

Aktuelle Herausforderungen für Ornithologie und Vogelschutz im Wattenmeer: Monitoring – Forschung – Schutz

Klaus-Michael Exo

Exo, K.-M. (2010): Aktuelle Herausforderungen für Ornithologie und Vogelschutz im Wattenmeer: Monitoring – Forschung – Schutz. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 41: 155-178.

Die trilaterale Zusammenarbeit zum Schutz des Wattenmeeres wird vielfach als eine Erfolgsgeschichte und ein Musterbeispiel grenzüberschreitender Zusammenarbeit betrachtet, dies gilt insbesondere für die initiierten ornithologischen Monitoringprojekte. Übergeordnete Ziele der Schutzgebietsausweisungen sind der Erhalt bzw. das Erreichen eines günstigen Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen und Arten. Auch wenn das Wattenmeer selbst bereits vor Jahrzehnten weitgehend geschützt wurde, wird der Erhaltungszustand prägender Lebensraumtypen als „ungünstig bis unzureichend“ eingestuft. Küstenvögel gehören zu der am stärksten gefährdeten Vogelgruppe, ca. 80 % der Küstenvögel sind in Deutschland derzeit gefährdet. In den 1990er Jahren wurden in Niedersachsen und Schleswig-Holstein umfangreiche interdisziplinäre Forschungsprojekte durchgeführt. In dem vorliegenden Beitrag werden die Grenzen und Möglichkeiten der bisherigen Monitoringprojekte anhand des Brutbestands- und Rastvogelmonitorings beleuchtet und aktuelle Forschungsergebnisse vorgestellt. Zugleich wird auf die Frage eingegangen, ob und inwieweit die bisherigen Programme an neue aktuelle Herausforderungen angepasst werden müssen und welche Begleitforschung zur Bewertung der Monitoringdaten unerlässlich ist.

Mit den im Trilateralen Monitoring and Assessment Programm (TMAP) implementierten ornithologischen Bestandsmonitoringprojekten steht ein effektives Instrument zur Verfügung, um langfristige Bestandsänderungen aufzuzeigen, einschließlich groß- und kleinräumlicher sowie habitatspezifischer Unterschiede; zudem können teilweise auch Auswirkungen von Eingriffen wie auch Schutzmaßnahmen erkannt werden. In Teilen scheint das TMAP zudem geeignet, um erste Schlussfolgerungen zu aktuellen Herausforderungen, bspw. der Klimaerwärmung, zu ziehen. Eine Analyse von Kausalzusammenhängen erlauben die Monitoringdaten aber in den meisten Fällen nicht. Zum Verständnis der beobachteten Trends ist eine Ergänzung um (a) weitere Parameter und (b) begleitende Forschungsprojekte unerlässlich. Exemplarisch für den Rotschenkel vorgestellte Daten belegen, dass auch für vergleichsweise häufige Brutvogelarten mehrere populationsregulatorisch relevante Parameter weitgehend unbekannt sind. Ausgeführt wird die Notwendigkeit der Ergänzung des Brutbestandsmonitorings um ein Bruterfolgsmonitoring und ein integriertes Populationsmonitoring. Zur Analyse demographischer Parameter sind zudem art- bzw. populationsspezifische Forschungsprojekte zu initiieren. Zum Verständnis der Bestandstrends im Wattenmeer rastender Wat- und Wasservögel, der Analyse von Konnektivitäten und carry-over Effekten zwischen Brut-, Rast- und Überwinterungsgebieten und damit von Kausalzusammenhängen sind neben weltweit abgestimmten Monitoringprojekten zugleich populationsspezifische und Individuen basierte Forschungsprojekte zur Analyse der Jahreslebensräume ausgewählter Arten unerlässlich. Die Bedeutung von carry-over Effekten wird an ausgewählten Beispielen aufgezeigt.

Im Rahmen des TMAP werden neben den vorgestellten ornithologischen Parametern eine Vielzahl weiterer biologischer und chemischer Variablen wie auch Daten zur Geomorphologie, der Landnutzung, der touristischen Nutzung etc. erfasst. Zu beklagen ist ein Mangel an integrativen ökosystemaren Analysen, dies gilt insbesondere für das deutsche Wattenmeer. So fehlt bspw. eine überregionale integrative Analyse der Brutbestandsdaten und -verteilungen mit Vegetationsparametern, dem Auftreten von Prädatoren, der landwirtschaftlichen Nutzung, touristischen Kenngrößen, Störungen etc. Dasselbe gilt für die Analyse der Rastvogelraten: Integrative Ansätze zur Analyse der Interaktionen zwischen dem Auftreten von Rastvögeln und der (Vegetations) Struktur von Hochwasserrastplätzen, der Qualität und Lage angren-

zender Nahrungsgebiete aber auch von regional und saisonal variierenden Einflüssen von Prädatoren wie auch anthropogenen Störreizen fehlen weitgehend. Dies macht die Beurteilung des Erhaltungszustandes des Wattenmeeres und Prognosen bspw. zu den Auswirkungen des Klimawandels und Meeresspiegelanstiegs oft schwierig, teilweise unmöglich.

K.-M. E., Institut für Vogelforschung, „Vogelwarte Helgoland“, An der Vogelwarte 21, D-26386 Wilhelmshaven, michael.exo@ifv-vogelwarte.de

Einleitung

Die vor über 30 Jahren (1978) etablierte trilaterale Kooperation zum Schutz des Wattenmeeres wird vielfach als eine Erfolgsgeschichte und ein Musterbeispiel grenzüberschreitender Zusammenarbeit betrachtet (z. B. BfN/BMU 2008). Dies ist vor allem auch darauf zurückzuführen, dass zum Schutz der biologischen Vielfalt im Wattenmeer von Anfang an ein ganzheitlicher ökosystemarer Ansatz verfolgt wurde. Der leitende Grundsatz der trilateralen Wattenmeer-Politik ist es, „soweit wie möglich ein natürliches und sich selbst erhaltendes Ökosystem, in dem natürliche Prozesse ungestört ablaufen können, zu erreichen“ (MINISTERERKLÄRUNG VON ESBJERG 1991: CWSS 1992). Herausgehoben werden darüber hinaus oft zu Recht die im Rahmen des Trilateralen Monitoring and Assessment Programs (TMAP) staatenübergreifend initiierten ornithologischen Monitoringprojekte (Übersichten: CWSS 2008a, b, SÜDBECK et al. 2009): Brutbestandsmonitoring (z. B. KOFFIJBERG et al. 2006), Rastvogelmonitoring (z. B. BLEW et al. 2005, 2007), Schadstoffmonitoring (BECKER & MUÑOZ-CIFUENTES 2004), Strand-/Ölvogef erfassung (z. B. CAMPHUYSEN et al. 2005) und Bruterfolgsmonitoring (Implementierung ab 2010; vgl. EXO et al. 1996, THYEN et al. 1998). Vögel sind ein ganz wesentlicher Nachhaltigkeitsindikator für den Zustand des Lebensraumes „Küsten/ Meere“ (ACHTZIGER et al. 2004, STICKROTH 2005). In den 1990er Jahren wurden in Niedersachsen und Schleswig-Holstein darüber hinaus umfangreiche interdisziplinäre Forschungsprojekte durchgeführt (GÄTJE & REISE 1998, DITTMANN 1999).

Übergeordnete Ziele der internationalen und nationalen Schutzgebietsausweisungen sind der Erhalt bzw. das Erreichen eines günstigen Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen und -arten. Auch wenn das Wattenmeer selbst weitgehend geschützt

wurde – erste Teilbereiche des Wattenmeeres wurden bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts als Natur- oder Vogelschutzgebiete ausgewiesen –, zeigt der Nachhaltigkeitsindikator für Artenvielfalt und Qualität seit Jahrzehnten keine Verbesserung. Im Gegenteil, der Wert verringerte sich von ca. 80 % im Jahr 2001 mehr oder weniger kontinuierlich auf nur noch 69 % in 2007 des für 2015 angestrebten Zielwertes (100 %; SUDFELDT et al. 2009). Im nationalen FFH-Bericht 2007 wird der Erhaltungszustand prägender Lebensraumtypen (LRT) als „ungünstig bis unzureichend“ eingestuft, bspw. der des LRT „vegetationsfreie Schlick-, Sand- und Mischwatten“ (LRT 1140), des „Quellerwatts“ (LRT 1310), der „atlantischen Salzwiese“ (LRT 1330) und der „Primärdünen“ (LRT 2110). Das Potenzial zu einer positiven Entwicklung wird in der Regel aber als „gut“ eingestuft (BfN 2007). Als wesentliche Gründe für den schlechten Erhaltungszustand der Salzwiesen und aktuelle Gefährdungsursachen werden neben langfristig zu intensiver landwirtschaftlicher Nutzung explizit der Küstenverbau und Bodenentnahmen (vgl. WELLBROCK et al. 2010) angeführt. Der schlechte Erhaltungszustand der LRT spiegelt sich auch in der Roten Liste 2007 für Deutschland wider (SÜDBECK et al. 2007): 80 % der Küstenvögel sind derzeit gefährdet, Küstenvögel gehören damit zu der am stärksten gefährdeten Gruppe. Die Trends mehrerer Anhang-I-Arten der EG-Vogelschutzrichtlinie weisen zumindest in Teilen des Wattenmeeres auf einen ungünstigen Erhaltungszustand hin (KOFFIJBERG et al. 2006).

Die 1985/86 als Wattenmeer-Nationalparke ausgewiesenen Gebiete sind bereits seit 1983 als Europäische Vogelschutzgebiete gemeldet, seit 1998 als FFH-Gebiete. Um den europäischen Naturschutzrichtlinien Rechnung zu tragen, ist der Trilaterale Wattenmeerplan bis 2010 an die Anforderungen des Natura 2000 Schutzgebietssystems an-

zupassen. Vor dem hier kurz skizzierten Hintergrund werden in dem vorliegenden Beitrag die Grenzen und Möglichkeiten der bisherigen Monitoringprojekte beleuchtet. Zugleich wird auf die Frage eingegangen, ob und inwieweit die bisherigen Programme an neue aktuelle Herausforderungen angepasst werden müssen und welche Begleitforschung zur Bewertung der Monitoringdaten unerlässlich ist. Eine umfassende Analyse des TMAP war dabei nicht vorgesehen, das würde den Umfang des Beitrags sprengen, vielmehr sollen einige wenige aktuelle Herausforderungen schlaglichtartig angesprochen werden. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Betrachtung des Brut- und Rastvogelmonitorings.

Brutvögel

Die seit 1991 nach einheitlicher Methodik im 5-Jahresturnus im trilateralen Wattenmeer durchgeführten Brutbestandserfassungen konzentrieren sich im Wesentlichen auf 31 für das Wattenmeer charakteristische Vogelarten, die sich zugleich als Indikatoren zur Überwachung der ökologischen Qualitätsziele („natürlicher Bruterfolg“, „günstige Nahrungsverfügbarkeit“; z. B. KOFFIJBURG et al. 2005, 2006, CWSS 2008a, b, SÜDBECK et al. 2009) eignen. Der Gesamtbrutbestand der 31 Arten belief sich in 2001 auf ca. 470.000 Paare (KOFFIJBURG et al. 2006). Das Gros entfiel mit ca. 70 % auf die Gruppe der Möwen, gefolgt von den Watvögeln (18 %). Jüngste für den Zeitraum 1991-2006 vorgenommene Trendanalysen (KOFFIJBURG et al. 2009) ergaben für sieben Arten signifikante Bestandszunahmen, bspw. Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus*, Kormoran *Phalacrocorax carbo*, Löffler *Platalea leucorodia* und Heringsmöwe *Larus fuscus*. Die Zunahmen waren mit einer Ausdehnung des Brutgebietes verbunden. Die Brutbestände von 14 der 31 Arten (45 %) nahmen hingegen signifikant ab: neben Bekassine *Gallinago gallinago*, Kampfläufer *Philomachus pugnax* und Alpenstrandläufer *Calidris alpina*, deren Wattenmeerbestände hochgradig gefährdet sind, bspw. die Brutbestände von Sand- und Seeregenpfeifer *Charadrius hiaticula*, *C. alexandrinus*, Kiebitz *Vanellus vanellus*, Uferschnepfe *Limosa limosa*, Großer Brachvogel *Numenius arquata* und Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo*. Die in den 1990er Jahren bei Austernfischern *Haematopus ostralegus*, Säbelschnäblern *Recurvirostra avosetta*, Sandregenpfeifern und Silbermöwen *Larus argen-*

tatus zu beobachtenden Bestandsabnahmen (1991-2001; KOFFIJBURG et al. 2006) scheinen weitgehend zum Stillstand gekommen zu sein (vgl. Abb. 1). Auf der anderen Seite wurden bei Arten, deren Bestände bis Anfang des 21. Jahrhunderts stabil waren, jüngst Bestandsabnahmen registriert (z. B. Eiderente *Somateria mollissima*, Lachmöwe *Larus ridibundus*, Küstenseeschwalbe *Sterna paradisaea*; KOFFIJBURG et al. 2009).

Während im nördlichen Wattenmeer, insbesondere in Dänemark, vorwiegend Bestandszunahmen zu verzeichnen waren, überwogen im westlichen Wattenmeer in den Niederlanden und Niedersachsen Bestandsrückgänge (KOFFIJBURG et al. 2009). Bei mehreren Brutvogelarten wurden überregional einheitliche (z. B. Sturm- *Larus canus* und Heringsmöwe, Küsten- und Zwergseeschwalbe *Sternula albifrons*), bei anderen Arten hingegen regional unterschiedliche Trends beobachtet (Abb. 1; KOFFIJBURG et al. 2006, 2009). Während bspw. die Brutbestände des Austernfischers in den Niederlanden und Schleswig-Holstein langfristig abnahmen, stiegen sie in Niedersachsen an. Die Brutbestände des Säbelschnäblers nahmen in den Niederlanden ebenfalls ab, in Schleswig-Holstein hingegen zu. Die Silbermöwenbestände gingen im westlichen Wattenmeer, den Niederlanden und Niedersachsen zurück, im dänischen Wattenmeer stiegen sie an. Wattenmeerweite einheitliche Trends könnten auf großräumige bzw. außerhalb des Wattenmeeres mehr oder weniger einheitlich populationsregulatorisch wirkende Faktoren deuten. Regional unterschiedliche Trends könnten hingegen auf lokal wirkende Faktoren hinweisen, bspw. einen unzureichenden Bruterfolg in Folge eines ungünstigen Nahrungsangebots (z. B. bei Muschelfressern in Folge intensiver Mies- und Herzmuschelfischerei; PIERSMA & KOHLHAAS 1997, KOFFIJBURG et al. 2005, VAN ROOMEN et al. 2005, VAN GILS et al. 2006, PIERSMA 2007; bei Fischfressern Mangel an pelagischen Schwarmfischen; DÄNHARDT & BECKER 2008), unterschiedliche Prädationsraten bspw. an der Festlandküste und auf Inseln (z. B. KOFFIJBURG et al. 2006, HÖTKER et al. 2007b, THYEN et al. 2008), Störungen oder auch eine unzureichende Habitatdynamik (z. B. bei Primärdünenbrütern wie Sand- und Seeregenpfeifer sowie Zwergseeschwalbe). Regional unterschiedliche Trends könnten neben unterschiedlichen Reproduktionsraten in verschiedenen Brutpopulationen auch auf einer unterschiedlichen Mortalität im

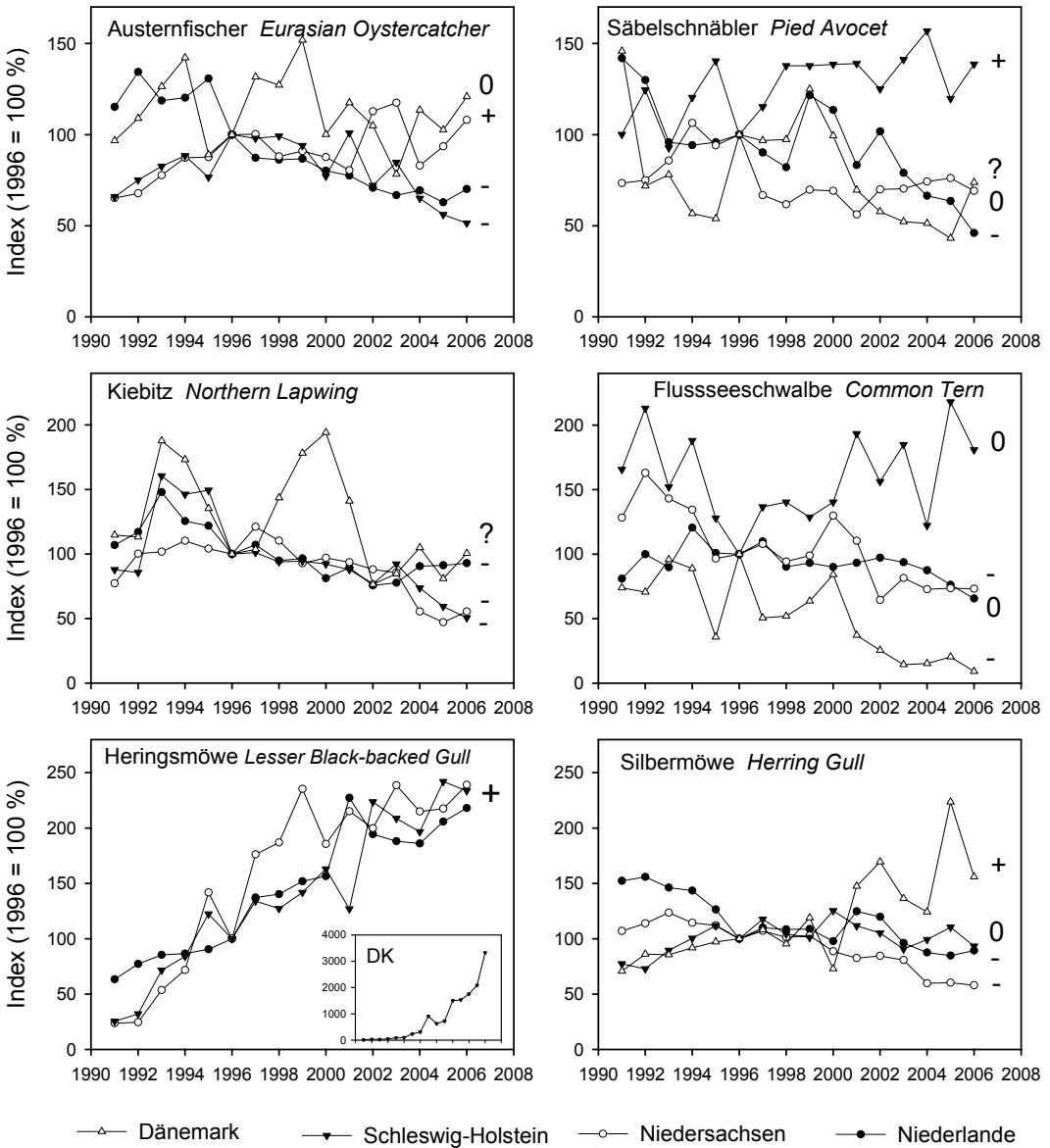


Abb. 1: Entwicklung der Brutbestände ausgewählter Küstenvogelarten in den vier Wattenmeer-Anrainerländern 1991-2006 (Indexwerte: 1996 = 100 %). Rechts neben den Grafen sind die Ergebnisse der jeweiligen Trendanalysen angegeben: + Bestandszunahme, - Bestandsabnahme, 0 bzw. ? kein signifikanter Trend (nach KOFFIUBERG et al. 2009, pers. Mitt.). – Trends in breeding bird numbers for selected coastal species in the four Wadden Sea countries between 1991 and 2006, expressed as index with 1996 = 100 %. Trend indications are given beside the graphs: + increasing, - decreasing, 0 respectively ? no significant trend (after KOFFIUBERG et al. 2009, pers. comm.).

Winterhalbjahr, auf dem Zug bzw. in den Überwinterungsgebieten beruhen („carry-over Effekte“; s. u.).

Die Bestände der meisten Möwenarten nahmen, mit Ausnahme der Silbermöwe und jüngst auch der Lachmöwe, langfristig zu (KOFFUJBERG et al. 2009; vgl. auch GARTHE et al. 2000), die mehrerer Seeschwalben- und Watvogelarten hingegen signifikant ab (vgl. Abb. 1). Dies spiegelt sich überdeutlich in der Roten Liste 2007 für Deutschland wider: ca. 70 % der Limikolenarten sind als gefährdet eingestuft (s. o.; vgl. SÜDBECK et al. 2007). Unter den ersten zehn prioritären Arten des Vogelschutzes in Niedersachsen finden sich alleine sieben Limikolen (KRÜGER & OLTMANN 2008). Deutschlandweit nahmen bspw. die Bestände von Kiebitz und Uferschnepfe im Zeitraum von 1990-2004 um ca. 25 % bzw. 50 % ab (HÖTKER et al. 2007a). In den Niederlanden wurden zwischen 1990 und 2002 jährliche Abnahmen von ca. 1 % (Kiebitz) bzw. ca. 3 % (Uferschnepfe) registriert (SOVON 2008). Ab 2002 wurden in den Niederlanden bei zahlreichen Arten noch deutlich ausgeprägtere Bestandsabnahmen festgestellt. Vergleichbare Rückgänge wurden in Großbritannien beobachtet (<http://www.bto.org/birdtrends2008/>). Die Bestandsrückgänge waren zugleich meist auch mit einer Verkleinerung des Brutareals verbunden. Gegenüber den europaweit bei vielen Küsten- bzw. Wiesenlimikolen zu beobachtenden Bestandsabnahmen wurden im Wattenmeer bei mehreren Watvogelarten vergleichsweise geringe Abnahmen, z. T. sogar zunehmende Bestände verzeichnet (HÖTKER et al. 2007a).

Fallbeispiel Rotschenkel

Im Rahmen eines Brutbestandsmonitorings können langfristige Bestandstrends aufgezeigt werden (Abb. 1).

Ursachen und Hintergründe zur Erklärung der beobachteten Trends kann ein alleiniges Brutbestandsmonitoring hingegen in der Regel nicht liefern (BAIRLEIN 1991, 1992, BECKER 1992, EXO et al. 1996, THYEN et al. 1998). Zur Analyse der Kausalzusammenhänge werden am Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ im Niedersächsischen Wattenmeer seit 2000 u. a. Untersuchungen zur Brut- und Populationsbiologie des Rotschenkels durchgeführt. Der Rotschenkel gehört zu den prioritären Arten des Vogelschutzes (NIPKOW 2005, KRÜGER & OLTMANN 2008). Die Brutbestände des Rotschenkels haben in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts in weiten Teilen Nordwest- und Mitteleuropas dramatisch abgenommen (BURFIELD & VAN BOMMEL 2004, BAUER et al. 2005), in Großbritannien, einem der derzeitigen Siedlungsschwerpunkte, um annähernd 50 % (<http://www.bto.org/birdtrends2008/wcressedsh.shtml>). In Deutschland nahmen die Brutbestände im Binnenland, bspw. in Nordwest-Niedersachsen, in den letzten Jahrzehnten ebenfalls um annähernd 50 % ab (vgl. MELTER 2004). Einzig die Brutbestände des Wattenmeeres

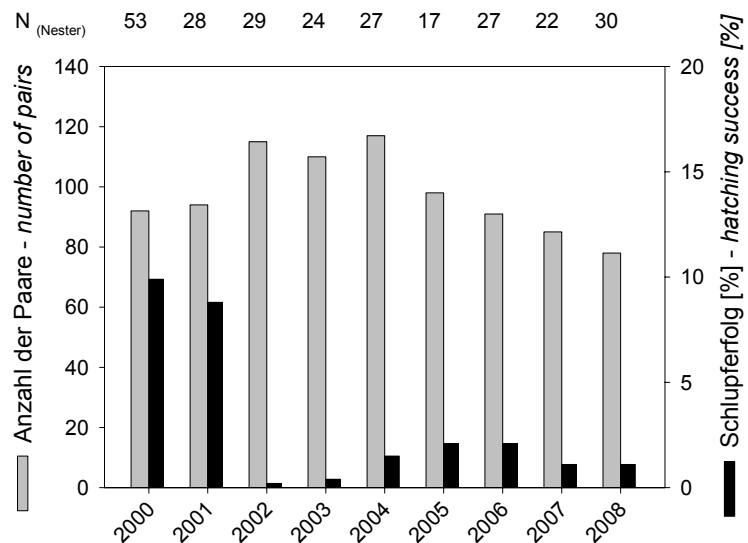


Abb. 2: Brutbestand und Schlupferfolg des Rotschenkels auf einer 50 ha großen Untersuchungsfläche im westlichen Jadebusen (Petersgroden; vgl. Abb. 3) 2000-2008. N = Anzahl Nester zur Ermittlung des Schlupferfolgs (nach WELLBROCK et al. 2009, 2010). – *Number of breeding pairs and hatching success (right-hand axis) of Common Redshanks at a study site of about 50 ha in the western Jade Bay („Petersgroden“, for location see Fig. 3). N = number of observed clutches (after WELLBROCK et al. 2009, 2010).*

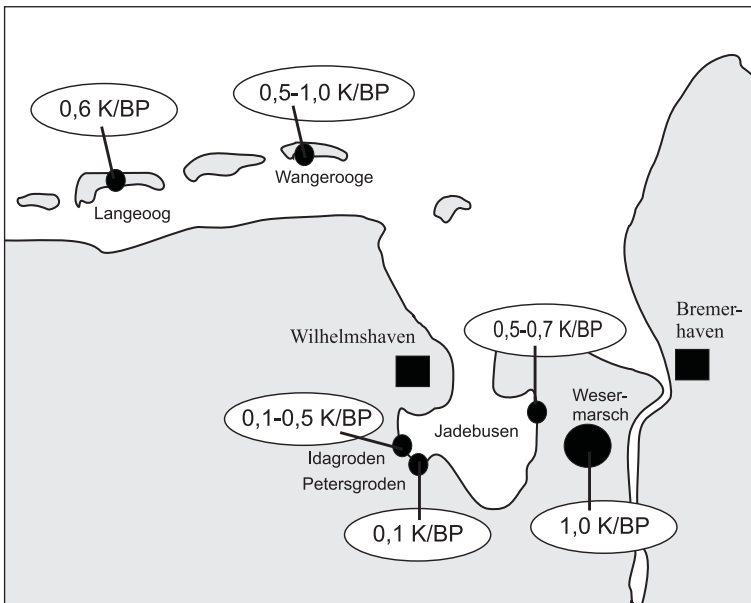


Abb. 3: Bruterfolg von Rotschenkeln im Bereich der niedersächsischen Küste. Angegeben sind die Anzahlen ausgeflogener Jungvögel pro Paar und Jahr. Die für den Petersgroden, Wangerooge und Langeoog angegebenen Werte basieren auf radiotelemetrischen Studien (vgl. Text; Langeoog nach OBERDIEK et al. 2008). Die für den Idagroden, den östlichen Jadebusen und die Wesermarsch (Stollhammer Wisch) angegebenen Werte basieren auf vorläufigen Hochrechnungen aufbauend aus Schlupferfolgsuntersuchungen, wobei davon ausgegangen wurde, dass die Verlustrate vom Schlupf bis zum Ausfliegen einheitlich bei ca. 75 % lag (vgl. Text; Wesermarsch nach MELTER & PFÜTZKE 2008; östlicher Jadebusen 2008 nach GROTE in Vorb.). – *Breeding success of Common Redshanks at the Lower Saxonian coast. Given are the numbers of fledged young per pair and year. Data for Petersgroden, the islands of Wangerooge and Langeoog are based on radio tracking studies (for details see text, Langeoog after OBERDIEK et al. 2008). Data for the Idagroden area as well as for the Wesermarsch (inland area east of the Jade Bay; after MELTER & PFÜTZKE 2008; East Jade Bay after GROTE in prep.) are rough estimations based on hatching success data only, assuming a mortality of about 75 % from hatching to fledging.*

blieben auf relativ hohem Niveau stabil, in den Salzwiesen der Nordseevorländer ist seit etwa 1990 sogar wieder ein leichter Bestandsanstieg zu verzeichnen (HÖTKER et al. 2007a).

Auf einer ca. 50 ha großen Probestfläche im westlichen Jadebusen (Petersgroden; vgl. Abb. 3, s. WELLBROCK et al. 2010), einem der Siedlungsschwerpunkte des Rotschenkels im internationalen Wattenmeer (KOFFIJBERG et al. 2006, THYEN et al. 2008), seit 2000 durchgeführte Untersuchungen ergaben eine langfristig annähernd stabile Brutpaardichte von

2008: 9,3 % vs. 1,1 %). Ein ähnlich hoher Schlupferfolg wurde auch im östlichen Jadebusen beobachtet, 32,2 % bzw. 41,3 % (2007 bzw. 2008; GROTE in Vorb.).

In den Jahren 2003–2006 auf der Insel Wangerooge durchgeführte Vergleichsuntersuchungen ergaben Schlupferfolgswerten zwischen ca. 65 % und 95 %. In 2005 wurden 0,5 Küken pro Paar flügge, in 2006 sogar 1 Küken pro Paar (THYEN et al. 2008). Die Mortalität vom Schlüpfen bis zum Ausfliegen war im Petersgroden und auf Wangerooge ähnlich:

etwa 2 Brutpaaren/ha (Abb. 2). Auf Grund (extrem) hoher Gelegeprädation schlüpfen im langjährigen Mittel aber nur aus knapp 3 % aller Gelege Junge (2000–2008; Abb. 2; WELLBROCK et al. 2009). Ca. 75 % der Gelege fielen Prädatoren zum Opfer (vgl. WELLBROCK et al. 2010), vor allem Vögeln, Marderartigen und Nagern (THYEN & EXO 2004). Radiotelemetrische Studien zur Ermittlung des Bruterfolgs ergaben, dass in 2005 und 2006 im Petersgroden jeweils nur 0,15 Jungvögel pro Brutpaar ausflogen, in 2004 wurde auf Grund ungünstiger Witterungsbedingungen kein Junges flügge (THYEN et al. 2008). Der Schlupf- und Bruterfolg lag damit weit unter dem zum Erhalt der Population notwendigen Mindestbruterfolg von ca. 0,8 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr (EXO 2008, THYEN et al. 2008). Im nur knapp 2 km entfernten Idagroden wurde bei annähernd gleicher Brutpaardichte in 2007 ein wesentlich höherer Schlupferfolg registriert, dort schlüpfen aus 25,8 % der Gelege Jungvögel (gegenüber

1,1 % im Petersgroden;

Petersgroden 75 % und 67 %, Wangerooge 80 % und 72 % (2005 und 2006). Der höhere Bruterfolg auf Wangerooge ist damit in erster Linie auf geringere Gelegeverluste zur Zeit der Bebrütung zurückzuführen (BÜTTGER et al. 2006, THYEN et al. 2008). Die Prädationsraten sind auf Wattenmeerinseln offensichtlich bei mehreren Arten deutlich geringer als am Festland, was in erster Linie auf das weitgehende Fehlen großer Raubsäuger (z. B. Rotfuchs *Vulpes vulpes*) zurückzuführen ist (RASMUSSEN et al. 2000, KOFFJUBERG et al. 2006). Das höhere Prädationsrisiko am Festland könnte auch eine wesentliche Ursache für die in den letzten Jahren vermehrt zu beobachtenden Verlagerungen von Brutkolonien von Lachmöwen, Löfflern und Säbelschnäblern auf Inseln gewesen sein (KOFFJUBERG et al. 2006). Untersuchungen zur Brutbiologie des Säbelschnäblers am Dollart deuten zudem darauf hin, dass die Abnahme des Bruterfolgs auch auf Nahrungsmangel zurückzuführen sein könnte. Der Rückgang des Bruterfolgs fiel mit einer drastischen Abnahme der *Corophium*-Dichte zusammen (KOFFJUBERG et al. 2006).

Wie sind die brutbiologischen Daten und die Bestandsentwicklungen zu verstehen und zu bewerten?

- Sollte der Bruterfolg des Rotschenkels auf Wangerooge zwischen den in den Jahren 2005 und 2006 ermittelten Werten von 0,5 bzw. 1,0 flüggen Küken pro Paar und Jahr liegen, ist für Wangerooge ein stabiler Bestand anzunehmen (vgl. THYEN et al. 2008). Dies dürfte auch für andere Ostfriesische Inseln, den östlichen Jadebusen und bspw. die Stollhammer Wisch (binnenländisches Feuchtgrünlandgebiet im Landkreis Wesermarsch) gelten (Abb. 3), sofern die Kükenverluste in der gleichen Größenordnung wie im Petersgroden und auf Wangerooge liegen.
- Gebiete wie der Petersgroden könnten zu einer „ökologischen Falle“ werden (vgl. THYEN et al. 2008): Sie bieten den Vögeln von der Vegetationsstruktur her zur Zeit der Ansiedlung offensichtlich geeignete Bruthabitate, veranlassen sie zur Besiedlung und Anlage eines Geleges, ermöglichen aber keinen entsprechenden Bruterfolg. Der konstant hohe Brutbestand im Petersgroden kann im Gegensatz zu Wangerooge nur durch Zuwanderung aus angrenzenden Gebieten erklärt werden. Hierbei dürfte es sich nach bisherigem Kenntnisstand um ein lokales Phänomen handeln. Ähnlich stark ausgeprägte kleinräumliche Variationen des Bruterfolgs wurden jüngst auch für den Kiebitz für Wangerooge von SCHRÖDER et al. (2008) beschrieben. Allein auf Grund ihres wesentlichen geringeren Brutbestandes (vgl. HÖTKER et al. 2007a) können weder die Insel- noch die Inlandpopulationen als Quell-Populationen fungieren, um großflächig zu niedrige Bruterfolge an der Festlandsküste auszugleichen (Exo 2008).
- Insbesondere die im Petersgroden ermittelten Ergebnisse belegen eindrucksvoll, dass alleinige Bestandszahlen zur Bewertung der Qualität eines Gebietes bei Weitem nicht ausreichen (vgl. BAIRLEIN 1991, 1992, BECKER 1992, EXO et al. 1996, THYEN et al. 1998). Dafür und zum Verständnis von Bestandsentwicklungen sind vielmehr weitere demographische Parameter bspw. der Bruterfolg unerlässlich. Ein wattenmeerweites Bruterfolgsmonitoring soll ab 2010 im Rahmen des TMAP eingeführt werden. Die Aufnahme dieses Parameters erscheint umso dringlicher, da mehrere aktuelle Veröffentlichungen zeigen, dass der Bruterfolg von Wiesen-/Küstenlimikolen in den letzten 2-3 Jahrzehnten abgenommen hat und eine unzureichende Reproduktion offensichtlich im Wesentlichen für die beobachteten Bestandsrückgänge verantwortlich ist (PEACH et al. 1994, HÖTKER et al. 2007b, ROODBERGEN & KLOK 2008, ROODBERGEN et al. 2008, SCHEKKERMAN et al. 2008, 2009). Die Probleme sind damit eher in den mitteleuropäischen Brutgebieten als in den Rast- und Überwinterungsgebieten zu suchen.
- Im Rahmen des Bruterfolgsmonitorings ist insbesondere auch darauf zu achten, dass nicht nur die Absolutwerte des Schlupf- und Ausflugerfolgs ermittelt werden, sondern zugleich auch die Verlustursachen. Aktuelle Untersuchungen deuten darauf hin, dass Gelegeverluste in Folge Raub auch im Bereich des Wattenmeeres in den letzten Jahrzehnten zunahm (RASMUSSEN et al. 2000, KOFFJUBERG et al. 2006; vgl. auch LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, TEUNISSEN et al. 2005, HÖTKER et al. 2007b). Dies lässt sich bisher aber kaum quantitativ belegen, zudem fehlen detaillierte Untersuchungen zum Einfluss verschiedener Prädatoren weitgehend. Die Verlust-

ursachen sind im Rahmen des Bruterfolgsmonitorings aufzunehmen. Parallel dazu sind Untersuchungen zum Prädatorenspektrum und zur Quantifizierung der Räuberichte anzustreben. Ein entsprechendes Programm ist zu konzipieren. Die für den Rotschenkel vorgestellten Daten belegen darüber hinaus ausgeprägte Variationen auf ganz unterschiedlichen räumlichen Skalen, und zwar nicht nur zwischen Festland und Inseln, sondern bspw. auch innerhalb eines Buchtenwattsystems. Dem ist bei der Auswahl von Referenzgebieten Rechnung zu tragen.

- Kritisch zu hinterfragen ist der zur Bestandserhaltung von Rotschenkelpopulationen berechnete Mindestbruterfolg von ca. 0,8 flüggen Jungen pro Paar und Jahr (EXO 2008, THYEN et al. 2008). In die Simulationsmodelle gingen u. a. in englischen und schwedischen Populationen ermittelte demographische Parameter ein, bspw. die Mortalitätsraten. Nicht ausgeschlossen werden kann, dass die in anderen Populationen gewonnenen Daten auf die Wattenmeerpopulation nicht zutreffen, z. B. auf Grund unterschiedlicher Mortalitätsraten in verschiedenen Überwinterungsgebieten oder auf dem Zug. Aktuelle Analysen deuten darauf hin, dass die Sterblichkeitsraten einiger Küstenvogelarten geringer sind als bisher angenommen (z. B. BURTON 2000, OTTVALL 2005, BURTON et al. 2006). Dies dürfte eher auf einen zu geringen Stichprobenumfang und methodische Probleme früherer Analyseverfahren als auf Veränderungen der Überlebensraten zurückzuführen sein. Hinweise auf eine Abnahme der Überlebensraten in den letzten Jahrzehnten liegen nicht vor (HÖTKER et al. 2007b, ROODBERGEN & KLOK 2008, ROODBERGEN et al. 2008). Allein eine Unter- oder Überschätzung der Altvogelmortalität um $\pm 5\%$ würde jeweils zu einer ganz anderen Einschätzung der Bestandsentwicklungen und -prognosen führen (Abb. 4). Mindestens ebenso gravierend ist, dass bis dato keine wirklich verlässlichen Daten zum Eintritt der Brutreife vorliegen (Abb. 4). Zur Analyse der demographischen Parameter sind Populationsstudien und auf Individuen basierende Daten bis zur Rekrutierung erforderlich.
- Zur Bewertung des *Status Quo* einer Art wie auch zur Bewertung von Management- und Schutzmaßnahmen ist im TMAP neben einem

Bruterfolgsmonitoring ein integriertes Populationsmonitoring zu implementieren (z. B. BAIRLEIN 1991, 1992, BECKER 1992, EXO et al. 1996, THYEN et al. 1998). Dabei ist ein ökosystemarer Ansatz zu verfolgen, so sollten im Rahmen brutbiologischer Untersuchungen zugleich auch Daten zur Vegetationsstruktur, zur Nahrung und dem Nahrungsangebot sowie zum Auftreten potenzieller Nestprädatoren (vgl. LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005) gewonnen werden. Nur so lassen sich letztlich ursächliche Kausalzusammenhänge aufzeigen.

Landwirtschaft vs. Wiesenvögel: Mahdtermine

Die demographische Situation des Rotschenkels, einer Leitart der Salzwiesen, kann derzeit nicht hinreichend beurteilt werden. Dennoch können schon jetzt weitere Schutzmaßnahmen eingeleitet werden. Eine Vielzahl an Untersuchungen hat gezeigt, dass die Diversität und Brutpaardichte in ungenutzten Salzwiesen höher sind als auf genutzten Flächen (z. B. THYEN 2000, HÄLTERLEIN et al. 2003, THYEN & EXO 2003). Die brutbiologischen Untersuchungen am Rotschenkel belegen, dass eine weitere Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung von Salzwiesen zum Schutz von Wiesenvögeln unerlässlich ist. Das Gros der Rotschenkel begann im westlichen Jadebusen zu Beginn des 21. Jahrhunderts um Mitte Mai mit der Eiablage (16.05. \pm 13 Tage, Mittelwert \pm Standardabweichung, N = 391; Variation: 09.05. \pm 9 Tage in 2002, 18.05. \pm 13 Tage in 2008; Abb. 5). Unter der Annahme einer mittleren Bebrütungsdauer von 29 Tagen (von der Ablage des 1. Eies bis zum Schlupf; vgl. STIEFEL & SCHEUFLE 1984) und 21 Tagen bis zum Verlassen der Reviere (z. B. THYEN et al. 2008) ergibt sich, dass 56 % der Bruten bzw. geschlüpften Küken durch eine Mahd ab dem 1. Juli – wie es derzeit im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer am Festland üblich ist (KATHMANN pers. Mitt.) – gefährdet werden. Bei einer Mahd ab dem 15. Juli werden immerhin noch fast 25 % gefährdet. In 2007/08 im östlichen Jadebusen durchgeführte Vergleichsuntersuchungen ergaben Werte von 36 bzw. 10 % (Mahd am 01.07. bzw. 15.07.).

Neben direkten Verlusten in Folge Mahd sind weitere indirekte negative Auswirkungen, die den Bruterfolg noch weiter reduzieren können, zu erwarten. Für Uferschnepfenküken – die ähnlich Rot-

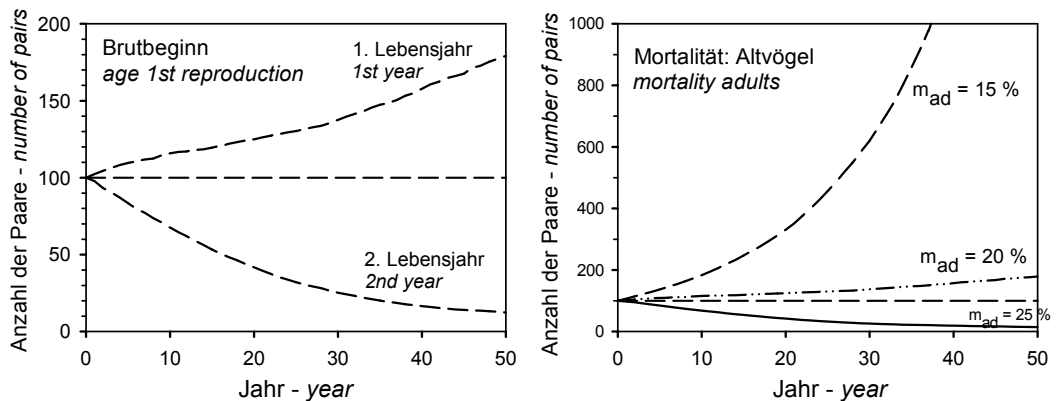


Abb. 4: Exemplarische Darstellung des Einflusses der Variation bzw. „Fehleinschätzung“ ausgewählter demographischer Parameter auf die prognostizierte Bestandsentwicklung von Populationen. Dargestellt sind die mittels eines stochastischen Populationsmodells (Vortex 9.42: LACY, R.C., BORBAT, M & J.P. POLLAK 2003: <http://www.vortex9.org/vortex.html>) prognostizierte Brutbestandsentwicklung bei Eintritt der Brutreife im 1. bzw. 2. Lebensjahr (links) sowie für unterschiedliche Mortalitätsraten adulter Vögel (m_{ad} ; rechts) bei ansonsten identischen Eingangsparametern (aus EXO 2008). – Plot showing the effects of the variation of different demographic parameters on the predicted population development. The left graph shows how the age of first reproduction (1st year vs. 2nd year) influences the predicted population development, the right graph indicates the population development assuming different annual mortality rates for adult birds ($m_{ad} = 15\%$, 20% and 25% , respectively; for details and other default parameter settings see EXO 2008).

schenkeln eine vergleichsweise hohe Vegetation bevorzugen – ist eine höhere Kükenprädatorenrate nach einer Mahd in Folge verringerter Deckungsmöglichkeiten belegt. Prädatoren, insbesondere Vögel, bevorzugen zur Jagd oft gemähte Flächen (SCHEKKERMAN et al. 2009). Darüber hinaus ist die Invertebratendichte auf Mahdwiesen geringer als auf ungenutzten Wiesen, d. h. das Nahrungsangebot ist ungünstiger (z. B. ROODBERGEN & KLOK 2008, SCHEKKERMAN et al. 2008, 2009). Gemähte Flächen bieten von daher oftmals schlechtere Aufzuchtbedingungen, die Vögel müssen ggf. in weiter entfernte Gebiete abwandern, was seinerseits eine erhöhte Mortalität zur Folge haben kann. Die negativen Einflüsse wirken im darauf folgenden Jahr fort. Die Vegetationshöhe und -dichte sind auf gemähten Flächen vielfach geringer als auf nicht gemähten Parzellen (MAIER, pers. Mitt.; vgl. auch EISMUND 2008). Deshalb sind die dort angelegten Nester des Rotschenkels weniger gut versteckt, was sich wiederum negativ auf den Bruterfolg auswirken kann (THYEN & EXO 2005, BÜTTGER et al. 2006).

Bei mehreren Wiesenvogelarten konnten Gelegen-

verluste in Folge landwirtschaftlicher Nutzung durch Extensivierung reduziert werden (z. B. HÖTKER et al. 2007b). Um günstige Brut- und Aufzuchtmöglichkeiten für die Mehrzahl der Wiesenvögel und damit das Qualitätsziel eines „natürlichen Bruterfolgs“ zu erreichen, ist eine weitere Reduktion der landwirtschaftlichen Nutzung von Salzwiesen unerlässlich. Eine etwaige Nutzung ist in jedem Fall flexibel auf die örtlichen und jährlichen Bedingungen abzustimmen. Dies sollte durch eine enge Kooperation zwischen den betreuenden Verbänden, den Pächtern und den Nationalparkverwaltungen relativ leicht zu erreichen sein.

Neben einer Gefährdung der Brutvögel durch landwirtschaftliche und touristische Nutzungen ist als weitere Gefährdungsursache, insbesondere im Niedersächsischen Wattenmeer, ein Brutraumverlust in Folge Kleinentnahmen aus dem Deichvorland (vgl. WELLBROCK et al. 2009, 2010) anzuführen. Eine Gefährdung der Salzwiesenbrutplätze in Folge des prognostizierten Meeresspiegelanstiegs ist dem gegenüber derzeit als vergleichsweise gering einzustufen (s. u.; z. B. NORRIS & ATKINSON 2000; vgl. auch BUNJE & RINGOT 2003).

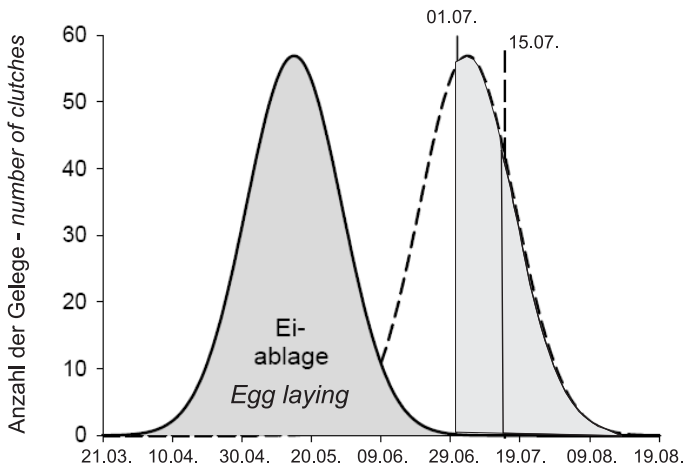


Abb. 5: Schematische Darstellung des Legebeginns und der „Ausflugstermine“ von Rotschenkeln im Westjadebusen (2000-2008, N = 391). Angegeben ist der Beginn der Eiablage (Ablage des 1. Eies), darauf aufbauend wurden die Ausflugstermine berechnet (Annahmen: Ablage des 1. Eies + 29 Tage bis zum Schlupf + 21 Tage bis zum Ausfliegen bzw. Verlassen des Brutreviers). Zusätzlich angegeben wurden die Mahdtermine für Außendeichssalzwiesen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer und deren potenziellen Auswirkungen auf Küken (nach Exo et al. in Vorb.). – Schematic representation of egg laying and “fledging dates” of Common Redshanks in the western Jade Bay for 2000-2008 (N = 391 observed clutches). Given is the start of egg laying (date of 1st egg), based on these data fledging dates were estimated assuming an incubation period of 29 days (from the start of egg laying till hatching) and 21 days from hatching to fledging. In addition, effects of mowing starting in coastal saltmarshes in the National Park of Lower Saxony on July 1 and July 15, respectively, on fledglings are indicated (after Exo et al. in prep.).

Rastvögel

Eines der erfolgreichsten staatenübergreifenden Monitoringprojekte ist das bereits im Jahr 1987/88 implementierte trilaterale Rastvogelmonitoring (RÖSNER 1992, 1993, RÖSNER & PROKOSCH 1992). Regelmäßige Mittwinterzählungen werden im Wattenmeer seit 1980/81 durchgeführt (z. B. SMIT 1982, MELTOFTE et al. 1994). Aus mehreren Gebieten liegen darüber hinaus bereits Zählungen seit den 1960er Jahren vor (z. B. SMIT & WOLFF 1980, SMIT & ZEGERS 1994, THYEN et al. 2000). Die heute verfügbaren Datenreihen sind damit lang genug, um z. B. kurzfristige Variationen von Langzeittrends zu unterscheiden, detaillierte Verteilungs- und Habitatanalysen wie auch etwaige phänologische und räumliche Veränderungen zu analysieren (z. B. KOF-

FIJBERG et al. 2003, BAIRLEIN & EXO 2007, BLEW et al. 2007, MACLEAN et al. 2008).

Im Laufe der letzten zwei Jahrzehnte, im Zeitraum von 1987/88-2006/07, wurden bei 8 der 33 erfassten Arten im Wattenmeer Bestandszunahmen registriert (z. B. Löffler, Kormoran, Weißwangengans *Branta leucopsis*, Sanderling *Calidris alba*, Sichelstrandläufer *Calidris ferruginea*, Spießente *Anas acuta*), die Bestände von 13 Arten nahmen ab, 12 Arten wiesen stabile Bestände auf (JMMB 2008; vgl. auch BLEW et al. 2007). Die mit Abstand stärksten Rückgänge (> 50 %) wurden bei Kampfläufer und Seeregenpfeifer verzeichnet – zwei Arten, die aber nur mit vergleichsweise geringen Anteilen (< 1%; vgl. DELANY et al. 2009) ihrer Zugwegpopulationen im Wattenmeer rasten. Abnahmen wurden aber auch bei Arten beobachtet, die regelmäßig mit großen Anteilen ihrer Zugwegpopulationen im Wattenmeer vorkommen: Erwähnt seien die Bestandsrückgänge von Säbelschnäblern, Austernfischern und Brandgänsen *Tadorna tadorna*

(Daten und aktuelle Trends s. http://www.waddensea-secretariat.org/TMAP/Migratory%20Birds/MIGB_trends/overviews/2008/trends_until_2006_2007.htm#trends_0607_overview).

Die Monitoringdaten belegen darüber hinaus groß- wie kleinräumliche Unterschiede. Während die Zugwegpopulationen z. B. des Kiebitzregenpfeifers *Pluvialis squatarola* und Großen Brachvogels im Laufe der letzten Jahrzehnte Bestandsrückgänge aufwiesen (DELANY et al. 2009), ergaben sich im Wattenmeer Zunahmen bzw. zumindest stabile Bestände. Auf der anderen Seiten wurden im Wattenmeer Abnahmen der Säbelschnäblerzahlen registriert, die Zugwegpopulationen sind hingegen stabil. Auch innerhalb des Wattenmeeres ergaben sich z. T. gegenläufige Trends, so nahmen die Rast-

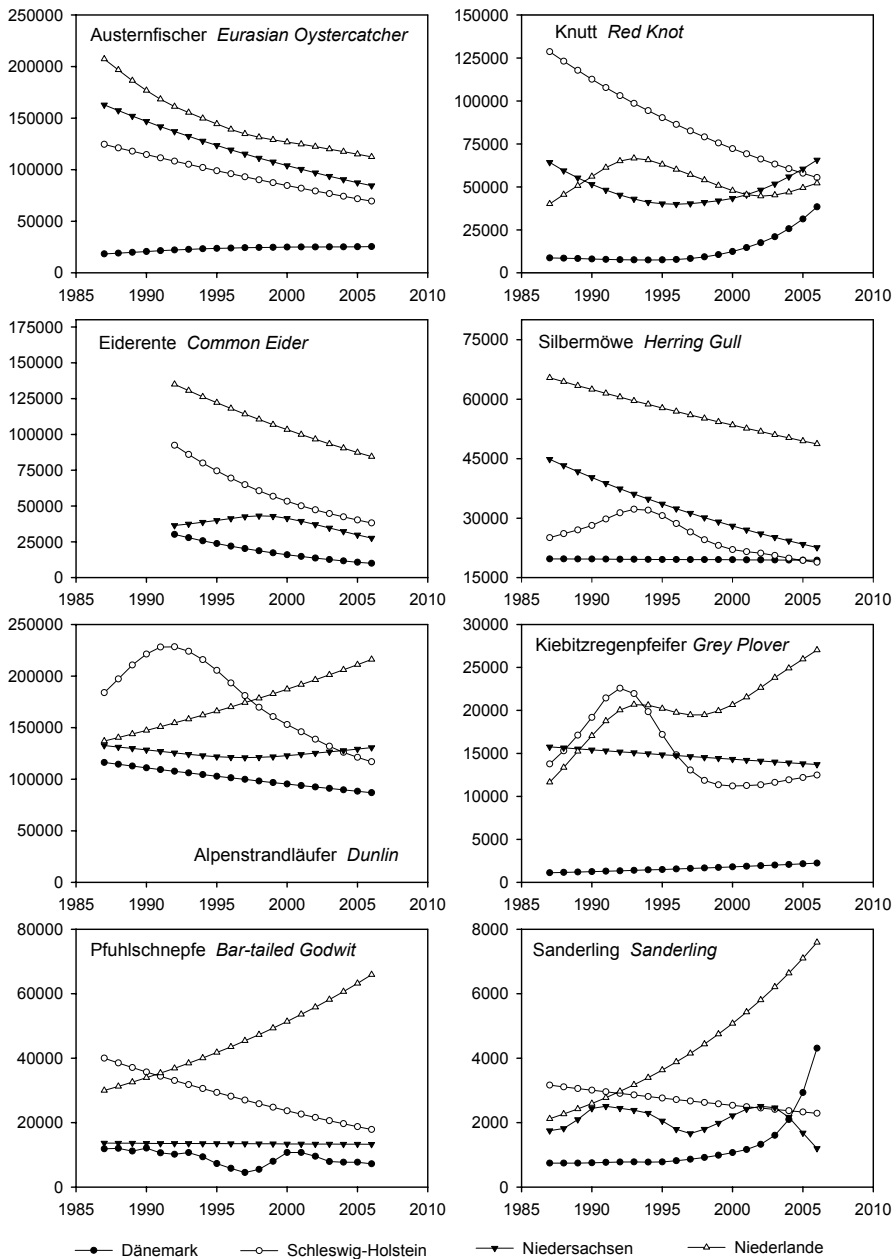


Abb. 6: Entwicklung der Rastbestände ausgewählter Wasser- und Watvogelarten in den vier Wattenmeer-Anrainerländern 1987/88-2006/07. Angegeben sind die mittels TrendSpotter berechneten Trends basierend auf monatlichen Jahresmittelwerten (<http://www.waddensea-secretariat.org>, G. LÜERSSSEN, pers. Mitt.). Die Daten für die Eiderente basieren auf Flugzeugzählungen im Mittwinter (Januar). – *Trend figures for selected migratory waterbird populations for the four Wadden Sea countries from 1987/88 to 2006/07. Given are the overall trend lines as calculated using TrendSpotter based on monthly average numbers. Data for Common Eiders are based on aerial survey in winter only (data and calculations: <http://www.waddensea-secretariat.org>, G. LÜERSSSEN, pers. comm.).*

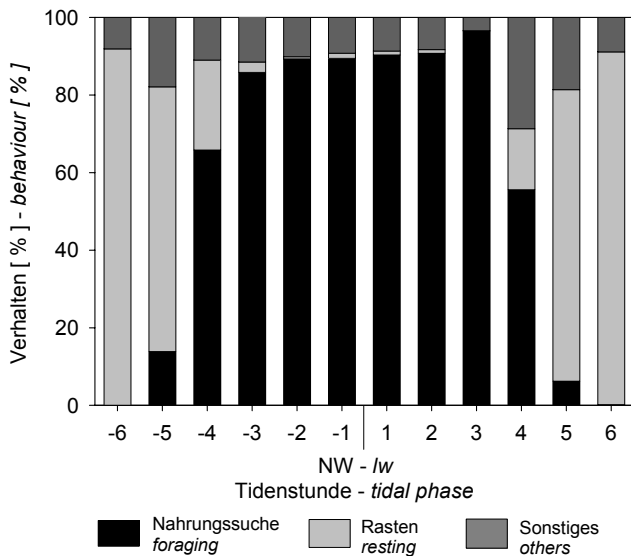


Abb. 7: Tidale Verhaltensmuster des Kiebitzregenpfeifers zur Zeit des Frühjahrszuges 1994 im ostfriesischen Wattenmeer. Dargestellt sind die mittleren prozentualen Anteile des Nahrungssucheverhaltens, Rastens und sonstiger Verhaltensweisen pro Tidenstunde (N = 9 Beobachtungsstunden pro Tidenstunde; nach WAHLS 1995). Negative Vorzeichen kennzeichnen Zeiten ablaufenden Wassers, positive Vorzeichen auflaufende Tide, NW – Niedrigwasser. – *Tidal behaviour patterns of Grey Plovers staging in the east Frisian Wadden Sea during spring migration 1994. Given are the average proportions of foraging behaviour, resting and the sum of other behaviour categories per tidal hour (N = 9 observation hours per tidal hour; after WAHLS 1995). Negative values indicate outgoing tide, positive values incoming tide. lw – low water.*

bestände von Pfuhlschnepfe *Limosa lapponica* und Alpenstrandläufer in den Niederlanden zu, in Schleswig-Holstein und Dänemark hingegen ab (Abb. 6).

Die beobachteten Trends lassen sich derzeit nur schwer interpretieren. Die demographischen Parameter, die den beobachteten Bestandsentwicklungen letztlich zugrunde liegen, sind weitgehend unbekannt. Erste Ansatzpunkte können regional unterschiedliche Trends geben. Auffallend ist, dass die Bestände mehrerer Muschelfresser (Eiderente, Austernfischer, Knutt *Calidris canutus* und Silbermöwe) in den 1990er Jahren im niederländischen Wattenmeer drastisch zurückgingen, während die einiger Polychaetenfresser (z. B. Kiebitzregenpfeifer, Alpenstrandläufer, Pfuhlschnepfe) im selben Zeitraum zunahm (z. B. VAN ROOMEN et al. 2005, BLEW et al. 2007, SOVON 2007). Die Abnahme der Mu-

schelfresser, die etwa ab Anfang der 1990er Jahre zunächst im niederländischen Wattenmeer zu beobachten war, dürfte in erster Linie auf die jahrzehntelange intensive kommerzielle Mies- *Mytilus edulis* und Herzmuschelfischerei *Cerastoderma edule* zurückzuführen sein (CAMPHUYSEN et al. 1996, PIERSMA & KOHLHAAS 1997, PIERSMA et al. 2001, VAN GILS et al. 2006, PIERSMA 2007). In anderen Fällen lassen sich regionale Bestandsabnahmen auf Störungen bzw. Bestandszunahmen auf die Einrichtung von Schutzgebieten zurückführen (z. B. KOFFJIBERG et al. 2003, MADSEN 2007). So nahmen die Rastbestände von Pfeifenten *Anas penelope* in dänischen Rastgebieten nach der Einrichtung von Schutzgebieten und Einstellung der Jagd innerhalb weniger Jahre um ein Vielfaches zu (MADSEN 1998a, b, 2007). Für Große Brachvögel ist belegt, dass sie in möglichst großem Abstand zu potenziellen Störquellen rasten. Die Rastbestände sind in touristisch nicht bzw. wenig genutzten Gebieten signifikant höher als in von Touristen stark frequentierten Gebieten (SÜDBECK 1999, EXO et al. 2000, KOFFJIBERG et al. 2003). ROGERS

et al. (2006) konnten jüngst zeigen, dass schon eine geringe Zunahme der Störungen zu einem Verlassen angestammter Hochwasser-Rastplätze führen kann. Ein Ausweichen auf von den Nahrungsgebieten entferntere Rastplätze kann je nach Entfernung bei täglich bis zu 4-maligen Wechseln zwischen Rast- und Nahrungsgebieten erheblich höhere Flugkosten und in Folge dessen eine Verminderung der Kondition und damit letztlich eine Limitierung der Rastpopulation bedingen. Rast- und Nahrungsgebiete sollten möglichst nah beieinander liegen.

Vergleichende Studien zum Nahrungssucheverhalten des Kiebitzregenpfeifers in Brut- und Rastgebieten zeigen, dass die Vögel im Wattenmeer schon heute, insbesondere zur Zeit des Frühjahrszuges, den größten Teil der Zeit – fast 14 h pro Tag bzw.

ca. 7 h pro Tidenzyklus, d. h. fast die gesamte potenziell zur Nahrungssuche zur Verfügung stehende Niedrigwasserperiode – , zur Nahrungssuche nutzen (Abb. 7, 8). Störungen bei der Nahrungssuche, d. h. eine Reduzierung der Nahrungssuchezeiten, aber auch der zur Nahrungssuche zur Verfügung stehenden Flächen, etwa in Folge von Störungen, ökologischer Entwertung der Flächen bzw. auch durch einen möglichen Meeresspiegelanstieg, können vermutlich kaum kompensiert werden. Eine Steigerung der Nahrungs- bzw. Energieaufnahme ist allein auf Grund der Limitierung im Verdauungsprozess nur begrenzt möglich (KERSTEN & VISSER 1996, ZWARTS et al. 1996). Eine Reduzierung der zur Nahrungssuche zur Verfügung stehenden Zeit kann somit zu einer Verschlechterung der Kondition wie auch zur Verringerung der Tragfähigkeit („carrying capacity“) des Lebensraumes führen. Am gravierendsten ist der Einfluss am Ende des Winters, wenn das Nahrungsangebot ohnehin vergleichsweise gering ist, und im Frühjahr, wenn die Vögel auf eine möglichst schnelle Fettdeposition für den Weiterzug in die Brutgebiete und die nachfolgende Brutzeit angewiesen sind (carry-over Effekte s. u.; z. B. DRENT et al. 2006, 2007).

Diese Beispiele machen deutlich, dass zumindest ein Teil der Bestandsrückgänge auf lokale, im Wattenmeer selbst liegende, aber regional z. T. sehr unterschiedlich stark ausgeprägte Gefährdungen zurückzuführen sind. In diesen Fällen müssen entsprechende lokale Schutzmaßnahmen eingeleitet werden, bspw. Verbote der Fischerei, Muschelfischerei, Jagd, Lenkung des Tourismus, insbesondere auch des Flug- und Bootsverkehrs etc. Zugleich zeigen die Beispiele, dass zur Beurteilung der Bestandstrends überregionale Monitoringprojekte einschließlich einer entsprechenden Begleitforschung unerlässlich sind (s. u.). Nur durch überregionale, den Jahreslebensraum einer Art umfassende Projekte lassen sich populationsrelevante großräumliche

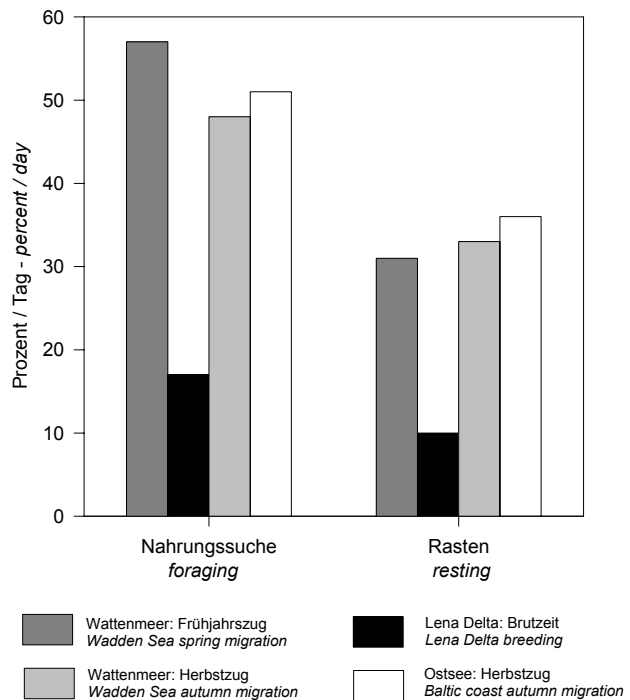


Abb. 8: Vergleichende Darstellung der Zeitbudgets des Nahrungssucheverhaltens und Rastens von Kiebitzregenpfeifern im Jahresverlauf. Angegeben sind die prozentualen Anteile der täglich in die Nahrungssuche bzw. das Rasten investierten Zeiten (aus Exo 2000). – *Time budgets of Grey Plovers in the course of the year. Given are the average percentages of foraging behaviour and resting, respectively, per day of birds staging in the Wadden Sea during spring and autumn migration as well as of birds resting at the Baltic coast during autumn and of birds breeding in the Russian Arctic (from Exo 2000).*

Trends von regionalen Trends und räumlichen Verschiebungen, ggf. auftretenden dichteabhängigen Regulationsprozessen und Puffereffekten („buffer effects“) unterscheiden (z. B. GILL et al. 2001, PIERSMA & LINDSTRÖM 2004, BAIRLEIN & EXO 2007, MACLEAN et al. 2008).

Carry-over Effekte

Besonders ausgeprägte Bestandsrückgänge wurden vielfach bei Langstreckenziehern beobachtet. Viele der in ihrem Bestand abnehmenden Arten brüten in der Arktis und überwintern an der afrikanischen Atlantikküste (HÖTKER et al. 1998, VAN DE KAM et al. 2004, BOERE et al. 2006, DELANY et al. 2009). Auch

wenn die Bestände zahlreicher im Wattenmeer rastender Arten in den letzten Jahrzehnten rückläufig waren, erscheint wahrscheinlich, dass in vielen Fällen weltweite auf dem Zugweg wirkende Faktoren für den Rückgang verantwortlich sind. Diese Annahme wird u. a. durch die Trendanalysen von STROUD et al. (2004) unterstützt. Die Bestände mehrerer in Westafrika überwinternder Arten aus unterschiedlichen Brutpopulationen haben im Laufe der letzten Jahrzehnte abgenommen. Vergleichbare, z. T. sogar noch stärkere Rückgänge wurden auch im Einzugsbereich anderer Zugwege registriert, so in Nordamerika (MORRISON et al. 2001) sowie Ostasien-Australien (STROUD et al. 2006, ZÖCKLER 2007). Die vorliegenden Daten könnten damit auf weltweite die Arktis umspannende Probleme in den Brutgebieten, ebenso aber auch auf Gefährdungen auf dem Zug bzw. in verschiedenen Rastgebieten hindeuten.

Weltweite, den Jahreslebensraum bzw. das Zugwegsystem einer Art umfassende Untersuchungen fehlen bislang weitgehend (Ausnahme z. B. PIERSMA 1994, DRENT et al. 2006, 2007). Die Bedeutung der Analyse der Jahreslebensräume einer Art bzw. von carry-over Effekten rückte erst im letzten Jahrzehnt vermehrt ins Interesse der Forschung (WEBSTER et al. 2002, BAIRLEIN 2003, PIERSMA & LINDSTRÖM 2004, DRENT et al. 2006, 2007, NORRIS & MARRA 2007, NEWTON 2008). Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass hinreichend kleine (GPS-) Satellitensender, die Individuen basierte Analysen der Jahreslebensräume von Watvögeln ermöglichen, erst seit wenigen Jahren zur Verfügung stehen. Die Bedeutung von carry-over Effekten wurde mittlerweile wiederholt belegt. Für auf Spitzbergen brütende Kurzschnabelgänse *Anser brachyrhynchus* konnte gezeigt werden, dass auf ihren letzten Rastplätzen in Nord-Norwegen bei der Nahrungssuche und Rast gestörte Vögel (u. a. Vergrämung zum Schutz landwirtschaftlich genutzter Flächen) in schlechterer Kondition abzogen und in Folge dessen einen schlechteren Bruterfolg und eine höhere Sterblichkeit aufwiesen als ungestört rastende Individuen (MADSEN 2007; vgl. auch DRENT et al. 2003). Ähnliche Beobachtungen liegen von Schneegänsen *Anser caerulescens atlanticus* vor, die auf dem Frühjahrzug in Süd-Quebec/Kanada bejagt wurden (MAINGUY et al. 2002, FÉRET et al. 2003, MADSEN 2007). Für auf Island brütende und in Großbritannien überwinternde Uferschnepfen

wurde nachgewiesen, dass der Ankunftszeitpunkt im Brutgebiet wie auch der Bruterfolg von der Qualität der zur Zeit des Frühjahrzuges in Großbritannien genutzten Rastplätze abhängig sind (GILL et al. 2001). Individuen, die qualitativ höherwertige Rastgebiete nutzten und eine höhere Energieaufnahme erzielten, kamen früher in ihren Brutgebieten auf Island an und hatten einen höheren Bruterfolg. Vergleichbare Beobachtungen liegen für auf dem Frühjahrzug im Wattenmeer rastende Ringelgänse *Branta bernicla* vor. Ihr Bruterfolg wird maßgeblich von den Ernährungsbedingungen im Wattenmeer zur Zeit des Frühjahrzuges bestimmt (EBBINGE 1989, DRENT et al. 2006, 2007). Eine Verschlechterung der Rast- und Ernährungsbedingungen wirkt sich auf die nachfolgende Brutzeit besonders gravierend aus, wenn sie den letzten Rastplatz vor dem Abflug in die Brutgebiete betrifft, da dies dann nicht mehr kompensiert werden kann.

Schon die wenigen Beispiele machen die Komplexität deutlich: Die Nutzung eines Gebietes kann und darf nicht isoliert betrachtet werden. Der Schutz von Zugvögeln, vor allem Langstreckenziehern, kann nur durch weltweit abgestimmte Monitoring- und darauf aufbauende begleitende Forschungsprojekte gewährleistet werden. Zum Verständnis der Anpassungsfähigkeit bzw. der Toleranz und Flexibilität gegenüber Änderungen auf dem Zugweg und in den Rastgebieten sowie von Kausalzusammenhängen zwischen den einzelnen Faktoren werden Untersuchungen der wichtigsten populationsökologischen Parameter aus den einzelnen Kerngebieten der Jahreslebensräume benötigt. Angeführt seien hier nur Untersuchungen zur Nahrungs- bzw. Energieaufnahme, der Nahrungsqualität, der Qualität von Rast- und Nahrungsgebieten, des Prädationsrisikos, der Gefahr von Infektionen etc. Dem artspezifischen Set an Konnektivitäten, der Vernetzung von Brut-, Rast- und Überwinterungsgebieten wie auch carry-over (s. o.) Effekten ist Rechnung zu tragen. Auch wenn noch viele Fragen offen sind, ist unzweifelhaft, dass dem Wattenmeer als zentraler „Drehscheibe“ und „Tankstelle“ auf dem ostatlantischen Zugweg überragende Bedeutung zukommt. Für mehrere Langstreckenzieher bietet es sowohl auf dem Frühjahrzug wie auch auf dem Herbstzug eine der wenigen, oftmals die einzige Möglichkeit zum Auffüllen ihrer Energiereserven für mehrere 1.000 km lange nonstop-Flüge.

Klimawandel und Meeresspiegelanstieg

Der Klimawandel ist einer der wesentlichsten global wirkenden Faktoren, er kann verschiedene demographische Parameter ganz unterschiedlich beeinflussen. Die Konsequenzen von Arealveränderungen, einer früheren Rückkehr in die Brutgebiete, einem späteren Wegzug und damit einer Verlängerung der Brutzeit etc. und ihre Auswirkungen auf Bestandsentwicklungen sind bisher nur in ihren Ansätzen verstanden. Höhere Wintertemperaturen haben im Laufe der letzten Jahrzehnte zu Verschiebungen und Erweiterungen der Überwinterungsgebiete, in der Regel nach Nordosten, mehrerer Watvogelarten geführt (REHFISCH et al. 2004, AUSTIN & REHFISCH 2005, MACLEAN et al. 2008). Arealveränderungen ist im Rahmen von Monitoringprojekten Rechnung zu tragen (z. B. Anpassungen bei der Auswahl von Referenzflächen).

Mildere Winter mögen auf den ersten Blick positiv erscheinen, da sie zu geringeren Winterverlusten führen (z. B. CLARK 2004, HULSCHER et al. 1996). Auf der anderen Seite müssen die komplexen Beziehungen auf verschiedenen trophischen Ebenen im Wattenmeer berücksichtigt werden (z. B. BAIRLEIN & EXO 2007). Die Überwinterungsbestände der Eiderente haben im Wattenmeer in den letzten Jahrzehnten rapide abgenommen (JMIMB 2008, BLEW et al. 2007). Als eine wesentliche Rückgangursache wird diskutiert, dass Miesmuscheln bei höheren Wintertemperaturen einen größeren Anteil ihres Weichkörpers zur Aufrechterhaltung ihres eigenen Stoffwechsels benötigen. Dadurch verringert sich der für Eiderenten nutzbare Fleischanteil bei gleicher Schalengröße. Da die Vögel nicht mehr Muscheln fressen können als in ihren Magen passen, verhungern sie bei gut gefüllten Mägen (SCHEIFFARTH & FRANK 2006). Mehrfach dokumentiert ist darüber hinaus, dass strenge Winter zwar zu einer erhöhten Mortalität kälteempfindlicher Benthosarten führen (z. B. *Mytilus edulis*, *Cerastoderna edule*, *Janice conchilega*), auf der anderen Seite kommt es insbesondere nach Kälteintern aber auch zu einem größeren Brutfall im folgenden Frühjahr, so dass das Nahrungsangebot nach Kälteintern vielfach günstiger ist als nach milden Wintern (z. B. BEUKEMA 1992, BEUKEMA et al. 2001). Mildere Winter und Frühjahre können zu einem früheren Abzug in die Brutgebiete führen. Für Gänse ist nachgewiesen, dass sie auf Grund des heute bei uns früher ein-

setzenden Pflanzenwachstums eher in ihre arktischen Brutgebiete abziehen. Da sich die Temperaturerhöhung und damit auch das Pflanzenwachstum in ihren Zwischenrastgebieten am Weißen Meer und vor allem auch in ihren arktischen Brutgebieten aber weniger stark verfrüht hat, treffen sie in den Rast- und Brutgebieten zu einer Zeit ein, in der sie dort kaum Nahrung finden. Es kommt zu einer Entkopplung langfristig evolutiv abgestimmter Jahreszyklen, die Vögel können oft nicht mehr erfolgreich brüten (z. B. DRENT et al. 2006, 2007, BAUER et al. 2008, VAN DER JEUGD et al. 2009).

Die Klimaerwärmung bedingt langfristig einen Meeresspiegelanstieg. Der Meeresspiegel der Nordsee stieg seit 1600 im Mittel um ca. 3-4 mm pro Jahr (PULS 2008; vgl. auch BEUKEMA 2002, BEHRE 2003, OOST et al. 2005). Ein Meeresspiegelanstieg von bis zu ca. 4 mm pro Jahr sollte durch natürliche Sedimentationsprozesse großräumig weitgehend kompensiert werden können (BEUKEMA 2002). Ein stärkerer Anstieg kann hingegen ganz erhebliche Auswirkungen zur Folge haben. Bei dem geringen Gefälle im Wattenmeer und gleichzeitig seit Jahrhunderten durch Deiche festgelegten Küstenlinien führt ein stärkerer Meeresspiegelanstieg (a) zu einer Verkleinerung der Rast- und Nahrungsgebiete und (b) auf Grund erhöhter Strömungsgeschwindigkeiten und in Folge dessen erhöhter Erosion und verringerter Sedimentation zu tief greifenden strukturellen Veränderungen der Watten, insbesondere einer Abnahme der Schlickwatten (CPSL 2005, FLEMMING & BARTHOLOMÄ 2005, BAIRLEIN & EXO 2007). Schlickwatten werden sich noch mehr als bisher auf einige wenige Buchten konzentrieren. Die Rastbestände der auf Schlickwatten bzw. deren Fauna angewiesenen Arten wie Säbelschnäbler, Alpenstrandläufer und Rotschenkel könnten abnehmen, auf die Fauna von Sandwatten spezialisierte Arten (z. B. Austernfischer, Steinwälder *Arenaria interpres*) könnten davon profitieren und entsprechend zunehmen. Zur Beurteilung der Situation der einzelnen Arten und damit auch zur Vorhersage der Auswirkungen des Meeresspiegelanstiegs sind, wie für Kiebitzregenpfeifer gezeigt (Abb. 7, 8), die Aufnahme von Raum-Zeit-Budgets und nahrungsökologische Detailstudien an verschiedenen Arten wie auch in verschiedenen Watt- bzw. Makrozoobenthosgemeinschaften unerlässlich (vgl. BAIRLEIN & EXO 2007).

Klimaerwärmung und Meeresspiegelanstieg sind zwei sehr langfristige Prozesse, deren Auswirkungen heute kaum verlässlich prognostiziert werden können. Hierzu sind weitere integrative Forschungsprojekte unerlässlich. Für die bisher zu beobachtenden Bestandsänderungen scheinen aber lokal wirkende Prozesse weit wichtiger (NORRIS & ATKINSON 2000, PIERSMA & LINDSTRÖM 2004, BAIRLEIN & EXO 2007). Neben den oben bereits angeschnittenen Themenkomplexen sind als weitere potenzielle Gefährdungsursachen des Rastplatzes Wattenmeer u. a. die Errichtung von Windenergieanlagen vor der niedersächsischen Küste (z. B. Windparks Nordergründe, Borkum Riffgat), die Errichtung von Öl-/Gasplattformen und auch die Ausbreitung der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* auf ehemaligen Mytilusbänken zu nennen (z. B. SCHEIFFARTH et al. 2007).

Fazit

Mit den im TMAP implementierten ornithologischen Bestandsmonitoringprojekten steht ein sehr effektives Instrument zur Verfügung, um langfristige Änderungen aufzuzeigen, einschließlich groß- und kleinräumlicher sowie habitatspezifischer Unterschiede (vgl. SÜDBECK et al. 2009). Dasselbe gilt auch für das Schadstoffmonitoring in Vogeleiern (BECKER & MUÑOZ-CIFUENTES 2004) sowie die Strand-/Ölvogelerfassung (CAMPHUYSEN et al. 2005). Die Parameter sind im Rahmen des TMAP unbedingt beizubehalten. Nur Langzeitdatenreihen erlauben adäquate Analysen und können erste Einblicke in Kausalzusammenhänge geben (z. B. KOFFIJBURG et al. 2003, AUSTIN & REHFISCH 2005, BLEW et al. 2007, BAIRLEIN & EXO 2007, MACLEAN et al. 2008). Je länger die Datenreihen desto weitergehende Analysen und Aussagen werden möglich.

Herauszustellen ist auch die mittlerweile vergleichsweise schnelle Datenverfügbarkeit beim Bestandsmonitoring: Die Daten des Rastvogelmonitorings sind seit 2008 zeitnah, etwa ein Jahr nach der Erfassung im Internet verfügbar (s. o.). Die Brutvogelgdaten – die in Deutschland seit langem oft nur mit mehrjähriger zeitlicher Verzögerung publiziert wurden – sollen ab 2009 ebenfalls zeitnah verfügbar sein. Eine schnelle Datenverfügbarkeit ist zum Erkennen aktueller Gefährdungen und damit zum Einleiten von Schutz- und Managementmaßnahmen

wie auch zur Motivation der vielen ehrenamtlichen Mitarbeiter unerlässlich.

In weiten Teilen scheint das TMAP auch geeignet, um erste Schlussfolgerungen zu aktuellen Herausforderungen, bspw. der Klimaerwärmung, zu ziehen (BAIRLEIN & EXO 2007, MACLEAN et al. 2008). Auf der anderen Seite wird aber auch deutlich, dass das TMAP um weitere Parameter ergänzt werden muss und begleitende Forschungen zur Interpretation unerlässlich sind. Ein reines Bestandsmonitoring erlaubt in der Regel keine Analyse von Kausalzusammenhängen. Das Brutbestandsmonitoring ist so neben einem Bruterfolgsmonitoring, das ab 2010 implementiert werden soll, um ein integriertes Populationsmonitoring zu ergänzen. Die hier exemplarisch für den Rotschenkel vorgestellten Daten belegen, dass auch für noch vergleichsweise häufige Arten mehrere populationsregulatorisch relevante Parameter nur absolut unzureichend bekannt sind. Ohne Kenntnis der demographischen Kenngrößen kann weder die aktuelle Situation der Arten beurteilt werden noch lassen sich Prognosen, wie Vorhersagen zu den Auswirkungen des Klimawandels, des Meeresspiegelanstiegs oder Managementpläne erstellen. Zur Analyse der demographischen Parameter sind art- bzw. populationspezifische Monitoring- bzw. Forschungsprojekte zu initiieren. Darüber hinaus sind Individuen basierte Ansätze notwendig (z. B. Flusseeeschwalbe; BECKER et al. 2001). Ein integriertes Populationsmonitoring und Individuen basierte Ansätze müssen sich allein aus logistischen und finanziellen Gründen auf wenige ausgewählte Indikatorarten und Referenzgebiete beschränken.

Insbesondere das Rastvogelmonitoring macht deutlich – das gilt aber auch für im Wattenmeer brütende und in anderen Regionen überwinterte Arten –, dass eine isolierte Betrachtung und Bewertung der Situation im Wattenmeer rastender Arten nicht möglich ist. Zum Verständnis der im Wattenmeer zu beobachtenden Trends, der Analyse von carry-over Effekten und von Kausalzusammenhängen, sind neben weltweit abgestimmten Monitoringprojekten vielmehr zugleich populationspezifische und Individuen basierte Forschungsprojekte zur Analyse der Jahreslebensräume einer Art unerlässlich. Die Zugwegsysteme einer Art umfassende Monitoringprojekte liefern die Datenbasis zur Lokalisation der wesentlichsten Gebiete. Zur Erklärung der Trends und Analyse von Kausalzu-

sammenhängen werden darauf aufbauend regionale Parameter benötigt.

Im Rahmen des TMAP werden neben den hier angesprochenen ornithologischen Parametern eine Vielzahl weiterer Variablen erfasst (s. Übersichten in CWSS 2008a, b, SÜDBECK et al. 2009), neben weiteren biologischen Parametern (z. B. Habitatparametern von Salzwiesen, Dünen und Stränden, Miesmuschelbänken, Aufkommen und Verteilung von Phytoplankton und Makrozoobenthos) werden chemische Parameter (Eintrag von Nähr- und Schadstoffen) aber auch allgemeine Daten zur Geomorphologie, der Landnutzung sowie der touristischen Nutzung des Wattenmeeres aufgenommen. Auch wenn die meisten Daten zeitnah verfügbar sind (z. B. ESSINK et al. 2005), ist ein Mangel übergeordneter ökosystemarer Analysen zu beklagen. So fehlt etwa eine überregionale integrative Analyse der Brutbestandsdaten und -verteilungen mit Vegetationsparametern und dem Auftreten von Prädatoren. Einzubeziehen wären in eine derartige Analyse neben biologischen Parametern auch „Begleitparameter“ wie die landwirtschaftliche Nutzung, touristische Kenngrößen, Störungen etc.

Dasselbe gilt für die Analyse der Rastvogelraten: Integrative Ansätze zur Analyse der Interaktionen zwischen dem Auftreten von Rastvögeln und der (Vegetations)Struktur von Hochwasserrastplätzen, der Qualität und Lage angrenzender Nahrungsgebiete aber auch von regional und saisonal variierenden Einflüssen von Prädatoren wie auch anthropogenen Störreizen fehlen weitgehend. In diesem Zusammenhang ist zugleich anzumerken, dass insbesondere die unteren trophischen Ebenen (z. B. Phyto- und Zooplankton), die sowohl die Primär- wie auch die Sekundärproduktion weitgehend bestimmen, aber auch das Makrozoobenthos und die Fischbestände im Vergleich zur Avifauna nur unzureichend erfasst werden (vgl. CWSS 2008a, b, SÜDBECK et al. 2009). Dies macht die Beurteilung des Erhaltungszustandes des Wattenmeeres, auch im Hinblick auf die Situation der Vogelwelt, oft schwierig oder unmöglich. Ein Mangel an integrativen Ansätzen ist insbesondere für das deutsche Wattenmeer seit Abschluss der Ökosystemforschungsprojekte Mitte der 1990er Jahre (GÄTJE & REISE 1998, DITTMANN 1999) zu beklagen.

Danksagung

Mein Dank geht insbesondere an die Personen, die sich mit unermüdlichem Einsatz und großem Engagement über viele Jahre an den Brut- und Rastvogelbestandserfassungen im Rahmen des TMAP sowie den Freilandarbeiten zur Populationsbiologie des Rotschenkels beteiligten. Kees Koffijberg stellte mir dankenswerterweise bisher unveröffentlichte Brutbestandsdaten aus dem TMAP zur Verfügung, Gerold Luerßen die Rastvogelraten. An den Freiland- und Auswertungsarbeiten im Rahmen des Rotschenkelprojekts beteiligten sich in den letzten Jahren u. a. Heike Büttger, Anja Cervenc, Kai Grote, Martin Maier, Nadine Oberdiek, Joraine Rößler, Almut Schlaich, Julia Sondermann, Stefan Thyen, Stella Treffler und Arndt Wellbrock. Lesley Szostek korrigierte die englische Zusammenfassung. Ihnen allen gilt mein herzlichster Dank.

Summary – Current challenges of ornithology and bird conservation in the Wadden Sea: monitoring – research – protection.

The trilateral cooperation on the protection of the Wadden Sea is often regarded as a successful example of cross-border cooperation, especially with regard to the initialized ornithological monitoring projects. The guiding principal of the trilateral Wadden Sea policy is to maintain and/or achieve a natural and sustainable ecosystem and species conservation. Despite the fact that the Wadden Sea as a whole has been protected for decades, conservation statuses of essential parts of the ecosystem, for example salt marshes and dunes, are deemed to be unfavorable or insufficient. Shorebirds are among the most threatened bird groups, with about 80 % of them now threatened in Germany. Large-scale multidisciplinary research projects were carried out in Lower Saxony and Schleswig-Holstein in the 1990s. This report describes limitations and opportunities of existing monitoring projects mainly based on the trilateral breeding and migratory bird counts and presents results of recent research projects. At the same time, it contemplates the question, whether and to what degree the existing programmes should be adjusted to new, present-day challenges and what additional studies should be carried out.

The ornithological monitoring projects implemented in the framework of the Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP) provide an effective tool in identifying long-term changes in population numbers, large-scale, small-scale, and habitat-specific differences, as well as effects of environmental impacts and protection measures. To some degree, the TMAP seems to be suitable for drawing first conclusions from present-day challenges, such as global warming. However, in most cases monitoring data do not allow analysing causal relationships. To understand the trends observed, it is necessary to add (a) further parameters, and (b) accompanying research projects. For example, data obtained for the Common Redshank indicate that some demographic parameters are largely unknown even for relatively common breeding bird species. Building on current breeding population monitoring, an additional breeding success monitoring and ideally an integrated population monitoring is vital. To analyse demographic parameters, species-specific and/or population-specific research projects should also be launched. To understand population trends of shorebirds and waterbirds staging in the Wadden Sea, it is necessary to analyse connectivity and carry-over effects between breeding, stopover, and wintering areas and their causal relationships. In addition, there is a need for worldwide coordinated monitoring projects and population-specific as well as individual-based research projects aimed at the analysis of annual habitats. The importance of carry-over effects is discussed in several examples.

In addition to the presented ornithological parameters, a range of other biological and chemical variables as well as data on geomorphology, land use, tourism etc. have been collected in the TMAP framework. Unfortunately, there is a shortage of integrated ecosystem analyses, in particular for the German Wadden Sea. For example, there is no interregional integrated analysis of breeding population data and distribution of vegetation parameters, depredation pressure, agricultural use, tourism and recreation, disturbances, etc. The situation regarding the data on migratory birds is similar: There are hardly any integrated analyses of interactions between the distribution of migrants and (vegetation) structure of high-tide roosts, quality and locations of adjacent feeding grounds, or regional and seasonal variations of depredation pressure and human disturbance. Therefore, it is

often difficult or even impossible to discuss the Wadden Sea conservation status and predict e. g. impacts of climate change and rising sea levels.

Literatur

- ACHTZIGER, R., H. STICKROTH & R. ZIESCHANK (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. *Angew. Landsch. Ökol.* 63.
- AUSTIN, G., & M. M. REHFISCH (2005): Shifting non-distributions of migratory fauna in relation to climate change. *Global Change Biol.* 11: 31-38.
- BAIRLEIN, F. (1991): Ornithologische Grundlagenforschung und Naturschutz. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 23: 3-9.
- BAIRLEIN, F. (1994): Forschung in Schutzgebieten – ein Widerspruch? *Ber. Vogelschutz* 32: 53-60.
- BAIRLEIN, F. (2003): The study of bird migrations – some future perspectives. *Bird Study* 50: 243-253.
- BAIRLEIN, F., & K.-M. EXO (2007): Climate change and migratory waterbirds in the Wadden Sea. In: REINEKING, B., & P. SÜDBECK (Eds.): Seriously declining trends in migratory waterbirds: Causes-Concerns-Consequences. Proceedings of the International Workshop on 31st August 2006 in Wilhelmshaven, Germany. *Wadden Sea Ecosystem No. 23. Common Wadden Sea Secretariat, Wadden Sea National Park of Lower Saxony, Institute of Avian Research, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany:* 43-52.
- BAUER, H.-G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. *Wiebelsheim.*
- BAUER, S., M. VAN DINTHER, K. A. HØGDGA, M. KLAASSEN & J. MADSEN (2008): The consequences of climate-driven stop-over sites changes on migration schedules and fitness of Arctic geese. *J. Anim. Ecol.* 77: 654-660.
- BECKER, P. H. (1992): Seevogelmonitoring: Brutbestände, Reproduktion, Schadstoffe. *Vogelwelt* 113: 262-272.
- BECKER, P. H., & J. MUÑOZ-CIFUENTES (2004): Contaminants in bird eggs: Recent spatial and temporal trends. *Wadden Sea Ecosystem No. 18. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany:* 5-25.
- BECKER, P. H., H. WENDELN & J. GONZÁLEZ-SOLÍS (2001): Population dynamics, recruitment, individual quality and reproductive strategies in Common Terns marked with transponders. *Ardea* 89 (special issue): 239-250.
- BEHRE, K.-E. (2003): Eine neue Meeresspiegelkurve für die südliche Nordsee. Transgressionen und Regressionen in den letzten 10.000 Jahren. *Probleme der Küsten-*

- forschung im südlichen Nordseegebiet 28: 9-63.
- BEUKEMA, J. J. (1992): Expected changes in the benthic fauna of Wadden Sea tidal flats as a result of sea-level rise or bottom subsidence. *J. Sea Res.* 47: 25-39.
- BEUKEMA, J. J. (2002): Expected changes in the benthic fauna of Wadden Sea tidal flats as a result of sea-level rise or bottom subsidence. *Neth. J. Sea Res.* 47: 25-39.
- BEUKEMA, J. J., R. DEKKER, K. ESSINK & H. MICHAELIS (2001): Synchronised reproductive success of the main bivalve species in the Wadden Sea: causes and consequences. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 211: 143-155.
- BfN/BMU (2008): Natura 2000 in Deutschland. BfN/BMU, Bonn-Bad Godesberg.
- BfN (2007): Nationaler FFH-Bericht 2007. http://www2.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/themen/natura2000/Bew_Ergebnis_lrt_kont.pdf.
- BLEW, J., K. GÜNTHER, K. LAURSEN, M. VAN ROOMEN, P. SÜDBECK, K. ESKILDSEN, P. POTEL & H.-U. RÖSNER (2005): Overview of numbers and trends of migratory waterbirds in the Wadden Sea 1980-2000. Wadden Sea Ecosystem 20, Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany: 7-148.
- BLEW, J., K. GÜNTHER, K. LAURSEN, M. VAN ROOMEN, P. SÜDBECK, K. ESKILDSEN & P. POTEL (2007): Trends of waterbird populations in the international Wadden Sea 1987-2004: An update. In: REINEKING, B., & P. SÜDBECK (Eds.): Seriously declining trends in migratory waterbirds: Causes-concerns-consequences. Proceedings of the International Workshop on 31st August 2006 in Wilhelmshaven, Germany. Wadden Sea Ecosystem 23, Common Wadden Sea Secretariat, Wadden Sea National Park of Lower Saxony, Institute of Avian Research, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany: 9-32.
- BOERE, G. C., C. A. GALBRAITH & D. A. STROUD (Eds.; 2006): Waterbirds around the world: a global overview of the conservation, management and research of the world's waterbird flyways. Edinburgh.
- BÜTTGER, H., S. THYEN & K.-M. EXO (2006): Nistplatzwahl und Schlupferfolg von Rotschenkeln (*Tringa totanus*) auf der Insel Wangerooge. *Vogelwarte* 44: 123-130.
- BUNJE, J., & J. RINGOT (2003): Lebensräume im Wandel: Flächenbilanz von Salzwiesen im niedersächsischen Wattenmeer zwischen den Jahren 1966 und 1997 – eine Luftbildauswertung. Bezirksregierung Weser-Ems, Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer.
- BURFIELD, I., & F. VAN BOMMEL (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. *BirdLife Conserv. Ser.* 12. Cambridge.
- BURTON, N. H. K. (2000): Winter site-fidelity and survival of Redshank *Tringa totanus* at Cardiff, south Wales. *Bird Study* 47: 102-112.
- BURTON, N. H. K., M. M. REHFISCH, N. A. CLARK & S. G. DODD (2006): Impacts of sudden winter habitat loss on the body condition and survival of Redshank *Tringa totanus*. *J. Appl. Ecol.* 43: 464-473.
- CAMPHUYSEN, C. J., B. J. ENS, D. HEG, J. B. HULSCHER, J. VAN DER MEER & C. J. SMIT (1996): Oystercatcher *Haematopus ostralegus* winter mortality in The Netherlands: the effect of severe weather and food supply. *Ardea* 84A: 469-492.
- CAMPHUYSEN, C. J., D. M. FLEET, B. REINEKING & H. SKOV (2005): Oil pollution and seabirds. In: ESSINK, K., C. DETTMANN, H. FARKE, K. LAURSEN, G. LÜERSSEN, H. MARENIC & W. WIERSINGA (Eds.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany: 115-122.
- CLARK, J.A. (2004): Ringing recoveries confirm higher wader mortality in severe winters. *Ring. Migr.* 22: 43-50.
- CPSL (2005): Coastal protection and sea level rise – Solutions for sustainable coastal protection in the Wadden Sea region. Wadden Sea Ecosystem No. 21. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Working Group on Coastal Protection and Sea Level Rise (CPSL), Wilhelmshaven, Germany.
- CWSS (1992): Sixth trilateral governmental conference on the protection of the Wadden Sea: Ministerial declaration. Esbjerg, November 13, 1991, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- CWSS (2008a): Harbasins, TMAP Handbook. TMAP guidelines for an integrated Wadden Sea monitoring. Version 1.0, Common Wadden Sea Secretariat. Wilhelmshaven., <http://www.waddensea-secretariat.org>.
- CWSS, WORLD HERITAGE NOMINATION PROJECT GROUP (2008b): Nomination of the Dutch-German Wadden Sea as World Heritage Site. Wadden Sea Ecosystem 24, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- DÄNHARDT, A., & P. H. BECKER (2008): Die Bedeutung umweltbedingter Verteilungsmuster von Schwarmfischen für Seevögel im Ökosystem Niedersächsisches Wattenmeer. Unveröff. Abschlußbericht Niedersächs. Wattenmeerstiftung. Wilhelmshaven.
- DELANY, S., D. SCOTT, T. DODMAN, & D. STROUD (Eds.; 2009): An atlas of wader populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International, Wageningen.
- DETTMANN, S. (Ed.; 1999): The Wadden Sea Ecosystem: stability properties and mechanisms. Springer.
- DRENT, R., C. BOTH, M. GREEN, J. MADSEN & T. PERSMA (2003):

- Pay-offs and penalties of competing migratory schedules. *Oikos* 103: 274-292.
- DRENT, R., G. EICHHORN, A. FLAGSTAD, A. J. VAN DER GRAAF, K. E. LITVIN & J. STAHL (2007): Migratory connectivity in Arctic geese: spring stopovers are the weak links in meeting targets for breeding. *J. Ornithol.* 148 (Suppl. 2): S501-514.
- DRENT, R., A. D. FOX & J. STAHL (2006): Travelling to breed. *J. Ornithol.* 147: 122-134.
- EBBINGE, B. S. (1989): A multifactorial explanation for variation in breeding performance of Brent Geese *Branta bernicla*. *Ibis* 131: 196-204.
- EJSMOND, M. J. (2008): The effect of mowing on next-year predation of grassland bird nests: experimental study. *Polish J. Ecol.* 56: 299-307.
- ESSINK, K., C. DETTMANN, H. FARKE, K. LAURSEN, G. LÜERSSEN, H. MARENCIC & W. WIERSINGA (Eds.; 2005): Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- EXO, K.-M. (2000): Ökologie des Kiebitzregenpfeifers zur Brutzeit – eine Pilotstudie im Lena Delta. *Jber. Inst. Vogelforsch.* 4: 17.
- EXO, K.-M. (2008): Nationalpark Wattenmeer: Letzte Chance für Wiesenbrüter? *Falke* 55: 376-382.
- EXO, K.-M., P.H. BECKER, B. HÄLTERLEIN, H. HÖTKER, H. SCHEUFELER, A. STIEFEL, M. STOCK, P. SÜDBECK & O. THORUP (1996): Bruterfolgsmonitoring bei Küstenvögeln. *Vogelwelt* 117: 287-293.
- EXO, K.-M., C. KETZENBERG & U. BRADTER (2000): Bestand, Phänologie und räumliche Verteilung von Wasser- und Watvögeln im friesischen Rückseitenwatt 1992-1995. *Oldenbg. Jahrb.* 100: 337-380.
- FÉRET, M., G. GAUTHIER, A. BÉCHET, J.-F. GIROUX & K.A. HOBSON (2003): Effect of a spring hunt on nutrient storage by Greater Snow Geese in southern Quebec. *J. Wildl. Manage.* 67: 796-807.
- FLEMMING, B. W., & A. BARTHOLOMÄ (2005): Schlicksedimentation und Salzwiesenbildung. *Forschungszentrum Terramare Ber.* 14: 8-11.
- GÄTJE, C., & K. REISE (1998): Ökosystem Wattenmeer: Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Berlin.
- GARTHE, S., B. O. FLORE, B. HÄLTERLEIN, O. HÜPPOP, U. KUBETZKI & P. SÜDBECK (2000): Brutbestandsentwicklung der Möwen (*Laridae*) an der deutschen Nordseeküste in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. *Vogelwelt* 121: 1-13.
- GILL, J. A., K. NORRIS, P. M. POTTS, T. G. GUNNARSSON, P. W. ATKINSON & W. J. SUTHERLAND (2001): The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature* 412: 436-438.
- GILS, J. A., T. PIERSMA, A. DEKINGA, B. SPAANS & C. KRAAN (2006): Shellfish dredging pushes a flexible avian top predator out of a marine protected area. *PLoS Biol.* 4: 2399-2404, e 376. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040376.
- HÄLTERLEIN, B., J. BUNJE & P. POTEI (2003): Zum Einfluss der Salzwiesennutzung an der Nordseeküste auf die Vogelwelt. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 35: 179-186.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & J. MELTER (2007a): Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland – Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. *Vogelwelt* 128: 49-65.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & K.-M. THOMSEN (2007b): Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen. Unveröff. Ber. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HÖTKER, H., E. LEBEDEVA, P. S. TOMKOVICH, J. GROMADZKA, N. C. DAVIDSON, J. EVANS, D. A. STROUD & R. B. WEST (Eds.; 1998): Migration and international conservation of waders. *Research and conservation in north Asian, African and European flyways. Int. Wader Studies* 10.
- HULSCHER, J. B., K.-M. EXO & N. CLARK (1996): Why do Oystercatchers migrate? In: GOSS-CUSTARD, J. D. (Ed.): *The Oystercatcher: From individuals to populations.* Oxford: 155-185.
- JEUGD, VAN DER, H. P., G. EICHHORN, K. E. LITVIN, J. STAHL, K. LARSSON, A. J. VAN DER GRAAF & R. H. DRENT (2009): Keeping up with early springs: rapid change expansion in an avian herbivore incurs a mismatch between reproductive timing and food supply. *Global Change Biol.* 15: 1859-1865.
- JMMB (2008): Trends of migratory and wintering birds in the Wadden Sea 1987/88 – 2006/07. www.wadden-sea-secretariat.org, Wilhelmshaven, Germany.
- KAM VAN DE, J., B. J. ENS, T. PIERSMA & L. ZWARTS (2004): Shorebirds: an illustrated behavioural ecology. Utrecht.
- KERSTEN, M., & W. VISSER (1996): The rate of food processing in Oystercatchers: food intake and energy expenditure constrained by a digestive bottleneck. *Funct. Ecol.* 10: 440-448.
- KOFFIJBERG, K., J. BLEW, K. ESKILDSEN, K. GÜNTHER, B. J. KOKS, K. LAURSEN, L. M. RASMUSSEN, P. POTEI & P. SÜDBECK (2003): High tide roosts in the Wadden Sea: A review of bird distribution, protection regimes and potential sources of anthropogenic disturbance. A report of the Wadden Sea Plan Project 34, Wadden Sea Ecosystem 16, Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany.
- KOFFIJBERG, K., L. DIJKSEN, B. HÄLTERLEIN, K. LAURSEN & P. POTEI (2009): Breeding birds in the Wadden Sea in 2006. Results of the total survey in 2006 and trends in num-

- bers between 1991 and 2006. CWSS, Wilhelmshaven. In prep.
- KOFFJBERG, K., L. DIJKSEN, B. HÄLTERLEIN, K. LAURSEN, P. POTE & P. SÜDBECK (2005): Breeding birds. In: ESSINK, K., C. DETTMANN, K. LAURSEN, G. LÜERSSEN, H. MARENCIC & W. WIERSINGA, W. (Eds.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany: 275-286.
- KOFFJBERG, K., L. DIJKSEN, B. HÄLTERLEIN, K. LAURSEN, P. POTE & P. SÜDBECK (2006): Breeding birds in the Wadden Sea in 2001: Results of the total survey in 2001 and trends in numbers between 1991 and 2001. Wadden Sea Ecosystem 22: 1-132.
- KRÜGER, T., & B. OLTMANN (2008): Identifizierung von Vogelarten für die Schwerpunktsetzung im Brutvogelschutz Niedersachsens anhand eines Prioritätenindex. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 40: 67-81.
- LANGGEMACH, T., & J. BELLEBAUM (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.
- MACLEAN, I. M. D., G. E. AUSTIN, M. M. REHFISCH, J. BLEW, O. CROWE, S. DELANY, K. DEVOS, B. DECEUNINCK, K. GÜNTHER, K. LAURSEN, M. VAN ROOMEN & J. WAHL (2008): Climate change causes rapid changes in the distribution and site abundance of birds in winter. Global Change Biol. 14: 1-12.
- MADSEN, J. (1998a): Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. I. Baseline assessment of the disturbance effects of recreational activities. J. Appl. Ecol. 35: 386-397.
- MADSEN, J. (1998b): Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Test of hunting disturbance effects. J. Appl. Ecol. 35: 386-397.
- MADSEN, J. (2007): Possible effects and impacts of recreational activities on bird populations in the Wadden Sea – can disturbance explain the negative trends? In: REINEKING, B., & P. SÜDBECK (Eds.): Seriously declining trends in migratory waterbirds: Causes-concerns-consequences. Proceedings of the International Workshop on 31st August 2006 in Wilhelmshaven, Germany. Wadden Sea Ecosystem No. 23. Common Wadden Sea Secretariat, Wadden Sea National Park of Lower Saxony, Institute of Avian Research, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany: 65-68.
- MAINGUY, J., J. BÉTY, G. GAUTHIER & J.-F. GIROUX (2002): Is the body condition of Snow Geese and their reproduction affected by the spring conservation hunt? Condor 104: 156-162.
- MELTER, J. (2004): Bestandssituation der Wiesenlimikolen in Niedersachsen. In: KRÜGER, T., & P. SÜDBECK (Hrsg.): Wiesenvogelschutz in Niedersachsen. Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs. 41: 10-26.
- MELTER, J., & S. PFÜTZKE (2008): Erfassung von Wiesenlimikolen im Rahmen der Wirkungskontrolle des PROFIL-Kooperationsprogramms Naturschutz, Teilbereich „Dauergrünland - handlungsorientiert“ im EU-Vogelschutzgebiet V65 Butjadingen, Projektgebiet Stollhammer Wisch - Wiederholungskartierung 2008. Unveröff. Ber.
- MELTOFTE, H., J. BLEW, J. FRIKKE, H.U. RÖSNER & C.J. SMIT (1994): Numbers and distribution of waterbirds in the Wadden Sea: Results and evaluation of 36 simultaneous counts in the Dutch-German-Danish Wadden Sea. IWRB Publication 34, Wader Study Group Bull. 34 (special issue). CWSS, Wilhelmshaven.
- NEWTON, I. (2008): The migration ecology of birds. Amsterdam.
- NIPKOW, M. (2005): Prioritäre Arten für den Vogelschutz in Deutschland. Ber. Vogelschutz 42: 123-135.
- NORRIS, D. R., & P. P. MARRA (2007): Seasonal interactions, habitat quality, and population dynamics in migratory birds. Condor 109: 535-547.
- NORRIS, K., & P. ATKINSON (2000): Declining populations of coastal birds in Great Britain: victims of sea-level rise and climate change? Environm. Rev./Dossiers environ. 8: 303-323.
- OBERDIEK, N., J. BARKOWSKI, H. FREUND & S. THYEN (2008): Brutvogelgemeinschaft nach Rückdeichung des Langeooger Sommerpolders: Ein Modell zur Untersuchung des Meeresspiegelanstiegs? Poster, 7. Deutsches See- und Küstenvogelkolloquium, November 2008, Cuxhaven.
- OOST, A., G. BECKER, J. FENGER, J. HOFSTEDE & R. WEISSE (2005): Climate. In: ESSINK, K., C. DETTMANN, H. FARKE, K. LAURSEN, G. LÜERSSEN, H. MARENCIC & W. WIERSINGA (Eds.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany: 75-82.
- OTTVALL, R. (2005): Breeding success and adult survival of Redshank *Tringa totanus* on coastal meadows in SE Sweden. Ardea 93: 225-236.
- PEACH, W. J., P. S. THOMPSON & J. C. COULSON (1994): Annual long-term variation in the survival rates of British Lapwings *Vanellus vanellus*. J. Anim. Ecol. 63: 60-70.
- PIERSMA, T. (1994): Close to the edge. Energetic bottlenecks and the evolution of migratory pathways in knots. PhD thesis, Univ. Groningen.
- PIERSMA, T. (2007): Why do molluscivorous shorebirds have such a hard time in the Wadden Sea right now. In:

- REINEKING, B., & P. SÜDBECK (Eds.): Seriously declining trends in migratory waterbirds: Causes-Concerns-Consequences. Proceedings of the International Workshop on 31st August 2006 in Wilhelmshaven, Germany. Wadden Sea Ecosystems No. 23. Common Wadden Sea Secretariat, Wadden Sea National Park of Lower Saxony, Institute of Avian Research, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany: 53-64.
- PIERSMA, T., & A. KOOLHAAS (1997): Shorebirds, shellfish(eries) and sediments around Griend, western Wadden Sea, 1988-1996. NIOZ-rapport 1997-7. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel.
- PIERSMA, T., A. KOHLHAAS, A. DEKINGA, J.J. BEUKEMA, R. DEKKER & K. ESSINK (2001): Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. *J. Appl. Ecol.* 38: 976-990.
- PIERSMA, T., & Å. LINDSTRÖM (2004): Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis* 146 (Suppl. 1): 61-69.
- PULS, K.-E. (2008): „Anthropogener“ Meeresspiegelanstieg - Vom Konstrukt zur Panik? *Nat.wiss. Rundsch.* 61: 566-574.
- RASMUSSEN, L. M., D. M. FLEET, B. HÄLTERLEIN, B. J. KOKS, P. POTEL & P. SÜDBECK (2000): Breeding birds in the Wadden Sea in 1996 – Results of a total survey in 1996 and of numbers of colony breeding species between 1991 and 1996. Wadden Sea Ecosystem 10, Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany.
- REHFISH, M. M., G. E. AUSTIN, S. N. FREEMAN, M. J. S. ARMITAGE & N. H. K. BURTON (2004): The possible impact of climate change on the future distribution and numbers of waders on Britain's non-estuarine coasts. *Ibis* 146 (Suppl. 1): 70-81.
- RÖSNER, H.-U. (1992): Hinweise zur Durchführung der Rastvogelzählungen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. WWF-Wattenmeerstelle, Husum.
- RÖSNER, H.-U. (1993): The Joint Monitoring Project for Migratory Birds in the Wadden Sea. Report to the Trilateral Cooperation on the Protection of the Wadden Sea. CWSS, Wilhelmshaven.
- RÖSNER, H.-U., & P. PROKOSCH (1992): Coastal birds counted in a spring-tide rhythm - a project to determine seasonal and long-term trends of numbers in the Wadden Sea. *Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser.* 20: 275-279.
- ROGERS, D. I., T. PIERSMA & C. J. HASSELL (2006): Roost availability may constrain shorebird distribution: Exploring the energetic costs of roosting and disturbance around a tropical bay. *Biol. Conserv.* 133: 225-235.
- ROODBERGEN, M., & C. KLOK (2008): Timing of breeding and reproductive output in two Black-tailed Godwit *Limosa limosa* populations in The Netherlands. *Ardea* 96: 219-232.
- ROODBERGEN, M., C. KLOK & H. SCHEKKERMAN (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.
- ROOMEN VAN, M., C. VAN TURNHOUT, E. VAN WINDEN, B. J. KOKS, P. GOEDHART, M. LEOPOLD & C. SMIT (2005): Trends van benthivore watervogels in de Nederlandse Waddenzee 1975-2002: grote verschillen tussen schelpdiereneters en wormeneters. *Limosa* 78: 21-38.
- SCHIEFFARTH, G., B. J. ENS & A. SCHMIDT (2007): What will happen to birds when Pacific Oysters take over the mussel beds in the Wadden Sea? *Wadden Sea Newsletter* 33: 10-14.
- SCHIEFFARTH, G., & D. FRANK (2006): Eiderentensterben im niedersächsischen Wattenmeer: der Einfluss der Nahrungsqualität auf Bestand und Kondition der Eiderente. Unveröff. Abschlussber. Niedersächsischen Wattenmeerstiftung, Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, Wilhelmshaven.
- SCHIEKKERMAN, H., W. TEUNISSEN & E. OOSTERVELD (2008): The effect of 'mosaic management' on the demography of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* on farmland. *J. Appl. Ecol.* 45: 1067-1075.
- SCHIEKKERMAN, H., W. TEUNISSEN & E. OOSTERVELD (2009): Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *J. Ornithol.* 150: 133-145.
- SCHROEDER, J., M. HECKROTH & T. CLEMENS (2008): Against the trend: increasing numbers of breeding Northern Lapwings *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* on a German Wadden Sea island. *Bird Study* 55: 100-107.
- SMIT, C. (1982): Wader and waterfowl counts in the international Wadden Sea area: the results of the 1981-82 season. *Wader Study Group Bull.* 35: 14-19.
- SMIT, C., & W. J. WOLFF (Eds.) (1980): Birds of the Wadden Sea. Report 6 of the Wadden Sea Working Group, Leiden.
- SMIT, C., & P. M. ZEGERS (1994): Shorebirds counts in the Dutch Wadden Sea, 1980-91: a comparison with the 1965-77 period. *Ophelia Suppl.* 6: 163-170.
- SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND, VOGELBESCHERMING NEDERLAND (2007): Vogelbalans 2007, thema klimaatverandering. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

- SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND (2008): Vogelbalans 2008, thema natuurgebieden. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- STICKROTH, H. (2005): Die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung: Wie Vögel dem Naturschutz Beine machen. Falke 52: 208-213.
- STIEFEL, A., & H. SCHEUFLER (1984): Der Rotschenkel *Tringa totanus*. N. Brehm-Bücherei 562, Wittenberg Lutherstadt.
- STROUD, D. A., A. BAKER, D. E. BLANCO, N. C. DAVIDSON, S. DELANY, B. GANTER, R. GILL, P. GONZÁLEZ, L. HAANSTRA, R. I. G. MORRISON, T. PIERSMA, D. A. SCOTT, O. THORUP, R. WEST, J. WILSON & C. ZÖCKLER (2006): The conservation and population status of the world's waders at the turn of the millennium. In: BOERE, G. C., C. A. GALBRAITH & D. A. STROUD (Eds.): Waterbirds around the world. Edinburgh: 643-648.
- STROUD, D. A., N. C. DAVIDSON, R. WEST, D. A. SCOTT, L. HAANSTRA, O. THORUP, B. GANTER & S. DELANY (2004): Status of migratory wader populations in Africa and Western Eurasia in the 1990s. Int. Wader Studies 15: 1-259.
- SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, M. FLADE, C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE, J. SCHWARZ & J. WAHL (2009): Vögel in Deutschland - 2009. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- SÜDBECK, P. (1999): Gastvögel im Wattenmeer: räumliche Verteilung und zeitliches Auftreten. In: Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer und Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer, Bd. 2 Wattenmeer zwischen Elb- und Emsmündung. Stuttgart: 82-83.
- SÜDBECK, P., H.-G. BAUER, M. BOSCHERT, P. BOYE & W. KNIEF (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007. Ber. Vogelschutz 44: 23-82.
- SÜDBECK, P., H. FARKE & H. MARENCIC (2009): Das TMAP: ein wattenmeerweit harmonisiertes Umweltbeobachtungs- und Monitoringprogramm als Grundlage für die Nationalparkarbeit. Nat.schutz Biol. Vielfalt 72: 37-57.
- TEUNISSEN, W. A., H. SCHEKKERMAN & F. WILLEMS (2005): Predatie bij weidevogels. Op zoek naar de mogelijke effecten van predatie of de weidevogelstand. SOVON-onderzoeksrapport 2005/11. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen. Alterra-Document 1292, Alterra, Wageningen.
- THYEN, S. (2000) Verteilung und Schlupferfolg von Brutvögeln in landwirtschaftlich genutzten Außengroden Niedersachsens. Seevögel 21, Sonderh. 2: 45-50.
- THYEN, S., P. H. BECKER, K.-M. EXO, B. HÄLTERLEIN, H. HÖTKER & P. SÜDBECK (1998): Monitoring Breeding Success of Coastal Birds – Final Report of the Pilot Studies 1996-1997. CWSS Wadden Sea Ecosystem 8, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 7-55.
- THYEN, S., & K.-M. EXO (2003): Sukzession der Salzrasen an der niedersächsischen Küste: Chance oder Risiko für Brutvögel der Außengroden? Vogelkd. Ber. Niedersachs. 35: 173-178.
- THYEN, S., & K.-M. EXO (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. Tagungsbericht NABU, Bergenhusen: 20-26.
- THYEN, S., & K.-M. EXO (2005): Interactive effects of time and vegetation on reproduction of redshanks (*Tringa totanus*) breeding in Wadden Sea saltmarshes. J. Ornithol. 146: 215-225.
- THYEN, S., K.-M. EXO, U. APPEL & P. SÜDBECK (2000): Phänologie, Bestandsentwicklung und Monitoring von Wasser- und Watvögeln an der friesländischen Küste 1969-1994: Ergebnisse 26-jähriger Wasser- und Watvogelzählungen der Wissenschaftlichen Arbeitsgemeinschaft für Natur- und Umweltschutz e.V., Jever. Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs. 40.
- THYEN, S., K.-M. EXO, A. CERVENCL, W. ESSER & N. OBERDIEK (2008): Salzwiesen im niedersächsischen Wattenmeer als Brutgebiet für Rotschenkel *Tringa totanus*: Wertvolle Rückzugsgebiete oder ökologische Falle? Vogelwarte 46: 121-130.
- WAHLS, S. (1995): Raum-Zeit-Muster des Kiebitzregenpfeifers (*Pluvialis squatarola*) zur Zeit des Herbst- und Frühjahrszuges im niedersächsischen Wattenmeer. Dipl.arb. Univ. Oldenburg.
- WEBSTER, M. S., P. P. MARRA, S. M. HAIG, S. BENSCH & R. T. HOLMES (2002): Links between worlds: unraveling migratory connectivity. Tree 17: 76-83.
- WELLBROCK, A., S. THYEN & K.-M. EXO (2009): Ökofaunistik I: Brut- und Rastvögel. In: FLEMMING, B. W. (Hrsg.): Untersuchungen der ökologischen Entwicklung einer Außendeichskleipütte als Ergänzung der quantitativen Beweissicherung des Wiederverlandungsprozesses. Abschlussbericht 2006-2008. Senckenberg am Meer, Bericht 09-1: 39-86. http://www.fh-oow.de/ifv/downloads/96/puette_abschlussbericht09komplett.pdf.
- WELLBROCK, A., S. THYEN & K.-M. EXO (2010): Ökologische Bedeutung einer wiederverlandenden Kleipütte für Brut- und Rastvögel im westlichen Jadebusen. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 41: 225-239.
- ZÖCKLER, C. (2007): Trends in arctic birds migrating to the Wadden Sea. In: REINEKING, B., & P. SÜDBECK (Eds.): Seriously declining trends in migratory waterbirds: Cau-

ses-Concerns-Consequences. Proceedings of the International Workshop on 31st August 2006 in Wilhelmshaven, Germany. Wadden Sea Ecosystems No. 23. Common Wadden Sea Secretariat, Wadden Sea National Park of Lower Saxony, Institute of Avian Research, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany, S. 33-42.

ZWARTS, L., B. J. ENS, J. D. GOSS-CUSTARD, J. B. HULSCHER & M. KERSTEN (1996): Why Ostercatchers *Haematopus ostralegus* cannot meet their daily energy requirements in a single low water period. *Ardea* 84A: 269-290.