



# Voruntersuchungen zum Schutz des Seeregenpfeifer-Mauserplatzes vor St. Peter-Ording

Bericht für die Nationalparkstiftung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer

Sebastian Blüm

Dominic Cimiotti

Dr. Philip Hunke

Michael-Otto-Institut im NABU

Goosstroot 1

24861 Bergenhusen

Sebastian.Bluem@nabu.de

# **Voruntersuchungen zum Schutz des Seeregenpfeifer-Mauserplatzes vor St. Peter-Ording**

**Abschlussbericht für die Nationalparkstiftung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer**

**Michael-Otto-Institut (MOIN) im NABU, Bergenhusen  
September 2024**

Sebastian Blüm

Dominic Cimiotti

Dr. Philip Hunke

Michael-Otto-Institut, Goosstroot 1, 24861 Bergenhusen;  
Sebastian.Bluem@nabu.de

Titelfoto: Sebastian Blüm

# Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	4
Summary.....	5
1 Einleitung.....	6
2 Methoden.....	9
2.1 Datenaufnahme.....	9
2.2 Hochwasserzählungen.....	10
2.3 Störungsbeobachtungen.....	10
2.4 Ringablesungen und Scan-Counts.....	11
2.5 Internationale Synchronzählung.....	12
2.6 Statistische Analyse.....	13
2.6.1 Analyse der Hochwasserzählungen.....	13
2.6.2 Analyse der Ringablesungen.....	13
2.7 Gesamtindividuenzahl.....	13
2.8 Analyse der Störungsbeobachtungen.....	14
3 Ergebnisse.....	15
3.1 Hochwasserzählungen.....	15
3.2 Häufig genutzte Bereiche.....	17
3.3 Gesamtindividuenzahl.....	22
3.4 Ringablesungen.....	24
3.5 Internationale Synchronzählung.....	27
3.6 Störungsbeobachtungen.....	28
4 Diskussion.....	32
4.1 Zeitlich-räumliche Muster.....	32
4.2 Gesamtindividuenzahl.....	37
4.3 Internationale Synchronzählung.....	37
4.4 Störungseffekte.....	38
4.5 Empfohlene und bereits durchgeführte Schutzmaßnahmen.....	42
Danksagung.....	46
Literaturverzeichnis.....	I
Anhang.....	V

## Zusammenfassung

Wie viele andere Wasser- und Watvogelarten mausern auch die *Seeregenpfeifer Alexandrinus alexandrinus* der nordwesteuropäischen und der Wattenmeer-Populationen nach der Brutzeit ihre Schwungfedern, bevor sie in ihre südlichen Winterquartiere ziehen. Dabei nutzen sie bestimmte Mauserplätze, z.B. im niederländischen Deltagebiet, auf Fanø im dänischen Wattenmeer und auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording im deutschen Wattenmeer. Um die Bedeutung der Sandbänke vor St. Peter-Ording für mausernde Seeregenpfeifer zu ermitteln, wurden in der Nachbrutzeit 2023 von Juni bis Oktober Hochwasserzählungen von rastenden Seeregenpfeifern durchgeführt und die raum-zeitliche Nutzung der drei Mauserplätze auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording analysiert. Außerdem wurden Ringablesungen farbberingter Seeregenpfeifer durchgeführt, um die Herkunft der an den drei Mauserplätzen rastenden Seeregenpfeifer sowie deren Mindestaufenthaltsdauer zu ermitteln. Mit Hilfe von Wiedersichtungsstatistiken der farbberingten Individuen wurde die Gesamtzahl der Individuen geschätzt, die den Mauserplatz während der Saison nutzten. Die internationale Bedeutung der Sandbänke vor St. Peter-Ording im Wattenmeer- und Nordseekontext wurde mit einer internationalen Synchronzählung in Dänemark, Deutschland und den Niederlanden ermittelt. Darüber hinaus wurden Störungsbeobachtungen am Mauserplatz in Böhl durchgeführt, der intensiv von Strandbesucher:innen für Freizeitaktivitäten genutzt wird.

Die höchsten Anzahlen rastender Seeregenpfeifer wurden im August und Anfang September festgestellt. Maximal wurden am 1. September insgesamt 571 Individuen an allen drei Mauserplätzen gezählt. Der Großteil der beringten Individuen stammte aus dem nahegelegenen Beltringharder Koog, dem wichtigsten verbliebenen Brutgebiet für Seeregenpfeifer an der deutschen Nordseeküste. Adulte Seeregenpfeifer hatten eine Mindestaufenthaltsdauer von 47 Tagen (Median), und es gab keinen signifikanten Unterschied in der Aufenthaltsdauer zwischen Männchen und Weibchen. Jungvögel nutzten den Mauserplatz für eine wesentlich kürzere Zeit. Basierend auf der Wiedersichtungsstatistik der farbberingten Seeregenpfeifer nutzten in der Nachbrutzeit insgesamt 1.132 Individuen (95 %-Konfidenzintervall: 1.056–1.249) die Sandbänke vor St. Peter-Ording. Die internationale Synchronzählung hat zudem gezeigt, dass sich auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording der wichtigste Mauserplatz für Seeregenpfeifer im gesamten Wattenmeer bzw. in der südlichen Nordsee befindet, da hier mehr als 50 % aller Individuen gezählt wurden. Die Störungsbeobachtungen zeigten, dass die rastenden Seeregenpfeifer im Durchschnitt fast drei Störungen pro Stunde ausgesetzt waren. Die Annahme, dass ein großer Teil der Brutpopulationen im Wattenmeer die Mauserplätze auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording nutzt, unterstreicht die Wichtigkeit geschützter Rast- bzw. Mauserplätze während dieser sensiblen Zeit im Jahreszyklus der Vögel. Erstmals wurde daher in der Mausersaison 2024 die Wirksamkeit einer temporären Schutzzone am Böhler Strand erprobt.

## Summary

Like many waterfowl and wader species, Kentish Plovers *Charadrius alexandrinus* of both the north-west European and Wadden Sea populations perform a post-breeding moult before migrating to their southerly wintering grounds. They make use of specific moulting sites, e.g. in the Dutch Delta area, on Fanø in the Danish Wadden Sea and on the sandbars off St. Peter-Ording in the German Wadden Sea. In order to determine the importance of the sandbars off St. Peter-Ording for moulting Kentish Plovers, I conducted high-tide counts of roosting Kentish Plovers during the post-breeding season from June to October and analysed the spatiotemporal use of three sub-sites. I also carried out ring readings of individually colour-ringed Kentish Plovers to assess the origin of the plovers moulting at the three sub-sites and calculated their stopover durations. With mark-recapture analysis I estimated the total number of individuals that used the moulting site over the season. I assessed the international importance of the sandbars off St. Peter-Ording in a Wadden Sea and North Sea wide context with an international synchronous count in Denmark, Germany and the Netherlands. Furthermore, I conducted disturbance observations at one sub-site that is frequently used by humans for recreational activities. Maximum numbers of roosting Kentish Plovers occurred in August and begin of September. Highest numbers were recorded on the 1<sup>st</sup> of September with in total 571 individuals at all three sub-sites. Most of the ringed individuals came from the nearby Beltringharder Koog nature reserve, the most important remaining breeding area for Kentish Plovers on the German North Sea coast. Adult Kentish Plovers had a minimum stopover duration of 47 days (median) and there was no significant difference in the duration between males and females. Juveniles stayed for a much shorter time. Based on the mark-recapture analysis, 1,132 individuals (95 %-confidence interval: 1,056–1,249) used the sandbars off St. Peter-Ording over the post-breeding season. The international synchronous count highlighted the sandbars off St. Peter-Ording as the most important moulting sites for Kentish Plovers in the Wadden Sea and the southern North Sea, as more than 50 % of all individuals were counted on the St. Peter-Ording sandbars. The disturbance observations showed that roosting Kentish Plovers were exposed to on average almost three disturbances per hour. Assuming that a large proportion of the Wadden Sea breeding populations make use of the moulting sites at the sandbars off St. Peter-Ording further underlines the need for protected roost sites during this sensitive time in the birds' annual cycle. The effectiveness of a temporary protection zone on the sandbar at St. Peter Böhl was therefore tested for the first time in the 2024 moulting season.

## 1 Einleitung

Wie viele andere See- und Küstenvogelarten gehören Regenpfeifer der Gattung *Charadrius* zu den am stärksten bedrohten Brutvogelarten weltweit. Die meisten Arten der Gattung *Charadrius* bewohnen Lebensräume, die stark von anthropogenen Faktoren wie Klimawandel, Lebensraumverlust und direkten Störungen durch den Menschen betroffen sind, insbesondere an Stränden, die vom Menschen für verschiedene Aktivitäten genutzt werden (Colwell & Haig, 2019). Weltweit ist der Seeregenpfeifer *Charadrius alexandrinus* aufgrund seines großen Verbreitungsgebietes und seiner Populationsgröße nicht bedroht (BirdLife International, 2023). Die westeuropäische Brutpopulation ist jedoch entlang der Atlantikküsten und im Mittelmeerraum nur lückenhaft verbreitet (del Hoyo et al., 2023). Das Wattenmeer ist das nördlichste Brutgebiet des Seeregenpfeifers in Europa (del Hoyo et al., 2023) und mehrere Populationen verzeichnen (stetige) Bestandsabnahmen (Thorup & Bregnballe, 2021).

Die EU-Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG) listet den Seeregenpfeifer in Anhang I bzgl. spezieller Erhaltungsmaßnahmen für dessen Lebensräume (European Union, n.d.). In Deutschland gehört der Seeregenpfeifer zu den vom Aussterben bedrohten Brutvögeln und wird entsprechend in Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) der Roten Liste der gefährdeten Brutvögel geführt (Ryslavy et al., 2020). Die deutsche Brutpopulation beherbergt etwa 300 bis 350 Brutpaare (Dachverband Deutscher Avifaunisten, 2024) und befindet sich im nördlichsten europäischen Verbreitungsgebiet dieser Art. Dies unterstreicht die Bedeutung der (deutschen) Brutpopulation für die Erhaltung des Seeregenpfeifers im nördlichen Mitteleuropa. Die deutsche Brutpopulation ist eng mit dem Wattenmeer und den Naturschutzgebieten in der Nähe des Wattenmeeres verbunden, insbesondere mit dem Naturschutzgebiet Beltringharder Koog mit jährlich etwa 150 bis 200 Brutpaaren (Cimiotti et al., 2015). Das Bundesland Schleswig-Holstein hat eine besondere Verantwortung für die deutsche Population, da mehr als 95 % der deutschen Population und 75 % der gesamten Wattenmeerpopulation (Niederlande, Deutschland und Dänemark) im schleswig-holsteinischen Wattenmeergebiet brüten (Koffijberg et al., 2020).

Die Art war daher bereits Gegenstand eines Artenschutzprojektes in Schleswig-Holstein (2009–2016), das sich im Wesentlichen auf die Situation an den Brutplätzen im Land konzentrierte und zu einem Anstieg der Bestände nach einem langfristigen starken Rückgang beitrug (Hötker et al. 2009, 2010, 2011; Cimiotti et al. 2012, 2013, 2014, 2015)). In den vergangenen Jahren wurden durch neuere Untersuchungen des MOIN aber auch potenzielle Bedrohungen außerhalb der Brutzeit, insbesondere in den Rast- und Überwinterungsgebieten der schleswig-holsteinischen Seeregenpfeifer in Südeuropa und Westafrika, identifiziert (Cimiotti et al., 2022).

Um Populationen gefährdeter Vogelarten effektiv zu schützen, reicht es jedoch nicht aus, nur die Bedingungen in den Brutgebieten zu verbessern. Ebenso wichtig ist es, bedeutungsvolle Gebiete entlang der Zugwege im Blick zu behalten, denn Veränderungen und ungünstige Bedingungen entlang der Zugwege und an Zwischenrastplätzen können sich ebenso negativ auf Überlebensraten und Populationsgrößen auswirken (z.B. Baker et al., 2004; Verhulst et al., 2004). Zwischen dem Ende der Brutzeit und dem Abzug in Richtung der Winterquartiere versammelt sich ein großer Teil der in Schleswig-Holstein brütenden Seeregenpfeifer zur Mauser (Erneuerung der Federn, u.a. der Schwungfedern im Flügel) auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording, wie Felduntersuchungen aus den vergangenen Jahren sowie GPS-Beloggerungen von Brutvögeln aus dem Beltringharder Koog gezeigt haben. Maximal wurden dort in den vergangenen Jahren 471 Individuen gleichzeitig erfasst, was rund drei Viertel des landesweiten Brutbestandes entsprechen würde. Ob auch Seeregenpfeifer aus anderen Regionen den Mauserplatz nutzen, war bisher nicht bekannt. Kenntnisstand der Untersuchungen in den Vorjahren war, dass sich die Vögel traditionell auf der Sandbank am Böhler Strand aufhalten (Cimiotti et al. 2012, 2013, 2014, 2015, 2016) und sich ein weiterer Platz an der Nordspitze der Sandbank am Ordinger Strand befindet. Die Zählungen am Böhler Strand wurden in den letzten Jahren jedoch eher unregelmäßig durchgeführt und gaben daher nur einen groben Überblick über die nachbrutzeitlichen Ansammlungen von Seeregenpfeifern. In Ording wurden von Mitarbeitenden des MOIN in den letzten Jahren keine Zählungen durchgeführt. Darüber hinaus geben Zählungen an sich keine Information darüber, wie viele Individuen *über einen Zeitraum* ein bestimmtes Gebiet nutzen. Meistens liegt dieses sogenannte Volumen durch Immigration und Emigration von Individuen in das Gebiet und aus dem Gebiet heraus wesentlich höher als die Höchstzahlen der Hochwasserzählungen, die immer nur die Zahlen zu einem bestimmten Zeitpunkt widerspiegeln (Hötker & Frederiksen, 2001; Loonstra et al., 2016).

Die Mauser stellt eine besonders sensible Phase im Jahreszyklus eines Vogels dar, da die Bildung neuer Federn physiologisch aufwändig ist und die Flugfähigkeit mehr oder weniger stark eingeschränkt ist (Jenni & Winkler, 2020). Die mausernden Seeregenpfeifer an den Sandbänken von St. Peter-Ording sind zwar nicht direkt auf dem Zug, aber befinden sich in der Vorbereitungsphase für einen längeren Zugweg. Störungen während dieser Zeit führen daher zu einer weiteren Verringerung der ohnehin schon reduzierten Akkumulationsraten von Fettreserven, da Störungen die Regenpfeifer an der Nahrungsaufnahme hindern und Stress verursachen. Dies wiederum führt zu einer höheren Stoffwechselrate, die aufgrund der Mauser ohnehin schon erhöht ist (Colwell & Haig, 2019).

Da sich, basierend auf den Zählungen aus den letzten Jahren, in diesem Fall ein großer Teil einer Population zeitweise in einem einzigen Schwarm versammelt, ergibt sich eine besondere Anfälligkeit gegenüber potenziellen Gefahren (z.B. Ölverschmutzungen, Vogelgrippe) und Störungen durch den Strandtourismus. Die Mauserzeit von Juli bis

September überlappt stark mit der Zeit des höchsten touristischen Aufkommens. Im Gegensatz zu den verbliebenen Brutplätzen in St. Peter-Ording, die als mobile Schutzzone oder durch die Schutzzone 1 des Nationalparks vor Störungen geschützt sind, sind die während der Mauserzeit genutzten Bereiche größtenteils frei zugänglich. Störungen (z.B. durch Personen mit Hund) wurden vereinzelt beobachtet, konnten jedoch bisher nicht quantifiziert und in ihrer Auswirkung bewertet werden.

Wissenslücken bestanden darüber hinaus hinsichtlich der überregionalen Bedeutung des Mauserplatzes vor St. Peter-Ording. Größere Ansammlungen zu dieser Jahreszeit waren aus der jüngeren Vergangenheit nur von den dänischen Wattenmeerinseln Fanø und Rømø sowie aus dem niederländischen Deltagebiet (Verklikkerstrand und Grevelingendam; Janse et al., 2023)), nicht jedoch aus dem Wattenmeer Niedersachsens und der Niederlande bekannt. Spezielle, synchrone Erfassungen der mausernden Seeregenpfeifer, wie diese bereits für Brandgänse durchgeführt wurden (z.B. Kempf & Kleefstra, 2013), fehlten bisher. Da Seeregenpfeifer auf weitläufigen Sandflächen nur schwer zu entdecken sind, können die Mauserbestände nicht adäquat im Rahmen üblicher Rastvogelzählungen (z.B. Springtidenzählungen in Schleswig-Holstein) miterfasst werden (K. Günther, pers. Mitt.).

Um all diese Wissenslücken zu schließen, wurden in der Mausersaison 2023 (Ende Juni–Anfang Oktober) systematische Untersuchungen an den Mauserplätzen in St. Peter-Ording (Böhl, Hitzsand, Ording) durchgeführt. Neben den klassischen Hochwasserzählungen und dem daraus resultierenden Verlauf der „reinen“ Rastzahlen wurden durch zahlreiche Ablesungen farbberingter Individuen und durch Wiedersichtungsstatistiken die Gesamtzahl der Individuen berechnet, die den Mauserplatz in Böhl bzw. auf dem gegenüberliegenden Hitzsand über die Mauserzeit nutzen. Durch das Ablesen farbberingter Individuen konnten ebenso genauere Informationen über die Herkunft der Seeregenpfeifer gewonnen werden. Darüber hinaus wurde durch eine internationale Synchronzählung Ende August 2023 in Dänemark, Deutschland und den Niederlanden die überregionale Bedeutung des Mauserplatzes in St. Peter-Ording quantifiziert. Systematische Störungsbeobachtungen am Böhler Strand lieferten die Grundlagen für Maßnahmenempfehlungen zum Einrichten temporärer Schutzzonen in Böhl und auf dem Hitzsand.



## 2 Methoden

Untersuchungsgebiet dieser Studie waren die Sandbänke vor St. Peter-Ording. Hauptuntersuchungsgebiete waren der Böhler Strand (nachfolgend „Böhl“) und der Hitzsand auf dem Hauptstrand. Weniger oft und eher unregelmäßig wurden Daten am Ordinger Strand im Norden aufgenommen.

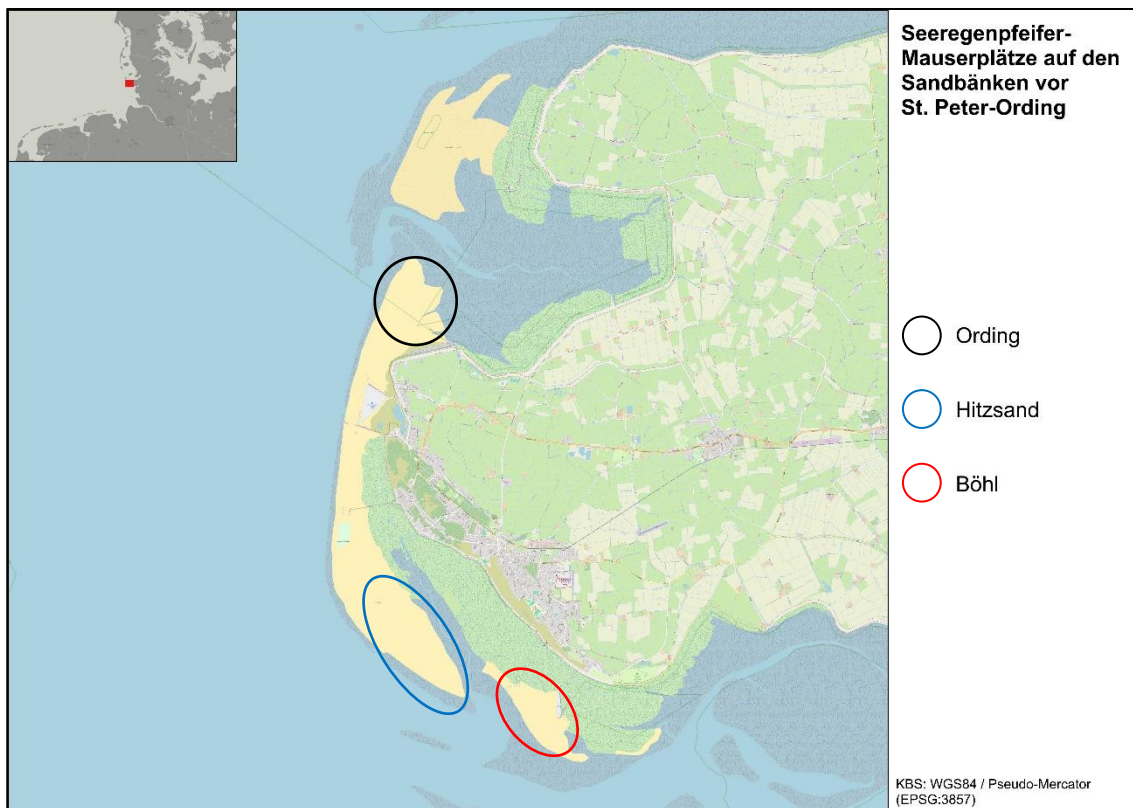


Abbildung 1: Die Bereiche der Sandbänke vor St. Peter-Ording, die in dieser Studie untersucht wurden.

### 2.1 Datenaufnahme

Die Datenaufnahme erfolgte vom 20. Juni bis zum 5. Oktober im Abstand von etwa zwei Tagen. Maximal lagen sieben Tage zwischen den Erfassungen. Wann immer möglich, wurden Erfassungen in Böhl und auf dem Hitzsand synchron durchgeführt, um möglichst genaue Anzahlen der rastenden Seeregenpfeifer zu erhalten. Insgesamt erfolgten 68 Durchgänge, von denen zwei aufgrund schlechter Witterungsverhältnisse verworfen wurden. Jeder Durchgang startete etwa 1–1,5 Stunden vor Hochwasser. In Böhl wurde die Datenerfassung stets nach folgendem Schema durchgeführt: Zuerst wurde der Schwarm bzw. die Schwärme rastender Seeregenpfeifer dreimal gezählt, um die Genauigkeit der Zählungen zu überprüfen bzw. zu gewährleisten. Anschließend wurden Störungsbeobachtungen von 3x 30 Minuten durchgeführt. Im Anschluss wurde bei Ebbe auf den Wattflächen gezielt nach farbberingten Individuen geschaut und sogenannte

Scan-Counts durchgeführt, bei denen der Anteil beringter und unberingter Individuen in kleinen Trupps auf den Wattflächen notiert wurde.

Die Datenaufnahme auf dem Hitzsand und in Ording unterschied sich geringfügig zu der in Böhl, da auf dem Hitzsand und in Ording keine systematischen Störungsbeobachtungen durchgeführt wurden. Ab Mitte Juli wurde zu Beginn jedes Durchgangs in Böhl und auf dem Hitzsand die Anzahl an Menschen auf dem Strand bzw. auf den relevanten Strandabschnitten notiert (siehe Abbildung 1). In Böhl war hiervon der Bereich des Strandparkplatzes ausgenommen.

## **2.2 Hochwasserzählungen**

Hochwasserzählungen erfolgten in der Zeit von 1–1,5 Stunden vor Hochwasser. Um die Genauigkeit der Zählungen zu überprüfen bzw. zu gewährleisten, wurde jeder Schwarm dreimal gezählt. Die Zählungen wurden mithilfe eines Spektivs (20–60facher Zoom), eines Fernglases und einer Zähluhr durchgeführt.

## **2.3 Störungsbeobachtungen**

Im Anschluss an die Hochwasserzählungen wurden die Störungsbeobachtungen durchgeführt. Hierfür wurde eine größere Distanz zu den Vögeln gewählt, um zu verhindern, dass Menschen am Strand denken, sie würden die Datenaufnahme stören. Um zu verhindern, dass eine gesamte Sequenz von Störungsbeobachtungen aufgrund unvorhergesehener Ereignisse (z.B. Gewitter) verloren geht, wurden die Beobachtungen in drei Sequenzen von jeweils 30 Minuten aufgeteilt. Einige wenige Störungsbeobachtungen dauerten insgesamt nur 30 bzw. 60 Minuten (= 1 oder 2 Sequenzen), andere dafür 150 Minuten (= 5 Sequenzen). Insgesamt wurden über den Zeitraum der Datenaufnahmen 3030 Minuten (= 101 Sequenzen) Störungsbeobachtungen durchgeführt. Eine Störung wurde definiert als ein Ereignis, das die Seeregenpfeifer dazu veranlasste, Anzeichen von Wachsamkeit bzw. Stress zu zeigen und ggf. im weiteren Verlauf den aktuellen Hochwasserrastplatz (temporär) zu verlassen. Störungsstimuli waren: *Spaziergänger:in*, *Hund (angeleint)*, *Hund (unangeleint)*, *Reiter:in mit Pferd*, *Kitesurfer an Land*, *Kitesurfer auf See*, *Flugzeug*, *Greifvogel*, *anderer Vogel (z.B. Möwe)*, und *Sonstiges*.

Die Reaktionen auf die Störungsstimuli wurden basierend auf Krüger (2016) klassifiziert, wobei nur die *Alert Distance (AD)* und die *Flight Initiation Distance (FID)* berücksichtigt wurden. Da in der vorliegenden Studie unter FID auch die Reaktion „weglaufen“ gefallen ist – es sich also nicht um eine reine Flug-Fluchtdistanz gehandelt hat – wird im Nachfolgenden von *Escape Initiation Distance (EID)* statt *Flight Initiation Distance (FID)* gesprochen. Für jedes (potentielle) Störungsereignis wurden die folgenden Daten notiert:

- Geschwindigkeit des Stimulus (*langsam, mittel, schnell*)
- Reaktion (*keine Reaktion, wachsam, weglaufend, auffliegend, wegfliegend*)
- Ungefähre Distanz des Stimulus zum Schwarm, bei dem die Vögel das erste Mal Anzeichen von Wachsamkeit / Stress zeigten (*Alert Distance (AD)*)
- Ungefähre Distanz des Stimulus zum Schwarm, bei dem die Vögel eine weitere Reaktion wie „weglaufen“, „auffliegen“ oder „wegfliegen“ zeigten (*Escape Initiation Distance, EID*)
- Schwarmgröße vor und nach der Störung

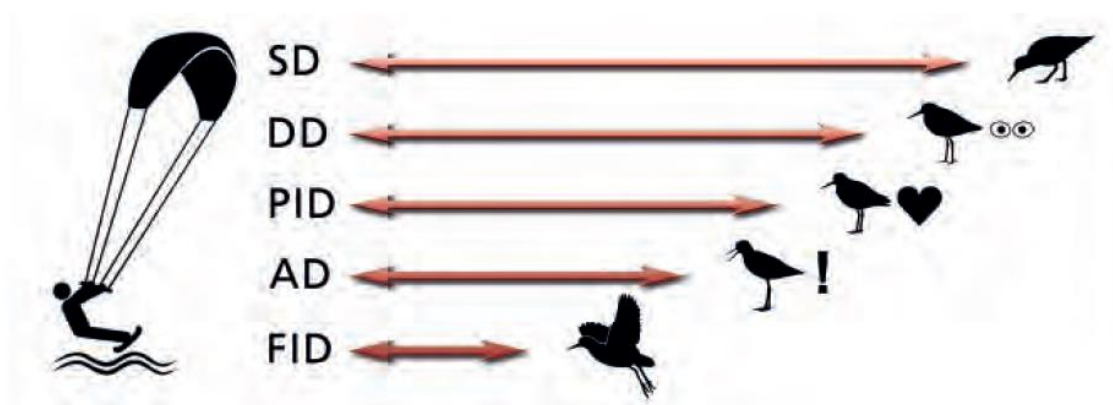


Abbildung 2: Visuelle Darstellung der starting distance (SD), detection distance (DD), physiological initiation distance (PID), alert distance (AD) und flight initiation distance (FID) (Krüger, 2016).

Störungen bzw. Stimuli wurden innerhalb eines Radius von 250 m um den Schwarm notiert (Ausnahme: 350 m bei Reiter:innen mit Pferd als Stimulus). Stimuli wurden auch dann notiert, wenn sie potentiell zu einer Störung geführt hätten, auch wenn tatsächlich keine Störung beobachtet wurde, z.B. als Anzeichen eines Gewöhnungseffektes (Reaktion „keine Reaktion“).

## 2.4 Ringablesungen und Scan-Counts

In den meisten Fällen endeten die Hochwasserzählungen und Störungsbeobachtungen etwa zwei Stunden nach Hochwasser. Zu diesem Zeitpunkt fielen die ersten Wattflächen frei und die Seeregenpfeifer begannen, sich zur Nahrungssuche auf den Wattflächen zu verteilen. Während der Nahrungssuche konnten die beringten Vögel wesentlich besser abgelesen werden als zur Hochwasserrast, da sie beim Fressen auf dem Watt meistens beide Beine und somit alle Ringe zeigten. Mit drei Ausnahmen gehörten alle

abgelesenen farbberingten Seeregenpfeifer zu einem Farbberingungsprojekt des Michael-Otto-Instituts, das seit 2009 durchgeführt wird. Dieses Projekt zielt auf die Bestimmung von Überlebensraten ab, z.B. das Überleben von Jung- und Altvögeln der Schleswig-Holsteinischen Brutpopulation. Zu jedem farbberingten Vogel wurde die Farbringkombination, das Alter und das Geschlecht notiert. Um den Anteil beringter und unberingter Individuen zu bestimmen, wurden während der Ringablesungen sogenannte Scan-Counts durchgeführt, bei denen in Trupps Nahrung suchender Seeregenpfeifer jeweils die Anzahl beringter und unberingter Individuen notiert wurde.



Abbildung 3: Beispiel eines farbberingten (juvenilen) Seeregenpfeifers aus dem Beringungsprojekt des Michael-Otto-Instituts. Ein gelber Ring über einem Metallring am linken Tarsus und ein roter Ring über einem gelben Ring am rechten Tarsus sowie ein gelber Ring an der rechten Tibia ergeben die Ringkombination my-yry (gelesen von links nach rechts sowie von unten nach oben) (Foto: Dominic Cimiotti).

## 2.5 Internationale Synchronzählung

Um die Mauserplätze auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording in einen wattenmeer- bzw. nordseeweiten Kontext zu rücken und die Bedeutung dieser und weiterer Mauserplätze genauer zu quantifizieren, wurde Ende August 2023 eine internationale Synchronzählungen in Dänemark, Deutschland und den Niederlanden durchgeführt. Hauptziele waren, einen besseren Überblick über die Anzahlen mausernder Seeregenpfeifer an den (bekannten) Mauserplätzen und einen generellen Überblick über die Verteilung dieser Art im Bereich der südlichen Nordsee in der Nachbrutzeit zu bekommen. Kombiniert wurde die Synchronzählung mit einer allgemeinen Wat- und Wasservogelzählung / Springtidenzählung. Dadurch wurden alle bekannten Mauserplätze entlang der deutsch-dänisch-niederländischen Wattenmeerküste sowie im niederländischen Deltagebiet und an der Küste von Blåvand im Südwesten Dänemarks abgedeckt. Die Synchronzählung dauerte vom 16. bis 21. August. Hauptzeitraum war der 18. bis 20. August, aber es wurden auch Zählungen vom 16. bis 21. August und einzelne Beobachtungen aus dem Vogelbeobachtungsportal ornitho.de vom 15. bis 22. August berücksichtigt.

In Dänemark wurden die folgenden Orte / Gebiete gezielt für die Synchronzählung abgedeckt: Blåvand, Fanø (Nord- und Südstrand), Rømø (West- und Südstrand). In Deutschland waren dies die Insel Sylt (Königshafen and Ellenbogen), der Beltringharder Koog, die Sandbank vor Westerhever und die Sandbänke vor St. Peter-Ording (mit den Teilbereichen Ording, Hitzsand and Böhl). Alle anderen Bereiche im deutschen Wattenmeer (Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen) wurden während der Springtidenzählung am 18. August abgedeckt. In den Niederlanden wurden das niederländische

Wattenmeer und das Deltagebiet südlich von Rotterdam abgedeckt. Besonderes Augenmerk lag auf Alter und Geschlecht der Vögel sowie auf beringten Individuen.

## **2.6 Statistische Analyse**

Die statistische Analyse erfolgte mit dem Programm R (R Core Team, 2022).

### **2.6.1 Analyse der Hochwasserzählungen**

Um zu analysieren, welche Faktoren die Anzahl rastender Seeregenpfeifer an den Mauserplätzen in Böhl und auf dem Hitzsand beeinflusst haben, wurden vier lineare Regressionen und vier lineare Modelle erstellt. Es wurde getestet, ob die Anzahl rastender Seeregenpfeifer jeweils in Böhl und auf dem Hitzsand vom Hochwasserzeitpunkt (Modelle 1 und 2) bzw. von der Anzahl an Menschen am Strand abhängt (Modelle 3 und 4).

### **2.6.2 Analyse der Ringablesungen**

Um zu testen, ob es zwischen Männchen und Weibchen Unterschiede im Datum der ersten und letzten Sichtung gab, wurde ein ungepaarter Wilcoxon-Rangsummentest durchgeführt. Es wurden nur Sichtungen aus dem Bereich Böhl / Hitzsand berücksichtigt. Die Mindestaufenthaltsdauer der farbberingten Individuen wurde mit der Formel nach Kaiser (1999) berechnet:  $MSD = LS - FS + 1$  ( $MSD$  = minimum stopover duration,  $LS$  = last sighting,  $FS$  = first sighting). Es wurde angenommen, dass Individuen, die nur einmal gesichtet wurden, einen ganzen Tag am Mauserplatz verbracht haben. Um auf Unterschiede in der Mindestaufenthaltsdauer zwischen Männchen und Weibchen zu testen, wurde ein ungepaarter Wilcoxon-Rangsummentest durchgeführt (nur mit Sichtungen aus dem Bereich Böhl / Hitzsand). Unterschiede in den Anteilen beringter Individuen (Scan-Counts) zwischen Böhl / Hitzsand und Ording wurden mit einem zweiseitigen Wilcoxon-Rangsummentest analysiert.

## **2.7 Gesamtindividuenzahl**

Die Gesamtzahl an Individuen, die die Mauserplätze im Bereich Böhl / Hitzsand im Zeitraum von Ende Juni bis Anfang Oktober nutzten, wurde mithilfe von Cormack-Jolly-Seber (CJS) Modellen im Programm MARK und der Formel von Hötter & Frederiksen (2001) (s.u.) berechnet. Mit dem CJS kann die Bleibewahrscheinlichkeit  $\varphi$  jedes farbberingten Individuums unter Berücksichtigung einer Wiedersichtungswahrscheinlichkeit  $p$  modelliert werden. Die Bleibewahrscheinlichkeit  $\varphi$  gibt die Wahrscheinlichkeit an, dass ein beringtes Individuum, das zum Zeitpunkt  $t$  am Mauserplatz anwesend war, auch zum Zeitpunkt  $t+1$  am Mauserplatz anwesend ist. Die Wiedersichtungswahrscheinlichkeit geht davon aus, dass nicht jedes beringte Individuum bei jedem Durchgang gesichtet

wird, sondern mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit übersehen werden kann. Es wurde ein Gruppierungseffekt ( $g$ ) mit einer Gruppe adulter Männchen und einer Gruppe adulter Weibchen verwendet. Bleibe- und Wiedersichtungswahrscheinlichkeit wurden entweder als konstant (indiziert durch einen Punkt (.)) oder als variierend von Tag zu Tag modelliert (indiziert durch  $t$ ). Zwei weitere Modelle wurden mit einem linearen zeitlichen Trend der Bleibe- und / oder Wiedersichtungswahrscheinlichkeit modelliert (indiziert durch  $T$  statt  $t$ ). Insgesamt wurden somit 18 verschiedene Modelle getestet. Die Auswahl des besten (= biologisch sinnvollsten) Modells erfolgte über den AICc (Akaike's Information Criterion für geringe Stichproben). Vom besten Modell wurden die Werte von  $\varphi$  genutzt, um mit der Formel von Hötter & Frederiksen (2001) die Gesamtzahl an Individuen zu bestimmen, die die Mauserplätze im Bereich Böhl / Hitzsand im Zeitraum von Ende Juni bis Anfang Oktober nutzten:

$$N_{tot} = N_1 + \sum_{i=2}^k (N_i - N_{i-1} \times \varphi_{i-1}), \text{ mit}$$

$N_{tot}$  = Gesamtzahl an Individuen, die den Mauserplatz über die Saison nutzten (Volumen)

$N_i$  = Anzahl gezählter Individuen bei Durchgang  $i$  (Hochwasserzählungen)

$k$  = Anzahl an Durchgängen

$\varphi_i$  = Bleibewahrscheinlichkeit von Durchgang  $i$  zum nächsten Durchgang

Die Gesamtzahl an Individuen wurde auch durch einen alternativen Ansatz berechnet, bei dem die Gesamtzahl der gesichteten, farbberingten Individuen geteilt wird durch den Median des Anteils beringter Individuen in den Scan-Counts.

## 2.8 Analyse der Störungsbeobachtungen

Um zu analysieren, ob die Störungen jeweils zu einer Veränderung der Schwarmgrößen führten, wurde ein gepaarter Wilcoxon-Rangsummentest durchgeführt. Unterschiede in den Reaktionsdistanzen (AD und EID) zwischen den vier häufigsten Stimuli und den drei Geschwindigkeitskategorien wurden mithilfe von zwei Zweifaktoriellen ANOVAs analysiert. Hierbei wurde entweder AD oder EID als abhängige Variable sowie Stimulus und Geschwindigkeit (und deren Interaktion) als erklärende Variablen gewählt. Im Falle einer nicht signifikanten Interaktion wurde der Test ohne Interaktionsterm wiederholt.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Hochwasserzählungen

Die genauesten Zahlen der bei Hochwasser in Böhl und auf dem Hitzsand rastenden Seeregenpfeifer wurden durch die Synchronzählungen erreicht. Das Diagramm auf der linken Seite zeigt die Gesamtzahl der bei den Synchronzählungen erfassten Seeregenpfeifer, das Diagramm auf der rechten Seite die für die beiden Strände Böhl und Hitzsand aufgeteilten Zahlen. Es ist gut zu erkennen, dass sich die rastenden Seeregenpfeifer in den meisten Fällen eindeutig aufteilten: Entweder waren es viele Individuen in Böhl und wenige auf dem Hitzsand, oder wenige in Böhl und viele auf dem Hitzsand.

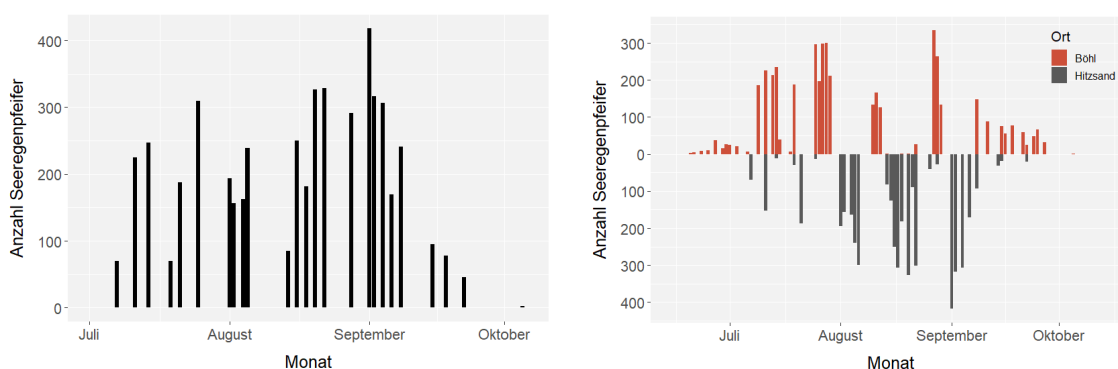


Abbildung 4: Anzahlen rastender Seeregenpfeifer an den Hochwasserrastplätzen in Böhl und auf dem Hitzsand. Es sind nur die Synchronzählungen abgebildet. Das linke Diagramm zeigt die Zahlen der Synchronzählungen für Böhl und Hitzsand zusammen, das rechte Diagramm zeigt die Zahlen der Synchronzählungen separat für beide Orte.

Da die Synchronzählungen jedoch erst ab dem 7. Juli und nur an 29 von insgesamt 66 Durchgängen durchgeführt wurden, reichen die Synchronzählungen alleine nicht aus, um einen detaillierten Überblick über den Verlauf der Anzahlen rastender Seeregenpfeifer zu bekommen. Daher sind nachstehend die Zahlen aller Zählungen abgebildet, wieder aufgeteilt nach den beiden Orten. Diese Zahlen beinhalten alle Durchgänge am jeweiligen Ort, d.h. sowohl Synchronzählungen als auch Nicht-Synchronzählungen. Beinhaltet sind auch Null-Zählungen, um zu erkennen, ob am jeweiligen Ort und Datum gezählt wurde oder nicht. Bis zum 6. Juli wurden die Zählungen nur in Böhl durchgeführt, daher ist es wahrscheinlich, dass bis zu diesem Datum Individuen, die sich auf dem Hitzsand aufgehalten haben, übersehen wurden.

Zusammen mit den Synchronzählungen ergibt sich das Bild, dass bis Anfang Juli die Zahlen mit max. 27 Individuen relativ niedrig waren. In der ersten Julihälfte war ein starker Anstieg zu verzeichnen, sodass ein erstes Maximum am 25. Juli mit 310 Individuen erreicht wurde (Synchronzählung). Im August waren die Zahlen relativ stabil, abgesehen von ein paar Schwankungen durch Schlechtwetterphasen. Maximal wurden für den Bereich Böhl / Hitzsand am 1. September 418 Individuen gezählt. Danach nahmen die Zahlen stetig ab und lagen im September meistens im Bereich zwischen 50 und 70 Individuen.

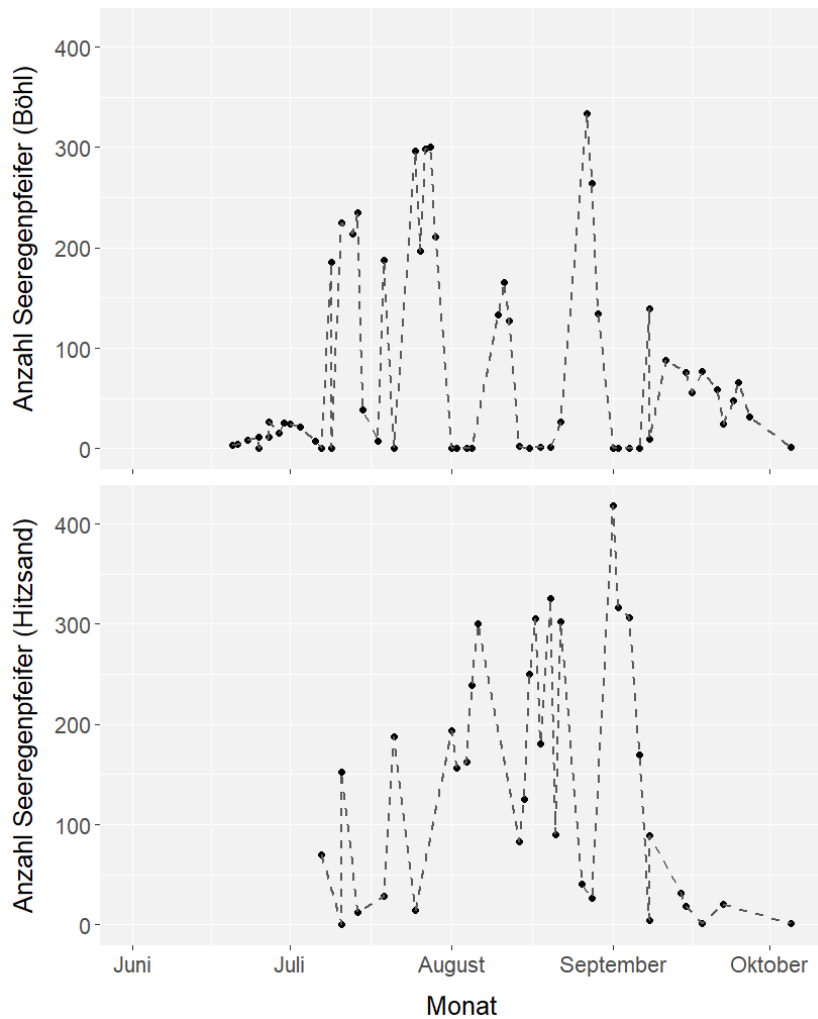


Abbildung 5: Anzahlen rastender Seeregenpfeifer an den Hochwasserrastplätzen in Böhl (oben) und auf dem Hitzsand (unten).

Die letzten beiden Seeregenpfeifer wurden am 5. Oktober gezählt. In Ording wurden die höchsten Zahlen gleich beim ersten Durchgang an diesem Strandabschnitt mit 198 Individuen erfasst. Bei den Zählungen danach lagen die Zahlen meistens im Bereich zwischen 100 und 160 Vögeln. Bei der letzten Zählung in Ording am 6. September wurden noch 12 Individuen erfasst. Die höchste Gesamtzahl für alle drei Orte (Böhl, Hitzsand, Ording) wurde am 1. September erfasst mit insgesamt 571 Individuen (0 in Böhl, 418 auf dem Hitzsand, 153 in Ording).

In Böhl waren die Zahlen rastender Seeregenpfeifer umso niedriger, je später am Tag das Hochwasser lag. Die Zahlen nahmen rapide ab, wenn das Hochwasser nach 12 Uhr mittags lag (besonders in der Zeit zwischen 12 und 14 Uhr). 65,4 % in der Varianz der Hochwasserzahlen konnte durch den Hochwasserzeitpunkt erklärt werden ( $F_{1,36} = 67,89$ ,  $SE \pm 2,892$ ,  $P < 0,001$ ; Abbildung 6). Für die Zahlen auf dem Hitzsand war genau das Gegenteil der Fall – je später am Tag das Hochwasser lag, desto höher waren die Zahlen.



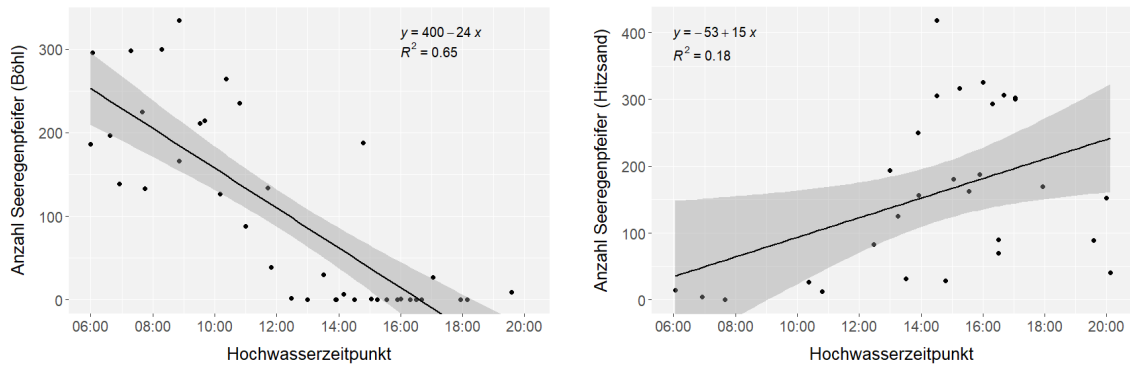


Abbildung 6: Lineare Regressionen des Hochwasserzeitpunktes mit der Anzahl rastender Seeregenpfeifer in Böhl (links,  $n = 38$ ) und auf dem Hitzsand (rechts,  $n = 29$ ).

Hier wurden jedoch nur 18 % der Varianz der Hochwasserzahlen durch den Hochwasserzeitpunkt erklärt ( $F_{1,27} = 6,01$ ,  $SE \pm 5,982$ ,  $P = 0,021$ ; Abbildung 6). Darüber hinaus war in Böhl die Anzahl rastender Seeregenpfeifer negativ korreliert mit der Anzahl an Menschen am Strand – ein Faktor, der 52,3 % der Varianz der Seeregenpfeiferzahlen erklärte ( $F_{1,23} = 25,24$ ,  $SE \pm 0,376$ ,  $P < 0,001$ ; Abbildung 7). Dies war jedoch nicht der Fall für den Hitzsand – hier zeigte sich keine signifikante Korrelation zwischen der Anzahl Menschen am Strand und der Anzahl rastender Seeregenpfeifer ( $F_{1,22} = 4,23$ ,  $SE \pm 2,793$ ,  $P = 0,052$ ). Auf dem Hitzsand waren während der Erfassungstermine grundsätzlich weniger Menschen anzutreffen und diese waren in der Regel weiter verteilt (wahrscheinlich aufgrund der Größe des Sandes), was erklären könnte, warum dies nicht zu einer signifikanten Korrelation führte. In Böhl war zudem die Anzahl an Menschen am Strand positiv korreliert mit dem Hochwasserzeitpunkt ( $F_{1,32} = 22,63$ ,  $SE \pm 1,562$ ,  $P < 0,001$ ). Da die Erfassungen aber immer bei Hochwasser stattfanden, kann nicht gesagt werden, ob die Zahlen tatsächlich von Hochwasserzeitpunkt oder vom Tageszeitpunkt abhängen.

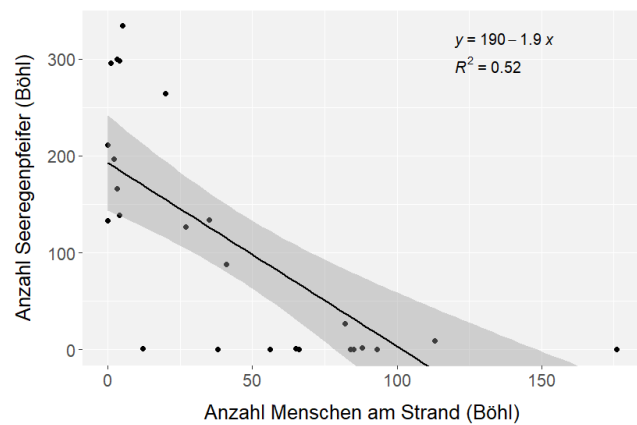


Abbildung 7: Lineare Regression der Anzahl rastender Seeregenpfeifer in Böhl in Abhängigkeit von der Anzahl an Menschen am Strand ( $n = 25$ ).

### 3.2 Häufig genutzte Bereiche

In Böhl nutzten die Seeregenpfeifer für die Hochwasserrast einen sehr klar abgegrenzten Bereich in der Mitte des Strandes mit einer Fläche von etwas 500x300 m, ca. 100 m entfernt von der Wasserkante (Abbildung 8). Bei höheren Wasserständen rasteten die Vögel zeitweise auch in der angrenzenden Salzwiese, bei niedrigeren Wasserständen waren einige von ihnen hin und wieder auf Nahrungssuche nahe der Wasserlinie. Der intensiv

genutzte Bereich befindet sich genau zwischen den beiden Bereichen, die von Menschen am Strand am häufigsten genutzt werden, um an das Wasser zu gelangen: Ein Bereich direkt südlich der angrenzenden Salzwiese (nördlich des von den Seeregenpfeifern genutzten Bereiches) und ein Bereich entlang der Pfahlreihe vom Pfahlbau aus (südöstlich des von den Seeregenpfeifern genutzten Bereiches).

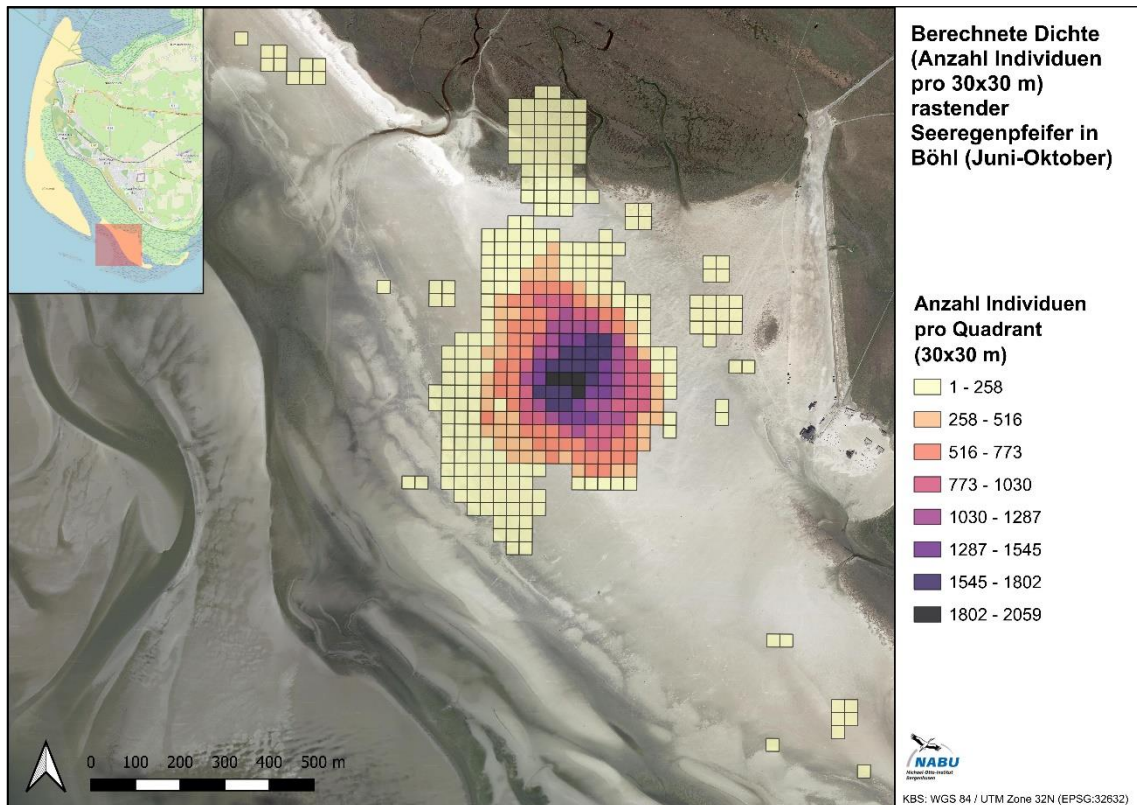


Abbildung 8: Berechnete Dichte (Anzahl Individuen pro 30x30 m) rastender Seeregenpfeifer am Hochwasserrastplatz in Böhl von Juni bis Oktober.

Auf dem Hitzsand waren die Seeregenpfeifer weiter verteilt und nutzten zur Hochwasserrast einen größeren Bereich, was sich in den niedrigeren Dichten pro Quadrant widerspiegelt (Abbildung 9). Überwiegend nutzten sie jedoch den östlichen Bereich der Sandbank und hielten sich fast nur bei höheren Wasserständen weiter westlich auf, wenn der östliche Bereich überflutet war.

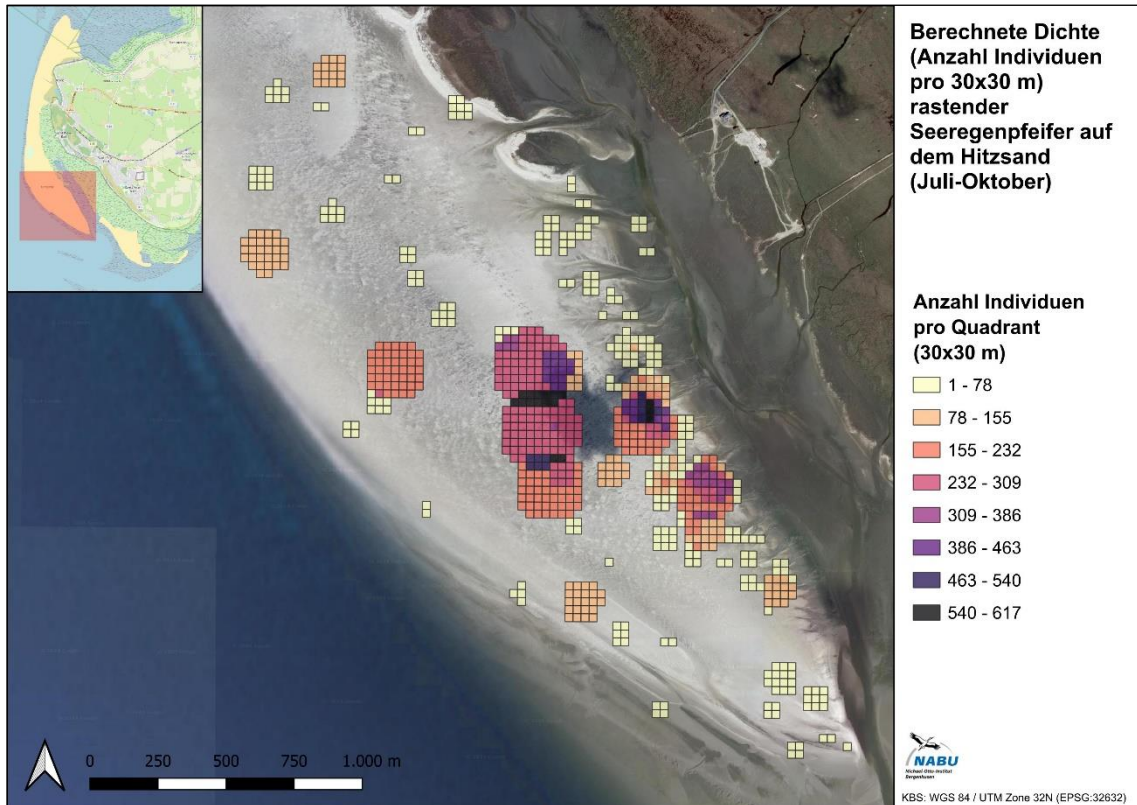


Abbildung 9: Berechnete Dichte (Anzahl Individuen pro 30x30 m) rastender Seeregenpfeifer am Hochwasserrastplatz auf dem Hitzsand von Juli bis Oktober.

In Ording nutzten die Seeregenpfeifer überwiegend Bereiche im Osten und Norden nahe an der Wasserkante und hielten sich dabei in den allermeisten Fällen im geschützten Brut- und Rastgebiet (siehe rote Linie in der Karte) auf.

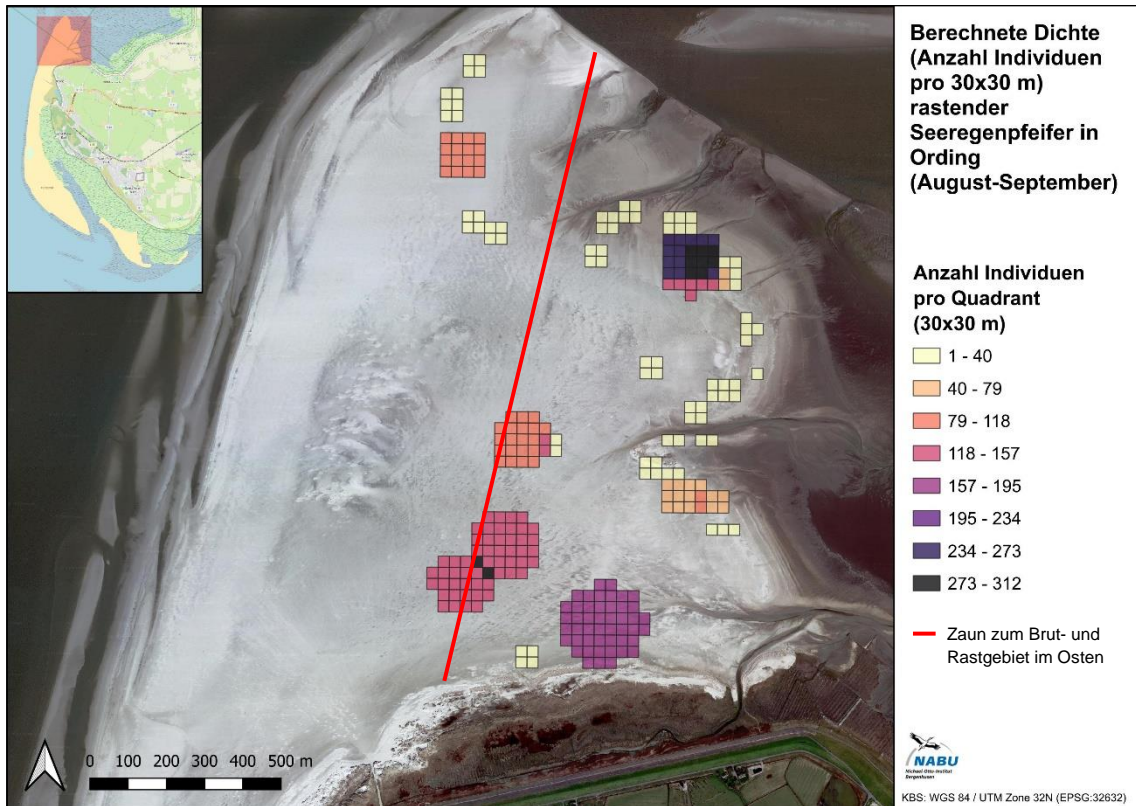


Abbildung 10: Berechnete Dichte (Anzahl Individuen pro 30x30 m) rastender Seeregenpfeifer am Hochwasserrastplatz in Ording von August bis September.

Unabhängig davon, ob sie in Böhl oder auf dem Hitzsand rasteten, nutzten die Seeregenpfeifer zur Nahrungssuche dieselben Wattflächen zwischen diesen beiden Stränden. Am häufigsten waren sie dabei auf den Wattflächen direkt südlich des Hitzsand es sowie in einem Bereich südöstlich des Hitzsand es bzw. westlich von Böhl anzutreffen. Dies sind die Wattflächen, die bei Ebbe in der Regel als erste freifallen. Aber auch später um Niedrigwasser herum, wenn alle Wattflächen frei von Wasser waren, hielten sich die Seeregenpfeifer überwiegend auf diesen beiden Hotspot-Flächen auf. Die in der Karte dargestellten einzelnen Punkte mit niedrigen Dichten auf den Sandflächen in Böhl und auf dem Hitzsand resultieren aus Ablesungen während der Hochwasserrast.

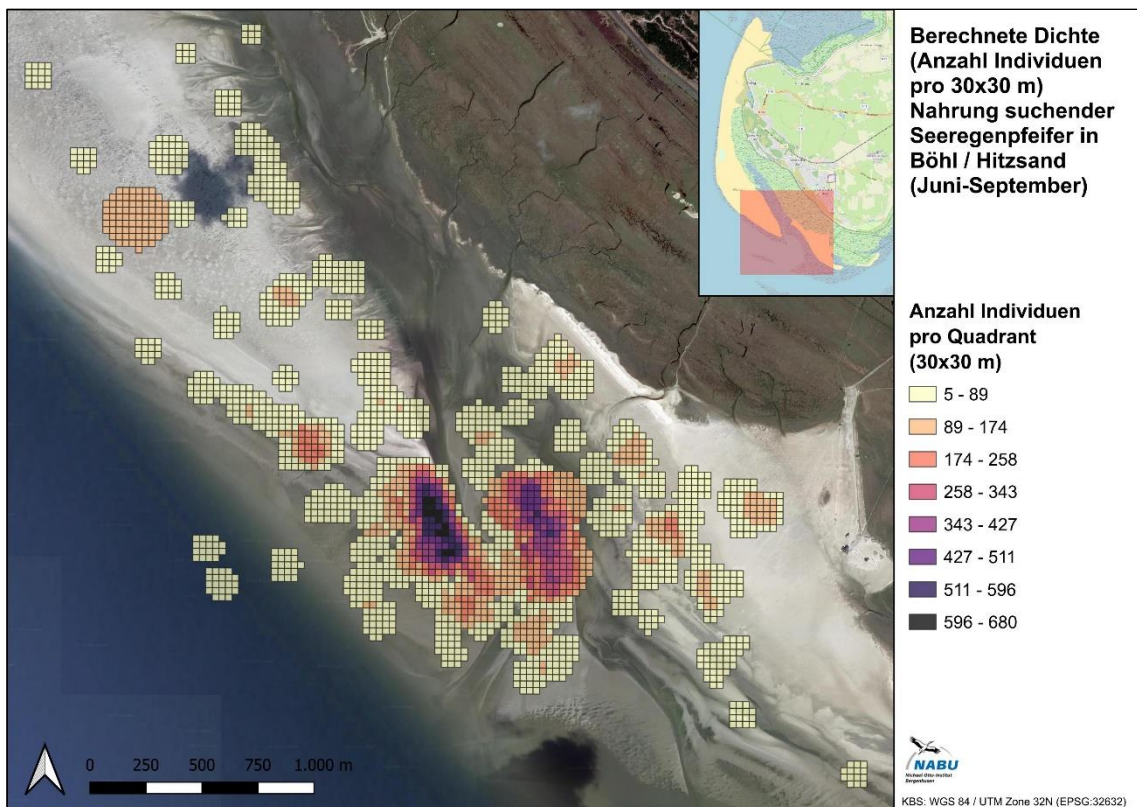


Abbildung 11: Berechnete Dichte (Anzahl Individuen pro 30x30 m) Nahrung suchender Seeregenpfeifer im Watt zwischen Böhl und Hitzsand von Juni bis September.

In Ording nutzten die Seeregenpfeifer zur Nahrungssuche ähnliche Bereiche wie zur Hochwasserrast, waren jedoch schwerpunktmäßig an der Nordspitze der Sandbank und auf den Wattflächen nahe dem Priel zwischen Ording und der Westerhever-Sandbank anzutreffen.

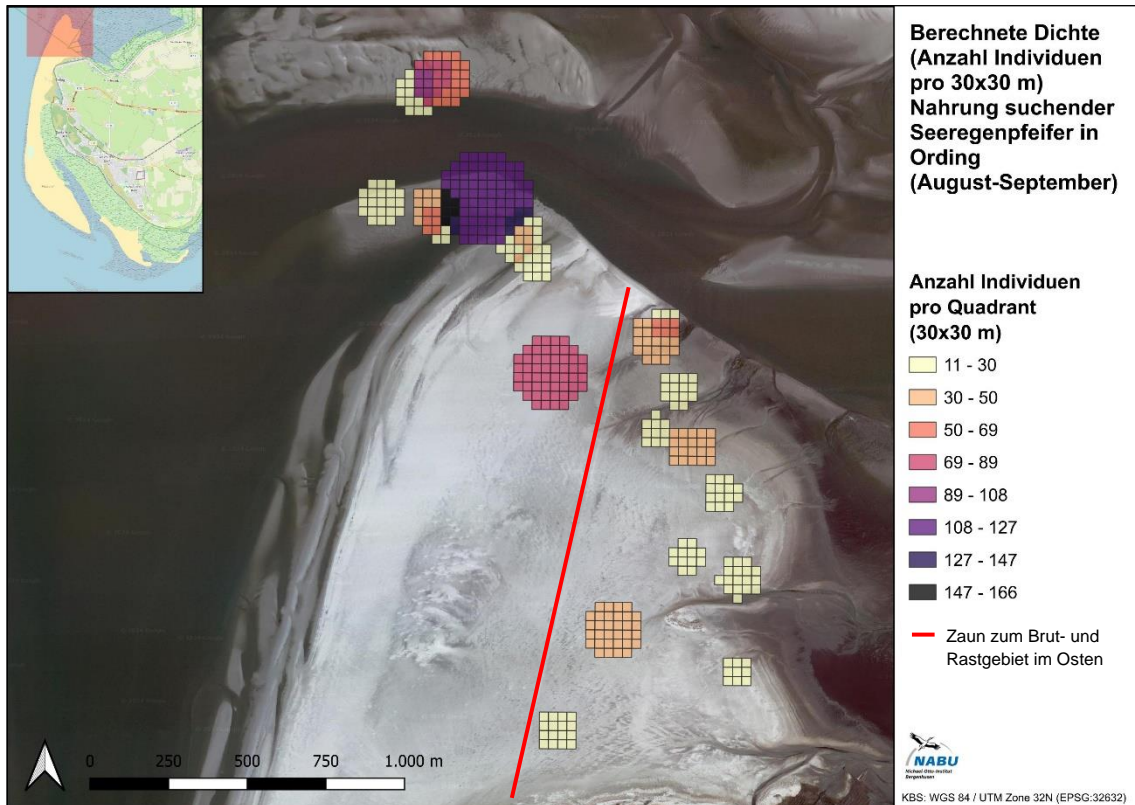


Abbildung 12: Berechnete Dichte (Anzahl Individuen pro 30x30 m) Nahrung suchender Seeregenpfeifer in Ording von August bis September.

### 3.3 Gesamtindividuenzahl

Die Modellauswahl resultierte in einem besten Model, das einen abnehmenden (linearen) Trend der Aufenthaltswahrscheinlichkeit  $\varphi$  über die Zeit sowie eine variable Wiedersichtungswahrscheinlichkeit  $p$  über die Zeit annimmt, jeweils ohne Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen. Der abnehmende Trend der Aufenthaltswahrscheinlichkeit kann auch in der zunehmenden Anzahl der kumulativen Letztsichtungen im Laufe des

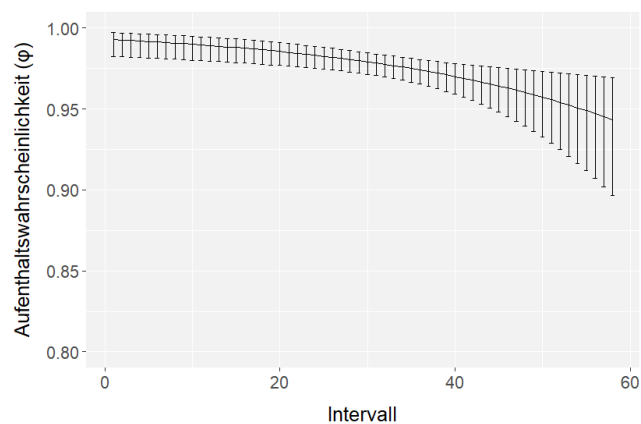


Abbildung 13: Geschätzte Aufenthaltswahrscheinlichkeit der farbberingten Seeregenpfeifer, die auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording (Böhl und Hitzsand) rasteten. Die vertikalen Balken geben die 95 %-Konfidenzintervalle an.

Septembers gesehen werden (siehe Abbildung 15 in Kapitel 3.4). Das zweitbeste Modell geht von einer konstanten Aufenthaltswahrscheinlichkeit  $\varphi$  und einer variablen Wiedersichtungswahrscheinlichkeit  $p$  über die Zeit aus, wieder ohne Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen. Modelle mit einer konstanten Wiedersichtungswahrscheinlichkeit und / oder einer Wiedersichtungswahrscheinlichkeit mit Unterschieden zwischen Männchen und Weibchen stellten sich als biologisch nicht sinnvoll heraus (Tabelle 1).

Tabelle 1: Modellauswahl für die Aufenthaltswahrscheinlichkeit farbberingter Seeregenpfeifer, die auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording (Böhl und Hitzsand) rasteten. Angegeben sind die Anzahl an Parametern (NP), die Modellabweichung, QAIC,  $\Delta$ QAICc und QAICc (Gewichtung). Die Symbole, die in den Modellen angegeben sind, indizieren konstante (.), zeitabhängige (t) oder lineare zeitabhängige (T) Effekte, geschlechtsspezifische Unterschiede (sex) und deren Interaktionen (x) auf die Aufenthaltswahrscheinlichkeit  $\varphi$  und Wiedersichtungswahrscheinlichkeit  $p$ .

<b>Model</b>	<b>NP</b>	<b>Abweichung</b>	<b>QAICc</b>	<b><math>\Delta</math>QAICc</b>	<b>QAICc (Gewichtung)</b>
$\varphi(T) p(t)$	60	1957.3	1710.2	0.0	0.95
$\varphi(.) p(t)$	59	1968.7	1716.6	6.3	0.04
$\varphi(sex) p(t)$	60	1968.3	1718.6	8.3	0.01
$\varphi(t) p(t)$	116	1891.5	1802.8	92.6	0.0
$\varphi(.) p(sex \times t)$	117	1926.4	1831.9	121.7	0.0
$\varphi(sex) p(sex \times t)$	118	1926.0	1834.4	124.2	0.0
$\varphi(T) p(T)$	4	2316.5	1859.8	149.5	0.0
$\varphi(.) p(.)$	2	2332.8	1868.1	157.8	0.0
$\varphi(.) p(sex)$	3	2331.4	1869.0	158.7	0.0
$\varphi(sex) p(.)$	3	2332.4	1869.8	159.5	0.0
$\varphi(sex) p(sex)$	4	2331.0	1870.7	160.5	0.0
$\varphi(t) p(.)$	59	2246.5	1926.5	216.3	0.0
$\varphi(t) p(sex)$	60	2244.8	1927.6	217.3	0.0
$\varphi(t) p(sex \times t)$	174	1846.9	1943.8	233.6	0.0
$\varphi(sex \times t) p(t)$	174	1866.1	1958.3	248.1	0.0
$\varphi(sex \times t) p(sex)$	109	2222.7	2034.0	323.8	0.0
$\varphi(sex \times t) p(.)$	117	2224.0	2056.9	346.6	0.0
$\varphi(t \times sex) p(t \times sex)$	232	1823.2	2137.0	426.7	0.0

Basierend auf den Werten von  $\varphi$  des besten Modells wurde eine Gesamtindividuenzahl von 1.132 Individuen (95 %-Konfidenzintervall: 1.056–1.249) berechnet, die die Mauserplätze in Böhl und auf dem Hitzsand im Zeitraum von Ende Juni bis Anfang Oktober genutzt haben (die Zählungen und Ringablesungen aus Ording wurden nicht mit in die Berechnung einbezogen). Dies ist mehr als 2,5-mal höher als die maximal gezählten

Individuen am 1. September mit 418 Individuen auf dem Hitzsand. Die alternative Berechnung der Gesamtindividuenzahl, bei der die Gesamtzahl der beringten Individuen ( $n = 77$ ) durch den Median des Anteils beringter Individuen in den Scan-Counts ( $n = 260$ ) geteilt wurde, ergab eine Gesamtzahl von 836 Individuen.

### 3.4 Ringablesungen

Insgesamt erfolgten 883 Ringablesungen von 86 verschiedenen Individuen. 70 dieser Individuen wurden ausschließlich in Böhl und / oder auf dem Hitzsand gesichtet, 9 Individuen ausschließlich in Ording und 7 Individuen wurden sowohl in Böhl / Hitzsand als auch in Ording gesichtet. Von den 70 Individuen, die ausschließlich im Bereich Böhl / Hitzsand gesichtet wurden, wurden nur 5 Individuen (7 %) ausschließlich am Hochwasserrastplatz in Böhl gesehen (d.h. nie auf dem Hitzsand oder auf den Wattflächen dazwischen) und nur 6 Individuen (9 %) wurden ausschließlich am Hochwasserrastplatz auf dem Hitzsand gesehen (d.h. nie in Böhl oder auf den Wattflächen dazwischen). Hingegen wurden 42 Individuen (60 %) sowohl an beiden Hochwasserrastplätzen in Böhl und auf dem Hitzsand als auch auf den Wattflächen zwischen diesen beiden Plätzen gesichtet. Zusätzlich zum Muster, das schon aus den reinen Hochwasserzahlen (siehe Kapitel 3.1) ersichtlich wurde, bestärkt dies die Annahme, dass überwiegend dieselben Individuen der Seeregenpfeifer-Schwärme beide Hochwasserrastplätze in Abhängigkeit vom Hochwasserzeitpunkt nutzten.

Im Durchschnitt ( $\pm$  Standardabweichung) wurden im Bereich Böhl / Hitzsand pro Durchgang  $13,6 \pm 11,0$  (Spanne: 0–34;  $n$  Durchgänge = 62) beringte Individuen gesichtet. In Ording war diese Zahl mit  $3,3 \pm 3,1$  Individuen pro Durchgang (Spanne: 0–8;  $n$  Durchgänge = 12) wesentlich geringer. Im Bereich Böhl / Hitzsand wurden insgesamt 73 adulte Seeregenpfeifer (32 Männchen, 39 Weibchen, 2 mit unbekanntem Geschlecht) und 4 Jungvögel gesehen. In Ording wurden 16 adulte Seeregenpfeifer (7 Männchen, 8 Weibchen, 1 mit unbekanntem Geschlecht), aber keine Jungvögel gesehen.

80 der insgesamt 86 Individuen (93 %) wurden zwischen 2009 und 2023 im Beltringharder Koog im Rahmen eines Farbberingungsprojektes des Michael-Otto-Instituts im NABU beringt. Zwei Individuen, die sich jeweils etwa von Mitte Juli bis Anfang September in St. Peter-Ording aufhielten, stammten von einem Beringungsprojekt am Marker Wadden im IJsselmeer (nahe Amsterdam,  $52^{\circ}35'03.9''\text{N}$   $5^{\circ}22'57.2''\text{E}$ ). Sie wurden dort als Brutvögel nachgewiesen und zogen nach der Brutzeit zum Mausern nach St. Peter-Ording. Bei den farbberingten adulten Individuen mit bekanntem Geschlecht ( $n = 71$ ), die in Böhl und auf dem Hitzsand gesichtet wurden, gab es zwischen Männchen und Weibchen keinen signifikanten Unterschied sowohl im Datum der ersten Sichtung (Wilcoxon-Rangsummentest,  $P = 0,395$ ,  $|z| = 0,85$ ,  $r = -0,1$ ; Abbildung 14) als auch im Datum der letzten Sichtung (Wilcoxon-Rangsummentest,  $P = 0,323$ ,  $|z| = 0,99$ ,  $r = -0,12$ , Abbildung 14).



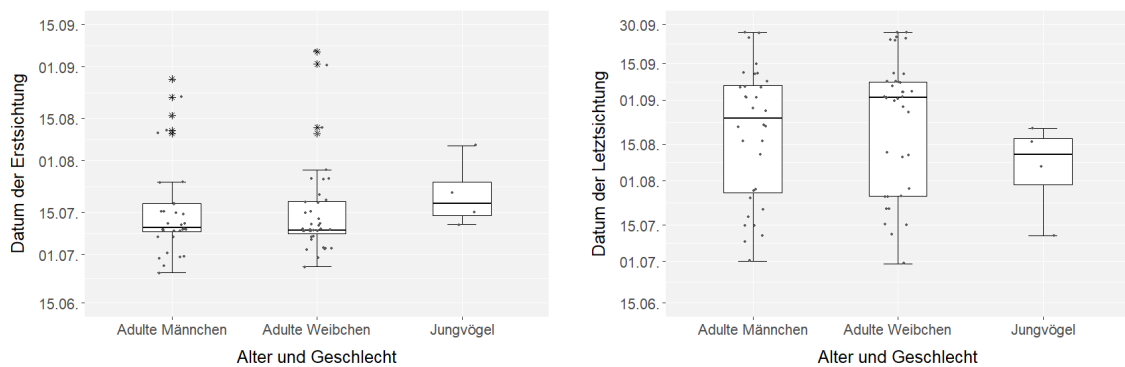


Abbildung 14: Daten der jeweils ersten (links) und letzten (rechts) Sichtung männlicher, weiblicher und diesjähriger farbberingter Seeregenpfeifer im Bereich Böhl / Hitzsand ( $n = 75$ ).

Abbildung 15 zeigt sowohl die Gesamtzahlen der Hochwasserzählungen in Böhl und auf dem Hitzsand (Einzel- und Synchronzählungen) als auch die kumulativen Erst- und Letztsichtungen der farbberingten Individuen in diesem Bereich. Anfang Juli gab es bei den Erstsichtungen einen deutlichen Anstieg (9. Juli mit insgesamt 14 neuen Sichtungen). Auch danach gab es einen Anstieg, wenn auch immer weiter abgeschwächt im Laufe der Saison.

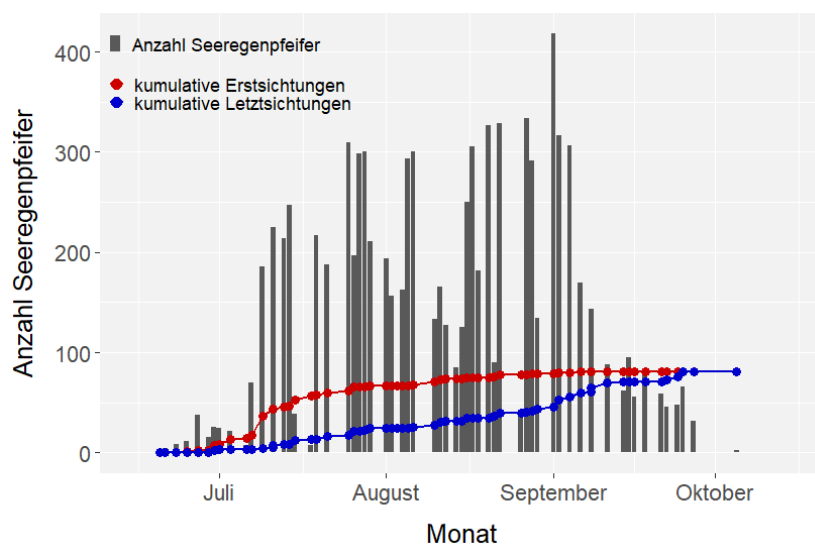


Abbildung 15: Anzahlen rastender Seeregenpfeifer (alle Zählungen) in Böhl und auf dem Hitzsand sowie die kumulativen Erst- und Letztsichtungen farbberingter Individuen im Bereich Böhl / Hitzsand.

Adulte Weibchen hielten sich im Bereich Böhl / Hitzsand im Durchschnitt 38,8 Tage (Spanne: 1–83; Median: 51,0; Abbildung 16) und damit fast vier Tage länger als Männchen mit im Durchschnitt 34,9 Tagen auf (Spanne: 1–81; Median: 43,0; Abbildung 16). Der Wilcoxon-Rangsummentest zeigte jedoch keinen statistisch signifikanten Unterschied der Mindestaufenthaltsdauer von Männchen und Weibchen ( $P = 0,77$ ,  $|z| = 0,42$ ,

$r = -0,05$ ,  $n = 70$ ). Jungvögel hielten sich im Durchschnitt mit nur 9,7 Tagen wesentlich kürzer auf (Spanne: 1–38; Median: 14,0), allerdings war hier die Stichprobe mit nur 3 Individuen auch wesentlich kleiner und daher kein statistischer Test möglich.

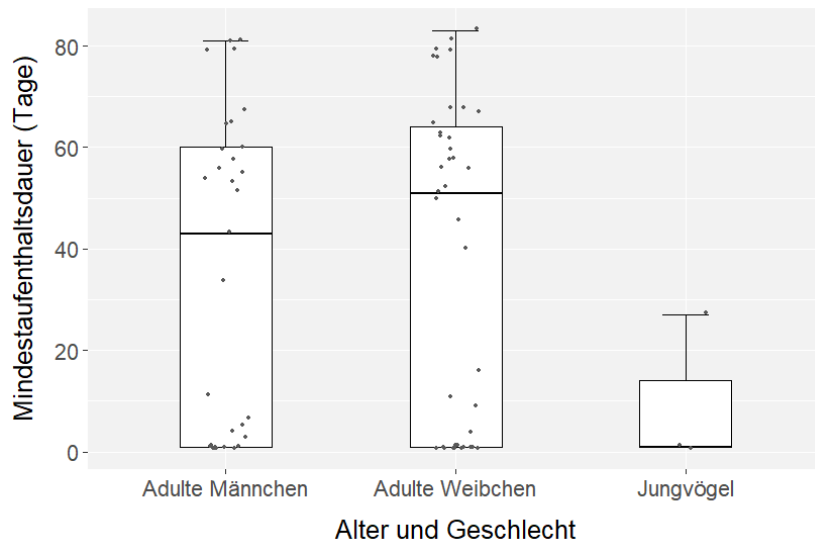


Abbildung 16: Mindestaufenthaltsdauer der farbberingten Seeregenpfeifer, die mindestens einmal in Böhl oder auf dem Hitzsand gesehen wurden ( $n = 73$ , ohne adulte Vögel mit unbekanntem Geschlecht und ohne Individuen, die zwischendurch an einem anderen Ort gesehen wurden).

Die Anteile beringter Individuen in den Scan-Counts unterschieden sich signifikant zwischen Böhl / Hitzsand und Ording (Wilcoxon-Rangsummentest,  $P < 0,001$ ,  $|z| = 4,79$ ,  $r = -0,3$ ,  $n = 260$ ). Mit im Durchschnitt 10,6 % (Spanne: 0–50, Median: 9,2) war der Anteil beringter Individuen bei den Scan-Counts im Bereich Böhl / Hitzsand höher als mit nur durchschnittlich 3,6 % (Spanne: 0–9,3, Median: 2,4)

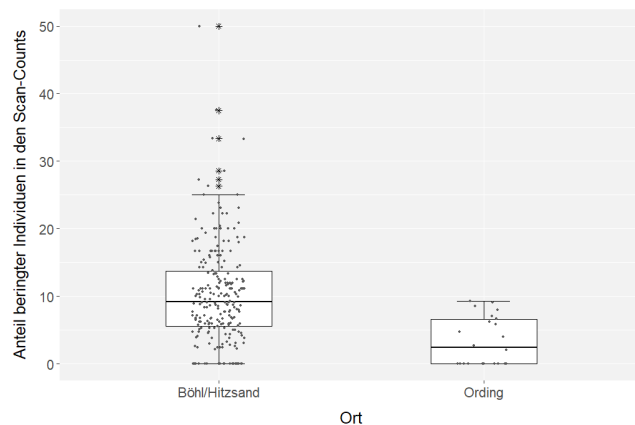


Abbildung 17: Anteil beringter Individuen in den Scan-Counts im Bereich Böhl / Hitzsand und in Ording ( $n = 260$ ).

bei den Scan-Counts in Ording. Allerdings war die Stichprobengröße in Ording ( $n = 22$ ) auch sehr viel geringer als im Bereich Böhl / Hitzsand ( $n = 238$ ).

### 3.5 Internationale Synchronzählung

Während der internationalen Synchronzählung wurden insgesamt 793 Seeregenpfeifer gezählt. Die Zählung hat drei Orte herausgestellt, an denen sich in der Nachbrutzeit Seeregenpfeifer zur Mauser versammeln: die dänische Insel Fanø (109 Ind.), die Sandbänke vor St. Peter-Ording (444 Ind.) und der Verklikkerstrand im niederländischen Deltagebiet (129 Ind.). An diesen drei Orten wurden 86 % der insgesamt erfassten Seeregenpfeifer gezählt und allein an den Sandbänken vor St. Peter-Ording hielten sich 56 % der Seeregenpfeifer auf. In den übrigen Gebieten wurden nur kleinere Rast- bzw. Mausertrupps gezählt, maximal waren dies 44 Individuen im Beltringharder Koog.

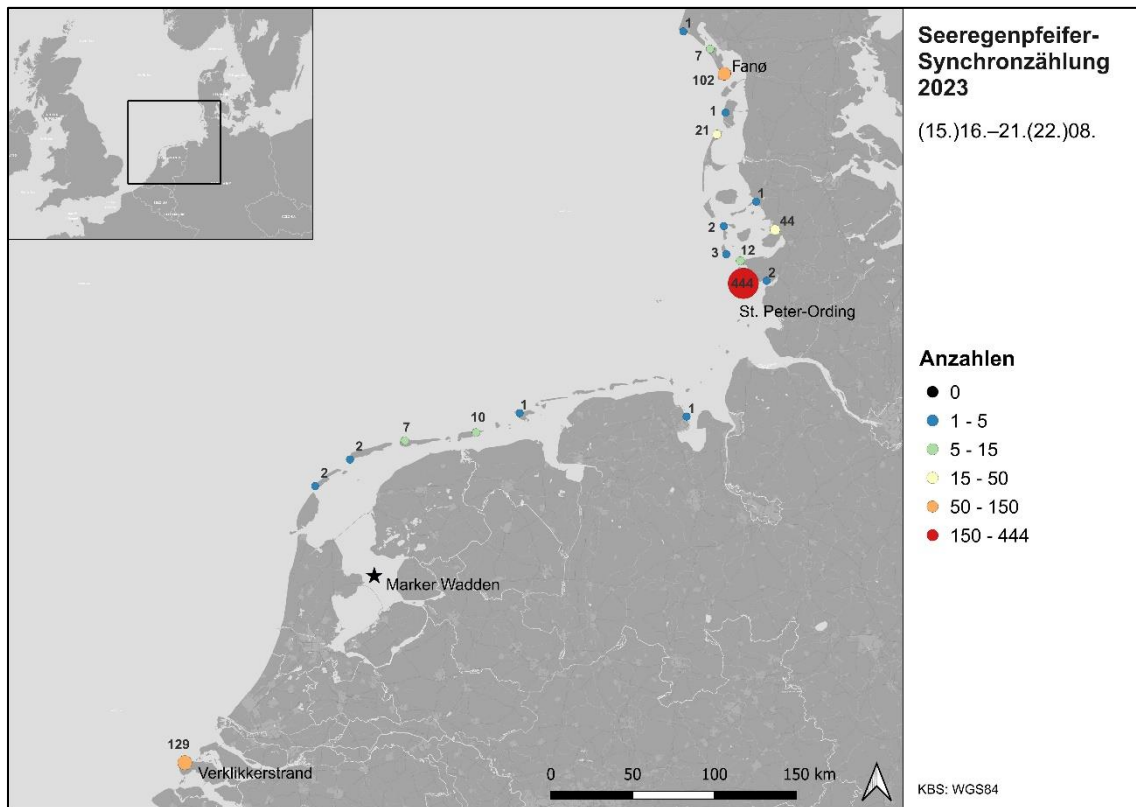


Abbildung 18: Ergebnisse der internationalen Synchronzählung vom (15.)16.–21.(22.) August 2023 im gesamten Wattenmeer und im niederländischen Deltagebiet.

Im niederländischen Deltagebiet wurden farbberingte Individuen von Juli bis September beobachtet ( $n = 276$  Sichtungen von 43 Individuen). 41 dieser 43 Individuen wurden vor Ort im Deltagebiet beringt. Die anderen beiden Individuen kamen aus dem o.g. Beringungsprojekt am Marker Wadden im IJsselmeer nahe Amsterdam. Die Zahlen sind ähnlich zu den Zählungen aus den letzten drei Jahren an diesen Orten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Maximalzahlen der letzten 3 Jahre an den 4 wichtigsten Mauerplätzen für Seeregenpfeifer im Wattenmeer und im niederländischen Deltagebiet (Zahlen in Klammern sind mit Vorsicht zu interpretieren, da die Zählungen in diesen Jahren unregelmäßig durchgeführt wurden).

Maximalzahlen der letzten 3 Jahre						
Ort	2021	Datum	2022	Datum	2023	Datum
Fanø (DK)	90	22.08.	91	20.08.	109	20.08.
Rømø (DK)	54	21.07.	112	29.07.	25	08.06.
St. Peter-Ording (DE)	(194)	27.07.	(172)	05.08.	571	01.09.
Verklikkerstrand (NL)	77	15.08.	106	10.08.	129	22.08.

### 3.6 Störungsbeobachtungen

Während der 34 Durchgänge mit Störungsbeobachtungen waren die Seeregenpfeifer im Durchschnitt 2,8 Störungen pro Stunde ausgesetzt (Spanne: 0–10, Median = 2,9,  $n = 144$ ). Die höchsten Störungsrate gab es am späten Vormittag und am frühen Nachmittag, wenn gewöhnlich immer mehr Menschen um diese Tageszeit an den Strand kamen. Geringere Störungsrate gab es am frühen Morgen und am späten Nachmittag bzw. frühen Abend. Die vier häufigsten Stimuli

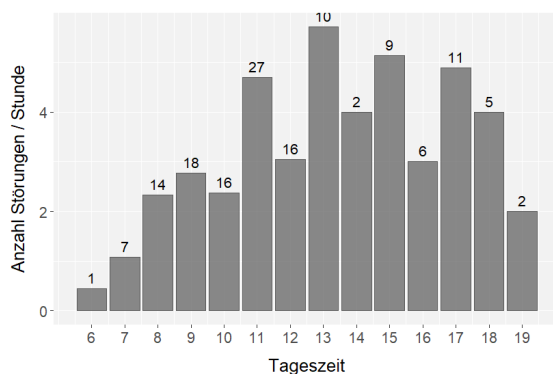


Abbildung 19: Störungsrate pro Stunde und Tageszeit. Jede Tageszeit steht für eine volle Stunde, z. B. "6" für den Zeitraum von 6 Uhr bis 7 Uhr. Die Zahlen über den Balken geben die Stichprobengröße (Summe der Störungsergebnisse) für jede Tageszeit an.

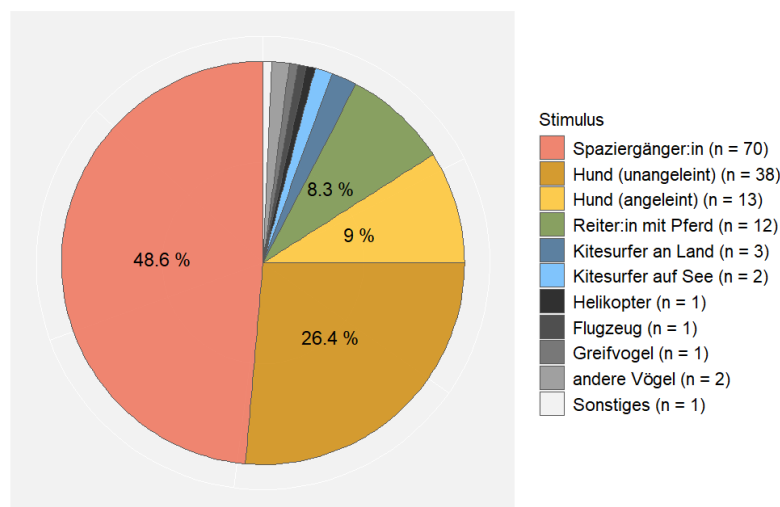


Abbildung 20: Häufigkeiten und Anteile aller Stimuli, die zu einer Störung der Seeregenpfeifer führten (ohne Ereignisse, bei denen keine Reaktion der Seeregenpfeifer beobachtet wurde).

waren Spaziergänger:innen, Hunde (angeleint), Hunde (unangeleint) und Reiter:innen mit Pferd (Abbildung 20). Spaziergänger:innen verursachten knapp 50 % aller Störungen, und unangeleinte Hunde verursachten dreimal mehr Störungen als angeleinte Hunde. Kitesurfer an Land und auf See wurden nur 5-mal als Störungsquelle während der Hochwasserrast erfasst. Dies lag jedoch daran, dass sich Kitesurfer fast immer außerhalb des Beobachtungsradius von 250 m aufhielten und daher nur selten systematisch erfasst wurden. Während Ebbe wurden zwar keine (systematischen) Störungsbeobachtungen durchgeführt, dennoch wurde sehr häufig beobachtet, dass auf den Wattflächen Nahrung suchende Seeregenpfeifer durch in den Prielen fahrende Kitesurfer gestört wurden (siehe Diskussion).

In den meisten Fällen führten die Störungen dazu, dass die rastenden bzw. ruhenden Seeregenpfeifer etwa 50–100 m vor dem herannahenden Stimulus wegliefen und sich dann wieder hinsetzten (Reaktion *weglaufend*), oder kurz aufflogen und dann wieder in der Nähe des ursprünglichen Platzes landeten (Reaktion *auffliegend*, siehe Abbildung 22). Weniger häufig sind sie ganz weggefliegen und haben den Rastplatz verlassen (d.h. sind über den Priel nach Westen auf den Hitzsand geflogen, Reaktion *wegfliegend*) oder zeigten lediglich Anzeichen von Wachsamkeit bzw. Stress (Reaktion *wachsam*, Abbildung 21). In 20 von insgesamt 164 Fällen zeigten die Vögel keine Reaktion auf den herannahenden Stimulus. Die anteilige Häufigkeit dieser Reaktion war unter den vier häufigsten Stimuli am größten bei den Reiter:innen, gefolgt von angeleinten Hunden und Spaziergänger:innen (Abbildung 23). Die niedrigste anteilige Häufigkeit dieser Reaktion wurde für unangeleinte Hunde verzeichnet, d.h. für diesen Stimulus gab es die geringsten Anzeichen einer Gewöhnung seitens der Seeregenpfeifer. Dass die Seeregenpfeifer proportional am häufigsten keine Reaktion zeigten,

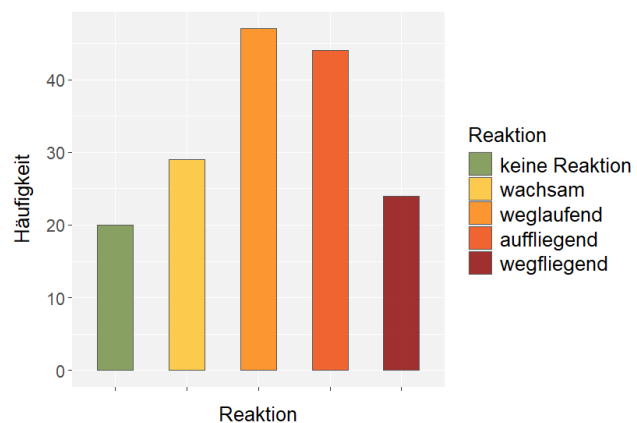


Abbildung 21: Häufigkeiten der unterschiedlichen Reaktionen zu allen erfassten Stimuli.



Abbildung 22: Beispiel für die Reaktion "auffliegend", ausgelöst durch zwei Spaziergänger:innen in etwa 60 m Entfernung zu den rastenden Vögeln. Bei dieser Reaktion flogen die Vögel von ihrem aktuellen Standort auf und landeten kurze Zeit später in der Nähe ihres ursprünglichen Standortes bzw. am selben Strandabschnitt.

Die niedrigste anteilige Häufigkeit dieser Reaktion wurde für unangeleinte Hunde verzeichnet, d.h. für diesen Stimulus gab es die geringsten Anzeichen einer Gewöhnung seitens der Seeregenpfeifer. Dass die Seeregenpfeifer proportional am häufigsten keine Reaktion zeigten,

wenn Reiter:innen mit Pferd der Stimulus waren, liegt jedoch vermutlich daran, dass für diesen Stimulus ein größerer Beobachtungsradius von 350 m (statt 250 m wie bei den anderen Stimuli) angewandt wurde und deshalb auch mehr potentielle Störungsereignisse aufgezeichnet wurden. Der gepaarte Wilcoxon-Rangsummentest zeigte eine signifikante Verringerung der Schwarmgröße durch die

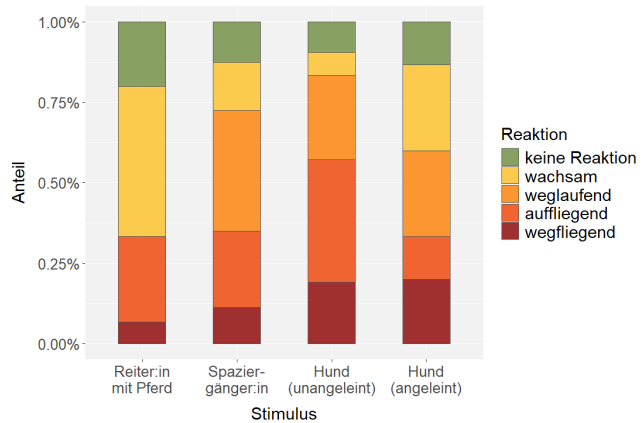


Abbildung 23: Häufigkeiten und Anteile der verschiedenen Reaktionen für jeden der vier häufigsten Reize.

Störungsereignisse – die Rasttrupps am Mauerplatz waren nach einer Störung signifikant kleiner als davor ( $P < 0,001$ ,  $|z| = 4,52$ ,  $r_{rb} = 0,29$ ,  $n = 134$ ). Konkret fand eine Verringerung in der Größe der Rasttrupps in 27 von 135 Störungen statt (= 20 %). Bei der AD (alert distance) zeigte die Zweifaktorielle ANOVA signifikante Effekte sowohl des Stimulus ( $F_{3,117} = 10,81$ ,  $P < 0,001$ ) als auch der Geschwindigkeit ( $F_{2,117} = 3,37$ ,  $P = 0,04$ ) sowie der Interaktion zwischen Stimulus und Geschwindigkeit ( $F_{4,117} = 2,92$ ,  $P = 0,02$ ). Schnelle Reiter:innen mit Pferd führten dazu, dass die Vögel schon bei einer deutlich größeren Distanz auf den herannahenden Stimulus aufmerksam wurden. Ähnlich ist dies auch der Fall gewesen bei unangeleinten Hunden, wenn auch deutlich schwächer ausgeprägt. Interessanterweise ist genau das Gegenteil der Fall bei Spaziergänger:innen, wobei die Stichprobe bei schnellen Spaziergänger:innen wesentlich kleiner war (Abbildung 24).

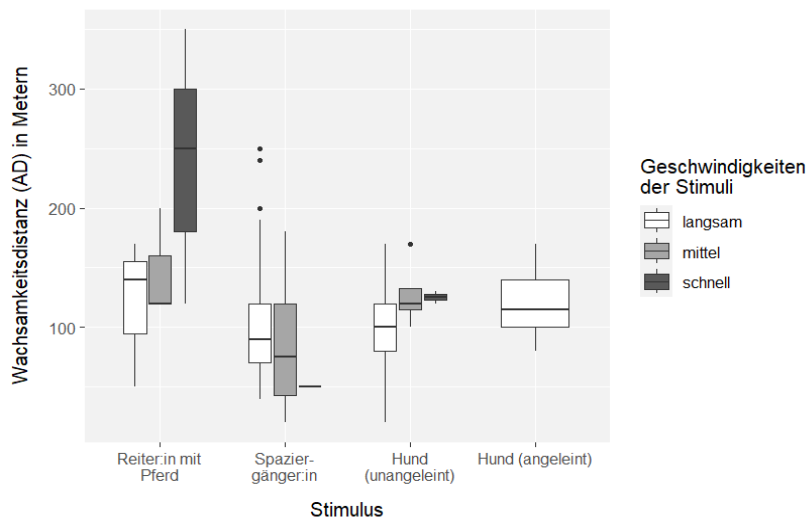


Abbildung 24: Auswirkungen der vier häufigsten Stimuli und ihrer Geschwindigkeiten auf die Entfernung, bei der die Seeregenvögel erstmals Anzeichen von Wachsamkeit oder Stress zeigten (Wachsamkeitsdistanz bzw. alert distance (AD)). Es wurden keine mittelschnellen oder schnellen Spaziergänger:innen mit angeleinten Hunden erfasst. Ereignisse, bei denen die Vögel keine Reaktion zeigten, wurden aus der Analyse ausgeschlossen.

Bei der EID (escape initiation distance) zeigte die Zweifaktorielle ANOVA nur einen signifikanten Effekt des Stimulus ( $F_{3,91} = 9,90$ ,  $P < 0,001$ ), nicht jedoch der Geschwindigkeit ( $F_{2,91} = 0,64$ ,  $P = 0,53$ ) und auch nicht der Interaktion zwischen Stimulus und Geschwindigkeit ( $F_{4,91} = 2,31$ ,  $P = 0,06$ ). Die daraufhin durchgeführte Zweifaktorielle ANOVA ohne Interaktionseffekt zeigte wiederum einen signifikanten Effekt des Stimulus ( $F_{3,95} = 9,38$ ,  $P < 0,001$ ), nicht jedoch der Geschwindigkeit ( $F_{2,95} = 0,64$ ,  $P = 0,55$ ).

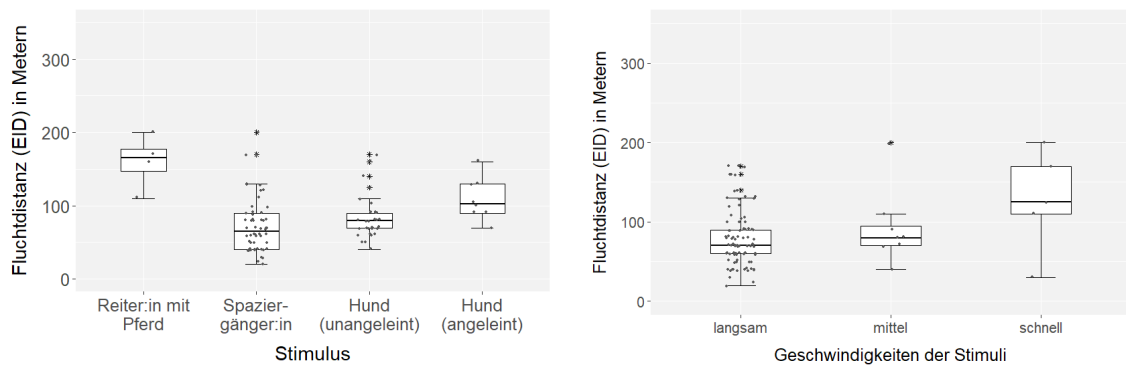


Abbildung 25: Auswirkungen der vier häufigsten Stimuli (links) und der Geschwindigkeiten (rechts) auf die Entfernung, bei der die Seeregenpfeifer begannen, vor den Stimuli zu fliehen (Fluchtdistanz (EID)). Ereignisse, bei denen die Vögel keine Reaktion zeigten, wurden aus der Analyse ausgeschlossen.

## 4 Diskussion

Die Ergebnisse der Voruntersuchung zum Seeregenpfeifer-Mauserplatz vor St. Peter-Ording zeigen, dass die Sandbänke vor St. Peter-Ording als wattenmeerweit größter Seeregenpfeifer-Mauserplatz eine große Bedeutung im Wattenmeer und der südlichen Nordsee haben. Für die beringten Individuen (und damit wahrscheinlich auch für den Großteil der in St. Peter-Ording mausernden Seeregenpfeifern) sind die Sandbänke vor St. Peter-Ording besonders wichtig für Brutvögel aus dem nahegelegenen Beltringharder Koog. Die Ergebnisse der internationalen Synchronzählung zeigen, dass sich die Seeregenpfeifer des Wattenmeeres und der südlichen Nordsee nur an wenigen, wichtigen Mauserplätzen sammeln, bevor sie zu ihrem Herbstzug aufbrechen. Die Schwärme, die sich an den untersuchten Mauserplätzen über den Sommer aufhalten, vereinen vermutlich einen Großteil der verschiedenen Brutpopulationen, was ihre Empfindlichkeit gegenüber Störungen, vor allem durch menschliche Aktivitäten an den Stränden, erhöht. Die Zeit, in der sich die Seeregenpfeifer im Sommer an den Stränden versammeln, überschneidet sich mit der Zeit, in der die größten touristischen Aktivitäten an den Stränden stattfinden, und die Störungsbeobachtungen haben gezeigt, dass die Seeregenpfeifer in Böhl pro Stunde fast drei Störungen durch Menschen ausgesetzt sind. Dies unterstreicht die Bedeutung von ungestörten Gebieten für diese sensible Zeit im Jahreszyklus der Vögel.

### 4.1 Zeitlich-räumliche Muster

In der Nachbrutzeit nutzten Seeregenpfeifer die Sandbänke vor St. Peter-Ording vor allem zwischen Anfang Juli und Anfang September. Der Maximalzahlen rastender Seeregenpfeifer wurden Anfang September mit insgesamt 571 Individuen an allen drei Standorten (Böhl, Hitzsand und Ording) erreicht. Dies entspricht mehr als 50 % der Wattenmeerpopulation, wenn man davon ausgeht, dass die gesamte Wattenmeerpopulation (Dänemark, Deutschland, Niederlande) aus insgesamt fast 500 Brutpaaren besteht (Dänemark: rund 140 Brutpaare; Deutschland: rund 300 Brutpaare; Niederlande: ca. 40 Brutpaare; Zahlen von 2022 bzw. 2023) (Boele et al., 2023; D. V. Cimiotti, pers. Mitt.; O. Thorup & T. Bregnballe, pers. Mitteilung)). Insgesamt sind die Phänologie und der Zeitpunkt der Höchstzahlen vergleichbar mit der Phänologie an anderen Mauserorten im Wattenmeer und im niederländischen Deltagebiet. Auf Fanø zum Beispiel lag die Zahl der Seeregenpfeifer im Juli und September meist bei 30–50 Individuen, 70–75 Individuen im August und erreichte Ende August einen Spitzenwert mit 109 Individuen (Kim Fischer, pers. Mitteilung). Am Verklikkerstrand im niederländischen Deltagebiet lagen die Zahlen im Juli bei etwa 80 Seeregenpfeifern, erreichten in der zweiten Augushälfte mit 129 Individuen einen Höchststand und nahmen im Laufe des Septembers ab (Wendy Janse, pers. Mitt.).



Auch der Vergleich mit Zählungen in Böhl in den Jahren 2012–2016 sowie 2020 zeigt eine überwiegend ähnliche Phänologie der Anzahlen rastender Seeregenpfeifer (Abbildung 26), auch wenn die Zählungen in diesen Jahren eher unregelmäßig durchgeführt wurden.

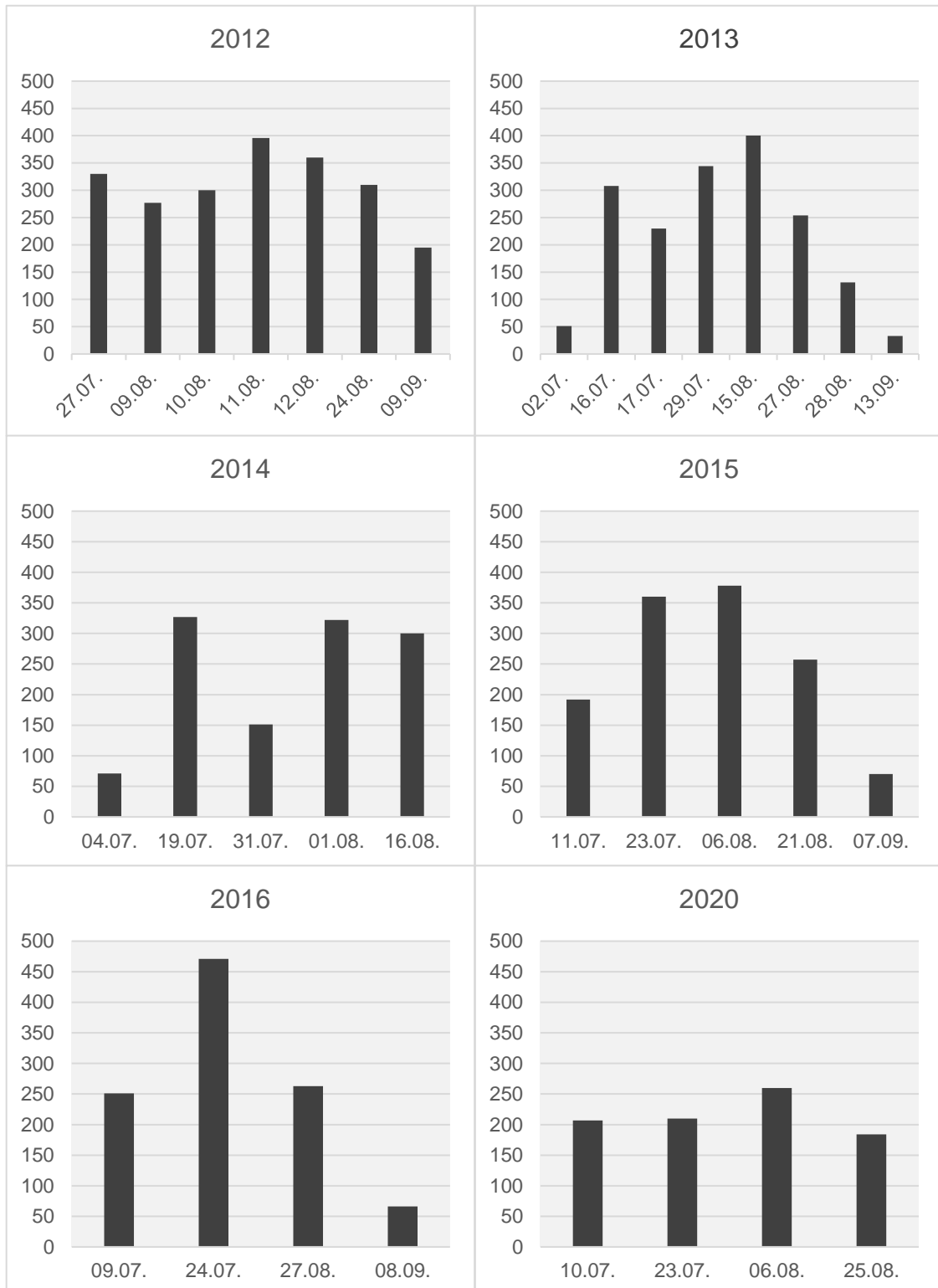


Abbildung 26: Anzahlen rastender Seeregenpfeifer in St. Peter Böhl in den Jahren 2012–2016 sowie 2020 (Michael-Otto-Institut im NABU).

Die Sandbänke vor St. Peter-Ording sind seit vielen Jahren als Mauserplätze für Seeregenpfeifer im Wattenmeer bekannt (von Blotzheim, 1975), und Zählungen haben zumindest in den Jahren 2012–2018 ähnliche Maximalwerte ergeben (Abbildung 27).

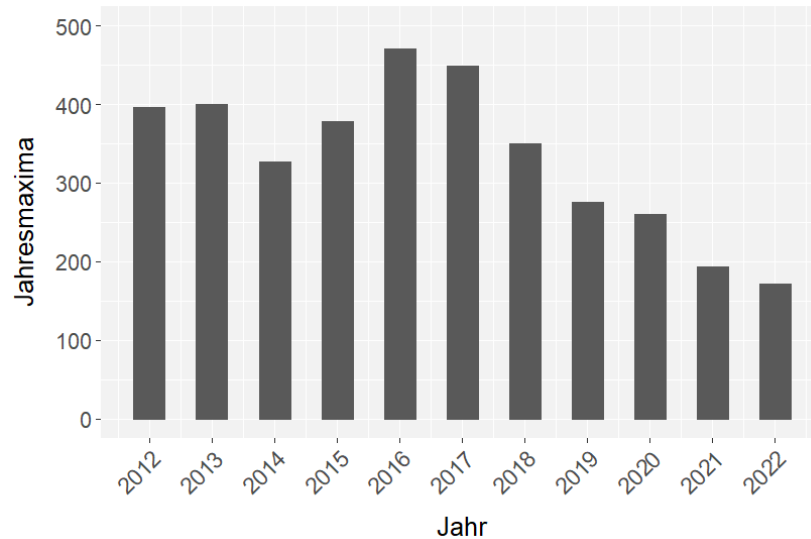


Abbildung 27: Jährliche Spitzenwerte der rastenden Seeregenpfeifer in St. Peter Böhle von 2012 bis 2022 (D. V. Cimiotti, Michael-Otto-Institut im NABU).

In Böhle und auf Hitzsand trafen die meisten beringten Individuen im Laufe des Julis ein. Nach dem 15. August kamen nur noch einzelne Individuen als Neuankömmlinge an diesen Standorten hinzu. Die Abflüge fanden während der gesamten Saison statt und nahmen im August zu. Die meisten Abflüge ereigneten sich jedoch in der ersten Septemberhälfte. Die Zählungen in Ording wurden nicht systematisch durchgeführt, zeigten aber, dass dieser Strandbereich ein weiterer wichtiger Mauserplatz mit bis zu 150 bzw. fast 200 Individuen im August und September war. An allen drei Standorten nutzten die Vögel im Laufe der Saison überwiegend dieselben Teilgebiete. Dies gilt insbesondere für die Hochwasserrastplätze in Böhle und die Nahrungsflächen zwischen Böhle und Hitzsand.

Ein Vergleich mit Zähldaten aus den Jahren 2015–2021 zeigt, dass die Seeregenpfeifer auch in anderen Jahren in Böhl überwiegend denselben Bereich am Strand zur Hochwasserrast genutzt haben wie im Untersuchungsjahr 2023 (Abbildung 28).

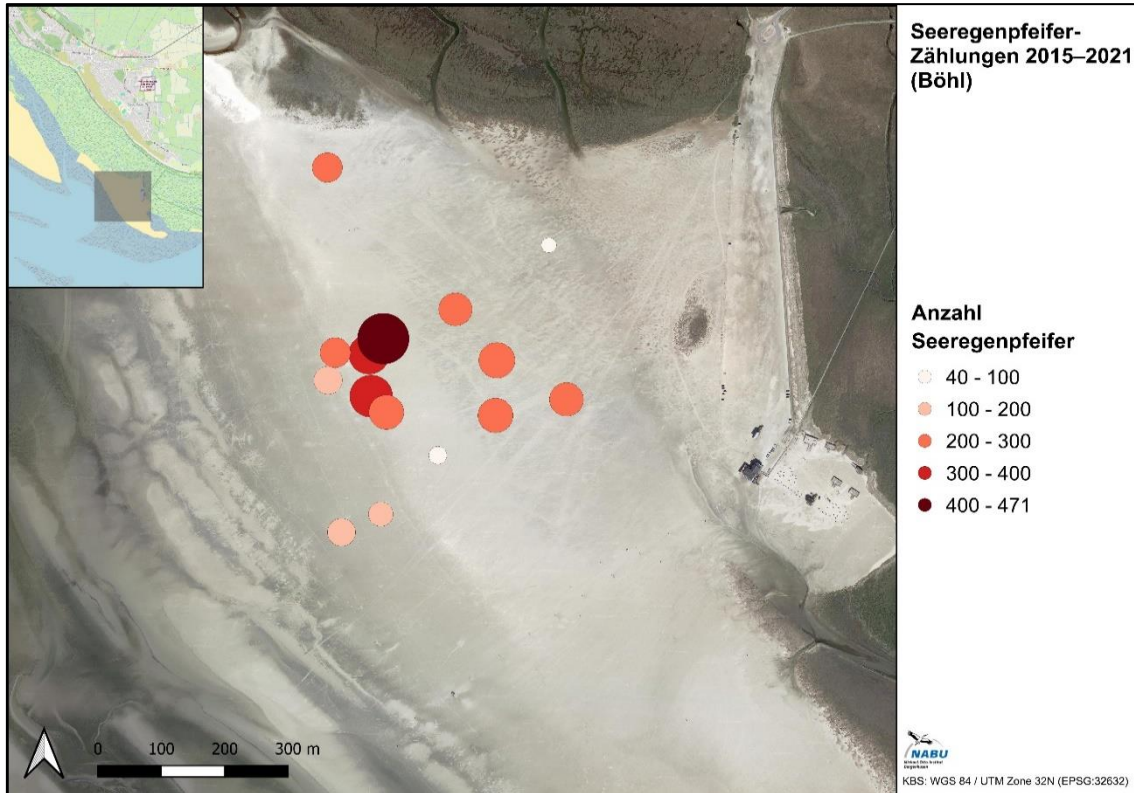


Abbildung 28: Anzahl und Lage rastender Seeregenpfeifer in Böhl in den Jahren 2015–2021 (Zähldaten: D.V. Cimiotti).

Im größeren Maßstab zeigen sich die räumlichen Nutzungsmuster auch beim Vergleich mit Seeregenpfeifern, die im Beltringharder Koog mit GPS-Loggern ausgestattet wurden und sich in der Musersaison 2020 und 2021 auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording aufhielten (Abbildung 29).

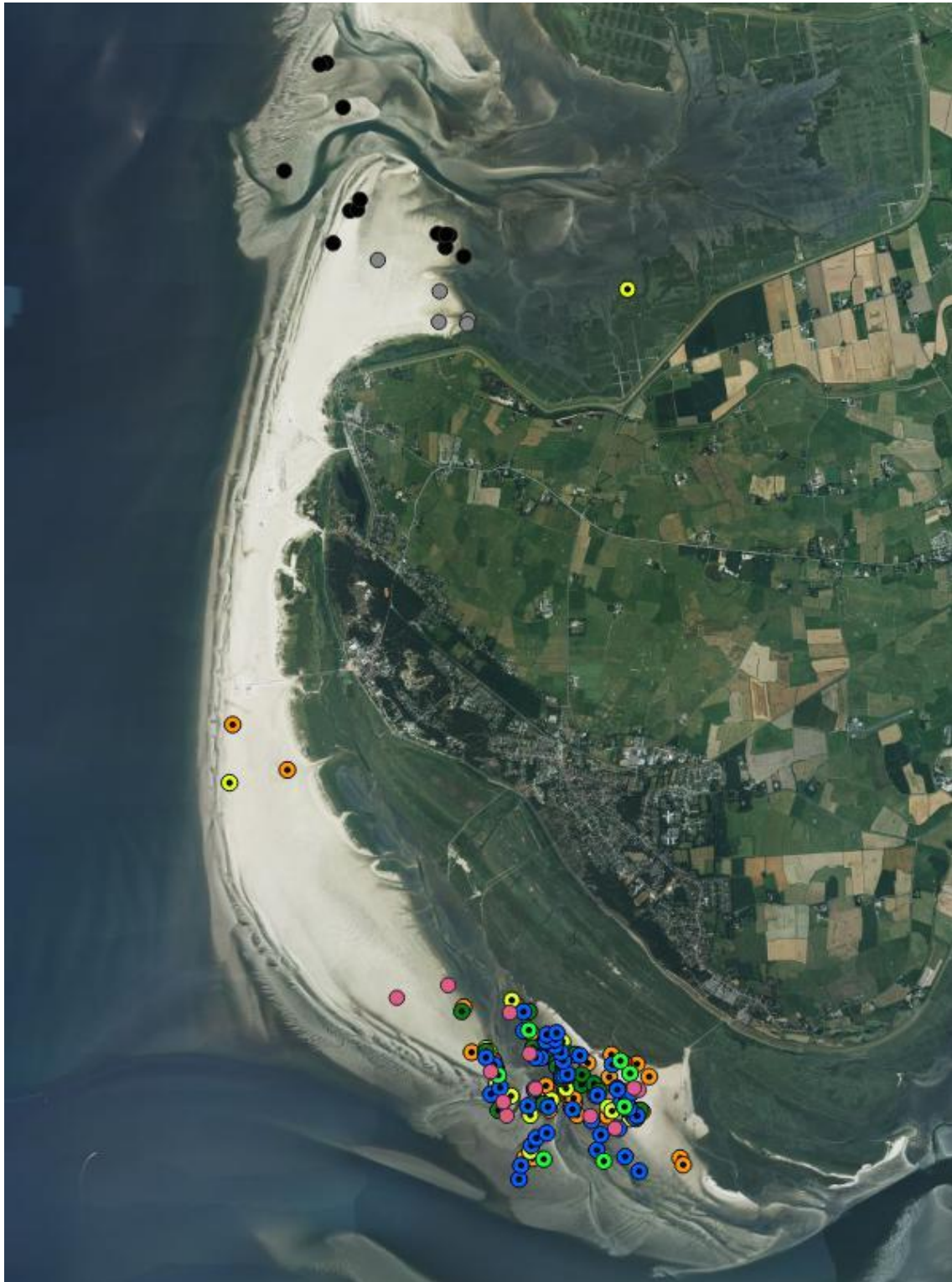


Abbildung 29: Aufenthaltsorte von Seeregenpfeifern, die im Beltringharder Koog mit GPS-Loggern ausgerüstet wurden und sich in der Musersaison 2020 und 2021 auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording aufhielten. Jede Farbe stellt ein einzelnes Individuum dar (D. V. Cimiotti).

## 4.2 Gesamtindividuenzahl

Basierend auf der errechneten Gesamtzahl an Individuen, die den Mauserplatz in St. Peter-Ording (Böhl und Hitzsand) über die Mausersaison nutzten, könnte geschlossen werden, dass der Großteil der Wattenmeerpopulation(en) Gebrauch von diesem Mauserplatz in der Nachbrutzeit macht (basierend auf der in Kapitel 4.1 beschriebenen Annahme, dass die gesamte Wattenmeerpopulation (Dänemark, Deutschland, Niederlande) aus insgesamt fast 500 Brutpaaren besteht). Auch wenn die Berechnung dieser Zahl eine Überschätzung der tatsächlichen Anzahl an Vögeln sein könnte, die den Mauserplatz nutzen, haben die Wiedersichtungen von zwei farbberingten Individuen aus den Niederlanden gezeigt, dass (zumindest ein paar) Individuen der niederländischen Brutpopulation auch die Mauserplätze vor St. Peter-Ording besuchen (s.u.). Dies könnte auch für andere, nicht beringte Individuen aus dem niederländischen und dänischen Wattenmeer in noch unbekanntem Ausmaß der Fall sein (bisher wurden Seeregenpfeifer in Dänemark noch nicht farbberingt).

Die Genauigkeit der Schätzungen der Bleibewahrscheinlichkeit  $\varphi$  in Wiedersichtungsstatistiken hängt von der Genauigkeit der Zählungen und der Ringablesungen ab (Loonstra et al., 2016). Zwar wurden so oft wie möglich synchronisierte Zählungen in Böhl und auf dem Hitzsand durchgeführt, aber dennoch wurde mehr als die Hälfte der Zählungen entweder nur in Böhl oder nur auf dem Hitzsand durchgeführt. Daher wurde bei diesen Zählungen ein unbekannter Anteil an Seeregenpfeifern übersehen. In der Wiedersichtungsstatistik wurde dies „ausgeglichen“, indem die Anzahl der rastenden Seeregenpfeifer zwischen den Durchgängen, in denen synchrone Zählungen durchgeführt wurden, linear interpoliert wurde. Dies könnte jedoch zu einer Überschätzung der „wahren“ Anzahl von Individuen geführt haben, die den Mauserplatz während der Saison nutzen, da der geschätzte Wert am oberen Ende dessen liegt, was im Hinblick auf die Anzahl der Brutpaare im Wattenmeergebiet logisch erscheint.

Die Ergebnisse der beiden verwendeten Methoden zur Berechnung der Gesamtindividuenzahl (*Hötker & Frederiksen (2001)* vs. *Hochrechnung über Anteil beringter Individuen*) weichen zwar leicht voneinander ab (1.132 vs. 836 Individuen), sind beide aber 2–2,5 höher als die am 1. September mit 418 Individuen erfasste Höchstzahl rastender Seeregenpfeifer.

## 4.3 Internationale Synchronzählung

Die Ergebnisse der internationalen Synchronzählung zeigen, dass sich die Seeregenpfeifer der südlichen Nordsee in der Nachbrutzeit nur an wenigen Stellen versammeln. Dies sind zwei Gebiete im Wattenmeer (die Insel Fanø in Dänemark und die Sandbänke vor St. Peter-Ording), sowie der Verklikkerstrand im niederländischen Deltagebiet. Während der Synchronzählung wurden 56 % (444 Individuen) aller gezählten Individuen auf den Sandbänken vor St. Peter-Ording erfasst. Dies zeigt, dass die Sandbänke vor

St. Peter-Ording die größten und wichtigsten Mauserplätze für Seeregenpfeifer im Nordseegebiet sind. Ringablesungen während der Synchronzählung, aus der gesamten Nachbrutzeit im Jahr 2023 und in den Vorjahren haben eine starke Vernetzung von Brut- und Mauserplätzen im Wattenmeer gezeigt (Michael-Otto-Institut im NABU, unveröffentlichte Daten). Dies gilt insbesondere für die Verbindung zwischen dem Naturschutzgebiet Beltringharder Koog als wichtigstem Brutgebiet für Seeregenpfeifer im Wattenmeer und den Sandbänken vor St. Peter-Ording als wichtigstem Mauserplatz im Wattenmeer (ca. 30 km Entfernung). Das gleiche Muster gilt für die Brut- und Mauserplätze im niederländischen Deltagebiet. Auch die Camargue in Frankreich ist als Mauserplatz für die lokale Brutpopulation und die benachbarte Brutpopulation aus Norditalien bekannt (von Blotzheim, 1975) und stellt somit ebenfalls eine Verbindung von Brut- und benachbarten Mauserplätzen dar. Darüber hinaus haben die Ringablesungen gezeigt, dass einige Individuen sogar noch größere Entfernungen zurücklegen, um entlegene Mauserplätze zu erreichen, wie dies bei den beiden oben erwähnten Individuen vom Marker Wadden im IJsselmeer in den Niederlanden der Fall war, die nach der Brutsaison zu den Sandbänken vor St. Peter-Ording flogen (eine Entfernung von etwa 300 km). Im Jahr 2019 wurde ein Individuum, das 2018 als Küken in der Normandie beringt wurde, in Böhl gesichtet. Es ist nicht bekannt, aus welchem Brutgebiet dieses Individuum im Jahr 2019 auf die Sandbänke vor St. Peter-Ording kam (T. Remmers, pers. Mitt.), aber es zeigt, dass Individuen aus anderen Geburtsorten nach St. Peter-Ording kommen. Ähnliche Befunde wurden für die Brutdispersionen bei adulten Seeregenpfeifern gezeigt, wo in einzelnen Fällen weibliche Seeregenpfeifer zwischen den Brutsaisons weite Entfernungen von Brutplätzen im Mittelmeerraum zu Brutplätzen in der Nordseeregion zurückgelegt haben (Cimiotti et al., 2024). In der Vergangenheit wurden mehrere Brutvögel aus dem Naturschutzgebiet Beltringharder Koog im dänischen Wattenmeer während der Mauserzeit durch Beobachtungen von farbberingten Individuen erfasst. Außerdem hielt sich ein Individuum aus dem Beltringharder Koog, das mit einem GPS-Logger ausgestattet wurde, nach der Brutsaison des Jahres 2021 für fast drei Monate auf der dänischen Insel Rømø auf (Cimiotti et al., in Vorbereitung). Auch wenn es sich hierbei um Ausnahmen handelt, zeigen diese, dass einige Seeregenpfeifer Mauserplätze weit entfernt von ihrem Brutplatz nutzen.

#### **4.4 Störungseffekte**

Die Störungsbeobachtungen ergaben eine durchschnittliche Störungsrate von fast drei Störungen pro Stunde. Bei 20 % aller Störungen kam es zu einer Verringerung der Schwarmgröße. Die meisten Störungen wurden von Spaziergänger:innen, unangeleiteten Hunden, angeleiteten Hunden und Reiter:innen mit Pferden verursacht. Zusätzlich zu den 144 registrierten Störungsereignissen gab es 20 potenzielle „Störungsereignisse“, bei denen die Seeregenpfeifer keine Reaktion zeigten (12,2 % aller erfassten Ereignisse). Der Anteil der Ereignisse, bei denen die Seeregenpfeifer keine Reaktion zeigten, war am

größten, wenn Reiter:innen mit Pferden der Stimulus waren. Letzteres ist jedoch wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass Reiter:innen mit Pferden als Stimulus in einem Radius von 350 m einbezogen wurden (im Vergleich zu allen anderen Stimuli in einem Radius von nur 250 m), was zu mehr Gesamtereignissen durch diesen Stimulus führte. Der niedrigste Anteil eines Gewöhnungseffektes, d.h. der geringste Anteil von Vögeln, die keine Reaktion zeigten, wurde bei unangeleiteten Hunden beobachtet.

Die Anteile der häufigsten Stimuli ähneln den Ergebnissen aus Studien mit anderen Watvögeln, bei denen in etwa 15–70 % aller Störungen Hunde als Stimulus beteiligt waren (Kirby et al., 1993; Bloor, 2005; Weston, 2019). Abgesehen von Reiter:innen mit Pferden, die in der vorliegenden Studie die höchsten ADs und EIDs verursachten, fanden Glover et al. (2011) ähnliche Ergebnisse, die zeigten, dass die Art des Reizes die Fluchtentfernung von Küstenvögeln signifikant beeinflusste. Die höchsten Fluchtdistanzen wurden gemessen, wenn sich eine Person mit einem angeleiteten Hund statt eine Person alleine den Vögeln näherte (Glover et al., 2011). Dies deutet darauf hin, dass Hunde eine zusätzliche Wirkung auf die Vögel haben, da Hunde als Fleischfresser instinktiv Wildtiere jagen und von diesen als besonders bedrohlich empfunden werden könnten (Gabrielsen & Smith, 1995). Darüber hinaus bewegen sich Hunde ohne Leine oft unvorhersehbar, d.h. sie ändern häufig ihre Geschwindigkeit und Richtung, was es schwierig macht, sich an sie als Stimulus oder an ihr Verhalten zu gewöhnen (Lafferty, 2001; Sastre et al., 2009). Es wird davon ausgegangen, dass die Verwendung von (kurzen) Leinen am wirksamsten zur Verringerung schädlicher Interaktionen mit Wildtieren beiträgt, und zwar in erster Linie dadurch, dass Hunde daran gehindert werden, sich frei bewegen, und nicht durch das Vorhandensein einer Leine an sich (Weston & Elgar, 2005; Glover et al., 2011). Dies deckt sich mit den Beobachtungen in St. Peter-Ording, da sich unangeleitete Hunde häufig und lange auf weiten Teilen des Strandes aufhielten und währenddessen mehrfach auch andere Vögel störten. (Angeleitete Hunde liefen fast immer an einer kurzen Leine, also nicht weit weg von der Hundehalterin bzw. dem Hundehalter, und unangeleitete Hunde liefen fast immer weit vor der Hundehalterin bzw. dem Hundehalter).

Die Mauser ist ein energieaufwändiger Prozess, der zu einer verringerten bzw. eingeschränkten Flugleistung führt. Dies wiederum kann die energetischen Kosten des Fliegens und das Risiko der Prädation erhöhen und die Effizienz der Nahrungssuche verringern (Jenni & Winkler, 2020). In der vorliegenden Studie wurde nicht untersucht, in welchem Umfang bei den Seeregenpfeifern eine Akkumulation von Energiereserven für den bevorstehenden Herbstzug stattfand. Bei Goldregenpfeifern *Pluvialis apricaria*, die in Südschweden rasten und mausern, konnte jedoch gezeigt werden, dass die Akkumulation von Energiereserven erst nach Abschluss der (Primär-)Mauser beginnt, was auf einen Kompromiss zwischen den energetischen Kosten bzw. Einschränkungen durch die Mauser und der Akkumulation von Fettreserven hindeutet (Lindström et al., 2010). Es ist durchaus möglich, dass dies auch bei den Seeregenpfeifern der Fall ist, die im Wattenmeer rasten und mausern, bevor sie zu ihrem Herbstzug aufbrechen.

Das Vorhandensein oder auch nur die Wahrscheinlichkeit menschlicher Störquellen kann Vögel daran hindern, den optimalen Rastplatz zu wählen, was zu erhöhten energetischen Kosten, geringerer Nahrungsaufnahme und letztlich geringerer Fitness führt, wenn stattdessen Bereiche mit geringerer Habitatqualität gewählt werden (Platteeuw & Henkens, 1997; Gaynor et al., 2018; van der Kolk et al., 2022). Van der Kolk et al. (2022) konnten zeigen, dass Austernfischer an einem Strand im niederländischen Wattenmeer ihren bevorzugten, aber regelmäßig gestörten Schlafplatz mieden und stattdessen zu einem 8 km entfernten, ungestörten Platz flogen, was zu zusätzlichem Energieaufwand und längerer Nahrungssuche führte. Das Meiden des bevorzugten Rastplatzes war besonders ausgeprägt, wenn in der Nähe vermehrt menschliche Freizeitaktivitäten stattfanden, und im weiteren Verlauf der Saison wurde die hohe Wahrscheinlichkeit, dass die Vögel während Hochwasser gestört werden, als Grund dafür angenommen, dass sie den häufig gestörten Rastplatz vollständig mieden und stattdessen gleich zu Beginn jeder Flutperiode zum weiter entfernten Rastplatz flogen (van der Kolk et al., 2022). In St. Peter-Ording rasteten die Seeregenpfeifer in Böhl fast nur bei Hochwasser in den frühen Morgenstunden bis zum Mittag, mieden aber diesen Strand bei Hochwasser am Nachmittag, wenn sich mehr Menschen am Strand aufhielten und somit die Störungsrate pro Stunde höher war als am Vormittag.

Wenn der Hochwasserzeitpunkt am Nachmittag oder Abend lag und sich viele Menschen am Strand von Böhl aufhielten, hielten sich die Seeregenpfeifer stattdessen auf dem Hitzsand gegenüber von Böhl auf. Ähnlich wie die Ergebnisse von van der Kolk et al. (2022) flogen die Seeregenpfeifer in St. Peter-Ording zu Beginn jeder Hochwasserperiode am Nachmittag in der Regel zum weniger gestörten Standort (Hitzsand), anstatt zunächst in Böhl zu rasten und dann bei zu vielen Störungen zum Hitzsand zu fliegen. Im Gegensatz zu den Rastplätzen in der Studie von van der Kolk et al. (2022) ist der Hitzsand nur 1,5–2 km von Böhl entfernt. Die häufig genutzten Nahrungsflächen im Watt liegen zwischen diesen beiden Standorten, so dass es keinen Unterschied in der Entfernung zu den Nahrungsflächen gibt, je nachdem, welchen Standort die Vögel als Hochwasserrastplatz wählen. In 16,7 % aller Störereignisse verließen die Regenpfeifer jedoch Böhl und flogen zum Hitzsand (Reaktion „wegfliegend“). Es ist nicht auszuschließen, dass sie nicht auch zum anderen Mauserplatz in Ording weitergeflogen sind, der etwa 8 km entfernt ist. In Ording wurden zwar keine Störungsbeobachtungen durchgeführt, dennoch kann davon ausgegangen werden, dass die Seeregenpfeifer an diesem Strandbereich wesentlich weniger Störungen ausgesetzt waren, da sie sich v.a. zur Hochwasserrast überwiegend im geschützten und eingezäunten Brut- und Rastgebiet aufhielten. Auch auf dem Hitzsand wurden keine systematischen Störungsbeobachtungen durchgeführt, aber dennoch Störungsereignisse notiert, wenn sie zufällig beobachtet wurden.

Auf dem Hitzsand liefen bei Hochwasser die meisten Menschen am westlichen Teil der Sandbank entlang, einige jedoch auch an der östlichen Wasserkante. Dies ist der Teil des Strandes, an dem die Seeregenpfeifer (und die meisten anderen Wat- und Wasservögel)



bei Hochwasser rasten. Jedes Mal, wenn ein Mensch im östlichen Bereich nahe der Wasserkante und somit nahe an den rastenden Vögeln entlanglief, verursachte dies eine große Störung, da fast alle Vögel in diesem Teil der Sandbank aufgescheucht wurden. Im August und September hielten sich in der Regel mehrere tausend Watvögel, Möwen und Brandgänse auf diesem Teil der Sandbank auf. Dieselben Störungsereignisse wurden beobachtet, wenn Kitesurfer in der Bucht zwischen Böhl und Hitzsand surften, wodurch auch die Seeregenpfeifer auf dem Hitzsand gestört wurden. Zurzeit ist das Betreten (fast) aller Bereiche des Hitzsand und des Strandes in Böhl sowie das Kitesurfen in der Bucht zwischen Böhl und Hitzsand erlaubt (Abbildung 28).

Es ist schwierig zu messen, wie sich die Rate von Störungen oder die Intensität der Reaktionen auf Störungen auf die Fitness einzelner Vögel auswirkt. Noch schwieriger ist es, die Auswirkungen auf Populationsebene zu bewerten (Weston & Stankowich, 2013), auch weil es entscheidend ist zu wissen, ob die Auswirkungen von Störungen auf Populationen unabhängig, additiv oder synergetisch mit anderen negativen Einwirkungen sind (Weston, 2019). Reaktionen auf Störungen führen nicht zwangsläufig zu negativen Auswirkungen auf die Population (Sutherland, 2007), und erhebliche Auswirkungen auf die Fitness beeinträchtigen möglicherweise auch nicht die Vitalität einer Population – wenn genügend alternative (Ausweich-)Lebensräume zur Verfügung stehen (Gill et al., 2001). Darüber hinaus spiegeln die Reaktionen auf eine Störung nicht unbedingt die Notwendigkeit einer Reaktion wider, sondern eher die Fähigkeit und ggf. auch die Anpassung, wie z.B. unterschiedliche Fluchtdistanzen auf verschiedene Reize (Gill, 2007). Nichtsdestotrotz führen größere Fluchtdistanzen wahrscheinlich zu vermehrten Reaktionen auf Reize, da mehr Reize im Bereich der Fluchtdistanz liegen als bei geringen Fluchtdistanzen. Außerdem vereinen die Schwärme der Seeregenpfeifer, die sich an den genannten wichtigen Mauserplätzen auch außerhalb von St. Peter-Ording versammeln, wahrscheinlich einen großen Teil der verschiedenen Brutpopulationen, was ihre Empfindlichkeit gegenüber Störungen, v.a. durch menschliche Aktivitäten an den Stränden, weiter erhöht. Es ist jedoch noch nicht bekannt, ob in der Nähe geeignete Lebensräume als alternative Mauserplätze existieren. Dies unterstreicht die Bedeutung von ungestörten Gebieten für diese sensible Zeit im Jahreszyklus der Vögel.

Schließlich ist darauf hinzuweisen, dass sich die Ergebnisse der Störungsbeobachtungen in dieser Studie auf die Hochwasserperiode beziehen, in der sich die Seeregenpfeifer an ihren Hochwasserrastplätzen aufhielten. Die Häufigkeit der Reize und die Reaktionen der Vögel könnten bei Ebbe bzw. Niedrigwasser, wenn sich die Vögel auf den Wattflächen aufhalten, anders sein. Während Ebbe wurden zwar keine systematischen Störungsbeobachtungen durchgeführt, dennoch wurden viele Störungen der Seeregenpfeifer beobachtet. In den meisten Fällen handelte es sich dabei um Reiter:innen und Kitesurfer, die vor allem entlang der Priele in unmittelbarer Nähe der Nahrung suchenden Vögel galoppierten bzw. surften.

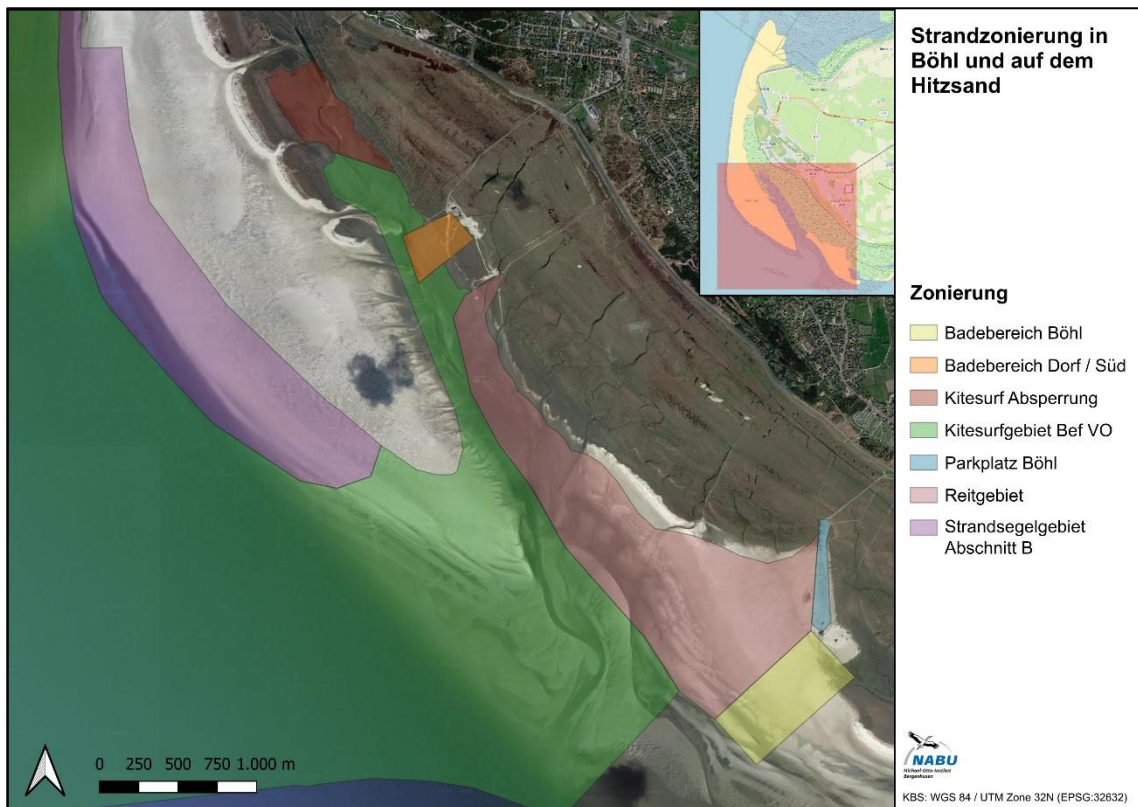


Abbildung 28: Strandzonierung in Böhl und auf dem Hitzsand (A. Jeß & B. Mendel, Nationalparkverwaltung SH).

#### 4.5 Empfohlene und bereits durchgeführte Schutzmaßnahmen

Basierend auf den vorhergenannten Gründen wurde empfohlen, in der Zeit von Juli bis September in Böhl und auf dem Hitzsand eine temporäre Schutzzone einzurichten. Die vorgeschlagene Schutzzone in Böhl sollte jedoch zunächst nicht vollständig, sondern nur teilweise eingerichtet und ein bis zwei Jahre lang getestet werden. Der Grund dafür ist, dass die Seeregenpfeifer insbesondere in Böhl regelmäßig die Hufspuren von Pferden und die Fußspuren von Menschen nutzen – ein Phänomen, das auch von anderen Stränden, z.B. auf Fanø, bekannt ist (K. Fischer, pers. Mitt.). Dies könnte auf einen besseren Schutz vor Greifvögeln, Wind und Hitze zurückzuführen sein. Es konnte nicht ausgeschlossen werden, dass die Seeregenpfeifer die Schutzzone nicht nutzen würden, wenn es in diesem Bereich keine Huf- oder Fußspuren mehr gäbe. Auf dem Hitzsand und Ordning fehlen diese Huf- und Fußspuren zwar ebenfalls häufig, aber an diesen Stränden gibt es große Bereiche mit Queller (*Salicornia europaea agg.*), die die Seeregenpfeifer regelmäßig nutzten, um dort gut getarnt zu rasten. Ausgedehnte Quellerbereiche fehlen in Böhl, zumindest auf den von den Seeregenpfeifern am häufigsten genutzten Bereichen, vermutlich aufgrund der intensiven Strandnutzung. Daher wurde empfohlen, die Schutzzone in Böhl erstmal nur auf der Hälfte der Fläche zu errichten, die die Seeregenpfeifer

intensiv zur Hochwasserrast nutzen. In Abstimmung mit der Schutzstation Wattenmeer e.V., der Nationalparkverwaltung und der Tourismus-Zentrale St. Peter-Ording wurde Mitte Juli 2024 eine temporäre Schutzzone in Böhl errichtet. Die Umsetzung der Schutzzone ist Teil des „nationalen Artenhilfsprogramms Strandbrüter“, das vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des BMUV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz) gefördert wird. Die Schutzzone befindet sich im nördlichen Teil des Strandbereiches nördlich der Pfahlbauten mit einer Fläche von ca. 7 ha (etwa 300x250 m, Abbildung 29).

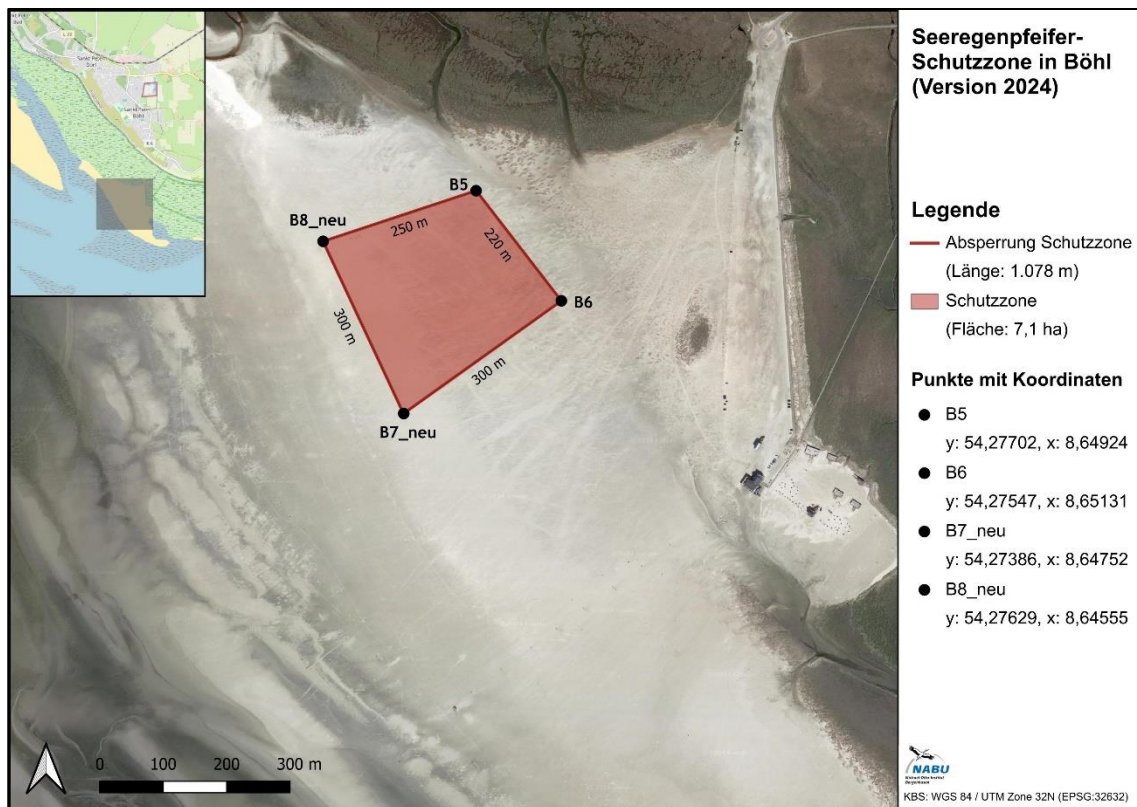


Abbildung 29: Lage und Größe der Mitte Juli 2024 errichteten temporären Schutzzone im nordwestlichen Strandbereich in Böhl.

Errichtet wurde die Zone mit Weidezaunpfählen im Abstand von etwa 7 m und dazwischen gespanntem Weidekoppelband. Jeder Pfahl wurde mit einem gelben Schutzgebietschild versehen (Abbildung 30) und zusätzlich wurden im Abstand von etwa 50 m vor der Schutzzone Informationsschilder an Holzpfählen errichtet (siehe Anhang 1). Im August fanden in Zusammenarbeit mit der Schutzstation Wattenmeer zwei Führungen am Mauserplatz in Böhl statt. Ähnlich zu den Voruntersuchungen aus dem Jahr 2023 wurden auch in der Mausersaison 2024 von Mitte Juli bis Mitte September Kartierungen an den Mauserplätzen in Böhl, auf dem Hitzsand und in Ording durchgeführt. In Böhl lag hierbei besonderes Augenmerk auf der Schutzzone und der Fragestellung, ob und in welchem Umfang die Seeregenpfeifer die Schutzzone zur Hochwasserrast nutzen. Bei erfolgreicher Nutzung der Schutzzone durch die Seeregenpfeifer in der Mauserzeit 2024 ist

geplant, in der Mauserzeit 2025 in der anderen (südöstlichen) Hälfte des Strandbereiches in Böhl eine ähnlich große Schutzzone zu errichten (siehe Anhang 2). Ziel hiervon ist es herauszufinden, ob sich die Nutzungen dieser zwei Versionen der Schutzzonen durch die Seeregenpfeifer voneinander unterscheiden, um die langfristig geeignetsten Bereiche zu ermitteln – auch in Bezug auf die Vereinbarkeit und Praktikabilität mit anderen Strandnutzungen, wie z.B. der Nutzung als Reit- und Kitesurfgebiet und dem Badebetrieb.

Auf dem Hitzsand ist eine Errichtung der Schutzzone mit Weidezaunpfählen nicht möglich, da der östliche Teil des Hitzsand es bereits bei leicht erhöhten Hochwasserständen von ca. 40–50 cm teilweise unter Wasser steht. Bei noch höheren Wasserständen bestünde die Gefahr, dass sich die Pfähle lösen würden und Pfähle und Koppelband zudem ein Sicherheitsrisiko für die dort entlangfahrenden Kitesurfer darstellen würden. In einer ersten Besprechung mit dem Nationalparkamt und der Tourismus-Zentrale wurde daher der Alternativvorschlag geäußert, diesen Bereich nicht mit Pfählen und Koppelband, sondern mit Bojen zu markieren (Abbildung 31). Diese würden dann bei höheren Wasserständen aufschwimmen und kein Sicherheitsrisiko für die Kitesurfer darstellen. Ebenso wurde angeregt, an den bereits vorhandenen, großen Sicherheitspfählen Informationsschilder anzubringen. Auf diesen Schildern könnte die Wichtigkeit des östlichen Bereiches der Sandbank für Seeregenpfeifer bzw. Watvögel im Allgemeinen erläutert werden und der Hinweis angebracht werden, diesen Bereich zu umgehen.



Abbildung 30: Beschilderung an der temporären Schutzzone in Böhl.

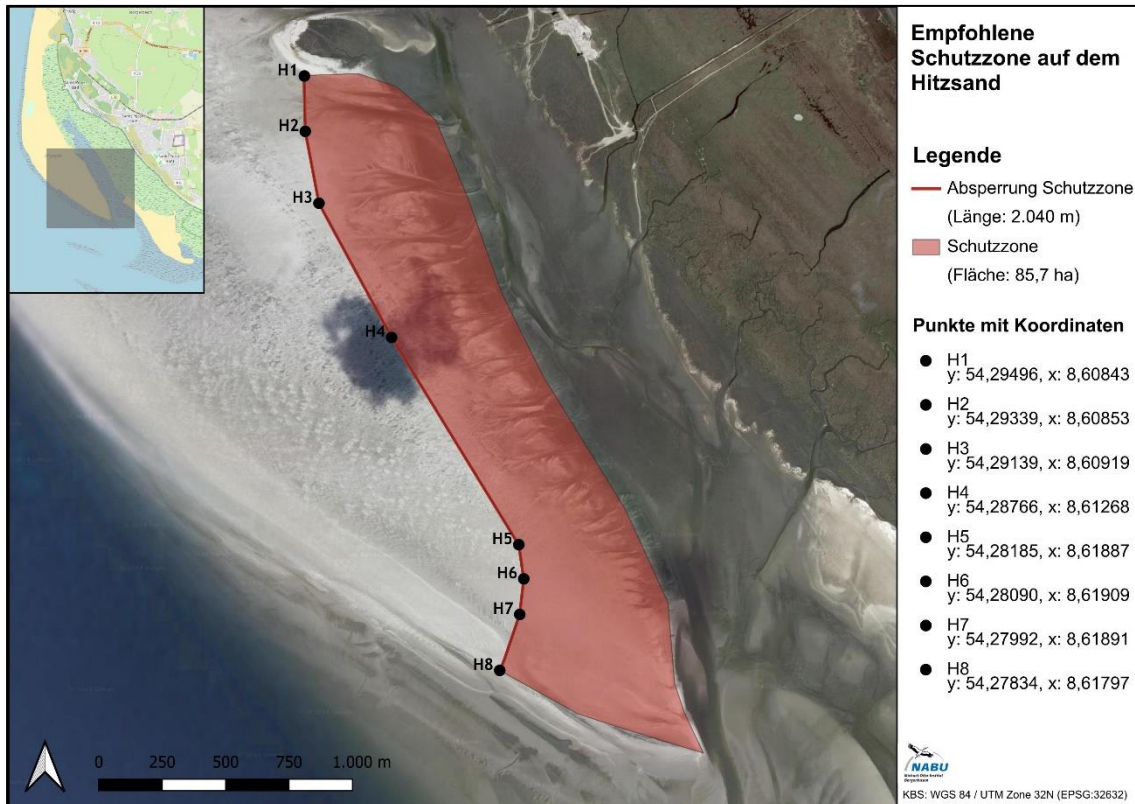


Abbildung 31: Empfohlene Schutzzone auf dem Hitzsand, die mit Bojen markiert werden könnte.

Außerdem wird empfohlen, v.a. in Böhl verstärkt auf die Anleinplicht für Hunde hinzuweisen. Grundsätzlich sind Hunde im Nationalpark erlaubt, wenn sie angeleint sind (LKN.SH, 2020). Die am Böhler Strand erfassten Daten zeigen allerdings, dass nur 26 % aller Hunde, die während der Störungsbeobachtungen erfasst wurden, angeleint waren. Entsprechend wurden auch mehr Störungen durch nicht angeleinte Hunde verursacht als durch angeleinte Hunde, und der Anteil der Störungsereignisse unter den vier häufigsten Stimuli, bei denen die Seeregenpfeifer keine Reaktion zeigten, war bei unangeleinten Hunden am geringsten (Abbildung 24 in Abschnitt 3.6). Es wurde zwar nicht systematisch erfasst, wie viele Hunde außerhalb des Radius von 250 m um die Schwärme angeleint und wie viele nicht angeleint waren, aber während der Datenaufnahme erschien der Eindruck, dass generell der Anteil unangeleinter Hunde viel höher war als der Anteil angeleinter Hunde. Hunde, die nicht angeleint waren, verursachten in den meisten Fällen erhebliche Störungen am gesamten Strand, da sie oft den gesamten Strand entlangliefen, um Vögel aufzuscheuchen. Große, gut sichtbare Schilder, die darauf hinweisen, dass Hunde an der Leine zu führen sind, befinden sich nur auf dem Deich und am Rande des Strand, nicht aber am Strand selbst. Am Strand gibt es große Pfähle, die die Grenzen des Reitgebiets markieren, und viele Menschen gehen entlang dieser Pfähle (persönliche Beobachtung). An diesen Pfählen könnten große Schilder angebracht werden, die über die Leinenpflicht und die Gründe dafür informieren. Solche Schilder könnten ebenso an den Strandzugängen in der Salzwiese angebracht werden.

## Danksagung

Unser Dank gilt der Nationalparkstiftung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer für die Finanzierung des Voruntersuchungsprojektes. Außerdem danken wir dem Bundesamt für Naturschutz sowie dem BMUV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz) für die Finanzierung der nachfolgenden Maßnahmenumsetzung und der Erfolgskontrolle im Rahmen des nationalen Artenhilfsprogramms Strandbrüter. Für die praktische Unterstützung bei der Umsetzung der temporären Schutzzone in Böhl gilt unser Dank der Schutzstation Wattenmeer e.V., der Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer sowie der Tourismus-Zentrale St. Peter-Ording.

Für die Unterstützung bei den Zählungen danken wir H. Busch. Das Projekt wurde im Rahmen einer Masterarbeit von S. Blüm ausgeführt und neben D. Cimiotti auch durch Åke Lindström von der Lund University fachlich betreut. Auch ihm gilt unser Dank für viele hilfreiche Anmerkungen, Informationen und die fachliche Begleitung der Arbeit. J. Loonstra gab uns freundlicherweise Auskünfte zur Berechnung der Gesamtindividuenzahl mithilfe von Widersichtungsstatistiken.

Für die Mithilfe bei der internationalen Synchronzählung gilt unser Dank neben vielen weiteren Zählerinnen und Zählern sowie Verbänden insbesondere K. Günther, F. Packmor, T. Bregnballe, R. Kleefstra, M. v. Roomen, M. Sluijter, W. Janse, R. Schulz, R. Gerhard, T. Luther, K. Fischer, B. Schønfeldt, R. D. Nielsen, Blåvand fuglestation, Schutzstation Wattenmeer, Verein Jordsand und Mellumrat.

J. v. d. Winden stellte uns freundlicherweise Daten über farbberingte Seeregenpfeifer vom Marker Wadden zur Verfügung. M. Sluijter und W. Janse von Deltamilieu Projecten sowie T. Bregnballe und K. Fischer stellten freundlicherweise Daten über die Entwicklung der brütenden und mausernden Seeregenpfeifer im niederländischen Deltagebiet und in Dänemark zur Verfügung. A. Jeß und B. Mendel haben freundlicherweise Daten zur Zonierung der Strände in St. Peter-Ording zur Verfügung gestellt.

## Literaturverzeichnis

- Baker, A. J., González, P. M., Piersma, T., Niles, L. J., do Nascimento, I. d.L.S., Atkinson, P. W., Clark, N. A., Minton, C. D.T., Peck, M. K., & Aarts, G. (2004). Rapid population decline in red knots: Fitness consequences of decreased refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 271, 875–882. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2663>
- BirdLife International. (2023). *Species factsheet: Charadrius alexandrinus*. <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/kentish-plover-charadrius-alexandrinus>
- Bloor, M. (2005). *Mackay Shorebird Conservation Project Action Plan*. WWF-Australia.
- Boele, A., Vergeer, J. W., van Bruggen, J., Goffin, B., Kavelaars, M., Louwe Kooijmans, J., Koffijberg, K., van Kleunen, A., Schoppers, J., van Turnhout, C., & Jansen, D. (2023). *Broedvogels in Nederland in 2022. Sovon-rapport 2023/40. Sovon Vogelonderzoek Nederland*.
- Cimiotti, D. S., Cimiotti, D. V., Hötker, H., & Garthe, S. (2023). Ringing, tracking and counting data reveal five wintering patterns in European Common Shelducks. *Ibis*, 2, 1–20. <https://doi.org/10.1111/ibi.13278>
- Cimiotti, D., Schulz, R., Klinner-Hötker, B., & Hötker, H. (2015). *Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulation des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein: Untersuchungen 2015*. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Cimiotti, D. S. (2023). *Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht / Beltringharder Koog, Ergebnisse aus den Zählgebieten nördlich der Arlau (Jahresbericht 2023)*. Integrierte Station Westküste.
- Cimiotti, D. V., Maaïke, A., Hoffmann, H., Leyrer, J., Klinner-Hötker, B., Schulz, R., & Hötker, H. (2016). *Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulation des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein: Untersuchungen 2016*. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Cimiotti, D. V., Schulz, R., Bellebaum, J., Bruns, H. A., Cimiotti, D. S., Klinner-Hötker, B., & Hötker, H. (2012). *Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulation des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein: Untersuchungen 2012*. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Cimiotti, D. V., Schulz, R., Bellebaum, J., Cimiotti, D., Klinner-Hötker, B., & Hötker, H. (2013). *Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulation des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein: Untersuchungen 2013*. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Cimiotti, D. V., Schulz, R., Klinner-Hötker, B., & Hötker, H. (2014). *Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulation des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein: Untersuchungen 2014*. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Cimiotti, D. V., Eberhart-Hertel, L., Audevard, A., Garcias Salas, P. J., Gelinaud, G., Günther, K., Rocha, A., Schulz, R., van der Winden, J., Schmaljohann, H., & Küpper, C. (2024). Dispersal in Kentish Plovers (*Charadrius alexandrinus*): adult females perform furthest movements. *Journal of Ornithology*, 165(2), 301–314. <https://doi.org/10.1007/s10336-023-02120-5>

- Colwell, M. A., & Haig, S. M. (Eds.). (2019). *The Population Ecology and Conservation of Charadrius Plovers*. CRC Press.
- Dachverband Deutscher Avifaunisten. (2024). *Bestandsentwicklung, Verbreitung und jahreszeitliches Auftreten von Brut- und Rastvögeln in Deutschland*. Dachverband Deutscher Avifaunisten. [www.dda-web.de/voegel/voegel-in-deutschland/](http://www.dda-web.de/voegel/voegel-in-deutschland/)
- del Hoyo, J., Wiersma, P., Kirwan, G. M., Collar, N., Boesman, P. F.D., & Sharpe, C. J. (2023). Kentish Plover (*Anarhynchus alexandrinus*). In S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, & T. S. Schulenberg (Eds.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.kenplo1.01.2>
- European Union. (n.d.). *Kentish Plover Charadrius alexandrinus* [Environment - European Commission]. Retrieved December 19, 2023, from [https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/birds-directive\\_en](https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/birds-directive_en)
- Gabrielsen, G. W., & Smith, E. N. (1995). Physiological Responses of Wildlife to Disturbance. In R. L. Knight & K. Gutzwiller (Eds.), *Wildlife and Recreationists: Coexistence Through Management And Research* (pp. 95–107). Island Press.
- Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*(360), 1232–1235. <https://doi.org/10.1126/science.aar7121>
- Gill, J. A. (2007). Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis*, 149, 9–14. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00642.x>
- Gill, J. A., Norris, K., & Sutherland, W. J. (2001). Why behavioural responses may not reflect the population consequences of human disturbance. *Biological Conservation*(97), 265–268. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00002-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00002-1)
- Glover, H. K., Weston, M. A., Maguire, G. S., Miller, K. K., & Christie, B. A. (2011). Towards ecologically meaningful and socially acceptable buffers: Response distances of shorebirds in Victoria, Australia, to human disturbance. *Landscape and Urban Planning*, 103(3-4), 326–334. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.006>
- Hötter, H., Bellebaum, J., Cimiotti, D., Klinner-Hötter, B., Schulz, R., & Thomsen, K.-M. (2011). *Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulation des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein: Untersuchungen 2011*. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötter, H., & Frederiksen, M. (2001). Estimation of total numbers of Pied Avocets *Recurvirostra avosetta* using a moulting site in the Danish Wadden Sea. *Ardea*, 89(3), 573–541.
- Hötter, H., Kastner, F., Klinner-Hötter, B., Schrader, S., Schulz, R., & Schrader, S. (2010). *Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulation des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein: Untersuchungen 2010*. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Hötter, H., Schulz, R., Cimiotti, C., Günther, K., Klinner-Hötter, B., Rasran, L., Schrader, S., & Norbert, V. (2009). *Möglichkeiten zum Erhalt der Brutpopulation des Seeregenpfeifers in Schleswig-Holstein: Untersuchungen 2009*. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.



- Janse, W., Sluijter, M., & Hoek, S. (2023). *Strandbroeders op dijken en stranden in het Deltagebied - Dwergsterns, bontbekplevieren en strandplevieren rond de Oosterschelde, Westerschelde en Voordelta in broedseizoen 2022*.
- Jenni, L., & Winkler, R. (2020). *The Biology of Moulting in Birds*. Bloomsbury Publishing Plc.
- Kaiser, A. (1999). Stopover strategies in birds: a review of methods for estimating stopover length. *Bird Study*, 46(Suppl. 1), 299-308. <https://doi.org/10.1080/00063659909477257>
- Kempf, N., & Kleefstra, R. (2013). *Moulting Shelduck in the Wadden Sea 2010-2012. Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea (JMWB)*. [www.waddensea-secretariat.org](http://www.waddensea-secretariat.org), Wilhelmshaven, Germany.
- Kirby, J. S., Clee, C., & Seager, V. (1993). Impact and extent of recreational disturbance to wader roosts on the Dee estuary: some preliminary results. *Wader Study Group Bull*, 68, 53–58. <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/iws/n005/p00053-p00058.pdf>
- Koffijberg, K., Bregnballe, T., Frikke, J., Gnep, B., Hälterlein, B., Hansen, M. B., Körber, P., Reichert, G., Umland, J., & van der Meij, T. (2020). *Breeding Birds in the Wadden Sea: Trends 1991-2017 and results of total counts in 2006 and 2012* (Wadden Sea Ecosystem No. 40). Common Wadden Sea Secretariat, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea.
- Krüger, T. (2016). *On the effects of kitesurfing on waterbirds – a review* (Lower Saxony Nature Conservation Information Service, eds). Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).
- Lafferty, K. D. (2001). Disturbance to wintering western snowy plovers. *Biological Conservation*, 101(3), 315–325. [https://doi.org/10.1016/s0006-3207\(01\)00075-1](https://doi.org/10.1016/s0006-3207(01)00075-1)
- Lindström, Å., Dänhardt, J., Green, M., Klaassen, R.H.G., & Olsson, P. (2010). Can intensively farmed arable land be favourable for birds during migration? The case of the Eurasian golden plover *Pluvialis apricaria*. *Journal of Avian Biology*, 41(2), 154–162. <https://doi.org/10.1111/j.1600-048X.2009.04810.x>
- LKN.SH. (2020). *Hunde auf den Deichen und im Nationalpark*.
- Loonstra, A. J., Piersma, T., & Reneerkens, J. (2016). Staging Duration and Passage Population Size of Sanderlings in the Western Dutch Wadden Sea. *Ardea*, 104(1), 49–61. <https://doi.org/10.5253/arde.v104i1.a4>
- Platteuw, M., & Henkens, R. J.H.G. (1997). Possible impacts of disturbance to waterbirds: Individuals, carrying capacity and populations. *Wildfowl*, 48(48), 225–236. <http://wildfowl.wwt.org.uk/index.php/wildfowl/article/view/1032>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ryslavy, T., Baue, H.-G., Gerlach, B., Hüppop, O., Stahmer, J., Südbeck, P., & Sudfeldt, C. (2020). Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 6. Fassung, 30. September 2020. *Ber. Vogelschutz*, 57, 13–112. <https://www.dda-web.de/voegel/voegel-in-deutschland/Seeregenpfeifer/rote-liste>

- Sastre, P., Ponce, C., Palacín, C., Martín, C. A., & Alonso, J. C. (2009). Disturbances to great bustards (*Otis tarda*) in central Spain: Human activities, bird responses and management implications. *European Journal of Wildlife Research*, *55*(4), 425–432. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0254-7>
- Sutherland, W. J. (2007). Future directions in disturbance research. *Ibis*, *149*, 120–124. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00673.x>
- Thorup, O., & Bregnballe, T. (2021). Changes in distribution and abundance of breeding Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in Denmark and neighbouring countries. *Dansk Ornitologisk Forening*(155), 285–300 (in Danish with English summary).
- van der Kolk, H.-J., Ens, B. J., Oosterbeek, K., Jongejans, E., & van de Pol, M. (2022). The hidden cost of disturbance: Eurasian Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) avoid a disturbed roost site during the tourist season. *Ibis*(164), 437–450. <https://doi.org/10.1111/ibi.13035>
- Verhulst, S., Oosterbeek, K., Rutten, A. L., & Ens, B. J. (2004). Shellfish Fishery Severely Reduces Condition and Survival of Oystercatchers Despite Creation of Large Marine Protected Areas. *Ecology and Society*, *9*(1).
- von Blotzheim, U.N.G. (Eds.). (1975). *Band 6/I: Charadriiformes (1. Teil): Vol. 6. Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Akademische Verlagsgesellschaft.
- Weston, M. A. (2019). Human Disturbance. In M. A. Colwell & S. M. Haig (Eds.), *The Population Ecology and Conservation of Charadrius Plovers*. CRC Press.
- Weston, M. A., & Elgar, M. A. (2005). Disturbance to brood-rearing Hooded Plover *Thinornis rubricollis*: Responses and consequences. *Bird Conservation International*, *15*(02), 193–209. <https://doi.org/10.1017/s0959270905000158>
- Weston, M. A., & Stankowich, T. (2013). Dogs as agents of disturbance. In M. E. Gompper (Ed.), *Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation* (pp. 94–116). Oxford University Press.

# Anhang

## Schutzzone für mausernde Seeregenpfeifer

Hier am Böhler Strand befindet sich der **nordsee-weit wichtigste Mauserplatz** des in Deutschland vom Aussterben bedrohten Seeregenpfeifers.

**Mehr als die Hälfte** aller Seeregenpfeifer des gesamten Wattenmeeres kommt nach der Brutzeit nach St. Peter-Ording, um hier über mehrere Wochen die Schwungfedern zu erneuern. In dieser Zeit sind die Seeregenpfeifer besonders störanfällig, da ihre Flugfähigkeit eingeschränkt ist und sich ein Großteil der Population in nur einem Schwarm aufhält.

Wir bitten um Verständnis für die Einschränkungen während des Mauserzeitraumes im Strand- und Reitgebiet. Die Nutzung insbesondere des Reitgebietes wird hierdurch nicht in Frage gestellt und ist auf der verbleibenden Fläche weiterhin möglich.

Die Schutzzone ist Teil des „Nationalen Artenhilfsprogramms Strandbrüter“, das vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des BMUV (Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz) gefördert wird.



In Deutschland gibt es vom Seeregenpfeifer nur noch etwa 300 Brutpaare.

**Bitte helfen Sie mit, diesen gefährdeten Vögeln einen Ruheplatz zu geben. Bitte treten Sie nicht an den Zaun heran und halten Sie Ihren Hund an kurzer Leine – die Vögel haben eine große Fluchtdistanz. Vielen Dank für Ihre Mithilfe!**



Gut getarnt rasten die Seeregenpfeifer bei Hochwasser auf den Sandflächen. Mit jeder Störung verlieren die Vögel Energiereserven.

Für Hinweise und Fragen zur Schutzzone kontaktieren Sie uns gerne.  
Sebastian Blüm, Michael-Otto-Institut im NABU:  
0162 1650498 / Sebastian.Bluem@nabu.de

Rainer Schulz, Schutzstation Wattenmeer:  
0173 2420109 / r.schulz@schutzstation-wattenmeer.de

Mehr Infos zum nationalen Artenhilfsprogramm Strandbrüter:





Nationalpark Wattenmeer



St. Peter-Ording

Gefördert durch:



Bundesamt für Naturschutz



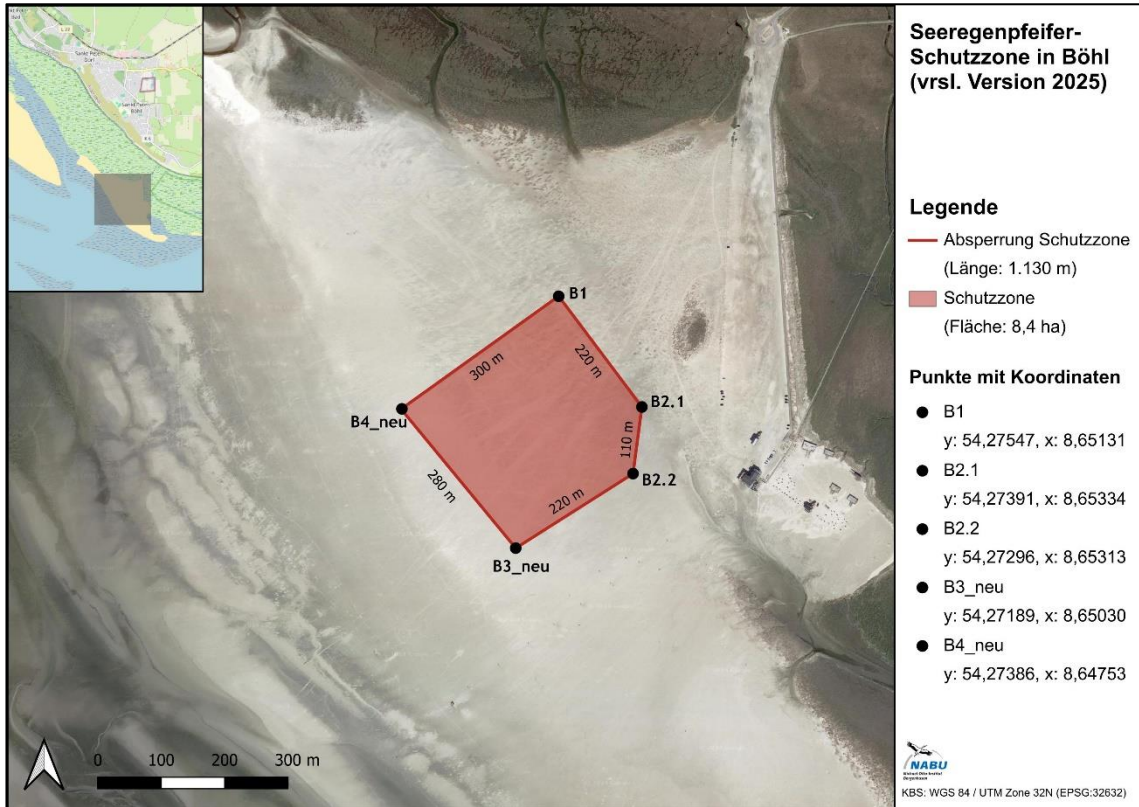
Nationalpark Wattenmeer

Impressum

Fotos: links: © P. Hünke; rechts: © M. Bunzel-Druke

Layout und Text: Michael-Otto-Institut

Anhang 1: Informationsschild zur Seeregenpfeifer-Schutzzone in Böhl, das an insgesamt zwölf Holzpfählen in ca. 50 m Abstand rund um die Schutzzone angebracht wurde.



Anhang 2: Lage und Größe der für 2025 geplanten temporären Schutzzone im südöstlichen Strandbereich in Böhl.