

Cluster ‚Nördlich Borkum‘

Ergebnisbericht Umweltmonitoring

Rastvögel

Untersuchungsjahr 2018
(Januar – Dezember 2018)



Foto: Claudia Burger

Version V1.0

Husum, Oktober 2019

Im Auftrag der UMBO GmbH
Van-der-Smissen-Strasse 9
22767 Hamburg



Institut für Angewandte
Ökosystemforschung GmbH
Alte Dorfstraße 11
18184 Neu Broderstorf
Tel. 038204 / 618-0
Fax 038204 / 618-10
info@ifaoe.de
www.ifaoe.de

IBL Umweltplanung GmbH
Bahnhofstraße 14a
26122 Oldenburg
Tel. 0441 / 50 50 17 -10
Fax. 0441 / 50 50 17-11
info@ibl-umweltplanung.de
www.ibl-umweltplanung.de

BioConsult SH GmbH & Co. KG
Schobüller Str. 36
25813 Husum
Tel. 04841 / 66 3 29 - 10
Fax 04841 / 66 3 29 - 19
info@bioconsult-sh.de
www.bioconsult-sh.de

Cluster ‚Nördlich Borkum‘

Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel

Untersuchungsjahr 2018
(Januar - Dezember 2018)

Bearbeiter:

Text Michel Stelter¹, Alexander Schubert¹, Lesley Szostek²
QA Claudia Burger¹, Lesley Szostek², Anika Freund², Martin
Laczny³, Stephanie Preuß³

¹BioConsult SH GmbH & Co. KG (hauptverantwortlich für den Teil
Flugtransekt-Erfassung)

²IBL Umweltplanung GmbH (hauptverantwortlich für den Teil Schiffstransekt-
Erfassung)

³Institut für angewandte Ökosystemforschung GmbH (hauptverantwortlich
für QA)

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
2	MATERIAL UND METHODEN.....	5
2.1	Erfassungsmethodik	5
2.1.1	Schiffstransect-Erfassung	5
2.1.2	Digitale Flugtransect-Erfassung	8
2.2	Auswertungsmethodik	12
2.2.1	Schiffstransect-Erfassungen	12
2.2.2	Digitale Flugtransect-Erfassungen	14
2.2.3	Analyse der Auswirkungen durch Bau und Betrieb	14
2.3	Gefährdungsstatus der betrachteten Arten	23
3	ERGEBNISSE	27
3.1	Artenspektrum und Artenzahlen.....	27
3.1.1	Schiffstransect-Erfassungen	27
3.1.2	Digitale Flugtransect-Erfassungen	28
3.2	Häufigkeit und Verteilung einzelner Arten und Artgruppen	30
3.2.1	Seetaucher (Sterntaucher <i>Gavia stellata</i> , Prachtaucher <i>Gavia arctica</i>)	35
3.2.2	Eissturmvogel (<i>Fulmarus glacialis</i>)	43
3.2.3	Basstölpel (<i>Sula bassana</i>)	44
3.2.4	Trauerente (<i>Melanitta nigra</i>)	52
3.2.5	Zwergmöwe (<i>Hydrocoloeus minutus</i>).....	59
3.2.6	Lachmöwe (<i>Larus ridibundus</i>).....	67
3.2.7	Sturmmöwe (<i>Larus canus</i>).....	74
3.2.8	Heringsmöwe (<i>Larus fuscus</i>).....	82
3.2.9	Silbermöwe (<i>Larus argentatus</i>)	90

3.2.10	Mantelmöwe (<i>Larus marinus</i>).....	94
3.2.11	Dreizehenmöwe (<i>Rissa tridactyla</i>)	101
3.2.12	Seeschwalben (Brandseeschwalbe <i>Sterna sandvicensis</i> , Fluss-/Küstenseeschwalbe <i>Sterna hirundo/paradisaea</i>)	107
3.2.13	Alkenvögel (Trottellumme <i>Uria aalge</i> , Tordalk <i>Alca torda</i>)	122
3.3	Auswirkungen durch Bau und Betrieb (Gradientenanalyse).....	136
3.3.1	Seetaucher	136
3.3.2	Basstöpel	141
3.3.3	Zwergmöwe	146
3.3.4	Sturmmöwe.....	151
3.3.5	Heringsmöwe	154
3.3.6	Dreizehenmöwe	159
3.3.7	Seeschwalben (Brandseeschwalbe, Fluss- und Küstenseeschwalbe)	163
3.3.8	Alkenvögel (Trottellumme und Tordalk)	168
4	DISKUSSION.....	174
4.1	Methodenkritik	174
4.1.1	Vergleich der Rastvogeldichten zwischen Erfassungsmethoden und Untersuchungszeiträumen	174
4.1.2	Auswertung der Auswirkung von Bau und Betrieb	176
4.2	Rastvogelvorkommen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in 2018	178
4.3	Bau- und betriebsbedingte Auswirkungen auf Rastvögel	185
5	ZUSAMMENFASSUNG	188
6	LITERATUR.....	191
A	ANHANG.....	198
A.1	OWP und Prüfung der Auswirkungsprognosen.....	198
A.1.1	Offshore-Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘	198

A.2	Methoden.....	240
A.2.1	Schiffstransect-Erfassungen	240
A.2.2	Flugtransect Erfassungen	243
A.3	Ergebnisse.....	245
A.3.1	Artenlisten	245
A.3.2	Punktsichtungskarten Schiffstransect-Erfassungen	252
A.3.3	Punktsichtungskarten Flugtransect-Erfassungen	309

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1	Lage des OWP-Clusters ‚Nördlich Borkum‘, der Windparkplanungsgebiete und Schutzgebiete in der deutschen AWZ (Stand: 31.12.2018).	1
Abb. 1.2	Übersicht über die sich im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ befindenden OWPs und Vorhaben mit Angabe des Status (Stand: 31.12.2017): (1): Borkum Riffgrund West II, (2): OWP West, (3): Borkum Riffgrund West I, (4a): Trianel Windpark Borkum I, Ausbauphase 1, (4b): Trianel Windpark Borkum II, Ausbauphase 2, (5): Merkur Offshore, (6): alpha ventus, (7): Borkum Riffgrund 1, (8): Borkum Riffgrund 2, (9): Nordsee Two, (10): OWP Delta Nordsee 1, (11): OWP Delta Nordsee 2, (12): Nordsee One, (13): Nordsee Three, (14): Gode Wind 01, (15): Gode Wind 02, (16): Gode Wind 03, (17): Gode Wind 04.	3
Abb. 1.3	Status der OWPs und Vorhaben des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ im Untersuchungszeitraum 2018. Die nicht genannten OWPs hatten 2017 den Status „in Planung“ oder „genehmigt“ (Stand 31.12.2018; TWB=Trianel Windpark Borkum).	4
Abb. 2.1	Lage der Schiffstransekte im Untersuchungsgebiet des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ (Stand: 2018).	5
Abb. 2.2	Flugtransektedesign des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ bis einschließlich Januar 2018. ...	9
Abb. 2.3	Flugtransektedesign des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ ab Februar 2018.	9
Abb. 2.4	Das HiDef Kamerasystem. Die vier Kameras decken bei einer Flughöhe von 549 m eine effektive Streifenbreite von 544 m Meeresoberfläche ab.	11
Abb. 2.5	Phasen der unterschiedlichen OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ im Erfassungszeitraum. Als Betriebsbeginn wurde hier, abweichend zu Abb. 1.3 und zur Definition des BSH, die Fertigstellung aller WEAs im jeweiligen OWP zugrunde gelegt. * Bei ‚Borkum Riffgrund 2‘ wurde vor Beginn der eigentlichen Bauphase der WEAs (05.03.2018) am 17. und 18.07.2017 eine Umspannplattform errichtet, diese Bauaktivität wird (wie auch im Vorjahr) in der Analyse nicht berücksichtigt.	15
Abb. 2.6	Beispielhafte Darstellung der Pufferverteilung in der anteiligen Bauphase von ‚Nordsee One‘ für September 2016. ‚alpha ventus‘, ‚Borkum Riffgrund 1‘, ‚Trianel Windpark Borkum‘, ‚Gode Wind 1‘ und ‚Gode Wind 2‘ befanden sich zu diesem Zeitpunkt bereits in der Betriebsphase, während ‚Nordsee One‘ noch gebaut wurde. Um baubedingte Auswirkungen von betriebsbedingten Auswirkungen besser trennen zu können, wurden Daten, die in diesem Zeitraum innerhalb der Pufferzone (dunkelgrün) erfasst wurden, von der Analyse baubedingter Auswirkungen ausgeschlossen. An der Grenze zu ‚Nordsee One‘ wurde der Pufferbereich durch eine Äquidistanzlinie beschnitten.	17
Abb. 2.7	Darstellung der 10-m-Bänder (schmale schwarze Linien) und der daraus resultierenden Abstandsbänder (breite schwarze Bänder) von der Windparkgrenze ausgehend sowohl nach außen als auch nach innen.	19
Abb. 2.8	Beispielhafte Darstellung der Abstandsbänder mit gleichem Erfassungsaufwand von 50 km Transektstrecke um die einzelnen OWPs des Clusters ‚Nördlich Borkum‘.	20

Abb. 2.9	<p>Beispielhafte Darstellung einer Gradientenanalyse im Falle einer Meidung der OWPs. Links: nicht-parametrischer Test der Sichtungsraten (Ind./km) in groben Abstandsklassen. Prozentuale Anteile der einzelnen Abstandsklassen an der Gesamtsichtungsrate über den Boxplots. Darunter Signifikanzniveaus des Wilcoxon-Tests (Signifikanzlevel: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, n.s. $p > 0.05$). Median der Referenzklasse (dunkelgrau) als gestrichelte Linie dargestellt. Abstandsklassen in km Entfernung zur Windparkgrenze. Über dem Boxplot die Individuenzahl ($n = 1.294$). Rechts: Modellierung der Individuenzahl im Verhältnis zur Entfernung vom Windpark (Windparkgrenze = rote senkrechte Linie) in km. Gezeigt ist das GAM (rote Modellkurve) mit 95 % Konfidenzintervall (gestrichelte rote Kurven) sowie der maximale Meidebereich (schwarz schraffiert) mit dem geschätzten Meideabstand (schwarze Linie). Dargestellt ist außerdem der Bereich, in dem 50 % der Individuen, abhängig vom Maximalwert, im betrachteten Gebiet auftreten (grün schraffiert) mit dem ermittelten Modellwert (grüne Linie). Über dem GAM die Anzahl der in der Analyse berücksichtigten Datenpunkte ($n = 185$), abhängig vom Erfassungsaufwand während der Phase.....</p>	22
Abb. 3.1	<p>Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ 2018 bei Schiffsuntersuchungen innerhalb des Transektes erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.....</p>	27
Abb. 3.2	<p>Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ 2018 bei Fluguntersuchungen erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.....</p>	29
Abb. 3.3	<p>Monatliche Dichten der Seetaucher bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....</p>	37
Abb. 3.4	<p>Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....</p>	38
Abb. 3.5	<p>Räumliche Verteilung der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....</p>	39
Abb. 3.6	<p>Vergleich der monatlichen Dichten der Seetaucher nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....</p>	41
Abb. 3.7	<p>Vergleich der monatlichen Dichten der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....</p>	42
Abb. 3.8	<p>Monatliche Dichten der Basstölpel bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....</p>	45
Abb. 3.9	<p>Räumliche Verteilung der Basstölpel bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....</p>	47
Abb. 3.10	<p>Räumliche Verteilung der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....</p>	48
Abb. 3.11	<p>Vergleich der monatlichen Dichten der Basstölpel nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....</p>	50

Abb. 3.12	Vergleich der monatlichen Dichten der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018	51
Abb. 3.13	Monatliche Dichten der Trauerenten bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	53
Abb. 3.14	Räumliche Verteilung der Trauerenten bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	55
Abb. 3.15	Räumliche Verteilung der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	56
Abb. 3.16	Vergleich der monatlichen Dichten der Trauerenten nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.	58
Abb. 3.17	Vergleich der monatlichen Dichten der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.	59
Abb. 3.18	Monatliche Dichten der Zwergmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	61
Abb. 3.19	Räumliche Verteilung der Zwergmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	62
Abb. 3.20	Räumliche Verteilung der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	63
Abb. 3.21	Vergleich der monatlichen Dichten der Zwergmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....	65
Abb. 3.22	Vergleich der monatlichen Dichten der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018	66
Abb. 3.23	Monatliche Dichten der Lachmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	68
Abb. 3.24	Räumliche Verteilung der Lachmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	69
Abb. 3.25	Räumliche Verteilung der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	70
Abb. 3.26	Vergleich der monatlichen Dichten der Lachmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018. Im Jahr 2014 wurden aufgrund geringer Sichtungszahlen keine Dichten berechnet.	72
Abb. 3.27	Vergleich der monatlichen Dichten der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018	73
Abb. 3.28	Monatliche Dichten der Sturmmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	75
Abb. 3.29	Räumliche Verteilung der Sturmmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	77
Abb. 3.30	Räumliche Verteilung der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	78

Abb. 3.31	Vergleich der monatlichen Dichten der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.	80
Abb. 3.32	Vergleich der monatlichen Dichten der Sturmmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.	81
Abb. 3.33	Monatliche Dichten der Heringsmöwen bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	83
Abb. 3.34	Räumliche Verteilung der Heringsmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	85
Abb. 3.35	Räumliche Verteilung der Heringsmöwen nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	86
Abb. 3.36	Vergleich der monatlichen Dichten der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.	88
Abb. 3.37	Vergleich der monatlichen Dichten der Heringsmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.	89
Abb. 3.38	Monatliche Dichten der Silbermöwen bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	91
Abb. 3.39	Räumliche Verteilung der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	92
Abb. 3.40	Räumliche Verteilung der Silbermöwen nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	93
Abb. 3.41	Monatliche Dichten der Mantelmöwen bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	95
Abb. 3.42	Räumliche Verteilung der Mantelmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	96
Abb. 3.43	Räumliche Verteilung der Mantelmöwen nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	97
Abb. 3.44	Vergleich der monatlichen Dichten der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018. Im Jahr 2014 wurden allerdings nur vereinzelt Individuen nachgewiesen und daher keine Dichten berechnet.	99
Abb. 3.45	Vergleich der monatlichen Dichten der Mantelmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.	100
Abb. 3.46	Monatliche Dichten der Dreizehenmöwen bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	102
Abb. 3.47	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	103
Abb. 3.48	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	104

Abb. 3.49	Vergleich der monatlichen Dichten der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....	106
Abb. 3.50	Vergleich der monatlichen Dichten der Dreizehenmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....	106
Abb. 3.51	Monatliche Dichten der Brandseeschwalben bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	110
Abb. 3.52	Monatliche Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	111
Abb. 3.53	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalben bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	113
Abb. 3.54	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalben nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	114
Abb. 3.55	Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	115
Abb. 3.56	Räumliche Verteilung der Fluss/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) nach Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	116
Abb. 3.57	Vergleich der monatlichen Dichten der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....	118
Abb. 3.58	Vergleich der monatlichen Dichten der Brandseeschwalben nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....	119
Abb. 3.59	Vergleich der monatlichen Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018	121
Abb. 3.60	Vergleich der monatlichen Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018	121
Abb. 3.61	Vergleich der monatliche Dichten zwischen Trottellummen und Tordalken bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....	123
Abb. 3.62	Vergleich der monatliche Dichten zwischen Trottellummen und Tordalken bei Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....	125
Abb. 3.63	Monatliche Dichten der Trottellummen bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	126
Abb. 3.64	Monatliche Dichten der Tordalken bei Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	127
Abb. 3.65	Räumliche Verteilung der Trottellummen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.	129

Abb. 3.66	Räumliche Verteilung der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....	130
Abb. 3.67	Räumliche Verteilung der Tordalken bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....	131
Abb. 3.68	Räumliche Verteilung der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.....	132
Abb. 3.69	Vergleich der monatlichen Dichten der Artgruppe Alkenvögel nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013, 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....	134
Abb. 3.70	Vergleich der monatlichen Dichten der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018.....	135
Abb. 3.71	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seetaucher anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	138
Abb. 3.72	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Basstölpel anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	142
Abb. 3.73	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Basstölpel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	144
Abb. 3.74	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Zwergmöwe anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	147
Abb. 3.75	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Zwergmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	149
Abb. 3.76	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Sturmmöwe anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	152
Abb. 3.77	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Sturmmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	154
Abb. 3.78	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Heringsmöwe anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	155
Abb. 3.79	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Heringsmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	157
Abb. 3.80	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Dreizehenmöwen anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	159
Abb. 3.81	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Dreizehenmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	161
Abb. 3.82	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seeschwalben anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	164
Abb. 3.83	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seeschwalben anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	166
Abb. 3.84	Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.....	170

Abb. 3.85 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Dargestellt sind die Flüge ohne den Flug vom 02.04.2016. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.172

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.1	Status der OWPs und Vorhaben des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ im Untersuchungsjahr 2018 (Stand 31.12.2018).	3
Tab. 2.1	Erfassungsaufwand sowie erfasste Strecke und Fläche pro Monat bei Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2018 im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ (Abdeckungsgrad des UGs nach Abzug der wetterbedingt ausgeschlossenen Transektabschnitte).	6
Tab. 2.2	Distanzklassen für schwimmende Vögel.....	7
Tab. 2.3	Datum, Transektstrecke [km], Aufwand [km ²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘. * Befliegung nach dem „alten“ Transektdesign.....	10
Tab. 2.4	Korrekturfaktoren für schwimmende/tauchende Vögel nach Werten aus der Literatur (Stone et al. 1995, Garthe 2003, Garthe et al. 2007) sowie die für die Berechnungen der Bestandszahlen hier verwendeten Korrekturfaktoren.Artgruppe.....	13
Tab. 2.5	Liste der während der Erfassungen (Flug und Schiff) im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ während des sechsten Jahres des Umweltmonitorings (2018) nachgewiesenen und im Ergebnisteil näher betrachteten, gefährdeten oder geschützten Vogelarten mit Angaben zum Status (Rast/Zug) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus [Vsch-RL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang I; EUR-Gef: gesamteuropäische Gefährdungskategorien; EU27-Gef.: Gefährdungskategorien innerhalb der 27 EU-Staaten (Stand: 2015); AEWA: Kategorien des AEWA-Abkommens; RLW-BRD: Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands].	24
Tab. 3.1	Anzahl nachgewiesener Rastvogel-Individuen, Anzahl der Ausfahrten sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Fahrt) anhand der Schiffstransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in den Jahren 2013 bis 2018.	28
Tab. 3.2	Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln, Anzahl der Flüge sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Flug) anhand der Flugtransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in den Jahren 2013 bis 2017.	30
Tab. 3.3	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2018. Die Angabe 0 bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art registriert wurden, „-“, bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde.....	32
Tab. 3.4	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten / Artgruppen aus digitalen Flugtransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2018. Die Angabe 0 bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art registriert wurden, „-“, bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde.	33
Tab. 3.5	Maximale monatliche Dichten [Ind./km ²] ausgewählter Arten nach Schiffstransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ aus den Jahren 2013 bis 2018.	34
Tab. 3.6	Maximale monatliche Dichten [Ind./km ²] ausgewählter Arten nach Flugtransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ aus den Jahren 2013 bis 2018.	34

Tab. 3.7	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Seetaucher sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“, bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde..	37
Tab. 3.8	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Seetaucher nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.....	41
Tab. 3.9	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Basstölpel sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).	46
Tab. 3.10	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Basstölpel nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.	50
Tab. 3.11	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Trauerenten sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“, bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde..	54
Tab. 3.12	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Trauerenten nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.....	58
Tab. 3.13	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Zwergmöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).	61
Tab. 3.14	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Zwergmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.....	65
Tab. 3.15	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Lachmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).	68
Tab. 3.16	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Lachmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018. Für 2014 wurden bei den Schiffstransekt-Erfassungen keine Dichten berechnet.	71
Tab. 3.17	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Sturmmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).	76
Tab. 3.18	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Sturmmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.....	79
Tab. 3.19	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Heringsmöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).	84
Tab. 3.20	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Heringsmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.....	88
Tab. 3.21	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Silbermöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).	91

Tab. 3.22	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Mantelmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).....	95
Tab. 3.23	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Mantelmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.....	98
Tab. 3.24	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Dreizehenmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).....	102
Tab. 3.25	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Dreizehenmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.....	105
Tab. 3.26	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Brandseeschwalben sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).....	111
Tab. 3.27	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Fluss-/Küstenseeschwalben sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).	112
Tab. 3.28	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Brandseeschwalben nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018. ...	118
Tab. 3.29	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.	120
Tab. 3.30	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Trottellummen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).....	128
Tab. 3.31	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Tordalken sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).....	128
Tab. 3.32	Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km ²] der Alkenvögel nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.....	133

1 EINLEITUNG

Die UMBO (Umweltuntersuchung Nördlich Borkum) GmbH, ein Joint Venture aus Ørsted, Delta Nordsee GmbH und OWP West GmbH, hat ein Umweltmonitoring im Offshore-Windpark-Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee beauftragt. Das Cluster liegt nördlich der Ostfriesischen Inseln (Abb. 1.1). Im Rahmen der Cluster-Untersuchung werden Erfassungen zu Rast- und Zugvögeln sowie marinen Säugetieren durchgeführt. Das Jahr 2018 ist das sechste von insgesamt sieben Untersuchungsjahren, in denen die Umweltdaten von einem Konsortium, bestehend aus dem Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfaÖ), der BioConsult SH GmbH & Co. KG und der IBL Umweltplanung GmbH, erhoben und ausgewertet werden. Das Schutzgut Zugvögel wurde im Unterauftrag maßgeblich durch die Avitec Research GbR bearbeitet.

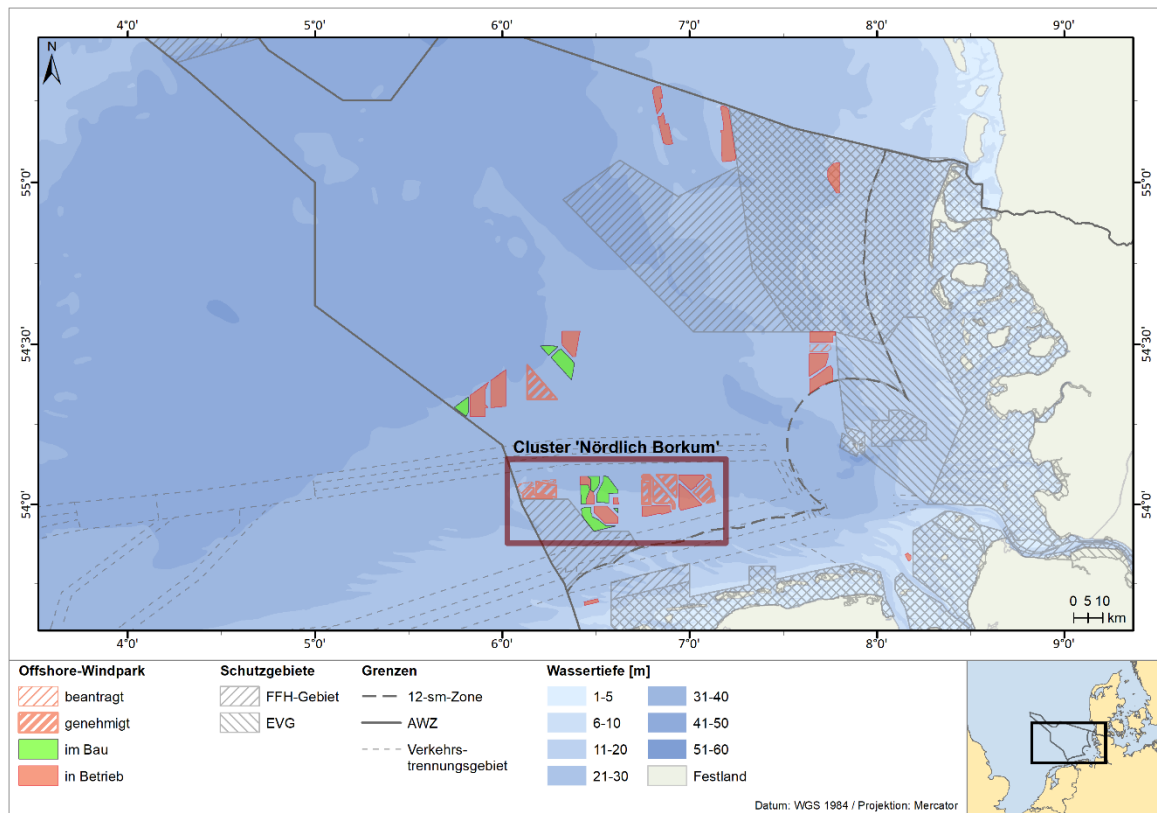


Abb. 1.1 Lage des OWP-Clusters ‚Nördlich Borkum‘, der Windparkplanungsgebiete und Schutzgebiete in der deutschen AWZ (Stand: 31.12.2018).

Anlass

Die einzelnen Offshore-Windparkvorhaben im Vorranggebiet für Windenergie ‚Nördlich Borkum‘ befinden sich derzeit in unterschiedlichen Phasen der Realisierung (Abb. 1.2). Aufgrund der teilweise geringen Abstände der jeweiligen Offshore-Windparks (OWP) im Cluster ‚Nördlich

Borkum' käme es bei den großflächigen Umweltuntersuchungen zu Überlappungen der windparkspezifischen Untersuchungsgebiete.

Seit 2013 sind Cluster-Untersuchungen für die Schutzgüter Rast- und Zugvögel sowie marine Säugetiere mehrerer benachbarter Windparkprojekte im Standarduntersuchungskonzept (StUK4, BSH 2013d) implementiert.

Ziele von Cluster-Untersuchungen sind:

- Reduzierung von Überschneidungen der Untersuchungsflächen von benachbarten Vorhaben bei gleichzeitiger Abdeckung der Vorhabensgebiete.
- Untersuchung einer möglichst großen Fläche, um Informationen über die großräumige Verbreitung von Vögeln und marinen Säugern zu erhalten.

Cluster ‚Nördlich Borkum‘

Das Cluster ‚Nördlich Borkum‘ liegt nordöstlich des FFH-Gebietes ‚Borkum Riffgrund‘ und wird im nordöstlichen Bereich durch die Rohrleitung ‚Europipe‘ begrenzt. Nach Süden, Norden und Osten ist es durch Vorbehaltsgebiete für Schifffahrt begrenzt. In dem Untersuchungsgebiet (schiffbasierte Untersuchungen) für das Cluster ‚Nördlich Borkum‘ liegen insgesamt 17 Offshore-Windparkvorhaben (Tab. 1.1). Während elf OWP-Projekte Teil der UMBO GmbH (Ørsted und E.ON) sind, werden sechs OWPs von anderen Trägern entwickelt bzw. betrieben (Tab. 1.1). Im deutlich größeren Untersuchungsgebiet für die flugzeugbasierten Untersuchungen, das bis an die Ostfriesischen Inseln reicht, befindet sich neben den 17 o. g. Vorhaben außerdem der OWP ‚Riffgat‘. Im Februar 2018 wurde das Fluggebiet verändert, um eine größere Fläche innerhalb der Windparks des UMBO-Clusters abzudecken, sodass der OWP ‚Riffgat‘ nicht mehr im Untersuchungsgebiet liegt. Weitere Informationen zu den einzelnen Projekten sowie ein Abgleich der Auswirkungsprognose aus dem jeweiligen Genehmigungsbescheid mit den Ergebnissen des aktuellen Umweltmonitorings finden sich im Anhang A.1.1.

Die Windparkprojekte 1-13 (vgl. Abb. 1.2) liegen außerdem in einem Vorranggebiet für Windenergie (Vorranggebiet ‚Nördlich Borkum‘), welches im Jahr 2002 seitens der Bundesregierung als potentielles Eignungsgebiet für Windenergie nach § 3a SeeanIV identifiziert wurde. Da auch auf Ebene der Raumordnung eine besondere Eignung dieser Fläche für die Nutzung für die Windenergieerzeugung festgestellt wurde, wurde das Vorranggebiet ‚Nördlich Borkum‘ 2009 in den Raumordnungsplan für die AWZ der Nordsee übernommen (https://www.bsh.de/DE/THEMEN/Offshore/Meeresraumplanung/Nationale_Raumplanung/_Module/Themen/themen_teaser_artikel_nordsee.html).

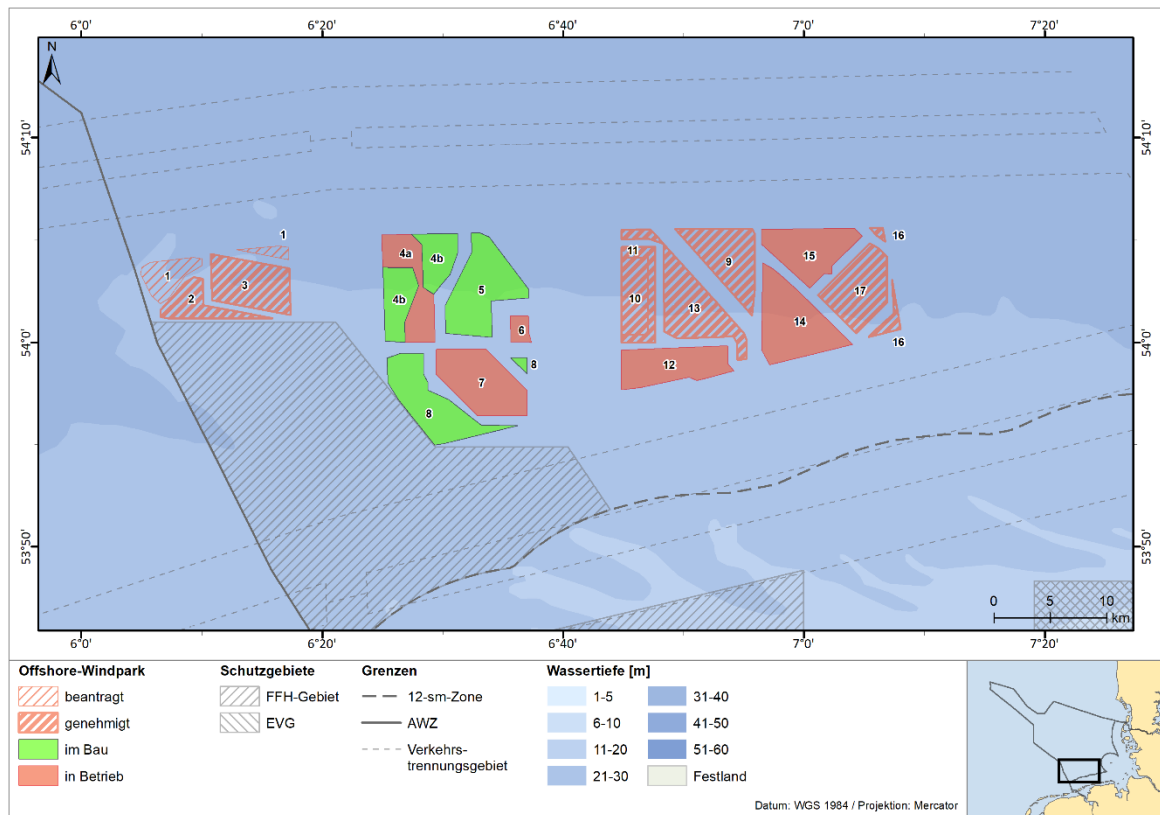


Abb. 1.2 Übersicht über die sich im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ befindenden OWPs und Vorhaben mit Angabe des Status (Stand: 31.12.2017): (1): Borkum Riffgrund West II, (2): OWP West, (3): Borkum Riffgrund West I, (4a): Trianel Windpark Borkum I, Ausbauphase 1, (4b): Trianel Windpark Borkum II, Ausbauphase 2, (5): Merkur Offshore, (6): alpha ventus, (7): Borkum Riffgrund 1, (8): Borkum Riffgrund 2, (9): Nordsee Two, (10): OWP Delta Nordsee 1, (11): OWP Delta Nordsee 2, (12): Nordsee One, (13): Nordsee Three, (14): Gode Wind 01, (15): Gode Wind 02, (16): Gode Wind 03, (17): Gode Wind 04.

Tab. 1.1 Status der OWPs und Vorhaben des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ im Untersuchungsjahr 2018 (Stand 31.12.2018).

Nr. aus Abb. 1.2	Projekt	Träger	UMBO Daten	Status 2018
1	Borkum Riffgrund West II	Ørsted A/S	ja	in Planung
2	OWP West	Ørsted A/S	ja	genehmigt
3	Borkum Riffgrund West I	Ørsted A/S	ja	genehmigt
4a	Trianel Windpark Borkum I, Ausbauphase 1	Trianel Windkraftwerk Borkum GmbH & Co.KG	ja	im Betrieb
4b	Trianel Windpark Borkum II, Ausbauphase 2		ja	im Bau

Nr. aus Abb. 1.2	Projekt	Träger	UMBO Daten	Status 2018
5	Merkur Offshore	Merkur Offshore GmbH	ja	im Bau /ab August im Probebetrieb
6	alpha ventus	DOTI GmbH & Co.KG	nein	im Betrieb
7	Borkum Riffgrund 1	Ørsted A/S	ja	im Betrieb
8	Borkum Riffgrund 2	Ørsted A/S	ja	im Bau
9	Nordsee Two	Northland Power / Innogy SE	nein	genehmigt
10	OWP Delta Nordsee 1	E.ON Climate & Renewables GmbH	ja	genehmigt
11	OWP Delta Nordsee 2	E.ON Climate & Renewables GmbH	ja	genehmigt
12	Nordsee One	Northland Power / Innogy SE	ja	im Betrieb
13	Nordsee Three	Northland Power / Innogy SE	nein	genehmigt
14	Gode Wind 01	Ørsted A/S	ja	im Betrieb
15	Gode Wind 02	Ørsted A/S	ja	im Betrieb
16	Gode Wind 03	Ørsted A/S	ja	genehmigt
17	Gode Wind 04	Ørsted A/S	ja	genehmigt
-	Riffgat	Offshore-Windpark Riffgat GmbH & Co.KG	nein	im Betrieb

Die folgende Abbildung (Abb. 1.3) zeigt den Status der sich im Untersuchungsjahr 2018 im Bau bzw. im Betrieb befindlichen OWPs zwischen Januar und Dezember 2018.

Nr. aus Abb. 1.2	Projekt	2018											
		Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
4a	TWB, Ausbauphase 1	[Bau]											
4b	TWB, Ausbauphase 2						ab 28.06.						
5	Merkur Offshore								ab August 1/3 der WEA im Probebetrieb				
6	alpha ventus	[Betrieb]											
7	Borkum Riffgrund 1	[Betrieb]											
8	Borkum Riffgrund 2			ab 05.03.									
12	Nordsee One	[Betrieb]											
14	Gode Wind 01	[Betrieb]											
15	Gode Wind 02	[Betrieb]											
-	Riffgat	[Betrieb]											

Bau
 Betrieb

Abb. 1.3 Status der OWPs und Vorhaben des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ im Untersuchungsjahr 2018. Die nicht genannten OWPs hatten 2017 den Status „in Planung“ oder „genehmigt“ (Stand 31.12.2018; TWB=Trianel Windpark Borkum).

In den folgenden Kapiteln wird der Ausbaustatus der Windparks in den Abbildungen mit Stand vom 31.12.2018 dargestellt.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Erfassungsmethodik

2.1.1 Schiffstransekt-Erfassung

Die Rastvögel im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ wurden von Beobachtern während Transektfahrten von Schiffen erfasst. Es wurden insgesamt 12 Transekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2018 unter Berücksichtigung der Erfassungsbedingungen nach StUK4 (BSH 2013d) durchgeführt. Nach StUK4 und dem Untersuchungsrahmen, sollte jeweils eine Fahrt pro Monat durchgeführt werden. Jedoch konnten im Januar und Oktober aufgrund widriger Wetterbedingungen keine vollständigen Fahrten stattfinden, daher wurden diese Fahrten im April bzw. November nachgeholt.

2.1.1.1 Untersuchungsgebiet

Das etwa 1.865 km² große Untersuchungsgebiet wird durch 28 in Nord-Süd-Richtung verlaufende Paralleltransekte abgedeckt. Die Transekte haben einen Abstand von jeweils ca. 3 km. Die Transektlänge beträgt 565,35 km. Die Koordinaten der Transekte sind Tab. A.16 im Anhang zu entnehmen. Die Lage des Untersuchungsgebietes und die Transektverläufe sind in Abb. 2.1 dargestellt.

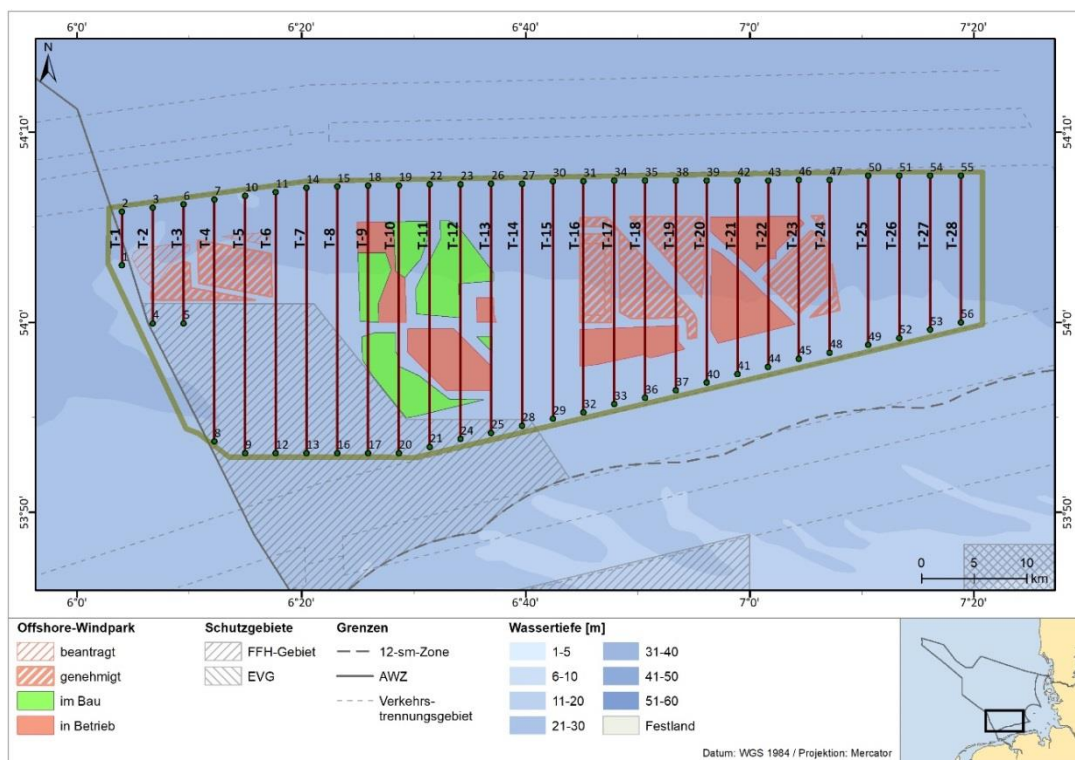


Abb. 2.1 Lage der Schiffstransekte im Untersuchungsgebiet des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ (Stand: 2018).

Das Untersuchungsgebiet befindet sich weniger als 50 km vom deutschen Festland entfernt und weniger als 40 km nördlich der Ostfriesischen Inseln. Es umfasst Wassertiefen von überwiegend 25-35 m. Der jeweilige Ausbaustatus der einzelnen Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ während des Berichtszeitraums findet sich in Abb. 2.1 (siehe Anhangskapitel A.1.1).

Umfang der durchgeführten Untersuchungen/Ausfallzeiten

Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes wurden zwei Schiffe gleichzeitig eingesetzt, die das Untersuchungsgebiet entlang der Transekte durchquerten. Bei zeitweise ungünstigen Seestate-Bedingungen oder schlechten Sichtverhältnissen wurden einzelne Abschnitte des Untersuchungsgebietes nicht erfasst oder aus der Auswertung ausgeschlossen. Die erfasste Transektstrecke, -fläche und der Abdeckungsgrad des Untersuchungsgebietes pro Fahrt sind in Tab. 2.1 dargestellt. Detaillierte Angaben zu den durchgeführten Transektfahrten sind in Tab. A.16 und Tab. A.17 zusammengestellt.

Tab. 2.1 Erfassungsaufwand sowie erfasste Strecke und Fläche pro Monat bei Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Februar und Dezember 2018 im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ (Abdeckungsgrad des UGs nach Abzug der wetterbedingt ausgeschlossenen Transektabschnitte).

Monat	Datum	Erfasste Strecke (km)	Erfasste Fläche (km ²)	Abdeckungsgrad des UG (%)
Februar 2018	06./07.02.	563,9	338,3	18,1
März 2018	05./06.03.	484,7	290,8	15,6
April 2018 (1. Fahrt)	01./02.04.	560,8	336,5	18,0
April 2018 (2. Fahrt)	14./15.04.	427,3	256,4	13,7
Mai 2018	04./05.05.	565,9	339,5	18,2
Juni 2018	02./03.06.	557,4	334,4	17,9
Juli 2018	04./05.07.	564,7	338,8	18,2
August 2018	03./04.08.	566,0	339,6	18,2
September 2018	05./06.09.	564,0	338,4	18,1
November 2018 (1. Fahrt)	05./06.11.	545,7	327,4	17,6
November 2018 (2. Fahrt)	23./24.11.	487,2	292,3	15,7
Dezember 2018	13./14.12.	369,9	221,9	11,9
Gesamt	12 Fahrten	6.257,5	3.754,5	Mittel: 16,8

2.1.1.2 Datenerhebung

Die Erfassungen erfolgten in enger Anlehnung an die im Rahmen des European Seabird-at-Sea-Programms (Garthe & Hüppop 1996, 2000) angewendete Methodik und gemäß den Richtlinien des BSH nach StUK4 (BSH 2013d). Die Zählungen wurden an Bord der Schiffe ‚Arctic Hunter‘, ‚Hydrograf‘, ‚Sölöven‘ und ‚Sverdrupson‘ durchgeführt. Die technischen Daten der Schiffe finden sich im Anhang (Tab. A.18).

Auf der Backbord- und der Steuerbordseite wurden von je zwei Beobachtern in einem 300 m breiten Transekt parallel zur Kiellinie des Schiffes alle schwimmenden und fliegenden Vögel

erfasst. Die Begrenzung des Transektbereiches nach hinten, zum Heck des Schiffes, wurde durch eine vom Standpunkt der beobachtenden Personen senkrecht zur Kiellinie gedachten Linie gebildet. Neben der Artzugehörigkeit wurden, wenn möglich, weitere Informationen wie Alter, Geschlecht, Mauserzustand, Verhalten, Assoziation mit anderen Arten bzw. Schiffen, Flughöhe und Flugrichtung der beobachteten Vögel bestimmt. Für alle schwimmenden Individuen wurde zudem die Entfernung zur Kiellinie geschätzt bzw. einer Entfernungskategorie von A-E zugeteilt (Tab. 2.2), fliegende Vögel erhalten stets den Code F. Grundsätzlich gelten für die Beobachtungen Zählintervalle von 1 min (BSH 2013d).

Tab. 2.2 Distanzklassen für schwimmende Vögel.

Entfernungsbereich (m)	Band (ESAS-Code)
0 – 50	A
51 – 100	B
101 – 200	C
201 – 300	D
> 300	E

Für fliegende Vögel wurde die sog. Snapshot-Methode verwendet. Hierbei werden nur solche Vögel als „im Transekt“ gewertet, die im Moment des Schnappschusses über dem Teilabschnitt fliegen. Der zur Schnappschuss-Erfassung „gültige“ Abschnitt des Transektes ergibt sich aus der Transektbreite (300 m senkrecht zur Fahrtrichtung) und der Entfernung zwischen dem vorderen und dem hinteren Ende der Strecke, die in einer bestimmten Zeiteinheit durchfahren wird. Bei 10 kn sind dies in einer Minute ca. 300 m. Bei Schiffsgeschwindigkeiten zwischen 8 und 12 kn werden gemäß StUK4 zu jeder vollen Minute Schnappschüsse durchgeführt. Die Entfernung des Schnappschuss-Bereichs nach vorne beträgt dann bei 8 kn ca. 250 m und bei 12 kn ca. 370 m. Somit wird i. d. R. auf beiden Seiten des Schiffes ein Transektbereich von 300 m (zur Seite) x 300 m (nach vorne) erfasst. Alle fliegenden Vögel außerhalb dieses Bereiches sowie die nicht zur vollen Minute innerhalb der 300 m fliegenden Vögel befinden sich außerhalb des Transektes. Diese Erfassungsmethode für fliegende Vögel verhindert, dass häufige und besonders schnell fliegende Vögel mengenmäßig überschätzt oder mehrfach gezählt werden (Garthe & Hüppop 1996).

Einige Arten/Artgruppen zeichnen sich dadurch aus, dass sie mitunter sehr weit vor dem Schiff auffliegen (bis zu 1 km) und daher mit bloßem Auge oft übersehen werden. Eine hohe Fluchtdistanz haben z. B. Seetaucher, Trauerenten und Lappentaucher (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Um diese Arten dennoch zu erfassen, wurde der Bereich in 500 bis 2.500 m Entfernung (in Fahrtrichtung) von je einer Person des Beobachterteams vom Bug des Schiffes mit dem Fernglas abgesucht. Mit zunehmendem Abstand zum Beobachter steigt der Fehler bei Entfernungsschätzungen, die geforderte präzise Entfernungsschätzung senkrecht zur Kiellinie (s. o.) ist daher oftmals nicht möglich. Die weit vor dem Schiff auffliegenden Tiere wurden entweder als „innerhalb“ oder „außerhalb“ des Transektes klassifiziert, da sonst die tatsächlichen

Dichten der Tiere möglicherweise deutlich unterschätzt werden. Viele Seetaucher und Trauerenten lassen sich jedoch selbst bei kontinuierlicher Verwendung von Ferngläsern vor dem Schiff nur fliegend entdecken. In solchen Fällen ist nicht zu klären, ob die Vögel aufgefliegen sind oder durch das Zählgebiet flogen.

Zusätzlich zur Erfassung der Vögel im Transekt wurden auch alle Vögel aufgenommen, die sich räumlich und/oder zeitlich außerhalb des Transektes befanden. Hierdurch können auch weniger häufige Arten, die sonst eventuell nicht erfasst werden, berücksichtigt werden. Die Ergebnisse dieser Zählungen gehen jedoch nicht in die Berechnung der monatlichen und saisonalen Dichten ein, sind aber in den Punktabbildungen im Anhang enthalten (Kapitel A.3.2). Neben den Vogelerfassungen wurden in einem 10-minütigen Intervall automatisch per GPS Angaben zur geographischen Position, zum Kurs und zur Geschwindigkeit des Schiffes erhoben. Für jede Stunde (und bei jeder Änderung der Wetterlage oder des Seegangs auch öfter) wurden Angaben zu den Witterungsbedingungen protokolliert. Darunter fielen Angaben zu Windstärke, Windrichtung, Temperatur, Niederschlag, Sichtweite, Glare (Sonnenreflexion auf der Wasseroberfläche), Wellenhöhe und Seastate. Bei Sicht von ≤ 1 km bzw. einem Seastate über 4 wurden die Untersuchungen abgebrochen bzw. nicht gewertet.

2.1.2 Digitale Flugtransekt-Erfassung

2.1.2.1 Untersuchungsgebiet

Bis einschließlich Januar 2018 hatte das Untersuchungsgebiet der Flugtransekt-Erfassungen eine Ausdehnung von ca. 4.116 km² und war in 26 Transekte, die eine Länge von 14 bis 57 km hatten und jeweils in Nord-Süd-Richtung verliefen, unterteilt (Abb. 2.2). Benachbarte Transekte hatten einen Abstand von ca. 3,4 - 4,1 km. Die Transekt-Gesamtlänge betrug ca. 1.104 km (siehe Anhang Tab. A.19). Das Flugtransektdesign baute auf dem Transektdesign für das Umweltmonitoring zum Bau und Betrieb des OWP ‚alpha ventus‘ auf und entsprach somit einer Erweiterung des Untersuchungskonzeptes von ‚alpha ventus‘, das mit einer Transektstrecke von ca. 519 km ungefähr die Hälfte des Untersuchungsgebietes (2.050 km²) abdeckte (BioConsult SH & IfAÖ 2014).

Seit Februar 2018 wurde nach einem veränderten Transektdesign erfasst (Abb. 2.3), was auch eine Veränderung des Untersuchungsgebietes nach sich zog. Eine Veränderung des Untersuchungsdesigns wurde nötig um die Auswertbarkeit der Daten zu verbessern, da nach Veränderung des Transektdesigns der Erfassungsaufwand innerhalb der Windparkbereiche deutlich gesteigert wurde, um in diesen Bereichen eine erhöhte Auflösung zu erreichen. Das neue Untersuchungsgebiet deckt eine Fläche von 3.813 km² ab und ist in 31 Transekte geteilt, die eine Länge von 16 bis 56 km haben. Der Transektabstand variierte zwischen 1,5 und 4,1 km, die Transekt-Gesamtlänge beträgt 1.250 km (Tab. A. 20). In Absprache mit dem BSH wurde die Anzahl der Flüge von neun auf acht pro Jahr reduziert, wobei die Transekt-Gesamtlänge pro Flug erhöht wurde.

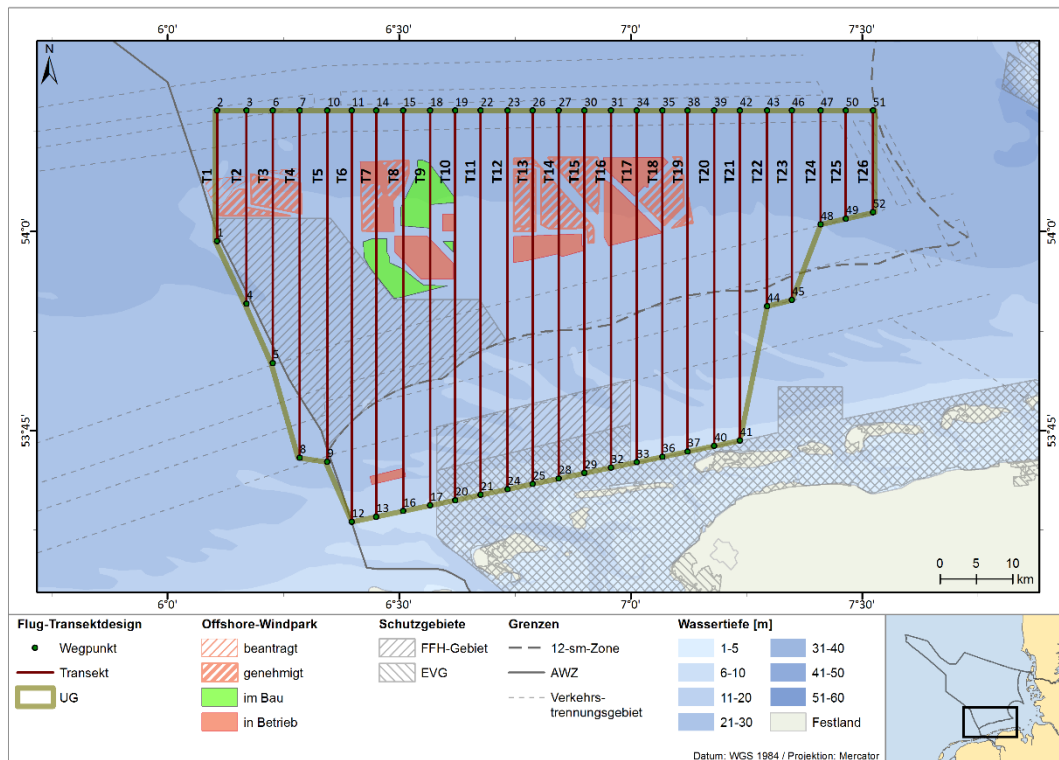


Abb. 2.2 Flugtransectdesign des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ bis einschließlich Januar 2018.

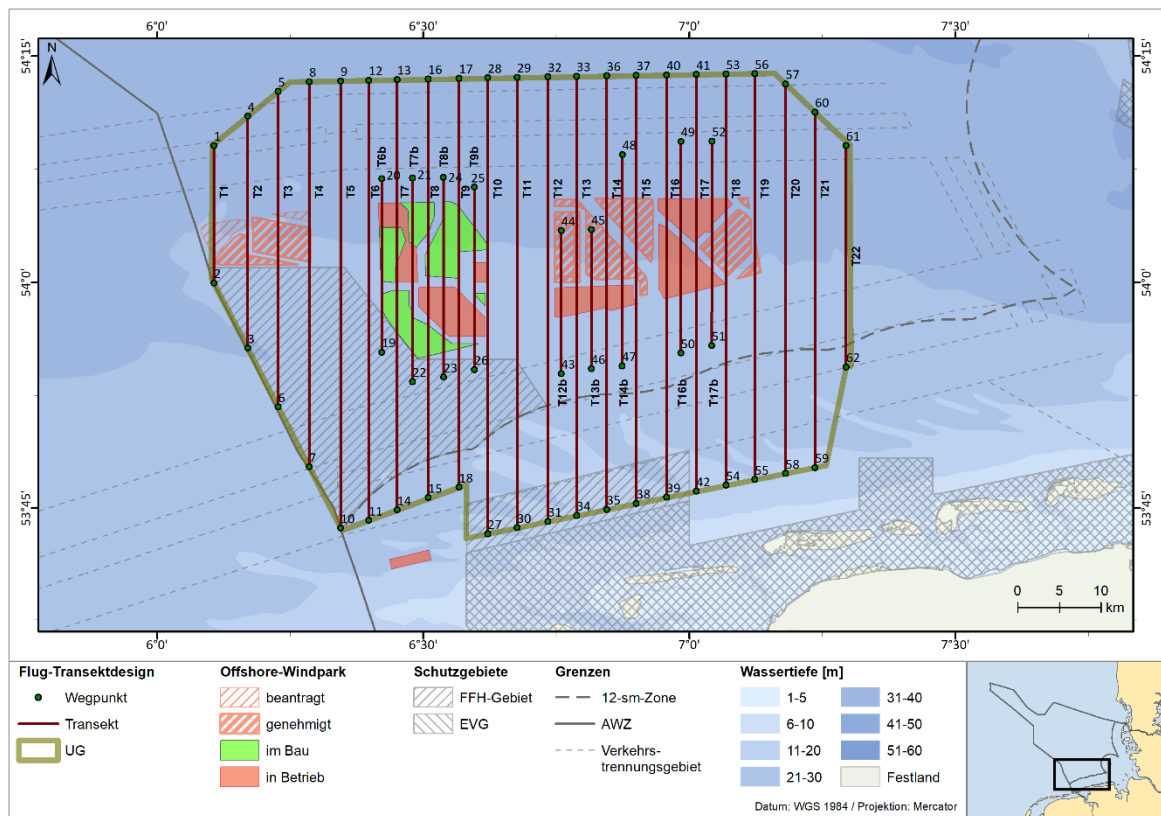


Abb. 2.3 Flugtransectdesign des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ ab Februar 2018.

2.1.2.2 Datenerhebung

Von Januar bis Dezember 2018 wurden insgesamt acht Flüge durchgeführt (Tab. 2.3). Der Abdeckungsgrad des Untersuchungsgebietes lag nach Abzug der wetterbedingt ausgeschlossenen Transektabschnitte zwischen 15,8 und 17,9 %. Im Januar lag der Abdeckungsgrad nach dem „alten“ Transektdesign bei 14,5 %.

Tab. 2.3 Datum, Transektstrecke [km], Aufwand [km²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘. * Befliegung nach dem „alten“ Transektdesign.

Datum	Transektstrecke [km]	Aufwand [km ²]	Abdeckungsgrad [%]
09.01.2018*	1.101,5*	598,44*	14,5*
14.02.2018	1.257,09	682,18	17,9
23.04.2018	1.128,36	602,40	15,8
02.05.2018	1.187,42	644,71	16,9
06.06.2018	1.249,17	678,51	17,8
20.07.2018	1.251,35	672,99	17,6
18.09.2018	1.251,12	647,69	17,0
08.10.2018	1.245,14	659,48	17,3
Gesamt	9.671,2	5.186,4	16,9

Im Rahmen des Umweltmonitorings des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ erfolgt die Erfassung der marinen Säuger und Rastvögel seit 2014 mit Hilfe digitaler Videotechnik durch das HiDef-System (<http://hidef.bioconsult-sh.de>) nach Weiß et al. (2016) und unterscheidet sich somit methodisch vom 1. Untersuchungsjahr (2013) des Umweltmonitorings, in dem noch konventionelle Flugtransekt-Erfassungen – sogenannte Observerflüge – mit Beobachtern an Bord, durchgeführt wurden (BioConsult SH et al. 2014). Für die digitalen Erfassungsflüge wurde ein zweimotoriges hochflügeliges Propellerflugzeug (Partenavia P 68) bei einer Flughöhe von 1.800 ft (549 m) eingesetzt. Das Flugzeug ist mit einer Vorrichtung ausgestattet, die aus vier hochauflösenden Video-Kamerasystemen besteht und mit ca. sieben Bildern pro Sekunde eine Auflösung von 2 cm an der Meeresoberfläche erzielt. Das Erfassungssystem wurde von der Firma HiDef (<http://hidef.bioconsult-sh.de>) entwickelt. Das Kamerasystem zeigt nicht senkrecht nach unten, sondern wird je nach Sonnenstand leicht in Flugrichtung bzw. gegen diese geneigt. Dadurch werden störende Sonnenreflexionen („Glare“) auf den Aufnahmen effektiv verringert. Die einzelnen Kamerasysteme decken einen Streifen von 143 m (Kamerasystem A und D) bzw. 129 m (Kamerasystem B und C) Breite ab. Um Doppelzählungen einzelner Individuen zu vermeiden, wird zwischen den vier Streifen ein Abstand von jeweils ca. 20 m eingehalten. Daraus ergibt sich eine effektive Streifenbreite von 544 m die sich auf einer Breite von ca. 604 m verteilt (siehe Abb. 2.4).

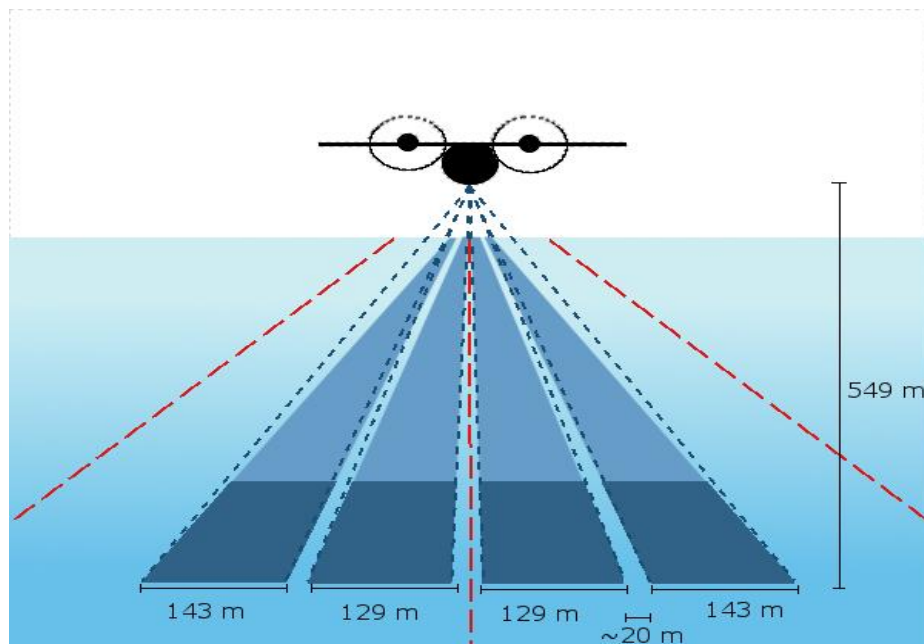


Abb. 2.4 Das HiDef Kamerasystem. Die vier Kameras decken bei einer Flughöhe von 549 m eine effektive Streifenbreite von 544 m Meeresoberfläche ab.

Das Flugzeug flog mit einer Durchschnittsgeschwindigkeit von etwa 220 km/h (120 Knoten). Ein GPS-Gerät (Garmin GPSMap 296) zeichnete dabei jede Sekunde (im Abstand von ca. 60 m) die Position auf, wodurch eine geographische Verortung der Bilder und Meeressäuger ermöglicht wird. Die Aufnahmen werden zur späteren Kontrolle und Analyse auf mobilen Festplatten gespeichert.

Die aufgenommenen Videodateien wurden zwecks Analyse mithilfe einer Bilderfassungs- und Verwaltungssoftware (StreamPix) aufbereitet. Dabei wurden die gesamten Aufnahmen im ersten Schritt begutachtet und alle gesichteten Objekte für eine darauffolgende Bestimmung markiert und vorsortiert (Vogel, Säugetier, Schiff, windparkassoziierte Objekte etc.). Um eine gleichbleibend hohe Qualität gewährleisten zu können, wurde ein zufällig ausgewählter Anteil von 20 % jedes Films von einem weiteren Mitarbeiter erneut bearbeitet. Lag die Übereinstimmung beider Gutachter bei über 90 %, so wurden Unstimmigkeiten nachbestimmt und der Film für den nächsten Analyseschritt zugelassen. Falls nicht, so wurde der Film komplett neu bearbeitet. Videoabschnitte, die aufgrund von Gegenlicht oder Wolken nicht auswertbar waren, wurden markiert und flossen nicht in die folgenden Auswertungsschritte ein.

Nach der Vorbestimmung der zu identifizierenden Objekte wurden alle markierten Objekte von erfahrenen Beobachtern, sofern möglich, auf Artniveau bestimmt. Zusätzlich wurden Position, Alter, Verhalten (schwimmend, fliegend) und Flugrichtung aufgenommen. In Abständen von 500 Bildern (ca. 4 km) wurden anhand der Bilddateien die Umweltparameter Lufttrübung, Seegang, Sonnenreflexion und Wassertrübung notiert. In einem zweiten Schritt der Qualitätskontrolle wurden 20 % der bestimmten Objekte von einem zweiten Gutachter nachbestimmt. Alle Diskrepanzen zwischen erstem und zweitem Bestimmungsprozess wurden von einem dritten Gutachter ein weiteres Mal geprüft. Bei einer Übereinstimmung von mindestens 90 % wurden die

erhobenen Daten für eine weitere Analyse freigegeben. Betrug die Übereinstimmung weniger als 90 %, wurden systematische Fehler (z. B. Probleme bei der Bestimmung bestimmter Artgruppen) korrigiert und alle gesichteten Objekte des jeweiligen Films erneut bestimmt.

2.2 Auswertungsmethodik

Bei den im Untersuchungsgebiet auftretenden Rastvögeln wurden für alle relevanten Rastvogelarten bzw. -artgruppen Dichten (Individuen/km²) ermittelt. Als „relevante“ Arten/Artgruppen wurden entsprechend der Vorgaben des StUK4 (BSH 2013d) solche Arten definiert, die im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (EU-VSchRL) aufgeführt sind, sowie Arten, die im Untersuchungsgebiet häufig vorkommen oder lebensraumtypisch sind (Tab. 2.5). Bei selten auftretenden Taxa ist eine quantitative Auswertungsmethodik nicht sinnvoll. Alle erfassten Arten sowie ihre Individuenzahlen sind im Anhang (Tab. A. 21 und Tab. A.22) aufgeführt.

2.2.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Für Dichteberechnungen wurden ausschließlich gültige Transektabschnitte und Sichtungen innerhalb des Transektes verwendet. Des Weiteren wurden Messpunkte aus der Auswertung ausgeschlossen, die bei einem Seastate > 4 oder einer Sicht ≤ 1 km aufgenommen wurden. Die Zahl der erfassten schwimmenden Individuen aus den Schiffstransekt-Erfassungen wurde in Bezug auf Erfassungsfehler korrigiert (siehe Tab. 2.4).

Für die häufigsten Rastvogelarten bzw. -artgruppen sowie für die gemäß StUK4 (BSH 2013d) relevanten Arten/Artgruppen wurden die monatlichen Dichten (Individuen/km²) berechnet. Hierzu wurde die Anzahl aller innerhalb des Transektes gezählten Vögel pro Art/Artgruppe (unter Berücksichtigung der Korrekturfaktoren für schwimmende/tauchende Vögel, s. u.) im Bezugsmonat durch die jeweilige Flächensumme des entsprechenden Beobachtungsmonats dividiert. Analog dazu wurden für die erfassten Arten/Artgruppen auch anhand der artspezifischen Jahreszeiten mittlere saisonale Dichten berechnet. Hierbei wurde gemäß StUK4 (BSH 2013d) die Saisoneinteilung nach Garthe et al. (2007) verwendet. Die Ausfahrten pro Saison sind in den jeweiligen Tabellen im Ergebnisteil enthalten.

Um die räumliche Verteilung der Rastvögel darzustellen, wurde das Untersuchungsgebiet gemäß StUK4 (BSH 2013d) mit einem Gitternetz von 158 Rasterzellen mit 2' nördlicher Breite x 3' östlicher Länge (ca. 12 km²) überzogen. Für die ausgewählten Arten/Artgruppen wurden die saisonalen Dichten pro Rasterzelle berechnet (je Saison wurde die Individuenzahl pro Rasterzelle dividiert durch die erfasste Fläche pro Rasterzelle) und in Rasterdichtekarten dargestellt. Alle Saisons wurden pro Art in einer Rasterdichtekarte dargestellt. Für Arten, bei denen einzelne Saisons ohne Datenaufnahme vorlagen, wurden die Rasterzellen in den jeweiligen Dichtekarten nicht abgebildet. Im Anhang sind darüber hinaus Punktsichtungskarten pro Monat abgebildet (Kapitel A.3.2). In den Punktsichtungskarten sind alle Sichtungen abgebildet, sofern in einem Monat mehr als drei Individuen einer Art im Transekt nachgewiesen wurden.

Korrekturfaktoren

Da schwimmende Vögel mit zunehmender Entfernung vom Beobachter leichter übersehen werden, werden die erfassten Individuenzahlen mit einem Korrekturfaktor angepasst (Stone et al. 1995, Buckland et al. 2001, Garthe 2003, Garthe et al. 2007). Da die Sichtbarkeit in der Entfernung sowohl von der Größe, Färbung und Kontrastierung als auch bei einigen Arten vom Tauchverhalten abhängt, nehmen die Korrekturfaktoren von Art zu Art unterschiedliche Werte an (Stone et al. 1995). Korrigiert werden nur die Zahlen der schwimmenden und tauchenden Tiere (Garthe 2003, Garthe et al. 2007), nicht die der fliegenden Vögel. Die für die Korrektur der Bestandsdichten herangezogenen Faktoren sind in Tab. 2.4 dargestellt. Der in Garthe et al. (2007) fehlende Korrekturfaktor für Seetaucher aus den Schiffstransekt-Untersuchungen wurde durch den entsprechenden Faktor aus Garthe (2003) ersetzt.

Tab. 2.4 *Korrekturfaktoren für schwimmende/tauchende Vögel nach Werten aus der Literatur (Stone et al. 1995, Garthe 2003, Garthe et al. 2007) sowie die für die Berechnungen der Bestandszahlen hier verwendeten Korrekturfaktoren.Artgruppe*

Korrekturfaktoren	nach Stone et al. 1995	nach Garthe 2003	nach Garthe et al. 2007	für die folgenden Berechnungen verwendete Korrekturfaktoren
Seetaucher	1,3	1,4	keine Angabe	1,4
Eissturmvogel	1,1	keine Angabe	1,4	1,4
Basstölpel	1	1,1	1,3	1,3
Kormorane	1,1	keine Angabe	1,1	1,1
Trauerenten	1	1,2	1,2	1,2
Zwergmöwe	1,4	1,4	1,4	1,4
Lachmöwe	1,4	keine Angabe	1,3	1,3
Sturmmöwe	1,4	1,2	1,3	1,3
Heringsmöwe	1,4	1,1	1,3	1,3
Silbermöwe	1,4	keine Angabe	1,1	1,1
Mantelmöwe	1,4	1,1	1,3	1,3
Dreizehenmöwe	1,4	1,4	1,4	1,4
Seeschwalben	1,7	keine Angabe	1,3	1,3
Alkenvögel	1,5	1,5	1,5	1,5

2.2.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Analog zu den Schiffstransekt-Erfassungen wurden aus den erfassten Daten für jede relevante Art oder Artgruppe (siehe Abschnitt Ergebnisse 3.2) die monatlichen und saisonalen Bestandsdichten berechnet. Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden, im Gegensatz zu den Schiffstransekt-Erfassungen, keine Korrekturfaktoren verwendet, da davon auszugehen ist, dass bei der Bestimmung von Bildmaterial alle Individuen auf den Bildern erfasst werden. Außerdem wurde die räumliche Verteilung pro Jahreszeit (Einteilung nach Garthe et al. (2007)) ermittelt. Zusätzlich zu diesen durch das StUK4 (BSH 2013d) vorgeschriebenen Auswertungsmethoden wurde eine Analyse der Auswirkungen durch Bau und Betrieb der OWPs (Gradientenanalyse) für ausgewählte Arten durchgeführt.

Für die häufigsten Vogelarten bzw. -gruppen sowie für die nach StUK4 (BSH 2013d) relevanten Arten wurde die räumliche Verteilung der saisonalen Dichten in Rasterdichtekarten dargestellt. Für die Darstellung der räumlichen Verteilung wurde ein Gitternetz über das Untersuchungsgebiet gelegt, dessen Rasterzellen am geografischen Gitternetz ausgerichtet wurden. Die Kantenlänge der einzelnen Zellen besteht aus Rechtecken mit Kantenlängen von 4 km (entspricht etwa dem regulären Transektabstand, Zwischentransekte nach Januar 2018 ausgenommen).

2.2.3 Analyse der Auswirkungen durch Bau und Betrieb

Um zu überprüfen, ob einzelne Arten oder Artgruppen eine Reaktion (Meidung/Attraktion) gegenüber OWPs zeigen und um potentielle Effektradien abzuschätzen, wurde eine statistische Auswertung der Häufigkeit ausgewählter Rastvogelarten in Abhängigkeit der Entfernung zum OWP durchgeführt (im Folgenden als Gradientenanalyse bezeichnet). Ziel dieser Analyse ist es, den Einfluss der OWPs auf die Häufigkeitsverteilung ausgewählter Arten oder Artgruppen zu modellieren und damit einen potentiellen Lebensraumverlust sowie eine möglicherweise verstärkte Gebietsnutzung durch Rastvögel während des Baus und Betriebs der Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zu ermitteln. Die berechneten Gradienten der Häufigkeit von Arten bzw. Artgruppen beziehen sich auf die Entfernung zu OWPs innerhalb des Clusters.

Bei der Beurteilung potentieller Auswirkungen auf Rastvögel ist der aktuelle Status der OWPs zu berücksichtigen. In diesem Bericht wird zwischen der Basiserfassung, der Bauphase und der Betriebsphase unterschieden (Abb. 2.5). Die Einteilung der jeweiligen Phasen ergibt sich wie folgt:

Basiserfassung: Zeitraum vor Errichtung der ersten Struktur im betrachteten OWP.

Bauphase: Beginnt mit vorbereitenden Maßnahmen zur Gründung des ersten Fundaments und dauert (abweichend zur Definition des BSH, s.u.) bis zur Fertigstellung der letzten WEA an.

Betriebsphase: Beginnt mit dem Abschluss der Installation der letzten WEA (abweichend zur Definition des BSH, s.u.). Die Definition begründet sich darin, dass die für Seevögel potentiell auslösende Störung aus der Präsenz des Bauwerks einer WEA resultiert, unabhängig davon, ob ein Netzanschluss besteht oder nicht.

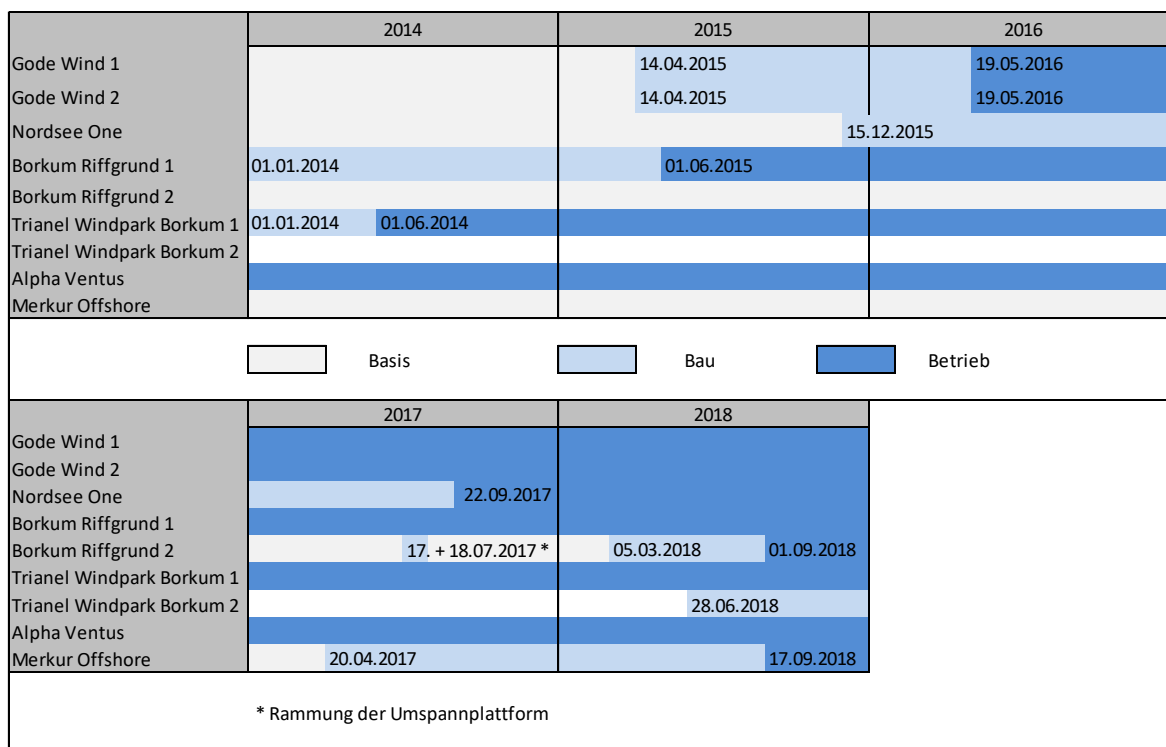


Abb. 2.5 Phasen der unterschiedlichen OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ im Erfassungszeitraum. Als Betriebsbeginn wurde hier, abweichend zu Abb. 1.3 und zur Definition des BSH, die Fertigstellung aller WEAs im jeweiligen OWP zugrunde gelegt. * Bei ‚Borkum Riffgrund 2‘ wurde vor Beginn der eigentlichen Bauphase der WEAs (05.03.2018) am 17. und 18.07.2017 eine Umspannplattform errichtet, diese Bauaktivität wird (wie auch im Vorjahr) in der Analyse nicht berücksichtigt.

Die Auswertung der Basisdaten erfolgte nur für Flächen, auf denen im Betrachtungszeitraum der Gradientenanalyse (März 2014 bis Dezember 2018) mit dem Errichten von WEAs begonnen wurde. Das sind im vorliegenden Bericht die Windparks ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘. Aufgrund der Nähe zu im Bau/in Betrieb befindlichen Windparks, konnte für die OWPs ‚Merkur‘, ‚Borkum Riffgrund 2‘ und ‚Trianel Windpark Borkum 2‘ die Basisphase nicht berücksichtigt werden. Alle anderen Windparks, die in der Gradientenanalyse betrachtet wurden, befanden sich im März 2014 bereits in der Bau- oder Betriebsphase, hier waren keine Basisdaten verfügbar.

Der Zeitraum zwischen Installation der letzten WEA und dem Zeitpunkt, von ab dem mindestens 80 % der Anlagen Strom liefern (entsprechend der BSH-Definition zum Umweltmonitoring) ist häufig variabel. Im Rahmen einer konservativen Einschätzung wurde in der vorliegenden Analyse hiervon abweichend der Abschluss der Installation als Beginn der Betriebsphase festgelegt.

In Abb. 2.5 ist die zeitliche Einordnung der unterschiedlichen OWPs dargestellt.

Der OWP ‚Riffgat‘ wurde nicht in die Analyse der Auswirkungen miteinbezogen, da er nicht Bestandteil des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ ist und in weitem Abstand zu den übrigen OWPs liegt.

Es wurden Arten bzw. Artgruppen in die Gradientenanalyse einbezogen, die in ausreichend großer Anzahl im Untersuchungsgebiet vorkommen. Seetaucher, Seeschwalben und Alkenvögel wurden als jeweilige Artgruppen zusammengefasst. Die Analyse wurde somit für Seetaucher, Basstölpel, Heringsmöwe, Sturmmöwe, Dreizehenmöwe, Zwergmöwe, Seeschwalben und Alkenvögel durchgeführt. Da einige dieser Arten häufig in Trupps stark variierender Größe vorkommen (z.B. Möwen, Seeschwalben), wurde bei den Gradientenanalysen der Schiffstransekt-Erfassungen die Anzahl der Trupps („Sichtungen“) anstelle der Individuenzahl als unabhängige Variable verwendet. Auf diese Weise wird ein potentiell großer Einfluss einzelner Trupps in Form von Ausreißern auf das Ergebnis der Modelle vermieden. Bei den digitalen Flugtransekt-Erfassungen wurde für die Modellierung immer die Anzahl der beobachteten Individuen verwendet, da die Zuordnung zu Trupps in der Erfassung mittels HiDef von der Truppuweisung der Schiffstransekt-Erfassungen abweicht. Dies ist darin begründet, dass zwischen den Kamerabildern des HiDef-Systems mehrere Meter Abstand liegen und die erfassten Gruppen dadurch gegebenenfalls nur anteilig erfasst werden.

Wie bereits in der Methodik der Schiffstransekt-Erfassungen beschrieben, reagieren insbesondere Seetaucher mit Fluchtverhalten auf herannahende Schiffe. Ein Großteil der Tiere fliegt bereits in einem Abstand von bis zu einem Kilometer vor dem Schiff auf (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Diese Vögel werden daher im Rahmen der Transektzählung vom Schiff gesondert über eine Voraussuche mit dem Fernglas erfasst (siehe Methodenbeschreibung, 2.1.1). Ein Großteil der Seetaucher wird auf diese Weise auffliegend oder bereits fliegend erfasst, was eine genaue Positionszuordnung dieser Vögel erschwert. Eine Datenanalyse hinsichtlich eines potentiellen Effektabstandes zu OWPs lässt sich für Seetaucher anhand von Daten, die vom Schiff aus erhoben wurden, nur mit einer hohen Unsicherheit durchführen. Auf eine Analyse der bau- bzw. betriebsbedingten Einflüsse auf Seetaucher auf Basis von Schiffsdaten wurde daher verzichtet.

Die Termine von Bau- und Betriebsbeginn unterschieden sich zwischen den Windparks (Abb. 2.5). Die Errichtung der finalen WEA im jeweiligen OWP gibt nach obiger Definition die Grenze zwischen Bau- und Betriebsphase vor. Abb. 2.5 zeigt, dass es Überschneidungen der Basis-, Bau- und Betriebsphase zwischen den einzelnen OWPs gibt. Um die Effekte den entsprechenden Phasen zuzuordnen, wurde nur der Einfluss von OWPs, die sich zum Zeitpunkt der Erfassung in der gleichen Phase befanden, berücksichtigt. Um den Einfluss benachbarter Windparks, die sich zum Zeitpunkt der Erfassung in unterschiedlichen Phasen befanden, auszuschließen, wurden für die Auswertung Pufferzonen um die OWPs definiert. Die Daten aus den Pufferzonen wurden aus der Analyse der jeweiligen Phase ausgeschlossen, wenn sich der gepufferte Windpark zum betrachteten Zeitpunkt in einer anderen Phase befand. Dies erfolgte beispielsweise, wenn die Bauphase betrachtet wurde und sich der gepufferte Windpark in diesem Zeitraum bereits in Betrieb befand (Abb. 2.6).

Für OWPs im Bau wurde eine Pufferzone von 5 km und für OWPs im Betrieb eine Pufferzone von 10 km gewählt, um der erwarteten Effektstärke der jeweiligen Phase gerecht zu werden. Es wird davon ausgegangen, dass Effekte von vertikalen Hindernissen in Form von WEAs stärker sind als die Effekte der Bauaktivität. Um sicherzustellen, dass Sichtungen innerhalb eines Windparks nicht

durch den Pufferbereich des benachbarten Windparks verdeckt werden, wurde der Pufferbereich zwischen benachbarten Windparks durch eine Äquidistanzlinie ersetzt. An dieser Linie wurden die Puffer gekappt und alle Beobachtungen, die näher am betrachteten OWP lagen, mit in die Auswertung genommen (Abb. 2.6). Anschließend wurden die ermittelten Daten der einzelnen OWPs und jeweiligen Zeitabschnitte zusammengefasst und den einzelnen Phasen (Basis, Bau, Betrieb) zugeordnet.

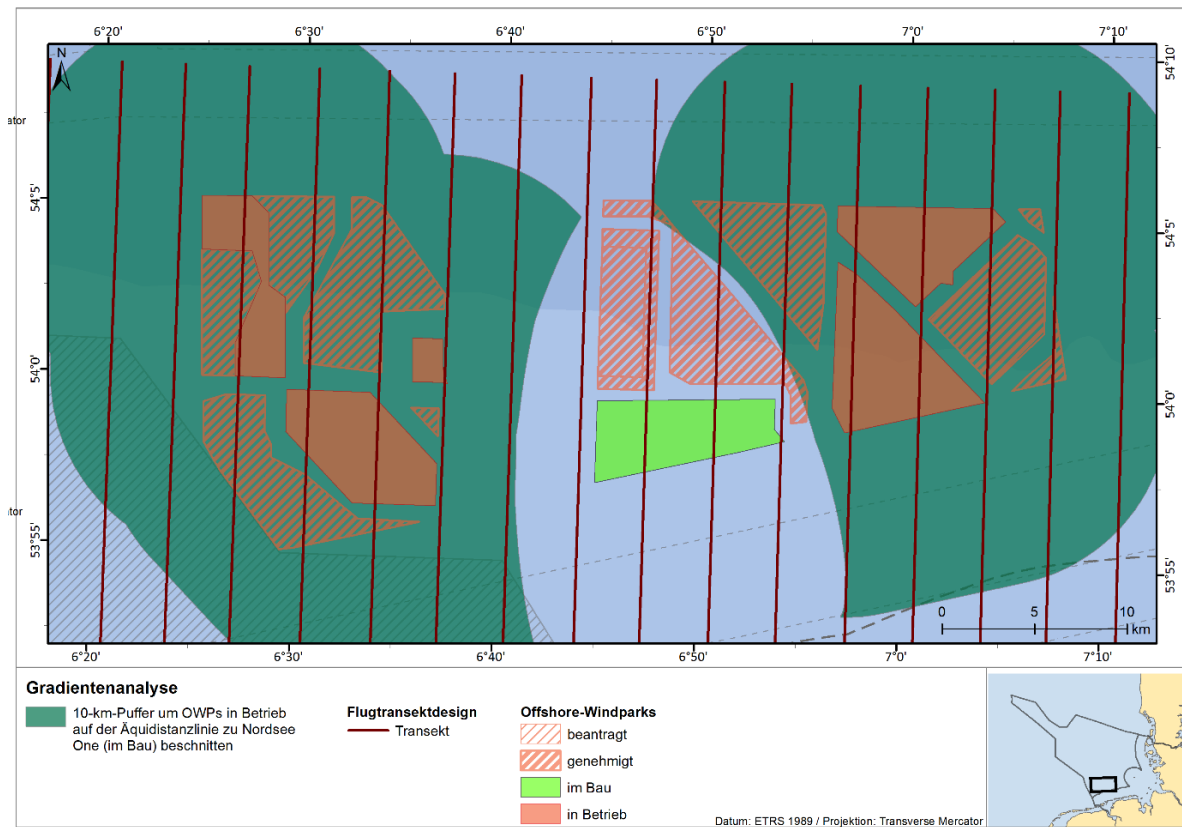


Abb. 2.6 Beispielhafte Darstellung der Pufferverteilung in der anteiligen Bauphase von ‚Nordsee One‘ für September 2016. ‚alpha ventus‘, ‚Borkum Riffgrund 1‘, ‚Trianel Windpark Borkum‘, ‚Gode Wind 1‘ und ‚Gode Wind 2‘ befanden sich zu diesem Zeitpunkt bereits in der Betriebsphase, während ‚Nordsee One‘ noch gebaut wurde. Um baubedingte Auswirkungen von betriebsbedingten Auswirkungen besser trennen zu können, wurden Daten, die in diesem Zeitraum innerhalb der Pufferzone (dunkelgrün) erfasst wurden, von der Analyse baubedingter Auswirkungen ausgeschlossen. An der Grenze zu ‚Nordsee One‘ wurde der Pufferbereich durch eine Äquidistanzlinie beschnitten.

Aufgrund der unterschiedlich großen Untersuchungsgebiete der jeweiligen Erfassungsmethode wurde für die Daten der Schiffstransect-Erfassungen ein Gebiet bis 8 km um die jeweiligen Windparks und für die Daten der Flugtransect-Erfassungen ein Gebiet bis 10 km um die jeweiligen Windparks betrachtet. Hiervon ausgenommen sind Seetaucher, da frühere Studien bereits auf Meideabstände zu OWPs von 1,5 bis 5 - 6 km hinweisen (Petersen et al. 2014, Welcker & Nehls 2016). Entsprechend wurde hier ein größerer Bereich bis 16 km um die OWPs betrachtet.

Es ist davon auszugehen, dass der betrachtete Bereich bis 8 km oder 10 km bzw. 16 km Entfernung vom Windpark für die meisten Arten relativ unbeeinflusst von abiotischen Gradienten, die Auswirkungen auf das Vorkommen einiger Arten haben könnten (z.B. Wassertiefe, Abstand zur Küste etc.), ist. Für manche Arten ist allerdings der Zusammenhang zwischen dem Vorkommen und Parametern wie z.B. Wassertiefe sehr ausgeprägt. Die begleitende Analyse der Basiserfassung ermöglicht die Identifizierung von natürlichen Verbreitungsmustern der betrachteten Arten, die in Zusammenhang mit abiotischen Gegebenheiten im untersuchten Gebiet stehen. Entsprechend können die Ergebnisse der Analyse von Bau- und Betriebsphase in diesem Zusammenhang interpretiert und Meide- bzw. Attraktionsreaktionen besser von natürlichen Verteilungsmustern abgegrenzt werden.

Allerdings konnte im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ die Basisphase nur für die Windparks ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘ ausgewertet werden, während die Auswertung der Bau- und Betriebsphase die Windparks ‚alpha ventus‘, ‚Borkum Riffgrund 1‘, ‚Borkum Riffgrund 2‘, ‚Trianel Windpark Borkum 1‘, ‚Trianel Windpark Bokrum 2‘, ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘, ‚Nordsee One‘ und ‚Mercur Offshore‘ umfasst. Dieser Umstand schränkt die direkte Vergleichbarkeit der verschiedenen Phasen etwas ein.

2.2.3.1 Gradientenanalyse

Berechnung des Erfassungsaufwands pro Abstandsband zum Windpark

Für alle Erfassungen (Flug und Schiff) wurde der Erfassungsaufwand im jeweiligen Abstand um die OWPs berechnet. Dazu wurde das jeweilige Untersuchungsgebiet, ausgehend von der äußeren Umrandung der jeweiligen Windparks sowohl nach außen als auch nach innen (bis zum jeweiligen Zentrum), in 10 m breite Bänder unterteilt (Abb. 2.7). Abhängig davon, wie oft ein jeweiliges Band von einer Transektlinie geschnitten wird und in welchem Winkel die Transektlinie das jeweilige Band schneidet, weisen die jeweiligen 10-m-Bänder einen unterschiedlichen Erfassungsaufwand auf.

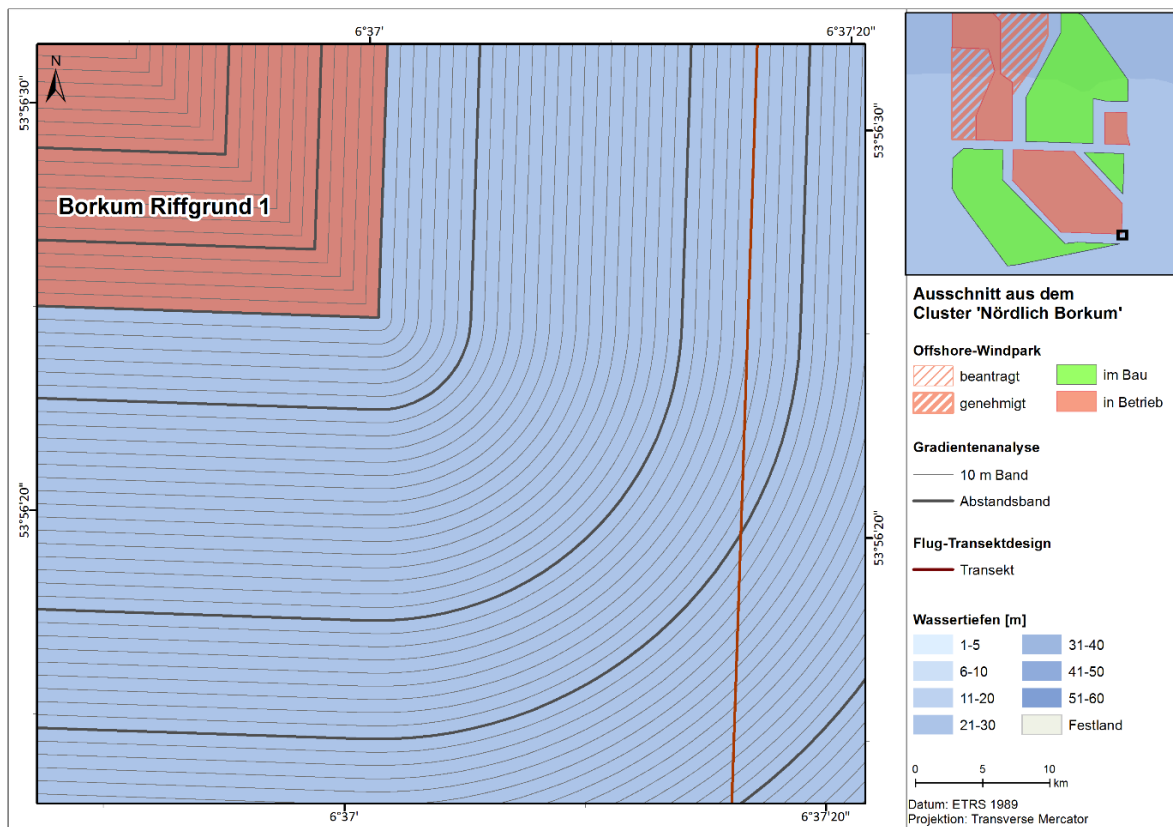


Abb. 2.7 Darstellung der 10-m-Bänder (schmale schwarze Linien) und der daraus resultierenden Abstandsbänder (breite schwarze Bänder) von der Windparkgrenze ausgehend sowohl nach außen als auch nach innen.

Für die nachfolgende Analyse bau- bzw. betriebsbedingter Effekte ist die Vergleichbarkeit der Daten unterschiedlicher Abstände zum Windpark relevant. Eine Korrektur der Beobachtungen in Abhängigkeit zum Erfassungsaufwand ist notwendig, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Entsprechend wurden die zuvor ermittelten 10-m-Bänder zu Abstandsbändern gleichen Erfassungsaufwandes zusammengefasst (siehe auch Abb. 2.7). Der aufsummierte Erfassungsaufwand liegt somit in jedem Abstandsband bei einer vorab festgelegten Erfassungstrecke, die für diese Auswertung auf 50 km mit einer maximalen Abweichung von 10 % festgelegt wurde. Die Breite der Abstandsbänder ist damit vom Erfassungsaufwand in dem entsprechenden Gebiet abhängig. Daraus folgt, dass die innerhalb der OWPs befindlichen 10-m-Bänder aufgrund relativ weniger Transektabschnitte nur einen relativ geringen Erfassungsaufwand aufweisen wohingegen 10-m-Bänder die sich weiter von den OWPs entfernt befinden entsprechend längere Transektstrecken beinhalten und somit einen größeren Erfassungsaufwand aufweisen. Der Erfassungsaufwand pro 10-m-Band steigt also mit Abstand zum OWP.

Daraus folgt, dass zur Berechnung des vorgegebenen Erfassungsaufwands von 50 km ± 5 km des jeweiligen Abstandsbandes nahe und in den OWPs prinzipiell mehr 10-m-Bänder zusammengefasst werden mussten als weiter entfernt und die Abstandsbänder gleichen Erfassungsaufwandes mit der Entfernung zur OWP-Fläche immer schmaler werden (vergl. Abb.

2.8). Dadurch stehen im direkten OWP-Bereich nur wenige Datenpunkte für die Berechnung von Gradienten zur Verfügung, während in größerer Entfernung viele Datenpunkte vorliegen. Entsprechend ist die Auflösung der Punkte innerhalb und im Nahbereich der OWPs geringer als in weiterer Entfernung. Aus diesem Grund wurde ab Februar 2018 ein verändertes Flugtransektdesign verwendet, welches den Erfassungsaufwand im direkten OWP-Bereich erhöht, und somit die Auflösung der Punkte verbessert.

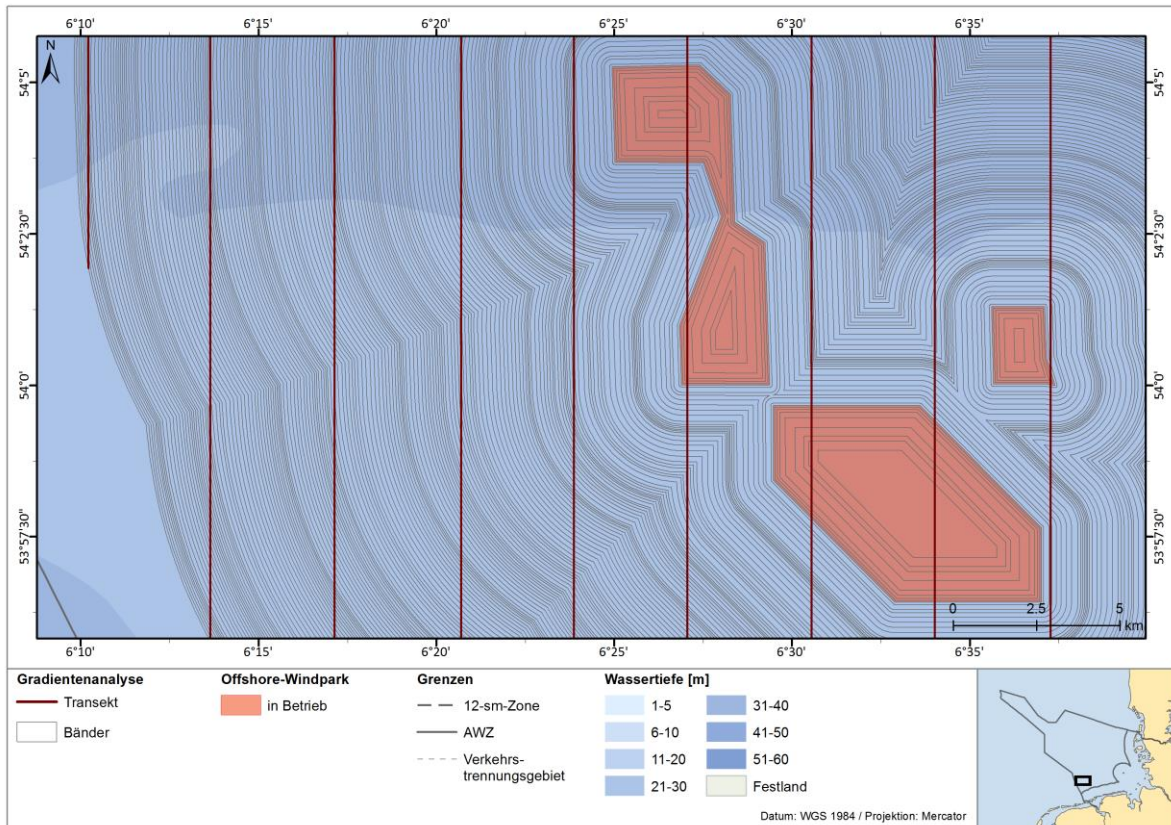


Abb. 2.8 Beispielhafte Darstellung der Abstandsbänder mit gleichem Erfassungsaufwand von 50 km Transektstrecke um die einzelnen OWPs des Clusters ‚Nördlich Borkum‘.

Berechnung der Individuenzahlen bzw. Sichtungen pro Band

Für jedes Abstandsband wurde die Anzahl aller Individuen bzw. Sichtungen pro Art ermittelt, die in dieser Fläche im Erfassungszeitraum (pro Phase) festgestellt wurde. Der Erfassungsaufwand über alle Abstandsbänder weicht um maximal 10 % ab. Entsprechend können die Anzahl der Individuen bzw. der Sichtungen zwischen den Abstandsbändern direkt miteinander verglichen werden.

Da die festgelegten Abstandsbereiche um die jeweiligen OWPs verlaufen, können im betrachteten Gebiet verlaufende abiotische Gradienten (z.B. Wassertiefe, Abstand zur Küste etc.) vernachlässigt werden, da durch den umschließenden Verlauf verschiedene Bereiche innerhalb des Gradienten abgedeckt werden. Wenn beispielsweise die Wassertiefe im jeweilig analysierten Gebiet eine graduelle Veränderung zur Küste hin aufweist, werden pro Abstandsband flache und

tiefe Wasserbereiche (z.B. nördlich und südlich der OWPs) zusammengefasst. In der Auswertung kann daher ein Zusammenhang in der Verteilung der Vögel mit natürlich auftretenden Gradienten mit größerer Gewissheit ausgeschlossen und so ermittelte Effekte sicherer dem Bau oder Betrieb von WEA zugeordnet werden. Wie oben beschrieben, können natürliche Gradienten in den Verteilungsmustern zusätzlich auch durch den Vergleich mit der Basiserfassung erkannt und entsprechend diskutiert werden.

Darstellung von groben Abstandsklassen und nicht-parametrischer Test

Zur Identifizierung grober Verteilungsmuster im betrachteten Gebiet bis 8 bzw. 10 km (16 km für Seetaucher) wurde der Datensatz außerhalb der OWPs zunächst in Klassen von 2 km Breite eingeteilt. Es ergeben sich Abstandsklassen mit 0-2 km, 2-4 km, 4-6 km, 6-8 km und gegebenenfalls 8-10 km (außerdem noch 10-12 km, 12-14 km und 14-16 km für Seetaucher) Abstand zur Grenze der OWPs. Außerdem wurden die 10-m-Bänder innerhalb der Windparks zur Abstandsklasse „OWP“ zusammengefasst.

Die am weitesten entfernte und somit potentiell am wenigsten durch die OWP-Fläche beeinflusste Abstandsklasse (je nach Art und Methode entsprechend 6-8 km, 8-10 km und 14-16 km) diente hier als Referenzklasse. Mit Hilfe des nicht-parametrischen Wilcoxon-Rangsummentests (Wilcoxon-Test) wurden die Sichtungsraten (Ind./km oder Trupps/km) der jeweiligen Klasse statistisch auf Unterschiede zur zugehörigen Referenzklasse überprüft. Zusätzlich wurden jeweils als Interpretationshilfe die prozentualen Anteile der Sichtungsraten innerhalb der unterschiedlichen Abstandsklassen an der Gesamtsichtungsrate der jeweiligen Phase berechnet.

Im Anschluss wurden die Daten einer detaillierten Analyse für die Bestimmung von Meide- bzw. Attraktionsradien unterzogen. Als statistische Methode zur Durchführung dieser Analyse wurden generalisierte additive Modelle (GAM) gewählt.

Statistische Auswertung mittels GAM

Die Daten wurden in R 3.5.2 (R Core Team 2018) ausgewertet, wobei ein GAM (Funktion *gam()* aus dem R Paket *mgcv*), eine Regressionsanalyse zur Modellierung nicht-linearer Zusammenhänge (Wood 2006), mit negativ binomialer Verteilung verwendet wurde. Diese Art der Modellierung ist den erhobenen Daten angemessen und hat sich im vorhergehenden Untersuchungszeitraum als geeignet erwiesen. Als abhängige Variable wurde die aufsummierte Anzahl der Individuen (bzw. Sichtungen) pro Abstandsband, als unabhängige Variable wurde die Distanz zum OWP, ausgedrückt als der Mittelpunkt der Abstandsbander gewählt. Die Anzahl der Datenpunkte für die Berechnung des GAM variierten aufgrund unterschiedlicher Puffer in den verschiedenen Phasen und aufgrund unterschiedlicher Untersuchungsgebiete der Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen.

In Abhängigkeit vom Erfassungsaufwand und der damit verbundenen Akkumulation der 10-m-Bänder konnten zwischen insgesamt minimal 53 (Schiffstransekt-Erfassungen während der Basiserfassung) und maximal 301 (Flugtransekt-Erfassungen (Seetaucher) während der Betriebsphase) Datenpunkte generiert werden, die in die Analyse einfließen. Zur Modellierung

mit Hilfe des GAMs wurde die Anzahl der Knotenpunkte auf 5 festgelegt (Keele 2008, Zuur 2009). Die Modelle wurden anhand diagnostischer Plots validiert.

Sofern die Modelle einen signifikanten Zusammenhang zwischen Anzahl und Distanz zum OWP zeigten, wurde die Glättungskurve des Modells mit 95 %-Konfidenzintervallen dargestellt. Wenn die Glättungskurve eine Plateauphase aufwies, konnte ein Bereich (Abb. 2.9, schwarz schraffiert) festgelegt werden in dem sich die maximale Meidedistanz, abhängig von den Konfidenzintervallen des Modells, befindet. Der geschätzte Meideabstand (Abb. 2.9, schwarze Linie) wurde anhand des unteren Konfidenzintervalls festgelegt. Zusätzlich wurde, sofern möglich, der Bereich innerhalb der Konfidenzintervalle festgelegt, in dem 50 % der Tiere, abhängig vom modellierten Maximalwert, im betrachteten Gebiet vorhanden waren (Abb. 2.9, grün schraffiert).

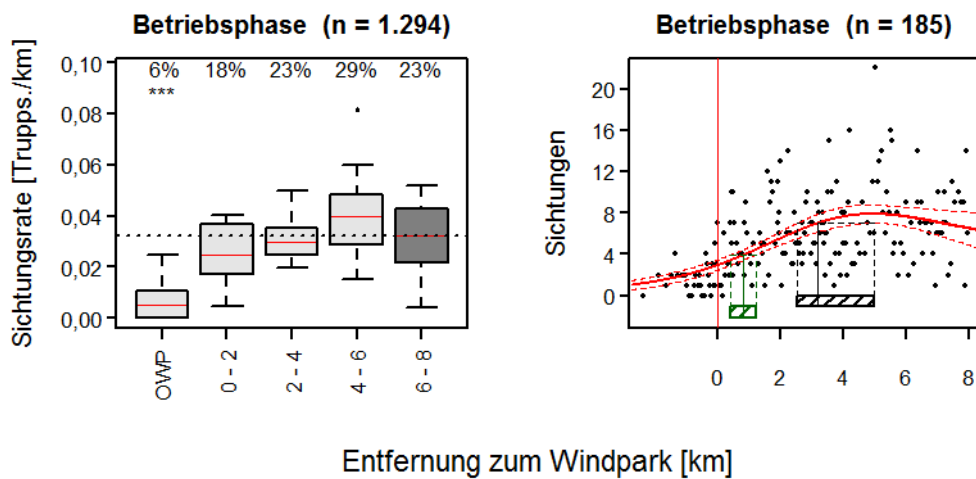


Abb. 2.9 Beispielhafte Darstellung einer Gradientenanalyse im Falle einer Meidung der OWPs. Links: nicht-parametrischer Test der Sichtungsraten (Ind./km) in groben Abstandsklassen. Prozentuale Anteile der einzelnen Abstandsklassen an der Gesamtsichtungsrate über den Boxplots. Darunter Signifikanzniveaus des Wilcoxon-Tests (Signifikanzlevel: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, n.s. $p > 0.05$). Median der Referenzklasse (dunkelgrau) als gestrichelte Linie dargestellt. Abstandsklassen in km Entfernung zur Windparkgrenze. Über dem Boxplot die Individuenzahl ($n = 1.294$). Rechts: Modellierung der Individuenzahl im Verhältnis zur Entfernung vom Windpark (Windparkgrenze = rote senkrechte Linie) in km. Gezeigt ist das GAM (rote Modellkurve) mit 95 % Konfidenzintervall (gestrichelte rote Kurven) sowie der maximale Meidebereich (schwarz schraffiert) mit dem geschätzten Meideabstand (schwarze Linie). Dargestellt ist außerdem der Bereich, in dem 50 % der Individuen, abhängig vom Maximalwert, im betrachteten Gebiet auftreten (grün schraffiert) mit dem ermittelten Modellwert (grüne Linie). Über dem GAM die Anzahl der in der Analyse berücksichtigten Datenpunkte ($n = 185$), abhängig vom Erfassungsaufwand während der Phase.

Prinzipiell werden in Bezug auf die Analyse der Daten die beiden methodischen Ansätze, also der nicht-parametrische Test und das räumlich höher aufgelöste GAM, gemeinsam betrachtet. Dadurch wird eine möglichst genaue Interpretation der komplexen Verhaltensweisen der Arten bezüglich möglicher Meide- oder Attraktionseffekte der Windparks angestrebt. Die grobe

Einteilung der Abstandsklassen der nicht-parametrischen Analyse wird durch die feinere Skalierung des GAM ergänzt und detaillierter abgebildet.

2.3 Gefährdungsstatus der betrachteten Arten

In Tab. 2.5 werden die im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ durch Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen während des sechsten Jahres des Umweltmonitorings (2018) festgestellten Arten aufgelistet, die im Ergebnisteil näher besprochen werden und die einen länderübergreifenden Schutz- oder Gefährdungsstatus aufweisen. Hierfür wurden herangezogen:

- Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013)
- der gesamteuropäische Gefährdungsstatus (BirdLife International 2017)
- der Gefährdungsstatus innerhalb der 27 EU-Staaten (BirdLife International 2017)
- der Status der Arten nach dem Aktionsplan zum „Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (AEWA)“ (UNEP/AEWA Secretariat 2019)
- die Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands (Hüppop et al. 2013)

Alle Kategorien werden im Anschluss an die Tabelle erläutert.

Eine Liste aller erfassten Arten findet sich im Anhang nach Erfassungsmethode getrennt (Tab. A. 21 und Tab. A.22)

Bei im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht auf Unterart- bzw. Populationsniveau differenzierten Arten, von denen in Norddeutschland verschiedene Unterarten oder Populationen auftreten können, werden die AEWA-Einstufungen der entsprechenden Unterarten/Populationen aufgeführt (Bsp.: Alpenstrandläufer C 1 / A 1c). Hierbei werden - soweit möglich - Gefährdungseinstufungen von Unterarten oder Populationen, die in Norddeutschland zahlenmäßig überwiegen bzw. deren Auftreten hier am wahrscheinlichsten ist, an erster Stelle genannt. Bei der nachfolgenden Darstellung der Verteilung der Arten auf die Schutzkategorien werden nur diese Unterarten/Populationen betrachtet. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nachgewiesene Arten bzw. Populationen des AEWA-Abkommens, für die Deutschland kein Arealstaat ist, sind durch ein „[N]“ hinter der Einstufung gekennzeichnet.

Tab. 2.5 Liste der während der Erfassungen (Flug und Schiff) im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ während des sechsten Jahres des Umweltmonitorings (2018) nachgewiesenen und im Ergebnisteil näher betrachteten, gefährdeten oder geschützten Vogelarten mit Angaben zum Status (Rast/Zug) sowie zum Schutz- oder Gefährdungstatus [Vsch-RL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang I; EUR-Gef: gesamteuropäische Gefährdungskategorien; EU27-Gef.: Gefährdungskategorien innerhalb der 27 EU-Staaten (Stand: 2017); AEWA: Kategorien des AEWA-Abkommens; RLW-BRD: Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands].

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sternaucher	R/Z	Annex I	LC	LC	C (1)	2
Prachtaucher	R/Z	Annex I	LC	LC	B 2c	*
Eissturmvogel	R/Z		EN	VU		*
Basstöpel	R/Z		LC	LC	C 1	*
Trauerente	R/Z		LC	LC	B 2a	*
Zwergmöwe	R/Z	Annex I	NT	LC	B 1	*
Lachmöwe	R/Z		LC	LC	B 2c	*
Sturmmöwe	R/Z		LC	LC	C 1	*
Heringsmöwe	R/Z		LC	LC	C 1	1 (spp. fuscus ¹)
Silbermöwe	R/Z		NT	VU	B 2c	*
Mantelmöwe	R/Z		LC	LC	C 1	*
Dreizehenmöwe	R/Z		VU	EN	A 1b	*
Brandseeschwalbe	R/Z	Annex I	LC	LC	C 1	*
Flusseeeschwalbe	R/Z	Annex I	LC	LC	C 1	3
Küstenseeschwalbe	R/Z	Annex I	LC	LC	C 1	*
Trottellumme	R/Z		NT	LC	B 2c/ C 1	*
Tordalk	R/Z		NT	LC	A 4	*

¹tritt im Untersuchungsgebiet nur selten auf

Erläuterungen:

EU-Vogelschutzrichtlinie (Vsch-RL, Quelle: Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013)

Annex I Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie umfasst insgesamt 181 Arten. Es sind die vom Aussterben bedrohte Arten, aufgrund geringer Bestände oder kleiner Verbreitungsgebiete seltene oder durch ihre Habitatsansprüche besonders schutzbedürftige Arten.

Die **gesamteuropäischen Gefährdungskategorien** (EUR-Gef.) und die **EU27-Gefährdungskategorien** (EU27-Gef.) (Quelle: BirdLife International 2017):

CR – Critically Endangered: „Vom Aussterben bedroht“. Ein Taxon ist vom Aussterben bedroht, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein extrem hohes Risiko besteht, dass das Taxon in

	unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.
EN – Endangered:	„Stark gefährdet“. Ein Taxon ist stark gefährdet, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein sehr hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.
VU – Vulnerable:	„Gefährdet“. Ein Taxon ist gefährdet, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.
NT - Near Threatened	„potenziell gefährdet“. Ein Taxon ist potenziell gefährdet, wenn die Beurteilung nicht zur Einstufung in die Kategorien vom Aussterben bedroht, stark gefährdet oder verletzlich führt, jedoch vorraussichtlich in naher Zukunft in einer der Kategorien eingestuft werden wird
LC - Least Concern	„nicht gefährdet“. Ein Taxon ist nicht gefährdet, wenn die Beurteilung nicht zur Einstufung in die Kategorien vom Aussterben bedroht, stark gefährdet, verletzlich oder potenziell gefährdet führt. Weit verbreitete und individuenstarke Arten sind hier geführt.
NE - Not Evaluated	„nicht bewertet“.

Populationsstatus nach dem Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (**AEWA**) (Quelle: UNEP/AEWA Secretariat 2019):

- A 1c: Populationen mit einer Individuenzahl von weniger als etwa 10.000.
- A 2: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 10.000 bis 25.000.
- A 3b: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 bis 100.000, die als gefährdet gelten aufgrund der Angewiesenheit auf einen erheblich gefährdeten Habitattyp.
- A 3c: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 bis 100.000, die als gefährdet gelten aufgrund eines erheblichen langfristigen Rückganges.
- A 4: Arten, die in der IUCN Red List als „Near Threatened“ geführt werden, die aber nicht die Kriterien zur Einstufung in die Kategorien A 1, A 2 oder A 3 erfüllen,
- B 1: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 und 100.000, die den Voraussetzungen für Spalte A nicht entsprechen.
- B 2a: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund der Konzentration auf eine geringe Anzahl von Stätten in jeder Phase ihres Jahreszyklus.
- B 2b: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund der Angewiesenheit auf einen erheblich gefährdeten Habitattyp.
- B 2c: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund eines erheblichen langfristigen Rückganges.
- B 2d: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund großer Schwankungen bezüglich Populationsgröße oder –trends.
- C 1: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die eine internationale Zusammenarbeit von erheblichem Nutzen sein könnte und die den Voraussetzungen für Spalte A oder B nicht entsprechen.

- (): Populationssituation unbekannt, Gefährdungsstatus geschätzt.
- *: Die mit einem Sternchen gekennzeichneten Populationen dürfen ausnahmsweise auf der Grundlage einer nachhaltigen Nutzung auch weiterhin bejagt werden, soweit die Bejagung dieser Populationen einer langen kulturellen Tradition entspricht (siehe Anlage 3 Absatz 2.2.1).
- [N]: Art des AEWA-Abkommens, für die Deutschland kein Arealstaat ist.

Die Gefährdungskategorien der **Roten Liste** wandernder Vogelarten Deutschlands (RLW-BRD) (Quelle: Hüppop et al. 2013):

- | | |
|----------------------------|--|
| 0 – Erlöschen: | Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, die im Bezugsraum als wandernde Individuen verschwunden sind oder von denen keine wild lebenden Bestände mehr bekannt sind. |
| 1 – Vom Erlöschen bedroht: | Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, die so schwerwiegend bedroht sind, dass ihre Bestände in absehbarer Zeit erlöschen, wenn die Gefährdungsursachen fortbestehen. |
| 2 – Stark gefährdet | Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände erheblich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Einheit nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Vom Erlöschen bedroht“ auf. |
| 3 – Gefährdet | Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände merklich zurückgegangen oder durch laufende oder absehbare menschliche Einwirkungen bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Einheit nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Stark gefährdet“ auf. |
| R – Extrem selten | Extrem seltene oder sehr lokal vorkommende Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände in der Summe weder lang- noch kurzfristig abgenommen haben und die auch nicht aktuell bedroht sind, aber gegenüber unvorhersehbaren Gefährdungen besonders anfällig sind. |
| * – Ungefährdet | Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen werden als derzeit nicht gefährdet angesehen, wenn ihre Bestände zugenommen haben, stabil sind oder so wenig abgenommen haben, dass sie nicht mindestens in Kategorie V eingestuft werden müssen |
| V – Vorwarnliste | Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände merklich zurückgegangen sind, aber aktuell noch nicht gefährdet sind. Bei Fortbestehen bestandsreduzierender Einwirkungen ist in naher Zukunft eine Einstufung in die Kategorie „Gefährdet“ wahrscheinlich. |
| - | Nicht aufgeführte Arten |

3 ERGEBNISSE

3.1 Artenspektrum und Artenzahlen

3.1.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Während der 12 Schiffstransekt-Erfassungen 2018 wurden insgesamt 15.123 Vögel (davon 13.218 Rastvögel) registriert, von denen sich 6.841 innerhalb des Transektes befanden. Die erfassten Vögel ließen sich 69 Arten bzw. 15 Artgruppen zuordnen. Davon wurden 26 Arten als Rastvogelarten eingestuft, welche 97,1 % aller Individuen (N = 6.640) im Transektbereich umfassten. Im Transekt wurden 97,3 % der Individuen auf Artniveau bestimmt (N = 6.459).

Die häufigste Art innerhalb des Transektbereiches war die Trottellumme mit 22,3 %, gefolgt von der Heringsmöwe mit 18,2 % und dem Basstölpel mit 13,9 % (Abb. 3.1). Eine vollständige Auflistung aller erfassten Arten/Artgruppen mit Individuenzahlen findet sich im Anhang (Tab. A. 21). Möwen wurden als häufigste Artgruppe festgestellt (42,7 %). Als zweithäufigste Artgruppe wurden Alkenvögel mit 36,4 % erfasst. In Kapitel 3.2 werden die Dichtewerte, die Jahresphänologie einzelner Arten sowie deren Verteilung im Untersuchungsgebiet dargestellt.

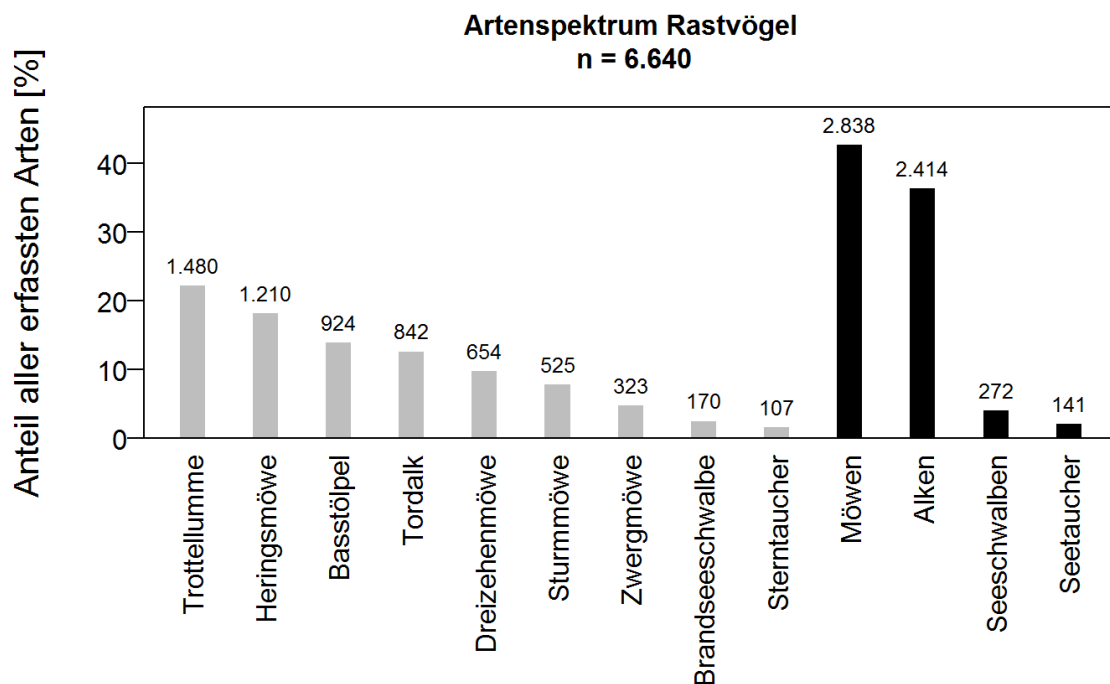


Abb. 3.1 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ 2018 bei Schiffsuntersuchungen innerhalb des Transektes erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Das Artenspektrum und die relative Häufigkeit der einzelnen Arten waren zwischen den Jahren 2013 bis 2018 vergleichbar, allerdings schwankten die mittleren Erfassungsraten zwischen den Jahren. Die Anzahl der in den Jahren 2013 - 2018 innerhalb des Transektbereiches nachgewiesenen Rastvögel, die Anzahl der Transektfahrten sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen/Ausfahrt) sind in Tab. 3.1 aufgeführt. Das Jahr 2017 zeigte dabei die höchste Erfassungsrate mit 759,3 Individuen pro Fahrt, während im Jahr 2015 die geringste Erfassungsrate festgestellt wurde (380 Ind./Fahrt). Unterschiede beruhen sowohl auf natürlichen Schwankungen, aber auch darauf, zu welchem Zeitpunkt die Erfassungen durchgeführt wurden (z. B. Erfassung von Zugwellen). Maximale Monatsdichten sind in Tab. 3.5 für ausgewählte Rastvögel zwischen den Untersuchungsjahren zusammengefasst.

Tab. 3.1 Anzahl nachgewiesener Rastvogel-Individuen, Anzahl der Ausfahrten sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Fahrt) anhand der Schiffstransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in den Jahren 2013 bis 2018.

Erfassungsjahr	Anzahl im Transekt	Schiffstransektfahrten	Ind./Ausfahrt
2013	4.062	9	451,3
2014	5.892	11	535,6
2015	4.940	13	380,0
2016	6.786	12	565,5
2017	9.111	12	759,3
2018	6.841	12	570,1

3.1.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Während der Flugtransekt-Erfassungen wurden insgesamt 14.116 Individuen aus 43 Arten bzw. Artgruppen im Untersuchungsgebiet festgestellt (siehe Anhang, Tab. A.22). 27 Arten bzw. Artgruppen wurden als Rastvögel eingestuft (13.871 Individuen; Tab. A.22). 81,3 % aller Individuen wurden auf Artniveau bestimmt und 4,7 % der Individuen wurden weder auf Art- noch auf Artgruppenniveau bestimmt.

Die häufigste Art im Erfassungszeitraum war mit 17,9 % der Individuen die Heringsmöwe, gefolgt von Tordalk mit 15,3 % und der Trottellumme mit 15,2 % (Abb. 3.2). Weitere häufige Arten waren Dreizehenmöwe, Zwergmöwe, Brandseeschwalbe und Sturmmöwe. Die häufigsten Artgruppen waren Möwen (40,5 %) und Alkenvögel (36,9 %), in weiterem Abstand gefolgt von Seeschwalben (10,6 %). Seetaucher waren mit einem Anteil von 1,9 % an der Gesamtzahl weniger häufig.

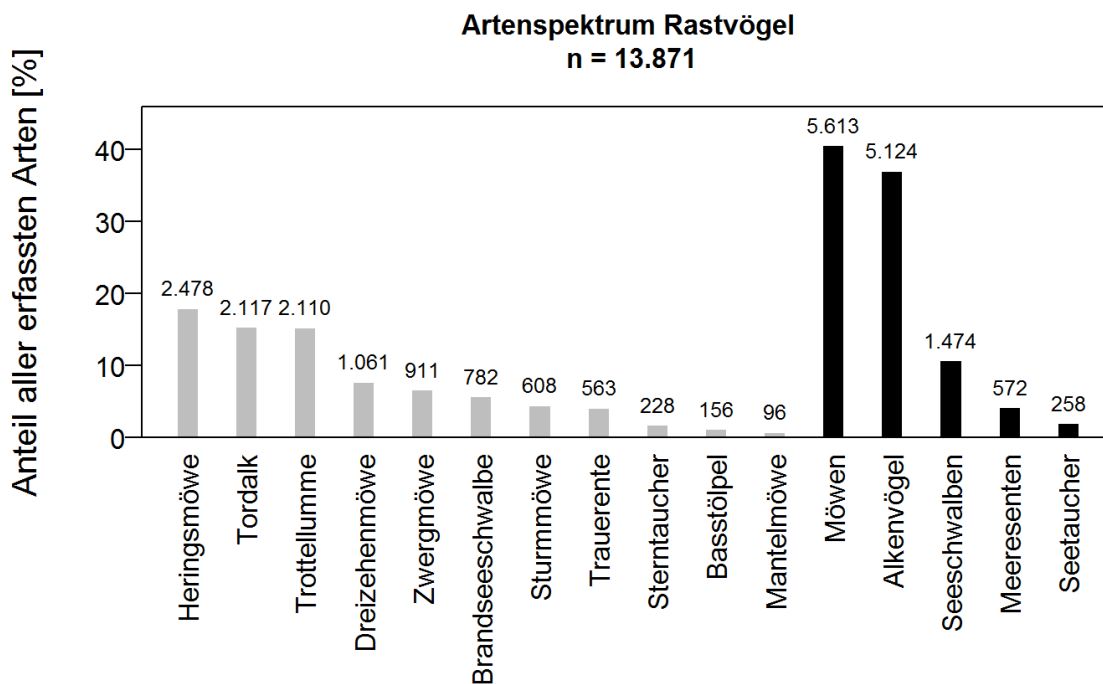


Abb. 3.2 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ 2018 bei Fluguntersuchungen erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Das Artenspektrum war zwischen den Jahren 2013 - 2018 vergleichbar, jedoch zeigten die relativen Häufigkeiten einzelner Arten zum Teil deutliche Abweichungen. Die Individuenzahlen schwankten in den einzelnen Erfassungsjahren zwischen 4.257 und 33.398 Tieren. (Tab. 3.2). Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass die Individuenzahlen der Rastvögel aus dem Jahr 2013 auf vier Flugtransekt-Erfassungen, im Jahr 2014 und 2018 auf acht Erfassungen und in den Jahren 2015, 2016 und 2017 auf jeweils neun Erfassungen beruhten. Zudem wurden die Flugtransekt-Erfassungen im Jahr 2013 noch als konventionelle Beobachterflüge durchgeführt, während seit 2014 digitale Erfassungen mit dem HiDef-System stattfanden. Im aktuellen Untersuchungsjahr wurde zudem das Transektdesign angepasst, sodass küstennahe Bereiche im Süden des Untersuchungsgebietes nun nicht mehr abgedeckt werden. Hierdurch ist auch der geringere Anteil der Trauerenten im Artenspektrum zu erklären, da deren favorisiertes Rasthabitat in dem sie bei geeigneten Wassertiefen tauchend Muscheln vom Meeresgrund aufnehmen seit Februar 2018 nicht mehr durch das Transektdesign abgedeckt wird.

Auch die Erfassungszeiträume unterschieden sich: 2013 fanden Flugtransekt-Erfassungen nur im Sommerhalbjahr statt (IfAÖ et al. 2015), während in den übrigen Jahren alle Jahreszeiten abgedeckt wurden. Im aktuellen Untersuchungsjahr wurden allerdings im November und Dezember keine Flüge durchgeführt. Die erfasste Individuenzahl ist außerdem stark von natürlichen Schwankungen im Vorkommen einzelner Arten abhängig. Trauerenten, die in küstennahen Flachwasserbereichen in sehr hohen Dichten vorkommen, waren vor allem 2014 und 2017 äußerst abundant.

Die Artenspektren zwischen den Jahren beruhen daher sowohl auf methodischen Unterschieden sowie auch natürlichen Schwankungen.

Tab. 3.2 Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln, Anzahl der Flüge sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Flug) anhand der Flugtransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in den Jahren 2013 bis 2017.

Erfassungsjahr	Individuenzahl	Flugtransekt-Erfassungen	Ind./Flug
2013	4.257	4	1.064
2014	33.398	8	4.175
2015	12.903	9	1.434
2016	29.386	9	3.265
2017	27.542	9	3.060
2018	13.871	8	1.734

3.2 Häufigkeit und Verteilung einzelner Arten und Artgruppen

Den Vorgaben des StUK4 (BSH 2013d) entsprechend werden in den nachfolgenden Unterkapiteln jene Arten besprochen, die im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (Vsch-RL) gelistet sind. Des Weiteren werden Arten betrachtet, die aufgrund des häufigen Vorkommens im Untersuchungsgebiet als relevante Arten klassifiziert wurden oder die lebensraumtypische Arten oder Artgruppen darstellen.

Die räumliche Verteilung der Arten oder Artgruppen wird in den folgenden Unterkapiteln anhand von Rasterdichtekarten dargestellt, welche die mittlere saisonale Dichte je Rasterzelle zeigen. Punktsichtungskarten aller einzelnen Schiffsausfahrten und Zählflüge werden im Anhang in Kapitel A.3 aufgeführt, sofern mindestens drei Individuen einer Art pro Fahrt (im Transekt) oder Flug erfasst wurden. Monatsdichten pro Art/Artgruppe finden sich für Schiffstransekt-Erfassungen in Tab. 3.3 und für Flugtransekt-Erfassungen in Tab. 3.4.

Im Folgenden werden die Dichtewerte, die Jahresphänologie sowie die Verteilung im Untersuchungsgebiet einzelner Arten/Artgruppen für das aktuelle Untersuchungsjahr 2018 dargestellt und die Ergebnisse mit den Werten der früheren Untersuchungen (erstes bis fünftes Jahr der Clusteruntersuchung 2013 - 2017) verglichen. Maximale Monatsdichten aus den Jahren 2013 - 2018 sind in Tab. 3.5 und Tab. 3.6 für die wichtigsten Rastvögel zusammengefasst.

Da die Untersuchungsgebiete der Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Jahren 2013 und 2018 gleich waren, sind die Ergebnisse in dieser Hinsicht gut vergleichbar. Bei den Flugtransekt-Erfassungen muss beachtet werden, dass sich das Jahr 2013 (aufgrund der Methodik) und das Jahr 2018 (aufgrund des geänderten Untersuchungsgebietes) von den übrigen Untersuchungsjahren unterscheiden. Bei beiden Methoden muss außerdem beachtet werden, dass die Erfassungszeiten in jedem Jahr leicht unterschiedlich waren. Generell kann die stichprobenhafte

Erfassungsmethodik in Verbindung mit natürlicher Variation zwischen den Jahren zu größeren Schwankungen bei den ermittelten Dichten führen.

Tab. 3.3 *Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2018. Die Angabe 0 bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art registriert wurden, „-“, bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde. * Alkenvögel beinhalten auch alle auf Artniveau bestimmten Trottellummen und Tordalken*

Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Maximum
Seetaucher	-	0	0,02	0,27	0,04	0	0	0	0	-	<0,01	0,06	0,27
Basstölpel	-	0,03	0,04	1,85	0,02	0,07	0,02	0,12	<0,01	-	<0,01	<0,01	1,85
Eissturmvogel	-	0	0	0	0	0,01	<0,01	0	0	-	<0,01	0	0,01
Trauerente	-	0	0	0,01	0,08	0	0	0	0	-	0	0	0,08
Zwergmöwe	-	0,04	0,13	0,41	0	0	0	0	0	-	0,20	0,16	0,41
Lachmöwe	-	0	0	<0,01	0	0	0	<0,01	0,05	-	0,03	0,01	0,05
Sturmmöwe	-	0,09	0,13	0,07	0,02	<0,01	0,01	<0,01	0,03	-	0,15	2,06	2,06
Heringsmöwe	-	0	0,02	0,40	0,77	1,25	0,68	1,05	0,19	-	0	<0,01	1,25
Silbermöwe	-	0,01	0,02	<0,01	<0,01	0	0	0	<0,01	-	0,02	0,01	0,02
Mantelmöwe	-	0,03	0,03	0,01	0	0,02	0	0,02	0	-	0,04	0,05	0,05
Dreizehenmöwe	-	0,73	0,21	0,50	0,02	0,03	0,02	0,06	<0,01	-	0,42	0,04	0,73
Brandseeschwalbe	-	0	0	0,16	0,35	0,02	0	0	<0,01	-	0	0	0,35
Fluss- /Küstenseeschwalbe	-	0	0	0,02	0,16	0	<0,01	0,10	<0,01	-	0	0	0,16
Trottellumme	-	0,78	0,52	0,45	3,16	0,07	0,03	0,54	0,02	-	0,27	0,35	3,16
Tordalk	-	2,16	0,54	0,28	0,03	0	0	0,03	0	-	0,31	<0,01	2,16
Alkenvögel*	-	3,03	1,21	0,74	3,25	0,07	0,03	0,57	0,02	-	0,63	0,36	3,25
Anzahl Fahrten	0	1	1	2	1	1	1	1	1	0	2	1	

Tab. 3.4 *Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten / Artgruppen aus digitalen Flugtransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2018. Die Angabe 0 bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art registriert wurden, „-“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde. * Alkenvögel beinhalten auch alle auf Artniveau bestimmten Trottellummen und Tordalken*

Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Maximum
Seetaucher	0,10	0,02	-	0,26	0,04	<0,01	0	-	<0,01	<0,01	-	-	0,26
Eissturmvogel	0	0	-	0	<0,01	<0,01	0	-	0	<0,01	-	-	<0,01
Basstölpel	0,01	<0,01	-	0,06	0,05	0,03	0,06	-	<0,01	0,01	-	-	0,06
Trauerente	0,77	0,13	-	0	0	0	0	-	0,01	0	-	-	0,77
Zwergmöwe	0,07	0,06	-	1,20	0,03	<0,01	<0,01	-	<0,01	0,12	-	-	1,20
Lachmöwe	0,01	<0,01	-	0,01	<0,01		0,02	-	0,03	0,04	-	-	0,04
Sturmmöwe	0,66	0,11	-	0,06	<0,01	<0,01	0,02	-	<0,01	0,11	-	-	0,66
Heringsmöwe	0	<0,01	-	0,29	0,14	1,64	0,98	-	0,55	0,13	-	-	1,64
Silbermöwe	0,03	0,01	-	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	-	0,01	0,02	-	-	0,03
Mantelmöwe	0,02	0,02	-	<0,01	0	<0,01	<0,01	-	0,04	0,05	-	-	0,05
Dreizehenmöwe	0,56	0,77	-	0,06	0,06	0,15	0,02	-	0	0,02	-	-	0,77
Brandseeschwalbe	0	0	-	0,41	0,73	0,09	<0,01	-	<0,01	0	-	-	0,73
Fluss- /Küstenseeschwalbe	0	0	-	0,06	0,54	0,02	0,03	-	<0,01	<0,01	-	-	0,54
Trottellumme	0,48	0,29	-	1,72	0,44	0,08	0,22	-	0,08	0,08	-	-	1,72
Tordalk	0,86	2,30	-	<0,01	<0,01	0	0	-	<0,01	0,04	-	-	2,30
Alkenvögel	2,14	2,91	-	1,81	0,49	0,08	0,24	-	0,13	0,23	-	-	2,91
Anzahl Flüge	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	

Tab. 3.5 Maximale monatliche Dichten [Ind./km²] ausgewählter Arten nach Schiffstransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ aus den Jahren 2013 bis 2018.

Art	Maximale monatl. Dichte [Ind./km ²]											
	2013	Monat	2014	Monat	2015	Monat	2016	Monat	2017	Monat	2018	Monat
Seetaucher	0,16	Apr	0,21	Apr	0,06	Apr	0,10	Apr	0,40	Apr	0,27	Apr
Basstölpel	0,18	Sep	0,84	Apr	0,12	Jun/Aug	0,32	Apr	0,67	Apr	1,85	Apr
Trauerente	0,23	Apr	0,22	Mai	0,07	Sep	0,08	Dez	0,33	Jul	0,08	Mai
Zwergmöwe	0,11	Apr	0,60	Mrz	1,29	Apr	0,86	Apr	1,91	Apr	0,41	Apr
Sturmmöwe	0,12	Mai	0,26	Mrz	0,38	Mrz	0,42	Dez	0,21	Feb	2,06	Dez
Heringsmöwe	1,46	Jul	2,03	Jul	0,72	Aug	1,27	Aug	5,95	Jul	1,25	Jun
Silbermöwe	0,02	Apr/Okt/Nov	--*		--*		0,04	Nov	0,07	Mrz	0,02	Mrz
Mantelmöwe	0,15	Okt	--*		0,08	Mrz/Apr	0,17	Feb	0,13	Okt	0,05	Dez
Dreizehenmöwe	0,70	Dez	0,68	Nov	0,46	Dez	0,77	Apr	0,63	Jan	0,73	Feb
Brandseeschwalbe	0,14	Apr	0,11	Apr	0,15	Mai	0,70	Apr	0,40	Apr	0,35	Mai
Fluss- /Küstenseeschwalbe	0,06	Jul	0,13	Aug	0,08	Aug	0,23	Aug	0,28	Mai	0,16	Mai
Alkenvögel	2,71	Dez	2,50	Apr	3,63	Dez	2,48	Feb	6,83	Jan	3,25	Mai

* aufgrund sehr niedriger Individuenzahlen wurden keine Dichten berechnet.

Tab. 3.6 Maximale monatliche Dichten [Ind./km²] ausgewählter Arten nach Flugtransekt-Erfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ aus den Jahren 2013 bis 2018.

Art	Maximale monatl. Dichte [Ind./km ²]											
	2013	Monat	2014	Monat	2015	Monat	2016	Monat	2017	Monat	2018	Monat
Seetaucher	0,49	Mai	0,25	Nov	0,26	Apr	0,44	Apr	0,36	Feb	0,26	Apr
Basstölpel	0,10	Mai	0,07	Jul	0,05	Mai	0,55	Apr	0,34	Aug	0,06	Apr/Jul
Trauerente	0,96	Jul	9,74	Feb	1,69	Mrz	5,29	Feb	9,94	Mrz	0,77	Jan
Zwergmöwe	0,76	Mai	1,92	Apr	0,77	Apr	1,23	Apr	0,70	Mrz	1,20	Apr
Sturmmöwe	0,06	Mai	1,44	Nov	1,20	Apr	1,19	Apr	0,49	Mrz	0,66	Jan
Heringsmöwe	3,33	Jul	2,72	Jul	1,51	Jun	3,86	Jul	2,44	Aug	1,64	Jun
Silbermöwe	1,12	Mai	1,26	Nov	0,12	Mrz	0,09	Feb	0,13	Mrz	0,03	Jan
Mantelmöwe	0,02	Jul	0,17	Nov	0,04	Mrz	0,09	Feb	0,07	Nov	0,05	Okt
Dreizehenmöwe	1,17	Mai	1,07	Nov	0,94	Jan	1,38	Apr	1,27	Nov	0,77	Feb
Brandseeschwalbe	0,21	Jul	0,25	Apr	0,22	Jul	0,20	Mai	0,37	Mai	0,73	Mai
Fluss- /Küstenseeschwalbe	0,55	Apr	0,97	Apr	0,25	Jul	0,20	Mai	0,50	Mai	0,54	Mai
Alkenvögel	0,28	Aug	3,17	Nov	1,06	Jan	6,54	Apr	2,88	Nov	2,91	Feb

3.2.1 Seetaucher (Sterntaucher *Gavia stellata*, Prachtttaucher *Gavia arctica*)

Die deutsche Nordsee stellt für Seetaucher im Winter und Frühjahr ein bedeutendes Rastgebiet dar. Der Winterbestand wurde von Mendel et al. (2008) auf etwa 3.900 Vögel geschätzt. Zum Ende des Winters nehmen die Bestände weiter zu und erreichen nach Auswertungen von Garthe et al. (2015) im Zeitraum 2002 - 2013 einen mittleren Frühjahrsbestand von ca. 20.200 Individuen (18.600 Stern- und 1.600 Prachtttaucher). Aktuellere Modellierungen legen Bestände bis 31.000 Individuen zwischen 2002 und 2017 nahe (Schwemmer et al. 2019). Sowohl in Garthe et al. (2015) als auch in Schwemmer et al. (2019) zeigen sich interannuelle Schwankungen in den Beständen. Im Sommer und Herbst halten sich nur wenige Seetaucher in der deutschen Nordsee auf (Mendel et al. 2008). Vor der schleswig-holsteinischen Küste befindet sich weiterhin das Hauptkonzentrationsgebiet der Seetaucher, hier reichen die Vorkommen mit bis zu 100 km Entfernung von der Küste weit auf die Nordsee hinaus (Mendel et al. 2008, Markones et al. 2013). Dieser Verbreitungsschwerpunkt wird in der aktuellen Literatur bestätigt (Schwemmer et al. 2014, 2019, Garthe et al. 2015, 2018, Markones et al. 2015). Vor der niedersächsischen Küste zog sich ein weiteres bedeutendes Rastgebiet bandartig im Bereich der West- und Ostfriesischen Inseln entlang. Die Rastbestände konzentrierten sich hier innerhalb der 12-Meilen-Zone (Garthe et al. 2004). Nach aktuellen Untersuchungen halten sich nur noch relativ wenige Seetaucher innerhalb dieses Gebietes auf (Garthe et al. 2018). Insgesamt zeigen die Bestände der Seetaucher zwischen 1990 und 2014 keine signifikanten Bestandstrends (Garthe et al. 2015, Markones et al. 2015). Neuere Untersuchungen legen eine leicht positive Tendenz zwischen 2002 und 2014 (Schwemmer et al. 2019) nahe, wobei für das Hauptkonzentrationsgebiet eine leicht negative Tendenz für die letzten Jahre modelliert wurde (Schwemmer et al. 2019).

3.2.1.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Im Untersuchungszeitraum 2018 wurden bei den Schiffstransektfahrten 302 Seetaucher registriert, von denen sich 141 innerhalb des Transektbereiches befanden. Dabei wurden 81,6 % der Sichtungen innerhalb des Transektes auf Artniveau bestimmt. Von den auf Artniveau bestimmten Seetauchern im Transektbereich waren 93,0 % Sterntaucher und 7,0 % Prachtttaucher. Im Folgenden werden die Seetaucher-Arten als Artgruppe zusammengefasst betrachtet.

Das Vorkommen der Seetaucher im Untersuchungsgebiet konzentrierte sich auf den Heimzug im Frühjahr mit einem monatlichen Dichtemaximum von 0,27 Ind./km² im April (Tab. 3.3). Dementsprechend wurde die höchste saisonale Dichte mit 0,15 Ind./km² im Frühjahr festgestellt (Tab. 3.7). Im Sommer und Winter 2017/2018 wurden keine Seetaucher im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Im Winter 2018/2019 wurden nur vereinzelt Individuen festgestellt.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes traten Seetaucher im Frühjahr 2018 konzentriert im Westen des Untersuchungsgebietes auf, wo auch das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘ liegt, während der Rest des Untersuchungsgebietes nur spärlich genutzt wurde (Abb. 3.4). In den

übrigen Jahreszeiten waren die Dichten zu gering, um Aussagen über die Verteilung zu treffen. Seetaucher wurden höchstens im Randbereich der OWPs festgestellt (Abb. A. 1 bis Abb. A. 6).

3.2.1.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden 258 Seetaucher festgestellt. Ein überwiegender Teil der Tiere wurde schwimmend erfasst (96,9 %). Unter den auf Artniveau bestimmten Individuen waren Sterntaucher die mit Abstand häufigste Art (99,1 %, $n = 228$). Prachtaucher wurden nur in geringen Zahlen gesichtet ($n = 2$; 0,9 %). Die folgenden Dichteberechnungen wurden für alle Seetaucher, inklusive der unbestimmten Individuen, durchgeführt. Der Anteil der auf Artniveau bestimmten Seetaucher lag bei 89,1 %.

Die saisonal höchsten Dichten der Seetaucher wurden während der digitalen Flugtransekt-Erfassungen vorwiegend im Winter 2017/2018 und Frühjahr erfasst (Abb. 3.3). Die maximale monatliche Dichte wurde mit $0,26 \text{ Ind./km}^2$ im April festgestellt (siehe auch Tab. 3.4). Die höchste saisonale Dichte wurde im Frühjahr mit $0,15 \text{ Ind./km}^2$ festgestellt (Tab. 3.7), in dieser Saison wurden 2 Flüge durchgeführt. Bereits im Mai wurden deutlich geringere Dichten festgestellt, ab Juni bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes wurden nur sehr geringe Dichten erfasst. Wobei im August, November und Dezember keine Flugtransekt-Erfassungen durchgeführt wurden.

Seetaucher wurden bei der Flugtransekt-Erfassung im Winter 2017/2018 schwerpunktmäßig im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes, im Bereich der Ostfriesischen Inseln, gesichtet (Abb. 3.5). Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes kamen Seetaucher im Winter 2017/2018 nur vereinzelt vor. Im Frühjahr war die Verteilung der Seetaucher dann verstreuter. Die Tiere wurden schwerpunktmäßig im Osten des Untersuchungsgebietes festgestellt, aber auch im zentralen und nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes wurden Seetaucher gesichtet. Weniger Sichtungen gab es im Süden, wobei aufgrund des veränderten Transektdesigns das Untersuchungsgebiet nun nicht mehr so weit nach Süden reicht, wie noch im Januar. Im Sommer und Herbst wurden nur vereinzelt Seetaucher im Zentrum des Untersuchungsgebietes auf Höhe des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ festgestellt. Innerhalb der im Betrieb befindlichen Windparks wurden im Jahr 2018 lediglich 2 Seetaucher (alle schwimmend) registriert (Abb. A. 102 bis Abb. A. 106).

Seetaucher Individuendichte

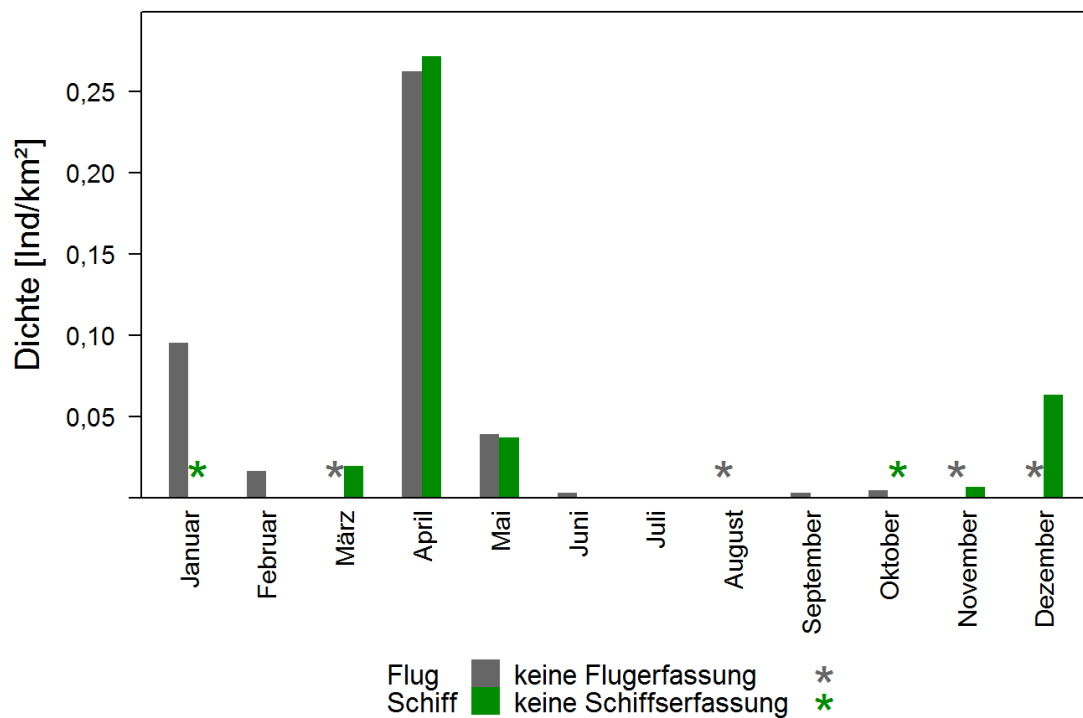


Abb. 3.3 Monatliche Dichten der Seetaucher bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.7 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Seetaucher sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0	0	1	0,05	0,02 - 0,10	2
Frühjahr 2018	0,15	0 - 0,27	4	0,15	0,04 - 0,26	2
Sommer 2018	0	0	4	<0,01	0 - <0,01	2
Herbst 2018	-	-	0	<0,01	<0,01	2
Winter 2018/19	0,02	0 - 0,06	3	-	-	0

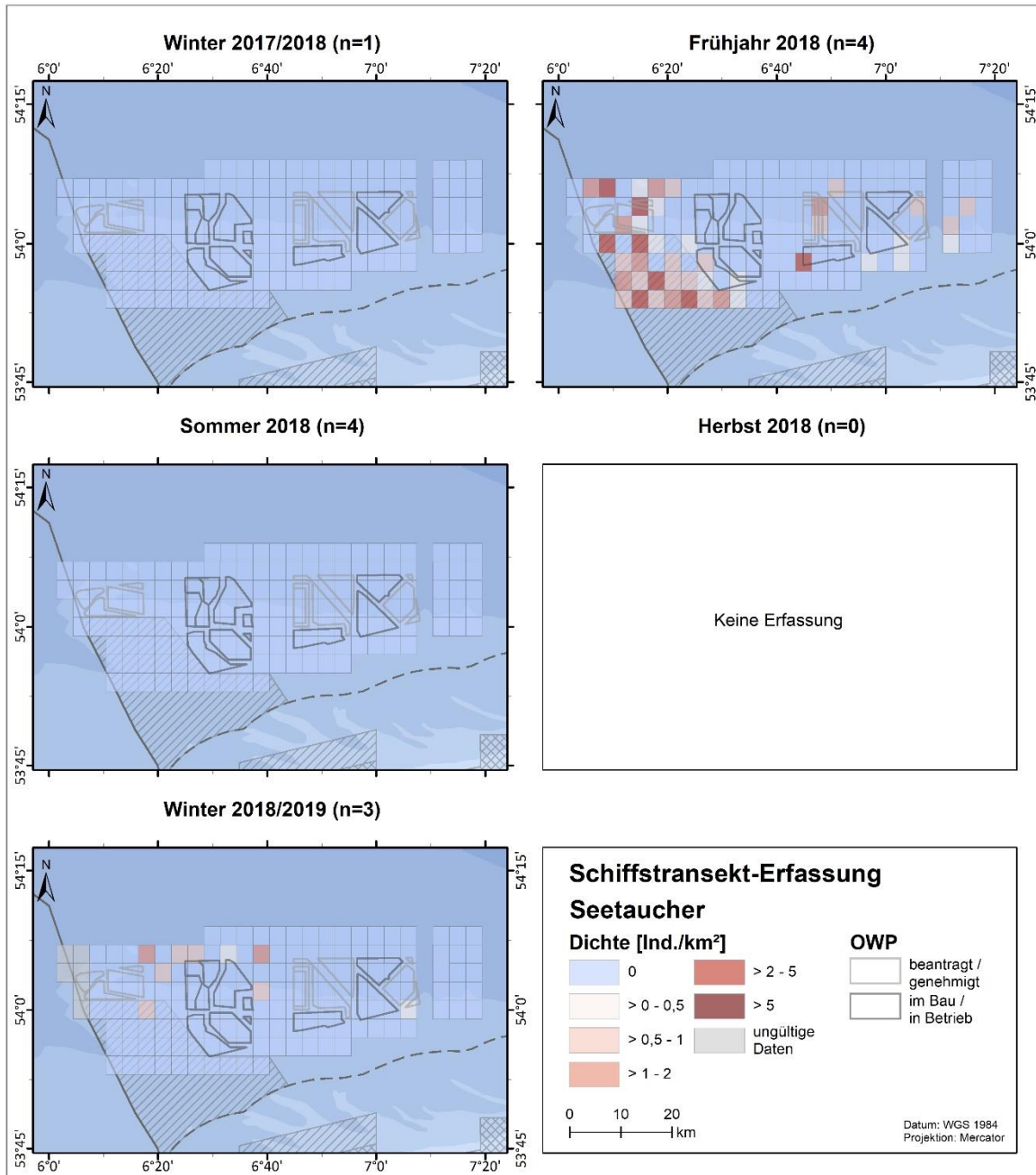


Abb. 3.4 Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2018.

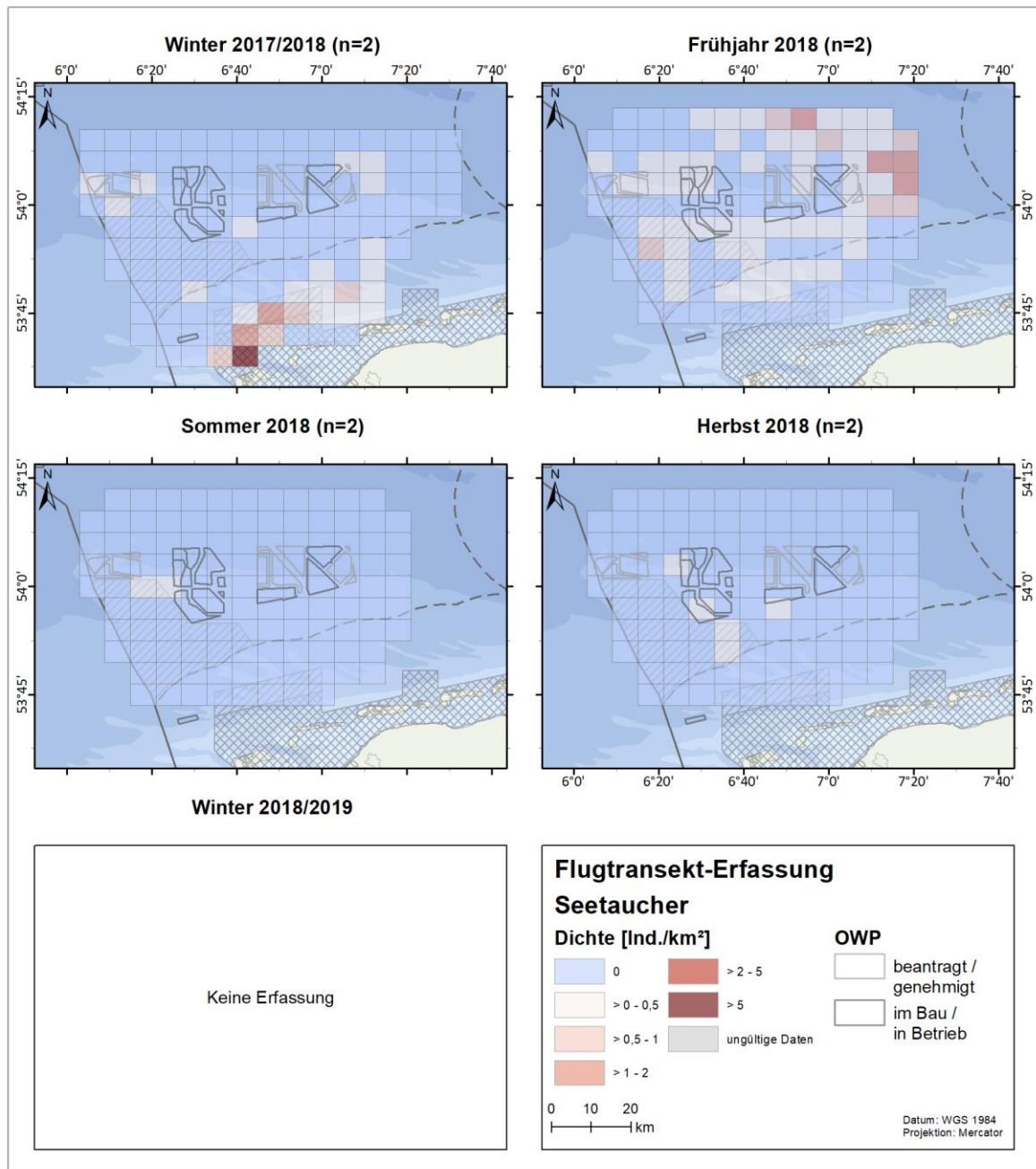


Abb. 3.5 Räumliche Verteilung der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.1.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Bei Schiffstransect-Erfassungen war die Häufigkeitsverteilung der Seetaucher im Jahresgang in den fünf Erfassungsjahren 2013 - 2018 im Vergleich sehr ähnlich (Abb. 3.6). Die maximale Monatsdichte lag in allen Jahren im April (Tab. 3.5), wobei die Dichten in den Jahren 2015 und 2016 geringer waren, als in den übrigen Erfassungsjahren. Im Jahr 2017 war die maximale Monatsdichte am höchsten, im Jahr 2015 am geringsten (Tab. 3.8). Die höchste saisonale Dichte wurde im Jahr 2013 nachgewiesen, allerdings waren die Dichten in den Jahren 2017 und 2018 nur minimal geringer. Die in der Monitoringphase zum Testfeld ‚alpha ventus‘ (2008 - 2013) festgestellten Dichten erschienen höher (BioConsult SH & IfAÖ 2014). Auch dort wurde eine höchste saisonale Dichte nach Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet im Frühjahr nachgewiesen (maximal 0,51 Ind./km² in 2012), wobei die maximalen Dichten im April auftraten.

Bei den Flugtransect-Erfassungen wurde im Untersuchungszeitraum 2018 im April eine geringere Maximaldichte festgestellt als im Jahr 2017 und auch 2016 (Tab. 3.8, Abb. 3.6). Die aktuelle Maximaldichte liegt auf dem gleichen Niveau wie 2015 und 2014. Die während der Erfassungen am Testfeld ‚alpha ventus‘ (2008 - 2013) ermittelten Dichten passen gut in dieses Bild (BioConsult SH & IfAÖ 2014). Auch dort wurden Seetaucher (wie auch 2015, 2016, 2017 und 2018) vor allem in den Winter- und Frühjahrsmonaten festgestellt.

Die räumliche Verteilung im Schiffs-Untersuchungsgebiet war für Seetaucher in den Vorjahren verstreut und ohne erkennbaren Schwerpunkt, während im Jahr 2018 eine deutliche Präferenz für den westlichen Rand des Gebietes um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘ und entfernt von den Betrieb stehenden OWPs zu erkennen war. Tendenziell zeigten sich jedoch bereits im Frühjahr 2016 und 2017 höhere Dichten in der westlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes. Es wurden stets nur sehr vereinzelt Seetaucher innerhalb der OWP-Gebiete nachgewiesen. Während sich die räumliche Verteilung im Flug-Untersuchungsgebiet im Jahr 2017 von den vorhergehenden Untersuchungen durch höhere Dichten auch im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes unterschied, wurde während der aktuellen Erfassungen, zumindest im Winter 2017/2018, wieder ein deutlicher Schwerpunkt im Süden des Untersuchungsgebietes erfasst, wobei im Frühjahr, ähnlich zu den Vorjahresuntersuchungen, auch im Norden höhere Dichten ermittelt wurden. Wie bei den Schiffstransect-Erfassungen wurden nur äußerst geringe Dichten im Bereich der OWP-Flächen festgestellt.

Tab. 3.8 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Seetaucher nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,15 (Frühjahr)	0,27 (Apr.)	141	0,15 (Frühjahr)	0,26 (Apr.)	258
2017	0,14 (Frühjahr)	0,40 (Apr.)	112	0,36 (Winter)	0,36 (Feb.)	535
2016	0,05 (Frühjahr)	0,10 (Apr.)	53	0,25 (Frühjahr)	0,44 (Apr.)	512
2015	0,03 (Frühjahr)	0,06 (Apr.)	49	0,24 (Winter)	0,26 (Apr.)	353
2014	0,09 (Frühjahr)	0,21 (Apr.)	76	0,25 (Winter)	0,25 (Nov.)	303
2013	0,17 (Frühjahr)	0,16 (Apr.)	73	-	-	-

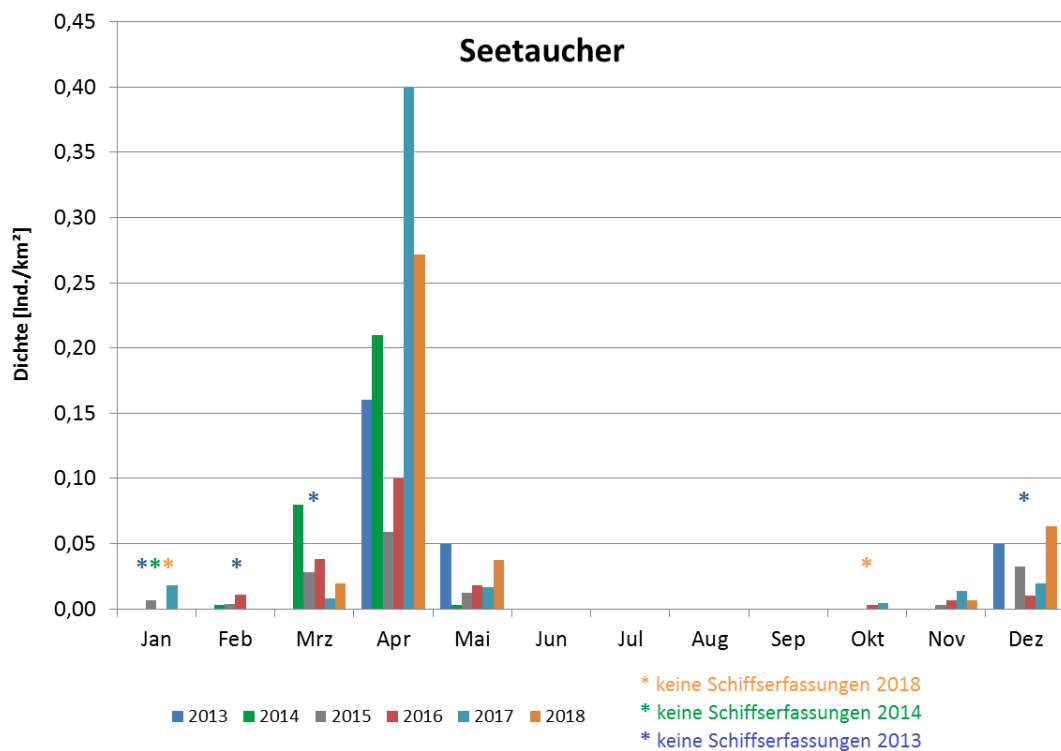


Abb. 3.6 Vergleich der monatlichen Dichten der Seetaucher nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018.

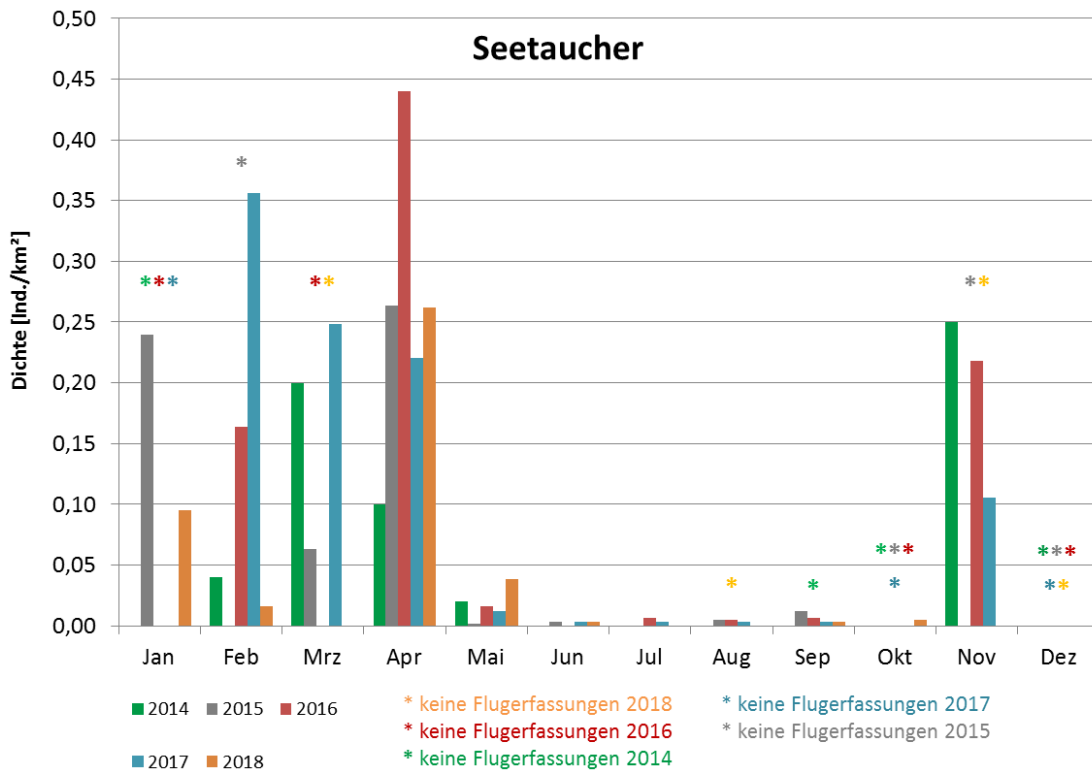


Abb. 3.7 Vergleich der monatlichen Dichten der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018.

3.2.2 Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*)

Die geographische Verteilung des Eissturmvogels ist sehr variabel, wobei er als Hochseeart vorwiegend küstenfern in der AWZ jenseits der 30-m-Tiefenlinie anzutreffen ist (Markones et al. 2015). Eissturmvögel haben einen sehr großen Aktionsradius (Edwards et al. 2013) und ihre Verbreitung ist stark an die Bewegungen der Nahrungsressourcen gebunden (Fauchald et al. 2011). Dies schließt ein, dass sie Fischkuttern folgen, um Abfälle zu erbeuten (Phillips et al. 1999). Als Helgoländer Brutvogel (52 Brutpaare im Jahr 2018; Wolff 2019) sind Eissturmvögel hauptsächlich im Sommer im Untersuchungsgebiet zu erwarten.

Im aktuellen Untersuchungsjahr wurden bei Schiffstransekt-Erfassungen insgesamt neun Eissturmvögel festgestellt, davon fünf innerhalb des Transektbereiches. Bei Flugtransekt-Erfassungen wurden lediglich fünf Individuen registriert. Aufgrund der sehr geringen Dichten dieser Art im Untersuchungszeitraum ist die Verteilung im Untersuchungsgebiet spärlich und wenig aussagekräftig. Da auch in den Vorjahren nur geringe Individuenzahlen der Eissturmvögel festgestellt wurden, sind auch die geringen Individuenzahlen im aktuellen Untersuchungsjahr nicht außergewöhnlich. Auf eine tiefergehende Auswertung dieser Art wird verzichtet.

Die Punktsichtungskarte der Juni-Ausfahrt nach Schiffstransekt-Erfassungen findet sich im Anhang (Abb. A. 7). Bei keiner Flugtransekt-Erfassung wurden mehr als drei Eissturmvögel erfasst, sodass für diese Art keine Punktsichtungskarten im Anhang dargestellt werden.

3.2.3 Basstölpel (*Sula bassana*)

Basstölpel halten sich ganzjährig in der Deutschen Bucht auf und sind im Sommer am weitesten verbreitet, mit flächendeckendem Vorkommen im Bereich der einzigen deutschen Brutkolonie auf Helgoland (Mendel et al. 2008). Im Jahr 2018 wurden hier 1.115 Brutpaare erfasst (Wolff 2019). Der Aktionsradius während der Brutzeit kann bis zu 500 km betragen und hängt von der Lage geeigneter Nahrungsgebiete ab (Mendel et al. 2008). Der Bestand in der deutschen Nordsee ist aber generell gering und beträgt maximal 2.700 Individuen im Herbst (Mendel et al. 2008). Für die Sommerbestände des Basstölpels in der deutschen Nordsee zeigte sich über den Zeitraum von 1990 bis 2014 insgesamt kein signifikanter Trend (Markones et al. 2015).

3.2.3.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden Basstölpel bei jeder Fahrt im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Insgesamt wurden 1.865 Individuen festgestellt, davon 924 innerhalb des Transektbereiches. Die höchste saisonale Dichte wurde mit 1,25 Ind./km² im Frühjahr erreicht (Tab. 3.9), die maximale Monatsdichte lag mit 1,85 Ind./km² im April (Tab. 3.3, Abb. 3.8).

Im Frühjahr zeigte sich eine deutliche Konzentration mit hohen Dichten im westlichen Bereich des Untersuchungsgebietes, wo sich das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘ befindet (Abb. 3.9). Im Sommer traten Basstölpel lückenhaft in mittleren Dichten im Untersuchungsgebiet auf; auch hier war eine leichte Konzentration im Westen erkennbar. Im Herbst und Winter waren die Dichten zu gering, um eine Aussage über die Verteilung treffen zu können. Die OWPs wurden eher im Randbereich genutzt, es wurden aber auch Individuen innerhalb der im Bau und in Betrieb befindlichen OWPs festgestellt (vgl. Abb. A. 8 bis Abb. A. 16).

3.2.3.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Insgesamt wurden 156 Basstölpel im Untersuchungszeitraum festgestellt. Basstölpel wurden bei allen Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesen (Abb. 3.8). Die höchste monatliche Dichte wurde mit 0,06 Ind./km² im April bzw. im Juli festgestellt (Tab. 3.4). Die höchste saisonale Dichte wurde im Frühjahr auch mit 0,06 Ind./km² verzeichnet, da in dieser Saison lediglich der Flug im April stattfand (Tab. 3.9). Damit wurde bei den Flugtransekterfassungen eine deutlich geringere maximale Dichte im Vergleich zu den Schiffstransekt-Erfassungen festgestellt.

Basstölpel zeigten ein lückenhaftes Verbreitungsmuster ohne besondere Schwerpunkte (Abb. 3.10). Auffällig ist die geringe Nutzung des südlichen Teils des Untersuchungsgebietes. Ein Schwerpunkt mit etwas höheren Dichten zeigte sich im Sommer im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Innerhalb der Windparks wurden fünf Basstölpel beobachtet (Abb. A. 109; Abb. A. 110; Abb. A. 113; Abb. A. 114).

Basstöpel Individuendichte

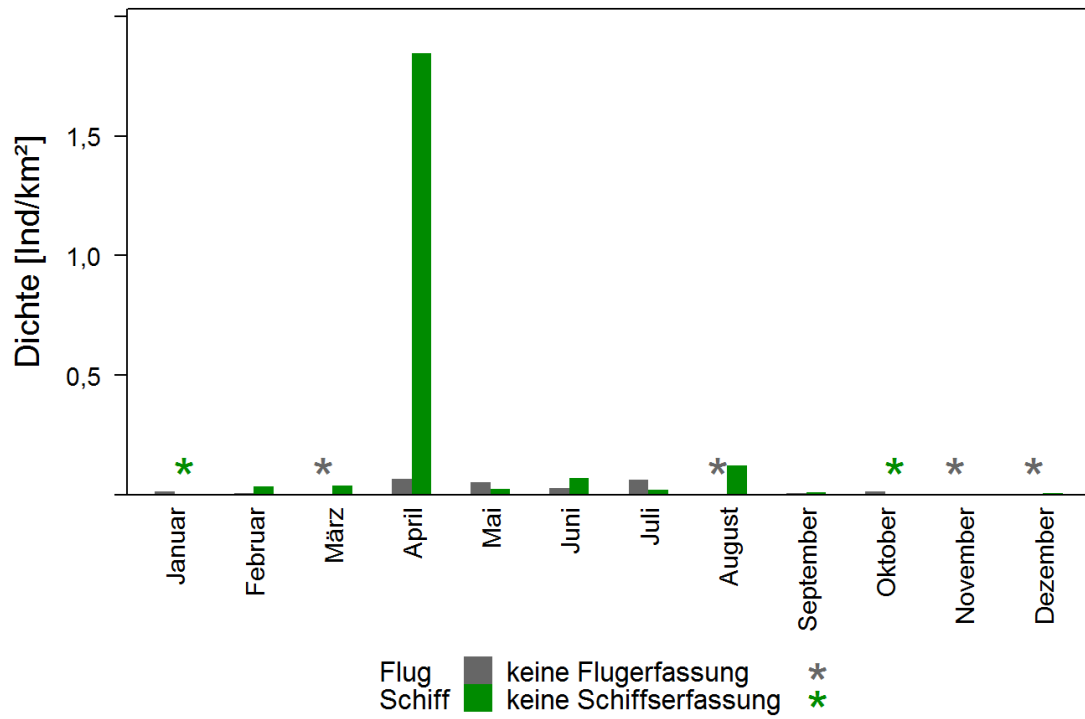


Abb. 3.8 *Monatliche Dichten der Basstöpel bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.*

Tab. 3.9 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Basstöpel sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0,03	0,03	1	<0,01	<0,01 - 0,01	2
Frühjahr 2018	1,25	0,04 - 1,85	3	0,06	0,06	1
Sommer 2018	0,06	0,02 - 0,12	4	0,03	0,03 - 0,06	3
Herbst 2018	0,01	0,01	1	<0,01	<0,01 - 0,01	2
Winter 2018/19	<0,01	<0,01 - 0,01	3	-	-	0

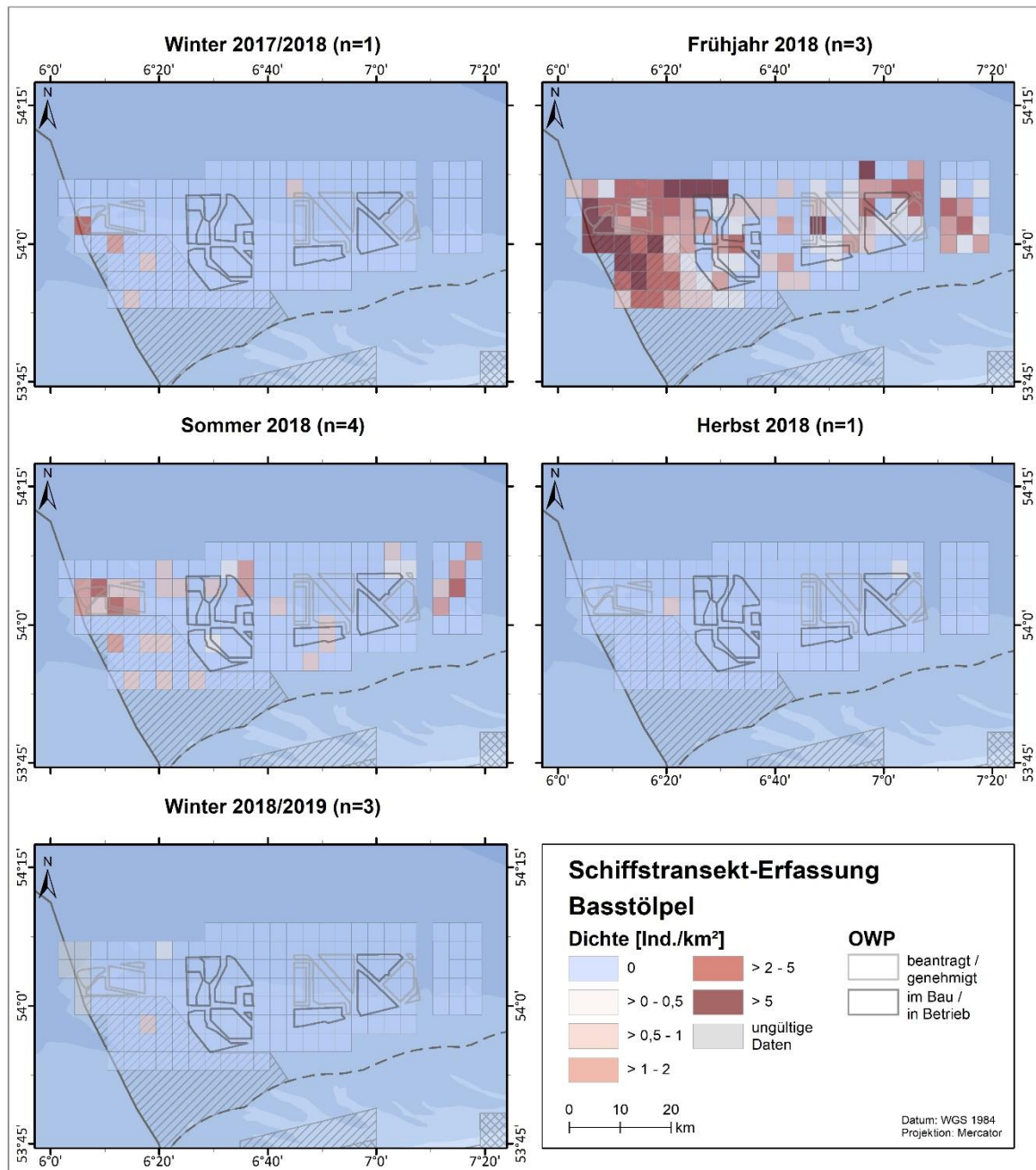


Abb. 3.9 Räumliche Verteilung der Basstölpel bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2018.

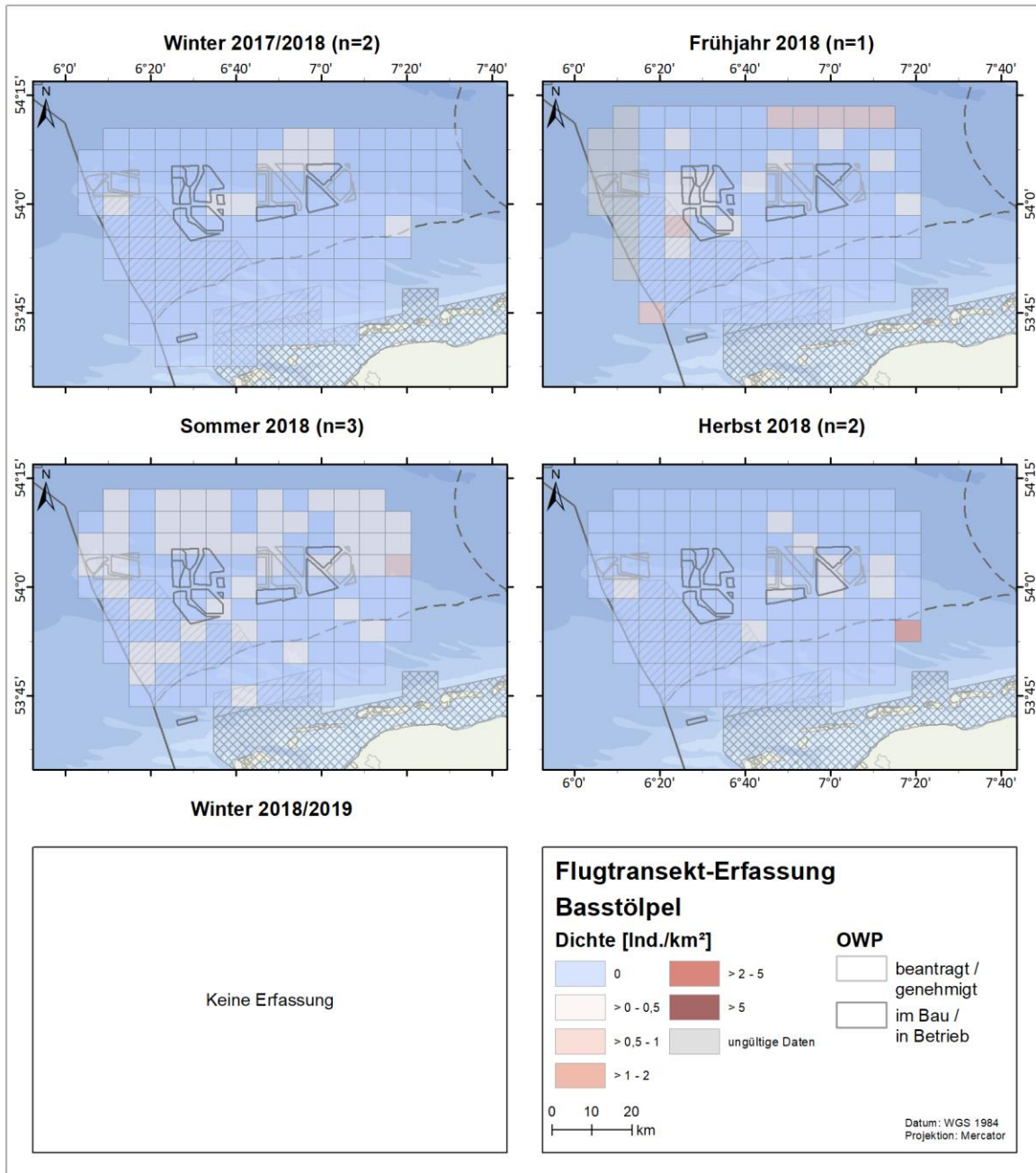


Abb. 3.10 Räumliche Verteilung der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.3.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Die Schiffstransekt-Erfassungen zeigten beim Basstöpel eine relativ einheitliche Phänologie über die Erfassungsjahre mit höheren Dichten im Frühjahr und Sommer (Abb. 3.11). Die Dichtemaxima der einzelnen Untersuchungsjahre lagen in vier von sechs Jahren im April, sonst im September und Juni/August (Tab. 3.5). Die Dichten schwankten zwischen den Jahren. Die mit Abstand höchste Saisondichte wurde im Jahr 2018 festgestellt, vor den Jahren 2014 und 2017 (Tab. 3.10). Die geringste Dichte wurde 2015 festgestellt.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen waren Basstöpel im gesamten Untersuchungszeitraum in geringen Dichten im Untersuchungsgebiet anwesend (Abb. 3.12). Wie bereits im Vorjahr wurden auch 2018 insgesamt geringe Dichten ermittelt. Während 2017 im August einmalig eine deutlich höhere Dichte festgestellt wurde, fehlte diese im Jahr 2018, sodass das Maximum im April und Juli festgestellt wurde (Tab. 3.10, Abb. 3.12). Im Jahr 2016 lag die höchste monatliche Dichte mit 0,55 Ind./km² im April und damit deutlich höher als bei den Erfassungen der aktuellen Untersuchung. Die Dichten der Jahre 2014 und 2015 lagen auf einem ähnlichen Niveau im aktuellen Untersuchungsjahr. Die ausnahmsweise hohen Dichten im August 2017 und April 2016 bestätigen das kurzzeitige Auftreten höherer Basstöpeldichten. Demgegenüber lagen die ermittelten Dichten in den übrigen Monaten in allen Jahren meist wesentlich niedriger (<0,1 Ind./km²). Während des 1. Untersuchungsjahres im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ wurden bei Flugtransekt-Erfassungen maximale monatliche Dichten von 0,10 Ind./km² festgestellt (IfaÖ et al. 2015).

Die ermittelten maximalen saisonalen Dichten der Flugtransekt-Erfassungen zum Testfeld ‚alpha ventus‘ im Gesamtzeitraum (2008 - 2013) lagen mit 0,15 Ind./km² (BioConsult SH & IfaÖ 2014) in einem ähnlichen Bereich wie im laufenden Monitoring seit 2014, welches allerdings durch stärkere Schwankungen der saisonalen Dichten gekennzeichnet ist. So liegt die aktuelle saisonale Dichte (welche allerdings nur durch einen Flug ausgemacht wurde) mit 0,06 Ind./km² darunter. Im Vorjahr lag die maximale saisonale Dichte mit 0,12 Ind./km² auf einem ähnlichen Niveau (Tab. 3.10).

Basstöpel verteilten sich bei den Schiffstransekt-Erfassungen lückenhaft, aber relativ weiträumig im Untersuchungsgebiet, lokal wurden mittlere bis hohe Dichten festgestellt. Im Frühjahr 2016, 2017 und 2018 zeigten Basstöpel eine Konzentration im Südwesten bzw. Westen des Untersuchungsgebietes, in der Region des FFH-Gebietes ‚Borkum Riffgrund‘. In den anderen Jahreszeiten ließen sich auch Schwerpunkte feststellen, diese waren aber nicht über die Jahre konstant und stellten so vermutlich eine zufällige Konzentration, möglicherweise an Nahrungsquellen, dar. Die stark schwankenden Dichten zwischen den Untersuchungsjahren sind für eine sehr mobile Art wie den Basstöpel keine Besonderheit. Lokal auftretende, große Nahrungsvorkommen können zu stark erhöhten Dichten der Art in diesen Gebieten führen (Hamer et al. 2000, 2001).

Bei den Flugtransekt-Erfassungen zeigte sich auch in der Vergangenheit ein lückenhaftes Verbreitungsmuster der Basstöpel ohne besondere Schwerpunkte. Grundsätzlich scheinen Basstöpel eher das Seegebiet nördlich der 12-Meilen-Zone aufzusuchen, in Bereichen mit Wassertiefen von mehr als 30 Metern. Lokal wurden teils höhere Dichten festgestellt. Diese

zeigen im Vergleich der Jahre jedoch keine Kontinuität, sodass ähnlich wie bei den Schiffstransekt-Erfassungen, diese höheren Dichten vermutlich durch erhöhtes Nahrungsaufkommen in diesen Bereichen bedingt ist.

Tab. 3.10 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Basstölpel nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	1,25 (Frühjahr)	1,85 (Apr.)	924	0,06 (Frühjahr)	0,06 (Apr., Jul.)	156
2017	0,36 (Frühjahr)	0,67 (Apr.)	305	0,12 (Sommer)	0,34 (Aug.)	392
2016	0,16 (Frühjahr)	0,32 (Apr.)	223	0,55 (Frühjahr)	0,55 (Apr.)	468
2015	0,08 (Sommer)	0,12 (Jun., Aug.)	190	0,03 (Herbst)	0,05 (Mai)	116
2014	0,43 (Frühjahr)	0,84 (Apr.)	420	0,04 (Frühjahr, Winter)	0,07 (Jul.)	137
2013	0,11 (Sommer)	0,18 (Sep.)	206	-	-	-

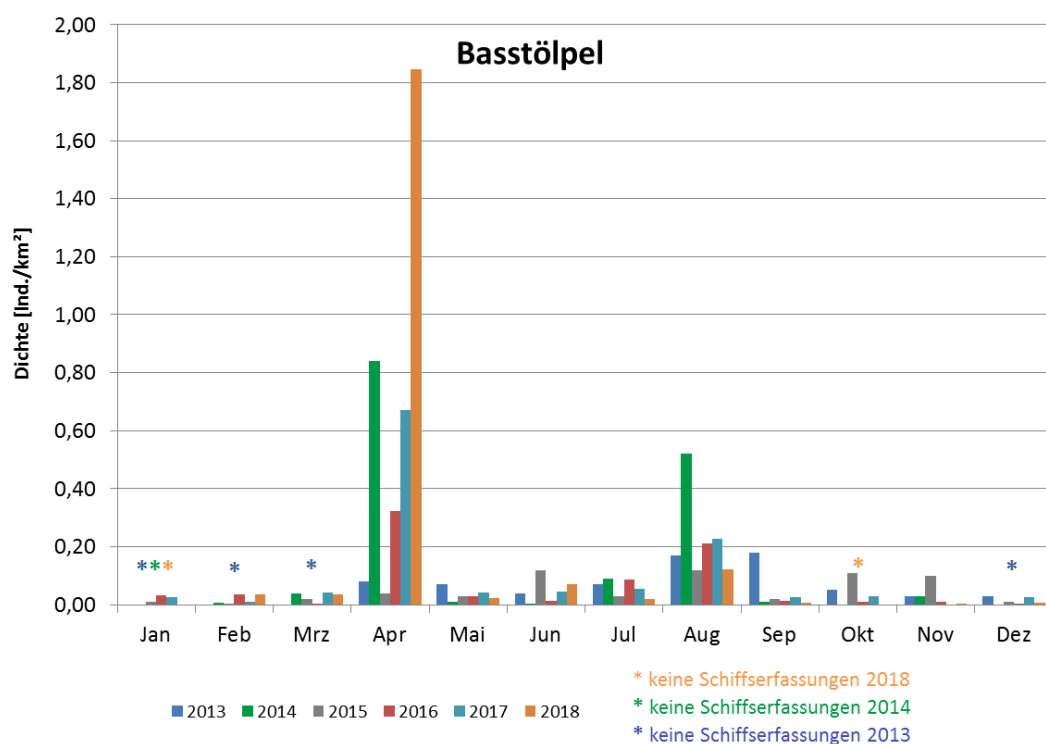


Abb. 3.11 Vergleich der monatlichen Dichten der Basstölpel nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018

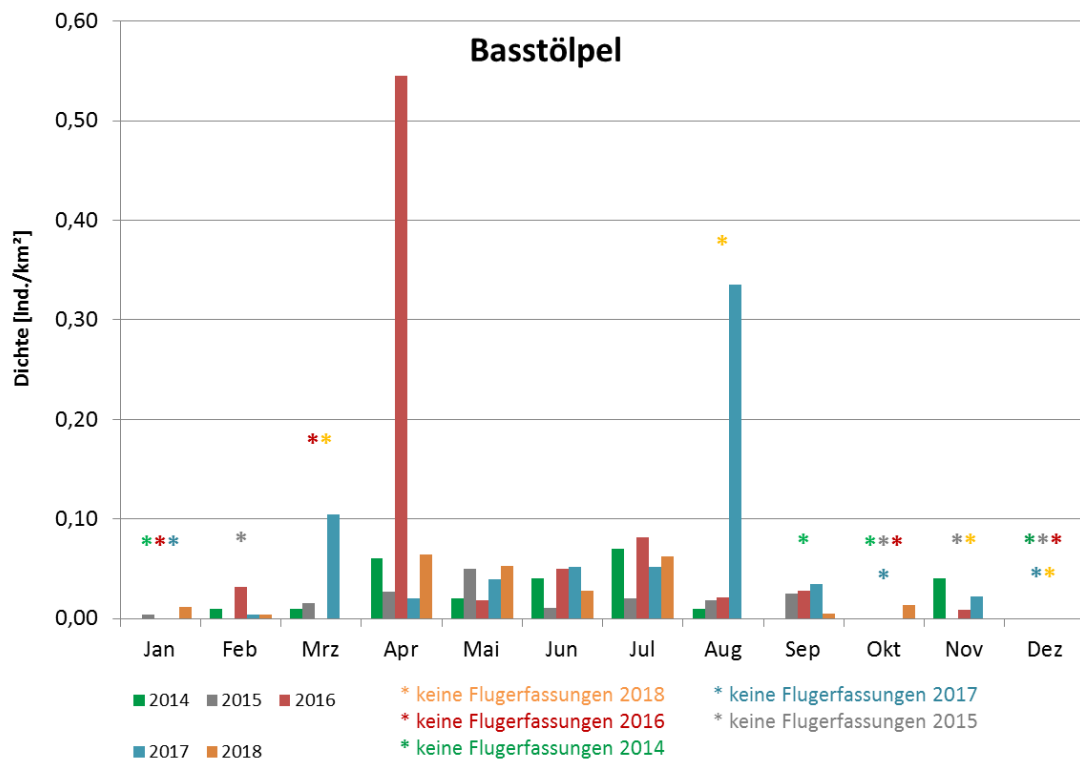


Abb. 3.12 Vergleich der monatlichen Dichten der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018

3.2.4 Trauerente (*Melanitta nigra*)

Trauerenten sind ganzjährig auf der deutschen Nordsee zu finden. Sehr große Rastbestände treten im Winter, vor allem in den Küstengebieten vor Schleswig-Holstein und entlang der Ostfriesischen Inseln, auf (Mendel et al. 2008, Spalke et al. 2014). Der Bestand der deutschen Nordsee im Winter wird auf 135.000 Tiere geschätzt (Mendel et al. 2008). In der süd-östlichen Nordsee sowie im dänischen Wattenmeer liegen außerdem wichtige Mauseergebiete, die ab Sommer aufgesucht werden (Mendel et al. 2008). Generell schwanken die Bestände der Trauerente stark. Es gibt dabei weder im Sommer noch im Winter einen signifikanten Bestandstrend (Markones et al. 2015). Die Hauptnahrung der Trauerenten in den Winterquartieren besteht aus Muscheln, die tauchend bis zu einer Wassertiefe von etwa 20 m (maximal 30 m) erbeutet werden (Mendel et al. 2008).

3.2.4.1 Schiffstransect-Erfassungen

Bei Schiffstransect-Erfassungen wurden insgesamt 349 Trauerenten registriert, davon 29 innerhalb des Transectbereiches. Davon wurden 97 % insgesamt bzw. 66 % im Transect fliegend erfasst. Ausschließlich im Frühjahr wurden Individuen dieser Art festgestellt. Das monatliche Dichtemaximum wurde im Mai mit 0,08 Ind./km² nachgewiesen (Tab. 3.3), die saisonale Dichte im Frühjahr lag bei 0,03 Ind./km² (Tab. 3.11).

Aufgrund der insgesamt geringen Dichten kann keine Aussage über die Verbreitung der Trauerente innerhalb des Untersuchungsgebietes getroffen werden (Abb. 3.14). Es wurden vereinzelt Trupps festgestellt, die spärlich über das Untersuchungsgebiet verteilt waren (Abb. A. 17 bis Abb. A. 18).

3.2.4.2 Digitale Flugtransect-Erfassungen

Bei den Flugtransect-Erfassungen wurden 563 Trauerenten festgestellt (Abb. 3.2). Damit war die Trauerente nicht unter den am häufigsten im Untersuchungsgebiet festgestellten Arten. Die höchsten Trauerentendichten wurden im Winter 2017/18 festgestellt (0,43 Ind./km²; Tab. 3.11). Hier wurde der saisonale Wert maßgeblich durch den Flug im Januar beeinflusst (0,77 Ind./km²). In diesem Monat reicht das Untersuchungsgebiet noch bis in küstennähere Bereiche und damit in von Trauerenten favorisierte Gebiete. Dies war nach der Anpassung nicht mehr der Fall, sodass bereits im Februar die Dichten deutlich geringer waren (0,13 Ind./km²). Darüber hinaus wurden nur im Sommer Trauerenten festgestellt (<0,01 Ind./km²). Die höchste monatliche Dichte wurde mit 0,77 Ind./km² im Januar festgestellt (Tab. 3.4).

Bis zur Anpassung des Flug-Untersuchungsgebietes wurde im Januar 2018 ein deutlicher Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Trauerenten im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes, nördlich der Ostfriesischen Inseln (innerhalb der 12-Meilen-Zone, Abb. 3.15) festgestellt. Dieser Bereich wurde nach der Anpassung des Flug-Untersuchungsgebietes ab Februar 2018 nicht mehr befliegen, sodass die Verteilung der Trauerenten im Winter 2017/18 maßgeblich durch den Flug im Januar bedingt wurde. Auch bei den Schiffstransect-Erfassungen

wurden diese Bereiche nicht durch das Untersuchungsgebiet abgedeckt. Im Sommer wurden Trauerenten vereinzelt im Gebiet beobachtet. Innerhalb der Windparks wurde im Januar 2018 eine Trauerente nachgewiesen (Abb. A. 115).

Da Trauerenten aufgrund der hohen Wassertiefe (> 20 m) nur sehr selten im Bereich der Windparkflächen vorkamen, wurde eine weiterführende Gradientenanalyse, die Auswirkungen von Bau und Betrieb aufzeigen soll, nicht durchgeführt.

Trauerente Individuendichte

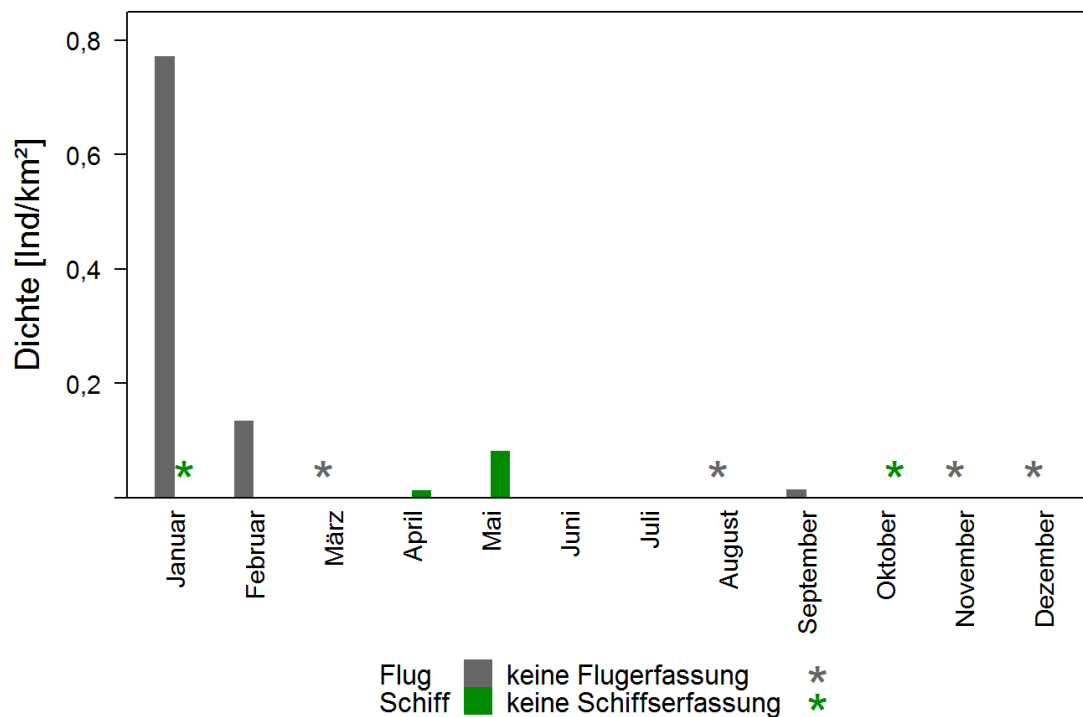


Abb. 3.13 Monatliche Dichten der Trauerenten bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.11 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Trauerenten sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007). „-“ bedeutet, dass in dieser Saison keine Erfassung durchgeführt wurde.*

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0	0	1	0,43	0,13 - 0,77	2
Frühjahr 2018	0,03	0 - 0,08	4	0	0	2
Sommer 2018	0	0	4	<0,01	0 - 0,01	3
Herbst 2018	0	0	2	0	0	1
Winter 2018/19	0	0	1	-	-	0

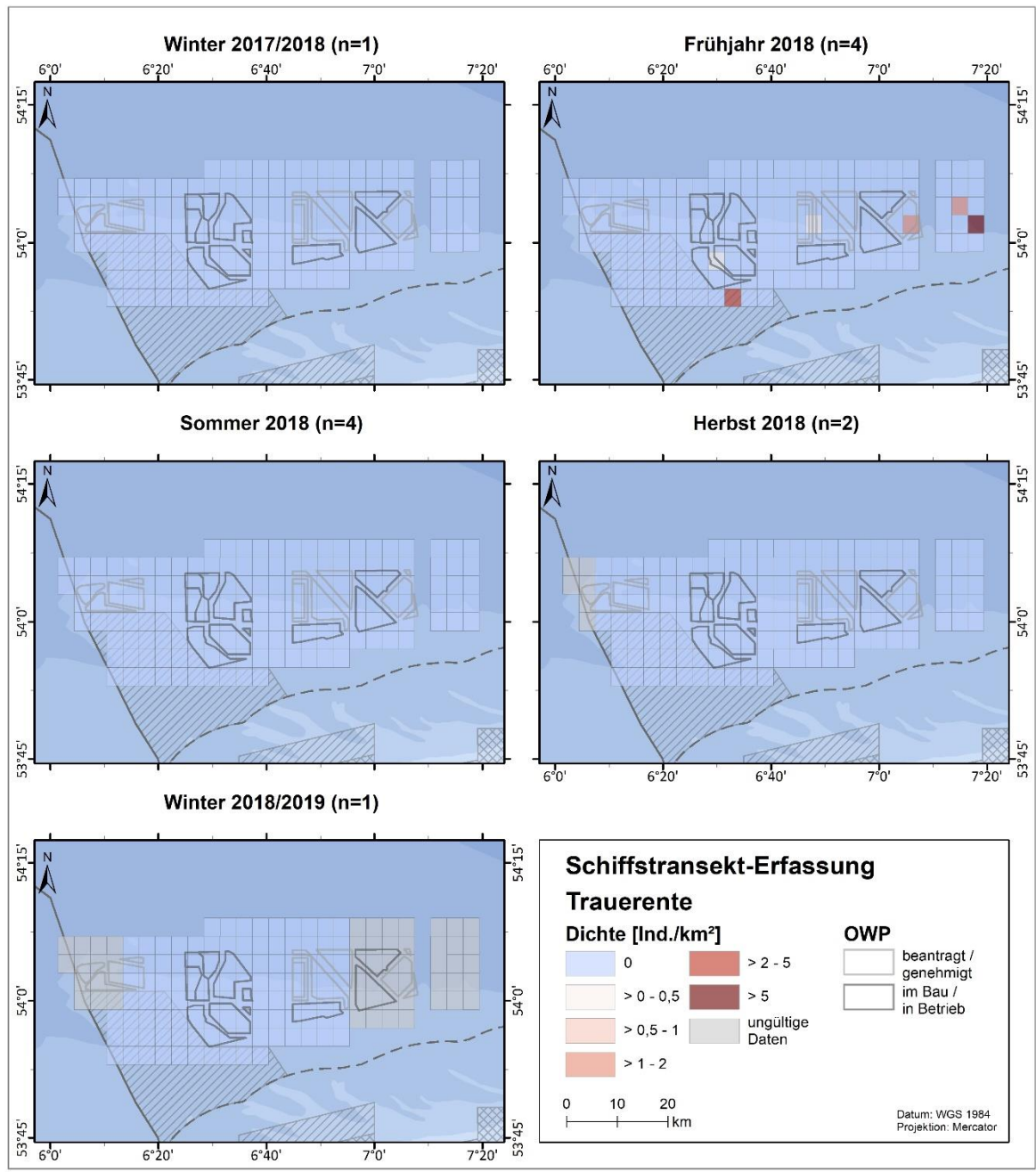


Abb. 3.14 Räumliche Verteilung der Trauerenten bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

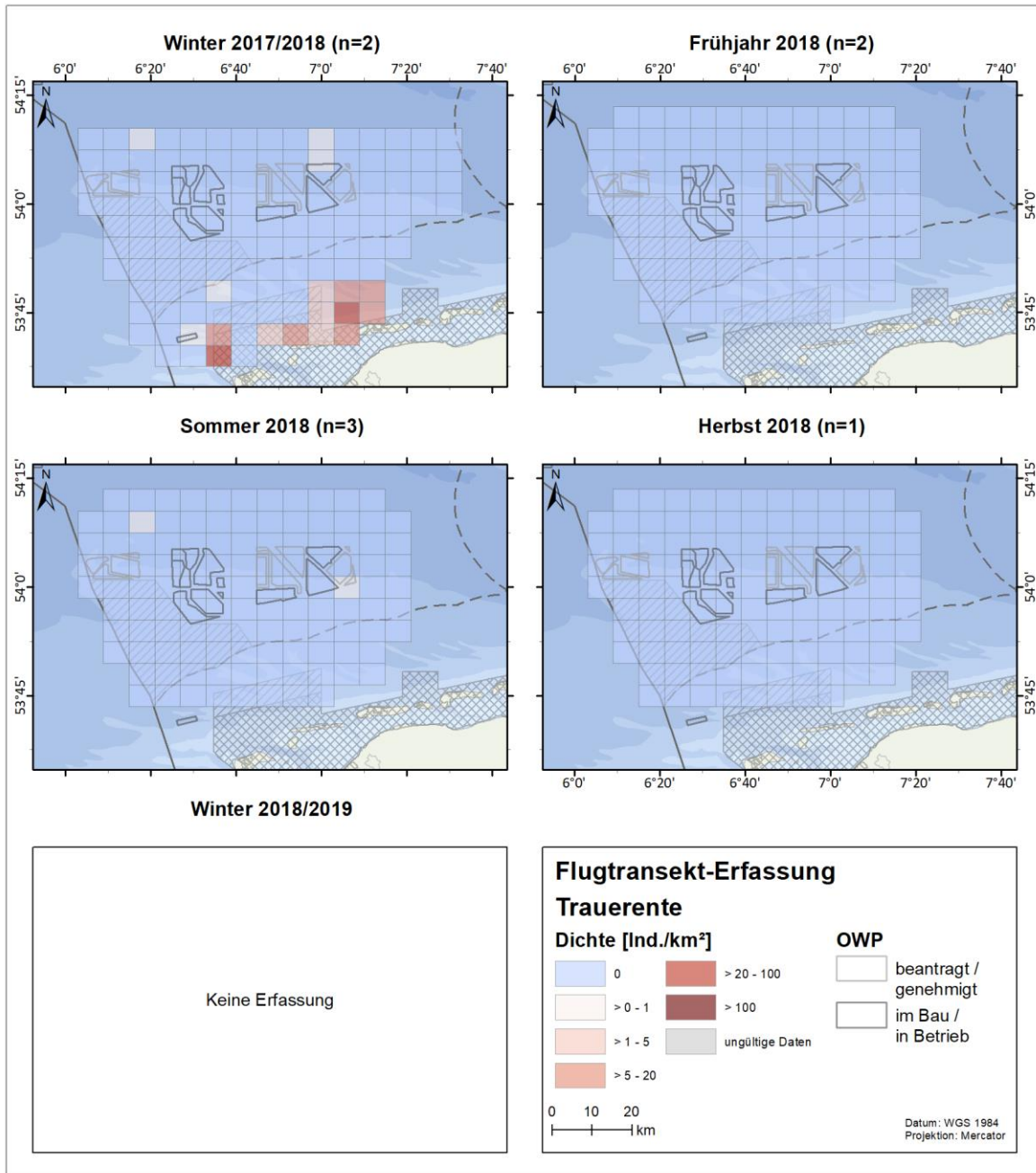


Abb. 3.15 Räumliche Verteilung der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.4.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Die Trauerente zeigte bei Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Jahren stark schwankende Dichten und keine einheitliche Phänologie (Abb. 3.16). Dichtemaxima fielen in unterschiedliche Monate und Jahreszeiten und Monatsmaxima schwankten zwischen 0,07 Ind./km² (2015) und 0,33 Ind./km² im Jahr 2017 (Tab. 3.12). In den Jahren 2013 und 2014 waren die Dichten deutlich höher als in den Jahren 2015 und 2016, allerdings stiegen sie im Jahr 2017 auf einen neuen Höchstwert, um dann im Jahr 2018 wieder auf das Niveau von 2015 zu fallen. Die unterschiedliche Häufigkeitsverteilung im Jahresverlauf zwischen den Jahren kann an den insgesamt relativ geringen Dichten liegen oder daran, dass die Trauerente das Untersuchungsgebiet aufgrund der hohen Wassertiefe eher auf dem Durchzug und nicht als Rastgebiet nutzt.

Durch eine Reduzierung der Transekte im Süden (im Hauptkonzentrationsgebiet der Trauerenten) wurden deutlich geringere Dichten erfasst, bzw. nahezu keine Trauerenten mehr beobachtet. Ein direkter Vergleich der aktuell bei den Flugtransekt-Erfassungen erhobenen Trauerentendichten mit den Ergebnissen der Vorjahre ist also nicht möglich. Im Untersuchungsjahr 2018 wurden für Trauerenten mit Abstand die geringsten Dichten seit Beginn der digitalen Flugtransekt-Erfassungen 2014 festgestellt (Tab. 3.12, Abb. 3.17). Die maximale monatliche Dichte lag 2018 bei 0,77 Ind./km² im Januar. Die maximale Dichte 2017 lag bei 9,94 Ind./km², dies stellt das bisherige Maximum dar. Im Jahr 2014 waren die Dichten ähnlich hoch wie 2017 (vgl. Tab. 3.12). Der geringe Trauerentenbestand im Jahr 2015 (im Gegensatz zu 2014, 2016 und 2017, vgl. Tab. 3.12) zeigt zwar, dass die Bestände der Tiere im Untersuchungsgebiet zwischen den Jahren stark schwanken können, jedoch ist der geringe Trauerentenbestand im Jahr 2018 auf die Veränderung des Untersuchungsgebietes zurückzuführen. Der Vergleich des aktuellen Untersuchungsjahres mit den Vorjahren lässt keine Rückschlüsse über die Bestandsveränderungen der Trauerenten im Untersuchungsgebiet zu.

Die räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet zeigte bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Jahr 2014 eine Konzentration im Osten, während sich 2015 bis 2018 aufgrund geringer Dichten eher eine lückenhafte Zufallsverteilung ergab. Die räumliche Verteilung bei den Flugtransekt-Erfassungen zeigte für alle Untersuchungsjahre, und auch andeutungsweise im Januar 2018, dass die Trauerente fast ausschließlich in den küstennahen Flachwasserbereichen vorkommt, die vom Flug-Untersuchungsgebiet bis einschließlich Januar 2018 abgedeckt wurden. Das Schiffs-Untersuchungsgebiet liegt nach wie vor weiter nördlich und deckt diese Bereiche nicht mit ab. Dies erklärt auch die deutlich geringere Trauerentendichte im aktuellen Untersuchungsjahr bei den Flugtransekt-Erfassungen. Im Bereich der Windparkflächen waren Trauerenten nur sehr vereinzelt zu finden.

Tab. 3.12 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Trauerenten nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018. * Verändertes Transektdesign ab Februar 2018, Dichten können nicht direkt mit den Vorjahresdichten verglichen werden.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,03 (Frühjahr)	0,08 (Mai)	29	0,43 (Winter) *	0,77 (Jan.)	563 *
2017	0,08 (Sommer)	0,33 (Jul.)	142	6,21 (Winter)	9,94 (Mrz.)	12.234
2016	0,08 (Winter)	0,08 (Dez.)	47	5,29 (Winter)	5,29 (Feb.)	8.176
2015	0,03 (Winter)	0,07 (Sep.)	60	0,73 (Frühjahr)	1,69 (Mrz.)	1.671
2014	0,12 (Frühjahr)	0,22 (Mai)	212	9,74 (Frühjahr)	9,74 (Feb.)	16.633
2013	0,12 (Frühjahr)	0,23 (Apr.)	101	-	-	-

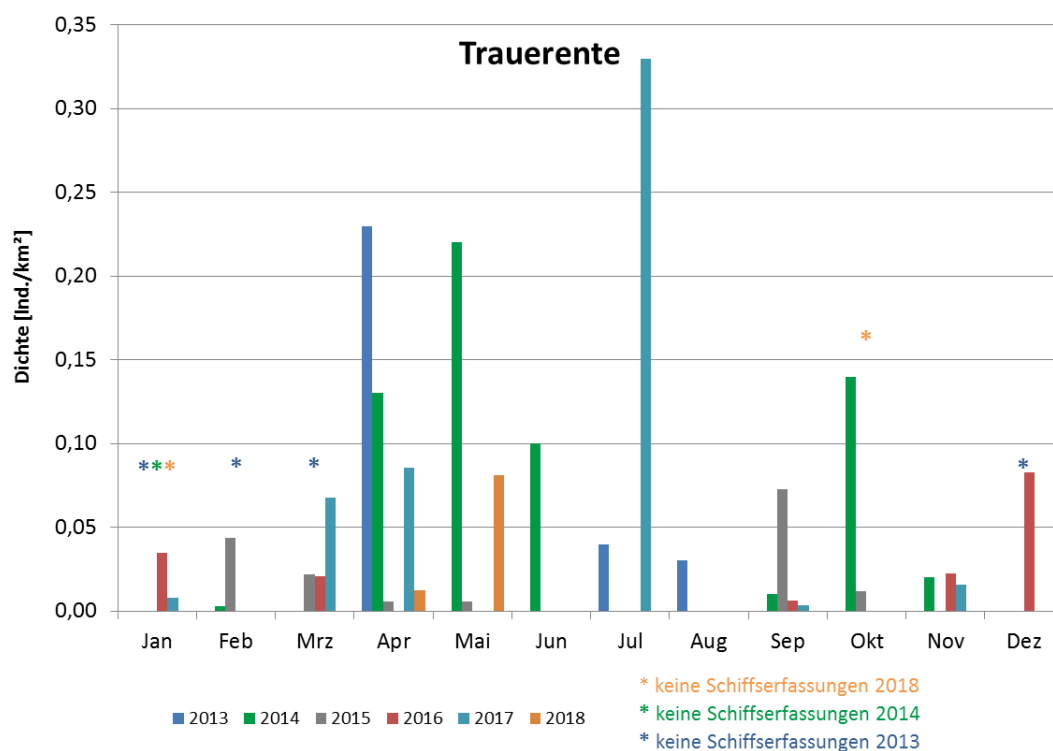


Abb. 3.16 Vergleich der monatlichen Dichten der Trauerenten nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018.

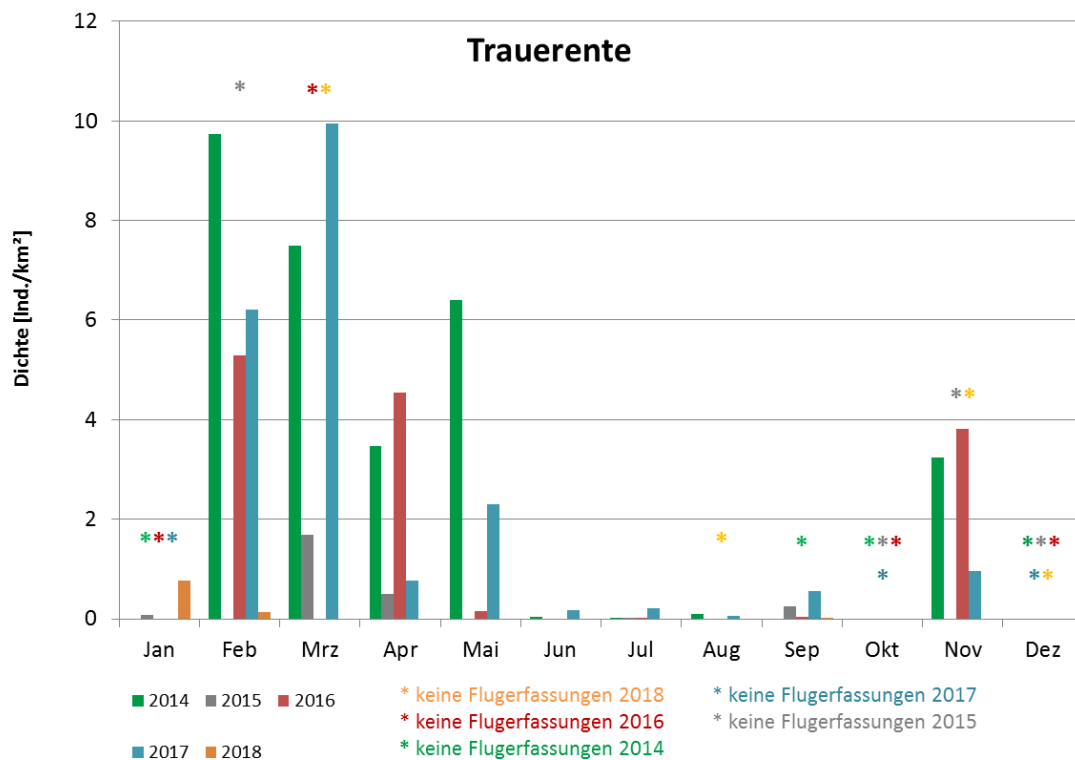


Abb. 3.17 Vergleich der monatlichen Dichten der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018. Verändertes Transektdesign ab Februar 2018, Dichten nicht direkt vergleichbar

3.2.5 Zwergmöwe (*Hydrocoloeus minutus*)

Zwergmöwen sind in der EU-Vogelschutzrichtlinie in Anhang I als besonders zu schützende Art gelistet. Sie halten sich vor allem im Winter und Frühjahr als Rastvogel oder Durchzügler in der deutschen Nordsee auf. Die Deutsche Bucht ist dabei als Durchzugsgebiet der Zwergmöwe von großer Bedeutung. Vermutlich zieht fast die gesamte Population des Ostseeraums (23.689 – 45.228 Brutpaare; BirdLife International 2015) zweimal pro Jahr durch die Deutsche Bucht und das Bundesland Schleswig-Holstein (Koop 2002, Dierschke 2003). Der Höhepunkt des Frühjahrszuges wird dabei für Ende April bis Anfang Mai angegeben (Schwemmer & Garthe 2006). Daher kann es bei Erfassungen, die nur an einem Tag im Monat durchgeführt werden, zu großen Schwankungen in den erfassten Individuenzahlen kommen, was eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse erschwert. Außerdem können Rastvögel nicht von Durchzüglern unterschieden werden. Der Rastbestand der Zwergmöwe in der deutschen Nordsee wird für das Frühjahr mit 4.600 Individuen angegeben (Mendel et al. 2008), wobei der Bestand innerhalb der deutschen AWZ mit 11 - 50 Individuen wesentlich geringer ausfällt. Die Verbreitungsschwerpunkte liegen in der Verlängerung der Eidermündung und im Bereich um Helgoland.

3.2.5.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Insgesamt wurden 694 Zwergmöwen im Untersuchungszeitraum 2018 festgestellt, von denen sich 323 innerhalb des Transektbereiches befanden. Ein Dichtemaximum wurde mit 0,41 Ind./km² am

1./2. April (Tab. 3.3) festgestellt. Die höchste saisonale Dichte fiel mit 0,26 Ind./km² damit ebenso ins Frühjahr und in die Zugzeit (Tab. 3.13). Im Sommer und Herbst wurden keine Individuen im Untersuchungsgebiet festgestellt, im Winter 2017/2018 waren die Dichten gering. Im Winter 2018/2019 wurden Dichten von 0,19 Ind./km² festgestellt. Die Häufigkeitsverteilung im Jahresverlauf (Abb. 3.18), mit hohen Dichten zur Zugzeit und einer stabilen Überwinterungspopulation, entspricht dem für diese Art im Untersuchungsgebiet typischen Muster.

Die Verteilung im Untersuchungsgebiet erschien zufällig und spärlich (Abb. 3.19). Besonders im Frühjahr wurden lokal hohe Dichten festgestellt, was auf Zugtrupps zurückzuführen ist. Es wurden auch Zwergmöwen, sogar ein größerer Trupp, innerhalb von in Betrieb befindlichen OWPs nachgewiesen (Abb. A. 19 bis Abb. A. 25).

3.2.5.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Wie auch im Vorjahr war die Zwergmöwe die fünfthäufigste Art im Flug-Untersuchungsgebiet (Abb. 3.2). Von den insgesamt 911 Individuen wurden 720 im April, zur Hauptzugzeit der Art festgestellt. Hieraus ergibt sich die höchste monatliche Dichte von 1,20 Ind./km² (Abb. 3.18). Dies entspricht, hochgerechnet auf das Untersuchungsgebiet, einem Rast-/Zugbestand von 4.576 Individuen. Die höchste saisonale Dichte ergibt sich mit 0,59 Ind./km² im Frühjahr 2018 (Tab. 3.13). Im Sommer, zwischen Mai und September, wurden Zwergmöwen nur sporadisch festgestellt (Abb. 3.18).

Zwergmöwen traten im Winter 2017/18, im Frühjahr und im Herbst fast im gesamten Untersuchungsgebiet auf (Abb. 3.20), mit höheren Dichten allerdings nur im Frühjahr. Im Frühjahr wurden die Tiere im Nordwesten etwas weniger großflächig erfasst. Im Sommer wurden nahezu keine Zwergmöwen im Untersuchungsgebiet festgestellt, eine räumliche Präferenz kann hieraus nicht abgeleitet werden. Innerhalb der im Bau bzw. im Betrieb befindlichen OWPs wurden 26 Zwergmöwen gesichtet (Abb. A. 118 bis Abb. A. 122).

Zwergmöwe Individuendichte

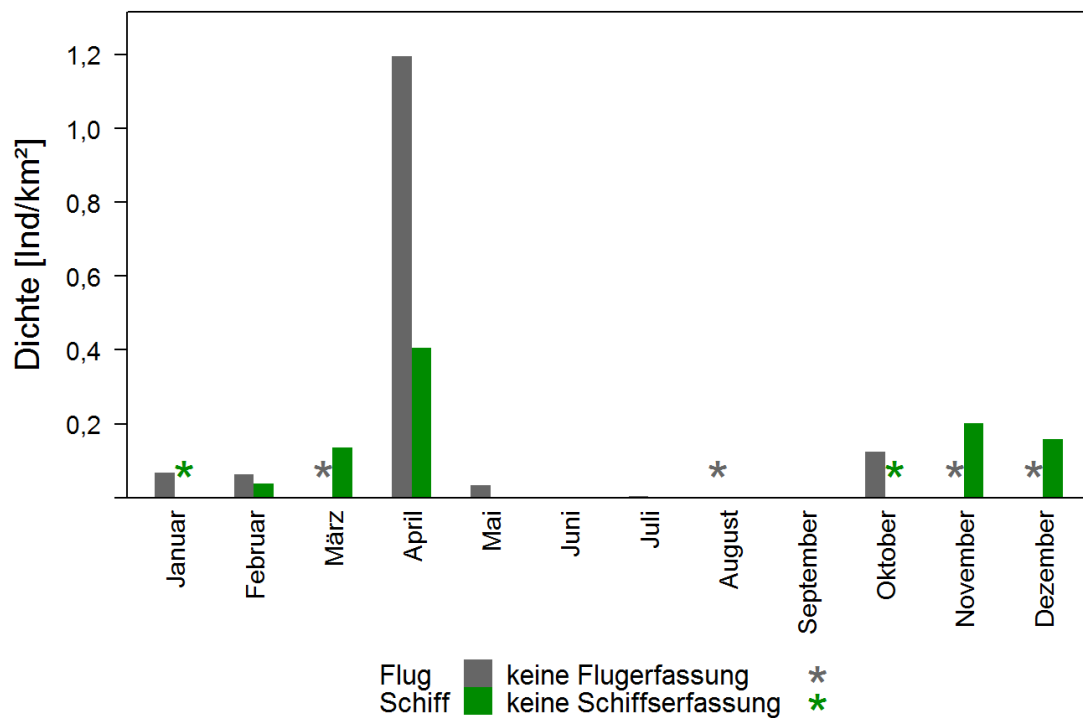


Abb. 3.18 Monatliche Dichten der Zwergmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.13 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Zwergmöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0,08	0,04 - 0,13	2	0,06	0,06 - 0,07	2
Frühjahr 2018	0,26	0 - 0,41	3	0,59	0,03 - 1,20	2
Sommer 2018	0	0 - 0	2	<0,01	<0,01	1
Herbst 2018	0	0 - 0	2	0,04	<0,01 - 0,12	3
Winter 2018/19	0,19	0,16 - 0,20	3	-	-	0

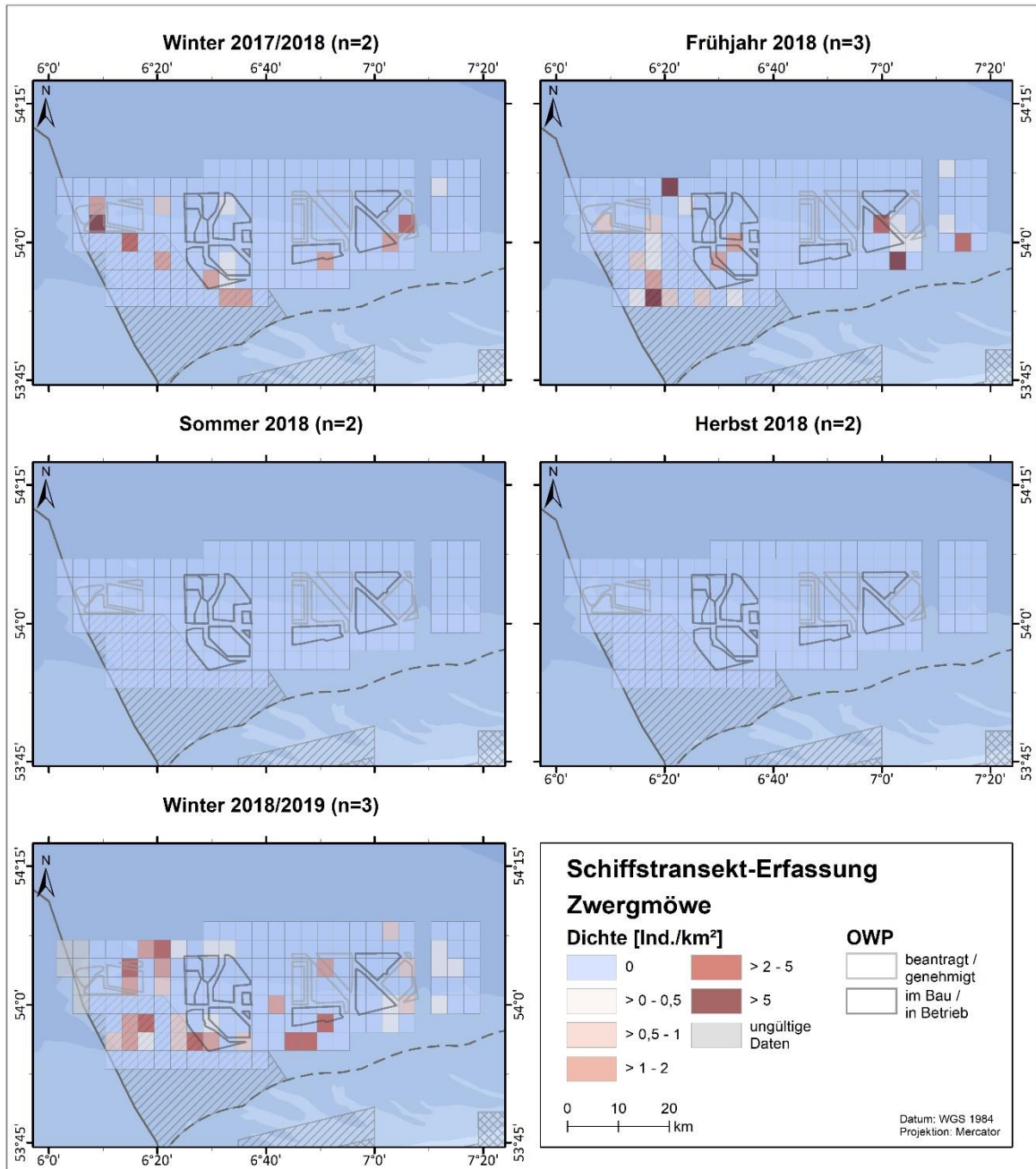


Abb. 3.19 Räumliche Verteilung der Zwergmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

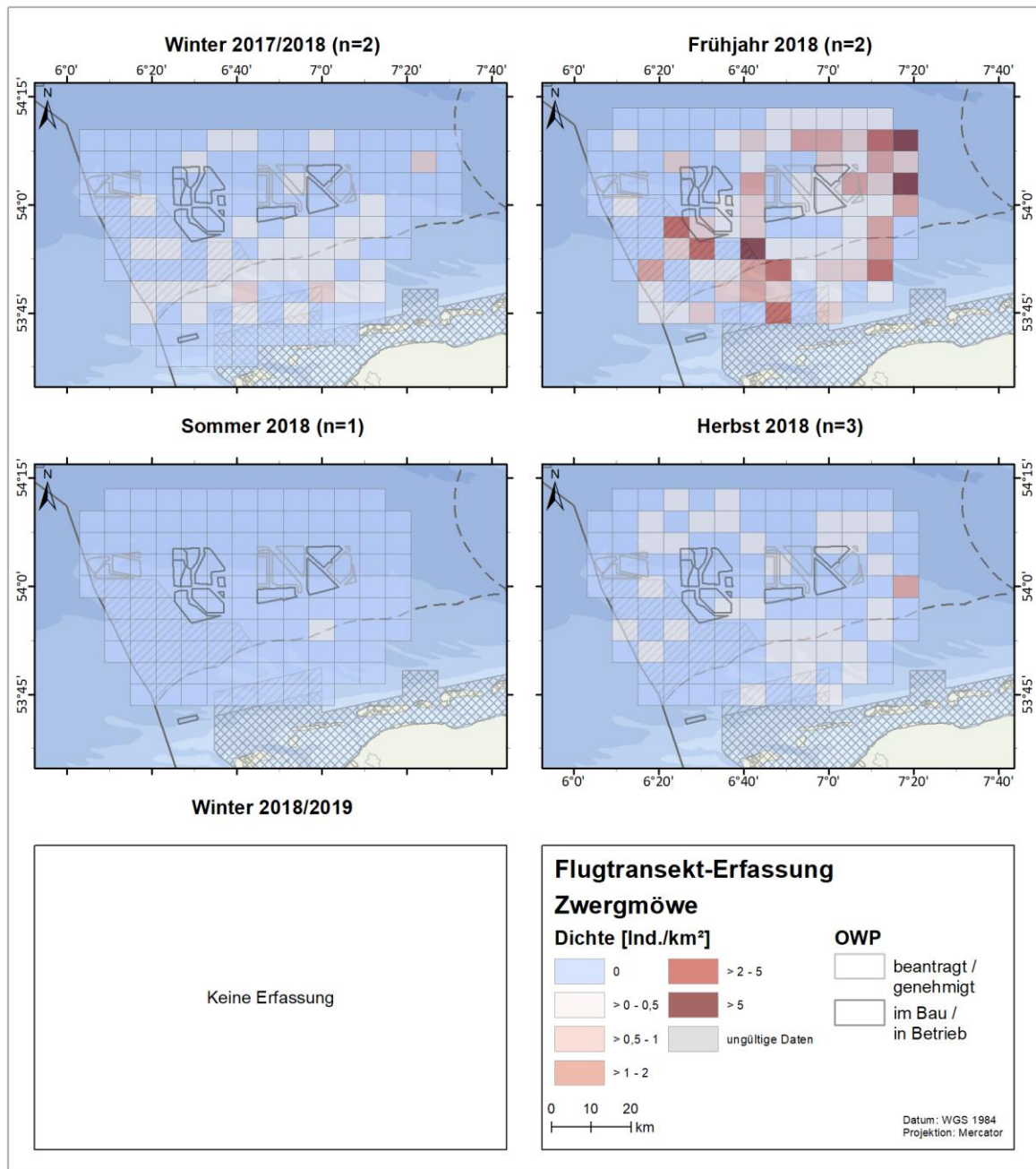


Abb. 3.20 Räumliche Verteilung der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.5.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Zwergmöwen wurden bei Schiffstransekt-Erfassungen in relativ stark schwankenden Dichten, aber mit einer deutlich ausgeprägten arttypischen Phänologie festgestellt (Abb. 3.21). Die höchsten Dichten wurden dabei in allen Jahren, außer im Jahr 2014, im April, und somit im Frühjahr, festgestellt (Tab. 3.14). Im Jahr 2014 lässt sich, verglichen mit den anderen Untersuchungsjahren, ein etwas früherer Frühjahrszug vermuten. Die erfassten maximalen Monatsdichten waren im Jahr 2017 insgesamt am höchsten und im Jahr 2013 am geringsten, was aber auch daran liegen kann, dass hier im März keine Erfassung erfolgte. Auch das Jahr 2018 zeigte im Vergleich nur geringe Dichten.

Bei den aktuellen Flugtransekt-Erfassungen lag die maximale monatliche Dichte auf einem ähnlichen Niveau wie 2016 (Tab. 3.14). 2014 lag die maximale Dichte darüber und 2015 und 2017 darunter. Im 1. Untersuchungsjahr (2013) wurde auf Basis von konventionellen Flugzählungen ein relativ geringer Wert von 0,76 Ind./km² im Mai festgestellt (IfAÖ et al. 2015). Diese schwankenden Dichten lassen sich durch den kurzen schnellen Durchzug der Art erklären, somit ist es stark vom Zufall abhängig, ob der Höhepunkt der Zugwelle erfasst wird oder nicht. Ein Rückschluss auf Bestandsschwankungen im Gebiet kann aus diesen Daten nicht gezogen werden. Dass die monatlichen Erfassungen nicht zwangsläufig den Hauptdurchzug der Zwergmöwen widerspiegeln, sondern die Erfassung dieser Art stark variabel ist und von Zugwellen bestimmt wird, zeigt sich auch im Rückblick auf die Schiffstransekt-Erfassungen zum Testfeld ‚alpha ventus‘ zwischen 2008 und 2013. Hohe monatliche Dichten wurden dort vor allem während des Heimzugs im April und Mai, mit maximal 3,37 Ind./km² im April 2011, festgestellt. Das Vorkommen dieser Art war jedoch hochvariabel und schwankte zwischen einzelnen Ausfahrten, sodass mittlere saisonale Maximaldichten lediglich bei 0,51 Ind./km² lagen (BioConsult SH & IfAÖ 2014). Ähnliches stellt sich auch in den Erfassungen seit 2013 dar.

Die räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ war bei den Schiffstransekt-Erfassungen in allen Jahren lückenhaft und relativ großflächig mit lokal hohen Dichten. In einzelnen Jahreszeiten zeigte sich eine Konzentration um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘. Der zentrale Bereich des Untersuchungsgebietes, um die bestehenden OWPs, wurde dabei eher in geringerem Ausmaß genutzt.

Die räumliche Verteilung im Flug-Untersuchungsgebiet im Frühjahr zeigte im aktuellen Untersuchungsjahr eine weniger stark ausgeprägte Präferenz für westliche Bereiche des Untersuchungsgebietes, wobei auch hier der nord-westliche Bereich etwas weniger genutzt wurde. Die Verteilung stimmt damit eher mit der etwas gleichmäßigeren Verteilung im Jahr 2015 überein. Im Winter 2017/18 und Herbst zeigte sich übereinstimmend mit 2017 bis 2014, eine eher großflächige Verbreitung sowohl küstennah als auch weiter von der Küste entfernt. Zwergmöwen werden als klassische Küstenleitlinienzieher beschrieben (Koop 2002), nutzen aber anscheinend den gesamten Untersuchungsraum als Überwinterungs- und Durchzugsgebiet.

Tab. 3.14 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Zwergmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,26 (Frühjahr)	0,41 (Apr.)	323	0,59 (Frühjahr)	1,20 (Apr.)	911
2017	0,97 (Frühjahr)	1,91 (Apr.)	743	0,53 (Winter)	0,70 (Mrz.)	876
2016	0,44 (Frühjahr)	0,86 (Apr.)	375	0,44 (Frühjahr)	1,23 (Apr.)	970
2015	0,66 (Frühjahr)	1,29 (Apr.)	773	0,43 (Winter)	0,77 (Apr.)	1.052
2014	0,34 (Winter)	0,60 (Mrz.)	340	1,15 (Frühjahr)	1,92 (Apr.)	2.372
2013	0,05 (Frühjahr)	0,11 (Apr.)	48	-	-	-

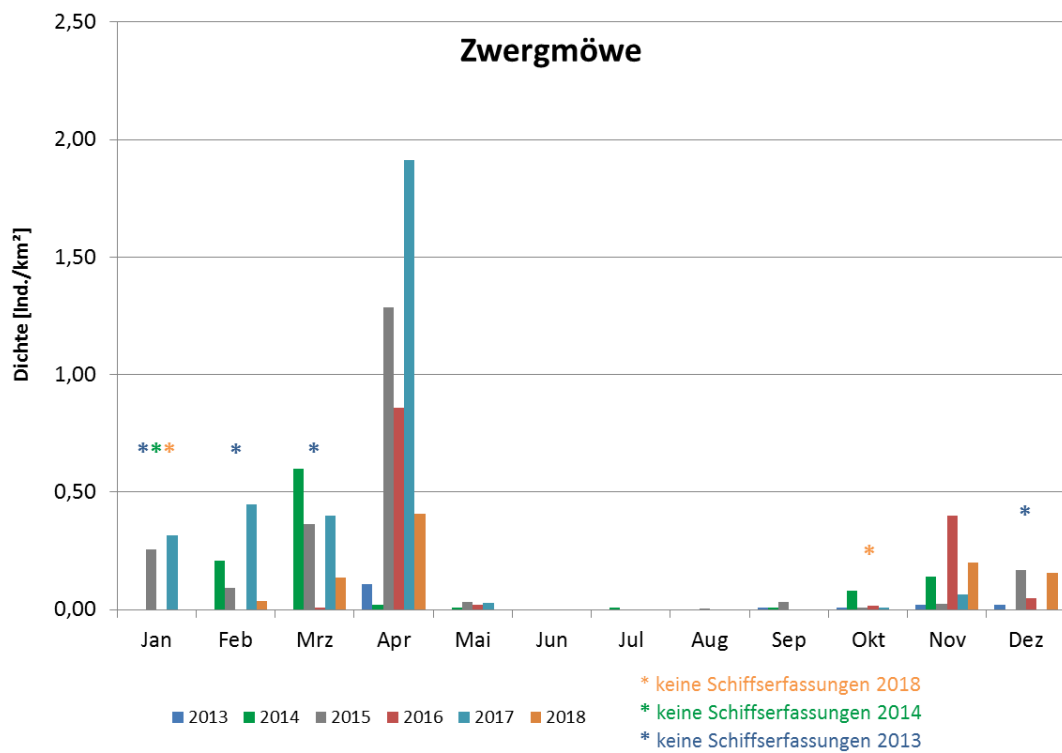


Abb. 3.21 Vergleich der monatlichen Dichten der Zwergmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018

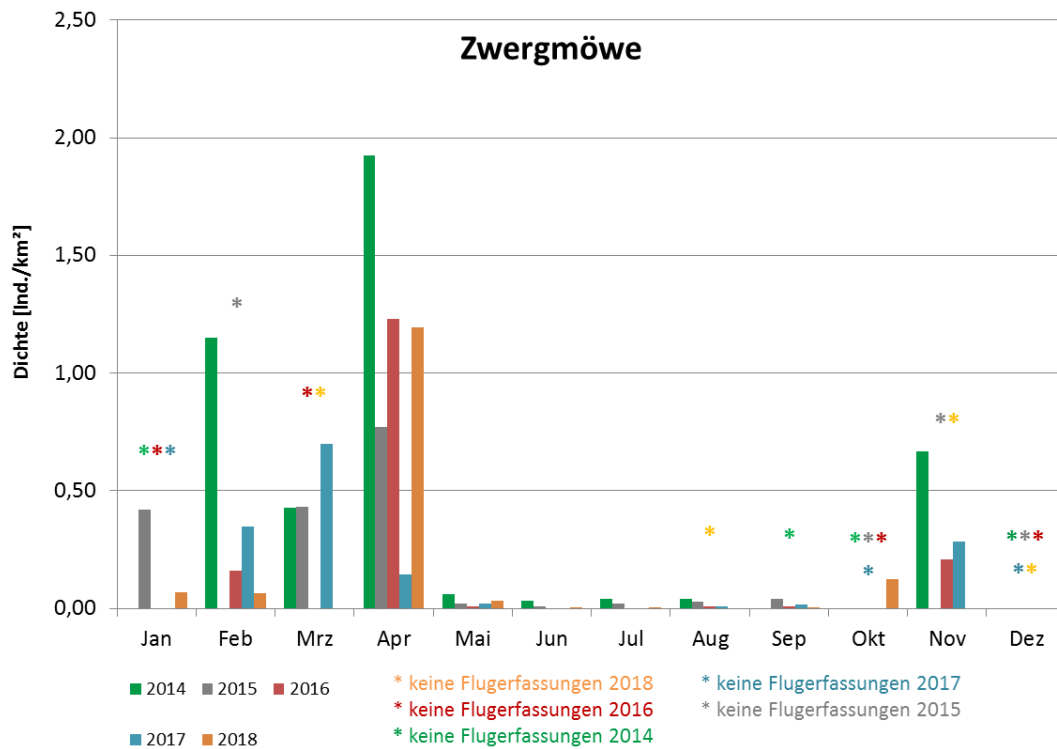


Abb. 3.22 Vergleich der monatlichen Dichten der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018

3.2.6 Lachmöwe (*Larus ridibundus*)

Lachmöwen sind als weit verbreiteter Brut- und Jahresvogel in Deutschland anzutreffen (Mendel et al. 2008). Die in Mitteleuropa beheimatete Population der Lachmöwe brütet in Nord- und Westeuropa und dem südlichen Grönland. Der Brutbestand in Deutschland wurde für 1999 mit 140.000 bis 150.000 beziffert (Südbeck et al. 2009). In den deutschen Nordseegebieten konzentrieren sich die Lachmöwen im gesamten Jahresverlauf in küstennahen Gebieten und sind selten in großen Zahlen offshore zu beobachten (Mendel et al. 2008). Die Rastbestände dieser Art sind im Sommer (160.000 Individuen) bzw. Herbst (170.000 Individuen) am höchsten und nehmen im Winter stark ab (16.000 Individuen; Garthe et al. 2007). Lachmöwen ziehen sich im Winter aus den Offshore-Gebieten der deutschen Nordsee zurück. Es stellt sich jedoch ein Wintervorkommen mit küstennaher Verbreitung ein (Mendel et al. 2008).

3.2.6.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei Schiffstransekt-Erfassungen wurden 79 Lachmöwen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, davon 31 innerhalb des Transektbereiches. Die höchste monatliche Dichte wurde mit 0,05 Ind./km² im September festgestellt (Tab. 3.3). Die höchste Saisondichte wurde mit 0,02 Ind./km² sowohl im Herbst als auch im Winter 2018/2019 nachgewiesen (Tab. 3.15).

Die Verteilung im Untersuchungsgebiet war lückenhaft und spärlich (Abb. 3.24). Über Präferenzen lassen sich anhand der Daten keine Aussagen treffen. Lachmöwen wurden zumeist im Randbereich der OWPs festgestellt, zwei Individuen auch innerhalb (Abb. A. 26 bis Abb. A. 30).

3.2.6.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Lachmöwen wurden während der Flugtransekt-Erfassungen mit 76 Individuen im Untersuchungsgebiet erfasst (Tab. A.22). Im Jahresverlauf traten die höchsten saisonalen Dichten im Herbst auf (Tab. 3.15). Sonst schwankten die Dichten zwischen <0,01 und 0,01 Ind./km². Die höchste monatliche Dichte wurde mit 0,04 Ind./km² im Oktober erfasst (Tab. 3.4).

Von Winter 2017/18 bis Sommer wurden lediglich vereinzelt Lachmöwen im Untersuchungsgebiet festgestellt (Abb. 3.25). Im Herbst waren Lachmöwen weit im Untersuchungsgebiet verbreitet. In keiner Jahreszeit wurde ein Schwerpunkt in der Verbreitung ausgemacht. Die Dichten waren insgesamt gering, innerhalb der jeweiligen Rasterzellen bewegten sie sich zwischen 0 - 0,50 Ind./km². Innerhalb der Windparkflächen wurden 9 Vögel erfasst (Abb. A. 123 bis Abb. A. 128).

Aufgrund der geringen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet wurde darauf verzichtet, für Lachmöwen eine Gradientenanalyse durchzuführen.

Lachmöwe Individuendichte

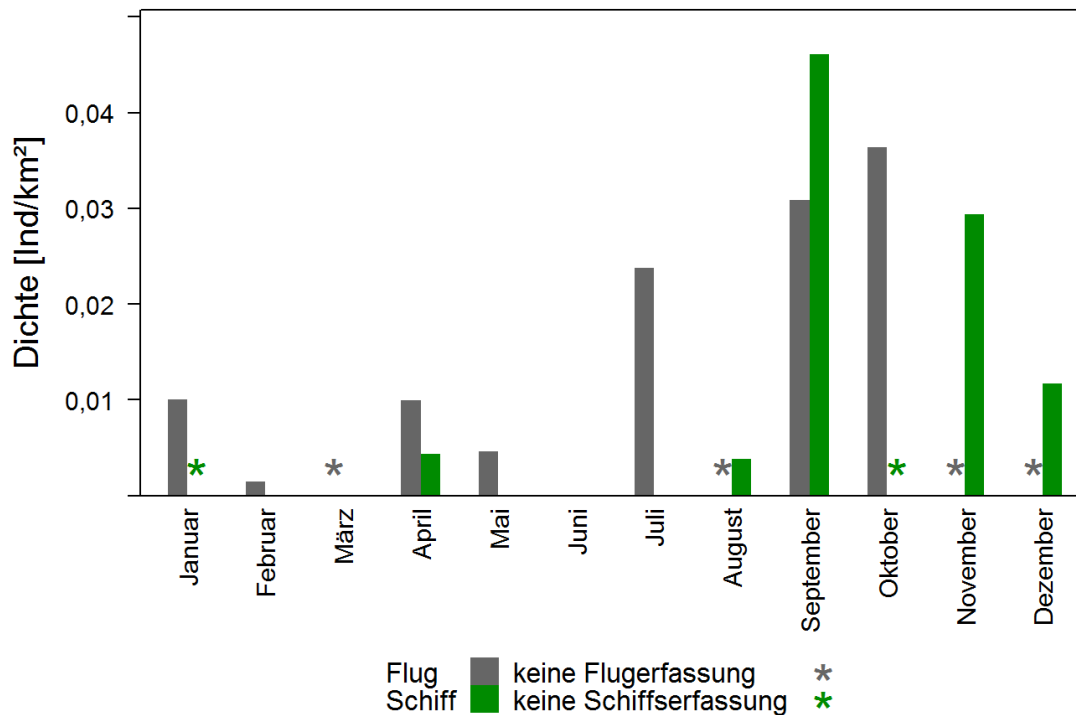


Abb. 3.23 Monatliche Dichten der Lachmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.15 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Lachmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0	0	1	0,01	<0,01 - 0,01	2
Frühjahr 2018	<0,01	0 - <0,01	3	0,01	0,01	1
Sommer 2018	0	0	2	<0,01	0 - <0,01	2
Herbst 2018	0,02	0 - 0,05	3	0,03	0,02 - 0,04	3
Winter 2018/19	0,02	0,01 - 0,03	3	-	-	0

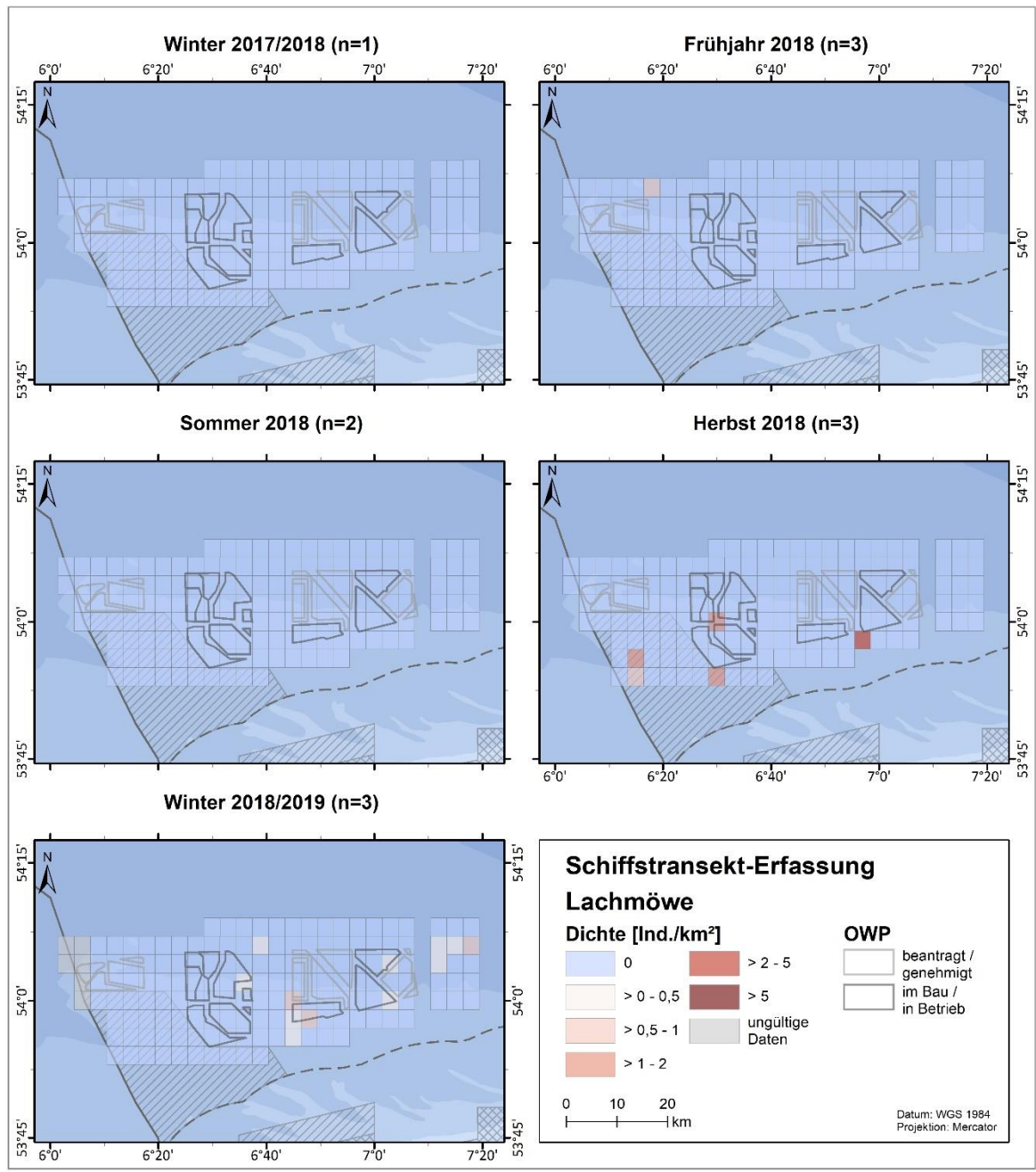


Abb. 3.24 Räumliche Verteilung der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

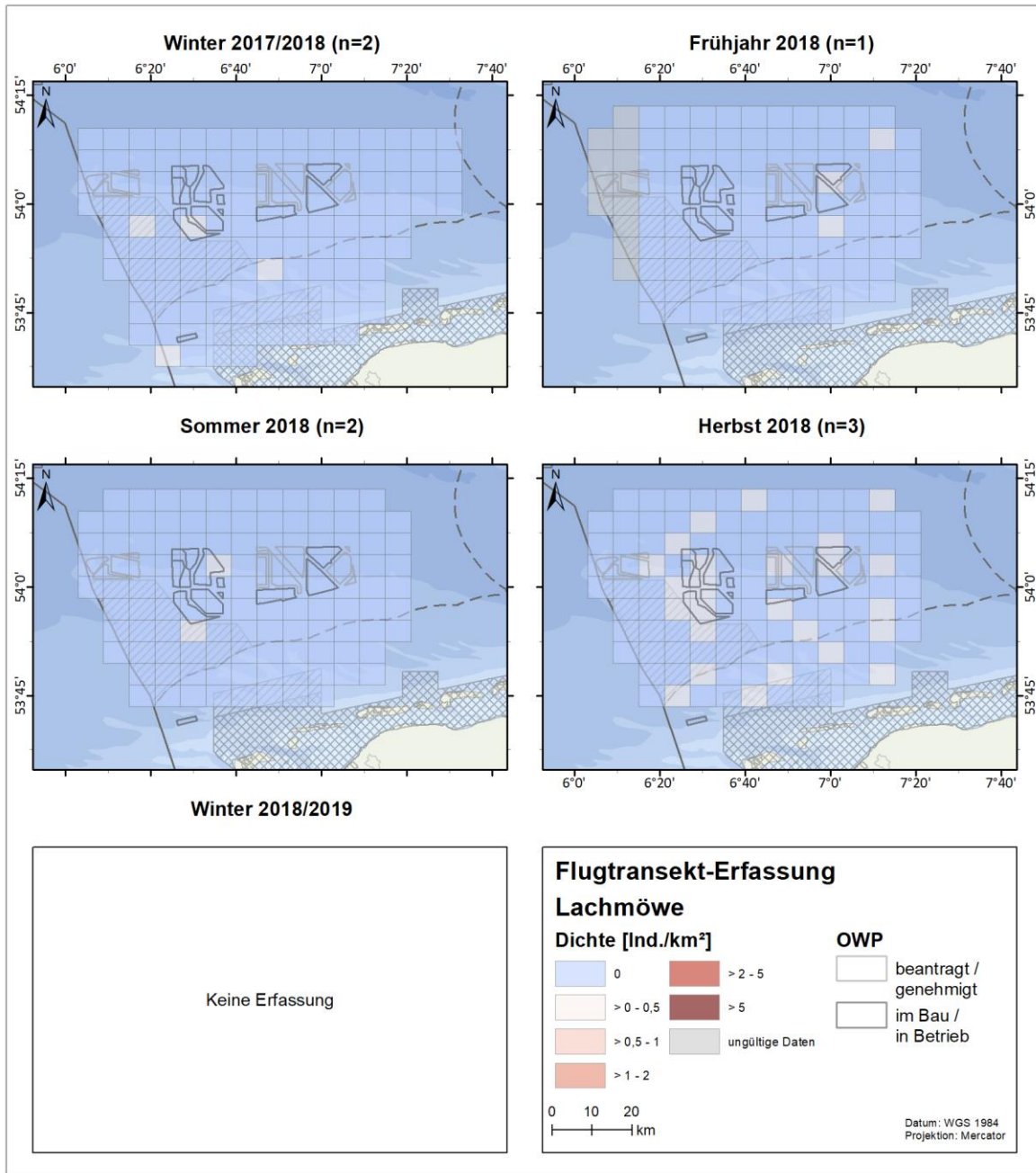


Abb. 3.25 Räumliche Verteilung der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.6.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Für die Lachmöwe wurden bei Schiffstransekt-Erfassungen in den Vorjahren stets vergleichsweise geringe Dichten festgestellt. Im Jahr 2014 wurden keine Dichten berechnet. Das Jahr 2016 zeigte mit einer vergleichsweise hohen monatlichen Maximaldichte im März einen deutlichen Unterschied zu den anderen Erfassungsjahren und auch zu den übrigen Monaten des Jahres. Im aktuellen Erfassungsjahr 2018 waren die Dichten vergleichsweise gering. Da die Lachmöwe keine typische Offshore-Art ist (Mendel et al. 2008), ist sie jenseits der 12-Seemeilenzone und damit im Schiffs-Erfassungsgebiet nicht in hohen Dichten zu erwarten. Die relativ hohe Dichte im März 2016 war daher eher eine Ausnahme. Möglicherweise waren hier Lachmöwen Fischkuttern weiter auf das Meer hinaus gefolgt, als sie es normalerweise tun. Die Verteilung im Untersuchungsgebiet war in allen Jahren lückenhaft und erschien zufällig.

Im aktuellen Untersuchungsjahr wurden die höchsten saisonalen Dichten bei Flugtransekt-Erfassungen im Herbst festgestellt (Tab. 3.16, Abb. 3.27). Die höchste monatliche Dichte wurde mit 0,04 Ind./km² im Oktober deutlich unter denen der Vorjahre ermittelt (Tab. 3.16). Die maximale monatliche Dichte im Untersuchungsjahr 2017 wurde mit 0,12 Ind./km² im März festgestellt. Davor wurden noch deutlich höhere Dichten ermittelt. Im Jahr 2016 lag das monatliche Maximum im April (0,34 Ind./km²), 2014 lag das Maximum mit 0,24 Ind./km² im November. Insgesamt wurden nahezu ganzjährig Lachmöwen im Untersuchungsgebiet erfasst, wobei die Dichten variierten und im Frühjahr meist höher lagen als im weiteren Verlauf des Jahres. Dies gilt für alle Untersuchungsjahre und zeigt sich auch in den Rasterdichtekarten, wobei das aktuelle Erfassungsjahr vergleichsweise sehr geringe Dichten aufweist.

Tab. 3.16 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Lachmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018. Für 2014 wurden bei den Schiffstransekt-Erfassungen keine Dichten berechnet.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,02 (Herbst)	0,05 (Sep.)	31	0,03 (Herbst)	0,04 (Okt.)	76
2017	0,03 (Frühjahr)	0,05 (Mrz.)	18	0,07 (Frühjahr)	0,12 (Mrz.)	174
2016	0,10 (Frühjahr)	0,21 (Mrz.)	107	0,34 (Frühjahr)	0,34 (Apr.)	309
2015	0,03 (Frühjahr)	0,04 (Mrz.)	52	0,12 (Frühjahr)	0,19 (Apr.)	190
2014	-	-	132	0,25 (Winter)	0,25 (Nov.)	239
2013	< 0,01 (Sommer, Herbst)	0,01 (Jul., Aug., Sep.)	6	-	-	-

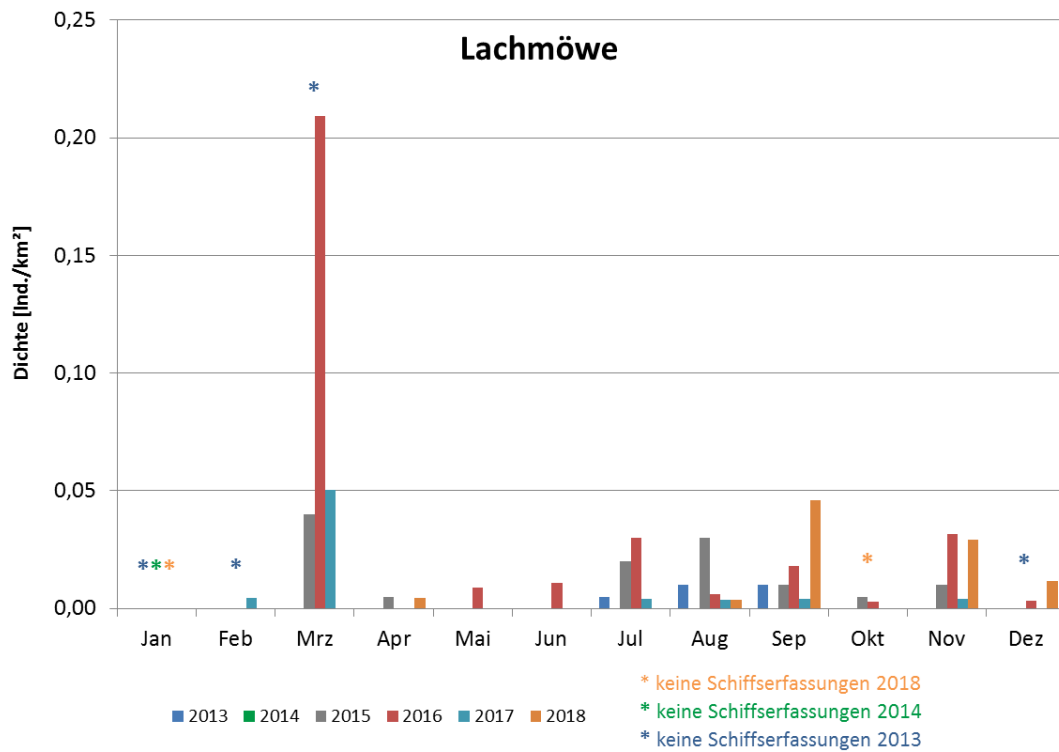


Abb. 3.26 Vergleich der monatlichen Dichten der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018. Im Jahr 2014 wurden aufgrund geringer Sichtungszahlen keine Dichten berechnet.

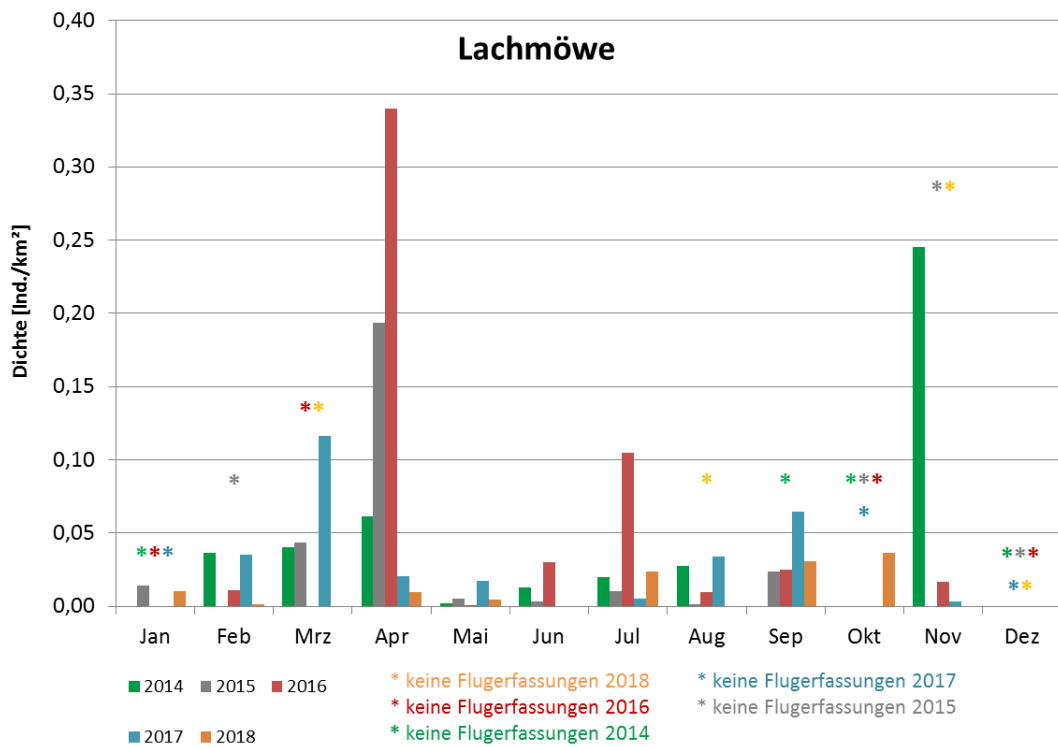


Abb. 3.27 Vergleich der monatlichen Dichten der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018

3.2.7 Sturmmöwe (*Larus canus*)

Die Sturmmöwe ist im Süden und Osten der deutschen Nordsee im Winterhalbjahr eine weit verbreitete und häufige Seevogelart mit Beständen von 50.000 Individuen im Winter und 65.000 Individuen im Herbst (Mendel et al. 2008). Im Winter kommen Sturmmöwen in hohen Dichten im gesamten küstennahen Bereich bis zur 20 m–Tiefenlinie vor und darüber hinaus in geringeren Dichten. Auch im Sommer sind die Bestände in der deutschen Nordsee hoch (30.000 Ind.; Mendel et al. 2008). Sturmmöwen sind typische Brutvögel an der deutschen Küste. Nach neuen Untersuchungen zeigten Sturmmöwen aber einen stark negativen Bestandstrend im Sommer (1990-2013, Markones et al. 2015). Sturmmöwen haben ein breites Nahrungsspektrum und erbeuten während der Brutzeit ihre Nahrung sowohl an Land als auch im Watt. Im Winter folgen sie auch häufig Garnelenkuttern (Walter & Becker 1997, Kubetzki 2002). Sturmmöwen weisen eine geringe Fluchtdistanz vor Schiffen auf (Garthe et al. 2004) bzw. werden eher von ihnen angezogen und scheinen wenig empfindlich gegenüber anthropogenen Faktoren wie Schifffahrt (Mendel et al. 2008) oder OWPs (Garthe & Hüppop 2004) zu sein.

3.2.7.1 Schiffstransect-Erfassungen

Sturmmöwen wurden fast das ganze Jahr im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Insgesamt wurden 909 Individuen dieser Art erfasst, davon 525 im Transektbereich. Die Jahresphänologie zeigte relativ geringe Saisondichten im Winter 2017/2018, Frühjahr und Herbst (0,01 - 0,09 Ind./km²) und die geringsten Dichten während der Brutzeit (Tab. 3.17). Die höchsten Dichten wurden im Winter 2018/2019 festgestellt (0,65 Ind./km²; Tab. 3.17). Ein deutliches monatliches Dichtemaximum wurde im Dezember (2,06 Ind./km²) nachgewiesen, während die übrigen Monate nur relativ geringe Dichten zeigten (Tab. 3.3; Abb. 3.28).

Sturmmöwen nutzten das Untersuchungsgebiet in allen Jahreszeiten, außer dem Sommer, lückenhaft aber großräumig in geringen bis lokal hohen Dichten, ohne besondere räumliche Präferenzen zu zeigen (Abb. 3.29). Wie viele andere Seevögel sammeln sich Sturmmöwen in Gruppen an Orten mit einer Nahrungsquelle (Garthe & Hüppop 1994, Walter & Becker 1997). Somit sind die lokal hohen Dichten möglicherweise auf Aggregationen an Fischschwärmen oder Fischereifahrzeugen zurückzuführen. Innerhalb der OWP-Gebiete wurden häufig Sturmmöwen gesichtet (Abb. A. 31 bis Abb. A. 40).

3.2.7.2 Digitale Flugtransect-Erfassungen

Sturmmöwen waren mit 608 Individuen hinter der Heringsmöwe die zweithäufigste *Larus*-Möwen-Art. In der Gesamtartenhäufigkeit lagen sie allerdings nur auf Platz sieben (Tab. 3.4). Nur im Sommer wurden sehr geringe Dichten <0,01 Ind./km² der Sturmmöwe festgestellt (Tab. 3.17). Die insgesamt höchsten Dichten wurden im Winter 2017/18 erfasst (0,37 Ind./km²). Die höchste monatliche Dichte lag mit 0,66 Ind./km² im Januar über der durchschnittlichen saisonalen Dichte (Tab. 3.4).

Im Winter 2017/18, Frühjahr und Herbst waren die Tiere weit über das Untersuchungsgebiet verstreut (Abb. 3.30), wobei die Dichten in den einzelnen Rasterzellen im Frühjahr und Herbst gering waren. Im Sommer waren Sturmmöwen kaum im Untersuchungsgebiet anzutreffen. Die höchsten Dichten im Winter 2017/18 konzentrierten sich hauptsächlich auf den südlichen, küstennahen Teil des Untersuchungsgebietes, sowie den östlichen Bereich. Lokal wurden auch im zentralen Untersuchungsgebiet einzelne Rasterzellen mit hohen Dichten festgestellt. Zusammenhänge mit Fischereiaktivitäten sind nicht auszuschließen. Innerhalb der Windparkflächen wurden mit 45 Tieren regelmäßig Sturmmöwen gesehen (Abb. A. 129 bis Abb. A. 135).

Sturmmöwe Individuendichte

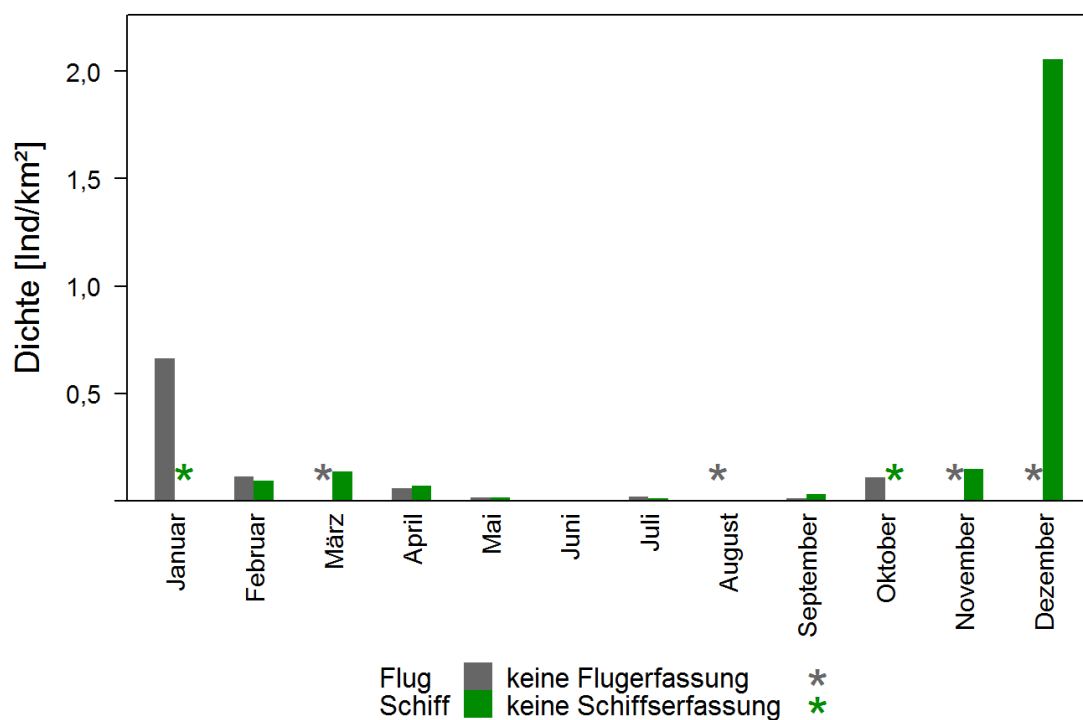


Abb. 3.28 Monatliche Dichten der Sturmmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.17 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Sturmmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0,09	0,09	1	0,37	0,11 - 0,66	2
Frühjahr 2018	0,07	0,02 - 0,13	4	0,03	0,01 - 0,06	2
Sommer 2018	0,01	<0,01 - 0,01	2	<0,01	<0,01	1
Herbst 2018	0,02	<0,01 - 0,03	2	0,05	0,01 - 0,11	3
Winter 2018/19	0,65	0,15 - 2,06	3	-	-	0

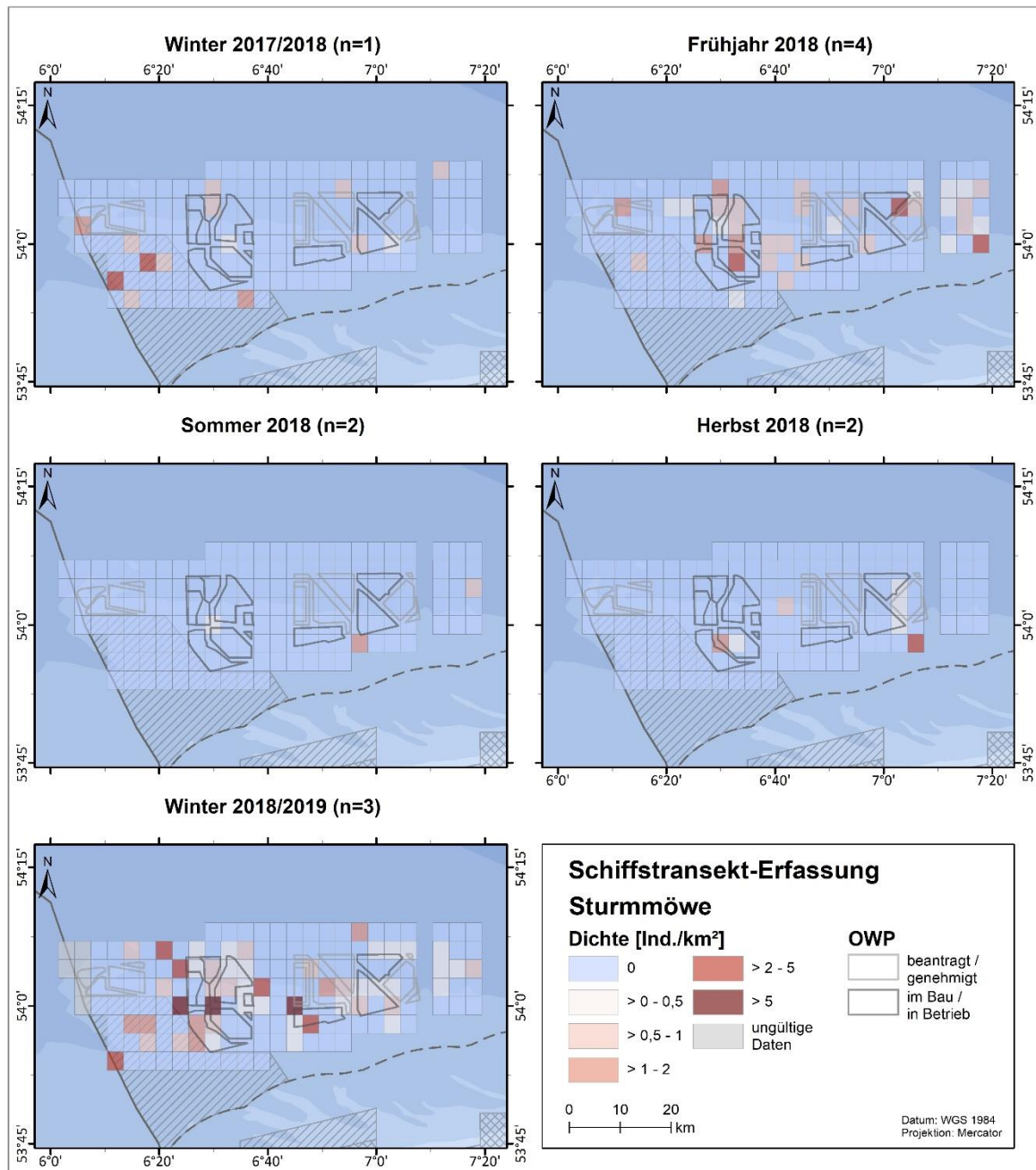


Abb. 3.29 Räumliche Verteilung der Sturmmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

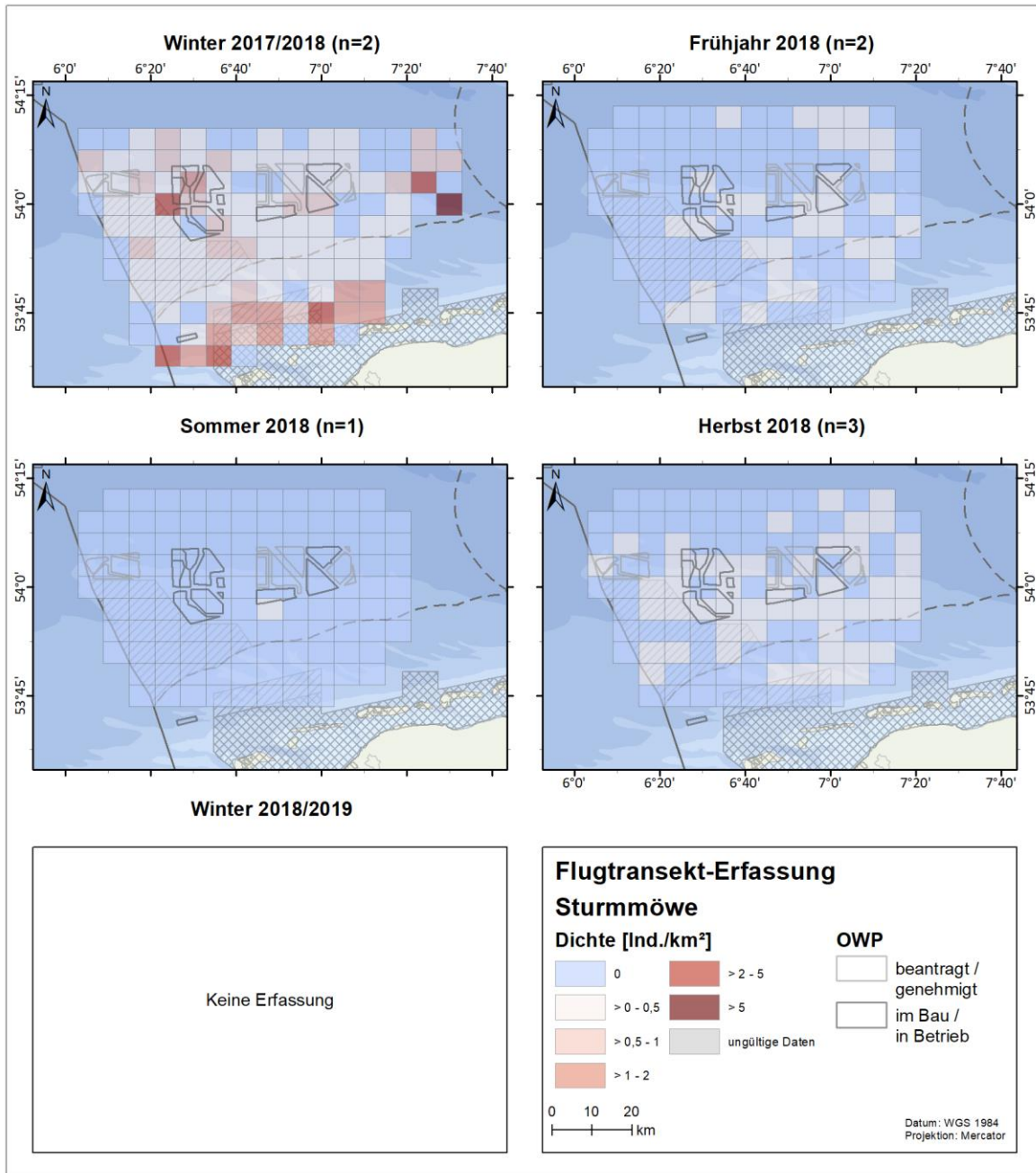


Abb. 3.30 Räumliche Verteilung der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.7.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Über die sechs Untersuchungsjahre zeigte sich bei Schiffstransect-Erfassungen für Sturmmöwen ein einheitliches Muster mit höheren Dichten im Winter und Frühjahr und geringeren Dichten im Sommer (Abb. 3.31). Im Januar wurden allerdings weder 2013 noch 2014 Sturmmöwen erfasst. Maximale Saison- und Monatsdichten waren 2018 deutlich höher als in den Vorjahren, wobei die geringsten Dichten 2013 nachgewiesen wurden (Tab. 3.18). Auch in den Jahren 2015 und 2016 waren die Dichten etwas höher als in den Jahren 2013, 2014 und 2017.

Während der Flugtransect-Erfassungen der aktuellen Untersuchungen 2018 wurden ähnlich hohe Maximaldichten (0,66 Ind./km² im Januar) wie im Vorjahr (0,49 Ind./km² im März) festgestellt (Tab. 3.18, Abb. 3.32). Somit lagen die maximalen Dichten in den Jahren 2018 und 2017 unterhalb derer der Vorjahre. Die höchsten Dichten wurden zumeist im Frühjahr ermittelt, im Jahr 2014 lag die höchste Dichte dagegen im November. Wie auch in den Vorjahren variierten die Dichten der Sturmmöwen zwischen den Erfassungen stark, wobei insgesamt die geringsten Dichten zwischen Mai und August festgestellt wurden.

Sturmmöwen nutzten das Untersuchungsgebiet sowohl bei den Schiffs- als auch Flugtransect-Erfassungen in allen Jahren großräumig in geringen bis lokal hohen Dichten ohne konsistente räumliche Präferenz zwischen den Jahren. Im Sommer wurden nur vereinzelt Sturmmöwen erfasst.

Tab. 3.18 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Sturmmöwen nach Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transect	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,65 (Frühjahr)	2,06 (Dez.)	525	0,37 (Winter)	0,66 (Jan.)	608
2017	0,16 (Winter)	0,21 (Feb.)	200	0,35 (Frühjahr)	0,49 (Mrz.)	700
2016	0,25 (Winter)	0,42 (Dez.)	282	0,65 (Frühjahr)	1,19 (Apr.)	1.623
2015	0,26 (Winter)	0,38 (Mrz.)	487	0,70 (Frühjahr)	1,20 (Apr.)	1.004
2014	0,17 (Frühjahr)	0,26 (Mrz.)	210	1,44 (Winter)	1,44 (Nov.)	1.562
2013	0,09 (Frühjahr)	0,12 (Mai)	77	-	-	-

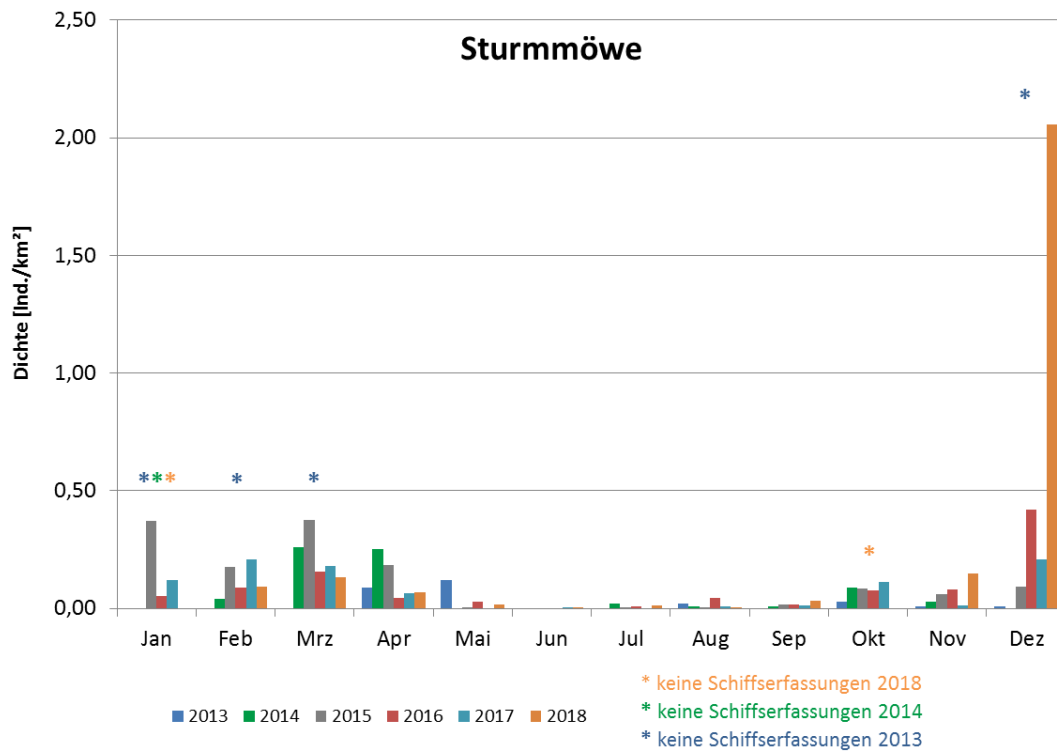


Abb. 3.31 Vergleich der monatlichen Dichten der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018.

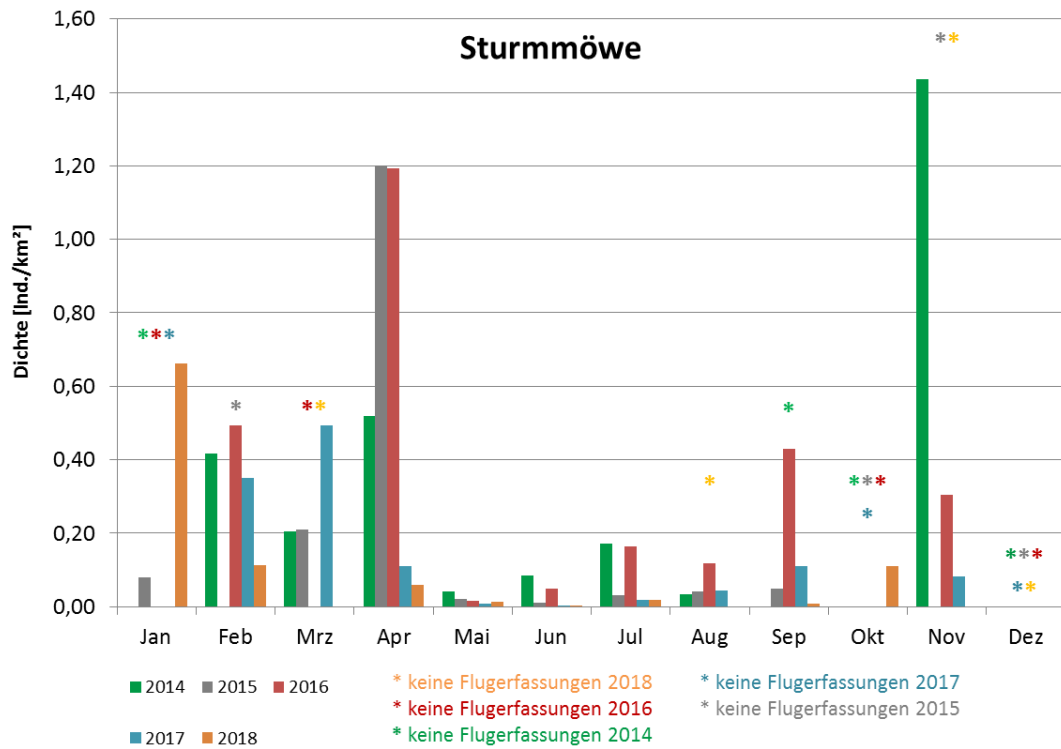


Abb. 3.32 Vergleich der monatlichen Dichten der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018.

3.2.8 Heringsmöwe (*Larus fuscus*)

In der deutschen Nordsee gehört die Heringsmöwe sowohl während der Brutperiode (Mai - Juli) als auch in der Nachbrutzeit (Juli - September) zu den häufigsten Arten (Mendel et al. 2008). In Deutschland brüten etwa 34.000 Paare (Mendel et al. 2008), davon 29.000 Paare an der Nordseeküste. Die Verbreitung erstreckt sich entlang der Nordseeküste bis weit in den Offshore-Bereich, mit hohen Dichten vor allem nördlich der Ostfriesischen Inseln und etwas geringeren Dichten im Seegebiet westlich von Sylt. Heringsmöwen sind Zugvögel und werden im Winter nur vereinzelt gesichtet. Die Art ist offshore häufig als Schiffsfolger anzutreffen (Schwemmer & Garthe 2005) und ernährt sich zu einem großen Teil von Fischereiabfällen („Discards“). Dabei sind Heringsmöwen oft in gemischten Trupps mit anderen Großmöwen zu beobachten (Mendel et al. 2008). Die lokalen Bestandsdichten und die Verteilung werden in hohem Maße durch Fischereiaktivitäten beeinflusst, was zu deutlichen Dichtevariationen im Raum führen kann.

3.2.8.1 Schiffstransect-Erfassungen

Die Heringsmöwe war bei den Schiffstransect-Erfassungen die zweithäufigste Art im Transectbereich. Es wurden 2.809 Individuen nachgewiesen, von denen sich 1.210 Tiere im Transect befanden. Zwischen März und Dezember wurden durchgehend Heringsmöwen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, mit Dichtemaxima im Juni (1,25 Ind./km²) und August (1,05 Ind./km²; Abb. 3.33, Tab. 3.3). Saisonale Dichten waren dementsprechend im Sommer am höchsten (0,96 Ind./km²; Tab. 3.19).

Heringsmöwen zeigten im Frühjahr und Herbst eine relativ gleichmäßige, großflächige Verbreitung im Untersuchungsgebiet mit mittleren bis hohen Dichten (Abb. 3.34). Im Sommer wurden mittlere bis hohe Dichten der Heringsmöwe festgestellt, die sich sehr stark auf den Osten und die Mitte des Untersuchungsgebietes konzentrierten. Im Winter wurden nur vereinzelt Heringsmöwen nachgewiesen. Auch innerhalb der OWPs wurden häufig Heringsmöwen festgestellt (Abb. A. 41 bis Abb. A. 48).

3.2.8.2 Digitale Flugtransect-Erfassungen

Heringsmöwen waren bei den Flugtransect-Erfassungen mit 2.478 Individuen die häufigste Art im Untersuchungsgebiet und damit auch der häufigste Vertreter der *Larus*-Möwen. Sie wurden bei den Flugtransect-Erfassungen zwischen April und Oktober in variablen Dichten festgestellt (Abb. 3.33). Im Januar wurden keine, im Februar nur wenige Heringsmöwen erfasst. Im März, August, November und Dezember fanden keine Erfassungen statt. Die höchste monatliche Dichte wurde mit 1,64 Ind./km² im Juni festgestellt (Tab. 3.4). Dies war auch gleichzeitig die höchste saisonale Dichte im Sommer (Tab. 3.19), da in dieser artspezifischen Jahreszeit lediglich diese eine Erfassung durchgeführt wurde. Im Vorjahr wurde die höchste monatliche Dichte mit 2,44 Ind./km² im August erreicht, in diesem Monat fand im aktuellen Untersuchungsjahr keine Erfassung statt.

Heringsmöwen kamen zwischen Frühjahr und Herbst flächendeckend im Untersuchungsgebiet vor (Abb. 3.35), wobei im Frühjahr die Verbreitung zu den Rändern des Untersuchungsgebietes hin

abnahm. Im Sommer und Herbst lagen die Verbreitungsschwerpunkte eher im Süden des Untersuchungsgebietes, im Sommer wurden auch im Westen und Osten des Untersuchungsgebietes höhere Dichten festgestellt. Wahrscheinlich steht dieses Verbreitungsmuster im Zusammenhang mit der Nähe zu den Brutkolonien an der Nordseeküste. Lokal erhöhte Dichten könnten auch mit Fischereiaktivitäten im Zusammenhang stehen.

Heringsmöwe Individuendichte

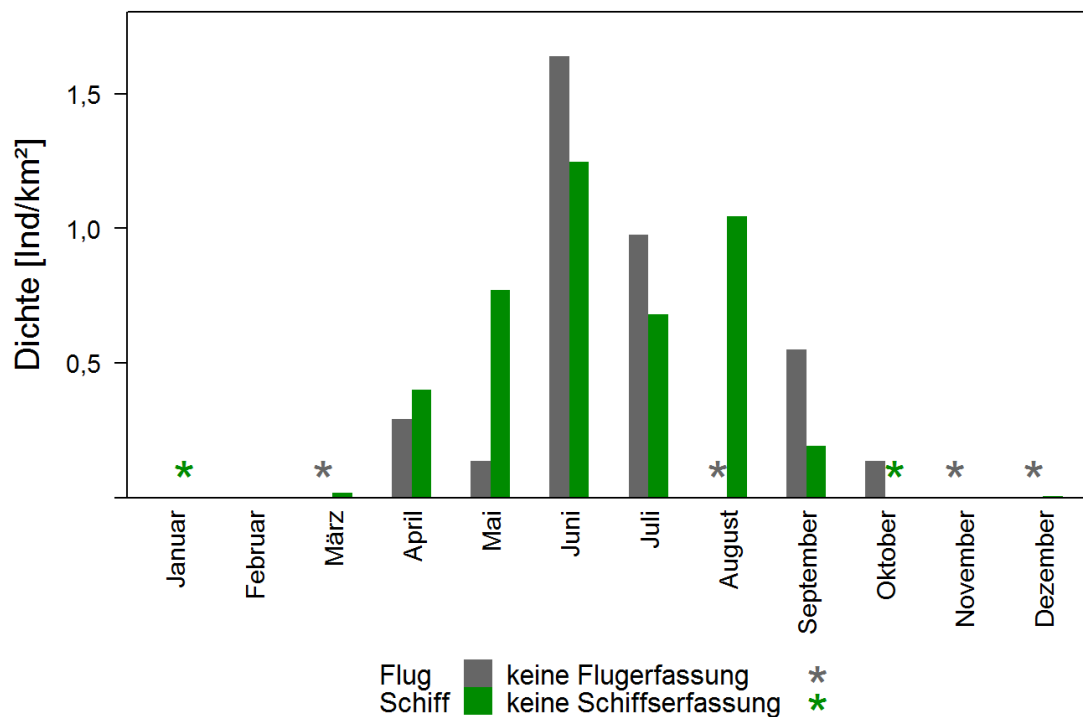


Abb. 3.33 Monatliche Dichten der Heringsmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.19 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Heringsmöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0,01	0 - 0,02	2	<0,01	0,00 – <0,01	2
Frühjahr 2018	0,53	0,40 - 0,77	3	0,21	0,14 - 0,29	2
Sommer 2018	0,96	0,68 - 1,25	2	1,64	1,64	1
Herbst 2018	0,62	0,19 - 1,05	2	0,56	0,13 – 0,98	3
Winter 2018/19	< 0,01	< 0,01 - 0,01	3	-	-	0

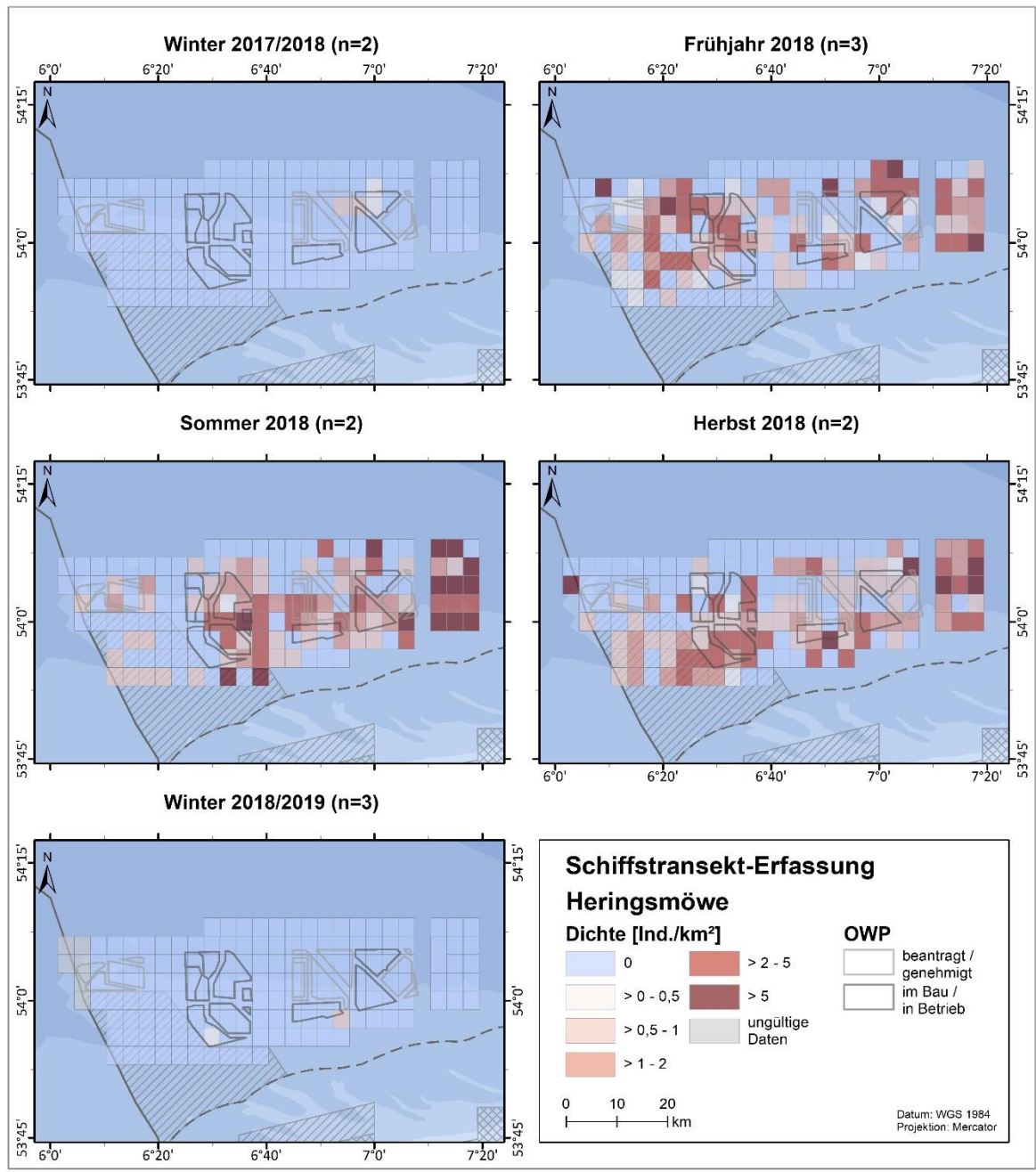


Abb. 3.34 Räumliche Verteilung der Heringsmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

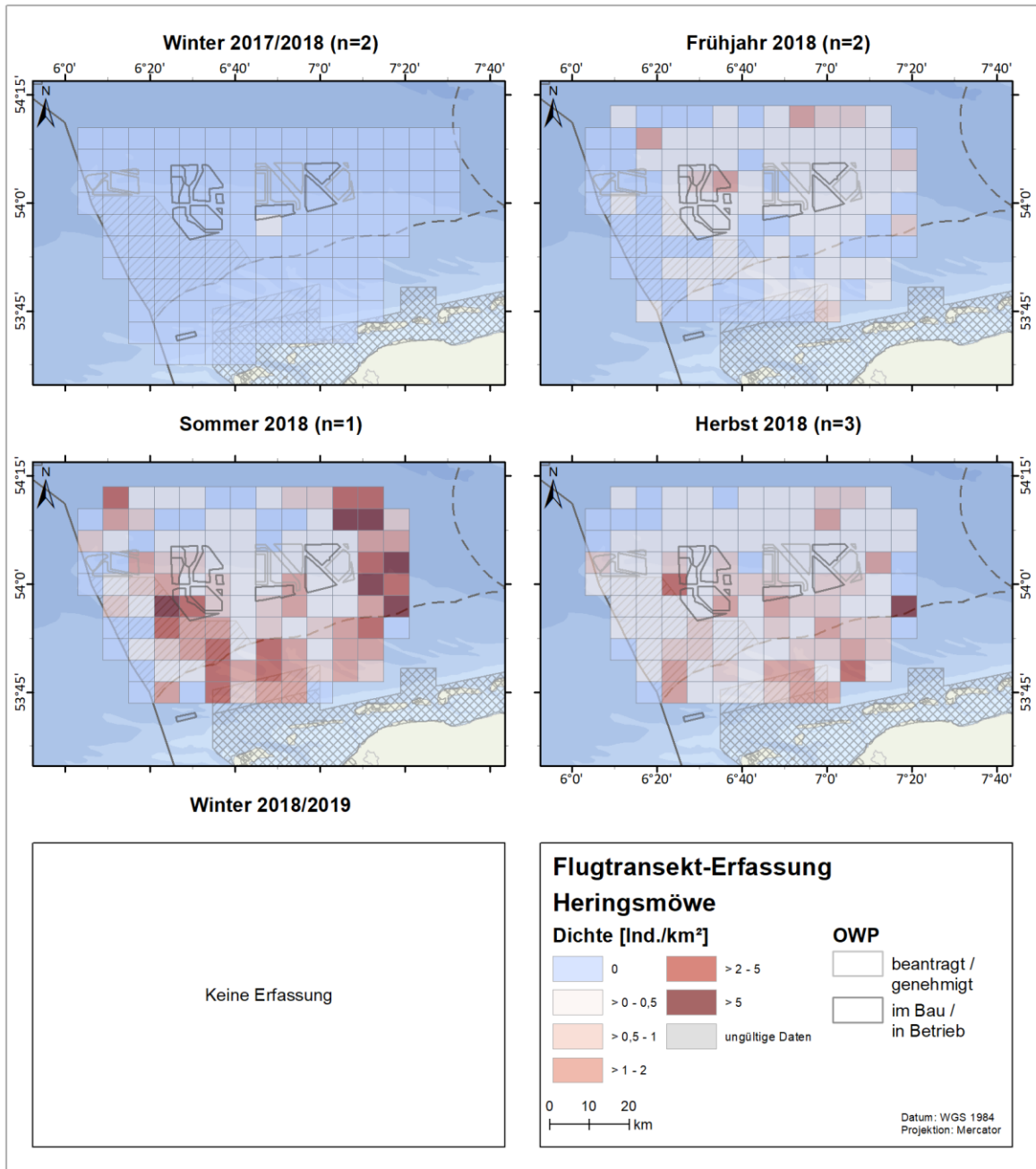


Abb. 3.35 Räumliche Verteilung der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.8.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Für die Heringsmöwe zeigten die Schiffstransect-Erfassungen eine einheitliche Phänologie mit vergleichsweise höheren Dichten im Frühjahr, Sommer und Herbst und deutlich geringeren Dichten im Winter (Abb. 3.36). Die Dichtemaxima fielen in allen Jahren in den Juni, Juli oder August (Tab. 3.20). Sie waren in den Jahren 2013, 2016 und 2018 untereinander ähnlich, im Jahr 2014 vergleichsweise hoch und im Jahr 2015 eher gering (Tab. 3.20). Das Jahr 2017 zeigte im Gegensatz dazu ein vergleichsweise sehr hohes Dichtemaximum. Die übrigen Monate im Jahr 2017 zeigten hingegen Dichten, die sich nicht deutlich von den Werten der Vorjahre unterschieden.

Wie auch in den Vorjahren wurden bei den Flugtransect-Erfassungen für Heringsmöwen im Sommerhalbjahr die höchsten Dichten festgestellt (Abb. 3.37). Die im Untersuchungsjahr 2018 erhobenen Dichten waren allerdings im Vergleich zu den Vorjahren, bis auf 2015, relativ gering (Tab. 3.20). Das saisonale Maximum (1,65 Ind./km²) fiel, wie auch in allen Vorjahren, mit Ausnahme von 2017, in den Sommer. Im Untersuchungsjahr 2017 wurde das Maximum im Herbst erfasst. In Abb. 3.37 zeigt sich eine relativ hohe Variabilität der Dichten der Heringsmöwen zwischen den Jahren, aber auch innerhalb der Jahre sind die Dichten von hoher Variabilität geprägt.

Die Heringsmöwe wurde bei Schiffstransect-Erfassungen im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen. In den Jahren 2013 bis 2016 und auch im Jahr 2018 wurde bei Heringsmöwen und auch einigen anderen Möwenarten eine Konzentration im östlichen Bereich des Untersuchungsgebietes festgestellt. Dies hängt möglicherweise mit stärkerer Fischereiaktivität in diesem Gebiet zusammen. Im Jahr 2017 wurde dieser Schwerpunkt nicht beobachtet, es zeigte sich stattdessen eine relativ gleichmäßige Verteilung. Auch in der Verteilung der Heringsmöwen im Untersuchungsgebiet gab es bei Flugtransect-Erfassungen keine großen Unterschiede im Vergleich zu den Vorjahren (Abb. 3.35). Während zwischen Frühjahr und Herbst nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet Heringsmöwen erfasst wurden, wurden in den Wintermonaten nur wenige Individuen registriert. Der in den Vorjahren im Süden des Untersuchungsgebietes erfasste Schwerpunkt ist allerdings nicht eindeutig feststellbar. Dies liegt möglicherweise an der Veränderung des Untersuchungsgebietes, durch die das Untersuchungsgebiet insgesamt weiter nach Norden verlegt wurde. Dennoch wurden in den zentralen und nördlichen Bereichen des Untersuchungsgebietes weniger Heringsmöwen festgestellt als im Westen, Süden und Osten.

Tab. 3.20 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Heringsmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,96 (Sommer)	1,25 (Jun.)	1.210	1,64 (Sommer)	1,64 (Jun.)	2.478
2017	3,96 (Sommer)	5,95 (Jul.)	2.576	1,69 (Herbst)	2,44 (Aug.)	4.982
2016	0,96 (Sommer)	1,27 (Aug.)	1.327	1,62 (Herbst)	3,86 (Jul.)	4.890
2015	0,36 (Frühjahr)	0,72 (Aug.)	906	1,06 (Frühjahr)	1,51 (Jun.)	3.727
2014	1,52 (Sommer)	2,03 (Jul.)	1.903	2,51 (Sommer)	2,72 (Jul.)	4.326
2013	0,59 (Herbst)	1,46 (Jul.)	955	-	-	-

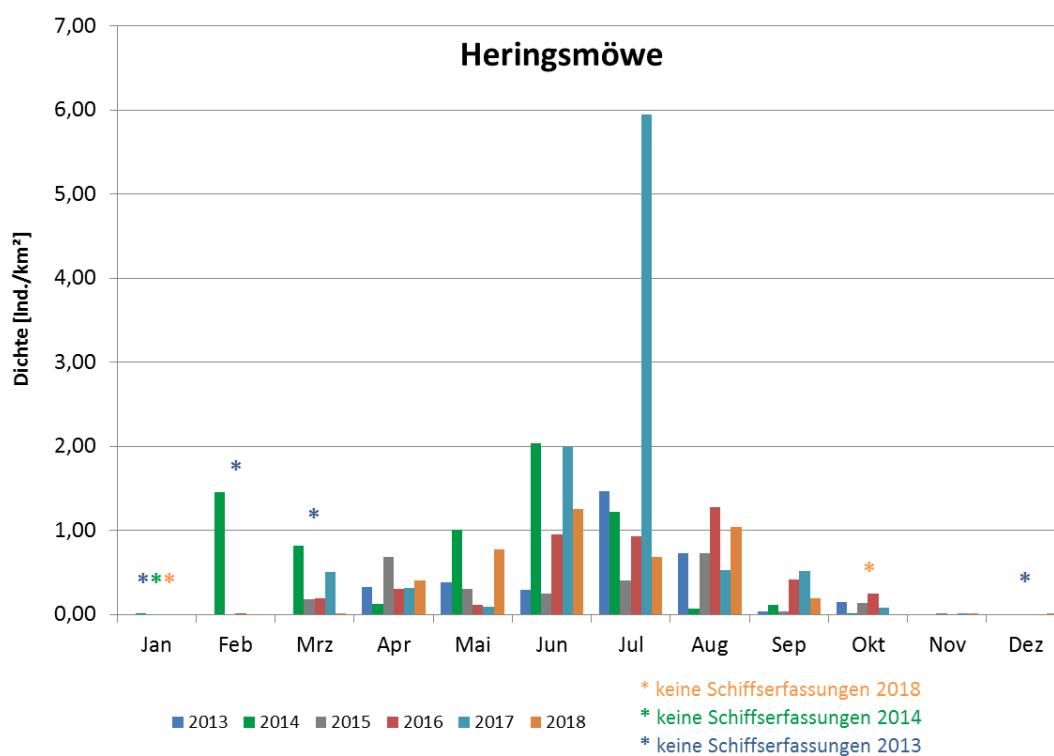


Abb. 3.36 Vergleich der monatlichen Dichten der Heringsmöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018.

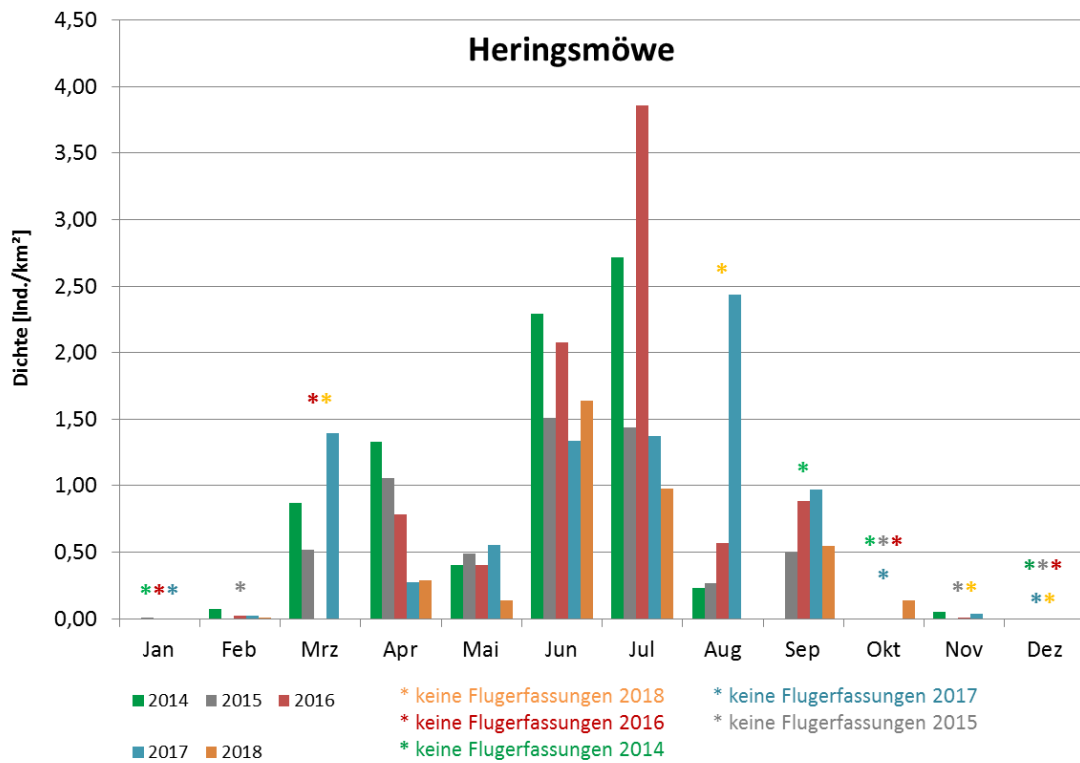


Abb. 3.37 Vergleich der monatlichen Dichten der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018.

3.2.9 Silbermöwe (*Larus argentatus*)

An der deutschen Nordseeküste gibt es etwa 34.000 Brutpaare der Silbermöwe (Mendel et al. 2008). Im Frühjahr und Sommer kommt diese Art in hohen Dichten hauptsächlich entlang der Küste vor. Im Winter verlagern sich dann die Bestände von den küstennahen Bereichen in den Offshore-Bereich der AWZ. Der Großteil des Bestandes verbleibt allerdings küstennah. Silbermöwen ernähren sich opportunistisch und nutzen im Offshore-Bereich auch häufig Fischereiabfälle als Nahrungsquelle (Mendel et al. 2008). Durch die Reduktion von anthropogenen Nahrungsquellen (Mülldeponien, Fischereiabfälle) kann es besonders im Winter oder zur Brutzeit zu Nahrungsgpässen kommen. Die Bestände der Silbermöwe in der deutschen Nordsee zeigten im Sommer eine moderate Abnahme (Markones et al. 2015).

3.2.9.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Silbermöwen wurden mit insgesamt 85 Individuen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, von denen 35 innerhalb des Transektbereiches festgestellt wurden. Die höchsten Monatsdichten wurden mit jeweils 0,02 Ind./km² im März und November nachgewiesen, die höchste saisonale Dichte mit 0,02 Ind./km² im Winter 2018/2019 (Tab. 3.21).

Die Silbermöwe zeigte keinen Schwerpunkt in der Verteilung im Untersuchungsgebiet (Abb. 3.39), was aber auch auf die vergleichsweise geringen Dichten zurückzuführen sein kann. Innerhalb der OWPs wurden auch vereinzelt Individuen dieser Art festgestellt (Abb. A. 49 bis Abb. A. 54).

Da sich Silbermöwen generell hauptsächlich im küstennahen Bereich aufhalten, reichte das Schiffs-Untersuchungsgebiet nicht in das bevorzugte Habitat dieser Art hinein.

3.2.9.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Insgesamt wurden 2018 62 Silbermöwen im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Silbermöwen sind damit die seltenste *Larus*-Möwen-Art bei den Flugtransekt-Erfassungen. Individuen dieser Art wurden während aller Flugtransekt-Erfassungen in geringen Anzahlen gesichtet (Abb. 3.38), die höchste Dichte wurde dabei im Januar mit 0,03 Ind./km² erreicht. Über den Jahresverlauf kann kaum von einer maximalen saisonalen Dichte gesprochen werden (Tab. 3.21), im Winter 2017/18 wurde allerdings mit 0,02 Ind./km² gegenüber jeweils 0,01 Ind./km² in den restlichen Jahreszeiten, die höchste Dichte festgestellt.

Die Art zeigte eine lückenhafte Verteilung im Untersuchungsgebiet (Abb. 3.40). Während des Jahresverlaufs wurde kaum eine gerichtete Verteilung festgestellt. Lediglich eine Tendenz zu einer etwas stärkeren Verbreitung im Offshore-Bereich im Winter 2017/18 und Frühjahr gegenüber dem Sommer und Herbst, in denen die Tiere eher küstennah vorkamen, ließ sich erkennen. In den laufenden OWPs wurden keine Tiere nachgewiesen (Abb. A. 142 bis Abb. A. 148).

Ein detaillierter Vergleich der Dichten mit den Vorjahren wurde nicht durchgeführt, da er aufgrund der geringen Individuenzahlen wenig Aussagekraft besitzt.

Aufgrund der geringen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet wurde darauf verzichtet, für Silbermöwen eine Gradientenanalyse durchzuführen.

Silbermöwe Individuendichte

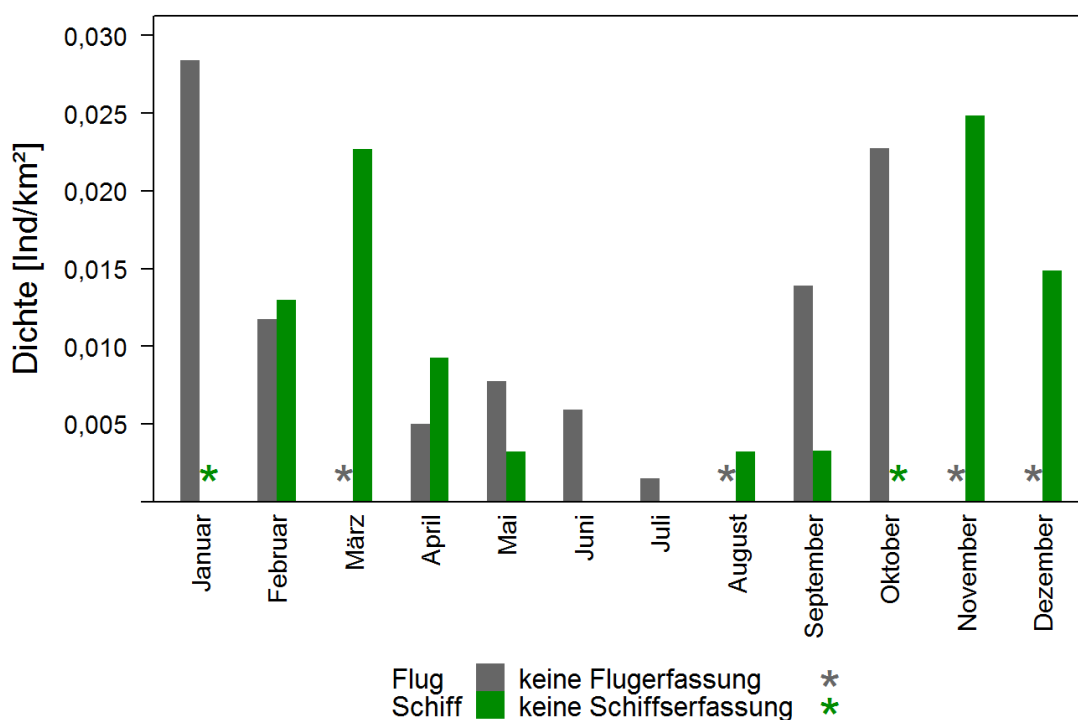


Abb. 3.38 Monatliche Dichten der Silbermöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.21 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Silbermöwen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0,01	0,01	1	0,02	0,01 - 0,03	2
Frühjahr 2018	0,01	<0,01 - 0,02	4	0,01	<0,01 - 0,01	2
Sommer 2018	0	0	2	0,01	0,01	1
Herbst 2018	< 0,01	<0,01 - < 0,01	2	0,01	<0,01 - 0,02	3
Winter 2018/19	0,02	0,01 - 0,02	3	-	-	0

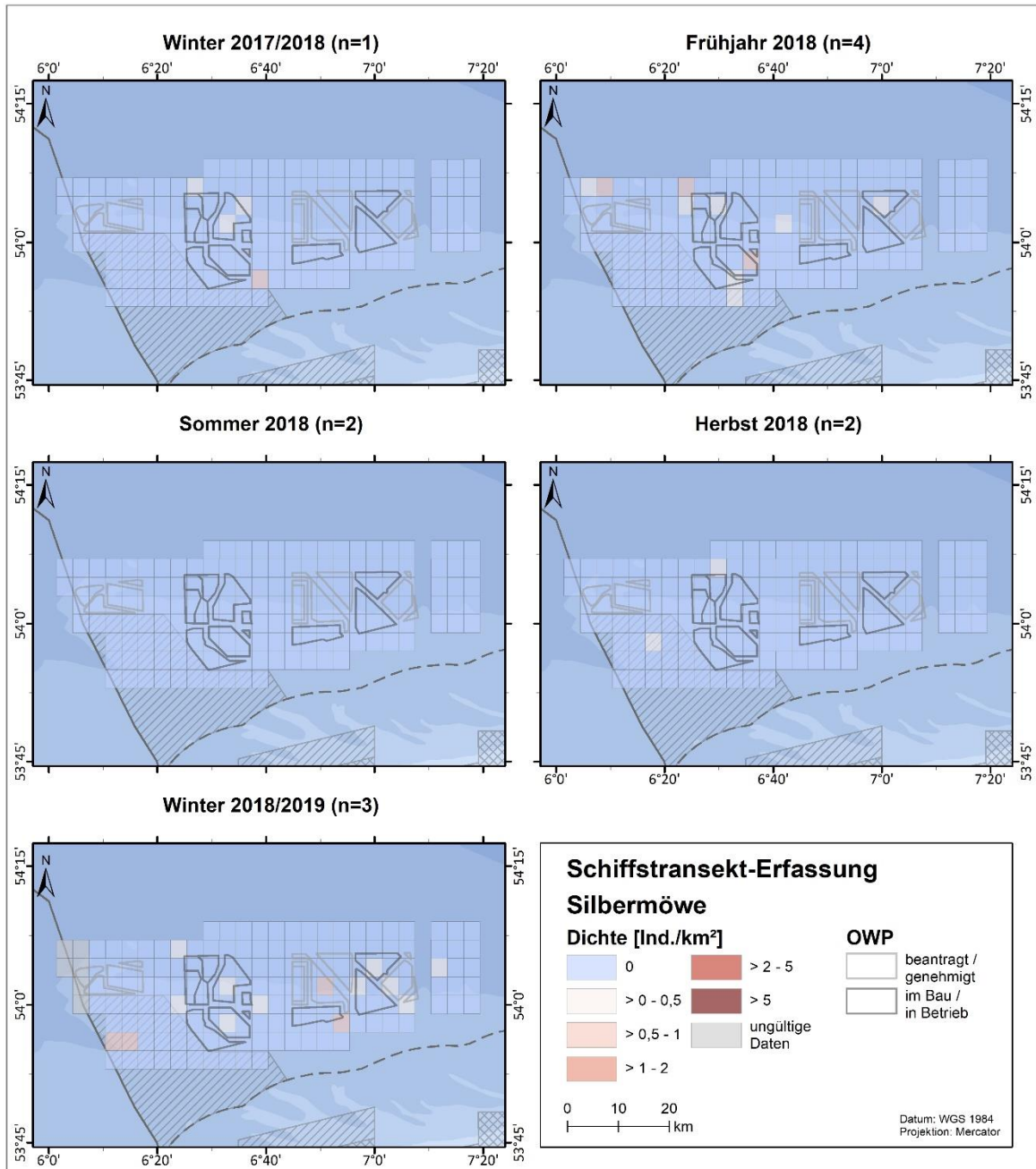


Abb. 3.39 Räumliche Verteilung der Silbermöwen nach Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

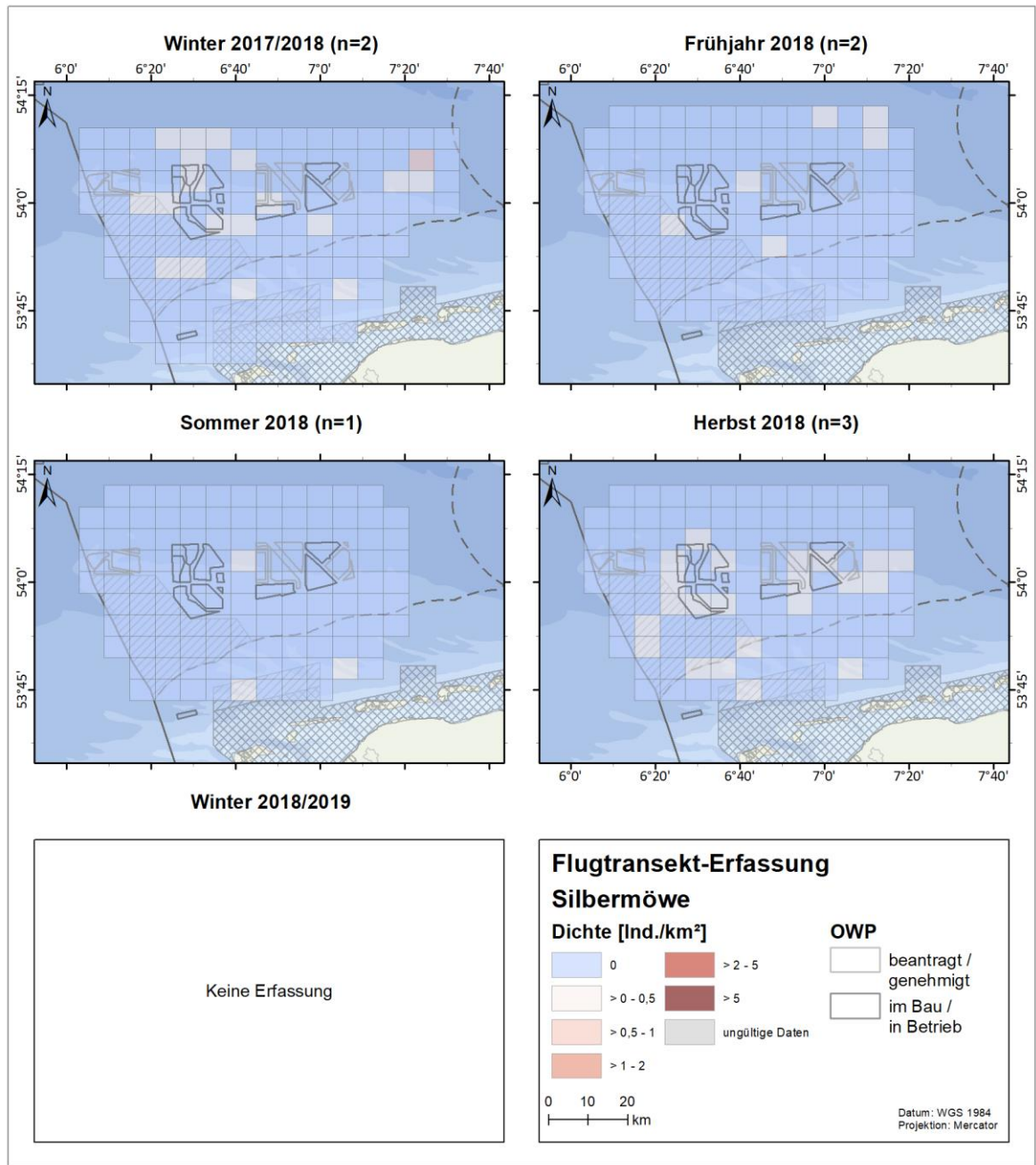


Abb. 3.40 Räumliche Verteilung der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.10 Mantelmöwe (*Larus marinus*)

Mantelmöwen sind ganzjährig als Rastvogel oder Durchzügler auf der deutschen Nordsee anzutreffen (Mendel et al. 2008). Die Hauptbrutgebiete dieser Art liegen an den Küsten der nördlichen Nordsee bis nach Russland und auf den arktischen Inseln. Im Frühjahr und Sommer kommen Mantelmöwen in der deutschen Nordsee verstreut über den Küsten- und Offshore-Bereich in geringen bis mittleren Dichten vor. Im Herbst werden die höchsten Anzahlen in der deutschen Nordsee mit 16.500 Individuen erreicht (Mendel et al. 2008). Dabei bildet sich ein starkes Wintervorkommen im Mündungsgebiet von Elbe und Weser, welches sich bis nach Helgoland erstreckt.

3.2.10.1 Schiffstransect-Erfassungen

Während des Untersuchungszeitraumes 2018 wurden 112 Mantelmöwen festgestellt, von denen sich 55 Individuen innerhalb des Transectbereiches befanden. Die höchste saisonale Dichte lag im Winter 2018/2019 bei 0,04 Ind./km², wobei in den übrigen Jahreszeiten ähnlich niedrige Dichten nachgewiesen wurden (Tab. 3.22). Das monatliche Dichtemaximum wurde im Dezember mit 0,05 Ind./km² nachgewiesen (Tab. 3.3). Besonders gering waren die Dichten im Sommer zur Brutzeit und im Herbst. Im Mai und Juli erfolgten keine Nachweise dieser Art (Abb. 3.41).

Die Mantelmöwe erschien in geringen bis lokal mittleren Dichten relativ zufällig über das Untersuchungsgebiet verteilt (Abb. 3.42). Im Winter 2018/2019 waren die Dichten im Westen des Untersuchungsgebietes um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘ etwas höher. Mantelmöwen wurden auch innerhalb der OWPs festgestellt (Abb. A. 55 bis Abb. A. 62).

3.2.10.2 Digitale Flugtransect-Erfassungen

Mantelmöwen wurden während aller Flugtransect-Erfassungen außer im Mai in geringer Zahl im Untersuchungsgebiet angetroffen ($n = 96$; Abb. 3.41). Die höchste monatliche Dichte wurde bei den Flugtransect-Erfassungen im Oktober mit 0,05 Ind./km² erreicht (Tab. 3.4). Dies entspricht auch der höchsten saisonalen Dichte im Herbst (Tab. 3.22). In den übrigen Jahreszeiten wurden geringere Dichten festgestellt, wobei mit $<0,01$ Ind./km² die Dichten im Sommer am geringsten waren.

Mantelmöwen zeigten eine sehr lückenhafte Verbreitung im Untersuchungsgebiet. Nur im Herbst wurden im Zentrum des Untersuchungsgebietes verstärkt, aber in geringen Dichten je Rasterzelle, Mantelmöwen festgestellt (Abb. 3.43). In den laufenden OWPs wurden keine Mantelmöwen nachgewiesen (Abb. A. 149 bis Abb. A. 154).

Aufgrund der geringen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet wurde darauf verzichtet, für Mantelmöwen eine Gradientenanalyse durchzuführen.

Mantelmöwe Individuendichte

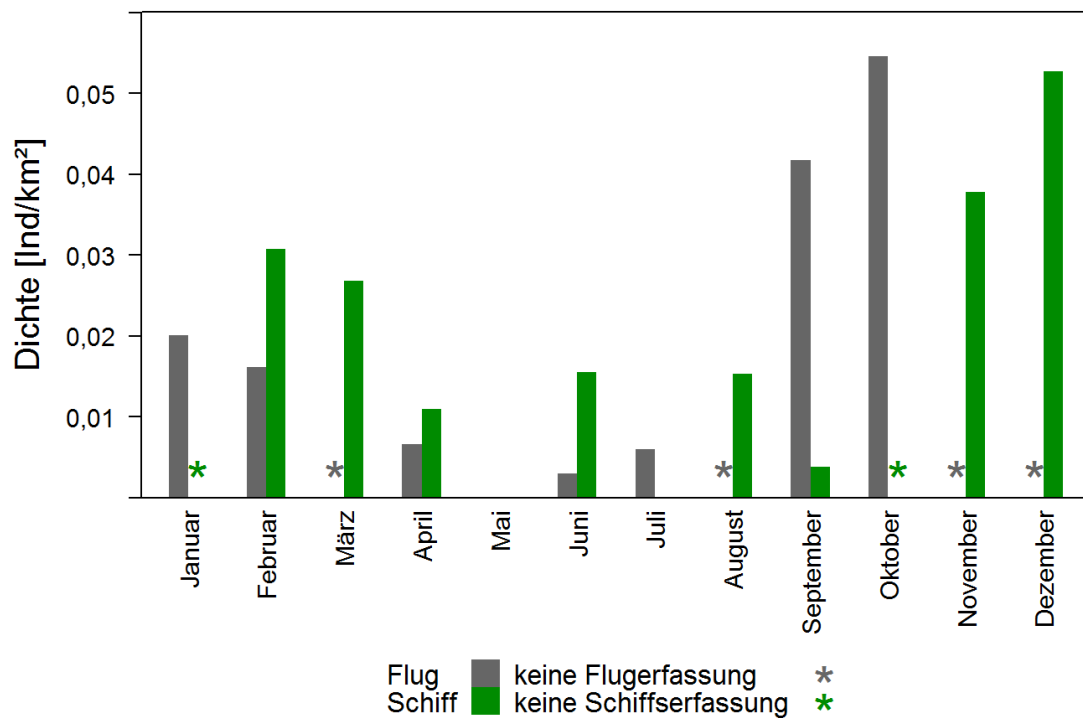


Abb. 3.41 Monatliche Dichten der Mantelmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.22 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Mantelmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0,03	0,03	1	0,02	0,02	2
Frühjahr 2018	0,02	0,01 - 0,03	3	0,01	0,01	1
Sommer 2018	0,01	0 - 0,02	3	<0,01	0 - 0,01	3
Herbst 2018	0,01	<0,01 - 0,02	2	0,05	0,04 - 0,05	2
Winter 2018/19	0,04	0,04 - 0,05	3	-	-	0

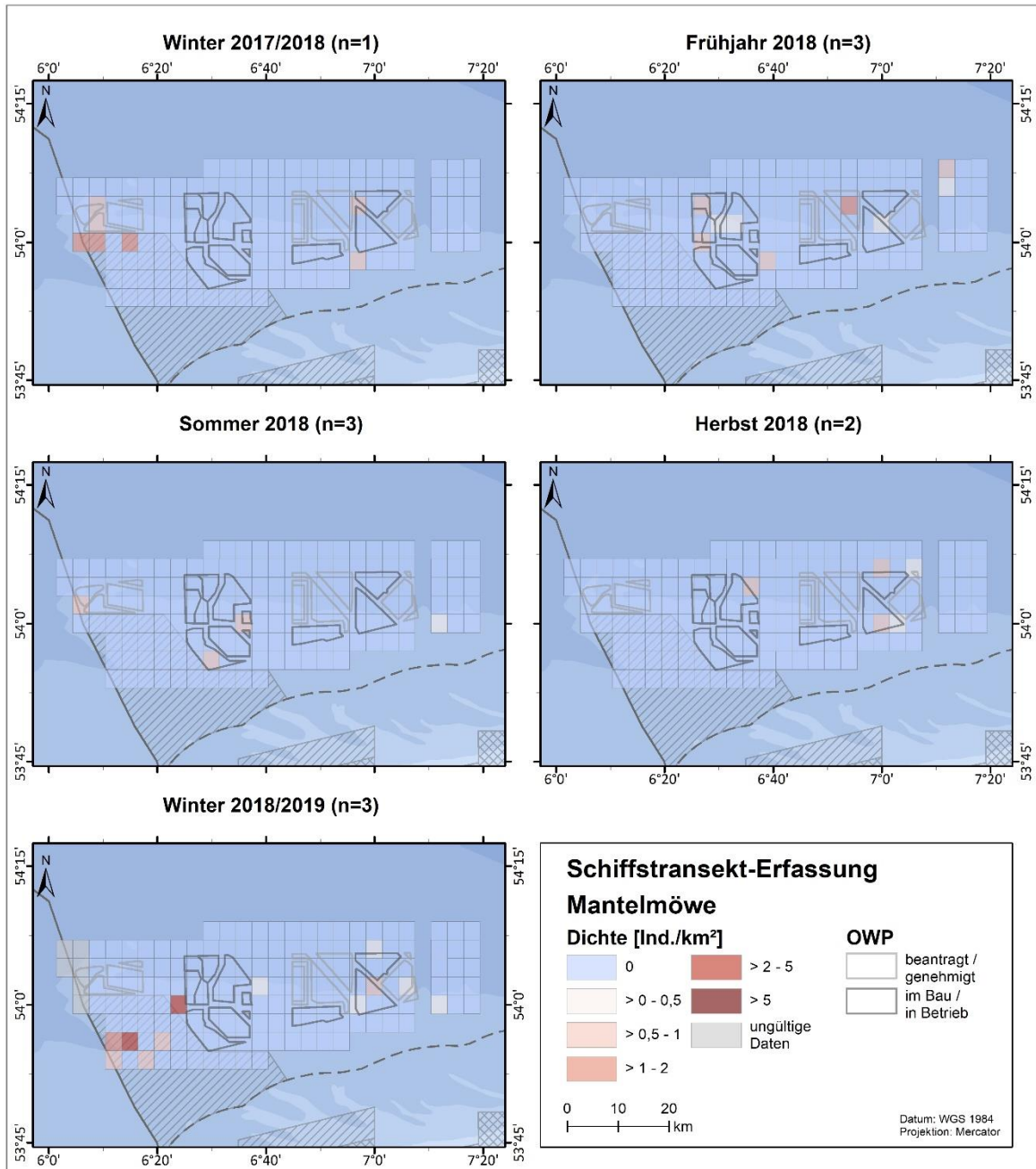


Abb. 3.42 Räumliche Verteilung der Mantelmöwen bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

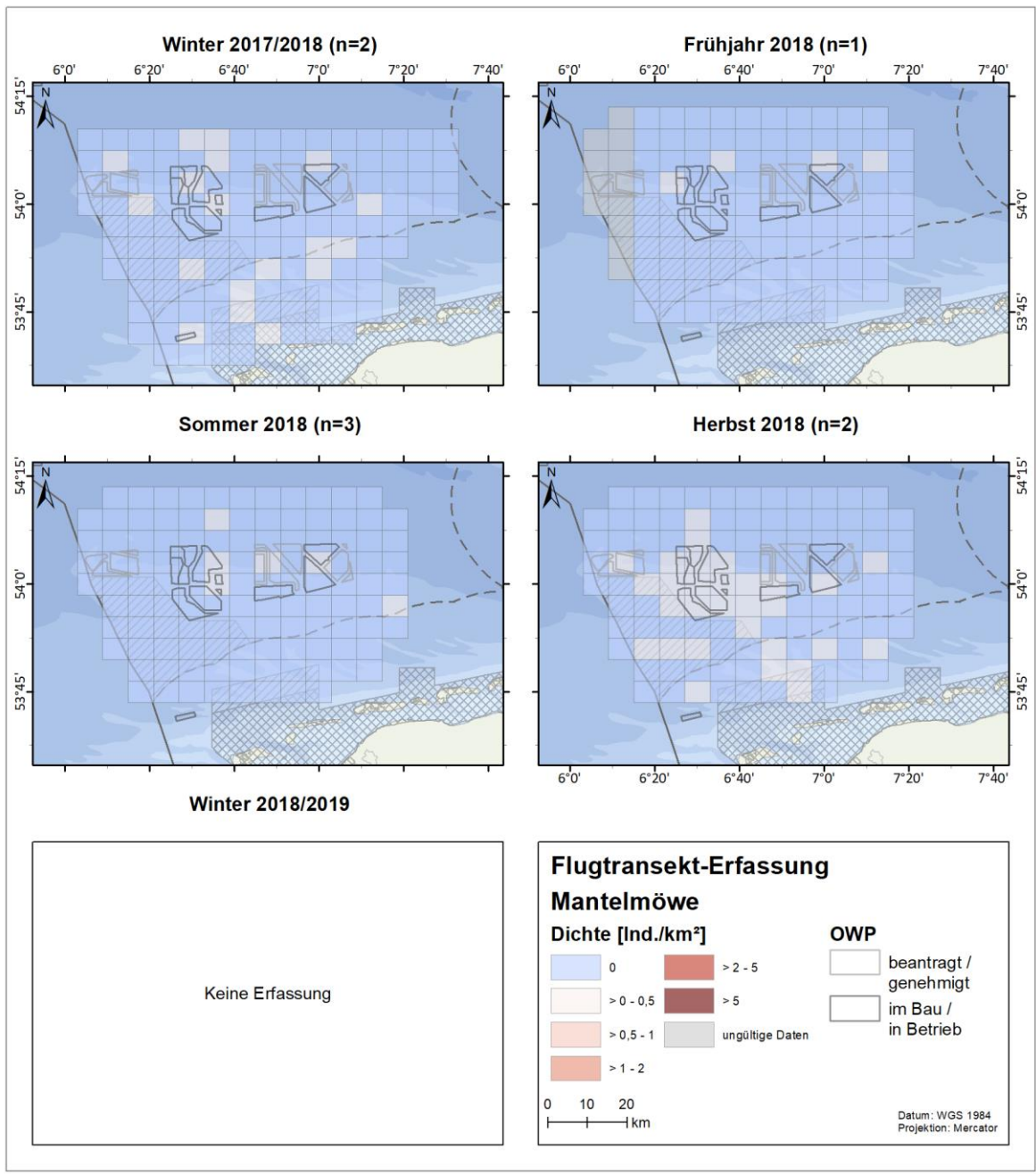


Abb. 3.43 Räumliche Verteilung der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.10.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Es zeigten sich bei Schiffstransekt-Erfassungen der Mantelmöwe deutliche Unterschiede zwischen den Erfassungsjahren (Abb. 3.44). Die maximalen Dichten lagen in unterschiedlichen Monaten, wobei die maximalen Dichtewerte in den Jahren 2013, 2016 und 2017 ähnlich waren, aber in den Jahren 2015 und 2018 deutlich niedriger lagen (Tab. 3.5). Im Jahr 2014 wurden nur vereinzelt Individuen dieser Art festgestellt, sodass keine genauere Analyse durchgeführt wurde.

Für die Flugtransekt-Erfassungen wurden die höchsten Dichten in allen Jahren im Winterhalbjahr festgestellt (Tab. 3.22, Abb. 3.45), wobei die bisher höchste maximale monatliche Dichte mit 0,17 Ind./km² im November 2014 festgestellt wurde. Im aktuellen Untersuchungsjahr war die maximale Dichte im Oktober mit 0,05 Ind./km² deutlich geringer. Die Dichten der Mantelmöwen schwankten zwischen den Jahren, wobei die geringsten Dichten in allen Jahren zwischen April und August festgestellt wurden.

Die Mantelmöwe zeigte bei beiden Erfassungsmethoden in allen Jahren eine eher lückenhafte Verteilung mit lokal erhöhten Dichten ohne besondere räumliche Präferenzen.

Tab. 3.23 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Mantelmöwen nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,04 (Winter)	0,05 (Dez.)	55	0,05 (Herbst)	0,05 (Okt.)	96
2017	0,07 (Herbst)	0,13 (Okt.)	108	0,07 (Winter)	0,07 (Nov.)	111
2016	0,09 (Winter)	0,17 (Feb.)	81	0,09 (Winter)	0,09 (Feb.)	121
2015	0,08 (Frühjahr)	0,08 (Mrz., Apr.)	103	0,02 (Winter, Frühjahr, Herbst)	0,04 (Mrz.)	88
2014	-	-	89	0,17 (Winter)	0,17 (Nov.)	144
2013	0,06 (Frühjahr, Herbst)	0,15 (Okt.)	96	-	-	-

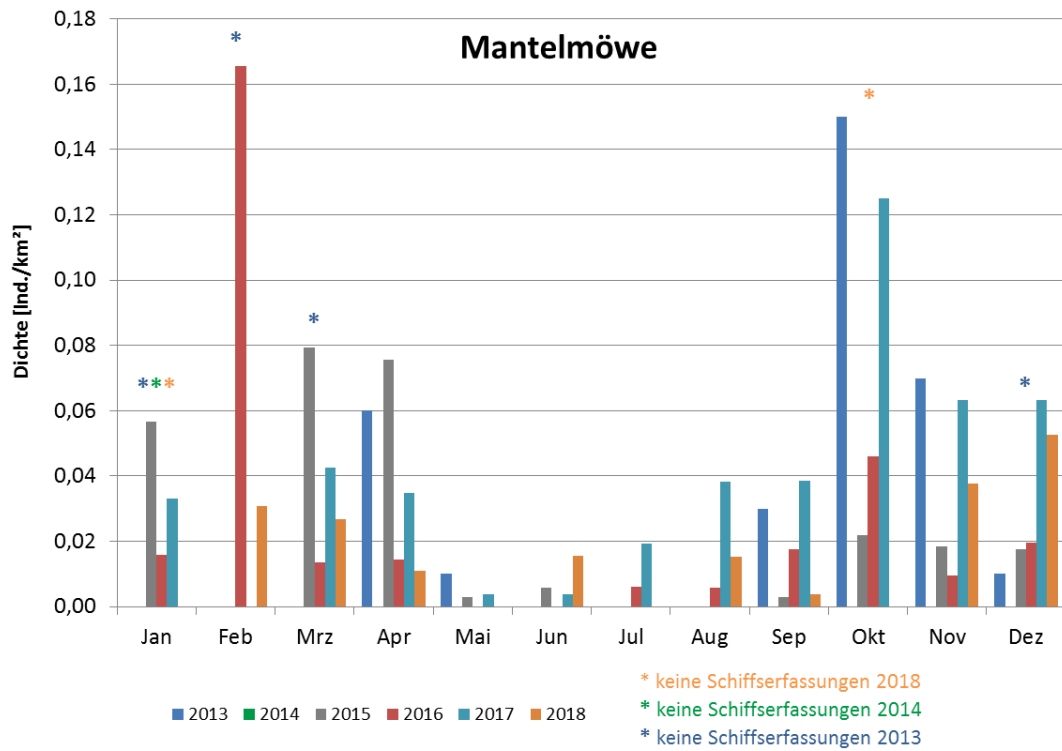


Abb. 3.44 Vergleich der monatlichen Dichten der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018. Im Jahr 2014 wurden allerdings nur vereinzelt Individuen nachgewiesen und daher keine Dichten berechnet.

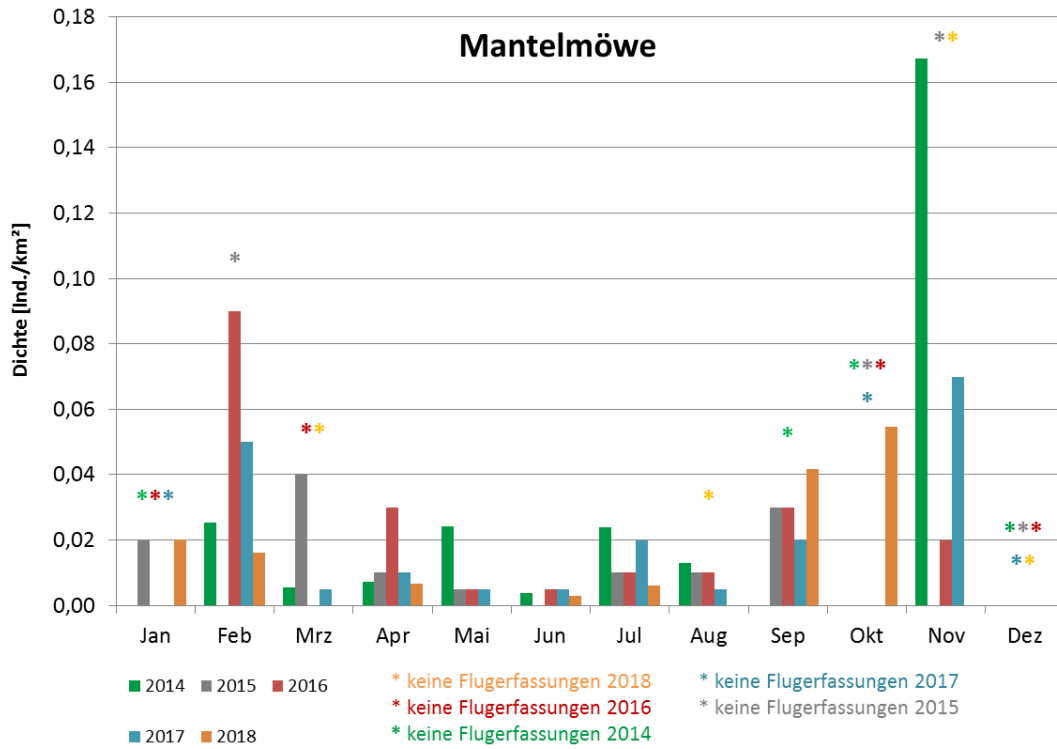


Abb. 3.45 Vergleich der monatlichen Dichten der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018

3.2.11 Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)

Dreizehenmöwen sind ausgeprägte Hochseevögel und halten sich nur zur Brutzeit an Land auf (Mendel et al. 2008). In der deutschen Nordsee sind sie im Frühjahr und Sommer vor allem rund um die Brutkolonie auf Helgoland zu finden. Hier wurden 2018 mit 3.507 Brutpaaren (Wolff 2019) deutlich weniger Dreizehenmöwen festgestellt als im Vorjahr (5.201 Brutpaare (Grave 2018)). Der Aktionsradius zur Nahrungssuche reicht bis etwa 35 km Entfernung zu Helgoland (Dierschke et al. 2004). Dreizehenmöwen sind dabei häufig hinter Fischereifahrzeugen anzutreffen, wo sie sich von Discards ernähren. Der Sommerbestand für die deutsche Nordsee beträgt etwa 20.000 Individuen (Mendel et al. 2008). Die Bestände der Dreizehenmöwen in der deutschen Nordsee zeigten zwischen 1990 und 2013 einen deutlichen, signifikanten Rückgang im Sommer nach Schiffstransect-Erfassungen des BfN (Markones et al. 2015).

3.2.11.1 Schiffstransect-Erfassungen

Insgesamt wurden 1.522 Individuen der Dreizehenmöwe nachgewiesen, davon 654 im Transectbereich. Das Vorkommen dieser Art konzentrierte sich auf die Wintermonate und das Frühjahr. Die höchste saisonale Dichte wurde mit 0,73 Ind./km² im Winter 2017/2018 nachgewiesen (Tab. 3.24), welche jedoch nur auf einer Ausfahrt im Februar basierte und somit auch das monatliche Dichtemaximum ausmachte (Tab. 3.3).

Im Winter 2017/2018 und dem Frühjahr zeigte sich eine starke Konzentration in der westlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes mit mittleren bis hohen Dichten (Abb. 3.47). Im Winter 2018/2019 war die Verteilung relativ großflächig, aber lückenhaft und ohne Präferenz. Im Sommer und Herbst schienen die wenigen Nachweise relativ zufällig über das Untersuchungsgebiet verteilt. Dreizehenmöwen wurden häufig innerhalb der OWPs festgestellt (Abb. A. 63 bis Abb. A. 73).

3.2.11.2 Digitale Flugtransect-Erfassungen

Dreizehenmöwen waren mit 1.061 Individuen als vierthäufigste Art im Untersuchungsgebiet vertreten (Abb. 3.2). Bei den Flugtransect-Erfassungen wurden bis auf den Flug im September bei allen Flügen Dreizehenmöwen festgestellt, wobei die Dichten im Winter 2017/18 am höchsten waren (Abb. 3.46). Von Frühjahr bis Herbst wurden nur geringe Dichten festgestellt. Die höchste saisonale Dichte ergibt sich daher im Winter 2017/18 mit 0,67 Ind./km² (Tab. 3.24). Die höchste monatliche Dichte wurde im Februar mit 0,77 Ind./km² festgestellt.

Nachdem die höchste saisonale Dichte im Winter 2017/18 festgestellt wurde, zeigte sich in dieser Jahreszeit auch die weiteste Verbreitung (Abb. 3.48). Bei der nahezu flächendeckenden Verbreitung wurden die höchsten Dichten im Westen und Südwesten des Untersuchungsgebietes festgestellt. Am südlichen und östlichen Rand waren die Dichten geringer. In den übrigen Jahreszeiten war die Verbreitung insgesamt geringer und auf die Gebiete nördlich der 12-Meilen-Zone beschränkt, mit vereinzelt höheren Dichten. Im Herbst waren die Dichten sehr gering und Dreizehenmöwen wurden lediglich in fünf Rasterzellen im südwestlichen Bereich des Untersuchungsgebietes festgestellt. Innerhalb der Windparkflächen wurden mit insgesamt acht

Individuen einige Dreizehenmöwen in den im Betrieb befindlichen OWPs beobachtet (Abb. A. 155 bis Abb. A. 161).

Dreizehenmöwe Individuendichte

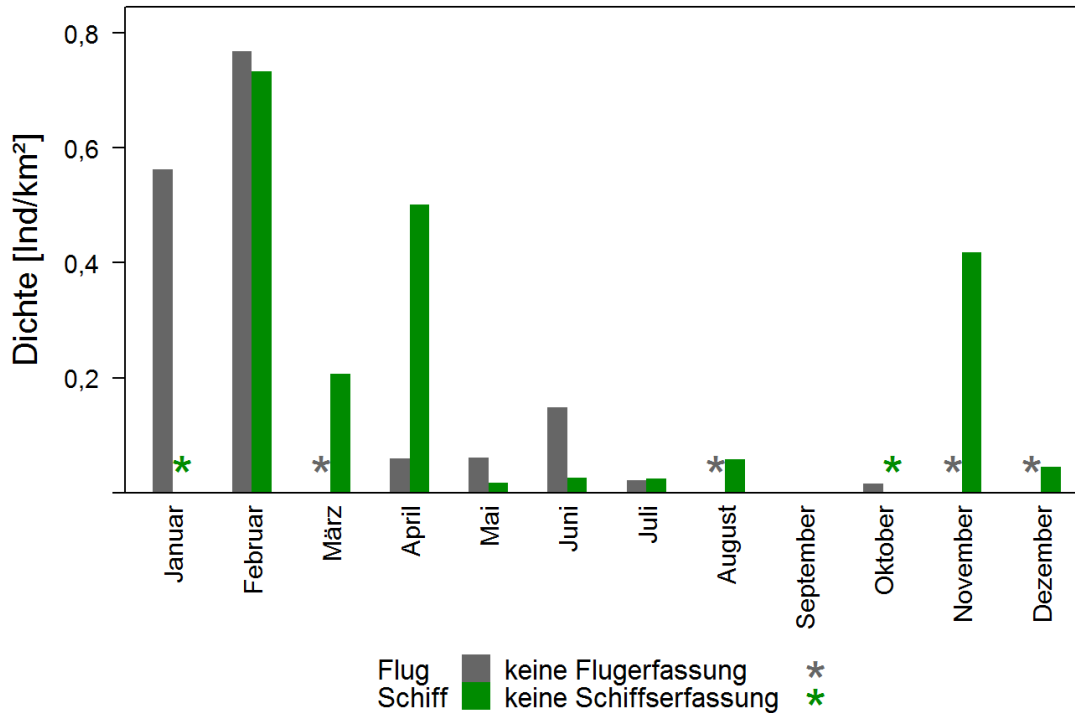


Abb. 3.46 Monatliche Dichten der Dreizehenmöwen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.24 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Dreizehenmöwen sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km²]	Bereich [Ind./km²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0,73	0,73	1	0,67	0,56 - 0,77	2
Frühjahr 2018	0,40	0,21 - 0,50	3	0,06	0,06	1
Sommer 2018	0,02	0,02 - 0,03	3	0,08	0,02 - 0,15	3
Herbst 2018	0,03	0 - 0,06	2	0,01	0 - 0,02	2
Winter 2018/19	0,32	0,04 - 0,42	3	-	-	0

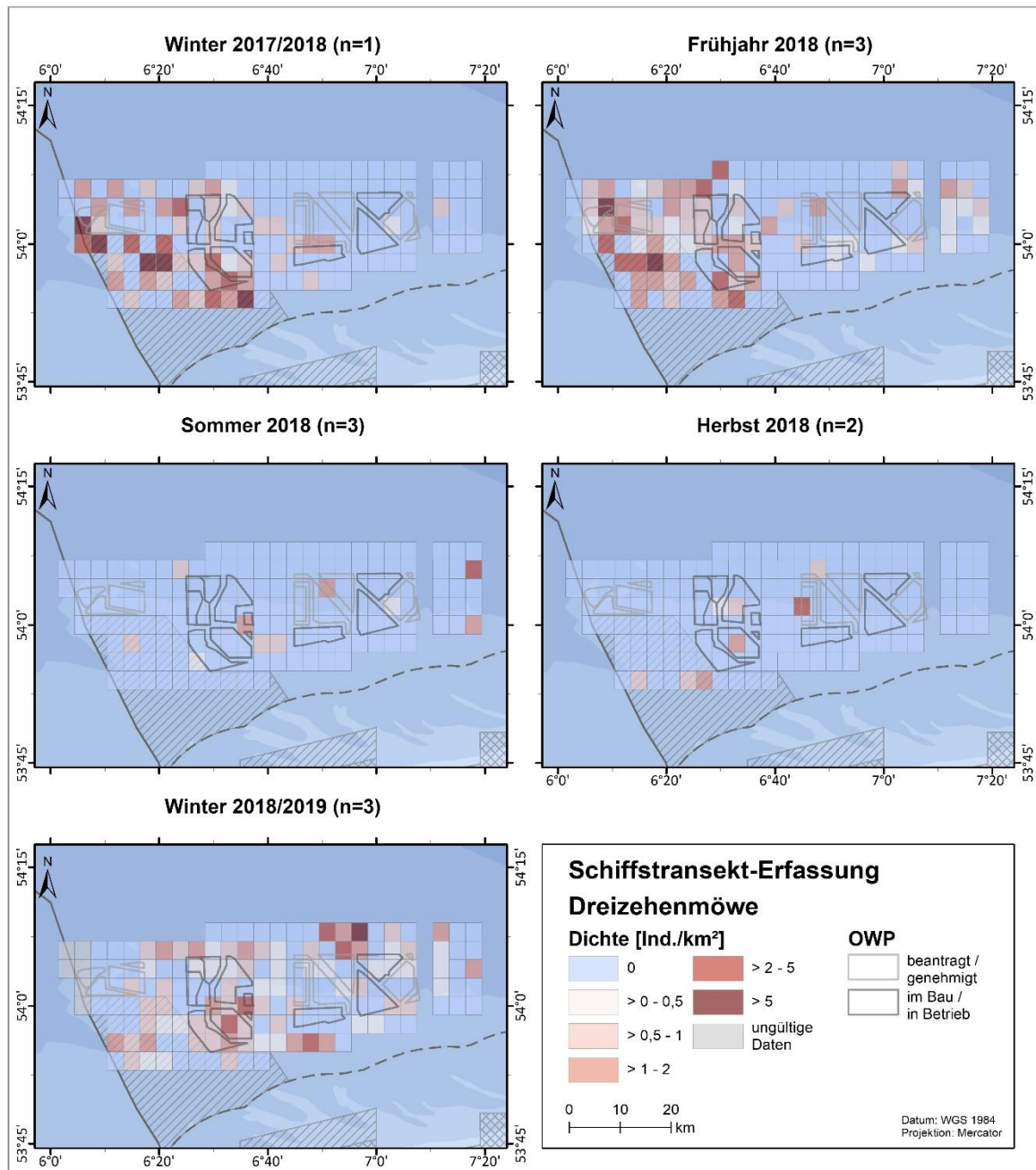


Abb. 3.47 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

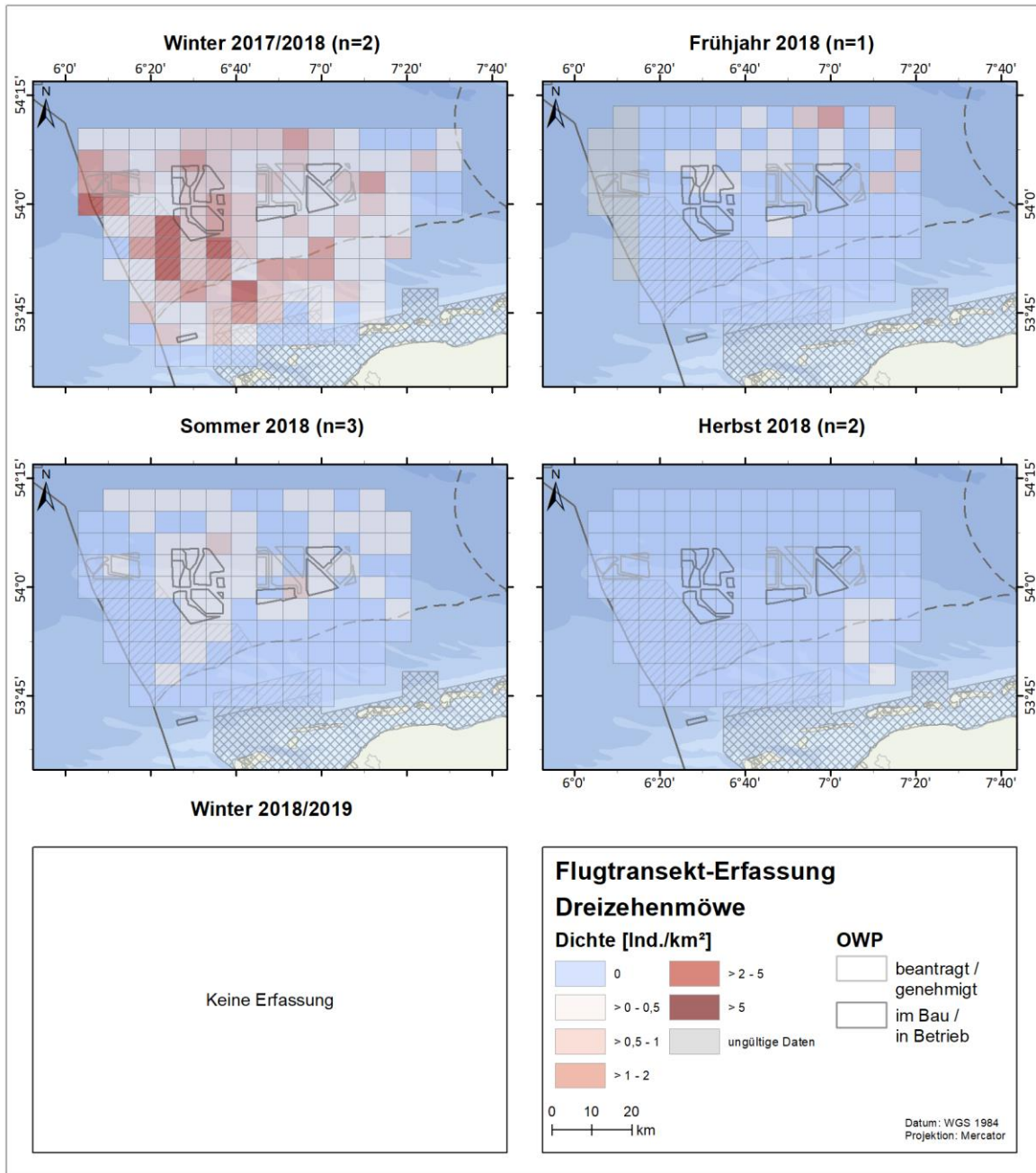


Abb. 3.48 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.11.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

In den Vorjahren wurden für Dreizehenmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen in Übereinstimmung mit der vorliegenden Studie höhere Dichten im Winter und Frühjahr erfasst, während im Sommer und Herbst geringere Dichten auftraten (Abb. 3.49). Das Dichtemaximum wurde in allen Jahren im Winter nachgewiesen, nur im Jahr 2016 im Frühjahr (Tab. 3.5). Die Höhe der maximalen Dichten war zwischen den Jahren insgesamt ähnlich, sie schwankten zwischen 0,46 Ind./km² und 0,77 Ind./km².

Im Gegensatz zum Jahr 2016, aber in Einklang mit den Schiffstransect-Erfassungen und den vorjährigen Flugtransect-Erfassungen, wurde bei den aktuellen Flugtransect-Erfassungen die maximale Dichte der Dreizehenmöwe im Winter festgestellt (Tab. 3.24 Abb. 3.50). Mit 0,77 Ind./km² im Februar lag die maximale Dichte unter den maximalen Dichten der Vorjahre (Tab. 3.25). Im Sommer wurden in allen Untersuchungsjahren nur geringe Dichten der Dreizehenmöwe festgestellt.

Die räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zeigte über die Jahre wenig auffällige Verbreitungsschwerpunkte, sondern meist eine eher heterogene und lückenhafte, aber großräumige Verteilung im gesamten Gebiet. In den Jahren 2016 bis 2018 wurde aber in manchen Jahreszeiten eine Konzentration im Westen deutlich. Bei den Flugtransect-Erfassungen ergaben sich wie auch in den Vorjahren weiträumige Verteilungen mit relativ geringen Dichten und ohne Schwerpunkt für die Sommermonate (Abb. 3.48), im aktuellen Untersuchungsjahr allerdings mit einer deutlichen Präferenz für die Offshore-Bereiche nördlich der 12-Meilen-Zone. Wie auch in den Vorjahren war die Verbreitung im Winter relativ flächendeckend, mit lokal hohen Dichten.

Tab. 3.25 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Dreizehenmöwen nach Schiffs- und Flugtransect-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,73 (Winter)	0,73 (Feb.)	654	0,67 (Winter)	0,77 (Feb.)	1.061
2017	0,33 (Winter)	0,63 (Jan.)	460	1,27 (Winter)	1,27 (Nov.)	1.195
2016	0,54 (Frühjahr)	0,77 (Apr.)	795	1,38 (Frühjahr)	1,38 (Apr.)	1.963
2015	0,32 (Winter)	0,46 (Dez.)	489	0,94 (Winter)	0,94 (Jan.)	1.112
2014	0,68 (Winter)	0,68 (Nov.)	385	1,07 (Winter)	1,07 (Nov.)	1.334
2013	0,65 (Winter)	0,70 (Dez.)	537	-	-	-

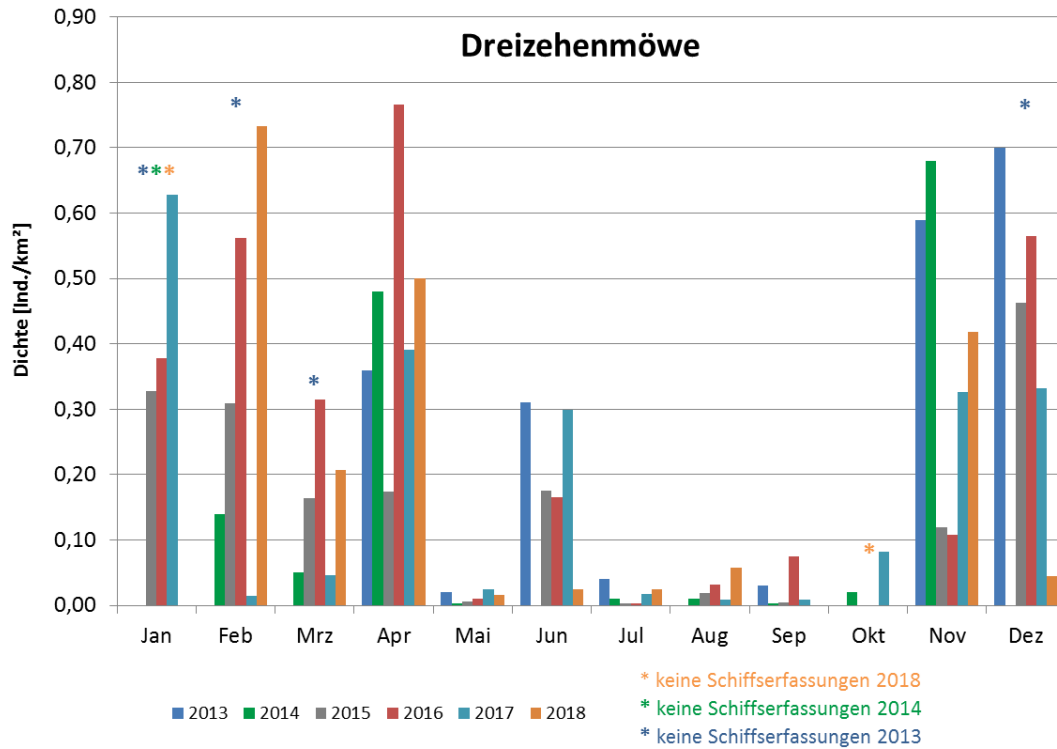


Abb. 3.49 Vergleich der monatlichen Dichten der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018

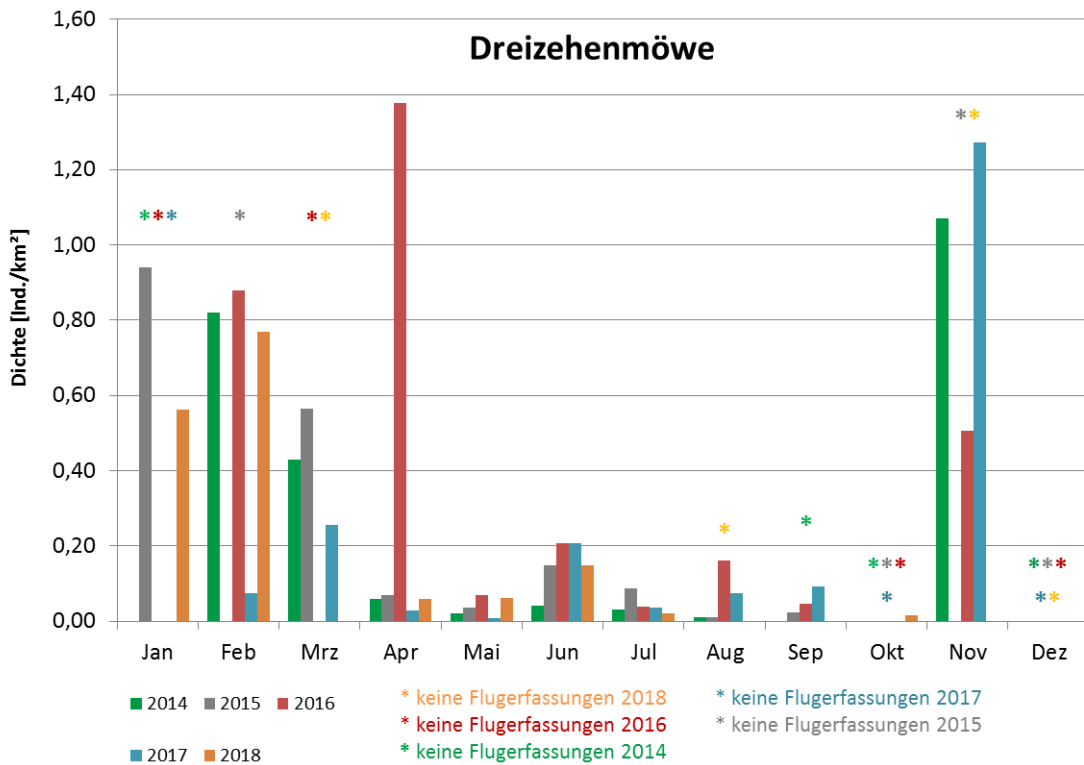


Abb. 3.50 Vergleich der monatlichen Dichten der Dreizehenmöwen nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018

3.2.12 Seeschwalben (Brandseeschwalbe *Sterna sandvicensis*, Fluss-/Küstenseeschwalbe *Sterna hirundo/paradisaea*)

Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben werden in der Nordsee fast ausschließlich im Sommerhalbjahr beobachtet. Dabei zeigen diese Arten eine flächige, vor allem küstennahe Verbreitung. Im Winter sind keine Vertreter der Seeschwalben in der Nordsee anwesend, da sie sich zu dieser Zeit in ihren Winterquartieren vor der Küste Afrikas und auf der Südhalbkugel aufhalten (Mendel et al. 2008). Während der Zugperioden im Frühjahr und Herbst kommen diese Arten dann auch bis weit in die Offshore-Bereiche der AWZ regelmäßig vor (Mendel et al. 2008, Markones & Garthe 2011). Der Sommerbestand der Brandseeschwalben für die deutsche Nordsee wird von Mendel et al. (2008) mit 21.000 Individuen angegeben. Die höchsten Konzentrationen werden dabei im Küstenmeer, in der Nähe der Brutkolonien erreicht. Die nächstgelegenen Brutplätze der Brandseeschwalbe zum Untersuchungsgebiet liegen auf der Insel Baltrum (3.187 Brutvögel im Jahr 2015; Müller 2015). Die Bestände der Brandseeschwalben in der deutschen Nordsee zeigten zwischen 1990 und 2013 einen signifikanten Rückgang im Sommer (Markones et al. 2015), mit wesentlich geringeren Dichten von 2004 – 2013 im Vergleich zu den Jahren 1990 – 2003.

Flusseeeschwalben erreichten in der deutschen Nordsee im Sommer Bestände von 19.500 Individuen und Küstenseeschwalben von 15.500 Individuen (Mendel et al. 2008). Fluss- und Küstenseeschwalben konzentrieren sich im Sommer ähnlich wie Brandseeschwalben auf die küstennahen Bereiche und sind erst im Herbst während des Zuges auch weiter entfernt von der Küste zu finden.

3.2.12.1 Schiffstransect-Erfassungen

Bei den Schiffstransect-Erfassungen wurden 692 Seeschwalben gesichtet. Davon befanden sich 272 innerhalb des Transektes. Von diesen 272 Individuen wurden 170 als Brandseeschwalben, 33 als Fluss- und 9 als Küstenseeschwalben identifiziert. Weiterhin wurden 60 Tiere nicht auf Artniveau bestimmt, jedoch konnten davon 39 als Fluss- oder Küstenseeschwalbe identifiziert werden. Da Fluss- und Küstenseeschwalben sich stark ähneln und auf Distanz sehr schwer zu unterscheiden sind, wurden diese Arten in der folgenden Auswertung zusammengefasst. Die Anzahl der Fluss-/Küstenseeschwalben innerhalb des Transekts betrug damit 81 Individuen. Insgesamt liegt der Anteil der nicht auf Artniveau bestimmten Seeschwalben bei 22,1%, ohne die Fluss-/Küstenseeschwalben noch bei 7,7%.

Brandseeschwalbe

Während des Erfassungszeitraumes wurden bei Schiffstransect-Erfassungen 359 Brandseeschwalben nachgewiesen, davon 170 innerhalb des Transektbereiches. Dabei waren die Dichten zur Zugzeit im Frühjahr am höchsten (0,23 Ind./km²; Tab. 3.26), mit einem Dichtemaximum von 0,35 Ind./km² im Mai (Tab. 3.3). Die übrigen Jahreszeiten zeigten nur sehr vereinzelt Nachweise der Brandseeschwalbe. Insgesamt konzentrierten sich die Vorkommen wie für die Art typisch auf die Zugzeit im Frühjahr, während im artspezifischen Sommer nur vereinzelt

Sichtungen erfolgten (Tab. 3.3). Auch zur Zugzeit im Herbst wurden nur sehr geringe Dichten nachgewiesen. Im Winter wurden keine Brandseeschwalben festgestellt (Tab. 3.3).

Im Frühjahr erschien die Verteilung im Untersuchungsgebiet tendenziell im Westen höher, mit mittleren bis hohen Dichten an der Grenze der OWPs ‚Trianel Windpark Borkum I und II‘ und ‚Borkum Riffgrund II‘ (Abb. 3.53). Dies deutet auf Zugtrupps hin, da Brandseeschwalben zur Zugzeit häufig in Gruppen nachgewiesen wurden. Im Sommer und Herbst wurden zu wenige Individuen nachgewiesen, um Aussagen über die Verteilung zu treffen. Es wurden auch einzelne Brandseeschwalben innerhalb der OWPs festgestellt (vgl. Abb. A. 74 und Abb. A. 78).

Fluss-/Küstenseeschwalbe

Von den insgesamt 140 als Fluss-/Küstenseeschwalbe bestimmten Individuen befanden sich 81 innerhalb des Transektbereiches. Das Vorkommen im Jahresverlauf (Tab. 3.27) war für die Artgruppe typisch, mit den höchsten Dichten während der Zugzeiten im Frühjahr (0,07 Ind./km²) und Herbst (0,06 Ind./km²). Zur Brutzeit im Sommer wurden nur vereinzelt Nachweise erbracht (0,01 Ind./km²). Im Winter wurden keine Fluss-/Küstenseeschwalben im Untersuchungsgebiet festgestellt. Das monatliche Dichtemaximum lag im Mai mit 0,16 Ind./km² (Tab. 3.3).

Im Frühjahr und Herbst erschien die Verteilung im Untersuchungsgebiet zufällig (Abb. 3.55). Auch hier wurden teilweise lokal mittlere bis hohe Dichten nachgewiesen, die auf Zugtrupps hinweisen. Im Sommer wurden zu wenige Individuen nachgewiesen, um Aussagen über die Verteilung treffen zu können. Es wurden keine Fluss-/Küstenseeschwalben innerhalb der OWPs festgestellt (Abb. A. 79 bis Abb. A. 82).

3.2.12.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden 1.474 Seeschwalben gesichtet. Davon wurden 782 Individuen als Brandseeschwalben identifiziert. 422 Seeschwalben wurden als Küsten- oder Flusseeeschwalbe identifiziert. Aus der Artgruppe der Fluss-/Küstenseeschwalben konnte keine auf Artniveau bestimmt werden. Die Unterscheidung der Fluss- oder Küstenseeschwalbe (rotfüßigen Seeschwalben) ist aufgrund der Ähnlichkeit der Arten meist nicht möglich, daher werden sie nachfolgend zusammen dargestellt. Darüber hinaus konnten 270 Seeschwalben nicht näher bestimmt werden und gingen als unbestimmte Seeschwalben in die Auswertung ein. Insgesamt lag der Anteil der nicht auf Artniveau bestimmten Seeschwalben bei 46,9 %, ohne die Fluss-/Küstenseeschwalben noch bei 18,3 %. Da unbestimmte Seeschwalben bei den Dichteberechnungen nicht berücksichtigt werden können, ist von einer leichten Unterschätzung der Dichtewerte der einzelnen Arten auszugehen.

Brandseeschwalbe

Brandseeschwalben wurden von April bis September im Untersuchungsgebiet beobachtet (Abb. 3.51). Dabei wurden die höchsten Dichten im April und Mai festgestellt, wobei das Maximum mit 0,73 Ind./km² im Mai festgestellt wurde (Tab. 3.4). Die höchste saisonale Dichte ergab sich mit 0,57 Ind./km² im Frühjahr (Tab. 3.26).

Brandseeschwalben zeigten während des Frühjahrs ein großflächiges Vorkommen im Untersuchungsgebiet (Abb. 3.54), da Brandseeschwalben das Untersuchungsgebiet in dieser Zeit als Durchzugsgebiet nutzten. Einzelne Rasterzellen mit höheren Dichten lassen, ähnlich wie bei den Erfassungen vom Schiff, auf durchziehende Seeschwalbentrupps schließen. Nach der Zugzeit, im Sommer und Herbst, waren deutlich weniger Brandseeschwalben im Untersuchungsgebiet anzutreffen. Diese hielten sich, zumindest im Sommer, auch mehr in Küstennähe auf. Im Herbst war aufgrund des äußerst sporadischen Vorkommens kein Schwerpunkt auszumachen. Innerhalb der in Betrieb befindlichen OWPs wurden 39 Brandseeschwalben erfasst (Abb. A. 162 bis Abb. A. 165).

Fluss-/Küstenseeschwalbe

Fluss-/Küstenseeschwalben wurden, ähnlich wie Brandseeschwalben, nur im Sommerhalbjahr im Untersuchungsgebiet beobachtet. Die Tiere wurden zwischen April und Oktober, mit den höchsten Dichten im Mai (0,54 Ind./km²), im Untersuchungsgebiet festgestellt (Abb. 3.52). Die höchste saisonale Dichte ergab sich mit 0,31 Ind./km² für das Frühjahr (Tab. 3.27).

Fluss-/Küstenseeschwalben zeigten bei den Flugtransekt-Erfassungen im Frühjahr ein relativ großflächiges, aber lückenhaftes Vorkommen (Abb. 3.55). Lokal, hauptsächlich weiter offshore wurden höhere Dichten in einzelnen Rasterzellen erfasst. Während im Sommer vereinzelt Fluss-/Küstenseeschwalben im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, die sich weitestgehend küstennah innerhalb der 12-Meilen-Zone aufhielten, war die Verbreitung im Herbst weiträumiger. Allerdings wurden auch hier lediglich geringe Dichten festgestellt. Innerhalb der in Betrieb befindlichen Windparks wurden keine Fluss-/Küstenseeschwalben beobachtet (Abb. A. 166 bis Abb. A. 171).

Brandseeschwalbe Individuendichte

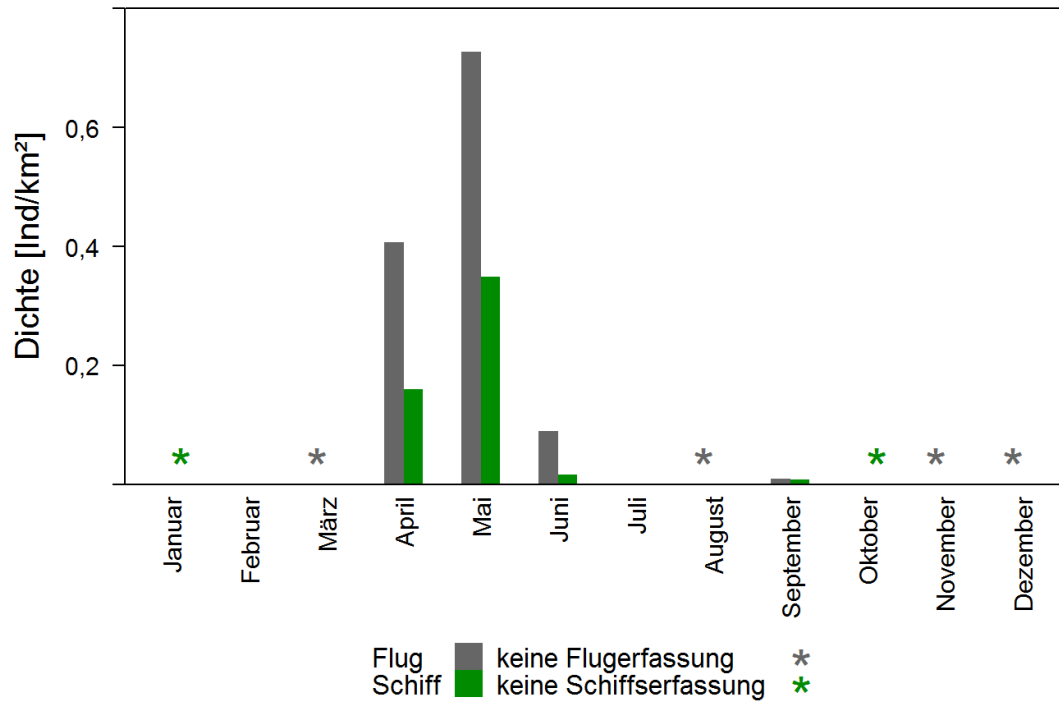


Abb. 3.51 Monatliche Dichten der Brandseeschwalben bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Rotfüßige Seeschwalben Individuendichte

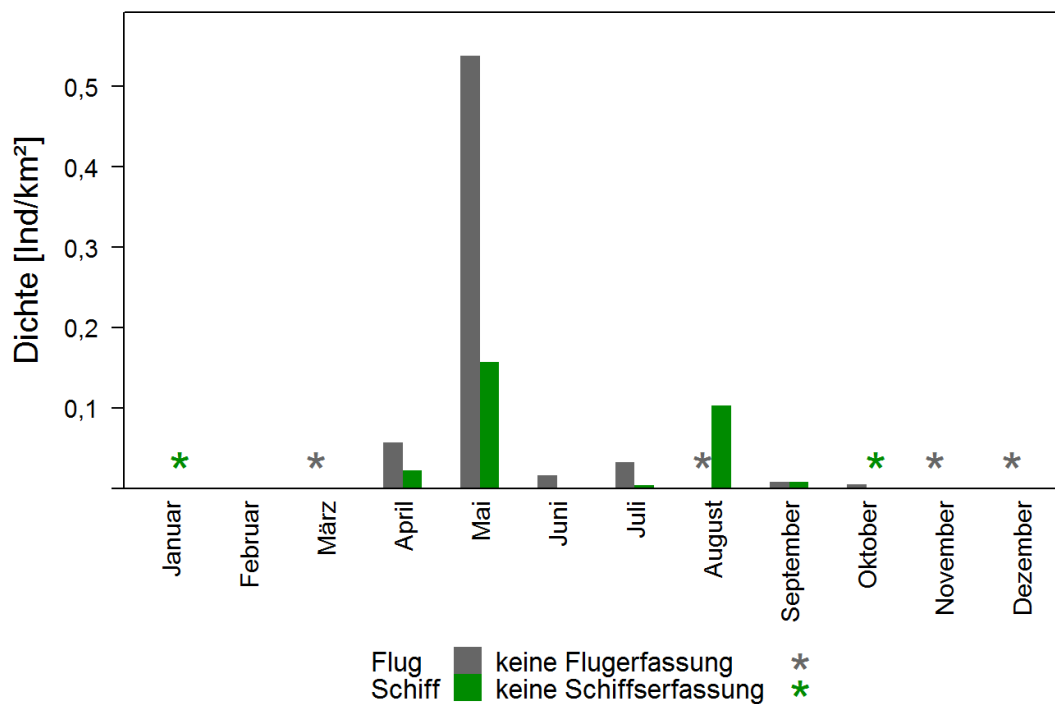


Abb. 3.52 Monatliche Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.26 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Brandseeschwalben sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Artspez. Jahreszeit	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0	0	2	0	0	2
Frühjahr 2018	0,23	0,16 - 0,35	3	0,57	0,41 - 0,73	2
Sommer 2018	0,01	0 - 0,02	2	0,09	0,09	1
Herbst 2018	<0,01	0 - 0,01	2	<0,01	<0,01 - 0,01	3
Winter 2018/19	0	0	3	-	-	0

Tab. 3.27 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Fluss-/Küstenseeschwalben sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Artspez. Jahreszeit	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0	0	2	0	0	2
Frühjahr 2018	0,07	0,02 - 0,16	3	0,31	0,06 - 0,54	2
Sommer 2018	<0,01	0 - <0,01	2	0,02	0,02	1
Herbst 2018	0,06	0,01 - 0,10	2	0,02	<0,01 - 0,03	3
Winter 2018/19	0	0	3	-	-	0

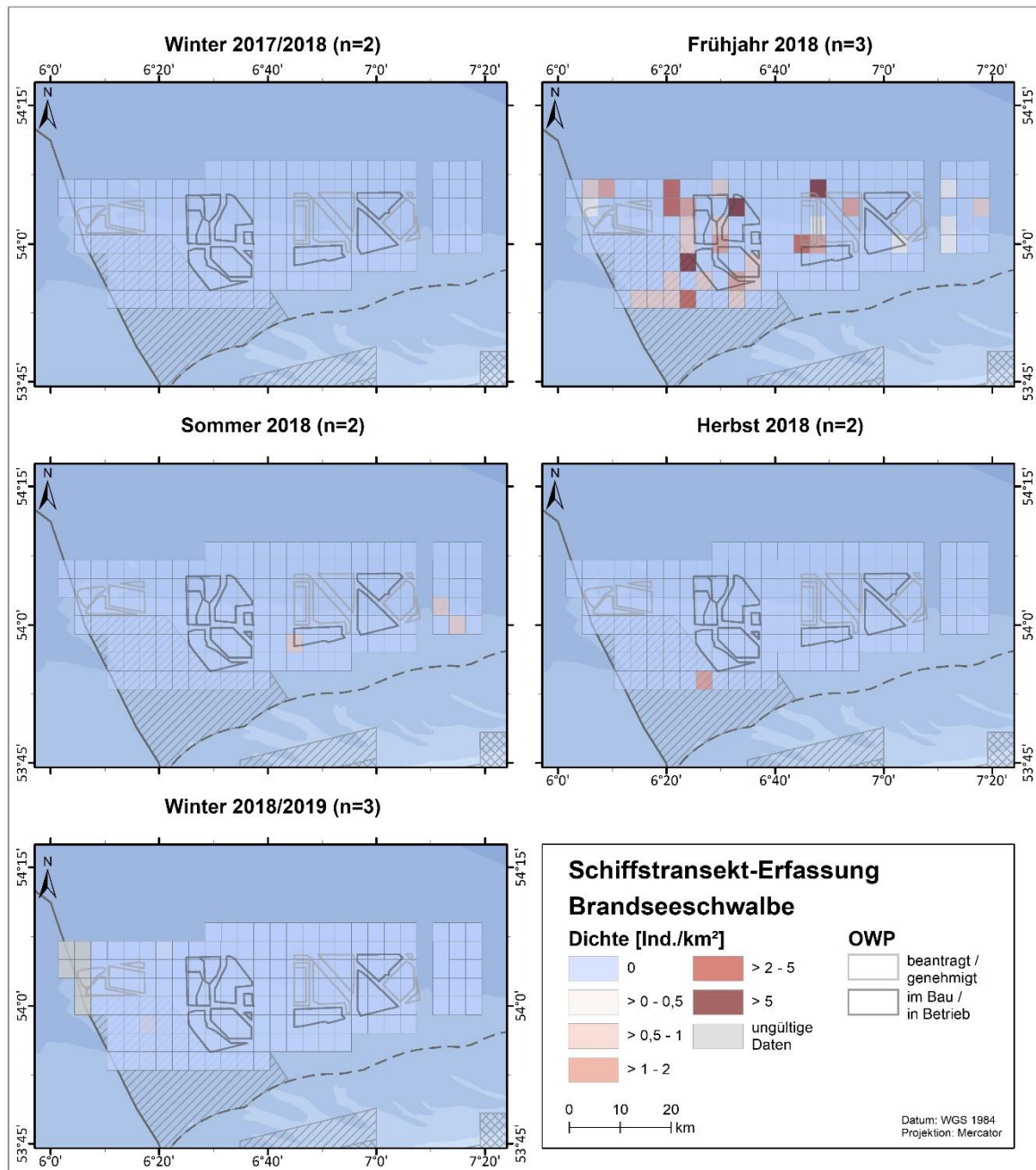


Abb. 3.53 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalben bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

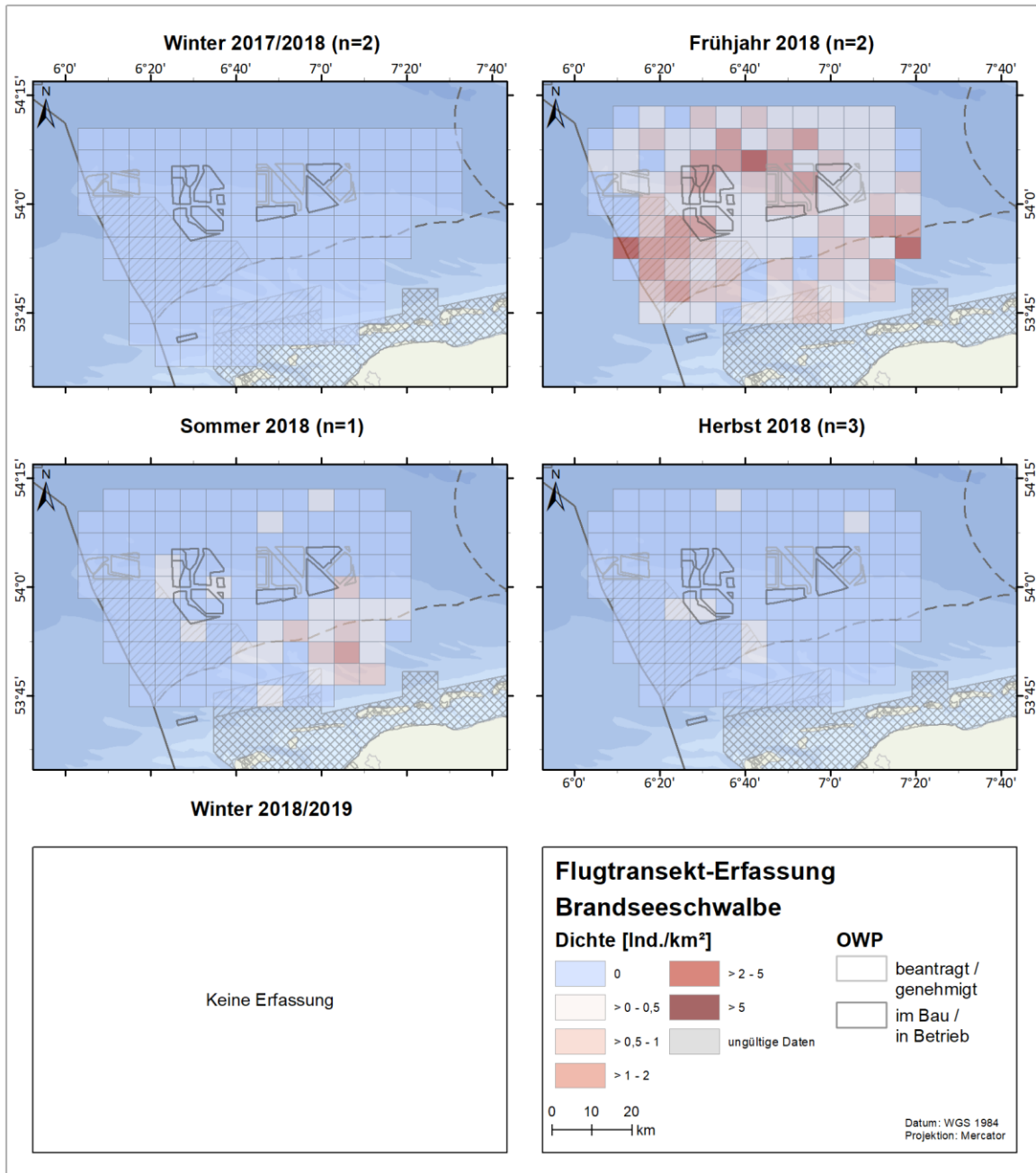


Abb. 3.54 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

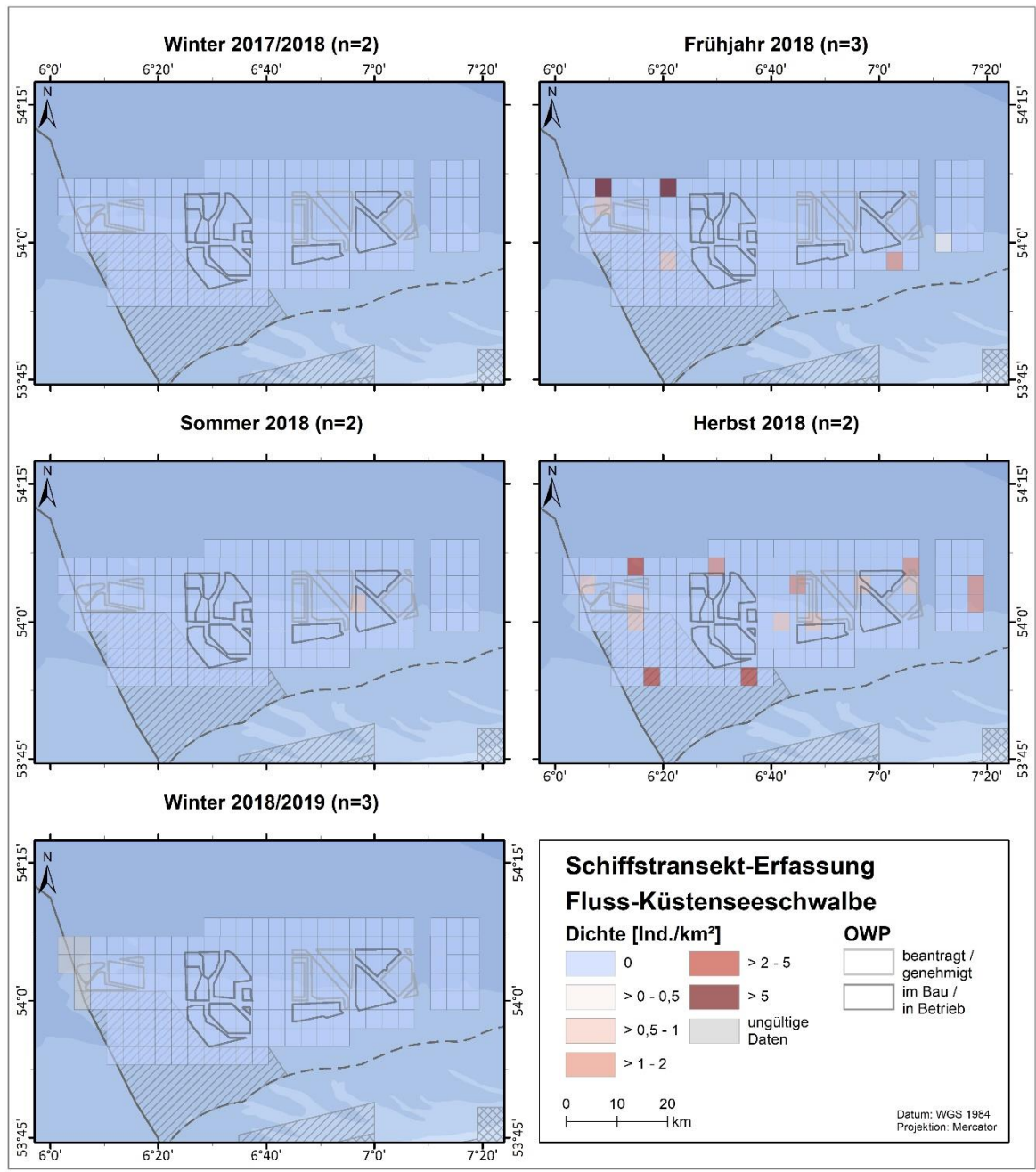


Abb. 3.55 Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

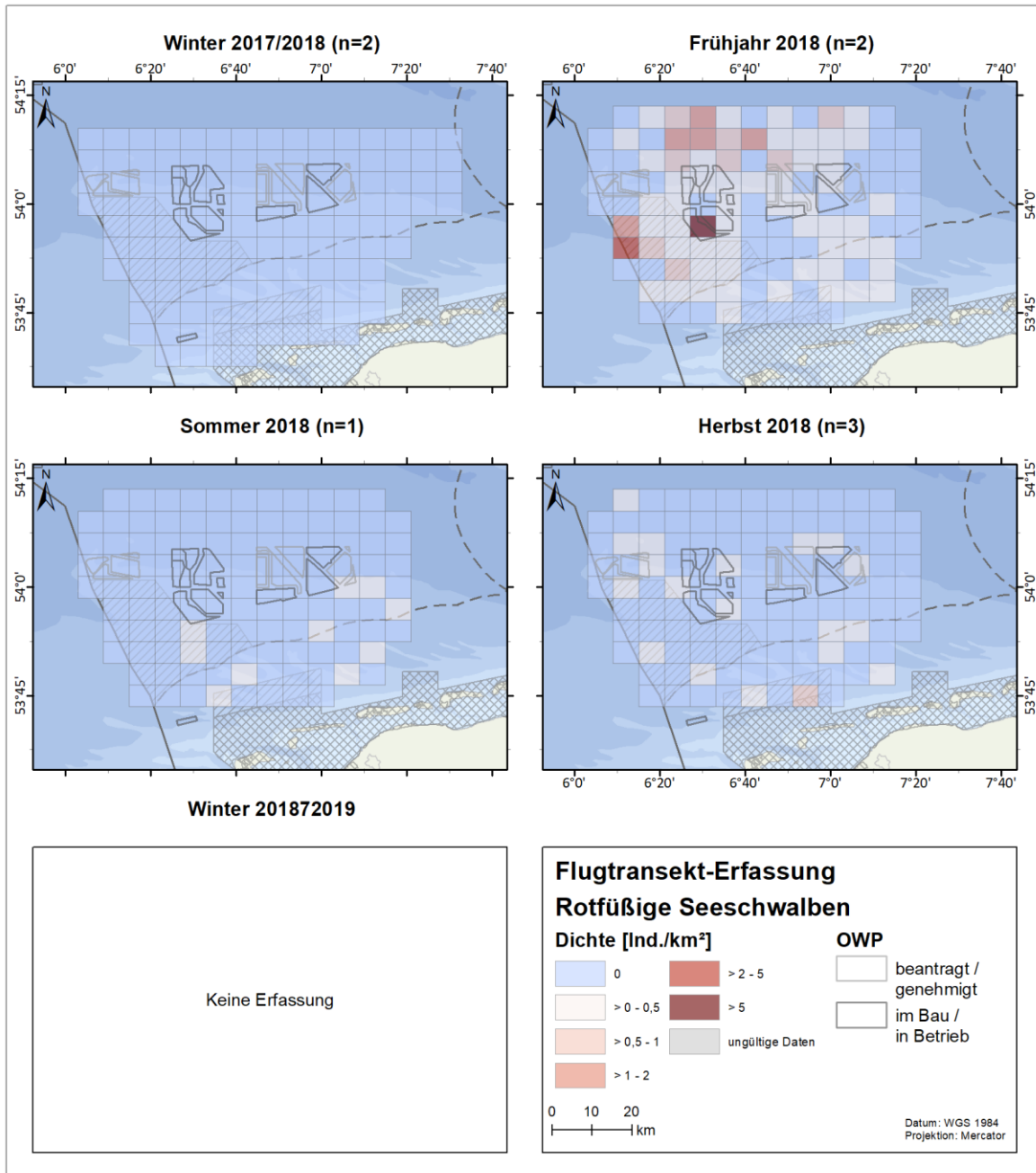


Abb. 3.56 Räumliche Verteilung der Fluss/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.12.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Bei Schiffstransect-Erfassungen zwischen 2013 und 2018 lag das Dichtemaximum für **Brandseeschwalben** jeweils im April oder Mai (Tab. 3.5). Diese Monate stellen die Hauptzugzeit dieser Art dar. Dabei waren die Dichten der Vorjahre bis 2015 untereinander ähnlich (0,11 - 0,15 Ind./km²), während in den Jahren 2016 bis 2018 die maximalen Monatsdichten (0,35 - 0,70 Ind./km²) deutlich höher lagen (Tab. 3.28). Außerhalb des Frühjahrszuges wurden in allen Jahren nur vergleichsweise geringe Dichten erfasst.

Auch bei den Flugtransect-Erfassungen wurden die höchsten Dichten der Brandseeschwalben in fast allen Jahren im Frühjahr festgestellt (Tab. 3.28, Abb. 3.58). Wie bereits in den Vorjahren wurde die höchste saisonale Dichte 2018 im Mai festgestellt, diese lag mit 0,73 Ind./km² knapp doppelt so hoch wie im selben Monat des Vorjahres (0,37 Ind./km²). Wie auch in den Vorjahren wurden in den Folgemonaten bis in den September nur noch sehr geringe Dichten der Brandseeschwalben festgestellt.

Die räumliche Verteilung im Untersuchungsgebiet der Schiffstransect-Erfassungen war sporadisch mit lokal erhöhten Dichten, in manchen Jahren zeigte sich ein leichter Schwerpunkt im südlichen Bereich. Kleinere Unterschiede entstehen wahrscheinlich im Zusammenhang mit dem Zugverhalten: im Frühjahr halten sich die ziehenden Individuen auch küstenfern auf und konzentrieren sich, zum Ende der Zugzeit und im Sommer, zunehmend zur Küste hin. Brutvögel der Ostfriesischen Inseln zeigten dabei eine seewärtige Ausdehnung ihrer Flugradialen bis etwa zur 20 m Wassertiefen-Linie (Mendel et al. 2008). Die Brutvorkommen der Brandseeschwalben sind außerdem von starken Bestandsschwankungen geprägt (Garthe & Flore 2007). Diese Bestandsschwankungen können auch die Dichten im Untersuchungsgebiet beeinflussen.

Die räumliche Verteilung der Brandseeschwalben bei den Flugtransect-Erfassungen glich der der Vorjahre. Im Frühjahr war die Verteilung relativ großflächig, teils lückenhaft, das Vorkommen im Sommer und Herbst war sporadisch und vor allem im Sommer auf die küstennahen Bereiche beschränkt (Abb. 3.54). Wie bereits im Vorjahr beschrieben, stehen interannuelle Unterschiede vermutlich mit dem Zugverhalten dieser Art im Zusammenhang: im Frühjahr halten sich die ziehenden Individuen auch küstenfern auf und konzentrieren sich, zum Ende der Zugzeit und im Sommer, zunehmend zur Küste hin. Brutvögel der Ostfriesischen Inseln zeigten dabei eine seewärtige Ausdehnung ihrer Flugradialen bis etwa zur 20 m Wassertiefen-Linie (Mendel et al. 2008). Die Brutvorkommen der Brandseeschwalben sind außerdem von starken Bestandsschwankungen geprägt (Garthe & Flore 2007). Diese Bestandsschwankungen können auch die Dichten im Untersuchungsgebiet beeinflussen.

Tab. 3.28 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Brandseeschwalben nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,23 (Frühjahr)	0,35 (Mai)	170	0,57 (Frühjahr)	0,73 (Mai)	782
2017	0,28 (Frühjahr)	0,40 (Apr.)	172	0,36 (Frühjahr)	0,37 (Mai)	540
2016	0,50 (Frühjahr)	0,70 (Apr.)	300	0,18 (Frühjahr)	0,20 (Mai)	295
2015	0,06 (Frühjahr)	0,15 (Mai)	71	0,10 (Herbst)	0,22 (Jul.)	318
2014	0,08 (Frühjahr)	0,11 (Apr.)	59	0,20 (Frühjahr)	0,25 (Apr.)	308
2013	0,14 (Frühjahr)	0,14 (Apr.)	49	-	-	-

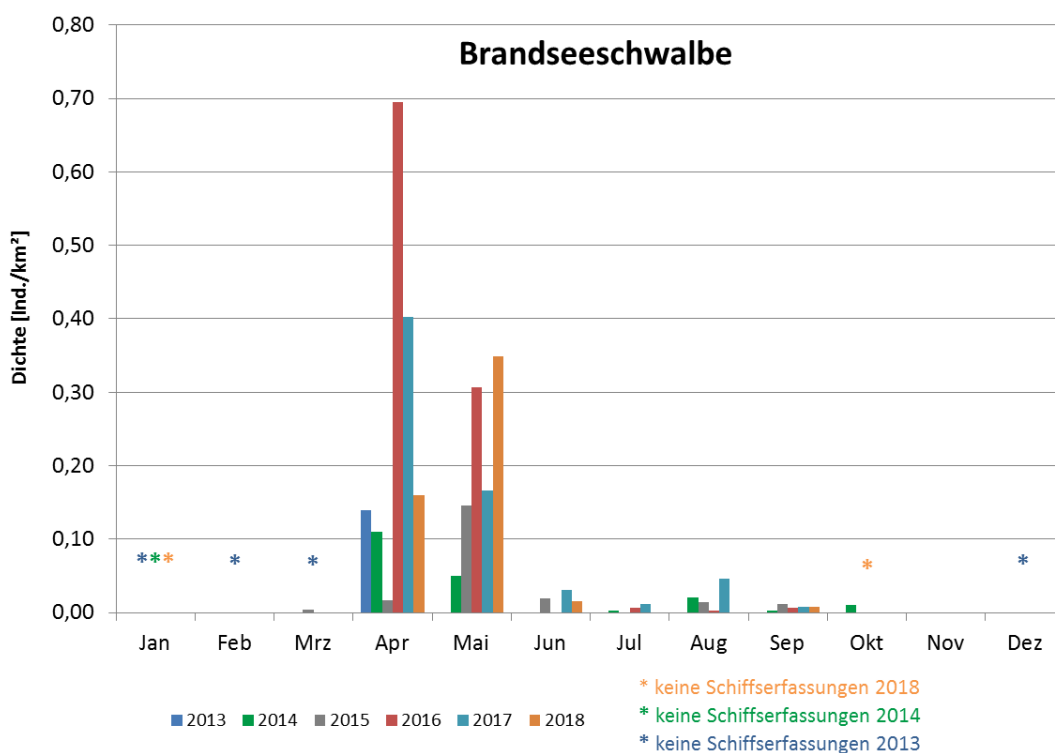


Abb. 3.57 Vergleich der monatlichen Dichten der Brandseeschwalben nach Schiffstransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018

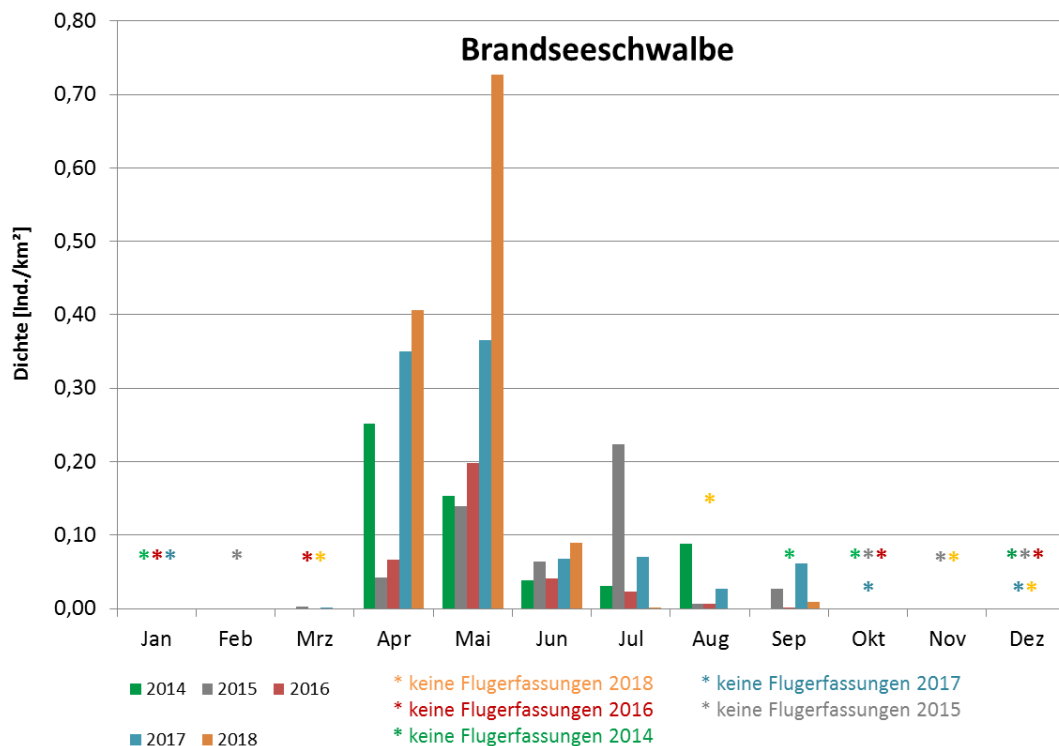


Abb. 3.58 Vergleich der monatlichen Dichten der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018

Die Schiffstransekt-Erfassungen der Vorjahre zeigten für **Fluss-/Küstenseeschwalben** ein variables Muster in den Monatsdichten. Die Dichten waren meist zu den Zugzeiten am höchsten, im Gegensatz zur Brandseeschwalbe lag das Maximum jedoch mal im Herbst und mal im Frühjahr. Wie für Arten mit ausgeprägtem Zugverhalten typisch, schwankten die Dichten mit maximalen Monatswerten zwischen 0,07 Ind./km² und 0,28 Ind./km² über die Jahre (Tab. 3.29). In den Jahren 2016 und 2017 waren die Dichten insgesamt am höchsten, während sie 2018 wieder etwas niedriger waren.

Wie bereits bei den Brandseeschwalben ordnen sich auch bei den Fluss-/Küstenseeschwalben die diesjährigen Ergebnisse der Flugtransekt-Erfassungen gut in die der Vorjahre ein (Tab. 3.29, Abb. 3.60). Die höchste saisonale Dichte wurde im Frühjahr erfasst (0,31 Ind./km²) und auch in den Sommer- und Herbstmonaten wurden regelmäßig Fluss-/Küstenseeschwalben (in geringen Dichten) beobachtet (Abb. 3.60). Auch dieses Jahr wurde das bisherige monatliche Dichtemaximum aus dem April 2014 (0,97 Ind./km²) nicht erreicht. Das diesjährige Maximum im Mai (0,54 Ind./km²) war dennoch der bisher zweithöchste Wert und lag knapp über dem Maximalwert des Vorjahres (0,50 Ind./km² ebenfalls im Mai). Insgesamt war die Phänologie dieses Jahres ebenso artspezifisch wie die der Vorjahre. Jedoch zeigte sich erneut eine für Zugvögel charakteristische interannuelle Variabilität der Dichten.

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen war in allen Jahren ein sporadisches Auftreten in lückenhafter Verteilung im Untersuchungsgebiet zu erkennen. Im Jahr 2017 zeigte sich eine deutliche Konzentration im Westen des Untersuchungsgebietes, um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘. Mitunter wurden lokal mittlere bis hohe Dichten nachgewiesen, die auf Zugtrupps hinweisen.

Die räumliche Verteilung bei den Flugtransekt-Erfassungen (Abb. 3.56) wich nur geringfügig von denen der Vorjahre ab. Die Verteilung im Frühjahr war weiträumig aber lückenhaft mit lokal hohen Dichten. Die in den Vorjahren im Sommer und/oder Herbst festgestellte Akkumulation in Küstennähe wurde während der aktuellen Erfassungen nicht festgestellt. Dies hängt möglicherweise mit dem veränderten Transektdesign und der damit verbundenen geringeren Ausdehnung nach Süden zusammen. Prinzipiell zeigten sich zwischen den Jahren weiterhin ähnliche Verteilungsmuster, die allerdings von relativ starken jährlichen Schwankungen in den Bestandszahlen geprägt sind. Insbesondere die weiträumige Verteilung offshore mit teils hohen Dichten im Frühjahr ist charakteristisch.

Tab. 3.29 *Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.*

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	0,07 (Frühjahr)	0,16 (Apr.)	81	0,31 (Frühjahr)	0,54 (Mai)	422
2017	0,16 (Frühjahr)	0,28 (Mai)	149	0,48 (Frühjahr)	0,50 (Mai)	750
2016	0,13 (Sommer)	0,23 (Aug.)	142	0,17 (Frühjahr)	0,20 (Mai)	368
2015	0,03 (Herbst)	0,08 (Aug.)	31	0,12 (Frühjahr)	0,25 (Jul.)	344
2014	0,05 (Herbst)	0,13 (Aug.)	48	0,60 (Frühjahr)	0,97 (Apr.)	805
2013	0,05 (Frühjahr)	0,07 (Jul.)	58	-	-	-

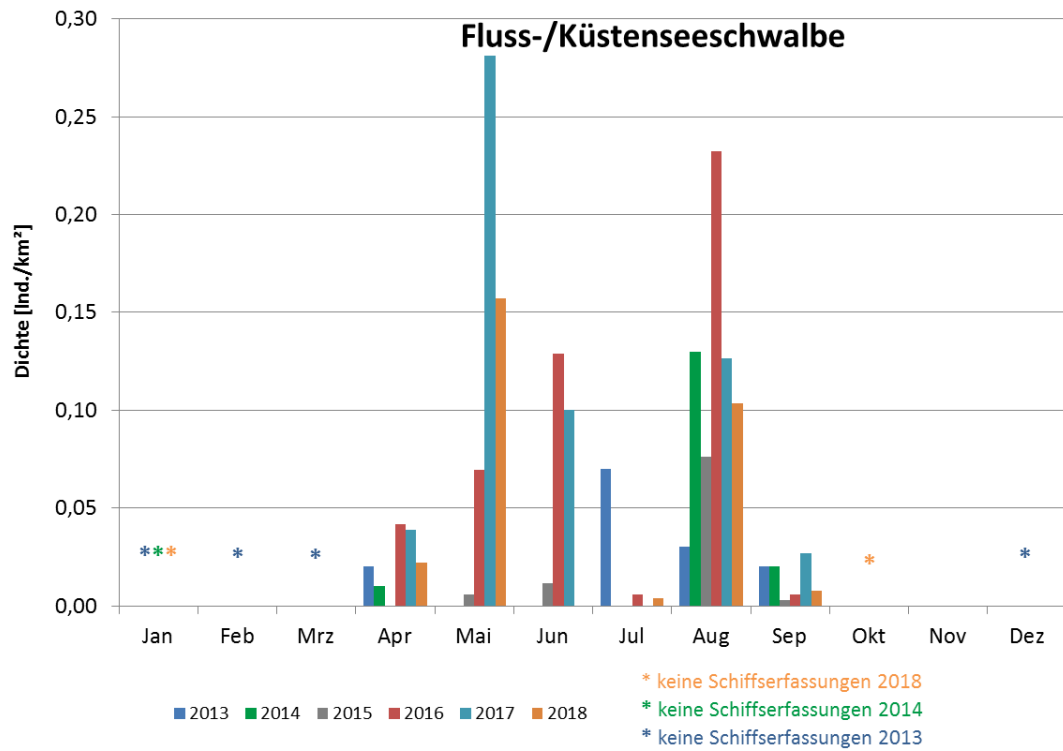


Abb. 3.59 Vergleich der monatlichen Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018

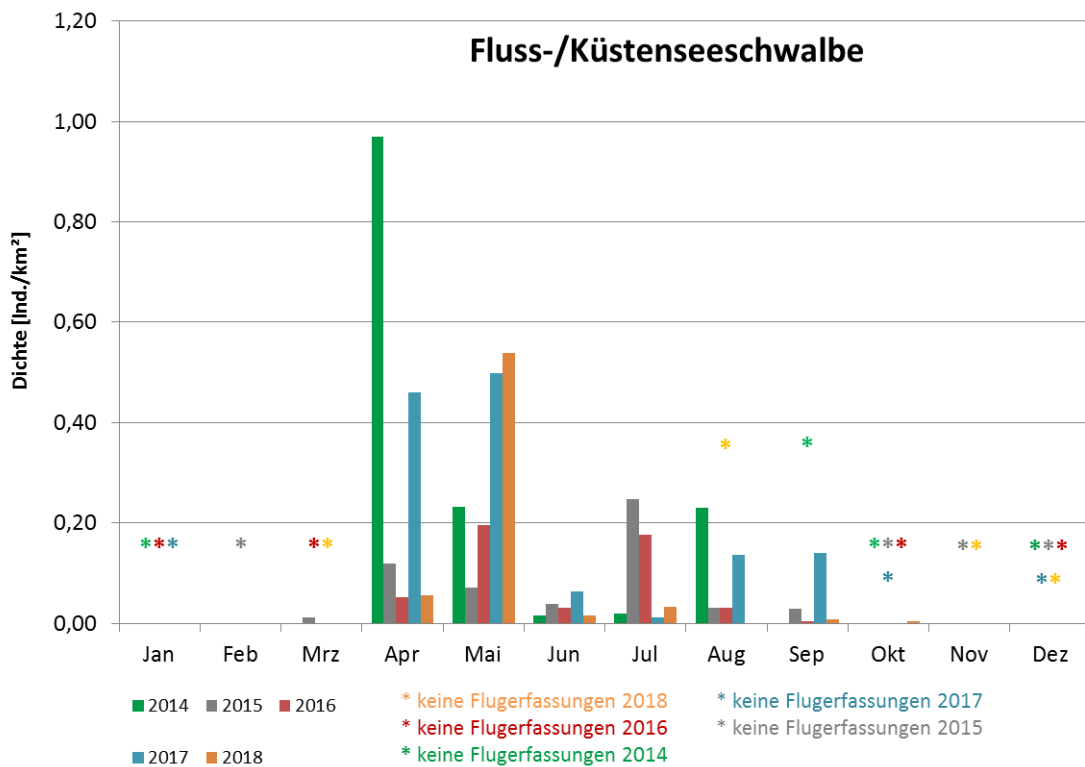


Abb. 3.60 Vergleich der monatlichen Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018

3.2.13 Alkenvögel (Trottellumme *Uria aalge*, Tordalk *Alca torda*)

Trottellummen sind in der deutschen Nordsee das gesamte Jahr über verbreitet. Der einzige deutsche Brutplatz in der Nordsee ist Helgoland mit 2.962 Brutpaaren im Jahr 2018 (Wolff 2019). Im Winter werden auf der Nordsee die höchsten Dichten erreicht, wenn Tiere anderer Populationen zum Überwintern in die deutsche Nordsee einwandern (Bauer et al. 2005). Juvenile Trottellummen aus dem Brutvorkommen auf Helgoland überwintern dabei häufig nordwestlich der Insel.

Tordalken brüten nur in geringen Zahlen auf Helgoland (2018: 54 Paare; Wolff 2019) und sind im Sommer nur in sehr geringen Anzahlen in der deutschen Nordsee zu finden. Höhere Dichten werden in der deutschen Nordsee wie bei den Trottellummen im Winter erreicht (Mendel et al. 2008).

Die Daten aus der gemeinsamen BSH-FTZ Schiffsdatenbank zeigten, dass Trottellummen im Zeitraum von 2000 - 2008 im Winter küstennah in größeren Zahlen anzutreffen waren (Schwemmer et al. 2014). Auch Tordalken (2000 - 2013) waren vor allem im Winter küstennah anwesend. Im Frühjahr halten sich Trottellummen, ähnlich wie eine geringere Anzahl Tordalken, überwiegend im Offshore-Bereich auf, mit Schwerpunkt von Helgoland in Richtung Westen und Norden. Im Herbst sind Trottellummen in sehr hohen Dichten im Nordwesten der Deutschen Bucht zu finden. Flugtransekt-Erfassungen zeigten für alle Alkenvögel zusammengefasst ganzjährig geringe Dichten im küstennahen Bereich, was sich auch im Winter nicht änderte (Schwemmer et al. 2014). Demgegenüber waren bei den Schiffstransekt-Erfassungen die Dichten im Winter höher. Insgesamt zeigten die Bestände der Alkenvögel in der deutschen Nordsee zwischen 1990 und 2013 eine signifikante Zunahme im Sommer (Markones et al. 2015).

3.2.13.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Bei Schiffstransekt-Erfassungen wurden 3.619 Alkenvögel im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, davon 2.414 innerhalb des Transektbereiches. Die Alken im Transektbereich setzten sich zusammen aus 1.480 Trottellummen und 842 Tordalken. Darüber hinaus wurden 92 Individuen erfasst, die nicht auf Artniveau bestimmt werden konnten, aber entweder als Trottellumme oder Tordalk eingestuft wurden. Da bei Schiffstransekt-Erfassungen der überwiegende Anteil der Alkenvögel (96,2 %) innerhalb des Transektbereiches auf Artniveau bestimmt werden konnte, werden die Daten der beiden Arten im Folgenden getrennt betrachtet.

Die **Trottellumme** war während der Schiffstransekt-Erfassungen im Jahr 2018 die häufigste Art im Untersuchungsgebiet. Sie wurde im Untersuchungsgebiet ganzjährig in variablen Dichten angetroffen (Abb. 3.65). Die höchsten Dichten wurden im Sommer festgestellt (1,63 Ind./km²; Tab. 3.30), was auf ein deutliches Monatsmaximum von 3,16 Ind./km² im Mai zurückzuführen ist (Tab. 3.3, Abb. 3.61). Diese Verteilung ist für die Art eher untypisch, da normalerweise die höchsten Dichten im Winter zu erwarten sind.

Insgesamt wurde das Untersuchungsgebiet im Jahresverlauf relativ großflächig in mittleren bis teilweise sehr hohen Dichten von Trottellummen genutzt (Abb. 3.65). Im Winter 2017/2018,

Frühjahr und Sommer zeigten sich deutliche Schwerpunkte im Westen des Untersuchungsgebietes, besonders im Gebiet um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘. Im Herbst ergab sich eine Konzentration im Osten, der Winter 2018/2019 zeigte Nachweise sowohl am östlichen wie am westlichen Rand des Gebietes. Trottellummen wurden auch innerhalb der in Betrieb befindlichen OWPs festgestellt, besonders im Februar 2018 (Abb. A. 83 bis Abb. A. 94).

Tordalken zeigten die arttypische Verteilung mit Anwesenheit hauptsächlich im Winter und Frühjahr und sehr geringen Dichten über den Rest des Jahres (Abb. 3.67). Das monatliche Dichtemaximum wurde mit 2,16 Ind./km² im Februar registriert, was auch dem saisonalen Dichtemaximum im Winter 2017/2018 entsprach (Tab. 3.31).

Im Untersuchungsgebiet zeigten Tordalken im Winter 2017/2018 eine starke Konzentration mit hohen Dichten im Westen um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘, im Winter 2018/2019 war bei geringeren Dichten eine ähnliche Verteilung erkennbar (Abb. 3.67). Im Frühjahr war die Verteilung großflächiger, aber aufgrund insgesamt geringerer Dichten deutlich sporadischer als im Winter 2017/2018. Ähnlich wie bei Trottellummen schienen die OWP-Flächen besonders im Februar 2018 durch Tordalken genutzt zu werden, es wurden aber auch in anderen Monaten vereinzelt Tordalken innerhalb in Betrieb stehender OWPs festgestellt (Abb. A. 95 bis Abb. A. 101).

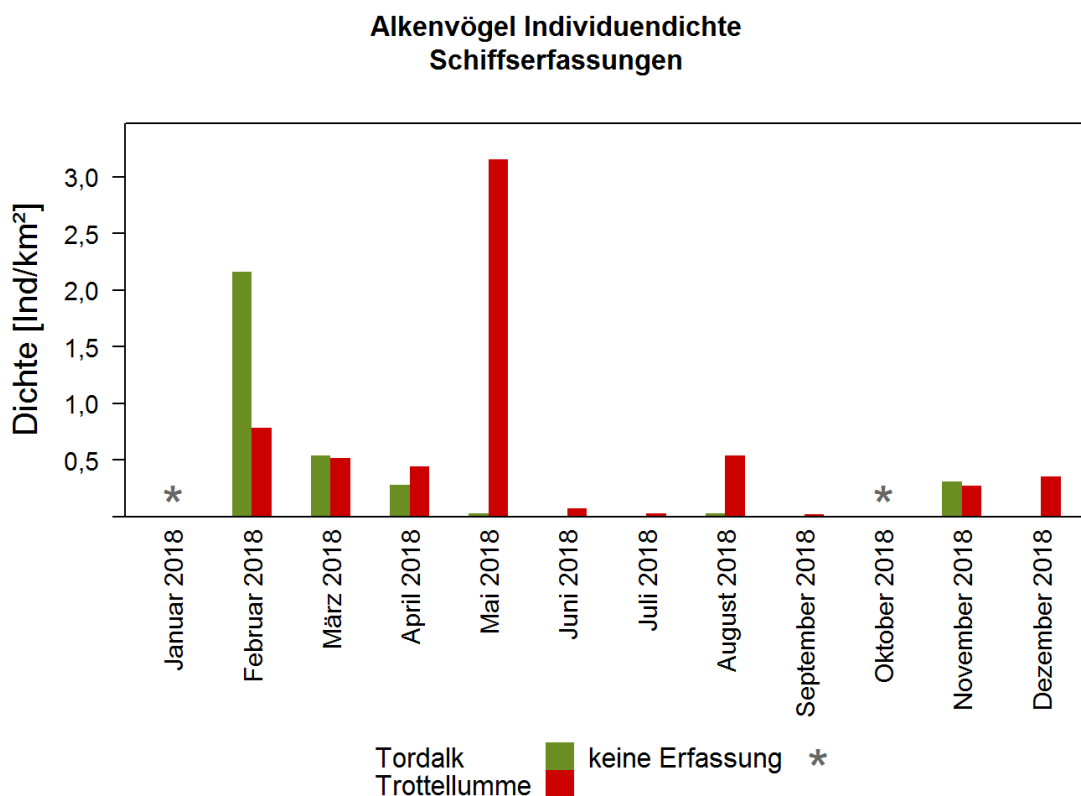


Abb. 3.61 Vergleich der monatlichen Dichten zwischen Trottellummen und Tordalken bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.13.2 Digitale Flugtransekt-Erfassungen

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden insgesamt 5.124 Alkenvögel festgestellt. Davon konnten 17,4 % der Individuen (entspricht 897 Tieren) nicht auf Artniveau bestimmt werden. Von den auf Artniveau bestimmten Alkenvögeln waren 49,9 % Trottellummen (2.110 Ind.), Tordalken machten 50,1 % (2.117 Ind.) aus. Tordalken waren demnach die zweithäufigste und Trottellummen die dritthäufigste Art im Untersuchungsgebiet. Dies steht im Gegensatz zum Vorjahr, dort lag das Verhältnis der Tordalken gegenüber Trottellummen bei 1:3. Da die nicht auf Artniveau bestimmten Vögel bei den Dichteberechnungen nicht berücksichtigt werden können, ist von einer leichten Unterschätzung der Dichtewerte der einzelnen Arten auszugehen.

Trottellummen wurden bei allen Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet festgestellt (Abb. 3.62, Abb. 3.63). Die höchste Dichte wurde mit 1,72 Ind./km² im April erfasst (Tab. 3.4). Demgegenüber wurden Tordalken nahezu ausschließlich im Januar und Februar im Untersuchungsgebiet beobachtet (Tab. 3.4, Abb. 3.64). Diese erreichten mit 2,30 Ind./km² im Februar höhere Dichten als die Trottellummen im April (Abb. 3.62, Abb. 3.64). Entsprechend erreichten Tordalken die höchste saisonale Dichte mit 1,63 Ind./km² im Winter 2017/18 (Tab. 3.31). Aufgrund der höchsten monatlichen Dichte der Trottellummen im April, wurde die höchste saisonale Dichte dieser Tiere mit 0,72 Ind./km² im Sommer festgestellt (Tab. 3.30).

Die räumliche Verteilung der Tordalken war im Winter 2017/18 nahezu flächendeckend mit hohen Dichten (Abb. 3.68), die höchsten Dichten wurden im Westen des Untersuchungsgebietes festgestellt. In den übrigen Jahreszeiten kamen Tordalken lediglich vereinzelt, ohne räumlichen Schwerpunkt, im Untersuchungsgebiet vor. Dagegen unterschied sich die Verteilung der Trottellummen deutlich (Abb. 3.66). Die Verbreitung im Winter war großflächig aber lückenhaft mit lokal höheren Dichten im Norden und Süden des untersuchten Gebietes. Im Sommer, der Jahreszeit mit den maximalen Dichten, wurde auch eine flächendeckende Verteilung festgestellt, jedoch lagen die Verbreitungsschwerpunkte deutlich im Bereich jenseits der 12-Meilen-Zone im Nordosten und Westen des Untersuchungsgebietes. Im Verlauf des Jahres nahmen die Dichten weiter ab, sodass auch die Verteilung im Flug-Untersuchungsgebiet weiter abnahm und deutlich lückiger wurden. Innerhalb der laufenden OWPs wurden mit insgesamt 132 Individuen regelmäßig Alkenvögel beobachtet (Abb. A. 185 bis Abb. A. 192).

Alkenvögel Individuendichte Flugerfassungen

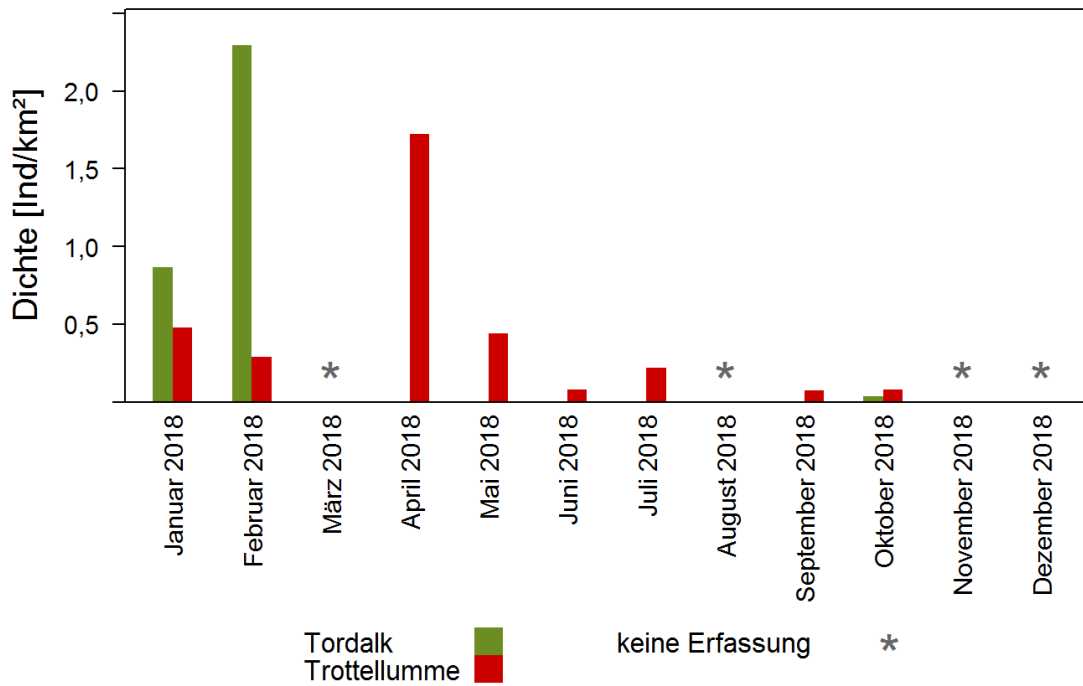


Abb. 3.62 Vergleich der monatlichen Dichten zwischen Trottellummen und Tordalken bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Trottellumme Individuendichte

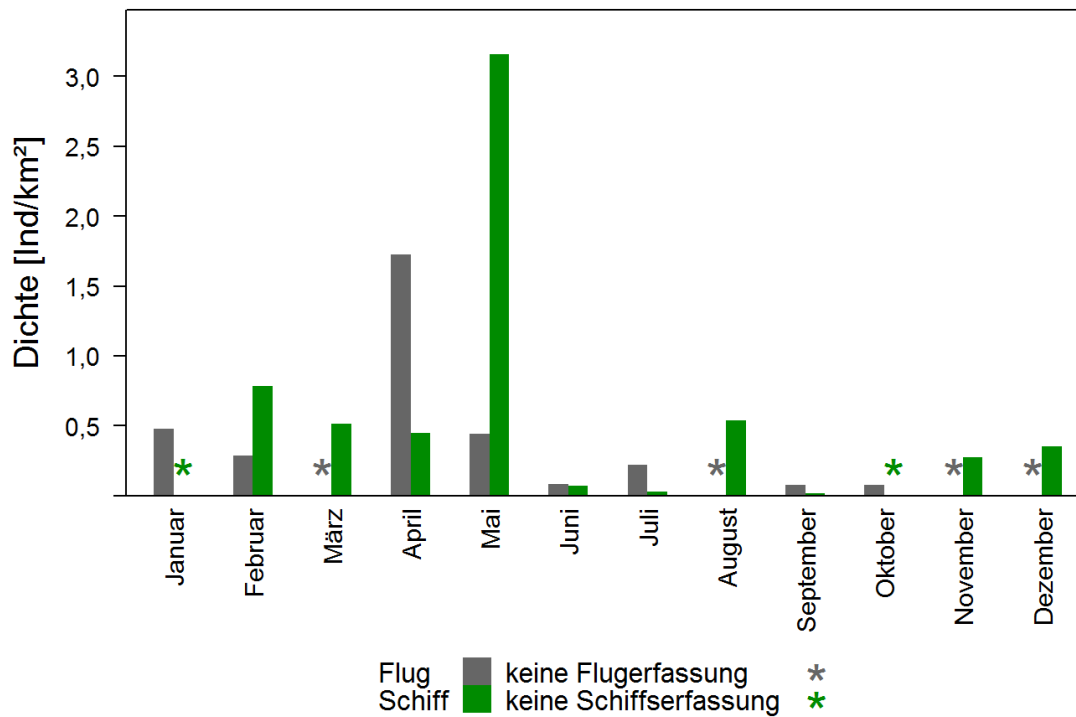


Abb. 3.63 Monatliche Dichten der Trottellummen bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tordalk Individuendichte

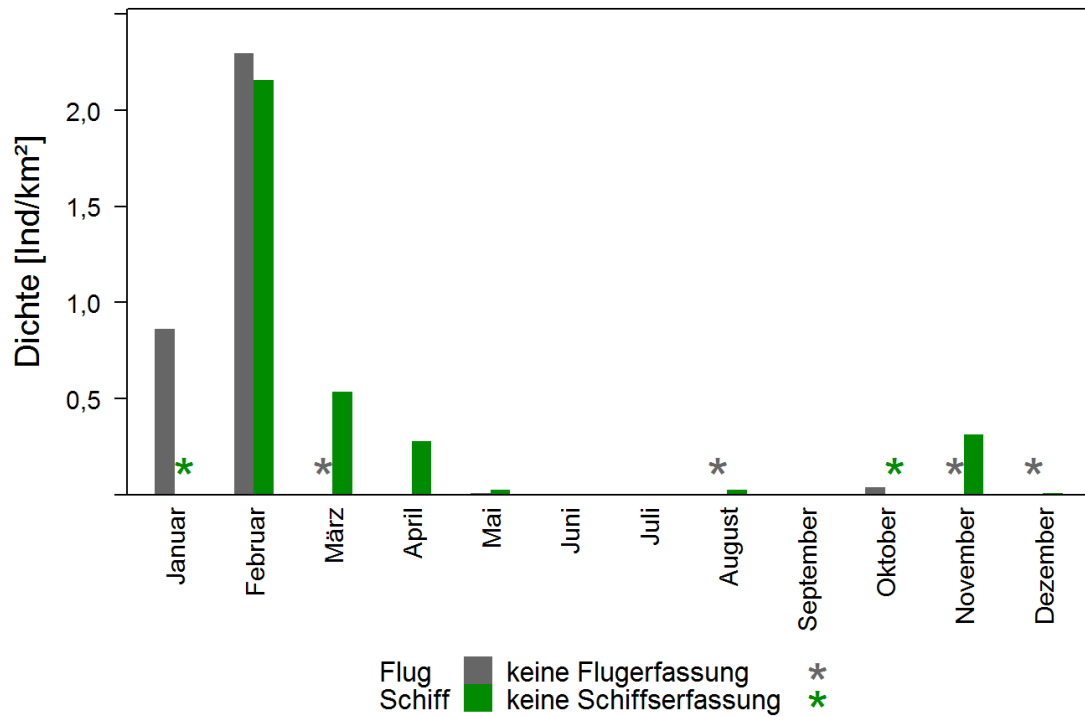


Abb. 3.64 Monatliche Dichten der Tordalken bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

Tab. 3.30 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Trottellummen sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	0,78	0,78	1	0,38	0,29 - 0,48	2
Frühjahr 2018	0,47	0,45 - 0,52	3	-	-	0
Sommer 2018	1,63	0,07 - 3,16	2	0,72	0,08 - 1,72	3
Herbst 2018	0,19	0,02 - 0,54	3	0,15	0,08 - 0,22	2
Winter 2018/19	0,29	0,27 - 0,35	3	0,08	0,08	1

Tab. 3.31 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Tordalken sowie die jeweiligen Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff			Flug		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Ausfahrten [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [Ind./km ²] (min-max)	Flüge [n]
Winter 2017/18	2,16	2,16	1	1,63	0,86 - 2,30	2
Frühjahr 2018	0,36	0,28 - 0,54	3	-	-	0
Sommer 2018	0,01	0 - 0,03	2	<0,01	0 - 0,01	3
Herbst 2018	0,01	0 - 0,03	3	<0,01	0 - <0,01	2
Winter 2018/19	0,23	0,01 - 0,31	3	0,04	0,04	1

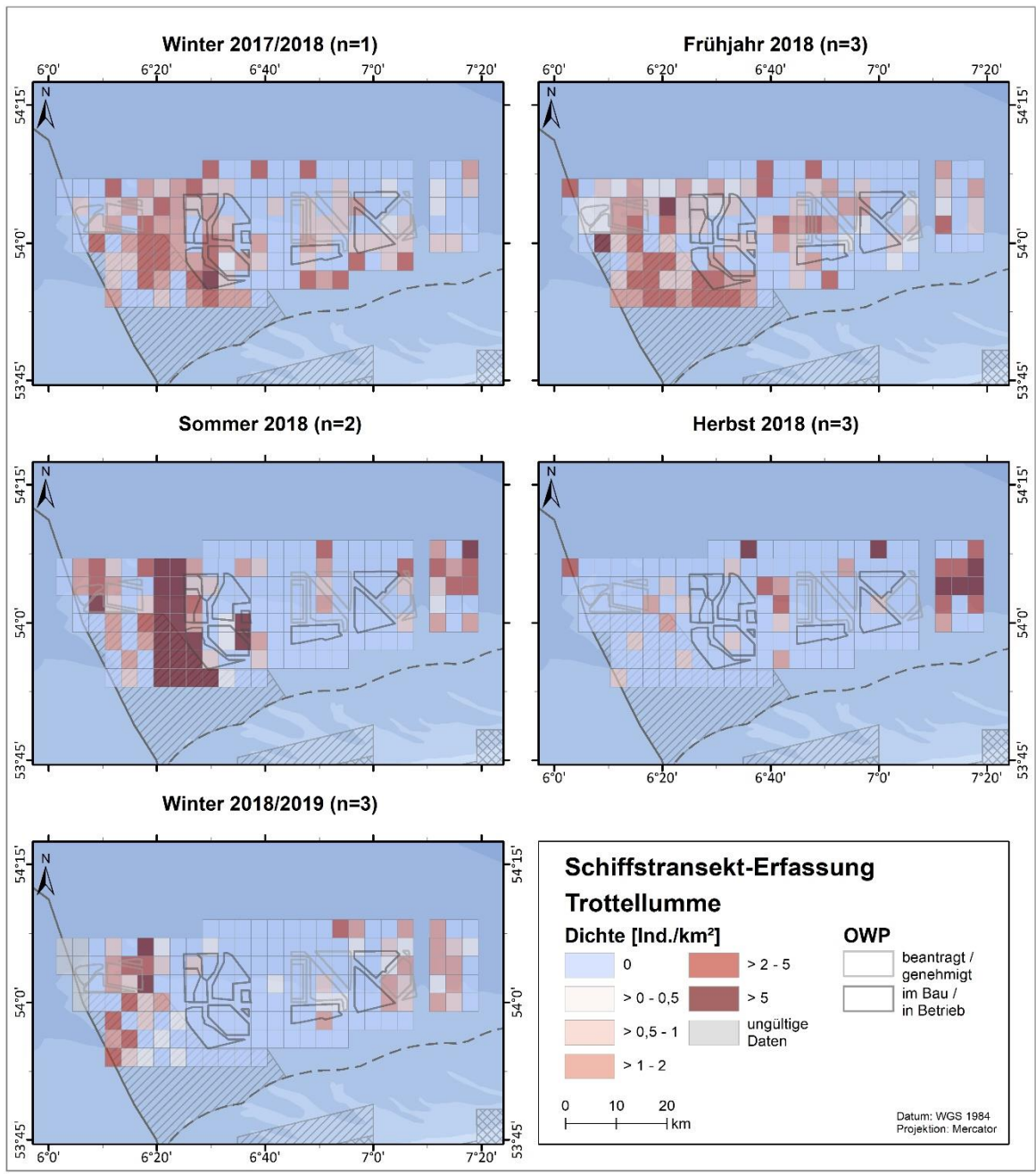


Abb. 3.65 Räumliche Verteilung der Trottellummen bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

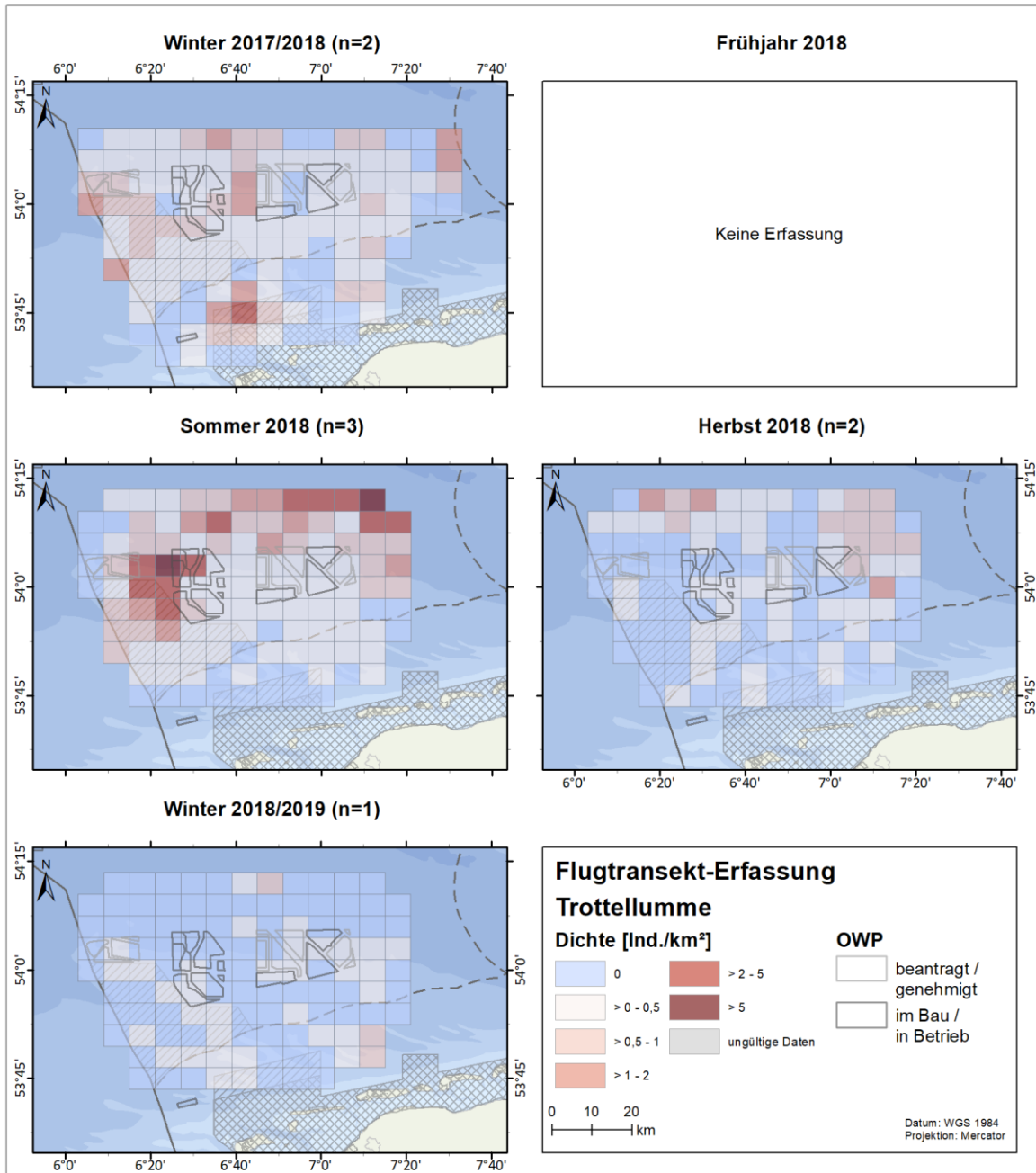


Abb. 3.66 Räumliche Verteilung der Trottelummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018.

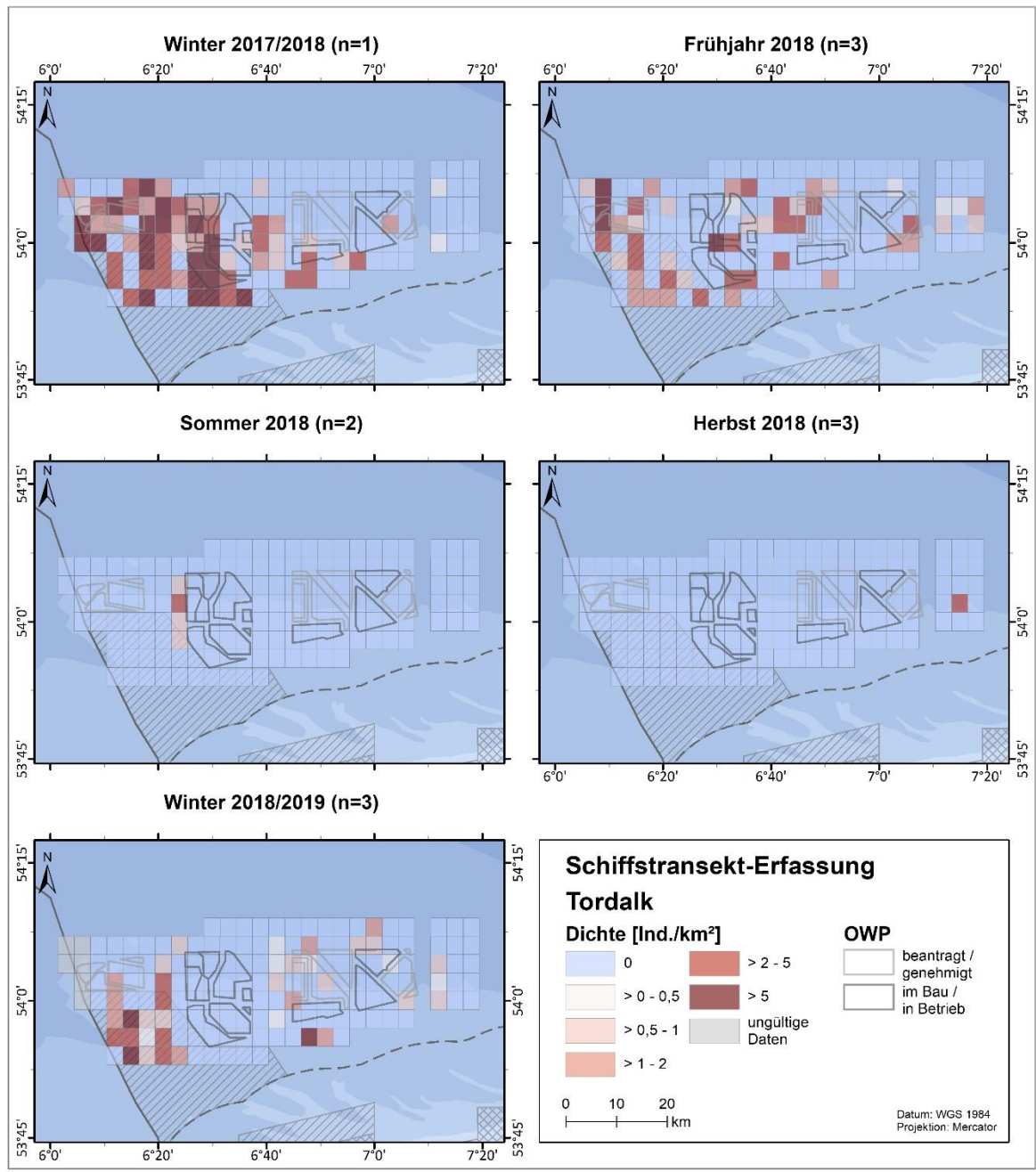


Abb. 3.67 Räumliche Verteilung der Tordalken bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2018.

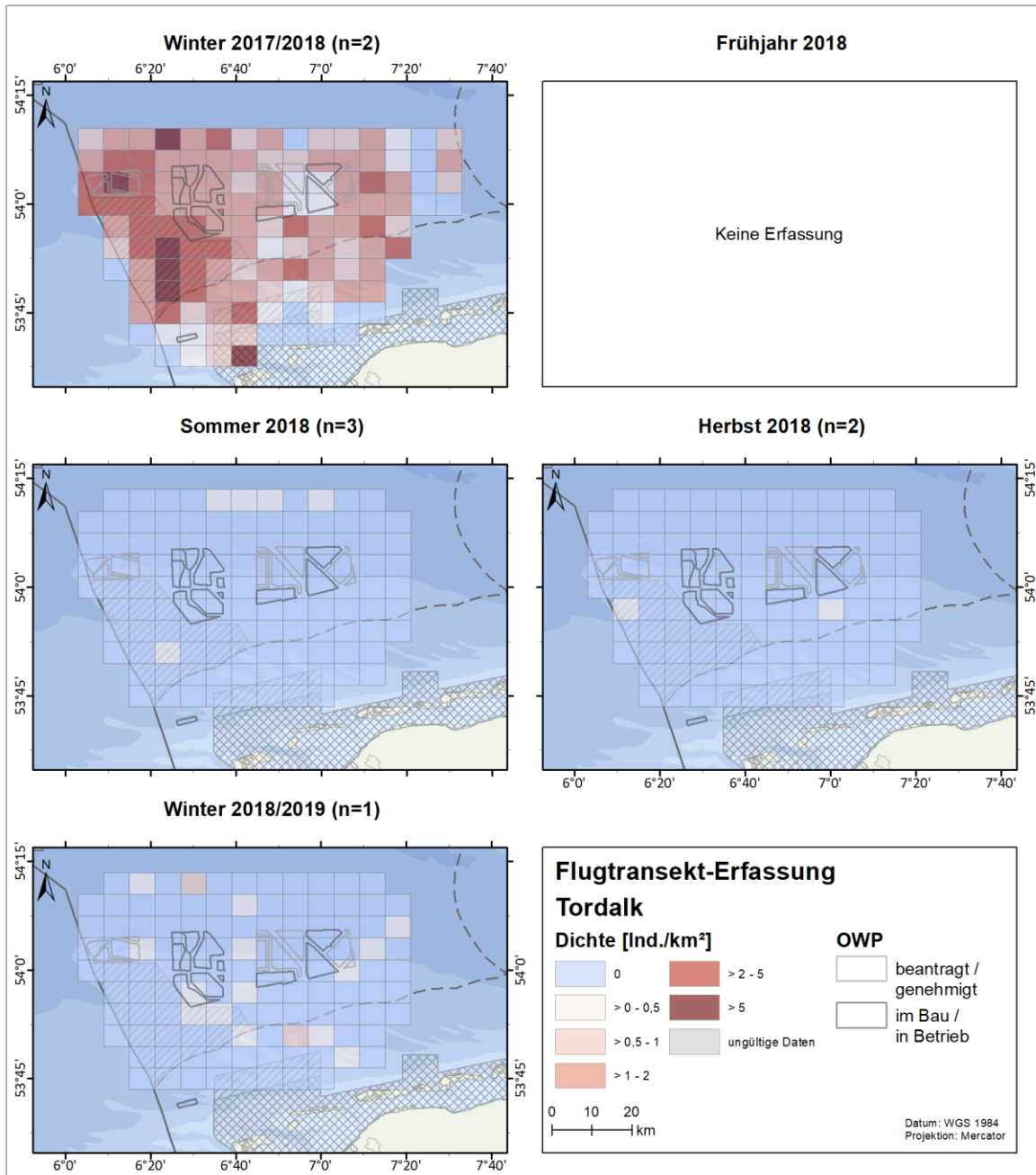


Abb. 3.68 Räumliche Verteilung der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet Cluster „Nördlich Borkum“ zwischen Januar und Dezember 2018.

3.2.13.3 Vergleich der Bestandserfassung 2018 mit Untersuchungen der Vorjahre

Bei Schiffstransekt-Erfassungen wurden in den Jahren 2013 und 2014 Trottellumme und Tordalk zusammengefasst ausgewertet, daher werden für den Vergleich auch die artspezifischen Dichten der Jahre 2015 bis 2018 für diese Arten zusammengefasst. Insgesamt zeigte sich eine einheitliche Phänologie im Jahresverlauf mit höheren Dichten im Winter und geringen Dichten im Sommer und Herbst (Abb. 3.69). Die maximale Saisondichte fiel in allen Jahren außer 2018 (Tab. 3.32), in den Winter und schwankte zwischen 2,48 Ind./km² und 6,83 Ind./km². Im Jahr 2018 fiel die höchste Saisondichte erstmals in den Sommer, allerdings mit vergleichbaren Dichtewerten. Auch im Jahr 2014 war die höchste Monatsdichte nicht im Winter festgestellt worden, allerdings fand in diesem Jahr im Dezember keine Erfassung statt. Im Jahr 2017 wurden im Januar deutlich höhere Dichten festgestellt als in den vier Vorjahren. Das Untersuchungsgebiet wurde von Trottellummen und Tordalken über die Jahre großflächig genutzt, nur im Bereich der OWPs ging die Nutzung zumindest in manchen Jahreszeiten tendenziell zurück. Lokale Konzentrationen kamen vor, waren aber über die Jahre nicht einheitlich. Im Jahr 2018 wurde eine starke Nutzung des westlichen Bereiches um das FFH-Gebiet ‚Borkum Riffgrund‘ deutlich.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen 2018 wurden im Winter ähnlich hohe Dichten festgestellt wie in den Vorjahren (Tab. 3.32, Abb. 3.70). Die im April 2016 erfassten deutlich höheren Alkendichten (6,54 Ind./km²) blieben weiterhin unerreicht. Diese Dichte übersteigt weiterhin sowohl die bisherigen Maxima während der Flugtransekt-Erfassungen als auch während der Schiffstransekt-Erfassungen deutlich. Dies unterstreicht abermals, dass es sich bei dieser Erfassung um ein Sonderereignis gehandelt haben muss. In den Vorjahren wurden auch regelmäßig hohe Dichten im November ermittelt, in diesem Zeitraum fand im aktuellen Erfassungsjahr 2018 kein Flug statt. Die geringeren Dichten im Sommer und Herbst sind phänologisch charakteristisch für die Artgruppe der Alkenvögel und stimmt mit dem der Vorjahre überein. Alkenvögel zeigten aktuell wie auch 2014, 2015, 2016 und 2017 eine weiträumige Nutzung des Untersuchungsgebietes im Winter. Im Gegensatz zu den Vorjahren (mit Ausnahme von 2016) waren Alkenvögel auch im Sommer weiträumig verbreitet, hier handelte es sich hauptsächlich um Trottellummen die sich offshore in tieferen Bereichen aufhielten.

Tab. 3.32 Vergleich der Jahre: Anzahl sowie höchste saisonale bzw. monatliche Dichte [Ind./km²] der Alkenvögel nach Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zwischen 2013 und 2018.

Jahr	Schiff			Flug		
	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere im Transekt	Max. Saisondichte [Ind./km ²]	Max. Monatsdichte [Ind./km ²]	Anzahl Tiere
2018	1,63 (Sommer)	3,16 (Mai)	2.414	2,55 (Winter)	2,91 (Feb.)	5.124
2017	3,63 (Winter)	6,83 (Jan.)	3.751	2,88 (Winter)	2,88 (Nov.)	4.145
2016	1,85 (Winter)	2,48 (Feb.)	2.433	6,54 (Frühjahr)	6,54 (Apr.)	8.470
2015	1,16 (Winter)	3,63 (Dez.)	1.534	1,06 (Winter)	1,06 (Jan.)	1.934
2014	1,63 (Winter)	2,52 (Apr.)	1.924	3,17 (Winter)	3,17 (Nov.)	4.265
2013	1,81 (Winter)	2,71 (Dez.)	1.743	-	-	-

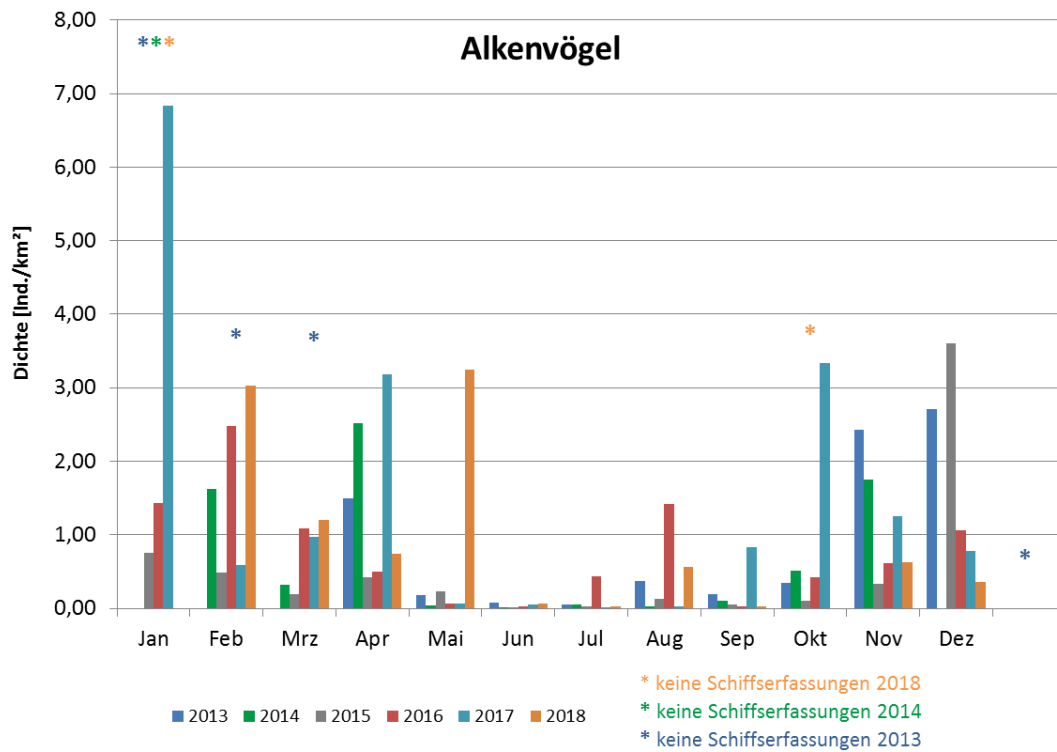


Abb. 3.69 Vergleich der monatlichen Dichten der Artgruppe Alkenvögel nach Schiffstransect-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2013 - 2018

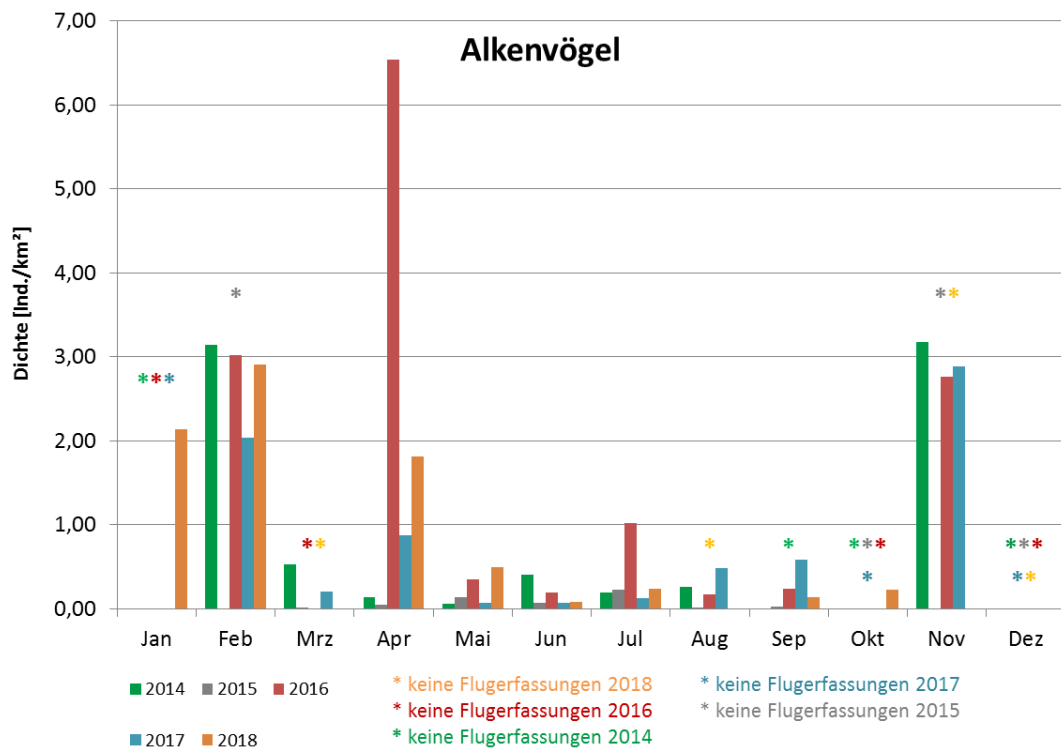


Abb. 3.70 Vergleich der monatlichen Dichten der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen zwischen den Untersuchungsjahren 2014 - 2018

3.3 Auswirkungen durch Bau und Betrieb (Gradientenanalyse)

Auswirkungen durch die Windparks selbst können anhand der Dichteberechnungen nur schwer erfasst werden. Für die Beurteilung der Auswirkungen durch Bau und Betrieb wurde deshalb eine auf diese Fragestellung abzielende Analyse (Gradientenanalyse) durchgeführt. Nachfolgend werden die Arten bzw. Artgruppen dargestellt, bei denen eine Analyse zu Auswirkungen durch Bau und Betrieb durchgeführt wurde. Bei einigen im Ergebnisteil besprochenen Arten (z.B. Silbermöwen und Mantelmöwen) konnte aufgrund geringer Abundanzen im Gebiet keine Gradientenanalyse durchgeführt werden.

3.3.1 Seetaucher

3.3.1.1 Flugtransekt-Erfassungen

Für die **Basiserfassungen** zeigt der Wilcoxon-Test signifikant geringere Sichtungsraten ($p = 0,007$) in der Abstandsklasse „8-10 km“ im Vergleich zur Referenzklasse (Abb. 3.71), die Sichtungsraten aller anderen Klassen unterschieden sich nicht signifikant von der Referenzklasse. Das GAM zeigt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Distanz zu den geplanten Windparks und den Individuenzahlen der Seetaucher. Die Ergebnisse legen zwar eine heterogene Verteilung der Seetaucher innerhalb des Radius bis 16 km um die damalige Planungsfläche während der Basiserfassungen nahe, jedoch zeichnet sich kein gerichteter natürlicher Gradient im Vorkommen von Seetauchern ab. Damit zeigt die Analyse der Basiserfassungen, dass zumindest für die drei Windparks ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘, für die Daten aus der Basisphase zur Verfügung stehen, kein natürlicher Gradient in der Verteilung von Seetauchern während dieser Zeit existierte.

Die Auswertung der **Bauphase** zeigt sowohl im nicht-parametrischen Test, als auch im GAM signifikante Zusammenhänge zwischen Vorkommen der Seetaucher und Entfernung zu den Bauflächen. Der Wilcoxon-Test zeigt signifikant geringere Sichtungsraten der Abstandsklassen innerhalb der Windparkfläche („OWP“, $p < 0,001$) sowie den angrenzenden Klassen („0 - 2 km“, $p < 0,001$; „2 - 4 km“, $p = 0,044$; „4 - 6 km“, $p = 0,016$; „6 - 8 km“, $p = 0,022$) im Vergleich mit der Referenzklasse.

Das GAM zeigt einen signifikanten Verlauf mit ansteigenden Individuenzahlen der Seetaucher ausgehend von den Abstandsbändern innerhalb der Windparks ($p = <0,001$). Entgegen dem letztjährigen Modellverlauf zeigen sich in der aktuellen Modellkurve keine zwei Maxima und es kommt auch nicht zu einem Abflachen der Modellkurve mit einem anschließenden Absinken des Modells. Aufgrund des Modellverlaufs kann wie im Vorjahr kein eindeutiger Meideabstand festgelegt werden. Während im Vorjahr anhand des zweiten, stärker ausgeprägten Maximums ein Meideabstand bei 10,8 km festgelegt wurde, ist dies aufgrund des im aktuellen Untersuchungsjahr veränderten Kurvenverlaufs nicht möglich. Jedoch deuten die Daten darauf hin, dass der letztjährige Wert realistisch war, da ein Abflachen der Modellkurve erst relativ spät einsetzt.

Eine Reaktion der Seetaucher während der Bauphase ist zunächst hauptsächlich durch bauassoziierten Schiffsverkehr zu erwarten und weniger gegenüber den Strukturen der jeweiligen Windkraftanlagen, welche erst zum Ende der Bauphase errichtet wurden. Auch aufgrund der relativ geringen Stichprobengröße sind gesicherte Aussagen zur genauen Reichweite des Vertreibungseffektes auf Basis dieses Datensatzes weiterhin schwierig. Trotz zweier Sichtungen von Seetauchern in den Bauflächen (jedoch nicht zwingend in der Nähe des Baubetriebes), zeigt die Analyse, dass die Individuenzahlen der Seetaucher in und um die Bauflächen sehr gering waren. Daher muss auch weiterhin von einem klaren Vertreibungseffekt der Bauarbeiten auf Seetaucher in der Baufläche und der direkten Umgebung ausgegangen werden.

Die Untersuchung der **Betriebsphase** des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ zeigt beim Wilcoxon-Test, wie auch die Analyse der Bauphase, im Vergleich zur Referenzklasse eine deutlich geringere Sichtungsrate der Seetaucher innerhalb der OWP-Flächen („OWP“: $p < 0,001$; Abb. 3.71). Dies setzt sich bis in einen Abstand von 10 km zu den Windparkflächen fort („0 - 2 km“: $p < 0,001$; „2 - 4 km“: $p = 0,002$; „4 - 6 km“: $p = 0,011$; „6 - 8 km“: $p = 0,050$ und 8 - 10 km: $p = 0,018$).

Auch das GAM weist signifikant geringere Individuenzahlen der Seetaucher in den OWP-Flächen und einen Anstieg mit weiterer Entfernung zu den Windparkflächen nach ($p = <0,001$). Ähnlich wie die aktuelle Analyse der Bauphase zeigt das GAM einen kontinuierlichen Anstieg bei gleichzeitig hoher Streuung der Daten, ohne dass ein Maximum oder Plateau erreicht wird. Aufgrund des Modellverlaufs ist eine genaue Abschätzung einer maximalen Meideentfernung auf Grundlage des GAMs, wie auch im Vorjahreszeitraum, nicht möglich. Wie auch schon im Vorjahr, muss aber von einer weitreichenden Meidung ausgegangen werden.

Die um das Erfassungsjahr 2018 erweiterte Datenbasis bestätigt die Analyse des Vorjahres. Zwar wurde die Meidungsdistanz der Bauphase von bis zu 10 km Entfernung, die im Vorjahr festgestellt wurde, aufgrund des Modellverlaufs nicht erneut festgestellt, jedoch deutet auch die aktuelle Analyse auf mindestens diese Meidungsdistanz hin. Sowohl die Bauaktivitäten, als auch der Betrieb führen zu einer teilweisen Meidung durch die Tiere, es werden jedoch weiterhin sowohl in den Projektflächen als auch darüber hinaus Seetaucher festgestellt. Die Ergebnisse stimmen somit in ihrer Effektreichweite mit anderen Bereichen der Deutschen Bucht überein (z. B. Heinänen 2016). Allerdings ist die Stärke der Meidung vermutlich weiterhin deutlich geringer was sich auch durch die nur sehr flach ansteigende Modellkurve zeigt die auf einen schwach ausgeprägten Gradienten hindeutet. Dieser Verlauf wird durch die erweiterte Datenbasis der aktuellen Untersuchungen bestätigt.

Seetaucher Flugerfassungen

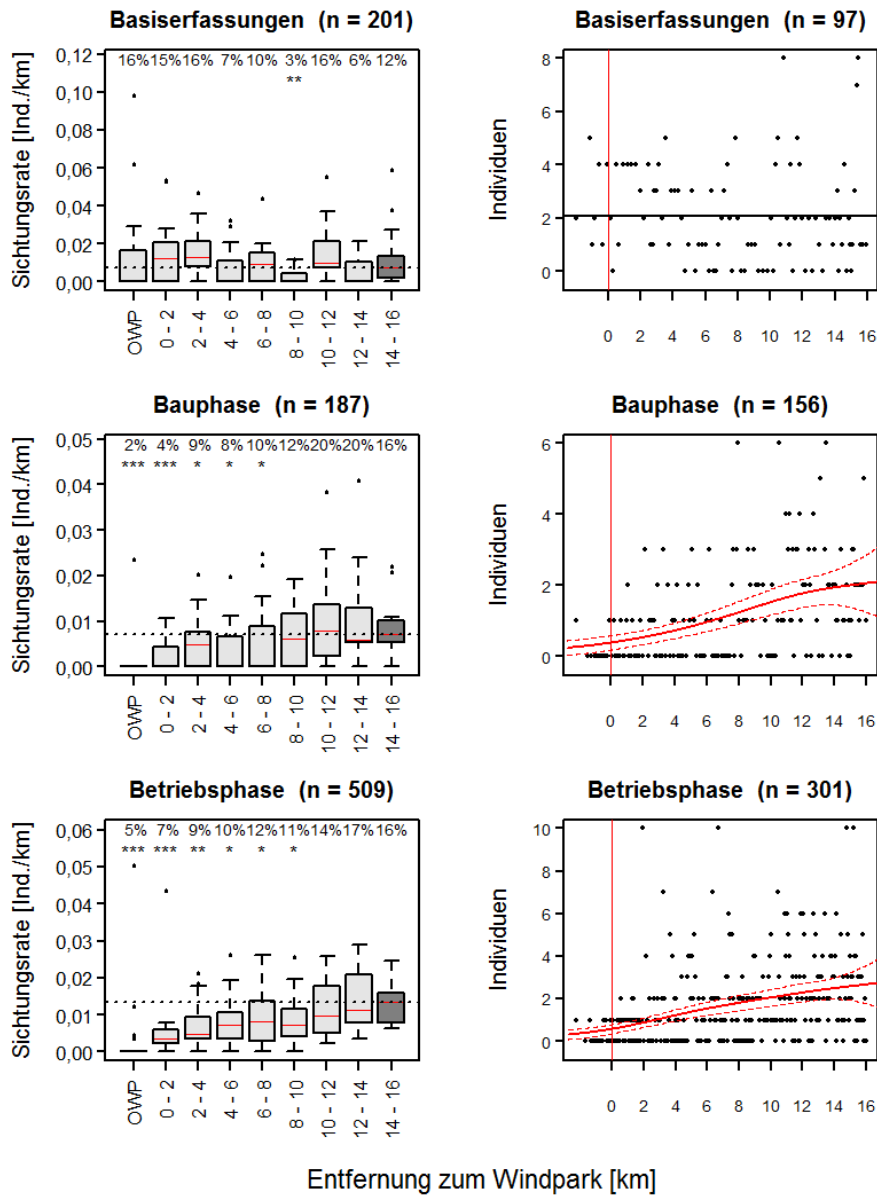


Abb. 3.71 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seetaucher anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.1.1 Windparkeffekte auf Seetaucher

Seetaucher zeigen in der aktuellen Cluster-Untersuchung für die Bau- und Betriebsphase der OWPs eine weitreichende Meidung der Windparkflächen und angrenzender Bereiche. Entgegen der Analyse des Vorjahres konnte weder für die Bauphase, noch für die Betriebsphase eine Meidungsdistanz festgelegt werden. Der kontinuierliche Anstieg der Modelle ohne Plateau lässt

eine Festlegung der Meidungsdistanz aufgrund der Konfidenzintervalle nicht zu, allerdings deutet der geringe Anstieg der Modellkurven wie im Vorjahr auf eine relativ schwach ausgeprägte Meidung hin. Die um das aktuelle Untersuchungsjahr 2018 erweiterte Datenbasis zeigt deutlichere und weiter reichende Vertreibungseffekte als bei der Analyse der Vorjahre (BioConsult SH et al. 2015, 2016). Die Auswertungen der ersten Untersuchungsjahre basierten auf vergleichsweise kleinen Stichproben, wodurch eine statistische Absicherung von Meideeffekten erschwert wurde. Durch die Untersuchungen der letzten Jahre hatte sich die Datengrundlage auch durch eine etwas geänderte Auswertungsmethodik bereits deutlich verbessert (BioConsult SH et al. 2017, 2018). Dennoch war die Stichprobengröße insgesamt noch relativ niedrig, vor allem aufgrund der Auftrennung in die jeweils verschiedenen Phasen der Windparks. Da sich mittlerweile immer mehr Windparks in der Betriebsphase befinden, verbessert sich die Datengrundlage deutlich von Jahr zu Jahr. Wie auch im letzten Jahr wurde der Bereich bis 16 km Abstand um die OWPs analysiert und damit um 2 km mehr im Vergleich zu früheren Analysen (BioConsult SH et al. 2015, 2016).

Zahlreiche Untersuchungen beschreiben inzwischen deutliches Meideverhalten von Seetauchern gegenüber Windkraftanlagen, jedoch mit stark variierenden Meideabständen. Für den OWP ‚Horns Rev I‘ im dänischen Teil der östlichen Nordsee wurde während der Betriebsphase eine signifikante Meidung des OWP bis mindestens 2 km (Petersen et al. 2006), bzw. 4 km (Petersen & Fox 2007) Abstand festgestellt, wobei nur sehr vereinzelt Seetaucher den Windpark durchquerten (BioConsult SH 2008). Untersuchungen an verschiedenen britischen Windparks ergaben insgesamt geringere Meideabstände. So wurde beim OWP ‚Kentish Flats‘ nach neueren Auswertungen ein maximaler Meideabstand von nur 1 km beschrieben. Dies hängt allerdings auch mit dem nur sehr gering gewählten Betrachtungsraum dieser Studie zusammen (Percival 2014). In Untersuchungen zum OWP ‚alpha ventus‘ wurde während der Betriebsphase (Daten von 2010 bis 2013) eine Störwirkung bis mindestens 1,5 km über die Windparkfläche hinaus festgestellt (Welcker & Nehls 2016). Auch Mendel et al. (2015a) beschreiben für ‚alpha ventus‘ eine aktive und vollständige Meidung der Windparkfläche, wobei die geringste Entfernung eines Seetauchers zum Windpark 1,1 km betrug. In neueren Studien finden sich vermehrt weiterreichende Meidedistanzen. So wurden von Petersen et al. (2014) beim dänischen Windpark ‚Horns Rev II‘ Meidedistanzen zwischen 5 und 6 km während der Betriebsphase festgestellt. Meidedistanzen zwischen 2 und 6 km wurden auch für den OWP ‚Lincs‘ festgestellt (Webb et al. 2015). Heinänen (2016) konnte auf Basis von Flugtransekt-Erfassungen westlich der Schleswig-Holsteinisch-Jütländischen Küste Meideabstände von über 10 km zu bestehenden Windparks nachweisen. Garthe et al. (2018) stellten mit 9 - 12 km einen ähnlich weitreichenden Meideabstand fest. Die bisher weitreichendste Meidedistanz wurde von Mendel et al. (2019) festgestellt. Diese, bis 16 km Abstand zu den OWPs, modellierte Reaktion wurde in Kombination mit dem im Gebiet auftretenden Schiffsverkehr ermittelt.

Auf Grundlage der aktuellen Modellierung der Daten im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ konnte kein eindeutiger Meideabstand festgestellt werden. Da aufgrund der Ergebnisse nicht von einer Verringerung der Meidungsdistanz im Vergleich zum Vorjahr ausgegangen werden kann, kann bis auf weiteres die im Vorjahr festgelegte Meidedistanz von 10 km als Minimum angenommen werden. Damit gleicht die in den Clusteruntersuchungen ‚Nördlich Borkum‘ festgestellt Meidungsdistanz der in Studien aus dem Bereich des Hauptkonzentrationsgebietes der

Seetaucher (z. B. Heinänen 2016, Garthe et al. 2018). Die Effektstärke scheint jedoch geringer zu sein, da trotz der großen Effektreichweite relativ viele Seetaucher im Nahbereich festgestellt wurden und auch vereinzelt Tiere innerhalb der Windparkflächen vorkamen. Der Nachweis von potentiellen Meideffekten wird insgesamt auch dadurch erschwert, dass im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ viele Windparks in verschiedenen Phasen räumlich sehr eng zusammenstehen, was die Trennung der unterschiedlichen Phasen verkompliziert. Da die im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ betrachteten Windparks jedoch deutlich außerhalb des Hauptverbreitungsgebietes von Seetauchern liegen (was auch durch das Verteilungsmuster der vorliegenden Studie deutlich und von Garthe et al. (2015) und BMU (2009) bestätigt wird), waren die Sichtungsraten insgesamt vergleichsweise gering.

3.3.2 Basstöpel

3.3.2.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Analyse der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen während der **Basisuntersuchungen** im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zeigt für Basstöpel keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Entfernung zur Projektfläche und der Individuenzahl bzw. Sichtungsrate (Abb. 3.72). Basstöpel unterlagen während der Basiserfassungen innerhalb des Untersuchungsgebietes vermutlich keinem natürlichen Gradienten.

Die Analyse der **Bauphase** zeigt unter Erweiterung der Datenbasis des Untersuchungsjahres 2018 entgegen der Vorjahresanalyse keine signifikanten Ergebnisse. Wie im Vorjahr gibt es keine Anzeichen für eine baubedingte Beeinflussung der Basstöpelverteilung im Untersuchungsgebiet der Schiffstransekt-Erfassungen.

Der Wilcoxon-Test der **Betriebsphase** ergibt signifikant geringere Sichtungsraten im Vergleich zur Referenzklasse innerhalb der Klasse „OWP“ ($p = <0,001$). Demgegenüber lag die Sichtungsrate in der Abstandsklasse „4-6 km“ über der Referenzklasse ($p = 0,015$). Auch das GAM zeigt einen signifikanten Verlauf ($p = <0,001$) und erreicht bei etwa 4 km Abstand zur OWP-Grenze ein Maximum. Unter Berücksichtigung der Konfidenzintervalle lässt sich daher eine Meideabstand von 2,6 km (Intervall 1,9 bis 4,5 km) festlegen. Der 50 %-Wert liegt bei 0,9 km (Intervall 0,5 bis 1,4 km). Die erfassten Individuenzahlen waren innerhalb der Windparkfläche weiterhin deutlich niedriger als außerhalb der OWPs, dennoch wurden Basstöpel regelmäßig auch innerhalb der Windparks beobachtet.

Die diesjährige Analyse der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen weist lediglich in der Betriebsphase eine Reaktion der Basstöpel auf OWPs auf. Weder während der Basiserfassungen noch in der Bauphase wurden Gradienten innerhalb der Verteilung festgestellt. In der Betriebsphase wurden allerdings sowohl aufgrund des nicht-parametrischen Tests, als auch mit Hilfe des GAM geringere Individuenzahlen innerhalb der OWP-Bereiche festgestellt. Außerdem wurde durch das GAM eine Meidedistanz bis 2,6 km festgestellt.

Basstöpel Schiffserfassungen

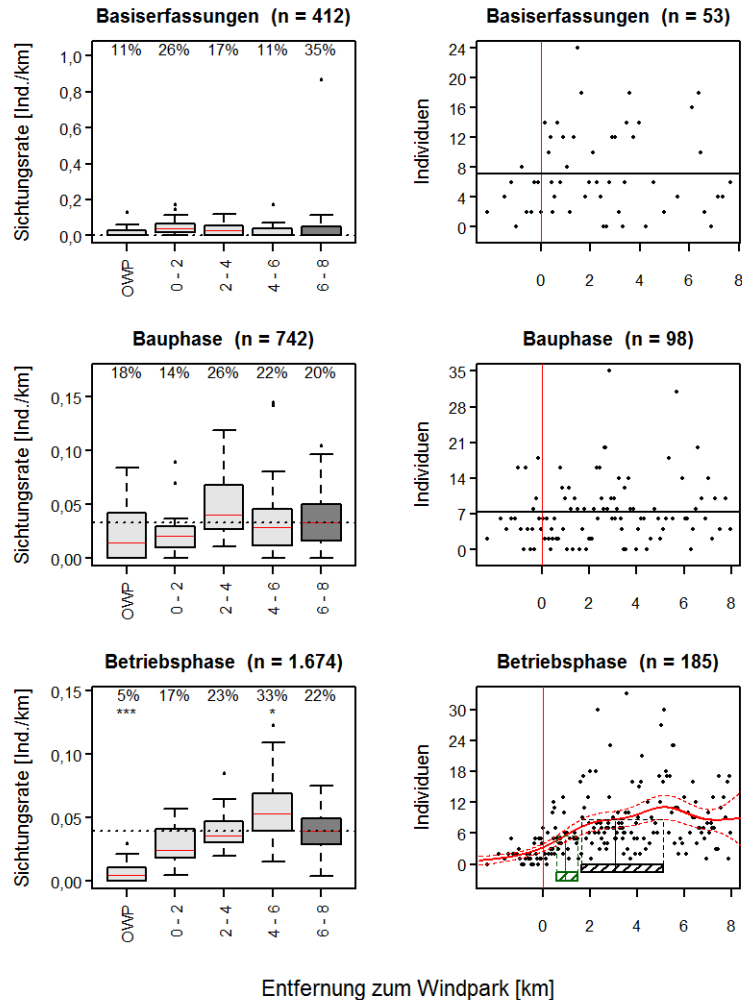


Abb. 3.72 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Basstöpel anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.2.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die Analyse der **Basisuntersuchungen** gibt keine Hinweise auf natürliche Gradienten für Basstöpel im Bereich der Windparkflächen von ‚GodeWind 01‘, ‚GodeWind 02‘ und ‚Nordsee One‘ und ihrer näheren Umgebung (Abb. 3.73). Aufgrund der sehr geringen Individuenzahlen ($n = 31$), die in die Analyse einfließen und den daraus resultierenden geringen Sichtungsraten, ist eine Modellierung der Basisphase für diese Art nur bedingt aussagekräftig.

Für die **Bauphase** zeigt der Wilcoxon-Test signifikant geringere Sichtungsraten innerhalb der Abstandsklasse „OWP“ im Vergleich zur Referenzklasse ($p = <0,001$). Auch das GAM weist trotz der relativ starken Streuung der Daten einen signifikanten Verlauf mit steigenden Individuenzahlen in größerem Abstand zu den Bauflächen auf ($p = 0,005$). Die im Vorjahr

angenommene Meidung der Bauflächen wird durch die aktuelle Analyse bestätigt. Die Individuenzahlen liegen innerhalb der Baubereiche signifikant unter denen der Umgebung. Jedoch ist das Ergebnis wegen geringer Individuenzahlen weiterhin wenig robust.

Die Analyse der Daten der **Betriebsphase** zeigt im Wilcoxon-Test signifikant geringere Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ ($p < 0,001$) und „0-2 km“ ($p = 0,001$) im Vergleich zur Referenzklasse. Das GAM weist einen signifikanten Verlauf auf ($p = 0,004$), wobei das lokale Maximum bei etwa 4 km erreicht wird. Vereinzelt weisen die Abstandsbänder hohe Individuenzahlen mit >10 Individuen im Bereich zwischen 2-4 und 6-8 km auf. Diese beeinflussen möglicherweise den Verlauf des GAM. Im Gegensatz zum Vorjahr zeigt der Verlauf des GAM ein eindeutiges Maximum auf das ein Absinken der Modellkurve folgt. Aufgrund des Kurvenverlaufs wird anhand der Konfidenzintervalle eine Meidedistanz bei 1,5 km (Intervall von 0,6 bis 5,4 km) festgelegt. Wobei 50 % der maximal modellierten Individuenzahl bereits ca. 0,8 km (Intervall von -0,1 bis 2,1 km) nach der Grenze des Windparks festgestellt wurde. Wie im nicht-parametrischen Test zeigen sich auch hier innerhalb der OWP-Fläche deutlich geringere Individuenzahlen als außerhalb der Windparkflächen. Beide Analysen zeigen somit übereinstimmend, dass Basstölpel die Windparkflächen mit einem Abstand bis maximal 2 km meiden. Darüber hinaus ist vermutlich keine Meidungsreaktion vorhanden.

Die Analyse der Flugtransekt-Erfassungen der Basstölpel ist in der Basiserfassung durch relativ geringe Individuenzahlen und entsprechende Sichtungsraten geprägt. Dadurch können mögliche natürlich vorkommende Gradienten nur schwer nachgewiesen werden. Somit kann das Ergebnis der Gradientenanalyse während der Betriebsphase nicht sicher einem Windparkeffekt zugeordnet werden und sollte gemeinsam mit dem Ergebnis der Schiffs-Gradientenanalyse betrachtet und interpretiert werden.

Basstöpel Flugerfassungen

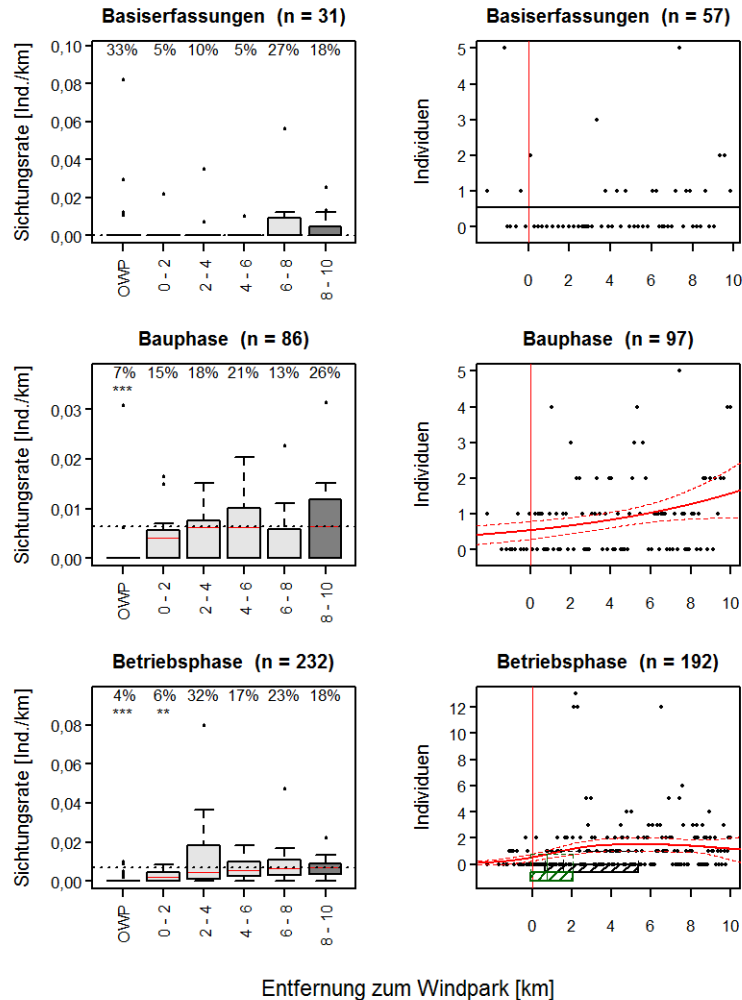


Abb. 3.73 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Basstöpel anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.2.1 Windparkeffekte auf Basstöpel

Wie im Vorjahr zeigen auch die erweiterten Datensätze für die Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen eine geringere Nutzung der OWP-Flächen, sowie der daran angrenzenden Bereiche. Die Schiffsdaten legen mit einem ermittelten Meideabstand von 2,6 km gegenüber 1,5 km bei den Flugtransekt-Erfassungen eine etwas weiterreichende Meidung nahe. In allen Phasen und mit allen Methoden wurden Basstöpel innerhalb der Windparks gesichtet und der 50 %-Wert lag bei nur 0,9 km (Schiff) bzw. 0,8 km (Flug). Beide Methoden deuten übereinstimmend auf eine geringere Nutzung der Windparkbereiche und der näheren Umgebung hin. Diese geht vermutlich nicht über einen Abstand von 2 km hinaus.

Bereits im 3. Untersuchungsjahr (2015) wurde mit einem deutlich kleineren Datensatz für die Betriebsphase der OWPs eine Meidung der OWP-Flächen nachgewiesen (BioConsult SH et al. 2016), ebenso im 4. Untersuchungsjahr (BioConsult SH et al. 2017). Die Mehrzahl der Untersuchungen zu anderen Windparks stellten ebenfalls Meidereaktionen bei Basstölpeln fest. So deutete auch die StUKplus-Studie auf eine Meidereaktion gegenüber dem Windpark ‚alpha ventus‘ durch Basstölpel hin, dies konnte jedoch nicht statistisch überprüft werden (Mendel et al. 2015a). Weitere, frühere Untersuchungen kamen überwiegend zu ähnlichen Ergebnissen, allerdings waren die Stichproben häufig zu gering, um belastbare Aussagen machen zu können (Petersen et al. 2006, BioConsult SH 2008, Leopold et al. 2013, Webb et al. 2015).

3.3.3 Zwergmöwe

3.3.3.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Analyse der **Basiserfassung** der Zwergmöwe zeigt im Wilcoxon-Test bei insgesamt relativ wenigen Sichtungen (Abb. 3.74) keine signifikanten Unterschiede zwischen den Sichtungsraten der Abstandsklassen und der Referenzklasse. Dagegen verläuft die Glättungskurve des GAM signifikant ($p = 0,016$) mit einem lokalen Maximum bei etwa 5 km. Die Ergebnisse deuten auf eine ungleichmäßige Verteilung von Zwergmöwen im Untersuchungsgebiet hin. Unabhängig von der Existenz der Windparks wurden Zwergmöwen sowohl innerhalb der Planungsfläche als auch in größerer Entfernung (6 – 8 km) seltener gesichtet als in einem mittleren Abstand zu den geplanten Windparks (2 - 6 km).

Die Analyse der **Bauphase** weist weder im Wilcoxon-Test noch im GAM signifikante Ergebnisse auf. Jedoch deuten die prozentualen Anteile der Sichtungsraten im nicht-parametrischen Test auf etwas geringere Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ (15%) und „0-2 km“ (17%) hin. Diese sind jedoch nur leicht geringer und aufgrund des bereits während der Basiserfassungen zugrunde liegenden Gradienten unerheblich. Während der Bauphase deutet sich unter Berücksichtigung der aktuellen Daten aus 2018 keine Meidung der Baubereiche an.

Der Wilcoxon-Test zeigt für die **Betriebsphase** signifikant geringere Sichtungsraten innerhalb der Abstandsklasse „OWP“ im Vergleich zur Referenzklasse ($p = 0,001$). Im Gegensatz zum Vorjahr zeigt unter Berücksichtigung der erweiterten Datenbasis auch das GAM einen signifikanten Zusammenhang mit höheren Sichtungsraten in weiterer Entfernung zum OWP ($p = 0,008$). Wobei aufgrund des Modellverlaufs keine Meidungsdistanz festgelegt werden kann. Der Verlauf des GAM deutet allerdings auf geringere Sichtungsraten lediglich innerhalb der OWPs hin. Insgesamt deutet die Analyse der Betriebsphase auch unter Berücksichtigung der Ergebnisse des nicht-parametrischen Tests auf eine geringere Nutzung der Windparkbereiche hin. Inwiefern es sich hier um eine Meidung der Bereiche handelt oder ob der, bereits während der Basiserfassungen erfasste, Gradient die Verteilung der Tiere bestimmt, bleibt unklar. Eine über die Windparkbereiche hinausgehende Meidung kann aber als unwahrscheinlich angesehen werden.

Die Analyse der Basiserfassung deutet auf einen natürlichen Gradienten mit geringeren Sichtungsraten innerhalb der Projektflächen hin, jedoch ist das Ergebnis nicht eindeutig und die Sichtungsrate in der Abstandsklasse „OWP“ ist nicht signifikant geringer als in der Referenzklasse. Für die Bauphase zeigen beide Analysen keinen eindeutigen Meideffekt. In der Betriebsphase wurden signifikant geringere Sichtungsraten innerhalb der OWP-Fläche ermittelt. Dies ist sowohl im nicht-parametrischen Test, als auch im GAM ersichtlich. Diese geringeren Sichtungsraten bleiben auf die Windparkbereiche beschränkt. Bei der Analyse des Vorjahres war auf Basis der vom Schiff aus erhobenen Daten keine eindeutige Meidreaktion der Zwergmöwen auf den Bau bzw. Betrieb von Windparks im Untersuchungsgebiet erkennbar. In der aktuellen Analyse verdichten sich die Hinweise auf eine Meidung der OWP-Flächen, jedoch sind auch hier die Ergebnisse nicht eindeutig da bereits in den Basiserfassungen ein natürlicher Gradient festgestellt wurde.

Zwergmöwe

Schiffserfassungen

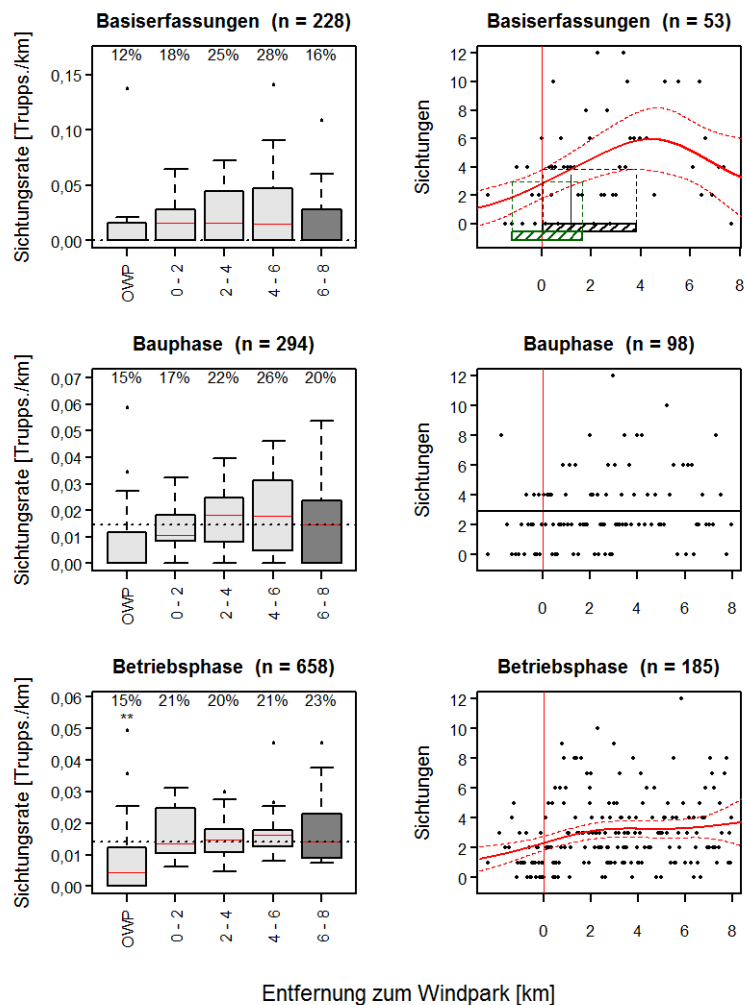


Abb. 3.74 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Zwergmöwe anhand der Daten der Schiffstransect-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.3.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die Analyse der Daten aus der **Basiserfassung** zeigt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Zwergmöwen und der Entfernung zu den Projektflächen (Abb. 3.75). Weder durch den nicht-parametrische Test, noch das GAM wurden signifikante Effekte festgestellt. Ein natürlicher Gradient im Untersuchungsgebiet ist unwahrscheinlich.

In der **Bauphase** waren die Sichtungsraten in der Abstandsklasse „OWP“ signifikant geringer als die der Referenzklasse ($p < 0,001$). Relativ hohe Sichtungsraten wurden in der Abstandsklasse „2-4 km“ festgestellt, diese waren aber nicht signifikant höher als die der Referenzklasse und deuten daher auf eine hohe Streuung der Sichtungsraten in diesem Bereich hin. Das GAM deutet nicht auf eine durch die Bauarbeiten bedingte Veränderung in der Verteilung der Zwergmöwen hin. Dies

steht im Gegensatz zur Verteilung im Vorjahr, bei der ein Anstieg der Zwergmöwen mit Entfernung zur Baufläche festgestellt wurde. Die Erweiterung der Datenbasis um das Jahr 2018 scheint eine Verringerung des Effektes bewirkt zu haben. Jedoch deutet der nicht-parametrische Test nach wie vor auf eine geringere Sichtungsrates innerhalb der Baufläche hin. Dies sollte bei der Interpretation berücksichtigt werden. Eine geringe Meidung der Bauflächen kann also weiterhin nicht ausgeschlossen werden.

In der **Betriebsphase** waren die Sichtungsrates in der Referenzklasse relativ hoch, was dazu führt, dass die Sichtungsrates in den anderen Abstandsklassen signifikant unter denen der Referenzklasse lagen („OWP“, „0-2 km“ und „2-4 km“: $p = <0,001$; „4-6 km“: $p = 0,004$; „6-8 km“: $p = 0,032$). Auch die Modellkurve des GAM verläuft signifikant ($p < 0,001$) und zeigt zunächst einen Anstieg der Individuenzahlen kurz hinter den Windparkgrenzen und einen weiteren starken Anstieg im Bereich zwischen 8 und 10 km. Aufgrund des Modellverlaufs kann kein Meideabstand beziffert werden. Der erste Anstieg direkt hinter der Grenze der Windparks kann in diesem Zusammenhang allerdings vermutlich als Meidereaktion ausgelegt werden, wenn es sich hierbei auch lediglich um eine geringere Nutzung und keine vollständige Abwesenheit handelt. Es wurden weiterhin Zwergmöwen in den Windparks festgestellt. Mit weiterem Abstand zu den OWPs steigt auch die Streuung der Datenpunkte, in vereinzelt Abstandsbändern wurden relativ hohe Individuenzahlen festgestellt. Inwiefern der starke Anstieg der Individuenzahlen zwischen 8 und 10 km eine weiträumige Meidungsreaktion darstellt, kann aufgrund der Datenlage nicht beurteilt werden. Vermutlich handelt es sich hierbei allerdings nicht um eine direkte Meidungsreaktion auf die bereits errichteten OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘, sondern steht in Verbindung mit individuenreichen Trupps der Zwergmöwen auf den Zugwegen. Dafür spricht auch der fehlende Anstieg bei 8 km in der für Zugtrupps korrigierten Analyse der Schiffsdaten (Abb. 3.74). Daher wird auf Basis der hier vorliegenden Daten der Flugtransekt-Erfassungen ein schwach ausgeprägter Meideeffekt innerhalb des Windparks und seiner näheren Umgebung angenommen.

Zwergmöwe Flugfassungen

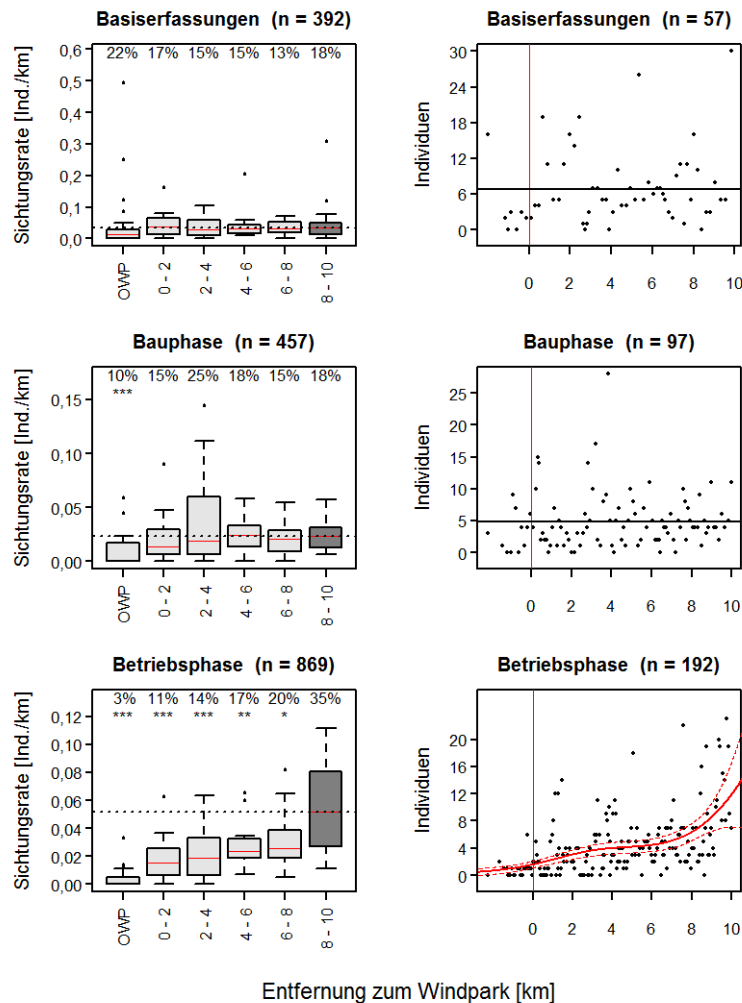


Abb. 3.75 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Zwergmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.3.3 Windparkeffekte auf Zwergmöwen

Obwohl die Analyse der Flugtransekt-Erfassungen durch eine relativ starke Streuung der Datenpunkte geprägt ist, kann doch durch den Vergleich der beiden Erfassungsmethoden auf eine Meidungsreaktion der Zwergmöwen auf die in Betrieb befindlichen OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ geschlossen werden. Sowohl die Analysen der Flug- als auch der Schiffsdaten deuten auf einen schwach ausgeprägten Meideffekt für Zwergmöwen innerhalb des Windparks und seiner näheren Umgebung hin. Aufgrund der Modellkurven kann allerdings keine eindeutige Meidungsdistanz beziffert werden. Die Analyse der Flugdaten deutet auf einen weiterreichenden Meideffekt hin, jedoch handelt es sich hierbei vermutlich um ein Artefakt der auf Individuenzahlen basierenden Analyse, die durch individuenstarke Zugtrupps in weiterer Entfernung ausgelöst wird. Bei der auf Sichtungszahlen basierenden Analyse der Schiffsdaten ist

die Streuung der Datenpunkte deutlich geringer und es gibt keine Anzeichen für eine weiterreichende Meidung.

Andere Untersuchungen ergaben meist ebenfalls Hinweise auf eine Meidung, welche häufig nicht statistisch abgesichert werden konnte. Beim OWP ‚alpha ventus‘ wurde ein Störradius von etwa 1,5 km (IfAÖ & BioConsult SH 2014) und eine Bestandsreduktion in der Windparkfläche von 90 % festgestellt. Am niederländischen Windpark ‚Princess Amalia‘ wurde eine signifikante Meidung des Windparks durch Zwergmöwen festgestellt, jedoch nicht am Windpark ‚Egmond aan Zee‘ (Leopold et al. 2013). Zwergmöwen gelten insgesamt als wenig störempfindlich gegenüber Schiffen. Sie sind zwar selten hinter Fischkuttern zu beobachten, suchen aber regelmäßig Nahrung im Schraubenwasser anderer Schiffe (Mendel et al. 2008).

Die hier festgestellte Meidung der Betriebsphase deckt sich also weitestgehend mit anderen Studien, in denen auch nur geringe Meidereaktionen festgestellt wurden.

3.3.4 Sturmmöwe

3.3.4.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Für die Daten der **Basiserfassung** zeigt der Wilcoxon-Test lediglich für die Abstandsklasse „0 - 2 km“ signifikant höhere Sichtungsraten im Vergleich zur Referenzklasse ($p = 0,034$). Das GAM dagegen zeigt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen den Sichtungen von Sturmmöwen und der Entfernung zu den Projektflächen (Abb. 3.76). Die Daten der Schiffstransekt-Erfassungen geben also keine Hinweise auf natürlich auftretende Gradienten der Sturmmöwe im untersuchten Gebiet.

Die Analysen der Daten der **Bauphase** deutet auf geringere Sichtungsraten in der Referenzklasse und damit in weiterer Entfernung zu den Bauflächen hin. Die Sichtungsraten in der Abstandsklasse „OWP“ weisen eine deutliche Streuung auf, sind aber nicht signifikant höher als die der Referenzklasse. Dagegen liegen die Sichtungsraten in den Abstandsklassen „0-2 km“ ($p = 0,002$), „2-4 km“ ($p = 0,012$) und „4-6 km“ ($p = 0,029$) signifikant über denen der Referenzklasse. Der Verlauf des GAM ist signifikant ($p = 0,014$) mit geringeren Sichtungsraten in weiterer Entfernung zu den Bauflächen. Beide Analysen deuten auf eine Attraktion der Sturmmöwen durch die Bauarbeiten in den Windparks hin. Wobei die Streuung der Daten trotz Analyse der Sturmmöwen-Trupps relativ hoch ist.

Wie bereits in der Bauphase, deuten auch die Daten der **Betriebsphase** auf eine Attraktionswirkung der Windparks auf Sturmmöwen hin. Im nicht-parametrischen Test sind die Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ ($p = 0,030$) und „0-2 km“ ($p = 0,011$) signifikant höher als die der Referenzklasse. Auch das GAM verläuft signifikant ($p < 0,001$) mit sinkenden Sichtungsraten in weiterer Entfernung zu den OWPs. Die Streuung der Daten ist, wie bereits in der Bauphase, trotz Analyse der Sturmmöwen-Trupps relativ hoch. Wie schon in der Analyse des Vorjahres, wird im Untersuchungsgebiet eine schwach ausgeprägte Attraktion von Windparks im Betrieb auf Sturmmöwen gezeigt.

Sturmmöwe Schiffserfassungen

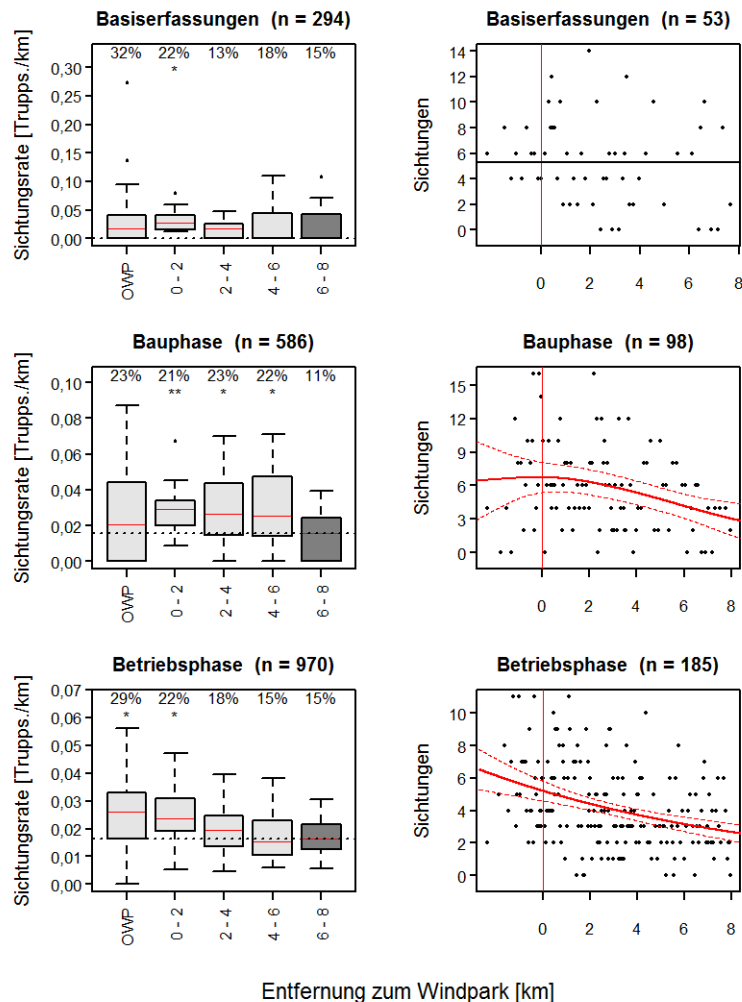


Abb. 3.76 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Sturmmöwe anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.4.2 Flugtransekt-Erfassungen

Aufgrund der ermittelten Sichtungsraten der Sturmmöwe während der **Basiserfassungen** wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den jeweiligen Abstandsklassen und der Referenzklasse festgestellt (Abb. 3.77). Auch das GAM zeigt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Individuenzahl und der Entfernung zur geplanten OWP-Fläche. Es gibt dementsprechend keinen Hinweis auf natürliche Gradienten in der Verteilung der Sturmmöwen im Untersuchungsgebiet.

Für die **Bauphase** zeigt der Wilcoxon-Test signifikant geringere Sichtungsraten innerhalb der Abstandsklasse „OWP“, „4-6 km“ und „6-8 km“ im Vergleich zur Referenzklasse (jeweils

$p < 0,001$). Die dazwischen liegenden Abstandsklassen „0-2 km“ und „2-4 km“ weisen keinen Unterschied zur Referenzklasse auf. Einen ähnlichen Verlauf beschreibt auch das GAM mit einem lokalen Maximum und einer Plateauphase an der OWP-Grenze, gefolgt von einem Absinken im Bereich von 4 - 8 km, bevor hohe Individuenzahlen im Bereich um 8 km zu einem erneuten Anstieg der Modellkurve führen. Das Modell ist signifikant ($p < 0,001$). Beide Analysen zeigen damit lokale Minima und Maxima in der Sichtungsrates in Abhängigkeit zur Lage der Windparks. Diese lassen keine klare Reaktion der Sturmmöwen auf die Bauaktivitäten im Windpark erkennen. Gemeinsam ist beiden Analysen eine etwas geringere Sichtungsrates bzw. Individuenzahl innerhalb der Bauflächen mit höheren Individuenzahlen an der OWP-Grenze. Dies könnte auf eine Meidung der Baustellen und Verlagerung der Individuen in anliegende Bereiche hinweisen, eine Attraktion durch Schiffsverkehr in der Umgebung der Baustellen ist aber auch möglich. Insgesamt muss bei der Interpretation berücksichtigt werden, dass die Analyse von Individuenzahlen bei Sturmmöwen aufgrund des häufig truppweisen Vorkommens an Fischereifahrzeuge fehlerbehaftet sein kann.

In der **Betriebsphase** zeigt der nicht-parametrische Test signifikant höhere Sichtungsrates in der Abstandsklasse „0-2 km“ im Vergleich zur Referenz ($p = 0,047$). Der signifikante Verlauf des GAM ($p = <0,001$) deutet auf etwas höhere Individuenzahlen der Sturmmöwe in und um die OWP-Bereiche hin, sodass die Daten auf eine leichte Attraktionswirkung der Windparks und der windparkangrenzenden Bereiche auf Sturmmöwen schließen lassen. Wobei die Abstandsbänder mit den höchsten Individuenzahlen im Bereich zwischen 0 und 4 km um die OWPs festgestellt wurden.

Sturmmöwe Flugerfassungen

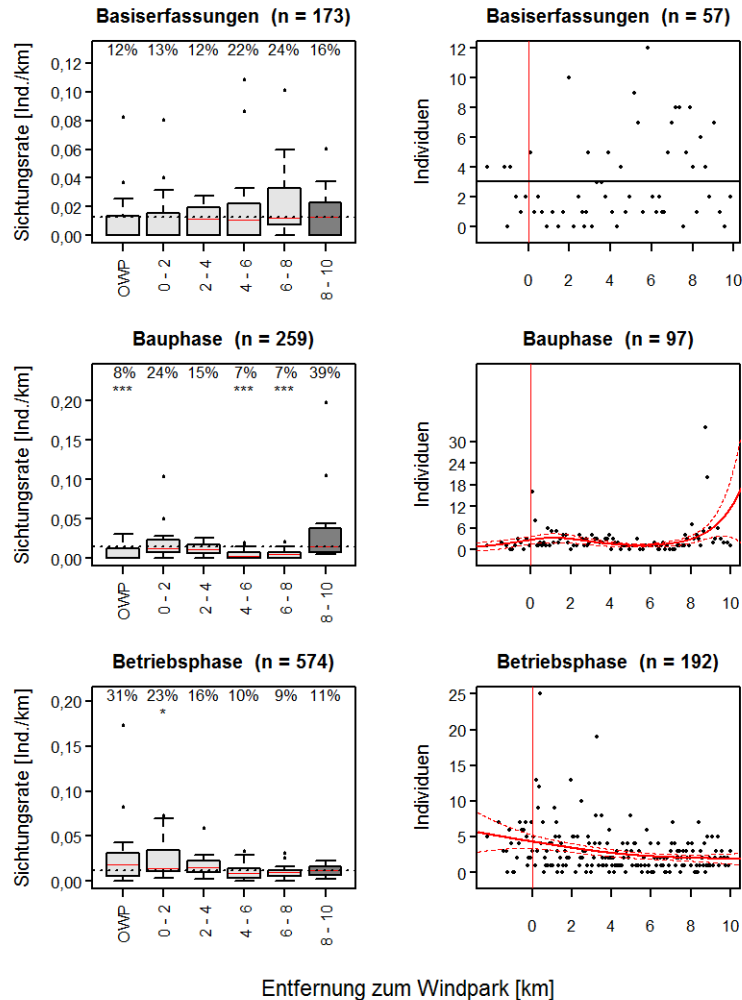


Abb. 3.77 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Sturmmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

Die Diskussion der Windparkeffekte auf Sturmmöwen wurde in Kapitel 3.3.5.1 Windparkeffekte auf Larus-Möwen für diese Artgruppe gemeinsam durchgeführt.

3.3.5 Heringsmöwe

3.3.5.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Weder in der **Basiserfassung**, noch in der **Bauphase** lassen sich durch den nicht-parametrischen Test oder das GAM Einflüsse der Entfernung zum Windpark auf die Anzahl der Sichtungen bzw. Sichtungsraten der Heringsmöwen feststellen (Abb. 3.78). Es gibt daher in beiden Phasen weder

Hinweise auf einen natürlichen Gradienten im Untersuchungsgebiet noch Anzeichen für eine Meidung oder Attraktion gegenüber den OWPs.

Auch in der **Betriebsphase** zeigen sich im nicht-parametrischen Test keine signifikanten Unterschiede zwischen den Sichtungsraten der Abstandsklassen. Das GAM ist zwar signifikant ($p = 0,039$), zeigt aber keinen eindeutigen Einfluss der Windparks auf die Verteilung der Heringsmöwen. Lediglich in weiterer Entfernung zwischen 6 und 8 km zu den Windparks ist ein leichter Anstieg der Modellkurve ersichtlic. Ein in dieser Entfernung wirkender Windparkeffekt ist aber aufgrund der Verteilung der Datenpunkte innerhalb des Modells relativ unwahrscheinlich.

Heringsmöwe Schiffserfassungen

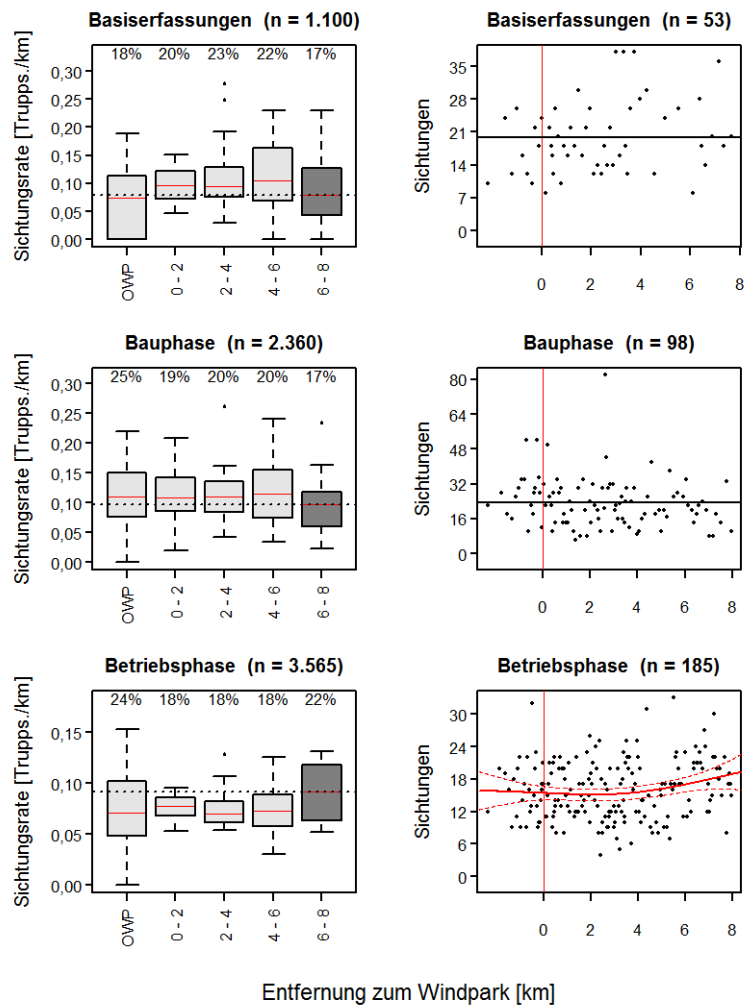


Abb. 3.78 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Heringsmöwe anhand der Daten der Schiffstransect-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.5.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die Analyse der in der **Basiserfassung** ermittelten Daten zeigt einen sehr starken Einfluss hoher Individuenzahlen in einer Entfernung von etwa 1,8 km zur Grenze der Projektflächen (Abb. 3.79). Es handelt sich dabei vermutlich um große Schwärme von Heringsmöwen, die auf die Anwesenheit von Fischereifahrzeugen als Schiffsfolger reagieren. Ein natürlicher Gradient ist im betrachteten Gebiet nicht erkennbar.

Für die Daten der **Bauphase** ist im nicht-parametrischen Test kein Unterschied zwischen den Sichtungsraten der Abstandsklassen erkennbar. Das GAM weist einen sehr knapp signifikanten Verlauf ($p = 0,049$) mit höheren Individuenzahlen in den Bauflächen auf. Dieser Verlauf des Modells ist durch eine hohe Streuung der Individuenzahlen in diesem Bereich bedingt, nichtsdestotrotz könnte dies ein Hinweis auf eine Attraktionswirkung des OWP-Baus auf Heringsmöwen sein.

Auch im GAM der **Betriebsphase** spiegelt sich der Einfluss von Ausreißern aufgrund großer Ansammlungen von Heringsmöwen wider. Vereinzelt wurden hohe Individuenzahlen festgestellt. Im nicht-parametrischen Test liegen die Sichtungsraten der Abstandsklasse „4-6 km“ signifikant unter denen der Referenzklasse ($p = 0,003$). Bis auf diesen Aspekt finden sich in der Analyse keine Anzeichen für eine durch den Betrieb der OWPs bedingte Verteilung der Heringsmöwen. Da auch durch das GAM kein signifikanter Zusammenhang zwischen Sichtsichte und Entfernung zu den Windparks festgestellt wurde, ist auf Basis der vom Flugzeug erfassten Daten keine Auswirkung der Windparks auf die Anwesenheit von Heringsmöwen erkennbar. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass die individuenbasierten Analysen aufgrund der lokalen großen Ansammlung von Heringsmöwen beeinflusst sein können.

Da Heringsmöwen als Schiffsfolger bekannt sind (Schwemmer & Garthe 2005) ergeben sich in der Nähe von Schiffen lokal hohe Individuenzahlen, die höchstens sekundär mit dem Ausbau der OWPs in Verbindung stehen (bspw. Bau- oder Wartungsschiffe). Diese Ansammlungen können sowohl den nicht-parametrischen Test als auch das jeweilige GAM stark beeinflussen. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkung bei der Interpretation der Ergebnisse zeigt sich für Heringsmöwen kein Effekt der Bauarbeiten oder des Betriebes von OWPs auf die Anwesenheit der Art.

Heringsmöwe

Flugfassungen

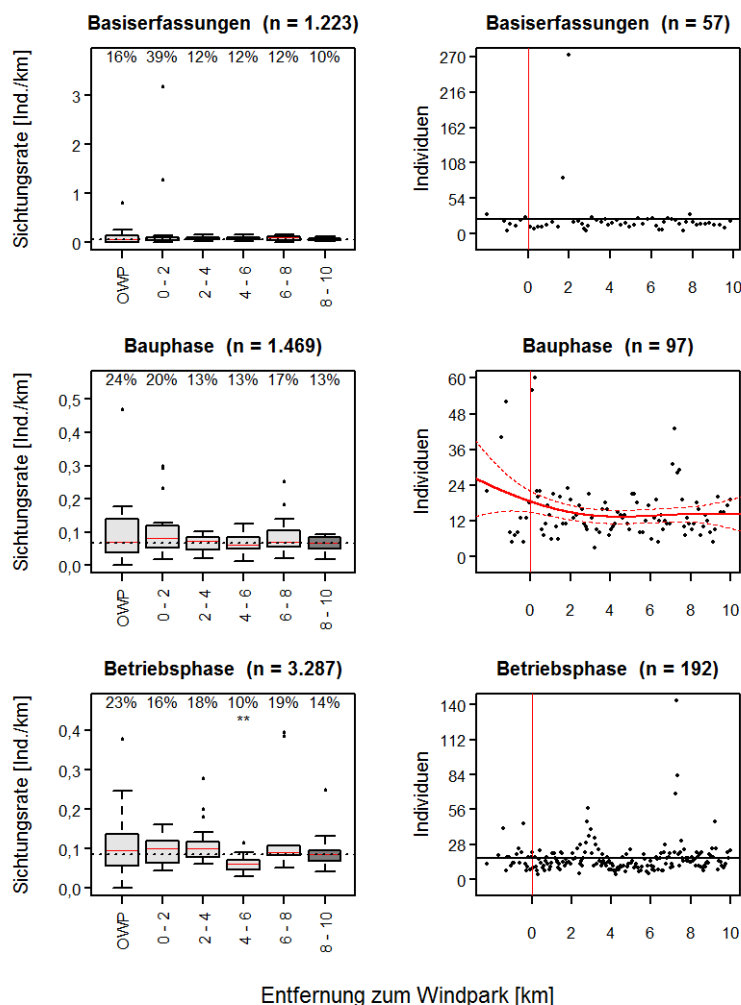


Abb. 3.79 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Heringsmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.5.1 Windparkeffekte auf *Larus*-Möwen

In der aktuellen Untersuchung wurden die *Larus*-Möwen Heringsmöwe und Sturmmöwe getrennt betrachtet, wobei die Heringsmöwe keine Reaktion und die Sturmmöwe tendenziell eine Attraktion gegenüber OWPs im Betrieb zeigte. Es ist zu berücksichtigen, dass die Variabilität der Sichtungsraten in allen Phasen, im Vergleich zu anderen betrachteten Arten (z. B. Alkenvögel), hoch war. Ein sehr ähnliches Muster zeigte sich auch bei der Analyse zum 4. Untersuchungsjahr (BioConsult SH et al. 2017). Zusammengefasst als Artgruppe wurde bei *Larus*-Möwen im 3. Untersuchungsjahr ebenfalls eine Attraktion gegenüber OWPs im Betrieb festgestellt (BioConsult SH et al. 2016). Untersuchungen an anderen OWPs während der Bau- und Betriebsphase wiesen ebenfalls keine Meidereaktion auf (Christensen et al. 2003, Gill et al. 2008, Percival 2013, IfaÖ & BioConsult SH 2014). Vanermen et al. (2015) beschrieben eine anziehende

Wirkung des OWP ‚Bligh Bank‘ auf Heringsmöwen und Silbermöwen, welche teilweise die Strukturen der WEAs als Rastplätze nutzten. Auch Sturmmöwen und Mantelmöwen wurden häufig in der Windparkfläche gesichtet. Leopold et al. (2013) beschrieben unterschiedliche Reaktionen der einzelnen Möwenarten. Während statistisch kein Effekt für Sturmmöwen festgestellt werden konnte, zeigte sich für Heringsmöwen ein negativer Effekt durch die Windparks (signifikant nur für ‚Princess Amalia‘).

Die einzelnen Arten der *Larus*-Möwen unterscheiden sich offenbar in ihrer Reaktion gegenüber OWPs in der Bau- oder Betriebsphase. Während Heringsmöwen nur eine geringe Reaktion zeigen, die möglicherweise verstärkt auf windparkassoziierten Schiffsverkehr zurückzuführen ist, zeigen sich bei Sturmmöwen deutlichere Attraktionswirkungen auf die Windparkbereiche selbst. Diese Tiere werden möglicherweise durch die Strukturen als Rastplätze oder Ansitze angelockt und kommen daher in höheren Beständen innerhalb bzw. nahe zum Windpark vor.

3.3.6 Dreizehenmöwe

3.3.6.1 Schiffstransect-Erfassungen

Die Analyse der Schiffsdaten ergibt für die Dreizehenmöwe weder für die **Basiserfassungen** noch für die **Bau- und Betriebsphase** einen signifikanten Zusammenhang zwischen Sichtungen bzw. Sichtungsraten und Entfernung zur OWP-Fläche (Abb. 3.80). Es kann daher weder ein natürlicher Gradient im untersuchten Gebiet nachgewiesen werden, noch können Meide- oder Attraktionsreaktionen gegenüber OWPs im Bau oder Betrieb auf Basis der Schiffsdaten festgestellt werden.

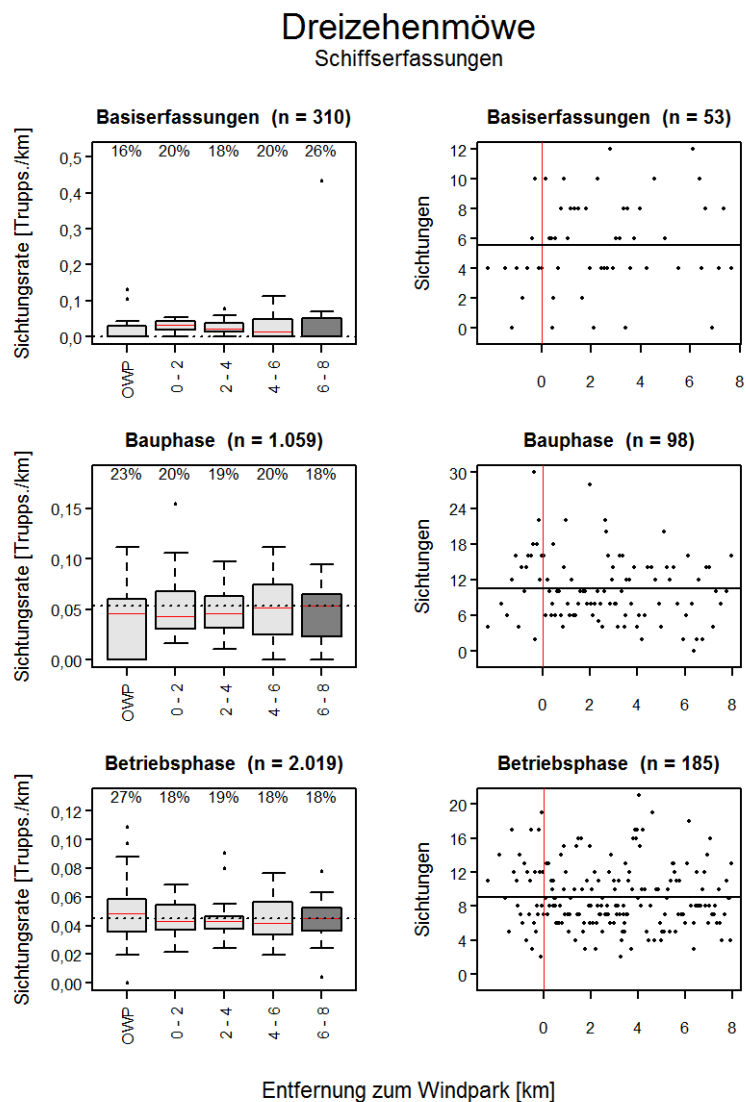


Abb. 3.80 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Dreizehenmöwen anhand der Daten der Schiffstransect-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.6.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die Analyse der Daten der **Basiserfassungen** zeigt für Dreizehenmöwen keine gerichtete Verteilung im Untersuchungsgebiet (Abb. 3.81). Das Vorkommen natürlicher Gradienten wird somit zumindest für die Windparkflächen ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘ als unwahrscheinlich angenommen. Allerdings weisen die Daten eine relativ große Streuung über den gesamten betrachteten Bereich auf.

Im Gegensatz zur Basiserfassung unterschieden sich in der **Bauphase** die Sichtungsraten der Abstandsklassen „6-8 km“ signifikant von denen der Referenzklasse. Die Sichtungsraten waren signifikant geringer ($p = 0,024$). Zusätzlich wiesen die Sichtungsraten in der Abstandsklasse „OWP“ eine große Spanne auf, unterschieden sich aber nicht signifikant von der Referenzklasse. Das GAM zeigt einen signifikanten Verlauf ($p = 0,004$), der aber aufgrund einer großen Streuung der Einzelpunkte durch relativ breite Konfidenzintervalle -vor allem im Bereich der Bauflächen- gekennzeichnet ist. Das Ergebnis ist aufgrund des Kurvenverlaufs und einer relativ starken Streuung der Daten nicht eindeutig. Grundsätzlich deutet der Kurvenverlauf des GAM auf eine schwache Attraktion der Windparkflächen während des Baus hin. Der nicht-parametrische Test ist diesbezüglich inkonsistent, zeigt aber auch größere Anteile an der Gesamtsichtungsrate in den Windparks und im Nahbereich (Abb. 3.81).

In der Analyse der **Betriebsphase** war weder der nicht-parametrische Test, noch das GAM signifikant. Es gibt keine Hinweise auf eine gerichtete Verteilung der Dreizehenmöwen während der Betriebsphase. Die Datengrundlage weist, insbesondere in der OWP-Fläche, eine breite Streuung auf.

Insgesamt deuten die Analysen auf eine sehr schwach positive Assoziation der Dreizehenmöwe mit den OWP-Flächen in der Bauphase hin. Allerdings bleibt durch die breite Streuung der Daten, insbesondere innerhalb der OWP-Bereiche, eine Unsicherheit in der Aussage erhalten. Für die Betriebsphase kann keine Aussage getroffen werden. Wie auch die Heringsmöwen sind Dreizehenmöwen häufig in Trupps assoziiert. Lokal hohe Ansammlungen könnten daher Einfluss auf die Analyse haben.

Dreizehenmöwe

Flugfassungen

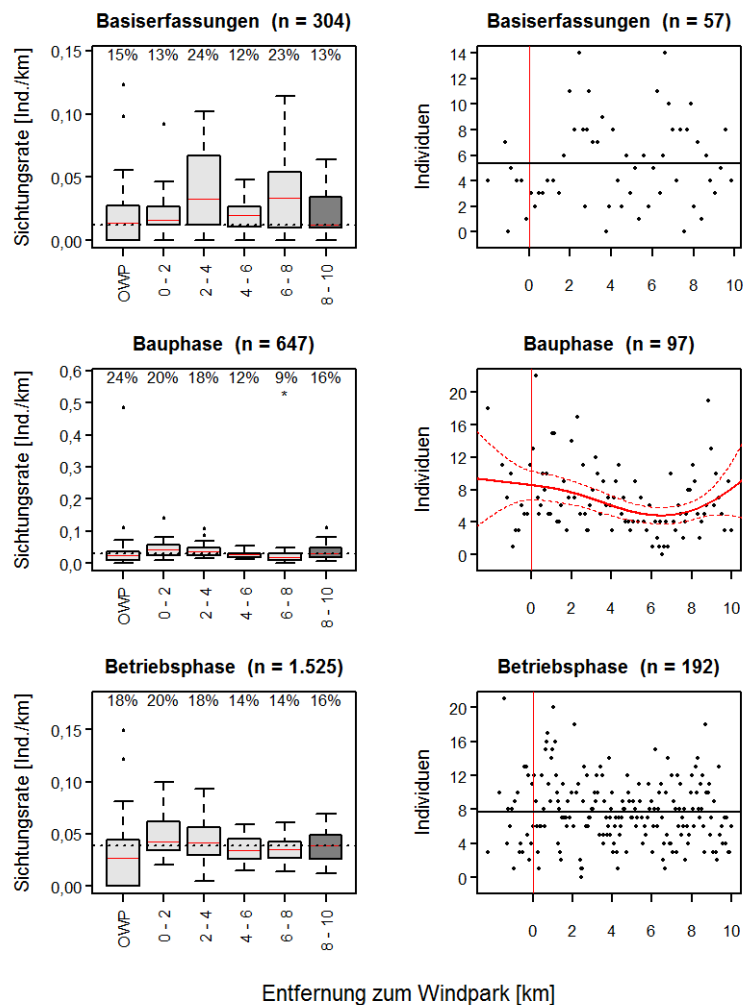


Abb. 3.81 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Dreizehenmöwe anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.6.1 Windparkeffekte auf Dreizehenmöwen

Bei Dreizehenmöwen wird aktuell, im Gegensatz zum Vorjahr, keine Reaktion auf die OWPs im Betrieb festgestellt. In der letztjährigen Analyse zeigte sich, wie auch schon im 4. Untersuchungsjahr (BioConsult SH et al. 2017), keine Störwirkung (Schiffstransekt-Erfassungen) sondern eher eine anziehende Wirkung (Flugtransekt-Erfassungen) der OWPs im Betrieb. Gegenüber den OWPs im Bau zeigte sich eine geringe Attraktion bei den Flugtransekt-Erfassungen. Im Vorjahr wurde wie im 4. Untersuchungsjahr bei Dreizehenmöwen ebenfalls keine eindeutige Meidung oder Attraktion festgestellt (BioConsult SH et al. 2015). Eine Schwierigkeit bei der Auswertung der Daten war - sowohl in den Vorjahren als auch im aktuellen Untersuchungsjahr - das jeweils stark truppweise Auftreten der Art, was die Streuung der Daten erhöht.

Andere Studien zeigten unterschiedliche Reaktionen von Dreizehenmöwen auf OWPs. Bei einer Untersuchung während des Baus und Betriebs des OWP ‚alpha ventus‘ wurde keine klare Reaktion auf den Windpark festgestellt (IfAÖ & BioConsult SH 2014). Hier schienen die Schiffszählungen, im Gegensatz zu den Flugtransekt-Erfassungen, auf eine geringfügige Meidung des Windparks in der Betriebsphase hinzudeuten. Während der ersten Jahre des Betriebs zeigten Dreizehenmöwen ein signifikantes Meideverhalten gegenüber dem OWP ‚Princess Amalia‘ (Leopold et al. 2013). An den britischen Offshore-Windparks ‚Robin Rigg‘ und ‚Thanet‘ wurden dagegen keine eindeutigen Bestandsveränderungen gefunden (Walls et al. 2013, Percival 2013).

Insgesamt scheint eine Reaktion, sofern vorhanden, äußerst schwach ausgeprägt zu sein. Aufgrund der Diskrepanz zwischen den beiden Erfassungsmethoden wird nicht von einer Reaktion der Dreizehenmöwen auf die Windparks des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ ausgegangen.

3.3.7 Seeschwalben (Brandseeschwalbe, Fluss- und Küstenseeschwalbe)

3.3.7.1 Schiffstransekt-Erfassungen

In der **Basisphase** wurden vom Schiff aus nur wenige Sichtungen der Seeschwalben registriert ($n = 66$). Die Analyse (Abb. 3.82) zeigt im nicht-parametrischen Test keine signifikant unterschiedlichen Sichtungszahlen in einer Abstandsklasse gegenüber der Referenzklasse. Das GAM verläuft ebenfalls nicht signifikant. Da in dieser Phase nur relativ wenige Seeschwalben gesichtet wurden, ist die Aussagekraft stark eingeschränkt. Entsprechend können hieraus keine Schlussfolgerungen gezogen werden, da ein natürlicher Gradient aufgrund der geringen Individuenzahlen nur schwer nachweisbar ist.

Bei der Analyse der **Bauphase** wurden durch beide statistischen Verfahren signifikante Ergebnisse ermittelt. Der nicht-parametrische Test zeigt in den Abstandsklassen „0-2 km“ ($p = < 0,001$) sowie „2-4 km“ ($p = 0,006$) höhere Sichtungsraten im Vergleich zur Referenzklasse. Einen ähnlichen Effekt, mit einem lokalen Maximum zwischen 0 und 2 km Abstand zur Baufläche, zeigt auch die Glättungskurve des signifikanten GAM ($p < 0,001$). Insgesamt zeigt sich eine Akkumulation der Seeschwalben an den Windparkgrenzen sowie im Bereich bis etwa 4 km. In den Bauflächen wiederum scheint kaum ein Unterschied in den Sichtungsraten im Vergleich zu einer weiteren Entfernung über 4 km zum Windpark erkennbar.

Wie auch schon in der Bauphase liefern beide Analysen für die **Betriebsphase** signifikante Ergebnisse. Die Abstandsklasse „OWP“ ($p = 0,004$) weist im nicht-parametrischen Test signifikant niedrigere Sichtungsraten im Vergleich zur Referenzklasse auf. Der Verlauf des GAM ist ebenso signifikant ($p < 0,001$) und deutet auf weniger Sichtungen innerhalb der OWPs und etwas erhöhte Sichtungen im Nahbereich der Windparks hin. Der Verlauf des GAM lässt keine Festlegung von Meidungsdistanzen zu, die Modellkurve deutet aber darauf hin, dass eine Meidung lediglich die OWP-Bereiche betrifft und sich die Tiere außerhalb der Windparkstrukturen akkumulieren. Insgesamt scheinen die Sichtungen außerhalb der Windparkbereiche aber auf einem relativ konstanten Niveau zu verharren.

Seeschwalben Schiffserfassungen

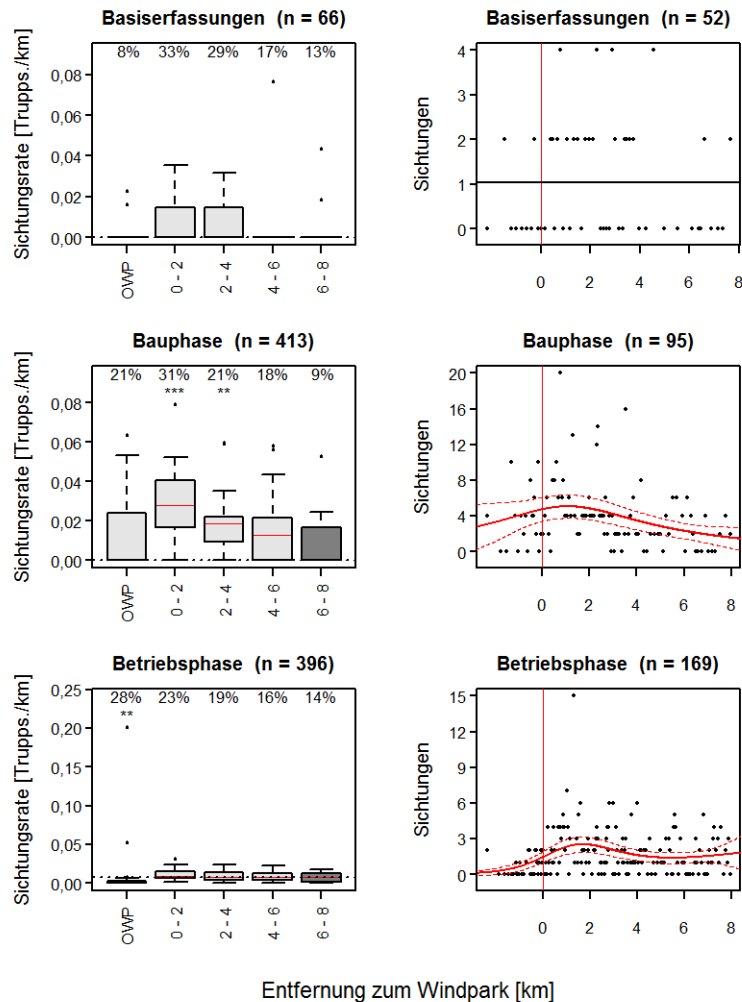


Abb. 3.82 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seeschwalben anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.7.2 Flugtransekt-Erfassungen

Der nicht-parametrische Test für die Daten der **Basiserfassungen** zeigt für Seeschwalben eine signifikant höhere Sichtungsrates in der Abstandsklasse „4 – 6 km“ im Vergleich zur Referenzklasse (p = 0,038; Abb. 3.83). Das GAM zeigt keinen signifikanten Verlauf. Aufgrund der Streuung der Daten und dem Fehlen eines signifikanten Zusammenhangs im GAM kann davon ausgegangen werden, dass der ermittelte signifikante Unterschied der Sichtungsrates in der Abstandsklasse 4 - 6 km durch stochastische Effekte oder durch Truppbildung von Individuen generiert wurde. Auf dieser Grundlage liegt vermutlich kein natürlicher Gradient vor.

In der Analyse der Daten der **Bauphase** zeigt sich erneut der starke Einfluss von individuenstarken Abstandsbändern (vermutlich durch Truppbildung), wie er sich auch schon bei Herings- oder

Dreizehenmöwe zeigte. Die als signifikant unterschiedlich ermittelten Abstandsklassen „0-2 km“ und „2-4 km“ ($p = 0,002$ bzw. $0,026$) weisen höhere Sichtungsraten auf als die Referenzklasse. Auch das GAM verläuft signifikant ($p = 0,001$) mit einem lokalen Maximum und sehr breiten Konfidenzintervallen innerhalb der Bauflächen. Dies muss vermutlich als Randeffekt des Modells, ausgehend von hohen Individuenzahlen innerhalb eines Abstandsbandes in der Baufläche, gewertet werden. Ein weiteres lokales Maximum wurde im Bereich um 5 km festgestellt. Beide lokalen Maxima, ausgehend von hohen Individuenzahlen in einzelnen Abstandsbändern, beeinflussen das Modell stark. Die Interpretation des Modells ist aufgrund dieser Ausreißer kaum möglich und ein eindeutiges Muster der Seeschwalbenverteilung in Abhängigkeit von den Bauflächen ist auch aufgrund des nicht-parametrischen Tests nicht erkennbar.

Der nicht-parametrische Test der **Betriebsphase** zeigt signifikant geringere Sichtungsraten in der Abstandsklasse „OWP“ ($p = 0,006$) und signifikant höhere Sichtungsraten in der Abstandsklasse „0-2 km“ ($p = 0,012$) im Vergleich zur Referenzklasse. Das GAM ist ebenfalls signifikant ($p = 0,006$). Die Glättungskurve zeigt ausgehend von der OWP-Fläche einen Anstieg mit einem Gipfel bei etwa 2 km und im weiteren Verlauf eine leichte Abnahme, wobei das Modell auf einem höheren Niveau verbleibt als innerhalb der OWP-Flächen. Der Kurvenverlauf lässt die Festlegung einer Meidedistanz nicht zu, jedoch deuten der Verlauf des Modells sowie der nicht-parametrische Test darauf hin, dass lediglich die Windparkflächen selbst durch Seeschwalben weniger genutzt werden. Die sowohl im nicht-parametrischen Test als auch im GAM festgestellten höheren Sichtungsraten/Individuenzahlen im Bereich zwischen 0 - 2 km Abstand zu den OWPs zeigt außerdem, dass Seeschwalben sich in der näheren Umgebung der Windparks akkumulieren.

Da Seeschwalben häufig in Trupps unterschiedlicher Größe vorkommen und entsprechend in größeren Ansammlungen auftreten können, ist eine individuenbasierte Analyse dieser Art möglicherweise stärker durch Ausreißer beeinflusst. Dies schränkt potentiell die Aussagekraft der Analysen ein und zeigt sich hier hauptsächlich in der Auswertung der Bauphase. Die Analyse der Betriebsphase hingegen zeigt trotz einiger Ausreißer, ähnlich wie die Schiffsdaten, geringere Sichtungsraten innerhalb der Windparks und eine Akkumulation im Bereich bis 2 km. Die Ergebnisse geben Hinweise auf eine geringe Meidung der Windparkflächen mit einer gleichzeitigen Erhöhung der Sichtungsrate am Rande außerhalb der Windparks.

Seeschwalben Flugerfassungen

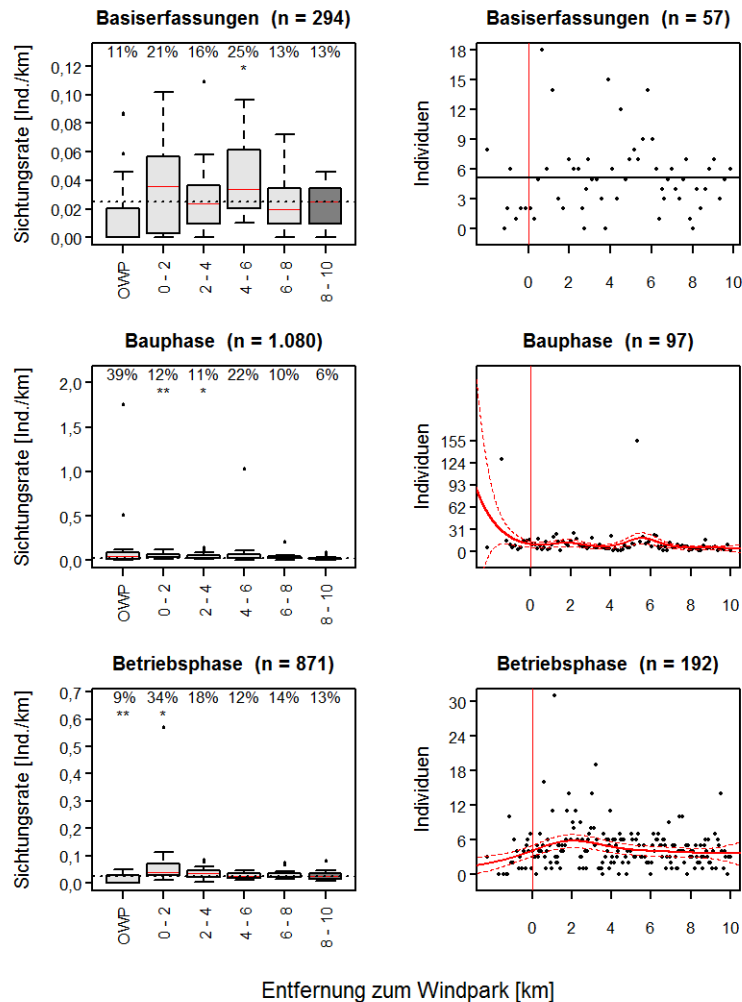


Abb. 3.83 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Seeschwalben anhand der Daten der Flugtransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.7.1 Windparkeffekte auf Seeschwalben

Wie bereits im Vorjahr, zeigen auch die diesjährigen Analysen eine geringfügigere Nutzung der Windparkflächen. Dagegen zeigen die Daten beider Untersuchungsmethoden übereinstimmend für die Betriebsphase (bei den Schiffstransekt-Erfassungen auch für die Bauphase), dass am Rande der Windparks bis in wenige Kilometer Abstand höhere Individuenzahlen erfasst wurden.

Auch in anderen Untersuchungen wurde Meideverhalten bei dieser Artgruppe festgestellt. So zeigte sich bei ‚alpha ventus‘, dass innerhalb des OWPs weniger Seeschwalben angetroffen wurden als außerhalb (IfAÖ & BioConsult SH 2014). In der Betriebsphase war dieser Effekt signifikant, wobei ein Störradius von etwa 1,5 km angegeben wurde. Bei dieser Artgruppe ist aber die Variation in den Sichtungsraten häufig sehr hoch, was eine statistische Auswertung erschwert.

Grundsätzlich ist meist nur ein schwacher Meideeffekt durch die Windparkstrukturen auf Seeschwalben feststellbar.

Interessanterweise wird, wie bereits im Vorjahr, in der vorliegenden Untersuchung für die Seeschwalben ein konstant erhöhtes Vorkommen direkt am Rande außerhalb der Windparkflächen gezeigt. Dieses Phänomen zeigt sich unabhängig sowohl bei den schiffsbasierten wie auch bei den flugbasierten Daten. Auch bei den aktuellen Zugvogelerfassungen wurde abermals für die Brandseeschwalbe ein ähnliches Muster festgestellt (Avitec 2019). Die damit einhergehenden erhöhten Sichtungsraten zeigen sich in den Modellen als Akkumulation in den Nahbereichen der Windparks. Zusätzlich zeigen sich sowohl bei den Flug- als auch Schiffstransekt-Erfassungen schwache Meideeffekte der OWP-Flächen. Entsprechend ist insgesamt von einer geringeren Nutzung der Windparkflächen auszugehen.

3.3.8 Alkenvögel (Trottellumme und Tordalk)

Wie bereits in den Vorjahren beschrieben (BioConsult SH et al. 2017, 2018), ist die Verteilung der Alkenvögel im Umweltmonitoring ‚Nördlich Borkum‘ bei den Flugtransekt-Erfassungen vor allem durch den Flug vom 02.04.2016 geprägt. Bei diesem Flug wurden mit 3.336 Individuen 14,5 % aller bisher im Monitoring mit digitalen Flugtransekt-Erfassungen festgestellten Alkenvögel gesichtet. Entsprechend wurden hier eine ungewöhnlich hohe Dichte und eine flächendeckende Verteilung festgestellt. Es kann davon ausgegangen werden, dass dieser Flug ein kurzfristiges und einmaliges Ereignis widerspiegelt und daher die Verteilung der Vögel im Untersuchungsgebiet nicht dem langjährigen Trend folgt. Um zu verhindern, dass die Aussage zu möglichen Windpark-Meideeffekten durch diesen einen Flug überprägt wird, wurde die Gradientenanalyse der Alkenvögel unter Ausschluss der Flugtransekt-Erfassung vom 02.04.2016 durchgeführt. Eine separate Auswertung dieses Fluges wurde im Vorjahr durchgeführt, siehe dazu BioConsult SH et al. (2018).

3.3.8.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Die Analyse der **Basiserfassung** der Schiffstransekt-Erfassungen weist nicht auf natürliche Gradienten innerhalb der Verbreitung der Alkenvögel im Untersuchungsgebiet hin (Abb. 3.84).

In den Schiffsdaten der **Bauphase** wurde mit Hilfe des nicht-parametrischen Tests eine signifikant geringere Sichtungsrates ($p = 0,001$) in der Abstandsklasse „OWP“ gegenüber der Referenzklasse ermittelt. Die hieran anschließenden Abstandsklassen zeigen steigende Sichtungsrates, die Abstandsklasse „4-6 km“ weist dann signifikant höhere Sichtungsrates als die Referenzklasse auf ($p = 0,049$). Im Gegensatz zu den Ergebnissen des Vorjahres, zeigt sich durch die Datengrundlage der diesjährigen Analyse ein signifikanter Verlauf des GAM ($p < 0,001$). Die Glättungskurve erreicht bei etwa 4 km ein Maximum, und es deuten sich geringere Sichtungsrates innerhalb der Bauflächen an. Aufgrund des Modellverlaufs wird eine Meidung bis in 2,0 km Entfernung (Intervall zwischen 0,9 und 4,7 km) festgelegt. Jedoch sind auch innerhalb der Bauflächen die Sichtungsrates recht hoch, dies zeigt sich auch dadurch, dass innerhalb dieser Flächen bereits 50 % der Alkenvögel festgestellt wurden. Insgesamt wird für die Bauphase durch beide Analysemethoden eine geringere Nutzung der Bauflächen durch Alkenvögel festgestellt.

Für die Erfassungen der **Betriebsphase** liefern sowohl der Wilcoxon-Test als auch das GAM signifikante Ergebnisse. Die signifikant niedrigeren Sichtungsrates in den Abstandsklassen „OWP“ ($p < 0,001$), „0-2 km“ ($p = 0,001$) und „2-4 km“ ($p = 0,001$) weisen auf eine Meidung dieser Bereiche durch Alkenvögel hin. Auch der Verlauf des GAM ist signifikant ($p < 0,001$) mit deutlich geringeren Sichtungsrates innerhalb der Windparkflächen. Im Vergleich zur Vorjahresanalyse zeigt sich ein kontinuierlicher, relativ steiler, Anstieg des Modells, im Gegensatz zu einem relativ schwachen Anstieg im Vorjahr. Dies spricht dafür, dass während der aktuellen Erfassungen 2018 deutlich mehr Alkenvögel außerhalb der Windparkflächen festgestellt wurden als innerhalb. Während im Vorjahr ab etwa 4 km kein weiterer Anstieg zu erkennen war, steigt die Glättungskurve des Modells in der aktuellen Untersuchung kontinuierlich an. Aufgrund des Kurvenverlaufs kann kein genauer Meideabstand angegeben werden. Beruhend auf den

Ergebnissen des nicht-parametrischen Tests muss aber von einem weiterreichenden Effekt ausgegangen werden als in der Analyse des Vorjahres. Da die Sichtungsraten der Abstandsklassen bis 4 km unter denen der Referenzklasse lagen und der Anstieg des GAM kontinuierlich, ohne Nivellierung war, sollte hier von einem Meideabstand bis mindestens 4 km ausgegangen werden.

Aufgrund der diesjährigen Analyse lassen sich sowohl in der Bauphase als auch in der Betriebsphase Meidungsreaktion durch Alkenvögel feststellen. Die Sichtungsraten innerhalb der OWPs und angrenzender Bereich waren signifikant niedriger als in weiterer Entfernung. Auch die Kurve des GAMs zeigte eine eindeutige Meidreaktion, die sich auf die Windparks bzw. die Bauarbeiten zurückführen lässt. Damit sind die Ergebnisse beider Phasen deutlicher als im Vorjahr. Während in der Bauphase von einer Meidung mindestens der Baubereiche ausgegangen werden muss, stellen sich in der Betriebsphase weiterreichende Meidungsreaktionen bis mindestens 4 km dar.

Alkenvögel Schiffserfassungen

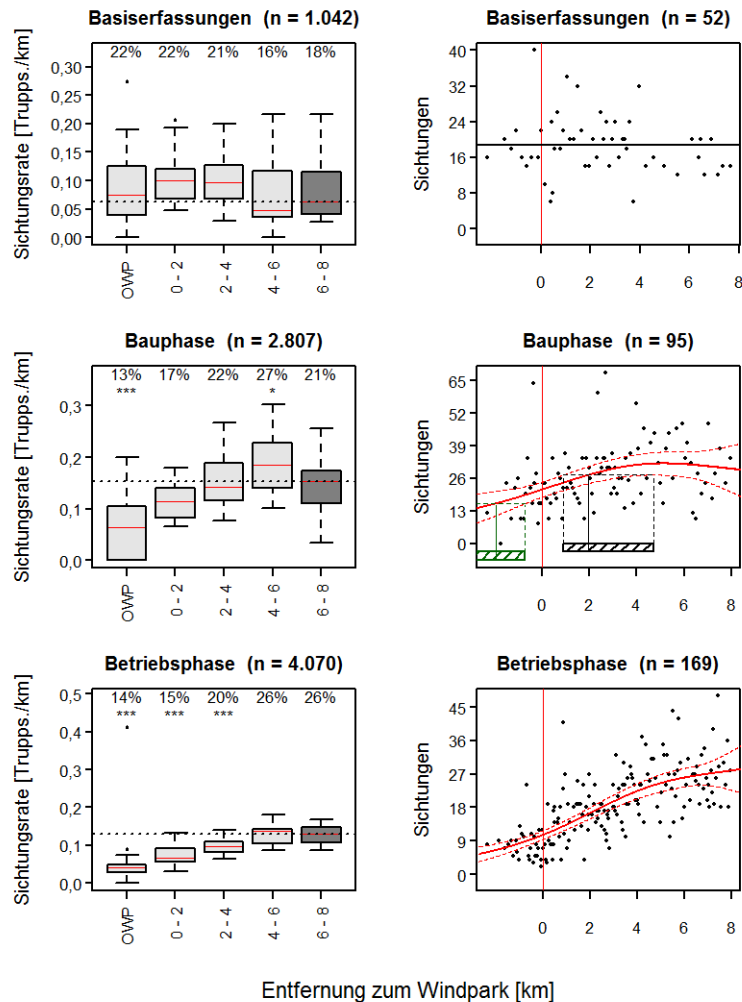


Abb. 3.84 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Schiffstransekt-Erfassungen. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.8.2 Flugtransekt-Erfassungen

Die Analyse der **Basiserfassung** der Flugtransekt-Erfassungen zeigt signifikant höhere Sichtungsraten in den Abstandsklassen „0-2 km“ ($p = 0,050$), „2-4 km“ ($p = 0,015$) und „6-8 km“ ($p = 0,018$) im Vergleich zur Referenzklasse. Das GAM ist nicht signifikant. Ein klarer natürlicher Gradient ist daher trotz einer hohen Variabilität und etwas geringerer Sichtungsraten in der Referenzklasse nicht zu erkennen (Abb. 3.85).

Die Analyse der **Bauphase** ist ähnlich unspezifisch wie die der Basisuntersuchungen. Im nicht-parametrischen Test liegen die Sichtungsraten in den Abstandsklassen „0-2 km“ ($p = 0,004$) und „4-6 km“ ($p = 0,001$) signifikant über der in der Referenzklasse. Das GAM ist nicht signifikant. Ein klarer Gradient ist daher trotz einer hohen Variabilität, insbesondere in der Klasse „OWP“, nicht

zu erkennen. Insgesamt sind die Sichtungsraten/Individuenzahlen über den betrachteten Bereich bis 10 km relativ konstant, streuen aber deutlich um den Mittelwert von 24 Individuen.

Der nicht-parametrische Test der Daten der **Betriebsphase** gibt aufgrund der signifikant geringeren Sichtungsraten in den Abstandsklassen „OWP“ ($p < 0,001$) und „0-2 km“ ($p < 0,001$) deutliche Hinweise auf eine Meidung der Windparkflächen und deren näherer Umgebung. Außerdem sind auch die Sichtungsraten der Abstandsklasse „4-6 km“ signifikant geringer im Vergleich zur Referenz ($p = 0,024$). Auch der Verlauf des GAM ist signifikant ($p < 0,001$). Hier deutet sich bei etwa 4 km ein Plateau an, gefolgt von einem weiteren Anstieg der Modellkurve. Eine exakte Meidedistanz kann aufgrund des Kurvenverlaufs nicht festgelegt werden. Beide Analysen der Betriebsphase zeigen aber einen klaren Zusammenhang der Verteilung der Alkenvögel mit der Entfernung zu den Windparks. Aufgrund des nicht-parametrischen Tests sollte, wie bereits im Vorjahr, von einem Meideffekt durch den Betrieb der OWPs bis mindestens 2 km ausgegangen werden. Ein darüber hinausgehender Effekt ist aufgrund des Modellverlaufs des GAM nicht auszuschließen, aber aufgrund der diesjährigen Analyse nicht eindeutig zu belegen.

Alkenvögel Flugtrassierungen

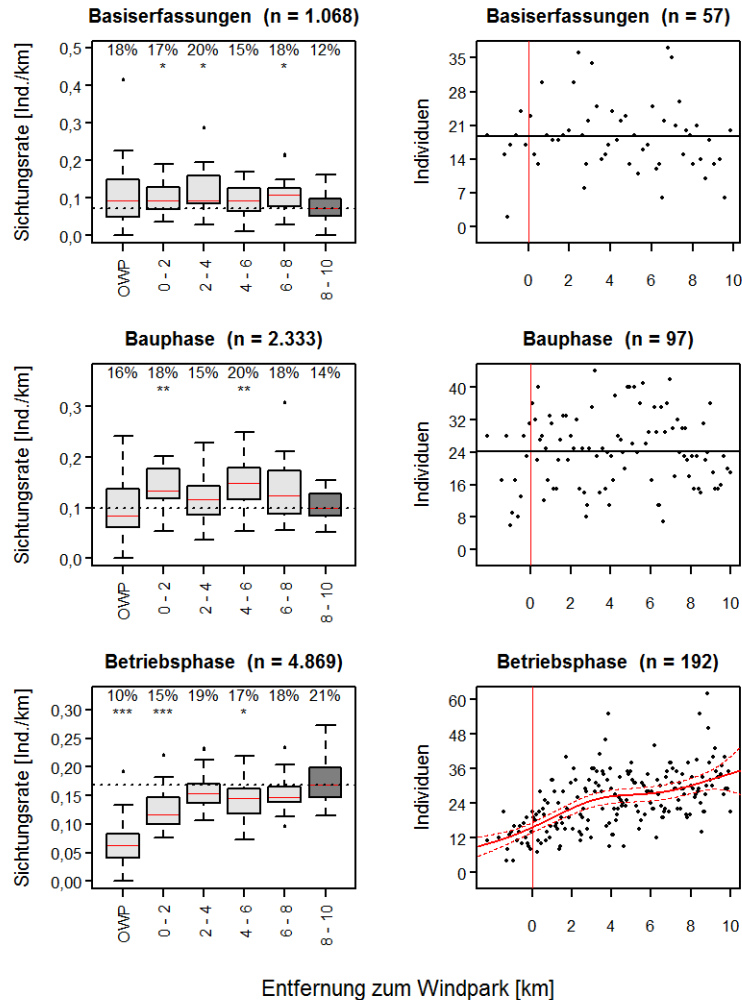


Abb. 3.85 Ergebnis der Gradientenanalyse für die Alkenvögel anhand der Daten der Flugtrassent-Erfassungen. Dargestellt sind die Flüge ohne den Flug vom 02.04.2016. Zur Erläuterung der Diagramme siehe Abb. 2.9.

3.3.8.3 Windparkeffekte auf Alkenvögel

Bei den Schiffstrassent-Erfassungen zeigte sich eine Meidungsreaktion der Alkenvögel auf die OWPs im Bau bis etwa 2 km. Diese war bei den Flugtrassent-Erfassungen nicht ersichtlich. In einer konservativeren Einschätzung sollte aufgrund der Ergebnisse insgesamt von einer geringeren Nutzung mindestens der Windparkbereiche durch Alkenvögel ausgegangen werden. Darüber hinaus wurde während der Betriebsphase sowohl bei den Schiffstrassent- als auch bei den Flugtrassent-Erfassungen eine Meidungsreaktion festgestellt. Lediglich die Effektstärke war unterschiedlich und fiel bei den Schiffstrassent-Erfassungen mit 4 km stärker aus als bei den Flugtrassent-Erfassungen (mindestens 2 km). Während der Betriebsphase sollte also mindestens von einer Meidung bis etwa 2 km ausgegangen werden, möglicherweise reicht diese auch noch

weiter. Da die Ergebnisse der Schiffstransect- und Flugtransect-Erfassungen relativ gut übereinstimmen und trotz einer unterschiedlichen Datenbasis ähnliche Effekte zumindest in der Betriebsphase zeigen, kann von einer robusten Analyse und belastbaren Aussage zum Verhalten dieser Tiere gegenüber Windparks ausgegangen werden.

Die Ergebnisse stimmen überwiegend mit den Befunden des Forschungsprogramms StUKplus überein (Mendel et al. 2015b). Hier wurden bis 2,4 km um den OWP ‚alpha ventus‘ unterdurchschnittlich viele Alkenvögel gesichtet und eine lineare Zunahme im Bereich bis 5 km festgestellt. Auch andere Untersuchungen stellten Meideeffekte fest. Die Untersuchungen bei ‚Horns Rev I‘ wiesen auf ein Meideverhalten gegenüber OWPs hin (Petersen et al. 2006). Skov et al. (2008) stellten bei Flugzeugzählungen keine Alkenvögel innerhalb des Windparks ‚Horns Rev I‘ fest. Eine aktuelle Studie am OWP ‚Horns Rev II‘ deutet auf eine nahezu vollständige Meidung der Windparkfläche durch Alkenvögel hin (Petersen et al. 2014), allerdings wurden die Daten für diese Art nicht statistisch ausgewertet. Eine signifikante Meidung bis zu 3 km Abstand wurde auch beim OWP ‚Bligh Bank‘ festgestellt (Vanermen et al. 2015). Beim OWP ‚Lincs‘ wurde eine Meidung bis etwa 4 km ermittelt (Webb et al. 2015). Abweichend von den Beobachtungen an den oben genannten Windparks wurde am niederländischen Windpark ‚Egmond aan Zee‘ kein ausgeprägtes Meideverhalten von rastenden Trottellummen und Tordalken gegenüber dem Windpark beobachtet (Lindeboom et al. 2011). Bei fliegenden Tieren gab es jedoch Hinweise auf eine Meidung.

Der hier ermittelte Meideabstand von mindestens 2 km stellt im Vergleich zu anderen Studien an Windparkprojekten (s. o.) einen etwa durchschnittlichen Meideabstand dar, wobei es auch Hinweise auf eine weiterreichende Meidung gibt und der Meideabstand bei den Schiffstransect-Erfassungen mit 4 km eher an der oberen Grenze der aus der Literatur bekannten Meidungsreaktionen liegt. Die Daten zeigen aber auch ein Vorkommen von Alkenvögeln innerhalb der Windparkflächen. Insgesamt stellt die Reaktion der Alkenvögel auf die Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ keinen Sonderfall dar, sondern reiht sich in bereits bekannte Meidedistanzen aus anderen Gebieten ein.

4 DISKUSSION

4.1 Methodenkritik

4.1.1 Vergleich der Rastvogeldichten zwischen Erfassungsmethoden und Untersuchungszeiträumen

Unterschiede in den Ergebnissen zwischen den einzelnen Erfassungen und Untersuchungsjahren können durch verschiedene Faktoren entstehen. Die Verteilung der Tiere kann in Abhängigkeit von Jahreszeit, Wetterbedingungen, Nahrungsverfügbarkeit und anderen biologischen und anthropogenen Faktoren stark variieren. Da zudem die Bestandserfassungen nur jeweils eine Momentaufnahme der Arten im Untersuchungsgebiet repräsentieren, kann es durch zufällige Fluktuationen ebenfalls zu abweichenden Schätzungen des Bestandes kommen. Durch die hier durchgeführte großflächige und langjährige Bestandserfassung können diese Einflüsse verringert werden.

Daten, die mit der gleichen Erfassungsmethode (Schiff oder Flug) erhoben wurden, sind grundsätzlich besser miteinander vergleichbar. Allerdings lassen Unterschiede in den Rastvogeldichten zwischen den Erfassungsjahren auch bei gleicher Methodik nur bedingt eine Aussage über mögliche Einflüsse der OWPs zu, da diese auch von stochastischen Fluktuationen verursacht werden können. Außerdem können kleine Stichproben bei seltenen oder sehr mobilen Arten zu hoher Variabilität sowohl zwischen einzelnen Erfassungen innerhalb eines Jahres oder Monats oder auch zwischen den Erfassungsjahren führen.

Das Schiffs-Untersuchungsgebiet war in allen sechs Untersuchungsjahren identisch hinsichtlich Größe und Lage, und die Erfassungen fanden mit der gleichen Methodik statt. Erfassungen vom Schiff können im Gegensatz zu Flugtransekt-Erfassungen auch bei etwas widrigeren Wetterbedingungen (nach StUK 4 (BSH 2013d)) durchgeführt werden, somit werden auch die Vorkommen und Verteilungen der Rastvögel bei Bewölkung, Regen, Wellengang u. ä. mit erhoben. Durch die Anwesenheit der Erfasser vor Ort können Individuen relativ einfach Trupps zugeordnet werden, sodass später eine Auswertung von Vogeltrupps (z. B. bei Möwen) statt Einzelindividuen möglich ist. Obwohl die methodisch genormten Schiffstransekt-Erfassungen inzwischen international als Standard angenommen wurden und als zuverlässig gelten (Garthe & Hüppop 1996, 2000, Camphuysen et al. 2004, Spear et al. 2004), ergeben sich aus der Methodik auch gewisse Nachteile. Das Schiff selbst beeinflusst das Verhalten der Tiere im Umfeld. Besonders scheue Arten wie Seetaucher und Meeresenten werden durch das herannahende Schiff oft frühzeitig verschreckt, während Schiffsfolger, zu denen viele Möwenarten gehören, vom Untersuchungsschiff angelockt werden können. Zusätzlich müssen die Daten zur Dichteberechnung einer Fehlerkorrektur unterzogen werden, da die Sichtungswahrscheinlichkeit der Vögel in Abhängigkeit vieler verschiedener Faktoren (Seegang, Lichtverhältnisse, Größe und Färbung der Vögel, Verhaltensweisen, etc.) mit steigender Distanz zum Beobachter abnimmt. Diesem Umstand wird Rechnung getragen, indem die Vögel, die schwimmend innerhalb von 300 m back- und steuerbords erfasst wurden, mit standardisierten und in der Literatur

veröffentlichten artspezifischen Korrekturfaktoren multipliziert werden (siehe Methodenbeschreibung 2.2.1).

Anders als das Schiffs-Untersuchungsgebiet, wurde das Flug-Untersuchungsgebiet ab Februar 2018 verändert um den Erfassungsaufwand im Bereich der Windparks zu erhöhen. Daher reduzierte sich die Ausdehnung des Untersuchungsgebiets von 4.116 km² auf 3.813 km², außerdem wurde insbesondere auch die Ausdehnung nach Süden reduziert, sodass die Transekte nicht mehr bis an die Ostfriesischen Inseln heranreichen. Gleichzeitig wurde durch Zwischentransekte im Bereich der Windparks die Transektstrecke von 1.104 km auf 1.250 km erhöht. Durch die Reduzierung der Transektlänge im Süden werden Hauptverbreitungsgebiete küstennah vorkommender Arten nun nicht mehr abgedeckt. Dies betrifft hauptsächlich die Meeressenten (v. a. Trauerenten), die bei den aktuellen Erfassungen in deutlich geringeren Individuenzahlen festgestellt wurden. Im ersten Jahr der Clusteruntersuchung (2013) wurden Flugtransekt-Erfassungen noch konventionell durchgeführt, d. h. an Bord des Flugzeugs waren erfahrene Beobachter, die nach einer standardisierten Methode alle Beobachtungen von Vögeln registrierten, während in den übrigen Jahren der Untersuchung (2014 - 2018) eine digitale Flugtransekt-Erfassungsmethode angewendet wurde. Bei konventionellen Flügen beträgt die Flughöhe nur ca. 80 m. Einige Arten wie Trauerenten und Seetaucher reagieren häufig mit Flucht auf die tieffliegenden Flugzeuge der visuellen Erfassungen. Dies führt nicht nur zu unterschiedlichen Dichteabschätzungen aufgrund der unterschiedlichen Detektierbarkeit einiger Arten, sondern beeinflusst auch die Artbestimmung. Bei konventionellen Flügen können Seetaucher und Alkenvögel häufig nicht auf Artniveau bestimmt werden. Daher wurden die Daten der konventionellen Flugtransekt-Erfassungen für detaillierte Analysen und Dichtevergleiche zwischen den Erfassungsjahren nicht herangezogen. Mit der Umstellung der Flugtransekt-Erfassungsmethode auf digitale Flüge ergab sich eine Reihe von Verbesserungen. So beträgt die Flughöhe jetzt 549 m, wodurch eine Störung der Rastvogelbestände beim Überflug i.d.R. verhindert wird. Zusätzlich können durch die große Flughöhe die Windparkflächen auch nach der Fertigstellung der Windparks weiter befliegen werden. Da bei digitalen Flügen nicht mehr für die weiter vom Flugzeug entfernten Beobachtungen korrigiert werden muss (Distance Sampling), ist eine wesentlich genauere Dichtebestimmung möglich. Die durch die Anwendung von Distance Sampling bestimmte Streifenbreite der Erfassungen von ca. 240 m (bei beidseitiger Erfassung während der visuellen Flüge) stieg auf 544 m ohne Distance Sampling bei den Digitalflügen an. Dadurch wird bei gleichem Transektabstand eine höhere Abdeckung des Untersuchungsgebietes erreicht, was zu einer genaueren Erfassung der Bestände führt. Außerdem lässt die hohe Auflösung des Bildmaterials häufig eine Bestimmung auf Artniveau zu. Bei den digitalen Flugtransekt-Erfassungen war der Anteil auf Artniveau bestimmter Individuen meist sehr hoch (> 80 %). Bei einigen Arten, z. B. Trottellumme/Tordalk oder Fluss-/Küstenseeschwalben, ist die Bestimmungsrate allerdings geringer als bei Schiffstransekt-Erfassungen, sodass Dichtevergleiche zwischen Schiff und Flug besser auf Artgruppenniveau erfolgen sollten. Die aktuellen Ergebnisse der Flugtransekt-Erfassungen sind aufgrund des veränderten Transektdesigns nur eingeschränkt mit jenen der Vorjahre 2014, 2015, 2016 und 2017 vergleichbar, während die Vergleichbarkeit zum Jahr 2013 durch den Methodenwechsel zusätzlich erschwert wird.

Durch die unterschiedlichen Erfassungsmethoden (Schiffs- oder Flugtransekt-Erfassungen) können Unterschiede auch innerhalb eines Erfassungszeitraums entstehen. Schiffs- und Flugtransekt-

Erfassungen haben unterschiedliche Vor- und Nachteile, beide Methoden ergänzen sich aber gegenseitig. Generell wird davon ausgegangen, dass beide Methoden eine korrekte Schätzung der Anzahl vorhandener Individuen sowie deren Verteilung in den Untersuchungsgebieten wiedergeben (Camphuysen et al. 2004). Ein wichtiger Faktor ist die unterschiedliche Größe und Lage der Untersuchungsgebiete zwischen Flug und Schiff. Das Schiffs-Untersuchungsgebiet wird seit Jahren ohne größere Veränderungen in einer relativ eng begrenzten Fläche um das Clustergebiet befahren (1.865 km²) und reicht nicht an die 12-Meilen-Zone im Süden heran. Das Fluggebiet ist, auch nach der Transektänderung seit Februar 2018, deutlich größer. Bis einschließlich Januar 2018 erstreckte es sich auch deutlich weiter nach Süden, bis in küstennahe Bereiche vor den Ostfriesischen Inseln. Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden daher bis zum letzten Untersuchungsjahr 2017 auch Arten registriert, welche hauptsächlich in küstennahen Bereichen auftreten bzw. Flachwasserbereiche zur Nahrungssuche benötigen (z. B. Trauerente). Diese Arten sind in den Offshore-Bereichen meist nur in geringer Zahl anzutreffen und wurden daher bei den Schiffstransekt-Erfassungen und auch bei den diesjährigen Flugtransekt-Erfassungen deutlich weniger registriert. Darüber hinaus werden Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen zumeist nicht parallel, sondern an unterschiedlichen Terminen im Monat durchgeführt, was besonders in den Zugzeiten zu stark abweichenden Beständen auch in den durch beide Methoden abgedeckten Gebieten führen kann (z. B. bei Zwergmöwen).

Weiterhin sind die unterschiedlichen Erfassungszeiträume der Flugtransekt-Erfassungen zu beachten: so wurden die Untersuchungen im Jahr 2013 (4 Flüge) nur im Sommerhalbjahr durchgeführt, die Untersuchungen 2014 (8 Flüge), 2015 (9 Flüge), 2016 (9 Flüge), 2017 (9 Flüge) und 2018 (8 Flüge) dagegen umfassten mehrere Jahreszeiten. Entsprechend ist jedoch die Erfassung der saisonalen Dichten teilweise gar nicht, nur durch einen oder durch mehrere Flüge abgedeckt. Besonders für Arten, die das Gebiet als Überwinterungshabitat nutzen, können dadurch große Unterschiede in den Individuenzahlen entstehen, da diese im Sommerhalbjahr kaum im Untersuchungsgebiet vorkommen.

4.1.2 Auswertung der Auswirkung von Bau und Betrieb

Eines der wesentlichen Ziele des StUK4 (BSH 2013d) ist die Beantwortung der Frage nach möglichen Effekten der OWPs auf das Vorkommen und die Verteilung von Rastvögeln auf dem Meer. Das ursprüngliche statistische Konzept zur Identifizierung potentieller Effekte war die Anwendung des sogenannten BACI-Ansatzes (Before-After-Control-Impact, StUK4 (BSH 2013d)). Da wesentliche Grundvoraussetzungen für einen BACI-Ansatz mittlerweile nicht mehr gegeben sind (z. B. das Vorhandensein einer unbeeinflussten, aber in ihrer Grundausstattung und Vogelverteilung mit dem Eingriffsgebiet vergleichbaren Referenzfläche in räumlicher Nähe), kann dieser Ansatz nicht mehr angewandt werden. In der vorliegenden Untersuchung wurde daher der Vergleich von Sichtungen bzw. Sichtungsraten in Abhängigkeit zur Distanz zu den OWPs im Rahmen einer separaten Auswertung (Gradientenanalyse) betrachtet.

Das Transektdesign zur Rastvogelerfassung ist darauf ausgerichtet eine möglichst große Fläche zu erfassen. Der Erfassungsaufwand ist daher innerhalb der relevanten Gebiete (Bauflächen oder Windparks) insgesamt relativ gering. Dies erschwert eine statistisch belastbare Auswertung zum

möglichen Vertreibungs- und/oder Anlockeffekten durch die Existenz der Windparks. Daher wurde zur Verbesserung der Effortabdeckung in diesen Bereichen das Transektdesign der Flugtransekt-Erfassungen angepasst. Durch Zwischentransekte wurde in diesen Bereichen der Erfassungsaufwand erhöht und somit die Auflösung der Analyse verbessert.

Der Erfassungsaufwand innerhalb der Windparks ist in diesem Projekt zusätzlich durch den Zusammenschluss mehrerer Windparks zu einem „Cluster“ erhöht. Somit kann der Effort innerhalb der Windparkflächen soweit summiert werden, dass dadurch statistisch robustere Aussagen über den Effekt von (mehreren) Windparks möglich sind. Gleichzeitig besteht bei Windpark-Clustern aber die Schwierigkeit, dass benachbarte Windparks meist nicht zeitgleich errichtet werden. Da die unterschiedlichen Effekte durch Bau und Betrieb räumlich voneinander getrennt betrachtet werden, müssen überlappende Bereiche aus der Analyse ausgeschlossen werden, was zu einer Reduzierung des Datensatzes führt.

Bei der Untersuchung der Auswirkungen von Bau und Betrieb von OWPs auf das Vorkommen der Rastvögel muss ebenfalls beachtet werden, dass monokausale Zusammenhänge meist nur schwer zu ermitteln sind. Daher wurden bei der hier durchgeführten Analyse zunächst die Sichtungsraten von Rastvögeln in verschiedenen Abstandsklassen zu den OWP-Flächen mit einer weiter vom OWP entfernten Referenzklasse verglichen, um in einem folgenden Schritt die Anzahl von Sichtungen pro Abstandsband zur Windparkgrenze im Rahmen eines GAM zu modelliert. Somit wurde die hier durchgeführte Gradientenanalyse auf zwei Schritten aufgebaut um mögliche Meideabstände besser bewerten und eingegrenzen zu können. Mögliche methodische Unzulänglichkeiten einer einzelnen Methode sollen dadurch reduziert werden. Jedoch zeigt sich bei der Analyse einzelner Arten/Artgruppen, dass die Analyse dennoch durch singuläre Ereignisse (Fischereifahrzeuge beeinflussen die Verteilung von *Larus*-Möwen) beeinträchtigt werden kann. Dies muss bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Durch den ersten Schritt der groben Abstandsklassen soll der Einfluss von hoher stochastischer Variabilität in der Verteilung der Rastvögel im Raum als auch zusätzliche Einflüsse durch natürliche Gradienten im Vorkommen der Tiere im untersuchten Gebiet minimiert werden. Die Modellierung mithilfe eines GAM wurde gewählt, da nicht-lineare Zusammenhänge zwischen Individuenzahlen und Entfernung zu den Windparks zu erwarten sind. Bei einigen Arten wurde durch die Modellierung kein deutliches Maximum in größerer Entfernung erreicht auf dessen Grundlage ein Effektabstand definiert werden konnte. Gründe dafür können in einer zu hohen Variabilität in den Daten und dem Einfluss weiterer nicht von der Distanz zu den Windparks abhängiger Faktoren liegen, die im Rahmen des vorliegenden Modells nicht betrachtet wurden. Es kann in solchen Fällen allerdings auch nicht ganz ausgeschlossen werden, dass mögliche Effektabstände über den hier betrachteten Abstand hinausgehen. Wir schätzen aber diese Möglichkeit, auch aufgrund der in der Regel hohen Streuung der Werte in größerem Abstand zu den Windparks, als eher unwahrscheinlich ein.

In der Gradientenanalyse wurde angestrebt, die Phasen Bau- und Betriebsmonitoring voneinander abzugrenzen, um die unterschiedlichen Auswirkungen der Phasen auf die Verteilung der Rastvögel zu untersuchen sowie die Verteilung vor Baubeginn darzustellen, die Hinweise auf natürliche Gradienten geben kann. Da sich die OWPs im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in

unterschiedlichen Phasen befinden, wurde in der Analyse mit Pufferzonen gearbeitet, mit deren Hilfe jeweils nur Daten einer bestimmten Phase betrachtet wurden (Basis, Bau oder Betrieb) bzw. die Daten aus anderen Phasen ausgeschnitten wurden.

Der Nachteil dieser Methode ist ein reduzierter Datensatz, der für die Analyse verwendet werden kann. So wurden für die Basisphase nur die Windparks ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘ betrachtet, für die Bauphase jedoch zusätzlich noch die Windparks ‚Borkum Riffgrund 1‘, ‚Borkum Riffgrund 2‘, ‚Trianel Windpark Borkum (Phase 1)‘, ‚Trianel Windpark Borkum (Phase 2)‘ und ‚Merkur Offshore‘ und für die Betriebsphase zusätzlich noch der Windpark ‚alpha ventus‘, nicht aber der Windpark ‚Trianel Windpark Borkum (Phase 2)‘, da sich dieser im Untersuchungszeitraum noch in der Bauphase befand. Der Nachweis eines natürlichen Gradienten im Vorkommen einer Vogelspezies in der Basisphase gibt einen guten Hinweis auf eine gerichtete Ungleichverteilung der Tiere im Untersuchungsgebiet. Dennoch ist bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten, dass dies nicht unbedingt der Nachweis dafür ist, dass dieser Gradient auch in der Basiserfassung der im Betrieb untersuchten Windparks existierte, da teilweise unterschiedliche bzw. zusätzliche Windparks in den unterschiedlichen Phasen betrachtet wurden. Im letzten Jahr der Clusteruntersuchung, 2019, wird sich die Datengrundlage durch die Möglichkeit einer jahresübergreifenden Auswertung (z. B. für alle OWPs in der Betriebsphase) weiter verbessern.

4.2 Rastvogelvorkommen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in 2018

Während der Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im Rahmen der Cluster-Untersuchung wurden insgesamt 27.089 Rastvögel festgestellt (13.218 per Schiff, 13.871 bei den Flügen). Von den vom Schiff aus erfassten Rastvögeln befanden sich 50,2 % (6.640 Individuen) innerhalb des 300 m zu beiden Seiten des Schiffes reichenden Transektstreifens. Nur diese Tiere wurden für die Dichteberechnung herangezogen.

Im Verlauf eines Jahres hat das Seegebiet saisonal unterschiedlich hohe Bedeutung für verschiedene Seevogelarten. Für einen großen Teil der Arten(gruppen), wie z. B. Seetaucher, Trauerenten, Dreizehenmöwen und Trottellummen/Tordalken dient das Untersuchungsgebiet als Überwinterungsgebiet. Diese Arten erreichten im Winter bzw. im zeitigen Frühjahr ihre höchsten Dichten. Andere Arten, wie z. B. die Heringsmöwe nutzen das Untersuchungsgebiet nur in den Sommermonaten, während z. B. Zwergmöwen das Untersuchungsgebiet sowohl im Winter als Rastgebiet als auch auf ihrem Heimzug im Frühjahr, in dem sie ihre maximalen Bestandsdichten im Gebiet erreichten, nutzen.

Übereinstimmend mit den letzten Untersuchungsjahren war auch im Jahr 2018 die häufigste Art im Untersuchungsgebiet bei den Schiffstransekt-Erfassungen die Trottellumme, gefolgt von der Heringsmöwe. Als dritthäufigste Art wurde während der aktuellen Untersuchungen allerdings der Basstöpel festgestellt und nicht wie in den Vorjahren die Dreizehenmöwe. Bei den Flugtransekt-Erfassungen wich die Häufigkeitsverteilung der Arten etwas von den Vorjahren ab. Vermutlich aufgrund der Änderung des Transektdesigns und einer geringeren Ausdehnung nach Süden ist die Trauerente nicht mehr die häufigste Art im Untersuchungsgebiet. Die Heringsmöwe ist an ihre

Stelle gerückt. Darauf folgt, nicht wie in den Vorjahren die Trottellumme, sondern der Tordalk, erst danach folgt die Trottellumme als dritthäufigste Art. Bei Schiffstransekt-Erfassungen waren die Möwen insgesamt die häufigste Artgruppe (etwas weniger als die Hälfte aller Individuen), gefolgt von den Alkenvögeln. Bei Flugtransekt-Erfassungen hat sich auch die Häufigkeitsverteilung der Artgruppen aufgrund der Veränderung des Untersuchungsgebietes geändert. Meereseenten sind nicht mehr die häufigste Artgruppe. Dies sind nun wie bei den Schiffstransekt-Erfassungen die Möwen, gefolgt von den Alkenvögeln. Nachdem im aktuellen Untersuchungsjahr aufgrund der Transektdesignanpassung deutlich weniger Trauerenten bei den Flugtransekt-Erfassungen festgestellt wurden, war die Artenzusammensetzung beider Erfassungsmethoden ähnlicher als in den Vorjahren. Auffällig ist allerdings der hohe Anteil Tordalken bei den Flugtransekt-Erfassungen, der bei den Schiffstransekt-Erfassungen nicht festgestellt wurde.

Da Seetaucher empfindlich auf Schiffsverkehr reagieren (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011), kann deren Bestand vom Schiff aus leicht unterschätzt werden. Dennoch wurde im Rahmen der vorliegenden Studie erneut die höchste Seetaucherdichte im Rahmen einer Schiffsausfahrt registriert. Diese lag leicht über der höchsten Dichte der Flugtransekt-Erfassungen im selben Monat. Auf andere Arten wie *Larus*-Möwen dagegen haben Schiffe potentiell eher eine anziehende Wirkung (Mendel et al. 2008) und diese Arten werden somit leicht überschätzt. In der aktuellen Untersuchung wurden allerdings bei den Flugtransekt-Erfassungen erneut teilweise (Heringsmöwe) höhere Dichten von *Larus*-Möwen nachgewiesen als bei den Schiffstransekt-Erfassungen. Dies hängt möglicherweise mit dem unterschiedlichen Untersuchungsgebiet und unterschiedlichen Erfassungsterminen zusammen.

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurde im aktuellen Untersuchungsjahr eine etwas geringere Gesamtindividuenzahl im Vergleich zum Vorjahr festgestellt (Tab. 3.1). Somit zeigen sich auch weiterhin interannuelle Schwankungen der Gesamtindividuenzahlen. Die Vergleiche mit den Vorjahren zeigen aber auch weiterhin, dass die Artenzusammensetzung und Häufigkeitsverteilung sowie die Verteilung im Untersuchungsgebiet für die einzelnen Arten trotz natürlicher Schwankungen jeweils ähnlich sind. Einige Arten (z. B. Basstölpel) erreichten höhere Dichten im Vergleich zu den Vorjahren. Die ansonsten gleichförmige Verteilung und die ähnliche Anzahl der jeweiligen Arten im Vergleich (mit Ausnahme der Trauerente) zwischen den Jahren weist aber darauf hin, dass die betrachteten Arten im Untersuchungsgebiet keinen für das Gebiet ungewöhnlichen Einflüssen unterlagen.

Im Vergleich zu 2017 und 2016 wurde bei den Flugtransekt-Erfassungen eine deutlich geringere Gesamtindividuenzahl festgestellt (Tab. 3.2). Die aktuell erfasste Gesamtindividuenzahl liegt eher auf dem Niveau von 2015. Die großen Unterschiede in den Gesamtindividuenzahlen zwischen den Jahren sind hauptsächlich auf die starken Dichteschwankungen bei Trauerenten zurückzuführen. Während der aktuellen Untersuchungen wurden aufgrund des veränderten Transektdesigns nur wenige Trauerenten festgestellt. Alkenvögel erreichten wie bereits 2017 geringere Individuenzahlen im Vergleich zu 2016, wo einmalig im April eine sehr hohe Dichte nachgewiesen wurde. Unterschiede in der Artzusammensetzung bzw. der Arthäufigkeit lassen aber zunächst keine Aussage zu Einflüssen durch OWPs zu, sondern sind vielmehr durch natürliche Bestandsschwankungen und kleinräumige Bestandsverschiebungen an den Grenzen des Untersuchungsgebietes bedingt. Vor allem bei Arten wie Meereseenten, die in großen, lokal

begrenzten Trupps hauptsächlich am südlichen Rand des Untersuchungsgebietes vorkamen, hat es durch die Veränderung des Untersuchungsgebietes einen deutlichen Rückgang der Individuenzahlen gegeben.

Wie auch in den Vorjahren wurden sowohl bei den Schiffs- als auch bei den Flugtransekt-Erfassungen aus der Artgruppe der **Seetaucher** fast ausschließlich Sterntaucher (93 % bzw. 99 %) und nur wenige Prachtaucher gesichtet. Dabei war der Anteil der auf Artniveau bestimmten Vögel relativ hoch (82 % beim Schiff bzw. 89 % beim Flug). Entgegen dem Vorjahr wurden Seetaucher während des Erfassungszeitraumes 2018 nicht in jedem Erfassungsmonat im Clustergebiet nachgewiesen. Im Juli und August wurden keine Seetaucher im jeweiligen Untersuchungsgebiet erfasst (keine Flugtransekt-Erfassung im August). Insgesamt überstiegen die Dichten bei keiner Zählung $0,30 \text{ Ind./km}^2$ (Schiffstransekt-Erfassungen, Flugtransekt-Erfassungen: maximal $0,27 \text{ Ind./km}^2$) und bewegten sich damit im Vergleich zu anderen Gebieten wie z. B. westlich von Sylt (Dierschke et al. 2012, Garthe et al. 2015), aktuell auf niedrigem Niveau. Die Dichten im Sommer waren insgesamt sehr niedrig. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden in diesem Zeitraum häufig keine Seetaucher festgestellt. Die räumliche Verteilung der Seetaucher war bei den Schiffstransekt-Erfassungen nur im Frühjahr als gerichtet einzuordnen. Hier war ein deutlicher Schwerpunkt im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes erkennbar. Bei den Flugtransekt-Erfassungen zeigten sich im Winter höhere Dichten im Süden und im Frühjahr etwas höhere Dichten im Nordosten des Untersuchungsgebietes. In den übrigen Monaten wurden Seetaucher vereinzelt und ungerichtet festgestellt. Auffällig ist in den Monaten mit höheren Dichten, dass insbesondere die Windparkflächen geringere Dichten aufwiesen. Zwar zeigen die Punktsichtungskarten der beiden Methoden (Schiff: Abb. A. 1 bis Abb. A. 6 und Flug: Abb. A. 102 bis Abb. A. 106) vereinzelt Sichtungen innerhalb der OWPs im Bau bzw. im Betrieb oder in deren näherer Umgebung, jedoch sind in den Dichterasterkarten deutliche Lücken in diesen Bereichen festzustellen. Aufgrund der insgesamt relativ geringen Dichten in diesem Gebiet im Vergleich zu anderen Gebieten der Deutschen Bucht (Dierschke et al. 2012, Garthe et al. 2015, 2018) kann das Seegebiet, in dem das Cluster ‚Nördlich Borkum‘ liegt, insgesamt als ein Gebiet von geringerer Bedeutung für die Überwinterung von Stern- und Prachtauchern charakterisiert werden.

Eissturmvögel sind zwar eine typische Hochseeart, jedoch wurden in der aktuellen Untersuchung wie auch in den Vorjahren sowohl bei Schiffs- als auch Flugtransekt-Erfassungen nur wenige Individuen gesichtet. Hohe Bestandsdichten werden erst deutlich weiter nördlich des Untersuchungsgebietes erreicht (Mendel et al. 2008), sodass das Untersuchungsgebiet für diese Art von geringer Bedeutung ist.

Basstölpel sind ganzjährig im Seegebiet des Clusters anzutreffen. Auf Helgoland brüteten im Jahr 2018 1.115 Brutpaare (Wolff 2019), rund 40 mehr als noch 2017 (1.071 Brutpaare; Grave 2018). Der Bestand hat seit den 1990er Jahren beständig zugenommen. Im Untersuchungsgebiet waren die Dichten aber insgesamt gering und die Vögel traten verstreut über das gesamte Gebiet auf. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurde im Frühjahr mit $1,25 \text{ Ind./km}^2$ eine vergleichsweise sehr hohe Dichte festgestellt, die hauptsächlich auf die $1,85 \text{ Ind./km}^2$ im April zurückgeht. Dies war mit deutlichem Abstand die bisher höchste festgestellte Dichte der Basstölpel sowohl bei

Schiffs- als auch Flugtransekt-Erfassungen (Abb. 3.11, Abb. 3.12). Da Basstölpel typischerweise in kleinen Trupps von wenigen Tieren vorkommen, die gemeinsam auf Nahrungssuche sind (Camphuysen 1995, Hamer et al. 2000, 2001), ist diese hohe Dichte bemerkenswert. Bis auf die Frühjahrserfassungen waren Basstölpel verstreut über das gesamte Gebiet verteilt und erreichten in einzelnen Rasterzellen relativ hohe Dichten. Diese unsteten Sichtungsraten sind aber für diese hochmobile Art nicht ungewöhnlich und weisen auf ein sehr variables Vorkommen hin. Demgegenüber ist die nahezu flächendeckende Verteilung der Basstölpel im westlichen Teil des Schiffs-Untersuchungsgebietes im Frühjahr ungewöhnlich. Diese hohe Individuendichte hängt vermutlich mit einer hohen Nahrungsverfügbarkeit im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes zusammen. Innerhalb der im Bau bzw. Betrieb befindlichen OWPs wurden regelmäßig Basstölpel festgestellt (Schiff: Abb. A. 8 bis Abb. A. 16; Flug: Abb. A. 107 bis Abb. A. 114). Aufgrund der insgesamt relativ geringen Dichten der Basstölpel, hat das Gebiet ‚Nördlich Borkum‘ trotz seiner Lage westlich von Helgoland vermutlich keine besondere Bedeutung als Nahrungs- oder Rasthabitat für Basstölpel. Jedoch zeigen die Untersuchungen der letzten beiden Jahre, dass vereinzelt hohe Dichten der Basstölpel im Gebiet vorkommen können. Diese stehen vermutlich mit räumlich und zeitlich begrenzter hoher Nahrungsverfügbarkeit im Bereich des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ in Zusammenhang.

Während in den letzten Jahren noch hohe Bestände der **Trauerenten** bei den Flugtransekt-Erfassungen festgestellt wurden, waren die diesjährigen Bestände deutlich geringer. Trauerenten wurden in nennenswerten Anzahlen nur bei der ersten Flugtransekt-Erfassung im Januar im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes festgestellt. Da nach der Veränderung des Transektdesigns das küstennahe Gebiet nördlich der Ostfriesischen Inseln nicht mehr mit eingeschlossen wurde, in denen im Frühjahr und Herbst stets größere Ansammlungen der Trauerente registriert wurden (Mendel et al. 2008), wurden bei den Flugtransekt-Erfassungen Trauerenten nur in geringeren Dichten festgestellt. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden das ganze Jahr über nur geringe Dichten beobachtet. Mit $0,77 \text{ Ind./km}^2$ wurden bei den Flugtransekt-Erfassungen im Januar die höchsten Monatsdichten festgestellt. Diese lagen deutlich unter den Maximaldichten des Vorjahres mit $9,94 \text{ Ind./km}^2$ im Jahr 2017. Räumlich wurden die höchsten Dichten bisher immer im südlichen Teil des Flug-Untersuchungsgebietes festgestellt, der durch das neue Transektdesign nun nicht mehr abgedeckt wird. Trauerenten bevorzugen küstennahe Flachwasserbereiche, in denen sie tauchend Muscheln vom Meeresgrund aufnehmen können (Skov et al. 1995). Daher spielt das Gebiet, in dem sich die Windparks innerhalb des Clustergebietes ‚Nördlich Borkum‘ befinden, für diese Art höchstens eine untergeordnete Rolle als Rastgebiet.

Für die **Zwergmöwe** hat das Untersuchungsgebiet eine hohe Bedeutung während der Winter- und Frühjahrsmonate. Insgesamt wurden im aktuellen Untersuchungsjahr im Vergleich zum Vorjahr geringere Dichten der Zwergmöwen festgestellt. So lag die Maximaldichte bei Schiffstransekt-Erfassungen mit $0,41 \text{ Ind./km}^2$ im April deutlich unter der des Vorjahres ($1,91 \text{ Ind./km}^2$ im April 2017). Bei den Flugtransekt-Erfassungen war lediglich die maximale Dichte mit $1,20 \text{ Ind./km}^2$ im April, verglichen mit $0,70 \text{ Ind./km}^2$ im März 2017, höher als im Vorjahr. In den restlichen Monaten wurden geringere Dichten der Zwergmöwen gegenüber dem Vorjahr erfasst. Die diesjährige Maximaldichte entspricht bezogen auf das Fluguntersuchungsgebiet im April einem maximalen Zugbestand im April von 4.576 Zwergmöwen (im Vorjahr 2.881 Individuen). Der 1 % Wert der

biogeografischen Population der Zwergmöwe liegt bei 1.100 Individuen (Wetlands International 2015). Somit entspricht der ermittelte Zugbestand der Zwergmöwen im April im Untersuchungsgebiet der Flugtransekt-Erfassungen 4,2 % der biogeografischen Population. Es handelt sich bei den erfassten Individuen vermutlich hauptsächlich um ziehende Zwergmöwen und weniger um den Rastbestand, der im Winter im Gebiet anzutreffen ist. Neben den hohen Zugbeständen wurden in der Vergangenheit auch höhere Überwinterungsbestände der Zwergmöwen festgestellt. Im Winter 2013/14 wurde ein Überwinterungsbestand mit einer Dichte von 1,15 Ind./km² festgestellt (IfAÖ et al. 2015). Die aktuellen Ergebnisse zeigen, wie auch schon die Vorjahre, dass Zwergmöwen auf ihrem Zug in die Brutgebiete das Untersuchungsgebiet in größeren Anzahlen durchqueren (Abb. 3.21; Abb. 3.22). Besonders im späten April und frühen Mai queren Zwergmöwen die Deutsche Bucht in hoher Anzahl und halten sich dort nicht lange auf (Schwemmer & Garthe 2006, Mendel et al. 2008). Bei den Zugvogelerfassungen von der FINO 1 wurde im Jahr 2018 das Maximum an Zwergmöwensichtungen bereits im März (zweite Märzhälfte) erreicht (Avitec 2019), was darauf hindeutet, dass in diesem Jahr der Durchzug frühzeitig begann. Insgesamt zeigen die Ergebnisse, wie auch die der Vorjahre, dass Zwergmöwen in deutlich schwankenden Beständen im Untersuchungsgebiet vorkommen. Auch der Zeitpunkt der Erfassung spielt hier eine entscheidende Rolle, da Zwergmöwen nicht kontinuierlich die Deutsche Bucht überqueren, sondern während der Zugzeit in Zugwellen vorkommen. Entsprechend werden höhere Dichten erreicht, wenn die Momentaufnahme der Schiffs- oder Flugtransekt-Erfassung während einer solchen Zugwelle stattfindet. Zwergmöwen verteilen sich weiträumig innerhalb der Schiffs- und Flug-Untersuchungsgebiete mit lokal hohen Dichten. Dies ist auf das häufig truppweise Auftreten dieser Art zurückzuführen. In den Vorjahren wurde entgegen einiger Quellen (Mendel et al. 2008), keine küstennahe Verbreitung der Zwergmöwen festgestellt. Inwiefern dies weiterhin der Fall ist, kann aufgrund der Veränderung des Transektdesigns der Flugtransekt-Erfassungen nicht mehr festgestellt werden, da das Untersuchungsgebiet nun nicht mehr so weit in küstennähe reicht wie bisher. Insgesamt deutet sich für Zwergmöwen weder bei den Schiffs- noch Flugtransekt-Erfassungen eine gerichtete Verteilung an. Da auch weiterhin zeitlich begrenzt hohe Zwergmöwenzahlen festgestellt wurden, nutzt diese Art anscheinend nicht ausschließlich die Küste als Leitlinie, sondern zieht in breiter Front über die südliche Nordsee, was auch Offshore-Bereiche mit einschließt.

Von den **Larus-Möwen** kamen einzig die Heringsmöwe und die Sturmmöwe in größeren Anzahlen im Bereich des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ vor. Die Heringsmöwe war die häufigste Möwenart im Untersuchungsgebiet. Als typischer Zugvogel mit Überwinterungsquartieren im westlichen Europa und Afrika hat die Art ihren Verbreitungsschwerpunkt in der Deutschen Bucht während der Sommermonate und tritt im Winter kaum in Erscheinung. Sturmmöwen kamen ganzjährig vor, erreichten im Seegebiet des Clusters jedoch nur mittlere Dichten. Die räumliche Verteilung war dabei sehr uneinheitlich und stand vermutlich im Zusammenhang mit Fischereifahrzeugen. In den OWPs wurden bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im Jahr 2018 regelmäßig *Larus*-Möwen in größerer Zahl festgestellt.

Dreizehenmöwen erreichten ihre höchsten Dichten im Winter und Frühjahr, wobei die höchsten Dichten der Flugtransekt-Erfassungen auf den Winter beschränkt waren. Insgesamt waren die Maximaldichten bei den Flugtransekt- und Schiffstransekt-Erfassungen ähnlich. Als typische Art

der Hochsee sind sie vor allem im Offshore-Bereich und damit auch im Bereich des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ anzutreffen. Wie auch in den Vorjahren war die Verbreitung insgesamt variabel mit lokal hohen Dichten. Die Verteilung ließ nicht auf einen lokalen Schwerpunkt in einem Teil des Untersuchungsgebietes schließen, vielmehr wurden in einzelnen Rasterzellen über das jeweilige Untersuchungsgebiet verteilt hohe Dichten festgestellt. Dreizehenmöwen werden häufig als Schiffsfolger registriert (Mendel et al. 2008), sodass Fischereiaktivitäten vermutlich die räumliche Verteilung der Tiere bedingen. Innerhalb der OWPs wurden Dreizehenmöwen recht häufig festgestellt.

Bei den **Seeschwalben** wurden Brandseeschwalben häufiger im Untersuchungsgebiet festgestellt als Fluss-/Küstenseeschwalben. Der Anteil der Seeschwalben, der weder als Brandseeschwalbe identifiziert oder den Fluss-/Küstenseeschwalben zugeordnet werden konnte, lag bei den Flugtransekt-Erfassungen bei 18 %. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen lag dieser Wert (innerhalb des Transekts) bei 8 %. Im Vergleich zu den Vorjahren lagen die Dichten für Brandseeschwalben und Fluss-/Küstenseeschwalben im Untersuchungsgebiet bei Schiffstransekt-Erfassungen in einem mittleren Bereich. Bei den Flugtransekt-Erfassungen lagen die Dichten bei Brandseeschwalben sowohl im April als auch im Mai deutlich höher als in den Vorjahren, nachdem bereits 2017 höhere Dichten festgestellt worden waren als in den Jahren zuvor. Bei den Fluss-/Küstenseeschwalben bewegten sich die Dichten eher auf einem mittleren Niveau. Fluss-/Küstenseeschwalben queren ähnlich wie die Brandseeschwalbe das Clustergebiet auf ihrem Zug in die Brut- und Überwinterungsgebiete, halten sich aber auch im Sommer in geringen bis mittleren Dichten im Untersuchungsgebiet auf (vgl. Mendel et al. 2008). Wie bei anderen Zugvögeln (vgl. Zwergmöwen) unterliegen die Dichten daher stärkeren interannuellen Schwankungen. Die in der aktuellen Untersuchung höchsten Dichten von Fluss- und Küstenseeschwalben im Mai (0,73 Ind./km² bei Flugtransekt-Erfassungen) markieren vermutlich den Höhepunkt des Heimzuges dieser Arten. Beide Arten überwintern fernab der Nordsee (Brandseeschwalben zwischen Südeuropa und Südafrika, Fluss-/Küstenseeschwalben entlang der westafrikanischen Küste bis nach Südafrika; Bairlein et al. 2014) und wurden somit im Winter nicht festgestellt. Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden sowohl Brand- als auch Fluss-/Küstenseeschwalben regelmäßig innerhalb der Windparkbereiche im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ erfasst. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden einige Brandseeschwalben, aber keine Fluss-/Küstenseeschwalben innerhalb der Windparkbereiche festgestellt.

Alkenvögel waren bei beiden Erfassungsmethoden jeweils die zweithäufigste Artgruppe im Clustergebiet. Hier konnten bei den Schiffstransekt-Erfassungen bis auf 4 % der Tiere alle Individuen auf Artniveau bestimmt werden. Bei den Flügen konnten 17 % nicht näher bestimmt werden. Trottellummen kamen ganzjährig im Seegebiet vor, während Tordalken fast nur in den Wintermonaten anwesend waren. Erstmals seit Beginn des Monitorings waren die Anzahlen der Tordalken (2.117 Individuen, 50,1 %) bei den Flugtransekt-Erfassungen etwas höher als die der Trottellummen (2.110 Individuen, 49,9 %). Auch bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden mit 842 Individuen und 36,3 % mehr Tordalken erfasst als im bisherigen Monitoring. Der Anteil der Trottellummen betrug 63,7 % (1.480 Ind.). Während, wie im Vorjahr (5,35 Ind./km² im Januar), auch im aktuellen Erfassungsjahr die maximale Dichte der Trottellummen bei den Schiffstransekt-Erfassungen festgestellt wurde (3,16 Ind./km² im Mai), liegt das bisherige Maximum seit Beginn des Monitorings weiterhin im April 2016 der Flugtransekt-Erfassungen. Bei der damaligen

Erfassung wurde ein ungewöhnlich hoher Einflug von Trottellumen im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt. Auf dem Erfassungsflug vom 02.04.2016 wurden 55 % aller im Jahr 2016 erfassten Trottellummen registriert. Die Dichte betrug 5,58 Ind./km². Es handelte sich vermutlich um ein Einzelereignis, welches durch äußere Faktoren ausgelöst wurde. Bei Flugtransekt-Erfassungen im Jahr 2018 wurde die höchste Dichte im Sommer festgestellt (1,72 Ind./km² im April). Die maximale Dichte der Tordalken lag mit 2,30 Ind./km² im Januar noch darüber. Im Untersuchungsgebiet des Clusters ‚Nördlich Borkum‘ wurden in der Vergangenheit in allen Jahren hohe Dichten der Alkenvögel festgestellt. Das Clustergebiet ist demnach ein wichtiger Teil des Überwinterungsgebietes von Alkenvögeln in der deutschen Nordsee, die wahrscheinlich zum größten Teil den britischen Brutkolonien entstammen, wo diese Arten in großen Anzahlen brüten (Mendel et al. 2008). Da der Aktionsradius der Helgoländer Brutvögel etwa 20 bis 25 km um die Insel beträgt (Dierschke et al. 2004), könnten potenziell die östlichen Randbereiche des Untersuchungsgebietes von diesen Tieren zur Nahrungssuche genutzt werden. In den OWPs wurden regelmäßig Alkenvögel festgestellt.

4.3 Bau- und betriebsbedingte Auswirkungen auf Rastvögel

Während der Bau- und Betriebsphase von OWPs gehen von einer Reihe Wirkfaktoren potentielle Störreize für Rastvögel und Nahrungsgäste aus. Hierbei sind v. a. visuelle und auditive Belastungen durch Schiffe und die vertikalen Strukturen der WEA zu nennen. Die davon ausgehende Scheuchwirkung kann zum teilweisen oder vollständigen Verlust der Windparkfläche als Rast- und Nahrungsgebiet und eines potentiell darüber hinausreichenden Störradius führen. Andererseits können die künstlichen Strukturen eines Windparks für Arten, die auf diesen Strukturen rasten (z. B. *Larus*-Möwen), eine Attraktionswirkung ausüben und zu einer lokal höheren Dichte innerhalb von Windparks führen.

Für die Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘, die sich im Bau befinden, wurden statistisch signifikante Meideeffekte für Seetaucher festgestellt. Im Gegensatz zur Analyse im Vorjahresbericht zeigen die Ergebnisse für die Zwergmöwen in der diesjährigen Analyse einen deutlich geringeren Effekt. Eine Meidung der Baubereiche kann für diese Art zumindest nicht ausgeschlossen werden. Für Sturmmöwe, Heringsmöwe und Dreizehenmöwe wurden entweder keine Effekte (Heringsmöwe) oder schwache Anziehungseffekte festgestellt. Basstölpel, Seeschwalben und Alkenvögel zeigten zwar teilweise signifikante Meideeffekte, diese waren jedoch schwach und zwischen den verschiedenen Analysen und Datensätzen nicht einheitlich, sodass hier nicht sicher von einer Meidung der Windparkflächen ausgegangen werden kann. Bei den Seeschwalben gibt es Hinweise darauf, dass sich die Vögel in einem Abstand von wenigen Kilometern um die Windparks akkumulierten.

Für Windparks in der Betriebsphase wurden statistisch signifikante Meideeffekte für Seetaucher, Basstölpel, Seeschwalben und Alkenvögel ermittelt. Die Ausprägung der Meidung war bei einigen Arten nicht ganz eindeutig (z. B. Basstölpel bei Flugtransekt-Erfassungen). Wie bereits in der Bauphase ist das Ergebnis für die Zwergmöwen etwas indifferent, sodass eine Meidung der Windparkbereiche nicht ausgeschlossen werden kann. Jedoch ist der erkennbare Effekt relativ schwach. Von allen hier untersuchten Arten wurden zumindest einzelne Individuen auch innerhalb der bestehenden Windparks beobachtet.

Die um das Erfassungsjahr 2018 erweiterte Datenbasis der Analyse zu den Seetauchern bestätigt die Analyse des Vorjahres. Zwar wurde die Meidungsdistanz der Bauphase von bis zu 10 km Entfernung, die im Vorjahr festgestellt wurde, aufgrund des Modellverlauf nicht erneut festgestellt, jedoch deutet auch die aktuelle Analyse auf mindestens diese Meidungsdistanz hin. Dies entspricht auch den Ergebnissen aus anderen Bereichen der Deutschen Bucht (z. B. Heinänen 2016). Allerdings ist die Stärke der Meidung vermutlich weiterhin deutlich geringer als in anderen Bereichen, was sich durch den flachen Anstieg der Modellkurven verdeutlicht, der auf einen schwach ausgeprägten Gradienten hindeutet. Dies bestätigt sich auch durch die erweiterte Datenbasis der aktuellen Untersuchungen. Im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ lagen die Seetaucherdichten insgesamt auf deutlich geringerem Niveau im Vergleich zum Hauptkonzentrationsgebiet in der östlichen Deutschen Bucht. Es scheinen also gebietsspezifische Unterschiede beim Meideverhalten, weniger aber bei der Effektreichweite, gegenüber OWPs zu

bestehen. Dies kann mit der unterschiedlichen Nutzung (Durchzugsgebiet oder Rastgebiet) oder mit Umweltparametern wie Meeresströmungen oder Nahrungsverfügbarkeit zusammenhängen.

Die Daten der Flug- und Schiffstransect-Erfassungen zeigten für Zwergmöwen insgesamt einen schwach ausgeprägten Meideeffekt innerhalb des Windparks und seiner näheren Umgebung. Dieser war schwächer ausgeprägt als in der Analyse des Vorjahres. Die Auswertung war weiterhin durch die hohe Variabilität der Daten geprägt.

Bei den *Larus*-Möwen (Sturmmöwe und Heringsmöwe) wurde für die Heringsmöwe kein Effekt ermittelt. Bei den Sturmmöwen zeigte sich eine anziehende Wirkung der Windparks. Die Auswertung der Flugdaten wurde hier durch einige Ausreißer (hohe Individuenzahlen während der Bauphase) beeinflusst.

Auch bei Dreizehenmöwen wurde eine schwach positive Assoziation mit den OWP-Flächen in der Bauphase der Flugtransect-Erfassungen festgestellt. In der Betriebsphase ergab sich kein Effekt. Auch bei den Schiffstransect-Erfassungen ergaben sich keine signifikanten Effekte.

Bei den Seeschwalben ergab die Auswertung geringere Individuenzahlen innerhalb der OWPs in Betrieb und Bau. Dies war sowohl für die Flug- als auch Schiffstransect-Erfassungen signifikant, wobei die Analyse der Bauphase auf Grundlage der Flugtransect-Erfassungen stark von Ausreißern beeinträchtigt wurde. Dennoch kann auch unter Berücksichtigung der Daten aus 2018 für die Seeschwalben (und zum Teil auch für die Alkenvögel) ein erhöhtes Vorkommen direkt am Rande außerhalb der Windparkflächen gezeigt werden. Dieses höhere Vorkommen außerhalb der Windparks kann dadurch entstehen, dass ziehende Trupps die OWPs als Hindernis wahrnehmen und diesen kleinräumig umfliegen oder die Windparks als Leitlinien auf ihrem Zug nutzen. Dieses Phänomen zeigt sich unabhängig sowohl bei den schiffsbasierten wie auch bei flugbasierten Daten. Da innerhalb der Windparks weniger Seeschwalben erfasst wurden im Vergleich zur Referenzklasse in > 8 km Entfernung, ist von einer Meidung der Windparkflächen auszugehen.

Die Auswertung der Daten beider Beobachtungsplattformen für Alkenvögel ergab insgesamt keine eindeutigen Hinweise auf eine Meidung der OWP-Flächen in der Bauphase. Während bei den Schiffstransect-Erfassungen eine eindeutige Meidung der OWPs im Bau festgestellt wurde, zeichnete sich bei den Flugtransect-Erfassungen kein Effekt ab. In der Betriebsphase wurde demgegenüber eine Meidung von mindestens 2 km Entfernung zu den Windparks nachgewiesen (bei der Analyse der Flugtransect-Erfassungen unter Ausschluss des Fluges vom 02.04.2016). Da die Ergebnisse der Schiffstransect-Erfassungen und der Flugtransect-Erfassungen recht gut übereinstimmen, kann von einer robusten Analyse und belastbaren Aussage zum Verhalten dieser Tiere gegenüber Windparks im Betrieb ausgegangen werden.

Die Auswertung der Daten vor Baubeginn der OWPs ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘ und ‚Nordsee One‘ ergaben für keine der Arten eindeutige Hinweise auf natürliche Gradienten im Untersuchungsgebiet. Lediglich für Zwergmöwen zeigte sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen Individuenzahlen und Entfernung zu den geplanten OWPs, der Verlauf der Kurve war allerdings nicht eindeutig und die Individuenzahlen innerhalb der OWP-Flächen waren nicht signifikant verschieden von der Referenzklasse. Obwohl die für die Bau- und Betriebsphase

untersuchten Windparks nicht deckungsgleich zur Basisphase sind, gibt die Analyse der Basisdaten wichtige Hinweise auf die Verteilung der Rastvögel im Seegebiet der Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘. Trotzdem ist hier zu berücksichtigen, dass potentielle Effekte, die für die Betriebs- und Bauphase gezeigt werden können, auch durch natürliche Gradienten verursacht werden können. Insbesondere, wenn die Effekte der OWPs nicht besonders stark ausgeprägt sind. Insgesamt stimmten die Ergebnisse aus Schiffs- bzw. Flugtransekt-Erfassungen in Bezug auf die Richtung des Effektes (Meidung oder Attraktion) gut überein. Jedoch führten, hauptsächlich bei truppbildenden Arten, stochastische Schwankungen (Ausreißer) und die Wahl der Referenzklasse (6 - 8 km bei Schiff, 8 - 10 km bei Flug) vermutlich zu leichten Unterschieden zwischen den Ergebnissen der beiden Methoden.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Studie zum Schutzgut Rastvögel stellt die Ergebnisse aus dem Jahr 2018 dar. Es handelt sich hierbei um das sechste von sieben Untersuchungsjahren, in denen Umwelterfassungen im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ in der deutschen AWZ der Nordsee durchgeführt werden. Das Cluster liegt nördlich der Ostfriesischen Inseln und nordöstlich des Schutzgebietes ‚Borkum Riffgrund‘. Die einzelnen Offshore-Windparkvorhaben im Vorranggebiet für Windenergie ‚Nördlich Borkum‘ befanden sich 2018 in unterschiedlichen Phasen der Realisierung. Die OWPs ‚Borkum Riffgrund 1‘, ‚Trianel Windpark Borkum‘ (Phase 1), ‚Gode Wind 01‘, ‚Gode Wind 02‘, ‚Nordsee One‘ sowie der OWP ‚alpha ventus‘ befanden sich in der Betriebsphase. Der OWP ‚Merkur Offshore‘ befand sich bis Juli 2018 im Bau und ist seit August im Probetrieb. Der OWP ‚Borkum Riffgrund 2‘ befand sich seit März 2018 im Bau. Der OWP ‚Trianel Windpark Borkum Ausbauphase 2‘ befand sich ab Juni 2018 im Bau. Alle weiteren Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ sind bisher noch in der Planungsphase.

Das Ziel dieser Untersuchung war es, neben der zusammenfassenden Beschreibung der Rastvogelbestände im Untersuchungsgebiet, die Auswirkungen von Bau und Betrieb der Windparks im Cluster auf Rastvögel zu ermitteln. Im Rahmen der Cluster-Untersuchung wurden standardisierte Erfassungen zu Rastvögeln durchgeführt. Dabei wurden die Vorgaben des Standarduntersuchungskonzeptes des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH 2013d) hinsichtlich der Erfassungsmethodik sowie des räumlichen und zeitlichen Umfangs der Untersuchungen berücksichtigt.

Während der 12 Schiffstransect-Erfassungen zwischen Februar und Dezember 2018 wurden insgesamt 13.218 Rastvögel festgestellt, davon 6.640 Tiere innerhalb des Transekts. Die häufigste Art im Untersuchungsgebiet war bei den Schiffstransect-Erfassungen die Trottellumme, gefolgt von Heringsmöwe und Basstölpel. Während der acht Flugtransect-Erfassungen zwischen Januar und Oktober wurden insgesamt 13.871 Rastvögel festgestellt und damit weniger als im Vorjahr. Unterschiede in den Gesamt-Bestandszahlen zwischen den Erfassungsjahren resultieren bei Flugtransect-Erfassungen hauptsächlich aus den starken Schwankungen der Trauerentenbestände in den Vorjahren. Im aktuellen Untersuchungsjahr sind die geringen Individuenzahlen durch den Neuzuschnitt des Untersuchungsjahres bedingt, was dazu führte das deutlich weniger Trauerenten erfasst wurden als in den Vorjahren. Diese Art wurde in den Vorjahren in großen Anzahlen fast nur während der Flugtransect-Erfassungen im küstennahen Teil des Flug-Untersuchungsgebietes festgestellt. Bei den Flugtransect-Erfassungen wich daher die Häufigkeitsverteilung der Arten etwas von den Vorjahren ab. Die Trauerente war nicht mehr die häufigste Art im Untersuchungsgebiet. Da sich das neue Flug-Untersuchungsgebiet sowie das Schiffs-Untersuchungsgebiet weniger weit nach Süden ausdehnen, wurden hier insgesamt weniger Trauerenten registriert. Für die übrigen Rastvogelarten ergaben beide Erfassungsmethoden (Schiff und Flug) meist ähnliche Anteile.

Vierzehn für das Gebiet lebensraumtypische Rastvogelarten(gruppen) kamen in ausreichend hohen Anzahlen vor, um Verteilungskarten und Phänologien darzustellen: Seetaucher, Basstölpel,

Trauerente, Zwergmöwe, Sturmmöwe, Heringsmöwe, Silbermöwe, Mantelmöwe, Lachmöwe, Dreizehenmöwe, Brandseeschwalbe, Fluss-/Küstenseeschwalbe, Trottellumme und Tordalk.

Das saisonale Vorkommen und die Bestandsdichten dieser Arten(gruppen) zeigten bei Schiffstransect-Erfassungen weitgehende Übereinstimmungen mit den Untersuchungen der Vorjahre sowie mit anderen Studien. Allerdings erreichten Basstölpel eine wesentlich höhere Dichte im Vergleich zu den Vorjahren, was hauptsächlich auf eine Erfassung im April zurückgeht, bei der eine hohe Dichte von 1,85 Ind./km² festgestellt wurde. Außerdem wurde im Mai mit 3,16 Ind./km² eine hohe Dichte von Trottellummen im Untersuchungsgebiet erfasst.

Bei den Flugtransect-Erfassungen war der vergleichsweise hohe Anteil an Tordalken relativ zu Trottellummen (ein Verhältnis von 1:1) bemerkenswert. Diese Bestandsschwankungen können, abgesehen von der Veränderung des Untersuchungsgebietes, verschiedene Ursachen haben, z. B. unterschiedliche Erfassungszeiträume oder natürliche zwischenjährliche Schwankungen.

Bei Flugtransect-Erfassungen wurde eine relativ hohe Dichte (etwa 1,20 Ind./km²) von Zwergmöwen bei der Erfassung im April festgestellt, bei Schiffstransect-Erfassungen wurde eine etwas geringere Dichte ebenfalls im April ermittelt. Damit bestätigen die Daten wiederum, dass dem Untersuchungsgebiet eine hohe Bedeutung als Rast- und Zuggebiet für diese Art zukommt. Auch Alkenvögel nutzen das Untersuchungsgebiet, vor allem die Offshore-Bereiche, im Winter und Frühjahr in teilweise hohen Dichten und sind damit eine Artgruppe, deren Vorkommen direkt von den Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ betroffen ist.

Insgesamt zeigten die Ergebnisse der aktuellen Untersuchung zumeist durchschnittliche Dichten, wie sie auch in den Vorjahren bereits festgestellt wurden oder in der Literatur beschrieben sind. Durch die Veränderung des Flug-Untersuchungsgebietes wurden die hohen küstennahen Vorkommen der Trauerenten nicht mehr erfasst.

Um Auswirkungen durch Bau und Betrieb der OWPs zu untersuchen, wurde für alle Arten mit ausreichend großem Vorkommen eine Gradientenanalyse durchgeführt.

Für die Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘, die sich im **Bau** befanden, wurden statistisch signifikante Meideeffekte für Seetaucher ermittelt. Im Gegensatz zur Analyse im Vorjahresbericht zeigen die Ergebnisse für die Zwergmöwen in der diesjährigen Analyse einen deutlich geringeren Effekt. Für Sturmmöwe, Heringsmöwe und Dreizehenmöwe wurden entweder keine Effekte (Heringsmöwe) oder schwache Anziehungseffekte festgestellt. Basstölpel, Seeschwalben und Alkenvögel zeigten zwar teilweise signifikante Meideeffekte, diese waren jedoch schwach und zwischen den verschiedenen Analysen und Datensätzen nicht einheitlich, sodass hier nicht sicher von einer Meidung der Windparkflächen ausgegangen werden kann.

Für Windparks in der **Betriebsphase** wurden statistisch signifikante Meideeffekte für Seetaucher, Basstölpel, Seeschwalben und Alkenvögel festgestellt. Die Ausprägung der Meidungseffekte war bei einigen Arten nicht ganz eindeutig (z. B. Basstölpel bei Flugtransect-Erfassungen). Von allen hier untersuchten Arten wurden zumindest einzelne Individuen auch innerhalb der bestehenden Windparks beobachtet.

Bei Seetauchern weist der um das Jahr 2018 erweiterte Datensatz auf eine weiterhin bestehende Meidereaktion hin. Im Vorjahr wurde diese bis zu etwa 10 km Entfernung zum Windpark festgestellt. Auch die aktuelle Analyse deutet auf mindestens diese Meidungsdistanz hin, wobei aufgrund des Modellverlaufs keine genaue Entfernung abgeschätzt werden konnte. Allerdings ist die Stärke der Meidung offenbar deutlich geringer als im Gebiet westlich von Sylt. Es konnten bereits im Nahbereich sowie innerhalb der Windparkflächen Vögel nachgewiesen werden und die Kurve der Sichtungsraten stieg sehr flach an.

Seeschwalben wurden auch im aktuellen Untersuchungsjahr häufig am Rande bestehender Windparks gesichtet, wobei der aktuelle Datensatz auch auf eine Meidung der Windparkflächen hindeutet.

Die Ergebnisse aus Schiffs- bzw. Flugtransekt-Erfassungen stimmten in Bezug auf die Richtung des Effektes (Meidung oder Attraktion) meist gut überein, allerdings führten besonders bei truppbildenden Arten vermutlich stochastische Schwankungen und die Wahl der Referenzklasse zu leichten Unterschieden zwischen den Methoden.

Die Auswirkungen durch Bau und Betrieb (Meideabstände) sind insgesamt durchschnittlich (Alkenvögel) bzw. schwächer ausgeprägt (Seetaucher, Seeschwalben) als in anderen aktuellen Studien. Für Seetaucher war der Störradius zwar ähnlich groß im Vergleich mit aktuellen Studien, allerdings liegt das Untersuchungsgebiet außerhalb des Hauptkonzentrationsgebietes der Seetaucher in der südöstlichen Nordsee, sodass die Bestände insgesamt gering sind. Auch eine Attraktionswirkung wie bei der Sturmmöwe in der Betriebsphase wurde bereits in den Vorjahren festgestellt.

6 LITERATUR

- AVITEC. 2019. Cluster 'Nördlich Borkum' StUK-Monitoring des Jahres 2018. Fachgutachten Schutzgut Zugvögel. Im Auftrag der UMBO GmbH. Osterholz-Scharmbeck.
- BAIRLEIN, F., DIERSCHKE, J., DIERSCHKE, V., SALEWSKI, V., GEITER, O., HÜPPOP, K., KÖPPEN, U. & FIEDLER, W. 2014. Atlas des Vogelzugs: Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- BAUER, H.-G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (Eds.). 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas: alles über Biologie, Gefährdung und Schutz (2nd edition). Aula-Verlag, Wiebelsheim, Hunsrück.
- BELLEBAUM, J., DIEDERICHS, A., KUBE, J., SCHULZ, A. & NEHLS, G. 2006. Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeresenten gegenüber Schiffen auf See. *Orn. Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern* 45, Sonderheft 1 (Tagungsband 5. deutsches See- und Küstenvogelkolloquium):86-90.
- BIOCONSULT SH. 2008. Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark. Part I: Birds. Funded by the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, .
- BIOCONSULT SH & IFAÖ. 2014. Offshore-Windpark ‚alpha ventus‘. Fachgutachten Rastvögel. Abschlussbericht. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, BioConsult SH GmbH & Co. KG, Hamburg, Husum, Germany.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2015. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel. Untersuchungsjahr 2014 (Januar – Dezember 2014). Im Auftrag der UMBO GmbH.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2016. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel, Untersuchungsjahr 2015 (Januar - Dezember 2015). Im Auftrag der UMBO GmbH.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2017. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel. Untersuchungsjahr 2016 (Januar - Dezember 2016). Im Auftrag der UMBO GmbH. P. 360. Jahresbericht, Hamburg.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2018. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel. Untersuchungsjahr 2017 (Januar - Dezember 2017). Im Auftrag der UMBO GmbH. P. 366. Jahresbericht, Hamburg.
- BIOCONSULT SH, IFAÖ & IBL UMWELTPLANUNG GMBH. 2014. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Fachgutachten Marine Säugetiere Untersuchungsjahr 2013 (März – Dezember 2013). Im Auftrag der UMBO GmbH. Husum.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (Ed.). 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 77 pp.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK.
- BMU. 2009. Positionspapier des Geschäftsbereichs des Bundesumweltministeriums zur kumulativen Bewertung des Seetaucherhabitatverlusts durch Offshore-Windparks in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee als Grundlage für eine Übereinkunft des BfN mit dem BSH. Einführung eines neuen fachlich begründeten Bewertungsverfahrens. Berlin (DEU).
- BSH. 2004a. Genehmigung des Windparks ‚Borkum Riffgrund West‘. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2004b. Genehmigungsbescheid OWP ‚Borkum Riffgrund‘. P. 85. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.

- BSH. 2005. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Delta Nordsee 1'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2006. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Gode Wind 01'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2008. Genehmigung Offshore-Windenergiepark „Borkum West II“. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2009a. Genehmigungsbescheid OWP 'MEG offshore I'. P. 139. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2009b. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Gode Wind 02'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2009c. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Gode Wind 04' (Gode Wind 02). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2009d. Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Delta Nordsee 2'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2011. Genehmigungsbescheid „Borkum Riffgrund II“. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2012. Genehmigungsbescheid OWP 'Innogy Nordsee 1'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2013a. Änderungsbescheid zum Genehmigungsbescheid Offshore Windenergiepark 'Gode Wind 04'. P. 86. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2013b. Genehmigungsbescheid OWP 'Innogy Nordsee 2'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2013c. Genehmigungsbescheid OWP 'Innogy Nordsee 3'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2013d. Standard - Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4). P. 86. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg & Rostock.
- BSH. 2014. Genehmigungsbescheid für den Windpark 'OWP West'. Hamburg.
- BSH. 2016a. Plangenehmigung Offshore-Windenergiepark „Trianel Windpark Borkum, Bauphase 2“. P. 313. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2016b. Planfeststellungsbeschluss Gode Wind III. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P., LAAKE, J. L., BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. 2001. Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford. 448 pp.
- CAMPHUYSEN, K. 1995. Herring Gulls *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gulls *Larus fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. *Ardea* 83:365–380.
- CAMPHUYSEN, K. C. J., FOX, T. A. D., LEOPOLD, M. M. F. & PETERSEN, I. K. 2004. Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K. Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee Royal Netherlands Institute for Sea Research.
- CHRISTENSEN, T. K., CLAUSAGER, I. & PETERSEN, I. K. 2003. Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at Horns Rev and results from the year of construction. NERI im Auftrag von Techwise A/S.
- DIERSCHKE, V. 2003. Quantitative Erfassung des Vogelzuges während der Hellphase bei Helgoland. *Corax* 19:27–34.
- DIERSCHKE, V., EXO, K.-M., MENDEL, B. & GARTHE, S. 2012. Gefährdung von Sterntaucher (*Gavia stellata*) und Prachtaucher (*G. arctica*) in Brut-, Zug- und Überwinterungsgebieten - eine

- Übersicht mit Schwerpunkt auf den deutschen Meeresgebieten. *Die Vogelwelt* 133:163–194.
- DIERSCHKE, V., GARTHE, S. & MARKONES, N. 2004. Aktionsradien Helgoländer Dreizehenmöwen *Rissa tridactyla* und Trottellummen *Uria aalge* während der Aufzuchtphase. *Vogelwelt* 125:11–19.
- EDWARDS, E. W. J., QUINN, L. R., WAKEFIELD, E. D., MILLER, P. I. & THOMPSON, P. M. 2013. Tracking a northern fulmar from a Scottish nesting site to the Charlie-Gibbs Fracture Zone: Evidence of linkage between coastal breeding seabirds and Mid-Atlantic Ridge feeding sites. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 98:438–444.
- EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION. 2013. Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates der Europäischen Union vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung) (ABl. L 020, 26.1.2010, p.7), zuletzt geändert durch: Richtlinie 2013/17/EU des Rates vom 13. Mai 2013 (ABl. L 158, 10.6.2013, p. 193).
- FAUCHALD, P., SKOV, H., SKERN-MAURITZEN, M., HAUSNER, V. H., JOHNS, D. & TVERAA, T. 2011. Scale-dependent response diversity of seabirds to prey in the North Sea. *Ecology* 92:228–239.
- GARTHE, S. 2003. Erfassung von Rastvögeln in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. P. 280. Abschlussbericht, Im Auftrag des Bundesamts für Naturschutz.
- GARTHE, S. & FLORE, B.-O. 2007. Population trend over 100 years and conservation needs of breeding sandwich terns (*Sterna sandvicensis*) on the German North Sea coast. *Journal of Ornithology* 148:215–227.
- GARTHE, S. & HÜPPOP, O. 1994. Distribution of ship-following seabirds and their utilization of discards in the North Sea in summer:1–9.
- GARTHE, S. & HÜPPOP, O. 1996. Das 'Seabirds-at-sea'-Programm. *Vogelwarte* 117:303–305.
- GARTHE, S. & HÜPPOP, O. 2000. Aktuelle Entwicklungen beim Seabirds-at-Sea-Programm in Deutschland. *Vogelwelt* 121:301–305.
- GARTHE, S. & HÜPPOP, O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: Developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41:724–734.
- GARTHE, S., MÜLLER, S., SCHWEMMER, H. & SCHWEMMER, P. 2015. Verbreitung, Jahresdynamik und Bestandsentwicklung der Seetaucher *Gavia spec.* in der Deutschen Bucht (Nordsee). *Vogelwarte* 53:121–138.
- GARTHE, S., SCHWEMMER, H., MÜLLER, S., PESCHKO, V., MARKONES, N. & MERCKER, M. 2018. Seetaucher in der Deutschen Bucht: Verbreitung, Bestände und Effekte von Windparks.
- GARTHE, S., SCHWEMMER, P. & LUDYNIA, K. 2004. Verbreitung und Häufigkeit von See- und Küstenvögeln in der niedersächsischen 12-Seemeilen-Zone der Nordsee -Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben. P. 109. Abschlussbericht, FTZ Büsum, Büsum.
- 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. *Die Vogelwelt* 128:163–178.
- GILL, J. P., SALES, D., PINDER, S. & SALAZAR, R. 2008. Kentish Flats Wind Farm Fifth Ornithological Monitoring Report. P. 123. Environmentally Sustainable Systems Ltd, Edinburgh (UK).
- GRAVE, C. 2018. Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2017. *Seevögel* 39:4–7.
- HAMER, K. C., PHILLIPS, R. A., HILL, J. K., WANLESS, S. & WOOD, A. G. 2001. Contrasting foraging strategies of gannets *Morus bassanus* at two North Atlantic colonies: foraging trip duration and foraging area fidelity. *Marine Ecology Progress Series* 19:283–290.

- HAMER, K. C., PHILLIPS, R. A., WANLESS, S., HARRIS, M. P. & WOOD, A. G. 2000. Foraging ranges, diets and feeding locations of gannets *Morus bassanus* in the North Sea: evidence from satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series* 200:257–264.
- HEINÄNEN, S. 2016. Distribution modelling of Red-throated diver based on aerial digital surveys & hydrodynamics. Diver Workshop 2016, Hamburg.
- HÜPPOP, O., BAUER, H.-G., HAUPT, H., RYSLAVY, T., SÜDBECK, P. & WAHL, J. 2013. Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands. 1. Fassung, 31. Dezember 2012. *Berichte zum Vogelschutz* 49/50:23–83.
- IFAÖ & BIOCONSULT SH. 2014. Offshore-Windpark 'alpha ventus' - Fachgutachten Rastvögel - Abschlussbericht in Vorbereitung - Basisaufnahme, Bauphase und Betrieb (Februar 2008 - März 2013). Im Auftrag der Deutschen Offshore-Testfeld- und Infrastruktur GmbH & Co.KG (DOTI). P. 145. Husum, Hamburg.
- IFAÖ, IBL UMWELTPLANUNG & BIOCONSULT SH. 2015. Cluster ‚Nördlich Borkum‘ Fachgutachten Rastvögel. Untersuchungsjahr 2013 (März 2013 – Dezember 2013). Im Auftrag der UMBO GmbH.
- KEELE, L. J. 2008. Semiparametric Regression for the Social Sciences. Wiley. John Wiley & Sons Ltd., Chichester (UK). 230 pp.
- KOOP, B. 2002. Der Vogelzug über Schleswig-Holstein. Darstellung des sichtbaren Zuges von 1950-2002. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek (DEU).
- KUBETZKI, U. 2002. Verbreitung, Bestandsentwicklung, Habitatnutzung und Ernährung der Sturmmöwe in Norddeutschland: Ökologie einer anpassungsfähigen Vogelart im Übergangsbereich zwischen Land und Meer. Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Kiel (DEU). 122 pp.
- LEOPOLD, M. F., BEMMELEN, R. S. A. VAN & ZUUR, A. F. 2013. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. P. 108. IMARES, Wageningen (NL).
- LINDEBOOM, H. J., KOUWENHOVEN, H. J., BERGMAN, M. J. N., BOUMA, S., BRASSEUR, S., DAAN, R., FIJN, R. C., HAAN, D. DE, DIRKSEN, S., HAL, R. VAN, LAMBERS, R. H. R., HOFSTEDÉ, R. TER, KRIJGSVELD, K. L., LEOPOLD, M. & SCHEIDAT, M. 2011. Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6:1–13.
- MARKONES, N. & GARTHE, S. 2011. Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee - Teilbericht Seevögel. P. 64. Monitoring 2010-2011 - Endbericht, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum (DEU).
- MARKONES, N., GUSE, N., BORKENHAGEN, K., SCHWEMMER, H. & GARTHE, S. 2015. Seevogel-Monitoring 2014 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. P. 127. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum, Kiel.
- MARKONES, N., SCHWEMMER, H. & GARTHE, S. 2013. Seevogel-Monitoring 2011/2012 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. P. 71. Bericht für das Bundesamt für Naturschutz, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum, Kiel.
- MENDEL, B., SCHWEMMER, P., PESCHKO, V., MÜLLER, S., SCHWEMMER, H., MERCKER, M. & GARTHE, S. 2019. Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia spp.*). *Journal of Environmental Management* 231:429–438.
- MENDEL, B., SONNTAG, N., SOMMERFELD, J., KOTZERKA, J., MÜLLER, S., SCHWEMMER, H., SCHWEMMER, P. & GARTHE, S. 2015a. Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust und möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD) - Schlussbericht zum Projekt: Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des

- BSH (StUKplus). P. 166. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Außenstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum.
- MENDEL, B., SONNTAG, N., WAHL, J., SCHWEMMER, P., DRIES, H., GUSE, N., MÜLLER, S. & GARTHE, S. 2008. Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee: Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihrem marinen Lebensraum. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg (DEU). 436 pp.
- MENDEL, B., SONNTAG, NICOLE, SOMMERFELD, JULIA, KOTZERKA, JANA, MÜLLER, SABINE, SCHWEMMER, HENRIETTE, SCHWEMMER, PHILIPP & GARTHE, STEFAN. 2015b. Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust und möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD). Schlussbericht zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben *alpha ventus* zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUK plus). P. 166. Forschungs- und Technologiezentrum (FTZ) Westküste, Büsum (DEU).
- MÜLLER, H. H. 2015. Seevogel des Jahres 2015: Brandseeschwalbe 36:20–27.
- PERCIVAL, S. 2013. Thanet Offshore Wind Farm Ornithological Report 2012-13. P. 60. Abschlussbericht, Ecology Consulting, Peterborough (UK).
- PERCIVAL, S. 2014. Kentish Flats Offshore Wind Farm: Diver Surveys 2011-12 and 2012-13. P. 25. Vattenfall Ecology Consulting, Durham (UK).
- PETERSEN, I. K., CHRISTENSEN, K. C., KAHLERT, J., DESHOLM, M. & FOX, A. D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. P. 161. National Environmental Research Institute (NERI), Aarhus University, Aarhus (DNK).
- PETERSEN, I. K. & FOX, A. D. 2007. Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. P. 36. National Environmental Research Institute (NERI), University of Aarhus, Aarhus (DNK).
- PETERSEN, I. K., NIELSEN, R. D. & MACKENZIE, M. L. 2014. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. P. 54. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, ST. Andrews (UK).
- PHILLIPS, R. A., PETERSEN, M. K., LILLIENDAHL, K., SOLMUNDSSON, J., HAMER, K. C., CAMPHUYSEN, C. J. & ZONFRILLO, B. 1999. Diet of the northern fulmar *Fulmarus glacialis*: reliance on commercial fisheries? *Marine Biology* 135:159–170.
- R CORE TEAM. 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing.
- SCHWEMMER, H., KOTZERKA, J., MENDEL, B. & GARTHE, S. 2014. Gemeinsame Auswertung von Daten zu Seevögeln für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld alpha ventus (SEABIRD-DATA). Schlussbericht zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH. Forschungs- und Technologiezentrum (FTZ) Westküste, Büsum (DEU).
- SCHWEMMER, H., MARKONES, N., MÜLLER, S., BORKENHAGEN, K., MERCKER, M. & GARTHE, S. 2019. Aktuelle Bestandsgrößen und -entwicklung des Sterntauchers (*Gavia stellata*) in der deutschen Nordsee.
- SCHWEMMER, P. & GARTHE, S. 2005. At-sea distribution and behaviour of a surfacefeeding seabird, the lesser black-backed gull *Larus fuscus*, and its association with different prey. *Marine Ecology Progress Series*:245–258.
- SCHWEMMER, P. & GARTHE, S. 2006. Spatial patterns in at-sea behaviour during spring migration by little gulls *Larus minutus* in the southeastern North Sea. *Journal of Ornithology* 147:354–366.

- SCHWEMMER, P., MENDEL, B., DIERSCHKE, V. & GARTHE, S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: Implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21:1851–1860.
- SKOV, H., DURINCK, J., LEOPOLD, M. F. & TASKER, M. L. 1995. Important Bird Areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. BirdLife International, Cambridge (UK). 159 pp.
- SKOV, H., PIPER, W. & LEONHARD, S. B. 2008. Horns Rev II Offshore Wind Farm Monitoring of Resting Waterbirds - Baseline Studies 2007-08. P. 34. Orbicon A/S & DHI Water Environment Health A/S in association with BIOLA, Viby (DNK).
- SPALKE, J., DIEDERICHS, A., GRÜNKORN, T., RASSMUS, J. & NEHLS, G. 2014. Trauerenten (*Melanitta nigra*) an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste. *Corax* 22:15–25.
- SPEAR, L. B., AINLEY, D. G., HARDESTY, B. D., HOWELL, S. N. G. & WEBB, S. W. 2004. Reducing biases affecting at-sea surveys of seabirds: use of multiple observer teams. *Marine Ornithology* 32:147–157.
- STONE, C. J., WEBB, A. & TASKER, M. L. 1995. The distribution of auks and Procellariiformes in north-west European waters in relation to depth of sea. *Bird Study* 42:50–56.
- SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BOSCHERT, M., BOYE, P. & KNIEF, W. 2009. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung, Stand 30. November 2007. Pp. 159–227 *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg (DEU).
- UNEP/AEWA SECRETARIAT. 2019. Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA). Agreement Text and Annexes - As amended at the 7th Session of the Meeting of the Parties to AEWA 4 - 8 December 2018, Durban, South Africa. Table 1: Status of the populations of migratory waterbirds. Durban. 62 pp.
- VANERMEN, N., ONKELINX, T., COURTENS, W., VAN DE WALLE, M., VERSTRAETE, H. & STIENEN, E. W. M. 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756:51–61.
- WALLS, R., CANNING, S., LYE, G., GIVENS, L., GARRETT, C. & LANCASTER, J. 2013. Analysis of Marine Environmental Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland (Operational Year 1) Executive Summary & Non-Technical Report. P. 204. Natural Power Consultants, Dalry (UK).
- WALTER, U. & BECKER, P. H. 1997. Occurrence and consumption of seabirds scavenging on shrimp trawler discards in the Wadden Sea. *ICES Journal of Marine Science* 54:684–694.
- WEBB, A., MACKENZIE, M., CANECO, B. & DONOVAN, C. 2015. Lincs Wind Farm - Second annual post-construction aerial ornithological monitoring report. HiDef Aerial Surveying Limited.
- WEIß, F., BÜTTGER, H., JULIA BAER, JORG WELCKER & GEORG NEHLS. 2016. Erfassung von Seevögeln und Meeressäugertieren mit dem HiDef-Kamerasystem aus der Luft. *Seevögel* 37.
- WELCKER, J. & NEHLS, G. 2016. Displacement of seabirds by an offshore wind farm in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 554:173–182.
- WETLANDS INTERNATIONAL. 2015. Waterbird Population Estimates.
- WOLFF, S. 2019. Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2018. *Seevögel, Zeitschrift Verein Jordsand* 40.
- WOOD, S. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. CRC press.
- ZUUR, A. F. (Ed.). 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, NY. 574 pp.

A ANHANG

A.1 OWP und Prüfung der Auswirkungsprognosen

A.1.1 Offshore-Windparks im Cluster ‚Nördlich Borkum‘

Die Reihenfolge der OWPs entspricht der Nummerierung in Abb. 1.2.

Für jeden OWP im Cluster ‚Nördlich Borkum‘ wurde ein Vergleich der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides mit den Ergebnissen des aktuellen Umweltmonitorings durchgeführt (vgl. Kap. 3.1 bis 3.3). Hierbei ist zu beachten, dass die Größe und Lage der Untersuchungsgebiete der einzelnen OWPs mit denen des Clusters nicht übereinstimmen.

Während sich die OWPs Nr. 1 bis 17 in den Gebieten für die schiff- und flugzeugbasierten Untersuchungen befinden, lag der OWP ‚Riffgat‘ bisher nur im Gebiet für die flugbasierten Untersuchungen. Im Februar 2018 wurde das Fluggebiet verändert, um eine größere Fläche innerhalb der Windparks des UMBO-Clusters abzudecken, sodass der OWP ‚Riffgat‘ seitdem nicht mehr im Untersuchungsgebiet liegt.

Zwar liegen die OWP Projekte ‚alpha ventus‘ (Nr. 6), ‚Nordsee Two‘ (Nr. 9) und ‚Nordsee Three‘ (Nr. 13) im Cluster ‚Nördlich Borkum‘, sind aber nicht Teil der UMBO GmbH. Aus diesem Grund wird für diese Projekte keine Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides vorgenommen.

Borkum Riffgrund West II (Nr. 1)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Borkum Riffgrund West II‘ (Größe: 16 km²) befindet sich derzeit mit 43 Windenergieanlagen in Planung.

Tab. A.1 *Koordinaten der Eckpunkte des OWPs ‚Borkum Riffgrund West II‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Breitengrad	Längengrad
16 km ²	westliche Teilfläche	
	54°03'40,23" N	6°05'0,73" E
	54°03'54,90" N	6°05'42,99" E
	54° 04'10,02" N	6°09'17,27" E
	54°04'05,27" N	6°10'00,51" E
	54°03'45,88" N	6°10'01,47" E
	54°03'16,57" N	6°08'36,92" E
	54°02'08,65" N	6°07'14,34" E
	54°01'53,98" N	6°06'32,11" E

	54°02'18,11" N	6°05'47,91" E
	54°03'21,72" N	6°04'53,59" E
	östliche Teilfläche	
	54°04'31,75" N	6°12'53,90" E
	54°04'43,36" N	6°16'25,75" E
	54°04'38,63" N	6°17'11,74" E
	54°04'03,06" N	6°17'13,32" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Da der OWP „Borkum Riffgrund West II“ noch in Planung ist, liegt noch kein Genehmigungsbescheid vor.

OWP West (Nr. 2)

Historie und Koordinaten

Der Windpark ‚OWP West‘ wurde am 15.04.2014 genehmigt. Auf dem 14 km² großen Gebiet sollen 41 Windenergieanlagen errichtet werden.

Tab. A.2 Koordinaten der Eckpunkte des OWPs ‚OWP West‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Breitengrad	Längengrad
14 km ²	54°03'07,08" N	6°10'03,36" E
	54°01'49,68" N	6°10'07,20" E
	54°01'44,94" N	6°10'50,40" E
	54°01'30,66" N	6°12'59,94" E
	54°01'21,12" N	6°14'26,34" E
	54°01'11,52" N	6°15'52,74" E
	54°01'10,44" N	6°07'17,28" E
	54°01'15,18" N	6°06'34,08" E
	54°01'34,56" N	6°06'33,06" E
	54°02'57,18" N	6°08'37,86" E
	54°03'11,82" N	6°09'20,16" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2014) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚OWP West‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚OWP West‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher insgesamt „nur in geringer Anzahl“ (BSH 2014) im Vorhabengebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „kein erheblicher Habitatverlust“ (BSH 2014) erwartet wird. Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark

angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung von Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚OWP West‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl“ (BSH 2014). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27). Während der Flugtransekt-Erfassungen war die Brandseeschwalbe unter den häufigeren Arten im Gebiet. Bei Zugvögeln sind zwischen den Jahren stark schwankende Dichten normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während des Frühjahrszuges und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Für Seeschwalben wurde im Genehmigungsbescheid eine besondere Bedeutung des Vorhabengebietes ‚OWP West‘ ausgeschlossen. „Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben sind demnach nicht zu erwarten.“ (BSH 2014). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid nur „in sehr kleiner Anzahl“ festgestellt. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe, ähnlich den Seeschwalben, in geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 3.18, Tab. 3.13). Dies kann auch hier damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Laut Genehmigungsbescheid weisen „alle bisherigen Erkenntnisse [...] darauf hin, dass das Vorhabengebiet ‚OWP West‘ für Zwergmöwen keine besondere Bedeutung hat. Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen sind nach dem aktuellen Kenntnisstand nicht zu erwarten.“ (BSH 2014). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk, Basstölpel, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in mittleren bis hohen Dichten vertreten.

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte sind auch für den

Windpark ‚OWP West‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag.

Es ist anzunehmen, dass die Aussage aus dem Genehmigungsbescheid: „Einzelne Individuen von Arten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie können zwar durch Meideverhalten nachteilig beeinträchtigt werden, die entsprechenden Populationen werden dadurch jedoch nicht gefährdet.“ (BSH 2014) weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚OWP West‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Borkum Riffgrund West I (Nr. 3)

Historie und Koordinaten

Am 25.02.2004 wurde der OWP ‚Borkum Riffgrund West I‘ genehmigt. Die Fertigstellung des OWPs ist für 2024/2025 geplant. Es sollen Windenergieanlagen mit einer Gesamtleistung von 420 MW in dem 30 km² großen Gebiet errichtet werden.

Tab. A.3 *Koordinaten der Eckpunkte des OWPs ‚Borkum Riffgrund West I‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Breitengrad	Längengrad
30 km ²	54° 04' 19,74" N	6° 10' 44,52" E
	54° 03' 37,20" N	6° 17' 15,12" E
	54° 01' 21,00" N	6° 17' 21,72" E
	54° 02' 04,14" N	6° 10' 51,12" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2004a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Borkum Riffgrund West‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Borkum Riffgrund West I‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher insgesamt „nur in geringen Abundanzen“ (BSH 2004a) im Vorhabengebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „nicht von einem für Seetaucher relevanten Habitat gesprochen werden kann, sodass diese danach auch keinen artenspezifischen Habitatverlust erleiden würden“ (BSH 2004a). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund West I‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben wurden laut Genehmigungsbescheid im Untersuchungsgebiet „nur in geringen Abundanzen teilweise auch nur in selteneren Ausnahmefällen als Durchzügler festgestellt“ (BSH 2004a). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27). Während der Flugtransekt-Erfassungen war die Brandseeschwalbe unter den häufigeren Arten im Gebiet. Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Für Seeschwalben wurde bemerkt „dass eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ und dass „es nicht zu erheblichen Auswirkungen“ kommen dürfte (BSH 2004a). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „nur in geringen Abundanzen teilweise auch nur in selteneren Ausnahmefällen als Durchzügler festgestellt“. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe allerdings, ähnlich den Seeschwalben, in geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet. Dies kann auch damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt „dass eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ und dass „es nicht zu erheblichen Auswirkungen“ kommen dürfte (BSH 2004a). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk, Basstölpel, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese waren auch weiterhin in relativ hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass es „nicht zu erheblichen Auswirkungen auf die festgestellten weiteren Rastvogelarten kommen dürfte“ (BSH 2004a).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs zeigen. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Borkum Riffgrund West I‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund West I‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Trianel Windpark Borkum I und II (Nr. 4a und 4b)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Trianel Windpark Borkum‘ hat eine Fläche von ca. 56 km². Am 03.09.2011 startete die 1. Ausbauphase mit der Errichtung von 40 WEA. Im April 2012 (05.04.2012) fand die letzte Rammung statt. Während alle Turbinen am 01.06.2014 installiert waren, war offizieller Betriebsbeginn am 17.05.2015. Die 2. Ausbauphase beinhaltet die Installation von weiteren 40 WEA. Mit der Errichtung der WEA wurde am 28.06.2018 begonnen. Die Rammungen waren am 26.11.2018 abgeschlossen.

Tab. A. 4 *Koordinaten der Eckpunkte des OWPs ‚Trianel Windpark Borkum I und II‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe: ca. 56 km ²	Breitengrad	Längengrad
1. Ausbauphase im Betrieb	54°00'00,13" N	6°27'11,84" E
	54°00'45,83" N	6°27'13,17" E
	54°02'35,04" N	6°28'14,10" E
	54°03'42,56" N	6°27'45,40" E
	54°03'41,49" N	6°25'01,59" E
	54°05'15,22" N	6°24'56,16" E
	54°05'17,12" N	6°27'25,34" E
	54°05'09,63" N	6°27'28,80" E
	54°04'44,73" N	6°28'17,49" E
	54°02'36,03" N	6°28'32,48" E
	54°02'17,12" N	6°29'19,72" E
	54°01'58,79" N	6°29'22,56" E
	54°01'53,11" N	6°29'16,15" E
	54°00'00,11" N	6°29'22,45" E

Tab. A.4 Fortsetzung Tabelle Tab. A.4 (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe: ca. 56 km ²	Breitengrad	Längengrad
2. Ausbauphase genehmigt	54°01'58,79" N	6°29'22,56" E
	54°02'17,12" N	6°29'19,72" E
	54°02'36,03" N	6°28'32,48" E
	54°04'44,73" N	6°28'17,49" E
	54°05'09,63" N	6°27'28,80" E
	54°05'17,12" N	6°27'25,34" E
	54°05'20,11" N	6°31'28,42" E
	54°04'16,75" N	6°31'32,09" E
	54°03'12,78" N	6°30'46,08" E
	54°00'00,13" N	6°27'11,84" E
	54°00'00,11" N	6°25'14,38" E
	54°03'41,49" N	6°25'01,59" E
	54°03'42,56" N	6°27'45,40" E
	54°02'35,04" N	6°28'14,10" E
	54°00'45,83" N	6°27'13,17" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Ausbauphase 1:

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose der Genehmigungsbescheide (BSH 2008, 2016a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschrL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Trianel Windpark Borkum‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Trianel Windpark Borkum‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher „das Vorhabengebiet in geringer Anzahl im Frühjahr nutzen“ (BSH 2016a). Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Seetaucher mit Sicherheit ausgeschlossen werden können“ (BSH 2008, 2016a). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark

„Trianel Windpark Borkum“ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl“ (BSH 2008). Im Genehmigungsbescheid für die Bauphase II wurde das Vorkommen als „allenfalls von durchschnittlicher Bedeutung als Rastgebiet für Seeschwalben“ eingestuft (BSH 2016a). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27). Während der Flugtransekt-Erfassungen war die Brandseeschwalbe unter den häufigeren Arten im Gebiet. Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes „Trianel Windpark Borkum“ für Seeschwalben wurde ausgeschlossen und „Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben sind demnach nicht zu erwarten“ (BSH 2008). Die Plangenehmigung für den Ausbau des Windparks teilt diese Annahme. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Die Zwergmöwe kommt laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ (BSH 2016a) vor. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe mit geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet. Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt „dass das Vorhabensgebiet „Borkum West II“ keine besondere Bedeutung hat“ und „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen nicht zu erwarten sind“ (BSH 2008, 2016a). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen im Vorhabensgebiet „Borkum West II“ unter Berücksichtigung auswirkungsminimierender Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird (BSH 2008, 2016a).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte gelten auch für den Windpark „Trianel Windpark Borkum“. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen

Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Ausbauphase 2:

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose der Genehmigungsbescheide (BSH 2008, 2016a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschrRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Trianel Windpark Borkum‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Trianel Windpark Borkum‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher „das Vorhabengebiet in geringer Anzahl im Frühjahr nutzen“ (BSH 2016a). Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Seetaucher mit Sicherheit ausgeschlossen werden können“ (BSH 2008, 2016a). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl“ (BSH 2008). Im Genehmigungsbescheid für die Bauphase II wurde das Vorkommen als „allenfalls von durchschnittlicher Bedeutung als Rastgebiet für Seeschwalben“ eingestuft (BSH 2016a). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27). Während der Flugtransekt-Erfassungen war die Brandseeschwalbe unter den häufigeren Arten im Gebiet. Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes ‚Trianel Windpark Borkum‘ für Seeschwalben wurde ausgeschlossen und

„Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben sind demnach nicht zu erwarten“ (BSH 2008). Die Plangenehmigung für den Ausbau des Windparks teilt diese Annahme. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Auch wenn in manchen Jahren geringfügig höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Die Zwergmöwe kommt laut Genehmigungsbescheid nur „eher vereinzelt“ (BSH 2016a) vor. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe mit geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet. Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt „dass das Vorhabensgebiet „Borkum West II“ keine besondere Bedeutung hat“ und „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen nicht zu erwarten sind“ (BSH 2008, 2016a). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen im Vorhabensgebiet ‚Borkum West II‘ unter Berücksichtigung auswirkungsminimierender Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird (BSH 2008, 2016a).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs zeigen. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Trianel Windpark Borkum‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Merkur Offshore (Nr. 5)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Merkur Offshore‘ wurde am 31.08.2009 mit 80 Windenergieanlagen auf einer Fläche von 47 km² genehmigt. Mit der Plangenehmigung vom 20.04.2016 wurde die Anzahl der Windenergieanlagen auf 66 reduziert. Die Größe des Windparkgebietes beträgt nun 39 km². Mit dem Bau wurde am 20.04.2017 begonnen. Die Rammphase endete mit der letzten Rammung am 07.07.2017. Die Errichtung der Turbinen dauerte bis zum 13.09.2018. Seit August 2018 befanden sich ein Drittel der Anlagen bereits im Probetrieb.

Tab. A. 5 *Koordinaten der Eckpunkte des OWPs ‚Merkur Offshore‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Breitengrad	Längengrad
39 km ²	54° 05' 20,67"	6° 32' 22,36"
	54° 05' 21,27"	6° 33' 06,44"
	54° 05' 08,89"	6° 33' 51,86"
	54° 02' 36,62"	6° 37' 07,74"
	54° 02' 10,91"	6° 37' 07,64"
	54° 02' 02,19"	6° 34' 01,66"
	54° 00' 15,50"	6° 34' 07,24"
	54° 00' 27,04"	6° 30' 15,95"
	54° 01' 47,49"	6° 30' 12,09"

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2009a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Merkur Offshore‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Merkur Offshore‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher insgesamt „nur in geringer Anzahl“ (BSH 2009a) im Vorhabengebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass „keine erheblichen Auswirkungen auf die Seetaucherbestände“ (BSH 2009a) erwartet werden. Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus,

bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Merkur Offshore‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „überwiegend in den Hauptzugzeiten“ (BSH 2009a). Diese Beschreibung gilt auch für die aktuellen Erfassungen. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27). Während der Flugtransekt-Erfassungen war die Brandseeschwalbe unter den häufigeren Arten im Gebiet. Jedoch wurde schon im Genehmigungsbescheid bemerkt, dass eine „starke interannuelle Variabilität des Vogelvorkommens in diesem Bereich“ herrscht (BSH 2009a). Die Ergebnisse „schließen [...] eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes [...] für Seeschwalben“ aus (BSH 2009a). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Auch wenn in manchen Jahren etwas höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch die Zwergmöwe wurden laut Genehmigungsbescheid nur „vereinzelt“ registriert (BSH 2009a). In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe allerdings, ähnlich den Seeschwalben, besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet. Somit gilt auch für diese Art die generelle Aussage, dass eine „starke interannuelle Variabilität des Vogelvorkommens in diesem Bereich“ herrscht (BSH 2009a). Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ hat (BSH 2009a). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk, Herings- und Dreizehenmöwe. Weiterhin traten Sturm-, Mantel- und Silbermöwen sowie Basstölpel im Vorhabensgebiet auf, während Lachmöwen, Eissturmvogel und Trauerenten nur seltener festgestellt wurden. Diese Beschreibung hat weiterhin Bestand und die häufigeren Arten sind auch weiterhin in hohen Dichten vertreten. Im Genehmigungsbescheid wurde angenommen, dass das Bauvorhaben „keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2009a).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs zeigen. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Merkur Offshore‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Mercur Offshore‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Borkum Riffgrund 1 (Nr. 7)

Historie und Koordinaten

Der OWP ,Borkum Riffgrund 1' (Größe: 36 km²) umfasst 78 Windenergieanlagen des Typs Siemens 3.6-120 und ein Umspannwerk (Offshore-Substation).

Baubeginn im Projekt ,Borkum Riffgrund 1', zunächst mit der Installation der Offshore Substation, war im August 2013. Die Offshore-Substation besteht aus einer Jacket-Gründung mit acht Gründungspfählen sowie einer Topside. Im Oktober 2013 wurde mit dem Ausbringen der Filterschicht für den Kolkenschutz der Fundamente begonnen. Die eigentlichen Bauarbeiten mit der Gründung von insgesamt 77 Monopiles und Transition Pieces begannen am 21.01.2014. Die Rammungen wurden am 29.07.2014 abgeschlossen. Die Turbinen waren am 22.05.2015 komplett installiert. Seit dem 14.06.2015 ist der OWP offiziell in Betrieb.

Tab. A. 6 *Koordinaten der Eckpunkte des OWPs ,Borkum Riffgrund 1' (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Breitengrad	Längengrad
ca. 36 km ²	53° 59' 40,00" N	6° 29' 28,00" E
	53° 59' 40,00" N	6° 33' 36,00" E
	53° 57' 39',00" N	6° 37' 01,00" E
	53° 56' 25,00" N	6° 37' 01,00" E
	53° 56' 25,00" N	6° 32' 54,00" E
	53° 58' 26',00" N	6° 29' 29,00" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2004b) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des OWPs ,Borkum Riffgrund 1' die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ,Borkum Riffgrund 1' wurde festgestellt, dass nur „vereinzelte Exemplare von Seetauchern“ (BSH 2004b) im Vorhabengebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Die Bewertung des Bestandes ist auch nach der aktuellen Untersuchung weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass kein erheblicher Habitatverlust (BSH 2004b) erwartet wird. Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse stellte eine vergleichsweise

schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 1‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben wurden laut Genehmigungsbescheid ebenfalls in geringen Dichten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27). Während der Flugtransekt-Erfassungen war die Brandseeschwalbe unter den häufigeren Arten im Gebiet. Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Laut Genehmigungsbescheid (BSH 2004b) könnte „das Vorhabensgebiet [...] eine Bedeutung für den Durchzug der [...] Brandseeschwalbe haben. Weiterhin wurde jedoch für Seeschwalben bemerkt „dass eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ und dass es „nicht zu erheblichen Auswirkungen“ kommen dürfte (BSH 2004b). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch für die Zwergmöwe wurden laut Genehmigungsbescheid nur geringe Dichten ermittelt. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe, ähnlich den Seeschwalben, besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet. Dies kann auch hier damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Für Zwergmöwen wurde im Genehmigungsbescheid ebenfalls vermerkt „dass eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ und dass „es nicht zu erheblichen Auswirkungen“ kommen dürfte (BSH 2004b). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass es „nicht zu erheblichen Auswirkungen auf die festgestellten weiteren Rastvogelarten kommen dürfte“ (BSH 2004b).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs zeigen. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Borkum Riffgrund 1‘. Auf Populationsebene sind allerdings

keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 1‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Borkum Riffgrund 2 (Nr. 8)
Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Borkum Riffgrund 2‘ wurde am 30.12.2011 genehmigt. Im OWP, der aus zwei Teilflächen besteht (Größe insgesamt: ca. 35 km²), sollen 56 Windenergieanlagen stehen. Mit dem Bau des Umspannwerks wurde am 17.07.2017 begonnen. Die Fundamente wurden zwischen dem 05.03.2018 und 25.05.2018 errichtet.

Tab. A. 7 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Borkum Riffgrund 2‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Breitengrad	Längengrad
35 km ²	östliche Teilfläche	
	53° 59' 15,45"	6° 35' 38,94"
	53° 59' 15,44"	6° 37' 01,28"
	53° 58' 26,92"	6° 37' 01,25"
	westliche Teilfläche	
	53° 55' 55,77"	6° 36' 14,07"
	53° 55' 03,16"	6° 30' 04,18"
	53° 54' 59,09"	6° 29' 20,66"
	53° 57' 11,86"	6° 26' 21,05"
	53° 57' 38,16"	6° 25' 52,22"
	53° 58' 02,15"	6° 25' 26,95"
	53° 59' 14,22"	6° 25' 21,48"
	53° 59' 27,77"	6° 26' 29,30"
	53° 59' 27,76"	6° 28' 25,31"
	53° 58' 26,31"	6° 28' 25,49"
	53° 58' 02,27"	6° 28' 47,50"
	53° 57' 40,00"	6° 28' 47,56"
	53° 57' 12,25"	6° 30' 30,50"
	53° 56' 24,32"	6° 32' 13,36"
	53° 55' 58,03"	6° 33' 11,93"

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides
Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2011) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschrL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Borkum Riffgrund 2‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Borkum Riffgrund 2‘ wurde festgestellt, dass Seetaucher insgesamt „in geringer Anzahl“ (BSH 2011) im Vorhabensgebiet vorkommen. Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), so „dass sowohl das Vorhabensgebiet ‚Borkum Riffgrund 2‘ als auch seine mittelbare Umgebung eine geringe bis höchstens durchschnittliche Bedeutung für Seetaucher haben“ (BSH 2011) und kein erheblicher Habitatverlust erwartet wird. Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 2‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid „das Vorhabensgebiet kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2011). In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27). Während der Flugtransekt-Erfassungen war die Brandseeschwalbe unter den häufigeren Arten im Gebiet. Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. Für Seeschwalben wurde bemerkt, „dass durch die Realisierung des Vorhabens ‚Borkum Riffgrund 2‘ nicht von einem Flächenverlust für Seeschwalben ausgegangen werden könne“ und dass „Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben demnach nicht zu erwarten sind“ (BSH 2011). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 2‘ keine Auswirkungen für Seeschwalben zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid nur „in kleiner Anzahl“ ermittelt. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe mit geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet. Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt, „dass durch die Realisierung des Vorhabens ‚Borkum Riffgrund 2‘ nicht von einem Flächenverlust für Zwergmöwen ausgegangen werden könne“ und „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen nach dem aktuellen Kenntnisstand nicht zu erwarten sind“ (BSH 2011). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch

Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe. Diese sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-WEA im Vorhabensgebiet ‚Borkum Riffgrund 2‘ keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2011).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Borkum Riffgrund 2‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Borkum Riffgrund 2‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

OWP Delta Nordsee 1 (Nr. 10)

Historie und Koordinaten

Am 11.02.2005 wurde der Windpark ‚OWP Delta Nordsee 1‘ genehmigt. In dem 17 km² großen Gebiet sollen 47 Windenergieanlagen errichtet werden. Für den Baubeginn besteht eine Fristverlängerung bis zum 30.06.2020.

Tab. A. 8 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Delta Nordsee 1‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Breitengrad	Längengrad
17 km ²	54°04'09,00" N	6°44'51,60" E
	54°04'09,00" N	6°47'03,00" E
	54°00'22,20" N	6°47'03,00" E
	54°00'22,20" N	6°44'51,60" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2005) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚OWP Delta Nordsee 1‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚OWP Delta Nordsee 1‘ wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass ihr Vorkommen im Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung zu haben scheint, sondern an bedeutsamere Überwinterungsgebiete, die küstennäher liegen, angrenzt“ (BSH 2005). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Das Untersuchungsgebiet liegt nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015), sodass es sich „nicht von einem für Seetaucher relevanten Habitat“ handelt und diese „danach auch keinen erheblichen Habitatverlust erleiden“ würden (BSH 2005). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 1‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen

Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet in „geringen Abundanzen“ (BSH 2005). Die Frühjahrsbestände der Brandseeschwalbe sind aktuell besonders bei Flugtransekt-Erfassungen mit mittleren Dichten etwas höher. Allerdings sind stark schwankende Dichten zwischen den Jahren bei Zugvögeln normal. Der größte Teil der nachgewiesenen Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben wurde während der Zugzeit und fliegend erfasst. Somit dient das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet. U. a. für Seeschwalben wurde bemerkt, dass „eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ (BSH 2005). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Auch wenn in manchen Jahren etwas höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Auch die Zwergmöwe kam laut Genehmigungsbescheid „nicht besonders häufig“ vor. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe allerdings mit geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet. Dies kann auch damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass für diese Art das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Auch für Zwergmöwen wurde vermerkt, dass „eine Qualifizierung des Vorhabensbereiches als in irgendeiner Weise für diese Arten erkennbar bedeutsam fernliegend ist“ (BSH 2005). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand.

Im Genehmigungsbescheid werden zudem Heringsmöwe und Trottellumme als besonders häufige Rastvögel genannt. Diese sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „etwaig auftretende Störungen oder Beeinträchtigungen als vergleichsweise gering und damit als hinnehmbar zu bewerten“ sind (BSH 2005).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWP's festgestellt. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 1‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 1‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

OWP Delta Nordsee 2 (Nr. 11)

Historie und Koordinaten

Der Windpark ‚OWP Delta Nordsee 2‘ wurde am 31.08.2009 genehmigt. Das Gebiet hat eine Größe von 10 km². Es sollen 32 Windenergieanlagen errichtet werden. Für den Baubeginn besteht ebenfalls eine Fristverlängerung bis zum 30.06.2020.

Tab. A. 9 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Delta Nordsee 2‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Breitengrad	Längengrad
10 km ²	54°04'39,67" N	6°44'51,60" E
	54°04'39,61" N	6°47'39,38" E
	53°59'59,15" N	6°47'38,93" E
	53°59'59,21" N	6°44'51,47" E
	54°04'09,25" N	6°44'51,48" E
	54°04'09,23" N	6°47'03,47" E
	54°00'22,15" N	6°47'03,26" E
	54°00'22,17" N	6°44'51,47" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2009d) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚OWP Delta Nordsee 2‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚OWP Delta Nordsee 2‘ wurde zusammengefasst, dass Seetaucher im Untersuchungsgebiet in kleiner Anzahl vorkommen und „dass sowohl das Vorhabensgebiet ‚Delta Nordsee 2‘ als auch seine mittelbare Umgebung eine durchschnittliche Bedeutung für Seetaucher haben“ (BSH 2009d). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Die Bewertung des Bestandes ist entsprechend weiterhin gültig. Im Genehmigungsbescheid wird zwar zunächst festgestellt, dass in der Betriebsphase bei stör anfälligen Arten, wie dem Seetaucher, zu einem Habitatverlust kommen kann, da das Untersuchungsgebiet aber nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird bei Berücksichtigung des 1 %-Kriteriums auch bei kumulativer Betrachtung der Auswirkungen „nicht von einem erheblichen Habitatverlust für die Seetaucherpopulation“ ausgegangen (BSH 2009d). Im Genehmigungsbescheid wurde ein

Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 2‘ keine Auswirkungen auf Seetaucher zu erwarten. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl“ (BSH 2009d). Seeschwalben werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. Seeschwalben wurden in der aktuellen Untersuchung in ähnlicher Anzahl (in geringen bis mittleren Dichten) registriert wie im Genehmigungsbescheid genannt. Für Küsten- und Flusseeeschwalbe hat das Vorhabensgebiet „Delta Nordsee 2“ laut Genehmigungsbescheid (BSH 2009d) während des Zuges „keine besondere und für die Brandseeschwalbe eine durchschnittliche Bedeutung“. Es wird festgestellt, dass „eine Gefährdung auf Populationsniveau auszuschließen ist. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 2‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid nur „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2009d). Die Zwergmöwe tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. Dieses wird auch in den aktuellen Untersuchungen bestätigt. Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen“ nicht zu erwarten sind (BSH 2009d). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Da die Zwergmöwe nach den aktuellen Ergebnissen weiterhin in vergleichbaren Häufigkeiten wie in der Genehmigung betrachtet im Durchzug auftritt, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 2‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigen Arten im Untersuchungsgebiet Möwen der Gattung *Larus* (besonders schiffsfolgende Arten) sowie Trottellumme, Tordalk und Dreizehenmöwe, während Eissturmvogel und Basstöpel seltener registriert wurden (BSH 2009d). Die als häufig klassifizierten Arten sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass es „unter Berücksichtigung auswirkungsminimierender Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2009d).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWP-Flächen zeigen. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 2‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚OWP Delta Nordsee 2‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Nordsee One (Nr. 12)

Historie und Koordinaten

Auf einer Fläche von ca. 41 km² sollen im OWP ‚Nordsee One‘ 54 Windenergieanlagen errichtet werden. Der OWP wurde am 04.04.2012 genehmigt. Der Bau wurde am 14.12.2015 begonnen. Die letzte Rammung fand am 07.05.2016 statt. Seit dem 20.12.2017 befindet sich der OWP ‚Nordsee One‘ offiziell in Betrieb.

Tab. A. 10 *Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Nordsee One‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Breitengrad	Längengrad
ca. 41 km ²	53°57'14,42" N	6°44'51,61" E
	53°59'38,09" N	6°44'51,61" E
	53°59'50,73" N	6°53'40,22" E
	53°58'58,07" N	6°53'40,43" E
	53°58'36,69" N	6°54'11,07" E
	53°58'15,22" N	6°51'53,78" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2012) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Nordsee One‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Nordsee One‘ (ehemals Innogy Nordsee 1‘) wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass „Seetaucher in kleiner Anzahl vorkommen“ (BSH 2012). Auch während der aktuellen Erfassungen wurden nur vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „erhebliche Auswirkungen des Vorhabens auf Seetaucher nach dem aktuellen Kenntnisstand nicht zu erwarten sind“ (BSH 2012). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Trotz der

deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Nordsee One‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2012). Seeschwalben werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. Seeschwalben wurden in der aktuellen Untersuchung mit geringen bis mittleren Dichten erfasst und somit in ähnlicher Anzahl registriert wie im Genehmigungsbescheid genannt. Laut BSH (2012) wird eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes ‚Innogy Nordsee 1‘ für Seeschwalben ausgeschlossen. Es wird festgestellt, dass „Auswirkungen des Vorhabens auf Seeschwalben [...] demnach nicht zu erwarten“ sind. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Nordsee One‘ keine Auswirkungen für Seeschwalben zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2012). In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe allerdings mit geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet. Die Zwergmöwe tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. Dieses wurde auch in den aktuellen Untersuchungen bestätigt. Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen nach dem aktuellen Kenntnisstand“ nicht zu erwarten sind (BSH 2012). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Da die Zwergmöwe nach den aktuellen Ergebnissen weiterhin in vergleichbaren Häufigkeiten wie in der Genehmigung betrachtet im Durchzug auftritt, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Nordsee One‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2012). Diese Arten sind auch weiterhin in höheren Dichten vertreten. In Bezug auf die Avifauna, inklusive Rastvögel, wurde angenommen, dass „mit Errichtung und Betrieb des Vorhabens ‚Innogy Nordsee 1‘ unter Einhaltung der angeordneten Maßnahmen, wie Minimierung der Lichtemission, im Hinblick auf das Schutzgut Avifauna keine Gefährdung der Meeresumwelt im Sinne des § 3 S. 1 Nr. 1 Alt. 2 SeeAnIV verbunden sein wird“ (BSH 2012).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Nordsee One‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung

der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Nordsee One‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Gode Wind 01 (Nr. 14)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Gode Wind 01‘, der eine Größe von 42 km² hat, wurde am 28.06.2006 genehmigt und wurde mit dem Änderungsbescheid vom 31.07.2013 angepasst. Am 09.06.2015 begannen die Rammungen der 55 Windenergieanlagen im OWP ‚Gode Wind 01‘. Während die Rammungen am 13.09.2015 abgeschlossen waren, waren alle Turbinen am 19.05.2016 vollständig installiert. Seit dem 31.07.2016 ist der OWP ‚Gode Wind 01‘ offiziell in Betrieb.

Tab. A. 11 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Gode Wind 01‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Breitengrad	Längengrad
42 km ²	53° 59' 54,86" N	7° 04' 03,30" E
	53° 59' 43,14" N	7° 02' 43,26" E
	53° 58' 54,83" N	6° 57' 10,09" E
	53° 59' 37,73" N	6° 56' 30,04" E
	54° 03' 53,88" N	6° 56' 34,44" E
	54° 03' 35,38" N	6° 57' 28,49" E
	54° 03' 17,89" N	6° 58' 03,62" E
	54° 02' 33,06" N	6° 59' 27,84" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2006) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschrL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Gode Wind 01‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Gode Wind 01‘ wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass sie das Vorhabensgebiet in geringer Anzahl während der Zugzeiten nutzen (BSH 2006). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „sowohl das Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 01‘ als auch seine mittelbare Umgebung eine geringe bis höchstens durchschnittliche Bedeutung für Seetaucher haben“ (BSH 2006). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren

Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Gode Wind 01‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2006). Sie werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27) und damit in ähnlicher Anzahl wie im Genehmigungsbescheid genannt. Laut BSH (2006) lassen die Ergebnisse der Basisaufnahme „nicht auf eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes ‚Gode Wind 01‘ für Seeschwalben schließen“. Es wird festgestellt, dass „Auswirkungen auf Seeschwalben demnach nicht zu erwarten“ sind. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 01‘ keine Auswirkungen für Seeschwalben zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2006). Sie tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe, ähnlich den Seeschwalben, in geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 3.18, Tab. 3.13). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen“ nicht zu erwarten sind (BSH 2006). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung der Windparkinnenflächen und dem angrenzenden Bereich durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 01‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2006). Diese Arten sind auch weiterhin in für das Gebiet hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen im Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 01‘ unter Berücksichtigung auswirkungsminimierender Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2006).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Gode Wind 01‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Gode Wind 01‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Gode Wind 02 (Nr. 15)
Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Gode Wind 02‘ wurde am 27.07.2009 genehmigt. Die Fläche wurde in zwei Flächen aufgeteilt und in ‚Gode Wind 02‘ und ‚Gode Wind 04‘ umbenannt. Mit den Änderungsbescheiden vom 31.0.7.2013 wurde diese Aufteilung genehmigt. Die OWPs haben jeweils eine Fläche von 29 km². Die Rammung der 42 Windenergieanlagen im OWP ‚Gode Wind 02‘ begann am 14.04.2015. Die letzte Rammung erfolgte am 26.06.2015. Am 12.01.2016 waren alle Turbinen vollständig installiert. Seit dem 28.05.2016 ist der OWP ‚Gode Wind 02‘ offiziell in Betrieb.

Tab. A. 12 *Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Gode Wind 02‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Breitengrad	Längengrad
Gode Wind 02 29 km ²	54°05'12,76" N	7°04'50,42" E
	54°03'44,17" N	7°02'19,36" E
	54°03'20,14" N	7°02'18,10" E
	54°03'22,73" N	7°01'42,79" E
	54°02'39,87" N	7°00'29,59" E
	54°04'47,42" N	6°56'29,95" E
	54°05'32,25" N	6°56'29,84" E
	54°05'35,23" N	7°04'12,23" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides
Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2009b) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Gode Wind 02‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Gode Wind 02‘ wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass sie das Vorhabensgebiet in geringer Anzahl während der Zugzeiten nutzen (BSH 2009b). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „sowohl das Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 02‘ als auch seine mittelbare Umgebung eine geringe bis höchstens durchschnittliche Bedeutung für Seetaucher haben“ (BSH 2009b). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um

den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Gode Wind 02‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2009b). Sie werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27) und damit in ähnlicher Anzahl wie im Genehmigungsbescheid genannt. Laut BSH (2009b) „lassen die Ergebnisse der Basisaufnahme [...] nicht auf eine besondere Bedeutung des Vorhabensgebietes „Gode Wind 02“ für Seeschwalben schließen“. Es wird festgestellt, dass „Auswirkungen auf Seeschwalben demnach nicht zu erwarten“ sind. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 02‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2009b). Sie tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe, ähnlich den Seeschwalben, in geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 3.18, Tab. 3.13). Dies kann auch hier damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen“ nicht zu erwarten sind (BSH 2009b). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 02‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2009b). Diese Arten sind auch weiterhin in für das Gebiet hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, dass „der Bau und Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen im Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 02‘ unter Berücksichtigung auswirkungsminimierender Maßnahmen keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel als Bestandteil der Meeresumwelt haben wird“ (BSH 2009b).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte gelten auch für den Windpark ‚Gode Wind 02‘. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Gode Wind 02‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Gode Wind 03 (Nr. 16)

Historie und Koordinaten

Dem OWP ‚Gode Wind 03‘ wurde am 22.12.2016 der Planfeststellungsbeschluss erteilt. Auf einer Fläche von 4 km² sollen 14 Windenergieanlagen errichtet werden.

Tab. A. 13 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Gode Wind 03‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Breitengrad	Längengrad
4 km ²	südliche Teilfläche	
	54° 03' 04,20"	7° 07' 19,05"
	54° 00' 39,84"	7° 08' 02,99"
	54° 00' 16,49"	7° 05' 22,92"
	54° 00' 40,91"	7° 06' 03,48"
	54° 01' 25,69"	7° 07' 29,50"
	nördliche Teilfläche	
	54° 05' 35,66"	7° 05' 29,28"
	54° 05' 36,66"	7° 06' 32,54"
	54° 04' 55,73"	7° 06' 45,04"
	54° 05' 14,14"	7° 06' 0,30"

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Planfeststellungsbeschlusses (BSH 2016b) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschRL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Gode Wind 03‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Planfeststellungsbeschlusses des Windparks ‚Gode Wind 03‘ wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass „die Verbreitung der Seetaucher innerhalb des Untersuchungsgebiets des Clusters weiträumig war“ und die „Vorkommen dabei jährlichen Schwankungen unterlagen“ (BSH 2016b). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „das Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 03‘ nicht von erheblicher Bedeutung für den Seetaucherrastbestand in der deutschen Nordsee ist“ (BSH 2016b). Es wird „nach derzeitigem Kenntnisstand, nicht von einer Erfüllung des Störungstatbestandes nach §§44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG ausgegangen“ (BSH 2016b). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius

(rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch darüber hinaus, bis zu 10 km weit, nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Planfeststellungsbeschlusses weiterhin Bestand hat. Trotz der deutlich stärkeren Meidungsreaktion sind auf Populationsebene durch den Windpark ‚Gode Wind 03‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Planfeststellungsbeschlusses das Untersuchungsgebiet „vor allem während des Heimzugs im Frühjahr“ (BSH 2016b). Sie werden in der AWZ v. a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Anzahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27) und damit in ähnlicher Anzahl wie im Planfeststellungsbeschlusses genannt. Laut BSH (2016b) „geht die Planfeststellungsbehörde nach derzeitigem Kenntnisstand nicht von einer Störung der Seeschwalbenpopulation auf Grund des gegenständlichen Vorhabens ein“. Es wird festgestellt, dass „kein Störungstatbestand nach §§ 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG“ vorliege. Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 03‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid in variablen Dichten mit der höchsten monatlichen Dichte im März und April registriert (BSH 2016b). Sie tritt in der AWZ als Wintergast und v.a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe, ähnlich den Seeschwalben, in geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 3.18, Tab. 3.13). Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und weniger als Rastgebiet relevant ist. Im Genehmigungsbescheid wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „von einer geringen Bedeutung“ für Zwergmöwen ist und daher „vorhabensbedingte Auswirkungen auf die Population nach derzeitigem Kenntnisstand“ nicht zu erwarten sind (BSH 2016b). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 03‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Tordalk sowie Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2016b). Diese Arten sind auch weiterhin in für das Gebiet hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde angenommen, „dass eine

erhebliche Störung i.S.d. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG im Hinblick auf das Schutzgut Rastvögel nicht zu befürchten sei“ (BSH 2016b).

Insgesamt konnte in der aktuellen Untersuchung festgestellt werden, dass einzelne Rastvogelarten artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWP's zeigen. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Gode Wind 03‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Gode Wind 03‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Gode Wind 04 (Nr. 17)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Gode Wind 4‘ wurde als OWP ‚Gode Wind 02‘ am 27.07.2009 genehmigt. Die Fläche wurde während der weiteren Projektplanung in zwei Flächen aufgeteilt, woraus die beiden OWPs ‚Gode Wind 02‘ und ‚Gode Wind 4‘ entstanden. Mit den Änderungsbescheiden vom 31.07.2013 wurde diese Aufteilung genehmigt. Die OWPs haben jeweils eine Fläche von 29 km². Im OWP ‚Gode Wind 02‘ wurden 42 Windenergieanlagen errichtet und der Windpark ist seit 2016 in Betrieb. Im OWP ‚Gode Wind 4‘ sollen Windenergieanlagen mit einer Kapazität von 131,75 MW errichtet werden. Die Fertigstellung ist für 2024/25 geplant.

Tab. A. 14 Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Gode Wind 04‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).

Größe	Breitengrad	Längengrad
Gode Wind 04 29 km ²	54°02'18,34" N	7°01'09,97" E
	54°04'50,37" N	7°05'28,46" E
	54°04'33,91" N	7°06'16,73" E
	54°04'11,45" N	7°06'54,86" E
	54°01'56,96" N	7°06'54,60" E
	54°00'27,36" N	7°04'22,21" E

Überprüfung der Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides

Rastvögel

Im Folgenden wird die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides (BSH 2009c, 2013a) in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel in Hinsicht auf die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung neu evaluiert. Hierbei wird ein besonderes Augenmerk auf die wertgebenden Arten des Anhang I der VschrL gelegt. Von diesen kommen im Umfeld des Windparks ‚Gode Wind 04‘ die folgenden Arten als Rastvögel vor: Pracht- und Sterntaucher, Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie die Zwergmöwe.

Im Genehmigungsbescheid des Windparks ‚Gode Wind 04‘ wurde für Seetaucher zusammengefasst, dass „Seetaucher das Vorhabensgebiet in geringer Anzahl während der Zugzeiten nutzen“ (BSH 2013a). Während der aktuellen Erfassungen wurden vergleichsweise geringe Dichten für Seetaucher ermittelt (Abb. 3.3, Tab. 3.7). Da das Untersuchungsgebiet nicht im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher (Garthe et al. 2015) liegt, wird davon ausgegangen, dass „ein Habitatverlust für Seetaucher durch Realisierung der geänderten Vorhaben ‚Gode Wind 04‘ nicht zu erwarten“ ist (BSH 2013a). Im Genehmigungsbescheid wurde ein Meidungsradius (rechnerische Totalmeidung) von 2 km um den Windpark angenommen. Die Gradientenanalyse an bestehenden OWPs im nahen Umfeld stellte eine vergleichsweise schwache Meidung der

Windparks durch Seetaucher fest, ein Effekt war jedoch bis zu 10 km weit nachweisbar (Kapitel 3.3.1). Es wurden auch Seetaucher innerhalb der OWPs und in deren Nahbereich festgestellt. Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 04‘ keine Auswirkungen für Seetaucher zu erwarten.

Seeschwalben nutzen laut Genehmigungsbescheid das Untersuchungsgebiet „kurzweilig in geringer bis höchstens durchschnittlicher Anzahl während der Zugzeiten“ (BSH 2013a). Sie werden in der AWZ v.a. als Durchzügler registriert. Daher sind schwankende Zahlen mit Maximalbeständen im Frühjahr und Herbst charakteristisch für diese Artgruppe. In den aktuellen Untersuchungen wurden Seeschwalben vorwiegend in den Zugzeiten in geringen bis mittleren Dichten festgestellt (Abb. 3.51, Abb. 3.52, Tab. 3.26, Tab. 3.27) und damit in ähnlicher Anzahl wie im Genehmigungsbescheid genannt. Auch in direkter Umgebung des Windparks ‚Gode Wind 04‘ wurden Seeschwalben erfasst (Abb. 3.53, Abb. 3.54, Abb. 3.55, Abb. 3.56). Laut (BSH 2013a) „hat das Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 04‘ keine Bedeutung“ für Seeschwalben. Für ‚Gode Wind 04‘ gilt, dass „Auswirkungen auf Seeschwalben demnach nicht zu erwarten“ sind (BSH 2009c). Die Gradientenanalyse zeigte eine Meidung von bestehenden Windparkflächen durch Seeschwalben, die umliegenden Bereiche wurden von Seeschwalben jedoch nicht gemieden (Kapitel 3.3.7). Anhand der aktuellen Untersuchungen ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 04‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Die Zwergmöwe wurde laut Genehmigungsbescheid „eher vereinzelt“ registriert (BSH 2013a). In der vorliegenden Untersuchung befand sich die Zwergmöwe allerdings mit geringen bis mittleren Dichten besonders bei Flugtransekt-Erfassungen unter den häufigeren Arten im Gebiet (Abb. 3.18, Tab. 3.13). Sie tritt in der AWZ als Wintergast und v. a. als Durchzügler auf und kann daher stark schwankende Bestandszahlen aufweisen. Dies kann damit zusammenhängen, dass bei Zugvögeln oft stark schwankende Dichten zwischen den Jahren vorkommen. Auch bei dieser Art wurde der Großteil der Vögel während der Zugzeit und fliegend festgestellt, sodass das Gebiet eher als Durchzugsgebiet und nur im Winter als Rastgebiet relevant ist. Im Genehmigungsbescheid für ‚Gode Wind 04‘ wird festgestellt, dass das Vorhabensgebiet „keine besondere Bedeutung“ für Zwergmöwen hat und daher „Auswirkungen des Vorhabens auf die Population der Zwergmöwen“ nicht zu erwarten sind (BSH 2009c). Die Gradientenanalyse zeigte eine schwach ausgeprägte Meidung von bestehenden Windparkflächen und der angrenzenden Bereiche durch Zwergmöwen (Kapitel 3.3.3). Auch wenn in manchen Jahren höhere Dichten im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, hat die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides für ‚Gode Wind 04‘ und der Änderungsbescheid für ‚Gode Wind 04‘ weiterhin Bestand. Auf Populationsebene sind durch den Windpark ‚Gode Wind 04‘ keine Auswirkungen zu erwarten.

Laut Genehmigungsbescheid waren die häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet Trottellumme, Herings- und Dreizehenmöwe (BSH 2013a). Diese Arten sind auch weiterhin in für das Gebiet hohen Dichten vertreten. In Bezug auf Rastvögel wurde festgehalten, dass „für die in Anhang I der Vogelschutzrichtlinie aufgeführten besonders schützenswerten Seevogelarten das Vorhabensgebiet ‚Gode Wind 04‘ und seine Umgebung nicht zu den wertvollen Rasthabitaten bzw. bevorzugten Aufenthaltsorten von Seevögeln in der Deutschen Bucht zählt“ und „die Genehmigungsbehörde geht nach aktuellem Kenntnisstand davon aus, dass auch unter

Berücksichtigung der geänderten Anlagenparameter eine erhebliche Störung i.S.d. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG im Hinblick auf das Schutzgut Rastvögel nicht zu befürchten ist“ (BSH 2013a).

Insgesamt wurde in der aktuellen Untersuchung für einzelne Rastvogelarten ein artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten gegenüber OWPs festgestellt. Diese Effekte sind auch für den Windpark ‚Gode Wind 04‘ zu erwarten. Auf Populationsebene sind allerdings keine negativen Folgen dieser Meidung zu erwarten, da die Meideabstände meist gering waren und keine vollständige Meidung der OWP-Flächen vorlag. Es ist anzunehmen, dass die Auswirkungsprognose des Genehmigungsbescheides weiterhin Bestand hat.

Nach aktuellem Kenntnisstand ist durch den Windpark ‚Gode Wind 04‘ keine Gefährdung des Schutzgutes Rastvögel zu erwarten.

Riffgat (nicht abgebildet)

Historie und Koordinaten

Der OWP ‚Riffgat‘ befindet sich in der niedersächsischen 12-Seemeilenzone. Die Errichtung der WEAs begann im Juni 2012. Im August 2013 wurde die Umspannplattform aufgestellt. Der Windpark wurde nach 14 Monaten Bauzeit im August 2013 fertiggestellt. Der Anschluss ans Stromnetz erfolgte am 12.02.2014. Auf einer Fläche von ca. 6 km² stehen 30 Windenergieanlagen.

Tab. A. 15 *Koordinaten der Eckpunkte des OWP ‚Riffgat‘ (Grad, Minuten und Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Größe	Breitengrad	Längengrad
6 km ²	53°41'33,00" N	6°26'12,00" E
	53°42'10,20" N	6°30'36,00" E
	53°41'32,40" N	6°30'51,60" E
	53°40'55,20" N	6°26'27,00" E

A.2 Methoden

A.2.1 Schiffstransekt-Erfassungen

Tab. A.16 Anfangs- und Endkoordinaten der Transekte der Schiffstransekt-Erfassungen (in Grad, Minute, Sekunde).

Transekt	Startpunkt	Endpunkt	Länge km
1	54° 03' 00" N 006° 04' 00" E	54° 05' 49" N 006° 04' 00" E	5,22
2	54° 06' 02" N 006° 06' 45" E	53° 59' 57" N 006° 06' 45" E	11,27
3	53° 59' 57" N 006° 09' 29" E	54° 06' 12" N 006° 09' 29" E	11,58
4	54° 06' 27" N 006° 12' 14" E	53° 53' 44" N 006° 12' 14" E	23,55
5	53° 53' 07" N 006° 14' 59" E	54° 06' 39" N 006° 14' 59" E	25,06
6	54° 06' 50" N 006° 17' 43" E	53° 53' 07" N 006° 17' 43" E	25,40
7	53° 53' 07" N 006° 20' 28" E	54° 07' 04" N 006° 20' 28" E	25,84
8	54° 07' 08" N 006° 23' 13" E	53° 53' 07" N 006° 23' 13" E	25,96
9	53° 53' 07" N 006° 25' 58" E	54° 07' 11" N 006° 25' 58" E	26,05
10	54° 07' 11" N 006° 28' 42" E	53° 53' 07" N 006° 28' 42" E	26,05
11	53° 53' 27" N 006° 31' 27" E	54° 07' 15" N 006° 31' 27" E	25,56
12	54° 07' 15" N 006° 34' 12" E	53° 53' 52" N 006° 34' 12" E	24,79
13	53° 54' 11" N 006° 36' 56" E	54° 07' 17" N 006° 36' 56" E	24,26
14	54° 07' 17" N 006° 39' 41" E	53° 54' 34" N 006° 39' 41" E	23,55
15	53° 54' 56" N 006° 42' 26" E	54° 07' 25" N 006° 42' 26" E	23,12
16	54° 07' 25" N 006° 45' 10" E	53° 55' 16" N 006° 45' 10" E	22,50
17	53° 55' 42" N 006° 47' 55" E	54° 07' 27" N 006° 47' 55" E	21,76
18	54° 07' 27" N 006° 50' 40" E	53° 56' 02" N 006° 50' 40" E	21,14
19	53° 56' 26" N 006° 53' 24" E	54° 07' 27" N 006° 53' 24" E	20,40
20	54° 07' 27" N 006° 56' 09" E	53° 56' 50" N 006° 56' 09" E	19,66
21	53° 57' 17" N 006° 58' 54" E	54° 07' 27" N 006° 58' 54" E	18,83
22	54° 07' 27" N 007° 01' 39" E	53° 57' 39" N 007° 01' 38" E	18,15
23	53° 58' 05" N 007° 04' 23" E	54° 07' 29" N 007° 04' 23" E	17,41
24	54° 07' 29" N 007° 07' 08" E	53° 58' 25" N 007° 07' 08" E	16,79
25	53° 58' 49" N 007° 10' 35" E	54° 07' 42" N 007° 10' 35" E	16,45
26	54° 07' 42" N 007° 13' 20" E	53° 59' 11" N 007° 13' 20" E	15,77
27	53° 59' 37" N 007° 16' 06" E	54° 07' 42" N 007° 16' 06" E	14,97
28	54° 07' 42" N 007° 18' 51" E	54° 00' 00" N 007° 18' 51" E	14,26
	Gesamtlänge		565,35

Tab. A.17 Daten der durchgeführten Schiffsausfahrten, Wetterdaten (jeweils Minimum-Maximum (Mittelwert)) sowie Termine der Transektfahrten im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018 mit Angabe der aufgrund von widrigen Bedingungen nur teilweise ausgewerteten Fahrtstrecke (in %).

Fahrt-Nr.	Datum	Seestate	Sichtweite (km)	Windstärke (bft)	Erfasste gültige Fläche (%)	Fahrtausfälle oder -abbrüche
S18/03	06.02.2018	1 - 3 (2)	10 - 10 (10)	2 - 4 (3)	100	
S18/04	06.02.2018	2 - 2 (2)	10 - 10 (10)	1 - 3 (2)		
S18/03	07.02.2018	2 - 3 (3)	8 - 10 (10)	2 - 4 (3)		
S18/04	07.02.2018	2 - 2 (2)	10 - 10 (10)	2 - 2 (2)		
S18/05	05.03.2018	3 - 4 (4)	5 - 6 (5)	3 - 5 (5)	86	T02, T04 und T06 wegen Zeitverlust durch Abwettern nicht befahren
S18/06	05.03.2018	3 - 4 (4)	5 - 8 (6)	5 - 5 (5)		
S18/05	06.03.2018	3 - 3 (3)	6 - 7 (7)	3 - 4 (4)		
S18/06	06.03.2018	2 - 4 (3)	5 - 8 (6)	4 - 4 (4)		
S18/07	01.04.2018	2 - 3 (3)	8 - 10 (10)	3 - 4 (4)	99	
S18/08	01.04.2018	3 - 4 (3)	10 - 10 (10)	3 - 4 (4)		
S18/07	02.04.2018	0 - 4 (3)	8 - 10 (10)	0 - 5 (3)		
S18/08	02.04.2018	1 - 3 (2)	10 - 10 (10)	2 - 3 (2)		
S18/09	14.04.2018	2 - 4 (3)	3 - 5 (4)	3 - 5 (4)	76	T11 part. - T14 und T15 - T16 wegen Nebel und Regen nicht befahren
S18/10	14.04.2018	3 - 4 (3)	3 - 10 (7)	4 - 5 (4)		
S18/09	15.04.2018	1 - 2 (2)	2 - 4 (3)	1 - 3 (2)		
S18/10	15.04.2018	1 - 1 (1)	2 - 10 (4)	2 - 2 (2)		
S18/11	04.05.2018	0 - 2 (1)	10 - 10 (10)	0 - 2 (1)	100	
S18/12	04.05.2018	0 - 1 (1)	10 - 10 (10)	0 - 2 (1)		
S18/11	05.05.2018	1 - 3 (2)	10 - 10 (10)	2 - 3 (2)		
S18/12	05.05.2018	1 - 1 (1)	10 - 10 (10)	2 - 2 (2)		
S18/13	02.06.2018	2 - 4 (3)	2 - 8 (6)	3 - 4 (3)	99	
S18/14	02.06.2018	2 - 3 (2)	3 - 10 (6)	3 - 4 (3)		
S18/13	03.06.2018	1 - 2 (2)	2 - 10 (5)	2 - 3 (3)		
S18/14	03.06.2018	0 - 2 (2)	3 - 7 (6)	1 - 3 (2)		
S18/15	04.07.2018	1 - 2 (2)	2 - 10 (8)	2 - 3 (3)	100	
S18/16	04.07.2018	2 - 2 (2)	6 - 10 (9)	2 - 3 (3)		
S18/15	05.07.2018	3 - 3 (3)	4 - 10 (9)	3 - 4 (3)		
S18/16	05.07.2018	3 - 3 (3)	8 - 10 (10)	3 - 3 (3)		
S18/17	03.08.2018	0 - 1 (0)	10 - 10 (10)	0 - 2 (1)	100	
S18/18	03.08.2018	0 - 1 (1)	10 - 10 (10)	0 - 1 (1)		
S18/17	04.08.2018	0 - 2 (1)	10 - 10 (10)	0 - 3 (1)		
S18/18	04.08.2018	1 - 2 (2)	10 - 10 (10)	1 - 1 (1)		
S18/19	05.09.2018	2 - 3 (3)	10 - 10 (10)	3 - 4 (4)	100	
S18/20	05.09.2018	3 - 4 (3)	8 - 10 (10)	3 - 4 (3)		
S18/19	06.09.2018	1 - 3 (2)	6 - 8 (8)	2 - 3 (2)		
S18/20	06.09.2018	2 - 3 (2)	10 - 10 (10)	3 - 3 (3)		
S18/21	05.11.2018	3 - 4 (3)	3 - 10 (6)	3 - 4 (3)	97	T01, T02 und T28 part. wegen

Fahrt-Nr.	Datum	Seestate	Sichtweite (km)	Windstärke (bft)	Erfasste gültige Fläche (%)	Fahrtausfälle oder -abbrüche
S18/22	05.11.2018	3 - 4 (4)	5 - 8 (6)	3 - 4 (4)		Einbruch der Dunkelheit und vorherigem Abwettern nicht befahren
S18/21	06.11.2018	3 - 4 (4)	3 - 10 (9)	3 - 4 (4)		
S18/22	06.11.2018	3 - 3 (3)	2 - 10 (8)	3 - 4 (3)		
S18/23	23.11.2018	2 - 3 (3)	3 - 4 (3)	3 - 4 (4)	86	T04 part. - T01 wegen Einbruch der Dunkelheit nicht befahren
S18/24	23.11.2018	2 - 3 (2)	6 - 10 (8)	1 - 3 (2)		
S18/23	24.11.2018	3 - 4 (4)	4 - 10 (9)	4 - 5 (5)		
S18/24	24.11.2018	3 - 3 (3)	10 - 10 (10)	3 - 4 (3)		
S18/25	13.12.2018	4 - 4 (4)	10 - 10 (10)	4 - 4 (4)	65	T04 part. - T01 wegen Einbruch der Dunkelheit nicht befahren T20 - T28 wegen schlechter Wetterbedingungen nicht befahren
S18/25	14.12.2018	3 - 4 (4)	8 - 10 (9)	4 - 4 (4)		
S18/26	14.12.2018	4 - 4 (4)	5 - 10 (10)	4 - 5 (5)		

Tab. A.18 Technische Daten der verwendeten Erfassungsschiffe

	Arctic Hunter	Hydrograf	Sölöven	Sverdrupson
BRG (t)	453	343	390	272
Länge (m)	40,5	39	46	39,89
Breite (m)	9	7,8	8,5	7,62
Tiefgang (m)	3,75	2,9	3,5	3,0
Höhe Brückendeck (m) über Wasserlinie*	7,5	4,5	5	3,98
Höhe Peildeck (m) über Wasserlinie*	9,5	6,5	7,3	6,4
Reisegeschwindigkeit (kn)	--	12	15	15

* Erläuterung: Beobachtungspositionen für Erfassungen

A.2.2 Flugtransekt Erfassungen

Tab. A.19 *Koordinaten und Strecke der Flugtransekte für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ bis einschließlich Januar 2018 (Grad, Minuten, Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Transekt	Start Breite/Länge	Ende Breite/Länge	Strecke [km]	Summe [km]
1	53° 59' 17" N, 6° 06' 24" E	54° 09' 04" N, 6° 06' 24" E	18,1	18,1
2	54° 09' 04" N, 6° 10' 13" E	53° 54' 34" N, 6° 10' 13" E	26,9	45,0
3	53° 50' 06" N, 6° 13' 39" E	54° 09' 04" N, 6° 13' 39" E	35,2	80,2
4	54° 09' 04" N, 6° 17' 08" E	53° 42' 57" N, 6° 17' 08" E	48,4	128,6
5	53° 42' 39" N, 6° 20' 42" E	54° 09' 04" N, 6° 20' 42" E	49,0	177,6
6	54° 09' 04" N, 6° 23' 52" E	53° 38' 05" N, 6° 23' 52" E	57,4	235,1
7	53° 38' 29" N, 6° 27' 03" E	54° 09' 04" N, 6° 27' 03" E	56,7	291,8
8	54° 09' 04" N, 6° 30' 33" E	53° 38' 54" N, 6° 30' 33" E	55,9	347,7
9	53° 39' 20" N, 6° 34' 01" E	54° 09' 04" N, 6° 34' 01" E	55,1	402,9
10	54° 09' 04" N, 6° 37' 16" E	53° 39' 44" N, 6° 37' 16" E	54,4	457,3
11	53° 40' 08" N, 6° 40' 35" E	54° 09' 04" N, 6° 40' 35" E	53,6	510,9
12	54° 09' 04" N, 6° 44' 03" E	53° 40' 34" N, 6° 44' 03" E	52,9	563,8
13	53° 40' 58" N, 6° 47' 18" E	54° 09' 04" N, 6° 47' 18" E	52,1	615,9
14	54° 09' 04" N, 6° 50' 42" E	53° 41' 23" N, 6° 50' 42" E	51,3	667,2
15	53° 41' 47" N, 6° 54' 01" E	54° 09' 04" N, 6° 54' 01" E	50,6	717,8
16	54° 09' 04" N, 6° 57' 27" E	53° 42' 12" N, 6° 57' 27" E	49,8	767,6
17	53° 42' 37" N, 7° 00' 48" E	54° 09' 04" N, 7° 00' 48" E	49,1	816,7
18	54° 09' 04" N, 7° 04' 09" E	53° 43' 01" N, 7° 04' 09" E	48,3	865,0
19	53° 43' 25" N, 7° 07' 23" E	54° 09' 04" N, 7° 07' 23" E	47,6	912,5
20	54° 09' 04" N, 7° 10' 50" E	53° 43' 50" N, 7° 10' 50" E	46,8	959,3
21	53° 44' 15" N, 7° 14' 09" E	54° 09' 04" N, 7° 14' 09" E	46,0	1.005,3
22	54° 09' 04" N, 7° 17' 41" E	53° 54' 23" N, 7° 17' 41" E	27,2	1.032,6
23	53° 54' 51" N, 7° 20' 55" E	54° 09' 04" N, 7° 20' 55" E	26,4	1.058,9
24	54° 09' 04" N, 7° 24' 38" E	54° 00' 32" N, 7° 24' 38" E	15,8	1.074,8
25	54° 00' 58" N, 7° 27' 54" E	54° 09' 04" N, 7° 27' 54" E	15,0	1.089,8
26	54° 09' 04" N, 7° 31' 25" E	54° 01' 27" N, 7° 31' 25" E	14,1	1.103,9

Tab. A. 20 *Koordinaten und Strecke der Flugtransekte für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen des Cluster-Monitorings ‚Nördlich Borkum‘ ab Februar 2018 (Grad, Minuten, Sekunden, Kartendatum: WGS 84).*

Transekt	Start Breite/Länge	Ende Breite/Länge	Strecke [km]	Summe [km]
1	53° 59' 57" N, 6° 06' 25" E	54° 09' 04" N, 6° 06' 25" E	16,9	16,9
2	54° 10' 60" N, 6° 10' 13" E	53° 55' 38" N, 6° 10' 13" E	28,5	45,4
3	53° 51' 44" N, 6° 13' 39" E	54° 12' 38" N, 6° 13' 39" E	38,8	84,2
4	54° 13' 17" N, 6° 17' 09" E	53° 47' 44" N, 6° 17' 09" E	47,4	131,6
5	53° 43' 39" N, 6° 20' 42" E	54° 13' 20" N, 6° 20' 42" E	55,1	186,7
6	54° 13' 23" N, 6° 23' 52" E	53° 44' 10" N, 6° 23' 52" E	54,2	240,9
6b	53° 55' 22" N, 6° 25' 20" E	54° 06' 53" N, 6° 25' 19" E	21,4	262,2
7	53° 44' 51" N, 6° 27' 04" E	54° 13' 25" N, 6° 27' 04" E	53,0	315,2
7b	53° 53' 24" N, 6° 28' 48" E	54° 06' 55" N, 6° 28' 48" E	25,1	340,3
8	54° 13' 28" N, 6° 30' 33" E	53° 45' 41" N, 6° 30' 33" E	51,5	391,8
8b	53° 53' 42" N, 6° 32' 17" E	54° 06' 58" N, 6° 32' 17" E	24,6	416,4
9	53° 46' 22" N, 6° 34' 01" E	54° 13' 30" N, 6° 34' 01" E	50,3	466,7
9b	53° 54' 12" N, 6° 35' 46" E	54° 06' 19" N, 6° 35' 46" E	22,5	489,2
10	54° 13' 32" N, 6° 37' 16" E	53° 43' 16" N, 6° 37' 16" E	56,2	545,4
11	53° 43' 40" N, 6° 40' 35" E	54° 13' 35" N, 6° 40' 35" E	55,5	600,9
12	54° 13' 37" N, 6° 44' 04" E	53° 44' 05" N, 6° 44' 04" E	54,8	655,6
12b	53° 53' 56" N, 6° 45' 35" E	54° 03' 26" N, 6° 45' 34" E	17,6	673,2
13	53° 44' 29" N, 6° 47' 19" E	54° 13' 39" N, 6° 47' 19" E	54,1	727,3
13b	54° 03' 31" N, 6° 48' 58" E	53° 54' 16" N, 6° 48' 58" E	17,2	744,5
14	54° 13' 41" N, 6° 50' 42" E	53° 44' 54" N, 6° 50' 42" E	53,4	797,9
14b	54° 08' 28" N, 6° 52' 27" E	53° 54' 27" N, 6° 52' 26" E	26,0	823,9
15	53° 45' 18" N, 6° 54' 02" E	54° 13' 42" N, 6° 54' 02" E	52,7	876,6
16	54° 13' 44" N, 6° 57' 27" E	53° 45' 42" N, 6° 57' 27" E	52,0	928,6
16b	53° 55' 18" N, 6° 59' 04" E	54° 09' 20" N, 6° 59' 03" E	26,0	954,6
17	53° 46' 06" N, 7° 00' 48" E	54° 13' 46" N, 7° 00' 48" E	51,3	1.005,9
17b	53° 55' 48" N, 7° 02' 32" E	54° 09' 21" N, 7° 02' 33" E	25,1	1.031,0
18	54° 13' 47" N, 7° 04' 09" E	53° 46' 30" N, 7° 04' 09" E	50,6	1.081,6
19	53° 46' 53" N, 7° 07' 24" E	54° 13' 49" N, 7° 07' 24" E	49,9	1.131,6
20	54° 13' 08" N, 7° 10' 50" E	53° 47' 17" N, 7° 10' 50" E	47,9	1.179,5
21	53° 47' 41" N, 7° 14' 09" E	54° 11' 16" N, 7° 14' 09" E	43,8	1.223,3
22	54° 09' 04" N, 7° 17' 41" E	53° 54' 23" N, 7° 17' 41" E	27,2	1.250,5

A.3 Ergebnisse

A.3.1 Artenlisten

Tab. A. 21 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018 während Schiffstransect-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten, inklusive Individuenzahl (gesamt und im Transektbereich), mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z] bzw. Zug [Z]) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus [Rast/Zug: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug: Arten, die nur als Zugvogel auftreten; Vsch-RL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang I; EUR-Gef: gesamteuropäische Gefährdungskategorien; EU27-Gef.: Gefährdungskategorien innerhalb der 27 EU-Staaten (Stand: 2017); AEWA: Kategorien des AEWA-Abkommens (Stand: 2019); RLW-BRD: Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands. Arten, die nur durch Ruferfassungen nachgewiesen wurden, sind durch Leerfelder in den Individuensummen-Spalten gekennzeichnet]. Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an Tabelle A.6.

Artnamen	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Alpenstrandläufer	Z	2	1				C 1	*
Amsel	Z	27	26		LC	LC		*
Bachstelze	Z	14	5		LC	LC		*
Basstölpel	R/Z	1.865	924		LC	LC	C 1	*
Bekassine	Z	4	1		LC	LC	B 2c/ C 1	V
Bergente	R/Z	2	0		VU	VU	B 2c	R
Blässgans	Z	98	32		LC	LC	C1	*
Brandseeschwalbe	R/Z	359	170	Annex I	LC	LC	C 1	*
Buchfink	Z	2	0		LC	LC		*
Dreizehenmöwe	R/Z	1.522	654		VU	EN	A 1b	*
Eiderente	R/Z	3	1		VU	EN	A 4	*
Eissturmvogel	R/Z	9	5		EN	VU		*
Ente spec.		97	0					
Feldlerche	Z	11	1		LC	LC		*
Fluss-/Küstenseeschwalbe	R/Z	76	39	Annex I				
Flusseeeschwalbe	R/Z	40	33	Annex I	LC	LC	C 1	3
Flussuferläufer	Z	1	0		LC	NT	B 2c	V
Gänsesäger	R/Z	1	1		LC	LC	C 1	*
Gartenrotschwanz	Z	1	0		LC	LC		*
Goldregenpfeifer	Z	12	11	Annex I	LC	LC	B 2c/ C 1	1
Graugans	Z	195	24		LC	LC	B 1/ C 1	*
Grosser Brachvogel	Z	3	1		VU	VU	A 4	*
Haubentaucher	Z	1	0		LC	LC	C 1	*
Heringsmöwe	R/Z	2.809	1.210		LC	LC	C 1	*
Kiebitzregenpfeifer	Z	1	0		LC	LC	C 1	*
Knäkente	Z	2	0				C 1	2

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Kormoran	R/Z	53	5		LC	LC	C 1	*
Krickente	Z	43	6		LC	LC	C 1	3
Kurzschwanzgans	Z	2	0		LC	LC	B 1	2
Küstenseeschwalbe	R/Z	24	9	Annex I	LC	LC	C1	V
Lachmöwe	R/Z	79	31		LC	LC	B 2c	*
Löffelente	Z	2	0				B 1	*
Mantel-/Heringsmöwe	R/Z	18	1				C 1	
Mantelmöwe	R/Z	112	55		LC	LC	C 1	*
Mittelmeermöwe	R/Z	2	2		LC	LC	C 1	*
Pfeifente	Z	65	0				B 2c	*
Pieper spec.	Z	1	0					
Prachtaucher	R/Z	10	8	Annex I	LC	LC	B 2c	*
Rabenkrähe	Z	1	0					
Rauchschwalbe	Z	7	2		LC	LC		*
Regenpfeifer unbestimmt	Z	1	0					
Reiherente	Z	2	2		LC	LC	C 1	*
Ringelgans	Z	10	10		LC	LC	B 2b	V
Ringelgans (Rasse bernicla)	Z	33	5				B 2b	*
Rotdrossel	Z	16	0		NT	VU		*
Rotkehlchen	Z	1	0		LC	LC		*
Rotschenkel	Z	5	5		LC	VU	B 2c/ C 1	2
Sanderling	Z	2	0		LC	LC	C 1	*
Sandregenpfeifer	Z	4	0		LC	LC	B 1	*
Schafstelze	Z	1	1		LC	LC		*
Schmarotzer-raubmöwe	R/Z	15	8		LC	EN		*
Schmarotzer-/Spatelraubmöwe	R/Z	3	0					
Silbermöwe	R/Z	85	35		NT	VU	B 2c	*
Singdrossel	Z	1	0		LC	LC		*
Skua	R/Z	1	0		LC	LC	B 1	*
Spatelraubmöwe	R/Z	1	1		LC	NE		*
Sperber	Z	2	1		LC	LC		*
Spießente	Z	7	1		LC	VU	B 1	V
Star	Z	126	13		LC	LC		*
Steinschmätzer	Z	5	2		LC	LC		V
Steppenmöwe	R/Z	2	1		LC	LC		*
Sternaucher	R/Z	211	107	Annex I	LC	LC	C (1)	2
Stockente	Z	2	2		LC	LC	C 1	*
Sturmmöwe	R/Z	909	525		LC	LC	C 1	*
Tordalk	R/Z	996	842		NT	LC	A 4	
Trauerente	R/Z	349	29		LC	LC	B 2a	*

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Trottellumme	R/Z	2.000	1.480		NT	LC	B 2c/ C 1	*
Trottellumme/Tordalk	R/Z	623	92					*
unbestimmte Drossel	Z	39	1					
unbestimmte Gans	Z	717	10					
unbestimmte Großmöwe	R/Z	24	1					
unbestimmte Kleinmöwe	R/Z	6	0					
unbestimmte Limikole	Z	37	1					
unbestimmte Möwe	R/Z	39	0					
unbestimmte Raubmöwe	R/Z	2	1					
unbestimmte Seeschwalbe	R/Z	193	21					
unbestimmter Habicht/Sperber	Z	1	0					
unbestimmter Lappentaucher	Z	2	0					
unbestimmter Seetaucher	R/Z	81	26					
unbestimmter Singvogel	Z	57	16					
Wacholderdrossel	Z	23	0		LC	VU		*
Waldwasserläufer	Z	2	2		LC	LC	C1	*
Wanderfalke	Z	1	0	Annex I	LC	LC		V
Weisswangengans	Z	206	14	Annex I	LC	LC	C1	*
Wiesenpieper	Z	3	0		NT	VU		*
Zaunkönig	Z	1	0		LC	LC		*
Zilpzalp	Z	3	2		LC	LC		*
Zwergmöwe	R/Z	694	323	Annex I	NT	LC	B 1	*
Zwergschwan	Z	3	3	Annex I				*
Anzahl		15.123	6.841					

Tab. A.22 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet Cluster ‚Nördlich Borkum‘ zwischen Januar und Dezember 2018 während Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten, inklusive Individuenzahl, mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z] bzw. Zug [Z]) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus [Rast/Zug: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug: Arten, die nur als Zugvogel auftreten; Vsch-RL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang I; EUR-Gef: gesamteuropäische Gefährdungskategorien; EU27-Gef.: Gefährdungskategorien innerhalb der 27 EU-Staaten (Stand: 2017); AEWA: Kategorien des AEWA-Abkommens; RLW-BRD: Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands. Arten, die nur durch Ruferfassungen nachgewiesen wurden, sind durch Leerfelder in den Individuensummen-Spalten gekennzeichnet]. Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an Tabelle.

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Alkenvogel unbestimmt	R/Z	897					
Austernfischer	Z	1		VU	VU	A 4	*
Basstölpel	R/Z	156		LC	LC	C 1	*
Brandgans	Z	2		LC	LC	B 2a	1
Brandseeschwalbe	R/Z	782	Annex I	LC	LC	C 1	*
Dreizehenmöwe	R/Z	1.061		VU	EN	A 1b	*
Eiderente	R/Z	6		VU	EN	A 4	*
Eissturmvogel	R/Z	5		EN	VU		*
Ente unbestimmt	R/Z	4					
Fischadler	Z	2	Annex I	LC	LC		*
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	R/Z	422					
Goldregenpfeifer	Z	2	Annex I	LC	LC	B 2c/ C 1	1 (ssp. apricaria)
Graugans	Z	8		LC	LC	B 1/ C 1	*
Heringsmöwe	R/Z	2.478		LC	LC	C 1	1 (ssp. fuscus)
Kormoran	R/Z	12		LC	LC	C 1	*
Lachmöwe	R/Z	76		LC	LC	B 2c	*
Lappentaucher unbestimmt	R/Z	1					
Larus-Möwe unbestimmt	R/Z	53					
Limikole unbestimmt	Z	7					
Mantelmöwe	R/Z	96		LC	LC	C 1	*
Möwe unbestimmt	R/Z	268					
Pfuhschnepfe	Z	1	Annex I	LC	LC	A 4	*
Prachtaucher	R/Z	2	Annex I	LC	LC	B 2c	*
Raubmöwe unbestimmt	R/Z	1					
Ringelgans	Z	1		LC	LC	B 2b	*(ssp. nigricans: V)
Rohrweihe	Z	1	Annex I	LC	LC		*
Samtente	R/Z	3		VU	VU	A 1b	1
Seeschwalbe	R/Z	270					

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Vsch-RL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
unbestimmt							
Seetaucher unbestimmt	R/Z	28					
Silbermöwe	R/Z	62		NT	VU	B 2c	*
Singvogel unbestimmt	Z	4					
Skua	R/Z	1		LC	LC	B 1	*
Sternaucher	R/Z	228	Annex I	LC	LC	C (1)	2
Sturmmöwe	R/Z	608		LC	LC	C 1	*
Taube unbestimmt	Z	1					
Tordalk	R/Z	2.117		NT	LC	A 4	*
Trauerente	R/Z	563		LC	LC	B 2a	*
Trottellumme	R/Z	2.110		NT	LC	B 2c/ C 1	*
Turmfalke	Z	2		LC	LC		*
Vogel unbestimmt		863					
Zwergmöwe	R/Z	911	Annex I	NT	LC	B 1	*
Gesamt		14.116					

EU-Vogelschutzrichtlinie (Vsch-RL, Quelle: Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013)

Annex I Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie umfasst insgesamt 181 Arten. Es sind die vom Aussterben bedrohte Arten, aufgrund geringer Bestände oder kleiner Verbreitungsgebiete seltene oder durch ihre Habitatsansprüche besonders schutzbedürftige Arten.

Die **gesamteuropäischen Gefährdungskategorien** (EUR-Gef.) und die EU27-Gefährdungskategorien (EU27-Gef.) (Quelle: BirdLife International 2017):

CR – Critically Endangered: „Vom Aussterben bedroht“. Ein Taxon ist vom Aussterben bedroht, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein extrem hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.

EN – Endangered: „Stark gefährdet“. Ein Taxon ist stark gefährdet, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein sehr hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.

VU – Vulnerable: „Gefährdet“. Ein Taxon ist gefährdet, wenn gemäß den besten verfügbaren Datengrundlagen ein hohes Risiko besteht, dass das Taxon in unmittelbarer Zukunft in der Natur ausstirbt.

NT - Near Threatened: „potenziell gefährdet“. Ein Taxon ist potenziell gefährdet, wenn die Beurteilung nicht zur Einstufung in die Kategorien vom Aussterben bedroht, stark gefährdet oder verletzlich führt, jedoch vorraussichtlich in naher Zukunft in einer der Kategorien eingestuft werden wird

LC - Least Concern: „nicht gefährdet“. Ein Taxon ist nicht gefährdet, wenn die Beurteilung nicht zur Einstufung in die Kategorien vom Aussterben bedroht, stark gefährdet, verletzlich oder potenziell gefährdet führt. Weit verbreitete und individuenstarke Arten sind hier geführt.

NE - Not Evaluated: „nicht bewertet“.

Populationsstatus nach dem Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservogel (**AEWA**) (Quelle: UNEP/AEWA Sekretariat 2019):

- A 1c: Populationen mit einer Individuenzahl von weniger als etwa 10.000.
- A 2: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 10.000 bis 25.000.
- A 3b: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 bis 100.000, die als gefährdet gelten aufgrund der Angewiesenheit auf einen erheblich gefährdeten Habitattyp.
- A 3c: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 bis 100.000, die als gefährdet gelten aufgrund eines erheblichen langfristigen Rückganges.
- A 4: Arten, die in der IUCN Red List als „Near Threatened“ geführt werden, die aber nicht die Kriterien zur Einstufung in die Kategorien A 1, A 2 oder A 3 erfüllen,
- B 1: Populationen mit einer Individuenzahl von etwa 25.000 und 100.000, die den Voraussetzungen für Spalte A nicht entsprechen.
- B 2a: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund der Konzentration auf eine geringe Anzahl von Stätten in jeder Phase ihres Jahreszyklus.
- B 2b: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund der Angewiesenheit auf einen erheblich gefährdeten Habitattyp.
- B 2c: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund eines erheblichen langfristigen Rückganges.
- B 2d: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die besondere Aufmerksamkeit notwendig erscheint aufgrund großer Schwankungen bezüglich Populationsgröße oder –trends.
- C 1: Populationen mit einer Individuenzahl von mehr als etwa 100.000, für die eine internationale Zusammenarbeit von erheblichem Nutzen sein könnte und die den Voraussetzungen für Spalte A oder B nicht entsprechen.
- (): Populationssituation unbekannt, Gefährdungsstatus geschätzt.
- *: Die mit einem Sternchen gekennzeichneten Populationen dürfen ausnahmsweise auf der Grundlage einer nachhaltigen Nutzung auch weiterhin bejagt werden, soweit die Bejagung dieser Populationen einer langen kulturellen Tradition entspricht (siehe Anlage 3 Absatz 2.2.1).
- [N]: Art des AEWA-Abkommens, für die Deutschland kein Arealstaat ist.

Die Gefährdungskategorien der **Roten Liste wandernder Vogelarten** Deutschlands (RLW-BRD) (Quelle: Hüppop et al. 2013):

- 0 - Erlöschen: Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, die im Bezugsraum als wandernde Individuen verschwunden sind oder von denen keine wild lebenden Bestände mehr bekannt sind.
- 1 - Vom Erlöschen bedroht: Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, die so schwerwiegend bedroht sind, dass ihre Bestände in absehbarer Zeit erlöschen, wenn die Gefährdungsursachen fortbestehen.
- 2 - Stark gefährdet: Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände erheblich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Einheit nicht abgewendet, rückt sie vor-aussichtlich in die Kategorie „Vom Erlöschen bedroht“ auf.
- 3 - Gefährdet: Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände merklich zurückgegangen oder durch laufende oder absehbare menschliche Einwirkungen

	bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Einheit nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Stark gefährdet“ auf.
R - Extrem selten	Extrem seltene oder sehr lokal vorkommende Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände in der Summe weder lang- noch kurzfristig abgenommen haben und die auch nicht aktuell bedroht sind, aber gegenüber unvorhersehbaren Gefährdungen besonders anfällig sind.
* - Ungefährdet	Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen werden als derzeit nicht gefährdet angesehen, wenn ihre Bestände zugenommen haben, stabil sind oder so wenig abgenommen haben, dass sie nicht mindestens in Kategorie V eingestuft werden müssen
V - Vorwarnliste	Arten, Unterarten oder biogeographische Populationen, deren Bestände merklich zurückgegangen sind, aber aktuell noch nicht gefährdet sind. Bei Fortbestehen bestandsreduzierender Einwirkungen ist in naher Zukunft eine Einstufung in die Kategorie „Gefährdet“ wahrscheinlich.

A.3.2 Punktsichtungskarten Schiffstransekt-Erfassungen

Seetaucher (*Gavia sp.*)

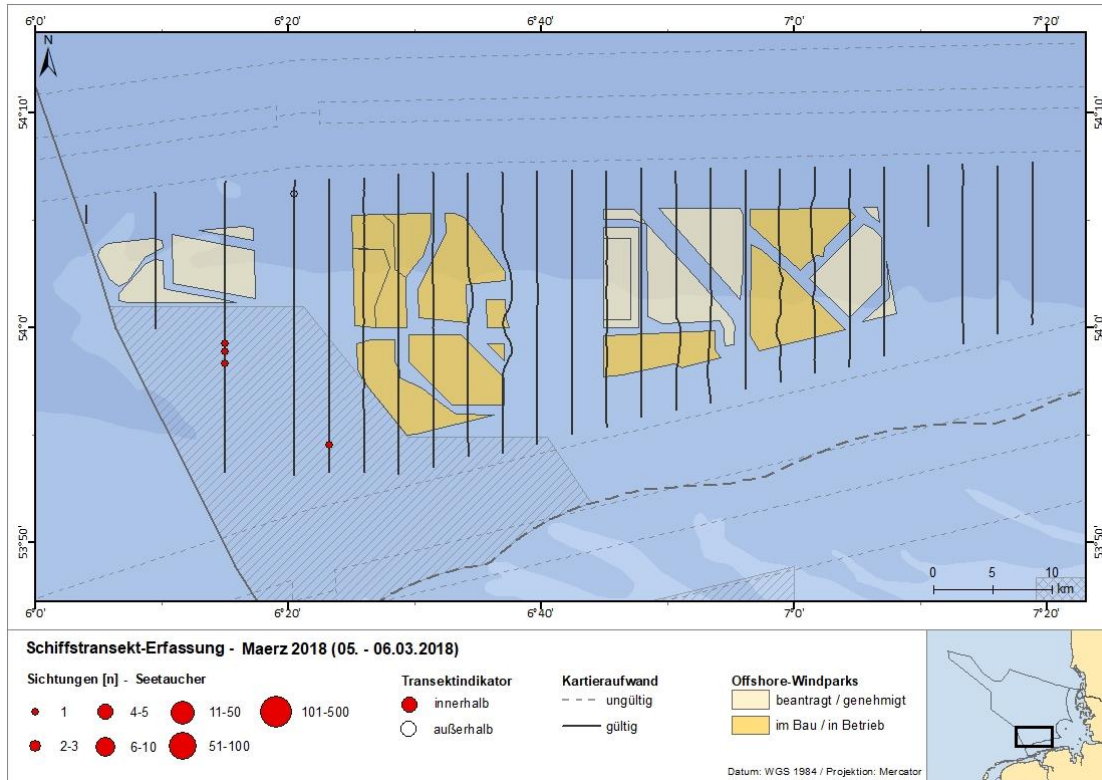


Abb. A. 1 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransekt-Erfassungen im März 2018.

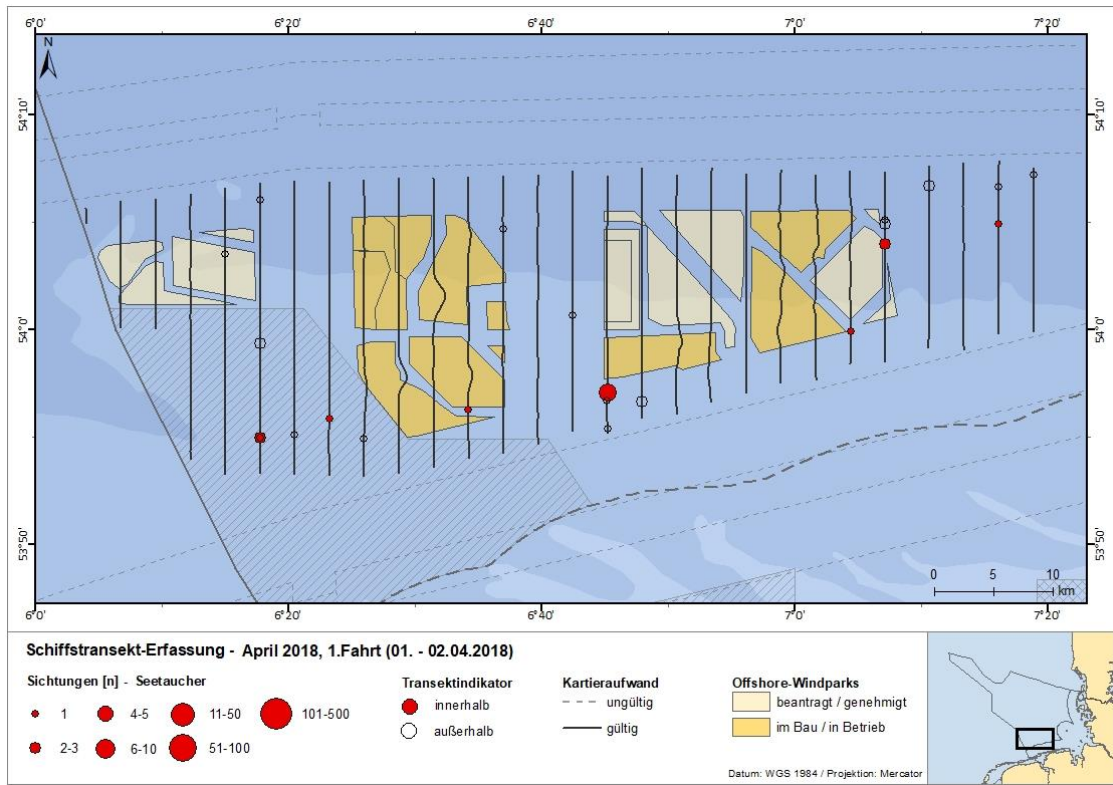


Abb. A. 2 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

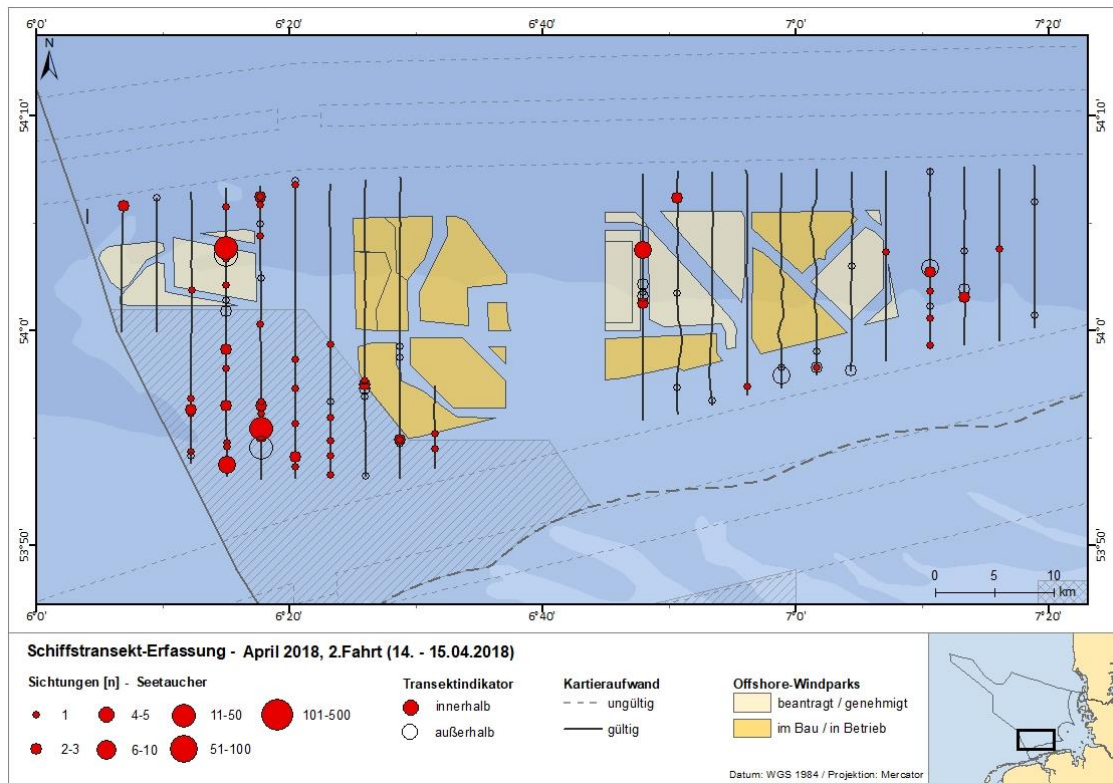


Abb. A. 3 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.

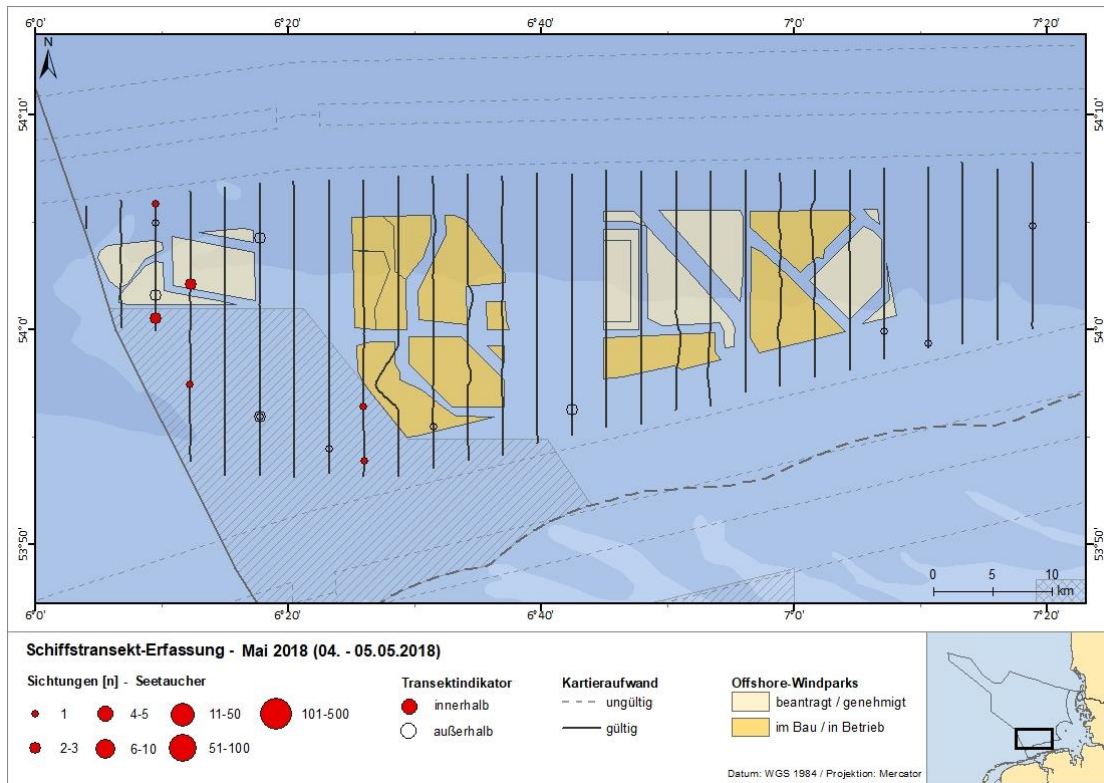


Abb. A. 4 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

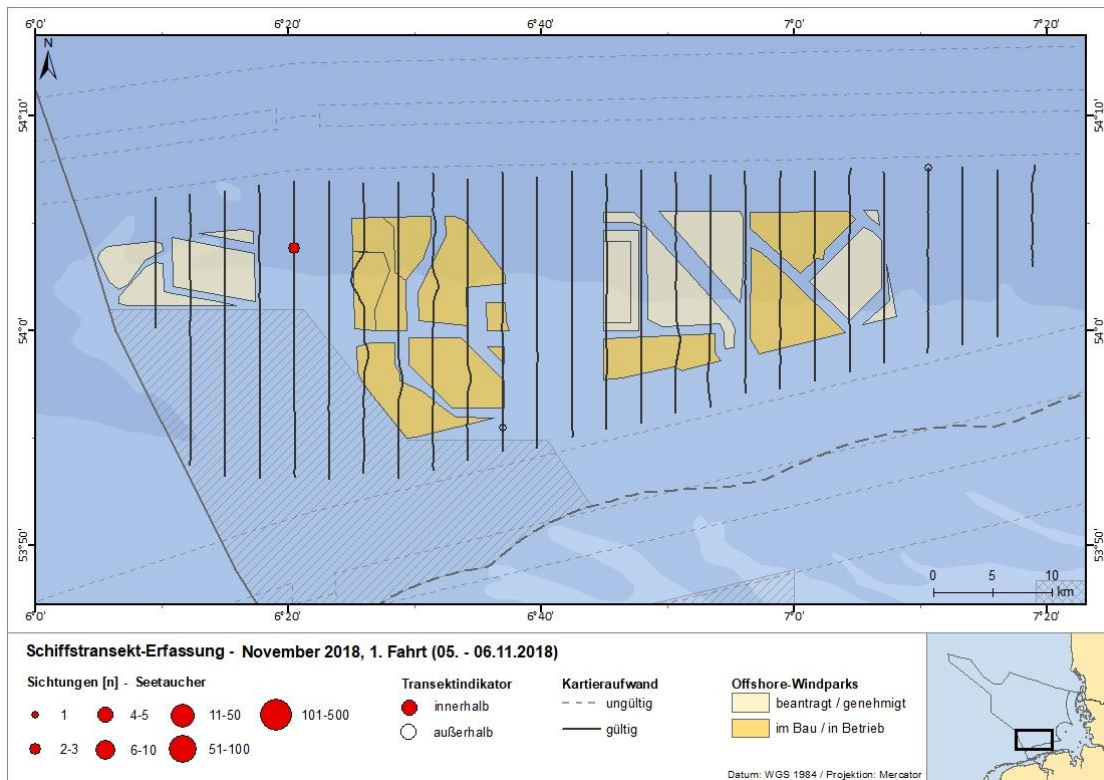


Abb. A. 5 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im November (1. Fahrt) 2018.

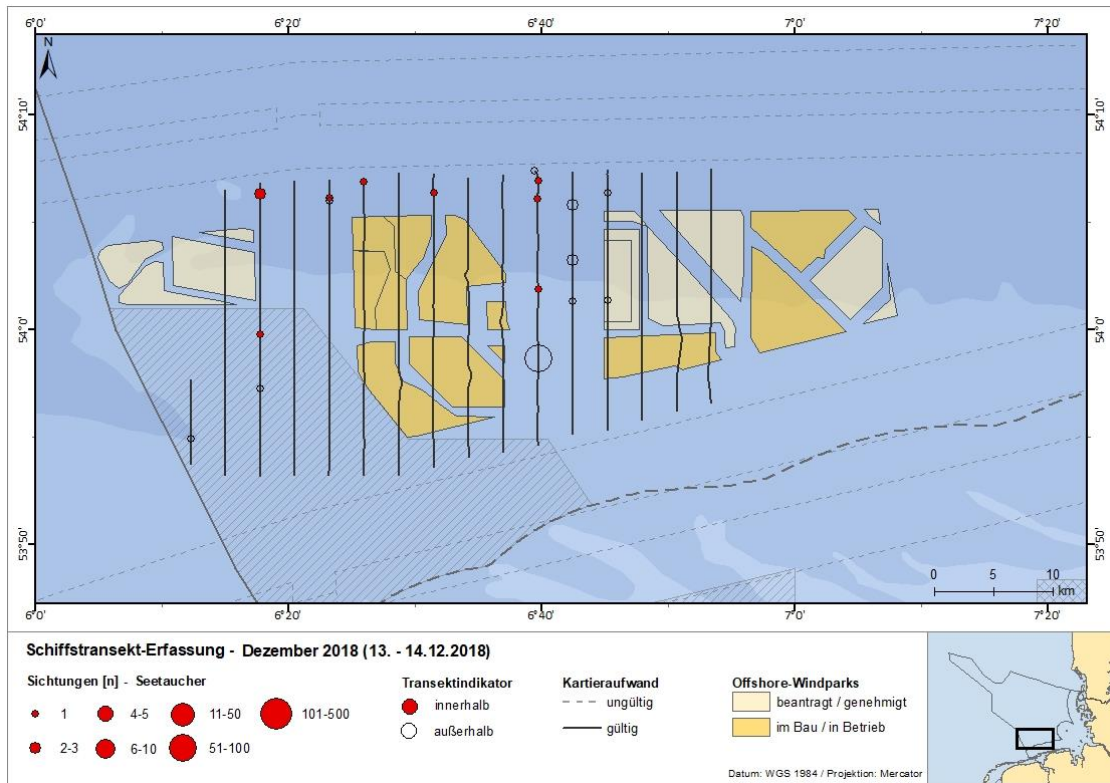


Abb. A. 6 Sichtungen der Seetaucher nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember 2018.

Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*)

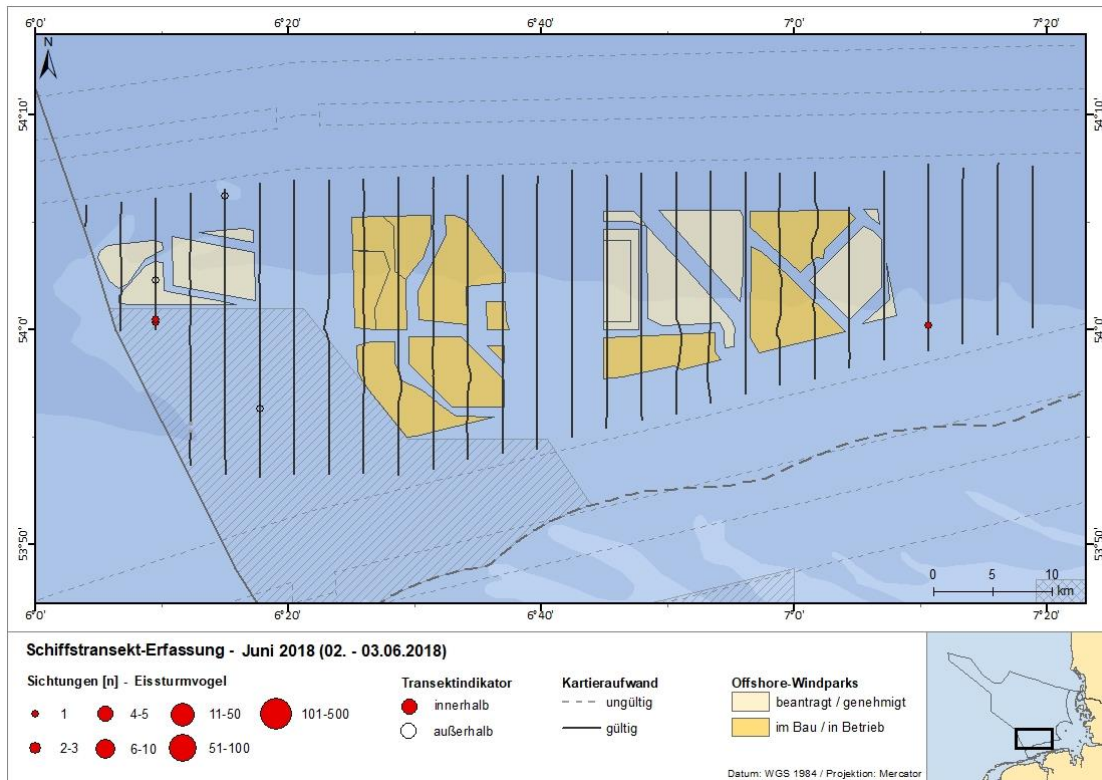


Abb. A. 7 *Sichtungen der Eissturmvogel nach Schiffstransect-Erfassungen im Juni 2018.*

Basstöpel (*Sula bassana*)

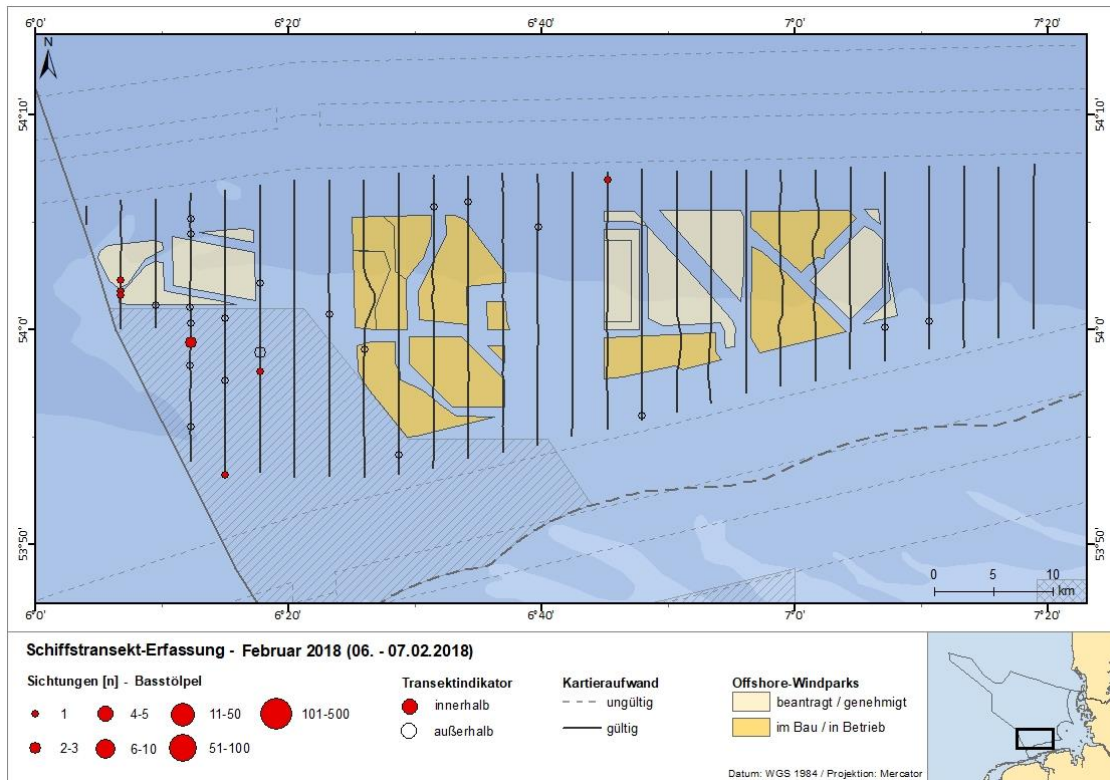


Abb. A. 8 Sichtungen der Basstöpel nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2018.

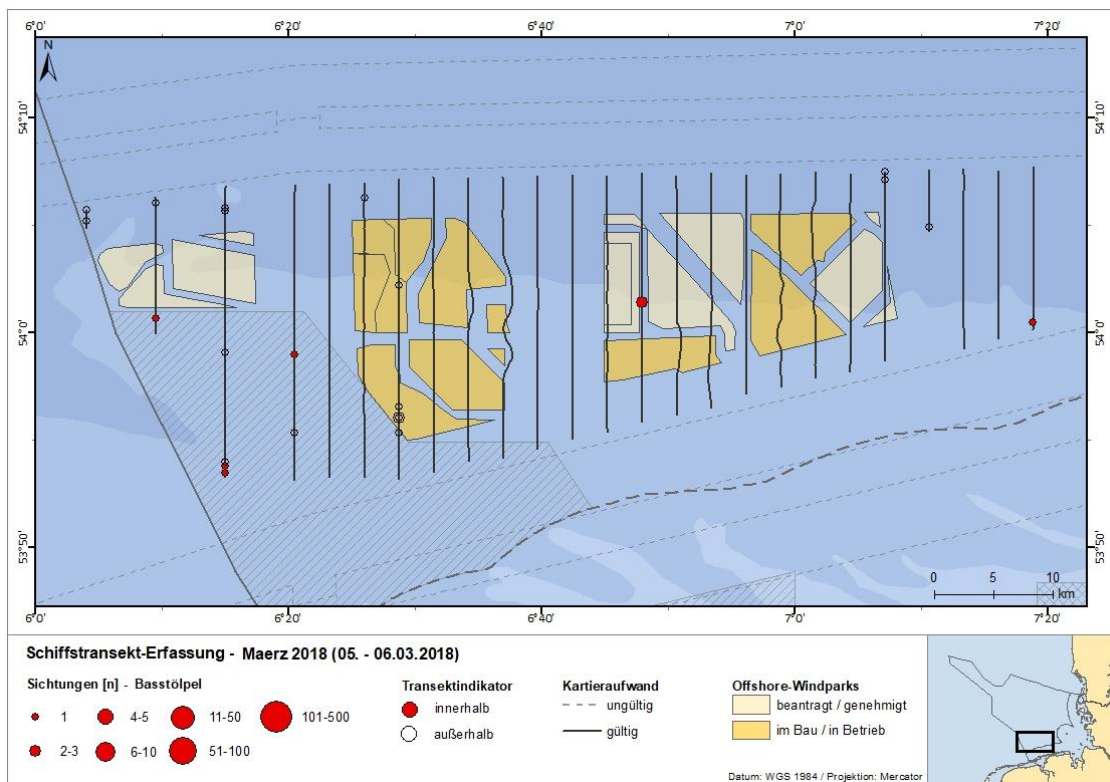


Abb. A. 9 Sichtungen der Basstöpel nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2018.

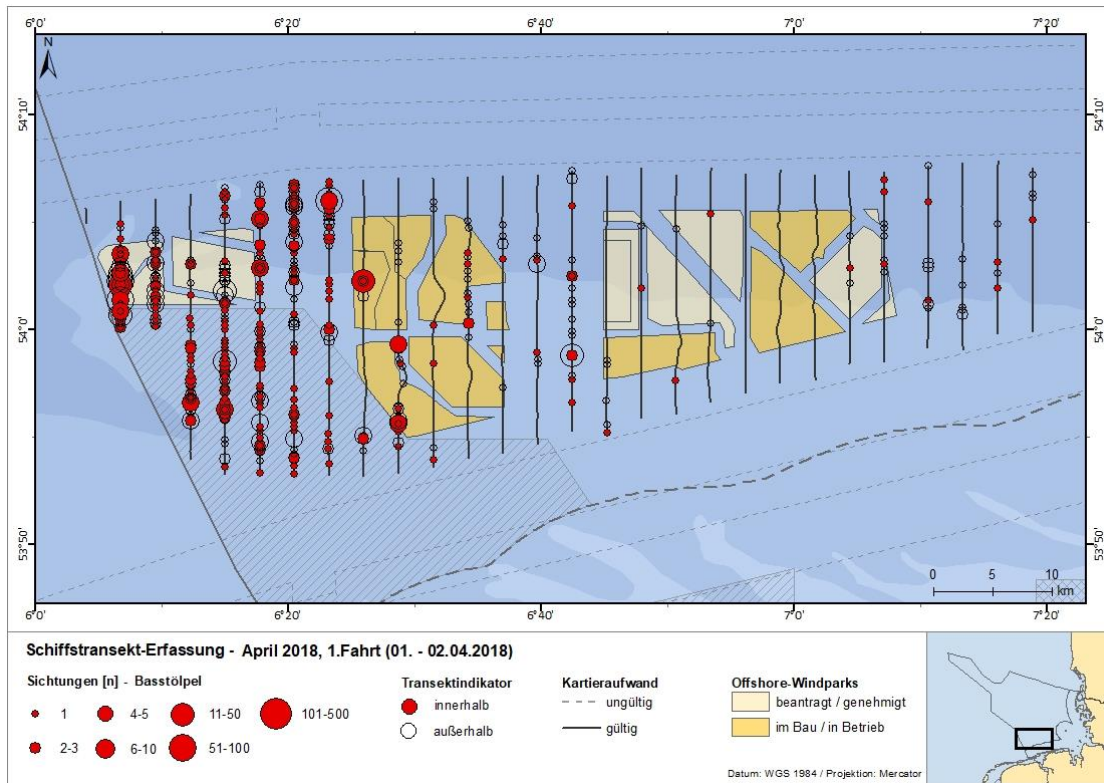


Abb. A. 10 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

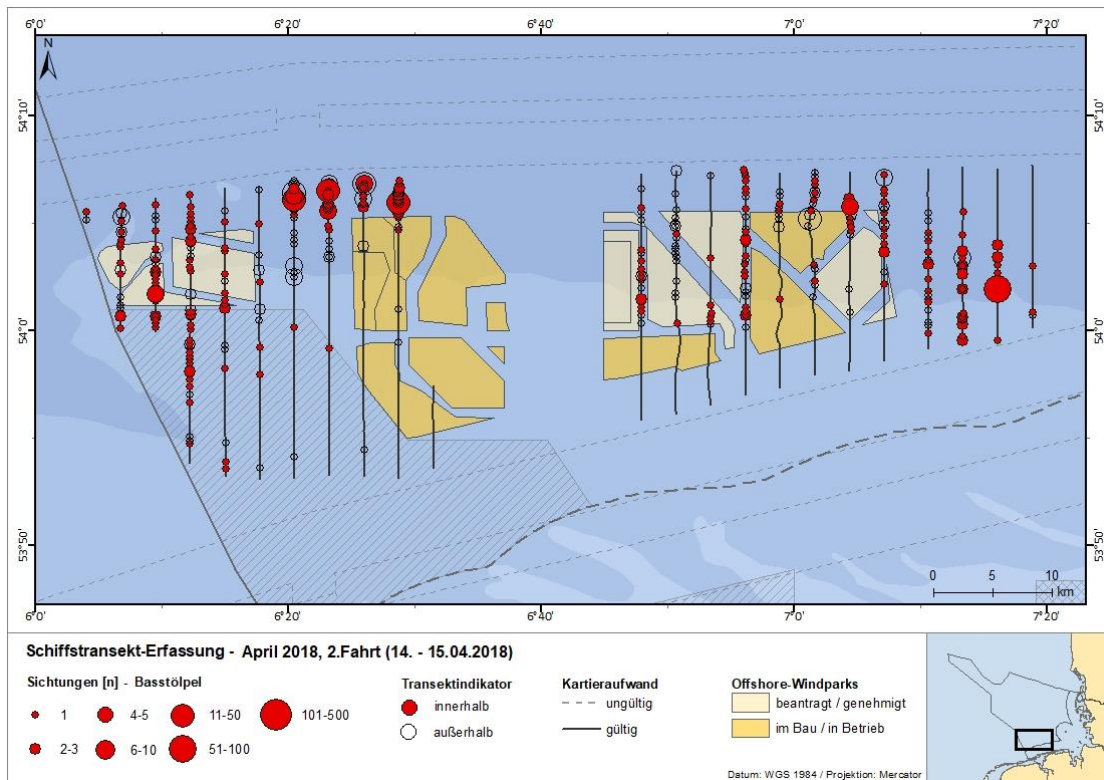


Abb. A. 11 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.

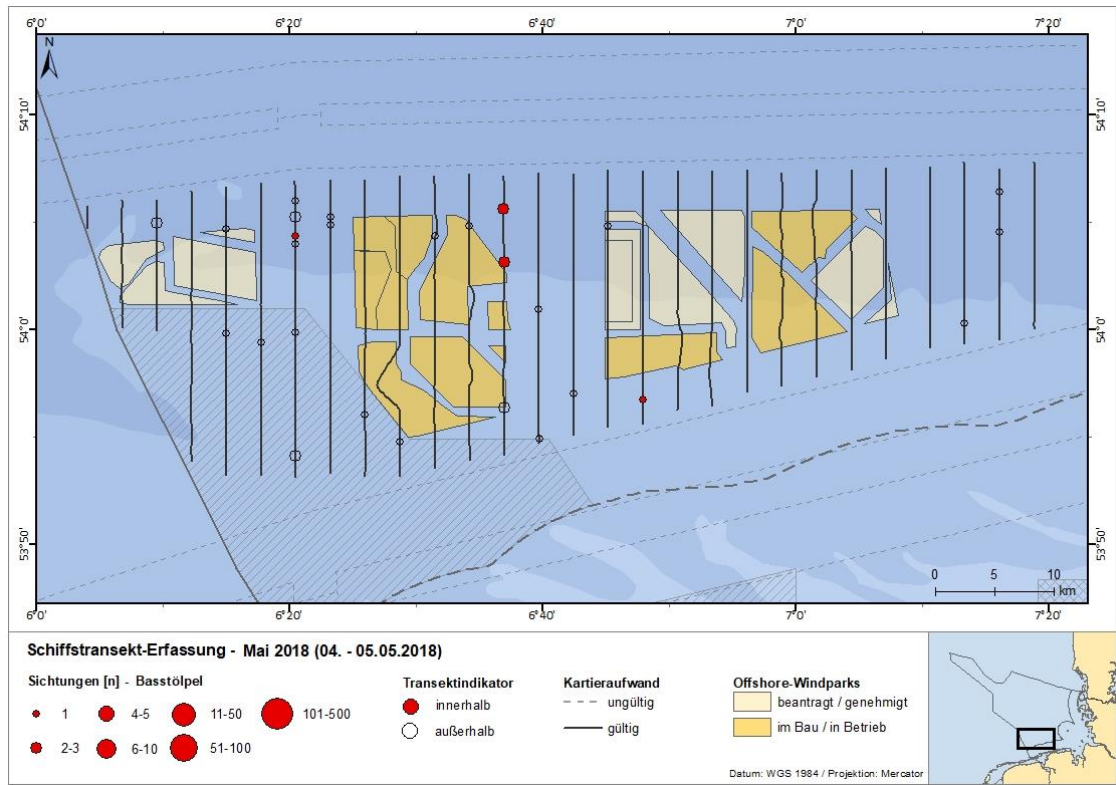


Abb. A. 12 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

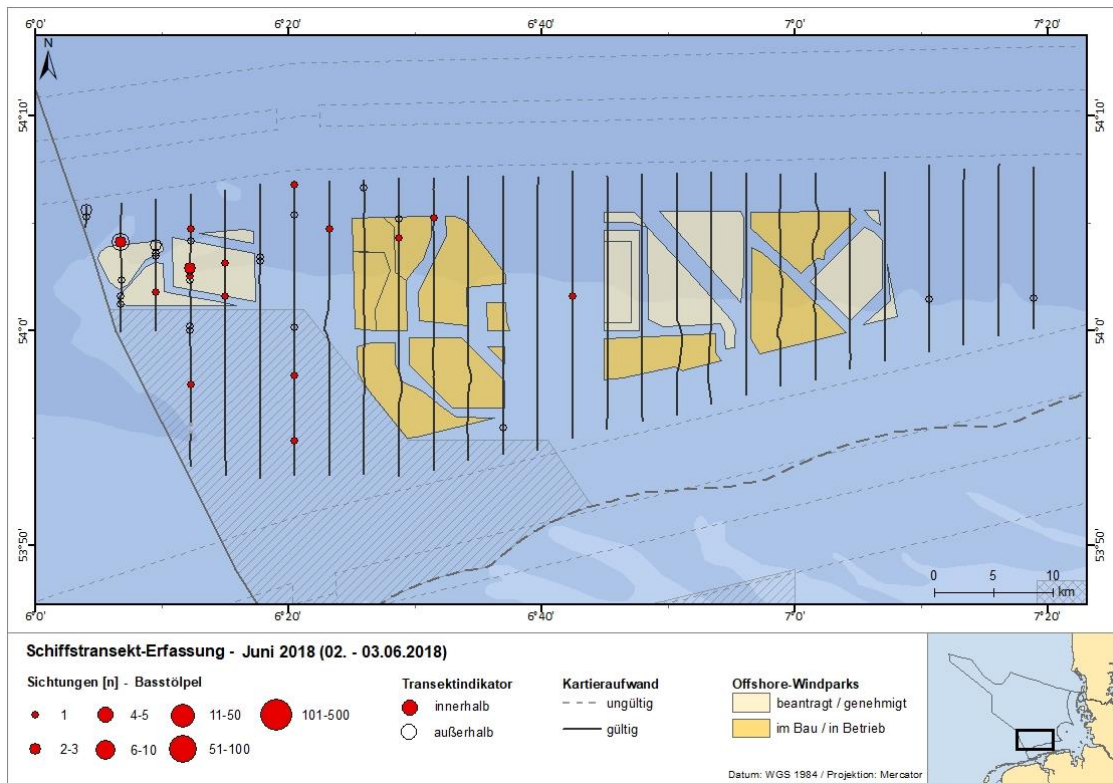


Abb. A. 13 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im Juni 2018.

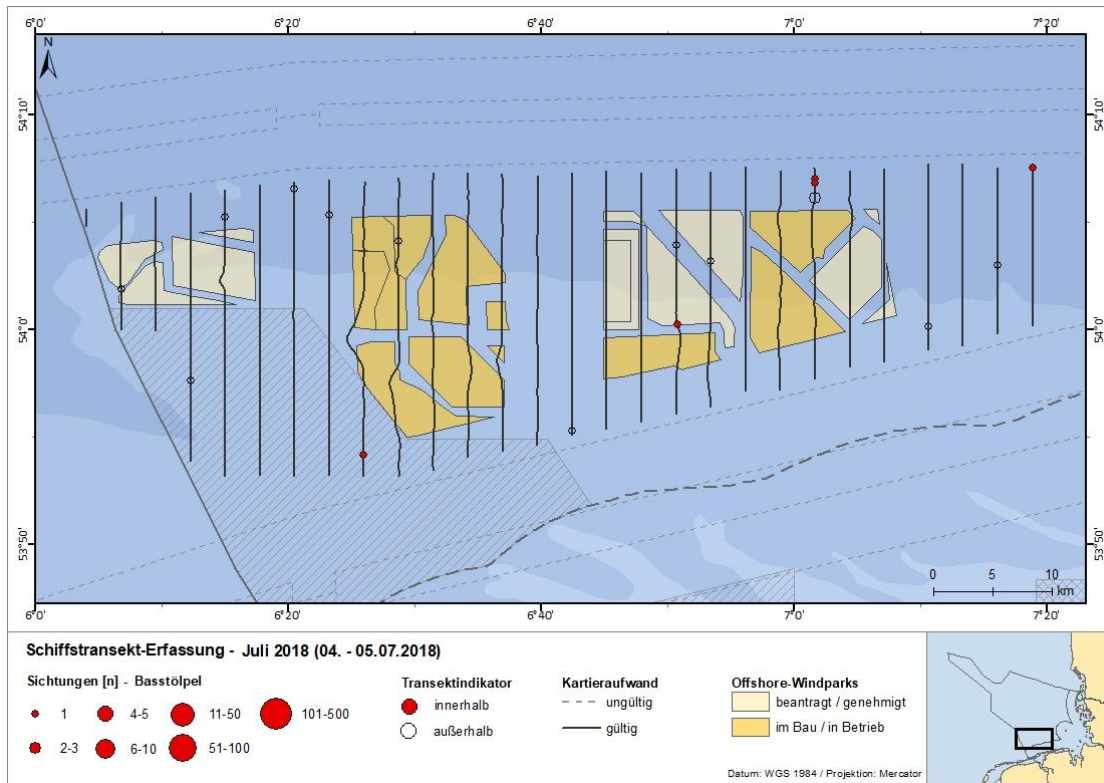


Abb. A. 14 Sichtungen der Basstöpel nach Schiffstransect-Erfassungen im Juli 2018.

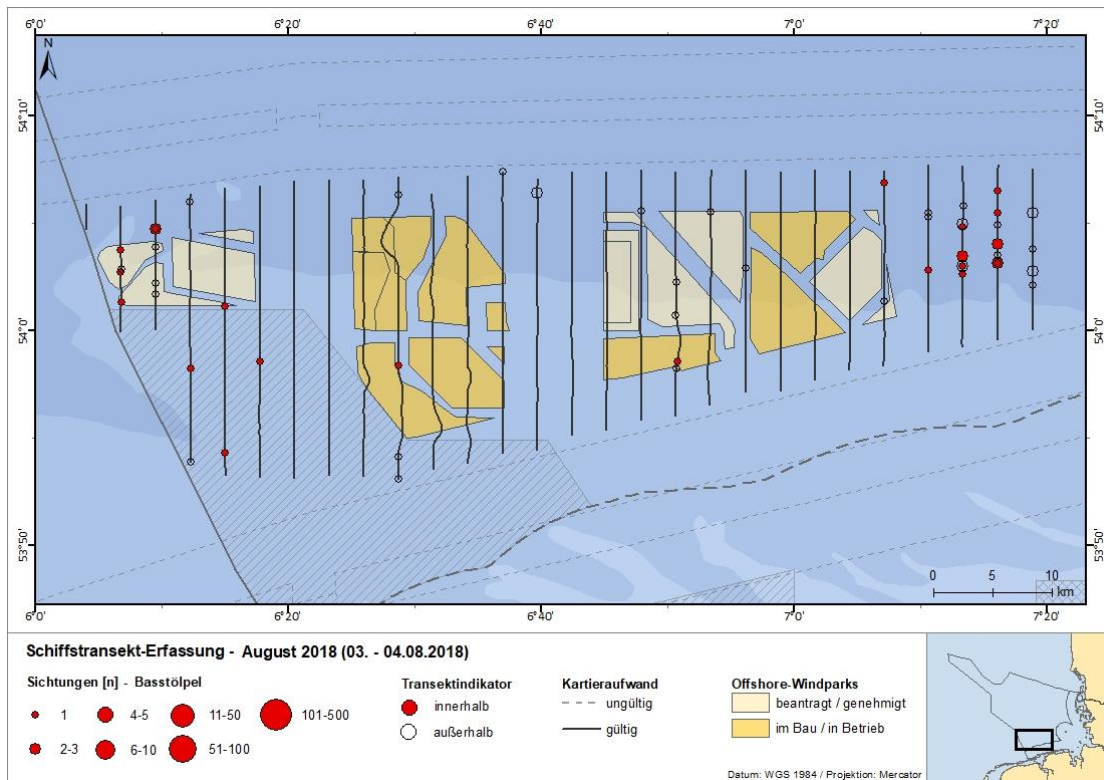


Abb. A. 15 Sichtungen der Basstöpel nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2018.

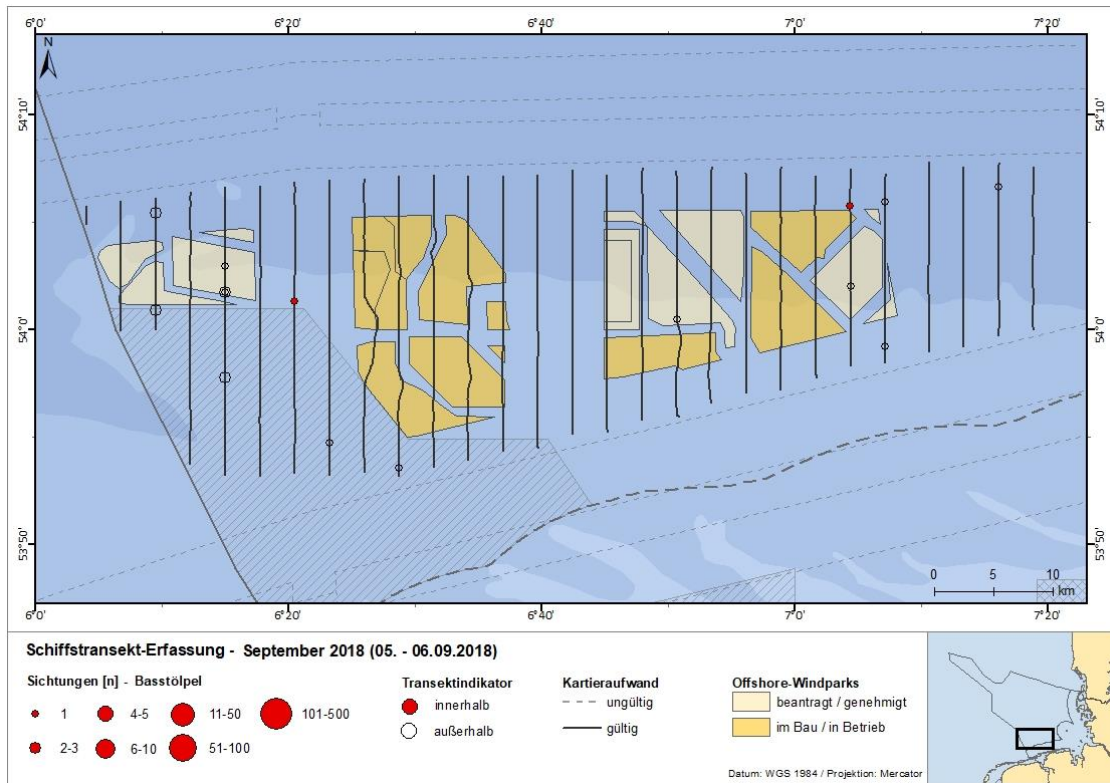


Abb. A. 16 Sichtungen der Basstölpel nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2018.

Trauerente (*Melanitta nigra*)

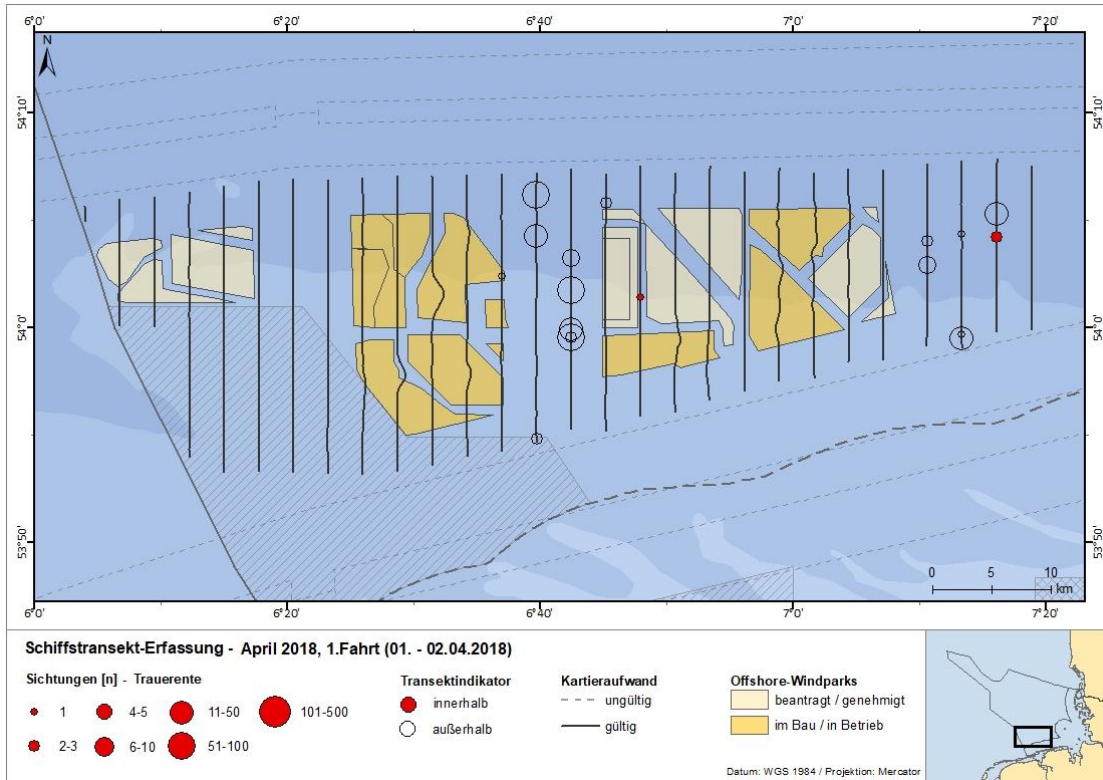


Abb. A. 17 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im April 2018.

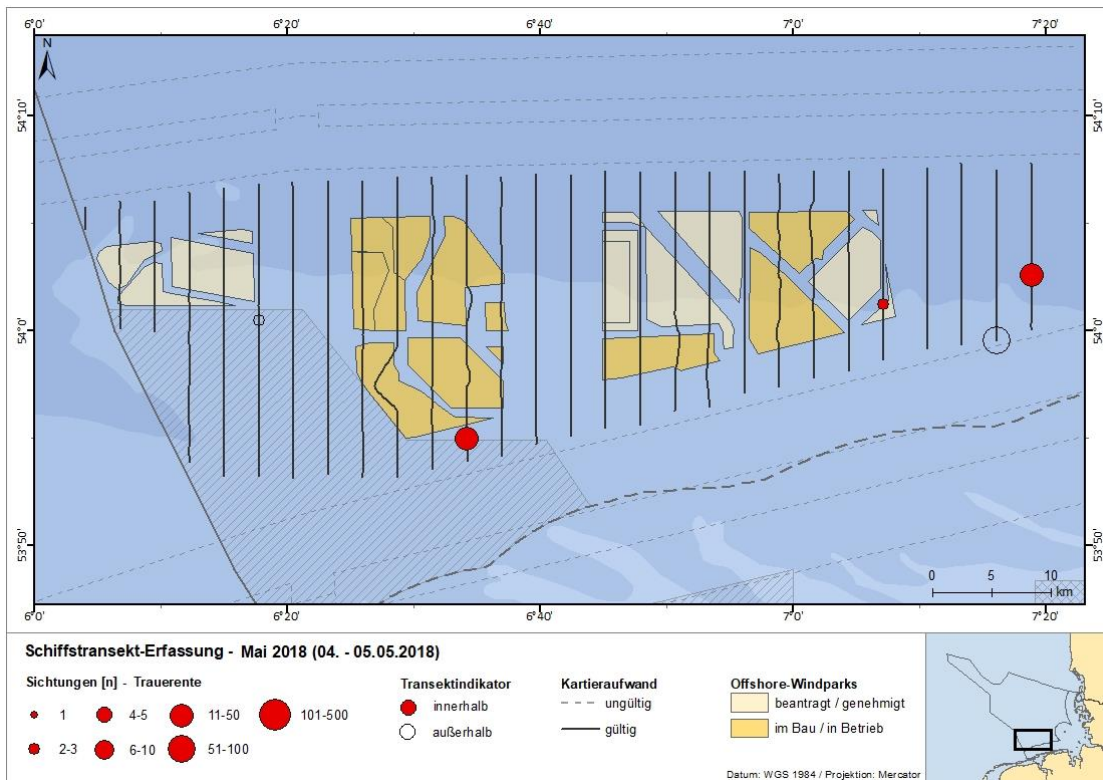


Abb. A. 18 Sichtungen der Trauerenten nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

Zwergmöwe (*Hydrocoeleus minutus*)

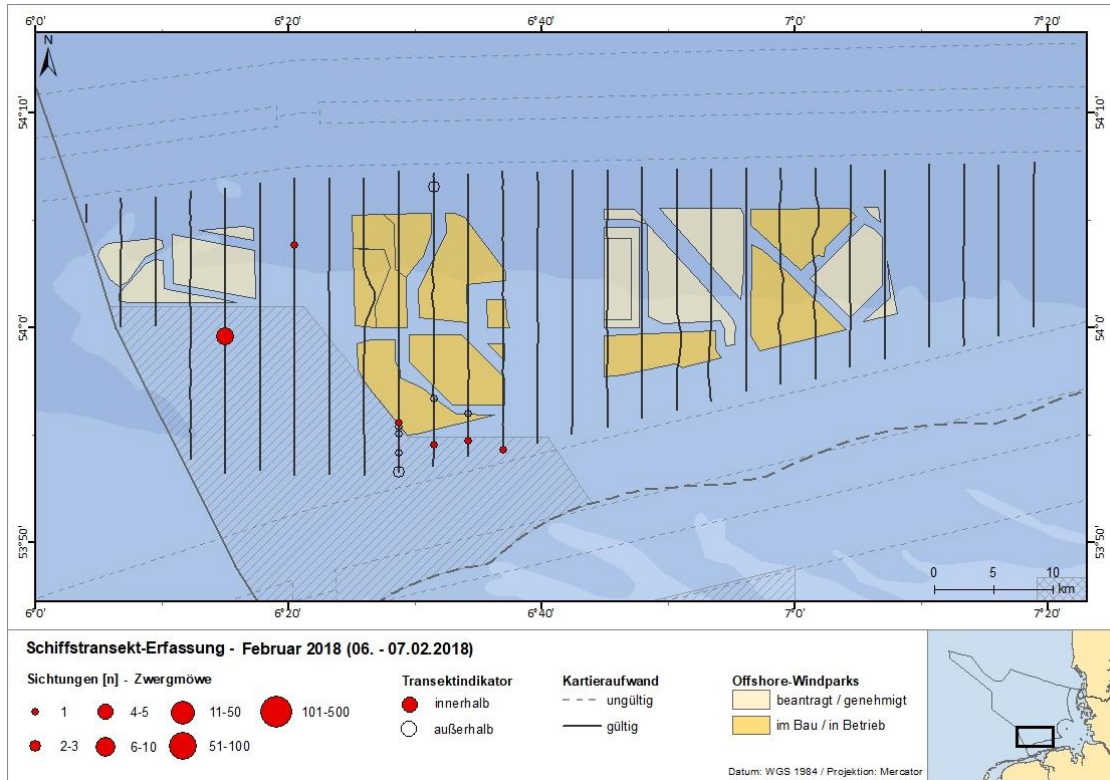


Abb. A. 19 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2018.

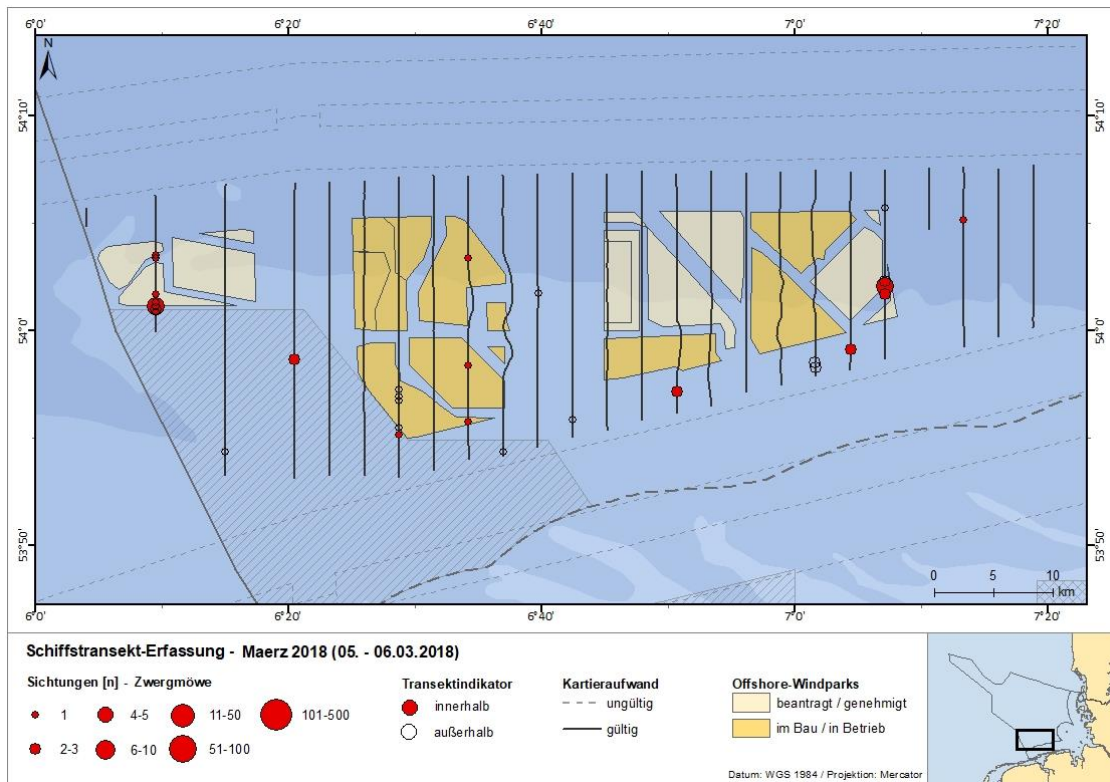


Abb. A. 20 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2018.

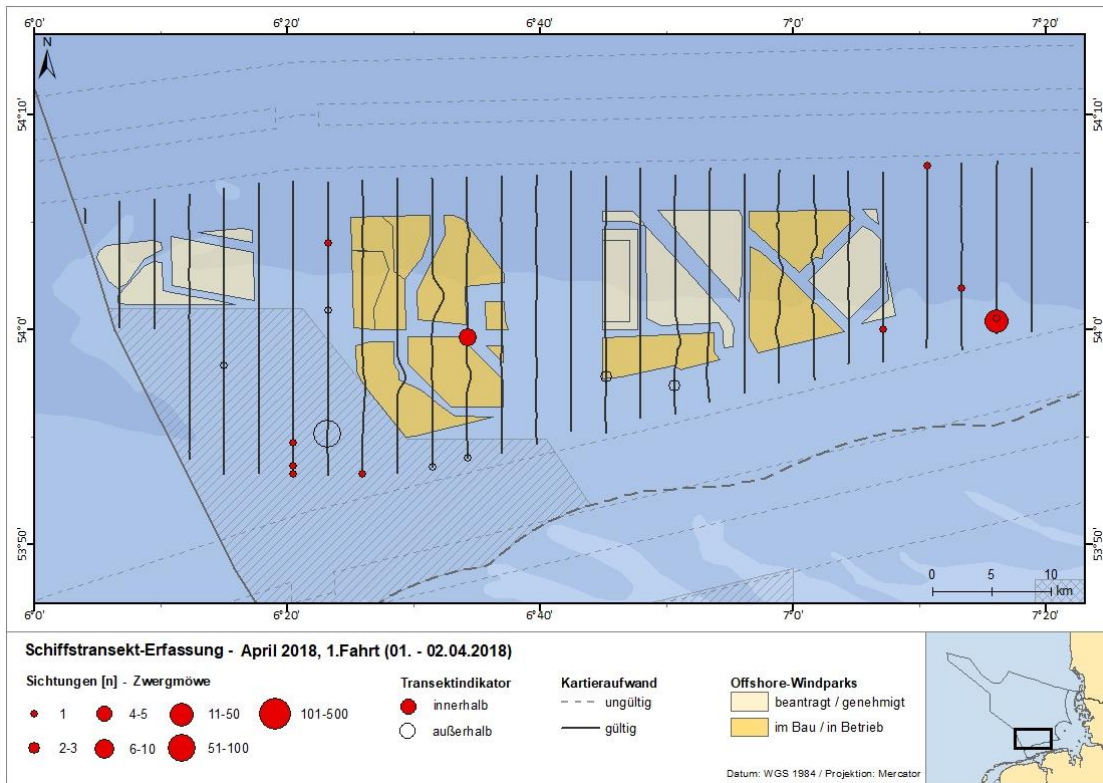


Abb. A. 21 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

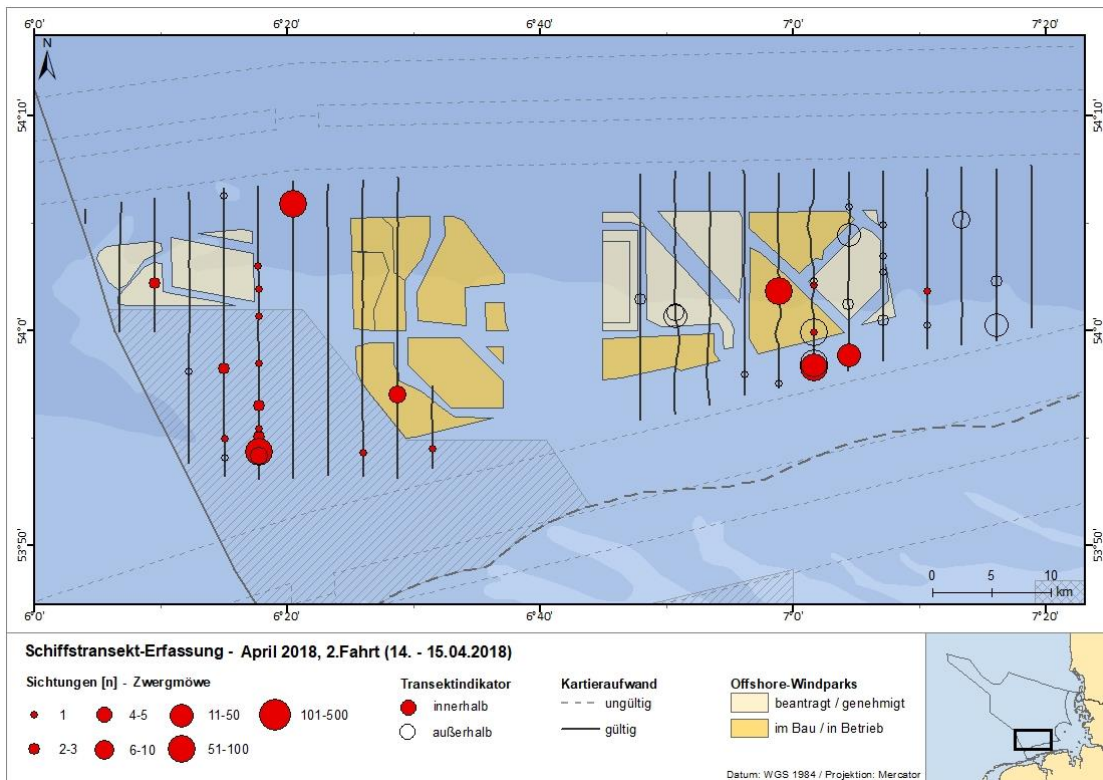


Abb. A. 22 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.

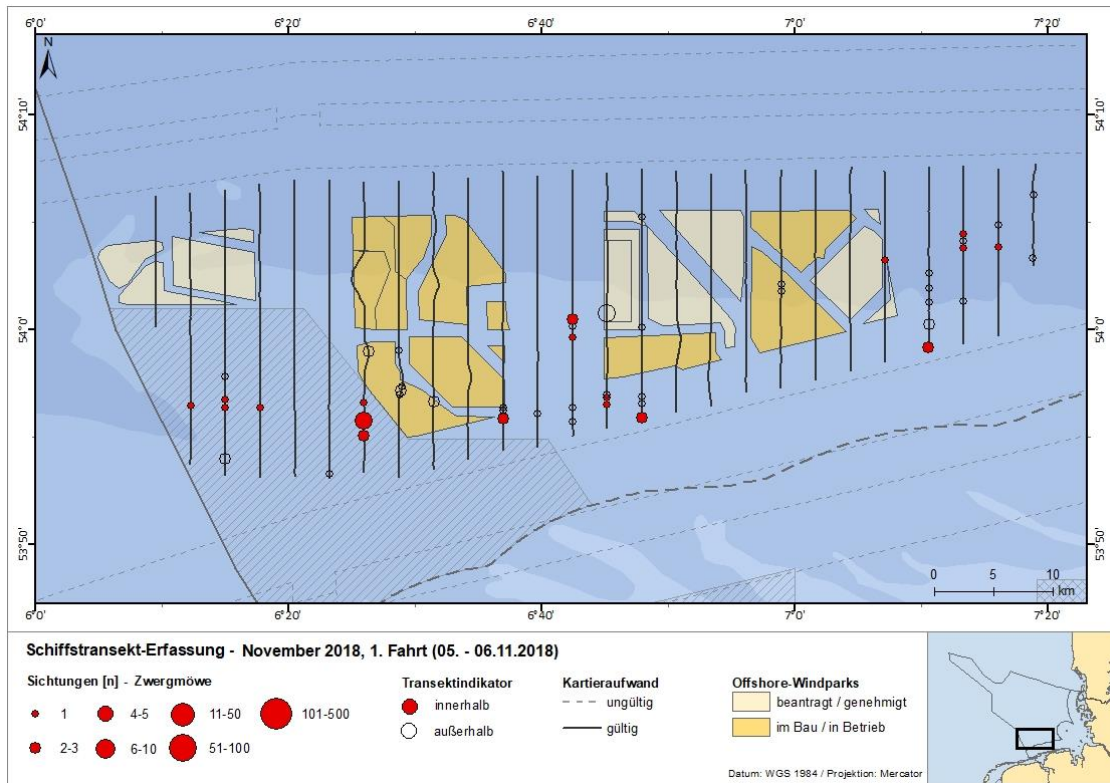


Abb. A. 23 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (1. Fahrt) 2018.

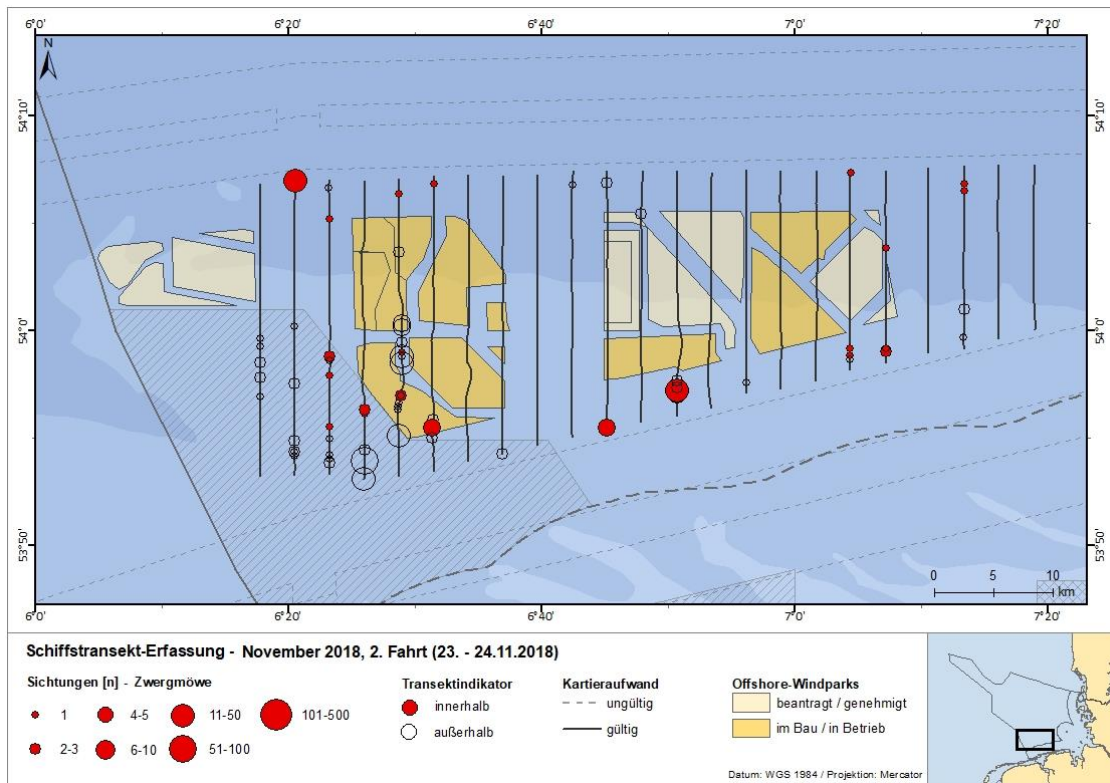


Abb. A. 24 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (2. Fahrt) 2018.

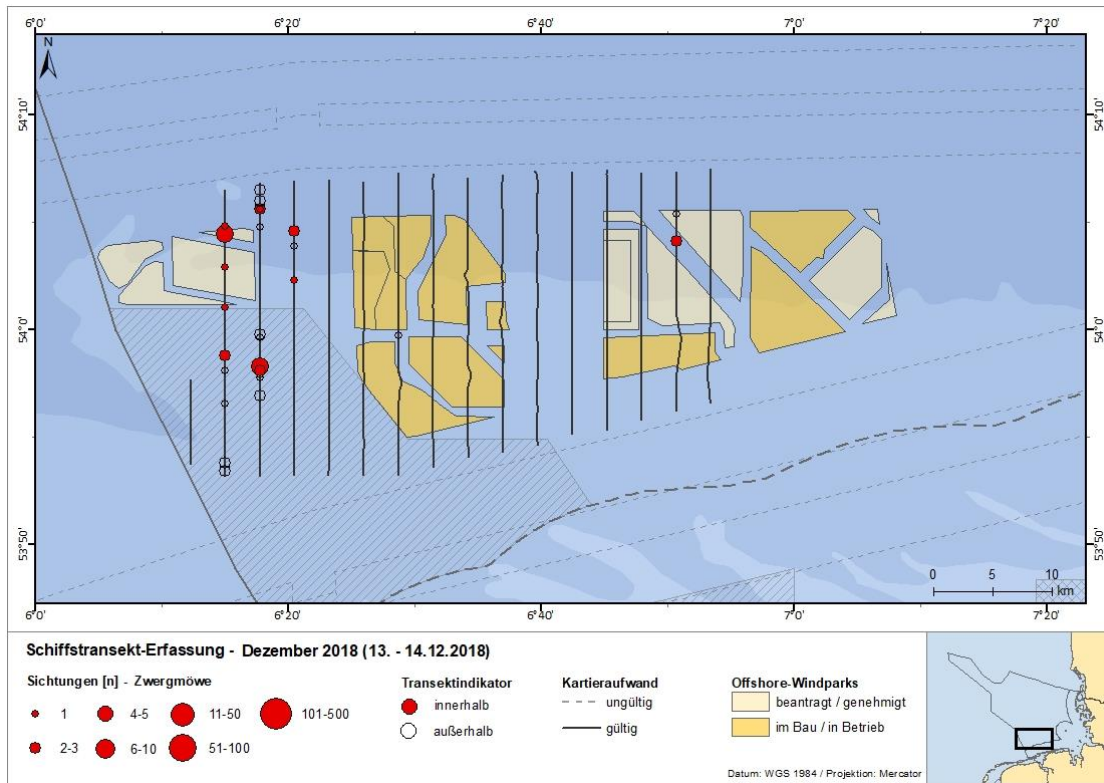


Abb. A. 25 Sichtungen der Zwergmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember 2018.

Lachmöwe (*Larus ridibundus*)

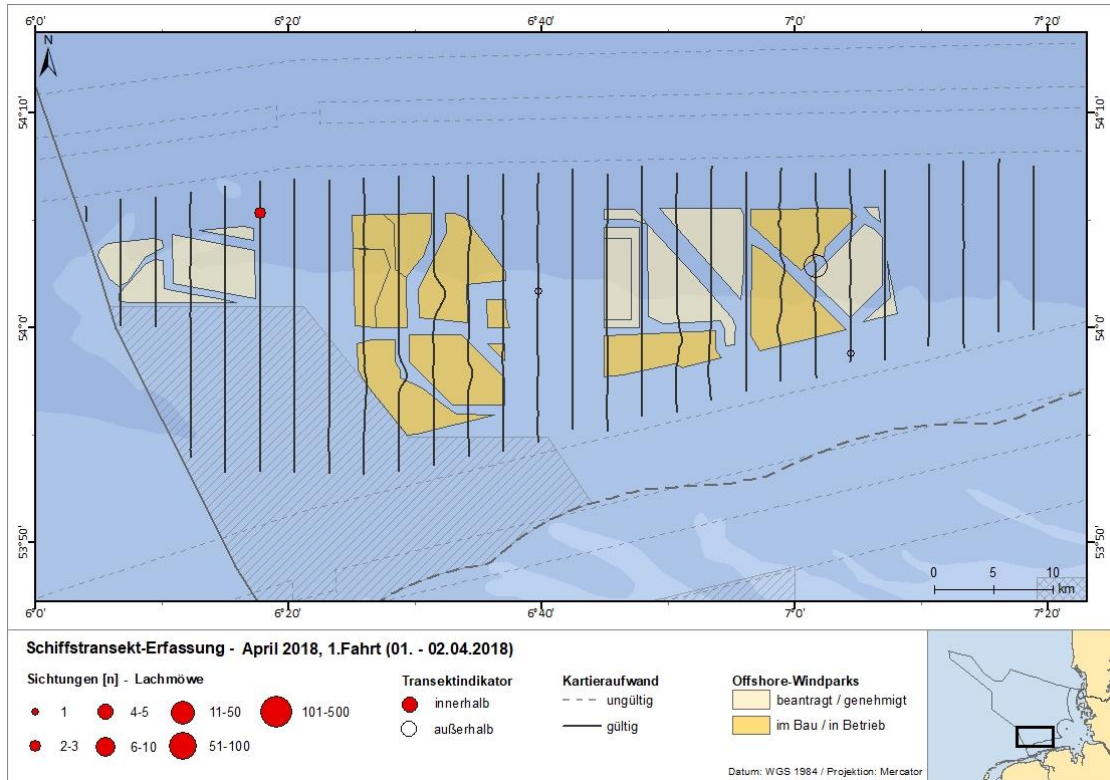


Abb. A. 26 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

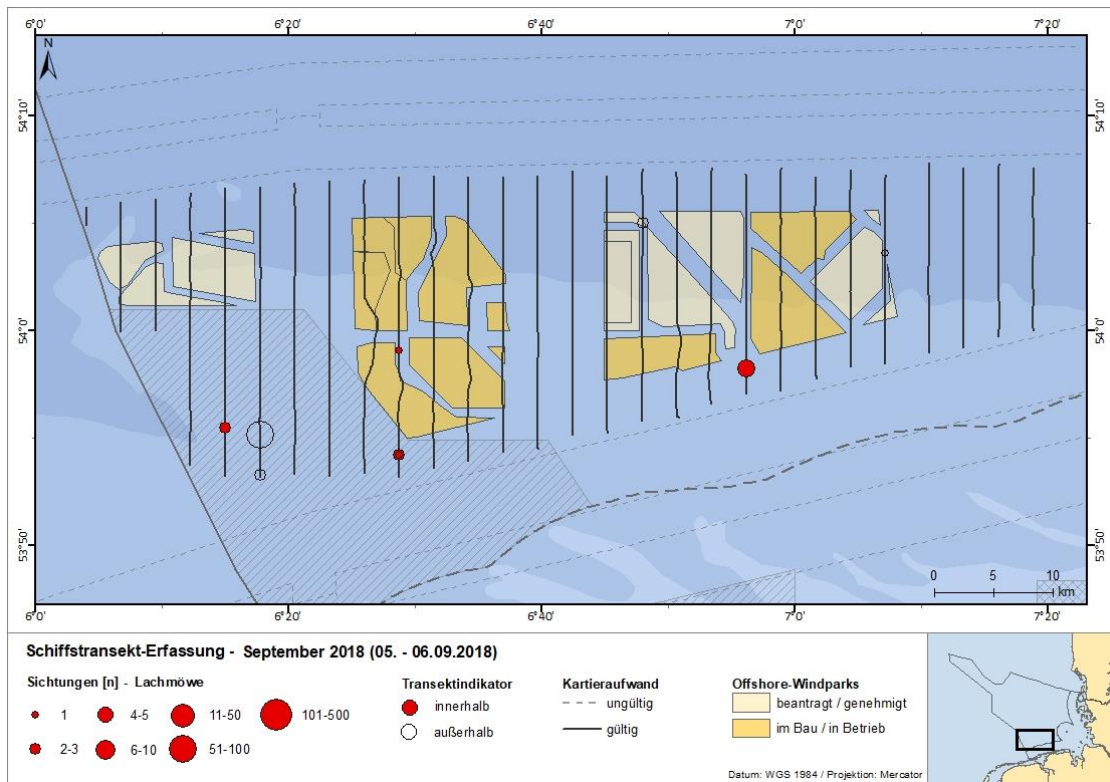


Abb. A. 27 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2018.

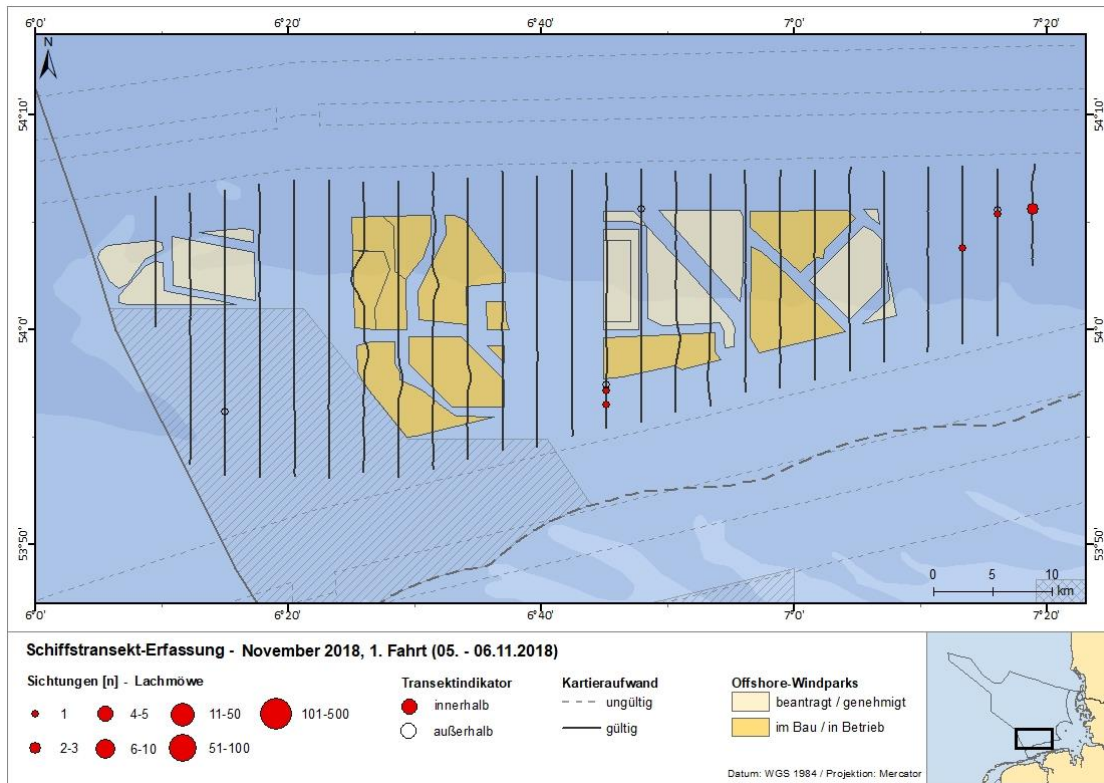


Abb. A. 28 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (1. Fahrt) 2018.

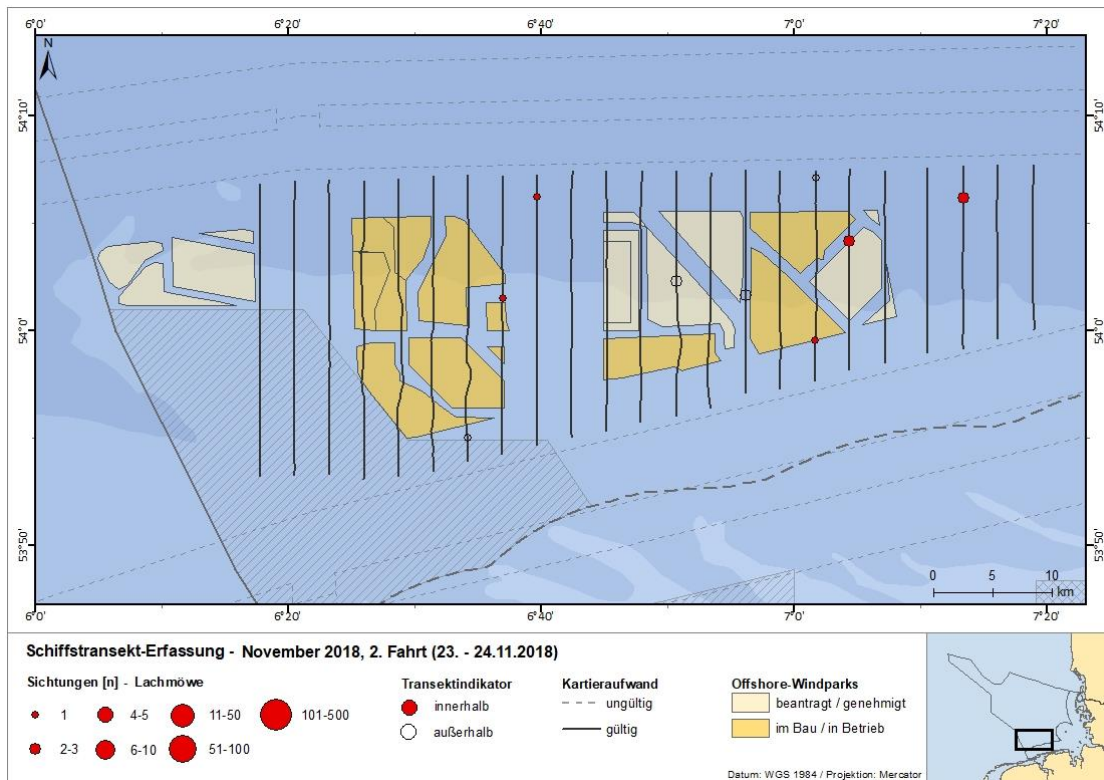


Abb. A. 29 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (2. Fahrt) 2018.

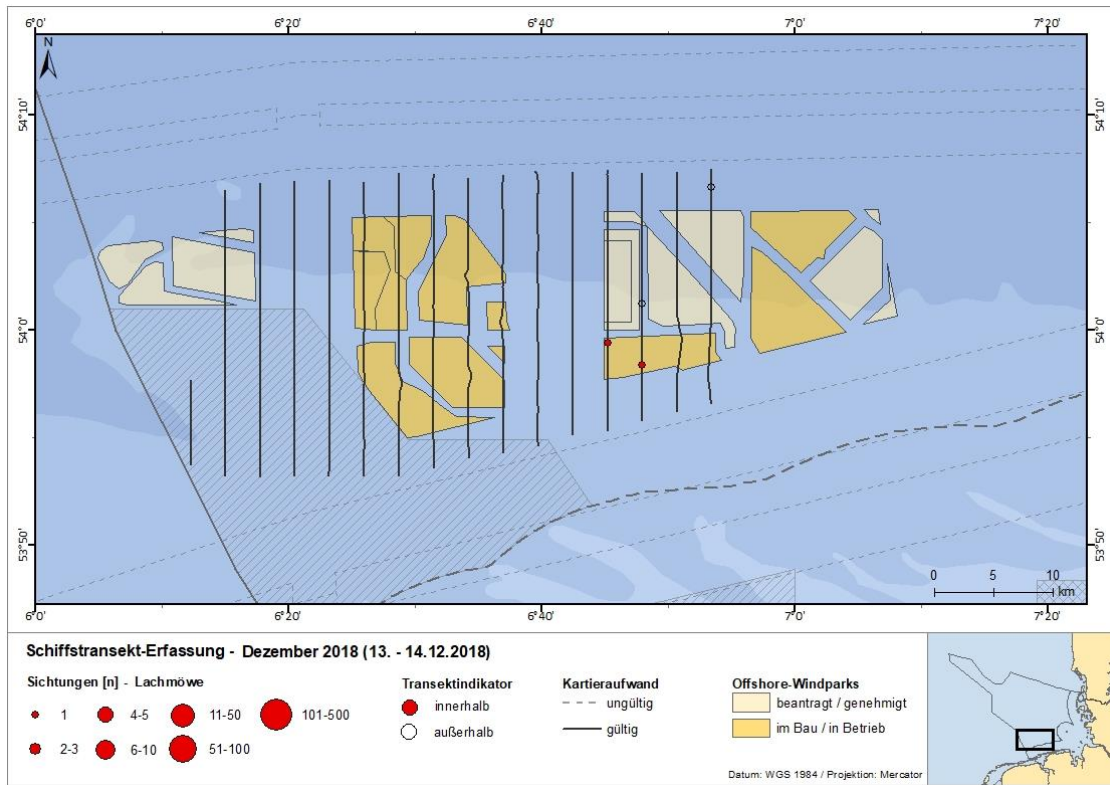


Abb. A. 30 Sichtungen der Lachmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember 2018.

Sturmmöwe (*Larus canus*)

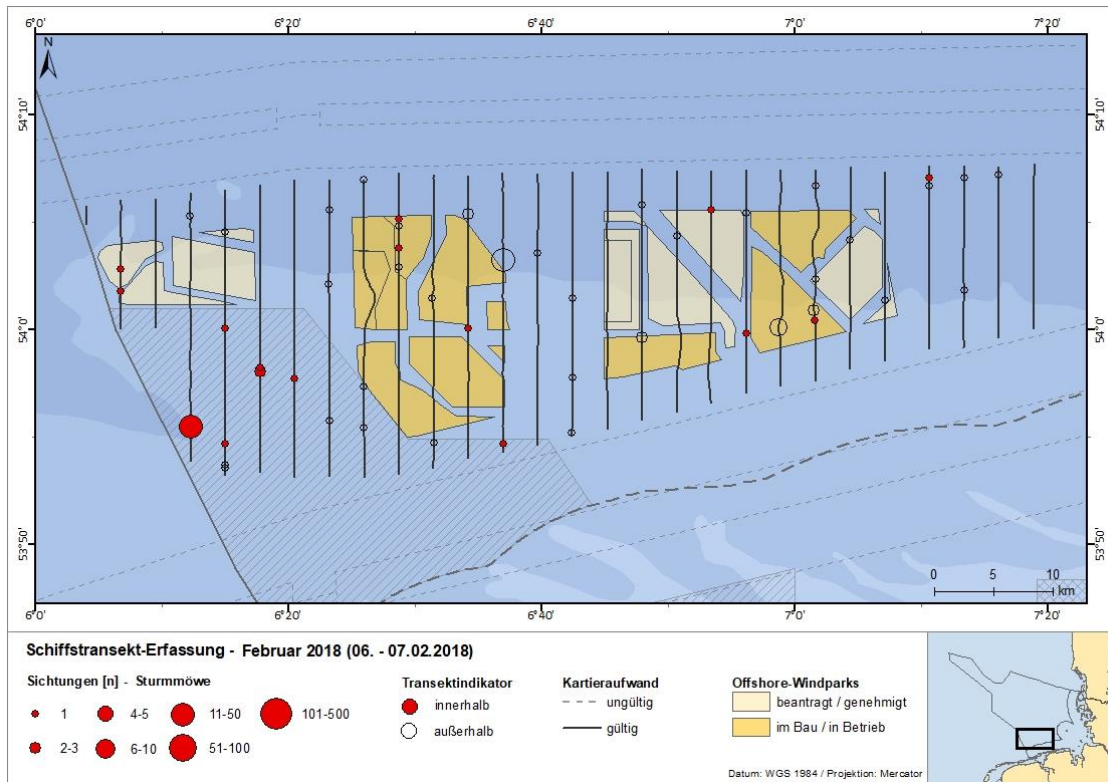


Abb. A. 31 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2018.

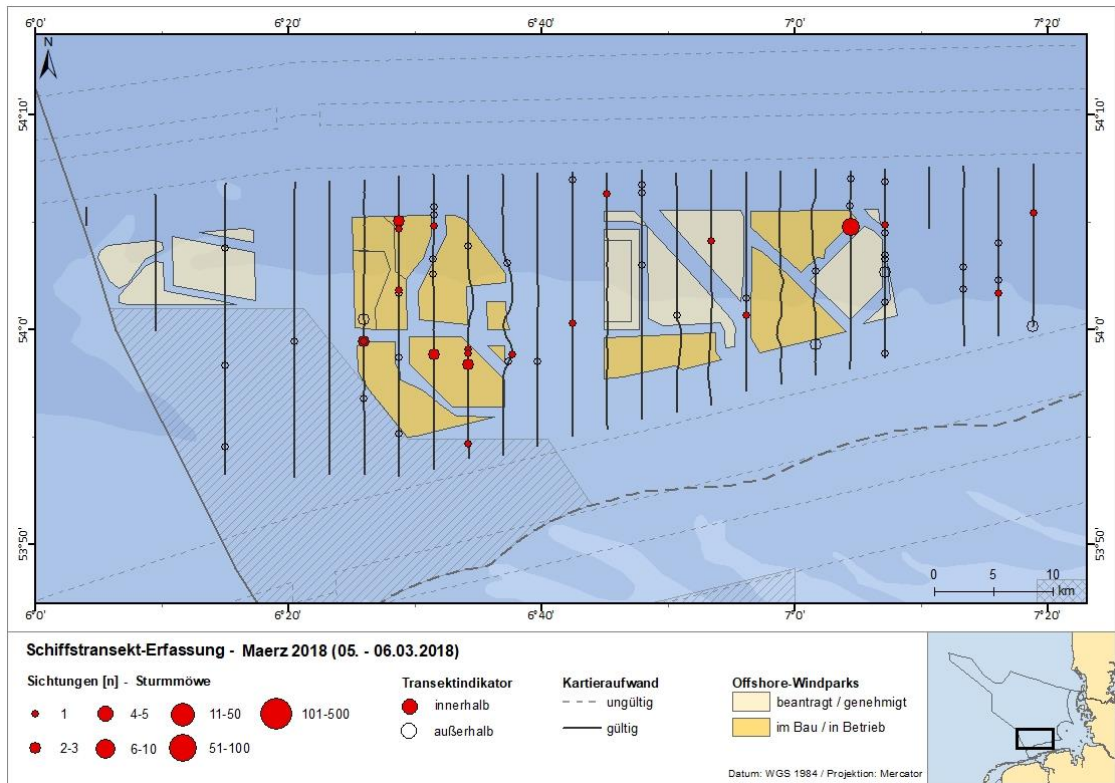


Abb. A. 32 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransek-Erfassungen im März 2018.

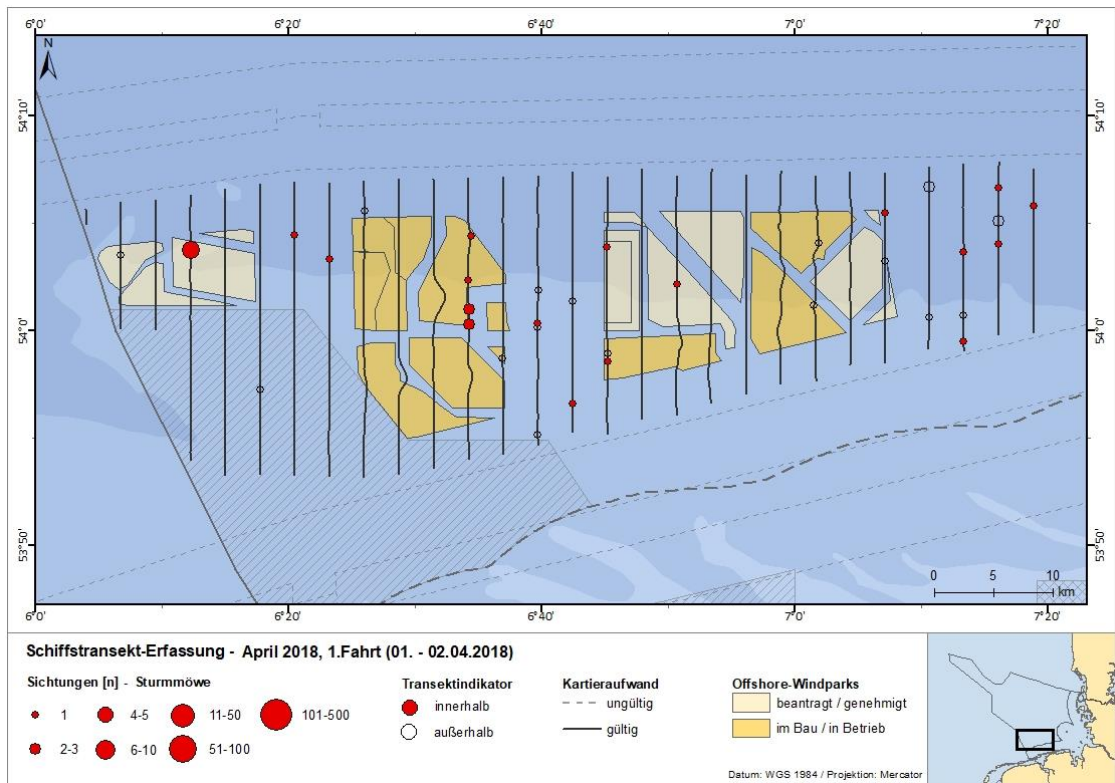


Abb. A. 33 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransek-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

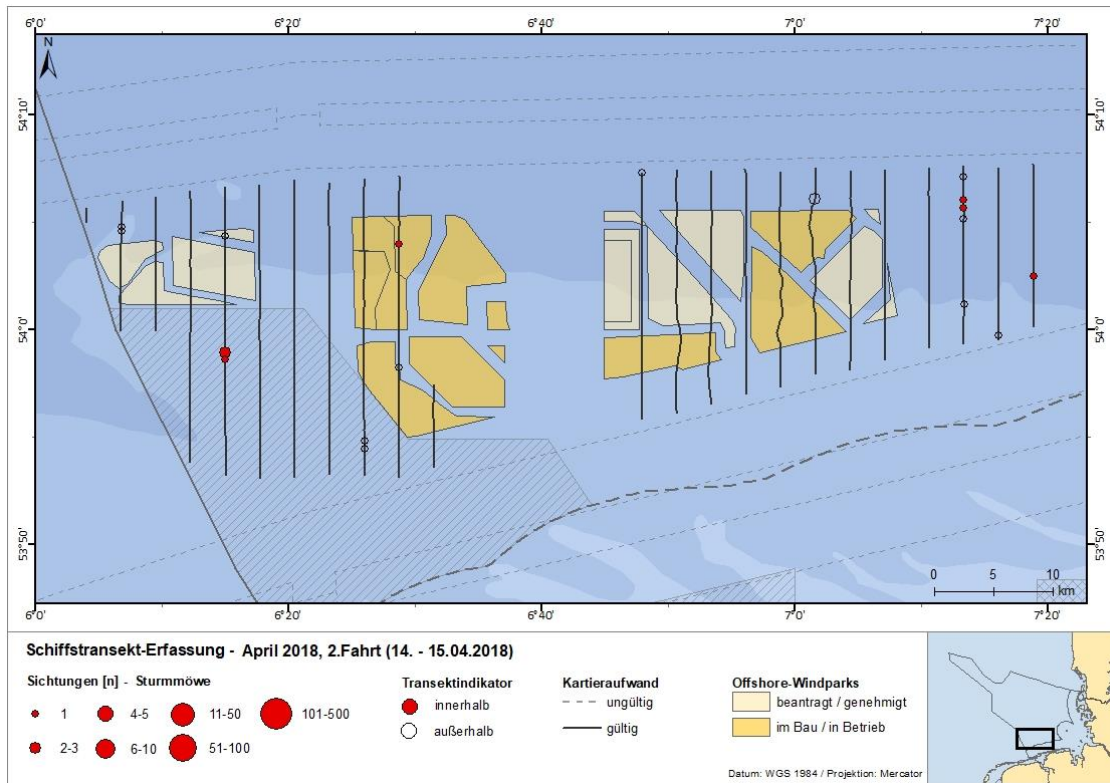


Abb. A. 34 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.

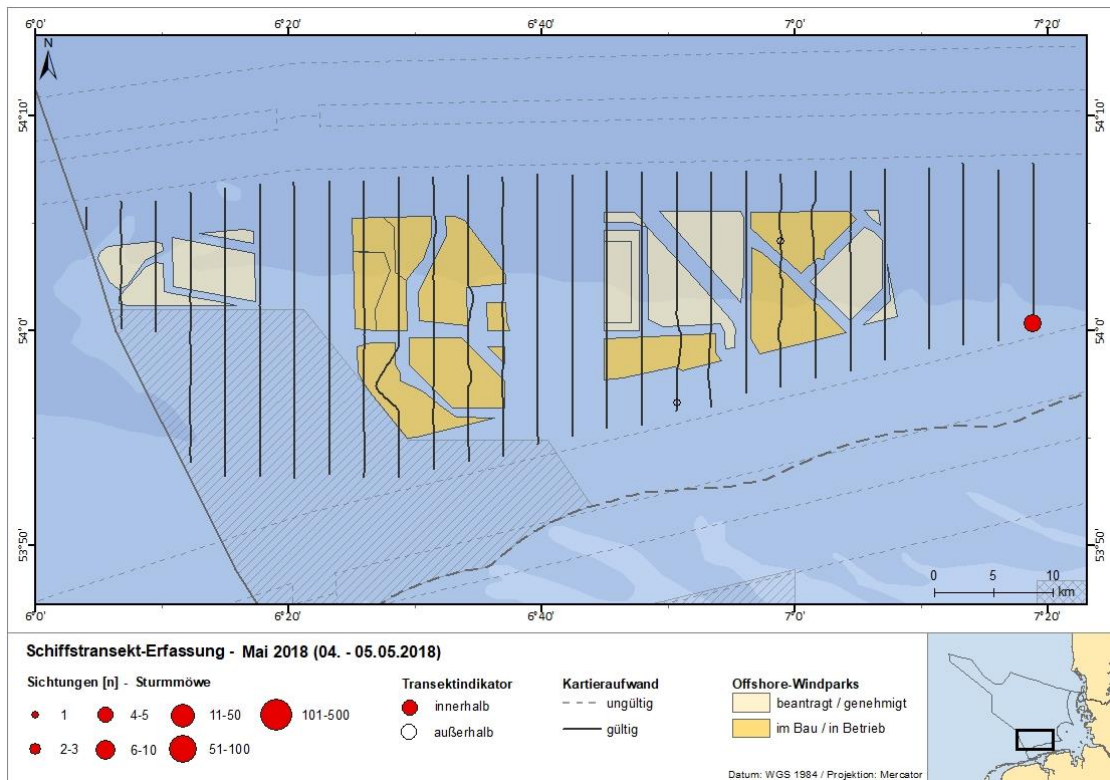


Abb. A. 35 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

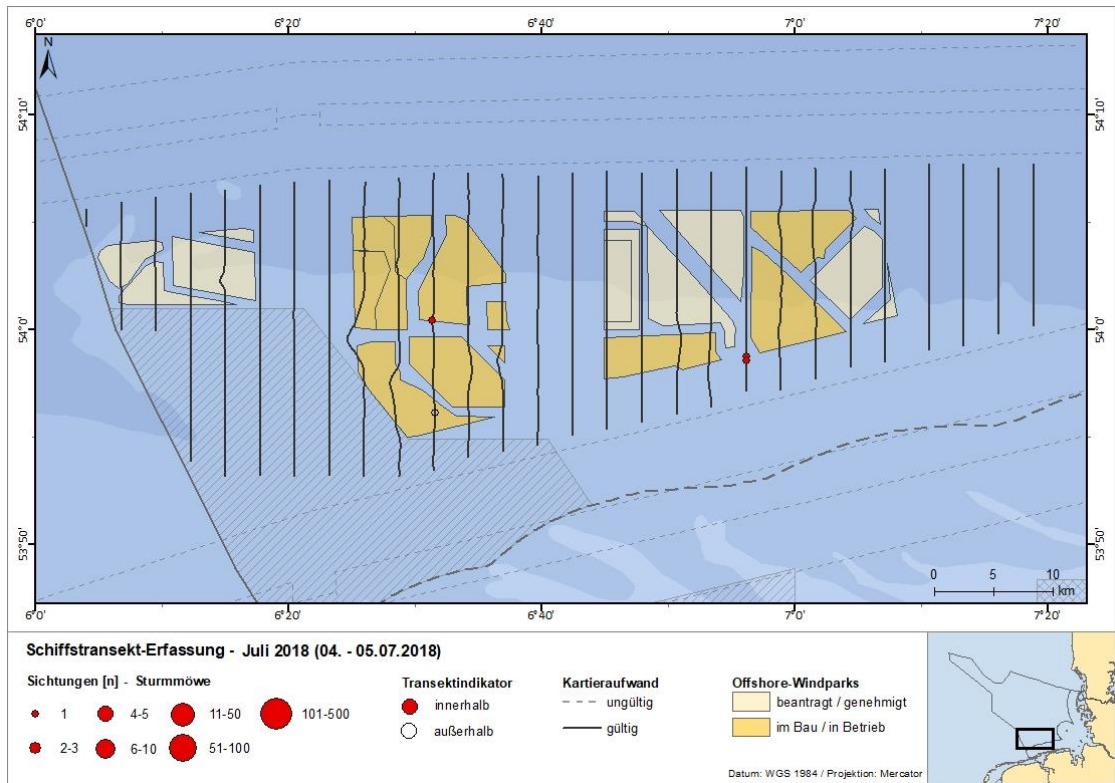


Abb. A. 36 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransek-Erfassungen im Juli 2018.

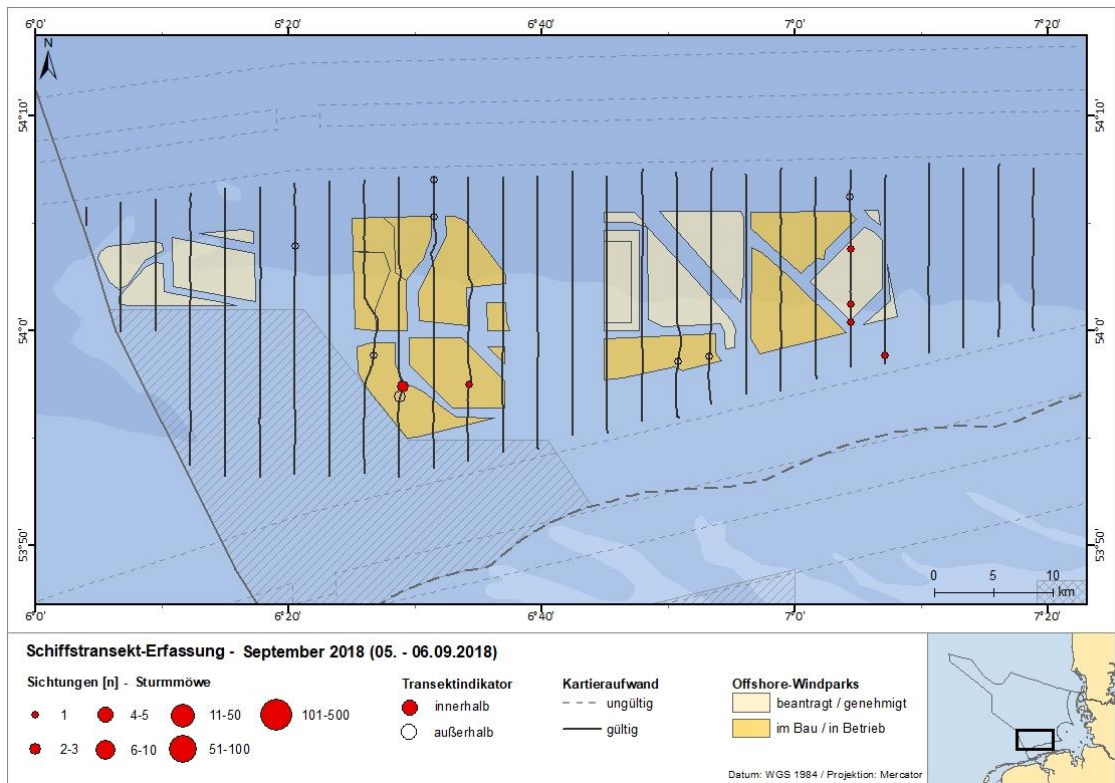


Abb. A. 37 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransek-Erfassungen im September 2018.

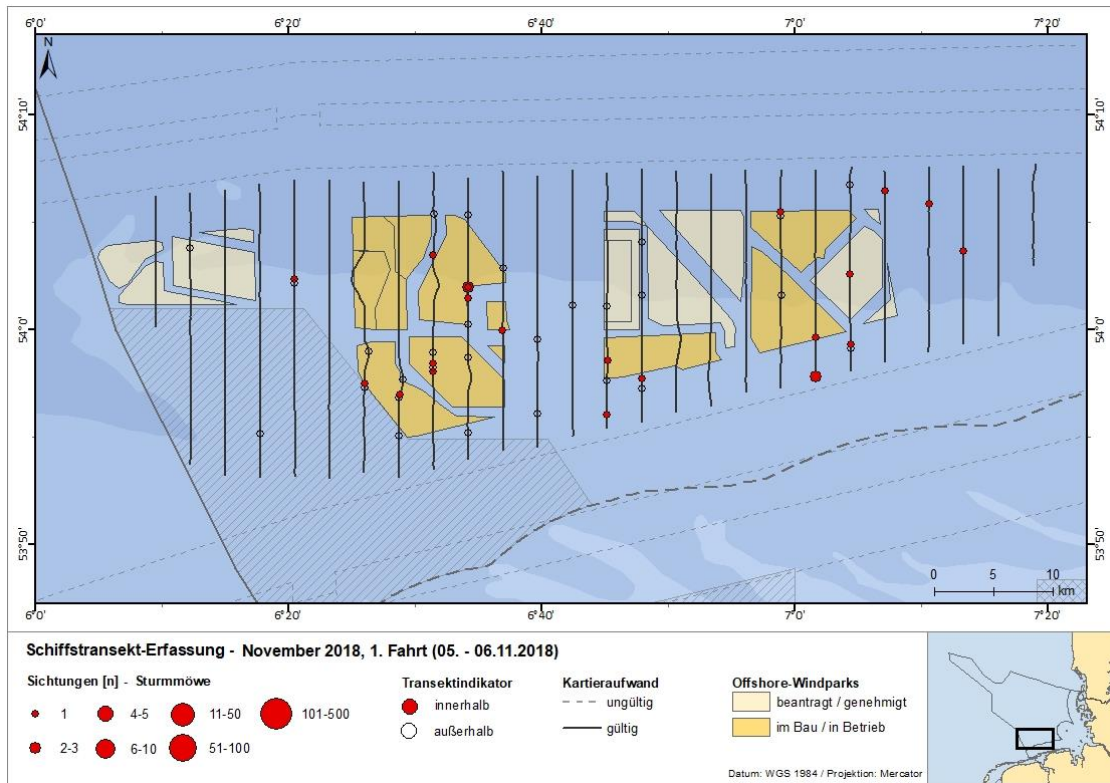


Abb. A. 38 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (1. Fahrt) 2018.

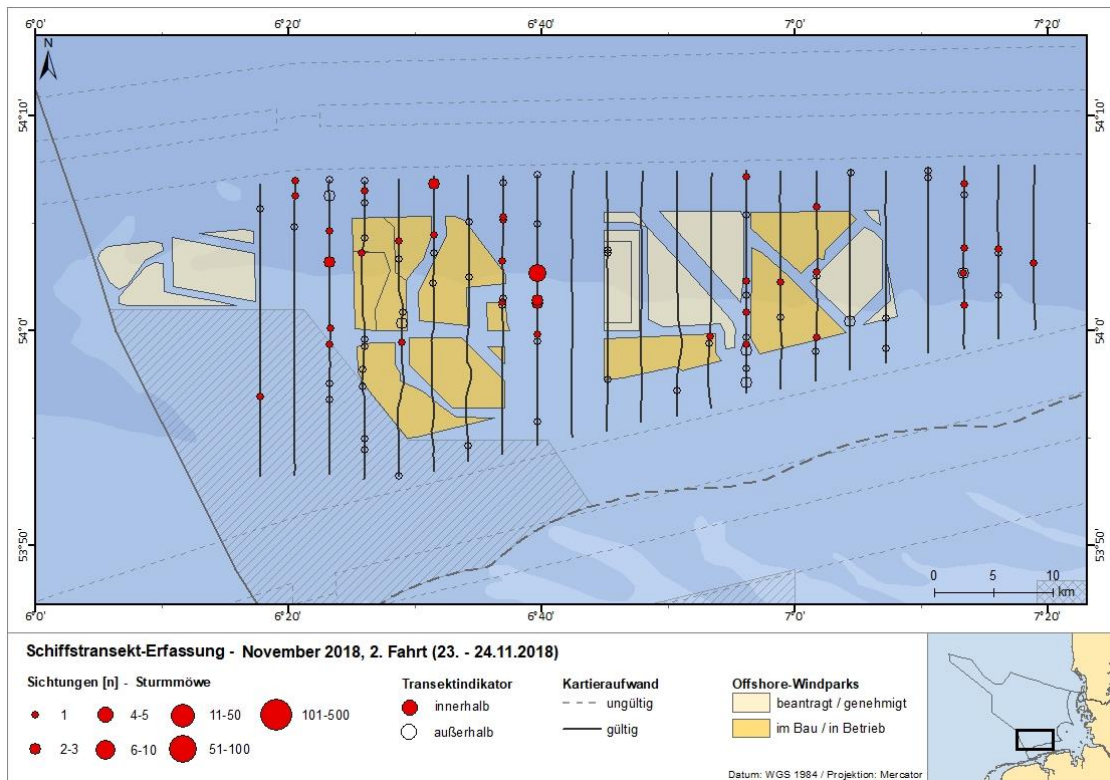


Abb. A. 39 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (2. Fahrt) 2018.

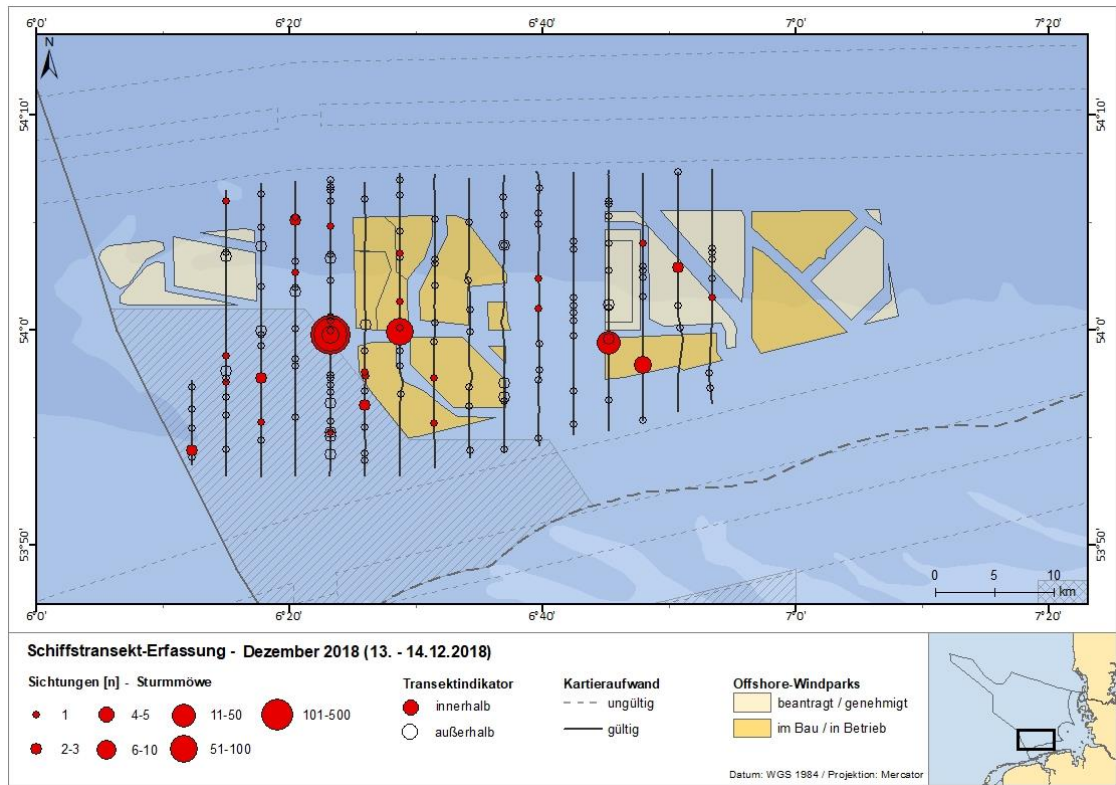


Abb. A. 40 Sichtungen der Sturmmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember 2018.

Heringsmöwe (*Larus fuscus*)

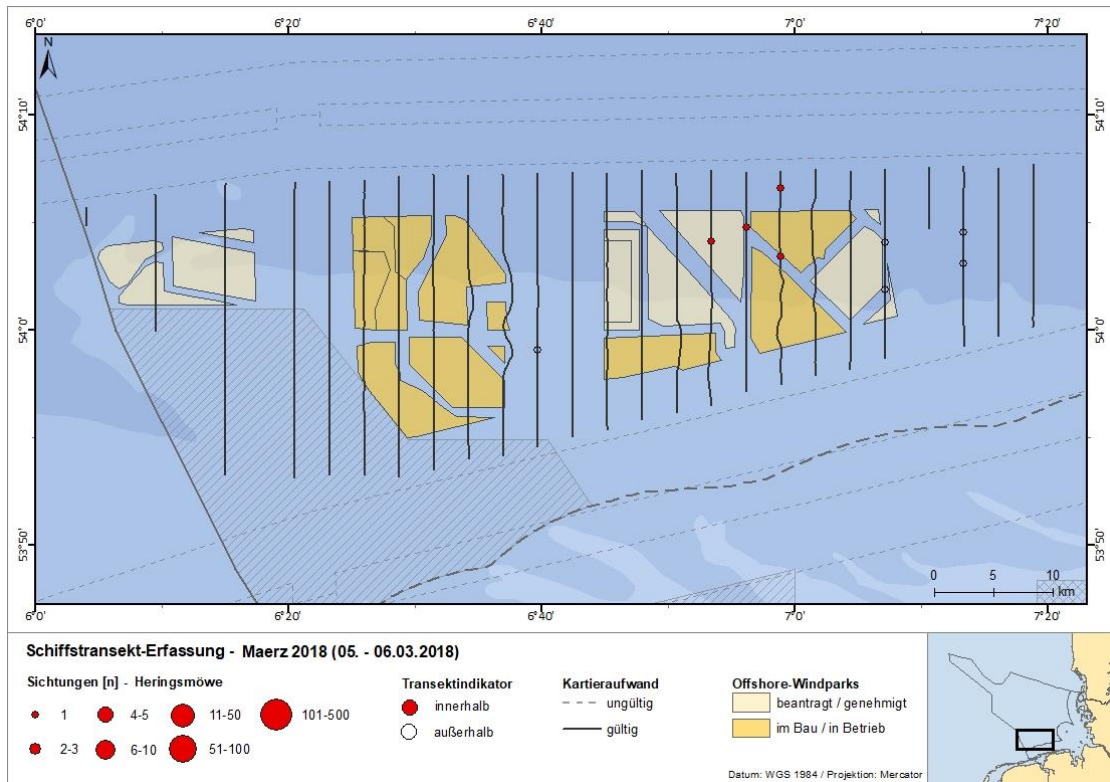


Abb. A. 41 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2018.

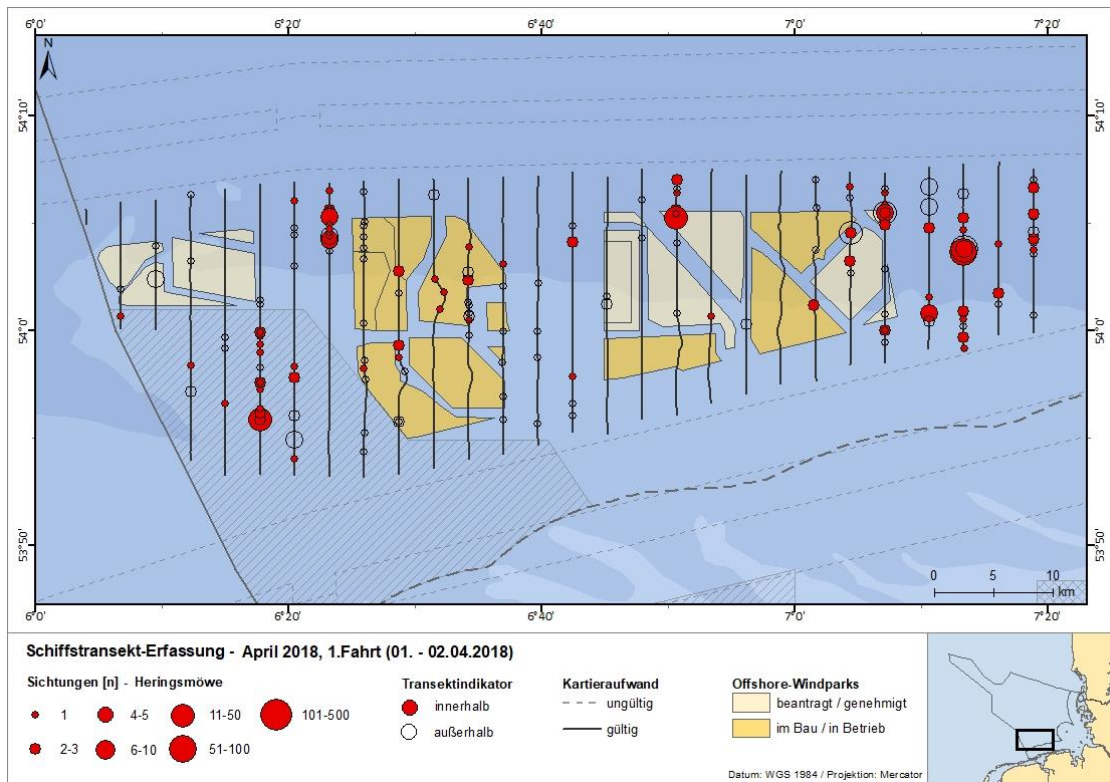


Abb. A. 42 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

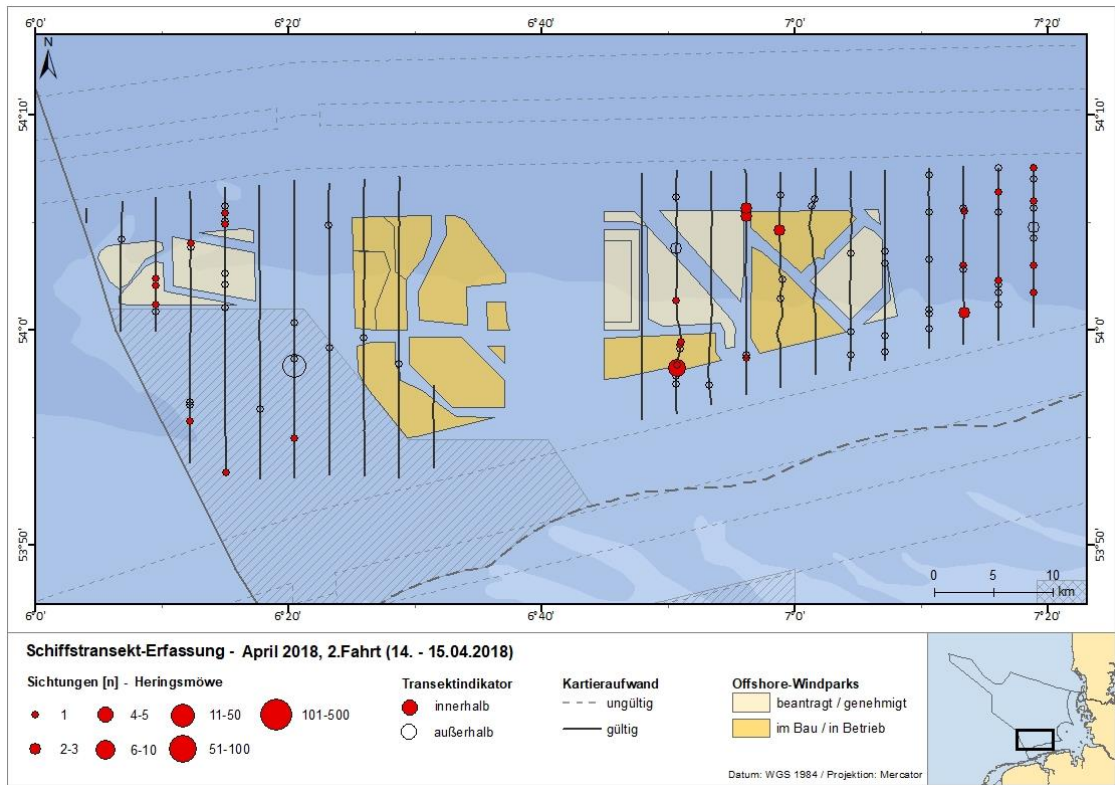


Abb. A. 43 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.

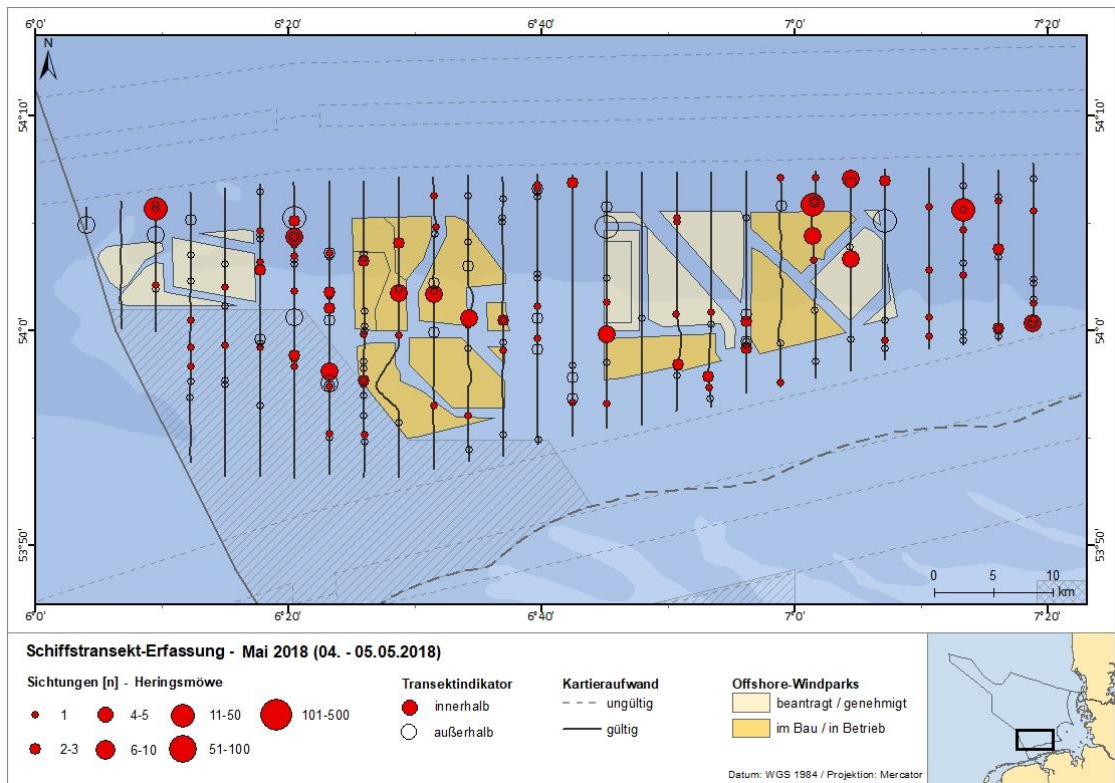


Abb. A. 44 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

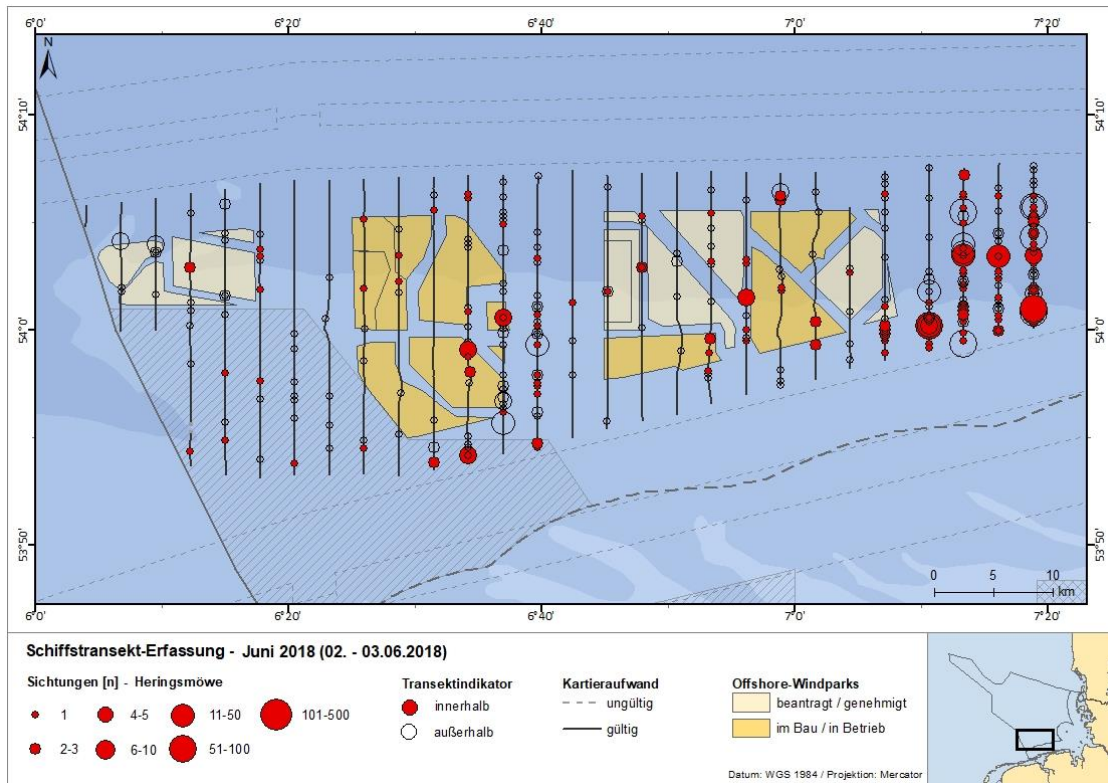


Abb. A. 45 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Juni 2018.

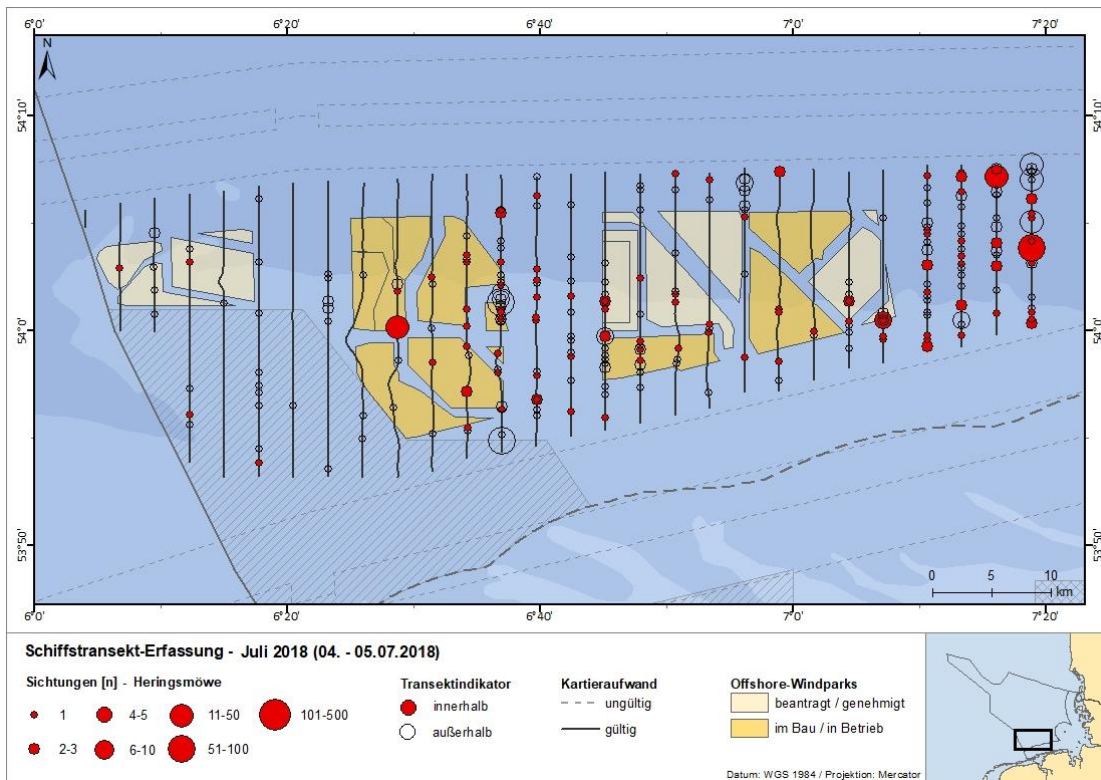


Abb. A. 46 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Juli 2018.

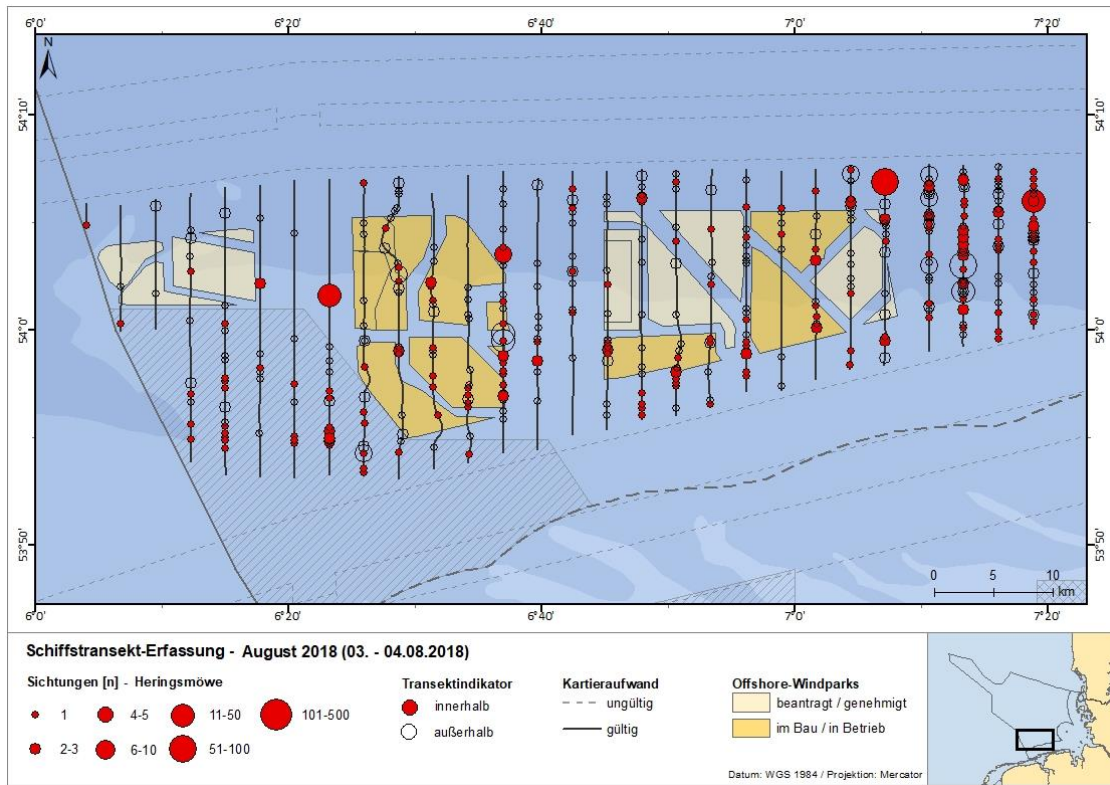


Abb. A. 47 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2018.

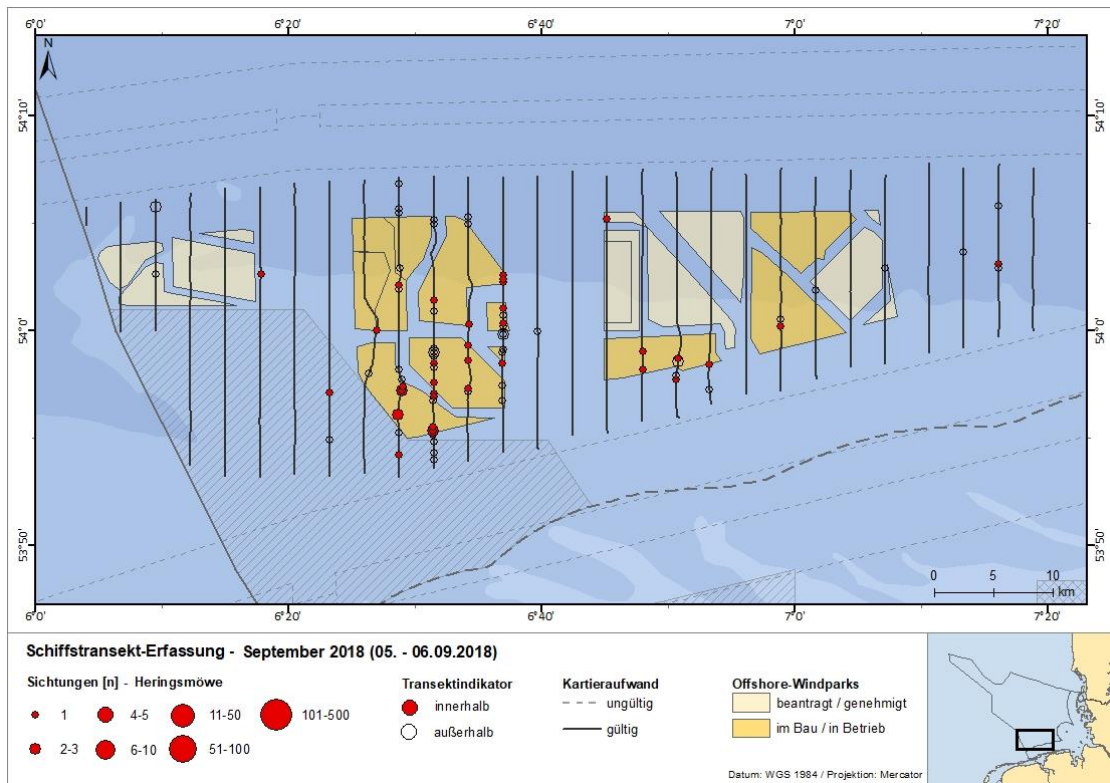


Abb. A. 48 Sichtungen der Heringsmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2018.

Silbermöwe (*Larus argentatus*)

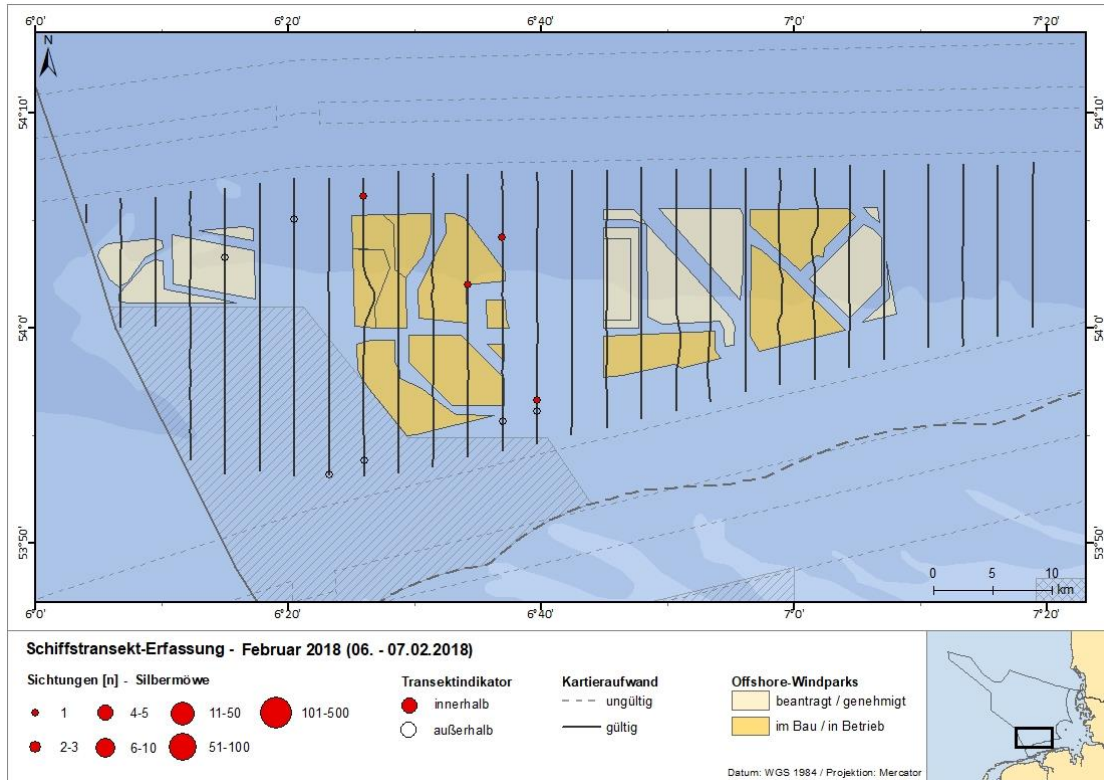


Abb. A. 49 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2018.

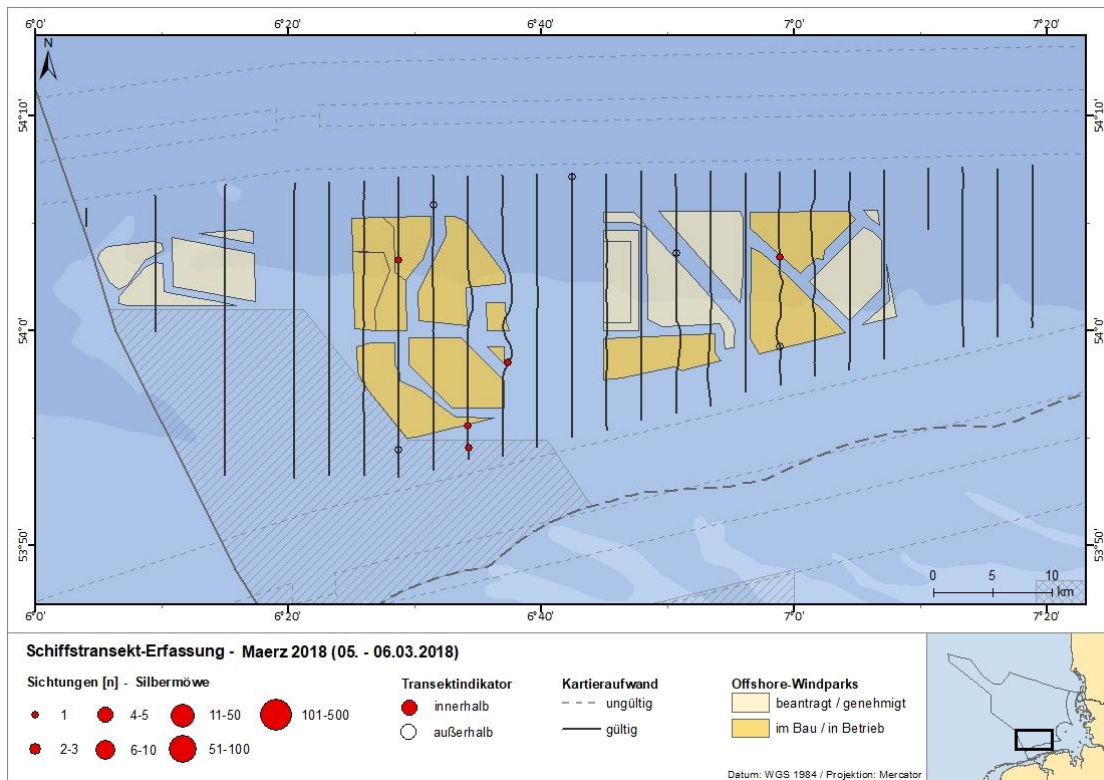


Abb. A. 50 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2018.

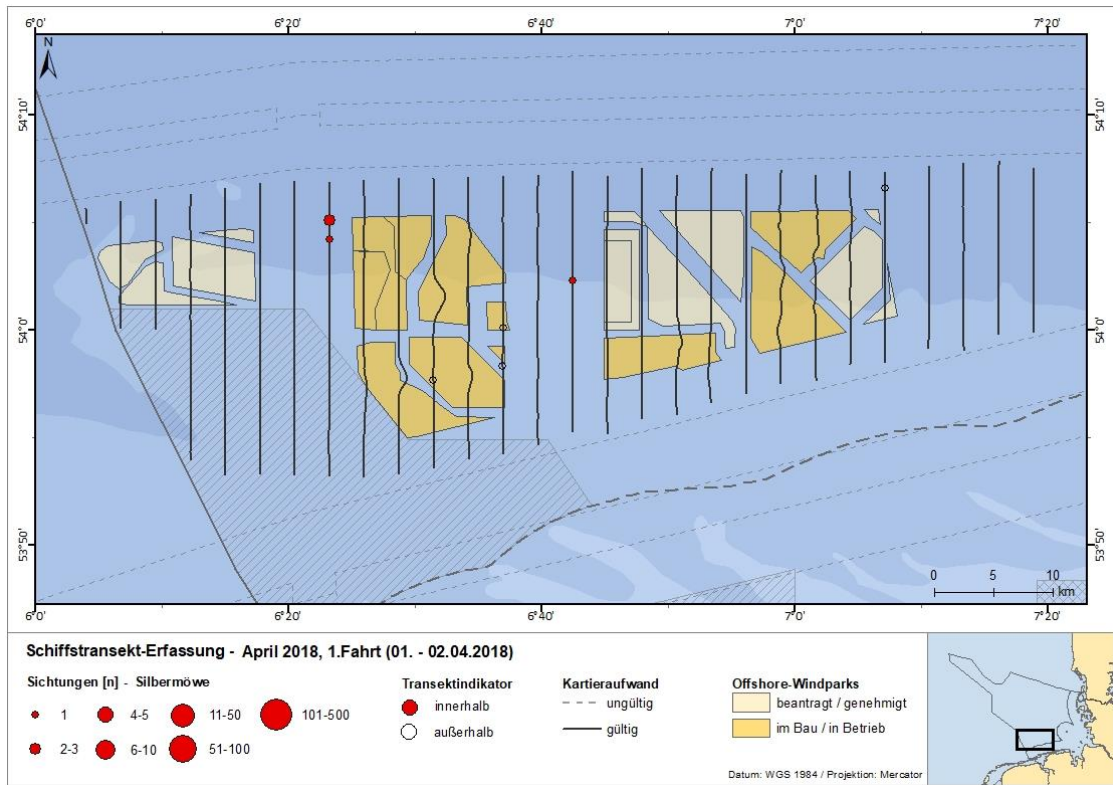


Abb. A. 51 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

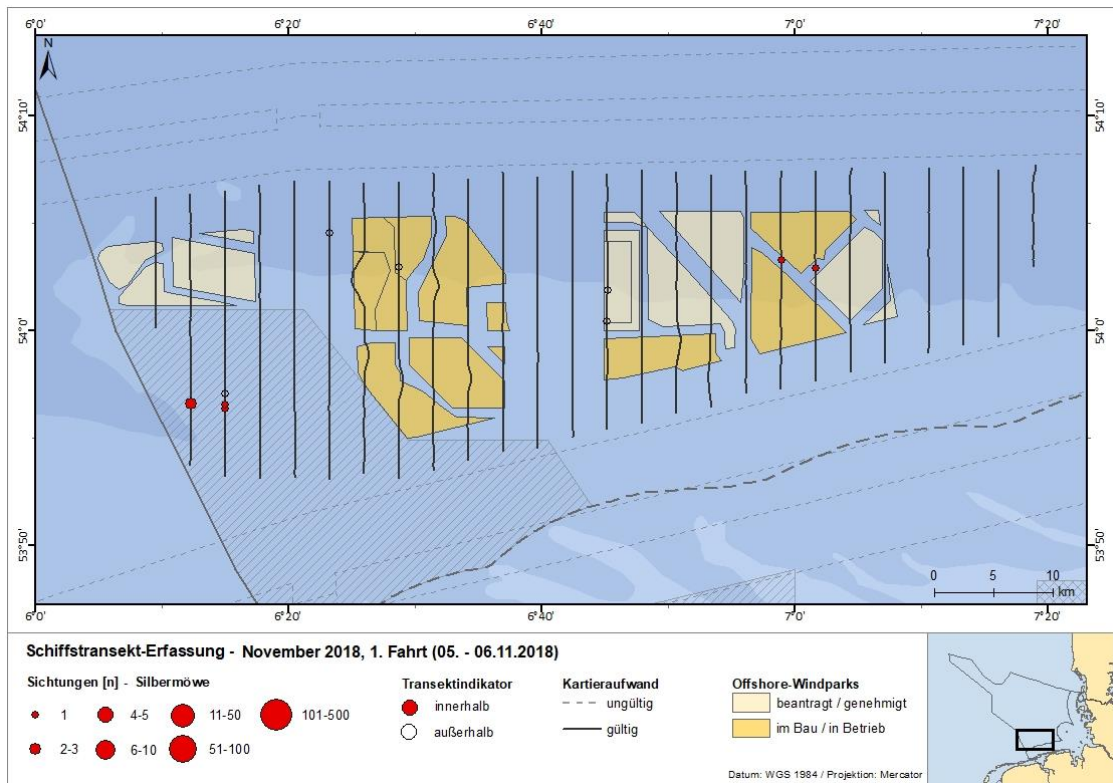


Abb. A. 52 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (1. Fahrt) 2018.

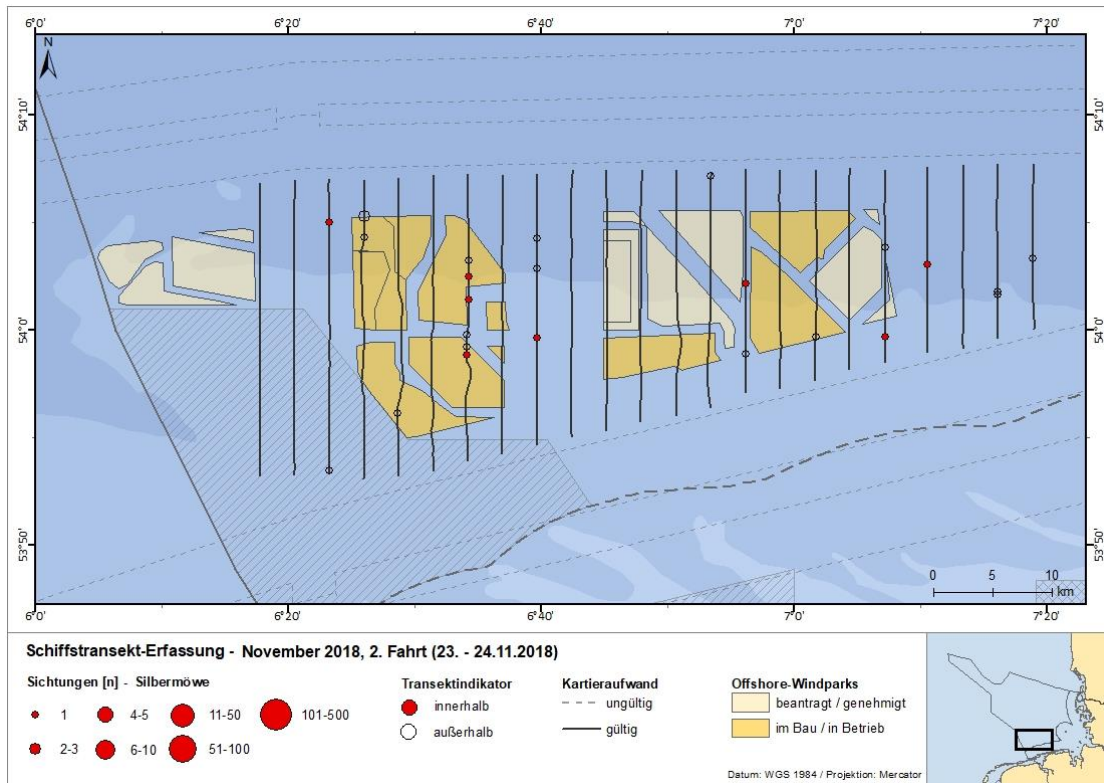


Abb. A. 53 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (2. Fahrt) 2018.

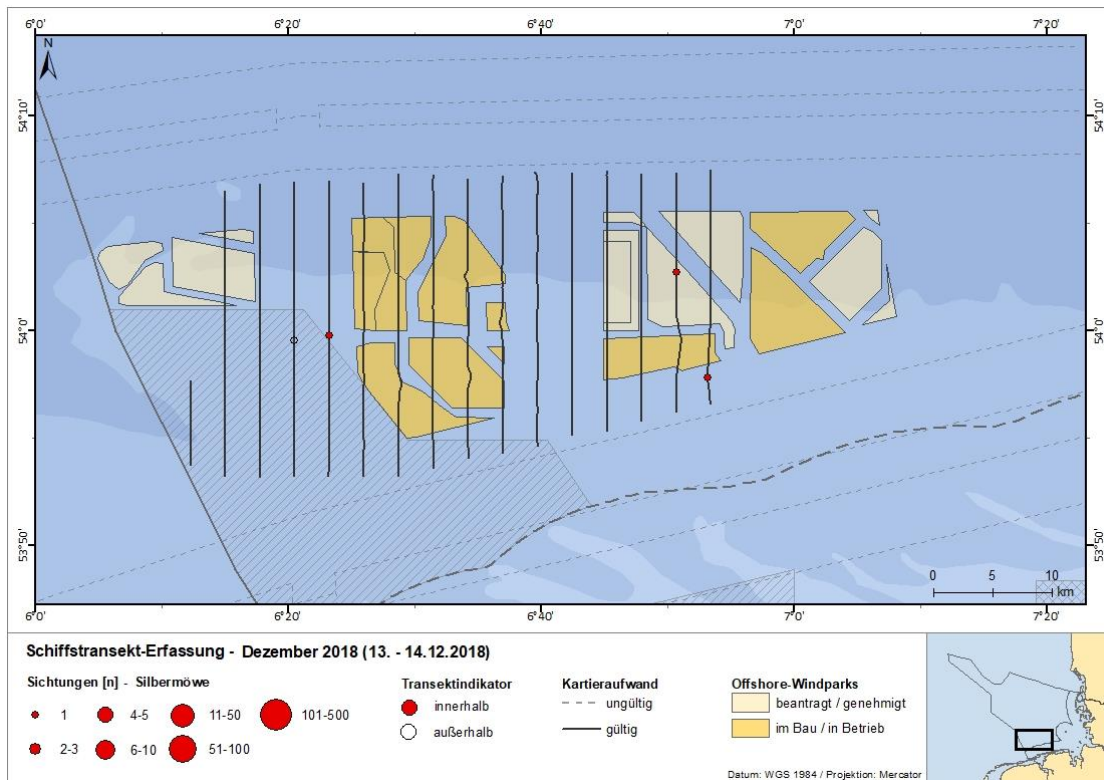


Abb. A. 54 Sichtungen der Silbermöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember 2018.

Mantelmöwe (*Larus marinus*)

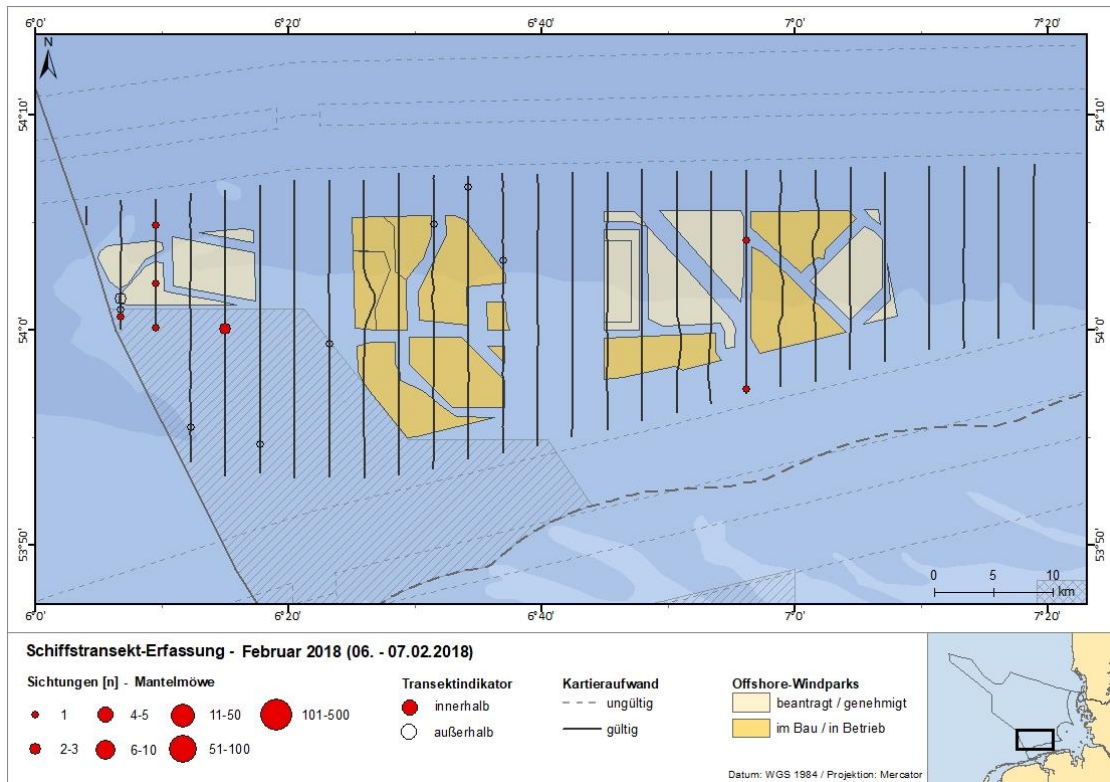


Abb. A. 55 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2018.

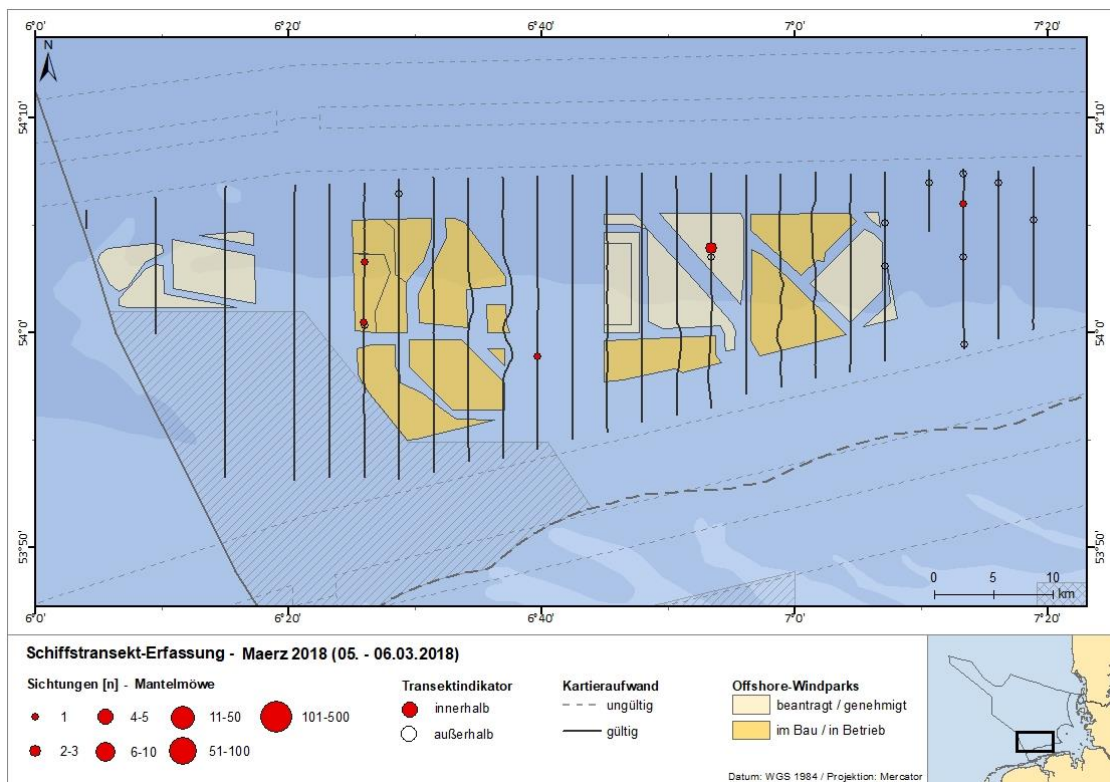


Abb. A. 56 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2018.

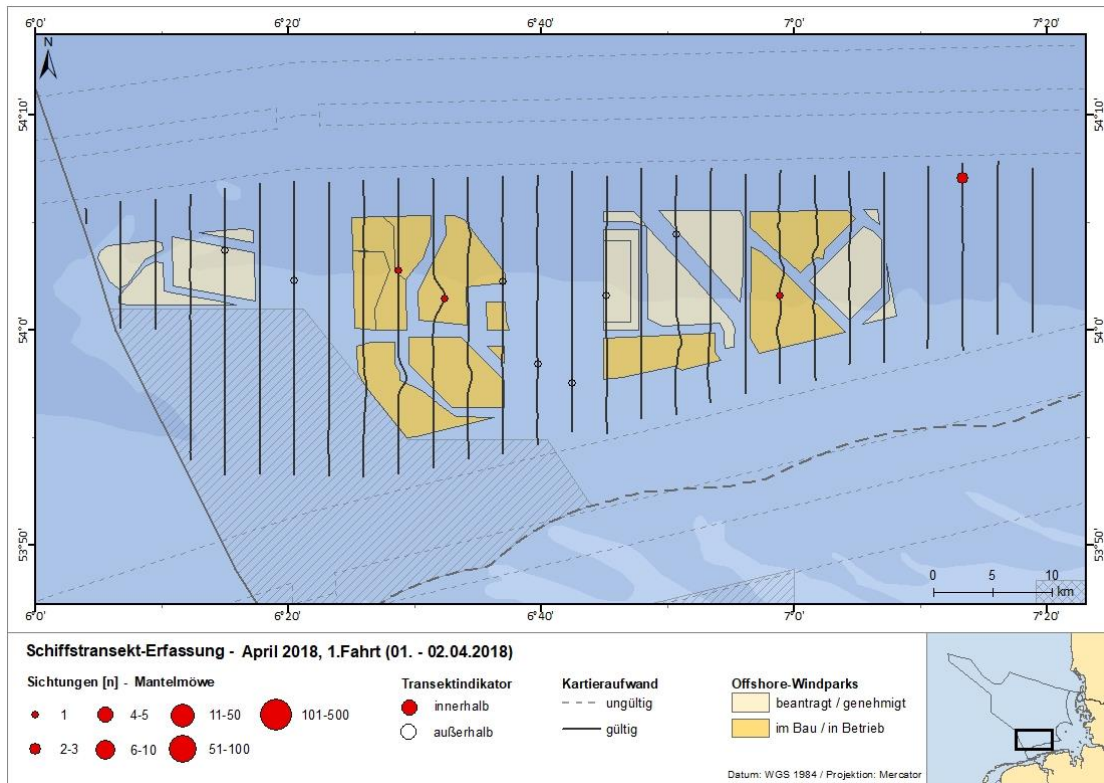


Abb. A. 57 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

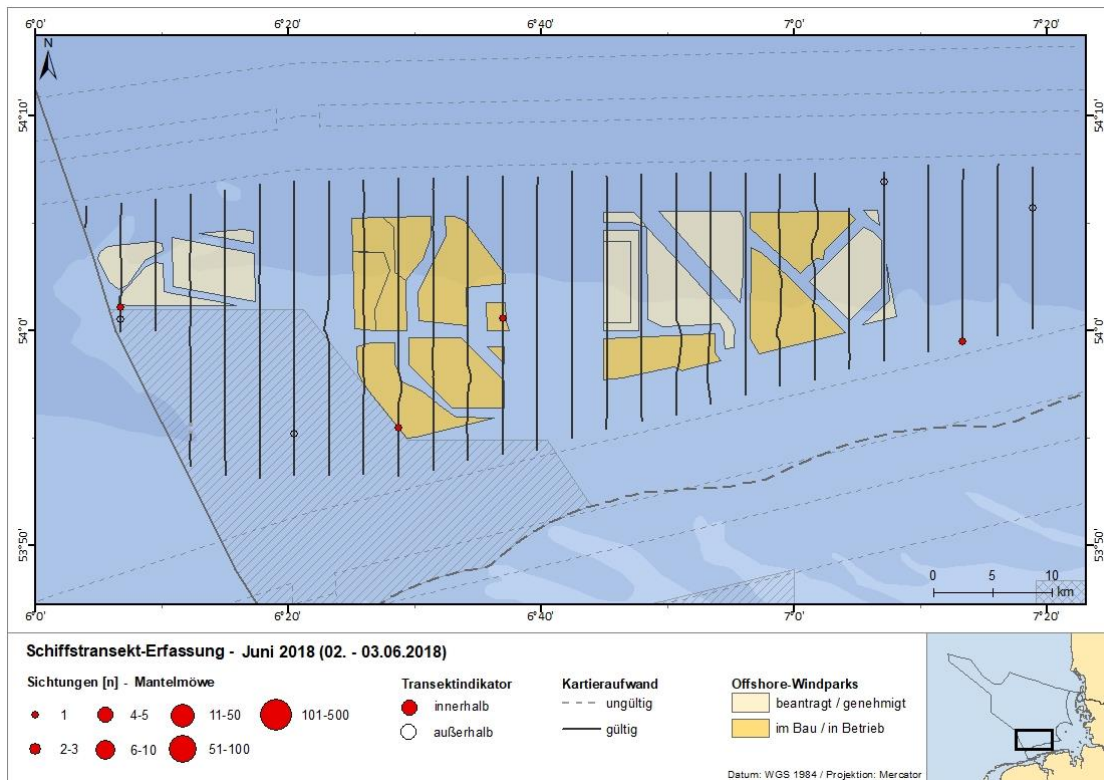


Abb. A. 58 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Juni 2018.

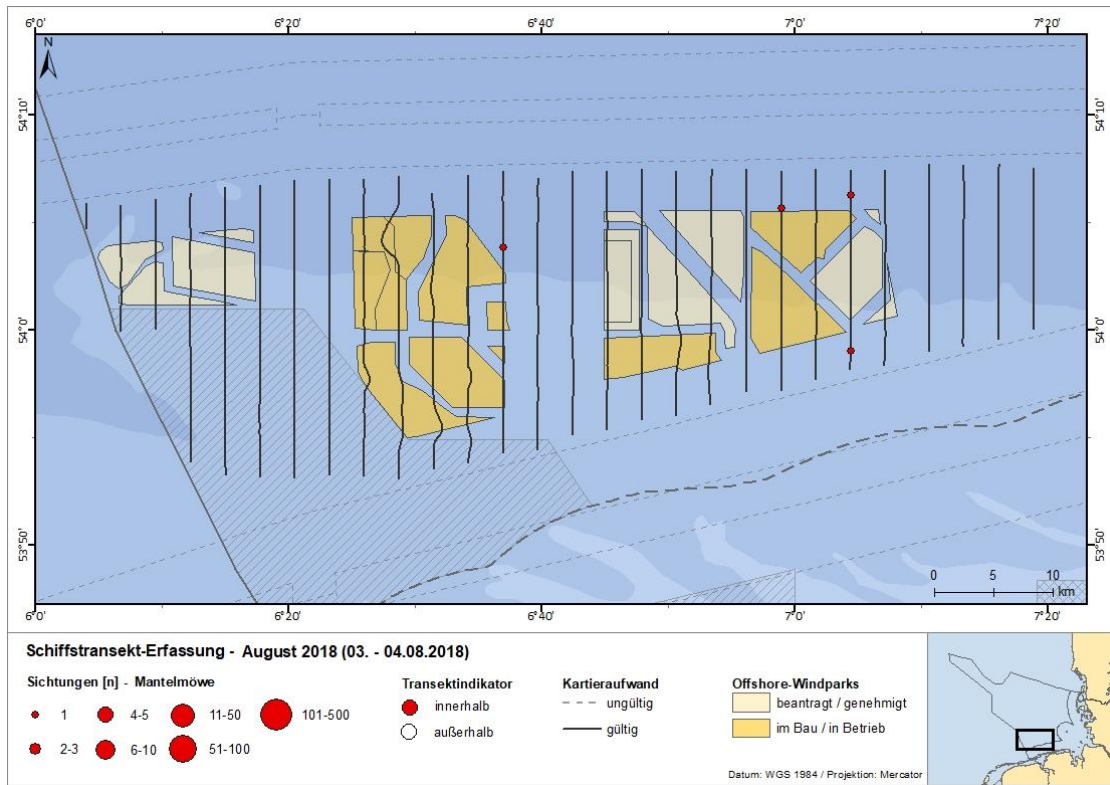


Abb. A. 59 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2018.

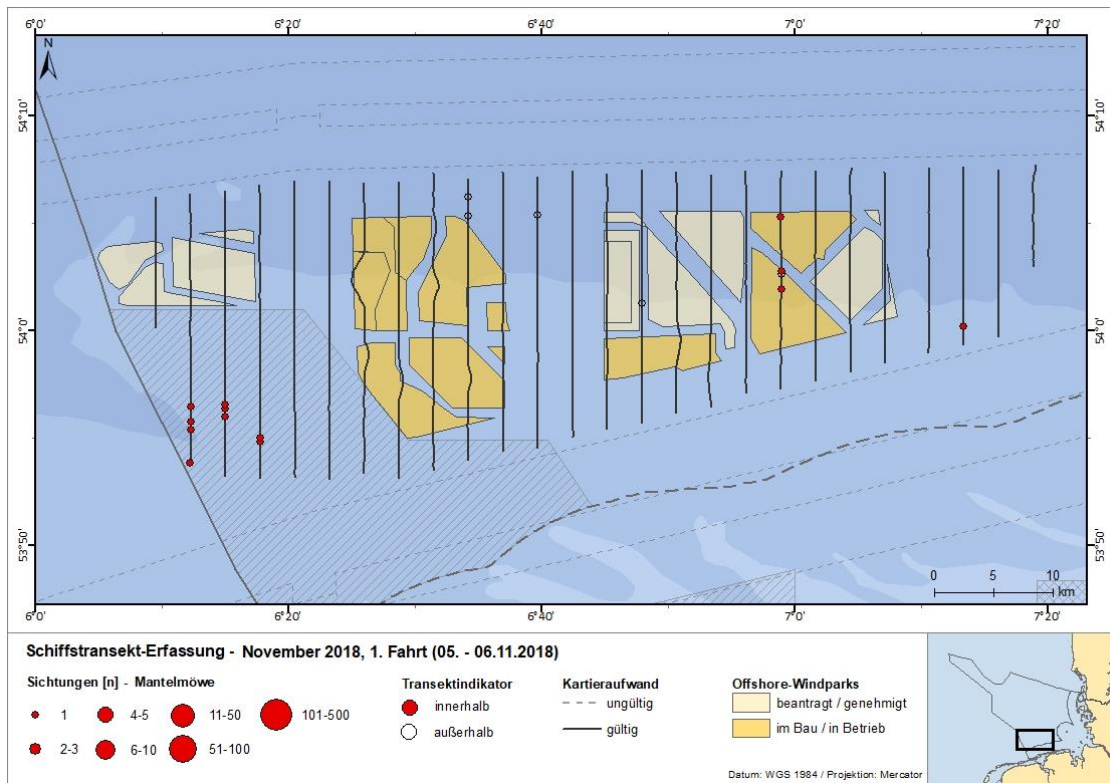


Abb. A. 60 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (1. Fahrt) 2018.

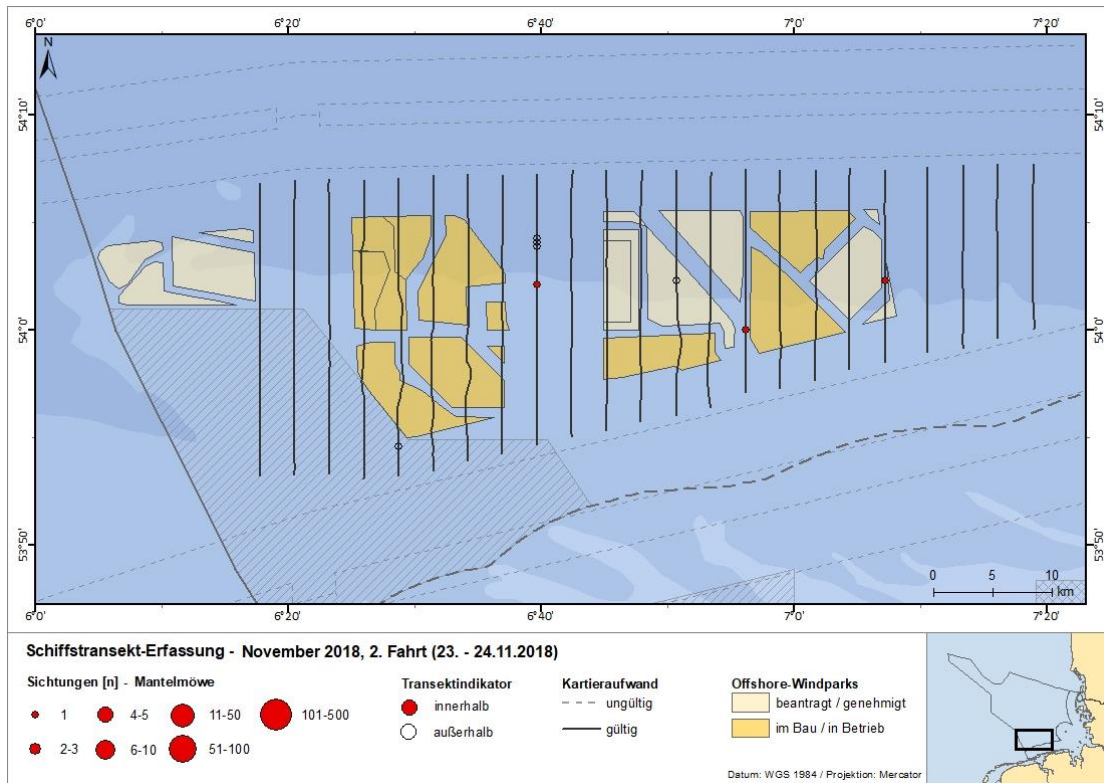


Abb. A. 61 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransek-Erfassungen im November (2. Fahrt) 2018.

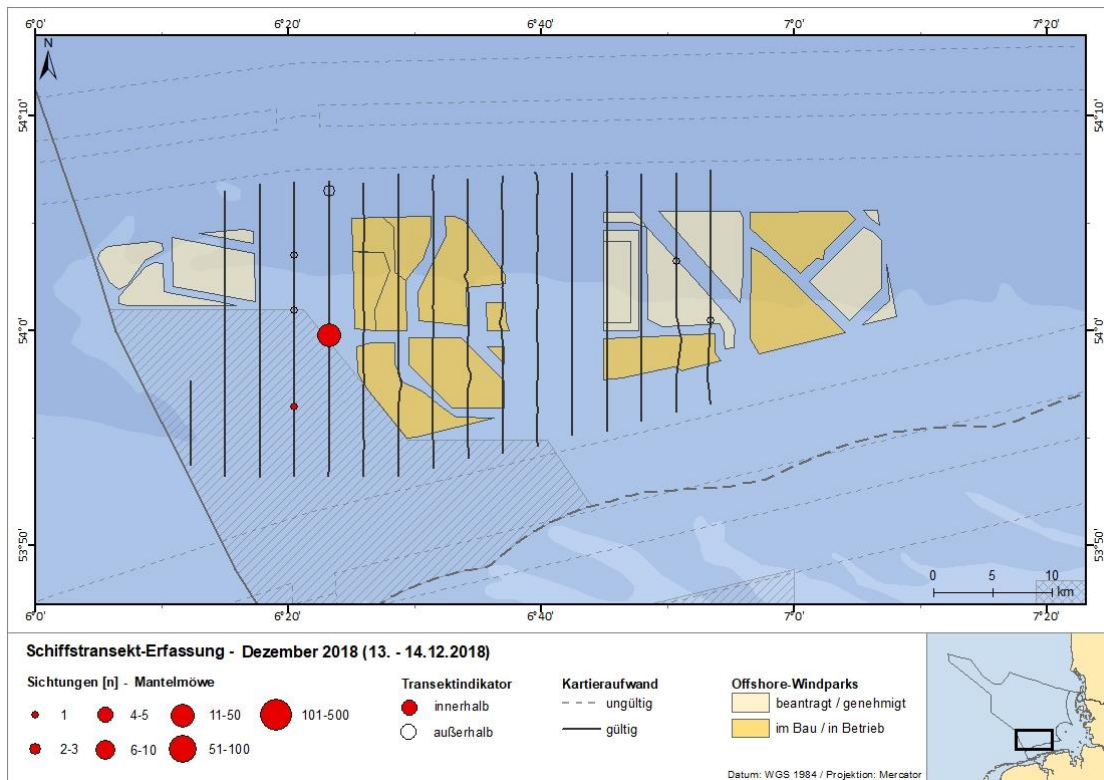


Abb. A. 62 Sichtungen der Mantelmöwen nach Schiffstransek-Erfassungen im Dezember 2018.

Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)

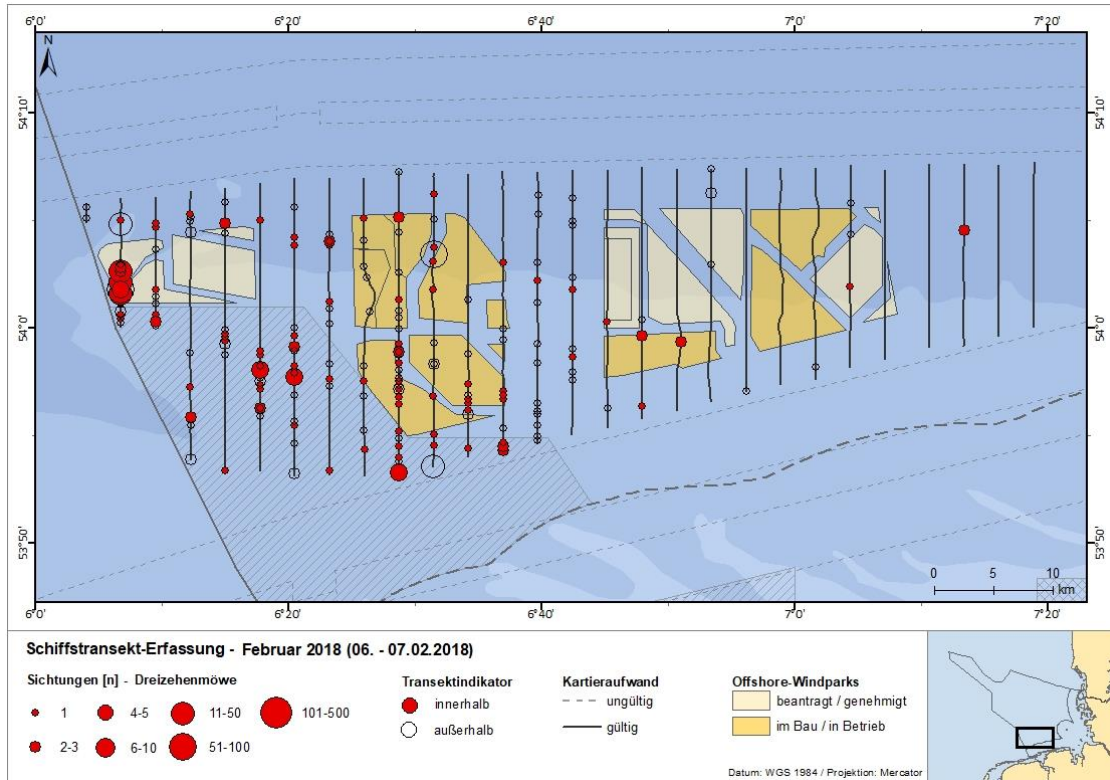


Abb. A. 63 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2018.

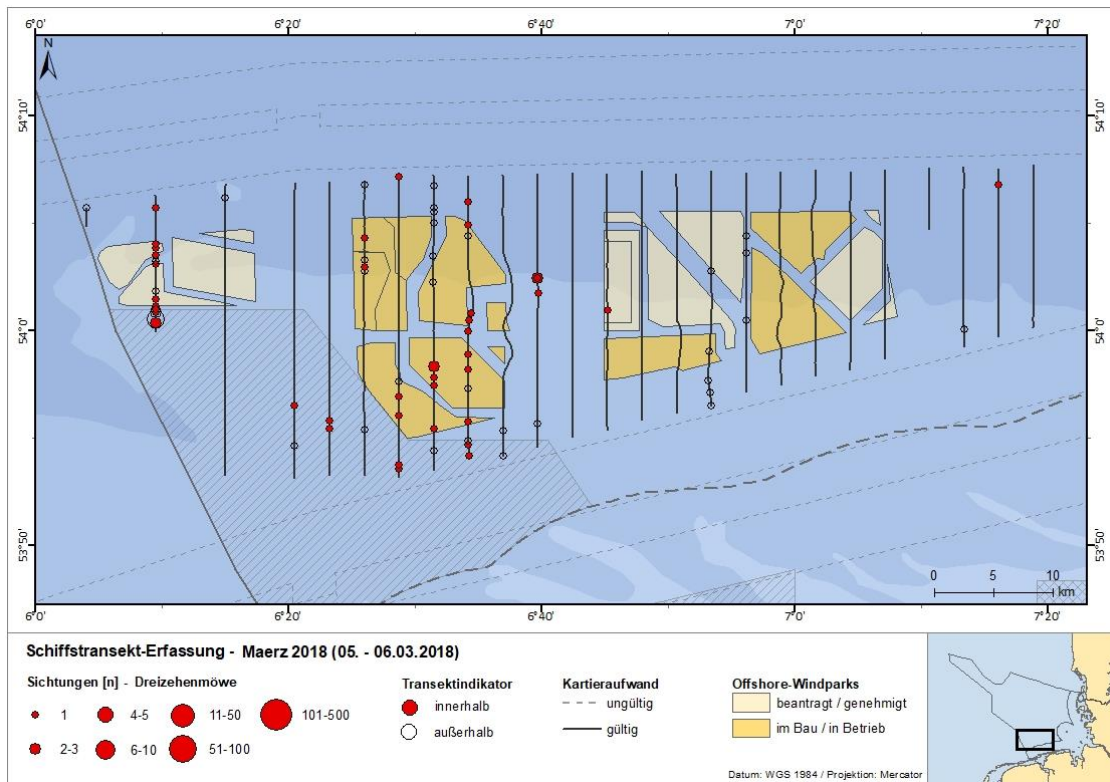


Abb. A. 64 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2018.

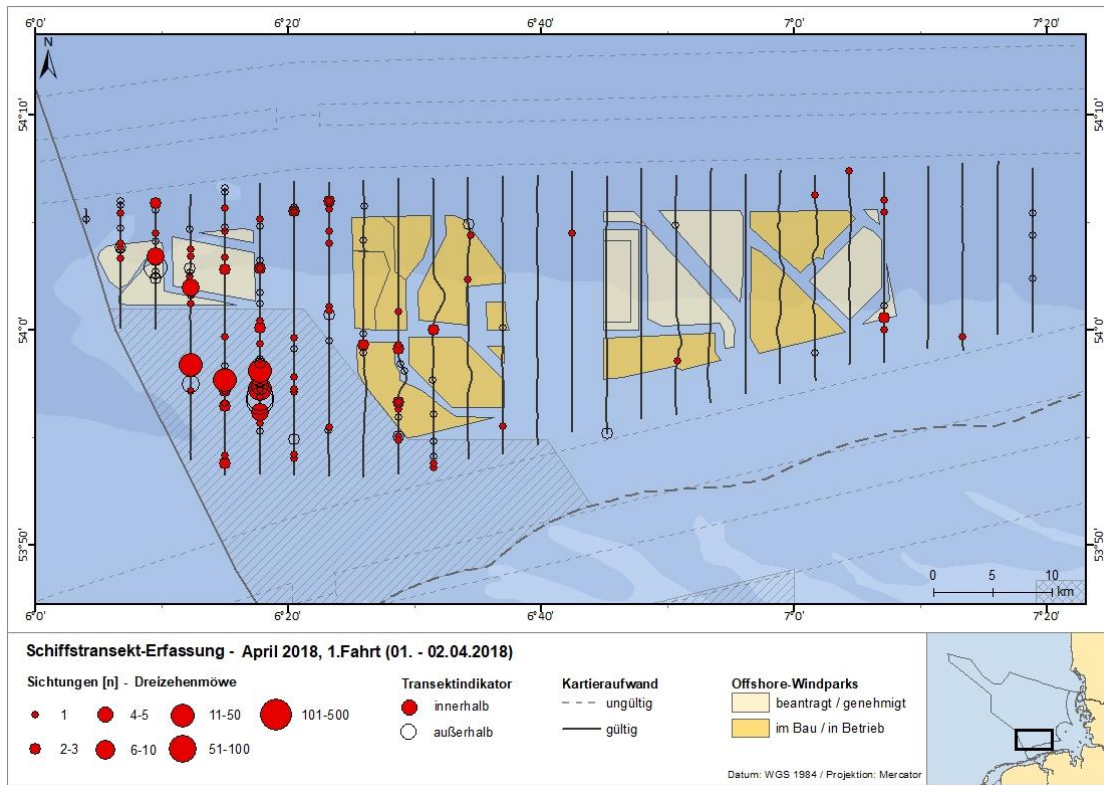


Abb. A. 65 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

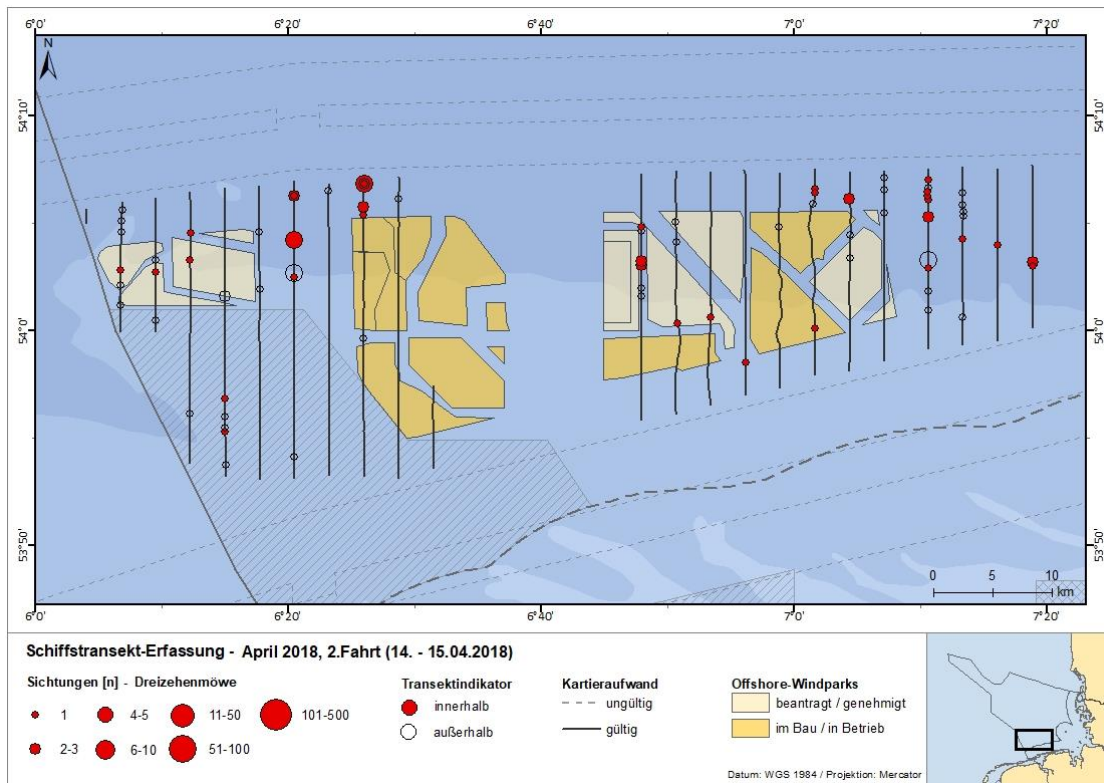


Abb. A. 66 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.

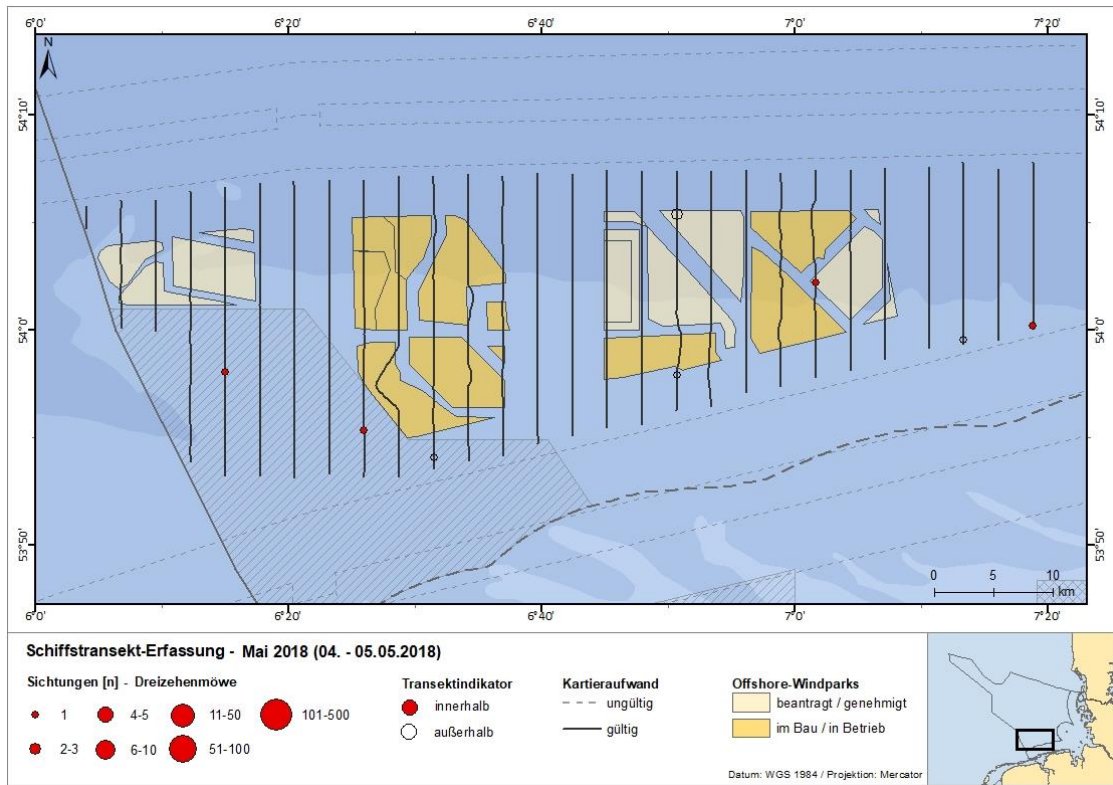


Abb. A. 67 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

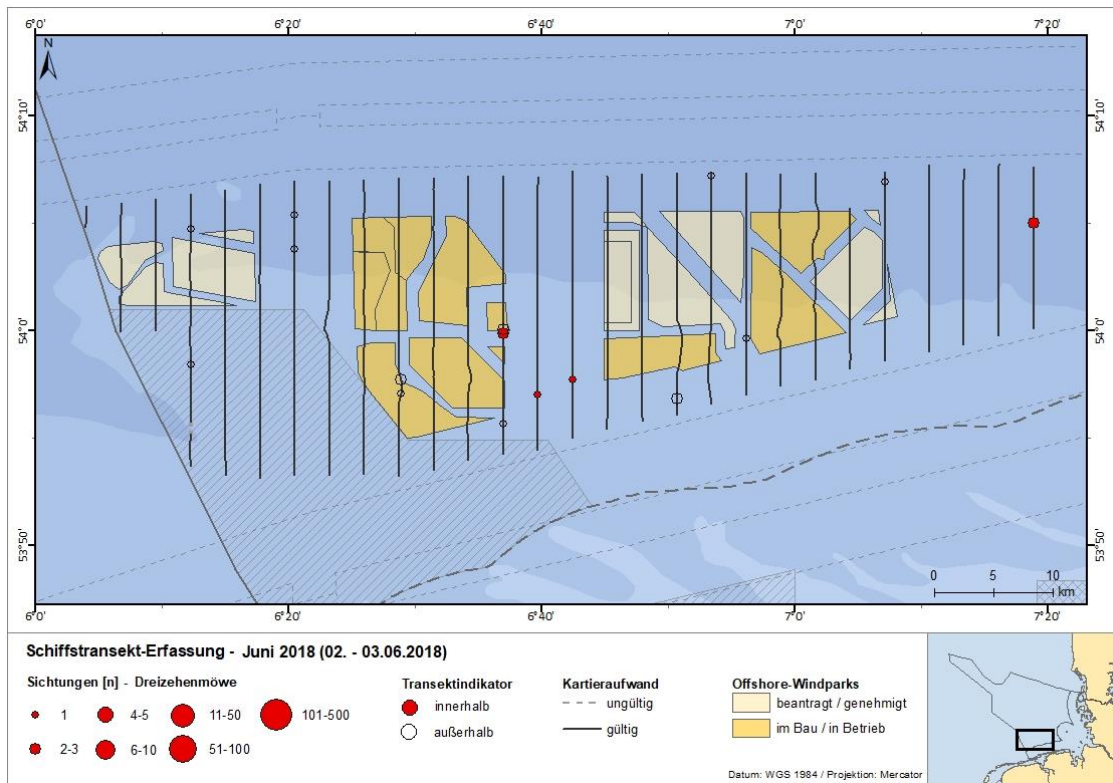


Abb. A. 68 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Juni 2018.

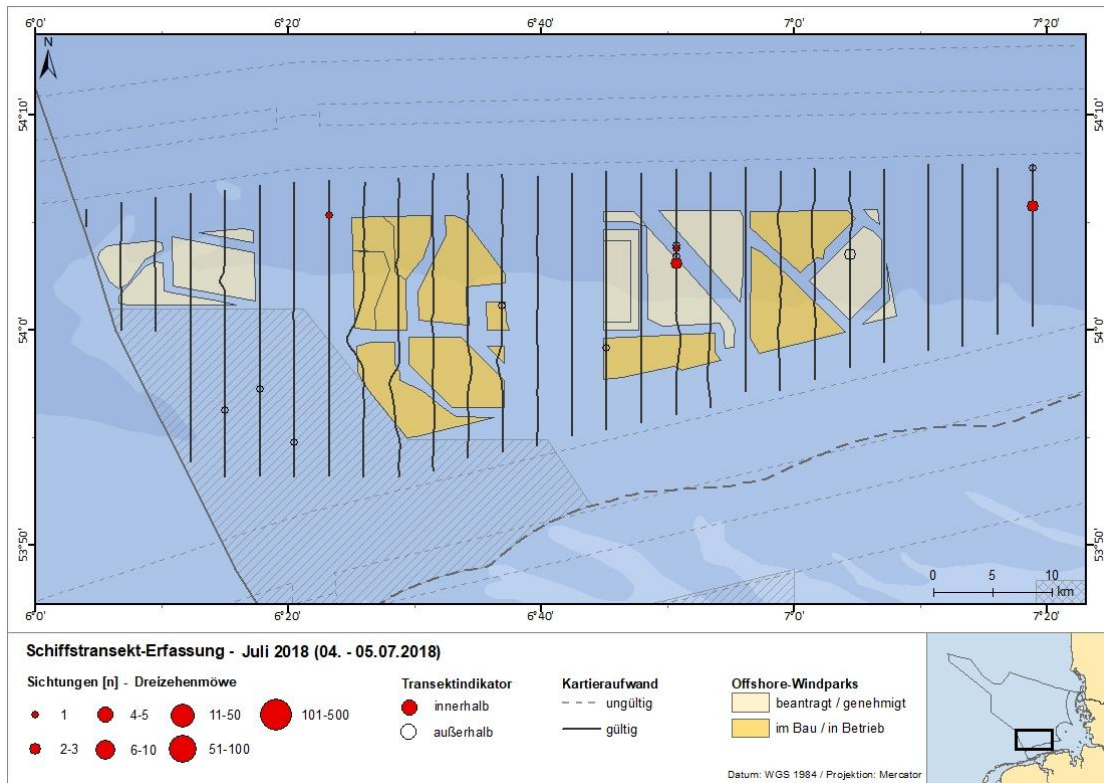


Abb. A. 69 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Juli 2018.

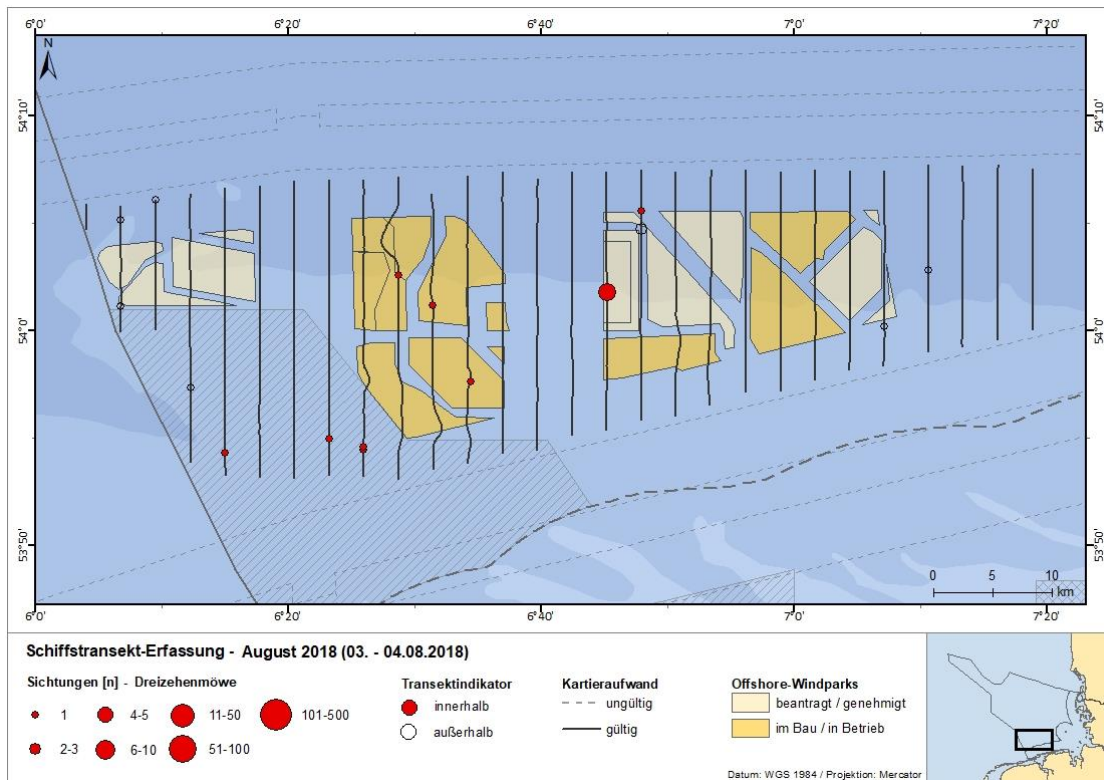


Abb. A. 70 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2018.

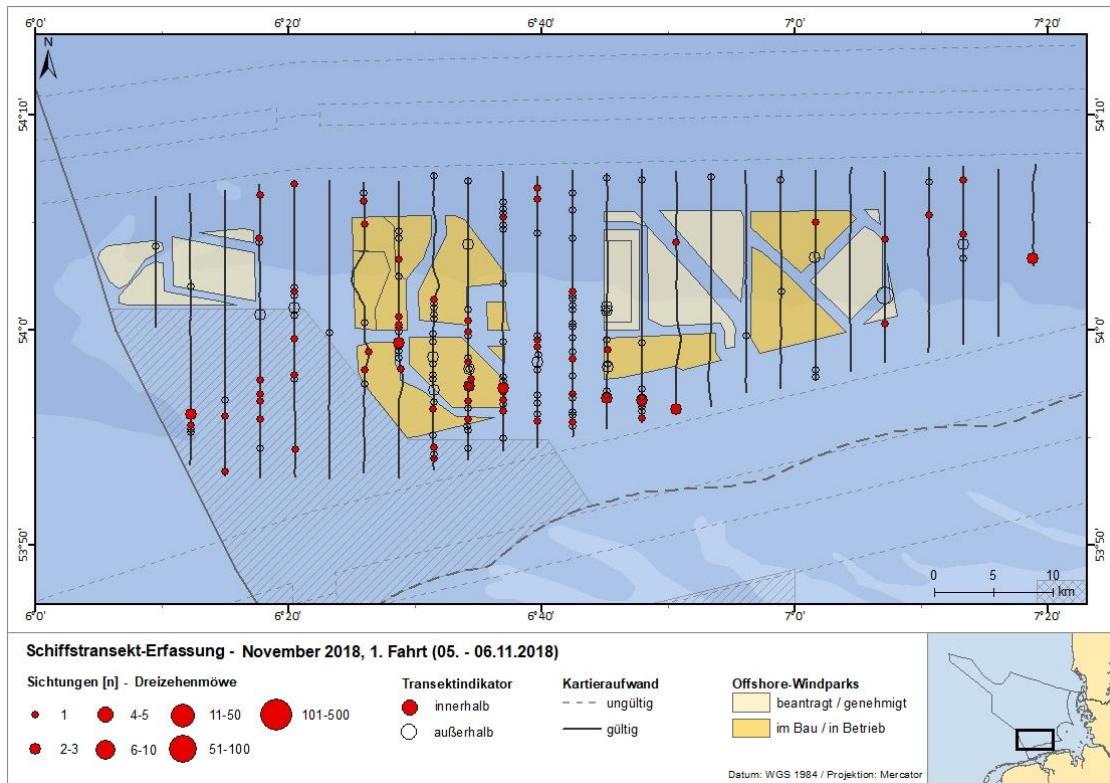


Abb. A. 71 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (1. Fahrt) 2018.

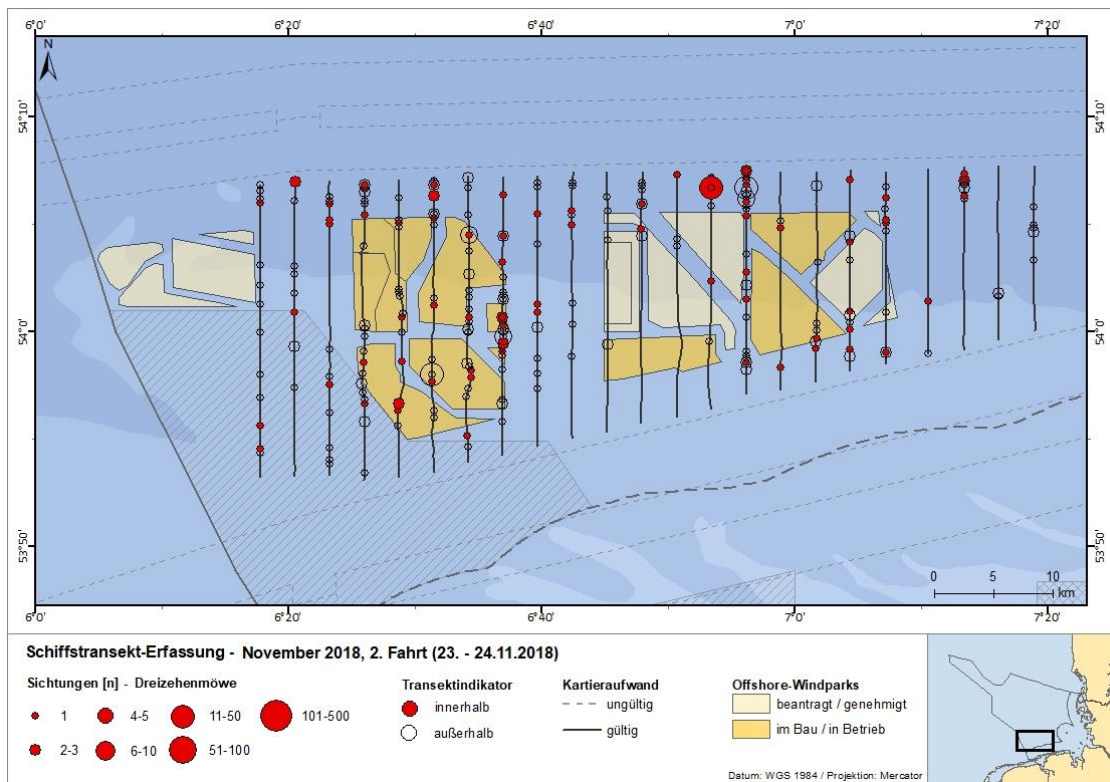


Abb. A. 72 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (2. Fahrt) 2018.



Abb. A. 73 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember 2018.

Brandseeschwalben (*Sterna sandvicensis*)

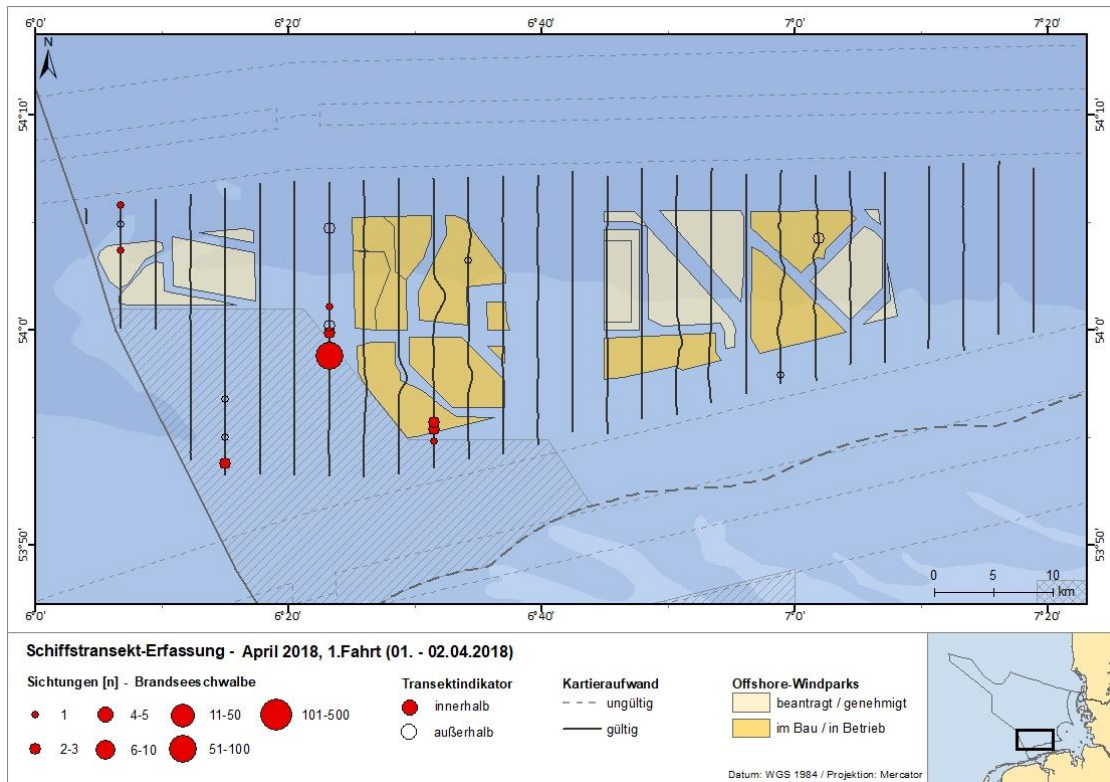


Abb. A. 74 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

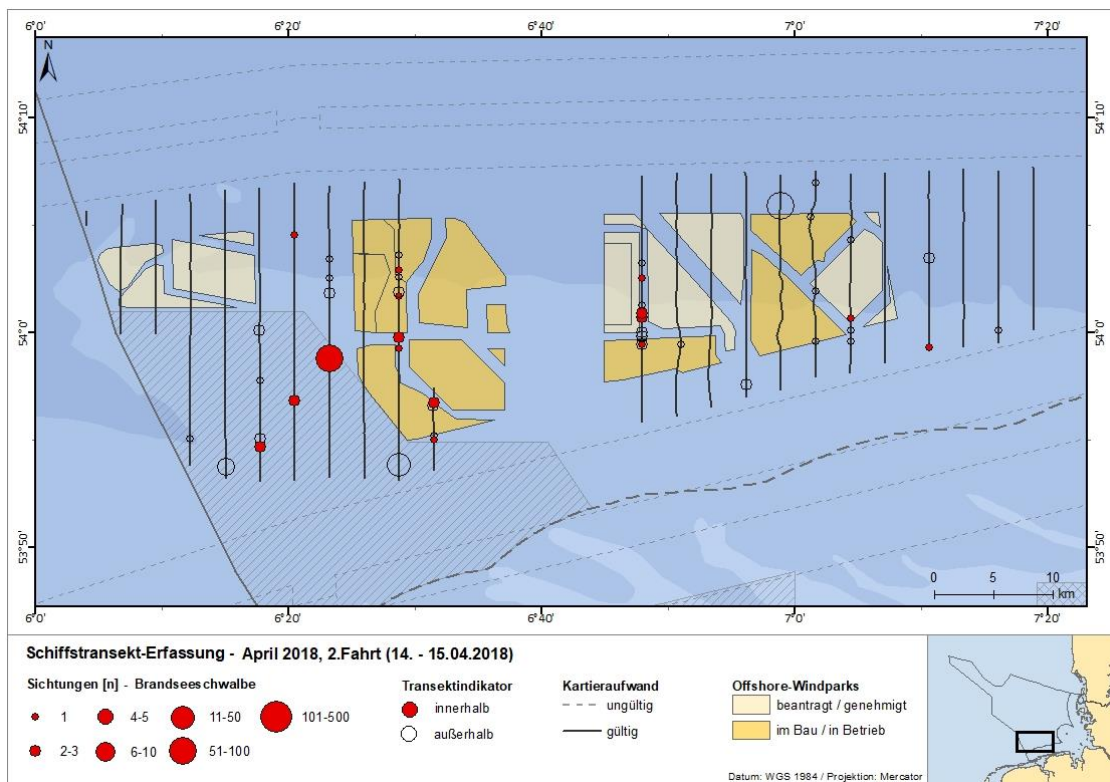


Abb. A. 75 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.

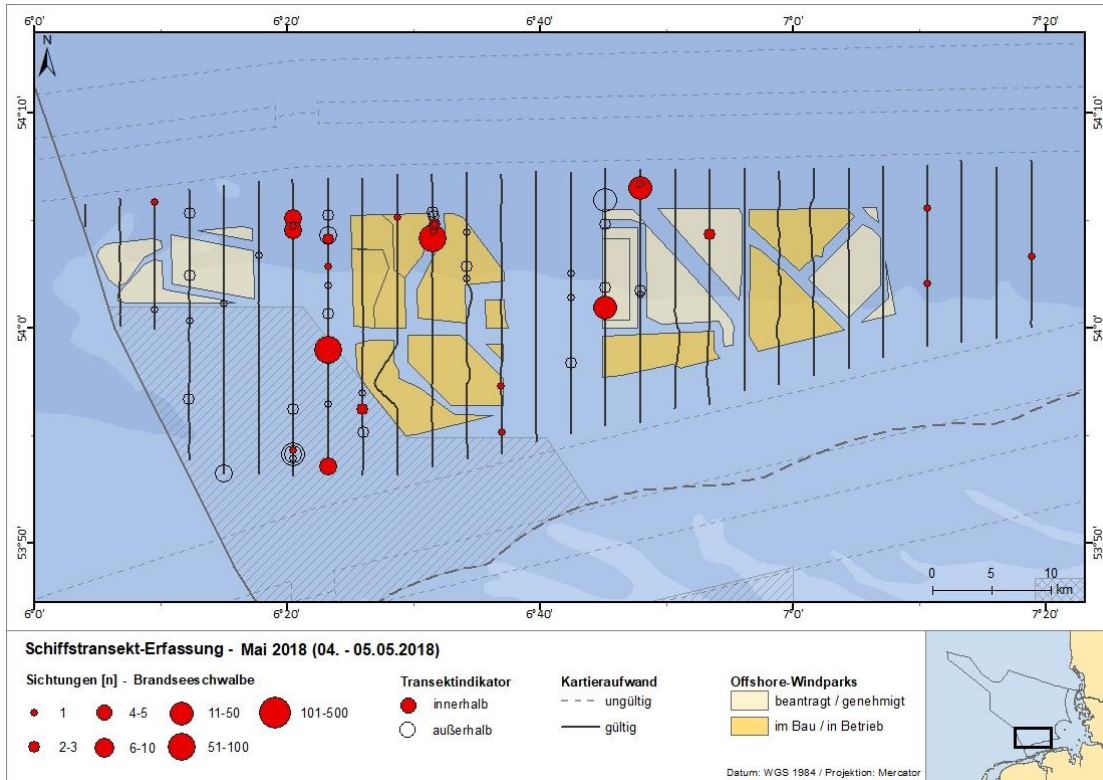


Abb. A. 76 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

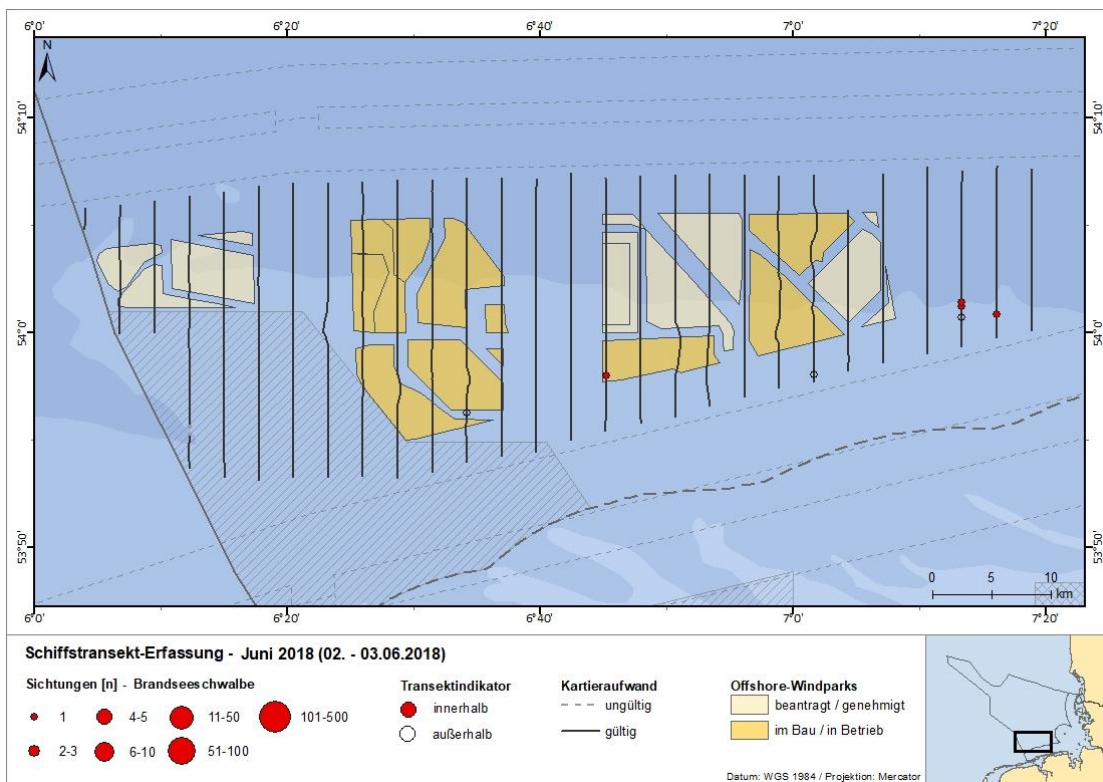


Abb. A. 77 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im Juni 2018.

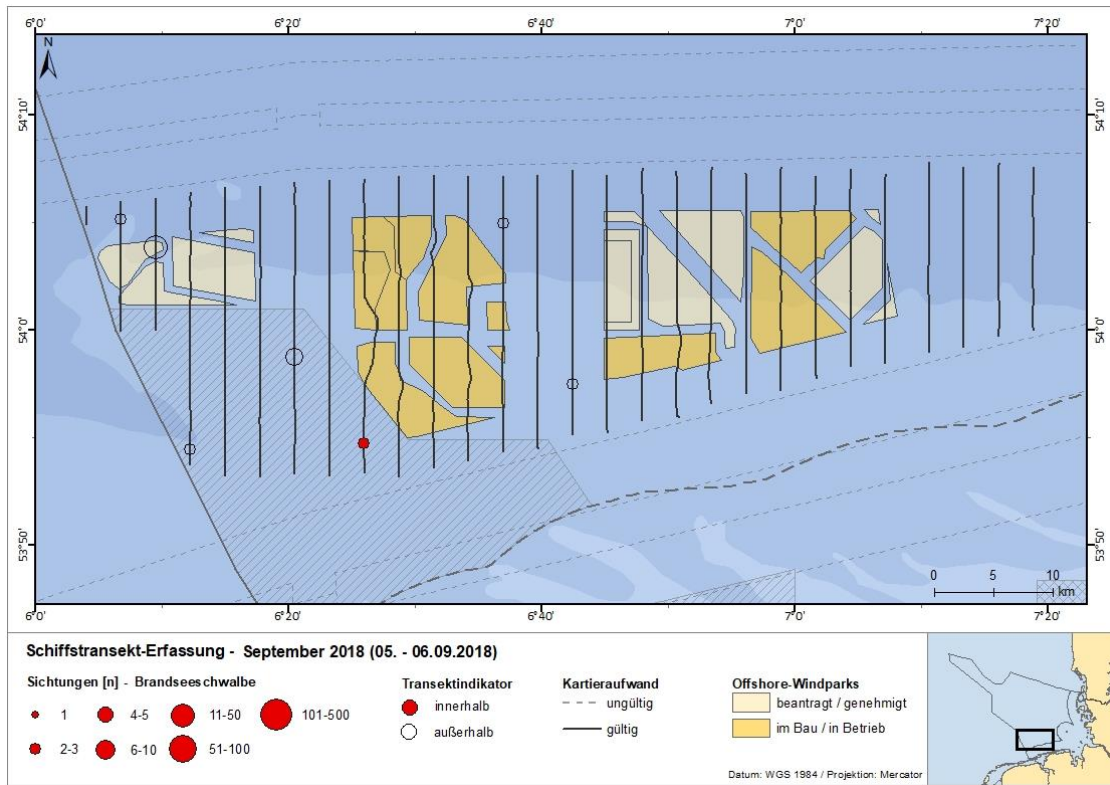


Abb. A. 78 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2018.

Fluss- und Küstenseeschwalben (*Sterna hirundo*/*Sterna paradisaea*)

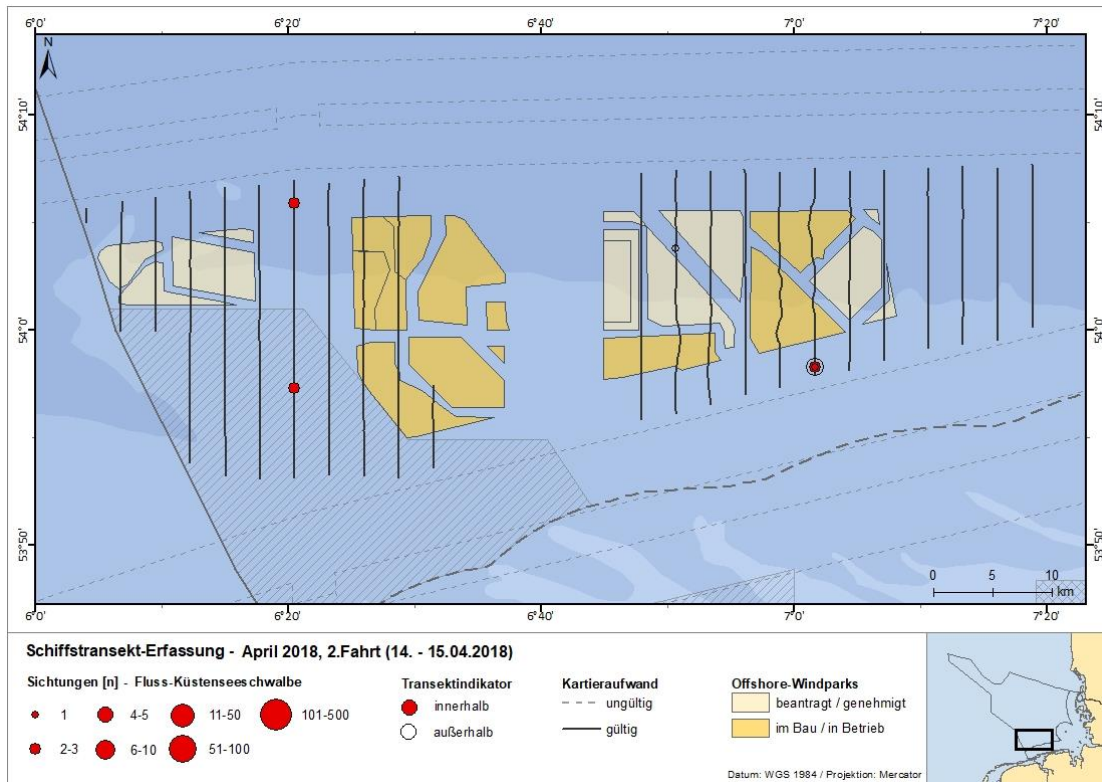


Abb. A. 79 *Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.*

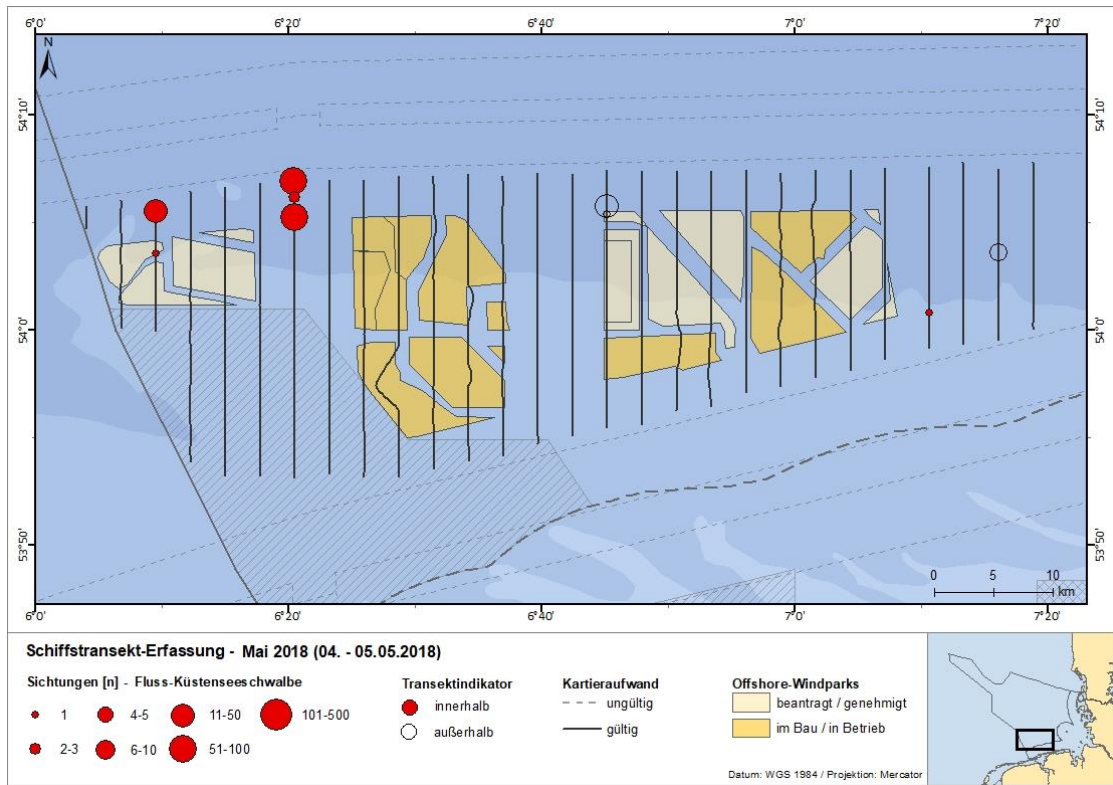


Abb. A. 80 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

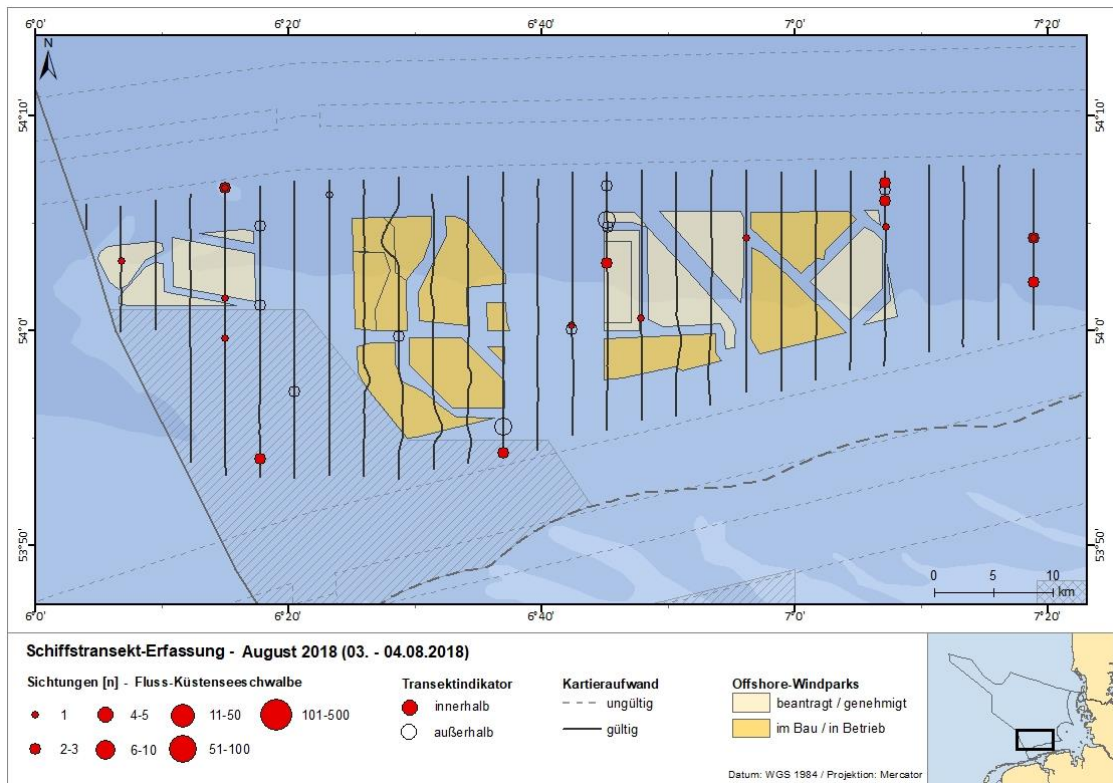


Abb. A. 81 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2018.

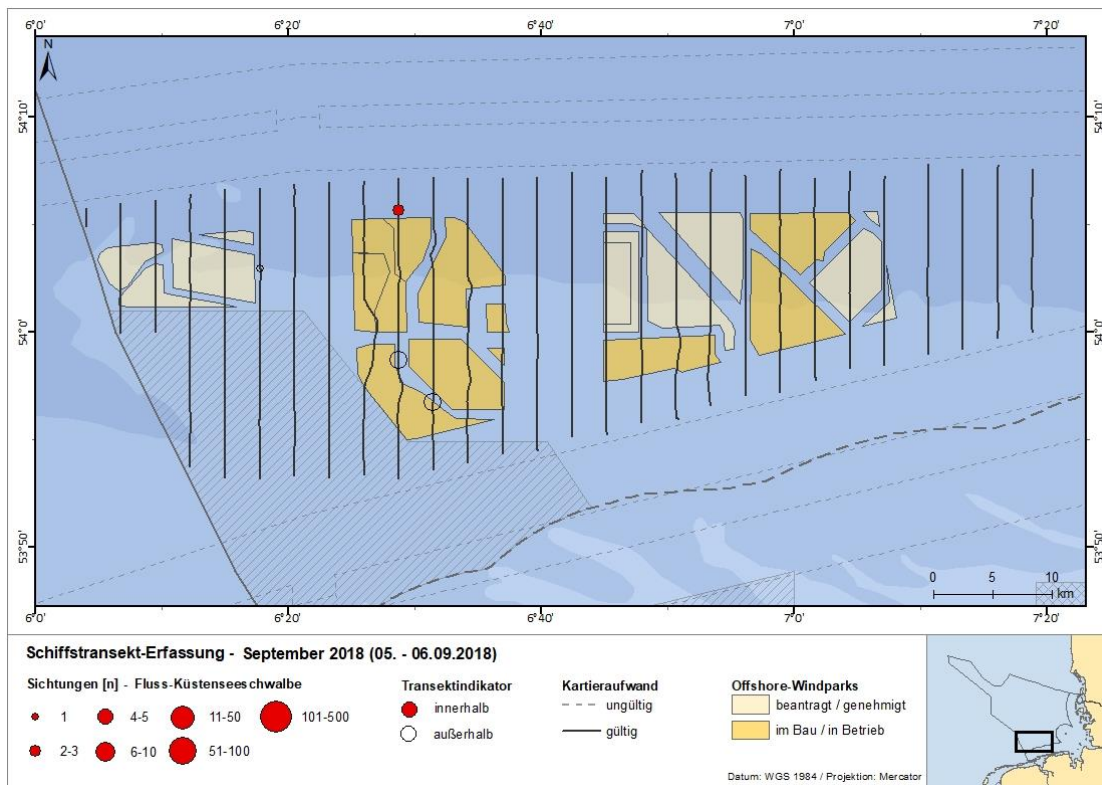


Abb. A. 82 *Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2018.*

Trottellumme (*Uria aalge*)

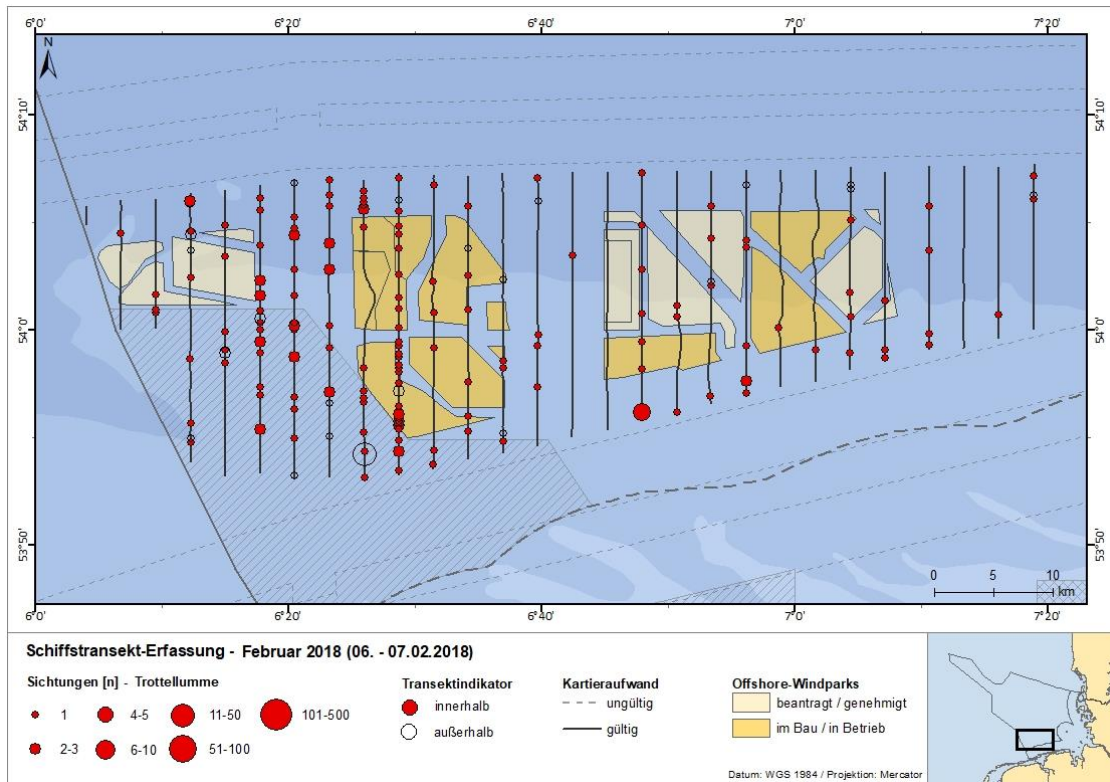


Abb. A. 83 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2018.

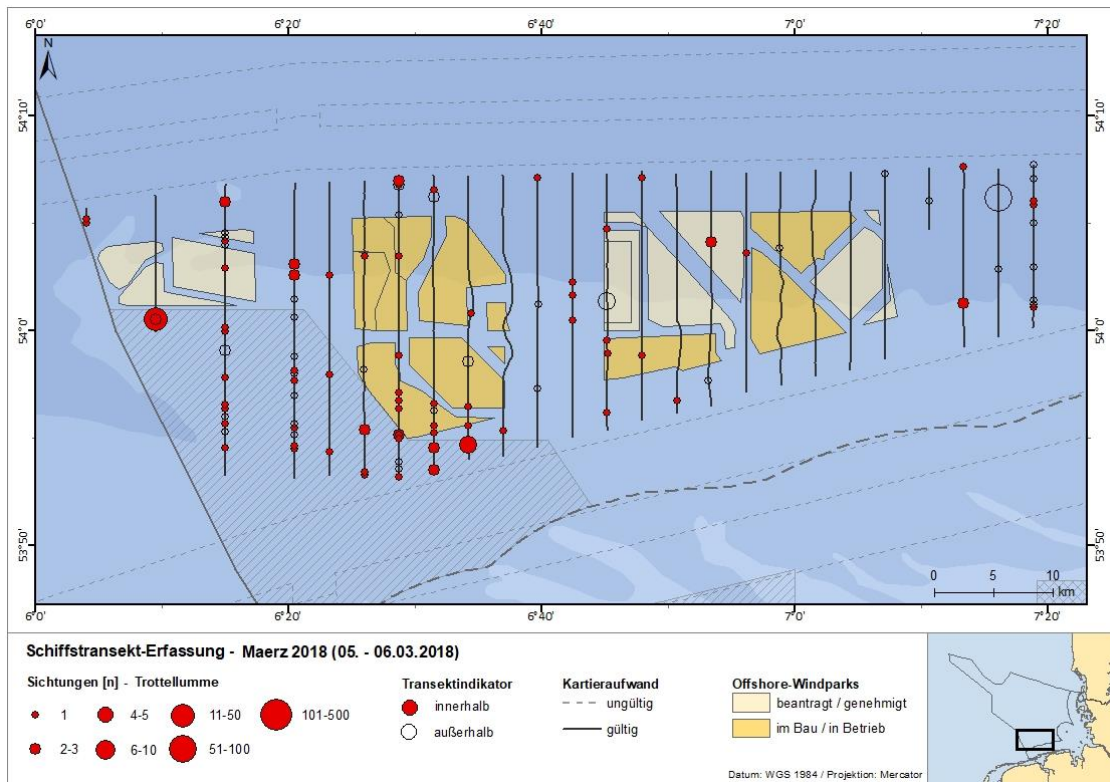


Abb. A. 84 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2018.

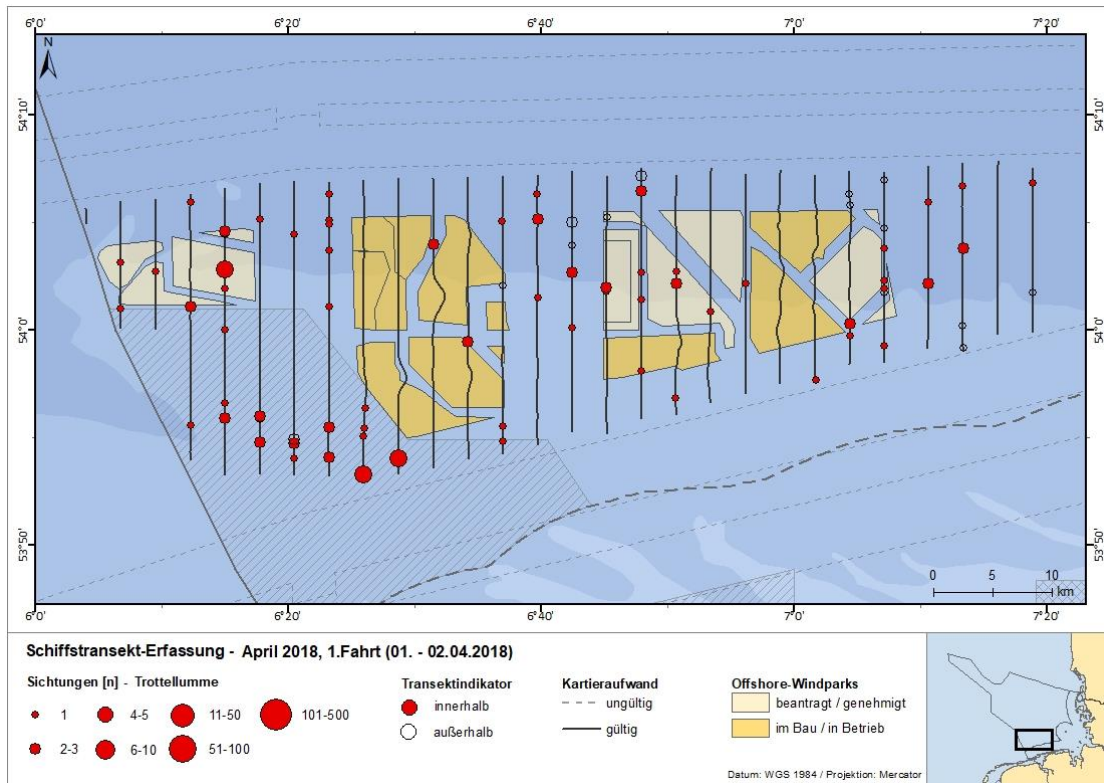


Abb. A. 85 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

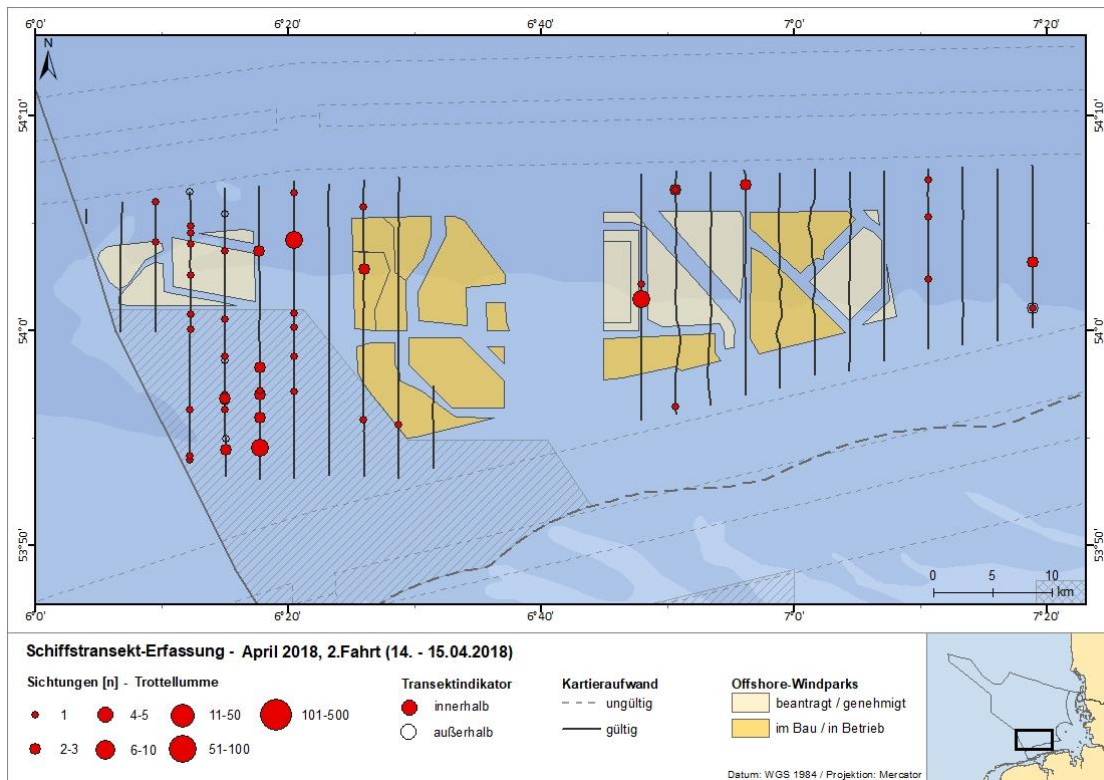


Abb. A. 86 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.

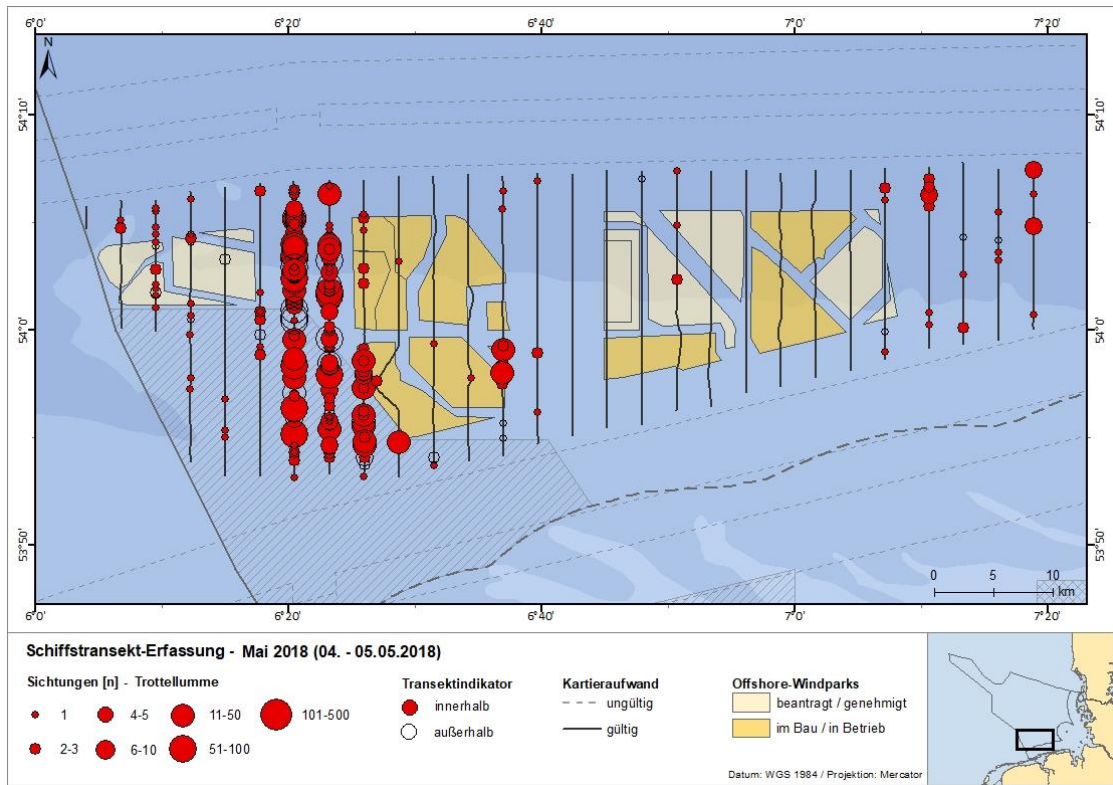


Abb. A. 87 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

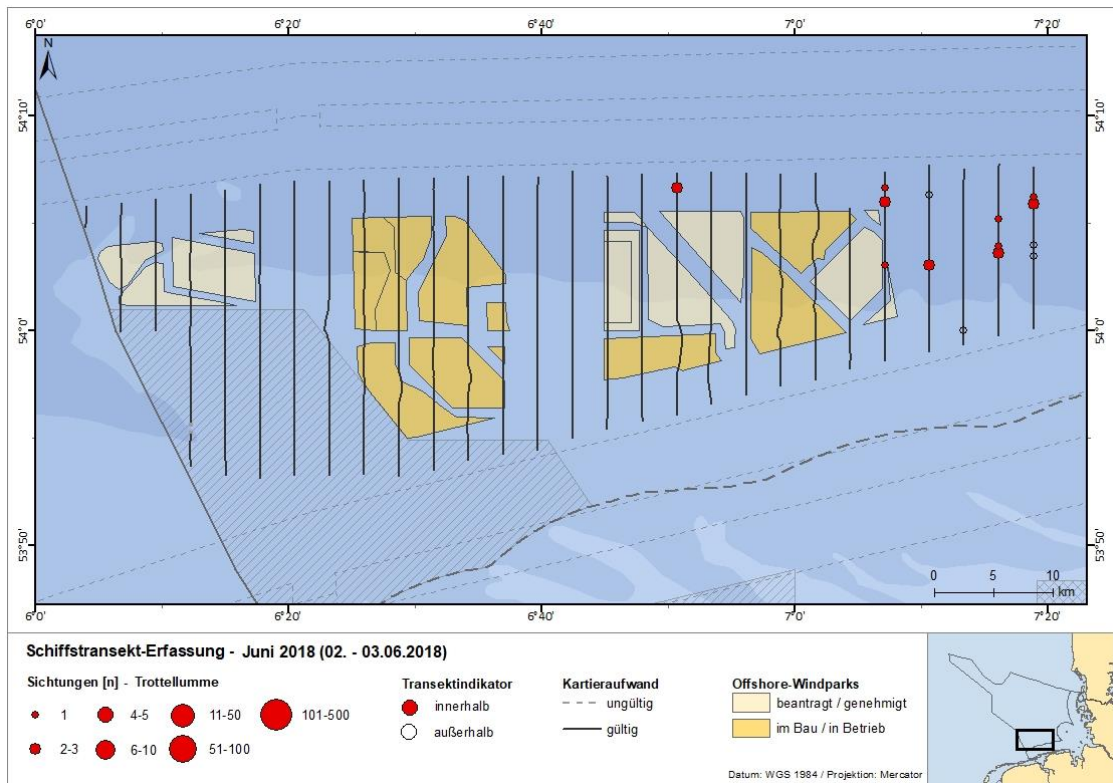


Abb. A. 88 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im Juni 2018.

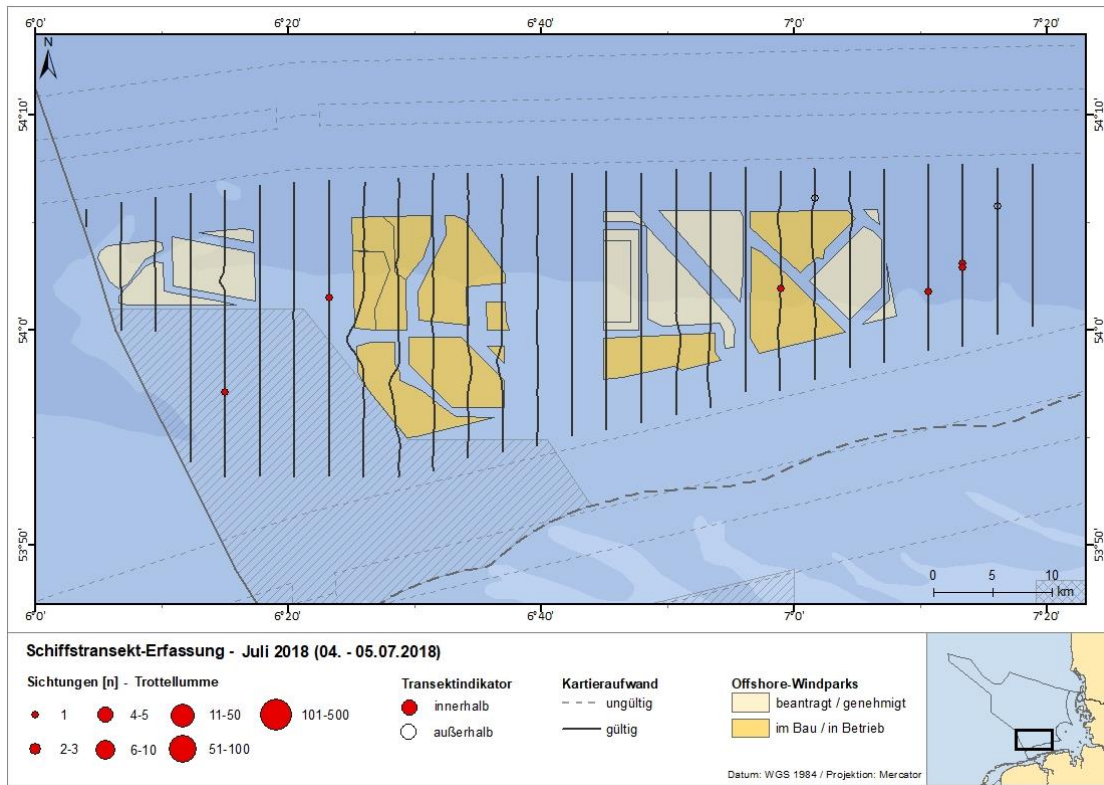


Abb. A. 89 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im Juli 2018.

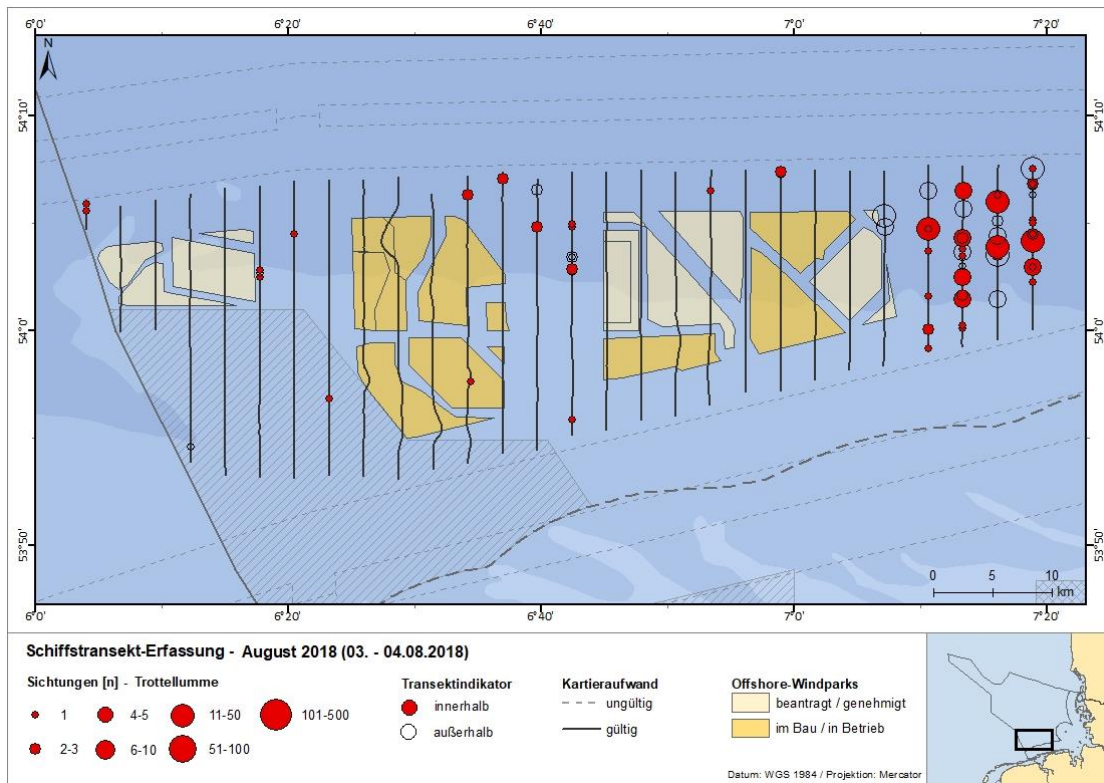


Abb. A. 90 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2018.

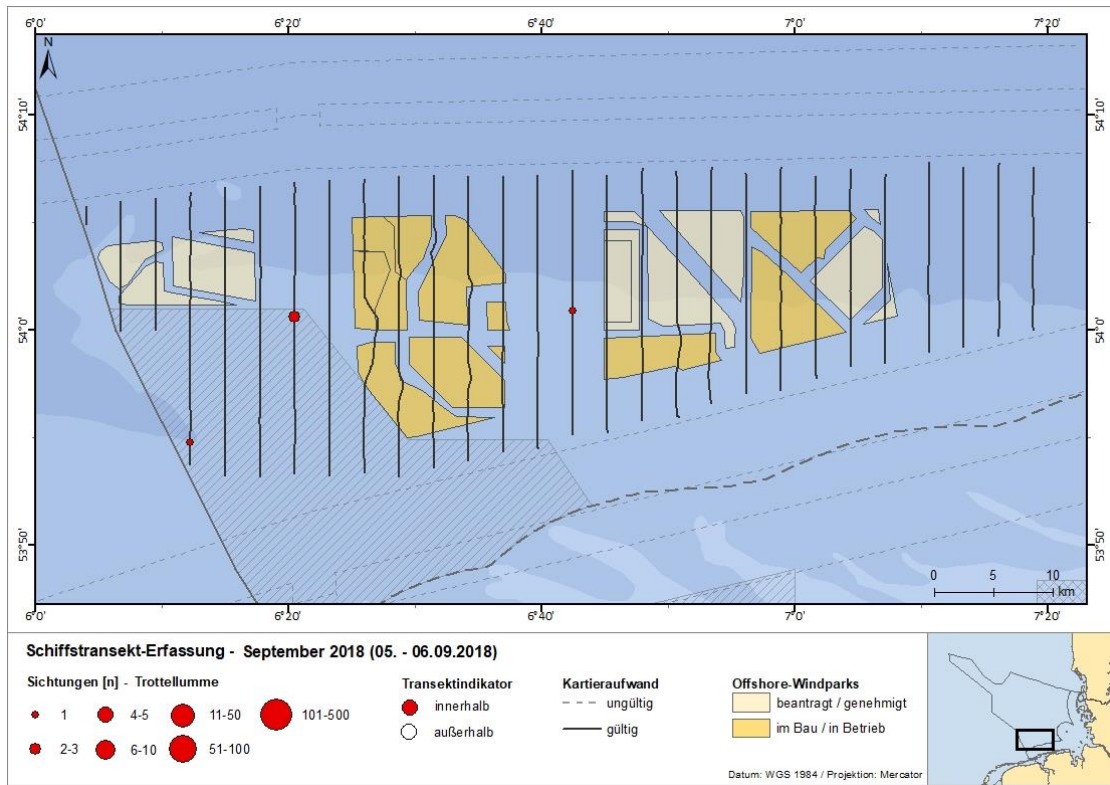


Abb. A. 91 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im September 2018.

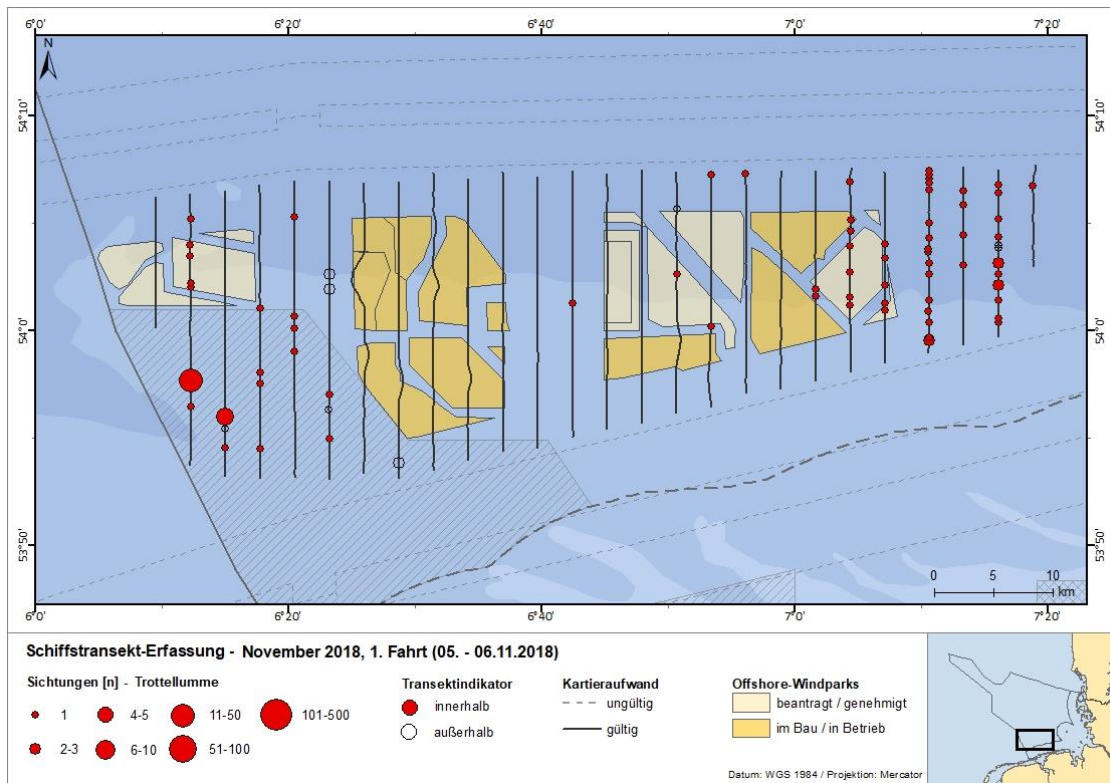


Abb. A. 92 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (1. Fahrt) 2018.

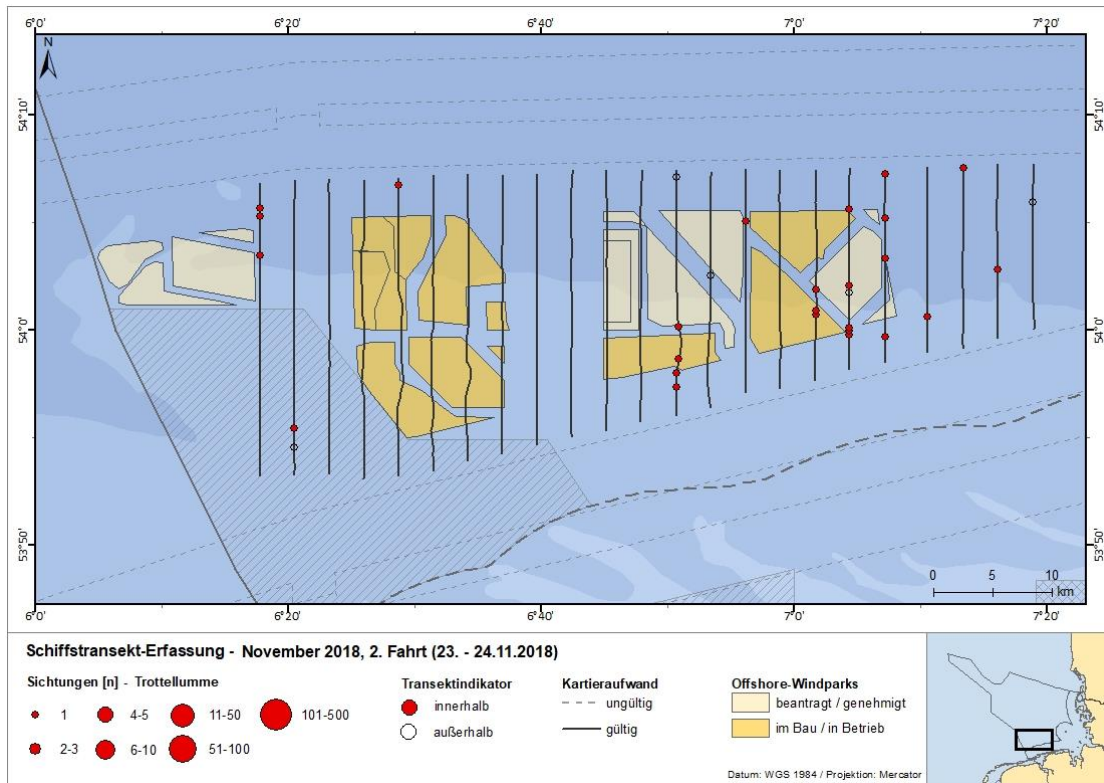


Abb. A. 93 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im November (2. Fahrt) 2018.

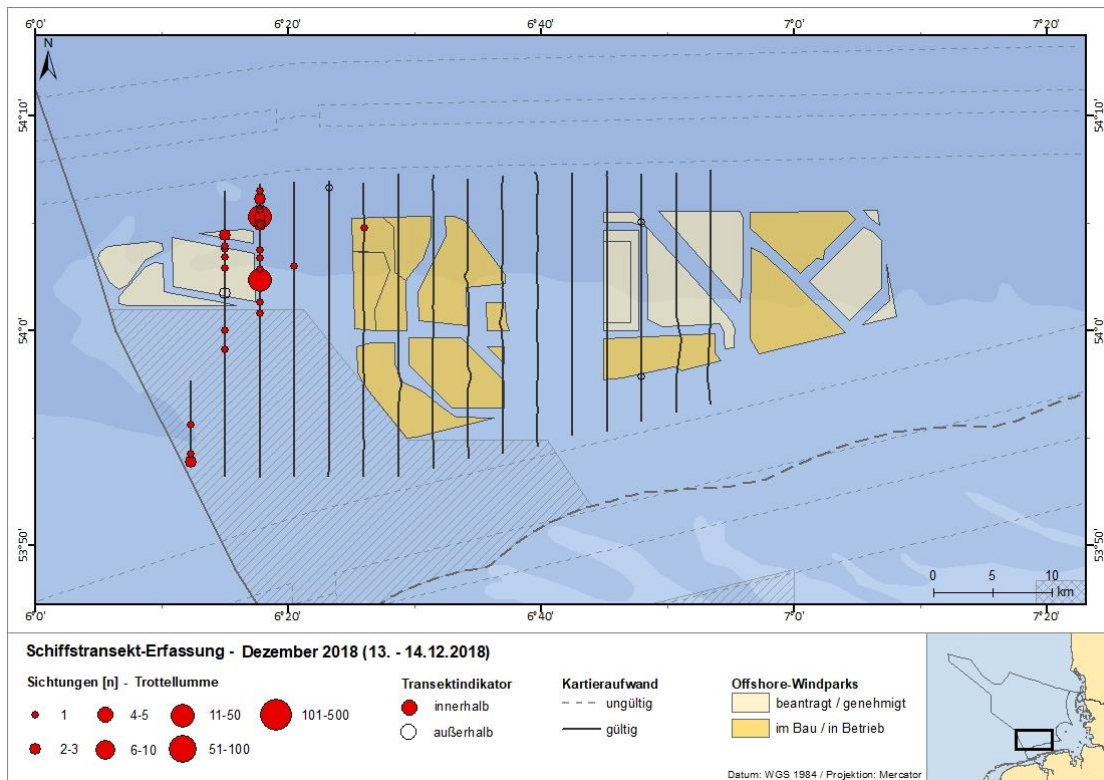


Abb. A. 94 Sichtungen der Trottellummen nach Schiffstransect-Erfassungen im Dezember 2018.

Tordalk (Alca torda)

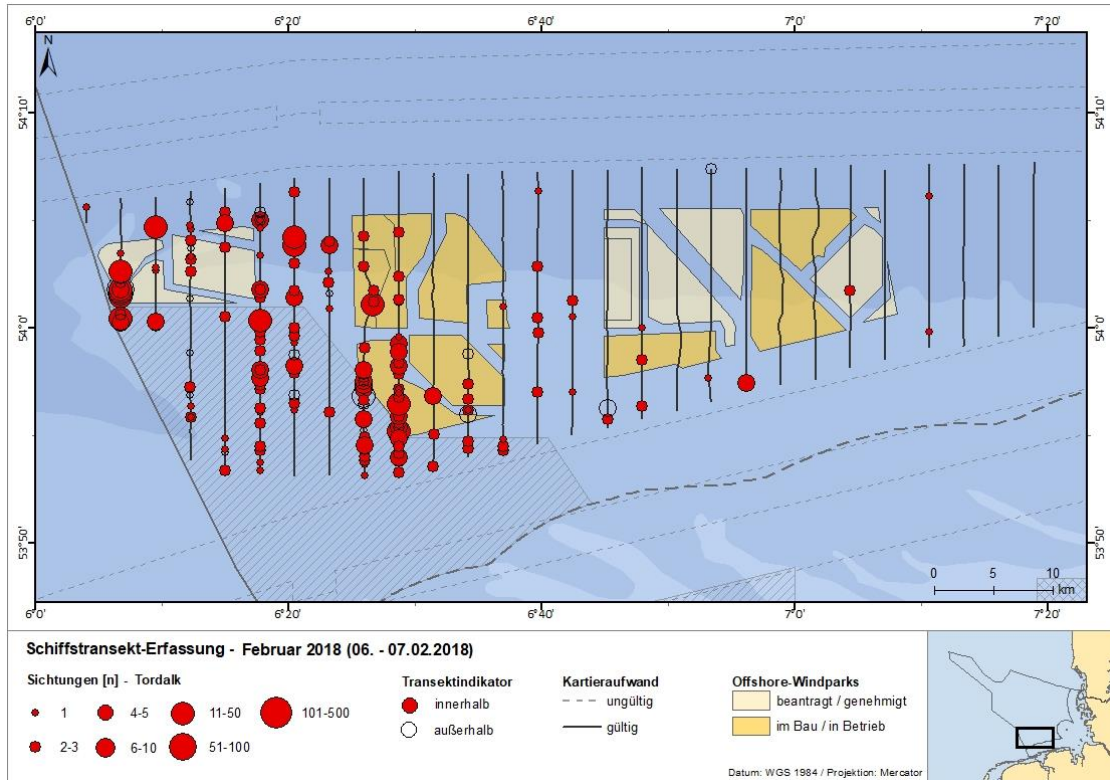


Abb. A. 95 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im Februar 2018.

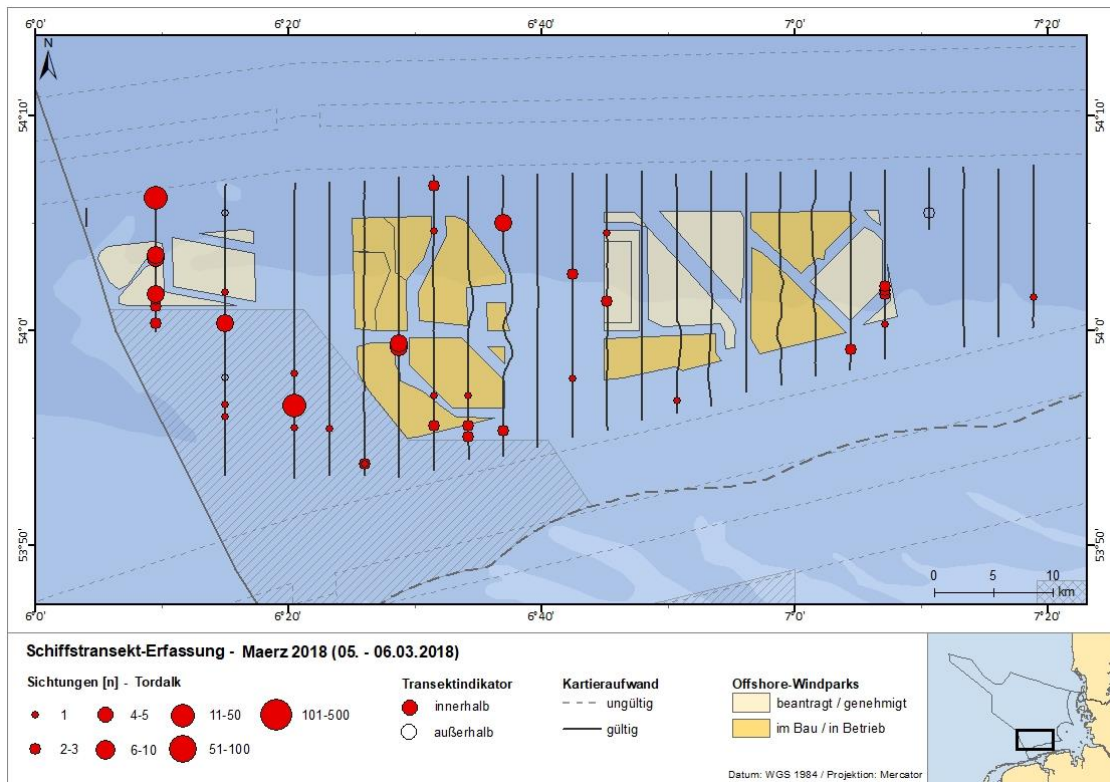


Abb. A. 96 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im März 2018.

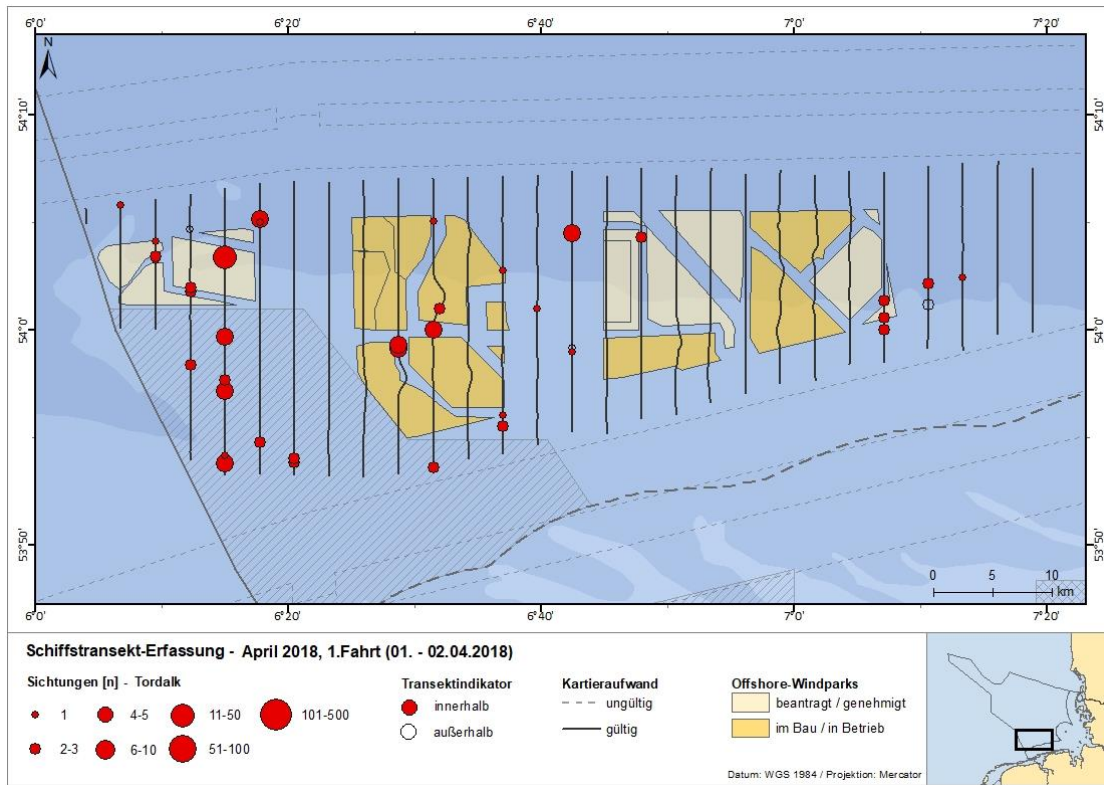


Abb. A. 97 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im April (1. Fahrt) 2018.

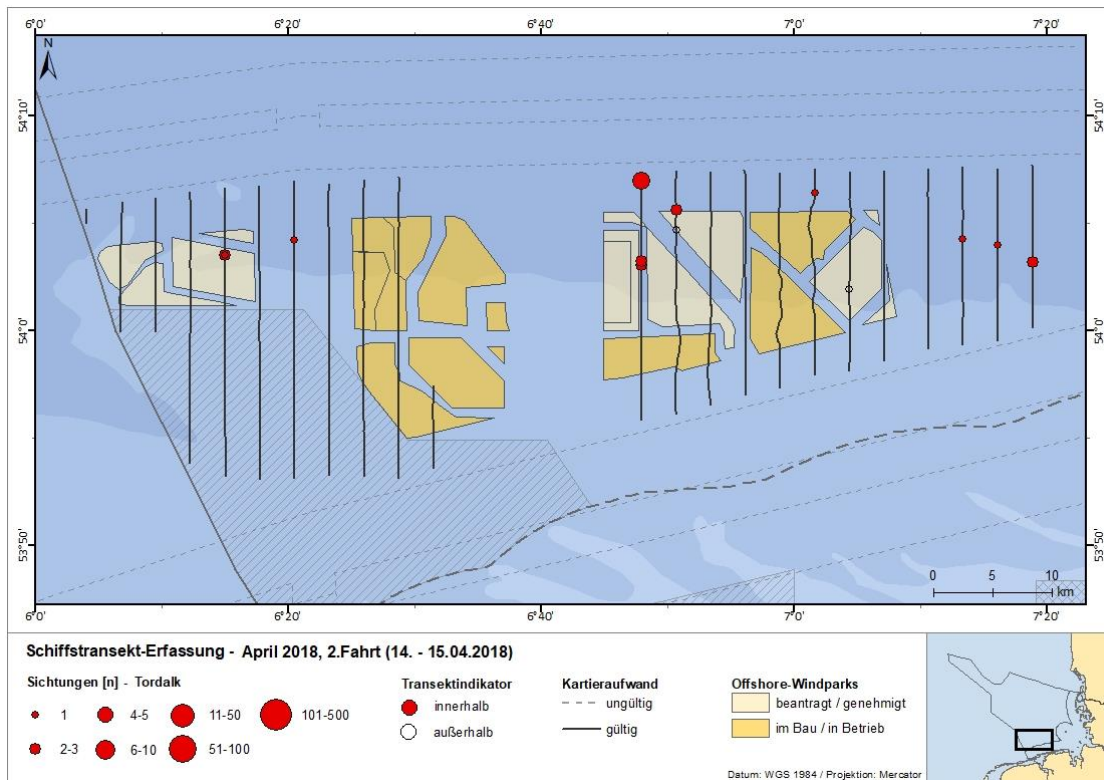


Abb. A. 98 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im April (2. Fahrt) 2018.

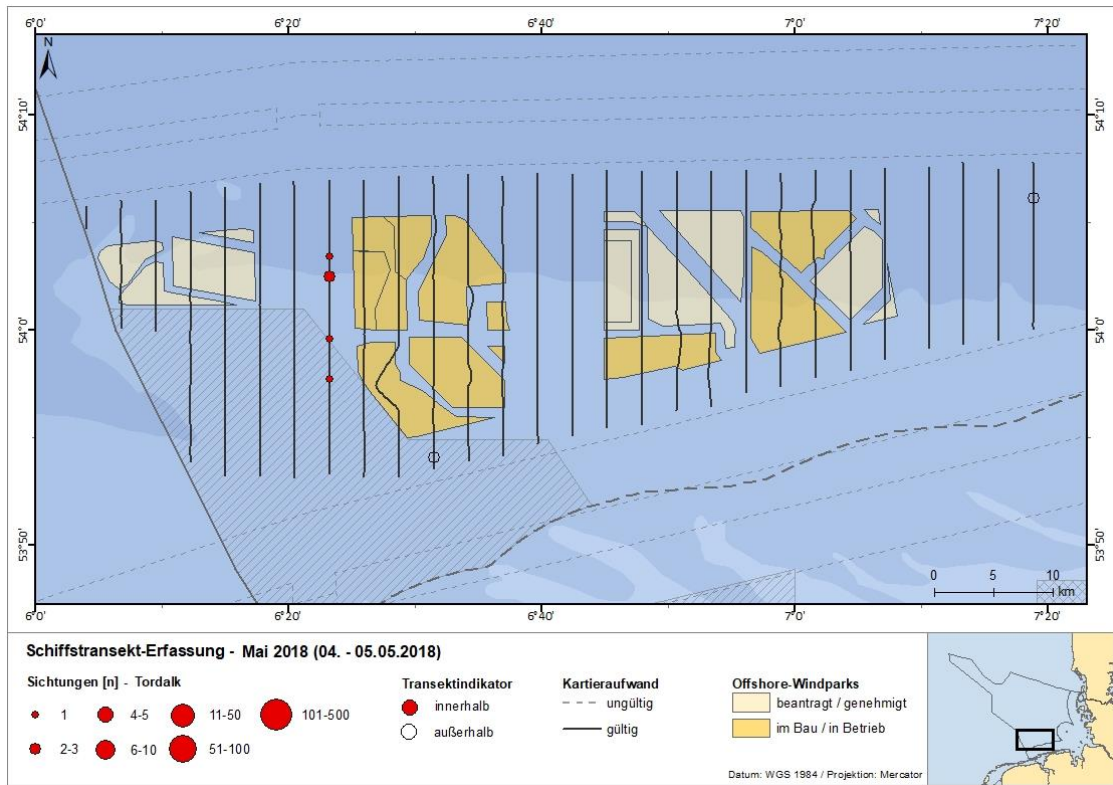


Abb. A. 99 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im Mai 2018.

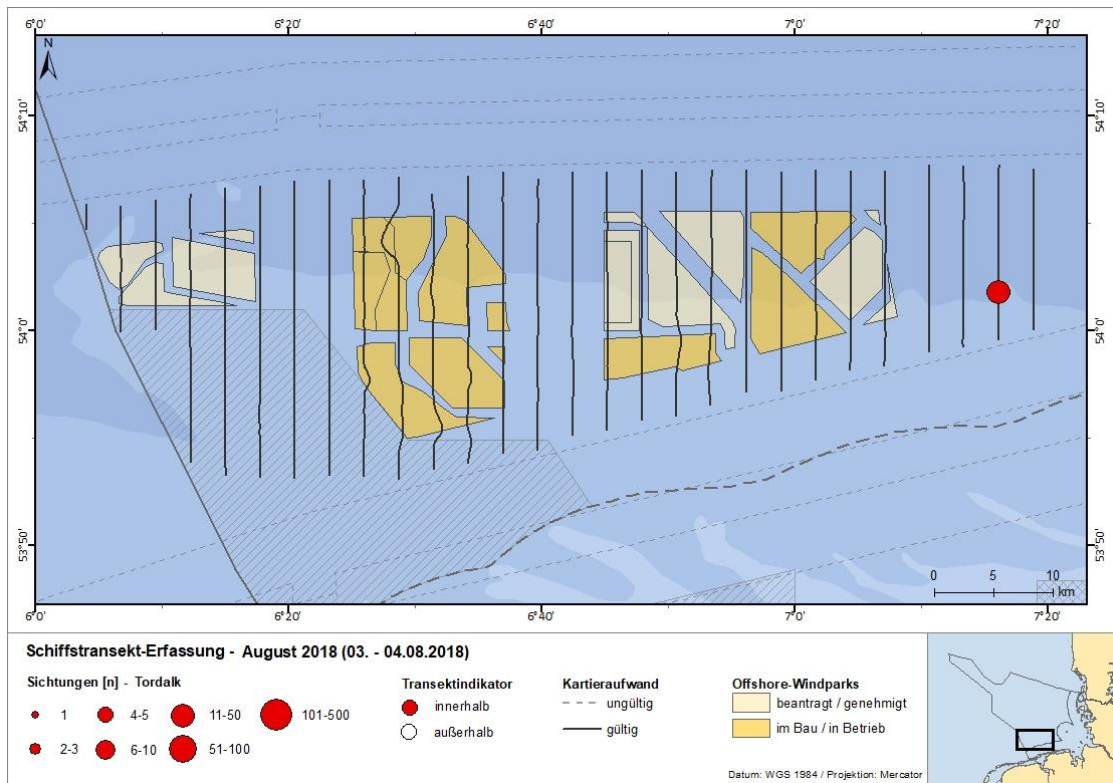


Abb. A. 100 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im August 2018.

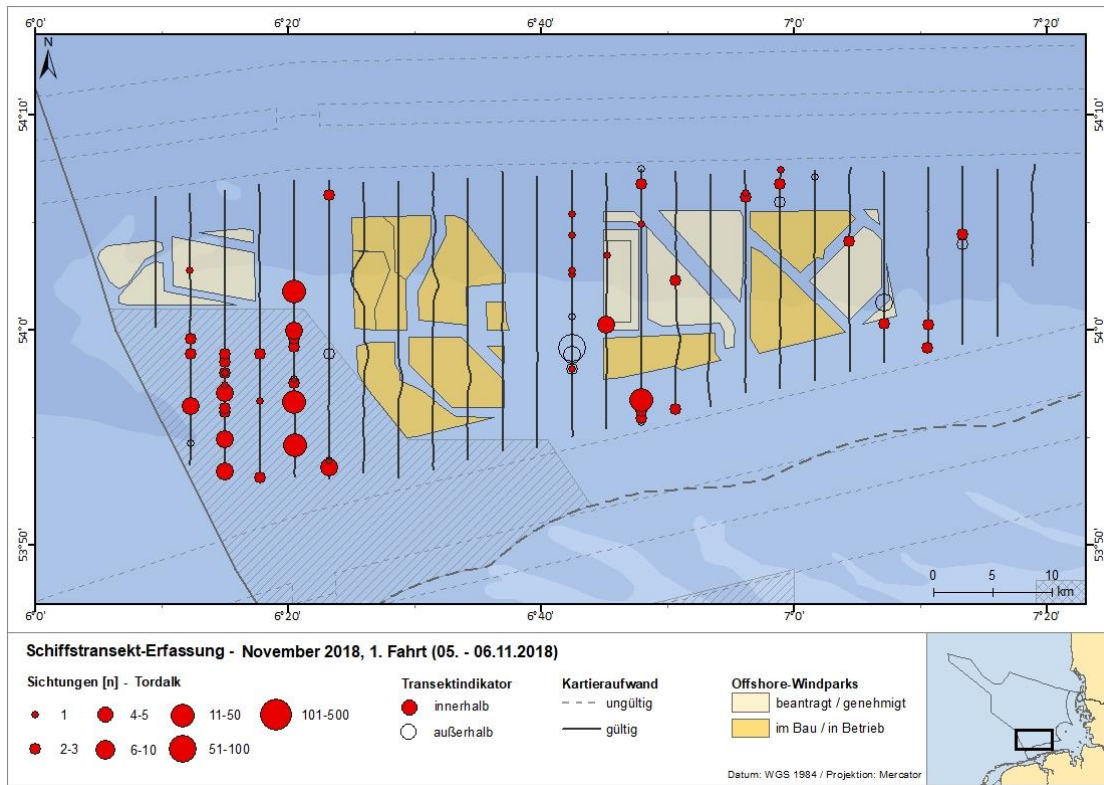


Abb. A. 101 Sichtungen der Tordalken nach Schiffstransect-Erfassungen im November (1. Fahrt) 2018.

A.3.3 Punktsichtungskarten Flugtransekt-Erfassungen

Seetaucher (*Gavia sp.*)

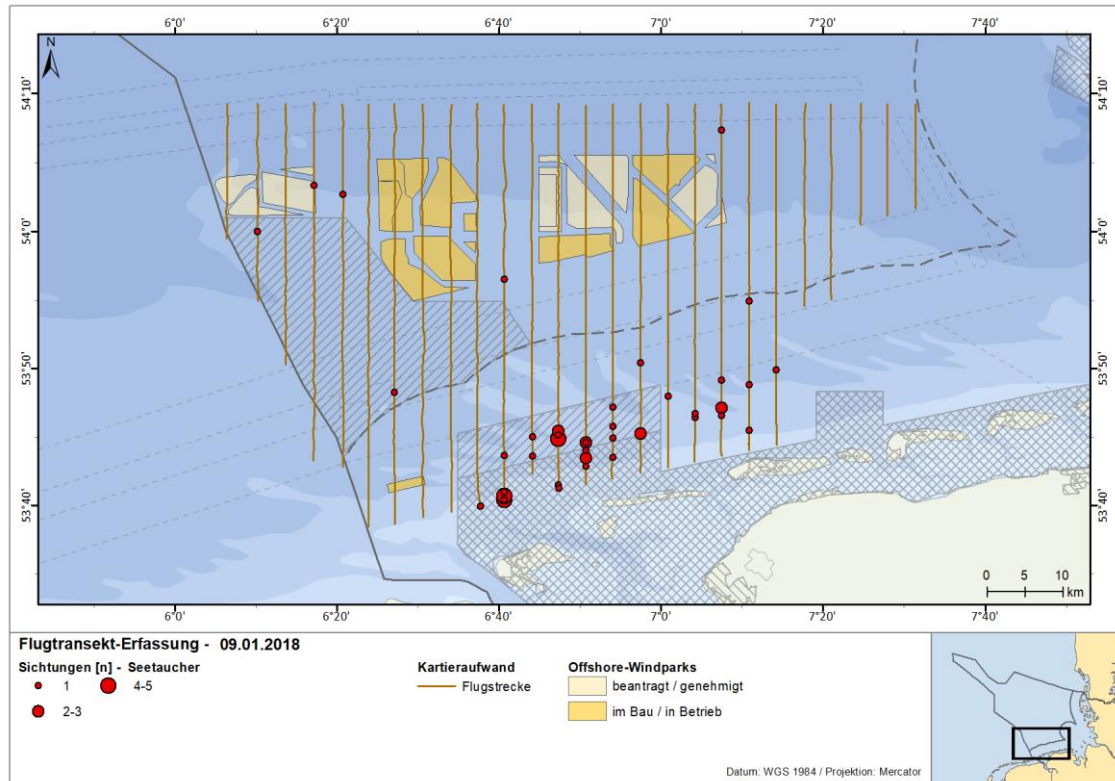


Abb. A. 102 Sichtungen der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

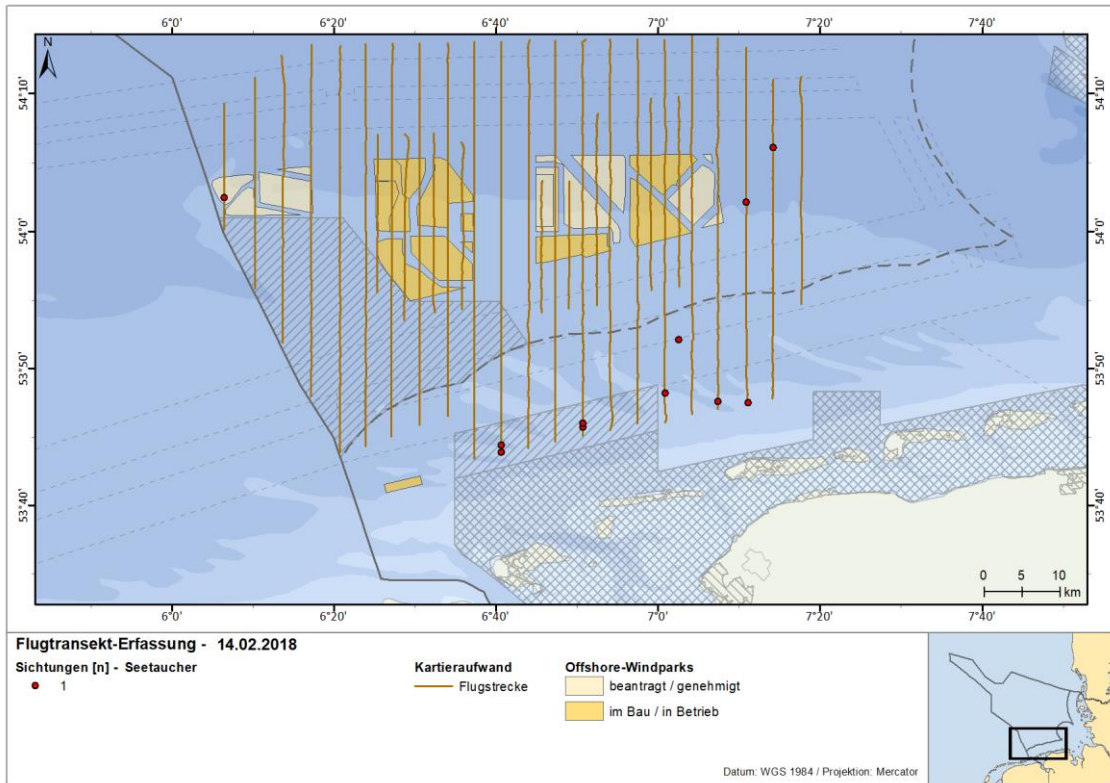


Abb. A. 103 Sichtungen der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

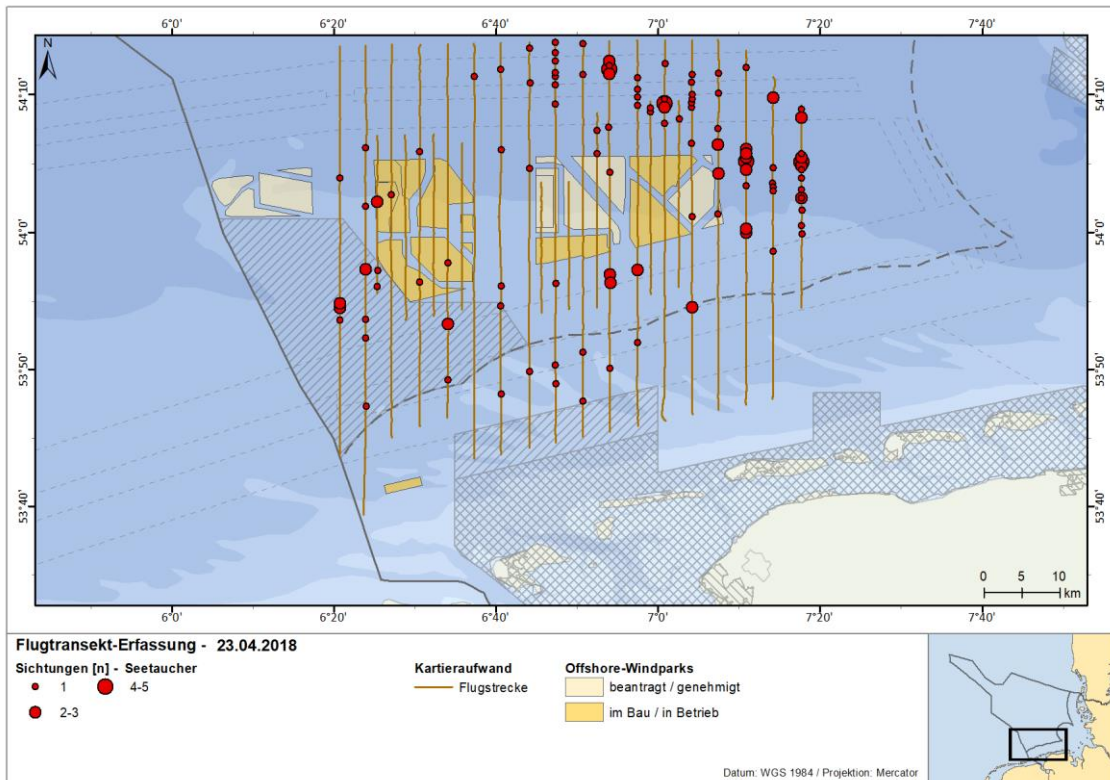


Abb. A. 104 Sichtungen der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

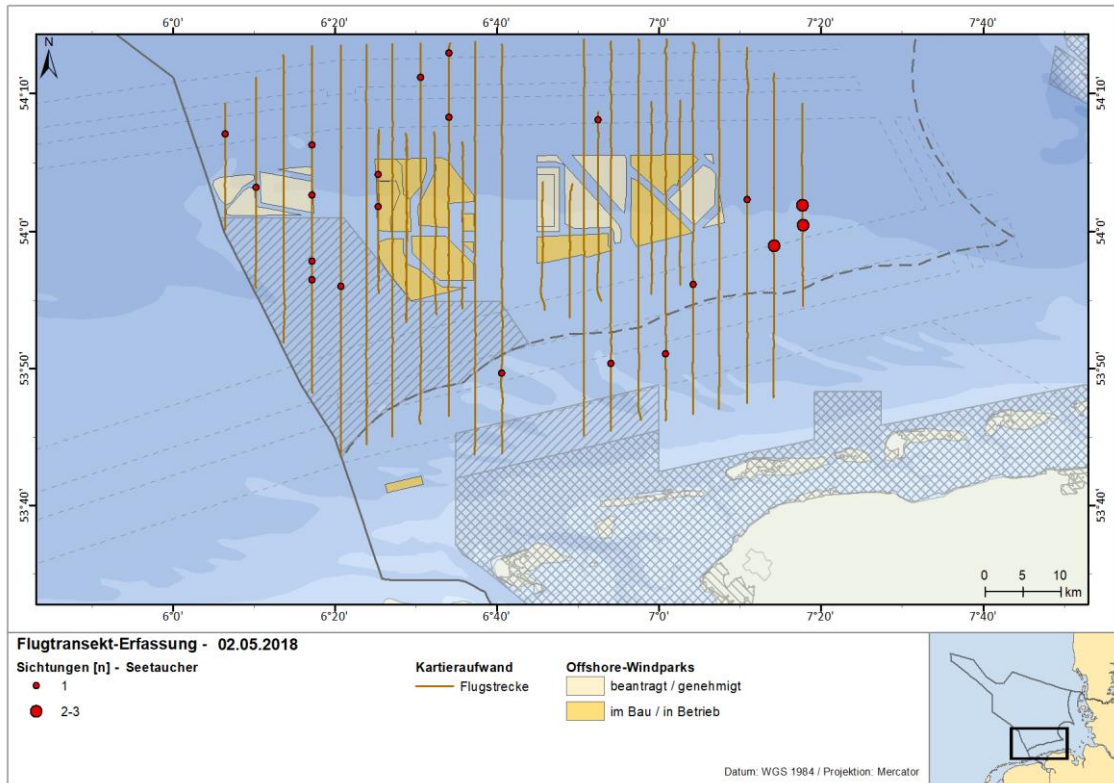


Abb. A. 105 Sichtungen der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

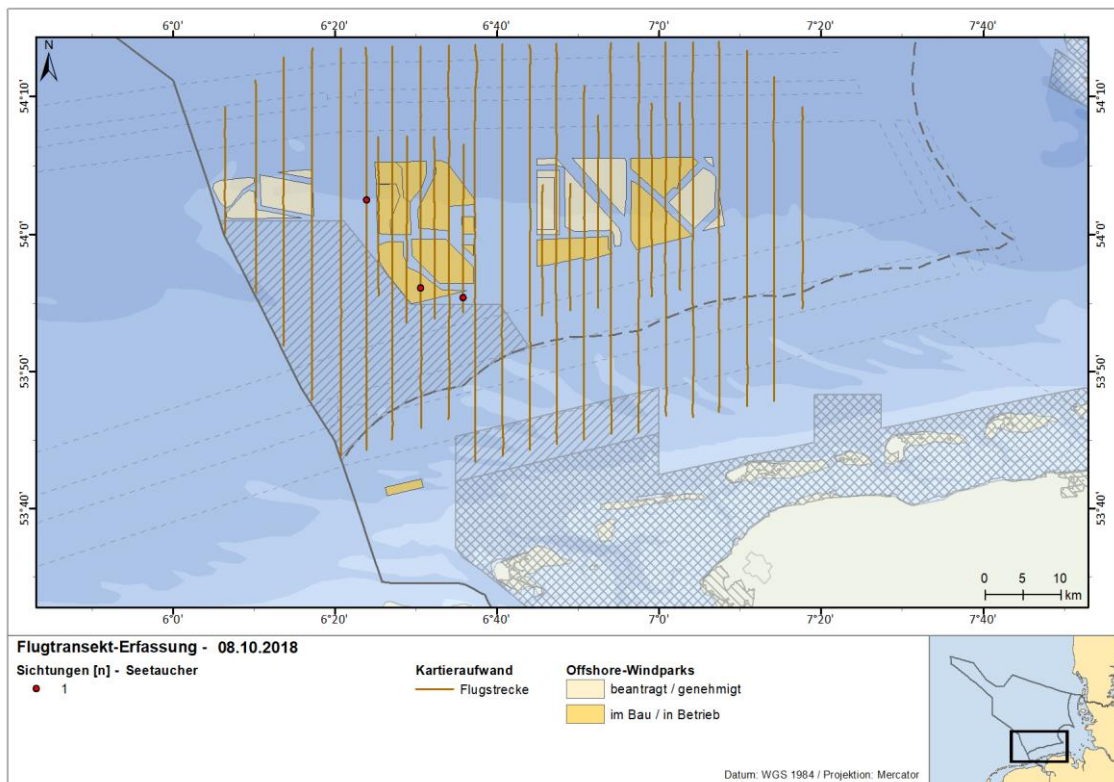


Abb. A. 106 Sichtungen der Seetaucher nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Basstölpel (*Sula bassana*)

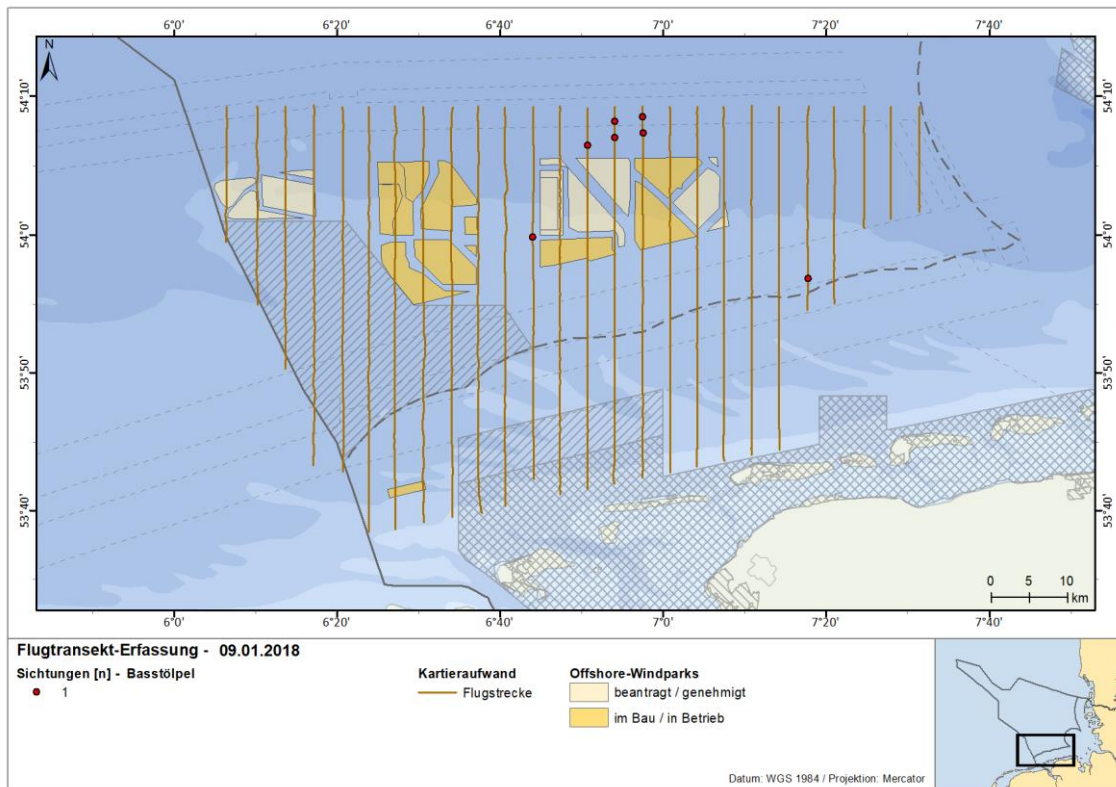


Abb. A. 107 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

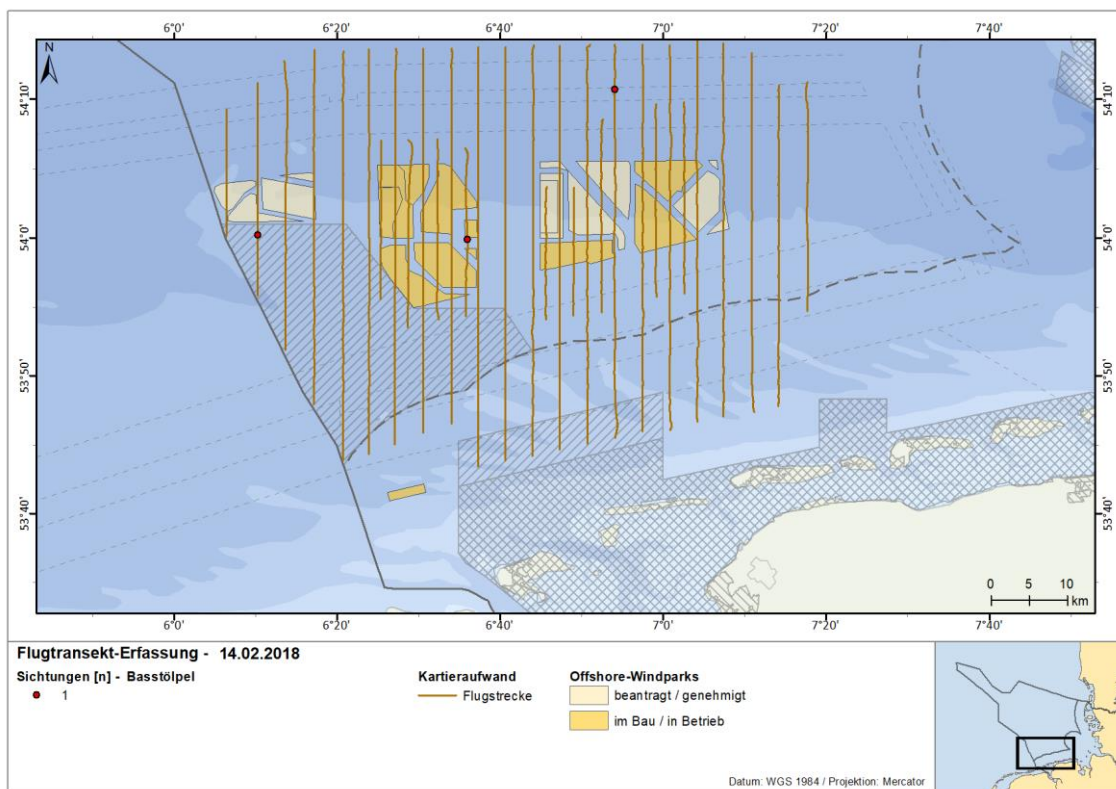


Abb. A. 108 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

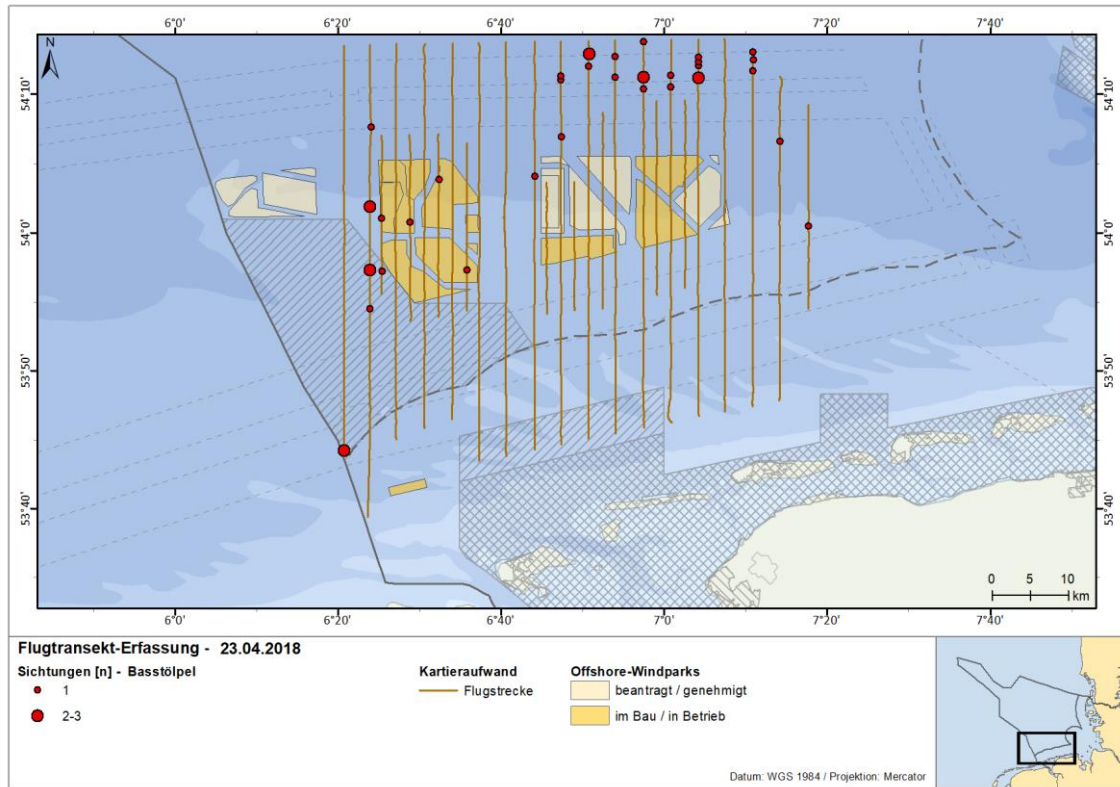


Abb. A. 109 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

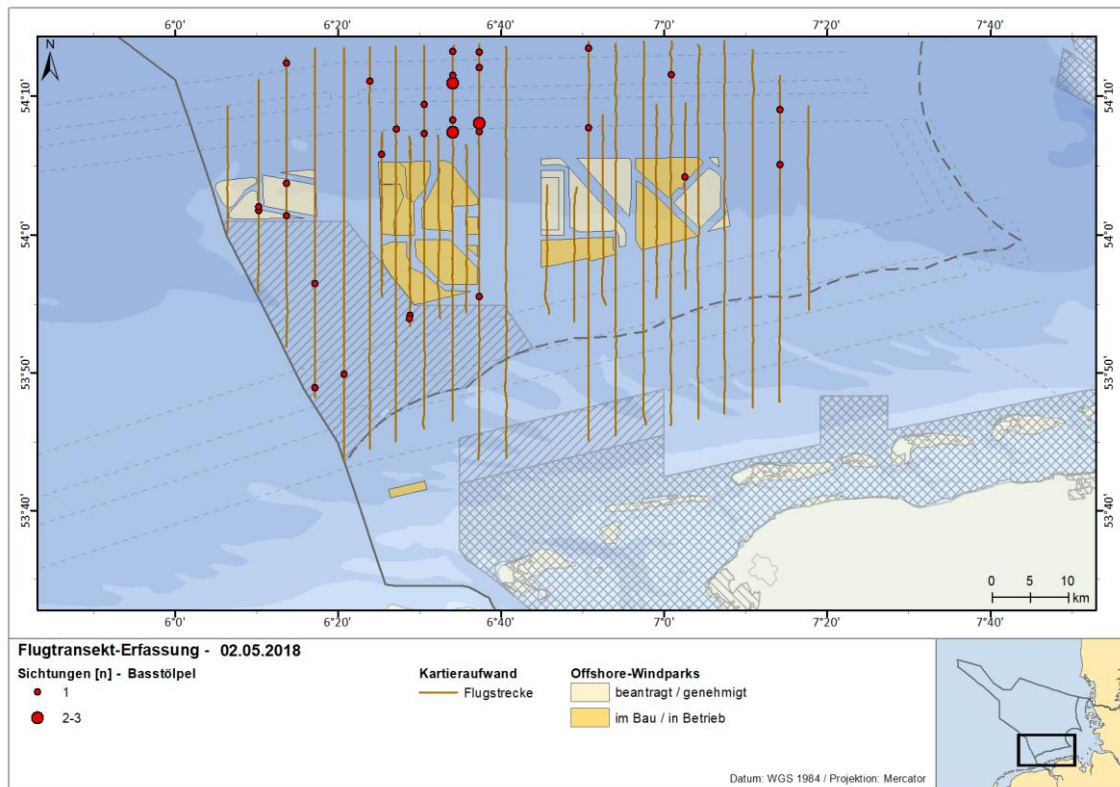


Abb. A. 110 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

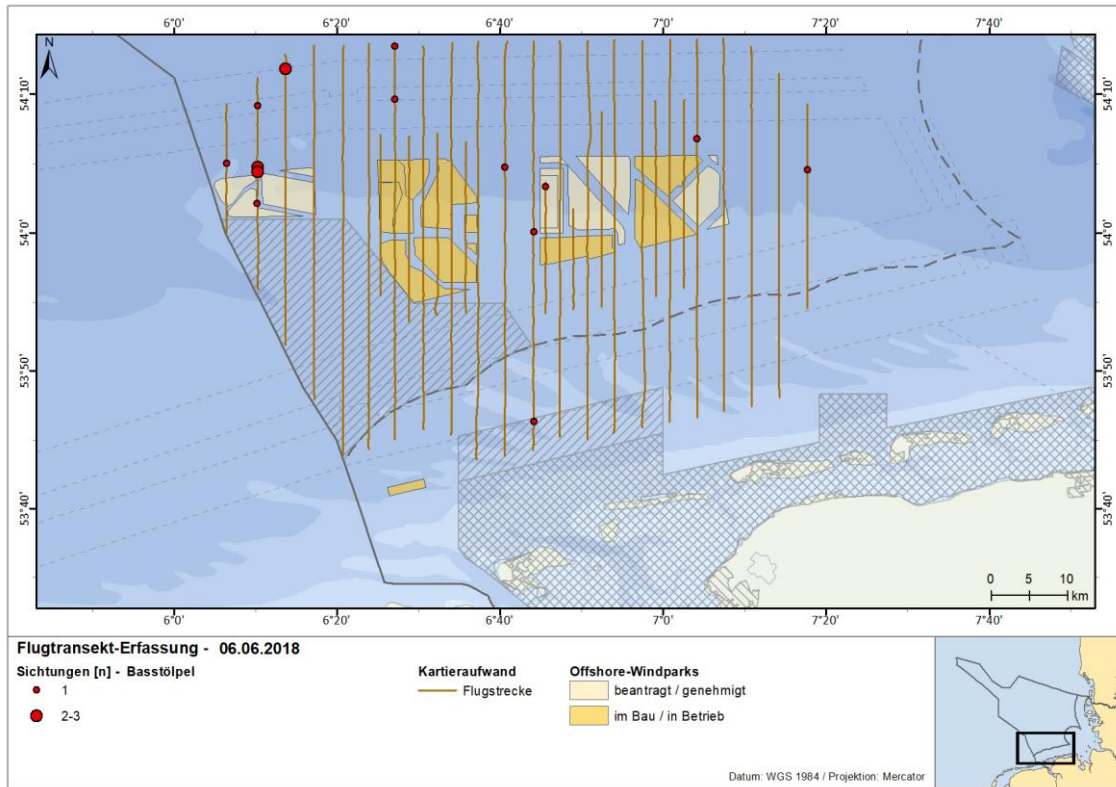


Abb. A. 111 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2018

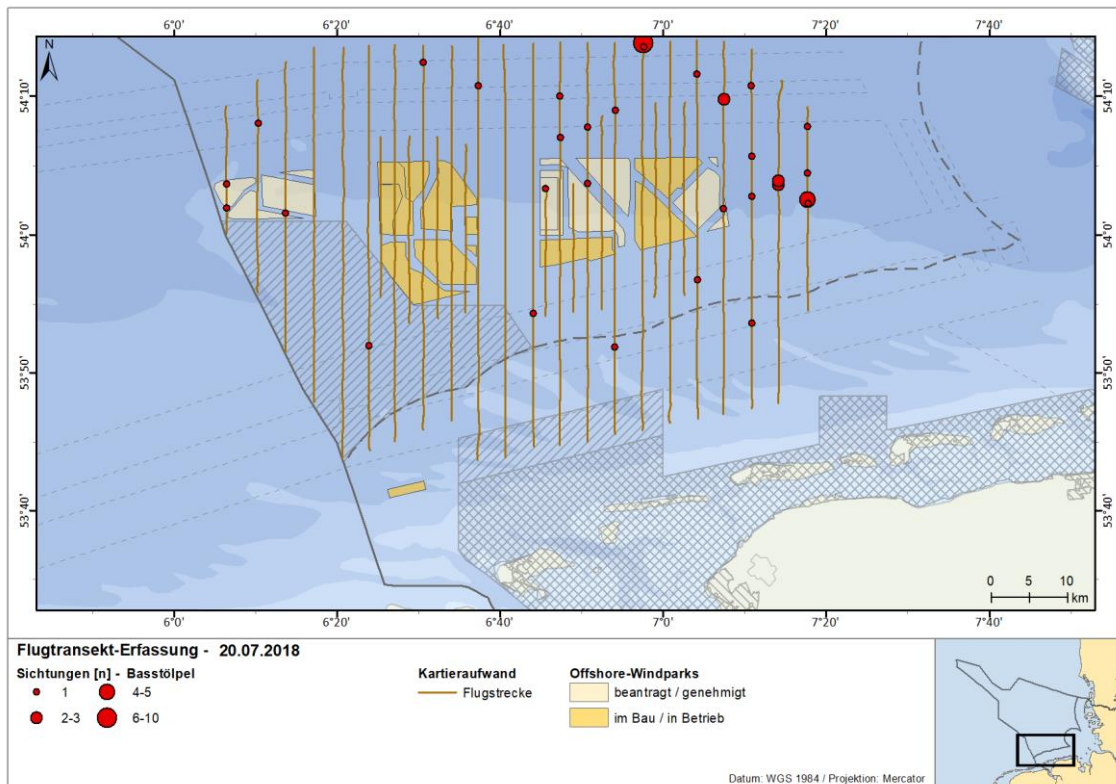


Abb. A. 112 Sichtungen der Basstölpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

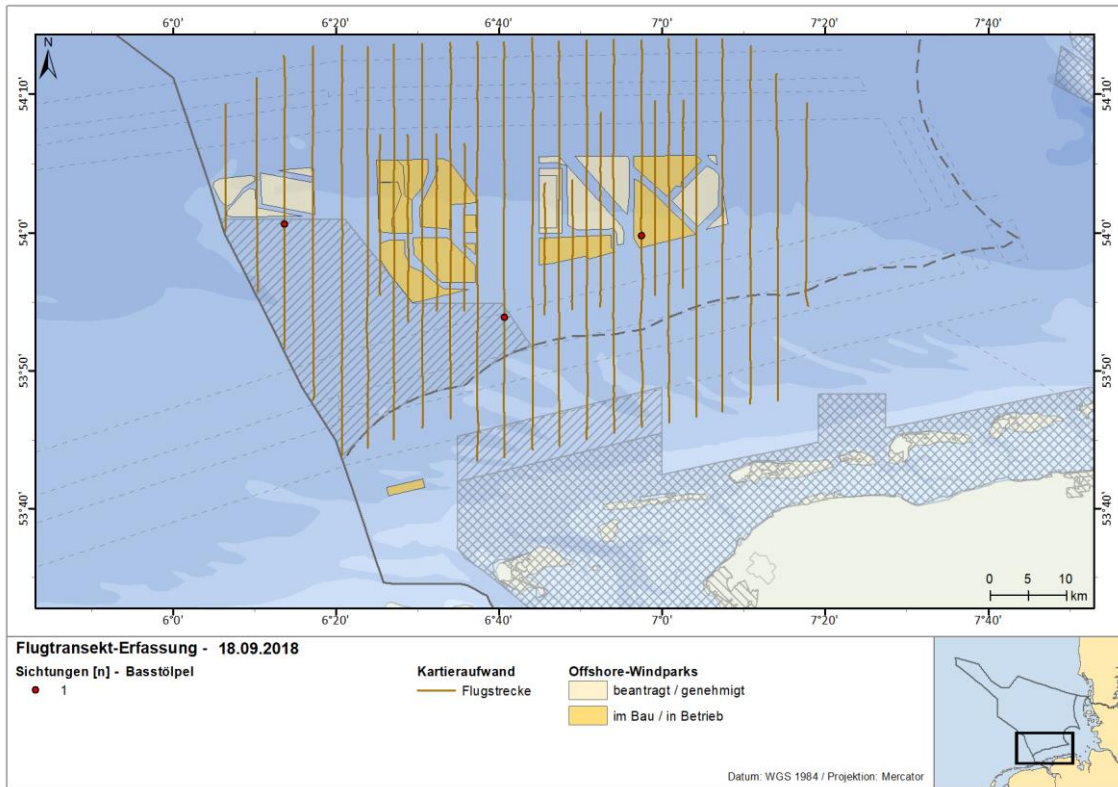


Abb. A. 113 Sichtungen der Basstöpel nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

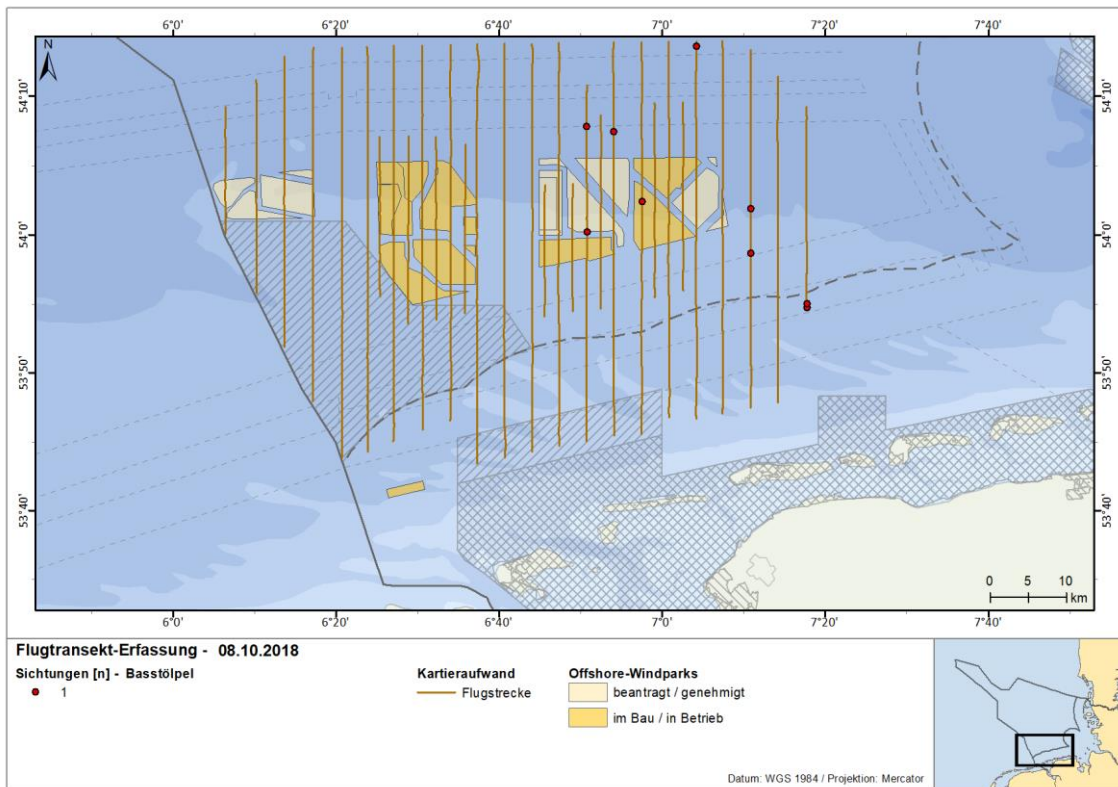


Abb. A. 114 Sichtungen der Basstöpel nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Trauerente (*Melanitta nigra*)

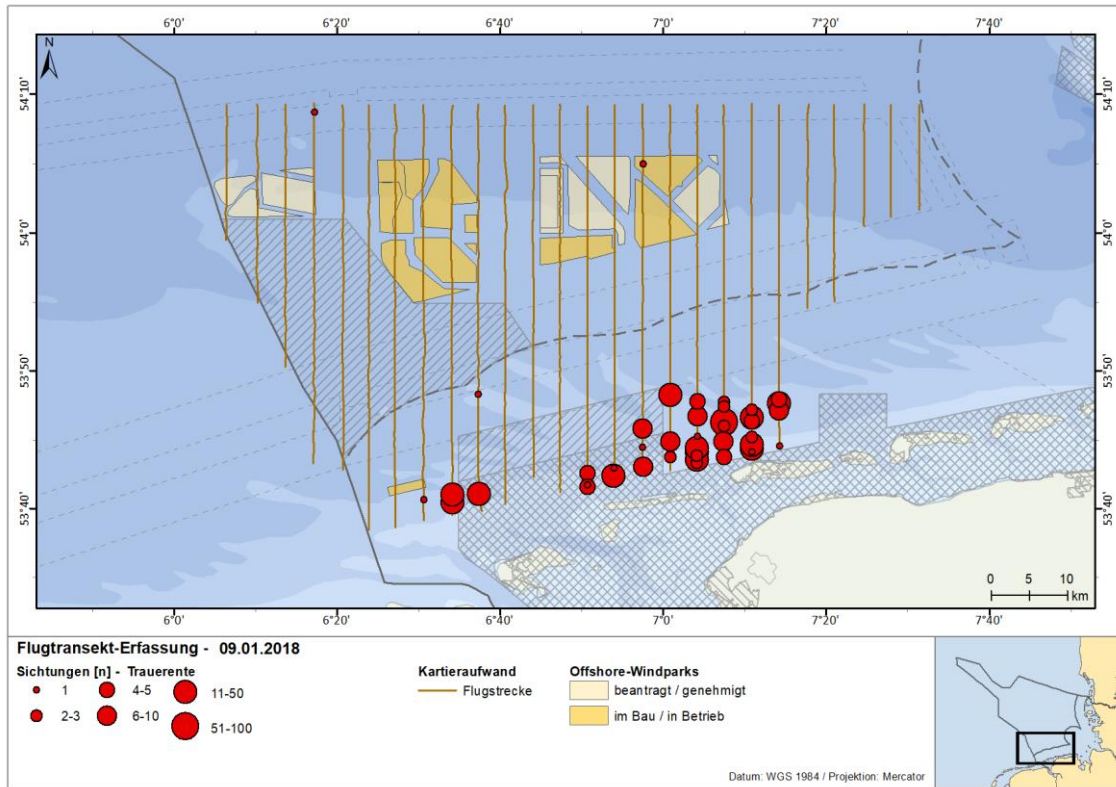


Abb. A. 115 Sichtungen der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

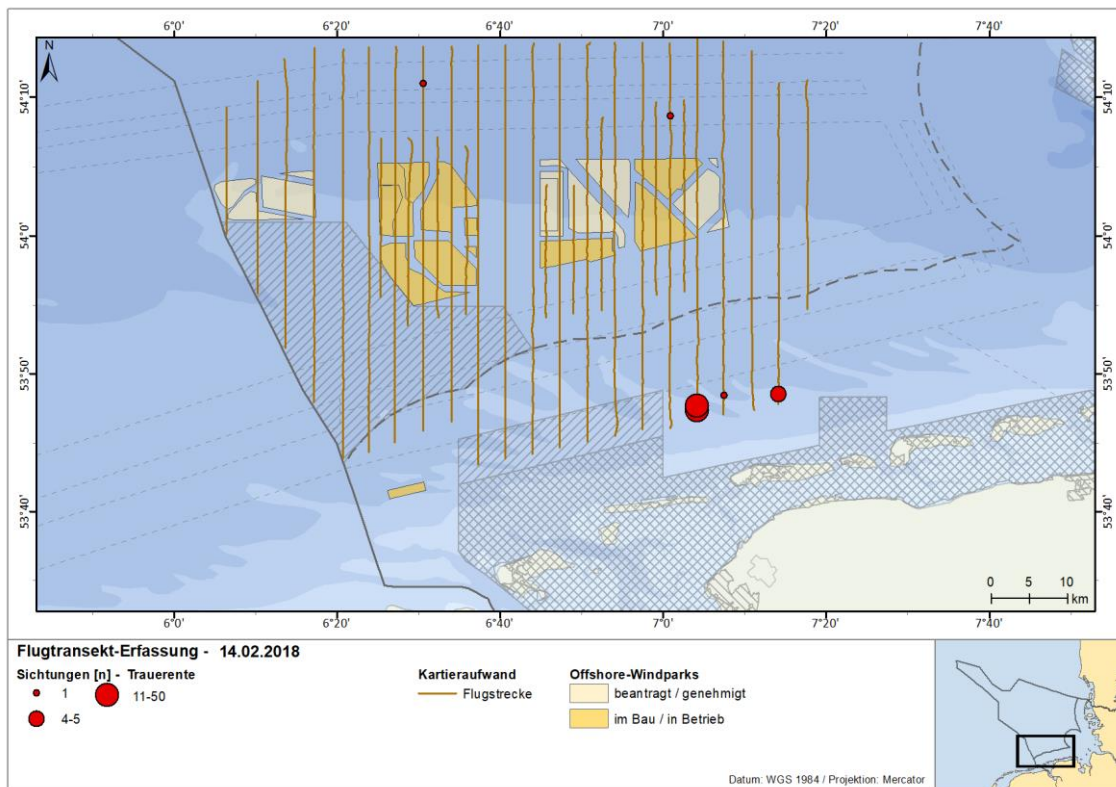


Abb. A. 116 Sichtungen der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

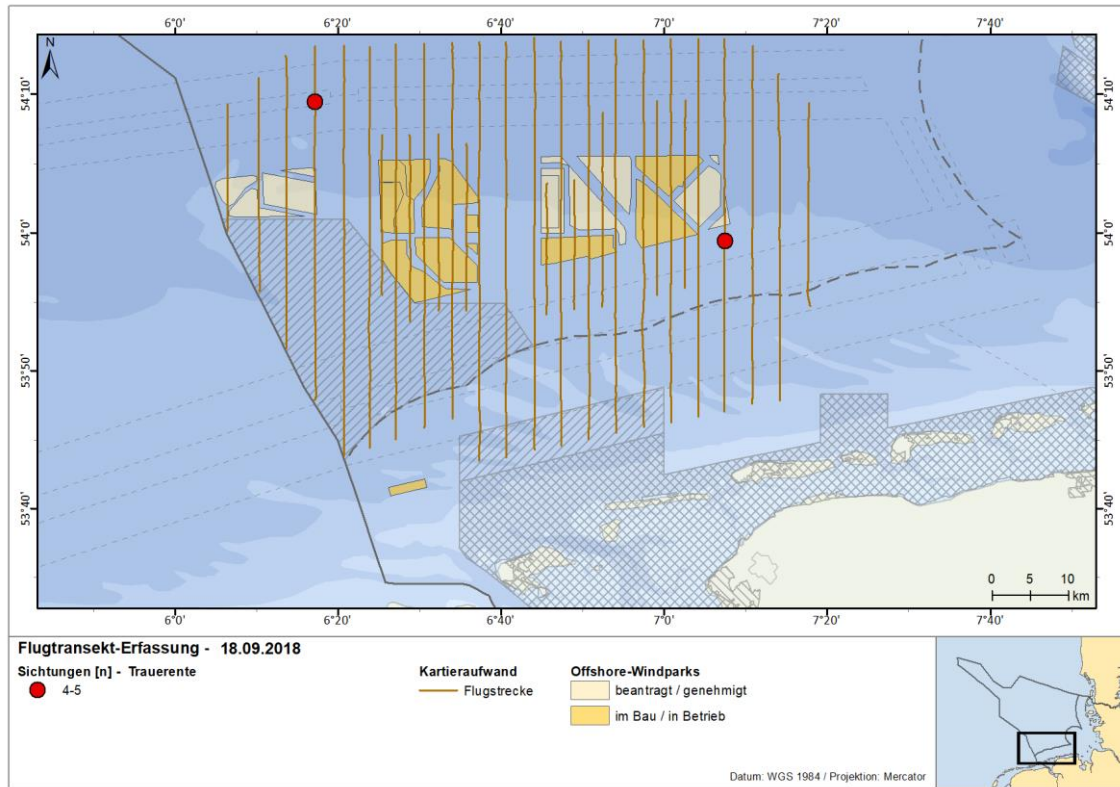


Abb. A. 117 Sichtungen der Trauerenten nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

Zwergmöwe (*Hydrocoeleus minutus*)

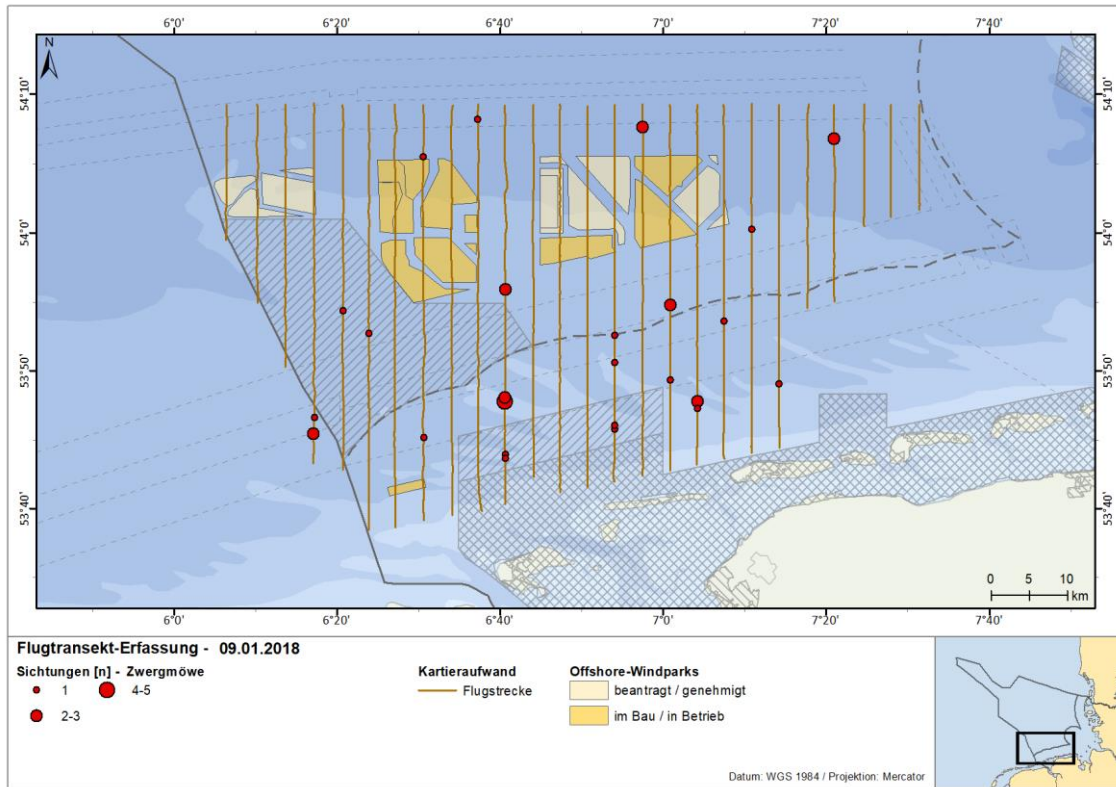


Abb. A. 118 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

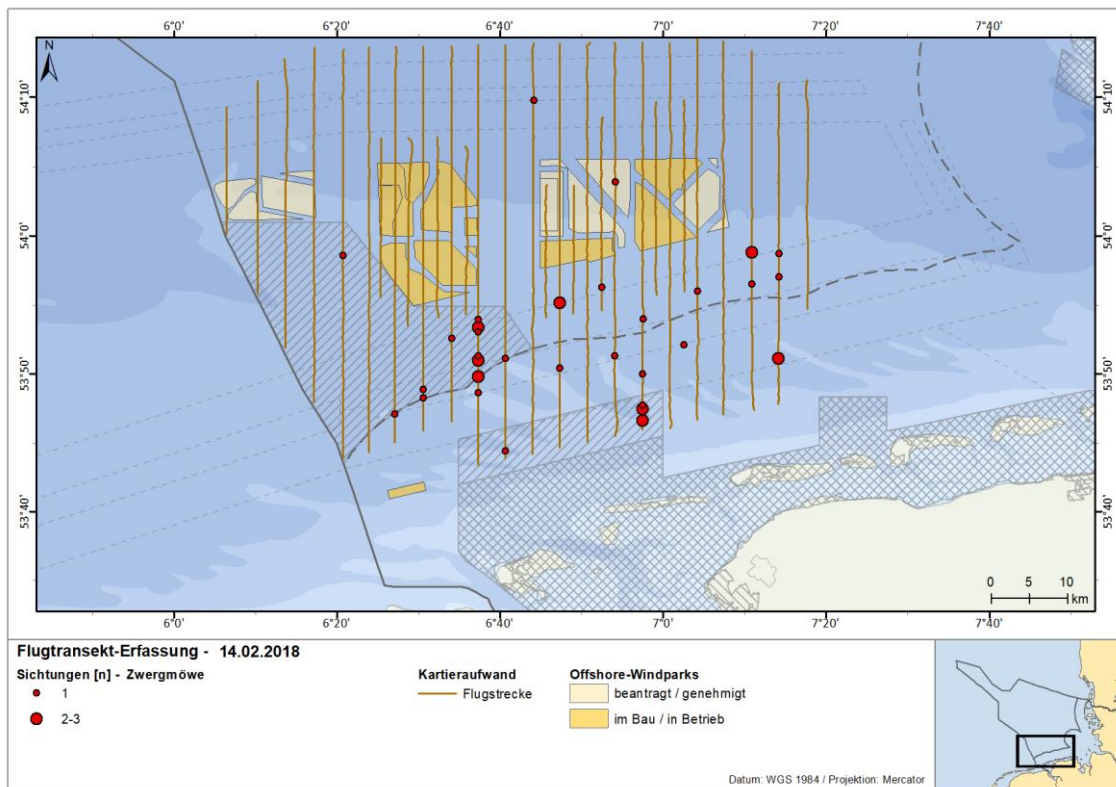


Abb. A. 119 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

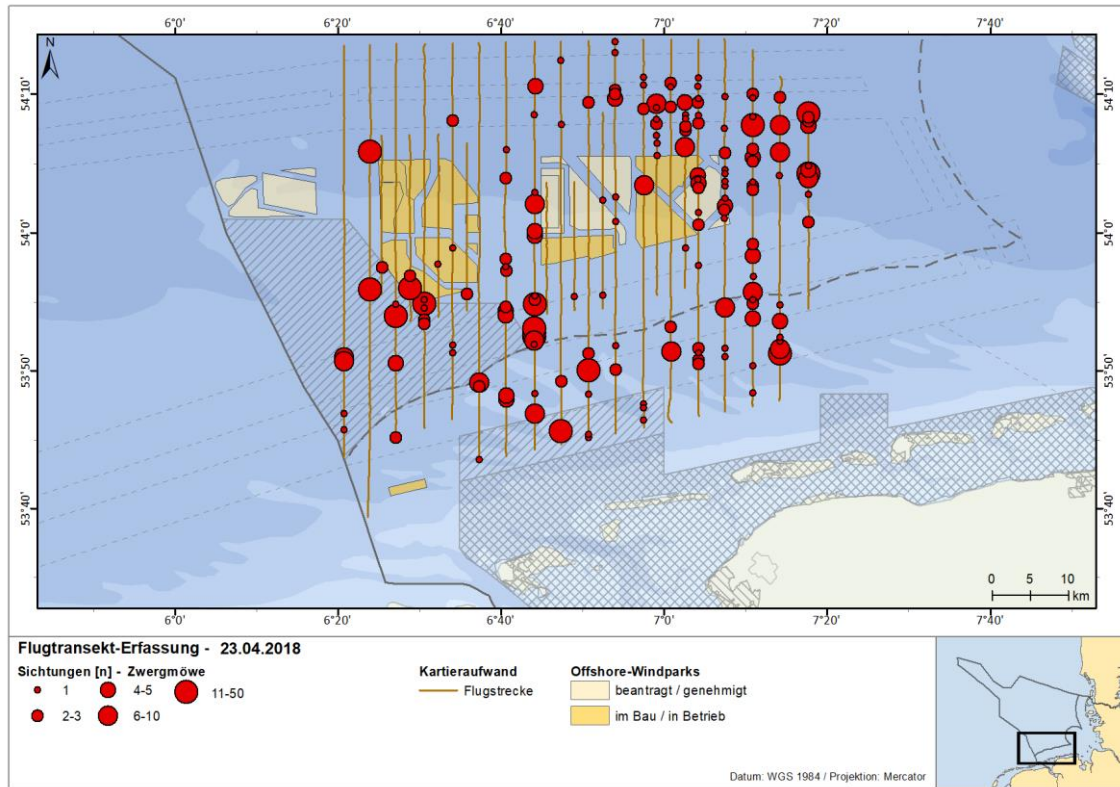


Abb. A. 120 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

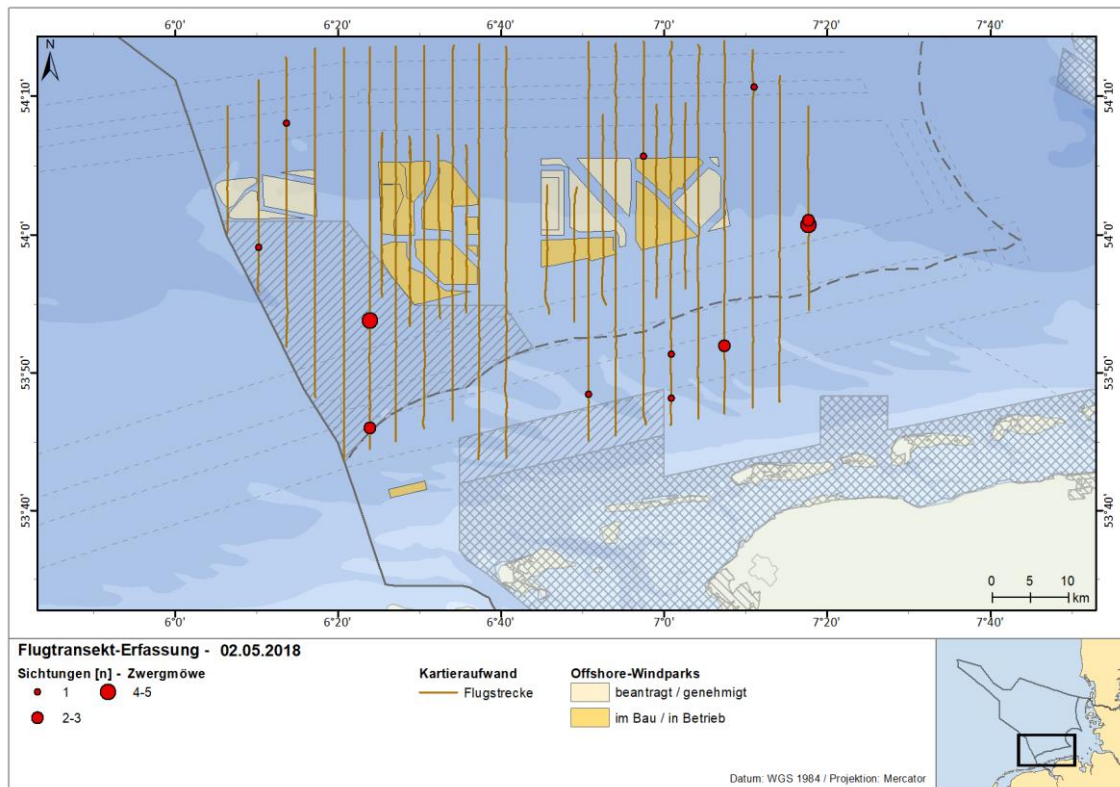


Abb. A. 121 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

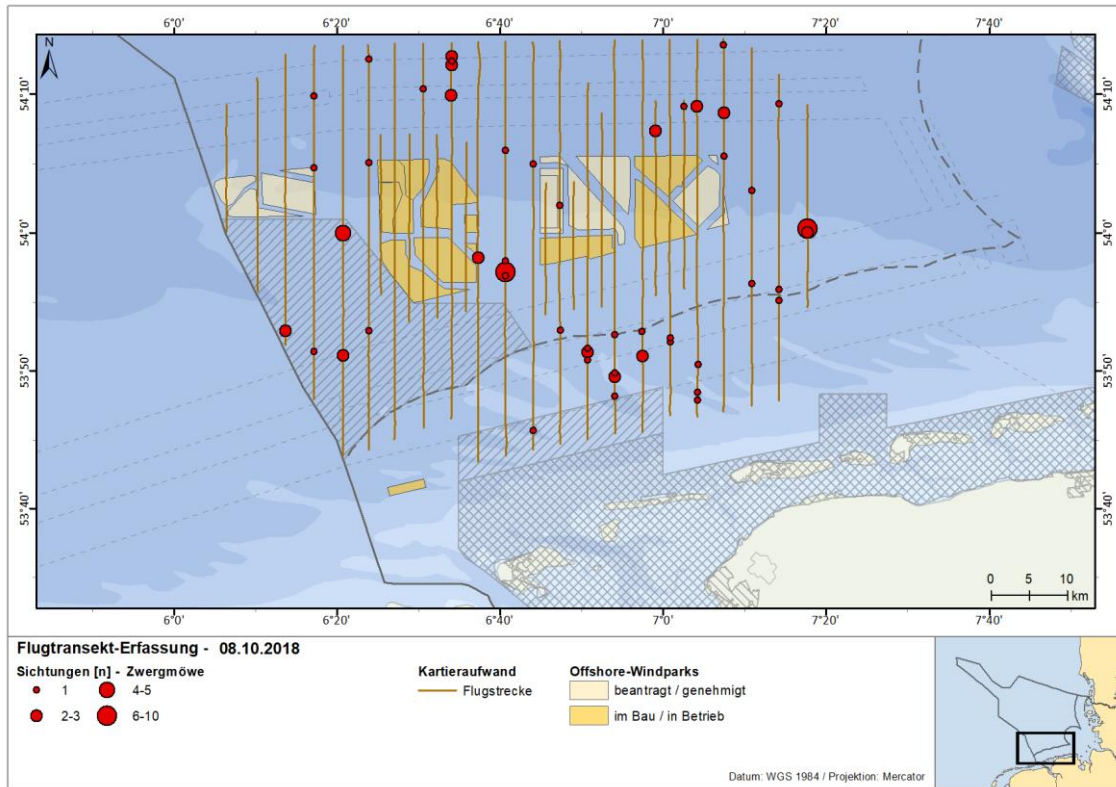


Abb. A. 122 Sichtungen der Zwergmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Lachmöwe (*Larus ridibundus*)

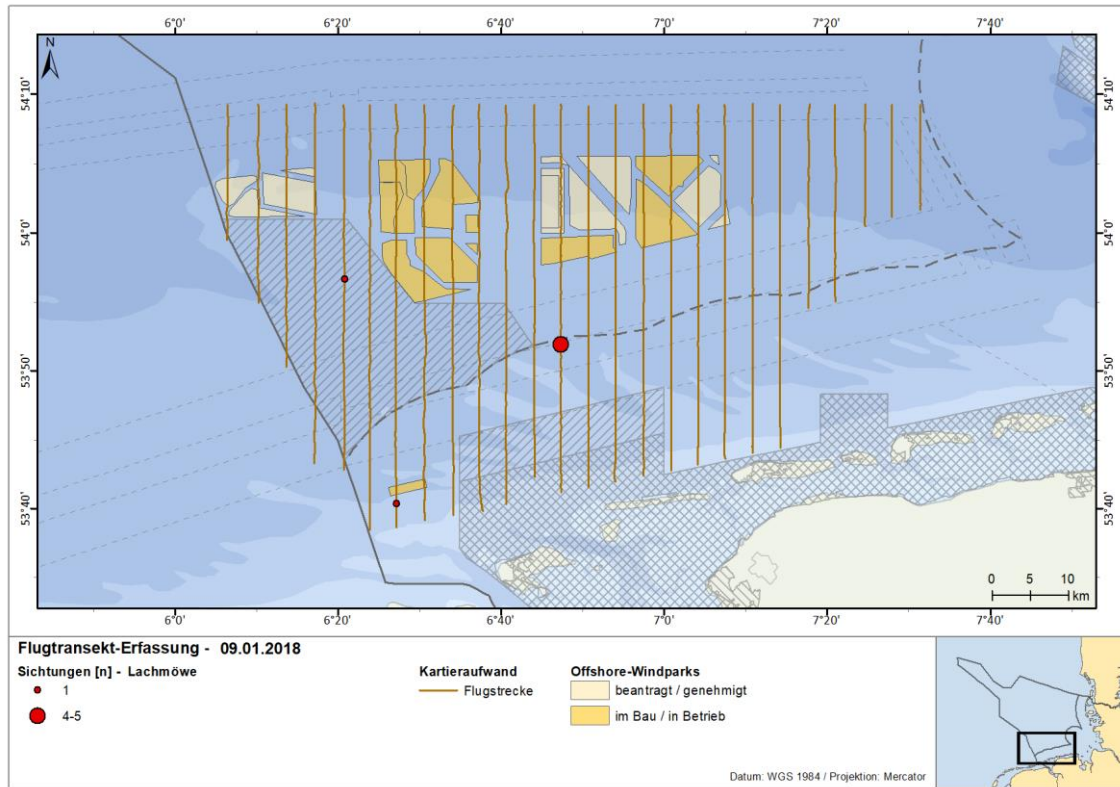


Abb. A. 123 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

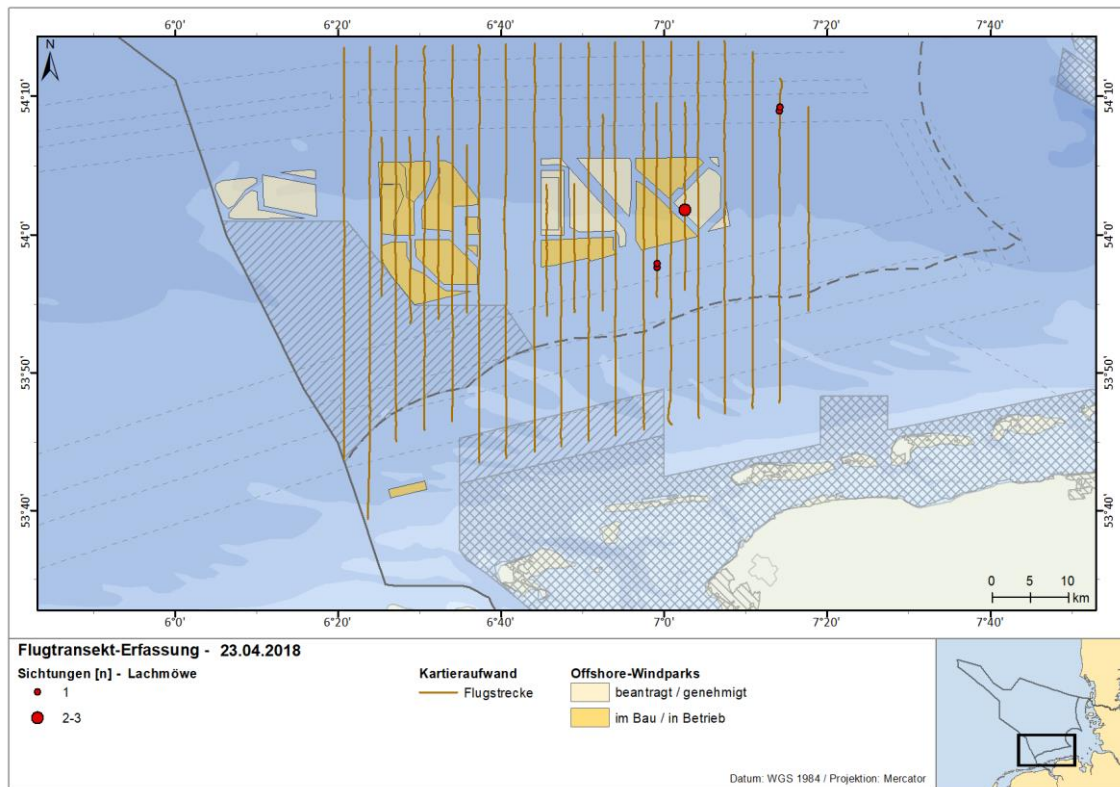


Abb. A. 124 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

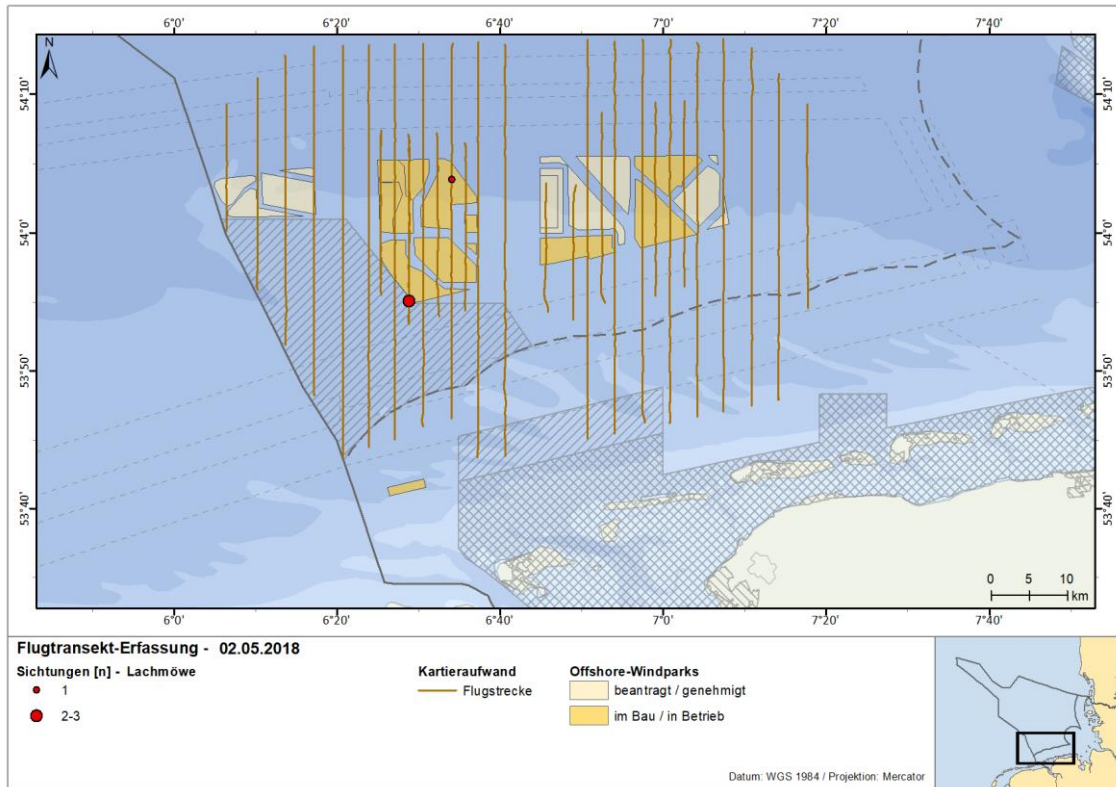


Abb. A. 125 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

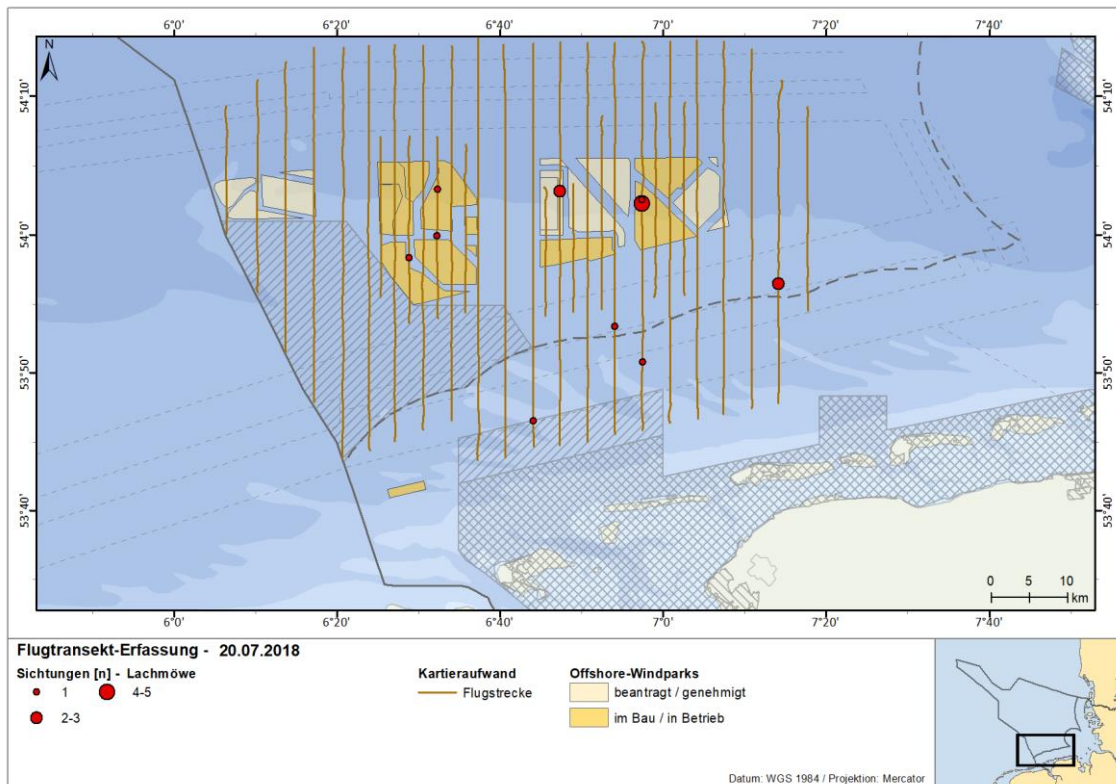


Abb. A. 126 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

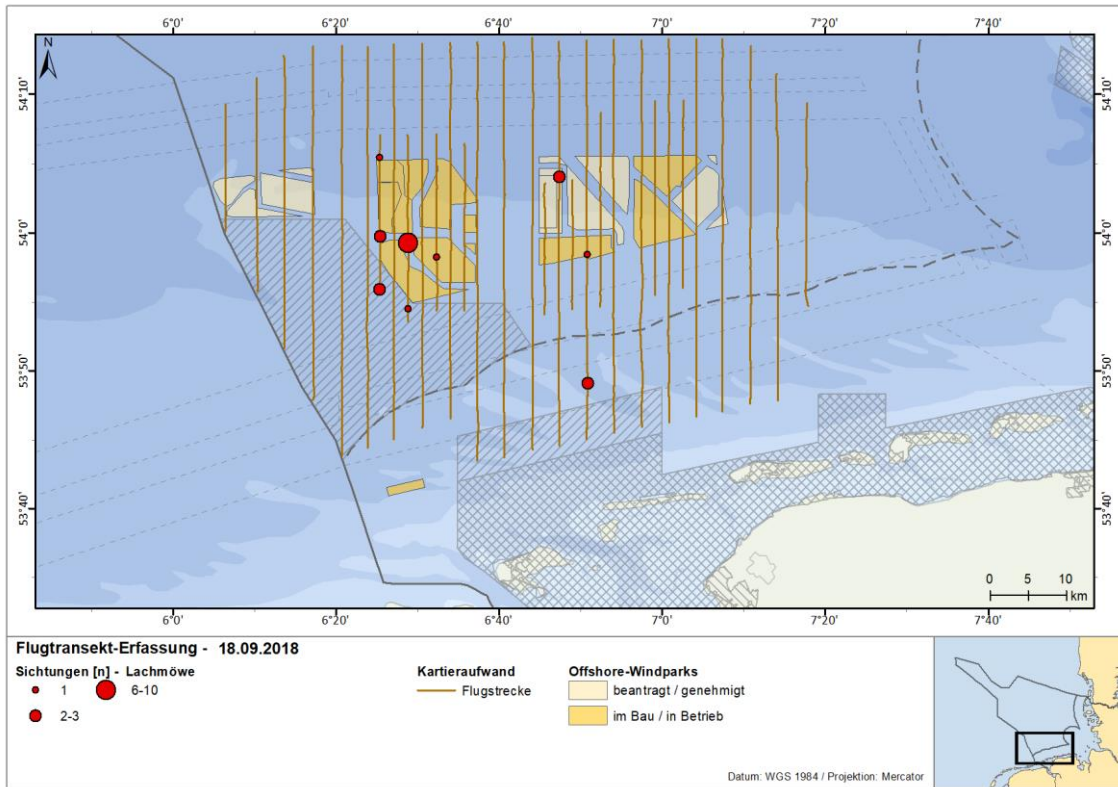


Abb. A. 127 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

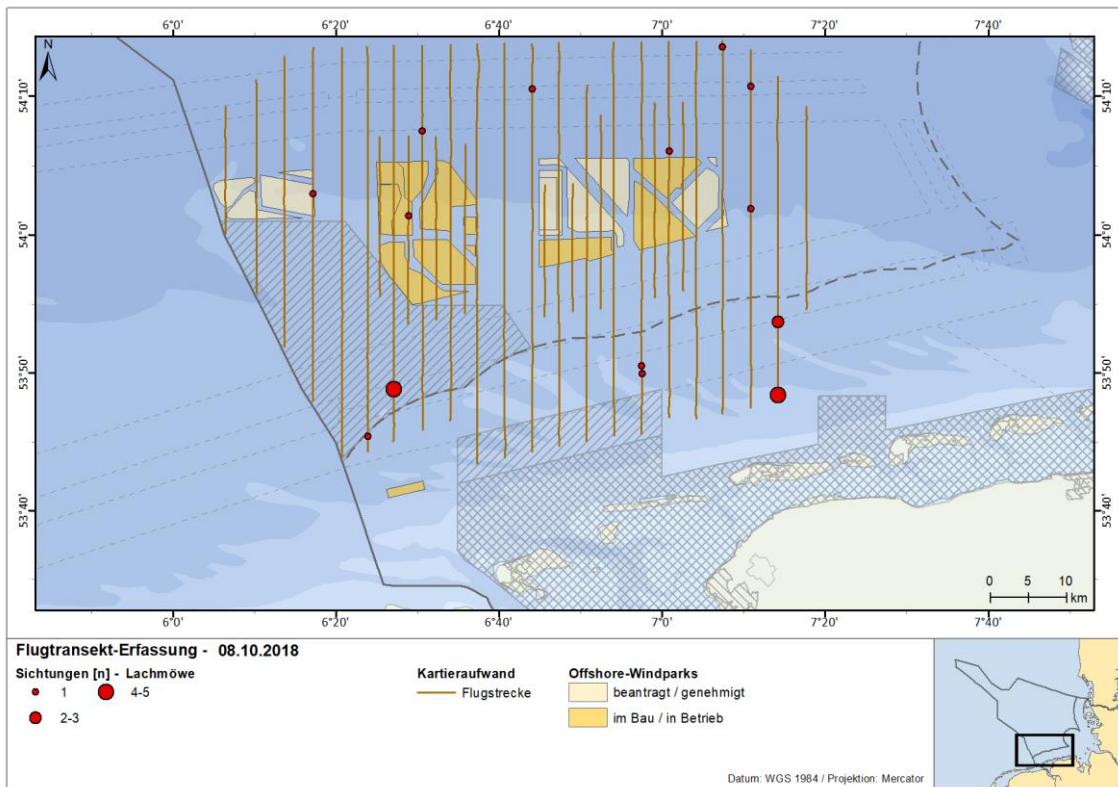


Abb. A. 128 Sichtungen der Lachmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Sturmmöwe (*Larus canus*)

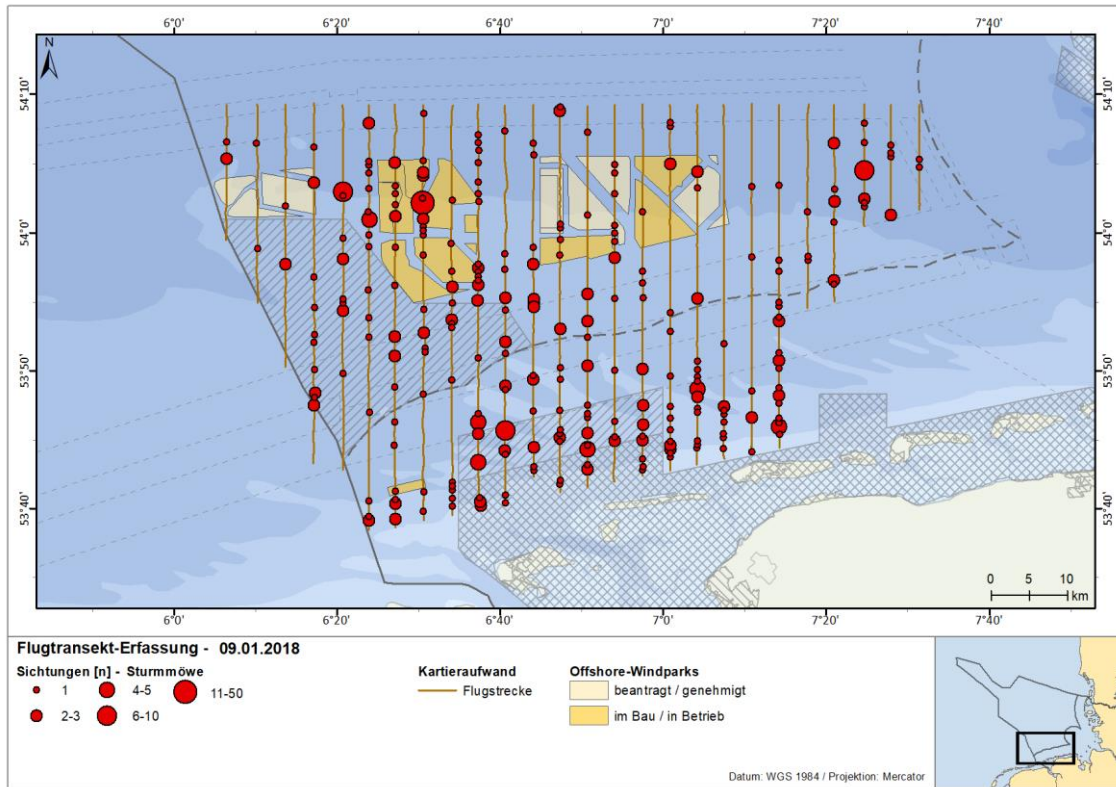


Abb. A. 129 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

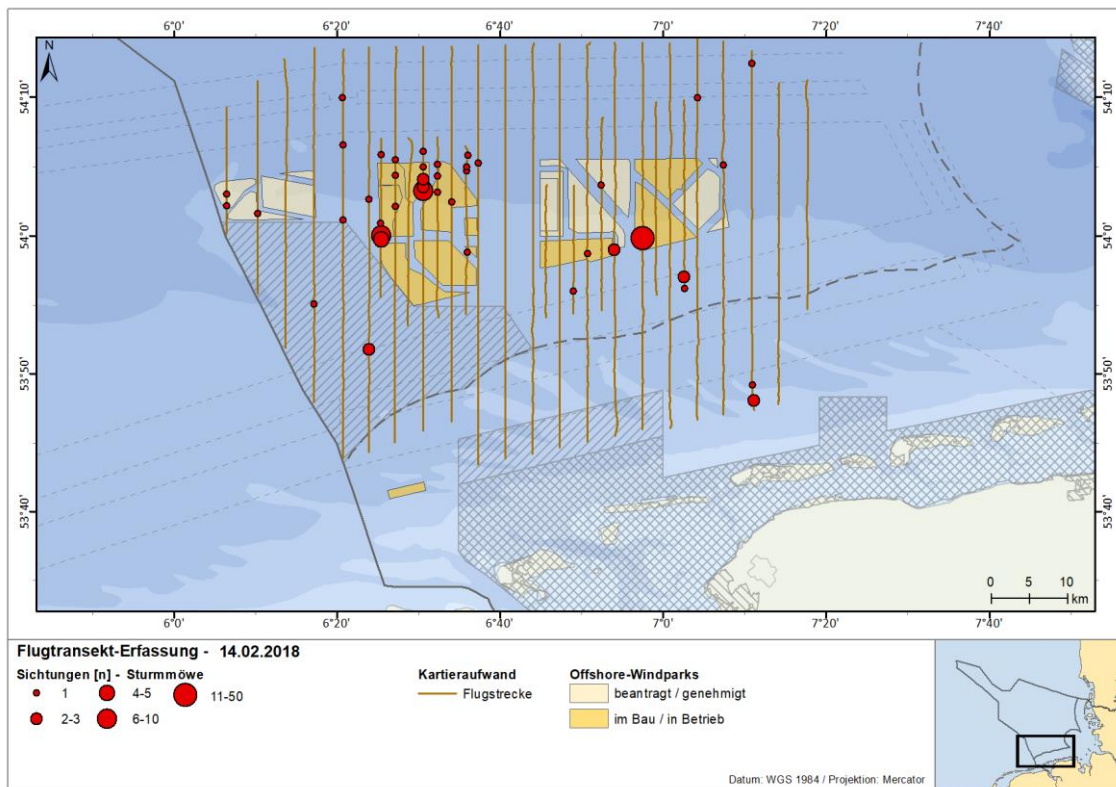


Abb. A. 130 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

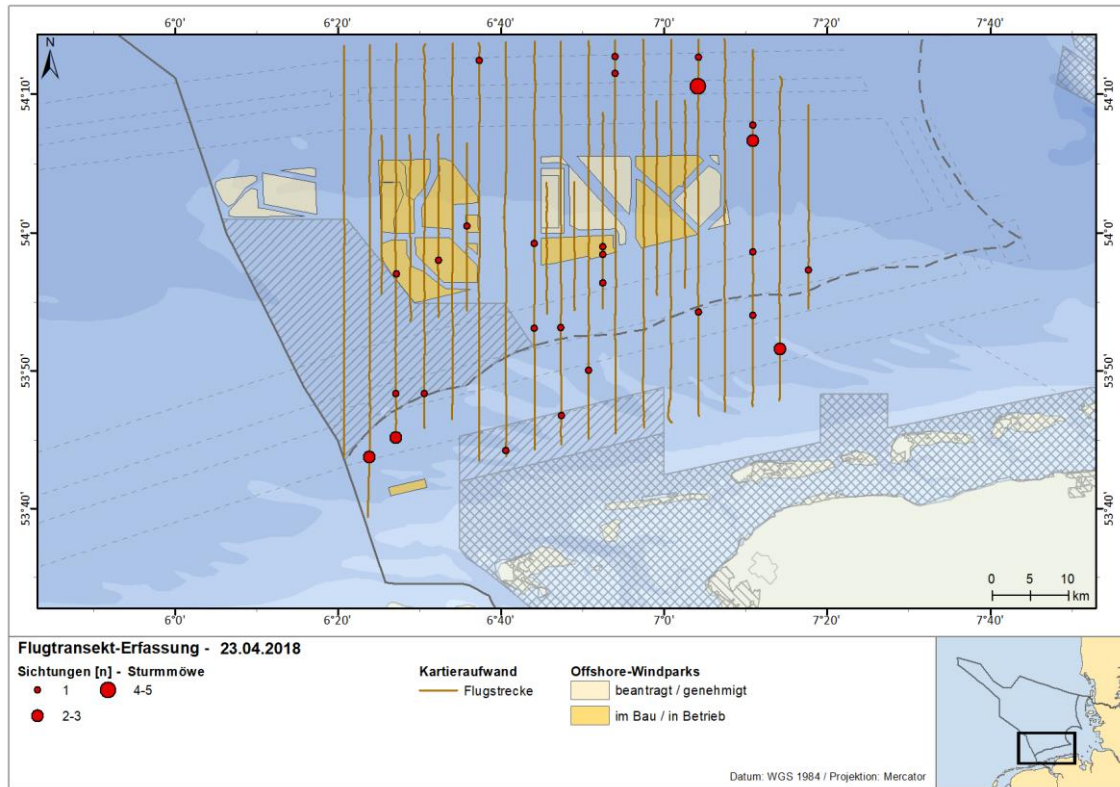


Abb. A. 131 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

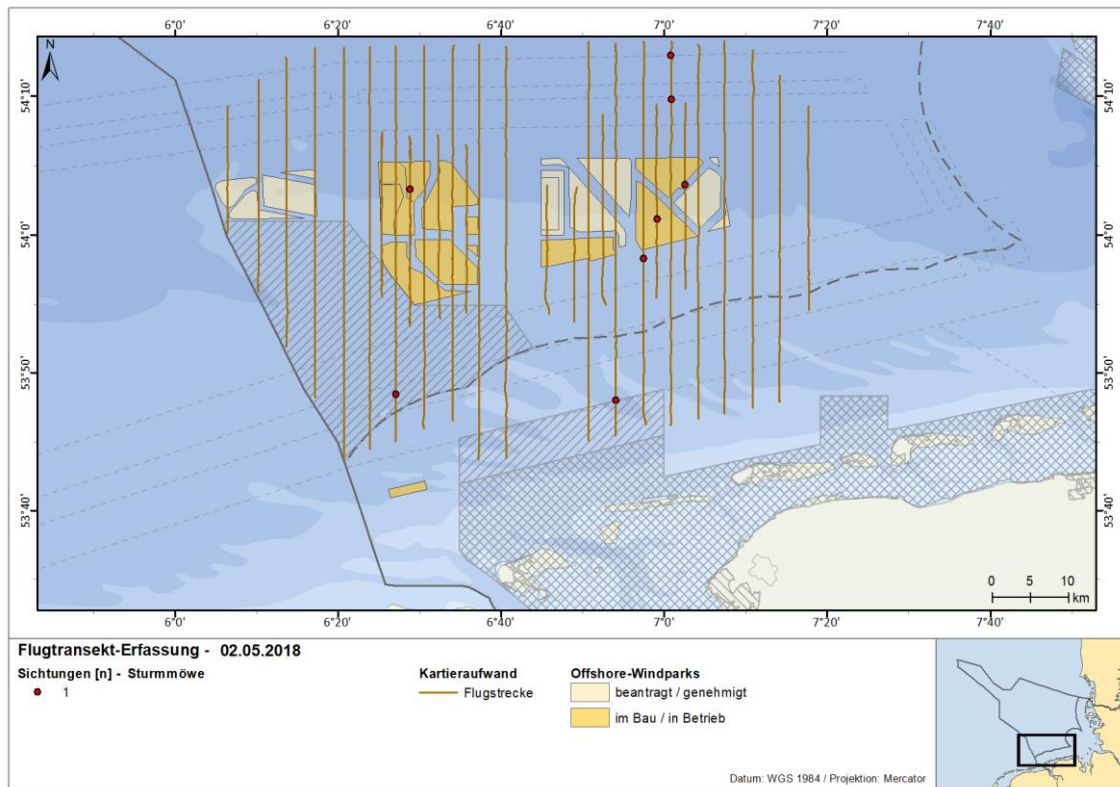


Abb. A. 132 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

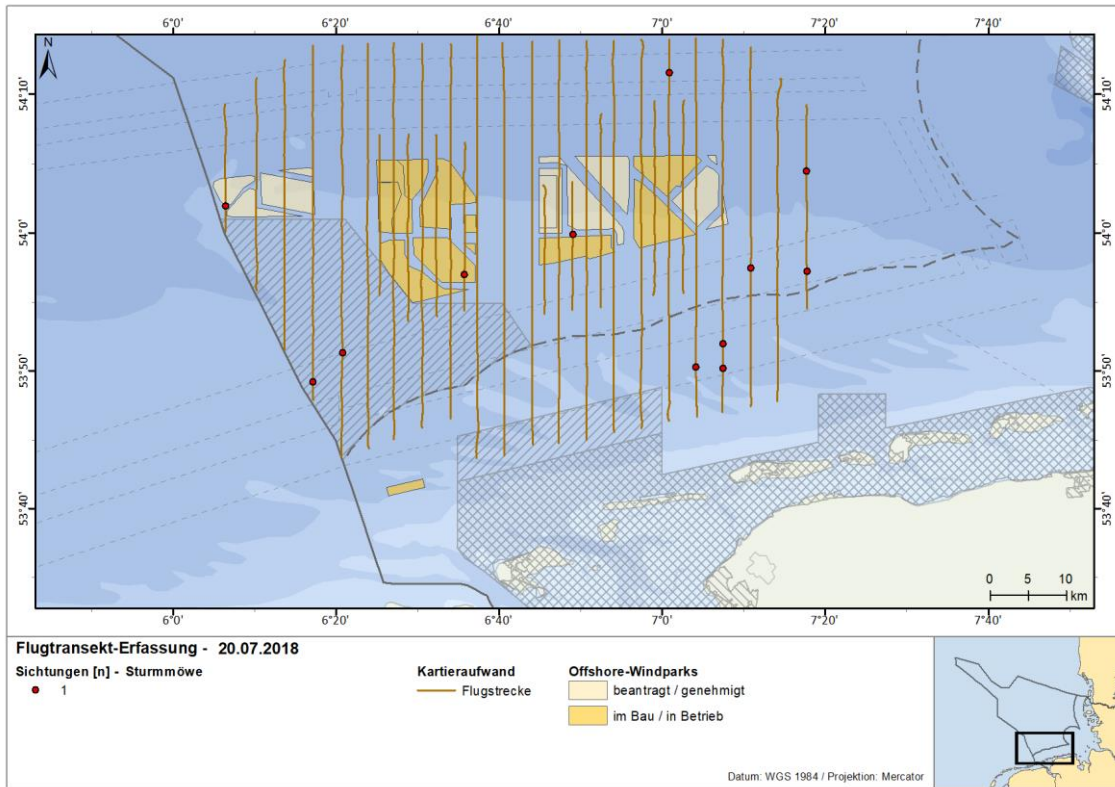


Abb. A. 133 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

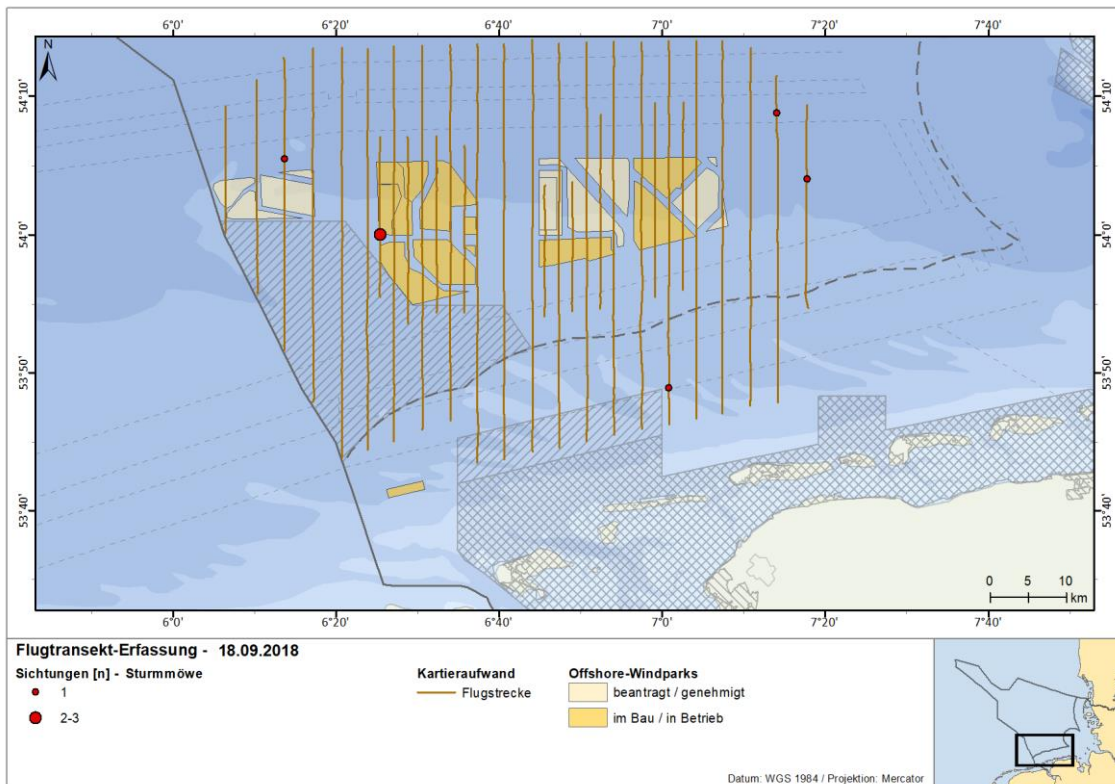


Abb. A. 134 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

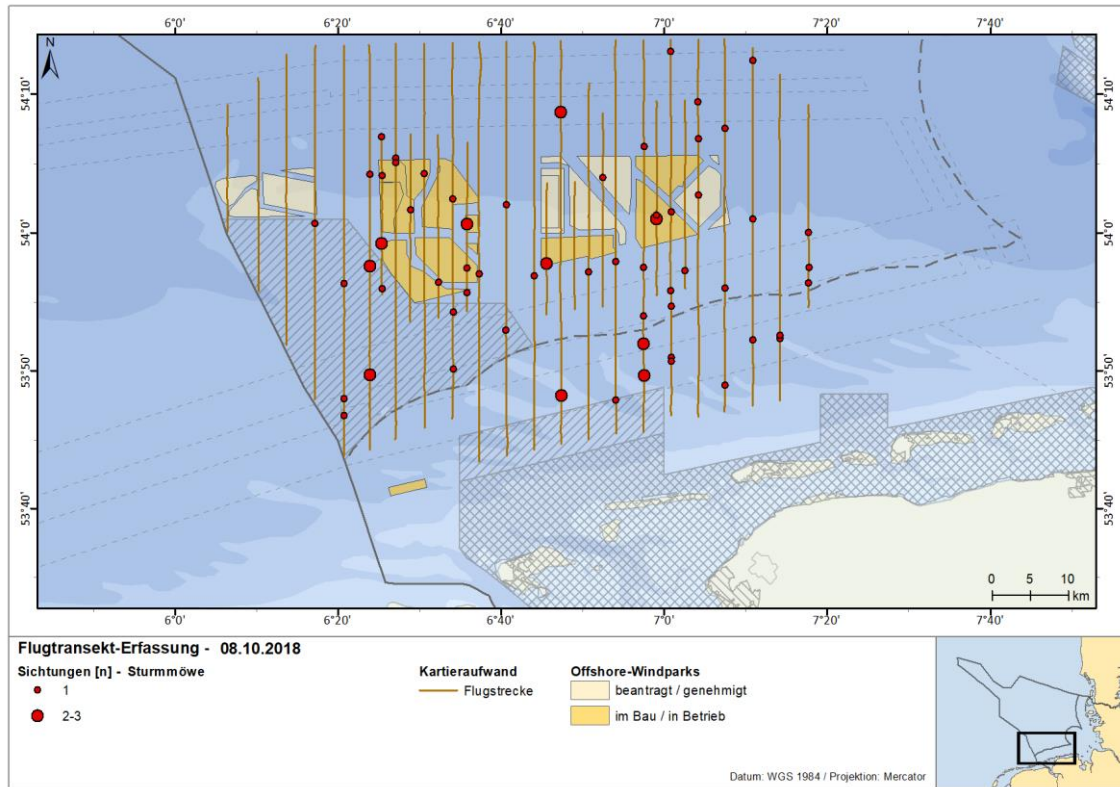


Abb. A. 135 Sichtungen der Sturmmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Heringsmöwe (Larus fuscus)

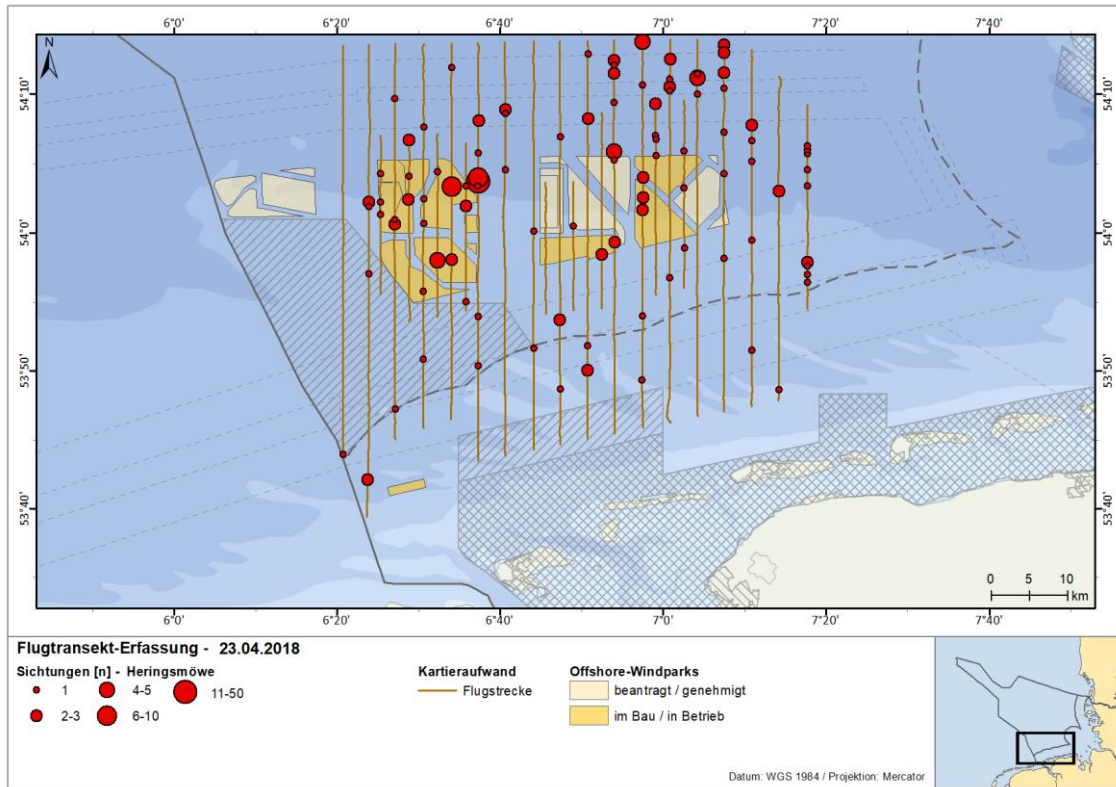


Abb. A. 136 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

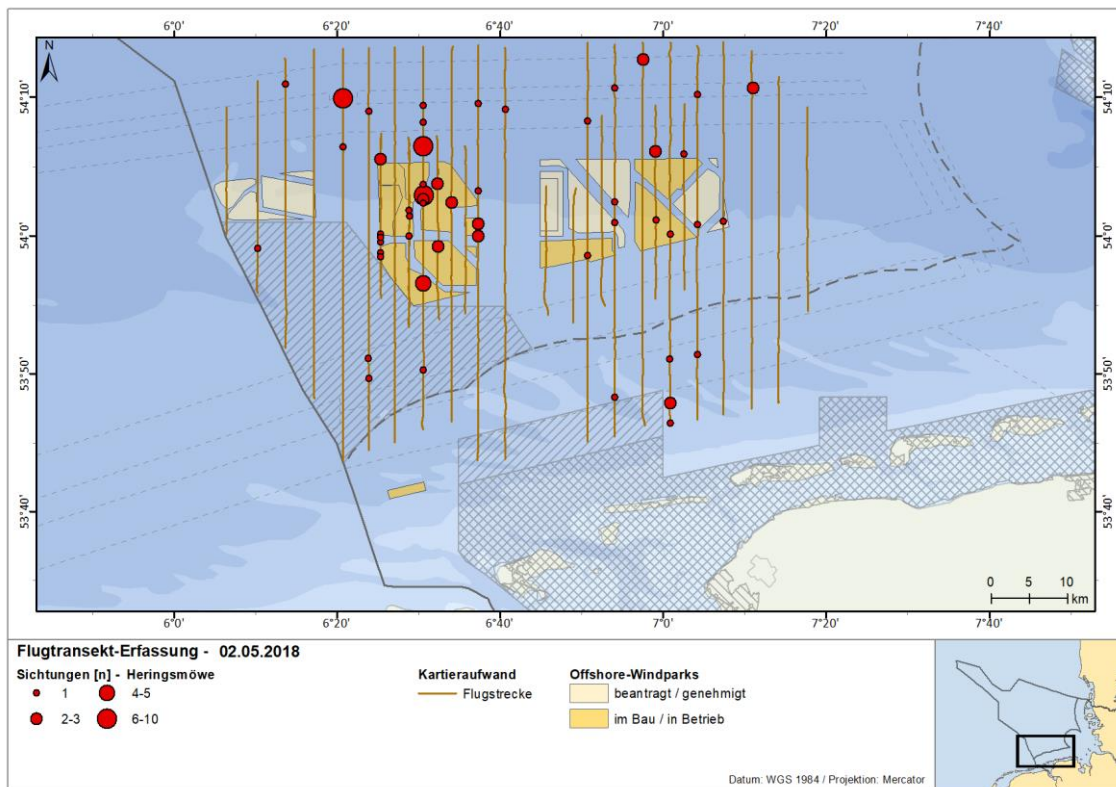


Abb. A. 137 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

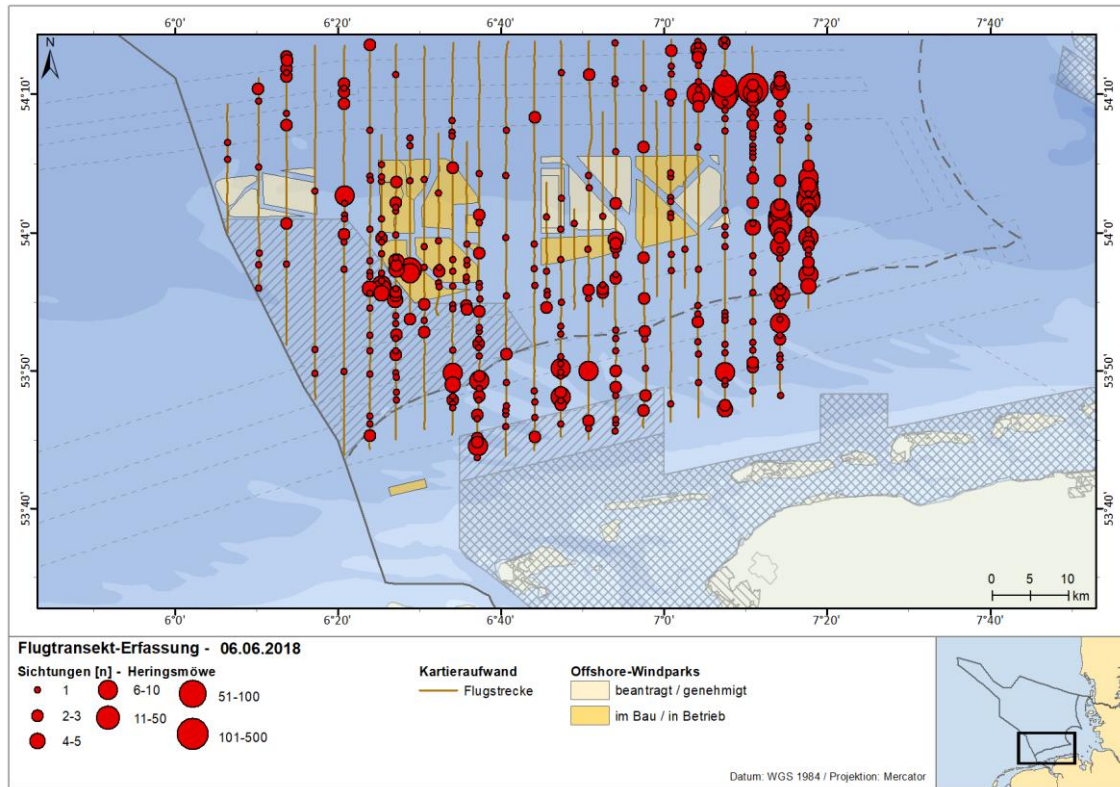


Abb. A. 138 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2018

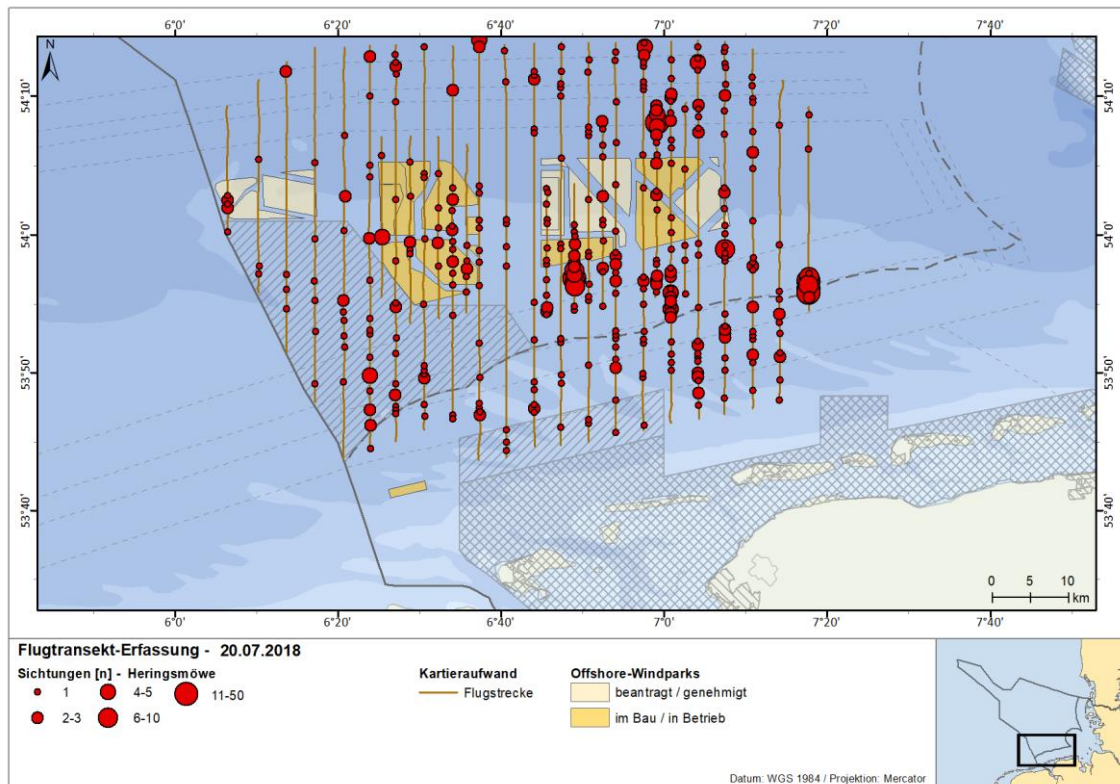


Abb. A. 139 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

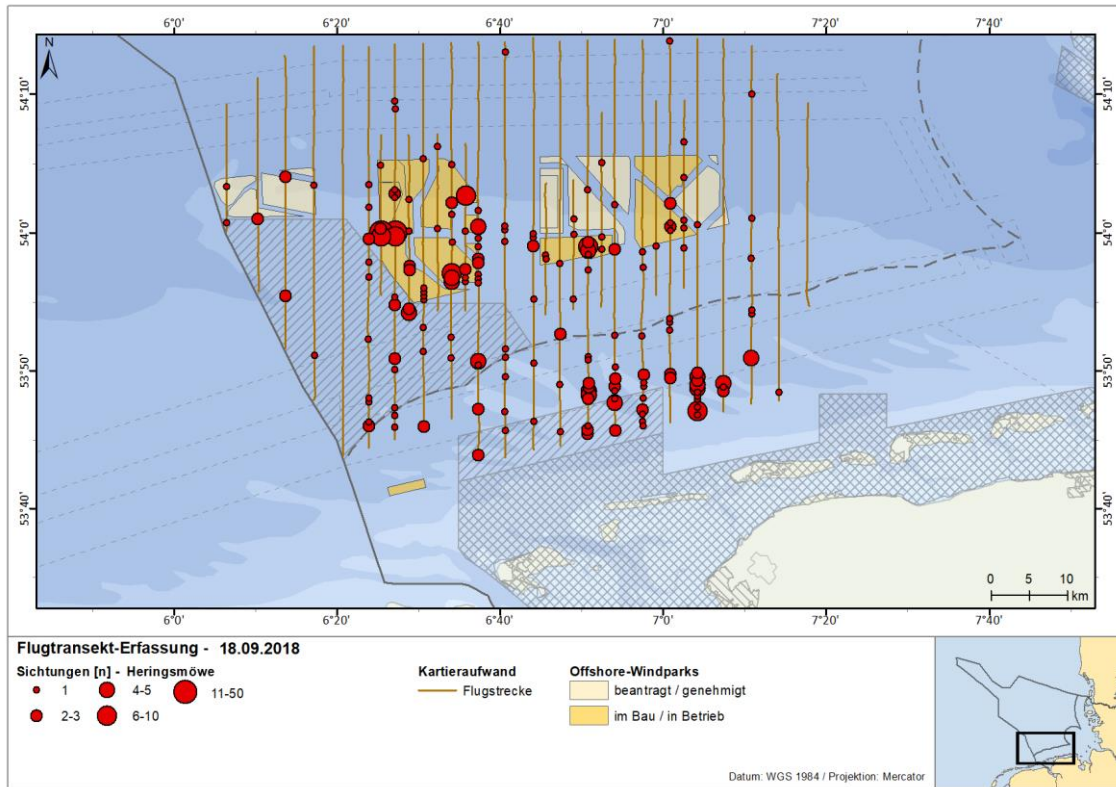


Abb. A. 140 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

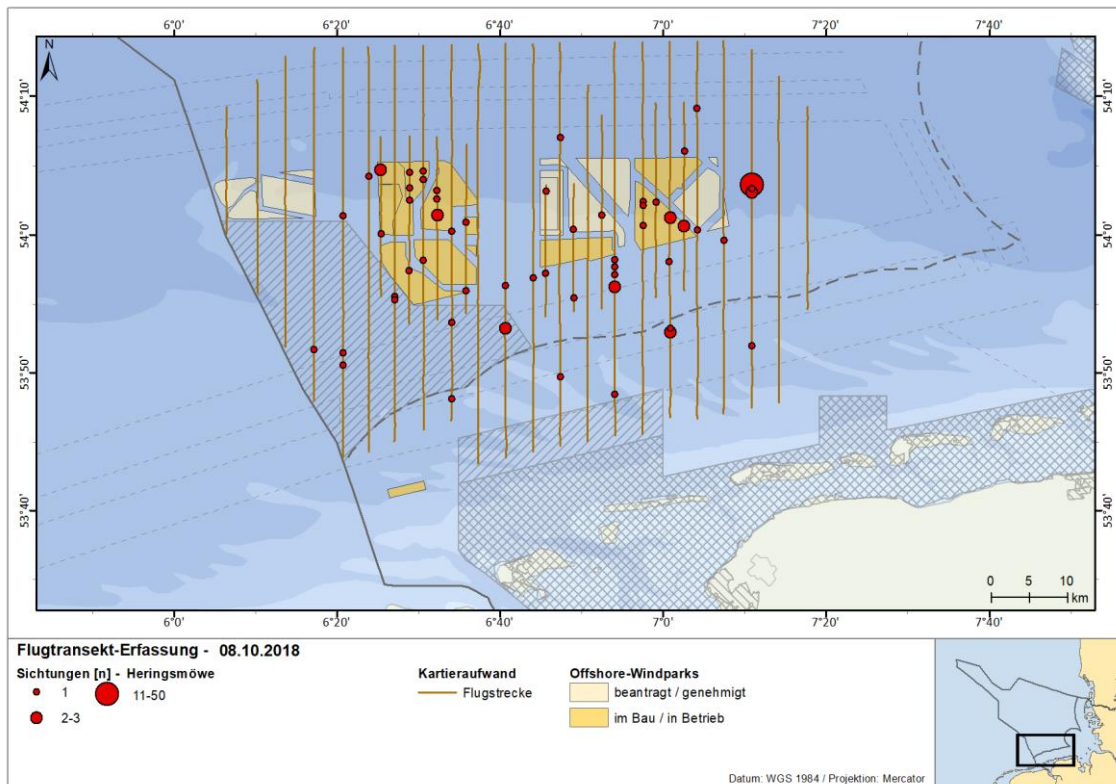


Abb. A. 141 Sichtungen der Heringsmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Silbermöwe (*Larus argentatus*)

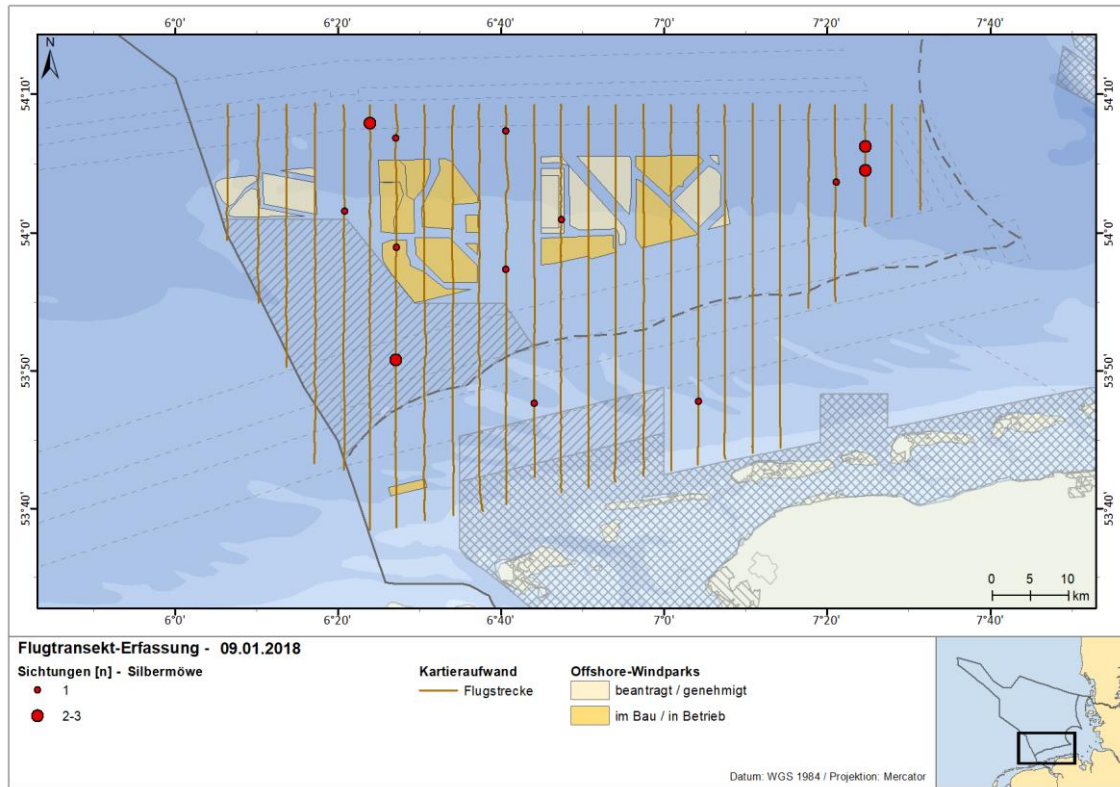


Abb. A. 142 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

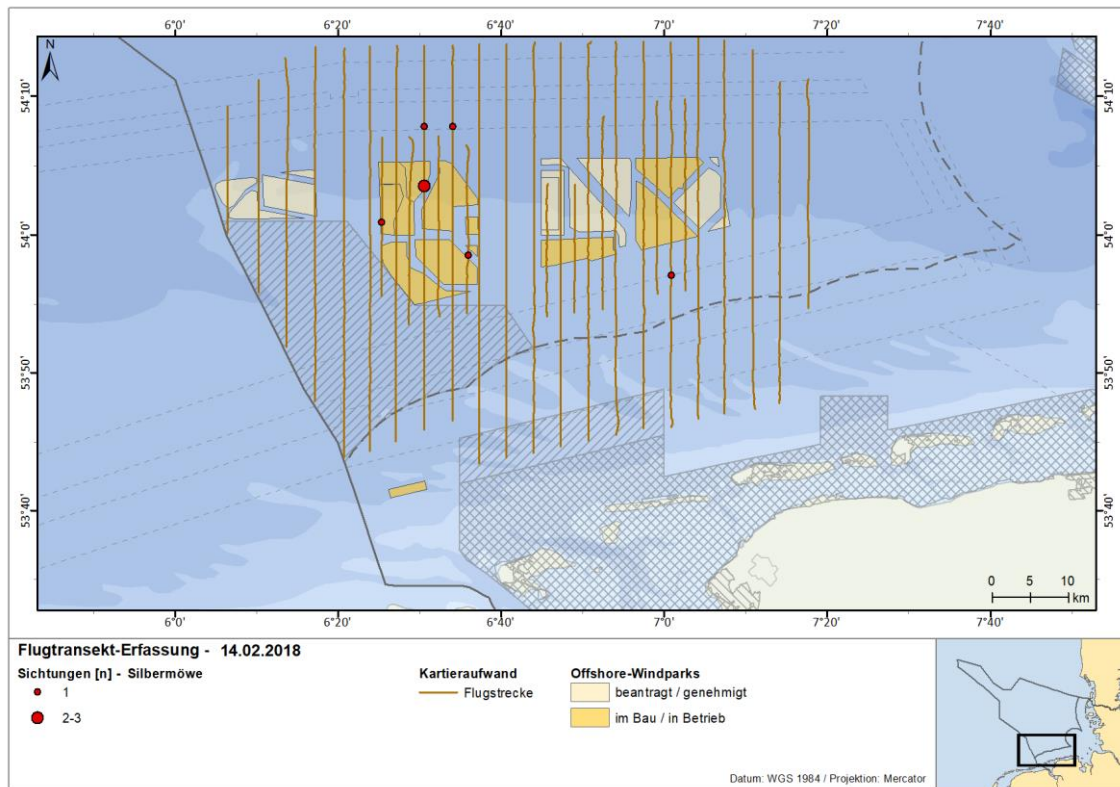


Abb. A. 143 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

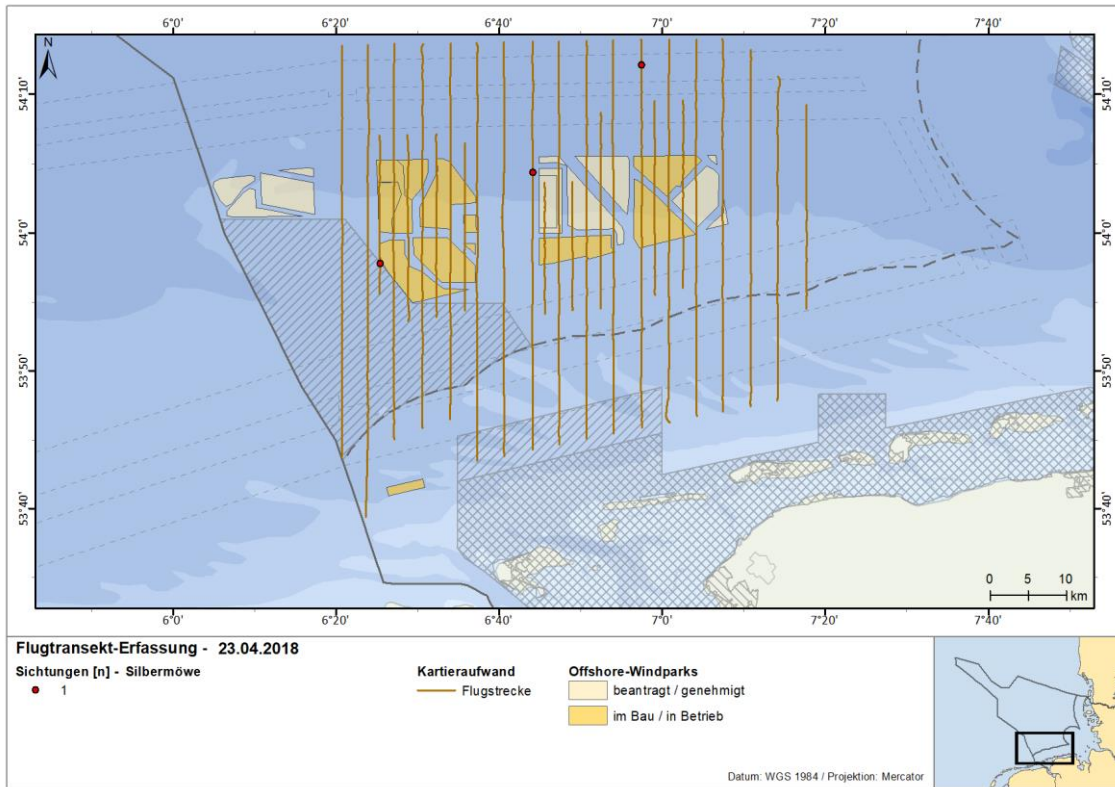


Abb. A. 144 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

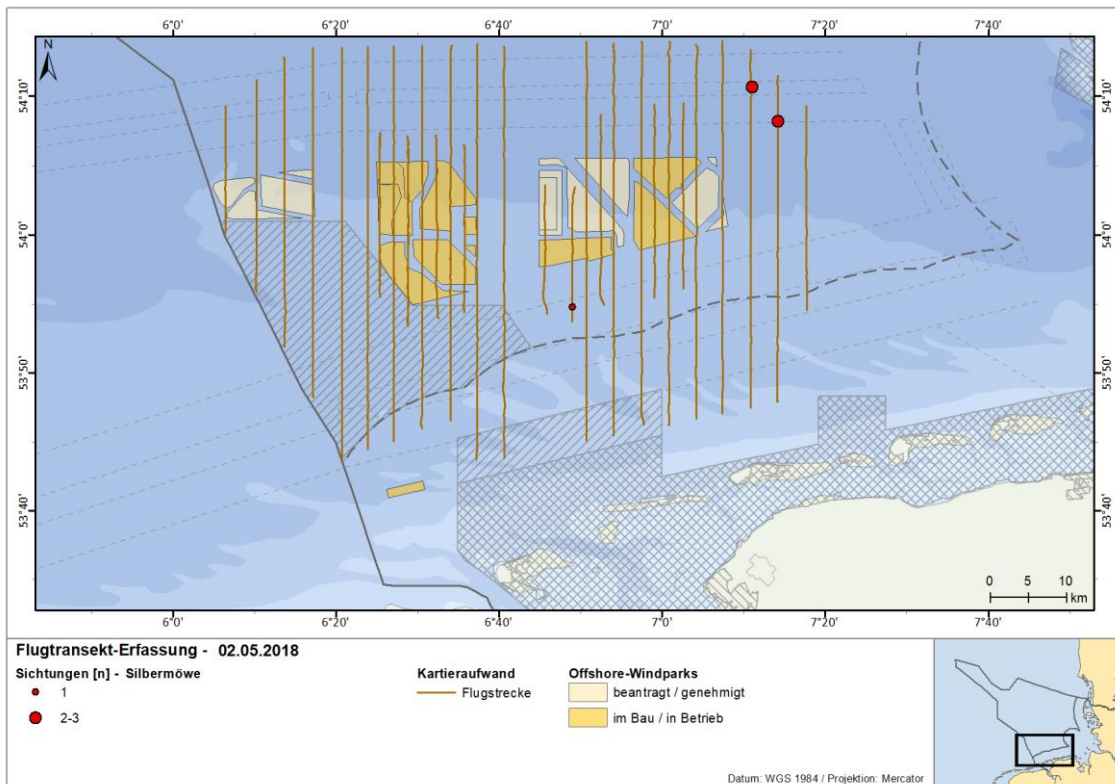


Abb. A. 145 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

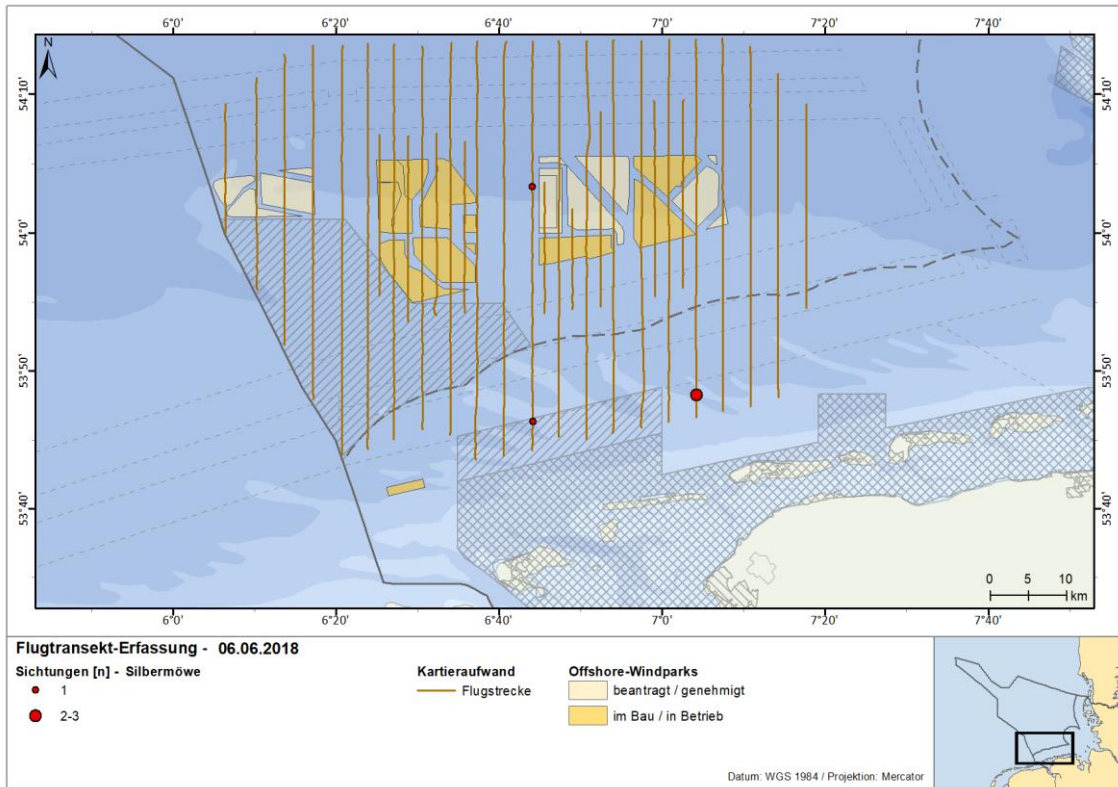


Abb. A. 146 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2018

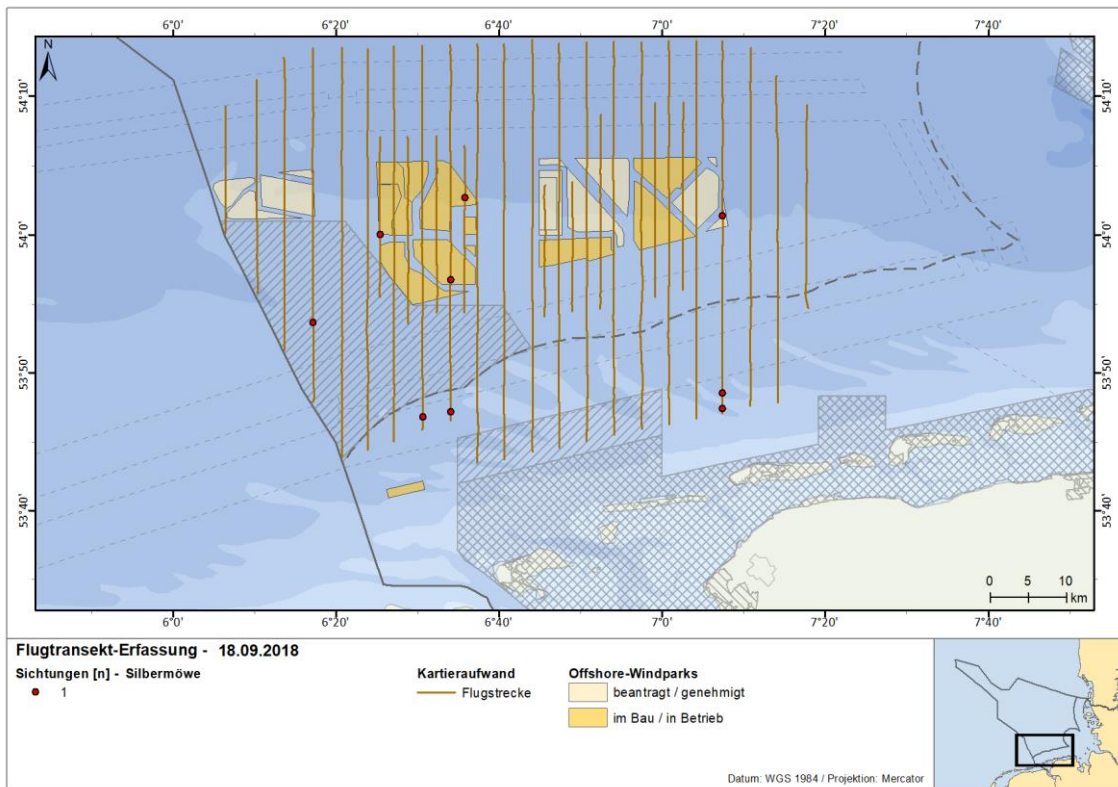


Abb. A. 147 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

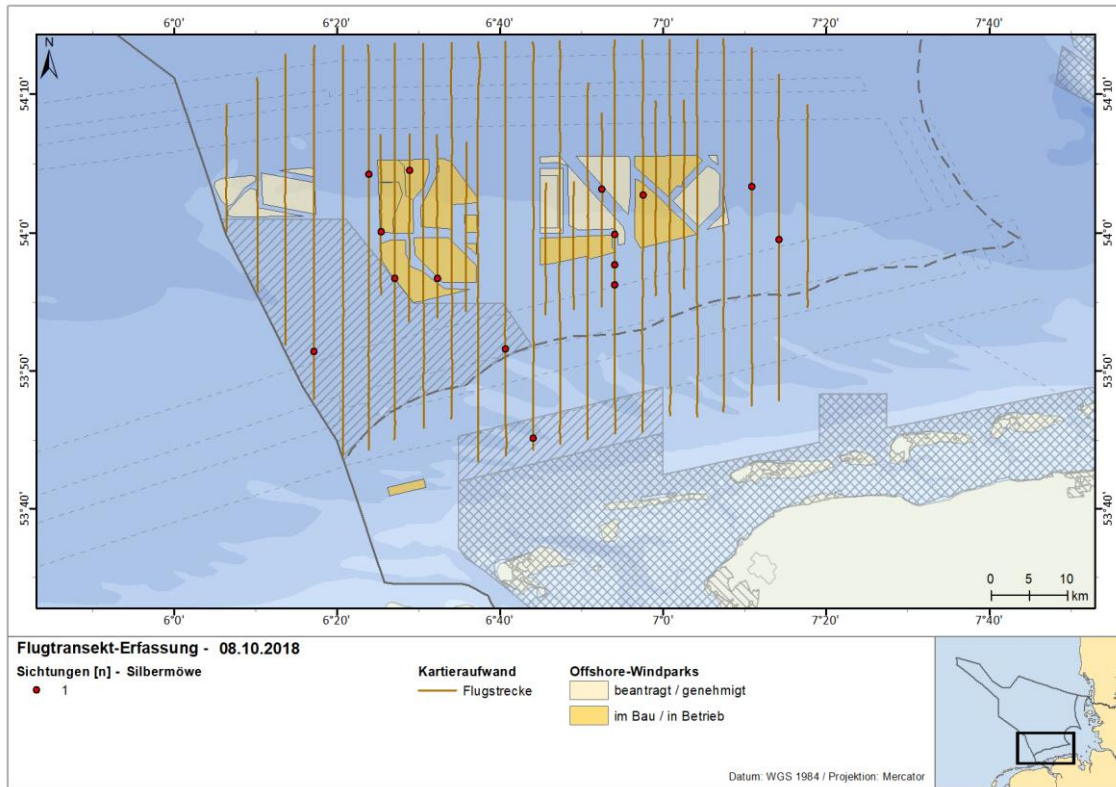


Abb. A. 148 Sichtungen der Silbermöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Mantelmöwe (*Larus marinus*)

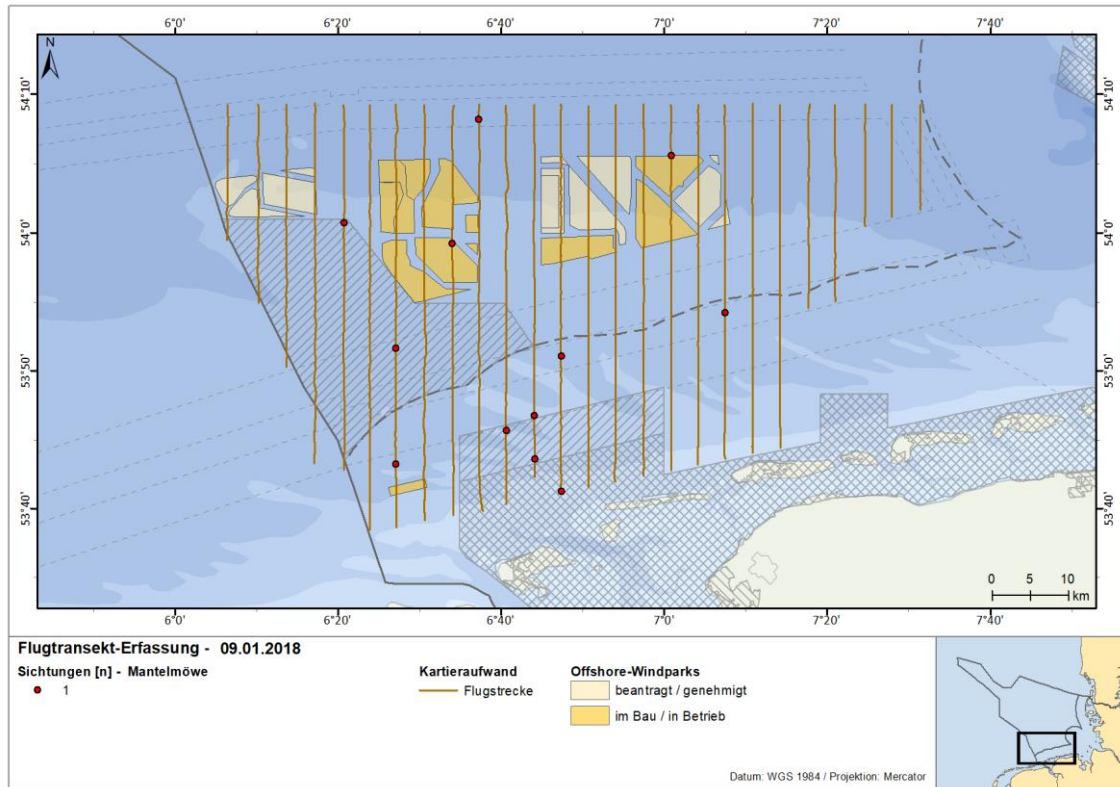


Abb. A. 149 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

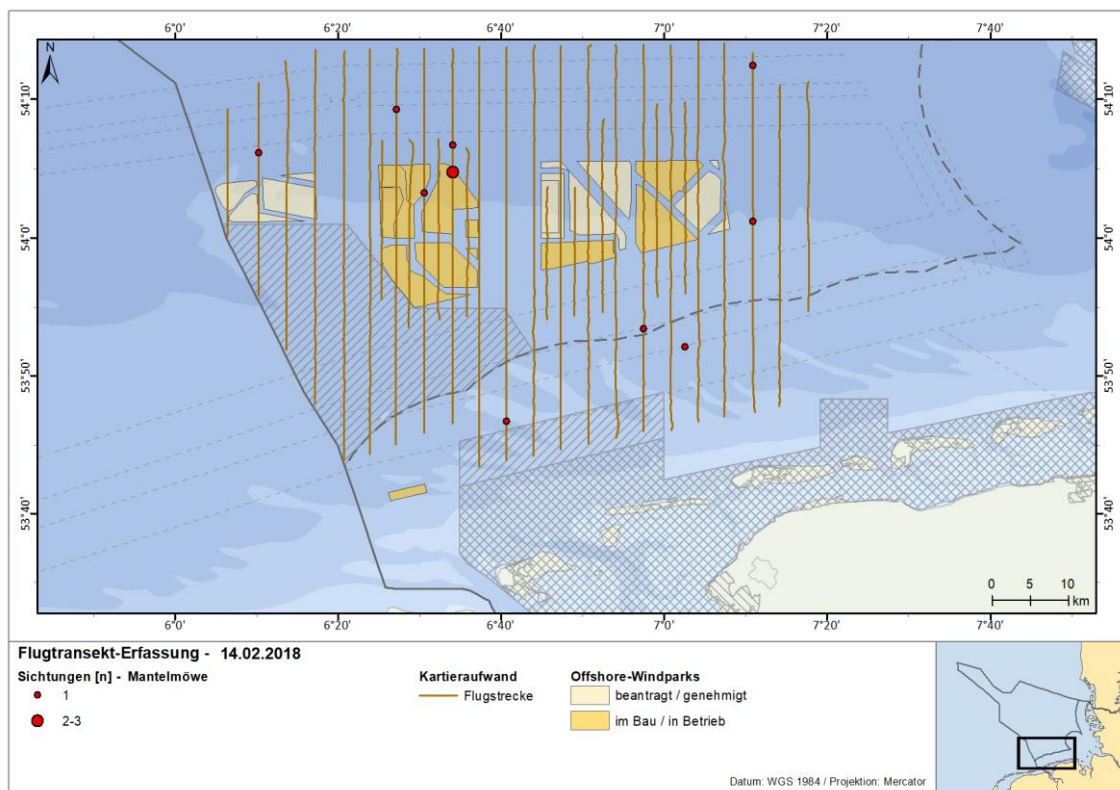


Abb. A. 150 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

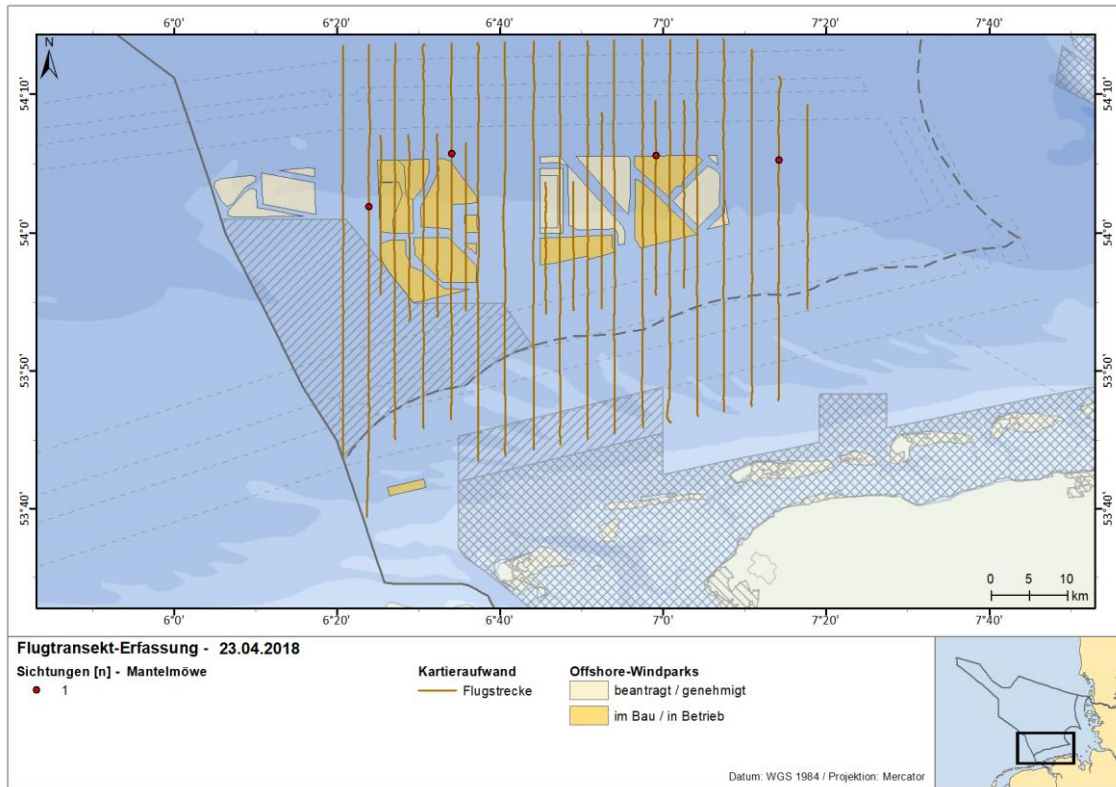


Abb. A. 151 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

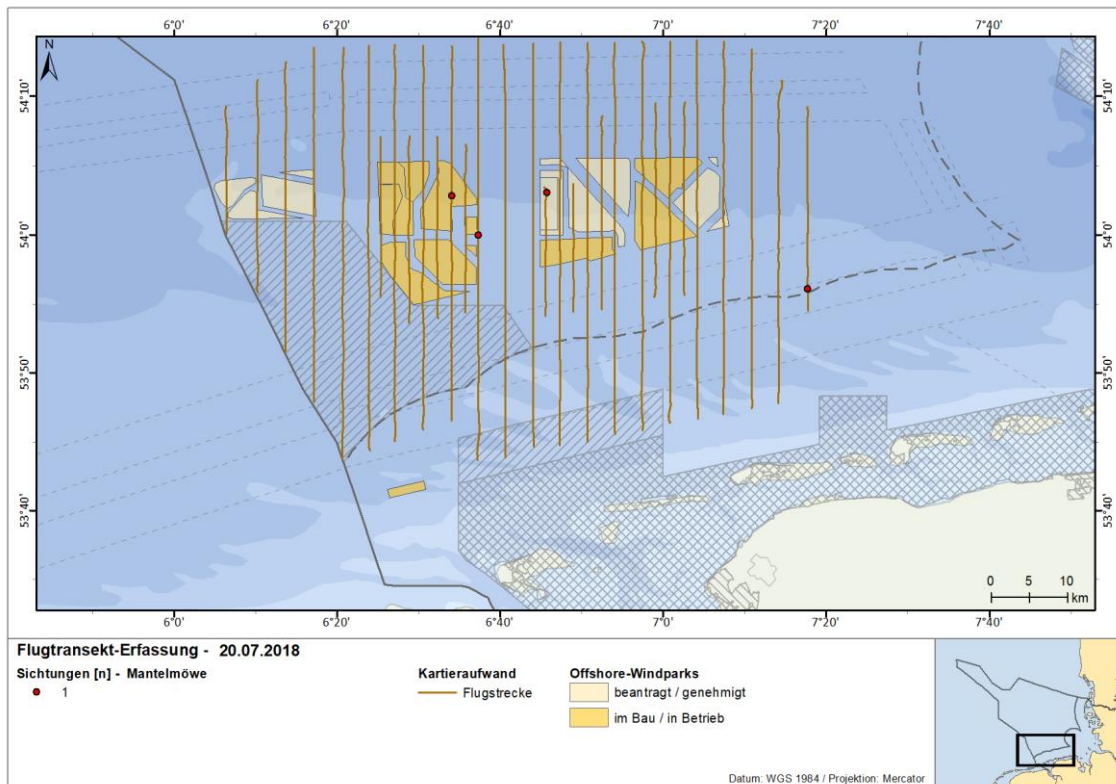


Abb. A. 152 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

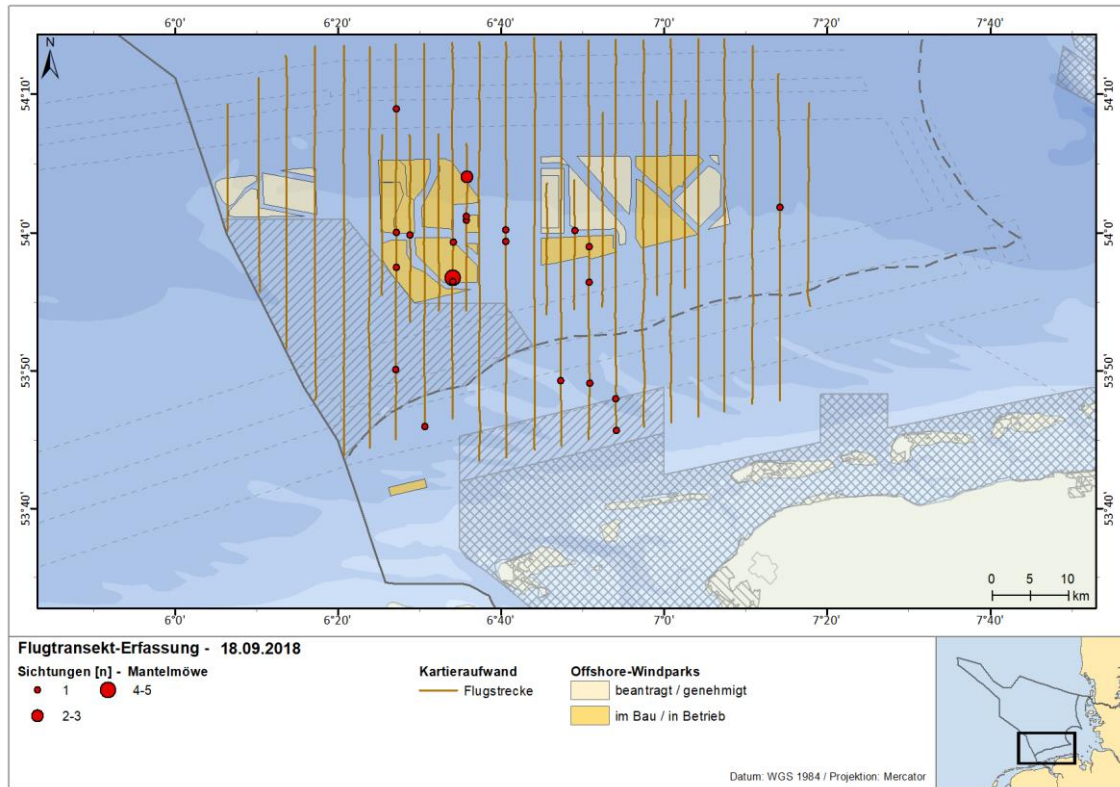


Abb. A. 153 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

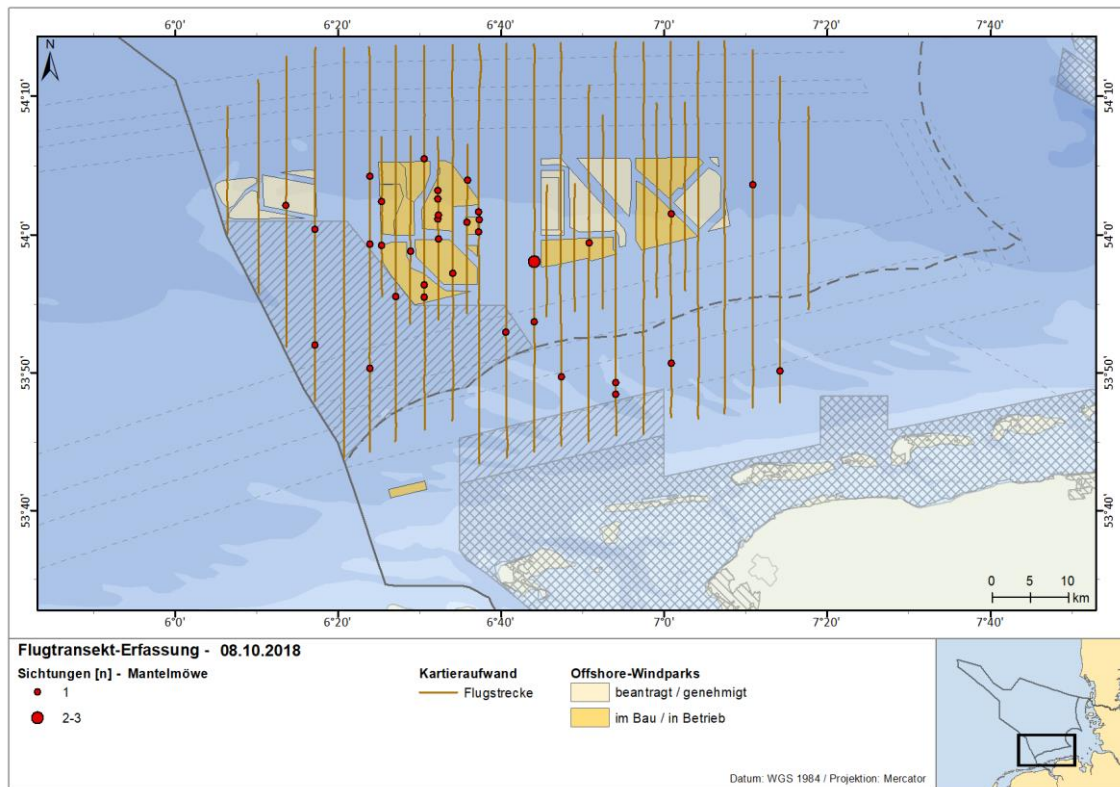


Abb. A. 154 Sichtungen der Mantelmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)

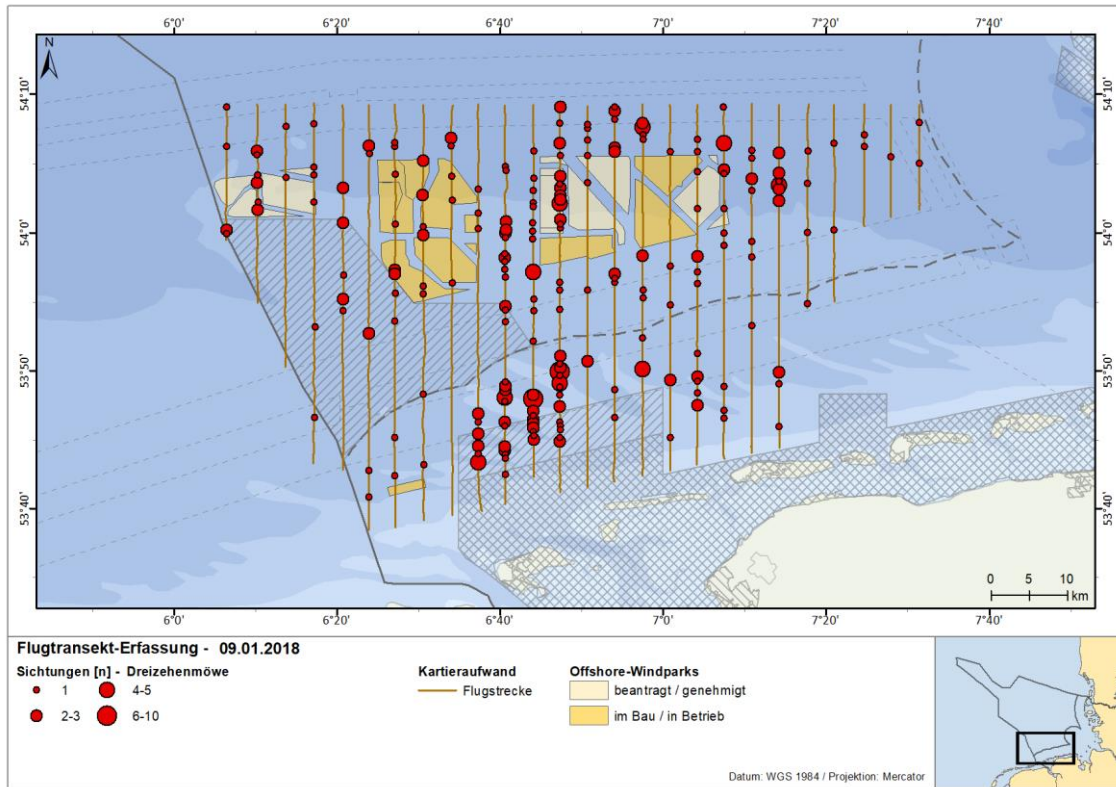


Abb. A. 155 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

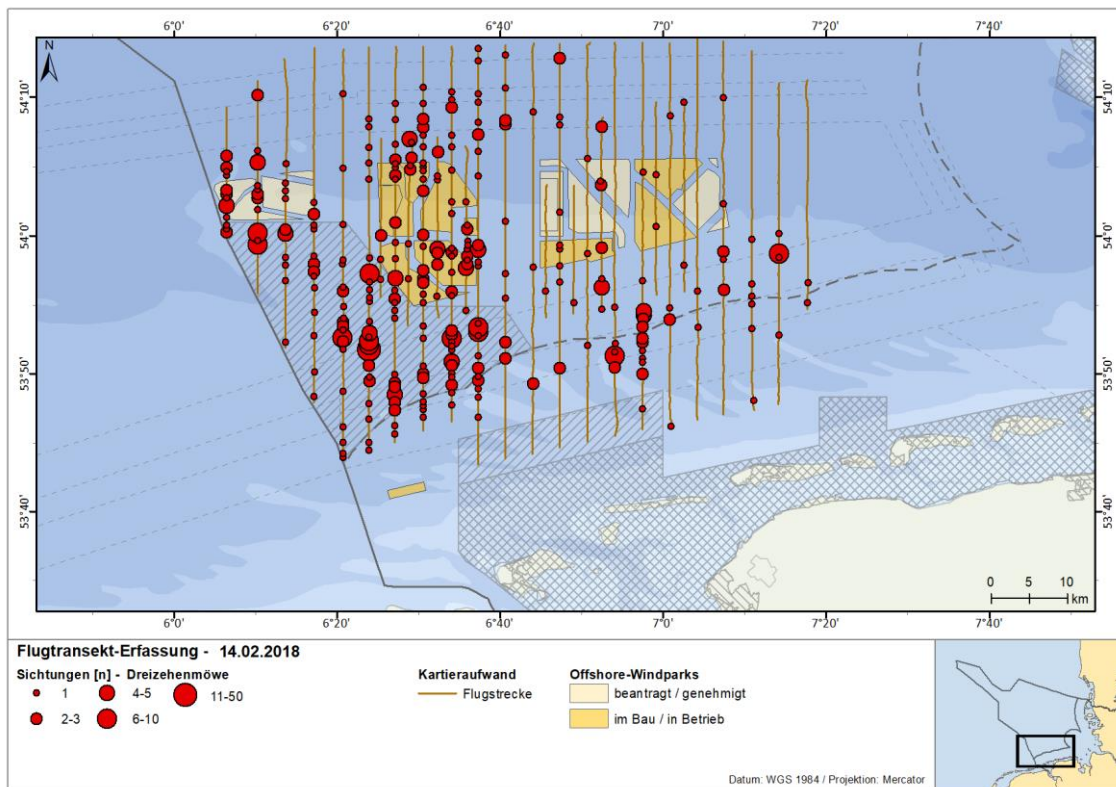


Abb. A. 156 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

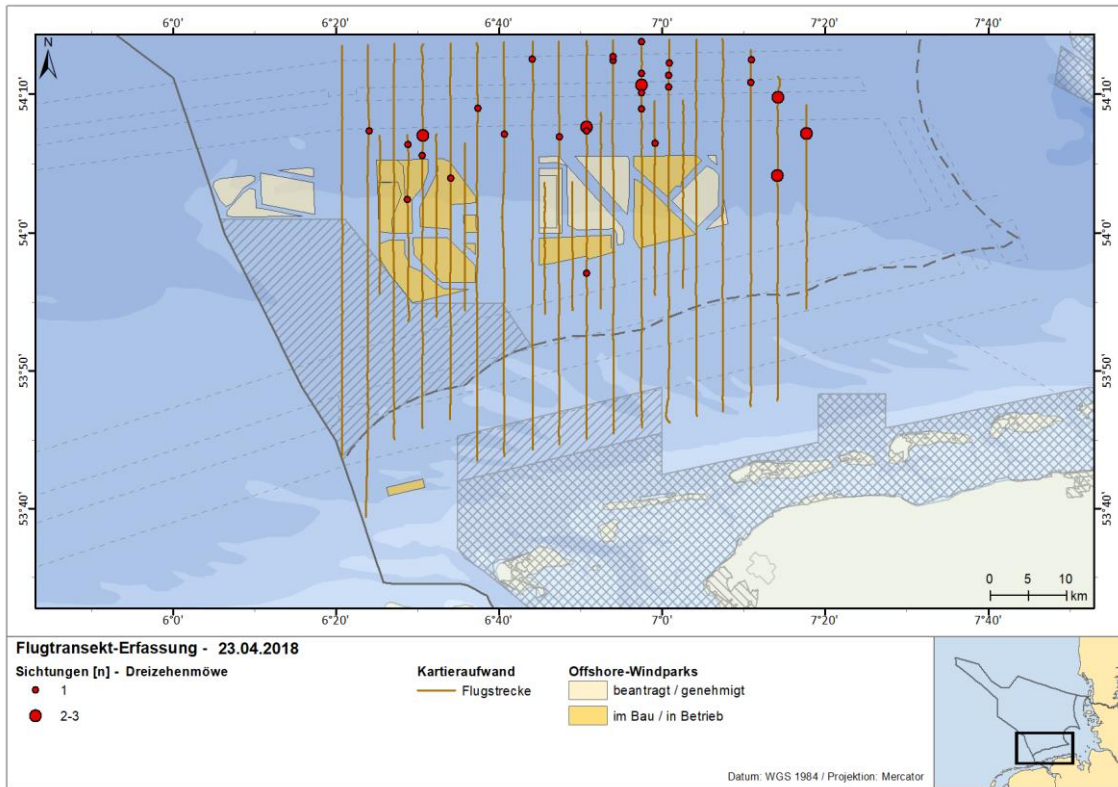


Abb. A. 157 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

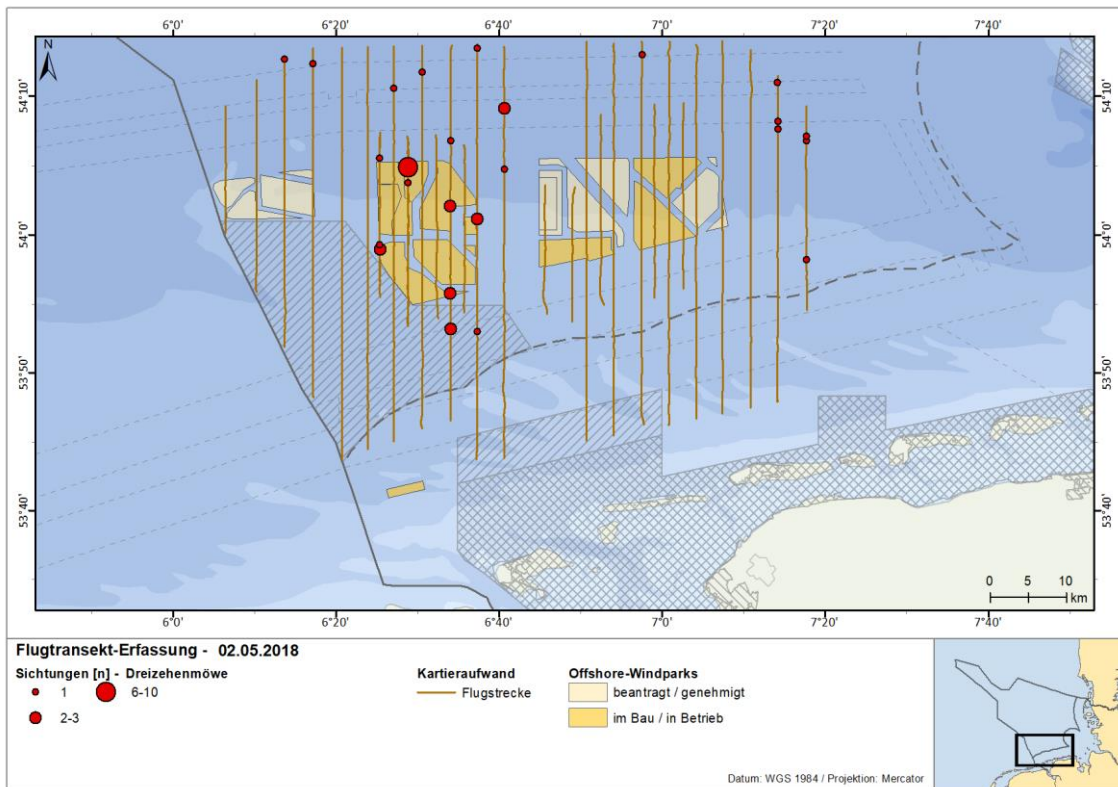


Abb. A. 158 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

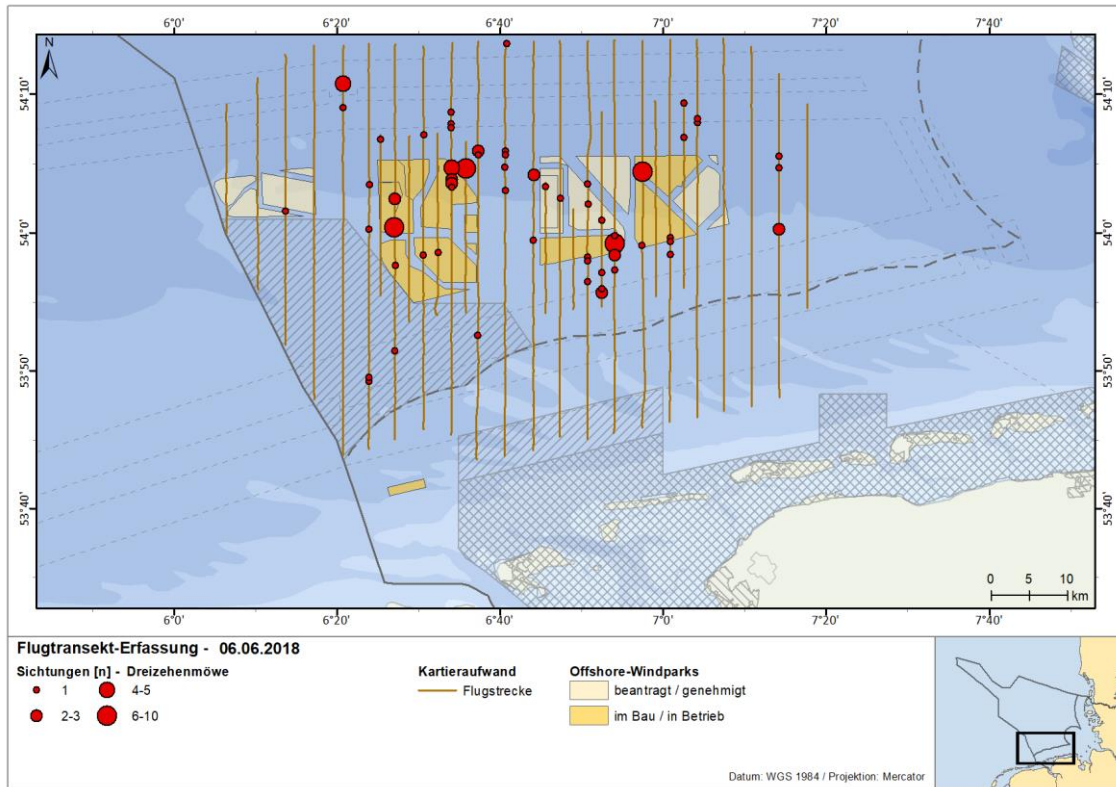


Abb. A. 159 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2018

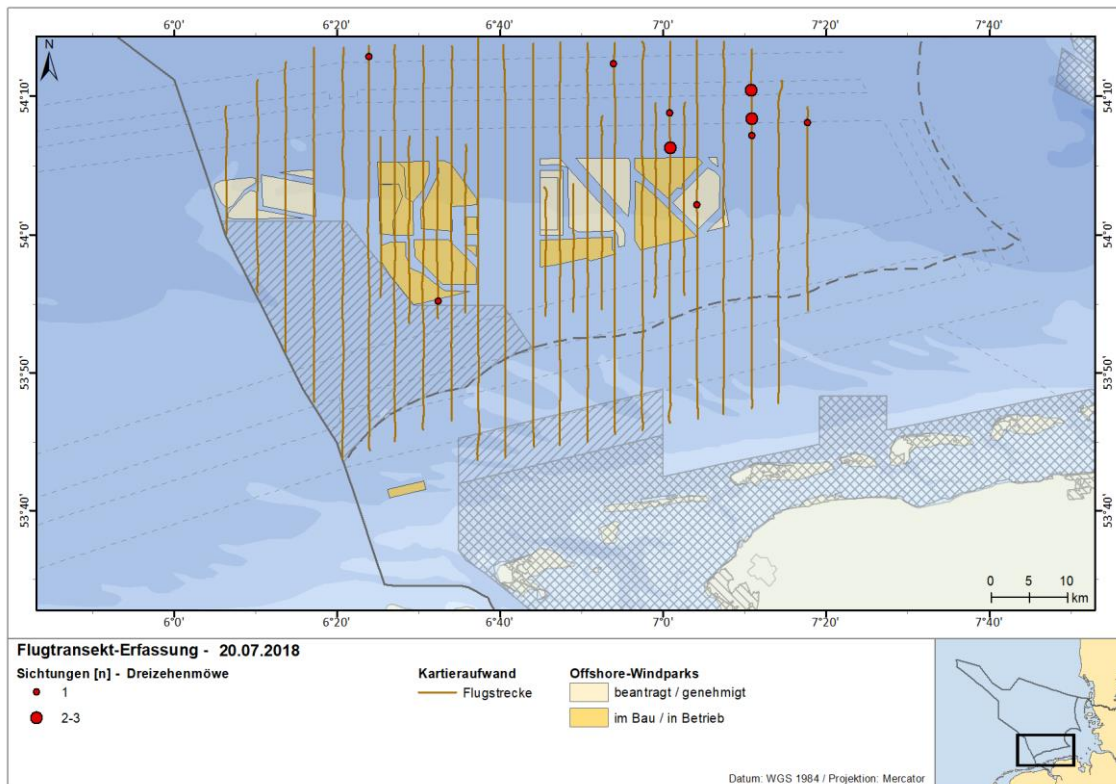


Abb. A. 160 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

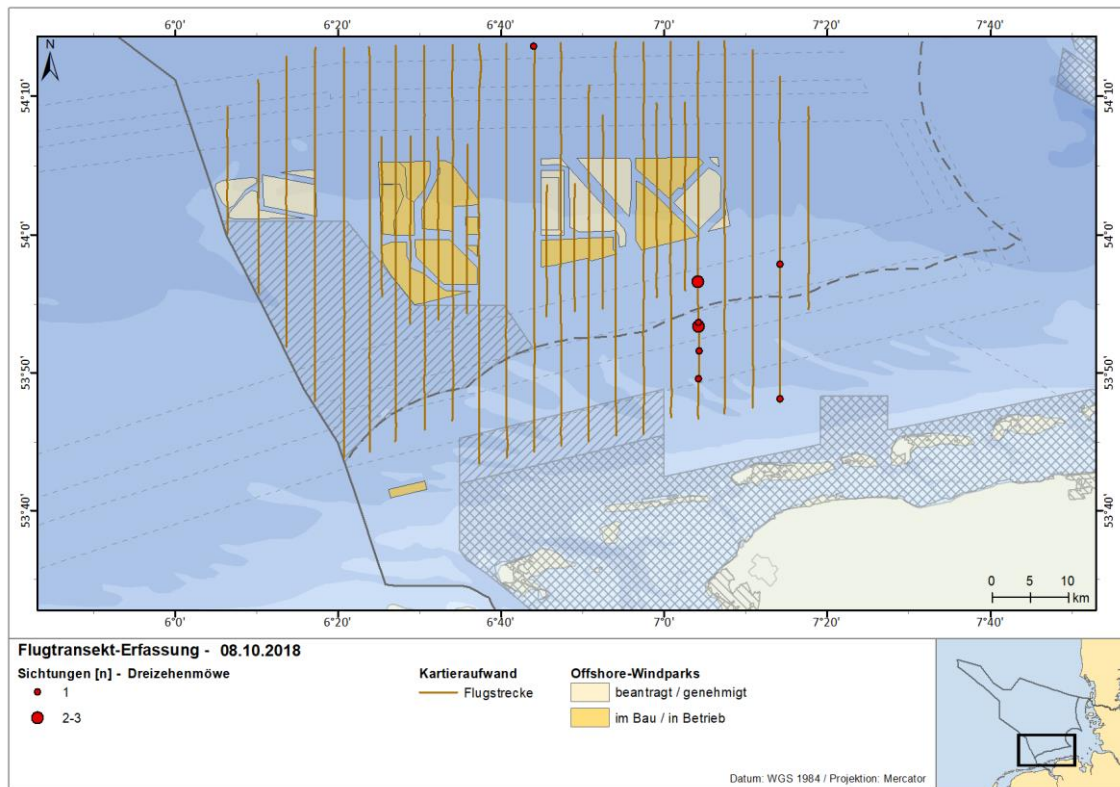


Abb. A. 161 Sichtungen der Dreizehenmöwen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Brandseeschwalben (*Sterna sandvicensis*)

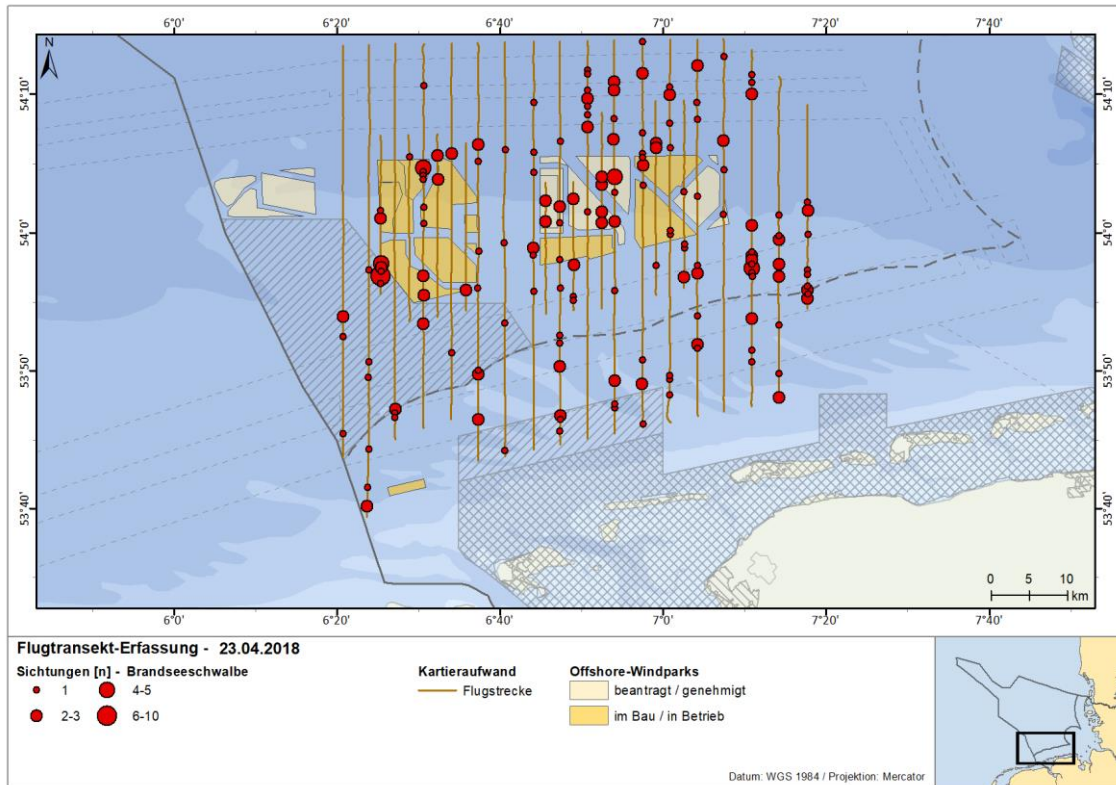


Abb. A. 162 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

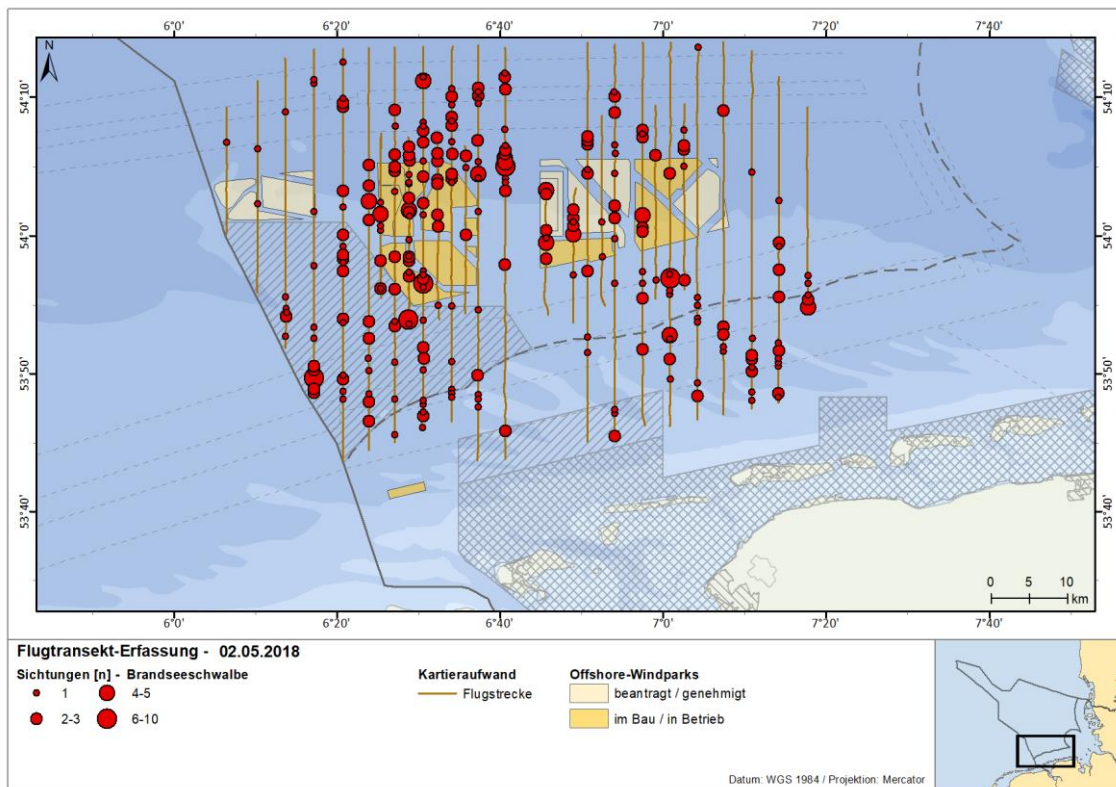


Abb. A. 163 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

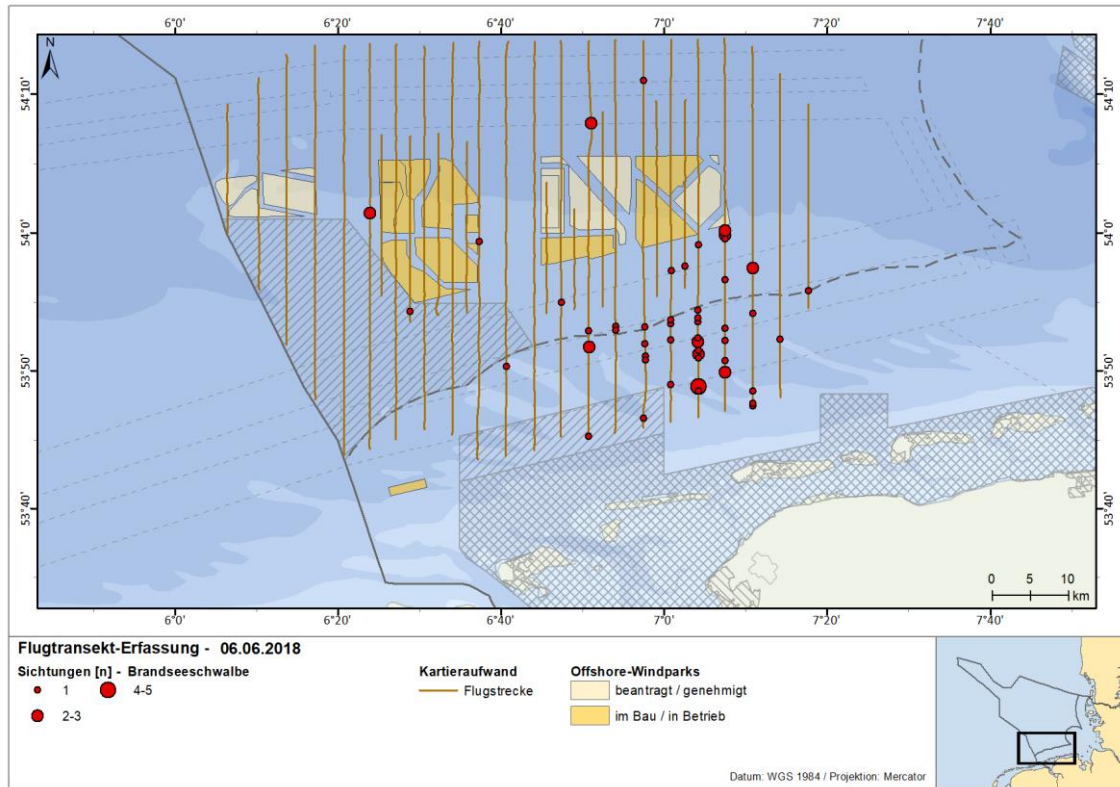


Abb. A. 164 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2018

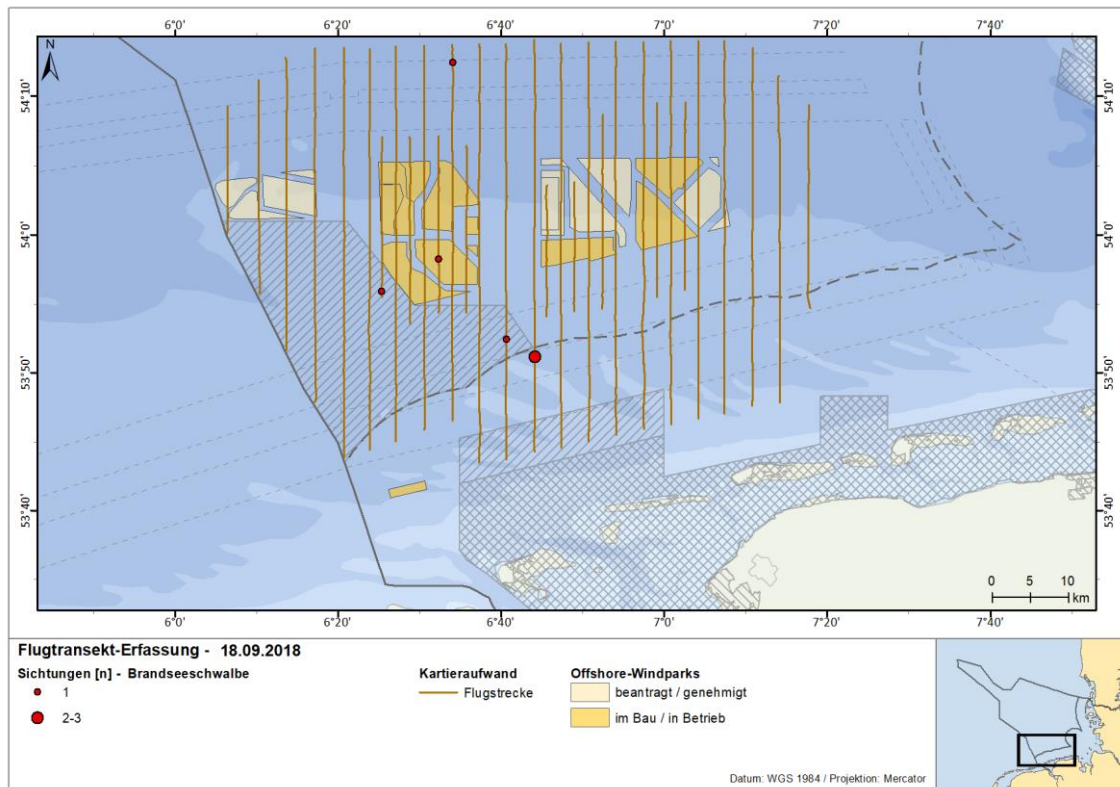


Abb. A. 165 Sichtungen der Brandseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

Fluss- und Küstenseeschwalben (*Sterna hirundo*/*Sterna paradisaea*)

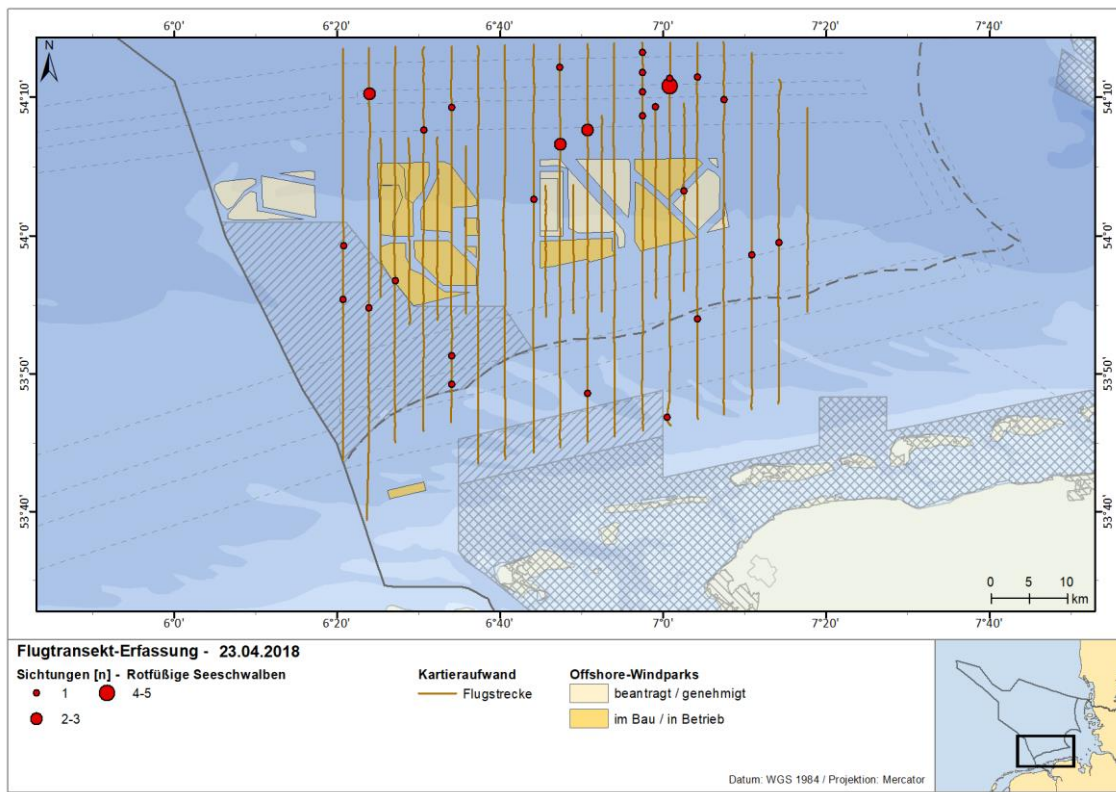


Abb. A. 166 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

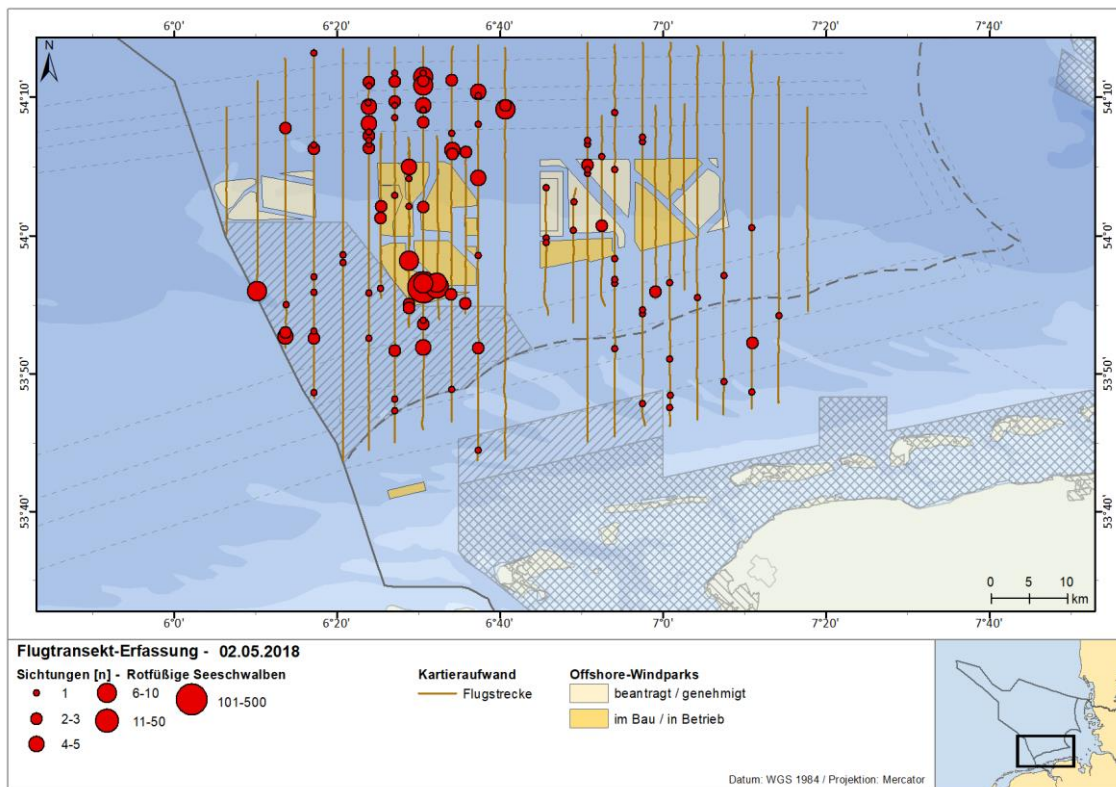


Abb. A. 167 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

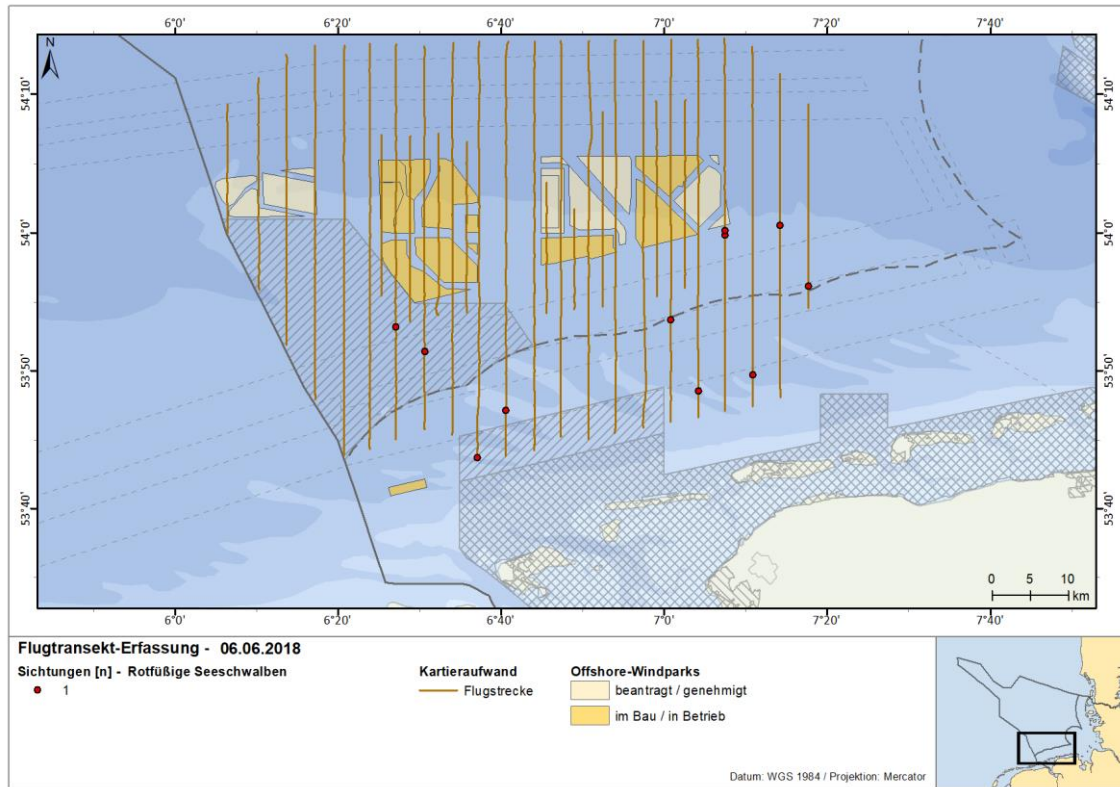


Abb. A. 168 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2018

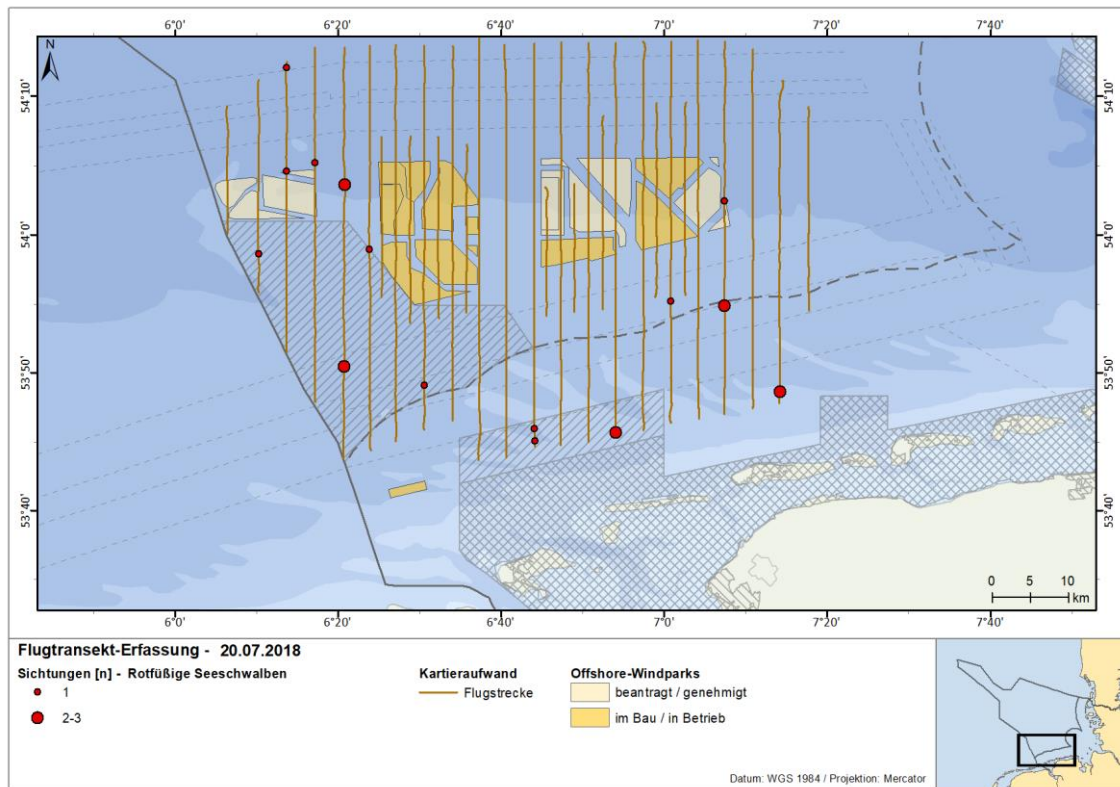


Abb. A. 169 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

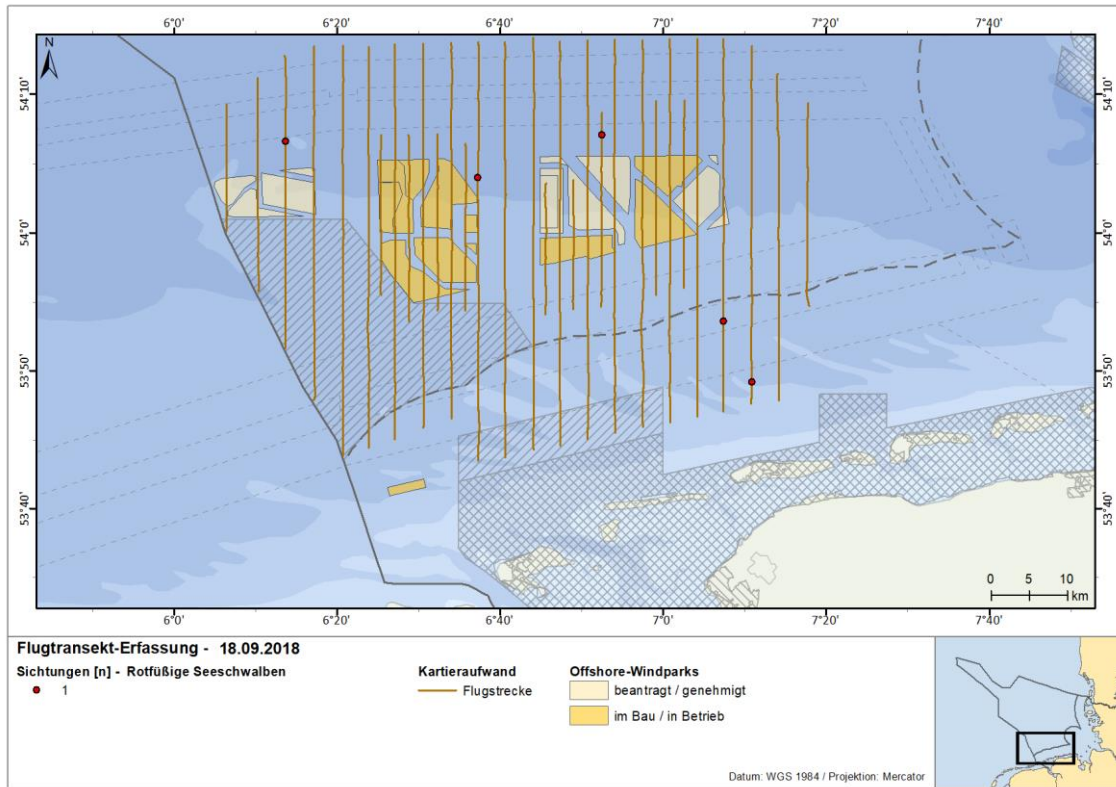


Abb. A. 170 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

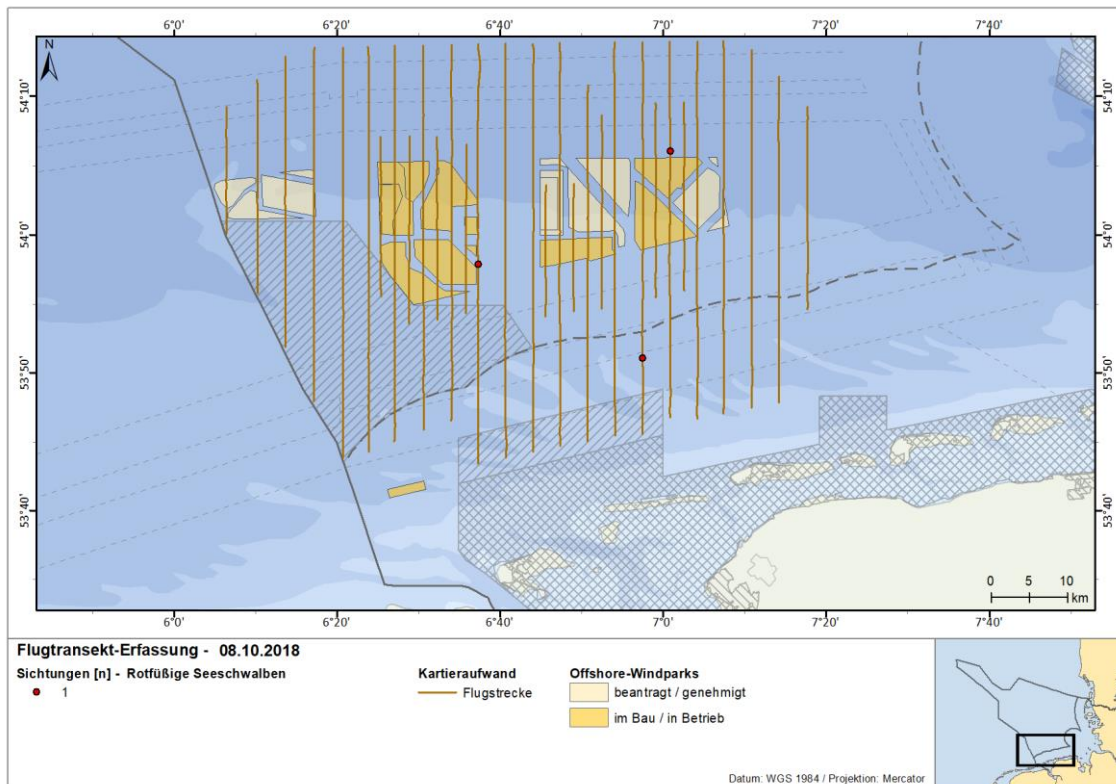


Abb. A. 171 Sichtungen der Fluss-/Küstenseeschwalben nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Trottellumme (*Uria aalge*)

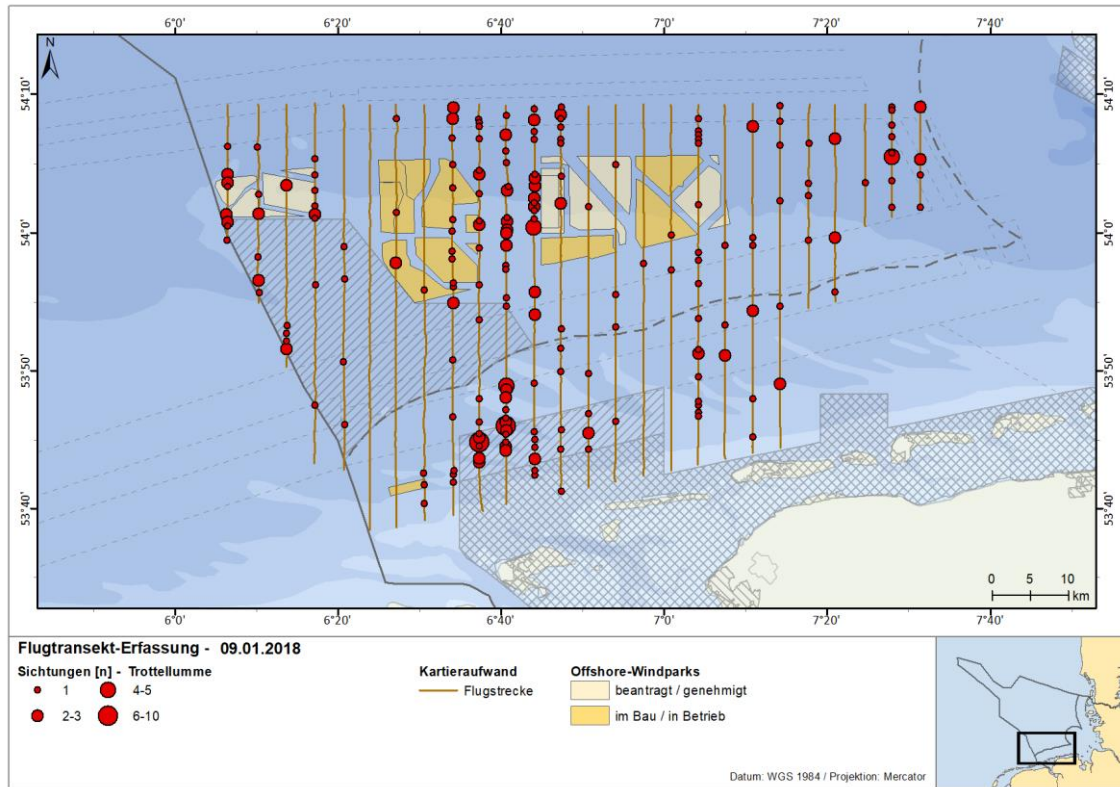


Abb. A. 172 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

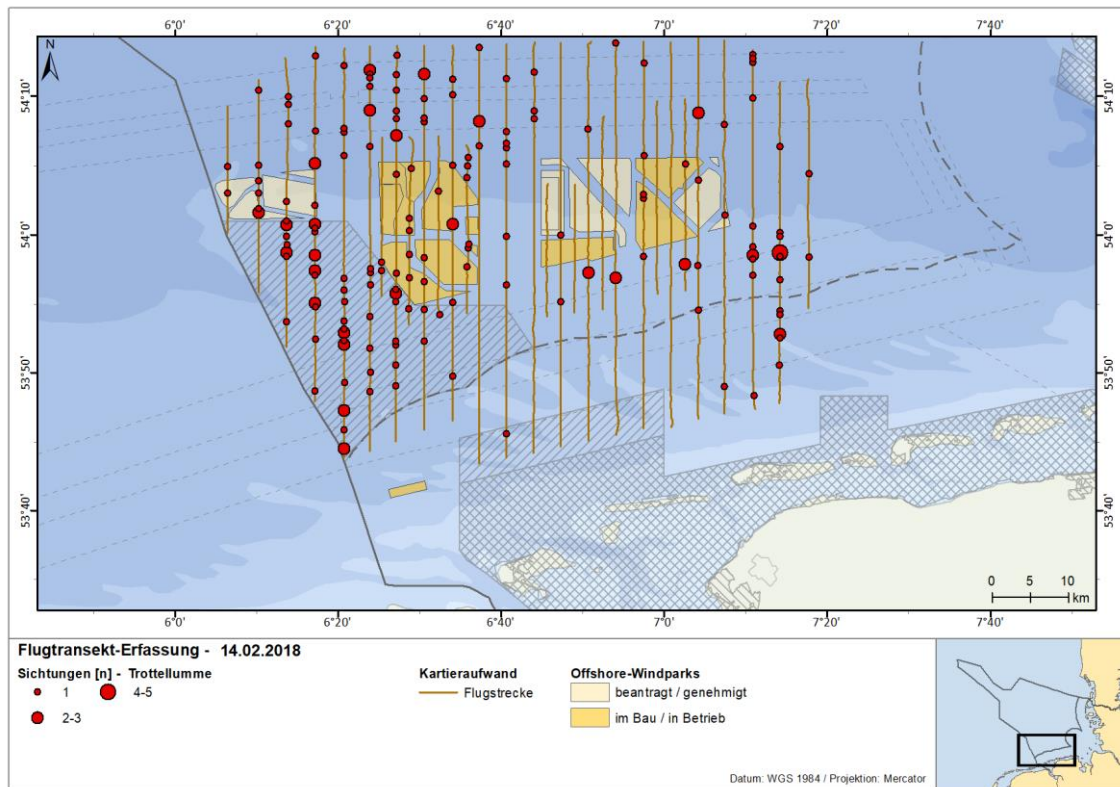


Abb. A. 173 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

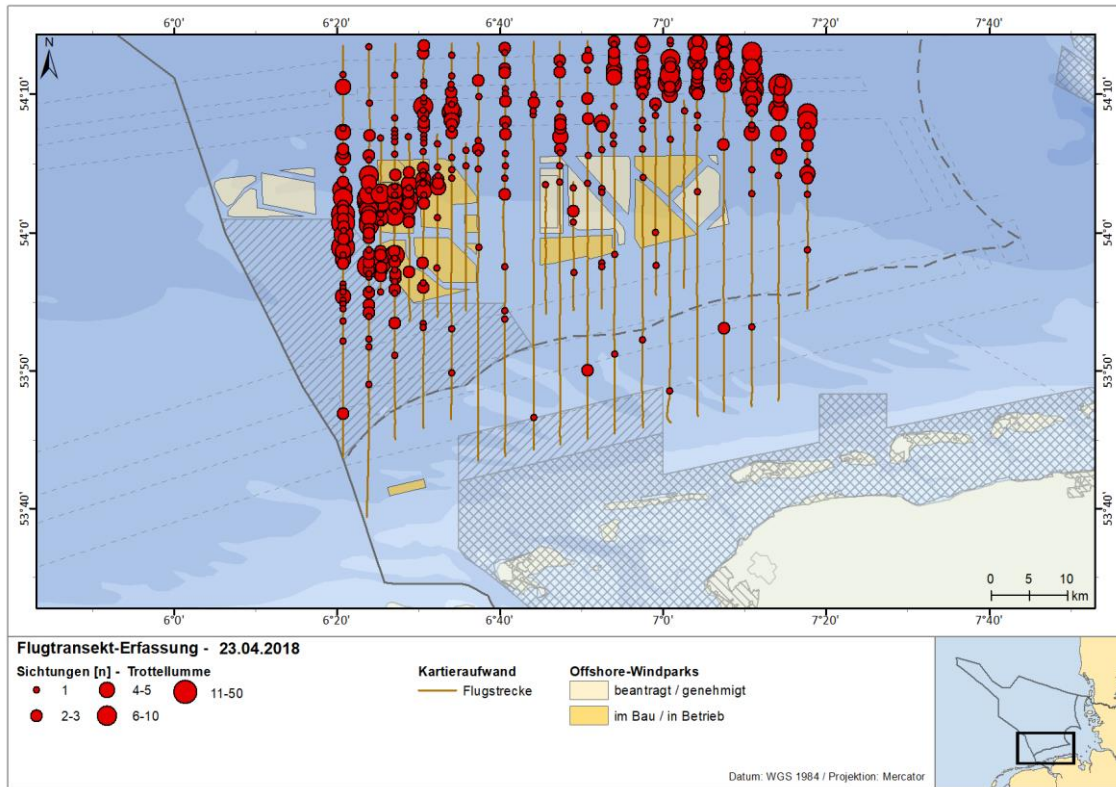


Abb. A. 174 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

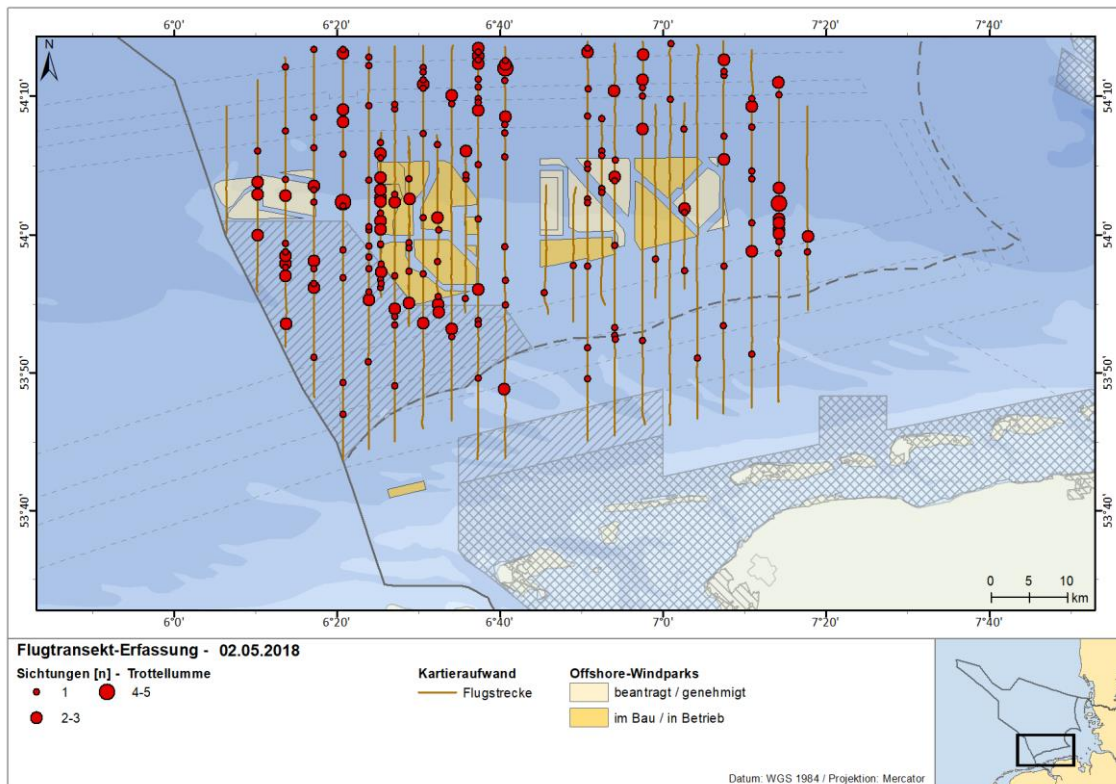


Abb. A. 175 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

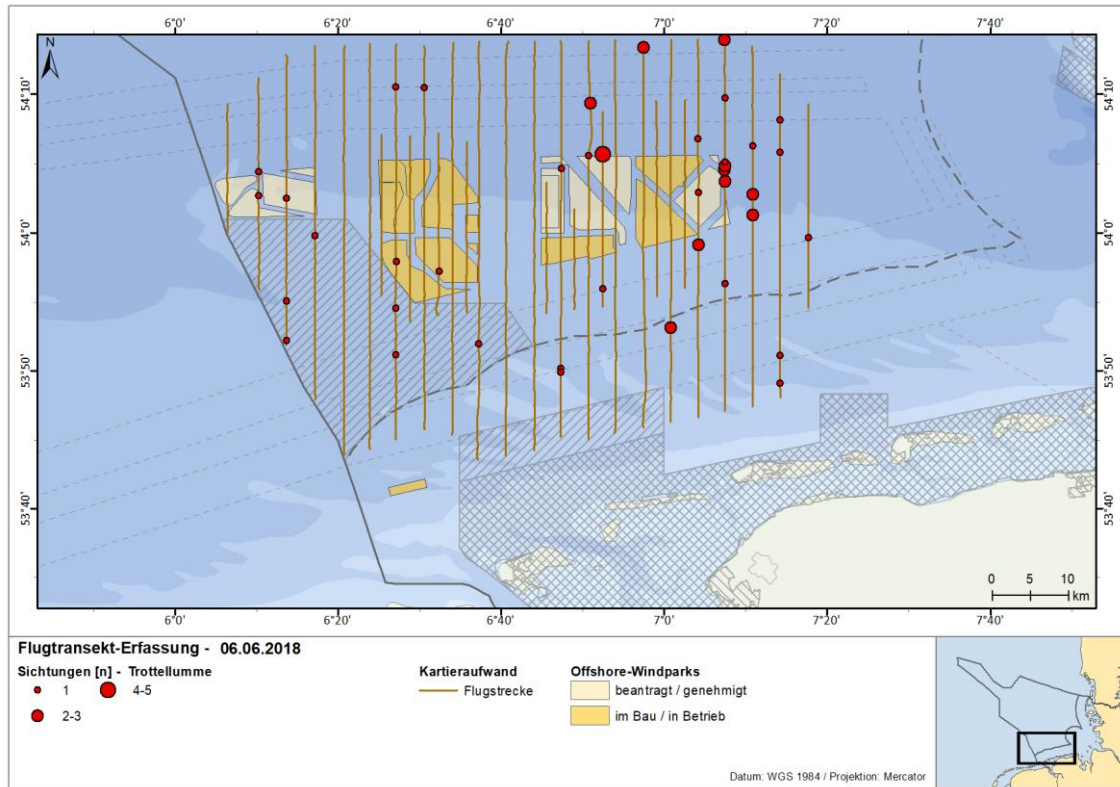


Abb. A. 176 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2018

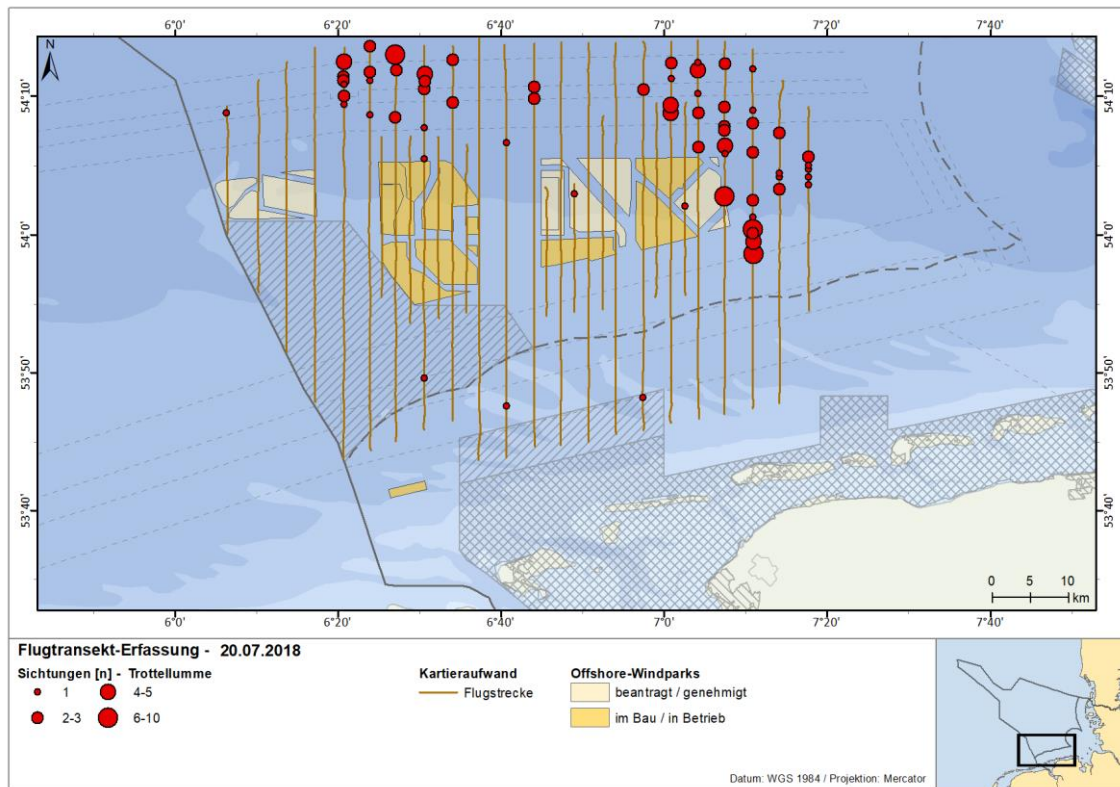


Abb. A. 177 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

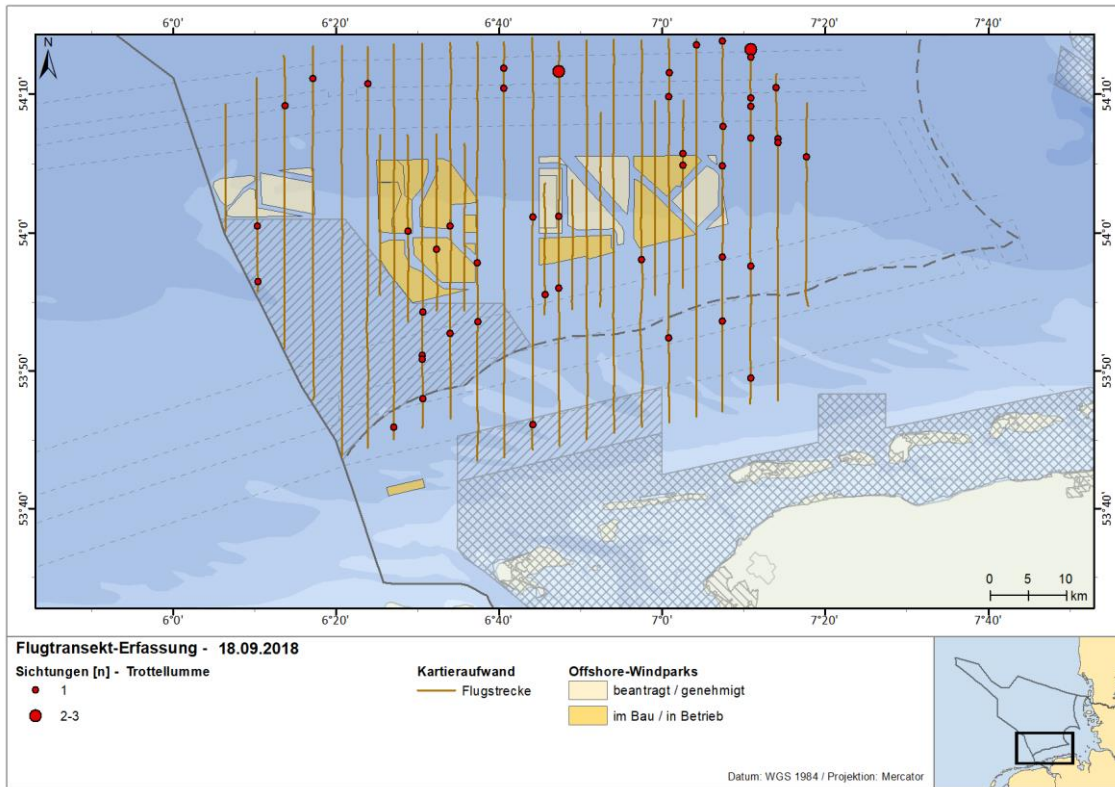


Abb. A. 178 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

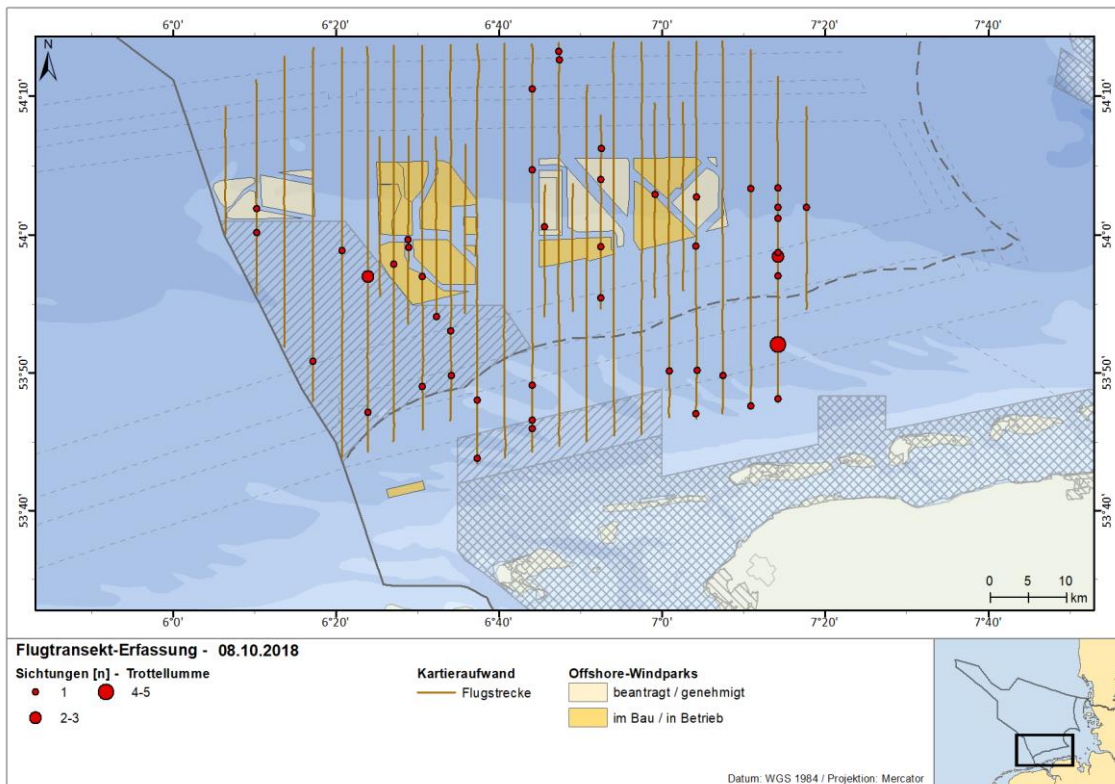


Abb. A. 179 Sichtungen der Trottellummen nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Tordalk (Alca torda)

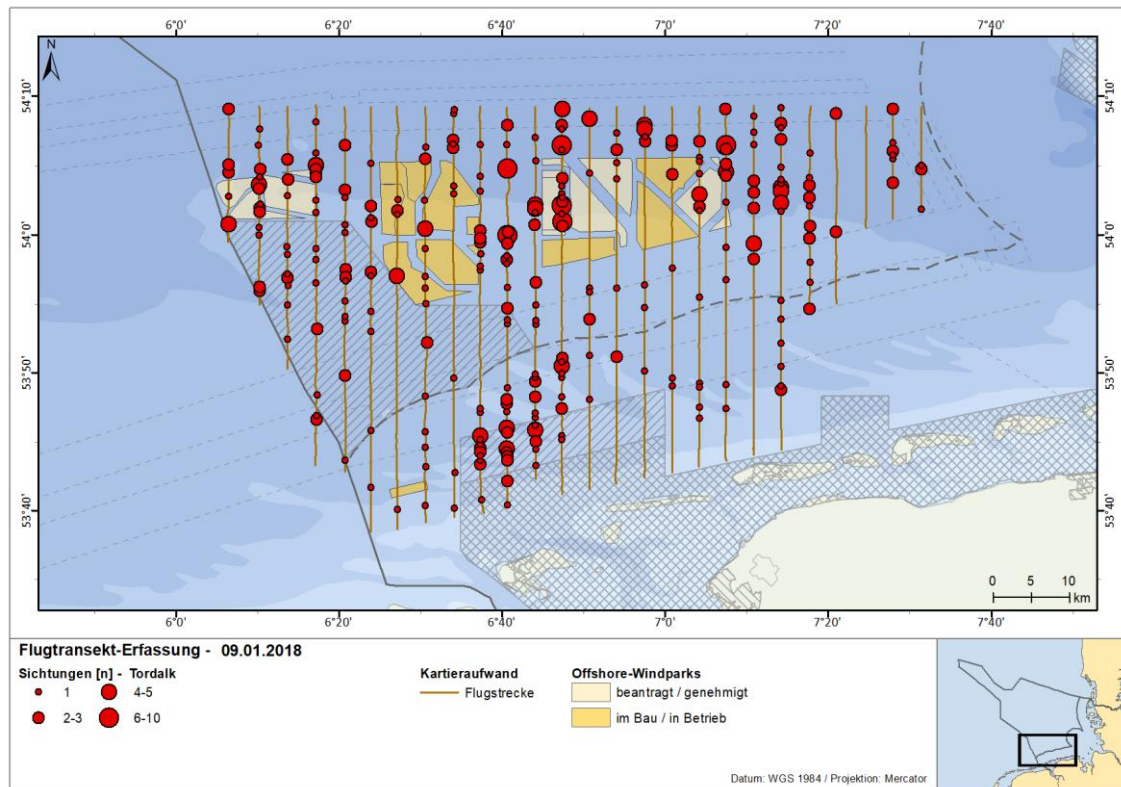


Abb. A. 180 Sichtungen der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

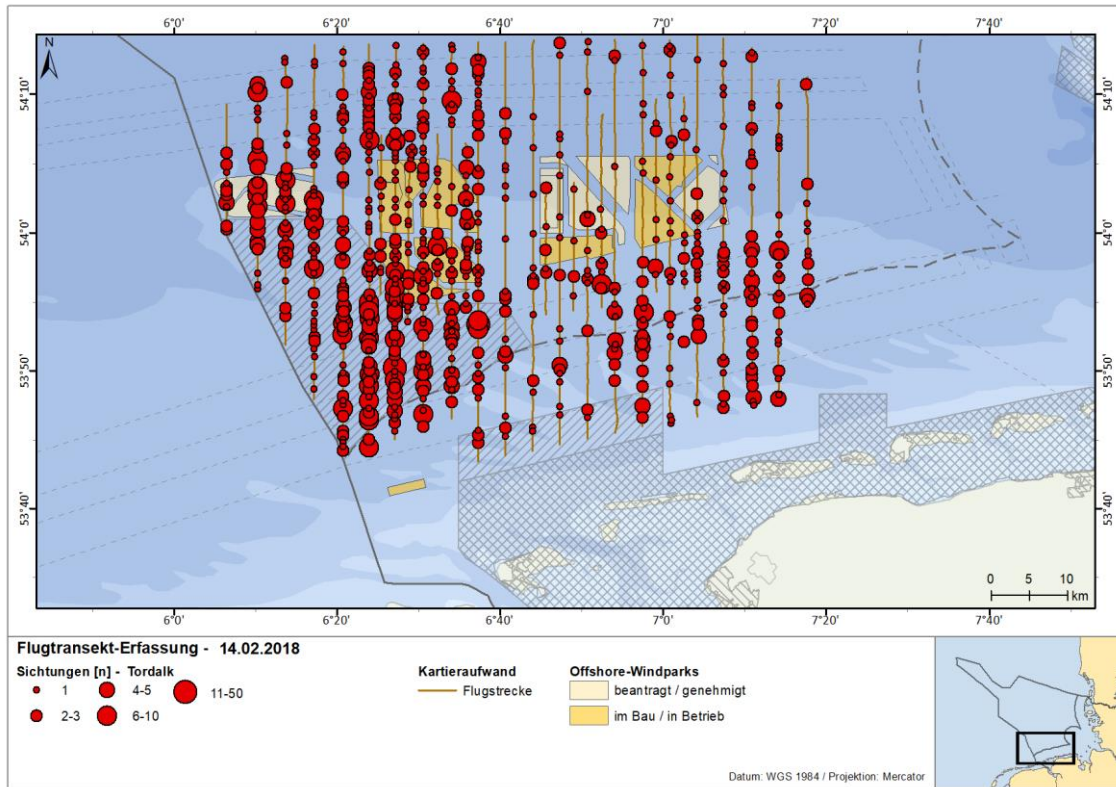


Abb. A. 181 Sichtungen der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

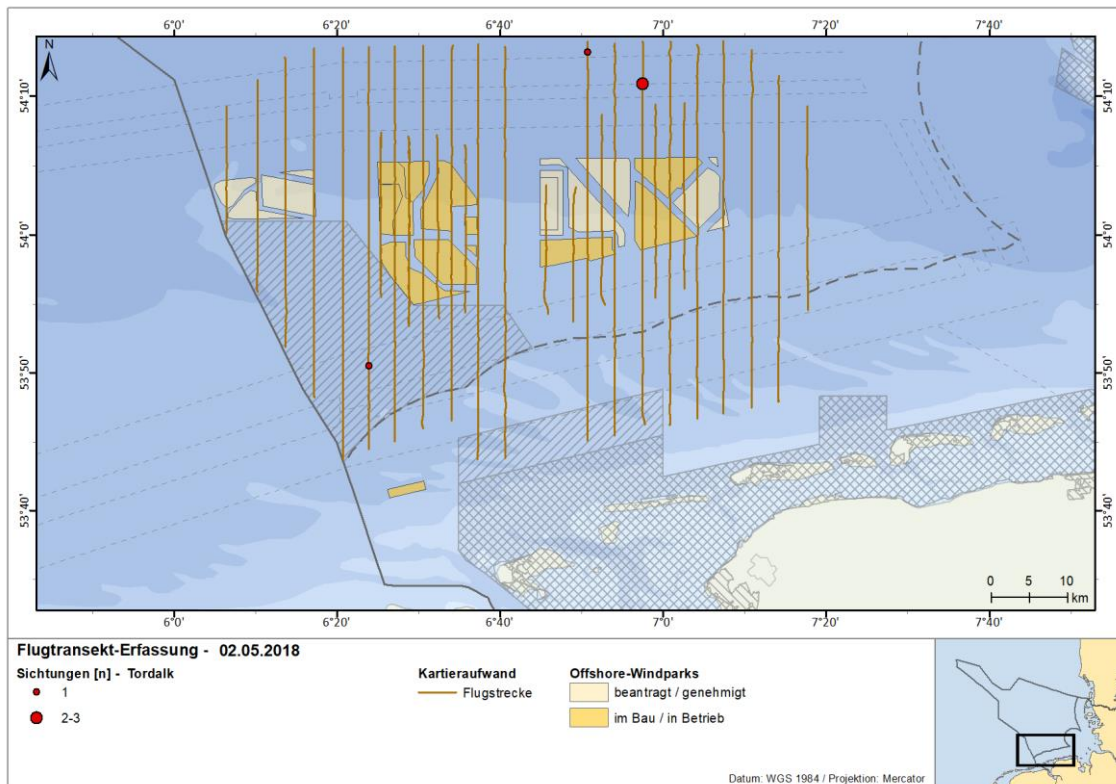


Abb. A. 182 Sichtungen der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

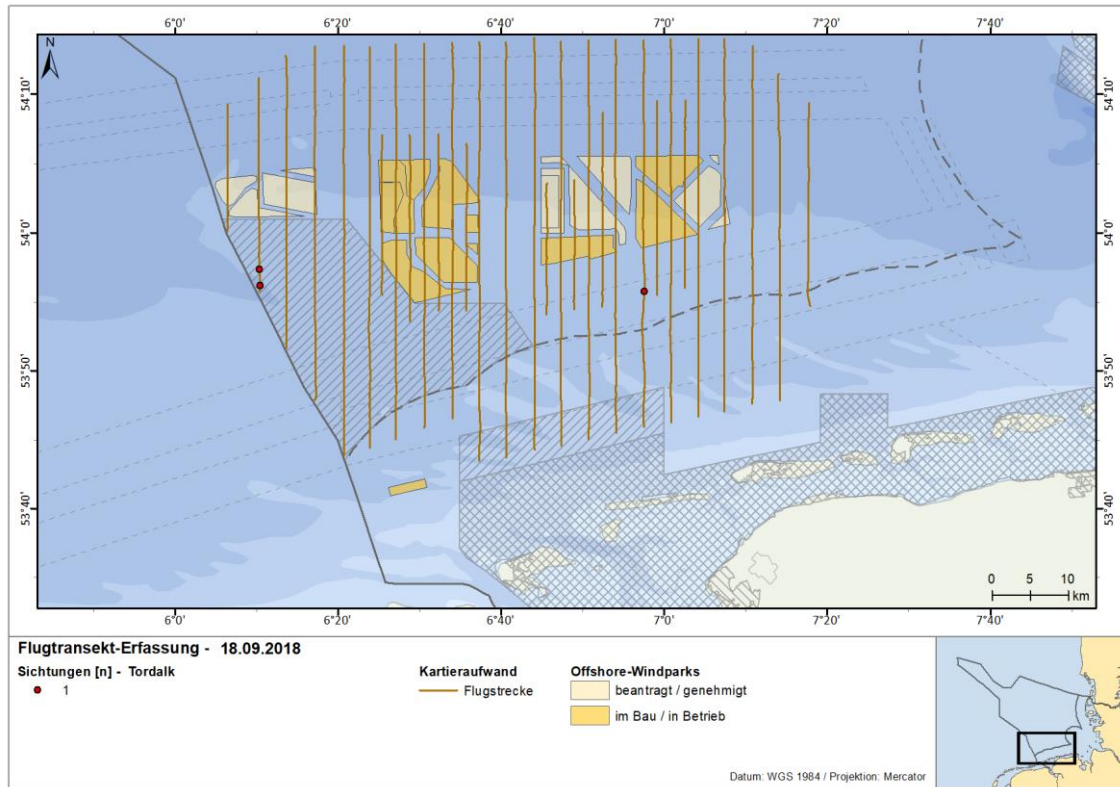


Abb. A. 183 Sichtungen der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Septemebr 2018

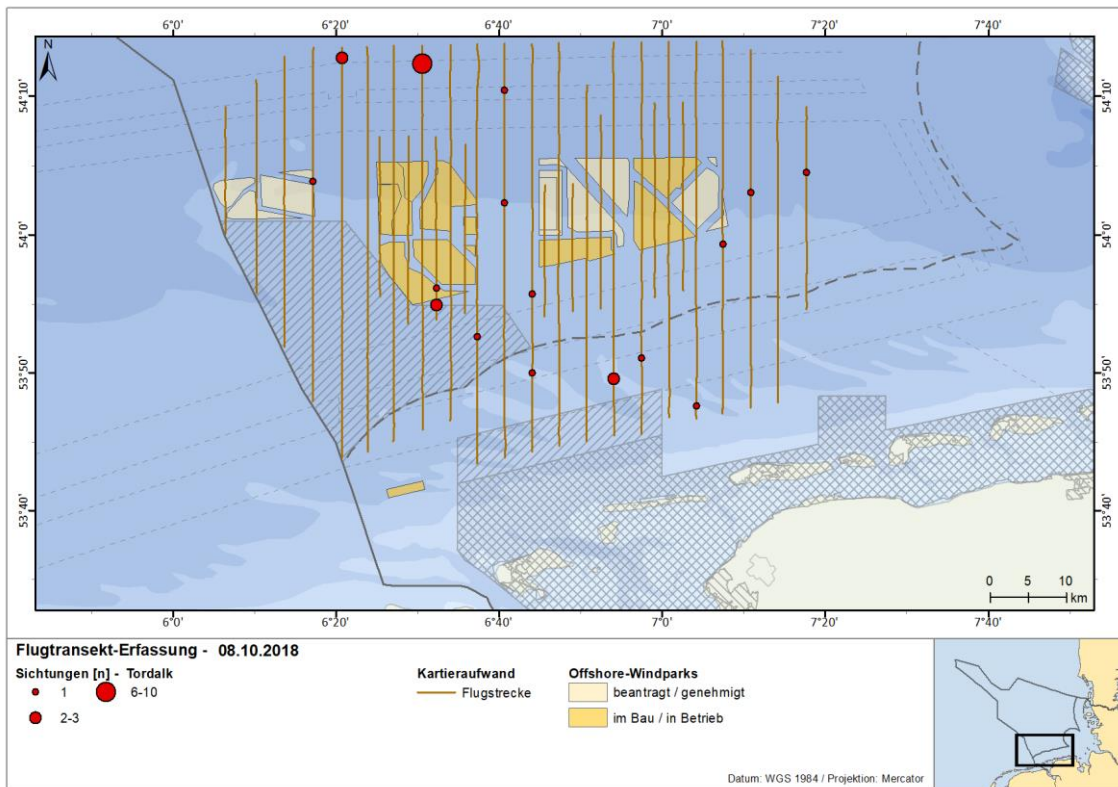


Abb. A. 184 Sichtungen der Tordalken nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018

Alkenvögel (*Uria aalge*, *Alca torda*)

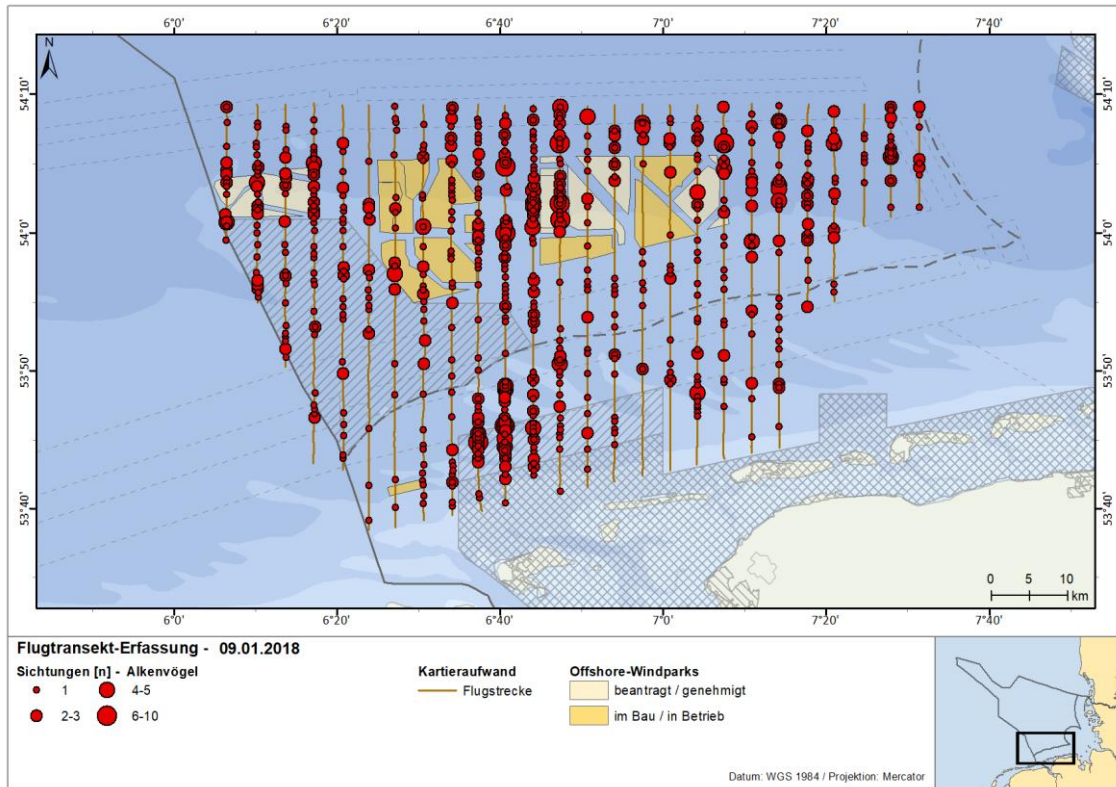


Abb. A. 185 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Januar 2018

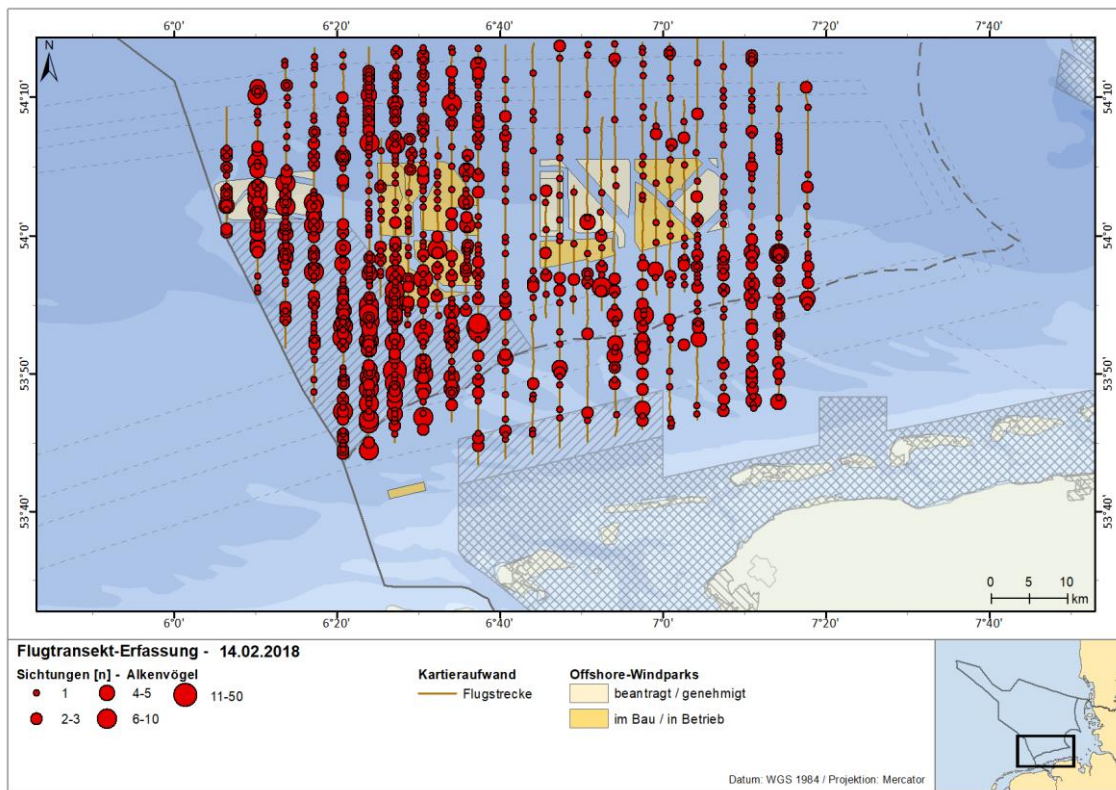


Abb. A. 186 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Februar 2018

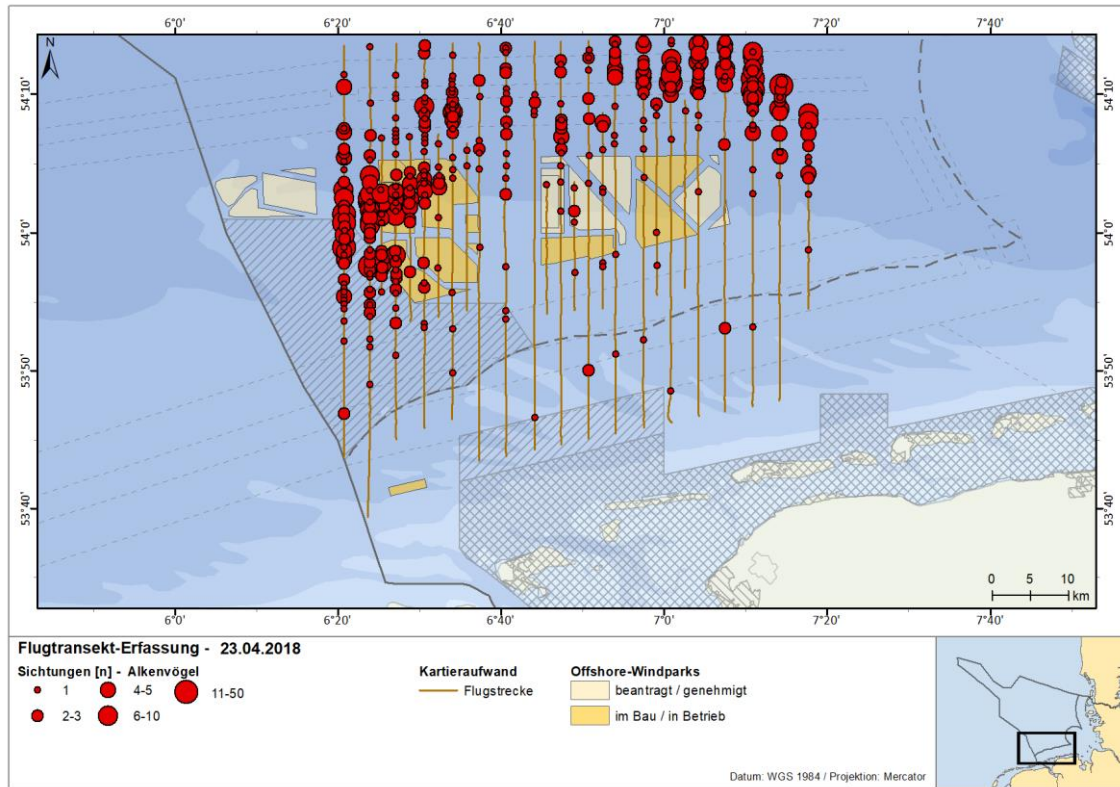


Abb. A. 187 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im April 2018

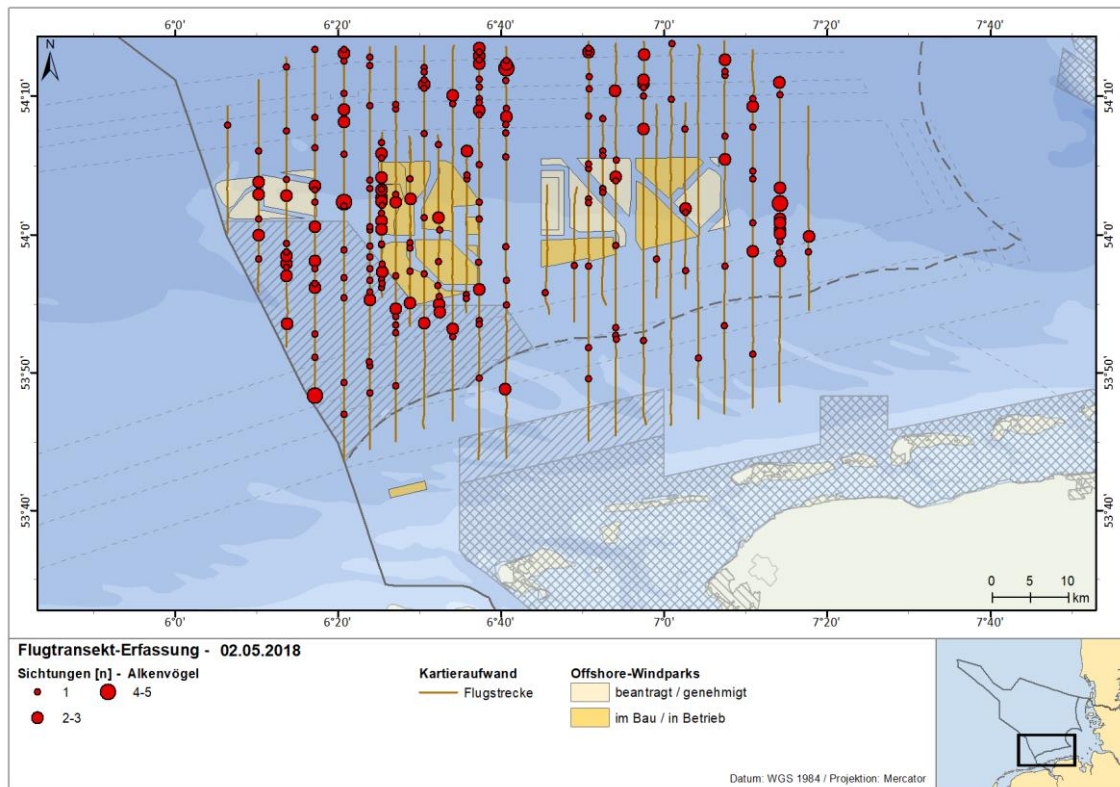


Abb. A. 188 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Mai 2018

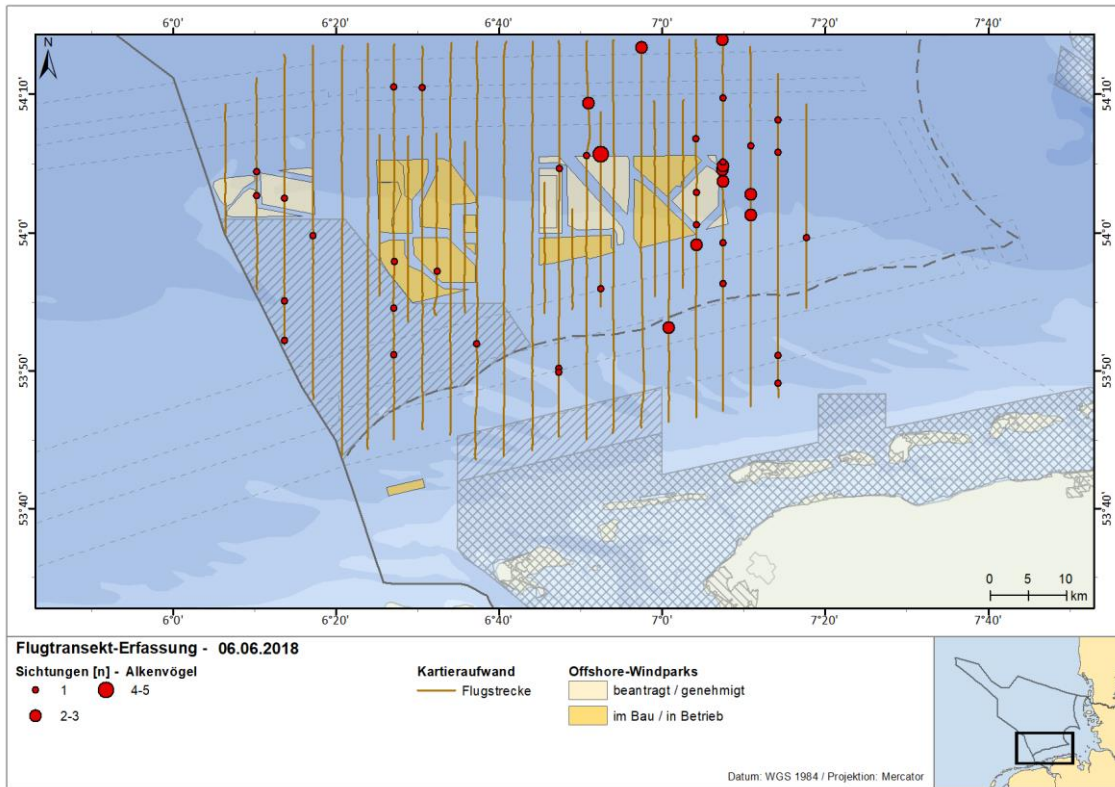


Abb. A. 189 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Juni 2018

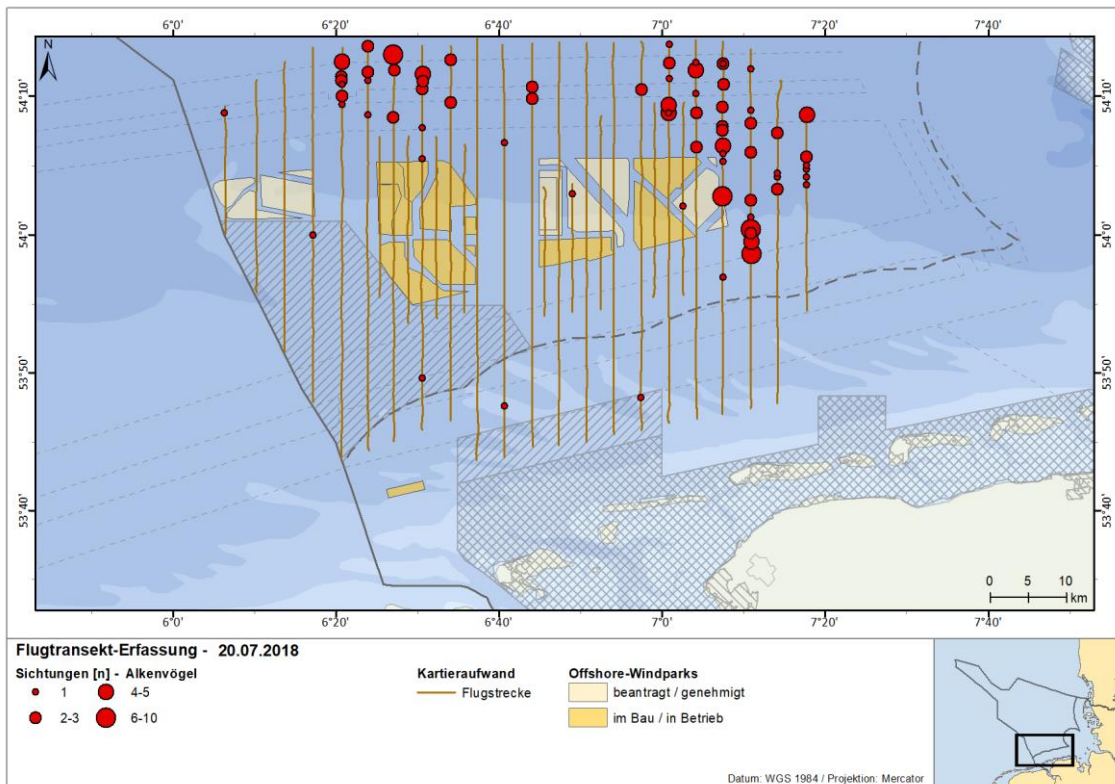


Abb. A. 190 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Juli 2018

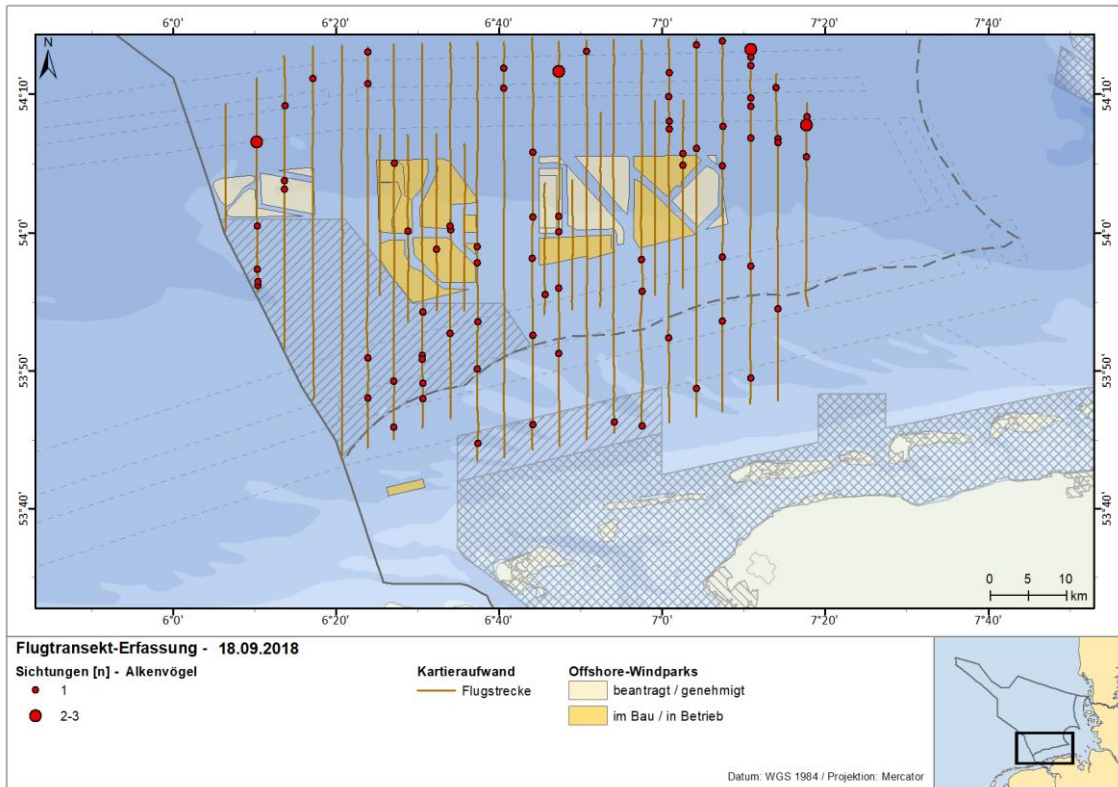


Abb. A. 191 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im September 2018

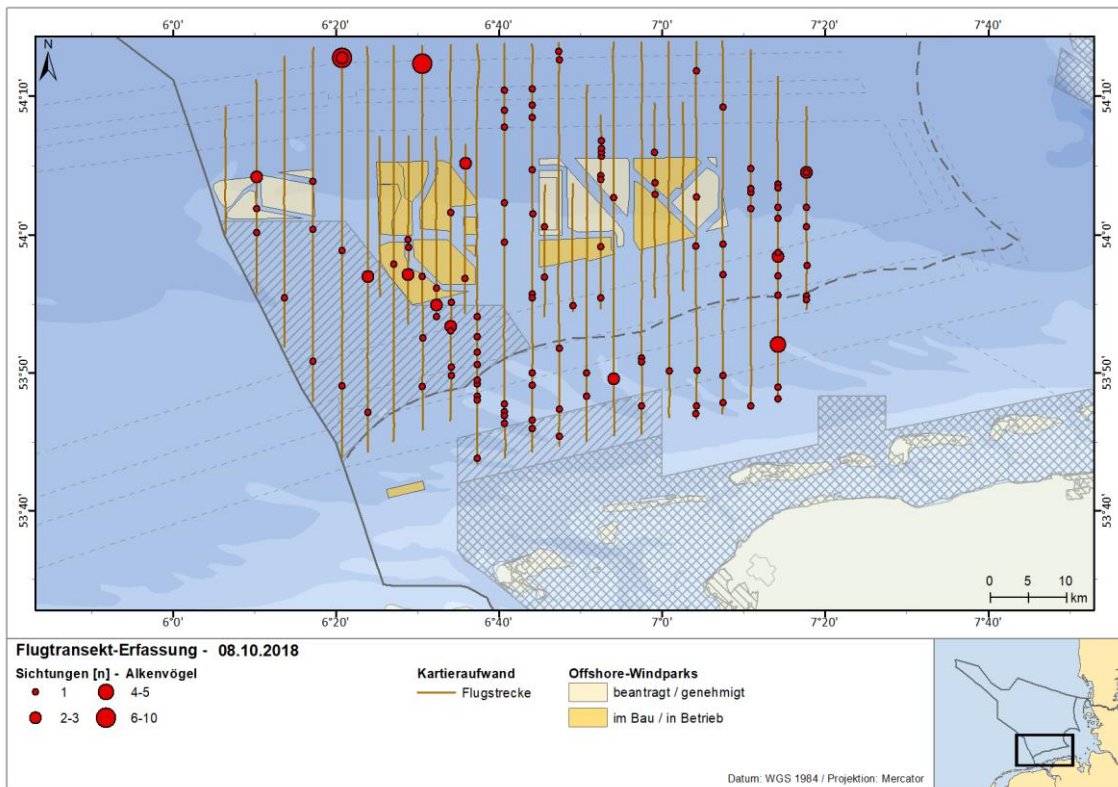


Abb. A. 192 Sichtungen der Alkenvögel nach Flugtransekt-Erfassungen im Oktober 2018