zu (Tab. 1). Durch eine annähernde Verdoppelung der Revierpaare im Vergleich zu 2020 wurden die höchsten Werte seit Projektbeginn erreicht. Auffällig war wieder eine Reihe von Revieren im Grünland westlich der Maßnahmenflächen, wo zu Beginn des Projekts nur einzelne Paare gebrütet hatten und wo die Zahl der Revierpaare seit 2018 zunimmt. Im Winter 2017/18 wurden etwas weiter westlich insgesamt 34,5 ha mit Schilf bewachsene Brachflächen durch das Projekt gemulcht und in die Beweidung genommen. Durch die Beseitigung dieser Störkulisse könnten weitere Bereiche für Uferschnepfen attraktiv geworden sein. Weiterhin etablierten acht Paare ein Revier auf einer Parzelle außerhalb der Maßnahmenflächen, die bis 2016 noch als Acker bewirtschaftet wurde. Anschließend wurde sie in Grünland umgewandelt und zusätzlich eine Blänke angelegt, was in den Folgejahren zu einer zunehmenden Besiedlung mit Uferschnepfen führte. Dies ist als deutlicher Hinweis zu werten, dass weitere geeignete Lebensräume für Wiesenvögel geschaffen wurden, die bei einem Anstieg des Bruterfolgs zusätzlich besiedelt werden können.

Auf den Maßnahmenflächen siedelten Uferschnepfen mit einer Dichte von 2,9 Revieren/10 ha, was die höchste Dichte in den Projektgebieten darstellt (Tab. 1) und auch den höchsten Wert für alle Maßnahmenggebiete seit Projektbeginn. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Maßnahmenflächen östlich von Rethdeich und eine isolierte Fläche im Nordwesten nicht besiedelt waren.

In Poppenbüll Ost fanden sich vier Reviere innerhalb der Maßnahmenflächen (Abb. 11). Bei anwesenden Revierpaaren im westlichen Bereich war eine flächenscharfe Zuordnung schwierig, wahrscheinlich haben sie jedoch außerhalb der Maßnahmenflächen gebrütet. Inclusive dieser Paare fanden sich im weiteren Umfeld der Maßnahmenflächen acht weitere Paare, wobei zusätzliche Reviere westlich der L34 (Abb. 11) nicht berücksichtigt wurden. Innerhalb der Maßnahmenflächen blieb damit die Zahl der Uferschnepfenreviere im Vergleich zum Vorjahr konstant, im weiteren Umfeld kam es aber, ähnlich wie auch im Adenbüller Koog, zu einer deutlichen Zunahme. Ein Bezug zu den Maßnahmenflächen war zwar nicht unbedingt zu erkennen, es zeigt aber, dass diesem Teil Eiderstedts eine hohe Bedeutung für den Schutz von Wiesenvögeln zukommt.

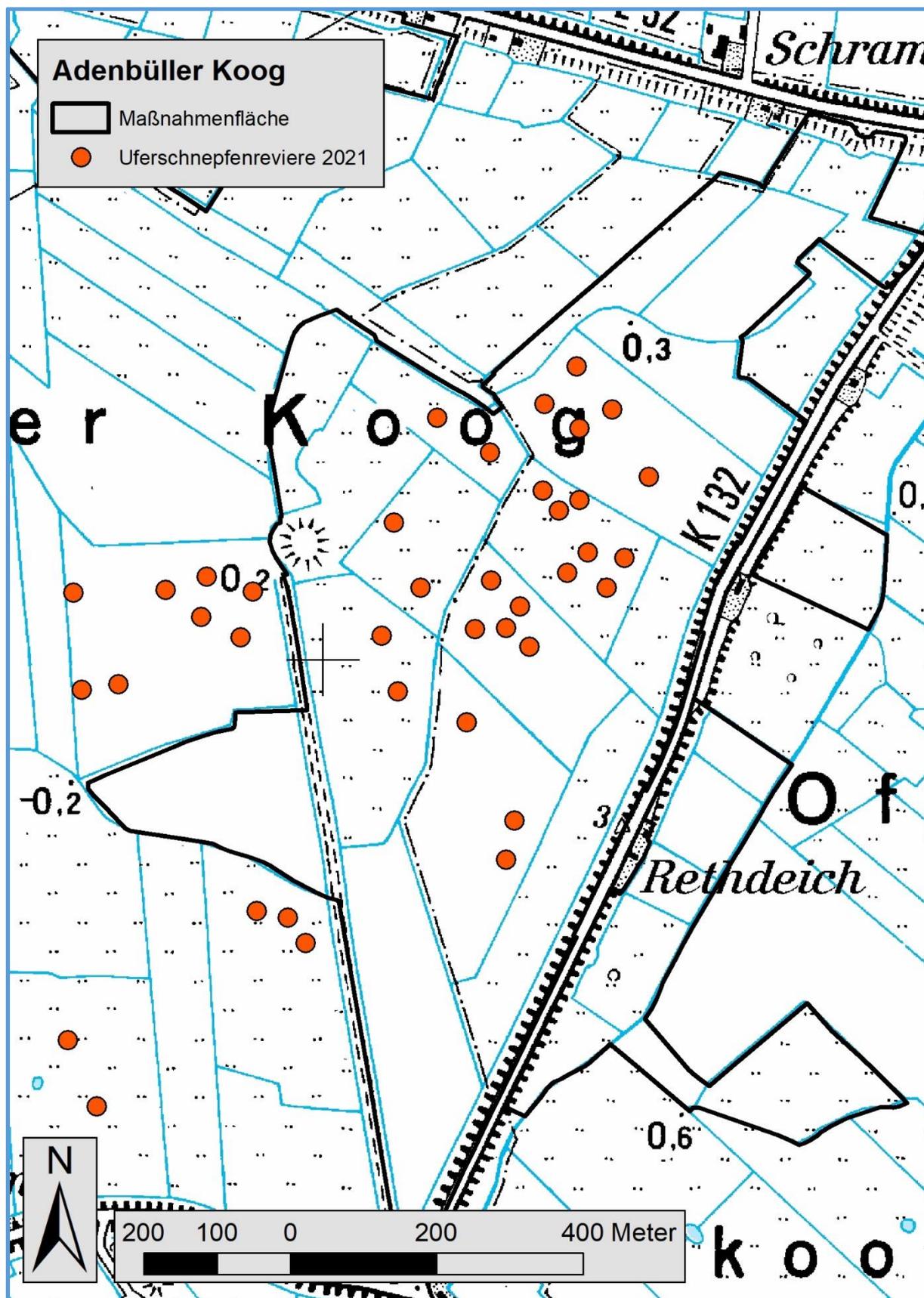


Abb. 10: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2021.

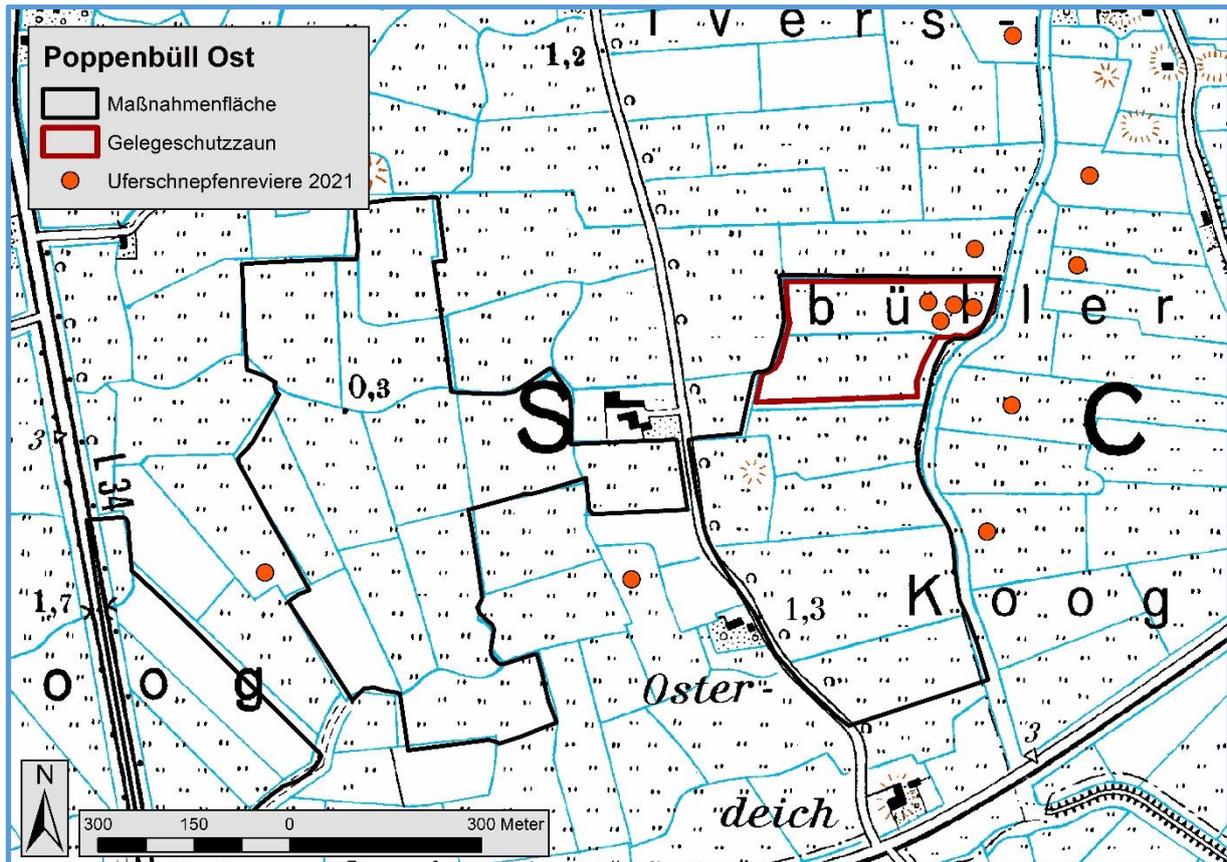


Abb. 11: Uferschnepfenreviere in Poppenbüll Ost 2021. Die beiden westlichen Reviere sind nicht flächenscharf abgebildet.

Die vier Reviere innerhalb der Maßnahmenflächen fanden sich östlich der Straße, die das Gebiet durchschneidet und es zusätzlich durch eine sie begleitende Baumreihe entwertet. In diesem Bereich fanden 2015/2016 umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung statt. Diese beinhalteten die Ertüchtigung, die Aufweitung und den Stau von Gräben und Gruppen sowie die Abschrägung ihrer Kanten und die Anlage eines Polders. Diese Aufwertung des Bereichs hatte 2016 erstmals seit mehreren Jahren wieder zur Ansiedlung von Uferschnepfen geführt. Da hier 2019 vier Paare auf engem Raum gebrütet hatten, wurde im Frühjahr 2020 zum ersten Mal ein Gelegeschutzzaun installiert (Abb. 11). Leider brüteten 2020 nur zwei Uferschnepfenpaare und diese erfolglos innerhalb des Zauns (Salewski et al. 2020a). Dies war der Anlass im Frühjahr 2021 einen weiter optimierten Gelegeschutzzaun aufzustellen. Die erneuten Bemühungen zeigten Erfolg: Alle vier innerhalb des Zauns brütenden Uferschnepfenpaare brachten ihre Gelege zum Schlupf. Zusätzlich war dies auf nur 1,8 ha Fläche bei einem Austernfischer-, elf Säbelschnäbler- und elf von 15 Kiebitzgelegen der Fall. Die hohe Anzahl erfolgreich zumindest zum Schlupf kommender Brutten von zum Teil deutschlandweit als „stark gefährdet“ (Kiebitz) oder „vom Aussterben bedroht“ (Uferschnepfe) eingestuft oder sich auf der „Vorwarnliste“ (Säbelschnäbler) befindenden Vogelarten (Ryslavy et al. 2020), hebt die Bedeutung der Kombination von Vernässungen zur Gestaltung von Bruthabitaten für Wiesenvögel und die Installation von Gelegeschutzzäunen hervor. Leider vielen einige Uferschnepfenküken nachweislich Mäusebussarden zum Opfer, die in der das Gebiet durchschneidenden Baumreihe



brüteten (siehe Abschnitt 4.3.2) und wahrscheinlich auch viele Küken der anderen Arten, was aber nicht durch Telemetriesender belegt werden konnte. Eine Brut auf Küken spezialisierter Prädatoren kann so die durch Habitataufwertung und Vermeidung von Verlusten durch Bodenprädatoren erzielten guten Ergebnisse weitgehend zunichtemachen. Dies sollte beim Flächenmanagement berücksichtigt und Prädatoren fördernde Strukturen, wie Gehölze und Baumreihen, beseitigt werden (siehe auch Managementplan für Eiderstedt, MELUR 2010).

Im Gebiet Poppenbüll West brüteten 2021 erneut keine Uferschnepfen.

4.1.10 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Gebiet Katinger Watt konnten 28 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 12). Dies bedeutet im Vergleich zum Vorjahr eine Zunahme um ein Paar. Im Vergleich zum Projektbeginn (54 Revierpaare) hat sich der Bestand allerdings nahezu halbiert (Tab. 1), ohne dass dafür ein ersichtlicher Grund in Bezug auf die Habitatausstattung zu erkennen wäre. Offensichtlich negative Veränderungen in der Habitatkulisse haben nicht stattgefunden und Managementmaßnahmen wie Schilfmahd und Beseitigung von Büschen sollten eher einen positiven Effekt auf Wiesenvögel gehabt haben. Die einzelnen Teilflächen wiesen große Unterschiede in den Dichten auf. In den östlichen Teilgebieten „Olversumer Vorland“ und „Grüne Insel“ fanden sich wiederum keine Uferschnepfenreviere (Abb. 12). Dies überrascht, da diese Flächen im zeitigen Frühjahr in der Regel weiträumig vernässt sind. Dies war 2021 auch zum ersten Mal nach den Trockenjahren 2018-2020 der Fall. Trotzdem brüteten hier im Berichtsjahr generell wenig Wiesenvögel, was z. B. auch Kiebitze betraf (H. A. Bruns, pers. Mitt.), obwohl die Gebiete durch ihre reich strukturierte Vegetation gut geeignet erscheinen. Im „Naturinformationsareal“ und auf der „Fuchsinself“ brüteten jeweils ein und im „Nullgebiet“ zwei Uferschnepfenpaare.

Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (22) wiesen erneut die Eiderdammflächen auf (Abb. 12). Bezogen auf das Vorjahr bedeutet dies allerdings eine Abnahme in diesem Bereich um zwei Paare. In den Jahren 2018 und 2017 hatten hier noch 31 bzw. 29 Uferschnepfenpaare gebrütet. Auf den Eiderdammflächen erreichte die Dichte der Uferschnepfen auf etwa 138 ha² mit 1,6 Revieren/10 ha aber immer noch einen der höchsten Werte im Vergleich mit den anderen Projektflächen (Tab. 1). Neben dem Beltringharder Koog, dem Adenbüller Koog und Teilbereichen in den Dit-

² Die Angabe zur Fläche unterscheidet sich von der in Bruns (2013), der sich auf einen von Wolff (unpubl.) ermittelten Wert bezieht, welcher allerdings nach Bruns (2013) damals vorhandene Sukzessionsflächen mit berücksichtigte. Zusätzlich wurden, anders als bei Friedrich & Bruns (2001), auch Gebiete nördlich des Beobachtungsturms zu den Eiderdammflächen gezählt.

marscher Speicherkögen Nord und Süd kommt damit den Eiderdammflächen eine besondere Bedeutung beim Schutz von Uferschnepfen in Schleswig-Holstein und in Deutschland zu.

Im Oldenswörter Vorland etablierten 2021 zwei Uferschnepfenpaare je ein Revier im nördlichen Bereich (Abb. 13). Im südlichen Bereich führten die seit 2015 durchgeführte Beweidung mit Robustrindern, der Zaunabbau und die Mahd von Schilf noch nicht zur Ansiedlung von Uferschnepfen trotz des seit zwei Jahren anhaltenden positiven Bestandstrend auf den LIFE-Limosa Flächen (Abb. 3) und in Schleswig-Holstein (MOIN, unpubl. Daten). Im Dithmarscher Eidervorland brüten Uferschnepfen seit Projektbeginn (2013) nur unregelmäßig; 2021 waren es zwei Paare (Abb. 12).

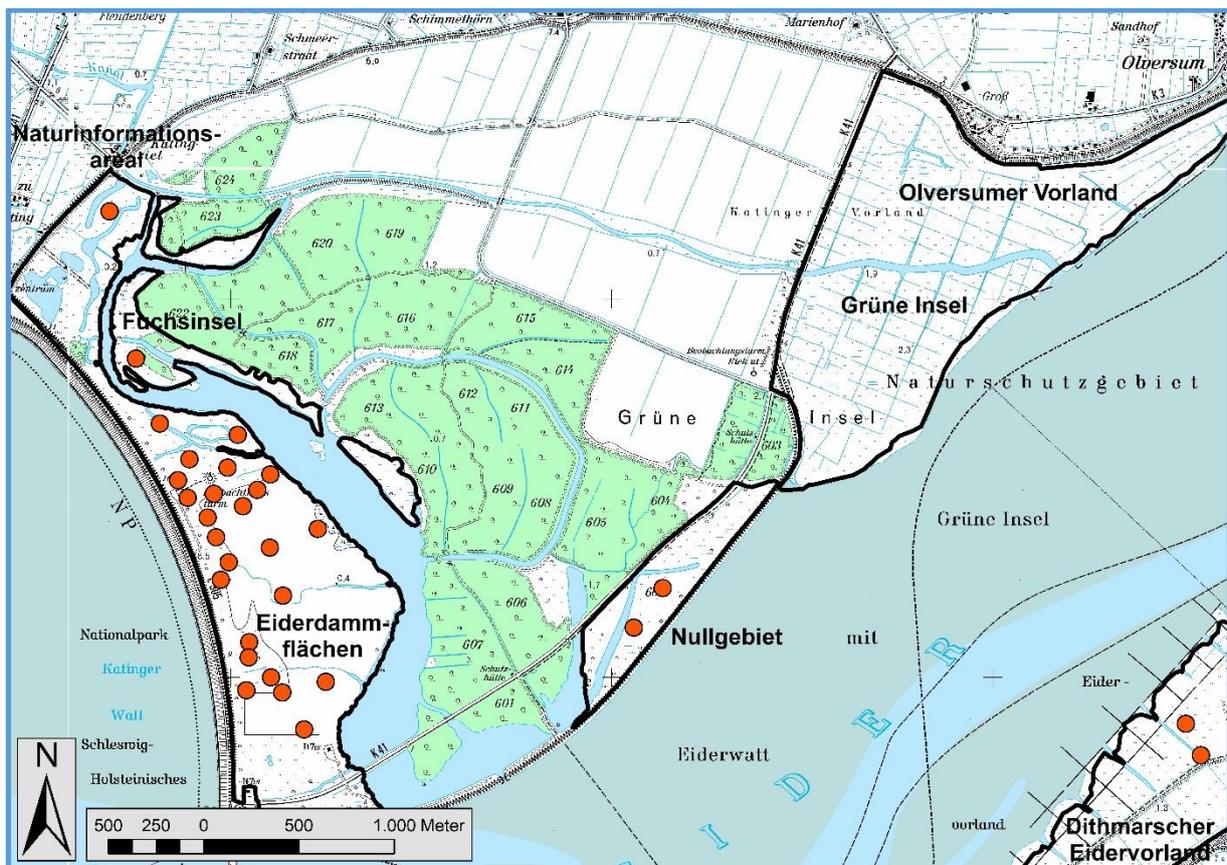


Abb. 12: Uferschnepfenreviere im Katinger Watt und im Dithmarscher Eidervorland 2021.

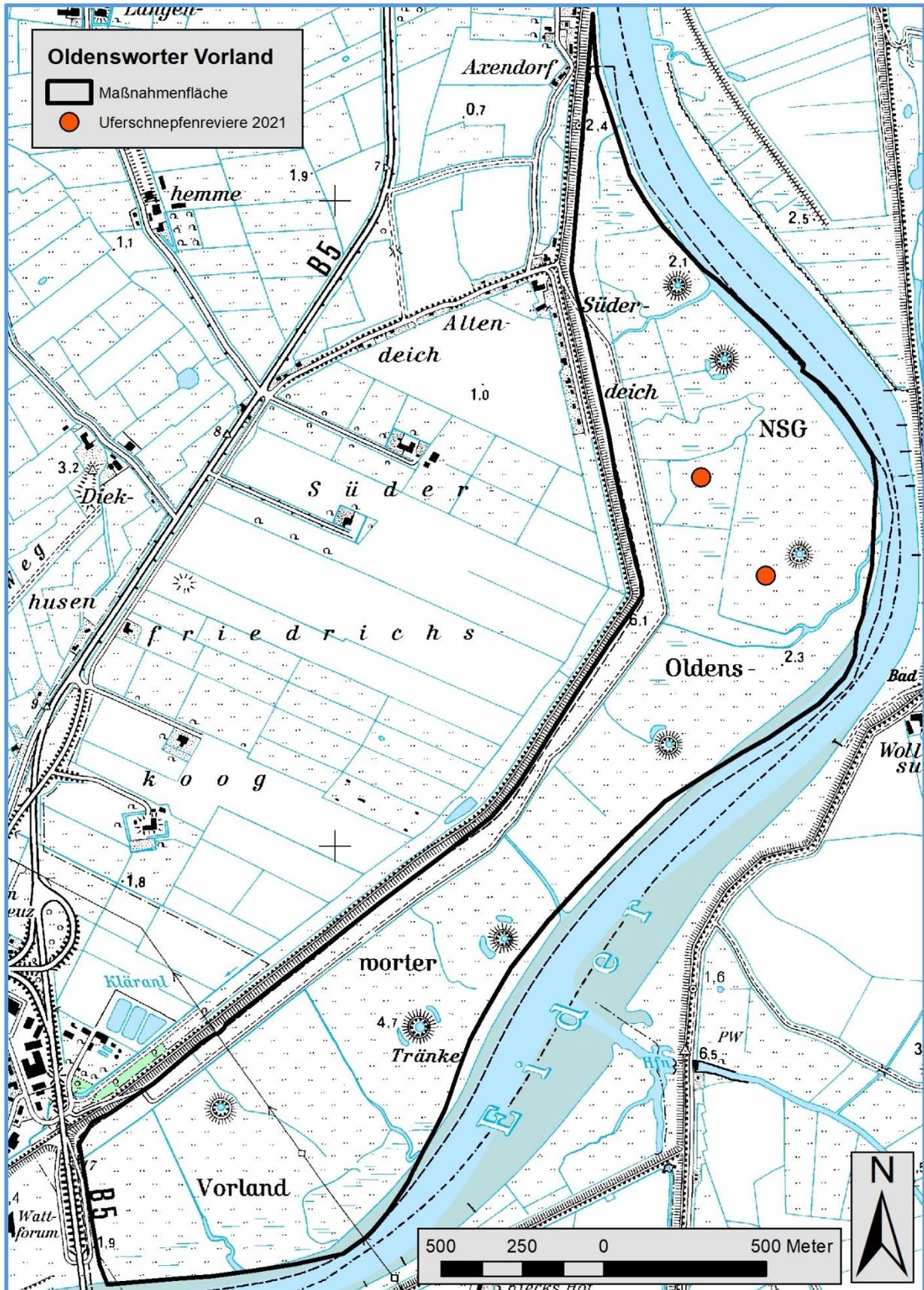


Abb. 13: Uferschnepfenreviere im Oldensworter Vorland 2021.



4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980

Ein Vergleich mit früheren Kartierungen zeigt, dass die Bestände in den Projektflächen seit 1980 unterschiedliche Entwicklungen aufweisen (Abb. 14). Diese längerfristigen Trends unterscheiden sich oft von Veränderungen zwischen zwei oder mehreren aufeinanderfolgenden Jahren. Auffällig ist in einigen Gebieten (Rickelsbüller Koog, Beltringharder Koog, Alte-Sorge-Schleife, Oldenswörter Vorland, Speicherkoog Nord), ein ausgeprägter Bestandsgipfel in den späten 1980er bis mittleren 1990er Jahren. Im Rickelsbüller Koog und im Beltringharder Koog lässt sich diese Entwicklung durch relativ kurz nach der Eindeichung (Rickelsbüller Koog: 1981, Beltringharder Koog: 1987) neu entstehende und für Wiesenvögel günstige Habitate und einer Umsiedlung aus weniger günstigen Lebensräumen in diese erklären (Petersen 1987, Klinner-Hötter et al. 2021). Durch die wenige Jahre später einsetzende Sukzession verloren diese Köge wieder an Attraktivität für Uferschnepfen, bis zu dem Zeitpunkt, zu dem ein auf Wiesenvögel ausgerichtetes Management einsetzte. Dadurch lässt sich aber nicht die ähnliche Entwicklung in anderen Gebieten erklären. Zusätzlich deutet sich der Gipfel Mitte der 1980er Jahre/frühe 1990er Jahre auch an, wenn der Gesamtbestand der Uferschnepfe und anderer Wiesenvogelarten sowohl in Deutschland als auch in den Niederlanden und in Dänemark betrachtet wird (Hötter & Teunissen 2006, Thorup 2018, Sovon 2021). Es spricht also einiges dafür, dass die Bestandsgipfel in verschiedenen Untersuchungsgebieten und Regionen zumindest zum Teil auf sehr großräumig wirkende günstige Bedingungen zurückzuführen sind. Aus dem Verständnis seiner Ursachen könnten sich Managementmaßnahmen zur Anhebung der Bestände ableiten, doch leider fehlen bisher entsprechende Untersuchungen.

Einen langfristig deutlich positiven Trend seit der Jahrtausendwende und damit auch seit Projektbeginn zeigen der Beltringharder Koog und der Adenbüller Koog. Bei letzterem ist dies aber nur auf den niedrigen ersten Wert (1987) und den relativ hohen Wert im Berichtsjahr zurückzuführen. Im Speicherkoog Süd ist der Trend leicht positiv. Zu deutlichen Rückgängen seit Projektbeginn kam es im Ostermoor und im Eiderästuar. Bei letzterem zeigt ein Vergleich der Daten aus dem Projektzeitraum mit solchen ab etwa der Mitte der 1990er Jahre jedoch auch, dass es sich dabei um Schwankungen handeln könnte, wie sie in den letzten Jahrzehnten regelmäßig aufgetreten sind. Die aktuellen Zahlen entsprechen in etwa denen aus 2003/04, die wiederum deutlich unter denen von 1998/99 und 2001 lagen. Der Anstieg ab etwa 2003 lässt sich durch umfangreiche Maßnahmen zur Habitatoptimierung (Entfernung von Gebüsch, hydrologische Optimierungen) erklären (H. A. Bruns, pers. Mitt.). Warum es dann allerdings trotz dieser und weiterer im Rahmen des LIFE-Limosa-Projekts durchgeführten Maßnahmen ab 2013 zu einem starken Rückgang kam, bleibt unklar. Zu einer noch deutlicheren Bestandsabnahme als im Eiderästuar kam es trotz intensiver Maßnahmen zur Optimierung von Hydrologie und Vegetationsstruktur im Ostermoor. Dort war in den letzten 30 Jahren, bei starken Schwankungen, die Anzahl der brütenden Uferschnepfenpaare nie so niedrig wie sowohl in den letzten Jahren als auch 2021.

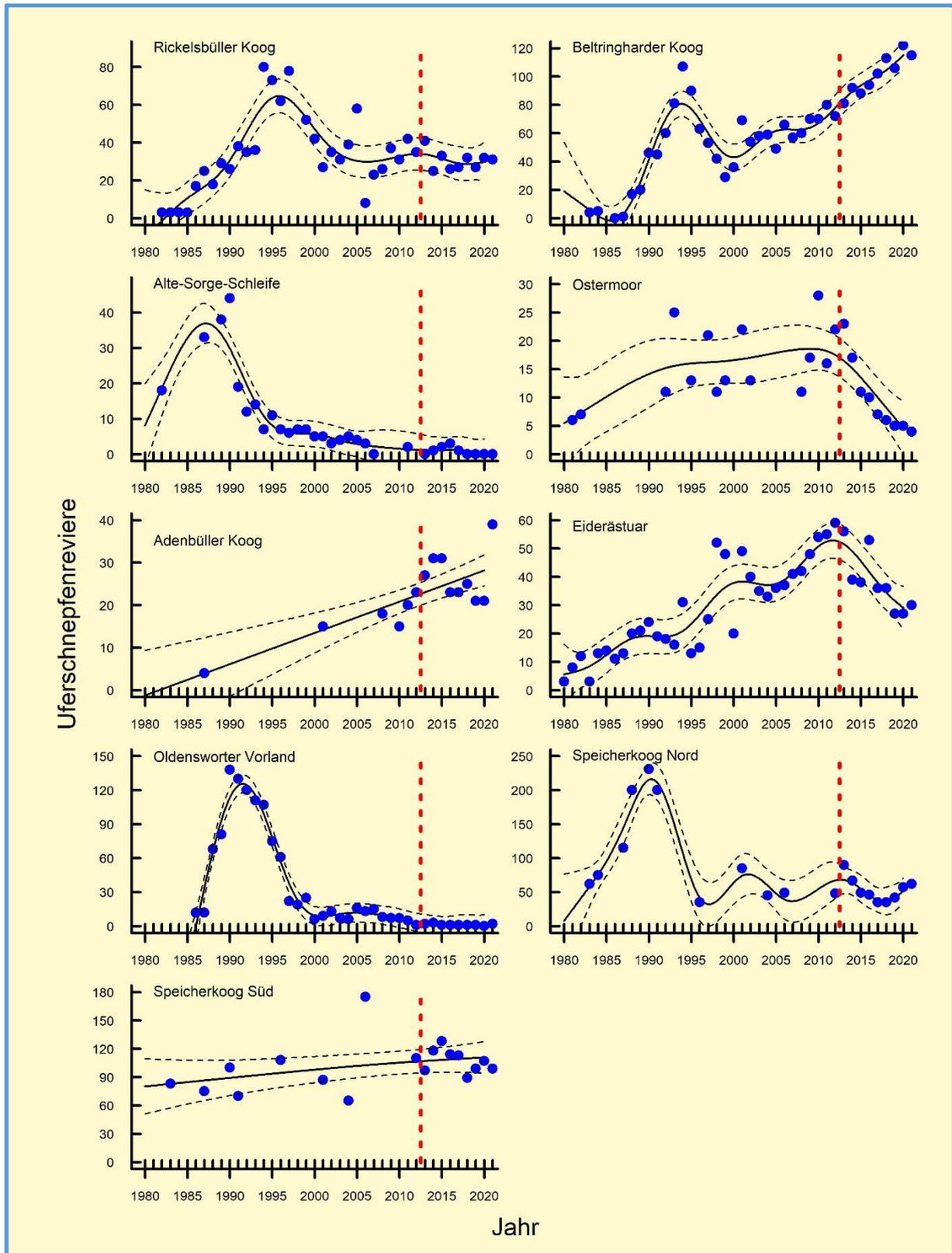


Abb. 14: Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa-Flächen 1980–2021. Im Beltringharder Koog, im Adenbüller Koog und im Ostermoor (ohne Huder Schleife) sind auch die Paare außerhalb der Maßnahmenflächen berücksichtigt, da sich frühere Kartierungen nicht auf letztere beschränkten. Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisiertem additiven Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95 %-Konfidenzintervalle. Rote Linie: Projektbeginn. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.

4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe

4.3.1 Gelegemonitoring

Insgesamt wurden 2021 in vier Gebieten 97 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 2). Die Mehrzahl fand sich im Beltringharder Koog (40, Abb. 15) und im Speicherkoog Süd (31, Abb. 16). Im Adenbüller Koog waren es 22 Gelege (Abb. 17) und in Poppenbüll Ost vier (Abb. 18).

Tab. 2: Anzahl der 2021 gefundenen Uferschnepfengelege, der davon geschlüpften Gelege und die nach dem Eindruck im Gelände ermittelten Verlustursachen getrennt danach, ob sich die Gelege außerhalb (nicht geschützt) oder innerhalb (geschützt) eines Gelegeschutzzauns befanden.

Gebiet	Gelege	Schlupf	Verlustursache					„Tauben“ Eier
			Prädation	Viehtritt	Aufgabe	Unbekannt		
<u>Beltringharder Koog:</u>								
- nicht geschützt	27	3	20	-	2	2	-	
- geschützt	13	10	-	-	-	3*	-	
<u>Speicherkoog Süd:</u>								
- nicht geschützt	24	10	14	-	-	-	-	
- geschützt	7	5	1	-	-	-	1	
<u>Adenbüller Koog:</u>								
- nicht geschützt	16	1	12	2	-	1	-	
- geschützt	6	4	1	-	1	-	-	
<u>Poppenbüll Ost:</u>								
- nicht geschützt	-	-	-	-	-	-	-	
- geschützt	4	4	-	-	-	-	-	
Summe:								
- nicht geschützt	67	14	46	2	2	3	-	
- geschützt	30	23	2	-	1	3	1	

* Inklusive zweier Gelege, bei denen die Eier zeitgleich mit dem Diebstahl der Kameras verschwanden.

Die Schlupfrate von Gelegen außerhalb eines Schutzzaunes variierte 2021 weniger stark zwischen den Gebieten als in den meisten Vorjahren und war relativ niedrig. Im Beltringharder Koog kamen außerhalb des Gelegeschutzzauns drei der gefundenen Gelege zum Schlupf (11 %), im Speicherkoog Süd waren es 10 (42 %) und im Adenbüller Koog schlüpfte nur ein Gelege (6 %). Innerhalb der Gelegeschutzzäune war die Schlupfrate wesentlich höher (Tab. 2). Sie lag im Beltringharder Koog bei 77 %, im Speicherkoog Süd bei 71 % und im Adenbüller Koog bei 67 %. In Poppenbüll Ost schlüpfen alle vier innerhalb des Zauns gefundenen Gelege.

Wie schon in den Vorjahren war die mit Abstand häufigste Verlustursache die Prädation der Eier. Während im Vorjahr noch 98 % aller Verluste außerhalb der Gelegeschutzzäune auf Prädation zurückzuführen waren, war es im Berichtsjahr mit 87 % der niedrigste Wert seit Projektbeginn. Innerhalb der Gelegeschutzzäune war die Verlustrate generell sehr niedrig und die beiden nachgewiesenen Prädationen, je einmal

durch einen Iltis und einen unbekanntem Prädator, machten nur 29 % aller Verluste aus.

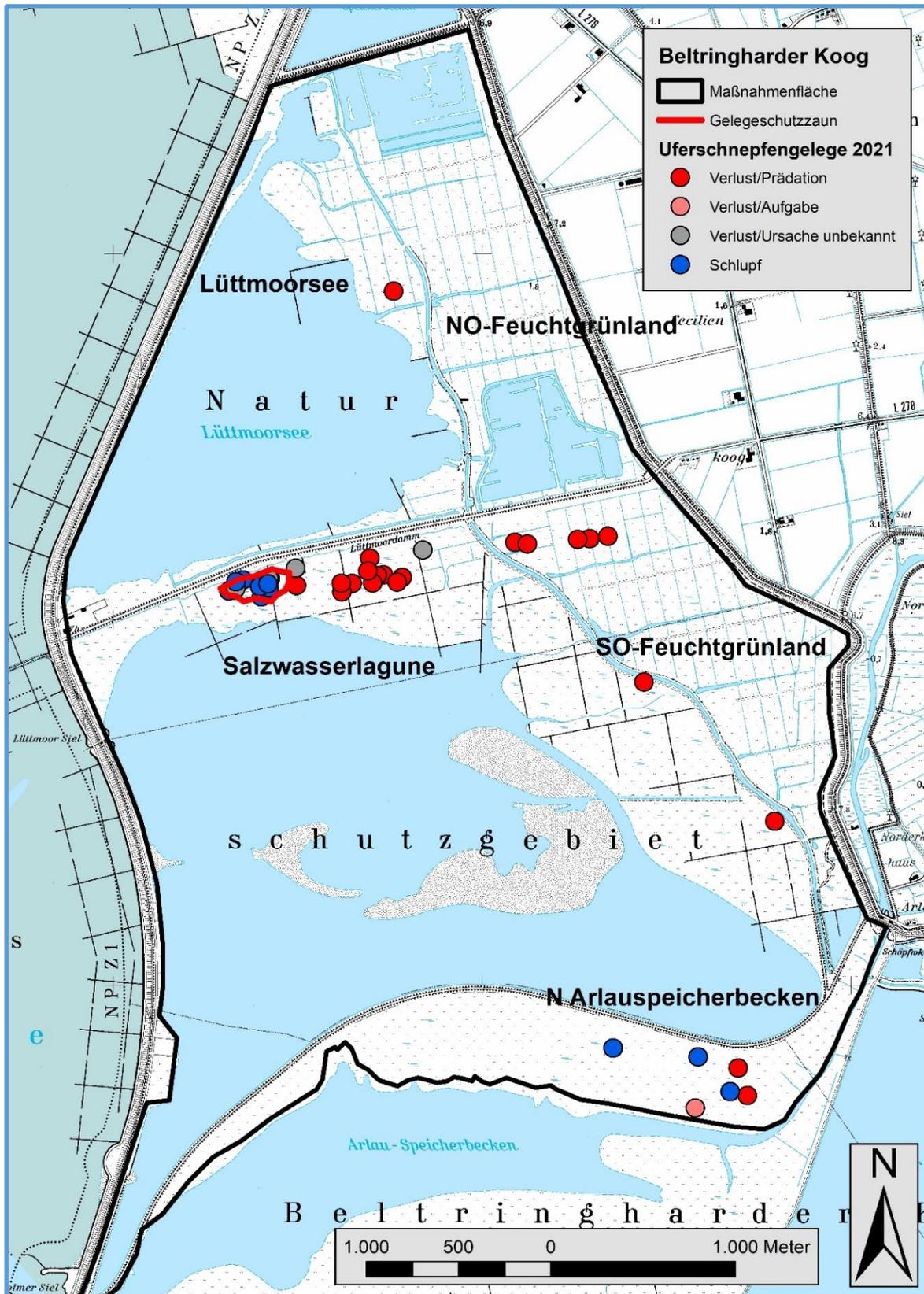


Abb. 15: Im Beltringharder Koog 2021 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

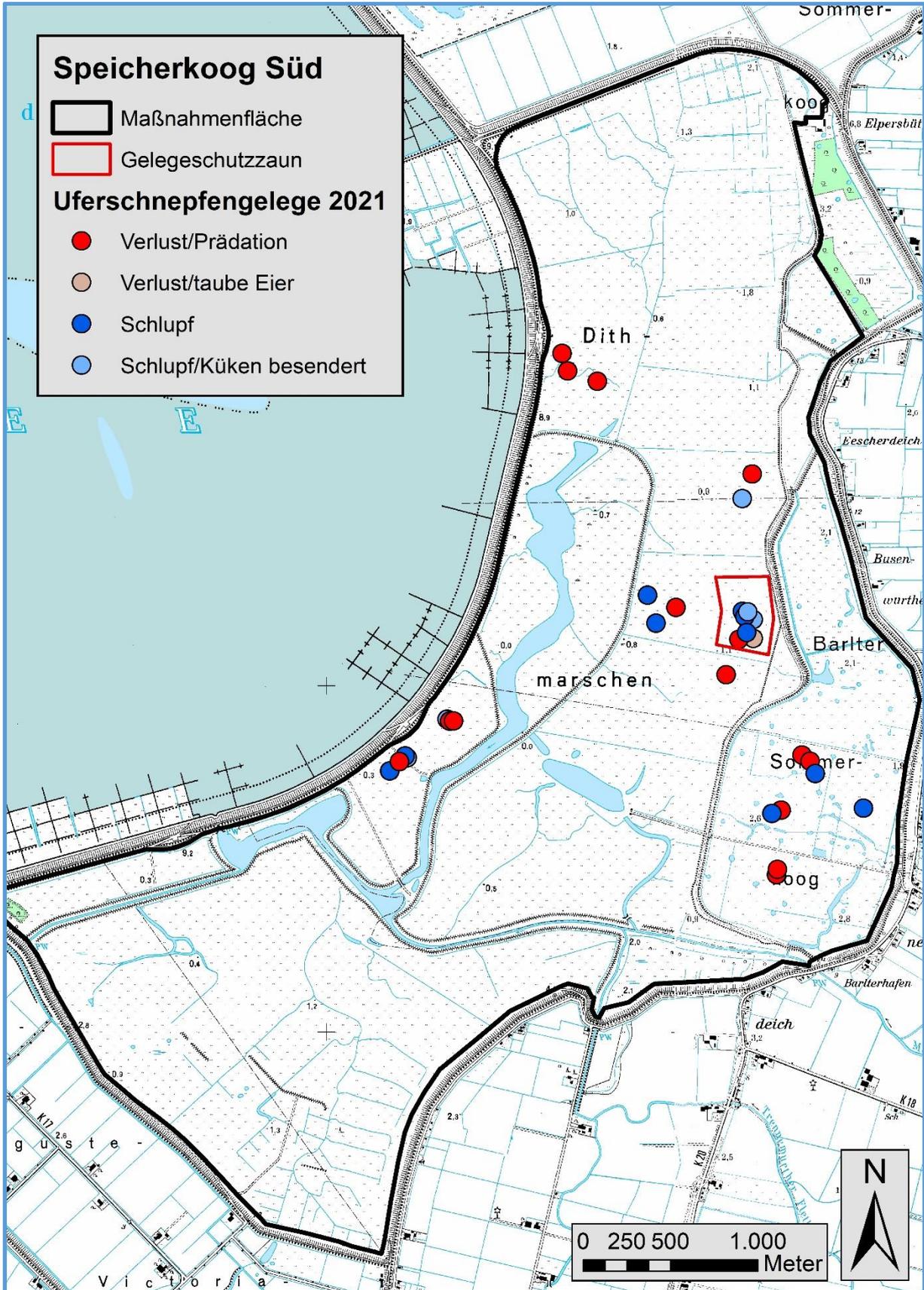


Abb. 16: Im Speicherkoog Süd 2021 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

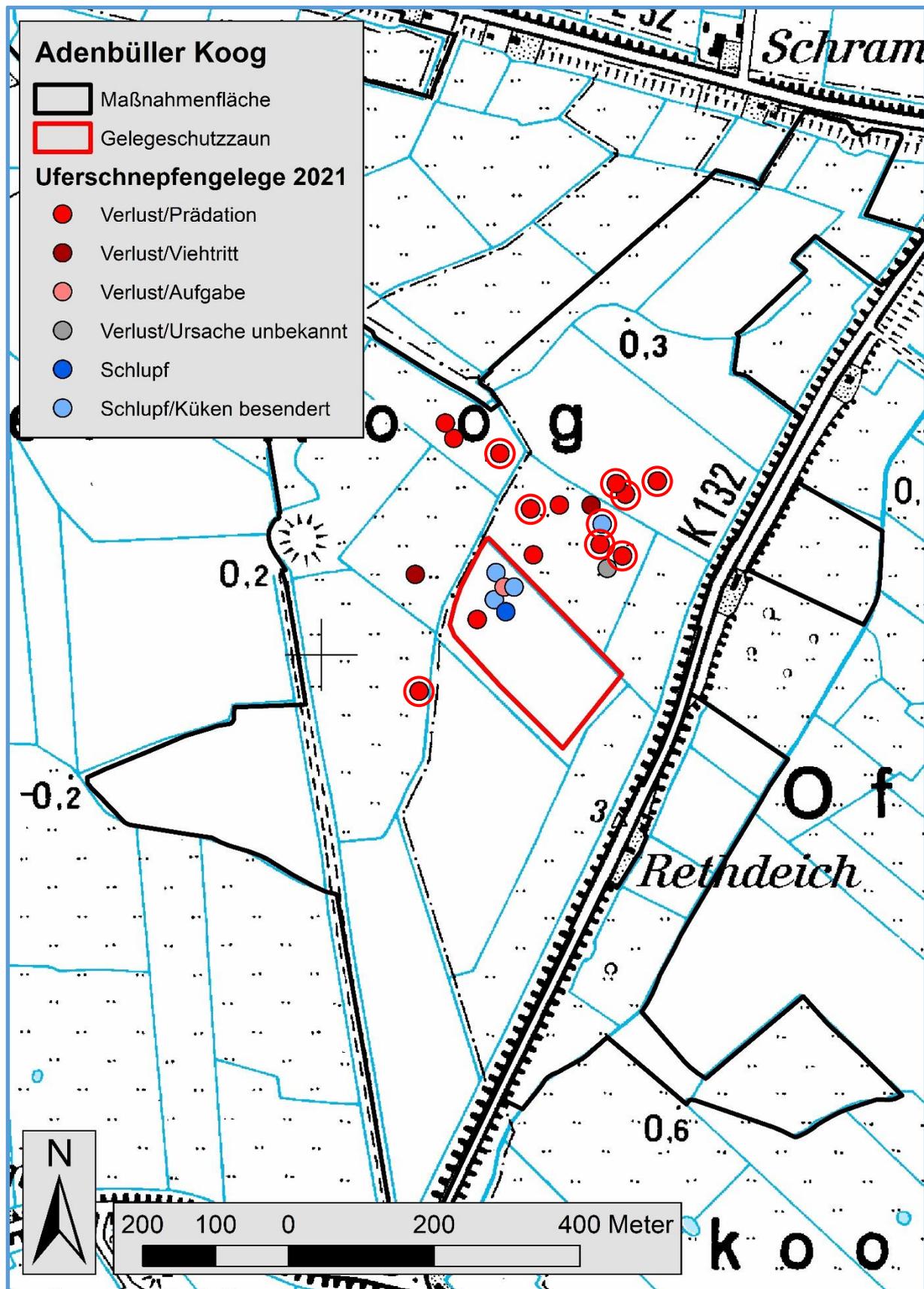


Abb. 17: Im Adenbüller Koog 2021 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal. Rote Kreise kennzeichnen Gelege, an denen Nestschutzkörbe zum Einsatz kamen.

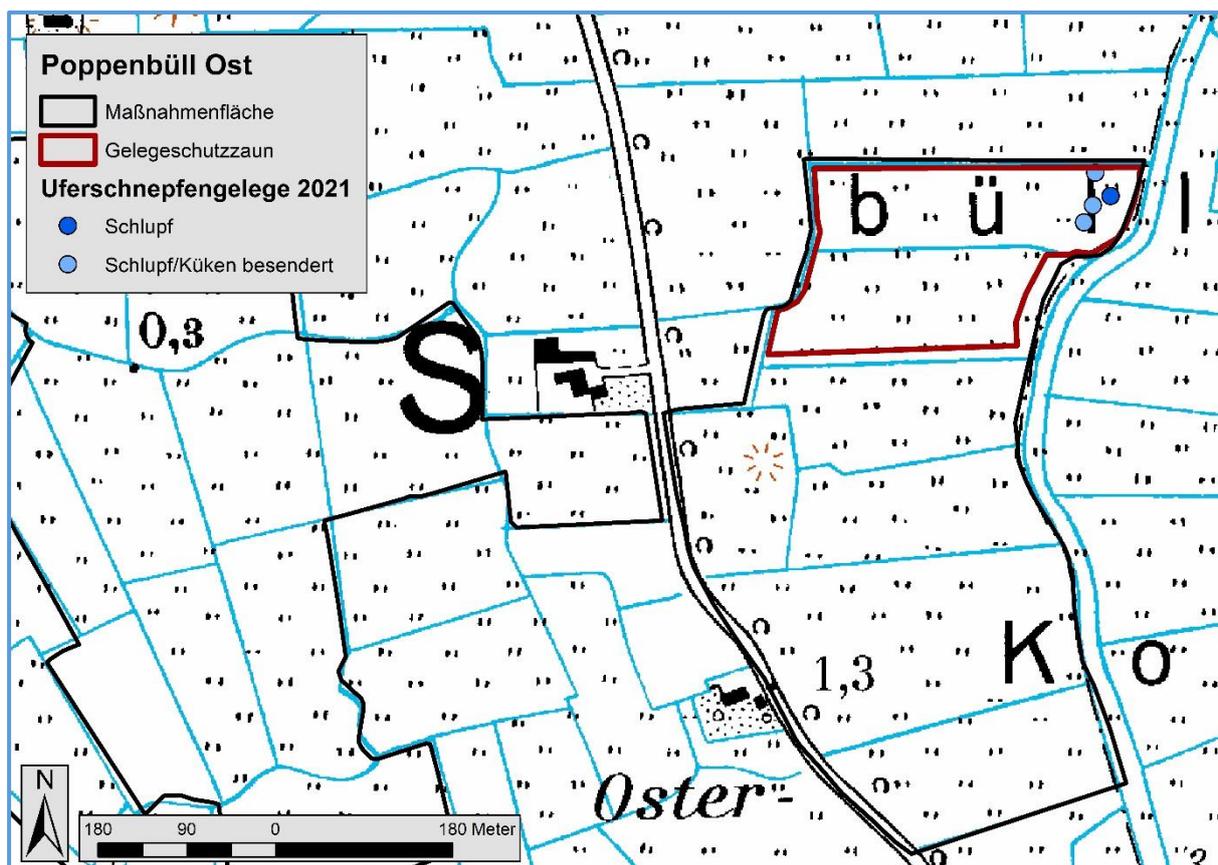


Abb. 18: In Poppenbüll Ost 2021 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

Durch Viehtritt gingen im Berichtsjahr zwei Gelege im Adenbüller Koog verloren. An beiden war kein Gelegeschutzkorb installiert worden. Acht weitere Gelege unter einem solchen Korb fielen Prädatoren zum Opfer, ein Gelege kam unter einem Gelegeschutzkorb zum Schlupf (Abb. 17). Von allen 2021 gefundenen Gelegen kamen drei durch Brutaufgabe aus unbekanntem Grund nicht zum Schlupf. Bei insgesamt sechs Gelegen konnte die Verlustursache nicht festgestellt werden. Dies trifft zum Beispiel auf Gelege zu, die beim zufälligen Fund im Gelände schon nicht mehr bebrütet wurden. Hierunter fielen aber auch zwei Bruten innerhalb des Gelegeschutzzauns im Beltringharder Koog (Abb. 15), bei denen die dort ausgebrachten Kameras gestohlen wurden. Es fällt schwer, bei dem gleichzeitig festgestellten spurlosen Verschwinden von Kameras und Eiern an Zufall zu glauben, zumal bei keinem der weiteren elf Gelege in diesem Zaun die Eier spurlos verschwanden und zehn davon zum Schlupf kamen.

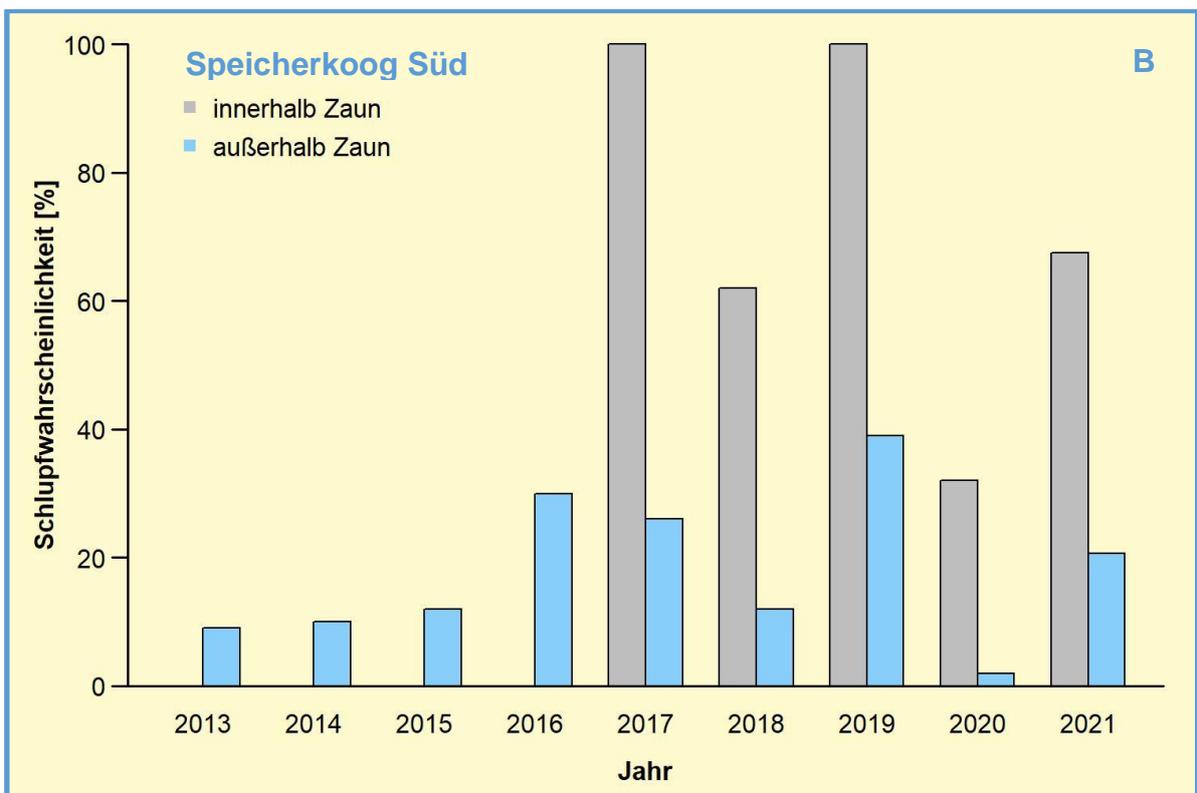
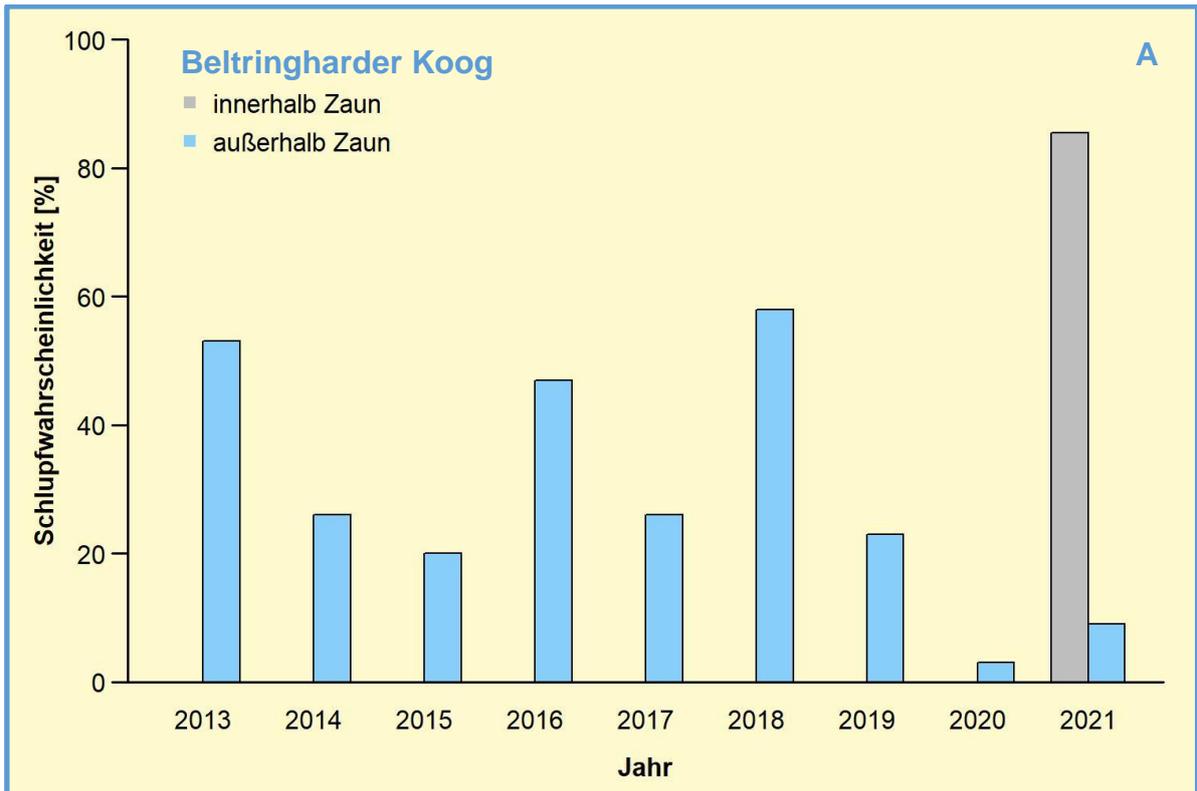
Für die Analyse der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege in Abhängigkeit vom Projektgebiet mit *nest-survival*-Modellen wurden die Daten von 87 Gelegen ausgewertet (Beltringharder Koog: 37, Speicherkoog Süd: 30, Adenbüller Koog: 20). Nicht berücksichtigt wurden Nester, die beim Fund schon aufgegeben oder prädiert waren. In Poppenbüll Ost wurden zu wenige Gelege gefunden, um sie bei der Auswertung zu berücksichtigen.

Von den fünf Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege erklärte das Modell die Daten am besten, das bei gleicher Schlupfwahrscheinlichkeit in den drei Gebieten und über die Zeit von einem Unterschied zwischen Gelegen innerhalb und außerhalb eines Gelegeschutzzauns ausging (Tab. 3). Demnach betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit eines Geleges innerhalb eines Zauns $0,987 \pm 0,006$ während ein nicht durch einen Zaun geschütztes Gelege eine tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von $0,921 \pm 0,011$ hatte. Dies korrespondiert mit einer Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege zum Schlupf kommt, von 71,2 % innerhalb und nur 11,8 % außerhalb eines Zauns. Die Wahrscheinlichkeit zu schlüpfen ist also innerhalb eines Zauns hoch und außerhalb eines Zauns niedrig, unabhängig davon, in welchem Gebiet sich ein Gelege befindet.

Die Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit legen nahe, dass letztere sich zwischen den Gebieten nicht deutlich unterscheiden. Durch das Potenzieren mit 27 (Abschnitt 3.3.2) führen jedoch kleine Unterschiede der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten zu deutlichen Unterschieden in den Schlupfwahrscheinlichkeiten. Daher, und um die aktuellen Ergebnisse mit denen der Vorjahre vergleichen zu können, werden auch die Schätzungen des Modells betrachtet, das Unterschiede zwischen den Gebieten berücksichtigt, obwohl es wesentlich schlechter durch die Daten gestützt wird ($\Delta AIC_c = 4,1$; Tab. 3). Die Schlupfwahrscheinlichkeit außerhalb eines Gelegeschutzzauns war demnach im Speicherkoog Süd am höchsten (20,6 %), gefolgt vom Beltringharder Koog (9,1 %) und dem Adenbüller Koog (7,0 %) (Abb. 19). Im Vergleich mit dem bisherigen Projektverlauf fiel diese Schlupfwahrscheinlichkeit vor allem im Beltringharder Koog sehr niedrig aus, während sie im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog im langjährigen, generell niedrigen Trend lag (Abb. 19). Somit war auch 2021 eine wichtige Voraussetzung für einen guten Bruterfolg nicht erfüllt. Anders innerhalb der Gelegeschutzzäune: Die Schlupfwahrscheinlichkeiten betragen für die drei Gebiete 67,5 % (Speicherkoog Süd), 85,5 % (Beltringharder Koog) und 49,1 % (Adenbüller Koog). Hinzu kommt eine Schlupfwahrscheinlichkeit von 100 % innerhalb des Gelegeschutzzauns in Poppenbüll Ost, einem Gebiet, dass in den Modellen nicht berücksichtigt wurde.

Tab. 3: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit Φ von Uferschnepfengelegen in drei Projektgebieten in Abhängigkeit von Gebiet (Gebiet), Tag der Saison (t) und Position des Geleges innerhalb oder außerhalb eines Zauns (Zaun). Dargestellt sind das Akaike-Informationskriterium (AIC_c), ΔAIC_c , das AIC_c -Gewicht (AIC_cW) und die Anzahl der geschätzten Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	AIC_c	ΔAIC_c	AIC_cW	N Parameter
$\Phi_{(Zaun)}$	219,2	0	0,885	2
$\Phi_{(Gebiet*Zaun)}$	223,3	4,1	0,115	6
$\Phi_{(.)}$	238,1	18,9	<0,001	1
$\Phi_{(Gebiet)}$	240,9	21,7	<0,001	3
$\Phi_{(Gebiet*Zaun*t)}$	2121,6	1902,4	<0,001	450



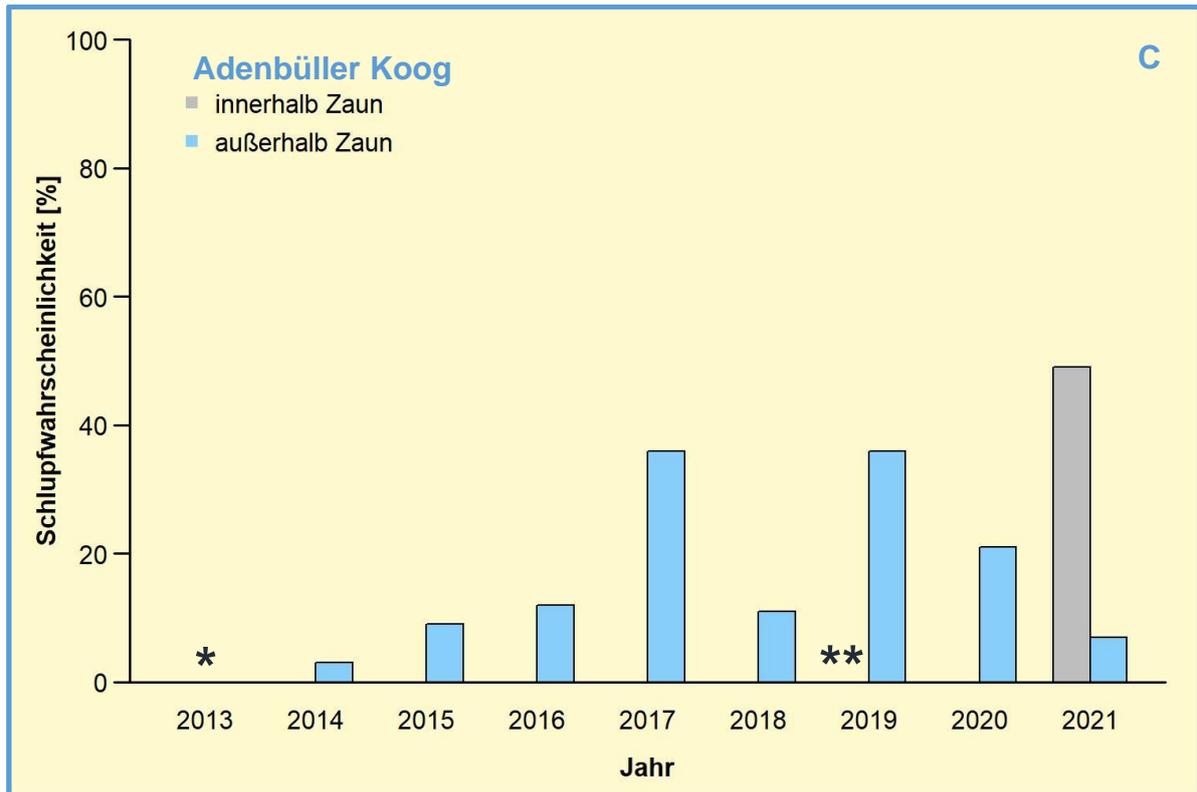


Abb. 19: Schlupfwahrscheinlichkeiten in den Untersuchungsgebieten Beltringharder Koog (A), Speicherkoog Süd (B) und Adenbüller Koog (C) zwischen 2013 und 2021 unter Berücksichtigung der Lage der Gelege innerhalb oder außerhalb eines Gelegeschutzzauns. *: Schlupfwahrscheinlichkeit nicht schätzbar. **: nur ein Gelege (geschlüpft) innerhalb des Zauns, eine Schätzung der Schlupfwahrscheinlichkeit ist damit nicht sinnvoll.

Im Berichtsjahr kamen Nestkameras an 70 Uferschnepfengelegen zum Einsatz (Tab. 4). Im Speicherkoog Süd wurde allerdings eine dieser Kameras wegen Viehauftrieb vorzeitig abgebaut. Im Beltringharder Koog wurden zwei Kameras gestohlen. Von den verbleibenden mit Kameras ausgestatteten Gelegen kamen 33 zum Schlupf, wobei bei neun Gelegen das Schlupfereignis nicht festgehalten wurde. Zwei Bruten wurden aus unbekanntem Gründen aufgegeben, prädiert wurden 32 Gelege. Bei Letzteren wurde in sieben Fällen der Verursacher von der Kamera nicht erfasst.

Als Prädator konnte gebietsübergreifend in 15 Fällen ein Fuchs *Vulpes vulpes* (Abb. 20A), in sieben Fällen ein Marderhund *Nyctereutes procyonoides* (Abb. 20B) und in je einem Fall ein Iltis *Mustela putorius* (Abb. 20C), eine Heringsmöwe *Larus fuscus* (Abb. 20D) und eine Silbermöwe *L. argentatus* (Abb. 20E) nachgewiesen werden (Tab. 4). Damit war, wie in den meisten Projektjahren, die Prädation durch den Fuchs die häufigste Verlustursache von Gelegen. Dies liegt allerdings daran, dass er in der Berichtssaison im Beltringharder Koog stark überwog. Im Speicherkoog Süd stehen drei Verluste durch den Fuchs ebenfalls drei Verlusten durch den Marderhund gegenüber. Andere Prädatoren traten 2021 an den Uferschnepfengelegen nur in geringem Maß in Erscheinung (Tab. 4).

Tab. 4: Ergebnisse der Überwachung von Gelegen durch Nestkameras in der Brutsaison 2021.

Gebiet	Gelege	Schlupf (erfasst)	Schlupf (nicht erfasst)	Verlust						
				Prädation (nicht erfasst)	Fuchs	Marderhund	Iltis	Herringsmöwe	Silbermöwe	Aufgabe
Beltringharder Koog	37 ^a	11	3	3	12	4	-	-	1	1
Speicherkoog Süd	23 ^b	8	3	4	3	3	-	1	-	-
Adenbüller Koog	6	1	3	-	-	-	1	-	-	1
Poppenbüll Ost	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe	70	24	9	7	15	7	1	1	1	2

^a zwei Kameras wurden gestohlen.

^b eine Kamera wurde vorzeitig abgebaut.

Wie schon in den Vorjahren wurden auch 2021 zum größten Teil nachtaktive Säuger als Prädatoren an Uferschnepfengelegen nachgewiesen. Alleine auf Fuchs, Iltis und Marderhund zusammen entfallen seit Projektbeginn 90 % aller belegten Prädationsereignisse. Der Anteil von durch Vögel verursachten Verluste blieb auch im Berichtsjahr mit 9 % aller mittels Kameras nachgewiesenen Prädatoren weiterhin sehr gering. Dies entspricht den Ergebnissen der meisten Untersuchungen in anderen Gebieten. Oft war auch dort der Fuchs der Hauptprädator (Jonas 1979, Seitz 2001, Eikhorst & Bellebaum 2004, Teunissen et al. 2008). Lediglich in einer Studie überwogen die im Rahmen von LIFE-Limosa bisher nicht nachgewiesenen Sturmmöwen *Larus canus* (Lind 1961), dies allerdings lange vor der vermuteten Zunahme von Raubsäugetieren (Langgemach & Bellebaum 2005). Ein zielführendes Prädationsmanagement sollte sich daher zunächst auf die oben genannten Säuger konzentrieren, da Prädationen durch Vögel als Verlustursachen von Uferschnepfengelegen nur eine vernachlässigbare Rolle spielen (siehe aber Salewski & Schütze 2017 bzgl. Verlustursachen von Küken).



Abb. 20: Prädatoren an Uferschnepfengelegen 2021. A: Fuchs, B: Marderhund, C: Iltis, D: Heringsmöwe, E: Silbermöwe.

4.3.2 Kükentelemetrie

Bei Wiesenvögeln ist die Kükensterblichkeit der Schlüsselfaktor für den Bruterfolg, da bei einem Gelegeverlust oft Nachgelege gezeitigt werden, nicht aber bei einem Kükenverlust (Schekkerman et al. 2009). 2021 wurden im Speicherkoog Süd 15, im Adenbüller Koog zehn und in Poppenbüll Ost acht junge Uferschnepfen mit einem Telemetriesender ausgestattet. Ein Küken im Speicherkoog Süd verlor seinen Sender vorzeitig.

Wie in den Vorjahren verschwand ein großer Teil der Sender (15) spurlos (Tab. 5), obwohl sie im Gelände intensiv über mehrere Wochen gesucht wurden. Bei den nicht mehr gefundenen Sendern muss von der Prädation der entsprechenden Küken ausgegangen werden (Hönisch et al. 2008, Schekkerman et al. 2008). Sicher einem Prädator zum Opfer fielen Küken, deren Sender im Gelände gefunden wurden und an denen noch Hautfetzen oder Federn klebten oder an denen Blutspuren zu sehen waren. Im Berichtsjahr betraf dies je einen Sender im Adenbüller Koog und in Poppenbüll Ost, ohne dass aus den Umständen des Fundes auf den Prädator geschlossen werden konnte.

Je ein besendertes Küken wurden im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog im Alter von mindestens acht bzw. zehn Tagen tot gefunden. An den Küken waren keine äußerlichen Verletzungen zu erkennen weshalb die Todesursache bei beiden unbekannt bleiben muss. Enger eingrenzen ließ sich der Prädator nur in drei Fällen, in denen der Sender zwischen Dunenfedern gefunden wurde, wie es für die Rupfung durch Greifvögel typisch ist. In Poppenbüll Ost lagen zwei dieser Sender in der Nähe eines Mäusebussardhorstes, was annehmen lässt, dass ein Mäusebussard *Buteo buteo* auch der Prädator war. Mit sechs flüggen Küken im Speicherkoog Süd und vier flüggen Küken im Adenbüller Koog war der Anteil der flügge gewordenen Küken in beiden Gebieten deutlich höher als in den Vorjahren. In Poppenbüll Ost wurde allerdings keines der besenderten Küken flügge.

Tab. 5: Verbleib der Sender bzw. der 2021 mit Sendern ausgestatteten Küken.

Küken-/Senderschicksal	Speicherkoog Süd	Adenbüller Koog	Poppenbüll Ost
Sender spurlos verschwunden	7	3	5
Prädation, Sender im Gelände gefunden	-	1	1
Prädation, Mäusebussard/Greifvogel	-	1	2
Totes Küken gefunden, Todesursache unklar	1	1	-
Flügge	6	4	-
Summe	14	10	8

Von den Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Küken wurde das Modell $\Phi_{(G)}$, welches von einer über die Brutsaison konstanten und zwischen den Untersuchungsgebieten unterschiedlichen täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ausging, am besten durch die Daten gestützt (Tab. 6). Demnach betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd $0,971 \pm 0,010$, im Adenbüller Koog $0,968 \pm 0,013$ und in Poppenbüll Ost $0,875 \pm 0,042$, was Wahrscheinlichkeiten von 49,0 %, 40,2 % und 2,7 % entspricht, dass ein geschlüpftes Küken auch flügge wird.

Im Berichtsjahr erreichte die Wahrscheinlichkeit flügge zu werden im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog die höchsten Werte seit Beginn der Kükentelemetrie 2014 bzw. 2018 (Abb. 21). Wie in den Vorjahren ist davon auszugehen, dass Prädation die hauptsächliche Verlustursache von Küken war. Daher ist zu vermuten, dass der Prädationsdruck auf Küken im Berichtsjahr im Vergleich zu den Vorjahren sehr niedrig war. Leider können auch 2021 durch den hohen Anteil an verlorenen Sendern (Tab. 5) keine Schlüsse zum Prädatorenspektrum gezogen werden.

Tab. 6: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten Φ von im Speicherkoog Süd, im Adenbüller Koog und in Poppenbüll Ost 2021 besenderten Uferschnepfenküken. Φ wurde modelliert in Abhängigkeit von Gebiet (G), Tag der Saison (t) und einem stetigen zeitlichen Trend (T). Dargestellt sind das Akaike-Informationskriterium (AIC_C), Δ AIC_C, das AIC_C-Gewicht (AIC_CW) und die Anzahl der geschätzten Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	AIC _C	Δ AIC _C	AIC _C W	N Parameter
$\Phi_{(G)}$	118,9	0,0	0,78	3
$\Phi_{(G+T)}$	122,5	3,6	0,13	5
$\Phi_{(t)}$	123,8	4,9	0,07	1
$\Phi_{(T)}$	125,6	6,7	0,03	2
$\Phi_{(t)}$	235,0	116,2	<0,001	63
$\Phi_{(G*t)}$	683,3	564,5	<0,001	189

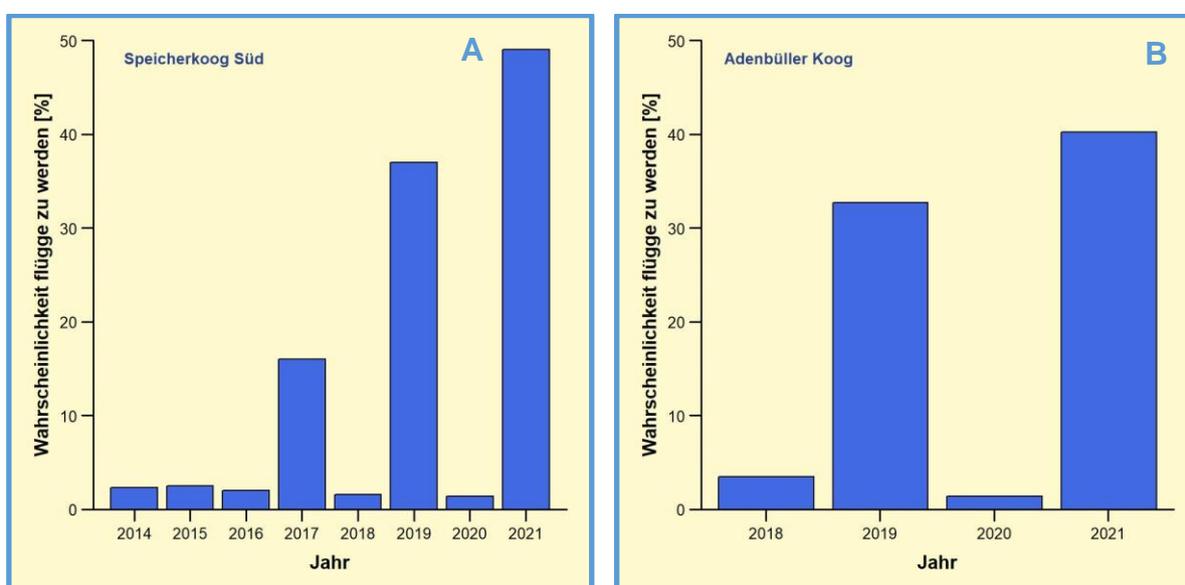


Abb. 21: Wahrscheinlichkeiten flügel zu werden von im Speicherkoog Süd (A) zwischen 2014 und 2021 und im Adenbüller Koog (B) zwischen 2018 und 2021 besenderten Uferschnepfenküken. Für das Flügelerwerden wurde im Speicherkoog Süd ein Alter von 24 Tagen und im Adenbüller Koog ein Alter von 28 Tagen angenommen (siehe Abschnitt 3.3.2).

4.3.3 Kükenwachstum

Von den 14 im Speicherkoog Süd und zehn im Adenbüller Koog besenderten Küken konnten vier einmal, elf zweimal und ein Küken viermal im Alter von zehn bis 31 Tagen wiedergefangen werden. Bemerkenswert war, dass sich im Adenbüller Koog zwei Küken auch noch im Alter von 28 Tagen aufnehmen ließen und eines dieser Küken erneut im Alter von 31 Tagen. Nach der Vermessung flog es aber gut und weit ab. Nur so lässt sich erklären, dass ein Küken viermal vermessen wurde. In Poppenbüll Ost

fielen alle besenderten Küken Prädatoren zum Opfer oder verschwanden spurlos bevor sie ein Alter von zehn Tagen erreichten.

Die Küken wurden beim Wiederfang erneut vermessen und gewogen. Die Flügel­länge wurde erst ab einem Alter von zehn Tagen gemessen. Unmittelbar nach dem Schlupf waren in beiden Gebieten die Maße in etwa gleich (Fuß: Adenbüller Koog = 76,1 mm \pm 2,2 sd, Speicherkoog Süd: Fuß = 76,2 mm \pm 4,0 sd; Schnabel: Adenbüller Koog = 17,1 mm \pm 0,5 sd, Speicherkoog Süd = 17,3 mm \pm 1,0 sd; Gewicht: Adenbüller Koog = 29,8 g \pm 2,7 sd, Speicherkoog Süd = 29,8 g \pm 1,5 sd).

Lineare Regressionen ergaben, dass alle Maße im Speicherkoog Süd schneller zu­nahmen als im Adenbüller Koog, die Küken im Speicherkoog Süd also schneller wuchsen (Abb. 22, Tab. 7). Eine Folge des schnelleren Wachstums und wahrscheinlich ins­besondere des Flügelwachstums war, dass entgegen früheren Annahmen die Küken im Speicherkoog Süd nicht erst im Alter von 27 Tagen flügge wurden, sondern schon mit 24 Tagen. 2019 flog eines sogar schon im Alter von 22 Tagen (Salewski et al. 2019a). Besenderte Küken im Adenbüller Koog flogen erst im Alter von mindestens 28 Tagen.

Die durchgeführte Analyse ist mit einigen Problemen behaftet. Die Anzahl der Mes­sun­gen an älteren Küken ist gering, und da es sich um wiederholte Messungen am selben Küken und zum Teil um Geschwister handelt, ist die Unabhängigkeit der Daten nicht gegeben. Für eine angemessenere Analyse sind aber aus dem Berichtsjahr nicht genügend Daten vorhanden. Trotzdem ergibt sich aus den vorliegenden Befunden ein deutlicher Hin­weis, dass in Gebieten, die weniger als 40 Kilometer auseinanderliegen, die Wachstumsbedingungen für Uferschnepfenküken sehr unterschiedlich sein können. Dies hat bedeutende Folgen für die Abschätzung der Wahrscheinlichkeit, dass Küken flügge werden (siehe oben), und somit für die Ermittlung des Bruterfolgs (Ab­schnitt 4.3.4).

Tab. 7: Wachstum von besenderten Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog. Dargestellt sind die täglichen Zunahmen der Schnabel- und Fußlängen [mm] sowie des Gewichts [g] von zwischen 0 und 31 Tage alten Küken und der Flügel­länge [mm] von zwischen 10 und 31 Tage alten Küken, jeweils unter der Annahme linearen Wachstums.

	tägliche Zunahme im	
	Speicherkoog Süd	Adenbüller Koog
Schnabellänge [mm]	1,4	1,2
Fußlänge [mm]	1,9	1,5
Flügel­länge [mm]	7,8	5,7
Gewicht [g]	7,8	5,6

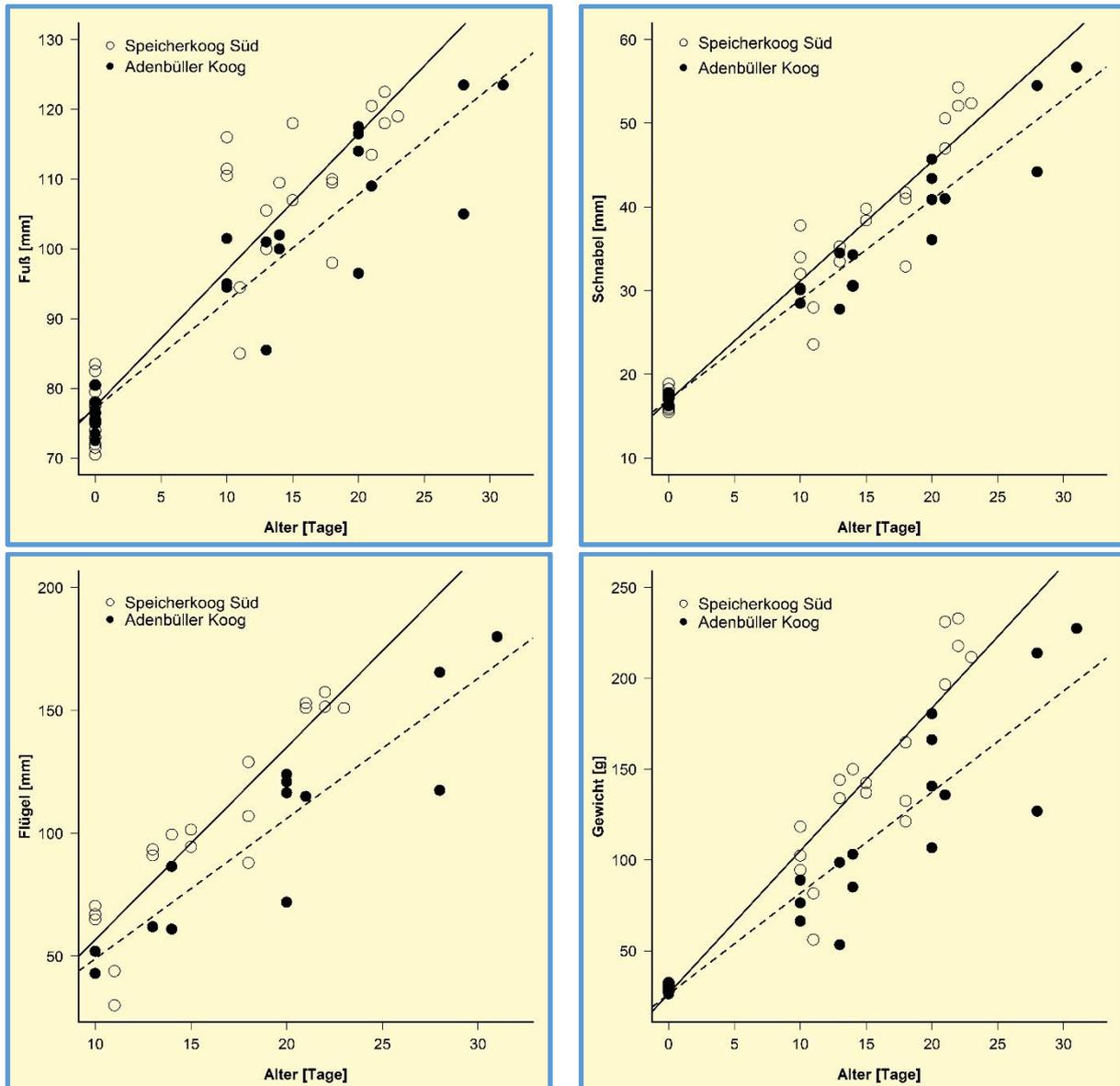


Abb. 22: Wachstum von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog 2021. Dargestellt sind die Fuß-, Schnabel- und Flügellängen sowie das Gewicht in Abhängigkeit des Alters der Küken. Durchgezogene Linie: Trendlinie nach einer linearen Regression der Daten aus dem Speicherkoog Süd. Gestrichelte Linie: Trendlinie nach einer linearen Regression der Daten aus dem Adenbüller Koog.

4.3.4 Bruterfolg

Der Bruterfolg fiel 2021 in drei der vier Intensivgebiete relativ hoch aus, wenn die bisherigen Werte während der Projektlaufzeit betrachtet werden (Tab. 8). Im Ostermoor ist dies allerdings nur auf ein flüggeltes Küken zurückzuführen und wegen der geringen Anzahl von Brutpaaren nicht repräsentativ. Im Adenbüller Koog wurde der zweithöchste Wert seit 2013 erreicht, er lag jedoch immer noch sehr deutlich unter einem Erfolg von 0,46 flüggeligen Jungen/Revierpaar, der zum Bestandserhalt angenommen wird (Helmecke et al. 2011). Dieser Wert wurde im Speicherkoog Süd erst zum zweiten

Mal während der Projektlaufzeit überschritten, wenn auch mit 0,49 flüggen Jungen/Revierpaar nur knapp. Im Beltringharder Koog konnte zum zweiten Mal in Folge so gut wie kein Bruterfolg festgestellt werden. Der Beltringharder Koog konnte im Berichtsjahr nicht so intensiv bearbeitet werden wie in den Vorjahren. Die Anzahl flügge gewordener Küken wurden daher wahrscheinlich unterschätzt. Nichtsdestotrotz kann zuverlässig davon ausgegangen werden, dass der Bruterfolg im Beltringharder Koog sowohl in absoluten Zahlen als auch im Vergleich mit den anderen Untersuchungsgebieten im Berichtsjahr erneut sehr niedrig ausgefallen ist.

Tab. 8: Anzahl beobachteter flügger Uferschnepfen 2021 und Mindestbruterfolg [flügge Junge/Brutpaar] in vier LIFE-Limosa-Gebieten nach Jahren seit Projektbeginn. Fett: Jahre mit einem Bruterfolg von mindestens 0,46 flüggen Junge/Brutpaar, der zum Bestandserhalt angenommen wird (Helmecke et al. 2011).

Projektgebiet	Flüge Jungvögel*	Bruterfolg*								
		2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013
Beltringharder Koog	3	0,03	0,00	0,22	0,71	0,35	0,19	0,10	0,38	0,41
Speicherkoog Süd	49	0,49	0,03	0,93	0,22	0,23	0,07	0,16	0,01	-
Ostermoor	1	0,25	0,00	1,20	0,17	0,29	0,20	0,25	0,00	-
Adenbüller Koog	10	0,26	0,05	0,91	0,00	0,26	0,00	0,10	0,00	0,00

* Mindestwert

Unabhängig von der Beobachtung flügger Küken lässt sich der Bruterfolg anhand der Wahrscheinlichkeiten eines Geleges zu schlüpfen, der durchschnittlichen Anzahl der aus einem erfolgreichen Gelege geschlüpften Küken und der Wahrscheinlichkeit der geschlüpften Küken flügge zu werden nach Schekkerman et al. (2008) schätzen (Abschnitt 3.3.2). Für die Wahrscheinlichkeit eines Geleges, innerhalb oder außerhalb des Zaunes zu schlüpfen, gingen die der Abb. 19 zugrundeliegenden Werte ein. Die durchschnittliche Anzahl pro erfolgreichem Gelege geschlüpfter Küken betrug im Speicherkoog Süd 3,2 ($\pm 1,3$, $n = 5$) innerhalb des Zauns und 3,8 ($\pm 0,4$, $n = 10$) außerhalb des Zauns. Im Adenbüller Koog lagen die entsprechenden Werte bei 4,0 (± 0 , $n = 4$) und 2,0 (± 0 , $n = 1$). Zusammen mit den nach beiden Gebieten, aber nicht nach Einzäunung (vgl. Abb. 23) getrennten Wahrscheinlichkeiten geschlüpfter Küken auch flügge zu werden (Abb. 21) ergaben sich daraus Schätzungen von 1,2 flüggen Jungen/Brutpaar im Adenbüller Koog und 1,4 flüggen Jungen/Brutpaar im Speicherkoog Süd für Schnepfenpaare, die innerhalb der Gelegeschutzzäune brüteten. Die entsprechenden Schätzungen für Paare, die außerhalb der Zäune brüteten, waren 0,11 flüggen Jungen/Brutpaar im Adenbüller Koog und 0,69 flüggen Jungen/Brutpaar im Speicherkoog Süd (Abb. 24). Abb. 23 zeigt beispielhaft die Wanderungen dreier Uferschnepfenküken im Adenbüller Koog, die deutlich machen, dass es nicht sinnvoll ist, eine Schätzung der Wahrscheinlichkeit der Küken zu überleben nach der Position innerhalb oder außerhalb der Gelegeschutzzäunen zu trennen.

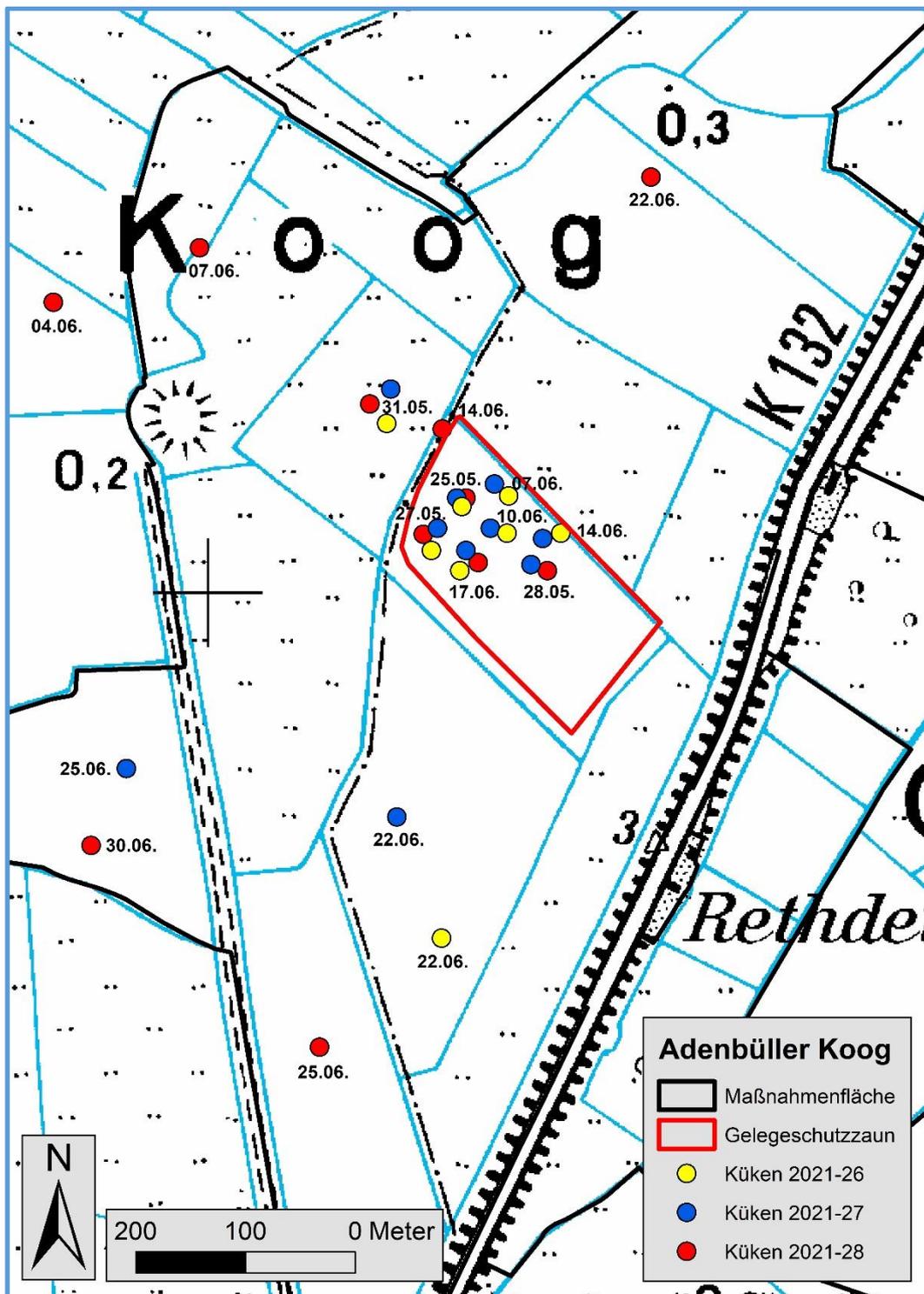


Abb. 23: Ungefähre Aufenthaltsorte der besenderten Uferschnepfenküken 2021-26, 2021-27 und 2021-28 im Adenbüller Koog im Mai und Juni 2021. Die Geschwister schlüpfen am 25. Mai innerhalb des Gelegeschutzzauns und wurden an diesem Tag auch besendert. Alle drei Küken erreichten ein Alter von mindestens 28 Tagen. Zu beachten ist, dass alle drei Küken den Zaun verließen, danach aber zeitweilig wieder in den eingezäunten Bereich zurückwanderten. Ferner ist zu beachten, dass sich die Küken zeitgleich relativ weit voneinander entfernt aufhalten können, z. B. am 07.06 oder am 22.06. Die Entfernung zwischen Küken einer Familie, der Wechsel der Aufenthaltsorte über mehrere hundert Meter innerhalb weniger Tage und die Dichte der Revierpaare (Abb. 9) machen es nahezu unmöglich, einzelne unmarkierte Familien durch reines Beobachten zu verfolgen.

Die absoluten Schätzwerte zum Bruterfolg sollten mit Vorsicht behandelt werden, da sie zum Teil auf sehr kleinen Stichproben basieren, die nicht repräsentativ für das jeweilige Gebiet sein müssen. So beruht z. B. die Anzahl pro erfolgreichem Gelege geschlüpften Küken außerhalb des Zauns im Adenbüller Koog nur auf einem Gelege. Wenn anstatt der daraus resultierenden zwei Küken je erfolgreichem Gelege der Bruterfolg mit den maximal möglichen vier geschlüpften Küken geschätzt wird, ergäbe sich ein Bruterfolg von 0,22 flüggen Küken/Brutpaar (Abb. 24). Dies läge immer noch weit unter dem geschätzten Wert für Brutpaare, die ihre Gelege innerhalb des Zauns anlegen. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass das Brüten innerhalb der Gelegeschutzzäune nicht nur den Schlupferfolg, sondern auch den Bruterfolg deutlich erhöht.

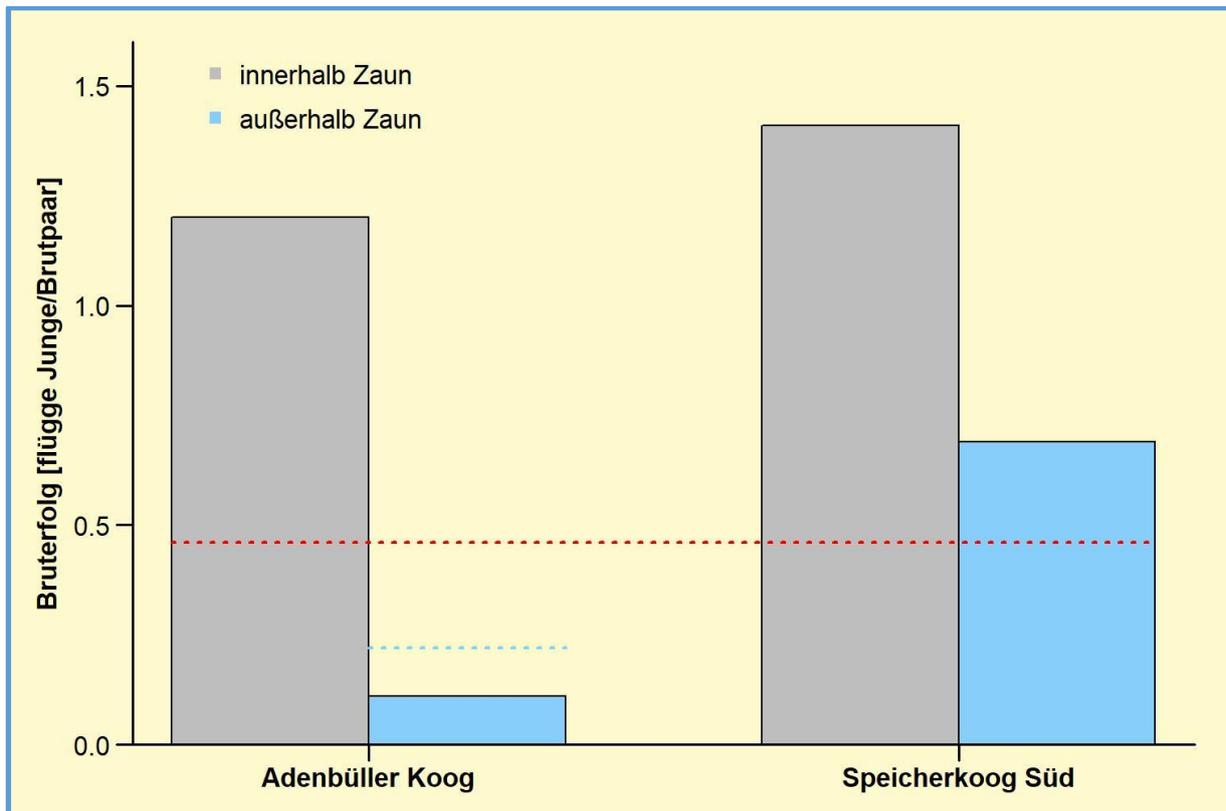


Abb. 24: Schätzung des Bruterfolgs von Uferschnepfenpaaren, die 2021 im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd innerhalb und außerhalb des Gelegeschutzzauns gebrütet haben (nach Schekkerman et al. 2008). Gestrichelte blaue Linie: Schätzung des Bruterfolgs außerhalb des Zauns im Adenbüller Koog unter der Annahme, dass vier Küken je erfolgreichem Gelege schlüpfen. Gestrichelte rote Linie: Nach Helmecke et al. (2011) nötiger Bruterfolg zum Erhalt des Bestands.

4.3.5 Beringung

Im Speicherkoog Süd, im Adenbüller Koog und in Poppenbüll Ost wurden 2021 insgesamt 33 Uferschnepfen neu mit Metallringen der Vogelwarte Helgoland beringt (Tab. 9). Dabei handelte es sich ausschließlich um Küken unmittelbar nach dem Schlupf. Von diesen wurden 15 zusätzlich mit einer individuellen Farbringkombination markiert. Bei 18 Küken konnte nur ein Metallring angebracht werden, weil die Beine

für eine Farbberingung beim Schlupf noch zu kurz sind und diese Küken nicht wieder-gefangen wurden.

Tab. 9: Anzahl der 2021 beringten Uferschnepfenküken.

Gebiet	nur Metallring	Metall- und Farbringe
Speicherkoog Süd	7	8
Adenbüller Koog	3	7
Poppenbüll Ost	8	0

Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen farbberingt (Helmecke et al. 2011). Inzwischen liegen von 412 individuell mit Farbringen gekennzeichneten Vögeln über 9600 Ablesungen vor. Neben sehr vielen Beobachtungen in den LIFE-Limosa-Brutgebieten wurden auch 2021 wieder Uferschnepfen von den Zugwegen gemeldet (Abb. 25). So wurde der Frühjahrszug durch Beobachtungen in Portugal (Februar), Spanien (Februar), Frankreich (März), Belgien (März) und den Niederlanden (Februar, März) dokumentiert. Vom Wegzug liegen Beobachtungen aus Niedersachsen (Juni, Juli), den Niederlanden (Juni, Juli), Spanien (September) und Portugal (Juli, September) vor. Ob es sich bei Meldungen aus Spanien im Januar und Oktober um Vögel handelt, die dort überwintern (Rakhimberdiev et al. 2016), muss unklar bleiben. Aus Afrika liegen keine Meldungen aus dem Berichtsjahr vor.

Ein Vergleich der Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten ergab, dass das Modell, welches von einer konstanten jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeit der beiden Altersklassen ausgeht, die Daten am besten erklärte (Tab. 10). Demnach betrug die jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen $88,9 \% \pm 1,0 \%$, was in den Rahmen ähnlicher Untersuchungen in den Niederlanden fällt ($81 \% - 96 \%$; Gill et al. 2007, Roodbergen et al. 2008, Kentie et al. 2016). Für farbberingte Küken betrug die Wahrscheinlichkeit, das erste Jahr zu überleben, $56,9 \% \pm 5,8 \%$.

Tab. 10: Modelle zur Schätzung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter Uferschnepfen.

Modell	AIC _c	Δ AIC _c	AIC _c W	N Parameter
$\Phi_{(a2)}p_{(a2)}$	2111,2	0	0,93	4
$\Phi_{(a2^*T)}p_{(a2^*T)}$	2116,5	5,3	0,07	8
$\Phi_{(a2^*t)}p_{(a2^*t)}$	2133,5	22,3	<0,001	52

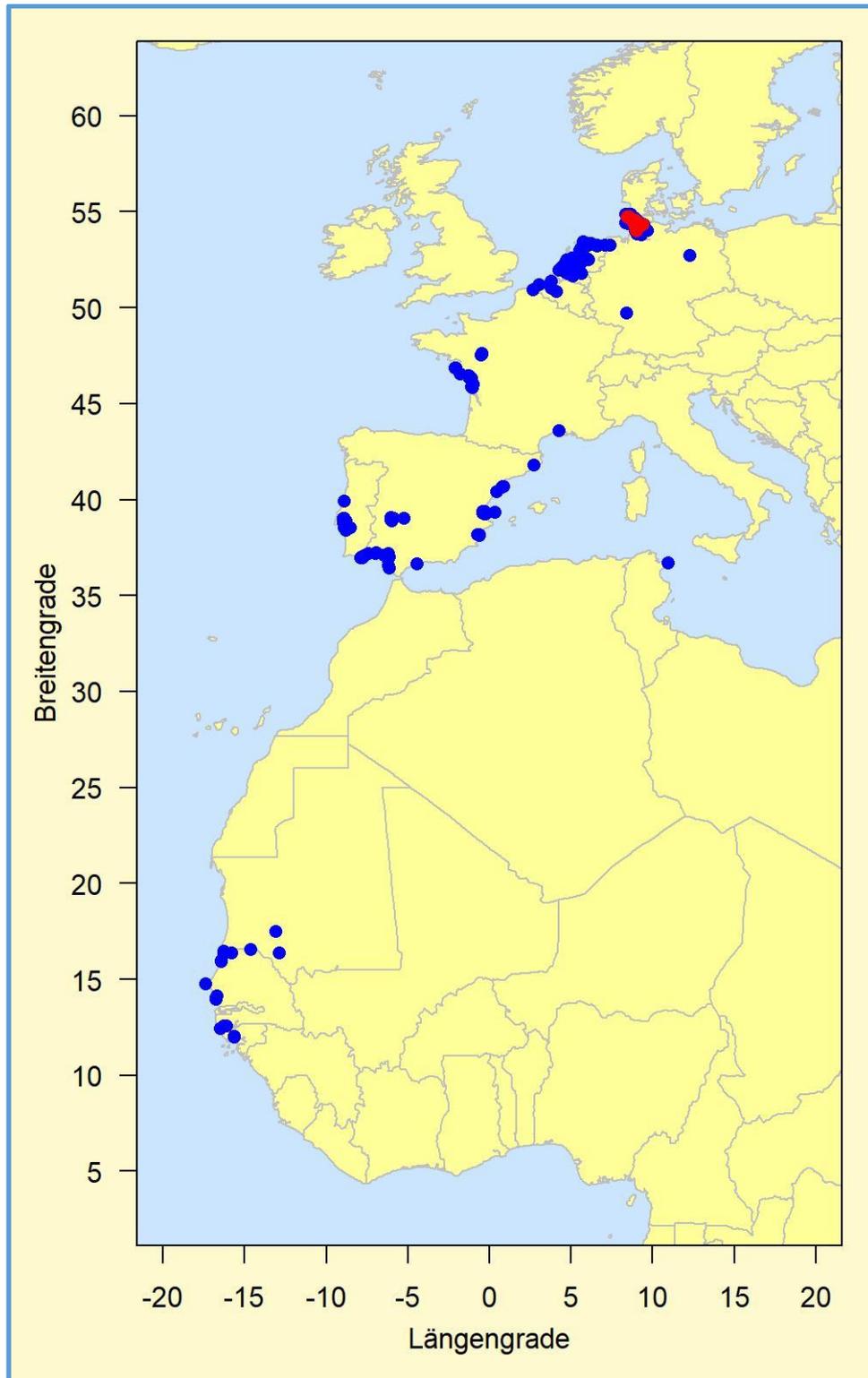


Abb. 25: Zug schleswig-holsteinischer Uferschnepfen. Dargestellt sind die Brutgebiete, in denen seit 2008 Uferschnepfen vom MOIN farbberingt wurden (rote Punkte), sowie die Lokalitäten von Wiederbeobachtungen dieser Vögel (blaue Punkte) bis November 2021.



5 Diskussion

Seit 2013 optimiert das LIFE-Limosa-Projekt in den Projektgebieten Bruthabitate für Uferschnepfen. Dies erfolgt nach mit wissenschaftlichen Methoden aus verschiedenen Studien gewonnenen Erkenntnissen zur Habitatwahl der Art (Düttmann et al. 2006, Groen et al. 2012, Hötker et al. 2012) und nach den Vorschlägen eines internationalen Expertengremiums, welches das Projekt im Rahmen der für LIFE-Projekte vorgesehenen „expert visits“ bereits zweimal besuchte. Bisher hat sich trotz der Maßnahmen jedoch der Bruterfolg in den Intensivgebieten, bei deutlichen Schwankungen zwischen den Jahren und Gebieten, nicht nachhaltig erhöht. Mit Ausnahme des Beltringharder Koogs hatte keines der Projektgebiete eine deutliche kontinuierliche Zunahme des Brutbestands. Wenn alle Projektgebiete zusammengefasst werden, liegt die Anzahl der Revierpaare in den Maßnahmenflächen annähernd 10 % unter dem Ausgangsbestand 2013, wenn auch 2021 zum zweiten Mal in Folge eine Zunahme bezogen auf das Vorjahr erfolgte.

Das vorletzte Jahr (2019) hatte sich, sehr wahrscheinlich wegen der in diesem Jahr auftretenden Wühlmausgradation (Salewski et al. 2019a), durch einen außergewöhnlich guten Bruterfolg in einigen Projektgebieten ausgezeichnet. Zum ersten Mal wurde in drei der vier Intensivgebiete das Projektziel eines Bruterfolgs von mindestens 0,6 flüggen Jungen/Brutpaar nicht nur erreicht, sondern auch deutlich übertroffen (Salewski et al. 2019a). Ähnliche Beobachtungen lagen aus Gebieten außerhalb der LIFE-Limosa-Kulisse vor und wiesen auf einen generell guten Bruterfolg 2019 bei Wiesenvögeln hin. Uferschnepfen zeigen eine hohe Ortstreue zu ihrem einmal gewählten Brutplatz und Jungvögel tendieren dazu, in der weiteren Umgebung des eigenen Schlupfortes zu brüten (Groen 1993, Tüllinghoff et al. 2000, van den Brink et al. 2008). Zudem sind die LIFE-Limosa Gebiete zumeist Inseln geeigneter Bruthabitate in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft, was eine Ausbreitung in die Fläche einschränkt. Aus diesen Gründen war ein Anstieg der Revierpaarzahlen in den Projektgebieten nach einem Jahr mit gutem Bruterfolg zu erwarten. Allerdings überraschte, dass dies bereits im folgenden Jahr (2020) geschah.

Viele Uferschnepfen verbleiben in ihrem ersten Jahr im Überwinterungsgebiet oder ziehen nur ein Stück in Richtung Brutgebiete, ohne diese zu erreichen (Morel & Roux 1966, Beintema 1986), und die Mehrheit kehrt erst im dritten Kalenderjahr in die Brutgebiete zurück (Groen & Hemerik 2002). Einige wenige Uferschnepfen brüten allerdings schon in ihrem zweiten Kalenderjahr (MOIN unpubl. Daten, R. Kentie pers. Mitt.). Wahrscheinlich waren 2020 schon mehr 2019 flügge gewordene Küken in die Brutgebiete zurückgekehrt als erwartet. Der für 2021 erwartete Anstieg fiel möglicherweise daher geringer aus als ursprünglich angenommen, fand aber statt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass dieser Anstieg der Revierpaarzahlen deutlich höher ausfällt, wenn auch die Paare berücksichtigt werden, die zwar im Bereich der Projektgebiete, aber außerhalb der Maßnahmenflächen brüteten, wie im Adenbüller Koog, in Poppenbüll Ost und in der Huder Schleife nahe des Ostermoors (Tab. 1). Die Maßnahmenflächen grenzen

hier an ebenfalls geeignetes, aber zum Teil konventionell bewirtschaftetes Grünland, dessen Attraktivität durch Maßnahmen in den Projektgebieten zunimmt. So stieg die Anzahl der Revierpaare in allen Maßnahmenflächen von 2020 auf 2021 lediglich um zwei Paare (0,5 %) an, während es bei zusätzlicher Berücksichtigung der Bereiche in unmittelbarer Nähe der Maßflächen im gleichen Zeitraum zu einem Anstieg um 22 Revierpaare (6 %) kam (Tab. 1). Auch landesweit hat der Bestand an Uferschnepfen nach 2020 erneut zugenommen (Thomsen et al. 2021).

Der Bruterfolg fiel in den einzelnen Projektgebieten sehr unterschiedlich aus. Während er im Speicherkoog Süd erst zum zweiten Mal während der Projektlaufzeit über dem angenommenen bestandserhaltenden Wert von 0,46 flüggen Küken/Revierpaar lag, wenn auch nur sehr knapp, tendierte er im Beltringharder Koog zum zweiten Mal in Folge gegen null. Auch unter Berücksichtigung des Umstands, dass dort die Beobachtung flügger Küken 2021 nicht in der gewohnten Intensität erfolgen konnte, ist sicher, dass der Bruterfolg im Berichtsjahr für die Projektlaufzeit außergewöhnlich niedrig war (Tab. 8). Im Adenbüller Koog lag der Bruterfolg im Vergleich mit der bisherigen Projektlaufzeit relativ hoch, aber immer noch deutlich unter dem angenommenen bestandserhaltenden Wert. Auffällig ist, dass sowohl im Adenbüller Koog als auch im Speicherkoog Süd der relativ gute Bruterfolg auf die hohe Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken zurückzuführen war. In den Vorjahren war diese zumeist der kritische Faktor für den Bruterfolg gewesen, da die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken in der Regel und oft deutlich unter der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken lag. Nach Teunissen et al. (2008) finden 35 % der Verluste des Uferschnepfen-“Nachwuchses“ während der Eiphasse statt, gegenüber 65 % während der Kükenphase. 2021 bewegte sich der Schlupferfolg im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog in dem üblichen niedrigen Rahmen (Abb. 19), zumindest was Gelege außerhalb der Gelegeschutzzäune betrifft (Abschnitt 4.3.1, siehe unten). Die Wahrscheinlichkeit geschlüpfter und besonderter Küken auch flügge zu werden erreichte allerdings die höchsten Werte seit Beginn dieser Untersuchungen und übertraf auch die entsprechende Wahrscheinlichkeit im Jahr mit dem bisher höchsten Bruterfolg, 2019 (Abb. 21).

Die Gründe für die neuen Entwicklungen im Berichtsjahr lassen sich aus den Daten nicht erschließen. Letztendlich ist der ganz überwiegende Anteil der Gelege- und Kükenverluste auf einen einzigen, möglicherweise aber nur proximat (siehe unten) Faktor zurückzuführen: Prädation. Allerdings unterscheiden sich das Prädatorenspektrum in Bezug auf Gelege (zum Großteil nachtaktive Säuger) und Küken (zu in etwa gleichen Anteilen nachtaktive Säuger und tagaktive Greifvögel) deutlich (Salewski & Schütze 2017). Folglich könnte eine Erklärung für die unterschiedliche Entwicklung der beiden Prädationsraten sein, dass es gegenüber den Vorjahren zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung bzw. der Aktivitäten der in den Gebieten vorkommenden Prädatoren gekommen ist. Im Speicherkoog Süd brüteten allerdings erneut drei Paare Mäusebussarde; Rohr- und Wiesenweihen (*Circus aeruginosus*, *C. pygargus*) wurden regelmäßig bei der Jagd beobachtet (MOIN, unpubl. Daten). Leider fehlt es an einer



systematischen Erfassung der potentiellen Prädatoren in den LIFE-Limosa-Gebieten (siehe oben), und daher lässt sich über die Gründe der relativ hohen Wahrscheinlichkeit von Uferschnepfenküken, im Speicherkoog Süd und im Adenbüller flügge zu werden, nur genauso vage spekulieren wie über die Gründe für den im Vergleich zu früheren Projektjahren im zweiten Jahr in Folge so geringen Bruterfolg im Beltringharder Koog. Zuvor hatte er in den ersten Projektjahren meist deutlich über dem der anderen Projektgebiete gelegen (Tab. 8).

Eine Neuerung war 2021, dass zum ersten Mal in allen Intensivgebieten und zusätzlich in Poppenbüll Ost und im Speicherkoog Nord Gelegeschutzzäune um Flächen unterschiedlicher Größe aufgestellt wurden. Das erhebliches Potential solcher Zäune zur Anhebung des Schlupferfolgs war bereits in vergangenen Saisons im Speicherkoog Süd und in Poppenbüll Ost demonstriert worden (Salewski & Granke 2020, Salewski et al. 2020) und wurde 2021 auf breiterer Basis eindrücklich bestätigt (Abb. 19). Die Ergebnisse bestätigen zudem indirekt, was sich schon anhand der Auswertungen der Nestkameras ergeben hatte: Der weitaus größte Teil der Gelegeverluste ist auf Bodenprädatoren zurückzuführen (Salewski et al. 2019b). Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass Gelegeschutzzäune auch zu einem deutlich erhöhten Bruterfolg führen können und dies, obwohl die Küken den Zaun regelmäßig passieren. Der sehr gute Bruterfolg in der Huder Schleife ist sicher auch auf den Prädatoren ausschließenden Zaun zurückzuführen (siehe auch Rickenbach et al. 2011, Malpas et al. 2013, White & Hirons 2019 für den Kiebitz). Allerdings war dies in Poppenbüll Ost nicht der Fall: Wegen der geringen Anzahl gefundener Gelege und besenderter Küken konnte der Bruterfolg zwar nicht geschätzt werden; da aber keines der acht besenderten Küken ein Alter von zehn Tagen erreichte, ist von keinerlei Bruterfolg auszugehen. Der Grund war möglicherweise die Brut eines Mäusebussards in der Nähe der eingezäunten Fläche, dem mindestens zwei der besenderten Küken zum Opfer fielen. Obwohl Gelegeschutzzäune nicht gegen Prädation aus der Luft schützen können, zeigen die Ergebnisse aus dem Projekt, dass sie von allen zurzeit durchgeführten Maßnahmen die einzige sind, die kurzfristig sowohl den Schlupf- als auch den Bruterfolg erhöhen, und das in einem sehr ausgeprägten Maß (Abb. 19, 24).

Die Prädation von Eiern und Küken ist nachweislich die proximate Ursache für den geringen Bruterfolg von Uferschnepfen in den LIFE-Limosa-Gebieten (Salewski & Schütze 2017, Salewski et al. 2019b, Salewski & Granke 2020). Es ist jedoch fraglich, ob es auch der ultimate Grund ist. Prädation ist in der Regel die Hauptverlustursache von Vogelbruten (Ricklefs 1969, Teunissen et al. 2008), und speziell Bodenbrüter sind dafür anfällig. Dass diese Prädation aber bestandsgefährdende Ausmaße erreicht, ist eine relativ neue Entwicklung (Scheckerman et al. 2009, Roodbergen et al. 2012). Dies liegt auf der Hand, da die betreffenden Vogelarten sonst bereits verschwunden wären. Die Frage ist nun, welche Faktoren dazu geführt haben, dass potentielle Wiesenvogelhabitate zu einer wiesenvogelunfreundlicheren und prädatorenfreundlicheren Landschaft geworden sind. Diese Entwicklung bewirkt, dass die ohne Zweifel wichtigen und



grundsätzlich zielführenden Maßnahmen zur Lebensraumoptimierung durch die bestehenden Aktivitäten von Prädatoren trotz ihrer konsequenten Ausführung nicht zum gewünschten Erfolg führten (siehe auch Nehls 2001, Melman et al. 2008, Colwell et al. 2019).

Solange keine genaueren Untersuchungen zum Zusammenspiel zwischen verschiedenen Umweltfaktoren und erhöhter Prädation von Wiesenvogelgelegen und -küken vorliegen, muss die Diskussion darüber eine hypothetische bleiben. Die mögliche Rolle von Wühlmausgradationen wurde bereits ausführlich in Salewski et al. (2019a) diskutiert (siehe auch Beintema & Müskens 1987, Struwe-Juhl 1995, Köster & Bruns 2003, Laidlaw et al. 2017). Der Bruterfolg ist in Jahren mit hohem Wühlmausaufkommen hoch, wobei jedoch Hinweise vorliegen, dass diese Gradationen heute wesentlich seltener und schwächer auftreten als vor einigen Jahrzehnten (Details und Referenzen dazu in Salewski et al. 2019a). Für langlebige Arten wie die Uferschnepfe könnten bei einem in den meisten Jahren schlechten Bruterfolg nur wenige Jahre im Leben mit einem guten Bruterfolg ausreichen, um den Bestand zu erhalten. Wenn diese guten Jahre durch Wühlmausgradationen gekennzeichnet sind und diese Gradationen seltener werden und schwächer ausfallen, könnte dies dazu führen, dass die Jahre mit gutem Bruterfolg heute zu selten sind, um den Bestand zu erhalten.

Ein weiteres Problem könnte sich aus dem allgemeinen Rückgang von Insekten ergeben (Benton et al. 2002, Hallmann et al. 2017, Gatter et al. 2020). Im Speicherkoog Süd wachsen Uferschnepfenküken wesentlich schneller heran als im Adenbüller Koog (Abschnitt 4.3.3) und im Beltringharder Koog (Salewski et al. 2015). Wie in den Niederlanden, wo auch Unterschiede im Wachstum zwischen verschiedenen Gebieten auftraten (Kentie et al. 2013), waren die Küken in allen Gebieten beim Schlupf etwa gleich groß. Das schnellere Wachstum hat zur Folge, dass die Küken im Speicherkoog mindestens vier Tage früher flügge werden als im Adenbüller Koog. Sie wären damit mindestens vier Tage früher nicht mehr dem Risiko ausgesetzt, Bodenprädatoren zum Opfer zu fallen. Legt man die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken aus Abschnitt 4.3.2 zugrunde, dann hätten Uferschnepfenküken im Speicherkoog eine um 5 % verringerte Wahrscheinlichkeit flügge zu werden, wenn sie anstatt mit 24 Tagen erst mit 28 Tagen flügge würden. Küken aus dem Adenbüller Koog hätten eine um 6 % erhöhte Wahrscheinlichkeit flügge zu werden, wenn sie schon mit 24 Tagen fliegen könnten anstatt mit 28 Tagen. Diese Diskrepanz würde sich noch erhöhen, wenn Küken erst im Alter von 30 Tagen fliegen könnten, wie dies im Adenbüller Koog zum Teil der Fall war.



Abb. 26. Einzelne Nematocere (A) und von einer Nestkamera aufgenommene schwärmende Insekten (B) im Speicherkoog Süd.

Gestützt wird diese Hypothese durch Untersuchungen in den Niederlanden, wo die Überlebenswahrscheinlichkeit von Uferschnepfenküken in den letzten Jahrzehnten abgenommen hat (Scheckerman et al. 2009). Nach Beintema (1995) überleben schwere Uferschnepfenküken besser als leichte und Scheckerman et al. (2009) stellten fest, dass Uferschnepfenküken in den Jahren 2003 bis 2005 ein langsames Wachstum zeigten als 25 Jahre zuvor. Eine niedrigere Wachstumsrate lässt auf ein verringertes Nahrungsangebot und/oder qualitativ schlechtere Nahrung schließen (Kentie et al. 2013). Mielke (2015) fand einen positiven Zusammenhang des Überlebens von Uferschnepfenküken mit der sie umgebenden Insektenbiomasse. Wie kann nun aber das Management so optimiert werden, dass mehr Nahrung als bisher zur Verfügung steht? Die oft erwähnten blütenreichen Wiesen (Belting & Belting 1999, Groen et al. 2012, Kentie et al. 2013) sind sicher nicht hinderlich, sie sind aber auch nicht die Voraussetzung (Hötker et al. 2012). Zumindest im Speicherkoog Süd schwärmen zur Kükenzeit vielerorts Nematoceren (Chironomidae?; Abb. 26), deren Larven



im feuchten Boden leben. In anderen Projektgebieten ist dieses Schwärmen nicht im selben Ausmaß zu beobachten. Daher könnte dieses Überangebot an Nahrung der entscheidende Faktor für das schnellere Wachstum der Küken im Speicherkoog Süd sein. Beim Habitatmanagement sollte daher nicht nur auf Flachwasserbereiche im zeitigen Frühjahr geachtet werden, deren Bedeutung für das Vorkommen von Uferschnepfen zu dieser Zeit groß ist (Hötker et al. 2012), sondern es sollten feuchte Bereiche und Blänken bis in den Mai und Juni erhalten bleiben, um Zuckmücken als potentieller Nahrung gute Lebensbedingungen zu bieten. Allerdings ist dies in Teilen des Adenbüller Koogs und des Beltringharder Koogs auch der Fall. Dort werden die Flächen, in denen die Uferschnepfen brüten und ihre Jungen führen, durch Rinder und Schafe beweidet. Auf den von Uferschnepfen bevorzugten zentralen Bereichen des Speicherkoog Süd war dies allerdings nach der Eindeichung 1973 und der seitherigen Nutzung durch die Bundeswehr nie der Fall. Es gelangten daher auch nie Ausscheidungen von Weidevieh auf die Flächen, die mit Rückständen von Antiparasitika wie zum Beispiel des Wurmmittels Ivermectin versetzt sein können. Diese Mittel sorgen nachweislich für eine reduzierte Insektenfauna (Beynon 2012, Koopmann & Kühne 2017). Eine weitere, noch zu verifizierende Hypothese wäre daher, dass der allgemein zu beobachtende Rückgang der Insekten, hier insbesondere verursacht durch Antiparasitika im Weidevieh, ein langsames Wachstum der Küken bewirkt. Dadurch dauert es länger bis zum Flüggewerden, was wiederum das Risiko Bodenprädatoren zum Opfer zu fallen erhöht. Der Anteil prädiertter Küken würde dadurch steigen, ohne dass dazu eine Zunahme der Prädatoren oder eine Änderung ihrer Aktivitäten eine Voraussetzung wäre. Falls dies zutrifft, sollte ein Management von Wiesenvogelgebieten entweder auf eine Beweidung verzichten oder die Behandlung der Weidetiere mit Insekten schadenden Mitteln ausschließen.

6 Fazit

Ziel des LIFE-Limosa-Projekts ist es, durch die Optimierung der Habitate in den Projektgebieten den Bruterfolg der Uferschnepfen anzuheben, um damit für ansteigende Bestände zu sorgen. Die Erfahrung der letzten Projektjahre zeigt jedoch, dass das Optimieren von Bruthabitaten nicht ausreicht, um für einen guten Bruterfolg zu sorgen. Der Trend der abnehmenden Bestände von Uferschnepfen und von Wiesenvögeln im Allgemeinen folgt dabei einer im gesamten mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet seit geraumer Zeit zu beobachtenden Entwicklung (Gill et al. 2007, Kentie et al. 2016, Thorup 2018, Gerlach et al. 2019). Der drastische Rückgang der mitteleuropäischen Uferschnepfen deutet an, dass auch übergeordnete, großräumig wirkende Faktoren eine Rolle spielen, die sich durch ein im Projektrahmen durchführbares, relativ kleinräumiges Management nicht beeinflussen lassen.

Zunehmende Prädation von Gelegen und Küken ist das Problem, das im gesamten Verbreitungsgebiet zu einem nicht ausreichenden Fortpflanzungserfolg führt (Nehls



2001, Langgemach & Bellebaum 2005, Schroeder 2010, Roodbergen et al. 2012, Kubelka et al. 2018). Allerdings fehlt weitgehend der Versuch zu erklären, was die Mechanismen sind, die zu einer erhöhten Prädation im Vergleich zur Situation vor wenigen Jahrzehnten führen. So konnte auf Eiderstedt das Vorkommen von Wiesenvögeln gut mit einigen habitat- und nutzungsbezogenen Faktoren erklärt werden, nicht aber die Bestandstrends (Hötker et al. 2019). Wir wissen also, welche Habitatausstattung und Nutzungsdetails eine Fläche für Wiesenvögel attraktiv gestalten und können das Management danach ausrichten. Wir wissen aber nicht, welche Faktoren in diesen Gebieten anschließend zu einem schlechten Bruterfolg mit abnehmenden Beständen führen. Möglicherweise ist dies eine im Zuge einer intensivierten Landnutzung veränderte Nahrungssituation für potentielle Prädatoren, ebenso wie eine ungünstige Nahrungssituation für die Küken. Dass dabei ausbleibende oder flacher verlaufende Mäusezyklen und die Anwendung von Antiparasitika in der Viehhaltung eine den Fortpflanzungserfolg von Uferschnepfen negativ beeinflussende Rolle spielen, sind im Lauf des Projekts entwickelte Thesen, die noch geprüft werden müssen. Zielführende Untersuchungen hierzu fehlen leider weitgehend. Hier besteht ein großes Defizit, das verhindert, die Bestandsdynamik von Uferschnepfen genauer zu verstehen, um entsprechende Managementmaßnahmen abzuleiten und durchzuführen.

Falls diese Szenarien zutreffen, sind die Möglichkeiten des LIFE-Limosa-Projekts, diesen Entwicklungen entgegenzutreten, nur begrenzt. Die Installation von Gelegeschutzzäunen um relativ große Flächen hat jedoch gezeigt, dass dies den Schlupf- und auch den Bruterfolg deutlich positiv beeinflusst. Obwohl damit wahrscheinlich, wie auch bei der direkten Verfolgung der Prädatoren, nur die Symptome des Problems behandelt werden, sind die Zäune ein geeignetes und im bisherigen Projektverlauf das einzige Mittel, um kurzfristig deutliche Erfolge zu erzielen. Dagegen muss sehr viel mehr Zeit investiert werden, um grundsätzliche Änderungen in der Landnutzung durchzusetzen. Wir werden allerdings weiter dafür sorgen, dass auf den LIFE-Limosa-Flächen optimierte Habitate und ein möglichst geringes Verlustrisiko eine Umkehr des negativen Bestandstrends einleiten können. Erfolge wie in der Saison 2019 und die damit verbundene Zunahme der Bestände sowie verbunden mit der Anwendung der Gelegeschutzzäune 2021 machen Mut, dass die Umkehr des negativen Trends auch gelingen kann.



7 Literatur

- Beintema, A.J. 1986. Where in Africa do subadult Black-tailed Godwits spend the summer? Wader Study Group Bull. 47: 10.
- Beintema, A.J. 1995. Fledging success of wader chicks, estimated from ringing data. Ringing & Migration 16: 129-139.
- Beintema, A.J. & Müskens, G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. J. Appl. Ecol. 24: 743-758.
- Belting, S. & Belting, H. 1999. Zur Nahrungsökologie von Kiebitz- (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen- (*Limosa limosa*) Küken im wiedervernässten Niedermoor-Grünland am Dümmer. Vogelkdl. Ber. Nieders. 31: 11-25.
- Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L. & Crick, H.Q.P. 2002. Linking agricultural practise to insect and bird populations: a historical study over three decades. J. Appl. Ecol. 39: 673-687.
- Beynon, S.A. 2012. Potential environmental consequences of administration of anthelmintics to sheep. Veterinary Parasitol. 189: 113-124.
- Bruns, H.A. 2013. Ehemaliges Katinger Watt mit den Teilflächen Naturinformationsareal und Eiderdammflächen. Jahresbericht 2013. Unveröffentl. Bericht, NABU Naturschutzzentrum Katinger Watt.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference. A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- Cimiotti, D.S. 2021. Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht / Beltringharder Koog. Unveröffentl. Bericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Integrierte Station Westküste, Flintbek.
- Cimiotti, D., Backsen, S. & Klinner-Hötker, B. 2021. Schutzkonzept Austernfischer in Schleswig-Holstein – Untersuchungen 2021. Unveröffentl. Bericht. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Colwell, M.A., Lau, M.J., Feucht, E.J. & Pohlman, J.J. 2019. Corvids and humans create ecological traps in otherwise suitable Snowy Plover habitat. Wader Study 126: 178-189.
- Dinsmore, S.J., White, G.C. & Knopf, F.L. 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. Ecology 83: 3476-3488.
- Düttmann, H., Tewes, E. & Akkerman, M. 2006. Effekte verschiedener Managementmaßnahmen auf Brutbestände von Wiesenlimikolen - Erste Ergebnisse aus Untersuchungen von Kompensationsflächen in der Wesermarsch (Landkreis Cuxhaven, Wesermarsch). Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 175-181.



- Eikhorst, W. & Bellebaum, J. 2004. Prädatoren kommen nachts – Gelegeverluste in Wiesenvogelschutzgebieten Ost- und Westdeutschlands. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 41: 81-89.
- Friedrich, G. & Bruns, H.A. 2001. Zum Schlupf- und Bruterfolg von Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*) auf den Eiderdammflächen im Katinger Watt 2001 – mit Anmerkungen zu Rotschenkel (*Tringa totanus*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). Unveröffentl. Bericht. NABU-Naturschutzzentrum Katinger Watt, Katingsiel.
- Gallagher, A.J., Creel, S., Wilson, R.P. & Cooke, S.J. 2017. Energy landscapes and the landscape of fear. Trends Ecol. Evol. 32: 88-96.
- Gatter, W., Ebenhöhn, H., Kima, R., Gatter, W. & Scherer, F. 2020. 50-jährige Untersuchungen an migrierenden Schwebfliegen, Waffnenfliegen und Schlupfwespen belegen extreme Rückgänge (Diptera: Syrphidae, Stratiomyidae; Hymenoptera: Ichneumonidae). Entomolog. Zeitschr. 130: 131-142.
- Gerlach, B.R., Dröschmeister, R., Langgemach, T., Borkenhagen, K., Busch, M., Hauswirth, M., Heinicke, T., Kamp, J., Karthäuser, J., König, C., Markones, N., Prior, N., Trautmann, S., Wahl, J. & Sudfeldt, C. 2019. Vögel in Deutschland – Übersichten und Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- Gill, J.A., Langston, R.H.W., Alves, J.A. et al. 2007. Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations. Wader Study Group Bull. 114: 43-50.
- Green, R.E., Hawell, J. & Johnson, T.H. 1987: Identification of predators of wader eggs from egg remains. Bird Study 34: 87-91.
- Groen, N.M. 1993. Breeding site tenacity and natal philopatry in the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa*. Ardea 81: 107-113.
- Groen, N.M. & Hemerik, L. 2002. Reproductive success and survival of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in a declining local population in The Netherlands. Ardea 90: 239-248.
- Groen, N.M., Kentie, R., de Goeij, P., Verheijen, B., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2012. A modern landscape ecology of Black-tailed Godwits: habitat selection in southwest Friesland, The Netherlands. Ardea 100: 19-28.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & de Kroon, H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12: e0185809.
- Hälterlein, B., Fleet, D.M., Henneberg, H.R., Menneböck, T., Rasmussen, L.M., Südböck, P., Thorup, O. & Vogel, R. 1995. Anleitung zur Brutbestandserfassung



- von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. Wadden Sea Ecosystem No. 3. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group for Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- Helmecke, A., Hötker, H., Bellebaum, J., Cimiotti, D., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2011. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein. Brutbiologie, Farbberingung 2011. Unveröffentl. Ber. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Hemmerling, W. & Miller, L. 2011. Stabilisierung von Kern-Populationen der Uferschnepfe und Schutz von Alpenstrandläufer und Kampfläufer. Unveröffentl. Life + Nature Projektantrag, Molfsee und Berlin.
- Hoffmann, M. 2021. Schlupferfolgskontrolle bei Limikolen und Einsatz eines Gelegeschutzzaunes im Speicherkoog Dithmarschen. Unveröff. Bericht. Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein Außenstelle Garding, Garding.
- Hönisch, B., Artmeyer, C., Melter, J. & Tüllinghoff, R. 2008. Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanellus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. Vogelwarte 46: 39-48.
- Hötker, H., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2012. Habitatmodell Uferschnepfe. Unveröffentl. Ber., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötker, H., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2019. Wirkung des Vertragsnaturschutzes auf Wiesen-Limikolen im EU-Vogelschutzgebiet Eiderstedt. Unveröffentl. Ber., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötker, H. & Teunissen, W. 2006. Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln in Deutschland und in den Niederlanden. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 93-98.
- Jeromin, H., Meyer, N. & Evers, A. 2016. Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2016 - Erprobung und Weiterentwicklung eines Artenschutzprogramms. - Unveröffentl. Bericht für KUNO e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Jonas, R. 1979. Brutbiologische Untersuchungen an einer Population der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Vogelwelt 4: 125-136.
- Kentie, R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Trimbos, K.B., Groen, N.M., & Piersma, T. 2013. Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebird chicks. J. Appl. Ecol. 50: 243-251.
- Kentie, R., Senner, N.R., Hooijmeijer, J.C.E.W., Márquez-Ferrando, R., Figuerola, J., Masero, J.A., Verhoeven, M.A. & Piersma, T. 2016. Estimating the size of the Dutch breeding population of Continental Black-tailed Godwits from 2007–2015 using resighting data from spring staging sites. Ardea 114: 213-225.
- Kirchner, K. 1969. Die Uferschnepfe. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.



- Klinner-Hötker, B., Petersen-Andresen, W. & Hötker, H. 2021. Die Brutvögel des Beltringharder Koogs. Corax 24, Sonderheft 1: 1-174.
- Knief, W., Berndt, R.K., Hälterlein, B., Jeromin, K., Kieckbusch, J.J. & Koop, B. 2010. Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Kiel.
- Koop, B. & Kieckbusch, J.J. 2004. Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete (0916-491), Teilgebiet Speicherkoog Dithmarschen, Monitoring 2004. Unveröffentl. Bericht.
- Koopmann, R. & Kühne, S. 2017. Tierarzneimittel (Antiparasitika) im Kuhfladen – Ein Risiko für Nicht-Ziel-Organismen (Literaturübersicht). Appl. Agric. Forestry Res. DOI:10.3220/LBF1501500814000.
- Köster, H. & Bruns, H.A. 2003. Haben Wiesenvögel in binnenländischen Schutzgebieten ein „Fuchsproblem“? Ber. Vogelschutz 40: 57–74.
- Kubelka, V., Sálek, M., Tomkovich, P.S., Végvári, Z., Freckleton, R.P. & Székely, T. 2018. Global pattern of nest predation is disrupted by climate change in shorebirds. Science 362: 680-683.
- Laidlaw, R.A., Smart, J., Smart, M.A. & Gill, J.A. 2017. Scenarios of habitat management options to reduce predator impacts on nesting waders. J. Appl. Ecol. 54: 1219-1229.
- Langgemach, T. & Bellebaum, J. 2005. Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.
- LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume) 2019. Managementplan für das Europäische Vogelschutzgebiet DE 0916-491 „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete“ 1. Fortschreibung für den Teilgebietsbereich „Hauke-Haien-Koog“. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Lind, H. 1961. Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa* (L.)). Meddelelse fra Naturfredningsrådets reservatudvalg nr. 66. Munksgaard, København.
- Malpas, L.R., Kennerley, R.J., Hirons, G.J.M., Sheldom, R.D., Ausden, M., Gilbert, J.C., Smart, J. (2013): The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. J. Nature Conserv. 21: 37-47.
- Melman, T.C.P., Schotman, A.G.M., Hunink, S. & de Snoo, G.R. 2008. Evaluation of meadow bird management, especially black-tailed godwit (*Limosa limosa* L.), in the Netherlands. J. Nature Conserv. 16: 88-95.



- MELUR (Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) 2010. Managementplan für das Europäische Vogelschutzgebiet DE-1618-404 Eiderstedt. Kiel.
- Mielke, L. 2015. What affects chick survival of Black-tailed godwits (*Limosa limosa*) in southwest Friesland, The Netherlands? MSc-thesis. Georg-August-Universität Göttingen, Germany and Lincoln University, New Zealand.
- Morel, G. & Roux, F. 1966. Les migrateurs paléarctiques au Sénégal. I. Non-passeaux. *Terre Vie* 20: 19-72.
- Nehls, G. 2001. Entwicklung der Wiesenvogelbestände im Naturschutzgebiet Alte-Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. *Corax* 18 (Sonderheft 2): 81-101.
- Petersen, W. 1987. Landschaftsökologische Probleme bei der Gestaltung eingedeichelter Flächen des Wattenmeeres. Dissertation. Institut für Haustierkunde. Kiel.
- Rakhimberdiev, E., Senner, N.R., Verhoeven, M.A., Winkler, D.W., Bouten, W. & Piersma, T. 2016. Comparing inferences of solar geolocation data against high-precision GPS data: annual movements of a double-tagged black-tailed godwit. *J. Avian Biol.* 47: 589-596.
- Rickenbach, O., Gruebler, M.U., Schaub, M., Koller, A., Naef-Daenzer, B. & Schifferli, L. 2011. Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chick survival. *Ibis* 153: 531-542.
- Ricklefs, R.E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* 9: 1-48.
- Roodbergen, M., Klok, C. & Schekkerman, H. 2008. The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits (*Limosa l. limosa*) in The Netherlands is not explained by changes in adult survival. *Ardea* 96: 207-218.
- Roodbergen, M., van der Werf, B. & Hötker, H. 2012. Revealing the contribution of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *J. Ornithol.* 153: 53-74.
- Ryslavy, T., Bauer, H.-G., Gerlach, B., Hüppop, O., Stahmer, J., Südbeck, P. & Sudfeldt, C. 2020. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung, 30. September 2020. *Ber. Vogelschutz* 57: 13-112.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2013a. Bericht 2013: Erstaufnahme Uferschnepfe (Action A.2), Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/lifelimosa_report_2013.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Schmidt, L. & Granke, O. 2013b. Bericht 2013: Erstaufnahme in den Projektgebieten (Action A.2), Prädation, Vegetationsentwicklung und Hyd-



- rologie (Action D.3). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: http://www.life-limosa.de/fileadmin/pdf/LifeLimosa_ActionA2D3_Report-2013.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötker, B. & Schmidt, L. 2015. Bericht 2015: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/life_limosa_report_2015.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötker, B. & Schmidt, L. 2018. Bericht 2018: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/life_limosa_report_2018.pdf.
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötker, B. & Schmidt, L. 2019a. Bericht 2019: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimosa/life_limosa_report_2019.pdf.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2019b. Wildkameras ermitteln Verlustursachen von Gelegen der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Natur und Landschaft 94: 59-65.
- Salewski, V. & Granke, O. 2017. Uferschnepfen und Kampfläufer im Dithmarscher Speicherkoog Süd 2017. Unveröffentl. Bericht Michael-Otto-Institut im NABU und Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, Bergenhusen und Molfsee.
- Salewski, V. & Granke, O. 2020. Ein Geflügelzaun zum Schutz von Uferschnepfengelegen *Limosa limosa*, erste Erfahrungen aus einem Pilotprojekt. Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm. 49 (Sonderheft 1): 125-135.
- Salewski, V. & Schütze, J. 2017. Bruterfolg von Uferschnepfen an der Westküste Schleswig-Holsteins - ein Methodenvergleich. Vogelwarte 55: 187-198.
- Salewski, V., Severon, T. & Granke, O. 2020a. Monitoring von Wiesenvogelgelegen innerhalb eines Gelegeschutzzauns bei Poppenbüll, Eiderstedt - Bericht 2020. Unveröffentl. Bericht, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Schaub, M. & Salewski, V. 2006. Fang-Wiederfang-Statistik zur Schätzung von Überlebensraten und anderer Parameter – Theorie und Beispiele. Ber. Vogelwarte Hiddensee 17: 23-31.
- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2006. Breeding success of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* under 'mosaic management', an experimental agri-environment scheme in The Netherlands. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 131-136.
- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2008. The effect of 'mosaic management' on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. J. Appl. Ecol. 45: 1067-1075.



- Schekkerman, H., Teunissen, W. & Oosterveld, E. 2009. Mortality of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *J. Ornithol.* 150: 133-145.
- Schroeder, J. 2010. Individual fitness correlates in the Black-tailed Godwit. Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen, Groningen.
- Seitz, J. 2001. Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. *Corax* 18 (Sonderheft 2): 55-66.
- Senner, N.R., Verhoeven, M.A., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2015. Just when you thought you knew it all: new evidence for flexible breeding patterns in Continental Black-tailed Godwits. *Wader Study* 122: 18-24.
- Sovon 2021: <https://stats.sovon.nl/stats/soort/5320/?language=english>. Aufgerufen am 07.12.2020.
- Struwe-Juhl, B. 1995. Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner See-Gebiet auf Bestand, Bruterfolg und Nahrungsökologie der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). *Corax* 16: 153-172.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & Sudfeldt, C. 2005. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Radolfzell.
- Teunissen, W., Schekkerman, H., Willems, F. & Majoor, F. 2008. Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. *Ibis* 150: 74-85.
- Thomsen, K., Jeromin, H., Lemke, H. & Heyna, J. 2021. Wiesenvögel in Schleswig-Holstein. Wiesenvogelmonitoring 2021. Projektbericht für das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Thorup, O. 2018. Population sizes and trends of breeding meadow birds in Denmark. *Wader Study* 125: 175-189.
- Thorup, O. 2021. Field studies in selected project areas on breeding conditions and numbers of ruff *Calidris pugnax* and dunlin *C. alpina*. LIFE-Limosa, Unveröffentl. Bericht.
- Thorup, O., Salewski, V. & Hötker, H. 2018. Kann Phönix aus der Asche steigen? Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) brüten in Schleswig-Holstein in überraschend hohen Zahlen. *Ber. Vogelschutz* 55: 61-69.
- Tüllinghoff, R., Kipp, M. & Schwartze, P. 2000. Beitrag zur Nistplatzwahl der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* 9:75-86.



- van Balen, J.H. 1959. Over de voortplanting van de Grutto, *Limosa limosa* L. *Ardea* 47: 76-86.
- van den Brink, V., Schroeder, J., Both, C., Lourenço, P.M., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2008. Space use by Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* during settlement at a previous or a new nest location. *Bird Study* 55: 188-193,
- van Noordwijk, A.J. & Thomson, D.L. 2008. Survival rates of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* breeding in The Netherlands estimated from ring recoveries. *Ardea* 96: 47-57.
- van Paassen, A.G., Veldman, D.H. & Beintema, A.J. 1984. A simple device for determination of incubation stages in eggs. *Wildfowl* 35: 173-178.
- Verhoeven, M.A., Loonstra, A.H.J., McBride, A.D., Macias, P., Kaspersma, W., Hooijmeijer, J.C.E.W., van der Velde, E., Both, C., Senner, N.R. & Piersma, T. 2020. Geolocators lead to better measures of timing and renesting in black-tailed godwits and reveal the bias of traditional observational methods. *J. Avian Biol.* 51: <https://doi.org/10.1111/jav.02259>
- White, G. & Hirons, G. 2019. The predator exclusion fence manual. RSPB, Sandy, GB.