

Salzwiesen im niedersächsischen Wattenmeer als Brutgebiet für Rotschenkel *Tringa totanus*: Wertvolle Rückzugsgebiete oder ökologische Fallen?

Stefan Thyen, Klaus-Michael Exo, Anja Cervencil, Wiebke Esser, Nadine Oberdiek

Thyen S, Exo K-M, Cervencil A, Esser W & Oberdiek N: Saltmarsh as habitat of Common Redshanks *Tringa totanus* breeding in the Wadden Sea of Lower Saxony, Germany: useful hideaway or ecological trap? *Vogelwarte* 46: 121 – 130.

In contrast to most other European breeding sites, the breeding population of the Redshank *Tringa totanus* in the European Wadden Sea is stable in most areas of the ecosystem. As suggested by recent studies on hatching success, however, Redshank reproduction is spatially variable and cannot reliably explain the population trend mentioned above. From 2004 to 2006, a telemetry study on Redshank chicks was conducted in Petersgroden (mainland) and on the island of Wangerooge to record annual breeding success and its spatial variability and to derive predictions on future population trends. Due to lower predation, birds on Wangerooge achieved considerably higher hatching success than birds at the mainland (2005/06: 64 and 93 % of clutches vs. 4 to 15 %, 2004-2005). Apart from total losses due to weather conditions in 2004 at the mainland, chick mortality was relatively constant between regions and years (70-80 %). Derived from chick mortality, breeding success was 0.51 (2005) and 1.0 (2006) chicks per pair on Wangerooge and constantly 0.15 chicks per pair at the mainland. Considering published estimates of annual subadult (35 %) and adult (25 %) mortality, breeding success achieved during this study should not be sufficient to maintain the regional population of the mainland study site. In contrast, the Wangerooge population produced more chicks than needed to sustain its local population. The assumption of spatially varying reproduction of Redshanks breeding in the Wadden Sea could be confirmed by this study. However, it still has to be clarified whether Redshank population dynamics is explained by this varying breeding success. Due to a lack of knowledge in annual survival rates, the necessity of initiating an integrated population monitoring project is discussed. As additionally revealed by chick telemetry, non-fledged chicks were found up to only about 200 m from its former nest site and used about 0.4 ha of the respective saltmarsh habitat. Small home range sizes of Redshank broods within the saltmarsh suggest a potential vulnerability to agricultural habitat management, especially to mowing. Derived from these results, it is unlikely that agriculture is an appropriate way of managing saltmarsh for breeding birds.

ST: Rheinstrasse 121, D-26382 Wilhelmshaven, Germany, E-Mail: s.thyen@t-online.de;
AC, WE, KME & NO: Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21,
D-26386 Wilhelmshaven, Germany

1. Einleitung

Habitatzerstörungen sowie Ausdehnung und Intensivierung der Landwirtschaft führten in den letzten Jahrzehnten zu drastischen Abnahmen der nordwest- und mitteleuropäischen Binnenland-Brutbestände des Rotschenkels *Tringa totanus* (Burfield & van Bommel 2004; Bauer et al. 2005) und ebenso der Brutbestände der Salzwiesen Großbritanniens (Brindley et al. 1998). In Mitteleuropa wandelte sich der Rotschenkel jedoch zunehmend zum typischen „Küstenvogel“ (Hälterlein 1998): Während seine Bestände im Binnenland abnahmen, blieben sie im Wattenmeer auf hohem Niveau stabil, regional nahmen sie sogar leicht zu (Rasmussen et al. 2000; Koffijberg et al. 2006; Hötker et al. 2007). Bis zu 25 % der nordwesteuropäischen Rotschenkel-Population brüten im Wattenmeer, etwa 30 % der Vögel brüten in seinem niedersächsischen Teil (Rasmussen et al. 2000; Koffijberg et al. 2006). Innerhalb Deutschlands brüteten Ende der 1990er Jahre 60 % der Vögel in Niedersachsen, 90 % davon in den Salzwiesen des Wattenmeeres (Hälterlein et al. 2000; Melter 2004).

Diese Zahlen belegen eine offenbar zunehmend hohe Bedeutung des Wattenmeeres für Rotschenkel im internationalen Kontext. Sie legen darüber hinaus a priori die Vermutung nahe, dass das Wattenmeer mit optimalen Brutbedingungen als „letztes Rückzugsgebiet“ für brütende Rotschenkel fungiert. Jüngere Untersuchungen im westlichen Jadebusen zeigen jedoch, dass diese Vermutung zumindest nicht generell zutrifft (z.B. Thyen & Exo 2005a; Thyen et al. 2005a). So beherbergt der Petersgroden im westlichen Jadebusen (Abb. 1) einen seit 1990 stabilen Brutbestand. Mit Dichten von ca. 2 Brutpaaren pro ha und einem Anteil von etwa 10 % am Gesamtbestand Niedersachsens gehört dieses Gebiet zu den wichtigsten Brutgebieten des Rotschenkels im gesamten internationalen Wattenmeer (Thyen & Exo 2005). Der Schlupferfolg des Rotschenkels ist im Petersgroden jedoch extrem niedrig: Im Zeitraum 2000 bis 2004 lag er jährlich bei höchstens etwa 10 % der Gelege (Thyen & Exo 2005b; vgl. Abb. 2). Der größte Teil der Gelege wurde offenbar durch Vögel, Marderartige und Nager ge-

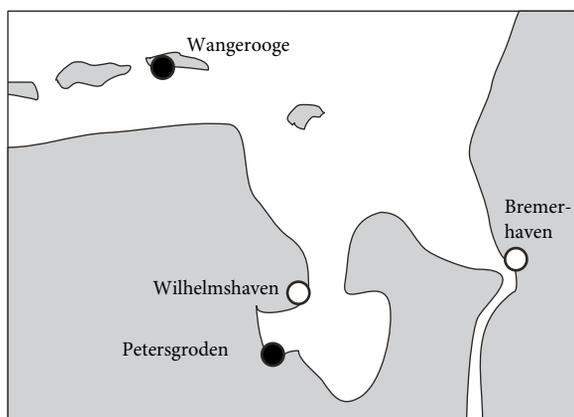


Abb. 1: Lage der untersuchten Brutgebiete innerhalb des niedersächsischen Wattenmeeres (schwarze Symbole). Maßstab ca. 1:1.100.000. – Location of the two study sites (filled circles) in the Wadden Sea. Scale approx. 1:1,100,000.

raubt (Thyen & Exo 2004). Nach Schätzungen von Großkopf (1959) liegt die Sterblichkeit junger Rotschenkel vom Schlupf bis zum Ausfliegen bei etwa 50 %. Unter Berücksichtigung einer durchschnittlichen Gelegegröße von vier Eiern dürfte der Ausfliegeerfolg der untersuchten Population im angegebenen Zeitraum nach diesen Schätzungen bei bestenfalls etwa 0,3 Jungvögeln pro Brutpaar und Jahr gelegen haben. Der zur Bestandserhaltung notwendige jährliche Mindestbruterfolg liegt entsprechend eines Modells von Henny et al. (1970) bei 0,7 bis 1,0 Jungvögeln pro Brutpaar (Annahmen: Geschlechtsreife im 1. Lebensjahr, jährliche Altvogelmortalität = 25 %, Mortalität im 1. Lebensjahr nach dem Ausfliegen = 35 % bis 50 %; vgl. z.B. Großkopf 1964; Thompson & Hale 1993; Insley et al. 1997). Träfen alle genannten demographischen Parameter auch auf die im Petersgroden untersuchte Brutpopulation zu, so wäre angesichts der derzeitigen Schlupferfolge der Vögel nach dem von Exo & Hennes (1980) entwickelten populationsdynamischen Modell mit einem nahezu vollständigen Erlöschen der Brutpopulation innerhalb der nächsten 20 Jahre zu rechnen. Tatsächlich blieb der Bestand im letzten Jahrzehnt jedoch mehr oder weniger konstant (s.o.).

Die erläuterten Phänomene werfen verschiedene Fragen zur Brut- und Populationsbiologie des Rotschenkels auf, die Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind. Der Befund stabiler Brutbestände im Wattenmeer bei gleichzeitig möglicherweise pessimaler Reproduktion kann auf verschiedenen Ursachen basieren. Nahezu alle oben genannten demographischen Kenngrößen einschließlich des für den westlichen Jadebusen genannten Bruterfolges sind das Ergebnis mehr oder weniger genauer Schätzungen bzw. betreffen andere Brutpopulationen. Burton et al. (2006) fanden in britischen Überwinterungsgebieten eine jährliche Altvogelmortalität von lediglich etwa 15 % (vgl. im Gegensatz dazu Großkopf 1959; Boyd 1962; Ottvall 2005). Die Altvogelmortalität

könnte demnach auch im Wattenmeer deutlich niedriger sein, als bisher angenommen. Auch der zum Bestandserhalt mindestens notwendige jährliche Bruterfolg wäre damit deutlich niedriger einzuschätzen, als oben angegeben. Es wäre somit nicht auszuschließen, dass auch vermeintlich niedrige Schlupf- und Bruterfolge zum Bestandserhalt ausreichen. Es sei in diesem Zusammenhang auch erwähnt, dass Mechanismen der dichteabhängigen Bestandsregulation letztlich für eine niedrige, aber durchaus bestandserhaltende Reproduktion verantwortlich sein könnten. Darüber hinaus ist denkbar, dass die Rotschenkel-Reproduktivität einer ausgeprägten räumlichen Variation unterliegt. Möglicherweise brüten Rotschenkel in manchen Gebieten mit nicht ausreichendem Erfolg, während sie in anderen Gebieten überzählige Jungvögel produzieren, die ihrerseits in Gebiete mit niedrigem Bruterfolg abwandern und, nach Eintritt in die Geschlechtsreife, die dortige Brutpopulation auffüllen (sog. „source-sink-Dynamik“, s. z.B. Pulliam 1988 ; Delibes et al. 2001). Hinweise auf die mögliche Existenz von source- und sink-Gebieten wurden z.B. von Thyen et al. (2005a) und Büttger et al. (2006) beschrieben. Sie fanden im Jahre 2003 auf Wangerooge einen Schlupferfolg von annähernd 90 %. Der Bruterfolg könnte demnach weit über dem zur Erhaltung des regionalen Bestandes notwendigen Minimums gelegen haben.

Um die Bestandsdynamik des Rotschenkels im Wattenmeer realistisch einschätzen zu können, ist es zunächst notwendig, die Reproduktivität der Vögel zu ermitteln und entsprechende Schätzungen aus der Literatur zu überprüfen. In der hier beschriebenen Untersuchung wurden deshalb erstmalig parallel der Bruterfolg des Rotschenkels in zwei Brutgebieten offenbar grundlegend unterschiedlicher Qualität ermittelt. Grundlage der Untersuchung war die Annahme, dass die räumlichen Unterschiede im Schlupferfolg zwischen Insel und Festland (s.o.) sich auch im Bruterfolg widerspiegeln. Weiterhin wurde angenommen, dass der auf Inseln erzielte Bruterfolg höher ist, als zum Erhalt des lokalen Bestandes notwendig, während dieses am Festland nicht der Fall ist. Zur Überprüfung dieser Hypothesen wurden in verschiedenen Jahren des Zeitraumes 2000 bis 2006 Schlupf- und Bruterfolg sowie die Raumnutzung nicht flügger Küken von Rotschenkeln am Festland des niedersächsischen Wattenmeeres (Petersgroden, Jadebusen) sowie auf Wangerooge untersucht. Ein weiteres Ziel der Untersuchung war, verschiedene Szenarien künftiger Bestandsverläufe zu modellieren. Grundlage dafür waren die ermittelten Bruterfolge sowie aus der Literatur verfügbare Schätzungen zur Mortalität.

2. Material und Methode

2.1. Untersuchungsgebiete und -zeitraum

Die Untersuchungen wurden im Petersgroden im westlichen Jadebusen sowie auf Wangerooge durchgeführt (Abb. 1). Beide

Untersuchungsflächen sind seit 1986 Teil der Ruhezone des Nationalparks „Niedersächsisches Wattenmeer“ und unterliegen entsprechendem Schutz (z.B. absolutes Betretungsverbot abseits ausgewiesener Wege). Die untersuchten Flächen umfassten 50 ha im Petersgroden sowie etwa 60 (2003) bzw. 70 ha (2005/2006) auf Wangerooge (zusammengesetzt aus Teilflächen der sog. West- und Mittelaufengroden). Das Untersuchungsgebiet im Petersgroden wurde auf einer Fläche von 10 ha extensiv beweidet (ca. 1 Rind/ha) sowie auf einer ebenso großen Fläche einschürig gemäht (in der Regel nach dem 1. Juli eines Jahres). Die Vegetation am Festland bestand in weiten Teilen aus Rasen-Gesellschaften mit Anedel (*Puccinellia maritima*) und Quecke (*Elymus repens*). Etwa 30 ha der Untersuchungsfläche am Festland werden seit mehreren Jahrzehnten nicht mehr landwirtschaftlich genutzt. Das gilt auch für das gesamte Untersuchungsgebiet auf Wangerooge. Hier dominierten inseltypische Pflanzengesellschaften der unteren und oberen Salzwiese. Zur weiteren Charakterisierung der Flächen siehe z.B. Thyen & Exo (2005a) und Büttger et al. (2006).

2.2. Erfassung von Schlupf- und Bruterfolg

Der Schlupferfolg der Rotschenkel wurde im Petersgroden im Zeitraum 2000 bis 2006 jährlich im Rahmen des sog. „Püttenprojektes“ erfasst (z.B. Thyen & Exo 2005b). Parallel dazu wurden die Schlupferfolge auf Wangerooge in den Jahren 2003, 2005 und 2006 untersucht (z.B. Thyen et al. 2005a). Die Ermittlung des Schlupferfolges erfolgte gemäß standardisierter Methoden (Details s. Thyen et al. 1998; Thyen & Exo 2005a): In beiden Gebieten wurde ab Mitte April mit regelmäßigen wöchentlichen Begehungen der Probestellen begonnen. Im Zuge dieser Begehungen wurden Rotschenkel-Gelege gesucht, markiert und im Regelfall in wöchentlichem Rhythmus auf ihr Schicksal hin kontrolliert. Die Begehungen erfolgten stets in den frühen Morgenstunden. Bei widrigen Witterungsverhältnissen wie andauerndem Regen wurde auf die Begehung der Flächen verzichtet. Aus diesen Gründen konnten sich die regelmäßigen Begehungen um bis zu zwei Tage verzögern. Da die Prädation von Gelegen im Petersgroden bekanntermaßen sehr hoch ist (z.B. Thyen & Exo 2005a), mussten zur Bestimmung der Mortalität nicht-flügger Küken ausgewählte Gelege geschützt werden, um sie bis zum Schlupf zu erhalten. Dazu wurden im Petersgroden in den Jahren 2005 und 2006 zufällig ausgewählte Nester mit Schutzkörben versehen. Die dafür eingesetzten Körbe bestanden aus mit Netz bespannten Drahtgestellen (vergleichbar sog. „Prielfallen“; Maße: Länge = 60 cm, Breite = 45 cm, Höhe = 35 cm), die jeweils mittels vier stabiler Metallstangen etwa 30 cm über dem Nest fixiert wurden. Durch den Einsatz derartiger Schutzkörbe konnte im Jahre 2005 die Gelegeprädation deutlich reduziert werden (tägliche Prädationsrate 0,038 im Vergleich zu 0,076 bei ungeschützten Nestern, $n = 20$ bzw. 13). Im Jahre 2006 wurde allerdings kein solcher Effekt festgestellt. Ähnliche Methoden wurden auch in verschiedenen Untersuchungen an anderen Watvogel-Arten erfolgreich angewandt (z.B. „Nestbeschermer“: Beintema et al. 1995; Maschendrahtkörbe: Mabee & Estelle 2000). Wegen der erfahrungsgemäß deutlich geringeren Prädation, wurde auf Wangerooge auf den Einsatz von Schutzkörben verzichtet.

Um den Schlupferfolg der Vögel möglichst genau bestimmen zu können, wurden die Eier bei Gelegefund mittels einer Schieblehre vermessen (Länge, Breite, Genauigkeit 0,1 mm) und per elektronischer Waage gewogen (Genauigkeit 0,1 g).

Anhand dieser Daten wurde der Schlupftermin nach Green (1984) geschätzt. Ein Gelege wurde nur dann als geschlüpft gewertet, wenn es bis zum erwarteten Schlupftermin überlebte. Zum weiteren Vorgehen bei der Differenzierung zwischen geschlüpften und geraubten Gelegen siehe Thyen & Exo (2005a). Wegen der z.B. von Larivière (1999) erläuterten Fehlerquellen wurde auf die Bestimmung möglicher Prädatorarten verzichtet. Zur Berechnung des Schlupferfolges (s.u.) wurden nur ungeschützte, „natürliche“ Nester berücksichtigt, zur Berechnung der Mortalität nicht-flügger Küken dagegen alle Nester mit Schlupferfolg.

Im Petersgroden wurde in den Jahren 2004 bis 2006 der Bruterfolg der Rotschenkel durch Telemetry von Küken bestimmt, in den Jahren 2005 und 2006 auch auf Wangerooge. Ab etwa fünf Tagen vor dem geschätzten Schlupftermin bzw. bei direkten Hinweisen auf bevorstehenden Schlupf (Löcher und Risse im Ei etwa 2-3 Tage vor dem Schlüpfen), wurden entsprechende Nester täglich in den Morgenstunden aufgesucht. Sofern frisch geschlüpfte Küken im Nest vorgefunden wurden, wurden diese mit Metallringen der Vogelwarte Helgoland beringt. Darüber hinaus wurden die Küken entsprechend standardisierter Methoden (Warnock & Warnock 1993; Smart 2005) mit Sendern der Firma Biotrack (UK) versehen (Modell PIP/Ag 337 mit verringerter Pulsrate zur Verlängerung der Funktionsdauer). Die Funktionsdauer der Sender betrug etwa drei Wochen. Zum Anbringen der Sender wurden die Dunen der Interscapularregion zunächst entfettet. Danach wurden die Sender mittels handelsüblichem Sekundenkleber (2004/2005) direkt bzw. mittels latexbasiertem Kleber (Copydex, Henkel) über ein etwa 0,5 cm² großes Gazestück aufgeklebt. Letztgenannte Methode erniedrigte deutlich die Verlustrate der Sender.

Nach ihrer Markierung wurden die Küken zunächst in ein- bis zweitägigem Rhythmus mittels H-Antenne und mobilem Empfänger (STABO XR 100 bzw. XR 2100) aus etwa 50 bis 150 m Entfernung lokalisiert, ohne die Küken selbst aufzusuchen („homing in“: Folgen des Individuums mit ansteigender Signalstärke). Aus dem Vergleich aufeinander folgender Ortungen wurde abgeleitet, ob sich die Küken fortbewegt hatten und somit noch lebten. Die Standorte der Küken bzw. Sender wurden annähernd punktgenau in großmaßstäbliche topographische Karten übertragen (DGK 1:5000). Einmal wöchentlich wurden die Küken gefangen bzw. verlorene Sender aufgesucht. Bei jeder dieser wöchentlichen Kontrollen wurden Zustand und Schicksal der Küken erfasst sowie der Zustand der Sender kontrolliert. Dabei wurde zugleich der Aufenthaltsort der Küken mit Hilfe eines GPS-Empfängers aufgenommen.

In relativ übersichtlichen Teilen der Untersuchungsflächen auf Wangerooge war es darüber hinaus möglich, Überlebensdauer, Aufenthaltsort und Schicksal nicht markierter Küken durch reine Sichtbeobachtung zu verfolgen. Diese Beobachtungen wurden in gleicher Weise behandelt wie die telemetrischen Daten. Allerdings sind von entsprechenden Paaren nicht deren Gelegestandorte, sondern lediglich deren während der Bebrütungsphase kartierten „Reviermittelpunkte“ bekannt. In einzelnen Fällen wurden auch im Petersgroden nicht-flügge Bruten unbekannter Gelege und unbekannter Reviere gefunden. Sofern diese Bruten nachweislich nicht aus bereits bekannten Gelegen stammten, wurden sie in die Analysen zum Schlupf- und Bruterfolg einbezogen, obwohl deren räumliche Herkunft sowie deren Alter nicht genau nachvollzogen werden konnte. Die unter Beobachtung stehenden

Küken wurden dann als flügge gewertet, wenn sie, wie in den meisten Fällen, als solche gesehen wurden. Besondere Küken wurden auch dann als flügge gewertet, wenn sie bis zum Ende der Funktionsdauer der Sender (etwa drei Wochen) unter Beobachtung standen, danach aber nicht wieder aufgefunden wurden.

2.3. Datenanalyse

Die Auswertung des Schlupferfolges der Gelege sowie der räumlich-zeitliche Vergleich dieser Werte erfolgte nach Mayfield (1975), Johnson (1979) und Hensler & Nichols (1981). Der Schlupferfolg wurde auf Grundlage der Stichprobe der „ungeschützten“ Gelege ohne Schutzkörbe sowie der gefundenen Bruten ohne definierten Gelegestandort (s.o.) bestimmt, der Brutefolge auf Basis aller unter Beobachtung stehenden Gelege bzw. Bruten (Petersgroden: 2004 n= 35, 2005 n = 30, 2006 n = 50; Wangerooge: 2005 n= 17, 2006 n = 30). Da nicht in allen Fällen alle Küken einer Brut besondert bzw. beobachtet werden konnten, wurde zunächst nicht die mittlere Zahl flügger Küken pro Brutpaar berechnet. Vielmehr wurde anhand der Stichprobe unter Beobachtung stehender Küken deren Mortalität berechnet (Prozentsatz überlebender Küken). Aufgrund mehrjähriger Beobachtung kann für Rotschenkel mit relativ großer Sicherheit angenommen werden, dass die Gelegegröße nahezu konstant vier Eier beträgt (94 % aller Vollgelege im Petersgroden 2000 bis 2006, n= 253). Weiterhin kann angenommen werden, dass aus einem erfolgreich bebrüteten Gelege auch alle Küken schlüpfen, Teilverluste von Gelegen also relativ selten sind. Auf Basis dieser Annahmen, dem ermittelten Schlupferfolg sowie der ermittelten Mortalität wurde daraufhin die durchschnittliche Anzahl flügger Küken pro Brutpaar geschätzt. Auf einen statistischen Vergleich dieser Werte wurde wegen relativ kleiner Stichproben im Petersgroden verzichtet.

Unter Berücksichtigung weiterer demographischer Kenngrößen aus der Literatur wurden auf Basis der gefundenen Brutefolge mittels eines Populationsmodells verschiedene Szenarien zur Prognose der Bestandsentwicklung für die beiden untersuchten Standorte berechnet (vgl. Exo & Hennes 1980). Als Ausgangsbestände wurden die mittleren Bestandsgrößen des Zeitraumes 2000-2005 angenommen. Weiterhin wurde von einer Sterblichkeit einjähriger Vögel von 35 % (z.B. den Boer 1995) bzw. einer Adultsterblichkeit von 25 % (z.B. Großkopf 1964) ausgegangen. Vereinfacht wurde darüber hinaus angenommen, dass es keine Zu- und Abwanderung

und eine konstante jährliche Altvogelmortalität gibt. Weiterhin wurde angenommen, dass keine Dichteabhängigkeit der Parameter existiert.

Die Telemetrie und Beobachtung bekannter Küken in den ersten Lebenswochen erlaubte zudem die Aufnahme der Raumnutzung von Rotschenkel-Familien. Die mit dem Wachstum sukzessiv aufgenommenen Aufenthaltsorte der Küken wurden in ein Geographisches Informationssystem übertragen (ArcView 3.2) und dort mittels des Programms Animal Movement 2.04 analysiert (Hooge et al. 1999). Berechnet wurden neben zurückgelegten Distanzen der Küken über einen definierten Zeitraum auch Lage und Größe des genutzten Raumes („home ranges“) nach der Methode des Minimum Convex Polygon (White & Garrott 1990; Kenward 2001; vgl. Abb. 5). Home ranges wurden nur für solche Bruten berechnet, die älter als eine Woche wurden und für die mehr als drei verschiedene Beobachtungen vorlagen.

Dank: An der Untersuchung des Schlupferfolges war im Laufe der Jahre eine Vielzahl an Personen beteiligt, denen hiermit herzlich gedankt werden soll. Die Untersuchungen des Brutefolges auf Wangerooge wurden in vielfältiger Weise von Der Mellumrat e.V., Dangast, unterstützt. So beteiligten sich dessen Naturschutzwarte und Teilnehmerinnen am Freiwilligen Ökologischen Jahr an den Freilanduntersuchungen, des Weiteren stellte der Mellumrat seine Zählergebnisse zur Verfügung. Am Festland wurden die Untersuchungen von der Wissenschaftlichen Arbeitsgemeinschaft für Natur- und Umweltschutz e.V., Jever, unterstützt. Die Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“ und die Bezirksregierung Weser-Ems bzw. das Niedersächsische Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit erteilten die Genehmigungen zum Betreten der Ruhezone bzw. zur Markierung der Küken mit Sendern (Az. 509f-42502-32/11 bzw. 33-42502-32/11). Das Projekt wurde finanziell vom 3. Oldenburgischen Deichband, Jever, sowie der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung, Hannover (Az. 04/04, 24/04 und 15/05), unterstützt.

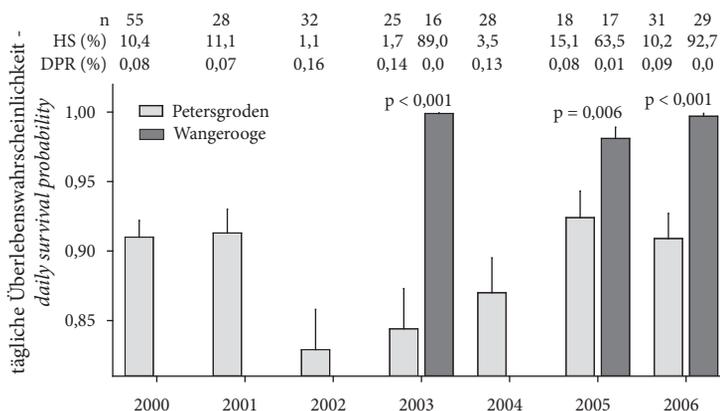


Abb. 2: Schlupferfolg von Rotschenkeln im Petersgroden und auf Wangerooge im Zeitraum 2000 bis 2006. Dargestellt sind tägliche Überlebenswahrscheinlichkeiten der Gelege nach Mayfield (1975), deren Standardfehler nach Johnson (1979), Schlupferfolge in % aller Gelege (HS), tägliche Prädationsraten (DPR) sowie die Anzahl jährlich beobachteter Gelege (n). Irrtumswahrscheinlichkeiten p nach Hensler & Nichols (1981). In den Jahren 2003 und 2006 lag die DPR auf Wangerooge unterhalb 0,01. – Hatching success of Redshanks breeding at the mainland (Petersgroden) and on Wangerooge island during 2000 - 2006. Daily survival probabilities of clutches (Mayfield 1975), standard errors (Johnson 1979), hatching success (HS) in percent of clutches, daily predation rates (DPR) and numbers of observed clutches are given. P according to Hensler & Nichols (1981). In the years 2003 and 2006 DPR on Wangerooge was below 0.01.

3. Ergebnisse

3.1. Schlupf- und Bruterfolg

Im Petersgroden variierte der Schlupferfolg der Rotschenkel im Zeitraum 2000 bis 2006 zwischen 1 % (2002) und 15 % (2005) (Abb. 2). Aufgrund deutlich geringerer Gelege-Prädation war der Schlupferfolg der Vögel auf Wangerooge in allen Jahren mit parallelen Untersuchungen signifikant höher. Die Mortalität nicht-flügger Küken war dagegen in den Jahren 2005 und 2006 in beiden Untersuchungsgebieten sehr ähnlich (Abb. 3). Sie lag im Petersgroden bei 75 bzw. 67 %, auf Wangerooge bei 80 bzw. 72 %. Aufgrund der höheren Schlupferfolge wurden auf Wangerooge dennoch deutlich höhere mittlere Bruterfolge erzielt als am Festland. Im Jahr 2004 wurde im Petersgroden kein Küken flügge. Die meisten Küken kamen aufgrund starker Niederschläge bereits am ersten oder zweiten Lebenstag um.

3.2. Populationsmodell

Unter den o.g. Annahmen wäre im Petersgroden bei einem fortgesetzt niedrigen Bruterfolg von nur 0,15 flüggen Küken pro Brutpaar und Jahr (wie in den Jahren 2005 und 2006) mittelfristig mit einer rapiden Bestandsabnahme und einem nahezu vollständigen Erlöschen der Population des Rotschenkels zu rechnen (Abb. 4). Für Wangerooge hingegen wäre ein relativ stabiler Bestand anzunehmen, sollten die Bruterfolge dort zwischen den in den Jahren 2005 und 2006 ermittelten Werten liegen. Läge der langfristige Bruterfolg auf der Insel bei einem Wert um ein flügges Küken pro Brutpaar und Jahr, wie im Jahre 2006, so wäre in den kommenden Jahren ein deutlicher Bestandsanstieg zu erwarten.

Abb. 4: Mögliche Bestandsentwicklung (gestrichelte Linie) des Rotschenkels auf den Untersuchungsflächen. Die Vorhersagen beruhen auf dem Populationsmodell von Exo & Hennes (1980) und berücksichtigen die Reproduktionsraten (r) aus den Jahren 2005 und 2006, die mittlere Bestandszahl 2000 bis 2005 (waagerechte Linie) als Ausgangsbestand sowie Mortalitäten von 35 % (subadult; z.B. den Boer 1995) bzw. 25 % (adult; z.B. Großkopf 1964). – Predicted population trend (dashed line) of Redshanks breeding at the study sites as calculated according to Exo & Hennes (1980). Mean breeding success of 2005 and 2006 (r), mean population size 2000-2005 (solid line), a sub-adult mortality of 35 % and an adult mortality of 25 % were assumed.

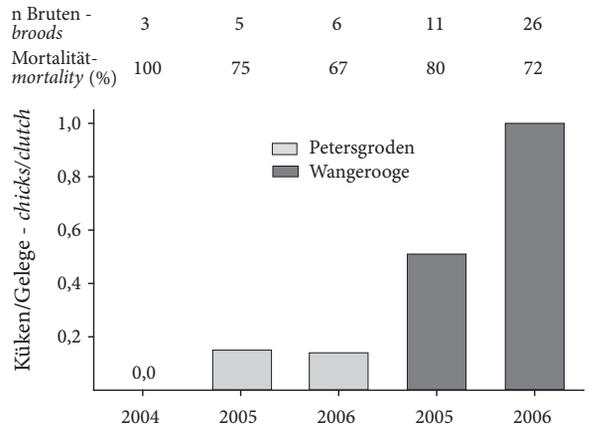
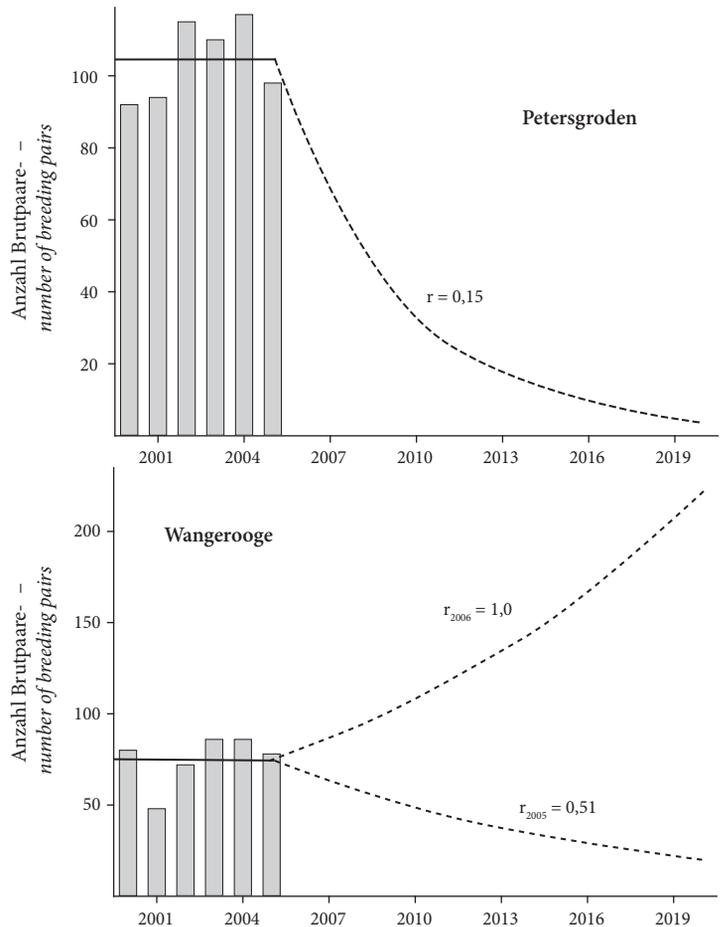


Abb. 3: Bruterfolg von Rotschenkeln im Petersgroden und auf Wangerooge im Zeitraum 2004 bis 2006. Dargestellt sind mittlere Bruterfolge, jährliche Mortalitäten nicht-flügger Küken in % beobachteter Küken sowie die Anzahl jährlich beobachteter Brutten (n). – Breeding success of Redshanks breeding at the mainland (Petersgroden) and on the island of Wangerooge during 2004-2006. Breeding success in chicks per clutch, mortality of non-fledged chicks (% of observed birds) and number of observed broods (n) are given.



3.3. Raumnutzung der Küken

Die Raumnutzung von nicht-flüggen Küken war offenbar im Petersgroden und auf Wangerooge in den Jahren 2005 und 2006 relativ ähnlich (Tab. 1, vgl. Abb. 5). Statistisch signifikante Unterschiede wurden nicht gefunden (Mann-Whitney-U-Tests). Die Küken entfernten sich in ihren ersten Lebenswochen durchschnittlich maximal 180 m vom Gelegestandort und nutzten während der Aufzuchtphase durchschnittlich eine Fläche von 0,4 ha.

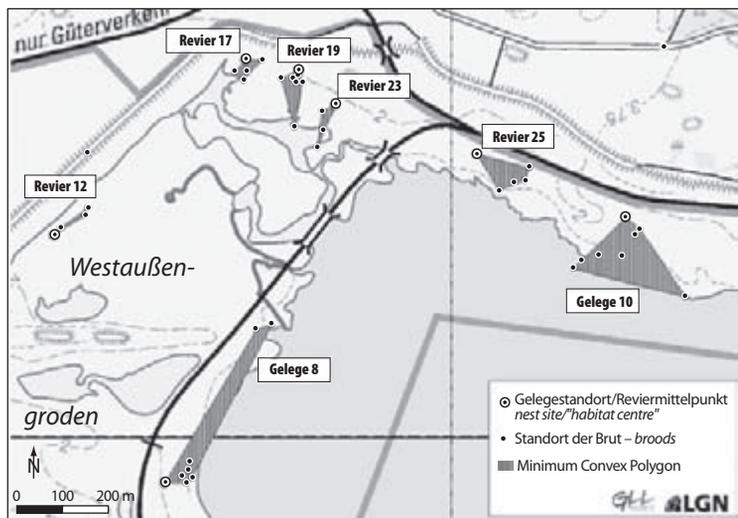


Abb. 5: Aufenthaltsorte ausgewählter Rotschenkel-Bruten auf Wangerooge am Beispiel der Saison 2006. Beobachtungszeiträume der ausgewählten Bruten: Gelege 8: 17.6. – 5.7.; Gelege 10: 7.7. – 3.8.; Revier 12: 11.6. – 28.6.; Revier 17: 19.6. – 1.7.; Revier 19: 3.7. – 27.7.; Revier 23: 15.7. – 26.7.; Revier 25: 3.7. – 31.7. Kartenquelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, Topographische Karte 1:25.000, Vervielfältigungs- und Kartenerlaubnis für die TK 25 erteilt durch die GLL Oldenburg vom 17.10.2007 (D5.3-23373N). – Home ranges of selected Redshank broods in 2006 on Wangerooge island as an example. Observation periods of broods ('Gelege' and 'Revier'): see above. Map issued by Niedersächsische Vermessungs- und Katasterverwaltung, scale 1:25,000, publication permitted by GLL Oldenburg on 17.10.2007.

Tab. 1: Raumnutzung von Rotschenkel-Bruten im Petersgroden und auf Wangerooge in den Jahren 2005/2006. Angegeben sind jeweils Mittelwerte \pm Standardfehler sowie die Größe der zugehörigen Stichprobe (Anzahl Bruten). Die Distanzen beziehen sich auf den Gelegestandort bzw. die während der Bebrütungsphase aufgenommenen „Revierzentren“. Berücksichtigt wurden nur solche Bruten, die älter als eine Woche wurden und für die mehr als drei Beobachtungen vorliegen. – Habitat use of Redshank broods during the breeding seasons of 2005 and 2006. Means \pm standard errors and sample sizes (in brackets) are given. Distances are related to clutch sites or "habitat centres" mapped during the incubation period. Only broods older than 7 days and with more than three recordings were considered.

	Gesamt – total	Petersgroden	Wangerooge
Distanz flügge Küken (m) Distance of fledged chicks	101,9 \pm 28,6 (32)	92,9 (1)	102,2 \pm 29,5 (31)
Maximale Distanz (m) Maximum distance recorded	179,1 \pm 67,9 (33)	122,5 \pm 8,7 (5)	189,2 \pm 80,0 (28)
Home range (ha)	0,43 \pm 0,21 (33)	0,39 \pm 0,15 (5)	0,44 \pm 0,24 (28)

4. Diskussion

4.1. Populationsdynamik des Rotschenkels im Wattenmeer

Ausgehend von für das Wattenmeer bisher nicht verifizierten Annahmen, dass Rotschenkel bereits im zweiten Lebensjahr erstmalig brüten, die Mortalität Subadulte 35 % und die von Adulten (> 1 Jahr alt) 25 % beträgt (siehe z.B. Großkopf 1964; den Boer 1995; In-

Insley et al. 1997), ergibt sich nach dem von Exo & Hennes (1980) beschriebenen Modell ein zur Bestandserhaltung notwendiger jährlicher Mindestbruterfolg von 0,77 Küken pro Brutpaar. Diese Schätzung entspricht der von den Boer (1995). Dieser Mindestbruterfolg wird von den Vögeln im Petersgroden zumindest mittelfristig bei Weitem nicht erreicht, auf Wangerooge dagegen zumindest zeitweise deutlich überschritten. Wie bereits aufgrund variierender Schlupferfolge vermutet (Thyen et al. 2005a; Büttger et al. 2006), unterscheiden sich also die beiden untersuchten Populationen auch deutlich in ihrem jährlichen Bruterfolg. Dieser Unterschied liegt offenbar allein in einer unterschiedlichen Mortalität der Gelege begründet, verursacht durch räumlich variierende Prädation (vgl. Büttger et al. 2006). Eine Beurteilung dieser Ergebnisse hinsichtlich der Populationsdynamik des Rotschenkels im Wattenmeer ist angesichts fehlender Langzeit-Datenreihen sicherlich problematisch. Der Petersgroden könnte jedoch entsprechend früherer Einschätzungen und unter den oben genannten Annahmen als Populationssenke bezeichnet werden. Wangerooge dagegen könnte als potentielle Populationsquelle qualifiziert werden, unabhängig davon, ob die Populationen beider Gebiete tatsächlich direkt in Verbindung stehen. Die Bestände beider Gebiete sind langfristig stabil (Büttger et al. 2006). Sollte sich dieser Trend in Zukunft fortsetzen, so dürfte sich die Population des Petersgroden nur durch Zuwanderung von Rekruten aus anderen Brutgebieten erhalten können, aus der Population Wangerooges sollten hingegen Jungvögel abwandern. Allerdings kann auch eine weitere mögliche Erklärung nicht ausgeschlossen werden: Der

Bruterfolg am Festland könnte deshalb so niedrig sein, weil die hohen Brutdichten selbst für den niedrigen Bruterfolg verantwortlich sind (dichteabhängige Regulationsmechanismen, z.B. Newton 1998). Der dortige Bestand würde sich in diesem Falle gerade dadurch selbst erhalten, dass lediglich relativ wenige Jungvögel produziert werden.

Rotschenkel brüten im Wattenmeer in deutlich geringerer Zahl auf Inseln als am Festland (Koffijberg et al. 2006; Hötcker et al. 2007). Somit erscheint fraglich, ob die insgesamt vergleichsweise kleinen Brutpopulationen der Inseln auch bei deutlich höherer Reproduktion die sehr viel größeren Populationen des Festlandes nachhaltig stützen können. Möglicherweise ist das nicht der Fall. Die derzeit zu beobachtenden Bestandsabnahmen des Rotschenkels im niedersächsischen Teil des Wattenmeeres (Koffijberg et al. 2006) könnten Ausdruck eines insgesamt zu niedrigen Bruterfolges des Rotschenkels sein. Andererseits sollten sich die Bestände auch bei sehr niedriger Reproduktion in geographisch begrenzten Gebieten selbst erhalten können, wenn die Adultsterblichkeit deutlich geringer ist, als bisher angenommen (s.o.). Möglicherweise aufgrund umfangreicherer Datenbasis und verbesserter Auswertungsmethoden gibt es in jüngerer Zeit Hinweise darauf, dass jährliche Sterblichkeitsraten einiger Küstenvogelarten (z.B. Lachmöwe *Larus ridibundus*: Prévot-Julliard et al. 1998; Rotschenkel: Burton 2000; Ottvall 2005; Burton et al. 2006) deutlich unterhalb der bisher angenommenen Werte liegen. So kann bei in Großbritannien überwinternden adulten Rotschenkeln von einer jährlichen Sterblichkeit von möglicherweise unter 15% ausgegangen werden (Burton et al. 2006). Würde man diesen Wert in dem angewandten Populationsmodell zu Grunde legen, ergäbe sich ein von den bisherigen Annahmen deutlich abweichendes Bild der räumlich-zeitlichen Populationsdynamik des Rotschenkels im Wattenmeer. Der Rotschenkel-Bestand des Petersgrodens nähme deutlich langsamer ab, als bisher prognostiziert. Das Populationswachstum des Wangerooger Bestandes wäre auch bei einem Bruterfolg von 0,5 Küken/Brutpaar noch positiv. Die Population Wangerooges wäre unter diesen Gegebenheiten sehr viel deutlicher als Populationsquelle zu qualifizieren, der Petersgroden wäre eine sehr viel geringer ausgeprägte Populations-senke.

Letztlich ist mit den derzeit verfügbaren reproduktions- und populationsbiologischen Daten die Bestandsdynamik des Rotschenkels im Wattenmeer nicht abschließend zu erklären. Die hier vorgestellten und diskutierten Ergebnisse sind vielmehr ein weiteres Beispiel für die Notwendigkeit eines „integrierten Populationsmonitorings“, das neben regelmäßigen Bestandserfassungen auch die Erfassung weiterer wesentlicher bestandsbestimmender Faktoren wie dem jährlichen Bruterfolg sowie die Mortalität verschiedener Alters-

klassen mit einschließt. Zur Erkennung und Qualifizierung von Umwelteinflüssen auf Populationen ist neben regelmäßigen Bestandserfassungen ein integriertes Populationsmonitoring erforderlich (z.B. Baillie 1990; Thyen et al. 1998). Die Einrichtung entsprechender Monitoringprogramme auf internationaler Basis wird auch aktuell nachdrücklich empfohlen (Thyen et al. 2005b; Koffijberg et al. 2006).

4.2. Bedeutung der Ergebnisse für ein Habitatmanagement

Verschiedene Untersuchungen zur Habitat- und Nistplatzwahl von Rotschenkeln und deren Konsequenzen für die Reproduktion der Vögel haben gezeigt, dass Rotschenkel nahezu ausschließlich an Plätzen brüten, die eine sehr versteckte Nestanlage ermöglichen (Thyen & Exo 2005a; Büttger et al. 2006). Insbesondere in Brutgebieten mit sehr hoher Gelegeprädation wie dem Petersgroden ist die Verfügbarkeit gut strukturierter Nistplätze in Habitaten mit Vegetation der fortgeschrittenen Salzrasensukzession essentiell für eine erfolgreiche Bebrütung der Gelege. Alle sukzessionsbeeinflussenden Faktoren (z.B. Meeresspiegelanstieg, Landwirtschaft) sind somit potentiell geeignet, auch den Schlupferfolg von Rotschenkeln zu beeinflussen. Bisher war völlig unklar, inwiefern diese Zusammenhänge in gleicher oder ähnlicher Weise auch für die Phase der Jungenaufzucht Gültigkeit besitzen. Durch die hier vorgestellten Untersuchungen im Petersgroden und auf Wangerooge liegen nun erstmalig Daten vor, die eine Abschätzung und Bewertung der Raumnutzung von Rotschenkel-Küken im Laufe ihrer Entwicklung zulassen. Offensichtlich liegen die Aufzuchtreviere salzrasenbrütender Rotschenkel in unmittelbarer Umgebung ihres Neststandortes. Die Küken bewegen sich im Laufe der Entwicklung bis zum Flüggewerden innerhalb einer Entfernung von 100-200 m vom Neststandort. Sie halten sich bis zum Flüggewerden und teilweise sogar darüber hinaus im Salzrasen auf. Eine Abwanderung der aufwachsenden Jungvögel in das angrenzende Watt erfolgt in nur sehr begrenztem Umfang. Derzeit ist völlig unklar, inwiefern dieses Verhalten eine Reaktion bzw. Anpassung an den Prädationsdruck darstellt, ob einzelne Vegetationstypen und deren spezifisches Nahrungsangebot die Verteilung der Familien beeinflusst oder ob bereits Habitat- und Nistplatzwahl von der Eignung des Habitats für die spätere Jungenaufzucht beeinflusst werden. Die hiermit vorliegenden Ergebnisse erlauben jedoch bereits eine Abschätzung der Folgen dieses Verhaltens für ein Management der Salzrasen. In den dafür ausgewiesenen landeseigenen Flächen ist es bisher Praxis, die Salzwiesen des Festlandes mit relativ geringer Dichte ab Mai zu beweiden bzw. ab dem 1. Juli eines Jahres (teilweise bereits ab dem 15. Juni) einmalig zu mähen (Jörn Bunje pers. Mittlg. 2005). Beide Praktiken beeinflussen Entwicklung und Struktur der Salzwiesen

und somit potentiell auch den Schlupferfolg (s.o.). Über die Veränderung der Vegetation und dem Angebot an Arthropoden (vgl. z.B. Bakker 1985; Irmeler & Heydemann 1986; Irmeler et al. 2002), ist darüber hinaus eine indirekte Beeinflussung der Kükenmortalität und damit des Bruterfolges in bisher nicht nachvollziehbarem Umfang denkbar bzw. wahrscheinlich. Von insgesamt 212 im Petersgroden gefundenen Gelegen der Jahre 2000 bis 2005 konnte deren erwarteter Schlupftermin berechnet werden (zur Methode siehe Thyen & Exo 2005a). Bei etwa 10% dieser Nester lag der erwartete Schlupftermin nach dem 1. Juli des entsprechenden Jahres. 10% aller Nester einer als Wiese genutzten Salzwiese fallen demnach potentiell direkt der landwirtschaftlichen Nutzung durch Ausmähen zum Opfer. Nach den hier nun vorgelegten Ergebnissen ist zu erwarten, dass sich ein Großteil der Rotschenkel-Bruten bis zum Flüggewerden in unmittelbarer Umgebung ihres ursprünglichen Neststandortes aufhält. Demnach müssen die Küken auf einer als Wiese genutzten Fläche spätestens in der ersten Juni-Woche geschlüpft sein, um dem potentiellen Ausmähen zu entgehen. In der oben genannten Stichprobe lag aber der erwartete Termin des Ausfliegens 24 Tage (Glutz von Blotzheim et al. 1985) nach dem Schlüpfen bei 56% aller Gelege nach dem 1. Juli als möglichem Mahdtermin. Mehr als die Hälfte aller Rotschenkel-Bruten eines als Wiese genutzten Salzrasens sind somit gefährdet, durch direkten Einfluss landwirtschaftlicher Aktivitäten umzukommen. Die Gefahr der direkten Brutverluste durch eine extensive Beweidung der Salzrasen erscheint demgegenüber deutlich geringer. So sind Gelegeverluste durch Viehtritt unter extensiver Beweidung im Vergleich zu dichter Beweidung deutlich minimiert (z.B. Thyen et al. 1998; Thyen 2000). Ähnliches dürfte auch für die Phase der Jungenaufzucht gelten: Obwohl relativ standorttreu, sind junge Rotschenkel sicherlich in der Lage, in relativ geringer Dichte weidendem Vieh auszuweichen.

Es wurde bereits mehrfach darauf hingewiesen, dass landwirtschaftliche Nutzung von Salzrasen aufgrund weitgehend nachteiliger (für Brutdichte und Schlupferfolg) Habitatveränderungen für die meisten salzrasenbrütenden Vogelarten ein ungeeignetes Mittel des Managements darstellt (vgl. z.B. Thyen 2000; Hälterlein et al. 2003; Thyen & Exo 2003). Vielmehr ist eine ungestörte Entwicklung der Salzrasen anzustreben (Remmers 2003). Diese Einschätzung wird durch die hier vorgestellten Ergebnisse unterstrichen. Neben indirekten Einflüssen durch Habitatveränderungen sind auch direkte Beeinträchtigungen des Bruterfolges von Rotschenkeln durch Landwirtschaft zu erwarten. Diese möglichen Einflüsse insbesondere der Mahd von Salzrasen blieben in der nach wie vor andauernden Diskussion um die Notwendigkeit des Managements von Salzrasen bisher vollkommen unbeachtet.

5. Zusammenfassung

Die Brutbestände des Rotschenkels nehmen in weiten Teilen Europas stark ab, während die des Wattenmeeres stabil sind bzw. lange Zeit waren. Verschiedene Studien legen jedoch nahe, dass die Reproduktion des Rotschenkels im Wattenmeer räumlich stark variiert. Ziel der in den Jahren 2004 bis 2006 durchgeführten telemetrischen Untersuchungen von Küken des Rotschenkels auf der Insel Wangerooge und im Petersgroden am Festland war, erstmalig den Bruterfolg dieser Art zu beziffern, die bisher vorläufige Einschätzung einer räumlich stark variierenden Reproduktion zu verifizieren sowie Modelle künftiger Bestandsverläufe zu entwerfen. Aufgrund geringerer Gelege-Prädation erzielten die Vögel auf Wangerooge einen sehr viel höheren Schlupferfolg (2005/06: 64 bzw. 93% der Gelege) als im Petersgroden (2004 bis 2006: 4 bis 15%). Abgesehen von witterungsbedingten Totalverlusten im Jahre 2004 am Festland, lag die Mortalität nicht-flügger Küken in beiden Gebieten bei 70-80%. Der Bruterfolg in den Jahren 2005 und 2006 wird auf 0,51 bzw. 1,0 Küken pro Brutpaar auf Wangerooge und auf konstant 0,15 Küken/Brutpaar am Festland geschätzt. Bei bisherigen Schätzungen (Literaturwerte) jährlicher Mortalitätsraten von 35 (Subadulte) bzw. 25% (Adulte) wären diese Bruterfolge bei Weitem nicht ausreichend, um den untersuchten Festlandsbestand langfristig zu erhalten. Auf Wangerooge dagegen würden zumindest zeitweise mehr Jungvögel produziert als für die Erhaltung des regionalen Bestandes notwendig sind. Die bisherige Annahme einer räumlich variierenden Reproduktion von Rotschenkeln im Wattenmeer konnte mit diesen Ergebnissen bestätigt werden. Ob die gefundenen Bruterfolge zur Erklärung der gegenwärtigen Bestandsdynamik des Rotschenkels im Wattenmeer ausreichen, bleibt allerdings weiterhin fraglich. Die Notwendigkeit eines integrierten Populationsmonitorings wird vor diesem Hintergrund diskutiert. Die nicht-flügger Küken waren in beiden Untersuchungsgebieten sehr ortstreu. Sie entfernten sich in den ersten Lebenswochen durchschnittlich maximal knapp 200 m vom ursprünglichen Neststandort und nutzten dabei eine Fläche von durchschnittlich etwa 0,4 ha. Die Raumnutzung von Rotschenkel-Familien legt nahe, dass der Bruterfolg der Vögel auch nach dem Schlupf der Küken noch potentiell stark durch die landwirtschaftliche Nutzung gefährdet ist, insbesondere durch Mahd. Die hier vorgelegte Untersuchung unterstreicht die Vermutung, dass landwirtschaftliche Nutzung ein ungeeignetes Mittel des Habitatmanagements für Brutvögel der Salzrasen darstellt.

6. Literatur

- Baillie SR 1990. Integrated population monitoring of breeding birds in Britain and Ireland. *Ibis* 132: 151-166.
- Bakker JP 1985. The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. *Vegetatio* 62: 391-398.
- Bauer H-G, Bezzel E & Fiedler W 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes-Nichtspärlerlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Beintema AJ, Moedt O & Ellinger D 1995. Ecologische atlas van de Nederlandse weidevogels. Schuyt, Haarlem.
- Boyd H 1962. Mortality and fertility of European Charadrii. *Ibis* 104: 368-387.

- Brindley E, Cook T, Babbs S, Brown CF, Massey P, Thompson R & Yaxley R 1998. The abundance and conservation status of redshank *Tringa totanus* nesting on saltmarshes in Great Britain. *Biol. Conserv.* 86: 289-297.
- Burfield I & van Bommel F 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12. BirdLife International, Cambridge.
- Burton NHK 2000. Winter site-fidelity and survival of Redshank *Tringa totanus* at Cardiff, south Wales. *Bird Study* 47: 102-112.
- Burton NHK, Rehfish MM, Clark NA & Dodd SG 2006. Impacts of sudden winter habitat loss on the body condition and survival of redshank *Tringa totanus*. *J. Appl. Ecol.* 43: 464-473.
- Büttger H, Thyen S & Exo K-M 2006. Nistplatzwahl, Prädation und Schlupferfolg von Rotschenkeln *Tringa totanus* auf der Insel Wangerooge. *Vogelwarte* 44: 123-130.
- Delibes M, Ferreras P & Gaona P 2001. Attractive sinks, or how individual behavioural decisions determine source-sink dynamics. *Ecol. Lett.* 4: 401-403.
- den Boer TE 1995. Weidevogels: feiten voor bescherming. Technische Rapporten Vogelbescherming 16. Vogelbescherming Nederland, Zeist
- Exo K-M & Hennes R 1980. Beitrag zur Populationsökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*) - eine Analyse deutscher und niederländischer Ringfunde. *Vogelwarte* 30: 162-179.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM & Bezzel E 1985. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Charadriiformes (2. Teil), Band 7. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Green R 1984. Nomograms for estimating the stage of incubation of wader eggs in the field. *Wader Study Group Bull.* 42: 36-39.
- Großkopf G 1959. Zur Biologie des Rotschenkels (*Tringa t. totanus*) II. *J. Ornithol.* 100: 211-236.
- Großkopf G 1964. Sterblichkeit und Durchschnittsalter einiger Küstenvögel. *J. Ornithol.* 105: 427-449.
- Hälterlein B 1998. Brutvogel-Bestände im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. UBA-FB 93-101, TEXTE 76/97. Umweltbundesamt, Berlin.
- Hälterlein B, Bunje J & Potel P 2003. Zum Einfluss der Salzwassernutzung an der Nordseeküste auf die Vogelwelt. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35: 179-186.
- Hälterlein B, Südbeck P, Knief W & Köppen U 2000. Brutbestandsentwicklung der Küstenvögel an Nord- und Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der 1990er Jahre. *Vogelwelt* 121: 241-267.
- Henny CJ, Overton WS & Wight HM 1970. Determining parameters for populations by using structural models. *J. Wildl. Manage.* 34: 690-703.
- Hensler GL & Nichols JD 1981. The Mayfield method of estimating nesting success: A model, estimators and simulation results. *Wilson Bull.* 93: 42-53.
- Hooge PN, Eichenlaub W & Solomon E 1999. The animal movement program, V. 2.04. USGS, Alaska Biological Science Center.
- Hötker H, Jeromin H & Melter J 2007. Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland – Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. *Vogelwelt* 128: 49-65.
- Insley H, Peach W, Swann B & Etheridge B 1997. Survival rates of Redshank *Tringa totanus* wintering on the Moray Firth. *Bird Study* 44: 257-276.
- Irmiler U, Heller K, Meyer H & Reinke HD 2002. Zonation of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneida) in salt marshes at the North and the Baltic Sea and the impact of the predicted sea level increase. *Biodivers. Conserv.* 11: 1129-1147.
- Irmiler U & Heydemann B 1986. Die ökologische Problematik der Beweidung von Salzwiesen an der niedersächsischen Küste - am Beispiel der Leybucht. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* 15, Beih.
- Johnson DH 1979. Estimating nest success: The Mayfield method and an alternative. *Auk* 96: 651-661.
- Kenward RE 2001. A manual for wildlife radio tagging. Academic Press, San Diego.
- Koffijberg K, Dijkens L, Hälterlein B, Laursen K, Potel P & Südbeck P 2006. Breeding birds in the Wadden Sea in 2001. *Wadden Sea Ecosystem* 22. CWSS, Wilhelmshaven.
- Larivière S 1999. Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. *Condor* 101: 718-721.
- Mabee TJ & Estelle VB 2000. Assessing the effectiveness of predator closures for Plovers. *Wilson Bull.* 112: 14-20.
- Mayfield H 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bull.* 87: 456-466.
- Melter J 2004. Bestandssituation der Wiesenlimikolen in Niedersachsen. In: Krüger T & Südbeck P (Hrsg.). *Wiesenvogelschutz in Niedersachsen*. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* 41: 10-26.
- Newton I 1998. Population limitation in birds. Academic Press, San Diego.
- Ottvall R 2005. Breeding success and adult survival of Redshank *Tringa totanus* on coastal meadows in SE Sweden. *Ardea* 93: 225-236.
- Prévot-Julliard A-C, Lebreton J-D & Pradel R 1998. Re-evaluation of adult survival of Black-headed Gulls (*Larus ridibundus*) in presence of recapture heterogeneity. *Auk* 115: 85-95.
- Pulliam HR 1988. Sources, sinks, and population regulation. *Am. Nat.* 132: 652-661.
- Rasmussen LM, Fleet DM, Hälterlein B, Koks BJ, Potel P & Südbeck P 2000. Breeding birds in the Wadden Sea in 1996. *Wadden Sea Ecosystem* 10. CWSS, Wilhelmshaven.
- Remmers I 2003. Salzwiesen im Nationalpark "Niedersächsisches Wattenmeer": Ziele und Wege für einen nachhaltigen Arten- und Lebensraumschutz. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35: 109-114.
- Smart J 2005. Strategies of sea-level rise mitigation for breeding redshank. PhD thesis, University of East Anglia.
- Thompson PS & Hale WG 1993. Adult survival and numbers in a coastal breeding population of Redshank *Tringa totanus* in northwest England. *Ibis* 135: 61-69.
- Thyen S 2000. Verteilung und Schlupferfolg von Brutvögeln in landwirtschaftlich genutzten Außengroden Niedersachsens. *Seevögel* 21: 45-50.
- Thyen S, Becker PH, Exo K-M, Hälterlein B, Hötker H & Südbeck P 1998. Monitoring breeding success of coastal birds. *Wadden Sea Ecosystem* 8: 7-55.
- Thyen S, Büttger H & Exo K-M 2005a. Nistplatzwahl von Rotschenkeln *Tringa totanus* im Wattenmeer: Konsequenzen für Reproduktion, Prädation und Salzrasen-Management. *Vogelwelt* 126: 365-369.
- Thyen S & Exo K-M 2003. Sukzession der Salzrasen an der niedersächsischen Küste: Chance oder Risiko für Brutvögel der Außengroden? *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 35: 173-178.

- Thyen S & Exo K-M 2004. Die Bedeutung von Salzrasen des niedersächsischen Wattenmeeres für die Reproduktion von Rotschenkeln *Tringa totanus*. In: Michael-Otto-Institut im NABU (Hrsg.) Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland: 20-26. NABU, Bergenhusen.
- Thyen S & Exo K-M 2005a. Interactive effects of time and vegetation on reproduction of redshanks (*Tringa totanus*) breeding in Wadden Sea salt marshes. J. Ornithol. 146: 215-225.
- Thyen S & Exo K-M 2005b. Ökofaunistik I – Brut- und Rastvögel. Forschungszentrum Terramare Berichte 14: 36-45.
- Thyen S, Exo K-M, Marencic H, Oberdiek N, Smart J & Stock M 2005b. Coastal salt marshes throughout the world – Significances and mechanisms in life histories of waders. Wadden Sea Newsletter 31: 31-33.
- Warnock N & Warnock S 1993. Attachment of radio-transmitters to sandpipers: review and methods. Wader Study Group Bull. 70: 28-30.
- White GC & Garrott RA 1990. Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data. Academic Press, London.