



LIFE11 NAT/DE/000353

LIFE-Limosa

Abschlussbericht:

Monitoring Uferschnepfe (Action D.1)





LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa

**Abschlussbericht, Dezember 2023:**

**Bestand und Bruterfolg von Uferschnepfen in den LIFE-Limosa-Projektgebieten  
2013 - 2022 (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](mailto:Volker.Salewski@NABU.de)

☎: 04885 - 570



## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG .....</b>	<b>1</b>
	Abstract .....	3
<b>2</b>	<b>EINLEITUNG .....</b>	<b>5</b>
<b>3</b>	<b>UNTERSUCHUNGSGEBIETE UND METHODEN .....</b>	<b>5</b>
	3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen .....	5
	3.2 Bestandsmonitoring .....	6
	3.3 Reproduktionsmonitoring .....	7
	3.3.1 Feldarbeit .....	7
	3.3.2 Statistik.....	7
<b>4</b>	<b>ERGEBNISSE.....</b>	<b>9</b>
	4.1 Bestandsmonitoring .....	9
	4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK) .....	10
	4.1.2 Beltringharder Koog (04-BeK) .....	12
	4.1.3 Speicherkoog Nord (05-SpN) .....	14
	4.1.4 Speicherkoog Süd (06-SpS).....	15
	4.1.5 Untere Treene - Ostermoor (07-UTO) .....	17
	4.1.6 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS).....	19
	4.1.7 Eiderstedt (09-Eid).....	19
	4.1.8 Eiderästuar (10-EiÄ) .....	21
	4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980 .....	22
	4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe .....	25
	4.3.1 Gelegemonitoring .....	25
	4.3.2 Kükentelemetrie .....	31
	4.3.3 Kükenwachstum .....	33
	4.3.4 Bruterfolg.....	34
	4.3.5 Beringung .....	35
<b>5</b>	<b>DISKUSSION.....</b>	<b>38</b>
<b>6</b>	<b>FAZIT .....</b>	<b>40</b>
<b>7</b>	<b>DANK.....</b>	<b>41</b>



<b>8</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>42</b>
<b>9</b>	<b>ANHANG.....</b>	<b>50</b>
	<b>A1: Uferschnepfenrevierpaarzahlen auf den LIFE-Limososa-Flächen.....</b>	<b>50</b>
	<b>A2: Dichten der Uferschnepfenreviere auf den LIFE-Limososa-Flächen.....</b>	<b>51</b>
	<b>A3: Verteilung von Revierpaaren der Uferschnepfe in ausgewählten Projektgebieten in den Jahren 2013 bis 2022.....</b>	<b>52</b>
	A3.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK): .....	52
	A3.2 Beltringharder Koog (04-BeK):.....	54
	A3.3 Ditmarscher Speicherkoog Nord (05-SpN):.....	57
	A3.4 Ditmarscher Speicherkoog Süd (06-SpS): .....	59
	A3.5 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO):.....	62
	A3.6 Eiderstedt (09-Eid) – Adenbüller Koog:.....	63
	A3.7 Eiderstedt (09-Eid) – Poppenbüll Ost/Iversbüller Koog:.....	66
	A3.8 Eiderästuar (10-EiÄ, ohne Oldenswerter Vorland): .....	67
	<b>A4: Ergebnisse des Gelegemonitorings: räumliche Verteilung.....</b>	<b>69</b>
	A4.1 Beltringharder Koog (04-BEK): .....	69
	A4.2 Ditmarscher Speicherkoog Nord (05-SpN):.....	72
	A4.3 Ditmarscher Speicherkoog Süd (06-SpN):.....	72
	A4.4 Untere Treene – Ostermoor (07-UTO) – Ostermoor:.....	75
	A4.5 Untere Treene – Ostermoor (07-UTO) – Huder Schleife:.....	75
	A4.6 Eiderstedt (09-Eid) – Adenbüller Koog:.....	76
	A4.7 Eiderstedt (09-Eid) – Poppenbüll Ost/Iversbüller Koog:.....	78
	<b>A5: Ergebnisse des Monitorings von Uferschnepfengelegen: Gesamtzahlen. .....</b>	<b>79</b>
	<b>A6: Ergebnisse des Monitorings von Uferschnepfengelegen mit Nestkameras: Gesamtzahlen. ....</b>	<b>81</b>
	<b>A7: Vorträge des MOIN zum Monitoring im LIFE-Limososa-Projekt, 2013-2023.</b>	<b>83</b>
	<b>A8: Publikationen zum Monitoring im LIFE-Limososa-Projekt, 2014-2023. ....</b>	<b>87</b>

Die Abkürzungen „Abb.“ und „Tab.“ gefolgt von einer Zahl verweisen auf Abbildungen und Tabellen im Text. Ein „A“ gefolgt von einer Zahl verweist auf eine Abbildung bzw. eine Tabelle im Anhang am Ende des Berichts.



## 1 ZUSAMMENFASSUNG

Zwischen 2013 und 2022 wurde im Rahmen des EU-Life-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 vom MOIN ein Monitoring der Uferschnepfen durchgeführt bzw. koordiniert. Dieses beinhaltete die Bestandserfassung in allen Projektgebieten (ursprünglich zehn, später acht) und ein Monitoring des Bruterfolgs in vier Intensivgebieten.

Während der Projektlaufzeit nahmen der erfasste Uferschnepfenbestand mehr oder weniger kontinuierlich von 408 Paaren zu Projektbeginn bis auf 323 im letzten Projektjahr ab. Der Rückgang betrug damit etwa 21 % des Ausgangsbestands. Von diesem Rückgang waren fast alle Gebiete mehr oder weniger betroffen, nur im Beltringharder Koog kam es zu einer Zunahme während der Projektlaufzeit.

Während der Projektlaufzeit wurden insgesamt 1094 Uferschnepfennester gefunden. Außerhalb von Gelegeschutzzäunen kamen von 1015 gefundenen Gelegen 358 (35,3 %) zum Schlupf, während 652 (64,2 %) verloren gingen. Bei fünf Gelegen (0,5 %) blieb das Schicksal ungeklärt. Hauptverlustursache war die Prädation der Eier, der 57 % aller gefundenen Gelege zum Opfer fielen, was 89 % aller Verluste entspricht. Der Einsatz von Kameras ergab, dass Gelegeverluste durch Prädation hauptsächlich auf nachtaktive Bodenprädatoren zurückzuführen waren (92 % aller Prädationen). Innerhalb von Gelegeschutzzäunen kamen von 79 gefundenen Gelegen 60 (76 %) zum Schlupf und nur 19 (24 %) gingen verloren. Bei den Verlusten trat, im Vergleich zu denen außerhalb von Gelegeschutzzäunen, Prädation (47 % aller Verluste) weniger dominant hervor.

Die jährlich mit *Nest-survival*-Modellen geschätzten Schlupfwahrscheinlichkeiten variierten stark zwischen den Jahren und den untersuchten Gebieten wobei sie in den meisten Jahren im Beltringharder Koog am höchsten und im Adenbüller Koog am niedrigsten ausfielen. Die Schlupfwahrscheinlichkeiten waren in allen drei untersuchten Gebieten in den meisten Jahren so niedrig, dass eine wesentliche Voraussetzung für einen guten Bruterfolg, ein guter Schlupferfolg, nicht gegeben war. Dies galt nicht für Gelege, die sich innerhalb eines Gelegeschutzzauns befanden, wo die Schlupfwahrscheinlichkeiten durchweg deutlich höher lagen als außerhalb eines Zauns.

Von den 309 während der Projektlaufzeit in verschiedenen Gebieten besenderten Küken wurden lediglich 37 (12 %) flügge. Der Großteil der eingesetzten Sender (53 %) verschwand spurlos. In einigen Fällen konnte anhand der Fundumstände auf einen Prädatoren geschlossen werden. Dabei hielten sich Vögel (28 Fälle) und Säuger (24 Fälle) als Prädatoren in etwa die Waage. Die mit Hilfe von *Nest-survival*-Modellen ermittelten Wahrscheinlichkeiten von im Speicherkoog Süd (1,6 %-49,0 %) und im Adenbüller Koog (1,4 %-40,2 %) geschlüpften Küken, auch flügge zu werden, war in den meisten Jahren sehr niedrig. Auffällig war jedoch, dass das Wachstum der Küken im Speicherkoog Süd wesentlich schneller erfolgte als im Adenbüller Koog, wodurch



die Küken im Speicherkoog Süd mindestens vier Tage früher flügge wurden als die im Adenbüller Koog.

Für Schleswig-Holstein wurde angenommen, dass ein Bruterfolg von 0,46 flüggen Küken/Brutpaar nötig ist, um den Bestand zu erhalten. Dieser Wert wurde in 38 Gebietssaisons während der Projektlaufzeit nur siebenmal überschritten, in den meisten anderen Fällen sogar sehr deutlich unterschritten. Vor allem im Mäusejahr 2019 war der Bruterfolg überdurchschnittlich gut.

Die jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit von Uferschnepfen wurde mit Hilfe eines umfangreichen Beringungsprogramms ermittelt. Für Adulte betrug sie  $88,2 \% \pm 1,0 \%$ . Dieser hohe Wert weist darauf hin, dass die Bestandsrückgänge nicht auf Probleme auf dem Zug und in den Überwinterungsgebieten zu suchen sind, sondern in den Brutgebieten. Die ermittelten sehr geringen Bruterfolge bestätigen dies.

Im Zuge des Projekts wurden intensiv Uferschnepfenhabitate optimiert, ohne dass es dadurch insgesamt zu einem Anstieg der Bestände seit Projektbeginn gekommen wäre. In den Intensivgebieten kam es ebenfalls nicht zu einem allgemeinen, anhaltenden Anstieg des Bruterfolgs. Die Installation von Gelegeschutzzäunen und wahrscheinlich auch ein intensives Prädatorenmanagement durch Berufsjäger erwiesen sich als erfolgreiche Maßnahmen zur Steigerung des Bruterfolgs. Sie beheben aber wahrscheinlich nicht das Problem, sondern beseitigen nur seine Symptome. Nichtsdestotrotz sind beide Maßnahmen die zurzeit einzigen kurzfristig erfolgreichen Mittel zur Erhöhung des Bruterfolgs der Uferschnepfe.



## Abstract

Between 2013 and 2022, monitoring of black-tailed godwits was carried out and coordinated by the Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN) as part of the EU Life project LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limoso with the Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein as the executing organisation and the MOIN as project partner. The monitoring included population surveys in all project areas (originally ten, later eight) and monitoring of breeding success in four intensively monitored areas.

During the project period, the surveyed black-tailed godwit population declined more or less continuously from 408 pairs at the start of the project to 323 in the final year, i. e. by c. 21 %. Almost all areas were affected by this decline, only the project area Beltringharder Koog saw an increase during the project period.

During the project period, a total of 1094 black-tailed godwit nests were found in the intensively monitored areas. Outside of predator exclusion fences, 358 (35.3 %) of the 1015 clutches found hatched, while 652 (64.2 %) were lost. The fate of five clutches (0.5 %) remained unclear. The main cause of loss was egg predation, which accounted for 57 % of all clutches found and 89 % of all losses. Automatic nest cameras revealed that this was mainly due to nocturnal ground predators (92 % of all predations). Within predator exclusion fences, 60 (76 %) of 79 clutches found hatched and only 19 (24 %) were lost. In contrast to the situation outside predator exclusion fences, predation did not cause the majority of clutch losses (47 %).

The annual hatching probabilities estimated with nest survival models varied greatly between years and areas. It tended to be highest in Beltringharder Koog and lowest in Adenbüller Koog. The hatching probabilities in all three study areas in most years were so low that an essential prerequisite for good breeding success, a good hatching success, was not given. In contrast, clutches inside predator exclusion fences consistently reached much higher hatching probabilities than outside such fences.

Of the 309 chicks that were tagged in various areas during the project period only 37 (12 %) fledged. The majority of transmitters used (53 %) disappeared without a trace. In some cases, a predator could be identified based on the circumstances of discovery. Birds (28 cases) and mammals (24 cases) roughly balanced each other as predators. The fledging probabilities of chicks hatched in Speicherkoog Süd (1.6 %-49.0 %) and Adenbüller Koog (1.4 %-40.2 %) were very low in most years. Remarkably, the growth of chicks in Speicherkoog Süd was much faster than in Adenbüller Koog. As a result, chicks in Speicherkoog Süd fledged at least four days earlier than those in Adenbüller Koog.

For black-tailed godwits in Schleswig-Holstein, it was assumed that a breeding success of 0.46 fledged chicks per breeding pair is necessary to maintain the population. This value was only exceeded seven times in 38 study area seasons during the project



period; in most other cases, values were usually markedly lower. Especially in the 'vole year' of 2019, though, breeding success was above average.

As determined by an extensive colour-ringing program annual local survival probability of adult Black-tailed Godwits was  $88.2 \% \pm 1.0 \%$ . This high value, together with the very low breeding success, shows that the population declines are not due to problems during migration and in the wintering areas, but are caused by problems in the breeding areas.

In the course of the project, black-tailed godwit habitats were intensively optimized without this leading to an overall increase in populations since the start of the project. There was also no general, sustained increase in breeding success in the intensively monitored areas. The installation of predator exclusion fences and probably also intensive predator management by a professional hunter proved to be successful measures to increase breeding success, but probably only treat the symptoms of the problem. Nevertheless, both measures are currently the only successful means of increasing breeding success in the short term.



## 2 EINLEITUNG

Zwischen 2012 und 2023 wurde das LIFE-Limososa-Projekt (LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limososa) mit der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein als Projektträger und dem Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN) als Projektpartner durchgeführt. Ziele des Projekts waren die Stabilisierung der letzten Kernpopulationen 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 wurde durch ein Monitoring der Bestände in allen Projektgebieten und des Bruterfolgs von Uferschnepfen in vier Intensivgebieten zwischen 2013 und 2022 evaluiert. In dem als Intensivgebiet vorgesehenen Projektgebiet Untere Treene - Ostermoor (07-UTO) war ein Bruterfolgsmonitoring wegen der geringen Zahl an Brutpaaren (Abschnitt 4.1.5) nur sehr eingeschränkt möglich. Zu Beginn fand 2013 in allen der ursprünglich zehn Projektflächen eine Erstaufnahme der Uferschnepfen-Revierpaare statt (Action A.2<sup>1</sup>; Salewski et al. 2013a). Ab 2014 wurde diese Bestandsaufnahme unter Action D.1 weitergeführt. Die Ergebnisse des Monitorings werden in diesem Bericht dargestellt und diskutiert. Das Monitoring von Alpenstrandläufer und Kampfläufer (Action D.2) ist nicht Gegenstand dieses Berichts (siehe Thorup 2022).

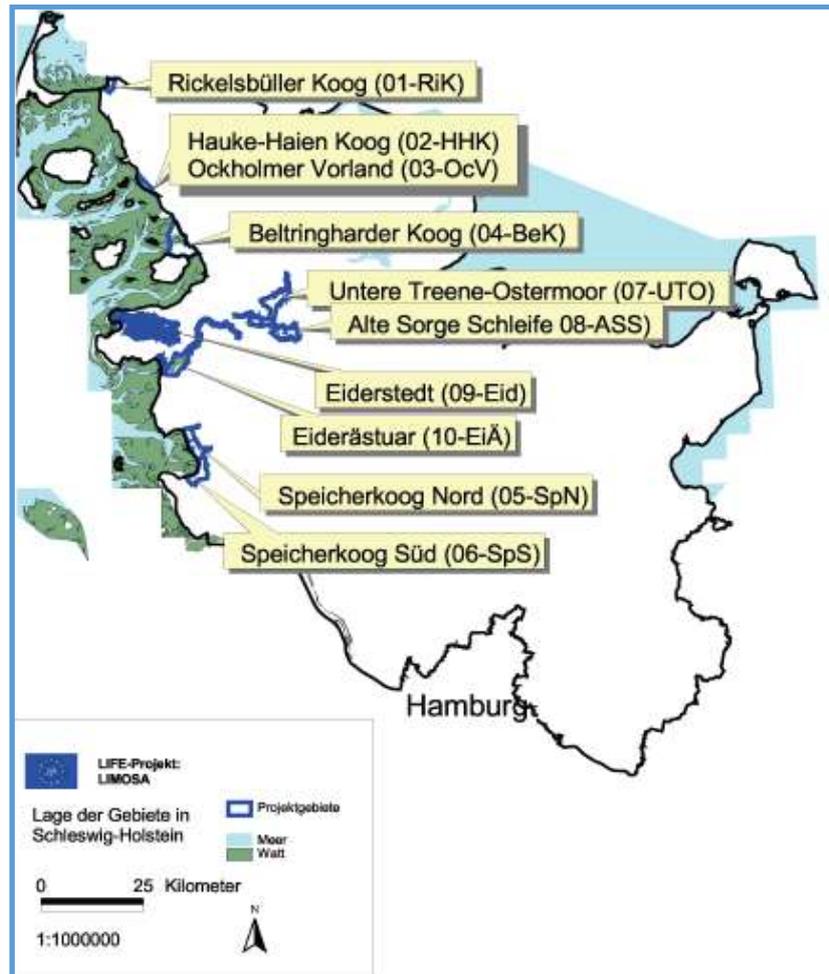
## 3 UNTERSUCHUNGSGEBIETE UND METHODEN

### 3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen

Die ursprünglich zehn und seit 2020 acht Projektgebiete (Abb. 1) lagen an der schleswig-holsteinischen Westküste (8 bzw. ab 2020 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-limososa.de](http://www.life-limososa.de)).

---

<sup>1</sup> Die Actions beziehen sich auf die „Action numbers“ im Projektantrag.



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

### 3.2 Bestandsmonitoring

Die Erfassungen der Uferschnepfenbestände in den Projektgebieten wurden durch das MOIN sowie durch J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein, Rickelsbüller Koog), B. Klinner-Hötcker und D. S. Cimiotti (Beltringharder Koog) sowie H. A. Bruns (Eiderästuar, z. T. 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 intensiver warnender Familien durchgeführt. Während einiger Termine im Juni und Juli wurde zusätzlich in der Nähe warnender Altvögel durch eine möglichst kurze Begehung nach flügenden Jungvögeln gesucht.



### 3.3 Reproduktionsmonitoring

#### 3.3.1 Feldarbeit

In ursprünglich vier Projektgebieten (Beltringharder Koog, 04-BeK; Speicherkoog Süd, 06-SpS; Untere Treene-Ostermoor, 07-UTO; Adenbüller Koog, 09-Eid) wurde zwischen Anfang April und Mitte Juni intensiv nach Uferschnepfennestern gesucht. 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 Verlust 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 von Uferschnepfenküken wurden im Speicherkoog Süd 2014 bis 2022, im Beltringharder Koog 2016 und 2017 sowie im Adenbüller Koog 2017 bis 2022 Küken unmittelbar nach dem Schlupf mit 0,7 g leichten Sendern (PicoPip Ag376, 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. Um zu verhindern, dass die Küken durch die Sender auffälliger werden, wurden die abgeschnittenen Federn anschließend wieder auf den Sender geklebt. Alle zwei bis fünf 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 und in deren Nähe 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. Genommene Maße umfassten jeweils Schnabellänge, Fußlänge, Flügelänge und Gewicht. Die Flügelänge wurde erst ab einem Alter von sieben Tagen gemessen.

#### 3.3.2 Statistik

Die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen und besenderten Küken 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. Die Details zu den Modellen werden



in den jeweiligen Jahresberichten beschrieben (<https://www.wo-ist-greta.de/footer-navi/downloads/> oder <https://bergenhusen.nabu.de/forschung/life-limosa/index.html>). Für den Bericht 2013 wurde die Methode nach Mayfield (1975) zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten der Uferschnepfengelege angewandt. Für spätere Berichte, Abbildungen und Vorträge wurde die Überlebenswahrscheinlichkeiten für 2013 aber ebenfalls mit *Nest-survival* Modellen geschätzt. Bei der Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege wurde berücksichtigt, dass sich Gelege innerhalb oder außerhalb eines Gelegeschutzzauns befinden konnten. 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 (Salewski & Schmidt 2021). Die Wahrscheinlichkeit der Küken, flügge zu werden, wurde daher anhand der Telemetriedaten geschätzt, ohne die Aufenthaltsdauer innerhalb der Zäune zu berücksichtigen.

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  $\Phi$  bis zum Tag des Schlüpfens überlebt, beträgt somit  $\Phi^{26}$  (Visser & Beintema 1991).

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  $\Phi$  bis zum Flüggewerden überlebt, wäre demnach  $\Phi^{27}$ . Nach den Erfahrungen aus dem Projekt (Salewski & Schmidt 2021) scheinen Uferschnepfenküken im Adenbüller Koog erst im Alter von mindestens 28 Tagen flügge zu sein. 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  $\Phi^{28}$  und eines im Speicherkoog Süd geschlüpften Kükens mit  $\Phi^{24}$  geschätzt.

Das Wachstum der Küken wurden mit linearen gemischten Modellen (Korner-Nievergelt et al. 2015) analysiert. Erklärende feste Faktoren war dabei das Alter der Küken in Tagen und das Gebiet ihrer Herkunft. Da die Daten durch die Zugehörigkeit mehrerer Küken zu einer Familie nicht unabhängig waren und viele Küken mehrmals vermessen wurden, wurden die Faktoren „Familie“ und „Küken“ als zufällige Faktoren mitberücksichtigt. Dem Umstand, dass ein Küken nicht zwischen Familien wechseln kann, wurde dadurch Rechnung getragen, dass der Faktor „Küken“ im Faktor „Familie“ genestet war. Eine Voranalyse ergab, dass der Einschluss des festen Faktors „Jahr“ nicht zu einer Verbesserung der Modelle führt. Dadurch konnten die Daten aller Jahre zusammen ausgewertet werden. Allerdings wurden für den Vergleich des Kükenwachstums im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog nur die Jahre herangezogen, in denen es auch in beiden Gebieten zur Erhebung von Daten kam (2018-2022).



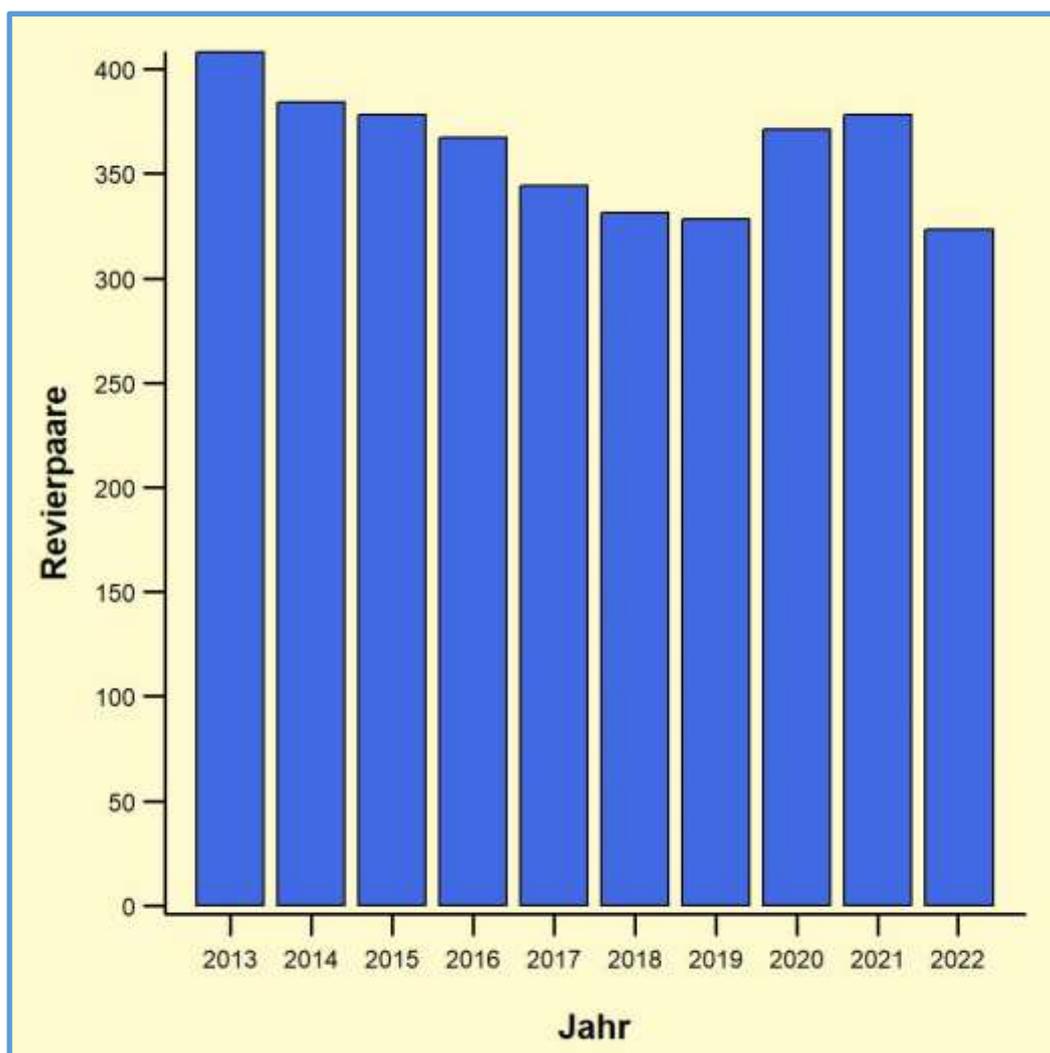
Die Ausarbeitung eines Populationsmodells setzt neben der Ermittlung des Reproduktionserfolgs auch die Kenntnis der Überlebenswahrscheinlichkeit der adulten Uferschnepfen voraus. Dazu wurde die seit 2008 vom MOIN durchgeführte Farbberingung von adulten Uferschnepfen und Küken fortgesetzt (zur Methode siehe Salewski et al. 2013a). Die lokale Überlebenswahrscheinlichkeit, d. h. das Produkt der Wahrscheinlichkeit, 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 Modelle zur Anwendung, die einen Effekt des Alters berücksichtigten, da anzunehmen ist, dass erstjährige und adulte Uferschnepfen unterschiedliche Überlebenswahrscheinlichkeiten haben (van Noordwijk & Thomson 2008). 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.

Der Bruterfolg wurde 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.

## 4 ERGEBNISSE

### 4.1 Bestandsmonitoring

Auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen (ohne Ockholmer Vordeichung und Hauke-Haien-Koog) konnten zwischen 2013 und 2022 insgesamt zwischen 323 und 408 Uferschnepfenreviere/Jahr ermittelt werden. Der höchste Stand wurde im ersten Projektjahr (2013) festgestellt, während sich im letzten Projektjahr (2022) die wenigsten Uferschnepfenpaare in den Maßnahmenflächen fanden. Während der Projektlaufzeit hat somit der Uferschnepfenbestand in den Maßnahmenflächen um etwa 21 % abgenommen. Dieser Rückgang fand mehr oder weniger kontinuierlich statt (Abb. 2), lediglich 2020 und 2021 kam es, nach einem außergewöhnlich gutem Bruterfolg 2018 (Beltringharder Koog) und 2019 (siehe unten), zu einem Anstieg der Bestände. Danach brüteten allerdings schon 2022 die wenigsten Uferschnepfen seit Projektbeginn in den Maßnahmenflächen. Rückgänge sind, bei über den Projektzeitraum auftretenden Schwankungen, in fast allen Projektgebieten zu verzeichnen (Abb. 3-9, A1).



**Abb. 2:** Entwicklung der Uferschnepfen-Revierpaarzahlen auf den LIFE-Limosa-Maßnahmenflächen (ohne Ockholmer Vordeichung und Hauke-Haien-Koog) zwischen 2013 und 2022. Dargestellt ist die Summe der Revierpaare in allen Projektgebieten zwischen 2013 und 2022. Für die Entwicklung in den einzelnen Gebieten siehe Abb. 3-9.

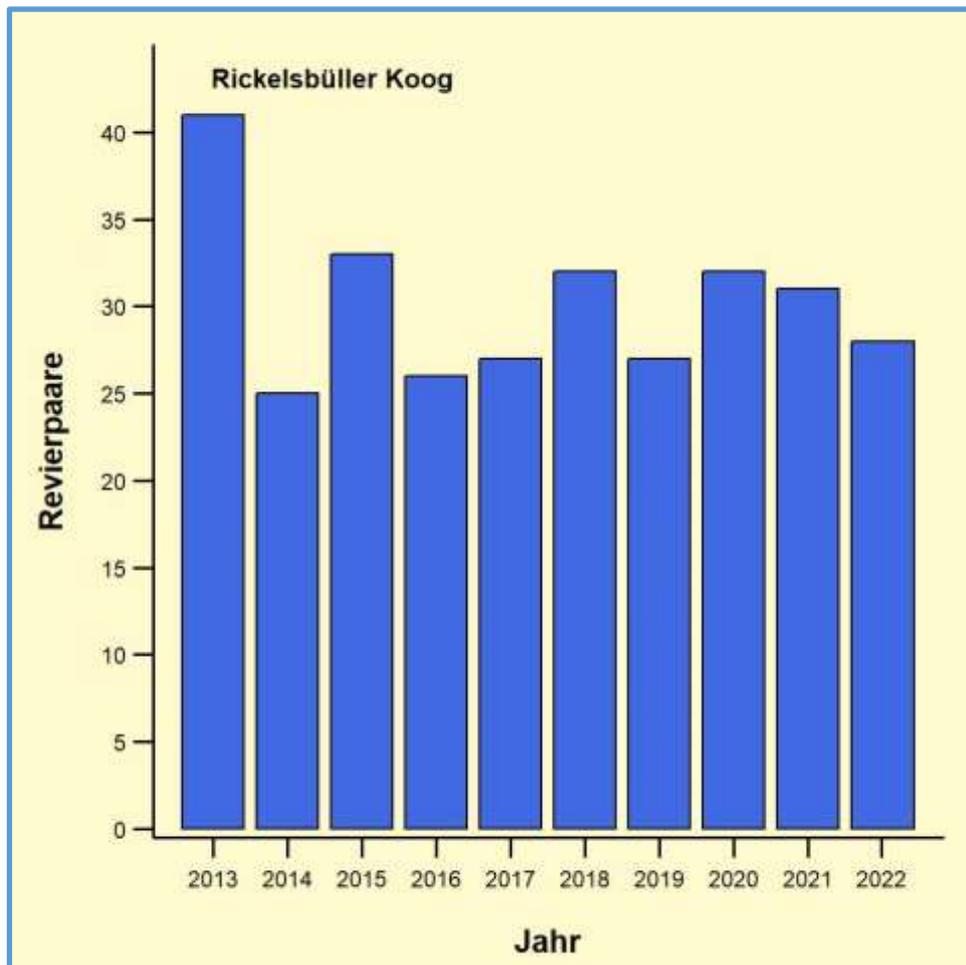
Dichteangaben sind zum Teil schwer zu interpretieren, da es sich bei einigen Gebieten (Ostermoor, Adenbüller Koog, Poppenbüll Ost) nicht um strukturell klar abgegrenzte Räume handelt, sondern um im Sinne des Wiesenvogelschutzes bewirtschaftete Flächen inmitten einer konventionell organisierten Agrarlandschaft. Die höchsten Dichten an Uferschnepfenpaaren, bezogen auf die Fläche des in den Maßnahmenflächen zur Verfügung stehenden Grünlands, fanden sich über die gesamte Projektlaufzeit zumeist im Adenbüller Koog (1,6-3,4 Revierpaare/10 ha) gefolgt vom Beltringharder Koog (1,5-2,0 Revierpaare/10 ha, A2).

#### 4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Im Rickelsbüller Koog nahm die Zahl der Uferschnepfenrevierpaare während der Projektlaufzeit von 41 (2013) auf 28 (2022) ab (Abb. 3, A1). Dieser Rückgang um 32 % vom ersten auf das letzte Projektjahr des Monitorings ist im Wesentlichen auf einen Einbruch nach dem ersten Projektjahr zurückzuführen (Abb. 3). Anschließend nahm der Bestand bei deutlichen Schwankungen leicht zu.

Die Uferschnepfenreviere verteilten sich nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche des Koogs, sondern konzentrierten sich in den meisten Jahren im zentralen Bereich (A3.1). Ein relativ geringer Anteil der Revierpaare fand sich dort nur in den Jahren 2019 und 2020, als hier wegen der anhaltenden Trockenheit im Frühjahr die Vegetation nicht optimal aufwachsen konnte (J. Hansen, pers. Mitt.).

Seit 2019 kommt es zu einer weiteren Konzentration von Brutpaaren im Nordosten des Koogs. Dort waren schon in den Jahren zuvor mit Landschilf bewachsene Bereiche in die Bewirtschaftung überführt worden. Die anschließende Besiedlung mit Uferschnepfen hebt die Bedeutung der Beweidung und Nachmahd von sonst mit Landschilf bewachsenen Flächen als habitatoptimierende Maßnahmen für Wiesenvögel hervor.



**Abb. 3:** Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog von 2013 bis 2022.

Im Süden des Koogs wurde 2016 ein etwa 51 ha großer Polder angelegt, um in den dortigen, höher gelegenen Bereichen für Wiesenvögel geeignete Wasserstände gewährleisten zu können. Im Winter wird Wasser im Polder zurückgehalten, das zur Brut-saison auf das nötige Maß abgesenkt wird. Von Beginn an war der Polder ein Anziehungspunkt für viele rastende Wasservögel im Winter und im zeitigen Frühjahr sowie später Brutplatz für Arten wie Seeregenpfeifer *Charadrius alexandrinus*, Sandregen-



pfeifer *C. hiaticula* und Säbelschnäbler *Recurvirostra avosetta*. Nachdem seit Projektbeginn zunächst keine Uferschnepfen im Bereich des späteren bzw. neuen Polders gebrütet hatten, etablierten 2018 hier fünf Paare ihr Revier; 2019 und 2020 waren es ein Paar bzw. drei Paare, in den beiden letzten Projektjahren keines mehr (A3.1). Zumindest im Frühjahr 2022 könnte dies auf eine sich dort etablierende Kolonie der Lachmöwe *Chroicocephalus ridibundus* mit etwa 60 Brutpaaren sowie etwa 100 Paare Säbelschnäbler zurückzuführen gewesen sein (J. Hansen, pers. Mitt.).

#### 4.1.2 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog ist das einzige Projektgebiet, in dem die Anzahl der Uferschnepfenrevierpaare mehr oder weniger kontinuierlich anstieg (Abb. 4). In den beiden letzten Projektjahren kam es, nach dem Höchstwert im Jahr 2020, zu einer leichten Abnahme. Mit bis zu 121 Revierpaaren war das Gebiet zumindest in einigen Jahren dasjenige mit der höchsten Anzahl an Uferschnepfenpaaren (A1).

Schwerpunkte der Uferschnepfenverbreitung im Beltringharder Koog waren die nördlichen Bereiche der Teilgebiete „Salzwasserlagune“ und „SO-Feuchtgrünland“ sowie das „N Arlauspeicherbecken“ (A3.2). Im Gebiet „Salzwasserlagune“ wurden vor allem die Bereiche unmittelbar südlich des Lüttmoordamms 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 hier 2021 erstmals ein mobiler stromführender und etwa 4 ha umfassender Gelegeschutzzaun installiert (A3.2). Im zweiten Jahr seiner Installation hatte er möglicherweise bereits einen Einfluss auf die Verteilung der Uferschnepfen-Revierpaare (Salewski & Schmidt 2022).

Im Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ werden Wiesen- und Seevogelgelege an seinem westlichen Ende durch eine mechanische Sperre und an seinem östlichen Ende durch eine Kombination aus einem Maschenzaun und stromführenden Litzen mit mehr oder weniger gutem Erfolg ebenfalls vor Bodenprädatoren geschützt. Die östliche Sperre wurde während der Projektlaufzeit immer wieder nachgebessert. Eine Folge dessen war möglicherweise, dass das betreffende Gebiet während der Projektlaufzeit als Brutgebiet für Uferschnepfen an Bedeutung gewann. Waren es 2013 noch 16 % aller Revierpaare im Beltringharder Koog, die sich im Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ fanden, so waren es 2021 38 %. [A3.2, siehe Diskussion in Salewski & Schmidt (2021) zur Diskussion des Themas ‚landscape of fear‘ (Gallagher et al. 2027)]. Dass es allerdings 2022 wieder zu einer Abnahme der in diesem Teilgebiet brütenden Uferschnepfen kam, könnte mit der Arbeit eines seit 2021 im Beltringharder Koog aktiven Berufsjägers zusammenhängen. Durch die Reduktion von Bodenprädatoren im gesamten Koog ist möglicherweise die relative Attraktivität des „N Arlauspeicherbeckens“ als Brutgebiet gegenüber den Vorjahren wieder gesunken (siehe auch Salewski & Schmidt 2021).

Das Teilgebiet „Lüttmoorsee“ hat während der Projektlaufzeit an Bedeutung verloren, und im Teilgebiet „NO-Feuchtgrünland“ brütete während der Projektlaufzeit nie eine bedeutende Anzahl Uferschnepfen (A1.2). In letzterem 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 und der Bestand sank wieder auf den früheren Wert ab. Der Mangel weiter Graslandbereiche macht dieses Teilgebiet für Uferschnepfen derzeit unattraktiv. Durch die vielen Offenbodenstellen ist es aber für Sandregenpfeifer, Kiebitze *Vanellus vanellus* und Säbelschnäbler geeignet, die dort in höheren Dichten brüten (Cimiotti 2022).

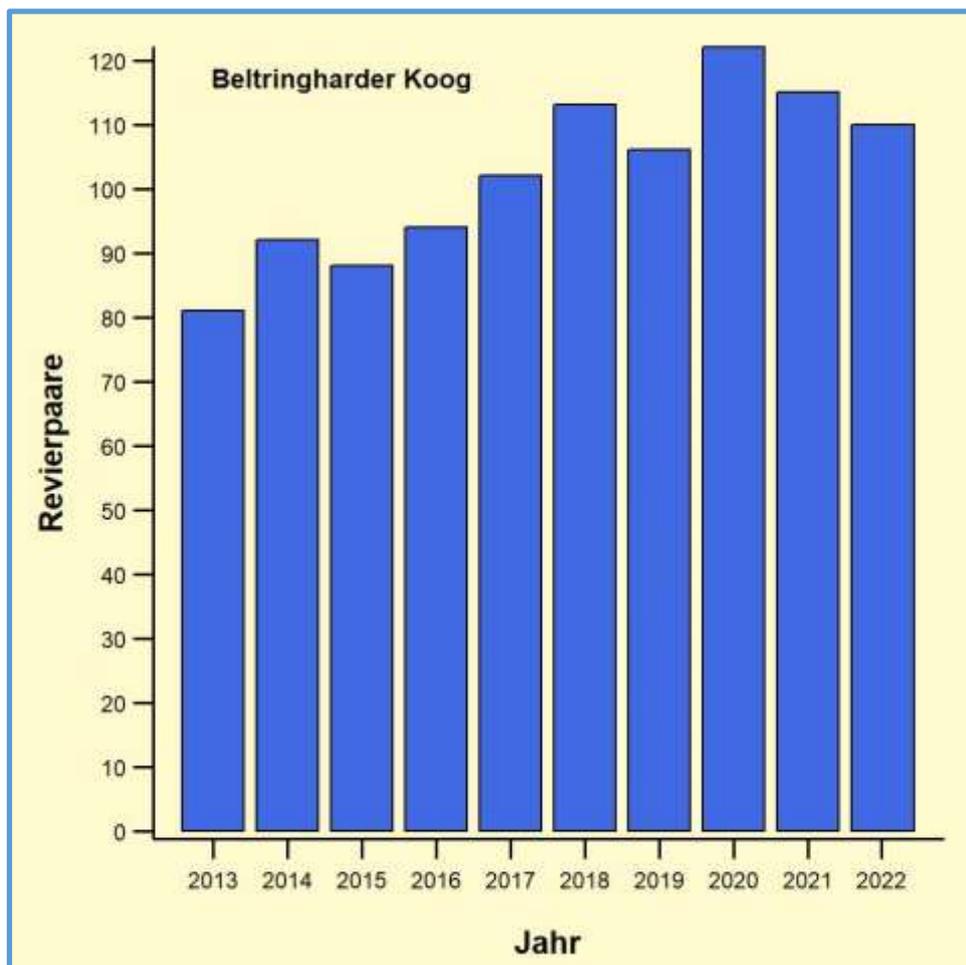


Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog von 2013 bis 2022.



### 4.1.3 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord kam es während der Projektlaufzeit zunächst zu einer sehr starken Abnahme der Revierpaarzahlen, ab 2019 dann zu einer Erholung, durch die allerdings ähnlich hohe Werte wie zu Projektbeginn nicht mehr erreicht werden konnten (Abb. 5, A1, A3.3). Im Wesentlichen entsprechen die während der Projektlaufzeit aufgetretenen Ab- und Zunahmen den schon ab etwa Mitte der 1990er Jahre aufgetretenen regelmäßigen Schwankungen (Abb. 10). Ob die 2022 im Vergleich zum Vorjahr niedrigerer Anzahl an Revierpaaren wieder eine abnehmende Phase einleitet, muss die Zukunft zeigen.

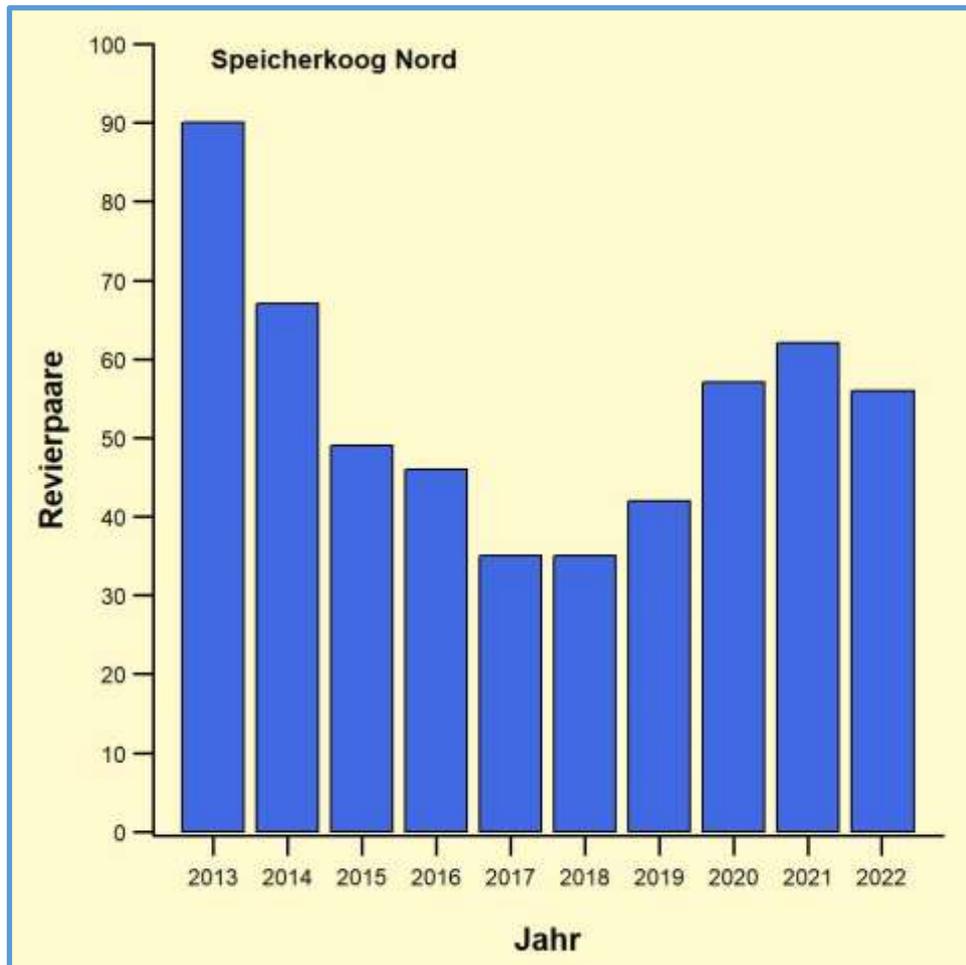
Einhergehend mit den Schwankungen der Revierpaarzahl kam es zu Verschiebungen der Revierpaardichtezentren innerhalb des Koogs (A3.3). Besonders deutlich war dies in den zentralen Bereichen südlich des Transportdamms. Nachdem hier 2013 noch 20 Revierpaare festgestellt worden waren, nahm in den Folgejahren der Bestand bis auf kein (2016) bzw. ein Revier (2017-2019) ab. Am Ende der Projektlaufzeit stieg hier die Anzahl der Revierpaare wieder von vier (2020) und zehn (2021) auf zwölf (2022) an. Möglicherweise hatten die vor der Brutsaison 2018 durchgeführten umfangreichen Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung (Verblocken von Gräben, siehe aber unten; Anlage von Blänken) diesen Bereich wieder attraktiver für Uferschnepfen werden lassen, was dazu führte, dass sich hier wieder 21 % aller Paare des Koogs ansiedelten. 2013, vor der Umsetzung der Maßnahmen, war es mit 22 % aber bereits ein ähnlich hoher Anteil gewesen.

Eine relative konstante Anzahl von sieben bis 13 Revierpaaren fand sich während der gesamten Projektlaufzeit im Nordosten des Koogs. Im nordwestlichen Bereich war die Anzahl mit einem bis sechs Paaren durchweg sehr niedrig. Hier hatte bereits 2014/15 eine umfangreiche Entfernung von Gehölzen stattgefunden, was in den Folgejahren allerdings noch keinen Erfolg gezeitigt hatte. Möglicherweise deutet sich dieser mit einem leichten Anstieg der Revierpaarzahlen in diesem Bereich seit 2020 an (A3.3).

Zu deutlichen Schwankungen bei den Revierpaarzahlen kam es in den Bereichen direkt nördlich des Transportdamms und westlich des Verbindungskanals. 2018/19 wurden hier umfangreiche Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung durchgeführt, woraufhin sich die Revierpaarzahl 2020 erhöhte. Viele der dort angelegten Kleinstauere verschwand durch Erosion allerdings in der Folgezeit schon wieder und konnten dementsprechend ihre wasserhaltende Aufgabe nicht mehr erfüllen.

Viele der Uferschnepfenpaare im Koog fanden sich im südöstlichen Bereich. Durch die Entnahme einer 1060 m langen Baumreihe 2014 wurden hier vor allem die östlichen Bereiche für Uferschnepfen attraktiver. Dies führte zu einer deutlichen Vergrößerung des besiedelten Bereichs nach Osten, aber nicht zu einer damit einhergehenden Zunahme der Revierpaare ab 2016 (A3.3) Nichtsdestotrotz brütete hier 2016 ein Großteil der Uferschnepfen des Koogs (57 %, Salewski et al. 2016). Ab 2020 war die Anzahl

der Paare im südöstlichen Teilbereich wieder rückläufig, während im gesamten Koog die Revierpaarzahl zunahm.



**Abb. 5:** Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord von 2013 bis 2022.

#### 4.1.4 Speicherkoog Süd (06-SpS)

Der Speicherkoog Süd war das Projektgebiet, das während der Projektlaufzeit mit bis zu 128 Revierpaaren (2015) zumeist den höchsten Uferschnepfenbestand aufwies (A1). 2018 und vor allem 2022 kam es zu Einbrüchen der Revierpaarzahlen (Abb. 6), ohne dass hierfür ein Grund ersichtlich gewesen wäre. Vor beiden Einbrüchen war es zu keinen wesentlichen Veränderungen im Gelände gekommen und auch eine Änderung des Managements hatte nicht stattgefunden. Erkennbare Störungen zur kritischen Zeit der Revieretablierung konnten ebenfalls nicht festgestellt werden. Im März und April war der Wasserstand im Gelände in beiden Jahren hoch und bot gute Voraussetzungen für ankommende Uferschnepfen (vgl. Hötter et al. 2012). Die in beiden Jahren später einsetzende Trockenheit sollte keinen Einfluss auf die Revierbesetzung mehr gehabt haben. Zu Umsiedlungen in andere Gebiete, zumindest solche in der Nähe, dürfte es auch nicht gekommen sein, da es weder im benachbarten Speicherkoog Nord (siehe Kap. 4.1.3.) noch in der nur wenige Kilometer entfernten Mieleniederung (l. Mauscherning, pers. Mitt.) zu Zunahmen kam. Wegen des seit Jahren sehr



niedrigen Bruterfolgs (siehe Kap. 4.3.4.) sind Bestandsrückgänge zwar zu erwarten, da der Bruterfolg 2019 und 2021 aber überdurchschnittlich hoch war (siehe Kap. 4.3.4.), kann auch dies den drastischen Bestandseinbruch 2022 (-30 %) nicht erklären. Eine denkbare erhöhte Sterblichkeit auf dem Zug oder in den Überwinterungsgebieten hätte sich auch ähnlich drastisch auf die anderen Projektgebiete auswirken müssen, was aber nicht der Fall war (Tab. A1). Trotz der Bestandseinbrüche 2018 und 2022 ist der Speicherkoog Süd nach wie vor eines der wichtigsten Gebiete für Uferschnepfen und anderer Wiesenvogelarten in Schleswig-Holstein.

Die Änderung der Verteilung der Brutpaare im Koog ist sicherlich auf die ab 2018 während der Brutzeit und in manchen Jahren auch schon früher im Jahr herrschende Trockenheit zurückzuführen. Besonders auffällig war der Rückgang der Revierpaare im höher gelegenen und damit trockenerem Barlter Sommerkoog während der Projektlaufzeit (A3.4). 2013 und 2014 brüteten hier noch 34 % (33 Paare) bzw. 25 % (30 Paare) aller im Koog kartierten Revierpaare. 2018 waren es noch 17 (19 %) und 2020 nur noch zwei Paare (1,9 %). Parallel zu dieser Entwicklung kam es zu einem deutlichen Anstieg der Brutpaare in den tiefer gelegenen und damit feuchteren Bereichen im Zentrum des Koogs (A3.4). 2021 und 2022 brüteten wieder mehr Schnepfen im Barlter Sommerkoog; möglicherweise hatten dazu die feuchteren Bedingungen im zeitigen Frühjahr beider Jahre geführt. Werte wie zu Beginn des Projekts wurden aber nicht mehr erreicht. Durch wenige einfache Maßnahmen zur hydrologischen Optimierung und Rückhaltung der Winterniederschläge könnten im Barlter Sommerkoog große Grünlandbereiche für Uferschnepfen noch attraktiver gestaltet werden. In den letzten Jahren der Projektlaufzeit kam es selbst in den tiefer gelegenen Teilbereichen nördlich des Meentenstroms zu deutlichen Rückgängen von 18 Revierpaaren 2020 (17 % des Gesamtbestands) auf 13 Revierpaare (13 %) 2021 und sieben Revierpaare (10 %) 2022.

Kaum besiedelt sind die nördlichen und südlichen Bereiche des Koogs. Diese werden mit Schafen beweidet, wodurch eine sehr kurze und strukturlose Vegetation vorherrscht, die die Gebiete als Brutflächen für Wiesenvögel über weite Strecken entwertet. Die relativ hohe Uferschnepfendichte in den zentralen, unbeweideten Bereichen des Koogs (2022: 1,3 Revierpaare/10 ha; 2021: 2,0 Revierpaare/10 ha) zeigen das weitere große Potenzial auf: Durch geeignete Managementmaßnahmen (höherer Wassereinstau durch die bereits vorhandenen Kleinstäue, Reparatur defekter Kleinstäue) könnte hier wie auch im Gesamtgebiet die Zahl der Revierpaare wesentlich erhöht werden, worauf bereits Koop & Kieckbusch (2004) hingewiesen haben.

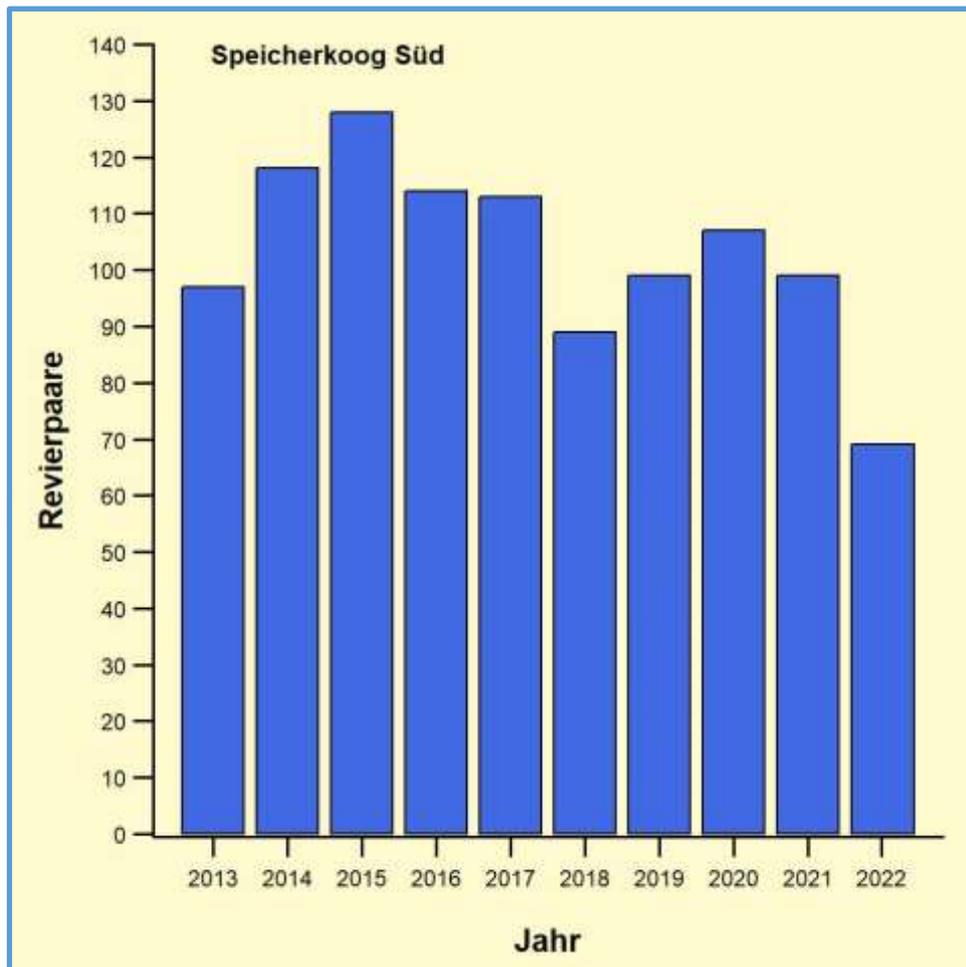


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd von 2013 bis 2022.

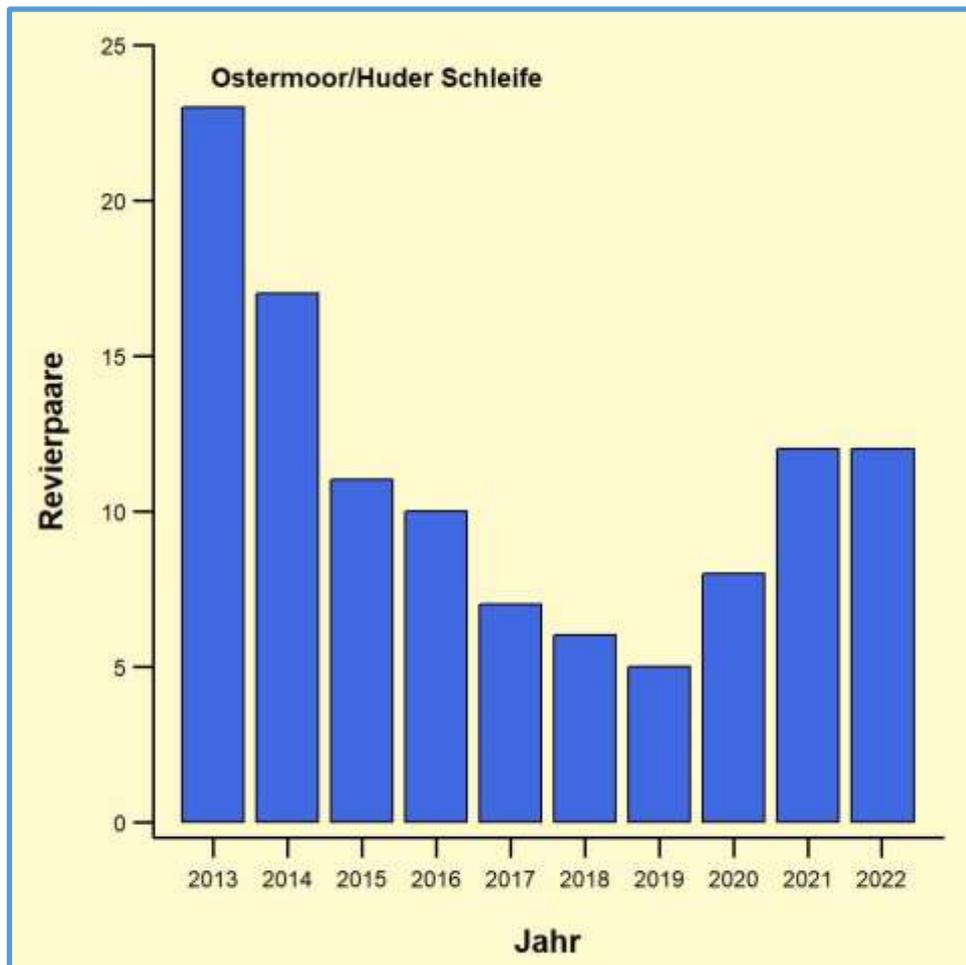
#### 4.1.5 Untere Treene - Ostermoor (07-UTO)

In den Maßnahmenflächen des Ostermoors und der Huder Schleife sowie dem näheren Umfeld beider Gebiete kam es ab dem Projektbeginn zunächst zu dem stärksten Abfall der Revierpaarzahlen aller Projektgebiete (Abb. 7, A1). Nachdem 2013 noch 15 Paare in den Maßnahmenflächen des Ostermoors sowie acht weitere in seinem Umfeld gebrütet hatten, wurden der Tiefststand 2019 mit nur noch fünf Paaren im Ostermoor und keinem außerhalb der Maßnahmenflächen erreicht (Abb. 7, A1, A3.5).

Im Süden der Maßnahmenflächen des Ostermoors wurde bereits 2014/15 ein etwa 26 ha großer Polder angelegt. 2016 kam nordwestlich davon anschließend ein weiterer (etwa 9 ha) hinzu (A3.5), der in den meisten Jahren durch einen stromführenden Geflügelzaun vor bodengebundenen Prädatoren geschützt wurde. Die Fläche des südlichen Polders wurde in den Jahren nach seiner Anlage von zum Teil mehreren Uferschnepfenpaaren als Brutgebiet angenommen, was in den Jahren zuvor nicht der Fall gewesen war (A3.5). Ab 2020 brüteten in beiden Poldern keine Schnepfen mehr. Allerdings hielten sich hier auch 2020 bis 2022 immer wieder mehrere Familien mit Jungen auf und es kam zu kleinen Ansammlungen flügger Jungvögel (bis zu acht), die

mutmaßlich aus erfolgreichen Bruten in der Huder Schleife stammten (Salewski & Schmidt 2021).

Eine Umkehr des negativen Bestandstrends setzte mit der Besiedlung der Huder Schleife auf der Nordseite der Treene ab 2020 ein, als hier drei Uferschnepfenpaare brüteten. Zuvor war dort in dem ansonsten trockenen Gebiet eine größere Blänke angelegt worden und die Schlaufe der Treene durch einen stromführenden Zaun abgetrennt und somit der Zugang für Bodenprädatoren erschwert worden. Der Anstieg der Revierpaarzahlen im Gebiet ab 2019 ist ausschließlich auf die Besiedlung der Huder Schleife zurückzuführen, zumal der Bruterfolg hier im Vergleich zu anderen Projektgebieten außergewöhnlich hoch war (siehe Kap. 4.3.4).



**Abb. 7:** Uferschnepfenreviere in den Maßnahmenflächen im Ostermoor und in der Huder Schleife sowie der näheren Umgebung der Gebiete von 2013 bis 2022.



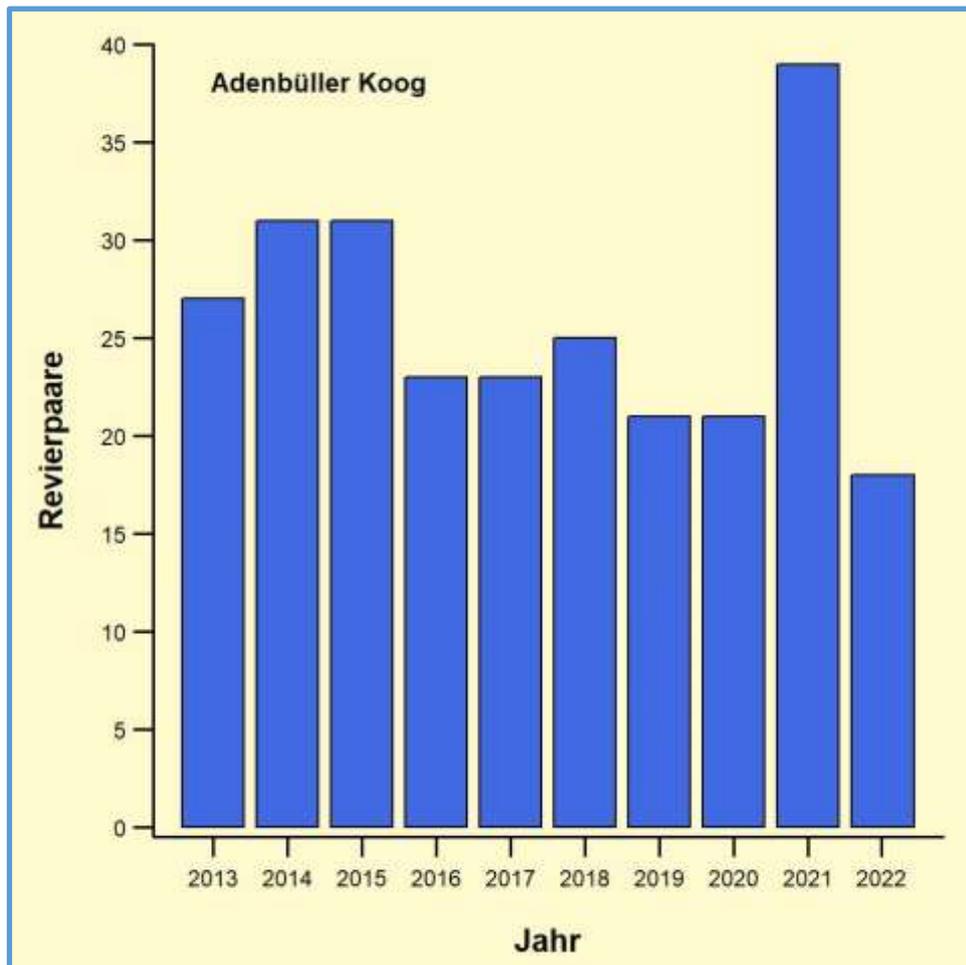
#### 4.1.6 Alte-Sorge-Schleife (08-ASS)

Im NSG Alte-Sorge-Schleife brüteten während der Projektlaufzeit keines bis drei Uferschnepfenpaare, die letzte Brut fand 2017 statt (Abb. 10, A1). Bereits zwischen 1990 und 1994 war es zu einem Einbruch von 44 auf sieben Brutpaare gekommen, von dem sich der Bestand seitdem nicht mehr erholt hat (Abb. 10). Aufwändige Maßnahmen wie die Anlage mehrerer Polder und das Verblocken von Gräben zur Anhebung der Wasserstände sowie die Wiederaufnahme der Bewirtschaftung einer Fläche mit hohem Anteil der Flatterbinse *Juncus effusus* haben den Trend auch während der Projektlaufzeit nicht umkehren können. Die Gründe hierfür sind nicht klar, vor allem im Hinblick auf den benachbarten Meggerkoog, der nicht zur LIFE-Limoso-Kulisse gehört. Dort haben die Uferschnepfenbestände seit 1990 zugenommen und sind seit LIFE-Limoso-Projektbeginn stabil. Der dortige Bruterfolg ist seit 2013 im Durchschnitt und in den meisten Einzeljahren nicht nur bestandserhaltend, sondern führt zu einem Überschuss flügger Junger, die andere Gebiete besiedeln könnten (Jeromin et al. 2016; H. Jeromin, pers. Mitt.). Dies hat bisher aber nicht zu einer dauerhaften Wiederbesiedlung des NSG Alte-Sorge-Schleife geführt.

#### 4.1.7 Eiderstedt (09-Eid)

Im Teilgebiet „Adenbüller Koog“ im Projektgebiet Eiderstedt kam es ab 2015 zu einer deutlichen Abnahme des Uferschnepfenbestands (Abb. 8, A1, A3.6). Dieser negative Trend wurde 2021 unterbrochen, als fast die doppelte Anzahl an Revierpaaren (39) im Vergleich zum Vorjahr (21) registriert wurde. Diese Zunahme war allerdings nicht nachhaltig: Schon 2022 wurde mit 18 Revierpaaren, was einer Abnahme um 54 % im Vergleich zum Vorjahr entsprach, der niedrigste Bestand im Adenbüller Koog seit Projektbeginn festgestellt (Abb. 8). Ähnlich wie bei dem Bestandseinbruch im Speicherkoog Süd im selben Jahr (siehe oben) gibt es dafür keine ersichtliche Erklärung. Das Umfeld hatte sich im Vergleich zu den Vorjahren nicht verändert und auch größere Störungen waren ab März nicht zu verzeichnen gewesen. Da 2022 auf ganz Eiderstedt zumindest in den NATURA-2000-Gebieten Wiesenvögel erfasst wurden, kann ausgeschlossen werden, dass sich die Uferschnepfen kleinräumig umgesiedelt haben (Sohler & Stieg, im Druck).

In den meisten Projektjahren waren die Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog die Projektflächen mit der höchsten Dichte an Uferschnepfenpaaren (A2). Trotz des geringen Bruterfolgs im Adenbüller Koog in den meisten Jahren und des hohen Prädationsdrucks auf Gelege und Küken (siehe unten) muss die Habitatausstattung des Gebietes für Uferschnepfen sehr attraktiv sein: Es handelt sich um zum Teil sehr feuchtes, beweidetes Grünland mit teilweise frühem (April) Viehauftrieb sowie um eine zentrale Mähwiese. Für die Attraktivität der Flächen spricht auch, dass sich hier die auf der gesamten Halbinsel Eiderstedt stark abnehmende Uferschnepfe immer stärker konzentriert (Sohler & Stieg, im Druck). Das Management sollte sich daher auf die Reduktion der Prädation von Eiern und Küken konzentrieren, wofür der seit 2019 jährlich aufgestellte Gelegeschutzzaun (siehe unten) in die richtige Richtung weist.



**Abb. 8:** Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog von 2013 bis 2022.

Im Teilgebiet Poppenbüll Ost/Iversbüller Koog variierte die Anzahl der Revierpaare in den Maßnahmenflächen zwischen einem und fünf Paaren (A1, A3.7). Wenn auch Bereiche in unmittelbarer Nachbarschaft zu den Maßnahmenflächen betrachtet werden, ergeben sich auffälligere Schwankungen (A1, A3.7). Wie im Adenbüller Koog (siehe oben) kam es, bei der Berücksichtigung der Daten aus dem Umfeld, auch hier zu einem deutlichen Maximum im Jahr 2021 mit einem anschließenden Einbruch 2022 um mehr als die Hälfte (Tab. A1).

Während der Projektlaufzeit kam es innerhalb der Maßnahmenflächen Poppenbüll Ost/Iversbüller Koog zu deutlichen räumlichen Verschiebungen der Revierpaare (A3.7). Besonders ab 2019 konzentrierten sie sich in manchen Jahren auf sehr kleinem Raum im nordöstlichsten Bereich der Maßnahmenflächen. Hier hatte ab 2015 eine hydrologische Optimierung (Anlage einer Verwallung, um Wasser in vorhandenen Gräben und Grüben zu stauen, Verblocken und Erweiterung von Grüben) stattgefunden, die neben der Konzentration von wenigen Uferschnepfenbrutpaaren (2021: 4 Brutpaare auf <1 ha) auch eine verstärkte Ansiedlung von Kiebitzen und Säbelschnäblern in diesem Bereich nach sich zogen (Salewski et al. 2020). Bei geeignetem Management dürfte das gesamte Gebiet weiter großes Potential als Brutgebiet für Wiesenvögel haben, vor allem westlich der das Gebiet durchschneidenden Straße, wo nur einzelne



Uferschnepfenpaare zu finden waren. Die Folgen der dort gegen Ende der Projektlaufzeit durchgeführten Maßnahmen können noch nicht abgeschätzt werden.

Im Gebiet Poppenbüll West/Neukrug (ohne Abb.) brüteten in den meisten Projektjahren keine Uferschnepfen. Lediglich 2016 etablierte hier ein Paar ein Revier (A1).

#### 4.1.8 Eiderästuar (10-EiÄ)

Auf der nordfriesischen Seite, nördlich der Eider gelegenen Bereichen des Eiderästuars (ohne Oldensworter Vorland) hat die Anzahl der Uferschnepfen-Revierpaare während der Projektlaufzeit mehr oder weniger stetig und insgesamt um mehr als die Hälfte abgenommen (A1). Das Gebiet setzt sich aus verschiedenen Teilbereichen zusammen. Am bedeutendsten für Uferschnepfen sind die Eiderdammflächen (Abb. 9, A3.8), auf denen sich der Uferschnepfenbestand während der Projektlaufzeit von 44 auf 22 Revierpaare halbierte, ohne dass es zu Änderungen im Management gekommen ist. In weiteren Teilbereichen wie dem Naturinformationsareal und dem Nullgebiet fanden sich nur wenige Paare (A3.8). Im Bereich Olversumer Vorland/Grüne Insel konnten im ersten Projektjahr noch vier Revierpaare erfasst werden, ab 2018 keine mehr (A3.8).

Im Dithmarscher Eidervorland fanden sich zwischen 2013 und 2022 nur maximal zwei Uferschnepfen-Revierpaare. In fünf der zehn Jahre brüteten hier keine Uferschnepfen (A1). Im Oldensworter Vorland (ohne Abb.) wurden 2014 vor allem im südlichen Bereich umfangreiche Maßnahmen durchgeführt (Schilfmahd, Zaunabbau) und ab 2015 wurde mit Robustrindern beweidet. Trotzdem brüteten im Gebiet nur maximal drei Uferschnepfenpaare im nördlichen Bereich (2014), und in sieben der zehn Projektjahre war es nur ein Paar (A1).

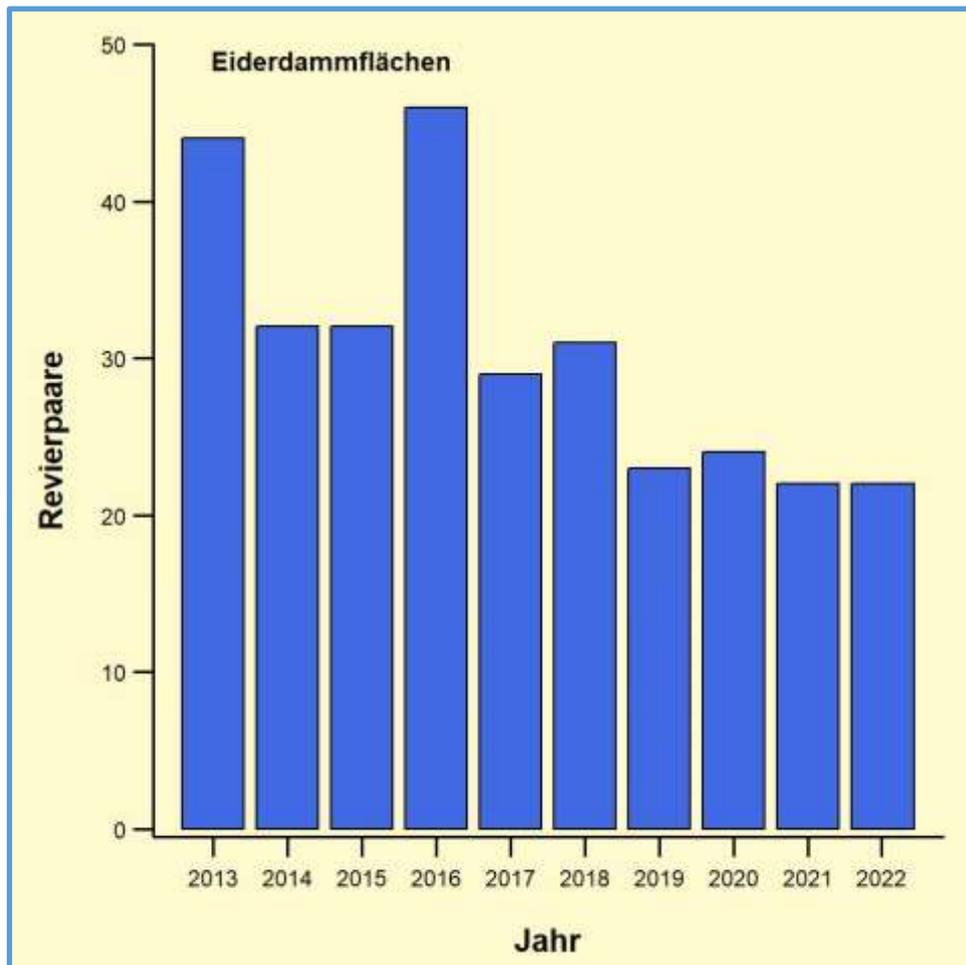


Abb. 9: Uferschnepfenreviere auf den Eiderdammflächen von 2013 bis 2022.

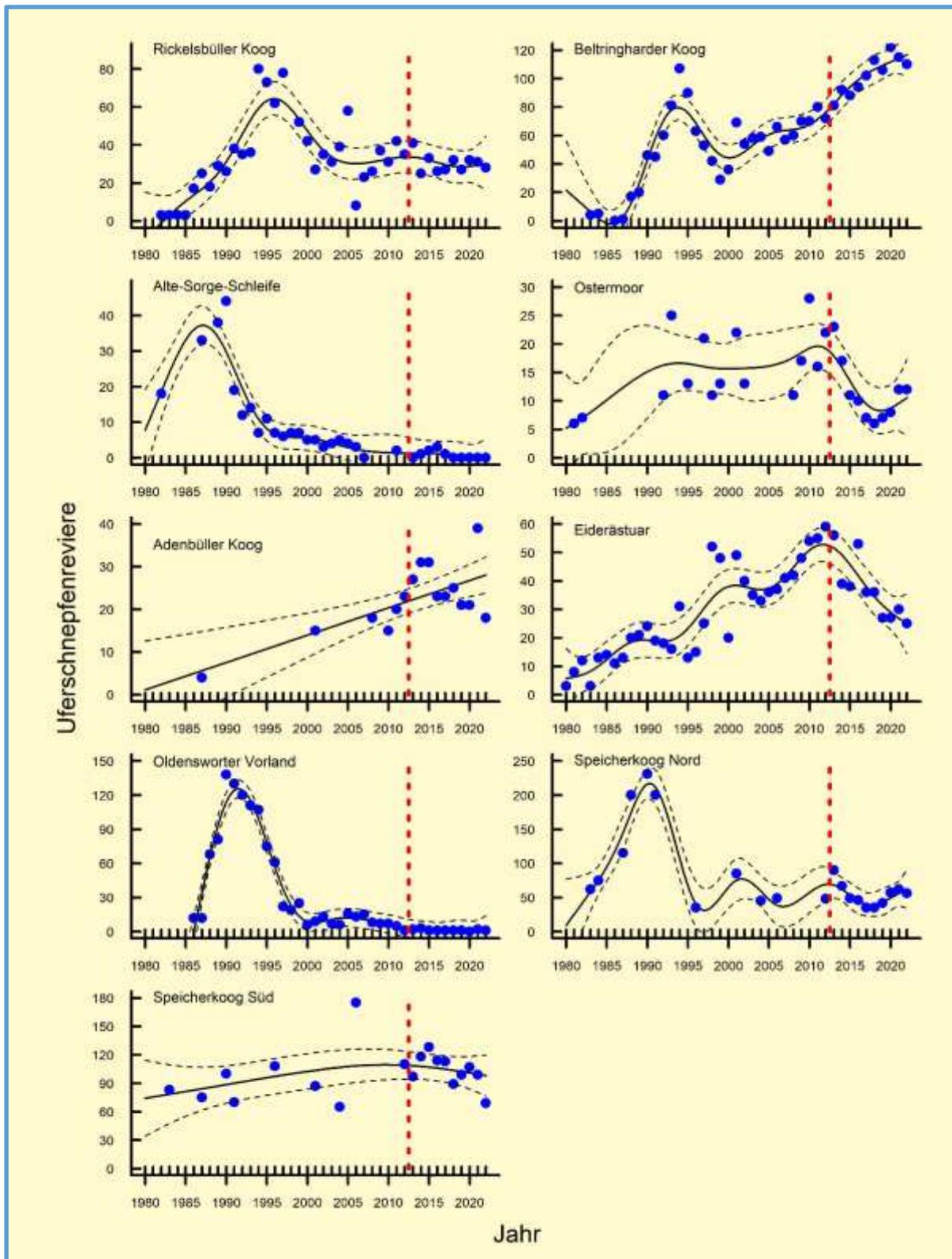
#### 4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa-Flächen seit 1980

Ein Vergleich mit den Ergebnissen früherer Kartierungen zeigt, dass die Bestände auf den Projektflächen seit 1980 unterschiedliche Entwicklungen aufweisen (Abb. 10). Diese längerfristigen Trends unterscheiden sich oft von Veränderungen über einen kürzeren Zeitraum. Auffällig ist in einigen Gebieten (Rickelsbüller Koog, Beltringharder Koog, Alte-Sorge-Schleife, Oldensworter 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 Habitats und eine Umsiedlung aus weniger günstigen Lebensräumen in diese erklären (Petersen 1987, Klinner-Hötker et al. 2021). Durch die Sukzession in den Folgejahren 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 [siehe aber Köster & Bruns (2004) für die Rolle der Sukzession im NSG Alte-Sorge-Schleife]. Zusätzlich deutet sich ein Gipfel Mitte der 1980er Jahre bis in die frühen 1990er Jahre auch im Gesamtbestand der Uferschnepfe und anderer Wiesenvogelarten sowohl in Deutschland als auch in den Niederlanden und



in Dänemark an (Hötker & 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 waren. Aus dem Verständnis der Ursachen könnten sich Managementmaßnahmen zur Anhebung der Bestände ableiten lassen, doch leider fehlen bisher entsprechende Untersuchungen.

Einen langfristig deutlich positiven Trend seit der Jahrtausendwende und damit auch seit Projektbeginn 2013 zeigen nur der Beltringharder Koog und der Adenbüller Koog (Abb. 10). Bei letzterem ist dies aber nur auf den niedrigen ersten Wert (1987) und den hohen Wert 2021 zurückzuführen. Im Speicherkoog Süd zeichnet sich bei stark schwankenden Zahlen eine Abnahme seit Projektbeginn ab. Allerdings bewegen sich die Bestandszahlen in dem seit 1980 auftretenden Rahmen. Zu deutlichen Rückgängen seit Projektbeginn kam es trotz umfangreicher Maßnahmen zur Optimierung von Hydrologie und Vegetationsstruktur im Ostermoor und im Eiderästuar. Möglicherweise zeichnet sich hier eine anhaltende Reduktion des Bestands ab, wie sie z. B. in der Alte-Sorge-Schleife, dem Oldensworter Vorland und dem Speicherkoog Nord bereits in den frühen 1990er Jahren stattgefunden hat.



**Abb. 10:** Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa-Flächen zwischen 1980 und 2022. Im Adenbüller Koog und im Ostermoor 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 additivem Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95 %-Konfidenzintervalle. Rote Linie: Projektbeginn. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.



## 4.3 Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe

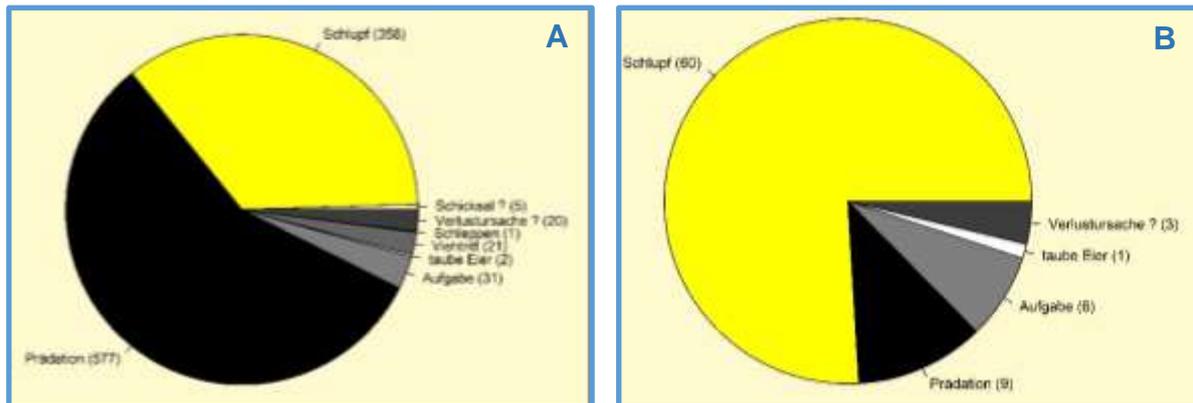
### 4.3.1 Gelegemonitoring

Während der Projektlaufzeit wurden insgesamt 1094 Uferschnepfennester gefunden (A4, A5). Die Mehrzahl entfiel dabei auf den Beltringharder Koog (527), den Speicherkoog Süd (398) und den Adenbüller Koog (137). In anderen Projektgebieten waren es deutlich weniger und es wurden nicht in jedem Jahr Gelege gefunden bzw. gesucht (A5). Ab 2017 brüteten Uferschnepfen im Speicherkoog Süd innerhalb eines Gelegeschutzzauns. Auf Eiderstedt war dies ab 2019 (Adenbüller Koog) bzw. 2020 (Poppenbüll Ost/Iversbüller Koog) der Fall, im Beltringharder Koog ab 2021. Gelege, die sich im Beltringharder Koog im Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ fanden, wurden für weitere Auswertungen nicht als durch einen Gelegeschutzzaun geschützt klassifiziert, da der dortige Zaun in manchen Jahren nur eine sehr eingeschränkte Schutzwirkung hatte (A4.1).

Außerhalb von Gelegeschutzzäunen kamen von 1015 gefundenen Gelegen 358 (35,3 %) zum Schlupf, während 652 (64,2 %) verloren gingen (Abb. 11A). Bei fünf Gelegen (0,5 %) blieb das Schicksal ungeklärt. Hauptverlustursache war die Prädation der Eier, der 57 % aller gefundenen Gelege zum Opfer fielen, was 89 % aller Verluste entspricht (Abb. 11A). Weitere Verlustursachen waren die Aufgabe der Gelege aus unbekanntem Gründen (5 % aller Verluste) und Viehtritt (3 % aller Verluste). Die Verluste durch Prädation wären sicher noch höher ausgefallen, wenn nicht ab 2022 ein Berufsjäger im Beltringharder Koog, dem Gebiet mit den meisten gefundenen Gelegen (A5), ein intensives jagdliches Prädationsmanagement durchgeführt hätte. Dadurch erhöhte sich der Schlupferfolg im letzten Projektjahr deutlich (siehe unten, A4.1). Auffällig ist der geringe Anteil der aus unbekanntem Gründen aufgegebenen Gelege (3 % aller gefundenen Gelege) im Vergleich zu früheren Studien in den Niederlanden und in Schleswig-Holstein. Dort wurden Brutaufgaberaten von 11 % bis 88 % gefunden (Struwe-Juhl 1995, Nehls 2001, Kentie et al. 2015). Möglicherweise profitieren die Uferschnepfen in den meisten Projektgebieten davon, dass das Betreten und menschliche Aktivitäten aufgrund ihres Status (Naturschutzgebiet, Waffenerprobungsgebiet) eingeschränkt sind (Salewski et al. 2019a). Ebenfalls gering war der Verlust durch Viehtritt (2 % aller gefundenen Gelege) und weiterer landwirtschaftliche Arbeiten (nur ein Fall, Abb. 11A). Auch dies ist sicher darauf zurückzuführen, dass die meisten Projektgebiete mehr oder weniger im Sinne des Wiesenvogelschutz bewirtschaftet werden (späte Mahd, später Viehauftrieb, siehe z. B. Beintema & Müskens 1987, Bairlein & Bergner 1995, Struwe-Juhl 1995 für hohe Verluste durch landwirtschaftliche Arbeiten). Die Ergebnisse aus dem LIFE-Limosa-Projekt sind daher sicher nicht repräsentativ für die Verhältnisse in der „Normallandschaft“, sie heben aber die Bedeutung eines an die Bedürfnisse des Wiesenvogelschutzes angepassten Managements hervor. Dass Viehtritt in den letzten Projektjahren im Speicherkoog Süd nicht mehr auftrat (A5), ist nicht auf eine Änderung des Beweidungsmanagements zurückzuführen. Die

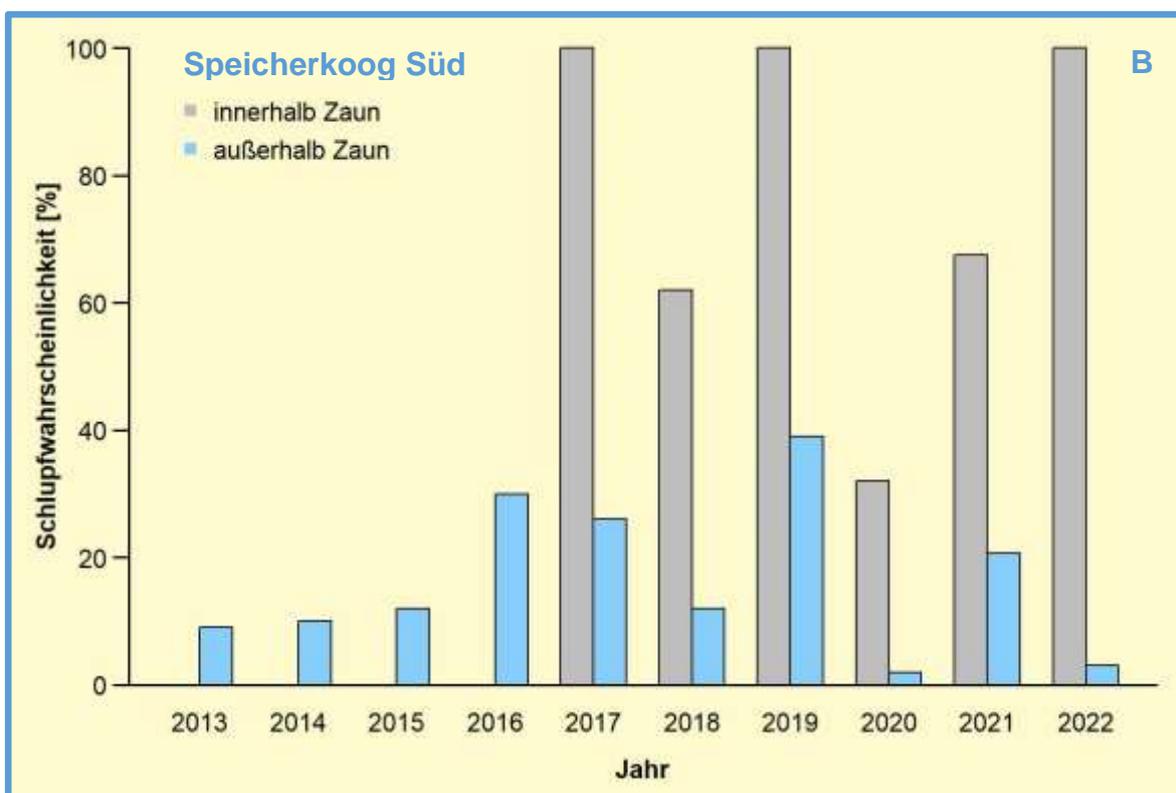
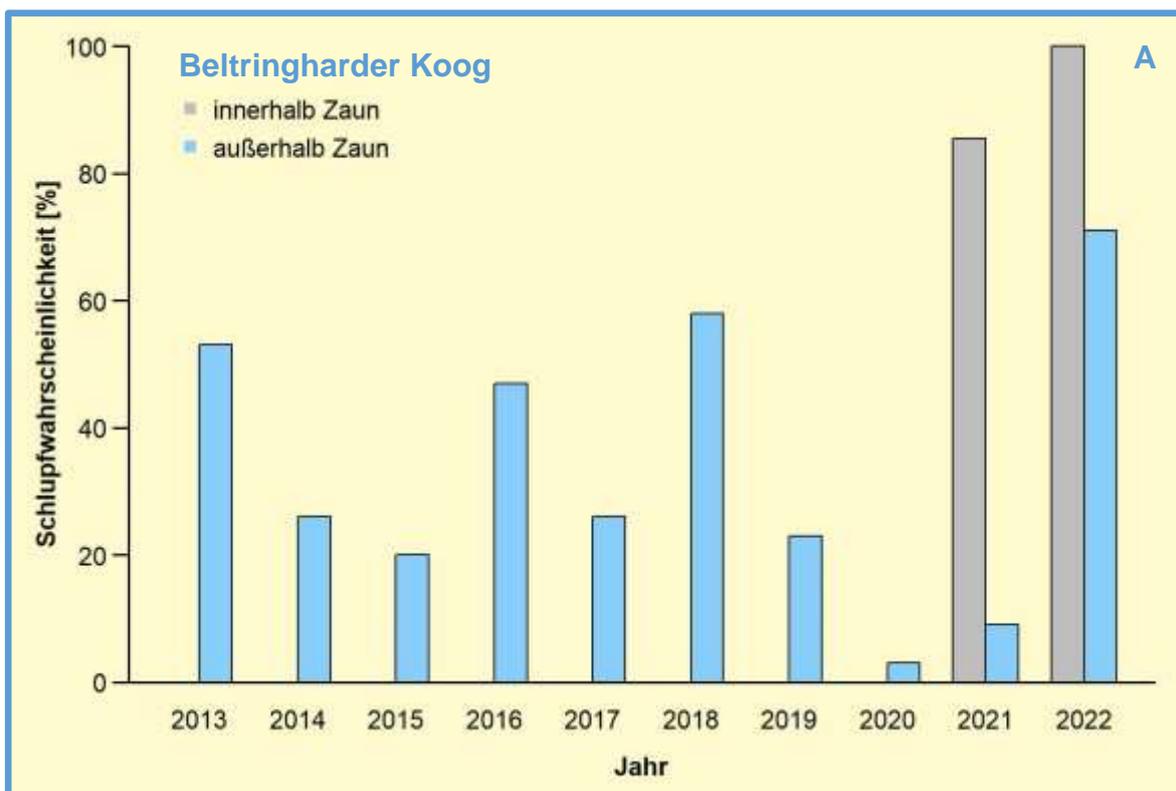
Verluste durch Viehtritt waren ausschließlich im Teilgebiet „Barlter Sommerkoog“ aufgetreten (A4), wo aufgrund der ab 2018 zunehmenden Trockenheit immer weniger Uferschnepfen brüteten (siehe oben).

Außerhalb von Gelegeschutzzäunen fiel der Schlupferfolg in der Regel niedrig aus (Abb. 11A). Innerhalb von Gelegeschutzzäunen kamen dagegen 60 (76 %) von 79 gefundenen Gelegen zum Schlupf und nur 19 (24 %) gingen verloren (Abb. 11B). Bei den Verlustursachen trat, anders als außerhalb von Gelegeschutzzäunen, die Prädation (47 % aller Verluste) weniger dominant hervor (Abb. 11B, A5).



**Abb. 11:** Schicksale aller zwischen 2013 und 2022 in den Intensivgebieten gefundenen Uferschnepfen-gelegen außerhalb (A) und innerhalb (B) von Gelegeschutzzäunen.

Die jährlich mit *Nest-survival*-Modellen geschätzten Schlupfwahrscheinlichkeiten (siehe Jahresberichte unter <https://www.wo-ist-greta.de/footer-navi/downloads/> oder <https://bergenhusen.nabu.de/forschung/life-limoso/index.html> für Details) variierten sehr stark zwischen den Jahren und den einzelnen Gebieten, wobei sie in den meisten Jahren im Beltringharder Koog am höchsten und im Adenbüller Koog am niedrigsten ausfielen (Abb. 12). Im Beltringharder Koog ist die hohe Schlupfwahrscheinlichkeit im letzten Projektjahr auf die Tätigkeit des Berufsjägers zurückzuführen (Abb. 12A). In allen drei Gebieten, in denen Schlupfwahrscheinlichkeiten geschätzt werden konnten, waren diese in den meisten Jahren zu niedrig, um die Basis für einen guten Bruterfolg sein zu können. Dies galt jedoch nicht für Gelege, die sich innerhalb von Gelegeschutzzäunen befanden. Hier waren die Schlupfwahrscheinlichkeiten durchweg deutlich höher als die von Gelegen außerhalb der Zäune und erreichten in einigen Jahren und Gebieten 100 % (Abb. 12). Die Reduktion des Prädationsrisikos innerhalb von Gelegeschutzzäunen resultiert demnach in guten Schlupferfolgen und schafft so die Voraussetzungen für einen guten Bruterfolg.





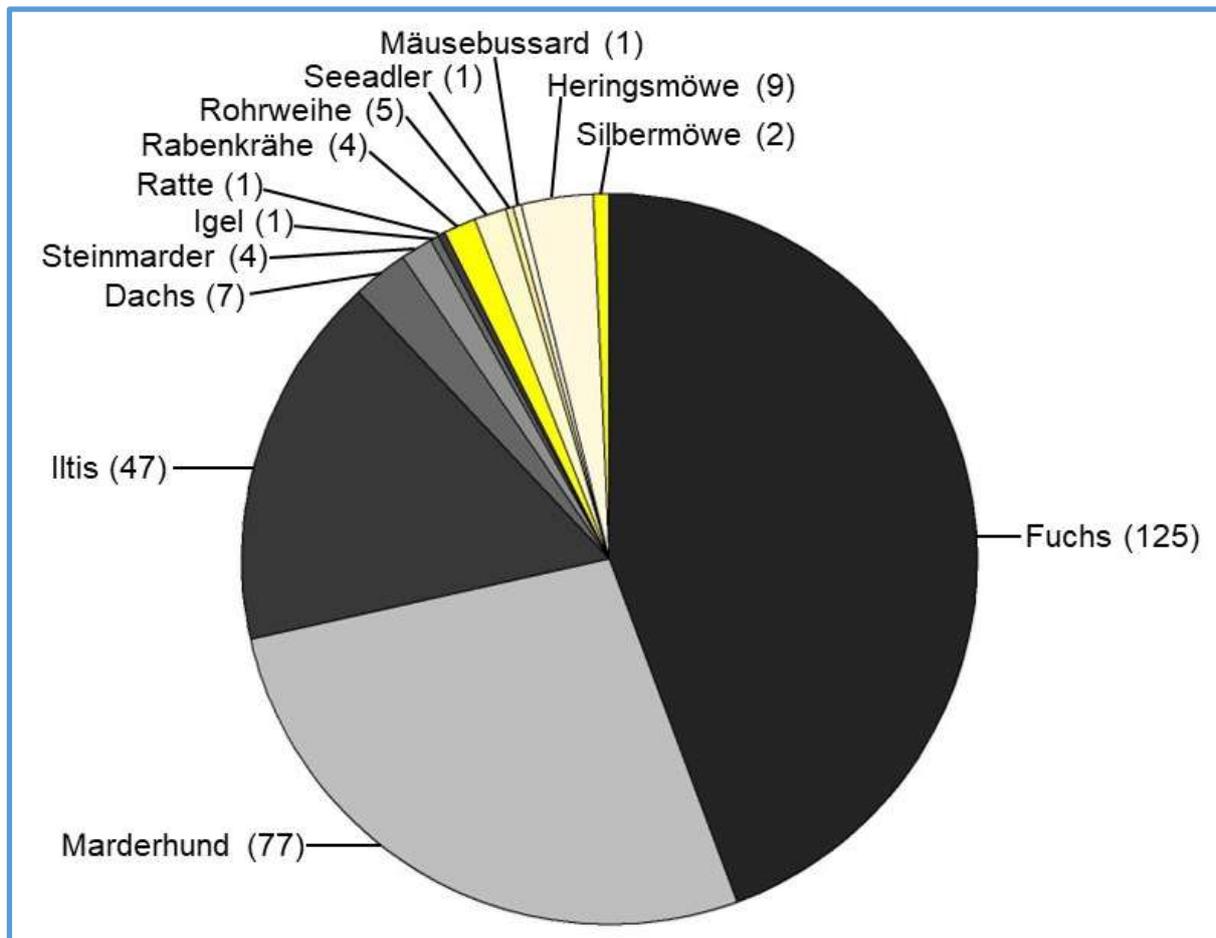
**Abb. 12:** Schlupfwahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen in den Untersuchungsgebieten Beltringharder Koog (A), Speicherkoog Süd (B) und Adenbüller Koog (C) zwischen 2013 und 2022 unter Berücksichtigung der Lage der Gelege innerhalb oder außerhalb eines Gelegeschutzzauns. \*: Schlupfwahrscheinlichkeit nicht schätzbar. \*\*: nur ein Gelege (geschlüpft) innerhalb des Zauns, eine Schätzung der Schlupfwahrscheinlichkeit ist damit nicht sinnvoll.

Über alle Projektjahre kamen an 711 Uferschnepfengelegen Nestkameras zum Einsatz (A6; ohne Kameras, die wegen Viehauftrieb vorzeitig abgebaut wurden, und ohne zwei gestohlene Kameras). Dreihundert (42 %) dieser Gelege kamen zum Schlupf, wobei bei 66 Gelegen das Schlupfereignis nicht bildlich festgehalten wurde. Bei drei Gelegen (0,4 %) blieb das Schicksal trotz der installierten Kameras unklar. Die übrigen 408 (57 %) kamen nicht zum Schlupf. Davon wurden 21 (3 %) aus unbekanntem Grund aufgegeben und 382 (54 %) prädiert. Bei Letzteren wurde in 98 Fällen der Verursacher von der Kamera nicht erfasst.

Gebietsübergreifend konnte in 284 Fällen der Prädator des Geleges mittels Kamera bestimmt werden. In 125 (44 %) dieser Fälle wurde der Fuchs *Vulpes vulpes* nachgewiesen, in 77 Fällen (27 %) der Marderhund *Nyctereutes procyonoides* und in 47 Fällen (17 %) der Iltis *Mustela putorius* (Abb. 13). Auf diese drei Arten entfielen folglich zusammen 88 % aller Verluste, bei denen der Prädator bestimmt werden konnte. Insgesamt fielen 92 % solcher Gelege Raubsäugern zum Opfer. Außer den genannten drei Arten waren dies Dachs *Meles meles*, Steinmarder *Martes foina*, Wanderratte *Rattus norvegicus* und Igel *Erinaceus europaeus* (Abb. 13, 14, Tab. A4). Vögel spielten mit 8 % der nachgewiesenen Gelegeprädatoren nur eine untergeordnete Rolle, wobei die Heringsmöwe *Larus fuscus* die wichtigste Art war. Allein sechs der neun ihr nachgewiesenen Prädationen fanden 2022 im Speicherkoog Süd statt. Dies ist fast ein

Drittel aller zwischen 2013 und 2022 nachgewiesenen Prädationen durch Vögel. Weitere Vogelarten, denen einzelne Uferschnepfengelege zum Opfer fielen, waren Rabenkrähe *Corvus corone*, Rohrweihe *Circus aeruginosus*, Mäusebussard *Buteo buteo*, Seeadler *Haliaeetus albicilla* und Silbermöwe *Larus argentatus* (Abb. 13, 14, A6).

Nur wenige Gelege (6) fielen innerhalb der Gelegeschutzzäune Prädatoren zum Opfer (A6). Wie zu erwarten, spielten bei diesen Prädationen Vögel eine relativ größere Rolle. Auf sie entfielen drei Prädationen: zwei durch eine Rohrweihe und eine durch eine Rabenkrähe. Säuger waren für den Verlust von ebenfalls drei Gelegen innerhalb von Gelegeschutzzäunen verantwortlich: zwei durch einen Iltis und einer durch einen Igel (Tab. A4).



**Abb. 13:** Von Kameras 2013 bis 2022 an Uferschnepfengelegen nachgewiesene Prädatoren (n = 284). Dargestellt sind die Anteile der jeweiligen Arten. In Klammern: Anzahl der Nachweise für die jeweilige Art.

Dass Uferschnepfengelege überwiegend nachtaktiven Säugern zum Opfer fallen, entspricht den Ergebnissen der meisten Untersuchungen in anderen Gebieten. Oft war auch dort der Fuchs der Hauptprädatoren (Jonas 1979, Seitz 2001, Eikhorst & Bellebaum 2004, Teunissen et al. 2008). Lediglich in einer Studie überwogen die im Rahmen von LIFE-Limosa nicht nachgewiesenen Sturmmöwen *Larus canus* als Prädatoren (Lind

1961), dies allerdings lange vor der vermuteten Zunahme von Raubsäugetern (Langgemach & Bellebaum 2005). Ein zielführendes Prädationsmanagement sollte sich daher zunächst auf die oben genannten Säuger konzentrieren, da die Prädation durch Vögel als Verlustursache von Uferschnepfengelegen nur eine vernachlässigbare Rolle spielt (siehe aber Salewski & Schütze 2017 bzgl. Verlustursachen von Küken).





**Abb. 14:** Prädatoren an Uferschnepfengelegen. A: Fuchs, B: Marderhund, C: Iltis, D: Dachshund, E: Steinmarder, F: Igel, G: Wanderratte, H: Rabenkrähe, I: Rohrweihe, J: Seadler, K: Mäusebusard, L: Heringsmöwe, M: Silbermöwe.

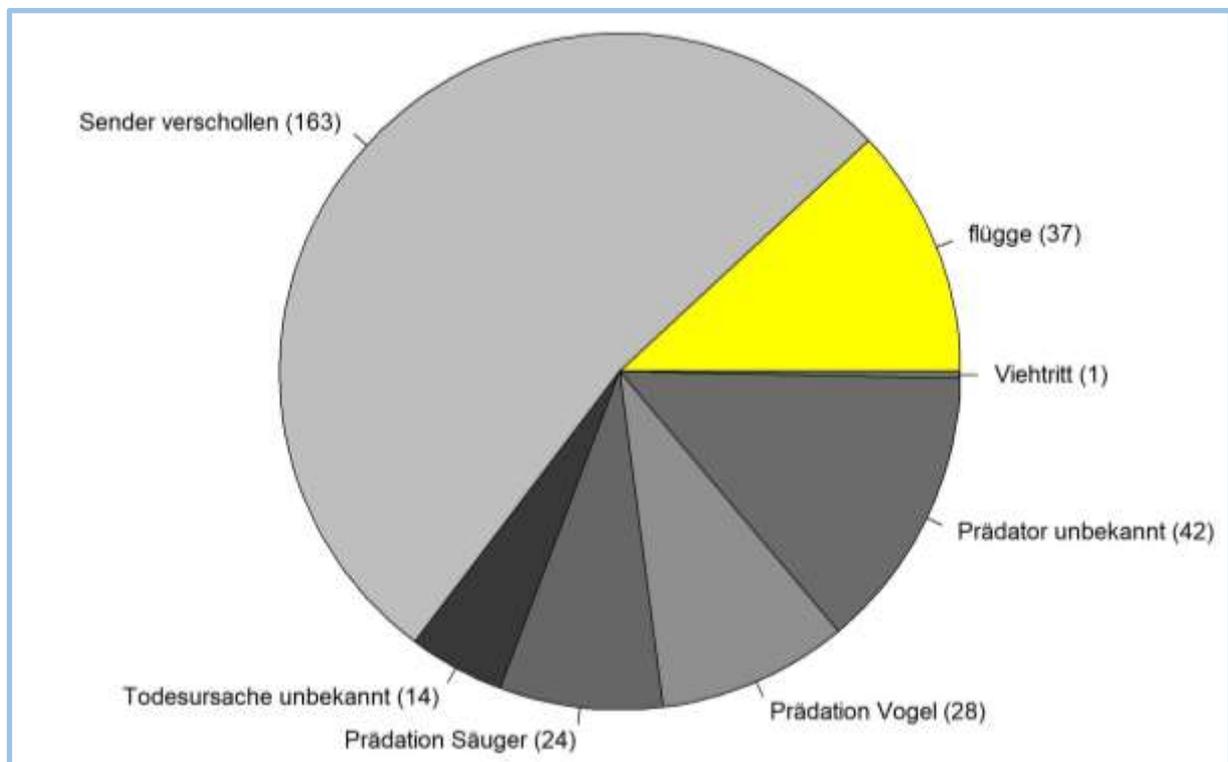
#### 4.3.2 Kükentelemetrie

Bei Wiesenvögeln ist die Kükensterblichkeit der Schlüsselfaktor für den Bruterfolg, da bei einem Gelegeverlust oft Nachgelege gezeitigt werden, nicht aber bei einem Verlust aller Küken (Schekkerman et al. 2009; bei Austernfischern kommt dies allerdings vor, L. Schmidt, unpubl. Daten). Um mehr über das Schicksal geschlüpfter Küken zu erfahren, wurden in den Gebieten Speicherkoog Süd (2014-2022, n = 226), Beltringharder Koog (2015/2016, n = 33), Adenbüller Koog (2018-2022, n = 56) und Poppenbüll Ost/Iversbüller Koog (2021, n = 8) insgesamt 323 frisch geschlüpfte Uferschnepfenküken mit Telemetriesendern ausgestattet. Von diesen Sendern fielen 14 vorzeitig von den Küken ab und werden bei der weiteren Darstellung nicht berücksichtigt.

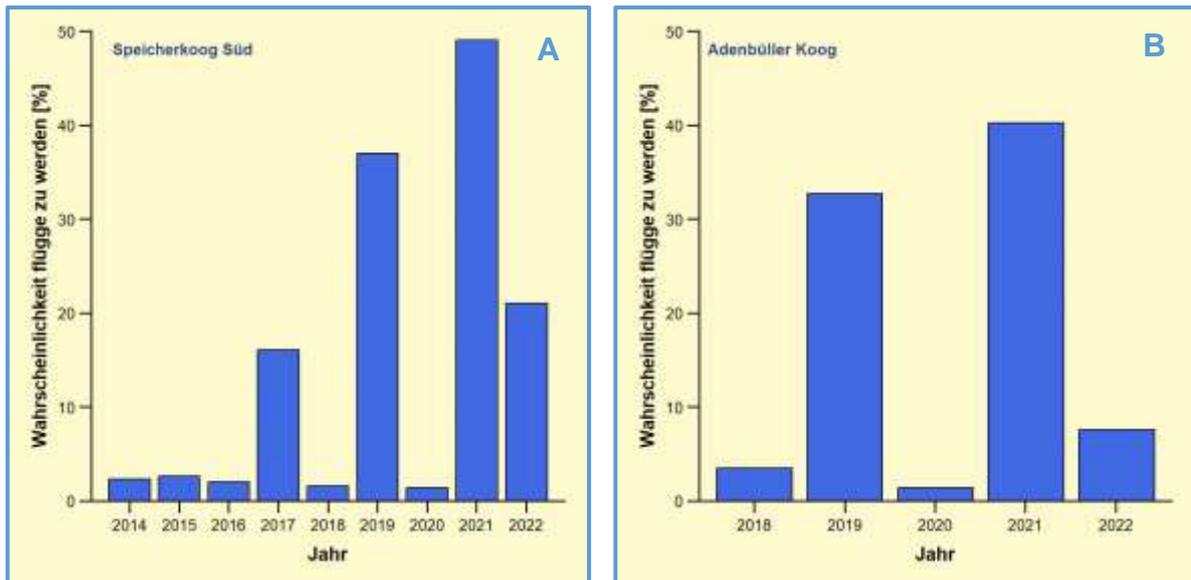
Von den übrigen 309 während der Projektlaufzeit in verschiedenen Gebieten besenderten Küken wurden lediglich 37 (12 %) flügge (Abb. 15). Der Großteil der eingesetzten Sender (53 %) verschwand spurlos, wobei in Anlehnung an Hönisch et al. (2008) davon ausgegangen wurde, dass die betreffenden Küken gestorben waren. Bei weiteren 4,5 % blieb die Todesursache unbekannt, war aber höchstwahrscheinlich

nicht Prädation: Die entsprechenden Küken wurden ohne Anzeichen äußerer Verletzung tot im Gelände gefunden. Denkbar wäre der Tod durch Krankheiten, Nahrungsmangel, Verklammern bei ungünstigem Wetter und die Kombination dieser Faktoren. Sicher Prädatoren zum Opfer fielen 29 % der Küken, wobei in fast der Hälfte der Fälle keine Aussagen zum Prädator gemacht werden können (Abb. 15). Bei den verbleibenden Fällen konnte anhand der Fundumstände auf einen Prädator geschlossen werden, zum Beispiel bei Fund des Senders vor einem Fuchsbau oder eingraben in der Höhle eines Hermelins oder Iltis oder bei Fund des Senders im Horst von Mäusebussard oder Habicht *Accipiter gentilis*. Bei den Kükenprädatoren fällt auf, dass sich, anders als bei den Gelegeprädatoren, Vögel (28 Fälle) und Säuger (24 Fälle) in etwa die Waage halten (Abb. 15). Diese Interpretation ist allerdings mit vielen Unsicherheiten behaftet. So könnten entweder Säuger oder Vögel mehrheitlich für die Verluste der Küken, deren Sender spurlos verschwanden, verantwortlich sein. Auch kann ein an einer Krankheit gestorbenes Küken von einem Fuchs eingegraben oder von einer Möwe weggetragen worden sein. Trotz dieser Unsicherheiten deuten die Daten darauf hin, dass Uferschnepfenküken in größerer Zahl Vögeln zum Opfer fallen als Gelege.

Die mit Hilfe von *Nest-survival*-Modellen ermittelten Wahrscheinlichkeiten von im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog geschlüpften Küken, flügge zu werden, war in den meisten Jahren sehr gering (Abb. 16). Ausnahmen waren das Mäusejahr 2019 (37,0 % bzw. 32,7 %, Salewski et al. 2019b) und das Jahr 2021 (49,9 % bzw. 40,2 %, Abb. 16).



**Abb. 15:** Verbleib von Sendern bzw. Schicksal besendeter Küken 2014 bis 2022 (n = 309).

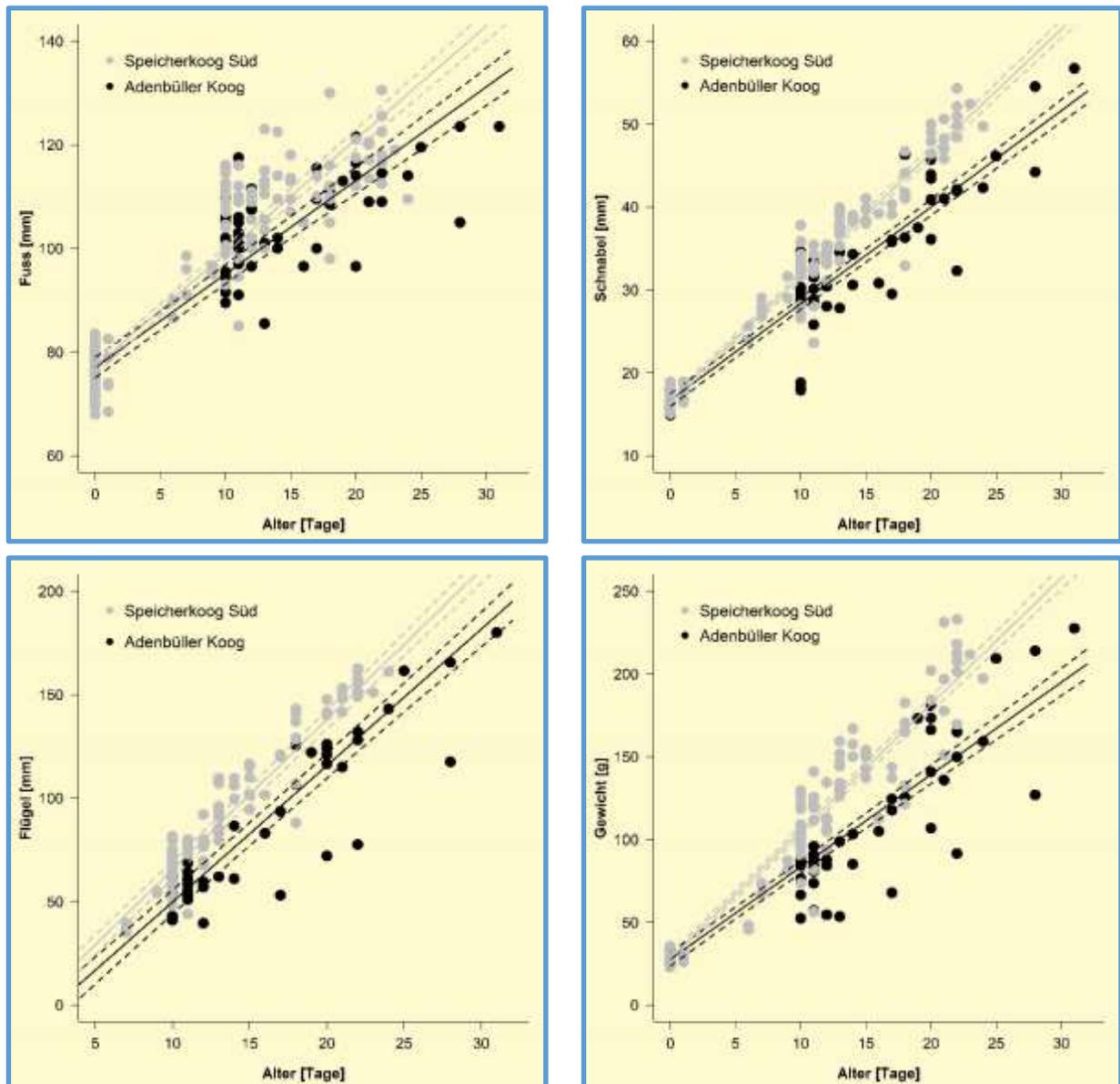


**Abb. 16:** Wahrscheinlichkeiten flügge zu werden von (A) im Speicherkoog Süd zwischen 2014 und 2022 und (B) im Adenbüller Koog zwischen 2018 und 2022 besenderten Uferschnepfenküken. Die zur Schätzung herangezogenen täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten entstammen dem Modell, demzufolge das Gebiet der Untersuchung der einzige erklärende Faktor ist. Für das Flüggewerden wurde im Speicherkoog Süd ein Alter von 24 Tagen und im Adenbüller Koog ein Alter von 28 Tagen als notwendig angenommen (siehe Abschnitt 3.3.2).

#### 4.3.3 Kükenwachstum

Von den 108 im Speicherkoog Süd und 56 im Adenbüller Koog zwischen 2018 und 2022 besenderten Uferschnepfenküken konnten 50 bzw. 29 bis zu dreimal im Alter von sechs bis 31 Tagen wiedergefangen, erneut vermessen und gewogen werden. Die Analyse der Daten ergab, dass alle Maße bei den Küken im Speicherkoog Süd schneller zunahmten als im Adenbüller Koog (Abb. 17), dass also die Küken im Speicherkoog Süd schneller wuchsen.

Eine Folge des schnelleren Wachstums ist, dass entgegen früheren Annahmen (Salewski et al. 2015) 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. 2019b). Besenderte Küken im Adenbüller Koog flogen dagegen erst im Alter von mindestens 28 Tagen, einige auch erst später (Salewski & Schmidt 2021). Dies hat bedeutende Folgen für die Abschätzung der Wahrscheinlichkeit, dass Küken flügge werden (siehe oben). Es wird sich folglich auch auf den Brut-erfolg auswirken, wenn Küken länger der Gefahr ausgesetzt sind, Bodenprädatoren zum Opfer zu fallen.



**Abb. 17:** Wachstum von Uferschnepfenküken im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog 2018 bis 2022. Dargestellt sind die Fuß-, Schnabel- und Flügelängen sowie das Gewicht in Abhängigkeit vom Alter der Küken. Durchgezogene Linien: Trendlinien nach einem linearen gemischten Modell. Gestrichelte Linien: 95 %-Konfidenzintervalle.

#### 4.3.4 Bruterfolg

In den vier Projektgebieten Beltringharder Koog, Speicherkoog Süd, Ostermoor und Adenbüller Koog wurde während jeder Saison der Bruterfolg ermittelt, die Angaben für 2013 erscheinen allerdings für das Ostermoor und den Speicherkoog Süd nicht verlässlich. Für Schleswig-Holstein wurde angenommen, dass ein Bruterfolg von 0,46 flüggen Küken/Brutpaar nötig ist, um den Bestand zu erhalten (Helmecke et al. 2011). Dieser Wert wurde in den 38 Gebietssaisons während der Projektlaufzeit nur siebenmal überschritten, in den übrigen Fällen lag er zumeist sehr deutlich darunter (Tab. 1). In den Untersuchungsgebieten Beltringharder Koog und Adenbüller Koog wurde der zum Bestandserhalt nötige Wert nur in jeweils einem Jahr überschritten, im Speicherkoog Süd war dies zweimal und im Gebiet Ostermoor/Huder Schleife dreimal der Fall.



Dass die höheren Bruterfolge sich in der zweiten Hälfte der Projektlaufzeit häufen, lag hauptsächlich am allgemein sehr guten Bruterfolg bei Wiesenvögeln im Mäusejahr 2019 (Salewski et al. 2019b) am Erfolg der in einem Gelegeschutzzaun brütenden Uferschnepfenpaare in der Huder Schleife und 2022 im benachbarten Ostermoor.

**Tab. 1:** Mindestbruterfolg [flügge Junge/Brutpaar] in vier LIFE-Limososa-Gebieten nach Jahren während der Projektlaufzeit. Fett: Jahre mit einem bestandserhaltenden Bruterfolg von mindestens 0,46 flüggen Junge/Brutpaar (Helmecke et al. 2011). Kleine Unterschiede zu früheren Berichten kommen dadurch zustande, dass damals die Huder Schleife getrennt vom Ostermoor beschrieben wurde.

Projektgebiet	Bruterfolg* [flügge Junge/Revierpaar]									
	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013
Beltringharder Koog	0,37	0,03	0,00	0,22	<b>0,71</b>	0,35	0,19	0,10	0,38	0,41
Speicherkoog Süd	0,22	<b>0,49</b>	0,03	<b>0,93</b>	0,22	0,23	0,07	0,16	0,01	-
Ostermoor/ Huder Schleife	<b>1,00</b>	<b>0,50</b>	0,00	<b>1,40</b>	0,17	0,29	0,20	0,25	0,00	-
Adenbüller Koog	0,11	0,26	0,05	<b>0,91</b>	0,00	0,26	0,00	0,10	0,00	0,00

\* Mindestwert

#### 4.3.5 Beringung

Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen farbberingt (Helmecke et al. 2011, Tab. 2). Inzwischen liegen von 430 individuell mit Farbringen gekennzeichneten Vögeln über 10 300 Ablesungen vor. Neben sehr vielen Beobachtungen in den LIFE-Limososa-Brutgebieten wurden Uferschnepfen von den Zugwegen gemeldet (Abb. 18). So wurde der Herbstzug durch Beobachtungen aus den Niederlanden (Juni, Juli, August, September) Frankreich (Juni, August), Spanien (Juni, Juli, August, September), Portugal (Juli, August, September), Tunesien (August) und dem Senegal (Juli, August, September) dokumentiert. Meldungen aus den Überwinterungsgebieten in Westafrika liegen aus Mauretaniens (Oktober), dem Senegal (Oktober, November, Dezember) und Guinea-Bissau (November, Dezember) vor. Ob es sich bei Meldungen aus Spanien und Portugal zwischen Oktober und Januar um Vögel handelt, die dort überwintern (Rakhimberdiev et al. 2016), muss offen bleiben. Der Frühjahrszug kann anschließend anhand von Nachweisen aus Portugal (Februar, März), Spanien (Februar, März), Frankreich (Februar, März, April), Belgien (Februar, März) und den Niederlanden (Februar, März, April) nachvollzogen werden.



**Tab. 2:** Anzahl der 2013-2022 beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe. Nicht berücksichtigt sind hier Uferschnepfen, die von A. Helmecke vom MOIN zwischen 2008 und 2012 beringt wurden. Diese gingen aber in die Schätzungen der Überlebenswahrscheinlichkeiten mit ein. Wiederbeobachtungen aller seit 2008 farbberingten Uferschnepfen sind in Abb. 18 dargestellt.

Gebiet	Küken		Adulte
	Metallring	Metallring und Farbringe	Metallring und Farbringe
Beltringharder Koog	35*	35	190**
Speicherkoog Süd	221	47	72
Speicherkoog Nord	-	-	1
Adenbüller Koog	50	16	1
Poppenbüll Ost	8	-	-
Untere Treene - Ostermoor	3	-	-
Meggerkoog	-	-	1

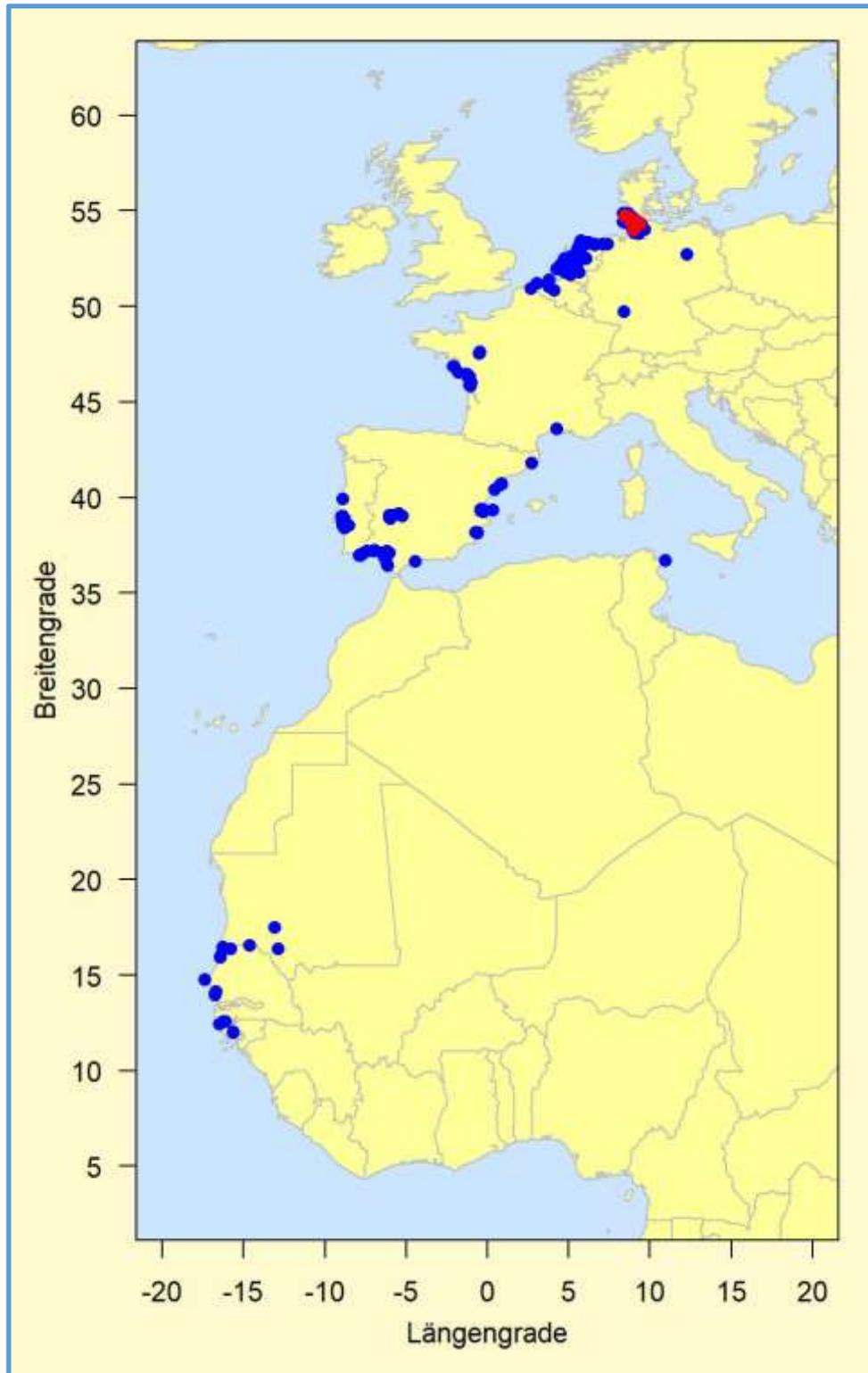
\* Zwei dieser Küken, die nur mit Metallringen versehen wurden, konnten in einem späteren Jahr wiedergefangen und farbberingt werden.

\*\* Inklusiv zweier Vögel, die den Metallring bereits als Küken erhielten.

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. 3). Demnach betrug die jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen  $88,2\% \pm 1,0\%$ , 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 und in die Projektgebiete zurückzukehren,  $57,7\% \pm 5,1\%$ .

**Tab. 3:** Modelle zur Schätzung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter Uferschnepfen. Dargestellt sind das Akaike-Informationskriterium ( $AIC_c$ ),  $\Delta AIC_c$ , das  $AIC_c$ -Gewicht ( $AIC_c$ -W) und die Anzahl geschätzter Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	$AIC_c$	$\Delta AIC_c$	$AIC_c$ -W	N Parameter
$\Phi_{(a2)}p_{(a2)}$	2925,0	0,0	0,81	4
$\Phi_{(a2+T)}p_{(a2+T)}$	2928,0	3,0	0,18	8
$\Phi_{(a2+t)}p_{(a2+t)}$	2937,6	12,6	0,01	56



**Abb. 18:** 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 2022.



## 5 DISKUSSION

Seit 2013 optimierte das LIFE-Limosa-Projekt in den Projektgebieten Bruthabitate für Uferschnepfen. Dies erfolgte 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* zweimal besuchte. Trotz der Maßnahmen hat sich der Bruterfolg in den Intensivgebieten jedoch, bei deutlichen Schwankungen zwischen den Jahren und Gebieten, kaum nachhaltig erhöht. Lediglich im Gebiet Ostermoor/Huder Schleife könnte sich mit einem zum Bestandserhalt ausreichenden Bruterfolg in drei der letzten vier Jahre eine Wende abzeichnen. Allerdings war unter den drei Jahren auch das „Mäusejahr“ 2019, und 2021 lag der hohe Bruterfolg an den Paaren in der Huder Schleife, die durch einen Zaun geschützt brüteten. Mit Ausnahme des Beltringharder Koogs zeigte keines der Projektgebiete eine Zunahme des Brutbestands während der Projektlaufzeit. Wenn alle Projektgebiete zusammengefasst werden, lag die Anzahl der Revierpaare in den Maßnahmenflächen 2022 etwa 21 % unter dem Ausgangsbestand 2013. In den Projektgebieten Speicherkoog Süd, Adenbüller Koog und Eiderästuar erreichte die Anzahl der Revierpaare im letzten Jahr des Monitorings den niedrigsten Wert seit Projektbeginn. Der demographische Hintergrund des Bestandsrückgangs konnte im Laufe des Projekts geklärt werden. Da die jährliche Rückkehrwahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen in ihre Brutgebiete in Schleswig-Holstein hoch ist, ist es der mangelnde Bruterfolg, der zu den Abnahmen der Bestände führt. Die gleichen Befunde erklären auch in Großbritannien den Rückgang der dortigen Uferschnepfen (Verhoeven et al. 2021).

Der Reproduktionserfolg lag nicht in allen Jahren unter dem bestandserhaltenden Wert. Das Jahr 2019 zeichnete sich, sehr wahrscheinlich aufgrund der in diesem Jahr auftretenden Wühlmausgradation (Salewski et al. 2019b), durch einen außergewöhnlich guten Bruterfolg in einigen Projektgebieten aus. Zum ersten Mal während der Projektlaufzeit wurde in gleich drei der vier Intensivgebiete das Projektziel eines Bruterfolgs von mindestens 0,6 flüggen Jungen/Brutpaar (Hemmerling & Miller 2011) nicht nur erreicht, sondern deutlich übertroffen (Salewski et al. 2019b). Ähnliche Beobachtungen liegen aus Gebieten außerhalb der LIFE-Limosa-Kulisse für 2019 vor und weisen auf einen generell guten Bruterfolg bei Wiesenvögeln in diesem Jahr hin (Salewski et al. 2019b). 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). Daher war nach dem guten Bruterfolg 2019 ein Anstieg der Bestände (Abb. 2) nicht überraschend. Der positive Effekt des Mäusejahres war allerdings 2022 schon nicht mehr zu bemerken, die Bestände waren bereits wieder unter das Niveau von 2019 gefallen.



Der überwiegende Anteil der Gelege- und Kükenverluste ist auf einen einzigen proximalen Faktor zurückzuführen: Prädation. Allerdings unterscheiden sich die Prädatorspektren von Gelegen (zum Großteil nachtaktive Säuger) und Küken (zu etwa gleichen Teilen nachtaktive Säuger und tagaktive Vögel) deutlich (Salewski & Schütze 2017). Seit einigen Jahren wird im Projekt gezeigt, dass Gelegeschutzzäune den Schlupferfolg deutlich erhöhen (Salewski & Granke 2020, Salewski et al. 2023, Geertz et al. im Druck). In anderen Studien wurde gezeigt, dass Gelegeschutzzäune auch zu einem deutlich erhöhten Bruterfolg führen können (Verhoeven et al. 2022; siehe Rickenbach et al. 2011, Malpas et al. 2013, White & Hirons 2019 für den Kiebitz). Obwohl Gelegeschutzzäune nicht gegen Prädation aus der Luft schützen, zeigen die Ergebnisse aus dem LIFE-Limosa-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 (Salewski et al. 2023; siehe aber unten bzgl. jagdlichen Prädatorenmanagements).

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 dies 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). Die Frage ist nun, welche Faktoren dazu geführt haben, dass potenzielle Wiesenvogelhabitate zu einer wiesenvogelunfreundlicheren und prädatorfreundlicheren Landschaft geworden sind. Diese Entwicklung bewirkte, dass die ohne Zweifel wichtigen und grundsätzlich zielführenden Maßnahmen zur Lebensraumoptimierung trotz ihrer konsequenten Ausführung nicht unbedingt 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 allerdings eine hypothetische bleiben.

Als Ursache für die zunehmende Prädation bieten sich, neben der einfachen Annahme einer erhöhten Prädatordichte (Langgemach & Bellebaum 2005), mehrere Möglichkeiten an. Die mögliche Rolle der Wühlmausgradationen wurde bereits ausführlich in Salewski et al. (2019b) diskutiert (siehe auch Beintema & Müskens 1987, Struwe-Juhl 1995, Köster & Bruns 2003, Laidlaw et al. 2017). Demnach könnten die Tatsache, dass Mäusegradationen nachweislich seltener und in ihren Ausmaßen geringer ausfallen (Ims et al. 2008, Grimmberger et al. 2009, Schuster et al. 2002, Millon et al. 2014) dazu führen, dass Jahre mit besonders gutem Bruterfolg bei Wiesenvögeln weniger rasch aufeinander folgen.



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 wahrscheinlich auch als im Beltringharder Koog (Salewski et al. 2015, ausführlich in Salewski & Schmidt 2021). Das schnellere Wachstum hat zur Folge, dass die Küken im Speicherkoog Süd mindestens vier Tage früher flügge werden als im Adenbüller Koog. Sie wären damit mindestens vier Tage kürzer dem Risiko ausgesetzt, Bodenprädatoren zum Opfer zu fallen. Legt man die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken aus Abschnitt 4.3.2 zugrunde, hätten z. B. Uferschnepfenküken aus dem Adenbüller Koog im Jahr 2022 eine um 5 % erhöhte Wahrscheinlichkeit flügge zu werden gehabt, wenn sie schon mit 24 Tagen hätten fliegen können anstatt mit 28 Tagen. Diese Diskrepanz würde sich noch vergrößern, wenn Küken erst im Alter von 30 Tagen fliegen könnten, wie dies im Adenbüller Koog zum Teil der Fall war (Salewski & Schmidt 2021). Eine niedrigere Wachstumsrate kann auf ein verringertes Nahrungsangebot und/oder qualitativ schlechtere Nahrung zurückzuführen sein (Kentie et al. 2013). 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 (Hötcker et al. 2012), sondern es sollten feuchte Bereiche und Blänken auch bis in den Mai und Juni erhalten bleiben, um Zuckmücken als potenzieller Nahrung gute Lebensbedingungen zu bieten (Salewski & Schmidt 2021, Bötsch et al. 2021). Vor allem sollte aber darauf geachtet werden, dass bei einer Beweidung durch Rinder oder Schafe diese nicht mit Antiparasitika wie zum Beispiel dem Wurmmittel Ivermectin behandelt werden. Diese Mittel sorgen nachweislich für eine reduzierte Insektenfauna (Beynon 2012, Koopmann & Kühne 2017) und verringern somit das Nahrungsangebot für Küken.

## 6 FAZIT

Ziel des LIFE-Limososa-Projekts war es, durch die Optimierung der Habitats in den Projektgebieten den Bruterfolg der Uferschnepfen zu steigern, um damit für zunehmende Bestände zu sorgen. Die Erfahrungen aus dem Projekt zeigen jedoch, dass das Optimieren von Bruthabitats allein nicht ausreicht, um für einen guten Bruterfolg zu sorgen. Der abnehmende Trend der Bestände von Uferschnepfen und von Wiesenvögeln im Allgemeinen folgt dabei einer im gesamten mitteleuropäischen Verbreitungsgebiet seit geraumer Zeit zu beobachtende Entwicklung (Gill et al. 2007, Kentie et al. 2016, Thorup 2018, Gerlach et al. 2019). Der dortige drastische Rückgang der Uferschnepfen deutet darauf hin, dass auch übergeordnete, großräumig wirkende Faktoren eine Rolle spielen, die sich durch ein im Projektrahmen durchführbares, relativ kleinräumiges Management nur bedingt beeinflussen lassen.

Zunehmende Prädation von Gelegen und Küken ist das Problem, das gebiets- und länderübergreifend 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. Auf Eiderstedt konnte 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 ultimativen Faktoren in diesen Gebieten anschließend zu einem schlechten Bruterfolg mit abnehmenden Beständen führen. Möglicherweise ist dies eine im Zuge einer Intensivierung der Landnutzung veränderte Nahrungssituation für potenzielle 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 ein genaueres Verständnis der Bestandsdynamik von Uferschnepfen und eine darauf basierende Ableitung und Umsetzung von Managementmaßnahmen verhindert.

Falls diese Überlegungen zutreffen, sind die Möglichkeiten von kleinräumig ausgerichteten Projekten, diesen Entwicklungen entgegenzutreten, nur begrenzt. Dagegen hat sich gezeigt, dass die Installation von Gelegeschutzzäunen um große Flächen den Schlupf- und auch den Bruterfolg deutlich positiv beeinflusst. Möglicherweise kann eine intensive Bejagung von Bodenprädatoren ebenfalls zum gewünschten Ziel führen. Obwohl damit nur die Symptome des Problems behandelt werden, waren Zäune und möglicherweise die Entnahme von Prädatoren geeignete und im Projektverlauf die einzig wirksamen Mittel, um kurzfristig deutliche Erfolge im Sinne einer Erhöhung des Bruterfolges zu erzielen. Dagegen muss sehr viel mehr Zeit investiert werden, um grundsätzliche Änderungen in der Landnutzung durchzusetzen. Hohe Bruterfolge wie in der Saison 2019 und die damit verbundene Zunahme der Bestände machen ebenso wie die Erfolge beim Einsatz von Gelegeschutzzäune Mut, dass die Umkehr des negativen Trends gelingen kann.

## 7 DANK

Die hier vorgestellten Arbeiten wären ohne die vielfältige Unterstützung durch einzelne Personen, Institutionen und Behörden nicht möglich gewesen. Eine Liste der institutionellen und behördlichen Kooperationspartner findet sich unter <https://www.wo-ist-greta.de/was/gretas-helfer/weitere-helfer/>. Das Monitoring wurde im Gelände vom Wiedingharder Naturschutzverein, den Integrierten Stationen Westküste und Eider-Treene-Sorge des Landesamtes für Umweltschutz und dem NABU Landesverband S-H unterstützt. In diesem Zusammenhang möchten wir auch allen



Flächenbewirtschafterinnen und -bewirtschaftern für die gute Zusammenarbeit danken sowie der Bundeswehr und speziell dem Team der WTD71 für die umfassende Unterstützung der Arbeiten im Dithmarscher Speicherkoog Süd während der gesamten Projektlaufzeit. Für ihre Hilfe bei der Geländearbeit danken wir weiterhin Y. Bötsch (MOIN), H. A. Bruns, D. S. Cimiotti, D. V. Cimiotti (MOIN), A. Evers, S. Gaehme (LFU), B. Geertz, O. Granke (Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein), J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein), A. Helmecke, H. Hötker† (MOIN), C. Ivens, J. Jacobsen (LFU), H. Jeromin (MOIN), B. Kliner-Hötker† (MOIN), H. Lemke (MOIN), T. Otto (LFU), J. Schütze, T. Severon (Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein) und O. Thorup. Weiterhin wurden die Arbeiten durch viele freiwillige Helfer und Helferinnen des MOIN und der Stiftung Naturschutz unterstützt und über 300 Personen meldeten seit 2008 Beobachtungen von farbberingten Uferschnepfen.

## 8 LITERATUR

- Bairlein, F. & Bergner, G. 1995. Vorkommen und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der nördlichen Wesermarsch, Niedersachsen. *Vogelwelt* 116: 53-59.
- 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.
- 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.
- Bötsch, Y., Krahn, L., Remmers, T., Korossy-Julius, L., Zöckler, C., Leyrer, J., Hötker, H. & Hunke, P. 2021. Wassermanagement für Feuchtwiesen im Zeichen des Klimawandels 2019-2021, AZ 34370 / 01 Projektabschlussbericht zu Händen der Deutschen Bundesstiftung Umwelt DBU und des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung MELUND von Schleswig-Holstein, Kiel.
- Cimiotti, D.S. 2022. Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht / Beltringharder Koog. Unveröffentl. Bericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Integrierte Station Westküste, Flintbek.
- 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.
- Eilers, A. 2007. Zur Brutbiologie des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in drei Schutzgebieten an der Eidermündung (Nordfriesland, Dithmarschen), 2006. Corax 20: 309-324.
- 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, Waffenschwebfliegen und Schlupfwespen belegen extreme Rückgänge (Diptera: Syrphidae, Stratiomyidae; Hymenoptera: Ichneumonidae). Entomolog. Zeitschr. 130: 131-142.
- Geertz, B.M., Granke, O. & Salewski, V. Gelegeschutzzäune erhöhen die Schlupfwahrscheinlichkeit von Kiebitz *Vanellus vanellus* und Uferschnepfe *Limosa limosa* in den Dithmarscher Speicherkögen. Corax: Im Druck.
- 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.
- Grimmberger, E., Rudloff, K. & Kern, C. 2009. Atlas der Säugetiere Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Natur und Tier-Verlag, Münster.
- 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., 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., Hötter, H., Bellebaum, J., Cimiotti, D., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2011. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein. Brutbiologie, Farbberingung 2011. Unveröffentl. Bericht. 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.
- Hönisch, B., Artmeyer, C., Melter, J. & Tüllinghoff, R. 2008. Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanelus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. Vogelwarte 46: 39-48.
- Hötter, H., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2012. Habitatmodell Uferschnepfe. Unveröffentl. Bericht. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötter, H., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2019. Wirkung des Vertragsnaturschutzes auf Wiesen-Limikolen im EU-Vogelschutzgebiet Eiderstedt. Unveröffentl. Bericht. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötter, H. & Teunissen, W. 2006. Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln in Deutschland und in den Niederlanden. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 93-98.
- Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. Trends Ecol. Evol. 23: 79-86.
- Jeromin, H., Meyer, N. & Evers, A. 2016. Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2016 - Erprobung und Weiterentwicklung eines Artenschutzprogramms. Unveröffentl. Bericht. 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., Both, C., Hooijmeijer, J.C.E.W. & Piersma, T. 2015. Management of modern agricultural landscapes increases nest predation rates in Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. Ibis 157: 614-625.



- 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.
- 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.
- Korner-Nievergelt, F., Roth, T., v. Felten, S., Guélat, J., Almasi, B. & Korner-Nievergelt, P. 2015. *Bayesian Data Analysis in Ecology using Linear Models with R, Bugs, and Stan.* Academic Press, Amsterdam.
- Köster, H. & Bruns, H.A. 2003. Haben Wiesenvögel in binnenländischen Schutzgebieten ein „Fuchsproblem“? *Ber. Vogelschutz* 40: 57-74.
- Köster, H. & Bruns, H.A. 2004. „Feuerwehrtopf“ Bewertung und Weiterentwicklung einer flexiblen Variante des Vertragsnaturschutzes am Beispiel des Meggerkoogs und der Alten Sorge-Schleife (2004). Unveröffentl. Bericht für das Ministerium für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- 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.
- Lind, H. 1961. Studies on the behaviour of the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa* (L.)). Meddelelse fra Naturfredningsrådets reservatudvalg nr. 66. Munksgaard, Kopenhagen.
- 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.
- 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.
- Mayfield, H.F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* 87: 456-466.
- 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.
- Millon, A., Petty, S.J., Little, B., Gimenez, O., Cornulier, T. & Lambin, X. 2014. Dampening prey cycle overrides the impact of climate change on predator population dynamics: a long-term demographic study on tawny owls. *Global Change Biol.* 20: 1770-1781.
- 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 Haustierrkunde. 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. & Hötter, 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.
- Salewski, V., Evers, A. & Holsten, T. 2023. Untersuchungen zum Schlupferfolg bodenbrütender Vögel im Eiderästuar 2023. Unveröffentl. Bericht. Ministerium für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.



- 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/lifelimoso/life\\_limosa\\_report\\_2015.pdf](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimoso/life_limosa_report_2015.pdf).
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötker, B. & Schmidt, L. 2016. Bericht 2016: 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/lifelimoso/life\\_limosa\\_report\\_2016.pdf](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimoso/life_limosa_report_2016.pdf).
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2019a. Wildkameras ermitteln Verlustursachen von Gelegen der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Natur und Landschaft 94: 59-65.
- Salewski, V., Evers, A., Klinner-Hötker, B. & Schmidt, L. 2019b. 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/lifelimoso/life\\_limosa\\_report\\_2019.pdf](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimoso/life_limosa_report_2019.pdf).
- 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/lifelimoso/lifelimoso\\_report\\_2013.pdf](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimoso/lifelimoso_report_2013.pdf).
- Salewski, V., Evers, A., Schmidt, L. & Granke, O. 2013b. Bericht 2013: Erstaufnahme in den Projektgebieten (Action A.2), Prädation, Vegetationsentwicklung und Hydrologie (Action D.3). Unveröffentl. Bericht. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: [http://www.life-limoso.de/fileadmin/pdf/LifeLimosa\\_ActionA2D3\\_Report-2013.pdf](http://www.life-limoso.de/fileadmin/pdf/LifeLimosa_ActionA2D3_Report-2013.pdf).
- 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., Granke, O., Gaehme, S., Klinner-Hötker, B., Otto, T., Severon, T. & Schmidt, L. 2023. Gelegeschutzzäune erhöhen den Schlupferfolg gefährdeter Wiesenvögel. Natur & Landschaft 98: 553-561.
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2021. Bericht 2021: 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/lifelimoso/life\\_limosa\\_report\\_2021.pdf](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimoso/life_limosa_report_2021.pdf).



- Salewski, V. & Schmidt, L. 2022. Bericht 2022: 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/lifelimososa/life\\_limosa\\_report\\_2022.pdf](https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimososa/life_limosa_report_2022.pdf).
- 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. 2020. Monitoring von Wiesenvogelgelegen innerhalb eines Gelegeschutzzauns bei Poppenbüll, Eiderstedt - Bericht 2020. Unveröffentl. Bericht. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen: <https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/lifelimososa/>.
- 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. 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.
- Schuster, S., Schilhansl, K. & Peintinger, M. 2002. Langfristige Dynamik der Winterbestände von Mäusebussard *Buteo buteo* und Turmfalke *Falco tinnunculus* im Bodenseegebiet und Donaumoos. Vogelwelt 123: 117-124.
- Seitz, J. 2001. Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. Corax 18, Sonderheft 2: 55-66.
- Sohler, J. & Stieg, J. im Druck. SPA „Eiderstedt“. DE 1618-404. Brutvogelmonitoring 2022. Unveröffentl. Bericht.
- SOVON 2021: <https://stats.sovon.nl/stats/soort/5320/?language=english>. Aufgerufen am 07.12.2020.
- Stieg, J., Hoppe, I. & Hofeditz, F. 2018. SPA „Eiderstedt“. DE 1618-404. Brutvogelmonitoring 2017. Unveröffentl. Bericht.
- Struwe-Juhl, B. 1995. Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen im Hohner Seegebiet 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.
- Thorup, O. 2018. Population sizes and trends of breeding meadow birds in Denmark. Wader Study 125: 175-189.
- Tüllinghoff, R., Kipp, M. & Schwartz, P. 2000. Beitrag zur Nistplatzwahl der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 9: 75-86.
- 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., Pringle, T., Kaspersma, W., Whiffin, M., McBride, A.D., Sjoerdsma, P., Roodhart, C., Burgess, M.D., Piersma, T. & Smart, J. 2022. Do ditch-side electric fences improve the breeding productivity of ground-nesting waders? Ecol. Solutions Evidence 3: e12143.
- Verhoeven, M.A., Smart, J., Kitchin, C., Schmitt, S., Whiffin, M., Burgess, M. & Ratcliffe, N. 2021. Diagnosing the recent population decline of Black-tailed Godwits in the United Kingdom. Wader Study 128: 65-76.
- Visser, G.H. & Beintema, A.J. 1991. Reproductive characteristics of meadow birds and other European waders. Wader Study Group Bull. 61 (Suppl. 1): 6-11.
- White, G. & Hirons, G. 2019. The predator exclusion fence manual. RSPB, Sandy, GB.



## 9 ANHANG

### A1: Uferschnepfenrevierpaarzahlen auf den LIFE-Limosa-Flächen.

Dargestellt sind die Revierpaarzahlen in den einzelnen Projektgebieten zwischen 2013 und 2022. In Klammern: Revierpaarzahlen inklusive der Paare, die sich nicht in den Maßnahmenflächen, aber unmittelbar in deren Nähe fanden. Kleine Unterschiede zu den Summen in früheren Berichten kommen dadurch zustande, dass die Gebiete Hauke-Haien-Koog (02-HHK) und Ockholmer Vordeichung (03-OcV), die 2020 aus der Projektkulisse genommen wurden, hier auch für die früheren Projektjahre nicht mehr berücksichtigt sind.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
<b>Rickelsbüller Koog</b>	41	25	33	26	27	32	27	32	31	28
<b>Beltringharder Koog</b>	81	92	88 (89)	94 (95)	102	111 (113)	104 (106)	121 (122)	112 (115)	110
<b>Speicherkoog Nord</b>	90	67	49	46	35	35	42	57	62	56
<b>Speicherkoog Süd</b>	97	118	128	114	113	89	99	107	99	69
<b>Ostermoor/Huder Schleife</b>	15 (23)	8 (17)	8 (11)	5 (10)	4 (7)	6	7	7 (8)	12	12
<b>Alte-Sorge-Schleife</b>	0	1	2	3	1	0	0	0	0	0
<b>Eiderstedt/Adenbüller Koog</b>	25 (27)	28 (31)	30 (31)	22 (23)	21 (23)	19 (25)	16 (21)	14 (21)	26 (39)	17 (18)
<b>Eiderstedt/Poppenbüll Ost (Iversbüller Koog)</b>	1	3	1	3 (6)	2 (4)	2 (4)	5 (7)	4	4 (12)	3 (5)
<b>Eiderstedt/Poppenbüll West (Neukrug)</b>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<b>Eiderästuar/Nordfriesland</b>	54	39	38	53	36	36	27	27	28	25
<b>Eiderästuar/Oldensw. Vorl.</b>	2	3	1	1	1	1	1	1	2	1
<b>Eiderästuar/Dithm. Vorl.</b>	2	0	0	0	1	0	0	1	2	2
<b>Summe</b>	<b>408</b> <b>(418)</b>	<b>384</b> <b>(396)</b>	<b>378</b> <b>(383)</b>	<b>367</b> <b>(376)</b>	<b>344</b> <b>(351)</b>	<b>331</b> <b>(341)</b>	<b>326</b> <b>(335)</b>	<b>371</b> <b>(380)</b>	<b>378</b> <b>(402)</b>	<b>323</b> <b>(326)</b>



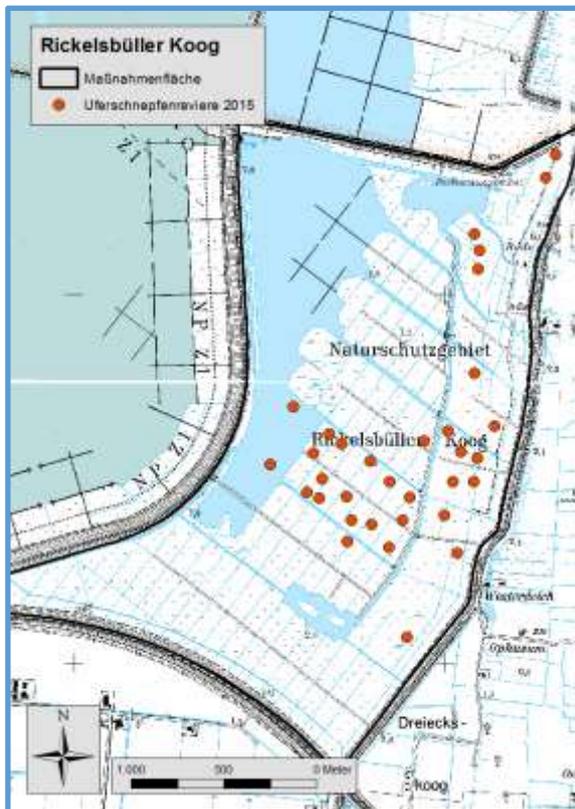
## A2: Dichten der Uferschnepfenreviere auf den LIFE-Limosa-Flächen.

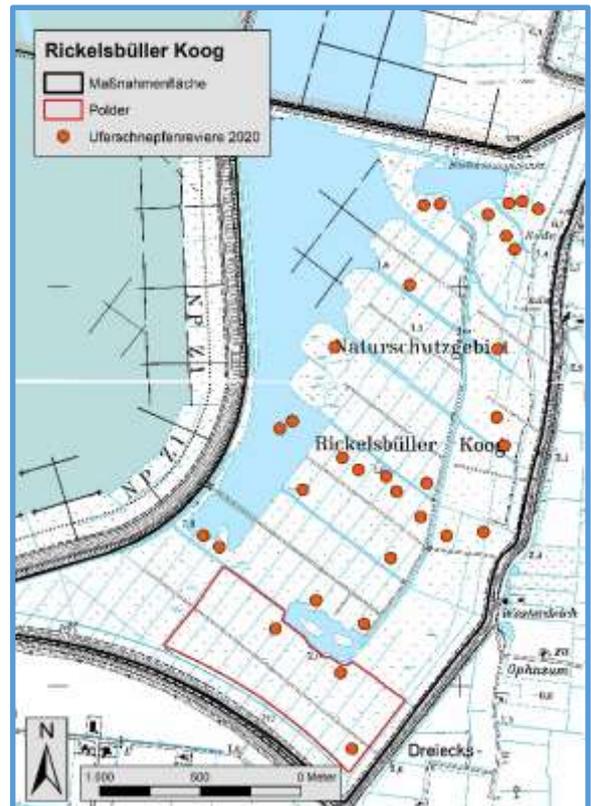
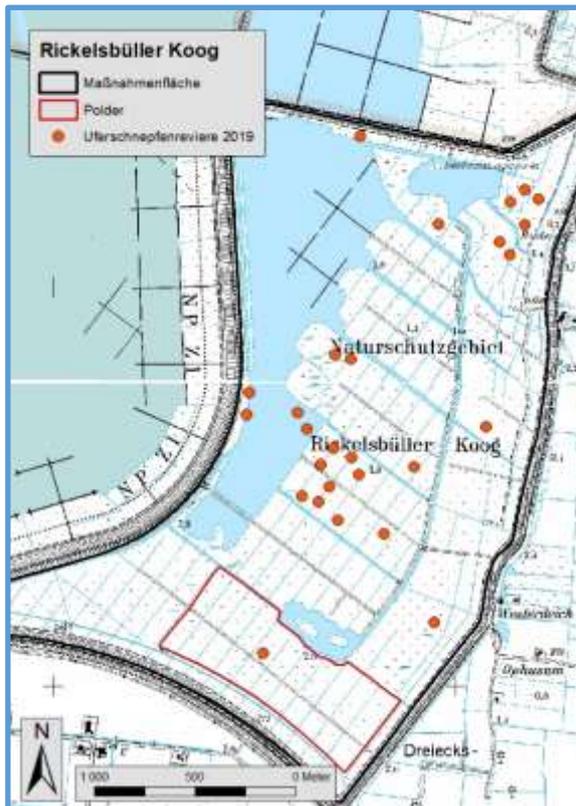
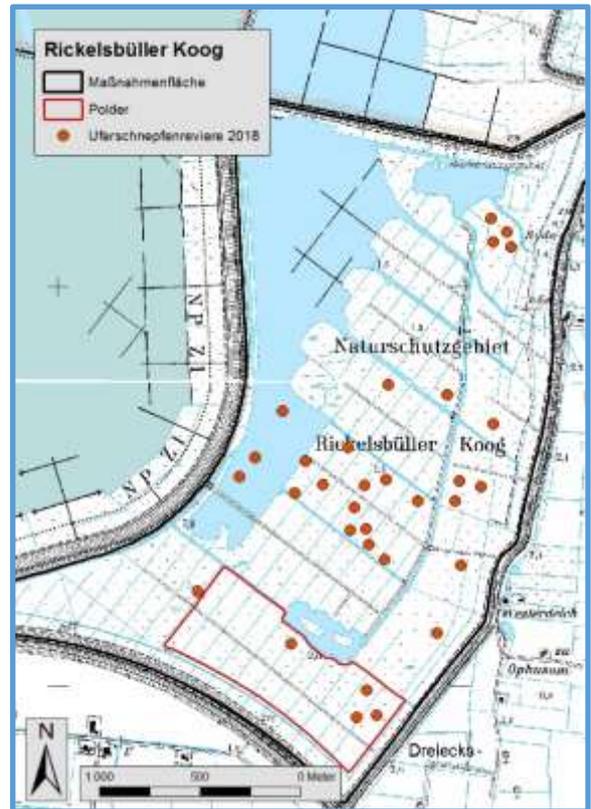
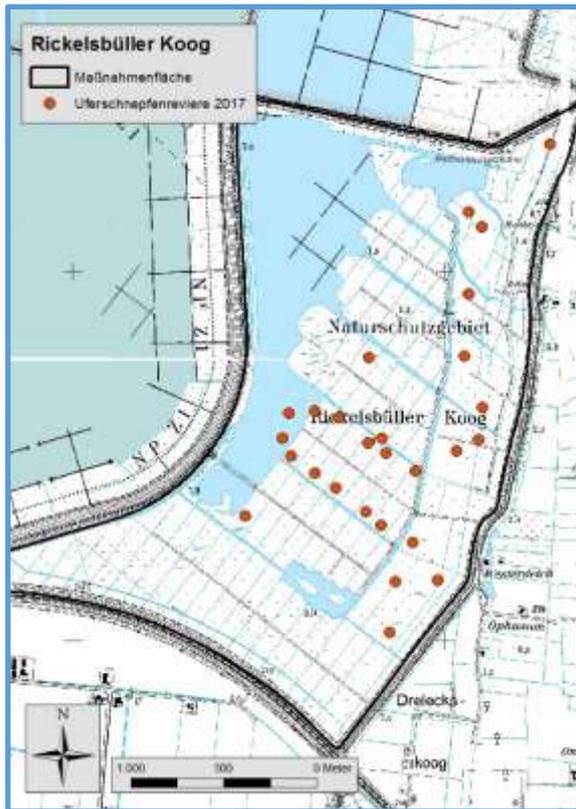
Dargestellt sind die Dichten als Revierpaare/10 ha Grünland. Die Fläche des Grünlands wurde 2013 erfasst (Salewski et al. 2013a). In den Folgejahren wurde dieser sich im Zuge der Maßnahmen (Schilfmahd) ändernde Wert angepasst. Kleine Unterschiede zu in früheren Berichten kommen dadurch zustande, dass die Huder Schleife zuerst getrennt vom Ostermoor beschrieben wurde, was hier nicht der Fall ist.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
<b>Rickelsbüller Koog</b>	1,2	0,7	0,9	0,7	0,8	0,9	0,8	0,9	0,9	0,8
<b>Beltringharder Koog</b>	1,5	1,7	1,6	1,7	1,7	1,8	1,8	2,0	1,9	1,8
<b>Speicherkoog Nord</b>	1,0	0,7	0,6	0,5	0,4	0,4	0,5	0,7	0,7	0,6
<b>Speicherkoog Süd</b>	0,7	0,9	1,0	0,9	0,9	0,7	0,8	0,8	0,8	0,5
<b>Ostermoor/Huder Schleife</b>	0,8	0,4	0,4	0,3	0,2	0,3	0,4	0,4	0,6	0,6
<b>Alte-Sorge-Schleife</b>	0,0	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Eiderstedt/Adenbüller Koog</b>	2,8	3,1	3,4	2,5	2,4	2,1	1,8	1,6	2,9	1,9
<b>Eiderstedt/Poppenbüll Ost (Iversbüller Koog)</b>	0,2	0,5	0,2	1,1	0,3	0,3	0,9	0,7	0,7	0,5
<b>Eiderstedt/Poppenbüll West (Neukrug)</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Eiderästuar/Nordfriesland</b>	1,2	0,9	0,9	1,2	0,8	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6
<b>Eiderästuar/Oldensw. Vorl.</b>	0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
<b>Eiderästuar/Dithm. Vorl.</b>	0,1	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	<0,1	0,1	0,1

### A3: Verteilung von Revierpaaren der Uferschnepfe in ausgewählten Projektgebieten in den Jahren 2013 bis 2022.

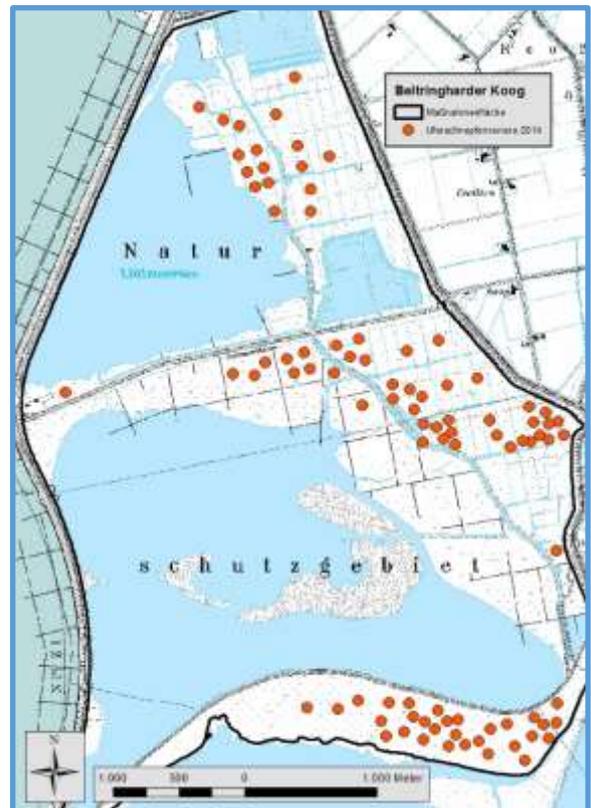
#### A3.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK):



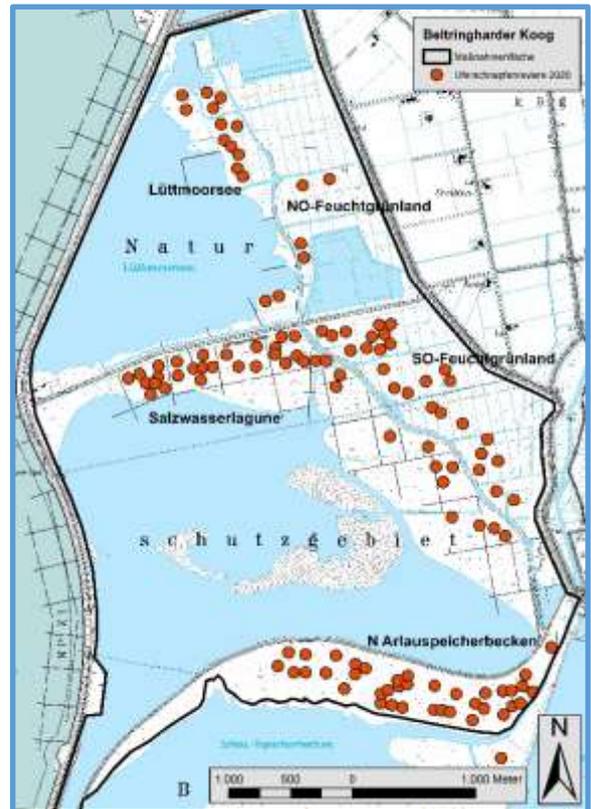
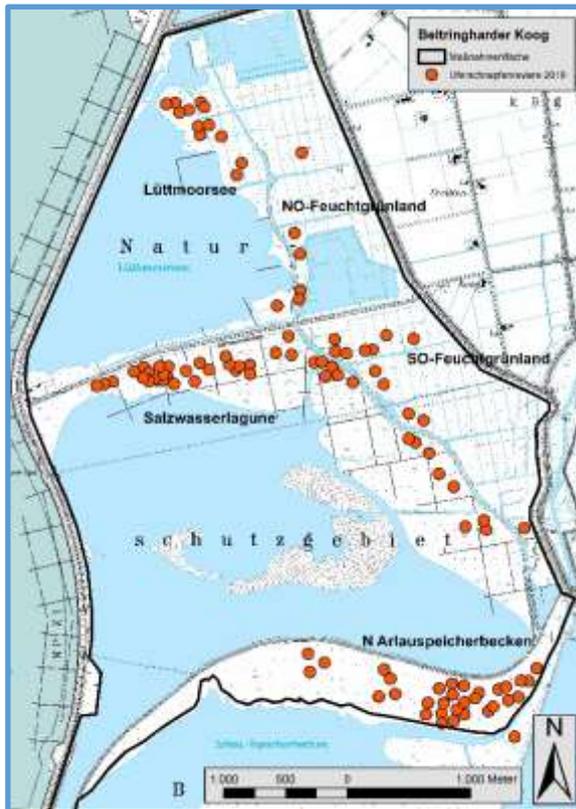




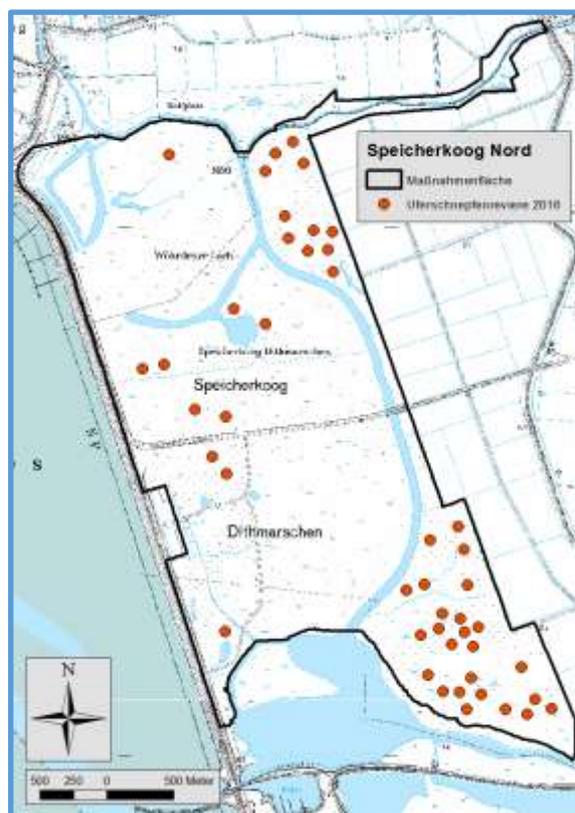
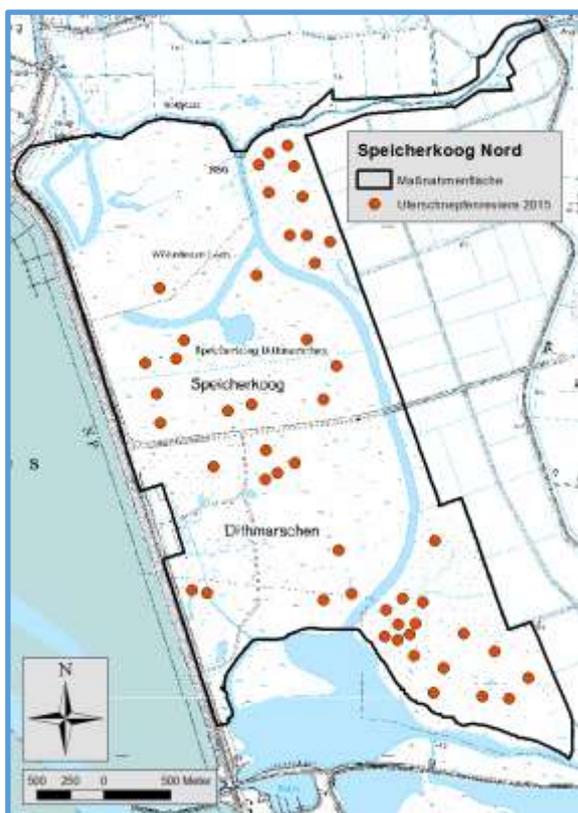
A3.2 Beltringharder Koog (04-Bek):

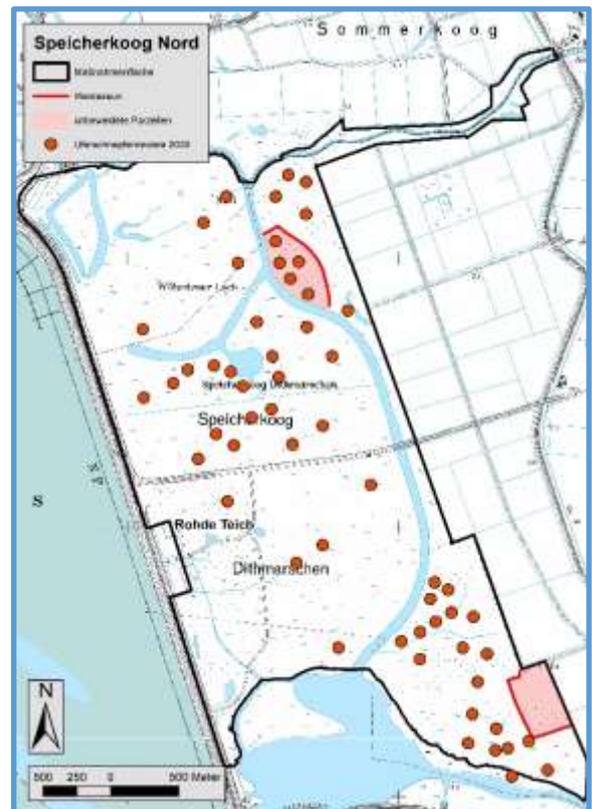
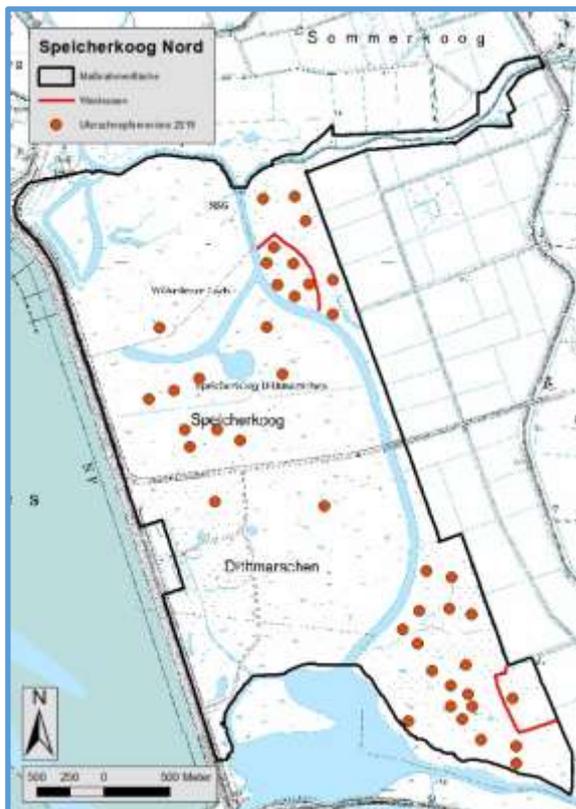
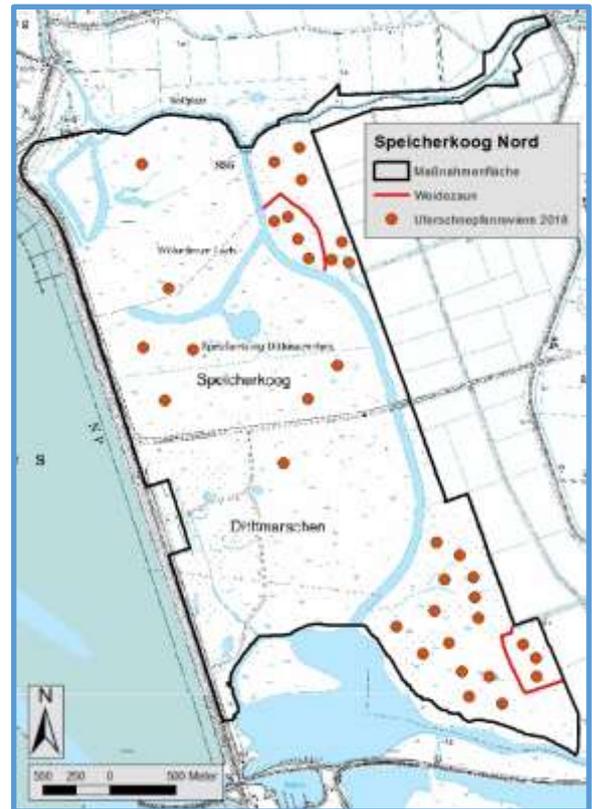


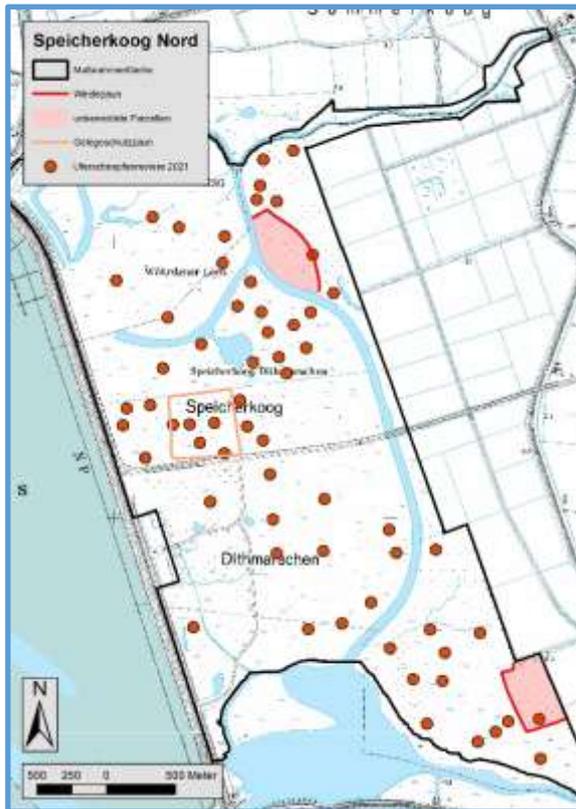




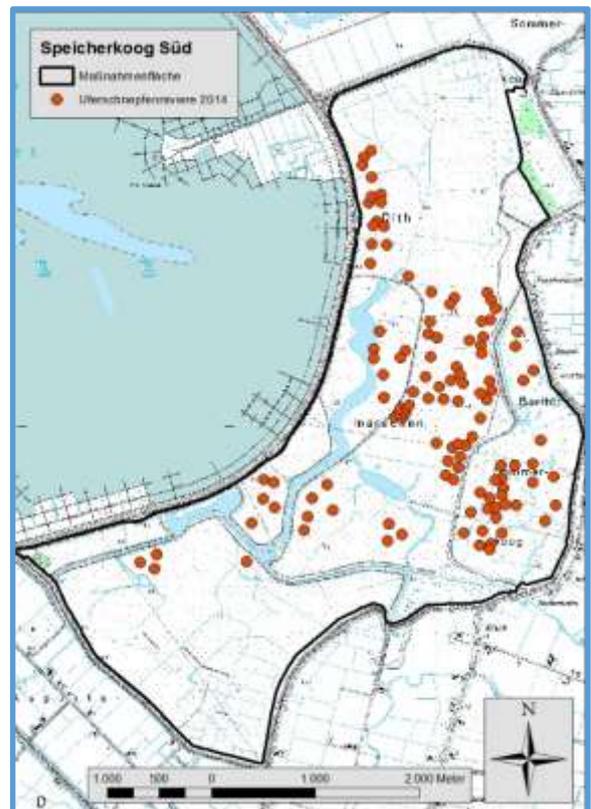
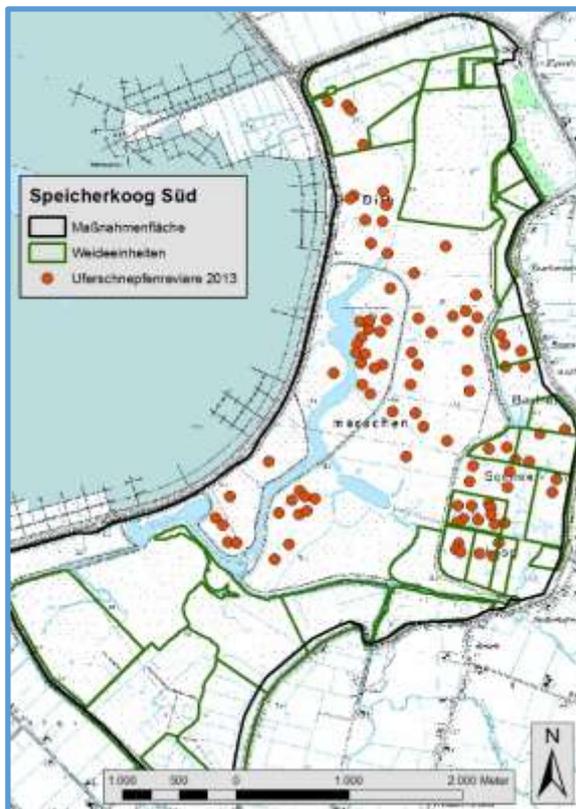
A3.3 Ditmarscher Speicherkoog Nord (05-SpN):

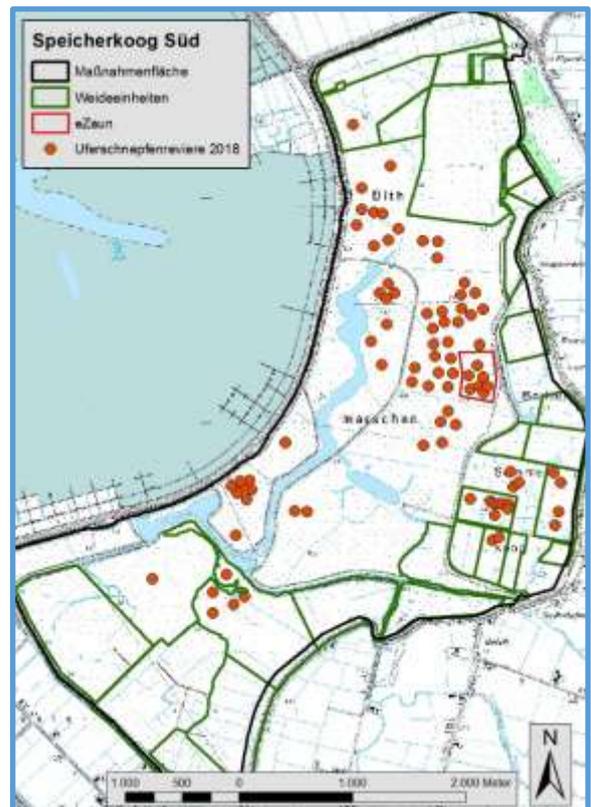
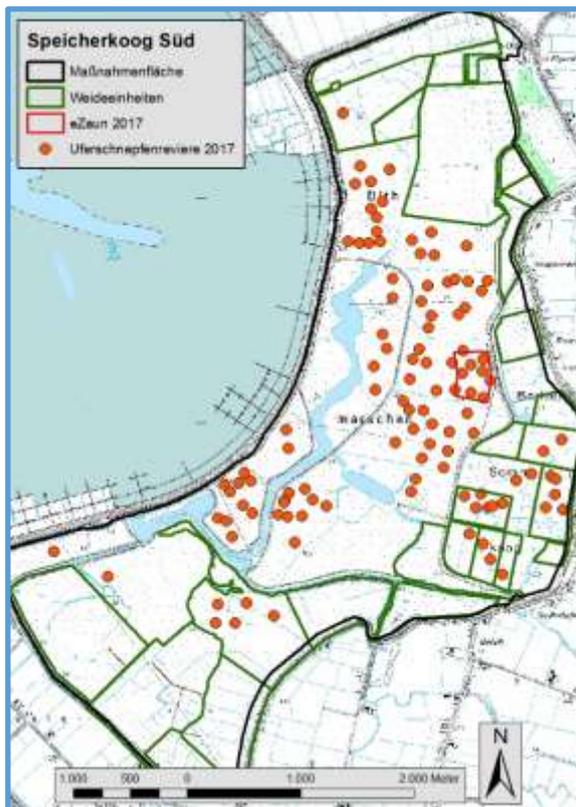
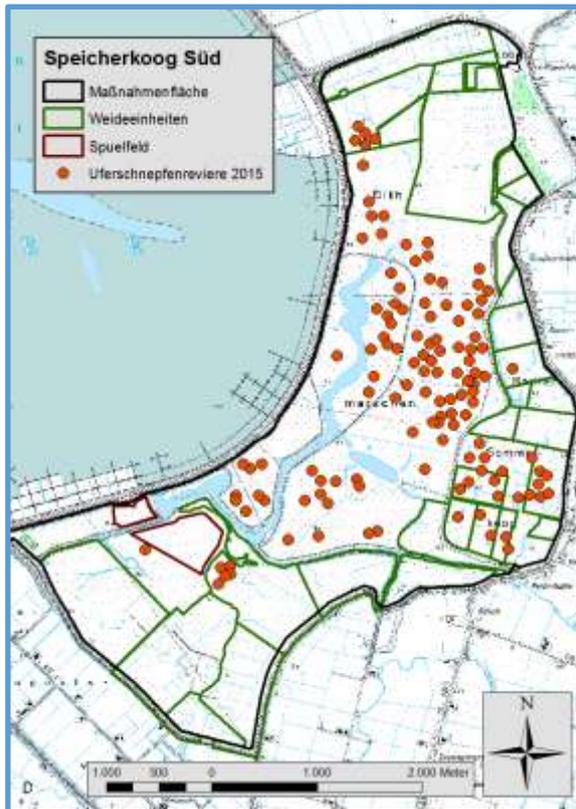


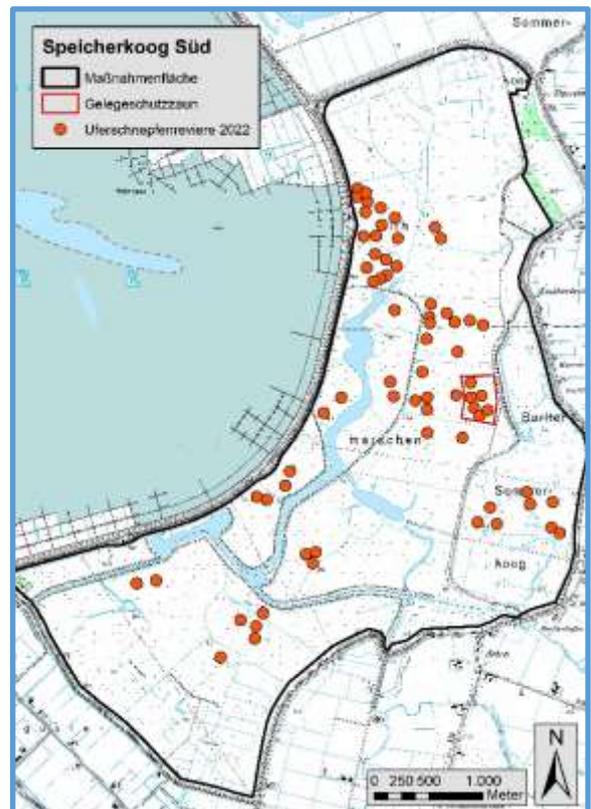
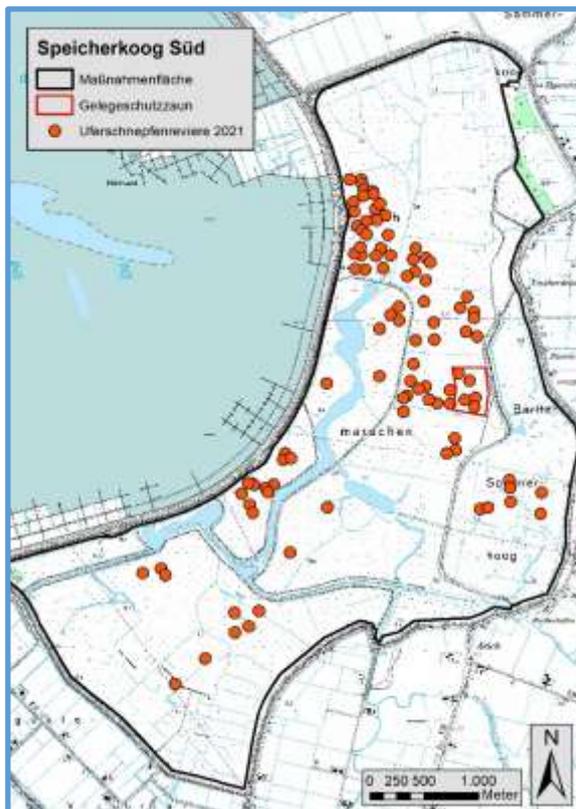
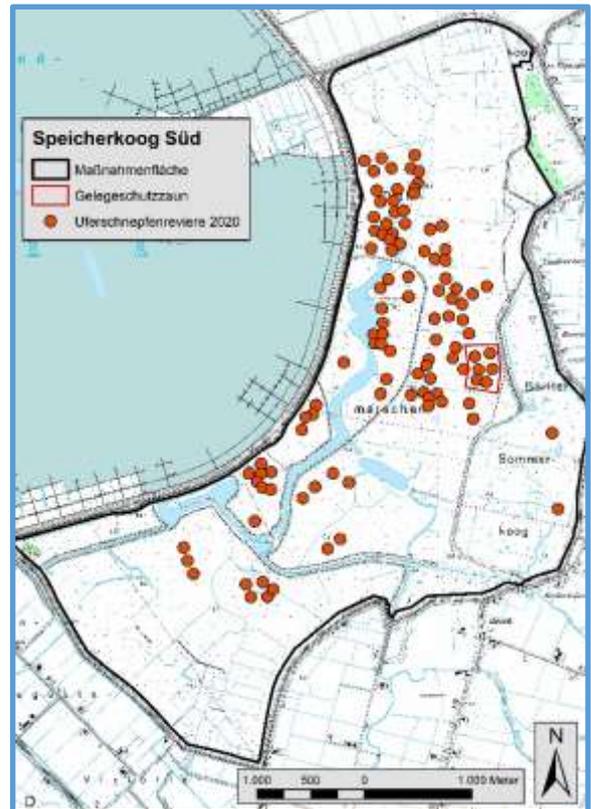
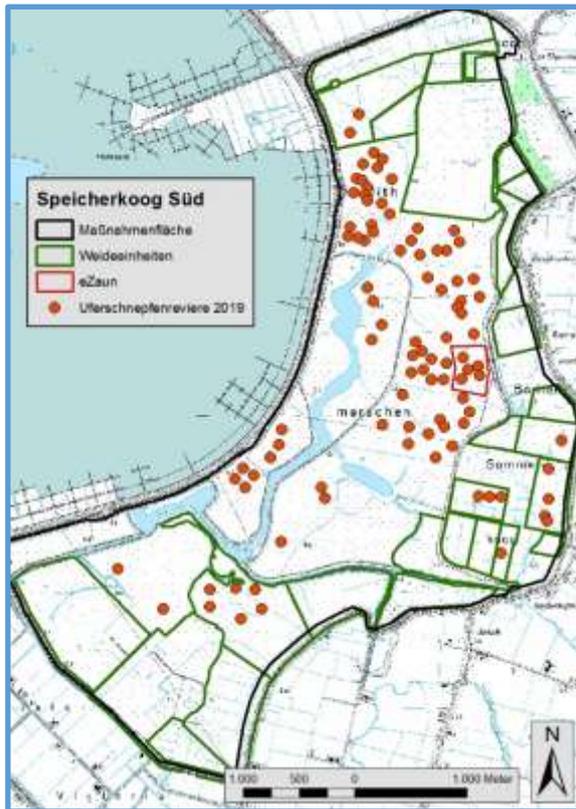




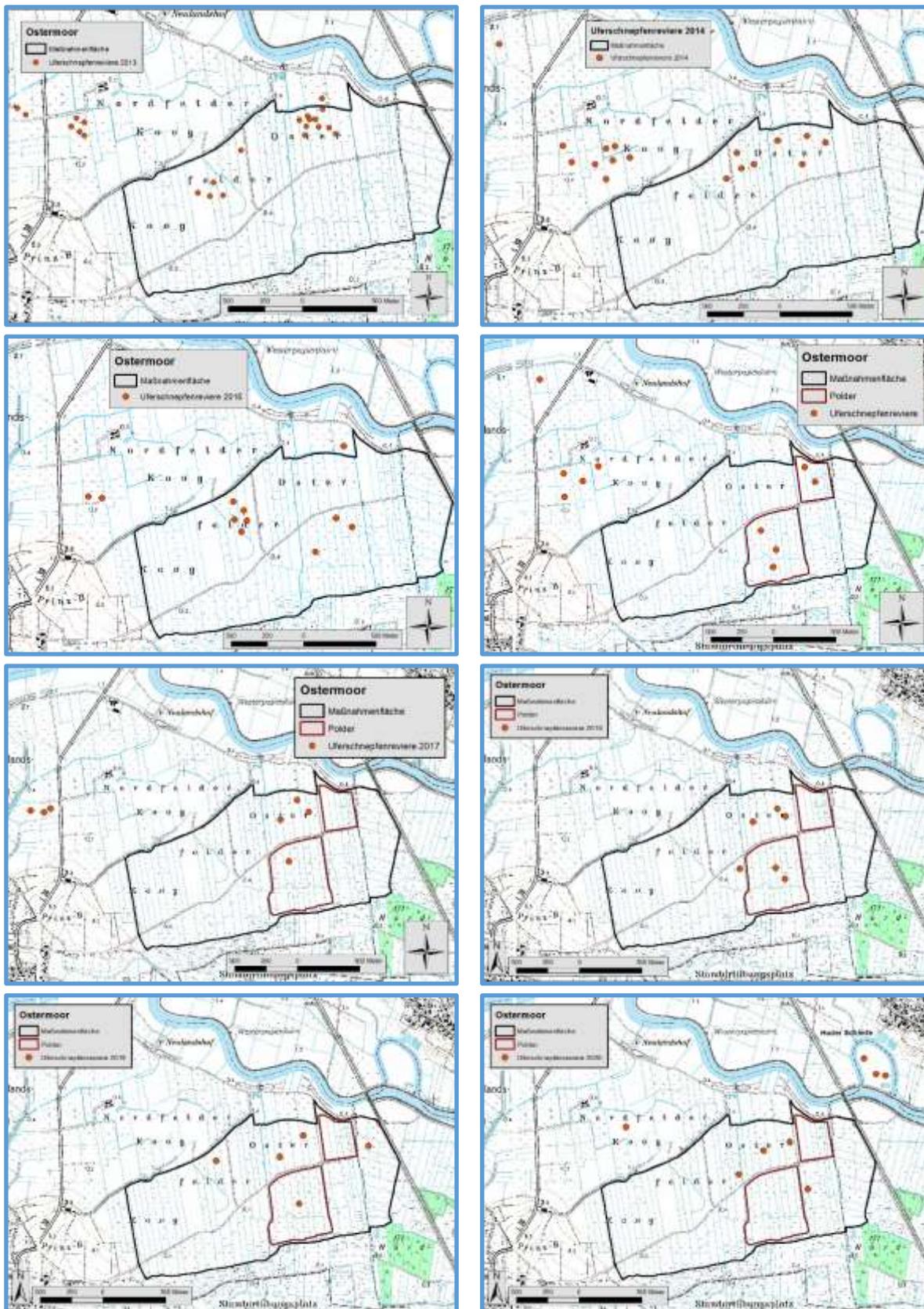
A3.4 Ditmarscher Speicherkoog Süd (06-SpS):



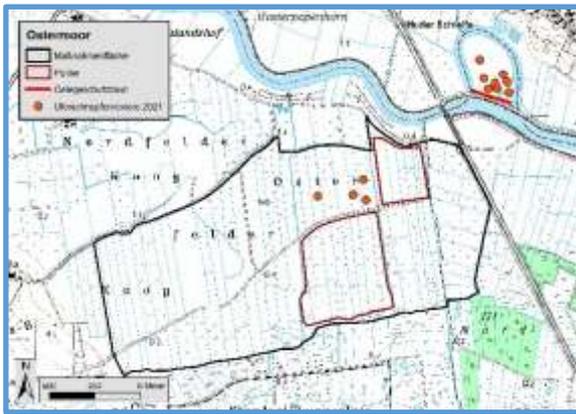




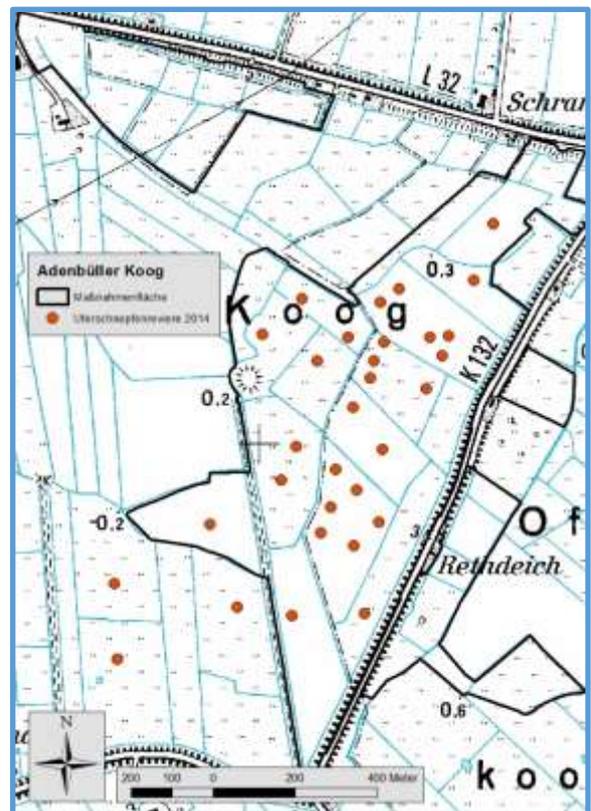
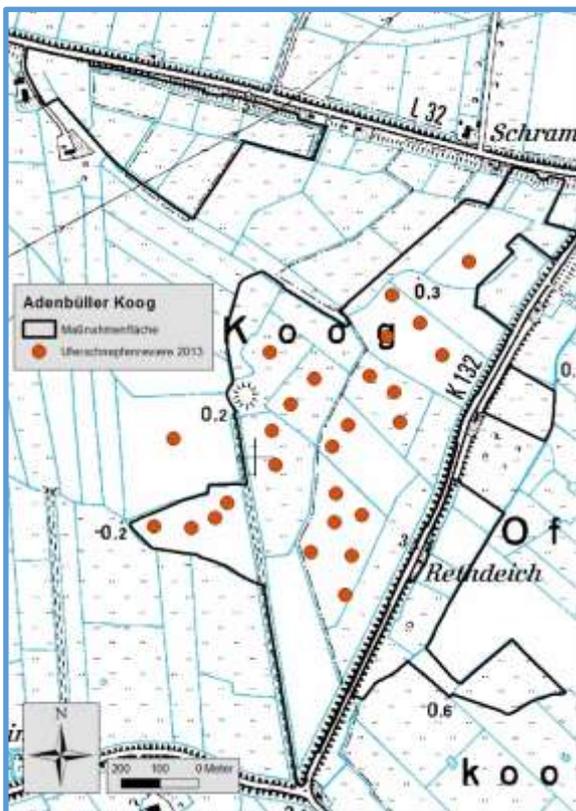
A3.5 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO):

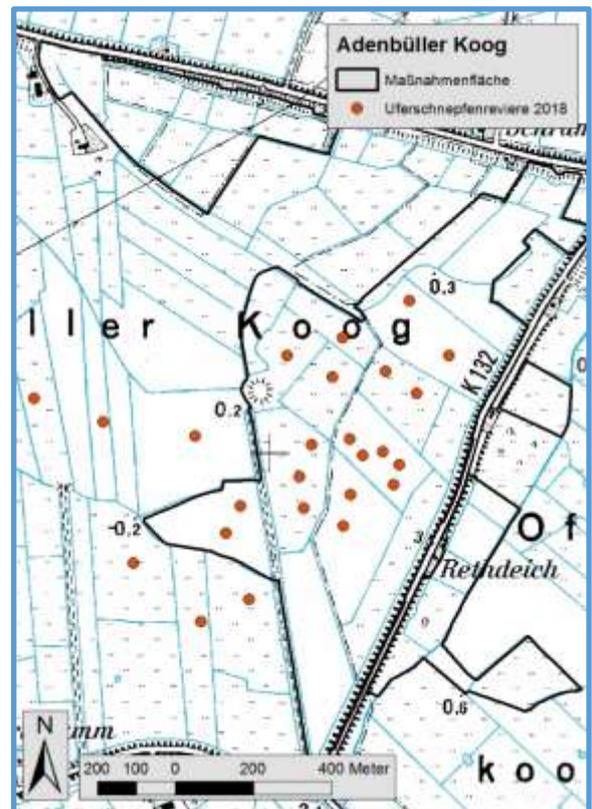
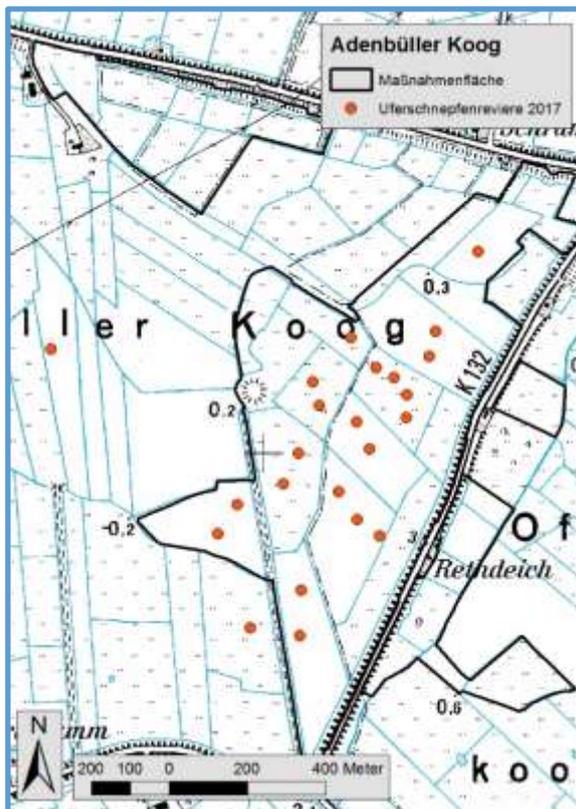
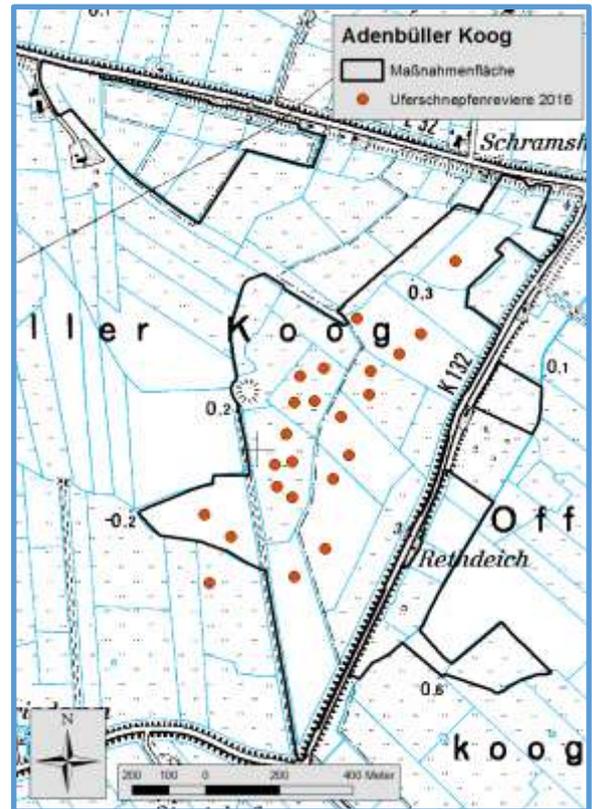
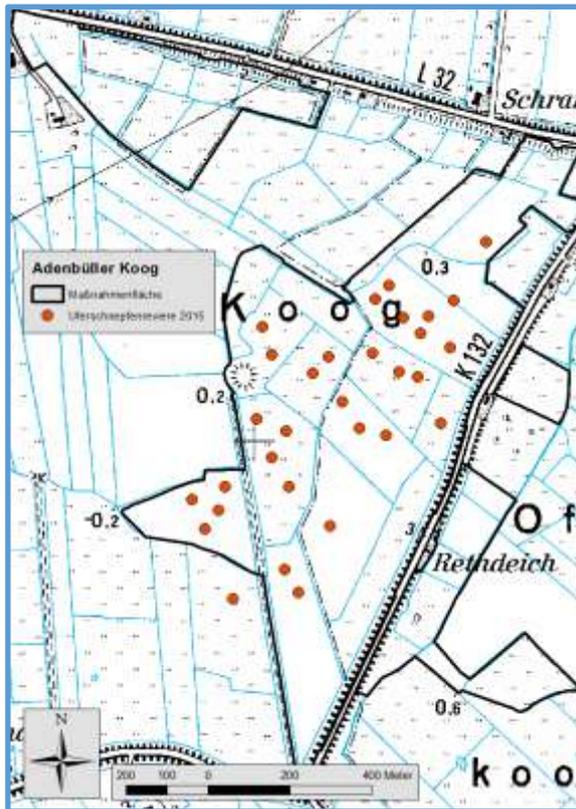


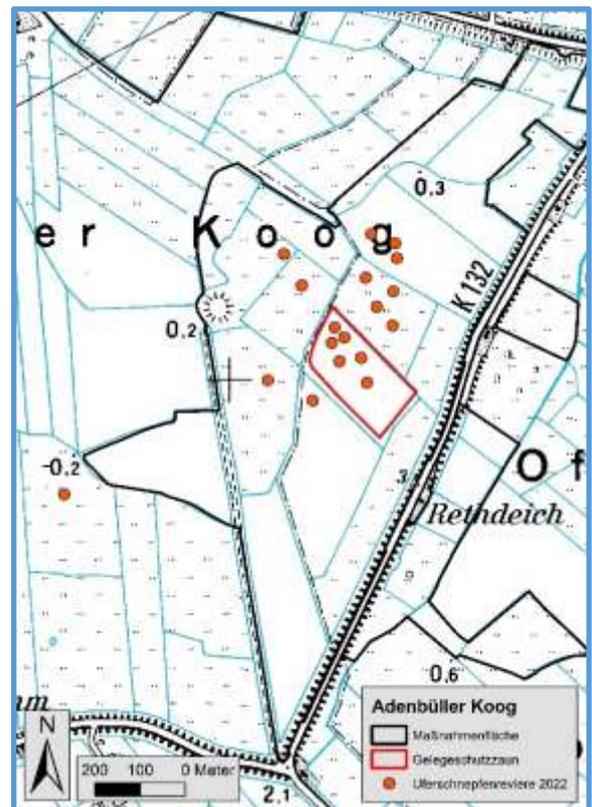
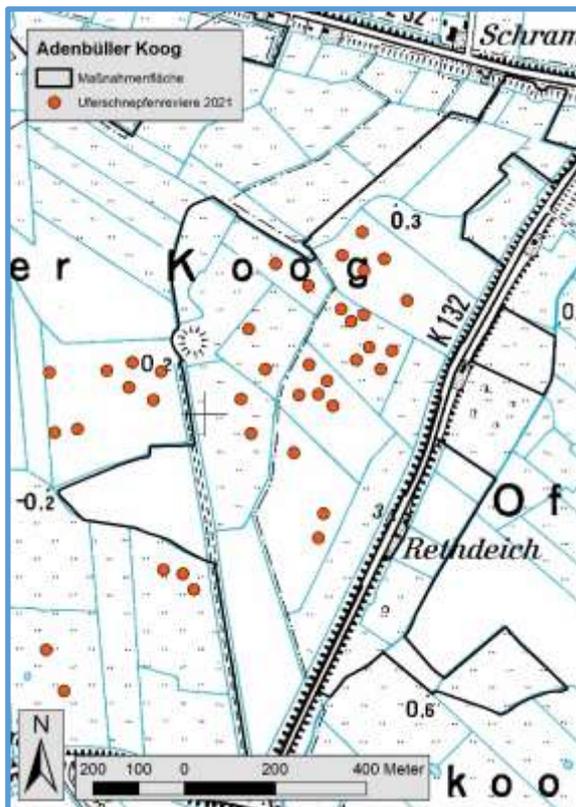
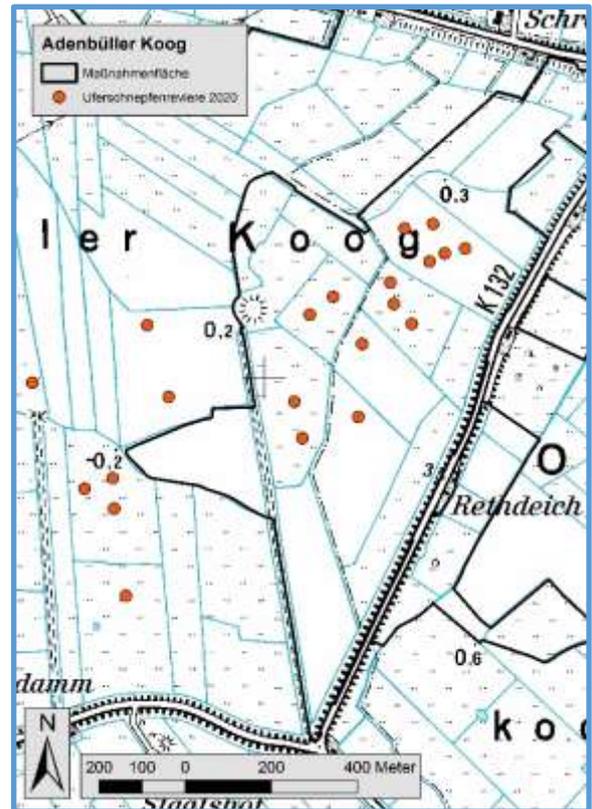
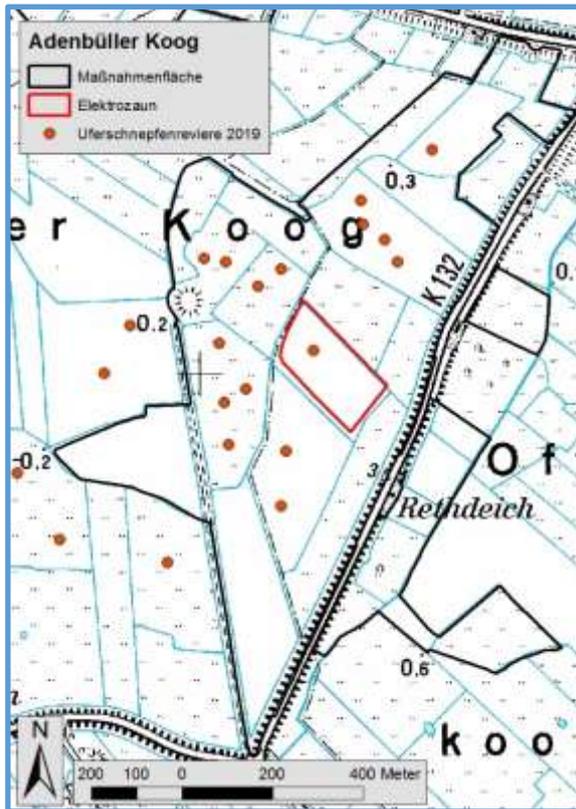
Nicht abgebildet: Zwei Paare in der Huder Schleife.



A3.6 Eiderstedt (09-Eid) – Adenbüller Koog:

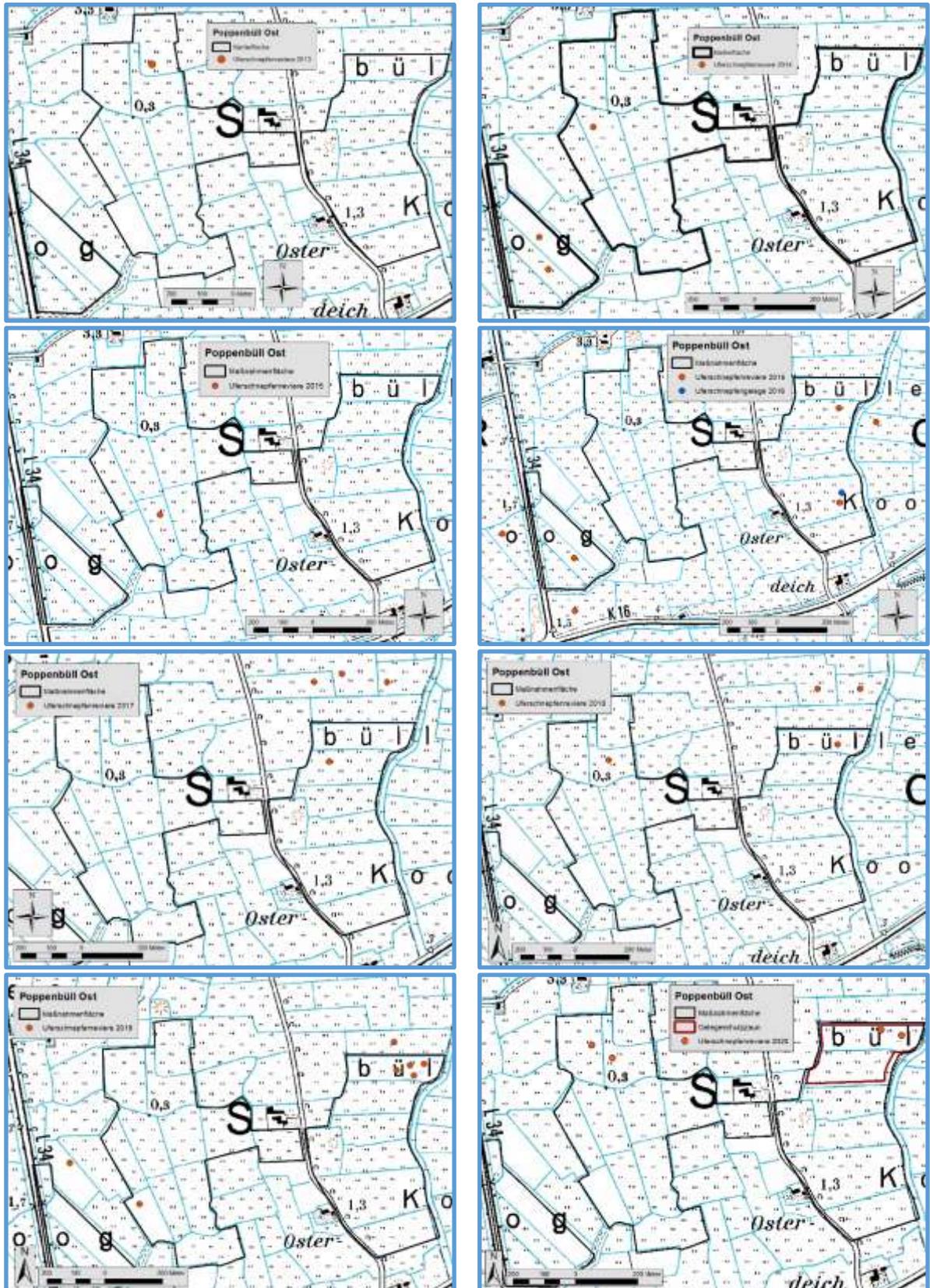


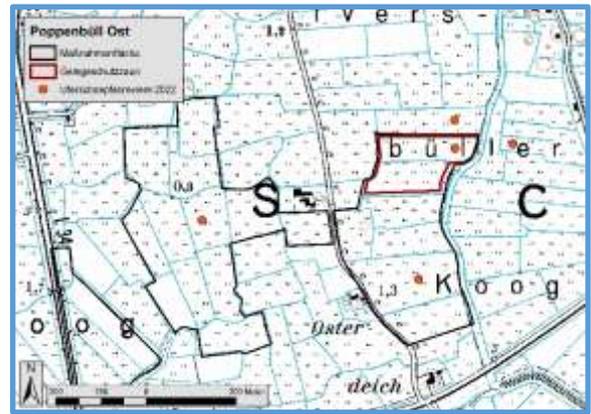




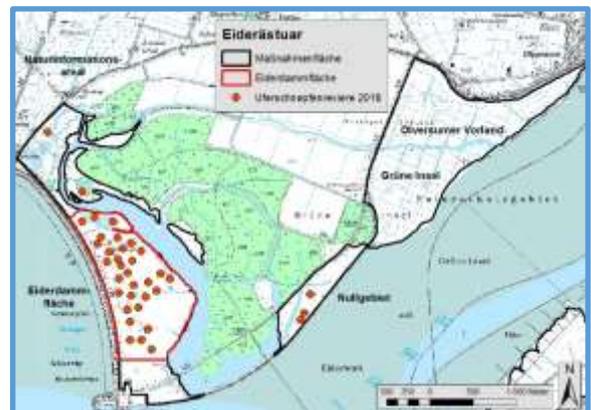
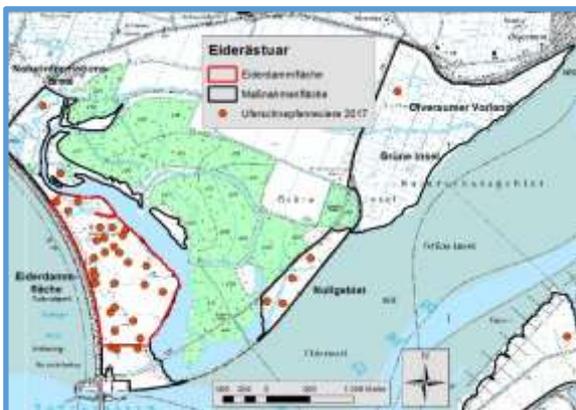
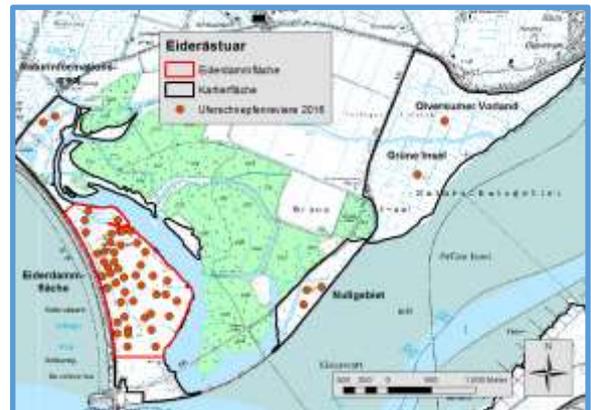
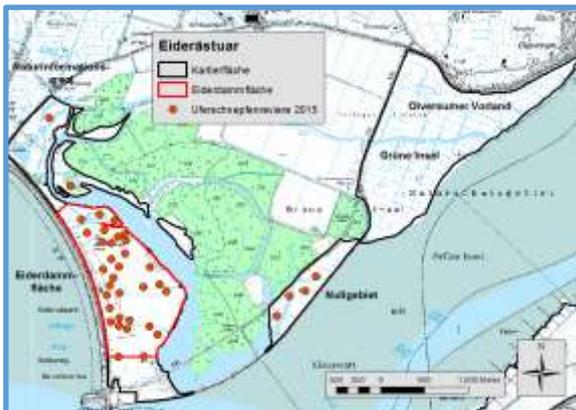
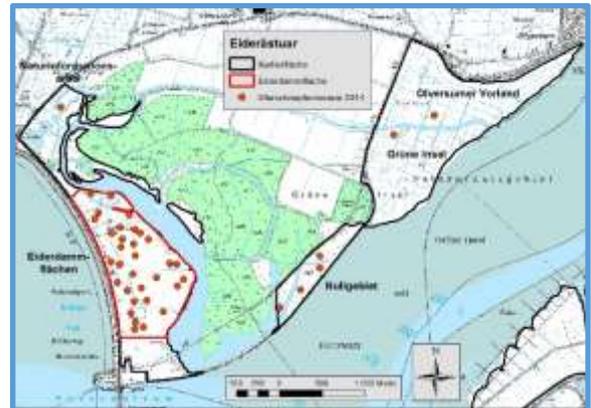
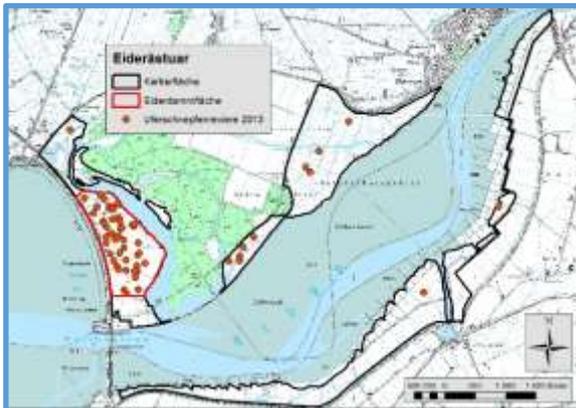


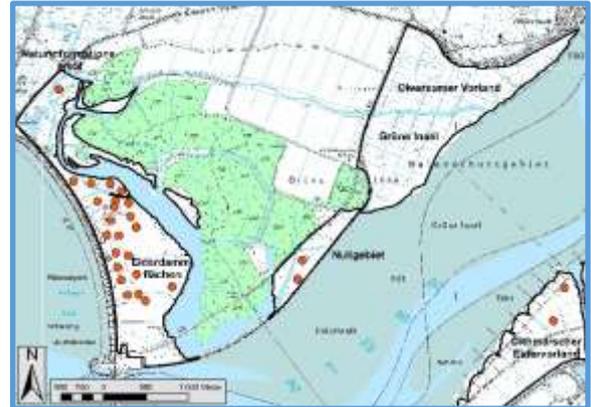
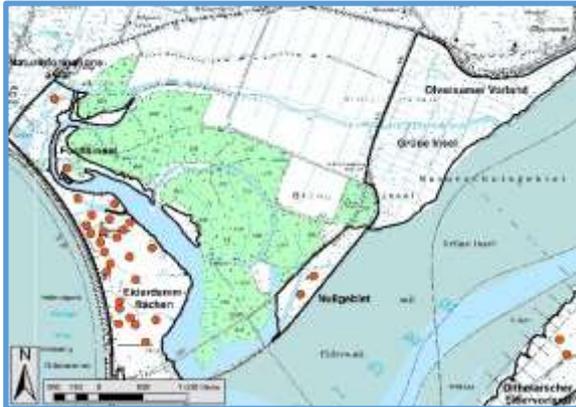
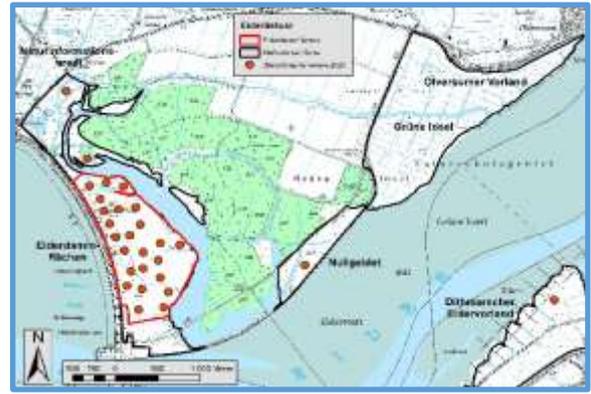
A3.7 Eiderstedt (09-Eid) – Poppenbüll Ost/Iversbüller Koog:





A3.8 Eiderästuar (10-EiÄ, ohne Oldenswörter Vorland):

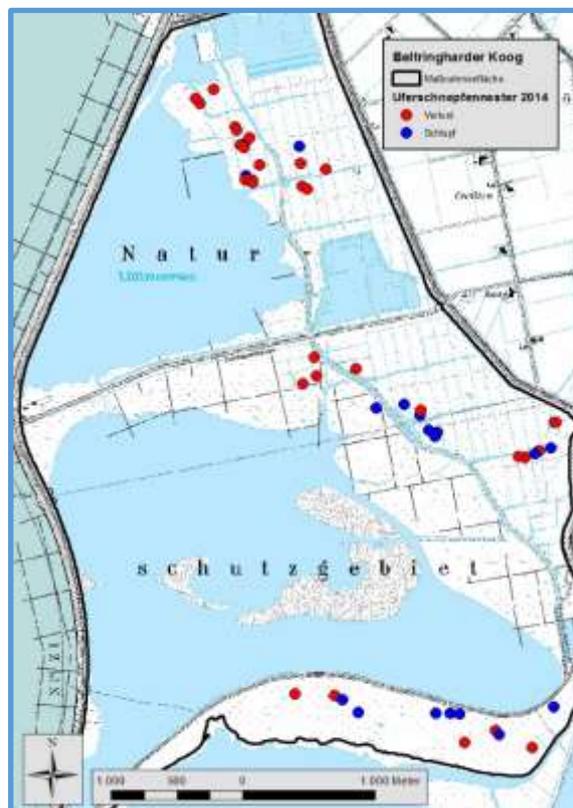


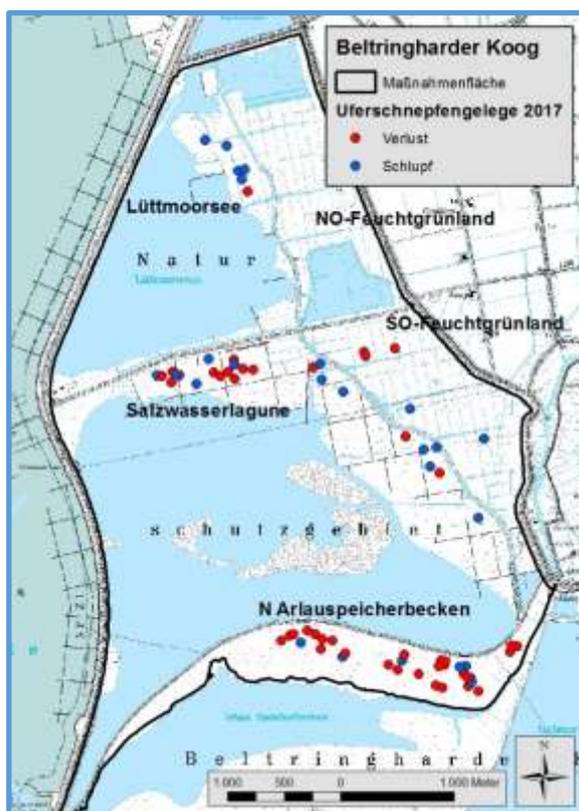
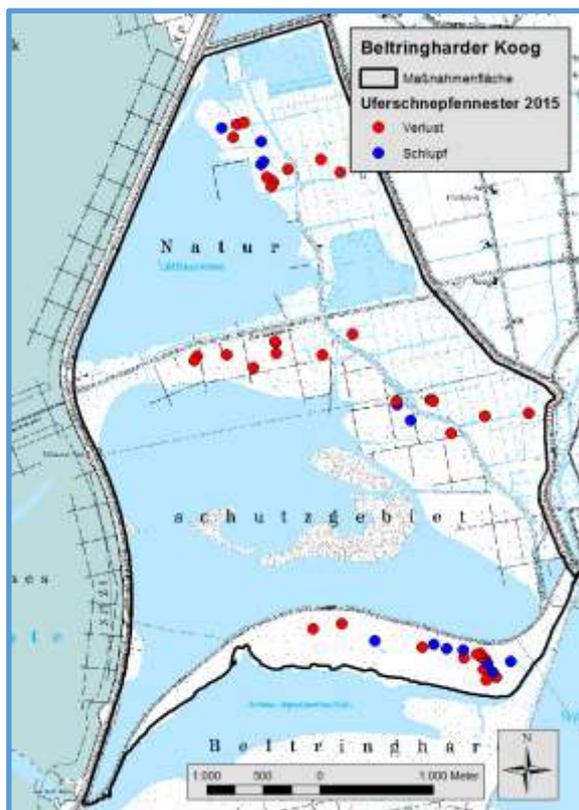


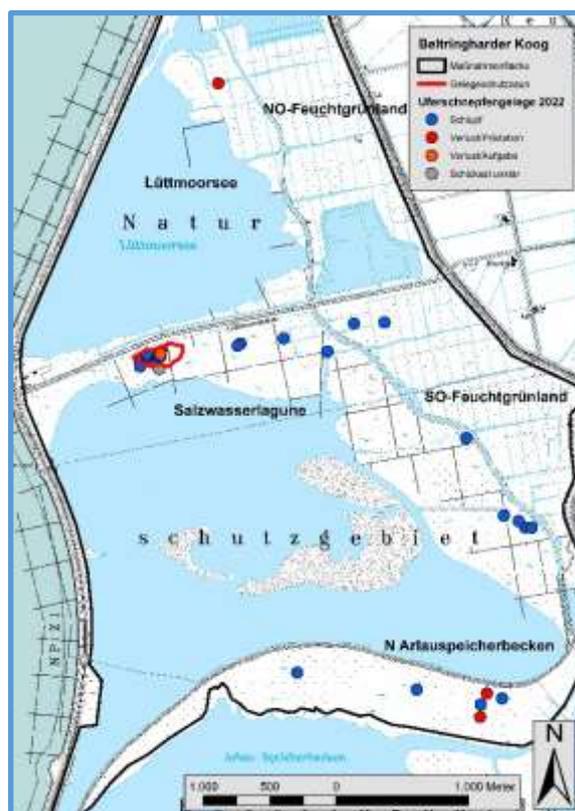
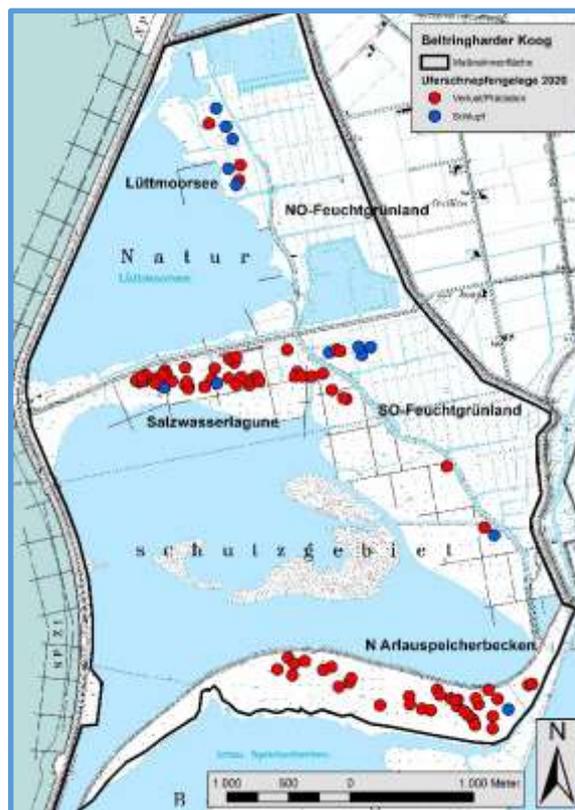
#### A4: Ergebnisse des Gelegemonitorings: räumliche Verteilung.

Dargestellt sind Lage und Schicksal gefundener Gelege in den einzelnen Gebieten zwischen 2013 und 2022. Fehlende Karten bedeuten, dass in diesen Jahren kein Gelegemonitoring stattfand oder keine Gelege gefunden wurden. Zu Details zu Verlusten durch Prädation siehe Tab. A3 und Tab. A4.

##### A4.1 Beltringharder Koog (04-BEK):



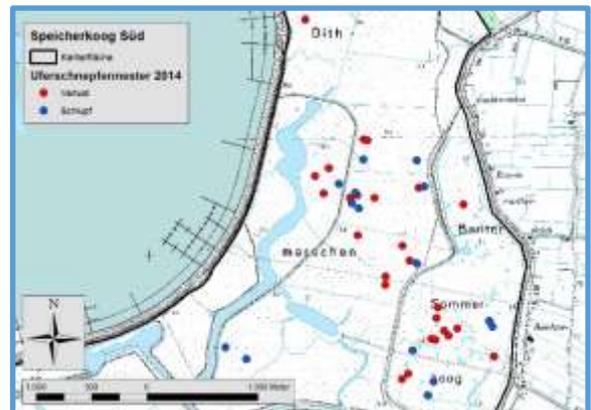
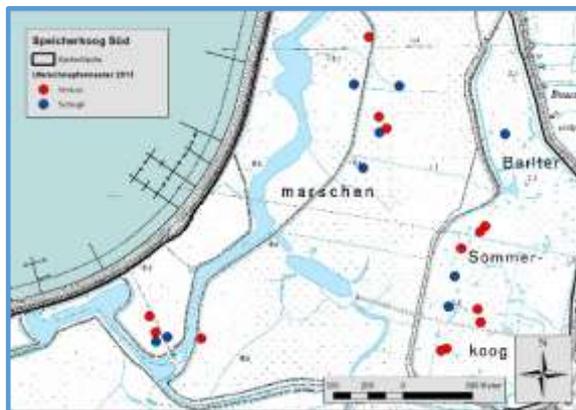


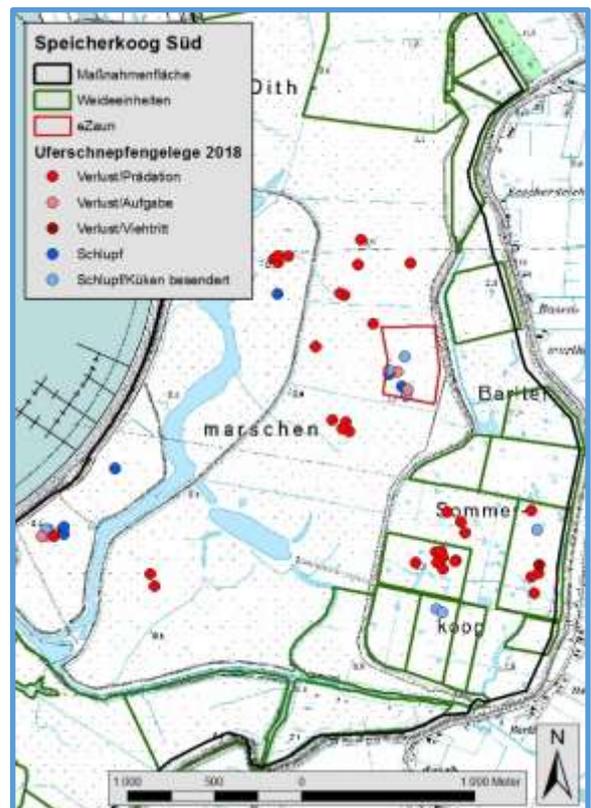
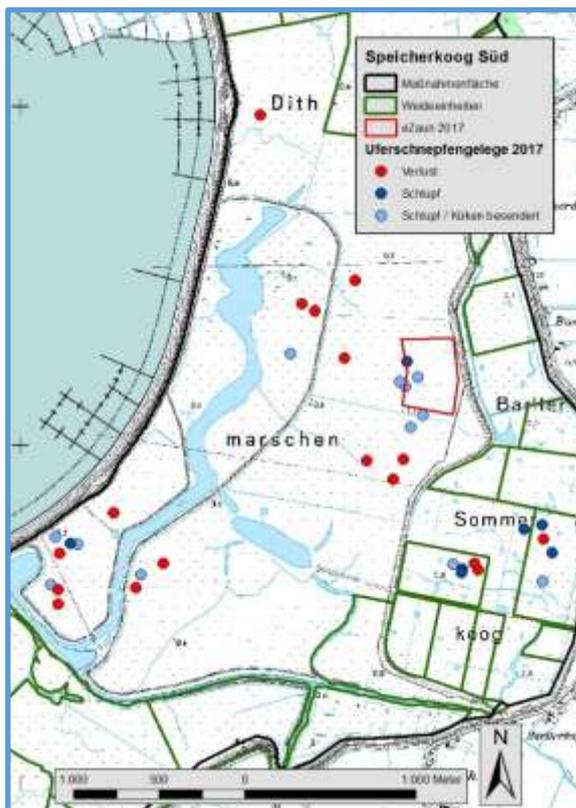
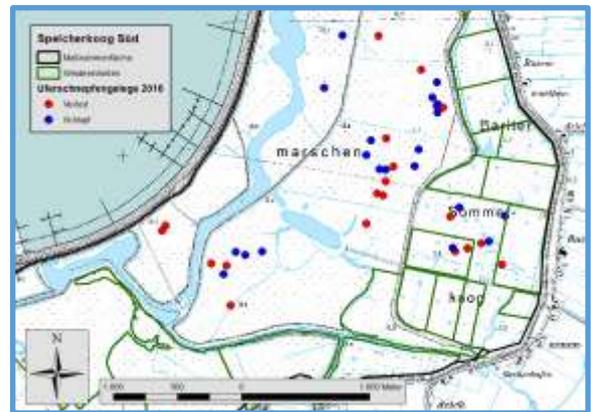
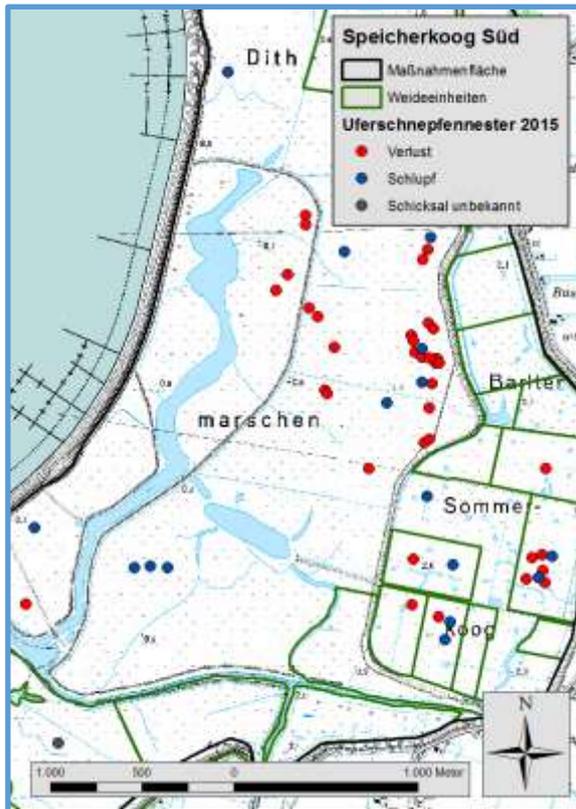


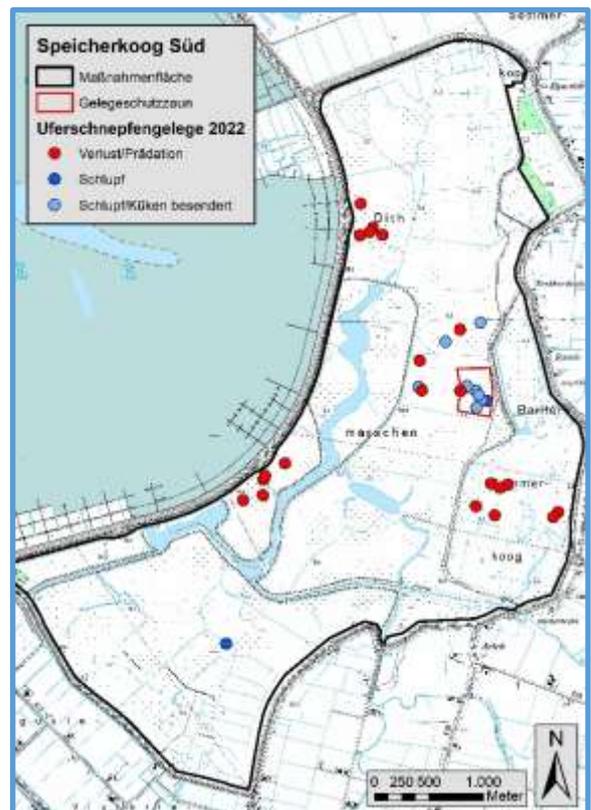
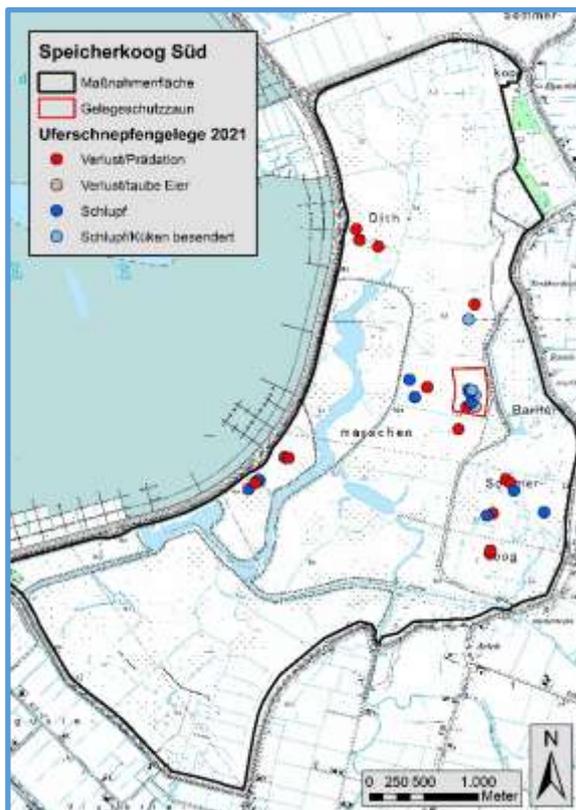
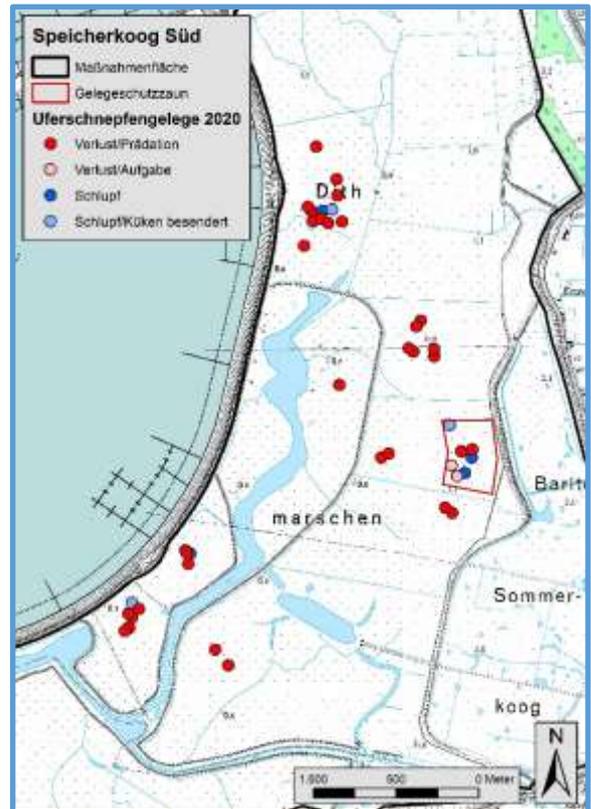
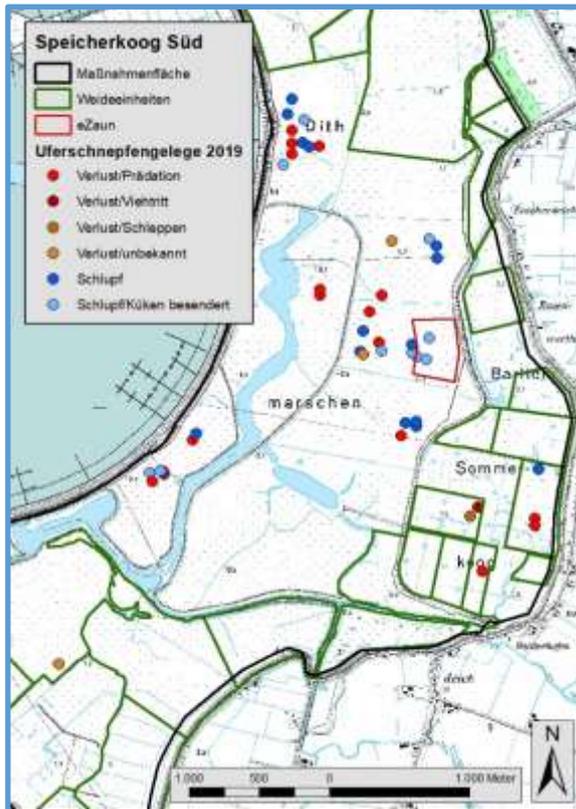
A4.2 Ditmarscher Speicherkoog Nord (05-SpN):



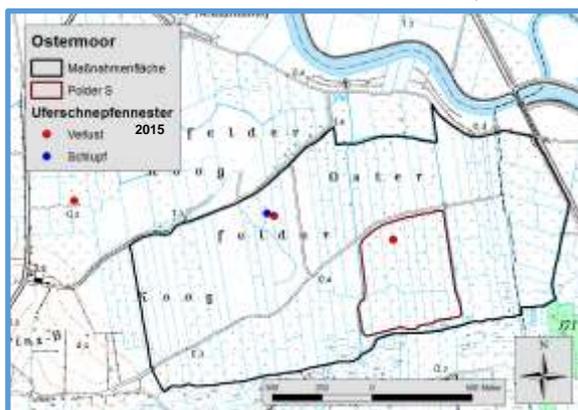
A4.3 Ditmarscher Speicherkoog Süd (06-SpN):







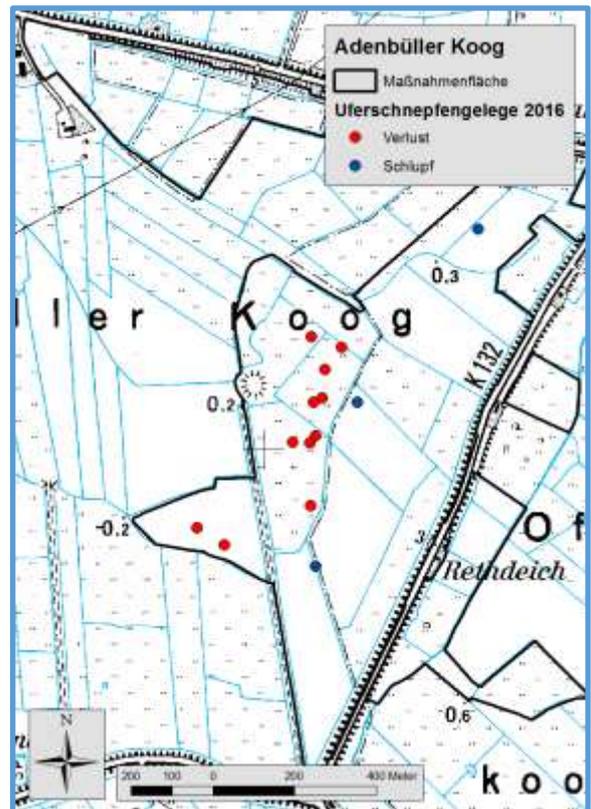
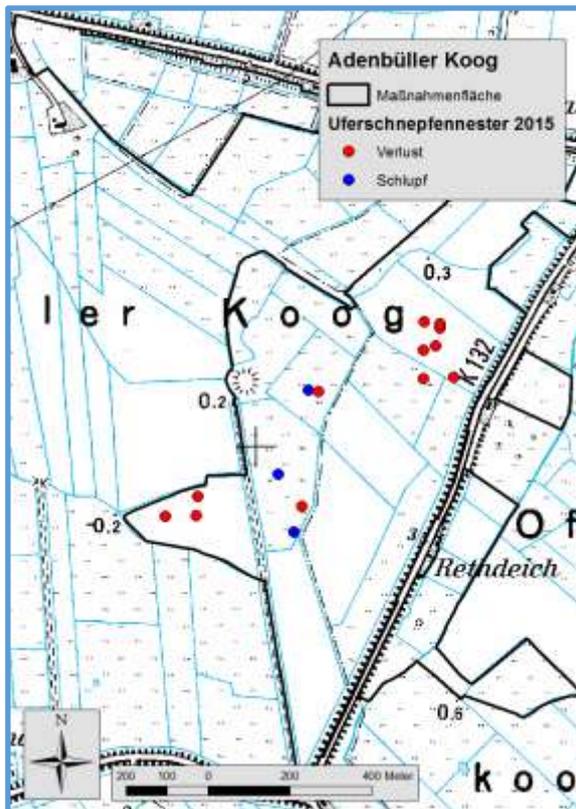
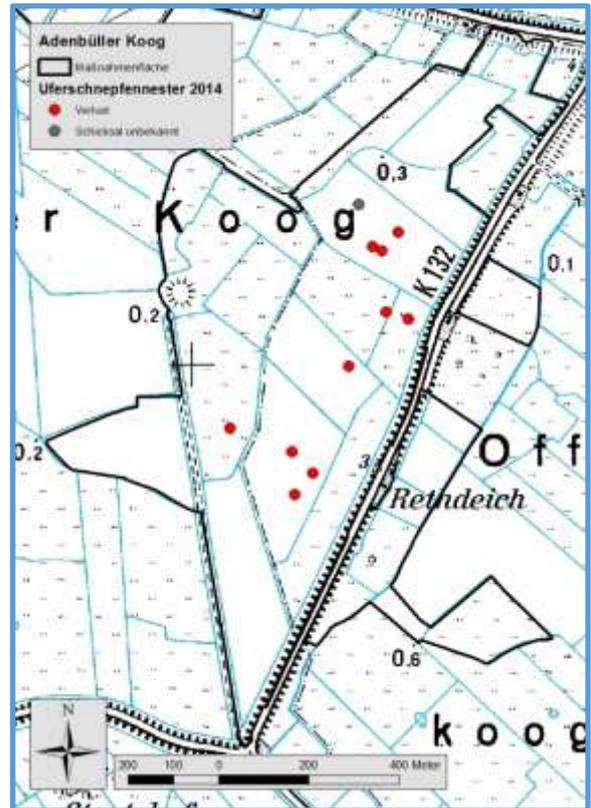
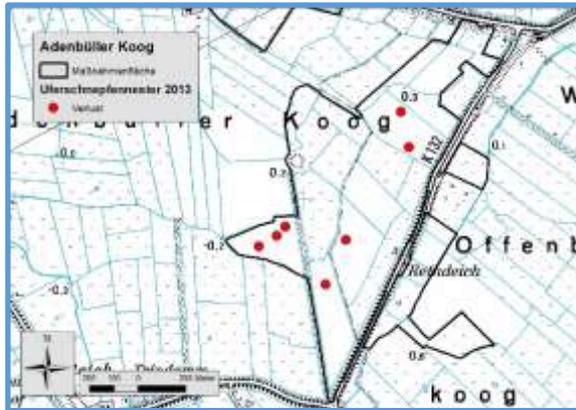
A4.4 Untere Treene – Ostermoor (07-UTO) – Ostermoor:

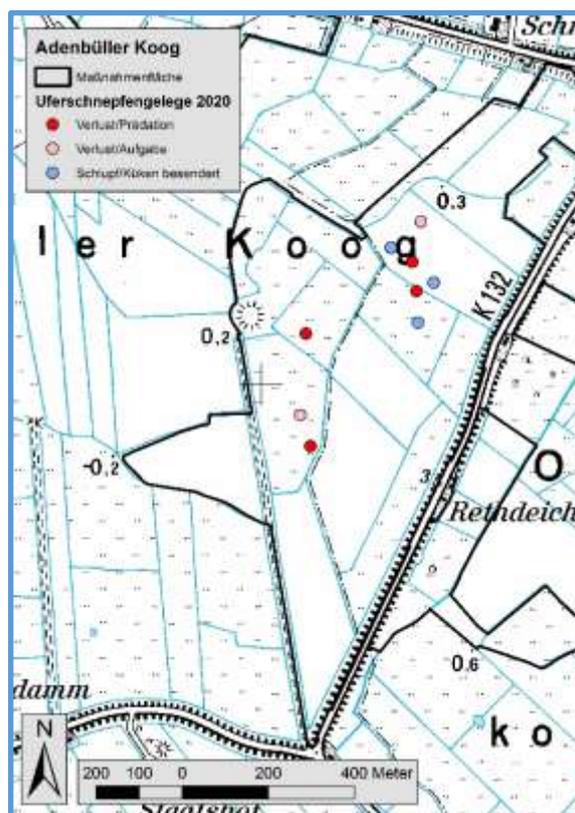
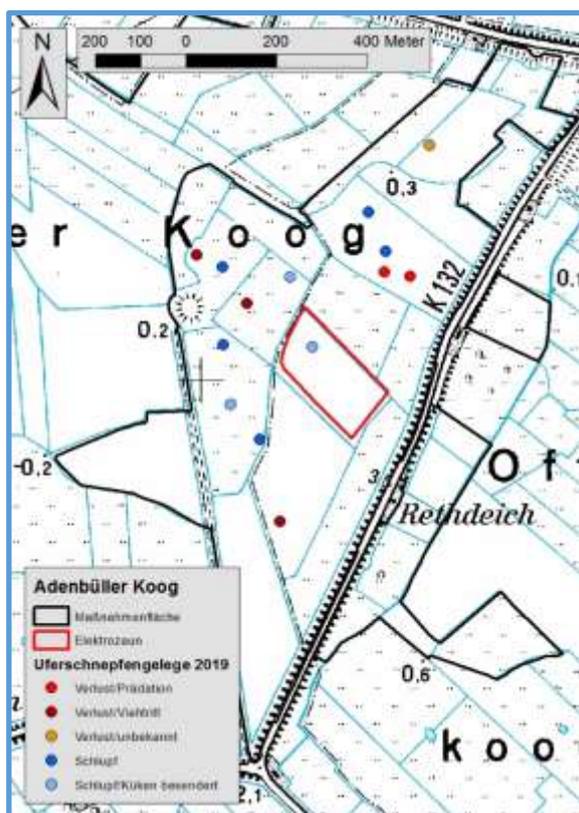
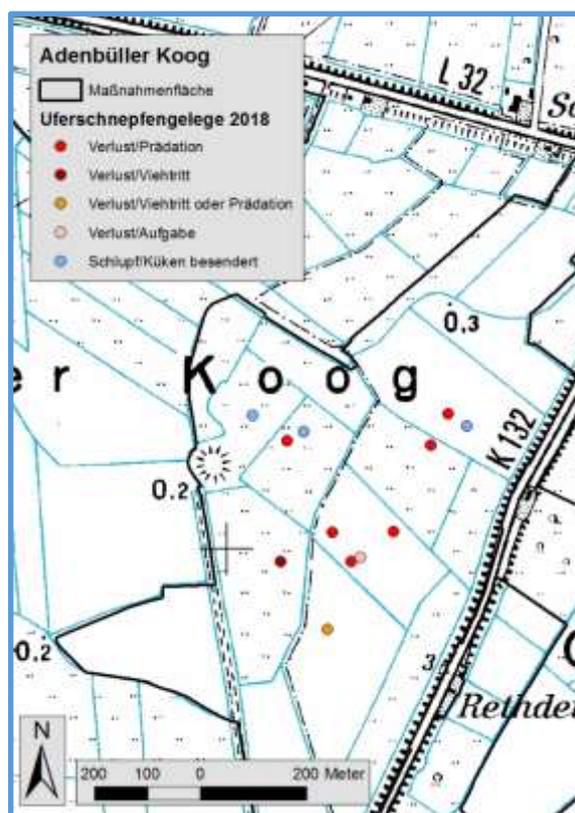
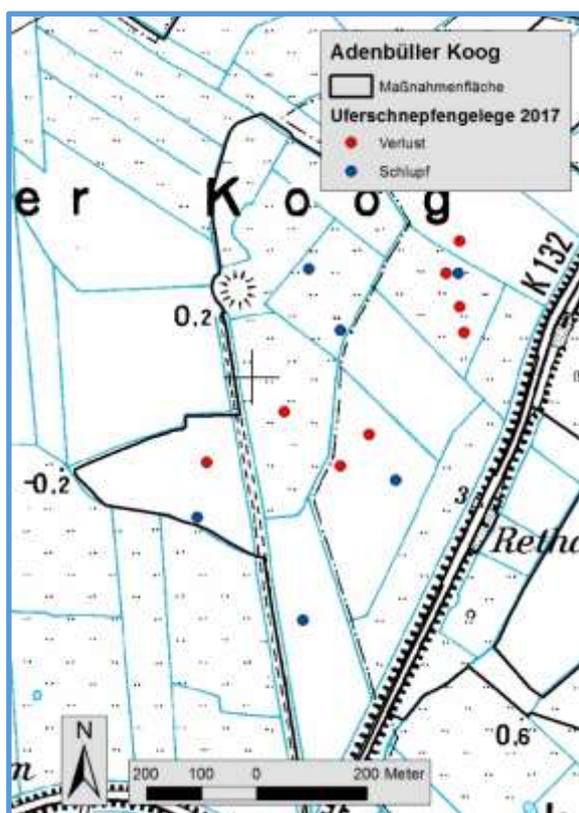


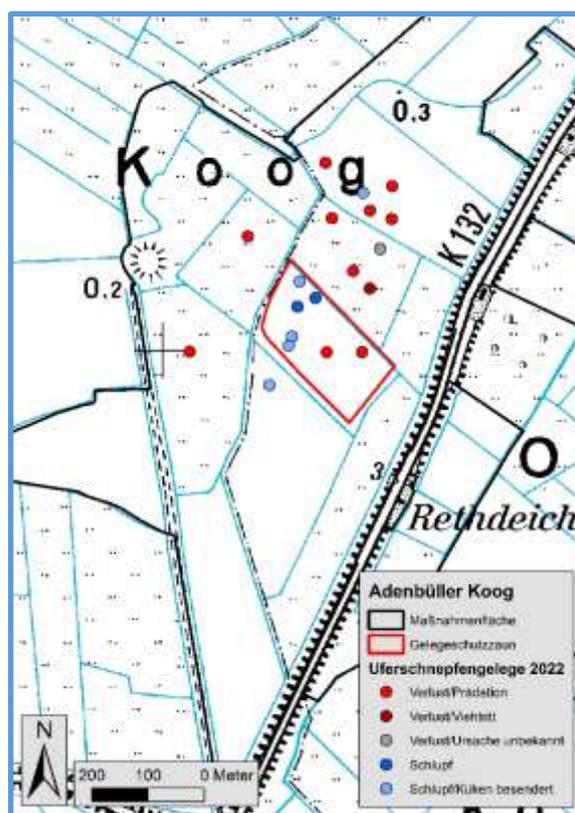
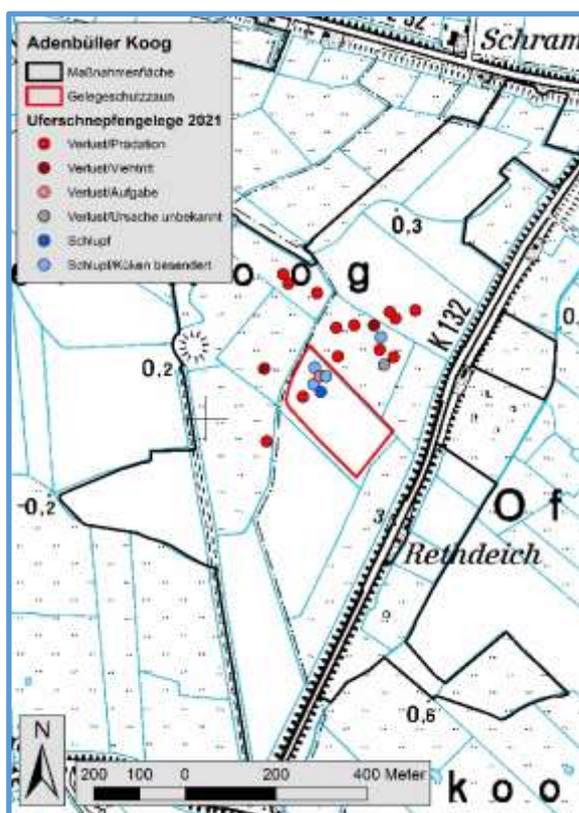
A4.5 Untere Treene – Ostermoor (07-UTO) – Huder Schleife:



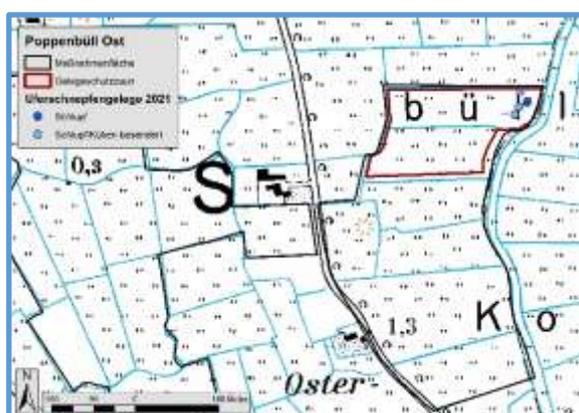
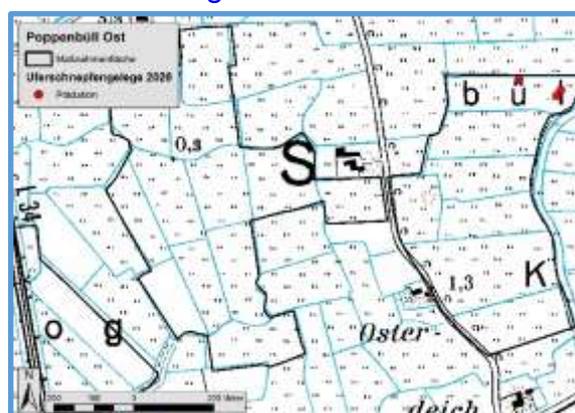
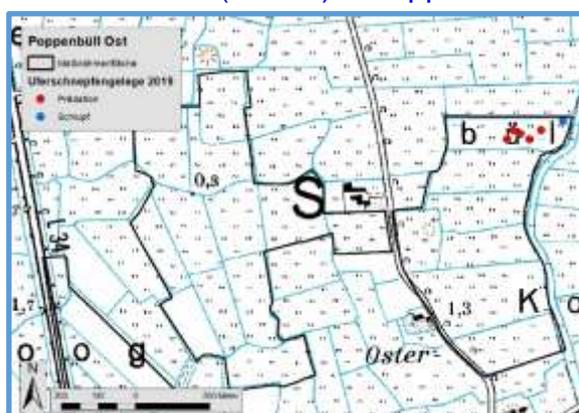
A4.6 Eiderstedt (09-Eid) – Adenbüller Koog:







A4.7 Eiderstedt (09-Eid) – Poppenbüll Ost/Iversbüller Koog:





## A5: Ergebnisse des Monitorings von Uferschnepfengelegen: Gesamtzahlen.

Dargestellt sind die Ergebnisse des Monitorings von Uferschnepfengelegen zwischen 2013 und 2022 getrennt nach Projektgebieten, in denen das Monitoring stattfand. Zahlen in Klammern: Anzahl der in der Gesamtzahl enthaltenen Gelege, die sich innerhalb eines Gelegeschutzzauns befanden; nicht berücksichtigt sind dabei Gelege, die im Teilgebiet „N Arlauspeicherbecken“ im Beltringharder Koog gefunden wurden.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
<b>Beltringharder Koog</b>										
Schicksal unklar	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1
Schlupf	19	19	18	28	25	40	15	14	13 (10)	25 (8)
Aufgabe	1	4	1	1	2	2	2	-	2 (0)	1 (1)
Prädation	10	28	28	23	44	17	25	86	20 (0)	2 (0)
„Taube“ Eier	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
Verlustursache unbekannt	-	-	2	-	-	-	-	-	5 (3)	-
<b>Summe</b>	<b>30</b>	<b>51</b>	<b>50</b>	<b>53</b>	<b>71</b>	<b>59</b>	<b>44</b>	<b>100</b>	<b>40 (13)</b>	<b>29 (9)</b>
<b>Speicherkoog Nord</b>										
Schlupf	2 <sup>#</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Prädation	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Summe</b>	<b>4<sup>#</sup></b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>
<b>Speicherkoog Süd</b>										
Schicksal unklar	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Schlupf	9	15	16	21	19 (3)	14 (5)	25 (3)	7 (3)	15 (5)	10 (6)
Aufgabe	2	-	1	3	2	4 (2)	-	2 (2)	-	-
Prädation	9	24	34	16	14	35	16	34 (2)	15 (1)	21 (0)
„Taube“ Eier	-	-	-	-	-	-	-	-	1 (1)	-
Viehtritt	-	2	1	-	1	1	1	-	-	-
Schleppen	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Verlustursache unbekannt	2	-	1	-	-	-	3	-	-	-
<b>Summe</b>	<b>22</b>	<b>41</b>	<b>54</b>	<b>40</b>	<b>36 (3)</b>	<b>54 (7)</b>	<b>46 (3)</b>	<b>43 (7)</b>	<b>31 (7)</b>	<b>31 (6)</b>
<b>Adenbüller Koog</b>										
Schicksal unklar	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Schlupf	-	-	3	3	6	3	8 (1)	3	5 (4)	7 (5)
Aufgabe	-	1	1	-	-	1	-	2	1 (1)	1 (0)
Prädation	3	7	8	9	4	6	2	4	13 (1)	10 (2)
Viehtritt	1	2	1	2	2	1	3	-	2 (0)	1 (0)
Verlustursache unbekannt	3	-	2	-	2	1	1	-	1 (0)	-
<b>Summe</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>12</b>	<b>14 (1)</b>	<b>9</b>	<b>22 (6)</b>	<b>19 (7)</b>



<b>Poppenbüll Ost/lversbül- ler Koog</b>										
Schlupf	-	-	-	1	-	-	1	-	4 (4)	-
Prädation	-	-	-	-	-	-	5	3 (3)	-	-
<b>Summe</b>	-	-	-	<b>1</b>	-	-	<b>6</b>	<b>3 (3)</b>	<b>4 (4)</b>	-
<b>Ostermoor</b>										
Schlupf	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Prädation	1	1	2+1*	1*	3*	-	-	-	-	-
<b>Summe</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3+1*</b>	<b>1*</b>	<b>3*</b>	-	-	-	-	-
<b>Huder Schleife</b>										
Schlupf	-	-	-	-	-	-	-	2 (2)	1 (1)	-
<b>Summe</b>	-	-	-	-	-	-	-	<b>2 (2)</b>	<b>1 (1)</b>	-

# im Gegensatz zum Monitoringbericht 2013 (Salewski et al. 2013) ist hier ein Gelege mitberücksichtigt, dass erst nach dem Schlupf gefunden wurde.

\* außerhalb der Maßnahmenflächen.



## A6: Ergebnisse des Monitorings von Uferschnepfengelegen mit Nestkameras: Gesamtzahlen.

Dargestellt sind die Ergebnisse der Überwachung von Uferschnepfengelegen mittels Nestkamera zwischen 2013 und 2022 getrennt nach Projektgebieten, in denen Kameras zum Einsatz kamen. Zahlen in Klammern: Anzahl der in der Gesamtzahl enthaltenen Ereignisse, die innerhalb eines Geleeschutzauns stattfanden. Nicht aufgelistet sind Kameras, die wegen Viehauftrieb vorzeitig abgebaut wurden.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
<b>Beltringharder Koog</b>										
Schicksal unklar	-	-	-	1	-	-	-	-	1 (1)	1
Schlupf	13	-	13	18	20	29	6	11	11 (9)	19 (7)
Schlupf, nicht erfasst	-	4	4	8	5	7	3	2	2 (1)	1 (1)
Aufgabe	-	2	1	-	1	2	1	-	1	1 (1)
„Taube“ Eier	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Prädation, nicht erfasst	-	-	6	3	10	2	4	26	3	-
<u>Prädation durch:</u>										
Fuchs	5	3	3	12	6	4	1	24	11	1
Iltis	-	-	-	-	-	6	2	4	-	-
Marderhund	1	5	3	1	22	-	4	5	4	2
Dachs	-	-	2	-	4	-	-	1	-	-
Wanderratte	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Rohrweihe	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Silbermöwe	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-
<b>Speicherkoog Süd</b>										
Schlupf	3	5	6	13	10 (2)	10 (3)	13 (2)	5 (2)	8 (1)	8 (6)
Schlupf, nicht erfasst	-	2	2	7	2	3 (2)	2 (1)	1 (1)	3 (3)	-
Aufgabe	1	-	-	3	2	3 (2)	-	2 (2)	-	-
„Taube“ Eier	-	-	-	-	-	-	-	-	1 (1)	-
Viehtritt	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Schleppen	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Prädation, nicht erfasst	1	-	4	4	5	10	1	8	4 (1)	2
<u>Prädation durch:</u>										
Fuchs	1	10	13	-	1	12	4	-	3	1
Iltis	2	1	10	3	-	5	1	6 (1)	-	4
Marderhund	-	1	-	4	-	5	1	9	3	6
Steinmarder	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Mäusebussard	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Seeadler	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Rohrweihe	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Rabenkrähe	-	-	-	-	2	-	-	2 (1)	-	-
Heringsmöwe	-	-	-	-	-	-	-	2	1	6
<b>Adenbüller Koog</b>										
Schlupf	-	-	-	-	-	-	-	-	1 (1)	-
Schlupf, nicht erfasst	-	-	-	-	-	-	1 (1)	-	3 (3)	2 (2)
Aufgabe	-	-	-	-	-	-	-	-	1 (1)	-
Viehtritt	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-



Prädation, nicht erfasst	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<u>Prädation durch:</u>										
Fuchs	1	1	1	-	-	1	-	-	-	-
Iltis	-	-	1	-	-	1	-	-	1 (1)	-
Marderhund	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Steinmarder	-	1	-	1	-	1	-	-	-	-
Rohrweihe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2 (2)
<b>Ostermoor</b>										
Schlupf, nicht erfasst	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<u>Prädation durch:</u>										
Fuchs	-	-	-	1	1	3	-	-	-	-
<b>Poppenbüll Ost/lvers- büller Koog</b>										
Schlupf	-	-	-	-	-	-	1	-	4 (4)	-
Prädation, nicht erfasst	-	-	-	-	-	-	2	1 (1)	-	-
<u>Prädation durch:</u>										
Fuchs	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Igel	-	-	-	-	-	-	-	1 (1)	-	-



## A7: Vorträge des MOIN zum Monitoring im LIFE-Limosa-Projekt, 2013-2023.

### 2023:

Beal, M., Nightingale, J., Batey, C., Belting, H., Bocher, P., Burgess, M., Craft, T., Delaporte, P., Gill, J., Gunnarsson, T., Sánchez Gutiérrez, J., Hooijmeijer, J., Howison, R., Hunke, P., Jeromin, H., Jomat, L., Lemke, H., Ludwig, J., Majoor, F., Marlow, C., Melter, J., Nicholson, I., Parejo-Nieto, M., O'Mahoney, B., Masero, J.A., Pasanen, E., Pessa, J., Piersma, T., Robin, F., Roodbergen, M., Rousseau, P., Salewski, V., Schmidt, L., Smart, J., Tibbits, T.L., Timonen, S., Alves, J.A. & Dias M.P. Identificação de áreas importantes para a conectividade de aves aquáticas migratórias: um caso de estudo na rota migratória do Atlântico Leste. 11. Congresso de Ornitologia da SPEA. 24. November 2023, São Miguel, Azoren, Portugal.

Beal, M., Nightingale, J., Batey, C., Belting, H., Bocher, P., Burgess, M., Craft, T., Delaporte, P., Gélinaud, G., Gill, J., Gunnarsson, T., Sánchez-Gutiérrez, J., Hooijmeijer, J., Howison, R., Hunke, P., Jeromin, H., Jomat, L., Lemke, H., Majoor, F., Marlow, C., Melter, J., Nicholson, I., Parejo-Nieto, M., O'Mahoney, B., Masero Osorio, J.A., Pasanen, E., Pessa, J., Piersma, T., Robin, F., Roodbergen, M., Rousseau, P., Salewski, V., Schmidt, L., Smart, J., Tibbits, T.L., Timonen, S., Alves J. & Dias, M. Identifying important connectivity sites for migratory waterbirds in the East Atlantic Flyway; a case study on the Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*). International Wader Study Group, Annual Conference 2023. 01.10.2023, Sylt, ADS Schullandheim.

Schmidt, L. & Salewski, V. Do nest cameras affect nest survival in a meadow-breeding wader? International Wader Study Group, Annual Conference 2023. 01.10.2023, Sylt, ADS Schullandheim.

Salewski, V. & Schmidt, L. Zehn Jahre Uferschnepfenmonitoring im Rahmen des LIFE-Limosa Projekts. LIFE-Limosa Abschlusstagung. 27.09.2023, Breklum, Christian Jensen Kolleg.

Beal, M., Alves, J.A., Nightingale, J., Batey, C., Belting, H., Bocher, P., Burgess, M., Craft, T., Delaporte, P., Gélinaud, G., Gill, J., Gunnarsson, T., Sánchez Gutiérrez, J., Hooijmeijer, J., Howison, R., Hunke, P., Jeromin, H., Jomat, L., Lemke, H., Majoor, F., Marlow, C., Melter, J., Nicholson, I., Parejo Nieto, M., O'Mahoney, B., Masero Osorio, J.A., Pasanen, E., Pessa, J., Piersma, T., Robin, F., Roodbergen, M., Rousseau, P., Salewski, V., Schmidt, L., Smart, J., Tibbits, L., Timonen, S. & Dias, M.P. Identifying important sites for migratory waterbirds from a connectivity perspective: a case study in the East Atlantic Flyway. European Ornithologists' Union Congress. 23.08.2023, Lund.

Salewski, V. & Rickert, C. Prädationsmanagement als Maßnahme des Artenschutzes. 22. Vilmer Sommerakademie: Gefährdete (Tier-)Arten schützen Grundlagen, Herausforderungen und Grenzen. 21.6.2023, Insel Vilm, Internationale Naturschutzakademie.

Salewski, V. & Schmidt, L. Zehn Jahre Uferschnepfenforschung im Beltringharder Koog 2013-2022. Symposium zur Erinnerung an Brigitte Klinner-Hötter (1956-2021) und Hermann Hötter (1959-2019). 27.4.2023, Beltringharder Koog, Integrierte Station.

Salewski, V., Schmidt, L. & Helmecke, A. Der Zug norddeutscher Uferschnepfen. Beringertagung 2023 der Markierungszentralen Radolfzell und Helgoland. 04.03.2023, Oberschwarzach, Steigerwald-Zentrum.

### 2022:

Schmidt, L. & Salewski, V. Sind Nestkameras ein Naturschutzproblem? - Untersuchungen an Gelegen der Uferschnepfe. 8. ProRing Seminar Beringung und Wiederfunde. 26.11.2022, Uder, Bildungs- und Ferienstätte Eichsfeld.

Salewski, V. Telemetrie von Uferschnepfenküken in Schleswig-Holstein. Workshop "Prädation und Gelegerschutz". 15.11.2022, Rees-Bienen, Bürgerhaus.



Salewski, V. Prädatorenmonitoring mittels Kameras. Treffen "Prädatorenmanagement im Beltringharder Koog". 08.11.2022, Integrierte Station, Beltringharder Koog.

Salewski, V. & Schmidt, L. Nestkameras haben keinen Einfluss auf den Schlupferfolg von Uferschnepfen. 155. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. 24.09.2022, Wilhelmshaven, Gorch-Fock-Haus.

#### 2020:

Salewski, V. Prädatoren an Uferschnepfengelegen. Kuratoriumssitzung Stiftung Eiderstedter Natur. 17.09.2020, Tetenbüll.

#### 2019:

Salewski, V., Kliner-Hötter, B., Schmidt, L. & Schütze, J. Bruterfolge von Uferschnepfen im Projekt LIFE-Limosa - ein Methodenvergleich. Workshop „Kiebitzmonitoring in Deutschland“. 22.11.2019, Münster, Westfälische Wilhelms-Universität.

Salewski, V. Prädatoren an Uferschnepfengelegen. Tagung „Vogelsterben folgt Insektensterben - Fakten, Folgen, Fortschritte“. 6.11.2019, Brandenburgische Akademie "Schloß Criewen".

Salewski, V. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2018. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 15.03.2019, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

#### 2018:

Salewski, V. & Granke, O. Ein Geflügelzaun zum Schutz von Uferschnepfengelegen - erste Erfahrungen aus einem Pilotprojekt. 12. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium. 11.11.2018, Greifswald.

Salewski, V., Helmecke, A. & Schmidt, L. Der Zug norddeutscher Uferschnepfen. 151. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. 20.09.2018, Heidelberg.

Salewski, V. Das LIFE-Limosa Projekt: Wiesenvogelschutz in Schleswig-Holstein. Vortragsreihe des Arbeitskreis Vogelschutz warte Hamburg. 19.03.2018, Hamburg.

Schmidt, L. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2017. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 16.03.2018, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

Salewski, V. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2017. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 02.03.2018, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

#### 2017:

Evers, A. LIFE-Limosa - ein Projekt zum Schutz der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein. Gebietsbetreutreffen. 13.12.2017, Bergenhusen, MOIN.

Salewski, V. LIFE-Limosa - ein Projekt zum Schutz der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein. Ringvorlesung "Aspekte aus Naturschutz und Umweltforschung". 08.11.2017, München, Ludwig-Maximilians-Universität.

Salewski, V. LIFE-Limosa - ein Projekt zum Schutz der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein. 55. Jahrestagung des Vereins Sächsischer Ornithologen. 01.04.2017, Pirna.

Salewski, V. Uferschnepfenmonitoring 2016 - erste Ergebnisse. LIFE-Limosa – Freundetreffen. 22.03.2017, Klanxbüll.



Salewski, V. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2016. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 17.03.2017, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

Granke, O. & Salewski, V. Das EU-Projekt LIFE-Limosa - Die Küken in die Luft bringen. Jahrestagung der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein. 05.03.2017, Neumünster.

#### 2016:

Hötker, H., Jeromin, H. & Salewski, V. Prädatorenmanagement in Wiesenbrütergebieten. LBV-Seminar Naturschutz und Jagd. 23.10.2016, Amberg.

Salewski, V. Schätzung von Schlupfwahrscheinlichkeiten mit "nest survival" Modellen: Beispiel Uferschnepfe. ProRing Seminar: Beringung und Wiederfunde. 17.09.2016, Bad Sulza.

Salewski, V. Uferschnepfenmonitoring 2015. LIFE-Limosa – Freundetreffen. 22.3.2016, Bergenhusen, MOIN.

Salewski, V. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2015. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 19.03.2016, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

Salewski, V. & Granke, O. Bruterfolg von Uferschnepfen in Schleswig-Holstein. Tagung "Prädationsmanagement im Wiesenvogelschutz". 09.03.2016, Kleve, Rilano Hotel.

Salewski, V. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2015. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 05.03.2016, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

#### 2015:

Salewski, V. Bruterfolg von Uferschnepfen in Schleswig-Holstein. Treffen der DO-G Fachgruppe „Vögel der Agrarlandschaft“. 22.03.2015, Bergenhusen, MOIN.

Salewski, V. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2014. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 14.03.2015, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

Salewski, V. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2014. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 06.03.2015, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

Salewski, V. Uferschnepfenmonitoring 2014. LIFE-Limosa – Freundetreffen. 25.02.2016, Bergenhusen, MOIN.

#### 2014:

Salewski, V. Bruterfolg von Uferschnepfen in Schleswig-Holstein. 10. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium. 15.11.2014, Norderney.

Evers, A. Das LIFE-Limosa Projekt. 28.10.2014, Sylt, Erlebniszentrum Naturgewalten.

Salewski, V. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2013. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 21.03.2014, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

Salewski, V. Uferschnepfen im Beltringharder Koog 2013. LLUR-Infoveranstaltung "Neues aus dem Beltringharder Koog". 15.03.2014, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

Evers, A. Das LIFE-Limosa Projekt. Vortragsabend Naturschutzverein Stapelholm. 26.2.2014, Stapelholm.

Salewski, V. Uferschnepfenmonitoring 2013. LIFE-Limosa – Freundetreffen. 12.02.2014, Bergenhusen, MOIN.



Salewski, V. Uferschnepfenmonitoring. LIFE-Limososa - Runder Tisch Eiderstedt. 14.01.2014, Garding.

2013:

Salewski, V. Das LIFE-Limososa Projekt. LIFE-Limososa - Runder Tisch Rickelsbüller Koog. 20.11.2013, Klanxbüll, Naturschutzverein Wiedingharde.

Salewski, V. Das LIFE-Limososa Projekt. Projektvorstellung. 27.06.2013, Dithmarscher Speicherkoog Süd, WTD 71.

Salewski, V. Das LIFE-Limososa Projekt. Projektvorstellung. 08.05.2013, Tönning, Nationalparkamt.

Salewski, V. Das LIFE-Limososa Projekt. LIFE-Limososa - Runder Tisch Beltringharder Koog/AGNB. 20.03.2013, Beltringharder Koog, Holmer Siel.

Hötker, H. Das LIFE-Limososa Projekt. Info-Vortrag beim Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume. 11.03.2013, Flintbek.

Hötker, H. Das LIFE-Limososa Projekt. Auftaktveranstaltung LIFE-Limososa. 28.01.2013, Tönning, Multimar Wattforum.



## A8: Publikationen zum Monitoring im LIFE-Limosa-Projekt, 2014-2023.

- Geertz, B.M., Granke, O. & Salewski, V. Geleeschutzzäune erhöhen die Schlupfwahrscheinlichkeit von Kiebitz *Vanellus vanellus* und Uferschnepfe *Limosa limosa* in den Dithmarscher Speicherkögen. Corax: im Druck.
- Salewski, V., Granke, O., Gaehme, S., Klinner-Hötker, B., Otto, T., Severon, T. & Schmidt, L. 2023. Geleeschutzzäune erhöhen den Schlupferfolg gefährdeter Wiesenvögel. Natur und Landschaft 98: 553-561.
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2022. Nestkameras haben keinen Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Gelegen der Uferschnepfe *Limosa limosa*. Vogelwarte 60: 61-67.
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2022. Nest cameras do not affect nest survival in a meadow-nesting shorebird. Bird Conservation International 32: 127-136.
- 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., Evers, A. & Schmidt, L. 2019. Kameras ermitteln Prädatoren an Uferschnepfengelegen. Nationalpark Unteres Odertal 16: 108-113.
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2019. The Raccoon Dog – an important new nest predator of Black-tailed Godwit in northern Germany. Wader Study 126: 28-34.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2019. Wildkameras ermitteln Verlustursachen von Gelegen der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Natur und Landschaft 94: 59-65.
- Thorup, O., Salewski, V. & Hötker, H. 2018. Kann Phönix aus der Asche steigen? Kampläufer (*Philomachus pugnax*) brüten in Schleswig-Holstein in überraschend hohen Zahlen. Ber. Vogelschutz 55: 61-69.
- Salewski, V., Helmecke, A. & Schmidt, L. 2018. Der Zug norddeutscher Uferschnepfen. Vogelwarte 56: 364-365.
- Salewski, V. & Schütze, J. 2017. Bruterfolg von Uferschnepfen an der Westküste Schleswig-Holsteins – ein Methodenvergleich. Vogelwarte 55: 187-198.
- Salewski, V. & Schmidt, L. 2016. Beeinflussen Nestkameras den Schlupferfolg von Uferschnepfen *Limosa limosa*. Ber. Vogelwarte Hiddensee 23: 47-57.
- Salewski, V., Schmidt, L., Evers, A., Klinner-Hötker, B. & Hötker, H. 2016. Bruterfolg von Uferschnepfen *Limosa limosa* in Schleswig-Holstein. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 44: 245-258.
- Salewski, V. 2016. Seeadler als Prädatör eines Uferschnepfengeleges. Der Falke 63: 24.
- Evers, A. 2015. Die Uferschnepfe im Ostermoor Seeth. Die Bauernglocke 47: 27-31.
- Salewski, V. 2015. LIFE-Limosa. Ein EU-Projekt zum Schutz der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein. Betrifft: Natur 3/15: 14-16.
- Salewski, V. 2014. Fotofallen im Naturschutz: Aus dem Privatleben der Uferschnepfen. Der Falke 61: 17-20.