



Schutzkonzept Austernfischer in Schleswig-Holstein

Untersuchungen 2025

Endbericht November 2025

Bericht für das Ministerium für Energie-
wende, Klimaschutz, Umwelt und Natur
des Landes Schleswig-Holstein

Jolina F. Kröger, Dr. Phillip Gienapp, Dr.
Volker Salewski & Dominic V. Cimiotti
Michael-Otto-Institut im NABU
Goosstroot 1
24861 Bergenhusen

jolina.kroeger@nabu.de
dominic.cimiotti@nabu.de

Titelbild: Balzende, teilweise farbberingte Austernfischer an der nördlichen Verwallung des Arlau-Speicherbeckens im Beltringharder Koog, 2025. Foto: J.F. Kröger

Inhalt

1. Zusammenfassung	3
2. Einleitung	5
3. Untersuchungsgebiete.....	7
4. Material und Methoden	8
4.1 Untersuchungen zur Brutbiologie im Beltringharder Koog.....	8
4.2 Fang und individuelle Markierung von Austernfischern.....	10
4.3 Ablesungen farbberingter Austernfischer	11
4.4 GPS-Beloggerung von Austernfischern im Arlau-Gebiet	12
4.5 Statistische Analysen	15
5. Ergebnisse	18
5.1 Brutbiologische Ergebnisse im Beltringharder Koog	18
5.2 Ablesungen in den Vorjahren beringter Austernfischer	21
5.3 Lokale Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter Austernfischer	21
5.4 Bewegungsökologie im Arlau-Gebiet brütender Austernfischer	24
6. Diskussion	32
6.1 Reproduktionserfolge im Beltringharder Koog	32
6.2 Lokale Überlebenswahrscheinlichkeit von Austernfischern.....	35
6.3 Räumliche und zeitliche Verteilung der GPS-Daten.....	36
6.4 Methodenkritik und Empfehlungen bezüglich GPS-Beloggerungen	38
7. Danksagung.....	41
8. Referenzen.....	41

1. Zusammenfassung

Rund 4 % des weltweiten Bestandes des Austernfischers brüten in Schleswig-Holstein. Das Land trägt damit eine besondere Verantwortung für den Erhalt der Art. Der Bestand in Schleswig-Holstein hat, ausgehend von einem Maximum in den 1990er Jahren, um mehr als 50 % auf unter 10.000 Brutpaare abgenommen. Die Analyse der Rückgangursachen und die Entwicklung von Schutzansätzen standen daher im Fokus dieses Artenschutzprojektes.

Brutbiologie und Populationsstudie

Die individuelle Farbberingung von Austernfischern und die systematische Suche nach in den Vorjahren beringten Austernfischern wurde im Berichtsjahr 2025 im Beltringharder Koog fortgesetzt. Zudem wurde in drei weiteren Gebieten, in denen in früheren Jahren Beringungen stattgefunden hatten, gezielt nach beringten Austernfischern gesucht (Meldorfer Bucht, Insel Pellworm, Hallig Nordstrandischmoor). In einem Teilgebiet des Beltringharder Koogs wurden außerdem Nestkontrollen und Familienbeobachtungen durchgeführt, um den Schlupf- und Bruterfolg zu ermitteln.

Die Untersuchung der Brutbiologie im Beltringharder Koog ergab erneut außergewöhnlich hohen Schlupf- und Bruterfolg (ca. 83 % und 1,04 flügge Jungvögel/Brutpaar). An den untersuchten Gelegen trat nur in geringem Maße Prädation auf; Verluste durch größere Raubsäuger konnten nicht nachgewiesen werden, was vermutlich auf das Prädationsmanagement im Beltringharder Koog zurückzuführen ist.

Es wurden insgesamt 71 in den Vorjahren farbberingte Austernfischer abgelesen, davon waren 19 Individuen als Küken beringt worden. Die ermittelten lokalen Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter adulter Austernfischer in den drei Untersuchungsgebieten lagen mit etwa 88 % (bei ein bis zwei Prozentpunkten Unterschied zwischen den Gebieten) im Vergleich zu Werten aus ganz Europa im unteren bis mittleren Bereich. Dennoch könnte die Kombination aus hohem Bruterfolg und mittlerer (aber stabil bleibender) Überlebenswahrscheinlichkeit der Altvögel in Zukunft dazu führen, dass der Beltringharder Koog als Source-Population für die Austernfischer des nordfriesischen Wattenmeeres

wirken könnte. Ein fortgeführter Schutz des Austernfischers im Beltringharder Koog, unterstützt durch detailliertes Monitoring des Brutgeschehens, ist hierfür unabdingbar.

GPS-Beloggerung

Zusätzlich zu Untersuchungen der Brutbiologie und der Entwicklung der Population wurden drei Austernfischer mit solarbetriebenen GPS-Loggern ausgestattet. So konnten Aufenthaltsräume sowie die Nutzung unterschiedlicher Habitats im Verlauf der Brutsaison untersucht, und die im Vorjahr erstmals stattfindenden Untersuchungen fortgesetzt werden. Einer der drei Vögel lieferte über mehrere Monate Daten mit einer hohen zeitlichen Auflösung in Fünf-Minuten-Intervallen, während die anderen beiden Vögel nur wenige Wochen lang Daten mit deutlich größeren zeitlichen Abständen lieferten. Zusammen mit den Daten des Vorjahres erlaubten diese Ergebnisse Rückschlüsse auf die am besten geeignete Befestigungsmethode für kleine, leichte Datenlogger im Hinblick auf Haltbarkeit und Sonnenexposition für das Solarpanel.

Insgesamt zeigte sich anhand der deskriptiven Analysen, dass sich die am häufigsten genutzten Aufenthaltsbereiche zwischen den verschiedenen Phasen der Brutzeit unterschieden. Aus der Kombination mit Bewegungsdaten von den zugehörigen Küken, die in einem anderen Projekt gewonnen wurden, ließ sich ermitteln, wo das Territorium der individuellen Austernfischerfamilie lag. Das Integrieren verschiedener Erfassungsmethoden lieferte somit wertvolle Einblicke in die Raumnutzung der Art und ist vielversprechend, um in Zukunft besser die für die Aufzucht und Nahrungsversorgung der Jungen wichtigen Bereiche zu ermitteln.

Hauptsächlich während der frühen Jungenführungsphase hielten sich die Altvögel länger in dem von den Küken genutzten Bereich auf als in den anderen Phasen. Besonders bei dem Vogel mit hoher zeitlicher Datenauflösung war zudem ersichtlich, dass in allen Phasen der Brutsaison Flächen im Watt außerhalb des Beltringharder Koogs aufgesucht wurden. Diese lagen während der Jungenführungsphase näher am Nest als während der Bebrütungsphase und in der Zeit nach dem Flüggewerden der Jungen. Wahrscheinlich nutzte der Altvogel diese Wattflächen, um sich selbst zu ernähren, anstatt um Futter für die Jungen zu suchen. Denn die Ausflüge ins Watt fanden nur selten pro Tag statt und waren dann eher lang. Ein Fördern der zur Nahrungssuche genutzten Flächen könnte somit

der Art helfen; diese Flächen müssen aber noch besser abgegrenzt werden, was mit der Analyse weiterer, hochaufgelöster GPS-Daten möglich wäre.

Um den Austernfischer in Schleswig-Holstein besser zu schützen, empfehlen wir sowohl die brutbiologischen Untersuchungen im Beltringharder Koog als auch die Populationsstudie mit der Farbberingung in verschiedenen Gebieten fortzusetzen, um die Entwicklung der Population zu verstehen und die Wirksamkeit bereits ergriffener Schutzaktivitäten wie des Prädationsmanagements verfolgen zu können. Weiterhin wäre es hilfreich, die GPS-Beloggerung unter Anwendung der Erkenntnisse aus 2024 und 2025 zum Einsatz zu bringen, um wichtige Fragen zur Nahrungsökologie (z.B. der Ernährungsstrategie der Küken oder der im Watt genutzten Flächen) zu beantworten.

2. Einleitung

Der Brutbestand des Austernfischers *Haematopus ostralegus* wird für Schleswig-Holstein mit 9.500-10.000 Brutpaaren angegeben (Kieckbusch et al. 2021). Das entspricht mehr als einem Drittel des deutschen Bestandes und rund 4 % des Weltbestandes der Art (Cimiotti und Hötker 2019; Kieckbusch et al. 2021). Somit trägt Schleswig-Holstein eine besondere internationale Verantwortung für den Schutz und Erhalt des Austernfischers. Keine andere Brutvogelart ist mit einem vergleichbar hohen Anteil der Weltpopulation in diesem Bundesland vertreten (Cimiotti und Hötker 2019).

Der Brutbestand in Schleswig-Holstein hat, ausgehend von einem Maximum in den 1990er Jahren, um mehr als 50 % auf unter 10.000 Brutpaare abgenommen (Kieckbusch et al. 2021). Da Austernfischer recht alt werden und standorttreu sind, wird befürchtet, dass die Bestände bei ausbleibendem Bruterfolg erst stabil erscheinen und dann schnell zusammenbrechen könnten (Kieckbusch et al. 2021). Deswegen wurde die Art in Verbindung mit der hohen internationalen Verantwortung in der neuen Roten Liste der Brutvögel Schleswig-Holsteins erstmals in die „Vorwarnliste“ aufgenommen (Kieckbusch et al. 2021).

Ein Schlüsselfaktor für den Erhalt des Austernfischers ist der Bruterfolg. Dieser hat in Westeuropa und speziell im Wattenmeer abgenommen und stellt damit eine Ursache für die beobachtete Bestandsabnahme dar (Roodbergen et al. 2012; Thorup und Koffijberg 2016; Cimiotti et al. 2017). Als Ursachen für den Verlust von Gelegen und Küken werden hauptsächlich Prädation und Überflutungen der außendeichs gelegenen Salzwiesen genannt (Thorup und Koffijberg 2016). Eine genaue Untersuchung der Verlustursachen mit anschließender Einleitung angepasster Maßnahmen kann zum Schutz der Art führen. Erste Erfolge dieser Untersuchung zeichnen sich schon durch die Auswirkung des Präda-tionsmanagements im Beltringharder Koog ab, die zu einem deutlichen Anstieg des Bru-terfolges geführt haben (Cimiotti, Blüm, et al. 2025).

Neben dem Bruterfolg spielt besonders bei langlebigen Arten wie dem Austernfischer das Überleben der Altvögel eine wichtige Rolle beim Fortbestehen der Population (Sæther und Bakke 2000). Die Analyse von Überlebenswahrscheinlichkeiten anhand von bei-spielsweise Wiedersichtungen erlauben es, Rückschlüsse auf lokale, aber auch jahres-übergreifende Veränderungen innerhalb der Populationsstruktur aufzudecken. Daneben erlauben detaillierte Beobachtungen der Bewegungen von Vögeln, beispielsweise an-hand von Telemetriedaten, zeitlich veränderliche Aufenthaltsräume und Habitatpräferenzen nachzuvollziehen. So lassen sich beispielsweise bevorzugte Nahrungshabitate au-ßerhalb der im Feld beobachtbaren Kükenaufzuchtterritorien feststellen (Ens et al. 1992; Schwemmer et al. 2017). Die Aufenthaltsräume von Altvögeln überschneiden sich zudem mit denen von Küken, und können das Trade-off zwischen der Bewachung von Gelegen und Küken, Nahrungsbeschaffung oder auch der eigenen Ernährung aufzeigen (Leopold et al. 1996). Die Untersuchung der Interaktionen hilft somit wiederum dabei, zu verste-hen, wie sich die Aufzuchtbedingungen für die Jungvögel in Abhängigkeit vom Verhalten der Altvögel unterscheiden (Ens et al. 1992), und somit Ursachen für Kükenverluste zu verstehen. Anhand von GPS-Daten sollten die Untersuchungen aus 2024 fortgesetzt wer-den, um explorativ folgende Fragen zu beantworten: (1) Welche Orte und Habitate werden während unterschiedlicher Phasen in der Brutzeit genutzt? (2) Findet ein Nahrungseintrag für die Küken aus separaten Nahrungsgebieten statt?

3. Untersuchungsgebiete

Schwerpunkt der brutbiologischen Untersuchungen im Jahr 2025 war der Beltringharder Koog an der nordfriesischen Nordseeküste in Schleswig-Holstein, Deutschland (Abbildung 1). Daneben wurden in weiteren Gebieten (Meldorfer Speicherkoog, Insel Pellworm, Hallig Nordstrandischmoor) farbberingte Austernfischer kontrolliert (Abbildung 1).

Innerhalb des Beltringharder Koogs fanden intensive Untersuchungen entlang der Verwaltung im nördlichen Arlau-Speicherbecken (kurz: Arlau-Gebiet) und in den nördlichen und östlichen Uferbereichen der Salzwasserlagune statt (Abbildung 1).

Das Arlau-Gebiet zeichnet sich durch seine an vielen Stellen kurzrasigen bis vegetationsarmen Flächen aus, in die Qualmwasser aus der benachbarten Salzwasserlagune eindringt (Klinner-Hötker et al. 2021). Offene Stellen werden durch erhöhte Salzkonzentrationen, Beweidung sowie durch das Mulchen größerer Landschilfflächen erhalten (Klinner-Hötker et al. 2021). Von diesen Maßnahmen profitieren See- und Sandregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*, *C. hiaticula*), Kiebitze (*Vanellus vanellus*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Uferschnepfen (*Limosa limosa*), Zwergseeschwalben (*Sternula albifrons*) sowie Austernfischer. Für das Arlau-Gebiet herrscht ein Betretungsverbot, wodurch die Brutplätze der Austernfischer weitgehend ungestört von menschlicher Aktivität sind. Zusätzlich wird seit 2016 daran gearbeitet, den Zugang für potentielle Bodenprädatoren in das Gebiet zu erschweren. Im Westen des Gebiets wurde zu diesem Zweck ein massives Gatter platziert, um größeren Bodenprädatoren den Weg zum nördlichen Arlau-Speicherbecken zu erschweren. Am östlichen Eingang in das Gebiet, an dem in den Jahren 2016 bis 2019 jeweils ein mobiler Geflügelschutzzaun installiert worden war, wurde vor der Brut-saison 2021 durch das LfU (Integrierte Station Westküste) ein fester Kombinationszaun errichtet (siehe Cimiotti, Blüm, et al. 2025).

Die Uferbereiche der Salzwasserlagune sind von Salz- und Feuchtwiesen geprägt, die durch Beweidung, Mulchen und den Siel-gesteuerten, tidenabhängigen Salzwassereinfluss vegetationsarm-sandig bis kurzrasig sind (Klinner-Hötker et al. 2021). Auch für diese Flächen besteht ein Betretungsverbot, gerade die Wiesen im nördlichen Uferbereich der Salzwasserlagune entlang der Straße auf dem Lüttmoordamm sind jedoch gut durch

Besucher des Beltringharder Koogs einsehbar. Eine störende Fernwirkung durch menschliche Aktivitäten und Autoverkehr kann in diesem Bereich somit nicht ausgeschlossen werden (McGowan und Simons 2006; van der Kolk et al. 2022).

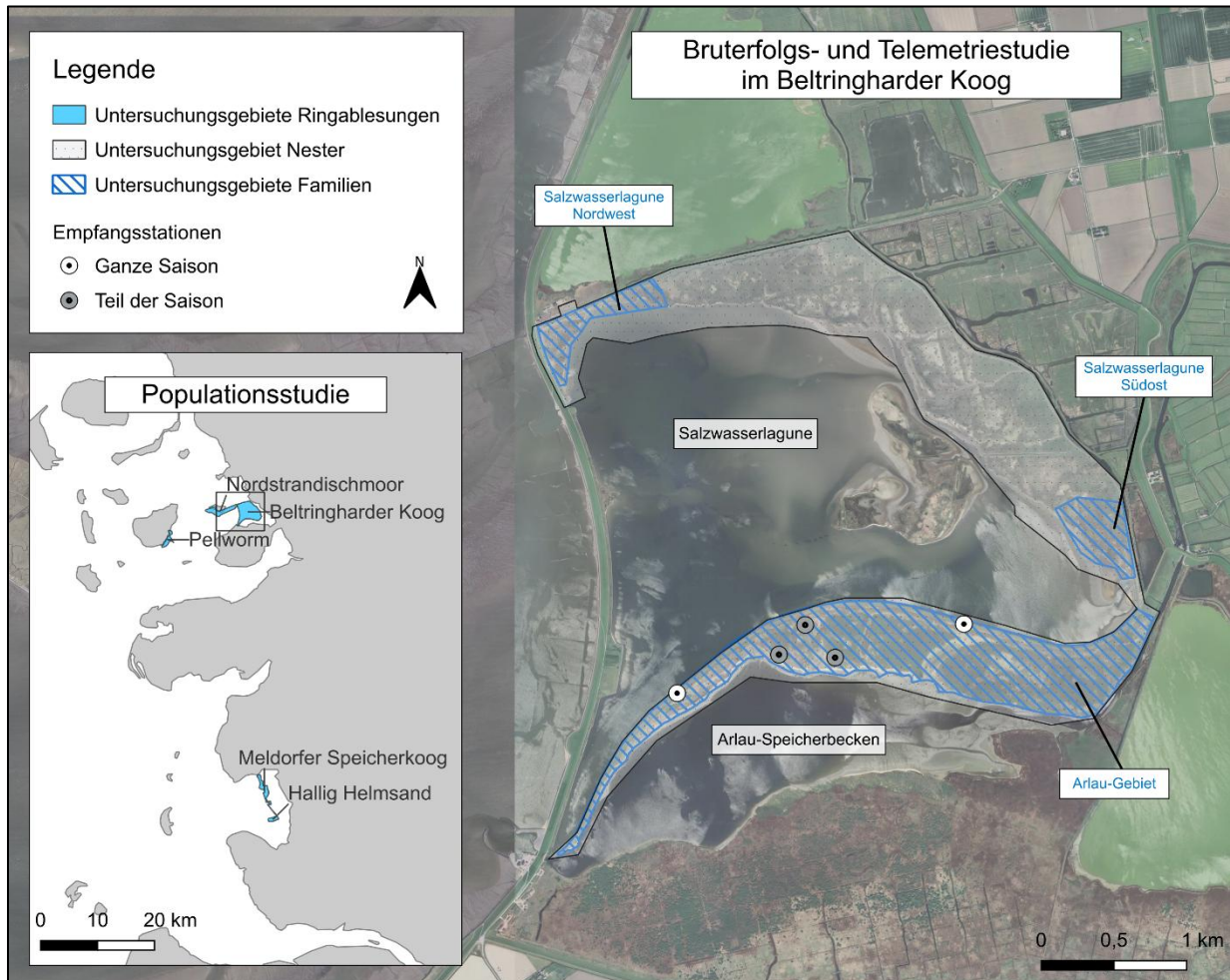


Abbildung 1: Übersicht über die Untersuchungsgebiete für die Populationsstudie anhand von Farbringablesungen und für das Brutereignismonitoring sowie die telemetrischen Untersuchungen im Beltringharder Koog im Jahr 2025, inklusive der Unterteilung in verschiedene Teiluntersuchungsflächen. Die Lage des großen Kartenausschnitts ist in der kleinen Übersichtskarte mit einem schwarzen Rechteck markiert.

4. Material und Methoden

4.1 Untersuchungen zur Brutbiologie im Beltringharder Koog

Im Beltringharder Koog wurde die Brutbiologie des Austernfischers anhand des Schlupferfolgs und Bruterfolgs einschließlich von Verlustursachen untersucht. Zur Bestimmung

des Schlupferfolgs wurde ab dem 28.04.2025 mindestens einmal wöchentlich im Arlau-Gebiet und an der Salzwasserlagune nach besetzten Austernfischernestern gesucht. Die Nestersuche erfolgte überwiegend vom Auto aus, um Störungen aller Brutvögel zu minimieren. Die gefundenen Gelege wurden mit einem Smartphone mit GPS-Funktion eingemessen (QField/OPENGIS.ch) und mit nummerierten Plastik-Pflanzenschildern im Abstand von ca. 2 m zum Nest markiert. Die Zahl der Eier wurde notiert und ein Bebrütungstest durch ein Wasserbad mit zwei Eiern pro Gelege durchgeführt (van Paassen et al. 1984; Ens et al. 1992). Außerdem wurden die Eier vermessen und gewogen. Zusätzlich wurden alle sicher bebrüteten Nester mit einer Wildkamera (entweder Browning Dark Ops Pro XD Model BTC-6PXD oder Browning Dark Ops DCL NANO Model BTC-6DCLN) ausgestattet. Sie wurden auf Metallstangen in einer Entfernung von etwa 2 m vom Nest in einer geländeangepassten Höhe von etwa 50 cm über dem Boden installiert, sodass bestenfalls die Eier im Nest, sowie die nähere Nestumgebung einsehbar waren, um Prädations- und Schlupfereignisse sowie eventuell vorhandene Ringe der Elternvögel zu erfassen. Die Kameras waren so eingestellt, dass sie sowohl tagsüber als auch nachts bei Bewegung auslösten und jeweils drei Fotos aufnahmen. Die Aufnahmeverzögerung zwischen zwei Auslöseereignissen betrug 1 s. Die markierten Nester unterlagen anschließend regelmäßiger Kontrollen. Bei jeder Kontrolle wurde das Nest hinsichtlich seines Inhalts kontrolliert, um daraus den Zustand bzw. das Schicksal des Geleges abzuleiten. Bei leeren Nestern wurde auf kleine Eischalensplitter, die auf einen Schlupf des Geleges hindeuten, sowie auf mögliche Spuren von Nesträubern geachtet. Auch die Akkuladung sowie die Speicherkapazität der installierten Kameras wurden bei dieser Gelegenheit geprüft.

Der Schlupferfolg wurde als Schlupfwahrscheinlichkeit nach der Methode von (Mayfield 1961, 1975) berechnet:

$$\text{Schlupferfolg} = (1 - T_V / T_E)^{30}$$

T_V : Anzahl der Tage mit Verlusten;

T_E : Nesttage (Summe der Tage, an denen alle Nester unter Kontrolle standen).

Der Exponent 30 wurde gewählt, weil davon ausgegangen werden kann, dass zwischen der Ablage des ersten Eis und dem vollständigen Schlupf eines Austernfischergeleges

etwa 30 Tage vergehen, da zwischen der Ablage von zwei Eiern bis zu 24 h vergehen können (Visser und Beintema 1991; Bauer et al. 2005). Überbrütete Nester (im Jahr 2025 standen zwei überbrütete Nester unter Kontrolle) wurden bei der Auswertung nicht einbezogen.

Die Untersuchung des Bruterfolgs erfolgte über die Feststellung der Anzahl flügge gewordener Austernfischerküken. Hierzu wurden in drei Teilgebieten „Arlau-Gebiet“, „Salzwasserlagune Nordwest“ und „Salzwasserlagune Südost“ (Abbildung 1) vom 12.06. bis 14.08.2025 Austernfischerfamilien in einem Abstand von fünf bis sieben Tagen beobachtet. Dabei wurden die Anzahl der Küken in der jeweiligen Familie und deren Alter in 7-Tages-Kategorien erfasst (Kees et al. 2011; Khil 2013). Zudem konnten durch diese intensive Erfassung der Teilgebiete zusätzliche Küken entdeckt werden, deren Nester früher in der Saison übersehen worden waren. Ab einem Alter von etwa vier Wochen wurden die Küken als flügge eingestuft. Die Zahl flügger Küken wurde zur Ermittlung des Bruterfolgs durch die Anzahl der Revierpaare des jeweiligen Teilgebiets (entnommen aus Cimiotti 2025) geteilt.

4.2 Fang und individuelle Markierung von Austernfischern

Im Beltringharder Koog (Arlau-Gebiet und Salzwasserlagune) wurden im Jahr 2025 insgesamt 17 adulte Austernfischer gefangen. Der Fang der Altvögel erfolgte mit einer Kastenfalle auf dem Nest. Die Kastenfalle wurde über Nester gestellt, die bereits mindestens zehn Tage lang bebrütet worden waren und standen während des Fangversuchs unter ständiger Beobachtung. Die Eier wurden für die Dauer des Fangversuchs durch Gipseier ersetzt, um Beschädigungen zu vermeiden. Erfolgte innerhalb von 60 Minuten kein Fang, wurde die Falle wieder abgebaut.



Abbildung 2: Austernfischer werden in Schleswig-Holstein mit drei Farbringen be-ringt. Zwei der Tarsusringe sind zusätzlich mit einem Buchstaben oder wie hier mit einer Zahl kodiert. Foto: D.V. Cimiotti.

Von den gefangenen Vögeln wurden biometrische Maße von Flügel, Fuß und Schnabel (Gesamtlänge, Höhe am Gonys, Breite und Höhe der Schnabelspitze und Überstand des Oberschnabels über den Unterschnabel, Kopflänge)

genommen sowie das Körpergewicht mittels einer elektronischen Waage bestimmt. Anhand vorgegebener Skalen erfolgten die Einstufungen der Färbungen unbefiederter Körperpartien (Schnabel, Füße, Augen) sowie des Rückengefieders.

Von den insgesamt 17 gefangenen Altvögeln waren 14 Erstfänge. Sie erhielten einen Metallring der Vogelwarte Helgoland sowie insgesamt drei Farbringe (Abbildung 2). Von den Farbringen waren zwei (je einer an jedem Tarsus) zusätzlich mit einem einzelnen Buchstaben oder einer Zahl codiert. Die Farbberingung erfolgte als Teil eines größeren Farbberingungsprogrammes aus den Niederlanden und wurden darum seit 2010 in die Online-Datenbank „Wadertrack.nl“ bzw. seit 2015 in das neue System „European Colour-Ring Birding Submit“ eingegeben. Drei der gefangenen Brutvögel erhielten zudem einen GPS-Datenlogger (s. Kapitel 4.4).

4.3 Ablesungen farbberingter Austernfischer

Die farbberingten Austernfischer wurden jährlich zwischen März und August in den Beringungsgebieten abgelesen (Abbildung 1). Im Beltringharder Koog farbberingte Austernfischer wurden die gesamte Brutzeit über abgelesen (Anfang März bis Ende August). In den übrigen Teilgebieten erfolgten jeweils gezielte Ablese-Aktionen an einzelnen Terminen (siehe ältere Berichte für Ablesetage in vorhergehenden Berichtsjahren):

Meldorfer Bucht: 2 Kontrollen am 03.04.2025 und 16.05.2025

Pellworm (Jungkernhallig-Vorland und Süderkoog): 2 Kontrollen am 07.05.2025 und 05.06.2025

Nordstrandischmoor: 2 Kontrollen am 06.05.2025 und 03.06.2025

Die Kontrollen fanden meist zur Zeit des Hochwassers statt, um die größte Antreffwahrscheinlichkeit der beringten Individuen am Brutplatz oder in Ufernähe im Watt zu erreichen. Soweit möglich, fanden sie vom Auto aus statt, um Störungen zu reduzieren. Andere Bereiche wurden zu Fuß kontrolliert (Spitze Helmsand in der Meldorfer Bucht, Jungkernhallig-Vorland Pellworm, Nordstrandischmoor). Mithilfe eines Fernglases oder Spektivs lassen sich die Ringe besonders bei niedrigem Sonnenstand gut ablesen (Abbildung 3).

Die Ablesungen wurden direkt im Feld über die Smartphone-App BirdRing eingegeben und von dort in das System „European Colour-Ring Birding Submit“ übertragen. Hier werden die Projektdaten gespeichert und alle Ablesungen sind abrufbar.



Abbildung 3: Farbberingte Austernfischer im Junkernhallig-Vorland von Pellworm. Foto: D.V. Cimiotti

4.4 GPS-Beloggerung von Austernfischern im Arlau-Gebiet

Im Jahr 2025 wurden drei brütende Austernfischer als Erweiterung der Pilotuntersuchungen aus dem Vorjahr mit GPS-Loggern ausgestattet (Cimiotti, Salewski, et al. 2025). Es wurden einige Anpassungen aufgrund der Erkenntnisse aus dem ersten Untersuchungsjahr vorgenommen, um die Datenaufnahme zu verbessern. Die Austernfischer wurden wie in Kapitel 4.2 beschrieben mit Käfigfallen auf dem Nest gefangen, beringt und vermessen. Anschließend wurde jeder Austernfischer mit einem etwa 3,6 g schweren GPS-Logger der Firma Druid Technology ausgestattet (Modell NANO; <https://druid.tech/products/debut-series/debut-nano/>). Durch eine vom Loggerhersteller gelieferte, angeklebte Erhöhungsplattform, die auf ein Stück Gaze aufgeklebt wurde, erhöhte sich das Gewicht auf insgesamt 5,3 g (Kleber: Loctite 545). Das Gesamtgewicht entsprach somit etwa 0,9 - 1,0 % des Körpergewichts der untersuchten Austernfischer (532,1-614,6 g). Im Gegensatz

zum ersten Studienjahr wurden die Logger 2025 nicht auf den Steuerfedern befestigt, da sich herausstellte, dass die Beschattung durch die darüberliegenden Schwungfedern zu stark war, als dass sich die solarbetriebenen Logger wieder aufladen konnten (Cimiotti, Salewski, et al. 2025). Stattdessen wurden die Logger auf dem Rücken befestigt. An einem Vogel wurde der Logger mit einem Hüpf-Schlingen-Geschirr aus einem Silikon-Hohl-schlauch (Reichelt Chemietechnik, Nr. 14178, Innendurchmesser 0,5 mm, Außendurchmesser 1,1 mm) auf dem unteren Rücken befestigt (Abbildung 5), bei zwei Vögeln wurde er am oberen bzw. unteren Rücken auf der von Deckfedern befreiten Haut und einem an der Kontaktfläche angeklebten Gazegewebe aufgeklebt (Hautkleber Loctite 422; vgl. Tabelle 4, Abbildung 6).

Die Logger waren über ein Solarpanel wiederaufladbar und nahmen abhängig von der Akkuladung Positionsdaten sowie Temperatur-, Lichtintensitäts- und Luftdruckdaten und die Akkuspannung auf. Bei einer Akkuspannung zwischen 3,9 V und 4,0 V wurden alle 300 s und bei unter 3,9 V alle 3600 s ein Datenpunkt aufgenommen. Die Daten wurden über zwei fest im Untersuchungsgebiet installierte Empfangsstationen („Hub“) regelmäßig ausgelesen (maximale Reichweite bis zu 1.500 m; Abbildung 1). Zusätzlich wurden innerhalb kürzerer Zeitabschnitte an drei Stellen mobile Empfangsgeräte TAG G III 4G installiert (maximale Reichweite bis zu 500 m; Abbildung 1, 7B).



Abbildung 4: Detailaufnahme der im Berichtsjahr verwendeten GPS-Logger. Jeder Logger wurde in eine Erhöhung eingeklebt, die durch ihre wabenartige Struktur sehr leicht und stabil ist. Zentral obendrauf befindet sich das Solarpanel, Daten können über die zwei nach hinten ragenden Antennen empfangen und gesendet werden. Foto: P. Gienapp, Arlau 2025.



Abbildung 5: Austernfischer-Altvogel BLP-B6YC mit einem per Hüft-Schlinge am unteren Rücken befestigten GPS-Logger. Foto: D.V. Cimiotti, Arlau 2025.



Abbildung 6: Austernfischer-Altvogel BLP-B6Y6, an dem ein GPS-Logger mit einem hautverträglichen Kleber am mittleren bis oberen Rücken befestigt wurde. Foto: P. Gienapp, Arlau 2025



Abbildung 7: (A) Einer der 2025 im Arlau-Gebiet über die ganze Saison verwendeten Hubs zum Auslesen und Übermitteln von Logger-Daten von Austernfischern, der über ein externes Solarpanel mit Strom versorgt wurde. (B) Ein Auslesegerät TAG G III 4G, das zeitweise im Arlau-Gebiet installiert war und über ein integriertes, kleines Solarpanel mit Strom versorgt wurde. Gegen Vertritt durch Rinder wurde der an einem Pfahl befestigte Empfänger mit einem Drahtkorb abgeschirmt. Fotos: D.V. Cimitotti, Arlau 2025.

4.5 Statistische Analysen

Populationsstudie

Die Berechnung der lokalen Überlebenswahrscheinlichkeiten erfolgte mit Hilfe des Programms MARK (White und Burnham 1999) sowie dem R-Paket „RMark“ (Laake et al. 2022), welches als Schnittstelle zwischen R (R Core Team 2025) und MARK dient und vor allem das Erstellen und Vergleichen mehrerer Modelle vereinfacht. Innerhalb von CJS-Modellen kann mit MARK die lokale Überlebenswahrscheinlichkeit (Φ) unter Berücksichtigung einer Wiedersichtungswahrscheinlichkeit (p) modelliert werden (Schaub und Amann 2001). Diese bedeutet, dass nicht jeder beringte Austernfischer in jedem Jahr registriert werden muss, sondern mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit übersehen werden kann. Nicht berücksichtigt werden kann die dauerhafte Abwanderung von Individuen aus dem Untersuchungsraum, was zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Überlebenswahrscheinlichkeit führen kann. Deshalb ist hier von einer „lokalen Überlebenswahrscheinlichkeit“ die Rede. Um für einheitliche Zeitintervalle zu sorgen, wurden die Beobachtungsdaten jahrweise zusammengefasst und auf die Wiedersichtung pro Jahr reduziert.

Die Daten aus den drei Gebieten (Meldorfer Bucht, Pellworm, Beltringharder Koog) wurden als unterschiedliche Gruppen in ein Gesamtmodell integriert. Es wurden 16 verschiedene Modelle gebildet, die verschiedene Kombinationen von konstanten (d. h. über alle Gebiete und Jahre gleichen) sowie gebiets- und/oder jahresspezifischen Schätzwerten für Φ und p enthielten. Um die unterschiedlichen Studienstartpunkte in den drei Gebieten zu berücksichtigen, wurden die früher liegenden Jahre für die betroffenen Gebiete auf Null fixiert, wodurch sie nicht in die Berechnung der Schätzwerte einfließen (Pellworm: Jahre vor 2013, Beltringharder Koog: Jahre vor 2015). Die mit RMark berechneten Modellergebnisse wurden in MARK exportiert, um den Überdispersions-Korrekturfaktor \hat{c} für die Modelle zu berechnen. Hierzu wurde zunächst die Anzahl der Parameter pro Modell in MARK den aus RMark angelegten und dann über ein Bootstrap-Verfahren der mediane \hat{c} -Wert über alle Modelle geschätzt (unterer Grenzwert=1; Oberer Grenzwert=3; Anzahl Zwischenschritte=15; Wiederholungen=100). Mit dem resultierenden \hat{c} -Wert als Korrekturfaktor wurden in RMark die Schätzwerte der Modelle erneut berechnet. Der Modellvergleich erfolgte dann über die angepassten QAICc-Werte (Burnham et al. 2011). Auch die Parameter-Schätzwerte wurden durch diese korrigierte Berechnung angepasst.

Analyse der Bewegungsdaten

Da im Berichtsjahr nur eine geringe Anzahl beloggerter Austernfischer-Individuen zur Verfügung stand ($n=3$) erfolgte eine explorative Analyse der Bewegungsdaten mit R (Version 4.5.1) und RStudio (Version 2025.9.1.401) sowie QGIS (Version 3.40.11) (Posit team 2025; QGIS Development Team 2025; R Core Team 2025). Zur Vorbereitung der gewonnenen GPS-Lokalisationen wurden, falls vorhanden, falsche und doppelt vorkommende Koordinaten (ohne Longitude- oder Latitudewert; Entfernung zu groß: angenommene Geschwindigkeit übertrifft die maximale Fluggeschwindigkeit der Art von ca. 24 m/s, vgl. Pennycuik et al. 2013; Hedenström und Åkesson 2017; Hedenström 2024) entfernt, sowie ein zeitlicher Mindestabstand von 270 s zwischen zwei aufeinanderfolgenden Signalen eingeführt, was geringe Schwankungen um das voreingestellte Sampling-Intervall von 300 s erlaubt, aber Boost-Ereignisse (zum Beispiel sekundlich Datenaufnahme) entfernte. Zudem wurden Daten vom Tag des Fangs zur Beloggerung entfernt, sowie von den Tagen des Schlupfes, an denen die Nester mehrfach von Beringern aufgesucht wurden, um die Küken mit Telemetriesendern auszustatten (vgl. Salewski und Cimiotti 2025).

Jeder GPS-Lokalisation wurde dann individuenspezifisch der Status bezogen auf die Brutzeitphase zugeordnet; die Daten dazu wurden aus dem in Kapitel 4.1 beschriebenen Nester- bzw. Familienmonitoring entnommen. Diese umfassten die Bebrütungsphase, die Schlupfphase (die für die Analysen entfernt wurde), die Jungenführungsphase und die Phase mit flüggen Küken. Der Bebrütungsstart wurde nach Van De Pol et al. (2006) zurückgerechnet. Der Zeitpunkt des Flüggegewerdens als Start der Phase „Flügge Küken“ wurde auf 29 Tage nach dem Ende des Schlupfes festgelegt (vgl. Salewski und Cimiotti (2025): Das durchschnittliche Alter beim ersten Flug von Austernfischerküken an der Arlau lag bei 29,06 Tage \pm 1,85 Tage Standardabweichung).

Für jeden der drei mit GPS-Loggern ausgestatteten Austernfischer wurde für jede der zeitlich abgedeckten Brutzeitphasen mit Hilfe des R-Pakets „ctmm“ (Fleming et al. 2025) die Fläche abgeschätzt, in der der Vogel sich mit einer 95%-igen Wahrscheinlichkeit aufhielt (Autokorrelierte Kernel-Dichteschätzung, AKDE). Hierbei kann automatisch zwischen verschiedenen Modellen gewählt werden, die die Autokorrelation der Telemetriedaten berücksichtigen und Zeitabschnitte mit unterschiedlich großen Sampling-Intervallen angepasst gewichtet werden, um eine geeignete Schätzung der Fläche zu erhalten (Silva et al. 2022).

Zusätzlich wurde für den Austernfischer BLP-B6Y6, der eine gute Datenabdeckung mit einem fast durchgängigen Sampling-Intervall von 5 min erzielte, untersucht, wie sich die Aufenthaltszeiten innerhalb sowie außerhalb des Jungenaufzuchtterritoriums sowie die Distanzen zwischen GPS-Lokalisationen und dem Neststandort über die Brutzeit veränderten. Zur Abschätzung des Jungenaufzuchtterritoriums (im Folgende: Territorium) wurde ein kreisförmiger Bereich um den Neststandort gewählt, der 97 % der Kükentelemetrielokalisationen enthielt; er hatte einen Radius von 200 m und stimmte, visuell abgeschätzt, in etwa mit der Grenze zum Nachbarrevier überein. Die Kükentelemetrielokalisationen wurden aus dem Projekt „Dauertelemetrie von Austernfischerküken“ des Michael-Otto-Instituts zur Verfügung gestellt, in dem an einem Teil der hier unter Kontrolle stehenden Nester Untersuchungen durchgeführt wurden (vgl. Salewski und Cimiotti 2025). Mit Hilfe des R-Pakets „recurse“ (Bracis 2024) wurden die Zeitspannen innerhalb und außerhalb dieses Territoriums berechnet und die medianen Zeitspannen pro Kalenderwoche dargestellt. Hierfür mussten die GPS-Lokalisationen und die Territoriumsfläche in ein

flächenäquivalentes Koordinatensystem reprojiziert werden, wobei das Zentrum des Untersuchungsgebietes mit Hilfe der Projection-Wizard-Website abgeleitet wurde (<https://projectionwizard.org/#>). Zudem wurde für jede GPS-Lokalisation die Distanz zum Neststandort über das Erdoberflächenellipsoid berechnet (Funktion `distGeo` im R-Paket „`geosphere`“; Hijmans et al. 2024). Die medianen Distanzen wurden ebenfalls pro Kalenderwoche dargestellt. Zusätzlich wurden mit dem Paket „`recurse`“ die Aufenthaltsdauern und -häufigkeiten in Wattflächen außerhalb des Koogs untersucht, indem die Ein- und Austrittszeitpunkte in ein Polygon berechnet wurden, das den gesamten Beltringharder Koog abdeckte.

5. Ergebnisse

5.1 Brutbiologische Ergebnisse im Beltringharder Koog

Die flächendeckende Reviervogelkartierung im Beltringharder Koog ergab im Durchgang Nummer 2, der zwischen dem 24.04. und 15.05.2025 an fünf Terminen stattfand, eine maximale Anzahl von 53 Austernfischer-Revierpaaren in den drei Teilgebieten an der Arlau und der Salzwasserlagune (Abbildung 8).

Im Jahr 2025 standen im Beltringharder Koog im Arlau-Gebiet und den nördlichen und östlichen Uferbereichen der Salzwasserlagune insgesamt 37 Nester von Austernfischern unter Kontrolle. Für 35 dieser Nester war das Schicksal der Eier als Schlupf (31 Nester mit Schlupf) oder Verlust (dreimal Prädation, einmal Aufgabe) feststellbar, sodass 35 Nester bei der Ermittlung des Schlupferfolgs gewertet wurden. Die Schlupfwahrscheinlichkeit nach Mayfield (1961, 1975) lag bei 83,22 %. Dabei betrug die tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit eines untersuchten Nestes 99,39 % und die tägliche Verlustwahrscheinlichkeit 0,61 % (Tabelle 1). Von insgesamt 110 kontrollierten Eiern der 35 gewerteten Gelege schlüpften mindestens 83 Eier. Die drei Prädationen an Gelegen fanden entweder durch kleinere Säugetiere (Wanderratte *Rattus norvegicus*, Steinmarder *Martes foina*) oder Sturmmöwen (*Larus canus*) statt. An einem Gelege war ein Hermelin (*Mustela erminea*) für die Teilprädation verantwortlich. Da hier dennoch mindestens ein Küken schlüpfte, wurde das Nest als erfolgreich gewertet.

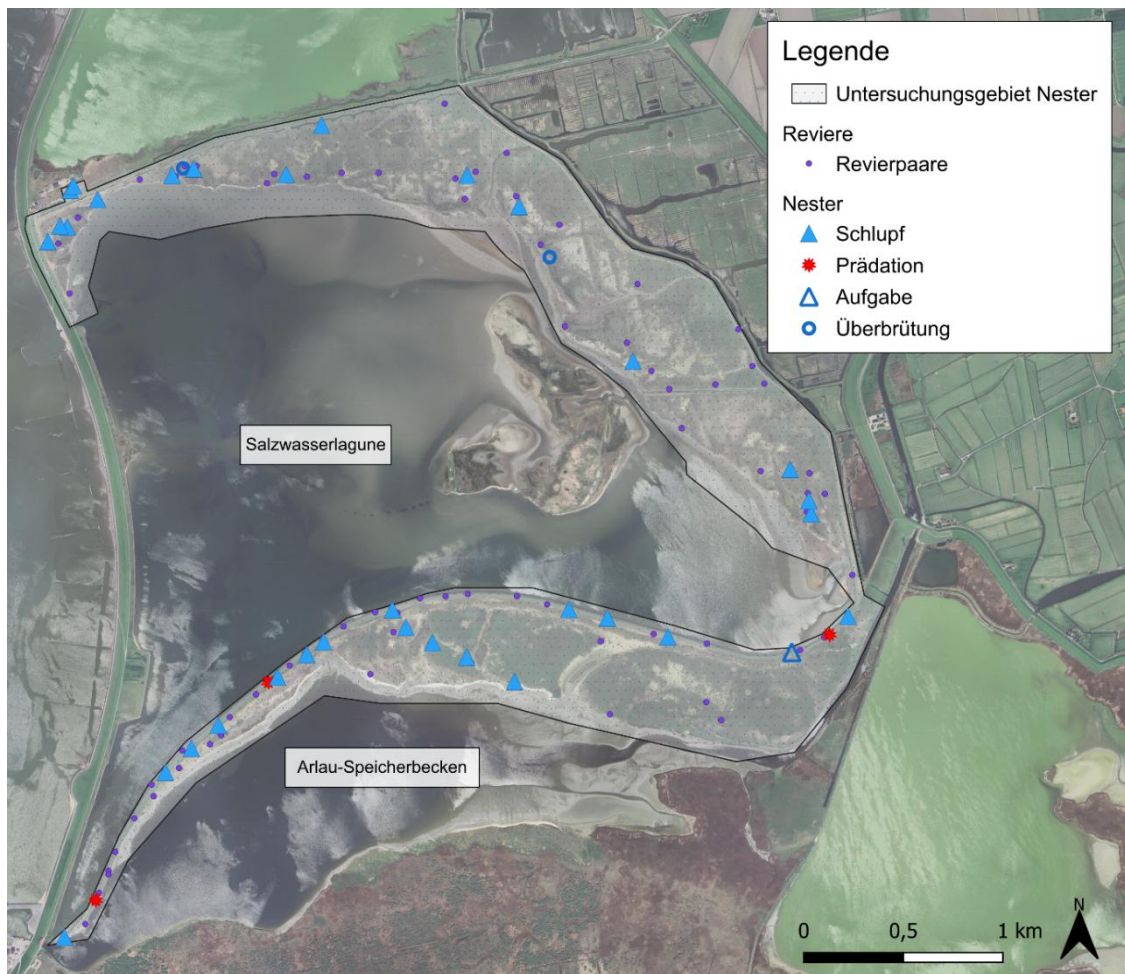


Abbildung 8: Erfasste Revierpaare und kontrollierte Nester von Austernfischern (*Haematopus ostralegus*) im Beltrigharder Koog im Jahr 2025. Das Schicksal der Nester wurde aus Feld- und Kamerabeobachtungen kombiniert abgeleitet.

Von 47 beobachteten Familien wurde in fünf Familien keines der Küken flügge, bei 24 Familien wurde mindestens ein Küken flügge, bei 14 Familien mindestens zwei Küken und bei einer Familie drei Küken (Abbildung 9). Bei drei Familien war das Schicksal der Jungen unbekannt, da die Küken bereits vor dem Flüggewerden (Alter von mindestens 29 Tagen) nicht mehr im Territorium gesichtet wurden, obwohl die Eltern noch anwesend waren. Da die Eltern in diesen Fällen kein Verteidigungs- oder Territorial-Verhalten zeigten, ist davon auszugehen, dass die Küken prädiert wurden. Einige der Jungvögel wurden tot aufgefunden, wobei Greifvögel sie gegriffen hatten oder keine genaue Ursache festgestellt werden konnte. Es erreichten insgesamt 55 Austernfischerküken das Alter des Flüggewerdens (vier Wochen; Tabelle 1). Hieraus ergab sich schließlich ein Bruterfolg von 1,04 flüggen Juvenilen/Brutpaar im gesamten beobachteten Gebiet (Tabelle 1; hier auch Ergebnisse zu den Teilgebieten).

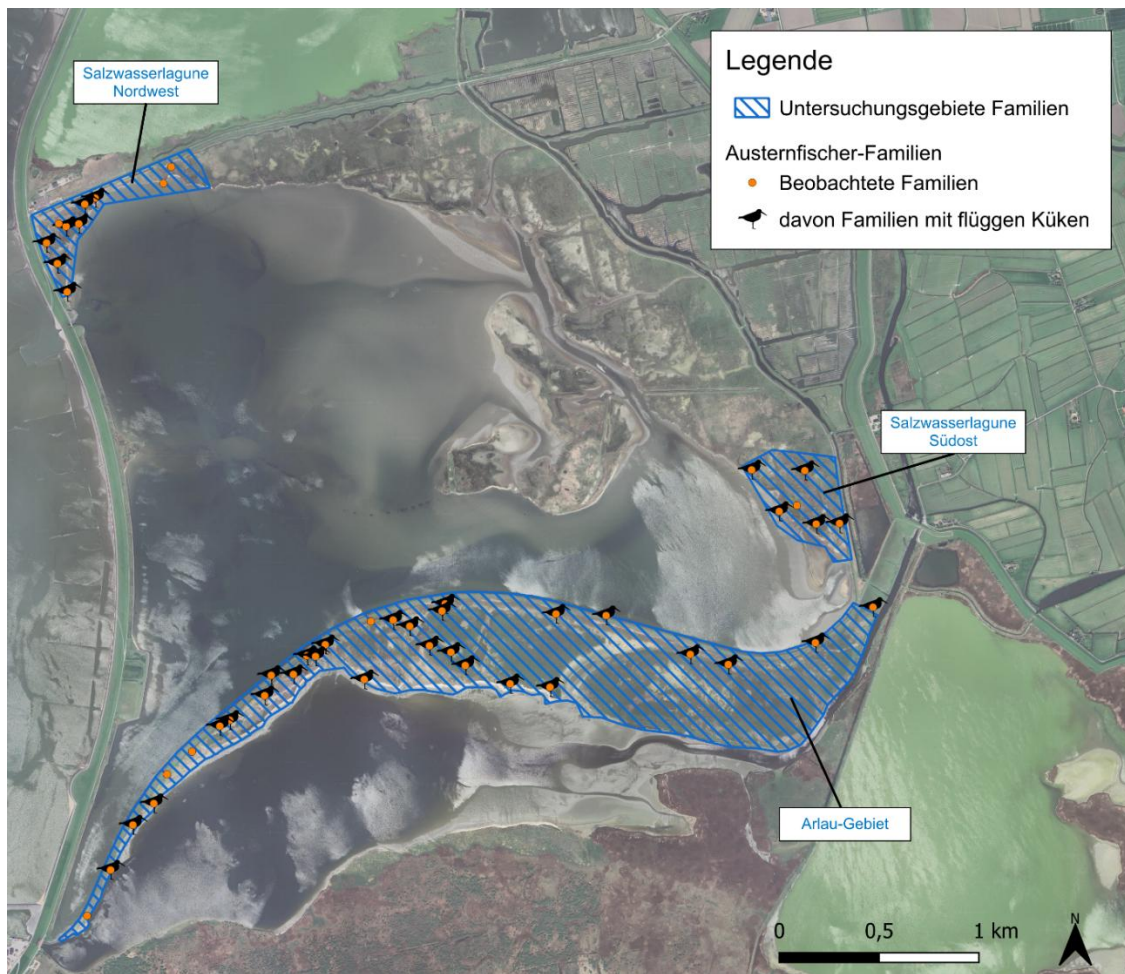


Abbildung 9: Beobachtete Familien (Punkte) sowie Familien mit flüggen Küken (zusätzliches Austernfischersymbol), die als Bruterfolg gewertet wurden im Beltringharder Koog 2025.

Tabelle 1: Übersicht über die erfassten Brutparameter der Austernfischer im Beltringharder Koog 2025. Ein Strich (-) bedeutet, dass kein Nest der jeweiligen Schicksals-Kategorie in dem jeweiligen Teilgebiet beobachtet wurde.

2025	Arlau-Gebiet	Salzwasserlagune	Gesamt
Anzahl Revierpaare	40	38 ** (NW=8; SO=5)*	78 (53)
Anzahl beobachteter Familien	31	16 (NW=10; SO=6)*	47
Anzahl flügger Jungvögel	41	14 (NW=8; SO=6)*	55
Bruterfolg [flügge Jungvögel/ Brutpaar]	1,03	1,08 (NW=1,00; SO=1,20)*	1,04
Schlupferfolg (Mayfield)	0,7026	1,0000	0,8322
Anzahl Gelege kontrolliert	19	18	37
Anzahl Gelege geschlüpft	15	16	31
Anzahl Gelege prädiert	3	-	3
Anzahl Gelege aufgegeben	1	-	1
Anzahl Gelege überbrütet	-	2	2

* NW = Teilgebiet Salzwasserlagune Nordwest; SO = Teilgebiet Salzwasserlagune Südost

** Die Zahl stellt alle erfassten Revierpaare im Nestersuchgebiet dar (vgl. Abbildung 8), für die Berechnung des Bruterfolgs wurden nur die Paare aus den Teilgebieten der Familienbeobachtung (NW und SO) berücksichtigt.

5.2 Ablesungen in den Vorjahren beringter Austernfischer

Im Jahr 2025 wurden insgesamt 71 in den Vorjahren beringte Austernfischer wiedergesichtet (acht im Meldorfer Speicherkoog, 16 auf Pellworm, 41 im Beltringharder Koog, sechs auf Nordstrandischmoor), wobei ein Individuum sowohl auf Nordstrandischmoor als auch im Beltringharder Koog gesichtet wurde. Von diesen Individuen waren 52 adult beringt worden und gingen in die Berechnung der lokalen Überlebenswahrscheinlichkeit ein. Es stammten acht Individuen aus dem Meldorfer Speicherkoog, 12 Individuen von Pellworm sowie 30 Individuen aus dem Beltringharder Koog. Zudem wurde je ein Individuum gesichtet, das auf Nordstrandischmoor bzw. Langeneß beringt worden war. Zusätzlich wurden drei Individuen gesichtet, die ursprünglich in den Niederlanden beringt worden waren, sie gingen jedoch nicht in die Analysen ein.

Von den insgesamt 71 wiedergesichteten Austernfischern waren 19 Individuen in der Vergangenheit als Küken beringt worden. Davon stammten elf Individuen aus dem Beltringharder Koog (2015/2016: je 1, 2018/2019/2023: je 2, 2021: 3), drei Individuen von Nordstrandischmoor (2016: 2, 2017: 1), vier Individuen von Pellworm (alle 2016) und ein Individuum wurde als Handaufzucht im Wildpark Eekholt beringt, sein Ei stammte von der Baustelle am Deich des Katinger Watts und es wurde 2023 im Beltringharder Koog ausgewildert. Drei dieser Vögel aus dem Beltringharder Koog wurden 2025 mit eigenen Jungen beobachtet (RY-CJLB geschlüpft 2015, RY-CJLS geschlüpft 2018, BLP-B6Y0 geschlüpft 2021).

5.3 Lokale Überlebenswahrscheinlichkeiten farbberingter Austernfischer

Die zwei besten CJS-Modelle zur Ermittlung der lokalen Überlebens- und Wiedersichtungswahrscheinlichkeiten von Austernfischern in drei Untersuchungsgebieten unterschieden sich kaum voneinander (Delta QAICc = 3,49; Tabelle 2). Alle anderen Modelle passten anhand der QAICc-Werte deutlich weniger gut zu den Beobachtungsdaten. Beide Modelle basierten auf einer gebietsspezifischen Wiedersichtungswahrscheinlichkeit, und erreichten sehr ähnliche Werte: Im Beltringharder Koog war die Wiedersichtungswahrscheinlichkeit mit etwa 93 % höher als auf Pellworm (ca. 77 %) und in der Meldorfer Bucht (ca. 74 %; Tabelle 3).

Die lokalen Überlebenswahrscheinlichkeiten hingen in den beiden besten Modellen nicht von denselben Parametern ab. Dem besten Modell mit dem geringsten QAICc-Wert nach, war die Überlebenswahrscheinlichkeit über alle drei Gebiete hinweg gleich (ca. 88 %; Tabelle 3). Das zweitbeste Modell wies auf unterschiedliche lokale Überlebenswahrscheinlichkeiten hin, abhängig davon, in welchem Gebiet der Vogel zuerst beringt worden war. Dabei war die lokale Überlebenswahrscheinlichkeit am höchsten im Beltringharder Koog (ca. 89 %), am zweithöchsten auf Pellworm (ca. 88 %) und am geringsten in der Meldorfer Bucht (ca. 87 %; Tabelle 3; Abbildung 10). Modelle mit jahresabhängiger Überlebens- oder Wiedersichtungswahrscheinlichkeit gehörten nicht zu den Modellen, die die Daten besonders gut darstellten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Vergleich verschiedener CJS-Modelle für die Ermittlung der lokalen Überlebens- und Wiedersichtungswahrscheinlichkeiten von Austernfischern (Haematopus ostralegus) an der schleswig-holsteinischen Westküste zwischen 2010 und 2025 in drei verschiedenen Untersuchungsgebieten (G) mit unterschiedlichem Studienbeginn durch Farbberingung (Meldorfer Bucht: 2010, Pellworm: 2013, Beltringharder Koog: 2015) und anschließender jährlicher Ablesungen und teilweiser Neuberingung (t). Es fand eine Korrektur der Werte auf Basis der medianen \hat{c} -Werts statt ($\hat{c} = 1,9825$). Φ : lokale Überlebenswahrscheinlichkeit, p: lokale Wiedersichtungswahrscheinlichkeit.

Modell	QAICc	Delta QAICc	QAICc-Gewicht	Anzahl Parameter	Q-Devianz
$\Phi(\cdot)p(G)$	1643,1	0,00	0,850	4	1204,4
$\Phi(G)p(G)$	1646,6	3,49	0,149	6	1203,8
$\Phi(t)p(G)$	1655,9	12,77	0,001	18	1188,6
$\Phi(\cdot)p(\cdot)$	1660,2	17,11	0,000	2	1225,5
$\Phi(G)p(\cdot)$	1662,4	19,24	0,000	4	1223,6
$\Phi(t)p(\cdot)$	1674,4	31,27	0,000	16	1211,2
$\Phi(\cdot)p(t)$	1678,2	35,02	0,000	16	1214,9
$\Phi(G)p(t)$	1679,8	36,71	0,000	18	1212,5
$\Phi(\cdot)p(G^*t)$	1689,4	46,28	0,000	45	1164,7
$\Phi(G)p(G^*t)$	1692,6	49,44	0,000	47	1163,5
$\Phi(t)p(t)$	1695,0	51,91	0,000	30	1202,6
$\Phi(G^*t)p(G)$	1696,2	53,10	0,000	46	1169,3
$\Phi(t)p(G^*t)$	1705,2	62,05	0,000	59	1149,5
$\Phi(G^*t)p(\cdot)$	1712,9	69,73	0,000	44	1190,3
$\Phi(G^*t)p(t)$	1733,1	89,95	0,000	58	1179,7
$\Phi(G^*t)p(G^*t)$	1754,6	111,46	0,000	87	1134,5

$\Phi(\cdot)$	Modell mit konstantem Φ
$\Phi(G)$	Modell mit gebietsabhängigem Φ (ein Wert pro Gebiet)
$\Phi(t)$	Modell mit zeitabhängigem Φ (ein Wert pro Untersuchungsjahr)
$\Phi(G^*t)$	Modell mit gebiets- und zeitabhängigem Φ (ein Wert pro Gebiet und Untersuchungsjahr)
$p(\cdot)$	Modell mit konstantem p
$p(G)$	Modell mit gebietsabhängigem p (ein Wert pro Gebiet)
$p(t)$	Modell mit zeitabhängigem p (ein Wert pro Untersuchungsjahr)
$p(G^*t)$	Modell mit gebiets- und zeitabhängigem p (ein Wert pro Gebiet und Untersuchungsjahr)

Tabelle 3: Modellergebnisse der beiden besten CJS-Modelle zur Untersuchung der lokalen Überlebens- und Wieder-sichtungswahrscheinlichkeiten von Austernfischern (*Haematopus ostralegus*) in drei Beringungsgebieten an der schleswig-holsteinischen Westküste zwischen 2010 und 2025. Der Beginn der Untersuchungen mit den ersten Berin-gungen variierte zwischen den Gebieten (Meldorfer Bucht: 2010, Pellworm: 2013, Beltringharder Koog: 2015), es fanden anschließend jährliche Ablesungen und teilweise Neuberingungen statt. SE: Standardfehler, KI: Konfidenzintervall. Er-läuterungen der Modellvariablen: siehe Tabelle 2.

Modell	Gebiet	Para-meter	Schätzwert	SE	Unteres 95%-KI	Oberes 95%-KI
$\Phi(\cdot)p(G)$	Alle zusammen	Φ	0,8808	0,0132	0,8525	0,9043
	Meldorfer Bucht	ρ	0,7406	0,0305	0,6765	0,7958
	Pellworm	ρ	0,7681	0,0363	0,6897	0,8316
	Beltringharder Koog	ρ	0,9300	0,0237	0,8668	0,9644
$\Phi(G)p(G)$	Meldorfer Bucht	Φ	0,8709	0,0203	0,8256	0,9058
	Pellworm	Φ	0,8842	0,0238	0,8287	0,9234
	Beltringharder Koog	Φ	0,8946	0,0250	0,8346	0,9346
	Meldorfer Bucht	ρ	0,7421	0,0305	0,6780	0,7972
	Pellworm	ρ	0,7678	0,0364	0,6892	0,8315
	Beltringharder Koog	ρ	0,9281	0,0244	0,8633	0,9635

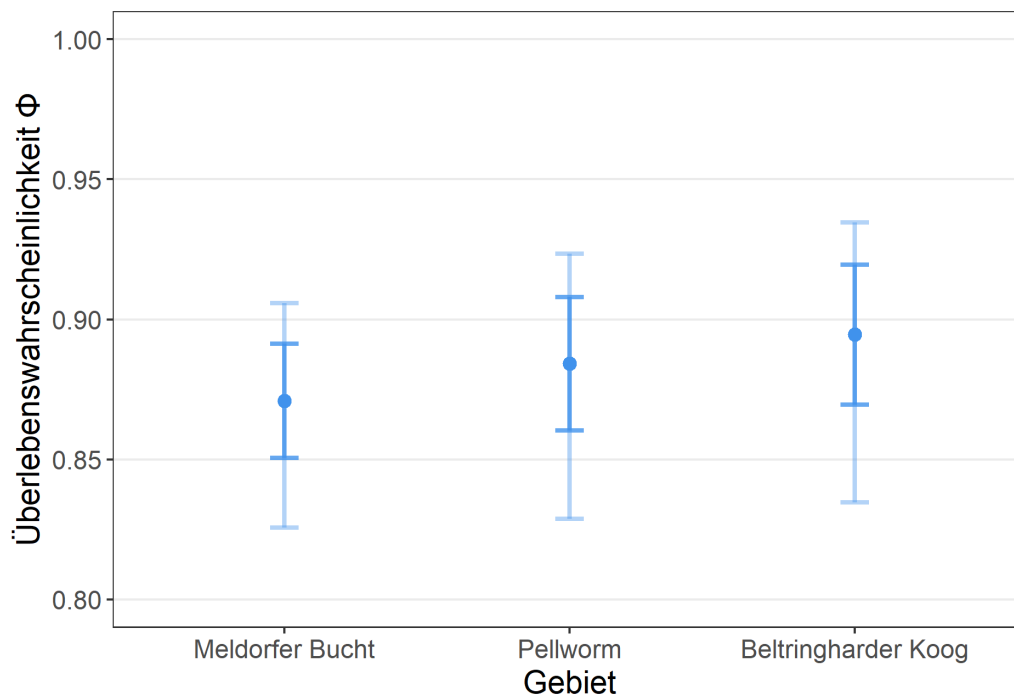


Abbildung 10: Lokale Überlebenswahrscheinlichkeiten Φ von Austernfischern (*Haematopus ostralegus*) gemäß dem zweitbesten, gebietsabhängigen CJS-Modell ($\Phi(G)p(G)$) in drei Untersuchungsgebieten mit unterschiedlichem Studien-beginn zwischen 2010 und 2025. Der Punkt stellt die jeweils geschätzte Überlebenswahrscheinlichkeit dar, während der dunkle Balken den Standardfehler und der helle Balken das 95%-Konfidenzintervall repräsentieren.

5.4 Bewegungsökologie im Arlau-Gebiet brütender Austernfischer

Im Berichtsjahr wurden drei Austernfischer mit GPS-Loggern ausgestattet (Tabelle 4). Von einem Brutpaar wurden zwei Altvögel belogget, von einem weiteren ein Altvogel. Bei zwei Vögeln mit am unteren Rücken befestigten Loggern nahm die Lokalisationsdichte rasch ab, vermutlich aufgrund unzureichender Stromversorgung durch verdeckte Solarpanels. Beobachtungen mit Hilfe eines Spektivs bestätigten, dass die Logger vom Gefieder verdeckt wurden (Abbildung 21). Der per Hüftschlinge angebrachte Logger ging spätestens nach dem Flüggewerden der Jungen nach ca. 1,5 Monaten verloren; die Datenübertragung endete bereits nach ca. drei Wochen (Tabelle 4). Der am unteren Rücken festgeklebte Logger ging zwischen dem 26.06. und 14.07.2025 verloren; in diesem Zeitraum endete auch die Datenübertragung. Dagegen lieferte der am oberen Rücken festgeklebte Logger bis zur manuellen Deaktivierung Daten in hoher zeitlicher Dichte.

Über ihre Laufzeit in der Brutsaison 2025 lieferten die GPS-Logger der drei Austernfischer insgesamt 25.427 Lokalisationen. Nach der Aufbereitung waren noch 24.505 Lokalisationen vorhanden, von denen weitere 496 durch die Entfernung der Schlupfphase entfielen,

Tabelle 4: Übersicht über die durch GPS-Logger erreichte Datenabdeckung und die daraus berechneten Modelle für die AKDEs (vgl. Silva et al. 2022); alle Modelle wurden anisotropisch berechnet. Die Spalte „Zeitraum“ entspricht nur den durch die Logger abgedeckten Zeiträumen und konnte in der Natur länger sein, wenn die Datenaufnahmedauer davon abwich. Daten von den Schlüpftagen wurden entfernt, was in der zeitlichen Lücke zwischen „Bebrütung“ und „Jungenführung“ resultiert.

Individuum	Logger-Befestigung	Phase	Zeitraum (Anzahl Tage)	Anzahl bereinigter Datenpunkte	AKDE-Modelltyp	AKDE-Gewichtung
BLP-B6Y6	Kleber mittlerer Rücken	Bebrütung	10.05.-22.05. (14)	3.707	OUF	nein
		Jungenführung	24.05.-19.06. (27)	7.594	OUF	nein
		Flügge Junge	20.06.-31.07. (41)	11.277	OUF	nein
RB-YPGT	Kleber unterer Rücken	Bebrütung	10.05.-21.05. (13)	1.000	OUF	ja
		Jungenführung	24.05.-19.06. (27)	85	IID	nein
		Flügge Junge	20.06.-27.06. (7)	37	IID	nein
BLP-B6YC	Hüft-Schlinge	Bebrütung	13.05.-21.05. (10)	194	OU	ja
		Jungenführung	24.05.-03.06. (10)	115	Ouf	ja
		Flügge Junge	-	0	-	-

sodass noch 24.009 Lokalisationen für die Auswertungen übrigblieben (vgl. Tabelle 4). Die Dauer der Datenaufnahme unterschied sich je nach Individuum (Tabelle 4).

Aufenthaltsräume während der verschiedenen Brutzeitphasen

Die Aufenthaltsräume der drei belagerten Austernfischer variierten zwischen den Brutzeitphasen. Der Nestbereich lag bei allen Vögeln stets innerhalb des 95%-Aufenthaltsbereichs (Abbildung 11, 12, 13). In der Jungenführungsphase und der Phase mit flüggen Küken kamen weitere Bereiche hinzu, insbesondere Wattflächen vor dem Seedeich. Dies zeigte sich besonders deutlich beim Vogel BLP-B6Y6 mit einer hohen Datendichte (Abbildung 11), zeichnete sich jedoch auch bei den beiden anderen Vögeln ab. Die genaue Lage dieser Flächen unterschied sich zwischen den Vögeln und Phasen. BLP-B6Y6 besuchte während der Bebrütungsphase noch Wattflächen westlich des Lüttmoorsees (Abbildung 11A), während der Jungenführungsphase Wattflächen zwischen dem Seedeich westlich der Salzwasserlagune und den Lahnungen des Lorendamms nach Nordstrandischmoor (Abbildung 11B), und nach dem Flüggewerden der Jungen sowohl Flächen westlich des Lüttmoorsees als auch Flächen westlich der Salzwasserlagune und zusätzlich häufig Flächen innerhalb der Salzwasserlagune (Abbildung 11C). Zudem wurden in der Flügge-Jungen-Phase größere Abschnitte im Arlau-Gebiet genutzt.

Für den Austernfischer RB-YPGT ließ sich während der Bebrütungsphase ausschließlich der nahe dem Nest gelegene Bereich als 95%-Aufenthaltsgebiet ermitteln (Abbildung 12A). In der Jungenführungsphase suchte auch er Wattflächen bei den südlichen Lahnungen des Lorendamms nach Nordstrandischmoor auf (Abbildung 12B). Die während der Phase mit flüggen Küken aufgezeichneten Aufenthalte im Watt lagen etwas weiter südlich, westlich des Seedeichs vor der Salzwasserlagune (Abbildung 12C).

Der 95%-Aufenthaltsbereich des Austernfischers BLP-B6YC zeigte sich in der Bebrütungsphase wie bei seinem Partner RB-YPGT nur in Nestnähe (Abbildung 13A). Während der Jungenführungszeit wies auch dieser Vogel Aufenthalte in Wattflächen auf, diese lagen westlich des Seedeichs auf der Höhe des Arlaudamms und somit etwas südlicher als bei seinem Partner (Abbildung 13B).

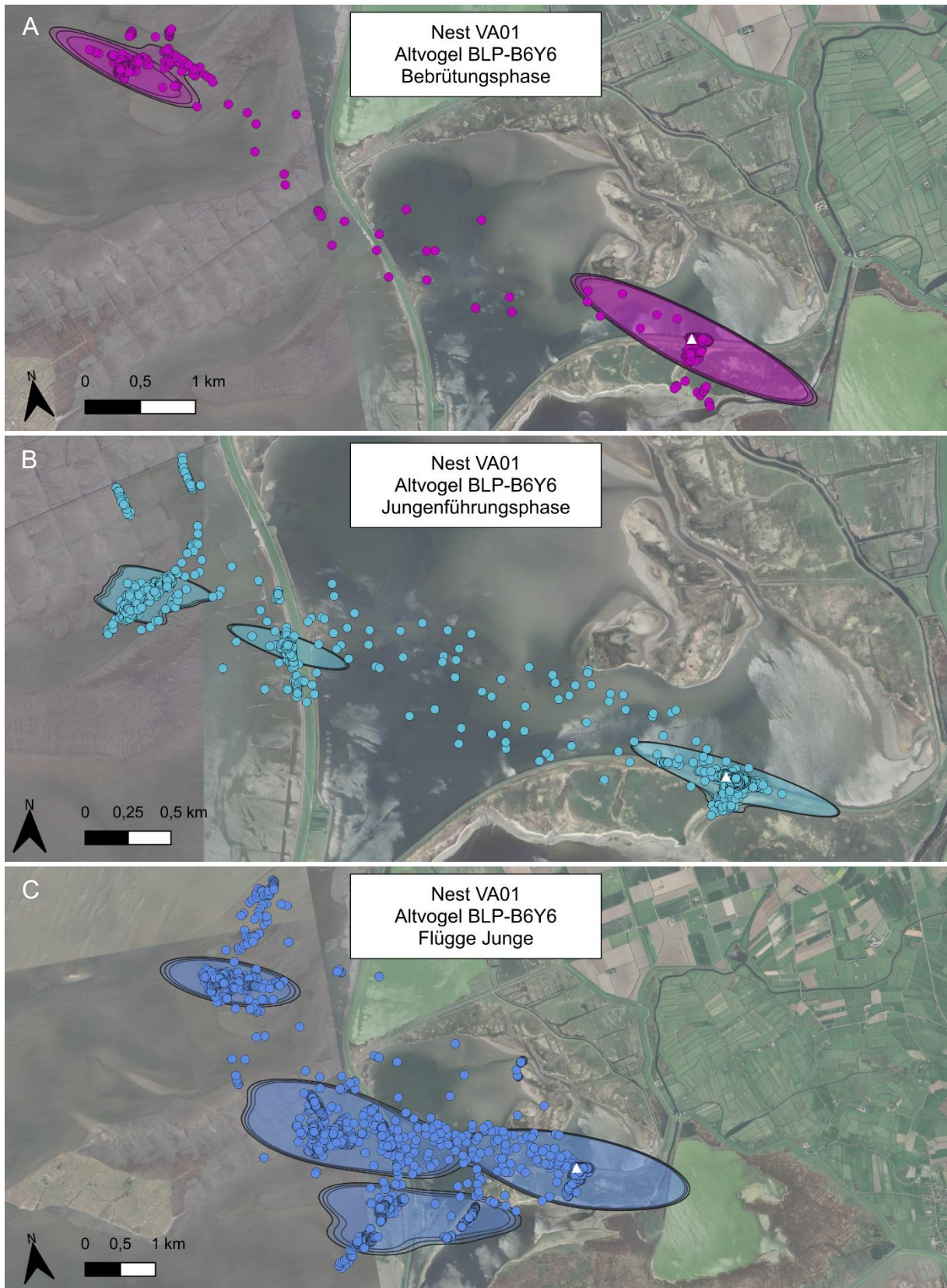


Abbildung 11: Bewegungsmuster und 95%-Aufenthaltsbereiche des im Arlau-Gebiet belagerten Austernfischers (*Hematopus ostralegus*) BLP-B6Y6, getrennt nach drei Brutzeitphasen. Datenabdeckung: Bebrütungsphase $n=3.707$ (14 Tage); Jungenführungsphase $n=7.594$ (27 Tage); Flügge Junge $n=11.277$ (41 Tage). Punkte repräsentieren die ausgewerteten GPS-Lokalisationen, farbige Flächen daraus berechnete 95%-Aufenthaltsbereiche (AKDE; innere bis äußere Kontur enthalten das 95%-Konfidenzintervall). Das weiße Dreieck ist der zugehörige Neststandort.

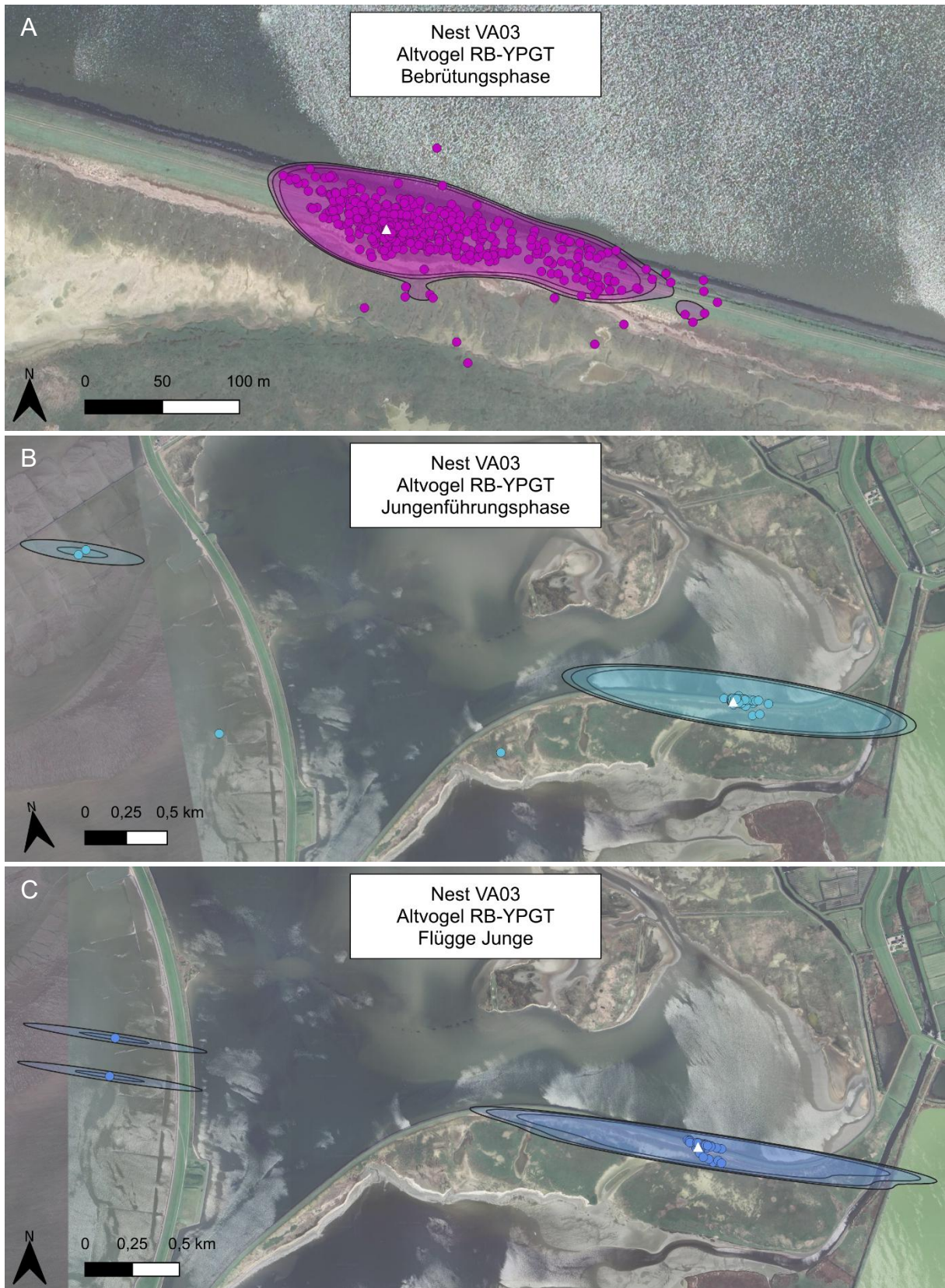


Abbildung 12: Bewegungsmuster und 95%-Aufenthaltsbereiche des im Arlau-Gebiet belagerten Austernfischers (*Hematomus ostralegus*) RB-YPGT, getrennt nach drei Brutzeitphasen. In A ist eine einzelne GPS-Lokalisation nicht dargestellt. Datenabdeckung: Bebrütungsphase $n=1.000$ (13 Tage); Jungenführungsphase $n=85$ (27 Tage); Flügge Junge $n=37$ (7 Tage). Punkte repräsentieren die ausgewerteten GPS-Lokalisationen, farbige Flächen daraus berechnete 95%-Aufenthaltsbereiche (AKDE; innere bis äußere Kontur enthalten das 95%-Konfidenzintervall). Das weiße Dreieck ist der zugehörige Neststandort.



Abbildung 13: Bewegungsmuster und 95%-Aufenthaltsbereiche des im Arlau-Gebiet belagerten Austernfischers (*Hematopus ostralegus*) BLP-B6YC, getrennt nach zwei Brutzeitphasen. Datenabdeckung: Bebrütungsphase $n=194$ (10 Tage); Jungenführungsphase $n=115$ (10 Tage). Das Ende der Datenaufnahme lag vor dem Erreichen des Flüggewerdens der Küken. Punkte repräsentieren die ausgewerteten GPS-Lokalisationen, farbige Flächen daraus berechnete 95%-Aufenthaltsbereiche (AKDE; innere bis äußere Kontur enthalten das 95%-Konfidenzintervall). Das weiße Dreieck ist der zugehörige Neststandort.

Aufenthalte im Territorium und außerhalb, Wattflächenbesuche

Für den Austernfischer BLP-B6Y6 wurde zusätzlich zu den Aufenthaltsräumen ermittelt, wie lange er sich im Verlauf der Brutsaison innerhalb und außerhalb des Jungenaufzuchtterritoriums aufhielt und wie sich die mediane Distanz zum Nest entwickelte. Außerdem wurde die Häufigkeit und Dauer von Besuchen von Wattflächen außerhalb des Kooges ermittelt. Besonders viel Zeit am Stück verbrachte er in der Woche vor dem Schlupf der Küken innerhalb des Territoriums (Abbildung 14). Auch zu Beginn der Jungenführungsphase war die Aufenthaltsdauer im Median noch erhöht und ähnlich hoch wie etwa zwei

Wochen vor dem Schlupf der Küken (Abbildung 14). Ab einem Kükenalter von über einer Woche wies die Zeit innerhalb des Territoriums bis zum Ende der GPS-Datenaufzeichnung kaum noch Unterschiede im Median auf und lag bei wenigen Stunden (Abbildung 14).

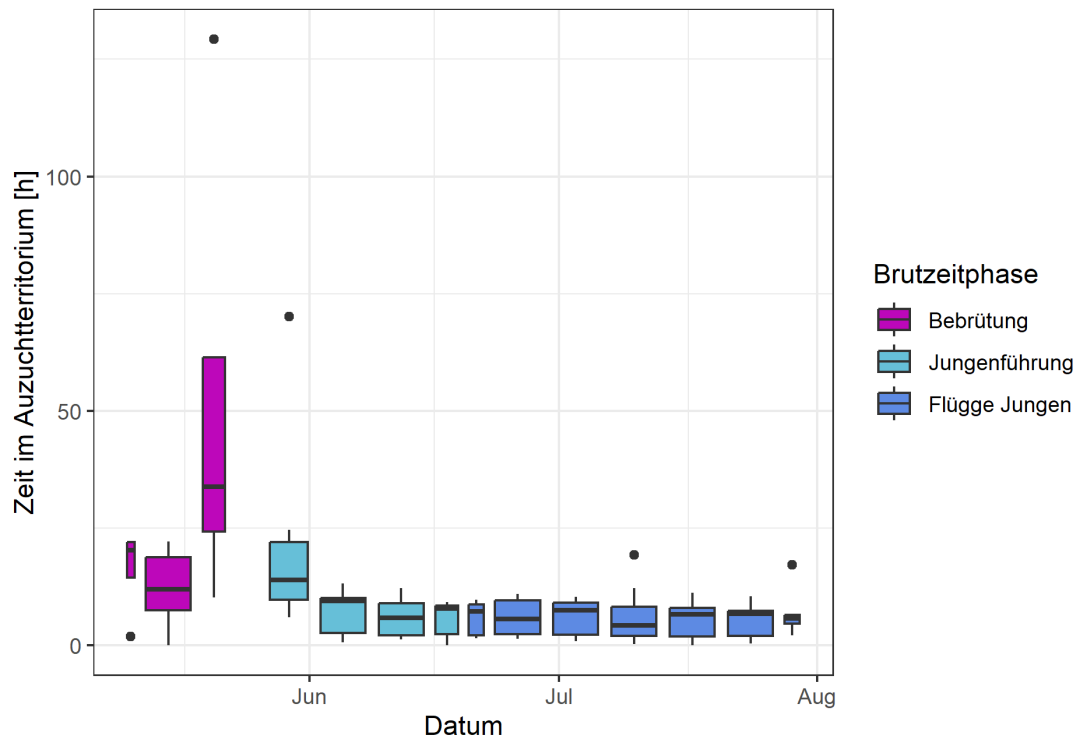


Abbildung 14: Aufenthaltsdauer des adulten Austernfischers (*Haematopus ostralgeus*) BLP-B6Y6 innerhalb eines Radius' von 200 m um seinen Neststandort (VA01) pro kalendarischer Woche, aufgeteilt nach Brutzeitphasen (n=22.578). Die Boxen geben den Median und den Interquartilsabstand (25-75 %) der Dauer individueller Aufenthalte an und die Antennen den 1,5-fachen Interquartilsabstand, wobei Daten außerhalb davon als Punkte dargestellt sind. Beachte, dass die Phase des Schlupfes nicht dargestellt ist (zeitliche Lücke zwischen Bebrütungs- und Jungenführungsphase).

Damit in einem zeitlichen Zusammenhang standen die medianen Aufenthaltsdauern außerhalb des Territoriums (ein Wert pro individueller Abwesenheit aus dem Territorium) bezogen auf Kalenderwochen: In der Woche vor dem Schlupf sowie der Woche nach dem Schlupf war die Zeit außerhalb des Territoriums kurz (jeweils <1 h; Abbildung 15). Nach dem Schlupf nahm die mediane Zeit, die außerhalb des Territoriums verbracht wurde, schrittweise wöchentlich zu, bis sie etwa drei bis vier Wochen nach dem Flüggewerden der Küken auf einem ähnlichen Niveau war, wie noch zwei Wochen vor dem Schlupf (Abbildung 15). Mehr als vier Wochen nach dem Flüggewerden der Küken war die mediane Zeit außerhalb des Territoriums deutlich höher als zu Beginn der Datenaufnahmezeit in der mittleren Bebrütungsphase (Abbildung 15). Diese zeitliche Verteilung spiegelte sich

auch in den 95%-Aufenthaltsbereichen während der unterschiedlichen Phasen wider: Die im Watt aufgesuchten Flächen waren in der Phase mit flüggen Küken größer und weiter verstreut als noch während der Jungenführungsphase (Abbildung 11). Auch die wöchentliche mediane Distanz zum Neststandort war während der Phase mit flüggen Küken größer und streute deutlich stärker als in den früheren Phasen (Abbildung 16). Die medianen wöchentlichen Distanzen waren in der Jungenführungsphase wiederum größer als in der Bebrütungsphase, während die maximalen Distanzen zum Neststandort während der Bebrütungsphase größer waren als während der Jungenführungsphase (Abbildung 16).

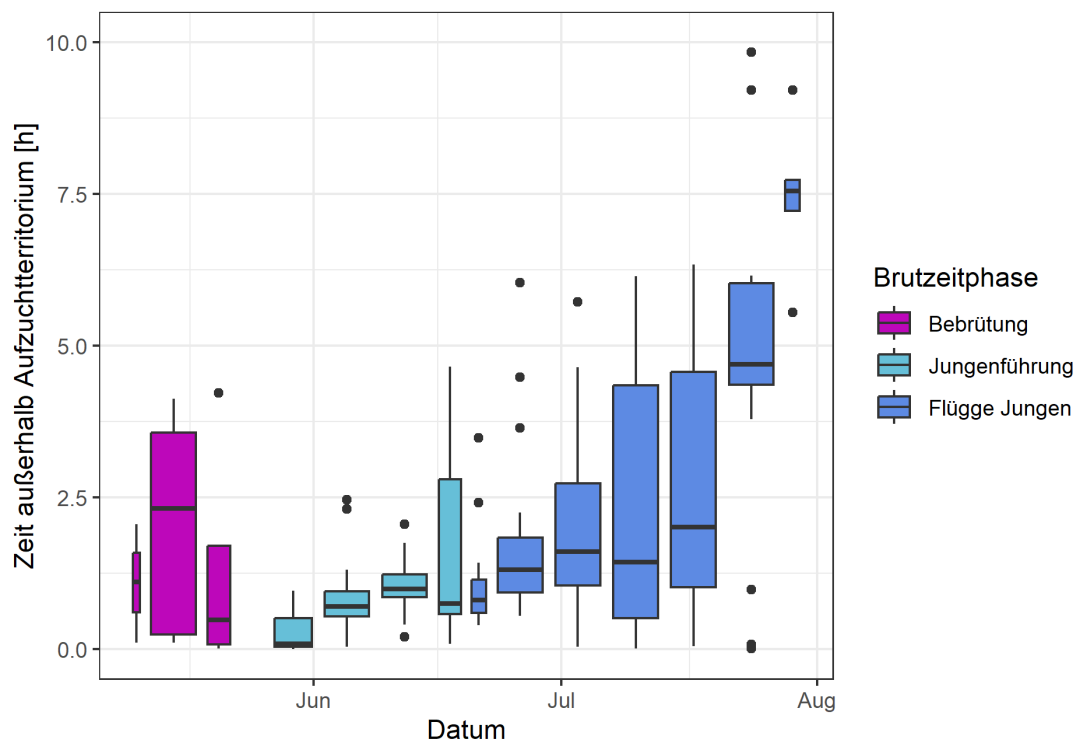


Abbildung 15: Aufenthaltsdauer des adulten Austernfischers (*Haematopus ostralegus*) BLP-B6Y6 außerhalb eines Radius' von 200 m um seinen Neststandort (VA01) pro kalendarischer Woche, aufgeteilt nach Brutzeitphasen (n=22.578). Die Boxen geben den Median und den Interquartilsabstand (25-75 %) an und die Antennen den 1,5-fachen Interquartilsabstand, wobei Daten außerhalb davon als Punkte dargestellt sind. Beachte, dass die Phase des Schlupfes nicht dargestellt ist (zeitliche Lücke zwischen Bebrütung und Jungenführung).

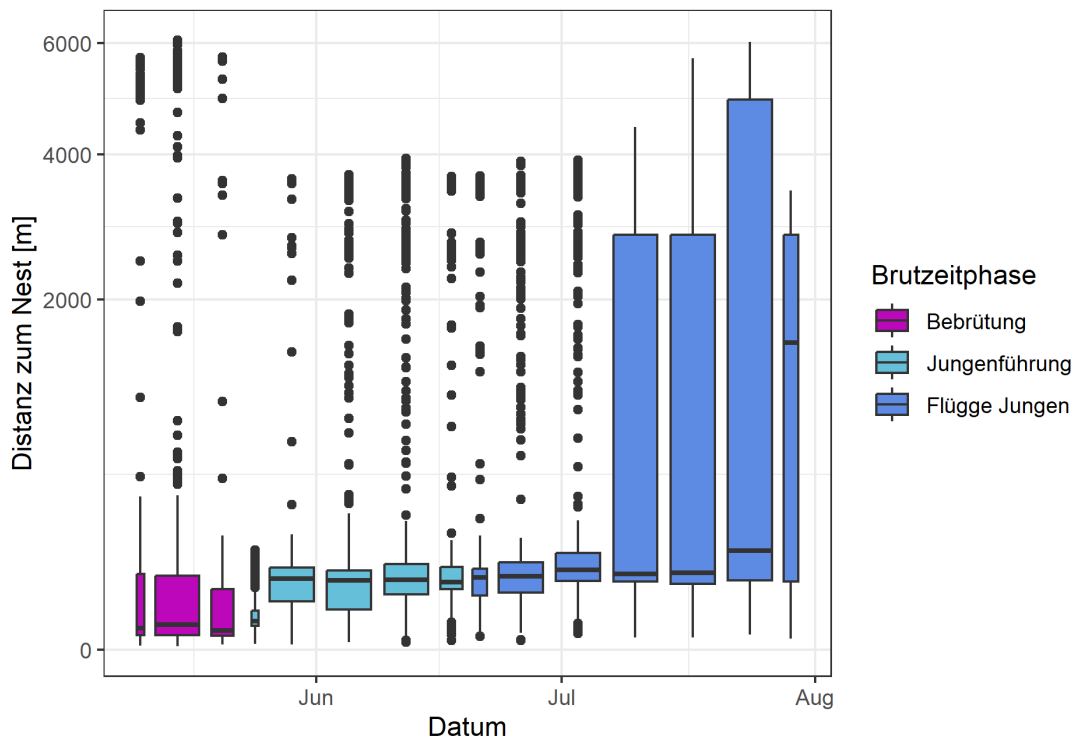


Abbildung 16: Distanzen der GPS-Lokalisationen vom adulten Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) BLP-B6Y6 zu seinem Neststandort (VA01) pro kalendarischer Woche, aufgeteilt nach Brutzeitphasen ($n=22.578$). Die Boxen geben den Median und den Interquartilsabstand (25-75 %) an und die Antennen den 1,5-fachen Interquartilsabstand, wobei Daten außerhalb davon als Punkte dargestellt sind. Beachte, dass die Phase des Schlupfes nicht dargestellt ist (zeitliche Lücke zwischen Bebrütung und Jungenführung) und dass die y-Skala im Bereich ab 2000 m gestaucht ist.

Es wurden über den gesamten (bereinigten) Zeitraum der Datenaufnahme insgesamt 173 Besuche von Bereichen außerhalb des Beltringharder Koogs ermittelt. Während der Bebrütungsphase war die tägliche Anzahl der Wattbesuche gering (meist null bis ein Besuch; Abbildung 17B). Die Dauer dieser Besuche schwankte aber zwischen den Tagen relativ stark (Abbildung 17A). Während der Jungenführungsphase und der Phase mit flüggen Jungen gab es täglich zwischen einem und fünf Besuchen der Wattflächen (Abbildung 17A). Während die Küken etwa ein bis zwei Wochen alt waren, verbrachte der Vogel kürzere Zeit auf den Wattflächen (meist weniger als 1 h) als mit älteren Küken (Abbildung 17A). Auch kurz nach dem Flüggewerden war die Aufenthaltsdauer auf den Wattflächen kürzer als einige Tage bzw. Wochen später. Ab der zweiten Juli-Hälfte, während die Jungen schon flügge waren, traten wieder nur etwa ein bis zwei Wattflächenbesuche pro Tag auf. Dabei betrug die tägliche Aufenthaltsdauer im Watt jedoch teilweise mehrere Stunden (Abbildung 17A).

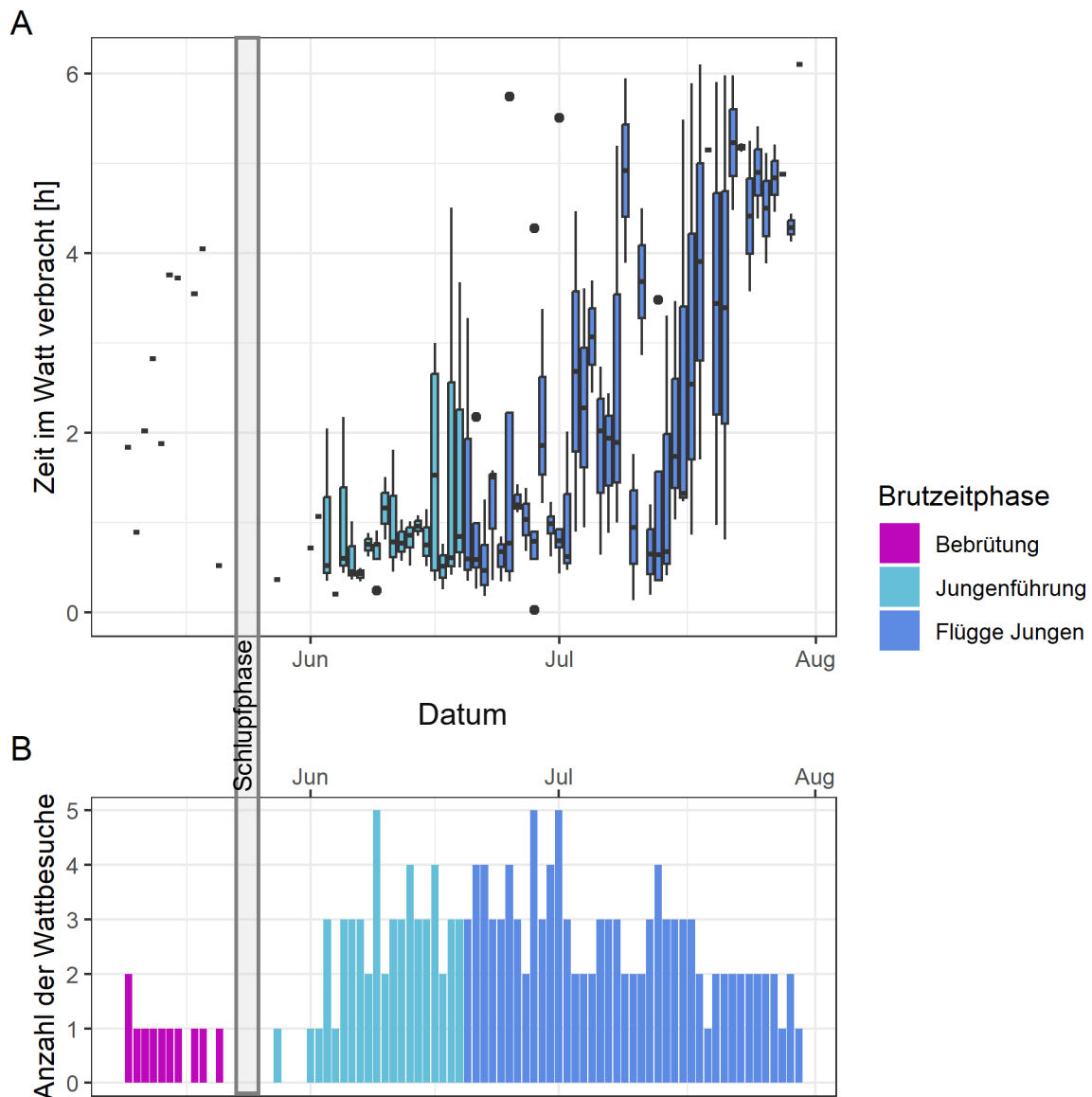


Abbildung 17: Mediane Dauer (A) und summierte Anzahl (B) der täglichen Wattbesuche des mit einem GPS-Logger ausgestatteten Austernfischers BLP-B6Y6 (*Haematopus ostralegus*; $n=22.578$). In A geben die Boxen den Median und den Interquartilsabstand (25-75 %) an und die Antennen den 1,5-fachen Interquartilsabstand, wobei Daten außerhalb davon als Punkte dargestellt sind. Da während der Bebrütungsphase fast nie mehr als ein Besuch der Wattfläche stattfand, sind in diesem Zeitraum keine magentafarbenen Boxen um die Median-Balken zu erkennen. Daten aus der Schlupfphase wurden nicht ausgewertet und sind nicht dargestellt (grauer Rahmen).

6. Diskussion

6.1 Reproduktionserfolge im Beltringharder Koog

Im Vergleich zu den Vorjahren hatte das Brutjahr 2025 sowohl im Arlau-Gebiet als auch entlang der Salzwasserlagune einen herausragend guten Schlupf- sowie Bruterfolg (Abbildung 18, 19). Der Schlupferfolg von 70,26 % im Arlau-Gebiet wurde seit dem Beginn der

Untersuchungen im Jahr 2015 nur 2024 mit 88,63 % übertroffen (Abbildung 18). Der Schlupferfolg von 100 % in den Kontrollflächen an der Salzwasserlagune war erneut so hoch wie 2023. Da vermutlich vor allem entlang der Salzwasserlagune einige Gelege übersehen wurden, lässt sich jedoch nicht mit abschließender Sicherheit ausschließen, dass es auch dort zu Gelegeverlusten kam. Die wenigen erfassten Prädationen fanden ausschließlich im Arlau-Gebiet statt und wurden im Berichtsjahr entweder von kleineren Säugetieren oder Sturmmöwen durchgeführt. Insbesondere Prädationen durch größere Bodensäuger traten somit nicht an Austernfischer-Gelegen auf.

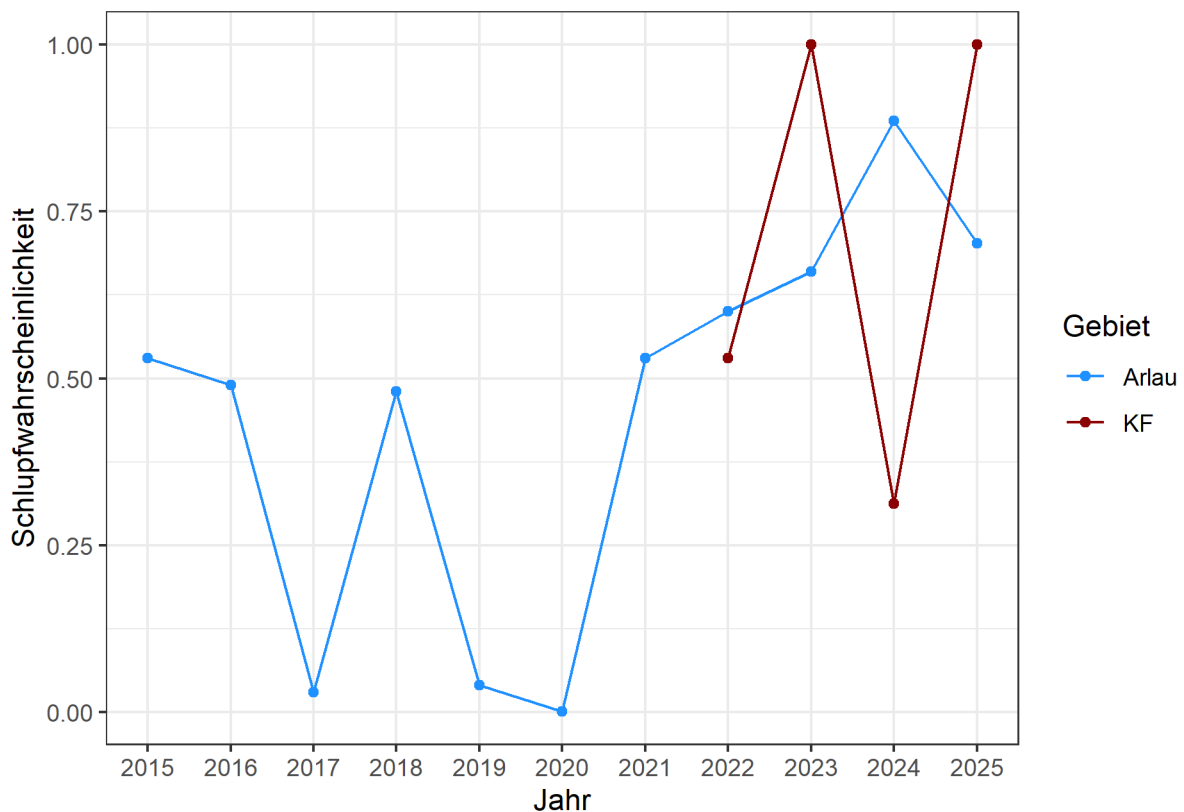


Abbildung 18: Zeitreihe der Schlupferfolge des Austernfischers (*Haematopus ostralegus*) im Beltringharder Koog, unterteilt in die Teilgebiete „Arlau“ (Verwallung nördlich des Arlauspeicherbeckens) und „KF“ (Kontrollflächen, jährlich leicht wechselnde Flächen an der Salzwasserlagune, erst seit 2022 separat untersucht).

Ein Bruterfolg von etwa 0,34 flüggen Jungen/Brutpaar, der für die Niederlande als bestandserhaltend bestimmt wurde (Van De Pol et al. 2010), konnte im Berichtsjahr erneut übertroffen werden (Abbildung 19). Der zudem erneut höhere Bruterfolg als im Vorjahr deutet darauf hin, dass die eingesetzten Schutzmaßnahmen gegen Bodenprädatoren gut

geeignet für die Förderung des Austernfischers sind. Nachgewiesene Kükenverluste durch Prädatoren fanden 2025 vor allem durch Greifvögel statt. Sollte der Bruterfolg auch in den kommenden Jahren gleichbleibend hoch sein, könnte sich die Brutpopulation im Beltringharder Koog zu einer Source-Population entwickeln und so einen wichtigen Beitrag zum Fortbestand der Art im nordfriesischen Wattenmeer leisten. Die eingesetzten Prädationsschutzmaßnahmen sollten in Hinblick auf den Austernfischer weiterhin eingesetzt werden. Dennoch lassen sich solche nicht in allen Bruthabitaten des Austernfischers umsetzen, gerade in inländisch gelegenen, agrarwirtschaftlich genutzten Flächen. Darum sollte außerhalb vergleichbar zu managender Gebiete dafür gesorgt werden, die Brutbedingungen zu verbessern, indem sich Ökosysteme naturnah entwickeln dürfen und auch die Belastung der Nahrung durch Dünger- und Pestizideinsatz reduziert wird (Kamp et al. 2021).

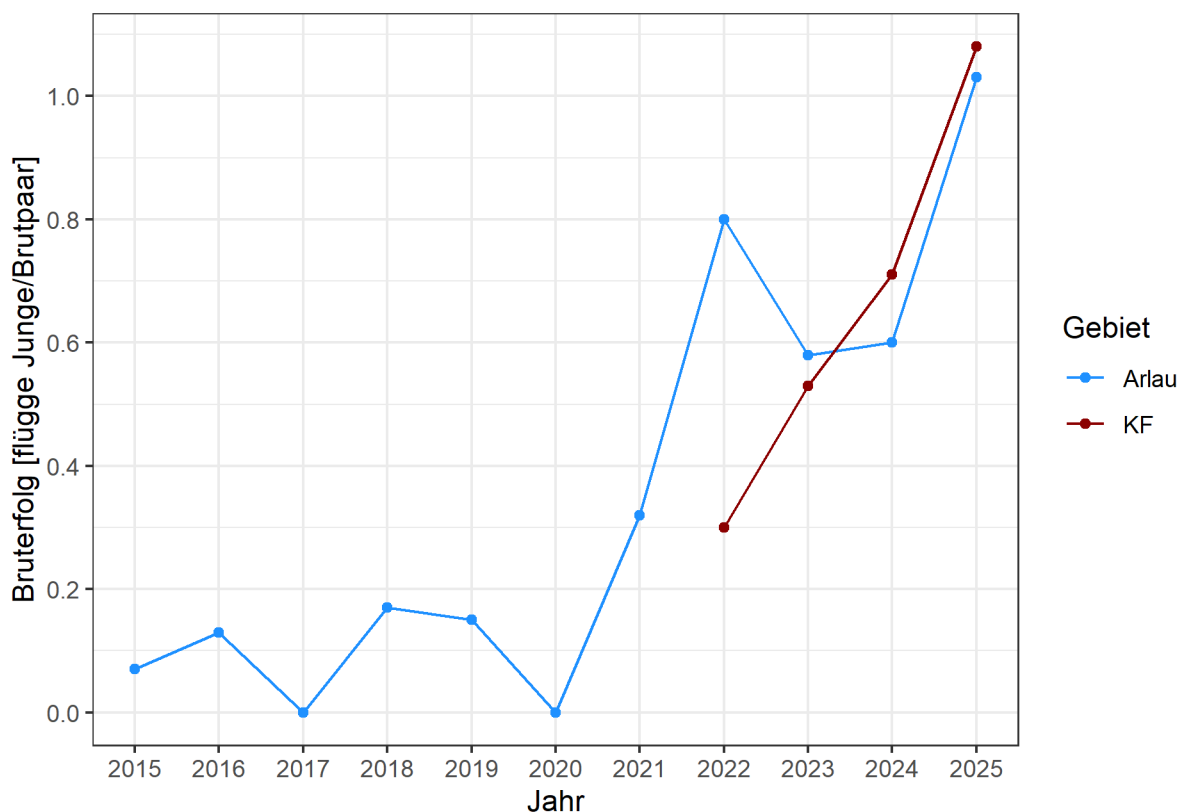


Abbildung 19: Zeitreihe der Bruterfolge des Austernfischers (*Haematopus ostralegus*) im Beltringharder Koog, unterteilt in die Teilgebiete „Arlau“ (nördliches Arlauspeicherbecken) und „KF“ (Kontrollflächen, jährlich leicht variierende Flächen an der Salzwasserlagune, erst seit 2022 separat untersucht).

6.2 Lokale Überlebenswahrscheinlichkeit von Austernfischern

Neben dem Reproduktionserfolg kommt insbesondere den Überlebenswahrscheinlichkeiten der adulten Austernfischer eine zentrale Bedeutung im Hinblick auf die Populationsdynamik zu (Sæther und Bakke 2000; Allen et al. 2022). Mit dem vorliegenden Bericht werden die vorausgegangenen Schätzungen lokaler Überlebenswahrscheinlichkeiten adulter Austernfischer an der Westküste Schleswig-Holsteins mit den neu gewonnenen Daten des Jahres 2025 aktualisiert und präzisiert. Die gebietsspezifische Überlebenswahrscheinlichkeit lag etwa bei 87 bis 89 % (über die drei Gebiete gemittelt etwa bei 88 %). Sie lag damit im unteren bis mittleren Bereich der in Europa festgestellten Überlebenswahrscheinlichkeiten adulter Austernfischer zwischen 85 und 95 % (Roodbergen et al. 2012). Die Werte lagen in einer zu den Vorjahren vergleichbaren Spanne, die meist in Meldorf eher niedrigere Werte für die Überlebenswahrscheinlichkeit zeigte, aber auch teilweise etwas höhere Abschätzungen. Leichte jährliche Schwankungen sind erwartbar und liegen innerhalb der berechneten Konfidenzintervalle. Im Vergleich mit anderen Populationen, beispielsweise der intensiv untersuchten Population auf der niederländischen Wattenmeerinsel Schiermonnikoog, lagen die Werte der hier untersuchten schleswig-holsteinischen Populationen niedriger, obwohl in den Niederlanden die Überlebenswahrscheinlichkeit von den 1980er zu den 2010er Jahren abnahm (von etwa 93,7 % auf etwa 91,7 %; Allen et al. 2022). Keines der zeitabhängigen CJS-Modelle war gut geeignet, um die aktuellen Daten zu beschreiben, was gegen starke jährliche Unterschiede in der Überlebenswahrscheinlichkeit spricht. Eventuell könnten vor allem die für den Beltringharder Koog berechneten Werte trotzdem ausreichend sein, um die Population stabil zu erhalten oder wieder wachsen zu lassen, da nur die lokale Überlebenswahrscheinlichkeit berücksichtigt werden konnte, wobei eventuell permanent abgewanderte Individuen als tot angenommen werden (Duriez et al. 2009), und das Prädationsmanagement zumindest im Berichtsjahr zu einem günstigen Bruterfolg beigetragen haben dürfte. Sollte der Bruterfolg im Beltringharder Koog auch in Zukunft stabil hoch bleiben und sich die adulten Überlebenswahrscheinlichkeiten nicht verringern, könnte sich das Gebiet zu einer Source-Population entwickeln, das den Fortbestand der Art fördert (Klok et al. 2009; Roodbergen et al. 2012). Um in Zukunft verlässliche Abschätzungen der lokalen Populationsentwicklungen auch in den anderen beiden Gebieten Meldorfer Speicherkoog und Pellworm, die etwas geringere Überlebenswahrscheinlichkeiten als der Beltringharder

Koog aufwiesen, zu erhalten, sollten weiterhin neue Beringungen in allen Gebieten stattfinden.

6.3 Räumliche und zeitliche Verteilung der GPS-Daten

Wie zu erwarten war, deuteten die aufgezeichneten GPS-Lokalisationen der drei Austernfischer und besonders die genauere Auswertung des Vogels BLP-B6Y6 darauf hin, dass sich die Raumnutzung während der unterschiedlichen Brutzeitphasen unterscheidet. Während der Bebrütungsphase verbrachten die Tiere zwar viel Zeit in Nestnähe, wobei dieser Anteil mit dem Näherrücken des Schlupftermins weiter zunahm; gleichzeitig wurden jedoch weiterhin weit entfernte Nahrungshabitate im Watt aufgesucht (Abbildung 11, 14). Während der Jungenführungsphase zeigte sich eine wöchentlich schrittweise zunehmende Entfernung zum und Abwesenheitszeit vom Territorium und damit von den Küken. Dabei lagen die Nahrungshabitate im Watt jedoch näher am Nest als noch während der Bebrütungsphase (Abbildung 11). Eine Verschiebung aufgesuchter Nahrungshabitate ließ sich bei den anderen beiden beloggerten Vögeln nicht abbilden, da sie mit einer zu geringen Häufigkeit Daten aufzeichneten und nur wenige Lokalisationen außerhalb des eingezeichneten Koogs lagen. Es schien aber, dass der dritte beloggerte Austernfischer die Zeit, die er im Watt und somit außerhalb des Territoriums verbrachte, reduzierte, als die Küken schlüpften. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass er so mehr Zeit zur Verfügung hatte, um sie vor Prädatoren zu verteidigen (Leopold et al. 1996). Die im Watt verbrachte Zeit diente vermutlich der täglichen eigenen Ernährung und nicht der Futtersuche für die Küken: Futter wird meist nur aus so weit entfernten Flächen wie in diesem Beispiel gebracht, wenn keine geeigneten Nahrungsquellen in der Nähe des Nestes vorhanden sind (Leopold et al. 1996). Im untersuchten Territorium war dies jedoch nicht der Fall, was sich daran zeigte, dass viele GPS-Lokalisationen an der Arlau-Bucht in unmittelbarer Nähe zum Nest aufgezeichnet wurden (Abbildung 11). Selbst bei intensiven Feldbeobachtungen wurden keine Altvögel beobachtet, die Futter aus mehr als 2 km Entfernung für ihre Küken brachten (Bruno Ens, pers. Mitt.). Es dürfte auch nach dem Flüggewerden weiterhin eine Abhängigkeit der Küken von den Eltern bestanden haben, da das Elterntier BLP-B6Y6 auch nach dem Flüggewerden der Küken weiterhin in das alte Territorium in der Nähe des Nests zurückkehrte, jedoch wieder zunehmend längere Zeit innerhalb weniger Ausflüge pro Tag im Watt verbrachte. Eventuell haben ihn die Küken dann schon ins Watt begleitet.

Auch eine Studie im niederländischen Wattenmeer an einer größeren Stichprobe von mit GPS-Loggern ausgestatteten Brutvögeln zeigte, dass die Elterntiere während der Jungenaufzucht zunächst viel Zeit im „leap-frog“-Brutterritorium verbrachten, dieser Anteil jedoch mit zunehmendem Alter der Küken bis September abnahm und dadurch mehr Zeit in Nahrungshabitaten außerhalb des Aufzuchtterritoriums (Salzwiesen und Wattflächen) genutzt wurde (Ens et al. 2014). Diese Familienbindung über das Flüggewerden der Küken hinaus, zusammen mit der im Verhältnis zu anderen Limikolen-Arten intensiven Betreuung der Küken, ist eine Besonderheit der Austernfischer (Safriel et al. 1996). Sie lässt sich im Feld anhand farbberingter Familien beobachten. Bei der Planung von Schutzzonen sollten neben geeigneten Neststandorten auch Nahrungsflächen in größerer Entfernung zu bekannten Neststandorten (in der Jungenführungsphase wurden beispielsweise Nahrungsflüge von mehr als 4 km ermittelt; Abbildung 16) berücksichtigt werden. Sie könnten sich beispielsweise über eine hohe Produktivität von Wattflächen auffinden lassen, in denen die Austernfischer genug Nahrung finden und nur wenig territorial gegenüber Artgenossen sind (Schwemmer et al. 2017). Es muss dabei jedoch berücksichtigt werden, dass die Nahrungsflächen wahrscheinlich deutlich weniger statisch sind als die Aufzuchtterritorien (Abbildung 11; Schwemmer et al. 2017), und sie somit für die gesamte lokale Population anstatt für einzelne Individuen abgeschätzt werden muss. Die Daten unserer wenigen Vögel deuten darauf hin, dass sie möglicherweise die Distanz zum Nahrungshabitat anpassen, um mehr Zeit für die eigentliche Nahrungssuche aufzuwenden, anstatt die ganze Brutsaison über dasselbe Nahrungsterritorium zu verwenden. So könnten sie die Nahrungssuche kürzer und effizienter gestalten (Swennen et al. 1989).

Bei der Betrachtung der 95%-Aufenthaltsräume (Abbildung 11, 12, 13) fällt auf, dass diese Flächen sich weit um die Neststandorte und teilweise bis auf Wasserflächen hinaus erstrecken. Diese Bereiche entsprechen nicht unbedingt den eigentlichen, gegen Artgenossen und Prädatoren verteidigte Territorien (Ens et al. 1992). Stattdessen enthalten sie auch die Räume, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auf dem Weg zu den Nahrungsterritorien überflogen werden. Um eine Unterscheidung zwischen zur Jungenaufzucht und zur Nahrungssuche aufgesuchten Flächen von nur überflogenen Flächen zu unterscheiden, müssten die Lokalisationen danach kategorisiert werden, ob sie im Flug aufgenommen wurden, oder nicht. In einer Studie über mehr Individuen hinweg könnte dies zu der

Ermittlung der Größen von Territorien und Nahrungssuchflächen beitragen. Zur Ermittlung der Größe von Jungenaufzuchtterritorien könnten zudem die Bewegungsdaten von Küken einbezogen werden.

6.4 Methodenkritik und Empfehlungen bezüglich GPS-Beloggerungen

Die Datenabdeckung der beiden Altvögel von Nest VA03 war gering. Dadurch war die Abschätzung der 95%-Aufenthaltsräume zumeist ungenau (großes Konfidenzintervall), weil wenige in den Nahrungshabitaten aufgezeichnete Lokalisationen die Wahrscheinlichkeit erhöhte, dass der Vogel auch in den Bereichen zwischen dem Nestterritorium und Nahrungshabitaten anzutreffen war. Um allgemeine Aussagen über die Größe genutzter Nahrungsflächen und deren Entfernung zum Territorium, sowie dessen Größe treffen zu können, ist es nötig, diese Muster anhand eines größeren Anteils der Austernfischerpopulation nachzuvollziehen.

Dabei sollte auf eine an Austernfischer angepasste Befestigung der GPS-Logger geachtet werden. Die geringere Datenabdeckung der Vögel BLP-B6YC sowie RB-YPGT im Vergleich zum Vogel BLP-B6Y6 (5 Minuten Intervalle) kam hauptsächlich dadurch zustande, dass die Logger sich, trotz der im Vergleich zum Vorjahr veränderten Befestigung (Cimiotti, Salewski, et al. 2025), nicht gut genug durch die Sonneneinstrahlung aufladen konnten. Der Vogel BLP-B6Y6 war der einzige, bei dem der Logger so weit oben am Rücken befestigt war, dass die Flügel das Solarpanel bei normaler Haltung nicht verdeckten (Abbildung 20, 21). Bei der Verwendung solarbetriebener Datenlogger empfiehlt sich für den Austernfischer somit eine Befestigung am oberen Rücken, statt am unteren Rücken oder an den Schwanzfedern (Schwemmer et al. 2017; Cimiotti, Salewski, et al. 2025). Bei der Befestigung wurden zwei unterschiedliche Methoden ausprobiert: Eine Befestigung mit einem Geschirr um die Beine (Hüft-Schlinge, „leg-loop harness“), sowie die Befestigung mit einem hautverträglichen Kleber. Nur der Sender eines der Kleber-Vögel hielt die ganze Brut-saison. Hüft-Schlingen-Geschirre halten bei anderen Vogelarten in der Regel ausreichend lange für Untersuchungen über einige Wochen oder Monate (Thaxter et al. 2014; Jirinec et al. 2021; Buck et al. 2022). Für die Haltbarkeit des Klebers müssten mehr Vögel untersucht werden. Eine weitere Möglichkeit, die Logger für Datenaufnahmen über längere Zeiträume bis hin zu mehreren Jahren zu befestigen, wäre ein Rucksackgeschirr

(beispielsweise „body harness“ oder „wing harness“), welches ebenfalls für eine Position am oberen Rücken sorgen würde, und sich bei vielen Vogelarten als langlebig erwiesen hat (Thaxter et al. 2014; Chan et al. 2016; Williamson und Witt 2021; Biles et al. 2022).

Zusammengenommen zeigten die Ergebnisse der Erprobung der GPS-Beleggerung aus den Jahren 2024 und 2025, dass die Verwendung der sehr leichten Logger, die nur etwa 1 % des Körpergewichts ausmachten und damit deutlich unter dem empfohlenen Grenzwert für Vögel liegen (Dixon 2011), eine gute Annahme durch die Vögel (Cimiotti, Salewski, et al. 2025), sowie bei angepasster Befestigung, eine geeignete Methode zur Aufzeichnung hochaufgelöster Lokalisationsdaten von Austernfischern ist. Eine geeignete Befestigungsmethode war für die verwendeten solarbetriebenen Logger ein Aufkleben am oberen Rücken oder könnte, für langfristige Studien, alternativ eine Befestigung mittels eines body bzw. wing harness sein. Eine richtige Befestigung stellt dann eine hohe Datendichte sicher, sodass sich – wie bei dem Vogel BLP-B6Y6 – verschiedenste Auswertungen vornehmen lassen. Die Frage nach der Ernährungsstrategie über die Unterscheidung zwischen „leap-frog-“ und „resident-“Territorien (Ens et al. 1992) von Vögeln im Untersuchungsgebiet konnte zumindest für ein Individuum geklärt werden. Dank der zeitgleichen Verwendung von Dauertelemetriesendern an den Küken der untersuchten Austernfischer war es zudem möglich, Rückschlüsse auf die Aufenthaltsräume der Küken zu ziehen und diese wiederum in die Analyse der Altvogel-Lokalisationsdaten einzubeziehen. Außerdem können über die Detektion der ersten Flüge durch die Dauertelemetrie der Jungvögel gebiets- bzw. sogar familienspezifisch die verschiedenen Phasen der Brutzeit auch im Hinblick auf die Analyse der Altvogeldata genau abgegrenzt werden. Eine kurzzeitige Beleggerung aller Mitglieder einer Familie, die aufgrund des geringen Gewichts und dadurch der geringen Belastung der Vögel vertretbar wird (Peniche et al. 2011), ermöglichte es, die zeitliche Interaktion von Familienmitgliedern zu untersuchen.



Abbildung 20: Altvogel BLP-B6Y6 mit einem seiner flügge gewordenen Küken. Das Solarpanel des GPS-Loggers, der am oberen Rücken aufgeklebt wurde, ragt weit genug zwischen den Federn hervor, um von der Sonne bestrahlt zu werden. Foto: V. Salewski, Arlau 2025



Abbildung 21: Beloggerter Austernfischer BLP-B6YC. Die Federn liegen über dem per Hüft-Schlingen-Geschirr befestigten Logger, sodass nur noch die Spitze einer der zwei Antennen aus dem Gefieder herausragt (schwarzer Pfeil) und das Solarpanel verdeckt ist. Foto: J.F. Kröger, Arlau 2025.

7. Danksagung

Für die Bereitstellung der Genehmigung zur GPS-Beloggerung der Austernfischer danken wir dem Ministerium für Landwirtschaft, ländliche Räume, Europa und Verbraucherschutz des Landes Schleswig-Holstein (Genehmigung Nummer IX 552 - 9125/2024 (9-2/24)). Die Beringungsgenehmigung erfolgte durch das LfU Schleswig-Holstein.

Weiterhin geht unser Dank an Dagmar S. Cimiotti für die Bereitstellung von Revierkartierungsdaten im Beltringharder Koog.

8. Referenzen

- Allen, Andrew M. et al. 2022. The demographic causes of population change vary across four decades in a long-lived shorebird. *Ecology* 103: e3615.
- Bauer, Hans-Günther, Einhard Bezzel und Wolfgang Fiedler. 2005. *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Bd. 1: Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel. 2.*, vollst. überarb. Auflage. Wiebelsheim: Aula-Verlag.
- Biles, Kelsey S., James C. Bednarz, Sarah E. Schulwitz und Jeff A. Johnson. 2022. Tracking Device Attachment Methods for American Kestrels: Backpack Versus Leg-Loop Harnesses. *Journal of Raptor Research* 57: 304–313.
- Bracis, Chloe. 2024. recurse: Computes Revisitation Metrics for Trajectory Data. <https://cran.r-project.org/web/packages/recurse/index.html>.
- Buck, Evan J. et al. 2022. An evaluation of transmitter effects on adult and juvenile Common Terns using leg-loop harness attachments. *Journal of Field Ornithology* 93.
- Burnham, K.P., D.R. Anderson und K.P. Huyaert. 2011. AICc model selection in the ecological and behavioral sciences: some background, observations and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65: 23–35.
- Chan, Ying-Chi et al. 2016. Testing an attachment method for solar-powered tracking devices on a long-distance migrating shorebird. *Journal of Ornithology* 157: 277–287.
- Cimiotti, Dagmar S. 2025. *Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht / Beltringharder Koog, Ergebnisse aus den Zählgebieten nördlich der Arlau, Jahresbericht 2025*. Schlüttsiel: Integrierte Station Westküste.
- Cimiotti, Dominic V. und Hermann Hötker. 2019. Bedeutung Schleswig-Holsteins für globale Brutbestände von Vogelarten. *Corax* 23: 519–523.
- Cimiotti, Dominic V., Malte Hoffmann, Jutta Leyrer, Brigitte Klinner-Hötker und Hermann Hötker. 2017. *Schutzkonzept Austernfischer in Schleswig-Holstein – Untersuchungen 2017*. Bergenhusen: Michael-Otto-Institut im NABU.
- Cimiotti, Dominic V., Volker Salewski und Phillip Gienapp. 2025. *Schutzkonzept Austernfischer in Schleswig-Holstein - Untersuchungen 2024*. Bergenhusen: Michael-Otto-Institut im NABU.
- Cimiotti, Dominic V., Sebastian Blüm, et al. 2025. *Wirksamkeit eines festen Prädatorenschutzzauns im Beltringharder Koog – Untersuchungen 2024*. Bergenhusen: Michael-Otto-Institut im NABU.
- Dixon, Andrew. 2011. Effects of attaching telemetry equipment to free-living birds. *Veterinary Record* 169: 308–309.
- Duriez, Olivier et al. 2009. Estimating survival and movements using both live and dead recoveries: a case study of Oystercatchers confronted with habitat change. *Journal of Applied Ecology* 46: 144–153.
- Ens, Bruno J., Marcel Kersten, Alex Brenninkmeijer und Jan B. Hulscher. 1992. Territory Quality, Parental Effort and Reproductive Success of Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). *Journal of Animal Ecology* 61: 703–715.
- Ens, Bruno J. et al. 2014. Nieuwe ontdekkingen en mogelijkheden in het onderzoek aan Scholeksters dankzij het UvA Bird Tracking Systeem. *Limosa* 87: 117–128.

- Fleming, Christen H. et al. 2025. ctmm: Continuous-Time Movement Modeling. <https://cran.r-project.org/web/packages/ctmm/index.html>. Zugegriffen: 11. November 2025.
- Hedenström, Anders. 2024. Adaptive flight speeds in the Common Redshank *Tringa totanus*. *Wader Study* 131: 32–39.
- Hedenström, Anders und Susanne Åkesson. 2017. Flight speed adjustment by three wader species in relation to winds and flock size. *Animal Behaviour* 134: 209–215.
- Hijmans, Robert J., Charles Karney, Ed Williams und Chris Vennes. 2024. geosphere: Spherical Trigonometry. <https://cran.r-project.org/web/packages/geosphere/index.html>.
- Jirinec, Vitek, Patricia F. Rodrigues und Bruna Amaral. 2021. Adjustable leg harness for attaching tags to small and medium-sized birds. *Journal of Field Ornithology* 92: 77–87.
- Kamp, Johannes et al. 2021. Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology* 162: 1–15.
- Kees, Koffijberg, S. Schrader und V. Henning. 2011. *Monitoring Breeding Success of Coastal Breeding Birds in the Wadden Sea – Methodological Guidelines and Field Work Manual, second version*. Wilhelmshaven: Joint Monitoring Group for Breeding Birds (JMBB), Common Wadden Sea Secretariat.
- Khil, Leander. 2013. Aussehen, Gefiederentwicklung und morphometrische Maße von Küken des Austernfischers *Haematopus ostralegus* vom Schlüpfen bis zum Flüggewerden. *Vogelwarte* 51: 47–54.
- Kieckbusch, Jan Jacob, Bernd Hälterlein und Bernd Koop. 2021. *Rote Liste: Band 1: Die Brutvögel Schleswig-Holsteins*. 6. Fassung (Datenstand: 2016 bis 2020). Flintbek: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- Klinner-Hötker, Brigitte, Walther Petersen-Andresen und Hermann Hötker. 2021. Die Brutvögel des Beltringerharder Kooges. *Corax* 24.
- Klok, Chris, Maja Roodbergen und Lia Hemerik. 2009. Diagnosing declining grassland wader populations using simple matrix models. *Animal Biology* 59: 127–144.
- van der Kolk, Henk-Jan, Bruno J. Ens, Kees Oosterbeek, Eelke Jongejans und Martijn van de Pol. 2022. The hidden cost of disturbance: Eurasian Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) avoid a disturbed roost site during the tourist season. *Ibis* 164: 437–450.
- Laake, Jeff et al. 2022. RMark: R Code for Mark Analysis. <https://cran.r-project.org/web/packages/RMark/index.html>.
- Leopold, M.E, I.E. van Elk und Y.M. van Heezik. 1996. Central place foraging in Oystercatchers *Haematopus ostralegus*: can parents that transport Mussels *Mytilus edulis* to their young profit from size selection? *Ardea* 84A: 311–325.
- Mayfield, Harold. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* 73: 255–261.
- Mayfield, Harold F. 1975. Suggestions for Calculating Nest Success. *Wilson Bulletin* 87: 456–466.
- McGowan, Conor P. und Theodore R. Simons. 2006. Effects of human recreation on the incubation behavior of American Oystercatchers. *The Wilson Journal of Ornithology* 118: 485–493.
- van Paassen, Aad G., Dick H. Veldman und Albert J. Beintema. 1984. A simple device for determination of incubation stages in eggs. *Wildfowl* 35: 173–178.
- Peniche, G. et al. 2011. Long-term health effects of harness-mounted radio transmitters in red kites (*Milvus milvus*) in England. *Veterinary Record* 169: 311–311.
- Pennyquick, C. J., Susanne Åkesson und Anders Hedenström. 2013. Air speeds of migrating birds observed by ornithodolite and compared with predictions from flight theory. *Journal of The Royal Society Interface* 10: 20130419.
- Posit team. 2025. RStudio: Integrated Development Environment for R.
- QGIS Development Team. 2025. QGIS Geographic Information System. <https://qgis.org/>.
- R Core Team. 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- Roodbergen, Maja, Bert van der Werf und Hermann Hötker. 2012. Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *Journal of Ornithology* 153: 53–74.
- Sæther, Bernt-Erik und Øyvind Bakke. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81: 642–653.
- Safriel, U. N., Bruno J Ens und A. Kaiser. 1996. Rearing to independence. In *The Oystercatcher: From Individuals to Populations, Oxford Ornithology Series*, Hrsg. John D. Goss-Custard, 219–250. Oxford: Oxford University Press.

- Salewski, Volker und Dominic Cimiotti. 2025. *Untersuchungen zu Raumnutzung, Überlebensraten und Todesursachen von Austernfischerküken mittels Dauertelemetrie*. Bergenhusen: Michael-Otto-Institut im NABU.
- Schaub, M. und F. Amann. 2001. Saisonale Überlebensraten von Sumpfmeisen *Parus palustris*. *Ornithologischer Beobachter* 98: 223–235.
- Schwemmer, Philipp, Stefan Weiel und Stefan Garthe. 2017. A fundamental study revisited: Quantitative evidence for territory quality in Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) using GPS data loggers. *Ecology and Evolution* 7: 285–294.
- Silva, Inês et al. 2022. Autocorrelation-informed home range estimation: A review and practical guide. *Methods in Ecology and Evolution* 13: 534–544.
- Swennen, C., M. F. Leopold und L. L. M. de Bruijn. 1989. Time-stressed oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, can increase their intake rate. *Animal Behaviour* 38: 8–22.
- Thaxter, Chris B. et al. 2014. A trial of three harness attachment methods and their suitability for long-term use on Lesser Black-backed Gulls and Great Skuas. *Ringing & Migration* 29: 65–76.
- Thorup, Ole und Kees Koffijberg. 2016. Breeding success in the Wadden Sea 2009-2012: A review. *Wadden Sea Secretariat* 36: 1–56.
- Van De Pol, Martijn, Trineke Bakker, Dirk-Jan Saaltink und Simon Verhulst. 2006. Rearing conditions determine offspring survival independent of egg quality: a cross-foster experiment with Oystercatchers *Haematopus ostralegus*. *Ibis* 148: 203–210.
- Van De Pol, Martijn et al. 2010. Do changes in the frequency, magnitude and timing of extreme climatic events threaten the population viability of coastal birds? *Journal of Applied Ecology* 47: 720–730.
- Visser, G. Henk und Albert J. Beintema. 1991. Reproductive characteristics of meadow birds and other European waders. *Wader Study Group Bulletin* 61: 6–11.
- White, G. C. und K. P. Burnham. 1999. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120–138.
- Williamson, Jessie L. und Christopher C. Witt. 2021. A lightweight backpack harness for tracking hummingbirds. *Journal of Avian Biology* 52.