



LIFE LIMOSA

LIFE11 NAT/DE/000353 Life-Limosa



Bericht 2014:

Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1)



STIFTUNG
NATURSCHUTZ
Schleswig-Holstein





LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limoso

Bericht 2014:

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

Erstellt von: Volker Salewski, Anne Evers & Luis Schmidt

Kontakt:

Michael-Otto Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

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

✉: Volker.Salewski@NABU.de

☎: 04885 - 570



Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung/Abstract	1
2	Einleitung	3
3	Untersuchungsgebiete und Methoden	3
3.1	Projektgebiete und Maßnahmenflächen.....	3
3.2	Bestandsmonitoring.....	4
3.3	Reproduktionsmonitoring.....	5
4	Ergebnisse und Diskussion	7
4.1	Bestandsmonitoring Uferschnepfe.....	7
4.1.1	Rickelsbüller Koog (01-RiK).....	9
4.1.2	Hauke-Haien-Koog (02-HHK).....	9
4.1.3	Beltringharder Koog (04-BeK).....	12
4.1.4	Speicherkoog Nord (05-SpN).....	12
4.1.5	Speicherkoog Süd (06-SpS).....	12
4.1.6	Untere Treene-Ostermoor (07-UTO).....	16
4.1.7	Eiderstedt (09-Eid).....	16
4.1.8	Eiderästuar (10-EiÄ).....	18
4.2	Bestandstrends in den LIFE-Limosa Flächen seit 1980.....	19
4.3	Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe.....	22
4.3.1	Schlupferfolg.....	22
4.3.2	Bruterfolg.....	29
4.3.3	Beringung.....	32
5	Ausblick	34
6	Literatur	37



1 Zusammenfassung

Im Frühjahr 2014 wurden die Feldarbeiten zum EU-LIFE-Projekt LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa mit der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein als Projektträger und dem Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN) als Projektpartner fortgesetzt.

Die Erfassung der Uferschnepfen in den zehn Projektgebieten ergab insgesamt 389 Reviere, was 36% des Bestands in Schleswig-Holstein entspricht. Die meisten Revierpaare fanden sich in den Speicherkögen Süd (118) und Nord (67) sowie im Beltringharder Koog (92). In den Gebieten Ockholmer Vordeichung und Eiderstedt/Poppenbüll West brüteten 2014 keine Uferschnepfen. Die höchsten Dichten [Revierpaare/10 ha] bezogen auf die Fläche potentiell geeigneten Grünlands fanden sich in den Gebieten Eiderstedt/Adenbüller Koog (3,1), Eiderästuar/Eiderdamflächen (2,2) und im Beltringharder Koog (1,7). Die Diskrepanz zwischen der höchsten Zahl an Revierpaaren und nur mittleren Dichtewerten zeigt das hohe Potential der Speicherköge Nord und Süd bezüglich absoluter Revierpaarzahlen bei weiterer Optimierung des dortigen Grünlands.

Eine Analyse der Bestandstrends in den Projektgebieten seit 1980 zeigt, dass die Zahl der Revierpaare in einigen Gebieten zunimmt (Beltringharder Koog, Ostermoor, Eiderstedt/Adenbüller Koog, Eiderästuar/Katinger Watt), in anderen aber einen negativen Trend aufweist (Hauke-Haien-Koog, Alte-Sorge-Schleife, Oldensworter Vorland und seit wenigen Jahren Rickelsbüller Koog).

In den vier Intensivgebieten wurden insgesamt 104 Uferschnepfengelege gefunden. Im Beltringharder Koog und Speicherkoog Süd nahm die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege, die mit „nest survival“ Modellen (Programm MARK) geschätzt wurde, mit fortschreitender Saison zu, im Adenbüller Koog dagegen ab. Verluste gingen zum größten Teil auf Prädation zurück. Nestkameras konnten dabei Fuchs (14), Marderhund (6), Iltis und Steinmarder (je 1) als Gelegeprädatoren identifizieren.

Der Bruterfolg in Bezug auf flügge Junge/Revierpaar betrug im Beltringharder Koog anhand von intensiven Beobachtungen 0,38, was knapp unter dem Wert liegt, der nach verschiedenen Schätzungen zum Erhalt einer Population angesehen wird. Im Speicherkoog Süd wurde keines von 30 mit Telemetriesendern versehen Küken flügge. Die Verlustursache blieb in den meisten Fällen unbekannt, nachgewiesene Prädatoren waren Mäusebussard (2) und Fuchs (1). Die mit einem „nest survival“ Modell geschätzte Überlebenswahrscheinlichkeit vom Schlupf bis zum Flüggewerden betrug etwa 1%.

Die Farbberingung und das intensive Ablesen farbberingter adulter Uferschnepfen wurden fortgesetzt. Die Auswertung der seit 2008 vorliegenden Daten mit einem Cormack-Jolly-Seber Modell ergab eine linear abnehmende jährliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen von 92,4% in 2009 auf 78,1% in 2014. Die Gründe für diese Abnahme sind nicht bekannt.



Abstract

The fieldwork component of the EU LIFE project “LIFE11 NAT/DE/000353 Life-Limoso” continued in 2014. Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein is the executing organization and the Michael-Otto-Institute of the NABU (MOIN) is the project partner.

In ten project areas, 389 breeding territories of Black-tailed Godwit were located which corresponds to 36% of the population in Schleswig-Holstein. Highest numbers of territories were found in Speicherkoog Süd (118), Speicherkoog Nord (67) and Beltringharder Koog (92). The highest densities in suitable grassland were found in Eiderstedt/Adenbüller Koog (3.1 breeding territories/10ha), on the Eiderdammflächen in the Eiderästuar/Katinger Watt area (2.2) and in Beltringharder Koog (1.7). Lower densities in some key areas suggest that grassland could be managed better to favour Black-tailed Godwits.

Analysis of the numbers of breeding territories since 1980 shows an increasing trend in some areas (Beltringharder Koog, Ostermoor, Eiderstedt/Adenbüller Koog, Eiderästuar/Katinger Watt), but decreasing trends in others (Hauke-Haien-Koog, Alte-Sorge-Schleife, Oldensworter Vorland and, in the last few years, in Rickelsbüller Koog).

In four intensively monitored areas, a total of 104 clutches was found. Daily survival probability increased during the breeding season in Beltringharder Koog and Speicherkoog Süd, but decreased in Adenbüller Koog. Losses were mainly due to predation. Cameras identified Fox (14), Raccoon Dog (6), Polecat (1) and Beech Marten (1) as nest predators.

Breeding success (fledglings/breeding pair) was 0.38 according to intensive observations in Beltringharder Koog. This is below the value of 0.46 that is assumed to be necessary to maintain a viable population in Schleswig-Holstein. In Speicherkoog Süd, none of the 30 chicks equipped with a radio tag fledged, mostly for unknown reasons but presumably mainly to predation. Common Buzzard (2) and Fox (1) were identified as predators.

Colour-ringing and intensive searches for ringed birds continued. Analysing data available since 2008 with a Cormack-Jolly-Seber Model (Program MARK) revealed a decrease in apparent annual survival from 92.4% in 2009 to 78.1% in 2014. The reasons for this trend are unknown.



2 Einleitung

Im Jahr 2014 fand die zweite Feldsaison des LIFE-Limosa Projekts (LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa) mit der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein als Projektträger und dem Michael-Otto-Institut im NABU als Projektpartner statt. Ziele des Projekts sind die Stabilisierung der letzten Kern-Populationen der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein durch die Verbesserung des Fortpflanzungserfolgs sowie die Erhaltung der letzten minimalen Bestände von Alpenstrandläufer und Kampfläufer.

Der Erfolg der im Rahmen des Projekts durchgeführten und geplanten Managementmaßnahmen wird durch ein begleitendes, umfassendes Monitoring der Bestände und des Bruterfolgs der Zielarten evaluiert werden. Zu Beginn des Projekts wurde 2013 in allen zehn Projektflächen eine Erstaufnahme des Uferschnepfenbestandes (Revierpaare) durchgeführt (Action A.2; Salewski et al. 2013a)¹. Ab 2014 wird diese Bestandsaufnahme als Teil der unter Action D.1 durchzuführenden Arbeiten weitergeführt werden. Weiterhin fand 2014 in vier ausgewählten Intensivgebieten zusätzlich wieder ein quantitatives Bruterfolgsmonitoring der Uferschnepfen statt, dessen Ergebnisse in diesem Bericht zusammen mit den Resultaten des Bestandsmonitorings vorgestellt werden. Für das Monitoring von Alpenstrandläufer und Kampfläufer (Action D.2; Thorup 2014) wurde ein externer Gutachter gewonnen, es ist daher nicht Gegenstand dieses Berichts.

Für ihre Mithilfe danken wir: Holger A. Bruns, Dominic Cimiotti, Jutta Hansen, Hermann Hötker, Heike Jeromin, Dorothee Clausen, Brigitte Kliner-Hötker, Walther Petersen-Andresen, Sibylle Renner, Veronika Rohr, Sibylle Stromberg, Ole Thorup. Farbringablesungen aus Schleswig-Holstein wurden 2014 von Dieter Blümel, Uli Eisdam, Olaf Ekelöf, Peter Hering, Frank Hofeditz, Knut Jeromin, Natalie Meyer, Klaus Wernicke und Tom Wulf gemeldet. Don Franklin korrigierte den Abstract.

3 Untersuchungsgebiete und Methoden

3.1 Projektgebiete und Maßnahmenflächen

Die zehn Projektgebiete (Abb. 1) liegen an der schleswig-holsteinischen Westküste (8) und in der Eider-Treene-Sorge Niederung (2). Sie werden im Detail in Hemmerling & Miller (2011) und (Salewski et al. 2013b) beschrieben und umfassen insgesamt eine Fläche von ca. 23 000 ha. Eingriffe zur Optimierung von Wiesenvogelhabitat sind auf etwa 4000 ha Maßnahmenflächen vorgesehen (www.life-limosa.de). Größere, für das Brutgeschehen 2014 relevante Maßnahmen, fanden im Rahmen des Projekts im Herbst 2013 im Beltringharder Koog statt. Hier wurden im Nordosten auf ca. 30 ha Gruppen erweitert und aufgestaut, Uferböschungen abgeflacht, Flach-

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

wasserbereiche geschaffen und Inseln angelegt. Im Oldenswörter Vorland wurden größere Schilfbestände unter die Beweidung durch Robustrinder genommen und sollen dadurch zurückgedrängt werden, im Beltringharder Koog fand eine Schilfmahd im Arlau-Speicherbecken statt.

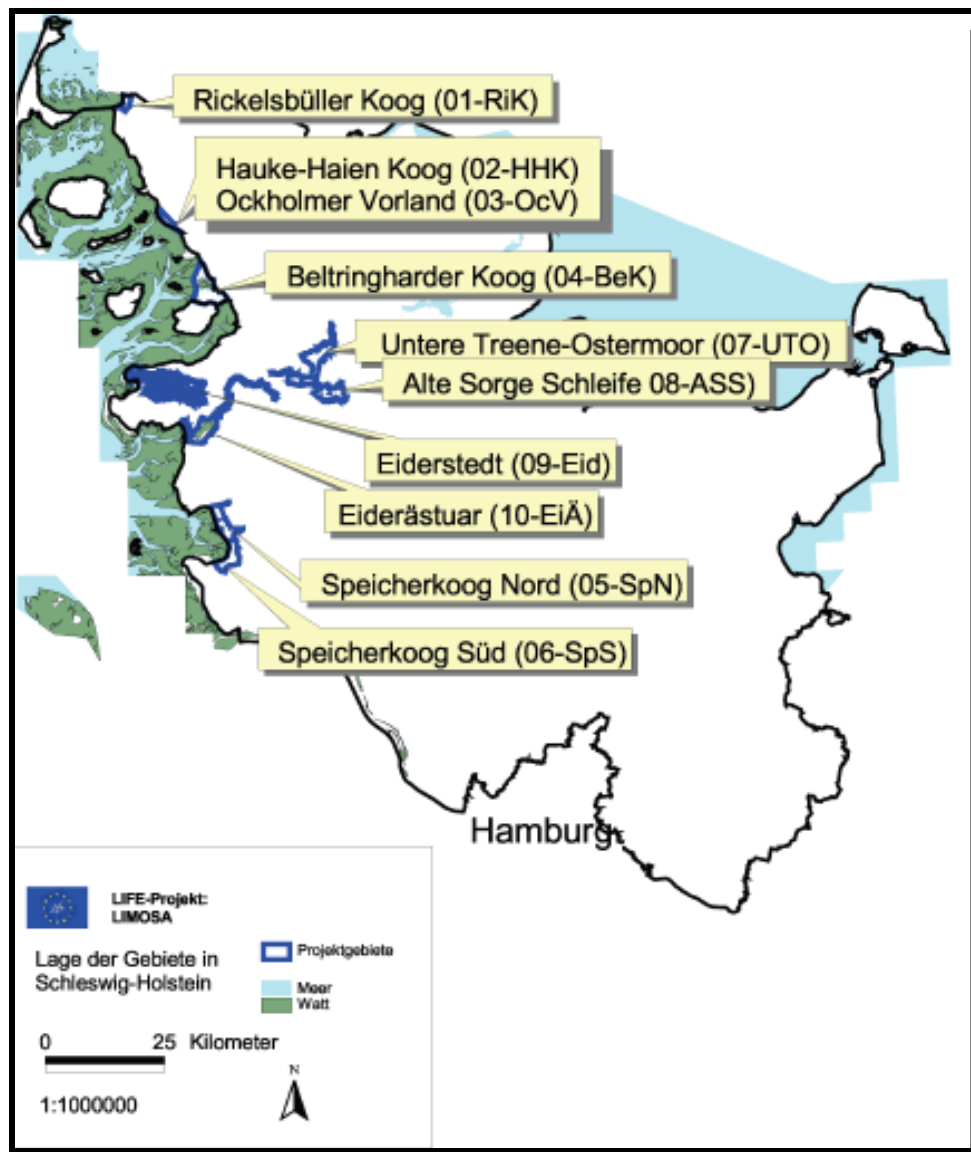


Abb. 1: Lage der zehn LIFE-Limoso Projektgebiete (aus Hemmerling & Miller 2011).

3.2 Bestandsmonitoring

Die Erfassung der Bestände der Uferschnepfen in den zehn Untersuchungsgebieten wurde durch das MOIN sowie durch J. Hansen (Wiedingharder Naturschutzverein, Rickelsbüller Koog), B. Klinner-Hötker (im Auftrag des Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume [LLUR], Beltringharder Koog) und H. A. Bruns (NABU, Naturschutzzentrum Katinger Watt, Eiderästuar) durchgeführt. Die Erfassungen erfolgten nach der standardisierten Methode der Revierkartierung (Hälterlein et al.



1995, Südbeck et al. 2005, Details in Salewski et al. 2013a). Die zwei Kartierungsdurchgänge fanden Mitte April und Anfang Mai statt. Gegen Ende der Führungsphase der Jungvögel im Juni wurde eine zusätzliche Kartierung intensiv warnender Familien durchgeführt. Eine Ausnahme davon war der Beltringharder Koog, weil hier die Uferschnepfenfamilien wegen der in weiten Bereichen sehr kurzen Vegetation im Juni annähernd permanent beobachtet werden konnten.

Zur standardisierten Ermittlung von Bestandsveränderungen zum Vorjahr wurde die Wachstumsrate λ ermittelt:

$$\lambda_t = N_{t+1} / N_t$$

N: Anzahl der Uferschnepfenpaare

t: Jahr

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

3.3 Reproduktionsmonitoring

In vier Projektgebieten (Beltringharder Koog, 04-BeK; Speicherkoog Süd, 06-SpS; Ostermoor 07-UTO; Adenbüller Koog, 09-Eid) sind Untersuchungen zum Bruterfolg vorgesehen. Zwischen Ende April und Mitte Juni wurde in diesen Gebieten intensiv nach Uferschnepfenestern gesucht. Ein gefundenes Nest wurde markiert, die Koordinaten, einige Habitatparameter und die Zahl der Eier erfasst sowie der Schlupfzeitpunkt nach van Paassen et al. (1984) geschätzt. Anschließend wurden die Nester etwa alle zwei bis fünf Tage kontrolliert, um Prädation oder Schlupf zu ermitteln. Die Kontrollen wurden vom Auto aus durchgeführt oder durch Nestbesuche, wenn kein brütender Altvogel aus größerer Distanz beobachtet werden konnte (Details in Salewski et al. 2013a). Hierbei wurde das spurlose Verschwinden von Eiern vor dem Schlupftermin und ohne Fund der für ein Schlupfereignis typischen kleinen Eischalensplitter als Prädation interpretiert. Frühere Untersuchungen mit Hilfe von Nestkameras haben gezeigt, dass Füchse, die Hauptprädatoren von Uferschnepfengelegen, die Eier einzeln wegtragen (Salewski et al. 2013a), so dass diese Interpretation gerechtfertigt erscheint. Um die Ursachen von Gelegeverlusten zu erfahren kamen an 50 Gelegen Nestkameras (Moultrie Game Spy M-990i) zum Einsatz, die in 1,5 m bis 2 m Entfernung vom Nest installiert wurden.

Zur Ermittlung der Überlebenswahrscheinlichkeit und der Verlustursachen nach dem Schlupf wurden im Speicherkoog Süd 30 Küken unmittelbar nach dem Schlupf mit 0,7 g leichten Telemetriesendern (pip 3, Biotrack) ausgestattet. Ein medizinischer Kleber (Perma-Type, Surgical Cement) diente dazu die Sender, nach dem Entfernen einiger Federn, auf dem Rücken der Küken zu befestigen. Zur farblichen Abstimmung wurden die abgeschnittenen Federn anschließend wieder auf den Sender geklebt und dieser noch mit etwas Feinsand bestreut. Alle zwei bis vier Tage erfolgte

die Suche der besenderten Küken mit Hilfe eines Handempfängers (YAESU VR-500), um ihren Aufenthalt, ihr Überleben oder eventuelle Verlustursachen zu ermitteln. Nach etwa 14 Tagen wurden die bis dahin überlebenden Küken wieder gefangen, um die Sender erneut zu verkleben und um die Küken mit Farbringen zu versehen (siehe unten).

Die Schlupfwahrscheinlichkeit der Gelege sowie die Überlebenswahrscheinlichkeiten der telemetrierten Küken wurden mit „nest survival“ Modellen im Programm MARK geschätzt (Dinsmore et al 2002). Sie werden jeweils in % \pm Standardfehler angegeben. Zunächst erfolgte jedoch ein Test, ob Kameras in Nestnähe einen Einfluss auf den Schlupferfolg haben (Teunissen et al. 2008, McKinnon & Bêty 2009). Für die Analyse wurden in drei Intensivgebieten (Beltringharder Koog, Adenbüller Koog und Speicherkoog Süd) Gelege zufällig entweder mit einer Kamera versehen oder zur Kontrolle ohne Kamera belassen. Auf beweideten Flächen kamen keine Kameras zum Einsatz, da Beweidung einen Einfluss auf den Schlupferfolg haben kann (Beintema & Müskens 1987, de Beer 2009). Daher dienten dort gefundene Gelege auch nicht als Kontrolle. Für die Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit Φ wurden acht Modelle verglichen: Je ein Modell, das Unterschiede zwischen den Gebieten und der An- oder Abwesenheit einer Kamera berücksichtigt [$\Phi_{(\text{Gebiet} \times \text{Kamera})}$], das nur Unterschiede zwischen den Gebieten berücksichtigt [$\Phi_{(\text{Gebiet})}$], das nur Unterschiede zwischen Gelegen mit oder ohne Kamera berücksichtigt [$\Phi_{(\text{Kamera})}$] und ein Modell, das von gleichen Überlebenswahrscheinlichkeiten in allen Gebieten und unabhängig von der Anwesenheit einer Kamera ausgeht [$\Phi_{(.)}$]. Zusätzlich wurden vier Modelle angewandt, die einen Zeiteffekt t, das heißt eine täglich variierende Überlebenswahrscheinlichkeit, bei den vier obigen Modellen berücksichtigen: [$\Phi_{(t \times \text{Gebiet} \times \text{Kamera})}$], [$\Phi_{(t \times \text{Gebiet})}$], [$\Phi_{(t \times \text{Kamera})}$] und [$\Phi_{(t)}$]. Da sich kein Unterschied in der Überlebenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Anwesenheit von Nestkameras ergab (siehe unten), dienten sechs Modelle der Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten aller gefundenen Gelege: Während ein Modell von einer unterschiedlichen Überlebenswahrscheinlichkeit zwischen den Gebieten ausging [$\Phi_{(\text{Gebiet})}$] nahm das andere an, dass es solche Unterschiede nicht gibt. Zusätzlich wurde für diese beiden Modelle einmal ein Zeiteffekt t ([$\Phi_{(t \times \text{Gebiet})}$], [$\Phi_{(t)}$]) und ein linearer Trend T, das heißt eine kontinuierliche Zu- oder Abnahme der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit ([$\Phi_{(T \times \text{Gebiet})}$], [$\Phi_{(T)}$]), berücksichtigt.

Zur Auswertung von durch Telemetrie gewonnenen Daten eignen sich ebenfalls „nest survival“ Modelle. Dabei wurden vier Modelle ausgewählt, die die Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken in Abhängigkeit ihres Alters [$\Phi_{(\text{Alter})}$], eines Zeittrends [$\Phi_{(t)}$] oder eines linearen Zeittrends [$\Phi_{(T)}$] schätzten oder von einer konstanten Überlebenswahrscheinlichkeit über den Untersuchungszeitraum [$\Phi_{(.)}$] ausgehen.

Die Ausarbeitung eines Populationsmodells setzt neben der Ermittlung der Reproduktionsraten auch die Kenntnis der Überlebenswahrscheinlichkeit der adulten Uferschnepfen voraus. Dazu wurde die seit 2008 vom MOIN durchgeführte Farbberin-



gung von Küken und adulten Uferschnepfen 2014 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 einem Cormack-Jolly-Seber-Modell im Programm MARK geschätzt werden (White & Burnham 1999, Schaub & Salewski 2006). In diesen Modellen werden die Überlebenswahrscheinlichkeit Φ und die Beobachtungswahrscheinlichkeit p unabhängig voneinander geschätzt. Auf die Beobachtungen farbberingter Uferschnepfen wurden drei Modelle angewendet: Ein Modell, das von jährlich unterschiedlichen Überlebens- und Beobachtungswahrscheinlichkeiten ausgeht (t), ein Modell, das von einem kontinuierlichen zeitlichen Trend beider Wahrscheinlichkeiten ausgeht (T) und einem Modell, das konstante Wahrscheinlichkeiten über den gesamten Untersuchungszeitraum annimmt (\cdot). Es ist allerdings davon auszugehen, dass sich die Überlebenswahrscheinlichkeiten von Küken und adulten Vögeln deutlich unterscheiden. Daher wurde in allen Modellen ein Effekt des Alters berücksichtigt (a_2). Die drei beschriebenen Modelle werden daher mit $\Phi_{(a_2 \cdot t)} p_{(a_2 \cdot t)}$, $\Phi_{(a_2 \cdot T)} p_{(a_2 \cdot T)}$ und $\Phi_{(a_2)} p_{(a_2)}$ bezeichnet. Ein „goodness-of-fit“ Test, der mit dem Programm Release in MARK durchgeführt wurde, war nicht signifikant ($p > 0,05$) und zeigte damit, dass die Daten die Voraussetzungen zur Anwendung von Fang-Wiederfangmodellen erfüllten.

Akaikes Informationskriterium für kleine Stichproben (AIC_C) diente dazu, die Modelle zu vergleichen. Jedes Modell bekommt dabei einen Wert zugewiesen (zur Berechnung siehe Burnham & Anderson 1998). Das Modell mit dem kleinsten AIC_C -Wert ist das Modell, das die Daten am besten erklärt. Ist die Differenz zwischen dem „besten“ Modell und einem anderen Modell (ΔAIC_C) > 2 , wird davon ausgegangen, dass das „beste“ Modell deutlich stärker durch die Daten gestützt wird als das zu vergleichende Modell. Zusätzlich wird das AIC_C -Gewicht berechnet, welches die Wahrscheinlichkeit angibt, dass bei den vorliegenden Daten das betreffende Modell als das beste ausgewählt wird.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Bestandsmonitoring Uferschnepfe

Auf den LIFE-Limoso-Maßnahmenflächen konnten 2014 insgesamt 389 Uferschnepfenreviere ermittelt werden. Zusätzlich kamen im Ostermoor und im Adenbüller Koog zusammen zwölf weitere Reviere hinzu, die sich nicht in den Maßnahmenflächen befanden (Tab. 1). Damit brüteten ca. 36% aller Uferschnepfen Schleswig-Holsteins in den Projektgebieten bei einem geschätzten landesweiten Bestand von 1086 Paaren (H. Hötter, pers. Mitt.).



Tabelle 1: Anzahl der Revierpaare 2013 und 2014 und warnender Paare im Juni 2014 (im Juni im Rickelsbüller Koog) in den einzelnen Projektgebieten. Die Dichten beziehen sich auf 2014 und auf die Grünlandflächen in den jeweiligen Gebieten (siehe Salewski et al. 2013b). Die Wachstumsrate λ beschreibt Veränderungen von 2013 auf 2014; rote Zahlen kennzeichnen Bestandsabnahmen, schwarze Zahlen Bestandszunahmen.

Projektgebiet	Revierpaare 2013	Revierpaare 2014	Dichte [Revierpaare/10 ha]	warnende Paare	λ
Rickelsbüller Koog	41	25	0,7	9	0,61
Hauke-Haien-Koog	10	4	0,3	0	0,40
Ockholmer Vordeichung	0	0	0	0	-
Beltringharder Koog	81	92	1,7	-	1,14
Speicherkoog Nord	90	67	0,7	5	0,74
Speicherkoog Süd	97	118	0,9	27	1,22
Ostermoor	15 ^a (23)	8 ^a (17)	0,4 ^a	0	0,53 (0,74)
Alte-Sorge-Schleife	0	1	<0,1	3 ^d	-
Eiderstedt/Adenbüller Koog	25 ^a (27)	28 ^a (31)	3,1 ^a	4	1,08 (1,07)
Eiderstedt/Poppenbüll O	1	3	0,5	3	3
Eiderstedt/Poppenbüll W	0	0	0	0	-
Eiderästuar/Katinger Watt ^b	54	39	0,9	10 ^c	0,70
Eiderästuar/Oldensworter Vorland	2	3	0,2		1,50
Eiderästuar/Dithmarscher Vorland	2	0	0	0	-

^a innerhalb der Maßnahmenflächen (siehe Abb. 7, 8).

^b siehe Text wegen unterschiedlichen Dichten in Teilflächen.

^c Eiderdammflächen (7) und Nullgebiet (3).

^d zwei Paare mit Jungen wanderten aus dem nahegelegenen Meggerkoog ein.

Wie im Vorjahr wiesen die beiden Speicherköge (Süd: 118, Nord: 67), der Beltringharder Koog (92) und das Eiderästuar/Katinger Watt (39) die meisten Reviere auf. In zwei Gebieten: Poppenbüll W und Ockholmer Vordeichung waren 2014 keine Reviere besetzt. Dafür brütete aber wieder ein Paar im Gebiet Alte-Sorge-Schleife. Die höchsten Dichten bezogen auf die Fläche des zur Verfügung stehenden Grünlands fanden sich im Adenbüller Koog (3,1 Paare/10 ha), im Beltringharder Koog (1,7 Paare/10 ha) sowie im Katinger Watt und dem Speicherkoog Süd (beide 0,9 Paare/10 ha). Werden im Katinger Watt nur die Eiderdammflächen berücksichtigt (Salewski et al. 2013a), ergibt sich eine Dichte von 2,2 Paare/10 ha. Damit liegen die maximalen Dichten im Rahmen der aus der Literatur bekannten Werte, wenn auch auf besonders geeigneten Teilflächen auch bis zu 30 Paare/10 ha vorkommen können (Glutz von Blotzheim 1977). Die hohen Dichten in den relativ kleinen Projektgebieten Adenbüller Koog und den Eiderdammflächen im Eiderästuar zeigen aber auch, dass sich die absoluten Zahlen gerade in den größeren Projektgebieten, wie den Speicherkögen und dem Hauke-Haien-Koog, bei geeignetem Management noch

steigern lassen könnten. Im Hauke-Haien-Koog werden weite Bereiche durch große kommerziell genutzte Schilfflächen für Wiesenvögel entwertet, während im Speicherkoog Süd große, intensiv mit Schafen beweidete Flächen nicht von Uferschnepfen besiedelt sind (siehe unten).

Im Folgenden wird die Situation in den einzelnen Projektgebieten dargestellt, sofern sie 2014 brütende Uferschnepfen aufwiesen.

4.1.1 Rickelsbüller Koog (01-RiK)

Die 25 im Rickelsbüller Koog festgestellten Uferschnepfenreviere verteilten sich nicht gleichmäßig über die gesamte Fläche (Abb. 2), sondern konzentrierten sich wie 2013 im zentralen Bereich. Vor allem die südlichen Teile des Koogs waren vollkommen uferschnepfenfrei. Das gleiche traf für weite Bereiche im äußersten Norden des Koogs zu, wo ausgedehnte Röhrichtflächen die Ansiedlung verhindern. In relativ geringen Dichten fanden sich Reviere in der nördlichen Hälfte des Koogs auf Grünland, das durch Rinder beweidet wurde. Außerhalb des Projektgebietes brüteten zwei Uferschnepfenpaare im angrenzenden dänischen Margrethe kog. Im Vergleich zu 2013 kam es trotz eines wesentlich günstigeren Wasserstandes in 2014 zu einem Rückgang um 16 Paare ($\lambda = 0,61$).

4.1.2 Hauke-Haien-Koog (02-HHK)

Im Hauke-Haien-Koog, in dem 2013 noch zehn Uferschnepfenpaare brüteten, kam es ebenfalls zu einem deutlichen Rückgang auf nur noch vier Paare in 2014 (Abb. 3). Zwei der Paare brüteten in den östlichen Schafweiden des Südbeckens und je ein Paar im Nord- und im Südbecken im Grünlandstreifen zwischen den Wasserflächen und der Straße am Westrand des Koogs. Ein λ von 0,4 weist auf den deutlichsten Rückgang von allen Projektgebieten hin, ohne dass dafür ein offensichtlicher Grund erkennbar wäre. Durch die großen, kommerziell genutzten Schilfflächen ist der für Uferschnepfen potenziell nutzbare Bereich relativ klein, er hat sich aber im Vergleich zum Vorjahr nicht verändert.

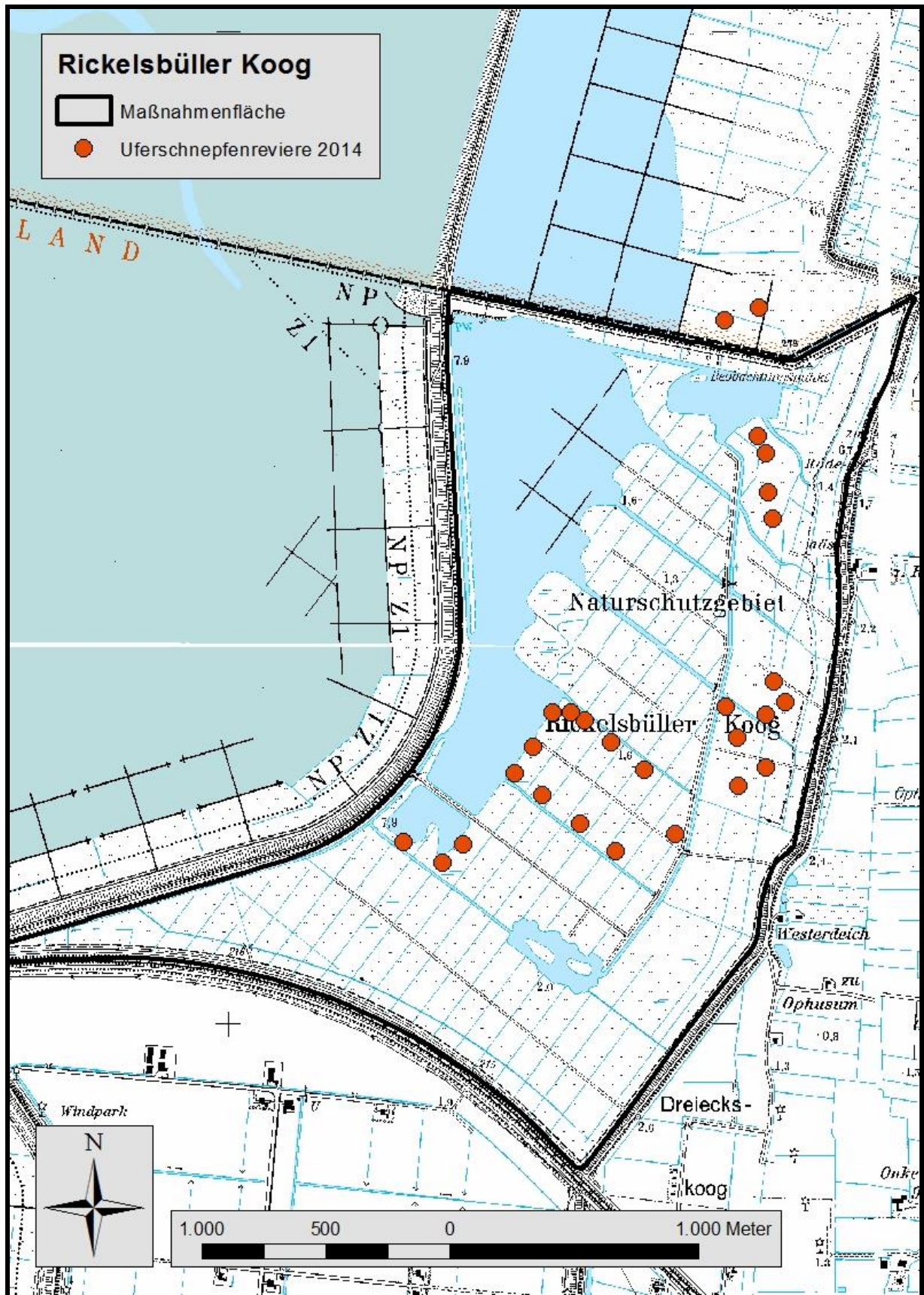


Abb 2: Uferschnepfenreviere im Rickelsbüller Koog 2014. Die beiden Revierpaare im dänischen Margrethe kog werden bei der Zusammenstellung der Brutpaarzahlen in Tab. 1 nicht berücksichtigt.

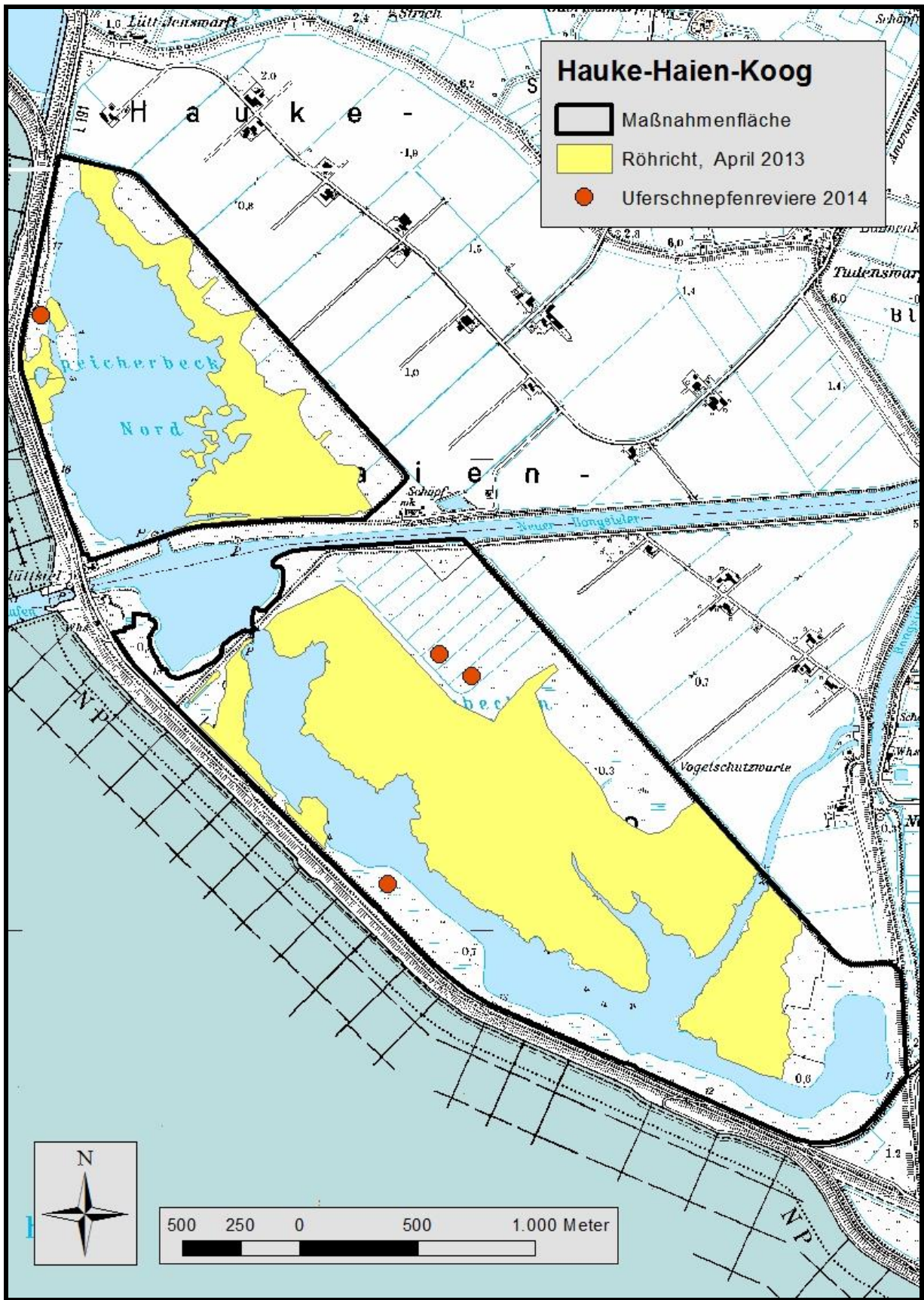


Abb. 3: Uferschnepfenreviere im Hauke-Haien-Koog 2014.



4.1.3 Beltringharder Koog (04-BeK)

Der Beltringharder Koog wies auch 2014 mit 1,7 Revieren/10 ha Grünland die zweithöchste Uferschnepfendichte von allen Projektgebieten auf. Im Vergleich zum Vorjahr kam es mit 92 Paaren erneut zu einer deutlichen Zunahme ($\lambda = 1,14$), womit auch in absoluten Zahlen der Beltringharder Koog von allen Projektgebieten, nach dem Speicherkoog Süd, den zweithöchsten Bestand an Uferschnepfen aufwies.

Die Reviere waren nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt. Besonders hohe Zahlen fanden sich mit 35 Revieren im Teilgebiet SO-Feuchtgrünland und mit 30 Revieren im Teilgebiet N Arlauspeicherbecken. Geringere Zahlen wiesen die Teilgebiete NO-Feuchtgrünland (7), Lüttmoorsee (11) und Salzwasserlagune (9) auf (Abb. 4). Im nördlichen Bereich des Koogs fanden sich im Gegensatz zum Gesamtrend weniger Uferschnepfenpaare als im Vorjahr, allerdings hatten sie hier im NO-Feuchtgrünland von vier Revieren 2013 auf sieben Reviere 2014 zugenommen. Dort hatten im Herbst 2013 umfangreiche Maßnahmen zur großflächigen Vernässungen sowie Grabenerweiterungen und Abflachen von Grabenböschungen stattgefunden.

4.1.4 Speicherkoog Nord (05-SpN)

Im Speicherkoog Nord verteilten sich die 67 Uferschnepfenreviere annähernd gleichmäßig über die gesamte Kartierfläche (Abb. 5). Eine Ausnahme stellte ein größeres Gebiet im Nordwesten dar, in dem fast keine Uferschnepfen brüteten. Im zentralen Bereich und im Südosten gab es ebenfalls Flächen, die von Uferschnepfen gemieden wurden.

4.1.5 Speicherkoog Süd (06-SpS)

Von allen Projektgebieten fand sich im Speicherkoog Süd die höchste Zahl an Uferschnepfenrevieren (118), die Siedlungsdichte lag jedoch mit 0,9/10 ha deutlich unter der des Beltringharder und des Adenbüller Koogs (Tab. 1). Große Flächen im Norden und vor allem im Süden des Koogs, die schon im Mai intensiv durch Schafe beweidet wurden, waren nicht besiedelt (Abb. 6). Konzentrationen fanden sich hingegen in Bereichen, die nicht beweidet sondern gemulcht werden, und auf Flächen im Osten des Koogs, bei denen es sich entweder um Mähwiesen handelt oder wo der Auftrieb des Weideviehs, meist Rinder, erst später stattfand.

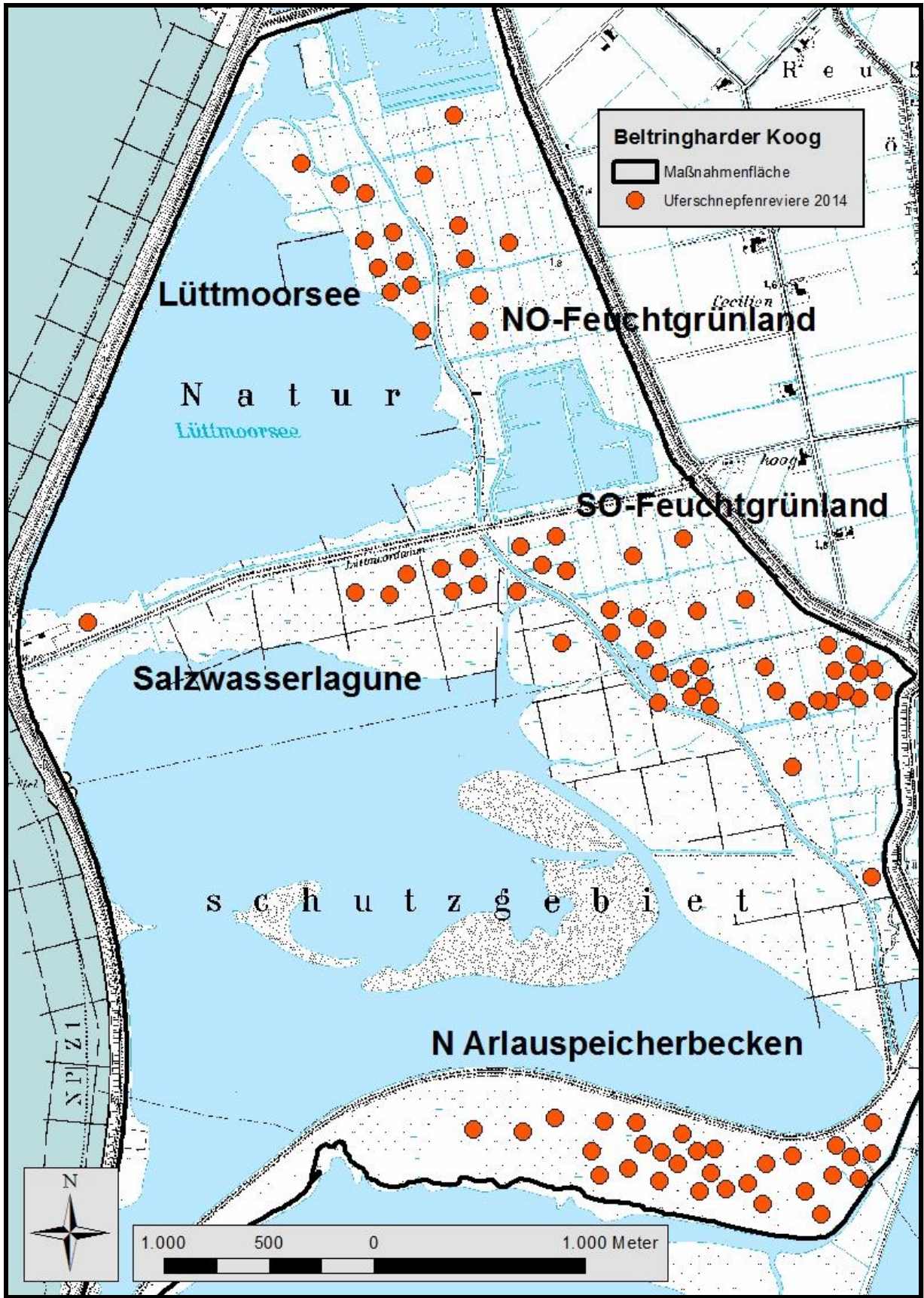


Abb. 4: Uferschnepfenreviere im Beltringharder Koog 2014.

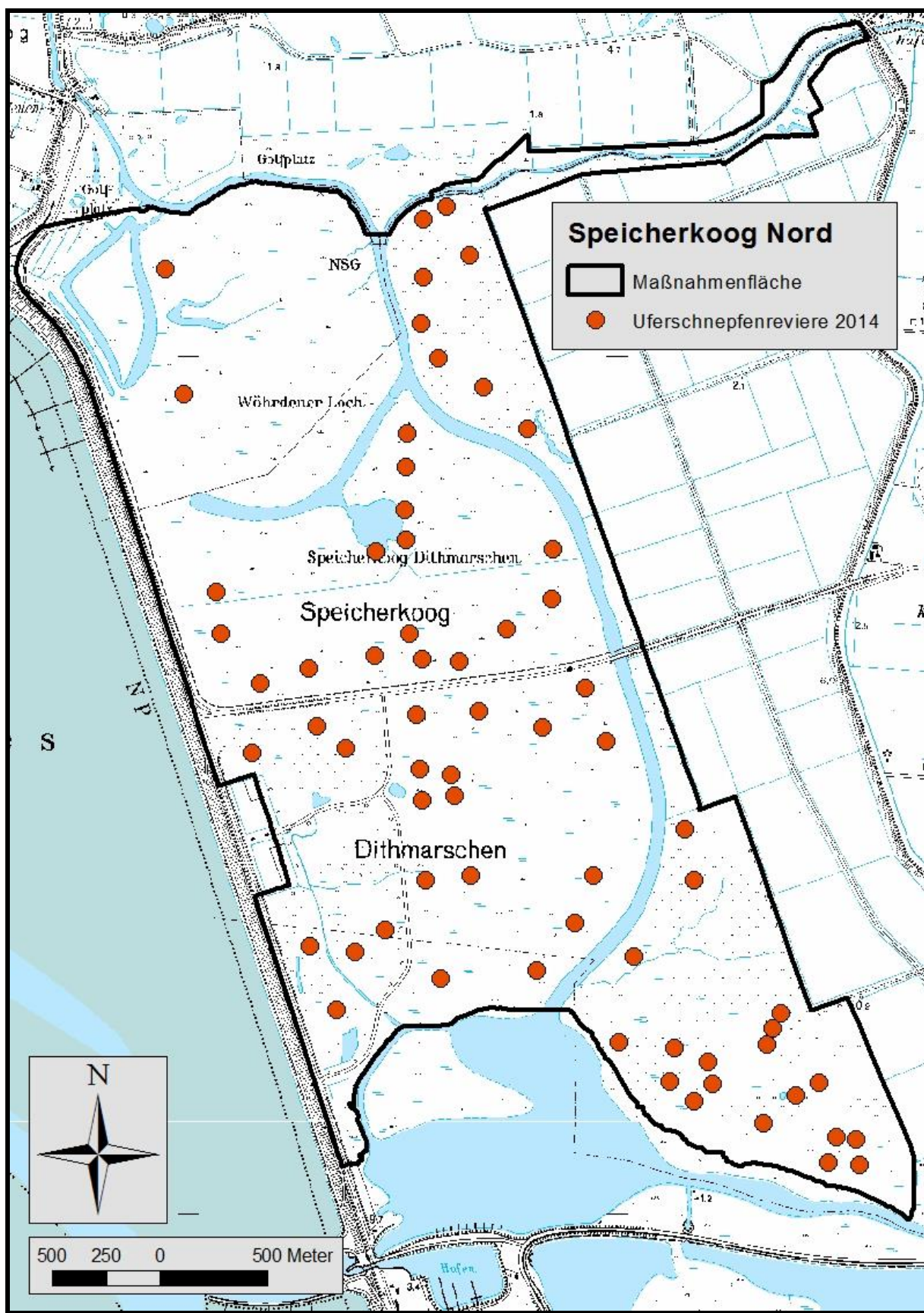


Abb. 5: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Nord 2014.

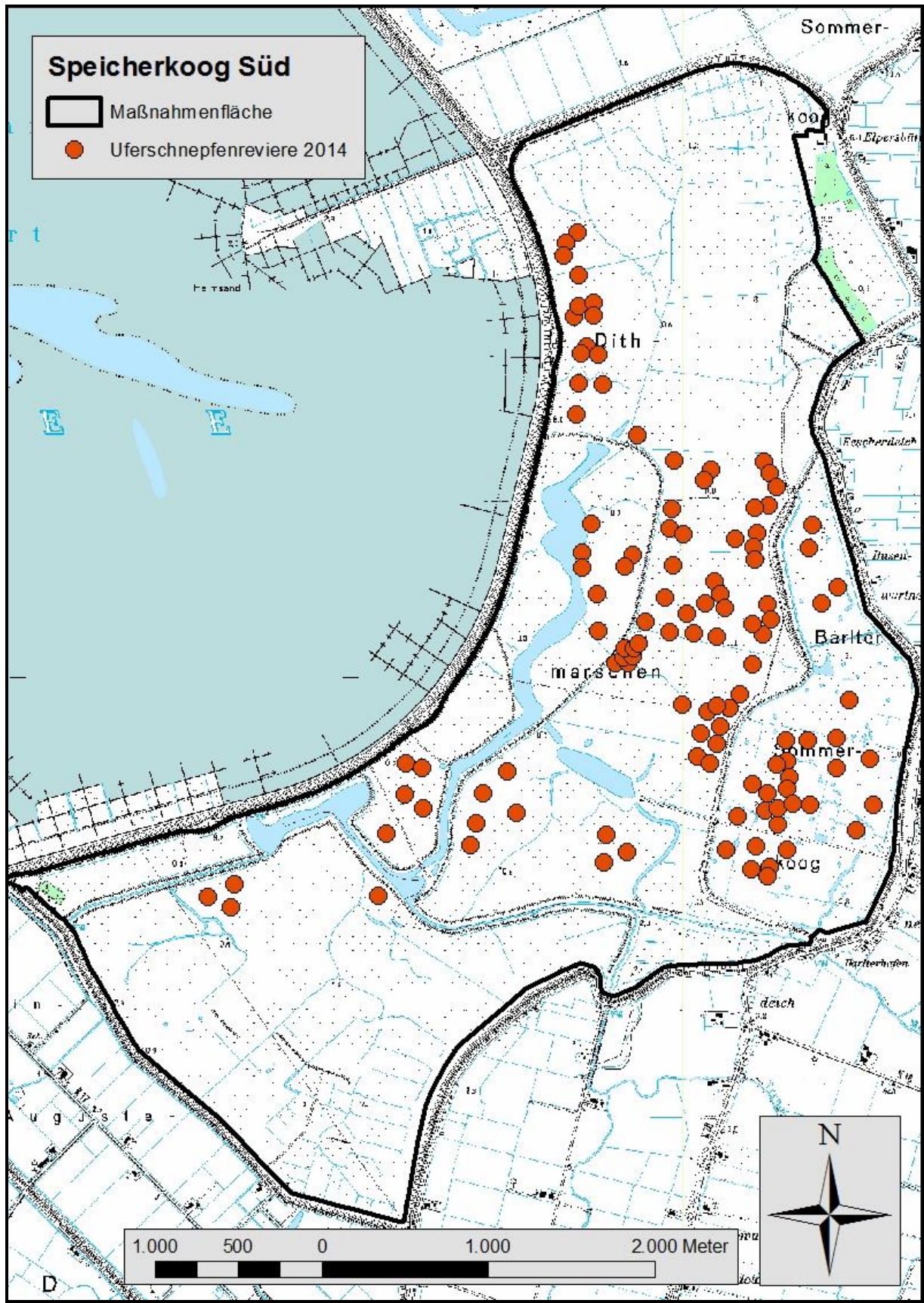


Abb. 6: Uferschnepfenreviere im Speicherkoog Süd 2014.

4.1.6 Untere Treene-Ostermoor (07-UTO)

Im Ostermoor wurden 2014 insgesamt 17 Uferschnepfenreviere ermittelt, wobei aber nur acht innerhalb der Maßnahmenflächen des Projekts lagen (Abb. 7). Eine Gruppe von acht Revieren lag im Nordfelder Koog und im Gehlandskoog fand sich ein weiteres.

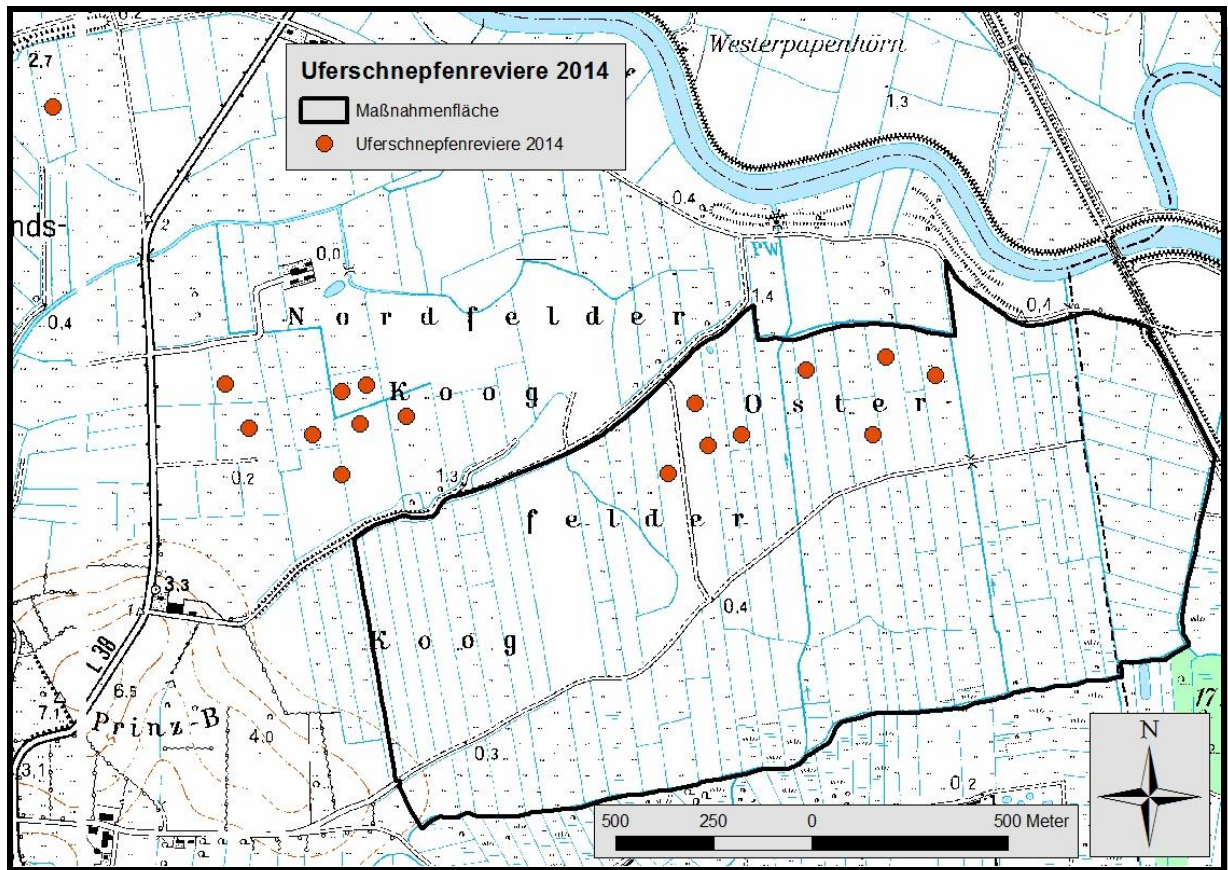


Abb. 7: Uferschnepfenreviere im Ostermoor 2014.

4.1.7 Eiderstedt (09-Eid)

In den Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog waren 2014 28 Uferschnepfenreviere etabliert, wobei die nördlichen und südlichen Bereiche jeweils nur spärlich besetzt wurden (Abb. 8). Von allen Gebieten erreichte hier die Dichte der Uferschnepfenpaare die höchsten Werte (Tab. 1). Nicht eingeschlossen sind bei dieser Betrachtung drei Uferschnepfenreviere, die sich im Adenbüller Koog außerhalb der Maßnahmenflächen befanden. In der Fläche Poppenbüll Ost fanden sich drei Reviere (Abb. 9), in Poppenbüll West brüteten 2014 keine Uferschnepfen.

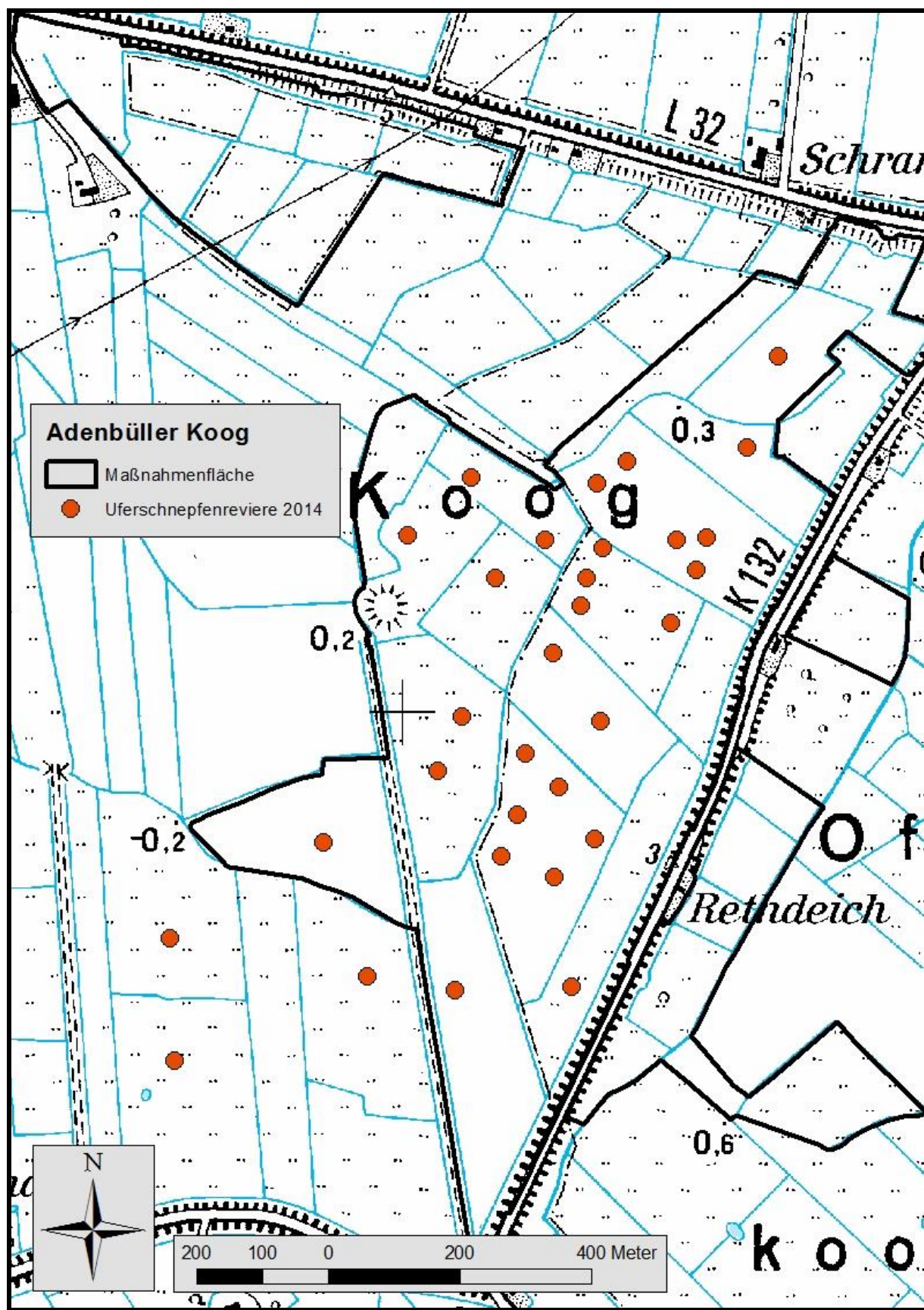


Abb. 8: Uferschnepfenreviere im Adenbüller Koog 2014.

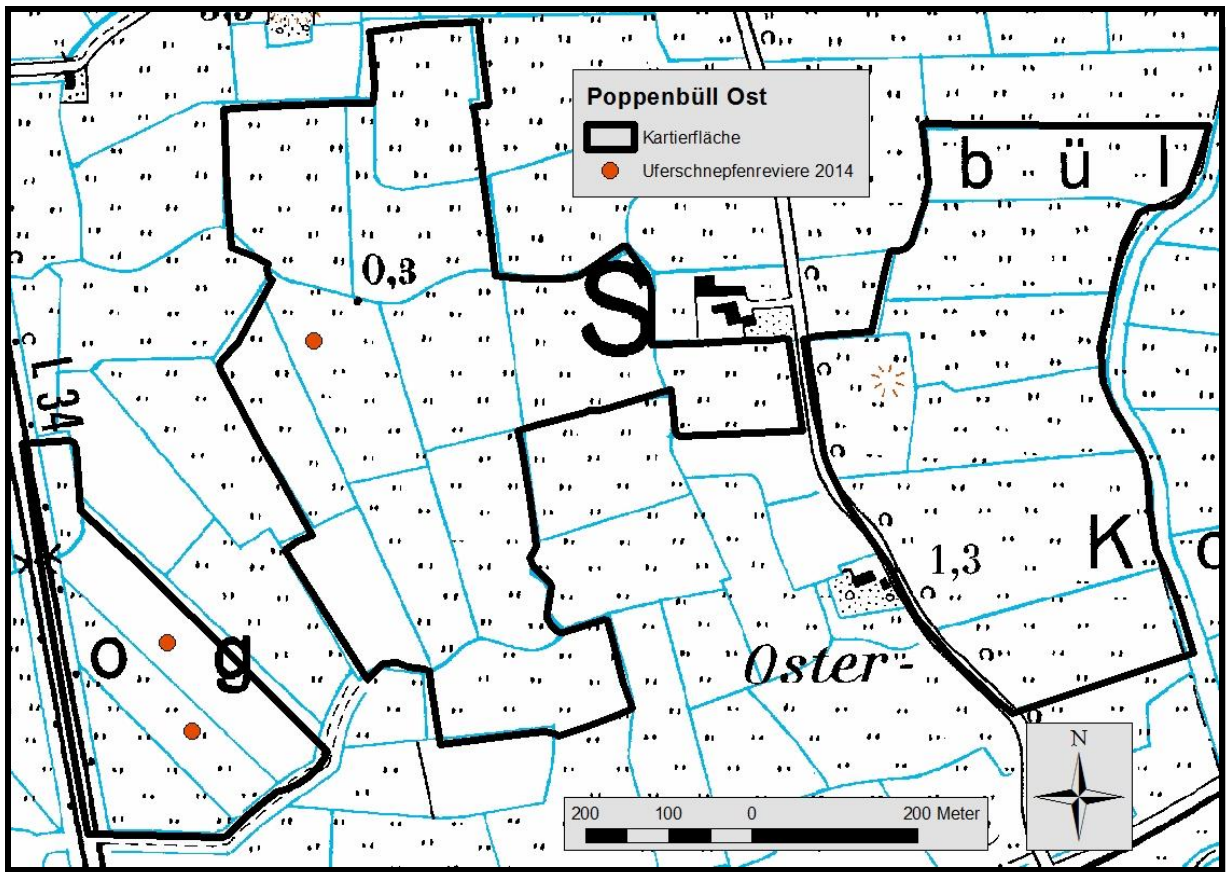


Abb. 9: Uferschnepfenreviere in Poppenbüll Ost 2014.

4.1.8 Eiderästuar (10-EiÄ)

Im Teilgebiet Katinger Watt konnten 2014 38 Uferschnepfenreviere kartiert werden (Abb. 10). Dies entsprach einer Dichte von 0,9 Revieren/10 ha Grünland. Die Dichten wiesen jedoch große Unterschiede zwischen den einzelnen Teilflächen auf, mit geringen Dichten in den östlichen Flächen (NSG „Grüne Insel mit Eiderwatt“) und dem Naturinformationsareal. Die mit großem Abstand meisten Uferschnepfenreviere (32) lagen in den Eiderdammflächen (Abb. 10). Hier erreichte die Dichte der Uferschnepfen auf etwa 136 ha² mit 2,4 Revieren/10 ha den zweithöchsten Wert von allen Projektflächen.

Im Oldenswörter Vorland (Abb. 11) etablierten sich 2014 drei Uferschnepfenpaare, was einer Dichte von 0,2 Revieren/10 ha Grünland entsprach. Die drei Paare fanden sich, wie auch schon die beiden 2013 hier brütenden Paare, im nördlichen Bereich des Gebiets. Im südlichen Bereich, wo eine Beweidung mit Robustrindern neu etab-

² Die Angabe zur Fläche unterscheidet sich von der in Bruns (2013), der sich auf einen von Wolf (unpubl.) ermittelten Wert bezieht, welcher allerdings nach Bruns (2013) damals vorhandene Sukzessionsflächen mit berücksichtige.

liert und eine Schilfmahd durchgeführt wurde fand sich auch 2014 noch kein Uferschnepfenpaar. Im Dithmarscher Vorland brüteten 2014 keine Uferschnepfen.

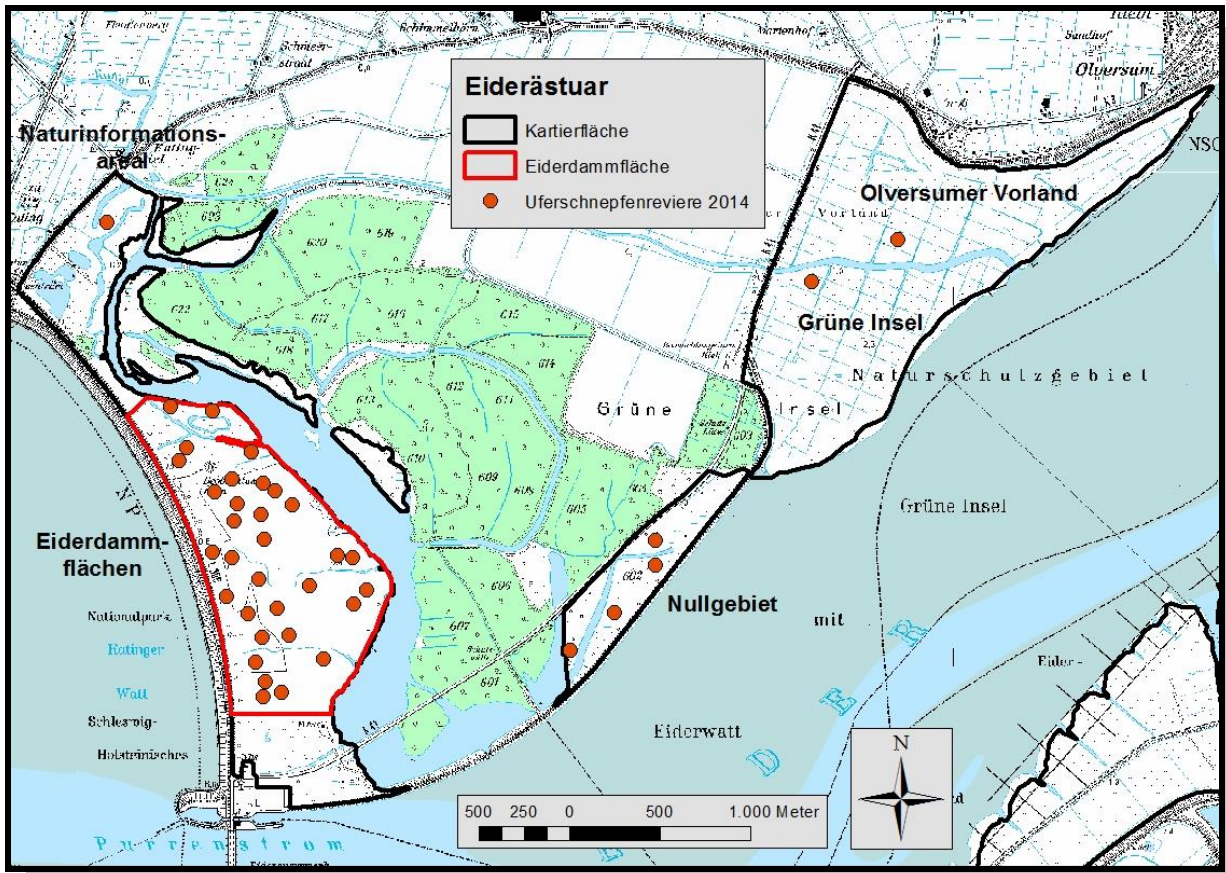


Abb. 10: Uferschnepfenreviere im Eiderästuar 2014.

4.2 Bestandstrends in den LIFE-Limosa Flächen seit 1980

Ein Vergleich mit früheren Kartierungen zeigt, dass die Bestände in den Projektflächen seit 1980 unterschiedliche Entwicklungen aufweisen (Abb. 12). Diese längerfristigen Trends sind oft unabhängig von Veränderungen zwischen zwei verschiedenen Jahren. Ein Beispiel sind die starken Rückgänge der Bestandszahlen zwischen 2013 und 2014 im Katinger Watt und im Ostermoor, die aber den langfristigen positiven Trend in diesen Projektgebieten noch nicht beeinflussen. Die Entwicklungen im Rickelsbüller Koog und im Hauke-Haien-Koog zeigen jetzt aber im Vergleich zum Vorjahr einen deutlich negativen Trend (Abb. 12). Im Beltringharder Koog und im Adenbüller Koog setzt sich der langfristig zunehmende Trend auch weiterhin fort. Bei der Abnahme um 23 Paare im Speicherkoog Nord bei gleichzeitiger Zunahme im Speicherkoog Süd in etwa der gleichen Größenordnung könnte es sich um Umsiedlungen gehandelt haben. Im Beltringharder Koog und im Oldensworter Vorland haben bereits umfangreiche Maßnahmen (Optimierung von Gruppenstrukturen, Veränderung des Beweidungsregimes, Schilfmahd) stattgefunden, in der Alte-Sorge-Schleife und im Ostermoor werden sie zurzeit durchgeführt. Es ist jedoch noch zu früh, um daraus Auswirkungen auf den Uferschnepfenbestand ableiten zu können.

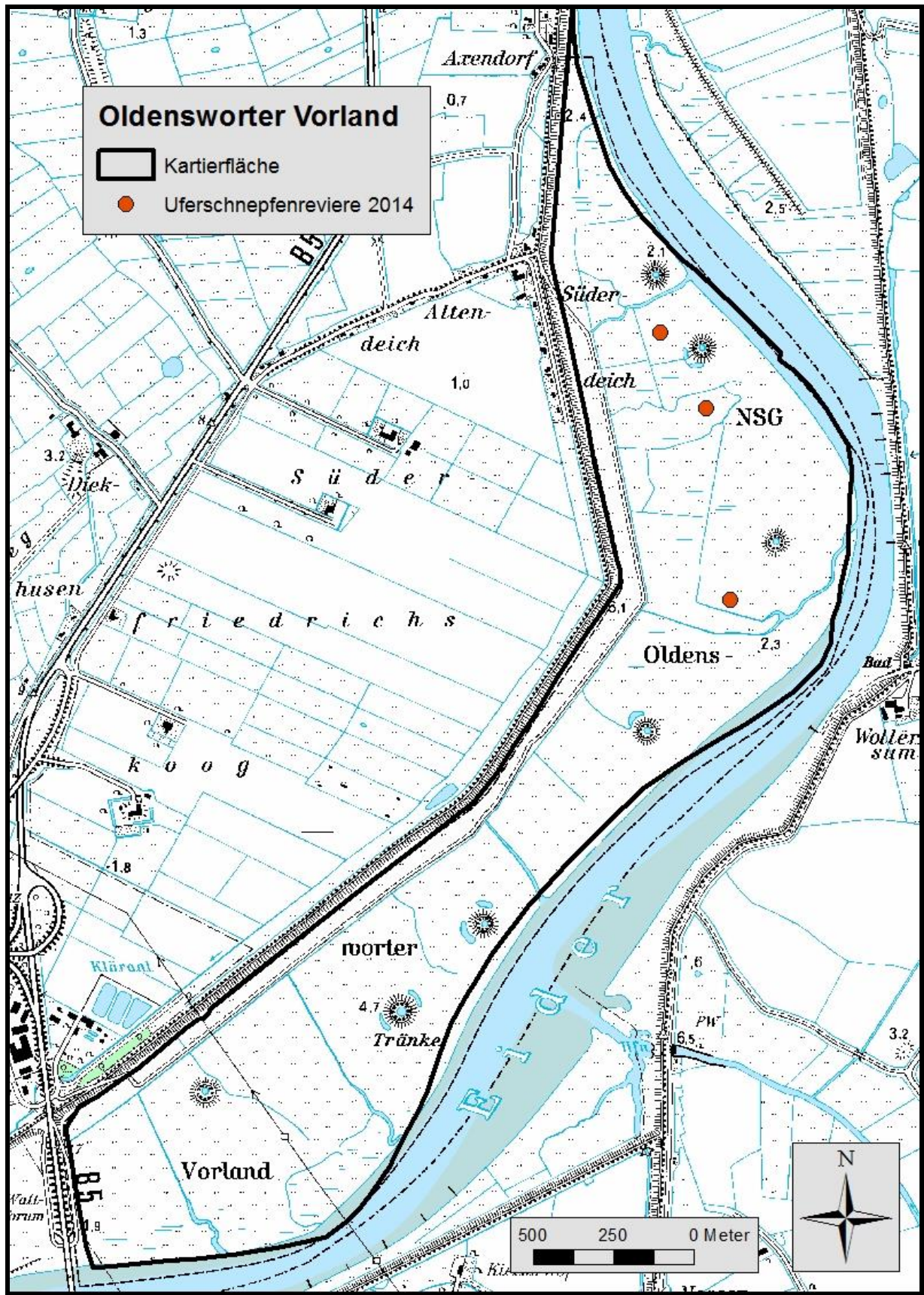


Abb. 11: Uferschnepfenreviere im Oldenswörter Vorland 2014.

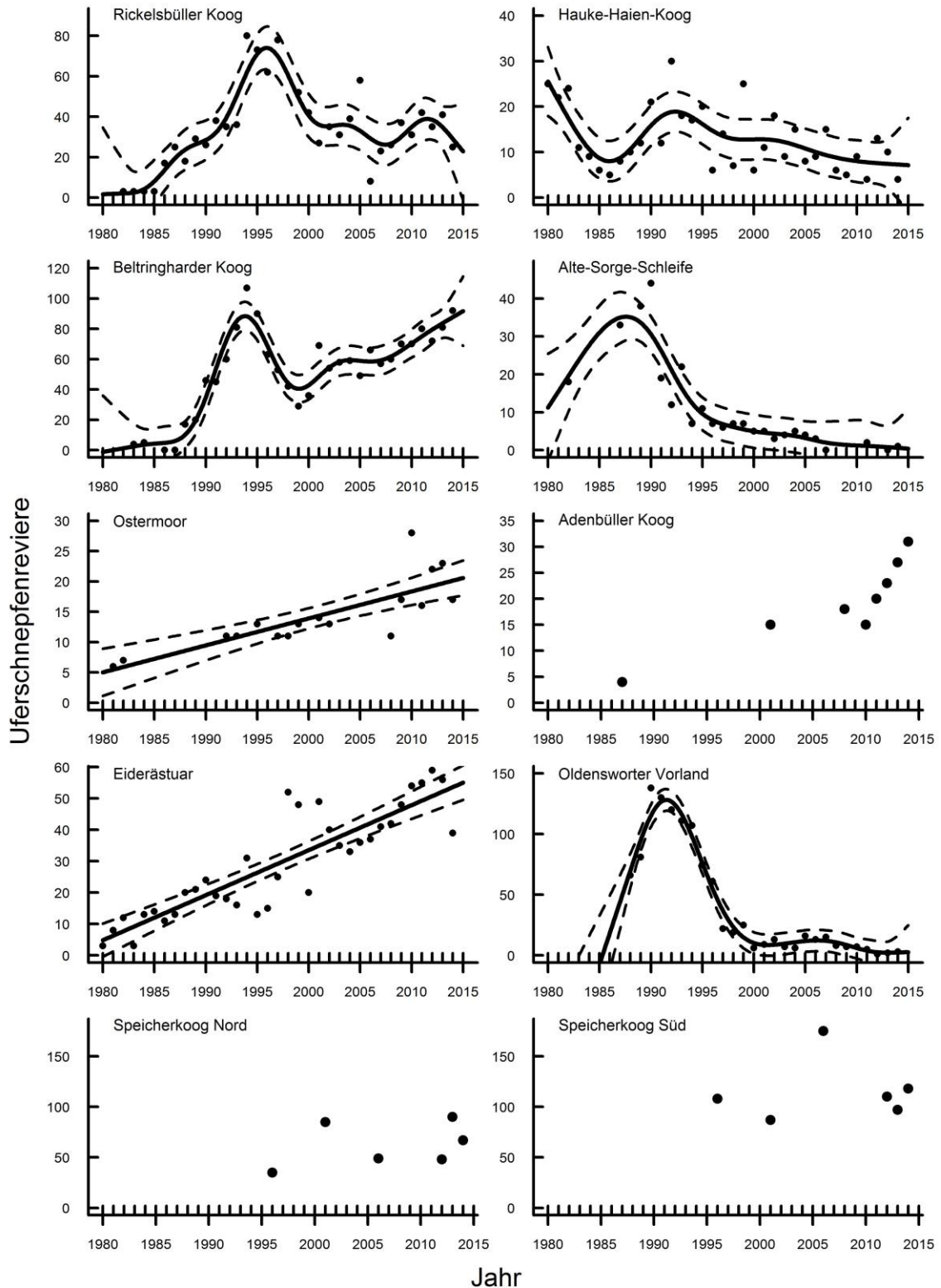


Abb. 12: Uferschnepfenreviere in den LIFE-Limosa Flächen 1980 – 2014. Im Adenbüller Koog und im Ostermoor sind auch die Paare außerhalb der Maßnahmenflächen berücksichtigt, da sich frühere Kartierungen nicht auf diese beschränkten. Punkte: Anzahl der Uferschnepfenreviere; durchgezogene Linien: Trends nach einem generalisiertem additivem Modell; gestrichelte Linien: obere und untere 95% Konfidenzintervalle. Aus drei Gebieten liegen nicht genügend Daten vor, um einen Trend zu berechnen. Die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen ist zu beachten.

4.3. Reproduktionsmonitoring Uferschnepfe

4.3.1 Schlupferfolg

Insgesamt wurden in den vier intensiv bearbeiteten Gebieten 104 Uferschnepfengelege gefunden (Tab. 2). Die Mehrzahl davon im Beltringharder Koog (51, Abb. 13) und im Speicherkoog Süd (41, Abb. 14) aber nur eines im Ostermoor; im Adenbüller Koog waren es elf (Abb. 15).

Tabelle 2: Anzahl der gefundenen Uferschnepfengelege, der davon geschlüpften Gelege und die Verlustursachen.

Projektgebiet	gefundene Gelege	Schlupf	Verlust*		
			Prädation	Viehtritt	Aufgabe
Beltringharder Koog	51	19	28	-	4
Speicherkoog Süd	41	15	24	2	-
Ostermoor	1	0	1	-	-
Adenbüller Koog	11	0*	7	2	1

* bei einem Gelege ist das Schicksal unbekannt, es wird aber von einem Verlust ausgegangen.

Der Schlupferfolg war im Allgemeinen niedrig (Tab. 2). Im Ostermoor wurde das einzige gefundene Gelege nach wenigen Tagen prädiert, im Adenbüller Koog gingen zehn der gefundenen Gelege vor dem Schlupf verloren. Das elfte befand sich in einem Bereich, der nach dem Fund von einem aggressiven Bullen beweidet wurde und deshalb nicht mehr kontrolliert werden konnte. Im Beltringharder Koog kamen 19 der 51 gefundenen Gelege zum Schlupf, im Speicherkoog Süd 15 von 41 Gelegen. Die mit Abstand häufigste Verlustursache war mit 60 Fällen (87%) Prädation. Viehtritt und Gelegeaufgabe aus unbekanntem Gründen spielten nur eine geringe Rolle (Tab. 2). Dies entspricht auch den Befunden früherer Studien, die ebenfalls Prädation als die häufigste Verlustursache von Gelegen von Wiesenvögeln identifizierten (z. B. Schekkerman et al. 2006, Teunissen et al. 2008). Bodenbearbeitungen und Mahd kommen in den Untersuchungsgebieten zur Brutzeit nicht vor und haben daher auch keinen Einfluss auf den Bruterfolg.

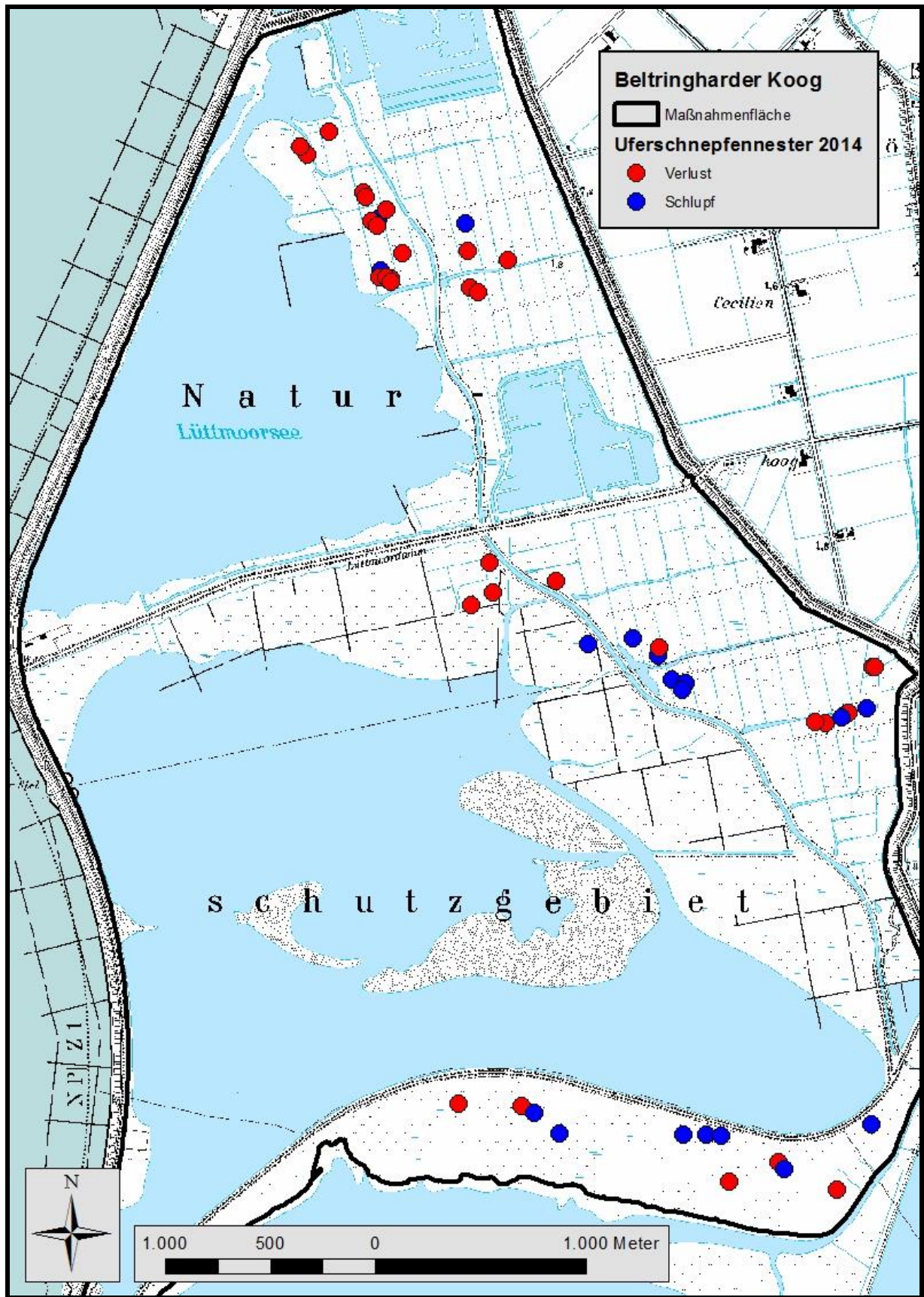


Abb. 13: Im Beltringharder Koog 2014 gefundene Uferschnepfennester und deren Schicksal.

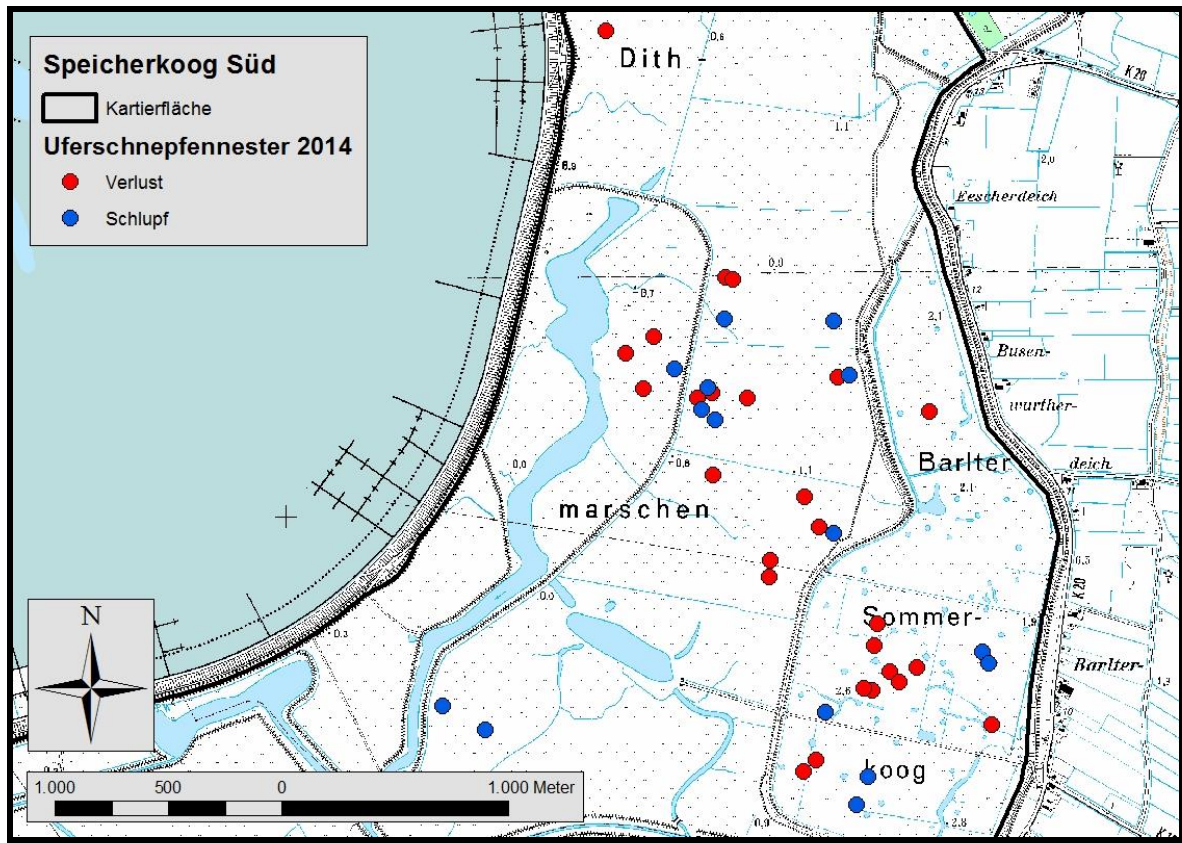


Abb. 14: Im Speicherkoog Süd 2014 gefundene Uferschnepfengelege und deren Schicksal.

Ein Vergleich der Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen mit und ohne Kamera ergab, dass das Modell, das von unterschiedlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten in den Untersuchungsgebieten ausging, die Daten am besten erklärte (Tab. 3). Modelle, die Überlebenswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit vom Vorhandensein einer Kamera schätzten, erklärten mit einem ΔAIC_C -Wert von 5,13 und 6,38 die Daten deutlich schlechter. Somit ist davon auszugehen, dass das Aufstellen von Nestkameras keinen Einfluss auf das Überleben der Gelege hat. Eine Untersuchung in den Niederlanden kam zu differenzierten Ergebnissen: Während in einigen Gebieten die Überlebensrate von Gelegen mit Kameras niedriger war als von solchen ohne Kamera war es in anderen umgekehrt (Teunissen et al. 2008). McKinnon & Bêty (2009) gehen allerdings ebenfalls davon aus, dass das Vorhandensein von Kameras an Gelegen von Bodenbrütern Schätzungen zur Überlebenswahrscheinlichkeit nicht beeinflusst.

Tabelle 3: Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen mit und ohne Kamera. Dargestellt sind das Akaike Informationskriterium (AIC_C), ΔAIC_C , das AIC_C -Gewicht (AIC_CW) und die Anzahl der geschätzten Parameter (N Parameter) für jedes Modell.

Modell	AIC_C	ΔAIC_C	AIC_CW	N Parameter
$\Phi_{(\text{Gebiet})}$	236,22	0,00	0,84	3
$\Phi_{(\text{Gebiet}^* \text{Kamera})}$	241,35	5,13	0,08	6
$\Phi_{(,)}$	241,52	5,29	0,06	1
$\Phi_{(\text{Kamera})}$	242,60	6,38	0,03	2
$\Phi_{(t)}$	332,80	96,58	<0,01	65
$\Phi_{(t^* \text{Kamera})}$	488,15	251,92	<0,01	130
$\Phi_{(t^* \text{Gebiet})}$	698,78	462,55	<0,01	195
$\Phi_{(\text{Gebiet}^* \text{Kamera})}$	1899,07	1662,85	<0,01	390

Da sich keine Unterschiede durch die Anwendung von Kameras ergaben, wurden alle gefundenen Gelege gemeinsam analysiert. Da a priori aber bereits Hinweise auf unterschiedliche Überlebenswahrscheinlichkeiten in den Projektgebieten vorlagen (siehe oben), wurde bei dieser Analyse das eine im Ostermoor gefundene Gelege nicht berücksichtigt. Von den sechs Modellen erklärte das Modell, das einen zeitlichen Trend der Überlebenswahrscheinlichkeiten in den einzelnen Gebieten berücksichtigte, die Daten deutlich am besten (Tab. 4). Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit war im Beltringharder Koog über den gesamten Beobachtungszeitraum weitgehend konstant und nahm vom 16.4. bis zum 19.6. von $94,5\% \pm 2,5\%$ auf $95,6\% \pm 1,9\%$ unbedeutend zu (Abb. 16). Die Wahrscheinlichkeit, dass nach dem Legen des ersten Eis das Gelege nach 28 Tagen (Salewski et al. 2013a) auch zum Schlupf kam, nahm somit von 22% für ein am 16.4. begonnenes Gelege (erster Gelegfund am 16.4.) auf 27% für ein am 21.5. begonnenes Gelege (letzter Gelegenachweis am 18.6.) zu. Im Speicherkoog Süd fiel der Anstieg der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten wesentlich deutlicher aus. Sie nahmen von $80,4\% \pm 6,8\%$ am 19.4. auf $97,1\% \pm 1,6\%$ am 20.6. zu, was einer Zunahme der Schlupfwahrscheinlichkeit von unter 1% für ein am Beginn der Brutzeit gezeitigtem Gelege auf 26% für ein am 22.5. begonnenem Gelege (letzter beobachteter Schlupftermin am 19.6.) entspricht. Die Zunahmen der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten zeigen, dass die Erstgelege wahrscheinlich zu einem großen Teil prädiert werden, während die Nachgelege erfolgreicher sind. Im Adenbüller Koog nahmen die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten dagegen ab, von $96,5\% \pm 2,8\%$ am 20.4. auf $63,0\% \pm 17,7\%$ am 25.5., was einer Abnahme der Schlupfwahrscheinlichkeit von 3% auf annähernd 0% entspricht. Ähnliche Unterschiede im Schlupferfolg zwischen verschiedenen Gebieten ergaben

sich mit 14% bis 87% in den Niederlanden (Schekkerman et al. 2008). Allerdings ist die Schlupfwahrscheinlichkeit im Adenbüller Koog sehr niedrig, dort hatte er 2006 noch 9,5% betragen (Jeromin et al. 2006).

Tabelle 4: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen in drei Projektgebieten. Siehe Tab. 3 für Details.

Modell	AIC _c	ΔAIC _c	AIC _c W	N Parameter
$\Phi_{(T^*Gebiet)}$	333,21	0,0	0,83	6
$\Phi_{(Gebiet)}$	337,03	3,82	0,123	3
$\Phi_{(T)}$	339,91	6,70	0,03	2
$\Phi_{(.)}$	340,86	7,64	0,02	1
$\Phi_{(t)}$	437,55	104,34	<0,01	65
$\Phi_{(t^*Gebiet)}$	744,20	410,98	<0,01	195

An Gelegen mit Fotofallen konnte die Verlustursache in allen Fällen dokumentiert werden (Tab. 5). Von insgesamt 50 durch Kameras überwachten Gelegen kamen 18 zum Schlupf, zwei fielen Viehtritt zum Opfer und 22 wurden prädiert. Sechs weitere Kameras wurden im Beltringharder Koog wegen unmittelbar bevorstehenden Viehauftriebs während der Bebrütung abgebaut. Als Prädatoren konnten in 14 Fällen ein Fuchs und in sechs Fällen Marderhunde nachgewiesen werden. Je ein Gelege fiel einem Steinmarder und einem Iltis zum Opfer (Tab. 5). Alle dokumentierten Gelegeverluste durch Prädation fanden in der Nacht statt, mit Ausnahme eines Verlustes durch einen Fuchs in den frühen Morgenstunden, und alle Verluste konnten auf karnivore Säuger zurückgeführt werden. Vögel, wie etwa Wiesen – und Rohrweihen oder verschiedene Rabenvögel, hielten sich zwar regelmäßig in den Untersuchungsgebieten auf (MOIN, unveröff. Daten), sie traten aber als Verursacher von Verlusten an Uferschnepfengelegen nicht in Erscheinung.

Im Einklang mit früheren Studien (Teunissen et al. 2008) war der Fuchs auch 2014 der Hauptprädatoren von Uferschnepfengelegen. Auffällig ist jedoch, dass dies vor allem auf seine Dominanz im Speicherkoog Süd zurückzuführen ist, wo er alleine für zehn der zwölf durch die Nestkameras festgehaltenen Gelegeverluste verantwortlich war (Tab. 5). Im Beltringharder Koog, wo im Vorjahr nur ein Gelege durch Marderhunde verloren ging, löste dieser 2014 den Fuchs als den Hauptverursacher von Gelegeverlusten ab (Abb. 17). Da sich der Marderhund in Schleswig-Holstein weiter ausbreitet (MELUR 2013), ist auch in den kommenden Jahren mit zunehmenden Gelegeverlusten durch ihn zu rechnen.

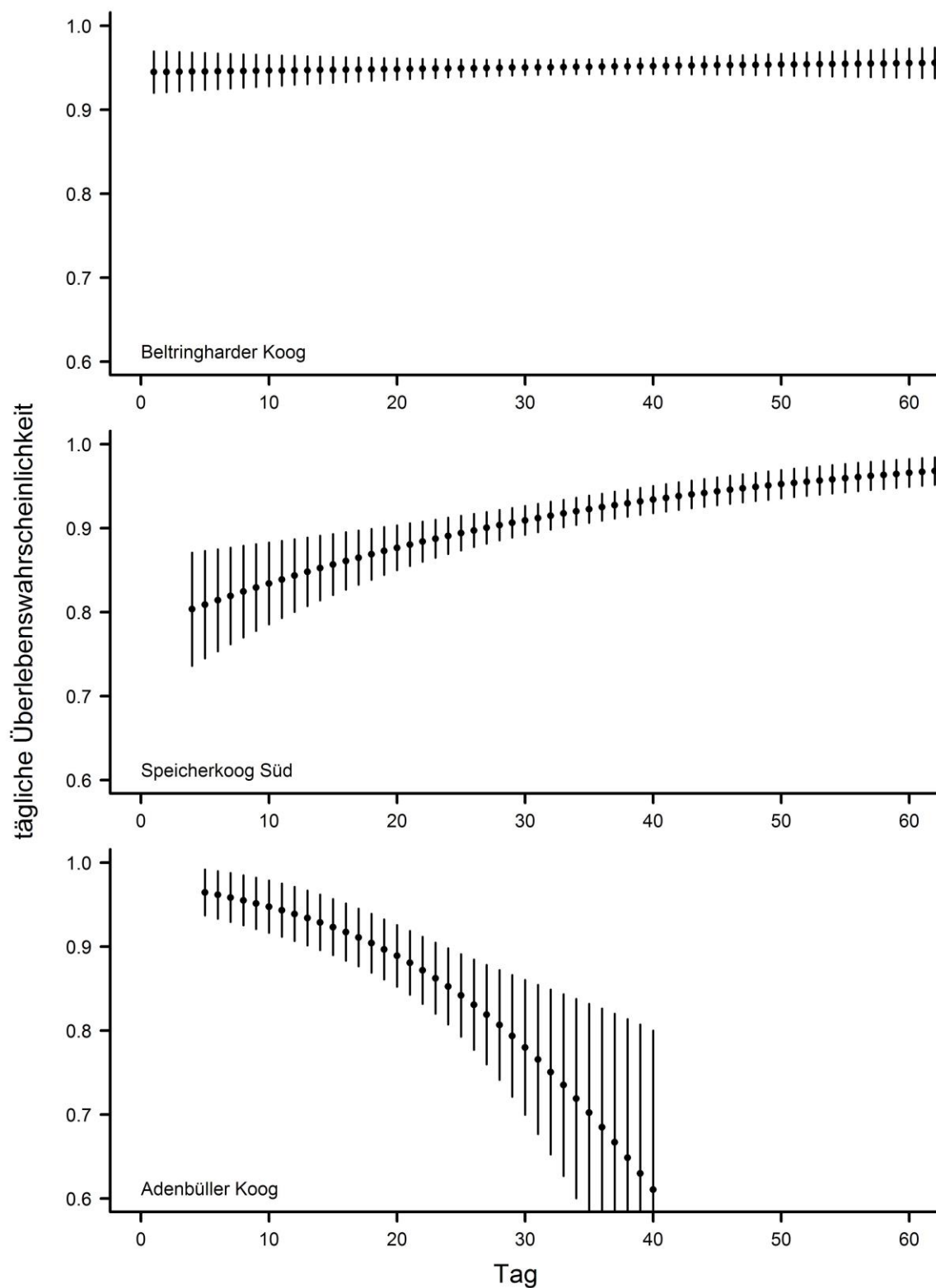


Abb. 16: Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen in drei Projektgebieten. Tag 0 = 16. April.

Tabelle 5: Ergebnisse der Überwachung von Gelegen durch Nestkameras.

Projektgebiet	über- wachte Gelege	Schlupf	Verlust durch					Aufga- be
			Fuchs	Illtis	Marder- hund	Stein- marder	Viehtritt	
Beltringharder Koog	27*	11	3		5	-	-	2
Speicherkoog Süd	19	7	10	1	1**	-	-	-
Adenbüller Koog	4	-	1	-	-	1	2	-

* sechs Kameras wurden wegen Viehauftriebs vorzeitig wieder abgebaut.

** zusätzlich eine Teilprädation durch einen Marderhund von zwei Eiern eines Geleges, bei dem die beiden restlichen Eier zum Schlupf kamen.



Abb. 17: Im Beltringharder Koog löste 2014 der Marderhund den Fuchs als den bedeutendsten Prädator von Uferschnepfengelegen ab. Auffällig ist das lange Verweilen der adulten Uferschnepfe (weißer Kreis) auf dem Gelege, was bei Annäherungen von Füchsen nie beobachtet werden konnte (Fotos: MOIN, Nestkamera).

4.3.2 Bruterfolg

Der Bruterfolg konnte in einigen Intensivgebieten nur bedingt quantitativ ermittelt werden. Im Ostermoor war dies aufgrund der wenigen Brutpaare der Fall. Von den acht Revierpaaren auf den Maßnahmenflächen konnte nur ein Gelege gefunden werden, welches nach wenigen Tagen prädiert wurde (siehe oben). Zur Hauptführungszeit im Juni konnten keine warnenden Uferschnepfen festgestellt (Tab. 1) und auch kein Junge führendes Paar beobachtet werden. Gleiches gilt für den Adenbüller Koog. Hier ließen zwar vier warnende Uferschnepfenpaare im Juni darauf schließen, dass einige nicht gefundene Gelege zum Schlupf kamen, die warnenden Paare konnten allerdings nur über einen kurzen Zeitraum beobachtet werden und auch eine Beobachtung von Küken gelang nicht. Da sich auch in der weiteren Umgebung der

Maßnahmenflächen im Adenbüller Koog Ende Juni/Anfang Juli nur noch ganz vereinzelt nahrungssuchende Uferschnepfen aufhielten, ist der Verlust eventuell geschlüpfter Jungvögel durch unbekannte Ursachen wahrscheinlich. Es ist daher davon auszugehen, dass der Bruterfolg im Adenbüller Koog, wie im Ostermoor, gegen Null tendierte.

Im Beltringharder Koog führten intensive Beobachtungen im Zusammenhang mit einer meist sehr kurzen Vegetation dazu, dass der Fortpflanzungserfolg gut zu bestimmen war. Insgesamt wurden hier 35 annähernd flügge Junge beobachtet, was einem Bruterfolg von 0,38 Jungen/Revierpaar entspricht, einem Wert, der etwas unter dem vom Vorjahr (0,41) lag. Der durchschnittliche Bruterfolg unterschied sich jedoch stark in den verschiedenen Teilgebieten (Tab. 6, siehe Abb. 4 für die Lage der Teilflächen). Wie 2013 wurden im Teilgebiet Lüttmoorsee keine Jungen flügge. Im Gegensatz zum Vorjahr scheiterten 2014 die meisten Bruten schon in der Gelegephase aufgrund von Prädation (Abb. 13). Im NO-Feuchtgrünland, wo 2013 noch zwei von vier Paaren erfolgreich waren, hatten die jetzt sieben Paare keinen Bruterfolg. Im Gegensatz dazu konnten im SO-Feuchtgrünland 35 Paare 13 Junge zum Flüge werden bringen, was einem Bruterfolg von 0,37 Junge/Brutpaar entsprach. Am erfolgreichsten brüteten Uferschnepfen aber im N Arlauspeicherbecken, wo 30 Brutpaare 0,67 Junge/Pair erbrachten.

Tabelle 6: Anzahl der auf Teilflächen im Beltringharder Koog vorhandenen Uferschnepfenreviere, erfolgreiche Paare mit Schlupferfolg und Anzahl flügge gewordener Jungvögel.

Teilgebiet	Revierpaare	erfolgreiche Paare	flügge Junge	Junge/Revierpaar
Lüttmoorsee	11	0	0	0,00
NO-Feuchtgrünland	7	0	0	0,00
Salzwasserlagune	9	1	2	0,22
SO-Feuchtgrünland	35	7	13	0,37
N Arlauspeicherbecken	30	11	20	0,67

Im Speicherkoog Süd wurden junge Uferschnepfen zum ersten Mal im Rahmen des Projekts telemetriert. Von den insgesamt 30 telemetrierten Küken verlor eines den Sender vorzeitig (Tab. 7). Mehr als die Hälfte der besenderten Küken (17) verschwand spurlos, obwohl sie im Gelände intensiv über mehrere Wochen gesucht und die im Koog bekannten Fuchsbaue sowie die aktiven Horste von Kolkrabe, Habicht und zwei Mäusebussardpaaren regelmäßig zur Sendersuche aufgesucht wurden. Die Suche bei vier außerhalb des Koogs bekannten Wiesenweihenbruten erbrachte ebenfalls keine Ergebnisse. Bei den verschwundenen Sendern wurde von einer Prädation des betreffenden Kükens ausgegangen (Hönisch et al. 2008, Schekker-

man et al. 2008). Eindeutig konnte auf das Schicksal des Kükens bei zwei Funden in bzw. in der Nähe eines Bussardhorsts und bei einem Fuchsbau geschlossen werden. Auf einen kleinen Raubsäuger wies der Fund von Kükenresten bei einem Sender hin. In einigen Fällen wurden die Sender ohne weitere Spuren gefunden. Darauf, dass diese nicht unbedingt vom Küken abgefallen waren, weisen zwei Fälle hin, in denen der Metallring, mit dem die Küken beim Besendern versehen wurden, ebenfalls neben dem Sender gefunden wurde. Nur ein Küken starb sicher nicht durch Prädation, es wurde noch mit dem Sender am Rücken tot aufgefunden.

Tabelle 7: Verbleib der Sender bzw. der mit Telemetriesendern im Speicherkoog Süd ausgestatteten 30 Küken.

Küken-/Senderschicksal	Anzahl
Sender vorzeitig abgefallen	1
Sender spurlos verschwunden	17
Tod, nicht prädiert	1
Prädation durch Mäusebussard	2
Prädation durch Fuchs	1
Prädation durch Kleinraubsäuger	1
Sender im Gelände gefunden/Prädation	7

Von den vier Modellen zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten erklärte das Modell die Daten am besten, das von einem kontinuierlichen zeitlichen Trend ausging (Tab. 8). Demnach nahmen die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken während des Untersuchungszeitraums zu. Das Modell, welches von einer konstanten Überlebenswahrscheinlichkeit ausging, erklärte aber mit einem ΔAIC_C von 0.69 (Tab. 8) die Daten nur unwesentlich schlechter. Nach diesem Modell betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit $85,5\% \pm 2,5\%$. Bei der Annahme der Flugfähigkeit im Alter von 28 Tagen ergibt sich eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 1,5% vom Schlupf bis zum Flüggewerden. Dieser niedrige Wert entspricht auch der Beobachtung von nur einem flüggen Jungvogel im Speicherkoog Süd. Überraschend war, dass das Alter der Küken keine Rolle spielte. Dies widerspricht früheren Studien in den Niederlanden, wonach die Sterblichkeit der Küken vor allem in den ersten Lebenstagen besonders hoch ist (Schekkerman et al. 2009). Möglicherweise war das Ergebnis durch die niedrige Zahl länger überlebender Küken beeinflusst. Dass nur sechs der 30 Küken bis zum Alter von 12 bis 14 Tagen überlebten, an dem sie wieder gefangen und farbberingt wurden, spricht ebenfalls dafür, dass die Sterblichkeit in den ersten Lebenstagen sehr hoch ist.

Tabelle 8: Modelle zur Schätzung der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von telemetrierten Uferschnepfenküken. Siehe Tab. 3 für Details.

Modell	AIC _C	ΔAIC _C	AIC _{CW}	N Parameter
$\Phi_{(T)}$	116,75	0,0	0,51	2
$\Phi_{(,)}$	117,44	0,69	0,36	1
$\Phi_{(Alter)}$	119,49	2,74	0,13	2
$\Phi_{(t)}$	217,95	101,21	<0,01	53

Die Angaben für den minimalen zum Populationserhalt nötigen Bruterfolg streuen zwischen 0,6 (Scheckerman et al. 2006) sowie 0,26 und 0,87 (Roodbergen et al. 2008). Für Schleswig-Holstein gaben Helmecke et al. (2011) einen Wert von 0,46 an. Der im Beltringharder Koog ermittelte Bruterfolg läge knapp darunter und würde nicht ausreichen, um die Population zu erhalten oder gar als Quelle dienen zu lassen, von der aus andere Gebiete besiedelt werden können. Erst recht trifft dies auf die Situation im Speicherkoog Süd und im Adenbüller Koog zu, wo der Bruterfolg gegen Null tendierte.

4.3.3 Beringung

In den Intensivgebieten wurden 2014 insgesamt 52 Uferschnepfen beringt, wobei der Schwerpunkt auf dem Beltringharder Koog und dem Speicherkoog Süd lag (Tab. 9). Im Adenbüller Koog und im Meggerkoog wurden je eine adulte Uferschnepfe beringt. Mit einer individuellen Farbbringkombination wurden 27 Uferschnepfen markiert (17 Adulte, 10 Küken). Fünfundzwanzig Küken erhielten nur einen Metallring, weil die Beine für eine Farbberingung noch nicht weit genug entwickelt waren. Der größte Teil dieser Vögel wurde im Rahmen der Telemetrieuntersuchungen beringt und überlebte die ersten beiden Wochen nach dem Schlupf nicht (siehe oben).

Tabelle 9: Anzahl der 2014 beringten Uferschnepfen nach Alter und Art der Ringe.

Gebiet	Küken		Adulte
	Metallring	Metall- und Farbringe	Metall- und Farbringe
Beltringharder Koog	1	4	11
Speicherkoog Süd	24	6	4
Adenbüller Koog	-	-	1
Meggerkoog	-	-	1

Durch das MOIN werden seit 2008 Uferschnepfen intensiv farbberingt (Helmecke et al. 2011). Inzwischen liegen von insgesamt 190 individuell gekennzeichneten Vögeln annähernd 2000 Ablesungen vor. Ein Vergleich der Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten ergab, dass das Modell, welches von einer Veränderung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten ausging, die Daten am besten erklärte (Tab. 10). Demnach nahm die Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Uferschnepfen kontinuierlich von $92,4\% \pm 2,9\%$ von 2008 auf 2009 auf $78,1\% \pm 5,2\%$ von 2013 auf 2014 ab (Abb. 18). Die Gründe hierfür sind unbekannt. Es liegen weder Angaben zu verstärkter Jagd, großräumigen Habitatzerstörungen noch zu sonstigen zunehmenden Todesfällen auf dem Zug oder in den Überwinterungsgebieten vor.

Tabelle 10: Modelle zur Schätzung der jährlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter Uferschnepfen (siehe Tab. 3 für Details).

Modell	AIC _C	ΔAIC _C	AIC _C W	N Parameter
$\Phi_{(a2^*T)}P_{(a2^*T)}$	689,90	0	0,78	8
$\Phi_{(a2)}P_{(a2)}$	692,49	2,59	0,21	4
$\Phi_{(a2^*t)}P_{(a2^*t)}$	707,60	17,70	<0,01	24

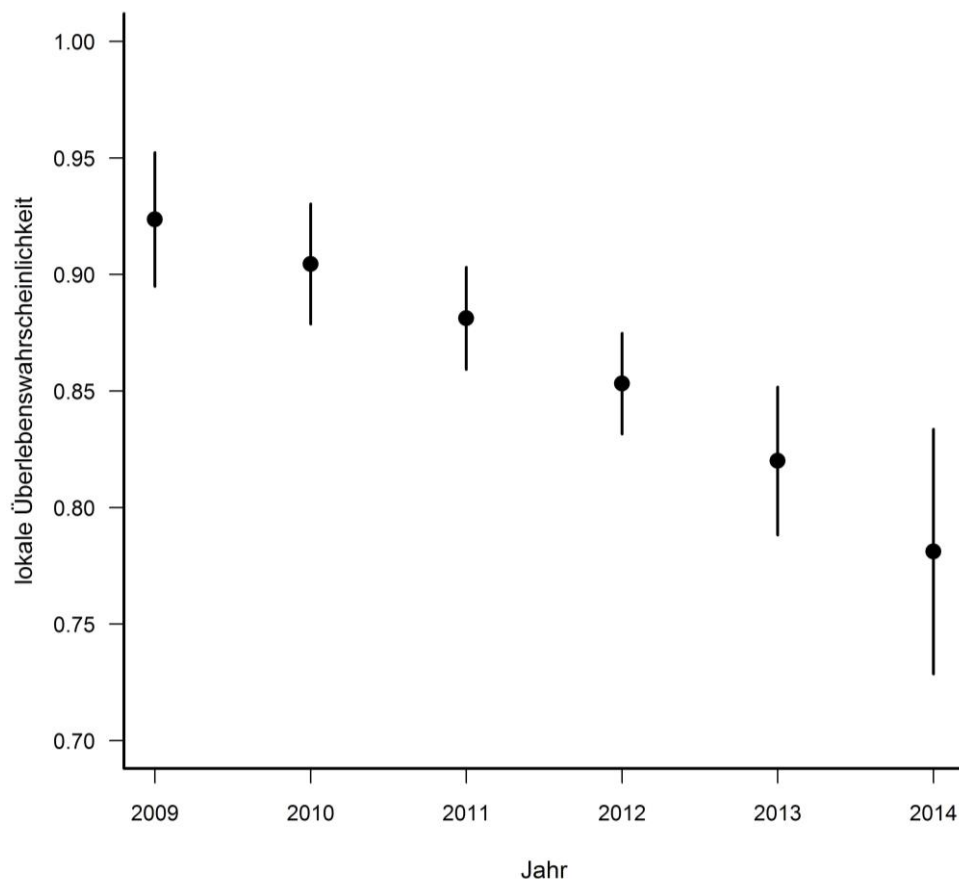


Abb. 18: Lokale Überlebenswahrscheinlichkeiten adulter farbberingter Uferschnepfen. Die Punkte stellen die Wahrscheinlichkeit des Überlebens vom Vorjahr auf das betreffende Jahr dar, die Fehlerbalken den Standardfehler.

5. Ausblick

Alle für die Feldsaison 2014 vorgesehenen Aktivitäten konnten planmäßig durchgeführt werden. Besonders vorteilhaft wirkte sich die vor der Saison beschlossene ausschließliche Konzentration auf die Kernaufgaben des MOIN aus, was sich vor allem in einer wesentlich höheren Zahl abgelesener farbberingter Uferschnepfen und einem im Vergleich zum Vorjahr um 63% gesteigerten Erfolg bei der Zahl der gefundenen Gelege niederschlug. Zusätzlich wurde die Kükentelemetrie neu ins Programm aufgenommen, ohne die vorhandenen Kapazitäten über ihre Grenzen zu bringen. Aufgrund dieser Erfahrungen kann das Programm genauso in den nächsten Jahren fortgesetzt werden, eine Ausdehnung der Telemetrie auf den Beltringharder Koog ist vorgesehen.

Die Kartierung der Revierpaare sowie der warnenden Familien am Ende der Brutsaison fand in allen Projektgebieten durch das MOIN oder externe Betreuer statt und kann als Grundlage für eine spätere Evaluierung des Projekterfolgs dienen. Zwei Kartierdurchgänge im April und Mai zur Erfassung der Revierpaare entsprechen dem Standard für küstennahe Gebiete (Südbeck et al. 2005) und in Zukunft werden diese so beibehalten werden.

Im Rickelsbüller Koog, Hauke-Haien-Koog, Speicherkoog Nord, Ostermoor, Eiderästuar/Katinger Watt und Eiderästuar/Dithmarscher Vorland brüteten 2014 weniger Uferschnepfen als im Vorjahr. Besonders hoch fiel der relative Rückgang im Hauke-Haien-Koog aus (Tab. 1), ohne dass hierfür ein Grund ersichtlich wäre. Die Auswertung der Bestandszahlen ab 1980 zeigen aber auch, dass sich kurzfristige Schwankungen nicht sofort auf einen längerfristigen Trend auswirken müssen (Abb. 12). Auf diesen sollten die im Rahmen des Projekts durchzuführenden Managementmaßnahmen jedoch ausgerichtet sein und somit wird sich erst in einigen Jahren der Erfolg des Projekts in Bezug auf die Bestandszahlen der Uferschnepfe ermessen lassen. Faktoren, die eine Ansiedlung von Uferschnepfen und/oder deren Bruterfolg in den einzelnen Gebieten negativ beeinflusst haben könnten, sind in Tab. 11 aufgelistet.

Der Reproduktionserfolg der Uferschnepfen war in keinem der Intensivgebiete ausreichend, um den Bestand zu erhalten. Im Adenbüller Koog und im Speicherkoog Süd ist sogar von einem Totalverlust der Gelege und Küken auszugehen. Da in keinem dieser Gebiete zur Brut- und Führungszeit landwirtschaftliche Maßnahmen durchgeführt wurden, gingen die Verluste an Eiern und Küken zum allergrößten Teil auf Prädation zurück. Stichprobenartig konnte dies durch den Einsatz von Nestkameras und Telemetriesendern bestätigt werden. Für Verluste von Eiern waren ausschließlich Säuger verantwortlich, bei den Küken kamen auch Greifvögel in Frage. Die Telemetriestudie bestätigte, dass ein hoher Schlupferfolg nicht mit einem guten Reproduktionserfolg korrelieren muss. Nach Studien in den Niederlanden wird die Kükensterblichkeit bei der Uferschnepfe als der kritische Faktor für das Populationswachstum angesehen (Kleijn et al. 2010). Verluste beim „Nachwuchs“ traten dort zu



65% während der Kükenphase auf, aber nur zu 35% während der Eiphasen (Teunissen et al. 2008).

Der geringe Bruterfolg der Uferschnepfen in den Intensivgebieten kontrastiert mit den mehr oder weniger stabilen Uferschnepfenbeständen in Schleswig-Holstein und deren konstanter Zunahme in einigen Projektgebieten wie dem Beltringharder Koog und dem Adenbüller Koog. Eine mögliche Erklärung für diese Diskrepanz wäre, dass es sich 2014 um ein Ausnahmejahr gehandelt hat mit besonders ungünstigen Bedingungen für die Reproduktion von Uferschnepfen. Möglicherweise war dies aus unbekanntem Grund auch nur auf die Untersuchungsgebiete beschränkt. Der Bruterfolg im ebenfalls vom MOIN untersuchten Meggerkoog in der Eider-Treene-Sorge Niederung betrug 1,2 flügge Junge/Brutpaar (H. Jeromin, pers. Mitt.). In den Niederlanden schwankt zumindest der Schlupferfolg zwischen einzelnen Gebieten und Jahren stark (Beintema & Müskens 1987, Schekkerman et al. 2008), was zeigt, dass sich lokale und sich jährlich ändernde Bedingungen auf den Bruterfolg auswirken können. Faktoren, die lokal eine Rolle spielen, können z. B. die Dichten von Kleinsäugetieren sein: nach einem Jahr mit einem Zusammenbruch der Wühlmausbestände stieg der Prädationsdruck auf die Gelege von Wiesenvögeln (Beintema & Müskens 1987). Ein weiterer unbekannter Faktor ist die Rate der Zuwanderung aus anderen Gebieten. Auf Inseln, wo sich die Situation für die Uferschnepfe besser darstellt als am Festland, ist auch der Bruterfolg höher (Schroeder et al. 2008). Bei geringer Nesterzahl betrug er z. B. 2012 auf Borkum 0,9 und auf Langeoog 0,6 flügge Junge/Brutpaar (Oberdiek 2012a, b) sowie 0,82 flügge Junge/Brutpaar auf Föhr (Helmecke et al. 2011). Ob es zu einer verstärkten Einwanderung aus Gebieten mit hohem Reproduktionserfolg in die Projektgebiete kommt, kann derzeit nicht beurteilt werden. Außerhalb der LIFE-Limosa-Flächen werden kaum Uferschnepfen beringt, und vor allem keine Küken, die am ehesten zu Zerstreuungswanderungen neigen. Hier könnten in den nächsten Jahren intensivere Beringungsaktivitäten aufschlussreiche Ergebnisse liefern.

Tabelle 11: Faktoren, die sich in den Projektgebieten 2014, und allgemein, negativ auf eine Besiedlung durch Uferschnepfen und den Fortpflanzungserfolg ausgewirkt haben könnten.

Projektgebiet	2014	allgemein
Rickelsbüller Koog	Aushub auf den Grabenrändern belassen.	Große Röhrichtflächen.
Hauke-Haien-Koog	-	Große Röhrichtflächen, intensive Beweidung mit Schafen.
Ockholmer Vordeichung	-	Sehr trocken, intensive Beweidung mit Schafen, z. T. dichter Bewuchs mit Disteln.
Beltringharder Koog	Prädation durch Fuchs und Marderhund.	Gebietsweise Röhrichtbestände.
Speicherkoog Nord	Z. T. sehr trocken; im Juni waren selbst am Tage einige Jungfüchse in den Flächen zu sehen.	Gehölzgruppen und -reihen im Grünland, z. T. Schafbeweidung.
Speicherkoog Süd	Starke Prädation von Gelegen durch Fuchs, im Zentrum des Hauptbrutgebiets einen Fuchsbau erst im Juni gefunden, starker Prädationsdruck auf Küken.	Intensive Schafbeweidung in weiten Gebieten, z. T. sehr trocken durch Entwässerung und Drainagen, teilweise auch durch Fräßgruppen.
Ostermoor	-	Flutterbinsen, z. T. niedrige Wasserstände.
Alte-Sorge-Schleife	-	Flutterbinsen, Schilfflächen, Gehölze, Hochstaudenfluren.
Eiderstedt/Adenbüller Koog	Hoher Prädationsdruck auf die Gelege, u. U. Viehtritt.	Relativ kleines Gebiet, Grabenröhrichte, alleearartige Baumstrukturen an den den Koog begrenzenden Straßen.
Eiderstedt/Poppenbüll O	-	Zu trockene Bereiche im Osten.
Eiderstedt/Poppenbüll W	-	sehr trocken, sehr kleinräumig strukturiert und dadurch kaum Potenzial zur Weiterentwicklung.



Eiderästuar/Katinger Watt ^b	Starker Prädationsdruck auf Gelege und Küken durch Füchse.	Gehölze im Grünland. Landschilfflächen am östlichen Katinger Priel. Die Nähe des Katinger Waldes wirkt sich negativ aus, weil von dort die ersten Wildschweine auf die Eiderdammflächen gelangten (H. Bruns, pers. Mitt.).
Eiderästuar/Oldensworter Vorland	Röhrichtflächen konnten 2014 nicht vollständig entfernt werden.	Röhrichte entlang der Eider. Probleme in niederschlagsarmen Jahren.
Eiderästuar/Dithmarscher Vorland	-	Röhricht im Norden. Z.T. noch Schafsbeweidung.

6. Literatur

- Beintema AJ, Müskens GJDM 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *J Applied Ecol* 24: 743-758.
- Burnham KP, Anderson DR 1998. *Model Selection and Inference*. Springer, New York.
- de Beer H 2009. Einfluss der Beweidung auf Wiesenlimikolen. Eine Literaturstudie. Diplomarbeit, Institut für Umweltplanung, Leibnitz Universität, Hannover.
- Dinsmore SJ, White GC, Knopf FL 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology* 83: 3476-3488.
- Glutz v Blotzheim UN 1977. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd. 7. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Hälterlein B, Fleet DM, Henneberg HR, Mennebäck T, Rasmussen LM, Südbeck P, Thorup O, Vogel R 1995. Anleitung zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. *Wadden Sea Ecosystem No. 3*. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group for Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- Helmecke A, Hötker H, Bellebaum J, Cimiotti D, Jeromin H, Thomsen K-M 2011. Populationsmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein. *Brutbiologie, Farbberingung 2011*. Unveröffentl. 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 *Vanellus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. Vogelwarte 46: 39-48.
- Jeromin K, Hofeditz F, Bruns HA 2006. Siedlungsdichte und Bruterfolg von Wiesenlimikolen auf Flächen der Stiftung Naturschutz im Adenbüller Koog und der Gardinger Südermarsch (Eiderstedt) 2006. Unveröffentl Bericht, Stiftung Naturschutz, Molfsee.
- Kleijn D, Schekkerman H, Dimmers WJ, van Kats RJM, Melman D, Teunissen WA 2010. Adverse effects of agricultural intensification and climate change on breeding habitat quality of Black-tailed Godwits *Limosa l. limosa* in the Netherlands. Ibis 152: 475-486.
- McKinnon L, Bêty J 2009. Effect of camera monitoring on survival rates of High Arctic shorebird nests. J Field Ornithol 80: 280-288.
- MELUR 2013. Jagd und Artenschutz – Jahresbericht 2013. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- Oberdiek N 2012a. Schlupf- und Bruterfolg der Uferschnepfen auf Borkum 2012. Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“, Wilhelmshaven.
- Oberdiek N 2012b. Schlupf- und Bruterfolg der Uferschnepfen auf Langeoog 2012. Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“, Wilhelmshaven.
- 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.
- Salewski V, Evers A, Schmidt L 2013a. Bericht 2013: Erstaufnahme Uferschnepfe (Action A.2), Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentlicher Bericht: http://www.life-limoso.de/fileadmin/pdf/LIFELimoso_Report_A2D1_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). Unveröffentlicher Bericht: http://www.life-limoso.de/fileadmin/pdf/LIFELimoso_ActionA2D3_Report-2013.pdf.
- Schaub M, Salewski V 2006. Fang-Wiederfang-Statistik zur Schätzung von Überlebensraten und anderer Parameter – Theorie und Beispiele. Ber. Vogelwarte Hiddensee 17: 23-31.
- Schekkerman H, Teunissen W, Oosterveld E 2006. Breeding success of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* under 'mosaic management', an experimental agri-environment scheme in The Netherlands. Osnabrücker Naturwiss Mitt 32: 131-136.



- Schekkerman H, Teunissen W, Oosterveld E 2008. The effect of 'mosaic management' on the demography of black-tailed godwit *Limosa limosa* on farmland. *J Applied Ecol* 45: 1067-1075.
- Schekkerman H, Teunissen W, Oosterveld E 2009. Mortality of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *J Ornithol* 150: 133-145.
- Schroeder J, Heckroth M, Clemens T 2008. Against the trend: increasing numbers of breeding Northern Lapwings *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwits *Limosa limosa* on a German Wadden Sea island. *Bird Study* 15: 100-107.
- 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 2014: LIFE – Limosa Schleswig-Holstein: Conservation studies of Ruff (*Philomachus pugnax* – Kampfläufer) and Baltic dunlin (*Calidris alpina* – Alpenstrandläufer) in Schleswig-Holstein. Progress report 2014. Unveröffentlichter Bericht.
- van Paassen AG, Veldman DH, Beintema AJ 1984: A simple device for determination of incubation stages in eggs. *Wildfowl* 35: 173-178.
- White GC, Burnham KP 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-139.