Vogelwarte 57, 2019: 13 – 30
© DO-G, IfV, MPG 2019

# Charakterisierung der Habitatwahl von Silbermöwen *Larus argentatus* durch GPS-Datenlogger zur Einschätzung der Schadstoffbelastung an der deutschen Nordseeküste

**Philipp Schwemmer, Anna Marie Corman, Daniela Koch, Rahel M. Borrmann, Jan Koschorreck, Christian C. Voigt & Stefan Garthe**

**Schwemmer P, Corman AM, Koch D, Borrmann RM, Koschorreck J, Voigt CC & Garthe S 2019: Characterising the habitat choice of Herring Gulls *Larus argentatus* by GPS dataloggers to assess the contaminant load at the German North Sea coast. Vogelwarte 57: 13-30.**

The German Federal Environmental Agency (UBA) with the Environmental Specimen Bank monitors the development of contaminants in humans and the environment since the 1980s. Eggs of the Herring Gull *Larus argentatus* are used as an important indicator reflecting the pollution of the Wadden Sea of the German North Sea coast. Strong inter-annual variability in contaminant load was found in the samples during the last years. For a proper interpretation of the trends, it is of great importance to know the possible origins of contaminants. Therefore, the goal of this study was to describe the individual habitat use of adult Herring Gulls from the island of Trischen during the course of the year using GPS telemetry.

A major focus was set on the space use of females during pre-breeding, as this is the expected time during which contaminants taken up by the female are deposited in the eggs.

Herring Gulls of both sexes (n = 9 males; n = 8 females) used predominantly intertidal flats south of Trischen during breeding 2016. Terrestrial habitats at a maximum distance of 20 to 30 km were visited by only a few individuals. Pellet analyses confirmed these patterns through high proportions of Shore Crabs *Carcinus maenas* and bivalves in the diet. Also, stable isotopes analyses showed a high degree of marine foraging and suggested bivalves as the main prey source. Most females migrated to the mainland of Lower Saxony during winter and used mainly industrial areas and business parks, whereas most of the males stayed in intertidal flats close to the colony. Females still used terrestrial habitats with a proportion of 70% of their total time during pre-breeding 2017. Hot spots were located in the vicinity of waste incineration and processing plants, waste management companies for food remains, industrial estates and harbours as well as (to a lower extent) on farmland and pastures. Herring Gulls spent higher proportions in terrestrial areas during breeding 2017 as compared to the year before. Hot spots that had been used already during pre-breeding were still frequently visited during the breeding period. Overall, the space utilisation varied highly between different individuals and consecutive breeding times.

The results of this study indicate that a high proportion of contaminants in Herring Gull eggs from Trischen is likely to originate from terrestrial habitats. These patterns match well the long-term data set of the UBA that proves contaminants from industrial sources and from agriculture for recent years. Strong inter-annual variations are very likely to be explained by varying use of marine and terrestrial prey resources. Currently, contaminants are not analysed in individual eggs but in a single pooled sample. It is suggested to change this method and analyse contaminant levels in individual eggs as the current study clearly showed that the habitat use can differ considerably between individual herring gulls.

✉ PS, AMC, DK, RHB, SG: Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Hafentörn 1, 25761 Büsum, Germany. E-Mail: schwemmer@ftz-west.uni-kiel.de
JK: Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, 14193 Berlin, Germany
CCV: Leibniz Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Alfred-Kowalke-Str. 17, 10315 Berlin, Germany

## 1. Einleitung

Obwohl die Küsten der Nordsee zu den am dichtesten besiedelten und genutzten weltweit gehören (Halpern et al. 2008), sind die Konzentrationen der meisten Schadstoffe, die in Vögeln nachgewiesen werden können, im deutschen Nordseebereich seit den 1990er Jahren rückläufig (Becker & Muñoz Cifuentes 2004; Mattig 2017). Schwerpunkte mit hohen Schadstoffkonzentrationen liegen noch immer vor allem an den großen Flussmündungen (Becker & Muñoz Cifuentes 2004; Schwemmer et al. 2015; Mattig 2017).

Das Umweltbundesamt (UBA) überwacht seit den 1980er Jahren mit der Umweltprobenbank des Bundes die Entwicklung von Schadstoffgehalten in Mensch und Umwelt. Dazu gehören festgelegte Probenarten verschiedener Trophiestufen im Küstenbereich der deutschen Nord- und Ostsee (Rüdel et al. 2010). See- und Küstenvögel stehen an der Spitze der marinen Nahrungskette. Daher werden sie häufig als Indikatoren für die Schadstoffbelastung der marinen Ökosysteme eingesetzt (z. B. Becker 1989; Furness 1993; Dittmann et

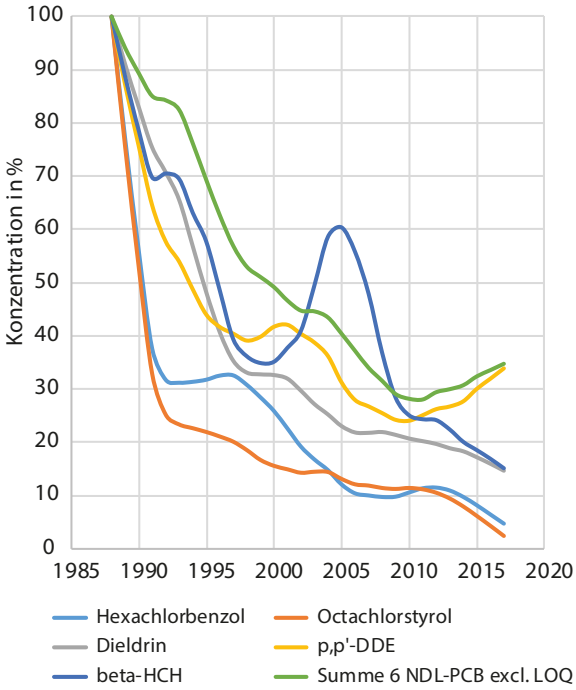



**Abb. 1:** Trenddaten (1988-2017) für Hexachlorbenzol, Dieldrin, Octachlorstyrol, p,p'-DDE, ß-HCH, Σ6DL-PCBs excl. Bestimmungsgrenzen in Silbermöweneiern der Nordseeinsel Trischen. Die Trends wurden mit dem Statistikprogramm LOESS-Trend (Version 1.1) des Umweltbundesamtes ausgewertet. Zur besseren Darstellung der unterschiedlichen Trends wurden die Messwerte jeder Zeitreihe auf die maximale Konzentration normalisiert. – *Time trend data (1988-2017) for Hexachlorbenzene, Dieldrin, Octachlorstyrol, p,p'-DDE, ß-HCH, Σ6DL-PCBs excl. LOQ (limit of quantification) in Herring Gull eggs from the North Sea island Trischen. Time trends were analysed using the statistic software LOESS-Trend (version 1.1) of the German Federal Environment Agency (UBA). To enhance comparability, contaminant data of each time series was normalized to its maximum value.*

al. 2011; Huber et al. 2015). Die Silbermöwe *Larus argentatus* ist solch ein wichtiger Indikator im Überwachungsprogramm für die Schadstoffbelastung in marinen Ökosystemen des Wattenmeeres der deutschen Nordseeküste. Das UBA untersucht seit knapp 30 Jahren Schadstoffe in Eiern der Silbermöwe auf den Inseln Mellum (niedersächsisches Wattenmeer) und Trischen (schleswig-holsteinisches Wattenmeer). Dafür wird pro Kolonie jedes Jahr aktuell aus etwa 25 Gelegen der Silbermöwe jeweils das zweite Ei entnommen und aus allen Eiern eine einzige homogenisierte Poolprobe erstellt, die in 200 Unterproben zu je 10 g unterteilt wird. Alle Proben lagern bei < -150°C über Flüssigstickstoff und können auch später noch jederzeit für die Untersuchung von Schadstofftrends genutzt werden (für nähere Informationen zur Beprobungs- und Labormethodik s. Paulus et al. 2010). Die Daten zeigen, dass die Entwicklung der Konzentrationen vieler inzwischen gesetzlich reglementierter Schadstoffgruppen in beiden Beprobungsgebieten der Nordseeküste rückläufig sind (Abb. 1 und 2; Rüdel et al. 2010).

Um die Daten der Umweltprobenbank richtig interpretieren zu können, ist es wichtig, die Quellen der Schadstoffbelastung in den Möweneiern zu kennen. Es zeigte sich aber vor allem für die Insel Trischen in den letzten Jahren eine ausgeprägte jährliche Variabilität in den Schadstoffgehalten der beprobten Eier. Der Trendverlauf für Quecksilber steht beispielhaft für den charakteristischen Rückgang und die jährliche Variabilität vieler anderer Stoffgruppen (Abb. 2). Die Ursachen für diese Variabilität sind bislang ungeklärt. Ein Zusammenhang mit der flexiblen Habitatnutzung von Silbermöwen ist wahrscheinlich. Möwen nutzen zur Nahrungssuche oft sowohl marine als auch terrestrische Bereiche (Wilkens & Exo 1998; Kubetzki & Garthe 2003; Schwemmer et al. 2008). Die unterschiedliche Nutzung mariner und terrestrischer Nahrungshabitate zwischen verschiedenen Jahren und zwischen verschiedenen Individuen einer Kolonie könnte zu einer erhöhten Variabilität in den Schadstoffgehalten

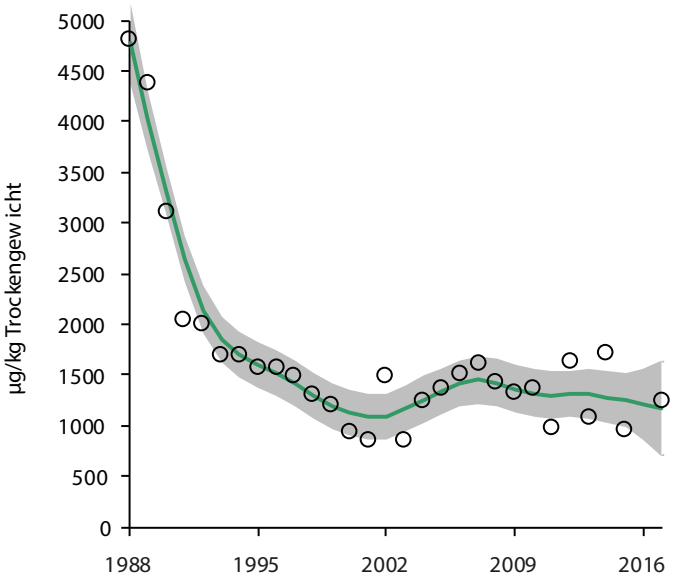



**Abb. 2:** Zeitreihen (1988-2017) für Quecksilber (µg/g Trockengewicht) in Silbermöweneiern der Nordseeinsel Trischen. Die grüne Linie und die graue Fläche stellen die LOESS-Glättungsfunktion (s. Abb. 1) mit einem festen Zeitfenster von sieben Jahren und deren 95 %-Konfidenzintervall dar. Der Trendverlauf ist signifikant negativ. – *Time series (1988-2017) for mercury (ng/g dryweight) in Herring Gull eggs from the North Sea island of Trischen. The green line and the grey area give the LOESS smoother (see Fig. 1; with a fixed window of seven years) and 95% confidence interval. The trend is significantly negative.*

führen. So zeigt ein Vergleich von Miesmuscheln und Regenwürmern, die für die Umweltprobenbank beprobt wurden, deutliche Unterschiede in den Anteilen des bioakkumulierenden Methylquecksilbers: In Miesmuscheln der Nordseeküste wurden etwa 30 Prozent Methylquecksilber (bezogen auf den Gesamtquecksilbergehalt) gemessen. Das ist deutlich mehr als durchschnittlich sieben Prozent Methylquecksilber für die terrestrisch geprägten Regenwürmer verschiedener Standorte in Deutschland.

Zunächst machten in jüngerer Zeit visuelle Beobachtungen eine immer intensivere Nutzung terrestrischer Habitate durch verschiedene Möwenarten deutlich (Gloe 2006; Schwemmer et al. 2011; Schwemmer et al. 2017). Inzwischen kann die Raumnutzung von Möwen auch präzise durch moderne telemetrische Methoden ermittelt und auch Individuen-basierte Informationen generiert werden (z. B. Isaksson et al. 2016; Rock et al. 2017; Enners et al. 2018). GPS-Datenlogger ermöglichen es, Raumnutzungsdaten mit einer hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung zu generieren. So konnte z. B. für Heringsmöwen *Larus fuscus* der Ostfriesischen Inseln gezeigt werden, dass die Tiere zur Brutzeit überwiegend bei Tageslicht terrestrische Habitate im Binnenland nutzten, während sie in den Nachtstunden vielfach Fischereifahrzeugen im Offshore-Bereich folgten (Garthe et al. 2016). Mit GPS-Datenloggern ausgestattete Silbermöwen der Kolonie Amrum nutzten abwechselnd den Gezeitenbereich und terrestrische Habitate im Binnenland (Enners et al. 2018). Die visuellen Beobachtungen aus früheren Jahren wiesen für diese Art eine Nutzung von Acker- und Grünlandflächen zu allen Jahreszeiten nach (Gloe et al. 2006; Schwemmer et al. 2008; Schwemmer et al. 2017). Frühere Studien zu ihrer Nahrungsökologie an der Nordseeküste fanden neben geringeren Anteilen terrestrischer Nahrung jedoch vor allem Beute aus dem Gezeitenbereich des Wattenmeeres (vor allem Miesmuscheln *Mytilus edulis*, Herzmuscheln *Cerastoderma edule* und Strandkrabben *Carcinus maenas;* z. B. Ehlert 1961; Spaans 1971; Dernedde 1993; Kubetzki & Garthe 2003).

Allerdings konnten die meisten der oben genannten Studien nur Hinweise zur Raumnutzung der Möwen zu bestimmten Jahreszeiten, zumeist während der Brutzeit, gewinnen. Präzise Daten zur Raumnutzung während anderer Jahreszeiten, vor allem zur Vorbrutzeit (mutmaßlich die Zeit, in der die meisten Schadstoffe in den Eiern akkumuliert werden; Morrissey et al. 2010), fehlen bislang. Außerdem konnten insbesondere die Studien, welche sich visueller Beobachtungsmethoden bedienten, nicht nachweisen, wie hoch die individuelle Variabilität in der Habitatnutzung zu unterschiedlichen Phasen des Jahres ist und wie sich einzelne Brutvögel einer bestimmten Kolonie verhalten. Solche Erkenntnisse können nur mit telemetrischen Methoden gewonnen werden (z. B. Sibly & McCleery 1983; Rock et al. 2016; Enners et al. 2018).

Das Ziel dieser Studie war daher, Silbermöwen der Brutkolonie auf Trischen mit solarbetriebenen GPS-Datenloggern auszurüsten, um individuenbezogene räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Daten zur Habitatnutzung im Jahresverlauf über mehrere Jahre hinweg zu gewinnen. Es wurden die folgenden Fragestellungen bearbeitet:

- Zu welchen Anteilen nutzen weibliche und männliche Brutvögel der Insel Trischen zu verschiedenen Phasen des Jahres den marinen und terrestrischen Bereich?
- Wo genau liegen die Nutzungsschwerpunkte in den terrestrischen und marinen Bereichen?
- Gibt es individuelle Unterschiede in der Habitatnutzung zwischen den Brutzeiten aufeinanderfolgender Jahre?
- Wovon ernähren sich Silbermöwen der Insel Trischen?

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet und Fang der Vögel

Die Studie wurde auf der Insel Trischen (54° 02´ 58´´ N; 008° 40´ 59´´ O; Abb. 3), ca. 9 km vor der südlichen schleswig-holsteinischen Nordseeküste, durchgeführt. Am 19. und 25. Mai 2016 wurden insgesamt 16 Silbermöwen (8 Weibchen, 8 Männchen) gefangen und mit GPS-GSM-Datenloggern (GPS: Global Positioning System; GSM: Global System for Mobile Communications) ausgerüstet. Außerdem wurde bereits am 9. April 2016 eine weitere männliche Silbermöwe an der Festlandsküste, etwa 7 km entfernt von Trischen, mit einem Datenlogger ausgestattet, die anschließend auf Trischen brütete und daher in dieser Studie mit berücksichtigt wurde. Zwei

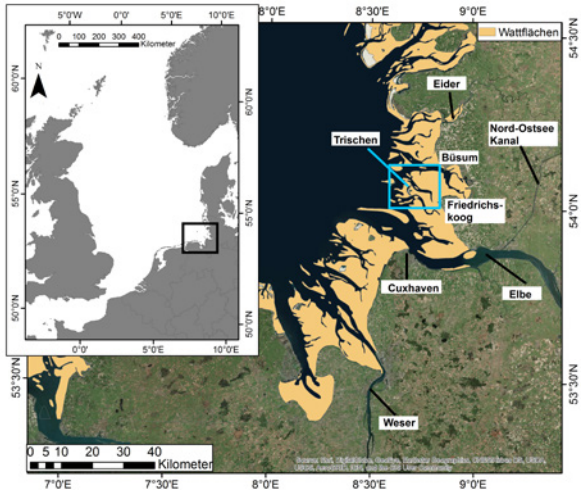



**Abb. 3:** Lage der Insel Trischen (blaues Quadrat) im südöstlichen Wattenmeer der deutschen Nordsee. Kartengrundlage: Esri, Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community. – *Location of the island of Trischen (blue square) in the south-eastern Wadden Sea of the German North Sea. Base map: Esri, Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.*

der gefangenen Individuen erhielten 20 g schwere, die übrigen 25 g schwere Geräte (OT20 bzw. OT25, Ornitela, Litauen). Die Silbermöwen wurden mittels Kastenfallen gefangen, die über die Gelege der Tiere gestellt wurden. Alle Silbermöwen wurden auf 1 g genau gewogen und mit Metall- und Farbring beringt. Anschließend wurde eine Federprobe (Brustfeder mit Blutkiel) entnommen, mit deren Hilfe eine genetische Geschlechtsbestimmung vorgenommen wurde (Tauros Diagnostic GbR, Bielefeld). Schließlich wurden maximal 0,3 ml Blut aus der Flügelvene für spätere Isotopenanalysen entnommen (siehe 2.3).

## 2.2 Besenderung mit GPS-GSM-Datenloggern

Der GPS-Datenlogger wurde mittels eines Rucksacksystems (Brustharness) aus beständigen Teflonbändern auf dem Rücken der Möwe befestigt. Bei guter Energieversorgung während der Sommermonate wurden die Geräte so programmiert, dass sie alle drei bis fünf Minuten (Log-Intervall) die geographische Position, Datum und Uhrzeit, die Fluggeschwindigkeit und die Beschleunigung des Vogels aufzeichneten. Die Geräte sendeten alle aufgezeichneten Daten über das GSM-Netzwerk ein- bis zweimal täglich über das Mobilfunknetz an einen zentralen Datenserver. Die Archivierung der Daten erfolgte im Datenportal „Movebank" (www.movebank.org). Während der Wintermonate bzw. bei geringer Sonnenscheindauer wurde das Log-Intervall mit Hilfe eines entsprechenden Befehles über das Mobilfunknetz herabgesetzt (meistens auf ein etwa einstündiges Intervall, je nach Energieversorgung des Gerätes auch bis zu einer Position täglich).

Die gefangenen Silbermöwen wogen im Mittel 968,8 g (± 113,4 g), die Sender inklusive der Befestigung maximal 31,4 g, also etwa 2,3 bis 3,9 % des Körpergewichts und lagen damit etwa bei der empfohlenen Belastungsgrenze von 3 % (Phillips et al. 2003; Barron et al. 2010).

## 2.3 Nahrungsanalyse mittels Speiballen und stabiler Isotope

Während der Brutsaison 2016 wurden bis zum Schlupf der Küken an mehreren Tagen von Ende Mai bis Mitte Juni insgesamt 145 Speiballen in den Teilbereichen der Silbermöwenkolonie gesammelt, aus denen auch die besenderten Tiere stammten. Weitere 24 Speiballen wurden während der Kükenphase zwischen Ende Juni und Ende Juli gesammelt. Da auf Trischen Silbermöwen mit Heringsmöwen gemischt brüten, wurde durch sorgfältige Beobachtungen vorher sichergestellt, dass die Speiballen nur an Nestern gesammelt wurden, die eindeutig zu Silbermöwen gehörten. Es wurden nur frische (noch feuchte) Speiballen gesammelt. In den Speiballen enthaltene Bestandteile können zur Bestimmung der aufgenommenen Nahrung verwendet werden. Dabei ist eine potenzielle Überschätzung hartschaliger Nahrungsreste kritisch zu diskutieren (Duffy & Jackson 1987; González-Solís et al. 1997; Barrett et al. 2007). Um auch kleine Komponenten der gewählten Nahrung und vor allem Borsten von Würmern, die makroskopisch nicht erkannt werden können, sicher zu identifizieren, wurden alle Untersuchungen unter einer Stereolupe bei 10,5- bis 100-facher Vergrößerung vorgenommen. Die Analysen der Speiballen wurden mit Hilfe eines semiquantitativen Verfahrens durchgeführt (z. B. Schwemmer et al. 2013). Dabei wurden nicht nur nach reinen An- und Abwesenheiten von Nahrungsresten gesucht, sondern der relative Anteil eines Beuteorganismus an der Gesamtmenge des Speiballens ermittelt. Hierzu wurde jedem Speiballen ein Wert von 1 zugeordnet. Dieser Wert wurde aufgeteilt, wenn mehrere Beuteorganismen in einem Speiballen gefunden wurden (Schwemmer et al. 2013). Die Aufteilung der relativen Anteile erfolgte unter Berücksichtigung des Anteils nicht verdaulicher Bestandteile, des Energiegehaltes (Cummins & Wuycheck 1971) und der Biomasse. So wurde z. B. für einen Speiballen, in dem zahlreiche Regenwurmborsten und nur wenige Teile von Strandkrabben gefunden wurden, ein höherer relativer Anteil für Regenwürmer vergeben, da verdaulicher Anteil und Energiegehalt höher sind als bei Strandkrabben. Das genaue Vorgehen ist in Schwemmer et al. (2013) beschrieben.

Zusätzlich zu den Speiballenanalysen wurden stabile Stickstoff- und Kohlenstoff-Isotope im Blutkuchen von Silbermöwen analysiert (Inger & Bearhop 2008). Das Verhältnis der Stickstoff-Isotope $^{15}N$ zu $^{14}N$, ausgedrückt als $\delta^{15}N$ als relative Abweichung zum Verhältnis eines internationalen Standards (Stickstoff der Luft) in Promille, erhöht sich mit dem steigenden trophischen Niveau des Konsumenten, da das schwerere Stickstoff-Isotop nicht so schnell metabolisiert wird wie das leichtere und sich somit in der Nahrungskette anreichert. Darüber hinaus liefert das Verhältnis der stabilen Kohlenstoff-Isotope $^{13}C$ zu $^{12}C$ (ausgedrückt als $\delta^{13}C$ im Verhältnis zu einem internationalen Standard in Promille) Hinweise auf das Nahrungshabitat des Konsumenten. Niedrige $\delta^{13}C$-Werte zeigen einen überwiegenden Anteil von terrestrischer oder limnischer Ernährungsweise, höhere Werte eine marinere Ernährungsstrategie an (z. B. Inger & Bearhop 2008; Fox et al. 2009).

Der Blutkuchen liefert Erkenntnisse über die etwa in den zurückliegenden drei Wochen aufgenommene Nahrung (Hobson & Clark 1993) und deckt für diese Studie somit einen Teil der Vorbrutzeit und den ersten Teil der Inkubationszeit ab. Im Gegensatz zur Speiballenanalyse liefert die Analyse stabiler Isotope im Blutkuchen damit einen integrativen Anhaltspunkt für die durchschnittlich konsumierte Nahrung der letzten Wochen.

Zusätzlich zu den Blutproben wurden die Mittelwerte und Standardabweichungen der stabilen Isotopen in potenziellen Beuteorganismen (jeweils 5 pro Art) von Silbermöwen bestimmt und anschließend mit den Mittelwerten und Standardabweichungen der Isotope der Silbermöwe als möglichem Konsumenten verglichen. Hierfür wurden die Isotopenwerte der Silbermöwe zuvor mit trophischen Fraktionierungsfaktoren korrigiert (+2,75 ‰ für $\delta^{15}N$ und -0,006 ‰ für $\delta^{13}C$; Steenweg et al. 2011).

Die Blutproben wurden bei -20 °C eingefroren, nachdem sie unmittelbar nach der Entnahme durch Zentrifugieren in Serum und Blutkuchen aufgetrennt wurden. Zur Analyse wurden die Proben bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und 0,4 g jeder Probe in einer Zinnkapsel eingewogen. Die Isotopenwerte wurden mit Hilfe eines Delta V Advantage Massenspektrometers (Thermo Fisher Scientific, Bremen) im Leibniz Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin, bestimmt Das Massenspektrometer war mit einem Flash Elementar-Analysegerät (Thermo Fisher Scientific, Bremen) über ein ConFlo II (Thermo Finnigan, Bremen) verbunden. Alle Proben wurden mit reinem Heliumgas im Analysegerät verbrannt und die entstehenden Gase wurden schließlich im Spektrometer gemessen. Die Messgenauigkeit betrug für $\delta^{15}N$ 0,08 ‰ und für $\delta^{13}C$ 0,12 ‰.

### 2.4 Visualisierung von Karten und statistische Auswertung

Die Telemetriedaten wurden mit Hilfe des Geographischen Informationssystems ArcGIS Desktop (Version 10.3.1; Environmental System Research Institute 2011) visualisiert. Um die für die Fragestellung relevanten Phasen des Jahres zu vergleichen, wurden Gesamtkarten der Habitatnutzung aller Individuen zu den Phasen Brutzeit 2016, Vorbrutzeit 2017 und Brutzeit 2017 angefertigt. Die Abgrenzung der unterschiedlichen Phasen erfolgte in Anlehnung an Garthe et al. (2007): (1) Brutzeit 2016 (Ende Mai, ab Fang der Tiere bis 15. Juli; n = 17 Individuen); (2) Nachbrutzeit 2016 (16. Juli bis 31. Oktober; n = 15 Individuen); (3) Winter 2016 (1. November bis 15. Februar; n = 15 Individuen); (4) Vorbrutzeit 2017 (16. Februar bis 15. April; n = 11 Individuen); (5) Brutzeit 2017 (16. April bis 15. Juli 2017; n = 11 Individuen). Die Stichprobengröße variierte für die unterschiedlichen Phasen, da im Laufe der Studie zwei Tiere verstarben und vier Sender aus unbekannten Gründen ausfielen. Für alle Phasen wurde der Median der maximalen Kolonieentfernung (von der Brutkolonie am weitesten entfernter aufgezeichneter GPS-Punkt) aller Möwen berechnet.

Außerdem wurden die Schwerpunkte der Raumnutzung im terrestrischen Bereich im GIS mit der Basiskarte „World Imagery“ (Environmental System Research Institute 2011) visualisiert, um zu erkennen, an welchen landschaftlichen oder anthropogenen Strukturen sich die Silbermöwen aufhielten. Schwerpunkte im marinen Bereich wurden nach der Brutzeit 2016 (nicht jedoch im Jahr 2017) mit einem Schiff angefahren. Als Schwerpunkte wurden alle Bereiche abgegrenzt, die von den Möwen mindestens fünf Mal aufgesucht wurden und an denen viel Zeit für die Nahrungssuche (keine Rast) verbracht wurde. Die Schwerpunkte im Gezeitenbereich wurden zu Niedrigwasser genauer untersucht, indem mit Hilfe einer Stechröhre (Gesamtfläche 107,5 $cm^2$; Einstechtiefe ca. 20 cm) Benthosproben genommen wurden. Diese wurden im Labor hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung untersucht, um das Nahrungsangebot für Silbermöwen auf Wattflächen qualitativ einzuschätzen.

Um die individuelle und zeitliche Variabilität der Habitatnutzung darzustellen, wurden im GIS beispielhaft Karten der Bewegungsmuster von vier Individuen zur Brutzeit 2016, Vorbrutzeit 2017 und Brutzeit 2017 gegenübergestellt.

Für alle Individuen und Phasen wurden die Zeitanteile errechnet, zu denen die Möwen terrestrische Bereiche aufgesucht hatten, um einschätzen zu können, wie sich die Bedeutung von terrestrischen zu marinen Habitaten im Jahresverlauf änderte. Positionen am Nest und auf Rastflächen nahe der Brutkolonie wurden von der Auswertung ausgeschlossen. Alle übrigen GPS-Positionen wurden in die Auswertung einbezogen. Diese umfassten auch Flugpositionen und möglicherweise unbekannte Rastplätze außerhalb der Brutkolonie. Da Flug und Rast sowohl im marinen als auch im terrestrischen Bereich vorkommen, dürfte der dadurch entstehende systematische Fehler gering sein.

Die Zeitanteile wurden als Box-Whisker-Plots für die jeweilige Jahresphase und getrennt nach Geschlechtern dargestellt. Unterschiede in den Zeitanteilen zwischen den Geschlechtern wurden mit ANOVAs (Zar 1999) analysiert. Um eine annähernde Normalverteilung der Daten zu erreichen, wurden die Daten vorher logarithmiert. Für die statistischen Tests wurde das freie Statistikprogramm R (Version 3.4.2) verwendet (R Core Team 2017).

Die Anteile verschiedener Nahrungskomponenten wurden getrennt nach Inkubations- und Kükenaufzuchtsphase als relative Häufigkeiten dargestellt. Hierbei wurden für jede Nahrungskomponente die semiquantitativ bestimmten Häufigkeiten in allen Speiballen summiert und anschließend durch die Anzahl aller Speiballen pro Phase geteilt.

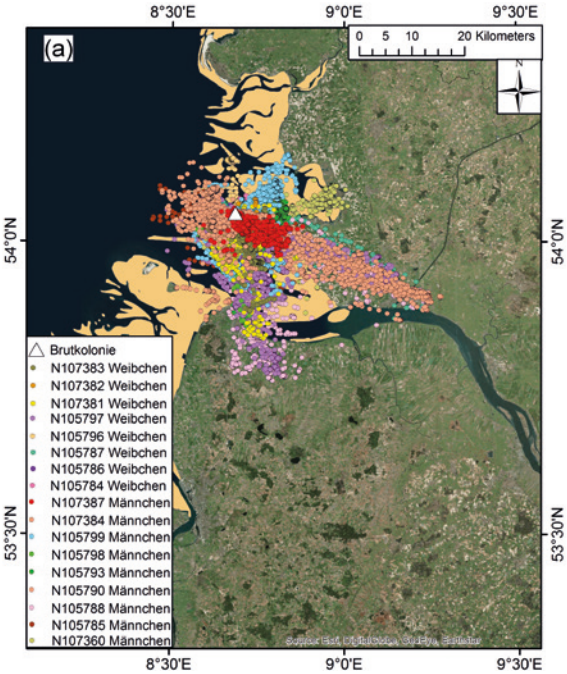
Die Werte der stabilen Stickstoff- und Kohlenstoff-Isotope des Silbermöwenblutes wurden in einem Streudiagramm visualisiert. Zum Vergleich wurden die Mittelwerte und Standardabweichungen der Isotopenwerte der potenziellen Nahrungsorganismen im Diagramm hinzugefügt (n = 5 pro Nahrungskategorie). Für die Kategorie Kleinsäuger wurden zwei Feldmäuse *Microtus arvalis*, eine Schermaus *Arvicola* spec. und fünf Maulwürfe *Talpa europaea* verwendet. Für die Kategorie Muscheln wurden die Werte von jeweils fünf Mies- *Mytilus edulis*, Herz- *Cardium edule* und Schwertmuscheln *Ensis leei* gemittelt. Werte der Nahrungsorganismen, die im Streudiagramm nah bei den Werten des Silbermöwenblutes liegen, lassen auf eine intensive Nutzung der betreffenden Nahrung schließen.

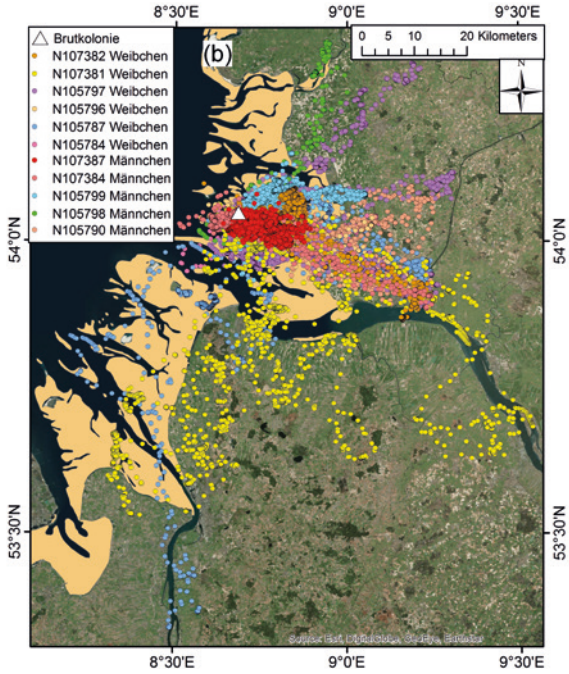
## 3. Ergebnisse

### 3.1 Verbreitung und Habitatnutzung in unterschiedlichen Phasen des Jahreszyklus

Zur Brutzeit 2016 war die Habitatnutzung der Silbermöwen überwiegend marin geprägt (Abb. 4a). Beide Geschlechter flogen häufig bei Niedrigwasser auf die vor allem im Süden von Trischen gelegenen Wattflächen. Eine Nutzung pelagischer Bereiche jenseits des Wattenmeeres konnte nicht festgestellt werden. Einige Individuen flogen mehrmals über die Elbmündung hinaus nach Süden und hielten sich dort vor allem im Hafenbereich von Cuxhaven sowie weniger häufig auf einigen Acker- und Grünlandflächen auf. Ein weiterer Schwerpunkt lag im terrestrischen Bereich nördlich der Elbmündung. Einzelne Individuen flogen hier in einer Art Korridor über die Halbinsel von Friedrichskoog in Richtung der Stadt Brunsbüttel am Beginn des Nord-Ostseekanals. Der Zeitanteil, den beide Geschlechter im Binnenland zubrachten, unterschied sich nicht signifikant ($t = 0{,}7$, $p = 0{,}7$, $df = 14$) und war mit einem Median von unter 5 % sehr gering (Abb. 5). Besonders die Weibchen blieben in der Nähe der Brutkolonie und der Median der maximalen Entfernungen zur Brutkolonie betrug nur knapp 16 km. Bei den Männchen war die Entfernung hingegen mit einem Median von 22 km größer (Tab. 1).

In der Nachbrutzeit nahm die Nutzung des Gezeitenbereiches bei beiden Geschlechtern noch einmal zu. Der Zeitanteil, den die Weibchen in terrestrischen Habitaten zubrachten, lag bei weit unter 1 %. Einzelne Männchen verbrachten geringfügig mehr Zeit in terrestrischen Habitaten. Männchen nutzten diese im Mittel aber nicht mehr als Weibchen ($t = 0{,}5$, $p = 0{,}6$, $df = 12$; Abb. 5). Der Median der maximalen Entfernung zur Brutkolonie war bei beiden Geschlechtern ungefähr gleich groß und lag bei den Weibchen ähnlich hoch wie zur Brutzeit 2016 (Tab. 1).



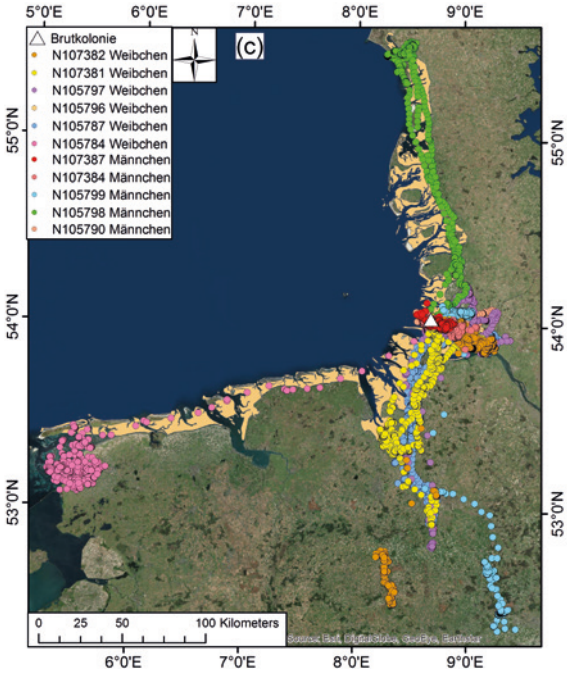




**Abb. 4:** Raumnutzungsmuster von 17 Silbermöwen zur Brutzeit 2016 (a) und von 11 Silbermöwen zur Brutzeit 2017 (b) sowie zur Vorbrutzeit 2017 (c). Symbole gleicher Farbe stellen jeweils die GPS-Positionen eines Individuums dar. Wattflächen in hellbraun. Kartengrundlage: Esri, Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community. – *Area utilisation of 17 Herring Gulls during the breeding period 2016 (a) and of 11 herring gulls during breeding 2017 (b) as well as during pre-breeding 2017 (c). Symbols of the same colors depict the same individual. Tidal flat areas in light brown. Base map: Esri, Digital Globe, GeoEye, Earthstar Geographics, CNES/Airbus DS, USDA, USGS, AeroGRID, IGN, and the GIS User Community.*

Im Winter unterschieden sich die auf Land verbrachten Zeitanteile zwischen den Geschlechtern signifikant ($t = -2{,}3$, $p < 0{,}05$; $df = 10$; Abb. 5). Die meisten Weibchen flogen in das niedersächsische Binnenland und nutzten dort in erster Linie anthropogene Habitate wie Häfen, Industrie- und Gewerbegebiete. Zum Teil wurden auch Acker- und Grünlandflächen genutzt. Die Männchen nutzten hingegen überwiegend noch immer stärker die Gezeitenzone. Nur zwei Männchen bildeten

**Tab. 1:** Maximale Entfernung (km) der Silbermöwen zur Kolonie während verschiedener Phasen des Jahres (Mittelwert ± Standardabweichung und Individuenzahl in Klammern). – *Maximum distance (km) of Herring Gulls from the breeding colony for different periods of the year (mean ± standard deviation, and number of individuals in brackets).*

| | Weibchen | Männchen |
|---|---|---|
| Brutzeit 2016 | 15,8 ± 11,1 (8) | 22,0 ± 10,2 (9) |
| Nachbrutzeit 2016 | 14,0 ± 14,3 (7) | 14,5 ± 6,8 (8) |
| Winter 2016 /2017 | 125,0 ± 69,0 (7) | 23,8 ± 228,0 (7) |
| Vorbrutzeit 2017 | 130,4 ± 62,0 (6) | 37,5 ± 71,9 (6) |
| Brutzeit 2017 | 42,3 ± 18,5 (6) | 36,6 ± 10,5 (5) |

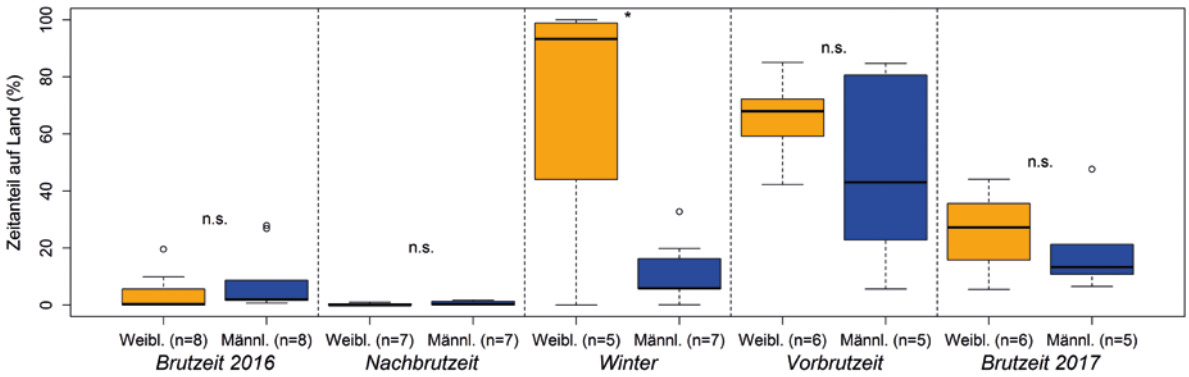



**Abb. 5:** Anteile von Weibchen (Weibl.) und Männchen (Männl.) an der gesamten Zeit der Besenderung, die während verschiedener Jahresabschnitte in terrestrischen Habitaten zugebracht wurde. Boxen: Daten zwischen dem ersten (25 %) und dritten (75 %) Quartil; Balken: 25 % der verbleibenden Daten; Punkte: Ausreißer; horizontale schwarze Linie: Median; $p < 0{,}05$ (*); n.s.: nicht signifikant. – *Proportions of females (Weibl.) and males (Männl.) of the overall equipment period that were spent in terrestrial habitats for different periods oft he year. Boxes: 50% of the data between the first (25%) and third (75%) quartile; whiskers: 25% of the remaining data; horizontal black line: median; $p < 0.05$(*); n.s.: not significant.*

eine Ausnahme: Eines flog im Winter bis nach Magdeburg und suchte dort über mehrere Wochen hinweg ein Gewerbegebiet und eine Kompostierungsanlage auf. Ein anderes flog zum Überwintern nach Großbritannien (etwa 650 km von der Brutkolonie entfernt). Insgesamt entfernten sich die Weibchen im Winter jedoch mit einem Median der individuellen maximalen Distanzen von 125 km deutlich weiter von der Kolonie als die Männchen (knapp 24 km; Tab. 1).

Zur Vorbrutzeit, mutmaßlich der Hauptzeit, in der die Habitatnutzung mit den in die Eier abgegebenen Schadstoffen korreliert ist, nutzten die Weibchen noch immer überwiegend terrestrische Habitate (Abb. 4c). Der Median des Zeitanteils in terrestrischen Habitaten betrug fast 70 % (Abb. 5). Die Habitatnutzung unterschied sich jedoch nicht signifikant zwischen den Geschlechtern ($t = -1.2$, $p = 0.26$, $df = 9$). Der Median der maximalen Entfernung der Weibchen zur Brutkolonie war mit etwa 130 km mehr als dreimal so hoch wie bei den Männchen (Tab. 1). Der überwiegende Anteil der Weibchen verbrachte die Vorbrutzeit in terrestrischen Habitaten in Niedersachsen, an der niederländischen Nordseeküste und nördlich der Elbmündung (Abb. 4c).

Um die Verbreitungsschwerpunkte der Weibchen zur Vorbrutzeit genauer zu analysieren, wurden für die sechs Weibchen, deren GPS-Datenlogger zu dieser Zeit noch Daten lieferten, Detailkarten erstellt (Abb. 6). Das Weibchen N107382 zeigte einen deutlichen Schwerpunkt im Gewerbegebiet Brunsbüttel, an der Einmündung des Nord-Ostsee-Kanals. Hier nutzte es besonders den Hafen des Kanals (westlicher Schwerpunkt), Dächer verschiedener Gebäude im Industriegebiet sowie sehr intensiv das Gelände einer Firma, die Fette und Speiseabfälle entsorgt (östlichster Schwerpunkt; Abb. 6a). Außerdem nutzte es den Bereich des Kühlwasserausflusses des Atomkraftwerkes Brunsbüttel und den Industriehafen an der Elbe (südlicher Schwerpunkt; Abb. 6a). Das Weibchen N107381 nutzte überwiegend Acker- und Grünlandflächen im nördlichen Niedersachsen und pendelte regelmäßig von dort aus in den Gezeitenbereich des Jadebusens (Abb. 6b). Weibchen N105797 hielt sich vor allem im Weserhafen in Bremen auf und flog häufig zu einem Abfallwirtschaftsbetrieb (Abb. 6c). Die Weibchen N105796 und N107382 suchten fast ausschließlich das Gelände der Speise- und Fettentsorgungsfirma im Industriegebiet in Brunsbüttel auf (Abb. 6d). Weibchen N105787 nutzte vor allem das Gelände einer Abfall- und Recyclingfirma südlich von Bremen, in der u. a. der Wertstoff aus gelben Säcken sowie Gewerbeabfälle sortiert und verwertet werden (Abb. 6e). Von dort aus pendelte es regelmäßig zu einem südlich gelegenen Baggersee. Das Weibchen N105784 nutzte Acker- und Grünlandflächen in den Niederlanden und flog von dort aus häufig in den Hafen der Stadt Harlingen und auf die dort angrenzenden Wattflächen (Abb. 6f).

Spätestens nach Ende der Vorbrutzeit kehrten alle Individuen nach Trischen zurück. Obwohl alle Individuen erneut überwiegend den marinen Bereich nutzten, suchten im Vergleich zur Brutzeit 2016 vor allem die Weibchen stärker terrestrische Habitate auf, sodass der Median des Zeitanteils auf Land während der Brutzeit 2017 nicht wie 2016 bei 0,4 %, sondern bei 27 % lag (Abb. 5). Es gab keine Unterschiede in den Zeitanteilen auf Land zwischen den Geschlechtern ($t = -0.8$, $p = 0.47$, $df = 9$). Dies ging mit einem viel höheren Median der maximalen Entfernung zur Brutkolonie einher, der bei den Weibchen bei über 40 km lag und auch bei den Männchen über 10 km mehr als in der Brutzeit 2016 betrug (Tab. 1). Besonders einige Weibchen unternahmen wiederholt Flüge in das Binnenland des nördlichen

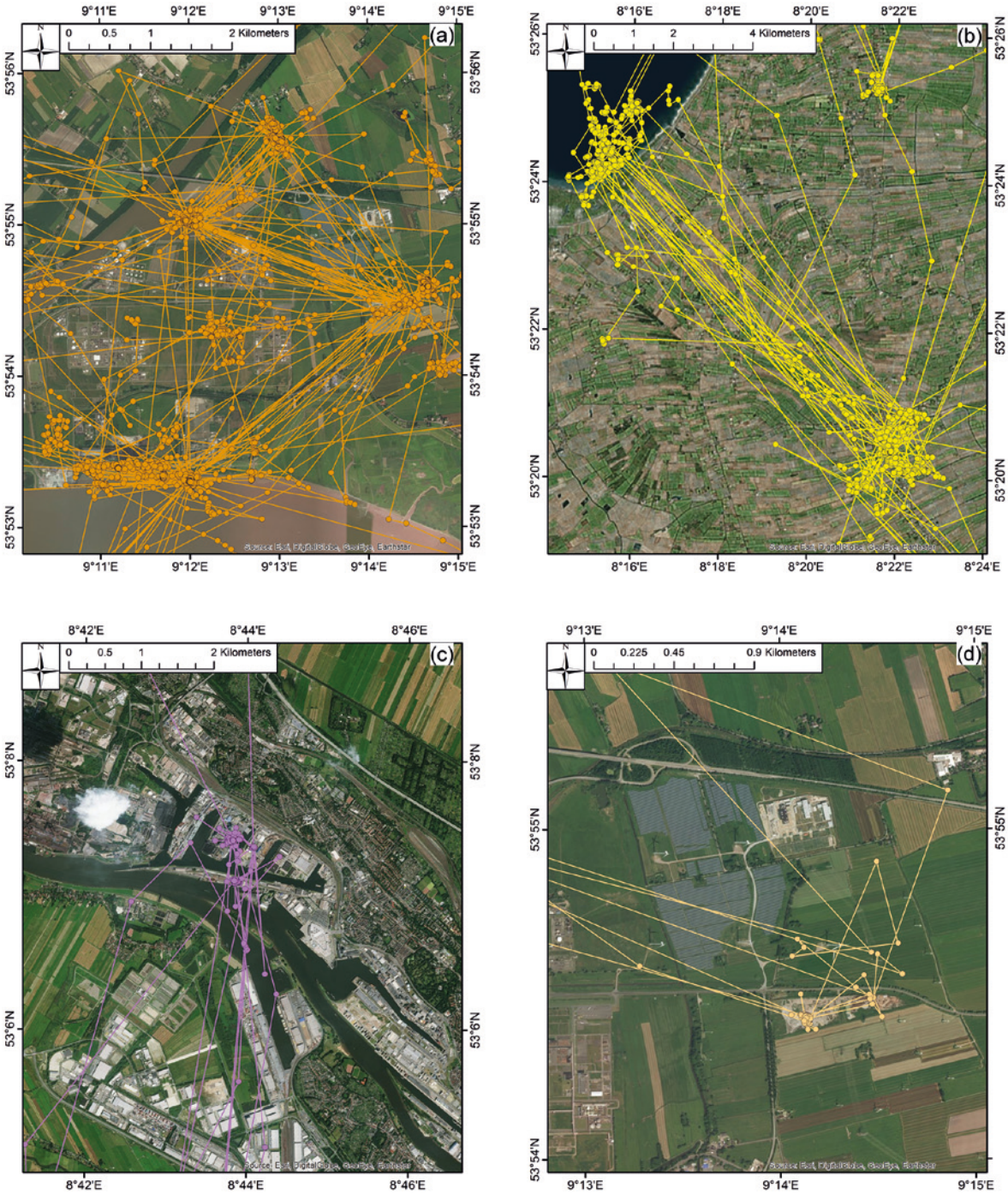



**Abb. 6:** Die in terrestrischen Habitaten aufgesuchten Schwerpunkte der sechs Weibchen zur Vorbrutzeit: Industriegebiet Brunsbüttel u. a. mit Schwerpunkten im Hafen am Nord-Ostseekanal, am Kühlwasser-Auslauf des Atomkraftwerkes und auf dem Gelände einer Entsorgungsfirma für Speisereste (a); Grünland und Acker mit regelmäßigem Wechsel zum Watt des Jadebusens (b); Weserhafen in Bremen (c); Entsorgungsfirma im Industriegebiet Brunsbüttel (d). Die Maßstäbe der einzelnen Karten unterscheiden sich. Kartengrundlage s. Abb. 4. – *The hot-spots visited most often by six female Herring Gulls in terrestrial habitats during pre-breeding: Industrial area near Brunsbüttel with hot-spots near the harbour of the Kiel canal, close to the cooling water outflow of a nuclear power plant, and on the area of a company for disposal of food remains (a); pastures and farmland with regular switch to the intertidal flats of Jade Bay (b); Weser port in Bremen (c); company for food disposal in industrial area in Brunsbüttel (d). Scales of the maps differ. Base map see Fig. 4.*

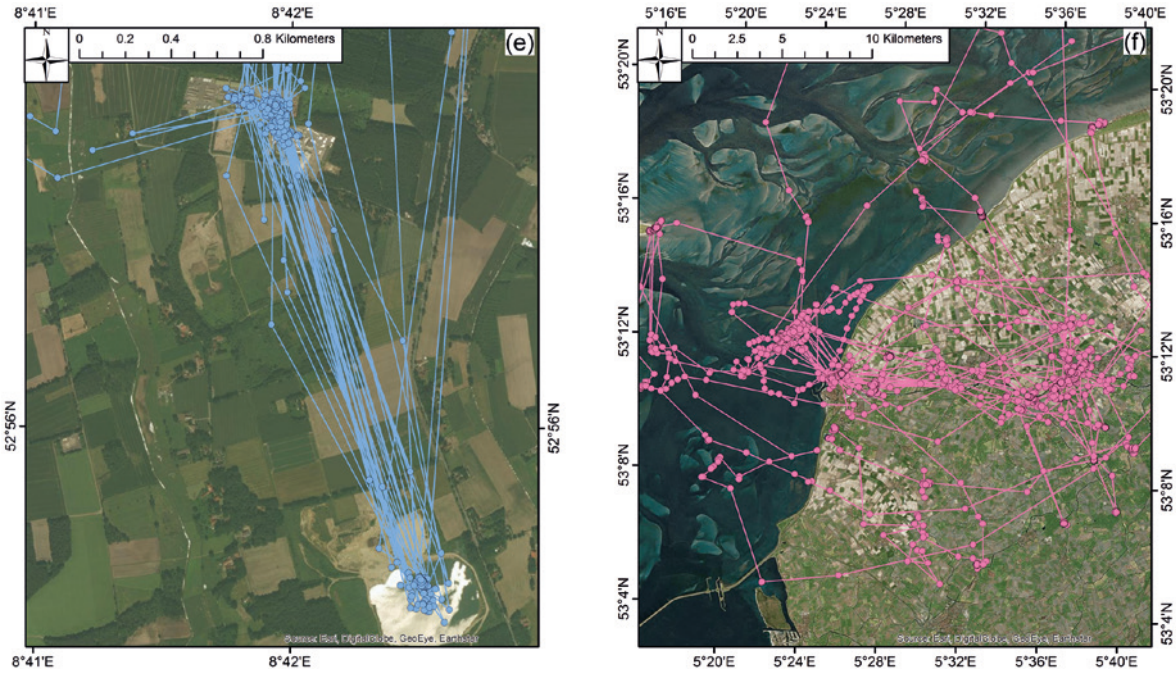



**Abb. 6 Fortsetzung:** Die in terrestrischen Habitaten aufgesuchten Schwerpunkte der sechs Weibchen zur Vorbrutzeit: Recyclingpark bei Groß Ippener mit regelmäßigem Wechsel zu einem Gewässer (e); Grünland und Acker mit regelmäßigem Wechsel zum Hafen Harlingen (Niederlande) und in das angrenzende Watt (f). Die Maßstäbe der einzelnen Karten unterscheiden sich. Kartengrundlage s. Abb. 4. – *The hot-spots visited most often by six female Herring Gulls in terrestrial habitats during pre-breeding: Recycling Park Groß Ippener with regular switch to a lake (e); pastures and farmlands with regular switch to a the harbour in Harlingen (The Netherlands) and to the close intertidal flats (f). Scales of the maps differ. Base map see Fig. 4.*

Niedersachsens und des südwestlichen Schleswig-Holsteins (Abb. 4b). Dabei war, wie in der Brutzeit 2016, erneut eine Art Flugkorridor Richtung Industriegebiet in Brunsbüttel erkennbar; es gab aber auch einige Flüge auf Acker- und Grünlandflächen in nördlichere Gebiete nahe der Eider (Abb. 4b).

### 3.2 Räumliche Variabilität

Die Raumnutzungsmuster derselben Individuen unterschieden sich zwischen den beiden aufeinanderfolgenden Brutzeiten und der Vorbrutzeit. Von vier Weibchen wurden hierzu beispielhaft Verbreitungskarten für die Brutzeit 2016 sowie für die Vorbrutzeit und Brutzeit 2017 erstellt.

Weibchen N105787 nutzte zu allen drei Phasen intensiv den Gezeitenbereich südlich der Insel Trischen und flog außerdem regelmäßig in einer Art Flugkorridor Richtung Industriegebiet Brunsbüttel (Abb. 7a-c). Zur Vorbrutzeit folgte dieses Weibchen darüber hinaus dem Weserlauf. Dieses Gebiet wurde gelegentlich auch noch in der Brutzeit 2017 aufgesucht (Abb. 7b-c). Im Vergleich dazu hielt sich das Weibchen N105796 zu allen Phasen häufig im Gezeitenbereich auf (Abb. 7d-f). Zur Brutzeit 2016 nutzte dieses Tier überhaupt keine terrestrischen Habitate (Abb. 6d), während in der Vorbrutzeit terrestrische Bereiche zwischen Trischen und Brunsbüttel aufgesucht wurden (Abb 6e). In der Brutzeit 2017 war dieses Weibchen wieder häufiger im Gezeitenbereich, flog aber teilweise wie in der Vorbrutzeit regelmäßig zum Industriegebiet Brunsbüttel. Bei Weibchen N107381 ergaben sich die größten Unterschiede in der Raumnutzung zwischen den drei Phasen (Abb. 7g-i). Zur Brutzeit 2016 suchte es vor allem den Gezeitenbereich sowie den Hafen von Cuxhaven auf (Abb. 7g). Während der Vorbrutzeit orientierte sich das Weibchen südlich entlang der Weser und nutzte terrestrische Bereiche nahe des Jadebusens (Abb. 7h). Zur Brutzeit 2017 suchte es noch immer häufig terrestrische Bereiche südlich von Cuxhaven und zwischen Trischen und Brunsbüttel auf (Abb. 7i). Auch die Raumnutzung des Weibchens N105797 war zu allen drei Phasen unterschiedlich (Abb. 7j-l). Zur Brutzeit 2016 nutzte es vor allem die Wattflächen rund um Trischen und flog nur vereinzelt in den Bereich südlich von Cuxhaven und Richtung Brunsbüttel (Abb. 7j). Zur Vorbrutzeit und in der Brutzeit 2017 nutzte das Weibchen zwar weiterhin den Gezeitenbereich, flog aber auch terrestrische Habitate entlang der Weser sowie im südwestlichen Schleswig-Holstein an (Abb. 7k-i).

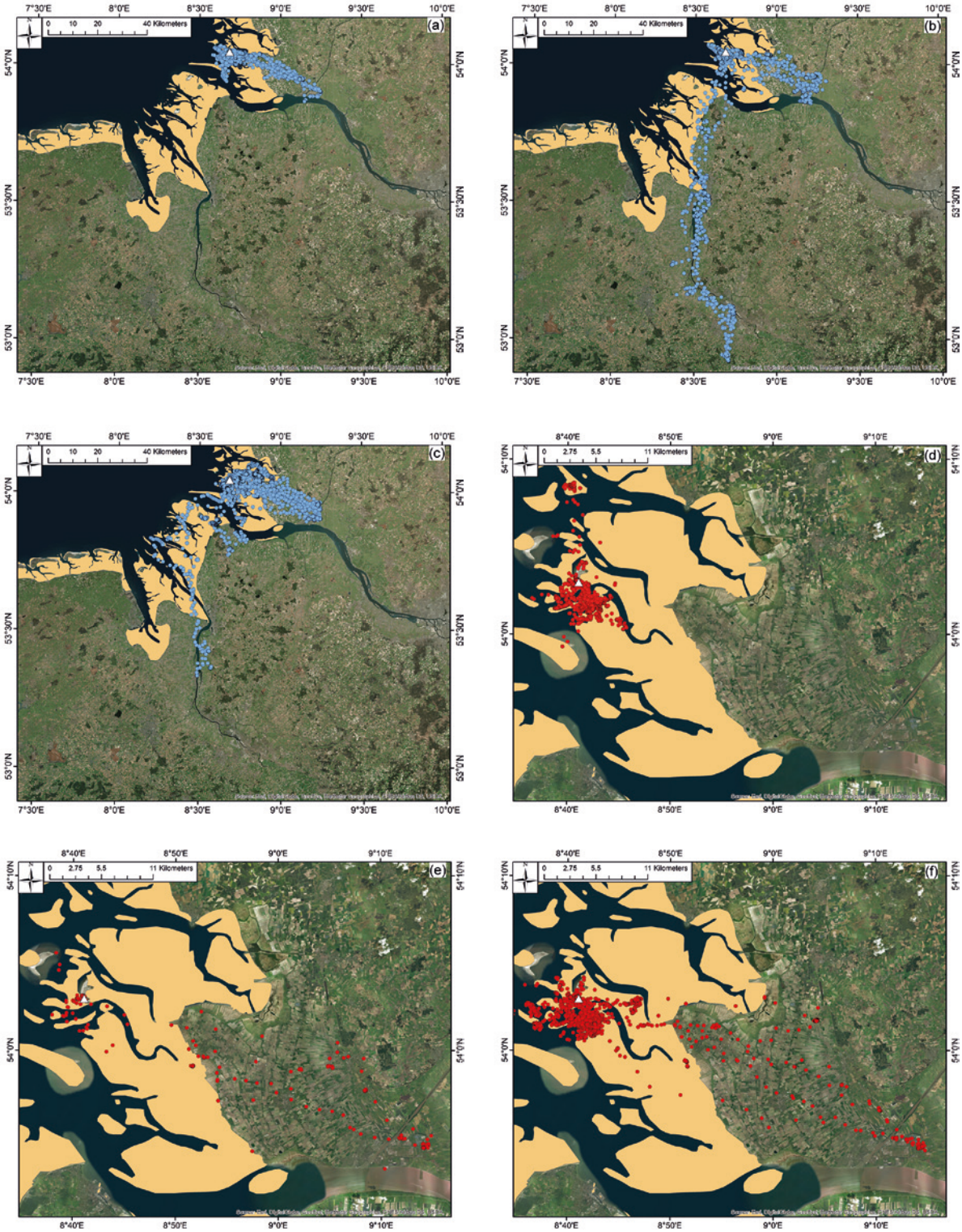



**Abb. 7:** Beispiele der individuellen Unterschiede in der Raumnutzung zur Brutzeit 2016 (a, d, g, j), Vorbrutzeit 2017 (b, e, h, k) und Brutzeit 2017 (c, f, i, l) von vier verschiedenen Silbermöwen. Jede Farbe spiegelt die Raumnutzung eines Individuums zu verschiedenen Phasen wider. Kartengrundlage s. Abb. 4. – *Examples of individual differences in area utilization of four different herring gulls during breeding 2016 (a, d, g, j), pre-breeding 2017 (b, e, h, k), and breeding 2017 (c, f, i, l). Base map see Fig. 4.*

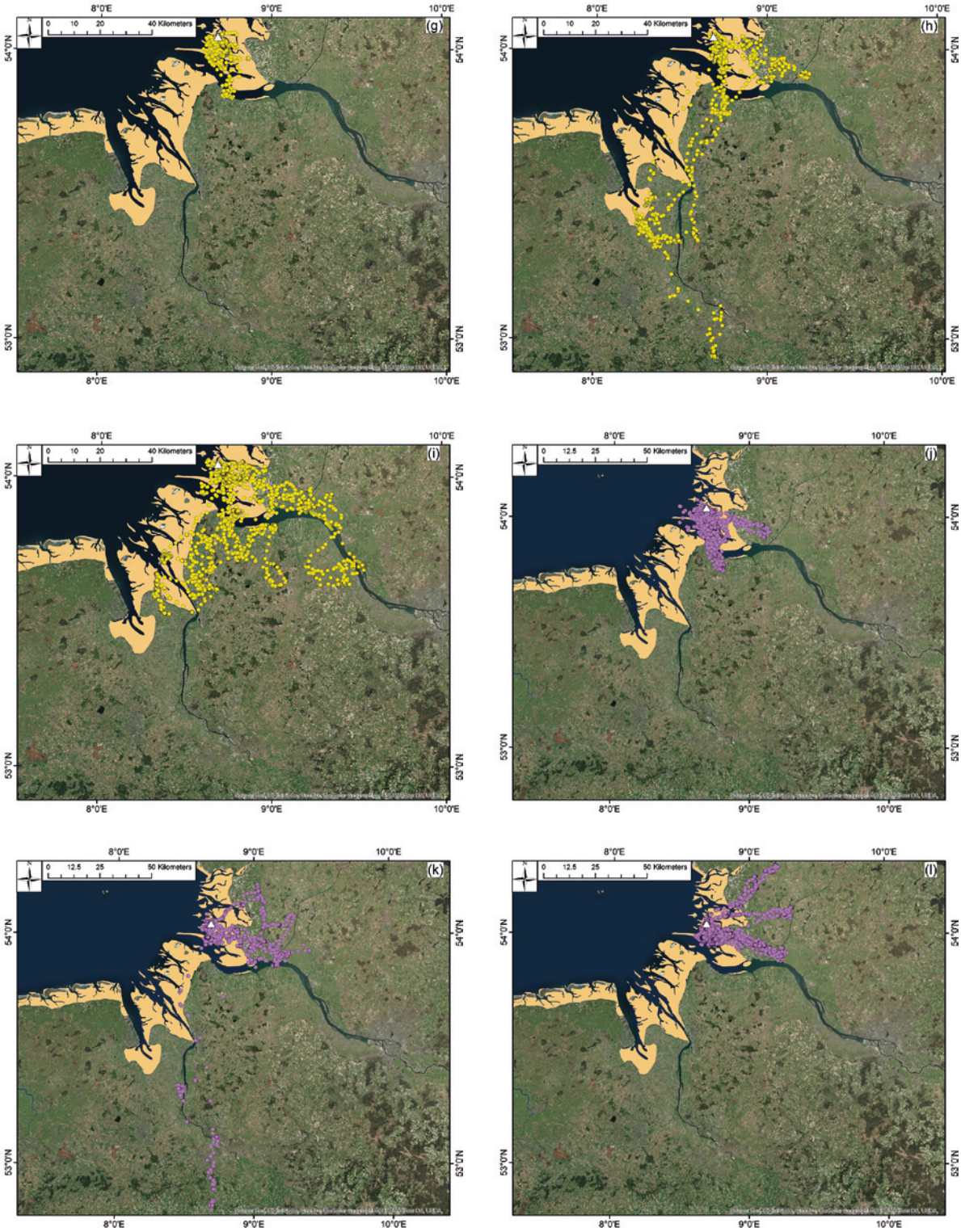



**Abb. 7 Fortsetzung**

### 3.3 Nahrung

Die Analyse von Speiballen der Brutzeit 2016 ergab eine überwiegend marine Nahrung und nur geringe Anteile aus terrestrischen Habitaten (Tab. 2). Dieses Muster entspricht somit den auf Grundlage der GPS-Positionen berechneten Zeitanteilen, welche die Silbermöwen in den jeweiligen Habitattypen verbrachten (Abb. 5). Während der Inkubationsphase waren in 95,9 % aller Speiballen Nahrungsreste aus marinen Lebensräumen, jedoch nur in 20,7 % Reste aus dem terrestrischen Bereich zu finden. Während der Kükenaufzuchtsphase waren in allen Speiballen Nahrungsreste aus marinen Habitaten und in 41,7 % aller Speiballen Reste aus dem terrestrischen Bereich zu finden. In beiden Phasen hatten die terrestrischen Nahrungskomponenten einen deutlich geringeren Anteil als die marinen (Tab. 2).

Die häufigste Nahrungskomponente in beiden Phasen war die Strandkrabbe, die jeweils relative Häufigkeiten von über 40 % erreichte. Neben Krebstieren waren in beiden Phasen Muscheln von Bedeutung (vor allem Herz-, Schwert- und Miesmuscheln). Regenwürmer waren die häufigste terrestrische Komponente, deren relative Häufigkeiten jedoch nicht mehr als 6 % erreichten (Tab. 2). Es wurden keine Reste von Eischalen und nur sehr wenige Vogelreste gefunden. Während der Inku-

**Tab. 2:** Anteile von Nahrungsresten in Speiballen der Silbermöwe von der Insel Trischen aus der Inkubationsphase (n = 145) und Kükenaufzuchtsphase (n=24). Die Werte stellen den prozentualen Anteil der Speiballen dar, in denen die jeweilige Komponente gefunden wurde. Da zumeist mehrere Nahrungsbestandteile in einem Speiballen vorkamen, übersteigen die Gesamtsummen der relativen Häufigkeiten 100 %. – *Proportions of prey remains in herring gull pellets from Trischen during incubation (n = 145) and chick-rearing (n = 24). Values represent frequencies of occurrence of prey components in %. As single pellets usually consisted of more than one prey type, the overall sums of the relative frequencies exceed 100%.*

| | Inkubation | Kükenaufzucht |
|---|---|---|
| **Marine Nahrung** | | |
| Miesmuschel (*Mytilus edulis*) | 3,7 | 9,8 |
| Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*) | 4,6 | 5,8 |
| Schwertmuschel (*Ensis leii*) | 13,8 | 2,1 |
| Herzmuschel (*Cerastoderma edule*) | 16,6 | 8,8 |
| Muscheln unbestimmt | 0,2 | 0,0 |
| Borstenwürmer unbestimmt | 1,1 | 0,0 |
| Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) | 48,6 | 41,7 |
| Schwimmkrabbe (*Liocarcinus* spec.) | 0,7 | 16,0 |
| Krebse unbestimmt | 1,9 | 3,1 |
| Fisch unbestimmt | 0,5 | 7,7 |
| **Terrestrische Nahrung** | | |
| Regenwurm | 5,7 | 3,3 |
| Insekten unbestimmt | 1,1 | 0,4 |
| Vögel unbestimmt | 0,0 | 0,8 |
| Säuger unbestimmt | 0,4 | 0,0 |
| Pflanzensamen | 1,3 | 0,4 |

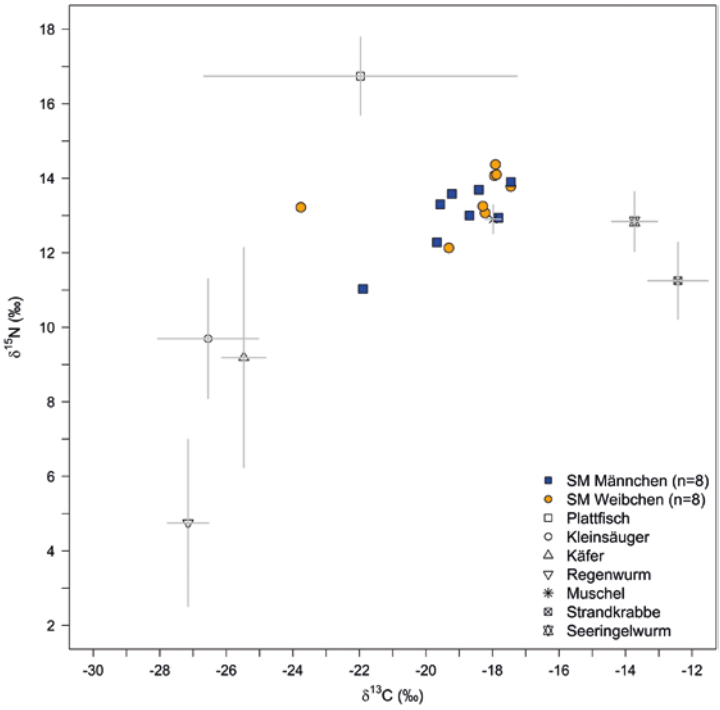



**Abb. 8:** Vergleich der um die trophische Diskriminierung korrigierten Isotopenwerte im Blutkuchenn von 16 Silbermöwen (SM; blau: Männchen, orange: Weibchen) mit den Isotopenwerten von potenziellen Nahrungsorganismen (Mittelwerte als Symbol und Standardabweichungen als Linie). Je stärker sich die Isotopenwerte der Konsumenten (Silbermöwen) mit denen der potenziellen Beuteorganismen überlagern, desto wahrscheinlicher ist eine starke Nutzung der entsprechenden Beute. – *Scatter plot comparing the isotopic values of blood cells of 16 herring gulls (SM; blue: males, orange: females) with the isotopic values of potential prey organisms (means represented by different symbols and standard deviations as horizontal or vertical line). The higher the overlap of isotopic values of the consumer (herring gull) with the values of the potential prey species, the higher the probability of an intensive use of the respective prey type.*

bationsphase waren in 12,4 % der Speiballen „Müllreste“ enthalten, während der Kükenaufzuchtsphase hingegen nur 4,2 %. In allen Fällen bestand der „Müll“ aus dünnen, wenige Millimeter langen plastikartigen Fasern, deren Ursprung unklar ist. Da trotz der Häufigkeit die Masse des „Mülls“ gering war, wurde er nicht für die semiquantitativen Analysen berücksichtigt und somit in Tab. 2 nicht aufgeführt.

Die um die trophische Diskriminierung korrigierten Werte der stabilen Isotope im Blutkuchen der Silbermöwen sind den Werten der Muscheln am ähnlichsten (Abb. 8). Die Signaturen von Strandkrabben ähneln sich dagegen nur hinsichtlich ihrer Stickstoff-, nicht aber hinsichtlich der Kohlenstoff-Isotopenwerte. Mit den potenziellen terrestrischen Beuteorganismen ergab sich keine große Ähnlichkeit. Vor allem die Werte von Regenwürmern sind den Werten im Silbermöwenblut sehr unähnlich (Abb. 8).

## 4. Diskussion

### 4.1 Habitatnutzung zur Vorbrutzeit

Der Gehalt von Schadstoffen in Eiern spiegelt die Habitatnutzung der Möwen sehr zuverlässig wider (Zeng et al. 2016). Es ist jedoch leider nur unzureichend bekannt, zu welchem genauen Zeitpunkt die mit der Nahrung aufgenommenen Schadstoffe in die Eier gelangen. Vorangegangene Studien zeigten eine hohe Übereinstimmung zwischen Schadstoffgehalten in Eiern und der während der Vorbrutzeit aufgenommenen Nahrung (Morrissey et al. 2010). Daher wurde in dieser Studie ein Schwerpunkt auf die Analyse der Habitatnutzung zur Vorbrutzeit gelegt.

Die von den Datenloggern aufgezeichneten Muster zeigen, dass sich vor allem die Weibchen während der Vorbrutzeit in terrestrischen bzw. anthropogen beeinflussten Habitaten im Binnenland aufhielten und der Gezeitenbereich im Gegensatz zur Brutzeit eine untergeordnete Rolle spielte. Es ist daher zu vermuten, dass ein hoher Anteil der Schadstoffe in den Eiern der Silbermöwen aus terrestrischen Habitaten stammt. Unter diesen Habitaten wurden zur Vorbrutzeit vor allem Industriegebiete, Häfen und Müllverwertungsanlagen besonders häufig aufgesucht, während Acker- und Grünlandflächen nur von einzelnen Individuen gezielt genutzt wurden. Die Messreihe des UBA weist auch in jüngerer Zeit Schadstoffe aus, die aus industriellen Quellen sowie aus der Anwendung in der Landwirtschaft stammen. Die Verwendung dieser Stoffe ist in vielen Fällen seit Jahren verboten (z. B. Organochlorpestizide oder Quecksilber; Abb. 1 und 2). Jedoch sind die Schadstoffe in der Umwelt immer noch weiträumig verteilt, so dass Silbermöwen sie auch heute noch mit der Nahrung aufnehmen. Im Fall von Quecksilber ist davon auszugehen, dass die Nahrung der Silbermöwen aus den marinen Ökosystemen höher belastet ist als es bei den terrestrischen Ökosystemen der Fall ist. Starke Schwankungen in den Zeitreihen zwischen den Jahren könnten auf die unterschiedliche Nutzung mariner und terrestrischer Nahrungsquellen zurückzuführen sein.

Zur Vorbrutzeit waren Müllverwertungsanlagen bevorzugte Aufenthaltsorte im Binnenland. Welche Art und welche Menge an Nahrung in den Verwertungsanlagen für die Möwen verfügbar ist, bleibt allerdings unklar. Bereits in früheren Jahren wurden Silbermöwen als intensive Nutzer von Mülldeponien beschrieben (z. B. Sibly & McCleery 1983; Pons 1992; Klein 2001; Dierschke 2006). Aufgrund ihrer Körpergröße sind Silbermöwen auf Deponien konkurrenzstärker als Kleinmöwen und Heringsmöwen (Verbeek 1977; Bellebaum 2005). 2009 liefen die Übergangsfristen der europäischen Deponierichtlinie (1999/31/EG) aus. Von diesem Tag an sollten alle in Europa betriebenen Deponien den gemeinsamen Anforderungen genügen oder stillgelegt sein. Deutschland hat dieses Ziel größtenteils schon 2005 erfüllt. Somit fiel Mitte des letzten Jahrzehnts diese bedeutende Nahrungsquelle für Silbermöwen im Binnenland weg. Nach unserer Studie suchen heute zahlreiche Silbermöwen jedoch Alternativen, wie Müllverwertungsanlagen, Kompostierungsanlagen, Anlagen zur Speiseresteentsorgung usw. auf. Außerdem waren besonders in der Vorbrutzeit Häfen häufig genutzt. Wovon die Tiere sich hier ernährten, ist unklar.

Da keine Vergleichsstudien aus früheren Jahren vorliegen, ist unbekannt, inwieweit die oben genannten anthropogenen Bereiche auch schon vor der Schließung der Mülldeponien genutzt wurden. Angenommen werden kann, dass vor allem die Nutzung von Industriegebieten und Hafenanlagen durch die Schließung von Mülldeponien verstärkt wurde, da es hier in der Regel ein gutes Nahrungsangebot für Silbermöwen sowie weitgehend vor Prädatoren sichere Orte gibt. Darauf deutet auch ein höherer Anteil an Möwen hin, die auf Dächern von gewerblich genutzten Gebäuden brüten (Kubetzki & Garthe 2010).

Die vorliegende Studie ergab, dass sich die männlichen Silbermöwen vor allem in der Vorbrutzeit, aber zum Großteil auch im Winter nicht so weit von ihren Brutkolonien entfernen wie die Weibchen. Sie verbrachten auch signifikant mehr Zeit in marinen Habitaten. Dies könnte auf ein territoriales Verhalten hindeuten, durch das die Männchen versuchen, die besten Brutreviere für die kommende Brutsaison rechtzeitig zu besetzen. Ein solches Verhalten ist für Silbermöwen bereits oft beschrieben worden (Glutz von Blotzheim et al. 1982; Bosman et al. 2012).

### 4.2 Habitatnutzung und Nahrung zur Brutzeit

Habitatwahl sowie die mittleren maximalen Entfernungen von Männchen und Weibchen zur Brutkolonie während der beiden Brutzeiten waren unterschiedlich. Solche geschlechtsspezifischen Unterschiede in der Raumnutzung sind bereits für Heringsmöwen beschrieben worden (Camphuysen et al. 2015). Besonders auf-

fällig war der weitaus höhere Anteil der terrestrischen Habitatnutzung vor allem bei Weibchen während der Brutzeit 2017. Dies könnte mit einer veränderten Nahrungsgrundlage im marinen Bereich zusammenhängen. Im Jahr 2016 wurden dort junge Miesmuschelbänke genutzt, deren Muscheln eine mittlere Größenklasse von knapp 22 mm hatten. Dies entspricht genau der von Silbermöwen bevorzugten Größenklasse (Hilgerloh & Pfeifer 2011). Es ist denkbar, dass diese Bänke im Jahr 2017 nicht mehr so attraktiv waren, weil die Muscheln inzwischen deutlich größer und somit schwerer zu handhaben gewesen sein dürften (Norris & Johnstone 1998). Dadurch hätten sie eine geringere Energieaufnahme pro Zeiteinheit ergeben (Goss-Custard et al. 2006). Auch die Dichte von Strandkrabben in Miesmuschelbänken, die nach den Speiballenuntersuchungen intensiv genutzt wurden, könnte im Jahr 2017 geringer gewesen sein. Eine andere Erklärung könnte sein, dass ein Teil der besenderten Tiere im Jahr 2017 zwar zur Brutkolonie zurückkehrte, aber nicht brütete. Bei Möwen (vor allem bei jungen Adultvögeln und Weibchen) und anderen Seevögeln ist es bekannt, dass sie nicht in allen Jahren einen Brutversuch unternehmen (Pugesek et al. 1995). Auch Gelegeverluste könnten dafür verantwortlich sein. Aufgrund der ansonsten sehr natürlichen Verhaltensweisen über den gesamten Zeitraum der Studie hinweg erscheint ein Effekt des Datenloggers unwahrscheinlich, kann jedoch nicht komplett ausgeschlossen werden. Nichtbrüter zeigen möglicherweise eine andere Habitatnutzung als Brutvögel. Dies könnte also die Interpretation der Schadstoffdaten deutlich verfälschen. Ob telemetrierte Individuen im Jahr 2017 nicht mehr gebrütet haben, konnte trotz intensiver Beobachtungen auf Trischen durch den Vogelwart nicht festgestellt werden. Die GPS-Daten zeigen jedoch, dass alle Tiere in der Brutzeit zur Kolonie zurückkehrten und von dort aus regelmäßig Nahrungsflüge unternahmen.

Silbermöwen, welche vermehrt den Gezeitenbereich anstelle von terrestrischen Habitaten nutzen, haben einen höheren Bruterfolg (O´Hanlon et al. 2017). Sowohl die Speiballen- und Isotopenanalysen als auch die Ergebnisse der Datenlogger bestätigen, dass Silbermöwen von Trischen während der Brutzeit überwiegend Nahrung aus dem Gezeitenbereich nutzen. Somit dürfte ein guter Bruterfolg zu erwarten sein. Das Monitoring auf Trischen ergab für das Jahr 2017 jedoch nur einen Bruterfolg von etwa 0,6 Jungvögeln pro Brutpaar und war damit ungefähr halb so hoch wie bei Heringsmöwen (Mayland-Quellhorst 2017). Allerdings war der Grad der innerartlicher Prädation sehr gering, da in den Speiballen keine Silbermöwenküken und Eier gefunden wurden. Kannibalismus wird häufig in Möwenkolonien beobachtet, denen in bestimmten Phasen nicht genügend Nahrung zur Verfügung steht (z. B. Camphuysen & Gronert 2012; Volmer et al. 2013; Cushing et al. 2015). Die offensichtlich günstige Ernährungssituation im Jahr 2016 steht den langjährigen Abnahmen sowie dem geringen Bruterfolg von Silbermöwen gegenüber, für die es bislang keine ausreichende Erklärung gibt (Mercker & Baer 2013). Es ist zu vermuten, dass reduzierte Beifangmengen aus der Fischerei die Nahrungssituation von Silbermöwen inzwischen verschlechtert haben (Hüppop & Wurm 2000). Allerdings gaben weder die GPS-Daten noch die Speiballen- und Isotopenanalysen einen Hinweis auf die Nutzung von Fischereiabfall durch Trischener Silbermöwen. Zusätzlich könnte die Schließung von Mülldeponien zu einer Reduzierung von Nahrungsmöglichkeiten für die Silbermöwe geführt haben (Bellebaum 2005; Schwemmer et al. 2017).

Nur ein Monitoring der Nahrungswahl und der Habitatnutzung durch Besenderung über mehrere Jahre hinweg könnte aufschlüsseln, ob die Bedingungen in anderen Jahren anders sind, wie es sich im Rahmen dieser Studie zumindest durch die veränderten Anteile der terrestrischen und marinen Habitatnutzung in den beiden aufeinanderfolgenden Brutzeiten andeutet.

Die von den GPS-Datenloggern aufgezeichnete intensive Nutzung mariner Habitate während der Brutzeit 2016 spiegelt sich in dem sehr hohen Anteil mariner Nahrung in den Speiballen und den ähnlichen Isotopenwerte im Blutkuchen der Silbermöwen und der Muscheln wider. Es ist möglich, dass es zu einer gewissen Unterschätzung von Nahrungskomponenten aus dem terrestrischen Bereich durch die Speiballenanalysen kam, da diese überwiegend gut verdaubar sind und nur wenig Reste nach dem Verdauungsvorgang übrig bleiben (Duffy & Jackson 1987; González-Solís 1997). Dies gilt vermutlich besonders für Nahrung aus Kompostierungs- oder Entsorgungsanlagen für Fett und Speisereste. Die geringen Anteile terrestrischer Nahrung in den Speiballen während der Brutphase passen jedoch zu einer wenig terrestrisch geprägten Raumnutzung und legen nahe, dass ein großer Fehler durch die Methodik eher unwahrscheinlich ist.

Unsere Benthosanalysen zeigten, dass sich die Nahrungsschwerpunkte in marinen Habitaten zur Brutzeit 2016 vor allem auf Miesmuschelbänke konzentrierten. Die Speiballen enthielten jedoch überwiegend Strandkrabben und nur wenige Miesmuscheln. Dieser Widerspruch ist nur schwer zu interpretieren. Es ist möglich, dass Silbermöwen die Bänke nicht primär anflogen, um dort Muscheln aufzunehmen, sondern Strandkrabben. Miesmuschelbänke bieten für Strandkrabben einen idealen Lebensraum mit vielen Versteckmöglichkeiten und frühere Studien konnten bereits belegen, dass verschiedene Seevögel intensiv Strandkrabben in Miesmuschel- und in von Pazifischen Austern *Crassostrea gigas* überwachsenen Miesmuschelbänken nutzen (Dernedde 1993; Markert et al. 2013). Dies würde jedoch nicht erklären, warum die Silbermöwen in der Brutzeit 2017 diese Habitate nicht mehr so intensiv aufsuchten, da Strandkrabben auch in älteren Miesmuschelbänken zur Verfügung stehen sollten.

### 4.3 Individuelle Variabilität und Rückschlüsse auf die Schadstoffbelastung in Eiern

Unsere Daten zeigen eine hohe Variabilität in der Habitatnutzung zwischen den untersuchten Phasen des Jahres sowie große Unterschiede zwischen einzelnen Individuen. Besonders auffällig wird die hohe Variabilität zwischen den verschiedenen Jahresphasen. Interessanterweise konnte man aber bei allen Individuen immer noch eine Nutzung der in der Vorbrutzeit genutzten Habitate zur Brutzeit 2017 beobachten.

Die unterschiedliche Raumnutzung zwischen den Phasen und zwischen den Individuen dürfte zu einem großen Teil die hohe Variabilität in den Schadstoffgehalten der Eier, die durch das UBA ermittelt wurde, erklären. Derzeit werden die gesammelten Eier nicht einzeln auf ihre Schadstoffe hin überprüft, sondern zu einer Mischprobe gepoolt (Paulus 2010). Es wäre erforderlich, diese Methode zu ändern und die Schadstoffe in den einzelnen Eiern zu bestimmen, da die vorliegende Studie eindeutig zeigen konnte, dass die Habitatnutzung zur Brutzeit zwischen den Individuen stark schwanken kann. Nicht nur die Anteile zwischen mariner und terrestrischer Raumnutzung sind individuell verschieden, sondern auch die potenziellen Schadstoffquellen im terrestrischen Bereich.

Innerhalb dieser Studie wurde für das Jahr 2017 auch ein Vergleich zwischen individueller Habitatnutzung zur Vorbrutzeit und den Schadstoffgehalten in den einzelnen zugehörigen Eiern (keine Mischprobe) angestrebt. Dies konnte jedoch leider nicht realisiert werden, weil es nicht gelang, die Nester der 2017 brütenden Weibchen auf Trischen wiederzufinden. Dies lag offensichtlich an einer zu großen Ungenauigkeit der GPS-Datenlogger (Ungenauigkeit von ca. 25 m) im Vergleich zur hohen Gelegedichte (Nestabstand oft nur wenige Meter).

Um dennoch die Möglichkeit zu haben, die Habitatnutzung mit den Schadstoffen der Eier einzelner Individuen in Verbindung zu setzen, müssten bereits bei der Besenderung der Tiere die Eier gesammelt werden. Zu diesem Zeitpunkt lägen zwar noch keine Daten zur Habitatnutzung aus der vorangegangenen Vorbrutzeit vor. Es hat sich allerdings im Rahmen dieser Studie gezeigt, dass sich die Grundmuster der Raumnutzung aus der Vorbrutzeit trotz der hohen Variabilität zwischen den Phasen in der der folgenden Brutzeit wiederfinden. Daher wäre dieser Ansatz eine vielversprechende Möglichkeit, Schadstoff- und Bewegungsdaten auf individueller Ebene zu verschneiden. Eine weitere Option wäre es, Blutproben von Silbermöwen nach der Besenderung zu nehmen und diese hinsichtlich ihres Schadstoffgehaltes zu analysieren und mit den dann aufgezeichneten Habitatnutzungen in Verbindung zu bringen. Die Schadstoffe im Blut sollten dann die wenige Tage bis Wochen vorher aufgesuchten Quellen widerspiegeln (Morrissey et al. 2010). Diesen Möglichkeiten soll im Rahmen dieser Studie noch nachgegangen werden.

### 4.4 Schlussfolgerung und Ausblick

Die vorliegende Studie liefert wichtige Erkenntnisse über die mögliche Herkunft von Schadstoffen in Silbermöweneiern. Die Nahrungsflüge der weiblichen Tiere zeigen, dass die Hauptquellen der Schadstoffe in der Vorbrutzeit vor allem in anthropogen geprägten terrestrischen Bereichen liegen. Daher ist ein direkter Vergleich der Schadstoffgehalte in den Silbermöweneiern mit den Aalmutter- *Zoarces viviparus* und Miesmuschelproben, die für die Umweltprobenbank im Gezeitenbereich gesammelt und auf Schadstoffe untersucht werden, nach derzeitiger Datenlage nur mit starken Einschränkungen zulässig. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse der Speiballen- und Isotopenanalysen, dass die Silbermöwen kaum Fische als Nahrungsquellen nutzten.

Die festgestellten zwischenjährlichen Schwankungen der Nahrungsanteile aus dem terrestrischen Nahrungskreislauf und den Küstensystemen können zu unterschiedlichen Schadstoffbelastungen führen. Der Einfluss der Habitatnutzung auf die Belastung der Silbermöwen sollte durch eine Untersuchung einzelner Eier und/oder Blutproben auf eine Auswahl von Metallen, Industriechemikalien und Pflanzenschutzmitteln ableitbar sein.

Aus dieser Studie lassen sich zwei konkrete Empfehlungen ableiten:

- Um die Datenbasis zu verbessern, sollten die Flugdaten der besenderten Silbermöwen der Insel Trischen weiter ausgewertet und vergleichbare Erhebungen auf den beiden anderen Inseln Mellum (Jade-Weser-Mündung) und Heuwiese (Ostsee) durchgeführt werden, von wo ebenfalls Silbermöweneier für die Umweltprobenbank analysiert werden.
- Wenn jeweils die eine Hälfte der Einzeleier der Silbermöwen nach der Probenahme als Individualproben eingelagert würde, könnten Schadstoffanalysen künftig routinemäßig der individuellen Variabilität der Nahrungsökologie Rechnung tragen. Der andere Teil der Einzeleier würde dann wie bislang als Poolprobe mit identischen Unterproben eingelagert werden und für unspezifischere Untersuchungen zur Verfügung stehen.

Über die Intention der vorliegenden Studie hinaus bietet der umfangreiche GPS-Datensatz u. a. die Möglichkeit, die Flugmuster von Silbermöwen hinsichtlich potenzieller Überlappungen mit Windenergieanlagen an Land zu verschneiden, wie dies bereits für Rotmilane *Milvus milvus* und Uhus *Bubo bubo* durchgeführt wurde (Hötker et al. 2017; Grünkorn & Welcker 2018). In fast allen untersuchten Phasen war ein distinkter Flugkorridor von der Insel Trischen über das Binnenland des südwestlichen Schleswig-Holsteins Richtung Brunsbüttel erkennbar. Dies ist ein Bereich, in dem bereits besonders viele Windenergieanlagen stehen bzw. weiter geplant sind. Der vorliegende Datensatz könnte einen wichtigen Beitrag zur Abschätzung des Kollisionsrisikos bilden.

**Dank**
Die vorliegende Studie wurde im Rahmen des Projektes „TrackLarus“ durch das Umweltbundesamt (UBA) gefördert. Die Benthosuntersuchungen für die Bestimmung der genutzten Habitate im Gezeitenbereich wurden durch das Projekt STopP – Vom Sediment zum Top Prädator (Bundesministerium für Bildung und Forschung – FKZ 03F672B) ermöglicht. Die Nationalparkverwaltung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer sowie die Trischenlenkungsgruppe des NABU gaben ihr Einverständnis für eine Betretung der Vogelinsel Trischen. Das Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein erteilte die Tierversuchsgenehmigung zum Anbringen von Datenloggern und Blut- und Federentnahmen bei Silbermöwen (Aktenzeichen V 312-7224.121-37 (42-3/13) und Aktenzeichen V 241-35852/2017(88-7/17)). Die Vogelwarte der Insel Trischen, M. Vieregge und T. Mayland-Quellhorst sowie B. Egge, L. Enners, S. Müller, K. Ricklefs und H. Schwemmer unterstützten die Feldarbeit auf Trischen bzw. die Laboranalysen. H. Rüdel vom Fraunhofer IME danken wir für die Beratung und Unterstützung. F. Mattig und M. Exo sowie O. Hüppop und C. Herrmann gaben wertvolle Kommentare zur ersten Manuskriptversion. Ihnen allen gilt unser herzlicher Dank.

## 5. Zusammenfassung

Seit den 1980er Jahren überwacht das Umweltbundesamt (UBA) mit der Umweltprobenbank des Bundes die Entwicklung von Schadstoffgehalten in Mensch und Umwelt. Eier der Silbermöwe *Larus argentatus* sind dabei ein wichtiger Indikator für die Belastung des deutschen Teils des Wattenmeeres. In den letzten Jahren zeigte sich eine ausgeprägte jährliche Variabilität in den Schadstoffgehalten der Proben. Um die Trends richtig interpretieren zu können, ist es wichtig, die Quellen der Schadstoffe in den Silbermöweneiern zu kennen. Das Ziel der vorliegenden Studie war es, die individuelle Habitatnutzung adulter Silbermöwen der Insel Trischen im Jahresverlauf mittels GPS Telemetrie zu beschreiben. Dabei wurde ein besonderer Schwerpunkt auf die Raumnutzung der Weibchen in der Vorbrutzeit gelegt, da dies mutmaßlich die Zeit ist, in der die vom Weibchen aufgenommenen Schadstoffe in die Eier gelangen.
Zur Brutzeit 2016 nutzten Silbermöwen beider Geschlechter (n = 9 Männchen, n = 8 Weibchen) in erster Linie freigelegene Wattflächen südlich der Insel Trischen. Nur wenige Individuen hielten sich in terrestrischen Habitaten im Binnenland auf, die maximal 20 bis 30 km von der Kolonie entfernt waren. Speiballenanalysen bestätigten diese Muster durch hohe Anteile von Strandkrabben *Carcinus maenas* und Muscheln in der Nahrung. Auch die Analyse stabiler Isotopen deuteten auf eine überwiegende Nutzung des marinen Habitats mit Muscheln als wichtigste Nahrungsquelle hin. Im Winter flogen fast alle Weibchen in das niedersächsische Binnenland und nutzen dort vor allem Industrie- und Gewerbegebiete, während sich die meisten Männchen weiterhin im Gezeitenbereich nahe der Kolonie aufhielten. Zur Vorbrutzeit 2017 nutzten die Weibchen etwa 70 % der Zeit terrestrische Habitate. Die Schwerpunkte lagen in Bereichen von Müllverwertungsanlagen, Entsorgungsfirmen für Speisereste, Gewerbegebieten und Häfen sowie in geringerem Ausmaß auf Acker- und Grünlandflächen. Die Raumnutzung zur Brutzeit 2017 war im Gegensatz zum Vorjahr stärker terrestrisch geprägt. Bereits zur Vorbrutzeit genutzte Schwerpunkte wurden auch in der Brutzeit noch häufig aufgesucht. Insgesamt zeigte die Raumnutzung eine hohe Variabilität zwischen verschiedenen Individuen und den aufeinanderfolgenden Brutzeiten.
Die Ergebnisse dieser Studie deuten darauf hin, dass ein hoher Anteil der Schadstoffe in den Eiern der Silbermöwen von Trischen aus terrestrischen Habitaten stammen dürfte. Diese Muster passen zur Messreihe des UBA, die auch in jüngerer Zeit Schadstoffe aus industriellen Quellen bzw. aus der Landwirtschaft nachweist. Starke Schwankungen der Zeitreihe zwischen den Jahren könnten auf die unterschiedliche Nutzung mariner und terrestrischer Nahrungsquellen zurück zu führen sein. Derzeit werden die gesammelten Eier nicht einzeln auf ihre Schadstoffe hin überprüft, sondern zu einer Mischprobe gepoolt. Es wird empfohlen, diese Methode zu ändern und die Schadstoffe in den einzelnen Eiern zu bestimmen, da die vorliegende Studie eindeutig zeigen konnte, dass die Habitatnutzung zwischen den einzelnen Möwen stark schwanken kann.

## 6. Literatur

Barrett RT, Camphuysen CJ, Anker-Nilssen T, Chardine JW, Furness RW, Garthe S, Hüppop O, Leopold MF, Montevecchi WA & Veit RR 2008: Diet studies of seabirds: a review and recommendations. ICES J. Mar. Sci. 64: 1675-1691.

Barron DG, Brawn JD & Weatherhead PJ 2010: Meta-analysis of transmitter effects on avian behaviour and ecology. Methods Ecol. Evol. 1: 180–187.

Becker PH 1989: Seabirds as monitor organisms of contaminants along the German North Sea coast. Helgol. Meeresunters. 43: 395-403.

Becker PH & Muñoz Cifuentes J 2004: Contaminants in bird eggs: Recent spatial and temporal trends. Wadden Sea Ecosystem 18: 5–25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany. http://www.waddensea-secretariat.org/sites/default/files/downloads/wse-18-cont-eggs-01.03.05.pdf (letzter Zugriff 30.05.2018)

Bellebaum J 2005: Between the Herring Gull *Larus argentatus* and the bulldozer: Black-headed Gull *Larus ridibundus* feeding sites on a refuse dump. Ornis Fennica 82: 166-171.

Bosman DS, Vercruijsse HJP, Stienen EWM, Vincx M, de Neve L & Lens L 2012: Effects of body size on sex-related migration vary between two closely related gull species with similar size dimorphism. Ibis 154: 52-60.

Camphuysen CJ & Gronert A 2012: Apparent survival and fecundity of sympatric Lesser Black-backed Gulls and Herring Gulls with contrasting population trends. Ardea 100: 113-122.

Camphuysen CJ, Shamoun-Baranes J, van Loon EE & Bouten W 2015: Sexually distinct foraging strategies in an omnivorous seabird. Mar. Biol. 162: 1417-1428.

Cushing JM, Henson SM & Hayward JL 2015: An evolutionary game-theoretic model of cannibalism. Nat. Res. Model. 28: 497-521.

Cummins KW & Wuycheck JC 1971: Caloric equivalents for investigations in ecological energetics. Mitt. Internat. Verein. Theor. Angew. Limnol. 18: 1-158.

Dernedde T 1993: Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungszusammensetzung von Silbermöwe (*Larus argentatus*), Sturmmöwe (*L. canus*) und Lachmöwe (*L. ridibundus*) im Königshafen/Sylt. Corax 15: 222-240.

Dierschke V 2006: Mülldeponien als winterlicher Lebensraum für Silbermöwen *Larus argentatus* aus der südöstlichen Nordsee. Vogelwelt 127: 119-123.

Dittmann TD ,Becker PH, Bakker J, Bignert A, Nyberg E, Pereira MG, Pijanowska U, Shore R, Stienen EWM, Toft GO & Marencic H 2011: The EcoQO on mercury and organohalogens in coastal bird eggs: report on the pilot study 2008–2010. (INBO.R.2011.43). Research Institute for Nature and Forest, Brussel. Verfügbar unter: http://www.waddensea-secretariat.org/management/publications/the-ecoqo-on-mercury-and-organohalogens-in-coastal-bird-eggs (letzter Zugriff 30.05.2018).

Duffy DC & Jackson S 1986: Diet studies of seabirds: a review of methods. Colon. Waterbirds 9: 1–17.

Ehlert W 1961: Weitere Untersuchungen über die Nahrungswelt der Silbermöwe (*Larus argentatus*) auf Mellum. Vogelwarte 21: 48-50.

Enners E, Schwemmer P, Corman A-M, Voigt CC & Garthe S 2018: Inercolony variations in movement patterns and foraging behaviors among herring gulls *Larus argentatus* breeding in the eastern Wadden Sea. Ecol. Evol. DOI: 10.1002/ece3.4167.

Environmental Systems Research Institute (ESRI) 2011: ArcGIS v. 10.3 ESRI, Redlands, California,

Fox AD, Hobson KA & Kahlert J 2009: Isotopic evidence for endogenous contributions to Greylag Goose *Anser anser* flight feathers. J. Avian Biol. 40: 108–112.

Furness RW 1993: Birds as monitors of pollutants. In: Furness RW & Greenwood J (Hrsg): Birds as monitors of environmental change: 86-143. Chapman & Hall, London.

Garthe S, Sonntag N, Schwemmer P & Dierschke V 2007: Estimation of seabird numbers in the German North Sea throughout the annual cycle and their biogeographic importance. Vogelwelt 128: 163-178.

Garthe S, Schwemmer P, Paiva V, Corman A-M, Fock HO, Voigt CC & Adler S 2016: Terrestrial and marine foraging strategies of an opportunistic seabird species breeding in the Wadden Sea. PLoS ONE 11: e0159630. doi:10.1371/journal.pone.0159630.

Gloe P 2006: Zum Auftreten von Möwen Laridae als Gästen im Binnenland von Dithmarschen (westliches Schleswig-Holstein). Corax 20: 129-137.

Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM & Bezzel E 1982: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 7 Charadriiformes (2. Teil). Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

González-Solís J, Oro D, Pedrocchi V, Jover L & Ruiz X 1997: Bias associated with diet samples in Audouin's Gulls. Condor 99: 773–779.

Goss-Custard JD, West AD, Yates MG, Caldow RWG, Stillman RA, Bardsley L, Castilla J, Castro M, Dierschke V, Durell SEA le V dit, Eichhorn G, Ens BJ, Exo K-M, Udayangani-Fernando PU, Ferns PN, Hockey PAR, Gill JA, Johnstone I, Kalejta-Summers B, Masero JA, Moreira F, Nagarajan RV, Owens IPF, Pacheco C, Perez-Hurtado A, Rogers D, Scheiffarth G, Sitters H, Sutherland WJ, Triplet P, Worrall DH, Zharikov Y, Zwarts L & Pettifor RA 2006: Intake rates and the functional response in shorebirds (Charadriiformes) eating macro-invertebrates. Biol. Rev. 81: 501-529.

Grünkorn T & Welcker J 2018: Erhebung von Grundlagendaten zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Uhus an Windenergieanlagen im Landesteil Schleswig. BioConsult SH, Zwischenbericht im Auftrag des Landesverbandes Eulen-Schutz Schleswig-Holstein e.V. https://bioconsult-sh.de/site/assets/files/1726/zwischenbericht_uhutelemetrie_20180312.pdf (letzter Zugriff 20.11.2018)

Halpern BS et al. 2008: A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319: 948–952.

Hilgerloh G & Pfeifer D 2011: Size selection and competition for Mussels, *Mytilus edulis*, by Oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, Herring Gulls, *Larus argentatus*, and Common Eiders, *Somateria mollissima*. Ophelia 56: 43-53.

Hobson KA & Clark RG 1993: Turnover of $d^{13}C$ in cellular and plasma reactions of blood: implications for non-destructive sampling in avian dietary studies. Auk 110: 638–641.

Hötker H, Mammen K, Mammen U & Rasran L 2017: Red Kites and wind farms – Telemetry data from the core breeding range. In: Köppel J (Hrsg): Wind energy and wildlife interactions: 3-15. Springer, Cham.

Huber S, Warner NA, Nygård T, Remberger M, Harju M, Uggerud HT, Kaj L & Hanssen L 2015: A broad cocktail of environmental pollutants found in eggs of three seabird species from remote colonies in Norway. Env. Tox. Chem. 34: 1296-1308.

Hüppop O & Wurm S 2000: Effects of winter fishery activities on resting numbers, food and body condition of large gulls *Larus argentatus* and *L. marinus* in the south-eastern North Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 194: 241-247.

Inger R & Bearhop S 2008: Applications of stable isotope analyses to avian ecology. Ibis 150: 447-461.

Isaksson N, Evans TJ, Shamoun-Baranes J & Akesson S 2016: Land or sea? Foraging area choice during breeding by an omnivorous gull. Move. Ecol. 4: 1-14.

Klein R 2001: Raum-Zeit-Strategien der Silbermöwe *Larus argentatus* und verwandter Taxa im westlichen Ostseeraum. Diss. Univ. Rostock.

Kubetzki U & Garthe S 2003: Distribution, diet and habitat selection by four sympatrical gull species in the southeastern North Sea. Mar. Biol. 143: 199-207.

Kubetzki U & Garthe S 2010: Über den Dächern von Kiel und Westerland: Möwen als Dachbrüter in Schleswig-Holstein. Corax 21: 301-309.

Markert A, Esser W, Frank D, Wehrmann A & Exo K-M 2013: Habitat change by the formation of alien *Crasssostrea*-reefs in the Wadden Sea and its role as feeding sites for waterbirds. Estuar. Coast. Shelf Sci. 131: 41-51.

Mattig F 2017: Contaminants in bird eggs. In: Kloepper S (Hrsg.) Wadden Sea Quality Status Report 2017. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. http://qsr.waddensea-worldheritage.org/node/55/pdf (Letzter Zugriff: 20.11.2018)

Mayland-Quellhorst TJ 2017: Trischen 2017 – Betreuungsbericht für die Zeit vom 19. März bis zum 14. Oktober 2017. Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Schleswig-Holstein.

Mercker M & Baer J 2013: Räuber-Beute-Interaktionen als mögliche Erklärung für aktuelle Brutbestandsabnahmen

von See- und Küstenvögeln am Beispiel der Wattenmeerinsel Trischen. Vogelwelt 134: 115-127.

Norris K & Johnstone I 1998: Interference competition and the functional response of Oystercatchers searching for cockles by touch. Anim. Behav. 56: 639–650.

Morrissey CA, Elliott JE & Ormerod SJ 2010: Diet shifts during egg laying: implications for measuring contaminants in bird eggs. Environ. Poll. 158: 447-454.

O´Hanlon NJ, McGill RAR & Nager RG 2017: Increased use of intertidal resources benefits breeding success in a generalist gull species. Mar. Ecol. Prog. Ser. 574: 193-210.

Paulus M, Bartel M, Klein R, Quack M, Tarricone K, Teubner D & Wagner G 2010: Guideline for sampling and sample treatment - Herring Gull (*Larus argentatus*). German Federal Environmental Agency. Verfügbar unter: https://www.umweltprobenbank.de/en/documents/publications/11893 (letzter Zugriff 30.05.2018)

Phillips RA, Xavier JC & Croxall JP 2003: Effects of satellite transmitters on albatrosses and petrels. Auk 120: 1082.

Pons JM 1992: Effects of changes in the availability of human refuse on breeding parameters in a Herring Gull *Larus argentatus* population in Brittany, France. Ardea 80: 143-150.

Pugesek BH, Nations C, Diem KL & Pradel R 1995: Mark-resighting analysis of a California gull population. J. Appl. Statist. 22: 625-640.

R Core Team 2017: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/ (letzter Zugriff 30.05.2018).

Rock P, Camphuysen CJ, Shamoun-Baranes J, Ross-Smith VH & Vaughan IP 2016: Results from the first GPS tracking of roof-nesting Herring Gulls *Larus argentatus* in the UK. Ring. & Migr. 31: 47-62.

Rüdel H, Fliedner A, Kösters J & Schröter-Kermani C 2010: Twenty years of elemental analysis of marine biota within the German Environmental Specimen Bank – a thorough look at the data. Env. Sci. Poll. Res. 17: 1025-1034.

Schwemmer H, Schwemmer P, Ehrich S & Garthe S 2013: Lesser Black-backed Gulls (*Larus fuscus*) consuming swimming crabs: an important link in the food web of the southern North Sea. Estuar. Coast. Shelf. Sci. 119: 71-78.

Schwemmer, P & Garthe S 2008: Regular habitat switch as an important feeding strategy of an opportunistic seabird species at the interface between land and sea. Estuar. Coast. Shelf Sci. 77: 12-22.

Schwemmer P, Garthe S & Mundry R 2008: Area utilization of gulls in a coastal farmland landscape: habitat mosaic supports niche segregation of opportunistic species. Landsc. Ecol. 23: 355-367.

Schwemmer P, Tischler T, Rehm R & Garthe S 2011: Habitatnutzung, Verbreitung und Nahrungswahl der Lachmöwe (*Larus ridibundus*) im küstennahen Binnenland Schleswig-Holsteins. Corax 21: 355-374.

Schwemmer P, Covaci A, Das K, Lepoint G, Adler S & Garthe S 2015: Assessment of contaminant levels and trophic relations at a World Heritage Site by measurements in a characteristic shorebird species. Environ. Res. 136: 163-172.

Schwemmer P, Schwemmer H & Garthe S 2017: Verbreitung, Phänologie und Habitatwahl von Möwen im Binnenland der Nordseeküste Schleswig-Holsteins, ermittelt durch Flugzeugerfassungen. Vogelwelt 137: 271-287.

Sibly RM & McCleery RH 1983: The distribution between feeding sites of Herring Gulls breeding at Walney Island, U.K. J. Anim. Ecol. 52: 51-68.

Spaans AL 1971: On the feeding ecology of the Herring Gull *Larus argentatus* Pont. in the northern part of The Netherlands. Ardea 59: 73–188.

Steenweg RJ, Ronconi RA & Leonard ML 2011: Seasonal and age-dependent dietary partitioning between the Great Black-backed and Herring Gulls. Condor 113: 795–805.

Verbeek NAM 1977: Interactions between Herring and Lesser Black-backed Gulls feeding on refuse. Auk 94: 726-735.

Volmer H, Bickel M, Schwemmer P & Garthe S 2013: Prädation bei Heringsmöwen auf Amrum als mögliche Erklärung für den schlechten Bruterfolg im Jahr 2012. Seevögel 34: 160-165.

Wilkens S & Exo K-M 1998: Brutbestand und Dichteabhängigkeit des Bruterfolges der Silbermöwe *Larus argentatus* auf Mellum. J. Ornithol. 139: 21-36.

Zar JH 1999: Biostatistical analysis. Prentice Hall, Michigan.

Zeng Y-H, Luo X-J, Tang B & Mai B-X 2016: Habitat- and species-dependent accumulation of organohalogen pollutants in home-produced eggs from an electronic waste recycling site in South China: Levels, profiles, and human dietary exposure. Environ. Poll. 216: 64-70.

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Vogelwarte - Zeitschrift für Vogelkunde

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: 57_2019

Autor(en)/Author(s): Schwemmer Philipp, Cormann Anna Marie, Koch Daniela, Borrmann Rahel M., Koschorreck Jan, Voigt Christian C., Garthe Stefan

Artikel/Article: Charakterisierung der Habitatwahl von Silbermöwen Larus argentatus durch GPS-Datenlogger zur Einschätzung der Schadstoffbelastung an der deutschen Nordseeküste 13-30