

Beeinflussen Nestkameras den Schlupferfolg von Uferschnepfen *Limosa limosa*?

Volker Salewski & Luis Schmidt

Salewski, V. & L. Schmidt: **Do nest cameras influence hatching success of Black-tailed Godwits?** Ber. Vogelwarte Hiddensee: 47-57.

The investigation of breeding success is paramount for the implementation of conservation strategies for threatened bird species and to evaluate management measurements. The dilemma that the need for repeated nest visits for statistical analyses is counter-productive to the need to keep disturbances at the nests low could be solved by the use of automatic cameras that monitor nests continuously. Nest cameras may themselves, however, either attract or deter nest predators causing bias with respect to the results. We placed cameras randomly at nests of Black-tailed Godwits *Limosa limosa* in three study areas and used nest survival models implemented in the program MARK to compare daily survival probabilities of nest with and without cameras. The most parsimonious model considered differences in daily survival probability and a linear time trend. Another model that additionally considered variance in daily survival probability with the presence/absence of cameras was only slightly less well supported by the data ($\Delta AIC_c=1.47$). Model averaging indicated an increasing survival probability throughout the breeding season and a slightly higher daily survival probability of nests with cameras. The sum of the AIC_c -weights of models with the respective factors suggested that variance in survival probability is mostly explained by the time trend ($\sum AIC_c$ -weights=0.91) and differences between the study areas ($\sum AIC_c$ -weights=0.86), but less by the presence/absence of a camera ($\sum AIC_c$ -weights=0.33). The results indicate that nest cameras do not have a strong influence on hatching success and are therefore a powerful tool to collect data for management and conservation.

1. Einleitung

Die Ermittlung des Bruterfolgs von Vögeln nimmt eine zentrale Rolle bei der Erarbeitung von Schutzstrategien und bei der Validierung von Managementmaßnahmen ein. Gerade bei seltenen Arten ergibt sich daraus ein Dilemma: Auf der einen Seite müssen Nester aufgesucht werden, um den Schlupferfolg zu ermitteln. Gleichzeitig erfordert die Schätzung von Überlebenswahrscheinlichkeiten regelmäßige Kontrollen, wobei die Genauigkeit der Schätzungen mit der Zahl der Besuche steigt (Mayfield 1975, Rotella et al. 2004). Auf der anderen Seite stellt jedes Aufsuchen von Nestern eine Störung dar, die potentiell die Wahrscheinlichkeit des Verlustes erhöht, vor allem dann, wenn die Besuche in kurzen Abständen erfolgen (Major 1990, Bétty & Gauthier 2001, Teunissen et al. 2006). Zur Lösung dieses Dilemmas bietet sich die automatische Überwachung von Gelegen mit Kameras an.

Seit den 1950er Jahren werden automatische Kameras in der ornithologischen Forschung und an Vogelnestern eingesetzt, um diese kontinuierlich zu überwachen und um ohne Störungen Informationen zum Brutgeschehen zu erhalten (Gysel & Davis 1956, Royama 1959, Cox et al. 2012). Seit den frühen 1970er Jahren steigt die Zahl der Publikationen, die ornithologische Fragestellungen mit Hilfe von Nestkameras bearbeiten, stetig an. Die technische Weiterentwicklung, die Verkleinerung der Geräte sowie die inzwischen relativ niedrigen Anschaffungskosten haben zur schnellen Verbreitung von automatischen Kameras in der ornithologischen Forschung beigetragen (Cox et al. 2012). Bei der Anwendung einer Technologie zur Forschung stellt sich jedoch auch immer die Frage, inwieweit sie das zu erforschende System selbst beeinflusst. Im Falle der Anwendung von Nestkameras wäre vor allem wichtig, dass ihr Einsatz den Schlupferfolg nicht beeinflusst. Dies könnte

zum einen durch einen „Markierungseffekt“ geschehen, wenn Kameras Prädatoren erst auf ein Gelege aufmerksam machen, was wiederum zu einem niedrigeren Schlupferfolg als bei Gelegen ohne Kamera führt. Auf der anderen Seite könnte ein „Scheueffekt“, der Prädatoren von überwachten Gelegen fernhält, den Bruterfolg im Vergleich zu Gelegen ohne Kameras erhöhen (Richardson et al. 2009, Ellis-Felege & Carroll 2012). In vielen Projekten, in denen Kameras zum Einsatz kommen, wird der Einfluss der Geräte auf die gewonnenen Ergebnisse jedoch nicht untersucht.

Die Uferschnepfe *Limosa limosa* ist mit drei Unterarten in offenen Landschaften von Island bis nach Ostsibirien lückig verbreitet (Bauer et al. 2005). In Mitteleuropa besiedelt die Nominatform bevorzugt extensiv genutztes Feuchtgrünland (Kirchner 1969, Groen et al. 2012, Hötter et al. 2012). Vor allem auf Änderungen in der Bewirtschaftung der Bruthabitate ist es zurückzuführen, dass ihre Bestände in den letzten Jahrzehnten stark rückläufig sind (Jensen et al. 2008, Gedeon et al. 2014). Nach der Roten Liste der IUCN (IUCN 2013) gilt die Uferschnepfe als „near threatened“ und zeigt global einen abnehmenden Bestandstrend. Deutschlandweit wird sie als „vom Aussterben bedroht“ (Grüneberg et al. 2015) und in Schleswig-Holstein als „stark gefährdet“ eingestuft (Knief et al. 2010). Aufgrund der ungünstigen Erhaltungsperspektiven der Uferschnepfe in Mitteleuropa und in Schleswig-Holstein wurde von der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, Molfsee, als Träger des Projekts und dem Michael-Otto-Institut im NABU (MOIN), Bergenhusen, als Projektpartner, das EU LIFE Projekt LIFE-Limosa (LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosa) initiiert. Ziel des Projekts ist die Stabilisierung der letzten Kernpopulationen der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein durch die Verbesserung des Fortpflanzungserfolgs in zehn Projektgebieten. Dies soll erreicht werden durch die Optimierung der hydrologischen Verhältnisse, der Vegetationsstruktur, der Vegetationszusammensetzung, der Reduzierung des Prädationsrisikos sowie durch die Verringerung des Vogelschlagrisikos an

Weidezäunen (<http://www.life-limosa.de>). LIFE-Limosa startete im November 2012, im darauffolgenden Frühjahr wurden die Arbeiten im Gelände aufgenommen.

Die Aufgabe des MOIN im Projekt LIFE-Limosa ist das Monitoring des Brutbestands und des Bruterfolgs von Uferschnepfen in den Projektgebieten zur Evaluierung der Managementmaßnahmen. Da bereits *a priori* zu erwarten war, dass Prädation die Hauptverlustursache von Gelegen sein würde (Bellebaum 2002, Teunissen et al. 2008, Macdonald & Bolton 2008), galt es neben der Bestimmung des Schlupferfolgs, die Prädatoren von Gelegen zu bestimmen. Zusätzlich war es Ziel, die Schlupfwahrscheinlichkeit von Gelegen mit nest-survival-Modellen zu schätzen, was eine regelmäßige Kontrolle der Gelegen voraussetzt.

Da gleichzeitig Störungen möglichst gering gehalten werden sollten, boten sich Nestkameras zur kontinuierlichen störungsfreien Überwachung der Gelegen an. Dies setzt allerdings voraus, dass die Ergebnisse von mit Kameras überwachten Gelegen repräsentativ sind und nicht durch daraus gewonnene falsche Annahmen nicht zielführende Managementmaßnahmen bedingen. Ausgehend von der Hypothese, dass Kameras keinen Einfluss auf die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten und den Schlupf von Uferschnepfengelegen haben, war es das Ziel der hier dargestellten Untersuchung zu prüfen, ob sich die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen mit beziehungsweise ohne Kamera unterscheiden.

2. Methoden

2.1. Untersuchungsgebiete

Die LIFE-Limosa-Projektflächen verteilen sich auf zehn Gebiete, wovon sich acht an der schleswig-holsteinischen Westküste und zwei in der Eider-Treene-Sorge-Niederung befinden. Die Projektgebiete umfassen zusammen eine Fläche von etwa 23.000 ha, von denen wiederum 4.000 ha Maßnahmenflächen sind,

in denen Lebensräume für Uferschnepfen optimiert werden (Hemmerling & Miller 2011). In vier dieser Flächen erfolgt ein intensives Monitoring des Bruterfolgs (Salewski et al. 2015, 2016). Diese Flächen sind der Beltringharder Koog in Nordfriesland, der Adenbüller Koog auf Eiderstedt, der Speicherkoog Süd in Dithmarschen sowie das Ostermoor bei Seeth in der Eider-Treene-Sorge-Niederung. Da im Ostermoor kaum Gelege gefunden wurden und nur sporadisch Nestkameras zum Einsatz kamen, wird es in der folgenden Untersuchung nicht berücksichtigt.

Der Beltringharder Koog nördlich von Husum entstand 1987 durch die Eindeichung der Nordstrander Bucht. Er wird im Osten vom alten Seedeich und im Westen vom neuen Seedeich, die beide im Norden zusammenlaufen, begrenzt. Im Süden bilden der Damm vom Festland zur ehemaligen Insel Nordstrand sowie Nordstrand selbst die Grenzen des Koogs. Der Beltringharder Koog umfasst eine Gesamtfläche von annähernd 3.400 ha. In seinen zentralen Bereichen befinden sich mehrere ausgedehnte Wasserflächen, der Süden wird von einer etwa 800 ha großen Sukzessionsfläche eingenommen, die neben einem Flachsee hauptsächlich von mit Weiden (*Salix* sp.) durchsetztem und von Schilf (*Phragmites australis*) dominiertem Röhricht geprägt ist. Im Nordteil des Koogs findet sich auf etwa 550 ha Feuchtgrünland, das im Sinne des Wiesenvogelschutzes bewirtschaftet wird (Klinner-Hötter & Petersen-Andresen 2015). Dies geschieht hauptsächlich durch eine extensive Sommerbeweidung mit Rindern, aber auch durch Mulchen, wenn die Intensität der Beweidung nicht ausreicht, um die Managementziele zu erreichen. In den letzten Jahren fanden im Nordteil des Koogs umfangreiche Maßnahmen zur Habitatoptimierung im Rahmen von LIFE-Limosa statt. Der Beltringharder Koog ist Schleswig-Holsteins größtes Naturschutzgebiet an Land. Weiterhin ist er ein Vogelschutzgebiet (SPA) innerhalb der NATURA 2000 Kulisse der EU. Unter den LIFE-Limosa-Gebieten beherbergt der Beltringharder Koog mit einem in den letzten Jahren leicht schwankenden Wert von etwa

90 Revieren die zweithöchste Anzahl von Uferschnepfenpaaren (Salewski et al. 2015).

Der Adenbüller Koog im Zentrum Eiderstedts umfasst eine Gesamtfläche von etwa 490 ha. Im Osten des Koogs sowie im anschließenden Wester Offenbüllkoog befinden sich etwa 90 ha Grünland im Besitz der Stiftung Naturschutz. Es handelt sich dabei vor allem um Weiden, aber auch um eine vier Hektar große Mähwiese. Grabenstauedienen der Retention von Niederschlagswasser und sorgen für die Vernässung eines Teils des Gebiets. Die Flächen im Adenbüller Koog liegen innerhalb des 6.700 ha großen EU-Vogelschutzgebietes „Eiderstedt“. Von 2006 bis 2015 hatte die Zahl der zum größten Teil auf den LIFE-Limosa-Flächen im Adenbüller Koog brütenden Uferschnepfen von 14 auf 31 stetig zugenommen (Jeromin et al. 2006, Salewski et al. 2015), 2016 kam es jedoch zu einer Abnahme der Revierpaare auf nur noch 23 (Salewski et al. 2016).

Große Teile der ehemaligen Meldorfer Bucht westlich von Meldorf wurden 1973 als Dithmarscher Speicherkoog Süd eingedeicht. Er dient seitdem der Bundeswehr als Erprobungsgelände, wodurch der Besucherverkehr stark eingeschränkt ist. In dem ca. 1.570 ha umfassenden Koog finden sich im Nordosten ein Gebäudekomplex sowie einige weitere Installationen der Bundeswehr im Gelände. Der zentrale westliche Bereich wird von einem größeren Gewässer eingenommen und dient als Speicherbecken. Im äußersten Südwesten und Nordosten finden sich Gehölze. Große Flächen im Norden und im Süden des Koogs werden zum Teil intensiv mit Schafen beweidet. In dem im Osten gelegenen ehemaligen Barlter Sommerkoog erfolgt in einigen Bereichen auch eine extensive Beweidung durch Rinder. Der Speicherkoog Süd ist ein EU-Vogelschutzgebiet. Unter den LIFE-Limosa-Gebieten ist er mit ca. 100-130 Revierpaaren dasjenige mit der höchsten Anzahl an Uferschnepfen (Salewski et al. 2015).

2.2. Gelegesuche und Ausstattung mit Nestkameras

Zwischen Mitte April und Mitte Juni 2014 erfolgte in den Untersuchungsgebieten eine intensive Suche nach Uferschnepfengelegen. Jedes gefundene Nest wurden mit einem 0,3 - 1 m langen Bambusstab markiert, an dessen Ende sich eine 4 × 4 cm messende rote Flagge befand. Weiterhin wurde die Anzahl der Eier erfasst sowie der Schlupfzeitpunkt nach van Paassen et al. (1984) geschätzt. Anschließend Kontrollen der Gelege im Abstand von zwei bis fünf Tagen dienten dazu, ihre Schicksale zu ermitteln. Die Kontrollen erfolgten vom Auto aus oder durch Nestbesuche, wenn kein brütender Altvogel aus größerer Distanz beobachtet werden konnte (Salewski et al. 2013). Zerstörte Eier und spurloses Verschwinden von Eiern vor dem Schlupftermin ohne Fund der für ein Schlupfereignis typischen kleinen Eischalensplitter im Nest (Green et al. 1987) wiesen auf Prädation hin. Der Fund von frisch geschlüpften Küken oder eines leeren Nests mit vielen kleinen Eischalensplittern zeigten einen erfolgreichen Schlupf an.

Seit 2013 kommen im Rahmen des LIFE-Limoso-Projekts Nestkameras (Moultrie Game Spy M-990i) zum Einsatz, um die Ursachen von Gelegeverlusten bei Uferschnepfen zu erfahren (Salewski et al. 2013). Sie werden dazu an einer Latte befestigt und in 1,5 m bis 2 m Entfernung vom Gelege in einer Höhe von 0,3 - 0,8 m über der Bodenoberfläche installiert (Abb. 1). Für einen Vergleich der Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen mit und ohne Kamera wurden im Jahr 2014 Gelege zufällig mit einer Kamera versehen. Auf beweideten Parzellen kamen keine Kameras zum Einsatz, da diese oft auf Kühe und Schafe attraktiv wirken und somit das Verlustrisiko erhöhen. Da der Verzicht auf Kameras an Gelegen auf beweideten Flächen nicht zufällig erfolgte und Beweidung einen Einfluss auf den Schlupferfolg haben kann (Beintema & Müskens 1987, de Beer 2009), dienten dort gefundene Gelege ohne Kameras auch nicht als Kontrolle.



Abb. 1: Nestkamera an einem Uferschnepfengelege. – *Nest camera at nest of Black-tailed Godwit.*

2.3. Statistik

Die täglichen Schlupfwahrscheinlichkeiten der Gelege wurden mit nest survival Modellen im Programm MARK geschätzt (Dinsmore et al 2002). Für die Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit Φ wurden zwölf Modelle verglichen: Das Ausgangsmodell berücksichtigte eine variierende Überlebenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Tag der Saison (t), dem Gebiet, in dem das Gelege gefunden wurde (Gebiet) und in Abhängigkeit der Anwesenheit oder Abwesenheit einer Nestkamera (Kamera): $[\Phi_{(t+\text{Gebiet}+\text{Kamera})}]$. Weiterhin wurden alle Modelle herangezogen, die sich aus verschiedenen Kombinationen der einzelnen Faktoren ergeben: $[\Phi_{(t+\text{Gebiet})}]$, $[\Phi_{(t+\text{Kamera})}]$, $[\Phi_{(\text{Gebiet}+\text{Kamera})}]$, $[\Phi_{(t)}]$, $[\Phi_{(\text{Gebiet})}]$, $[\Phi_{(\text{Kamera})}]$ sowie ein Modell, das von einer Überlebenswahrscheinlichkeit unabhängig von den verschiedenen Faktoren ausging: $[\Phi(.)]$. Zusätzlich wurde analog zu den vier Modellen, die den Faktor (t) enthielten, auch ein zeitlich linearer Trend (T) berücksichtigt, das heißt, von einer stetigen Zu- oder Abnahme der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit während es Untersuchungszeitraums ausgegangen: $[\Phi_{(T+\text{Gebiet}+\text{Kamera})}]$, $[\Phi_{(T+\text{Gebiet})}]$, $[\Phi_{(T+\text{Kamera})}]$ und $[\Phi_{(T)}]$.

Das Akaike Informationskriterium (AIC) diente dazu, die Modelle zu vergleichen. Für jedes Modell wird der AIC-Wert berechnet, indem zur Modelldevianz (Maß für die Güte eines Modells: $-2 \times$ natürlicher Logarithmus der Modell-likelihood) zweimal die Anzahl der Modellparameter addiert wird (Burnham & Anderson 2002). Das Modell mit dem kleinsten AIC-Wert ist das Modell, das die Daten am besten erklärt. Es handelt sich dabei um eine Abwägung zwischen dem Ziel, dass das „beste“ Modell eine ausreichende Zahl an Parametern enthält, um die Daten ausreichend zu beschreiben und damit die Devianz zu erniedrigen, und dem Ziel, dass das „beste“ Modell nicht zu viele Parameter berücksichtigt, die dann zu unpräzisen Schätzwerten führen (Schaub & Amann 2001). Für kleine Datensätze wird ein AIC für kleine Stichproben (AIC_c) verwendet. 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 (Burnham & Anderson 2002). Zusätzlich wird das AIC_c -Gewicht berechnet, das die Wahrscheinlichkeit angibt, dass bei den vorliegenden Daten das betreffende Modell als das „beste“ ausgewählt wird.

Das Vollgelege der Uferschnepfe besteht zumeist aus vier Eiern, die im Abstand von etwa einem Tag gelegt werden (Kirchner 1969). Bei einer Bebrütungszeit von 23 Tagen ab dem Legen des letzten Eis (Beintema & Visser 1989) würde das Gelege mit vier Eiern 26 Tage nach dem Legen des ersten Eis schlüpfen (Beintema 1995). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege bei konstanter täglicher Überlebenswahrscheinlichkeit x bis zum Tag des Schlüpfens überlebt, beträgt somit x^{26} (Beintema 1995, Salewski et al. 2015).

3. Ergebnis

3.1. Gelegefunde und Schlupfraten

In den drei Gebieten wurden insgesamt 103 Uferschnepfengelege gefunden (Adenbüller Koog: 11, Beltringharder Koog: 51, Speicherkoog Süd: 41). Die oben erwähnten Kriterien erlaubten aber nur die Berücksichtigung von 73 Gelegen für die Auswertung. Davon waren 41 Gelege mit einer Kamera ausgestattet (Adenbüller Koog: 2, Beltringharder Koog: 20, Speicherkoog Süd: 19) und 32 Gelege ohne Kamera belassen (Adenbüller Koog: 4, Beltringharder Koog: 13, Speicherkoog Süd: 15). Im Adenbüller Koog kam keines der Gelege zum Schlupf. Im Beltringharder Koog waren elf (55%) der mit einer Kamera ausgestatteten und fünf der ohne Kamera belassenen Gelege (38%) erfolgreich (mindestens ein geschlüpftes Küken/Gelege). Im Speicherkoog betrug die entsprechenden Zahlen sieben (37%) und vier (27%).

3.2. Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten

Die Rate der geschlüpften Gelege von allen gefundenen Gelegen überschätzt die Wahrscheinlichkeit eines gezeitigten Geleges zu schlüpfen (Mayfield 1975). Ein Vergleich der Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen mit und ohne Kamera mittels nest-survival Modellen ergab, dass das Modell, das von unterschiedlichen Überlebenswahrscheinlichkeiten in den Untersuchungsgebieten und einem stetigen zeitlichen Trend ausging, die Daten am besten erklärte (Tab. 1). Demnach nahmen in allen drei Gebieten die täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege im Laufe der Saison zu und lagen im Speicher-

koog Süd am gleichen Tag etwas unter denen im Adenbüller Koog, die wiederum deutlich von den Überlebenswahrscheinlichkeiten im Beltringharder Koog übertroffen wurden.

Das Modell, das zusätzlich zu den Parametern „Gebiet“ und „T“ auch noch den Effekt der An- oder Abwesenheit einer Kamera berücksichtigte, erklärte die Varianz der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten nur wenig schlechter als das „beste“ Modell ($\Delta AIC_c = 1,47$, Tab. 1). Ein model-averaging, das beide Modelle im Verhältnis zu ihrem AIC-Gewicht berücksichtigt, ergab in Bezug auf den Vergleich der Gebiete und den stetigen zeitlichen Trends das gleiche Ergebnis. Gelege mit einer Nestkamera hatten demnach in allen drei Gebieten eine im Vergleich zu Gelegen ohne Kamera leicht erhöhte tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit (Abb. 2).

Modell	AIC_c	ΔAIC_c	$AIC_c W$	N Parameter
$\phi_{i(\text{Gebiet}+T)}$	231,73	0	0,53	4
$\phi_{i(\text{Gebiet}+Kamera+T)}$	233,20	1,47	0,25	5
$\phi_{i(T)}$	235,72	3,99	0,07	2
$\phi_{i(Kamera+T)}$	236,10	4,37	0,06	3
$\phi_{i(\text{Gebiet})}$	236,22	4,49	0,06	3
$\phi_{i(\text{Gebiet}+Kamera)}$	238,06	6,33	0,02	4
$\phi_{i(,)}$	241,52	9,79	<0,01	1
$\phi_{i(Kamera)}$	242,60	10,87	<0,01	2
$\phi_{i(\text{Gebiet}+t)}$	324,86	93,13	<0,01	67
$\phi_{i(\text{Gebiet}+Kamera+t)}$	325,68	93,95	<0,01	68
$\phi_{i(Kamera+t)}$	331,39	99,66	<0,01	66
$\phi_{i(t)}$	332,80	101,07	<0,01	65

Tab. 1: Modelle zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen mit und ohne Kamera. Dargestellt sind das Akaike Informationskriterium für kleine Stichproben (AIC_c), ΔAIC_c , das AIC_c -Gewicht ($AIC_c W$) und die Anzahl der geschätzten Parameter (N Parameter) für jedes Modell. - *Models for estimation of the survival probabilities of Black-tailed Godwit nests with and without camera; presented is the Akaike Information Criterion are for small samples (AIC_c), ΔAIC_c , the AIC_c weight ($AIC_c W$) and the number of estimated parameters (parameter N) for each model.*

Bei den AIC_C -Gewichten handelt es sich um Wahrscheinlichkeiten, die addiert werden können. Die Summe der AIC_C -Gewichte aller Modelle ergibt 1. Werden für die einzelnen Faktoren „T“, „Gebiet“ und „Kamera“ die AIC_C -Gewichte der Modelle addiert, in denen diese Faktoren berücksichtigt werden (Modelle mit einem AIC_C -Gewicht $< 0,01$ nicht berücksichtigt), ergeben sich Wahrscheinlichkeiten von 0,91 für „T“, von 0,86 für „Gebiet“ und von 0,33 für „Kamera“, im „besten“ Modell enthalten zu sein.

Die Überlebenswahrscheinlichkeiten aus dem Model „Gebiet+Kamera“ stellen eine gute Annäherung an die Durchschnittswerte über die gesamte Saison dar. Daraus ergaben sich durchschnittliche tägliche Über-

lebenswahrscheinlichkeiten \pm Standardfehler in einem Gebiet von Gelegen ohne Kamera von $0,880 \pm 0,047$ (Adenbüller Koog), $0,907 \pm 0,023$ (Speicherkoog Süd) und $0,958 \pm 0,013$ (Beltringharder Koog). Die entsprechenden Werte für Gelege mit Kamera waren $0,894 \pm 0,047$ (Adenbüller Koog), $0,918 \pm 0,020$ (Speicherkoog Süd) und $0,963 \pm 0,010$ (Beltringharder Koog). Zu beachten ist, dass die durchschnittlichen Werte für den Speicherkoog Süd über denen des Adenbüller Koogs lagen, da die Brutsaison in letzterem bereits früh endete (Abb. 2). In allen drei Gebieten lagen die aus den täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten ermittelnden Schlupfwahrscheinlichkeiten von Gelegen mit Kameras über denen ohne Kameras (Tab. 2).

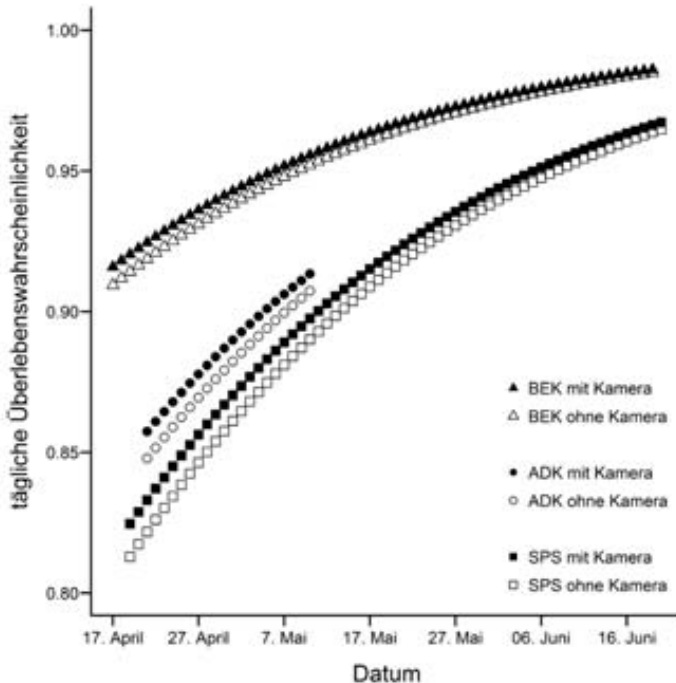


Abb. 2: Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten von Uferschnepfengelegen in drei Untersuchungsgebieten 2014. Dargestellt sind die Ergebnisse eines model-averaging. Ein Symbol zeigt die Wahrscheinlichkeit für ein Gelege an, vom Vortag auf den Tag, über dem sich das Symbol befindet, zu überleben. Zur besseren Übersichtlichkeit wurde auf die Darstellung von Fehlerbalken verzichtet. BEK: Beltringharder Koog, ADK: Adenbüller Koog, SPS: Speicherkoog Süd. - *Daily Survival Probabilities of Black-tailed Godwit nests in three study areas 2014; results of a model-averaging are presented; a symbol indicates the probability of a nest to survive from the previous day to the day over which the symbol is located. For the sake of clarity, the representation of error bars has been omitted. BEK: Beltringharder Koog, ADK: Adenbüller Koog, SPS: Speicherkoog Süd.*

	Schlupfwahrscheinlichkeit [%]	
	ohne Kamera	mit Kamera
Adenbüller Koog	4	5
Speicherkoog Süd	8	11
Beltringharder Koog	33	38

Tab. 2: Schlupfwahrscheinlichkeiten [%] von Uferschnepfengelegen mit und ohne Nestkameras nach Gebiet, ermittelt aus den durchschnittlichen täglichen Überlebenswahrscheinlichkeiten. - *Hatching probabilities [%] of black-tailed godwit nests with and without nest cameras by area, determined from the average daily survival probabilities.*

4. Diskussion

Der Vergleich des Schlupferfolgs von Uferschnepfengelegen, die in drei Untersuchungsgebieten zufällig entweder mit Nestkameras versehen oder ohne diese belassen wurden, zeigte, dass die Anwesenheit von Kameras keinen negativen Einfluss auf die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit und damit auf den Schlupferfolg hat. Die eingangs formulierte Hypothese konnte somit verifiziert werden. Die vorliegende Arbeit steht damit im Einklang mit einer Reihe vorangegangener Studien an bodenbrütenden See- und Watvögeln, die z. B. bei Weißbürzel-Strandläufern *Calidris fuscicollis* und Bairdstrandläufern *C. bairdii* in Kanada (McKinnon & Bêty 2009), bei Doppelband-Regenpfeifern *Charadrius bicinctus* und Graubauch-Seeschwalben *Sterna albobriata* in Neuseeland (Sanders & Maloney 2002), bei St.-Helena-Regenpfeifern *Charadrius sanctaehelenae* auf St. Helena (Burns et al. 2013) oder bei Kiebitzen *Vanellus vanellus* auf den Britischen Inseln (Bolton et al. 2007) ebenfalls keine höhere Prädation von Gelegen mit Nestkameras feststellen konnten. Eine Untersuchung mittels Videokameras an Kiebitz- und Uferschnepfengelegen in den Niederlanden kam zu ähnlichen Ergebnissen: In nur einem von sechs Gebieten war die tägliche Überlebensrate von Gelegen mit Kamera niedriger als von solchen ohne Kamera (Teunissen et al. 2008). Eine Metaanalyse konnte ebenfalls keinen generell negativen Effekt von Nestkameras auf das Überleben von Vogelgelegen finden (Richardson et al. 2009). Eine Studie, die bei einer kleinen Anzahl von untersuchten Gelegen eine höhere Prädationsrate an Gelegen mit Kameras

fand (Cartar & Montgomerie 1985), wurde von McKinnon & Bêty (2009) dahingehend interpretiert, dass das dreimalige Umstellen der Kamera innerhalb von zweieinhalb Tagen als massive wiederholte Störung indirekt zum Verlust der Gelege führte. Es besteht somit ein breiter Konsens, dass sich der Einsatz von Kameras zum Gelegemonitoring nicht negativ auf den Schlupferfolg auswirkt.

Bei der vorliegenden Studie war in allen drei Untersuchungsgebieten die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von Gelegen mit Kamera etwas höher als von Gelegen ohne Kamera (s. auch Herranz et al. 2002, Richardson et al. 2009). Daraus ergibt sich, dass die Kameras keine Störungen im Hinblick auf eine reduzierte Schlupfwahrscheinlichkeit darstellen. Die Ergebnisse könnten aber nicht die Verhältnisse einer ungestörten Situation widerspiegeln. Damit wäre eine darauf aufbauende Managementstrategie wenig zielführend und somit der Einsatz der Kameras problematisch (Richardson et al. 2009, Ellis-Felege & Carroll 2012). Nach den addierten AIC_c-Gewichten der angewandten Modelle in dieser Studie beträgt die Wahrscheinlichkeit, dass der Faktor „Kamera“ im „besten“ Model enthalten ist, nur 33%. Die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege variiert im Wesentlichen in Abhängigkeit des Tages in der Saison (91%) und in welchem Gebiet sie sich befinden (86%). Dies stimmt mit einer Reihe anderer Studien überein, die weder einen signifikant positiven noch einen signifikant negativen Effekt von Nestkameras auf die Überlebenswahrscheinlichkeiten von Gelegen fanden (Sanders & Maloney 2001, Bolton et al. 2007, McKinnon & Bêty 2009, Mallord et al. 2012, Burns et al. 2013).

Fazit dieser Studie ist, dass Nestkameras keinen wesentlichen Einfluss auf die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von Uferschnepfengelegen haben. Der Einsatz von Nestkameras ist die einzige Methode, um Nestprädatoren verlässlich bestimmen zu können, da die Identifizierung anhand von Prädatorensuren an Nestern und Eierresten (Green 1987, Bellebaum & Boschert 2003) oft nicht möglich oder mit Fehlern behaftet ist (Larivière 1999, Bruns 2004, Macdonald & Bolton 2008, Ellis-Felege & Carroll 2012). Sie sind weiterhin unentbehrlich, um Nester mit dem Ziel, sonst nicht mögliche Einblicke in die Ökologie von Vögeln zu gewinnen, kontinuierlich zu überwachen bei gleichzeitiger Minimierung von Störungen durch Nestbesuche (Cox et al. 2012). Nestkameras wurden daher im LIFE-Limosas-Projekt in den folgenden Brutsaisons systematisch eingesetzt, um Prädatoren zu bestimmen und den Bruterfolg zu schätzen (Salewski et al. 2015, 2016, in prep.). Nestkameras leisten somit einen wichtigen Beitrag, um Managementmaßnahmen zum Schutz von Wiesenvögeln weiter zu optimieren.

5. Dank

Wir danken A. Evers und B. Klinner-Hötter für die Unterstützung bei der Feldarbeit sowie der Bundeswehr und dem Team des WTD71 für die Möglichkeit, im Speicherkoog Süd arbeiten zu können, und für die Unterstützung vor Ort. Weiterhin danken wir B. Klinner-Hötter und H. Hötter für Anmerkungen zum Text und P. Jones für die Korrektur der englischen Zusammenfassung.

Dies ist eine Publikation des EU LIFE Projekts LIFE-Limosas (LIFE11 NAT/DE/000353 LIFE-Limosas).

6. Literatur

- Bauer, H.-G., Bezzel, E. & Fiedler, W. 2005: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Bellebaum, J. 2002: Prädation als Gefährdung bodenbrütender Vögel in Deutschland – eine Übersicht. *Ber. Vogelschutz* 39: 95-117.
- Bellebaum, J. & Boschert, M. 2003: Bestimmung von Predatoren an Nestern von Wiesenvögeln. *Vogelwelt* 124: 83-91.
- Beintema, A.J. 1995: Fledging success of wader chicks, estimated from ringing data. *Ringling & Migration* 16: 129-139.
- Beintema, A.J. & Visser, G.H. 1989: Growth parameters in chicks of charadriiform birds. *Ardea* 77: 169-180.
- Béty, J. & Gauthier, G. 2001: Effects of nest visits on predator activity and predation rate in a Greater Snow Goose colony. *J. Field Ornithol.* 72: 573-586.
- Bolton, M., Butcher, N., Sharpe, F., Stevens, D. & Fisher, G. 2007: Remote monitoring of nests using digital camera technology. *J. Field Ornithol.* 78: 213-220.
- Bruns, H.A. 2004: Schlupferfolg von Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*) in Nordkehdingen (Landkreis Stade) im Jahre 2004. Unveröffentl. Ber., Bezirksregierung Lüneburg, Lüneburg.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002: Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York.
- Burns, F., McCulloch, N., Székely, T. & Bolton, M. 2013: The impact of introduced predators on an island endemic, the St Helena Plover, *Charadrius sanctaehelenae*. *Bird Conserv. International* 23: 125-135.
- Cartar, R.V. & Montgomerie, R.D. 1985: The influence of weather on incubation scheduling of the White-rumped Sandpiper (*Callidris fuscicollis*): a uniparental incubator in a cold environment. *Behaviour* 95:261-289.
- Cox, W.A., Pruett, M.S., Benson, T.J., Chiavacci, S.J. & Thompson, F.R. 2012: Development of camera technology for monitoring nests. In: Ribic, C.A., Thompson, F.R. & Pietz, P.J. (Hrsg.). Video surveillance of nesting birds. *Studies in Avian Biol.* 43: 185-210.
- Dinsmore, S.J., White, G.C. & Knopf, F.L. 2002: Advanced techniques for modeling avian

- nest survival. *Ecology* 83: 3476-3488.
- Ellis-Felege, S.N. & Caroll, J.P. 2012: Gamebirds and nest cameras: present and future. In: Ribic, C.A., Thompson, F.R. & Pietz, P.J. (Hrsg.). Video surveillance of nesting birds. *Studies in Avian Biol.* 43: 35-44.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eikhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavy, T., Stübing, S., Sudmann, S.R., Steffens, R., Vökler, F. & Witt, K. 2014: Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmontoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- 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 south-west Friesland, The Netherlands. *Ardea* 100: 19-28.
- Green, R.E., Hawell, J. & Johnson, T.H. 1987: Identification of predators of wader eggs from egg remnants. *Bird Study* 34: 87-91.
- Grüneberg, C., Bauer, H.-G., Haupt, H., Hüppop, O., Ryslavy, T. & Südbeck, P. (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung, 30. November 2015. *Ber. Vogelschutz* 52: 19-67.
- Gysel, L.W. & Davis, E.M. 1956: A simple automatic photographic unit for wildlife research. *J. Wildlife Management* 20: 451-453.
- Hemmerling, W. & Miller, L. 2011: Stabilisierung von Kern-Populationen der Uferschnepfe und Schutz von Alpenstrandläufer und Kampfläufer. Unveröffentl. LIFE + Nature Projektantrag, Molfsee und Berlin.
- Herranz, J., Yanes, M. & Suarez, F. 2002: Does photomonitoring affect nest predation? *J. Field Ornithol.* 73: 97-101.
- Hötker, H., Jeromin, H. & Thomsen, K.-M. 2012: Habitatmodell Uferschnepfe Schleswig-Holstein. Unveröffentl. Ber. Bergenhusen.
- IUCN 2013: The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <http://www.iucn-redlist.org> (download am 12.04.2015).
- Jensen, F.P., Béchet, A. & Wymenga, E. 2008: International single species action plan for the conservation of the Black-tailed Godwit *Limosa l. limosa* & *L. l. islandica*. AEWA Technical Series No. 37. Bonn.
- Jeromin, K., Hofeditz, F. & Bruns, H.A. 2006: Siedlungsdichte und Bruterfolg von Wiesenlimikolen auf Flächen der Stiftung Naturschutz im Adenbüller Koog und der Gardinger Südermarsch (Eiderstedt 2006). Unveröffentl. Ber. Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, Molfsee.
- Kirchner, K. 1969: Die Uferschnepfe. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Klinner-Hötker, B. & Petersen-Andresen, W. 2015: Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht/Beltringharder Koog. Ergebnisse aus den Zählgebieten nördlich der Arlau, Jahresbericht 2015. Unveröffentl. Ber. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Flintbek.
- Knief, W., Berndt, R.K., Hälterlein, B., Jeromin, K., Kieckbusch J.J. & Koop, B. 2010: Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Kiel.
- Lariviere, S. 1999: Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. *Condor* 101: 718-721.
- Macdonald, M. A. & Bolton, M. 2008: Predation on wader nests in Europe. *Ibis* 150 (Suppl. 1): 54-73.
- Major, R.E. 1990: The effect of human observers on the intensity of nest predation. *Ibis* 132: 608-612.
- Mallord, J.W., Orsman, C.J., Cristinacce, A., Butcher, N., Stowe, T.J. & Charman, E.C. 2012: Mortality of Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* nests in Welsh Oakwoods: predation rates and the identification of nest predators using miniature nest cameras. *Bird Study* 59: 286-295.
- Mayfield, H.F. 1975: Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* 87: 456-466.
- McKinnon, L. & Bêty, J. 2009. Effect of camera monitoring on survival rates of High Arctic shorebird nests. *J. Field Ornithol.* 80: 280-288.
- Paassen, A.G. van, Veldman, D.H. & Beintema, A.J. 1984: A simple device for determination of incubation stages in eggs. *Wildfowl* 35: 173-178.

- Richardson, T.W., Gardali, T. & Jenkins, S.H. 2009: Review and meta-analysis of camera effects on avian nest success. *J. Wildlife Management* 73: 287-293.
- Rotella, J.J., Dinsmore, S.J. & Shaffer, T.L. 2004: Modeling nest-survival data: a comparison of recently developed methods that can be implemented in MARK and SAS. *Anim. Biodiv. Conserv.* 27: 187-205.
- Royama, T. 1959: A device of an auto-cinematic foodrecorder. *Japanese J. Ornithol.* 15: 172-176.
- Sanders, M.D. & Maloney, R.F. 2002: Causes of mortality at nests of ground-nesting birds in the Upper Waitaki Basin, South Island, New Zealand: a 5-year video study. *Biol. Conserv.* 106: 225-236.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2013a: Bericht 2013: Erstaufnahme Uferschnepfe (Action A.2), Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröff. Ber.: http://www.life-limoso.de/fileadmin/pdf/LIFELimoso_Report_A2D1_2013.pdf.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2015: Bericht 2015: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröffentlichter Bericht: http://www.life-limoso.de/fileadmin/pdf/LIFELimoso_Report_A2D1_2015.pdf.
- Salewski, V., Evers, A. & Schmidt, L. 2016: Bericht 2016: Bruterfolg Uferschnepfe (Action D.1). Unveröff. Ber.: http://www.life-limoso.de/fileadmin/pdf/LIFELimoso_Report_A2D1_2016.pdf.
- Schaub, M. & Amann, F. 2001: Saisonale Variation der Überlebensraten von Sumpfmeisen *Parus palustris*. *Ornithol. Beobachter* 98: 223-235.
- Teunissen, W., Schekkerman, H. & Willems, F. 2006: Predation on meadowbirds in The Netherlands – results of a four-year study. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 137-143.
- 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.

Anschrift der Autoren:

Michael-Otto-Institut im NABU
 Goosstroot 1
 24861 Bergenhusen
 Volker.Salewski@NABU.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte aus der Vogelwarte Hiddensee](#)

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: [23](#)

Autor(en)/Author(s): Salewski Volker, Schmidt Luis

Artikel/Article: [Beeinflussen Nestkamas den Schlupferfolg von Uferschnepfen *Limosa limosa*? 47-57](#)