

Flächenvoruntersuchung N-6.7

Bericht 2019 - 2020
(Januar 2019 - Dezember 2020)

Ergebnisse der ökologischen Untersuchungen für
das Schutzgut Rastvögel



Bearbeiter:

Text Jannis Liedtke¹, Ruth Castillo¹, Alexander Schubert¹, Michel Stelter¹

QA Svenja Neumann¹, Martin Laczny³, Bente Limmer³, Lesley Szostek², Nicole Stöber²

¹BioConsult SH GmbH & Co. KG

²IBL Umweltplanung GmbH

³Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH

Version 2.0

Husum, 23.05.2022

<p>BioConsult SH GmbH & Co. KG Schobüller Str. 36 25813 Husum</p> <p>Tel. 04841 / 77 9 37-10 Fax 04841 / 77 9 37-19 info@bioconsult-sh.de www.bioconsult-sh.de</p>	<p>IBL Umweltplanung GmbH Bahnhofstraße 14a 26122 Oldenburg</p> <p>Tel. 0441 / 50 50 17-10 Fax 0441 / 50 50 17-11 info@ibl-umweltplanung.de www.ibl-umweltplanung.de</p>	<p>Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH Alte Dorfstraße 11 18184 Neu Broderstorf</p> <p>Tel. 038204 / 618-0 Fax 038204 / 618-10 info@ifaoe.de www.ifaoe.de</p>
--	--	---

Auftraggeber:



BUNDESAMT FÜR
SEESCHIFFFAHRT
UND
HYDROGRAPHIE

Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie

Abteilung O Referat O2 - Flächenvoruntersuchung

Bernhard-Nocht-Straße 78

20359 Hamburg

Auftragnehmer:

Auftragnehmer ist ein Konsortium bestehend aus BioConsult SH, IBL Umweltplanung und dem Institut für angewandte Ökosystemforschung (IfAÖ).

BioConsult SH GmbH & Co. KG
Schobüller Str. 36
25813 Husum

Tel. 04841 / 77 9 37-10
Fax 04841 / 77 9 37-19
info@bioconsult-sh.de
www.bioconsult-sh.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

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

Dieses Gutachten wurde im Rahmen der Flächenvoruntersuchung zu N-6.7 erstellt und durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie beauftragt. Das hier vorliegende Gutachten bezieht sich auf das Schutzgut Rastvögel. Ausschließlich zum Zweck der besseren Lesbarkeit wird auf die geschlechtsspezifische Schreibweise verzichtet. Alle personenbezogenen Bezeichnungen in diesem Fachgutachten sind somit geschlechtsneutral zu verstehen.

Dieses Gutachten ist wie folgt zu zitieren:

BioConsult SH et. al (2022): Bericht zum Vorkommen von Rastvögeln im Rahmen der Voruntersuchung der Fläche N-6.7. Im Auftrag des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, 227 S.

INHALTSVERZEICHNIS

1	ANLASS UND AUFGABENSTELLUNG	1
1.1	Anlass	1
1.2	Datenlage für die voruntersuchte Fläche	1
1.3	Zielsetzung und Fragestellung	3
2	MATERIAL UND METHODIK	5
2.1	Beschreibung des Untersuchungsgebietes	5
2.2	Erfassungen mit dem Flugzeug	7
2.2.1	Untersuchungsgebiet	7
2.2.2	Erfassungsmethodik	15
2.2.3	Auswertungsmethodik	17
2.2.4	Abgleich der Anforderungen des StUK4, der Leistungsbeschreibung und des Untersuchungsrahmens	18
2.3	Erfassung mit dem Schiff	20
2.3.1	Untersuchungsgebiet	20
2.3.2	Erfassungsmethodik	25
2.3.3	Auswertungsmethodik	26
2.3.4	Abgleich der Anforderungen des StUK4, der Leistungsbeschreibung und des Untersuchungsrahmens	28
2.4	Bestandsbewertung	30
2.5	Methodenkritik	33
2.5.1	Beurteilung der Erfassungsmethoden	33
2.5.2	Beurteilung der Datenbasis	35
3	SCHUTZGUTBEZOGENE BESCHREIBUNG DES DERZEITIGEN UMWELTZUSTANDS	37
3.1	Artenspektrum und Artenzahlen	37
3.1.1	Erfassungen mit dem Flugzeug	37

3.1.1.1	Untersuchungsgebiet FN6_7	37
3.1.1.2	Untersuchungsgebiet FN10_11	39
3.1.2	Erfassungen mit dem Schiff.....	41
3.2	Häufigkeit und Verteilung einzelner Arten und Artgruppen.....	44
3.2.1	Seetaucher (Sterntaucher - <i>Gavia stellata</i> , Prachtttaucher - <i>Gavia arctica</i>).....	51
3.2.1.1	Erfassungen mit dem Flugzeug.....	51
3.2.1.2	Erfassungen mit dem Schiff.....	56
3.2.1.3	Bestandscharakterisierung.....	61
3.2.2	Haubentaucher (<i>Podiceps cristatus</i>).....	61
3.2.3	Eissturmvogel (<i>Fulmarus glacialis</i>)	61
3.2.3.1	Erfassungen mit dem Flugzeug.....	62
3.2.3.2	Erfassungen mit dem Schiff.....	66
3.2.3.3	Bestandscharakterisierung.....	70
3.2.4	Basstölpel (<i>Morus bassanus</i>).....	70
3.2.4.1	Erfassungen mit dem Flugzeug.....	70
3.2.4.2	Erfassungen mit dem Schiff.....	75
3.2.4.3	Bestandscharakterisierung.....	79
3.2.5	Trauerente (<i>Melanitta nigra</i>).....	79
3.2.5.1	Erfassungen mit dem Flugzeug.....	79
3.2.5.2	Erfassungen mit dem Schiff.....	82
3.2.6	Raubmöwen (Skua - <i>Stercorarius skua</i> , Spatelraubmöwe - <i>Stercorarius pomarinus</i> , Schmarotzerraubmöwe - <i>Stercorarius parasiticus</i> , Falkenraubmöwe - <i>Stercorarius longicaudus</i>).....	83
3.2.7	Zwergmöwe (<i>Hydrocoloeus minutus</i>).....	83
3.2.7.1	Erfassungen mit dem Flugzeug.....	84
3.2.7.2	Erfassungen mit dem Schiff.....	88
3.2.7.3	Bestandscharakterisierung.....	92

3.2.8	Lachmöwe (<i>Chroicocephalus ridibundus</i>).....	92
3.2.8.1	Erfassungen mit dem Flugzeug	93
3.2.8.2	Erfassungen mit dem Schiff	96
3.2.9	Sturmmöwe (<i>Larus canus</i>).....	97
3.2.9.1	Erfassungen mit dem Flugzeug	97
3.2.9.2	Erfassungen mit dem Schiff	101
3.2.9.3	Bestandscharakterisierung	105
3.2.10	Heringsmöwe (<i>Larus fuscus</i>).....	105
3.2.10.1	Erfassungen mit dem Flugzeug	105
3.2.10.2	Erfassungen mit dem Schiff	110
3.2.10.3	Bestandscharakterisierung	115
3.2.11	Mantelmöwe (<i>Larus marinus</i>).....	115
3.2.11.1	Erfassungen mit dem Flugzeug	115
3.2.11.2	Erfassungen mit dem Schiff	120
3.2.11.3	Bestandscharakterisierung	124
3.2.12	Silbermöwe (<i>Larus argentatus</i>).....	124
3.2.12.1	Erfassungen mit dem Flugzeug	124
3.2.12.2	Erfassungen mit dem Schiff	128
3.2.12.3	Bestandscharakterisierung	132
3.2.13	Dreizehenmöwe (<i>Rissa tridactyla</i>).....	132
3.2.13.1	Erfassungen mit dem Flugzeug	132
3.2.13.2	Erfassungen mit dem Schiff	138
3.2.13.3	Bestandscharakterisierung	142
3.2.14	Seeschwalben (Flusseeeschwalbe - <i>Sterna hirundo</i> , Küstenseeschwalbe - <i>Sterna paradisaea</i> und Brandseeeschwalbe - <i>Sterna sandvicensis</i>).....	142
3.2.14.1	Erfassungen mit dem Flugzeug	142

3.2.14.2	Erfassungen mit dem Schiff.....	143
3.2.14.3	Brandseeschwalbe (<i>Sterna sandvicensis</i>).....	143
3.2.14.4	Fluss/Küstenseeschwalbe (<i>Sterna hirundo/Sterna paradisaea</i>).....	150
3.2.15	Alkenvögel (Trottellumme - <i>Uria aalge</i> , Tordalk - <i>Alca torda</i> , Papageitaucher - <i>Fratercula arctica</i>)	158
3.2.15.1	Erfassungen mit dem Flugzeug.....	159
3.2.15.2	Erfassungen mit dem Schiff.....	165
3.2.15.3	Bestandscharakterisierung.....	166
3.2.15.4	Trottellumme (<i>Uria aalge</i>)	167
3.2.15.5	Tordalk (<i>Alca torda</i>)	172
4	SCHUTZGUTBEZOGENE BEWERTUNG DES BESTANDS.....	178
4.1	Schutzstatus	178
4.2	Bewertung des Vorkommens.....	182
4.3	Bewertung räumlicher Einheiten.....	188
4.4	Vorbelastung	189
4.5	Fazit.....	190
5	BESCHREIBUNG DER WIRKFAKTOREN	192
5.1	Bau-/rückbaubedingte Wirkfaktoren	193
5.2	Anlagenbedingte Wirkfaktoren.....	195
5.3	Betriebsbedingte Wirkfaktoren.....	201
5.4	Zusammenfassung der vorhabenbedingten Wirkfaktoren	205
6	NICHTTECHNISCHE ZUSAMMENFASSUNG.....	207
6.1	Deutsche nichttechnische Zusammenfassung	207
6.2	English non-technical summary	213
7	LITERATURVERZEICHNIS.....	218

A	ANHANG	228
A.1	Modellwindparkparameter	228
A.2	Methoden	229
A.2.1	Erfassungen mit dem Flugzeug	230
A.2.2	Erfassungen mit dem Schiff	248
A.3	Ergebnisse.....	264
A.3.1	Artenlisten	264
A.3.2	Rasterdichtekarten.....	275
A.3.2.1.	Untersuchungsgebiet FN6_7	275
A.3.2.1.1.	Trauerente	275
A.3.2.1.2.	Lachmöwe.....	277
A.3.2.1.3.	Trottellumme	279
A.3.2.1.4.	Tordalk.....	281
A.3.2.2.	Untersuchungsgebiet FN10_11.....	283
A.3.2.2.1.	Seetaucher	283
A.3.2.2.2.	Eissturmvogel.....	285
A.3.2.2.3.	Basstölpel.....	287
A.3.2.2.4.	Trauerente	289
A.3.2.2.5.	Zwergmöwe	291
A.3.2.2.6.	Lachmöwe.....	293
A.3.2.2.7.	Sturmmöwe	295
A.3.2.2.8.	Heringsmöwe	297
A.3.2.2.9.	Mantelmöwe.....	299
A.3.2.2.10.	Silbermöwe	301
A.3.2.2.11.	Dreizehenmöwe	303
A.3.2.2.12.	Brandseeschwalbe.....	305

A.3.2.2.13.	Fluss-/Küstenseeschwalbe	307
A.3.2.2.14.	Alkenvögel	309
A.3.2.2.15.	Trottellumme.....	311
A.3.2.2.16.	Tordalk	313
A.3.2.3.	Untersuchungsgebiet SC6	315
A.3.2.3.1.	Trauerente.....	315
A.3.2.3.2.	Lachmöwe	317
A.3.2.3.3.	Brandseeschwalbe	319
A.3.2.3.4.	Alkenvögel.....	321
A.3.3	Punktsichtungskarten	323
A.3.3.1.	Seetaucher	323
A.3.3.1.1.	FN6_7	323
A.3.3.1.2.	FN10_11	326
A.3.3.1.3.	SC6	331
A.3.3.2.	Eissturmvogel	334
A.3.3.2.1.	FN6_7	334
A.3.3.2.2.	FN10_11	337
A.3.3.2.3.	SC6	343
A.3.3.3.	Basstölpel	347
A.3.3.3.1.	FN6_7	347
A.3.3.3.2.	FN10_11	355
A.3.3.3.3.	SC6	362
A.3.3.4.	Zwergmöwe.....	372
A.3.3.4.1.	FN6_7	372
A.3.3.4.2.	FN10_11	376
A.3.3.4.3.	SC6	378

A.3.3.5. Sturmmöwe	380
A.3.3.5.1. FN6_7.....	380
A.3.3.5.2. FN10_11.....	385
A.3.3.5.3. SC6.....	388
A.3.3.6. Heringsmöwe.....	397
A.3.3.6.1. FN6_7.....	397
A.3.3.6.2. FN10_11.....	404
A.3.3.6.3. SC6.....	410
A.3.3.7. Mantelmöwe.....	420
A.3.3.7.1. FN6_7.....	420
A.3.3.7.2. FN10_11.....	425
A.3.3.7.3. SC6.....	429
A.3.3.8. Silbermöwe.....	439
A.3.3.8.1. FN6_7.....	439
A.3.3.8.2. FN10_11.....	445
A.3.3.8.3. SC6.....	447
A.3.3.9. Dreizehenmöwe.....	452
A.3.3.9.1. FN6_7.....	452
A.3.3.9.2. FN10_11.....	461
A.3.3.9.3. SC6.....	468
A.3.3.10. Brandseeschwalbe	479
A.3.3.10.1. FN6_7.....	479
A.3.3.10.2. FN10_11.....	481
A.3.3.10.3. SC6.....	483
A.3.3.11. Fluss-/Küstenseeschwalbe.....	484
A.3.3.11.1. FN6_7.....	484

A.3.3.11.2.	FN10_11	489
A.3.3.11.3.	SC6	493
A.3.3.12.	Trottellumme.....	496
A.3.3.12.1.	FN6_7	496
A.3.3.12.2.	FN10_11	505
A.3.3.12.3.	SC6	513
A.3.3.13.	Tordalk	526
A.3.3.13.1.	FN6_7	526
A.3.3.13.2.	FN10_11	534
A.3.3.13.3.	SC6	540
A.3.3.14.	Alkenvögel.....	548
A.3.3.14.1.	FN6_7	548
A.3.3.14.2.	FN10_11	557

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1.1	Übersicht der Lage der Fläche N-6.7 (ETRS 89, UTM 32N) in der deutschen AWZ der Nordsee.....	3
Abb. 2.1	Übersichtskarte der Fläche N-6.7 sowie der Untersuchungsgebiete FN6_7, FN10_11 und SC6	6
Abb. 2.2	Transektschema zum flugzeuggestützten Rastvogelmonitoring im Untersuchungsgebiet FN6_7	7
Abb. 2.3	Transektschema zum flugzeuggestützten Rastvogelmonitoring im Untersuchungsgebiet FN10_11	8
Abb. 2.4	Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.....	12
Abb. 2.5	Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	13
Abb. 2.6	Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2020/2021.....	14
Abb. 2.7	Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Herbst 2020.....	15
Abb. 2.8	Das HiDef-Kamerasystem.....	16
Abb. 2.9	Transektschema zum schiffgestützten Rastvogelmonitoring für die Voruntersuchung der Fläche N-6.7	20
Abb. 2.10	Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Schiffsuntersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.....	23
Abb. 2.11	Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Schiffsuntersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	24
Abb. 3.1	Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 durch digitale Flugtransekt-Erfassungen erfassten Rastvögel	38
Abb. 3.2	Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2020 und Januar 2021 durch digitale Flugtransekt-Erfassungen erfassten Rastvögel	39
Abb. 3.3	Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 durch digitale Flugtransekt-Erfassungen erfassten Rastvögel	40
Abb. 3.4	Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2020 und Juli 2020 durch digitale Flugtransekt-Erfassungen erfassten Rastvögel	41
Abb. 3.5	Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 durch Schiffsuntersuchungen innerhalb des Transekts erfassten Rastvögel	42

Abb. 3.6	Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar 2020 und Dezember 2020 durch Schiffsuntersuchungen innerhalb des Transekts erfassten Rastvögel	43
Abb. 3.7	Monatliche Dichten der Seetaucher bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	54
Abb. 3.8	Monatliche Dichten der Seetaucher bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	54
Abb. 3.9	Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	55
Abb. 3.10	Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	56
Abb. 3.11	Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	59
Abb. 3.12	Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	60
Abb. 3.13	Monatliche Dichte des Eissturmvogels bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	64
Abb. 3.14	Monatliche Dichte des Eissturmvogels bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	64
Abb. 3.15	Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	65
Abb. 3.16	Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	66
Abb. 3.17	Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	68
Abb. 3.18	Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	69
Abb. 3.19	Monatliche Dichten des Basstölpels bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	73
Abb. 3.20	Monatliche Dichten des Basstölpels bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	73
Abb. 3.21	Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	74
Abb. 3.22	Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	75
Abb. 3.23	Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	77
Abb. 3.24	Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	78

Abb. 3.25	Monatliche Dichten der Trauerente bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	81
Abb. 3.26	Monatliche Dichten der Trauerente bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	81
Abb. 3.27	Monatliche Dichten der Zwergmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	86
Abb. 3.28	Monatliche Dichten der Zwergmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	86
Abb. 3.29	Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	87
Abb. 3.30	Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	88
Abb. 3.31	Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	90
Abb. 3.32	Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	91
Abb. 3.33	Monatliche Dichten der Lachmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	95
Abb. 3.34	Monatliche Dichten der Lachmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	95
Abb. 3.35	Monatliche Dichten der Sturmmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	99
Abb. 3.36	Monatliche Dichten der Sturmmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	99
Abb. 3.37	Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	100
Abb. 3.38	Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	101
Abb. 3.39	Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	103
Abb. 3.40	Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	104
Abb. 3.41	Monatliche Dichten der Heringsmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet Januar und Dezember 2019.	108
Abb. 3.42	Monatliche Dichten der Heringsmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	108
Abb. 3.43	Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	109

Abb. 3.44	Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	110
Abb. 3.45	Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	113
Abb. 3.46	Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	114
Abb. 3.47	Monatliche Dichten der Mantelmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	118
Abb. 3.48	Monatliche Dichten der Mantelmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	118
Abb. 3.49	Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	119
Abb. 3.50	Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	120
Abb. 3.51	Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	122
Abb. 3.52	Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	123
Abb. 3.53	Monatliche Dichten der Silbermöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	126
Abb. 3.54	Monatliche Dichten der Silbermöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	126
Abb. 3.55	Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	127
Abb. 3.56	Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	128
Abb. 3.57	Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	130
Abb. 3.58	Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	131
Abb. 3.59	Monatliche Dichten der Dreizehenmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	135
Abb. 3.60	Monatliche Dichten der Dreizehenmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	135
Abb. 3.61	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	136
Abb. 3.62	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	137

Abb. 3.63	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	140
Abb. 3.64	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.	141
Abb. 3.65	Monatliche Dichten der Brandseeschwalbe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	146
Abb. 3.66	Monatliche Dichten der Brandseeschwalbe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	146
Abb. 3.67	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.....	147
Abb. 3.68	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	148
Abb. 3.69	Monatliche Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.	152
Abb. 3.70	Monatliche Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	152
Abb. 3.71	Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.....	153
Abb. 3.72	Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	154
Abb. 3.73	Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.	156
Abb. 3.74	Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr und Winter 2020/2021.	157
Abb. 3.75	Monatliche Dichten der Artgruppe Alkenvögel im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.....	162
Abb. 3.76	Monatliche Dichten der Artgruppe Alkenvögel im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.....	162
Abb. 3.77	Räumliche Verteilung der Artgruppe Alkenvögel bei Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.....	163
Abb. 3.78	Räumliche Verteilung der Artgruppe Alkenvögel bei Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	164
Abb. 3.79	Monatliche Dichten der Trottellummen und Tordalken bei Schiffstransect-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2019.....	169
Abb. 3.80	Monatliche Dichten der Trottellummen und Tordalken bei Schiffstransect-Erfassungen zwischen Januar 2020 und Dezember 2020.....	169

Abb. 3.81 Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. 170

Abb. 3.82 Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 171

Abb. 3.83 Räumliche Verteilung des Tordalks bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. 175

Abb. 3.84 Räumliche Verteilung des Tordalks bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 176

Anhang

Abb. A. 1 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 12.02.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 232

Abb. A. 2 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 12.02.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 232

Abb. A. 3 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 19.03.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 233

Abb. A. 4 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 19.03.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 233

Abb. A. 5 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 17.04.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 234

Abb. A. 6 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 17.04.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 234

Abb. A. 7 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 09.05.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 235

Abb. A. 8 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 12.05.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 235

Abb. A. 9 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 23.05.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 236

Abb. A. 10 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 01.06.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 236

Abb. A. 11 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 16.06.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 237

Abb. A. 12 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 17.06.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 237

Abb. A. 13 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 18.07.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 238

Abb. A. 14	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 26.07.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11	238
Abb. A. 15	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.09.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7	239
Abb. A. 16	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.09.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11	239
Abb. A. 17	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 05.02.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11	240
Abb. A. 18	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.02.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7	240
Abb. A. 19	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 03.03.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11	241
Abb. A. 20	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 11.03.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7	241
Abb. A. 21	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 26.03.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7	242
Abb. A. 22	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 26.03.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11	242
Abb. A. 23	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 07.04.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11	243
Abb. A. 24	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 09.04.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7	243
Abb. A. 25	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.05.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11	244
Abb. A. 26	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 23.05.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7	244
Abb. A. 27	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 09.06.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11	245
Abb. A. 28	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 17.06.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7	245
Abb. A. 29	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 12.07.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11	246
Abb. A. 30	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 13.07.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7	246
Abb. A. 31	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.08.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7	247
Abb. A. 32	Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 25.01.2021 im Untersuchungsgebiet FN6_7	247

Abb. A. 33	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 23. - 24.01.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	250
Abb. A. 34	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 22. – 23.02.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	251
Abb. A. 35	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 21. - 22.02.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	251
Abb. A. 36	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 21. - 22.03.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	252
Abb. A. 37	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 04. - 05.04.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	252
Abb. A. 38	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 01. - 02.05.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	253
Abb. A. 39	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 18. - 19.06.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	253
Abb. A. 40	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 19. - 20.07.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	254
Abb. A. 41	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 04. – 05.08.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	254
Abb. A. 42	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 20. - 21.09.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	255
Abb. A. 43	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 03. - 04.10.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	255
Abb. A. 44	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 04. - 05.11.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	256
Abb. A. 45	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 17. - 18.12.2019 im Untersuchungsgebiet SC6	256
Abb. A. 46	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 20. - 21.01.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	257
Abb. A. 47	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 03. – 04.03.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	257
Abb. A. 48	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 19. - 20.03.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	258
Abb. A. 49	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 08. - 09.04.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	258
Abb. A. 50	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 05. - 06.05.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	259
Abb. A. 51	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 17. - 18.06.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	259

Abb. A. 52	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 17. - 18.07.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	260
Abb. A. 53	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 02. - 03.08.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	260
Abb. A. 54	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 01. - 02.09.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	261
Abb. A. 55	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 16. - 17.10.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	261
Abb. A. 56	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 08. - 09.11.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	262
Abb. A. 57	Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 08. - 09.12.2020 im Untersuchungsgebiet SC6	262
Abb. A. 58	Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.....	275
Abb. A. 59	Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	276
Abb. A. 60	Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.....	277
Abb. A. 61	Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	278
Abb. A. 62	Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.....	279
Abb. A. 63	Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	280
Abb. A. 64	Räumliche Verteilung des Tordalks bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.....	281
Abb. A. 65	Räumliche Verteilung des Tordalks bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	282
Abb. A. 66	Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	283
Abb. A. 67	Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	284
Abb. A. 68	Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	285
Abb. A. 69	Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	286
Abb. A. 70	Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	287

Abb. A. 71	Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	288
Abb. A. 72	Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	289
Abb. A. 73	Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	290
Abb. A. 74	Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	291
Abb. A. 75	Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	292
Abb. A. 76	Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	293
Abb. A. 77	Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	294
Abb. A. 78	Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	295
Abb. A. 79	Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	296
Abb. A. 80	Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	297
Abb. A. 81	Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	298
Abb. A. 82	Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	299
Abb. A. 83	Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	300
Abb. A. 84	Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	301
Abb. A. 85	Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	302
Abb. A. 86	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	303
Abb. A. 87	Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	304
Abb. A. 88	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020...	305
Abb. A. 89	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.....	306

Abb. A. 90	Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020... 307
Abb. A. 91	Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 308
Abb. A. 92	Räumliche Verteilung der Artgruppe Alkenvögel insgesamt bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. 309
Abb. A. 93	Räumliche Verteilung der Artgruppe Alkenvögel insgesamt bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 310
Abb. A. 94	Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020... 311
Abb. A. 95	Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 312
Abb. A. 96	Räumliche Verteilung des Tordalks bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. 313
Abb. A. 97	Räumliche Verteilung des Tordalks bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 314
Abb. A. 98	Räumliche Verteilung der Trauerente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. 315
Abb. A. 99	Räumliche Verteilung der Trauerente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 316
Abb. A. 100	Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. 317
Abb. A. 101	Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 318
Abb. A. 102	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. 319
Abb. A. 103	Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 320
Abb. A. 104	Räumliche Verteilung der Alkenvögel bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. 321
Abb. A. 105	Räumliche Verteilung der Alkenvögel bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. 322

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 2.1	Datum, Transektstrecke [km], gültig erfasste Fläche [km ²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 (1. Untersuchungsjahr).	9
Tab. 2.2	Datum, Transektstrecke [km], gültig erfasste Fläche [km ²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2020 und Januar 2021 (2. Untersuchungsjahr).	9
Tab. 2.3	Datum, Transektstrecke [km], gültig erfasste Fläche [km ²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 (1. Untersuchungsjahr).	10
Tab. 2.4	Datum, Transektstrecke [km], gültig erfasste Fläche [km ²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2020 und Juli 2020 (2. Untersuchungsjahr).....	10
Tab. 2.5	Erfassungsaufwand sowie erfasste Strecke und Fläche pro Erfassungsfahrt bei Schiffstransekt-Erfassungen der Voruntersuchungen zur Fläche N-6.7 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019.....	21
Tab. 2.6	Erfassungsaufwand sowie erfasste Strecke und Fläche pro Erfassungsfahrt bei Schiffstransekt-Erfassungen der Voruntersuchungen zur Fläche N-6.7 zwischen Januar 2020 und Dezember 2020.....	22
Tab. 2.7	Distanzklassen für schwimmende Vögel.	25
Tab. 2.8	Korrekturfaktoren für schwimmende/tauchende Vögel nach Werten aus der Literatur .	28
Tab. 2.9	Bewertungskriterien für die Rastvogelbestände nach dem Umweltbericht zum FEP 2020 für die deutsche Nordsee.....	30
Tab. 3.1	Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln im Jahr 2019 (Januar 2019 - Dezember 2019) und im Jahr 2020 (Januar 2020 - Januar 2021).....	39
Tab. 3.2	Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln im Jahr 2019 (Januar 2019 - Dezember 2019) und im Jahr 2020 (Januar 2020 - Juli 2020)	41
Tab. 3.3	Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln im Jahr 2019 (Januar 2019 - Dezember 2019) und im Jahr 2020 (Januar 2020 - Dezember 2020).....	43
Tab. 3.4	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019.	45
Tab. 3.5	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2020 und Januar 2021....	46
Tab. 3.6	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019.....	47

Tab. 3.7	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2020 und Januar 2021.	48
Tab. 3.8	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Schiffstransekt-Erfassungen (im Transekt) im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019.....	49
Tab. 3.9	Monatliche Dichten (Ind./km ²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Schiffstransekt-Erfassungen (im Transekt) im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar 2020 und Dezember 2020.....	50
Tab. 3.10	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Seetaucher sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen	53
Tab. 3.11	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Seetaucher sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen.....	58
Tab. 3.12	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] des Eissturmvogels sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen.....	63
Tab. 3.13	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] des Eissturmvogels sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen	67
Tab. 3.14	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] des Basstölpels sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen	72
Tab. 3.15	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] des Basstölpels sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen.....	76
Tab. 3.16	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Trauerente sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen	80
Tab. 3.17	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Trauerente sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen.....	82
Tab. 3.18	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Zwergmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen	85
Tab. 3.19	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Zwergmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen.....	89
Tab. 3.20	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Lachmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen	94
Tab. 3.21	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Lachmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen.....	96
Tab. 3.22	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Sturmmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen	98
Tab. 3.23	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Sturmmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen.....	102
Tab. 3.24	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Heringsmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen.....	107

Tab. 3.25	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Heringsmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen	112
Tab. 3.26	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Mantelmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransect-Erfassungen	117
Tab. 3.27	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Mantelmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen	121
Tab. 3.28	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Silbermöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransect-Erfassungen	125
Tab. 3.29	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Silbermöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen.....	129
Tab. 3.30	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Dreizehenmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransect-Erfassungen	134
Tab. 3.31	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Dreizehenmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen	139
Tab. 3.32	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Brandseeschwalben sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransect-Erfassungen	145
Tab. 3.33	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Brandseeschwalben sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen	149
Tab. 3.34	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Fluss-/Küstenseeschwalbe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransect-Erfassungen	151
Tab. 3.35	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Fluss-/Küstenseeschwalbe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen	155
Tab. 3.36	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Artgruppe Alkenvögel insgesamt sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransect-Erfassungen	161
Tab. 3.37	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Artgruppe Alkenvögel insgesamt sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen	165
Tab. 3.38	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] der Trottellumme sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen	168
Tab. 3.39	Mittlere saisonale Dichte [Ind./km ²] des Tordalks sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen.....	174
Tab. 4.1	Liste der während der Flächenvoruntersuchung (Flug und Schiff) zur Fläche N-6.7 zwischen Januar 2019 und Januar 2021 nachgewiesenen und im Ergebnisteil näher betrachteten, gefährdeten oder geschützten Rastvogelarten mit Angaben zum Schutz- oder Gefährdungsstatus.....	179
Tab. 5.1	Potenzielle Wirkfaktoren unter Berücksichtigung der Windparkparameter (Tab. A. 1) auf das Schutzgut Rastvögel.....	192

Anhang

Tab. A. 1	Modellwindparkparameter aus dem Umweltbericht zum FEP 2020 für die deutsche Nordsee (Tabelle 2; BSH 2020b) die für die Identifizierung der Wirkfaktoren (Kapitel 5) herangezogen werden.	228
Tab. A. 2	Eckkoordinaten der Fläche N-6.7.....	229
Tab. A. 3	Eckkoordinaten des Untersuchungsgebietes FN6_7 für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7.....	230
Tab. A. 4	Koordinaten und Strecken der Flugtransekte im Untersuchungsgebiet FN6_7 für die Transekt-Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7. ...	230
Tab. A. 5	Eckkoordinaten des Untersuchungsgebietes FN10_11 für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7.....	231
Tab. A. 6	Koordinaten und Strecken der Flugtransekte im Untersuchungsgebiet FN10_11 für die Flugtransekt-Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7.	231
Tab. A. 7	Eckkoordinaten des Untersuchungsgebietes SC6 für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7.....	248
Tab. A. 8	Koordinaten und Strecken der Schiffstransekte für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7.....	248
Tab. A. 9	Daten der durchgeführten Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2019.....	248
Tab. A. 10	Daten der durchgeführten Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2020 und Dezember 2020.....	249
Tab. A. 11	Technische Daten der verwendeten Erfassungsschiffe	250
Tab. A. 12	Jahreszeitenzuordnung für Seevögel nach Garthe et al. (2007).	263
Tab. A. 13	Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar und Dezember 2019 während Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten	264
Tab. A. 14	Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2020 und Januar 2021 während der Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten	265
Tab. A. 15	Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar und Dezember 2019 während Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten	267
Tab. A. 16	Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2020 und Juli 2020 während der Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten	268
Tab. A. 17	Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar und Dezember 2019 während Schiffstransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten.....	269
Tab. A. 18	Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar und Dezember 2020 während Schiffstransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten.....	271

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AEWA	Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migrants
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
Bft	Beaufort
BMU	Bundesministerium für Umwelt
BNetzA	Bundesnetzagentur
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
EEA	European Environment Agency
EEG 2017	Erneuerbare-Energie-Gesetz
EEZ	Exclusive Economic Zone
EU27-Gef.	Gefährdungskategorien innerhalb der 27 EU-Staaten
EUR-Gef	Gefährdungskategorien innerhalb Europas
EU-VSChRL	Europäische Vogelschutzrichtlinie
EVG	Europäisches Vogelschutzgebiet
FEP	Flächenentwicklungsplan
FFH	Flora-Fauna-Habitat Richtlinie
FTZ	Forschungs- und Transferzentrum Westküste
GPS	Global Positioning System
Ind.	Individuen
Km	Kilometer
m	Meter
MW	Megawatt
OWF	Offshore wind energy farm
OWP	Offshore-Windpark
RLW-BRD	Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands
SPEC	Species of European Conservation Concern
StUK	Standarduntersuchungskonzept
UTC	Coordinated Universal Time (koordinierte Weltzeit)
WEA	Windenergieanlage
WGS 84	World Geodetic System 1984
WindSeeG	Windenergie-auf-See-Gesetz

1 ANLASS UND AUFGABENSTELLUNG

1.1 Anlass

Mit dem Inkrafttreten des Windenergie-auf-See-Gesetzes (WindSeeG) am 01.01.2017 kommt dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) die gesetzliche Aufgabe zu, im Auftrag der Bundesnetzagentur (BNetzA) die Voruntersuchung von in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) gelegenen Flächen für die Errichtung und den Betrieb von Windenergieanlagen (WEA) auf See durchzuführen.

Die Nutzung dieser Flächen zur Gewinnung von Windenergie und damit zusammenhängend das Recht auf Netzanschluss soll gemäß §§ 16 ff. WindSeeG ab 2021 von der BNetzA öffentlich ausgeschrieben werden, wobei der Bieter mit dem niedrigsten anzulegenden Wert und damit der niedrigsten geforderten Marktprämie den Zuschlag erhält.

Ziel der Voruntersuchungen des BSH ist es gemäß § 9 Absatz 1 WindSeeG, für die Ausschreibungen der BNetzA nach §§ 16 ff. WindSeeG den Bietern die Informationen zur Verfügung zu stellen, die eine wettbewerbliche Bestimmung der Marktprämie nach § 22 des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (2021) ermöglichen sowie die Eignung der Fläche festzustellen und einzelne Untersuchungsgegenstände vorab zu prüfen, um das anschließende Planfeststellungsverfahren auf diesen Flächen zu beschleunigen.

Für den Bereich der Meeresumwelt sind gemäß § 10 Abs.1 Satz 1 Nr.1 WindSeeG die Untersuchungen durchzuführen und zu dokumentieren, die für eine Umweltverträglichkeitsstudie im Planfeststellungsverfahren nach dem WindSeeG auf der Fläche erforderlich sind. Insbesondere ist eine Bestandscharakterisierung, eine Darstellung der bestehenden Vorbelastungen und eine Bestandsbewertung vorzunehmen. Diesem Zweck dient der folgende Bericht zum Schutzgut Rastvögel im Bereich der Fläche N-6.7.

Der Bericht wird gemäß § 10 Abs. 2 Satz 2 WindSeeG zudem bei der im Rahmen der Eignungsprüfung der Fläche N-6.7 durchzuführenden Strategischen Umweltprüfung (SUP) berücksichtigt.

1.2 Datenlage für die voruntersuchte Fläche

Die Fläche N-6.7 liegt im Gebiet N-6 und befindet sich in einer Entfernung von ca. 0,5 km nördlich der sich im Betrieb befindlichen Offshore-Windparks (OWP) „Veja Mate“ und „BARD Offshore 1“ (s. Abb. 1.1). Der Windpark „Deutsche Bucht“ wurde während des Monitorings im Jahr 2019 fertiggestellt und schließt sich südlich in ca. 500 m Entfernung an. Nordöstlich der Fläche N-6.7 befinden sich im ca. 13,4 km entfernten Gebiet N-8 die bereits entwickelten Windparks „Global Tech I“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“. In südöstlicher/östlicher Richtung befinden sich die Projektfläche des genehmigten OWP-Vorhabens „EnBW He Dreih“ und die Flächenentwicklungsplan-Fläche (FEP-Fläche N-7.2) im Gebiet N-7 in ca. 6,5 km Entfernung.

Aufgrund der räumlichen Nähe sind die für die genannten OWP im Cluster 6 sowie dem genehmigten OWP-Vorhaben „EnBW He Dreih“ verfassten Fachgutachten und

Verträglichkeitsstudien als relevant für eine Eignungsprüfung der Fläche N-6.7 anzusehen. Da die Fachgutachten zu den OWP „Global Tech I“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“ im Gebiet N-8 nicht frei verfügbar sind, können sie im Rahmen des vorliegenden Gutachtens nicht als Grundlage für eine vergleichende Bewertung der naturräumlichen Ausstattung der Fläche N-6.7 herangezogen werden, werden jedoch vom BSH bei der Eignungsprüfung bedacht. Dagegen sind die Genehmigungsbescheide der genannten OWP veröffentlicht (BSH 2007a, 2007b, 2010b, 2015), in die die betreffenden Basisgutachten und darauf aufbauenden Umweltverträglichkeitsstudien eingeflossen sind und können, mit Einschränkungen aufgrund des jeweiligen Datenalters, im Rahmen dieses Berichts berücksichtigt werden.

Darüber hinaus wurden in der deutschen Nordsee Forschungsvorhaben durchgeführt, deren Ergebnisse für die Beurteilung der Wirkfaktoren bzw. die Bewertung der Rastvogelgesellschaft im Zusammenhang mit der Flächenvoruntersuchung herangezogen werden sollten. Solche Forschungsprojekte sind MINOS (Garthe et al. 2004a), EMSON (Gilles et al. 2006), MINOSplus (Siebert et al. 2007), StUKplus (Beiersdorf et al. 2014), HELBIRD (Mendel et al. 2018), DIVER (Dorsch et al. 2019) und TOPMarine (u. a. Borkenhagen et al. 2018, Dierschke 2019). Außerdem erfolgte im Rahmen des Umweltberichts zum FEP 2020 (BSH 2020b) und im Umweltbericht zum Raumordnungsplan 2021 (BSH 2021) eine Auflistung von Ergebnissen aus Umweltverträglichkeitsprüfungen, die als Referenzdaten zur Bewertung in den vorliegenden Erfassungen herangezogen werden können. Zusätzlich sind aktuelle publizierte Arbeiten zu den Beständen der Rastvögel im Bereich der Deutschen Bucht heranzuziehen (z. B. Mendel et al. 2008, Garthe et al. 2015, Schwemmer et al. 2019, Vilela et al. 2021). Weitere Referenzen dazu sind dem Literaturverzeichnis (Kapitel 7) zu entnehmen.

Insgesamt ist bei allen verfügbaren Daten neben dem räumlichen auch der zeitliche Bezug zu berücksichtigen. Dadurch können die vorgenannten, publizierten Dokumente möglicherweise nur eingeschränkt für die Beurteilung der Bestände bzw. des Rastvogelgeschehens berücksichtigt werden.

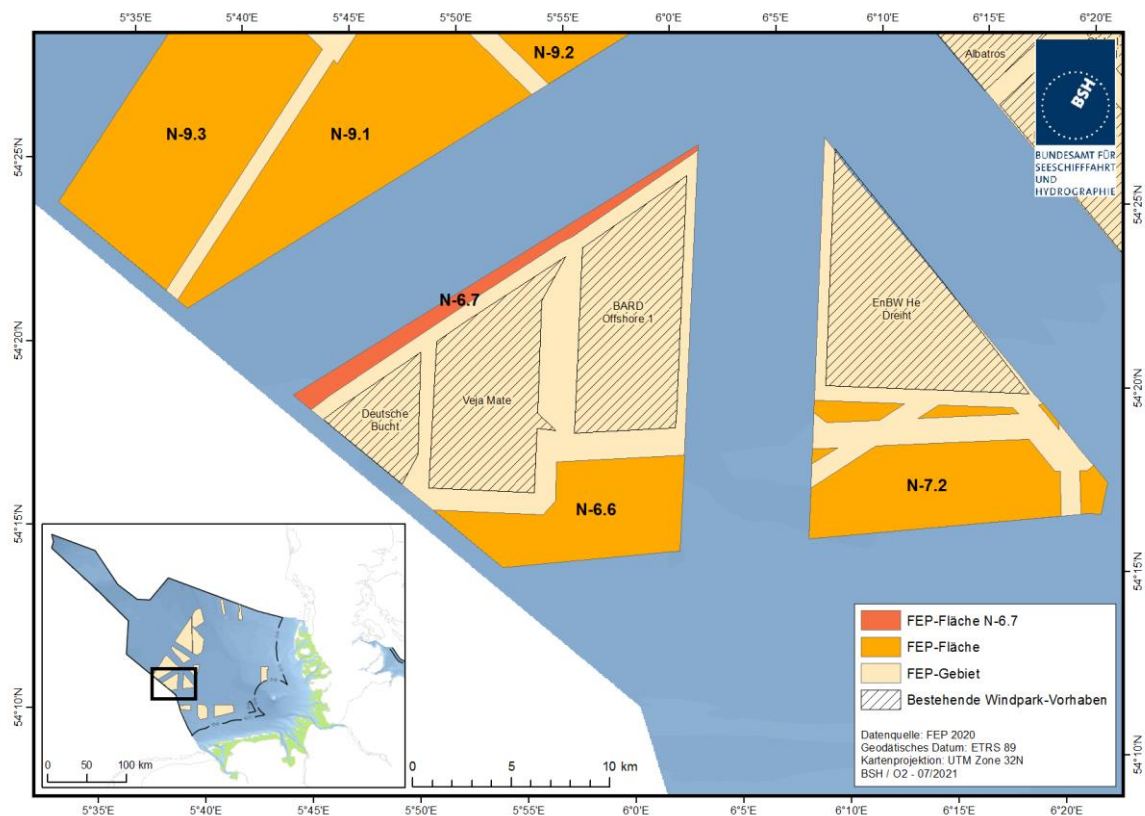


Abb. 1.1 Übersicht der Lage der Fläche N-6.7 (ETRS 89, UTM 32N) in der deutschen AWZ der Nordsee nach FEP (BSH 2020c), aktualisiert im Juli 2021.

1.3 Zielsetzung und Fragestellung

Für die Untersuchung der Meeresumwelt im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen für Offshore-Windparks hat das BSH als Genehmigungsbehörde im Jahr 2003 einen Methodenstandard entwickelt und laufend fortgeschrieben (aktuelles Standarduntersuchungskonzept: StUK4; BSH 2013). Ziel des StUK ist es, mögliche Auswirkungen des Baus und Betriebes von Offshore-Windkraftanlagen auf die marine Umwelt zu erkennen und zu bewerten. Wesentlicher Bestandteil ist dabei die Prüfung auf Umweltverträglichkeit zum Ende einer Basisaufnahme. Hierbei wird der festgestellte Umweltzustand im Hinblick auf den Bau und Betrieb des geplanten Windparks bewertet. Dies gilt ebenso für die nun durchgeführten Voruntersuchungen von für den Windkraftausbau ausgewiesenen Flächen, um die natürliche Ausstattung dieser Voruntersuchungsfläche zu erfassen.

Das vorliegende Fachgutachten dient dazu, das Vorkommen der Rastvögel im Bereich der Fläche N-6.7 im Rahmen der durch das BSH beauftragten Flächenvoruntersuchung zu beschreiben und zu bewerten. Die Bewertung zielt hierbei hauptsächlich darauf ab, festzustellen welche Bedeutung die Fläche N-6.7 für das Schutzgut Rastvögel besitzt.

Darüber hinaus sollen auf Grundlage von Modellwindparkparametern (s. Tab. A. 1) die voraussichtlichen Umweltauswirkungen auf die vorhandenen Bestände der Rastvögel beschrieben werden. Dies dient als Basis zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen, die durch den Ausbau der Windkraft auf der Fläche N-6.7 auf das Schutzgut zu erwarten sind.

Um diese Fragestellungen beantworten zu können, stützt sich dieser Bericht auf die zwischen dem 01.01.2019 und dem 31.12.2020 erhobenen Daten. Der Umfang der Erfassungen ist im Untersuchungsrahmen für die Voruntersuchung und Strategische Umweltprüfung der Fläche N-6.7 vom 07.08.2020 (BSH 2020a) festgelegt worden (vgl. hierzu auch Kap. 2.2 und Kap. 2.2). Neben den im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-7.2 und N-9 beauftragten Fluguntersuchungen in der Untersuchungsfläche FN6_7 sowie den zusätzlich zur Verfügung gestellten Daten des Fluguntersuchungsgebietes FN10_11, wurden Daten der schiffsgestützten Untersuchungen aus dem Clustermonitoring N-6 herangezogen (Abb. 2.1). Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurde zusätzlich zu den Daten von 01.01.2019 und dem 31.12.2020 die Erfassung im Januar 2021 mit berücksichtigt, um, ebenso wie bei den Schiffstransekt-Erfassungen, auch den Winter 2020/2021 mit abzudecken. Für die Durchführung der Untersuchungen wurden die methodischen Vorgaben des StUK4 (BSH 2013) zu Grunde gelegt. Der Untersuchungsrahmen (BSH 2020a) wurde veröffentlicht, nachdem bereits Daten in den jeweiligen Untersuchungsgebieten erfasst wurden. Eine Gegenüberstellung der verschiedenen Vorgaben aus StUK4, Untersuchungsrahmen und Leistungsbeschreibung zur Flächenvoruntersuchung (BSH 2017a, 2017b) erfolgt in den Kapiteln 2.2 (Erfassungen mit dem Flugzeug) und 2.3 (Erfassung mit dem Schiff). Sollten sich hieraus Abweichungen ergeben, werden diese mit der Angabe von Gründen und einer Einschätzung der Konsequenz für Qualität und Vollständigkeit der Daten diskutiert.

Im vorliegenden Bericht werden folgende Aufgabenstellungen in Bezug auf das Schutzgut Rastvögel bearbeitet:

- Beschreibung und Bewertung des Vorkommens von Rastvögeln auf der voruntersuchten Fläche N-6.7 und ihrer Umgebung,
- Beurteilung der Bedeutung voruntersuchten Fläche N-6.7 für Rastvögel,
- Beschreibung der voraussichtlichen Umweltauswirkungen durch die Errichtung eines Windparks (Parameter s. Anhang Tab. A. 1) auf Rastvögel.

2 MATERIAL UND METHODIK

2.1 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Fläche N.6.7 liegt im Gebiet N-6 in direkter Nachbarschaft nördlich der OWP „BARD Offshore 1“, „Veja Mate“ und „Deutsche Bucht“ (Abb. 1.1). Nordöstlich befinden sich im ca. 13,4 km entfernten Gebiet N-8 die Windparks „Global Tech I“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“. Westlich des Gebiets verläuft die AWZ-Grenze zu den Niederlanden. Südlich an das Gebiet N-6 schließt sich das Verkehrstrennungsgebiet „German Bight Western Approach“ in etwa 7,6 km Entfernung an. Die Koordinaten der Fläche N-6.7 sind in Tab. A. 2 im Anhang aufgelistet.

Die ausgewiesene Fläche N-6.7 liegt in der naturräumlichen Einheit der „Nordwestlichen Deutschen Bucht (küstenferne ostfriesische AWZ)“ mit Wassertiefen zwischen 30 und 40 Metern. Das Bodensubstrat besteht weitestgehend aus Fein- und Mittelsand (BSH 2020b). Im Bereich des Gebietes N-6 wurde das Geo-Cluster „Nordwestliche Deutsche Bucht I“ identifiziert.

Etwa 40,1 km südlich der Fläche N-6.7 befindet sich das nächstgelegene FFH-Schutzgebiet „Borkum Riffgrund“, etwa 53,8 km nordöstlich liegt das FFH-Gebiet „Sylter Außenriff“. Des Weiteren befindet sich das Europäische Vogelschutzgebiet (EVG) „Östliche Deutsche Bucht“, das für die Schutzgüter Rastvögel und Zugvögel von Bedeutung ist, ca. 90,9 km östlich der Fläche N-6.7. Wertgebende Arten sind hier unter anderem Stern- und Prachtaucher, sowie die Zwergmöwe. Die Gebiete „Sylter Außenriff“ und „Östliche Deutsche Bucht“ wurden als Naturschutzgebiet „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ vereint und im September 2017 unter Schutz gestellt. Auch das FFH-Gebiet „Borkum-Riffgrund“ wurde zeitgleich zum Naturschutzgebiet erklärt. Die Naturschutzgebiete sind deckungsgleich mit den jeweiligen FFH-/EVG-Gebieten. Aus Gründen der besseren Lesbarkeit wird im vorliegenden Fachgutachten im Folgenden ausschließlich auf die FFH-/EVG-Gebiete Bezug genommen, alle Aussagen gelten aber auch für die entsprechenden (Teilbereiche der) Naturschutzgebiete.

Der aktuelle Umweltbericht zum FEP für die deutsche Nordsee (BSH 2020b) weist Fläche N-6.7 eine mittlere Bedeutung für Schweinswale, See- und Rastvögel zu.

Für die Voruntersuchung des Schutzgutes Rastvögel wurden Daten aus den in Abb. 2.1 dargestellten Untersuchungsgebieten FN6_7 für die Flugtransekt-Erfassungen und SC6 für die Schiffstransekt-Erfassungen berücksichtigt. Zusätzlich wurden die Daten aus dem nördlich angrenzenden Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 herangezogen. Neben den genannten FEP-Gebieten N-6, N-7 und N-8 in denen sich bereits entwickelte oder mindestens genehmigte Windparks befinden, decken die Untersuchungsgebiete FN6_7 und FN10_11 zusätzlich zumindest zum Teil die Gebiete N-9, N-10, N-11, N-12 und N-13 mit ab (Abb. 2.1). In diesen Gebieten wurden bisher keine OWP errichtet. Die Umgebung der Fläche N-6.7 und der drei bestehenden Windparks wurde von 2014 bis 2021 im Rahmen des Monitorings nach StUK untersucht. Die Ergebnisse liegen dem BSH bereits vor.

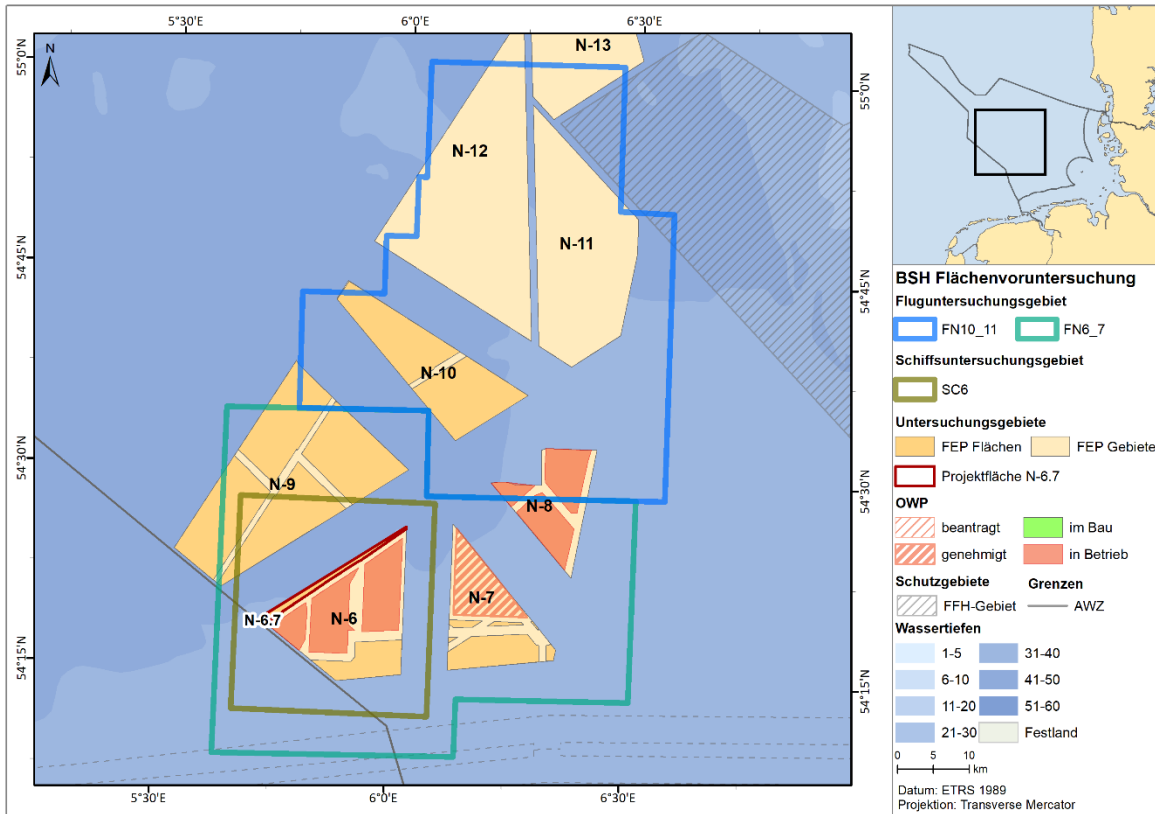


Abb. 2.1 Übersichtskarte der Fläche N-6.7 sowie der Untersuchungsgebiete FN6_7, FN10_11 und SC6 (ETRS 89, UTM 32N).

Eine tabellarische Übersicht der Untersuchungsgebiete für die flugzeug- und schiffsbasierten Erfassungen findet sich im Anhang (Tab. A. 3 bis Tab. A. 8).

2.2 Erfassungen mit dem Flugzeug

2.2.1 Untersuchungsgebiet

Für die Fläche N-6.7 wurden Daten aus zwei separaten, aneinandergrenzenden Flugtransekt-Erfassungsgebieten herangezogen (s. Abb. 2.2 und Abb. 2.3). Die Gesamttransektlänge betrug im Gebiet FN6_7 mit 555,25 km etwas weniger als im Gebiet FN10_11 mit 557,51 km. Entsprechend war auch die Größe des südlichen Untersuchungsgebietes FN6_7 mit 2.229 km² etwas geringer als die des zusätzlich berücksichtigten, nördlichen Untersuchungsgebietes FN10_11 mit 2.244 km². Die Transekte verliefen in beiden Untersuchungsgebieten in Ost-West-Richtung, wobei im Gebiet FN6_7 insgesamt 12 Transekte mit einer Länge zwischen 28,2 km und 57,6 km befliegen wurden und im Gebiet FN10_11 insgesamt 15 Transekte mit einer Länge zwischen 27,0 km und 51,4 km (s. Anhang Tab. A. 4 bzw. Tab. A. 6).

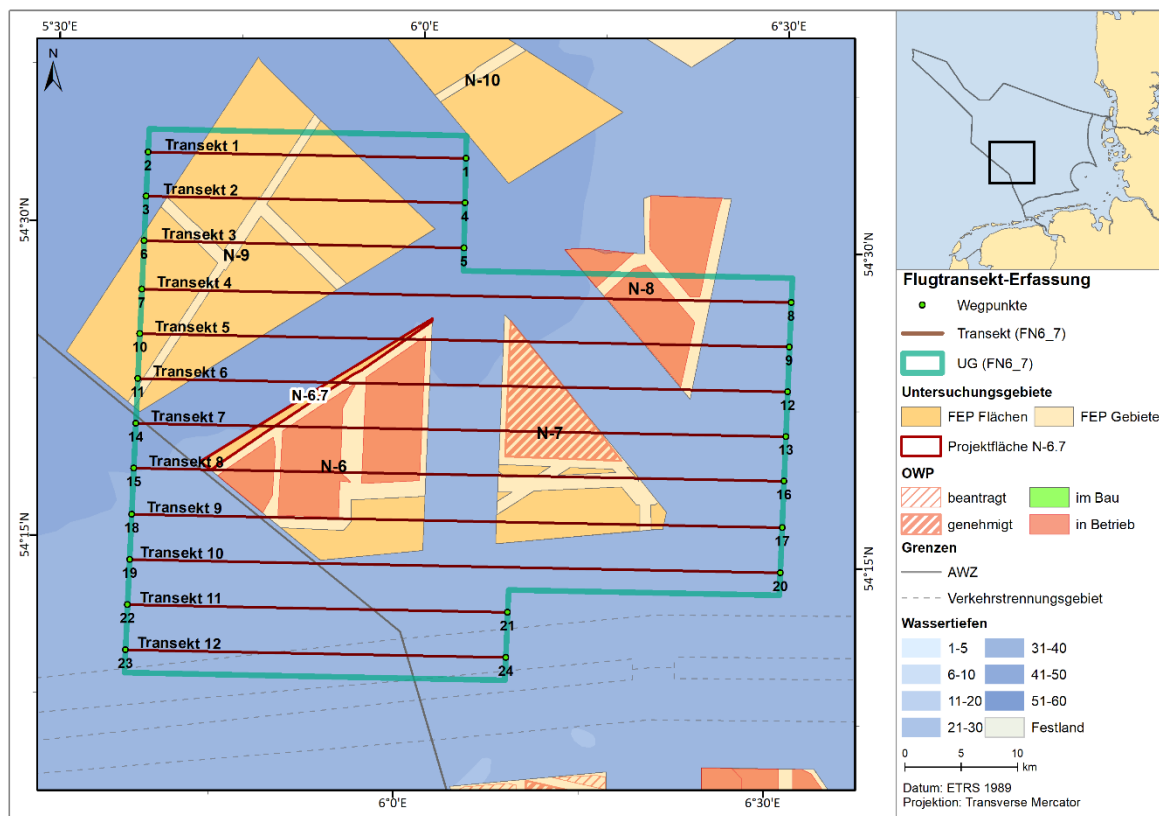


Abb. 2.2 Transektschema zum flugzeuggestützten Rastvogelmonitoring im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2019 und Januar 2021.

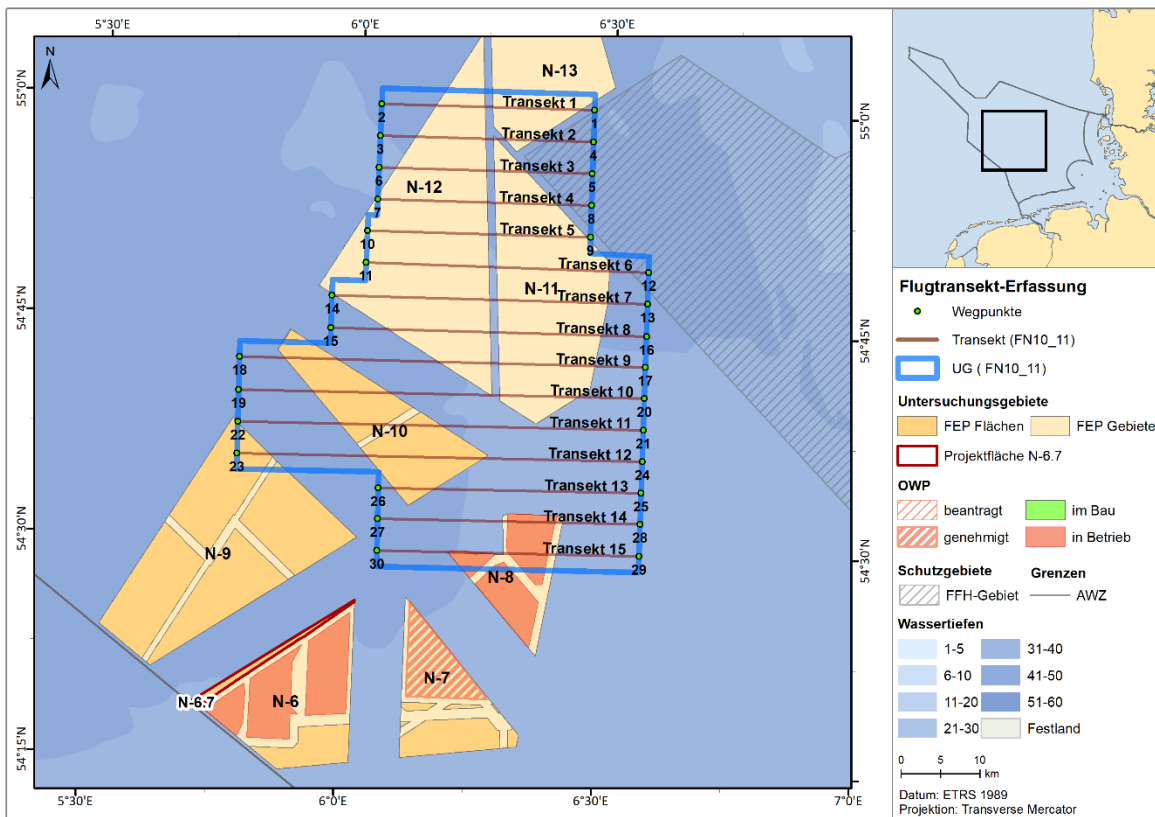


Abb. 2.3 *Transektschema zum flugzeuggestützten Rastvogelmonitoring im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2019 und Juli 2020.*

Von Januar 2019 bis Dezember 2019 wurden in beiden Gebieten jeweils acht gültige Flugtransekt-Erfassungen durchgeführt (Tab. 2.1 bzw. Tab. 2.3). Im zweiten Untersuchungsjahr 2020 (Januar 2020 - Januar 2021) wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 weitere neun Flugtransekt-Erfassungen durchgeführt (Tab. 2.2). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 endeten die geplanten Erfassungen im Juli 2020, sodass hier noch weitere sieben Flugtransekt-Erfassungen zusätzlich herangezogen werden können.

Im ersten Untersuchungsjahr 2019 lag die Flächenabdeckung des Untersuchungsgebietes FN6_7 nach Abzug der wetterbedingt ausgeschlossenen Transektabschnitte zwischen 10,8 % und 13,4 % und im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen 11,1 % und 13,5 % (Tab. 2.1 bzw. Tab. 2.3). Im zweiten Untersuchungsjahr wurden Flächenabdeckungen zwischen 12,6 % und 13,6 % (FN6_7) und 12,5 % und 13,5 % (FN10_11) erreicht (Tab. 2.2 bzw. Tab. 2.4). Beim Vergleich der Gesamttransektstrecke und der insgesamt gültig erfassten Fläche ist die teilweise unterschiedliche Anzahl der Erfassungen im jeweiligen Zeitraum zu berücksichtigen (Tab. 2.1 bis Tab. 2.4)

Tab. 2.1 Datum, Transektstrecke [km], gültig erfasste Fläche [km²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 (1. Untersuchungsjahr).

Kampagnennummer	Datum	Uhrzeit UTC		Transektstrecke [km]	Gültig erfasste Fläche [km ²]	Abdeckungsgrad [%]
		Beginn	Ende			
Zone35_M02_S01_19	12.02.2019	09:29	15:17	554,8	295,4	13,3
Zone35_M03_S01_19	19.03.2019	13:11	16:06	553,6	299,1	13,4
Zone35_M04_S01_19	17.04.2019	12:48	15:49	555,7	294,1	13,2
Zone35_M05_S01_19	09.05.2019	06:22	07:10	532,6	240,2	10,8
		12:00	15:11			
Zone35_M05_S02_19	23.05.2019	8:30	10:36	553,4	290,4	13,0
		15:14	16:30			
Zone35_M06_S01_19	17.06.2019	13:36	16:37	551,6	299,6	13,4
Zone35_M07_S01_19	18.07.2019	13:10	16:37	556,0	301,6	13,4
Zone35_M09_S01_19	14.09.2019	07:25	10:34	555,2	298,3	13,4
Gesamt 1. Untersuchungsjahr				4.412,9	2.318,7	Ø 13,0

Tab. 2.2 Datum, Transektstrecke [km], gültig erfasste Fläche [km²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2020 und Januar 2021 (2. Untersuchungsjahr).

Kampagnennummer	Datum	Uhrzeit UTC		Transektstrecke [km]	Gültig erfasste Fläche [km ²]	Abdeckungsgrad [%]
		Beginn	Ende			
Zone35_M02_S01_20	14.02.2020	06:25	10:34	556,4	302,6	13,6
		12:54	13:57			
Zone35_M03_S01_20	11.03.2020	07:27	10:36	557,0	302,5	13,6
Zone35_M03_S02_20	26.03.2020	12:36	15:41	554,4	297,2	13,3
Zone35_M04_S01_20	09.04.2020	07:01	09:45	555,8	298,2	13,4
		13:22	13:55			
Zone35_M05_S01_20	23.05.2020	13:24	16:46	558,3	281,4	12,6
Zone35_M06_S02_20	17.06.2020	13:54	17:00	557,9	303,1	13,6
Zone35_M07_S01_20	13.07.2020	13:18	16:28	555,8	286,6	12,9
Zone35_M08_S01_20	14.08.2020	13:27	16:35	555,0	301,5	13,5
Zone35_M01_S01_21	25.01.2021	10:00	10:50	555,3	301,3	13,5
		12:20	14:32			
Gesamt 2. Untersuchungsjahr				5.006,0	2.696,0	Ø 13,4

Tab. 2.3 Datum, Transektstrecke [km], gültig erfasste Fläche [km²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 (1. Untersuchungsjahr).

Kampagnennummer	Datum	Uhrzeit UTC		Transektstrecke [km]	Gültig erfasste Fläche [km ²]	Abdeckungsgrad [%]
		Beginn	Ende			
Zone36_M02_S01_19	12.02.2019	09:15	14:40	556,6	280,1	12,5
Zone36_M03_S01_19	19.03.2019	07:14	10:22	557,9	300,2	13,4
Zone36_M04_S01_19	17.04.2019	07:32	10:41	520,6	271,3	12,1
Zone36_M05_S01_19	12.05.2019	07:09	10:24	559,0	249,3	11,1
Zone36_M06_S01_19	01.06.2019	13:28	16:34	552,4	300,0	13,4
Zone36_M06_S02_19	16.06.2019	14:19	17:22	558,5	303,3	13,5
Zone36_M07_S01_19	27.07.2019	14:11	17:26	558,1	303,2	13,5
Zone36_M09_S01_19	14.09.2019	09:10	10:26	558,6	295,8	13,2
		13:06	15:03			
Gesamt 1. Untersuchungsjahr				4.421,7	2.303,2	Ø 12,8

Tab. 2.4 Datum, Transektstrecke [km], gültig erfasste Fläche [km²] und Abdeckungsgrad [%] der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2020 und Juli 2020 (2. Untersuchungsjahr).

Kampagnennummer	Datum	Uhrzeit UTC		Transektstrecke [km]	Gültig erfasste Fläche [km ²]	Abdeckungsgrad [%]
		Beginn	Ende			
Zone36_M02_S01_20	05.02.2020	09:18	10:44	558,5	303,3	13,5
		12:40	14:41			
Zone36_M03_S01_20	03.03.2020	09:00	10:40	557,1	301,8	13,4
		12:55	14:20			
Zone36_M03_S02_20	26.03.2020	12:41	15:47	557,5	300,5	13,4
Zone36_M04_S01_20	07.04.2020	07:00	10:15	556,6	289,4	12,9
Zone36_M05_S01_20	14.05.2020	13:10	16:27	559,5	281,7	12,6
Zone36_M06_S01_20	09.06.2020	13:29	16:39	556,2	280,0	12,5
Zone36_M07_S01_20	12.07.2020	13:20	16:30	556,4	291,9	13,0
Gesamt 2. Untersuchungsjahr				3.901,8	2.048,6	Ø 13,0

Die graphische Gegenüberstellung der tatsächlich geflogenen Transektstrecke und der geplanten Transektstrecke findet sich im Anhang (Abb. A. 1 bis Abb. A. 32). Die dargestellten Abweichungen beruhen auf teilweise ungültig erfassten Transektabschnitten, sowie technischen Problemen und kleinräumigen Abweichungen von der Ideallinie; erstere und letztere sind auf Wetterbedingungen zurückzuführen. Diese Abweichungen führen zu einer geringfügigen Variation des Abdeckungsgrades, (Tab. 2.1 bis Tab. 2.4). Der Abdeckungsgrad liegt bei keiner Erfassung unter der im StUK4 (BSH 2013) vorgesehenen Minimalabdeckung von 10 %.

In Abb. 2.4 bis Abb. 2.7 ist der für das jeweilige Untersuchungsgebiet durchgeführte Erfassungsaufwand pro Saison als Rasterkarte dargestellt. Die Einteilung erfolgt nach meteorologischen Jahreszeiten, die von den artspezifischen Saisons abweichen können.

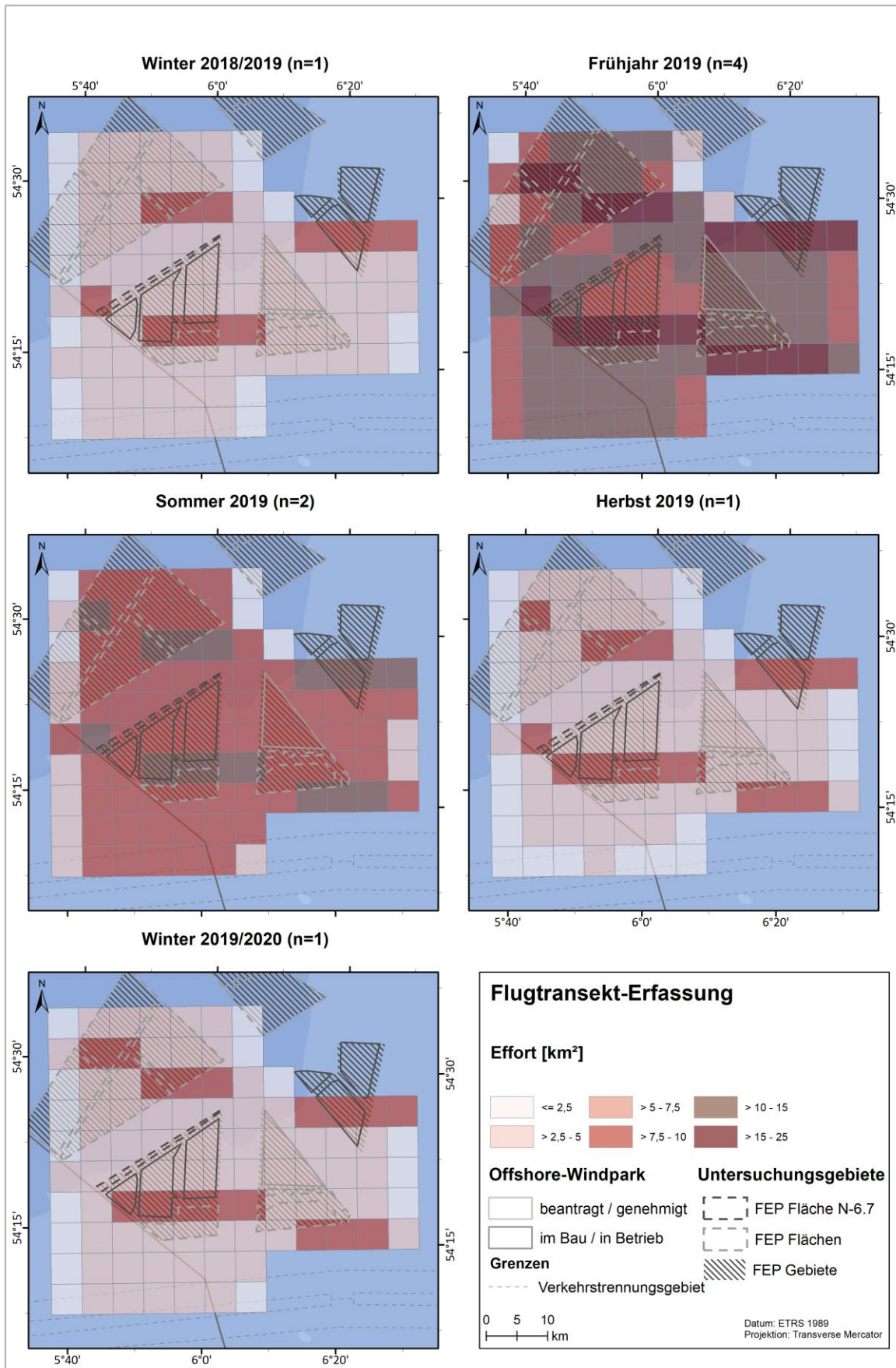


Abb. 2.4 Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. n = Anzahl der Erfassungen in der jeweiligen Jahreszeit.

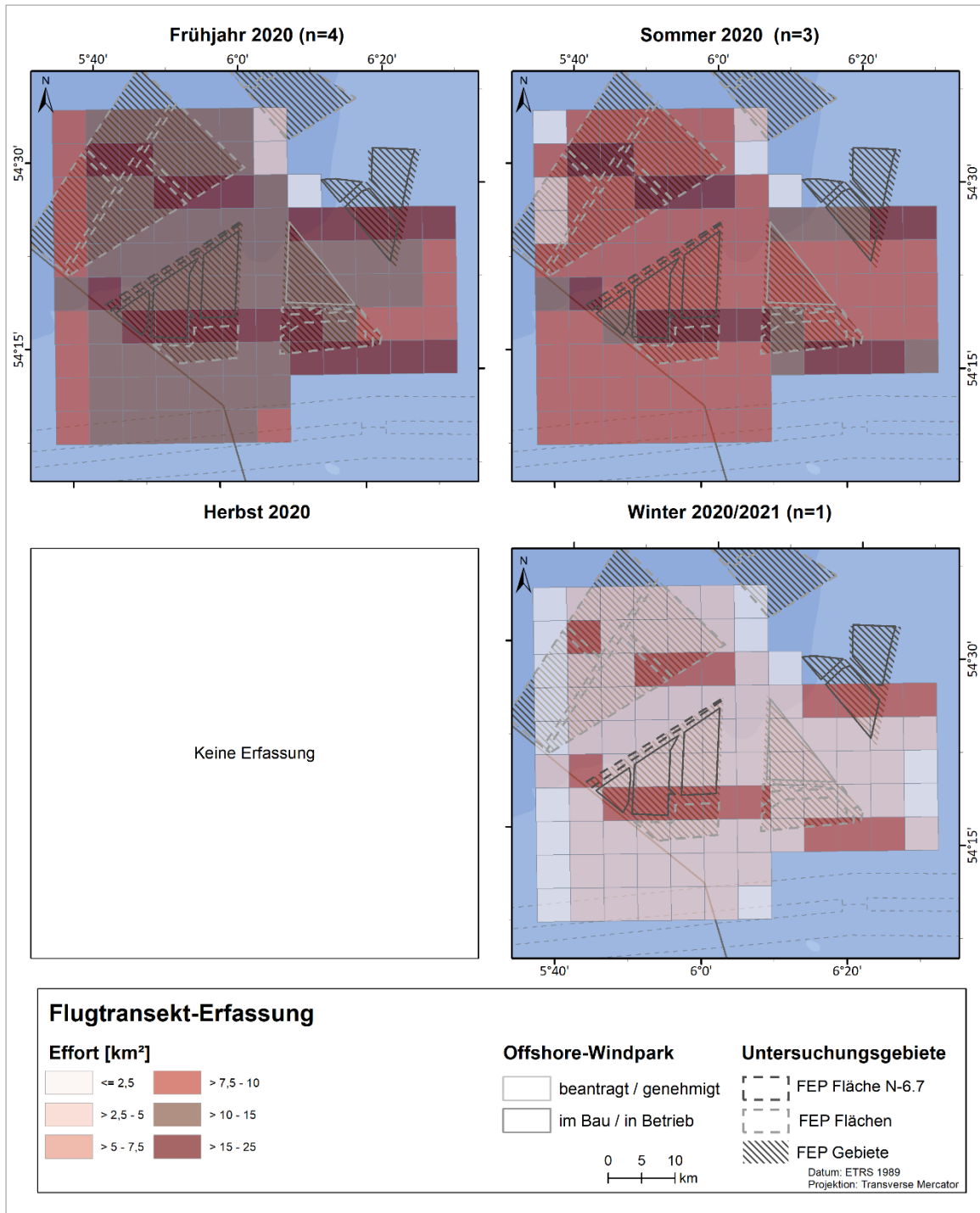


Abb. 2.5 Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. n = Anzahl der Erfassungen in der jeweiligen Jahreszeit.

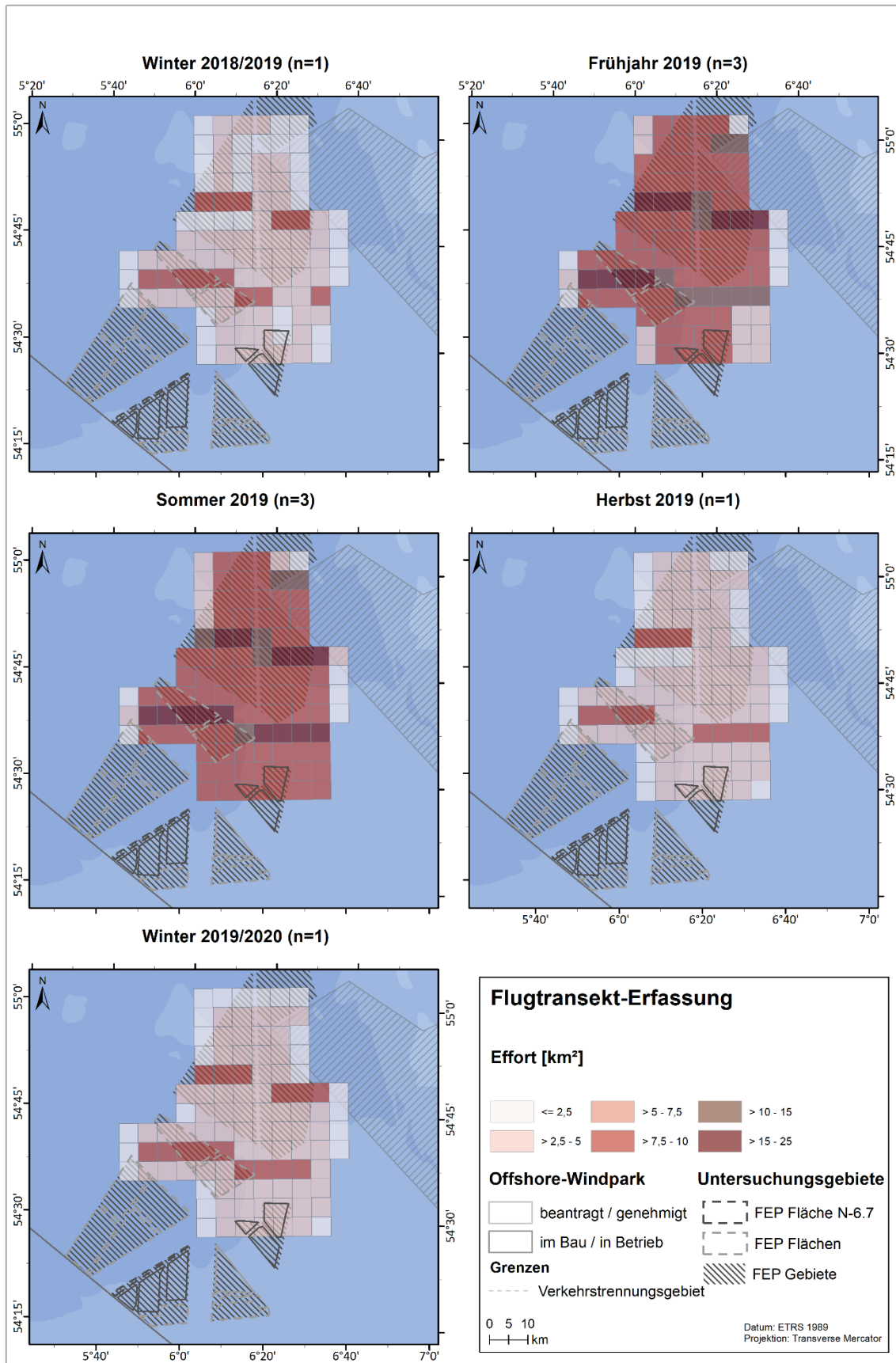


Abb. 2.6 Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2020/2021. n = Anzahl der Erfassungen in der jeweiligen Jahreszeit.

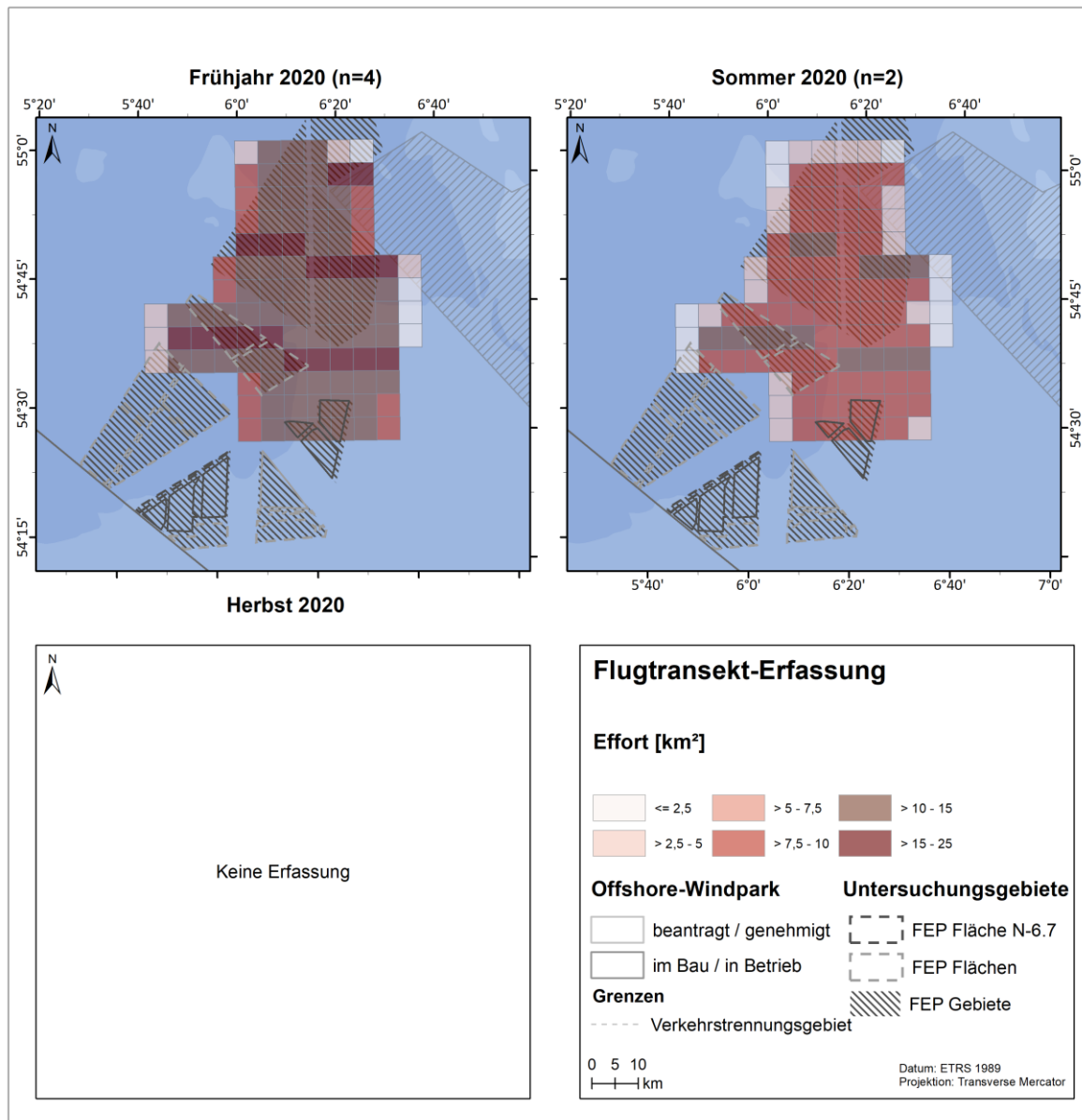


Abb. 2.7 Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Herbst 2020. n = Anzahl der Erfassungen in der jeweiligen Jahreszeit.

2.2.2 Erfassungsmethodik

Im Rahmen der Voruntersuchung der Fläche N-6.7 erfolgte die gemeinsame Erfassung von marinen Säugern und Rastvögeln zwischen Januar 2019 und Januar 2021 (im Gebiet FN10_11 bis Juli 2020) mit Hilfe digitaler Videotechnik durch das HiDef-System (<http://hedef.bioconsult-sh.de>) nach Weiß et al. (2016).

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://hedef.bioconsult-sh.de>) entwickelt. Das Kamerasystem zeigt nicht senkrecht nach unten, sondern wird je nach Sonnenstand leicht in bzw.

gegen die Flugrichtung 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 (s. Abb. 2.8).

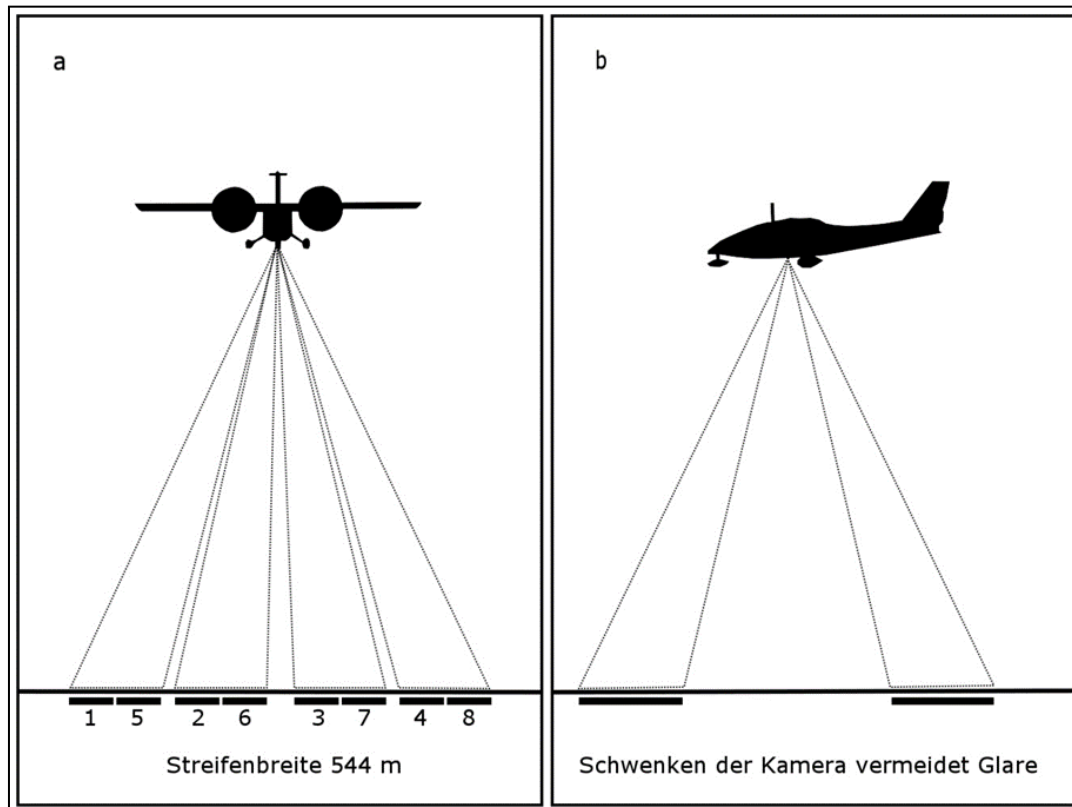


Abb. 2.8 Das HiDef-Kamerasystem. Die vier Kameras decken bei einer Flughöhe von 549 m eine effektive Streifenbreite von 544 m Meeresoberfläche ab (a: Frontalansicht; b: Seitenansicht). Die Nummerierung gibt die Kamerabilder an, wie sie in der Auswertung verwendet werden (pro Kamera werden die Bilder in zwei Hälften geteilt).

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 erfassten Objekte ermöglicht wird. Die Aufnahmen wurden zur späteren Kontrolle und Analyse auf mobilen Festplatten gespeichert.

Methodik Datenprozessierung

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, windparkassoziiertes Objekt etc.). Um eine gleichbleibend hohe Qualität gewährleisten zu können, wurde ein zufällig ausgewählter Anteil von 20 % eines jeden Filmes von einem weiteren Gutachter erneut bearbeitet. Lag die Übereinstimmung beider

Gutachter bei über 90 %, so wurden Unstimmigkeiten nachbestimmt und der Film für den nächsten Analyseschritt zugelassen. Bei weniger als 90 % Übereinstimmung 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 Tiere von erfahrenen Beobachtern, sofern möglich, auf Artniveau bestimmt. Aufgrund starker Ähnlichkeiten mancher Arten (z. B. Trottellumme/Tordalk bzw. Fluss-/Küstenseeschwalben) konnten einige Tiere nicht auf Artniveau identifiziert werden, sondern wurden als Artgruppe zusammengefasst, der einige wenige, nahe verwandte Arten angehören. Zusätzlich wurden Position, Alter, Verhalten (schwimmend, fliegend) und Flug-/Schwimmrichtung aufgenommen. Bei jedem 500. Bild (ca. alle 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 gesichtete Objekte des jeweiligen Films erneut bestimmt.

2.2.3 Auswertungsmethodik

Eine Auswertung wurde für alle Rastvogelarten bzw. -artgruppen durchgeführt, die im Untersuchungsgebiet regelmäßig vorkommen oder lebensraumtypisch sind, sowie entsprechend der Vorgaben des StUK4 (BSH 2013) Arten, die im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (EU-VSchRL; Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013) aufgeführt sind. Bei selten auftretenden Taxa ist eine quantitative Auswertungsmethodik nicht sinnvoll. Alle erfassten Arten sowie ihre Individuenzahlen sind im Anhang (Tab. A. 13, Tab. A. 14, Tab. A. 15, Tab. A. 16) aufgeführt.

Die während der Flugtransekt-Erfassungen nicht auf Artniveau bestimmten Individuen wurden zunächst in einer größeren taxonomischen Gruppe sehr ähnlicher Arten zusammengefasst, und dementsprechend als Trottellumme/Tordalk, Fluss-/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) und Seetaucher (Sterntaucher, Prachtaucher) klassifiziert. Diese drei Artgruppen beinhalteten einen Großteil der nicht auf Artniveau bestimmten Rastvögel. Eine gemeinsame Betrachtung der entsprechenden Artgruppe ist prinzipiell möglich, da die zugehörigen Arten hinsichtlich ihrer Verteilung innerhalb der Untersuchungsgebiete, sowie der Phänologie eine hohe Ähnlichkeit besitzen (Stone et al. 1995, Bellebaum et al. 2006, Mendel et al. 2008, Garthe et al. 2015). Damit ist die Interpretation der Ergebnisse hinsichtlich der relevanten Arten (s. im folgenden Kapitel 3.1 und 3.2) gut möglich. Andere Rastvögel, die keiner der vorgenannten Artgruppen zugeordnet werden konnten, werden in einem Großteil der Fälle mindestens auf die taxonomische Ebene der Familie eingegrenzt. Diese werden allerdings in der späteren Auswertung nicht berücksichtigt.

Für jede relevante Art oder Artgruppe (s. Abschnitt Ergebnisse 3.2) wurde, sofern es die erfassten Bestandszahlen zuließen, die monatliche und saisonale Bestandsdichte (Individuen/km²) in den

Untersuchungsgebieten FN6_7 und FN10_11 berechnet. Zusätzlich wurde die räumliche Verteilung pro artspezifischer Jahreszeit (Einteilung nach Garthe et al. 2007 bzw. BSH 2013; Tab A. 12) ermittelt. 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.

Für die häufigsten Vogelarten bzw. -gruppen sowie für die nach StUK4 (BSH 2013) relevanten Arten wurde die räumliche Verteilung der saisonalen Dichten in Rasterdichtekarten dargestellt. Für diesen Zweck wurde ein Gitternetz, mit Ausrichtung der Rasterzellen am EEA-Grid (EEA 2019), über das Untersuchungsgebiet gelegt. Die Kantenlänge der einzelnen Zellen beträgt entsprechend der Vorgabe des Untersuchungsrahmens (BSH 2019) 5 km. Insgesamt wurden so für das Untersuchungsgebiet FN6_7 96 Rasterzellen berücksichtigt, im Untersuchungsgebiet FN10_11 waren es 104 Zellen. Zusätzlich wurden Punktsichtungskarten mit den Positionen aller Sichtungen erstellt, sofern während der Erfassung mehr als drei Individuen einer Art/Artgruppe gesichtet wurden.

2.2.4 Abgleich der Anforderungen des StUK4, der Leistungsbeschreibung und des Untersuchungsrahmens

Die Untersuchungen für die Erfassungen des Schutzgutes Rastvögel hinsichtlich der Flugtransekt-Erfassungen unterschieden sich nur geringfügig zwischen den Vorgaben der Leistungsbeschreibung der Untersuchungen (BSH 2017b), dem am 07. August 2020 veröffentlichten „Untersuchungsrahmen für die Voruntersuchung und strategische Umweltprüfung der Fläche N-6.7“ (BSH 2020a) und dem StUK4 (BSH 2013). Das genutzte Kamerasystem erfüllt die technischen Anforderungen, die in der Leistungsbeschreibung (BSH 2017b) gefordert sind. Auch die Flughöhe von 549 m erfüllt die Minimalforderung von 450 m. Sowohl die Leistungsbeschreibung als auch der Untersuchungsrahmen (BSH 2020a) legen für die FEP-Fläche N-6.7 insgesamt acht Flugtransekt-Erfassungen pro Erfassungsjahr fest. Im Untersuchungsrahmen werden zudem pauschal auf die seit August 2018 für die Flächenvoruntersuchungen durchgeführten Flugtransekt-Erfassungen verwiesen. Die Verteilung der Flüge über das Jahr ist im Untersuchungsrahmen festgelegt. Die Verteilung der Flüge sieht einen Flug im August oder September, einen Flug zwischen Oktober und Februar, sowie sechs Flüge zwischen März und Juli mit mindestens einer Erfassung pro Monat vor. Diesen Vorgaben wurde weitestgehend gefolgt. Im zusätzlichen Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 endete jedoch der Untersuchungszeitraum bereits im Juli 2020, sodass im August/September 2020 keine weiteren Flugtransekt-Erfassungen durchgeführt wurden. Außerdem umfasst das zweite Untersuchungsgebiet 2020 im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt neun Flüge, da auch noch der Erfassungsflug im Januar 2021 berücksichtigt wird, um auch den Winter 2020/2021 abzudecken. Im Rahmen der Beauftragung der Flugtransekt-Erfassungen für die Flächenvoruntersuchungen, auf die auch im Rahmen dieser Berichtstellung zurückgegriffen wird, wurde in Abstimmung mit dem BSH in beiden Untersuchungsgebieten (FN6_7 und FN10_11) eine Ost-West-Ausrichtung der Transekte und keine, wie in der Leistungsbeschreibung und im StUK4 (BSH 2013) geforderte, küstennormale Ausrichtung zugrunde gelegt. Damit zusammenhängend war eine komplette Befliegung des jeweiligen Gebietes in einem Durchgang nicht immer möglich, da es zur Mittagszeit aufgrund der Flugrichtung teilweise zu starkem Glare kam, der eine Unterbrechung der Erfassungen notwendig machte. Wie in der Leistungsbeschreibung gefordert, wurde die

Abdeckung von 10 % des Untersuchungsgebietes durch die Transekt-Erfassungen zu jeder Zeit erfüllt; auch konnten alle Erfassungen jeweils an einem Tag durchgeführt werden.

Im StUK4 (BSH 2013) ist hinsichtlich der Festlegung des Untersuchungsgebietes gefordert, dass die Projektfläche/der geplante Windpark zentral in der Mitte des Untersuchungsgebietes liegen soll und, dass der Abstand der Projektfläche zu den Rändern des Untersuchungsgebietes jeweils mindestens 20 km betragen soll. Diesem wird mit der Festlegung des Untersuchungsgebietes FN6_7 für die Flächenvoruntersuchung der FEP-Fläche N-6.7 im Untersuchungsrahmen (BSH 2020a) nicht gänzlich entsprochen, da sich die Fläche N-6.7 eher im westlichen Bereich des Untersuchungsgebietes befindet und der Abstand zu den nördlichen (16,2 km), südlichen (18,0 km) und westlichen (5,9 km) Gebietsgrenzen weniger als 20 km beträgt. Das Untersuchungsgebiet FN10_11 spielt hier nur eine untergeordnete Rolle, da es im Wesentlichen unterstützend zum Untersuchungsgebiet FN6_7 herangezogen wird, die Fläche N-6.7 befindet sich nicht innerhalb des Untersuchungsgebietes FN10_11, sondern in etwa 16,7 km Entfernung zu dessen südlichem Rand (Abb. 2.1).

Ein weiterer Unterschied ergibt sich aus den Vorgaben im StUK4 (BSH 2013) und der Leistungsbeschreibung (BSH 2017b) hinsichtlich der Darstellung der Ergebnisse in diesem Bericht. Während im StUK4 für die Darstellung der Ergebnisse in Rasterdichtekarten die Rastergröße 2 Minuten Breite und 3 Minuten Länge (WGS 84, Grad Minute Sekunde) vorgegeben ist, ist in der Leistungsbeschreibung eine feste Rastergröße von 5 x 5 km vorgesehen. Beide Rasterungen sollen sich am geographischen Gitternetz orientieren.

2.3 Erfassung mit dem Schiff

2.3.1 Untersuchungsgebiet

Das etwa 800 km² große Untersuchungsgebiet SC6 wird durch acht in Ost-West-Richtung verlaufende Paralleltransekte abgedeckt. Die Transekte haben einen Abstand von jeweils 3,7 km und eine Länge von ca. 27 km. Die Transektlänge beträgt insgesamt ca. 217 km und deckt im Idealfall 16 % des Untersuchungsgebietes ab. Die Koordinaten der Transekte sind dem Anhang (Tab. A. 8) zu entnehmen. Die Lage der Transekte und deren Verlauf sind in Abb. 2.9 dargestellt.

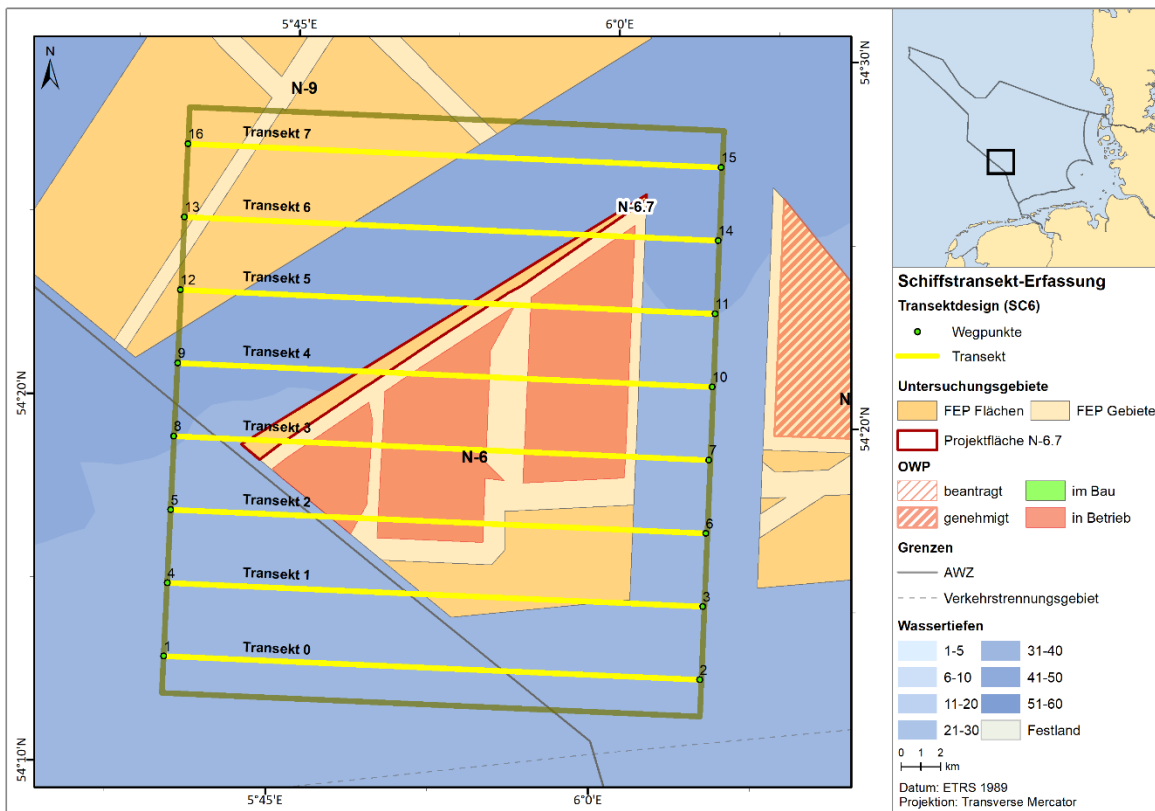


Abb. 2.9 Transektenschema zum schiffgestützten Rastvogelmonitoring für die Voruntersuchung der Fläche N-6.7 zwischen Januar 2019 und Dezember 2020.

Bei zeitweise ungünstigen Seestate-Bedingungen oder schlechten Sichtverhältnissen (s. auch Kap. 2.3.2 und 2.3.3) wurden einzelne Abschnitte des Untersuchungsgebietes nicht erfasst oder aus der Auswertung ausgeschlossen. Lediglich die Erfassung S19-04 erreicht aufgrund teils geringer Sichtweiten von weniger als einem Kilometer eine Abdeckung von insgesamt weniger als 10% des Untersuchungsgebietes Tab. 2.5. Die erfasste Transektstrecke, -fläche und der Abdeckungsgrad des Untersuchungsgebietes pro Fahrt sind in Tab. 2.5 und Tab. 2.6 dargestellt. Detaillierte Angaben zu den durchgeführten Erfassungen finden sich im Anhang (Tab. A. 9 und Tab. A. 10).

Tab. 2.5 Erfassungsaufwand sowie erfasste Strecke und Fläche pro Erfassungsfahrt bei Schiffstransect-Erfassungen der Voruntersuchungen zur Fläche N-6.7 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 (Abdeckungsgrad des Untersuchungsgebietes nach Abzug der wetterbedingt ausgeschlossenen Transectabschnitte).

Kampagnennummer	Datum	Uhrzeit UTC		Transectstrecke [km]	Gültig erfasste Fläche [km ²]	Abdeckungsgrad [%]
		Beginn	Ende			
S19-01	23.01.2019	07:41	15:06	215,0	129,0	16,1
	24.01.2019	07:32	15:15			
S19-02	13.02.2019	07:13	13:33	217,4	101,8	12,7
	14.02.2019	07:07	13:26			
S19-03	22.02.2019	08:20	16:48	215,9	100,8	12,6
	23.02.2019	07:01	16:57			
S19-04	21.03.2019	08:54	14:06	194,6	74,0	9,3
	22.03.2019	05:45	17:33			
S19-05	04.04.2019	10:50	17:26	216,1	129,6	16,2
	05.04.2019	08:45	17:22			
S19-08	01.05.2019	06:03	16:42	216,8	130,1	16,3
	02.05.2019	06:01	09:21			
S19-10	18.06.2019	05:06	16:47	215,8	129,5	16,2
	19.06.2019	05:01	06:25			
S19-11	19.07.2019	10:04	16:40	216,2	121,6	15,2
	20.07.2019	06:02	12:24			
S19-12	04.08.2019	07:24	17:08	215,0	120,9	15,1
	05.08.2019	05:01	08:01			
S19-15	20.09.2019	07:04	15:58	215,2	112,9	14,1
	21.09.2019	06:09	12:43			
S19-16	03.10.2019	09:10	15:54	215,1	129,1	16,1
	04.10.2019	08:25	14:58			
S19-18	04.11.2019	08:33	14:31	214,5	94,6	11,8
	05.11.2019	07:29	15:07			
S19-19	17.12.2019	08:03	15:04	162,1	87,0	10,9
	18.12.2019	11:20	14:55			
Gesamt 1. Untersuchungsjahr				2.729,6	1.461,0	Ø 14,0

Tab. 2.6 Erfassungsaufwand sowie erfasste Strecke und Fläche pro Erfassungsfahrt bei Schiffstransekt-Erfassungen der Voruntersuchungen zur Fläche N-6.7 zwischen Januar 2020 und Dezember 2020 (Abdeckungsgrad des Untersuchungsgebietes nach Abzug der wetterbedingt ausgeschlossenen Transektabschnitte).

Kampagnennummer	Datum	Uhrzeit UTC		Transektstrecke [km]	Gültig erfasste Fläche [km ²]	Abdeckungsgrad [%]
		Beginn	Ende			
S20-01	20.01.2020	07:56	15:06	216,5	129,9	16,2
	21.01.2020	07:53	14:37			
S20-02	03.03.2020	09:04	16:09	215,1	105,4	13,2
	04.03.2020	07:09	13:33			
S20-03	19.03.2020	10:41	17:11	216,1	124,7	15,6
	20.03.2020	06:46	13:37			
S20-04	08.04.2020	11:01	15:56	215,4	92,8	11,6
	09.04.2020	06:24	15:08			
S20-06	05.05.2020	06:11	16:11	215,8	96,4	12,1
	06.05.2020	06:11	09:20			
S20-09	17.06.2020	17:47	20:28	216,4	113,7	14,2
	18.06.2020	06:05	15:21			
S20-10	17.07.2020	04:03	15:47	216,2	125,5	15,7
	18.07.2020	05:32	09:15			
S20-12	02.08.2020	06:33	15:18	215,9	110,8	13,9
	03.08.2020	05:08	10:05			
S20-14	01.09.2020	09:12	17:37	214,7	104,8	13,1
	02.09.2020	05:01	09:54			
S20-16	16.10.2020	08:07	15:28	215,7	120,5	15,1
	17.10.2020	08:04	14:42			
S20-18	08.11.2020	07:03	14:21	215,6	113,1	14,1
	09.11.2020	07:00	11:10			
S20-19	08.12.2020	07:31	14:45	216,0	129,6	16,2
	09.12.2020	07:48	11:59			
Gesamt 2. Untersuchungsjahr				2.589,4	1.367,1	Ø 14,2

Die graphische Gegenüberstellung der tatsächlich gefahrenen Transektstrecke und der geplanten Transektstrecke findet sich im Anhang (Abb. A. 33 bis Abb. A. 56).

In Abb. 2.10 und Abb. 2.11 ist der für das Schiffsuntersuchungsgebiet SC6 durchgeführte Erfassungsaufwand pro Saison in Rasterzellen dargestellt.

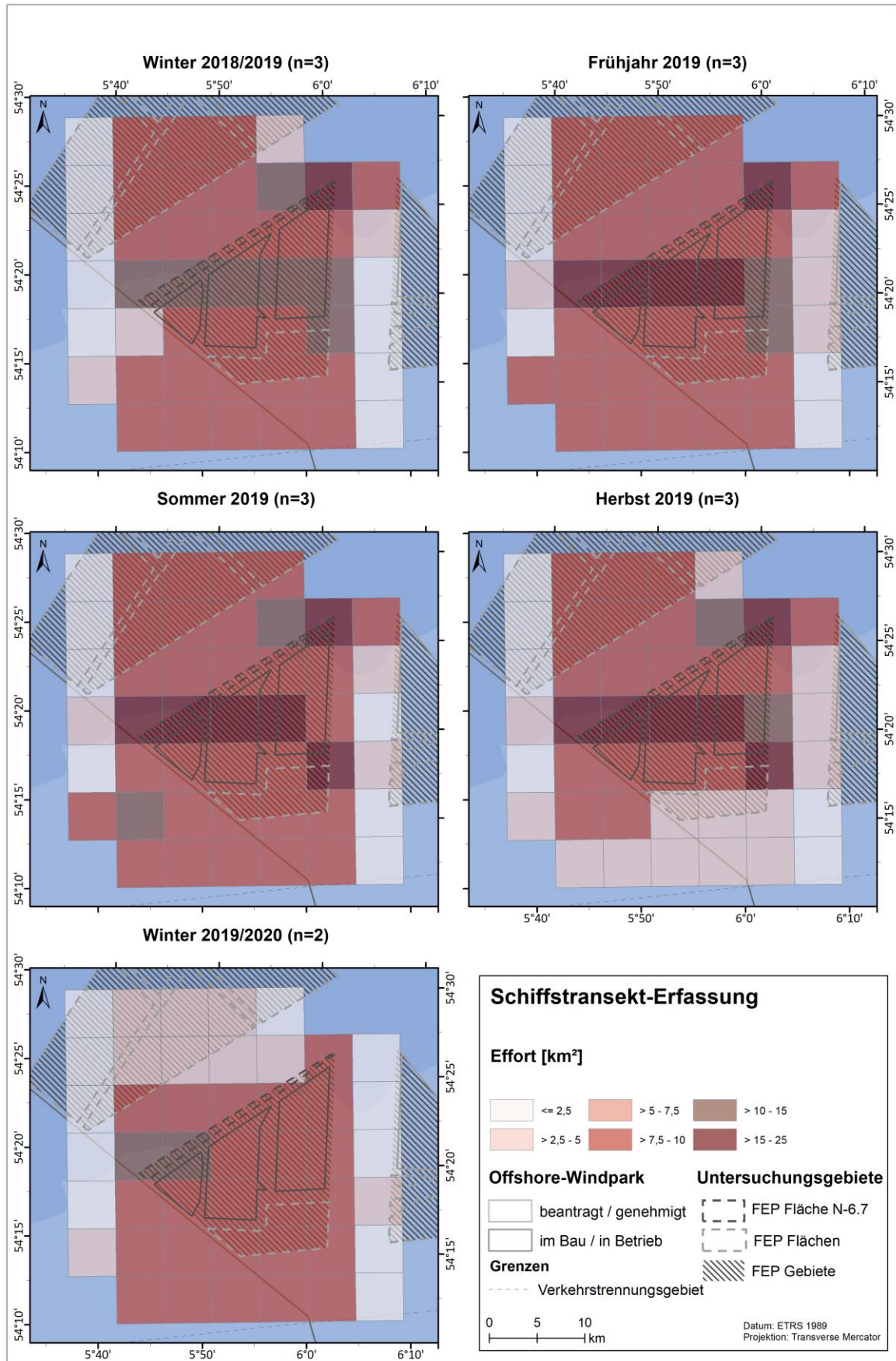


Abb. 2.10 Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Schiffsuntersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020. n = Anzahl der Erfassungen in der jeweiligen Jahreszeit.

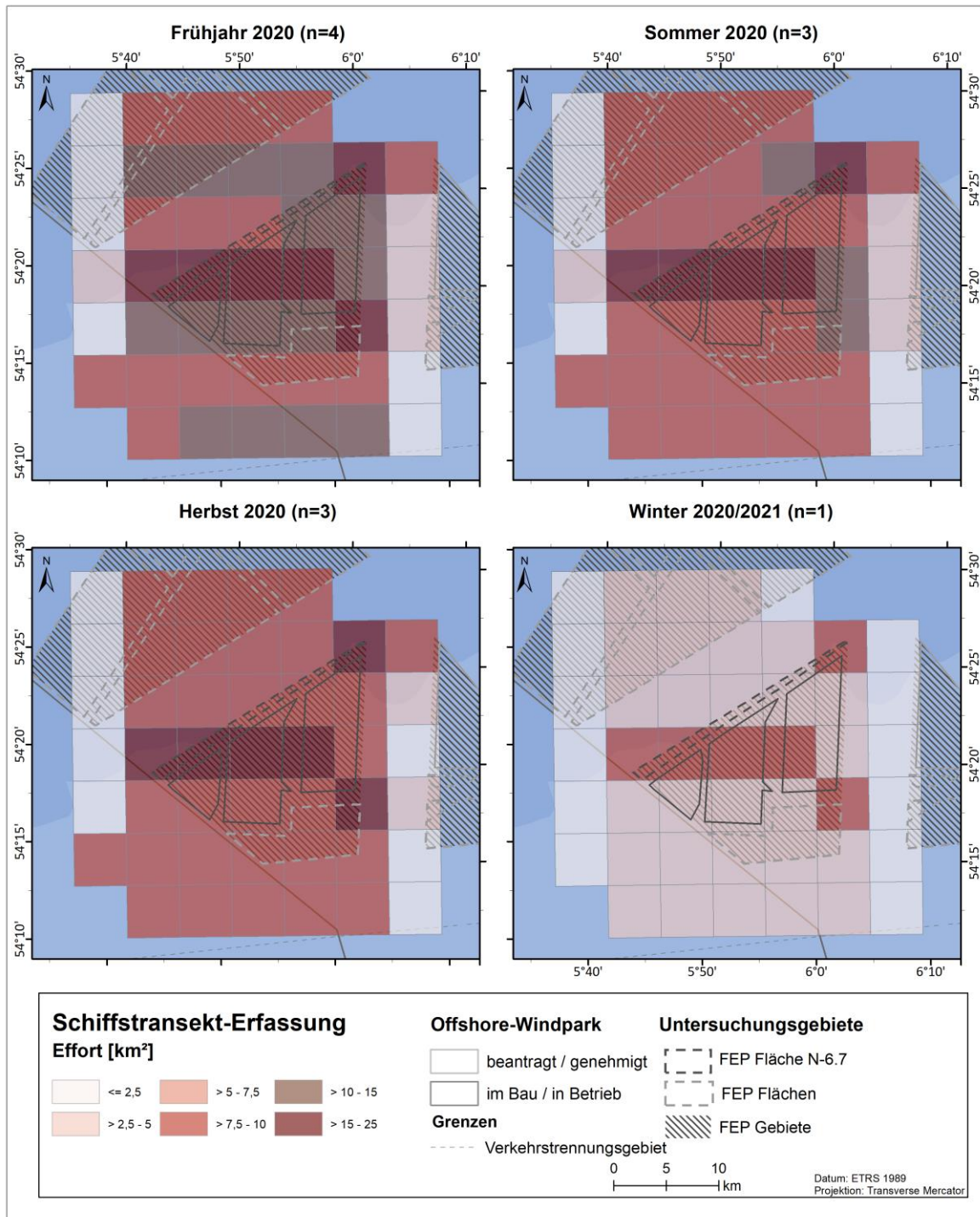


Abb. 2.11 Visualisierung des Erfassungsaufwandes im Schiffsuntersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021. n = Anzahl der Erfassungen in der jeweiligen Jahreszeit.

2.3.2 Erfassungsmethodik

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 2013). Die Zählungen wurden vor allem an Bord der Schiffe „Sverdrupson“ und „Hydrograf“, sowie jeweils auf einer Fahrt mit der „Arctic Hunter“ und „Skoven“ durchgeführt. Die technischen Daten der Schiffe finden sich im Anhang (Tab. A. 11).

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 zum Kiel 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. 2.7), fliegende Vögel erhielten stets den Code F. Grundsätzlich gelten für die Beobachtungen Zählintervalle von 1 min (BSH 2013).

Tab. 2.7 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 sogenannte Snapshot-Methode verwendet. Hierbei werden nur solche Vögel als „im Transekt“ gewertet, die im Moment des Schnappschusses über dem Teilabschnitt beiderseits des Schiffes fliegen. Der zur Schnappschusserfassung „gültige“ Abschnitt des Transekts 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 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 Bereichs sowie die nicht zur vollen Minute innerhalb der 300 m fliegenden Vögel befinden sich außerhalb des Transekts. Diese Erfassungsmethode für fliegende Vögel verhindert, dass häufige und besonders schnell fliegende Vögel mengenmäßig überschätzt oder mehrfach gezählt werden (Garthe & Hüppop 1996). Fliegende Vögel mit Wasserkontakt sind als schwimmende Vögel zu werten.

Einige Arten/Artgruppen zeichnen sich dadurch aus, dass sie mitunter sehr weit vor dem Schiff auffliegen (bis über 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 abgesehen („Bugbeobachter“). Mit zunehmendem Abstand zum Beobachter steigt der Fehler bei Entfernungsschätzungen, sodass die geforderte präzise Entfernungsschätzung senkrecht zur Kiellinie (s. o.) daher oftmals nicht möglich ist. Die weit vor dem Schiff aufliegenden Tiere wurden entweder als „innerhalb“ oder „außerhalb“ des Transekts 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 Vögel aufgenommen, die sich räumlich und/oder zeitlich außerhalb des Transekts 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. Während der Erfassungen 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.

2.3.3 Auswertungsmethodik

Für die Dichteberechnungen wurden ausschließlich gültige Transektabschnitte und Sichtungen innerhalb des Transekts verwendet. Des Weiteren wurden Erfassungen aus der Auswertung ausgeschlossen, die bei einem Seastate > 4 , einer Sicht ≤ 1 km oder starkem Glare aufgenommen wurden. Die Zahl der erfassten, schwimmenden Individuen aus den Schiffstransekt-Erfassungen wurde in Bezug auf Erfassungsfehler korrigiert (s. Tab. 2.8).

Der geringe Anteil der Rastvögel, die bei den Schiffstransekt-Erfassungen nicht auf Artniveau bestimmten werden konnten, wurde zunächst in einer größeren taxonomischen Gruppe sehr ähnlicher Arten zusammengefasst. Dies sind Trottellumme/Tordalk, Fluss-/Küstenseeschwalben (rotfüßige Seeschwalben) und Seetaucher. Diese drei Artgruppen beinhalten nahezu alle der nicht auf Artniveau bestimmten Rastvögel, sodass der Anteil nicht berücksichtigter Rastvogelsichtungen bei der Interpretation der Ergebnisse sehr gering ist. Eine gemeinsame Betrachtung der entsprechenden Artgruppe ist prinzipiell möglich, da die zugehörigen Arten hinsichtlich ihrer Verteilung innerhalb des Untersuchungsgebietes, sowie der Phänologie eine hohe Ähnlichkeit besitzen (Stone et al. 1995, Bellebaum et al. 2006, Mendel et al. 2008, Garthe et al. 2015). Damit ist die Interpretation der Ergebnisse hinsichtlich der relevanten Arten (s. im folgenden Kapitel 3.1 und 3.2) sehr gut möglich. Die Entscheidung, ob Arten als Artgruppe ausgewertet werden oder nicht, ergibt sich nach einer ersten Sichtung der Daten sowie den Anteilen der nicht auf Artniveau bestimmten Individuen.

Für die häufigsten Rastvogelarten bzw. -artgruppen sowie für die gemäß StUK4 (BSH 2013) relevanten Arten/Artgruppen wurden die monatlichen Dichten (Individuen/km²) berechnet. Hierzu wurde die Anzahl aller innerhalb des Transekts 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 2013) 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 in Übereinstimmung mit der Leistungsbeschreibung (BSH 2017a), aber entgegen dem StUK4 (BSH 2013), mit einem Gitternetz von 46 Rasterzellen mit 5 x 5 km Seitenbreite überzogen. Das Gitternetz orientiert sich am EEA-Grid (EEA 2019) und ist daher nicht deckungsgleich mit den Transektlinien. Für die ausgewählten Arten/Artgruppen wurden die saisonalen Dichten pro Rasterzelle berechnet (je Saison wurde die Individuenzahl pro Rasterzelle durch die erfasste Fläche pro Rasterzelle dividiert) und in Rasterdichtekarten dargestellt. Für Arten, bei denen einzelne Saisons ohne Datenaufnahme vorlagen, wurden die Rasterzellen in den jeweiligen Dichtekarten nicht abgebildet. Zusätzlich wurden Punktsichtungskarten mit den Positionen aller Sichtungen erstellt, sofern in einem Monat mehr als drei Individuen einer Art gesichtet wurden.

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). Diese Korrekturfaktoren sind artspezifisch, da die Sichtbarkeit in der Entfernung sowohl von der Größe, Färbung und Kontrastierung als auch bei einigen Arten von deren Tauchverhalten abhängt (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. 2.8 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. 2.8 Korrekturfaktoren für schwimmende/tauchende Vögel nach Werten aus der Literatur (Stone et al. 1995, Garthe 2003, Garthe et al. 2007) sowie die in diesem Bericht verwendeten Korrekturfaktoren für die Berechnungen der Bestandszahlen.

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	1,0	1,1	1,3	1,3
Kormorane	1,1	keine Angabe	1,1	1,1
Trauerenten	1,0	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

2.3.4 Abgleich der Anforderungen des StUK4, der Leistungsbeschreibung und des Untersuchungsrahmens

Die Untersuchungen für die Bewertung des Schutzgutes Rastvögel hinsichtlich der Schiffstransekt-Erfassungen unterschieden sich kaum zwischen den Vorgaben der Leistungsbeschreibung der Untersuchungen (BSH 2017a), dem am 07.08.2020 veröffentlichten „Untersuchungsrahmen für die Voruntersuchung und strategische Umweltprüfung der Fläche N-6.7“ (BSH 2020a) und dem StUK4 (BSH 2013). Alle drei Dokumente gehen von einer monatlichen Erfassung mit dem Schiff auf vorher festgelegten Transekten aus. Eine Verschiebung ist wetterbedingt im Ausnahmefall möglich. Ungültig erfasste Bereiche müssen dokumentiert werden. Im veröffentlichten Untersuchungsrahmen wird auf die Anforderungen des StUK4 verwiesen. Im StUK4 ist lediglich von einem Aussetzen der Erfassung in entsprechend durch Glare betroffenen Bereichen die Rede. Ein Abbruch der Untersuchung ist hier nicht vorgesehen. Während des gesamten Untersuchungszeitraums 2019 - 2020 konnten abgesehen vom Februar 2020 alle geforderten monatlichen Schiffstransekt-Erfassungen durchgeführt werden. Die im Februar 2020 ausgefallene Transekterfassung wurde im Folgemonat nachgeholt. Des Weiteren wurde im Februar 2019 eine nachzuholende Erfassung aus dem Untersuchungsjahr 2018 zusätzlich durchgeführt. Aufgrund der nachzuholenden Erfassung aus dem Untersuchungsjahr 2018 wurde die Forderung von insgesamt 24 Erfassungen (eine Erfassung monatlich über zwei Jahre) mit 25 Erfassungen übertroffen.

Zwischen dem StUK4 und der Leistungsbeschreibung zum Auftrag der Voruntersuchungen ergeben sich darüber hinaus lediglich Unterschiede in der Behandlung von Glare, der einseitig zu einer

ungültigen Erfassung führen kann. Laut Leistungsbeschreibung muss, sofern die Artbestimmung aufgrund von Glare nicht mehr gewährleistet werden kann, die durch Glare betroffene Strecke erneut befahren werden oder bei sehr starkem und großflächigem Glare die Erfassung eingestellt werden. Das StUK4 ist im Vergleich zur Leistungsbeschreibung ungenauer bezüglich der Aufnahme von meteorologischen Daten. Letztere benennt die aufzunehmenden Daten genau (Sicht in km, Regen, Wolken, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Seestate, Glare, Trübung, Wellenhöhe, Eis, Sichtbedingungen, Wassertemperatur). Auch sollen laut der Leistungsbeschreibung die Erfassungsmethoden ausführlicher protokolliert werden. Die methodischen Vorgehensweisen wie Snapshot-Erfassungen, Fernglasvorausuche, Schiffe in Sichtweite und Floating matter sind explizit aufgeführt, während im StUK4 lediglich Schiffsverkehr und Betriebszustand der Windenergieanlage beidseitig der Transektlinie aufgeführt sind.

Der Abstand der Transektlinien beträgt im vorliegenden Transektdesign 3,7 km. Während der Untersuchungsrahmen (BSH 2020a) von einem Abstand von 3 km ausgeht, gibt das StUK4 einen Transektabstand von grundsätzlich 3 km, in begründeten Fällen bis 4 km vor. Die Anforderung in beiden Dokumenten hinsichtlich einer Abdeckung der Untersuchungsfläche von mindestens 10 % ist bei dem gewählten Transektabstand von 3,7 km gewährleistet (Idealabdeckung: 16 %). Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes von ca. 800 km² war die im StUK4 geforderte Durchführung der Schiffstransekt-Erfassungen möglichst innerhalb eines Tages nicht gewährleistet. Die jeweiligen Erfassungen wurden grundsätzlich an zwei aufeinander folgenden Tagen durchgeführt.

Im StUK4 (BSH 2013) ist hinsichtlich der Festlegung des Untersuchungsgebietes gefordert, dass der Abstand der Projektfläche zu den Rändern des Untersuchungsgebietes jeweils mindestens 4 km betragen soll. Diesem wird mit der Festlegung des Untersuchungsgebietes SC6 für die Flächenvoruntersuchung der FEP-Fläche N-6.7 im Untersuchungsrahmen (BSH 2020a) nicht gänzlich entsprochen, da sich die Fläche N-6.7 eher im nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes befindet und der Abstand zu nördlichen (3,4 km), östlichen (3,8 km) und westlichen (3,4 km) Gebietsgrenzen weniger als 4 km beträgt.

Ein weiterer Unterschied ergibt sich aus den Vorgaben im StUK4 (BSH 2013) und der Leistungsbeschreibung (BSH 2017a) hinsichtlich der Darstellung der Ergebnisse in diesem Bericht. Während im StUK4 für die Darstellung der Ergebnisse in Rasterdichtekarten die Rastergröße 2 Minuten Breite und 3 Minuten Länge (WGS 84, Grad Minute Sekunde) vorgegeben ist, ist in der Leistungsbeschreibung eine Rastergröße von 5 x 5 km vorgesehen. Beide Raster sollen sich am geographischen Gitternetz orientieren.

Die in der Leistungsbeschreibung (BSH 2017a) geforderte tägliche Messung der Wassertemperatur war nicht Bestandteil des Monitorings im Cluster 6, auf dessen Schiffstransekt-Erfassungen hier zurückgegriffen wird.

2.4 Bestandsbewertung

Die Bestandsbewertung im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7 folgt den im Umweltbericht zum FEP 2020 für die deutsche Nordsee (BSH 2020b) zu Grunde gelegten Bewertungskriterien (Tab. 2.9).

Tab. 2.9 *Bewertungskriterien für die Rastvogelbestände nach dem Umweltbericht zum FEP 2020 für die deutsche Nordsee (BSH 2020b).*

Aspekt	Kriterium
Schutzstatus	Status gemäß Anhang I der EU-VSchRL (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013), Europäische Rote Liste (BirdLife International 2017)
Bewertung des Vorkommens	Bestand der dt. Nordsee und Bestand der dt. AWZ, großräumige Verteilungsmuster, Abundanzen, Variabilität
Bewertung räumlicher Einheiten	Funktion der im FEP festgelegten Gebiete für relevante Brutvögel, Durchzügler, als Rastgebiete, Lage der Schutzgebiete
Vorbelastung	Gefährdung durch anthropogene Einflüsse und Klimaänderungen

Für die Bewertung der Rastvogelbestände der Fläche N-6.7 werden neben dem **Schutzstatus** auf Grundlage der EU-VSchRL (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013) auch die von BirdLife International veröffentlichte Europäische Rote Liste (BirdLife International 2015, 2017) zu Grunde gelegt. Eine Übersicht des jeweiligen Schutzstatus findet sich für relevante Rastvogelarten in Kapitel 4, sowie für alle durch Flug- bzw. Schiffstransect-Erfassungen festgestellte Arten im Anhang (Tab. A. 13 bis Tab. A. 18).

Der Aspekt des Schutzstatus wird als hoch bewertet, wenn von mehreren der als selten und/oder gefährdet eingestuften Arten im Untersuchungszeitraum regelmäßig ein für die Population bedeutsamer Anteil in der Voruntersuchungsfläche auftrat. Der Schutzstatus wird als mittel bewertet, wenn mehrere als selten oder gefährdet eingestufte Arten auftreten, diese aber nur unregelmäßig nachgewiesen wurden oder mit in Hinblick auf die Gesamtpopulation unbedeutender Anzahl. Als niedrig wird dieses Kriterium bewertet, wenn keine als selten oder gefährdet eingestuften Arten auftreten.

Für die **Bewertung des Vorkommens** werden die durch die Erfassungen zur Voruntersuchung der Fläche N-6.7 erlangten Daten mit den bisher bekannten veröffentlichten Bestandsdaten und Verteilungsmustern abgeglichen. Das betrifft sowohl die räumliche als auch die zeitliche Verbreitung.

Das Vorkommen wird als hoch eingestuft, wenn die entsprechenden Vogelarten in hohen Dichten in der Fläche N-6.7 auftraten. Eine mittlere Einstufung erfolgt, wenn die betrachteten Vogelarten in mittleren Dichten in der betrachteten Fläche vertreten waren. Diese Einstufung wird auch dann verwendet, wenn die Vogeldichte insgesamt zwar hoch ist, dies aber beispielsweise durch Fischereiaktivitäten (z. B. bei Heringsmöwen) bedingt ist. Das Vorkommen wird als gering bewertet, wenn die entsprechende Vogelart selten oder in geringen Dichten im betrachteten Gebiet vertreten war. Die Bewertung erfolgt jeweils im Vergleich mit veröffentlichter Literatur.

Die **Bewertung der räumlichen Einheiten** bezieht sich für die meisten Arten auf die Bewertung der Fläche N-6.7 als Rast- bzw. Durchzugsgebiet sowie die Lage (räumlicher Nähe) der Flächen in Bezug

zu den Schutzgebieten. Die Nutzung der Fläche N-6.7 durch nahrungssuchende Brutvögel ist aufgrund der Entfernung der Fläche N-6.7 zu Brutgebieten höchstens in geringem Maße zu erwarten.

Die Bewertung der räumlichen Einheiten ist stark artspezifisch und für eine hauptsächlich als Zugvogel auftretende Vogelart anders zu bewerten als für Brutvögel der Nordseeküste, die das Gebiet sporadisch als Nahrungsgäste nutzen. Wieder anders muss die räumliche Einheit für Schiffsfolger bewertet werden, die das Gebiet aufgrund einer anthropogenen Bezugsquelle nutzen.

Für die Ermittlung der anthropogenen **Vorbelastung** in Bezug auf die Fläche N-6.7 müssen zunächst die in räumlicher Nähe befindlichen OWP berücksichtigt werden. Dies sind im Süden die direkt angrenzenden OWP des Gebietes N-6 „BARD Offshore 1“, „Veja Mate“ und „Deutsche Bucht“ (Entfernung ca. 0,5 km), letzterer wurde während des ersten Untersuchungsjahres fertiggestellt, und im Nordosten die Windparks des Gebietes N-8 „Global Tech I“, „Albatros“ und „EnBW Hohe See“ (Entfernung zur Fläche N-6.7 ca. 13,4 km). Weiterhin befindet sich im Süden des Untersuchungsgebietes das Verkehrstrennungsgebiet „German Bight Western Approach“ (Entfernung ca. 7,5 km), welches durch ein zwar kanalisiertes, aber hohes Schiffsaufkommen gekennzeichnet ist. Die FEP-Fläche N-6.7 ist hiervon allerdings räumlich durch die Windparks des Gebietes N-6 getrennt. Auch nicht kanalisierter Schiffsverkehr innerhalb der Fläche N-6.7 ist zu berücksichtigen. Hier ist insbesondere der durch die Wartung der angrenzenden OWP und den Bau des OWP „Deutsche Bucht“ auftretende Schiffsverkehr zu nennen. Zwischen Juni und August 2019 wurden im OWP die WEA auf den bereits vorhandenen Fundamenten installiert.

Für die Beurteilung der Vorbelastung wird die Anwesenheit von Störung herangezogen. Die Vorbelastung ist hoch, wenn Störungen vorliegen, die die Eignung des Gebietes für Rastvögel in größerem Umfang und über längere Zeiträume schädigen. Eine großräumige Meidung des Areal durch Rastvögel oder erhebliche gesundheitliche Beeinträchtigungen infolge einer Kontamination des Wassers (z. B. austretendes Öl) sind in diesem Zusammenhang denkbar. Eine mittlere Einstufung wird dann vorgenommen, wenn es sich um deutliche Störungen handelt, die jedoch zeitlich begrenzt oder nicht so intensiv sind, dass Rastvögel die betroffenen Räume komplett meiden bzw. erheblichen Schaden nehmen. Von einer geringen Vorbelastung wird ausgegangen, wenn keine oder nur geringe Störungen wie zum Beispiel sporadisch auftretender Schiffsverkehr auftreten.

Zur Einschätzung gebietspezifischer Vorbelastungen sind neben dem aktuellen Umweltbericht zum FEP für die deutsche Nordsee (BSH 2020b) und dem FEP 2020 selbst (BSH 2020c) auch die Genehmigungsbescheide für die umliegenden OWP zu nennen (BSH 2006a, 2006b, 2007a, 2007b, 2010b, 2011, 2015).

Die Bewertung aller vier Aspekte für die Fläche N-6.7 erfolgt dreistufig skaliert in den Kategorien:

- **geringe** Bedeutung (Wertstufe 1),
- **mittlere** Bedeutung (Wertstufe 2),
- **hohe** Bedeutung (Wertstufe 3).

Es ist zu beachten, dass die Bewertung der Vorbelastung und die zugeordnete Wertstufe gegenläufig sind, sodass bei einer starken Vorbelastung eine geringe Wertstufe (1) für die Fläche N-6.7 angenommen wird.

Für die Ermittlung der **Gesamtbewertung** liegen die nachfolgenden Regeln zu Grunde:

Liegen drei von vier Bewertungskriterien in einer Wertstufe, so erfolgt die Gesamtbewertung entsprechend der Wertstufe dieser drei Kriterien (Beispiel 1). Eine Ausnahme besteht, wenn das anders bewertete Kriterium um 2 Wertstufen höher ist. In diesem Fall erfolgt eine Erhöhung der Wertstufe (Beispiel 2).

Beispiel 1: gering (1), gering (1), gering (1) und mittel (2) ergibt gering (1).

Beispiel 2: gering (1), gering (1), gering (1) und hoch (3) ergibt mittel (2).

Wenn das anders bewertete Kriterium um zwei Wertstufen niedriger ist, erfolgt aus Vorsorgegesichtspunkten keine Abwertung (Beispiel 3).

Beispiel 3: hoch (3), hoch (3), hoch (3) und gering (1) ergibt hoch (3).

Sind zwei Wertstufen zu je 50 %, z. B. mittel (2), mittel (2), hoch (3) und hoch (3), bei einem Schutzgut vertreten, so wird aufgrund des Vorsorgeprinzips die höhere Wertstufe angenommen.

Sind alle drei Wertstufen, also gering (1), mittel (2), hoch (3), bei einem Schutzgut vertreten, so ergibt sich die Gesamtbewertung aus der am häufigsten vertretenen Wertstufe. Sollte die Wertstufe gering überwiegen, wird aufgrund der Vorsorge keine Abstufung vorgenommen und die Gesamtwertstufe mittel angenommen.

2.5 Methodenkritik

Es ist zu berücksichtigen, dass sowohl die Verteilung als auch die Anzahl der verschiedenen Rastvögel von vielen verschiedenen Faktoren abhängen kann. Zu diesen Faktoren gehören unter anderem die Jahreszeit, Wetterbedingungen am jeweiligen Erfassungstag (und auch in den Tagen zuvor), Nahrungsverfügbarkeit, sowie anthropogene Faktoren, wie z. B. Fischereiaufkommen und Schiffsverkehr. All diese Faktoren unterliegen einer hohen Variabilität. Zudem sind die Bestandserfassungen nur jeweils eine Momentaufnahme eines, im Vergleich zur gesamten Nordsee, relativ kleinen Untersuchungsgebietes. Kurzfristige Bestandsverlagerungen, die über das Untersuchungsgebiet hinausgehen, können zu erheblichen Schwankungen im Bestand der jeweils betrachteten Art führen.

2.5.1 Beurteilung der Erfassungsmethoden

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).

Die flugzeugbasierte Erfassung hat den Vorteil, dass hierbei sehr schnell ein sehr großes Gebiet mit einheitlichem Erfassungsaufwand abgedeckt werden kann. Die Untersuchungsgebiete FN6_7 und FN10_11 erstreckten sich besonders zum Norden hin, aber auch im Osten und Süden, weit über die Fläche N-6.7 hinaus. Insbesondere im Westen ist der Abstand mit 5,9 km relativ gering. Aufgrund der relativ großen Ausdehnung in unbeeinflusste Gebiete abseits von bereits bestehenden Windparks wird die naturräumliche Ausstattung im Projektgebiet jedoch trotz der nicht zentralen Lage der Projektfläche vermutlich gut abgebildet. Aufgrund bestehender Einflüsse im Süden durch die OWP „BARD Offshore 1“, „Veja Mate“ und „Deutsche Bucht“ die dort erfasste naturräumliche Zusammensetzung vermutlich nicht direkt auf die Projektfläche übertragbar.

Durch die große Flughöhe wird ein Einfluss des Flugzeugs auf die Verteilung der Tiere minimiert (z. B. weniger Fluchtverhalten). Bei den Flugtransekt-Erfassungen kann es jedoch zu Bestimmungseinbußen bei dunklen, aber auch bei kleinen Arten, wie beispielsweise Tordalk und Trottellumme und Fluss-/Küstenseeschwalben kommen. Auch Arten, die hoch fliegen, sind teilweise schwieriger zu bestimmen. Insgesamt ist die Artbestimmung unsicherer als bei Schiffstransekt-Erfassungen, weshalb ähnliche Arten für die Analyse und Darstellung der Verteilung zu Artgruppen zusammengefasst werden (z. B. Alkenvögel, Fluss-/Küstenseeschwalbe, Seetaucher). Insgesamt lag der Anteil der auf Artniveau bestimmten Rastvögel meistens bei > 90 %, nur für wenige Arten lag die Bestimmungsrate etwas darunter.

Schiffstransekt-Erfassungen sind die traditionelle Methode zur Datenerfassung von Seevögeln und international standardisiert (Garthe & Hüppop 1996, 2000, Camphuysen et al. 2004, Spear et al. 2004). Sie werden in unveränderter Form bereits über einen langen Zeitraum durchgeführt, was Vergleiche mit alten Erfassungen und Aussagen über die Entwicklung der Bestände zulässt. Durch die „langsamere“ Erfassung können, im Vergleich zur Flugtransekt-Erfassung, nur relativ kleine Flächen abgedeckt werden. Jedoch können dadurch zusätzlich Verhaltensweisen (Nahrungssuche, Assoziation mit Schiffen etc.) erfasst werden. Das Schiff selbst kann das Verhalten der Tiere im

Umfeld beeinflussen (Scheuchwirkung, z. B. bei Meeresenten und Seetauchern und Anlockeffekte, z. B. bei Möwen). Über die Anwendung bestimmter Verfahren (Bugbeobachter, Assoziationscodes) wird der Einfluss dieser Fehlerquellen jedoch möglichst gering gehalten. Da in der Distanz schwimmende Individuen möglicherweise leichter übersehen werden, wird ein Korrekturfaktor zum Ausgleich angewendet. Arten, die bei digitalen Flugaufnahmen teilweise schwierig zu unterscheiden sind, können vom Schiff aufgrund der geringeren Distanz besser auf Artniveau bestimmt werden.

Während die Schiffstransect-Erfassungen durchgängig (bis auf Februar 2020) monatlich durchgeführt wurden, wurden die Flugtransect-Erfassungen schwerpunktmäßig in den Frühjahrs- und Sommermonaten durchgeführt. Die erfassten Dichten sind entsprechend differenziert zu betrachten, da aufgrund der geringen Abdeckung der Winter- und je nach Art auch der Herbstmonate, welche für einige Arten als relevante Rastzeiträume in den Untersuchungsgebieten anzusehen sind (z. B. Alkenvögel oder Zwergmöwen), kaum Daten aus den Flugtransect-Gebieten vorliegen. Zwar können die Daten der Schiffstransect-Erfassungen unterstützend herangezogen werden, jedoch ist das Erfassungsgebiet dieser Methode deutlich kleiner und somit für einige Bereiche nur eingeschränkt übertragbar. Zusätzlich sind aufgrund der methodisch bedingten, relativ geringen Gebietsgröße die Daten von Schiffstransect-Erfassungen anfälliger für stochastische Fluktuationen. Dies muss bei der Bewertung der erfassten Rastbestände berücksichtigt werden, da die Bestände mancher Arten dadurch gegebenenfalls unterschätzt werden.

Zwischen den Erfassungen von Flug und Schiff können innerhalb des gleichen Monats z. T. große Unterschiede liegen. Diese Unterschiede sind weitestgehend der hohen Variabilität im Vorkommen von Seevögeln geschuldet, die umso höher wird, je kleiner das Untersuchungsgebiet ist. Dieser Aspekt wird durch verschiedene methodische Korrekturen (s. Kap. 2.3) berücksichtigt, kann jedoch auch dazu führen, dass es methodenbedingte Unterschiede im Vorkommen verschiedener Arten gibt. Garthe et al. (2005) ermittelten anhand des Vergleichs von am gleichen Tag durchgeführter Schiff- und (konventioneller) Flugtransect-Erfassungen z. B. einen Korrekturfaktor von 1,4 für Seetauchersichtungen vom Schiff, da diese Tiere frühzeitig vor dem Schiff auffliegen und sich somit potenziell der Erfassung entziehen.

Aufgrund der unterschiedlichen Methoden können einzelne Vogelarten besser oder schlechter erfasst werden. Während scheue Arten wie Seetaucher oder Meeresenten aufgrund der geringeren Störwirkung besser vom Flugzeug aus erfasst werden können, ist die artgenaue Bestimmung der Trottellumme und des Tordalks vom Schiff aus besser möglich. Die hieraus resultierenden taxonomischen Ungenauigkeiten können bei der Bewertung auf Artgruppenniveau vernachlässigt werden, da sich die Methoden gegenseitig stützen. Die hier erfassten artspezifischen bzw. artgruppenspezifischen Ergebnisse sind nicht gegenläufig, sondern komplementär. Zusätzlich haben die hier zu Artgruppen zusammengefassten Arten (Seetaucher, Alkenvögel und Fluss-/Küstenseeschwalben) sehr ähnliche Ansprüche an die Meeresumwelt im Bereich der Untersuchungsgebiete, was eine gemeinsame Interpretation der Ergebnisse auf Artgruppenniveau zulässt.

2.5.2 Beurteilung der Datenbasis

Grundsätzlich können mit der vorhandenen Datenbasis die Aufgabenstellungen und die Vorgaben aus dem Untersuchungsrahmen umgesetzt werden. Das räumliche und zeitliche Vorkommen der Rastvögel kann gebietsbezogen dargestellt werden.

Das Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 ist dabei gut geeignet für die Untersuchung der naturräumlichen Ausstattung der Fläche N-6.7, wogegen das Gebiet FN10_11 mit seiner Lage weiter nördlich (und in größerer Wassertiefe) ein etwas anderes Artenspektrum aufweist. Auch ist der Untersuchungszeitraum nicht gänzlich gleich. Die Daten des Gebietes FN10_11 sind als Ergänzung zu den Daten des Erfassungsgebietes FN6_7 in nördlicher Richtung geeignet. Da die Flugtransekt-Erfassungen hauptsächlich im Frühjahr und Sommer stattfanden (FN6_7: 13 von 17 Flügen, bzw. FN10_11: 12 von 15 Flügen), können für den Winter und, je nach Art, auch den Herbst nur eingeschränkt Aussagen zum jahreszeitspezifischen Vorkommen der Rastvögel gemacht werden. Hier werden hauptsächlich die Schiffstransekt-Erfassungen für eine Beurteilung herangezogen, da diese die Wintermonate gleichmäßiger abdecken.

Auch mit den Daten der Schiffstransekt-Erfassungen können die Aufgabenstellungen und die Vorgaben aus dem Untersuchungsrahmen grundsätzlich erfolgreich umgesetzt werden. Das räumliche und zeitliche Vorkommen der Rastvögel kann flächenbezogen dargestellt werden. Da die Schiffstransekt-Erfassungen, mit einer Ausnahme, gleichmäßig über das Jahr verteilt stattfanden, eignen sich die Ergebnisse gut, um die Phänologie der Arten darzustellen. Allerdings kann es durch die, im Vergleich zu den Fluguntersuchungsgebieten, geringere Größe des Untersuchungsgebietes sowie die unterschiedliche Lage der Untersuchungsgebiete, zu größeren Unterschieden zwischen den Flug- und den Schiffstransekt-Erfassungen kommen.

Einschränkend muss berücksichtigt werden, dass aufgrund der Verteilung der Flugtransekt-Erfassungen die Datenlage zwischen August und Februar bzw. August und Januar relativ gering ist und die Mehrzahl der Erfassungen die Monate März bis Juli abdeckt. Entsprechend ist auch die Verteilung des Erfassungsaufwandes recht unausgeglichen über den Jahresverlauf (Abb. 2.4 bis Abb. 2.7). Hier muss für die Interpretation der Ergebnisse der Fluguntersuchungen, die Datengrundlage der Schiffstransekt-Erfassungen mit berücksichtigt werden. Obwohl beide Methoden einander unterstützen, wäre für die Interpretation eine gleichmäßigere Verteilung der Erfassungen geeigneter gewesen. Eine weitere Einschränkung ergibt sich aus der Auflösung der zugrunde gelegten Rasterdichten. Der Erfassungsaufwand ist nicht gleichmäßig in den einzelnen Rasterzellen verteilt, da das auf Grundlage des EEA-Grids (EEA 2019) angewandte 5 x 5 km-Grid (BSH 2017b, 2017a) über den Transektabstand hinausgeht und der Transektabstand der Erfassungen nicht berücksichtigt wird. Somit ergeben sich in einzelnen Rasterzellen sehr geringe Erfassungsaufwände, während in anderen, insbesondere im Zentrum der Untersuchungsgebiete, ein hoher Erfassungsaufwand betrieben wurde. Durch die Rasterzellgröße werden auch nur relativ wenige Rasterzellen über das Schiffstransekt-Erfassungsgebiet verteilt. Kleineräumige Unterschiede können somit etwas schlechter erfasst werden. Außerdem können in Rasterzellen mit relativ geringem Erfassungsaufwand bereits wenige Individuen eine relativ hohe Dichte erzielen. Dies betrifft hauptsächlich die Randbereiche der Erfassungsgebiete.

Unter Berücksichtigung der genannten Einschränkungen kann auf Grundlage der Datenbasis das Rastvogelvorkommen der Fläche N-6.7 bewertet werden, sowie die Auswirkungen eines potenziellen Ausbaus prognostiziert werden.

3 SCHUTZGUTBEZOGENE BESCHREIBUNG DES DERZEITIGEN UMWELTZUSTANDS

3.1 Artenspektrum und Artenzahlen

3.1.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Zusätzlich zu den im Flugerfassungsgebiet FN6_7 erfassten Daten wurden Daten aus dem Untersuchungsgebiet FN10_11 berücksichtigt. Die Zahl der erfassten Vögel in jedem Gebiet wird getrennt voneinander dargestellt.

3.1.1.1 Untersuchungsgebiet FN6_7

Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden im Untersuchungsjahr 2019 insgesamt 6.767 Vögel aus 25 Arten registriert. Von diesen wurden 6.590 als Rastvögel (20 Rastvogelarten) eingestuft. Etwa ein Viertel der Rastvögel (1.604 Individuen, 24,3 %) konnte nicht auf Artniveau bestimmen werden. Davon wurden 1.229 Tiere jedoch zwei, in ihrer Taxonomie und in ihren Umweltansprüchen, sehr ähnlichen Arten zugeordnet (z. B. Trottellumme/Tordalk, Fluss-/Küstenseeschwalbe). Zusätzlich wurden 313 Rastvögel auf Artgruppenniveau (bspw. Seetaucher, Alkenvögel) bestimmt. 62 Individuen konnten nicht eindeutig einer Artgruppe zugeordnet werden. Eine Gesamtartenliste mit Angabe der Anzahl der erfassten Individuen sowie deren Gefährdungsstatus befindet sich im Anhang (Tab. A. 13).

Die häufigste Art bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsjahr 2019 im Gebiet FN6_7 war die Heringsmöwe mit 24,9 % aller Rastvögel (Abb. 3.1), gefolgt von der Trottellumme mit 14,7 % und der Dreizehenmöwe mit einem Anteil von 11,7 %. Möwen waren mit 56,4 % die häufigste Artgruppe, gefolgt von Alkenvögeln mit 28,3 %.

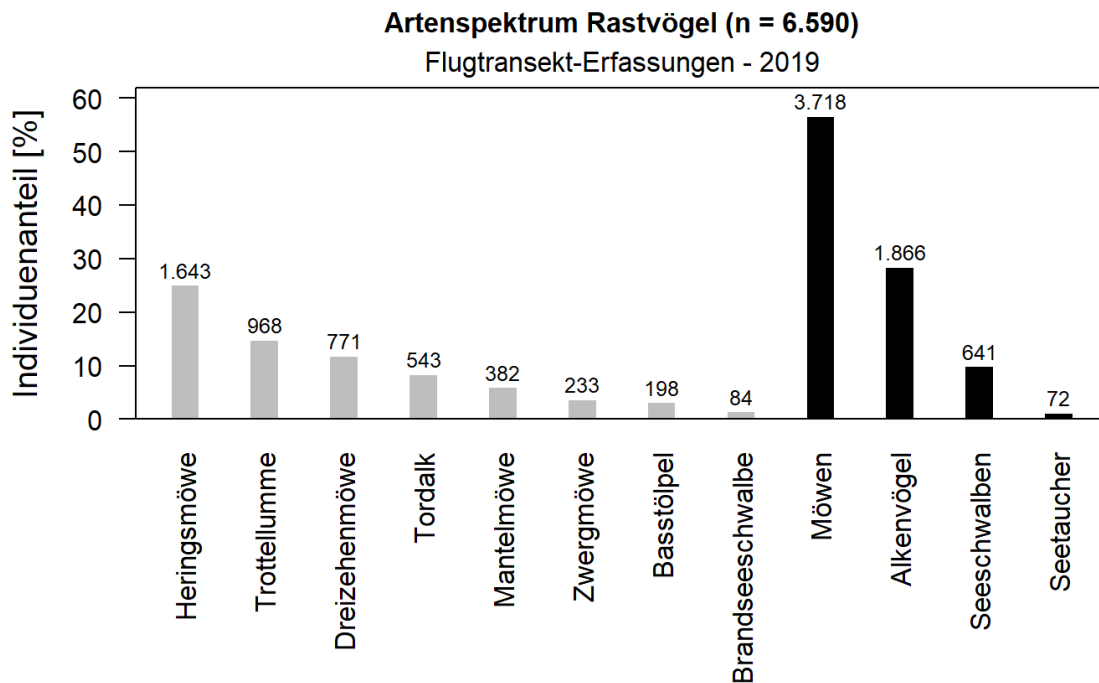


Abb. 3.1 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 durch digitale Flugtransekt-Erfassungen erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden im Untersuchungsjahr 2020 (Januar 2020 - Januar 2021) insgesamt 11.286 Vögel aus 16 Arten registriert, davon waren 11.102 Rastvögel (15 Rastvogelarten, Tab. 3.1). In etwa ein Zehntel der Rastvögel (1.291 Individuen, 11,6 %) konnte nicht auf Artniveau bestimmen werden. Davon wurden 973 Tiere jedoch zwei, in ihrer Taxonomie und in ihren Umweltansprüchen sehr ähnlichen Arten, zugeordnet (z. B. Trottellumme/Tordalk, Fluss-/Küstenseeschwalbe). Von den verbleibenden 318 Rastvögeln konnten 23 Individuen nicht eindeutig einer Artgruppe zugeordnet werden. Eine Gesamtartenliste mit Angabe der Anzahl der erfassten Individuen sowie deren Gefährdungsstatus befindet sich im Anhang (Tab. A. 14).

Die häufigste Art im Untersuchungsjahr 2020 war, wie auch im ersten Untersuchungsjahr, die Heringsmöwe mit 29,7 % der Gesamtindividuen der Rastvogelgemeinschaft (Abb. 3.2). Als zweithäufigste Art folgte im zweiten Untersuchungsjahr die Trottellumme (23,3 %) und als dritthäufigste die Dreizehenmöwe (13,8 %). Wieder waren Möwen die häufigste Artgruppe (54,6 %) gefolgt von den Alkenvögeln als zweithäufigste Artgruppe (39,3 %). Insgesamt entfallen somit auf alle anderen Artgruppen zusammengenommen nur 6,1 % der Rastvögel. Das Rastgeschehen wurde 2020 damit ähnlich deutlich von Möwen und Alkenvögeln dominiert wie in 2019. Das Spektrum der häufig erfassten Arten war gegenüber dem Vorjahr kaum verändert. Die Häufigkeitsverteilung hat sich im Vergleich zum Vorjahr nur bei den Artgruppen leicht verändert, hier wurden 2019 die Seeschwalben als dritthäufigste Art festgestellt, während 2020 die Seetaucher die dritthäufigste Artgruppe waren.

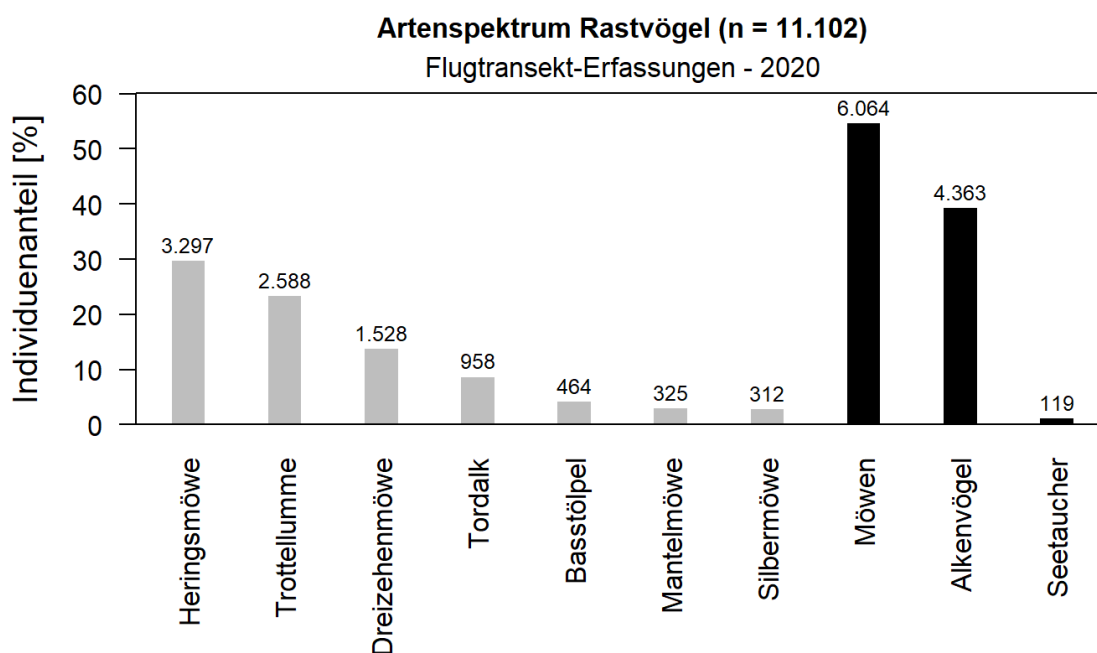


Abb. 3.2 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2020 und Januar 2021 durch digitale Flugtransekt-Erfassungen erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Tab. 3.1 Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln im Jahr 2019 (Januar 2019 - Dezember 2019) und im Jahr 2020 (Januar 2020 - Januar 2021), Anzahl der Flüge sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Flug) anhand der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7.

Erfassungsjahr	Individuenzahl	Flugtransekt-Erfassungen	Ind./Flug
2019	6.590	8	824
2020	11.102	9	1.234

3.1.1.2 Untersuchungsgebiet FN10_11

Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden im Untersuchungsjahr 2019 insgesamt 6.899 Vögel aus 18 Arten registriert, davon waren 6.793 Rastvögel (15 Rastvogelarten). Etwa ein Fünftel der Rastvögel (1.253 Individuen, 18,5 %) konnten nicht auf Artniveau bestimmt werden. Davon wurden 872 Tiere jedoch zwei, in ihrer Taxonomie und in ihren Umweltansprüchen, sehr ähnlichen Arten zugeordnet (z. B. Trottellumme/Tordalk, Fluss-/Küstenseeschwalbe). Von den verbleibenden 381 Rastvögeln konnten 172 nicht eindeutig einer Artgruppe zugeordnet werden. Eine Gesamtartenliste mit Angabe der Anzahl der erfassten Individuen sowie deren Gefährdungsstatus befindet sich im Anhang (Tab. A. 15).

Die im Gebiet FN10_11 häufigste Art bei den Flugtransekt-Erfassungen war die Trottellumme mit 28,8 % aller Individuen im Untersuchungsjahr 2019 (Abb. 3.3). Die zweithäufigste Art war die Heringsmöwe mit 14,9 %, gefolgt vom Tordalk mit einem Anteil von 11,3 %. Alkenvögel waren mit 48,5 % die häufigste Artgruppe, gefolgt von Möwen mit 32,7 %.

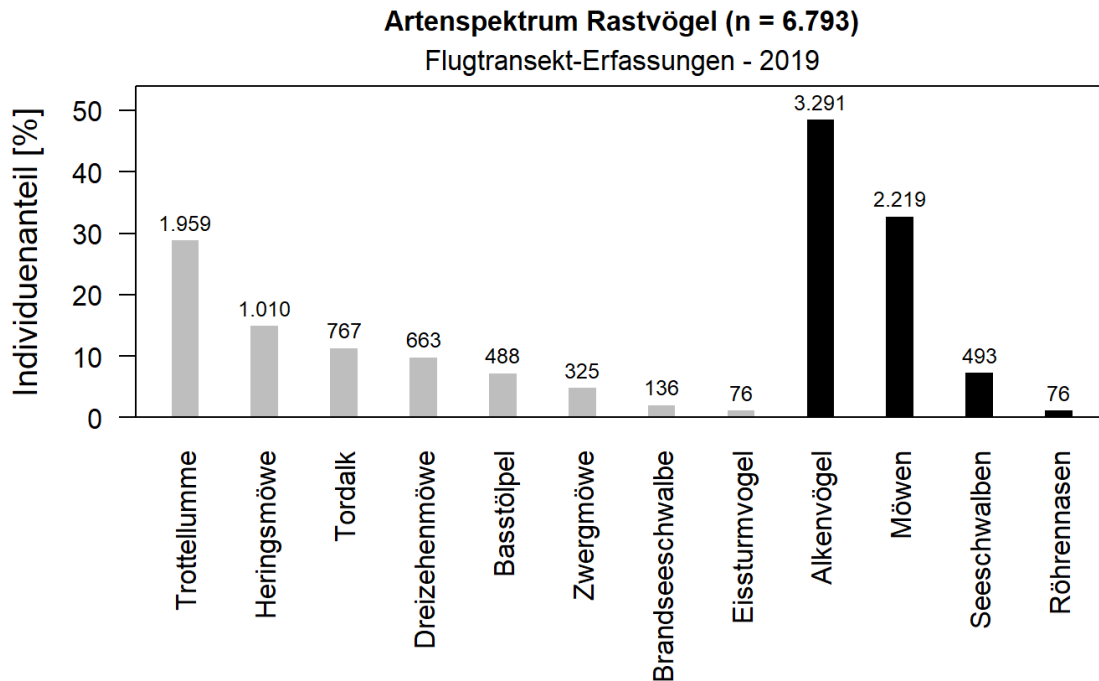


Abb. 3.3 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 durch digitale Flugtransekt-Erfassungen erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden im Untersuchungsjahr 2020 (Januar 2020 - Juli 2020) insgesamt 5.226 Vögel aus 15 Arten registriert. Davon wurden 5.049 als Rastvögel (15 Rastvogelarten) eingeordnet. Etwa ein Viertel der Rastvögel (1.251 Individuen, 24,8 %) konnten nicht auf Artniveau bestimmt werden. Davon wurden 912 Tiere jedoch zwei, in ihrer Taxonomie und in ihren Umweltansprüchen, sehr ähnlichen Arten zugeordnet (z. B. Trottellumme/Tordalk, Fluss-/Küstenseeschwalbe). Von den verbleibenden 339 Rastvögeln konnten 98 keiner Artgruppe zugeordnet werden. Eine Gesamtartenliste mit Angabe der Anzahl der erfassten Individuen sowie deren Gefährdungsstatus befindet sich im Anhang (Tab. A. 16).

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Gebiet FN10_11 im Untersuchungsjahr 2020 war die Trottellumme mit 27,7 % aller Rastvögel die häufigste Art (Abb. 3.4). Zweithäufigste Art war der Tordalk mit 19,4 %, gefolgt von der Dreizehnmöwe mit einem Anteil von 9,0 %. Die noch im Untersuchungsjahr 2019 zweithäufigste Art, die Heringsmöwe, war mit 5,6 % nun die vierthäufigste Art. Wie bereits im Untersuchungsgebiet FN6_7 hat sich auch im Gebiet FN10_11 an der Häufigkeitsverteilung der Artgruppen allerdings wenig geändert. Im Vergleich zu 2019 waren lediglich die Seeschwalben 2020 wesentlich seltener anzutreffen. Die Alkenvögel blieben mit 64,3 % die häufigste Artgruppe vor den Möwen mit 25,0 %. Auch in diesem Untersuchungsgebiet wurde das Rastgeschehen maßgeblich von Alkenvögel und Möwen bestimmt, beiden Artgruppen zusammen machten 89,3 % aller Rastvögel aus. Ebenso war das Gesamtspektrum der häufig erfassten Arten gegenüber dem Vorjahr nur geringfügig verändert.

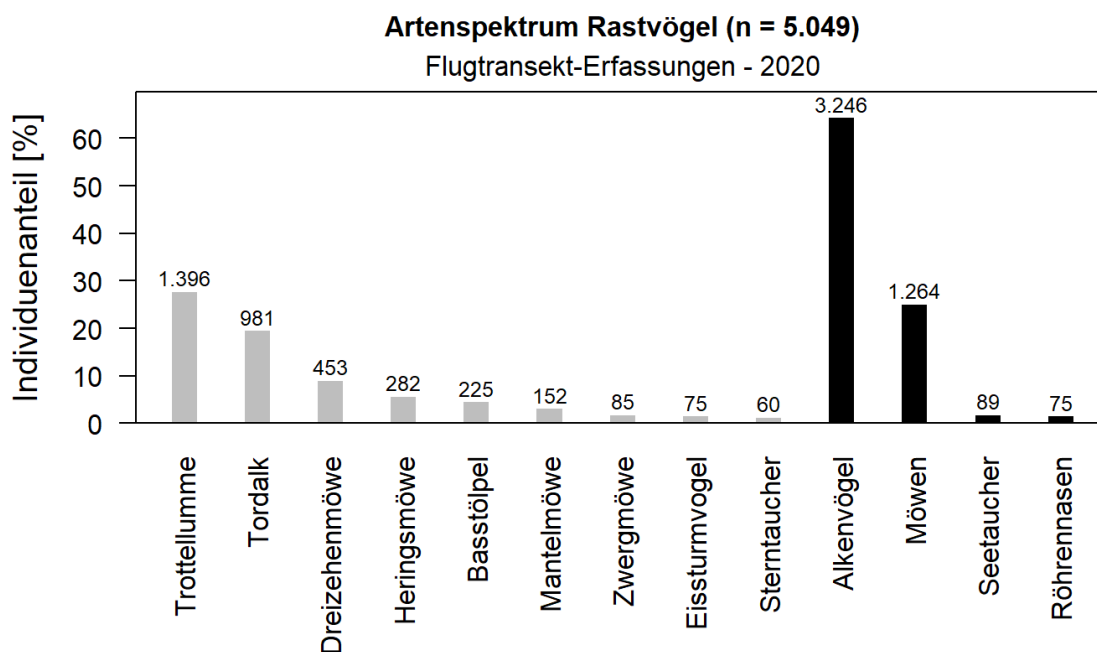


Abb. 3.4 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2020 und Juli 2020 durch digitale Flugtransekt-Erfassungen erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Tab. 3.2 Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln im Jahr 2019 (Januar 2019 - Dezember 2019) und im Jahr 2020 (Januar 2020 - Juli 2020), Anzahl der Flüge sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Flug) anhand der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11.

Erfassungsjahr	Individuenzahl	Flugtransekt-Erfassungen	Ind./Flug
2019	6.793	8	849
2020	5.049	7	721

3.1.2 Erfassungen mit dem Schiff

Während der Schiffstransekt-Erfassungen der Flächenvoruntersuchung N-6.7 im Untersuchungsgebiet SC6 im Untersuchungsjahr 2019 wurden insgesamt 4.482 Vögel aus 47 Arten unter gültigen Bedingungen gesichtet. Von diesen waren 3.819 Rastvögel, welche 21 Arten zugeschrieben werden konnten. Etwa die Hälfte aller Rastvögel (1.788 Individuen) wurden innerhalb der Transektbereiche erfasst. Von diesen konnten 4,8 % (85 Individuen) nicht auf Artniveau bestimmt werden. Davon wurden 71 Tiere jedoch zwei, in ihrer Taxonomie und in ihren Umweltansprüchen sehr ähnlichen, Arten zugeordnet (z. B. Trottellumme/Tordalk, Fluss-/Küstenseeschwalbe). Eine Gesamtartenliste mit Angabe der Anzahl der erfassten Individuen sowie deren Status nach der EU-VSchRL befindet sich im Anhang (Tab. A. 17).

Mit 27,2 % aller Individuen war die Trottellumme die häufigste Art bei den Schiffstransekt-Erfassungen innerhalb des Transekts (Abb. 3.5), gefolgt von der Heringsmöwe mit 24,1 % und der Dreizehenmöwe (12,9 %). Möwen waren mit 52,2 % die häufigste Artgruppe, gefolgt von

Alkenvögeln mit 36,2 %. Bei insgesamt 13 Transekt-Erfassungen im Jahr 2019 wurden durchschnittlich ca. 138 Rastvögel pro Ausfahrt innerhalb des Transektbereiches erfasst (Tab. 3.3).

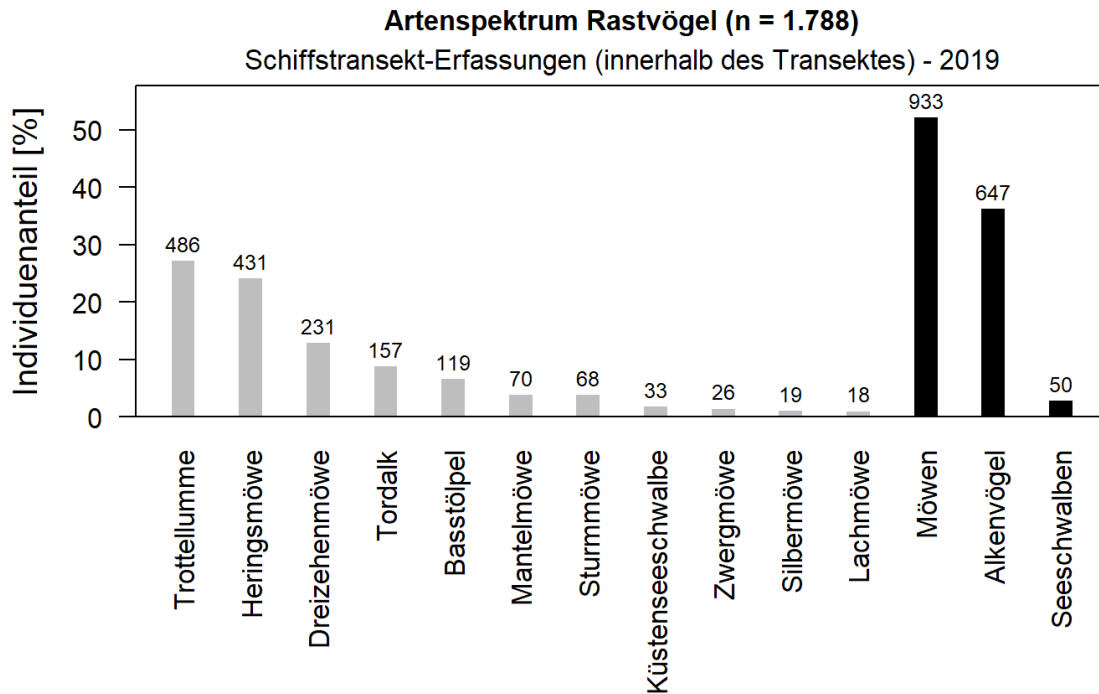


Abb. 3.5 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 durch Schiffsuntersuchungen innerhalb des Transektes erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Während der Schiffstransekt-Erfassungen des Untersuchungsjahres 2020 wurden insgesamt 6.774 Vögel aus 38 Arten unter gültigen Bedingungen erfasst. Von diesen waren 6.575 Rastvögel aus 21 Arten. Innerhalb der Transektbereiche wurden 2.649 Vögel erfasst (Tab. A. 18), von denen 2.616 als Rastvögel eingeordnet wurden. Von diesen konnten 18,1 % (474 Individuen) nicht auf Artniveau, sondern nur auf Artgruppenniveau bestimmt werden. Davon wurden 118 Tiere jedoch zwei, in ihrer Taxonomie und in ihren Umweltansprüchen sehr ähnlichen, Arten zugeordnet (z. B. Trottellumme/Tordalk, Fluss-/Küstenseeschwalbe). Eine Gesamtartenliste mit Angabe der Anzahl der erfassten Individuen sowie deren Gefährdungsstatus nach EU-VSchRL befindet sich im Anhang (Tab. A. 18).

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsjahr 2020 war die Heringsmöwe mit 23,9 % aller Individuen die häufigste Art innerhalb des Transektbereiches (Abb. 3.5). Mit 15,9 % folgte die Dreizehenmöwe vor der Trottellumme mit 13,6 %. Auch im zweiten Untersuchungsjahr der Schiffstransekt-Erfassungen waren Möwen die mit Abstand häufigste Artgruppe (68,1 %), gefolgt von den Alkenvögeln (20,8 %). Wie auch in den Fluggebieten und im ersten Untersuchungsjahr der Schiffstransekt-Erfassungen, war das Rastgeschehen durch das Vorkommen von Alkenvögel und Möwen geprägt. Wobei diesen von den Möwen mit knapp 70 % aller erfassten Individuen dominiert wurde. Im Durchschnitt wurden bei insgesamt 12 Transekt-Erfassungen im Jahr 2020 ca.

218 Rastvögel pro Ausfahrt, innerhalb des Transektbereiches erfasst und damit deutlich mehr als im ersten Untersuchungsjahr (Tab. 3.3).

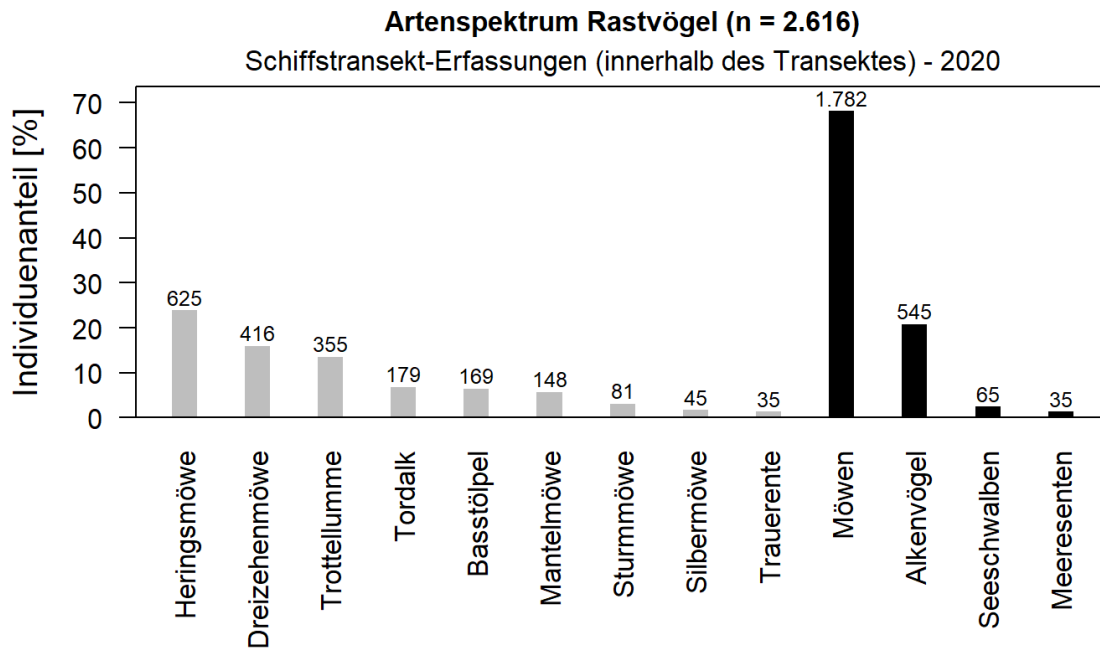


Abb. 3.6 Prozentuale Anteile der häufigsten Arten bzw. Artgruppen an der Gesamtzahl aller im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar 2020 und Dezember 2020 durch Schiffsuntersuchungen innerhalb des Transektes erfassten Rastvögel (Anzahl der Individuen jeweils oberhalb des Balkens). Einzelne Arten sind grau dargestellt, Artgruppen schwarz.

Tab. 3.3 Nachgewiesene Anzahl von Rastvögeln im Jahr 2019 (Januar 2019 - Dezember 2019) und im Jahr 2020 (Januar 2020 - Dezember 2020), Anzahl der Ausfahrten sowie die mittlere Erfassungsrate (Individuen pro Fahrt) anhand der Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6.

Erfassungsjahr	Anzahl im Transekt	Schiffstransektfahrten	Ind./Ausfahrt
2019	1.788	13	138
2020	2.616	12	218

3.2 Häufigkeit und Verteilung einzelner Arten und Artgruppen

Den Vorgaben der Leistungsbeschreibung (BSH 2017b, 2017a) und des StUK4 (BSH 2013) entsprechend, werden in den nachfolgenden Unterkapiteln jene Arten besprochen, die im Anhang I der EU-VSchRL gelistet sind, sowie Arten, die aufgrund des häufigen Vorkommens im Untersuchungsgebiet als relevante Arten/Artgruppen klassifiziert wurden oder lebensraumtypisch sind. Dazu zählen auch solche, die zwar selten, aber im Standarddatenbogen oder in der Schutzgebietsverordnung der nächstgelegenen FHH-Gebiete „Sylter Außenriff“, „Borkum Riffgrund“ bzw. im EVG „Östliche Deutsche Bucht“ zu finden sind. Insgesamt werden 15 Arten oder Artgruppen nachfolgend näher betrachtet.

Die räumliche Verteilung der relevanten Arten/Artgruppen wird im Folgenden mittels Rasterdichtekarten, welche die mittlere saisonale Dichte je Rasterzelle zeigen, dargestellt. Die Rasterdichtekarten des Untersuchungsgebietes FN10_11 sind unterstützend zur Beurteilung des Rastvogelvorkommens ausgewertet worden und befinden sich im Anhang des vorliegenden Berichtes (A.3.2.2). Punktsichtungskarten aller einzelnen Schiffs- und digitalen Flugtransekt-Erfassungen beider Fluguntersuchungsgebiete sind im Anhang in Kapitel A.3.3 dargestellt, sofern mindestens drei Individuen einer Art pro Erfassung (bei Schiffen im Transekt) festgestellt wurden. Monatsdichten pro Art sind für Flugtransekt-Erfassungen in Tab. 3.4, Tab. 3.5 und Tab. 3.6, Tab. 3.7 sowie für Schiffstransekt-Erfassungen in Tab. 3.8 und Tab. 3.9 dargestellt. Im Folgenden werden die Dichte, die Jahresphänologie sowie die Verteilung in den Untersuchungsgebieten von Januar 2019 bis zum Ende des jeweiligen Erfassungszeitraums (FN6_7: Januar 2021; FN10_11: Juli 2020; SC6: Dezember 2020) getrennt nach Art/Artgruppen dargestellt. Für die Auswertung der Schiffstransekt-Erfassungen wurden nur Sichtungen innerhalb der Transektbereiche berücksichtigt.

Tab. 3.4 *Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019. Die Angabe „0“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art festgestellt wurden; „-“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde. *Die Dichten der Trottellumme und des Tordalks sind in der Artgruppe Alkenvögel enthalten. Die jeweils höchste monatliche Dichte ist fett dargestellt*

FN6_7													
Jahr	2019												
Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Max.
Seetaucher	-	0,02	0,06	0,11	<0,01	<0,01	0	-	0,04	-	-	-	0,11
Haubentaucher	-	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	-	0
Eissturmvogel	-	0,03	0	0	0,02	<0,01	<0,01	-	0,02	-	-	-	0,03
Basstölpel	-	0,02	0,02	0,11	0,08	0,20	0,16	-	0,01	-	-	-	0,20
Trauerente	-	<0,01	0	0	0	0	0	-	0	-	-	-	<0,01
Spatelraubmöwe	-	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	-	0
Skua	-	0	<0,01	0	0	0	0	-	<0,01	-	-	-	<0,01
Zwergmöwe	-	0,01	0,04	0,72	<0,01	0	0	-	<0,01	-	-	-	0,72
Lachmöwe	-	0	0,02	<0,01	0	0	<0,01	-	0	-	-	-	0,02
Sturmmöwe	-	0,01	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	0,03	-	-	-	0,04
Heringsmöwe	-	<0,01	0,22	0,06	0,28	1,66	1,20	-	1,85	-	-	-	1,85
Mantelmöwe	-	0,06	0,01	0,03	<0,01	0	0	-	1,16	-	-	-	1,16
Silbermöwe	-	0,03	0,02	<0,01	0,02	<0,01	0	-	0,03	-	-	-	0,03
Dreizehenmöwe	-	0,58	1,25	0,18	0,09	0,02	0,18	-	0,23	-	-	-	1,25
Brandseeschwalbe	-	0	0	0,23	0,03	0	<0,01	-	<0,01	-	-	-	0,23
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	-	0	0	1,03	0,23	0	0,19	-	0,05	-	-	-	1,03
Trottellumme	-	0,37	0,52	1,03	0,30	0,36	0,09	-	0,35	-	-	-	1,03
Tordalk	-	0,81	0,70	0,20	0,05	0	0	-	0,02	-	-	-	0,81
Alkenvögel*	-	1,65	1,63	1,44	0,40	0,37	0,10	-	0,39	-	-	-	1,65
Anzahl Erfassungen	0	1	1	1	2	1	1	0	1	0	0	0	

Tab. 3.5 *Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2020 und Januar 2021. Die Angabe „0“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art festgestellt wurden; „-“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde. *Die Dichten der Trottellumme und des Tordalks sind in der Artgruppe Alkenvögel enthalten. Die jeweils höchste monatliche Dichte ist **fett** dargestellt.*

FN6_7														
Jahr	2020												2021	
Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Max.
Seetaucher	-	0,02	0,13	0,01	0	0,03	<0,01	0,04	-	-	-	-	0,04	0,13
Haubentaucher	-	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
Eissturmvogel	-	0	<0,01	0,02	0	0	<0,01	<0,01	-	-	-	-	0	0,02
Basstölpel	-	0	0,03	0,04	0,10	0,24	0,72	0,33	-	-	-	-	0,08	0,72
Trauerente	-	0	0	0,01	0	0	0	0	-	-	-	-	0,01	0,01
Spatelraubmöwe	-	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
Skua	-	0	0	0	0	0	0	0,01	-	-	-	-	0	0,01
Zwergmöwe	-	0	0,16	0,02	0	0	0	0,03	-	-	-	-	<0,01	0,16
Lachmöwe	-	0	0,03	0,02	0	<0,01	0	0,07	-	-	-	-	0	0,07
Sturmmöwe	-	0	0,03	0,04	0,01	0,01	0	0,03	-	-	-	-	0,08	0,08
Heringsmöwe	-	<0,01	0,02	0,43	0,49	0,97	2,16	6,94	-	-	-	-	<0,01	6,94
Mantelmöwe	-	0,03	<0,01	0,03	0,01	<0,01	0,01	0,07	-	-	-	-	0,93	0,93
Silbermöwe	-	<0,01	<0,01	0,02	0,02	0,02	<0,01	0,01	-	-	-	-	0,96	0,96
Dreizehenmöwe	-	0,60	0,11	0,11	0,14	0,18	0,04	0,16	-	-	-	-	3,62	3,62
Brandseeschwalbe	-	0	0	0	0	0	0,02	0	-	-	-	-	0	0,02
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	-	0	0	0,02	0,03	<0,01	0,03	0,03	-	-	-	-	0	0,03
Trottellumme	-	0,22	0,33	1,37	0,18	0,48	1,17	3,87	-	-	-	-	0,70	3,87
Tordalk	-	0,41	0,62	1,07	0,02	0,02	0,01	0,08	-	-	-	-	0,37	1,07
Alkenvögel*	-	1,14	1,21	3,19	0,23	0,59	1,41	4,30	-	-	-	-	1,31	4,30
Anzahl Erfassungen	0	1	2	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	

Tab. 3.6 *Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019. Die Angabe „0“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art festgestellt wurden; „-“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde. *Die Dichten der Trottellumme und des Tordalks sind in der Artgruppe Alkenvögel enthalten. Die jeweils höchste monatliche Dichte ist **fett** dargestellt.*

FN10_11													
Jahr	2019												
Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Max.
Seetaucher	-	0,06	0,06	0,04	<0,01	0	0	-	0	-	-	-	0,06
Haubentaucher	-	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	-	0
Eissturmvogel	-	0,04	0,01	0	0,16	0,01	0	-	0,05	-	-	-	0,16
Basstölpel	-	0,01	0,05	0,26	0,28	0,39	0,29	-	<0,01	-	-	-	0,39
Trauerente	-	0,02	<0,01	0	0	0	0	-	0	-	-	-	0,02
Spatelraubmöwe	-	0	0	0	0	0	0	-	0	-	-	-	0
Skua	-	0	0	0	0	0	0	-	<0,01	-	-	-	<0,01
Zwergmöwe	-	0	0,05	1,14	0	<0,01	0	-	0	-	-	-	1,14
Lachmöwe	-	0	0,05	<0,01	<0,01	0	0,02	-	<0,01	-	-	-	0,05
Sturmmöwe	-	<0,01	0,01	<0,01	0	0	0,02	-	<0,01	-	-	-	0,02
Heringsmöwe	-	<0,01	0,10	0,09	0,02	1,26	0,44	-	0,18	-	-	-	1,26
Mantelmöwe	-	<0,01	<0,01	0	0	<0,01	<0,01	-	0,07	-	-	-	0,07
Silbermöwe	-	0,01	<0,01	<0,01	0	<0,01	0	-	<0,01	-	-	-	0,01
Dreizehenmöwe	-	0,44	1,20	0,27	0,01	0,09	0,06	-	0,11	-	-	-	1,20
Brandseeschwalbe	-	0	0	0,43	0,04	<0,01	0,02	-	<0,01	-	-	-	0,43
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	-	0	0	0,66	0,16	0,04	0,21	-	<0,01	-	-	-	0,66
Trottellumme	-	0,54	0,55	3,55	0,20	0,66	0,53	-	0,25	-	-	-	3,55
Tordalk	-	0,73	0,95	0,97	0,04	<0,01	0	-	0,01	-	-	-	0,97
Alkenvögel*	-	1,68	2,18	5,22	0,29	0,71	0,56	-	0,27	-	-	-	5,22
Anzahl Erfassungen	0	1	1	1	1	2	1	0	1	0	0	0	

Tab. 3.7 *Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2020 und Januar 2021. Die Angabe „0“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art festgestellt wurden; „-“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Erfassung durchgeführt wurde. *Die Dichten der Trottellumme und des Tordalks sind in der Artgruppe Alkenvögel enthalten. Die jeweils höchste monatliche Dichte ist fett dargestellt.*

FN10_11														
Jahr	2020												2021	
Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Max.
Seetaucher	-	0,06	0,07	0,06	0,02	0,03	0	-	-	-	-	-	-	0,07
Haubentaucher	-	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	0
Eissturmvogel	-	0,16	<0,01	0,01	0,03	0,03	0,01	-	-	-	-	-	-	0,16
Basstölpel	-	0,03	<0,01	0,08	0,37	0,07	0,19	-	-	-	-	-	-	0,37
Trauerente	-	0,01	0	0,03	0	0	0	-	-	-	-	-	-	0,03
Spatelraubmöwe	-	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	0
Skua	-	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	0
Zwergmöwe	-	<0,01	0,13	0,01	<0,01	0	0	-	-	-	-	-	-	0,13
Lachmöwe	-	0	0,01	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	0,01
Sturmmöwe	-	0,05	0,02	0,01	0	0	0	-	-	-	-	-	-	0,05
Heringsmöwe	-	0	<0,01	0,08	0,24	0,48	0,13	-	-	-	-	-	-	0,48
Mantelmöwe	-	0,41	<0,01	0,05	0,02	<0,01	<0,01	-	-	-	-	-	-	0,41
Silbermöwe	-	0,09	<0,01	0	0	<0,01	0	-	-	-	-	-	-	0,09
Dreizehenmöwe	-	0,95	0,12	0,26	0,03	0,03	0	-	-	-	-	-	-	0,95
Brandseeschwalbe	-	0	<0,01	0,02	0	0	0	-	-	-	-	-	-	0,02
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	-	0	0,01	0,03	0,03	0	0	-	-	-	-	-	-	0,03
Trottellumme	-	0,32	0,47	1,83	0,37	1,07	0,16	-	-	-	-	-	-	1,83
Tordalk	-	0,41	0,81	1,19	0,06	0,03	0	-	-	-	-	-	-	1,19
Alkenvögel*	-	1,39	1,52	3,95	0,73	1,58	0,25	-	-	-	-	-	-	3,95
Anzahl Erfassungen	0	1	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	

Tab. 3.8 *Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Schiffstransect-Erfassungen (im Transekt) im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar 2019 und Dezember 2019. Die Angabe „0“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art festgestellt wurden. *Die Dichten der Trottellumme und des Tordalks sind in der Artgruppe Alkenvögel enthalten. Die jeweils höchste monatliche Dichte ist **fett** dargestellt.*

SC6													
Jahr	2019												
Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Max.
Seetaucher	0,03	0,03	0,01	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0,03
Haubentaucher	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eissturmvogel	0	<0,01	0	0,02	0,05	0	0,01	0,02	0,02	0	0	0	0,05
Basstölpel	0	0,04	0,07	0,20	0,27	0,05	0,23	0,24	0,01	0,02	0,03	0,04	0,27
Trauerente	0	0,01	0	0	0,05	0	0	0	0	0	0,01	0	0,05
Spatelraubmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skua	0	0	0	0,01	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0,02
Zwergmöwe	0	0	0	0,20	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0,20
Lachmöwe	0,01	0	0,21	0	0,05	0	0	0,03	0	0	0	0	0,21
Sturmmöwe	0,22	0,04	0,05	0,02	0,02	0,01	0	0,23	0,01	0,02	0,04	0,03	0,23
Heringsmöwe	0,01	0,15	0,04	0,34	0,09	0,62	0,46	2,68	0,49	0,06	0,03	0,01	2,68
Mantelmöwe	0,02	0,10	0,05	0,08	0	0	0,06	0,03	0,11	0,29	0	0,10	0,29
Silbermöwe	0,02	0,03	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0,01	0	0,12	0,12
Dreizehenmöwe	0,35	0,16	0,20	0,17	0,02	0,06	0	0,57	0,32	0,09	0,87	0,49	0,87
Brandseeschwalbe	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	0	0	0	0	0,32	0	0,05	0,03	0	0	0	0	0,32
Trottellumme	1,63	0,42	0,33	2,84	0,28	0,05	0,02	0,80	0,19	0,33	0,32	0,62	2,84
Tordalk	0,71	0,11	0,14	0,88	0,02	0	0	0	0	0,10	0,35	0,14	0,88
Alkenvögel*	2,35	0,53	0,47	3,72	0,31	0,05	0,02	0,80	0,19	0,52	0,67	0,76	3,72
Anzahl Erfassungen	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Tab. 3.9 *Monatliche Dichten (Ind./km²) ausgewählter Arten/Artgruppen aus Schiffstransekt-Erfassungen (im Transekt) im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar 2020 und Dezember 2020. Die Angabe „0“ bedeutet, dass in diesem Monat keine Individuen dieser Art festgestellt wurden. *Die Dichten der Trottellumme und des Tordalks sind in der Artgruppe Alkenvögel enthalten. Die jeweils höchste monatliche Dichte ist **fett** dargestellt.*

SC6													
Jahr	2020												
Art/Artgruppe	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Max.
Seetaucher	0	-	0,02	0,01	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0,02
Haubentaucher	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eissturmvogel	0,03	-	0	0	0,01	0	0,01	0,01	0,02	0	0,09	0	0,09
Basstölpel	0,07	-	0,01	0,04	0,03	0,16	0,69	0,11	0,09	0,04	0,41	0,11	0,69
Trauerente	0	-	0,01	0	0	0	0	0,02	0	0,18	0,07	0	0,18
Spatelraubmöwe	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skua	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zwergmöwe	0	-	0	0,01	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0,02
Lachmöwe	0	-	0	0,02	0,19	0,02	0,02	0	0,02	0	0	0	0,19
Sturmmöwe	0,16	-	0,02	0,09	0,04	0,11	0,03	0	0,02	0,14	0,27	0,08	0,27
Heringsmöwe	0	-	0,01	0,13	0,06	2,79	2,89	0,33	0,26	0,86	0,03	0	2,89
Mantelmöwe	0,13	-	0,08	0,08	0	0	0,23	0,03	0,63	0,26	0,37	0,18	0,63
Silbermöwe	0,04	-	<0,01	0	0	0	0	0	0,01	0,12	0,28	0,07	0,28
Dreizehenmöwe	1,38	-	0,19	0,07	0,01	0,42	0	0,35	0,24	0,74	1,79	0,35	1,79
Brandseeschwalbe	0	-	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,01
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	0	-	0	0	0	0	0,34	0,20	0	0	0	0	0,34
Trottellumme	0,50	-	0,28	0,37	0,44	0,11	0,79	1,33	1,40	0,26	0,35	0,24	1,40
Tordalk	0,65	-	0,18	0,38	0	0	0	0	0	0,15	0,89	0,34	0,89
Alkenvögel*	1,15	-	0,46	0,78	0,44	0,11	0,79	1,33	1,40	0,42	1,25	0,61	1,40
Anzahl Erfassungen	1	0	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

3.2.1 Seetaucher (Sterntaucher - *Gavia stellata*, Prachtaucher - *Gavia arctica*)

Die deutsche Nordsee ist ein bedeutendes Rastgebiet für Seetaucher. Die Hauptverbreitungsgebiete erstrecken sich im Frühjahr über den küstennahen Bereich nördlich der Ostfriesischen Inseln sowie das Elbe-Weser-Ästuar. Vor Schleswig-Holstein erstreckt sich das Verbreitungsgebiet auch weiter küstenfern innerhalb der AWZ und umfasst den Bereich des EVGs „Östliche Deutsche Bucht“ (Mendel & Garthe 2010b) sowie einen noch westlich über dieses Schutzgebiet hinaus reichendes Gebiet (BMU 2009). Im jahreszeitlichen Verlauf sind nur sehr geringe Bestandsdichten im Sommer zu verzeichnen, die ab Herbst über den Winter ansteigen und im Frühjahr maximale Dichten erreichen (Dierschke et al. 2012, Garthe et al. 2015). Die Frühjahrsbestände wurden in der Vergangenheit auf etwa 20.200 Individuen geschätzt, davon etwa 18.600 Sterntaucher (Garthe et al. 2015). Neuere Modellierungen gehen von durchschnittlich etwa 16.000 Seetauchern in der deutschen Nordsee aus (Vilela et al. 2021). In der Vergangenheit zeigten die Bestände der Seetaucher zwischen 2002 und 2014 eine stabile bis leicht positive Tendenz (Garthe et al. 2015, Markones et al. 2015). Seetaucher reagieren sensibel auf anthropogene Einflüsse, und zeigen eine starke Meidung gegenüber Windparks und Schiffen (Mendel et al. 2019). Laut jüngsten Berechnungen werden fast zweidrittel des Habitats für Sterntaucher in der deutschen Nordsee durch solche anthropogenen Aktivitäten negativ beeinflusst (Mercker et al. 2021a). Eine aktuelle Studie stellte über 17 Jahre (2001 bis 2018) jedoch keine Abnahme der Bestände in der deutschen Nordsee fest (Vilela et al. 2021), vielmehr zeigte sich eine räumliche Umverteilung als Reaktion auf den Bau von Windparks, mit höheren Dichten in größerer Entfernung von OWP. Ob und inwieweit sich diese Änderungen langfristig auf die Populationsentwicklung der Seetaucher auswirkt, ist allerdings zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht abzuschätzen.

Aufgrund ihrer hohen Fluchtdistanz vor Schiffen (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011) können die zwei im Untersuchungsgebiet zu erwartenden Seetaucherarten oft nur schwer unterschieden werden. Daher wurden Sterntaucher (*Gavia stellata*), Prachtaucher (*Gavia arctica*) und unbestimmte Seetaucher (*Gavia sp.*) zusammengefasst. Der auf Artniveau bestimmte Anteil der Seetaucher lässt den Schluss zu, dass in der deutschen Nordsee Sterntaucher mit etwa 90 % der Gesamtzahl die Artgruppe der Seetaucher dominieren (Garthe et al. 2004b, Dierschke et al. 2012). Stern- und Prachtaucher sind in der EU-VSchRL in Anhang I als besonders zu schützende Arten gelistet, weshalb beiden Arten eine hohe Schutzwertigkeit zukommt.

3.2.1.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Im Untersuchungszeitraum zwischen Januar und Dezember 2019 wurden im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 72 Seetaucher erfasst. Davon waren 46 Sterntaucher, 1 Prachtaucher und 25 nicht auf Artniveau identifizierte Seetaucher (Tab. A. 13). Im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 44 Seetaucher erfasst. Neben 23 Sterntauchern wurden 21 Seetaucher registriert, die nicht auf Artniveau bestimmt werden konnten (Tab. A. 15). Im Folgejahr (zwischen Januar 2020 und Januar 2021) wurden im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 119 Seetaucher erfasst. Davon waren 96 Sterntaucher und 23 nicht auf Artniveau identifizierte Seetaucher (Tab. A. 14). Im weiter nördlich gelegenen Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 wurden im selben Untersuchungsjahr, welches für dieses Gebiets bereits im Juli 2020 endete, 89 Seetaucher festgestellt. Davon waren 60 Sterntaucher und 29 unbestimmte Seetaucher (Tab. A. 16).

Während der zweijährigen Erfassung im Untersuchungsgebiet FN6_7 kamen Seetaucher hauptsächlich im Frühjahr in nennenswerten Dichten vor. Im Sommer und im Winter wurden Seetaucher in geringer Dichte erfasst, allerdings fanden im Winter nur wenige Erfassungen statt. In beiden artspezifischen Herbstsaisons wurden keine Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 durchgeführt. In beiden Jahren wurden die höchsten saisonalen Dichten jeweils im Frühjahr festgestellt (Tab. 3.10). Dabei lagen die Dichten im Frühjahr 2020 mit 0,09 Ind./km² etwas über denen im Frühjahr 2019 mit 0,06 Ind./km². In diesen Saisons lagen auch die jeweils höchsten monatlichen Dichten mit 0,11 Ind./km² im April 2019 (Tab. 3.4, Abb. 3.7) bzw. 0,13 Ind./km² im März 2020 (Tab. 3.5, Abb. 3.8). Die Dichten der übrigen Jahreszeiten lagen mit 0,02 - 0,04 Ind./km² im Winter bzw. 0,01 - 0,02 Ind./km² im Sommer darunter.

Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden sowohl im Winter 2018/2019 als auch im Winter 2019/2020 wurden mit je 0,06 Ind./km² die höchsten saisonalen Dichten festgestellt, jeweils allerdings nur mit einer Erfassung in der Saison (Tab. 3.10). Im Frühjahr, zum Hauptvorkommen der Seetaucher im Untersuchungsgebiet FN6_7, wurden mit 0,03 bzw. 0,05 Ind./km² im Gebiet FN10_11 geringere mittlere Dichten festgestellt. Die höchste monatliche Dichte wurde jedoch mit 0,07 Ind./km² im März 2020 und damit im zweiten Untersuchungsjahr erfasst (Tab. 3.7, Abb. 3.8). Im ersten Untersuchungsjahr lagen die monatlichen Dichten mit 0,06 Ind./km² im Februar und März leicht darunter (Tab. 3.6, Abb. 3.7). Im Herbst wurden in beiden Erfassungsjahren keine Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 durchgeführt und auch im Winter 2020/2021 fanden keine Erfassungen statt.

Sowohl im Frühjahr 2019 als auch im Frühjahr 2020 waren die Seetaucherbestände weiträumig, ohne erkennbares Muster, im Gebiet FN6_7 verteilt (Abb. 3.9, Abb. 3.10). Im Frühjahr 2020 waren etwas höhere Dichten im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes, weit ab der Fläche N-6.7 anzutreffen (Abb. 3.10). Während aller Wintersaisons wurden die meisten Seetaucher mit deutlichem Abstand nördlich der Fläche N-6.7 gesichtet. Die Dichteverteilung im Untersuchungsgebiet FN10_11 deutete nicht auf einen Verteilungsschwerpunkt der Seetaucher innerhalb des Untersuchungsgebietes hin (Abb. A. 66, Abb. A. 67). Insgesamt wurden die Tiere über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt registriert. Im Sommer und Winter schien die Verteilung etwas stärker auf das Zentrum und insbesondere den Norden des Untersuchungsgebietes konzentriert gewesen zu sein. Im Frühjahr war die Verbreitung weiträumig im gesamten Untersuchungsgebiet mit relativ geringen Dichten. Punktsichtungskarten sind im Anhang zu finden (A.3.3.1.2).

Die ermittelten Dichten der Seetaucher bei den Flugtransekt-Erfassungen waren für die Deutsche Bucht im Verhältnis zu beispielsweise Bereichen westlich von Sylt relativ gering.

Tab. 3.10 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Seetaucher sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,02	0,02	1	0,06	0,06	1
Frühjahr 2019	0,06	0,01 - 0,11	3	0,03	< 0,01 - 0,06	3
Sommer 2019	0,01	0 - 0,04	4	0	0	4
Herbst 2019	-	-	0	-	-	0
Winter 2019/2020	0,02	0,02	1	0,06	0,06	1
Frühjahr 2020	0,09	0,01 - 0,19	3	0,05	0,02 - 0,07	4
Sommer 2020	0,02	0 - 0,04	4	0,02	0 - 0,03	2
Herbst 2020	-	-	0	-	-	0
Winter 2020/2021	0,04	0,04	1	-	-	0

Seetaucher Individuendichte 2019

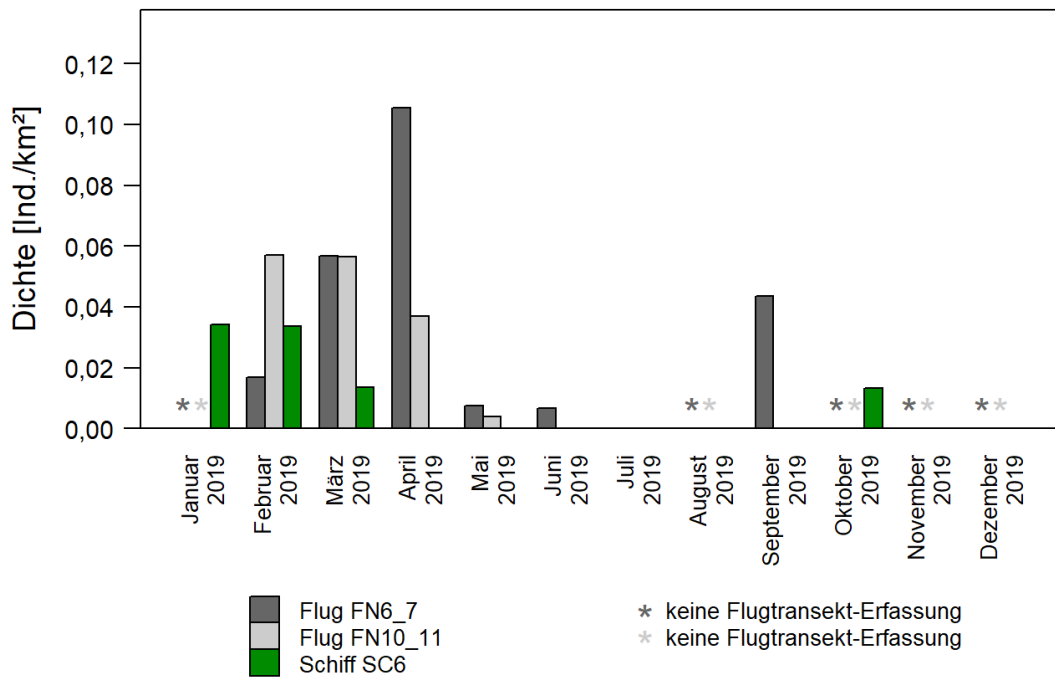


Abb. 3.7 Monatliche Dichten der Seetaucher bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Seetaucher Individuendichte 2020/2021

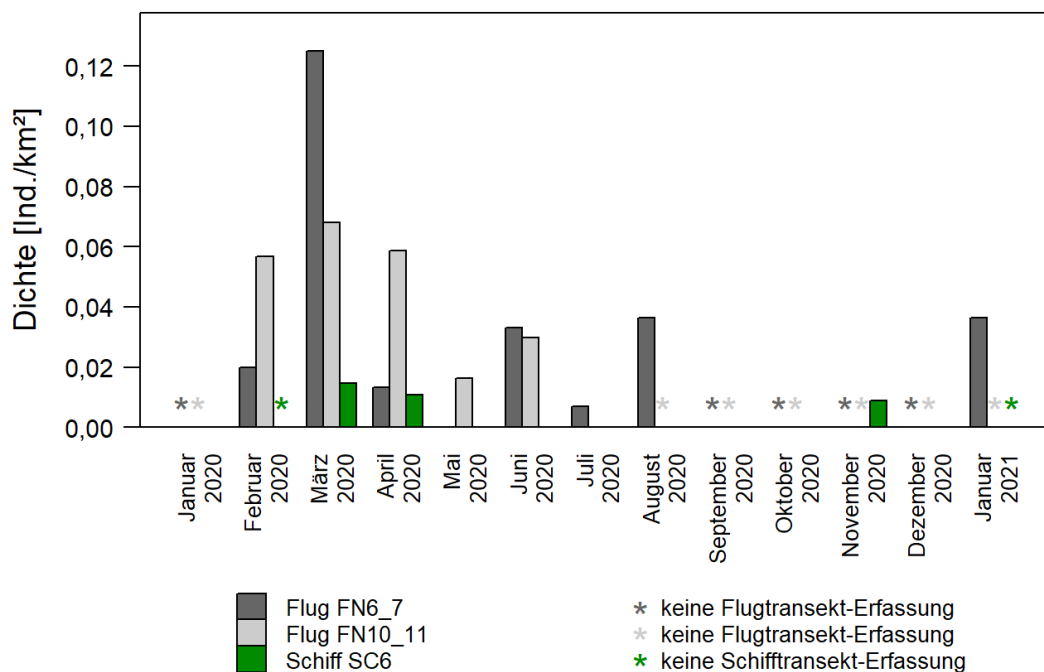


Abb. 3.8 Monatliche Dichten der Seetaucher bei Schiffs- und Flugtransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

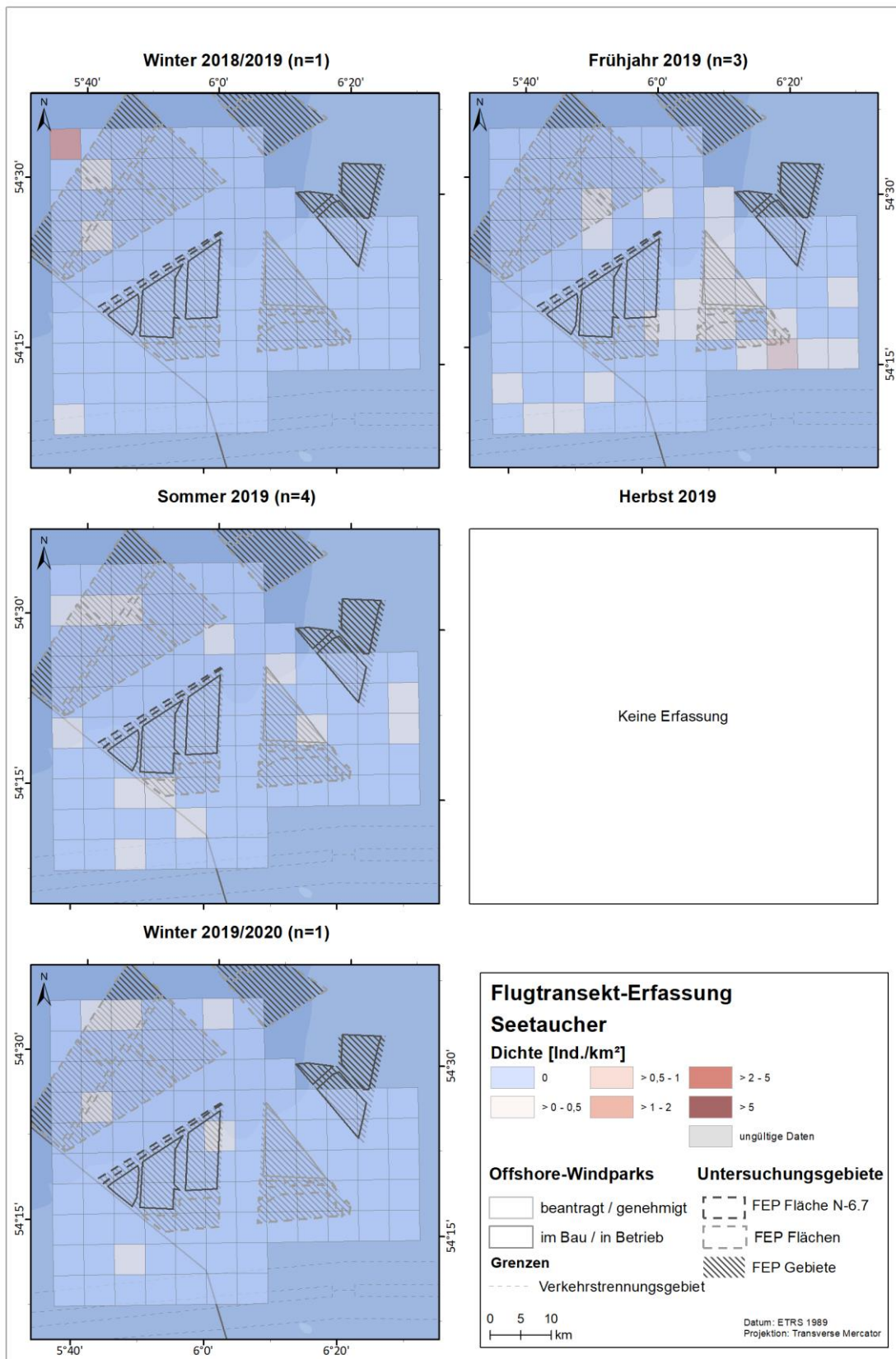


Abb. 3.9 Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

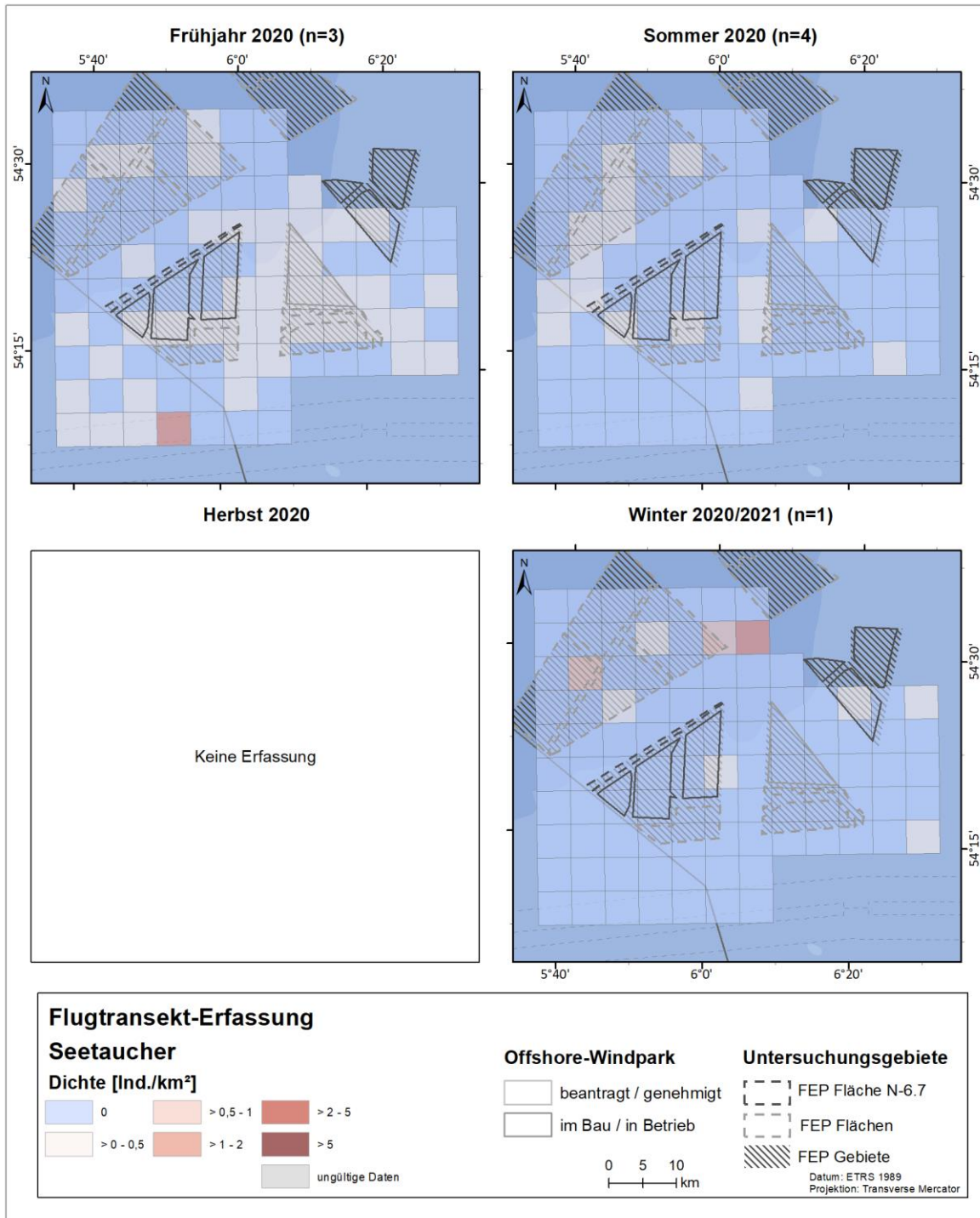


Abb. 3.10 Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.1.2 Erfassungen mit dem Schiff

Im Zuge der Schiffstransekt-Erfassungen wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 20 Seetaucher erfasst. Hiervon wurden 11 Individuen als Sterntaucher bestimmt, der Rest konnte nicht auf Artniveau identifiziert werden. Insgesamt wurden von den 20 Seetauchern 7 Sterntaucher

und 2 unbestimmte Seetaucher innerhalb des Transektbereiches erfasst (Tab. A. 17). Im zweiten Untersuchungsjahr 2020 wurden insgesamt 8 Seetaucher festgestellt, alle davon wurden als Sterntaucher identifiziert. Mit 4 Sterntauchern wurde dabei die Hälfte der Individuen innerhalb des Transektbereiches erfasst (Tab. A. 18).

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 im Untersuchungsjahr 2019 wurde die höchste monatliche Dichte mit 0,03 Ind./km² im Januar sowie Februar 2019 festgestellt (Tab. 3.8, Abb. 3.7). Diese Artgruppe wurde im Jahresverlauf nur noch im März und Oktober (jeweils 0,01 Ind./km²) vereinzelt nachgewiesen. Im zweiten Untersuchungsjahr 2020 lag die höchste monatliche Dichte bei 0,02 Ind./km² im März 2020 und damit unter der des ersten Jahres (Tab. 3.9, Abb. 3.8). Auch im zweiten Jahr wurden nur in wenigen anderen Monaten Seetaucher festgestellt. So lagen die Dichten im April und November 2020 (0,01 Ind./km²) ebenfalls auf einem sehr niedrigen Niveau. Die maximale saisonale Dichte beider Jahre wurde mit 0,03 Ind./km² im Winter 2018/2019 festgestellt (Tab. 3.11). Die saisonalen Dichten der übrigen Jahreszeiten lagen maximal bei 0,01 Ind./km² im Frühjahr 2020 (Tab. 3.11). Weder im Sommer 2019 noch im Sommer und Herbst 2020 wurden Seetaucher festgestellt.

Durch die geringe Anzahl von Sichtungen ist deren räumliche Verteilung wenig aussagekräftig. Das Vorkommen beschränkt sich auf wenige Rasterzellen im Untersuchungsgebiet im gesamten Untersuchungszeitraum (Abb. 3.11, Abb. 3.12). Die höchsten Rasterzellendichten wurden im Frühjahr 2020 im Osten des Untersuchungsgebietes festgestellt, wobei hier eine Dichte von > 0,5 - 1,0 Ind./km² ermittelt wurde. Im Winter 2018/2019 konnten in zwei Rasterzellen im Bereich der Fläche N-6.7 Dichten bis maximal 0,5 Ind./km² ermittelt werden. Punktsichtungskarten im Anhang zeigen die Positionen der einzelnen Nachweise (A.3.3.1).

Tab. 3.11 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Seetaucher sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020 in den jeweiligen Untersuchungsgebieten. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,03	0 - 0,07	3
Frühjahr 2019	< 0,01	0 - 0,01	3
Sommer 2019	0	0	3
Herbst 2019	< 0,01	0 - 0,01	2
Winter 2019/2020	0	0	3
Frühjahr 2020	0,01	0 - 0,02	4
Sommer 2020	0	0	4
Herbst 2020	0	0	1
Winter 2020/2021	< 0,01	0 - < 0,01	2

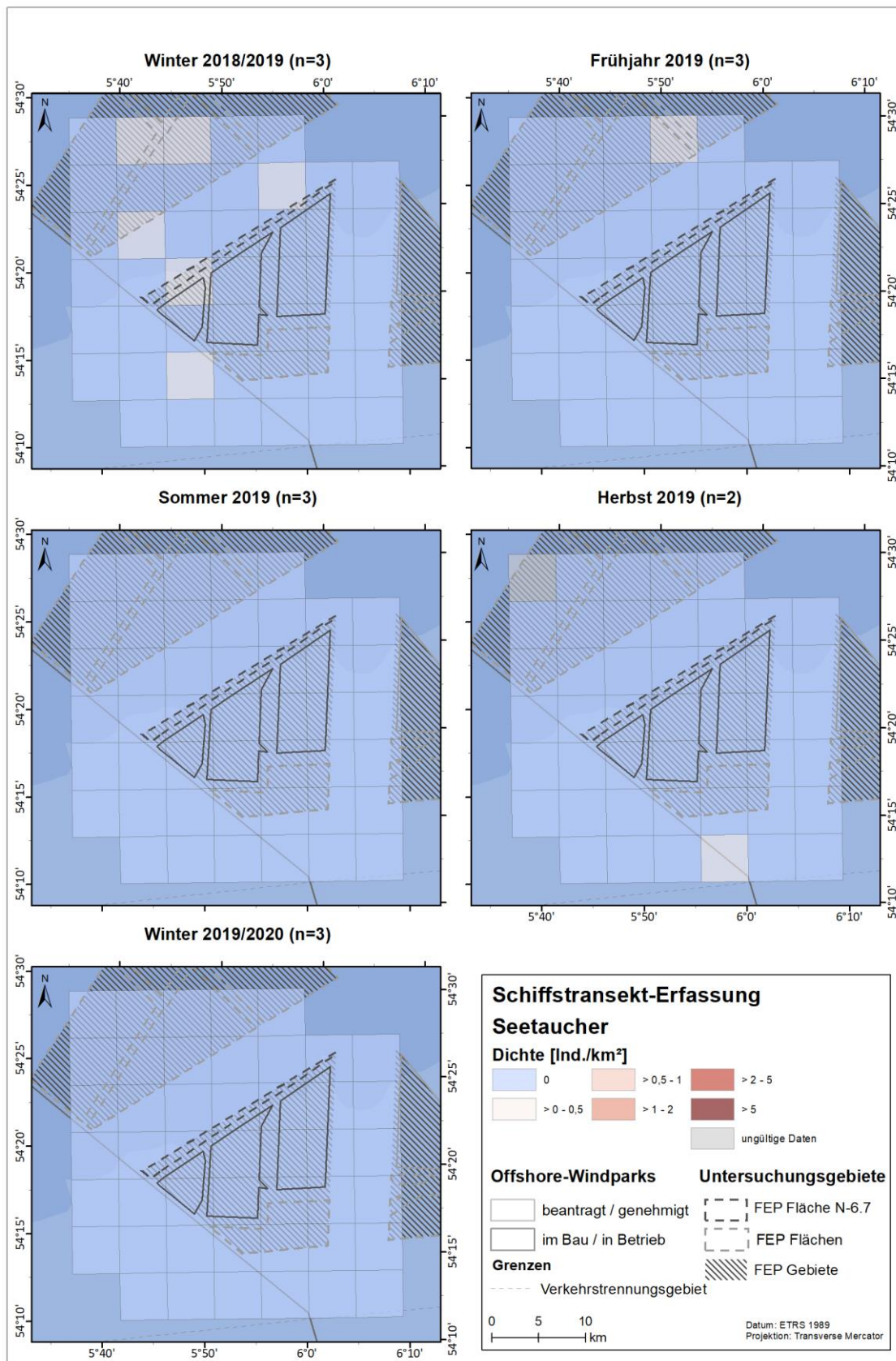


Abb. 3.11 Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

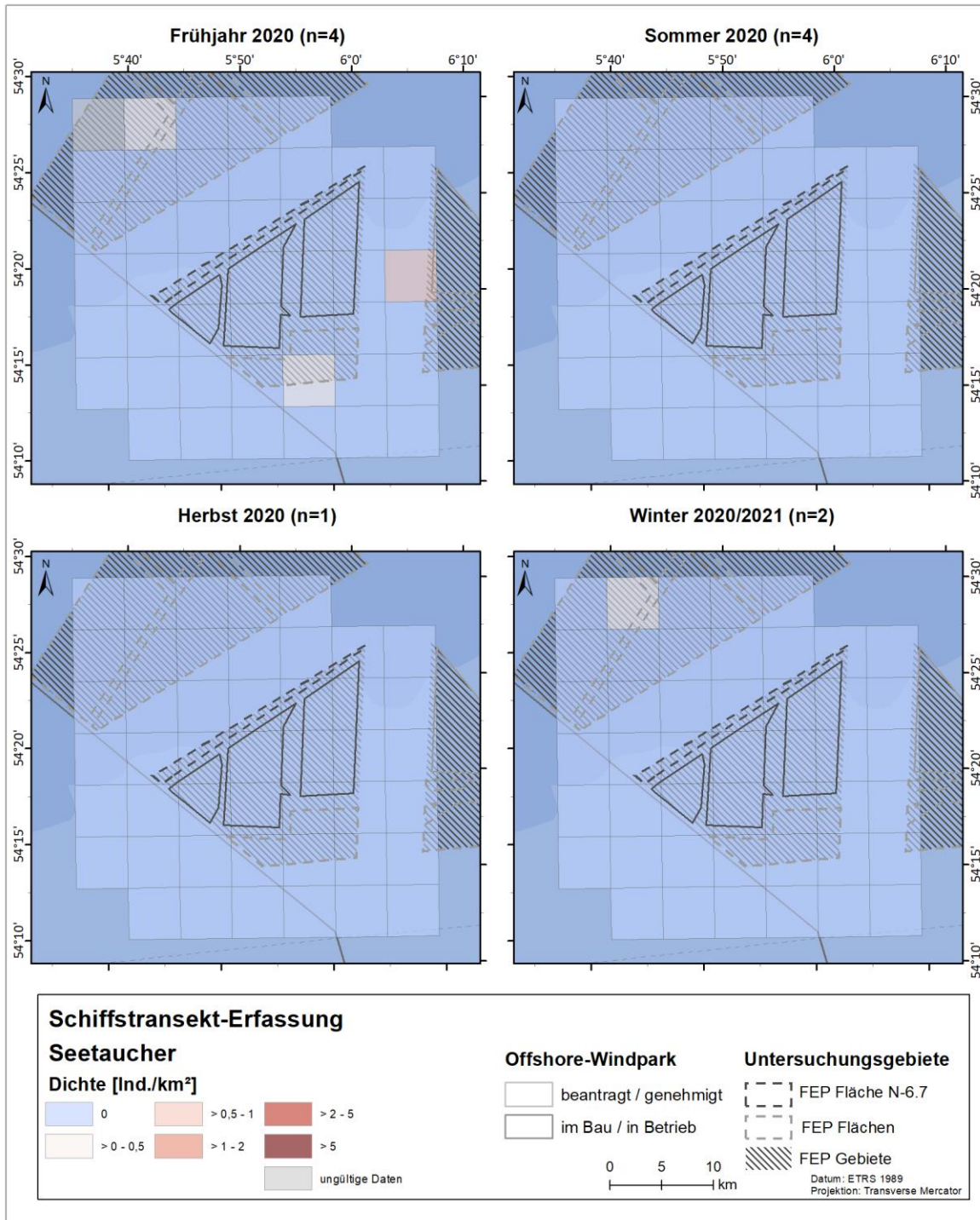


Abb. 3.12 Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.1.3 Bestandscharakterisierung

Auf Grundlage der Ergebnisse der Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen ist der Bestand der Seetaucher als typisch für diese relativ weit offshore gelegenen Gebiete zu charakterisieren. Die geringen Dichten und wenigen erfassten Individuen dieser Artgruppe sind entsprechend der Entfernung zum Hauptkonzentrationsgebiet westlich von Sylt (ca. 58,6 km) und zur Küste charakteristisch. Die Phänologie ist arttypisch mit den höchsten Dichten im jeweiligen Winter/Frühjahr.

3.2.2 Haubentaucher (*Podiceps cristatus*)

Haubentaucher sind in Mitteleuropa weit verbreitete Brut- und Jahresvögel (Mendel et al. 2008). Daneben kommen auch Durchzügler und Wintergäste aus Nord- bzw. Nordost-Europa vor. Rast- und Überwinterungsgebiete sind vornehmlich auf größeren Binnenseen und küstennah auf der Nord- und Ostsee zu finden. Rastgebiete von internationaler Bedeutung finden sich entlang der belgischen und niederländischen Küste (Skov et al. 1995). In Deutschland liegen die Verbreitungsschwerpunkte eher in der Ostsee mit den Hauptvorkommen in der Mecklenburger Bucht und dem Greifswalder Bodden (Durinck et al. 1994, Garthe 2003). Der Bestand der biogeographischen Population wird von Mendel et al. (2008) auf 290.000 - 420.000 Individuen beziffert. In der deutschen Nordsee kommen Haubentaucher nur in geringen Anzahlen entlang der Küste und nur äußerst selten in Offshore-Bereichen vor. Auch im EVG „Östliche Deutsche Bucht“ kommen Haubentaucher nur sehr vereinzelt vor. Der Rastbestand der deutschen Nordsee wird von Mendel et al. (2008) mit einem Maximum von 130 Tieren im Herbst angegeben. Der Bestand der deutschen AWZ ist nochmals deutlich geringer und umfasst im Herbst lediglich 6-10 Tiere.

Der Haubentaucher wurde bei den Flächenvoruntersuchungen zu N-6.7 nicht festgestellt. Dies war aufgrund der Lage der Untersuchungsgebiete zu erwarten. Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Jahr 2019 wurde allerdings in beiden Untersuchungsgebieten je ein unbestimmter Lappentaucher, zu deren Artgruppe der Haubentaucher zählt, festgestellt. Ob es sich hierbei um Haubentaucher gehandelt hat, bleibt unklar.

3.2.3 Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*)

Die geographische Verteilung des Eissturmvogels ist sehr variabel, wobei er als Hochseart 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). Eissturmvögel fliegen auch zur Brutzeit weite Strecken bis über 60 km vom Brutplatz entfernt (Cherel et al. 2001) und gegen Ende der Aufzuchtzeit von mehr als 500 km (Fauchald et al. 2011, Edwards et al. 2013). Als typische Schiffsfolger folgen sie auch Fischereifahrzeugen, um Abfälle zu erbeuten (Phillips et al. 1999). Eissturmvögel brüten in Deutschland ausschließlich auf der Insel Helgoland (38 Paare im Jahr 2019; Walter 2020). Im Jahresverlauf kommen Eissturmvögel

ganzjährig in der deutschen Nordsee vor, zeigen aber generell im Sommer deutlich höhere Dichten, wovon ein Großteil aus nicht brütenden Vögeln besteht (Mendel et al. 2008).

3.2.3.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019 wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 24 Eissturmvögel erfasst (Tab. A. 13). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden im Vergleich dazu mit 76 Individuen rund dreimal so viele Eissturmvögel festgestellt (Tab. A. 15). Im zweiten Untersuchungsjahr wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 10 Eissturmvögel erfasst (Tab. A. 14), während im nördlich gelegeneren Gebiet FN10_11 mit 75 Individuen wieder deutlich mehr Eissturmvögel gesichtet wurden (Tab. A. 16).

Eissturmvögel wurden in sehr geringen Dichten ganzjährig im Untersuchungsgebiet registriert. Für das Gebiet FN6_7 wurde die insgesamt höchste monatliche Eissturmvogeldichte mit 0,03 Ind./km² im Februar 2019 festgestellt (Tab. 3.4, Abb. 3.13). Im zweiten Untersuchungsjahr lagen die monatlichen Dichten im April 2020 mit 0,02 Ind./km² etwas darunter (Tab. 3.5). Die höchsten saisonalen Dichten wurden im Winter 2018/2019 und damit im ersten Untersuchungsjahr mit 0,03 Ind./km² erfasst (Tab. 3.12). Beiden Jahreszeiten lag je nur eine Erfassung zugrunde.

Das weiter nördlich gelegene Untersuchungsgebiet FN10_11 wies insgesamt höhere Eissturmvogeldichten auf als das Untersuchungsgebiet FN6_7. Das monatliche Maximum lag mit jeweils 0,16 Ind./km² im Mai 2019 bzw. Februar 2020 (Abb. 3.13, Abb. 3.14, Tab. 3.6, Tab. 3.7). Das saisonale Maximum wurde im Untersuchungsgebiet FN10_11 im Winter 2019/2020 mit 0,08 Ind./km² erfasst (Tab. 3.12). Die nächstniedrigere saisonale Dichte wurde im Frühjahr und Herbst 2019 mit 0,05 Ind./km² erfasst. Insgesamt waren die saisonalen Dichten relativ gering.

Eissturmvögel waren in beiden Untersuchungsjahren nur sehr vereinzelt im Untersuchungsgebiet FN6_7 vertreten und dementsprechend kein Verbreitungsschwerpunkt erkennbar (Abb. 3.15, Abb. 3.16). Im Gebiet FN10_11 wurden Eissturmvögel eher im Zentrum bzw. Norden des Untersuchungsgebietes erfasst (Abb. A. 68, Abb. A. 69). Im Winter 2019/2020 wurde einmalig im Nordwesten des Untersuchungsgebietes eine Rasterzelle mit der Dichte > 5 Ind./km² festgestellt, während die Zellen in allen anderen Jahreszeiten geringere Dichten aufwiesen. Auch während der anderen Jahreszeiten wurden vereinzelt Eissturmvögel gesichtet, meist jedoch in geringer Dichte verstreut über das Untersuchungsgebiet verteilt. Lokal hohe Dichten von Eissturmvögeln, wie die im Winter 2019/2020, stehen möglicherweise in Verbindung mit Fischereifahrzeugen. Punktsichtungskarten sind im Anhang dargestellt (A.3.3.2.1, A.3.3.2.2).

Tab. 3.12 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] des Eissturmvogels sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,03	0,03	1	0,04	0,04	1
Frühjahr 2019	< 0,01	0 - 0,02	3	0,05	0 - 0,16	3
Sommer 2019	< 0,01	< 0,01	3	< 0,01	0 - 0,01	3
Herbst 2019	0,02	0,02	1	0,05	0,05	1
Winter 2019/2020	< 0,01	0 - 0,01	2	0,08	< 0,01 - 0,16	2
Frühjahr 2020	< 0,01	0 - 0,02	2	0,02	0 - 0,03	3
Sommer 2020	< 0,01	0 - < 0,01	4	0,02	0,01 - 0,03	2
Herbst 2020	-	-	0	-	-	0
Winter 2020/2021	0	0	1	-	-	0

Eissturmvogel Individuendichte 2019

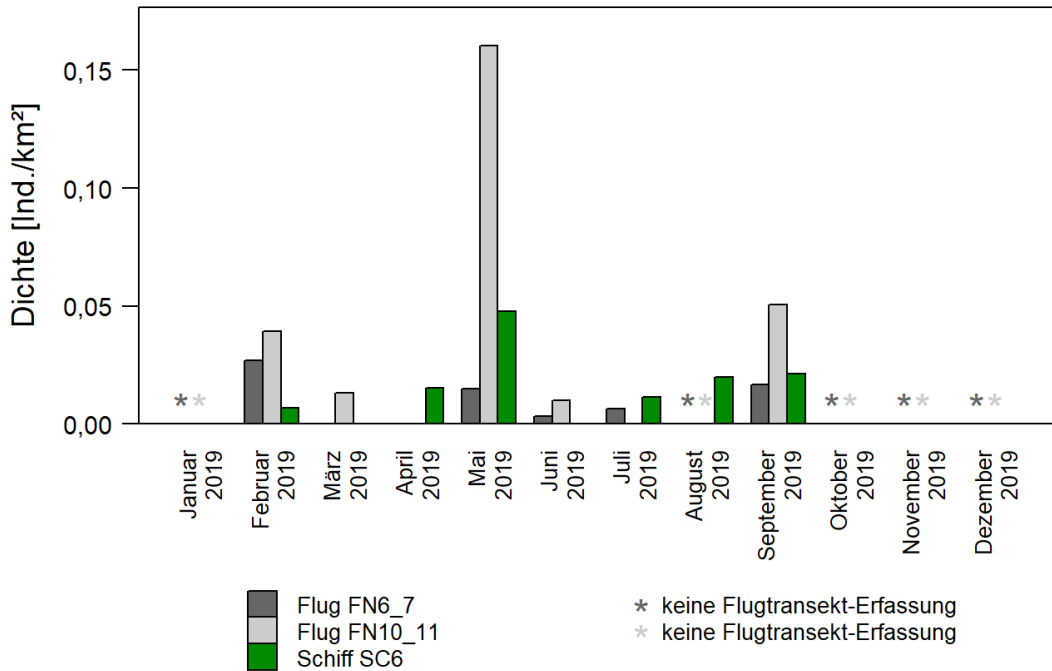


Abb. 3.13 Monatliche Dichte des Eissturmvogels bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Eissturmvogel Individuendichte 2020/2021

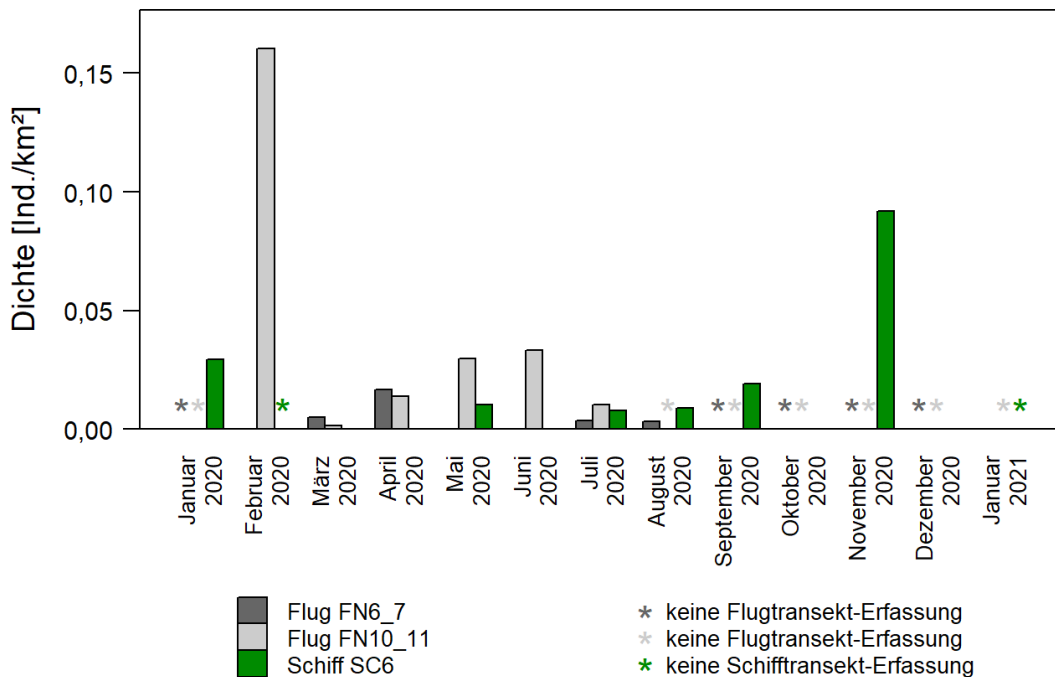


Abb. 3.14 Monatliche Dichte des Eissturmvogels bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

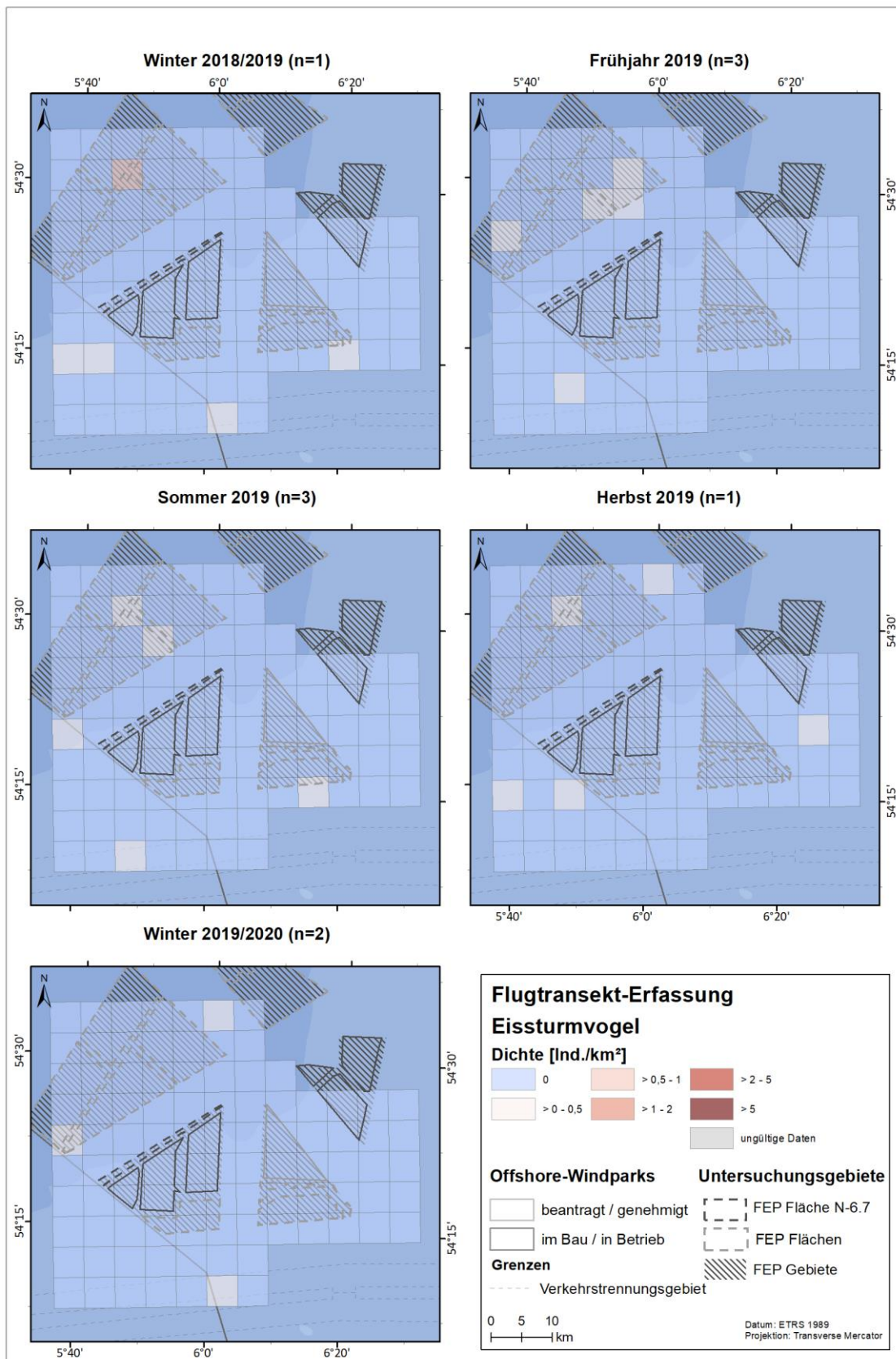


Abb. 3.15 Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

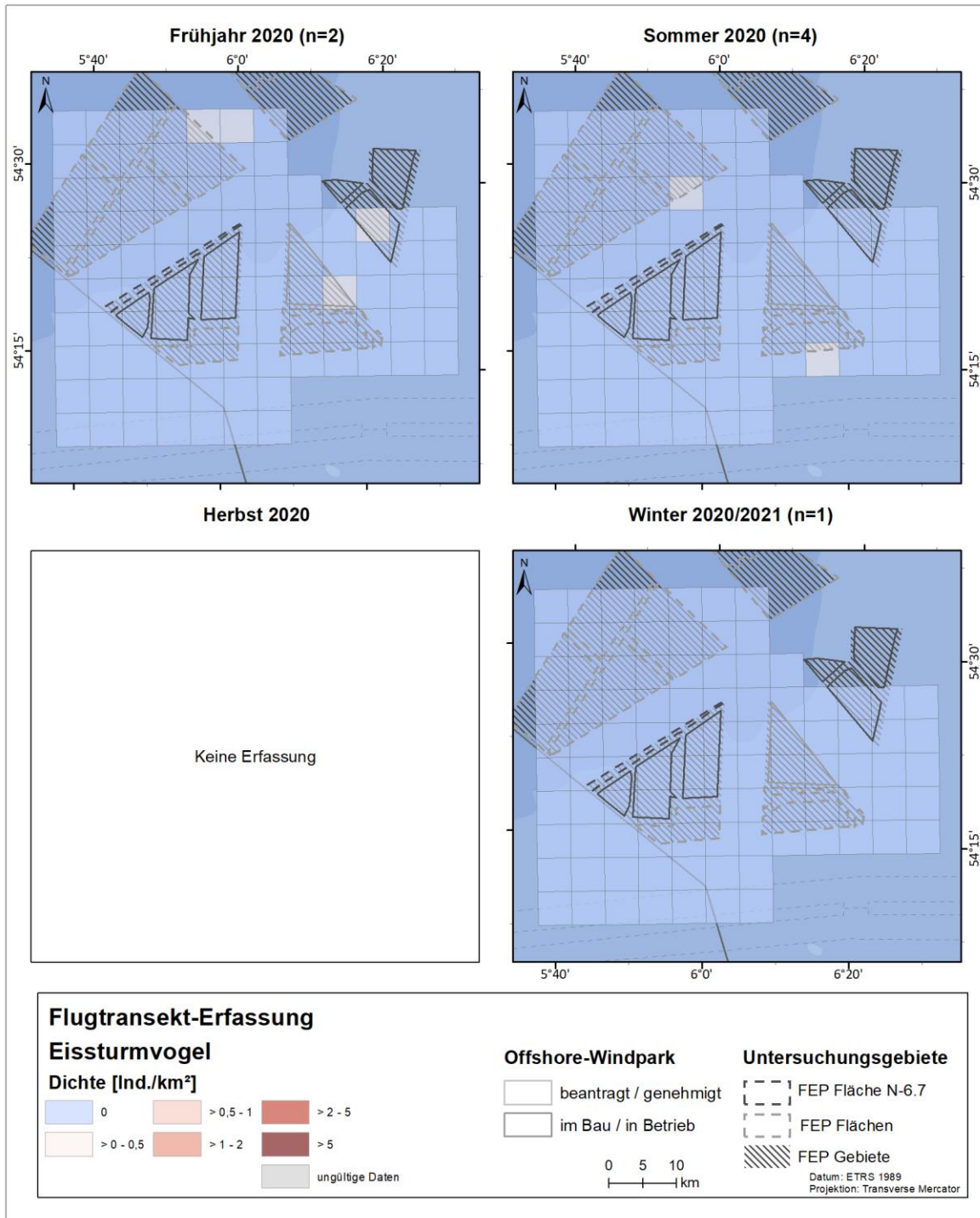


Abb. 3.16 Räumliche Verteilung des Eissturmvogel bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.3.2 Erfassungen mit dem Schiff

Während der Schiffstransekt-Erfassungen des ersten Untersuchungsjahres im Untersuchungsgebiet SC6 wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 21 Eissturmvögel erfasst. Davon befanden sich 13 Individuen innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 17). Im zweiten

Untersuchungsjahr 2020 wurden 22 Eissturmvögel erfasst, davon befanden sich 16 Individuen innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 18).

Angesichts der wenigen Sichtungen waren auch die Dichten beider Untersuchungsjahre entsprechend gering. Die maximale monatliche Dichte lag im ersten Jahr mit 0,05 Ind./km² im Mai 2019 (Tab. 3.8, Abb. 3.13). Im zweiten Jahr wurde diese mit 0,09 Ind./km² im November 2020 erfasst (Tab. 3.9, Abb. 3.14). Die maximale saisonale Dichte beider Erfassungsjahre wurde mit 0,04 Ind./km² im Herbst 2020 festgestellt. Diese lag über jener des ersten Untersuchungsjahres, welche ihr Maximum im Frühjahr 2019 mit 0,02 Ind./km² (Tab. 3.13) hatte. Im Sommer und Winter 2019/2020 wurden je 0,01 Ind./km² erreicht, in alle weiteren Saisons wurden mit <0,01 Ind./km² nochmals geringere Dichten festgestellt.

Durch die geringe Anzahl von Sichtungen ist deren räumliche Verteilung wenig aussagekräftig, das Vorkommen beschränkt sich auf wenige Rasterzellen im Untersuchungsgebiet, wovon sich drei Zellen im Bereich der Fläche N-6.7 befanden (Abb. 3.17, Abb. 3.18). Im Frühjahr 2019 wurde im Südosten des Gebietes, deutlich abseits der Vorhabenfläche N-6.7, einmalig eine erhöhte Eissturmvogeldichte > 2 - 5 Ind./km² erfasst. Punktsichtungskarten im Anhang zeigen die Positionen der einzelnen Nachweise (A.3.3.2).

Tab. 3.13 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] des Eissturmvogels sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	< 0,01	0 - 0,01	3
Frühjahr 2019	0,02	0 - 0,05	3
Sommer 2019	0,01	0 - 0,02	3
Herbst 2019	< 0,01	0 - 0,02	3
Winter 2019/2020	0,01	0 - 0,03	3
Frühjahr 2020	< 0,01	0 - 0,01	3
Sommer 2020	< 0,01	0 - < 0,01	3
Herbst 2020	0,04	0 - 0,09	3
Winter 2020/2021	0	0	1

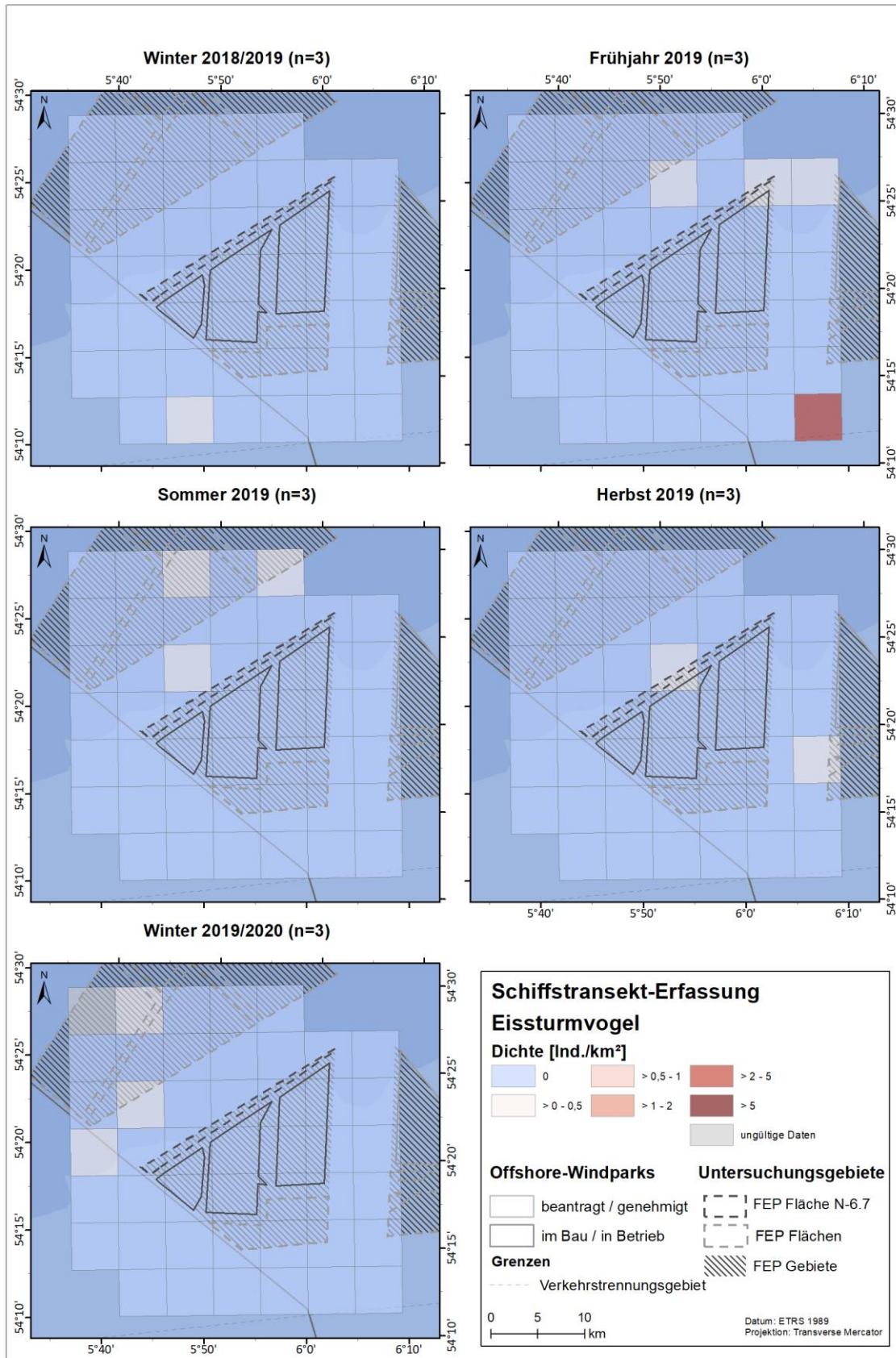


Abb. 3.17 Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

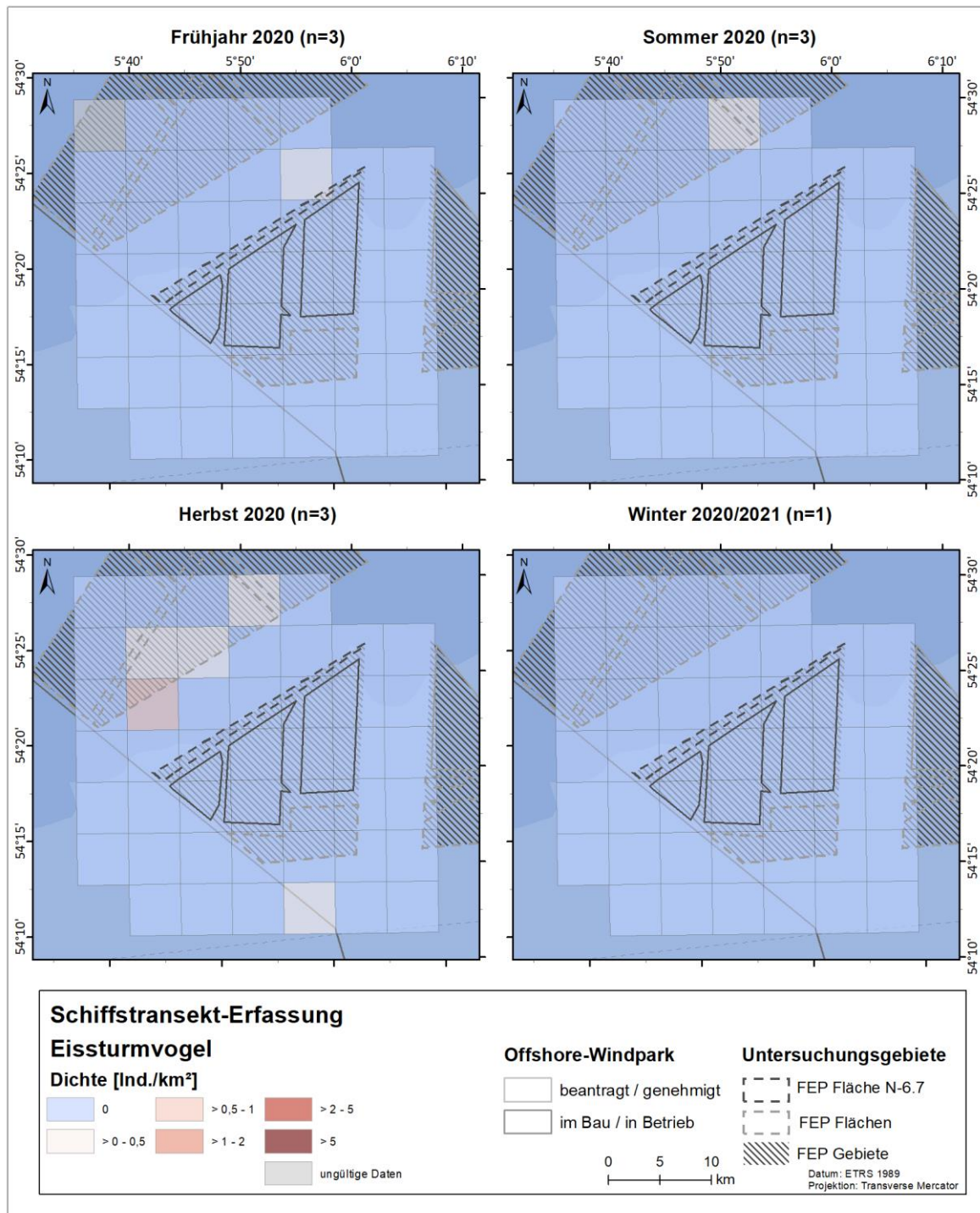


Abb. 3.18 Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.3.3 Bestandscharakterisierung

Auf Grundlage der Ergebnisse der Flug- und Schiffstransect-Erfassungen ist der Bestand generell als typisch für die deutsche AWZ der Nordsee zu werten, wenn auch etwas gering für diese relativ weit offshore gelegenen Flächen. Im nördlichen Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 wurden höhere Dichten des Eissturmvogels erfasst, mit den höchsten Dichten im September 2018 und im Februar 2020. Dies entsprach den Erwartungen, da die Tiere weiter offshore häufiger anzutreffen sind (Markones et al. 2015). Der zahlenmäßige Höhepunkt des Auftretens in der Deutschen Bucht im Jahresverlauf entsprach allerdings nicht den Erwartungen. Dieser ist laut Mendel et al. (2008) im Sommer zu erwarten. In der vorliegenden Untersuchung wurden die höchsten Dichten allerdings im Frühjahr bzw. Herbst erreicht. Im Sommer wurden nur geringfügig höhere Dichten als im Winter festgestellt.

3.2.4 Basstölpel (*Morus bassanus*)

Der Basstölpel ist ein bedeutender Brutvogel Helgolands und zeigt dort einen kontinuierlich zunehmenden Brutbestand (Dierschke et al. 2011). Im Jahr 2020 gab es 1.298 Brutpaare (Ballstedt et al. 2021), nach 1.206 Paaren im Vorjahr (Walter 2020) und 1.115 Brutpaaren im Jahr davor (Wolff 2019). Die Tiere sind als ausgesprochene Hochseevögel potenziell im gesamten Gebiet der AWZ anzutreffen. Erfassungen über die gesamte deutsche Nordsee zeigten zwar starke interannuelle Schwankungen, jedoch keinen signifikanten Bestandstrend zwischen 1990 - 2013 feststellen (Markones et al. 2015). Der Bestand der Basstölpel in der deutschen Nordsee ist generell gering (max. 2.700 Individuen im Herbst; Mendel et al. 2008). Inwiefern diese 2008 publizierten Daten weiterhin gültig sind, ist fraglich, da allein der Brutbestand auf Helgoland knapp 2.600 Tiere umfasst. Basstölpel sind Teilzieher, sodass zu jeder Zeit Individuen in der deutschen Nordsee vorkommen können (Mendel et al. 2008). Ziehende Tiere erreichen die deutsche Nordsee relativ spät im Frühjahr, halten sich dort hauptsächlich im Sommer auf und nehmen zum Winter hin im Bestand ab, da sich die Vorkommen nach Südwesten verlagern.

3.2.4.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Zwischen Januar und Dezember 2019 wurden bei den Flugtransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 198 Basstölpel gesichtet (Tab. A. 13). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden 497 Basstölpel erfasst (Tab. A. 15). Im Folgejahr, zwischen Januar 2020 und Januar 2021, wurden 464 Basstölpel im Untersuchungsgebiet FN6_7 und 225 Basstölpel im Untersuchungsgebiet FN10_11 erfasst (Tab. A. 14, Tab. A. 16).

Basstölpel wurden in beiden Untersuchungsgebieten am häufigsten in den Sommermonaten festgestellt. Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde die höchste monatliche Dichte mit 0,20 Ind./km² im Juni 2019 erfasst (Tab. 3.4, Abb. 3.19). Im zweiten Untersuchungsjahr wurde die höchste monatliche Dichte mit 0,72 Ind./km² im Juli 2020 festgestellt (Tab. 3.5, Abb. 3.20). Hieraus resultierten auch die höchsten saisonalen Dichten jeweils im Sommer. Die insgesamt höchste saisonale Dichte wurde mit 0,34 Ind./km² im Sommer 2020 festgestellt, welche höher war als die

Dichte im Sommer 2019 (0,13 Ind./km²; Tab. 3.14). In den anderen Jahreszeiten wurden mit 0,01 - 0,03 Ind./km² und maximal 0,07 Ind./km² im Frühjahr 2019 deutlich geringere Dichten erhoben.

Die im Untersuchungsgebiet FN10_11 erfassten Dichten ähneln jenen im Gebiet FN6_7 (Tab. 3.14). Die höchste monatliche Dichte im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurde mit 0,39 Ind./km² im Juni 2019 erfasst (Tab. 3.6, Abb. 3.19). Die Dichten des zweiten Untersuchungsjahres waren insgesamt geringer, jedoch lag die höchste monatliche Dichte mit 0,37 Ind./km² im Mai 2020 auf einem ähnlich hohen Niveau wie im ersten Untersuchungsjahr (Tab. 3.7, Abb. 3.20). Die höchste saisonale Dichte im Gebiet FN10_11 wurde im Sommer 2019 mit 0,34 Ind./km² erfasst. Im zweiten Untersuchungsjahr lag die maximale saisonale Dichte mit 0,21 Ind./km² im Sommer unter der des Untersuchungsjahres 2019 und auch unter der maximalen Dichte von 0,34 Ind./km² im Sommer 2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7. Die übrigen saisonalen Dichten im Gebiet FN10_11 lagen mit höchstens 0,15 Ind./km² (Frühjahr 2019) unter den Maximaldichten.

Die Verteilung der Basstölpel im Untersuchungsgebiet FN6_7 zeigte über den gesamten Untersuchungszeitraum von 2019 bis 2020 die weiträumigste Verteilung in den Sommern 2019 und 2020 (Abb. 3.21, Abb. 3.22), wie entsprechend der Phänologie zu erwartet war. Im Sommer 2020 waren Schwerpunkte im Süden bis Südosten des Untersuchungsgebietes zu erkennen und damit nicht in unmittelbarer Nähe zu der Fläche N-6.7. Im Jahr 2019 war keine Präferenz für diese Bereiche zu erkennen, vielmehr wurden hier westliche bzw. nördliche Bereiche des Untersuchungsgebietes FN6_7 präferiert. Aber auch zu dieser Zeit lagen keine Rasterzellen mit erhöhten Dichten in unmittelbarer Nähe zu der Fläche N-6.7. Neben einer lückenhaften, aber relativ regelmäßigen Verteilung im Frühjahr 2019 wurden Basstölpel in den übrigen Jahreszeiten nur sporadisch in geringen Dichten bzw. im Winter 2019/2020 gar nicht festgestellt.

Im Untersuchungsgebiet FN10_11 zeigte sich ein ähnliches Bild wie für das südlicher gelegene Gebiet FN6_7 (Abb. A. 70, Abb. A. 71). Im Herbst und Winter wurden nur wenige Basstölpel im Gebiet erfasst, welche verstreut im Untersuchungsgebiet vorkamen. Im Frühjahr und Sommer waren Basstölpel häufiger, wobei sie im Frühjahr noch etwas lückenhafter verteilt waren als im Sommer. Im Sommer 2019 und im Sommer 2020 war das Vorkommen der Basstölpel annähernd flächendeckend. Im Frühjahr und Sommer 2019 wurden im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes tendenziell die höchsten Dichten erfasst.

Tab. 3.14 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] des Basstölpels sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,02	0,02	1	0,01	0,01	1
Frühjahr 2019	0,07	0,02 - 0,11	2	0,15	0,05 - 0,26	2
Sommer 2019	0,13	0,08 - 0,20	4	0,34	0,24 - 0,54	4
Herbst 2019	0,01	0,01	1	< 0,01	< 0,01	1
Winter 2019/2020	0	0	1	0,03	0,03	1
Frühjahr 2020	0,03	0,02 - 0,04	3	0,03	< 0,01 - 0,08	3
Sommer 2020	0,35	0,10 - 0,72	4	0,21	0,07 - 0,37	3
Herbst 2020	-	-	0	-	-	0
Winter 2020/2021	0,08	0,08	1	-	-	0

Basstöpel Individuendichte 2019

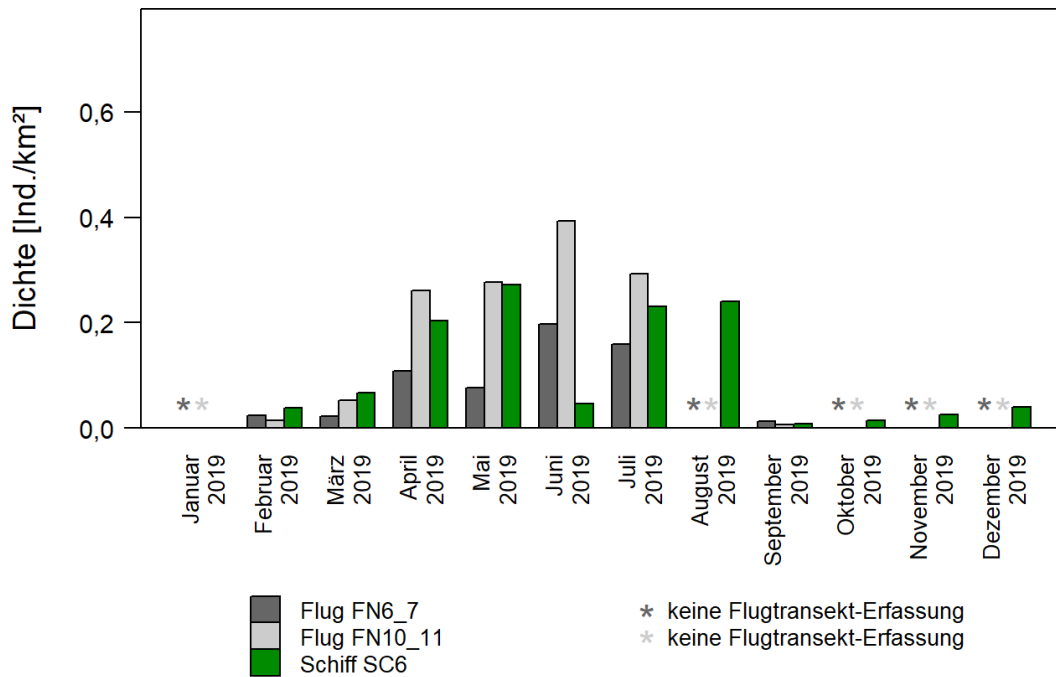


Abb. 3.19 Monatliche Dichten des Basstöpels bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Basstöpel Individuendichte 2020/2021

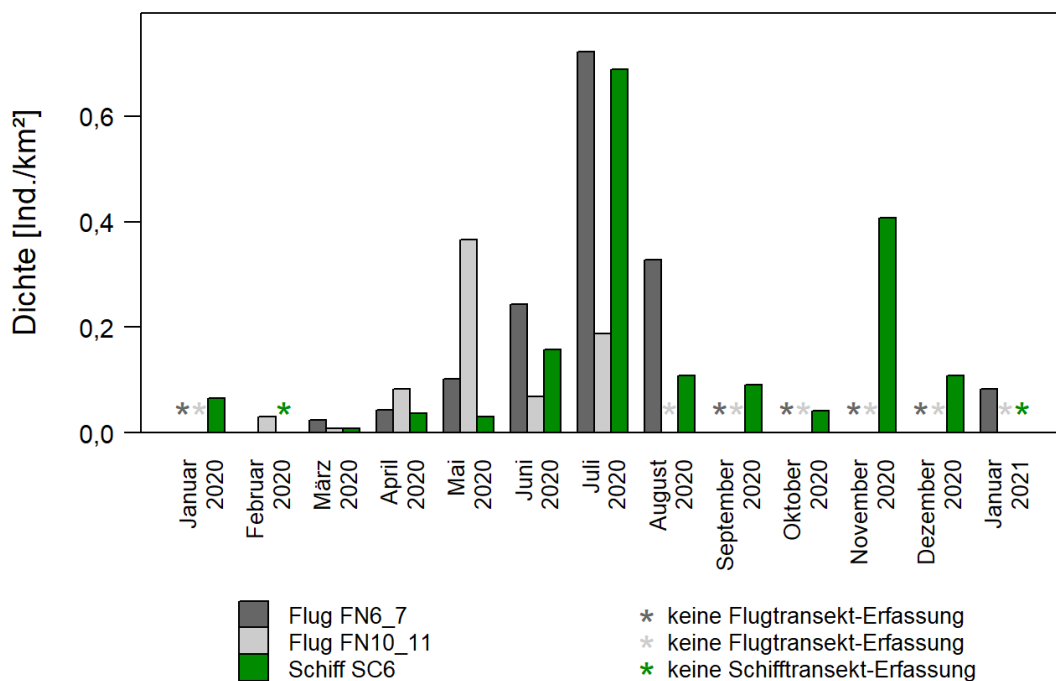


Abb. 3.20 Monatliche Dichten des Basstöpels bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

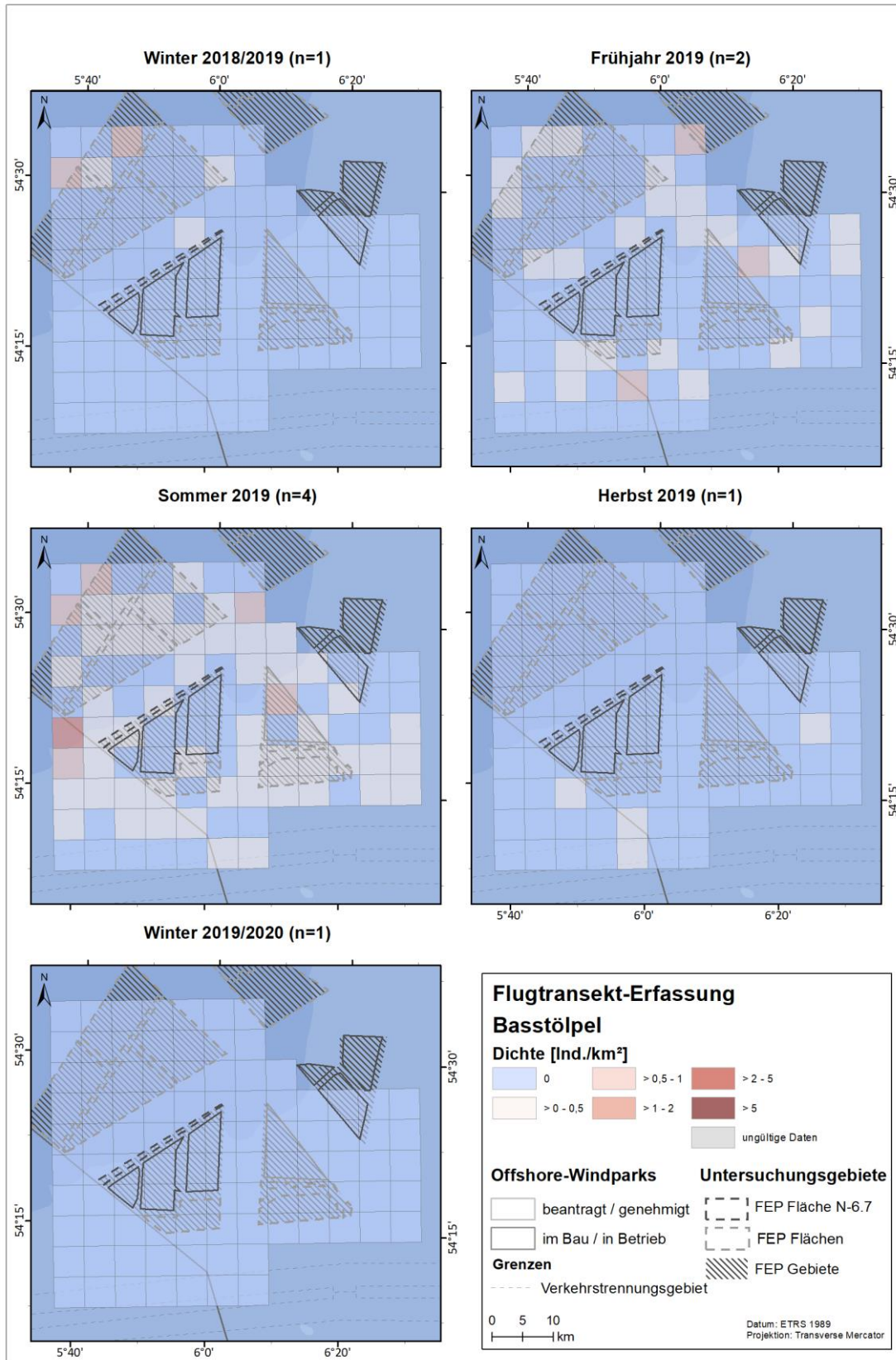


Abb. 3.21 Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

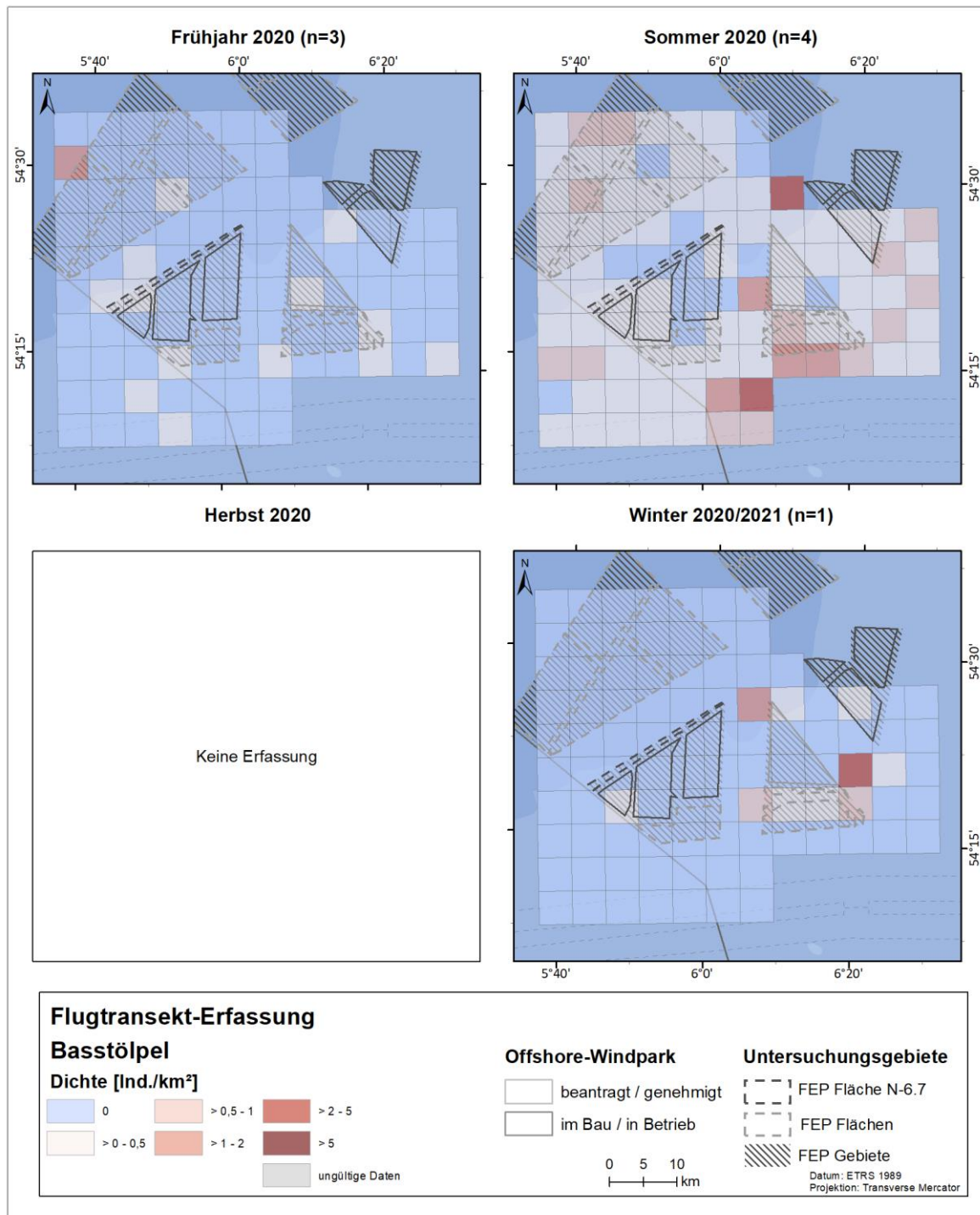


Abb. 3.22 Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.4.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019 wurden insgesamt 409 Basstölpel erfasst, davon befanden sich 119 Tiere innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 17). Lediglich bei der Erfassung im Januar 2019 wurden keine Basstölpel nachgewiesen. Im zweiten

Untersuchungsjahr wurden insgesamt 322 Basstöpel erfasst, davon befanden sich 169 innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 18).

Die höchste monatliche Dichte der Basstöpel beider Untersuchungsjahre wurde mit 0,69 Ind./km² im Juli 2020 festgestellt (Tab. 3.8, Abb. 3.19). Diese war mehr als doppelt so hoch wie die maximale Dichte des ersten Untersuchungsjahres von 0,27 Ind./km² im Mai 2019 (Tab. 3.9, Abb. 3.20). Basstöpel wurden in allen Jahreszeiten im Untersuchungsgebiet erfasst, das saisonale Maximum lag mit 0,27 Ind./km² im Sommer 2020 (Tab. 3.15). Eine ähnlich hohe saisonale Dichte wurde außerdem im Winter 2020/2021 mit 0,25 Ind./km² festgestellt. Die höchste saisonale Dichte des ersten Untersuchungsjahres wurde im Sommer 2019 mit 0,20 Ind./km² festgestellt.

Die Verteilung der Basstöpel im Herbst 2018, Herbst 2019, Winter 2018/2019 und im Frühjahr 2020 im Gebiet SC6 war wie bereits bei den Flugtransekt-Erfassungen eher sporadisch, mit nur relativ wenigen Rasterzellen, die Sichtungen aufwiesen (Abb. 3.23, Abb. 3.24). Auch im Frühjahr und Sommer 2019 war die Verteilung lückenhaft, mit den höchsten Dichten eher im Norden des Untersuchungsgebietes. Höhere Dichten, mit einer insgesamt großflächigen Verteilung, wurden im Sommer 2020 in den äußeren östlichen und westlichen Bereichen des Untersuchungsgebietes festgestellt. Im Bereich der Projektfläche N-6.7 wurden jedoch nur Rasterzellen mit geringer Dichte von > 0 - 0,5 Ind./km² ermittelt. Ebenso wurden im Winter 2020/2021 höhere Dichten festgestellt, die sich jedoch mehrheitlich im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes befanden. Die Unterschiede in den ermittelten Dichten im Jahr 2020/2021 wurden somit vor allem in den Randgebieten des Untersuchungsgebietes festzustellen.

Tab. 3.15 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] des Basstöpels sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2021. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,02	0 - 0,07	3
Frühjahr 2019	0,15	0,07 - 0,20	2
Sommer 2019	0,20	0,05 - 0,27	4
Herbst 2019	0,01	< 0,01 - 0,02	2
Winter 2019/2020	0,05	0,03 - 0,07	3
Frühjahr 2020	0,02	0 - 0,04	3
Sommer 2020	0,27	0,03 - 0,69	4
Herbst 2020	0,06	0,04 - 0,09	2
Winter 2020/2021	0,25	0,11 - 0,41	2

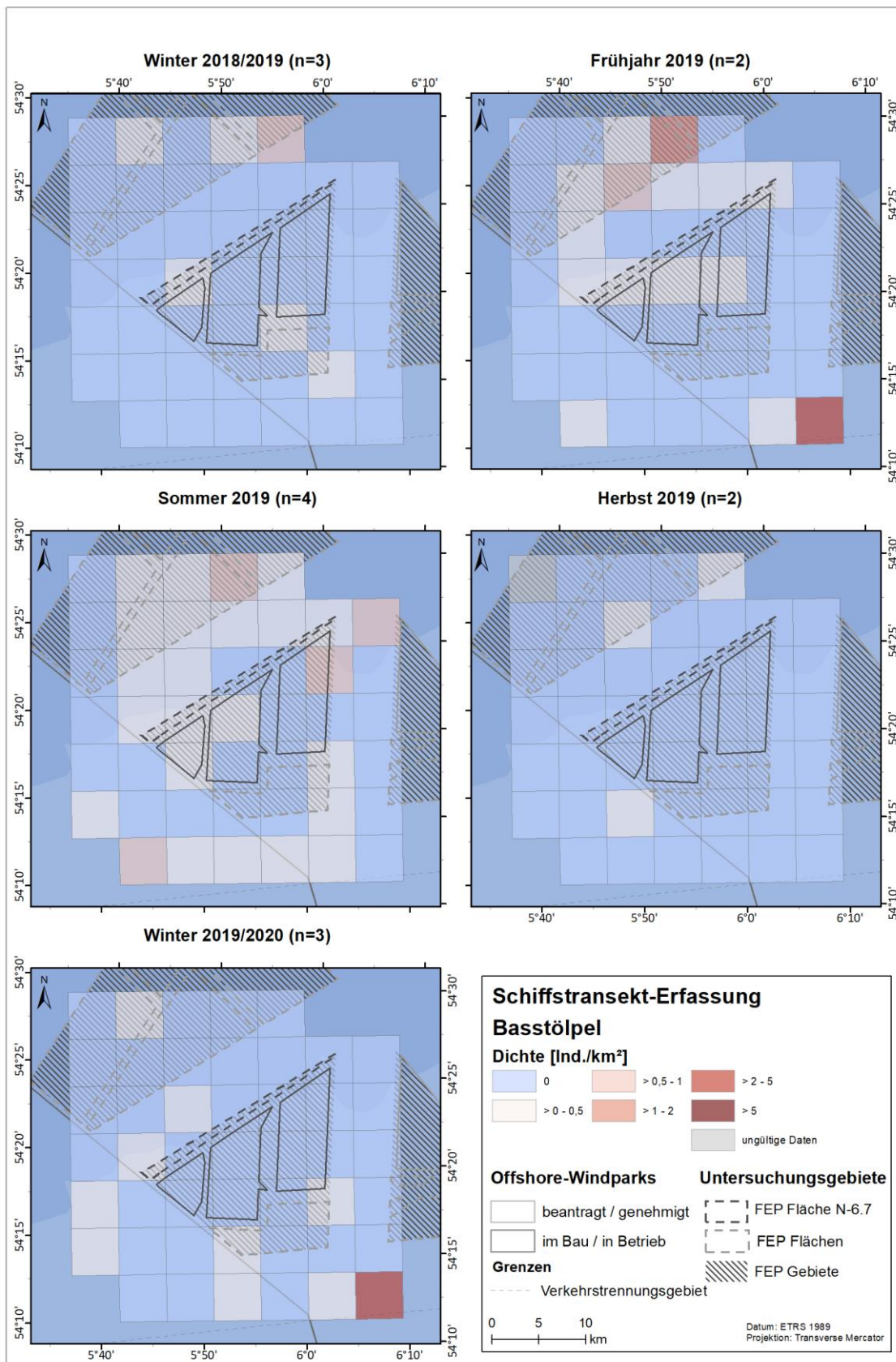


Abb. 3.23 Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

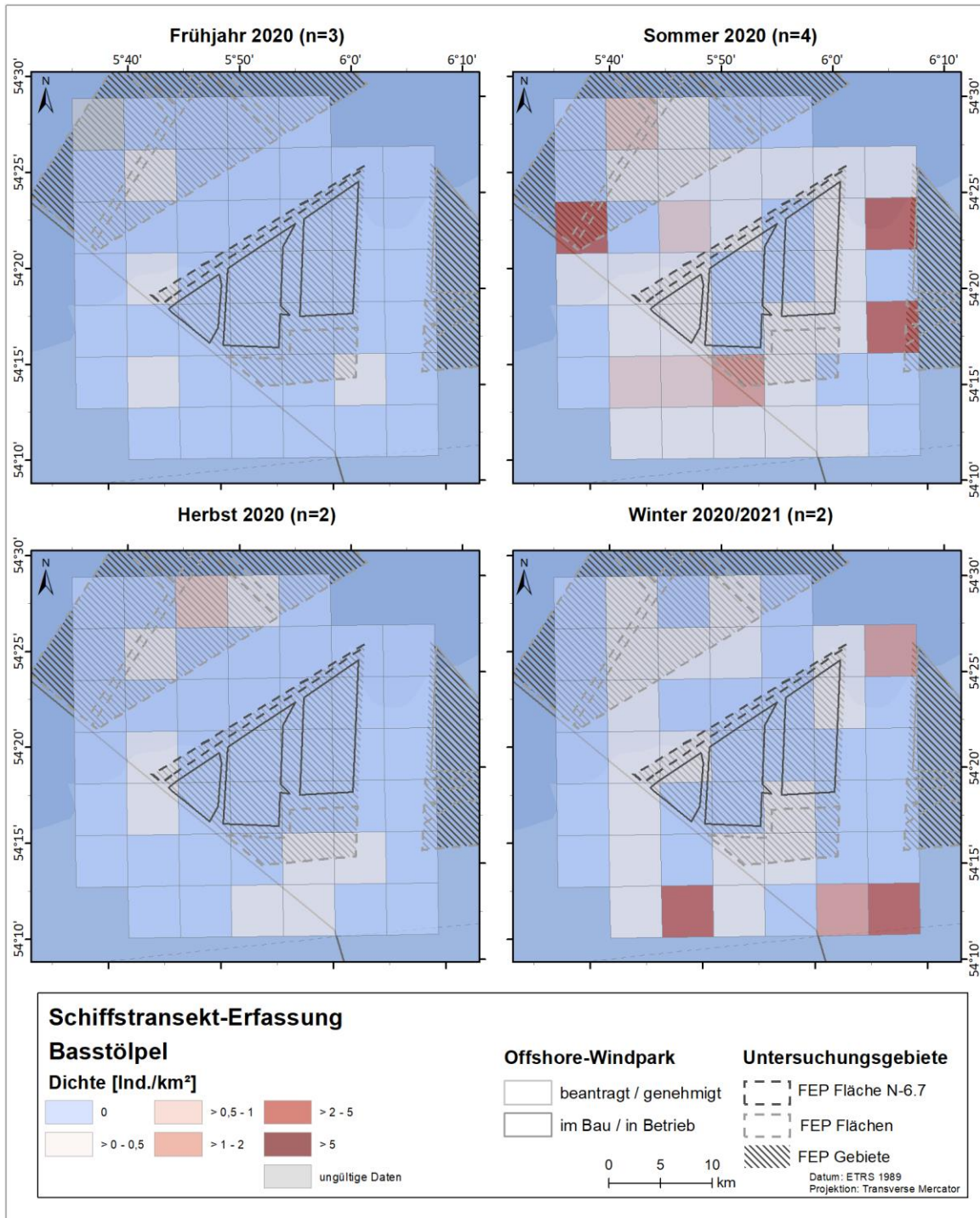


Abb. 3.24 Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.4.3 Bestandscharakterisierung

Die weiträumige Verbreitung der Tiere über die Untersuchungsgebiete ist charakteristisch für diese mobile Vogelart. Kurzfristig festgestellte hohe Individuendichten, wie sie bei den Schiffstransekt-Erfassungen (z. B. Sommer 2020 und Winter 2020/2021) festgestellt wurden, sind nicht ungewöhnlich, da Basstölpel häufig in größeren Gruppen jagen und entsprechend in relativ hohen Dichten gemeinsam vorkommen können. Auch die Phänologie der Basstölpel in beiden Untersuchungsgebieten war arttypisch, mit den höchsten Dichten im Sommer. Entsprechend ist der Bestand der Basstölpel in den Untersuchungsgebieten als charakteristisch, für dieses Meeresgebiet in der deutschen AWZ der Nordsee, anzusehen.

3.2.5 Trauerente (*Melanitta nigra*)

Trauerenten sind Zugvögel und wandern im Jahresverlauf zwischen Brut-, Mauser- und Überwinterungsgebieten. Generell ist die Trauerente für ihr unstetes Auftreten in Raum und Zeit bekannt (Nehls 1998). Trauerenten sind ganzjährig auf der deutschen Nordsee zu finden. Aufgrund der Verteilung ihrer bevorzugten Nahrung ist die Trauerente größtenteils auf den küstennahen Bereich um die ost- und nordfriesischen Inseln in Wassertiefen von bis zu 20 m beschränkt (Garthe et al. 2004b). 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). 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). Gegenüber Schiffen und Flugzeugen hat die Trauerente, im Vergleich zu anderen Arten, eine große Fluchtdistanz (Bellebaum et al. 2006, Schwemmer et al. 2011). Der Winterbestand der deutschen Nordsee wird auf 135.000 Tiere geschätzt, während der Bestand der AWZ mit einem Maximum von 110 Tieren im Herbst angegeben wird (Mendel et al. 2008). Darüber hinaus zeigt der Winterbestand der Trauerente eine leicht zunehmende Tendenz (Markones et al. 2015). In der süd-östlichen Nordsee sowie im dänischen Wattenmeer liegen außerdem wichtige Mausergebiete, die ab Sommer aufgesucht werden (Mendel et al. 2008).

3.2.5.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

In beiden Untersuchungsgebieten wurden nur sehr wenige Trauerenten festgestellt. Im Gebiet FN6_7 wurden im ersten Untersuchungsjahr 2019 bei den Flugtransekt-Erfassungen lediglich 2 Trauerenten erfasst (Tab. A. 13), im zweiten Untersuchungsjahr wurden 5 Trauerenten festgestellt (Tab. A. 14). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden im ersten Jahr 8 Trauerenten festgestellt (Tab. A. 15), im zweiten Jahr wurden 11 Tiere dieser Art erfasst (Tab. A. 16).

Dementsprechend waren die Dichten in beiden Untersuchungsgebieten sehr gering. Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden die höchsten monatlichen Dichten mit 0,01 Ind./km² im April 2020 und Januar 2021 festgestellt. Im Gebiet FN10_11 wurde die höchste monatliche Dichte mit 0,02 Ind./km² im Februar 2019 (Tab. 3.6, Abb. 3.25) und 0,03 Ind./km² im April 2020 (Tab. 3.7, Abb. 3.26) festgestellt (Tab. 3.4, Tab. 3.5). Im Herbst fanden in beiden Gebieten in beiden Untersuchungsjahren keine Erfassungen statt. Das saisonale Maximum der Flugtransekt-

Erfassungen für das Gebiet FN6_7 wurde im Winter 2020/2021 mit 0,01 Ind./km² erfasst (Tab. 3.16). Im Winter 2018/2019 waren die Dichten mit maximal < 0,01 Ind./km² geringer. Im Winter 2019/2020 wurden keine Trauerenten festgestellt. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass in den Wintersaisons jeweils nur ein Flug durchgeführt wurde. Im Winter 2020/2021 wurden im Untersuchungsgebiet FN10_11 nicht mehr erfasst. Das saisonale Maximum der Flugtransekt-Erfassungen für das Gebiet FN10_11 wurde im Winter 2018/2019 mit 0,02 Ind./km² erfasst und lag damit etwas höher als das saisonale Maximum des Gebietes FN6_7 (Tab. 3.16).

Da das Seegebiet um die Fläche N-6.7 aufgrund der vorherrschenden Wassertiefen nicht als Rastgebiet für die Trauerente geeignet ist, sind die hier erfassten Dichten auf durchziehende Vögel zurückzuführen. Aufgrund der geringen Eignung des Untersuchungsgebietes als Rastgebiet für die Trauerente, welches sich auch in den überaus geringen Dichten widerspiegelt, wird auf eine weitere Analyse der räumlichen Verteilung der Trauerente im Untersuchungsgebiet verzichtet. Die Rasterdichtekarten sind im Anhang dargestellt (Abb. A. 58, Abb. A. 59, Abb. A. 72, Abb. A. 73).

Tab. 3.16 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Trauerente sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	< 0,01	< 0,01	1	0,02	0,02	1
Frühjahr 2019	< 0,01	0 - < 0,01	4	< 0,01	0 - < 0,01	3
Sommer 2019	0	0	3	0	0	4
Herbst 2019	-	-	0	-	-	0
Winter 2019/2020	0	0	1	0,01	0,01	1
Frühjahr 2020	< 0,01	0 - < 0,01	4	< 0,01	0 - 0,03	4
Sommer 2020	0	0	3	0	0	2
Herbst 2020	-	-	0	-	-	0
Winter 2020/2021	0,01	0,01	1	-	-	0

Trauerente Individuendichte 2019

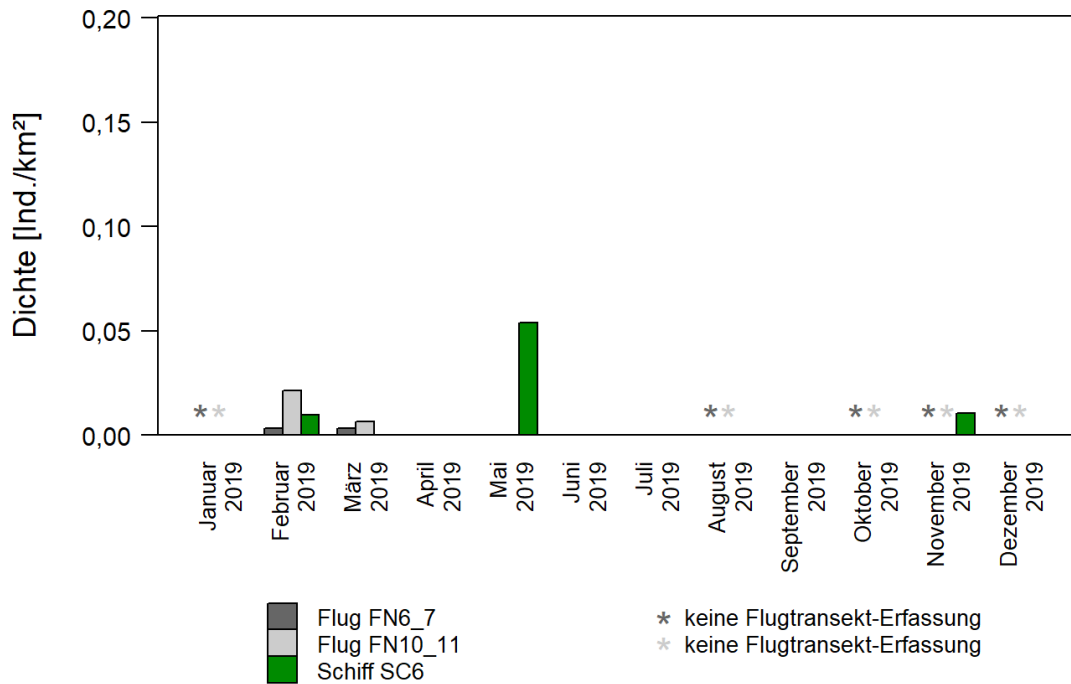


Abb. 3.25 Monatliche Dichten der Trauerente bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Trauerente Individuendichte 2020/2021

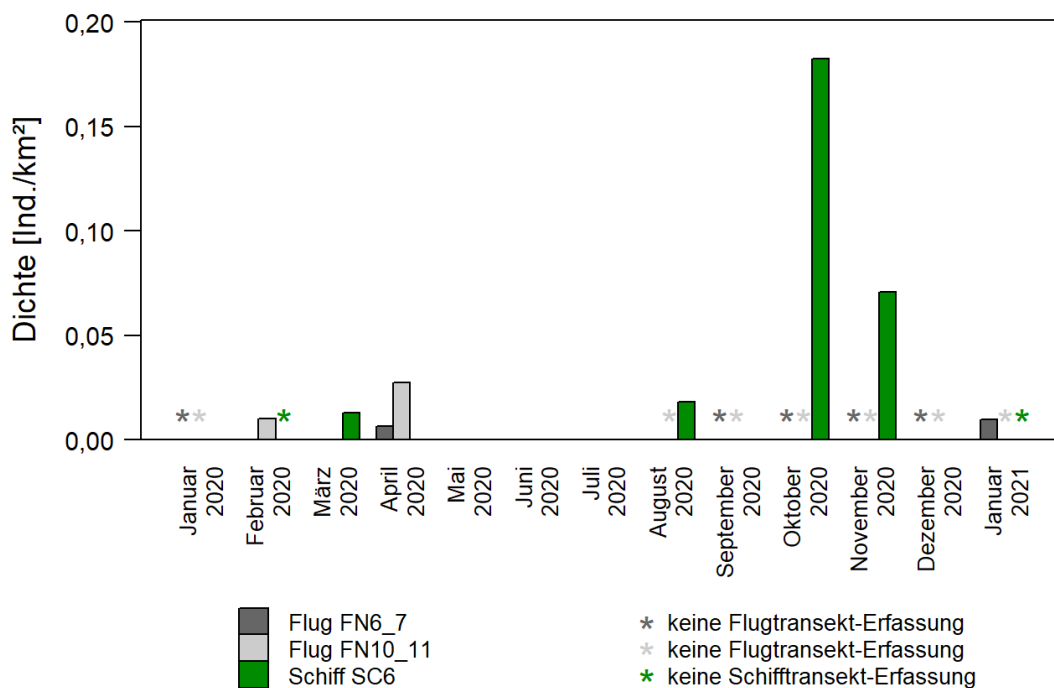


Abb. 3.26 Monatliche Dichten der Trauerente bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

3.2.5.2 Erfassungen mit dem Schiff

Insgesamt wurden 43 Trauerenten bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar und Dezember 2019 erfasst. Davon befanden sich 10 Individuen innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 17). Im folgenden Untersuchungsjahr 2020 wurden 95 Trauerenten erfasst, wovon sich 35 Individuen im Transektbereich befanden (Tab. A. 18).

Die maximale monatliche Dichte wurde mit 0,18 Ind./km² im Oktober 2020 festgestellt (Tab. 3.9). Die maximale monatliche Dichte für das Jahr 2019 lag im Mai mit 0,05 Ind./km² deutlich darunter (Tab. 3.8). Die höchste saisonale Dichte wurde mit 0,13 Ind./km² im Herbst 2020 erfasst, diese lag deutlich über dem Maximalwert aus dem Jahr 2019, welcher bei 0,02 Ind./km² im Frühjahr erreicht wurde (Tab. 3.17).

Aufgrund dieser überaus geringen Dichten wird auf eine weitere Analyse der räumlichen Verteilung der Trauerente im Untersuchungsgebiet verzichtet. Die Rasterdichtekarten befinden sich im Anhang (Abb. A. 98, Abb. A. 99).

Tab. 3.17 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Trauerente sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	< 0,01	0 - 0,02	3
Frühjahr 2019	0,02	0 - 0,05	3
Sommer 2019	0	0	4
Herbst 2019	< 0,01	0 - 0,01	2
Winter 2019/2020	0	0	2
Frühjahr 2020	< 0,01	0 - 0,02	4
Sommer 2020	< 0,01	0 - 0,02	4
Herbst 2020	0,13	0,07 - 0,18	2
Winter 2020/2021	0	0	1

3.2.6 Raubmöwen (Skua - *Stercorarius skua*, Spatelraubmöwe - *Stercorarius pomarinus*, Schmarotzerraubmöwe - *Stercorarius parasiticus*, Falkenraubmöwe - *Stercorarius longicaudus*)

Raubmöwen sind ausgesprochene Hochseearten, die sich außerhalb der Brutsaison auf der offenen See aufhalten und sich dort kleptoparasitisch ernähren. Ihre Brutgebiete befinden sich in Nordeuropa sowie den arktischen Regionen, in denen sie zirkumpolar verbreitet sind. Die Untersuchungsgebiete stellen daher höchstens eine Randregion des regulären Verbreitungsgebietes dieser Artgruppe dar und nur wenige Tiere dieser Artgruppe wurden erfasst. Dennoch können alle vier Raubmöwenarten der nördlichen Hemisphäre prinzipiell in den Untersuchungsgebieten vorkommen. Dabei handelt es sich um die Skua (*Stercorarius skua*), die Spatelraubmöwe (*S. pomarinus*), die Schmarotzerraubmöwe (*S. parasiticus*) und die Falkenraubmöwe (*S. longicaudus*). Die Erhaltung bzw. Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustands des Bestandes der Skua und der Spatelraubmöwe sind als Schutzzweck in der Schutzgebietsverordnung des EVG der „Östlichen Deutschen Bucht“ niedergeschrieben. Die größeren Bestände dieser Arten kommen allerdings weiter im Norden vor (Skov et al. 1995).

Während Spatel- und Falkenraubmöwen weder bei den Flug- noch bei den Schiffstransekt-Erfassungen festgestellt wurden, wurden neben insgesamt 17 Skuas noch 2 Schmarotzerraubmöwen festgestellt.

Davon waren bei den Flugtransekt-Erfassungen im Jahr 2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt eine Schmarotzerraubmöwe und 2 Skuas festgestellt. Im Untersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 2 Skuas festgestellt (Tab. A. 13, Tab. A. 14). Im nördlicheren Gebiet FN10_11 wurde im Jahr 2019 lediglich 1 Skua erfasst (Tab. A. 15, Tab. A. 16), im zweiten Jahr wurden keine Raubmöwen festgestellt. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurde 2019 neben 7 Skuas (davon 3 im Transekt) 1 Schmarotzerraubmöwe beobachtet. Im zweiten Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden bei den Schiffstransekt-Erfassungen insgesamt 5 Skuas erfasst, wovon sich allerdings keine innerhalb des Transekts befand (Tab. A. 17, Tab. A. 18). Es wurden keine weiteren Raubmöwen festgestellt.

Insgesamt kommen Raubmöwen nur vereinzelt in den Untersuchungsgebieten vor. Aufgrund der geringen Individuenzahlen wird auf eine weitere Betrachtung der Dichten und der Verbreitung dieser Arten verzichtet.

3.2.7 Zwergmöwe (*Hydrocoloeus minutus*)

Für Zwergmöwen ist die deutsche Nordsee sowohl als Rastgebiet als auch als Durchzugsgebiet von Bedeutung. Als Zugvogel ist die Zwergmöwe hauptsächlich im Frühjahr und Herbst im Untersuchungsgebiet zu erwarten (Dierschke et al. 2011), daneben besteht ein konstanter Winterbestand in der deutschen Nordsee (Garthe et al. 2007). Brutvorkommen in Deutschland sind derzeit nicht bekannt. Der Zugweg in die osteuropäischen Brutgebiete führt für einen großen Teil der Population (13.000 - 27.000 Brutpaare; BirdLife International 2004) durch die deutsche Nordsee (Koop 2002, Dierschke 2003). Im Frühjahr kommt es zu Dichtemaxima zwischen Ende April und

Anfang Mai (Schwemmer & Garthe 2006). Die höchsten Zwergmöwendichten finden sich dabei küstenfern im östlichen Teil des EVGs „Östliche Deutsche Bucht“ sowie küstenfern vor den westlichen Ostfriesischen Inseln (Markones et al. 2015). Innerhalb der AWZ ist die räumliche Verteilung von Zwergmöwen stark abhängig von den vorherrschenden Wetterbedingungen (Markones et al. 2013). Zwergmöwen sind in der EU-VSchRL in Anhang I als besonders zu schützende Art gelistet.

3.2.7.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 wurden im Untersuchungsjahr 2019 insgesamt 233 Zwergmöwen erfasst (Tab. A. 13). Im nördlicheren Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden im gleichen Zeitraum 325 Zwergmöwen festgestellt (Tab. A. 15). Im folgenden Untersuchungsjahr 2020 wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 109 Zwergmöwen erfasst (Tab. A. 14). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden mit 85 Zwergmöwen etwas weniger Individuen dieser Art erfasst, jedoch wurden im Gebiet FN10_11 auch zwei Erfassungen weniger im zweiten Untersuchungszeitraum durchgeführt (Tab. A. 16).

Die mit Abstand höchsten Dichten wurden jeweils im März bzw. April erreicht, während in den übrigen Monaten kaum Zwergmöwen erfasst wurden. Während der Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde die höchste monatliche Dichte mit 0,72 Ind./km² im April 2019 festgestellt (Tab. 3.4, Abb. 3.27). Im zweiten Untersuchungsjahr 2020 betrug die maximale monatliche Dichte im März 0,16 Ind./km² (Tab. 3.5, Abb. 3.28). Die maximale monatliche Dichte im Untersuchungsgebiet FN10_11 im Jahr 2019 lag mit 1,14 Ind./km² im April (Tab. 3.6, Abb. 3.27). Im zweiten Untersuchungsjahr lag die maximale Monatsdichte mit 0,13 Ind./km² im März 2020 in etwa auf dem Niveau des Gebietes FN6_7 (Tab. 3.7, Abb. 3.28). Die höchste saisonale Dichte im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde im Frühjahr 2019 mit 0,26 Ind./km² erfasst (Tab. 3.18). Im zweiten Untersuchungsjahr lag die maximale Saisondichte mit 0,10 Ind./km² im Winter 2019/2020, wobei dieser Wert stark durch einen Flug Ende März mit einer besonders hohen Zwergmöwendichte beeinflusst wurde. Im Sommer 2019 und 2020 wurden erwartungsgemäß keine Zwergmöwen gesichtet. Die höchste saisonale Dichte im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurde im ersten Untersuchungsjahr im Frühjahr 2019 mit 0,60 Ind./km² festgestellt (Tab. 3.18). Die saisonalen Dichten des zweiten Untersuchungsjahres lagen mit maximal 0,09 Ind./km² im Winter 2019/2020 deutlich darunter. Im Herbst 2019 und Sommer 2020 wurden keine Zwergmöwen festgestellt. Insgesamt waren die Dichten der übrigen Jahreszeiten gering.

Zwergmöwen wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 im Herbst nur sporadisch und im Sommer nicht festgestellt (Abb. 3.29, Abb. 3.30). Im Winter 2018/2019 lag der Schwerpunkt eher im Osten des Untersuchungsgebietes, während im Winter 2019/2020 zwar relativ hohe Dichten aber kein Schwerpunkt in der Verteilung erkennbar war. Lediglich im Bereich der Windparks im Cluster 6, und damit auch um die Fläche N-6.7 herum, wurden großräumig keine Zwergmöwen erfasst. Im südwestlichen Bereich der Fläche N-6.7 fanden sich allerdings einige Zwergmöwen. Auch bei der Frühjahrsverteilung gab es größere Unterschiede. Während im Frühjahr 2020 kaum Zwergmöwen erkennbar waren und lediglich in einer Rasterzelle im Nordwesten höhere Dichten vorkamen, wurde im Frühjahr 2019 ein eindeutiger Schwerpunkt mit erhöhten Dichten zwischen 2-5 Ind./km² in der gesamten Breite des südlichen Untersuchungsgebietes, im Bereich des

Verkehrstrennungsgebietes bis etwa 5-10 km nördlich davon, erfasst. Einzelne Tiere wurden auch in der Nähe der Fläche N-6.7 erfasst. Im übrigen Untersuchungsgebiet wurden nahezu keine Zwergmöwen gesichtet.

Wie bereits im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden Zwergmöwen auch im Untersuchungsgebiet FN10_11 im Herbst und Sommer nur sporadisch bzw. nicht festgestellt (Abb. A. 74, Abb. A. 75). Das Vorkommen eines Individuums im Sommer 2019, während des Beginns der Brutzeit dieser Art, erscheint ungewöhnlich und ist vermutlich eine Ausnahmeerscheinung eines Nachzüglers. Während im Winter 2018/2019 Zwergmöwen im Nord- und Südosten des Gebietes FN10_11 gesichtet wurden, wurden im Winter 2019/2020 Zwergmöwen vermehrt im zentralen westlichen Untersuchungsgebiet festgestellt, dort teilweise auch in zusammenhängenden Rasterzellen. Die weiträumigste Verteilung, mit deutlich höheren Rasterzellichten als in den anderen Jahreszeiten, wurde im Frühjahr 2019 erfasst. Die Sichtungen zogen sich dabei vom Zentrum des Gebietes in den Norden, wobei die höchsten Dichten ($> 5 \text{ Ind./km}^2$) im Zentrum erfasst wurden. Im Süden und äußersten Westen wurden keine Zwergmöwen festgestellt. Im Frühjahr 2020 wurden nur in drei Rasterzellen Zwergmöwen in geringen Dichten erfasst.

Tab. 3.18 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Zwergmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,03	0,01 - 0,04	2	0,02	0 - 0,05	2
Frühjahr 2019	0,26	0 - 0,72	3	0,60	0 - 1,14	2
Sommer 2019	0	0	1	< 0,01	0 - < 0,01	2
Herbst 2019	< 0,01	0 - < 0,01	2	0	0	2
Winter 2019/2020	0,10	0 - 0,31	3	0,09	0 - 0,27	3
Frühjahr 2020	0,01	0 - 0,02	2	< 0,01	< 0,01 - 0,01	2
Sommer 2020	0	0	2	0	0	2
Herbst 2020	0,03	0,03	1	-	-	0
Winter 2020/2021	< 0,01	< 0,01	1	-	-	0

Zwergmöwe Individuendichte 2019

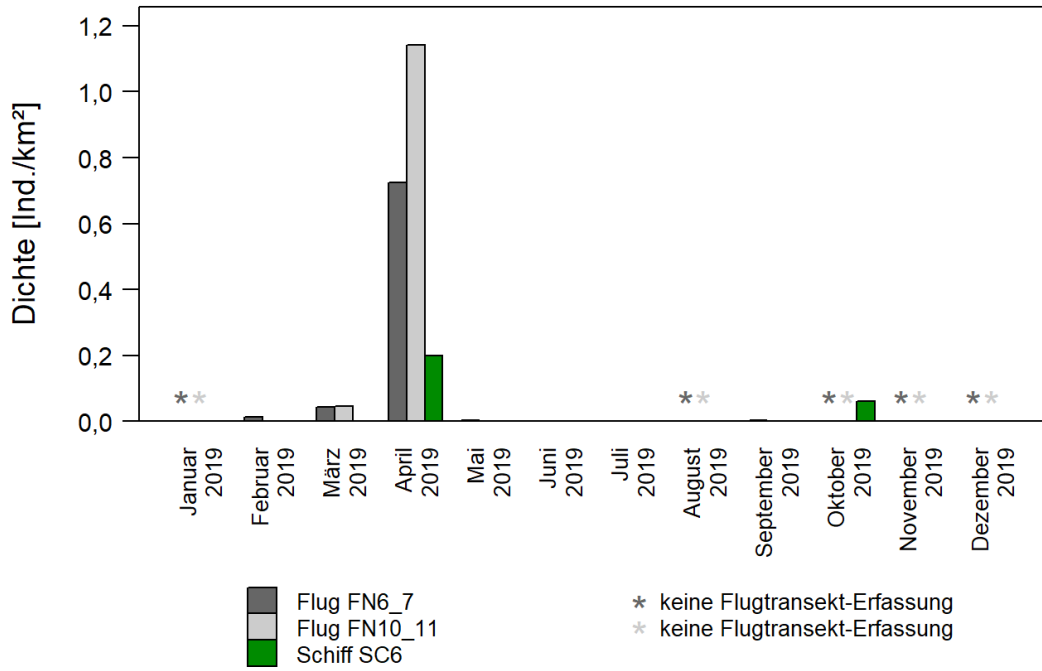


Abb. 3.27 Monatliche Dichten der Zwergmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Zwergmöwe Individuendichte 2020/2021

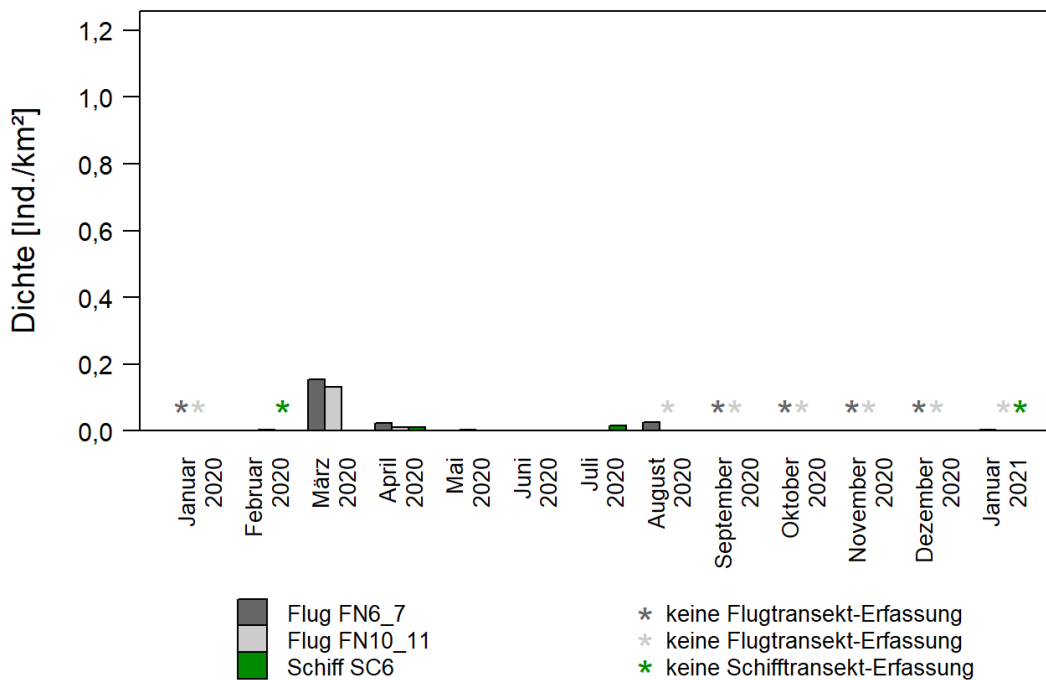


Abb. 3.28 Monatliche Dichten der Zwergmöwe bei Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

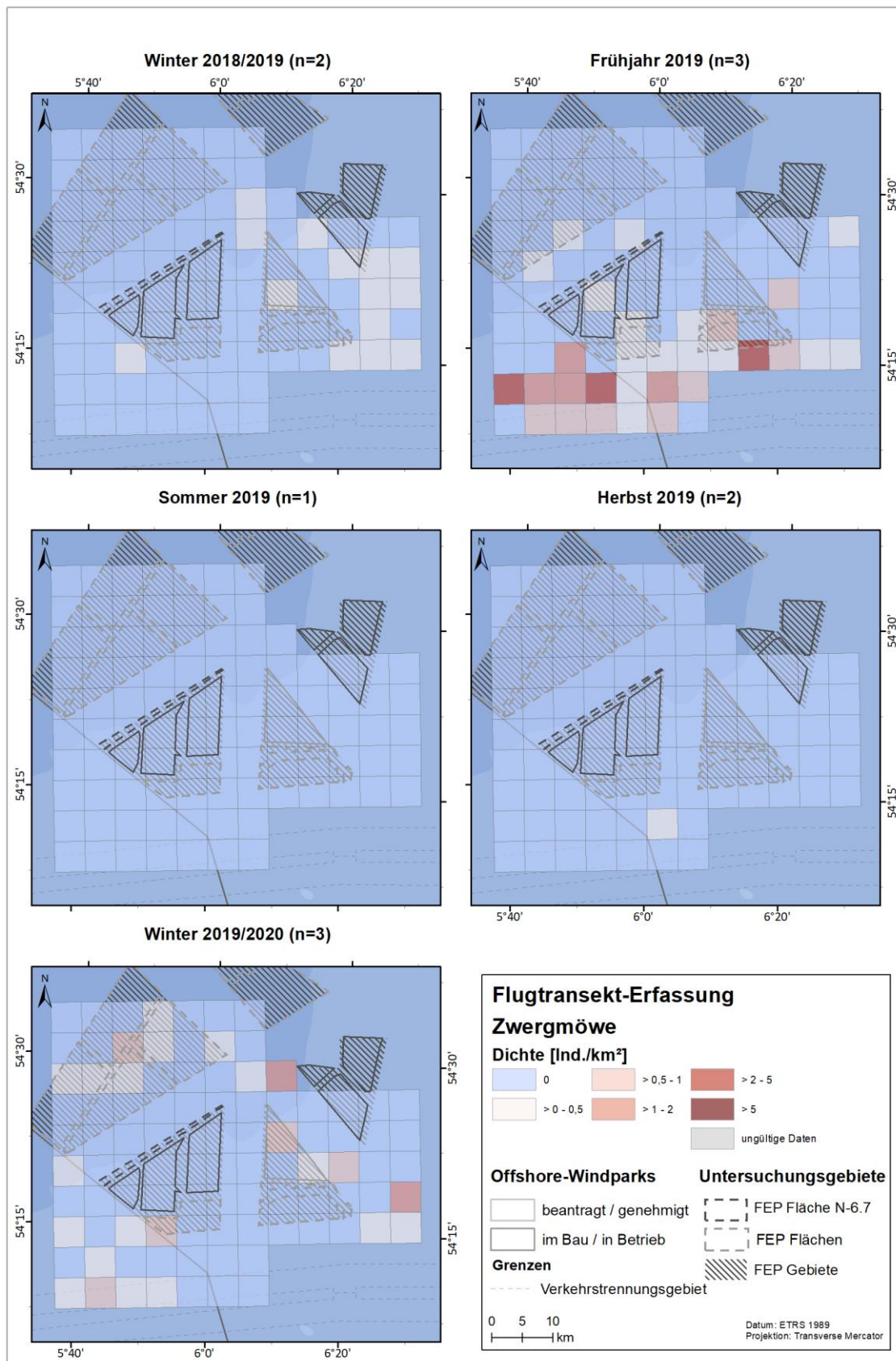


Abb. 3.29 Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

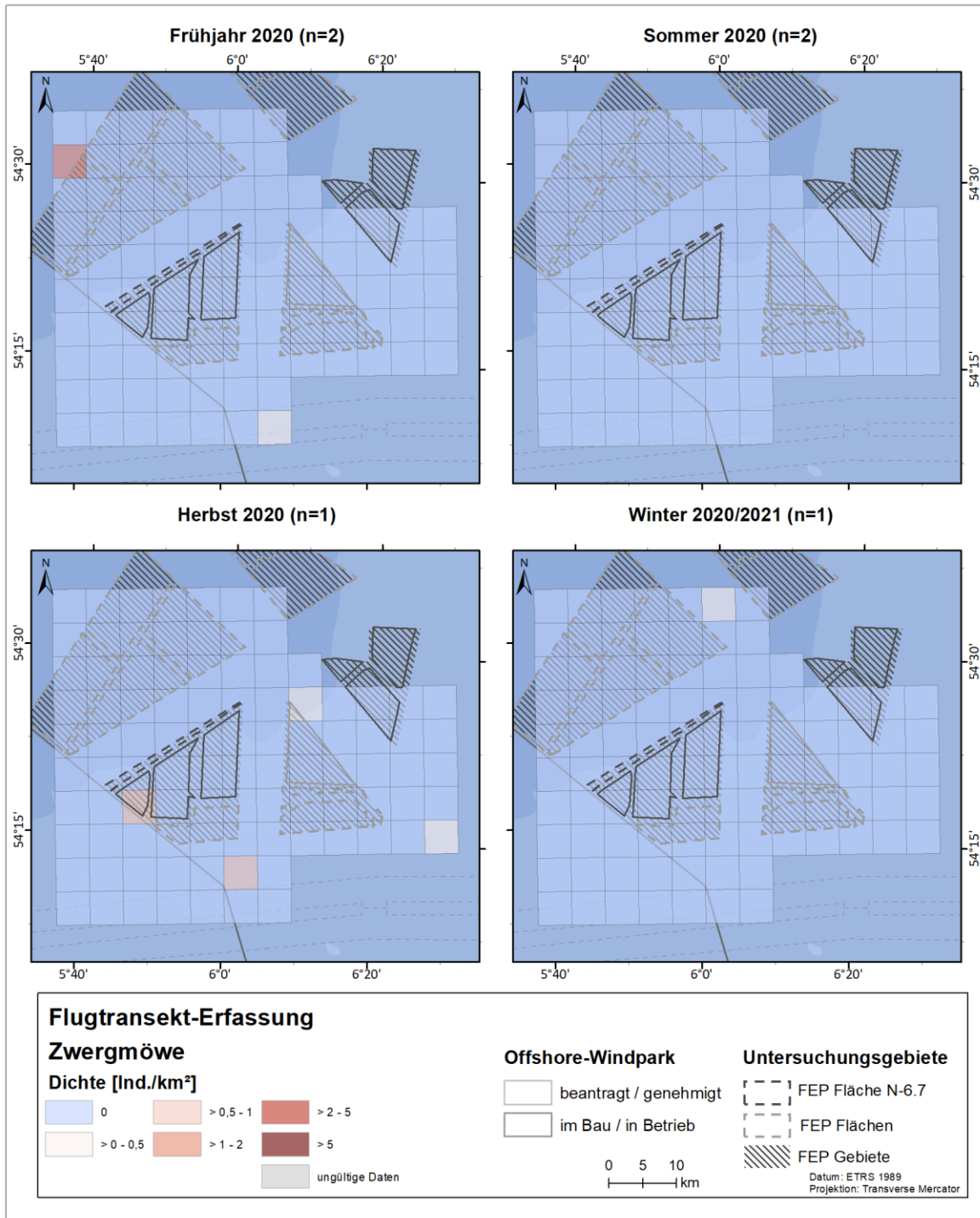


Abb. 3.30 Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.7.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 wurden im Jahr 2019 insgesamt 44 Zwergmöwen erfasst. Von diesen befanden sich 26 Individuen innerhalb des Transektbereiches

(Tab. A. 17). Im zweiten Untersuchungsjahr 2020 wurden 10 Zwergmöwen erfasst, wovon sich 3 Tiere innerhalb des Transektbereiches befanden (Tab. A. 18).

Die maximale monatliche Dichte der Zwergmöwen wurde mit 0,20 Ind./km² im April 2019 festgestellt (Tab. 3.8, Abb. 3.27). Die maximale Dichte im zweiten Untersuchungsjahr 2020 wurde mit 0,02 Ind./km² im Juli erreicht (Tab. 3.9, Abb. 3.28). Entsprechend ergibt sich die höchste saisonale Dichte für das Jahr 2019 mit 0,10 Ind./km² im Frühjahr, wie zu erwarten, zur Zugzeit dieser Art. Im Jahr 2020 wurde die maximale saisonale Dichte mit 0,02 Ind./km² im Herbst, ebenfalls zur Zugzeit, erreicht. Diese saisonale Dichte ergab sich jedoch aus lediglich einer Erfassung im Juli bei der zwei Individuen beobachtet wurden. Somit ist die höchste saisonale Dichte im Frühjahr 2019 mit 0,10 Ind./km², deutlich höher als jene im Frühjahr 2020 mit < 0,01 Ind./km², (Tab. 3.19). Im Herbst 2019 wurden noch Dichten von 0,02 Ind./km² und im Herbst 2020 < 0,01 Ind./km² festgestellt. In den übrigen Jahreszeiten wurden keine Zwergmöwen gesichtet.

Klare Verteilungsschwerpunkte der Zwergmöwen bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden nicht festgestellt (Abb. 3.31, Abb. 3.32). Wobei die Verteilungen im Frühjahr 2019 und Herbst 2020 tendenziell auf ein erhöhtes Vorkommen im Südosten des Gebietes hindeuten. Die Dichten im Frühjahr 2019 lagen mit zwei Rasterzellendichten von > 1-2 Ind./km² deutlich höher als in den anderen Erfassungssaisons mit Ausnahme einer Rasterzelle im Herbst 2020, in der eine Dichte von > 2 - 5 Ind./km² gesichtet wurden, was aber vermutlich auf den geringen Erfassungsaufwand in den Randbereichen zurück zu führen ist Vorkommen innerhalb der Fläche N-6.7 gab es nur im Frühjahr 2019 mit niedrigen Dichten von > 0 - 0,5 Ind./km².

Tab. 3.19 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Zwergmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0	0	4
Frühjahr 2019	0,10	0 - 0,20	2
Sommer 2019	0	0	1
Herbst 2019	0,02	0 - 0,06	4
Winter 2019/2020	0	0	5
Frühjahr 2020	< 0,01	0 - 0,01	2
Sommer 2020	0	0	1
Herbst 2020	< 0,01	0 - 0,02	4
Winter 2020/2021	0	0	2

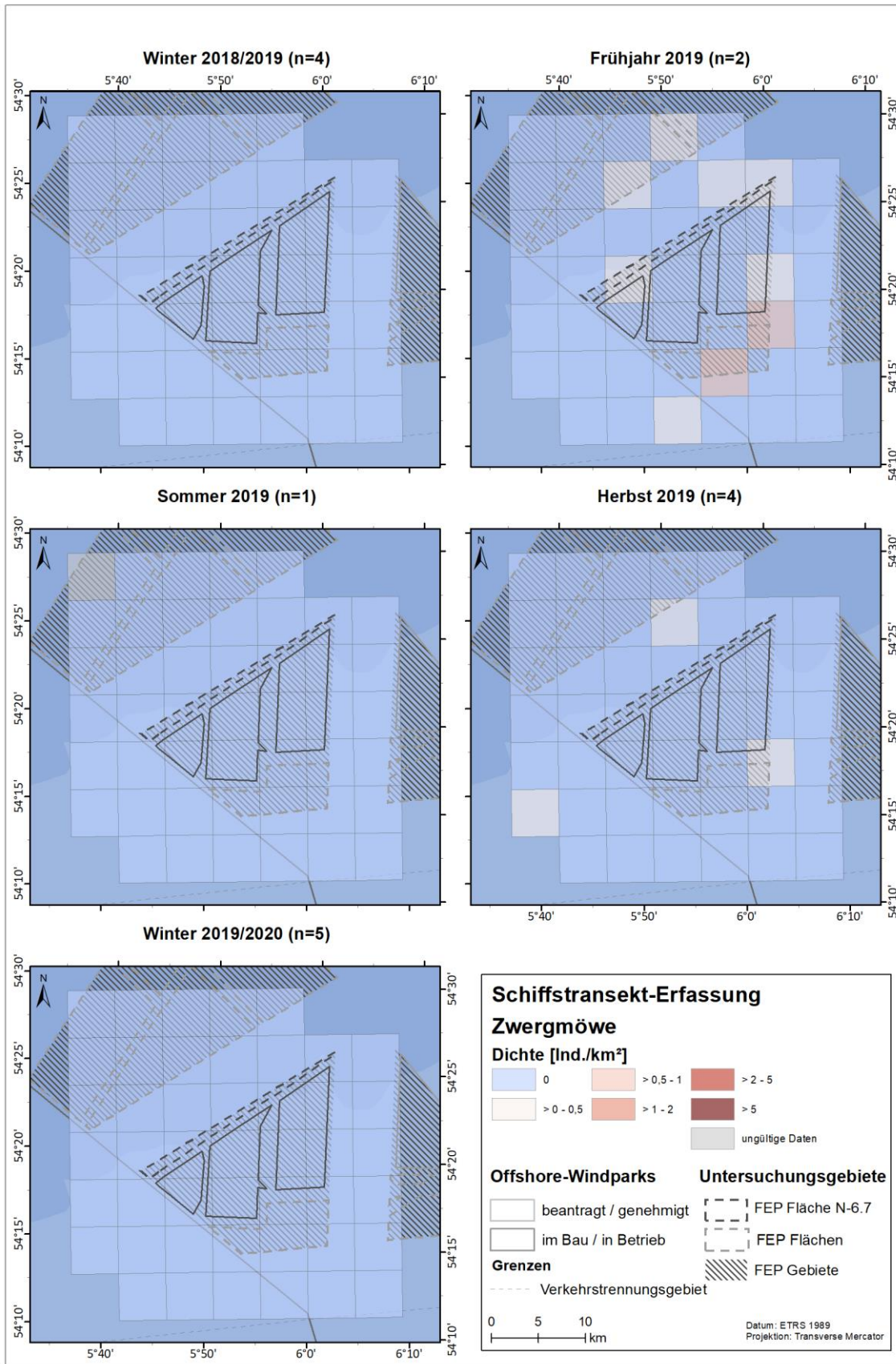


Abb. 3.31 Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

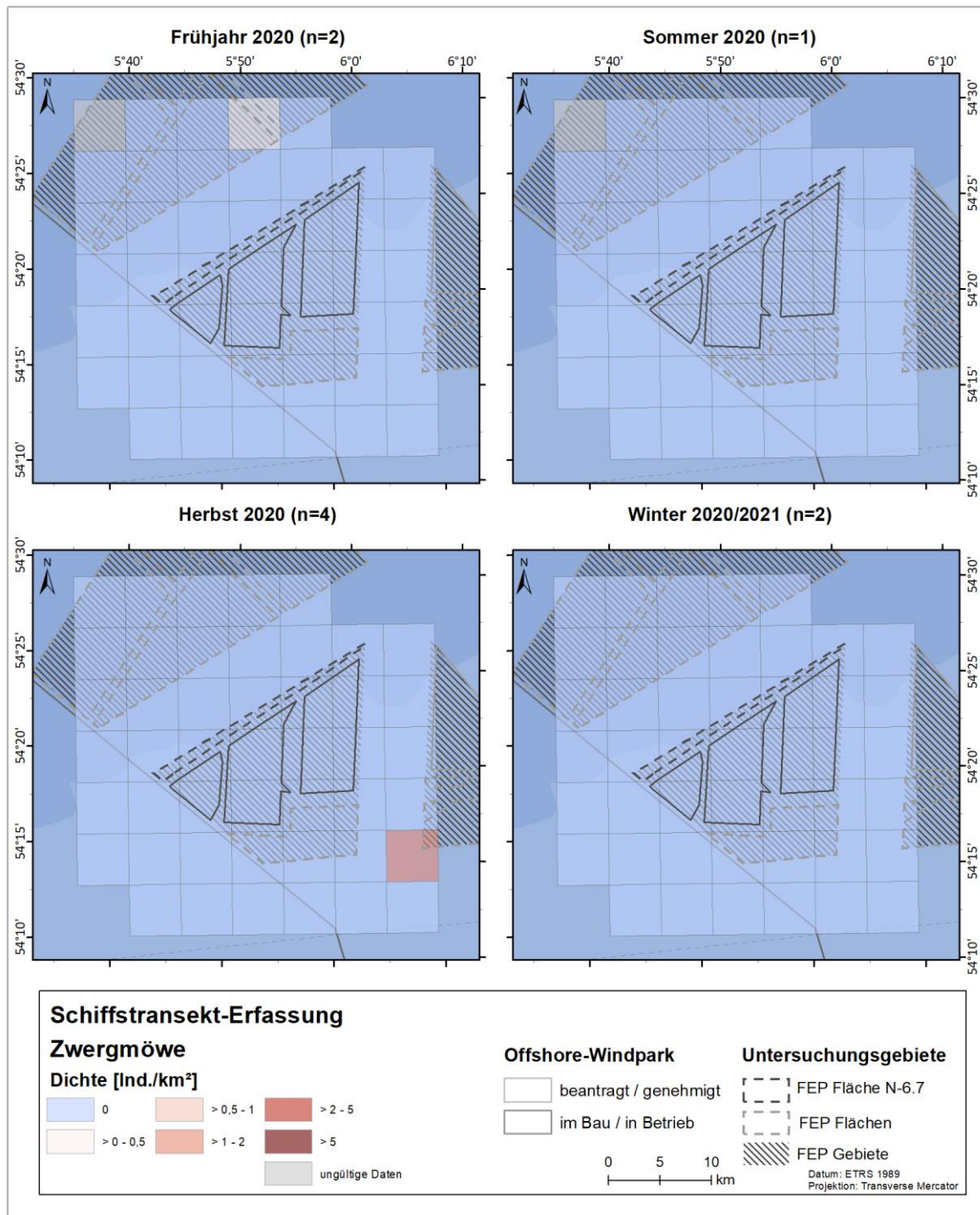


Abb. 3.32 Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.7.3 Bestandscharakterisierung

Die hier festgestellte Phänologie der Zwergmöwe ist weitgehend charakteristisch für diese Art, mit den höchsten Dichten zur Zugzeit im Frühjahr (Dierschke et al. 2011). Allein die Sichtungen eines Individuums während des artspezifischen Sommers (2019) ist ungewöhnlich. Da diese Sichtung jedoch auf den allerersten Tag des artspezifischen Sommers (erster Juni) fällt, handelt es sich hier wahrscheinlich um einen Nachzügler. Auch eine Fehlbestimmung kann nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Anhand der Phänologie lassen sich im Frühjahr bzw. Spätwinter kurzfristige Maxima, im April 2019 bzw. März 2020, bei den Erfassungen feststellen, was auf Zugereignisse in diesem Bereich der Nordsee schließen lässt. Jedoch scheinen diese maximalen Dichten im Untersuchungsgebiet teilweise etwas früher aufzutreten als in anderen Studien beschrieben wurde (Schwemmer & Garthe 2006). So fällt das Maximum 2020 in den März und damit in den artspezifischen Winter, das Vorkommen ist aber als Zugereignis zu deuten. Das Untersuchungsgebiet spielt in den übrigen Wintermonaten keine Rolle als Rastgebiet. Die Ergebnisse stimmen auch mit Beobachtungen von Markones et al. (2015) überein, die von küstenfernen Zugwegen dieser Art berichten. Insgesamt sind somit kurzfristig höhere Dichten charakteristisch, die jedoch aufgrund der stichprobenhaften Erfassungen nicht in allen Jahren oder bei allen Erfassungsmethoden festgestellt werden können. Abhängig davon, ob eine Erfassung zeitgleich mit einer Zugwelle der Zwergmöwen durchgeführt wird, sind auch höhere Bestände im Bereich der untersuchten Fläche zu erwarten.

3.2.8 Lachmöwe (*Chroicocephalus ridibundus*)

Lachmöwen sind als weit verbreiteter Brut- und Jahresvogel in Deutschland anzutreffen (Mendel et al. 2008). Die in Mitteleuropa beheimatete Rastpopulation 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 der deutschen Nordsee konzentrieren sich die Lachmöwen zur Nahrungssuche im gesamten Jahresverlauf in küstennahen Gebieten und sind selten in großen Zahlen offshore zu beobachten (Mendel et al. 2008). Die Rastbestände dieser Art in der deutschen Nordsee 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). Die Lachmöwe ist verstärkt in den Küstengewässern anzutreffen. Nach Mendel et al. (2008) beträgt der maximale Rastbestand der Lachmöwe in der deutschen AWZ 1.300 Individuen im Frühjahr. Lachmöwen ziehen sich im Winter aus den Offshore-Gebieten der deutschen Nordsee zurück und es stellt sich ein Wintervorkommen mit küstennaher Verbreitung ein (Mendel et al. 2008).

3.2.8.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 im Jahr 2019 lediglich 9 Lachmöwen beobachtet (Tab. A. 13). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden 26 Lachmöwen erfasst (Tab. A. 15). Auch im folgenden Untersuchungsjahr 2020 wurden nur wenige Lachmöwen erfasst. Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden 45 Lachmöwen (Tab. A. 14) und im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden 7 Lachmöwen festgestellt (Tab. A. 16).

Die höchste monatliche Dichte der Lachmöwe im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde im zweiten Untersuchungsjahr im August 2020 mit 0,07 Ind./km² festgestellt (Tab. 3.4). Im Jahr 2019 wurde die höchste Dichte im März erreicht (0,02 Ind./km²; Tab. 3.5). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurde die höchste monatliche Dichte ebenso im März 2019 mit 0,05 Ind./km² erfasst (Tab. 3.6). Auch im Jahr 2020 lag die höchste Dichte im März, diese fiel jedoch mit 0,01 Ind./km² etwas geringer aus (Tab. 3.7).

Die Dichten in den übrigen Monaten waren in beiden Gebieten meist gering und waren mit 0,03 Ind./km² nur im März 2020 (Gebiet FN6_7) bzw. Juli 2019 (Gebiet FN10_11), etwas höher. In den Wintermonaten wurden keine Lachmöwen festgestellt.

Die höchste saisonale Dichte im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde im ersten Untersuchungsjahr im Frühjahr 2019 mit 0,01 Ind./km² erfasst (Tab. 3.18). Im zweiten Untersuchungsjahr lag die maximale Saisondichte mit 0,04 Ind./km² im Herbst 2020 darüber. Im Winter wurden im gesamten Zeitraum keine Lachmöwen gesichtet.

Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurde die höchste saisonale Dichte im ersten Untersuchungsjahr im Frühjahr 2019 mit 0,03 Ind./km² festgestellt (Tab. 3.18). Die höchsten saisonalen Dichten des zweiten Untersuchungsjahres lagen mit höchstens < 0,01 Ind./km² im Frühjahr 2020 nochmals darunter.

Aufgrund dieser überaus geringen Dichten wird auf eine weitere Analyse der räumlichen Verteilung der Lachmöwe im Untersuchungsgebiet verzichtet. Die Rasterdichtekarten befinden sich im Anhang (Abb. A. 60, Abb. A. 61, Abb. A. 76, Abb. A. 77).

Tab. 3.20 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Lachmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0	0	1	0	0	1
Frühjahr 2019	0,01	< 0,01 - 0,02	2	0,03	< 0,01 - 0,05	2
Sommer 2019	0	0	3	< 0,01	0 - < 0,01	3
Herbst 2019	< 0,01	0 - < 0,01	2	0,02	< 0,01 - 0,03	2
Winter 2019/2020	0	0	1	0	0	1
Frühjahr 2020	0,03	0,01 - 0,04	3	< 0,01	0 - 0,02	3
Sommer 2020	< 0,01	0 - < 0,01	2	0	0	2
Herbst 2020	0,04	0 - 0,07	2	0	0	1
Winter 2020/2021	0	0	1	-	-	0

Lachmöwe Individuendichte 2019

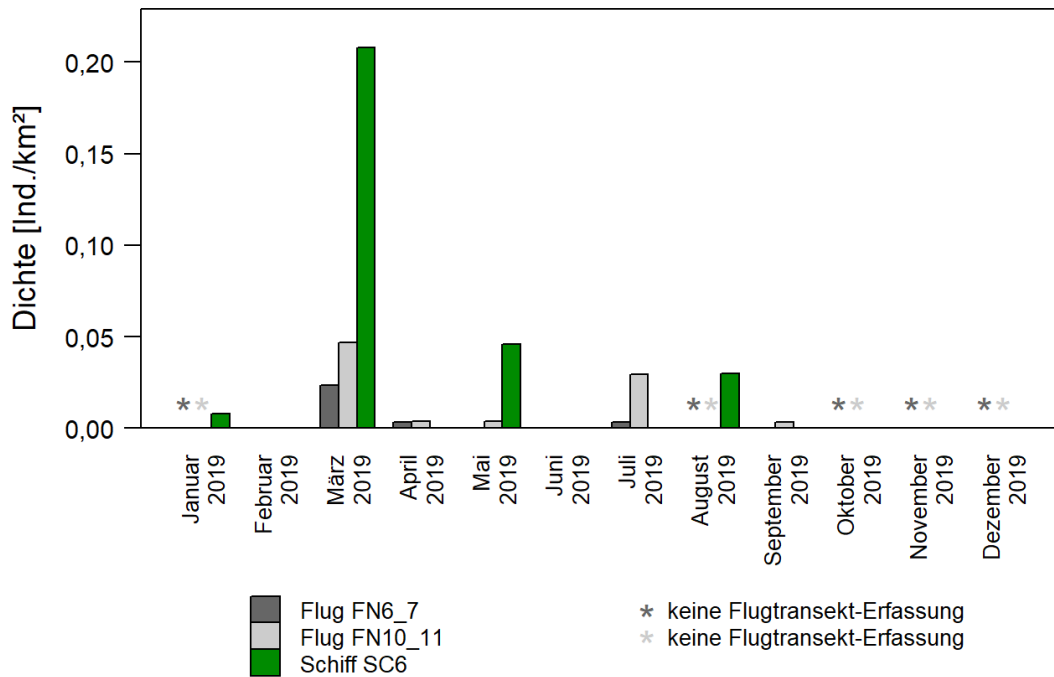


Abb. 3.33 Monatliche Dichten der Lachmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Lachmöwe Individuendichte 2020/2021

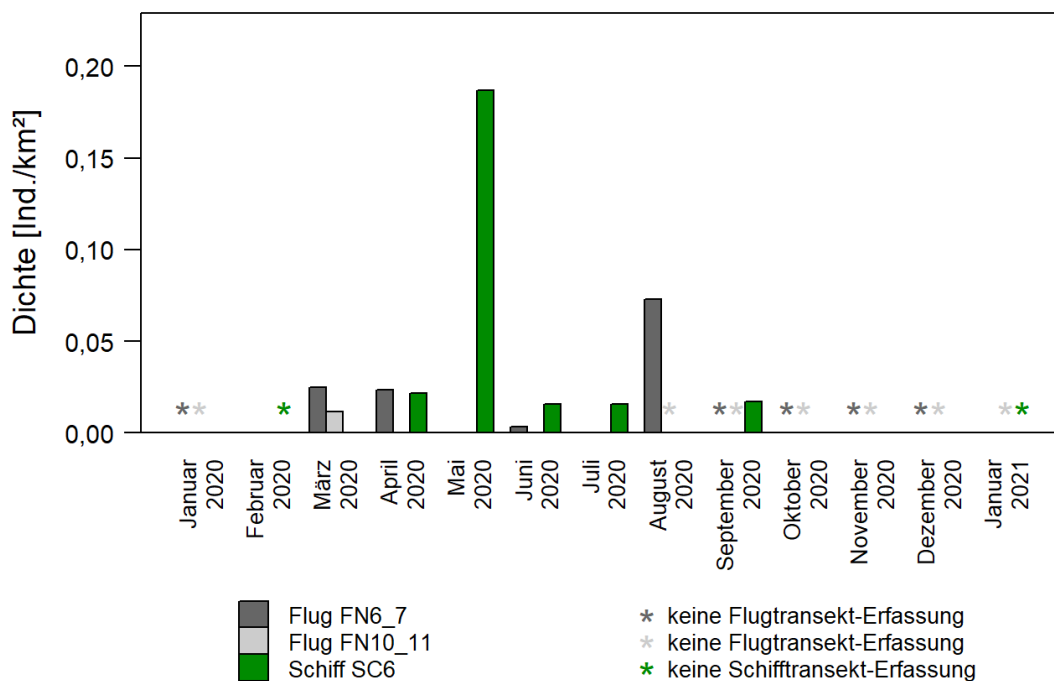


Abb. 3.34 Monatliche Dichten der Lachmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

3.2.8.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 wurden 2019 insgesamt 32 Lachmöwen festgestellt, davon befanden sich 18 Individuen innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 17). Im zweiten Untersuchungsjahr 2020 wurden insgesamt 24 Lachmöwen erfasst, davon befanden sich 16 Tiere innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 18).

Die insgesamt höchste monatliche Dichte wurde im ersten Untersuchungsjahr mit 0,21 Ind./km² im März 2019 erfasst. Im ersten Untersuchungsjahr wurde die maximale monatliche Dichte mit 0,19 Ind./km² im Mai 2020 festgestellt (Tab. 3.9, Abb. 3.34) und fiel damit nur geringfügig niedriger aus. In den übrigen Monaten waren die Dichten durchgängig sehr gering. In den Wintern 2019/2020 und 2020/2021 wurden keine Lachmöwen gesichtet. Die maximale saisonale Dichte wurde mit 0,09 Ind./km² im Sommer 2020 festgestellt (Tab. 3.21). Im Jahr 2019 lag die höchste saisonale Dichte mit 0,08 Ind./km² im Frühjahr.

Aufgrund der überwiegend geringen Dichten wird auf eine weitere Analyse der räumlichen Verteilung der Lachmöwe im Untersuchungsgebiet verzichtet. Die Rasterdichtekarten sind im Anhang dargestellt (Abb. A. 100, Abb. A. 101).

Tab. 3.21 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Lachmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	< 0,01	0 - < 0,01	3
Frühjahr 2019	0,0	0 - 0,21	2
Sommer 2019	0,02	0 - 0,05	2
Herbst 2019	< 0,01	0 - 0,03	4
Winter 2019/2020	0	0	3
Frühjahr 2020	< 0,01	0 - 0,02	3
Sommer 2020	0,09	0,02 - 0,19	2
Herbst 2020	< 0,01	0 - 0,02	4
Winter 2020/2021	0	0	2

3.2.9 Sturmmöwe (*Larus canus*)

Sturmmöwen halten sich ganzjährig in der deutschen Nordsee auf. Dabei kommen sie in mittleren bis hohen Dichten entlang der Küste vor, wobei sie besonders im Sommer stark an die Küstenbereiche gebunden sind. Im Herbst und Winter erreichen sie ihre höchsten Rastbestände (Mendel et al. 2008) und kommen auch küstenfern, weit in die AWZ hinaus, vor (Markones et al. 2015). Brutvorkommen dieser Art gibt es u. a. auf den Inseln des Wattenmeers (Grave 2017, Wolff 2019, Walter 2020, Ballstedt et al. 2021). Die Hauptverbreitungsgebiete konzentrieren sich in der AWZ auf den südlichen Teil des EVGs „Östliche Deutsche Bucht“ und nordwestlich von Helgoland (Markones et al. 2014). Insgesamt lag der Bestand der Sturmmöwe über die letzten 10 Jahre (2003 bis 2013) nach einer starken Abnahme in den 90er Jahren auf einem niedrigen Niveau (Markones et al. 2015). Sturmmöwen sind typische Schiffsfolger (Walter & Becker 1997, Kubetzki 2002) und erscheinen in Bezug auf Scheueffekte wenig empfindlich gegenüber anthropogenen Einflüssen wie Schifffahrt oder OWP (Garthe et al. 2004b, Garthe & Hüppop 2004).

3.2.9.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden im Jahr 2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 32 Sturmmöwen festgestellt (Tab. A. 13) und im selben Jahr 14 Tiere im Untersuchungsgebiet FN10_11 (Tab. A. 15). Im zweiten Erfassungsjahr wurden leicht höhere Individuenzahlen festgestellt. Im südlichen Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden 66 Sturmmöwen erfasst (Tab. A. 14), im nördlichen Gebiet FN10_11 waren es 31 Individuen dieser Art (Tab. A. 16).

In beiden Untersuchungsgebieten wurden Sturmmöwen im Jahresverlauf in sehr geringen Dichten festgestellt. Das monatliche Maximum im Gebiet FN6_7 wurde mit 0,08 Ind./km² im Januar 2021 (Tab. 3.5) festgestellt. Im ersten Untersuchungsjahr 2019 lag die höchste monatliche Dichte mit 0,04 Ind./km² im März (Tab. 3.4). Das monatliche Maximum im Gebiet FN10_11 wurde mit 0,05 Ind./km² im Februar 2020 erreicht (Tab. 3.7). Im Jahr 2019 lag das Maximum mit 0,02 Ind./km² im Juli (Tab. 3.6). Hieraus ergaben sich maximale saisonale Dichten von 0,08 Ind./km² im Winter 2020/2021 im Gebiet FN6_7. Im Gebiet FN10_11 wurde die maximale saisonale Dichte mit 0,05 Ind./km² im Winter 2019/2020 ermittelt (Tab. 3.22). Beim Vergleich muss jedoch berücksichtigt werden, dass im Winter 2020/2021 keine Erfassung im Untersuchungsgebiet FN10_11 stattfand. Im Winter 2019/2020 (FN6_7) und Sommer 2019 sowie Sommer 2020 (FN10_11) wurden keine Sturmmöwen festgestellt. In allen anderen Jahreszeiten wurden Dichten zwischen < 0,01 Ind./km² und 0,03 Ind./km² erfasst.

Die Verteilung der Sturmmöwen in beiden Fluguntersuchungsgebieten war in allen Saisons ungerichtet und weit über das jeweilige Untersuchungsgebiet verteilt (Abb. 3.37, Abb. 3.38, Abb. A. 78, Abb. A. 79). Die Rasterdichten waren gering und ohne erkennbaren Schwerpunkt. Die einzige erkennbare Ausnahme betraf den Winter 2020/2021 im Gebiet FN6_7, in dem ein Schwerpunkt der Verteilung im Süden und Osten des Gebietes erkennbar war und eine Rasterzelle mit erhöhter Dichte von > 2 - 5 Ind./km² festgestellt wurde. Es wurden auch mehrfach Rasterdichtezellen mit geringen Werten (> 0 - 0,5 Ind./km²) im Bereich der Fläche N-6.7 erfasst. Im Sommer wurden im Untersuchungsgebiet FN10_11 keine Sturmmöwen festgestellt. Solche lokal begrenzten, hohen Dichten können möglicherweise in Verbindung mit Fischereifahrzeugen stehen.

Tab. 3.22 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Sturmmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,01	0,01	1	< 0,01	< 0,01	1
Frühjahr 2019	0,02	< 0,01 - 0,04	3	< 0,01	0 - 0,01	3
Sommer 2019	< 0,01	< 0,01	2	0	0	2
Herbst 2019	0,02	< 0,01 - 0,03	2	0,01	< 0,01 - 0,02	2
Winter 2019/2020	0	0	1	0,05	0,05	1
Frühjahr 2020	0,03	< 0,01 - 0,05	3	0,01	0 - 0,04	4
Sommer 2020	< 0,01	0 - < 0,01	3	0	0	2
Herbst 2020	0,03	0,03	1	-	-	0
Winter 2020/2021	0,08	0,08	1	-	-	0

Sturmmöwe Individuendichte 2019

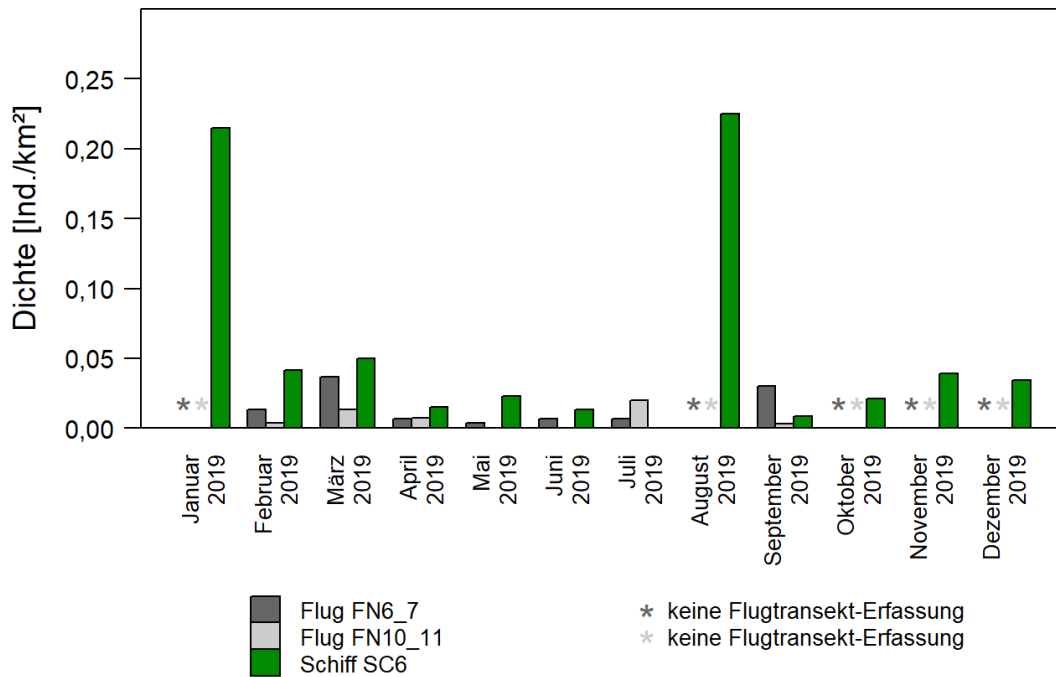


Abb. 3.35 Monatliche Dichten der Sturmmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Sturmmöwe Individuendichte 2020/2021

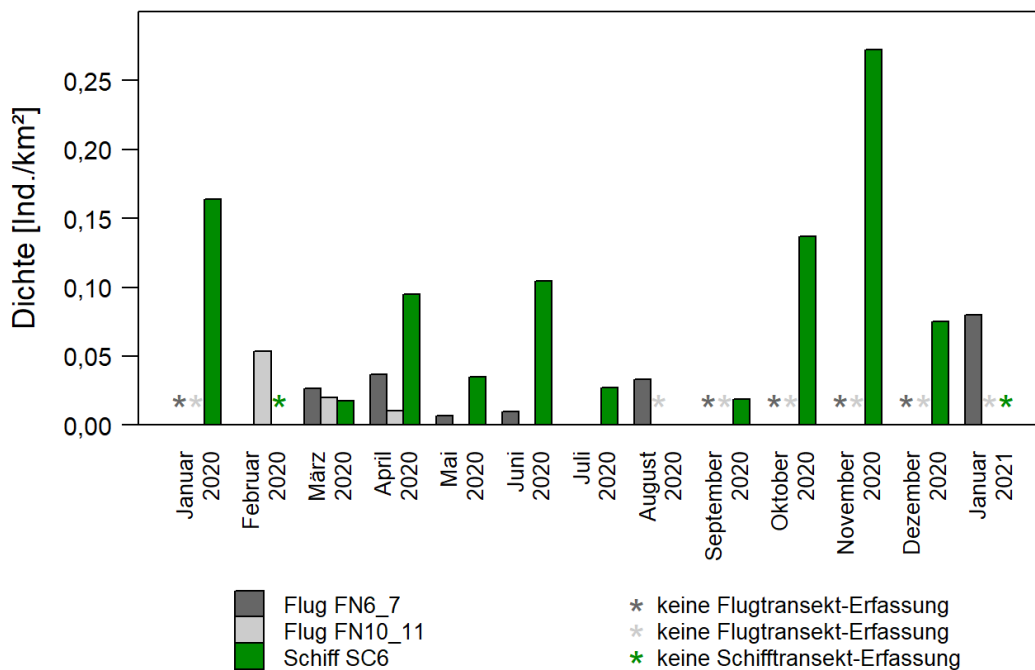


Abb. 3.36 Monatliche Dichten der Sturmmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

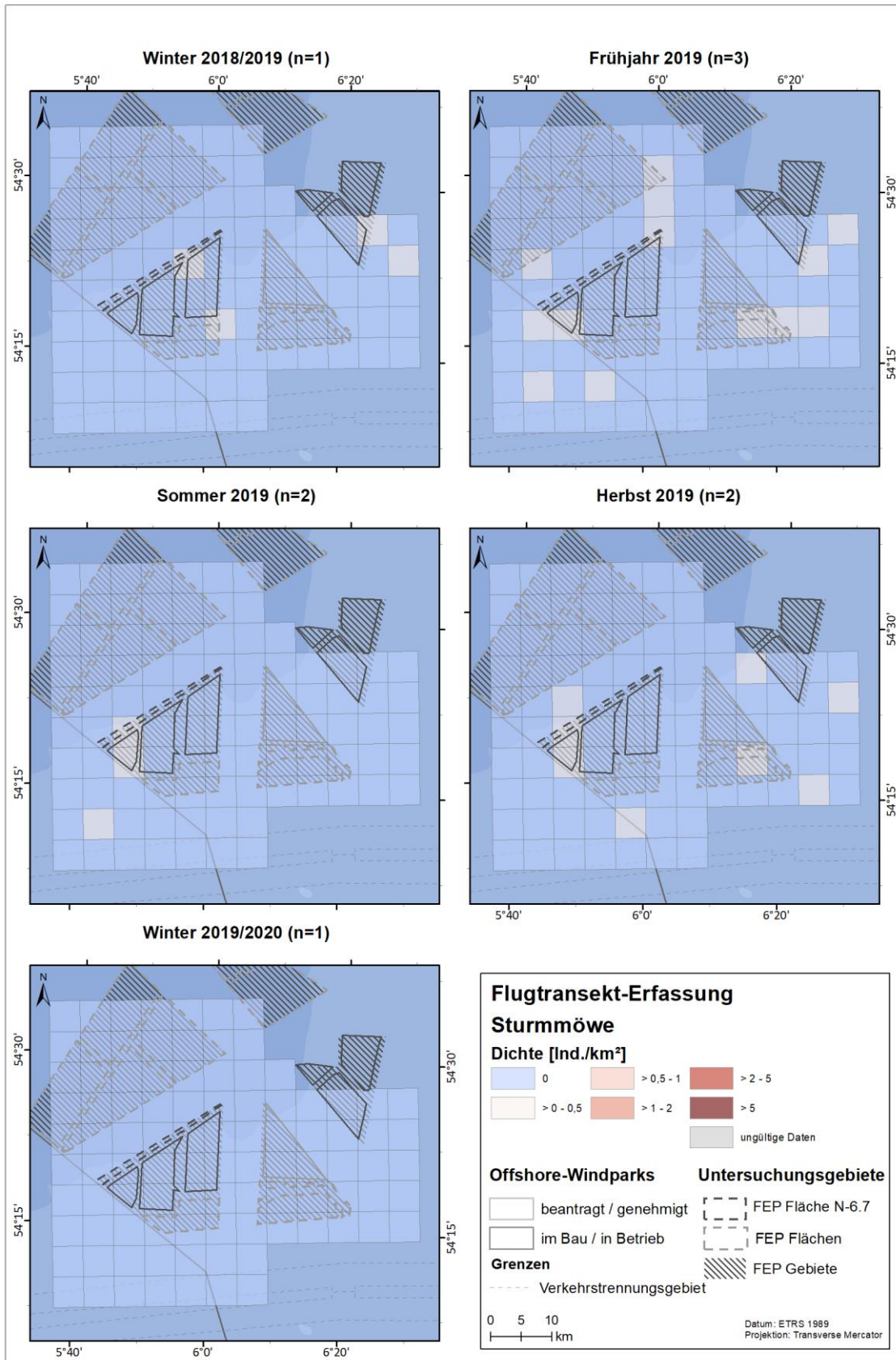


Abb. 3.37 Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

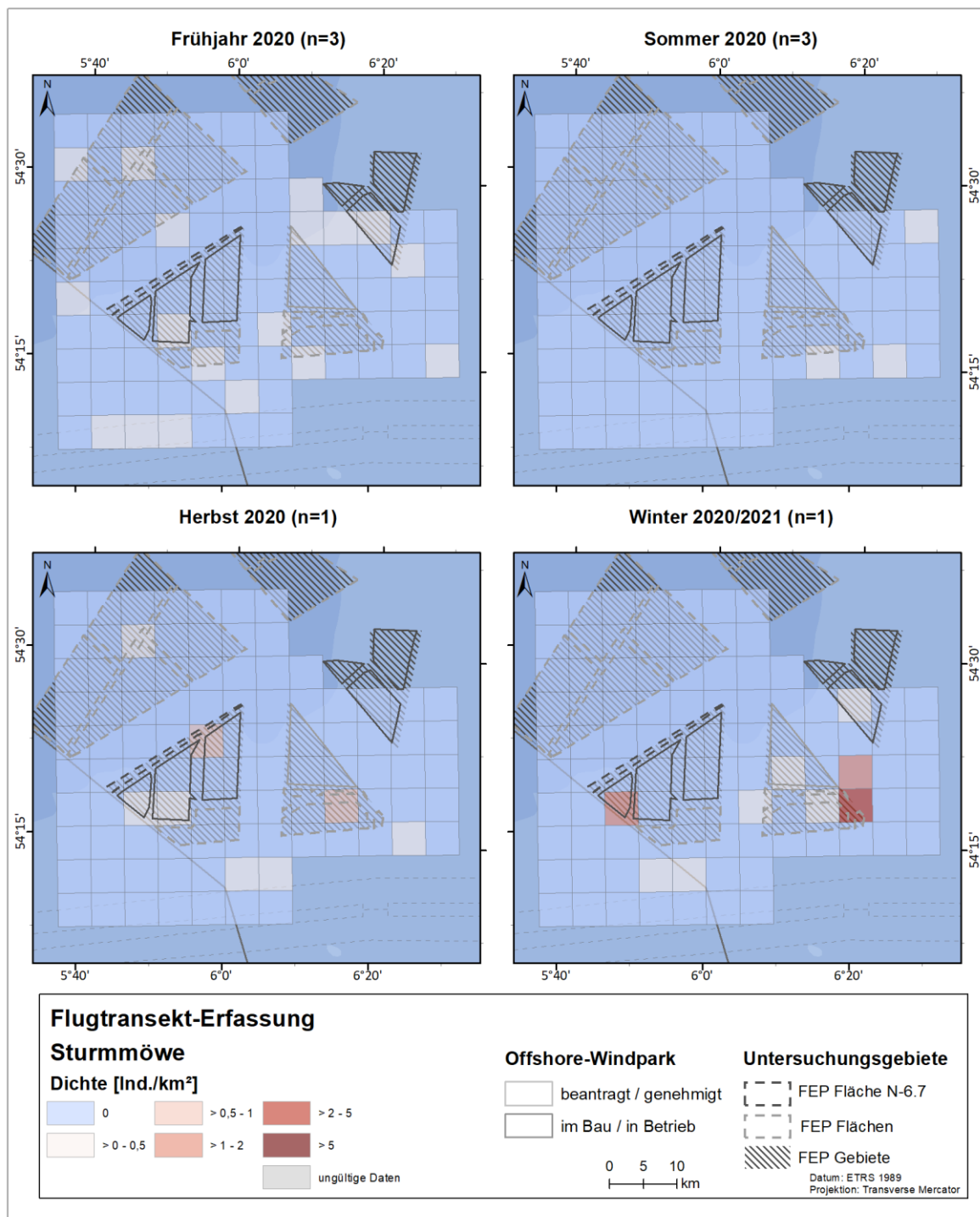


Abb. 3.38 Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.9.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 wurden im Jahr 2019 insgesamt 168 Sturmmöwen erfasst, davon befanden sich 68 Individuen innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 17). Im zweiten Untersuchungsjahr 2020 wurden mit insgesamt 153 Sturmmöwen und 81 Individuen innerhalb des Transekts ähnlich viele Tiere dieser Art erfasst (Tab. A. 18).

Sturmmöwen wurden im Jahresverlauf nahezu durchgängig und zu allen Jahreszeiten gesichtet. Die höchste monatliche Dichte lag mit 0,27 Ind./km² im November 2020 (Tab. 3.9, Abb. 3.35) und damit etwas höher als die höchste maximale Dichte im ersten Untersuchungsjahr, welche bei 0,23 Ind./km² im August 2019 lag (Tab. 3.8). Daraus ergab sich die insgesamt höchste saisonale Dichte im Winter 2020/2021 mit 0,17 Ind./km². Im Untersuchungsjahr 2019 wurde das Maximum mit 0,11 Ind./km² im Winter 2018/2019 erreicht, im Folgejahr lag das Maximum mit 0,09 Ind./km² im Winter 2019/2020 (Tab. 3.23). Die geringste saisonale Dichte wurde mit 0,01 Ind./km² im Sommer 2019 festgestellt.

Die Verteilung der Sturmmöwen ergab kein erkennbares Muster (Abb. 3.39, Abb. 3.40). Im Winter wurde insgesamt die weiträumigste Verbreitung festgestellt, was mit dem erhöhten Vorkommen in diesem Zeitraum zusammenhängt. Es wurden vereinzelt Rasterzellen mit hohen Dichten (> 2 - 5 und > 5 Ind./km²) im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes SC6 festgestellt. In der Fläche N-6.7 wurden jedoch nur geringe Dichten erfasst. Die Verteilungen im Sommer 2020 und Herbst 2020 geben Hinweise darauf, dass sich auch in den in Betrieb befindlichen OWP größere Individuenzahlen der Sturmmöwen aufhielten.

Tab. 3.23 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Sturmmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,11	0,04 - 0,21	3
Frühjahr 2019	0,03	0,02 - 0,05	3
Sommer 2019	0,01	0,01	1
Herbst 2019	0,06	0 - 0,22	4
Winter 2019/2020	0,09	0,03 - 0,16	3
Frühjahr 2020	0,04	0 - 0,09	4
Sommer 2020	0,10	0,10	1
Herbst 2020	0,05	0 - 0,14	4
Winter 2020/2021	0,17	0,07 - 0,27	2

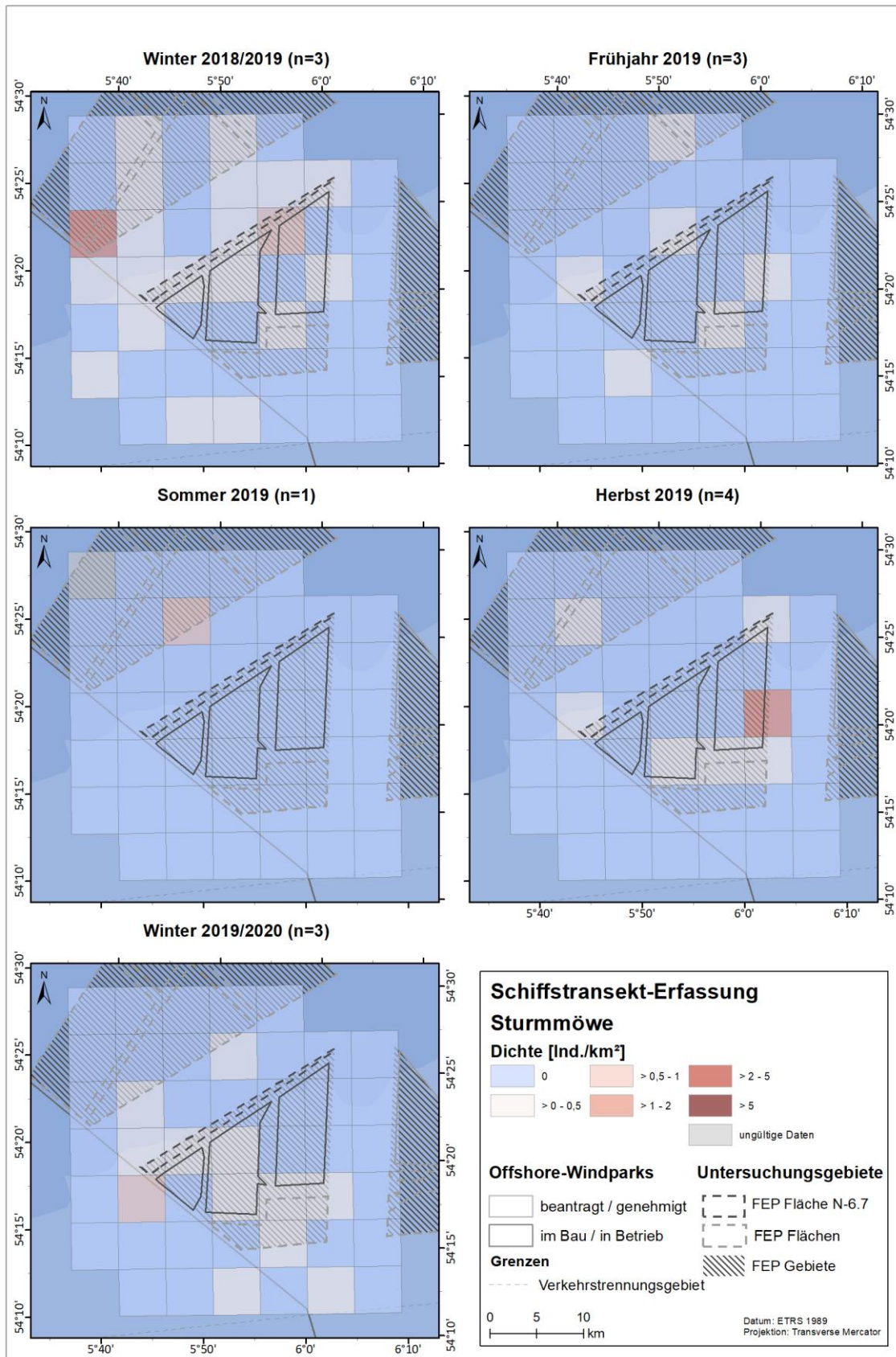


Abb. 3.39 Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

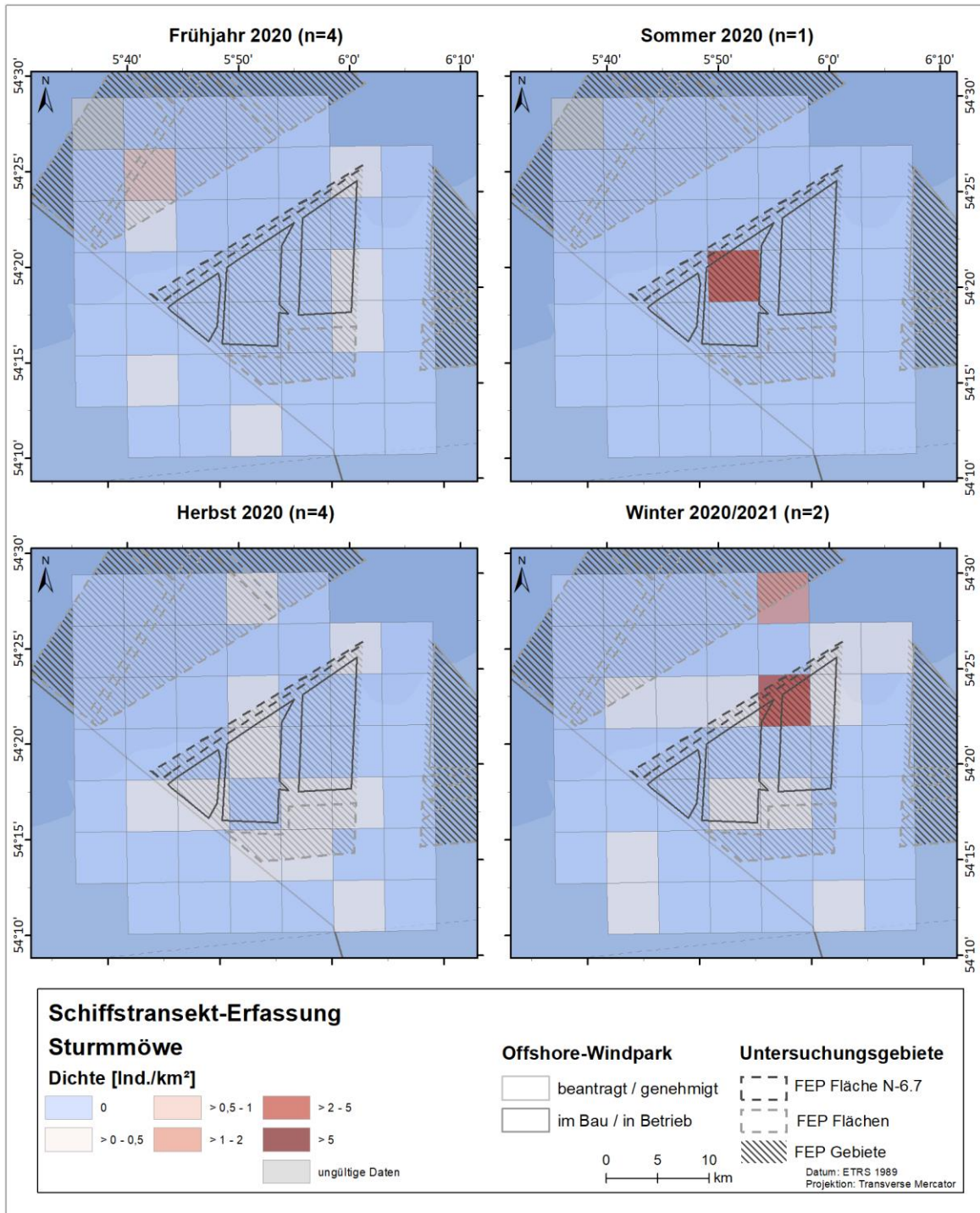


Abb. 3.40 Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.9.3 Bestandscharakterisierung

Die in den weiter offshore gelegenen Untersuchungsgebieten vorgefundenen, meist geringen, Dichten der Sturmmöwen sind charakteristisch für diese Art. Auch die Phänologie ist artspezifisch und deutet lediglich außerhalb der Brutzeit bei den Schiffstransect-Erfassungen auf ein etwas größeres küstenfernes Vorkommen hin. Entsprechend sind die sporadisch auftretenden Bestände mit vereinzelt höheren Dichten, welche im Seegebiet der Fläche N-6.7 erfasst wurden, charakteristisch und artspezifisch.

3.2.10 Heringsmöwe (*Larus fuscus*)

Die Heringsmöwe ist in der deutschen Nordsee, außer im Winter, eine häufig anzutreffende Art. Zwischen November und Mitte Februar sind nur vereinzelt Individuen in der Nordsee zu erwarten (Dierschke et al. 2011). Die Art brütet in großen Zahlen auf der Amrumer Odde, auf Helgoland (1.090 bzw. 442 Brutpaare im Jahr 2020; Ballstedt et al. 2021) und auf vielen weiteren Inseln des Wattenmeeres, sowie am Festland. Heringsmöwen sind weiträumig anzutreffen, sowohl im küstennahen Bereich als auch offshore. Die AWZ wird zur Nahrungssuche genutzt, wobei die Heringsmöwe als typischer Schiffsfolger auftritt (Garthe et al. 2004b, Mendel & Garthe 2010b), häufig in großen Trupps auch in Assoziation mit anderen Möwenarten (Mendel et al. 2008). Teilweise werden auf der Suche nach Nahrung lange Strecken zurückgelegt (Exo et al. 2008). Insgesamt zeigen Heringsmöwen auf See einen Rückgang im Bestand, wahrscheinlich ausgelöst durch eine verringerte Nutzung des marinen Raums, da die Brutbestände keinen negativen Trend zeigen (Markones et al. 2015).

3.2.10.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 1.643 Heringsmöwen erfasst. Die Heringsmöwe war damit die häufigste Art in diesem Untersuchungsgebiet (Tab. A. 13, Abb. 3.1). Bei den Flugtransect-Erfassungen im Gebiet FN10_11 wurden 1.010 Heringsmöwen nachgewiesen (Tab. A. 15). Hier war die Heringsmöwe nach der Trottellumme die zweithäufigste Art (Abb. 3.3). In beiden Untersuchungsgebieten wurden Heringsmöwen bei allen Erfassungen festgestellt. Ein ähnliches Bild zeigte sich im zweiten Untersuchungsjahr mit sehr vielen Sichtungen der Heringsmöwen im Untersuchungsgebiet FN6_7 (3.297 Individuen, Tab. A. 14), welche damit wieder die häufigste Art darstellte (Abb. 3.2). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden mit 282 gesichteten Tieren im Vergleich zum 1. Untersuchungsjahr, jedoch deutlich weniger Individuen dieser Art erfasst und damit eine Größenordnung weniger als im Vergleich zum Untersuchungsgebiet FN6_7 (Abb. 3.4, Tab. A. 16). Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass das 2. Untersuchungsjahr im Gebiet FN10_11 bereits im Juli endete und somit der Herbst 2020 und Winter 2020/2021 nicht erfasst wurde, was die Gesamtzahl der Individuen natürlich stark beeinflusst.

Die höchste monatliche Dichte der Heringsmöwe im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde mit 6,94 Ind./km² im August 2020, und damit im zweiten Untersuchungsjahr festgestellt. Dieser Wert lag deutlich über den 1,85 Ind./km² im September 2019, der höchsten Dichte im ersten Untersuchungsjahr (Tab. 3.4, Tab. 3.5, Abb. 3.42). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 war die maximale monatliche Dichte der Heringsmöwen mit 1,26 Ind./km² im Juni 2019 deutlich geringer

als im Gebiet FN6_7. Dies war allerdings immer noch deutlich höher als die maximale monatliche Dichte von 0,48 Ind./km² im 2. Untersuchungsjahr im Juni 2020 (Tab. 3.6, Tab. 3.7, Abb. 3.41).

Die höchste saisonale Dichte im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde mit 6,94 Ind./km², basierend auf einer Erfassung und damit übereinstimmend mit der höchsten monatlichen Dichte im Herbst 2020 festgestellt (Tab. 3.24). Aber auch im Herbst 2019 (1,53 Ind./km²), Sommer 2020 (1,19 Ind./km²) und im Sommer 2019 (1,07 Ind./km²) wurden Dichten von > 1 Ind./km² erfasst. Insgesamt wurden Heringsmöwen während aller Jahreszeiten festgestellt. Dabei wurden in allen drei erfassten Wintern die niedrigsten saisonalen Dichten festgestellt (< 0,01 Ind./km², Tab. 3.24), was zu der Phänologie dieser Art passt. Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurde die maximale saisonale Dichte im Sommer 2019 festgestellt (1,26 Ind./km²). Die anderen saisonalen Dichten lagen deutlich darunter. Während im Herbst 2019 und im Sommer 2020 noch 0,31 Ind./km² erfasst wurden, wurden im Frühjahr 2020 nur 0,11 Ind./km² festgestellt. Die anderen Saisons wiesen nur Dichten unter 0,10 Ind./km² auf. Im Herbst 2020 und Winter 2020/2021 fanden in diesem Gebiet keine Erfassungen statt.

Heringsmöwen wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 im Winter kaum festgestellt (Abb. 3.43, Abb. 3.44). Im Frühjahr wurden Heringsmöwen weitestgehend in geringen Rasterdichten erfasst. Im zentralen Untersuchungsgebiet (Frühjahr 2019) und verstreut (Frühjahr 2020) zeigten sich jedoch einzelne Rasterzellen höherer Dichten. Großflächigere Verteilungen wurden hauptsächlich im Sommer und Herbst 2019 festgestellt. Im Sommer 2020 wurden insbesondere im südlichen Bereich des Windparkclusters 6 hohe Dichten von > 5 Ind./km² verzeichnet. Im Herbst 2019 lag der Schwerpunkt eher im Zentrum und zog sich in den Osten des Untersuchungsgebietes, mit geringen Dichten im Norden und Süden des Untersuchungsgebietes. Auch in dieser Saison wurden einzelne Rasterzellen mit Dichten von > 5 Ind./km² erfasst. Im Herbst 2020 wurden höhere Dichten im zentralen und östlichen Bereich des Untersuchungsgebietes festgestellt (Abb. 3.44). Auffällig ist eine starke Akkumulation der Heringsmöwen in Gemeinschaft mit Mantelmöwen beim Flug im September 2019 an der südlichen Grenze der Fläche N-6.6. Die Anhäufung der Tiere zusammen mit Mantelmöwen deutet auf fischereiliche Aktivität hin, auch wurden Heringsmöwen häufig um die in Betrieb befindlichen OWP des Clusters 6 festgestellt. Dies ist auch in den Punktsichtungskarten ersichtlich (s. Kapitel A.3.3.6 im Anhang).

Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden im Frühjahr und Herbst 2019 wie auch während beider Sommersaisons Schwerpunkte an der südlichen Grenze des Erfassungsgebietes, in den Bereichen der OWP „Global Tech I“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“, festgestellt (Abb. A. 80, Abb. A. 81). Im Frühjahr und Herbst 2019 wurden ansonsten nur vereinzelt Heringsmöwen beobachtet. Im Sommer 2019 reichte die Schwerpunktverteilung bis etwa ins Zentrum des Untersuchungsgebietes, auch dort wurden höhere Dichten erfasst. Im Sommer 2020 zog sich die Verteilung zudem ins östliche Untersuchungsgebiet. Die Dichten lagen dort auf mittleren bis hohem Niveau mit der maximalen Dichte von > 2 - 5 Ind./km² in wenigen Rasterzellen. Im Frühjahr 2020 wurden ähnliche Dichten in einzelnen Rasterzellen im nordwestlichen Bereich des Untersuchungsgebiets erfasst. In den Wintersaisons wurden nur sehr vereinzelt Heringsmöwen im Untersuchungsgebiet festgestellt.

Tab. 3.24 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Heringsmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	< 0,01	< 0,01	1	< 0,01	< 0,01	1
Frühjahr 2019	0,12	0,06 - 0,22	3	0,07	0,02 - 0,10	3
Sommer 2019	1,07	0,46 - 1,66	2	1,26	0,15 - 2,36	2
Herbst 2019	1,53	1,20 - 1,85	2	0,31	0,18 - 0,44	2
Winter 2019/2020	< 0,01	< 0,01 - 0,01	2	< 0,01	0 - < 0,01	2
Frühjahr 2020	0,23	0,02 - 0,43	2	0,11	0,01 - 0,24	3
Sommer 2020	1,19	0,49 - 2,16	3	0,31	0,13 - 0,48	2
Herbst 2020	6,94	6,94	1	-	-	0
Winter 2020/2021	< 0,01	< 0,01	1	-	-	0

Heringsmöwe Individuendichte 2019

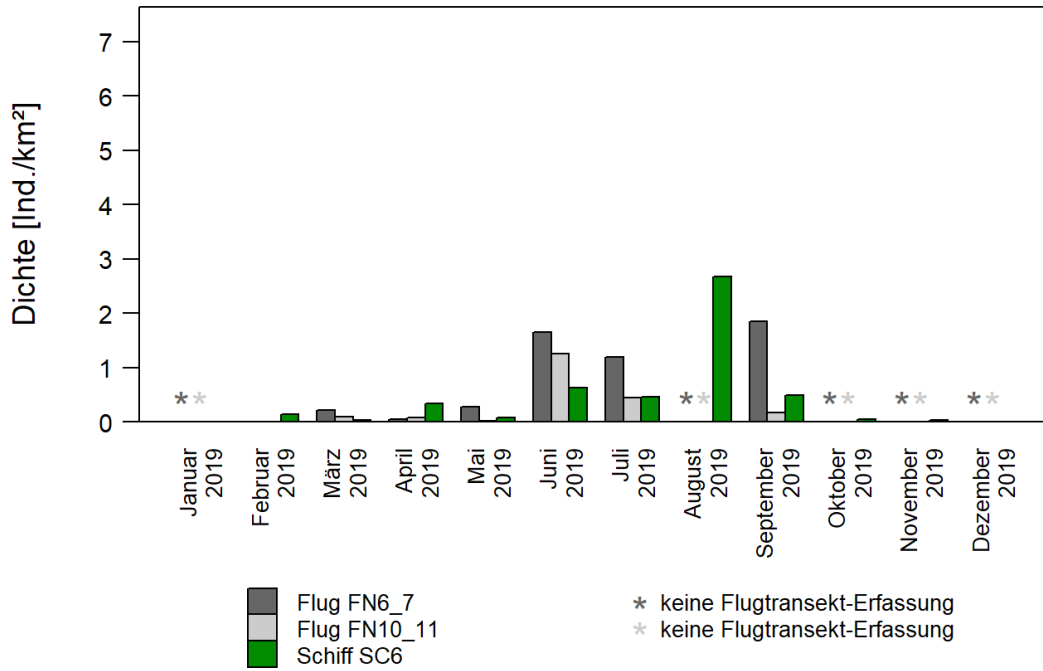


Abb. 3.41 Monatliche Dichten der Heringsmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet Januar und Dezember 2019.

Heringsmöwe Individuendichte 2020/2021

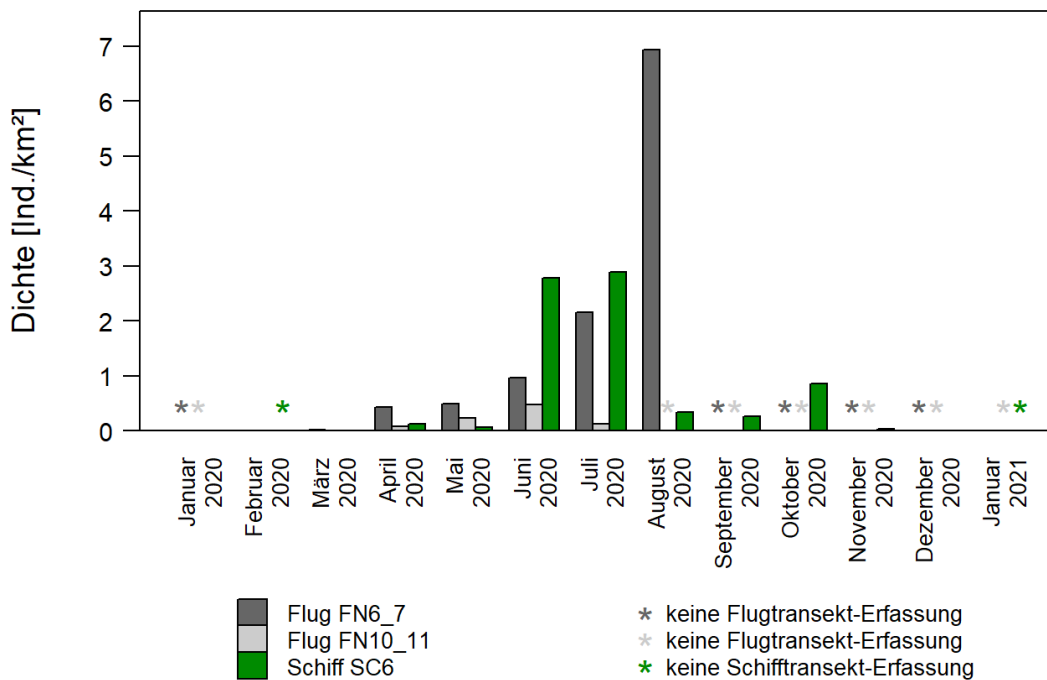


Abb. 3.42 Monatliche Dichten der Heringsmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

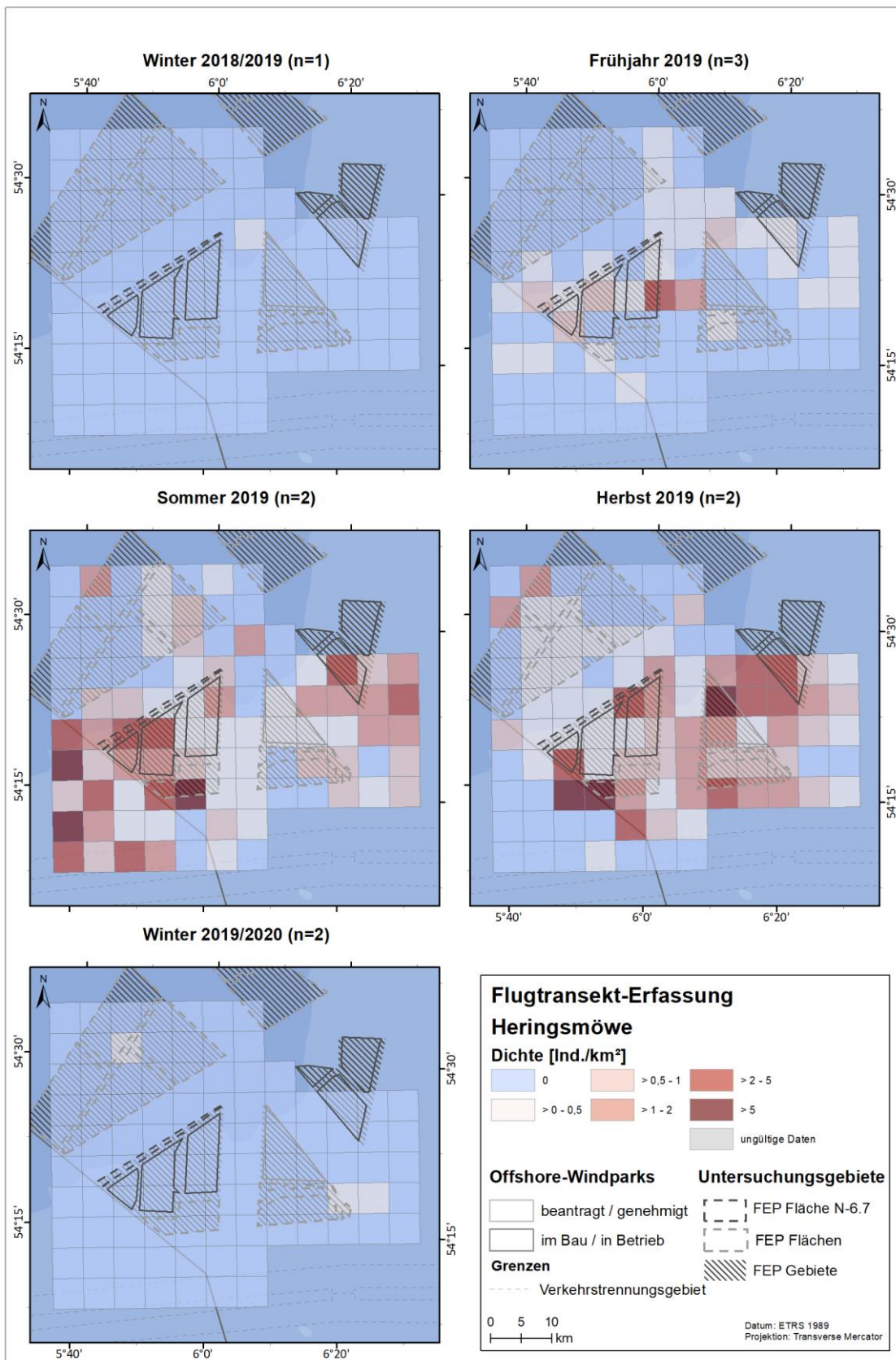


Abb. 3.43 Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

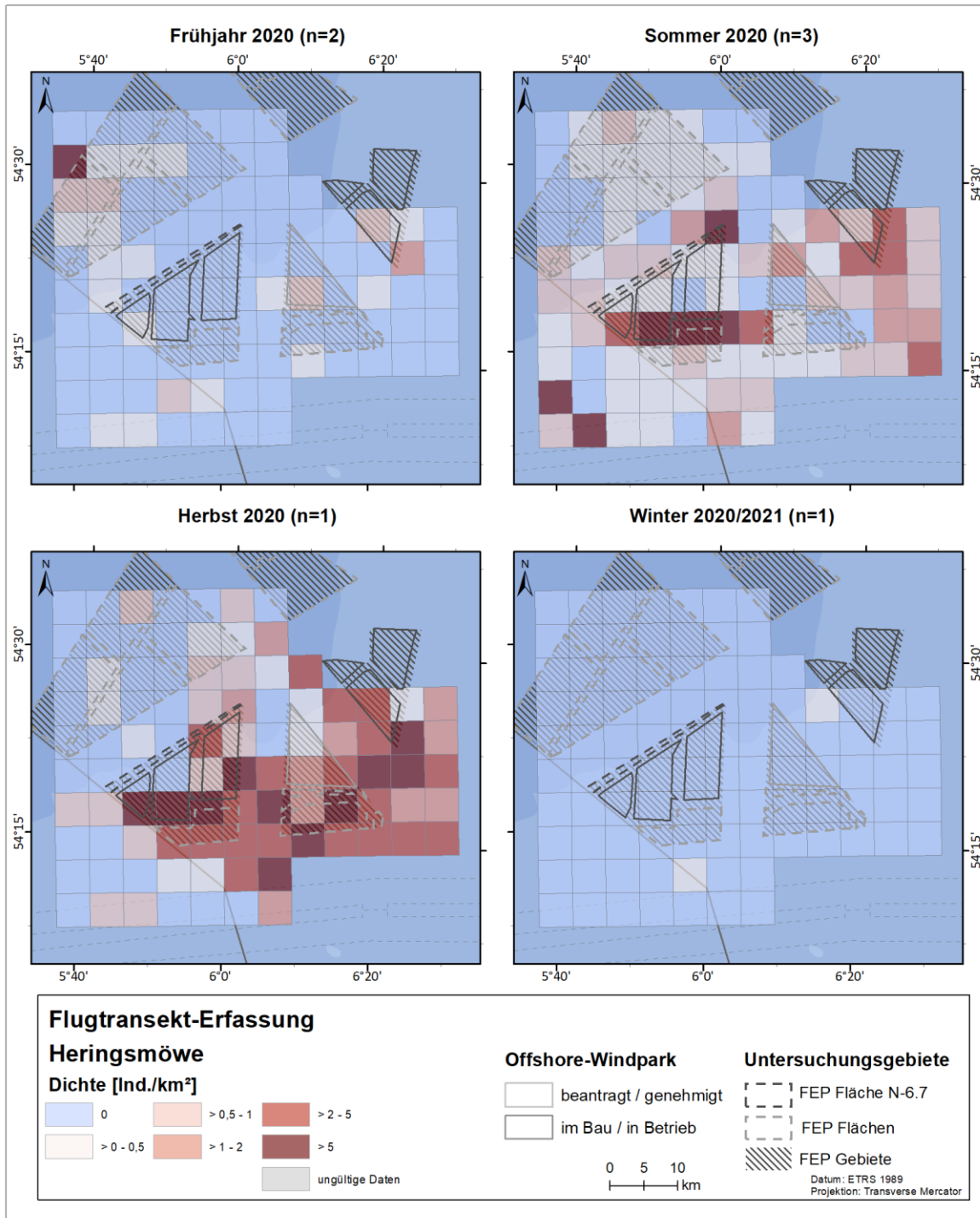


Abb. 3.44 Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.10.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen war die Heringsmöwe mit insgesamt 755 erfassten Individuen, wie bei Flugtransekt-Erfassungen im Gebiet FN6_7, die häufigste Art 2019 (Tab. A. 17). Innerhalb des Transektbereiches lag die Heringsmöwe mit 431 erfassten Individuen jedoch hinter der

Trottellumme an zweiter Stelle (Abb. 3.5). Im zweiten Untersuchungsjahr wurden 1.286 Heringsmöwen erfasst (Tab. A. 18). Davon waren 625 Individuen innerhalb des Transektbereiches und damit die häufigste Art (Abb. 3.6).

Die maximale monatliche Dichte wurde mit 2,89 Ind./km² im Juli 2020 erfasst (Tab. 3.9, Abb. 3.42), diese lag nur etwas über der maximalen Dichte des ersten Untersuchungsjahres von 2,68 Ind./km² im August 2019 (Tab. 3.8, Abb. 3.41). Zusätzlich wurde auch noch im Juni 2020 eine Dichte von 2,79 Ind./km² erfasst. Alle drei Dichten lagen deutlich über den Dichten der anderen Monate. Da der artspezifische Sommer 2020 lediglich die Junierfassung beinhaltete, lag auch hier die Dichte bei 2,79 Ind./km² (Tab. 3.25) und es ergab sich daraus die maximale saisonale Dichte beider Erfassungsjahre. Im Herbst 2020 (1,15 Ind./km²) und Herbst 2019 (0,91 Ind./km²) wurden die jeweils nächstniedrigeren saisonalen Dichten erreicht. Im Winter 2019/2020 und 2020/2021 wurden mit < 0,01 Ind./km² kaum Heringsmöwen beobachtet.

Die Heringsmöwe war in den Sommer- und Herbstsaisons ohne klar erkennbaren Schwerpunkt, aber in relativ hohen Dichten, innerhalb des Untersuchungsgebietes SC6 verteilt (Abb. 3.45, Abb. 3.46). Auch innerhalb der Fläche N-6.7 wurden vermehrt Heringsmöwen gesichtet (siehe Punktsichtungskarte im Anhang A.3.3.6.3). Im Herbst war das Vorkommen etwas gleichmäßiger über die Fläche verteilt als im Sommer. Lokal wurden in beiden Saisons höhere Dichten von > 5 Ind./km² festgestellt. Auch im Winter 2018/19 wurde lokal eine hohe Rasterzellendichte von > 5 Ind./km², bei ansonsten sehr geringen Dichten, erfasst. Vermutlich steht die ungleichmäßige Verteilung und dem häufig truppweisen Auftreten dieser schiffsfolgenden Art im Zusammenhang mit Fischereiaktivitäten.

Tab. 3.25 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Heringsmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,09	< 0,01 - 0,28	3
Frühjahr 2019	0,17	0,04 - 0,34	3
Sommer 2019	0,62	0,62	1
Herbst 2019	0,91	0,06 - 2,68	4
Winter 2019/2020	< 0,01	0 - 0,03	4
Frühjahr 2020	0,06	0,02 - 0,13	3
Sommer 2020	2,79	2,79	1
Herbst 2020	1,15	0,26 - 2,89	4
Winter 2020/2021	0,01	0 - 0,03	2

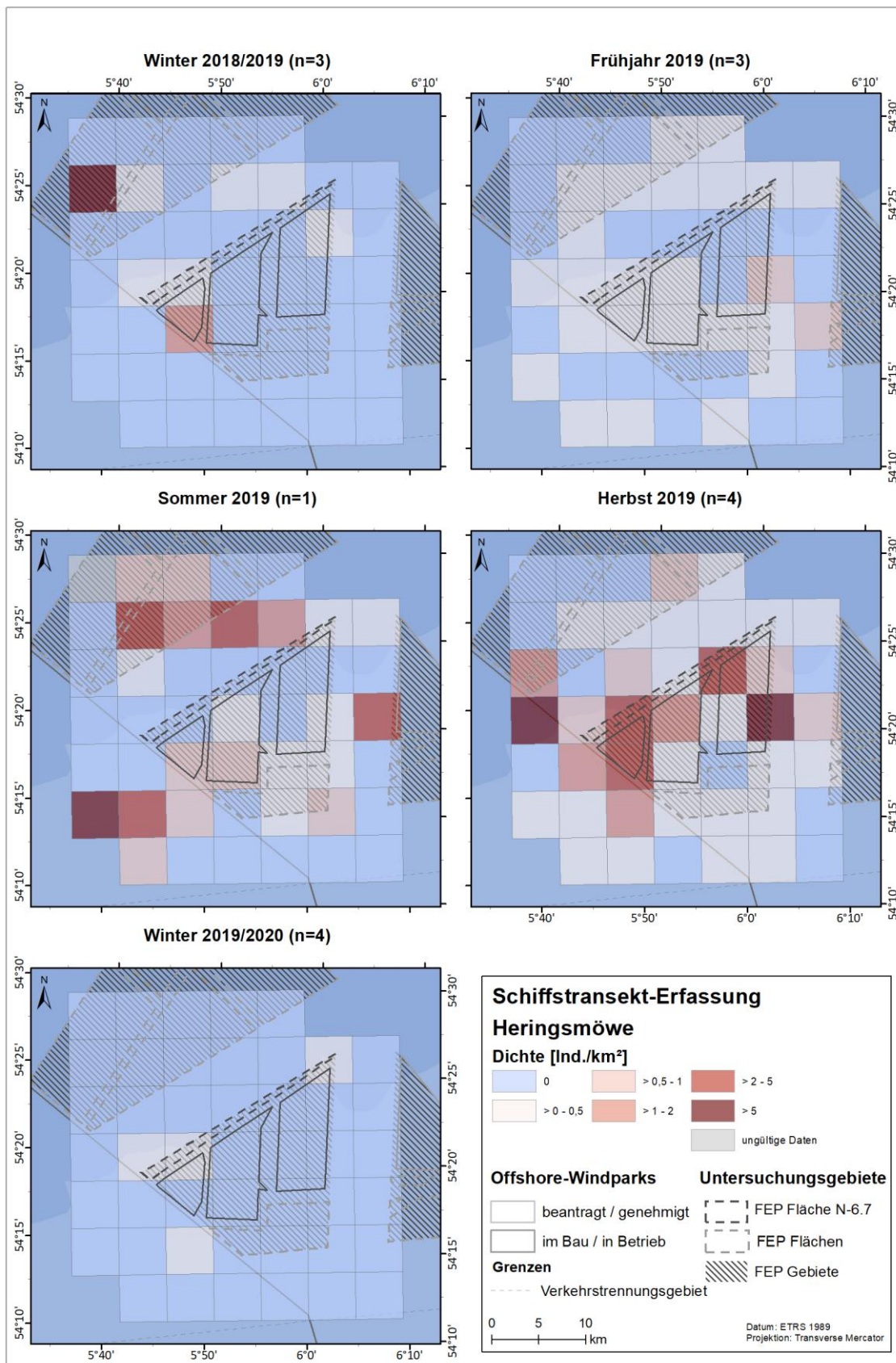


Abb. 3.45 Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

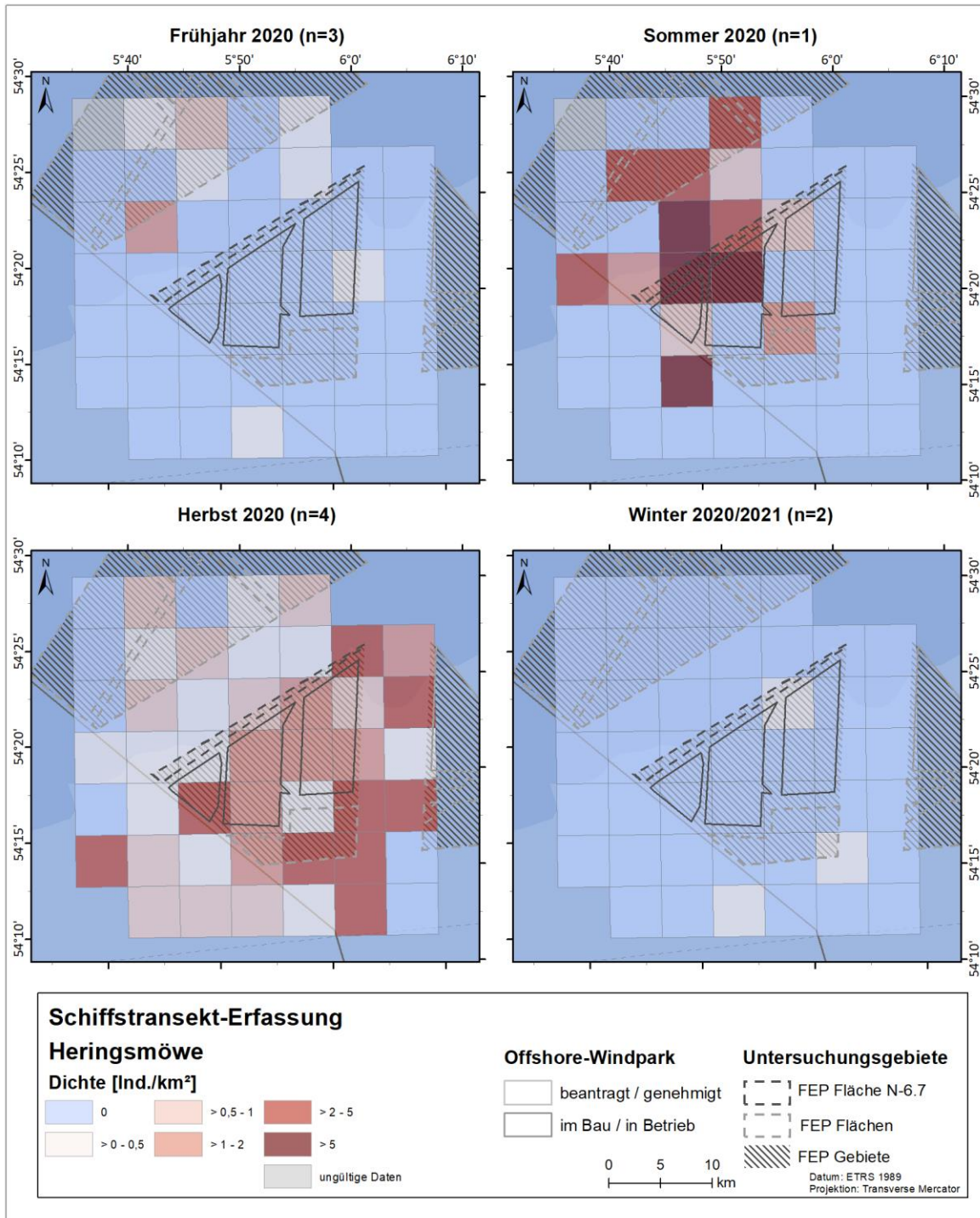


Abb. 3.46 Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Schiffstranekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.10.3 Bestandscharakterisierung

Die Heringsmöwe kommt im Sommer und Herbst mit hohen Beständen in den Untersuchungsgebieten vor. Die Art ist als Schiffsfolger bekannt (Garthe et al. 2004b, Mendel & Garthe 2010b) und somit auch regelmäßig offshore in hohen Dichten anzutreffen. Lokal können besonders hohe Dichten erreicht werden, diese sind häufig mit Fischereiaktivität oder anderen anthropogenen Quellen assoziiert. Entsprechend sind die hohen Bestandszahlen im Bereich der Fläche N-6.7 nicht ungewöhnlich und können als charakteristisch eingestuft werden.

3.2.11 Mantelmöwe (*Larus marinus*)

Mantelmöwen sind ganzjährig als Rastvogel oder Durchzügler in der deutschen Nordsee anzutreffen (Mendel et al. 2008). Es gibt sehr vereinzelt Brutvorkommen in Deutschland, unter anderem auf der Amrumer Odde und Helgoland (2 bzw. 4 Paare im Jahr 2019; Walter 2020, und 18 bzw. 4 Paare im Jahr 2020; Ballstedt et al. 2021) und in den Niederlanden (Koffijberg et al. 2006). Der Rastbestand der Mantelmöwe ist im Bereich der deutschen Nordsee seit Ende der 90er Jahre um über 90 % gesunken, was sich möglicherweise auf eine Verschiebung im Bestand aufgrund verschlechterter Nahrungsbedingungen zurückführen lässt (Markones et al. 2015, Mercker et al. 2021b). Sie kommt als Rastvogel ganzjährig auf Helgoland vor (Dierschke & Lorentzen 2006), wobei auch hier eine Abnahme in den Beobachtungen festgestellt wurde (Dierschke et al. 2011). Im Jahresverlauf zeigen Mantelmöwen die höchsten Bestände im Herbst und Winter, im Frühjahr und Sommer sind die Dichten geringer. Als typischer Schiffsfolger ist die Mantelmöwe stark an die Bewegungen von Fischkuttern gekoppelt (Mendel et al. 2008).

3.2.11.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden im ersten Untersuchungsjahr 382 Mantelmöwen im Untersuchungsgebiet FN6_7 festgestellt (Tab. A. 13). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden nur 34 Individuen erfasst (Tab. A. 15). Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden zwischen Januar 2020 und Januar 2021 insgesamt 325 Mantelmöwen nachgewiesen (Tab. A. 14). Mit 152 Individuen dieser Art wurden im Untersuchungsgebiet FN10_11 im zweiten Untersuchungsjahr deutlich mehr Mantelmöwen erfasst als im ersten Untersuchungsjahr (Tab. A. 16).

Mantelmöwen wurden während aller Jahreszeiten festgestellt und zeigten im Jahresverlauf schwankende Dichten mit den geringsten Vorkommen im Sommer und höheren Dichten im Herbst und Winter. Im September 2019 wurden im Gebiet FN6_7 die höchsten monatlichen Dichte mit 1,16 Ind./km² (Tab. 3.5, Abb. 3.48) erfasst. Im Gebiet FN10_11 lag die Maximaldichte im ersten Untersuchungsjahr mit 0,07 Ind./km² im September 2019 deutlich unter denen im Gebiet FN6_7. Im Gebiet FN10_11 wurde die höchste Dichte erst im zweiten Untersuchungsjahr mit 0,41 Ind./km² (Tab. 3.7) im Februar 2020 festgestellt. Auch dieser Wert lag unter der monatlichen Maximaldichte des Gebietes FN6_7., welche im Januar 2021 mit 0,93 Ind./km² festgestellt wurde (Tab. 3.6). Zu dieser Zeit war der Untersuchungszeitraum im Gebiet FN10_11 jedoch bereits beendet. Aus den höchsten Monatsdichten ergaben sich auch die jeweils höchsten saisonalen Dichten im Herbst 2019 bzw. Winter 2020/2021 (FN6_7) und für FN10_11 im Herbst 2019 bzw. Winter 2019/2020 mit den

gleichen Werten, da je nur eine Erfassung in diesen Jahreszeiten stattfand (Tab. 3.26). In den übrigen Jahreszeiten waren die Dichten noch niedriger und lagen im Gebiet FN6_7 zwischen $< 0,01$ und $0,06$ Ind./km² und im Gebiet FN10_11 zwischen $< 0,01$ und $0,02$ Ind./km².

Die Verteilung im Untersuchungsgebiet FN6_7 war im Winter 2018/2019 und im Frühjahr 2019 mit wenigen Rasterzellen in denen Mantelmöwen erfasst wurden (Abb. 3.49). Auch zwischen Winter 2019/2020 und Sommer 2020 wurden nur vereinzelt Mantelmöwen in geringen Dichten erfasst (Abb. 3.50). Im Herbst 2019 und Herbst 2020 wurden höhere Dichten der Mantelmöwe bis maximal > 5 Ind./km² im Untersuchungsgebiet 2019 in einer Rasterzelle südlich des OWP „Veja Mate“ erfasst. Ansonsten wurde auch in dieser Jahreszeit kein Verbreitungsschwerpunkt ausgemacht. Im Winter 2020/2021 waren die Tiere jedoch in höheren Dichten vor allem im östlichen und zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes zu finden. Dies trifft auch auf andere *Larus*-Möwen und Dreizehenmöwen zu, die eine ähnliche Verteilung zeigen. In der Fläche N-6.7 kamen Mantelmöwen ebenfalls nur sporadisch in geringen Dichten vor.

Auch die hohe Septemberdichte ist auf ein gehäuftes Vorkommen südlichen Bereich des Gebietes FN6_7 in Vergesellschaftung mit Heringsmöwen zurückzuführen (A.3.3.7.1 und A.3.3.6.1). Eine Verbindung zu fischereilicher Aktivität ist wahrscheinlich.

Ähnlich wie im Gebiet FN6_7 wurden auch im Gebiet FN10_11 im ersten Erfassungsjahr bis in den Sommer 2019 nur geringe Dichten der Mantelmöwen festgestellt, diese waren in wenigen Rasterzellen über das Untersuchungsgebiet verteilt (Abb. A. 82). Im Herbst 2019 sowie Frühjahr und Sommer 2020 wurden vereinzelt geringe Dichten der Mantelmöwen ohne klaren Verbreitungsschwerpunkt, aber eher im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes, erfasst (Abb. A. 83). Im Winter 2019/2020 wurden ebenso in relativ wenigen Rasterzellen Mantelmöwen festgestellt, auffällig ist jedoch ein Schwerpunkt mit drei aneinander angrenzenden Rasterzellen mit Dichten zwischen $< 2 - 5$ Ind./km² und > 5 Ind./km² etwas westlich des Zentrums des Untersuchungsgebietes. Da ein ähnliches Muster auch bei der Silbermöwe und der Dreizehenmöwe zu beobachten war, hängt diese Akkumulation möglicherweise mit fischereilicher Aktivität zusammen. Insgesamt ist die Verbreitung der geringen Rasterzellendichten der Mantelmöwe aber unspezifisch und erscheint zufällig. Eine Darstellung der einzelnen Sichtungen befindet sich in Form von Punktsichtungskarten im Anhang (s. Kapitel A.3.3.7).

Tab. 3.26 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Mantelmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,06	0,06	1	< 0,01	< 0,01	1
Frühjahr 2019	0,02	0,01 - 0,03	2	< 0,01	0 - < 0,01	2
Sommer 2019	< 0,01	0 - 0,01	4	< 0,01	0 - 0,02	4
Herbst 2019	1,16	1,16	1	0,07	0,07	1
Winter 2019/2020	0,03	0,03	1	0,41	0,41	1
Frühjahr 2020	0,01	< 0,01 - 0,03	3	0,02	< 0,01 - 0,05	3
Sommer 2020	< 0,01	< 0,01 - 0,01	3	0,01	< 0,01 - 0,02	3
Herbst 2020	0,07	0,07	1	-	-	0
Winter 2020/2021	0,93	0,93	1	-	-	0

Mantelmöwe Individuendichte 2019

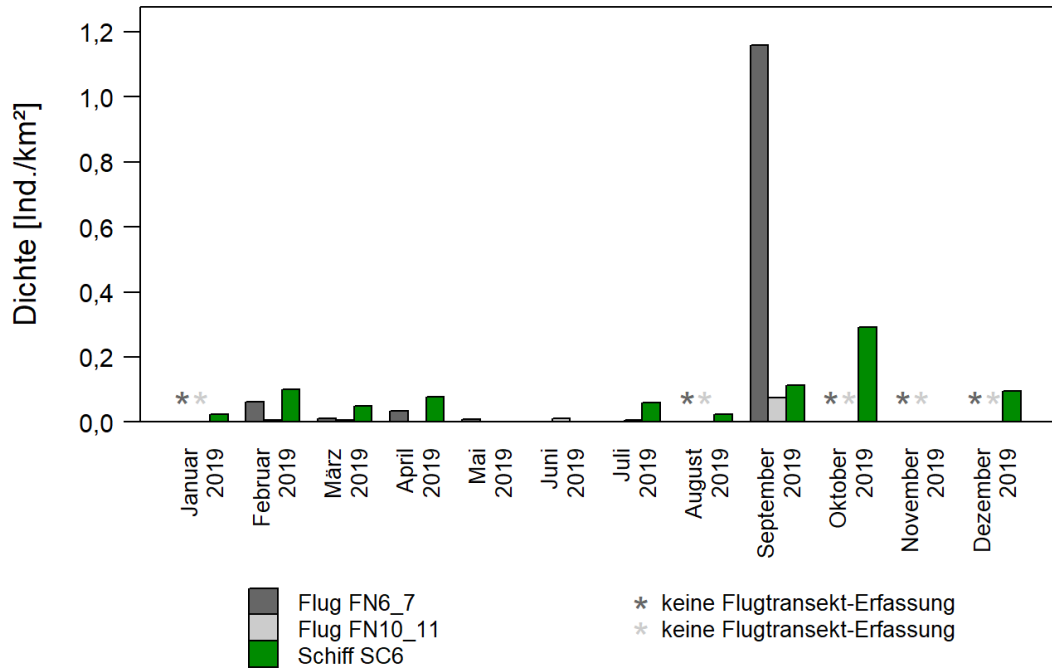


Abb. 3.47 Monatliche Dichten der Mantelmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Mantelmöwe Individuendichte 2020/2021

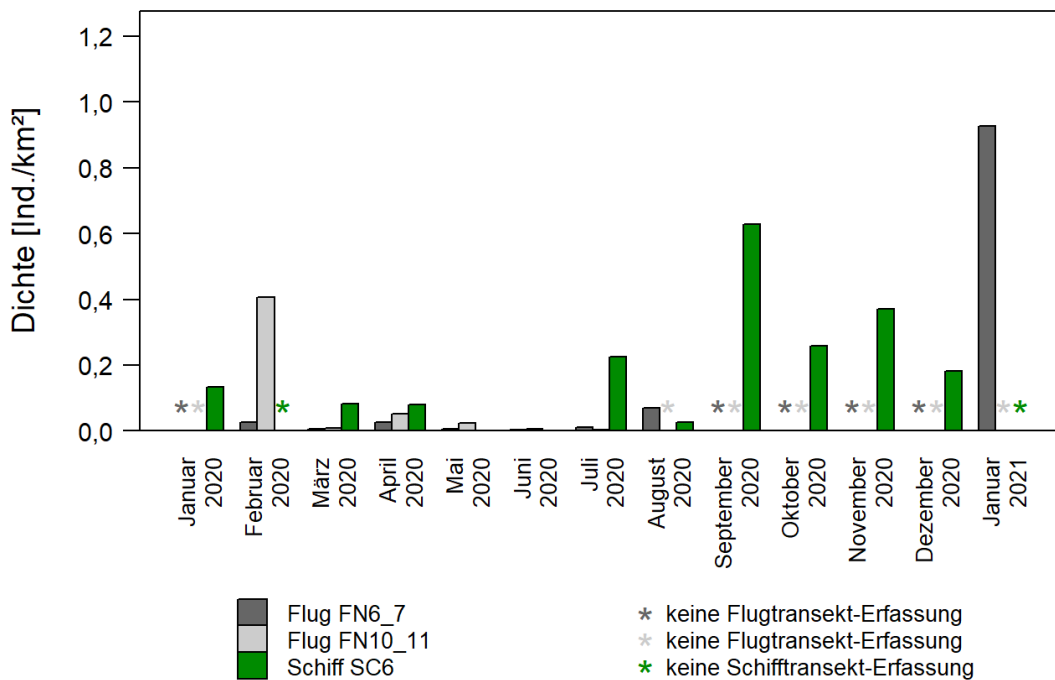


Abb. 3.48 Monatliche Dichten der Mantelmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

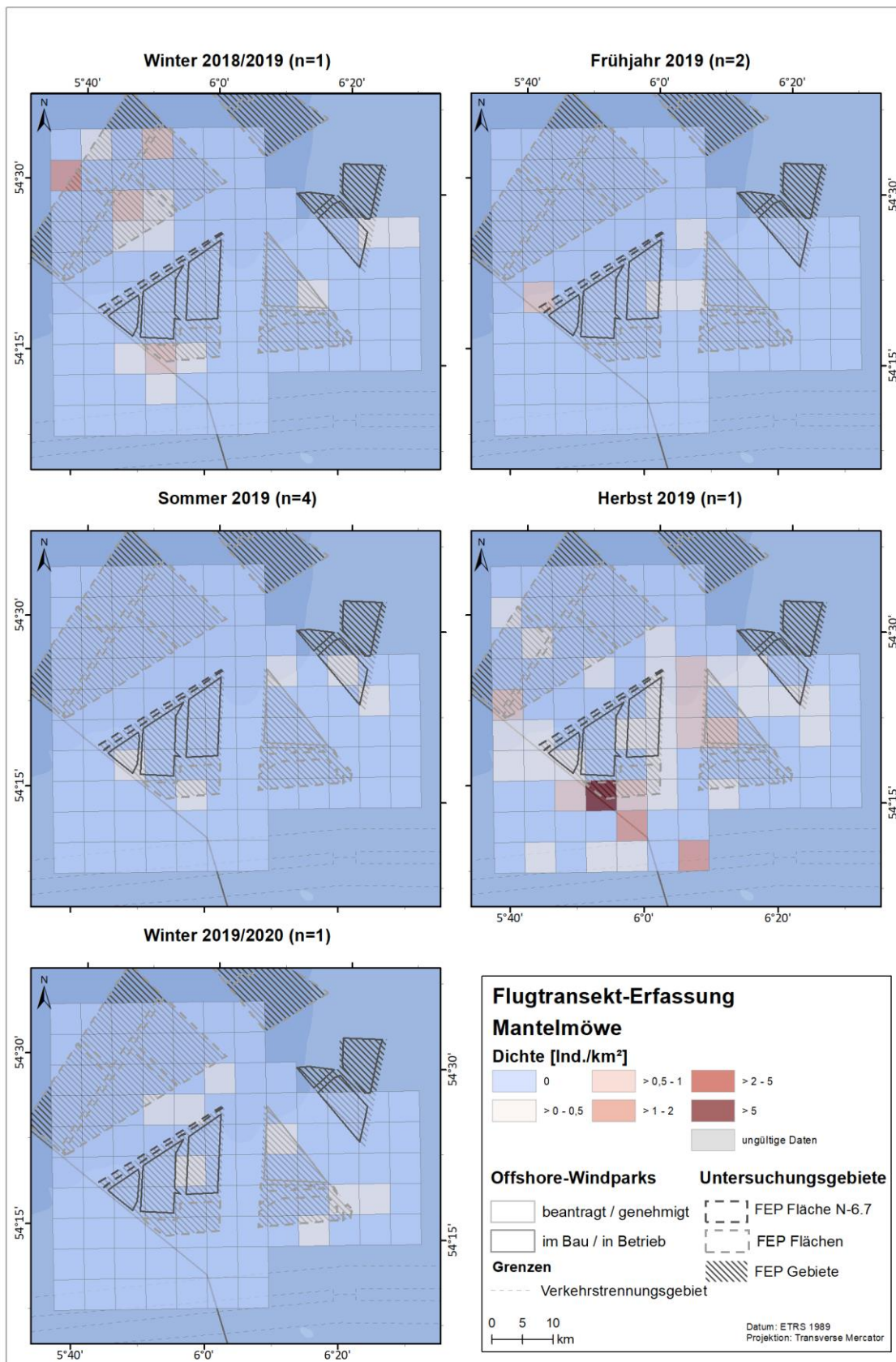


Abb. 3.49 Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

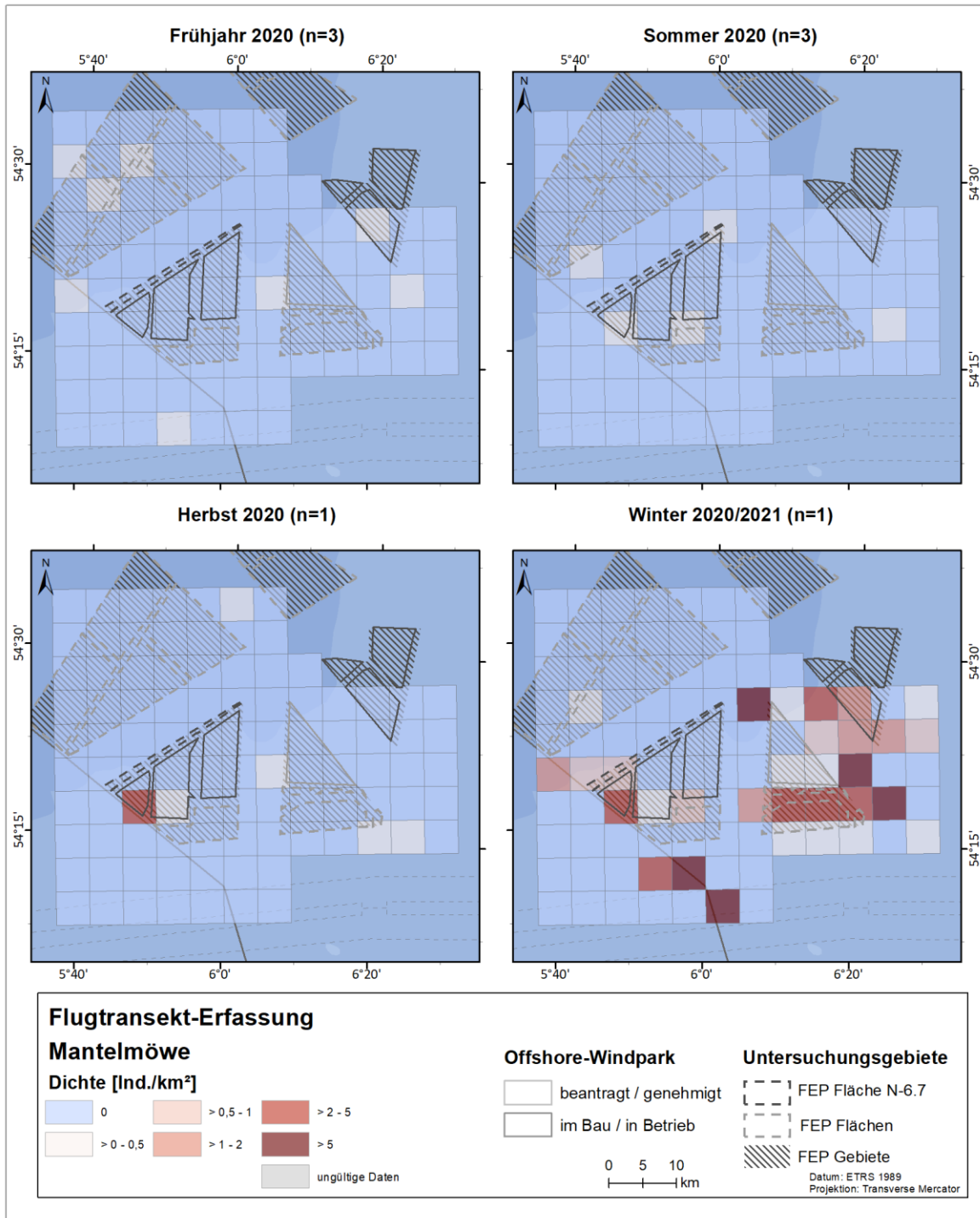


Abb. 3.50 Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.11.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 wurden im Jahr 2019 insgesamt 173 Mantelmöwen erfasst (Tab. A. 17). Davon befanden sich 70 Tiere innerhalb des Transekts. Im

zweiten Untersuchungsjahr 2020 waren Mantelmöwen mit 234 Individuen insgesamt und davon 148 Tieren im Transekt deutlich häufiger (Tab. A. 18).

Mantelmöwen wurden mit einer maximalen monatlichen Dichte von 0,63 Ind./km² im September 2020 erfasst (Tab. 3.9, Abb. 3.48). Diese Dichte lag über der maximalen Monatsdichte (0,29 Ind./km² im Oktober 2019) des ersten Untersuchungsjahres (Tab. 3.8, Abb. 3.47). Darüber hinaus wurde die maximale saisonale Dichte der Mantelmöwen im Herbst 2020 erfasst (0,30 Ind./km²; Tab. 3.27). Diese Dichte lag etwas über jener im Winter 2020/2021 (0,27 Ind./km²). Die höchste saisonale Dichte im ersten Untersuchungsjahr wurde im Herbst 2019 mit 0,15 Ind./km² festgestellt. Mantelmöwen wurden zu allen Jahreszeiten erfasst.

Das Vorkommen der Mantelmöwen im Untersuchungsgebiet beschränkte sich weitgehend auf den Herbst und den Winter (Abb. 3.51, Abb. 3.52). In beiden Untersuchungsjahren waren die Dichten der einzelnen Rasterzellen meist gering und es waren keine Schwerpunkte erkennbar. Lediglich in einzelnen Rasterzellen wurden höhere Dichten festgestellt, die auf temporäre, lokale Ansammlungen von Mantelmöwen hindeuten, möglicherweise im Zusammenhang mit Fischereiaktivitäten. Die Rasterdichtezellen im Bereich der Fläche N-6.7 wiesen ebenfalls nur geringe Dichten auf, mit Ausnahme des Herbstes 2020, wo in zwei Zellen eine Dichte von > 1 Ind./km² erreicht wurde.

Tab. 3.27 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Mantelmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,07	0,02 - 0,11	3
Frühjahr 2019	0,07	0,05 - 0,08	2
Sommer 2019	0,02	0 - 0,06	3
Herbst 2019	0,15	0,02 - 0,29	3
Winter 2019/2020	0,08	0 - 0,13	3
Frühjahr 2020	0,08	0,02 - 0,16	3
Sommer 2020	0,08	0 - 0,22	3
Herbst 2020	0,30	0,03 - 0,63	3
Winter 2020/2021	0,27	0,18 - 0,37	2

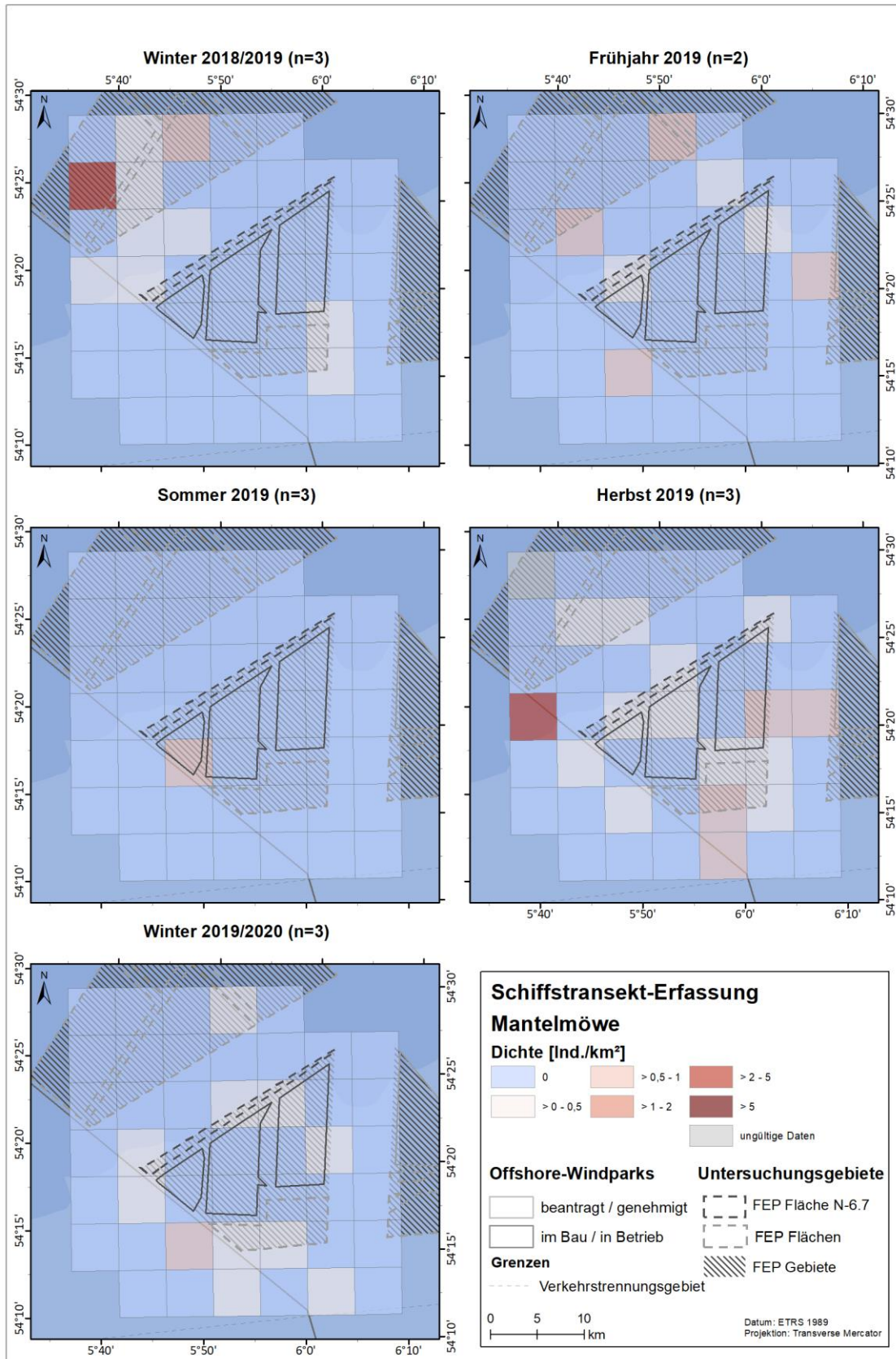


Abb. 3.51 Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

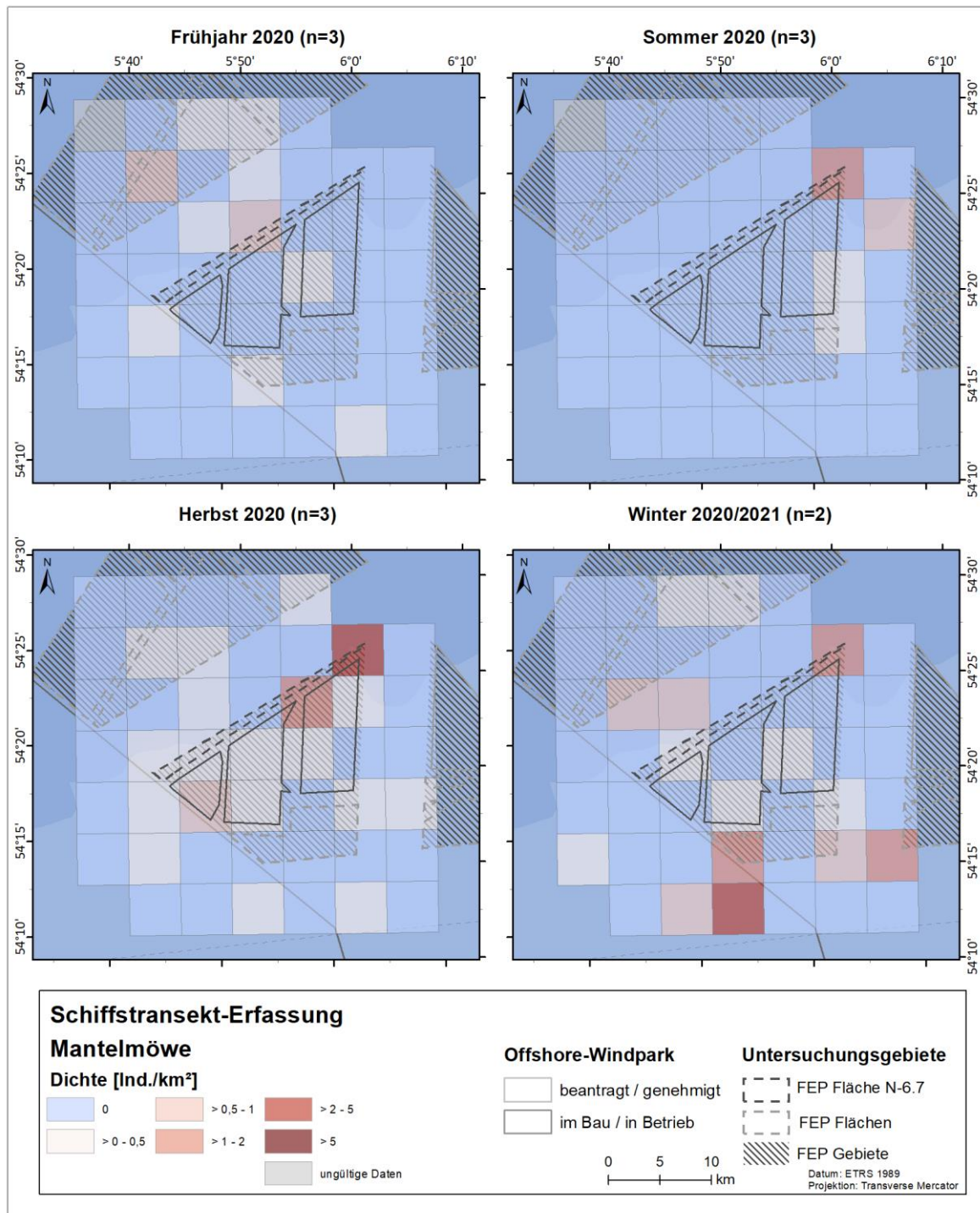


Abb. 3.52 Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.11.3 Bestandscharakterisierung

Für Mantelmöwen zeigen sich die höchsten Dichten im Herbst und Winter, was der typischen Phänologie dieser Art entspricht (Mendel et al. 2008). Insgesamt sind Mantelmöwen in relativ geringen Dichten in der deutschen AWZ der Nordsee anzutreffen. Zudem gibt es nur vereinzelte Brutplätze entlang der deutschen Küste. Wie auch die Heringsmöwe kommt die Art in weiter offshore gelegenen Bereichen der deutschen Nordsee vor, jedoch in deutlich geringeren Dichten. Lokal erhöhte Dichten (wie z.B. im Herbst 2019 und Januar 2021, FN6_7) können mit Fischereiaktivitäten in Verbindung stehen. Die hier erfassten, meist geringen und nur zeitweise erhöhten, Bestände im Bereich der Fläche N-6.7 sind daher als arttypisch einzustufen.

3.2.12 Silbermöwe (*Larus argentatus*)

Silbermöwen sind ganzjährig in der deutschen Nordsee vertreten. Sie konzentrieren sich während der Brutzeit auf den Küstenbereich und verteilen sich ab dem Herbst und über den Winter großflächiger über die Nordsee. Sie kommen als Brutvögel beispielsweise auf der Hallig Südfall, der Hallig Gröde, der Amrumer Odde und Helgoland (777, 415, 862 bzw. 86 Paare im Jahr 2020; Ballstedt et al. 2021), sowie entlang des gesamten Küstenbereichs der Wattenmeerinseln, vor. Silbermöwen ernähren sich opportunistisch und folgen im Offshore-Bereich, wie andere *Larus*-Möwen auch, häufig Fischereifahrzeugen auf der Suche nach Nahrung (Mendel et al. 2008). Der Bestand in der Nordsee zeigt zwischen 1990 - 2013 unter starken Fluktuationen einen generellen Abwärtstrend (Markones et al. 2015).

3.2.12.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 39 Silbermöwen erfasst (Tab. A. 13). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 waren es im selben Zeitraum 10 Silbermöwen (Tab. A. 15). Im zweiten Untersuchungsjahr wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 312 Silbermöwen und damit deutlich mehr Tiere dieser Art beobachtet (Tab. A. 14). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden im gleichen Zeitraum 32 Individuen dieser Art festgestellt (Tab. A. 16).

Silbermöwen wurden, wie auch Sturmmöwen und zum größten Teil auch Mantelmöwen, nur in geringen Dichten in den beiden Fluguntersuchungsgebieten festgestellt. Mit 0,96 Ind./km² im Januar 2021 (zweites Untersuchungsjahr) war die höchste monatliche Dichte im Untersuchungsgebiet FN6_7 eine Ausnahme im Vergleich zu den Dichten der anderen Monate (Tab. 3.4, Abb. 3.53). Alle anderen monatliche Dichten lagen bei maximal 0,03 Ind./km² (Februar und September 2019), was auch die höchste monatliche Dichte im ersten Untersuchungsjahr war. Im Untersuchungsgebiet FN10_11 (Tab. 3.6, Abb. 3.54) lag die höchste monatliche Dichte bei 0,09 Ind./km² im Februar 2020. Dabei ist zu beachten, dass zum Zeitpunkt der höchsten maximalen Dichte im Untersuchungsgebiet FN6_7 im Januar 2021, keine Erfassungen im Gebiet FN10_11 mehr stattgefunden haben. In beiden Erfassungsgebieten resultierten aus den beiden höchsten monatlichen Dichten die höchsten saisonalen Dichten jeweils im Winter (Tab. 3.28), mit

0,09 Ind./km² (FN10_11; Winter 2019/2020) bzw. 0,96 Ind./km² (FN6_7; Winter 2020/2021), da hier jeweils nur eine Erfassung stattfand.

Die räumliche Verteilung der Silbermöwe im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 zeigte ein nur sporadisches Vorkommen in allen Jahreszeiten bis in den Herbst 2020, ohne erkennbare Schwerpunkte (Abb. 3.55, Abb. 3.56). Im Winter 2020/2021 dagegen wurden vergleichsweise hohe Dichten vor allem im südlichen und östlichen Teil des Untersuchungsgebietes FN6_7 festgestellt, mit Dichten von teilweise > 5 Ind./km². Da ein ähnliches Muster auch bei der Mantelmöwe und der Dreizehenmöwe auftrat, hängt diese Akkumulation möglicherweise mit fischereilicher Aktivität zusammen. Im Untersuchungsgebiet FN10_11 kamen Silbermöwen ebenfalls nur sehr sporadisch vor und waren ohne Schwerpunkt verteilt (Abb. A. 84, Abb. A. 85). Lediglich im Winter 2019/2020 wurde einmalig eine Dichte > 5 Ind./km² in einer Rasterzelle festgestellt.

Tab. 3.28 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Silbermöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,03	0,03	1	0,01	0,01	1
Frühjahr 2019	0,02	< 0,01 - 0,02	3	< 0,01	0 - < 0,01	3
Sommer 2019	0,01	< 0,01 - 0,01	2	< 0,01	0 - < 0,01	2
Herbst 2019	0,02	0 - 0,03	2	< 0,01	0 - < 0,01	2
Winter 2019/2020	< 0,01	< 0,01	1	0,09	0,09	1
Frühjahr 2020	< 0,01	0 - 0,02	3	< 0,01	0 - 0,01	4
Sommer 2020	0,01	< 0,01 - 0,02	3	< 0,01	0 - < 0,01	2
Herbst 2020	0,01	0,01	1	-	-	0
Winter 2020/2021	0,96	0,96	1	-	-	0

Silbermöwe Individuendichte 2019

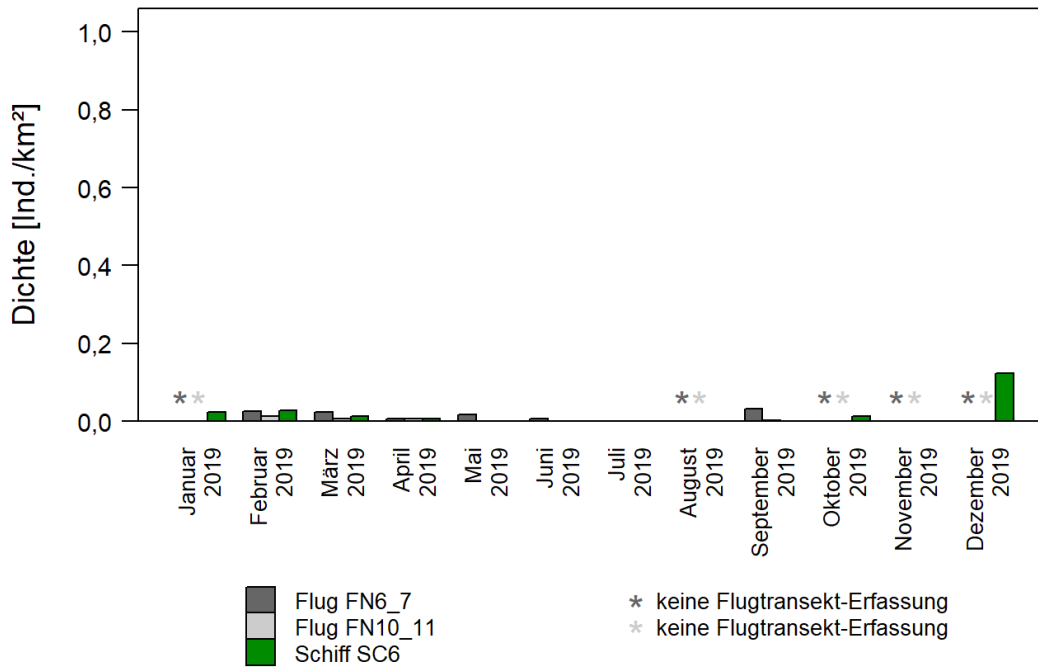


Abb. 3.53 Monatliche Dichten der Silbermöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Silbermöwe Individuendichte 2020/2021

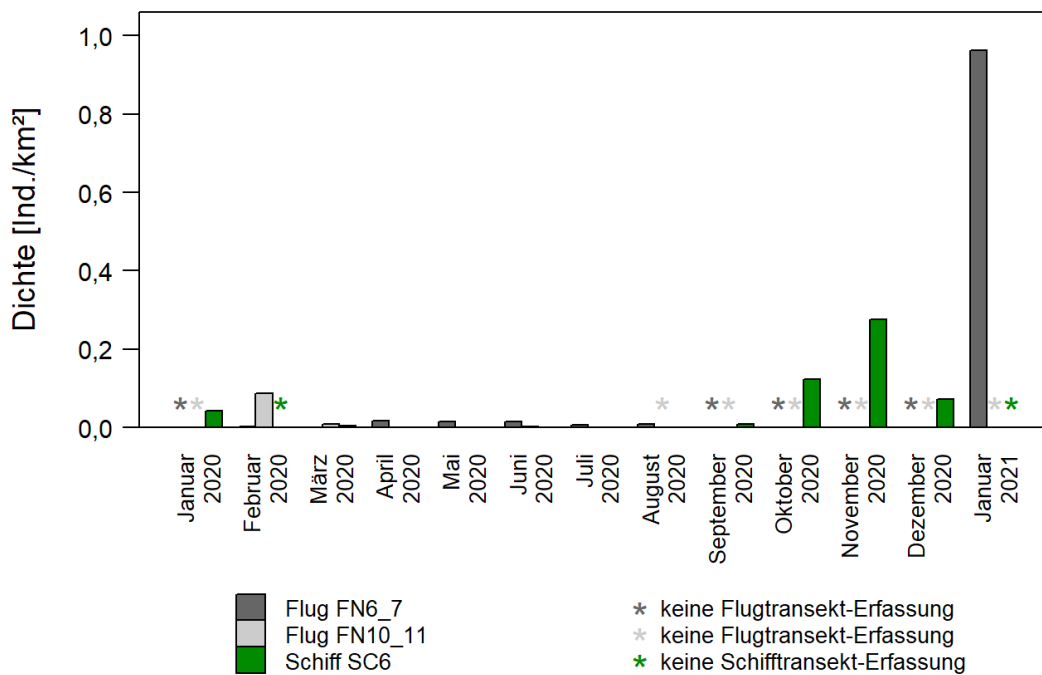


Abb. 3.54 Monatliche Dichten der Silbermöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

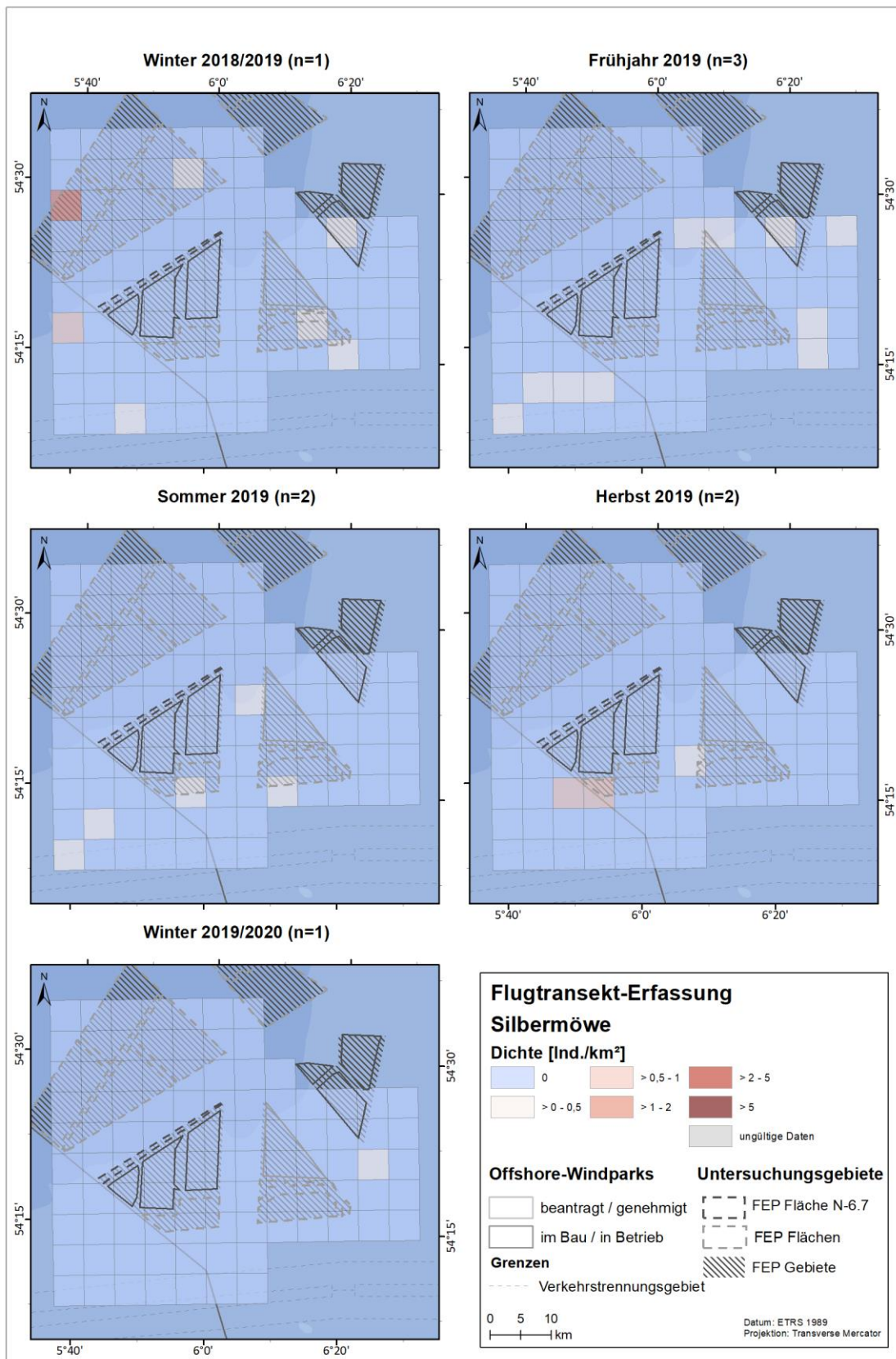


Abb. 3.55 Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

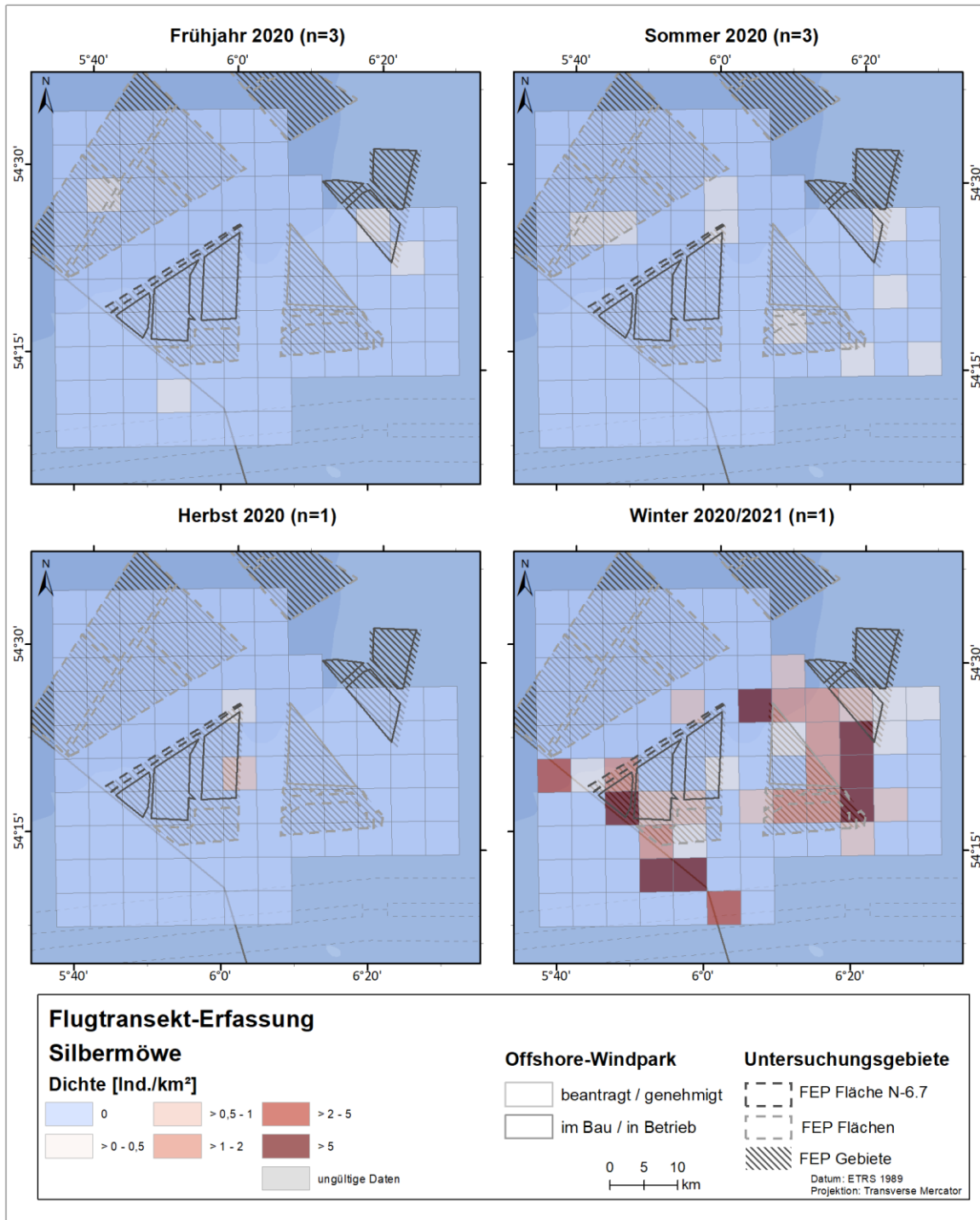


Abb. 3.56 Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.12.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 wurden 57 Silbermöwen erfasst (Tab. A. 17). Davon wurden 19 Individuen innerhalb des Transektbereiches festgestellt. Im zweiten

Untersuchungsjahr wurden zwischen Januar und Dezember 2020 insgesamt 96 Silbermöwen erfasst. Davon befanden sich 45 Individuen innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 18).

Im Untersuchungsgebiet SC6 wurde die höchste monatliche Dichte im November 2020 (0,28 Ind./km²) festgestellt, und war damit doppelt so hoch wie die höchste monatliche Dichte im ersten Untersuchungsjahr (0,12 Ind./km² im Dezember 2019, Tab. 3.8, Tab. 3.9, Abb. 3.53, Abb. 3.54). Im ersten Untersuchungsjahr wurden keine Silbermöwen zwischen Mai und September 2019 erfasst, während im zweiten Untersuchungsjahr zwischen April und August 2020 keine Silbermöwen nachgewiesen wurden. Die maximale saisonale Dichte wurde im zweiten Untersuchungsjahr mit 0,17 Ind./km² im Winter 2020/2021 festgestellt, die zweithöchste wurde im ersten Untersuchungsjahr ebenfalls im Winter erreicht (Winter 2019/2020 mit 0,05 Ind./km², Tab. 3.29).

Die an der deutschen Nordseeküste brütenden Silbermöwen sind während der Brutzeit stark an das Brutgebiet an der Küste gebunden und daher meist nicht küstenfern anzutreffen. Daraus ergibt sich das Fehlen dieser Art im Schiffsuntersuchungsgebiet im Sommer (Abb. 3.57, Abb. 3.58). Im Frühjahr, Herbst und Winter verteilen sich Silbermöwen stärker in die küstenfernen Gebiete, in denen auch das Untersuchungsgebiet liegt. Jedoch wurden hier nur im Winter 2020/2021 nennenswerte Dichten erfasst. Auf Grundlage der Rasterdichtekarten ist kein Schwerpunkt in der Verteilung dieser Art im Untersuchungsgebiet festzustellen, lediglich im Winter 2020/2021 wurden Silbermöwen häufiger im Süden des Untersuchungsgebietes registriert. Insgesamt kamen Silbermöwen meist aber nur vereinzelt und in geringen Rasterzelldichten vor.

Tab. 3.29 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Silbermöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,03	0,02 - 0,03	3
Frühjahr 2019	< 0,01	0 - 0,01	3
Sommer 2019	0	0	1
Herbst 2019	< 0,01	0 - 0,01	4
Winter 2019/2020	0,05	0 - 0,12	3
Frühjahr 2020	< 0,01	0 - < 0,01	4
Sommer 2020	0	0	1
Herbst 2020	0,03	0 - 0,12	4
Winter 2020/2021	0,17	0,07 - 0,28	2

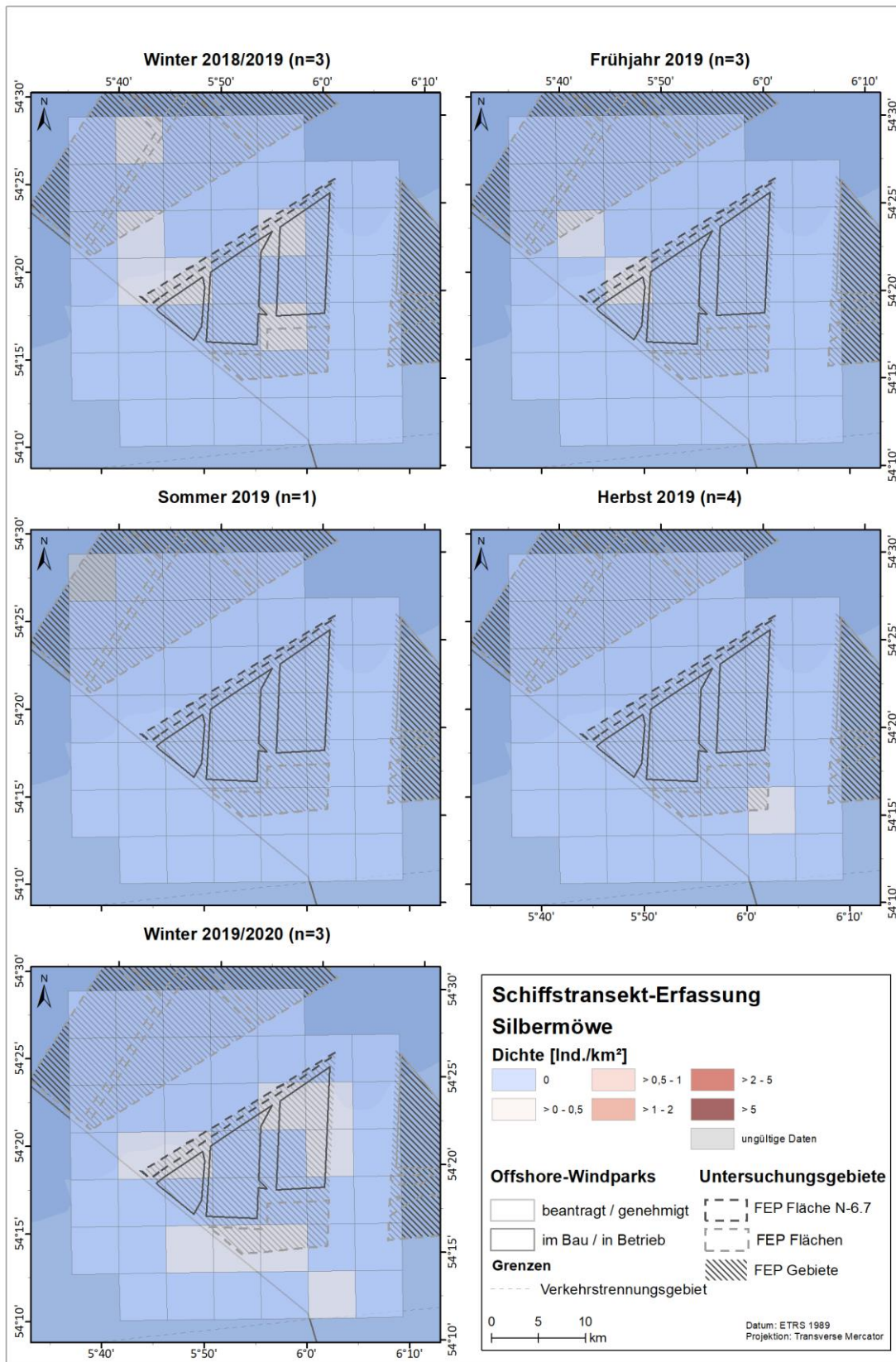


Abb. 3.57 Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

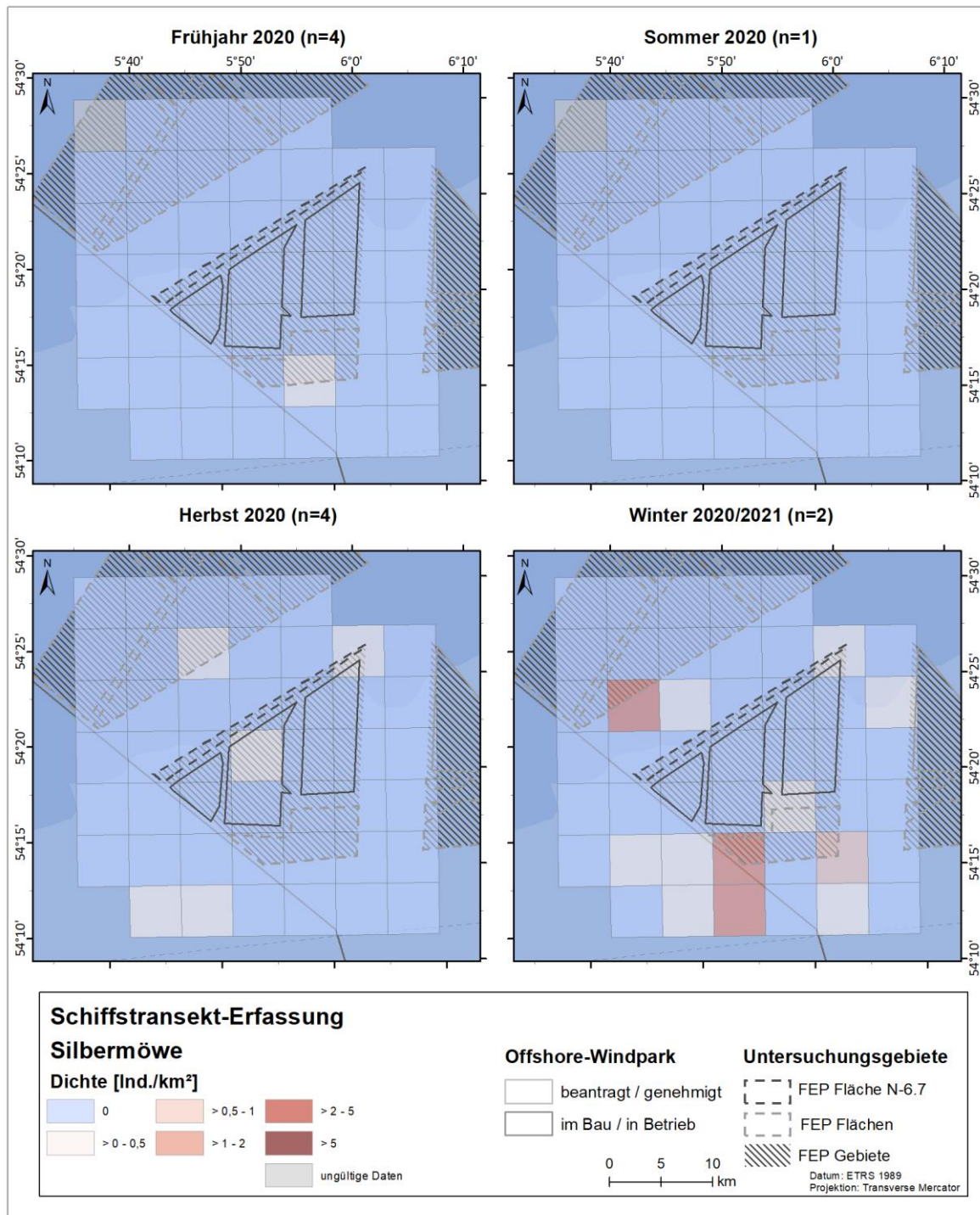


Abb. 3.58 Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.12.3 Bestandscharakterisierung

Die Silbermöwe ist, wie auch die Sturmmöwe, zur Brutzeit an die Küsten gebunden, sodass sie in dieser Zeit selten in Offshore-Bereichen festgestellt werden. Erst im Winter verteilen sich die Tiere großflächiger über die Nordsee und können dort in geringen Dichten vorgefunden werden (Mendel et al. 2008). Dies geht mit der hier erfassten Phänologie der Silbermöwe einher. Bei insgesamt geringen Dichten wurden die höchsten Dichten der Silbermöwe in den Wintermonaten festgestellt. Die im Januar 2021 erfassten deutlich erhöhten Dichten spiegeln vermutlich nicht die grundsätzlichen Bestandsgrößen innerhalb der Untersuchungsgebiete wider, sondern sind als Ausnahmeerscheinung zu werten. Die Untersuchungsgebiete werden auch interannuell offensichtlich nicht regelmäßig in hohen Dichten von Silbermöwen genutzt. Dennoch zeigt diese Erfassung, dass zeitlich begrenzt durchaus höhere Dichten der Silbermöwe zu erwarten sind. Die hier erfassten Bestandsgrößen sind demnach für die Silbermöwe als charakteristisch zu bewerten.

3.2.13 Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)

Die Dreizehenmöwe ist eine typische Hochseeart, die ganzjährig in der AWZ anzutreffen ist (Garthe et al. 2004b). Die Helgoländer Brutvögel weisen auch im Sommer einen Aktionsradius bis etwa 35 km auf (Dierschke et al. 2004) und können somit auch zur Brutzeit weit von der Brutkolonie entfernt gesichtet werden. Der Brutbestand auf Helgoland ist groß (3.695 Paare im Jahr 2020; Ballstedt et al. 2021), allerdings seit Beginn der 2000er eher rückläufig (Dierschke et al. 2011). Trotz einer leichten Erholung in den letzten Jahren hat sich der Brutbestand seit 2010 fast halbiert. Insgesamt ist bei der Dreizehenmöwe über die letzten 10 Jahre bis 2014 ein Rückgang um mehr als drei Viertel des Bestandes der Nordsee erkennbar (Markones et al. 2015). Wie andere Möwen ist auch die Dreizehenmöwe häufig in Trupps (auch mit anderen Arten) und in Assoziation mit Fischereifahrzeugen anzutreffen (Mendel et al. 2008).

3.2.13.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden im ersten Untersuchungsjahr 771 Dreizehenmöwen erfasst. Es handelte sich damit um die dritthäufigste Art (Abb. 3.1, Tab. A. 13). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden 663 Dreizehenmöwen erfasst, womit die Dreizehenmöwe in diesem Gebiet die vierthäufigste Art war (Abb. 3.3, Tab. A. 15). Im zweiten Untersuchungsjahr wurden 1.528 Dreizehenmöwen im Untersuchungsgebiet FN6_7 (Abb. 3.2, Tab. A. 14) und 453 Dreizehenmöwen im Untersuchungsgebiet FN10_11 (Abb. 3.4, Tab. A. 16) erfasst. Dreizehenmöwen waren damit die dritt- bzw. zweithäufigste Art in den jeweiligen Untersuchungsgebieten. In beiden Untersuchungsgebieten wurden bei allen Erfassungen Dreizehenmöwen festgestellt, mit Ausnahme der Erfassung vom 12.07.2020 im Gebiet FN10_11.

Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde mit 3,62 Ind./km² (Tab. 3.5, Abb. 3.60) im Januar 2021 die höchste monatliche Dichte festgestellt. Dieser Wert war fast dreimal so hoch wie die höchste monatliche Dichte im ersten Untersuchungsjahr, welche im März 2019 bei 1,25 Ind./km² lag

(Tab. 3.4, Abb. 3.59). Die höchste saisonale Dichte wurde mit 3,62 Ind./km² entsprechend im Winter 2020/2021 (bei nur einer Erfassung) festgestellt (Tab. 3.30). Die nächstniedrigeren saisonalen Dichten lagen bei 0,72 Ind./km² (Frühjahr 2019), 0,60 Ind./km² (Winter 2019/2020) und 0,58 Ind./km² (Winter 2018/2019). Am geringsten waren die Dichten in den Sommersaisons.

Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurde die maximale monatliche Dichte im ersten Untersuchungsjahr mit 1,20 Ind./km² im März 2019 festgestellt (Tab. 3.6, Abb. 3.59). Im zweiten Untersuchungsjahr wurde mit 0,95 Ind./km² im Februar 2020 eine etwas geringere monatliche Maximaldichte erfasst (Tab. 3.7, Abb. 3.60). Da es sich bei dieser Erfassung im Februar 2020 um die einzige Befliegung im Winter 2019/2020 handelte, ergab sich daraus ebenfalls die höchste saisonale Dichte beider Untersuchungsjahre (Tab. 3.30). Die zweithöchste Dichte wurde mit 0,76 Ind./km² im Frühjahr 2019 festgestellt. Die geringsten Dichten wurden in den Sommern 2019 und 2020 erfasst.

Dreizehenmöwen wurden in allen Jahreszeiten, vor allem aber in den Wintersaisons sowie im Frühjahr 2019, weiträumig im Untersuchungsgebiet FN6_7 festgestellt (Abb. 3.61, Abb. 3.62). Anhand des Verteilungsmusters ist kein Schwerpunkt für diese Art erkennbar. Im Winter 2020/21 wurden weiträumig Rasterdichten von > 5 Ind./km² erreicht. Ansonsten wurden nur im Winter 2018/2019, Herbst 2019 und 2020 solch hohe Dichten in je einer Rasterzelle festgestellt. Diese hohe Dichte lag im Herbst 2019 im Bereich der Fläche N-6.7 bzw. im Herbst 2020 etwas südlich davon. In den anderen Jahreszeiten sind jedoch Zellen mit höheren Dichten (> 1 Ind./km²) im gesamten Gebiet verteilt. Insgesamt waren, trotz einzelner lokal hoher Dichten, die Dichten in den Sommer- und Herbstsaisons am geringsten. Dennoch konnte die Dreizehenmöwe weiträumig im Gebiet erfasst werden. Das Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 wurde ebenfalls weiträumig durch die Dreizehenmöwe genutzt (Abb. A. 86, Abb. A. 87), vor allem im Frühjahr 2019 sowie Winter 2019/2020. Lokal wurden im südlichen Bereich um die OWP „Global Tech I“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“ im Frühjahr 2019 und Sommer 2019 erhöhte Dichten zwischen 2 und 5 Ind./km² festgestellt. Dies war im zweiten Untersuchungsjahr nicht erkennbar. Im Frühjahr 2019 gab es zusätzlich Rasterzellen höherer Dichte im Südosten des Untersuchungsgebietes. Die weitaus geringsten Dichten und die geringste Verteilung wurden in den Sommersaisons, aber auch im Herbst 2019 und im Frühjahr 2020 festgestellt. Anders als im Winter 2018/2019 wurde im Winter 2019/2020 eine weiträumigere Verteilung mit höheren Dichten erfasst. Diese hohen Dichten decken sich mit der Verteilung der Mantelmöwe und der Silbermöwe, was einen Zusammenhang mit Fischereiaktivitäten für diese, als Schiffsfolger bekannten, Arten nahelegt.

Tab. 3.30 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Dreizehenmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,58	0,58	1	0,44	0,44	1
Frühjahr 2019	0,72	0,18 - 1,25	2	0,76	0,27 - 1,20	2
Sommer 2019	0,09	0,02 - 0,18	4	0,07	0,01 - 0,10	4
Herbst 2019	0,23	0,23	1	0,11	0,11	1
Winter 2019/2020	0,60	0,60	1	0,95	0,95	1
Frühjahr 2020	0,11	0,11	3	0,17	0,06 - 0,26	3
Sommer 2020	0,12	0,04 - 0,18	3	0,02	0 - 0,03	3
Herbst 2020	0,16	0,16	1	-	-	0
Winter 2020/2021	3,62	3,62	1	-	-	0

Dreizehenmöwe Individuendichte 2019

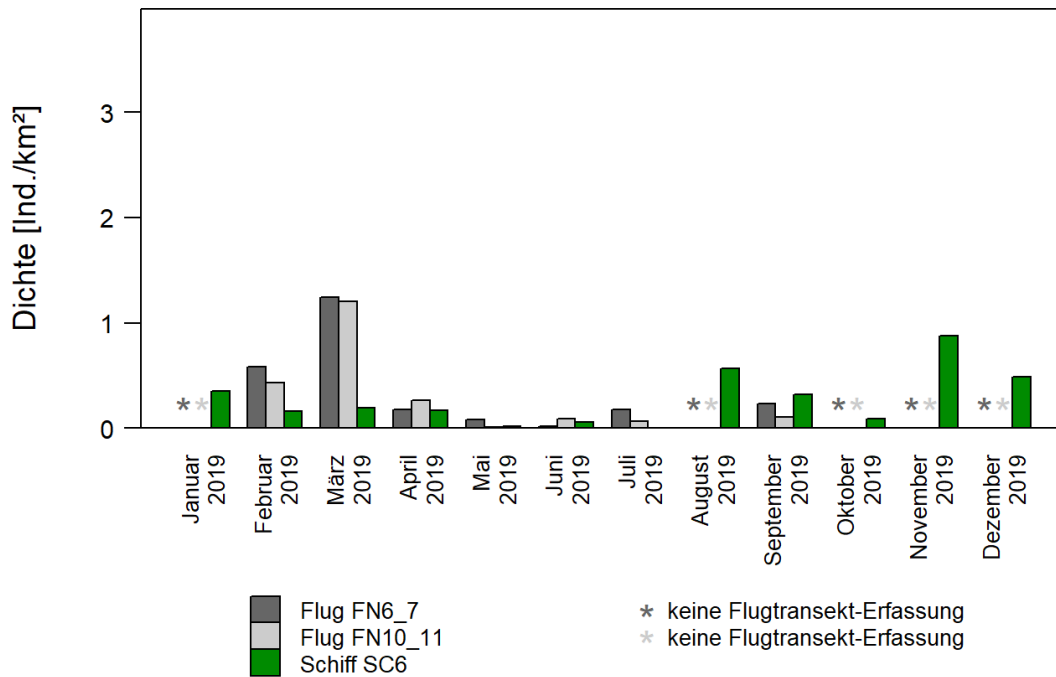


Abb. 3.59 Monatliche Dichten der Dreizehenmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Dreizehenmöwe Individuendichte 2020/2021

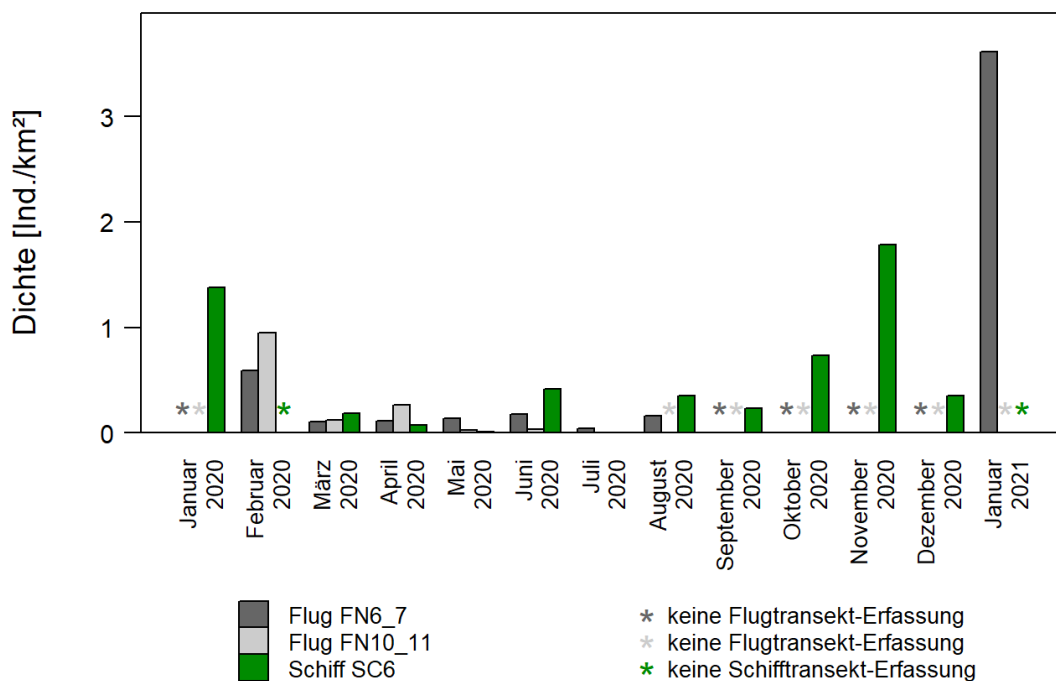


Abb. 3.60 Monatliche Dichten der Dreizehenmöwe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

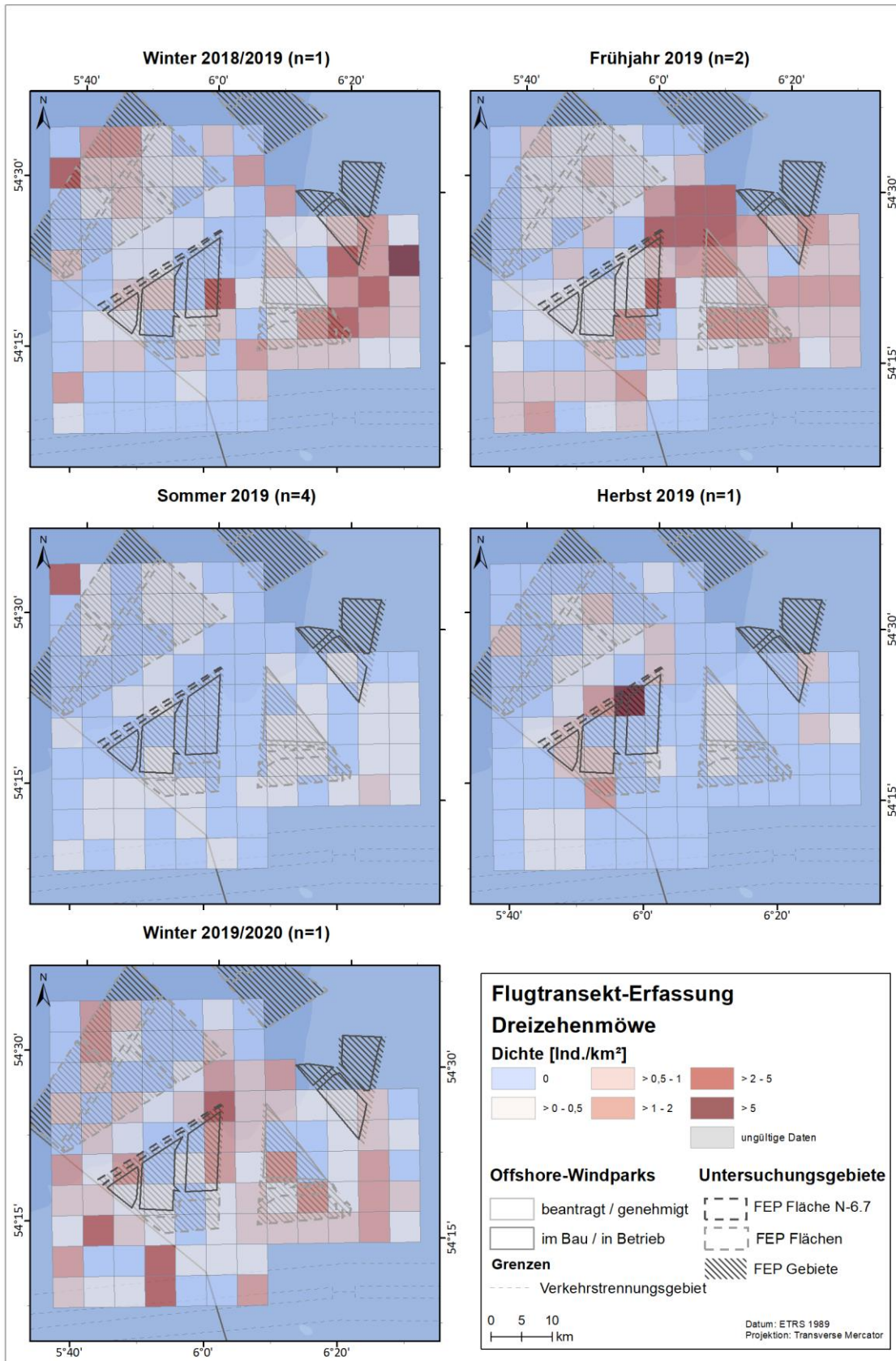


Abb. 3.61 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

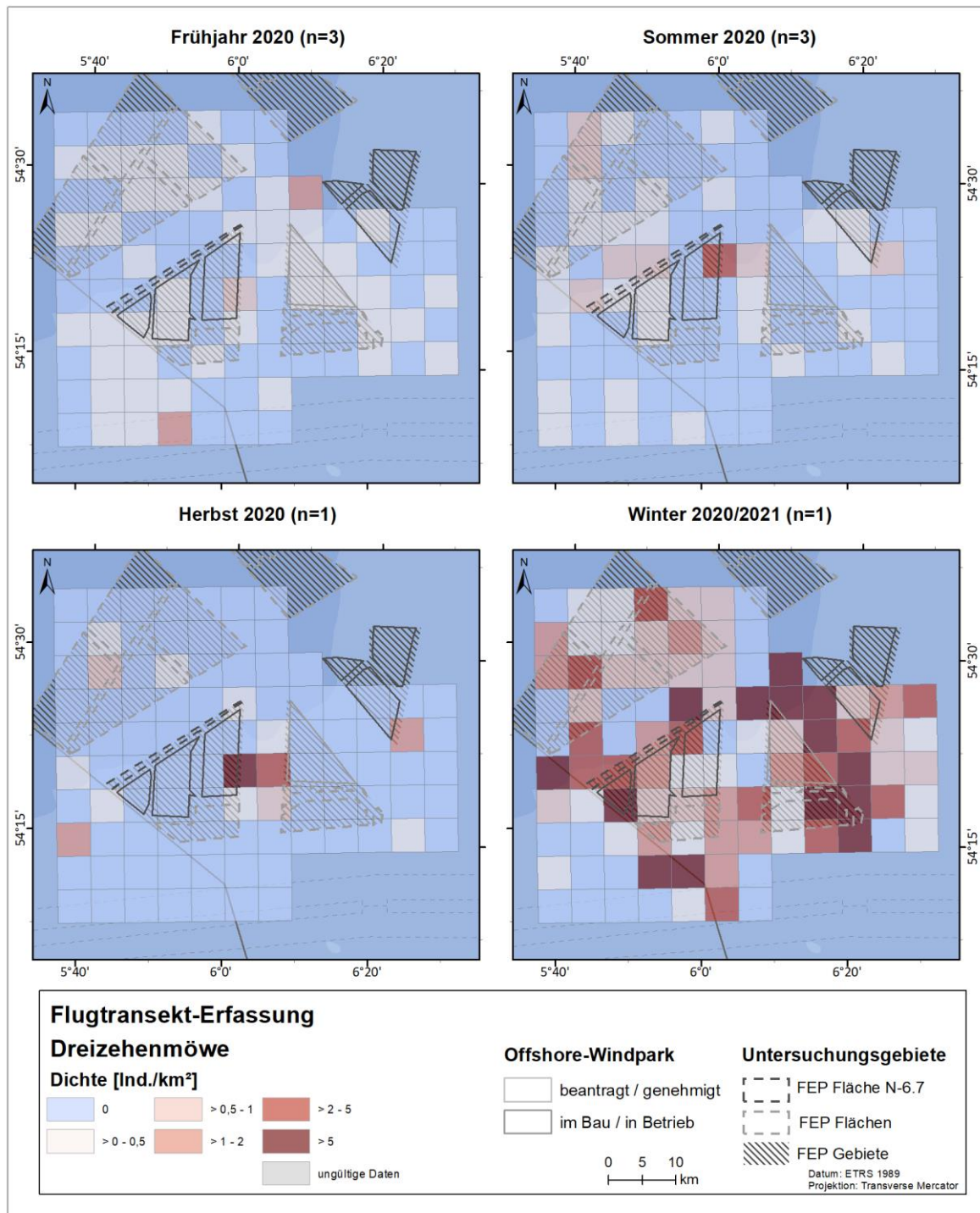


Abb. 3.62 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.13.2 Erfassungen mit dem Schiff

Auch bei den Schiffstransekt-Erfassungen war diese Art häufig und wurde bei 12 von 13 Transekt-Erfassungen nachgewiesen. Lediglich im Juli 2019 wurden keine Dreizehenmöwen erfasst. Im Untersuchungsgebiet SC6 konnten zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 452 Dreizehenmöwen festgestellt werden (Tab. A. 17). Davon befanden sich 231 Individuen innerhalb des Transektbereiches. Dreizehenmöwen waren die dritthäufigste Art insgesamt, sowie auch die dritthäufigste im Transekt (Abb. 3.5). Im zweiten Untersuchungsjahr zwischen Januar und Dezember 2020 wurden mit 776 Dreizehenmöwen insgesamt und davon 416 Tieren im Transekt mehr Individuen festgestellt als im ersten Untersuchungsjahr (Tab. A. 18). Die Dreizehenmöwe wurde im zweiten Untersuchungsjahr als zweithäufigste Art insgesamt und auch im Transekt erfasst (Abb. 3.6). Wie im ersten Untersuchungsjahr wurden im Juli keine Dreizehenmöwen beobachtet.

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurde im zweiten Untersuchungsjahr die insgesamt höchste monatliche Dichte mit 1,79 Ind./km² im November 2020 erreicht (Tab. 3.9, Abb. 3.60), diese lag deutlich über der maximalen monatlichen Dichte des ersten Untersuchungsjahres von 0,84 Ind./km² (Tab. 3.8, Abb. 3.59). Die höchsten saisonalen Dichten ergaben sich im Winter, mit 1,02 Ind./km² im Winter 2020/2021 sowie 0,98 Ind./km² im Winter 2019/2020 (Tab. 3.31). Im Winter 2018/2019 lag die Dichte mit 0,23 Ind./km² dagegen niedriger. In allen Jahreszeiten, außer im Sommer 2019 (0,03 Ind./km²), wurden Dichten über 0,10 Ind./km² erfasst.

In allen drei untersuchten Wintersaisons zeigte die Dreizehenmöwe eine großflächige Verteilung im Untersuchungsgebiet. Dabei konnte im Winter 2018/2019 ein Schwerpunkt im Nordwesten festgestellt wurde (Abb. 3.63, Abb. 3.64), während in den beiden anderen Wintersaisons keine eindeutige Präferenz ausgemacht werden konnte. Auch im anschließenden Frühjahr 2019 lag der Schwerpunkt im Nordwesten, bei insgesamt jedoch geringen Dichten. Im Herbst 2019 und 2020 zeigte sich jeweils eine einzelne Rasterzelle hoher Dichte (> 5 Ind./km²) im Bereich des OWP „BARD Offshore 1“ und damit etwas südlich der Fläche N-6.7. Dies ergab damit ein ähnliches Bild, wie es auch bei den Flugtransekt-Erfassungen im gleichen Zeitraum festgestellt wurde. Hier schien von Strukturen oder Schiffen temporär eine anziehende Wirkung auf Dreizehenmöwen auszugehen. Insgesamt war in der Fläche N-6.7 kein systematisch häufigeres Auftreten dieser Art im Vergleich zur Umgebung erkennbar. Dies lässt sich auch in den Punktsichtungskarten erkennen, diese befinden sich im Anhang (A.3.3.9.3).

Tab. 3.31 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Dreizehenmöwe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,23	0,14 - 0,35	3
Frühjahr 2019	0,18	0,17 - 0,20	2
Sommer 2019	0,03	0 - 0,06	3
Herbst 2019	0,32	0,09 - 0,57	3
Winter 2019/2020	0,98	0,49 - 1,38	3
Frühjahr 2020	0,16	0,06 - 0,34	3
Sommer 2020	0,15	0 - 0,42	3
Herbst 2020	0,45	0,24 - 0,74	3
Winter 2020/2021	1,02	0,35 - 1,79	2

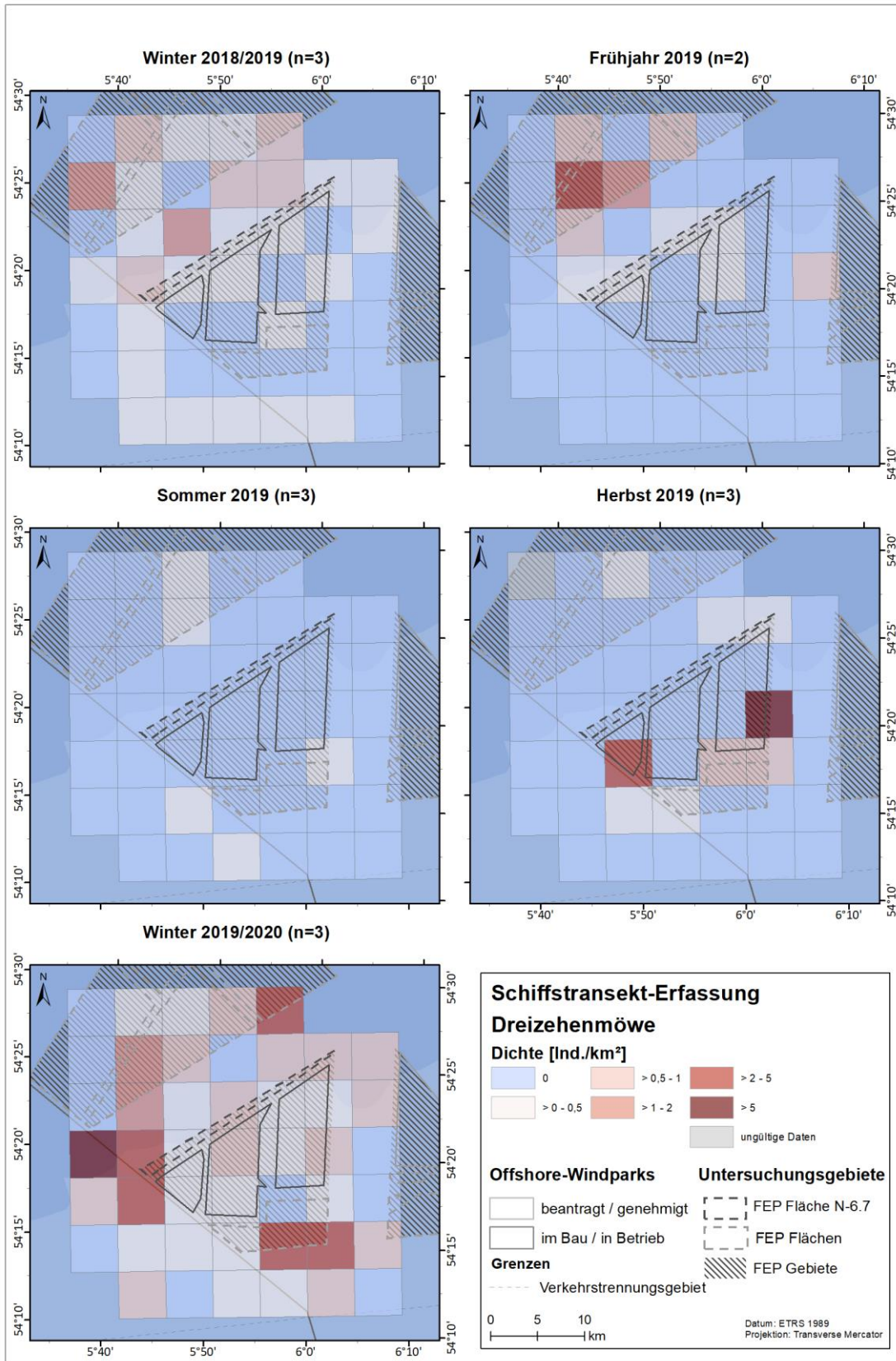


Abb. 3.63 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

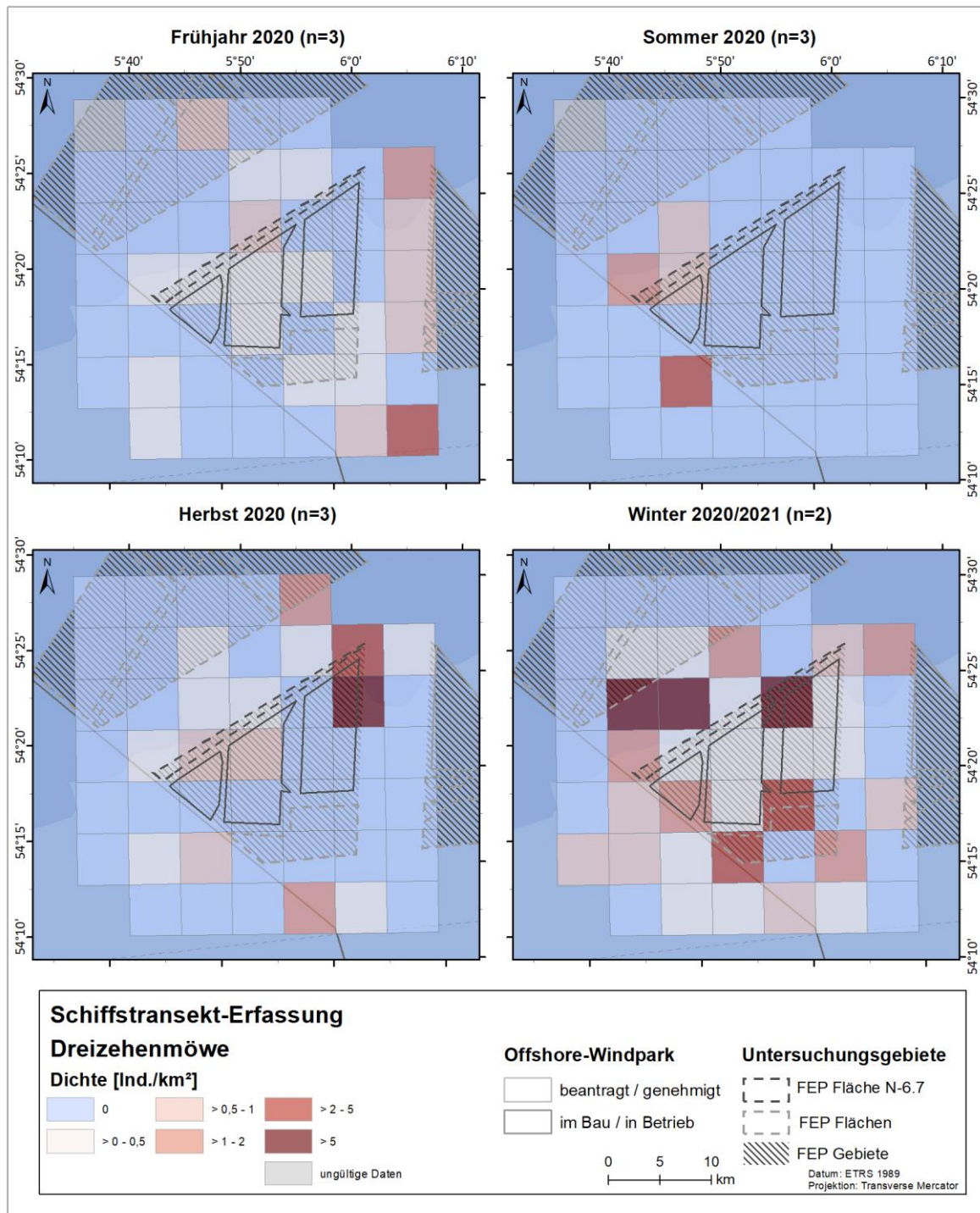


Abb. 3.64 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.13.3 Bestandscharakterisierung

Dreizehenmöwen sind als typische Hochseeart ganzjährig auch in höheren Dichten außerhalb der Küstengewässer anzutreffen (Garthe et al. 2004b). In allen drei Untersuchungsgebieten wurden regelmäßig Dreizehenmöwen erfasst. Die Art wurde zumeist in mittleren Dichten in den jeweiligen Gebieten festgestellt, bei Flugtransekt-Erfassungen im Gebiet FN6_7 jedoch auch in hoher Dichte (Winter 2020/2021). Insgesamt ist der Bestand, auch mit den teilweise hohen Dichten charakteristisch für das betrachtete Seegebiet und auch im Vergleich mit der Literatur als nicht ungewöhnlich einzustufen.

3.2.14 Seeschwalben (Flusseeeschwalbe - *Sterna hirundo*, Küstenseeschwalbe - *Sterna paradisaea* und Brandseeschwalbe - *Sterna sandvicensis*)

Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben werden in der Nordsee fast ausschließlich im Sommerhalbjahr beobachtet. Im Winter sind keine Vertreter der Seeschwalben in der Nordsee anwesend, da sie sich in ihren Winterquartieren vor der Küste Afrikas und auf der Südhalbkugel aufhalten (Bairlein et al. 2014). Im Sommer zeigen diese Arten eine flächige, vor allem küstennahe Verbreitung. Während der Zugperioden im Frühjahr und Herbst kommen sie dann auch bis weit in die Offshore-Bereiche der AWZ regelmäßig vor (Mendel et al. 2008, Markones & Garthe 2011).

Der Sommerbestand der Brandseeschwalbe für die deutsche Nordsee wird von Mendel et al. (2008) mit 21.000 Individuen angegeben. Flusseeeschwalben erreichen in der deutschen Nordsee im Sommer Bestände von 19.500 Individuen und Küstenseeschwalben von 15.500 Individuen. Die Bestände der AWZ liegen deutlich darunter mit maximal 430 Individuen für die Brandseeschwalbe im Frühjahr, 800 Individuen für die Flusseeeschwalbe im Herbst und 1.700 Individuen für die Küstenseeschwalbe im Herbst (Mendel et al. 2008). Alle drei Seeschwalbenarten brüten entlang der Nordseeküste bzw. auf den Wattenmeerinseln (Mendel et al. 2008, Grave 2017, Wolff 2019, Walter 2020). Während der Brutzeit beschränkt sich der Aktionsradius von Flusseeeschwalben auf wenige Kilometer um die Brutkolonie (Becker & Ludwigs 2004). Offshore können höhere Dichten beim Frühjahrszug (April, Anfang Mai) und während des Zugs im Herbst (August, September) erwartet werden (Markones & Garthe 2011). 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 Vorjahren.

3.2.14.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 641 Seeschwalben erfasst (Abb. 3.1). Davon wurden 13,1 % als Brandseeschwalben und 77,1 % als Fluss-/Küstenseeschwalben identifiziert (s. hierfür die Artkapitel Kap. 3.2.14.3 und 3.2.14.4). 9,8 % (63 Individuen) konnten weder als Brand- noch Fluss-/Küstenseeschwalbe identifiziert werden und wurde dementsprechend lediglich der Artgruppe Seeschwalben zugeordnet (Tab. A. 13). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden im selben

Untersuchungszeitraum 493 Seeschwalben erfasst (Abb. 3.3). Davon konnten 136 Individuen als Brandseeschwalbe und 305 Individuen als Fluss-/Küstenseeschwalben identifiziert werden. 52 Seeschwalben (10,5 %) konnten weder eindeutig den Brand- noch den Fluss-/Küstenseeschwalben zugeordnet werden und gehen daher als unbestimmte Seeschwalben in diesen Bericht mit ein (Tab. A. 15).

Im Untersuchungsjahr 2020 wurden mit nur 52 Seeschwalben insgesamt deutlich weniger Tiere dieser Artgruppe im Untersuchungsgebiet FN6_7 festgestellt. Von den 52 Seeschwalben wurden lediglich 6 Brandseeschwalben auf Artniveau bestimmt (Tab. A. 14). Damit lag der Anteil der auf Artniveau bestimmten Seeschwalben bei 11,5 %. Zusätzlich wurden 32 Seeschwalben als Fluss-/Küstenseeschwalben identifiziert. Diese sehr ähnlichen Arten machten damit 61,5 % an der Gesamtheit der Seeschwalben aus. Vierzehn Individuen (26,9 %) der erfassten Seeschwalben konnten nicht eindeutig den Brand-, Fluss- oder Küstenseeschwalben zugeordnet werden. Auch im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden mit 41 Seeschwalben im zweiten Untersuchungsjahr deutlich weniger Individuen dieser Artgruppe erfasst. Neben 7 auf Artniveau identifizierten Brandseeschwalben (17,1 % der Gesamtheit), wurden 24 Fluss-/Küstenseeschwalben erfasst (58,5 %). Die restlichen 10 Seeschwalben (24,4 %) konnten lediglich der Gattung *Sterna* zugeordnet werden und wurden damit nicht der Artgruppe Fluss-/Küstenseeschwalbe zugeordnet (Tab. A. 16).

Die Brandseeschwalben (s. Artkapitel 3.2.14.3) und Fluss-/Küstenseeschwalben (s. Artkapitel 3.2.14.4) werden in den jeweiligen Artkapiteln näher besprochen.

3.2.14.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 107 Seeschwalben erfasst (Tab. A. 17). Innerhalb des Transektbereiches befanden sich 50 Seeschwalben. Davon waren 2 Brandseeschwalben, 6 Flusseeschwalben und 33 Küstenseeschwalben. Die restlichen 9 Individuen wurden den Fluss-/Küstenseeschwalben zugeordnet. Innerhalb des Transekts wurden damit 18,0 % nicht auf Artniveau bestimmt, diese Tiere konnten jedoch mindestens der Großgruppe Fluss-/Küstenseeschwalben innerhalb der Seeschwalben zugeordnet werden. Zwischen Januar und Dezember 2020 wurden insgesamt 214 Seeschwalben erfasst (Tab. A. 18). Innerhalb des Transektbereiches wurden 65 Seeschwalben festgestellt. Darunter waren 1 Brandseeschwalbe, 18 Flusseeschwalben und 26 Küstenseeschwalben, die auf Artniveau identifiziert werden konnten. Außerdem wurden noch 20 Fluss-/Küstenseeschwalben erfasst. Damit lag der Anteil der auf Artniveau bestimmten Seeschwalben im Transektbereich bei 69,2 %. Die Brand- und Fluss-/Küstenseeschwalben werden detaillierter in den Artkapiteln (Kapitel 3.2.14.3 bzw. 3.2.14.4) besprochen.

3.2.14.3 Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*)

3.2.14.3.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 84 Brandseeschwalben erfasst (Tab. A. 13). Zwischen Januar 2020 und Januar 2021 waren es 6 Brandseeschwalben (Tab. A. 14). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden

im ersten Untersuchungsjahr 136 Brandseeschwalben festgestellt (Tab. A. 15), im darauffolgenden Jahr waren es 7 Individuen dieser Art (Tab. A. 16).

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde die höchste monatliche Dichte im ersten Untersuchungsjahr mit 0,23 Ind./km² im April 2019 festgestellt (Tab. 3.4, Tab. 3.5, Abb. 3.65, Abb. 3.66). Dies war auch insgesamt die höchste monatliche Dichte während der Untersuchungen in dem Gebiet. Im zweiten Jahr wurde lediglich im Juli 2020 Brandseeschwalben mit einer Dichte von 0,02 Ind./km² erfasst. Daher ergibt sich die höchste saisonale Dichte im Zweijahreszeitraum mit 0,10 Ind./km² auch im Frühjahr 2019 (Tab. 3.32). Darüber hinaus wurden nur im Herbst 2019 und im Sommer 2020 Brandseeschwalben mit äußerst geringen Dichten von < 0,01 Ind./km² im Untersuchungsgebiet beobachtet. Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurde bei der Flugtransekt-Erfassung im April 2019 die maximale monatliche Dichte beider Jahre mit 0,43 Ind./km² festgestellt (Tab. 3.6, Tab. 3.7, Abb. 3.66). Auch in diesem Gebiet wurde im zweiten Untersuchungsjahr deutlich geringere Dichten mit maximal 0,02 Ind./km² im April 2020 bzw. < 0,01 Ind./km² im März erfasst. Die maximale saisonale Dichte lag mit 0,16 Ind./km² im Frühjahr 2019 (Tab. 3.32). In den übrigen Jahreszeiten waren die Dichten mit maximal 0,01 Ind./km² sehr gering. In den ersten beiden Wintern und im Sommer 2020 wurden keine Brandseeschwalben erfasst. Im Herbst 2020 und Winter 2020/2021 fanden keine Erfassungen statt.

In beiden Untersuchungsgebieten wurden Brandseeschwalben nahezu ausschließlich im Frühjahr 2019 gesichtet. Im Gebiet FN6_7 lag der Schwerpunkt der Verteilung im Süden und Osten, während im Nordwesten keine Tiere festgestellt wurden (Abb. 3.67, Abb. 3.68 bzw. Abb. A. 88, Abb. A. 89). Lediglich im Frühjahr 2019 wurde eine Rasterzelle mit niedriger Dichte (bis maximal 0,5 Ind./km²) im Bereich der Fläche N-6.7 erfasst. Bei FN10_11 lag der Schwerpunkt im zentralen Teil des Untersuchungsgebietes mit geringen Dichten nach Norden hin und keinen Sichtungen im Süden. Während der Sommersaisons wurden nur im Sommer 2020 im Gebiet FN6_7 und im Sommer 2019 im Gebiet FN10_11 einzelne Rasterzellen mit geringen Dichten festgestellt.

Tab. 3.32 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Brandseeschwalben sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0	0	1	0	0	1
Frühjahr 2019	0,10	0 - 0,23	3	0,16	0 - 0,43	3
Sommer 2019	0	0	2	< 0,01	0 - < 0,01	2
Herbst 2019	< 0,01	< 0,01	2	0,01	< 0,01 - 0,02	2
Winter 2019/2020	0	0	2	0	0	2
Frühjahr 2020	0	0	2	< 0,01	0 - 0,02	3
Sommer 2020	< 0,01	0 - 0,02	3	0	0	2
Herbst 2020	0	0	1	-	-	0
Winter 2020/2021	0	0	1	-	-	0

Brandseeschwalbe Individuendichte 2019

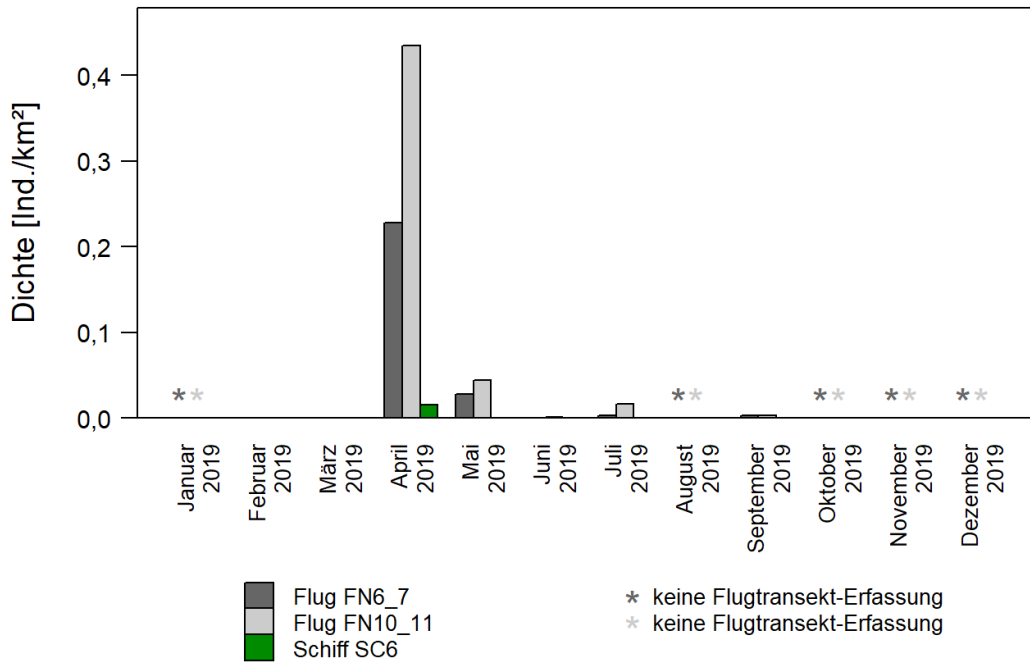


Abb. 3.65 Monatliche Dichten der Brandseeschwalbe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Brandseeschwalbe Individuendichte 2020/2021

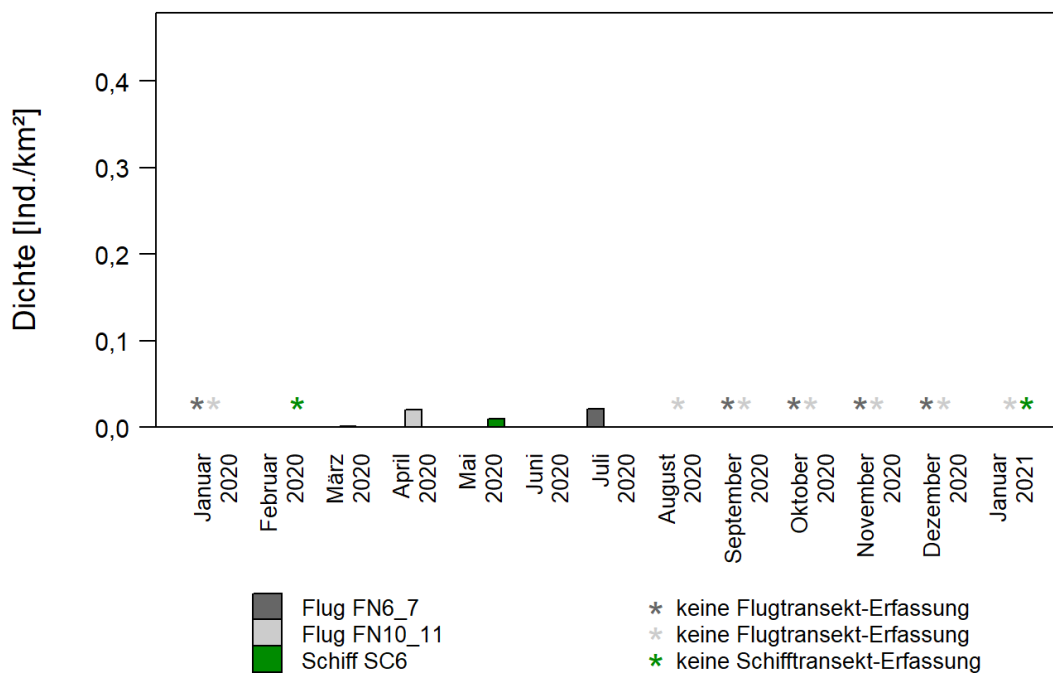


Abb. 3.66 Monatliche Dichten der Brandseeschwalbe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

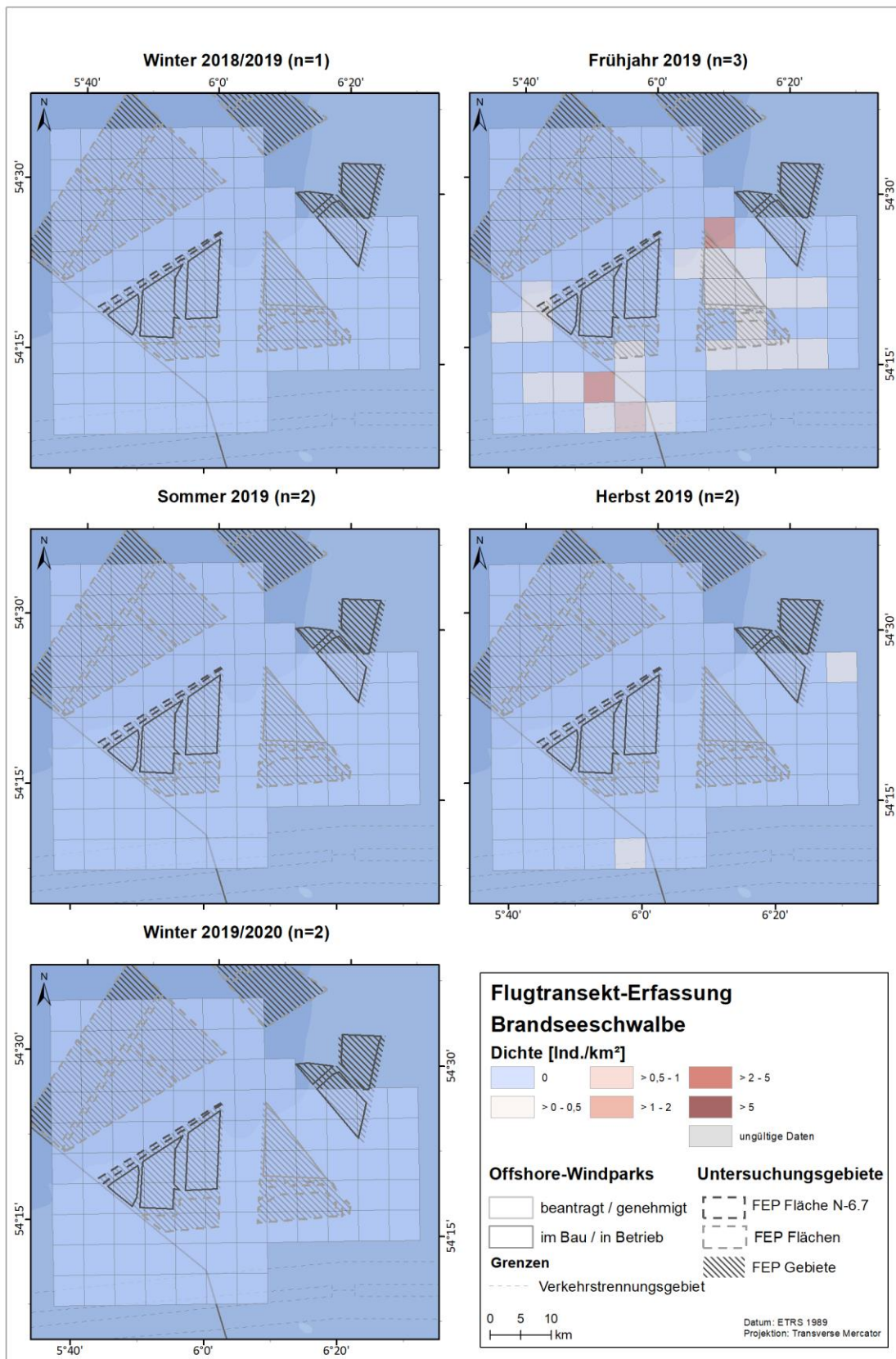


Abb. 3.67 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

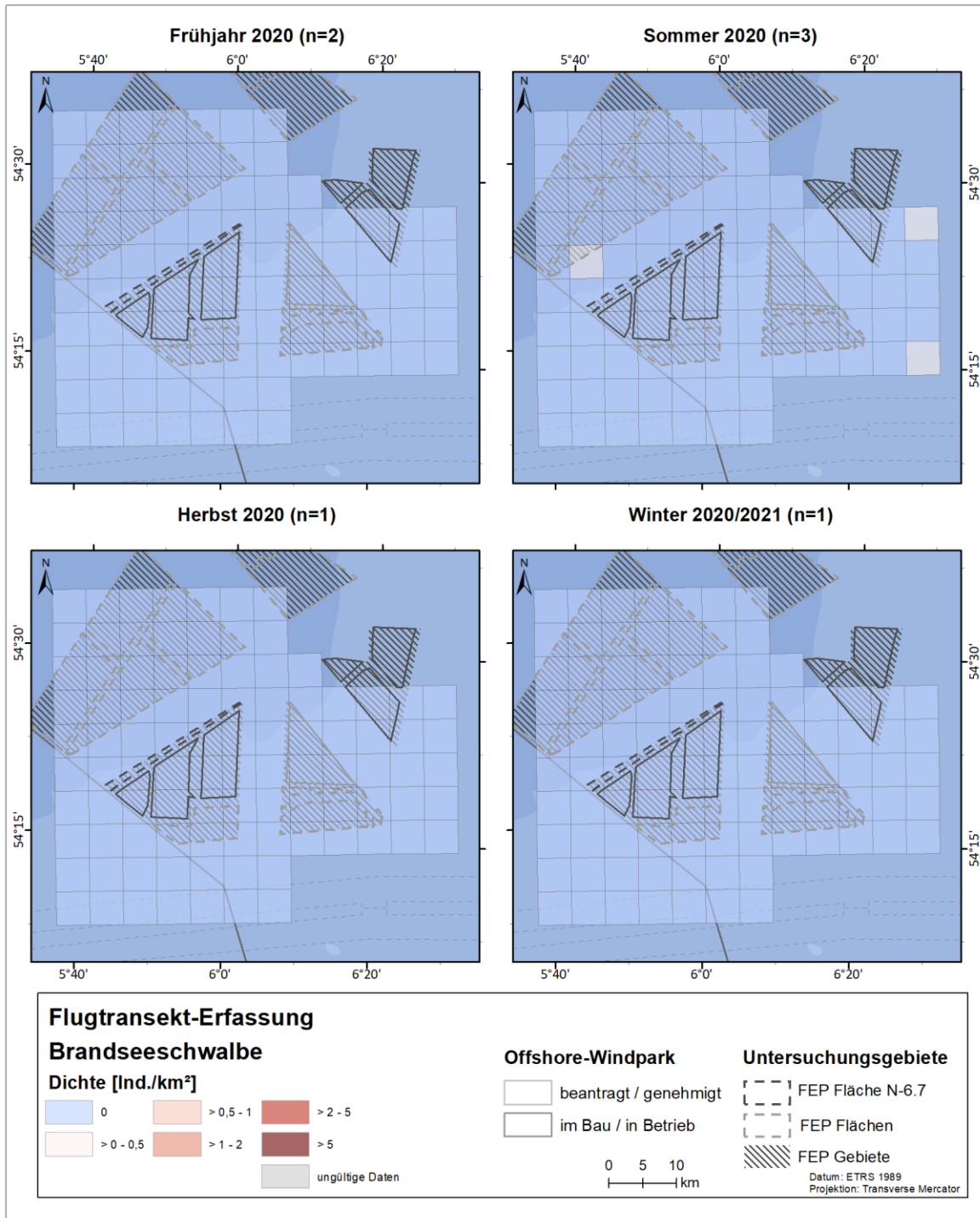


Abb. 3.68 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.14.3.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 8 Brandseeschwalben erfasst (Tab. A. 17). Davon befanden sich 2 Individuen innerhalb des Transektbereiches. Im zweiten Erfassungsjahr zwischen Januar und

Dezember 2020 wurden 10 Brandseeschwalben beobachtet, 1 davon innerhalb des Transektbereiches (Tab. A. 18).

Brandseeschwalben wurden lediglich im April 2019 mit einer Dichte von 0,02 Ind./km² und im Mai 2020 mit einer Dichte von 0,01 Ind./km² im Schiffsuntersuchungsgebiet festgestellt (Tab. 3.8, Abb. 3.65). Die saisonalen Dichten beider Frühjahre lagen dadurch bei < 0,01 Ind./km² (Tab. 3.33).

Durch die äußerst geringe Anzahl von Sichtungen wird auf die detaillierte räumliche Darstellung der Ergebnisse der Schiffstransekt-Erfassungen zur Brandseeschwalbe verzichtet, die Rasterdichtekarten befinden sich im Anhang (Abb. A. 102, Abb. A. 103).

Tab. 3.33 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Brandseeschwalben sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0	0	3
Frühjahr 2019	< 0,01	0 - 0,02	3
Sommer 2019	0	0	1
Herbst 2019	0	0	4
Winter 2019/2020	0	0	4
Frühjahr 2020	< 0,01	0 - 0,01	3
Sommer 2020	0	0	1
Herbst 2020	0	0	3
Winter 2020/2021	0	0	3

3.2.14.3.3 Bestandscharakterisierung

Die hier ermittelten, insbesondere im zweiten Erfassungsjahr der Fluguntersuchungen und bei den Schiffstransekt-Erfassungen, geringen Bestände der Brandseeschwalben, mit den höchsten Bestandszahlen zu den Zugzeiten, sind für diese Art charakteristisch. Die äußerst geringe Anzahl an Sichtungen während der Schiffstransekt-Erfassungen sind vermutlich auf das relativ zum Flugerfassungsgebiet kleine Untersuchungsgebiet zurückzuführen. Die weiter offshore liegenden Untersuchungsgebiete werden höchstens während der Zugzeiten (hier im Frühjahr) genutzt. Entsprechend zeigt die Phänologie für die Untersuchungsgebiete in diesen Zeiträumen auch die maximalen Dichten. Höhere Dichten der Brandseeschwalben werden normalerweise vor allem in küstennahen Gebieten in den Sommermonaten beobachtet (Mendel et al. 2008, Markones & Garthe 2011). Es könnte aber, wie bei der Zwergmöwe, eine zufällige Erfassung einer größeren Zugwelle zu einer Erhöhung der erfassten Bestände führen. Dies deutete sich auch bei den Flugtransekt-Erfassungen im April 2019 an und ist für diese Zugvogelart nicht ungewöhnlich.

3.2.14.4 Fluss-/Küstenseeschwalbe (*Sterna hirundo*/*Sterna paradisaea*)

3.2.14.4.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 494 Individuen der Artgruppe Fluss-/Küstenseeschwalben festgestellt (Tab. A. 13). Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden mit 305 Individuen weniger Fluss-/Küstenseeschwalben erfasst (Tab. A. 15). Im anschließenden Untersuchungsjahr 2020 wurden mit 32 (FN6_7, Tab. A. 14) bzw. 24 Individuen (FN10_11, Tab. A. 16) in beiden Untersuchungsgebieten deutlich weniger Tiere nachgewiesen.

Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden Fluss-/Küstenseeschwalben hauptsächlich im April 2019 festgestellt. In diesem Monat lag die Dichte mit 1,03 Ind./km² (Tab. 3.4, Tab. 3.5, Abb. 3.69, Abb. 3.70) deutlich höher als in den anderen Monaten. Die mit Abstand höchste saisonale Dichte lag mit 0,78 Ind./km² daher auch im Frühjahr 2019 (Abb. 3.69). Nennenswerte Dichten wurden sonst nur im Herbst 2019 mit 0,12 Ind./km² festgestellt. Die Dichten der übrigen Jahreszeiten und insbesondere des zweiten Untersuchungsjahres waren nur sehr gering. So lag das monatliche Maximum im zweiten Untersuchungsjahr bei 0,03 Ind./km² im Juli 2020 und dadurch das saisonale Maximum im zweiten Untersuchungsjahr mit 0,03 Ind./km² im Herbst 2020. In alle drei Wintern wurden erwartungsgemäß keine Fluss-/Küstenseeschwalben festgestellt.

Das nördlichere Untersuchungsgebiet FN10_11 wies insgesamt geringere Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalben auf als das südliche Gebiet FN6_7. Das monatliche Maximum lag auch hier im April 2019, jedoch war die Dichte mit 0,66 Ind./km² geringer (Tab. 3.6, Tab. 3.7, Abb. 3.69, Abb. 3.70). Im zweiten Untersuchungsjahr waren die Dichten mit maximal 0,03 Ind./km² im April 2020 deutlich geringer. Die maximale saisonale Dichte wurde im Frühjahr 2019 mit 0,42 Ind./km² erfasst (Tab. 3.34). Die zweithöchste Dichte wurde mit 0,11 Ind./km² im Herbst 2019 festgestellt. Im Sommer 2019 und Frühjahr 2020 wurden 0,04 Ind./km² und 0,03 Ind./km² beobachtet. Weder im Winter 2018/2019, noch im Sommer 2020 wurden Fluss-/Küstenseeschwalben beobachtet.

Fluss-/Küstenseeschwalben wurden im Sommer in beiden Untersuchungsgebieten nur sporadisch in einzelnen Rasterzellen gesichtet bzw. im Sommer 2020 gar nicht erfasst (Abb. 3.71, Abb. 3.72, Abb. A. 90, Abb. A. 91). Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurde vor allem im Frühjahr 2019, sowie schwächer ausgeprägt im Herbst 2019, eine weitreichende Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalben erfasst, lokal wurden höhere Dichten festgestellt. Im Frühjahr 2019 konzentrierte sich das Vorkommen vor allem auf die südliche bzw. südöstliche Hälfte des Untersuchungsgebietes (Abb. 3.71, Abb. 3.72), während im nördlichen Teil nur geringere Dichten vorgefunden wurden. Auch in dem Bereich der Fläche N-6.7 wurde kaum Individuen gesichtet. Im Frühjahr 2020 wurden nur äußerst geringe Dichten festgestellt. Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden Fluss-/Küstenseeschwalben in den meisten Saisons, außer im Sommer 2020 und Winter 2018/19, weiträumig aber vereinzelt in relativ geringen Dichten erfasst (Abb. A. 90, Abb. A. 91). Lediglich im Frühjahr 2019 wurden im zentralen Untersuchungsgebiet, lokal in einer relativ flächendeckenden Verbreitung, mit teilweise hohen Dichten bis $> 5 \text{ Ind./km}^2$, festgestellt. Im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes um die OWP „Global Tech I“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“ wurden jedoch trotz insgesamt relativ hoher Dichten im Frühjahr 2019 keine Fluss-/Küstenseeschwalben erfasst.

Tab. 3.34 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Fluss-/Küstenseeschwalbe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0	0	2	0	0	2
Frühjahr 2019	0,78	0,47 - 1,03	2	0,42	0,16 - 0,66	2
Sommer 2019	0,01	0 - 0,02	2	0,04	0 - 0,07	2
Herbst 2019	0,12	0,05 - 0,19	2	0,11	< 0,01 - 0,21	2
Winter 2019/2020	0	0	3	< 0,01	0 - 0,02	3
Frühjahr 2020	0,02	0,02	1	0,03	0,03	2
Sommer 2020	0,02	< 0,01 - 0,03	3	0	0	2
Herbst 2020	0,03	0,03	1	0	0	0
Winter 2020/2021	0	0	1	0	0	0

Fluss-/Küstenseeschwalben Individuendichte 2019

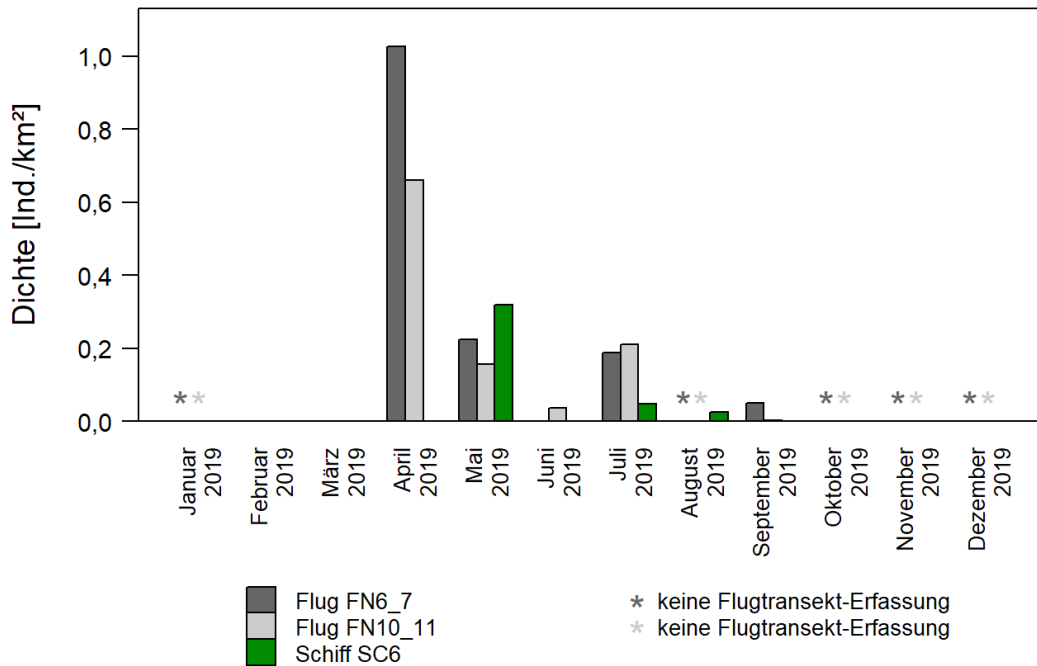


Abb. 3.69 Monatliche Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Fluss-/Küstenseeschwalben Individuendichte 2020/2021

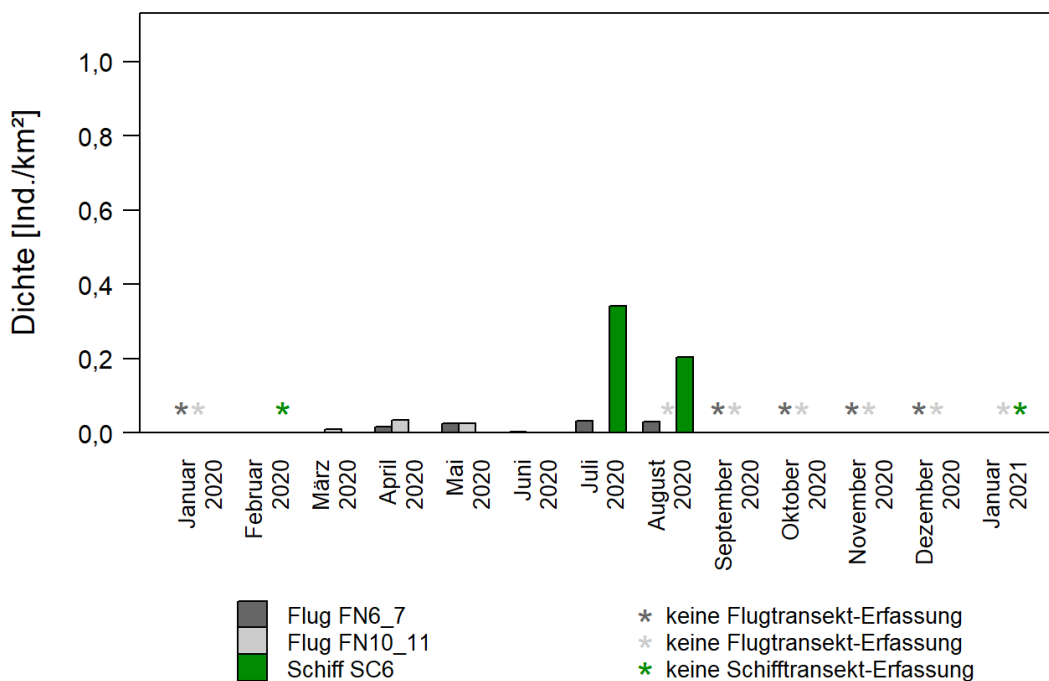


Abb. 3.70 Monatliche Dichten der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flug- und Schiffstransect-Erfassungen im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

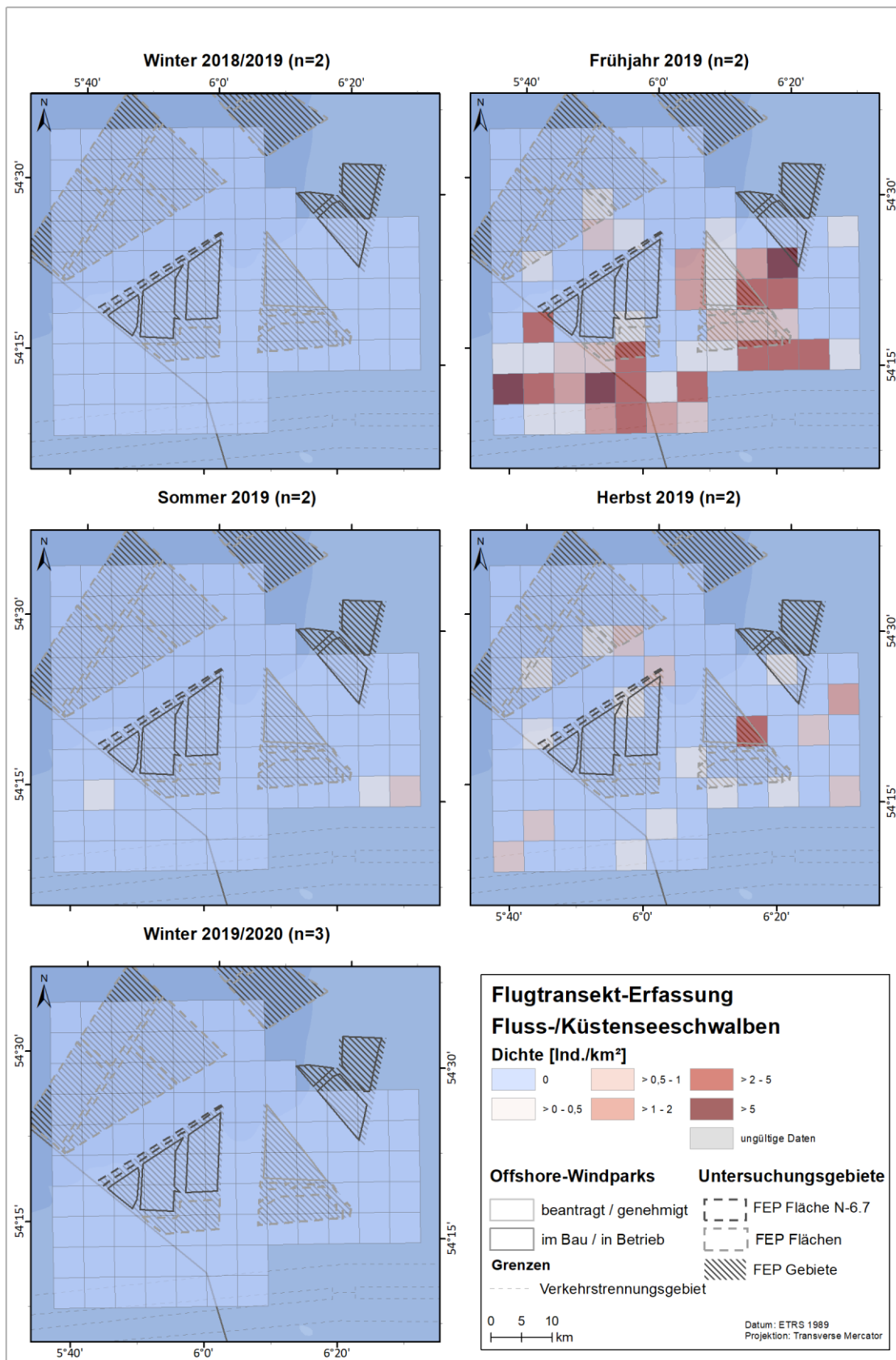


Abb. 3.71 Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

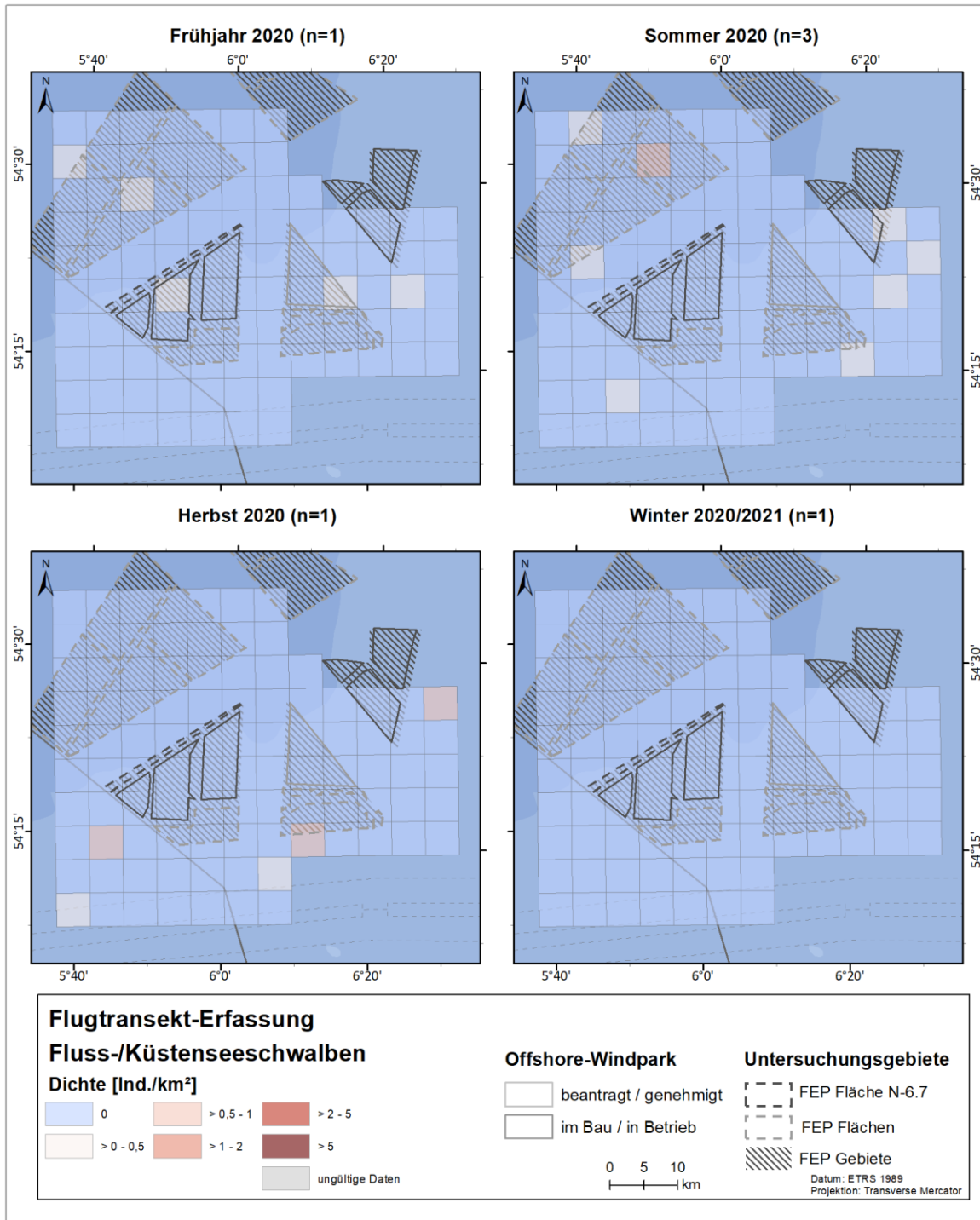


Abb. 3.72 Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.14.4.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 99 Fluss-/Küstenseeschwalben festgestellt (Tab. A. 17). Innerhalb des Transektbereiches wurden 48 Seeschwalben als Fluss-/Küstenseeschwalben erkannt, davon konnten 6 Flusseeeschwalben und

33 Küstenseeschwalben auf Artniveau identifiziert werden. Im zweiten Untersuchungsjahr 2020 wurden insgesamt 203 Fluss-/Küstenseeschwalben im Untersuchungsgebiet SC6 festgestellt (Tab. A. 18). Innerhalb des Transektbereiches wurden neben 18 Flusseeeschwalben und 26 Küstenseeschwalben auch 20 Tiere aus der Artgruppe der Fluss-/Küstenseeschwalben festgestellt. Fluss-/Küstenseeschwalben wurden insgesamt nur bei fünf Schiffstransekt-Erfassungen im Frühjahr und Herbst festgestellt.

Die höchste monatliche Dichte wurde im zweiten Untersuchungsjahr im Juli 2020 (0,34 Ind./km²) erfasst (Tab. 3.9, Abb. 3.70) und lag nur knapp höher als die höchste monatliche Dichte im ersten Untersuchungsjahr im Mai 2019 (0,32 Ind./km², Tab. 3.8, Abb. 3.69). Die höchsten Dichten wurden im Mai/April und Juli/August, zu den Zugzeiten der Arten festgestellt. Die maximale saisonale Dichte wurde im Herbst 2020 mit 0,19 Ind./km² ermittelt (Tab. 3.35). Der stark fluktuierende Charakter des Vorkommens der Fluss-/Küstenseeschwalben zu den Zugzeiten zeigt sich auch darin, dass während der Zugzeiten im Frühjahr 2020 und Herbst 2019 keine Tiere bzw. nur 0,02 Ind./km² festgestellt wurden. Außerdem wurden, wie zu erwarten, weder in den Wintern noch in den Sommern Fluss-/Küstenseeschwalben beobachtet.

Es ließ sich keine gerichtete Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalben im Schiffsuntersuchungsgebiet feststellen (Abb. 3.73, Abb. 3.74) und die Sichtungen waren bis auf das Frühjahr 2019 und den Herbst 2020 vereinzelt. Im Frühjahr 2019 wurde die höchste Dichte in einer Rasterzelle am Südrand des Untersuchungsgebietes erreicht. Im Herbst 2020 war die Verbreitung insgesamt am weiträumigsten.

Tab. 3.35 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Fluss-/Küstenseeschwalbe sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0	0	4
Frühjahr 2019	0,16	0 - 0,32	2
Sommer 2019	0	0	1
Herbst 2019	0,02	0 - 0,05	4
Winter 2019/2020	0	0	5
Frühjahr 2020	0	0	2
Sommer 2020	0	0	1
Herbst 2020	0,19	0 - 0,34	3
Winter 2020/2021	0	0	3

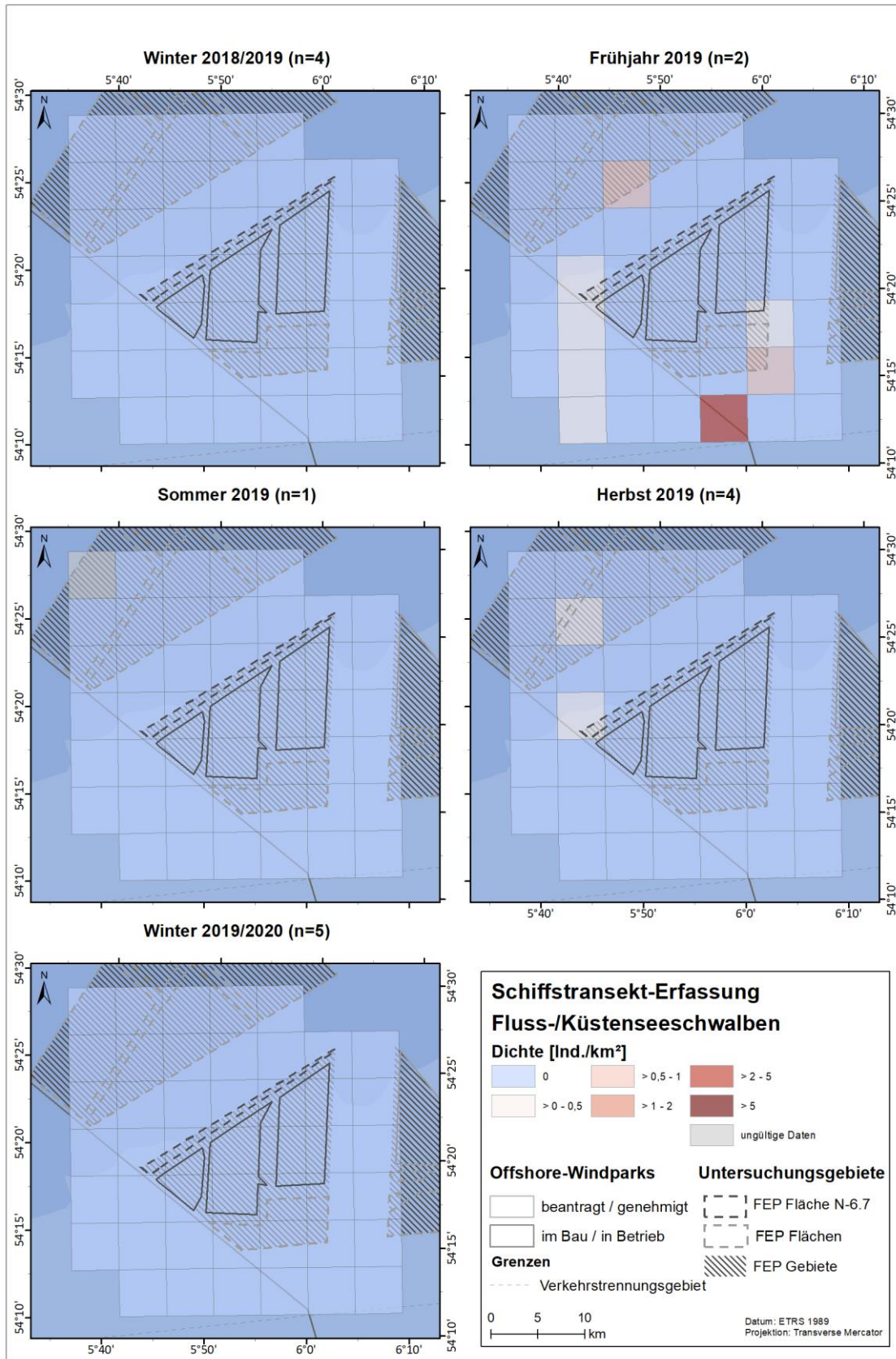


Abb. 3.73 Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

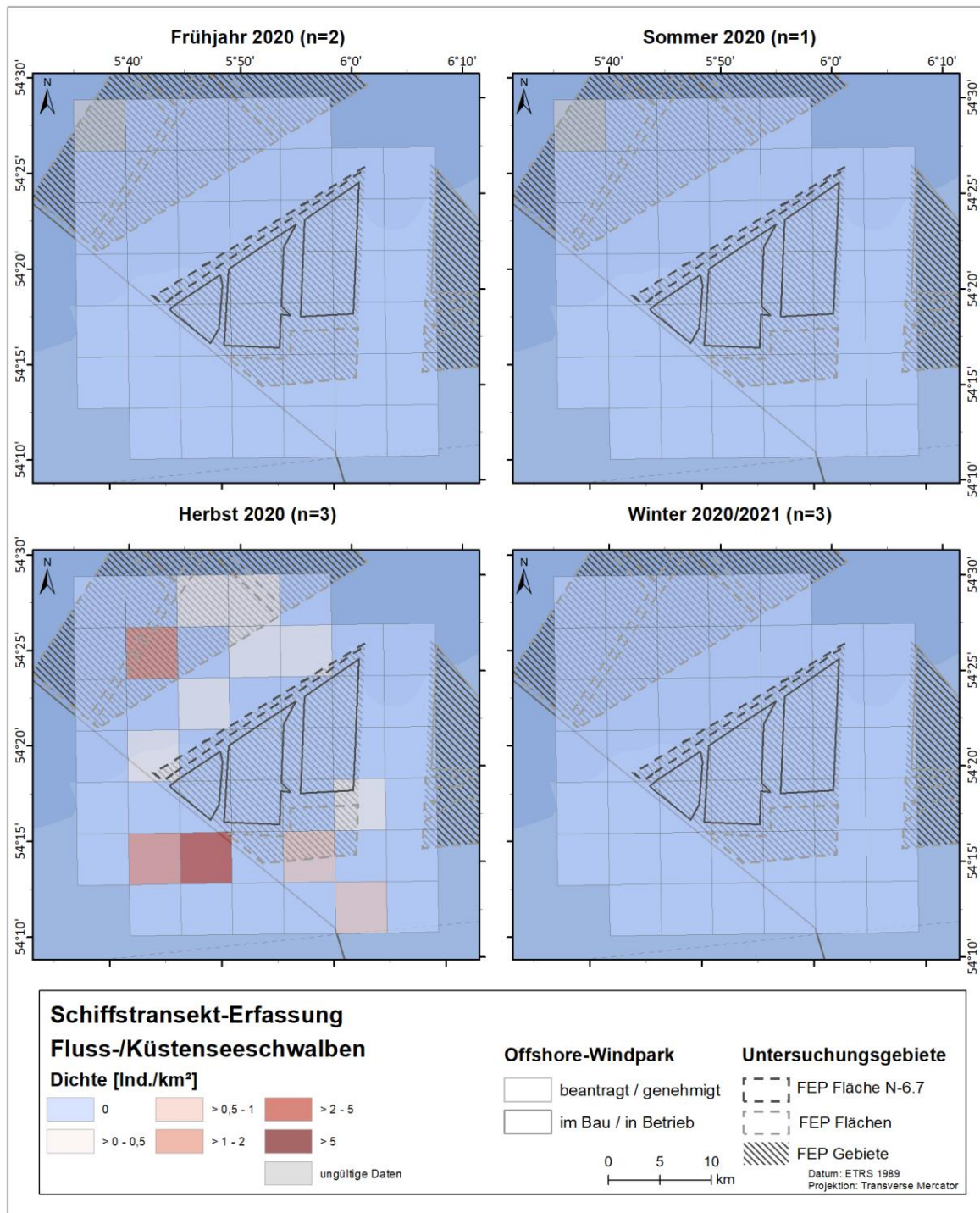


Abb. 3.74 Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr und Winter 2020/2021.

3.2.14.4.3 Bestandscharakterisierung

Wie bereits für die Brandseeschwalben beschrieben, sind auch Fluss-/Küstenseeschwalben in den Sommermonaten weitestgehend küstennah anzutreffen (Mendel et al. 2008, Markones & Garthe 2011), sodass die in den Sommermonaten erfassten Dichten in den Untersuchungsgebieten gering sind. Weiter offshore gelegene Bereiche werden höchstens während der Zugzeiten im Frühjahr und Herbst genutzt. Insbesondere für Küstenseeschwalben ist die Nutzung weiter offshore gelegener Bereiche bekannt (Fijn et al. 2013). Entsprechend zeigt die Phänologie für die Untersuchungsgebiete in diesen Zeiträumen auch die maximalen Dichten. Insgesamt sind die Bestände der Fluss-/Küstenseeschwalben in den Untersuchungsgebieten höher als jene der Brandseeschwalben. Gelegentlich wurden lokale höhere Dichten erfasst, was auf, für diese Artgruppe charakteristisches stärkeres Zuggeschehen, insbesondere im Frühjahr, schließen lässt. Die Bestände und die Phänologie sind für diesen weiter offshore gelegenen Bereich für die Artgruppe Fluss-/Küstenseeschwalben charakteristisch. Wie bereits für Zwergmöwen und Brandseeschwalben angemerkt, können abhängig vom Zuggeschehen möglicherweise auch noch höhere Bestände erwartet werden.

3.2.15 Alkenvögel (Trottellumme - *Uria aalge*, Tordalk - *Alca torda*, Papageitaucher - *Fratercula arctica*)

Die Alkenvögel setzen sich in der deutschen Nordsee hauptsächlich aus den Arten Trottellumme (*Uria aalge*) und Tordalk (*Alca torda*) zusammen. Gelegentlich werden bei Untersuchungen in der deutschen Nordsee aber in geringen Zahlen auch andere Alkenvögel, wie beispielsweise Papageitaucher (*Fratercula arctica*), Gryllsteiste (*Cephus grylle*) oder Krabbentaucher (*Alle alle*), nachgewiesen.

Die Trottellumme ist eine der häufigsten Vogelarten der deutschen Nordsee und ist dort das ganze Jahr über anzutreffen (Markones et al. 2015). Der einzige deutsche Brutplatz in der Nordsee ist Helgoland mit 4.051 Brutpaaren im Jahr 2019 (Walter 2020) und 4.243 Brutpaaren im Jahr 2020 (Ballstedt et al. 2021). Daneben sind Trottellummen in großen Brutkolonien im Norden Großbritanniens anzutreffen (Mendel et al. 2008). Den Rest des Jahres verteilen sie sich weiträumig über die küstenfernen Bereiche der AWZ, besonders in Gebieten mit Wassertiefen zwischen 40 und 50 m (Mendel et al. 2008). Die höchsten Dichten erreichen Trottellummen im Winter und nach der Brutzeit, wenn auch Individuen aus anderen Populationen in die deutsche Nordsee einwandern (Bauer et al. 2005).

Ähnlich wie die Trottellumme tritt der Tordalk potenziell ganzjährig in der Nordsee auf, allerdings in deutlich geringeren Beständen. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt dabei in der gesamten AWZ. Im Frühjahr konzentrieren sich Tordalken im küstenfernen Offshore-Bereich, sowie westlich von Helgoland und im Winter spezifisch im Gebiet vor den Ostfriesischen Inseln, ist der Sommerbestand der Tordalken minimal (Mendel et al. 2008, Markones et al. 2015). Es gibt ein Brutvorkommen auf Helgoland mit tendenziell eher ansteigenden Brutpaarzahlen (Dierschke et al. 2011). Im letzten Jahr 2020, wurden jedoch mit 78 Brutpaaren (Ballstedt et al. 2021) weniger als im Vorjahr mit 84 Paaren

gezählt (Walter 2020). Der große Teil der in der Nordsee auftretenden Tordalken brütet aber auf den Britischen Inseln, daher sind die höchsten Dichten in der Nordsee, wie bei den Trottellummen, im Winter zu erwarten (Mendel et al. 2008).

Auswertungen der gemeinsamen BSH-FTZ Schiffsdatenbank zeigten, dass Trottellummen im Zeitraum von 2000 - 2008 vor allem im Winter küstennah in größeren Zahlen anzutreffen waren (Schwemmer et al. 2014), während sie in den übrigen Jahreszeiten verstärkt weiter offshore festgestellt wurden. Auch Tordalken (Daten von 2000 - 2013) wurden vor allem im Winter küstennah nachgewiesen. Im Frühjahr halten sich Trottellummen, sowie eine geringere Anzahl Tordalken, überwiegend im Offshore-Bereich auf. Besondere Schwerpunkte im Vorkommen der Trottellumme liegen außerhalb der Brutzeit im Herbst nordwestlich von Helgoland und im Westen des EVGs „Östliche Deutsche Bucht“ (Markones et al. 2015), sowie vor den Ostfriesischen Inseln (Mendel et al. 2008). Flugtransekt-Erfassungen zeigten für alle Alkenvögel zusammengefasst ganzjährig geringe Dichten im küstennahen Bereich, was sich auch im Winter nicht änderte (Schwemmer et al. 2014). Im Gegensatz dazu lagen bei Schiffstransekt-Erfassungen die küstennahen 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).

3.2.15.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Im Untersuchungsgebiet FN6_7 wurden bei den Flugtransekt-Erfassungen zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 1.866 Individuen der Artgruppe Alkenvögel zugeordnet (Abb. 3.1). Davon wurden 968 Trottellummen (51,9 %), 543 Tordalken (29,1 %), und 5 Papageitaucher (0,3 %) auf Artniveau bestimmt. Des Weiteren wurden 325 Individuen (17,4 %) als Trottellumme/Tordalk identifiziert und 25 Alkenvögel (1,3 %) konnten nicht näher bestimmt werden. Trottellummen waren damit die zweihäufigste Art im Untersuchungsgebiet FN6_7 im Jahr 2019 (Tab. A. 13). Im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 wurden im ersten Untersuchungsjahr insgesamt 3.291 Individuen der Artgruppe Alkenvögel erfasst (Abb. 3.3). Davon wurden 1.959 Trottellummen (59,5 %) und 767 Tordalken (23,3 %) auf Artniveau bestimmt. Insgesamt wurden 546 Individuen (16,6 %) zusätzlich der Gruppe Trottellumme/Tordalk zugeschrieben und 19 Alkenvögel (0,6 %) konnten nicht näher bestimmt werden. Trottellummen waren im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 im Untersuchungsjahr 2019 die häufigste Art (Abb. 3.3). Tordalken wurden im Jahr 2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 als vierthäufigste Art und im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 als dritthäufigste Art festgestellt (Tab. A. 15). Im zweiten Untersuchungsjahr von Januar 2020 bis Januar 2021 wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 mit 4.363 Individuen deutlich mehr Alkenvögel festgestellt als im Jahr zuvor (Abb. 3.2). Neben 2.588 Trottellummen (59,3 %) konnten auch 958 Tordalken (22,0 %) auf Artniveau bestimmt werden. Der Gesamtanteil der auf Artniveau bestimmten Alkenvögel lag bei 81,3 %. Die restlichen 18,7 % setzten sich aus 56 unbestimmten Alkenvögeln (1,3 %) und 761 Tieren, welche als Trottellumme/Tordalk klassifiziert wurden (17,4 %), zusammen (Tab. A. 14). Die Anzahl der Alkenvögel im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar und Juli 2020 lag mit 3.246 Tieren ähnlich hoch wie im ersten Untersuchungsjahr (Abb. 3.4). Neben 1.396 Trottellummen (43 %) und 981 Tordalken (30,2 %) wurde auch 1 Papageitaucher auf Artniveau bestimmt. Der Anteil nicht auf Artniveau bestimmter Alkenvögel lag damit bei 26,8 % und wurde maßgeblich von der Gruppe der Trottellummen/Tordalke mit 821 Individuen (25,3 %)

ausgemacht. Lediglich 1,4 % (47 Tiere) konnten nur der Artgruppe Alkenvögel zugeordnet werden (Tab. A. 16).

Alkenvögel wurden im Fluggebiet FN6_7 häufig festgestellt. Die insgesamt höchste monatliche Dichte wurde dabei im zweiten Untersuchungsjahr im August 2020 nachgewiesen und lag bei 4,3 Ind./km² (Tab. 3.5, Abb. 3.76). Im ersten Untersuchungsjahr wurde die höchste Dichte im Februar 2019 mit 1,65 Ind./km² festgestellt (Tab. 3.4, Abb. 3.75), womit sie nur in etwa einem Drittel der Maximaldichte des 2. Untersuchungsjahres entsprach. Die höchste saisonale Dichte wurde mit 2,89 Ind./km² entsprechend im Herbst 2020 festgestellt (Tab. 3.37). Damit wurden auch die maximalen saisonalen Dichten des ersten Untersuchungsjahres mit 1,65 Ind./km² (Winter 2018/2019) bzw. 1,63 Ind./km² (Frühjahr 2019) übertroffen. Neben der Frühjahrsdichte im Jahr 2019 wurden auch im zweiten Jahr, im Frühjahr 2020 (1,86 Ind./km²) und im Winter 2020/2021 (1,31 Ind./km²), sowie im Winter 2019/2020 (1,14 Ind./km²), Dichten von > 1 Ind./km² erfasst. Geringere Dichten wurden im Sommer 2019 (0,66 Ind./km²), und im Sommer 2020 (0,41 Ind./km²) festgestellt. Die geringste Dichte jedoch wurde mit 0,24 Ind./km² im Herbst 2019 erfasst.

Im nördlichen Untersuchungsgebiet FN10_11 lagen die Dichten insgesamt höher als in FN6_7. Das monatliche Maximum wurde im April 2019 mit 5,22 Ind./km² erfasst (Tab. 3.6, Abb. 3.75). Das monatliche Maximum des zweiten Untersuchungsjahres wurde im April 2020 erreicht und blieb mit 3,95 Ind./km² hinter dem Maximum des ersten Jahres zurück (Tab. 3.7, Abb. 3.76). Dennoch wurde die höchste saisonale Dichte mit 2,31 Ind./km² im Frühjahr 2020 festgestellt (Tab. 3.37). Die zweithöchste saisonale Dichte wurde im Frühjahr 2019 mit 2,18 Ind./km² ermittelt, wobei nur eine Erfassung stattfand. Weitere hohe Dichten wurden mit 1,71 Ind./km² (Sommer 2019) und 1,68 Ind./km² (Winter 2018/2019) im ersten Erfassungsjahr festgestellt. Im zweiten Untersuchungsjahr lagen die Dichten im Winter 2019/2020 (1,39 Ind./km²) und Sommer 2020 (1,15 Ind./km²) über 1 Ind./km². In den Herbstsaisons wurden geringere Dichten festgestellt, mit der geringsten im Herbst 2020 (2019: 0,42 Ind./km²; 2020: 0,25 Ind./km²). Im Winter 2020/2021 fand keine Erfassung statt.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Gebiet FN6_7 wurde in allen Jahreszeiten eine großflächige bzw. nahezu flächendeckende Verbreitung der Alkenvögel festgestellt (Abb. 3.77, Abb. 3.78). Lediglich im Herbst 2019 und im Sommer 2020 war die Verbreitung etwas lückenhafter. Im Herbst 2020 wurden allerdings lokal hohe Dichten von > 5 Ind./km² im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes festgestellt und die Verbreitung war flächendeckend. In allen Wintersaisons; aber auch im Frühjahr 2019; wurden ebenfalls die höchsten Dichten im östlichen Teil festgestellt. Dieser Schwerpunkt war im Frühjahr 2020 nicht erkennbar. Hier zeigte sich eine flächendeckende Verbreitung mit erhöhten Dichten eher im Süden des Untersuchungsgebietes und geringeren Dichten im Bereich der Windparks sowie der Fläche N-6.7. Im Herbst 2020, der Saison mit den höchsten Dichten, wurden hohe Dichten vor allem am westlichen Rand des Untersuchungsgebietes sowie ebenfalls im östlichen Teil erfasst, während im Süden und Norden geringe Dichten auftraten. Ein klarer Verbreitungsschwerpunkt lässt sich daher nicht ausmachen, die Verteilung war je nach Saison leicht unterschiedlich.

Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurde, wie bereits im südlicheren Gebiet in jeder Jahreszeit, mit Ausnahme der Herbstsaisons eine fast flächendeckende Verteilung der Alkenvögel festgestellt (Abb. A. 92, Abb. A. 105). Im Winter 2018/2019 und im Frühjahr 2019 ergaben sich Schwerpunkte

mit Dichten von > 5 Ind./km² im Osten des Untersuchungsgebietes, wobei diese im Frühjahr ausgeprägter waren als im Winter. Im Sommer 2019 zog sich der Schwerpunkt aus dem zentralen Untersuchungsgebiet bis in den Norden des Gebietes FN10_11. Sowohl im Zentrum, als auch im Norden wurden Dichten von > 5 Ind./km² festgestellt. Zwischen Winter 2019/2020 und Sommer 2020 wurden weiträumig verbreitet hohe Dichten, aber keine besonderen Schwerpunkte festgestellt. Insbesondere im Frühjahr 2020 war die Verbreitung, mit Ausnahme des Bereichs um die Windparks „Global Tech I“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“, sehr homogen mit Dichten von $> 2 - 5$ Ind./km².

Tab. 3.36 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Artgruppe Alkenvögel insgesamt sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Flugtransekt-Erfassungen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten (FN6_7: Januar 2019 - Januar 2021; FN10_11: Januar 2019 - Juli 2020). Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Flug FN6_7			Flug FN10_11		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	1,65	1,65	1	1,68	1,68	1
Frühjahr 2019	1,63	1,63	1	2,18	2,18	1
Sommer 2019	0,66	0,13 - 1,44	4	1,71	0,23 - 5,23	4
Herbst 2019	0,24	0,10 - 0,39	2	0,42	0,27 - 0,56	2
Winter 2019/2020	1,14	1,14	1	1,39	1,39	1
Frühjahr 2020	1,86	1,18 - 3,19	3	2,31	1,17 - 3,95	3
Sommer 2020	0,41	0,23 - 0,59	2	1,15	0,73 - 1,58	2
Herbst 2020	2,89	1,41 - 4,30	2	0,25	0,25	1
Winter 2020/2021	1,31	1,31	1	-	-	0

Alkenvögel Individuendichte 2019

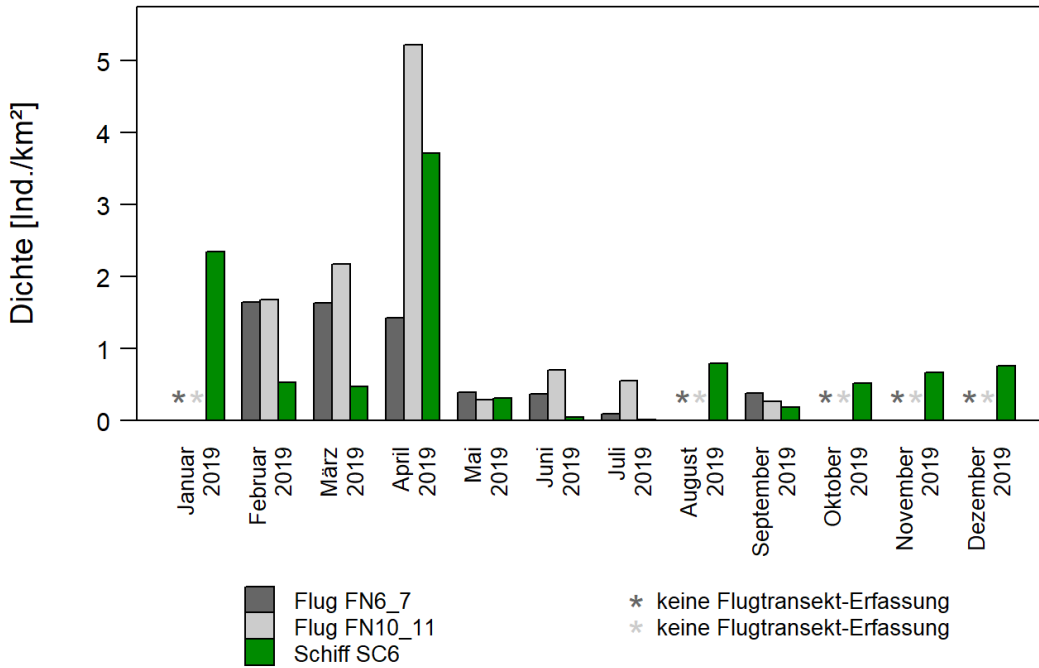


Abb. 3.75 Monatliche Dichten der Artgruppe Alkenvögel im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019.

Alkenvögel Individuendichte 2020/2021

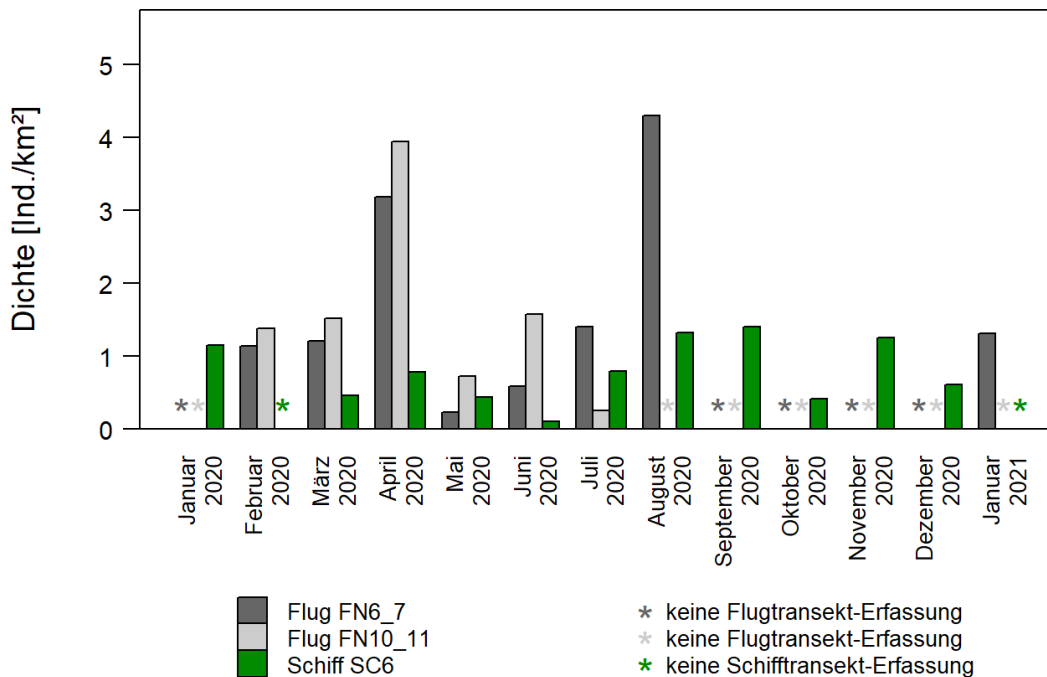


Abb. 3.76 Monatliche Dichten der Artgruppe Alkenvögel im jeweiligen Untersuchungsgebiet zwischen Januar 2020 und Januar 2021.

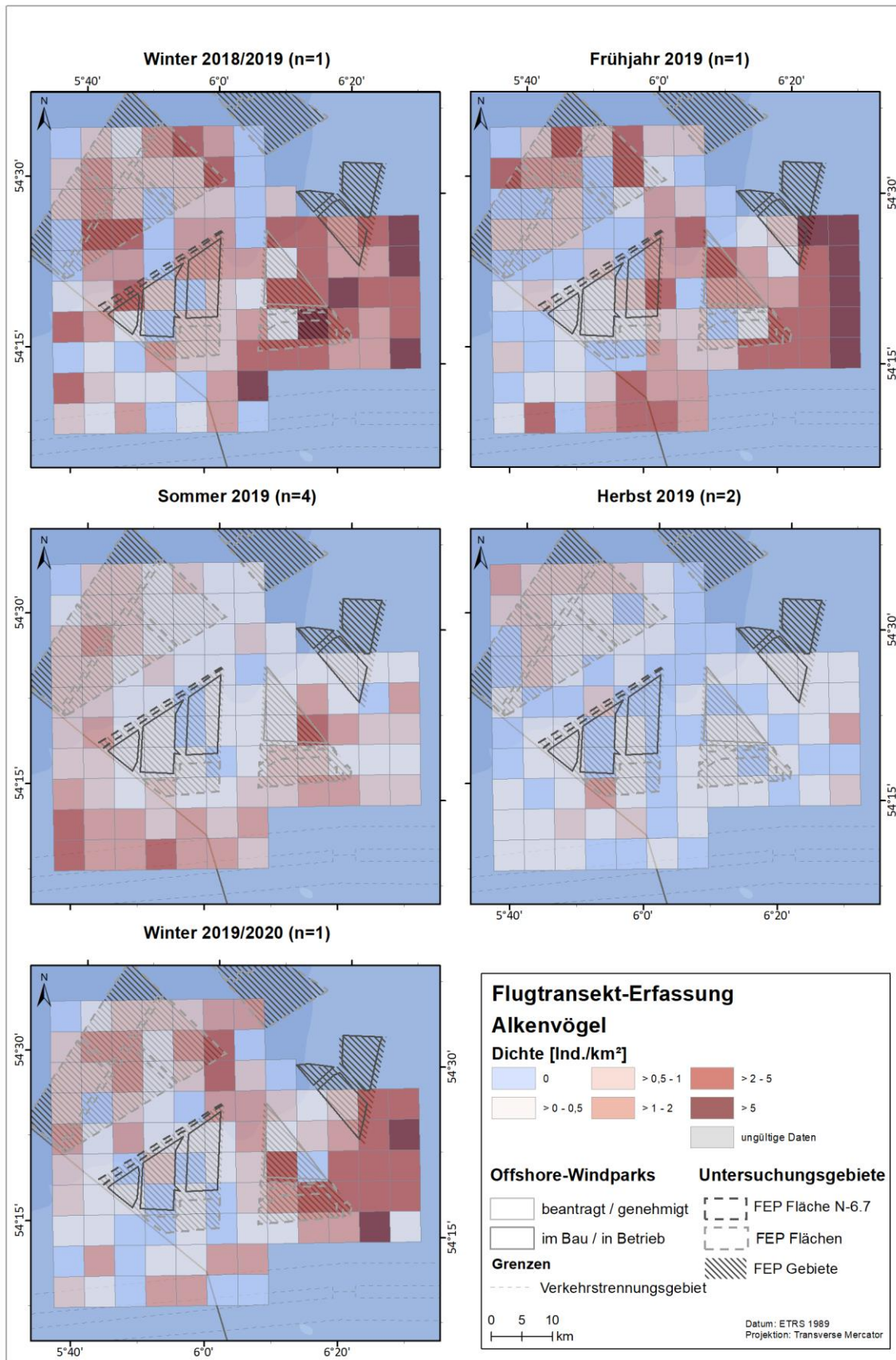


Abb. 3.77 Räumliche Verteilung der Artgruppe Alkenvögel bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

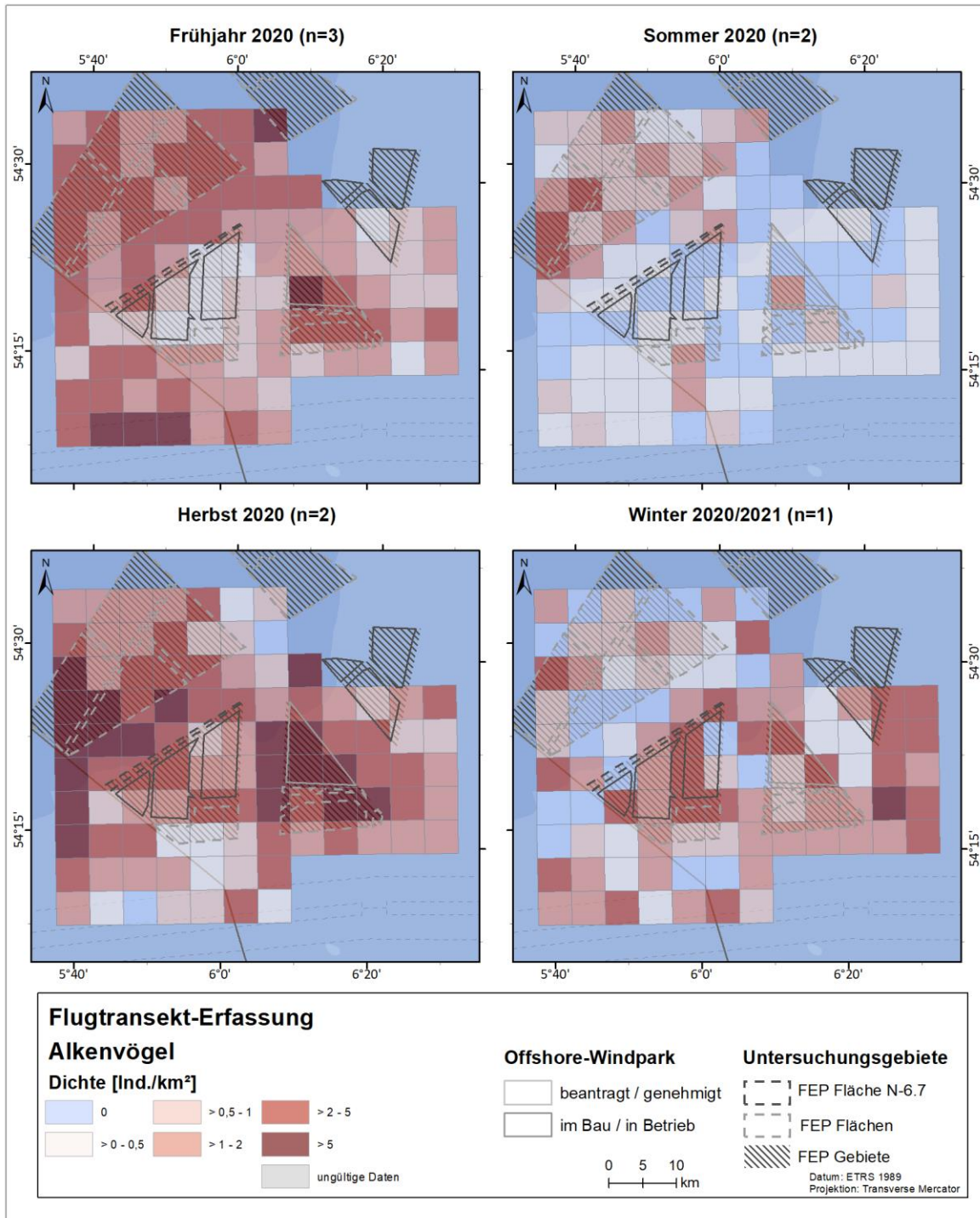


Abb. 3.78 Räumliche Verteilung der Artgruppe Alkenvögel bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.15.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 796 Alkenvögel festgestellt (Tab. A. 17). Davon befanden sich 647 Tiere innerhalb des Transekts. Es wurden 157 Tordalken und 486 Trottellummen auf Artniveau bestimmt. Zusätzlich wurden 4 Individuen der Gruppe Trottellumme/Tordalk zugeteilt. Damit konnten insgesamt nur 0,6 % der Individuen nicht auf Artniveau bestimmt werden. Im zweiten Untersuchungsjahr zwischen Januar und Dezember 2020 wurden insgesamt 714 Alkenvögel festgestellt (Tab. A. 18). Davon befanden sich 545 Alkenvögel innerhalb des Transektbereiches von denen 355 Trottellummen und 179 Tordalken auf Artniveau bestimmt werden konnten. Alkenvögel waren damit die häufigste Artgruppe innerhalb des Transektbereiches (Abb. 3.6). Außerdem wurden 11 Individuen der Artgruppe Trottellumme/Tordalk zugeordnet. Der Anteil nicht auf Artniveau bestimmter Alkenvögel innerhalb des Transektbereiches lag dementsprechend bei 2,1 %.

Da bei den Schiffstransekt-Erfassungen nur eine geringe Anzahl der Alkenvögel nicht auf Artniveau bestimmt werden konnte, war eine artgenaue Betrachtung möglich (s. hierzu Kap. 3.2.15.4 und Kap.3.2.15.5).

Die Rasterdichtekarten der Alkenvögel für die Schiffstransekt-Erfassungen sind der Vollständigkeit halber im Anhang dargestellt (Abb. A. 104, Abb. A. 105).

Tab. 3.37 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Artgruppe Alkenvögel insgesamt sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich [min - max]	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	1,23	0,14 - 2,35	3
Frühjahr 2019	2,54	0,47 - 3,72	2
Sommer 2019	0,18	0,05 - 0,31	2
Herbst 2019	0,34	0,02 - 0,80	3
Winter 2019/2020	0,79	0,52 - 1,15	4
Frühjahr 2020	0,56	0,46 - 0,78	3
Sommer 2020	0,26	0,11 - 0,44	2
Herbst 2020	1,15	0,79 - 1,40	3
Winter 2020/2021	0,75	0,42 - 1,25	3

3.2.15.3 Bestandscharakterisierung

Nach bisherigen Erkenntnissen treten Alkenvögel hauptsächlich im Winter und Frühjahr in den weiter offshore gelegenen Bereichen der Deutschen Bucht auf (Mendel et al. 2008, Markones et al. 2015). Aber auch in der Nachbrutzeit können Trottellummen in hohen Dichten vertreten sein (Bauer et al. 2005). Dies entspricht der hier festgestellten Phänologie nur bedingt. Während bei Flugtransekt-Erfassungen im ersten Untersuchungsjahr im Winter und Frühjahr, aber im Gebiet FN10_11 auch im Sommer, hohe Dichten erreicht wurden, wurden im zweiten Jahr je nach Gebiet anteilig hohe Dichten in allen Jahreszeiten festgestellt, die höchsten Dichten wurden jedoch im Herbst 2020 beobachtet. Ebenso wurden im Schiffsuntersuchungsgebiet ganzjährig relativ hohe Dichten festgestellt, ein eindeutiger Spitzenwert wurde jedoch im Frühjahr 2019 erreicht. Dieser entspricht auch dem in Mendel et al. (2008) beschriebenen Verbreitungsschwerpunkt in den Frühjahrsmonaten. Insgesamt zeigte sich dieses Muster mit geringeren Abweichungen in allen drei Untersuchungsgebieten. Während des Frühjahrs sind hohe Bestände der Alkenvögel in den weiter offshore gelegenen Bereichen der Deutschen Bucht aufgrund des Einflugs von Brutvögeln der Britischen Inseln zu erwarten. Die hier erfassten höchsten Dichten sind für die betrachteten Untersuchungsgebiete charakteristisch, auch die Phänologie ist weitestgehend artspezifisch, aber auch hier kam es im Vergleich mit Mendel et al. (2008) zu leichten Abweichungen mit teilweise erhöhten Dichten im Sommer. Es zeigt sich bei den Erfassungen, dass in allen Jahreszeiten durchaus höhere Bestände der Arten aus dieser Artgruppe zu erwarten sind.

Bemerkenswert ist das gegenüber der Literatur (Mendel et al. 2008) verschobene Verhältnis von Tordalken gegenüber Trottellummen. Aus Mendel et al. (2008) geht hervor, dass Trottellummen auch im Winter 6 - 7 mal häufiger in der AWZ vorkommen als Tordalken. Bei den hier erfassten nur etwa doppelt so hohen Individuenzahlen der Trottellummen gegenüber den Tordalken ist dieses Verhältnis deutlich verschoben. Allerdings muss hierbei beachtet werden, dass die Flugdaten, aufgrund des hohen Anteils unbestimmter Alkenvögel, das Verhältnis mitunter nicht exakt abbilden.

3.2.15.4 Trottellumme (*Uria aalge*)

3.2.15.4.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 968 Trottellummen auf Artniveau bestimmt (Tab. A. 13). Zusätzlich wurden 325 Individuen als entweder Trottellumme oder Tordalk identifiziert. Im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 wurden insgesamt 1.959 Trottellummen erfasst. Zusätzlich konnten noch 546 Individuen der Gruppe Trottellumme/Tordalk zugeordnet werden (Tab. A. 15). Im zweiten Untersuchungsjahr wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 neben 2.588 Trottellummen auch 761 Individuen der Artgruppe Trottellumme/Tordalk festgestellt (Tab. A. 14). Im nördlicheren Untersuchungsgebiet FN10_11 waren es im gleichen Zeitraum 1.396 Trottellummen und 821 Tiere aus der Gruppe Trottellumme/Tordalk (Tab. A. 16).

Bei den Flugtransekt-Erfassungen konnten im Untersuchungsjahr 2019 im Gebiet FN6_7 insgesamt 18,8 % und im Gebiet FN10_11 insgesamt 17,2 % der Alkenvögel nicht eindeutig auf Artniveau bestimmt werden. Im zweiten Untersuchungsjahr waren es im Gebiet FN6_7 mit 18,7 % praktisch ebenso viel und im Gebiet FN10_11 mit 26,7 % etwas mehr (s. Kap. 3.2.15). Ein größerer Teil der Trottellummen kann daher innerhalb der übergeordneten Gruppe Trottellumme/Tordalk erfasst worden sein. Dieser Anteil könnte die Phänologie, Dichte und Verteilung der Art Trottellumme beeinträchtigen und entsprechend andere Schlüsse in der Diskussion zulassen.

Auf eine artspezifische Betrachtung der Trottellummen wird daher hier auf Grundlage der Flugtransekt-Erfassungen verzichtet, die Alkenvögel wurden für diese Erfassungsmethode bereits im vorherigen Kapitel (Kap. 3.2.15.1 und Kap.3.2.15.3) als Artgruppe betrachtet.

3.2.15.4.2 Erfassungen mit dem Schiff

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurden zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 582 Trottellummen erfasst, davon befanden sich 486 Tiere im Transekt (Tab. A. 17). Die Trottellumme war damit die häufigste Art bei den Schiffstransekt-Erfassungen (Abb. 3.5). Im zweiten Untersuchungsjahr zwischen Januar und Dezember 2020 waren Trottellummen die zweithäufigste Art (Abb. 3.6) mit insgesamt 468 beobachteten Individuen von denen 355 Tiere innerhalb des Transektbereiches erfasst wurden. (Tab. A. 18).

Trottellummen kamen ganzjährig im Untersuchungsgebiet vor (Abb. 3.79, Abb. 3.80) und die höchste monatliche Dichte wurde im April 2019 mit 2,84 Ind./km² erfasst (Tab. 3.8). Im Erfassungszeitraum 2020 lag die höchste Dichte bei 1,40 Ind./km² im September (Tab. 3.9). Darüber hinaus ergab sich das höchste saisonale Maximum im Frühjahr 2019 mit 1,82 Ind./km² und die zweithöchste saisonale Dichte im Herbst 2020 mit 1,15 Ind./km². Alle anderen saisonalen Dichten lagen zwischen 0,17 und 0,89 Ind./km² (Abb. 3.38).

Die räumliche Verteilung der Trottellummen im Untersuchungsgebiet SC6 war im Winter, sowie im Frühjahr 2019 und Herbst 2020 großflächig. In den anderen Jahreszeiten erscheint die Verteilung lückenhafter bei insgesamt geringeren Dichten (Abb. 3.81, Abb. 3.82). Im Bereich der Windparks „BARD Offshore 1“, „Veja Mate“ und „Deutsche Bucht“ waren in fast allen Saisons geringere

Dichten im Vergleich zur Umgebung zu erkennbar. Auch in der nördlich an die Windparks angrenzenden Fläche N-6.7 waren die Dichten meist ähnlich gering.

Tab. 3.38 *Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] der Trottellumme sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).*

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich (min - max)	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,89	0,10 - 1,63	3
Frühjahr 2019	1,93	0,33 - 2,84	2
Sommer 2019	0,17	0,05 - 0,28	2
Herbst 2019	0,34	0,02 - 0,80	3
Winter 2019/2020	0,44	0,32 - 0,62	4
Frühjahr 2020	0,30	0,21 - 0,37	3
Sommer 2020	0,26	0,11 - 0,44	2
Herbst 2020	1,15	0,79 - 1,40	3
Winter 2020/2021	0,28	0,24 - 0,35	3

Tordalk und Trottellumme Individuendichte Schiffstransect-Erfassungen 2019

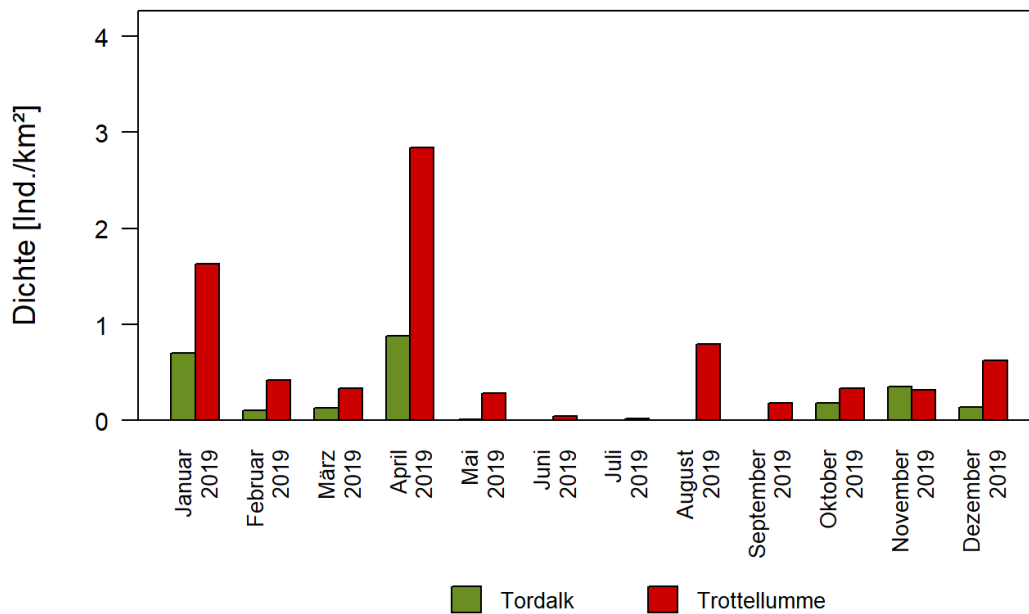


Abb. 3.79 Monatliche Dichten der Trottellummen und Tordalken bei Schiffstransect-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2019.

Tordalk und Trottellumme Individuendichte Schiffstransect-Erfassungen 2020/2021

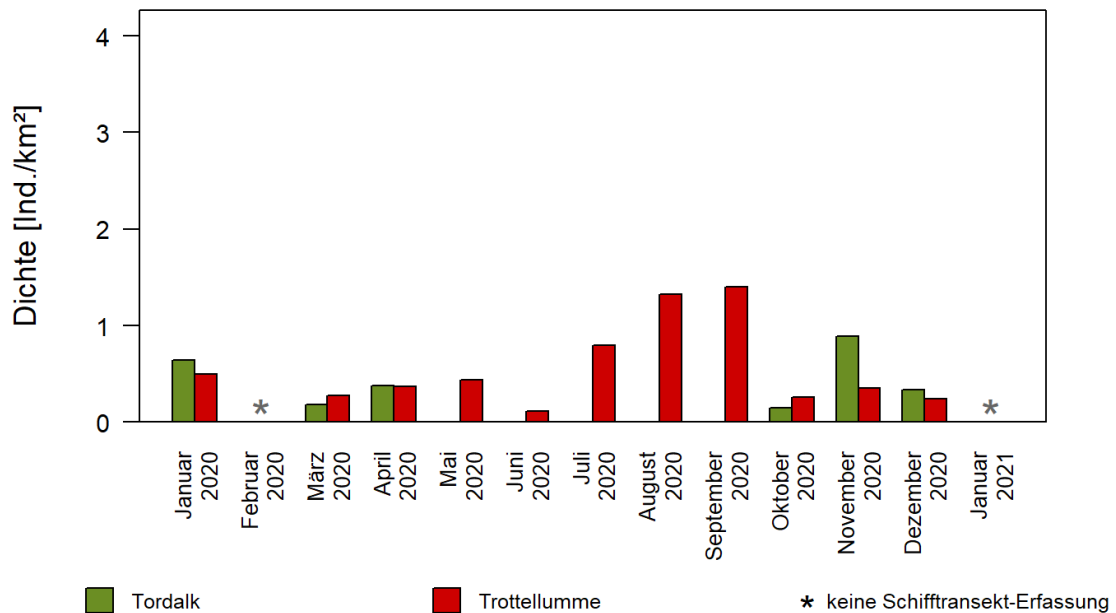


Abb. 3.80 Monatliche Dichten der Trottellummen und Tordalken bei Schiffstransect-Erfassungen zwischen Januar 2020 und Dezember 2020.

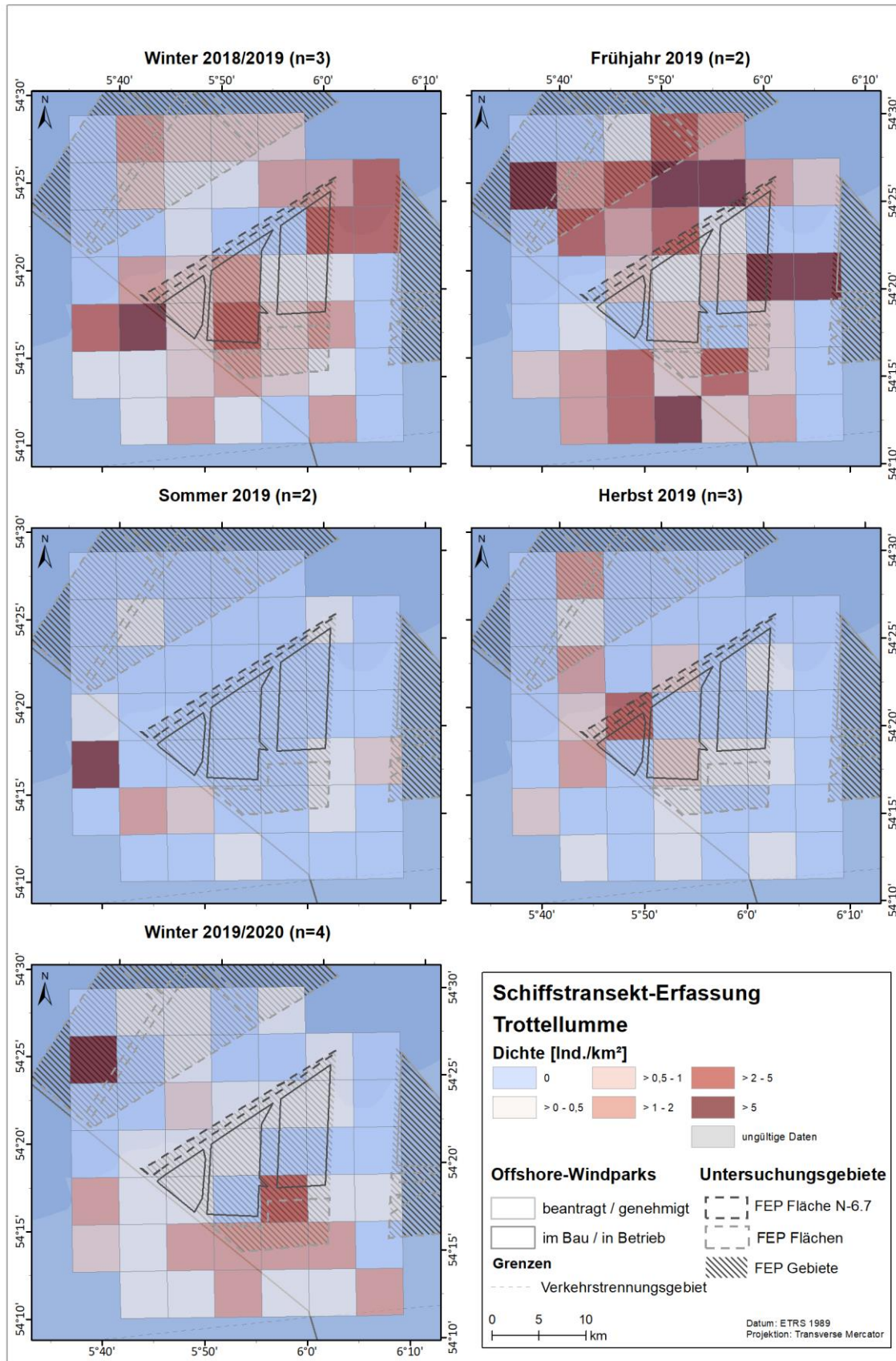


Abb. 3.81 Räumliche Verteilung der Trottelumme bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

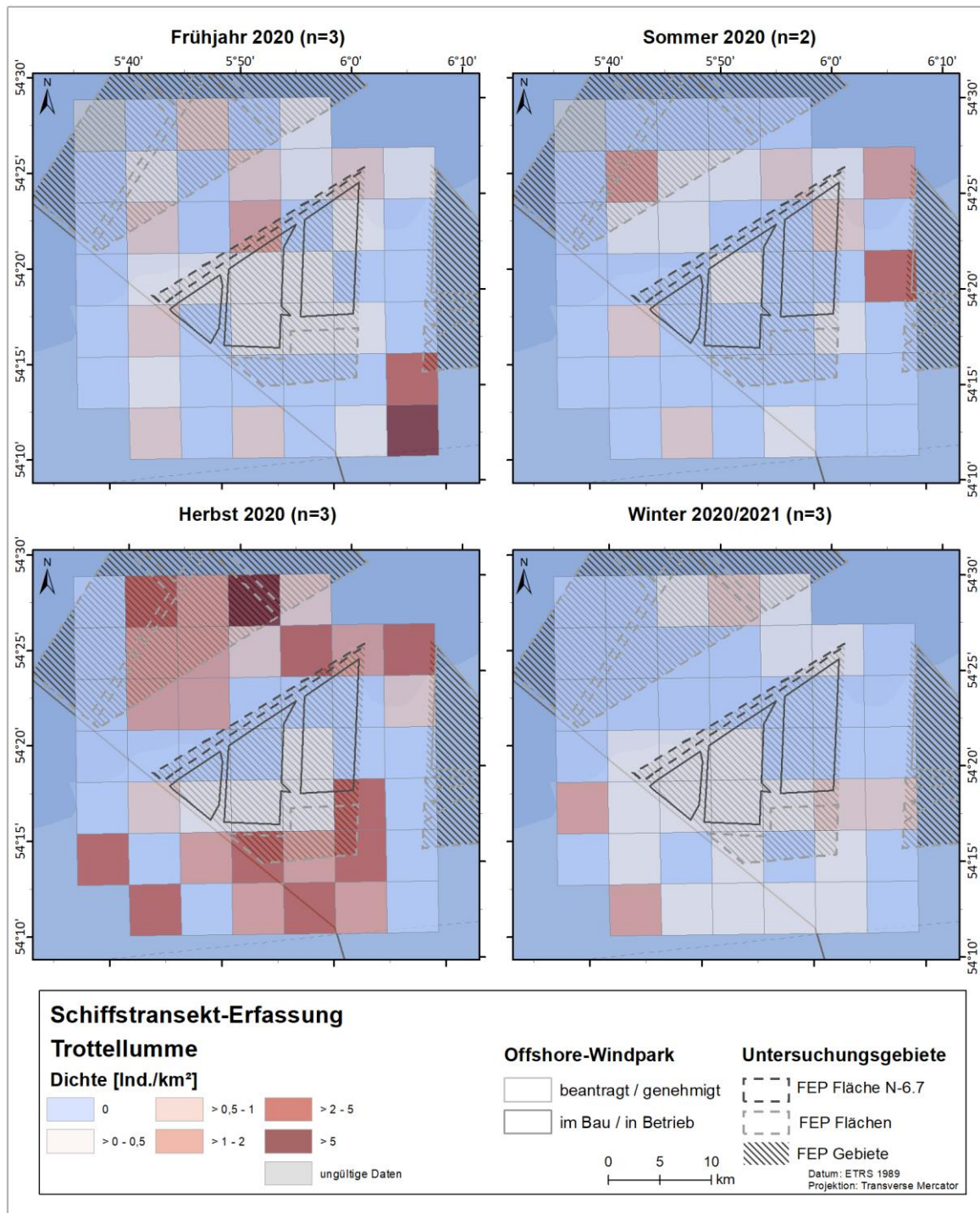


Abb. 3.82 Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.15.4.3 Bestandscharakterisierung

Wie bereits in der Bestandcharakterisierung der Alkenvögel festgestellt, treten auch die höchsten Bestände der Trottellumme nicht ausschließlich im Winter und Frühjahr auf. Zwar wandern im Winter und Frühjahr auch Individuen aus anderen Populationen in die deutsche Nordsee ein (Mendel et al. 2008, Markones et al. 2015), jedoch sind auch nachbrutzeitlich deutlich erhöhte Dichten zu erwarten (Bauer et al. 2005). So waren die Dichten bei Schiffserfassungen im ersten Untersuchungsjahr sowohl im Winter und Frühjahr hoch und das Maximum wurde auch im Frühjahr erreicht, allerdings wurde im zweiten Untersuchungsjahr die höchste Dichte im Herbst 2020, also nachbrutzeitlich, festgestellt. Trotz der variablen Bestandsmaxima ist der während der Erfassungen festgestellte Bestand und die Phänologie charakteristisch für diese Art in diesem Bereich der Nordsee.

3.2.15.5 Tordalk (*Alca torda*)

3.2.15.5.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Bei den Flugtransekt-Erfassungen der hier vorgestellten Untersuchung wurden im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar und Dezember 2019 insgesamt 543 Tordalken auf Artniveau bestimmt. Zusätzlich wurden 325 Individuen als entweder Trottellumme oder Tordalk identifiziert (Tab. A. 13). Im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 wurden 767 Tordalken festgestellt. Zusätzlich konnten noch 546 Individuen der Gruppe Trottellumme/Tordalk zugeordnet werden (Tab. A. 15). Auch im zweiten Untersuchungsjahr bestand eine relativ hohe Unsicherheit bezüglich der Anzahl der tatsächlich in den Untersuchungsgebieten gesichteten Tordalken, da im Gebiet FN6_7 neben 958 Tordalken auch 761 nicht artgenau identifizierte Individuen aus der Artgruppe Trottellumme/Tordalk erfasst wurden (Tab. A. 14). Im nördlicheren Gebiet FN10_11 wurden neben 981 Tordalken auch noch 821 Tiere der Gruppe Trottellumme/Tordalk erfasst (Tab. A. 16).

Bei den Flugtransekt-Erfassungen konnten im Untersuchungsjahr 2019 im Gebiet FN6_7 insgesamt 18,8 % und im Gebiet FN10_11 insgesamt 17,2 % der Alkenvögel nicht eindeutig auf Artniveau bestimmt werden. Im zweiten Untersuchungsjahr waren es im Gebiet FN6_7 mit 18,7 % praktisch ebenso viele und im Gebiet FN10_11 mit 26,7 % etwas mehr unbestimmte Alkenvögel (s. Kap. 3.2.15). Ein größerer Teil der Tordalken kann daher innerhalb der übergeordneten Gruppe Trottellumme/Tordalk erfasst sein. Dieser Anteil könnte die Phänologie, Dichte und Verteilung des Tordalks beeinträchtigen und entsprechend andere Schlüsse in der Diskussion zulassen.

Auf eine artspezifische Betrachtung des Tordalks wird daher hier auf Grundlage der Flugtransekt-Erfassungen verzichtet, die Alkenvögel wurden für diese Erfassungsmethode bereits im vorherigen Kapitel (Kap. 3.2.15.1 und Kap.3.2.15.3) als Artgruppe betrachtet.

3.2.15.5.2 Erfassungen mit dem Schiff

Mit insgesamt 184 Individuen, von denen sich 157 innerhalb des Transekts befanden, war der Tordalk die vierthäufigste Art im Schiffsuntersuchungsgebiet zwischen Januar und Dezember 2019 (Abb. 3.5, Tab. A. 17). Die Art machte 24,3 % der erfassten Individuen der Artgruppe Alkenvögel aus. Im folgenden Untersuchungszeitraum zwischen Januar und Dezember 2020 wurden 213 Tordalken, davon 179 innerhalb des Transekts, erfasst (Tab. A. 18). Auch im zweiten Erfassungsjahr war der Tordalk die vierthäufigste Art nach Heringsmöwe, Dreizehenmöwe und Trottellumme (Abb. 3.6). Tordalken machten 32,8 % der erfassten Alkenvögel aus und damit einen größeren Anteil als im ersten Erfassungsjahr.

Tordalken wurden grundsätzlich in höheren Dichten in den Wintermonaten erfasst, diese lagen zwischen 0,11 und 0,89 Ind./km. Die höchste monatliche Dichte lag im zweiten Untersuchungsjahr im November 2020 bei 0,89 Ind./km² (Tab. 3.9, Abb. 3.80). Im April 2019 des ersten Untersuchungsjahres wurde mit 0,88 Ind./km² eine ähnlich hohe Dichte erreicht (Tab. 3.8, Abb. 3.79). Im Juni, Juli, August und September des ersten Jahres wurden jeweils keine Tordalken beobachtet. Auch in Mai des zweiten Untersuchungsjahres wurden keine Tordalken erfasst. Die höchste saisonale Dichte wurde im Frühjahr 2019 mit 0,57 Ind./km² ermittelt (Tab. 3.39). Die nächsthöheren Dichten wurden jeweils im Winter erfasst (0,45 Ind./km² im Winter 2020/2021, 0,35 Ind./km² im Winter 2019/2020 und 0,33 Ind./km² im Winter 2018/2019). Im Herbst und im Sommer 2020 wurden jeweils keine Tordalken im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, im Sommer 2019 wurde die niedrigste saisonale Dichte mit < 0,01 Ind./km² festgestellt (Tab. 3.39).

Die Verbreitung der Tordalken im Schiffsuntersuchungsgebiet beschränkt sich weitestgehend auf das Frühjahr und den Winter (Abb. 3.83, Abb. 3.84). Es wurden jeweils höhere Dichten in den Randbereichen des Untersuchungsgebietes festgestellt, und nur geringe Dichten im Bereich der Windparks und der Fläche N-6.7. Die Verteilung der höchsten Rasterzellendichten war unterschiedlich zwischen den Jahreszeiten. Im Winter 2020/2021 lag der Schwerpunkt im Süden des Untersuchungsgebietes, stellenweise angrenzend an und teilweise in der Fläche N-6.7. In den anderen Saisons waren die Rasterzellen mit hohen Dichten meist ohne klaren Schwerpunkt im Untersuchungsgebiet verteilt.

Tab. 3.39 Mittlere saisonale Dichte [Ind./km²] des Tordalks sowie die jeweils erfassten Minimal- und Maximalwerte einzelner Schiffstransect-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020. Saisonale Zuordnung nach Garthe et al. (2007).

Saison	Schiff SC6		
	Mittl. Dichte [Ind./km ²]	Bereich (min - max)	Erfassungen [n]
Winter 2018/2019	0,34	0,04 - 0,71	3
Frühjahr 2019	0,61	0,14 - 0,88	2
Sommer 2019	< 0,01	0 - 0,02	2
Herbst 2019	0	0	3
Winter 2019/2020	0,35	0,14 - 0,65	4
Frühjahr 2020	0,24	0,12 - 0,38	3
Sommer 2020	0	0	2
Herbst 2020	0	0	3
Winter 2020/2021	0,45	0,15 - 0,89	3

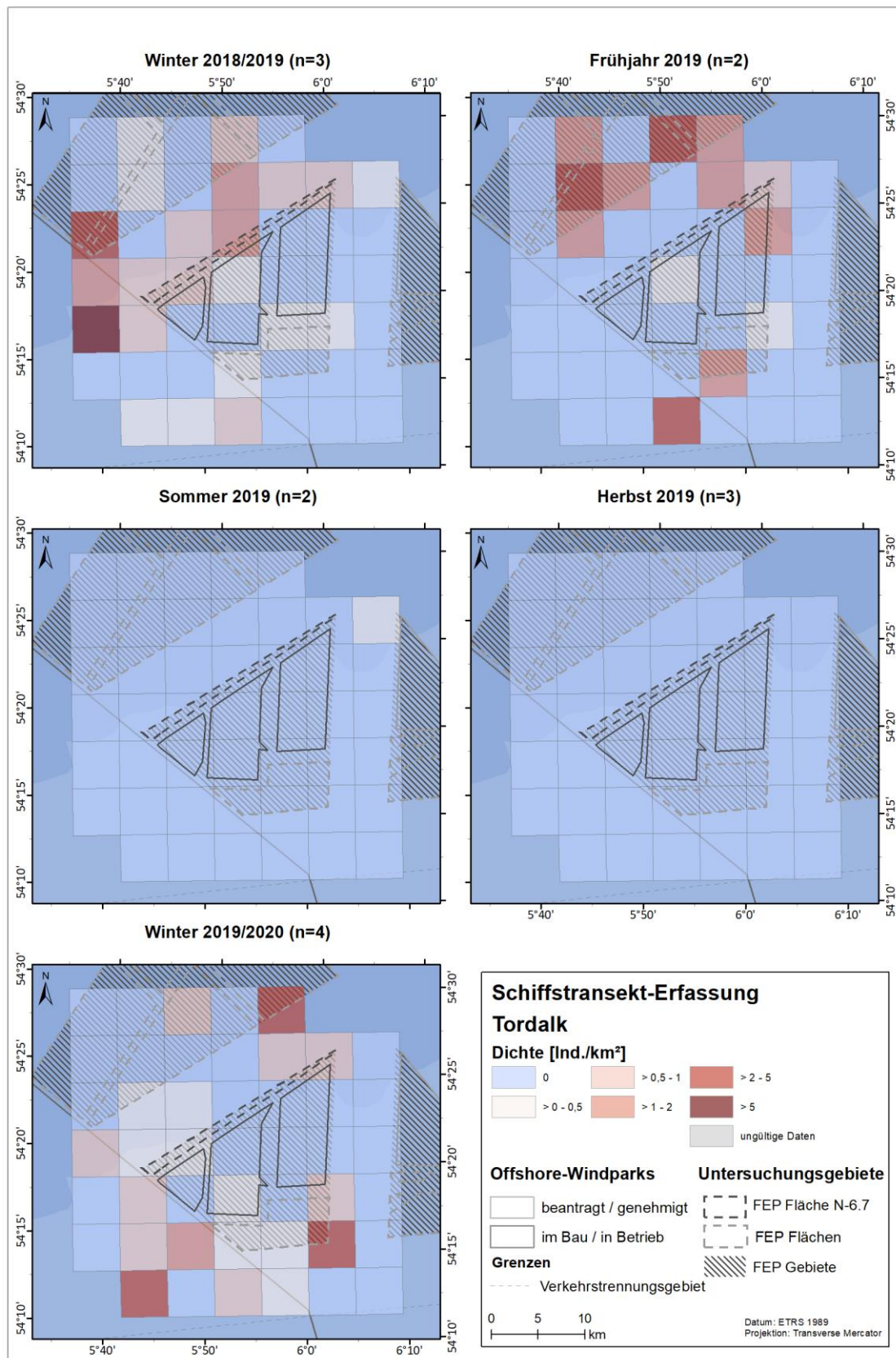


Abb. 3.83 Räumliche Verteilung des Tordalks bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

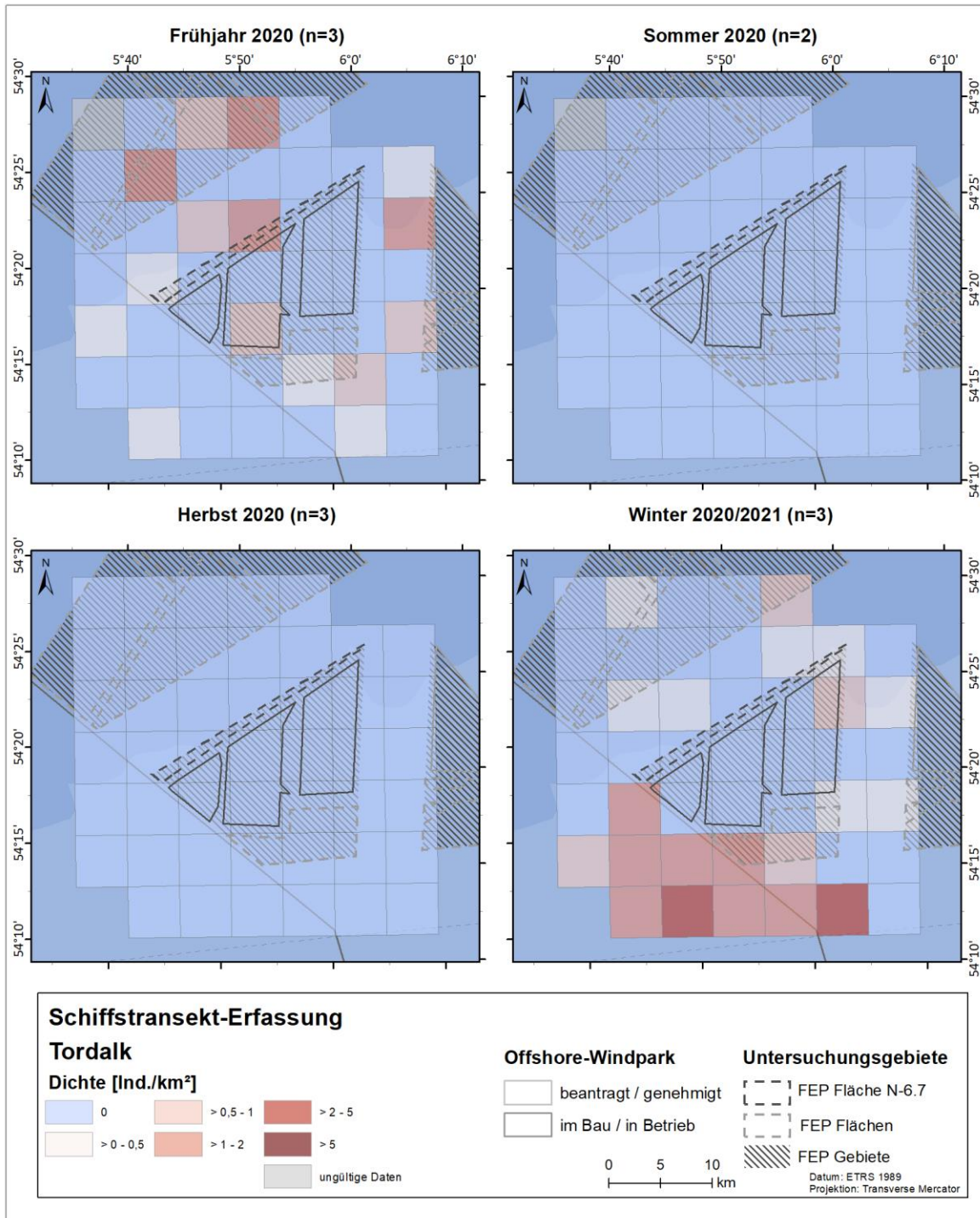


Abb. 3.84 Räumliche Verteilung des Tordalks bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

3.2.15.5.3 Bestandscharakterisierung

Der Tordalk tritt, wie auch die Trottellumme, größtenteils außerhalb der Brutzeit in den weiter offshore gelegenen Bereichen der Deutschen Bucht auf (Mendel et al. 2008, Markones et al. 2015). Dabei liegt der Verbreitungsschwerpunkt in den Offshore-Bereichen der AWZ in den Frühjahrsmonaten, was zumindest teilweise auch der hier festgestellten Phänologie entspricht. Ähnlich hohe Dichten wurden bei Schiffstransekt-Erfassungen jedoch auch im Winter festgestellt. Auch im Winter sind hohe Bestände der Tordalken zu erwarten, wenn Brutvögel der Britischen Inseln in der Nordsee anzutreffen sind (Mendel et al. 2008). Auffällig im Unterschied zur Trottellumme ist, dass Tordalken im Sommer und Herbst nahezu nicht festgestellt wurden, was nach (Mendel et al. 2008) den Erwartungen entspricht. Die hier erfassten Bestände sind, wie auch bei der Trottellumme, hinsichtlich ihrer Phänologie sowie auch ihrer Bestandsgröße charakteristisch und entsprechen der Lage der Fläche N-6.7. Bemerkenswert ist allerdings das gegenüber den Literaturangaben (Mendel et al. 2008) verschobene Verhältnis von Tordalken zu Trottellummen. Aus Mendel et al. (2008) geht hervor, dass Trottellummen auch im Winter 6 - 7 mal häufiger in der AWZ vorkommen als Tordalken. Bei den hier erfassten etwa doppelt bzw. dreimal so hohen Individuenzahlen der Trottellummen gegenüber den Tordalken ist dieses Verhältnis deutlich verschoben.

4 SCHUTZGUTBEZOGENE BEWERTUNG DES BESTANDS

Nachfolgend werden hier die ermittelten Bestände hinsichtlich ihres nationalen und internationalen Gefährdungsstatus, der im Gebiet vorherrschenden Vorbelastung und hinsichtlich des Vorkommens räumlicher Einheiten bewertet. Dazu wird neben den aktuell veröffentlichten Gefährdungskategorien (Kapitel 4.1) auch aktuelle Literatur herangezogen.

4.1 Schutzstatus

In Tab. 4.1 werden die im Rahmen der Voruntersuchung zur Fläche N-6.7 in den Flug- bzw. Schiffsuntersuchungsgebieten festgestellten Rastvogelarten 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.

Hierbei werden - soweit möglich - Gefährdungseinstufungen von Unterarten oder Populationen verwendet, die in Norddeutschland zahlenmäßig überwiegen bzw. deren Auftreten hier am wahrscheinlichsten ist. Bei der nachfolgenden Darstellung der Verteilung der Arten auf die Schutzkategorien werden nur diese Unterarten/Populationen betrachtet.

Eine Liste aller erfassten Arten findet sich im Anhang nach Erfassungsmethoden getrennt (Tab. A. 13 bis Tab. A. 18).

Tab. 4.1 Liste der während der Flächenvoruntersuchung (Flug und Schiff) zur Fläche N-6.7 zwischen Januar 2019 und Januar 2021 nachgewiesenen und im Ergebnisteil näher betrachteten, gefährdeten oder geschützten Rastvogelarten mit Angaben zum Schutz- oder Gefährdungsstatus [VSchRL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang I; SPEC Kategorien; 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].

Artname	EU-VSchRL	SPEC	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sterntaucher	Anhang I	3	LC	LC	C 1)	2
Prachtttaucher	Anhang I	3	LC	LC	B 2c	*
Eissturmvogel		3	EN	VU		*
Basstölpel		Non-SPEC E	LC	LC	C 1	*
Trauerente		Non-SPEC	LC	LC	B 2a	*
Schmarotzer-raubmöwe		Non-SPEC	LC	EN		*
Skua		Non-SPEC	LC	LC		*
Zwergmöwe	Anhang I	3	NT	LC	B 1	*
Lachmöwe		Non-SPEC	LC	LC	C 1	*
Sturmmöwe		2	LC	LC	C 1	*
Heringsmöwe		Non-SPEC E	LC	LC	C 1	<i>ssp. fuscus</i> : 1 <i>spp. intermedius</i> : * ¹
Silbermöwe		Non-SPEC E	NT	VU	B 2c	*
Mantelmöwe		Non-SPEC E	LC	LC	C 1	*
Dreizehenmöwe		Non-SPEC	VU	EN	A 1b	*
Brandseeschwalbe	Anhang I	2	LC	LC	B 2a	*
Flusseeeschwalbe	Anhang I	Non-SPEC	LC	LC	C 1	3
Küstenseeschwalbe	Anhang I	Non-SPEC	LC	LC	C 1	*
Trottellumme		Non-SPEC	NT	LC	C 1	*
Tordalk		Non-SPEC E	NT	LC	A 4	*
Papageitaucher		1	EN	NT	A 1b	2

¹ tritt im Untersuchungsgebiet nur selten auf

Erläuterungen:

EU-Vogelschutzrichtlinie (VSchRL; Quelle: Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union 2013):

Anhang I Anhang I der Vogelschutz-Richtlinie umfasst insgesamt 181 Arten. Es sind die vom Aussterben bedrohten Arten, aufgrund geringer Bestände oder kleiner Verbreitungsgebiete seltenen oder durch ihre Habitatsansprüche besonders schutzbedürftigen 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 voraussichtlich 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 1b: Arten, die in der aktuellen IUCN Red List als „Threatened“ geführt werden
- 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 (s. Anlage 3 Absatz 2.2.1).
- [N]: Art des AEWA-Abkommens, für die Deutschland kein Arealstaat ist.

SPEC (Species of European Conservation Concern; Quelle: BirdLife International 2017):

- SPEC 1: Europäische Arten, die global gefährdet sind
- SPEC 2: Arten, deren globale Populationen konzentriert in Europa vorkommen und einen ungünstigen Erhaltungsstatus in Europa haben
- SPEC 3: Arten, deren globale Populationen nicht auf Europa konzentriert sind, dort aber einen ungünstigen Erhaltungsstatus haben
- SPEC 4: Arten, deren globale Populationen sich auf Europa konzentrieren mit günstigem Erhaltungsstatus in Europa
- Non-SPEC (E): Arten (mit Hauptkonzentration in Europa [E]), die aktuell nicht im Erhaltungszustand bedroht sind

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

4.2 Bewertung des Vorkommens

Sowohl die durch Flug- als auch Schiffstransekt-Erfassungen festgestellte saisonale Maximaldichte für **Seetaucher** war sehr gering. Für die Fluguntersuchungsgebiete wurde diese im Frühjahr 2020 mit einer Maximaldichte von 0,09 Ind./km² (FN6_7) erreicht. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen wurde sie mit 0,03 Ind./km² im Winter 2018/2019 festgestellt. Diese Dichten liegen jeweils deutlich unter den Abundanzen, die im Frühjahr in dem mehr als 25 km nordöstlich der Fluguntersuchungsgebiete liegenden Seetaucherkonzentrationsgebiet (BMU 2009) festgestellt werden (Garthe et al. 2015, Schwemmer et al. 2019). Die insgesamt vergleichsweise geringen Dichten, die auch durch das zweite Untersuchungsjahr validiert wurden, bestätigen, dass das Untersuchungsgebiet außerhalb des Hauptverbreitungsgebietes dieser Artgruppe in der deutschen Nordsee liegt (Mendel & Garthe 2010a). Bei einem europäischem Bestand von 150.000 - 450.000 Sterntauchern (BirdLife International 2004) bzw. neueren von Garthe et al. (2015) und Schwemmer et al. (2019) modellierten Frühjahrsbestandszahlen von 20.200 Seetauchern bzw. 22.000 Seetauchern für die deutsche Nordsee, von denen sich jeweils der Großteil im Seetaucherkonzentrationsgebiet westlich von Sylt befindet, sind die hier ermittelten Bestände als gering einzustufen. Dem Seegebiet um die Fläche N-6.7 kommt für diese Artgruppe nur eine geringe Bedeutung zu.

Der **Haubentaucher** wurde bei den Voruntersuchungen zur Fläche N-6.7 in beiden Untersuchungsjahren nicht festgestellt. Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Jahr 2019 wurde in beiden Untersuchungsgebieten lediglich je ein unbestimmter Lappentaucher, zu deren Artgruppe der Haubentaucher zählt, festgestellt. Es ist daher davon auszugehen, dass der Fläche N-6.7 keine Bedeutung für den Haubentaucher zukommt.

Nur wenige Individuen des **Eissturmvogels** wurden bei Schiffstransekt-Erfassungen nachgewiesen. Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden zwischen den Gebieten unterschiedliche Dichten, mit einem saisonalen Maximum von 0,08 Ind./km² im Winter 2019/2020 im nördlichen Untersuchungsgebiet FN10_11, erfasst. Die Dichten im südlicheren Gebiet FN6_7 waren meist deutlich geringer. Eissturmvögel sind vorwiegend küstenfern jenseits der 30 m Tiefenlinie anzutreffen und in ihrer Verteilung in der deutschen Nordsee sehr variabel (Markones et al. 2015).

Da Eissturmvögel grundsätzlich auf stark fluktuierende Nahrungsressourcen orientiert sind (Markones et al. 2015) und auch häufig mit Fischereiaktivität in Verbindung stehen (Mendel et al. 2008), lässt sich das temporär höhere Aufkommen im Gebiet FN10_11 möglicherweise mit einer erhöhten Nahrungsverfügbarkeit und damit einhergehender Fischereiaktivität erklären. Dies hängt möglicherweise auch mit den größeren Wassertiefen im Bereich des Gebietes FN10_11 zusammen, sodass diese gegenüber den anderen Untersuchungsflächen bevorzugt wird. Der Fläche N-6.7, sowie dem Untersuchungsgebiet der Schiffstransekt-Erfassungen und dem Fluggebiet FN6_7 kommt daher nur eine geringe Bedeutung zu, während das Gebiet FN10_11 eine mittlere Bedeutung für diese Art hat. Bei einem weltweiten Bestand von 6.760.000 - 7.000.000 Individuen (BirdLife International 2017) und einem Sommerbestand der deutschen AWZ der Nordsee von 40.000 Individuen (Mendel et al. 2008), ist der hier erfasste Anteil am Bestand als gering zu bewerten. Der Fläche N-6.7 kommt daher für den Eissturmvogel insgesamt nur eine geringe Bedeutung zu.

Basstölpel wurden während aller Jahreszeiten (außer im Winter 2019/2020 im Gebiet FN6_7) in geringen bis mittleren saisonalen Dichten in den Flug- und Schiffsuntersuchungsgebieten nachgewiesen (0,01 Ind./km² bis 0,34 Ind./km²). Interannuelle Bestandsschwankungen beim Basstölpel sind bekannt und für diese hochmobile Art nicht ungewöhnlich (Markones et al. 2013, 2014, 2015). Obwohl Basstölpel das ganze Jahr in der deutschen Nordsee vorkommen, werden generell im Sommer und Herbst die höchsten Dichten erwartet, während im Winter nur wenige Individuen der Basstölpel gesichtet werden (Garthe et al. 2007). Im Sommer konzentrieren sich die Individuen um die Brutkolonie auf Helgoland. Die erfasste Jahresphänologie im Untersuchungszeitraum passt daher sehr gut in diese Muster hinein. Lokal höhere Dichten, wie sie bei den Schiffsuntersuchungen im Juli oder November 2020 erfasst wurden, sind auch durch lokal und zeitlich begrenzte hohe Nahrungsverfügbarkeiten zu erklären. Bei einem Bestand von 780.000 Individuen (Mendel et al. 2008) bzw. einem maximalen Bestand von 2.600 Individuen in der deutschen AWZ der Nordsee (Herbst; Mendel et al. 2008) sind die hier festgestellten Dichten als mittel zu bewerten. Die bei den Schiffstransekt-Erfassungen temporär festgestellten hohen Dichten, deuten auf eine ebenso zeitlich begrenzte hohe Bedeutung hin. Daher muss die starke Variabilität in den Anzahlen der Basstölpel während der einzelnen Erfassungen berücksichtigt werden. Es ist außerdem zu berücksichtigen, dass zwischen den veröffentlichten Daten zum Bestand der deutschen AWZ der Nordsee (Mendel et al. 2008) und den hier erfassten Daten mehr als 10 Jahre liegen. Eine Veränderung des Bestands über diesen Zeitraum ist somit wahrscheinlich, insbesondere, da allein der Brutbestand auf Helgoland nach neuesten Ergebnissen von letztjährig 1.115 Brutpaaren (Wolff 2019) auf diesjährig 1.206 Brutpaare angestiegen ist (Walter 2020). Der Bestand der deutschen AWZ der Nordsee liegt also vermutlich höher als von Mendel et al. (2008) angenommen. Da aber keine neueren Daten zum Bestand der deutschen AWZ der Nordsee veröffentlicht sind, muss dieser hier als Referenzwert angenommen werden. Da die hier erfassten Dichten im Vergleich auf einem mittleren Niveau einzuordnen sind, kommt auch der Fläche N-6.7 eine mittlere Bedeutung für den Basstölpel zu.

Die **Trauerente** wurde bei den Voruntersuchungen zur Fläche N-6.7 nur in geringen Individuenzahlen festgestellt. Insgesamt wurde bei den Schiffstransekt-Erfassungen die höchste saisonale Dichte mit 0,13 Ind./km² im Herbst 2020 festgestellt. Die saisonalen Dichten der Flugtransekt-Erfassungen lagen, mit maximal 0,02 Ind./km², darunter. Generell ist die Trauerente für ihr unstetes Auftreten in Raum und Zeit bekannt (Nehls 1998). Aufgrund der Verteilung ihrer bevorzugten Nahrung ist die Trauerente größtenteils auf den küstennahen Bereich um die ost- und

nordfriesischen Inseln in Wassertiefen von bis zu 20 m beschränkt (Garthe et al. 2004b). Die Hauptnahrung der Trauerenten in den Winterquartieren besteht aus Muscheln, die tauchend erbeutet werden (Mendel et al. 2008). Die größten 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). In der süd-östlichen Nordsee sowie im dänischen Wattenmeer liegen außerdem wichtige Mausergebiete, die ab Sommer aufgesucht werden (Mendel et al. 2008). Der Winterbestand der deutschen Nordsee wird auf 135.000 Tiere geschätzt (Mendel et al. 2008). Die hier festgestellten Dichten sind vor dem in Mendel et al. (2008) beschriebenen Gesamtbestand als äußerst gering zu bewerten. Da die Fläche außerdem keine Eignung als Rastgebiet für die Trauerente hat, ist auch die Bedeutung der Fläche N-6.7 für die Trauerente als gering anzusehen.

Die **Skua** wurden bei den Voruntersuchungen zur Fläche N-6.7 nur selten erfasst. Insgesamt wurden 17 Skuas bei allen Erfassungen zusammengefasst festgestellt. Die verzeichneten Dichten waren entsprechend sehr gering. Skuas sind, wie Raubmöwen generell, ausgesprochene Hochseearten. Sie halten sich außerhalb der Brutzeit auf der offenen See auf und ernähren sich dort kleptoparasitisch. Die größeren Bestände dieser Arten kommen weiter im Norden vor (Skov et al. 1995). Skuas treten in den Untersuchungsgebieten selten als Rastvogel auf. Größere und langfristige Rastbestände bilden sich nicht aus. Der Fläche N-6.7 kommt daher eine geringe Bedeutung für die Skua zu.

Die **Spatelraubmöwe** wurden bei den Voruntersuchungen zur Fläche N-6.7 nicht festgestellt. Der Fläche N-6.7 kommt daher vermutlich eine geringe Bedeutung für die Spatelraubmöwe zu.

Das Vorkommen der **Zwergmöwen** konzentrierte sich bei beiden Untersuchungsmethoden eindeutig auf den Frühjahrszug im April (2019). Bei den Flugtransekt-Erfassungen wurden im zweiten Untersuchungsjahr im März und damit im Winter die höchsten Dichten erfasst. Dieses Ergebnis wurde jedoch stark von einem erhöhten Vorkommen während eines Fluges Ende März beeinflusst. Es ist daher denkbar, dass es sich hier um ein verfrühtes Zugeschehen handelt. Ob es sich alternativ um überwinterte Zwergmöwen handelt, kann nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden. Für die Nordsee wurde ein stabiler Überwinterungsbestand beschrieben (Garthe et al. 2007); laut Mendel et al. (2008) kommt ein meist küstennaher Winterbestand um 1.100 Zwergmöwen in der deutschen Nordsee vor. Grundsätzlich waren die Dichten zu den Zugzeiten im ersten Untersuchungsjahr höher als im zweiten Untersuchungsjahr. Jedoch handelt es sich bei beiden Erfassungsmethoden nur um Momentaufnahmen. Es ist nicht auszuschließen, dass Höhepunkte der Zugwellen bei den Erfassungen verpasst werden, sodass die tatsächlich im Gebiet anzutreffenden Dichten der Zwergmöwe möglicherweise höher liegen. Bei einem geschätzten Gesamtbestand der biogeographischen Population von 72.000 bis 174.000 Individuen (BirdLife International 2017), von dem allerdings nur ein Teil der Population auf den Zugwegen in die osteuropäischen Brutgebiete (13.000 - 27.000 Brutpaare; BirdLife International 2004) durch die deutsche Nordsee (Koop 2002, Dierschke 2003) zieht, sind die hier festgestellten Dichten, auch vor dem Hintergrund, dass die tatsächlichen Dichten aufgrund der stichprobenartigen Erfassungsmethoden möglicherweise höher liegen, von mittlerer Bedeutung. Damit kommt der Fläche N-6.7 für Zwergmöwen auch eine mittlere Bedeutung zu.

Die **Lachmöwe** wurde bei den Voruntersuchungen zur Fläche N-6.7 nur in geringen Dichten festgestellt. Die höchste saisonale Dichte der Lachmöwe wurde mit 0,03 Ind./km² bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 im Frühjahr 2019 bzw. bei den

Erfassungen im Gebiet FN6_7 im Herbst 2020 mit 0,04 Ind./km² festgestellt. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen lag die maximale Dichte mit 0,09 Ind./km² im Sommer 2020 etwas darüber. Insgesamt wurden sowohl in den Fluguntersuchungsgebieten als auch im Schiffsuntersuchungsgebiet geringe Dichten erfasst. Die Lachmöwe ist als weit verbreiteter Brut- und Jahresvogel in Deutschland anzutreffen (Mendel et al. 2008). In den deutschen Nordseegebieten konzentrieren sich die Lachmöwen zur Nahrungssuche 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). Dabei sind die Tiere hauptsächlich küstennah und deutlich weniger in der AWZ anzutreffen. Es stellt sich ein Wintervorkommen mit küstennaher Verbreitung ein (Mendel et al. 2008). Da die Fläche N-6.7 relativ weit offshore gelegen ist und damit eher außerhalb der erwarteten Verbreitungsgebiete der Lachmöwe liegt, sind die erfassten Dichten charakteristisch für dieses Seegebiet. Der Fläche N-6.7 kommt nur eine geringe Bedeutung für die Lachmöwe zu.

Sturmmöwen kamen nahezu ganzjährig in geringen Dichten im Untersuchungszeitraum in den Untersuchungsgebieten vor. Die höchste saisonale Dichte wurde im Winter 2020/2021 mit 0,17 Ind./km im Schiffsuntersuchungsgebiet festgestellt. Zwar sind Sturmmöwen generell ganzjährig in der deutschen Nordsee anzutreffen, halten sich aber im Frühjahr und besonders im Sommer hauptsächlich in Küstennähe auf (Mendel et al. 2008, Markones et al. 2015). Das Vorkommen der Sturmmöwe als schiffsfolgende Art ist außerdem stark an das Vorkommen von Fischereifahrzeugen gekoppelt (Mendel et al. 2008). Bei einem Bestand von 1.280.000 - 2.160.000 Individuen in der biogeographischen Population (BirdLife International 2017) und einem maximalen Bestand von 10.000 Individuen in der deutschen AWZ der Nordsee im Winter (Mendel et al. 2008), ist die hier erfasste Dichte der Sturmmöwen als gering anzusehen. Der Fläche N-6.7 kommt nur eine geringe Bedeutung zu.

Die **Heringsmöwe** gehörte in beiden Untersuchungsjahren und allen Erfassungsgebieten zu den häufigsten Arten. Besonders im Sommer und im Herbst wurden Heringsmöwen im Untersuchungsgebiet in zum Teil sehr hohen Dichten nachgewiesen. Garthe et al. (2004b) beschreiben für die Heringsmöwen einen weiten Aktionsradius, der sowohl während der Brutzeit als auch während der Nachbrutzeit küstennahe und küstenferne Bereiche der AWZ mit einschließt. In beiden Fällen wird noch einmal auf die häufige Assoziation mit Fischereifahrzeugen verwiesen, die die Verteilung der Tiere stark bedingen. Im Winter gingen die Dichten erwartungsgemäß deutlich zurück, da die Art als klassischer Zugvogel den Winter überwiegend an den afrikanischen und südeuropäischen Küsten verbringt (Exo et al. 2008). Die hier festgestellten Phänologien sind entsprechend charakteristisch. Die biogeographische Population der Heringsmöwe ist mit 325.000 - 440.000 Individuen angegeben (BirdLife International 2004), der maximale Bestand der deutschen AWZ der Nordsee ist im Sommer mit 29.000 Individuen deutlich geringer (Mendel et al. 2008). Die während der Erfassungen festgestellten Dichten liegen auf einem vergleichsweise mittleren, während einzelner Erfassungen auch auf einem hohen, Niveau. Inwiefern die hohen Dichten einzelner Erfassungen mit fischereilicher Aktivität zusammenhängen, kann nicht abschließend festgestellt werden, jedoch deuten die lokal sehr begrenzten Akkumulationen darauf hin. Bezüglich des Bestands der Heringsmöwen ergibt sich für die Fläche N-6.7 eine mittlere Bedeutung.

Mantel- und **Silbermöwen** wurden mit beiden Erfassungsmethoden in beiden Untersuchungsjahren meist nur in geringen Dichten festgestellt. Jedoch gab es jeweils einzelne Monate mit deutlich höheren Dichten, welche die maximalen saisonalen Dichten bestimmten. So ergab sich die höchste saisonale Dichte für die Mantelmöwe im Herbst 2019 mit 1,16 Ind./km² im Fluggebiet FN6_7. Für die Silbermöwe wurde die höchste saisonale Dichte ebenfalls im Fluggebiet FN6_7 im Winter 2019/2020 mit 0,96 Ind./km² festgestellt. Dabei ist zu beachten, dass in beiden Fällen nur eine Erfassung pro Saison stattfand, und die hier erhobenen mittleren saisonalen Dichten also demnach lediglich Momentaufnahmen einzelner Erfassungen sind. Entsprechend sind die recht hohen Dichten Momentereignisse, die nicht den regulär vorkommenden Bestand darstellen. Beide Arten sind als Schiffsfolger bekannt, sodass solche temporären und meist lokal erhöhten Dichtemaxima wahrscheinlich im Zusammenhang mit Fischereifahrzeugen stehen. Diese lokal hohen Dichten sind daher als anthropogen induziert einzustufen. Insgesamt haben beide Arten so große Bestände, dass auch solche temporär erhöhten Dichten nur einen kleinen Anteil an der biogeographischen Population ausmachen. Auch wenn der maximale Bestand der deutschen AWZ der Nordsee von 9.500 Mantelmöwen bzw. 15.000 Silbermöwen (Mendel et al. 2008) zugrunde gelegt wird, ergeben sich aufgrund der festgestellten Durchschnittsdichten nur geringe Anteile. Die Untersuchungsgebiete sowie die Fläche N-6.7 selbst haben für diese Arten daher nur eine geringe Bedeutung.

Als typische Hochseeart (Garthe et al. 2004b) ist die **Dreizehenmöwe** ganzjährig in den Untersuchungsgebieten anzutreffen. Die mit Abstand höchste saisonale Dichte wurde aktuell im Winter 2020/21 mit 3,62 Ind./km² im Flugerfassungsgebiet FN6_7 erreicht. Gefolgt wurde dieser Wert von der im Schiffstransect-Erfassungsgebiet SC6 festgestellten Dichte von 1,02 Ind./km², ebenfalls im Winter 2020/21. Wie anhand der Dichterasterkarten zu erkennen ist, sind dabei die Verteilungen der Individuen relativ großflächig und daher vermutlich nicht durch eine lokale Fischereiaktivitäten hervorgerufen. Dennoch werden Dreizehenmöwen häufig als Schiffsfolger registriert (Mendel et al. 2008) und es kann angenommen werden, dass Fischereiaktivitäten sowie sonstiger Schiffsverkehr die räumliche Verteilung stark beeinflusst und damit eine höchst variable und unstete Verbreitung in den Untersuchungsgebieten einhergeht. Insgesamt ist bei der Dreizehenmöwe zu Beginn der 2000er Jahre ein Rückgang um mehr als drei Viertel des Bestandes der Nordsee erkennbar (Markones et al. 2015) und seit 2004/2005 rangiert der Bestand auf einem niedrigen Niveau. Die biogeographische Population der Dreizehenmöwe ist mit 3.460.000 - 4.410.000 Individuen (BirdLife International 2015) immer noch groß, während der Bestand der deutschen AWZ der Nordsee mit 11.000 Individuen (Mendel et al. 2008) deutlich kleiner ist. Die hier durchschnittlich festgestellten Dichten sind von mittlerer Bedeutung für den Bestand der Population der AWZ der Nordsee, sodass auch die Fläche N-6.7 von mittlerer Bedeutung für die Dreizehenmöwe ist. Die stark erhöhten Dichten im Winter 2020/2021 deuten allerdings an, dass zumindest temporär die Bedeutung dieses Gebietes für die Dreizehenmöwe auch hoch sein kann.

Brandseeschwalben wurden hauptsächlich im ersten Untersuchungsjahr während der Zugzeiten festgestellt. Die höchste saisonale Dichte wurde mit 0,16 Ind./km² im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 bzw. mit 0,10 Ind./km² im Frühjahr 2019 festgestellt. Vereinzelt kam die Art auch im Sommer vor. Im Winter wurden erwartungsgemäß keine Seeschwalben in den Untersuchungsgebieten nachgewiesen, da sie als klassische Langstreckenzieher das Winterhalbjahr an den westafrikanischen Küsten verbringen (Bairlein et al. 2014). Bei den Schiffstransect-

Erfassungen wurden in beiden Untersuchungsjahren jeweils nur im Frühjahr geringe Anzahlen an Brandseeschwalben erfasst. Die biogeographische Population umfasst 166.000 - 171.000 Individuen (BirdLife International 2004), der Bestand in der deutschen AWZ der Nordsee umfasst zur Hauptverbreitungszeit im Frühjahr nur etwa 430 Individuen (Mendel et al. 2008). Es ist zu bemerken, dass die Relevanz des Offshore-Bestandes für den Gesamtbestand der Brandseeschwalben in der deutschen Bucht, aufgrund der hauptsächlich küstennahen Verbreitung dieser Art recht gering ist. Die sehr geringen Dichten des zweiten Untersuchungsjahres lassen ebenfalls auf eine geringe Bedeutung schließen. Wobei zu beachten gilt, dass, wie bei den meisten ziehenden Arten, die Dichten immer nur eine Momentaufnahme und nicht den langfristigen Bestand in den Untersuchungsgebieten darstellen. Es muss damit gerechnet werden, dass ein erhöhtes Zugesehen mit der begrenzten Anzahl an Erfassungen eventuell nicht erfasst wurde. Der Bestand der Brandseeschwalbe wird dennoch anhand der Lage der Fläche N-6.7 innerhalb der AWZ referenziert und somit kommt der Fläche zumindest anhand der ermittelten Dichten des ersten Untersuchungsjahres eine mittlere Bedeutung für Brandseeschwalben zu.

Fluss- und Küstenseeschwalben wurden, wie auch Brandseeschwalben, mehrheitlich im ersten Untersuchungsjahr, sowohl im Frühjahr wie auch Herbst während der Zugzeiten, festgestellt. Die höchste saisonale Dichte wurde mit 0,78 Ind./km² im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 im Frühjahr 2019 festgestellt. Während die Dichten in den Fluguntersuchungsgebieten im zweiten Untersuchungsjahr deutlich geringer waren (max. 0,03 Ind./km²), wurden im Schiffuntersuchungsgebiet im zweiten Untersuchungsjahr etwas höhere Dichten im Vergleich zum ersten Untersuchungsjahr erfasst. Mit einer maximalen saisonalen Dichte von 0,19 Ind./km² im Herbst 2020, waren die Dichten bei der Schiffuntersuchungen jedoch generell deutlich geringer als jene der Flugtransekt-Erfassungen. Besonders für Küstenseeschwalben ist bekannt, dass sie auch sehr weit offshore gelegene Gebiete nutzen (Fijn et al. 2013), sodass ein Durchzug durch die aktuellen Untersuchungsgebiete für sie durchaus möglich ist. Die bei Erfassungen im Sommer vereinzelt festgestellten Individuen sind keine Brutvögel, da das Untersuchungsgebiet für Nahrungsflüge deutlich zu weit von der Küste entfernt ist (Becker et al. 2008). Der europäische Brutbestand der Flusseeeschwalbe umfasst ca. 270.000 bis 570.000 Paare (BirdLife International 2004), der Bestand der Küstenseeschwalbe entspricht etwa 500.000 - 900.000 Paaren. Die hier festgestellten Dichten entsprechen nur einem geringen Teil dieser Population. Legt man allerdings den maximalen Bestand der deutschen AWZ der Nordsee im Herbst für beide Arten zugrunde (8.900 Individuen; Mendel et al. 2008), ist der hier festgestellte Anteil, im ersten Untersuchungsjahr der Flugtransekt-Erfassungen und im zweiten Jahr der Schiffstransekt-Erfassungen am Bestand deutlich größer. Wie auch bei den Brandseeschwalben ist zu bemerken, dass die Relevanz des Offshore-Bestandes für den Gesamtbestand der Fluss-/Küstenseeschwalben in der deutschen Bucht aufgrund der hauptsächlich küstennahen Verbreitung dieser Art recht eingeschränkt ist. Dennoch wird aufgrund der Lage der Fläche N-6.7 weiter offshore, der Bestand anhand der relativ hohen Dichten im ersten Untersuchungsjahr der Flugtransekt-Erfassungen mit geringeren Dichten im Folgejahr, aber auch den wiederkehrend mittleren Dichten bei den Schiffstransekt-Erfassungen zu den Zugzeiten, insgesamt eine mittlere Bedeutung zu.

Alkenvögel wurden bei der Auswertung der Flugtransekt-Erfassungen gemeinsam betrachtet, um den Anteil unbestimmter Individuen zu berücksichtigen. Bei der Auswertung der Schiffstransekt-Erfassungen wurden **Trottellumme** und **Tordalk** getrennt betrachtet, da hier fast alle Tiere auf Artniveau bestimmt wurden (0,6 - 4,6 % lediglich als Trottellumme/Tordalk). Generell werden die höchsten Dichten im Winter erwartet (Mendel et al. 2008), aber auch in der Nachbrutzeit können

zumindest Trottellummen in erhöhten Dichten auftreten (Bauer et al. 2005) Die Verteilung im Gebiet kann aber auch aufgrund verschiedener Faktoren schwanken. Für Alkenvögel kann die Windrichtung für die Verteilung eine große Rolle spielen, da im Herbst Jungvögel und mausernde Altvögel größtenteils flugunfähig sind (Stone et al. 1995) und sich teilweise mit Meeresströmungen treiben lassen. Auch Dierschke et al. (2006) zeigen im Bereich der Untersuchungsgebiete im Frühjahr (13 - 20 März 2003) hohe Dichten von Trottellummen und Tordalken. Mit dem Beginn des Brutgeschäfts ab Ende April werden deutlich geringere Dichten mit beiden Erfassungsmethoden beobachtet. Mittels Flugtransekt-Erfassungen wurde die höchste saisonale Dichte mit 2,89 Ind./km² im Gebiet FN6_7 im Herbst 2020 festgestellt. Aber auch im weiter nördlich gelegenen Gebiet FN10_11 wurden hohe saisonale Dichten mit 2,18 Ind./km² bzw. 2,31 Ind./km² im Frühjahr 2019 bzw. Frühjahr 2020 festgestellt. Bei Schiffstransekt-Erfassungen war die Trottellumme mit 486 Tieren im Jahr 2019 die häufigste Art innerhalb des Transekts im Untersuchungsgebiet. Im Jahr 2020 war die Trottellumme mit 355 Individuen innerhalb des Transekts die dritthäufigste Art. Die höchste saisonale Dichte wurde mit 1,82 Ind./km² entsprechend im Frühjahr 2019 erreicht. Tordalken waren weniger häufig und erreichten ihre maximale saisonale Dichte von 0,57 Ind./km² bei den Schifferfassungen im Frühjahr 2019. Während Tordalken bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Herbst nicht erfasst wurden, waren Trottellummen ganzjährig im Schiffsuntersuchungsgebiet vertreten, wobei die Dichten im Frühjahr 2019 und Herbst 2020 mit Abstand am höchsten waren. Bei einer großen biogeographischen Population der Trottellumme von 2.350.000 – 3.060.000 Individuen (BirdLife International 2015) sind die hier erfassten Dichten insgesamt als gering einzuordnen. Legt man allerdings den deutlich geringeren maximale Bestand der deutschen AWZ der Nordsee im Winter zugrunde (27.000 Individuen; Mendel et al. 2008), so sind die Dichten insgesamt von mittlerer, temporär auch von hoher Bedeutung. Für den Tordalk beträgt die Größe der europäischen Population zwischen 979.000 – 1.020.000 Individuen (BirdLife International 2015), sodass auch für diese Art die hier erfassten Dichten insgesamt nur einen geringen Teil ausmachen. Da der maximalen Bestand der deutschen AWZ der Nordsee im Winter aber deutlich unter der Größe der europäischen Population liegt (4.500 Individuen; Mendel et al. 2008) spielt hier die im Untersuchungsgebiet erfasste Dichte der Tordalken eine größere Rolle. Insgesamt kommt der Fläche N-6.7 für beide Arten eine mittlere, temporär auch erhöhte, Bedeutung zu.

4.3 Bewertung räumlicher Einheiten

Die untersuchte Fläche N-6.7 hat verschiedene Funktionen für das Schutzgut Rastvögel. Ein Teil der festgestellten Arten bzw. auch Individuen einzelner Arten kann/können als Durchzügler eingestuft werden, die das Gebiet nur kurzzeitig nutzen. Dies betrifft vor allem Seeschwalben, Zwergmöwen und Seetaucher. Typische Rastvögel im Untersuchungsgebiet, die das Gebiet potenziell über einen längeren Zeitraum (meist außerhalb der Brutsaison) zur Nahrungssuche nutzen, sind Alkenvögel, Dreizehenmöwen, Eissturmvögel und *Larus*-Möwen. Wobei auch bei diesen Arten oder Artgruppen die Nutzungsintensität im Jahresverlauf schwankt. Auch Basstölpel sind eine typische Offshore-Art, mit einem meist sehr unsteten Auftreten in der gesamten deutschen Nordsee. Generell sind nahrungssuchende Brutvögel aufgrund der Entfernung der Fläche N-6.7 zu den Brutgebieten nur in geringem Maße zu erwarten. Adulte Heringsmöwen wurden allerdings in beiden Untersuchungsjahren im Sommer relativ häufig in den jeweiligen Untersuchungsgebieten registriert. Die AWZ wird von dieser Art regelmäßig zur Nahrungssuche genutzt, wobei sie als

typischer Schiffsfolger (Garthe et al. 2004b, Mendel & Garthe 2010b) häufig in großen Trupps auch in Assoziation mit anderen Möwenarten (Mendel et al. 2008) auftritt und wenig an bestimmte Gebiete gebunden ist.

Die nächstgelegenen Schutzgebiete (FFH-Gebiete „Borkum Riffgrund“, „Sylter Außenriff“) sind etwa 40,1 bzw. 53,8 km von der Fläche N-6.7 entfernt, das EVG „Östliche Deutsche Bucht“ ist etwa 90,9 km entfernt. Daher spielen diese Schutzgebiete für die aktuelle Bewertung nur eine untergeordnete Rolle.

Zusammengenommen lässt sich festhalten, dass das Gebiet eine geringe Bedeutung für nahrungssuchende Brutvögel aufweist und auch im Bezug der Nähe zu Schutzgebieten ist die Bedeutung der Fläche gering. Für Durchzügler, wie die Zwergmöwe und die Seeschwalben hat das Gebiet eine mittlere Bedeutung und auch für Rastvögel hat das Gebiet offensichtlich aufgrund höherer Dichten der Alkenvögel und Dreizehenmöwe eine mittlere Bedeutung. Daher kommt der räumlichen Einheit eine mittlere Bedeutung zu.

4.4 Vorbelastung

Bau und Betrieb einer Vielzahl verschiedener OWP und anderer Bauwerke wie Konverterstationen (z. B. „BorWin alpha“) und Forschungsplattformen (FINO 1 und FINO 3) stellen in der Nordsee für Rastvögel eine Vorbelastung dar.

Die Fläche N-6.7 befindet sich in direkter räumlicher Nähe (500 m), nördlich der OWP „BARD Offshore 1“, „Veja Mate“ und „Deutsche Bucht“. Letzterer wurde während des ersten Untersuchungsjahres zwischen Juni und September 2019 errichtet. Damit zusammenhängend kam es vermutlich zu erhöhtem, mit dem Bau assoziierten, Schiffsverkehr auch in der Fläche N-6.7 sowie darüber hinaus. Dies allerdings ist entgegen der fertiggestellten OWP als temporäre Beeinflussung anzusehen. Weiter nordöstlich schließen sich die bereits entwickelten OWP „Global Tech I“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“ in etwa 13,4 km Entfernung zur Fläche N-6.7 an. Östlich der Projektfläche N-6.7 in etwa 6,5 km Entfernung liegt Gebiet N-7 mit der Projektfläche des Offshorewindparks „EnBW He Dreih“ (vergl. dazu Abb. 1.1) sowie der Voruntersuchungsfläche N-7.2. Die derzeit in diesen Gebieten im Betrieb befindlichen OWP sind als Vorbelastung zu werten. Die Vorbelastung besteht in Form von möglichen Kollisionen mit den Anlagen und Bauwerken sowie in Form einer Meidung des Gebietes und damit verbunden einem Verlust von Rast- und Nahrungsflächen. Dies betrifft insbesondere die in direkter räumlicher Nähe befindlichen OWP des Cluster 6.

Des Weiteren befindet sich im Süden des Untersuchungsgebietes in einer Entfernung von ca. 7,6 km das Verkehrstrennungsgebiet „German Bight Western Approach“, welches durch ein zwar kanalisiertes, aber hohes Schiffsaufkommen gekennzeichnet ist. Die FEP-Fläche N-6.7 ist hiervon allerdings räumlich durch die Windparks des Gebietes N-6 getrennt. Inwiefern der wartungsbezogene Schiffsverkehr des Cluster 6 auch die Fläche N-6.7 beeinträchtigt kann nicht abschließend festgestellt werden.

Zusätzlich stellt die Fischerei im Bereich der Nordsee eine indirekte Vorbelastung für rastende Vögel dar: Großmöwen profitieren unter anderem von Fischereiabfällen und treten in höheren Anzahlen auf als unter natürlichen Bedingungen. Wie der Wartungsschiffsverkehr kann auch die Fischerei bei anderen Arten (z. B. Seetaucher oder Meeresenten) wiederum Meidungsverhalten auslösen.

Der Aspekt der „Vorbelastung“ wird trotz fehlender Information zum Schiffaufkommen in der Fläche N.6.7 vorsorglich als von hoher Bedeutung eingestuft, da die in der Umgebung in Betrieb befindlichen OWP der Gebiete N-6 und N-8 einen starken Einfluss auf die Fläche N-6.7 haben.

4.5 Fazit

In Bezug auf den Aspekt „**Schutzstatus**“ kommt den Untersuchungsgebieten eine mittlere Bedeutung (Wertstufe 2) zu, da zwar regelmäßig geschützte Arten wie die Anhang I-Arten Seetaucher, Seeschwalben oder Zwergmöwen im Untersuchungsgebiet vorkommen, allerdings nicht in für die Gesamtpopulation bedeutender Anzahl. Die in den Untersuchungsgebieten regelmäßig in erhöhten Dichten vorkommende Dreizehenmöwe wird in der europäischen Roten Liste als „vulnerable“ bzw. „endangered“ gelistet und wird auch im AEWA-Abkommen aufgeführt. Gemessen an der biogeographischen Population ist der Anteil der während der Erfassungen zur Voruntersuchung der Fläche N-6.7 festgestellte Bestand der Dreizehenmöwe aber gering. Für einen Großteil der vorkommenden Arten ist der Schutzstatus nicht besonders hoch, das trifft auch für die mit Abstand am häufigsten im Gebiet vorkommenden Arten wie Trottellumme, Tordalk oder Heringsmöwe zu.

Dem „**Vorkommen der Rastvögel**“ wird insgesamt ein mittlerer Wert (Wertstufe 2) zugeordnet, da bis auf einzelne Ausnahmen weitestgehend durchschnittliche Dichten oder Häufigkeiten erreicht wurden. Als Ausnahmen sind hier die häufigeren Arten wie Trottellumme und Tordalk oder Dreizehenmöwen zu nennen, die zumindest zeitweise häufig in den Untersuchungsgebieten auftreten. Auch nicht-lebensraumtypische Taxa (Küstenvogelarten wie insbesondere die *Larus*-Möwen) kommen in teilweise hohen Dichten vor. Zeitlich begrenzte Vorkommen deutlich höherer Dichten einzelner Taxa (insbesondere Alkenvögel) weisen zumindest zeitweilig auch auf eine hohe Bedeutung der Fläche N-6.7 hin. Brutvögel Helgolands oder der schleswig-holsteinischen Küste gastieren vermutlich nur in geringen Anzahlen regelmäßig im Untersuchungsraum. Trottellumme, Dreizehenmöwe, Basstölpel und Eissturmvogel können sowohl als Nahrungsgäste während der Brutzeit als auch als Wintergäste auftreten. Die Trottellumme ist auch im Herbst, nach der Brutzeit im Gebiet vertreten. Teilweise sind höhere Vorkommen einzelner Arten vermutlich auf höhere Nahrungsverfügbarkeiten zurückzuführen. So wurden teilweise hohe Dichten von Heringsmöwen festgestellt, die sich während der einzelnen Erfassungen in Teilbereichen der Untersuchungsgebiete konzentrieren. Auch diese Vorkommen während der Brutzeit sind neben durchziehenden und übersommernden Individuen Teil der natürlichen Hochseelebensgemeinschaft. Lokal hohe Individuenzahlen sind zumindest bei der Heringsmöwe vermutlich hauptsächlich durch den Fischereibetrieb erhöht. Dies zeigt sich sowohl bei den Erfassungen vom Schiff aus als auch bei den Erfassungen im Gebiet FN6_7 bei denen temporär deutlich erhöhte Dichten festgestellt wurden. Tordalken treten vor allem im Winter und Frühjahr im Untersuchungsraum auf. Seetaucher kommen im Vergleich zu küstennäheren Gebieten in eher niedrigen Dichten vor. Insgesamt wurden im nördlichen Fluggebiet FN10_11 typische Hochseearten in höhere Anzahlen festgestellt, vor allem Alkenvögel und Eissturmvogel wurden hier häufiger registriert. Aber auch im Schiffsuntersuchungsgebiet wurden temporär deutlich erhöhte Dichten einzelner Arten wie Heringsmöwe oder Basstölpel erfasst. Das Gebiet hat verschiedene Funktionen für die betrachteten Seevögel. Es dient sowohl als Rastgebiet und zur Nahrungssuche, als auch als Durchzugsgebiet für Langstrecken- und Teilzieher. Eine verstärkte Nutzung wurde im Frühjahr

festgestellt, wobei auch zu den anderen Jahreszeiten Rastvögel in unterschiedlicher Zusammensetzung anwesend sind.

Dem Aspekt der „**räumlichen Einheiten**“ wird in Bezug auf die Entfernung zu relevanten Schutzgebieten und auf die Relevanz der Fläche für Brutvögel eine geringe Bedeutung beigemessen. Da jedoch die Fläche eine mittlere Relevanz als Durchzugs- und Rastgebiet hat, wird dem Aspekt der „räumlichen Einheiten“ insgesamt eine mittlere Bedeutung und damit die Wertstufe 2 beigemessen.

Der Aspekt „**Vorbelastung**“ wird als hoch (Wertstufe 1, weil gegenläufig zu bewerten, s. auch Kapitel 2.3 für die Methodenbeschreibung) eingestuft. In der näheren Umgebung ist vor allem die Beeinträchtigung durch die in Betrieb stehenden OWP „BARD Offshore 1“, „Deutsche Bucht“ und „Veja Mate“ zu nennen. Letzterer wurde erst während der Untersuchungsperiode 2019 fertiggestellt. Auch die etwas weiter entfernten OWP „Global Tech I“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“ tragen zur Vorbelastung des Seegebietes bei. Außerdem ist mit nicht-kanalisiertem Schiffsverkehr in Form von Fischerei und möglichem Wartungsverkehr zu rechnen, temporär war auch baustellen-assoziiertes Schiffsverkehr relevant. Die bereits beschriebenen Vorbelastungen legen nahe, dass die Seevogel-Lebensgemeinschaft im Untersuchungsraum durch anthropogene Einflüsse verändert ist. Beispielhaft sind hier die teilweise hohen Dichten der Heringsmöwen zu nennen, welche vermutlich im Zusammenhang mit fischereilicher Nutzung des Gebietes stehen. Dennoch kommen viele charakteristische Arten des Hochseelebensraumes im Untersuchungsraum vor.

Auf Basis der oben genannten Kriterien (Kapitel 2.3) kommt der **Fläche N-6.7** somit für das Schutzgut Rastvögel eine **mittlere Bedeutung** zu.

5 BESCHREIBUNG DER WIRKFAKTOREN

Die angenommenen Wirkfaktoren, die sich durch den Bau/Rückbau, durch die Anlagen oder den Betrieb eines Windparks mit den dazugehörigen Parametern (s. Anhang Tab. A. 1) auf der Fläche N-6.7 für das Schutzgut Rastvögel ergeben, folgen dem Umweltbericht zum FEP 2020 für die deutsche(BSH 2020b) und sind in Tab. 5.1 dargestellt.

Tab. 5.1 *Potenzielle Wirkfaktoren unter Berücksichtigung der Windparkparameter (Tab. A. 1) auf das Schutzgut Rastvögel, aus dem Umweltbericht zum FEP für die deutscher Nordsee(BSH 2020b), erweitert. *in geringerem Maße auch in anderen Ausbauphasen relevant.*

Schutzgut	Wirkung	potenzielle Auswirkung	Bau/ Rückbau	Anlage	Betrieb
See- und Rastvögel	Visuelle Unruhe durch Baubetrieb	Scheueffekt Barriereeffekt Anlockeffekt	x		
	Sichtbarkeit im Luftraum	Scheueffekt Lebensraumverlust Barriereeffekt Anlockeffekt		x	x*
	Hindernis im Luftraum	Vogelschlag/Kollisionsrisiko Veränderung des Windfeldes Barriereeffekt		x*	x
	Lichtemissionen	Anlockeffekt Barriereeffekt Scheuchwirkung	x	x*	x
	Nutzungs- und Befahrungsverbot	Anlockeffekt Reduzierte Nutzung		x	
	Wartungsbezogener Schiffsverkehr	Scheueffekt Lebensraumverlust		x*	x

Im Einzelnen sind, auf Grundlage der Windparkparameter die durch eine Bandbreite der minimalen und maximalen Kenngrößen der möglichen auf der Fläche N-6.7 zu entwickelnden WEA in Tabelle Tab. A. 1, potentielle Wirkfaktoren durch unterschiedliche Aktivitäten während des Ausbaus zu erwarten. Bau-/rückbaubedingte Wirkungen sind auf Rastvögel vor allem durch die konstruktionsbedingte Zunahme des Schiffsverkehrs im betreffenden Seegebiet sowie durch die mit der Seeschifffahrt verbundenen Lichtemissionen zu erwarten. Hieraus resultieren potenzielle Auswirkungen in Form von artspezifischen Scheuch-, Barriere-, aber auch Anlockeffekten.

Anlagenbedingte Auswirkungen sind nur begrenzt von den betriebsbedingten Wirkfaktoren trennbar. Dazu gehören neben der Sichtbarkeit der Anlagen im Luftraum am Tag sowie die Lichtemissionen der Anlagen bei Nacht auch die Struktur der Anlagen als Hindernis im Luftraum. Dies wird in der Folge des Betriebs durch die Rotorbewegung noch weiter verstärkt. Mit der Anlage der WEA geht auch ein Nutzungs- und Befahrungsverbot einher, welches positive Effekte auf Nahrungsressourcen innerhalb der OWP haben kann. Andererseits wirkt sich der Wartungsverkehr in der Betriebsphase in Form von Scheuchwirkung und Habitatverlust aus. Die Einflüsse, die diese Wirkfaktoren auf die unterschiedlichen Rastvogelarten haben können, sind artspezifisch.

5.1 Bau-/rückbaubedingte Wirkfaktoren

Daten zu Umweltauswirkungen durch den Bau von OWP auf Rastvögel liegen inzwischen insbesondere für Seetaucher, Meerestenten und Alkenvögel, sowie diverse Möwen- und Seeschwalbenarten durch Monitoring-Ergebnisse aus Nord- und Ostsee vor. Der Rückbau wurde bisher nicht explizit untersucht, jedoch sind die Ergebnisse des Monitorings baubedingter Effekte vermutlich weitgehend übertragbar.

Aus dem Bereich der deutschen AWZ der Nordsee basiert der aktuelle Kenntnisstand vornehmlich auf den StUKplus Forschungsergebnissen zum OWP „alpha ventus“ (BSH 2010a, Kotzerka et al. 2011, 2013, Sonntag et al. 2011, Mendel et al. 2013, 2015, Schwemmer et al. 2014).

Darüber hinaus tragen folgende Studien aus Anrainerstaaten zum aktuellen Kenntnisstand bei: Aus Dänemark liegen Ergebnisse zu dem OWP „Horns Rev“ in der Nordsee (Christensen et al. 2003, Petersen et al. 2004, 2006a, 2006b, Blew et al. 2008) und dem in der Ostsee liegenden OWP „Nysted“ (Kahlert et al. 2004, Petersen et al. 2006a) vor. Ergebnisse aus den Niederlanden (Übersicht in Deltares 2010) beschränken sich vor allem auf den OWP „Egmond aan Zee“ (Leopold et al. 2011, Lindeboom et al. 2011, Poot et al. 2011), aber auch zu dem OWP „Prinses Amalia“ liegen Daten vor (Leopold et al. 2013). Aus Belgien gibt es umfangreiche Untersuchungen zu den OWP „Thornton Bank“ und „Bligh Bank“ (Vanermen & Stienen 2009, Vanermen et al. 2012, 2013). Nach dem derzeitigen Kenntnisstand befinden sich die meisten OWP (im Bau und/oder bereits im Betrieb) in Großbritannien. Die Ergebnisse der dazugehörigen Studien und ihr Einfluss auf Vögel sind in Langston (2013) als Übersicht zusammenfassend dargelegt.

Auch aus den 1990er-Jahren existieren Untersuchungen, die jedoch meist nicht den Offshore-, sondern den Küstenbereich betreffen (Still et al. 1996, Guillemette et al. 1999, Noer et al. 2000). Ferner lassen sich Ableitungen aus dem Verhalten von Vögeln gegenüber Fischerei und anderen Offshore-Technologien (Ölplattformen, Forschungsplattformen; z. B. Orejas et al. 2005, Hüppop et al. 2009, Aumüller et al. 2011, 2015) sowie Hafenanlagen und Landwindparks herstellen (z. B. Hötter et al. 2004).

Die Hauptauswirkungen der Bauaktivitäten von OWP auf Rastvögel sind Scheuch- und Barriereeffekte durch die mit dem Baubetrieb zusammenhängende visuelle Unruhe (tagsüber) sowie die Lichtemission (nachts). Beide werden von gesteigertem Schiffsverkehr in Zusammenhang mit der Bauaktivität ausgelöst und können daher nur bedingt voneinander getrennt werden. Bei einigen Arten (z. B. Seetaucher) scheint aber auch die Sichtbarkeit der Anlagen im Luftraum einen stärkeren Scheucheffekt auszulösen, dieser Aspekt wird ausführlicher im Folgekapitel „Anlagenbedingte Wirkfaktoren“ abgehandelt. Zusätzlich muss berücksichtigt werden, dass durch den erhöhten Schiffsverkehr, der mit dem Bau der Anlagen verbunden ist, ein Anlockeffekt für bestimmte Arten auftritt. In geringem Maße ist mit dem Anlockeffekt eine Vogelschlaggefahr (Kollisionsrisiko) für diese Arten verbunden.

Visuelle Unruhe durch Baubetrieb und Lichtmissionen

Während der Bauphase gehen vom Schiffsverkehr und der Bautätigkeit selbst optische Störreize in Form einer visuellen Unruhe aus, die für Rastvögel im Luftraum, aber auch für auf der Wasseroberfläche rastende Tiere, gut sichtbar sind. Diese visuelle Unruhe geht auch mit der

Sichtbarkeit der fertiggestellten Anlagen im Luftraum einher, diese werden aber im nächsten Kapitel „Anlagenbedingte Wirkfaktoren“ detailliert abgehandelt. Sie wirken je nach Tageszeit mit Lichtimmissionen zusammen und es ist daher kaum möglich, die jeweiligen Auswirkungen nach der Störquelle „bewegter/unbewegter Gegenstand“ (findet vor allem tagsüber in Form von Schiffen und Strukturelementen statt) und „Licht“ (nachts) eindeutig zu trennen. Optische Störreize, die über bewegte/unbewegte Gegenstände wirken, und nächtliche Lichtimmissionen werden daher im Folgenden gemeinsam behandelt. Zu einem gewissen Grad sind mit den baubedingten Störreizen auch Hindernisse im Luftraum verbunden, diese sind aber im Vergleich zu anlagebedingten Hindernissen zu vernachlässigen.

Durch visuelle Unruhe sind Ausweichbewegungen fliegender Rastvögel hauptsächlich in Höhen bis maximal 500 m zu erwarten. Ein kleinräumiger Barriereeffekt, der artspezifisch unterschiedlich stark ausgeprägt sein kann, ist somit also möglich. Die Aktivitäten während der Bauphase (Anwesenheit vieler Schiffe, Aufbau der Anlagen, Baulärm) des dänischen Windparks „Nysted“ schienen die Flugwege der Rastvögel weder tagsüber noch nachts zu beeinflussen (Kahlert et al. 2004). Auch Beobachtungen während der Bauphase im niederländischen Windpark „Egmond aan Zee“ lieferten keinen Hinweis, dass sich Rastvögel von den Rammarbeiten vertreiben ließen. Die Beobachtungen fanden allerdings ab Mitte April statt, als sich hauptsächlich Möwen und Seeschwalben im Gebiet aufhielten (Leopold & Camphuysen 2007). Auswirkungen auf die als störungsempfindlich eingestuften Arten(-gruppen) der Seetaucher und Alkenvögel konnten in dieser Studie demnach nicht untersucht werden.

Nach Christensen et al. (2003) zeigten Trottellumme, Tordalk und Basstölpel, die im Sommerhalbjahr zahlreich im Untersuchungsgebiet auftreten, Meidungsverhalten gegenüber der Baustelle des dänischen Windparks „Horns Rev“. Ob eine generelle Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Strukturen bei diesen Arten besteht, ist jedoch fraglich. So zweifeln Blew et al. (2008) für die beiden Alkenarten, Trottellumme und Tordalk, eine besondere Empfindlichkeit gegenüber Windkraftanlagen an. Aktuelle Studien legen jedoch nahe, dass diese beiden Arten Windparkflächen und die unmittelbare Umgebung während der Bauphase durchaus meiden (Mendel et al. 2013, Webb et al. 2015, Vanermen et al. 2015a). Vanermen & Stienen (2009) stellten fest, dass Basstölpel während der Bauphase des belgischen OWP „Thornton Bank“ den Windpark nicht mieden, sondern ihn durchflogen. Unstrittig ist jedoch in allen aktuellen Studien die Empfindlichkeit der Seetaucher gegenüber den Baustellen. Bei Seetauchern gehen u. a. Blew et al. (2008) und Petersen et al. (2006a) davon aus, dass die Tiere einen großen Abstand zum Ort der Bauarbeiten halten. Laut aktueller Ergebnisse aus der ökologischen Begleitforschung zum Forschungs-OWP „alpha ventus“ wurde kein direkter Einfluss des Baugeschehens auf Basstölpel, Eissturmvögel, Trauerenten, *Larus*-Möwen, Seeschwalben und Alkenvögel nachgewiesen (Piper 2011). Zu Seetauchern konnten diesbezüglich keine Aussagen getroffen werden, da zum Zeitpunkt des Baubeginns keine Seetaucher mehr im Gebiet anzutreffen waren (Piper 2011).

Die Bauarbeiten finden nur an wenigen Anlagen gleichzeitig und immer wieder an anderer Stelle statt, sodass die Auswirkungen der optischen Störreize voraussichtlich nie den gesamten OWP betreffen. Bellebaum et al. (2006) beschrieben Fluchtreaktionen vor Schiffen durch Meeresenten und Seetaucher. Da Konstruktionsarbeiten mit verstärktem Schiffsverkehr einhergehen, muss entsprechend von einer Wirkung durch den Schiffsverkehr ausgegangen werden. Da die Auswirkungen artspezifisch unterschiedlich weit über die Baustellengrenzen hinausreichen,

müssen diese als mittlräumig eingestuft werden. Die Wirkung von Lichtimmissionen können kleinräumiger eingestuft werden.

Durch die Art der nächtlichen Beleuchtung und die Farbgebung können die oben beschriebenen Effekte auf Seevögel beeinflusst werden. Auch können reduzierte Lichtemissionen auf Bauschiffen mögliche Auswirkungen verringern. Insgesamt kann die Lichtimmission bei einem Scheueffekt zu Lebensraumverlust führen, bei dem gleichzeitig aber das Kollisionsrisiko sinkt, während bei einem Anlockeffekt das Kollisionsrisiko steigt.

Anlockeffekte, sind hauptsächlich durch die am Baubetrieb beteiligten Schiffe auf typische Schiffsfolger wie Möwenarten (Garthe et al. 2004b, Mendel et al. 2008, Mendel & Garthe 2010b), aber auch Eissturmvögel (Phillips et al. 1999) zu erwarten. Etwaige Strukturen der Bauschiffe könnten Möwenarten auch als Anstanzmöglichkeit dienen.

Auswirkungen auf Grundlage der Windparkparameter

Hinsichtlich der bau-/rückbaubedingten Wirkungen ist eine Abgrenzung innerhalb der in Tab. A. 1 aufgeführten Parameter vermutlich nicht relevant. Lediglich die möglicherweise verlängerte Bau-/Rückbauzeit größerer Anlagen könnten hier zum Tragen kommen. Da größere Anlagen, auf die gleiche Fläche bezogen, aber eine geringere Anlagendichte mit sich bringen, würden bezogen auf die Fläche N-6.7 insgesamt weniger Anlagen errichtet, was die Bauzeit und damit die Wirkungsdauer der Einflüsse relativieren. Insgesamt wird nicht davon ausgegangen, dass sich unterschiedliche Windparkszenarien innerhalb der dargelegten Bandbreite in Bezug auf bau-/rückbaubedingte Wirkfaktoren stark unterscheiden.

5.2 Anlagenbedingte Wirkfaktoren

Die als relevant betrachteten anlage- und betriebsbedingten Wirkfaktoren und Auswirkungen lassen sich für Rastvögel nicht gänzlich sinnvoll trennen. Nahezu alle mit der Präsenz der Anlagen verbundenen Faktoren, wie Sichtbarkeit und Hindernis im Luftraum mit ihren wesentlichen Auswirkungen „Scheuch-“, „Barrierewirkung“, „Lebensraumverlust“ und „Kollisionsrisiko“ wirken ebenso auch betriebsbedingt auf Rastvögel. Generell ist jedoch anzunehmen, dass die für die Rastvögel relevanten Auswirkungen „Lebensraumverlust“ und „Barrierewirkung“ anlagebedingt wirken und in der Betriebsphase durch die Drehung der Rotoren nur verstärkt werden. Das „Kollisionsrisiko“, welches durch die Drehung der Rotoren deutlich verstärkt wird, hat für Zugvögel vermutlich größere Bedeutung als für Rastvögel. Daher werden die Auswirkungen, wie „Sichtbarkeit im Luftraum“ (tagsüber) und „Lichtimmissionen“ (nachts), die sich hauptsächlich auf die anlagenbedingten Wirkungen beziehen, im Gegensatz zu den Zugvögeln in ausführlicher Form unter den anlagebedingten und nicht den betriebsbedingten Auswirkungen abgehandelt. Zusätzlich ist das anlagenbedingte Nutzungs- und Befahrungsverbot für alle Schiffe, gleichzeitig aber eine Erhöhung des wartungsbezogenen Schiffsverkehrs, und die damit verbunden mögliche reduzierte bzw. verstärkte Nutzung des Gebietes durch einzelne Rastvogelarten zu nennen. Der wartungsbezogene Schiffsverkehr wird im Detail mit Bezug zu den betriebsbedingten Auswirkungen beschrieben.

Sichtbarkeit im Luftraum

Die weithin sichtbaren Anlagen stellen bereits ohne die sich drehenden Rotoren für einige Vogelarten eine Störung des Rast- bzw. Nahrungshabitats dar. Einige Individuen (bei empfindlichen Arten auch höhere Anteile des jeweiligen Rastbestandes), meiden Teile des Vorhabensgebietes, weichen den Anlagen aus bzw. umfliegen sie großräumig (Barriereeffekt), sodass der für sie nutzbare Raum verkleinert wird. Negative Auswirkungen sind Energieverluste, Schwächung der Kondition und die Einschränkung der Nahrungsverfügbarkeit durch Lebensraumverlust. Dies gilt besonders für störungsempfindliche Arten(-gruppen) wie die Seetaucher. Im Folgenden werden die bisherigen Erkenntnisse anhand der Resultate aus u. a. den Windparks „Horns Rev“ und „Nysted“ näher betrachtet (Kahlert et al. 2004, Petersen et al. 2004, 2006a, 2006b) und mit der aktuellen Literatur abgeglichen.

Besonders bei **Seetaucher**, **Trauerente**, **Trottellumme** und **Tordalk** wird von Meidungsverhalten gegenüber OWP ausgegangen.

Bei **Seetauchern** wurde, u. a. auf Basis von Untersuchungen an „Horns Rev“ vor und nach dem Bau (Petersen et al. 2004, 2006a, 2006b), von einer Meidung im 2 km-Radius ausgegangen (Dierschke & Garthe 2006). Neuere Studien deuten an, dass Meidungsdistanzen deutlich größer sein können. Am britischen OWP „Lincs“ wurde Meidung zwischen 2 und 6 km festgestellt (Webb et al. 2015). Ein noch stärkerer Meidungseffekt wurde beim dänischen OWP „Horns Rev II“ festgestellt, welcher in einem Verbreitungsschwerpunkt der Seetaucher liegt. Hier lag der ermittelte Meidungsabstand während der Betriebsphase bei etwa 5 - 6 km (Petersen et al. 2014). Auch Heinänen (2016) bzw. Heinänen et al. (2020) wiesen westlich der Schleswig-Holsteinisch-Jütländischen Küste Meidungsabstände von 10 - 15 km zu bestehenden Windparks nach. Neuere Arbeiten des FTZ zeigen lokale Störeffekte bis in über 10 km Entfernung von OWP (Garthe et al. 2018) bzw. in Verbindung mit Schiffsverkehr einen Meidungsradius von 16,5 km (Mendel et al. 2019). Garthe et al. (2018) ermittelten einen rechnerischen Habitatverlust für Seetaucher um Windparks von bis zu 5,5 km. Zu einer ähnlichen Meidungsdistanz von 10 km kommen auch Vilela et al. (2021), in einer nach unterschiedlichen Teilgebieten differenzierten Studie für die deutsche Bucht. Die Autoren weisen auf differenzierte Meidungsradien für unterschiedliche Teilgebiete hin und auch die Distanzen des rechnerischen Habitatverlusts variieren für unterschiedliche Teilgebiete zwischen maximal 1,5 - 2 und 4,5 - 5 km.

Für die **Trauerente** wurden bei „Horns Rev“ (Petersen et al. 2004, 2006a, 2006b) zunächst Meidungseffekte nachgewiesen, die jedoch von Petersen & Fox (2007) einige Jahre nach Inbetriebnahme nicht bestätigt wurden, da sich kein Dichteunterschied zwischen Flächen innerhalb und außerhalb des OWP nachweisen ließen. Da die Trauerente fast ausschließlich im flachen Wasser (bis ca. 20 m Tiefe; Garthe et al. 2004b) rastet, kommt sie in den meisten Studien zu OWP nur in geringen Zahlen vor. Auch in der Fläche N-6.7 ist die Art aufgrund der Wassertiefe höchstens als Durchzügler relevant.

Für **Trottellumme** und **Tordalk** wurde eine signifikante Meidung des OWP „Horns Rev“ in der 2 km Distanzzone festgestellt (Petersen et al. 2006a). Ähnliche Ergebnisse ergaben sich aus dem Studien der deutschen Nordsee (Mendel et al. 2013). Im Rahmen des Forschungsprogramms StUKplus wurden bis 2,4 km um den OWP „alpha ventus“ herum unterdurchschnittlich viele Alkenvögel gesichtet und eine lineare Zunahme im Bereich bis 5 km festgestellt (Mendel et al. 2015). Eine neue

Telemetriestudie von Peschko et al. (2020b) weist eine deutliche Reduzierung der Nutzung von Windparkbereichen durch Trottellummen nördlich der Brutkolonie auf Helgoland nach. Obwohl die Autoren keine Meidungsdistanz für die Trottellumme festlegen, ist doch die Nutzung der Windparkbereiche um bis zu 73 % (63 % anlagenbedingt bei Stillstand der Rotorblätter) im Vergleich zum umliegenden Seegebiet reduziert. In einer weiteren neuen, auf Transekt-Erfassungen beruhenden Studie wurden zumindest im Frühjahr eine weitreichende Reduzierung der Trottellummenbestände bis zu 9 km um in Betrieb befindlichen Windparks nördlich der Brutkolonie auf Helgoland erfasst (Peschko et al. 2020a). Dieses Ergebnis ließ sich allerdings nur eingeschränkt auf die Brutzeit übertragen, in der ein deutlich schwächerer Effekt festgestellt wurde. Die Reduzierung im Frühjahr betrug maximal 63 % im Abstand von 3 km um die Windparks und nahm in weiterer Entfernung ab. Trotz der weitreichenden Reduzierung wurden also auch weiterhin Trottellummen im gesamten Seegebiet erfasst. Für den auch in der deutschen Nordsee befindlichen Cluster „Nördlich Borkum“ wurde ein Meidungsabstand von mindestens 2 km durch Alkenvögel festgestellt (BioConsult SH et al. 2019). Eine größere Reichweite wurde von den Autoren nicht ausgeschlossen. Eine signifikante Meidung bis zu 3 km Abstand wurde auch beim OWP „Bligh Bank“ festgestellt (Vanermen et al. 2015a). Beim OWP „Lincs“ wurde eine Meidung bis etwa 4 km ermittelt (Webb et al. 2015). Abweichend von den Beobachtungen an oben genannten Windparks wurde am niederländischen OWP „Egmond aan Zee“ kein ausgeprägtes Meidungsverhalten von rastenden Trottellummen und Tordalken beobachtet, lediglich bei fliegenden Vögeln gab es Hinweise auf Meidung des OWP (Lindeboom et al. 2011).

Andere Arten gelten als weniger störungsempfindlich, wobei teilweise auch eine mangelnde Datenbasis den Ergebnissen zugrunde liegt. Darunter fallen u. a. **Eissturmvogel**, **Basstölpel**, **Zwergmöwe** und **Seeschwalben**.

Einige aktuellere Studien deuten darauf hin, dass der **Eissturmvogel**, der bisher nicht als besonders störungsempfindlich galt (Garthe & Hüppop 2004, Furness et al. 2013), ebenfalls OWP meidet (Leopold et al. 2013). In einem Review von Studien an 20 OWP in der Nord-, Ost- und Irischen See (Dierschke et al. 2016) wurden trotz spärlicher Daten ebenfalls Anzeichen eines Meidungsverhaltens anhand von Verteilungskarten und geringen Sichtungsraten innerhalb der OWP-Innenflächen festgestellt. Auch am OWP „BARD Offshore 1“ wurde kleinräumige Meidung während der Bauphase nachgewiesen (Neumann et al. 2013, Braasch et al. 2015). Diese ersten Hinweise müssen durch weitere Untersuchungen bekräftigt werden, sodass bei dem Eissturmvogel an dieser Stelle noch nicht von einem 2 km Störradius ausgegangen wird.

Für den **Basstölpel** deuten Erfassungen aus dem niederländischen OWP „Egmond aan Zee“ auf eine Meidung des Parks hin (Krijgsveld et al. 2011a), allerdings wurden auch Individuen beobachtet, die den Windpark durchflogen (Leopold et al. 2011, Lindeboom et al. 2011). Auch die StUKplus-Studie deutet auf eine Meidungsreaktion von Basstölpeln gegenüber dem Testfeld „alpha ventus“ hin, dies konnte jedoch statistisch nicht überprüft werden (Mendel et al. 2015). Im Windparkcluster „Nördlich Borkum“ stellten die Autoren neben einer geringeren Nutzung der Windparkbereiche auch eine darüber hinausgehende Meidungsreaktion bis maximal 2 km fest (BioConsult SH et al. 2019). Weitere frühere Untersuchungen kamen überwiegend zu ähnlichen Ergebnissen, allerdings waren die Stichproben häufig zu gering, um belastbare Aussagen treffen zu können (Petersen et al. 2006a, BioConsult SH 2008, Leopold et al. 2013, Webb et al. 2015). Studien mit einzelnen GPS-markierten Brutvögeln der Insel Helgoland zeigten ebenfalls, dass Basstölpel generell seltener in die OWP hinein fliegen, aber auch keinen großen Abstand hielten (Garthe et al. 2017a, 2017b).

Zudem war das Verhalten sehr individuell: während einige Vögel die OWP-Fläche nie oder nur einmal besuchten, flogen andere gelegentlich in den Windpark hinein, und ein einzelnes Individuen nutzte die OWP-Fläche häufig (Garthe et al. 2017b). Diese Studien basieren allerdings auf einer vergleichsweise kleinen Individuenzahl.

Für **Zwergmöwen** gibt es ebenfalls Hinweise auf Meidung, welche allerdings häufig nicht statistisch abgesichert werden konnten. Beim Forschungs-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 „Prinses Amalia“-Windpark wurde eine signifikante Meidung durch Zwergmöwen festgestellt, jedoch nicht am OWP „Egmond aan Zee“ (Leopold et al. 2013). Zwergmöwen gelten insgesamt als wenig störepfindlich gegenüber Schiffen. Sie sind zwar selten hinter Fischkuttern zu finden, suchen aber regelmäßig Nahrung im Schraubenwasser anderer Schiffe (Mendel et al. 2008). Weitere Untersuchungen müssen zeigen, ob die festgestellten Meidungseffekte gegenüber OWP Bestand haben und welche Folgen diese auf die Verteilung der Zwergmöwen im Offshore-Bereich haben.

Studien zu Meidungsverhalten der **Seeschwalben** gegenüber OWP kamen zu teilweise widersprüchlichen Ergebnissen. In der Bauphase des OWP „alpha ventus“ wurde ein etwa 70 %-iger Bestandsrückgang im OWP ermittelt. Dieser Effekt verstärkte sich noch in der Betriebsphase und war signifikant, wobei ein Störradius von etwa 1,5 km festgestellt wurde (IfAÖ & BioConsult SH 2014). Im Windparkcluster „Nördlich Borkum“ wurde eine reduzierte Nutzung mindestens der Windparkbereiche festgestellt (BioConsult SH et al. 2019). Seeschwalben wurden regelmäßig im OWP „Horns Rev I“ festgestellt, generell jedoch häufiger außerhalb als innerhalb des OWP (Petersen et al. 2006a). Eine niederländische Studie wies eine signifikante Meidung am OWP „Egmond aan Zee“, nicht jedoch am benachbarten „Prinses Amalia“-Windpark nach (Leopold et al. 2013). Dieser Unterschied ist wahrscheinlich auf die unterschiedliche Datengrundlage und nicht auf unterschiedliches Verhalten von Seeschwalben gegenüber diesen Windparks zurückzuführen. Vorläufige Ergebnisse zu dem belgischen OWP „Thorntonbank“ deuten hingegen auf Grundlage einer BACI-Studie auf eine anziehende Wirkung auf Fluss- sowie Brandseeschwalben hin (Vanermen et al. 2015b). Teilweise konnten wegen zu hoher Bestandsschwankungen keine Auswirkungen durch Bauaktivitäten untersucht (Christensen et al. 2003). Ob die unterschiedlichen Arten der Seeschwalben unterschiedlich reagieren, also z. B. Brandseeschwalben anders als Fluss- und Küstenseeschwalben, ist aufgrund der Datenlage bisher nicht zu sagen.

Für **Larus-Möwen** und die **Dreizehenmöwe** wurden bisher keine eindeutigen Ergebnisse über Meidung oder Anziehung veröffentlicht, aber Blew et al. (2008) nehmen für Möwen allgemein an, dass sich diese an OWP gewöhnen und sich auch zwischen den Anlagen aufhalten.

Generell werden Möwen der **Gattung Larus** als wenig empfindlich und störanfällig beschrieben. Sie sind als Schiffsfolger und Küstenvogel gegenüber landähnlichen Strukturen nicht scheu. Studien am OWP „Bligh Bank“ (Christensen et al. 2003, Gill et al. 2008, Percival 2013, IfAÖ & BioConsult SH 2014) beschreiben sogar eine signifikante anziehende Wirkung des OWP auf Heringsmöwen und Silbermöwen. Auch Sturmmöwen und Mantelmöwen wurden häufig innerhalb der Windparkfläche gesichtet. Teilweise wurden für die einzelnen Möwen-Arten unterschiedliche Reaktionen beschrieben (Leopold et al. 2013). *Larus*-Möwen werden allerdings auch vielfach von Fischereifahrzeugen angezogen, die nur außerhalb der OWP fahren, was teilweise zu geringeren Dichten innerhalb des Windparks führen kann. Insgesamt stellen die *Larus*-Möwen eine Artgruppe

dar, die entweder keine Reaktion auf die Windparkstrukturen zeigen oder durch die Strukturen angelockt werden und in höheren Beständen innerhalb bzw. nahe zum OWP vorkommen als weiter entfernt.

Für **Dreizehenmöwen** zeigen die meisten Studien keine Hinweise auf Meidungsverhalten, wie z. B. bei einer Untersuchung während der Bau- und Betriebsphase des OWP „alpha ventus“ (IfAÖ & BioConsult SH 2014) und dem Betriebsmonitoring zum Windparkcluster „Nördlich Borkum“ (BioConsult SH et al. 2019). Auch im Vergleich von Basisaufnahme, Bauphase und Betriebsphase des OWP „Kentish Flats“ wurden keine Unterschiede der Dreizehenmöwendichten in Relation zum OWP festgestellt (Gill et al. 2008). Beim OWP „Horns Rev I“ ging man ebenfalls nicht von einer direkten Störung von Dreizehenmöwen durch die Bauarbeiten aus (Christensen et al. 2003). Im Gegensatz dazu zeigten Dreizehenmöwen während der ersten Jahre des Betriebs des OWP „Prinses Amalia“ ein signifikantes Meidungsverhalten (Leopold et al. 2013). Eine neue Studie von Peschko et al. (2020a) deutet zudem auf eine Reduzierung der Nutzung von Windparkbereichen und der umliegenden Seeflächen durch Dreizehenmöwen in der Umgebung zur Brutkolonie auf Helgoland hin. Die Autoren geben einen Reaktionsbereich von bis zu 20 km in der Brutsaison an, in dem die Dichte der Dreizehenmöwen um ca. 29 %, mit einer stärkeren Reduktion von bis zu 44 % in der Windparkfläche, reduziert waren. Im artspezifischen Frühjahr wurde ein solcher Effekt statistisch nicht nachgewiesen. Insgesamt wurden Dreizehenmöwen jederzeit mit über 50 % der Dichten auch innerhalb der Windparkbereiche festgestellt. Inwiefern die Ergebnisse auf die Fläche N-6.7, die sich außerhalb des Einflussbereichs von Brutkolonien befindet, übertragen werden können, bleibt offen.

Hindernis im Luftraum

Durch das Vorhandensein der Anlagen allein besteht auch ohne die Bewegung der sich drehenden Rotoren die Gefahr des Vogelschlags an Hindernissen im Luftraum (Kollision). Das Kollisionsrisiko steigt jedoch mit dem Betrieb der WEA signifikant an, weshalb dieser Wirkfaktor in ausführlicher Form bei den betriebsbedingten Auswirkungen abgehandelt wird.

Lichtimmissionen

Die Auswirkungen der Beleuchtung und Farbgebung sind bislang quantitativ und qualitativ nicht von den beiden obigen Punkten (Hindernis im Luftraum und Sichtbarkeit im Luftraum) zu trennen. Durch Beleuchtung und Farbgebung der Anlagen können die oben beschriebenen Effekte beeinflusst werden. Bei einem Scheueffekt kann es zu Lebensraumverlust kommen, gleichzeitig sinkt aber das Kollisionsrisiko; bei einem Anlockeffekt steigt das Kollisionsrisiko und damit die Gefahr des Vogelschlages.

Nutzungs- und Befahrungsverbot

Für das Gebiet innerhalb von Windparks in der Deutschen Bucht sowie eine 500 m breite Sicherheitszone ist mit Ausnahme der zum Betrieb des Windparks erforderlichen Fahrzeuge (Wartungsschiffe) ein allgemeines Befahrungs- und Nutzungsverbot vorgesehen. Dieses hat u. a. zur Folge, dass in den Windparkgebieten keine Fischerei mehr stattfindet.

Das Nutzungsverbot für die Fischerei wirkt sich je nach Ernährungsform der Vögel unterschiedlich aus. Auf fischfressende Arten kann eine im Windparkareal ansteigende Fischdichte zu einer

Erhöhung des Nahrungsangebotes führen, von dem sie profitieren können. Für Schiffsfolger, die sich wie Möwenarten aber auch Eissturmvögel zumindest anteilig von den Abfällen der Fischerei ernähren, wird das Gebiet in der Zukunft weniger interessant sein (Phillips et al. 1999, Garthe et al. 2004b, Mendel et al. 2008, Mendel & Garthe 2010b). Ergebnisse aus dem Windpark „Horns Rev“ (Petersen et al. 2006a, 2006b) lassen vermuten, dass es in den Projektgebieten durch das Nutzungsverbot zu einem Anstieg der Biomasse kommen wird. Untersuchungen in den letzten Jahren bestätigten dies und insbesondere Organismen(-gruppen), die an Hartsubstrat gebunden sind (Ashley et al. 2013), profitieren von den Installationen. Hiervon profitieren wiederum vor allem die Seevogelarten, die wenig stöempfindlich sind und nur eine geringe Meidung gegenüber den WEA zeigen. Das Befahrungsverbot führt generell zu einer geringeren Störung im OWP und dem direkten Umfeld durch Schiffsverkehr. Gleichzeitig nimmt der wartungsbezogene Schiffsverkehr zu.

Wartungsbezogener Schiffsverkehr

Der wartungsbezogene Schiffsverkehr ist prinzipiell an die Betriebsphase gekoppelt, jedoch gehen die Anlagen nach Fertigstellung bereits vor Betriebsbeginn in die Wartung über. Nichtsdestotrotz ist die Frequenz der rein anlagenbedingten Wartungsschiffe vermutlich geringer als der Wartungsschiffsverkehr während des Betriebs. Da die beiden potenziellen Auswirkungen „Scheuchwirkung“ und „Lebensraumverlust“ aufgrund der Wartungsfrequenz während der Betriebsphase vermutlich deutlich relevanter sind, wird der Wirkfaktor des wartungsbezogenen Schiffsverkehrs in ausführlicher Form bei den betriebsbedingten Auswirkungen abgehandelt.

Auswirkungen auf Grundlage der Windparkparameter

Die anlagebedingten Auswirkungen der in Tab. A. 1 aufgeführten minimal und maximal WEA-Parameter unterschieden sich aufgrund der Anlagengröße sowie der Rotorgröße vermutlich deutlich. Größere Anlagen wirken sich hinsichtlich der Sichtbarkeit im Luftraum tagsüber, ebenso wie die weiter sichtbare Befeuerung in Form von Lichtimmissionen nachts vermutlich stärker aus als kleinere Anlagen mit den minimalen Parametern der Bandbreite. Eine Quantifizierung dieser Effekte ist aufgrund einer bisher fehlenden Referenzierung zwischen Effektreichweite und Anlagengröße nicht möglich. Die bisher festgestellten Effektreichweiten wurden ohne Bezug zur Anlagengröße erfasst und werden bisher als eher gebietsspezifisch (z. B. für Seetaucher) angenommen. Eine stärkere Wirkung größerer Anlagen kann aufgrund dessen aber nicht ausgeschlossen werden und ist aufgrund der weiteren Sichtbarkeit auch für rastende Vögel auf der Wasseroberfläche nicht ausgeschlossen. Höhere Anlagen mit größerem Rotordurchmesser bewirken auch, dass unabhängig von den Rotorbewegungen, die Kollisionsgefahr für Vögel im Nahbereich, beispielsweise bei schlechten Sichtbedingungen, erhöht ist. Ob aufgrund der Anlagengröße der Anlagenabstand innerhalb des geplanten Windparks erhöht ist, geht aus den in Tab. A. 1 genannten Kenngrößen nicht hervor, jedoch wäre eine geringere Dichte von Anlagen mit größerer Leistung bei gleichem Leistungsausbauziel pro Fläche wahrscheinlich. Die voraussichtlich zu installierende Leistung ist im FEP 2020 mit 270 MW angegeben (BSH 2020c). Ein größerer Korridor zwischen den Anlagen würde eine sichere Durchquerung des OWP ermöglichen und so das Kollisionsrisiko mit den Anlagen möglicherweise reduzieren. In diesem Falle wären wenige große Anlagen gegenüber vielen, relativ kleinen Anlagen hinsichtlich des Kollisionsrisikos zu bevorzugen.

Letzteres betrifft dann auch den wartungsbezogenen Schiffsverkehr, sofern die Frequenz der Wartungen abhängig von der Anzahl der Anlagen ist und größere Anlagen nicht wartungsintensiver

als kleinere Anlagen sind. Inwiefern die Einflüsse des wartungsbezogenen Schiffverkehrs in Abhängigkeit der in Tab. A. 1 aufgeführten Parameter differenzieren, kann aufgrund der vorliegenden Informationen daher nicht festgestellt werden.

Das Nutzungs- und Befahrungsverbot ist unabhängig von der Größe der Anlagen, sondern abhängig von den OWP-Grenzen und damit unabhängig von den Windparkparametern.

5.3 Betriebsbedingte Wirkfaktoren

Der Hauptunterschied zu den anlagebedingten Auswirkungen besteht in der Rotordrehung während des Betriebs des Windparks. Wie oben unter den anlagebedingten Auswirkungen beschrieben, werden im Folgenden hauptsächlich die Auswirkungen der sich drehenden Rotoren im Hinblick auf ein mögliches Kollisions-/Vogelschlagrisiko und die Auswirkungen durch den wartungsbezogenen Schiffsverkehr auf Rastvögel und die damit zusammenhängende Scheuchwirkung und der Lebensraumverlust beschrieben. Alle weiteren Punkte, die auch anlagebedingt wirken, werden hier nur hinsichtlich ihrer Unterschiede beschrieben.

Sichtbarkeit im Luftraum

Zu den oben beschriebenen Effekten der weithin sichtbaren Anlagen kommen in der Betriebsphase die sichtbaren, sich drehenden Rotoren, deren Auswirkungen sich zu den anlagebedingten Auswirkungen aufsummieren lassen. In der Art und Form ihrer Auswirkungen unterscheiden sie sich vermutlich nicht von den anlagebedingten Auswirkungen.

Hindernis im Luftraum

Durch das Vorhandensein der Anlagen und der Rotation besteht einerseits die Gefahr des Vogelschlags an Hindernissen im Luftraum, sowie andererseits das Risiko einer Tötung oder Verletzung von Vögeln durch die Veränderung des Windfeldes (Nachlaufströmungen). In beiden Fällen hat das betriebsbedingte Vorhabensmerkmal der Rotordrehung mindestens eine verstärkende Wirkung.

Der Gefährdungsbereich hinsichtlich des Vogelschlags und der Verletzung durch ein verändertes Windfeld liegt in der jeweiligen Höhenzone der zu errichteten WEA in der Bandbreite zwischen minimal 25 und maximal 350 m (Tab. A. 1) in der sich die drehenden Rotoren befinden. Oberhalb des Rotorbereichs fliegende Vögel sind nicht gefährdet, unterhalb des Rotorbereichs fliegende Vögel kaum (Kollision mit Mast, Bauwerken). Für die Betrachtung dieser Wirkfaktoren ist somit entscheidend, in welcher Höhe Rastvögel fliegen. Im Gegensatz zu den Zugvögeln, deren Zug oft in höheren Luftschichten stattfindet, ist davon auszugehen, dass lokale Flugbewegungen bei Rastvögeln hauptsächlich in den unteren Höhenschichten, d. h. unterhalb der Rotorebene stattfinden. So ergaben Untersuchungen vor der niederländischen Küste, dass rund drei Viertel aller pelagischen Arten in der niedrigsten Höhenklasse (mittlere Höhe 11,3 m) flogen (Krijgsveld et al. 2005). Dies wird durch eine aktuelle vergleichende Studie bestätigt, in der Daten aus 32 OWP bzgl. der Abschätzung des Kollisionsrisikos für Seevögel ausgewertet wurden (Johnston et al. 2014). Für alle in der Studie betrachteten Arten wurden zum Großteil Flughöhen unterhalb von 20 m ermittelt (Johnston et al. 2014). Weiterhin existieren Studien zum Flugverhalten von Vögeln, die in einen OWP einfliegen. Dabei wurde untersucht ob Vögel ihre Flughöhe innerhalb des Windparks

reduzieren und öfter unterhalb des Höhenbereichs der Rotorebene fliegen als außerhalb des Windparks (altitudinale Vermeidung, „micro-avoidance“). Ergebnisse durch Radarstudien bei „Horns Rev“ (Christensen et al. 2004), deuten an, dass zumindest einige Arten das Kollisionsrisiko durch ihr Flugverhalten reduzieren. Im niederländischen OWP „Egmond aan Zee“ flogen von allen in einem Radius von 50 m um die WEA erfassten Vögel ein Anteil von 7 % durch die Rotorebene (Krijgsveld et al. 2011b).

Angaben über das Ausmaß des Vogelschlags an WEA in der geplanten Größenordnung liegen für Rastvögel im Offshore-Bereich nicht vor. Insgesamt gibt es nur wenige Beobachtungen von Kollisionen mit WEA auf See für Rastvögel (Dierschke & Garthe 2006), sodass eine quantitative Abschätzung über das Ausmaß der Kollisionen nicht möglich ist. Insgesamt wird davon ausgegangen, dass die Gefahr des Vogelschlags durch Kollision mit WEA bei Rastvögeln geringer ist als bei Zugvögeln. Generell gilt, dass das Kollisionsrisiko bei schlechten Sichtverhältnissen, also nachts oder bei ungünstigen Witterungsbedingungen, höher ist. Im Gegensatz zu Zugvögeln können Seevögel ihren Flug z. B. bei schlechten Witterungsbedingungen unterbrechen und auf der Wasseroberfläche rastend auf Besserung warten.

Unter den Rastvögeln sind insbesondere Großmöwen aufgrund ihrer geringen Scheu, sowie Gewöhnungseffekten gegenüber Windparks und ihrer bevorzugten Flughöhe einem erhöhten Kollisions- bzw. Gefährdungsrisiko ausgesetzt (Hötker et al. 2004, Blew et al. 2008, BioConsult SH & Arsu 2010, Cook et al. 2012, Furness et al. 2013).

Von Bedeutung ist vor allem die Anzahl der Anlagen bzw. die Größe der möglichen Kollisionsflächen. Dabei scheint eine Reduzierung der Anlagengröße bzw. Nabenhöhe nach Ecolas (2005) für Rastvögel nicht von größerer Bedeutung zu sein, so lange ein Mindestabstand der Rotorspitze zur Wasseroberfläche von 20 m (bevorzugte Flughöhenstufe bei Seevögeln, Johnston et al. 2014) eingehalten wird. Dies ist für die gesamte Bandbreite der zu betrachtenden Parameter gegeben.

Vögel, die in die turbulenten Nachlaufströmungen der WEA gelangen, können abstürzen und dabei verenden. Die Nachlaufströmung einer WEA wird von einer Vielzahl von Faktoren (Blattgeometrie, Blattanstellwinkel, Drehzahl etc.) bedingt. Nach Hahm & Kröning (2001) ist eine Reduktion der Windgeschwindigkeit von 30 %, sowie wechselnde Geschwindigkeiten in einem gedachten bis acht Meter langen Zylinder mit dem Durchmesser des Rotors zu erwarten. Vögel können dadurch nach unten gedrückt werden, jedoch liegen zu diesem Phänomen nur wenige Angaben vor. Die Größe der Auswirkungen ist weiterhin davon abhängig, ob die Vögel durch den Rotor fliegen und dann plötzlich in die Strömung geraten oder bei Gegenwind allmählich in den Bereich der Nachlaufströmung gelangen und ihr ausweichen können. Da die meisten Vogelarten versuchen, in möglichst ruhigen Luftschichten zu fliegen, ist zu vermuten, dass sie bei Kontakt mit der Nachlaufströmung in höhere Luftschichten ausweichen oder Korridore mit geringer Nachlaufströmung aufsuchen, um in diesen den Windpark zu passieren. Ein Ausweichen auf Korridore zwischen den Anlagenreihen wurde von Christensen et al. (2004) im Windpark „Horns Rev“ für Seevögel nachgewiesen. Insgesamt herrscht über die Auswirkungen von Nachlaufströmungen noch große Unsicherheit und eine realistische Abschätzung möglicher Opferzahlen ist derzeit nicht möglich.

Lichtimmissionen

Die betriebsbedingten Auswirkungen der Lichtimmissionen entsprechen weitgehend den anlagebedingten Auswirkungen und wirken additiv. Entsprechend ist die Auswirkung auch durch die Beleuchtung und die Farbgebung der Anlagen beeinflusst. Bei einem Scheucheffekt kann es zu Lebensraumverlust kommen, gleichzeitig sinkt aber das Kollisionsrisiko; bei einem Anlockeffekt steigt wiederum das Kollisionsrisiko.

Wartungsbezogener Schiffsverkehr

Der wartungsbezogene Schiffsverkehr ist ein deutlich intensiverer Wirkfaktor während des Betriebs von OWP, da die Scheuchwirkung und der damit verbundene Lebensraumverlust direkt von der Frequenz des windparkassoziierten Schiffsverkehrs abhängt. Der Betrieb eines OWP erfordert, gegenüber den reinen Anlagen eines OWP, eine deutlich erhöhte Wartungsfrequenz. Grundsätzlich reagieren Vögel unterschiedlich auf Schiffsverkehr. Während einige Arten negativ auf Schiffsverkehr reagieren (Ronconi & Clair 2002, Stolen 2003, Bellebaum et al. 2006, Kaiser et al. 2006, Merkel et al. 2009, Schwemmer et al. 2011, Marcella et al. 2017, Mendel et al. 2019), reagieren andere Arten durch Attraktion auf (Fischerei-)Schiffe (Phillips et al. 1999, Garthe et al. 2004b, Mendel et al. 2008, Mendel & Garthe 2010b). Weiterhin haben Fliessbach et al. (2019) einen Index für die Empfindlichkeit von Seevögeln gegenüber Schiffsverkehr entwickelt, der sich jedoch auch nicht explizit auf den windparkassoziierten Schiffsverkehr bezieht. Dieser Index wurde aufgrund von schiffsbasierten Erfassungen entwickelt und zeigt für Seetaucher, Alkenvögel, Trauer-, Samt- und Eisenten deutliche Fluchtreaktion von mehr als 50 % der erfassten Individuen der benannten Arten vor dem Erfassungsschiff. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass das Erfassungsschiff in dieser Studie nach der Seabird-at-Sea-Methode (Garthe & Hüppop 1996, 2000) mit einer Geschwindigkeit von etwa 10 Knoten fuhr und sich wartungsassoziierter Schiffsverkehr meist deutlich schneller bewegt. Leider sind bisher nur wenige Studien bekannt, die sich explizit mit wartungsassoziertem Schiffsverkehr befassen. Die umfassendste Studie mit differenziertem Bezug zu windparkassoziiertem Schiffsverkehr bezieht sich auf Sterntaucher (Burger et al. 2019). In der sowohl auf digitalen Flugtransekt-Erfassungen als auch Telemetriedaten beruhenden Studie wurde der Einfluss von mittels AIS-Daten erfasstem Schiffsverkehr auf Sterntaucher gemessen. Anhand der AIS-Daten wurde festgestellt, dass windparkassoziiertes Schiffsverkehr meist in hohen Geschwindigkeiten von mehr als 20 km/h (ein Großteil über 40 km/h) zwischen Hafen und Windpark verkehrt, dabei werden weitestgehend direkte Routen verwendet, vereinzelt wurden solche Schiffe aber auch außerhalb von entsprechend direkten Routen erfasst. Während eine generelle Scheuchwirkung auf Sterntaucher durch Schiffe von 1,5 bis 3 km festgestellt wurde, die in anderen Studien noch übertroffen wurde (bis 5 km; Mendel et al. 2019), stellten die Autoren insbesondere in der Rückkehrdauer in vormals gestörte Bereiche deutliche Unterschiede zwischen den unterschiedlich schnell verkehrenden Schiffen fest. Nach der Passage von langsam fahrenden Schiffen wurde während der siebenstündigen Beobachtungsdauer eine Rückkehr der Sterntaucher in die vorherigen Gebiete festgestellt, nicht so bei schneller (> 40 km/h) fahrenden Schiffen. Inwiefern die Rückkehr nach längerer Zeit geschah, da beispielsweise eine großräumige Vertreibung ausgelöst wurde, konnte nicht überprüft werden. Nichtsdestotrotz scheint windparkassoziiertes Schiffsverkehr aufgrund der potenziell höheren Geschwindigkeiten eine deutlich größere Auswirkung in Form der Scheuchwirkung und insbesondere der Vertreibungsdauer zu haben. Damit einher geht ein möglicher Lebensraumverlust, der von der Frequenz des Schiffsverkehrs abhängt. So beschreiben Schwemmer et al. (2011), dass eine wiederholte Nutzung der selben Route durch

schnell fahrende Schiffe zu einer dauerhaften Vertreibung führen kann. Daraus folgt, dass Schifffahrtsrouten, die wartungsassoziierten Schiffsverkehr bündeln, einen Lebensraumverlust für Seetaucher und vermutlich auch andere schiffssensible Arten bedeuten. Gleichzeitig werden andere Gebiete als ungestörte Rastbereiche geschont, da keine kurzfristigen Störungen durch ungerichteten Schiffsverkehr auftreten.

Insgesamt stellt der wartungsbezogene Schiffsverkehr aufgrund der Geschwindigkeit und wiederkehrenden Frequenz eine Sonderform der Schiffsbewegungen dar. Auswirkungen dieser Art des Schiffsverkehrs sind bisher nur vereinzelt in der Literatur beschrieben, daher ist die Erfassung der Auswirkungen dieser Sonderform des Schiffsverkehrs bisher nur eingeschränkt möglich.

Auswirkungen auf Grundlage der Windparkparameter

Die betriebsbedingten Auswirkungen Windparkparameter (Tab. A. 1) sind nur teilweise von den anlagebedingten Wirkfaktoren zu trennen, da sowohl die Sichtbarkeit im Luftraum als auch die Lichtimmissionen weitestgehend anlagenbedingt wirken. Eine Beschreibung dieser Wirkfaktoren und deren Unterschiede bezüglich der Bandbreite der Windparkparameter wurden entsprechend in Kapitel 5.2 abgehandelt und sind auf die betriebsbedingten Auswirkungen übertragbar. Die WEA wurde als Hindernisse im Luftraum in Kapitel 5.2 auf Grundlage der Anlagengröße berücksichtigt. Die minimalen bzw. maximalen Durchgangshöhen der dargestellten Bandbreite (25 bzw. 50 m) liegen, wie in Kapitel 5.2 bereits kurz angesprochen, weitestgehend über der Flughöhe der Rastvögel. Nichtsdestotrotz stellen eine größere Anlage mit einer sehr viel größeren überstrichenen Rotorfläche, welche sich aus dem unterschiedlichen Rotordurchmessern ergibt, ein deutlich größeres Hindernis in Bezug auf die sich drehenden Rotorblätter dar. Damit ist die Strecke, die Rastvögel im Gefahrenbereich der Rotorreichweite durchqueren müssten, insgesamt größer, wenn auch die Schlagfrequenz insgesamt reduziert sein sollte, sodass die Anlagen der maximalen Bandbreite im Vergleich zu kleineren Anlagen vermutlich ein größeres Hindernis im Luftraum darstellen. Wie bereits bei den anlagenbedingten Wirkfaktoren beschrieben wurde, kann ein größerer Korridor zwischen den Anlagen das Kollisionsrisiko reduzieren. Ob aufgrund der Anlagengröße der Anlagenabstand innerhalb des geplanten Windparks erhöht ist, geht aus den in Tab. A. 1 genannten Kenngrößen nicht hervor, jedoch wäre eine geringere Dichte von Anlagen mit größerer Leistung bei gleichem Leistungsausbauziel pro Fläche wahrscheinlich. Die voraussichtlich zu installierende Leistung ist im FEP 2020 mit 270 MW angegeben (BSH 2020c). Ein größerer Korridor zwischen den Anlagen würde eine sichere Durchquerung des OWP für Rastvögel ermöglichen und so das Kollisionsrisiko mit den Anlagen möglicherweise reduzieren. In diesem Falle wären wenige große Anlagen gegenüber vielen, relativ kleinen Anlagen hinsichtlich des Kollisionsrisikos zu bevorzugen.

Letzteres betrifft dann auch den wartungsbezogenen Schiffsverkehr, sofern die Frequenz der Wartungen abhängig von der Anzahl der Anlagen ist und größere Anlagen nicht wartungsintensiver als kleinere Anlagen sind. Inwiefern der Einfluss des wartungsbezogenen Schiffsverkehrs in Abhängigkeit der in Tab. A. 1 aufgeführten Parameter differenzieren, kann aufgrund der vorliegenden Informationen nicht festgestellt werden.

5.4 Zusammenfassung der vorhabenbedingten Wirkfaktoren

Grundsätzlich ist anzumerken, dass eine strikte Trennung zwischen den unterschiedlichen Wirkfaktoren hinsichtlich der Quelle nicht unbedingt möglich ist. So sind die Wirkfaktoren Sichtbarkeit im Luftraum, Hindernis im Luftraum aber auch die Lichtimmissionen weitestgehend sowohl anlage- als auch betriebsbedingt. Entsprechend ist auch die Wirkung auf die zu betrachtenden Arten relativ ähnlich. So ist die Wirkung des Windparks als Hindernis im Luftraum aufgrund der Rotorbewegung im Betrieb als auch aufgrund der Zunahme des wartungsbezogenen Schiffsverkehrs als stärker zu bewerten, die Sichtbarkeit aber sowohl tagsüber als auch in Form der Lichtimmission nachts schon anlagebedingt weitreichend. Dagegen sind die baubedingten Wirkfaktoren weitestgehend auf die Anwesenheit der Bauschiffe zurückzuführen, die recht gut von anlage- und betriebsbedingten Wirkfaktoren getrennt werden können.

Bau- und rückbaubedingte Wirkfaktoren

Baubedingte Wirkfaktoren gehen mit der verstärkten Anwesenheit der Bauschiffe und deren Lichtemissionen einher. Negative Effekte der Bauarbeiten sind für Meerestiere und Seetaucher in Form von Scheuchwirkungen und generellen Meidungsreaktionen beschrieben und gehen damit mit einem kurzfristigen Verlust des Rast- und Nahrungshabitats einher. Das Baufeld stellt eine visuelle Barriere auch für andere Arten dar, die oft kleinräumige horizontale Ausweichreaktionen zeigen. Arten wie Trottellummen, Tordalken und Basstölpel zeigen indifferente Reaktionen auf die Auswirkungen der Bauarbeiten und reagieren vermutlich insgesamt relativ wenig auf das Baugeschehen. Einhergehend mit dem verstärkten Schiffsverkehr im Baugebiet kann für Möwenarten ein gewisser Attraktionseffekt angenommen werden.

Anlage- und betriebsbedingte Wirkfaktoren

Die weithin sichtbaren Anlagen stellen nach der aktuell veröffentlichten Literatur den vermutlich stärksten Wirkfaktor für Rastvögel durch die Anlage und den Betrieb von WEA dar. Dies betrifft sowohl die Scheuchwirkung der Strukturen am Tag als auch der Lichtemissionen bei Nacht. Letztere können durch eine Veränderung der Leuchtmittel und der Farbgebung vermutlich in ihrer Ausdehnung reduziert werden und wirken generell additiv zu den Strukturen selbst. Für einige Vogelarten stellt der Wirkfaktor Sichtbarkeit im Luftraum/Lichtimmission eine Störung des Rast- bzw. Nahrungshabitats dar. Einige Individuen (bei empfindlichen Arten auch höhere Anteile des jeweiligen Rastbestandes) meiden Teile des jeweiligen Vorhabensgebietes sowie deren Umkreis, weichen den Anlagen aus bzw. umfliegen sie großräumig (Barriereeffekt), sodass das für sie nutzbare Habitat verkleinert wird. Negative Auswirkungen sind Energieverluste, Schwächung der Kondition und die Einschränkung der Nahrungsverfügbarkeit durch Lebensraumverlust. Besonders bei Seetauchern, Trauerente, Trottellumme und Tordalk wird von großräumigerem Meidungsverhalten gegenüber OWP ausgegangen. Andere Arten gelten als weniger störungsempfindlich, wobei teilweise auch eine mangelnde Datenbasis den Ergebnissen zugrunde liegt. Darunter fallen u. a. Eissturmvogel, Basstölpel, Zwergmöwe und Seeschwalben. Keine Meidung oder Anziehung wird bei den *Larus*-Möwen und der Dreizehenmöwe erwartet.

Der Gefährdungsbereich durch den Wirkfaktor „Hindernis im Luftraum“ hinsichtlich des Vogelschlags und der Verletzung durch ein verändertes Windfeld ist die Höhenzone zwischen 25 und 350 m, in der sich die drehenden Rotoren der gesamten potenziellen Windrad-Bandbreite

befinden. Außerdem wirkt, zu einem geringeren Anteil, auch der Bereich des Anlagenfußes als Hindernis, der sich zwischen der unteren Durchstrichhöhe des Rotors und der Wasseroberfläche befindet. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass das Kollisionsrisiko für meist tief fliegende Rastvögel (Johnston et al. 2014) geringer ist als für Zugvögel und, dass nur einzelne Individuen betroffen sind. Dieser Wirkfaktor ist für den Betrieb der Anlagen mit der Rotorbewegung prinzipiell als relevanter einzustufen als für die reine Anlagenstruktur selbst.

Der wartungsbezogene Schiffsverkehr ist prinzipiell an die Betriebsphase gekoppelt, jedoch gehen die Anlagen nach Fertigstellung bereits vor Inbetriebnahme in die Wartung über. Nichtsdestotrotz ist die Frequenz der rein anlagenbedingten Wartungsschiffe vermutlich geringer als der Wartungsschiffsverkehr während des Betriebs. Die beiden potenziellen Auswirkungen „Scheuchwirkung“ und „Lebensraumverlust“ wirken aufgrund der Wartungsfrequenz während des Betriebs verstärkt. Bisher ist relativ wenig zu Einflüssen des wartungsbezogenen Schiffsverkehrs auf Rastvögel publiziert, sodass die Festlegung auf artspezifische Auswirkungen nur eingeschränkt möglich ist. Während Schiffsverkehr generell eher eine anziehende Wirkung auf Möwen und Eissturmvögel hat, zeigen andere Arten, insbesondere Meeresenten und Seetaucher, Meidungsreaktionen auf herannahende Schiffe. Für Letztere wurde in einer neuen Studie von Burger et al. (2019) der Schiffsverkehr differenziert betrachtet, sodass neben Fischereifahrzeugen und anderen auch wartungsbezogener Schiffsverkehr berücksichtigt wurde. Prinzipiell wiesen die Autoren einen indirekten Effekt von wartungsbezogenem Schiffsverkehr nach, der aufgrund der erhöhten Geschwindigkeiten stärker auf Seetaucher, hier insbesondere Sterntaucher, wirkt als anderer Schiffsverkehr. Für eine detailliertere Einschätzung der Auswirkungen des wartungsbezogenen Schiffsverkehrs sind aber weitere Untersuchungen notwendig.

Das Nutzungsverbot für die Fischerei kann sich auf fischfressende Arten durch eine Erhöhung des Nahrungsangebotes auswirken, für Schiffsfolger, die sich von Fischereiabfällen ernähren, wird das Gebiet weniger interessant.

Auswirkungen auf Grundlage der Windparkparameter

Die vorhabenbedingten Wirkfaktoren sind über die gesamte in Tab. A. 1 dargestellte Bandbreite als grundsätzlich ähnlich zu bewerten. Keine Bandbreite schließt die bau-/rückbaubedingten, anlagebedingten oder betriebsbedingten Wirkfaktoren gänzlich aus. Grundsätzlich sind aber die unter den in Tab. A. 1 aufgeführten Parametern größeren Anlagen vermutlich in Bezug auf die Sichtbarkeit im Luftraum und als Hindernis im Luftraum kritischer zu betrachten als kleinere Anlagen. Hinsichtlich der zu erwartenden visuellen Unruhe durch den Baubetrieb, den Lichtemissionen und des Nutzungs- und Befahrungsverbot sind keine Unterschiede zu erwarten. Für eine gänzliche Betrachtung der Auswirkung unterschiedlicher Parameter müsste zusätzlich das spätere OWP-Schema, also die geplante Ausrichtung und Anzahl der Anlagen berücksichtigt werden.

6 NICHTTECHNISCHE ZUSAMMENFASSUNG

6.1 Deutsche nichttechnische Zusammenfassung

Dieses Fachgutachten stellt die Ergebnisse der Flächenvoruntersuchung zur Fläche N-6.7 für das Schutzgut Rastvögel aus dem Untersuchungszeitraum von Januar 2019 bis Dezember 2020 vor. Die Fläche N-6.7 befindet sich in direkter räumlicher Nähe (ca. 500m), nördlich der OWP „BARD Offshore 1“, „Veja Mate“ und „Deutsche Bucht“. Weiter östlich schließen sich die bereits entwickelten OWP „Global Tech 1“, „EnBW Hohe See“ und „Albatros“ in etwa 13,4 km Entfernung zur Fläche N-6.7 an. Östlich der Projektfläche N-6.7 in etwa 6,5 km Entfernung liegt Gebiet N-7 mit der Projektfläche des Offshorewindparks „EnBW He Dreih“ (vergl. dazu Abb. 1.1). Die Wassertiefe im Bereich der Fläche N-6.7 beträgt zwischen 30 und 40 Metern.

Das Ziel dieser Untersuchung ist es, die im zweijährigen Untersuchungszeitraum erfassten Daten zum Vorkommen des Schutzgutes Rastvögel darzustellen und die Rastvogelbestände in der Fläche N-6.7 zu beschreiben und zu bewerten. Im Rahmen der Untersuchung wurden standardisierte Erfassungen zu Rastvögeln durchgeführt. Dabei wurden die Vorgaben des Standarduntersuchungskonzeptes des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (StUK4; BSH 2013) bzw. des für die Voruntersuchungen N-6.7 veröffentlichten Untersuchungsrahmens (BSH 2020a) hinsichtlich der Erfassungsmethodik sowie des räumlichen und zeitlichen Umfangs der Untersuchungen berücksichtigt. Insgesamt wurden 32 flug- (17 bzw. 15 in zwei separaten Erfassungsgebieten) und 25 schiffsbasierte Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2020 durchgeführt bei den Flugtransekt-Erfassungen im Gebiet FN6_7 wurde zusätzlich die Erfassung im Januar 2021 berücksichtigt. Flugtransekt-Erfassungen fanden zwischen Oktober bis einschließlich Dezember nicht statt, Schiffstransekt-Erfassungen wurden monatlich durchgeführt. Die digitalen Flugtransekt-Erfassungen erfolgten dabei in zwei separaten, aneinandergrenzenden Untersuchungsgebieten, wobei das Untersuchungsgebiet FN6_7 die Fläche N-6.7 komplett umfasste, und sich das Untersuchungsgebiet FN10_11 nördlich anschloss. Schiffstransekt-Erfassungen wurden im Untersuchungsgebiet SC6 durchgeführt.

Im Rahmen der zweijährigen Voruntersuchung zur Fläche N-6.7 wurden im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 insgesamt 6.590 Rastvögel zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 bzw. 11.102 Rastvögel zwischen Januar 2020 und Januar 2021 erfasst. Im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 waren es 6.793 Rastvögel zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 bzw. 5.049 Rastvögel zwischen Januar 2020 und Juli 2020. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 wurden 1.788 Rastvögel zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 bzw. 2.649 Rastvögel zwischen Januar 2020 und Dezember 2020, jeweils innerhalb der Transektbereiche, erfasst. Möwen und Alkenvögel dominierten bei allen Erfassungen die Rastvogelgemeinschaft, dabei hatten generell die Heringsmöwe, Dreizehenmöwe, Trottellumme und Tordalk den Hauptanteil der Gesamtindividuen, allerdings mit verschiedenen Gewichtungen zwischen den Jahren und Untersuchungsgebieten bzw. Erfassungsmethoden. Im Untersuchungsgebiet FN6_7 war in beiden Jahren die Heringsmöwe die häufigste Art, im Gebiet FN10_11 war die Trottellumme in beiden Jahren am häufigsten vertreten und bei den Schiffstransekt-Erfassungen war im ersten Untersuchungsjahr die Trottellumme die häufigste Art während im zweiten Untersuchungsjahr die Heringsmöwe am häufigsten vertreten war. 15 Arten oder Artgruppen wurden im Bericht näher betrachtet.

Seetaucher wurden in beiden Fluguntersuchungsgebieten und Jahren nur in relativ geringen Abundanzen (44 bis 119 Individuen) bzw. Dichten erfasst, dabei waren die Dichten im zweiten Untersuchungsjahr generell etwas höher als im Vorjahr. Im südlicheren der beiden Fluguntersuchungsgebiete (FN6_7) gab es die höchsten saisonalen Dichten im artspezifischem Frühjahr (im Mittel 0,06 und 0,09 Ind./km²) und im nördlicheren Gebiet FN10_11 im Winter (je 0,06 Ind./km²). Bei Schiffstransekt-Erfassungen wurden die Tiere noch seltener registriert. Dieses geringe Vorkommen ist als charakteristisch für die relativ küstenfernen Untersuchungsgebiete anzusehen. Die Verteilung der Seetaucher war in allen Untersuchungsgebieten unspezifisch und ohne erkennbare Schwerpunkte. Aufgrund der geringen Dichten innerhalb der Fläche N-6.7 der Fläche auch wurde auch dem Gebiet insgesamt für diese Artgruppe eine geringe Bedeutung zugeschrieben.

Während der zweijährigen Untersuchung wurden keine **Haubentaucher** erfasst. Lediglich bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsjahr 2019 wurden zwei unbestimmte Lappentaucher, zu denen der Haubentaucher zählt, festgestellt. Aufgrund der Lage der Fläche N-6.7 ist davon auszugehen, dass das Gebiet keine Bedeutung für den Haubentaucher hat und Sichtungen nur sehr sporadisch und wenn, dann von einzelnen Individuen, zu erwarten sind.

Obwohl der **Eissturmvogel** eine Hochseeart ist, wurden nur relativ geringe Individuenzahlen und Dichten innerhalb der Untersuchungsgebiete festgestellt. Dabei lagen die höchsten Individuenzahlen im nördlicheren Untersuchungsgebiet FN10_11 (76 Individuen im Jahr 2019 bzw. 75 Individuen im Jahr 2020). Es wurde kein genereller Schwerpunkt in der räumlichen Verteilung festgestellt, lediglich für den nördlichen Bereich des Untersuchungsgebietes FN10_11 deutete sich eine Präferenz mit teilweise hohen Dichten in einzelnen Rasterzellen an. In den Gebieten FN6_7 und SC6 wurden nur geringe Individuenzahlen erfasst. Vermutlich ist die Schwerpunktverteilung dieser Art noch weiter offshore zu finden. Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass der Fläche N-6.7 eher eine geringe Bedeutung für den Eissturmvogel zukommt.

Basstölpel wurden während des Untersuchungszeitraums in relativ geringen bis mittleren Dichten in den beiden Fluguntersuchungsgebieten nachgewiesen. Die höchste saisonale Dichte wurde bei Flugtransekt-Erfassungen festgestellt, diese lag in beiden Gebieten jeweils im Sommer (2019 bzw. 2020) bei 0,34 Ind./km². Generell waren die Individuenzahlen bzw. Dichten bei allen Erfassungen im artspezifischen Sommer am höchsten. Die Nachweise der Basstölpel waren lückenhaft über das gesamte Untersuchungsgebiete verteilt. Es wurden keine eindeutigen Präferenzbereiche erkannt. Dies galt ebenfalls für das Untersuchungsgebietes SC6 mit Ausnahme von einzelnen Erfassungen von größeren Gruppen im Sommer 2020 und Winter 2020/2021 die temporär zu erhöhten Dichten in einzelnen Rasterzellen führten. Die beobachtete weiträumige, aber lückenhafte Verteilung der Tiere mit phasenweise höherem lokalem Aufkommen lässt auf eine mittlere Bedeutung der Fläche N-6.7 für den Bestand der Basstölpel schließen.

Entsprechend den Erwartungen kamen **Trauerenten**, deren Vorkommen sich aufgrund ihrer bevorzugten Nahrung größtenteils auf flachere Bereiche in Küstennähe beschränkt, nur mit wenigen Individuen (2 bis 11 Tiere bei den Flugtransekt-Erfassungen und 10 bzw. 35 bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Transektbereich) und in vergleichsweise sehr geringen Dichten (maximale mittlere saisonale Dichte von 0,13 Ind./km² bei Schiffstransekt-Erfassungen im Herbst 2020) in den Untersuchungsgebieten vor. Es ist davon auszugehen, dass die wenigen erfassten Tiere auf Vogelzug zurückzuführen sind, da die Fläche N-6.7 aufgrund der vorherrschenden Wassertiefe

keine Eignung als Rastgebiet für die Trauerente hat. Dementsprechend ist auch die Bedeutung dieser Fläche für die Trauerente als gering anzusehen.

Raubmöwen wurden, mit insgesamt 19 Individuen in allen Erfassungen zusammen (innerhalb der gültigen Transektabschnitte und bei Schiffstransekt-Erfassung innerhalb und außerhalb des Transektbereiches), nur vereinzelt in den Untersuchungsgebieten erfasst. Auf Artniveau bestimmte Individuen waren dabei entweder Schmarotzerraubmöwen (2 Tiere) oder Skuas (17 Tiere). Generell sind Raubmöwen ausgesprochene Hochseearten und die Untersuchungsgebiete sind höchstens als Randregion des regulären Verbreitungsgebietes dieser Artgruppe anzusehen. Dementsprechend ist nur eine geringe Bedeutung der Fläche N-6.7 für Raubmöwen anzunehmen.

Zwergmöwen wurden im ersten Untersuchungsjahr (2019) bei beiden Erfassungsmethoden, übereinstimmend mit der Zugzeit im April, vor allem im artspezifischen Frühjahr erfasst. Im zweiten Jahr (2020) fiel das Maximum in den März und damit in den artspezifischen Winter. Das Vorkommen ist aber als frühes Zugereignis zu deuten. Grundsätzlich waren die Dichten am höchsten bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11. Hier wurden die höchsten Dichten im Frühjahr 2019 erfasst. Da Zwergmöwen durch die Untersuchungsgebiete ziehen, können phasenweise lokal sehr viele Tiere erfasst werden, während in anderen Monaten außerhalb der Zugzeit, kaum Individuen dieser Art vertreten sind (z. B. Sommer und Herbst). Dementsprechend waren lokale Schwerpunkte in der räumlichen Verteilung nur in Monaten mit den höchsten Dichten erkennbar, allerdings variierte ihre Lage zwischen den beiden Untersuchungsjahren. Die Unterschiede zwischen den Erfassungsmethoden und Gebieten sind vermutlich in der Erfassungsmethodik begründet. Alle hier verwendeten Erfassungsmethoden stellen Momentaufnahmen dar, die nicht zwangsläufig Phasen von Zugwellen und damit hohe Dichten erfassen. Da die Untersuchungsgebiete kurzfristig durch recht hohe Dichten der Zwergmöwe genutzt werden können und diese in Bezug auf die Bestände einen relativ hohen Anteil darstellen, kommt der Fläche N-6.7 für Zwergmöwen eine mittlere Bedeutung zu.

Lachmöwen wurden in allen Untersuchungsgebieten und Jahren nur mit sehr wenigen Individuen (zwischen 7 und 45) erfasst. Dementsprechend war auch die mittlere saisonale Dichte mit maximal 0,09 Ind./km² sehr gering, häufig jedoch wurden keine Lachmöwen während der Erfassungen beobachtet. Diese niedrigen Dichten sind für Lachmöwen, aufgrund der relativ küstenfernen Lage der Untersuchungsgebiete als charakteristisch einzustufen. Dementsprechend kommt der Fläche N-6.7 nur eine geringe Bedeutung für die Lachmöwe zu.

Innerhalb der Untersuchungsgebiete wurden vier Arten der **Larus-Möwen** als lebensraumtypisch und daher relevant eingestuft. Die maximale Anzahl von **Sturmmöwen** wurde im zweiten Untersuchungsjahr im Gebiet FN6_7 mit lediglich 66 Individuen über das Jahr erfasst. Es wurden nur sehr geringe Dichten und keine Muster in der Verbreitung festgestellt. Die Bedeutung der Fläche N-6.7 ist daher als gering für diese Art anzusehen. Dagegen war die **Heringsmöwe** abhängig vom Untersuchungsjahr und -gebiet der häufigste oder zweithäufigste Rastvogel, mit Ausnahme des zweiten Untersuchungsjahres in Gebiet FN10_11, als sie an vierter Stelle lag. Die höchsten Dichten wurden dabei im Herbst und Sommer festgestellt. Lokal wurden Ansammlungen mit besonders hohen Dichten erfasst, die auf Fischerei bzw. Assoziation mit Schiffsverkehr schließen lassen. Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden Heringsmöwen oft schwerpunktmäßig im südlichen Bereich erfasst. Aufgrund der hohen Dichten dieser Art und der weiträumigen Verbreitung in den Untersuchungsgebieten wurde dem Bestand eine mittlere Bedeutung

beigemessen. Die dritte Art der *Larus*-Möwen, die **Mantelmöwe**, wurde generell vermehrt im Flugerfassungsgebiet FN6_7 festgestellt und erreichte insbesondere im ersten Untersuchungsjahr höhere saisonale Dichten (Herbst 2019 mit 1,16 Ind./km²). Im selben Gebiet wurde im Winter 2020/2021 mit 0,93 Ind./km² ebenfalls eine etwas erhöhte Dichte erhoben. Während dieser Jahreszeiten, die jeweils nur von einer Erfassung abgedeckt wurden, wurden vereinzelte Ansammlungen von Mantelmöwen erfasst. Diese Ansammlungen, bei ansonsten unspezifischer Verteilung, sind wahrscheinlich auf Fischereiaktivitäten zurückzuführen. Die ansonsten erfassten, relativ geringen, Bestände im Bereich der Fläche N-6.7 sind charakteristisch für diesen küstenfernen Bereich. Die Fläche hat eine geringe Bedeutung für Mantelmöwen. Ähnlich sieht es für die **Silbermöwe** aus. Diese Art wurde eher im Winter, außerhalb der Brutzeit, in meist geringen Dichten erfasst, welche bezogen auf alle Untersuchungsgebiete und -jahren, bei maximal 0,17 Ind./km² lagen und keinen erkennbaren Schwerpunkt in der Verteilung erkennen ließen. Häufig wurden Dichten um 0,01 Ind./km² erfasst. Nur im Winter 2020/21 kam es bei der Flugtransekt-Erfassung im Gebiet FN6_7 einmalig zu einer erhöhten Dichte von 0,96 Ind./km². Rasterzellen mit erhöhten Dichten wurden hier, ähnlich wie in derselben Saison bei den Mantelmöwen, tendenziell im Süden und Osten des Gebietes festgestellt. Auch hier ist eine Assoziation mit Fischerei nicht auszuschließen. Ansonsten sind die geringen Bestände im Bereich der Fläche N-6.7 charakteristisch für diesen küstenfernen Bereich, die Fläche hat nur eine geringe Bedeutung für die Silbermöwe.

Dreizehenmöwen wurden bis auf wenige Ausnahmen bei allen Erfassungen gesichtet und waren eine der dominierenden Rastvogelarten. Während im Untersuchungsgebiet FN10_11 keine saisonale Dichte mit mehr als 1 Ind./km² festgestellt wurde, lag das Maximum im Untersuchungsgebiet FN6_7 bei 3,62 Ind./km² im Winter 2020/2021, als die Untersuchungen im Gebiet FN10_11 bereits abgeschlossen waren. Ebenfalls im Winter 2020/2021 wurde auch im Erfassungsgebiet SC6 die maximale saisonale Dichte mit 1,02 Ind./km² erfasst. Dreizehenmöwen kamen, mit nur wenigen Ausnahmen, weiträumig in den Untersuchungsgebieten vor. Schwerpunkte waren in der Verteilung nicht erkennbar. Genau wie die *Larus*-Möwen sind auch Dreizehenmöwen Schiffsfolger und Fischereiaktivitäten bzw. sonstiger Schiffsverkehr können die räumliche Verteilung stark beeinflussen. Die erfassten Dichten weisen auf eine mittlere Bedeutung für den Bestand der Population der AWZ der Nordsee hin. Entsprechend ist von einer mittleren Bedeutung der Fläche N-6.7 für die Dreizehenmöwe auszugehen.

Seeschwalben wurden mit drei Arten in den Untersuchungsgebieten erfasst, wobei zwischen 9,8 und 26,9 % der Individuen nicht eindeutig entweder den Brand- oder Fluss-/Küstenseeschwalben zugeordnet werden konnte und somit als unbestimmte Seeschwalben erfasst wurden. **Brandseeschwalben** kamen bei den Flugtransekt-Erfassungen in sehr geringen Dichten hauptsächlich während der Zugzeiten im ersten Untersuchungsjahr vor (maximale saisonale Dichte im Frühjahr 2019 mit 0,16 Ind./km² im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11). Im zweiten Untersuchungsjahr und bei Schiffstransekt-Erfassungen wurden nahezu keine Brandseeschwalben gesichtet. Es ist zu bemerken, dass die Relevanz des Offshore-Bestandes für den Gesamtbestand der Brandseeschwalben in der deutschen Bucht, aufgrund der hauptsächlich küstennahen Verbreitung dieser Art recht eingeschränkt ist. Die sehr geringen Dichten des zweiten Untersuchungsjahres lassen eher auf eine geringe Bedeutung schließen. Dennoch wird der Bestand der Brandseeschwalben anhand der Lage der Fläche N-6.7 innerhalb der AWZ mit dem aus der Literatur bekannten, relativ geringen, Bestand der AWZ referenziert und somit kommt der Fläche zumindest anhand der ermittelten Dichten des ersten Untersuchungsjahres eine mittlere

Bedeutung für Brandseeschwalben zu. Insgesamt ist das Vorkommen der Brandseeschwalben im Gebiet variabel und nicht sehr konstant. Auch **Fluss-/Küstenseeschwalben** wurden hauptsächlich im Frühjahr und Herbst während der Zugzeiten erfasst, jedoch in höheren Dichten als Brandseeschwalben. Die insgesamt höchste saisonale Dichte lag bei 0,78 Ind./km² im Fluguntersuchungsgebiet FN6_7 im Frühjahr 2019. In den Fluggebieten waren die Dichten im zweiten Untersuchungsjahr, wie bei den Brandseeschwalben, generell geringer als im ersten. Im Schiffsuntersuchungsgebiet waren die Dichten insgesamt niedriger und, anders als bei den Flugtransekt-Erfassungen, im zweiten Untersuchungsjahr etwa auf dem gleichen Niveau wie im ersten Jahr. In den Fluguntersuchungsgebieten wurden vor allem im Frühjahr 2019 und, im geringeren Maße, auch im Herbst 2019 weitreichende Verteilungen der Fluss-/Küstenseeschwalben festgestellt. Lokal gab es im Gebiet FN6_7 auch höhere Dichten und Schwerpunkte der Verteilung schienen zumindest im Frühjahr insbesondere im Süden und Osten des Gebietes zu liegen. Im Schiffsuntersuchungsgebiet ließen die geringen Dichten keine gerichtete Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalben erkennen. Wie bei den Brandseeschwalben ist das Vorkommen der Fluss-/Küstenseeschwalben innerhalb der Untersuchungsgebiete eher variabel und nicht besonders stetig. Angesichts der relativ geringen Bestandsgröße von Fluss- und Küstenseeschwalben in der deutschen AWZ der Nordsee und in Anbetracht der im Verhältnis zumindest im ersten Untersuchungsjahr erfassten mittleren Dichten in den jeweiligen Untersuchungsgebieten kommt der Fläche N-6.7 eine mittlere Bedeutung für Fluss- und Küstenseeschwalben zu.

Alkenvögel waren in zwei Untersuchungsgebieten nach den Möwen die zweithäufigste Artgruppe der Rastvogelgemeinschaft. Alkenvögel waren bei den Flugtransekt-Erfassungen im Gebiet FN6_7 sowie im Schiffsuntersuchungsgebiet SC6 die zweithäufigste Artgruppe, während sie im Fluguntersuchungsgebiet FN10_11 in beiden Jahren häufiger erfasst wurden als Möwen. Unter den auf Artniveau bestimmten Alkenvögeln waren hauptsächlich Trottellumme und Tordalk zu finden und nur vereinzelt wurden Papageitaucher gesichtet. Alkenvögel wurden in hohen Dichten in verschiedenen Jahreszeiten festgestellt, mit einem saisonalen Maximum von 2,89 Ind./km² im Herbst 2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7. Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurde vor allem in den jeweiligen Frühjahrssaisons mit Dichten > 2 Ind./km² häufig Alkenvögel gesichtet. Die räumliche Verteilung war weitestgehend flächendeckend, wobei sich Verbreitungsschwerpunkte vor allem im Osten des Untersuchungsgebietes FN6_7 zeigten. Im Untersuchungsgebiet FN10_11 wurden weniger ausgeprägte Schwerpunkte festgestellt. **Trottellummen** waren generell die am häufigsten vertretenen Alkenvögel. Allerdings wurde aufgrund des relativ hohen Anteils von nicht auf Artniveau bestimmten Alkenvögeln bei den Flugtransekt-Erfassungen eine artgenaue Betrachtung nur bei den Schiffstransekt-Erfassungen durchgeführt. Trottellummen hatten bei den Schiffstransekt-Erfassungen eine nahezu flächendeckende Verbreitung ohne erkennbaren Schwerpunkt und waren im Frühjahr und Herbst mit Maximaldichten von 1,93 Ind./km² bzw. 1,15 Ind./km² am häufigsten. **Tordalken** waren zwar bei den Schiffstransekt-Erfassungen seltener als Trottellummen, aber insgesamt die vierthäufigste Rastvogelart. Sie wurden vor allem im Winter und Frühjahr in erhöhten Dichten bis maximal 0,61 Ind./km² bzw. 0,45 Ind./km² erfasst. Im Sommer und Herbst wurde sie fast gar nicht festgestellt. Im Vergleich zur Trottellumme war die Verbreitung der Tordalken etwas weniger großflächig, Schwerpunkte mit hohen Dichten variierten zwischen den Jahren. Aufgrund der hohen Anzahlen von Alkenvögeln in den Untersuchungsgebieten und der damit verbundenen Bedeutung für den Gesamtbestand der AWZ kommt der Fläche N-6.7 für beide Arten eine mittlere, temporär auch hohe, Bedeutung zu.

Die Abundanzen einzelner Arten/Artgruppen unterschieden sich teilweise deutlich zwischen den Erfassungsmethoden, was vermutlich einerseits mit der Detektionswahrscheinlichkeit mancher Arten, andererseits mit der größeren Ausdehnung sowie der räumlichen Lage der Fluguntersuchungsgebiete im Vergleich zum Schiffsuntersuchungsgebiet zusammenhängt. Teilweise zeigen sich starke zeitliche und/oder räumliche Fluktuationen der Bestände, insbesondere bei den Arten, die das Untersuchungsgebiet in kurzer Zeit während der Migration durchqueren.

Die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung ermittelten Rastvogelbestände ordnen sich gut in die aus der Literatur bekannten Bestandsgrößen ein. Der Bestand des Schutzgutes Rastvögel in der Fläche N-6.7 wurde anhand von vier Aspekten bewertet. Für die Aspekte „Schutzstatus“ und „Vorkommen der Rastvögel“ ergibt sich eine mittlere Bedeutung, da in den untersuchten Gebieten einzelne Arten mit hoher Schutzbedürftigkeit (z. B. Anhang I EU-VSchRL für Seeschwalben, Seetauchern und Zwergmöwen) erfasst wurden und auch die Bestände einzelner Arten relativ hoch waren. Dem Aspekt „Bewertung der räumlichen Einheiten“ wird insbesondere aufgrund der Relevanz als Durchzugs- und Rastgebiet eine mittlere Bedeutung beigemessen. Der vierte Aspekt „Vorbelastung“ wurde als hoch eingestuft, da die in der Umgebung in Betrieb befindlichen OWP der Gebiete N-6 und N-8, sowie das Verkehrstrennungsgebiet im Süden, einen hohen Einfluss auf die Fläche N-6.7 haben. Daraus ergibt sich für die Vorbelastung eine geringe Wertstufe der Fläche N-6.7 für das Schutzgut.

Auf Basis der oben genannten Kriterien kommt der Fläche N-6.7 somit für das Schutzgut Rastvögel insgesamt eine mittlere Bedeutung zu.

6.2 English non-technical summary

This environmental monitoring report presents the results of the preliminary investigation of site N-6.7 between January 2019 and December 2020 for the protected asset resting birds. The site N-6.7 is situated in close proximity (approximately 500 m distance) to and north of the operational offshore windfarms (OWFs) 'BARD Offshore 1', 'Veja Mate' and 'Deutsche Bucht'. In northeastern direction lies area N-8, with the operational OWFs 'Global Tech I', 'EnBW Hohe See' and 'Albatros' in 13.4 km distance. The area N-7, including the project area for the planned offshore windfarm 'EnBW He Dreiht', is situated in approximately 6.5 km distance to the east (comparison Abb. 1.1). The water depth of site N.6.7 ranges between 30 and 40 meters.

The aim of the investigation was to describe the occurrence and distribution of resting birds based on data collected in the two-year monitoring period, to assess the importance of site N-6.7 for the resting bird population. For this, standardised surveying methods were conducted, following the Standard for Investigation of the Impacts of Offshore Wind Turbines on the Marine Environment published by the German Federal Maritime and Hydrography Agency (StUK4; BSH 2013) and the published scope of work for the preliminary analyses of site N-6.7 (BSH 2020a). Both publications specify the temporal and spatial framework of the environmental investigation. In total, 32 digital aerial transect surveys (17 and 15 in two separated areas, respectively) and 25 ship-based transect surveys were conducted between January 2019 and December 2020. For the area FN6_7, data from aerial transect surveys collected in January 2021 were also used. Aerial surveys were not performed between October and January, while ship-based surveys were conducted monthly. Digital aerial surveys were conducted in two separate, neighbouring survey areas: the southern survey area FN6_7, which covered site N-6.7 completely and area FN10_11 situated north of the study area. Ship-based surveys were conducted in survey area SC6.

A total of 6,590 resting birds were registered during aerial surveys in area FN6_7 between January and December 2019 and, respectively, 11,102 individuals between January 2020 and January 2021. In the aerial survey area FN10_11, a total of 6,793 resting birds were sighted between January and December 2019 and 5,049 individuals from January 2020 and July 2020, respectively. Fewer birds were registered during ship-based surveys in area SC6, with 1,788 resting birds inside the valid transect area between January and December 2019 and 2,649 individuals between January and December 2020. Overall, gulls and auks dominated the resting bird community. On a species level, lesser black-backed gulls, black-legged kittiwakes, common guillemots and razorbills were generally the most abundant species with varying order of importance between the survey years, areas and also methods. The lesser-black-backed gull and the common guillemot were the most frequent species during both years in the study area FN6_7 and FN10_11, respectively. During ship-based surveys, common guillemots were dominating the species composition in the first year, while lesser black-backed gulls were most frequently observed during the second year. A total number of 15 species or species groups were evaluated in more detail in the present report.

Only a few **divers** were observed in aerial survey areas during both years (44 to 119 individuals) with densities in the second year exceeding those in the first year. Highest seasonal densities were detected in the southern aerial survey area FN6_7 in the species-specific spring (mean of 0.06 – 0.09 ind./km²) and in the northern aerial survey area FN10_11 in winter (0.06 ind./km²). Even fewer divers were registered during ship-based surveys. These low numbers are representative for such offshore areas. No patterns or hotspots were detected in the distribution of divers. Given the low

abundances in site N-6.7, it can be concluded that the area is of rather low importance for this species group.

During the whole two-year monitoring period, **great crested grebes** were not registered. Only during ship-based surveys, two unidentified grebes (to which great crested grebes belong) were found. Due to the location of site N-6.7, one can expect that the site is of no importance for the great crested grebe. Observations will most likely only be sporadic and single individuals will be sighted.

Although the **northern fulmar** is a typical oceanic species, only a few individuals and low densities were registered. The species was most abundant in the northern aerial survey area FN10_11, with 76 individuals in 2019 and 75 individuals in 2020, respectively. No core areas were identified, but the results indicated a preference of the species for the northern part of the aerial survey area FN10_11 with some grid cells reaching higher densities. Most probably, the northern fulmar occurs more frequently even further offshore. The findings of the current monitoring suggest that site N-6.7 has a low importance for the northern fulmar.

Northern gannets were detected with low to medium densities in both aerial survey areas and years. In general, abundances and densities were highest in the species-specific summer. The highest seasonal density of 0.34 ind./km² was detected during aerial surveys in the summer months for both areas and years (2019 and 2020). Northern gannets were distributed widely but patchy in all survey areas and no pattern or preference could be identified for this species. Similar observations were made in the survey area SC6, with the exception of single sightings of larger groups during the summer 2020 and winter 2020/2021 resulting in temporarily hotspots in some grid cells. The overall widespread but patchy distribution in combination with occasional dense, but however, local occurrences, suggests a medium importance of site N-6.7 for the northern gannet.

As expected, only a few **common scoters** (2 to 11 individuals and 10 to 35 individuals during aerial and ship-based surveys, respectively) were registered, and thus, also low densities were calculated (maximum mean seasonal density of 0.13 ind./km² during ship-based surveys in autumn 2020). The main habitat of common scoters is driven by the distribution of its preferred prey which is linked to shallow waters close to the coast. The small number of scoters were most likely sighted during bird migration because site N-6.7 is not suitable as a resting ground for the species due to its bathymetry. Consequently, this site is of low importance for common scoters.

In total, less than 19 individuals of the species group **skuas** were registered in all survey areas (inside the valid transect area) and years combined. Identified species inside the valid transect area were either arctic skuas (2 individuals) or great skuas (17 individuals). In general, skuas are true oceanic species that can be found far offshore, and the survey areas are at the outer edge of the distribution range of this species group. Site N-6.7 is therefore, of low importance for skuas.

During the first monitoring year 2019, the **little gull** was observed in the species-specific spring during the migration in April (with both aerial and ship-based surveys). In the second year, the maximum density was observed in March coinciding with the species-specific winter, but is however, most likely an early migration event. In general, highest densities were found during aerial surveys in the monitoring area FN10_11, with peak densities observed in spring 2019. The observation of migrating little gulls in the survey areas potentially results in temporarily very high

abundances and, on the contrary, no records in other months outside the migration period (e. g. summer and autumn). Thus, defined hotspots could only be identified during those months with the highest densities. Their exact location, however, varied between both monitoring years. Observed differences between survey methods and areas are, most likely, based on the snapshot that both methods take which might detect or miss a migratory wave. Given that relatively high densities can occur for short periods of time, which, in turn, represent a relatively high percentage of the population, we conclude that site N-6.7 has a medium importance for the little gull.

Black-headed gulls were detected with very low abundances (7 to 45 individuals) in all survey areas and years. Subsequently, the mean seasonal density was very low with a maximum of 0.09 ind./km², and gulls were often not observed during the surveys. These low densities are characteristic for the black-headed gull in such an offshore location as the survey sites. Hence, site N-6.7 is of low importance for this species.

The survey areas are considered as a representative habitat for four different species of *Larus*-gulls. The maximum number of registered **common gulls**, however, was 66 individuals in the survey area FN6_7 during the first year. Similarly, densities were very low, and no spatial distribution pattern was identified resulting in a low importance of site N-6.7 for this species. In contrast, the **lesser black-backed gull** was – depending on the monitoring year and area – typically the most or second most frequent resting bird, with the exception of survey area FN10_11 in the second survey year, where it was on the fourth rank. Highest densities were recorded in autumn and summer, with maximum densities on a small local scale most likely associated with fisheries or other marine traffic. Lesser black-backed gulls were often predominantly observed in the southern part of the aerial survey area FN10_11. Due to the high densities and the widespread distribution of lesser black-backed gulls in the survey areas, the population is considered to be of medium importance. The third species of *Larus*-gulls, the **great black-backed gull**, was generally registered more frequently in the aerial survey area FN6_7. Particularly during the first monitoring year, higher seasonal densities were reached (1.16 ind./km² in autumn 2019). Similarly, higher densities were also found for the same area in winter 2020/2021 with 0.93 ind./km². However, for these two seasons (autumn and winter), only one survey was conducted, respectively and thus, aggregations of great black-backed gulls were more sporadic. It is likely that such unique one-time gatherings were related to fisheries. Apart from that, the distribution was rather unspecific. The overall rather small population of great black-backed gulls is characteristic for such an offshore location and site N-6.7 is of low importance for this species. Similar results were found for the **herring gull**, which occurred mainly in winter, outside the breeding season in low densities. The maximum density of all surveys and areas was 0.17 ind./km². No patterns or preferences were identified for the herring gull. Low densities of approximately 0.01 ind./km² were most commonly observed, with a one exception of 0.96 ind./km² in the aerial survey area FN6_7 during winter 2020/2021. Similar to great black-backed gulls in the same season, grid cells with high densities were found in the south and east of the area, which might be related to fisheries in the area. The low densities in the area FN6_7 are characteristic for this offshore location and thus, site 6.7 has only low importance for the herring gull.

Black-legged kittiwakes were amongst the most dominant resting birds and were almost sighted during each survey, with a few exceptions. While no seasonal densities higher than 1 ind./km² were detected in the aerial survey area FN10_11 in autumn, a maximum density of 3.62 ind./km² in the survey area FN6_7 was detected in winter 2020/2021 when the monitoring had already been

terminated in the area FN10_11. Similarly, the highest seasonal density of 1.02 ind./km² in the survey area SC6 was registered in winter 2020/2021. Black-legged kittiwakes had a widespread distribution all over the three survey areas, especially during those seasons with highest densities, but no preference sites were identified. Comparable to species of the order *Larus*, black-legged kittiwakes often aggregate around fishing or other types of vessels, which may influence their spatial distribution considerably. Registered densities indicate a medium importance of the offshore population for the population in the German EEZ of the North Sea. Accordingly, site N-6.7 has a medium importance for the black-legged kittiwake.

Three different species of **terns** were registered in the survey areas. Between 9.8 % and 26.9 % of all individuals could not be identified as either sandwich tern or common tern/arctic tern but were considered as unidentified tern. **Sandwich terns** were less common and were mainly sighted with aerial surveys in the first survey year during the migration period in very low densities. The maximum mean spring density was 0.16 ind./km² in survey area FN10_11 in 2019. Almost no sandwich tern was registered during ship-based surveys in the second year. The species mainly occurs close to the coast and thus, the offshore population is of minor relevance for the total population of the German Bight. The very low densities observed during the second year suggest a low importance for this species. Nevertheless, site N-6.7 has a medium importance for sandwich terns, at least based on the higher densities in the aerial surveys of the first survey year, in relation to the entire offshore population in the EEZ. In general, sandwich terns had a more patchy, variable distribution in the survey areas and no patterns could be identified. **Common terns/arctic terns** were mainly sighted in spring and autumn during their migratory periods. They occurred in higher densities than sandwich terns, reaching a seasonal maximum of 0.78 ind./km² in the aerial survey area FN6_7 in spring 2019. When comparing the two survey methods, densities calculated based on ship-based surveys were in general lower than those from aerial surveys. In addition, densities were lower in the first year compared to those from the second survey year during aerial surveys. In contrast to the aerial surveys, densities calculated based on ship-based surveys from the second year were similar to those from the first year. Common terns/arctic terns were widely distributed in all monitoring sites during spring 2019 and to a smaller extend during autumn 2019. In the survey area FN6_7, common terns/arctic terns were found with local high densities and seemed to have a spatial distribution in the southern and eastern parts of the survey area. No pattern could be identified for the distribution in the ship survey area due to low densities. Similar to sandwich terns, common terns/artic terns had a more patchy, variable distribution in the survey areas and no patterns could be identified. The relatively low population size of common terns/arctic terns in the German EEZ of the North Sea, in combination with the constant medium densities in all survey areas (at least during the first year), results in a medium importance of site N-6.7 for common terns/arctic terns.

Auks dominated the resting bird community in two of the three survey areas. During aerial surveys in the area FN6_7 as well as during ship-based surveys in the survey area SC6, auks were outnumbered by gulls, while they were the most frequently observed species group during the aerial survey area in the area FN10_11. Common guillemots and razorbills were the most abundant species of auks and only very few Atlantic puffins were sighted sporadically. Auks were found with high densities reaching a seasonal maximum of 2.89 ind./km² in autumn 2020 in the survey area FN6_7. In the survey area FN10_11, auks were especially frequent during spring, with densities >2 ind./km². Auks principally occupied the entire study area and in certain seasons showed a

preference for the eastern part of survey area FN6_7. No clear preferences were found for the survey area FN 10_11. In general, the **common guillemot** was the most frequent observed auk with maximum densities of 1.93 ind./km² and 1.15 ind./km² during spring and autumn, respectively. However, many auks could not be identified to the species-level during aerial surveys. Thus, a species-specific analysis was only possible for ship-based data. The common guillemot almost completely covered the ship survey area, without an obvious preference for a certain part. **Razorbills** were less common during ship surveys but still represented the third most frequently observed resting bird. Highest densities were observed in spring (0.61 ind./km²) followed by the winter season (0.45 ind./km²). They were almost not sighted during summer and autumn. The distribution was less widespread than for common guillemots and potential preference sites varied between the years. Due to the high abundances of auks in all survey areas and the associated high importance for the total population of the EEZ of the North Sea, site N-6.7 has a medium and temporarily higher importance for both species.

Abundances of species/species groups may differ considerably between both survey methods. On the one hand, these differences may be attributed to the detection probability for some of the species, and on the other hand, they may be due to the larger coverage of the digital aerial surveys compared to the ship-based surveys. Similarly, spatial and/or temporal fluctuations of a given population may be observed, which particularly holds for migratory species that migrate through the study area in a relative short period of time.

Population estimates determined in the present report are in accordance with population numbers estimated in scientific publications. The population of resting birds in site N-6.7 was assessed by means of four criteria. The first two criteria, 'protection status' and 'occurrence of resting birds', were classified to have a medium value based on the occurrence of highly vulnerable species (i. e., species such as terns, divers and little gulls that are listed in Annex I of the EU Birds Directive) and the large abundances of certain resting birds in the study areas. The category 'assessment of the territorial units' was rated to have a medium value due to importance as a migration and resting area. The fourth criterion 'initial load' was classified as high, given the proximity to the operating OWFs of areas N-6 and N-8 as well as the Traffic Separation Scheme in the south that can potentially exert strong influences on site N-6.7. Hence, given the high initial load, the site has a low importance for resting birds.

In summary, and based on the above-mentioned criteria, site N-6.7 is rated as of medium importance for the protected asset resting birds.

7 LITERATURVERZEICHNIS

- ASHLEY, M. C., MANGI, S. C. & RODWELL, L. D. 2013. The potential of offshore windfarms to act as marine protected areas – A systematic review of current evidence. *Marine Policy*.
- AUMÜLLER, R., BOOS, K., FREIENSTEIN, S., HILL, K. & HILL, R. 2011. Beschreibung eines Vogelschlagereignisses und seiner Ursachen an einer Forschungsplattform in der Deutschen Bucht. *Vogelwarte* 49:9–16.
- AUMÜLLER, R., HILL, R., REBKE, M. & HILL, K. 2015. Weiterführende Messungen zur Vogelzugforschung auf der Forschungsplattform FINO3 zeitgleich mit dem Bau eines großen Offshore-Windparks in der nördlichen Deutschen Bucht - OFFSHOREBIRDS. P. 244. Schlussbericht, Avitec Research GbR, 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.
- BALLSTEDT, E., BUSCHHAUS, D., ENNERS, L., ROTHFUSS, C. & WALTER, E. 2021. Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2020. *Seevögel, Zeitschrift Verein Jordsand* 42.
- BAUER, H.-G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz: 3 Bände (2., vollst. überarb. A.). Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- BECKER, P. H., DITTMANN, T., LUDWIGS, J.-D., LIMMER, B., LUDWIG, S. C., BAUCH, C., BRAASCH, A. & WENDELN, H. 2008. Timing of initial arrival at the breeding site predicts age at first reproduction in a long-lived migratory bird. P. 4. University of New Mexico.
- BECKER, P. H. & LUDWIGS, J.-D. 2004. *Sterna hirundo* - Common Tern. *BWP Update*.
- BEIERSDORF, A., BOETHLING, M., BINDER, A., BLASCHE, K., DAHLKE, C. & NOLTE, N. 2014. StUKplus Koordination, Schlussbericht zum Projekt, Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben *alpha ventus* zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus). Endbericht, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg (DEU).
- BELLEBAUM, J., DIEDERICHS, A., KUBE, J., SCHULZ, A. & NEHLS, G. 2006. Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeressäuger 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 & ARSU. 2010. Zum Einfluss von Windenergieanlagen auf den Vogelzug auf der Insel Fehmarn. - Gutachterliche Stellungnahme auf Basis der Literatur und eigener Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2009 im Auftrag der Fehmarn Netz GmbH & Co. OHG. P. 269.
- BIOCONSULT SH, IBL UMWELTPLANUNG & IFAÖ. 2019. Cluster 'Nördlich Borkum' Ergebnisbericht Umweltmonitoring Rastvögel. Untersuchungsjahr 2018 (Januar - Dezember 2018). Im Auftrag der UMBO GmbH. P. 357. Jahresbericht, Husum.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (Ed.). 2004. Birds in Europe: populations estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge (UK). 374 pp.
- 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.
- BLEW, J., HOFFMANN, M., NEHLS, G. & HENNING, V. 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. P. 145. Final Report, BioConsult SH; Universität Hamburg, Hamburg und Büsum.
- 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).
- BORKENHAGEN, K., GUSE, N., MARKONES, N., SCHWEMMER, H. & GARTHE, S. 2018. Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee 2018. Im Auftrag vom Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- BRAASCH, A., MICHALIK, A. & TODESKINO, D. 2015. Assessing impacts of offshore wind farms on two highly pelagic seabird species. P. *Posterbeitrag*. Berlin.
- BSH. 2006a. Genehmigungsbescheid für den Windpark 'Global Tech I'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2006b. Genehmigungsbescheid für den Windpark 'Hohe See'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2007a. Genehmigungsbescheid BARD 'Offshore 1'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2007b. Genehmigungsbescheid für den Windpark 'He Dreiht'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2010a. Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben *alpha ventus* zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH – StUKplus. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2010b. Genehmigungsbescheid 'Deutsche Bucht'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2011. Genehmigungsbescheid für den Windpark 'Albatros'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2013. Standard - Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4). P. 86. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg & Rostock.
- BSH. 2015. Plangenehmigung 'Veja Mate'. P. 101. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2017a. Ausschreibungsunterlagen - Beschreibung der Leistung über die Öffentliche Ausschreibung mit dem Titel: 'LOS1: Durchführung und Dokumentation von schiffsbasierten ökologischen Untersuchungen der Schutzgüter Avifauna, Meeressäuger und Fledermäuse im Gebiet der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.
- BSH. 2017b. Ausschreibungsunterlagen - Beschreibung der Leistung über die Öffentliche Ausschreibung mit dem Titel: 'LOS2 Durchführung und Dokumentation von flugzeugbasierten ökologischen Untersuchungen der Schutzgüter Avifauna und Meeressäuger im Gebiet der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone'. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.
- BSH. 2019. Untersuchungsrahmen für die Voruntersuchung und Strategische Umweltprüfung der Fläche N-7.2. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg (DEU).
- BSH. 2020a. Untersuchungsrahmen für die Voruntersuchung und Strategische Umweltprüfung der Fläche N-6.7. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg (DEU).
- BSH. 2020b. Umweltbericht zum Flächenentwicklungsplan 2020 für die deutsche Nordsee. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2020c. Flächenentwicklungsplan 2020 für die deutsche Nord- und Ostsee. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- BSH. 2021. Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee.

- 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.
- BURGER, C., SCHUBERT, A., HEINÄNEN, S., DORSCH, M., KLEINSCHMIDT, B., ŽYDELIS, R., MORKŪNAS, J., QUILLFELDT, P. & NEHLS, G. 2019. A novel approach for assessing effects on distributions and movements of seabirds in relation to shipping traffic. *Journal of Environmental Management* 251:109511.
- 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.
- CHEREL, Y., RIDOUX, V., WEIMERSKIRCH, H., TVERAA, T. & CHASTEL, O. 2001. Capelin (*Mallotus villosus*) as an important food source for northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) breeding at Bjørnøya (Bear Island), Barents Sea - 58-1-355.pdf. *ICES Journal of Marine Science* 58:55–361.
- 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.
- CHRISTENSEN, T. K., HOUNISEN, J. P., CLAUSAGER, I. & PETERSEN, I. K. 2004. Visual and radar observations of birds in relation to collision risk at the Horns Rev offshore wind farm. Annual Status Report 2003, National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment.
- COOK, A. S. C. P., JOHNSTON, A., WRIGHT, L. J. & BURTON, N. H. K. 2012. A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. P. 59. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-02, British Trust for Ornithology, Norfolk.
- DELTARES. 2010. Monitoring and researching ecological effects of Dutch offshore wind farms – Masterplan. P. 151.
- DIERSCHKE, J., DIERSCHKE, V., HÜPPOP, K., HÜPPOP, O. & JACHMANN, K. F. 2011. Die Vogelwelt der Insel Helgoland (1st edition). Druckwerkstatt Schmittstrasse, Helgoland. 629 pp.
- DIERSCHKE, V. 2003. Quantitative Erfassung des Vogelzugs während der Hellphase bei Helgoland. *CORAX* 19, Sonderheft 2:27–34.
- DIERSCHKE, V. 2019. Bruterfolg von Eissturmvogel, Basstölpel und Dreizehenmöwe im Jahr 2019 auf Helgoland. P. 10. Gavia EcoResearch, Winsen (Luhe) (DEU).
- 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., FURNESS, R. W. & GARTHE, S. 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202:59–68.
- DIERSCHKE, V. & GARTHE, S. 2006. Literature review of offshore wind farms with regard to seabirds. Part B: literature review of ecological impacts. P. 131 *Ecological research on offshore wind farms: international exchange of experiences*. Bonn.
- DIERSCHKE, V., GARTHE, S. & MARKONES, N. 2004. Aktionsradien Helgoländer Dreizehenmöwen *Rissa tridactyla* und Trottellummen *Uria aalge* während der Aufzuchtphase. *Vogelwelt* 125:11–19.
- DIERSCHKE, V., GARTHE, S. & MENDEL, B. 2006. Possible Conflicts between Offshore Wind Farms and Seabirds in the German Sectors of North Sea and Baltic Sea. Pp. 121–143 *Offshore Wind Energy. Research on Environmental Impacts*. Springer, Berlin Heidelberg (DEU).
- DIERSCHKE, V. & LORENTZEN, N. H. 2006. Phänologie südnorwegischer Mantelmöwen *Larus marinus* auf Helgoland (Deutsche Bucht). *Die Vogelwelt* 127:31–36.

- DORSCH, M., BURGER, C., HEINÄNEN, S., KLEINSCHMIDT, B., MORKUNAS, J., NEHLS, G., QUILLFELDT, P., SCHUBERT, A. & ZYDELIS, R. 2019. DIVER – German tracking study of seabirds in areas of planned Offshore Wind Farms at the example of divers. Final report on the joint project DIVER, FKZ 0325747 A/B, funded by the Federal Ministry of Economics and Energy (BMWi) within the framework of the 6th Energy Research Programme of the German Federal Government.
- DURINCK, J., SKOV, H., JENSEN, F. P. & PIHL, S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. P. 109. Copenhagen.
- ECOLAS N.V. 2005. Milieueffectenrapport voor een Offshore Windturbinepark op de Thorntonbank. Bijlage bij de wijzigingsaanvraag. Im Auftrag von C-Power N.V., Antwerpen.
- 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.
- EEA. 2019, January 12. EEA reference grid.
- EEG. 2021. Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 21. Dezember 2020 (BGBl. I S. 3138) geändert worden ist.
- 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).
- EXO, K.-M., BAIRLEIN, F., ENS, B. & OOSTERBEEK, K. 2008. Satellitentelemetrische Untersuchungen der Raumnutzungs- und Zugmuster von Herings- und Silbermöwen. *Jahresbericht Institut für Vogelforschung* 8:11–12.
- 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.
- FIJN, R. C., HIEMSTRA, D., PHILLIPS, R. A. & VAN DER WINDEN, J. 2013. Arctic Terns *Sterna paradisaea* from The Netherlands migrate record distances across three oceans to Wilkes Land, East Antarctica. *Ardea* 101:3–12.
- FLIESSBACH, K. L., BORKENHAGEN, K., GUSE, N., MARKONES, N., SCHWEMMER, P. & GARTHE, S. 2019. A ship traffic disturbance vulnerability index for northwest european seabirds as a tool for marine spatial planning. *Frontiers in Marine Science* 6:192.
- FURNESS, R. W., WADE, H. M. & MASDEN, E. A. 2013. Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management* 119:56–66.
- 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., DIERSCHKE, V., WEICHLER, T. & SCHWEMMER, P. 2004a. Rastvogelvorkommen und Offshore-Windkraftnutzung: Analyse des Konfliktpotenzials für die deutsche Nord- und Ostsee. - In: Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich (MINOS). Pp. 195–334. Endbericht, FKZ 0327520.
- 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., MARKONES, N. & CORMAN, A.-M. 2017a. Possible impacts of offshore wind farms on seabirds: a pilot study in Northern Gannets in the southern North Sea. *Journal of Ornithology* 158:345–349.

- 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., PESCHKO, V., KUBETZKI, U. & CORMAN, A.-M. 2017b. Seabirds as samplers of the marine environment - a case study of northern gannets. *Ocean Science* 13:337–347.
- GARTHE, S., SCHWEMMER, H., MÜLLER, S., PESCHKO, V., MARKONES, N. & MERCKER, M. 2018. Seetaucher in der Deutschen Bucht: Verbreitung, Bestände und Effekte von Windparks. Bericht für das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie und das Bundesamt für Naturschutz, Kiel.
- GARTHE, S., SCHWEMMER, P. & LUDYNIA, K. 2004b. 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.
- GARTHE & SCHWEMMER. 2005. Seabirds at Sea – Untersuchungen in den deutschen Meeresgebieten. *Vogelwelt* 126:67–74.
- GILL, J. P., SALES, D., PINDER, S. & SALAZAR, R. 2008. Kentish Flats wind farm fifth ornithological monitoring report. P. 122. Edinburgh.
- GILLES, A., HERR, H., RISCH, D., SCHEIDAT, M. & SIEBERT, U. 2006. Erfassung von Meeressäugetieren und Seevögeln in der deutschen AWZ von Nord-und Ostsee (EMSON). Teilvorhaben: Erfassung von Meeressäugetieren. P. 250. Endbericht, FTZ im Auftrag des Bundesamts für Naturschutz, Büsum.
- GRAVE, C. 2017. Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2016. *Seevögel* 38:14–17.
- GUILLEMETTE, M., LARSEN, J. K. & CLAUSAGER, I. 1999. Assessing the impact of the Tunø Knob wind park on sea ducks: the influence of food resources. P. 21. Technical Report, National Environmental Research Institute (NERI), Dänemark.
- HAHM, T. & KRÖNING, J. 2001. Modellierung der Nachlaufströmung einer Windenergieanlage. P. 9.
- HEINÄNEN, S. 2016. Distribution modelling of Red-throated diver based on aerial digital surveys & hydrodynamics. Diver Workshop 2016, Hamburg.
- HEINÄNEN, S., ŽYDELIS, R., KLEINSCHMIDT, B., DORSCH, M., BURGER, C., MORKŪNAS, J., QUILLFELDT, P. & NEHLS, G. 2020. Strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore windfarms confirmed by two independent data types, satellite telemetry and digital aerial surveys.
- HÖTKER, H., THOMSEN, K.-M. & KÖSTER, J. 2004. Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse - Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen. - Michael-Otto-Institut im NABU. P. 80.
- 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.
- HÜPPOP, O., HILL, R., HÜPPOP, K. & JACHMANN, F. 2009. Auswirkungen auf den Vogelzug - Begleitforschung im Offshore-Bereich auf Forschungsplattformen in der Nordsee FINOBIRD. P. 278. Abschlussbericht, Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, Helgoland.
- 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.

- JOHNSTON, A., COOK, A. S. C. P., WRIGHT, L. J., HUMPHREYS, E. M. & BURTON, N. H. K. 2014. Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 51:31–41.
- KAHLERT, J., PETERSEN, I. K., FOX, A. D., DESHOLM, M. & CLAUSAGER, I. 2004. Investigations of birds during construction and operation of Nysted offshore wind farm at Rødsand. P. 79. Report, National Environmental Research Institute.
- KAISER, M. J., GALANIDI, M., SHOWLER, D. A., ELLIOTT, A. J., CALDOW, R. W. G., REES, E. I. S., STILLMAN, R. A. & SUTHERLAND, W. J. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. *Ibis* 148:110–128.
- KOFFIJBERG, K., DIJKSEN, L., HÄLTERLEIN, B., LAURSEN, K., POTEL, P. & SÜDBECK, P. 2006. Breeding birds in the Wadden Sea in 2001: results of the total survey in 2001 and trends in numbers between 1991-2001. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- KOOP, B. 2002. Der Vogelzug über Schleswig-Holstein. Darstellung des sichtbaren Zuges von 1950-2002. Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek (DEU).
- KOTZERKA, J., MARKONES, N., DRIES, H. & GARTHE, S. 2011. Gemeinsame Auswertung von Daten zu Seevögeln für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld 'alpha ventus'. Zwischenbericht StUKplus, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum, Kiel.
- KOTZERKA, J., MARKONES, N. & GARTHE, S. 2013. Gemeinsame Auswertung von Daten zu Seevögeln für das ökologische Effektmonitoring am Testfeld alpha ventus. Zwischenbericht StUKplus, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum, Kiel.
- KRIJGSVELD, K. L., FIJN, R. C., JANPINK, M., VAN HORSSSEN, P. W., HEUNKS, C., COLLIER, M., POOT, M. J. M., BEUKER, D. & DIRKSEN, S. 2011a. Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. P. 330. Bureau Waardenburg report, Culemborg, The Netherlands.
- KRIJGSVELD, K. L., HEUNKS, C., COLLIER, M. & DIRKSEN, S. 2011b. Collision victims at wind farms in the Netherlands. Waardenburg.
- KRIJGSVELD, K. L., LENSINK, R., SCHEKKERMAN, H., WIERSMA, P., POOT, M. J. M., MEESTERS, E. H. W. G. & DIRKSEN, S. 2005. Baseline studies North Sea wind farms: fluxes, flight paths and altitudes of flying birds 2003-2004. P. 194. Bureau Waardenburg bv / Alterra, Netherlands.
- 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.
- LANGSTON, R. H. W. 2013. Birds and wind projects across the pond: A UK perspective. *Wildlife Society Bulletin* 37:5–18.
- 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).
- LEOPOLD, M. F. & CAMPHUYSEN, C. J. 2007. Did the pile driving during the construction of the offshore wind farm Egmond Aan Zee, the Netherlands, impact local seabirds? Wageningen IMARES.
- LEOPOLD, M. F., DIJKMAN, E. M., TEAL, M. & OWEZ-TEAM. 2011. Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). P. 176. IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies, Wageningen.
- 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., HOFSTEDE, 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.

- MARCELLA, T. K., GENDE, S. M., ROBY, D. D. & ALLIGNOL, A. 2017. Disturbance of a rare seabird by ship-based tourism in a marine protected area. *PLOS ONE* 12:e0176176.
- 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.
- MARKONES, N., SCHWEMMER, H., GARTHE, S. & GUSE, N. 2014. Seevogel-Monitoring 2012/2013 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. P. 77. Bericht für das Bundesamt für Naturschutz, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum, Kiel.
- MENDEL, B. & GARTHE, S. 2010a. Kumulative Auswirkungen von Offshore-Windkraftnutzung und Schiffsverkehr am Beispiel der Seetaucher in der Deutschen Bucht. *Coastline Reports* 15:31–44.
- MENDEL, B. & GARTHE, S. 2010b. Strategien bei der Nahrungssuche: Mit Hightech auf der Spur der Helgoländer Heringsmöwen. *Der Falke* 57:402–408.
- MENDEL, B., KOTZERKA, J., MÜLLER, S. & GARTHE, S. 2013. Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust und möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD). P. 17. Zwischenbericht StUKplus, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum, Kiel.
- MENDEL, B., PESCHKO, V., KUBETZKI, U., WEIEL, S. & GARTHE, S. 2018. Untersuchungen zu möglichen Auswirkungen der Offshore-Windparks im Windcluster nördlich von Helgoland auf Seevögel und Meeressäuger (HELBIRD). P. 166. Schlussbericht, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum (DEU).
- 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. 2015. 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).
- 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.
- MERCKER, M., DIERSCHKE, V., CAMPHUYSEN, K., KREUTLE, A., MARKONES, N., VANERMEN, N. & GARTHE, S. 2021a. An indicator for assessing the status of marine-bird habitats affected by multiple human activities: A novel statistical approach. *Ecological Indicators* 130.
- MERCKER, M., MARKONES, N., BORKENHAGEN, K., SCHWEMMER, H., WAHL, J. & GARTHE, S. 2021b. An integrated framework to estimate seabird population numbers and trends. *The Journal of Wildlife Management*.
- MERKEL, F. R., MOSBECH, A. & RIGET, F. 2009. Common Eider *Somateria mollissima* feeding activity and the influence of human disturbances. *Ardea* 97:99–107.

- NEHLS, G. 1998. Bestand und Verbreitung der Trauerente *Melanitta nigra* im Bereich des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres. *Seevögel* 19:19–22.
- NEUMANN, R., BRAASCH, A. & TODESKINO, D. 2013. One man's joy is a seabird's sorrow? Northern Fulmars *Fulmarus glacialis* at an offshore wind farm construction site in the North Sea. Pp. 224–224 *Book of Abstracts*. Wilhelmshaven.
- NOER, H., CHRISTENSEN, T. K., CLAUSAGER, I. & PETERSEN, I. K. 2000. Effects on birds of an offshore wind park at Horns Rev: Environmental impact assessment. P. 112. Technical Report, Department of Coastal Zone Ecology, Dänemark.
- OREJAS, C., JOSCHKO, T., SCHRÖDER, A., DIERSCHKE, J., EXO, M., FRIEDRICH, E., HILL, R., HÜPPOP, O., POLLEHNE, F., ZETTLER, M. L. & BOCHERT, R. 2005. Ökologische Begleitforschung zur Windenergienutzung im Offshore-Bereich auf Forschungsplattformen in der Nord- und Ostsee (BeoFINO). P. 333. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- PERCIVAL, S. 2013. Thanet Offshore Wind Farm Ornithological Report 2012-13. P. 60. Abschlussbericht, Ecology Consulting, Peterborough (UK).
- PESCHKO, V., MENDEL, B., MÜLLER, S., MARKONES, N., MERCKER, M. & GARTHE, S. 2020a. Effects of offshore windfarms on seabird abundance: Strong effects in spring and in the breeding season. *Marine Environmental Research* 162:105157.
- PESCHKO, V., MERCKER, M., & GARTHE, STEFAN. 2020b. Telemetry reveals strong effects of offshore wind farms on behaviour and habitat use of common guillemots (*Uria aalge*) during the breeding season. *Marine Biology* 167:118.
- PETERSEN, I. K., CHRISTENSEN, K. C., KAHLERT, J., DESHOLM, M. & FOX, A. D. 2006a. 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., CLAUSAGER, I. & CHRISTENSEN, T. J. 2004. Bird numbers and distribution in the Horns Rev offshore wind farm area. Annual status report, Im Auftrag von Elsam Engineering A/S.
- 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., FOX, T., KAHLERT, J., CHRISTENSEN, T. K. & HOUNISEN, J. P. 2006b, 29.11. Changes in waterbird habitat utilisation in the Horns Rev and Nysted offshore windfarms. Helsingør.
- 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.
- PIPER, W. 2011. Ergebnisse der StUK3-Untersuchungen zu Rastvögeln. P. *Ökologische Begleitforschung bei Alpha Ventus*. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg und Rostock.
- POOT, M. J. M., VAN HORSSSEN, P. W., COLLIER, M. P., LENSINK, R. & DIRKSEN, S. 2011. Effect studies Offshore Wind Egmond aan Zee: cumulative effects on seabirds. A modelling approach to estimate effects on population levels in seabirds. P. 247. Final Report, Bureau Waardenburg bv, Culemborg, The Netherlands.
- RONCONI, R. A. & CLAIR, C. C. ST. 2002. Management options to reduce boat disturbance on foraging black guillemots (*Cephus grylle*) in the Bay of Fundy. *Biological Conservation* 108:265–271.
- 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. 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.
- SIEBERT, U., LUCKE, K., SUNDERMEYER, J. & BENKE, H. 2007. Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore-Windkraftanlagen. Schlussbericht Teilvorhaben 1. Forschungsverbund MINOSplus. P. 95. FTZ, Büsum.
- 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.
- SONNTAG, N., GRÜPPNER, F., MENDEL, B. & GARTHE, S. 2011. Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust und möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD). P. 15. Zwischenbericht StUKplus, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum, Kiel.
- 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.
- STILL, D., LITTLE, B. & LAWRENCE, S. 1996. The effect of wind turbines on the bird population at Blyth Harbour. ETSU Report, Northumberland.
- STOLEN, E. D. 2003. The Effects of Vehicle Passage on Foraging Behavior of Wading Birds. *Waterbirds* 26:429–436.
- 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. 2015a. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756:51–61.
- VANERMEN, N., ONKELINX, T., VERSCHELDE, P., COURTENS, W., WALLE, M. V. DE, VERSTRAETE, H. & STIENEN, E. W. M. 2015b. Assessing seabird displacement at offshore wind farms: power ranges of a monitoring and data handling protocol. *Hydrobiologia*:1–13.
- VANERMEN, N. & STIENEN, E. 2009. Seabirds & offshore wind farms: monitoring results 2008. P. 105. Research Institute for Nature and Forest im Auftrag des Royal Belgian Institute for Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Brüssel.
- VANERMEN, N., STIENEN, E., ONKELINX, T., COURTENS, W., VAN DE WALLE, M., VERSCHELDE, P. & VERSTRAETE, H. 2012. Seabirds & offshore wind farms: Monitoring results 2011. P. 61.

- Research Institute for Nature and Forest im Auftrag des Royal Belgian Institute for Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Brüssel.
- VANERMEN, N., STIENEN, E. W. M., COURTENS, W., ONKELINX, T., VAN DE WALLE, M. & VERSTRAETE, H. 2013. Bird monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea - Assessing seabird displacement effects. P. 131. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brüssel.
- VILELA, R., BURGER, C., DIEDERICHS, A., BACHL, F. E., SZOSTEK, L., FREUND, A., BRAASCH, A., BELLEBAUM, J., BECKERS, B., PIPER, W. & NEHLS, G. 2021. Use of an INLA latent gaussian modeling approach to assess bird population changes due to the development of offshore wind farms. *Frontiers in Marine Science* 8.
- WALTER, E. 2020. Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2019. *Seevögel, Zeitschrift Verein Jordsand* 41.
- 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., BAER, J., WELCKER, J. & NEHLS, G. 2016. Erfassung von Seevögeln und Meeressäugetieren mit dem HiDef-Kamerasystem aus der Luft. *Seevögel* 37.
- WOLFF, S. 2019. Brutbericht aus unseren Schutz- und Zählgebieten im Jahr 2018. *Seevögel, Zeitschrift Verein Jordsand* 40.

A ANHANG

A.1 Modellwindparkparameter

Tab. A. 1 *Modellwindparkparameter aus dem Umweltbericht zum FEP 2020 für die deutsche Nordsee (Tabelle 2; BSH 2020b) die für die Identifizierung der Wirkfaktoren (Kapitel 5) herangezogen werden.*

	Bandbreite	
	von	bis
Leistung pro Anlage [MW]	10	20
Nabenhöhe [m]	125	200
Höhe untere Rotorspitze [m]	25	50
Rotordurchmesser [m]	200	300
Gesamthöhe [m]	225	350
Durchmesser Gründung [m]*	10	15
Durchmesser Kolkschutz [m]	50	75

* Die Berechnung der Flächeninanspruchnahme beruht auf der Annahme einer Monopile-Gründung. Es wird jedoch angenommen, dass Monopile und Jacket in Summe jeweils etwa die gleiche Flächeninanspruchnahme auf dem Meeresgrund haben.

A.2 Methoden

Tab. A. 2 *Eckkoordinaten der Fläche N-6.7 (Dezimalgrad, Kartendatum: WGS 84).*

Lfd. Nr.	Längengrad	Breitengrad
1	5,832485	54,314551
2	5,917760	54,436158
3	5,927296	54,433944
4	5,926370	54,307938

A.2.1 Erfassungen mit dem Flugzeug

Tab. A. 3 *Eckkoordinaten des Untersuchungsgebietes FN6_7 für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7 (Dezimalgrad, Kartendatum: WGS 84).*

Punkt	Längengrad	Breitengrad
1	5,627762	54,576534
2	5,629782	54,144134
3	6,145109	54,151290
4	6,145118	54,223175
5	6,513123	54,226936
6	6,515382	54,479283
7	6,066119	54,475207
8	6,062581	54,582526

Tab. A. 4 *Koordinaten und Strecken der Flugtransekte im Untersuchungsgebiet FN6_7 für die Transekt-Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7. (Dezimalgrad, Kartendatum: WGS 84).*

Transekt	Start		Ende		Länge [km]	Summe [km]
	Längengrad	Breitengrad	Längengrad	Breitengrad		
1	6,063232	54,56447	5,627851	54,558385	28,18	28,18
2	6,064372	54,52929	5,628024	54,523198	28,26	56,44
3	6,06554	54,49317	5,628197	54,487592	28,35	84,79
4	6,515211	54,46008	5,628382	54,449125	57,53	142,32
5	6,514894	54,42454	5,628551	54,413581	57,55	199,87
6	6,514576	54,38895	5,628719	54,378006	57,57	257,44
7	6,514257	54,35334	5,628885	54,3424	57,59	315,03
8	6,513938	54,3177	5,62905	54,306763	57,61	372,64
9	6,513608	54,28085	5,629219	54,269918	57,63	430,27
10	6,513285	54,24491	5,629382	54,233979	57,64	487,91
11	6,145116	54,2052	5,629543	54,198039	33,66	521,57
12	6,145112	54,16926	5,629703	54,162099	33,68	555,25

Tab. A. 5 Eckkoordinaten des Untersuchungsgebietes FN10_11 für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7 (Dezimalgrad, Kartendatum: WGS 84).

Punkt	Längengrad	Breitengrad
1	5,784255	54,578901
2	5,779576	54,724496
3	5,957051	54,726288
4	5,955943	54,798594
5	6,020641	54,799131
6	6,020379	54,873605
7	6,038281	54,873737
8	6,038158	55,018223
9	6,459712	55,020564
10	6,460743	54,839945
11	6,577488	54,838371
12	6,577913	54,479718
13	6,515382	54,479283
14	6,066119	54,475207
15	6,062581	54,582526

Tab. A. 6 Koordinaten und Strecken der Flugtransekte im Untersuchungsgebiet FN10_11 für die Flugtransekt-Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7. (Dezimalgrad, Kartendatum: WGS 84).

Transekt	Start		Ende		Länge [km]	Summe [km]
	Längengrad	Breitengrad	Längengrad	Breitengrad		
1	6,459816	55,002597	6,038175	55,000259	26,98	26,98
2	6,460024	54,966474	6,038206	54,964137	27,02	54,00
3	6,460231	54,93035	6,038237	54,928015	27,05	81,05
4	6,460437	54,894227	6,038267	54,891893	27,09	108,14
5	6,460641	54,858103	6,020442	54,85564	28,27	136,41
6	6,577639	54,820404	6,02057	54,819519	35,81	172,22
7	6,577942	54,78436	5,956219	54,78063	40,00	212,22
8	6,577942	54,747758	5,95678	54,744031	40,00	252,22
9	6,577941	54,712542	5,780156	54,706535	51,43	303,65
10	6,57794	54,677084	5,781372	54,668821	51,40	355,05
11	6,577937	54,641244	5,782531	54,632748	51,37	406,42
12	6,577933	54,605518	5,78368	54,596862	51,34	457,76
13	6,577929	54,569636	6,063232	54,564468	33,30	491,06
14	6,577923	54,534446	6,064372	54,529292	33,25	524,31
15	6,577916	54,497687	6,06554	54,493169	33,20	557,51

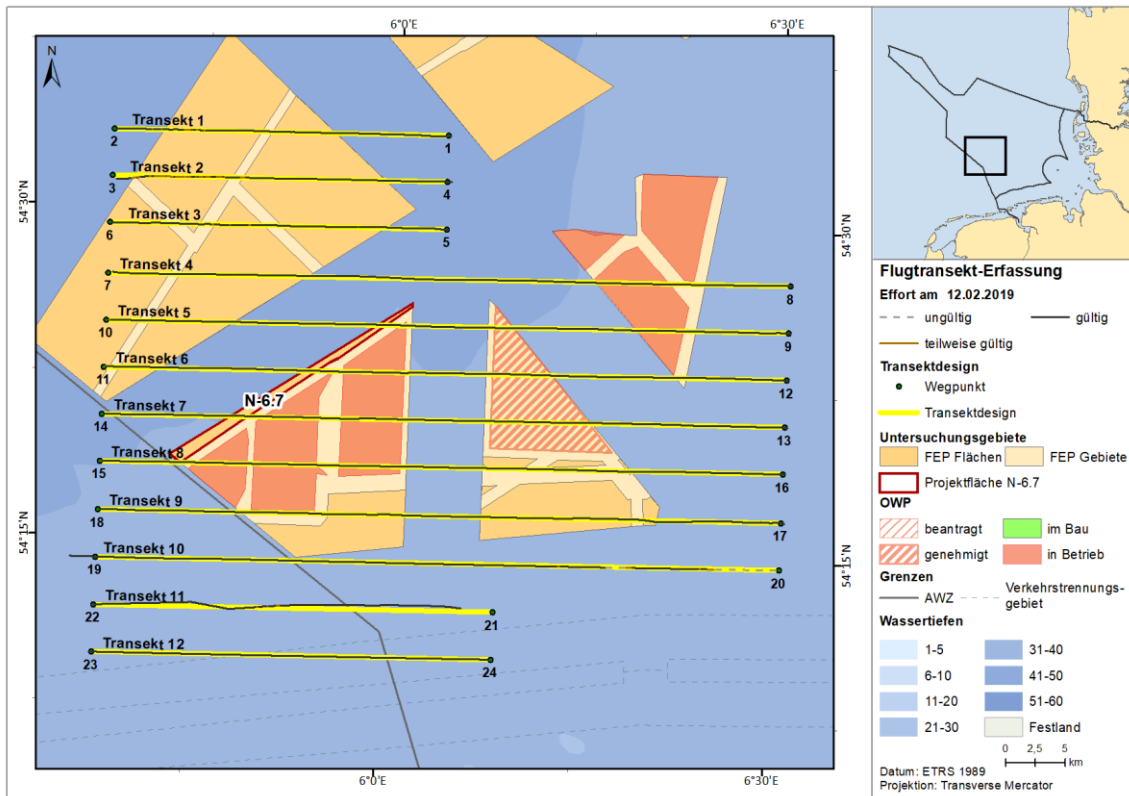


Abb. A. 1 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 12.02.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

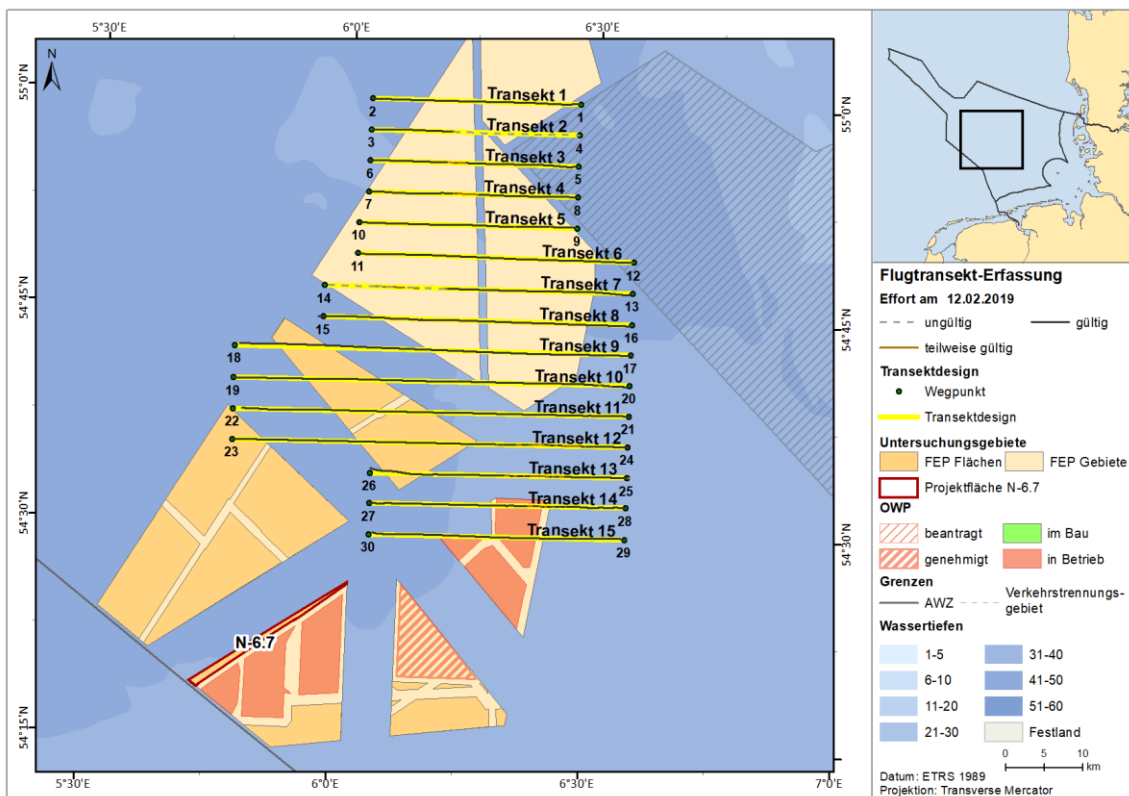


Abb. A. 2 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 12.02.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

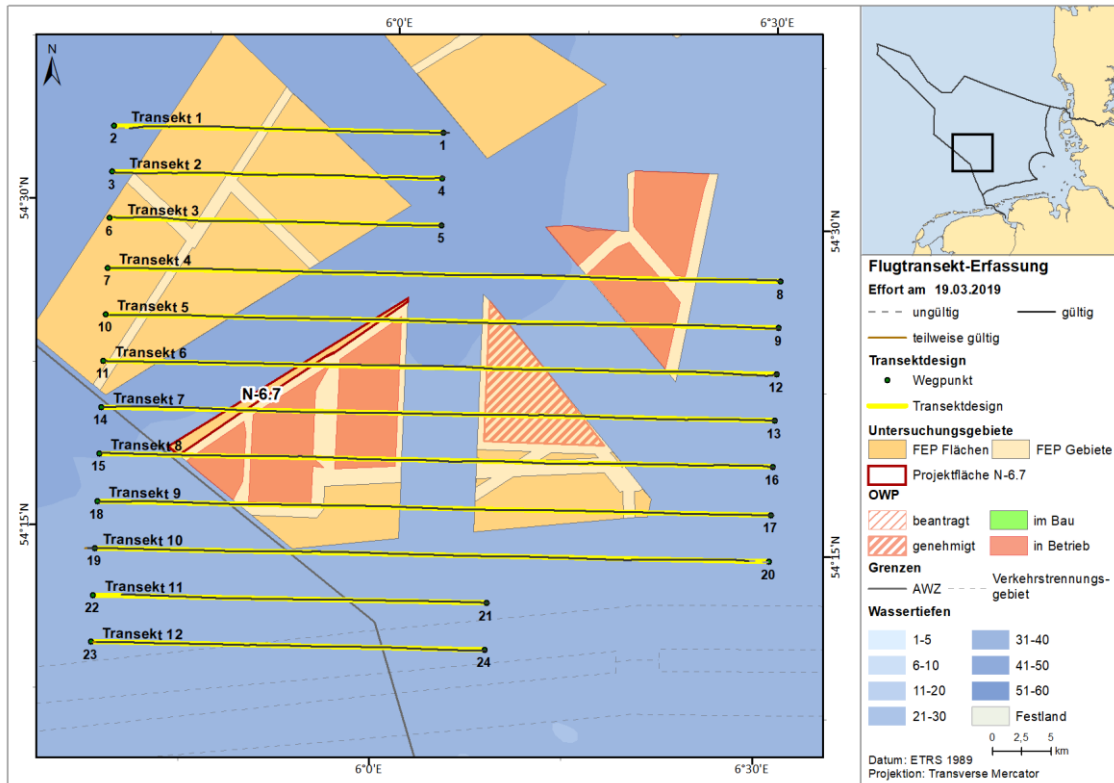


Abb. A.3 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 19.03.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

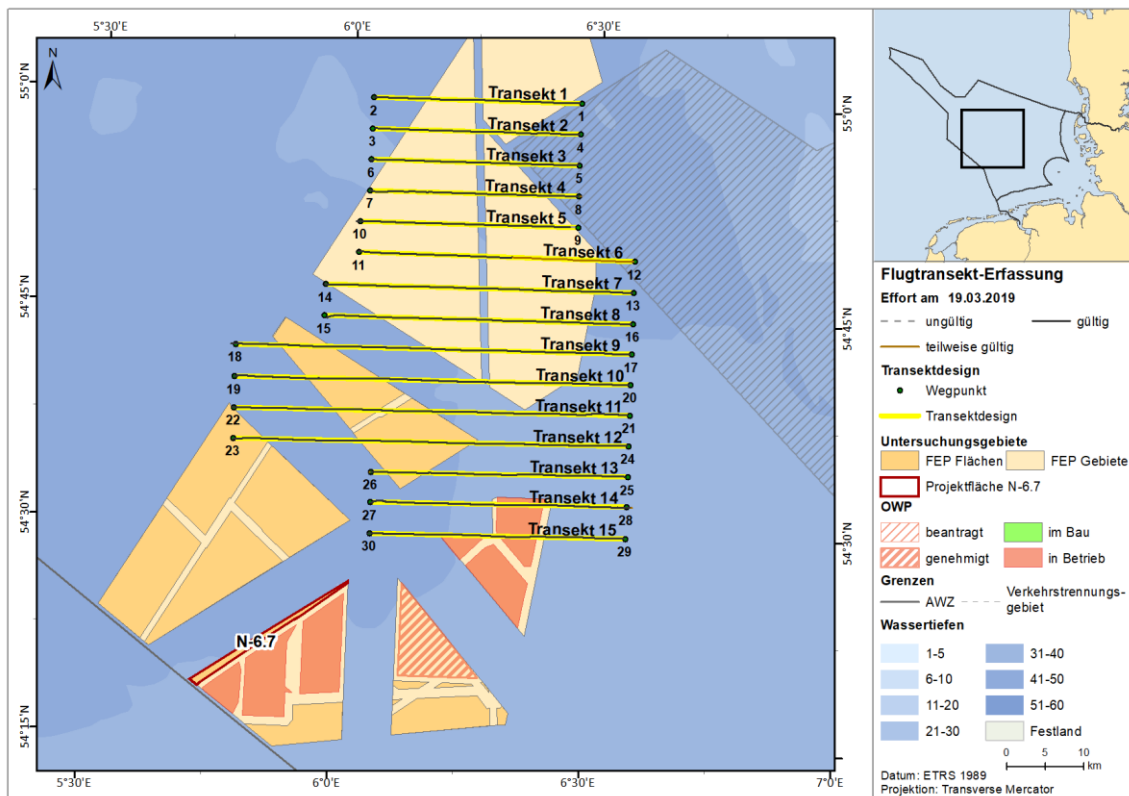


Abb. A.4 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 19.03.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

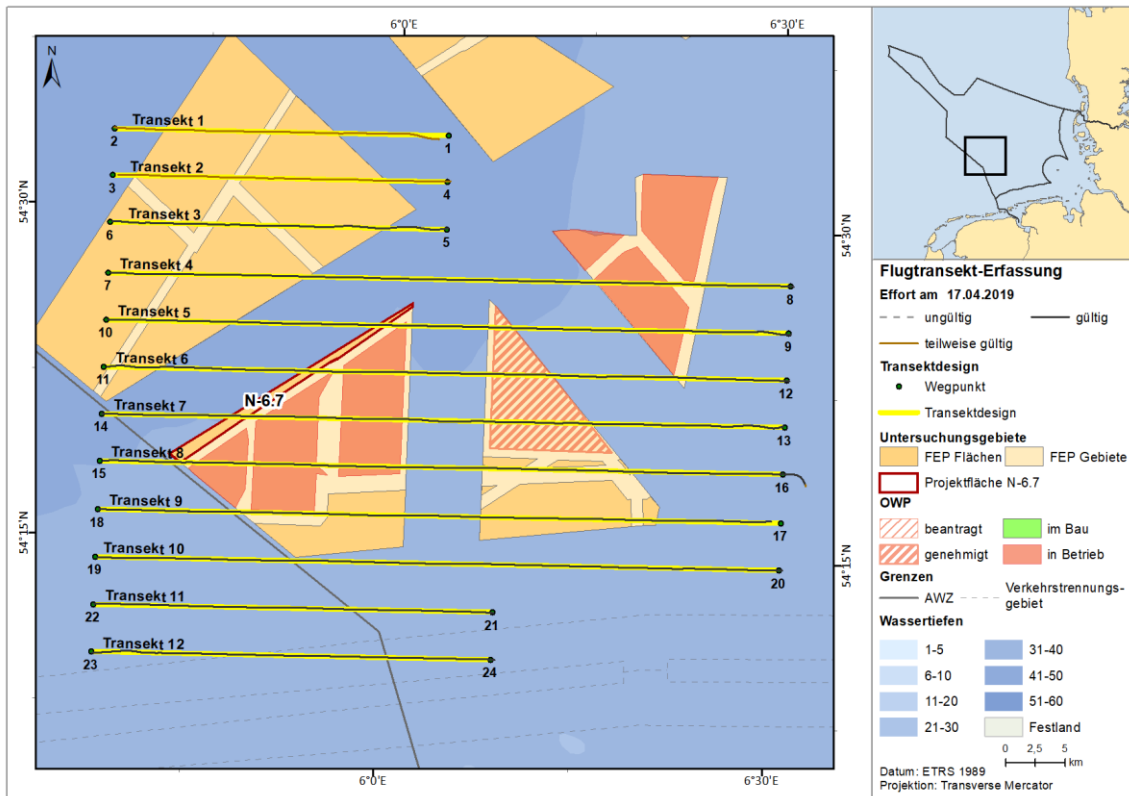


Abb. A. 5 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 17.04.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

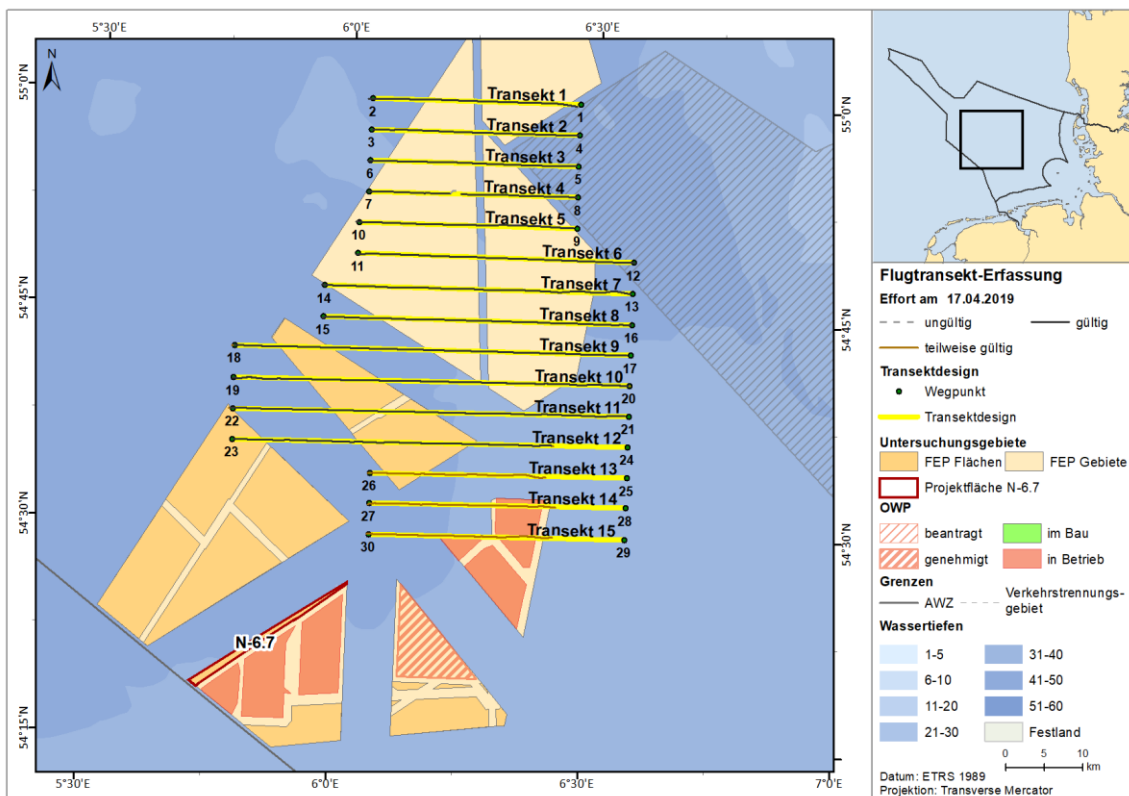


Abb. A. 6 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 17.04.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

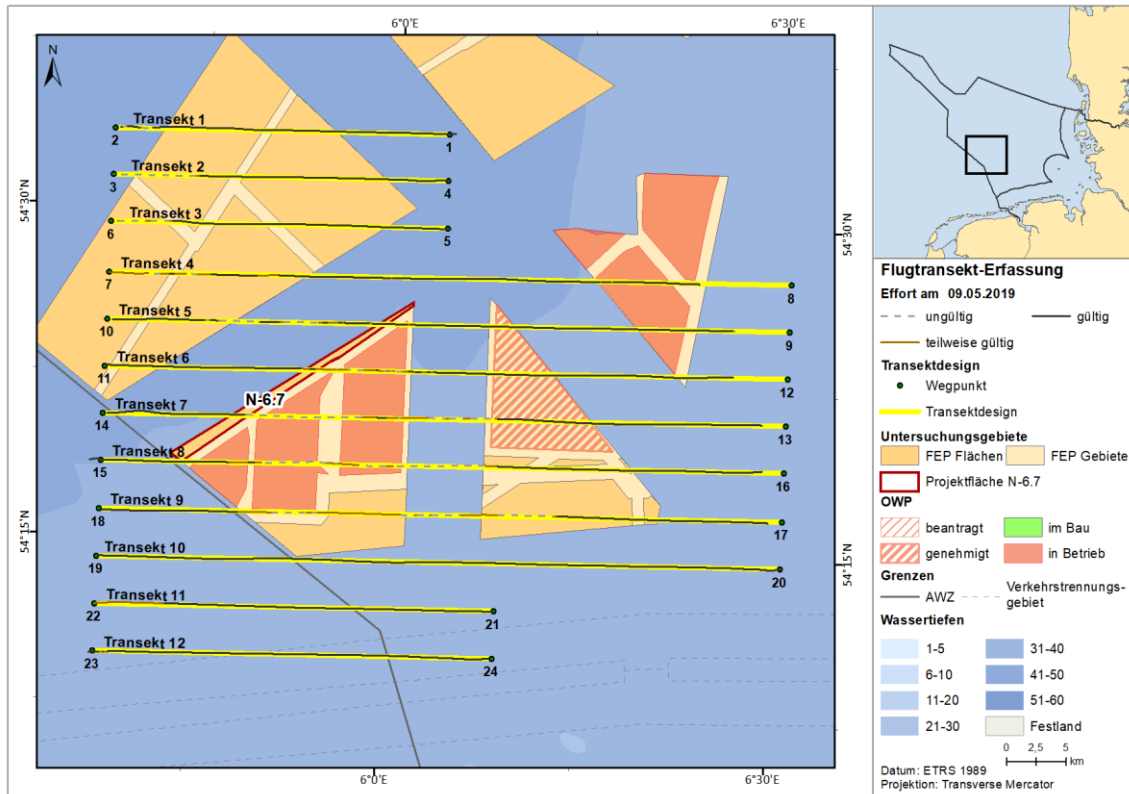


Abb. A.7 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 09.05.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

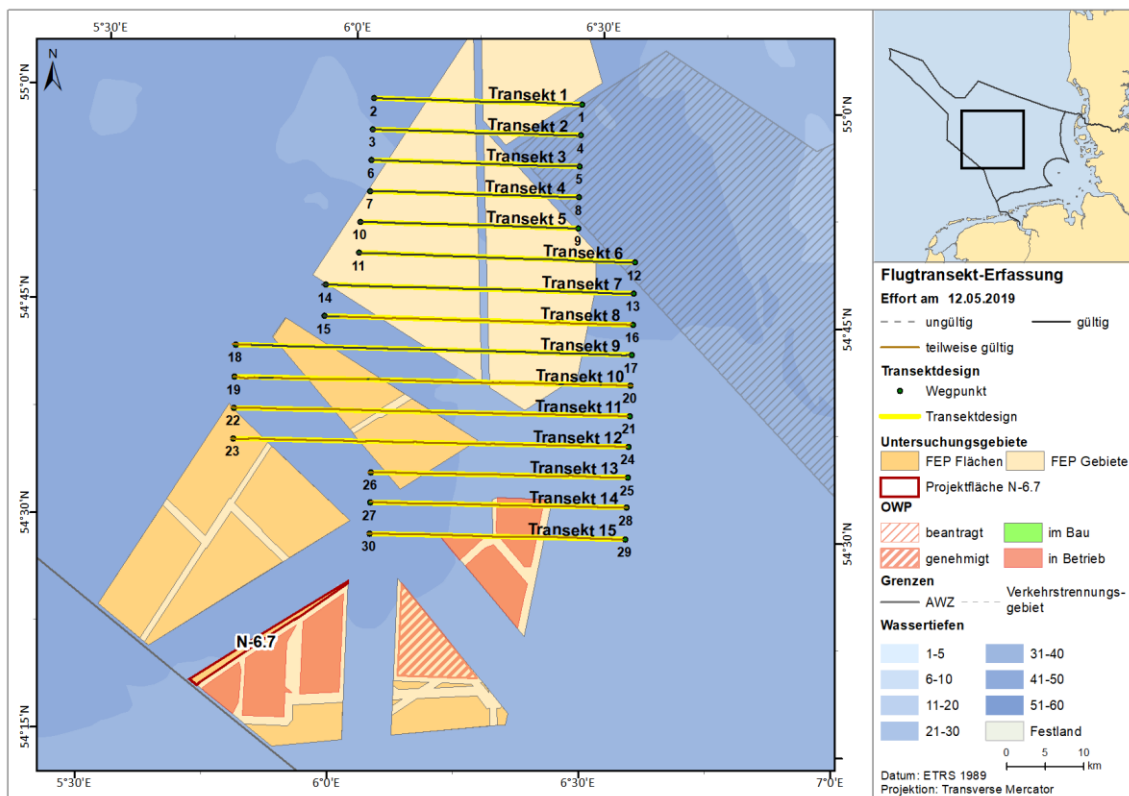


Abb. A.8 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 12.05.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

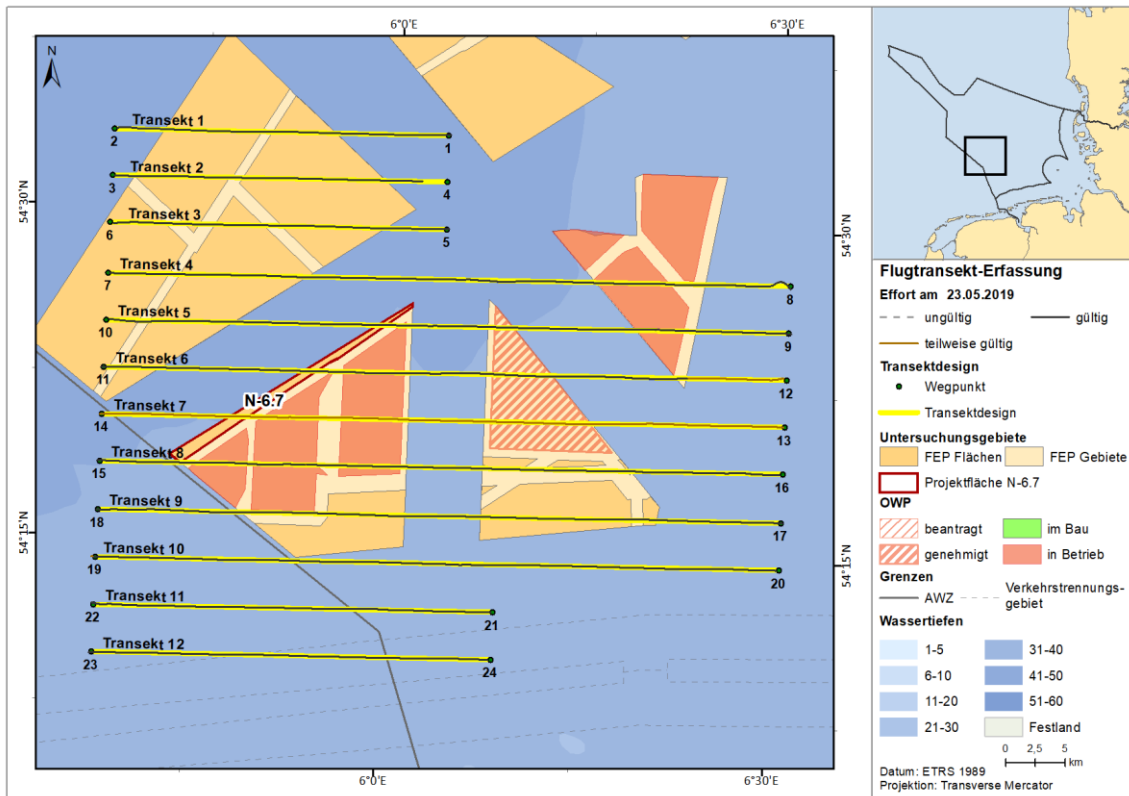


Abb. A. 9 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 23.05.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

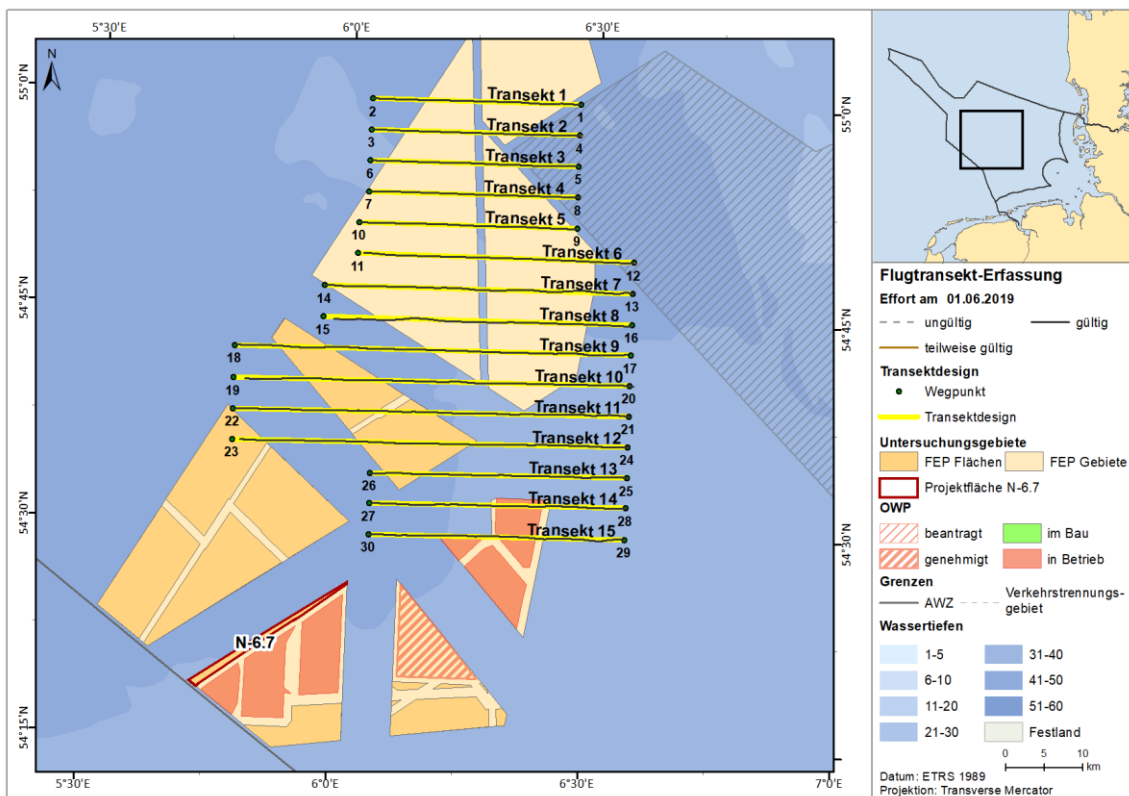


Abb. A. 10 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 01.06.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

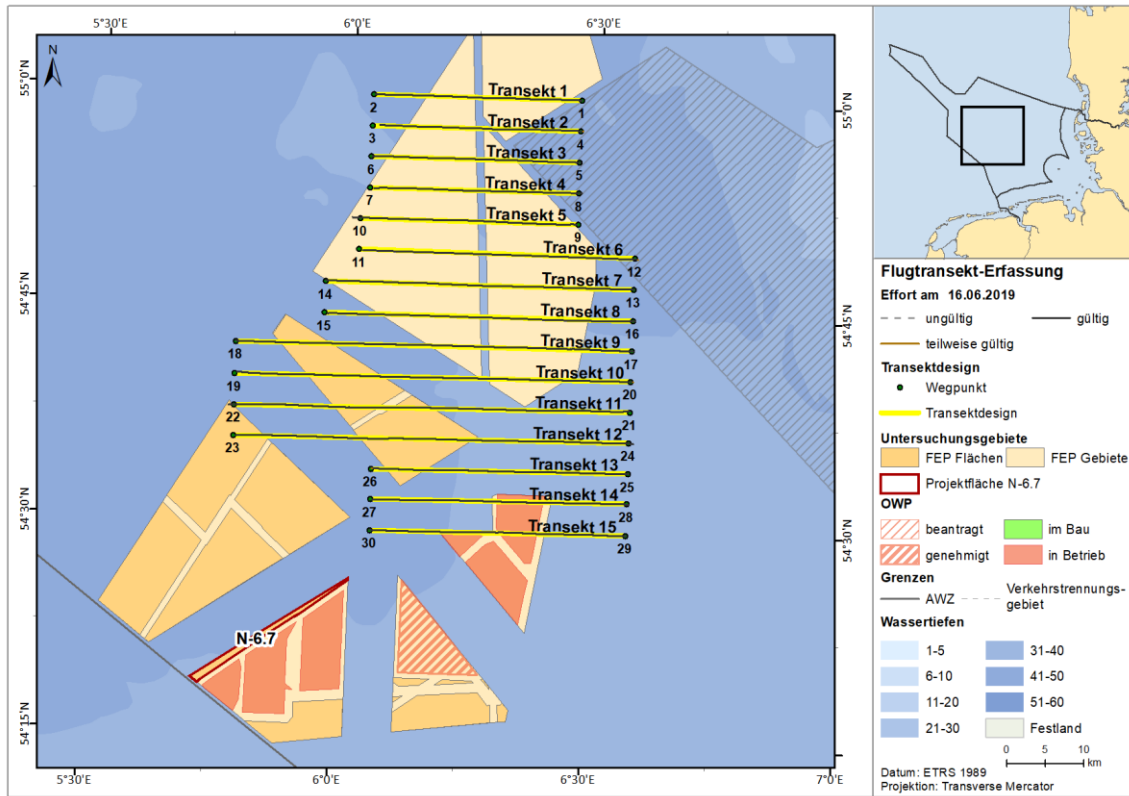


Abb. A.11 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 16.06.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

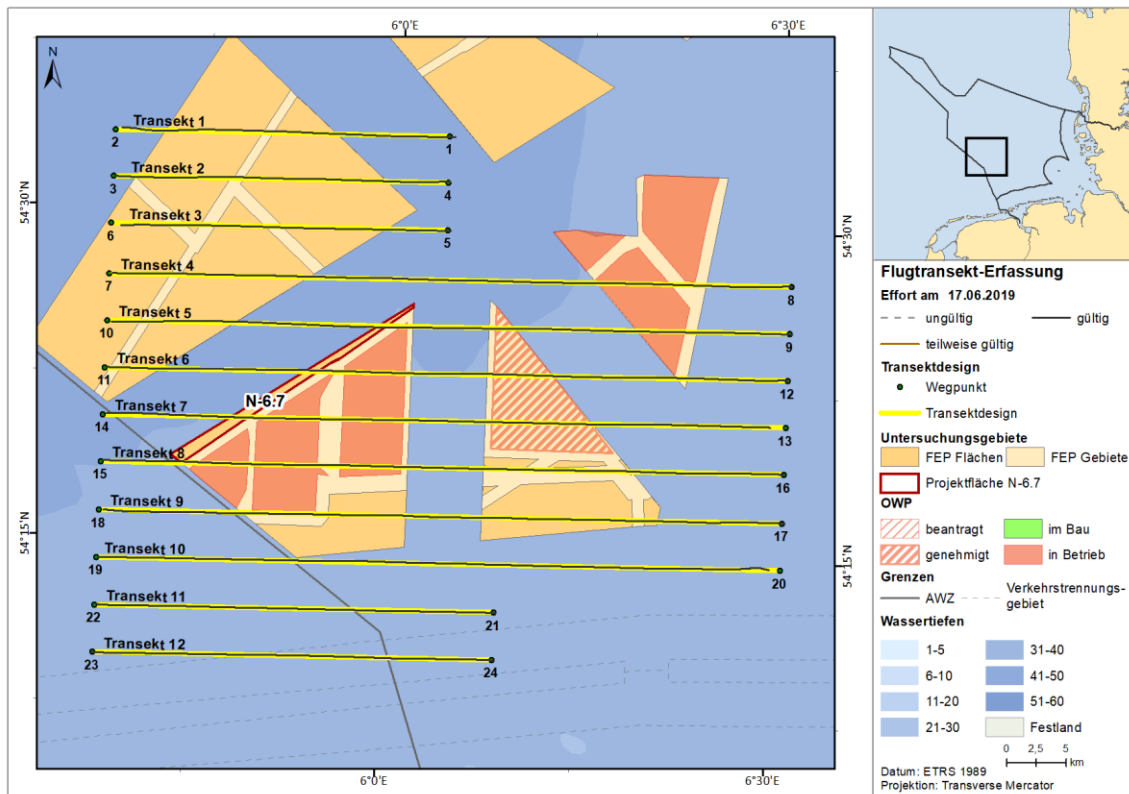


Abb. A.12 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 17.06.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

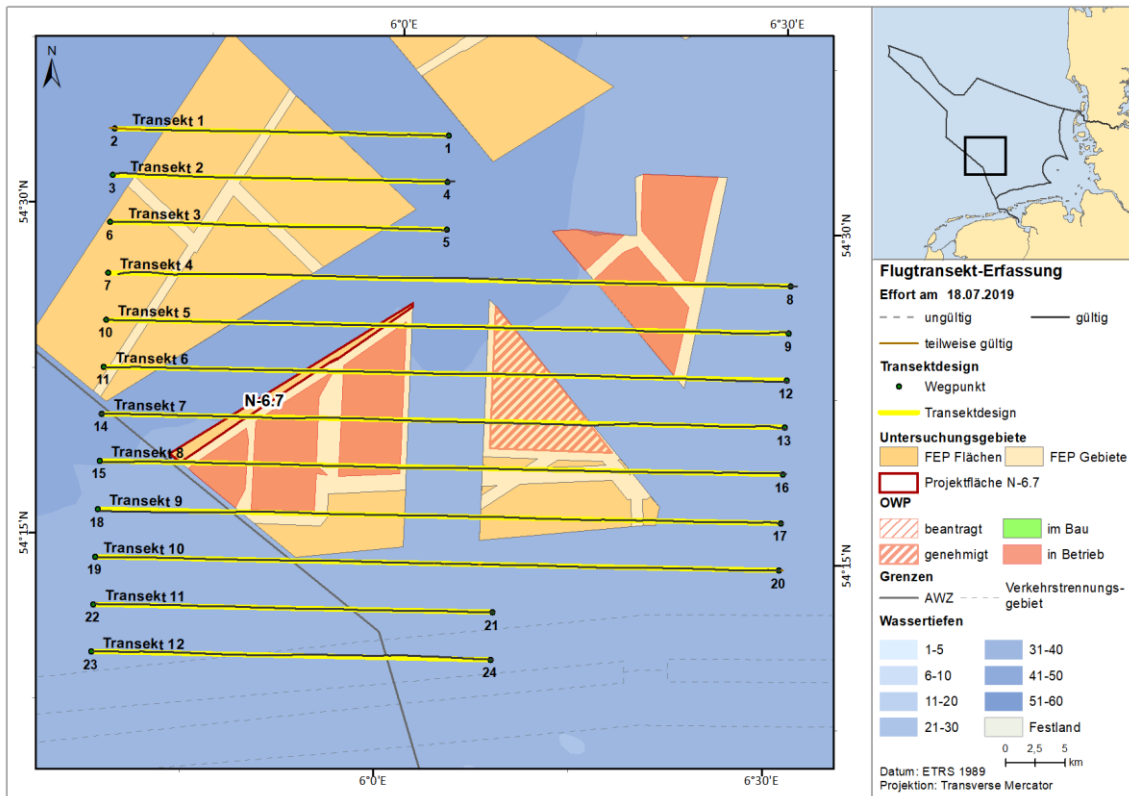


Abb. A. 13 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 18.07.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

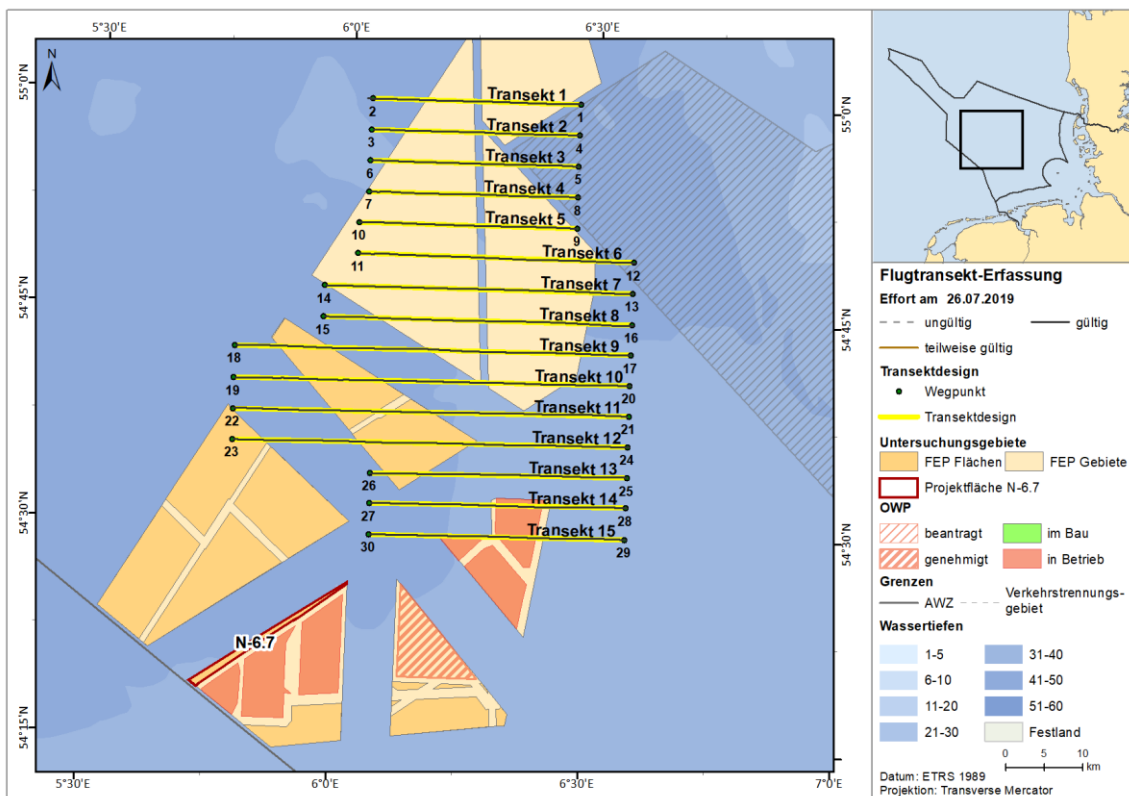


Abb. A. 14 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 26.07.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

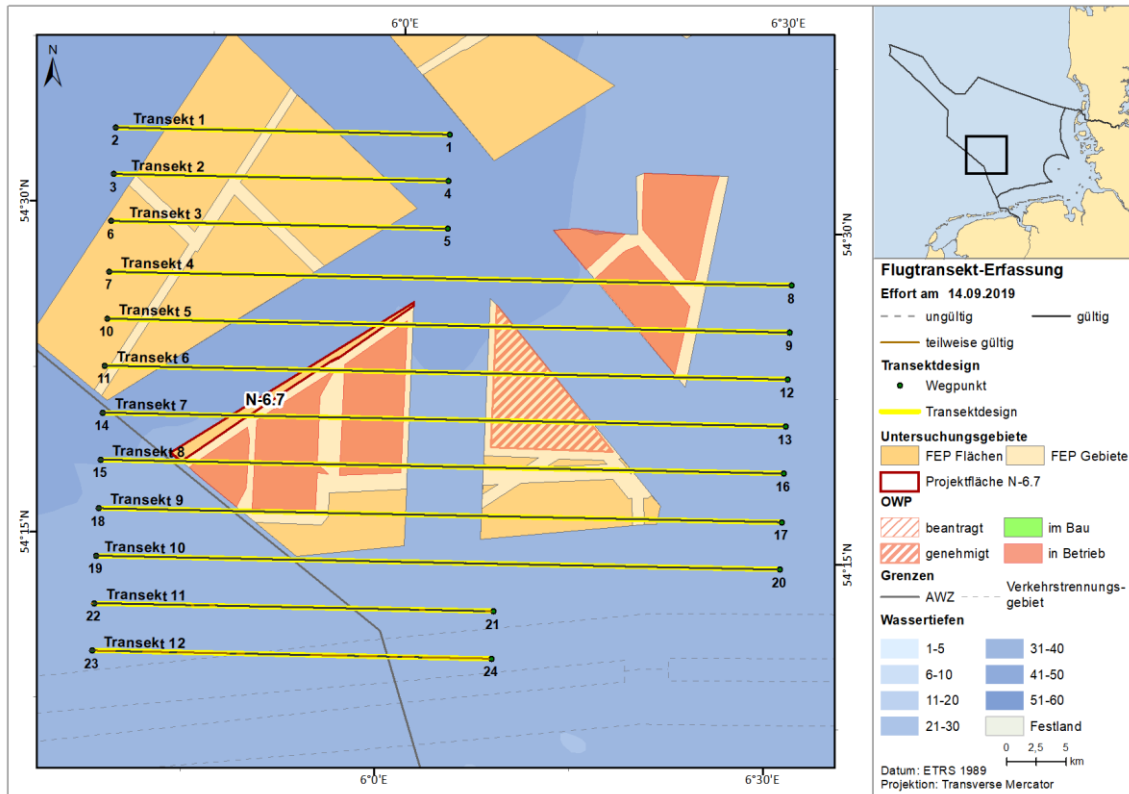


Abb. A.15 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.09.2019 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

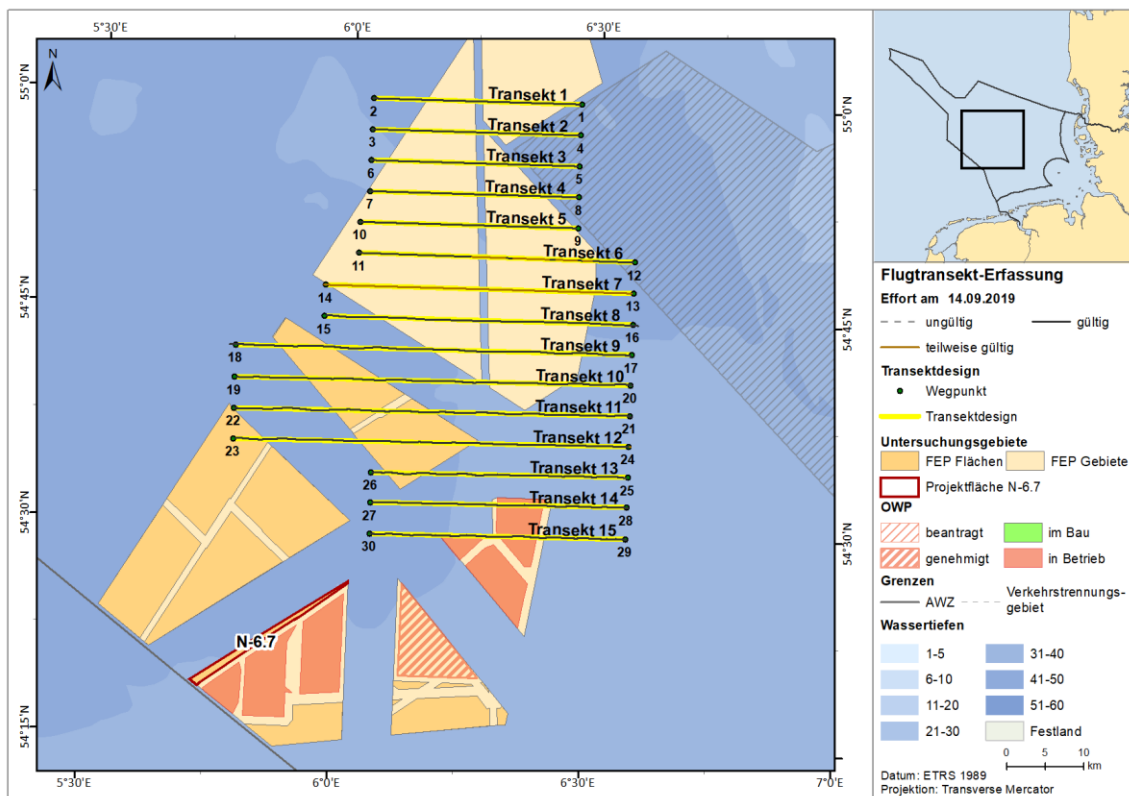


Abb. A.16 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.09.2019 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

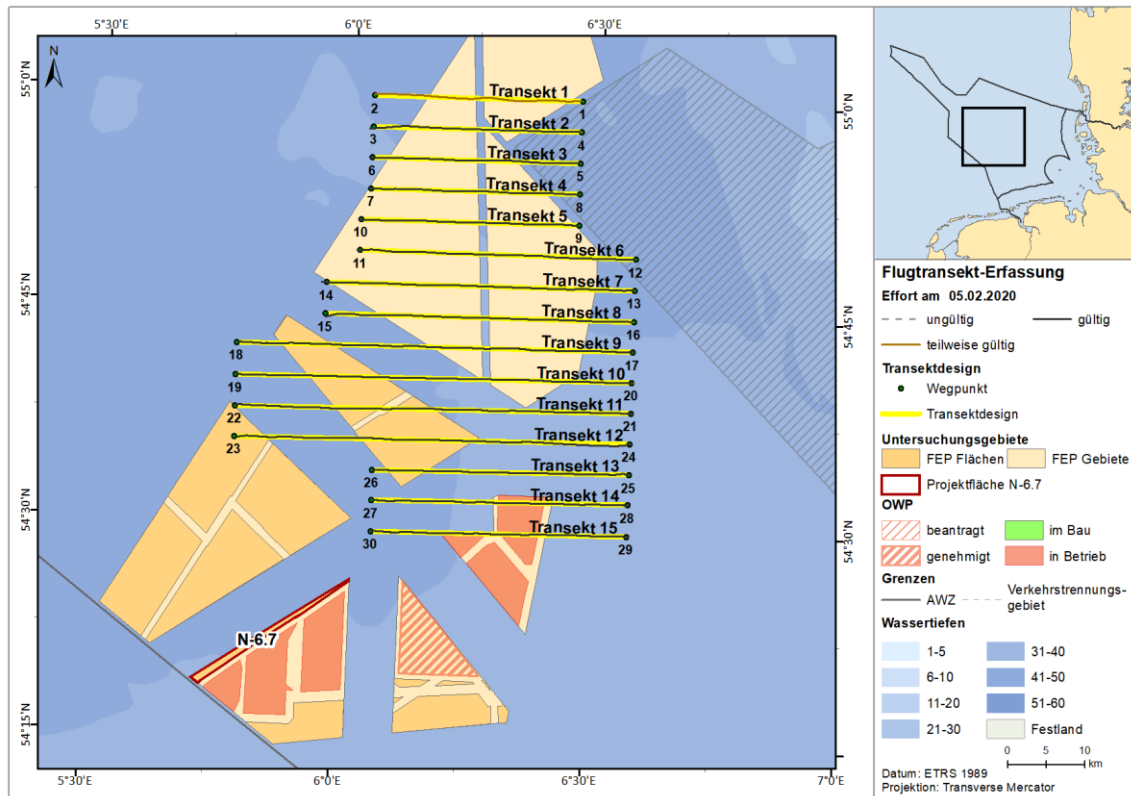


Abb. A. 17 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 05.02.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

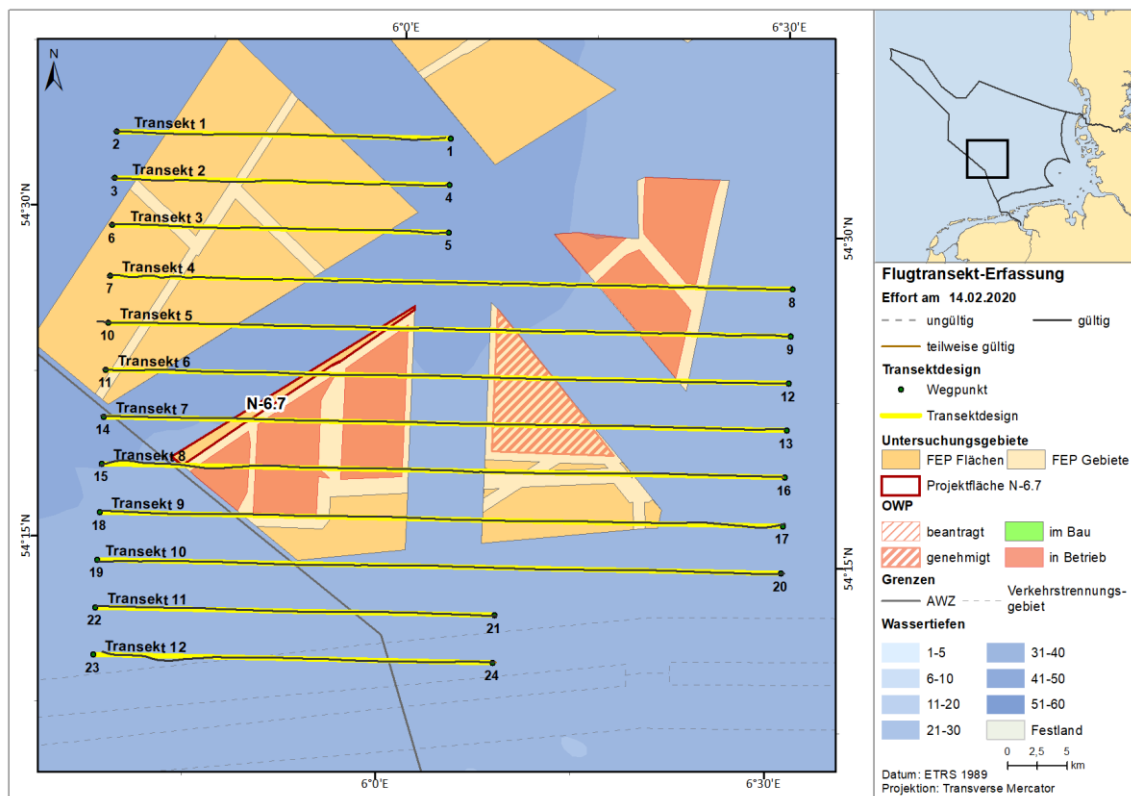


Abb. A. 18 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.02.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

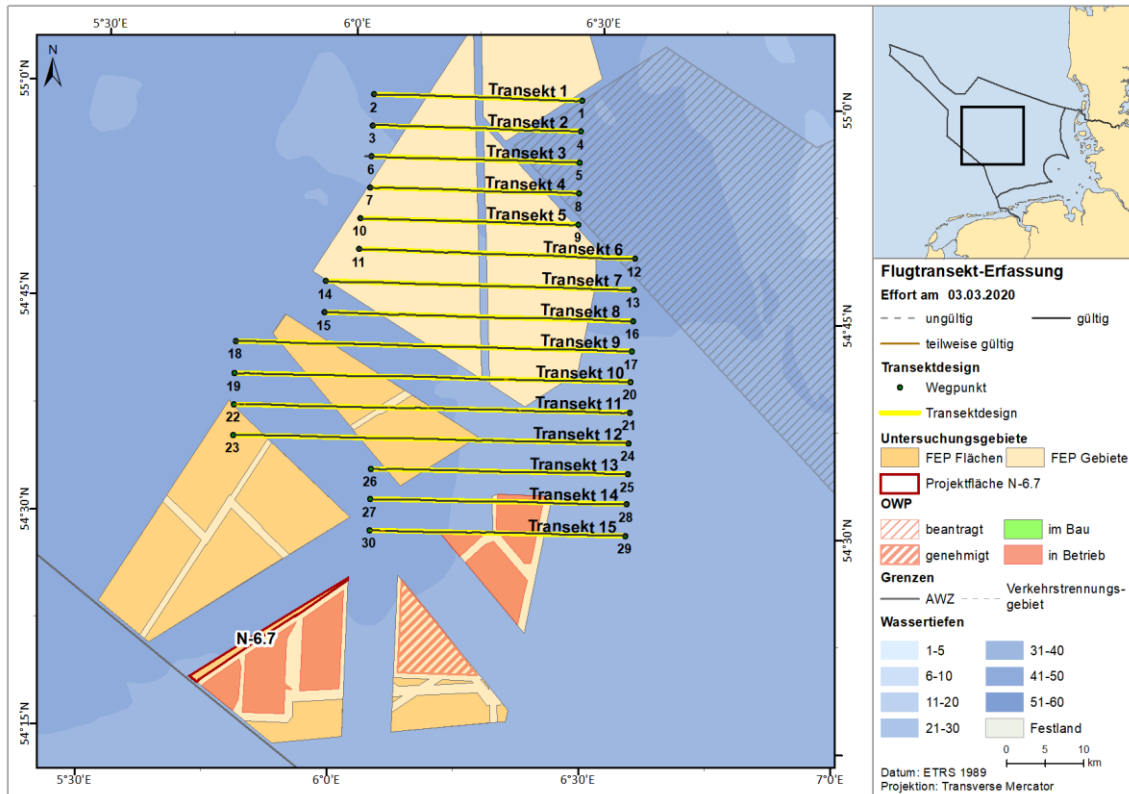


Abb. A. 19 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 03.03.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

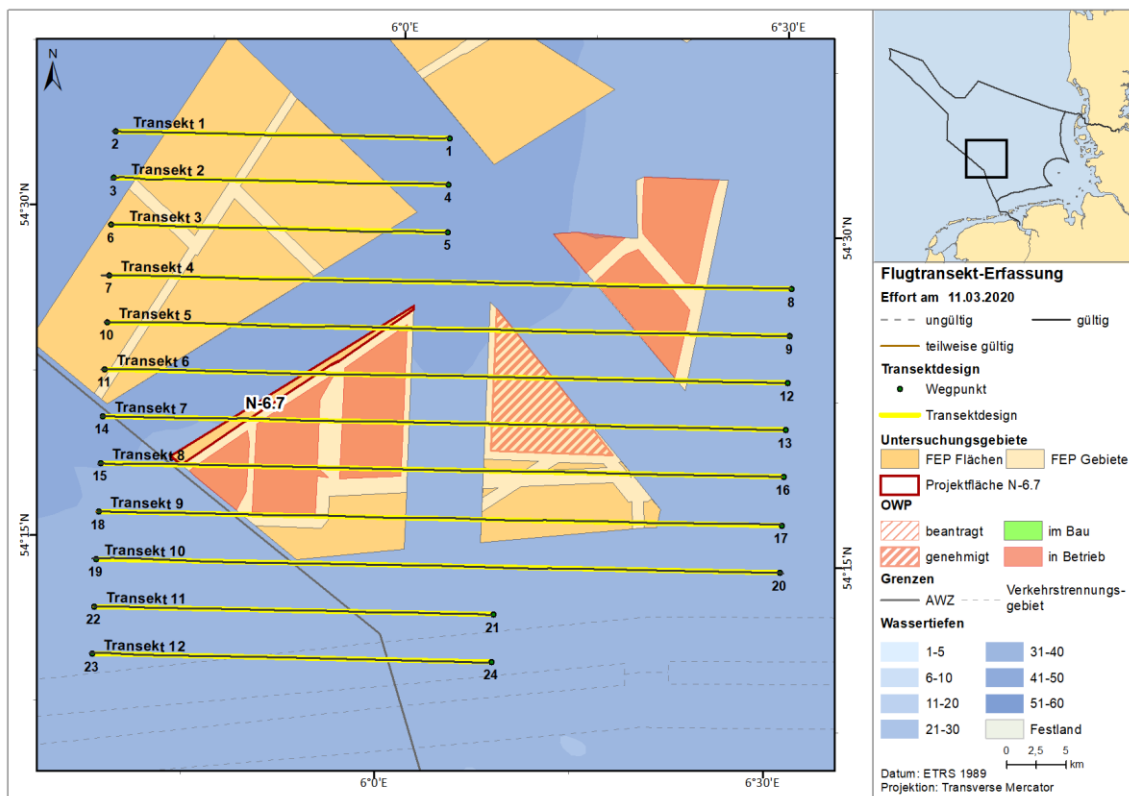


Abb. A. 20 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 11.03.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

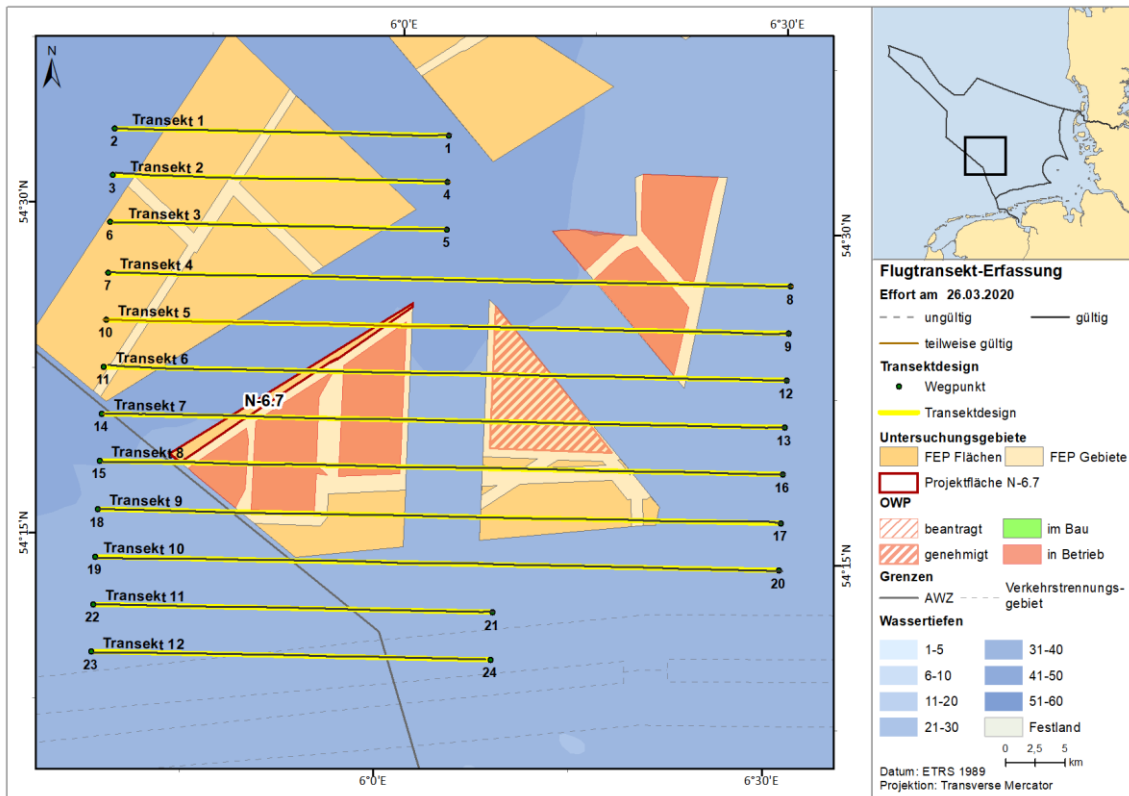


Abb. A. 21 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 26.03.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

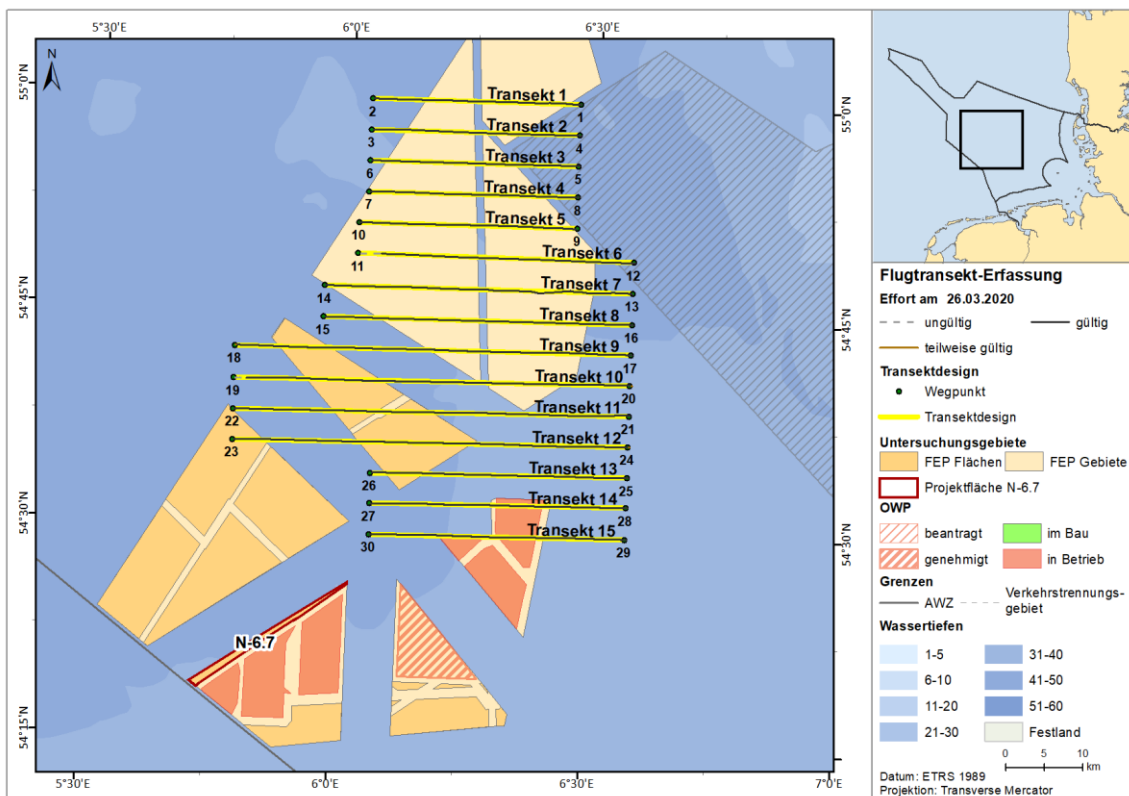


Abb. A. 22 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 26.03.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

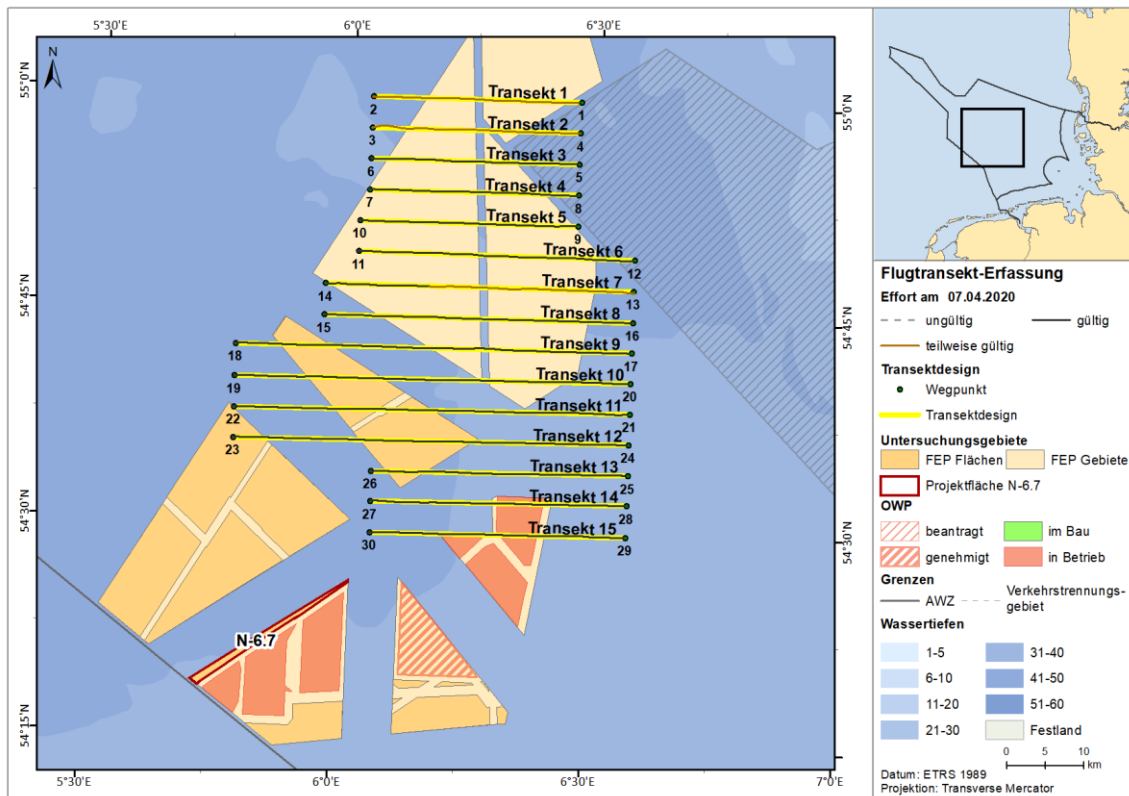


Abb. A. 23 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 07.04.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

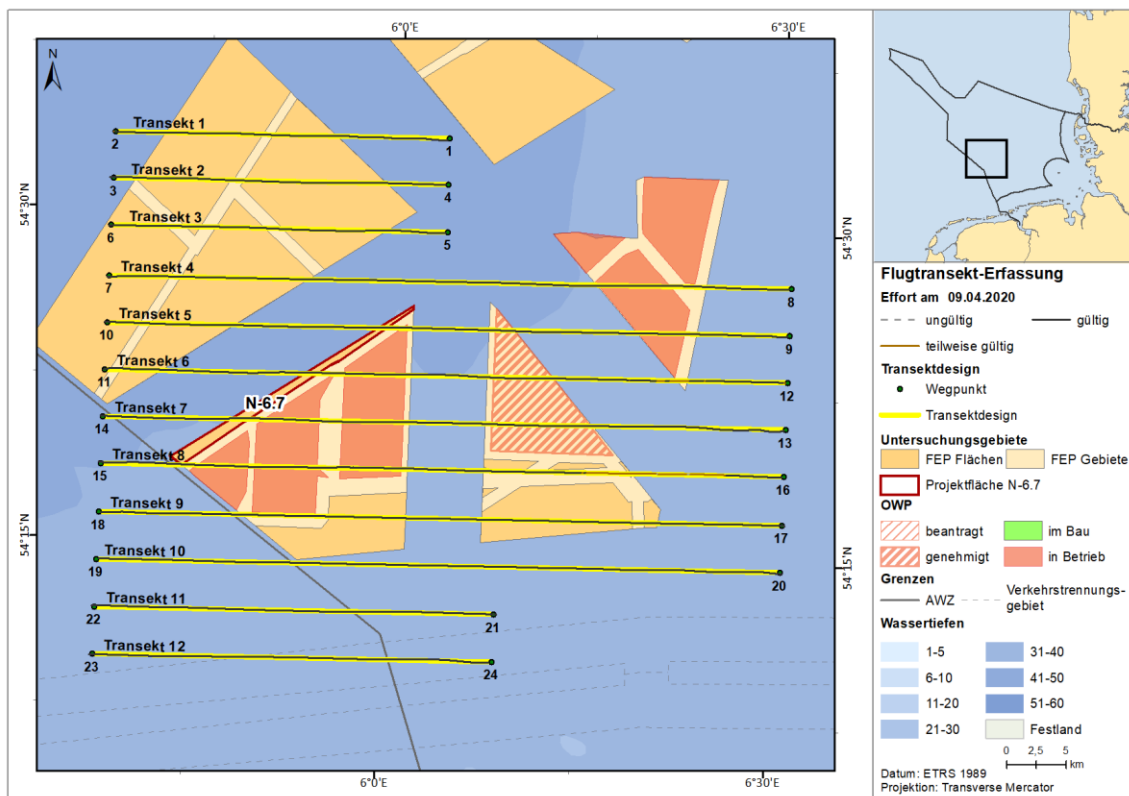


Abb. A. 24 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 09.04.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

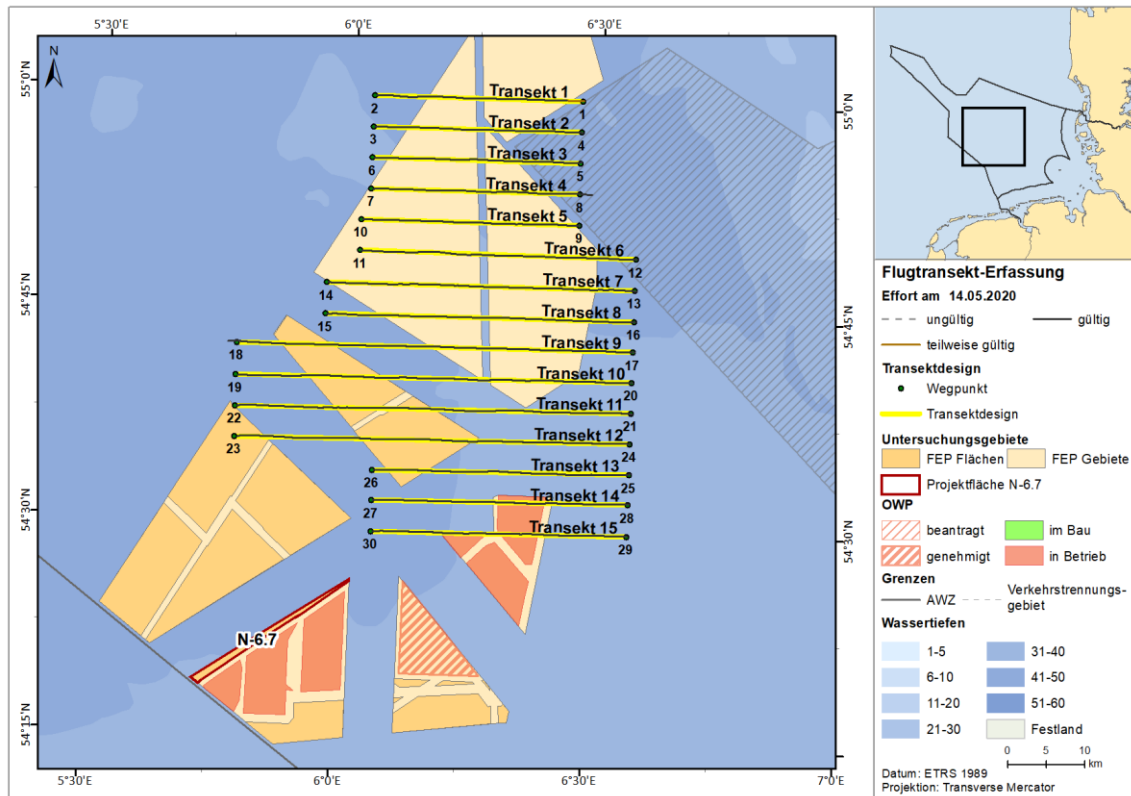


Abb. A. 25 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.05.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

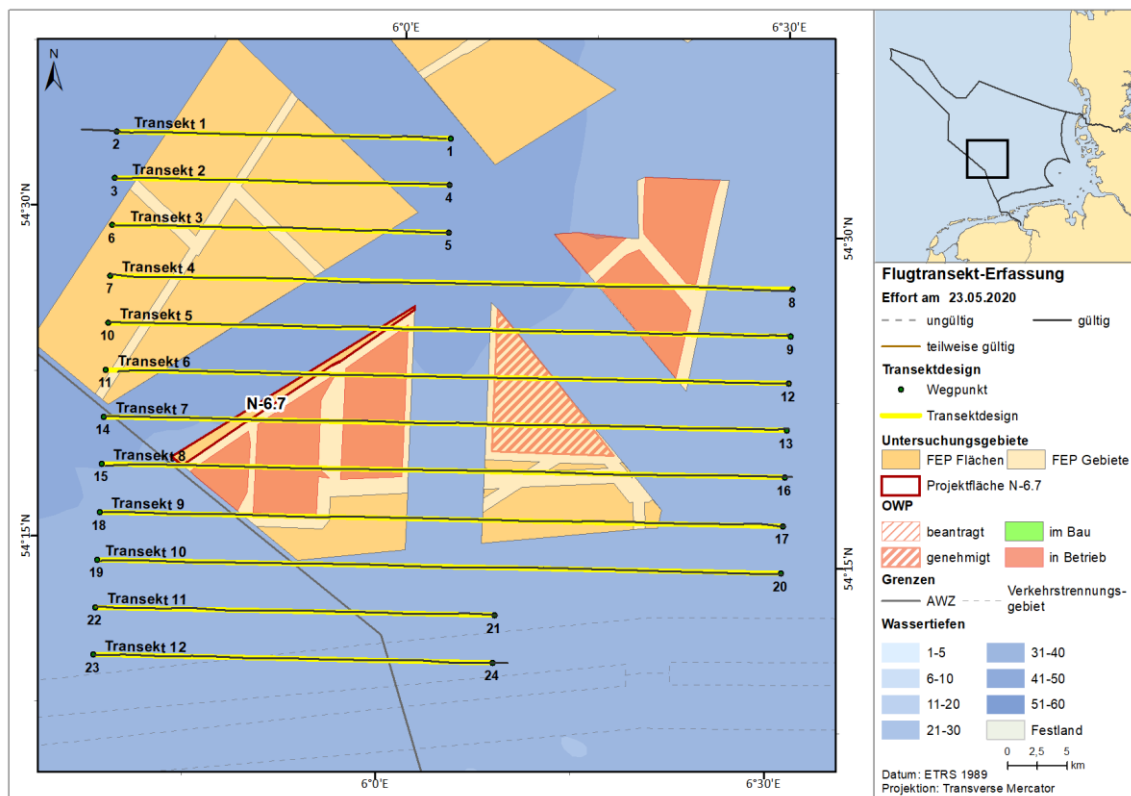


Abb. A. 26 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 23.05.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

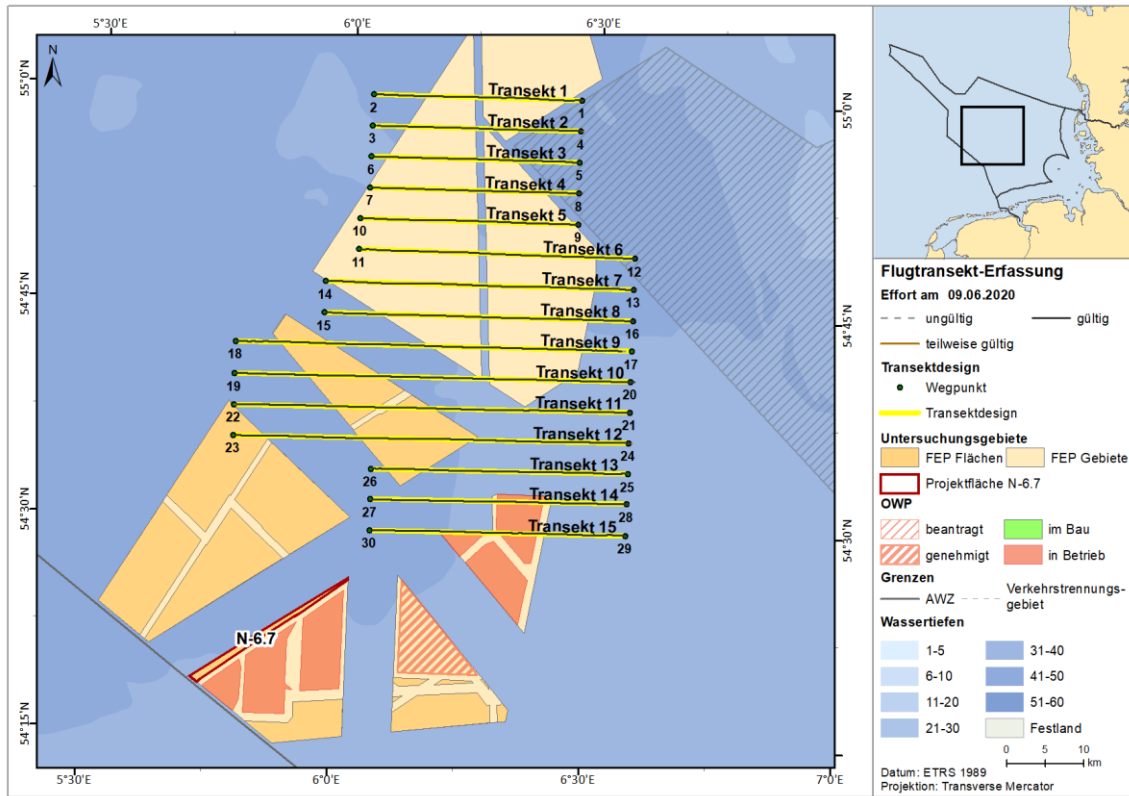


Abb. A. 27 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 09.06.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

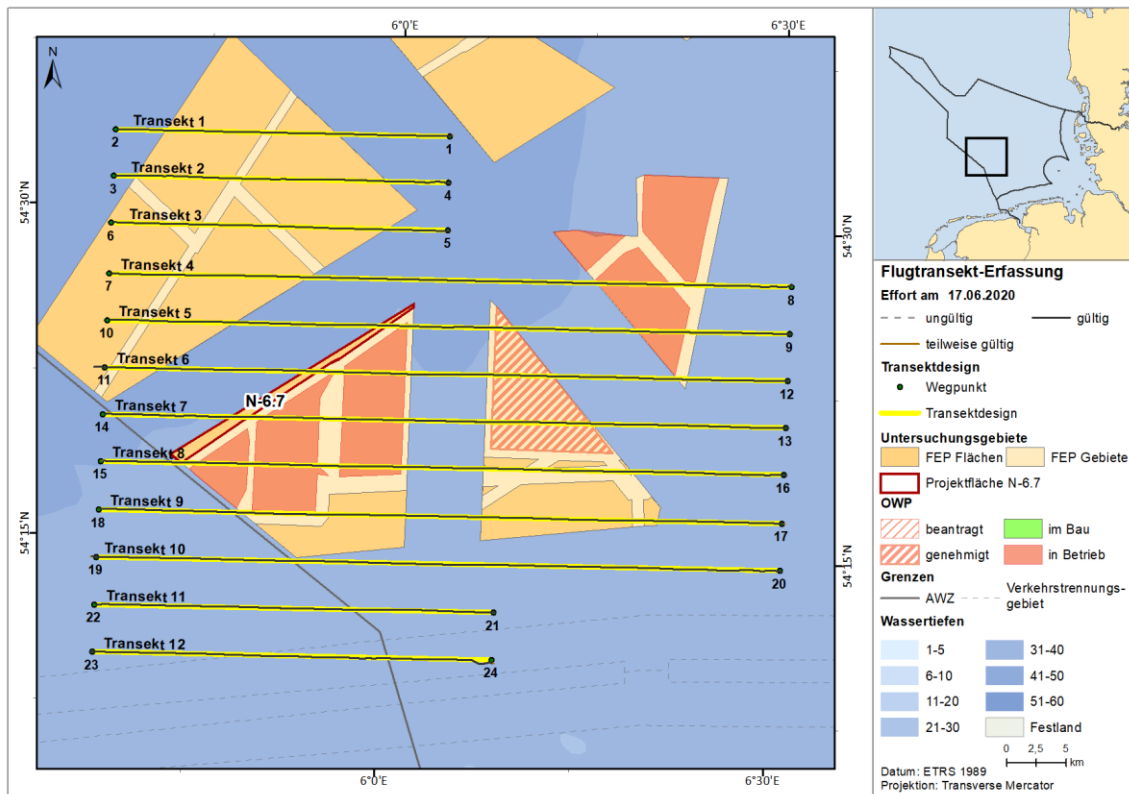


Abb. A. 28 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 17.06.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

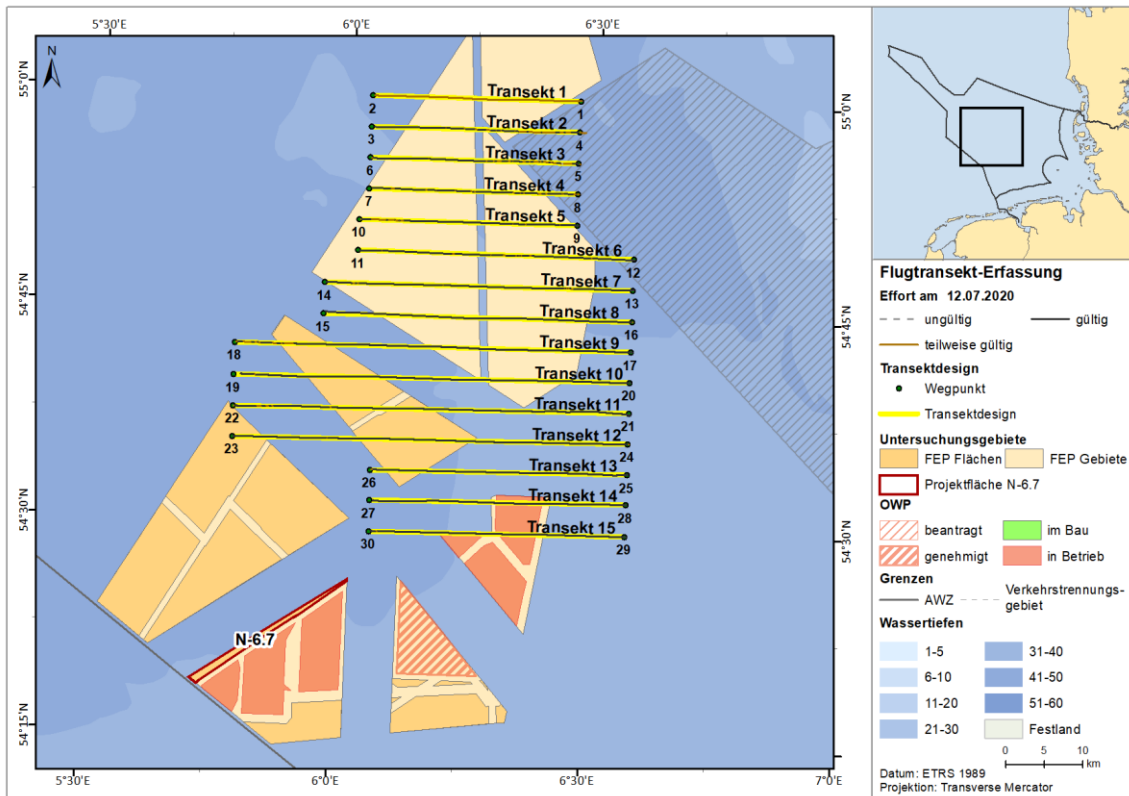


Abb. A. 29 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 12.07.2020 im Untersuchungsgebiet FN10_11 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

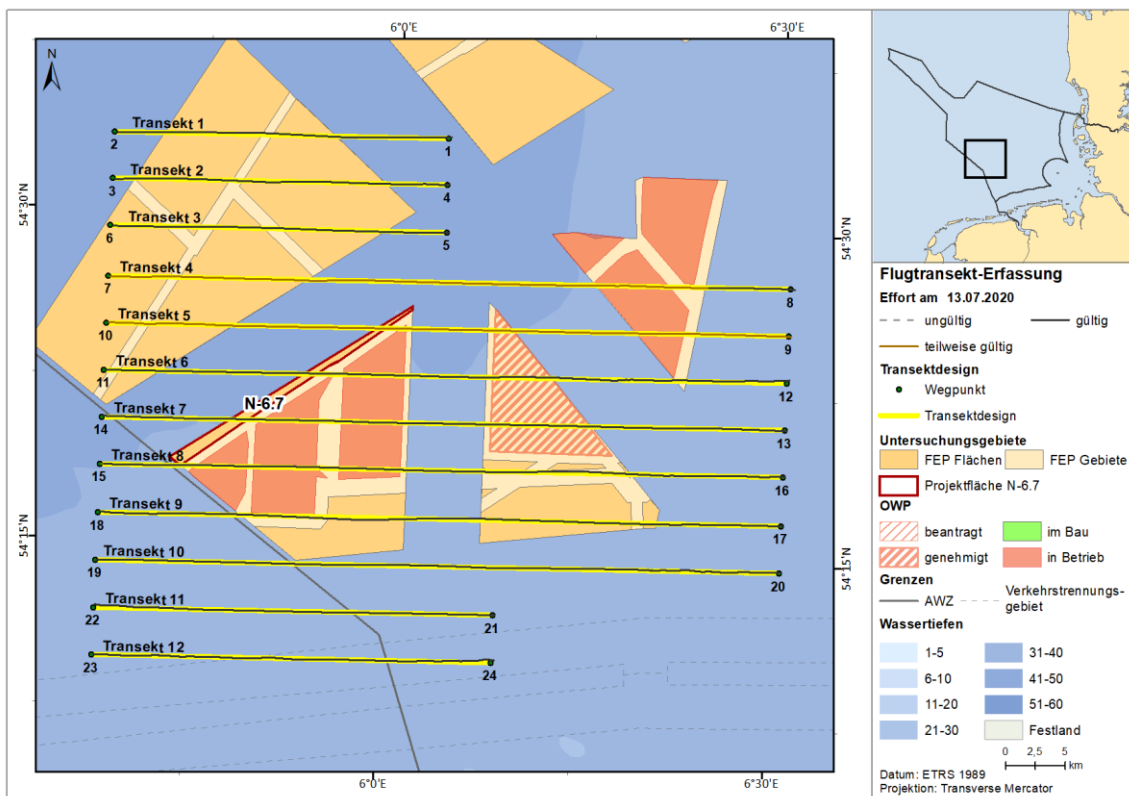


Abb. A. 30 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 13.07.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

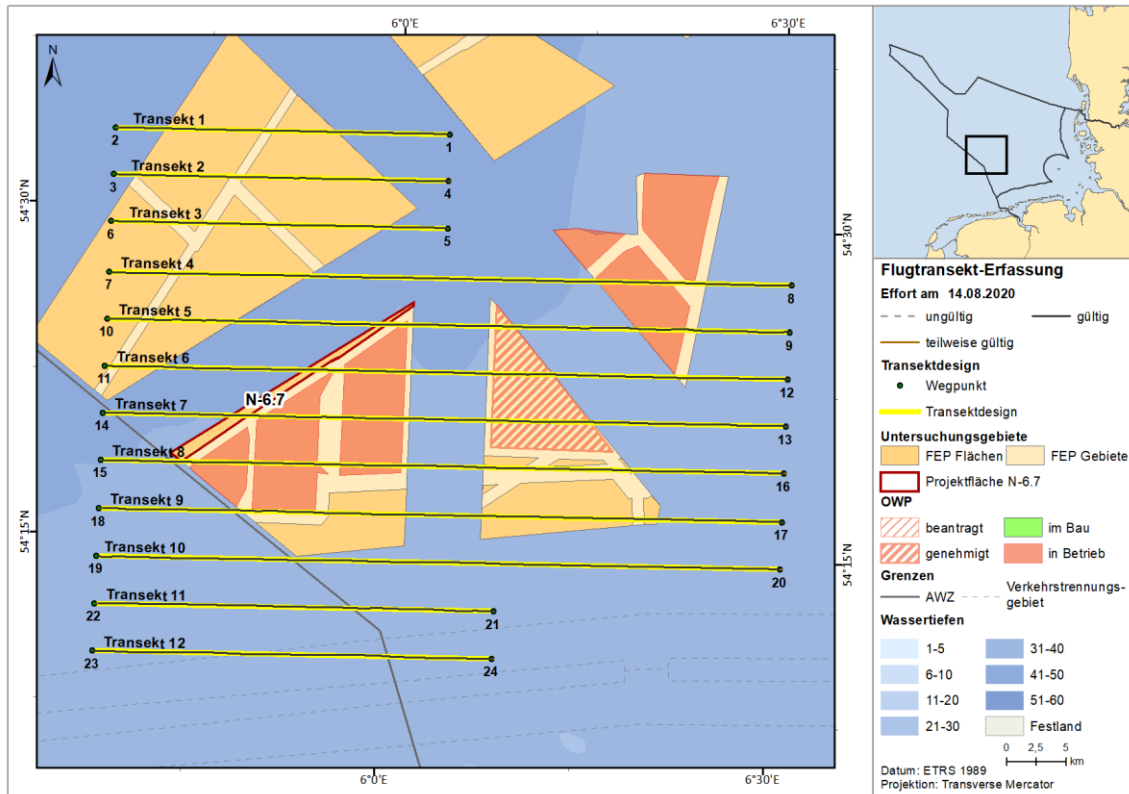


Abb. A. 31 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 14.08.2020 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

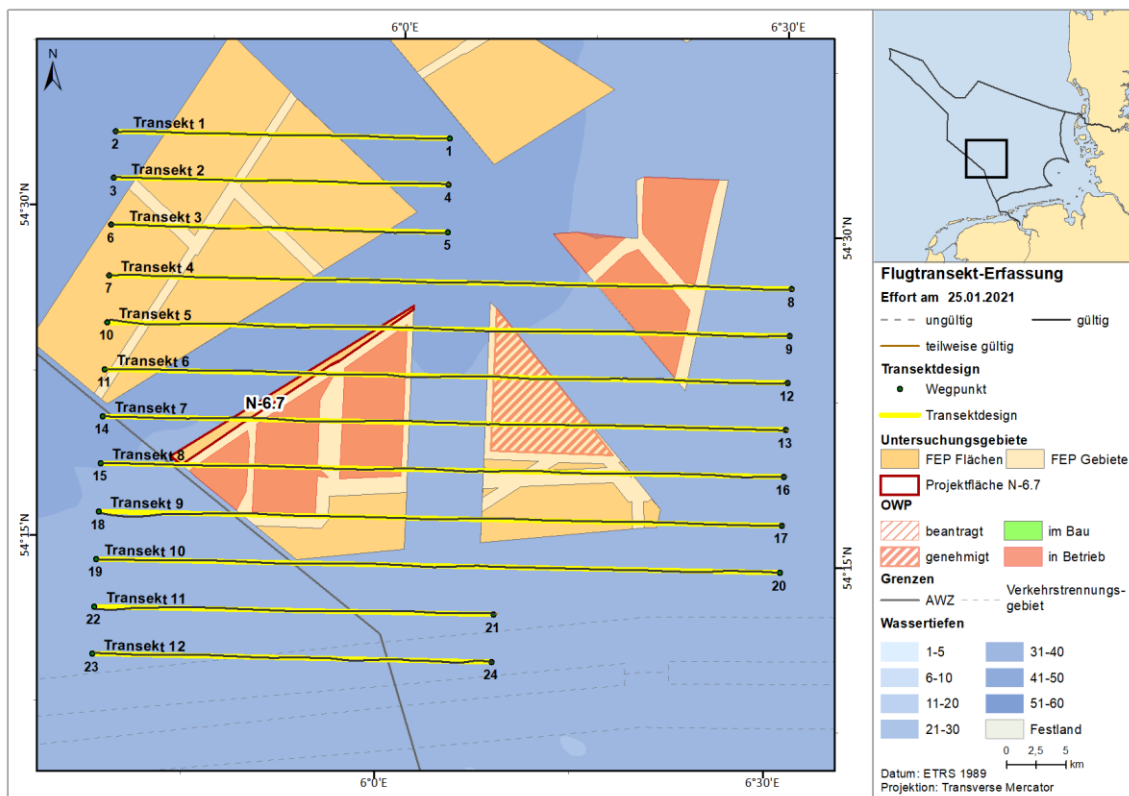


Abb. A. 32 Tatsächlich geflogene Transektstrecke vom 25.01.2021 im Untersuchungsgebiet FN6_7 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

A.2.2 Erfassungen mit dem Schiff

Tab. A. 7 Eckkoordinaten des Untersuchungsgebietes SC6 für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7 (Dezimalgrad, Kartendatum: WGS 84).

Punkt	Längengrad	Breitengrad
1	5,666577	54,466657
2	6,084316	54,466710
3	6,084479	54,200040
4	5,666381	54,199987

Tab. A. 8 Koordinaten und Strecken der Schiffstransekte für die Erfassung von Rastvögeln im Rahmen der Flächenvoruntersuchung N-6.7. (Dezimalgrad, Kartendatum: WGS 84).

Transekt	Start		Ende		Länge [km]	Summe [km]
	Längengrad	Breitengrad	Längengrad	Breitengrad		
T0	5,666662	54,216663	6,083328	54,216663	27,18	27,18
T1	5,666667	54,250000	6,083333	54,250000	27,16	54,34
T2	6,083333	54,283333	5,666667	54,283333	27,14	81,48
T3	6,083333	54,316667	5,666219	54,316810	27,15	108,63
T4	6,083333	54,350000	5,666664	54,350144	27,10	135,73
T5	6,083333	54,383333	5,666105	54,383477	27,11	162,84
T6	5,666667	54,416667	6,083333	54,416667	27,05	189,89

Tab. A. 9 Daten der durchgeführten Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2019 und Dezember 2019 inkl. Wetterdaten (jeweils Minimum-Maximum) sowie Termine der Transektfahrten im Untersuchungsgebiet SC6 zur Voruntersuchung der Fläche N-6.7 mit Angabe der aufgrund von widrigen Bedingungen nur teilweise ausgewerteten Fahrtstrecke (in %).

Fahrt-Nr.	Datum	Seegang (Peterson)	Sichtweite (km)	Windstärke (bft)	Erfasste gültige Fläche (%)	Fahrtausfälle oder -abbrüche
S19-01	23.01.2019	2 - 3 (3)	8 - 10 (9)	3 - 4 (4)	100,0	
	24.01.2019	3 (3)	5 - 5 (5)	4 (4)		
S19-02	13.02.2019	4 (4)	8 - 10 (10)	5 (5)	78,0	
	14.02.2019	4 (4)	10 (10)	5 (5)		
S19-03	22.02.2019	2 - 3 (3)	2 - 10 (7)	3 - 4 (4)	77,4	
	23.02.2019	3 - 4 (4)	3 - 10 (7)	4 - 5 (5)		
S19-04	21.03.2019	4 (4)	3 - 8 (6)	5 (5)	56,9	
	22.03.2019	3 (3)	1,5 - 5 (3)	4 (4)		
S19-05	04.04.2019	1 - 2 (1)	5 - 8 (6)	2 (2)	100,0	
	05.04.2019	3 (3)	10 (10)	3 - 4 (4)		
S19-08	01.05.2019	3 - 4 (4)	10 (10)	4 - 5 (5)	100,0	
	02.05.2019	4 (4)	4 - 10 (8)	5 (5)		
S19-10	18.06.2019	1 - 2 (2)	10 (10)	2 (2)	100,0	

	19.06.2019	3 (3)	10 (10)	3 - 4 (3)		
S19-11	19.07.2019	2 - 3 (3)	10 (10)	3 (3)	93,8	
	20.07.2019	3 (3)	2 - 10 (7)	4 (4)		
S19-12	04.08.2019	2 - 3 (3)	10 (10)	3 - 4 (4)	93,7	
	05.08.2019	3 (3)	10 (10)	4 (4)		
S19-15	20.09.2019	2 - 3 (3)	10 (10)	2 - 3 (3)	87,5	
	21.09.2019	2 - 4 (3)	10 (10)	3 - 4 (3)		
S19-16	03.10.2019	2 - 4 (2)	10 (10)	2 (2)	100,0	
	04.10.2019	3 - 4 (4)	10 (10)	4 - 5 (4)		
S19-18	04.11.2019	2 - 3 (3)	10 (10)	3 - 4 (4)	73,5	
	05.11.2019	3 - 4 (4)	10 (10)	4 - 5 (5)		
S19-19	17.12.2019	3 - 4 (3)	2 - 5 (3)	4 - 5 (4)	89,5	
	18.12.2019	3 - 4 (4)	10 (10)	4 - 5 (4)		

Tab. A. 10 Daten der durchgeführten Schiffstransekt-Erfassungen zwischen Januar 2020 und Dezember 2020 inkl. Wetterdaten (jeweils Minimum-Maximum) sowie Termine der Transektfahrten im Untersuchungsgebiet SC6 zur Voruntersuchung der Fläche N-6.7 mit Angabe der aufgrund von widrigen Bedingungen nur teilweise ausgewerteten Fahrtstrecke (in %).

Fahrt-Nr.	Datum	Seegang (Peterson)	Sichtweite (km)	Windstärke (bft)	Erfasste gültige Fläche (%)	Fahrtausfälle oder -abbrüche
S20-01	20.01.2020	3 - 4 (4)	10 (10)	4 (4)	100,0	
	21.01.2020	4 (4)	10 (10)	5 (5)		
S20-02	03.03.2020	3 (3)	10 (10)	4 (4)	81,7	Wetterbedingte Nachholfahrt aus Februar 2020
	04.03.2020	3 (3)	10 (10)	4 (4)		
S20-03	19.03.2020	2 (2)	10 (10)	3 (3)	96,1	
	20.03.2020	3 - 4 (4)	10 (10)	4 - 5 (5)		
S20-04	08.04.2020	2 (2)	10 (10)	2 (2)	71,8	
	09.04.2020	1 - 3 (3)	9 - 10 (10)	2 - 3 (3)		
S20-06	05.05.2020	3 - 4 (4)	10 (10)	4 - 5 (4)	74,5	
	06.05.2020	2 (2)	10 (10)	3 (3)		
S20-09	17.06.2020	3 (3)	10 (10)	3 (3)	87,5	
	18.06.2020	2 - 4 (3)	10 (10)	2 - 4 (3)		
S20-10	17.07.2020	1 - 3 (2)	10 (10)	2 - 3 (2)	96,8	
	18.07.2020	2 - 4 (3)	8 - 10 (9)	3 - 4 (3)		
S20-12	02.08.2020	2 - 4 (3)	10 (10)	3 - 5 (4)	85,5	
	03.08.2020	2 (2)	10 (10)	3 (3)		
S20-14	01.09.2020	3 (3)	10 (10)	3 - 4 (3)	81,3	
	02.09.2020	1 - 2 (2)	10 (10)	1 - 2 (2)		
S20-16	16.10.2020	2 - 3 (3)	10 (10)	3 - 4 (4)	93,1	
	17.10.2020	3 (3)	10 (10)	4 (4)		
S20-18	08.11.2020	3 - 4 (4)	10 (10)	4 (4)	87,4	
	09.11.2020	2 - 3 (2)	10 (10)	3 - 4 (3)		
S20-19	08.12.2020	2 - 4 (3)	10 (10)	3 - 4 (4)	100,0	
	09.12.2020	2 - 3 (3)	10 (10)	3 (3)		

Tab. A. 11 Technische Daten der verwendeten Erfassungsschiffe

	Hydrograf	Sverdrupson	Arctic Hunter	Skoven	Frederik
BRG (t)	343	272	453	344	252
Länge (m)	39	39,9	40,5	41,9	38,4
Breite (m)	7,8	7,6	9	8,4	7,8
Tiefgang (m)	2,9	3,0	3,75	4	2,1
Höhe Brückendeck (m) über Wasserlinie*	4,5	4,0	7,5	7	6,5
Höhe Beobachtungspunkt (m) über Wasserlinie*	6,5	6,4	9,5	9,2	7,5
Reisegeschwindigkeit (kn)	12	15	15	12	10

* Erläuterung: Beobachtungspositionen für Erfassungen

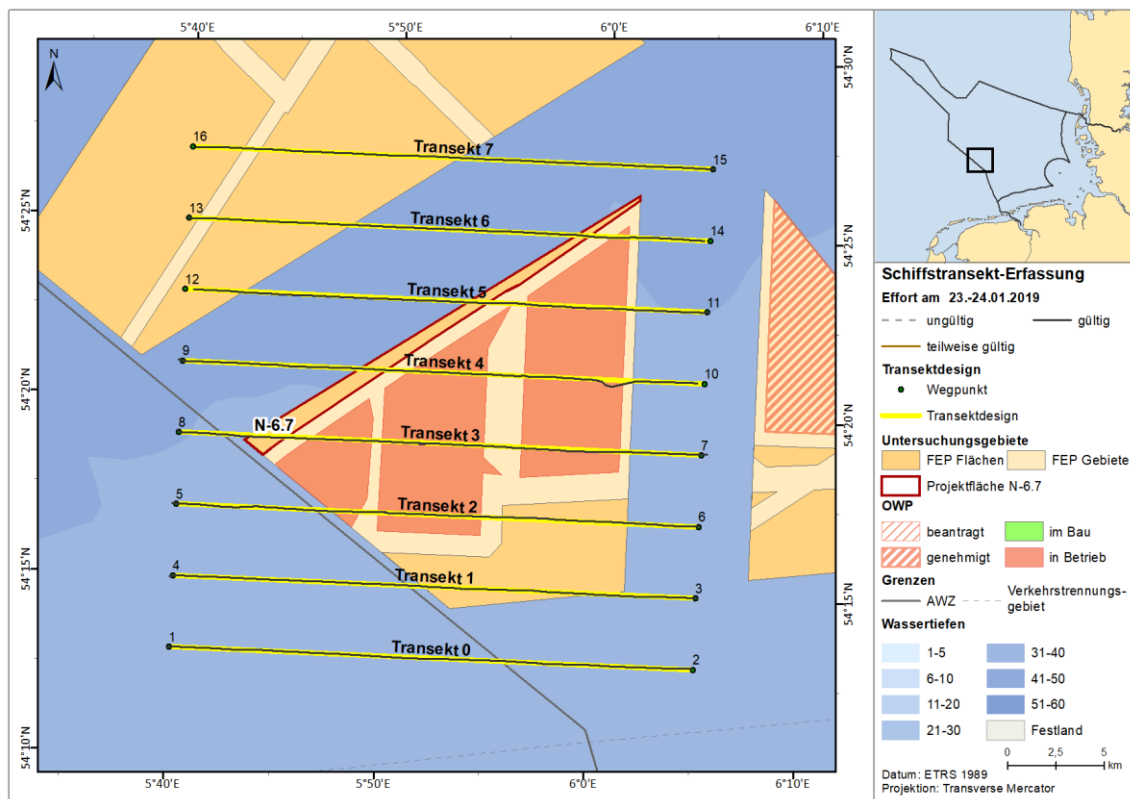


Abb. A. 33 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 23. - 24.01.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

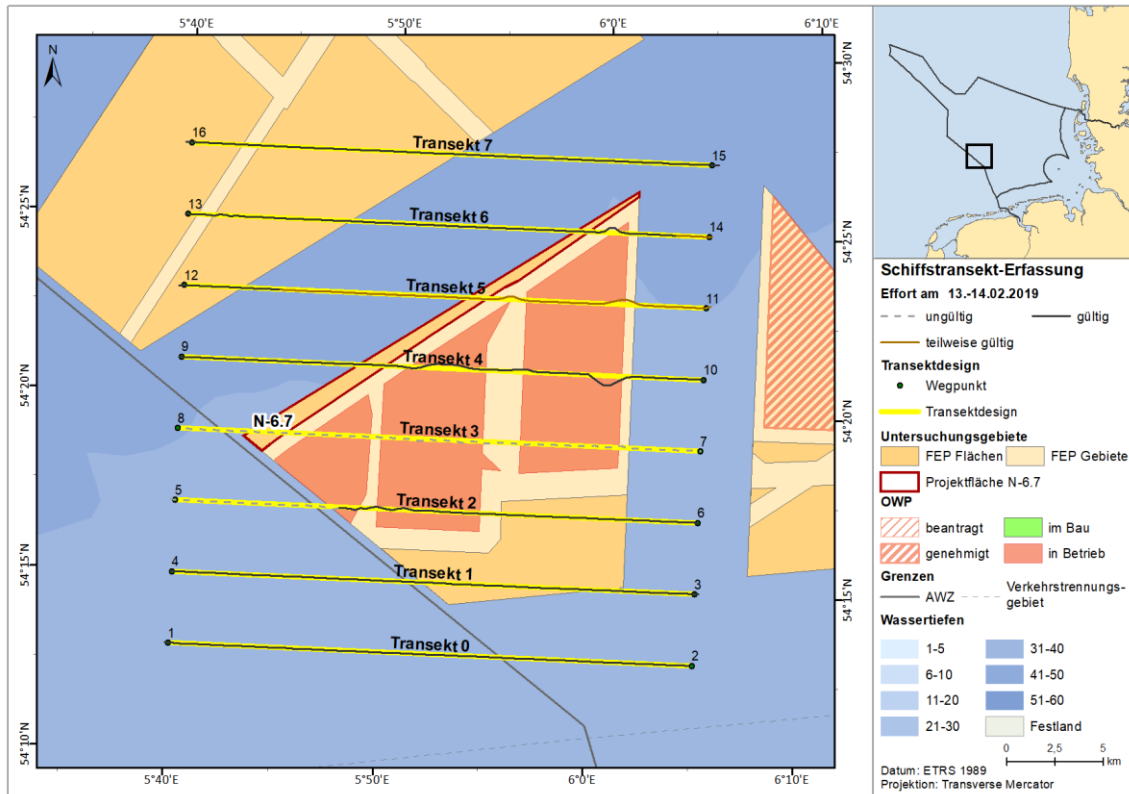


Abb. A. 34 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 22. – 23.02.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

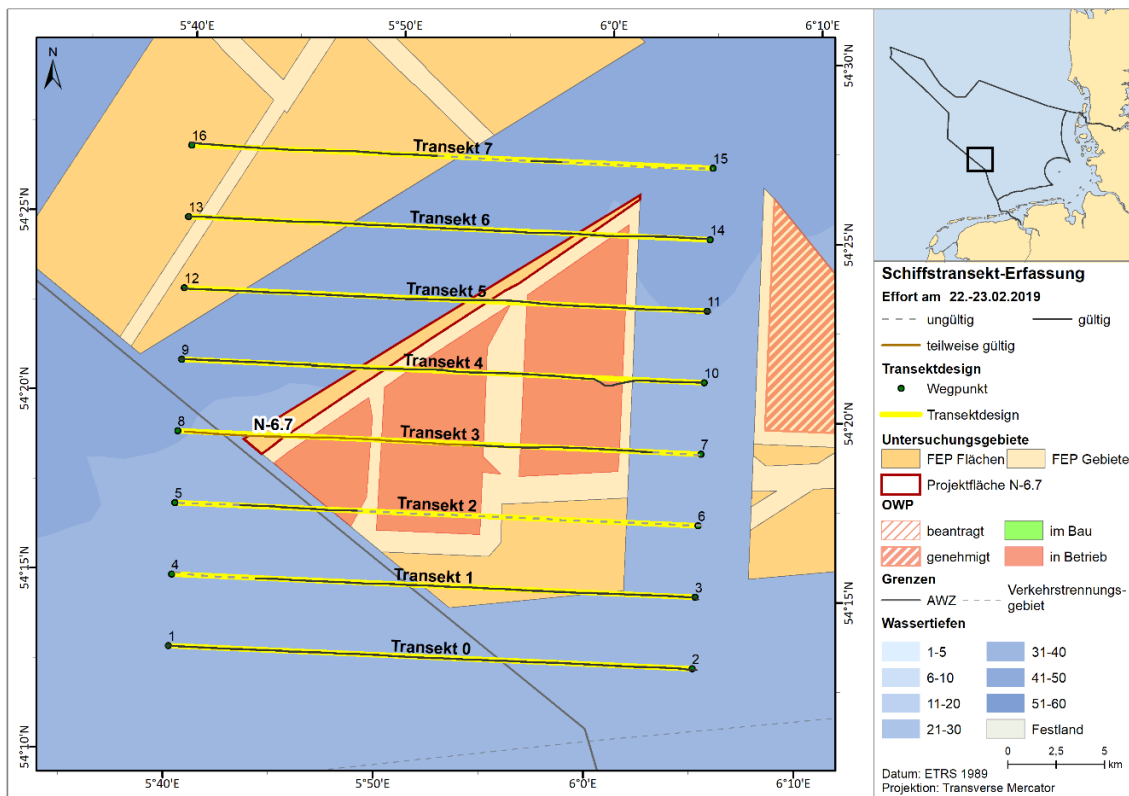


Abb. A. 35 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 21. - 22.02.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

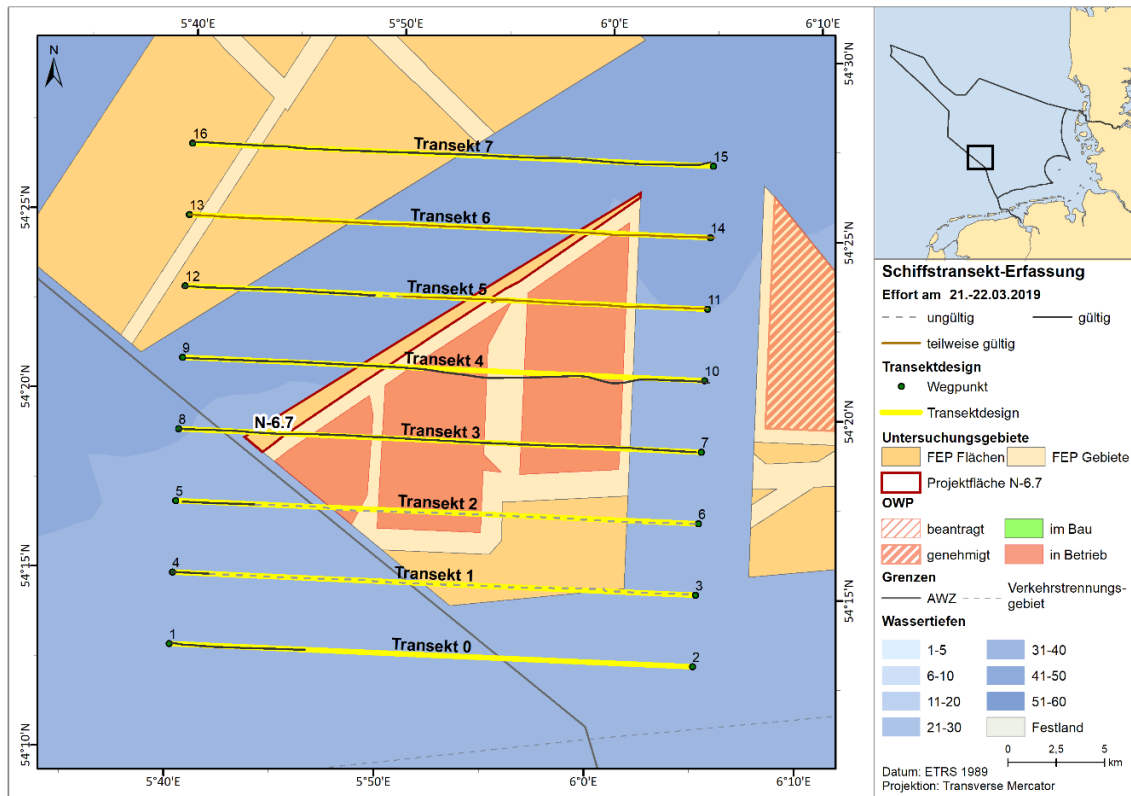


Abb. A. 36 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 21. - 22.03.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

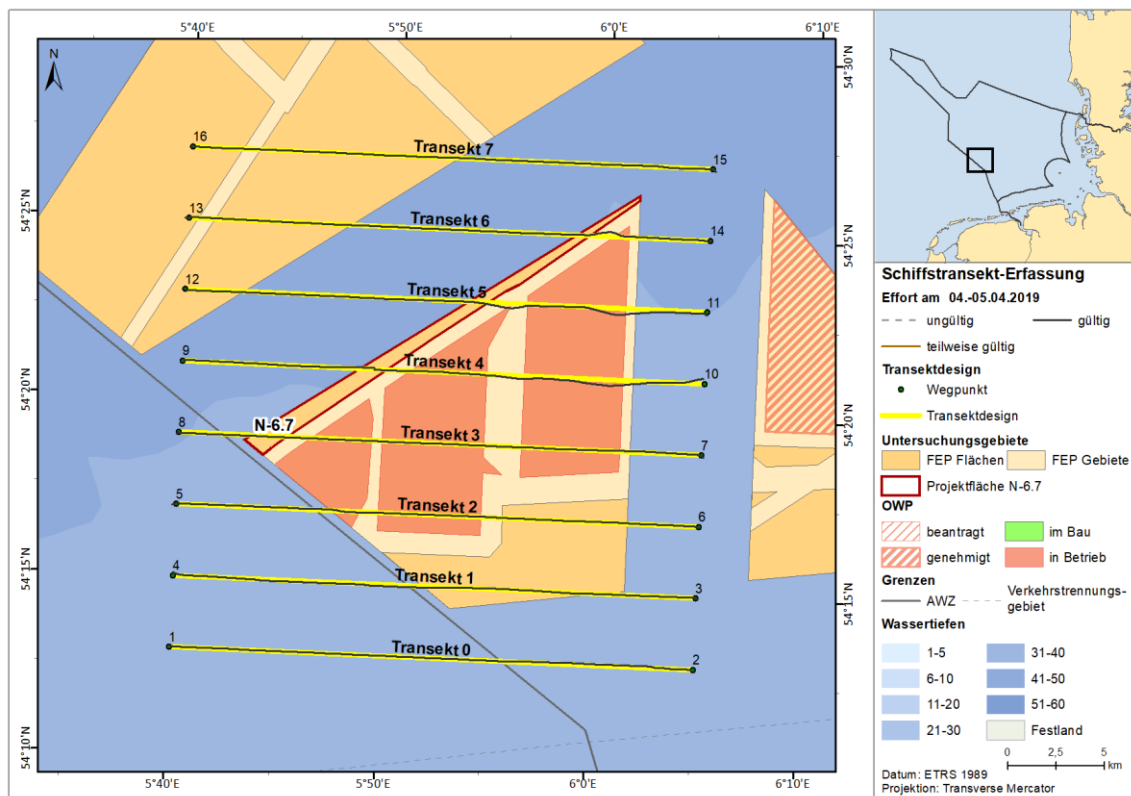


Abb. A. 37 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 04. - 05.04.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

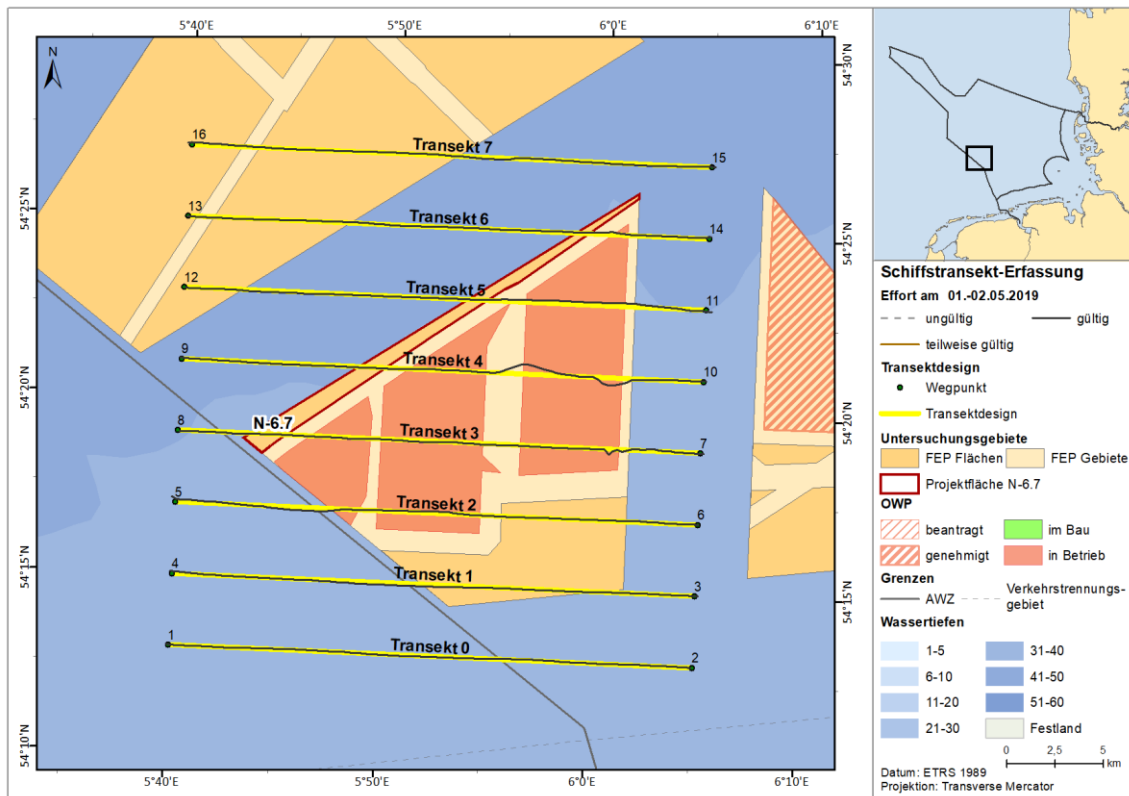


Abb. A. 38 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 01. - 02.05.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

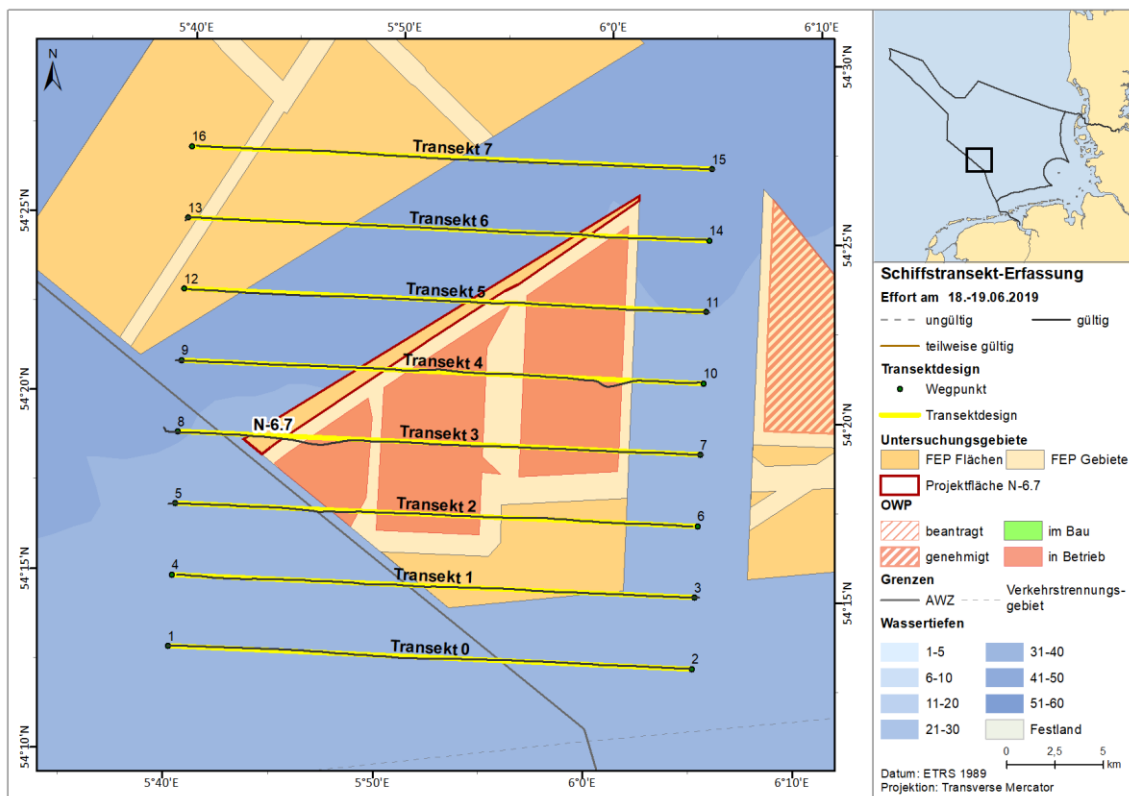


Abb. A. 39 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 18. - 19.06.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

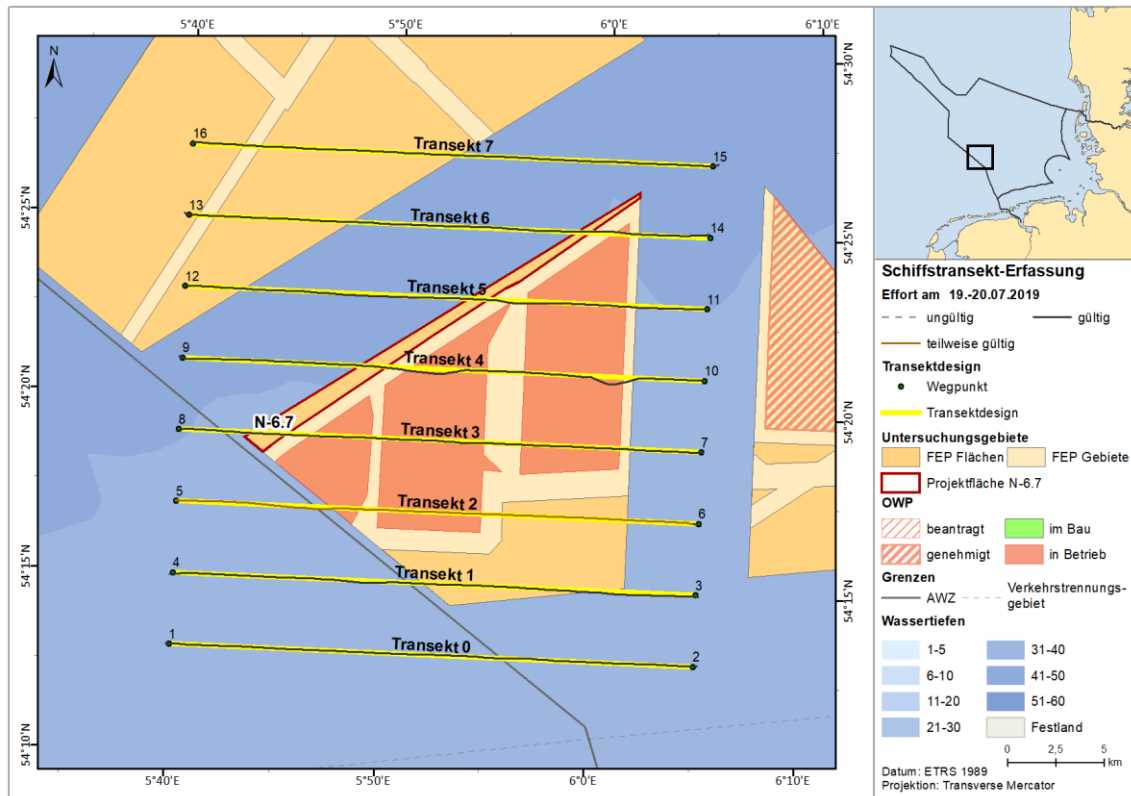


Abb. A. 40 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 19. - 20.07.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

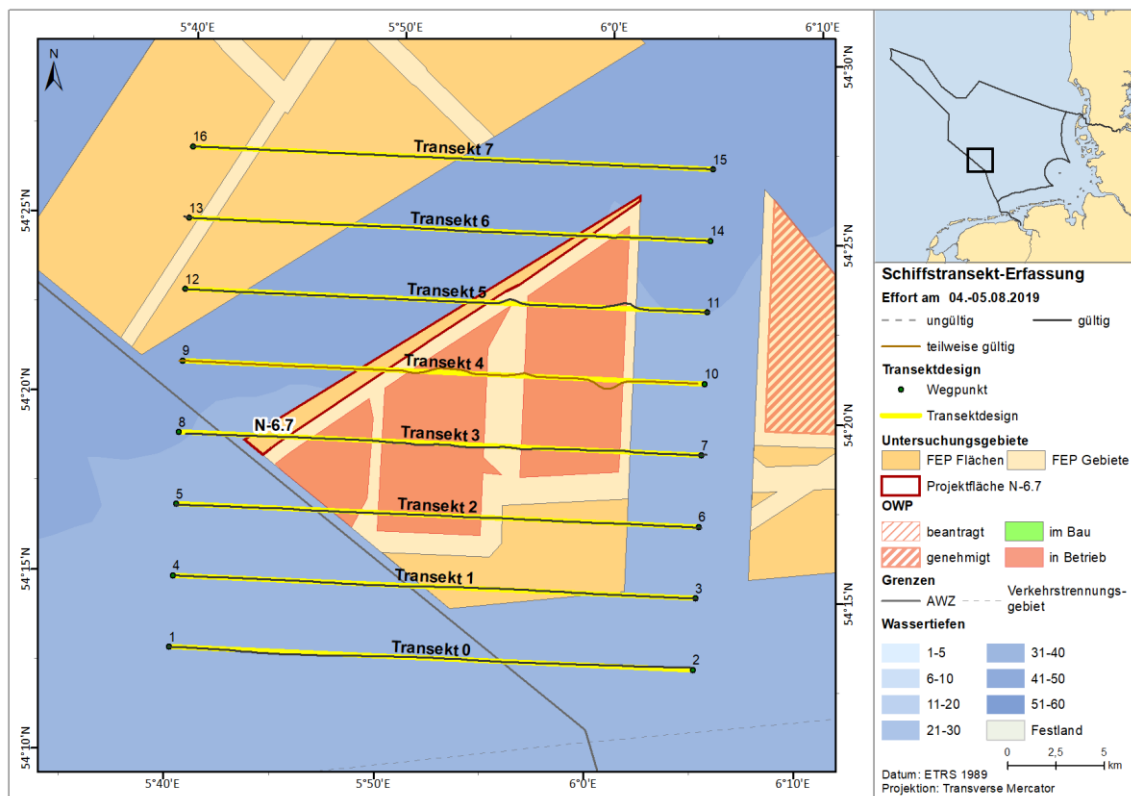


Abb. A. 41 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 04. - 05.08.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

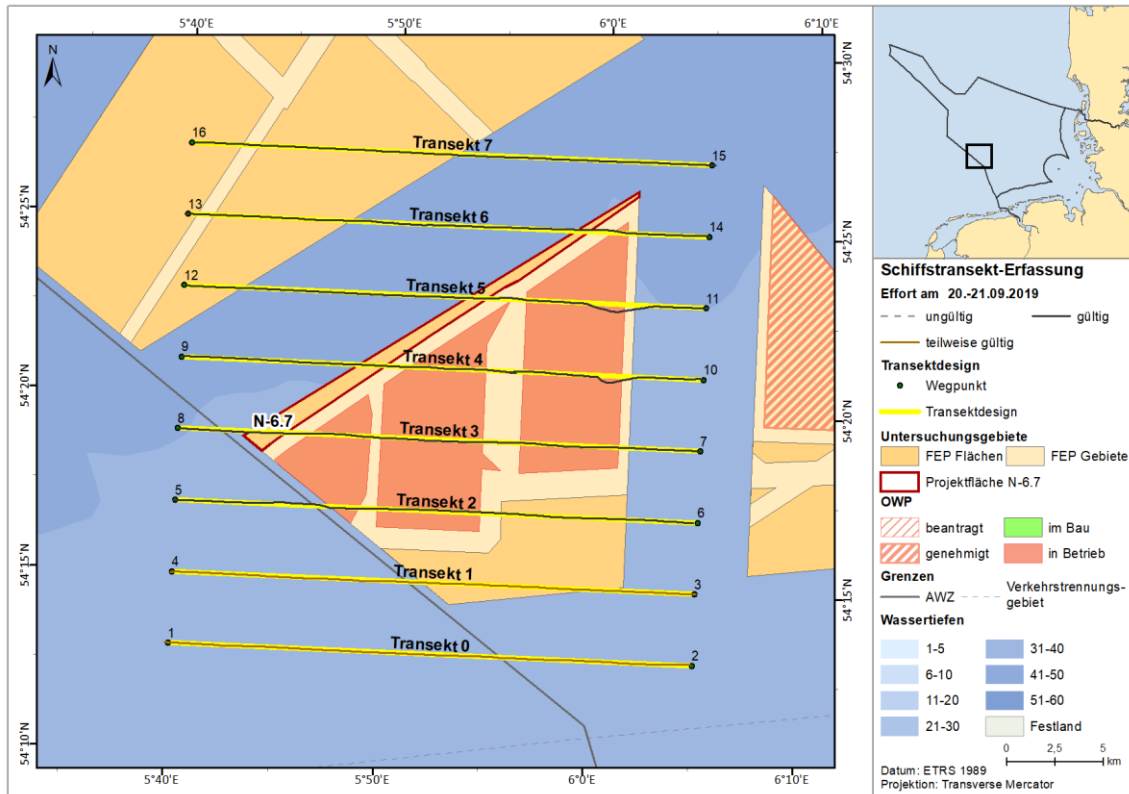


Abb. A. 42 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 20. - 21.09.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

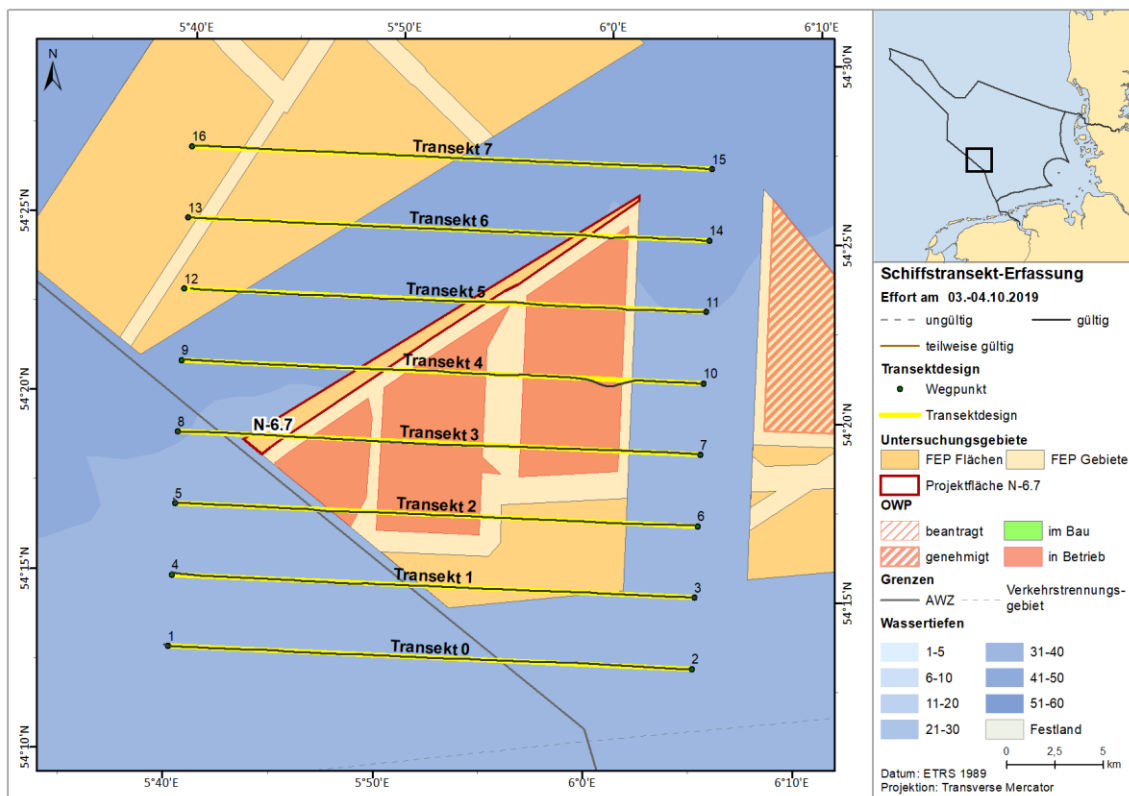


Abb. A. 43 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 03. - 04.10.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

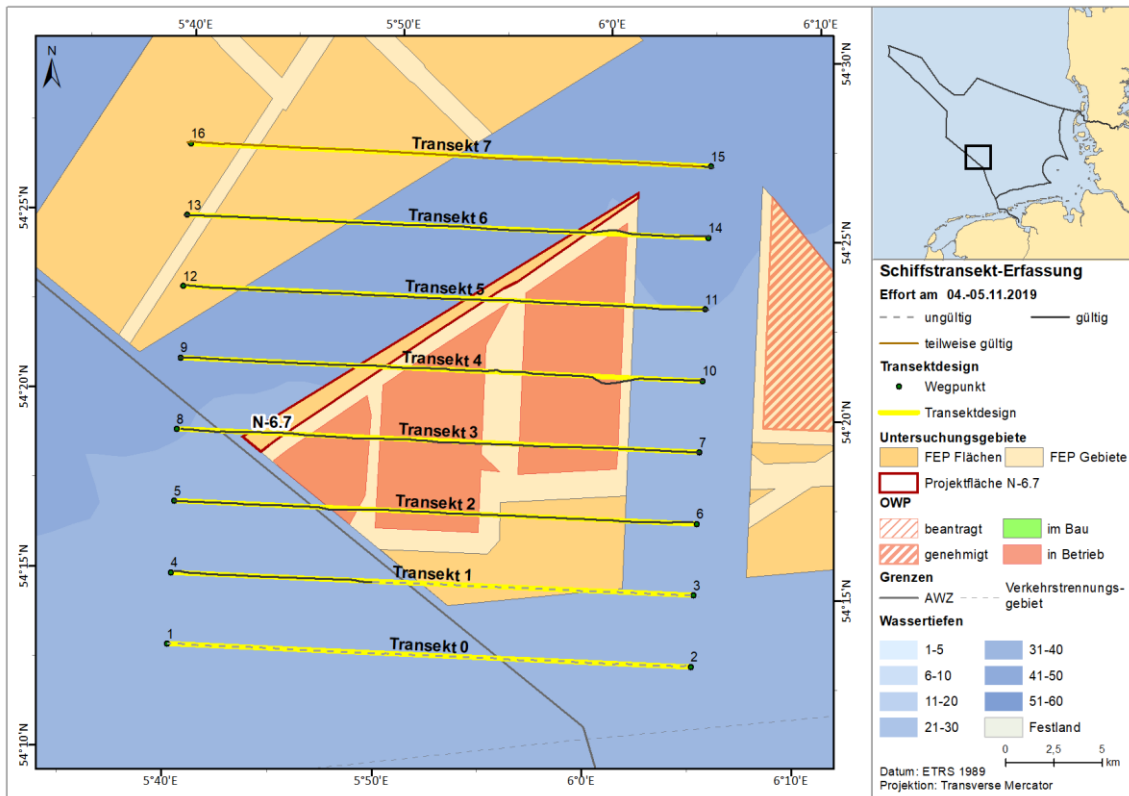


Abb. A. 44 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 04. - 05.11.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

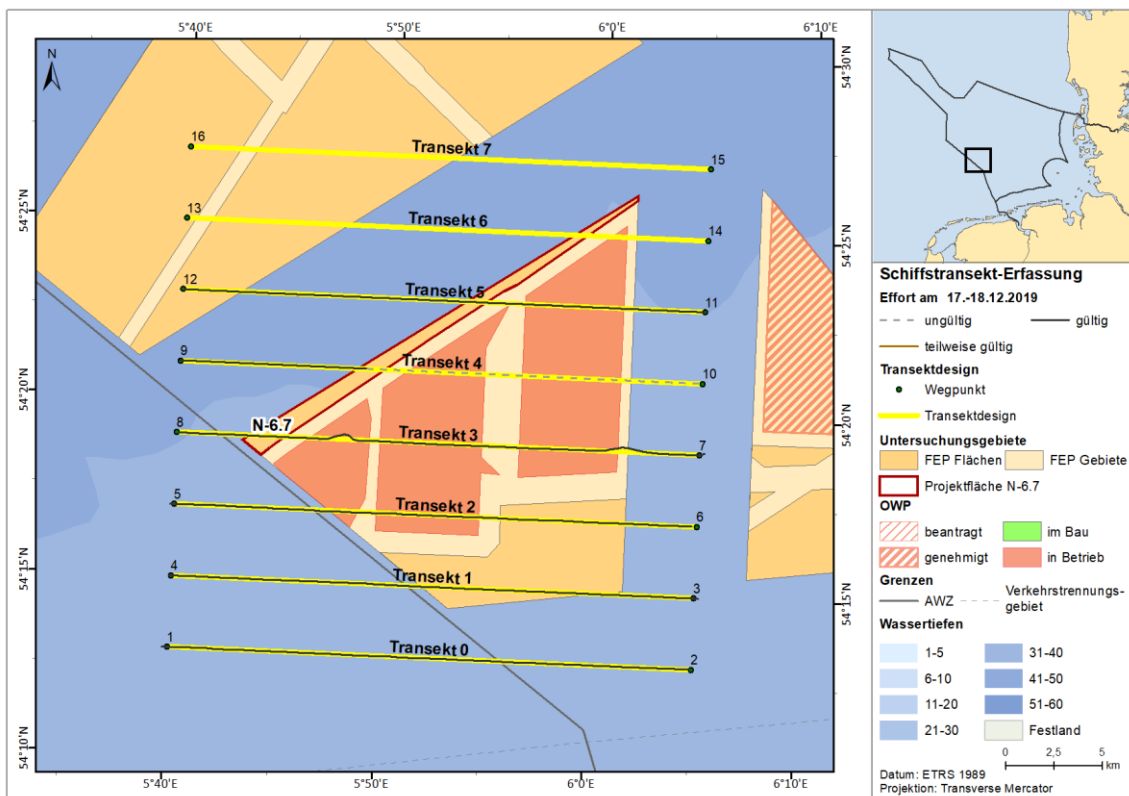


Abb. A. 45 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 17. - 18.12.2019 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

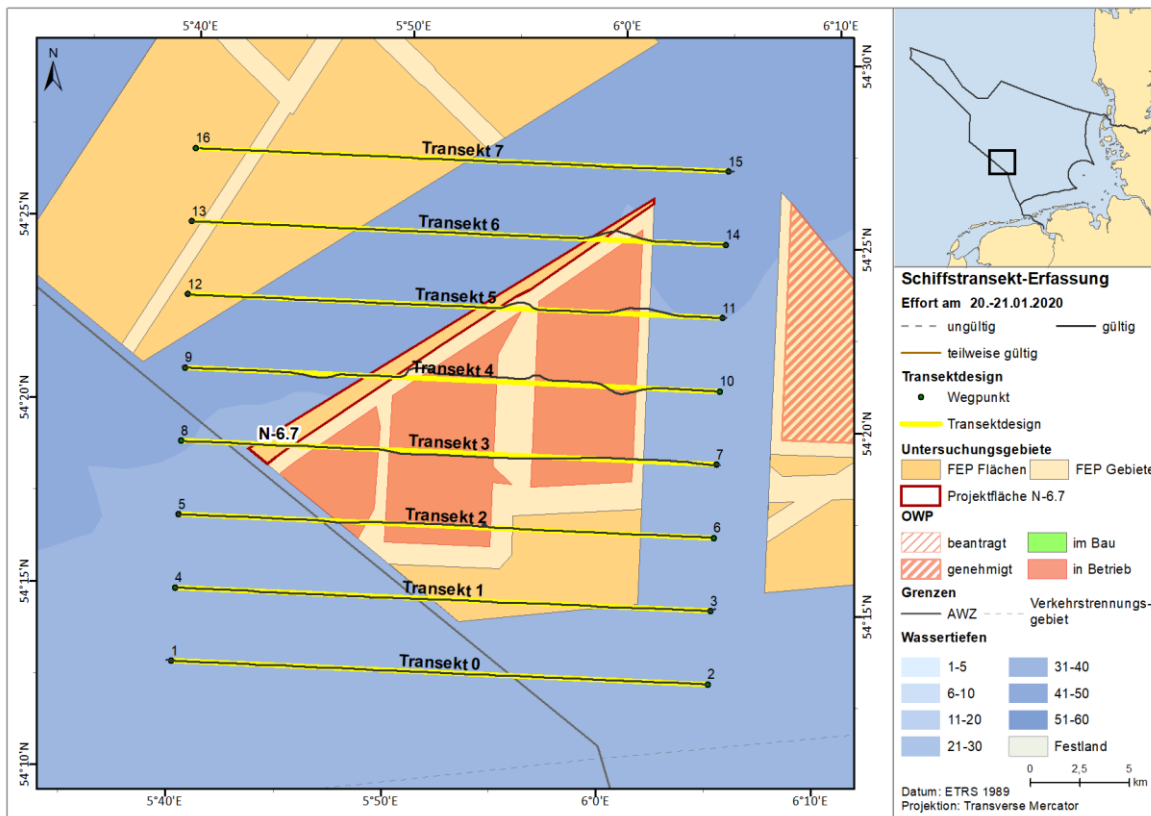


Abb. A. 46 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 20. - 21.01.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

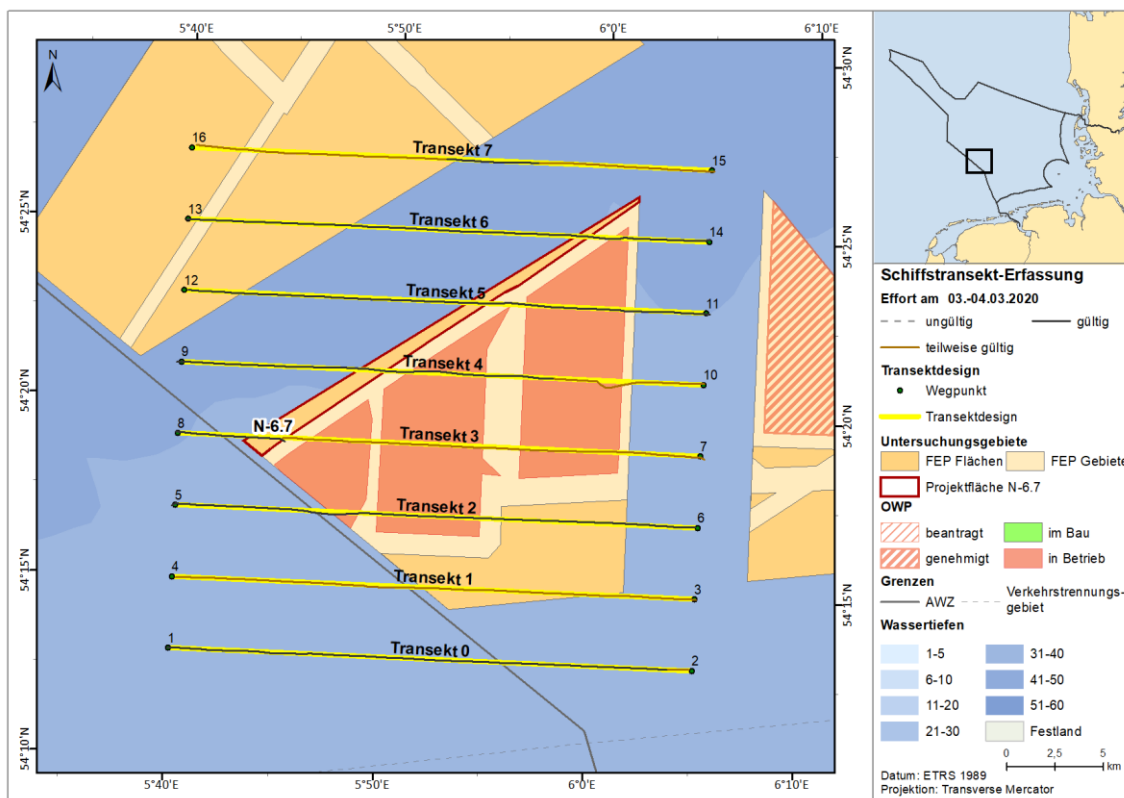


Abb. A. 47 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 03. – 04.03.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

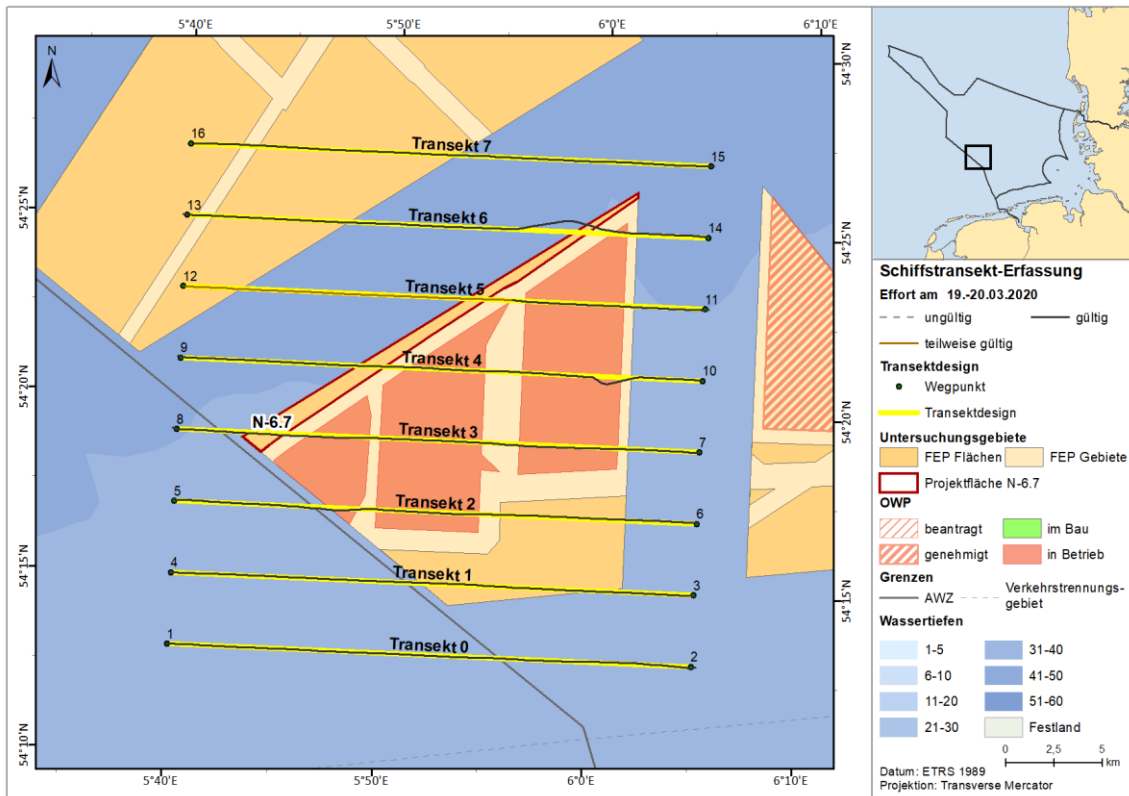


Abb. A. 48 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 19. - 20.03.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

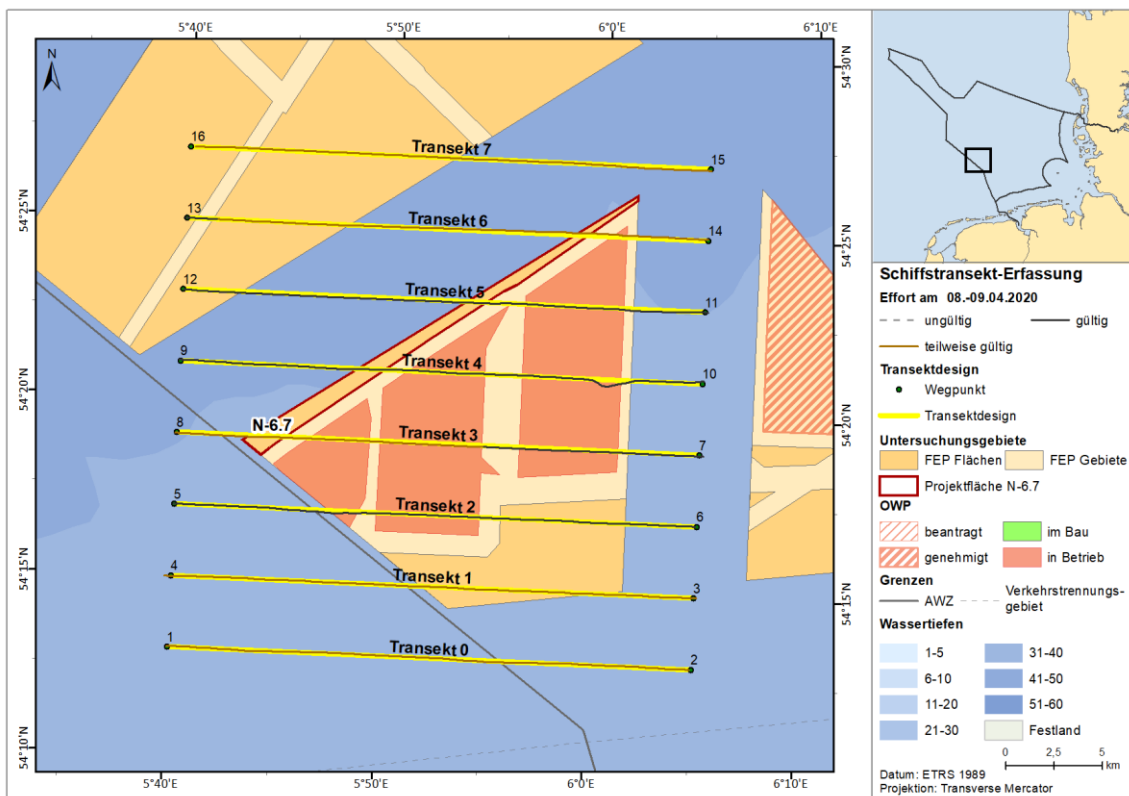


Abb. A. 49 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 08. - 09.04.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

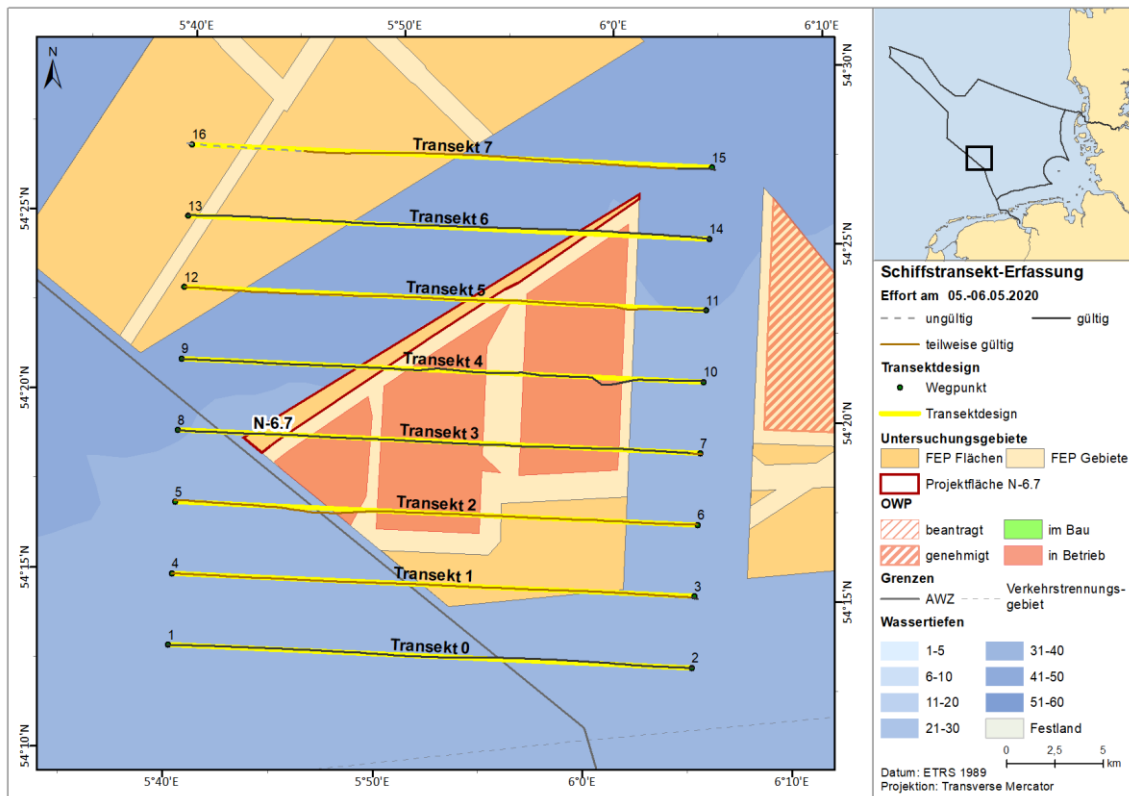


Abb. A. 50 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 05. - 06.05.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

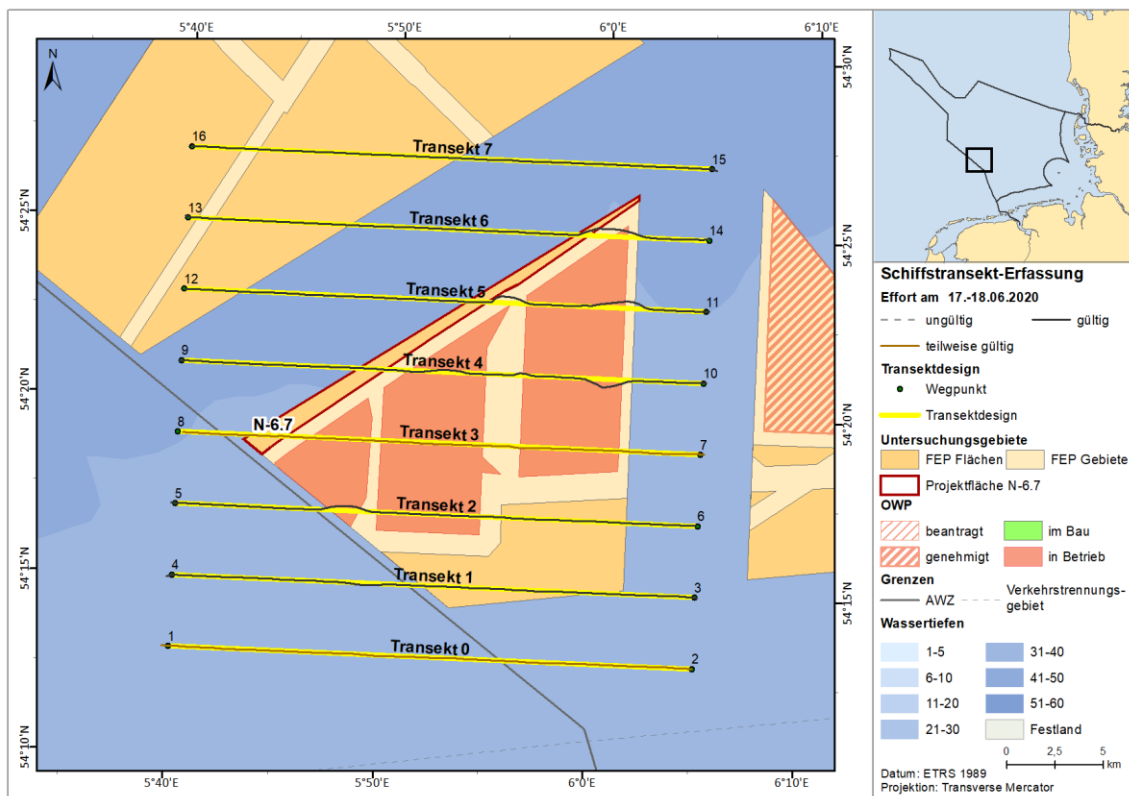


Abb. A. 51 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 17. - 18.06.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

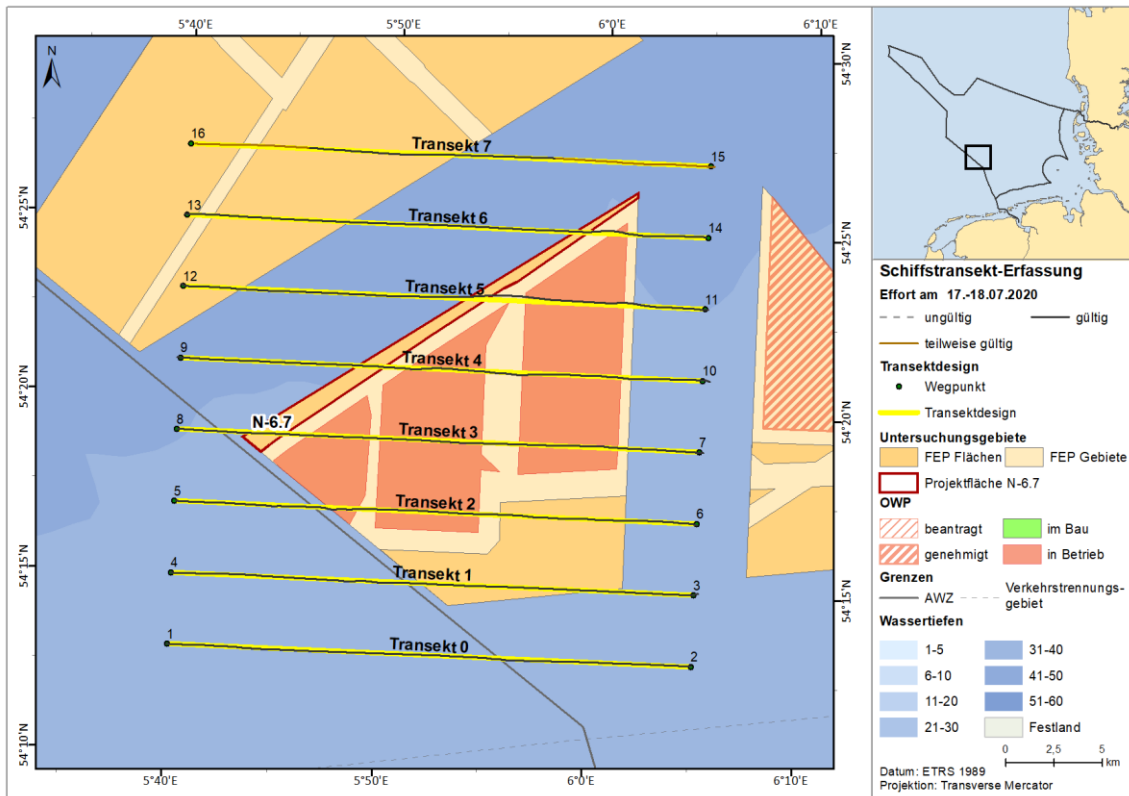


Abb. A. 52 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 17. - 18.07.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

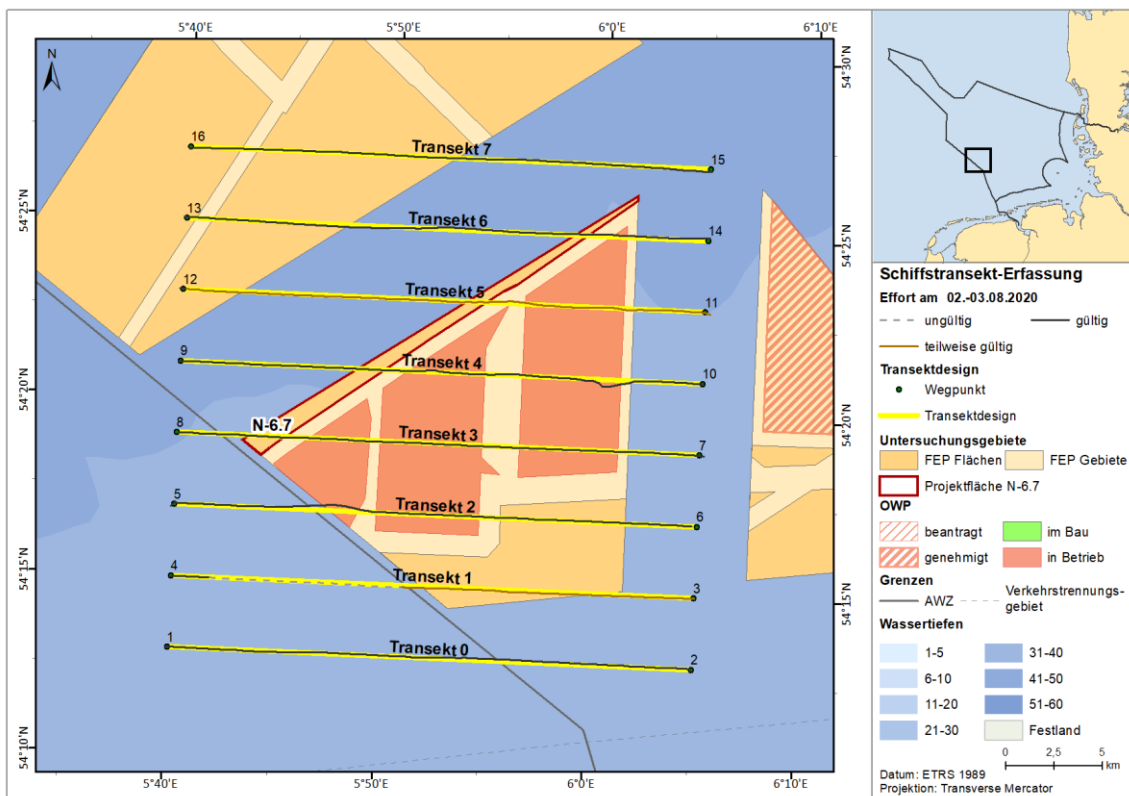


Abb. A. 53 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 02. - 03.08.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

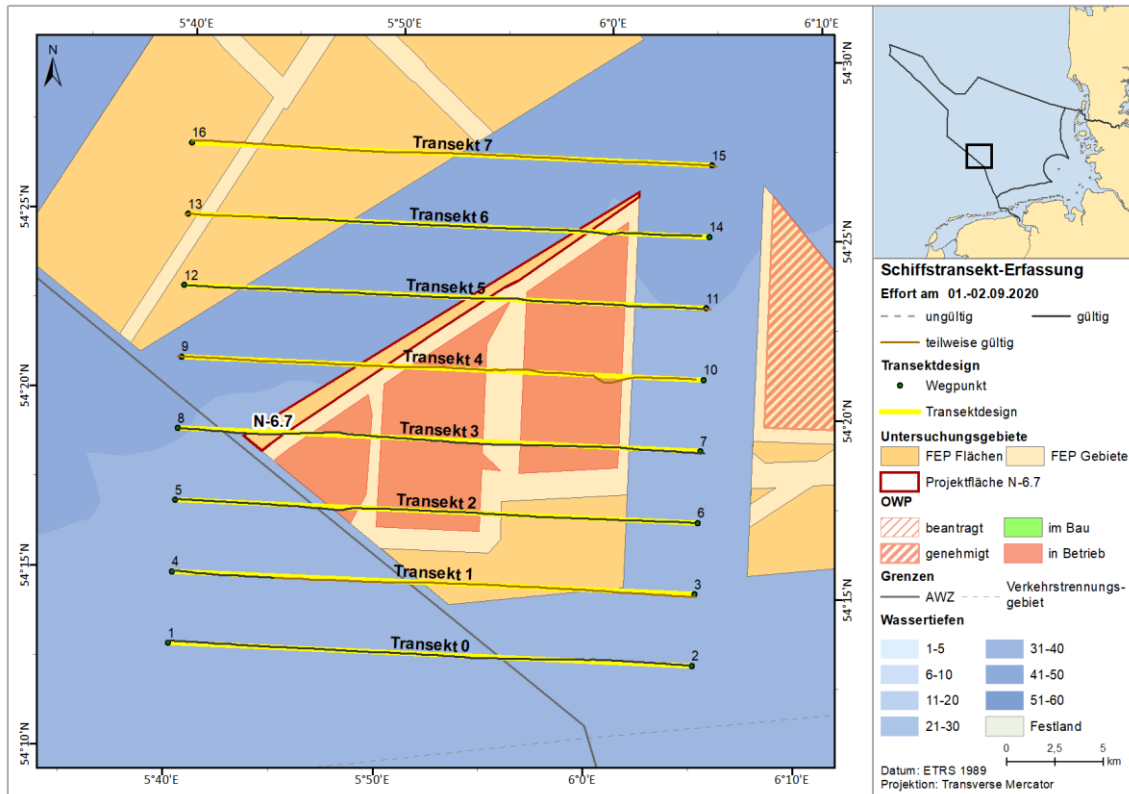


Abb. A. 54 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 01. - 02.09.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

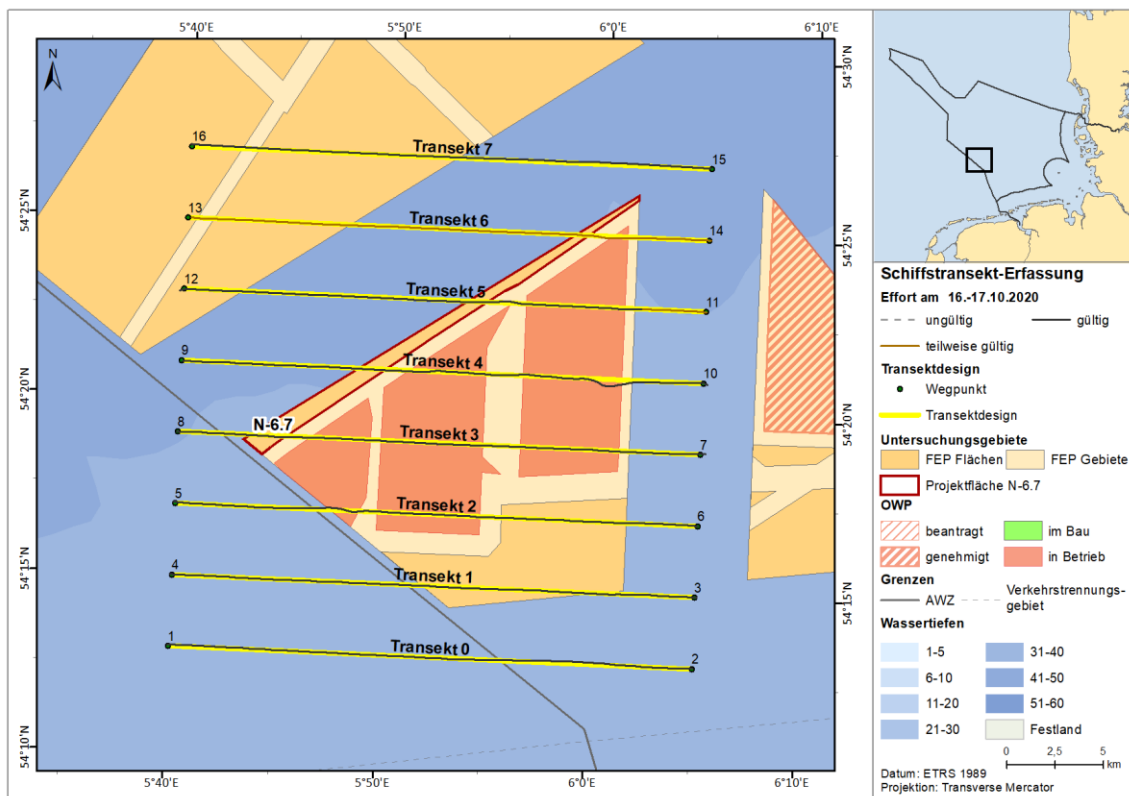


Abb. A. 55 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 16. - 17.10.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

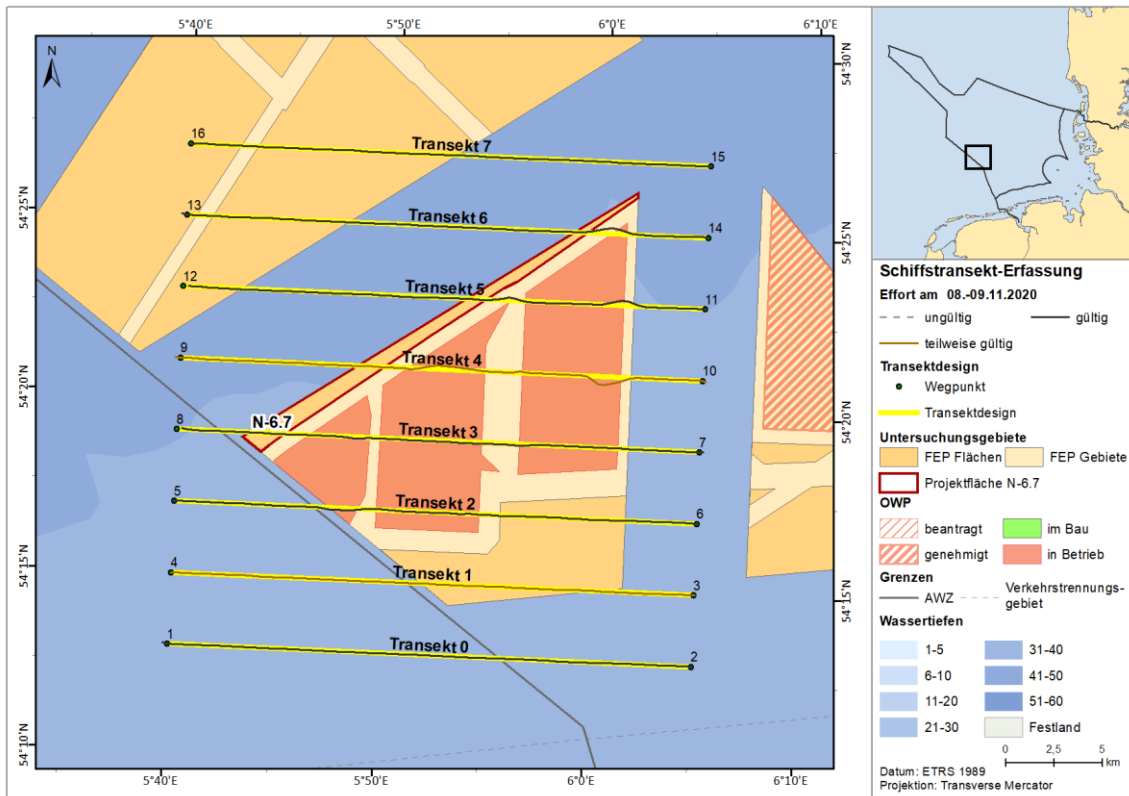


Abb. A. 56 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 08. - 09.11.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

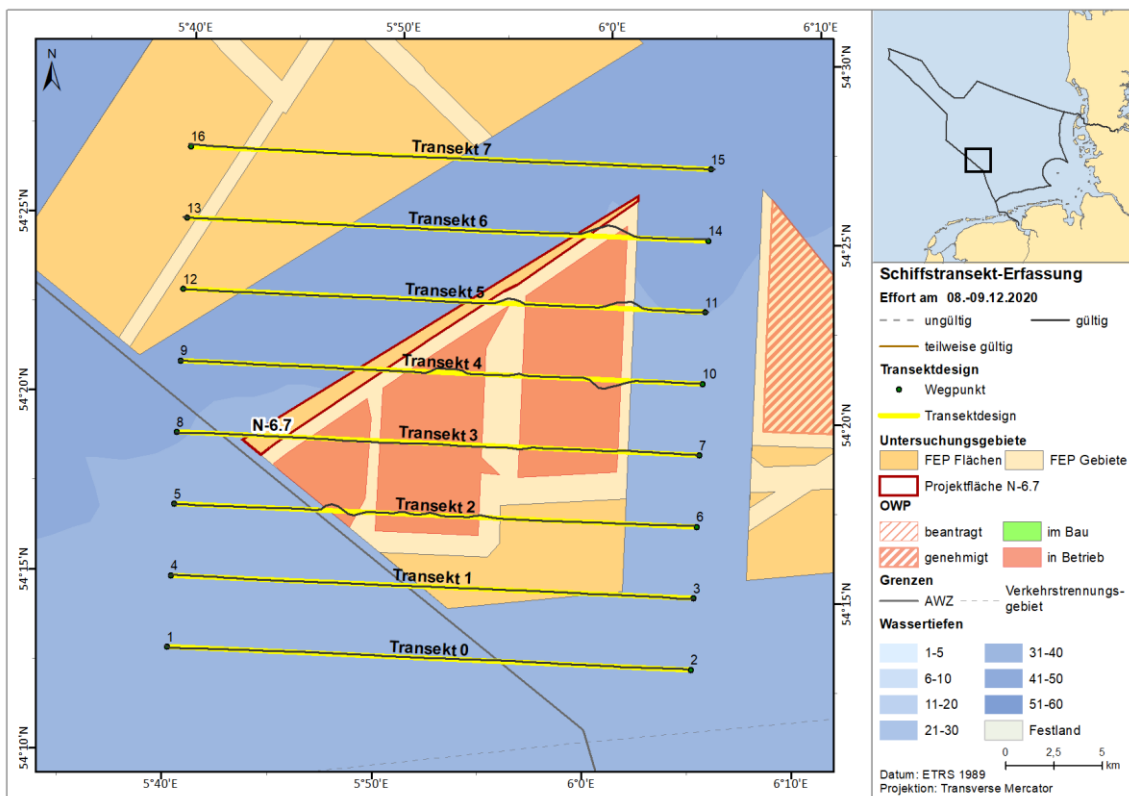


Abb. A. 57 Tatsächlich gefahrene Transektstrecke vom 08. - 09.12.2020 im Untersuchungsgebiet SC6 (schwarze Linien) vor dem geplanten Transektdesign (gelbe Linien).

Tab. A. 12 Jahreszeitenzuordnung für Seevögel nach Garthe et al. (2007).

Art	Sommer/Brutzeit	Herbst/Wegzug	Winter	Frühjahr/Heimzug
Eisente	01.05.–30.09.	01.10.–30.11.	01.12.–29.02.	01.03.–30.04.
Eiderente	01.05.–31.08.	01.09.–30.11.	01.12.–29.02.	01.03.–30.04.
Trauerente	01.06.–30.09.	01.10.–30.11.	01.12.–29.02.	01.03.–31.05.
Samtente	01.06.–31.08.	01.09.–30.11.	01.12.–29.02.	01.03.–31.05.
Haubentaucher	16.04.–31.07.	01.08.–15.11.	16.11.–29.02.	01.03.–15.04.
Rothalstaucher	01.05.–31.07.	01.08.–15.11.	16.11.–29.02.	01.03.–30.04.
Sterntaucher	16.05.–15.09.	16.09.–31.10.	01.11.–29.02.	01.03.–15.05.
Prachtaucher	16.05.–15.09.	16.09.–31.10.	01.11.–29.02.	01.03.–15.05.
Eissturmvogel	16.05.–31.08.	01.09.–30.11.	01.12.–15.03.	16.03.–15.05.
Basstölpel	01.05.–31.08.	01.09.–31.10.	01.11.–29.02.	01.03.–30.04.
Kormoran	01.04.–31.07.	01.08.–31.10.	01.11.–31.01.	01.02.–31.03.
Schmarotzerraubmöwe	16.05.–31.07.	01.08.–15.11.	16.11.–31.03.	01.04.–15.05.
Spatelraubmöwe	01.06.–31.07.	01.08.–30.11.	01.12.–31.03.	01.04.–31.05.
Skua	01.05.–31.07.	01.08.–30.11.	01.12.–29.02.	01.03.–30.04.
Papageitaucher	01.05.–31.07.	01.08.–31.10.	01.11.–29.02.	01.03.–30.04.
Krabben-taucher	01.05.–30.09.	01.10.–30.11.	01.12.–29.02.	01.03.–30.04.
Tordalk	16.04.–30.06.	01.07.–30.09.	01.10.–29.02.	01.03.–15.04.
Trottellumme	16.04.–30.06.	01.07.–30.09.	01.10.–29.02.	01.03.–15.04.
Dreizehenmöwe	01.05.–31.07.	01.08.–31.10.	01.11.–29.02.	01.03.–30.04.
Zwergmöwe	01.06.–15.07.	16.07.–31.10.	01.11.–31.03.	01.04.–31.05.
Lachmöwe	01.05.–30.06.	01.07.–31.10.	01.11.–29.02.	01.03.–30.04.
Sturmmöwe	16.05.–15.07.	16.07.–31.10.	01.11.–29.02.	01.03.–15.05.
Mantelmöwe	01.05.–31.07.	01.08.–31.10.	01.11.–29.02.	01.03.–30.04.
Silbermöwe	16.05.–15.07.	16.07.–31.10.	01.11.–29.02.	01.03.–15.05.
Heringsmöwe	16.05.–15.07.	16.07.–31.10.	01.11.–15.03.	16.03.–15.05.
Trauerseeschwalbe	01.06.–15.07.	16.07.–15.09.	16.09.–15.04.	16.04.–31.05.
Brandseeschwalbe	16.05.–15.07.	16.07.–15.10.	16.10.–15.03.	16.03.–15.05.
Flusseeschwalbe	16.05.–15.07.	16.07.–15.10.	16.10.–31.03.	01.04.–15.05.
Küstenseeschwalbe	16.05.–15.07.	16.07.–15.10.	16.10.–31.03.	01.04.–15.05.

A.3 Ergebnisse

A.3.1 Artenlisten

Tab. A. 13 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar und Dezember 2019 während Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten, inklusive Individuenzahl, mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z]: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug [Z]: Arten, die nur als Zugvogel auftreten) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus (VSchRL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang 1; 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 (Stand: 2013)). Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an Tabelle Tab. A. 18.

Artnamen	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sterntaucher	R/Z	46	Anhang 1	LC	LC	C (1)	2
Prachtaucher	R/Z	1	Anhang 1	LC	LC	B 2c	*
Unbestimmter Seetaucher	R/Z	25					
Unbestimmter Lappentaucher	R/Z	1					
Eissturmvogel	R/Z	24		EN	VU		*
Basstölpel	R/Z	198		LC	LC	C 1	*
Krähenscharbe	R/Z	1		LC	NT	A 1c	*
Graugans	Z	1		LC	LC	C 1 / B 1	*
Krickente	Z	8		LC	LC	C 1	3
Eiderente	R/Z	2		VU	EN	A 4	*
Trauerente	R/Z	2		LC	LC	B 2a	*
Unbestimmte Ente	Z	1					
Kiebitzregenpfeifer	Z	19		LC	LC	C 1	*
Unbestimmte Limikole	Z	10					
Schmarotzer-raubmöwe	R/Z	1		LC	EN		*
Skua	R/Z	2		LC	LC	B 1	*
Zwergmöwe	R/Z	233	Anhang 1	NT	LC	B 1	*
Lachmöwe	R/Z	9		LC	LC	B 2c	*
Sturmmöwe	R/Z	32		LC	LC	C 1	*
Unbestimmte Kleinmöwe	R/Z	89					
Heringsmöwe	R/Z	1.643		LC	LC	C 1	spp. fuscus: 1; spp. intermedius: *
Silbermöwe	R/Z	39		NT	VU	B 2c	spp. argentatus: *; spp. argenteus: *
Sturmmöwe/ Silbermöwe	R/Z	345					*
Mantelmöwe	R/Z	382		LC	LC	C 1	*

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Heringsmöwe/ Mantelmöwe	R/Z	65		LC	LC	C 1	
Dreizehenmöwe	R/Z	771		VU	EN	A 1b	*
Unbestimmte Möwe	R/Z	110					
Brandseeschwalbe	R/Z	84	Anhang 1	LC	LC	C 1	*
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	R/Z	494	Anhang 1	LC	LC	C 1	
Unbestimmte Seeschwalbe	R/Z	63					
Trottellumme	R/Z	968		NT	LC	C 1	*
Trottellumme/ Tordalk	R/Z	325		NT	LC		*
Tordalk	R/Z	543		NT	LC	A 4	*
Papageitaucher	R/Z	5		EN	NT	A 1b	2
Unbestimmter Alkenvogel	R/Z	25					
Straßentaube	Z	4					
Ringeltaube	Z	1		LC	LC		*
Unbestimmter Singvogel	Z	9					
Unbestimmter Rastvogel	R/Z	62					
Unbestimmter Vogel		124					
Gesamt		6.767					

Tab. A. 14 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Januar 2020 und Januar 2021 während der Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten, inklusive Individuenzahl, mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z]: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug [Z]: Arten, die nur als Zugvogel auftreten) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus (VSchRL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang 1; 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 (Stand: 2013)). Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an Tabelle Tab. A. 18.

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sternaucher	R/Z	96	Anhang 1	LC	LC	C (1)	2
Unbestimmter Seetaucher	R/Z	23					
Eissturmvogel	R/Z	10		EN	VU		*
Basstölpel	R/Z	464		LC	LC	C 1	*
Trauerente	R/Z	5		LC	LC	B 2a	*
Unbestimmte Ente	Z	1					

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Unbestimmter Greifvogel	Z	2					
Großer Brachvogel	Z	6		VU	VU	A 4	*
Unbestimmte Limikole	Z	6					
Skua	R/Z	2		LC	LC	B 1	*
Zwergmöwe	R/Z	109	Anhang 1	NT	LC	B 1	*
Lachmöwe	R/Z	45		LC	LC	B 2c	*
Sturmmöwe	R/Z	66		LC	LC	C 1	*
Unbestimmte Kleinmöwe	R/Z	94					
Heringsmöwe	R/Z	3.297		LC	LC	C 1	ssp. fuscus: 1; ssp. intermedius: *
Silbermöwe	R/Z	312		NT	VU	B 2c	ssp. argentatus: *; ssp. argenteus: *
Sturmmöwe/ Silbermöwe	R/Z	140					*
Mantelmöwe	R/Z	325		LC	LC	C 1	*
Unbestimmte Großmöwe	R/Z	15					
Heringsmöwe/ Mantelmöwe	R/Z	40		LC	LC	C 1	
Dreizehenmöwe	R/Z	1.528		VU	EN	A 1b	*
Unbestimmte Möwe	R/Z	93					
Brandseeschwalbe	R/Z	6	Anhang 1	LC	LC	C 1	*
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	R/Z	32	Anhang 1	LC	LC	C 1	
Unbestimmte Seeschwalbe	R/Z	14					
Trottellumme	R/Z	2.588		NT	LC	C 1	*
Trottellumme/ Tordalk	R/Z	761		NT	LC		*
Tordalk	R/Z	958		NT	LC	A 4	*
Unbestimmter Alkenvogel	R/Z	56					
Unbestimmter Rastvogel	R/Z	23					
Unbestimmter Vogel		169					
Gesamt		11.286					

Tab. A. 15 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar und Dezember 2019 während Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten, inklusive Individuenzahl, mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z]: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug [Z]: Arten, die nur als Zugvogel auftreten) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus (VSchRL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang 1; 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 (Stand: 2013)). Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an Tabelle Tab. A. 18.

Artnamen	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sternaucher	R/Z	23	Anhang 1	LC	LC	C (1)	2
Unbestimmter Seetaucher	R/Z	21					
Unbestimmter Lappentaucher	R/Z	1					
Eissturmvogel	R/Z	76		EN	VU		*
Basstölpel	R/Z	488		LC	LC	C 1	*
Graureiher	Z	1		LC	LC	C 1	*
Trauerente	R/Z	8		LC	LC	B 2a	*
unbestimmte Ente	Z	1					
Sperber	Z	1		LC	LC		*
Turmfalke	Z	1		LC	LC		*
Unbestimmte Limikole	Z	14					
Skua	R/Z	1		LC	LC	B 1	*
Zwergmöwe	R/Z	325	Anhang 1	NT	LC	B 1	*
Lachmöwe	R/Z	26		LC	LC	B 2c	*
Sturmmöwe	R/Z	14		LC	LC	C 1	*
Unbestimmte Kleinmöwe	R/Z	78					
Heringsmöwe	R/Z	1.010		LC	LC	C 1	ssp. fuscus: 1; ssp. intermedius: *
Silbermöwe	R/Z	10		NT	VU	B 2c	ssp. argentatus: *; ssp. argenteus: *
Sturmmöwe/ Silbermöwe	R/Z	15					
Mantelmöwe	R/Z	34		LC	LC	C 1	*
Heringsmöwe/ Mantelmöwe	R/Z	6		LC	LC	C 1	
Dreizehenmöwe	R/Z	663		VU	EN	A 1b	*
Unbestimmte Möwe	R/Z	38					
Brandseeschwalbe	R/Z	136	Anhang 1	LC	LC	C 1	*
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	R/Z	305	Anhang 1	LC	LC	C 1	
Unbestimmte Seeschwalbe	R/Z	52					
Trottellumme	R/Z	1.959		NT	LC	C 1	*
Trottellumme/ Tordalk	R/Z	546		NT	LC		*
Tordalk	R/Z	767		NT	LC	A 4	*

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
unbestimmter Alkenvogel	R/Z	19					
Unbestimmter Singvogel	Z	9					
Unbestimmter Rastvogel	R/Z	172					
Unbestimmter Vogel		79					
Gesamt		6.899					

Tab. A. 16 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Januar 2020 und Juli 2020 während der Flugtransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten, inklusive Individuenzahl, mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z]: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug [Z]: Arten, die nur als Zugvogel auftreten) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus (VSchRL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang 1; 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 (Stand: 2013)). Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an Tabelle Tab. A. 18.

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sternaucher	R/Z	60	Anhang 1	LC	LC	C (1)	2
Unbestimmter Seetaucher	R/Z	29					
Eissturmvogel	R/Z	75		EN	VU		*
Basstölpel	R/Z	225		LC	LC	C 1	*
Trauerente	R/Z	11		LC	LC	B 2a	*
Unbestimmte Ente	Z	6					
Unbestimmter Greifvogel	Z	1					
Unbestimmte Limikole	Z	2					
Zwergmöwe	R/Z	85	Anhang 1	NT	LC	B 1	*
Lachmöwe	R/Z	7		LC	LC	B 2c	*
Sturmmöwe	R/Z	31		LC	LC	C 1	*
Unbestimmte Kleinmöwe	R/Z	105					
Heringsmöwe	R/Z	282		LC	LC	C 1	ssp. fuscus: 1; spp. intermedius: *
Silbermöwe	R/Z	32		NT	VU	B 2c	spp. argentatus: *; spp. argenteus: *
Sturmmöwe/ Silbermöwe	R/Z	25					
Mantelmöwe	R/Z	152		LC	LC	C 1	*
Heringsmöwe/ Mantelmöwe	R/Z	42		LC	LC	C 1	

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Unbestimmte Großmöwe	R/Z	1					
Dreizehenmöwe	R/Z	453		VU	EN	A 1b	*
Unbestimmte Möwe	R/Z	49					
Brandseeschwalbe	R/Z	7	Anhang 1	LC	LC	C 1	*
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	R/Z	24	Anhang 1	LC	LC	C 1	
Unbestimmte Seeschwalbe	R/Z	10					
Trottellumme	R/Z	1.396		NT	LC	C 1	*
Trottellumme/ Tordalk	R/Z	821		NT	LC		*
Tordalk	R/Z	981		NT	LC	A 4	*
Papageitaucher	R/Z	1		EN	NT	A 1b	2
unbestimmter Alkenvogel	R/Z	47					
Unbestimmter Singvogel	Z	6					
Unbestimmter Rastvogel	R/Z	98					
Unbestimmter Vogel		162					
Gesamt		5.226					

Tab. A. 17 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar und Dezember 2019 während Schiffstransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten, inklusive Individuenzahl (gesamt und im Transektbereich), mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z]: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug [Z]: Arten, die nur als Zugvogel auftreten) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus (VSchRL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang 1; 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 (Stand: 2013)). Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an Tabelle Tab. A. 18.

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sternaucher	R/Z	11	7	Anhang 1	LC	LC	C (1)	2
Unbestimmter Seetaucher	R/Z	9	2					
Eissturmvogel	R/Z	21	13		EN	VU		*
Basstölpel	R/Z	409	119		LC	LC	C1	*
Kormoran	R/Z	15	3		LC	LC	C 1	spp carbo: *
Pfeifente	Z	3	0				B 2c	*
Krickente	Z	18	18		LC	LC	C 1	3
Eisente	Z	1	1		VU	VU	A 1b	V

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Trauerente	R/Z	43	10		LC	LC	B 2a	*
Schellente	Z	1	0		LC	LC	C 1	*
Turmfalke	Z	1	0		LC	LC		*
Goldregenpfeifer	Z	4	4	Anhang 1	LC	LC	C 1	spp. apicaria: 1; spp. altifrons: *
Alpenstrandläufer	Z	1	0	Anhang 1 (nur ssp. schinzii)	LC	LC	B1 / C1	ssp. schinzii: 1
Waldwasserläufer	Z	1	0		LC	LC	C1	*
Unbestimmte Limikole	Z	1	0					
Schmarotzer- raubmöwe	R/Z	1	0		LC	EN		*
Skua	R/Z	7	3		LC	LC	B 1	*
Zwergmöwe	R/Z	44	26	Anhang 1	NT	LC	B 1	*
Lachmöwe	R/Z	32	18		LC	LC	B 2c	*
Sturmmöwe	R/Z	168	68		LC	LC	C 1	*
Heringsmöwe	R/Z	755	431		LC	LC	C 1	spp. fuscus: 1; spp. intermedius: *
Silbermöwe	R/Z	57	19		NT	VU	B 2c	spp. argentatus: *; spp. argenteus: *
Mantelmöwe	R/Z	173	70		LC	LC	C 1	*
Unbestimmte Großmöwe	R/Z	152	12					
Mantel-/ Heringsmöwe	R/Z	114	58					
Dreizehenmöwe	R/Z	453	231		VU	EN	A 1b	*
Unbestimmte Möwe	R/Z	450	0					
Brandseeschwalbe	R/Z	8	2	Anhang 1	LC	LC	C 1	*
Flusseeschwalbe	R/Z	11	6	Anhang 1	LC	LC	C 1	3
Küstenseeschwalbe	R/Z	68	33	Anhang 1	LC	LC	C1	V
Fluss-/ Küstenseeschwalbe	R/Z	20	9	Anhang 1	LC	LC	C1	
Trottellumme	R/Z	582	486		NT	LC	C 1	*
Tordalk	R/Z	184	157		NT	LC	A 4	*
Trottellumme/ Tordalk	R/Z	30	4		NT	LC		*
Ringeltaube	Z	1	0		LC	LC		*
Türkentaube	Z	1	0		LC	LC		*
Mauersegler	Z	12	9		LC	LC		*
Feldlerche	Z	1	0		LC	LC		*
Wiesenpieper	Z	30	3		NT	VU		*
Strandpieper	Z	2	0		LC	LC		V
Schafstelze	Z	1	1					3
Gebirgsstelze	Z	1	0		LC	LC		*
Bachstelze	Z	1	1		LC	LC		*
Rotkehlchen	Z	4	1		LC	LC		*

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Amsel	Z	2	0		LC	LC		*
Wacholderdrossel	Z	2	0		LC	VU		*
Singdrossel	Z	3	2		LC	LC		*
Rotdrossel	Z	45	5		NT	VU		*
Unbestimmte Drossel	Z	24	11					
Dorngrasmücke	Z	1	0		LC	LC		*
Wintergoldhähnchen	Z	4	1		LC	NT		*
Star	Z	156	49		LC	LC		*
Buchfink	Z	321	18		LC	LC		*
Bluthänfling	Z	6	0		LC	LC		V
Rohrhammer	Z	1	1		LC	LC		*
Unbestimmter Singvogel	Z	15	4					
Gesamt		4.482	1.916					

Tab. A. 18 Vollständige Artenliste aller im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Januar und Dezember 2020 während Schiffstransekt-Erfassungen nachgewiesenen Vogelarten, inklusive Individuenzahl (gesamt und im Transektbereich), mit Angaben zum Status im Untersuchungsgebiet (Rast/Zug [R/Z]: Arten, die sowohl als Rast- als auch als Zugvogel im Untersuchungsgebiet auftreten können; Zug [Z]: Arten, die nur als Zugvogel auftreten) sowie zum Schutz- oder Gefährdungsstatus (VSchRL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang 1; 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 (Stand: 2013)). Siehe Quellen und Erläuterungen im Anschluss an diese Tabelle.

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sternaucher	R/Z	8	4	Anhang 1	LC	LC	C (1)	2
Eissturmvogel	R/Z	22	16		EN	VU		*
Basstölpel	R/Z	322	169		LC	LC	C1	*
Kormoran	R/Z	1	0		LC	LC	C 1	spp carbo: *
Kurzschnabelgans	Z	43	6		LC	LC	B 1	2
Graugans	Z	1	1		LC	LC	C 1/ B1	*
Weißwangengans	Z	1	1	Anhang 1	LC	LC	C 1	*
Krickente	Z	2	0		LC	LC	C 1	3
Trauerente	R/Z	95	35		LC	LC	B 2a	*
Samtente		2	0		VU	VU	A 1b	1
Skua	R/Z	5	0		LC	LC	B 1	*
Zwergmöwe	R/Z	10	3	Anhang 1	NT	LC	B 1	*
Lachmöwe	R/Z	24	16		LC	LC	B 2c	*
Sturmmöwe	R/Z	153	81		LC	LC	C 1	*
Heringsmöwe	R/Z	1.286	625		LC	LC	C 1	spp. fuscus: 1; spp. intermedius: *

Artname	Status im Untersuchungsgebiet	Ind. Σ	Ind. Transekt	VSchRL	EUR-Gef.	EU27-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Silbermöwe	R/Z	96	45		NT	VU	B 2c	spp. argentatus: 1; spp. argenteus: *
Mittelmeermöwe	R/Z	1	1		LC	LC		*
Steppenmöwe	R/Z	5	4		LC	LC		*
Mantelmöwe	R/Z	234	148		LC	LC	C 1	*
Unbestimmte Großmöwe	R/Z	653	36					
Mantel-/Heringsmöwe	R/Z	201	87		LC	LC	C 1	
Dreizehenmöwe	R/Z	776	416		VU	EN	A 1b	*
Unbestimmte Möwe	R/Z	1.865	320					
Brandseeschwalbe	R/Z	10	1	Anhang 1	LC	LC	C 1	*
Flussseeschwalbe	R/Z	39	18	Anhang 1	LC	LC	C 1	3
Küstenseeschwalbe	R/Z	43	26	Anhang 1	LC	LC	C 1	V
Fluss-/Küstenseeschwalbe	R/Z	121	20	Anhang 1	LC	LC	C1	
Unbestimmte Seeschwalbe	R/Z	1	0					
Trottellumme	R/Z	468	355		NT	LC	C 1	*
Trottellumme/Tordalk	R/Z	33	11		NT	LC		*
Tordalk	R/Z	213	179		NT	LC	A 4	*
Mauersegler	Z	3	1		LC	LC		*
Lerche unbestimmt	Z	1	0					
Uferschwalbe	Z	8	0		LC	LC		*
Wiesenpieper	Z	2	0		NT	VU		*
Unbestimmter Pieper	Z	1	1					
Schafstelze	Z	1	1		LC	LC		*
Gebirgstelze	Z	1	0		LC	LC		*
Bachstelze	Z	1	0		LC	LC		*
Zaunkönig	Z	2	2		LC	LC		*
Rotkehlchen	Z	7	2		LC	LC		*
Steinschmätzer	Z	1	1		LC	LC		*
Unbestimmte Drossel	Z	16	0					
Wintergoldhähnchen	Z	2	0		LC	NT		*
Star	Z	90	3		LC	LC		*
Buchfink	Z	1	0		LC	LC		*
Bergfink	Z	14	13		LC	VU		*
Unbestimmter Singvogel	Z	1	1					
Gesamt		6.886	2.649					

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

Anhang 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 voraussichtlich 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) (UNEP/AEWA Secretariat 2019):

A 1b:	Arten, die in der aktuellen IUCN Red List als „Threatened“ geführt werden
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, Gefährdungstatus 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 (s. 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 Rasterdichtekarten

A.3.2.1. Untersuchungsgebiet FN6_7

A.3.2.1.1. Trauerente

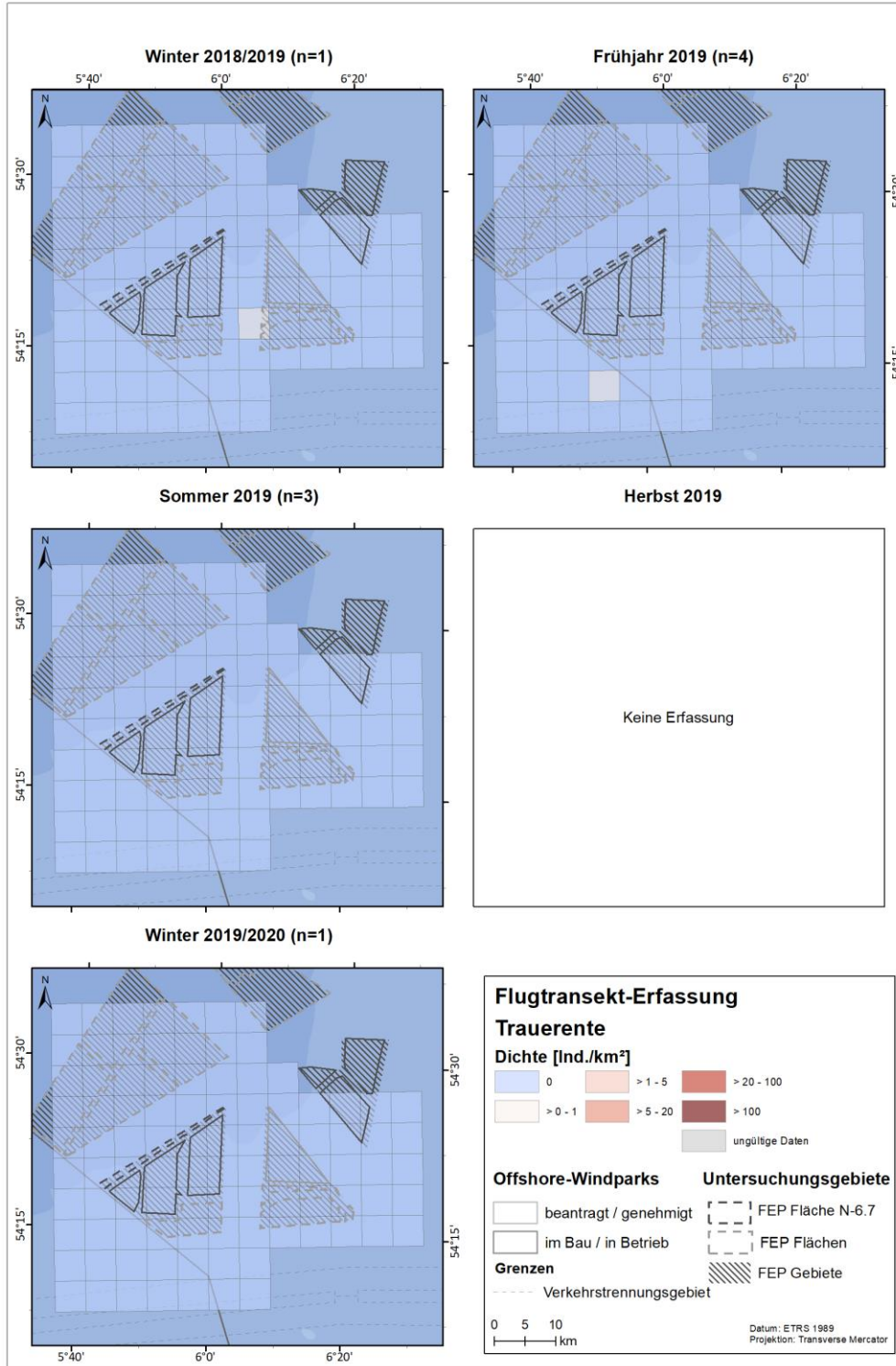


Abb. A. 58 Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

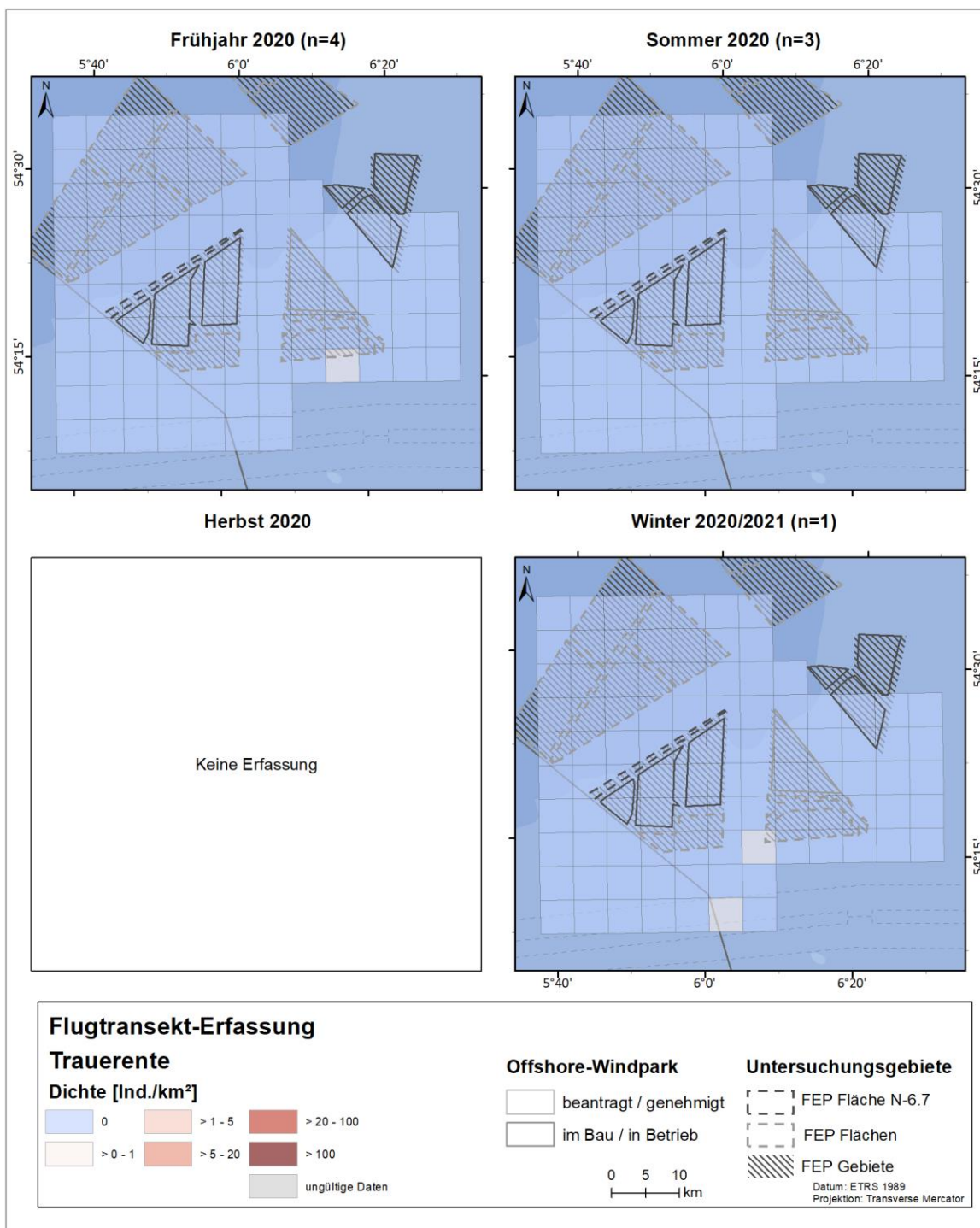


Abb. A. 59 Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.1.2. Lachmöwe

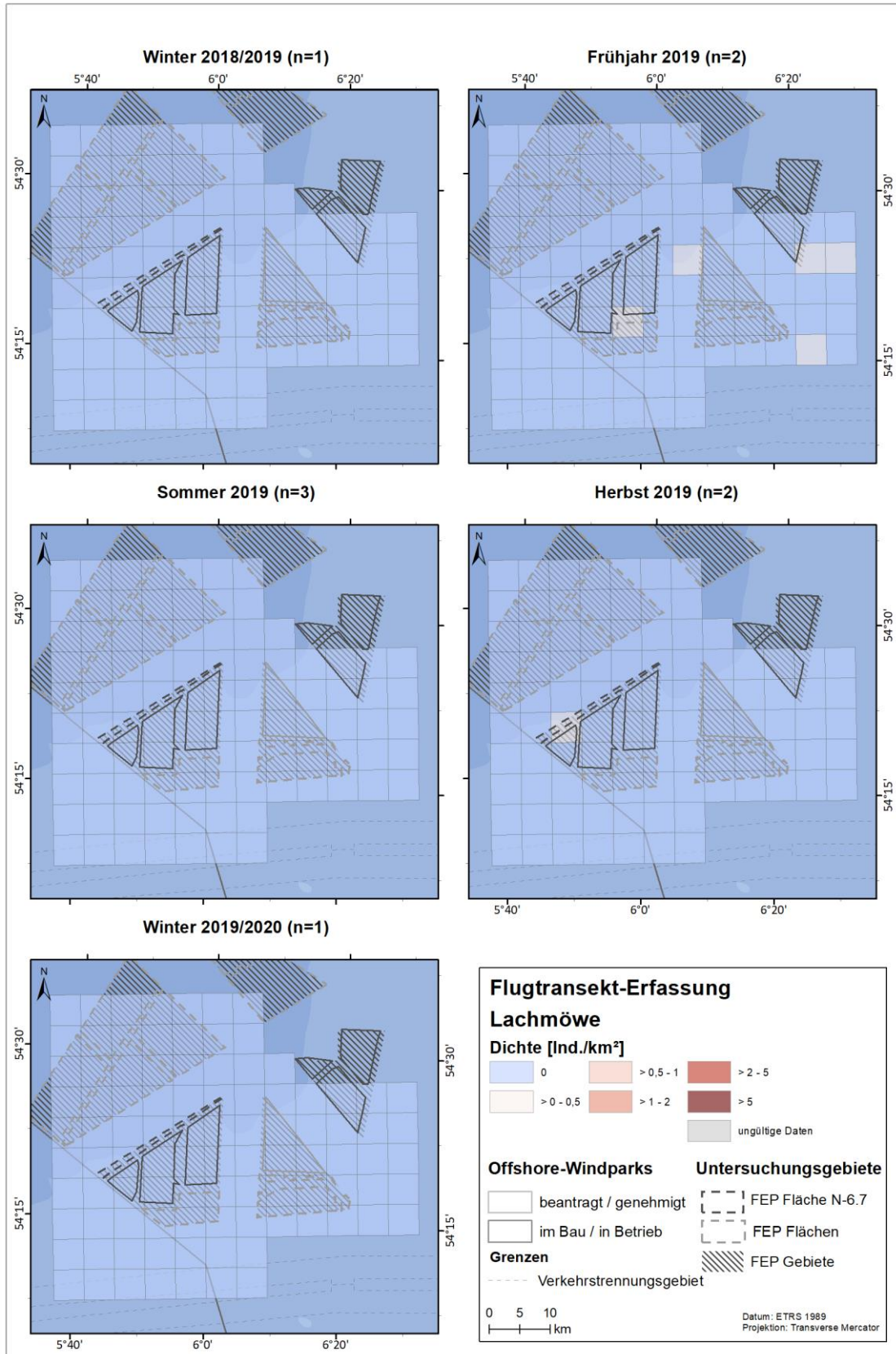


Abb. A. 60 Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

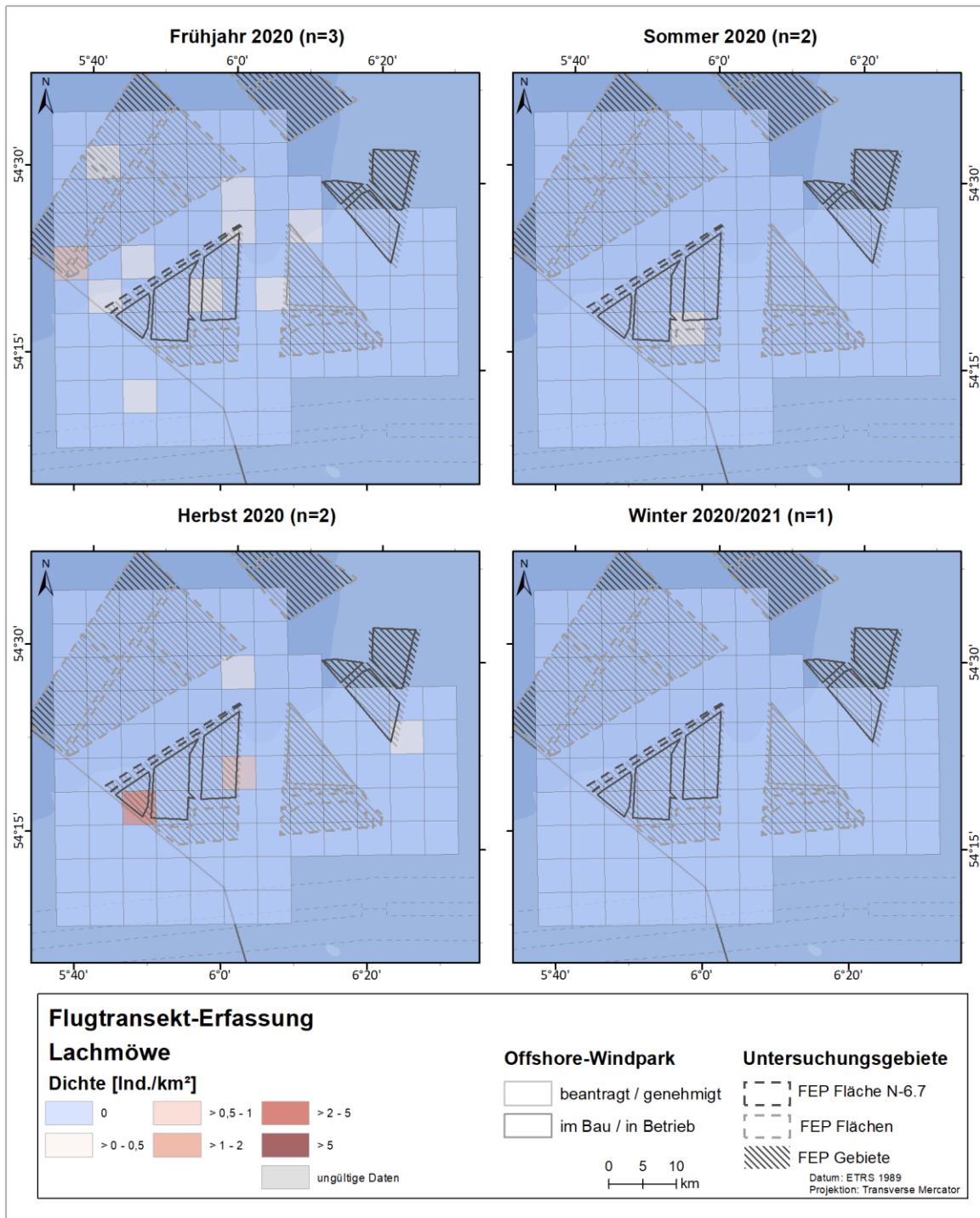


Abb. A. 61 Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.1.3. Trottellumme

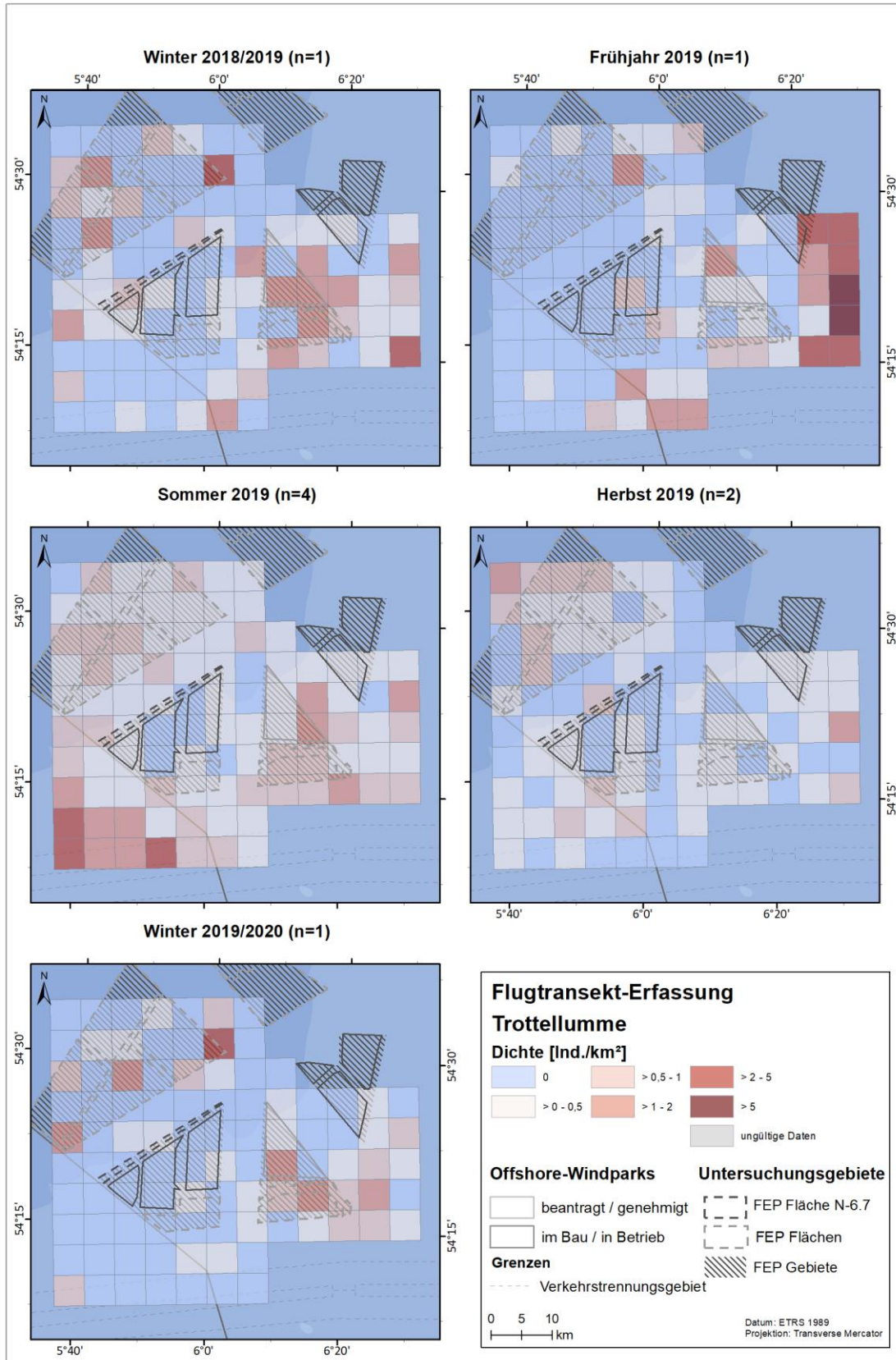


Abb. A. 62 Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

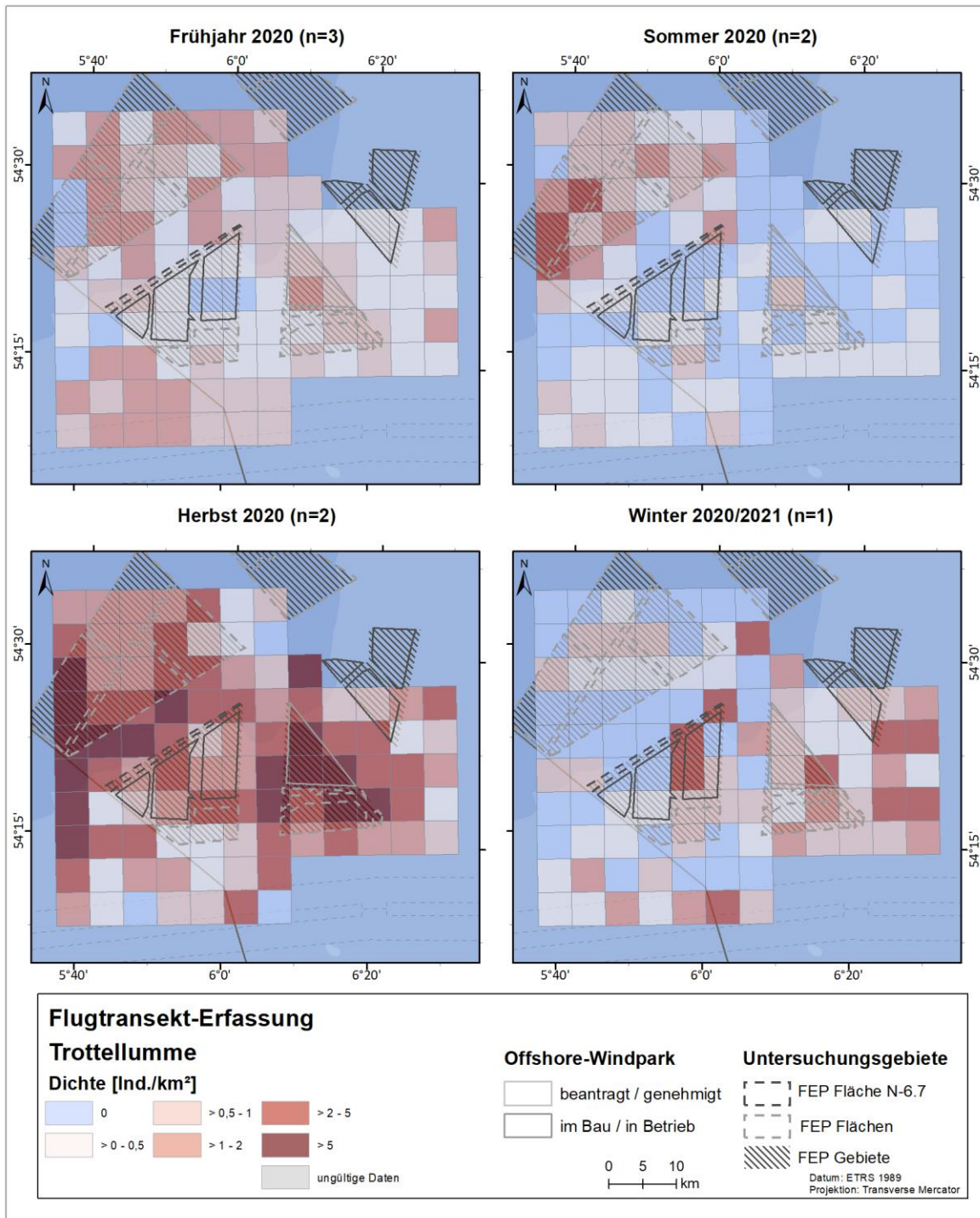


Abb. A. 63 Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.1.4. Tordalk

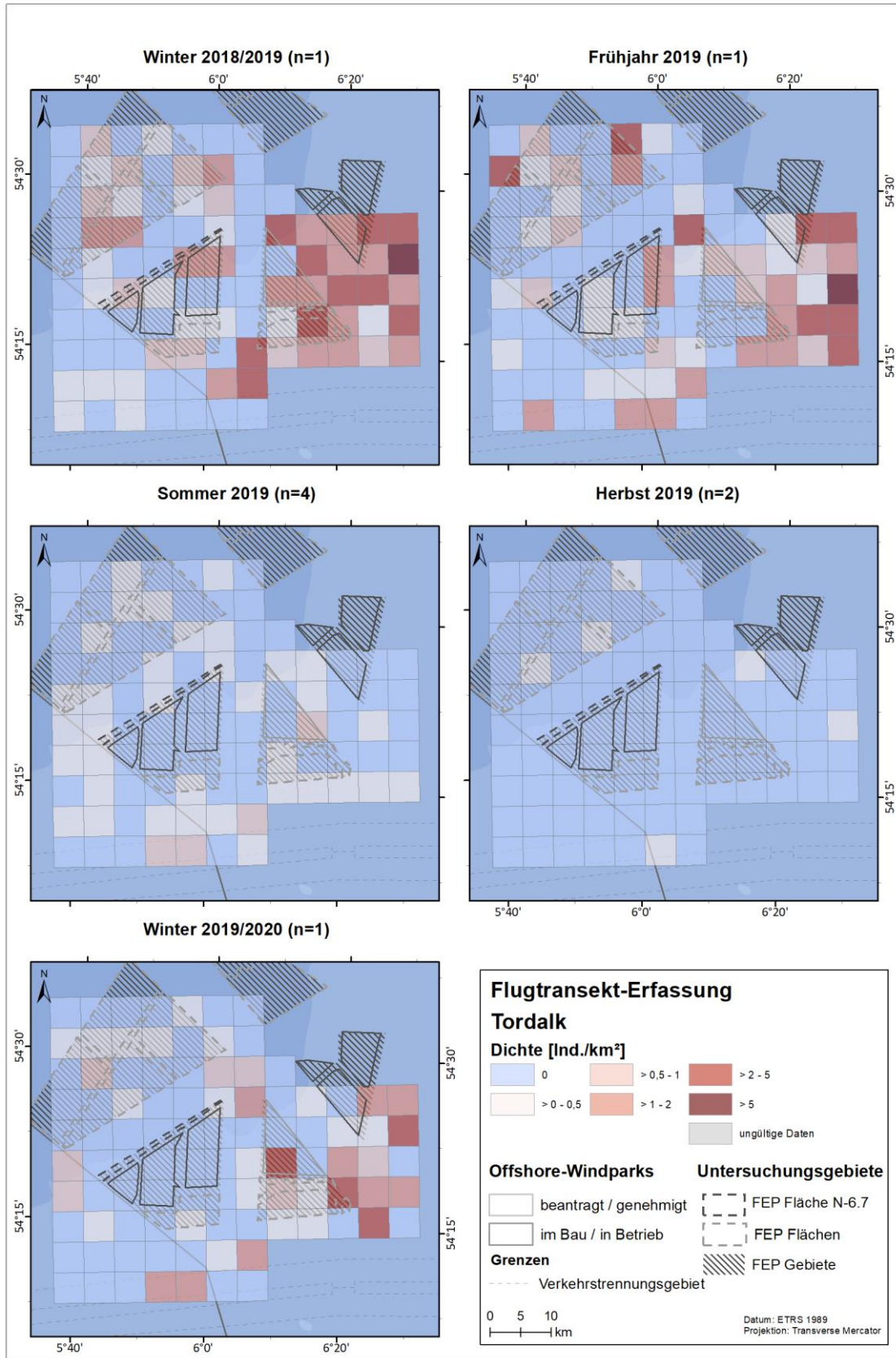


Abb. A. 64 Räumliche Verteilung des Tordalks bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

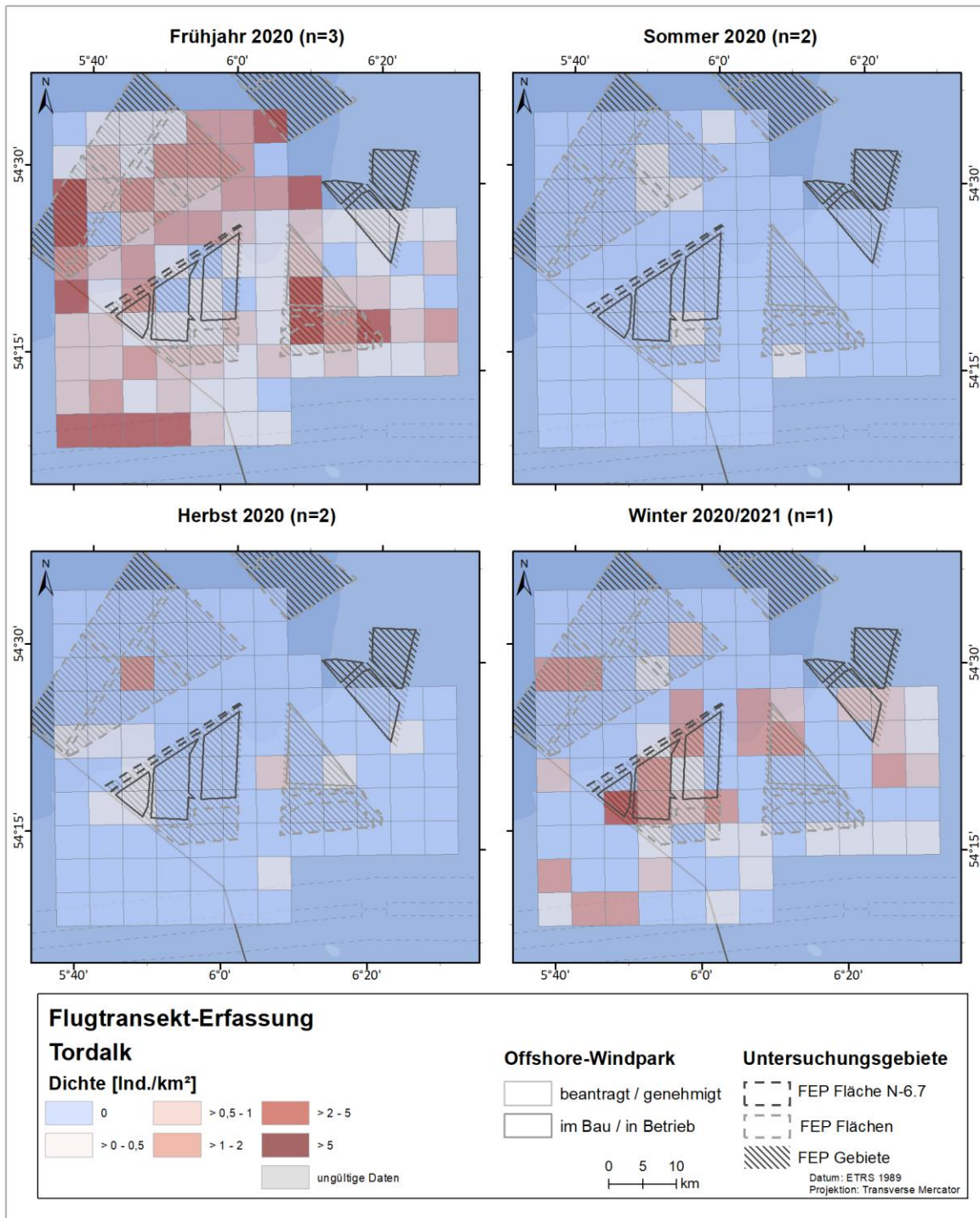


Abb. A. 65 Räumliche Verteilung des Tordalks bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN6_7 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2. Untersuchungsgebiet FN10_11

A.3.2.2.1. Seetaucher

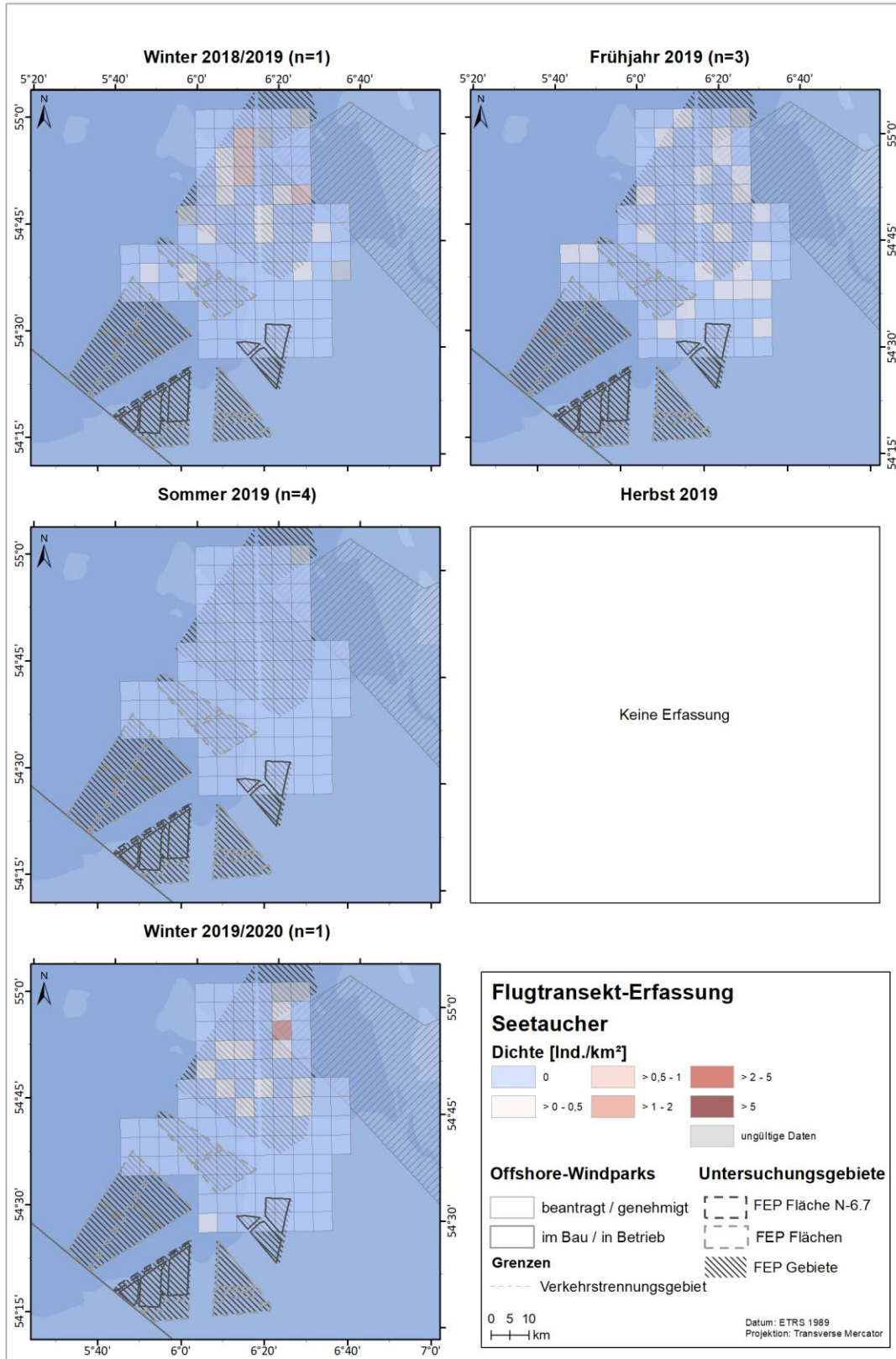


Abb. A. 66 Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

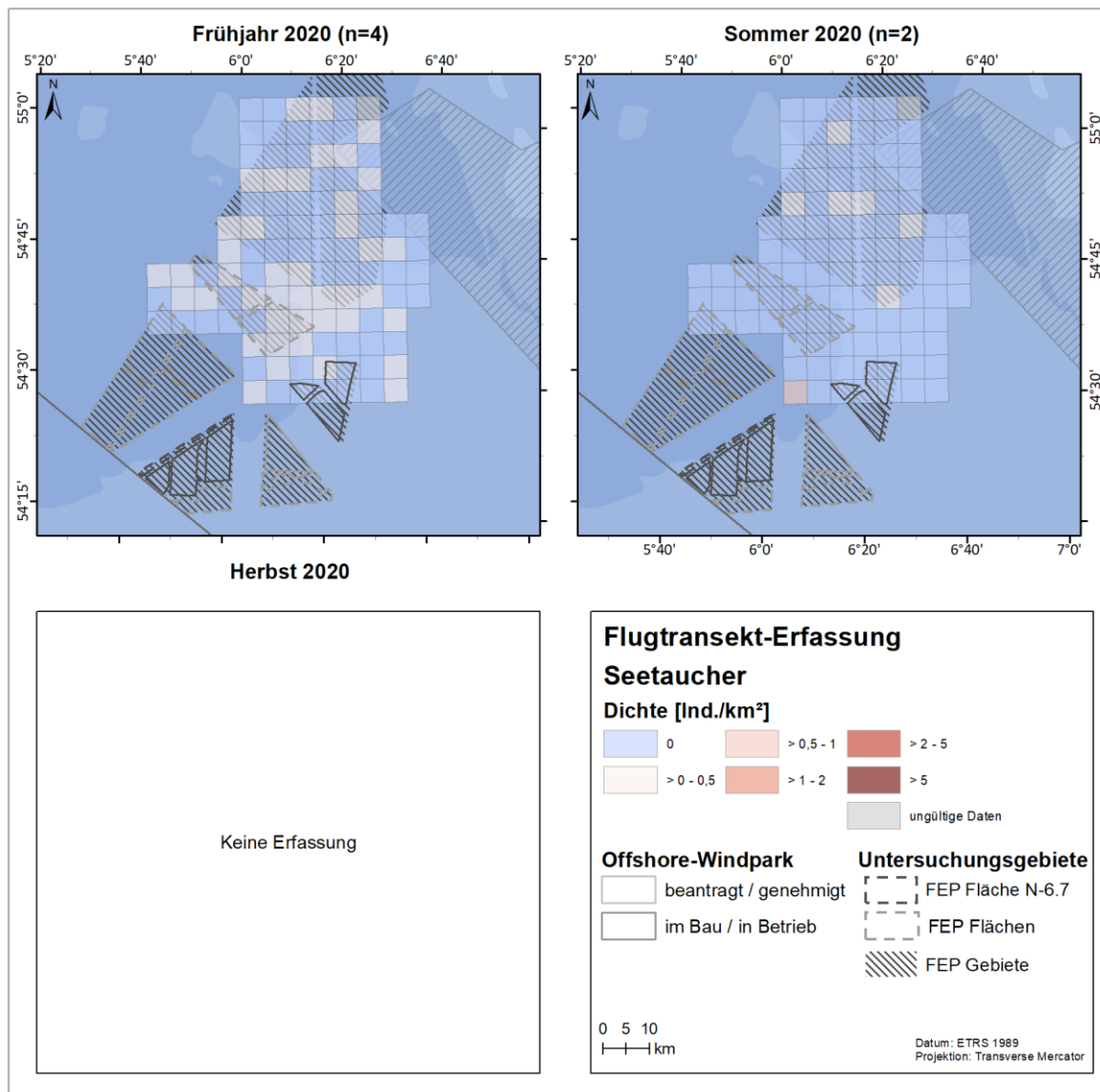


Abb. A. 67 Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.2. Eissturmvogel

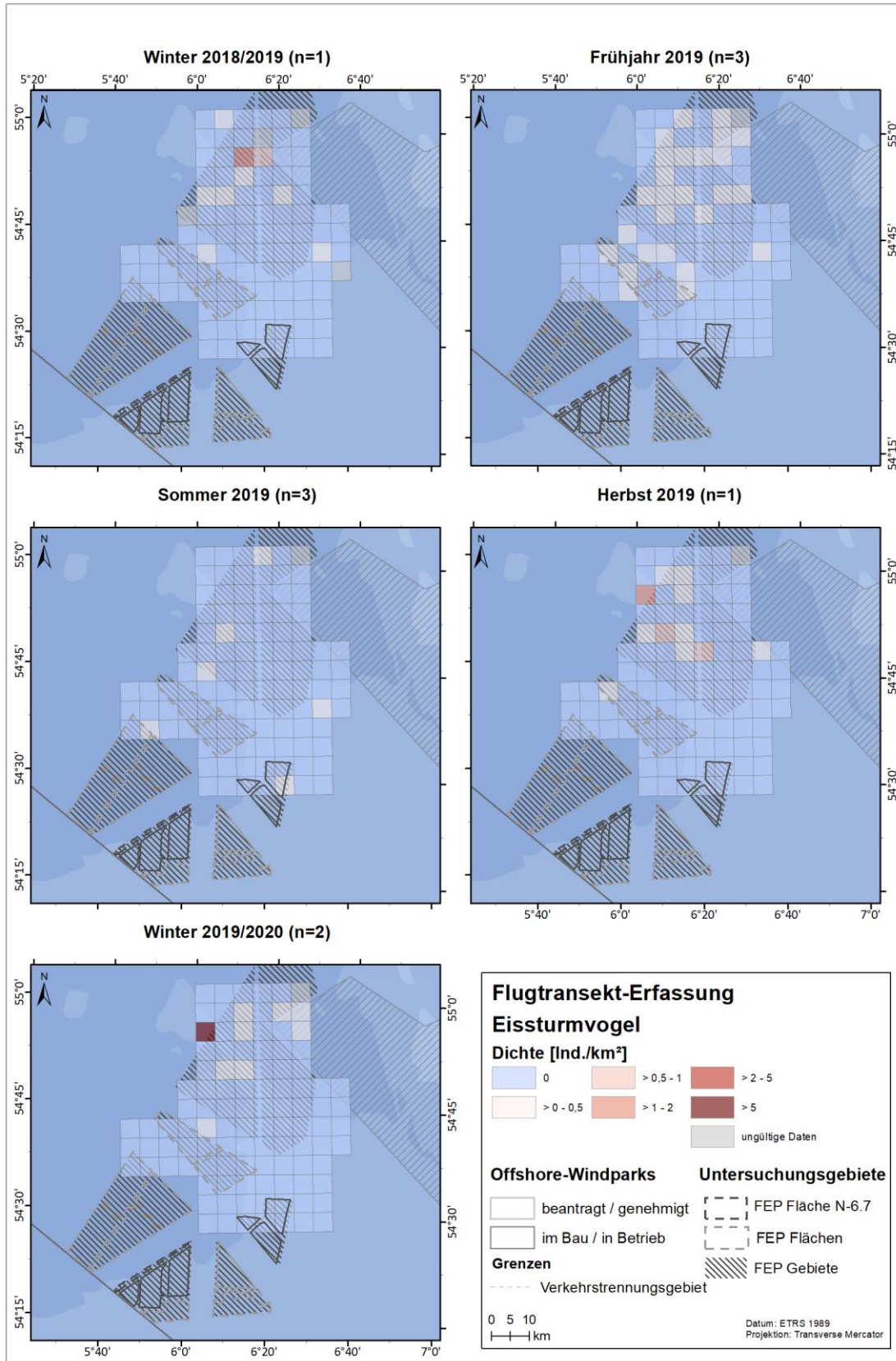


Abb. A. 68 Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

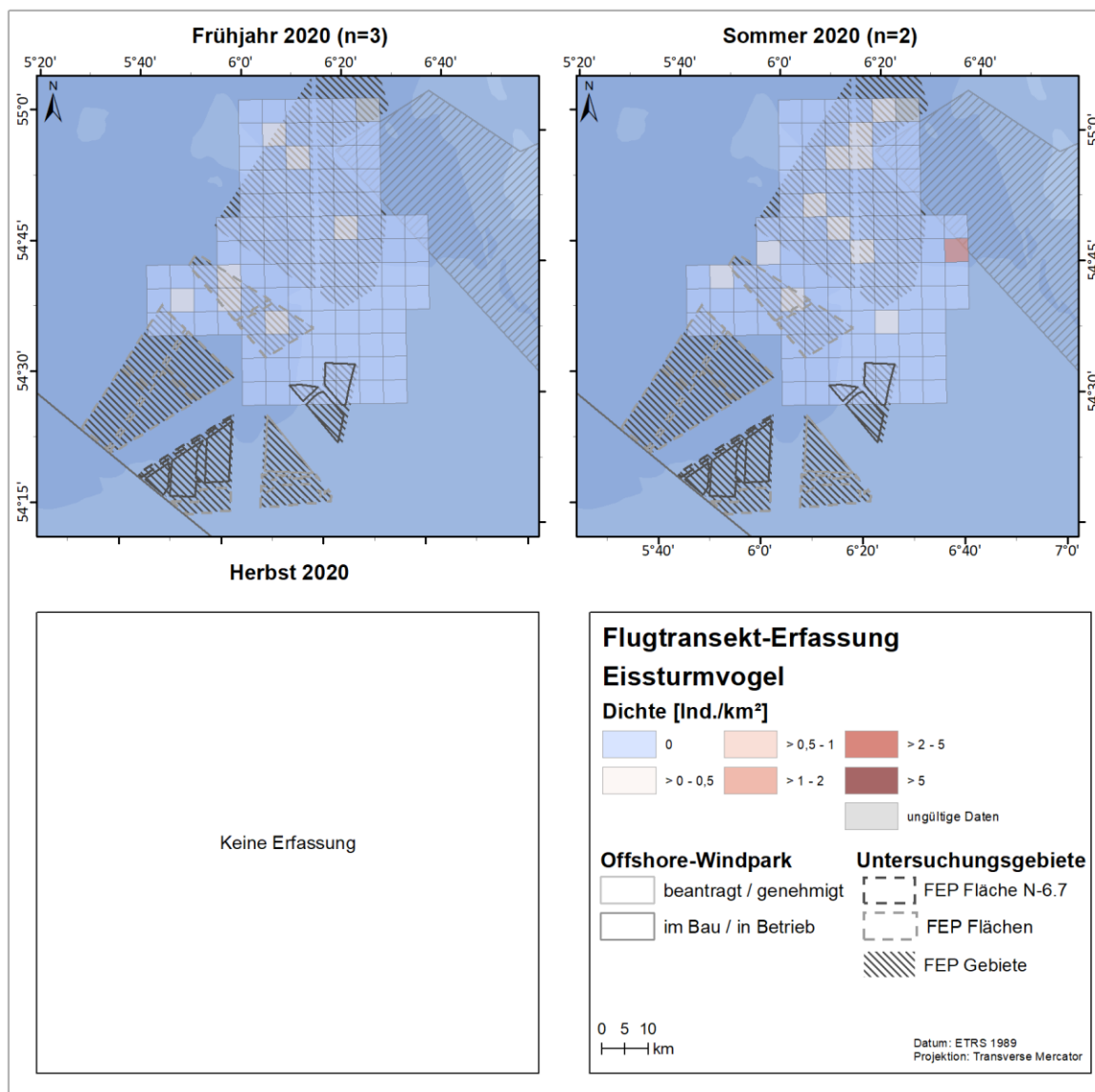


Abb. A. 69 Räumliche Verteilung des Eissturmvogels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.3. Basstöpel

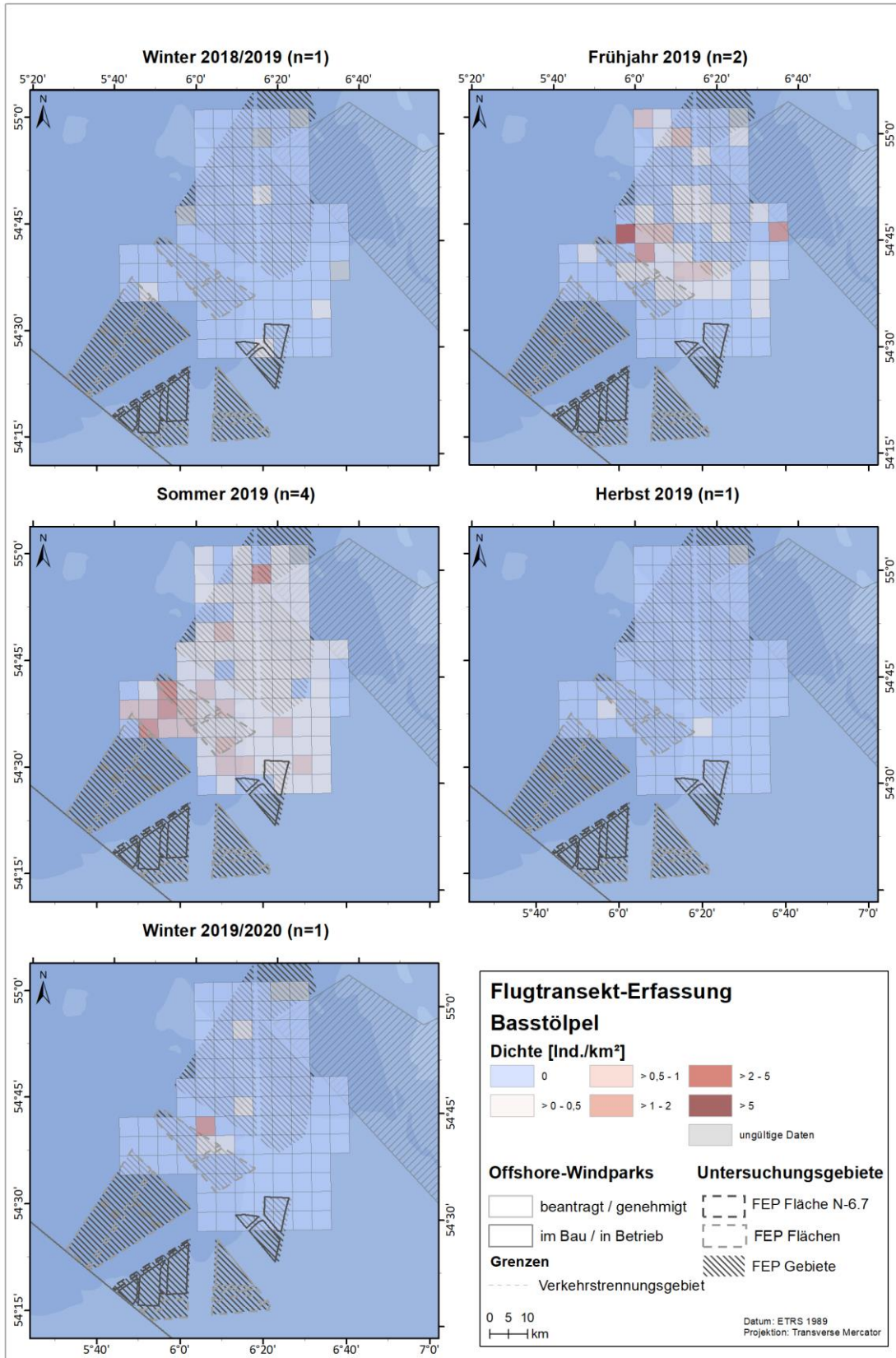


Abb. A. 70 Räumliche Verteilung des Basstöpels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

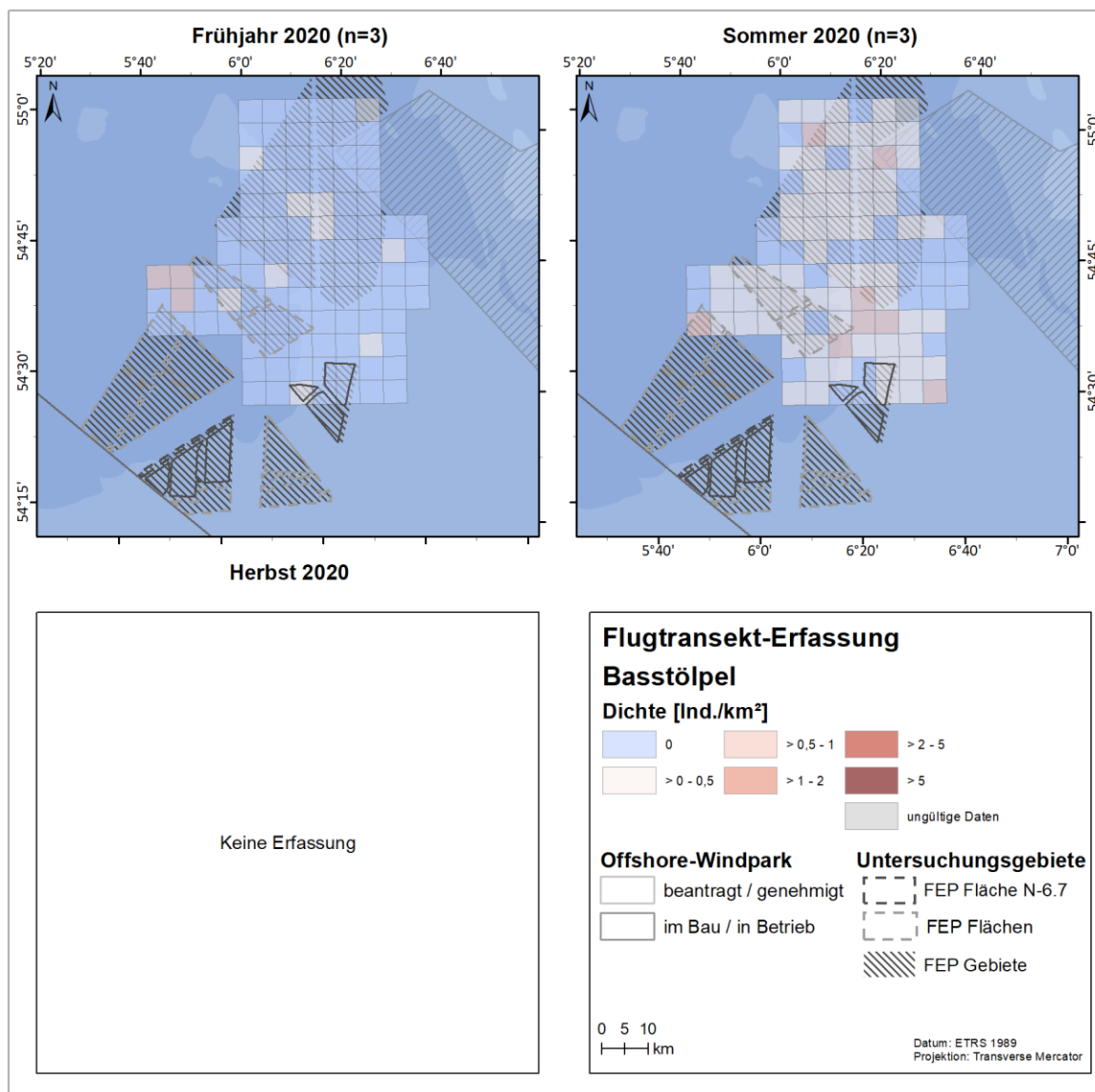


Abb. A. 71 Räumliche Verteilung des Basstölpels bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.4. Trauerente

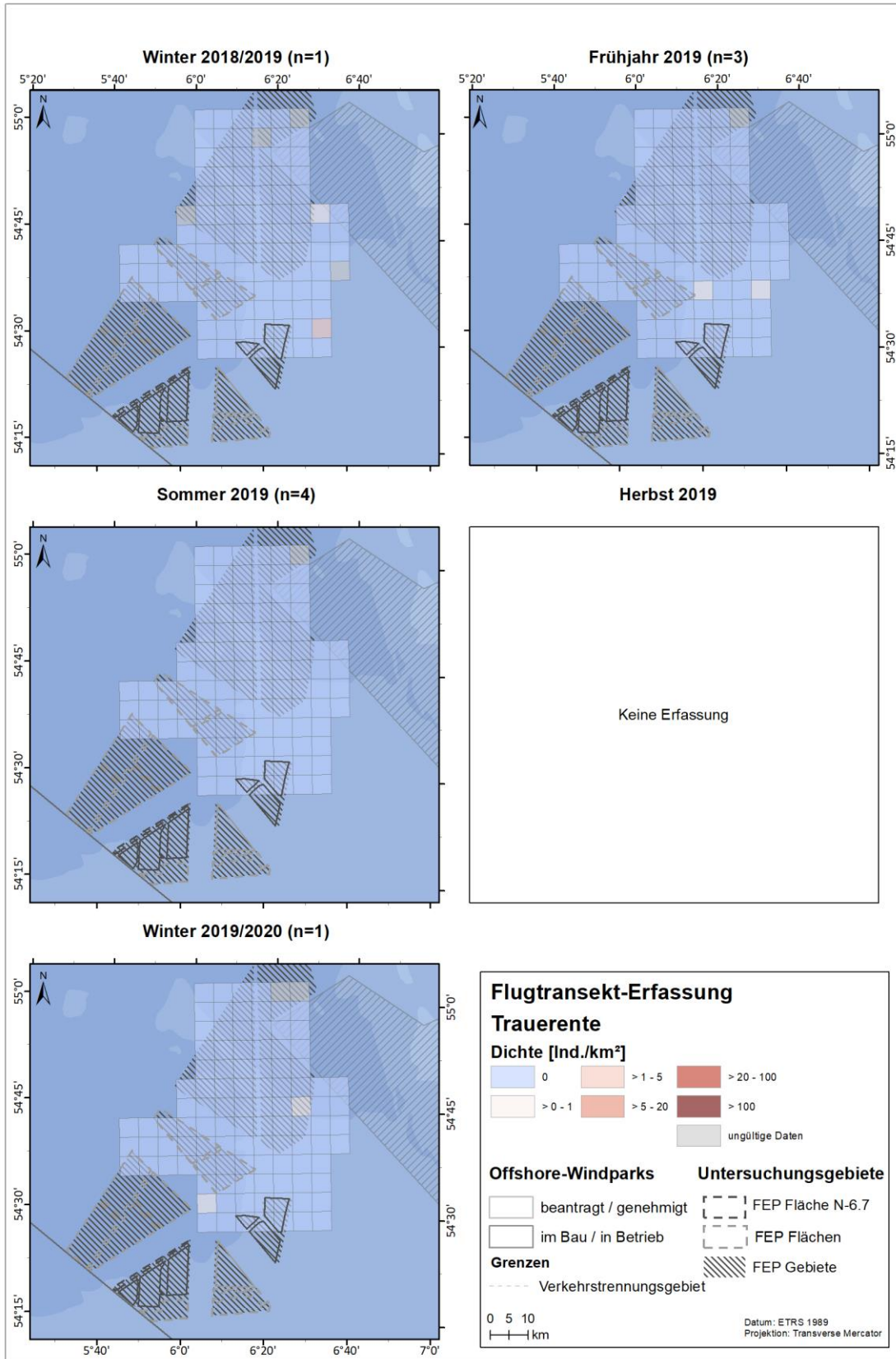


Abb. A. 72 Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

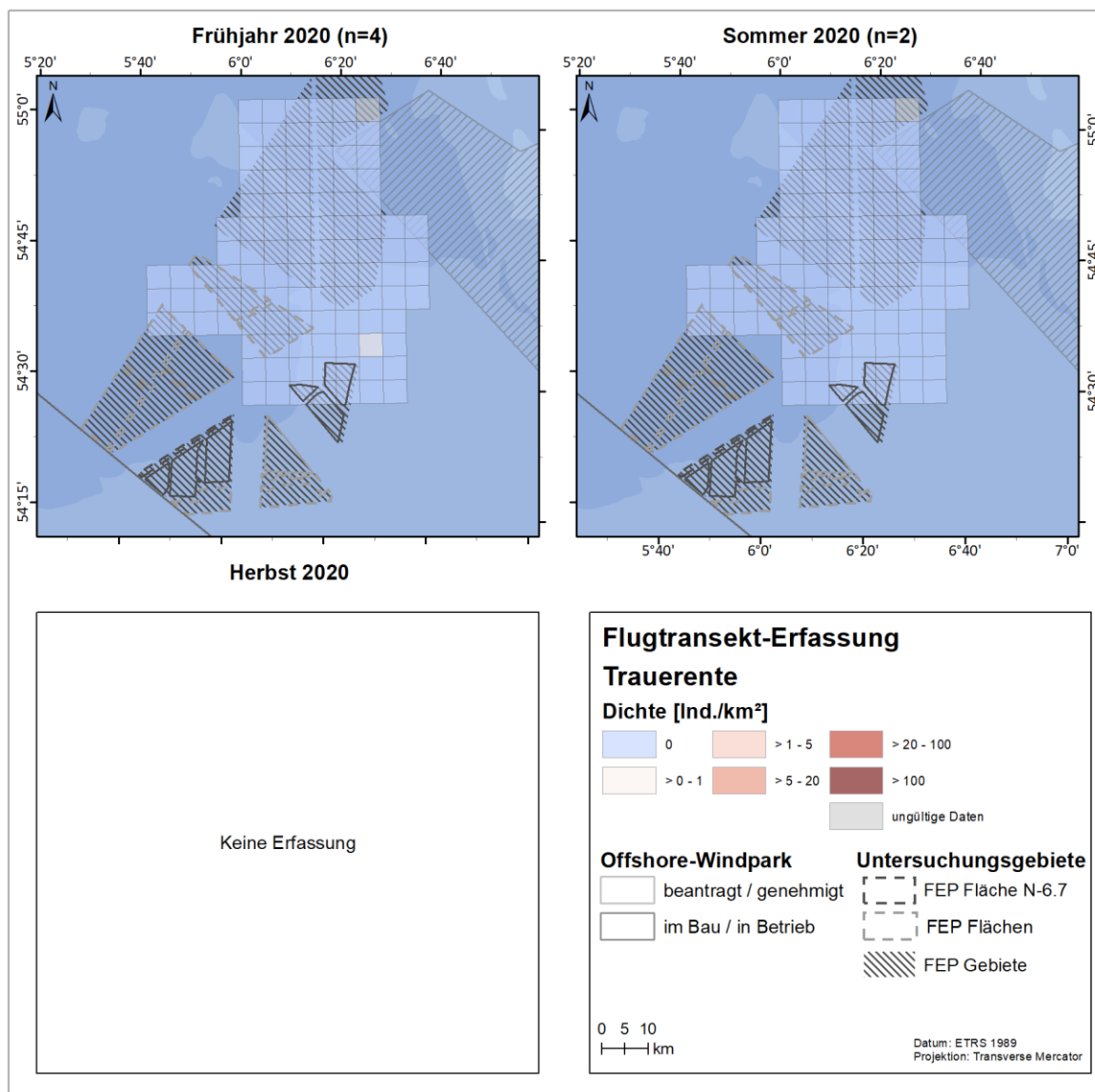


Abb. A. 73 Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.5. Zwergmöwe

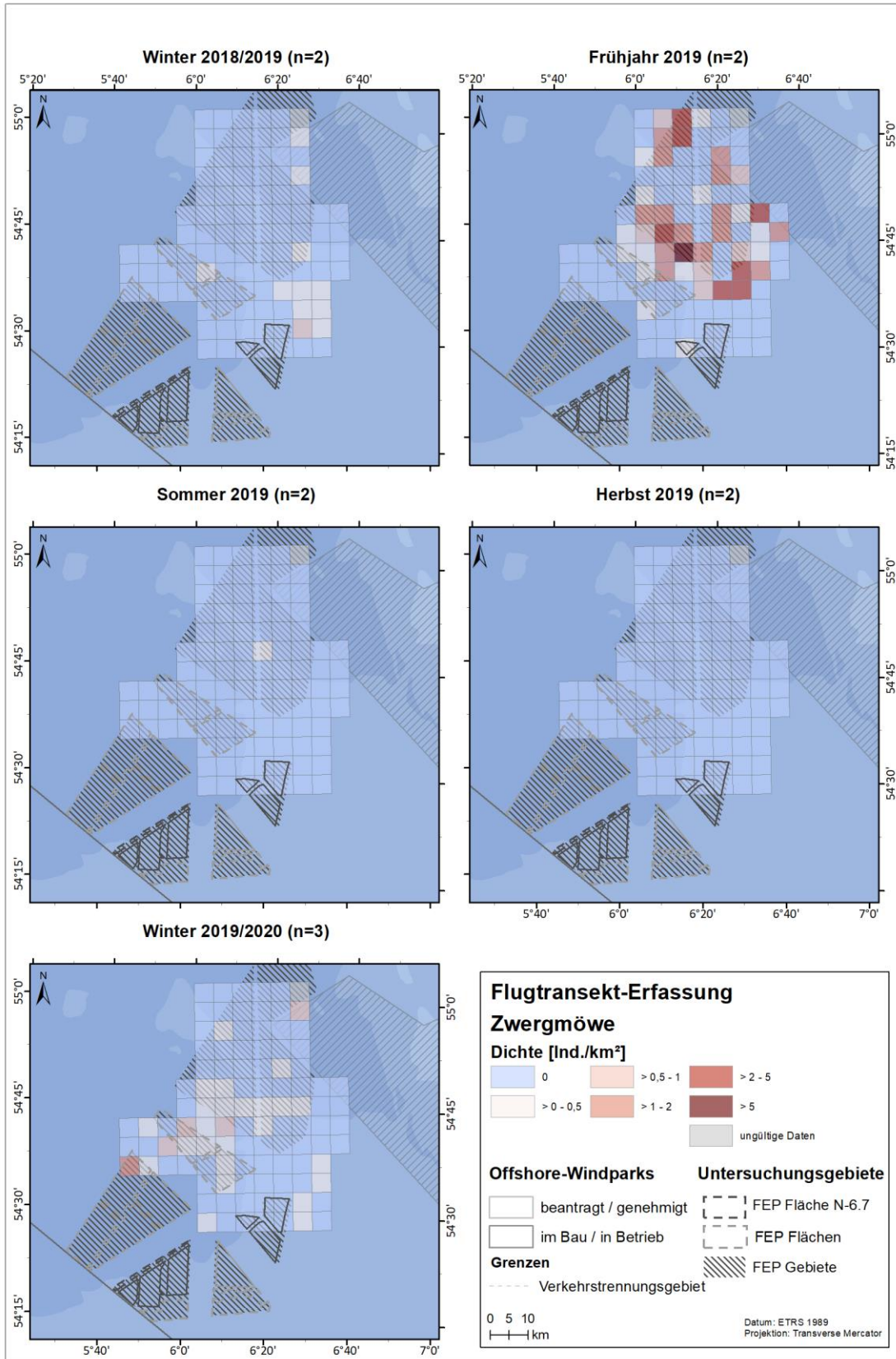


Abb. A. 74 Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

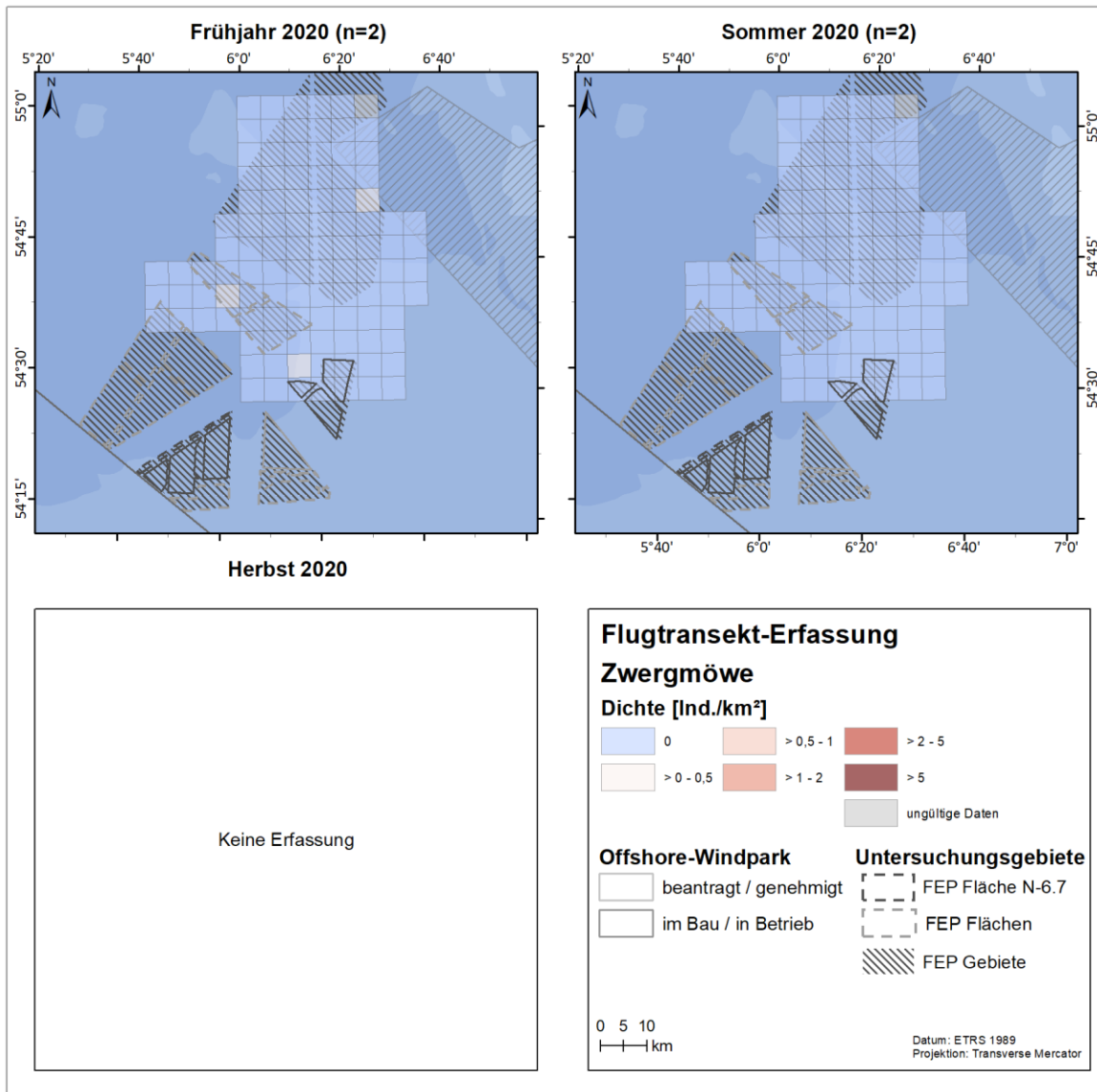


Abb. A. 75 Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.6. Lachmöwe

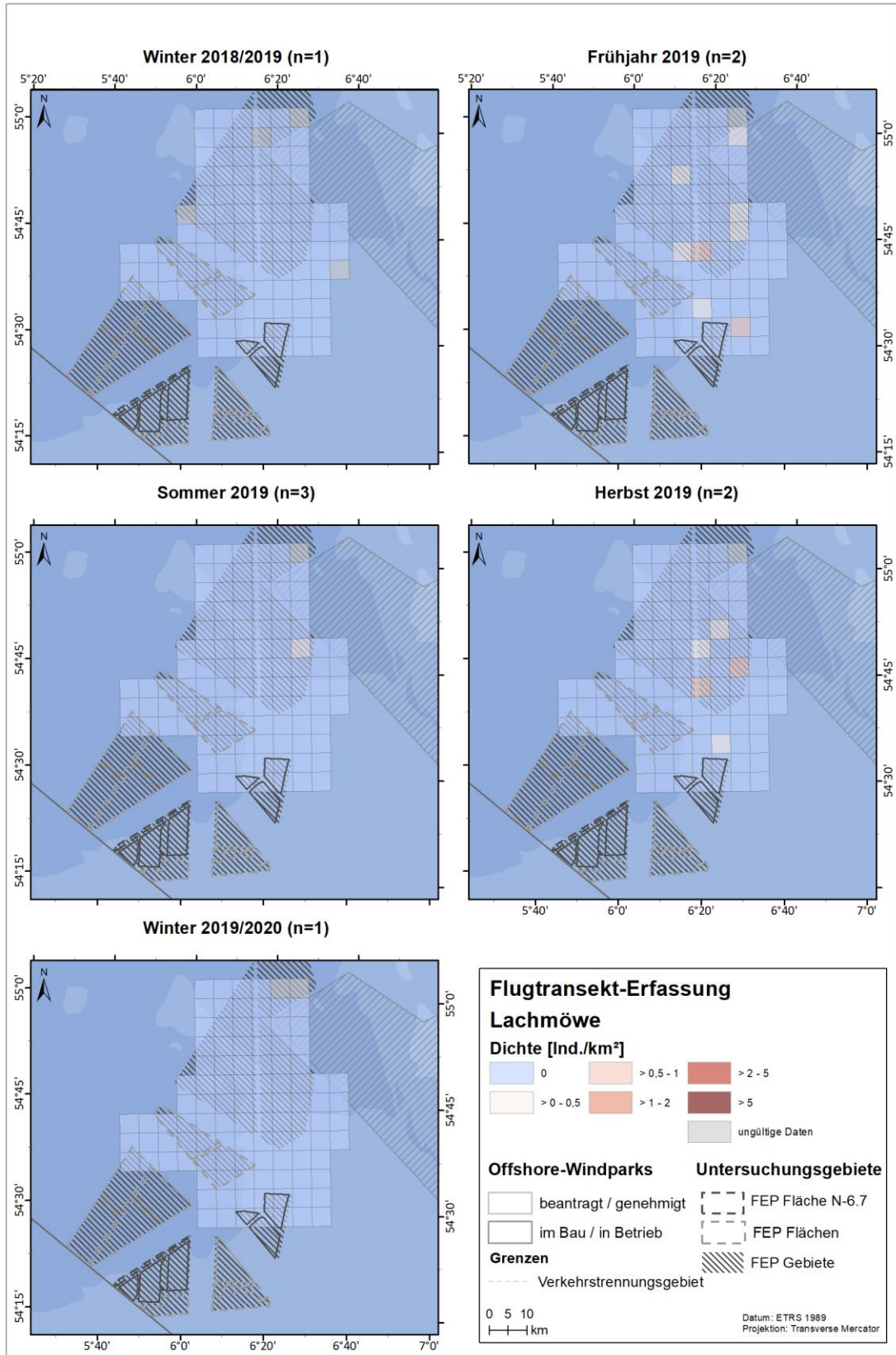


Abb. A. 76 Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

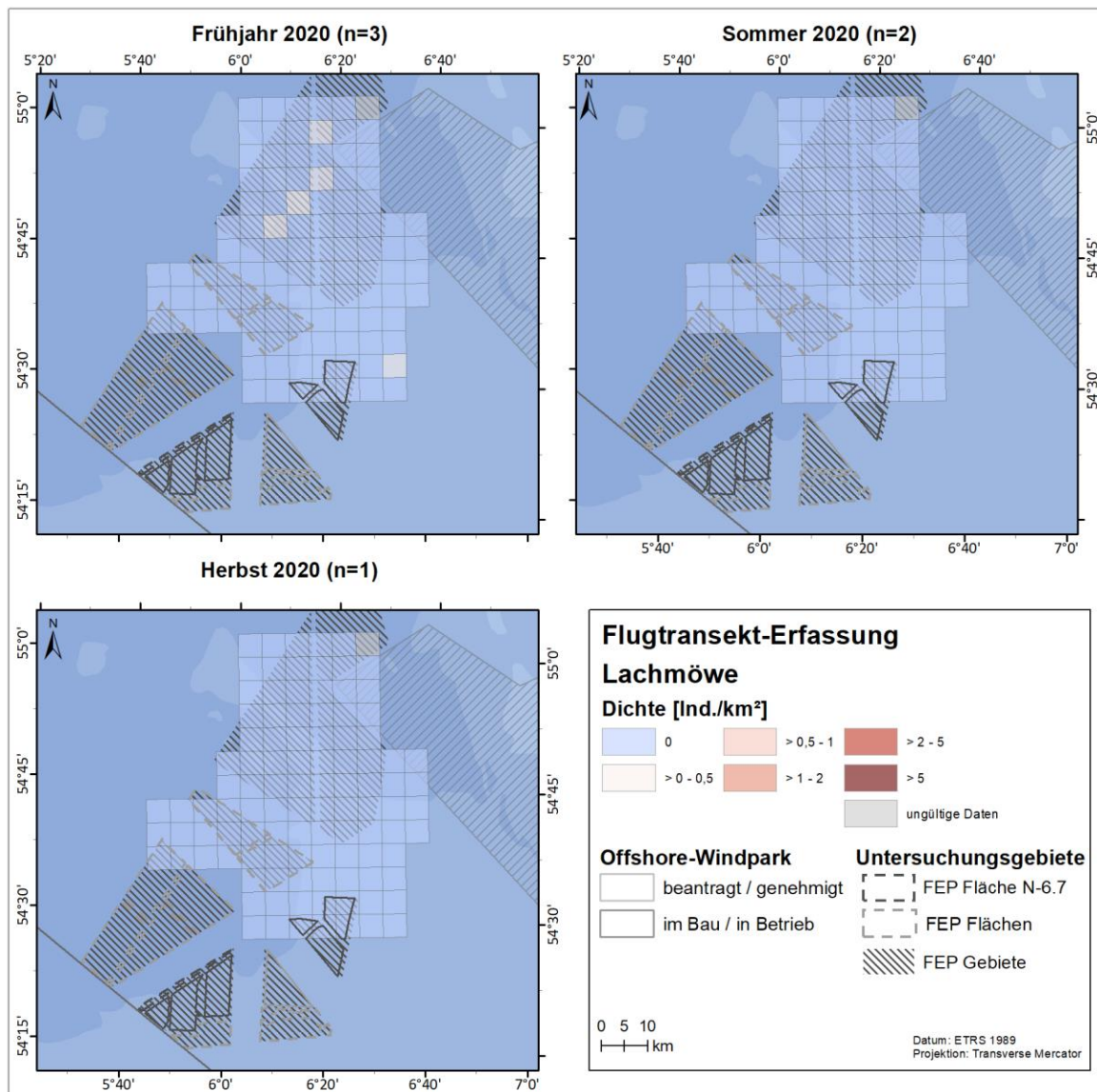


Abb. A. 77 Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.7. Sturmmöwe

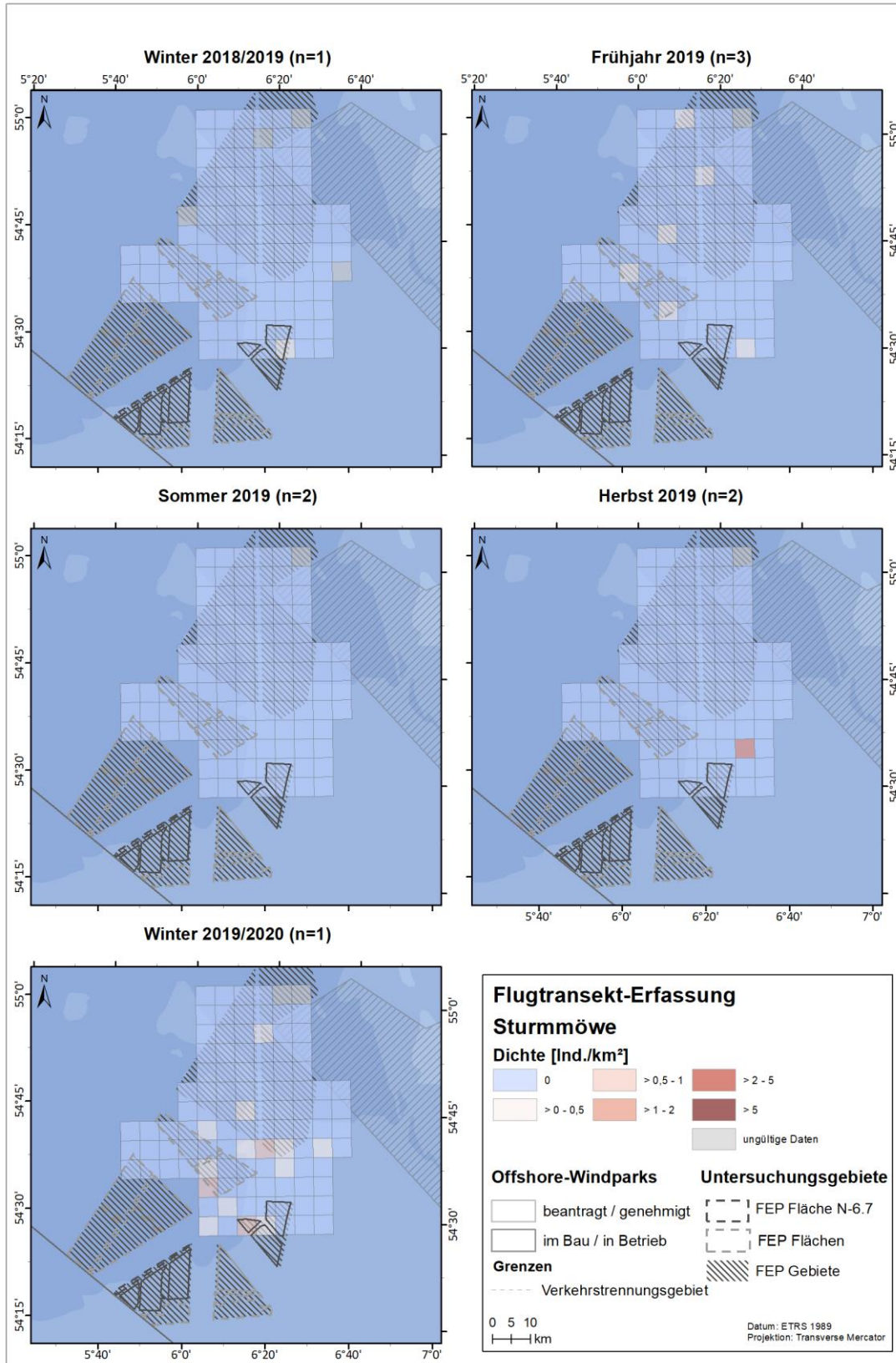


Abb. A. 78 Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

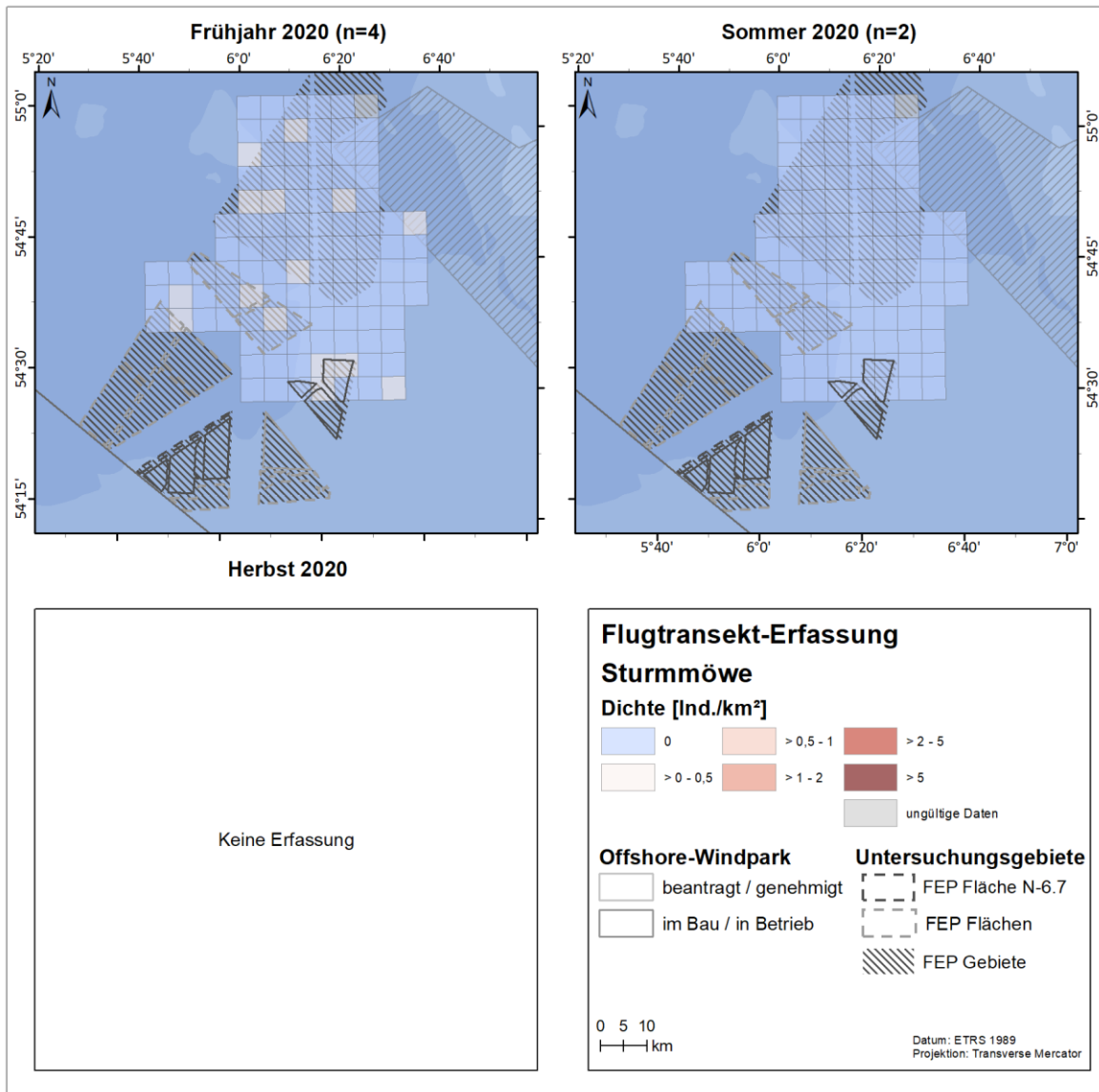


Abb. A. 79 Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.8. Heringsmöwe

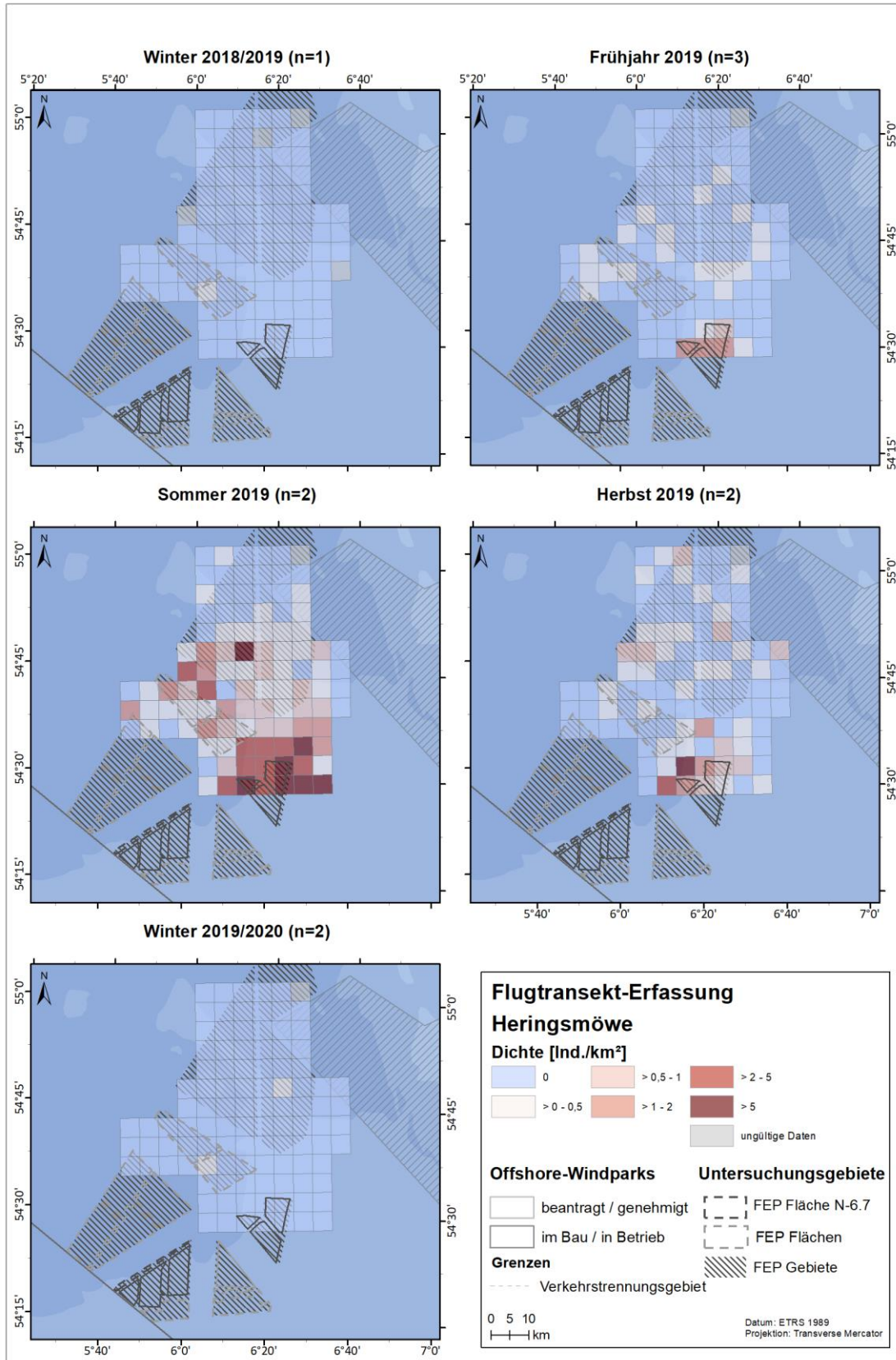


Abb. A. 80 Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

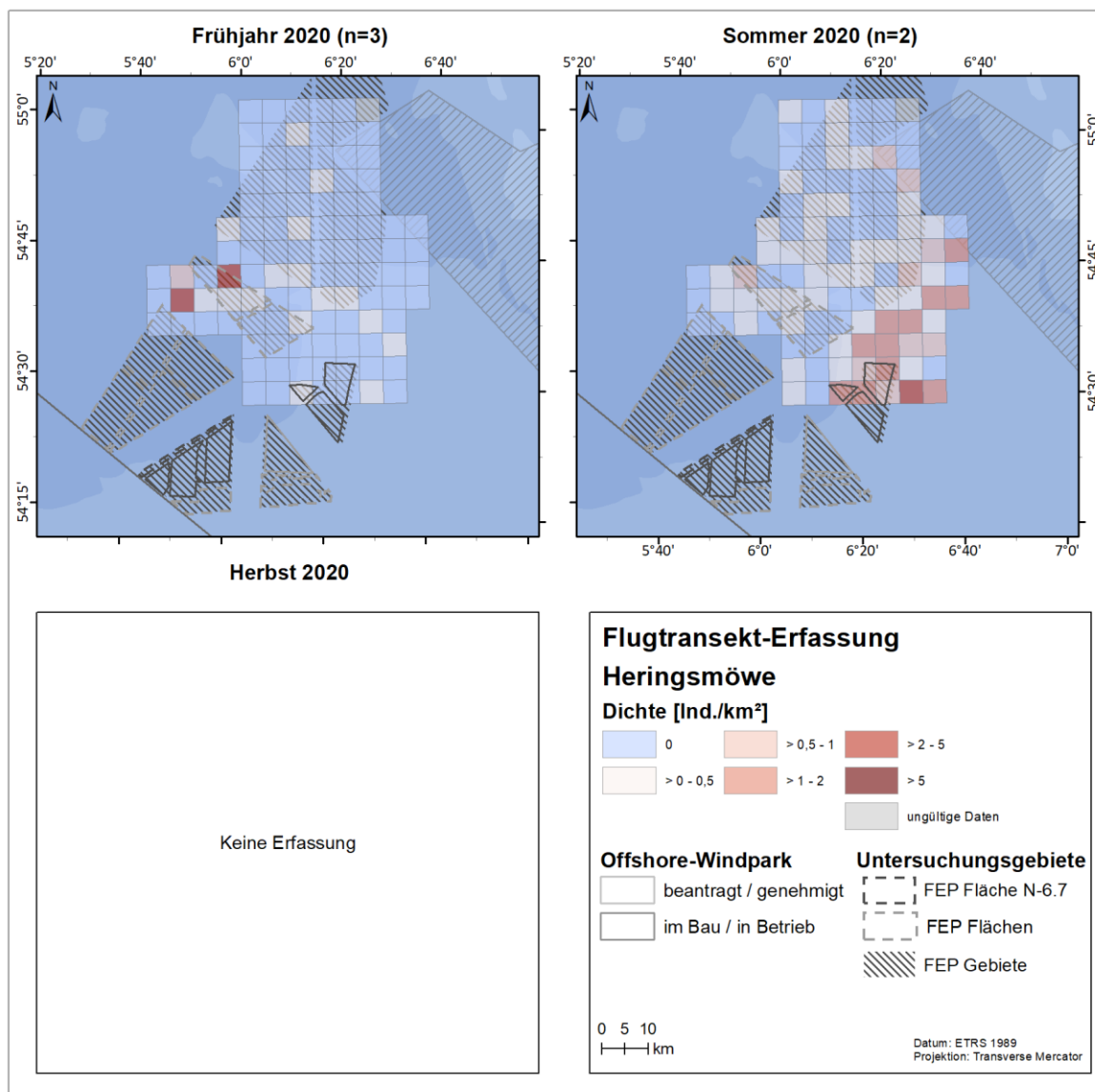


Abb. A. 81 Räumliche Verteilung der Heringsmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.9. Mantelmöwe

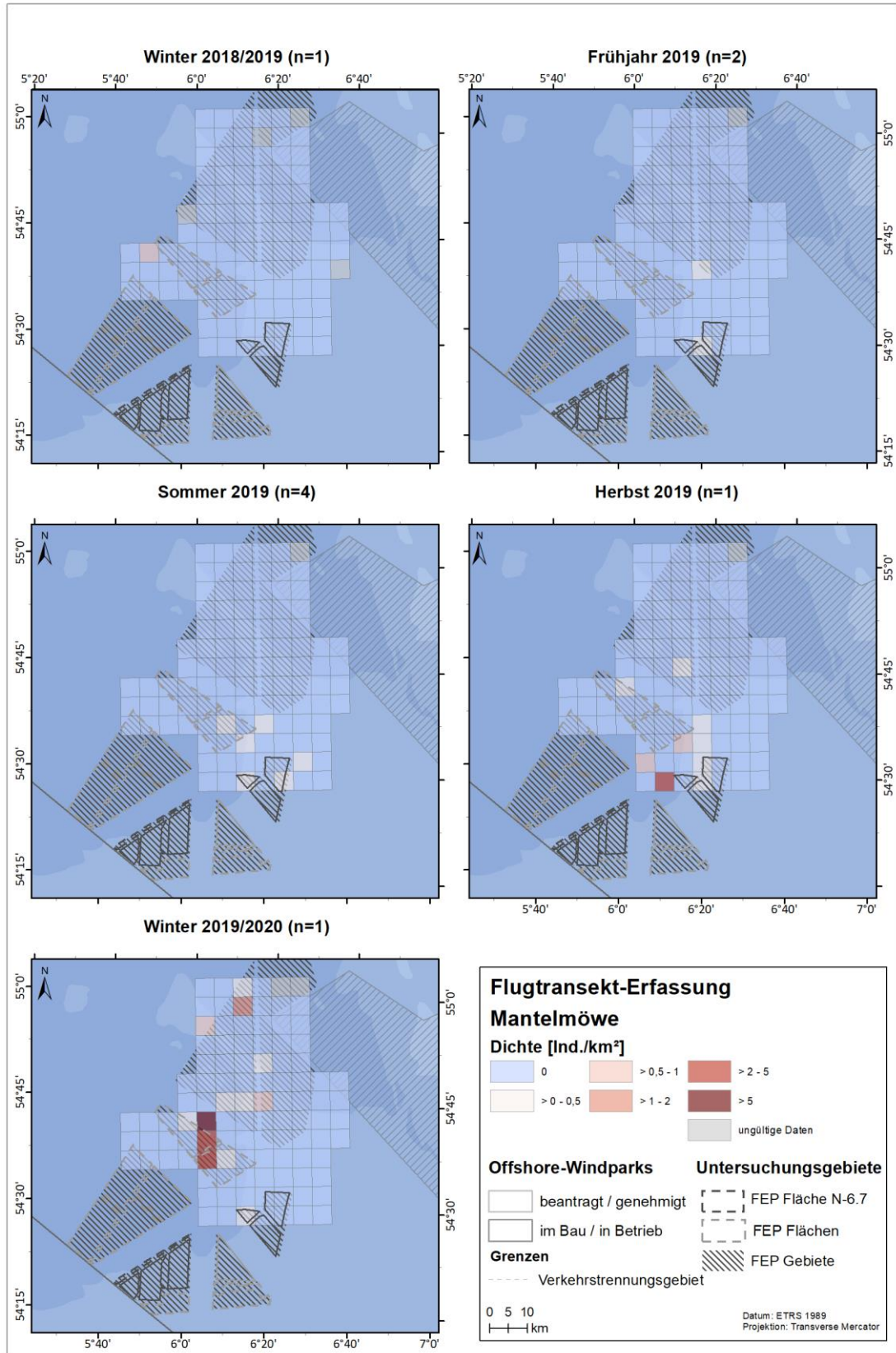


Abb. A. 82 Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

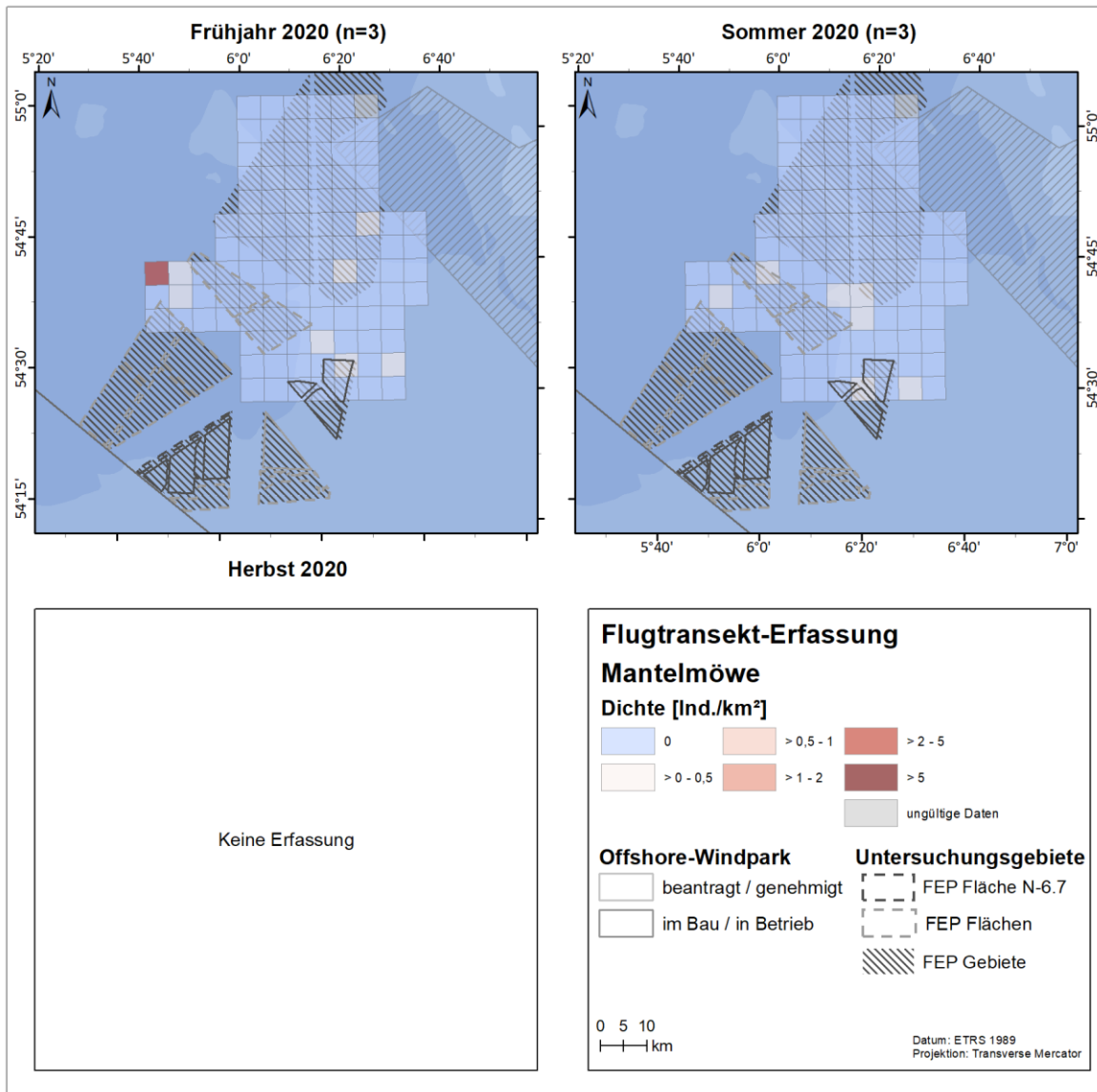


Abb. A. 83 Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.10. Silbermöwe

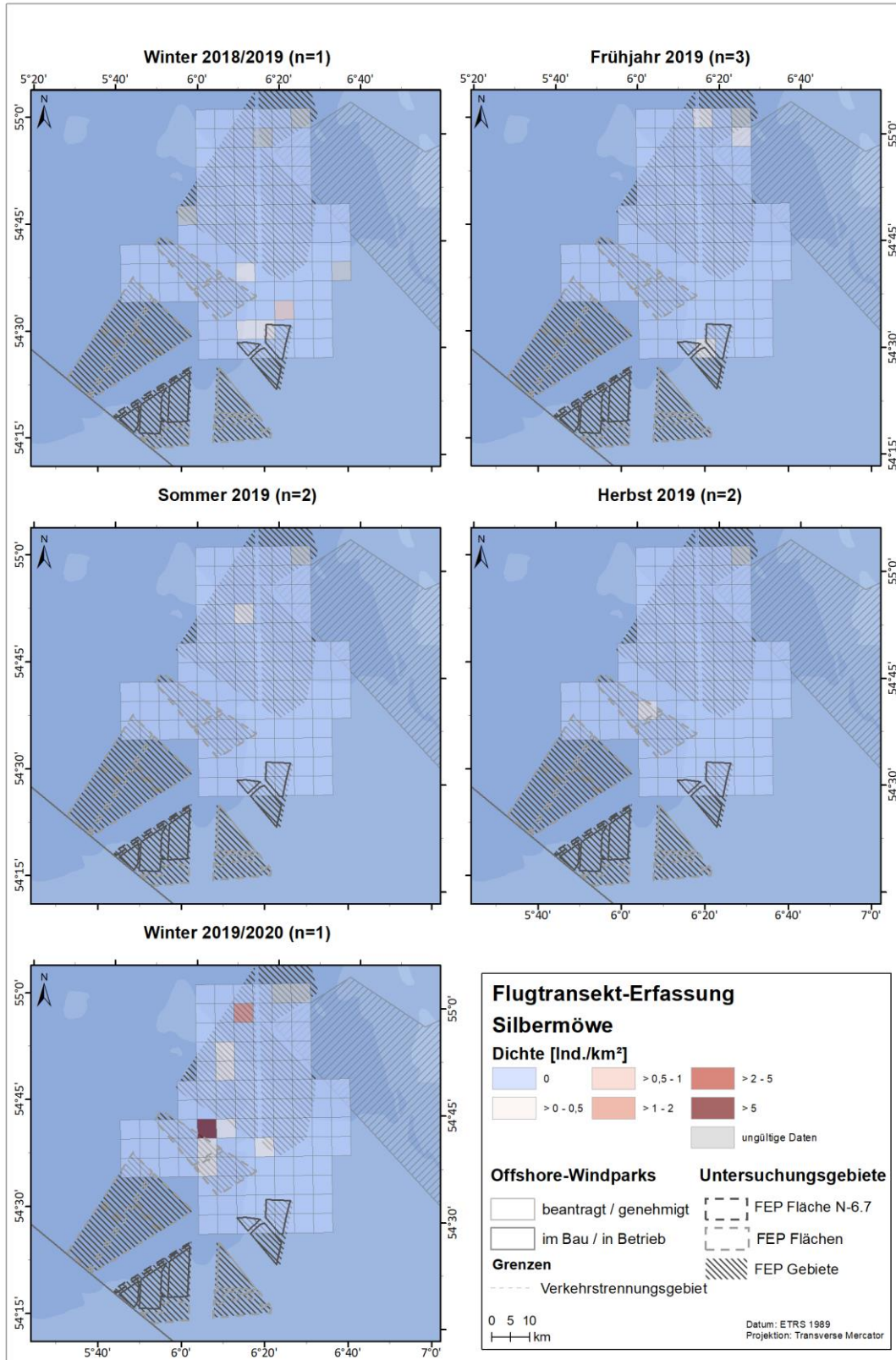


Abb. A. 84 Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

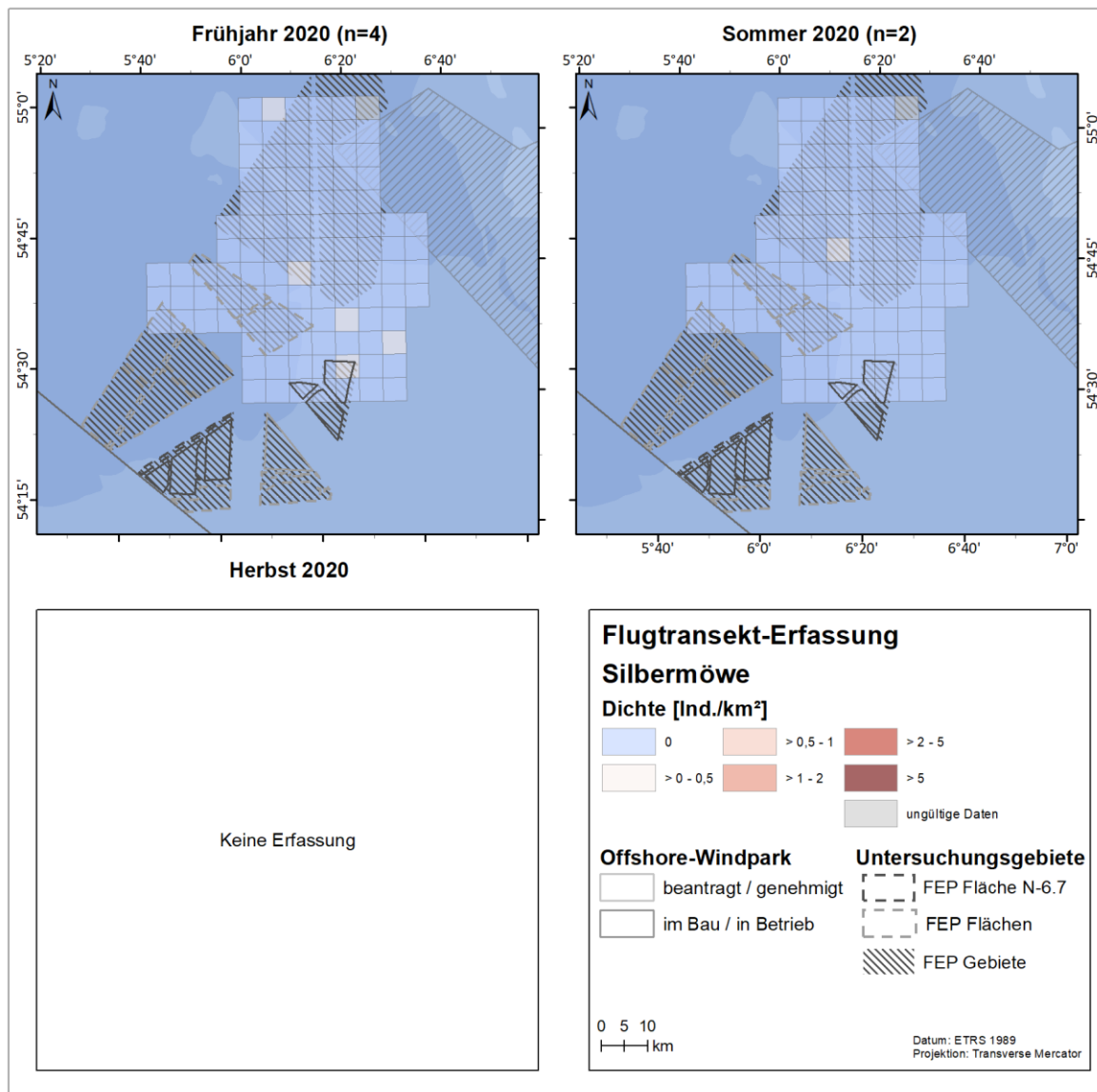


Abb. A. 85 Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.11. Dreizehenmöwe

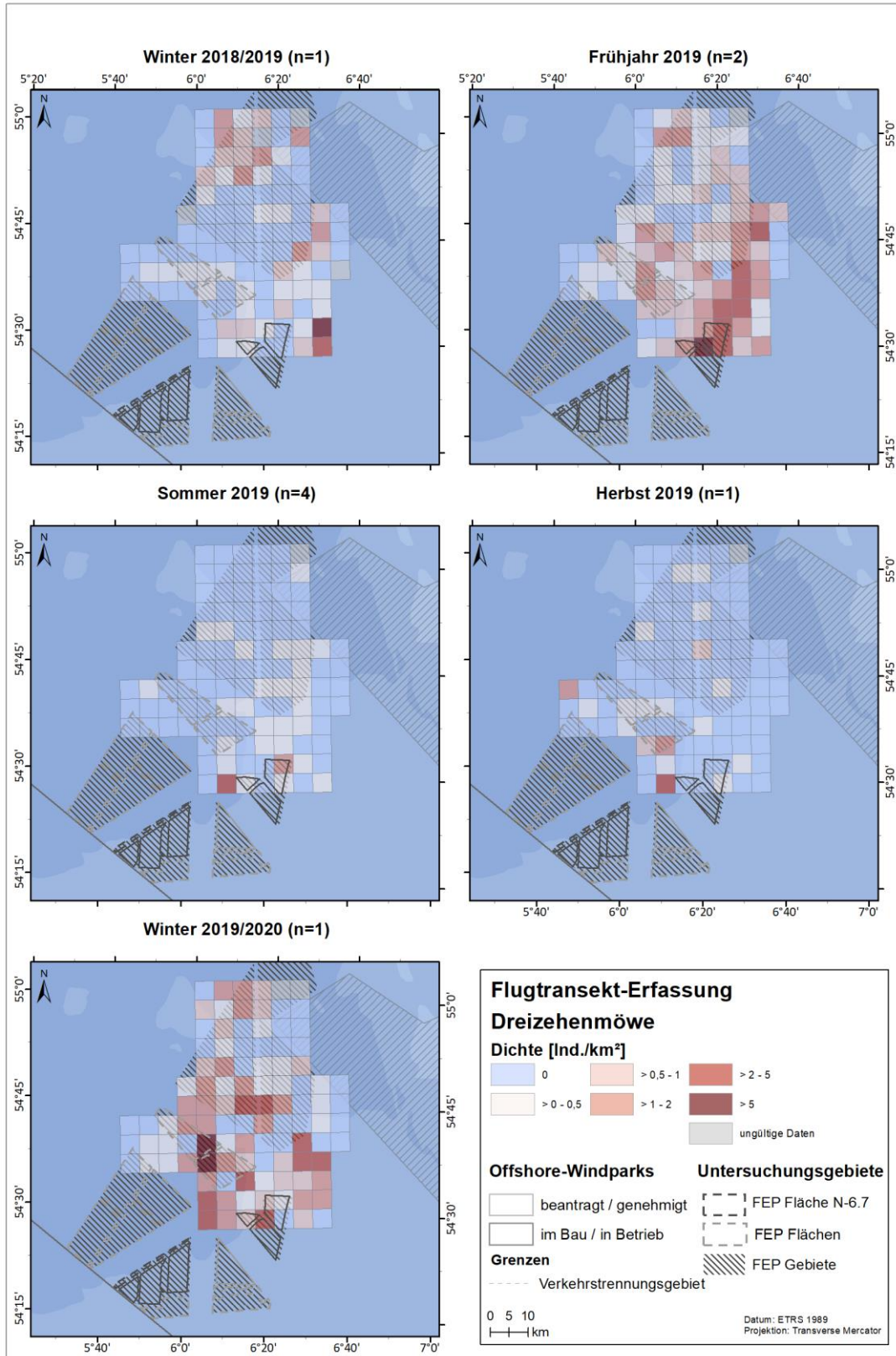


Abb. A. 86 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

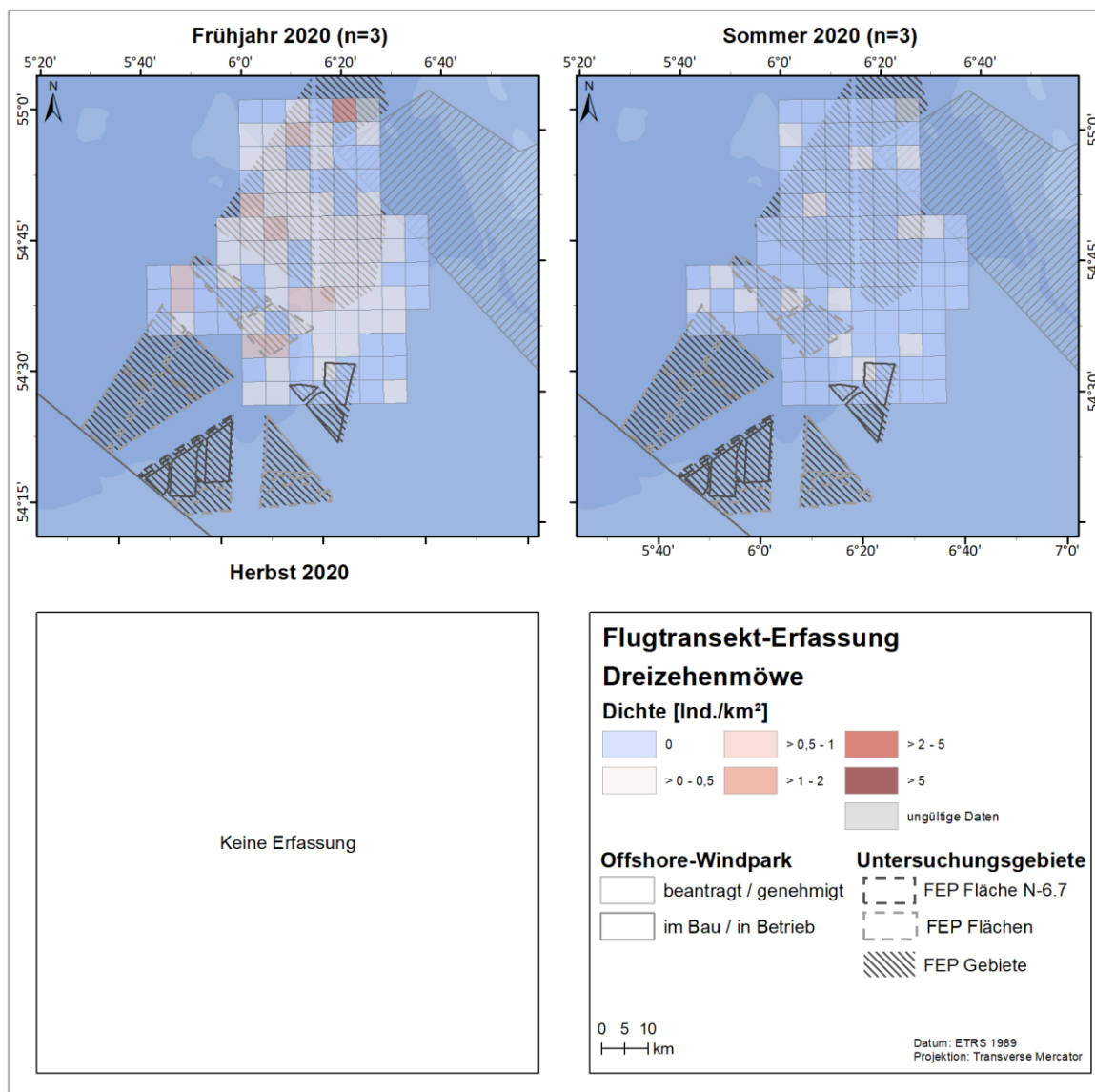


Abb. A. 87 Räumliche Verteilung der Dreizehenmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.12. Brandseeschwalbe

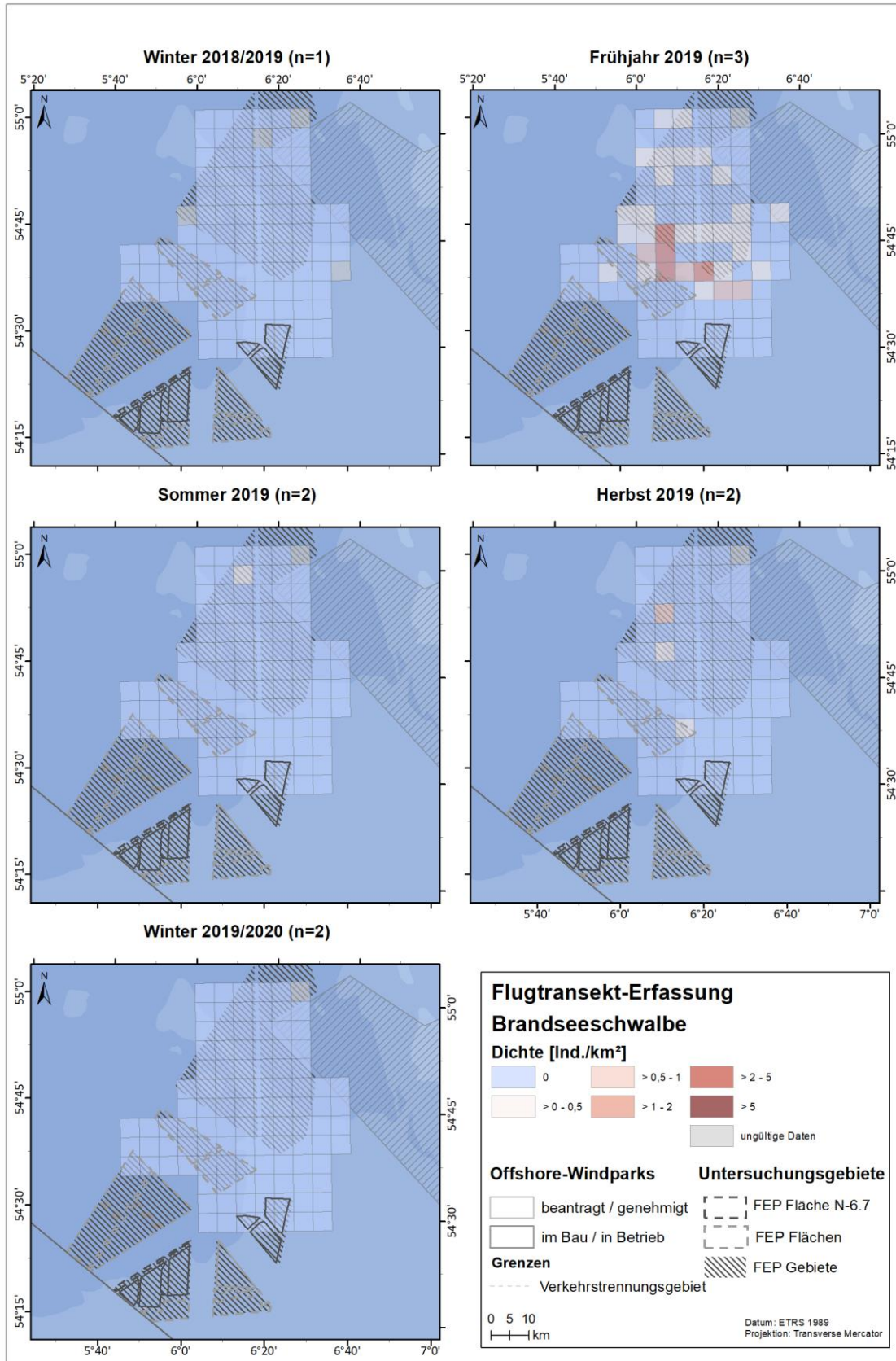


Abb. A. 88 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

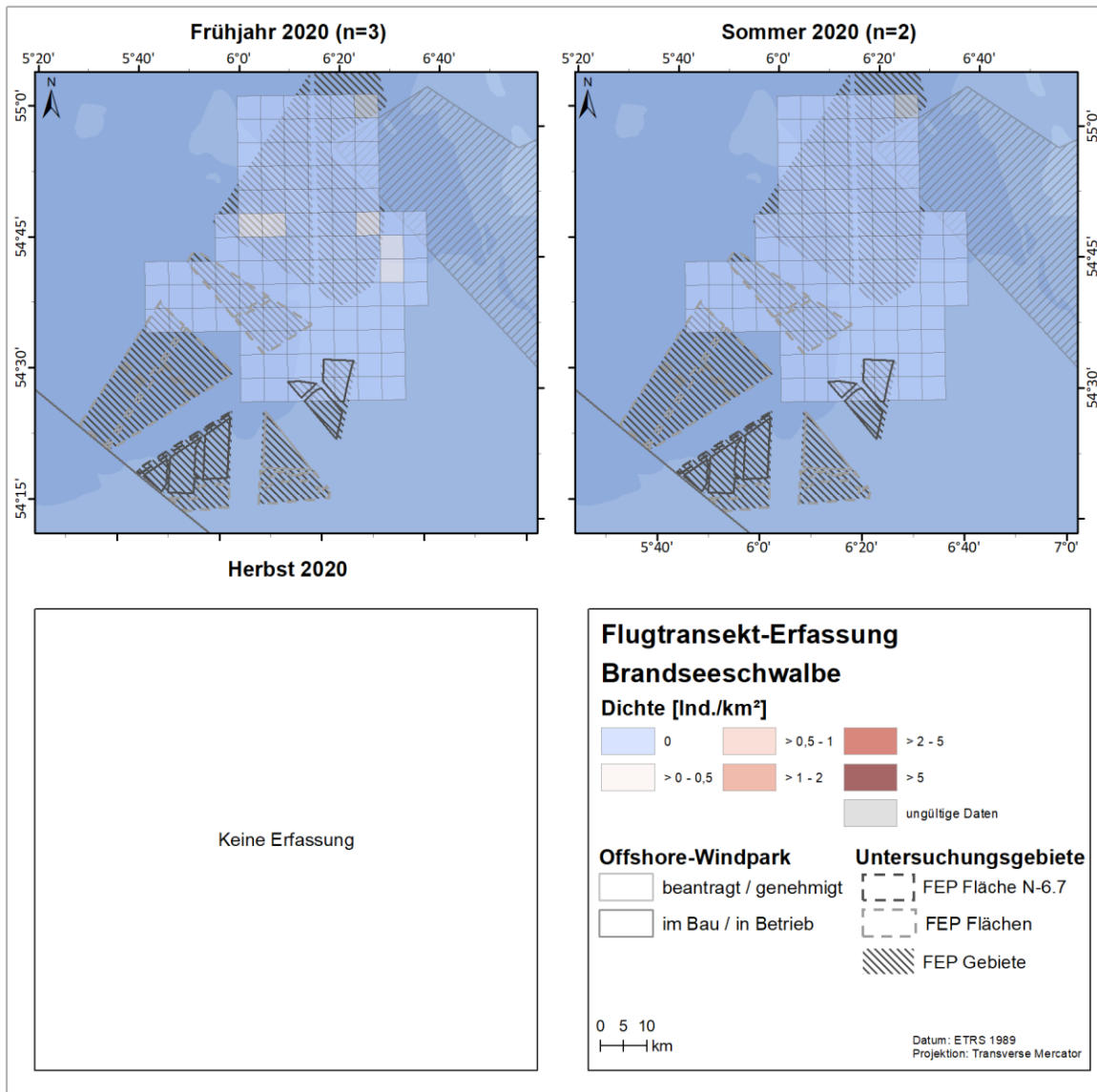


Abb. A. 89 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.13. Fluss-/Küstenseeschwalbe

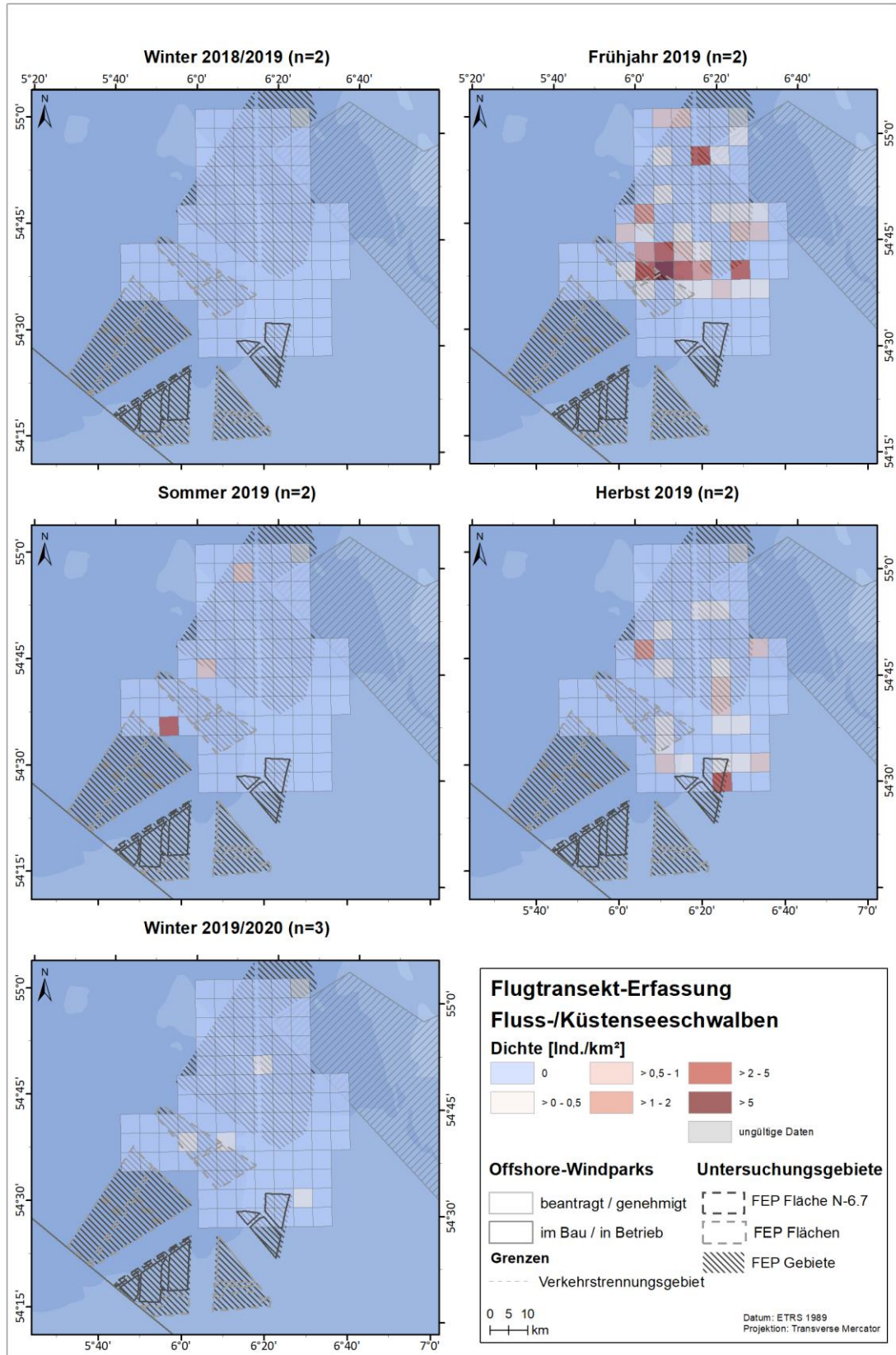


Abb. A. 90 Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

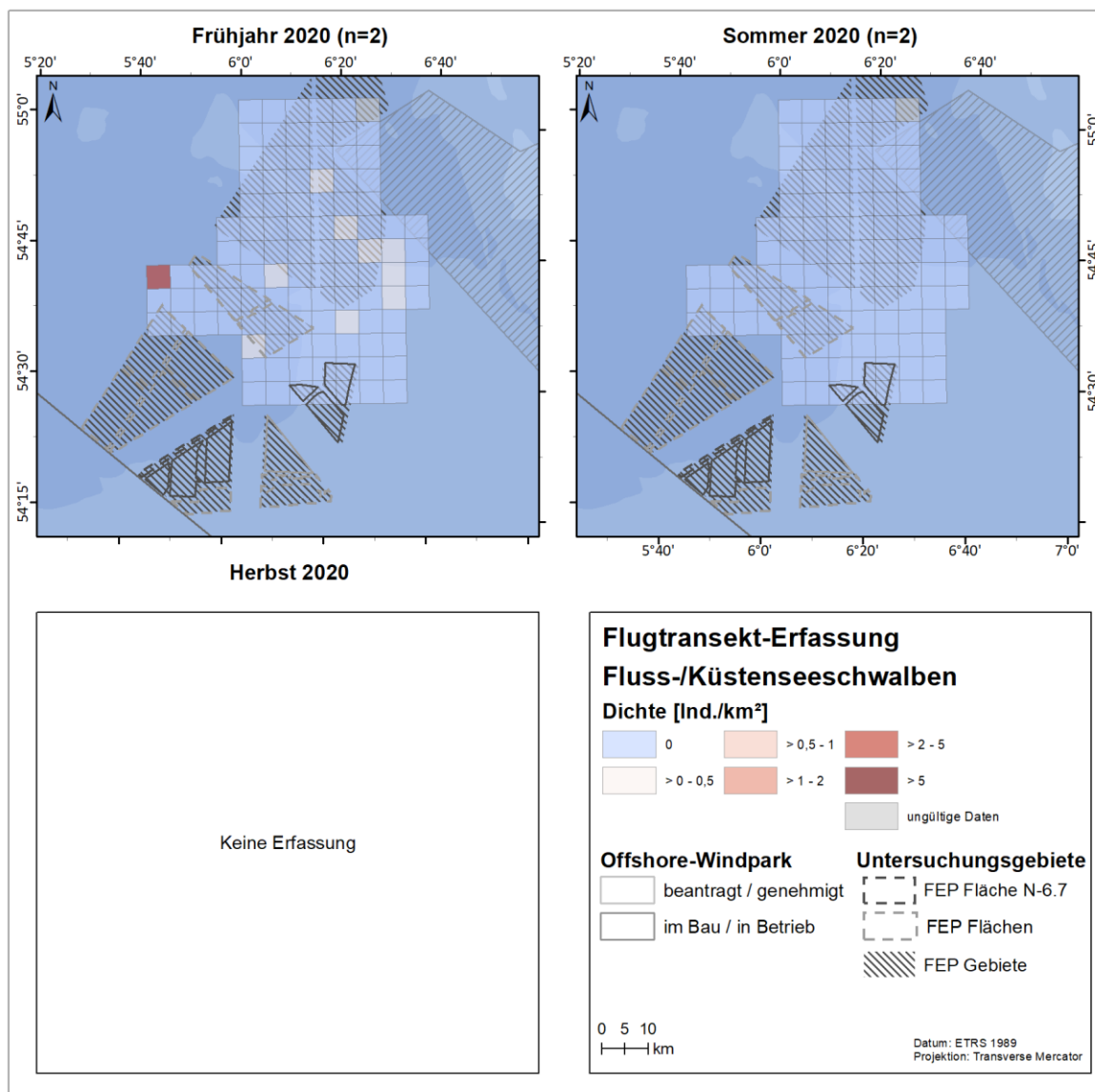


Abb. A. 91 Räumliche Verteilung der Fluss-/Küstenseeschwalbe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.14. Alkenvögel

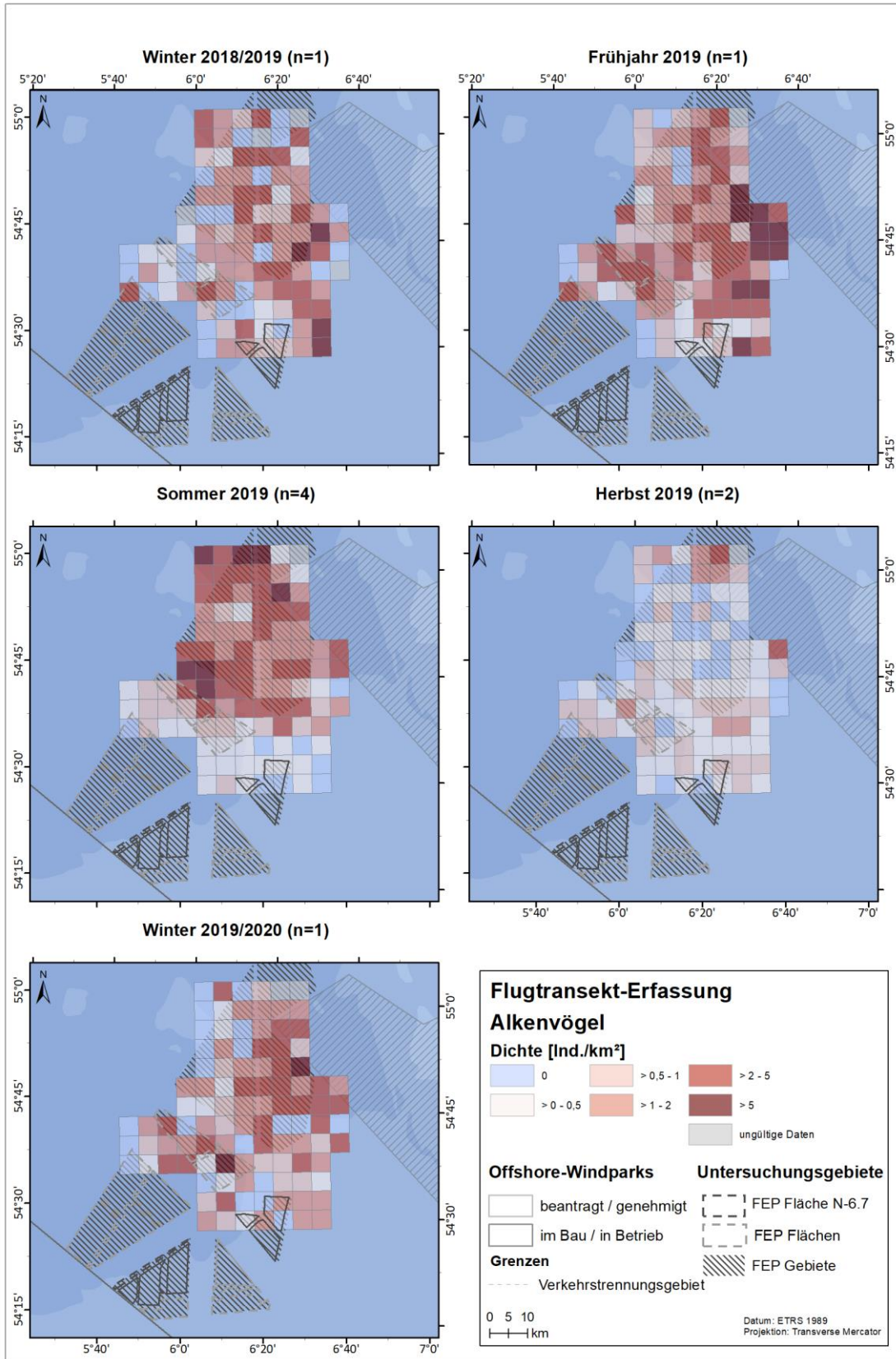


Abb. A. 92 Räumliche Verteilung der Artgruppe Alkenvögel insgesamt bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

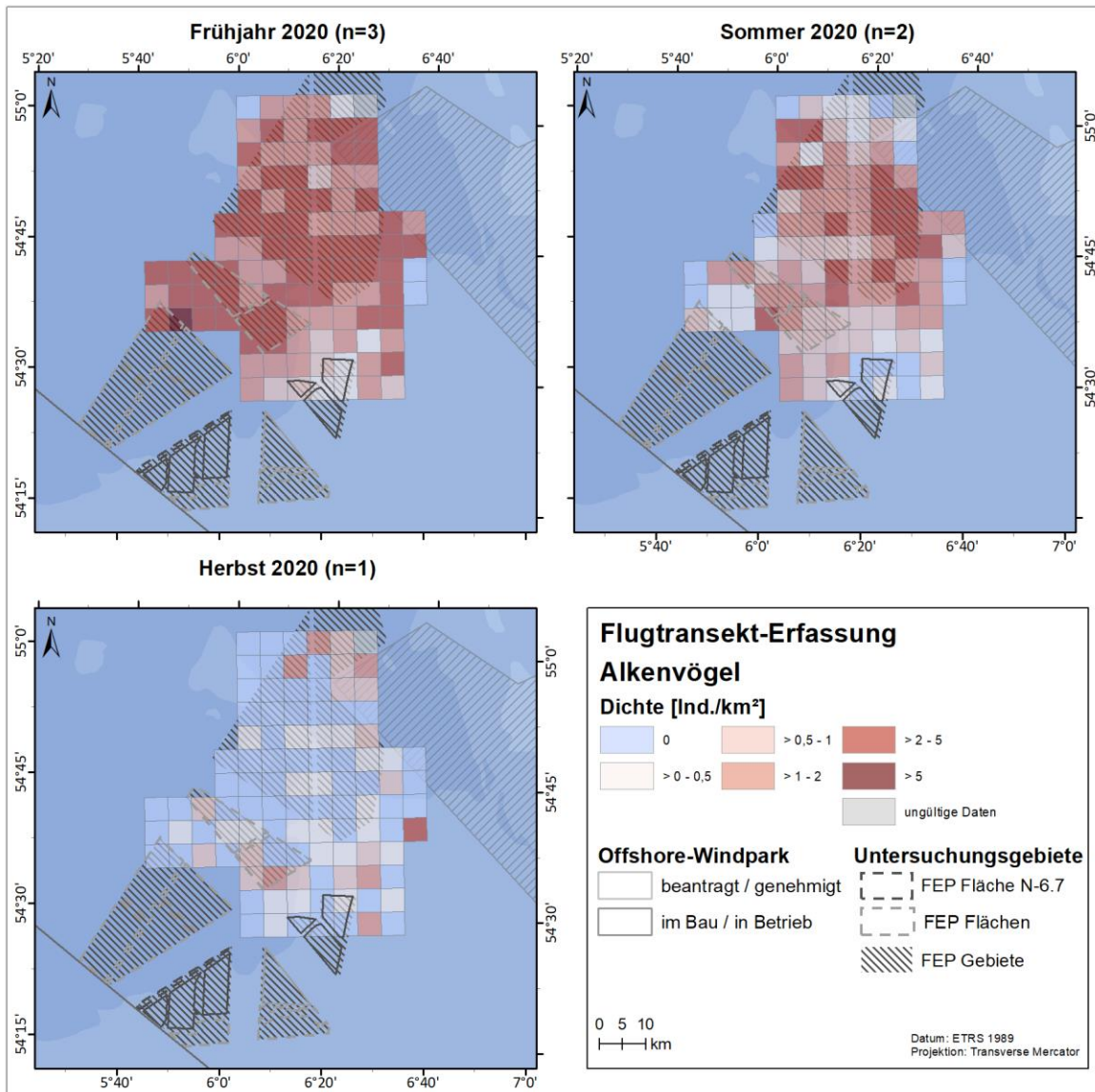


Abb. A. 93 Räumliche Verteilung der Artgruppe Alkenvögel insgesamt bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.15. Trottellumme

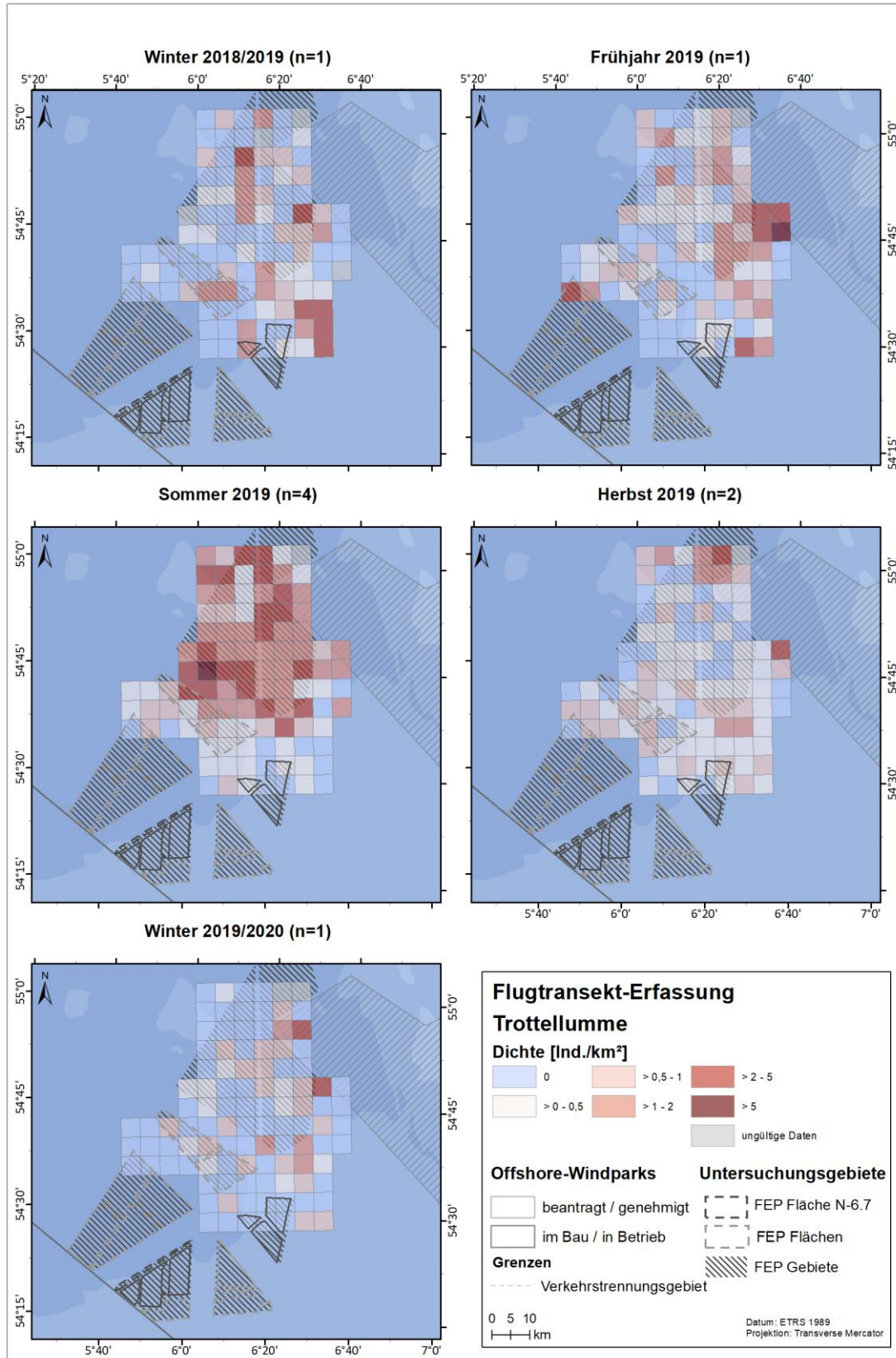


Abb. A. 94 Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

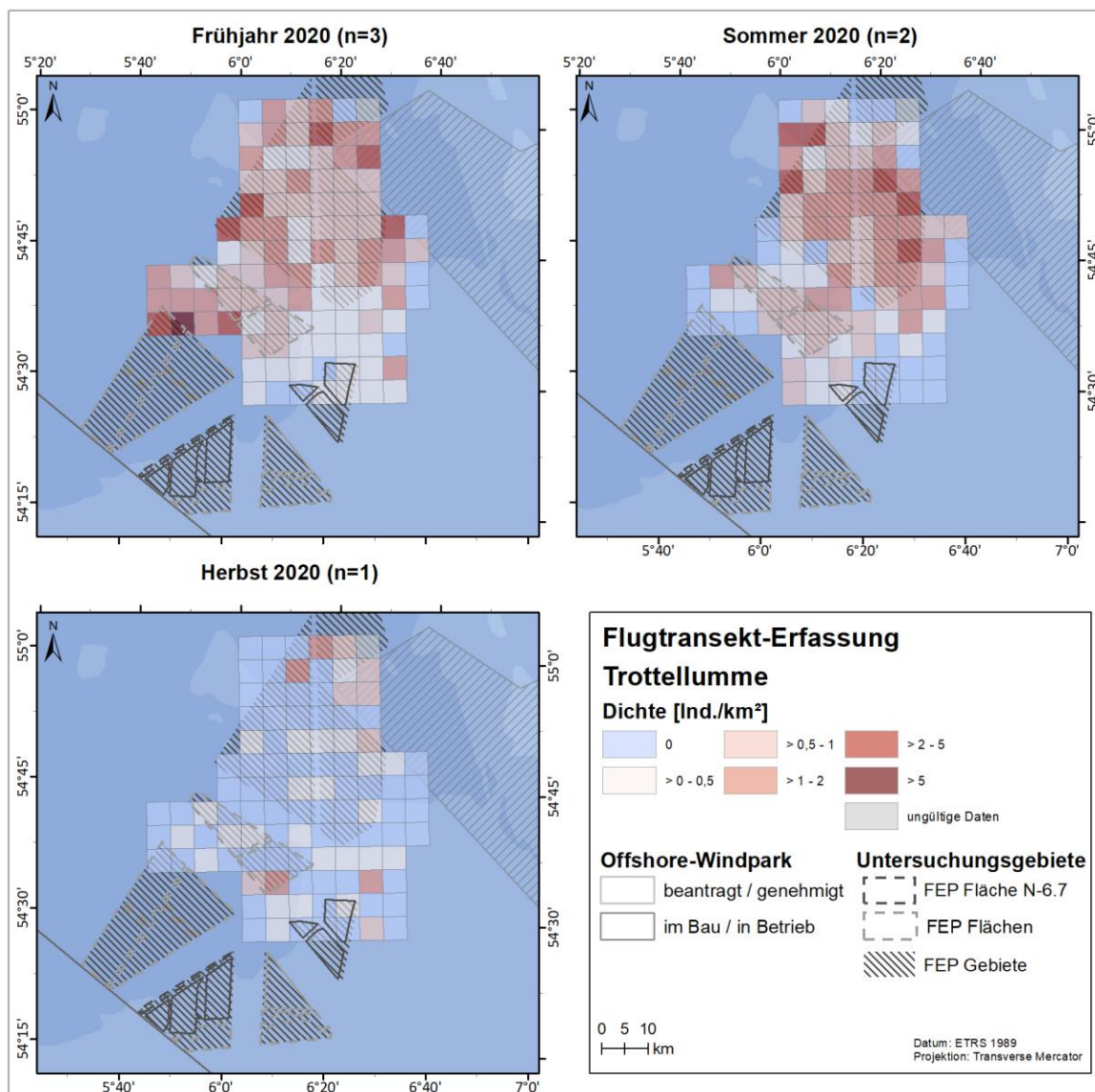


Abb. A. 95 Räumliche Verteilung der Trottelumme bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.2.16. Tordalk

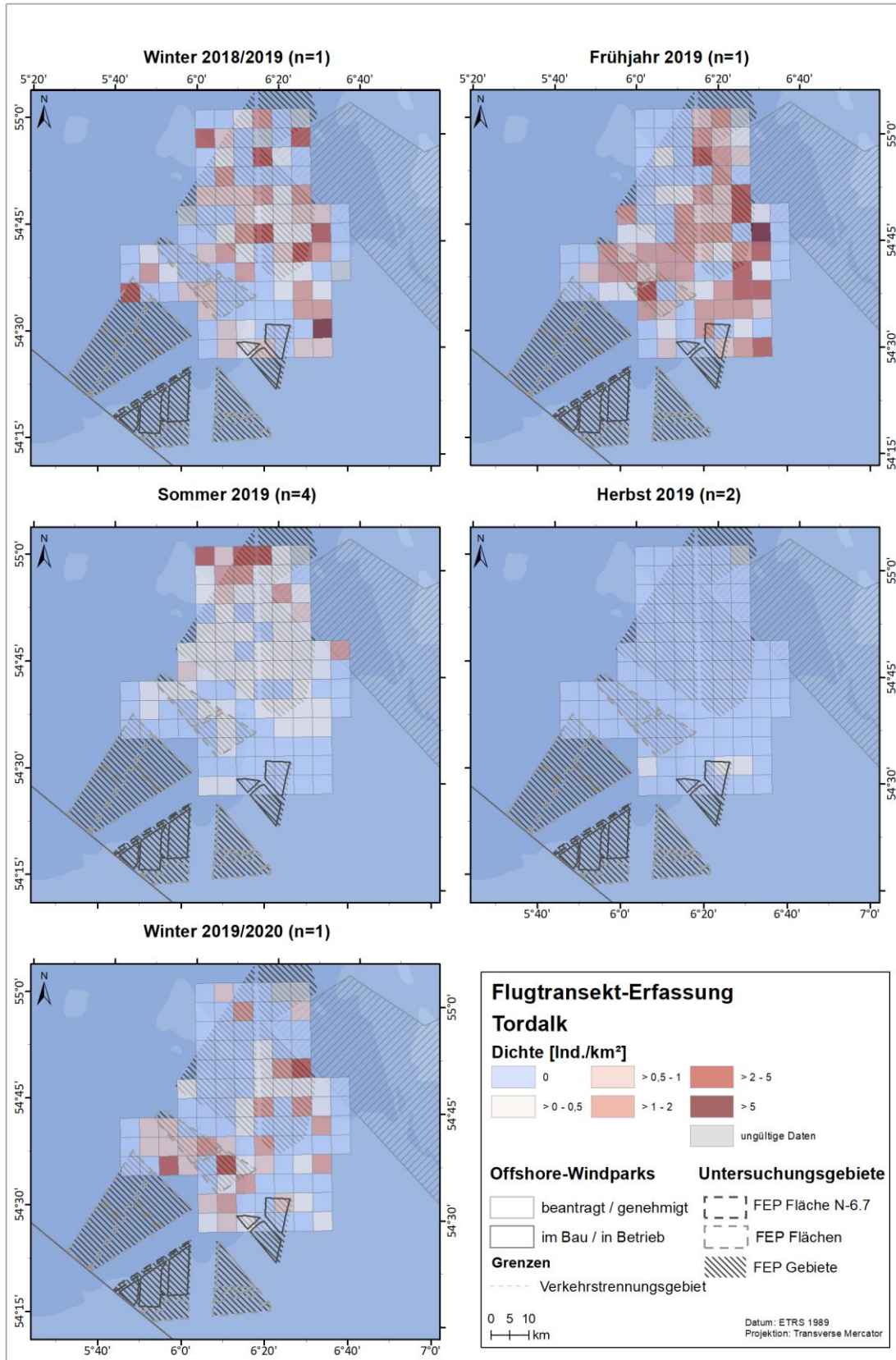


Abb. A. 96 Räumliche Verteilung des Tordalks bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

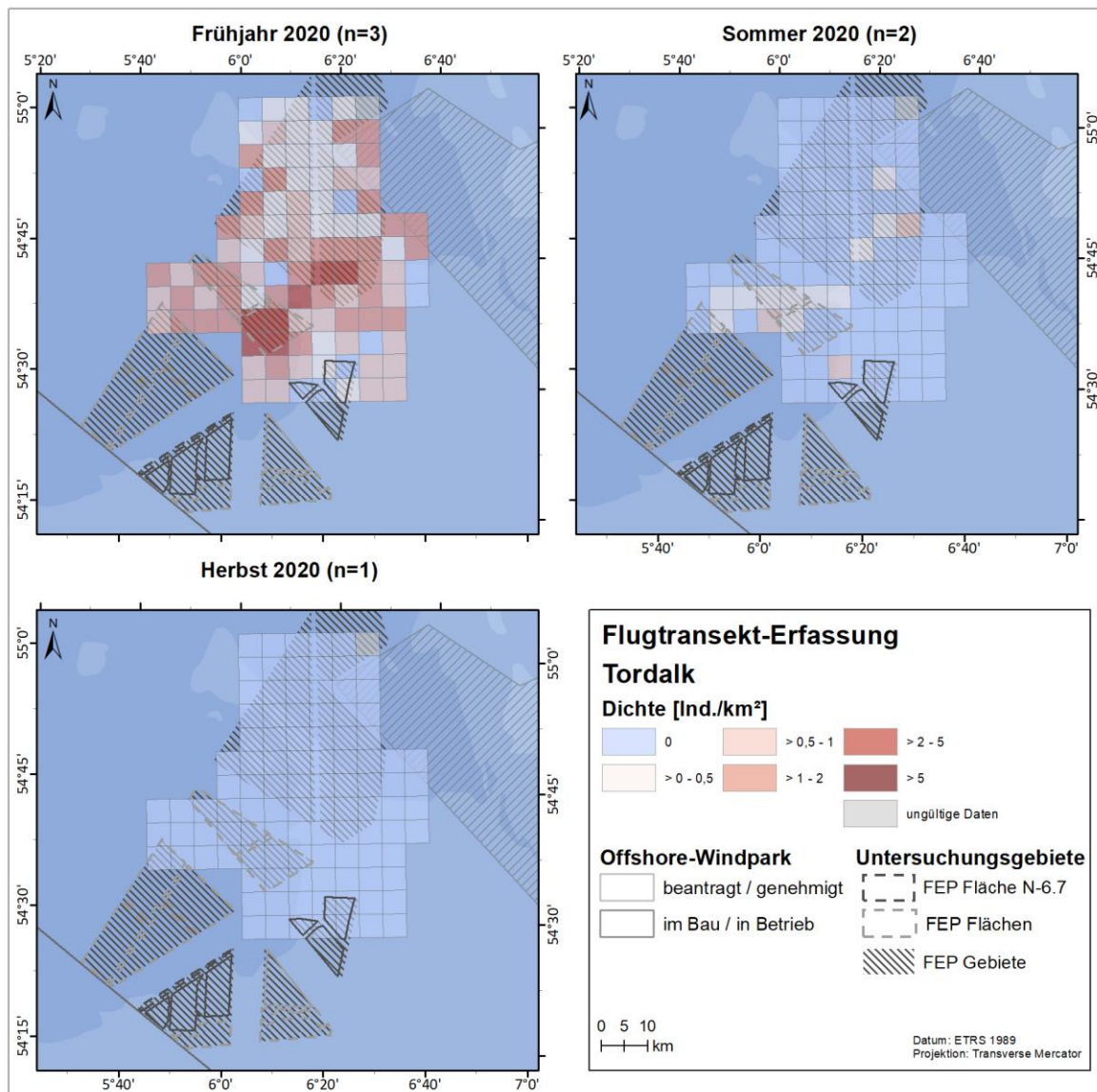


Abb. A. 97 Räumliche Verteilung des Tordalks bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet FN10_11 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.3. Untersuchungsgebiet SC6

A.3.2.3.1. Trauerente

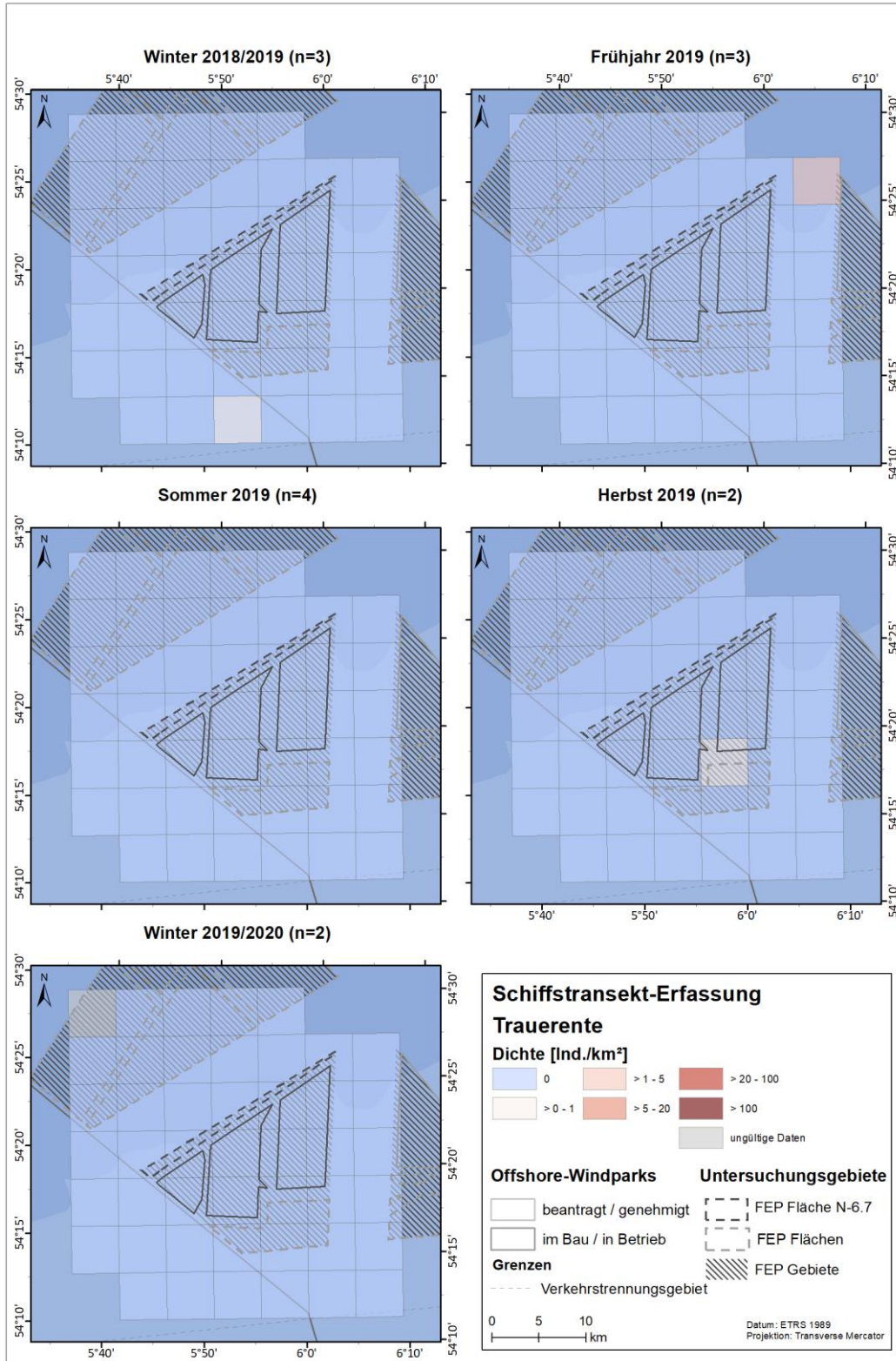


Abb. A. 98 Räumliche Verteilung der Trauerente bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

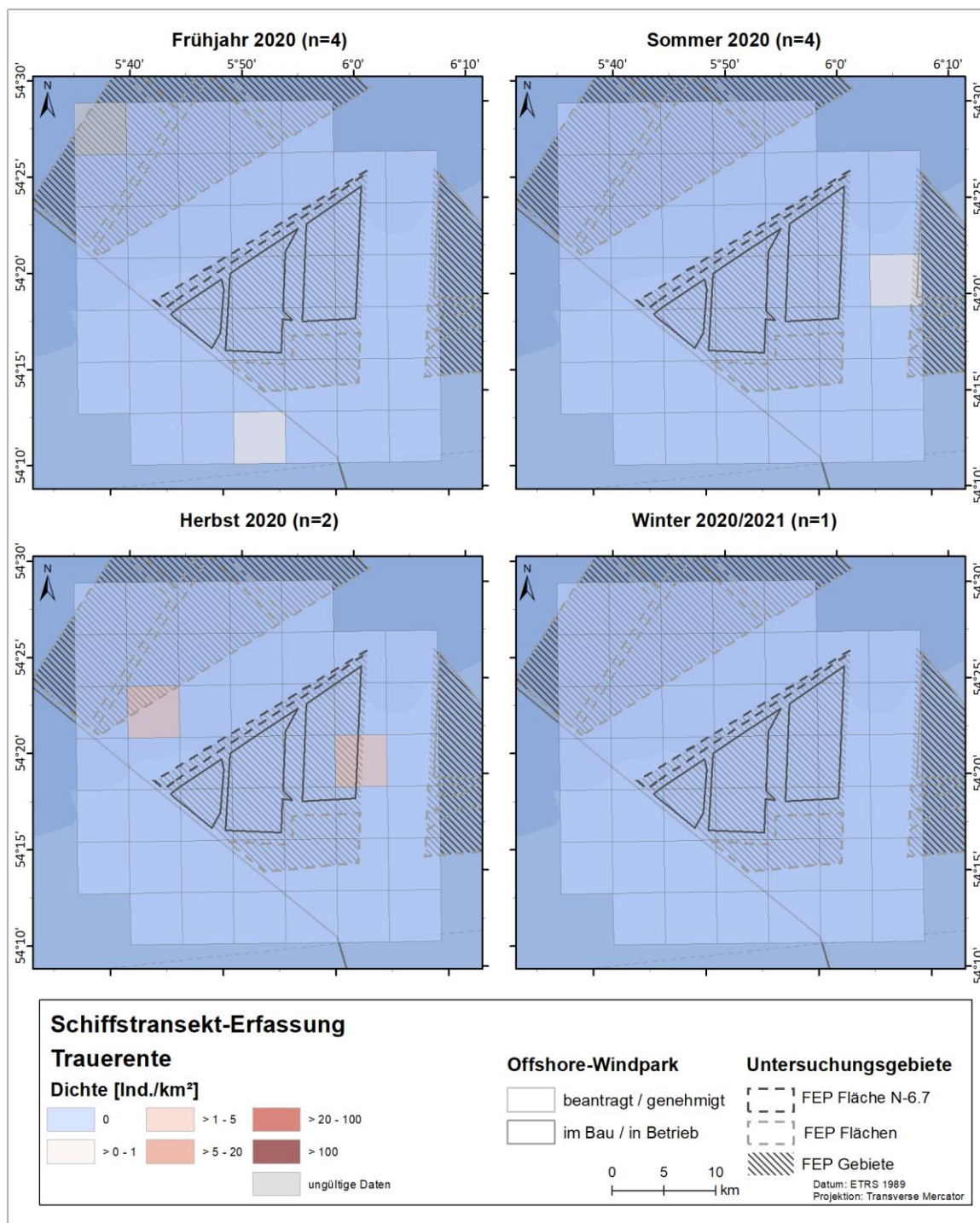


Abb. A. 99 Räumliche Verteilung der Trauerente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.3.2. Lachmöwe

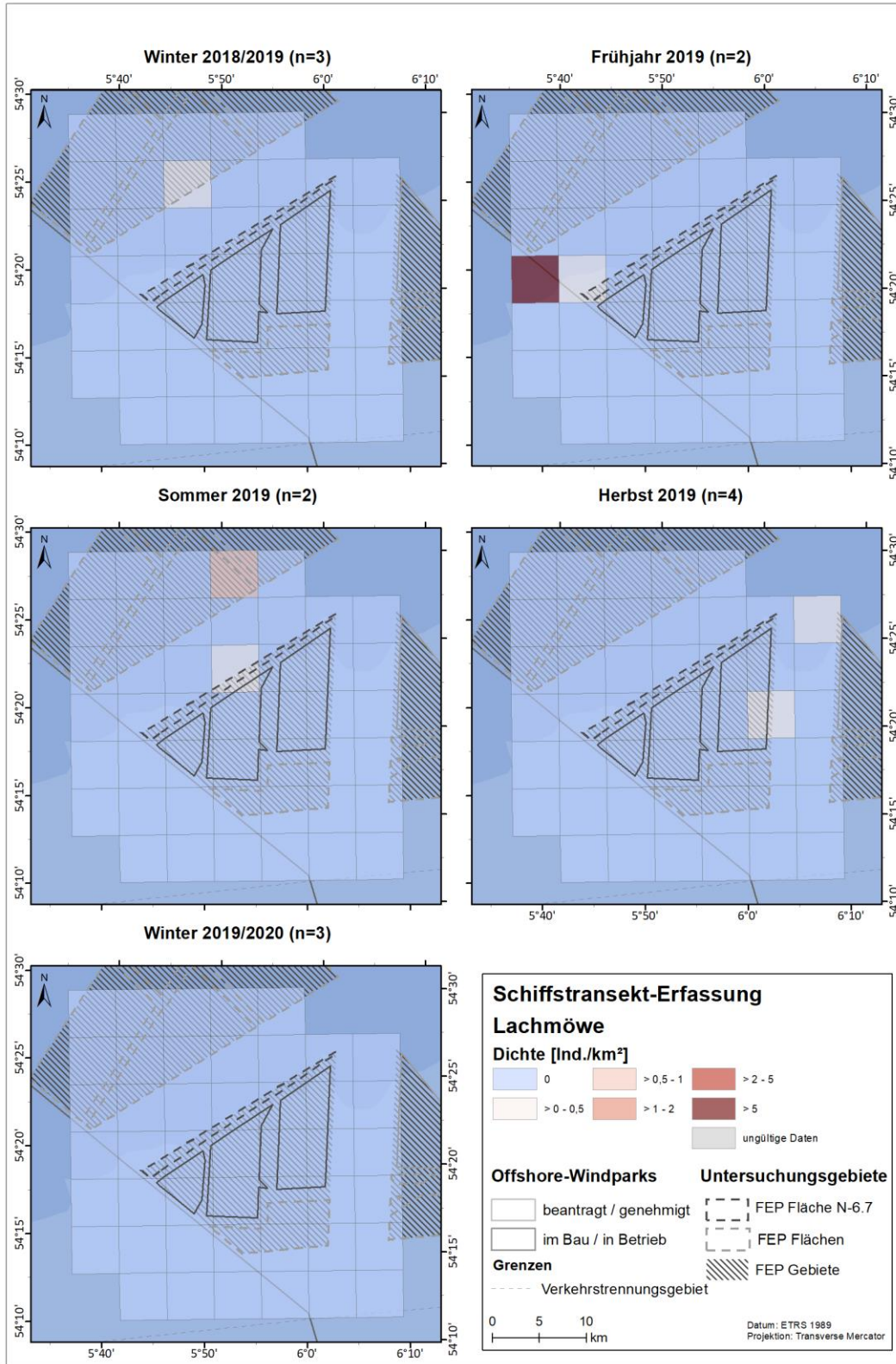


Abb. A. 100 Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

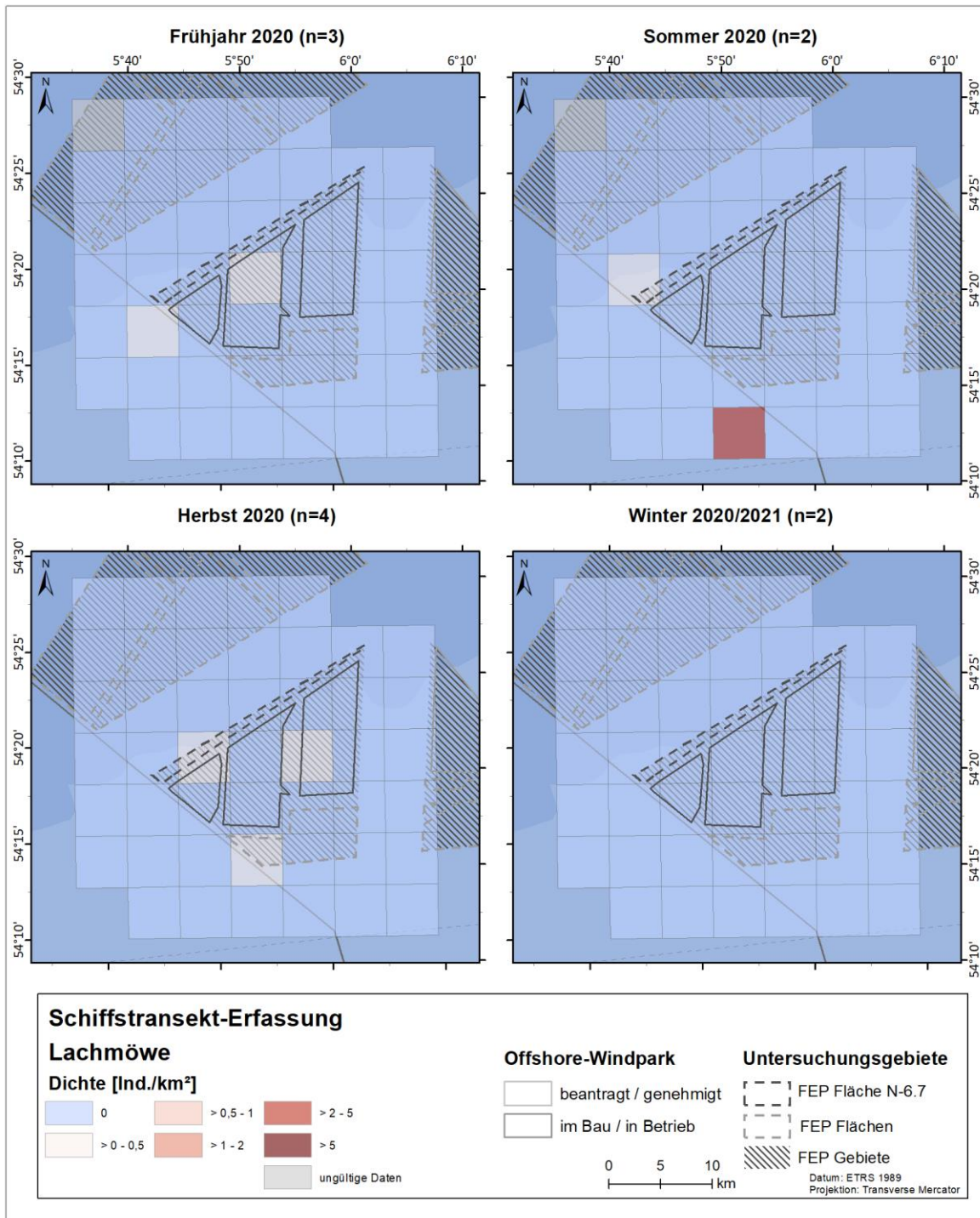


Abb. A. 101 Räumliche Verteilung der Lachmöwe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.3.3. Brandseeschwalbe

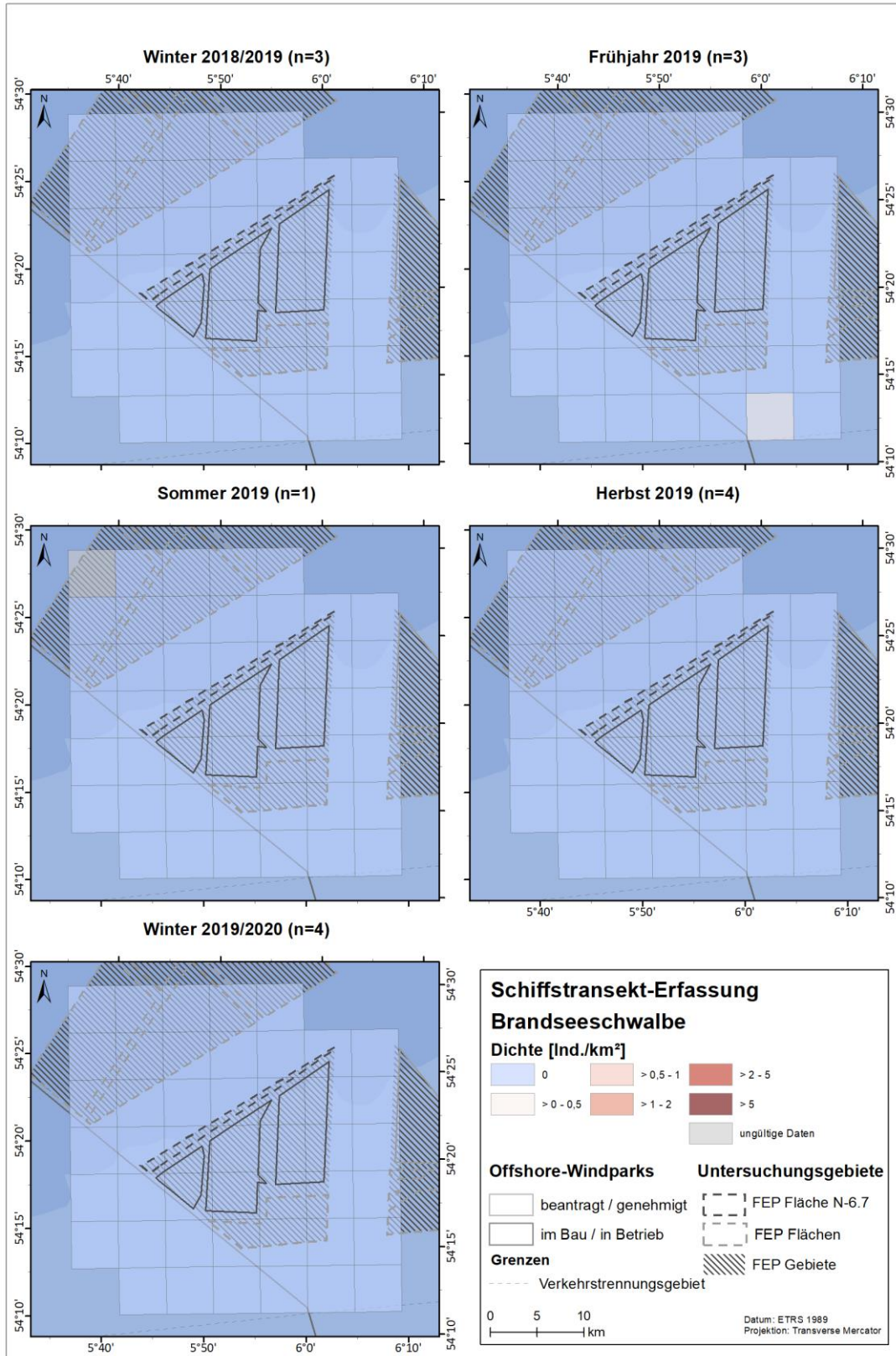


Abb. A. 102 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

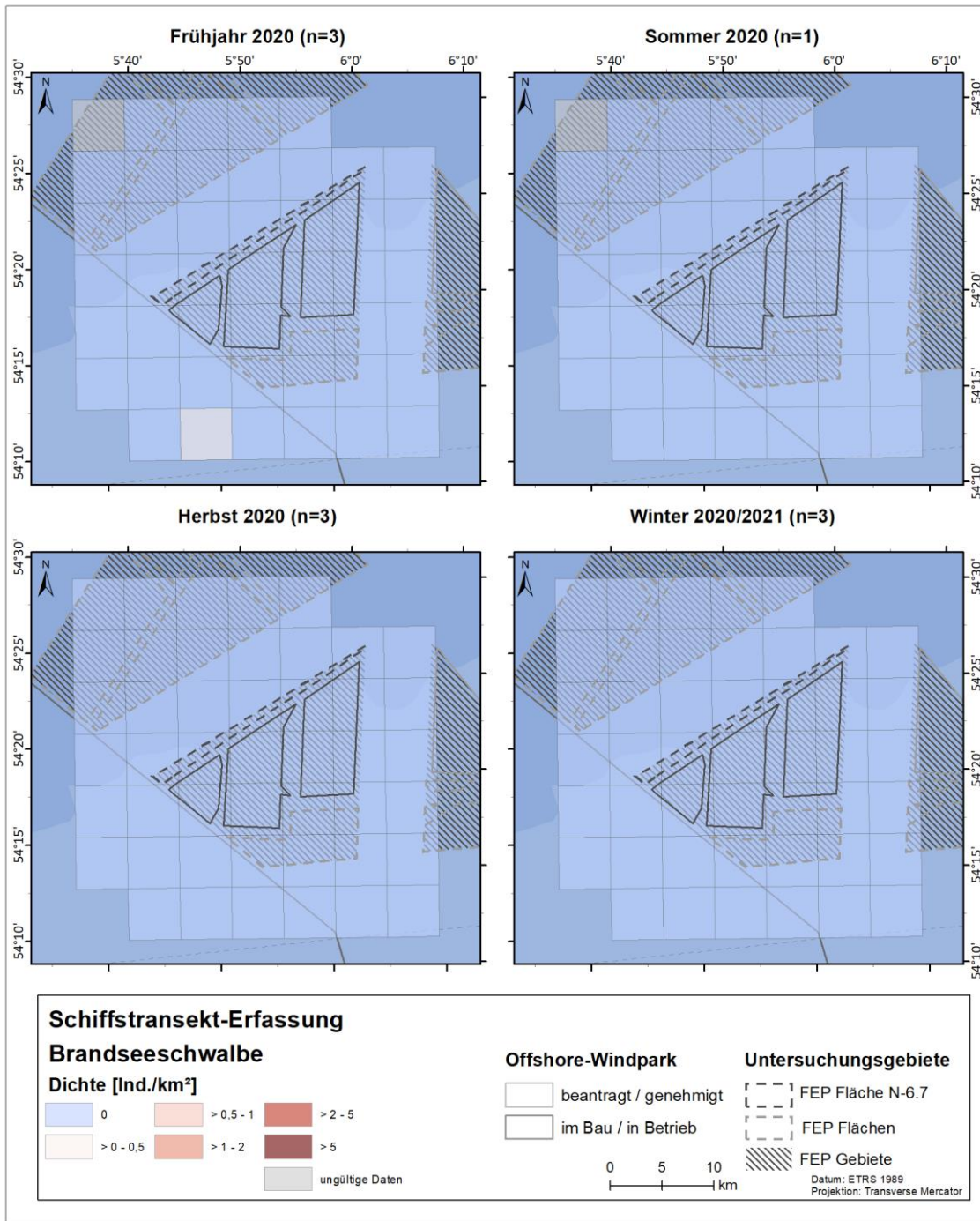


Abb. A. 103 Räumliche Verteilung der Brandseeschwalbe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

A.3.2.3.4. Alkenvögel

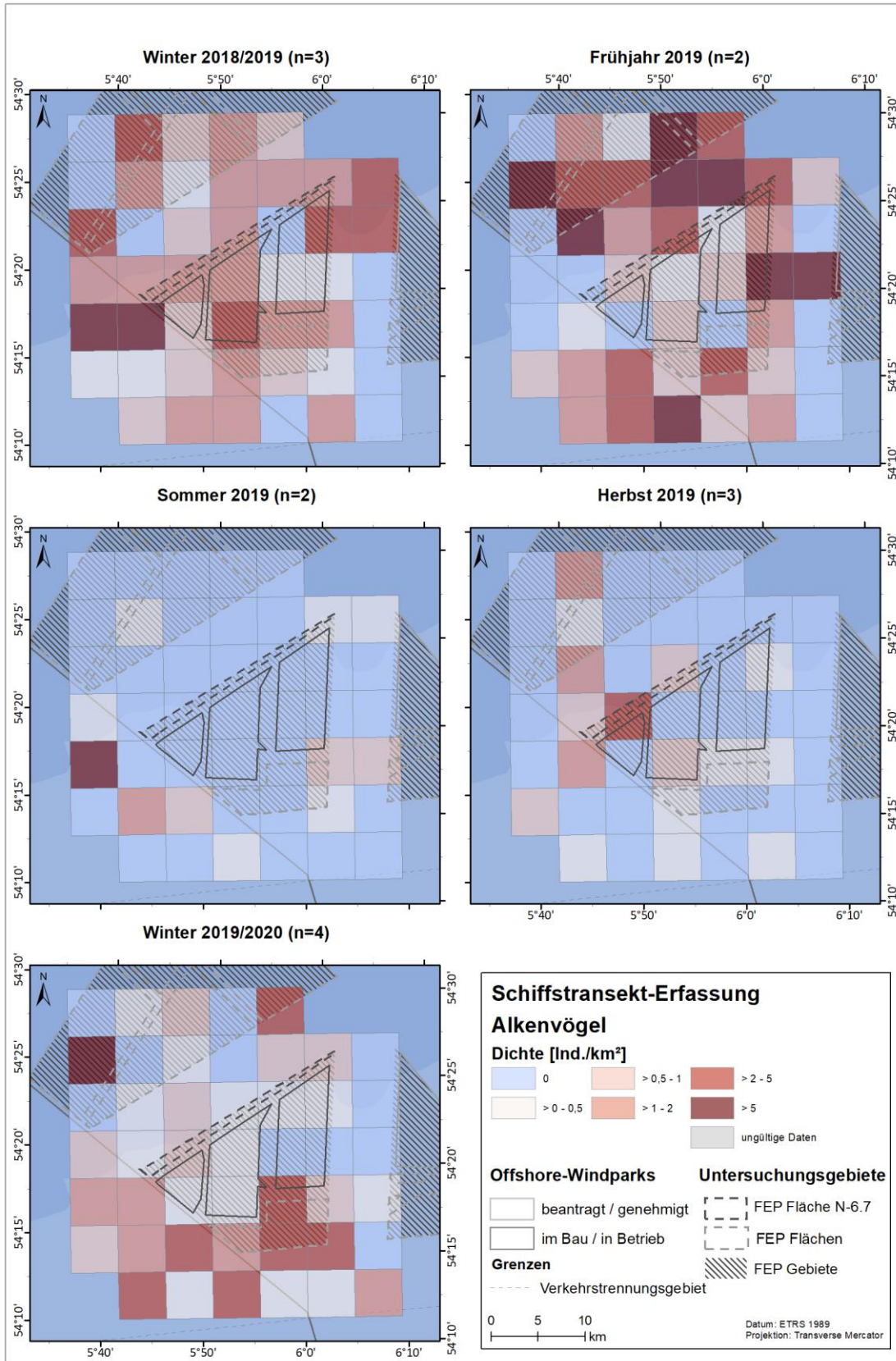


Abb. A. 104 Räumliche Verteilung der Alkenvögel bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Winter 2018/2019 und Winter 2019/2020.

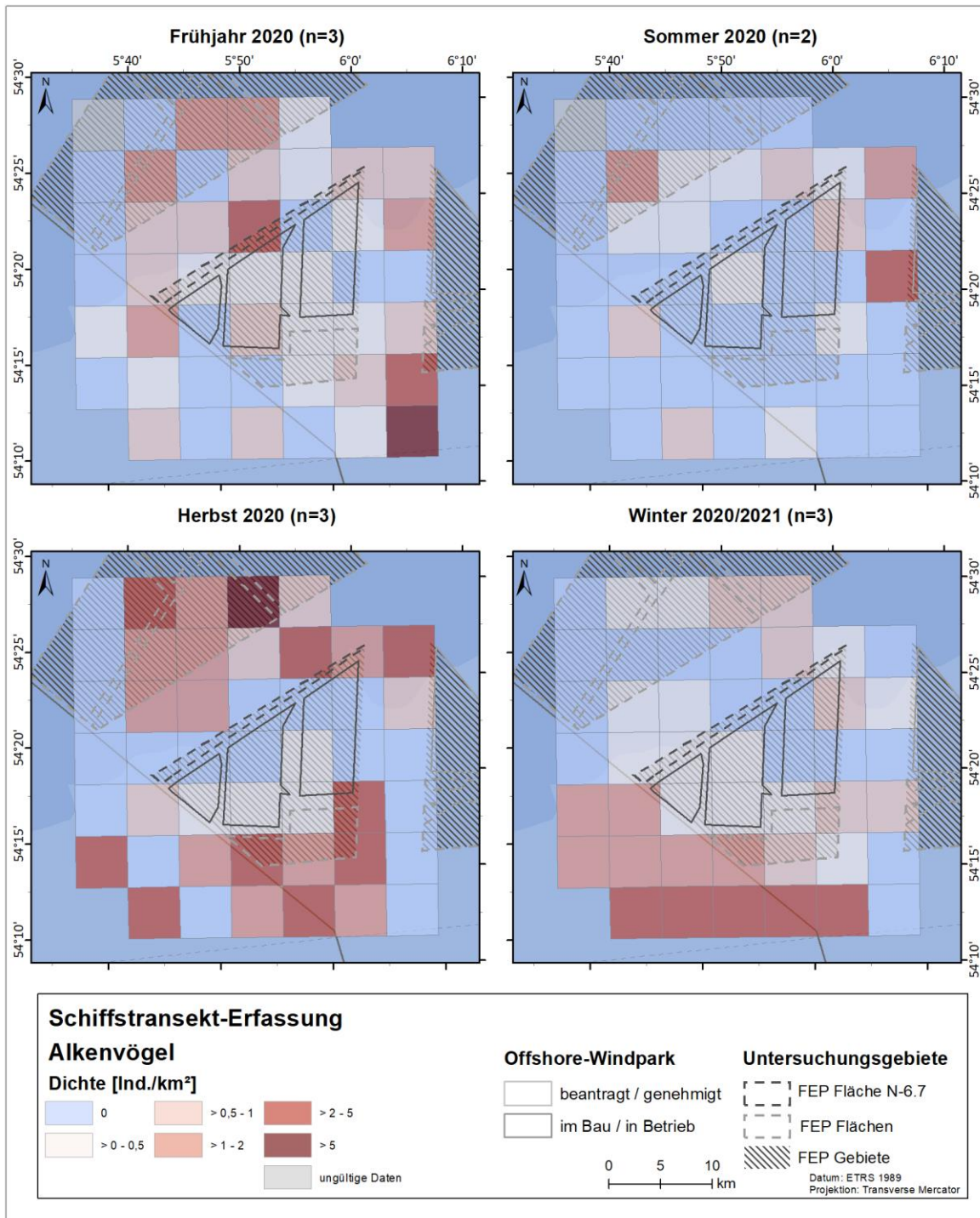
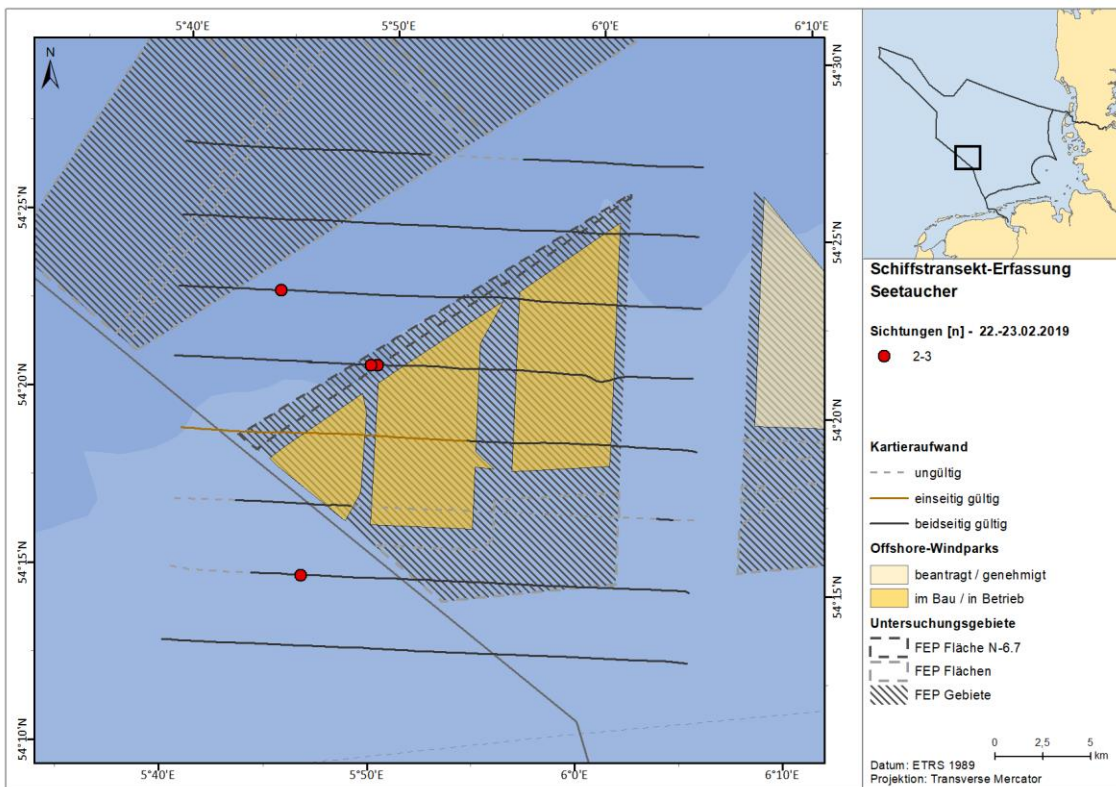
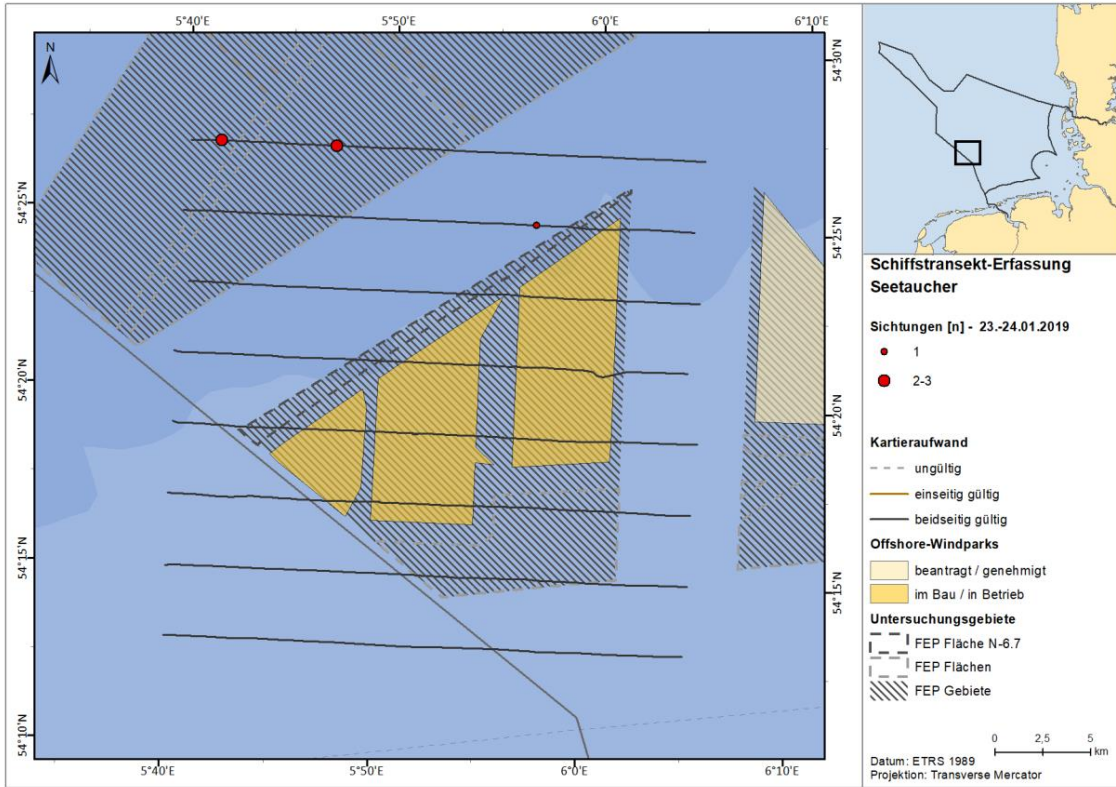


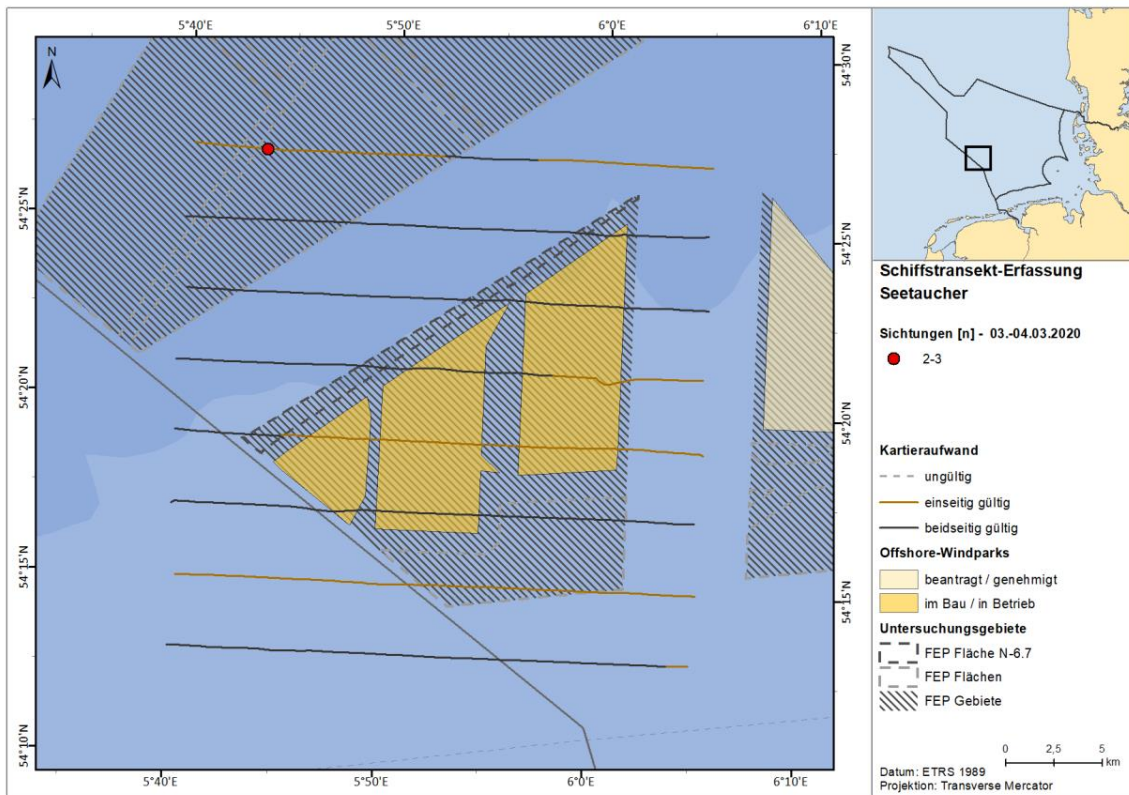
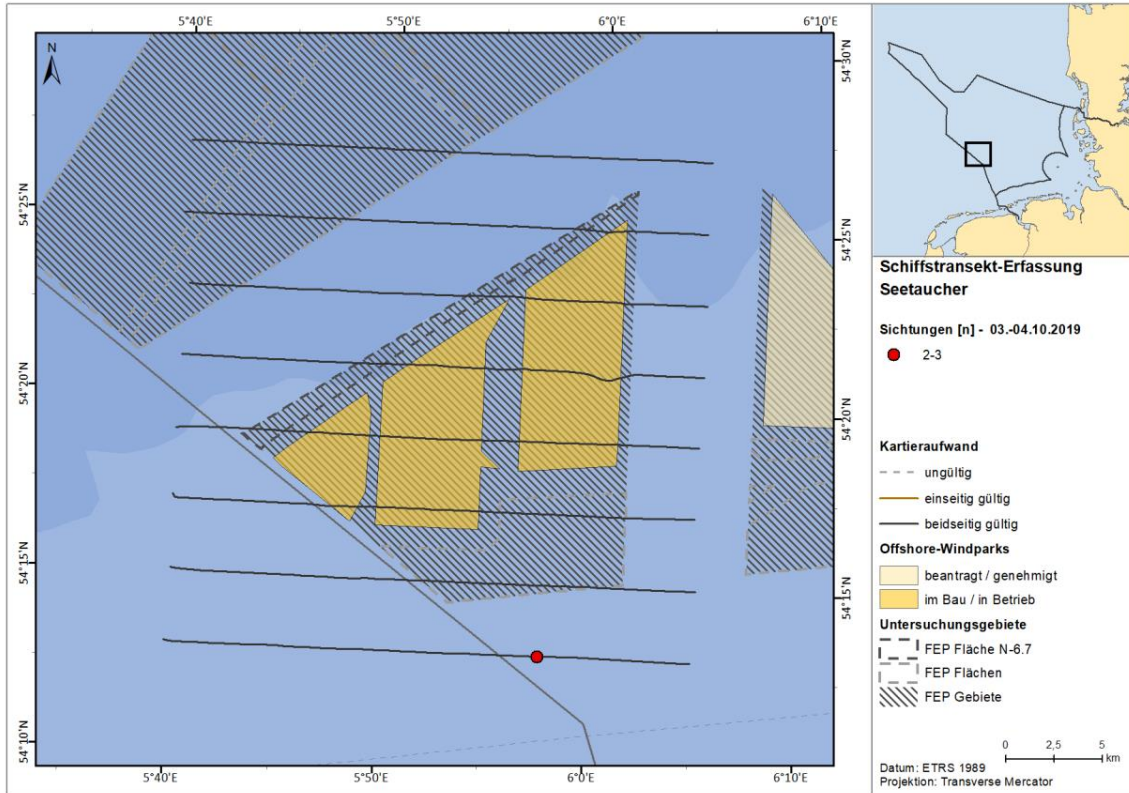
Abb. A. 105 Räumliche Verteilung der Alkenvögel bei Schiffstransect-Erfassungen im Untersuchungsgebiet SC6 zwischen Frühjahr 2020 und Winter 2020/2021.

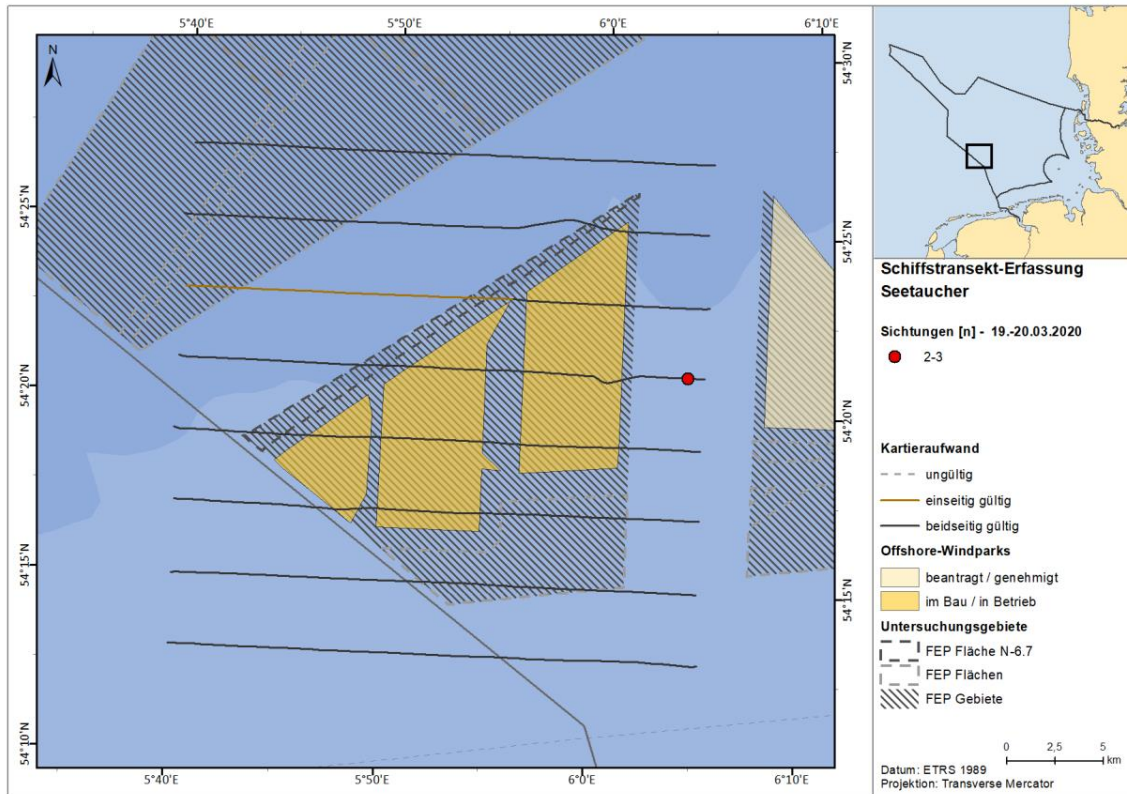
A.3.3 Punktsichtungskarten

A.3.3.1. Seetaucher

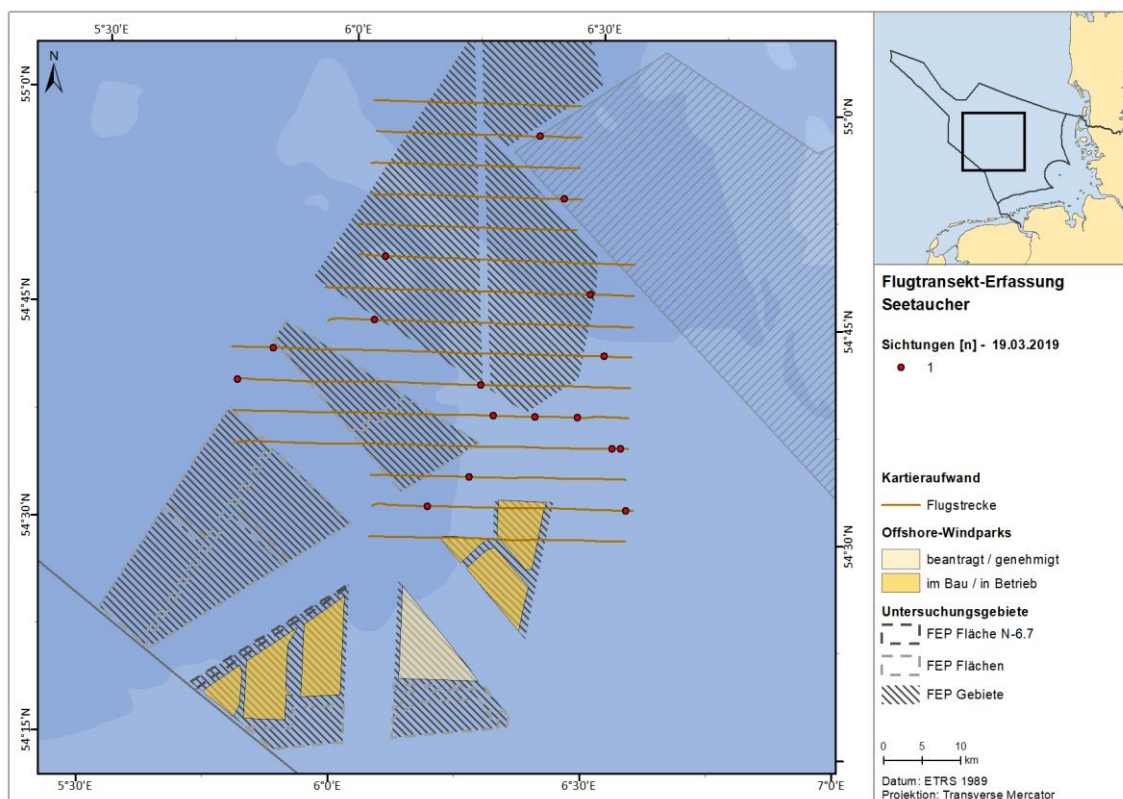
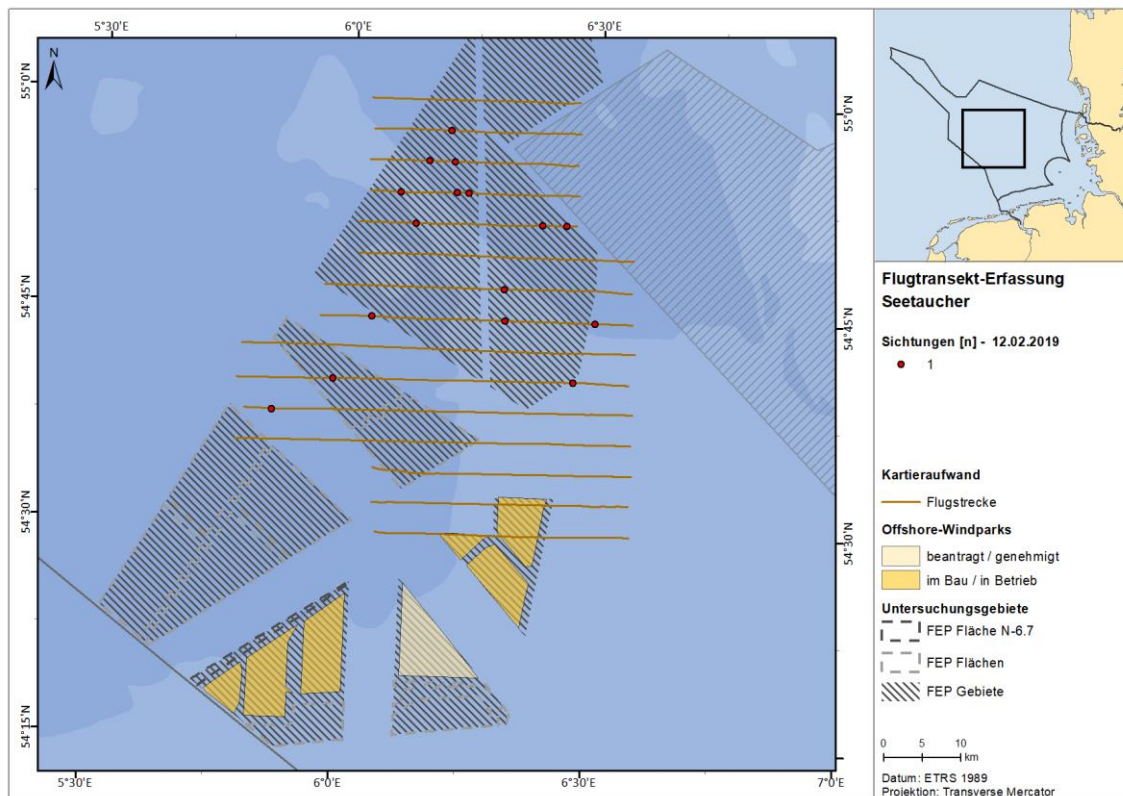
A.3.3.1.1. FN6_7

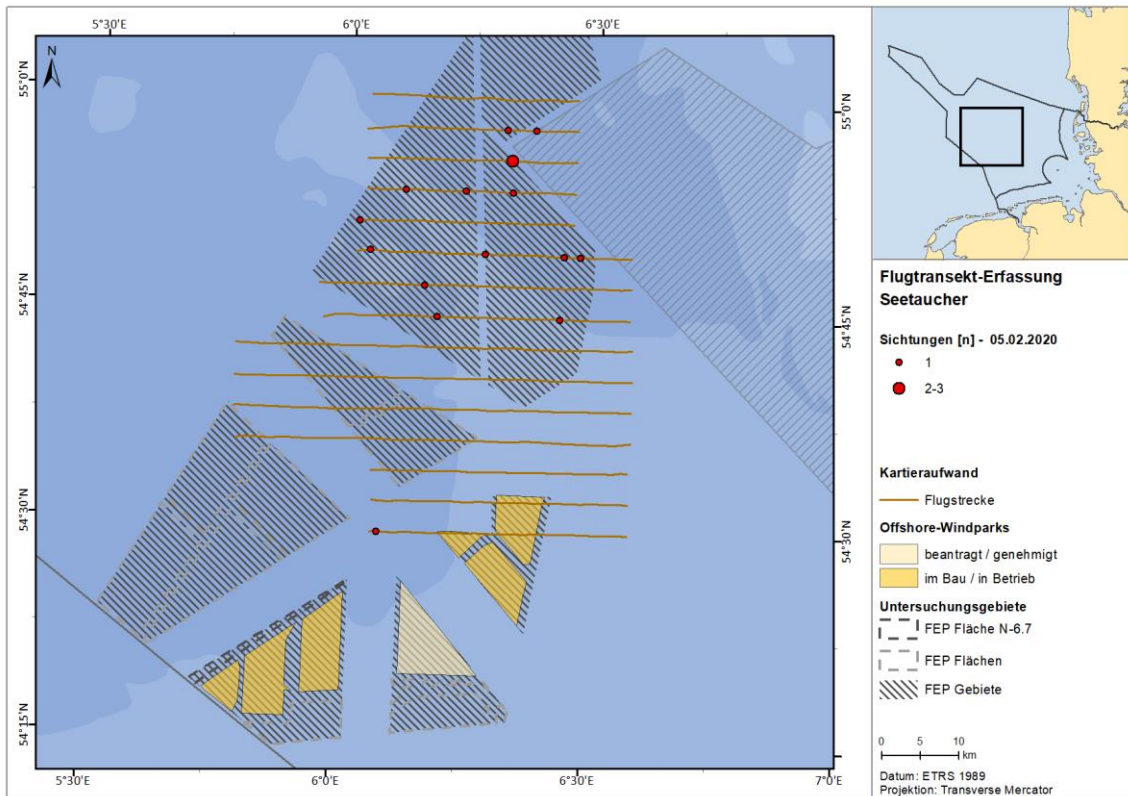
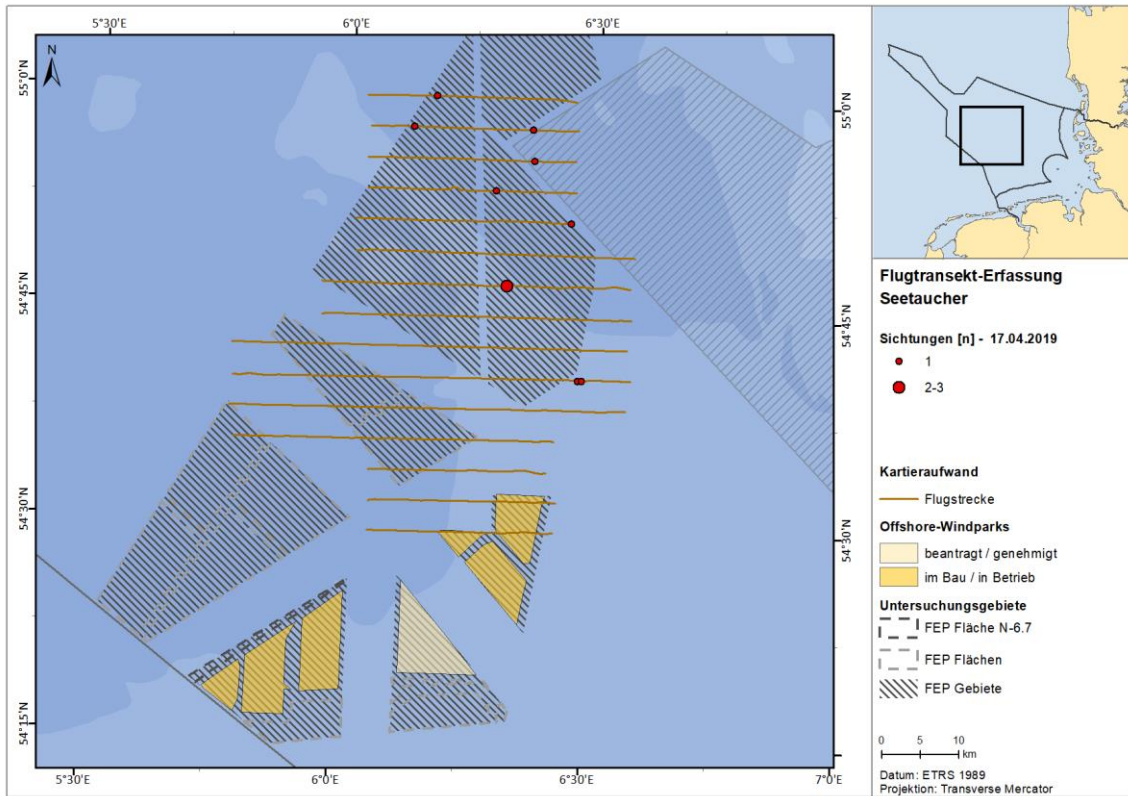


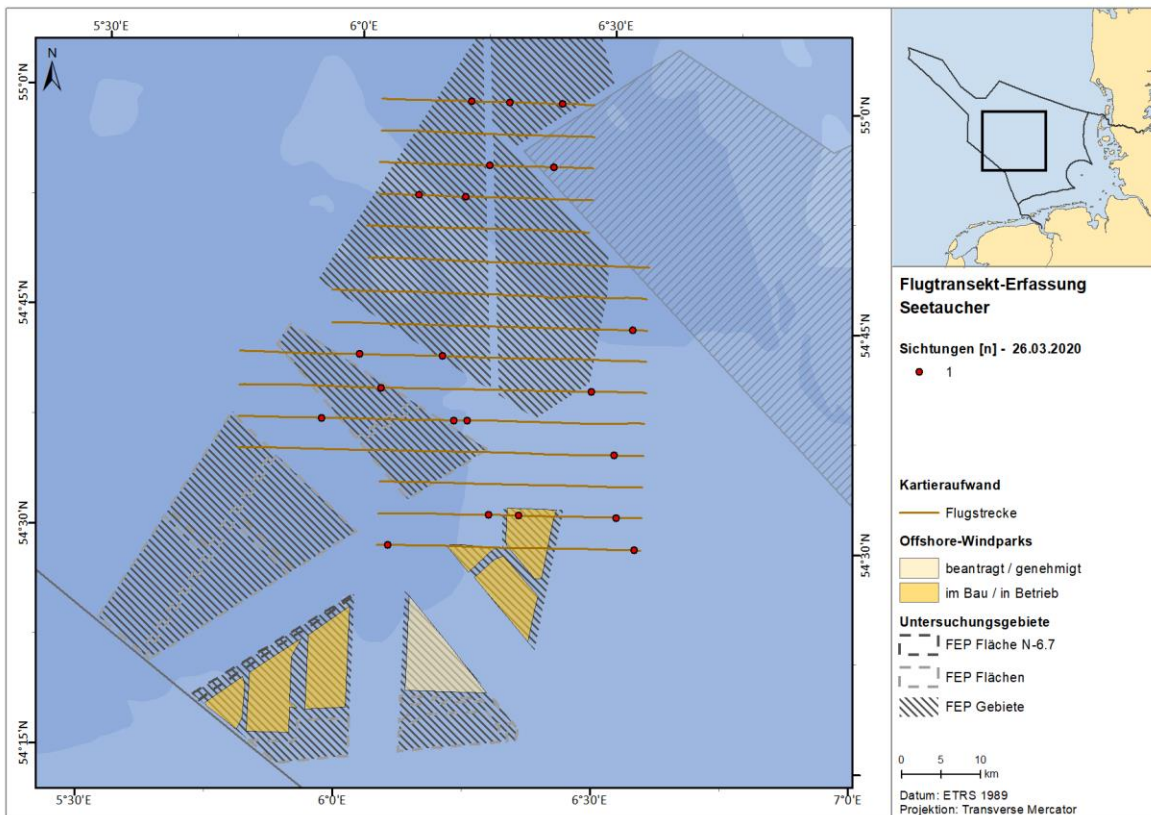
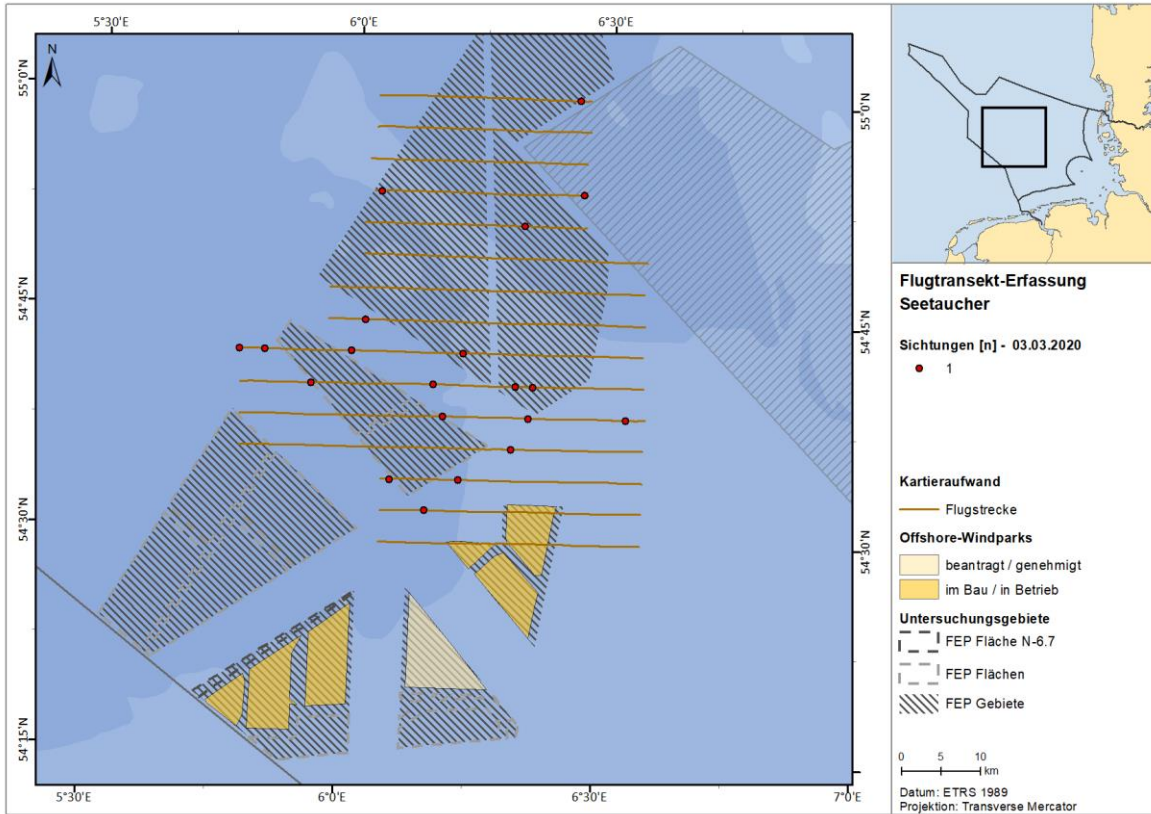


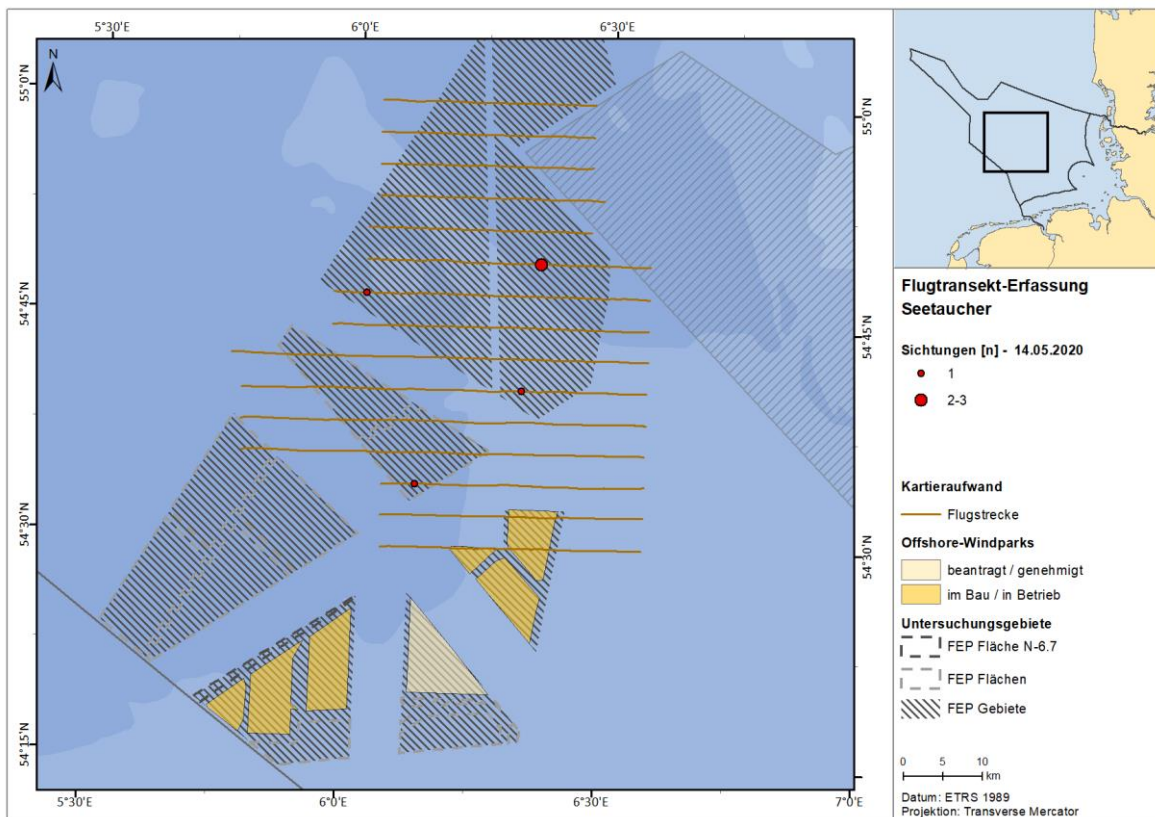
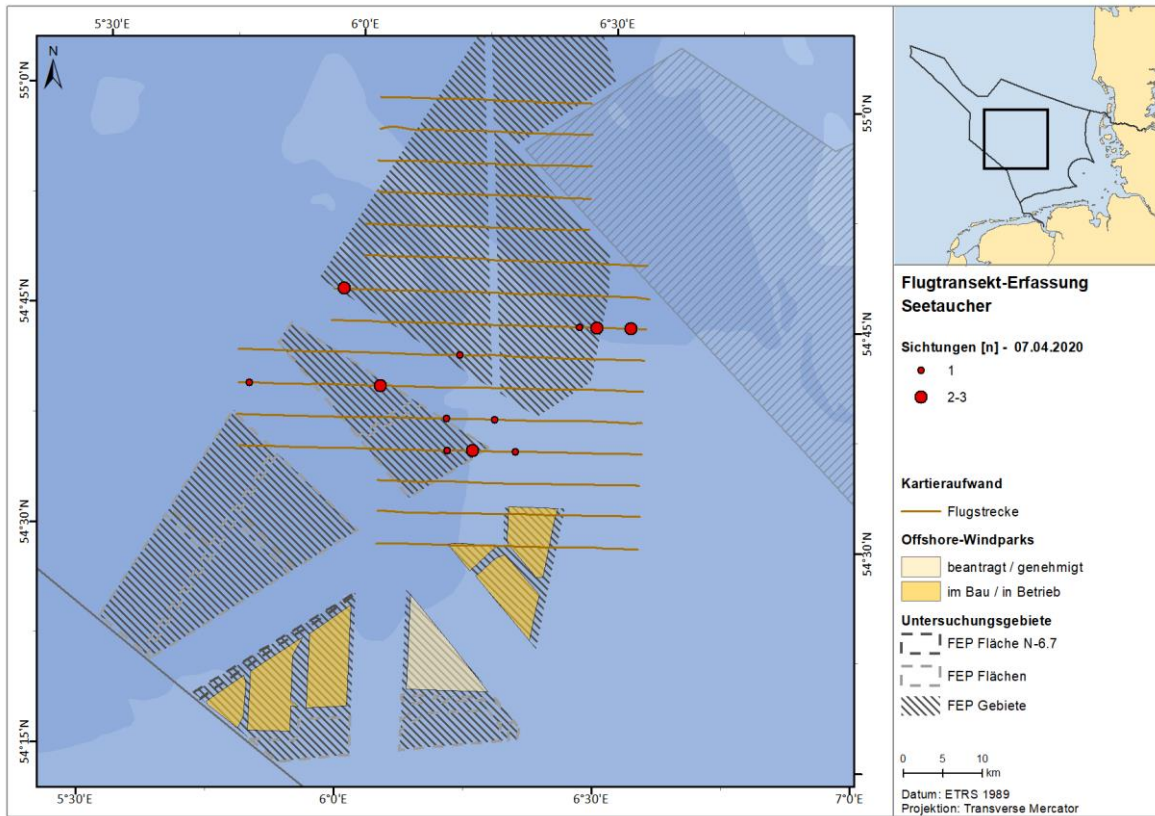


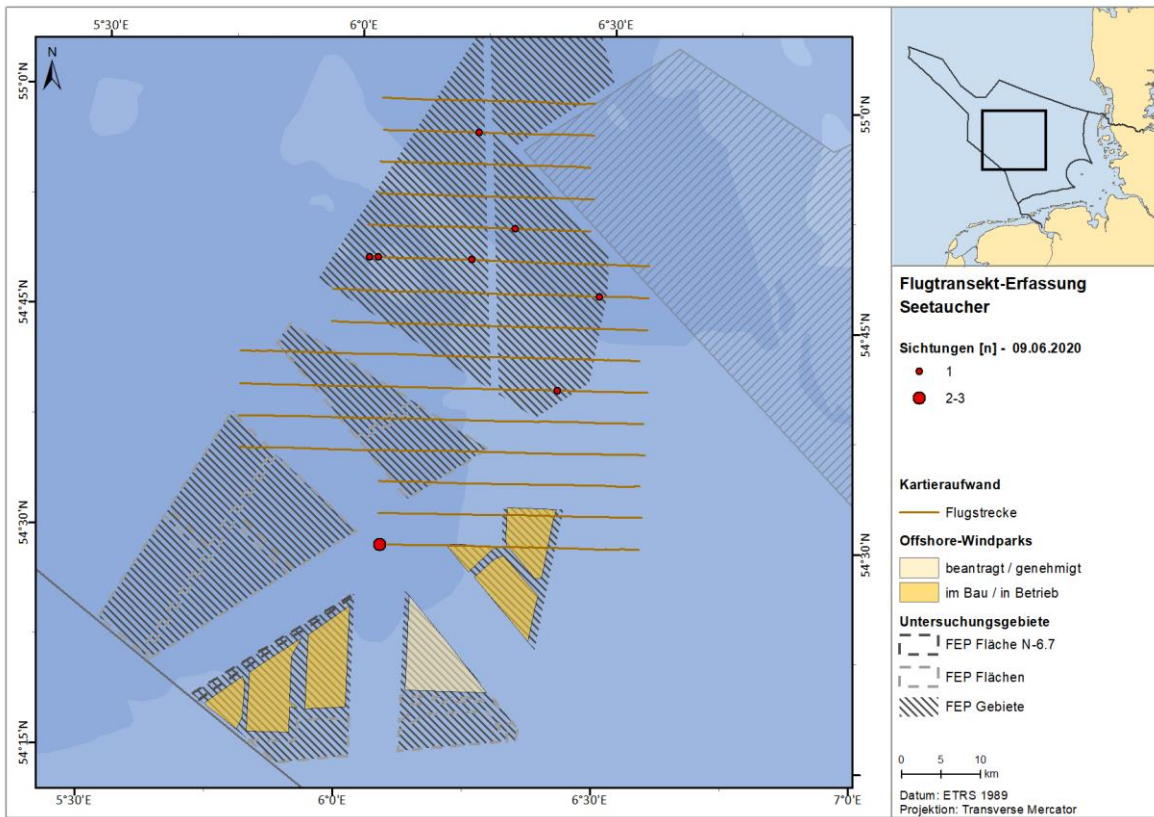
A.3.3.1.2. FN10_11



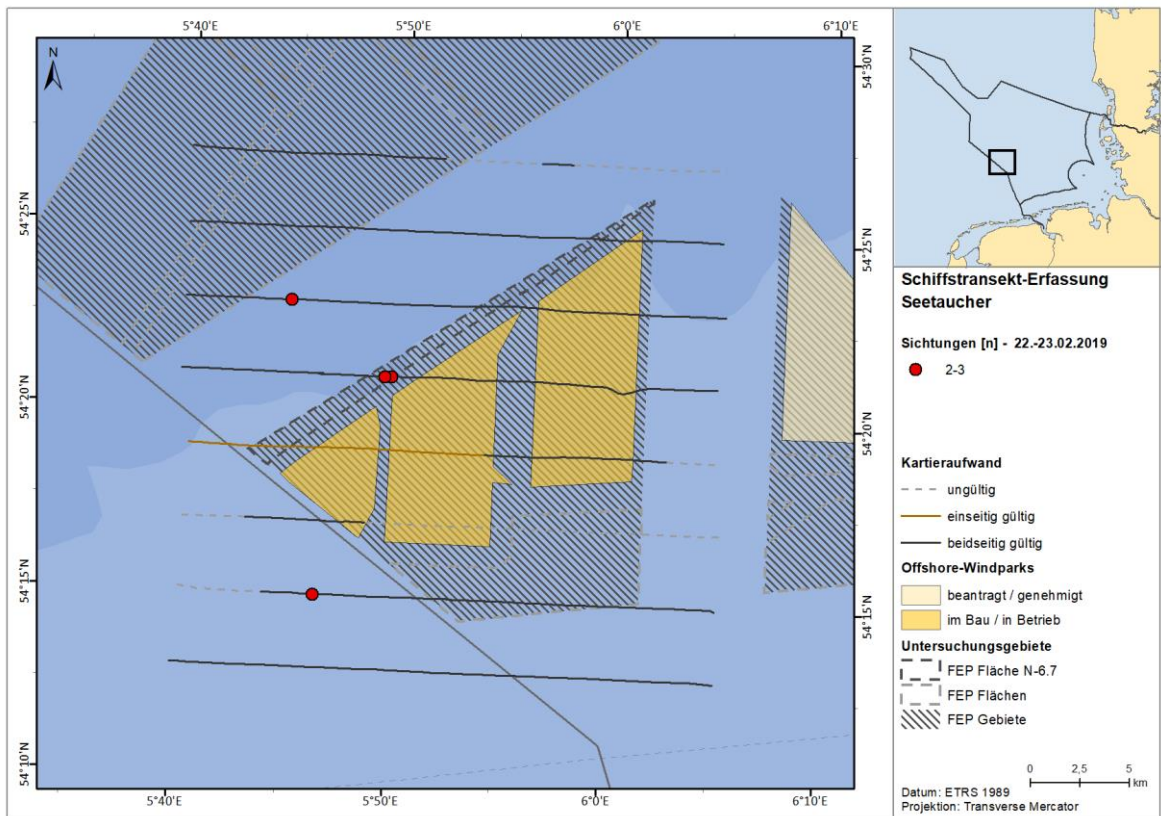
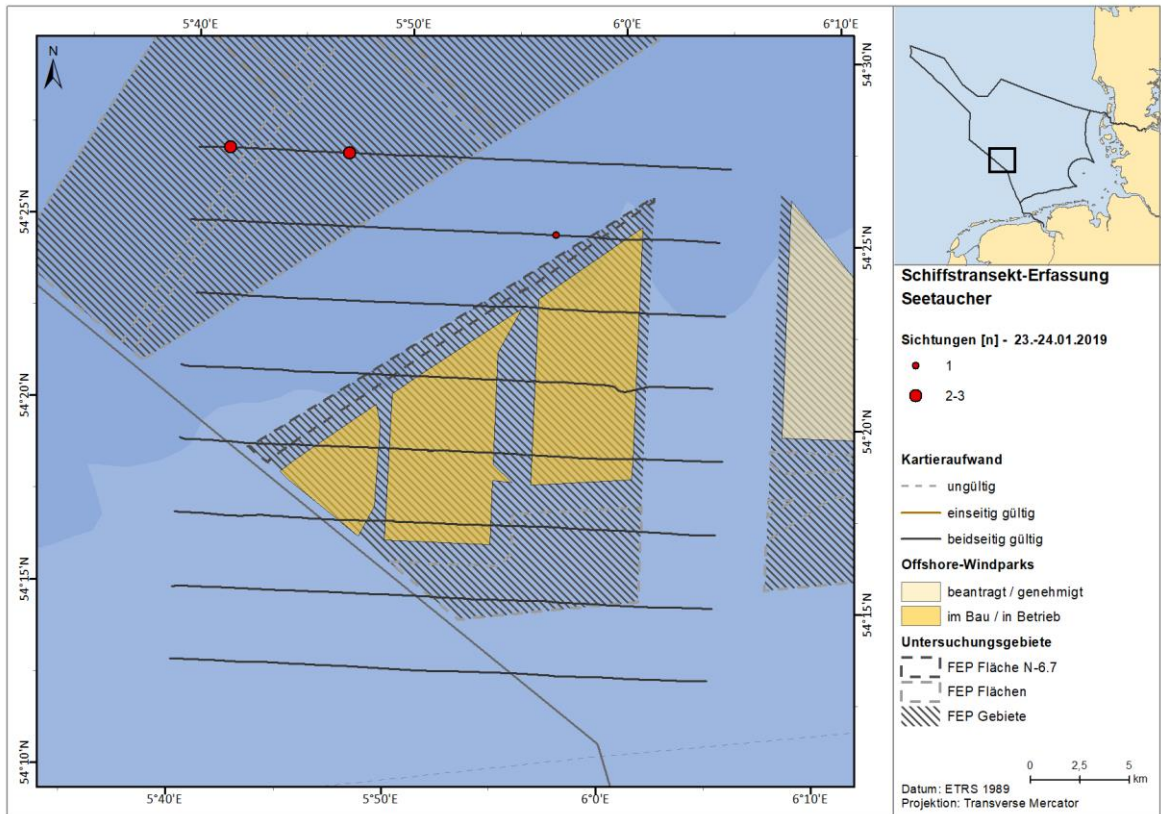


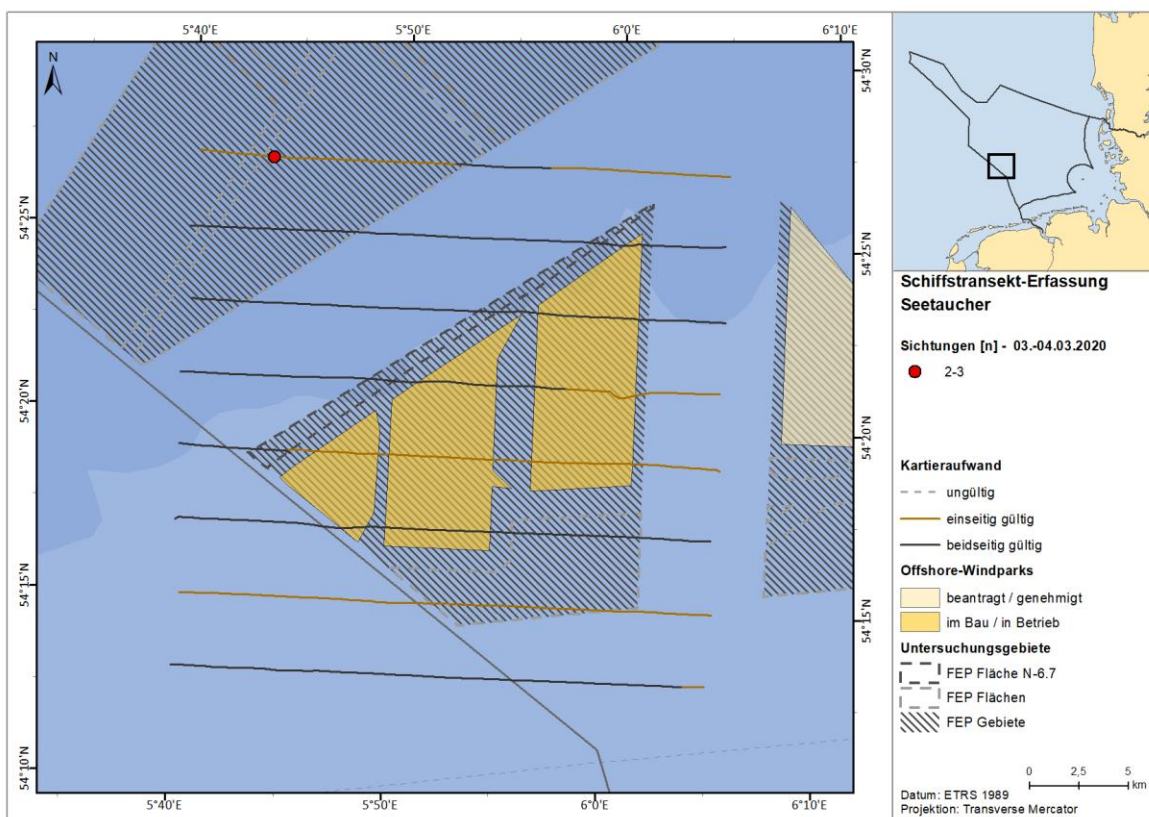
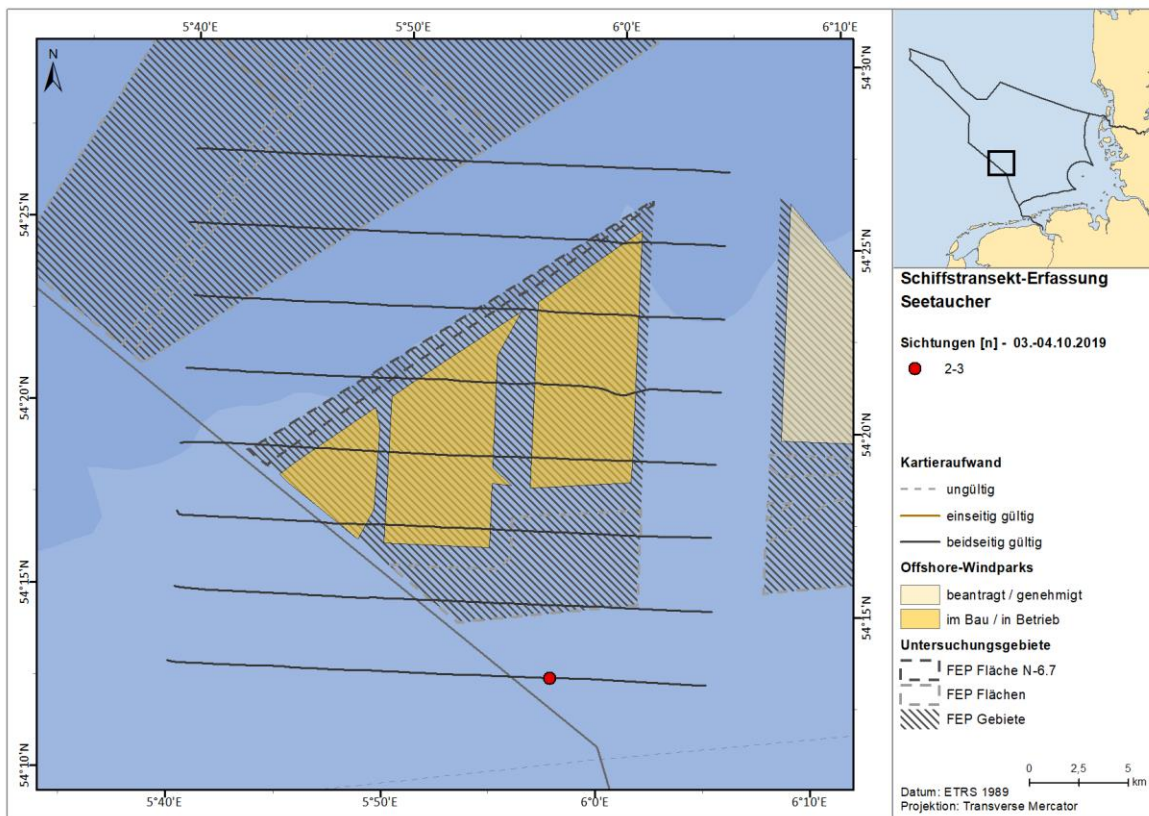


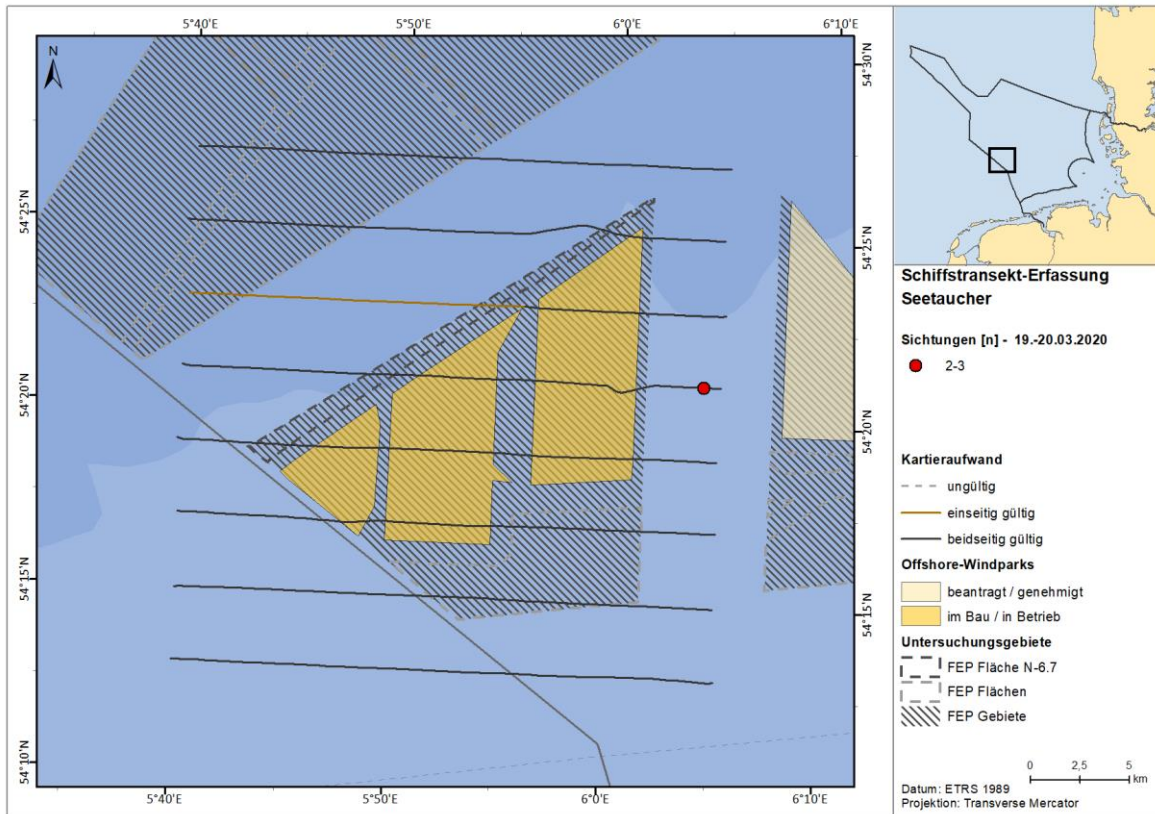




A.3.3.1.3. SC6

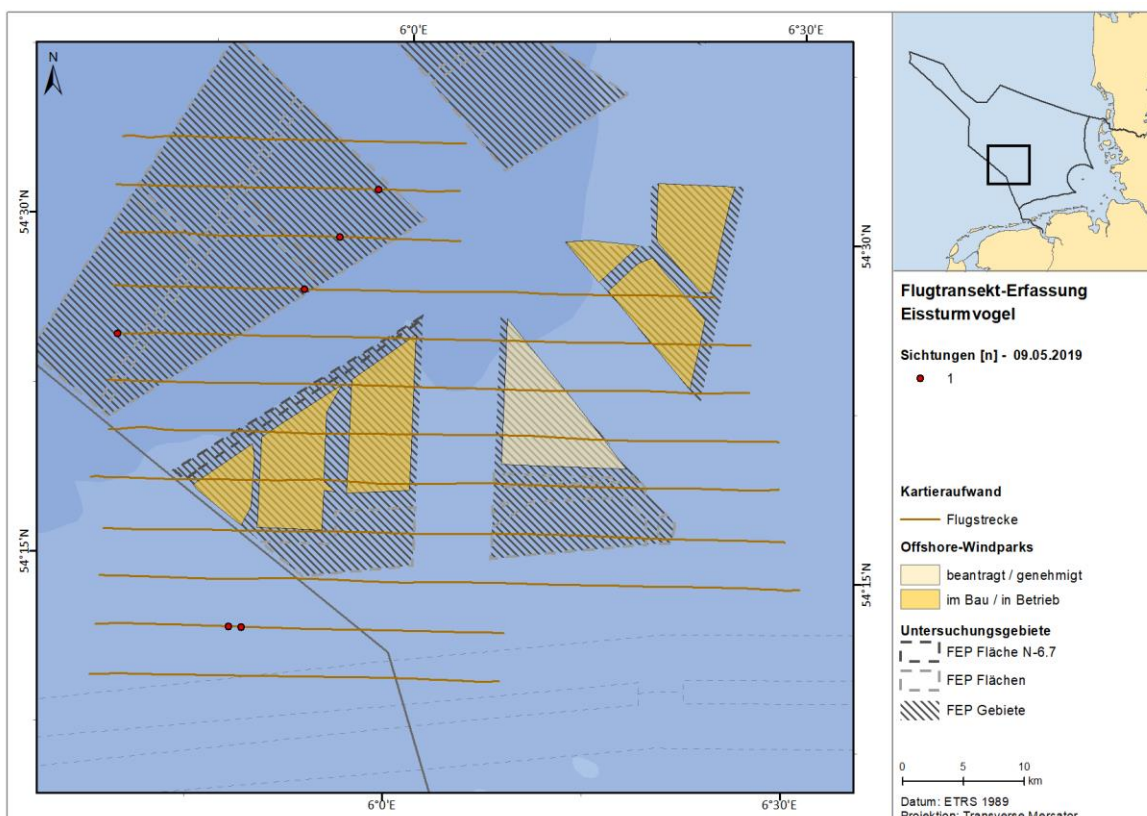
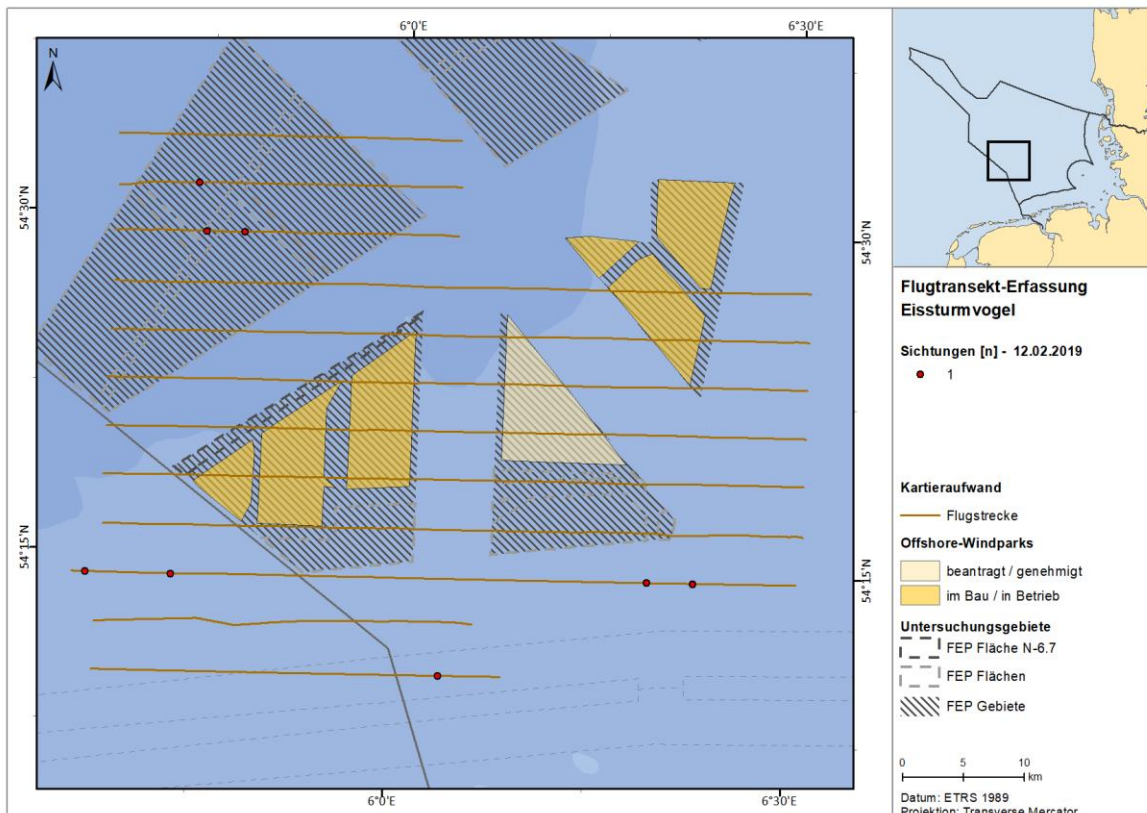


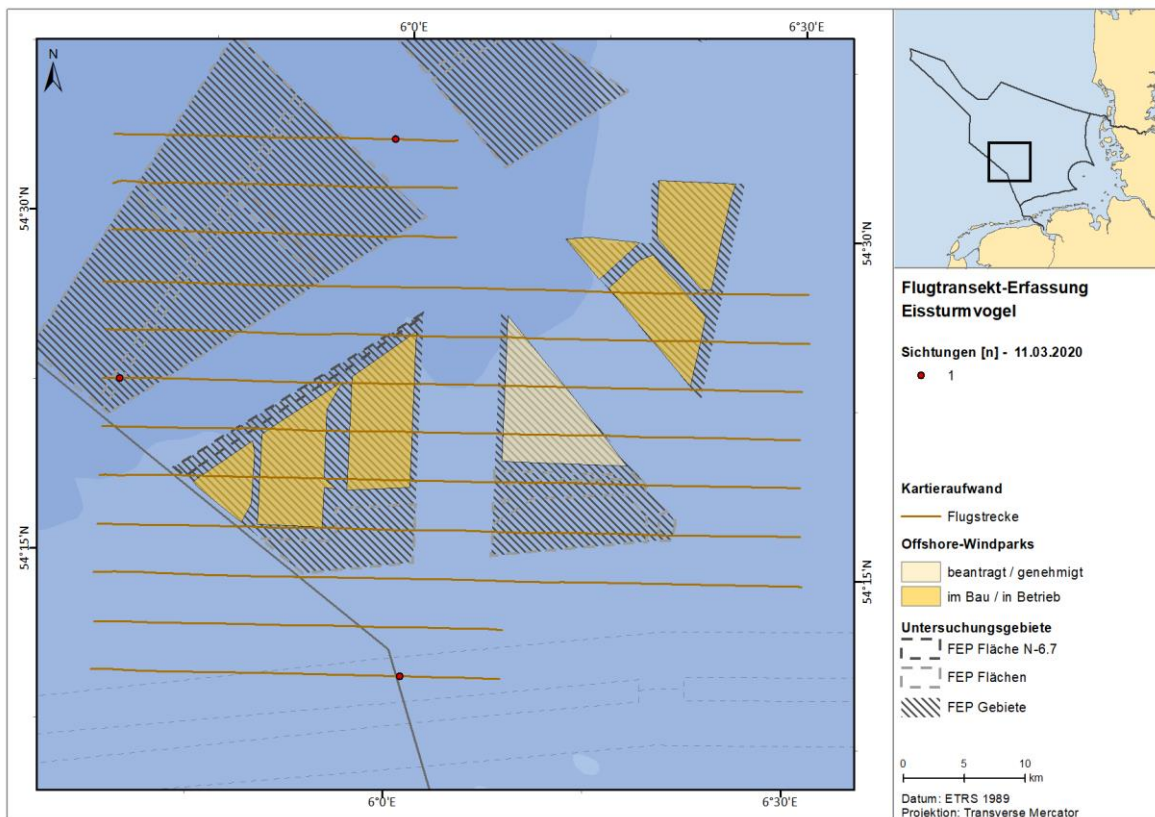
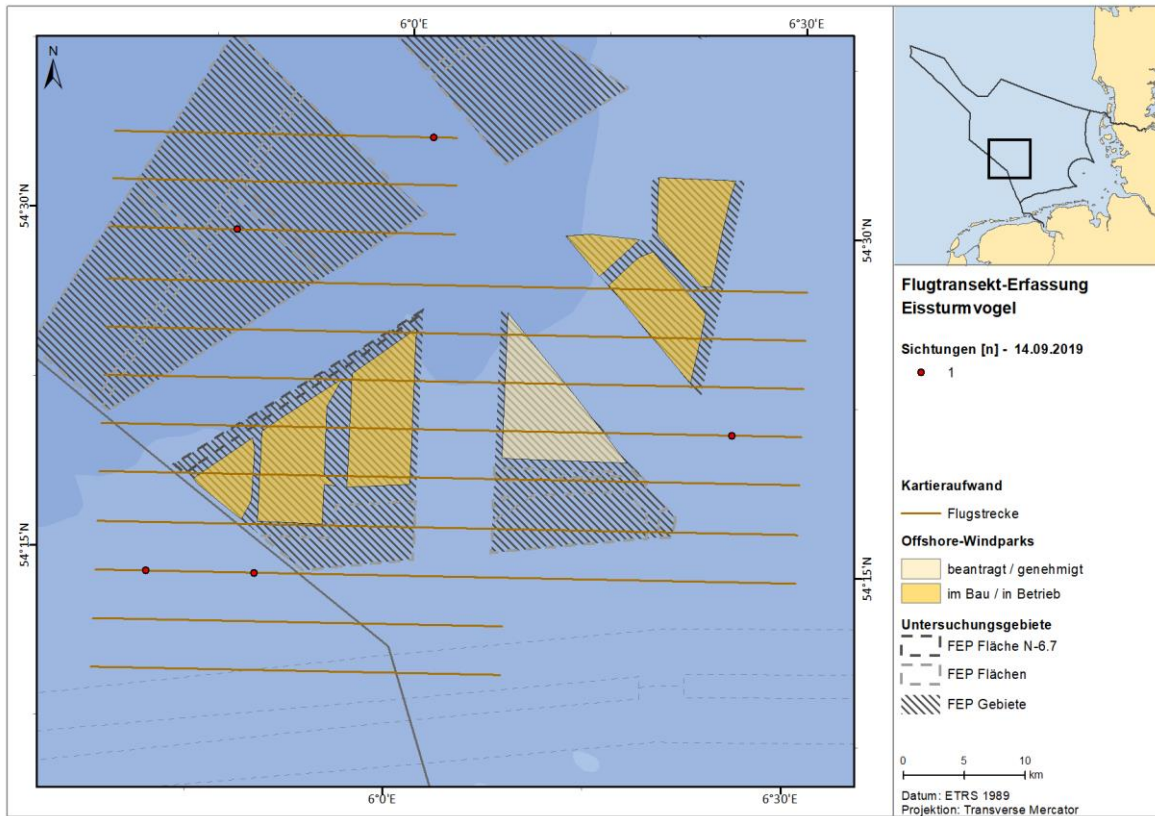


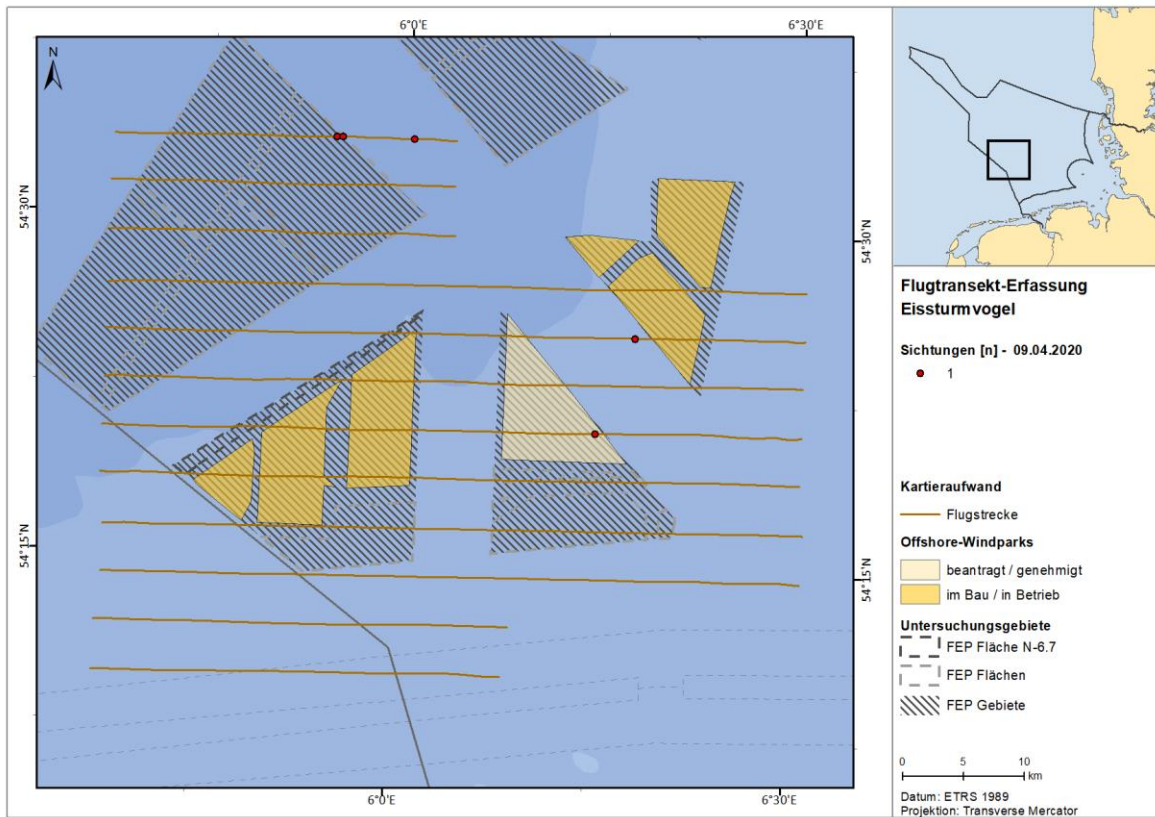


A.3.3.2. Eissturmvogel

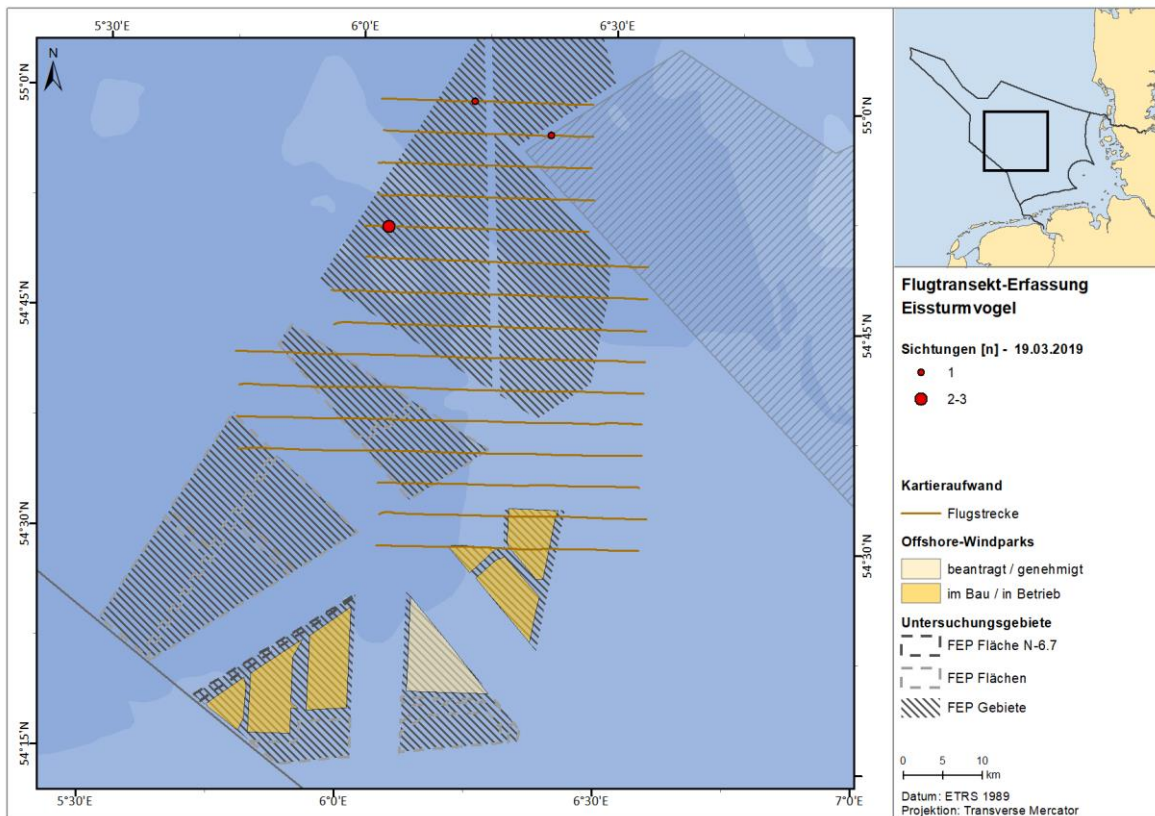
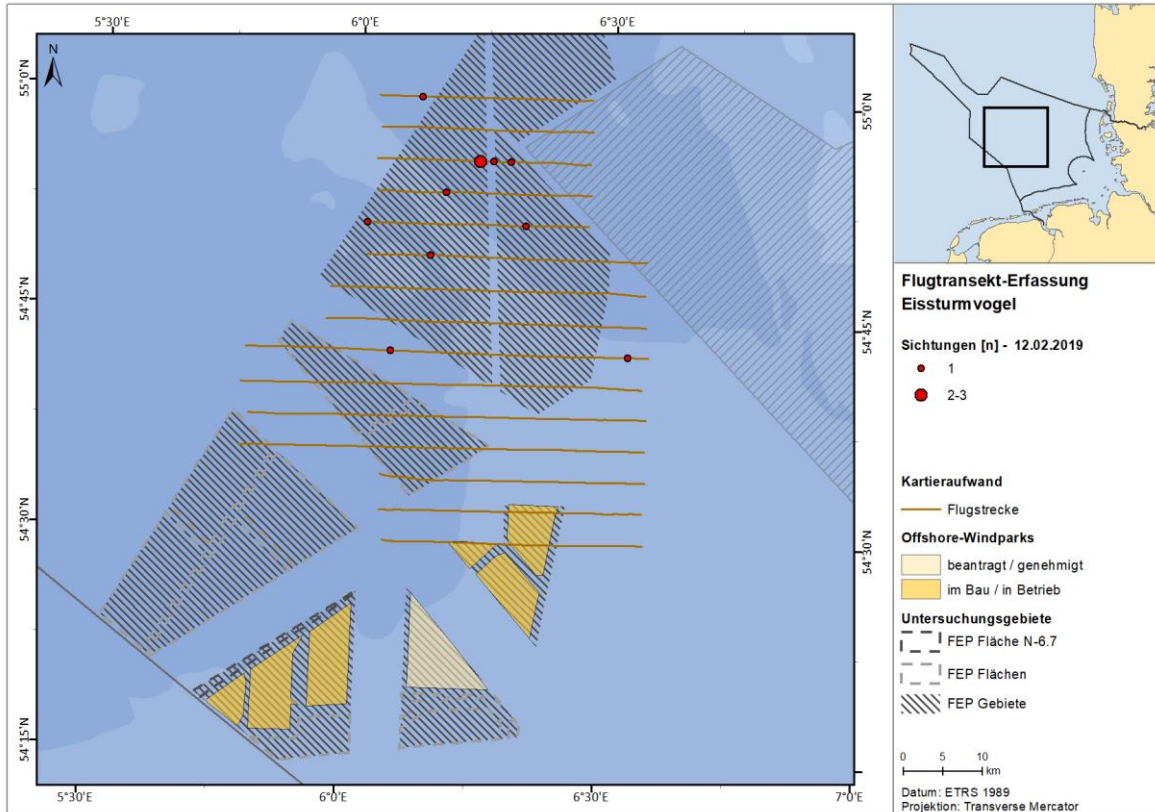
A.3.3.2.1. FN6_7

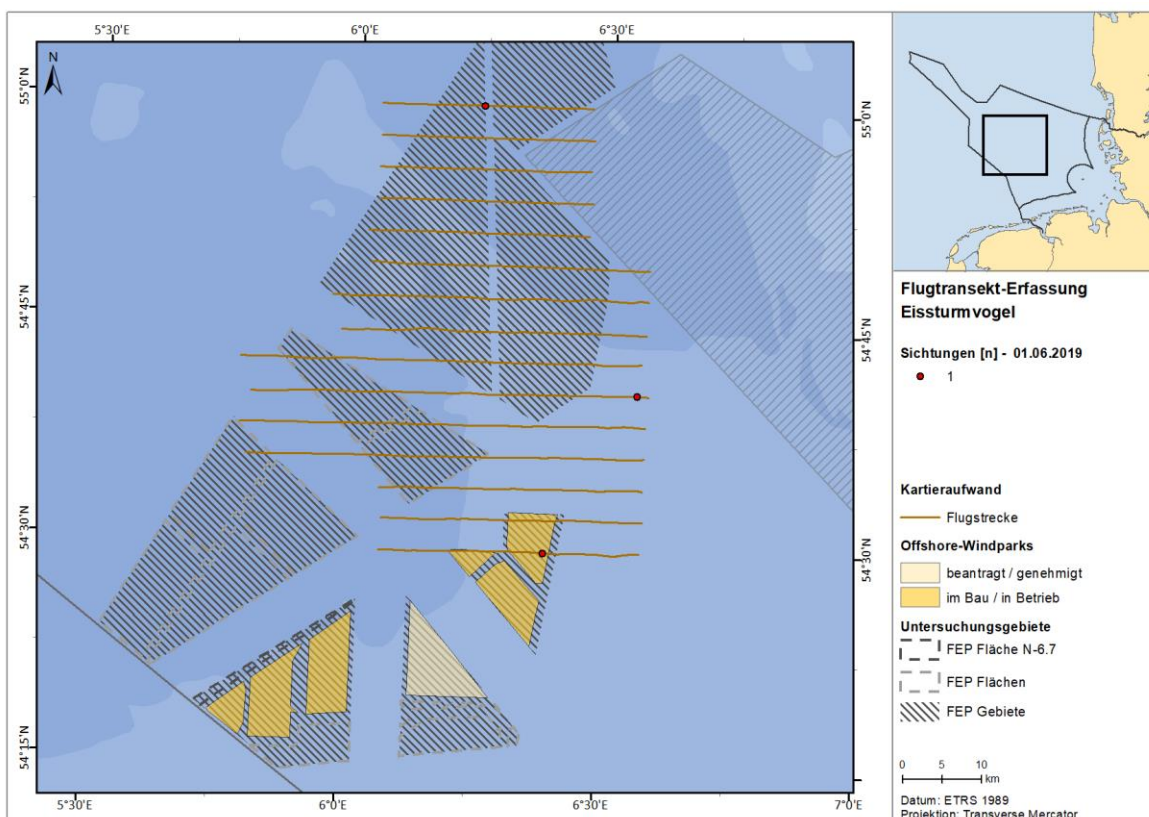
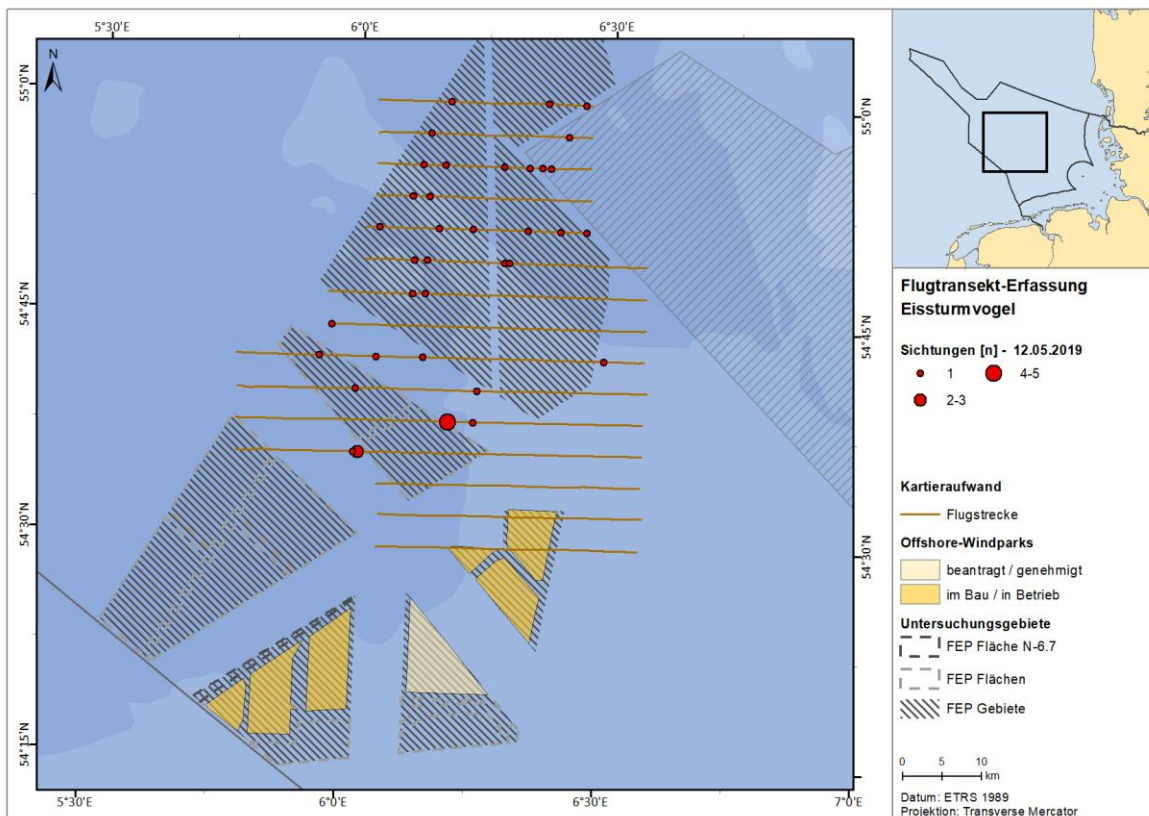


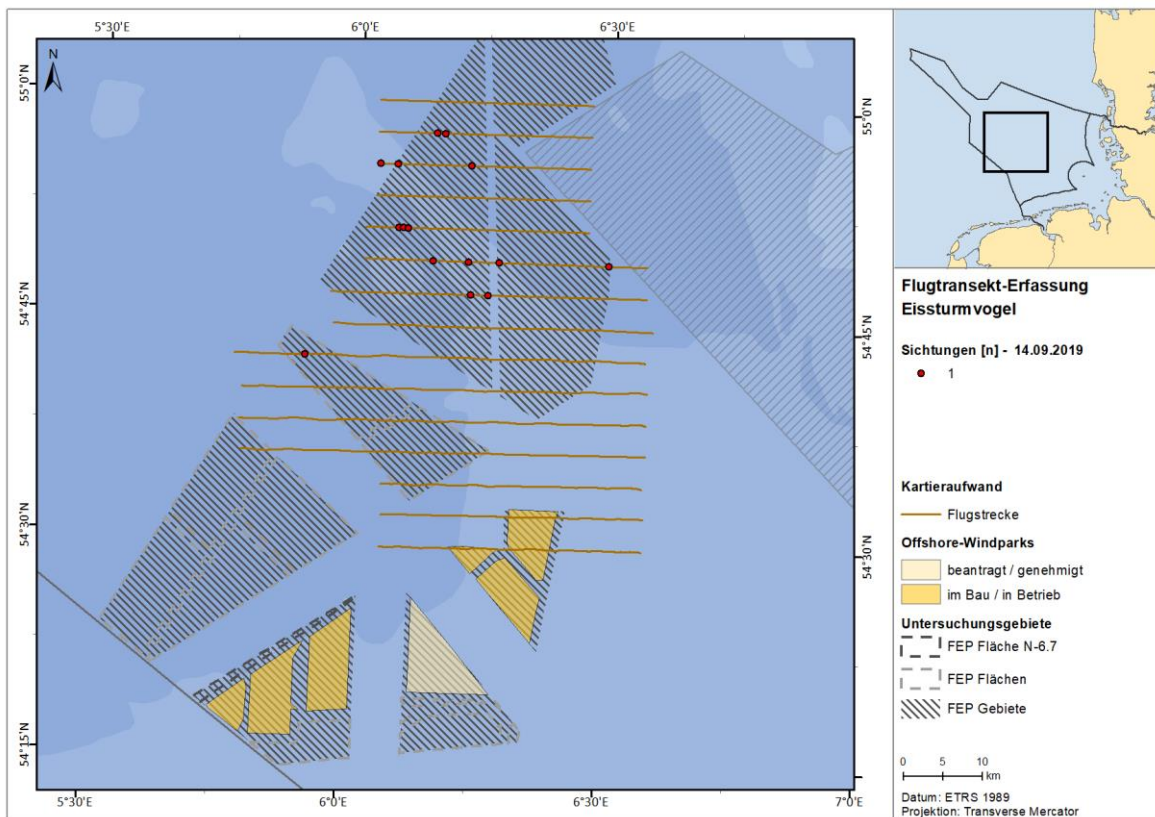
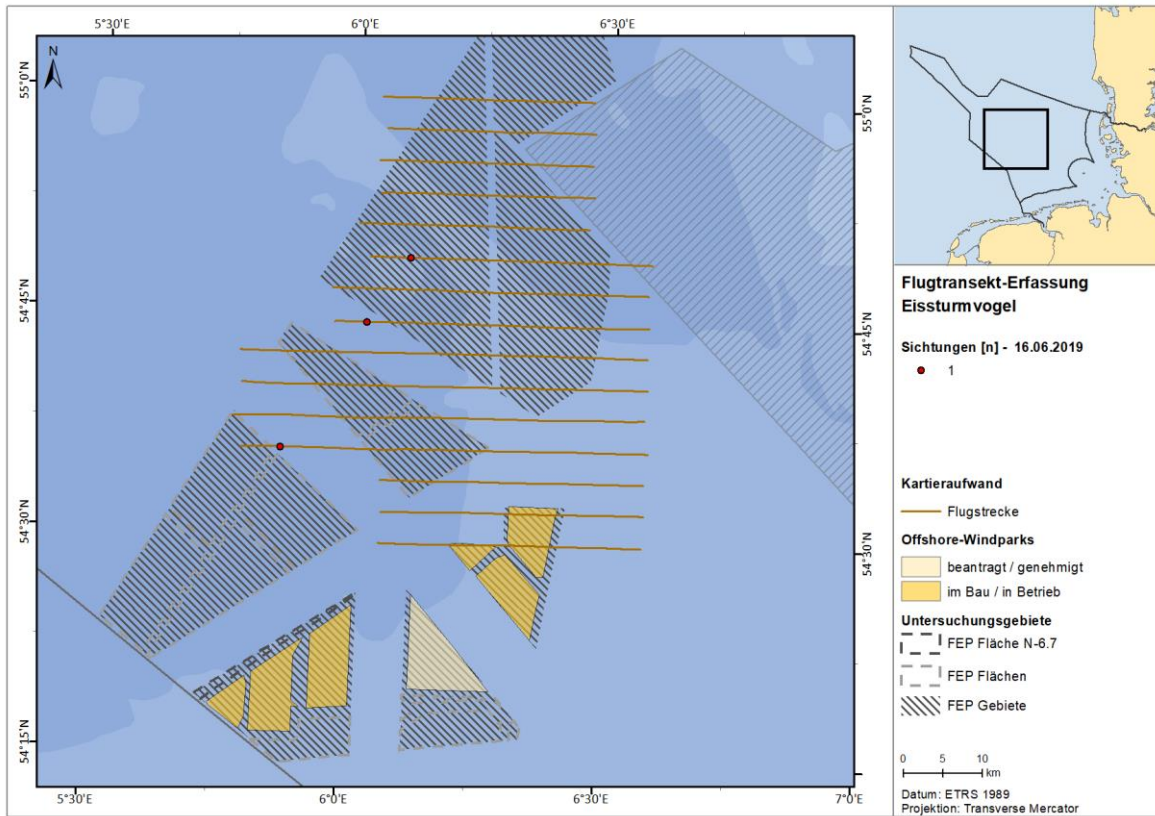


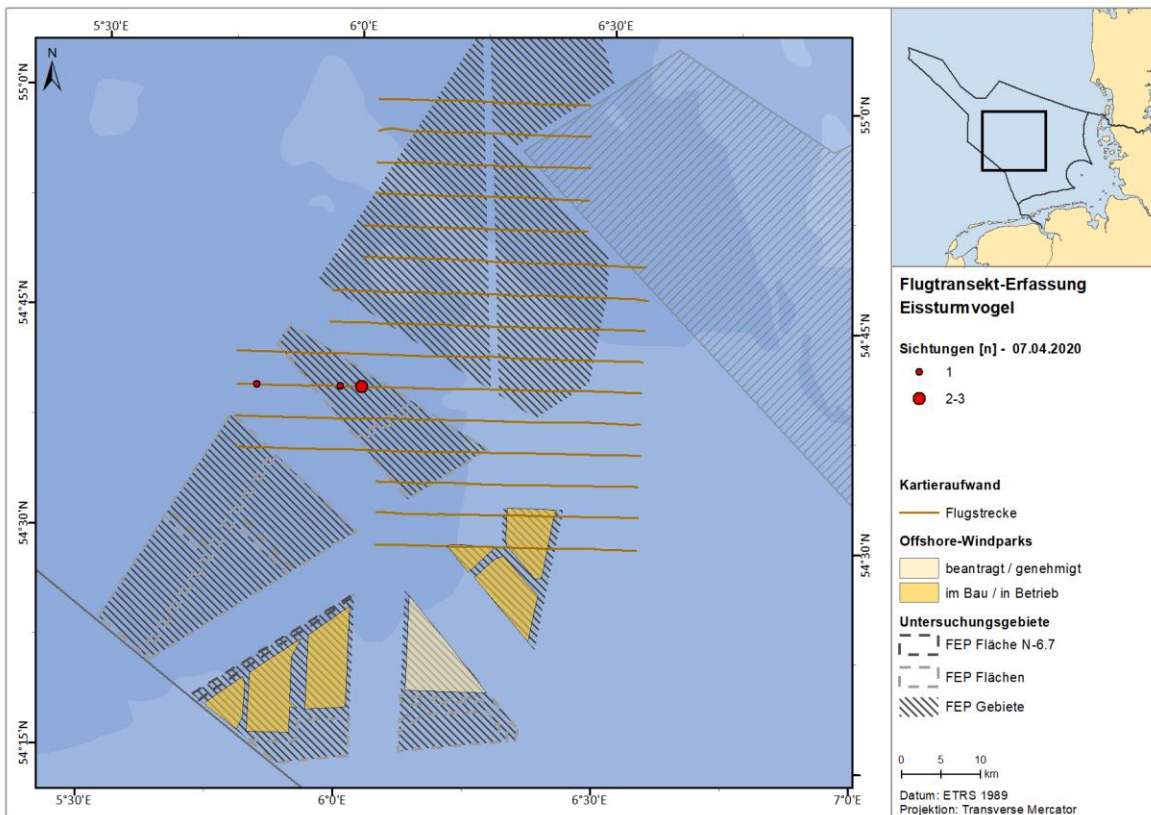
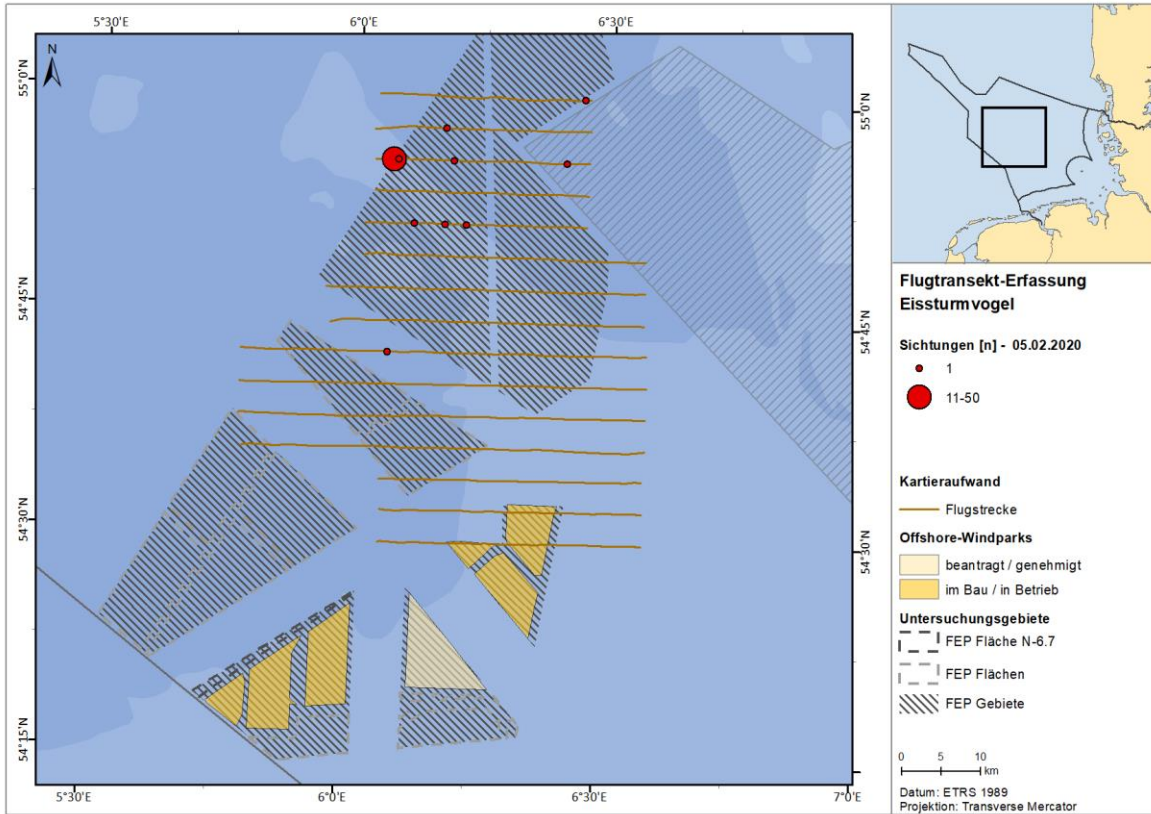


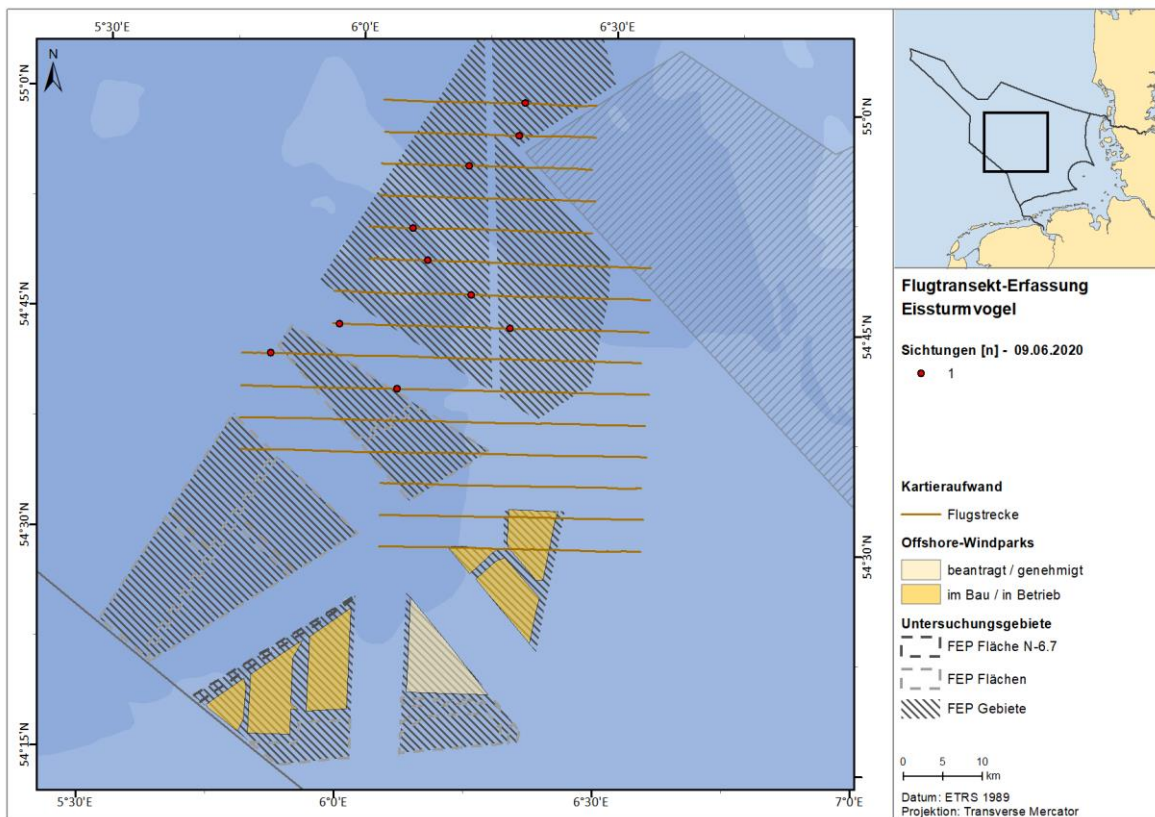
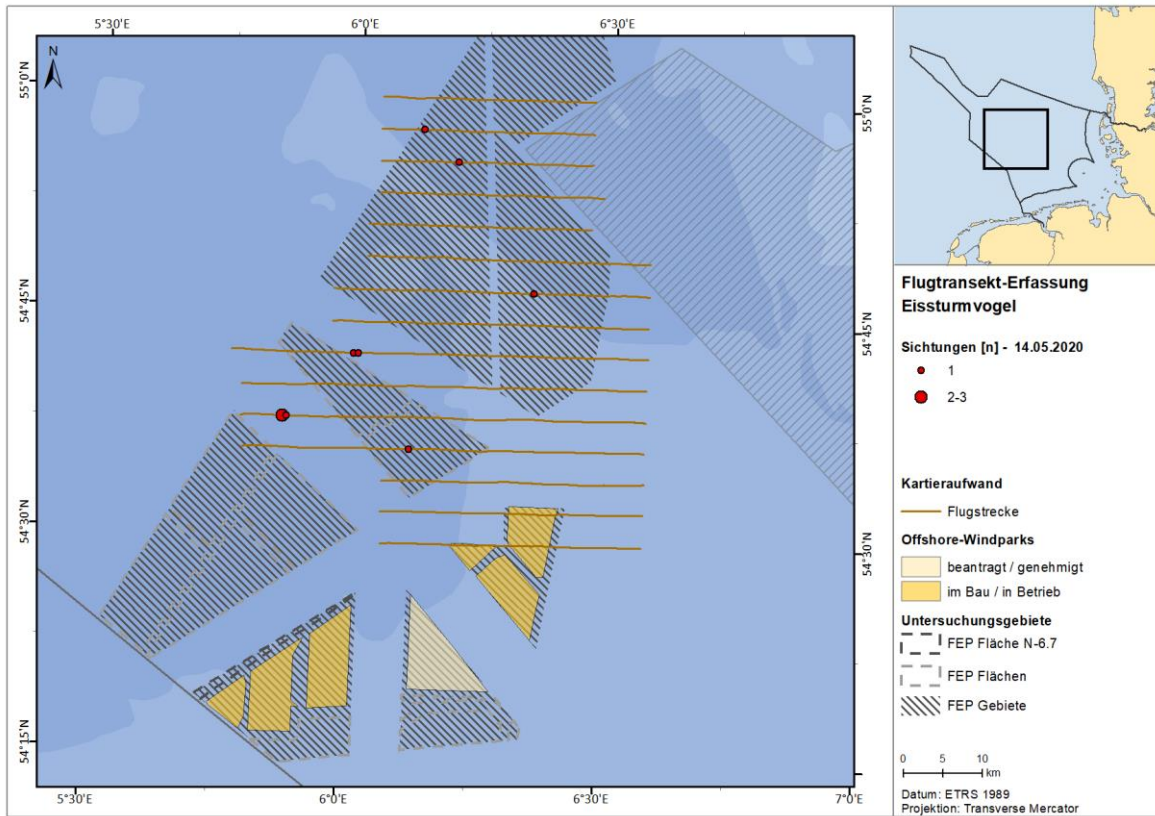
A.3.3.2.2. FN10_11

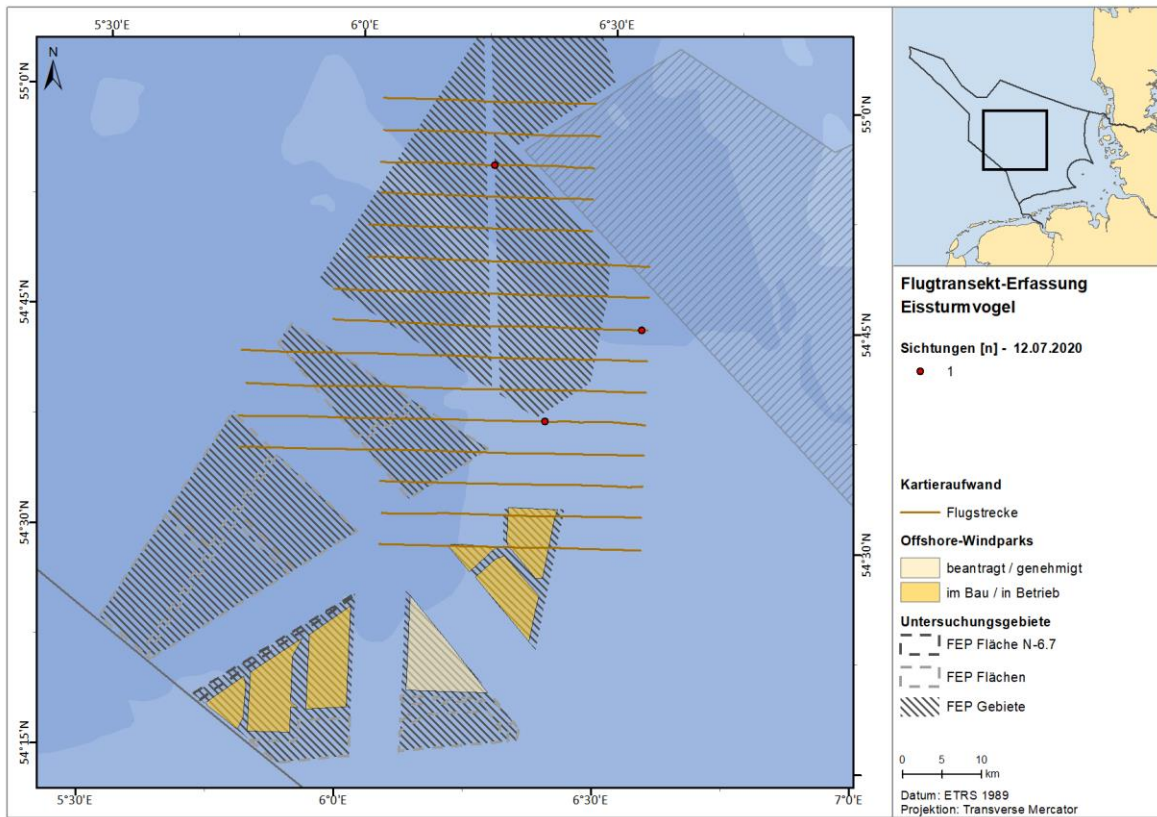




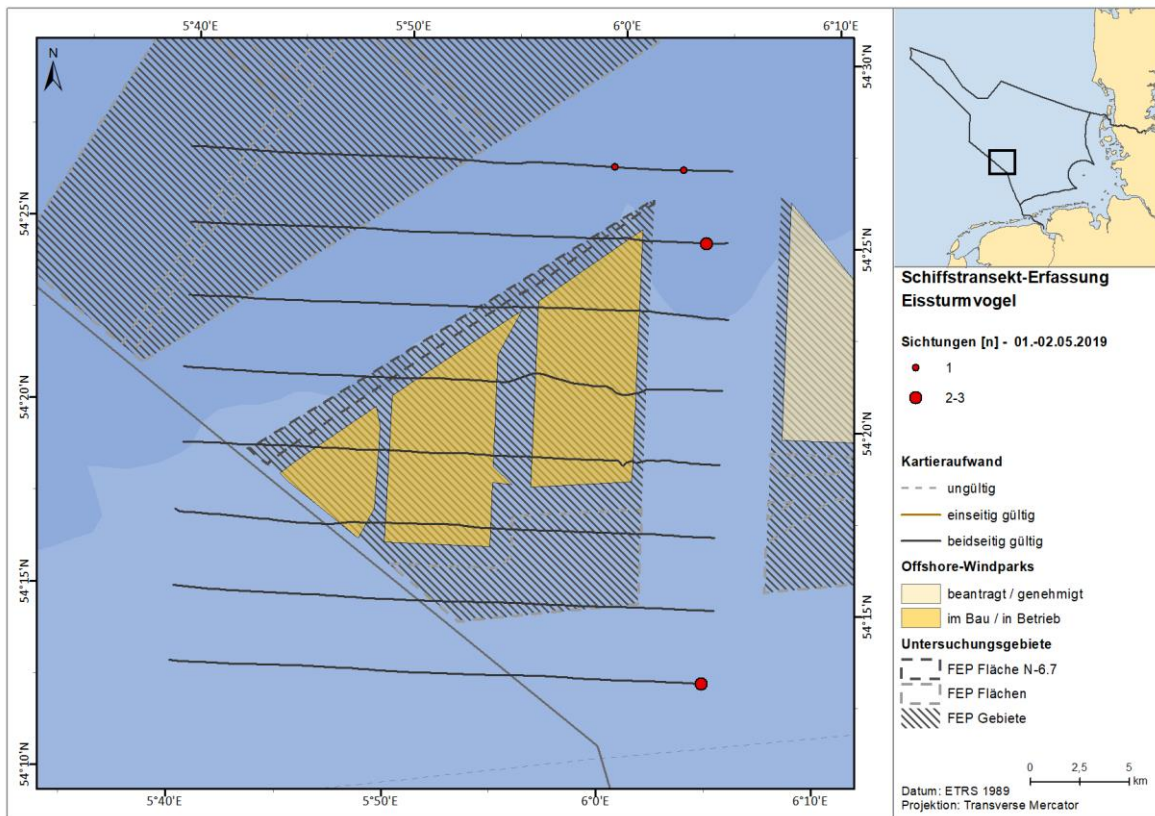
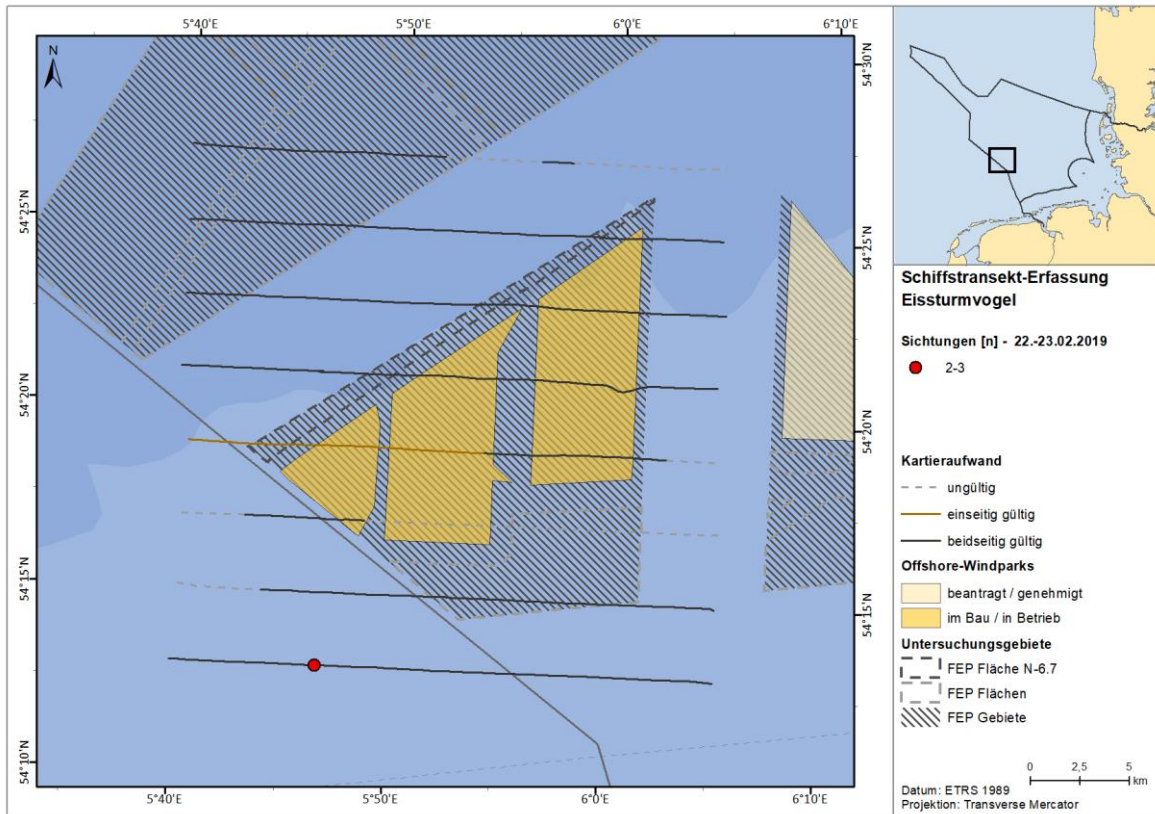


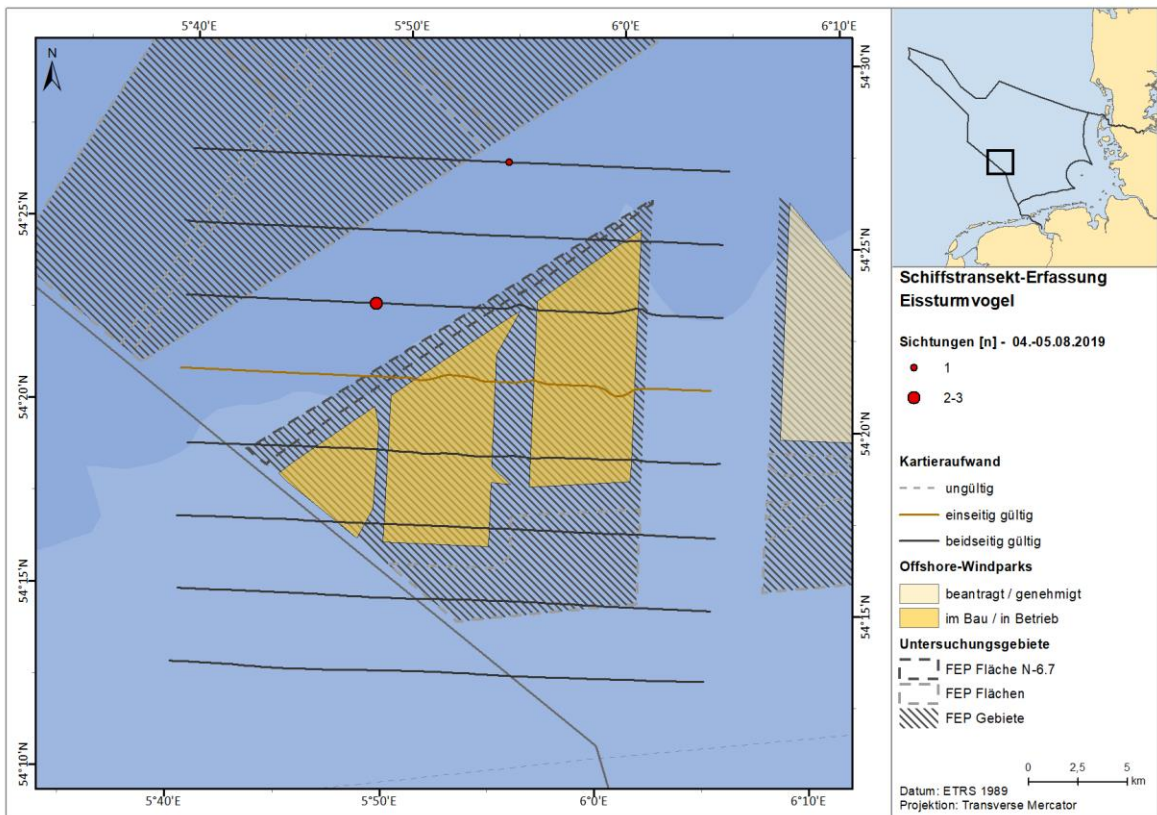
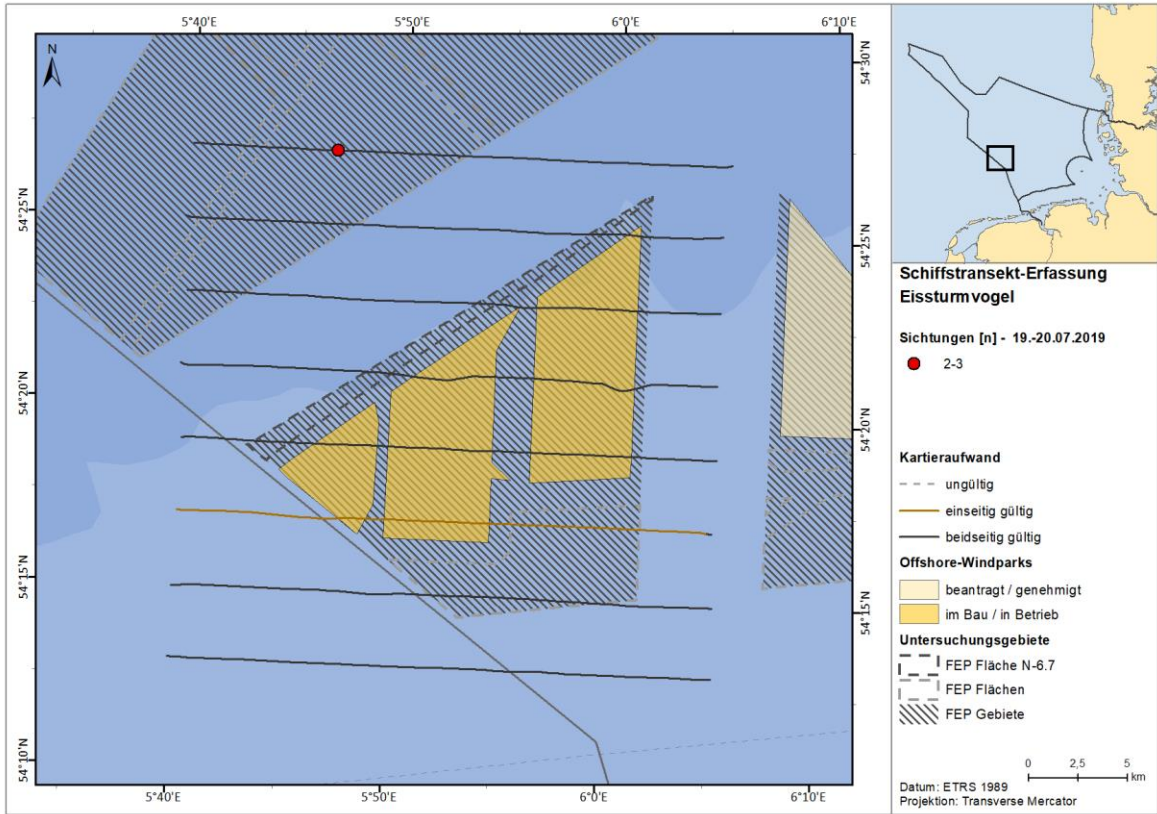


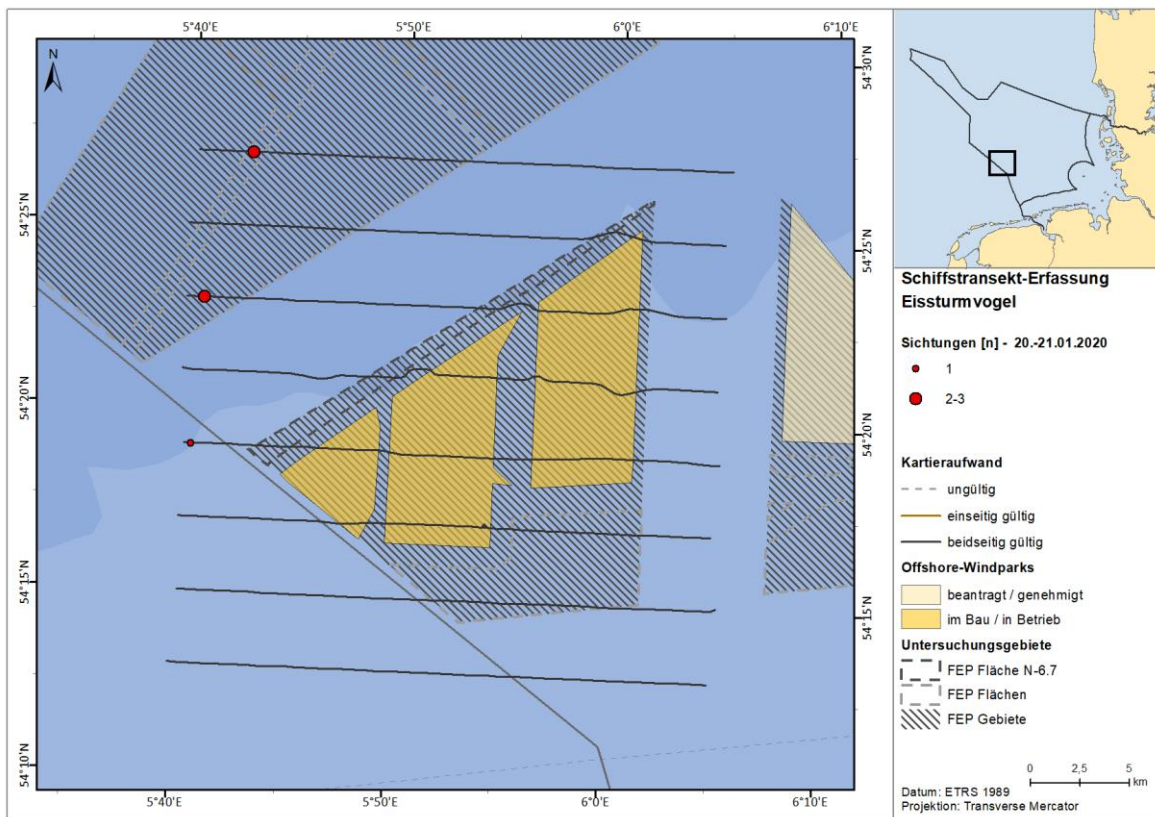
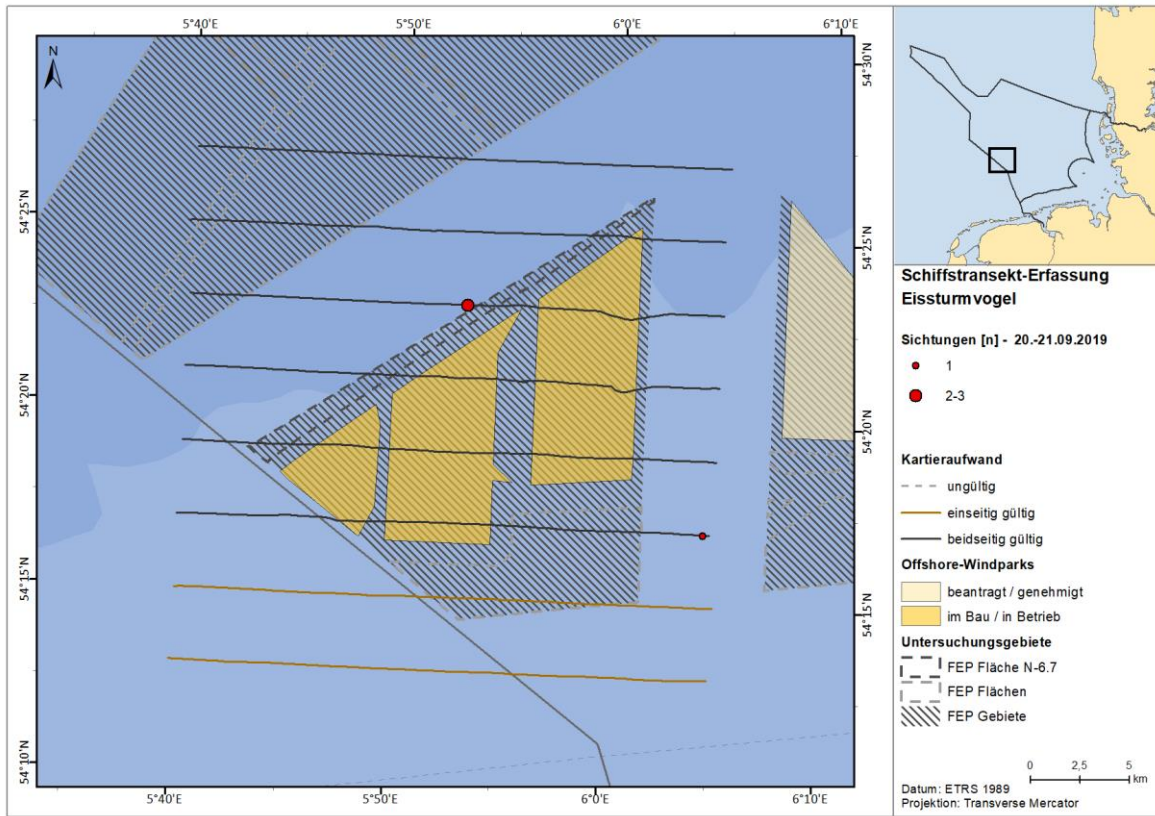


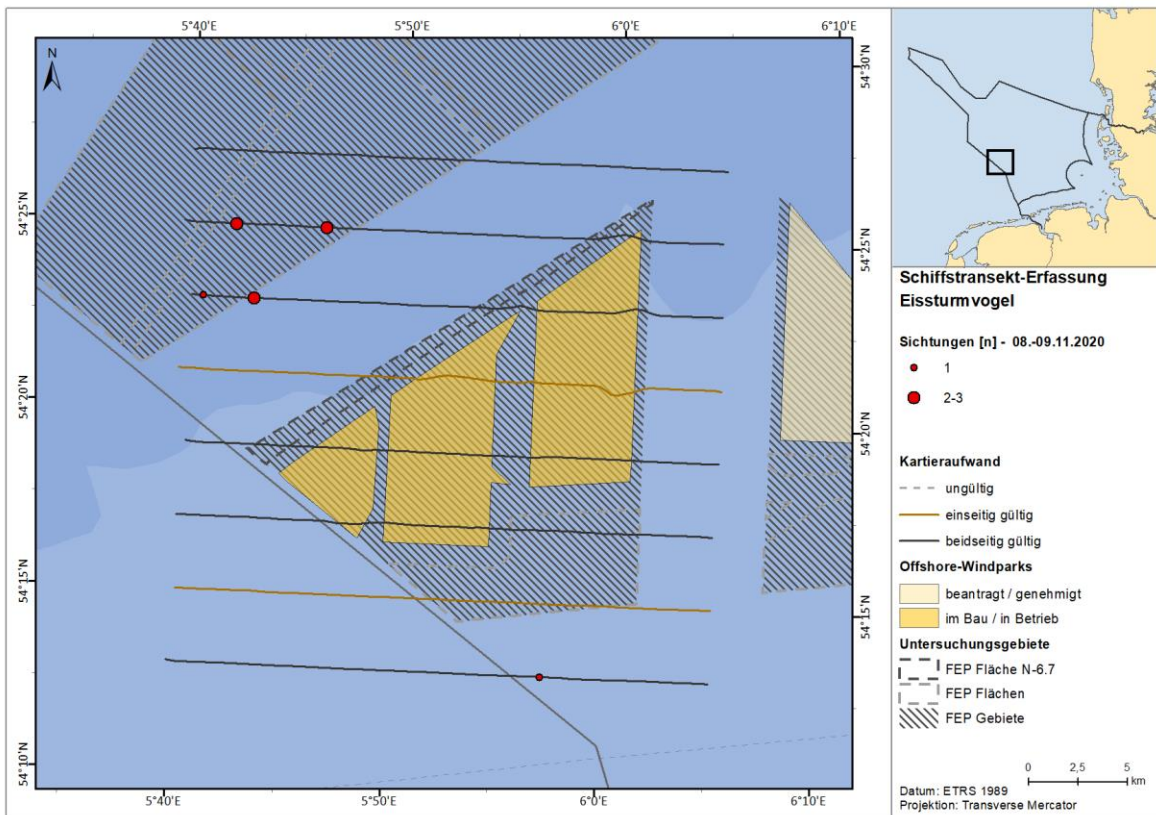
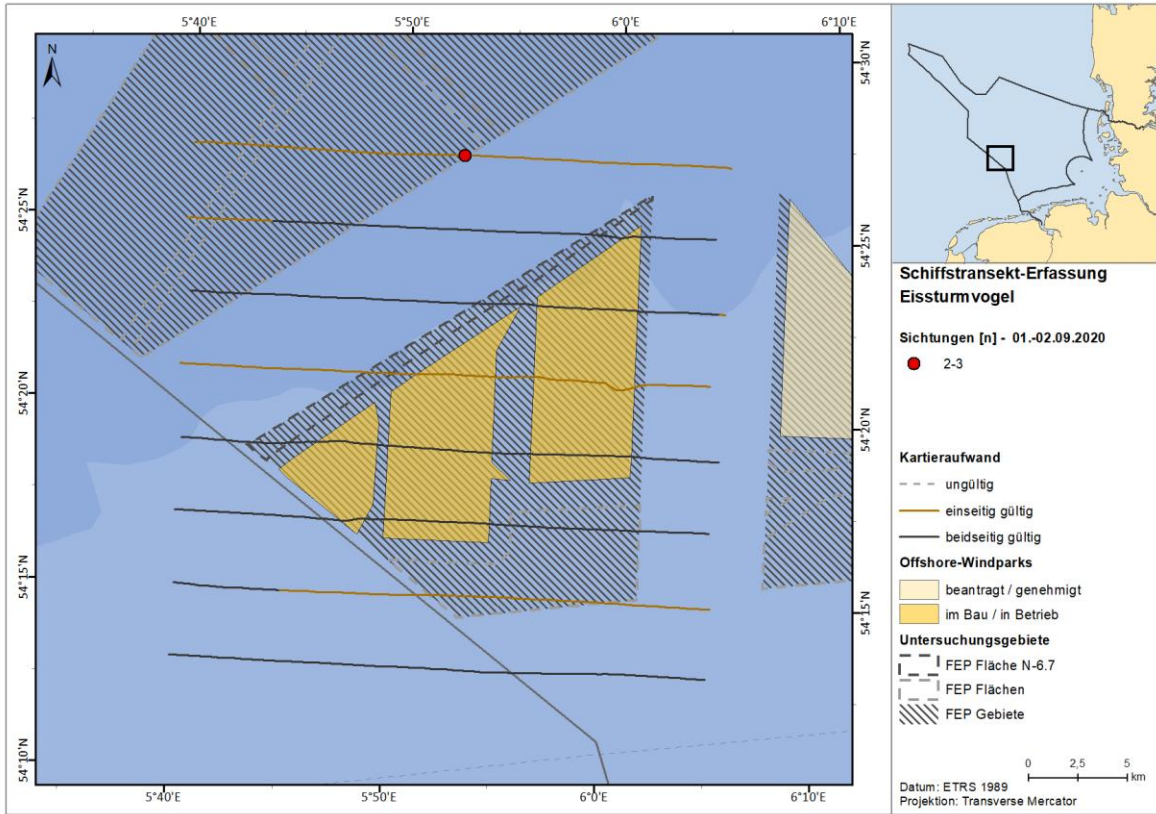


A.3.3.2.3. SC6



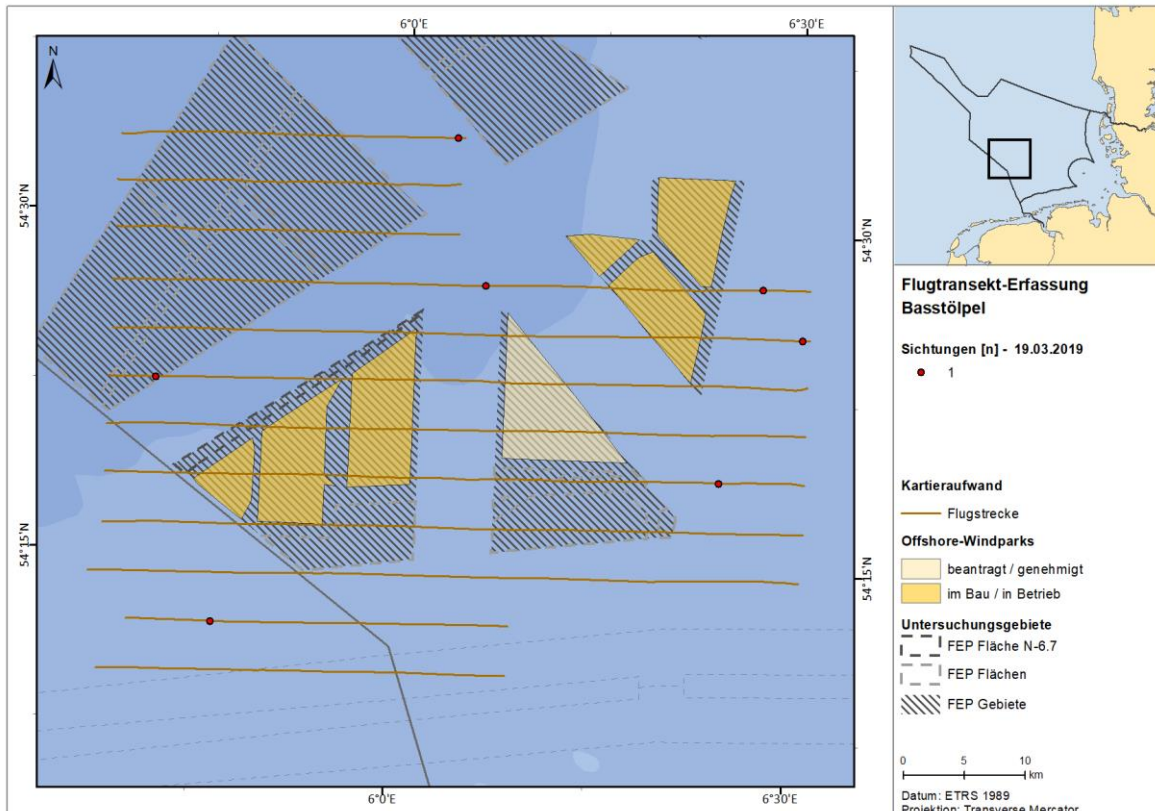
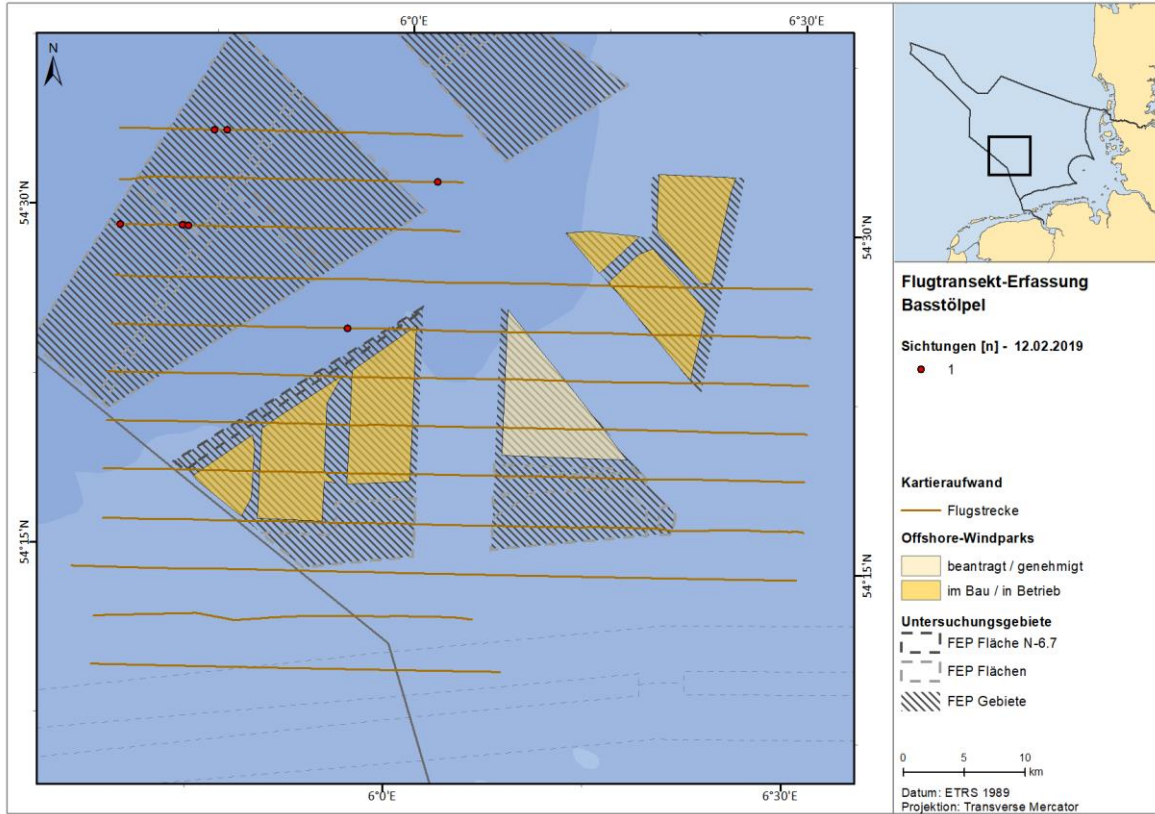


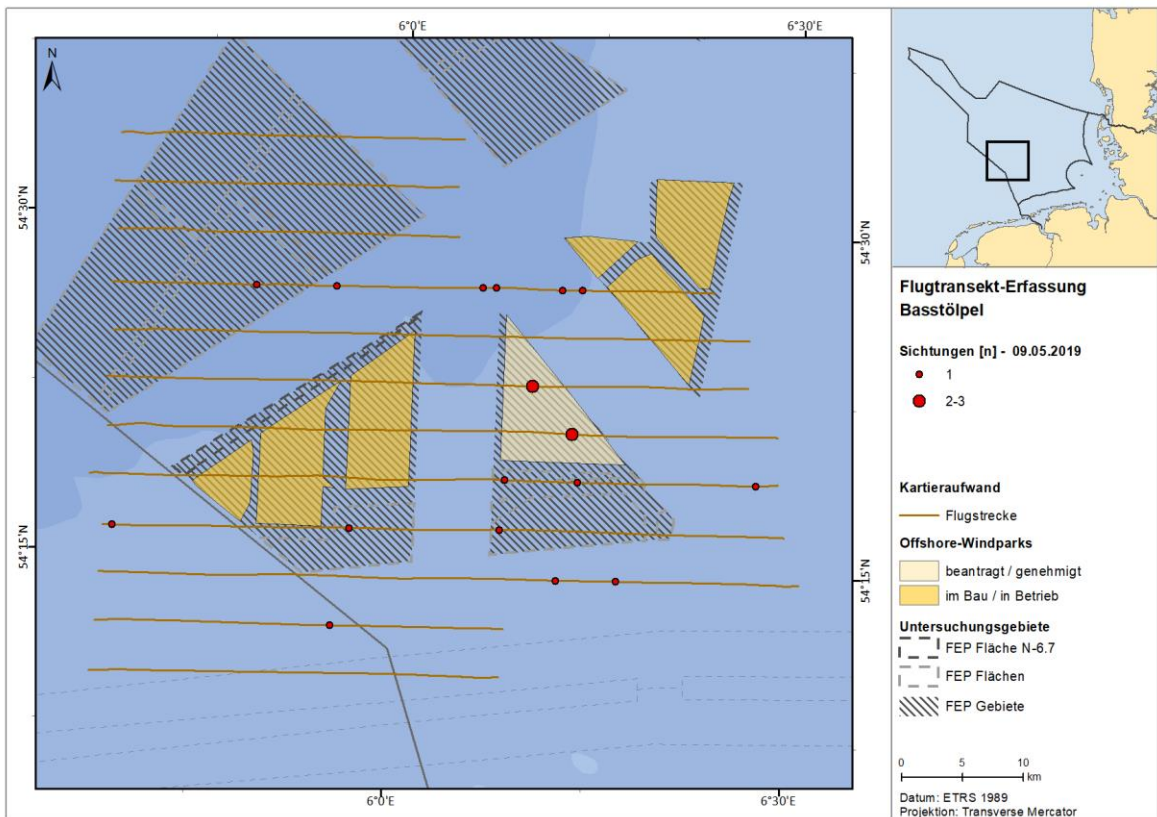
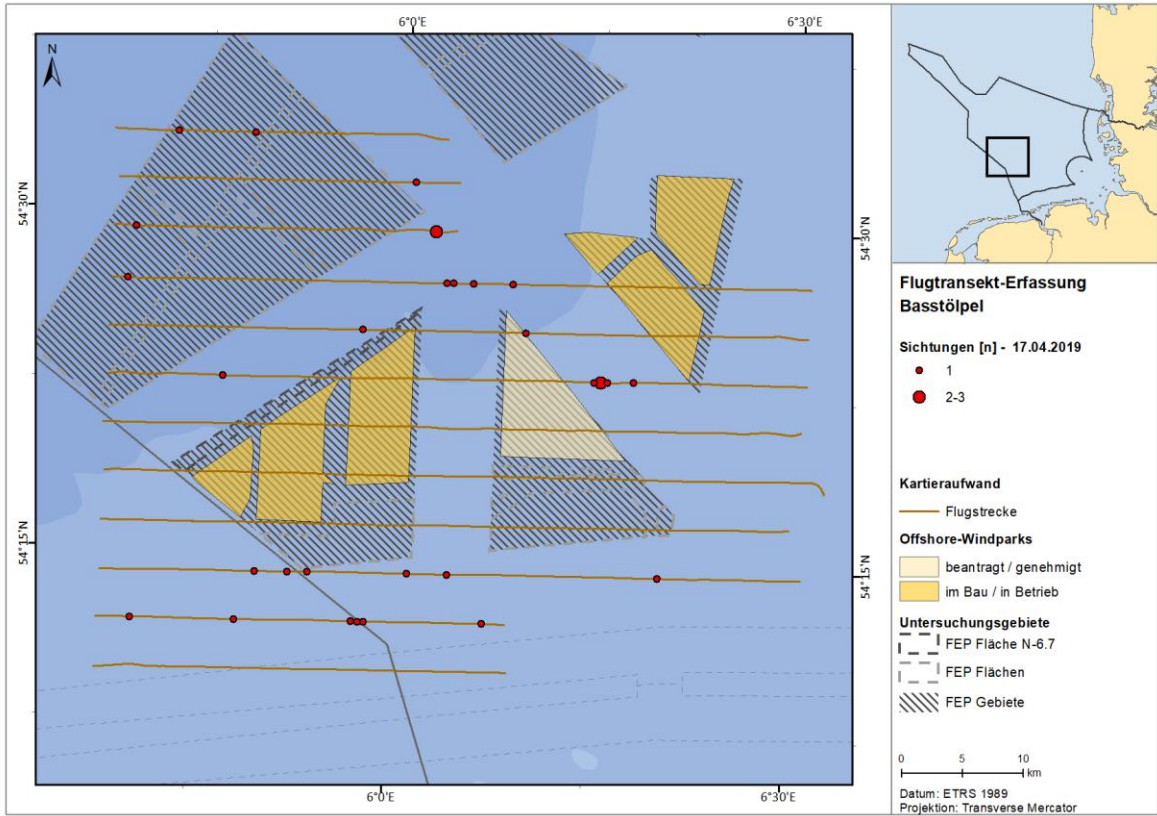


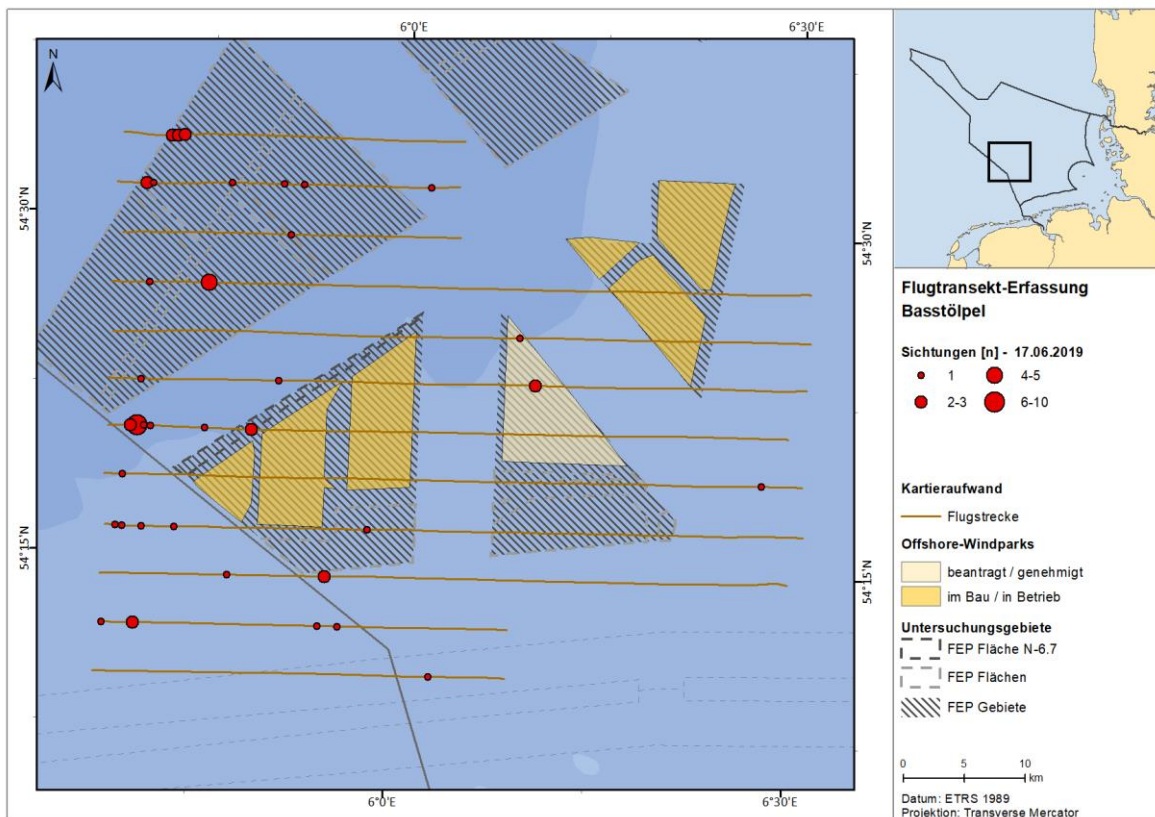
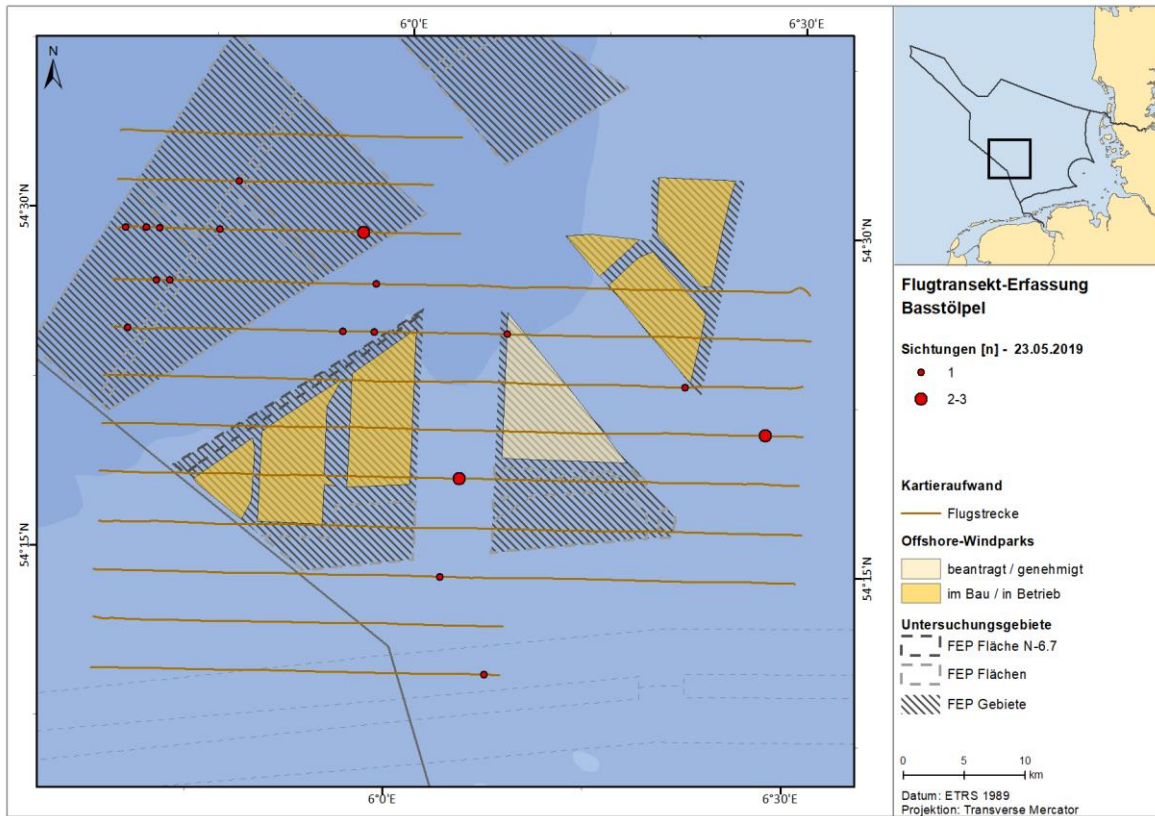


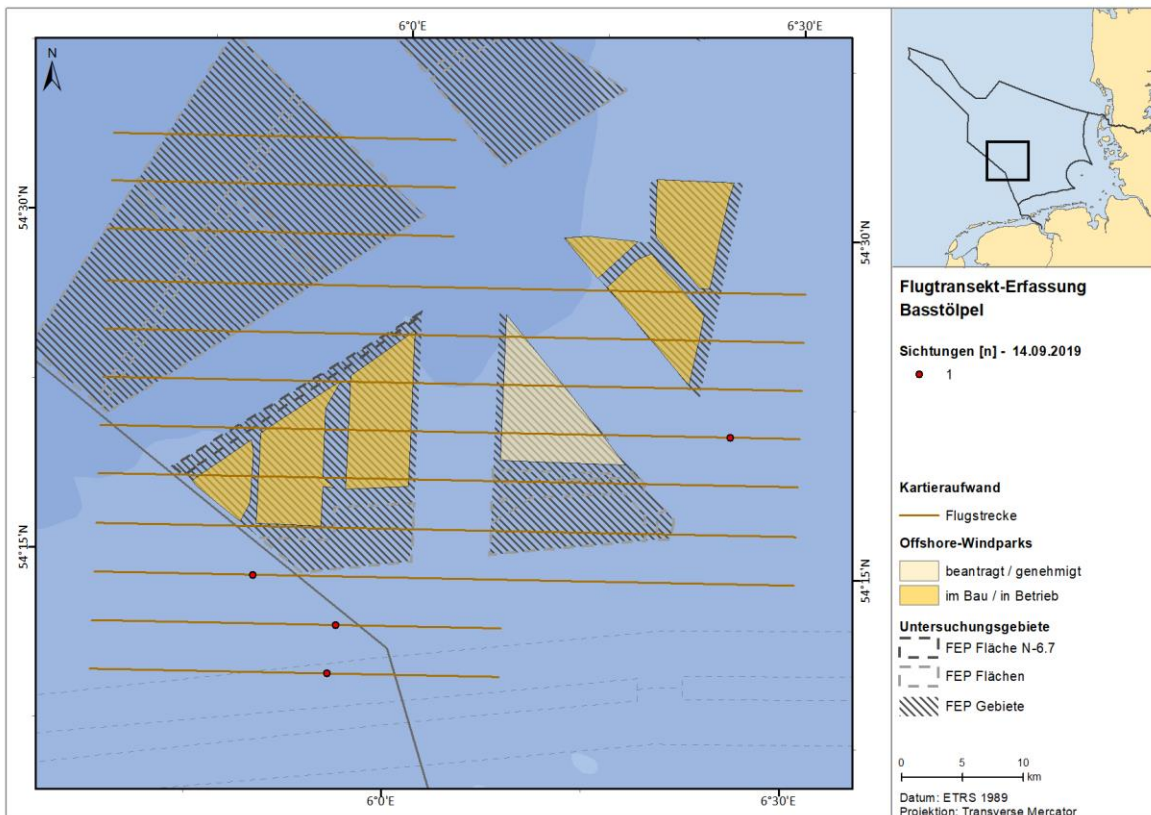
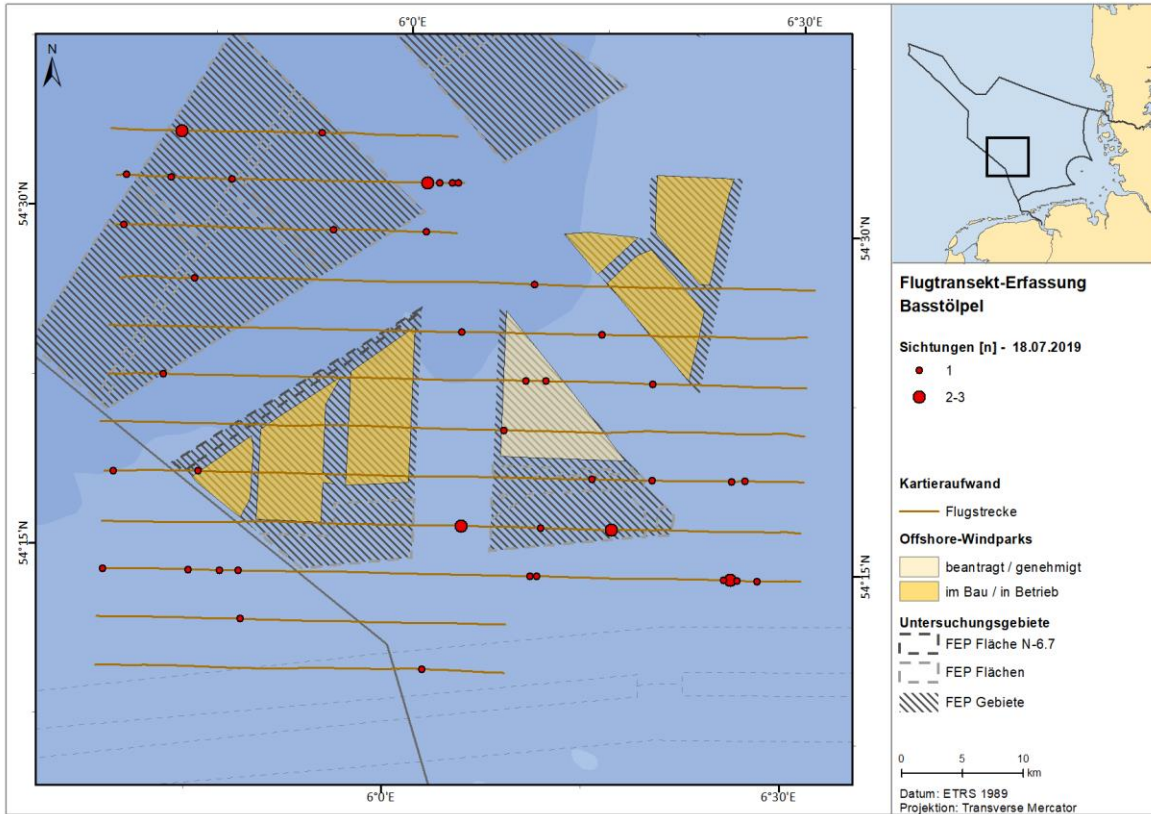
A.3.3.3. Basstöpel

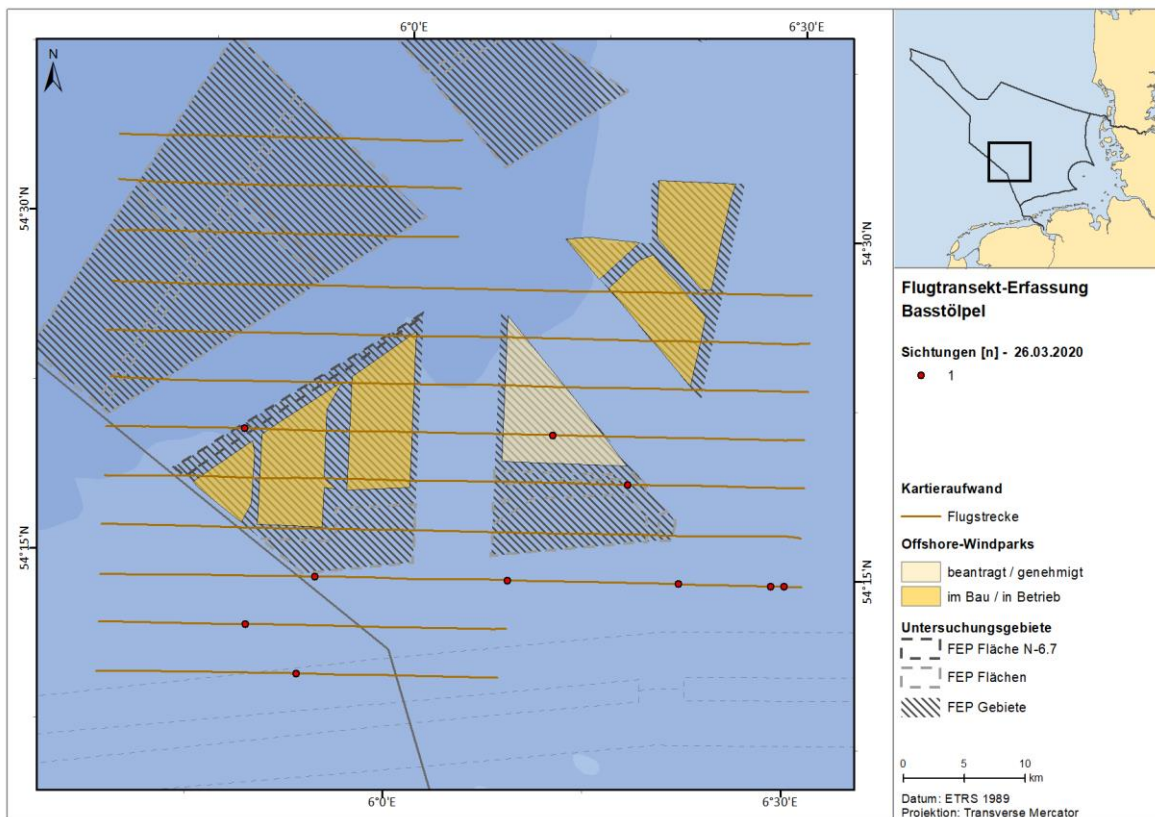
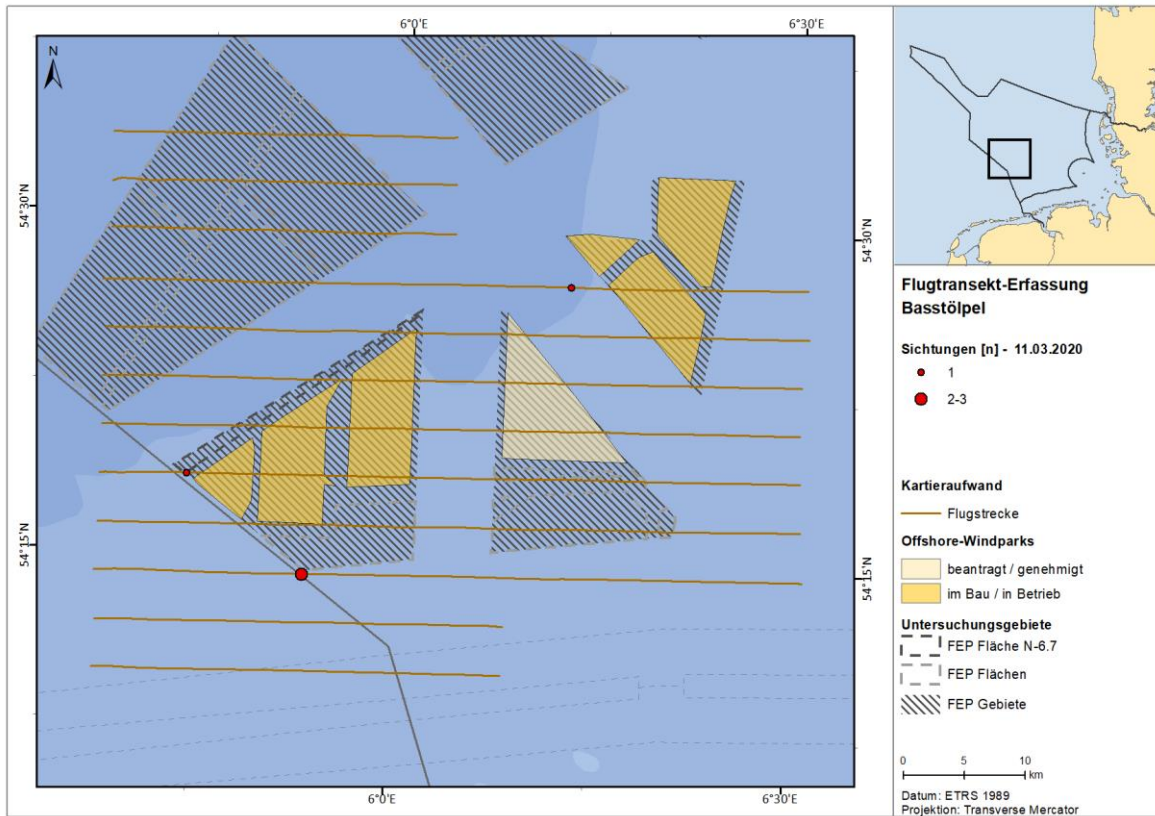
A.3.3.3.1. FN6_7

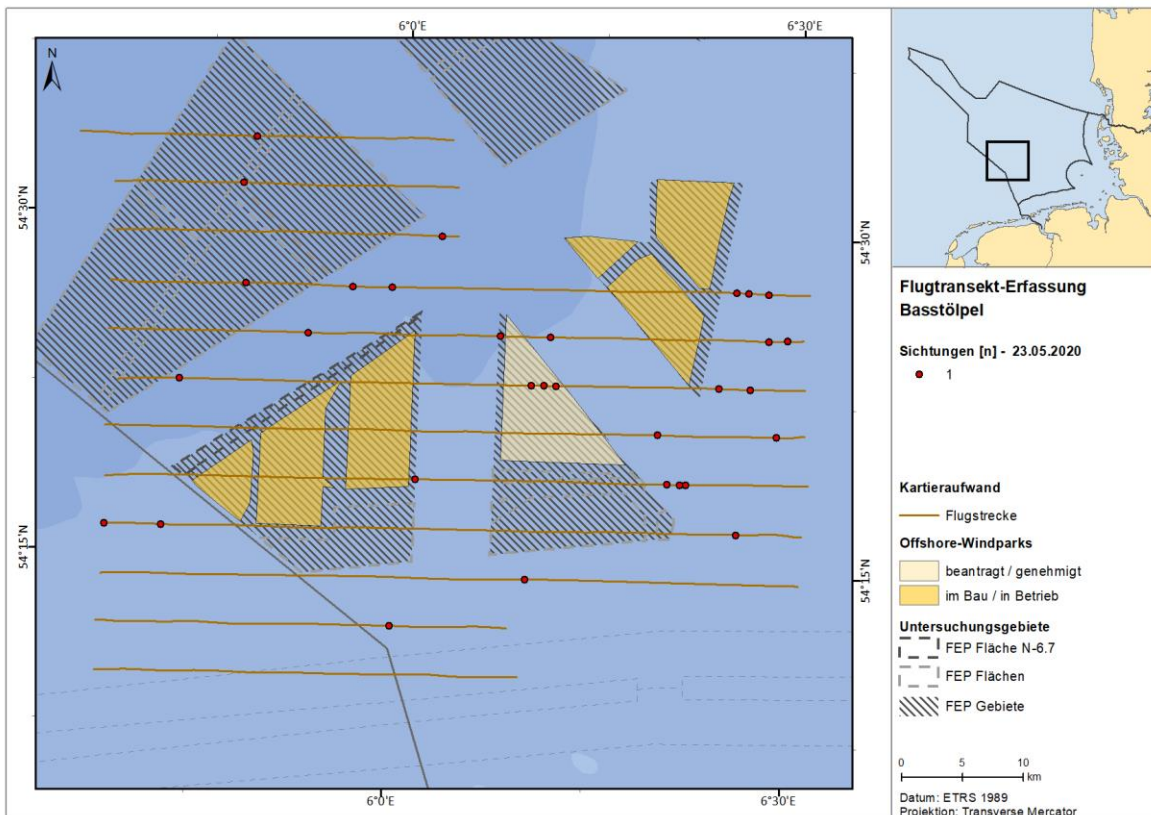
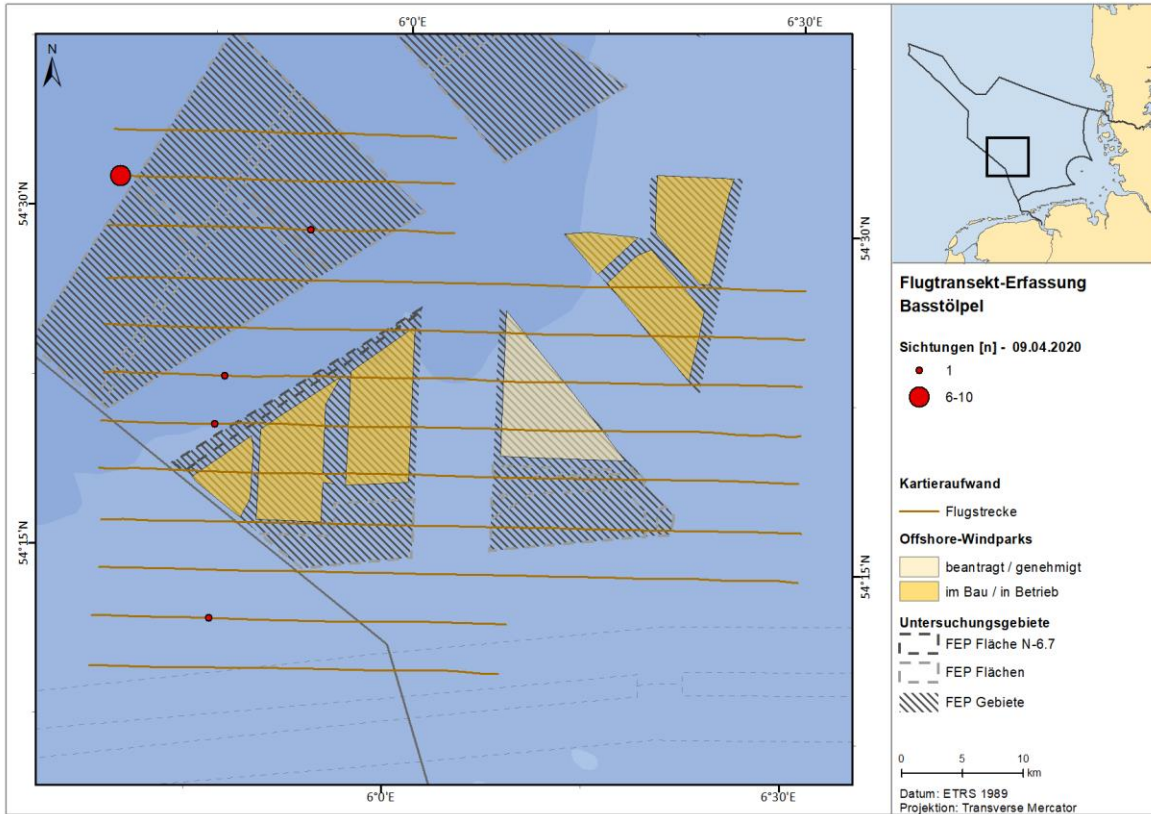


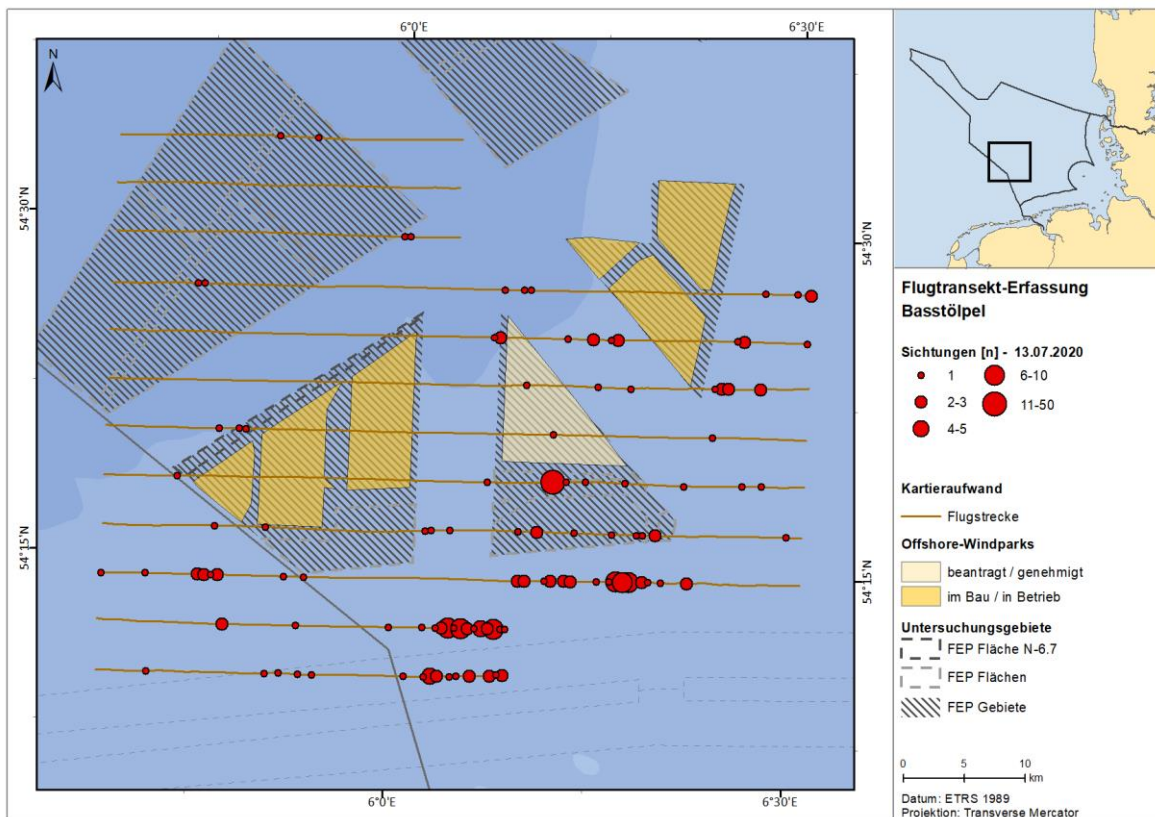
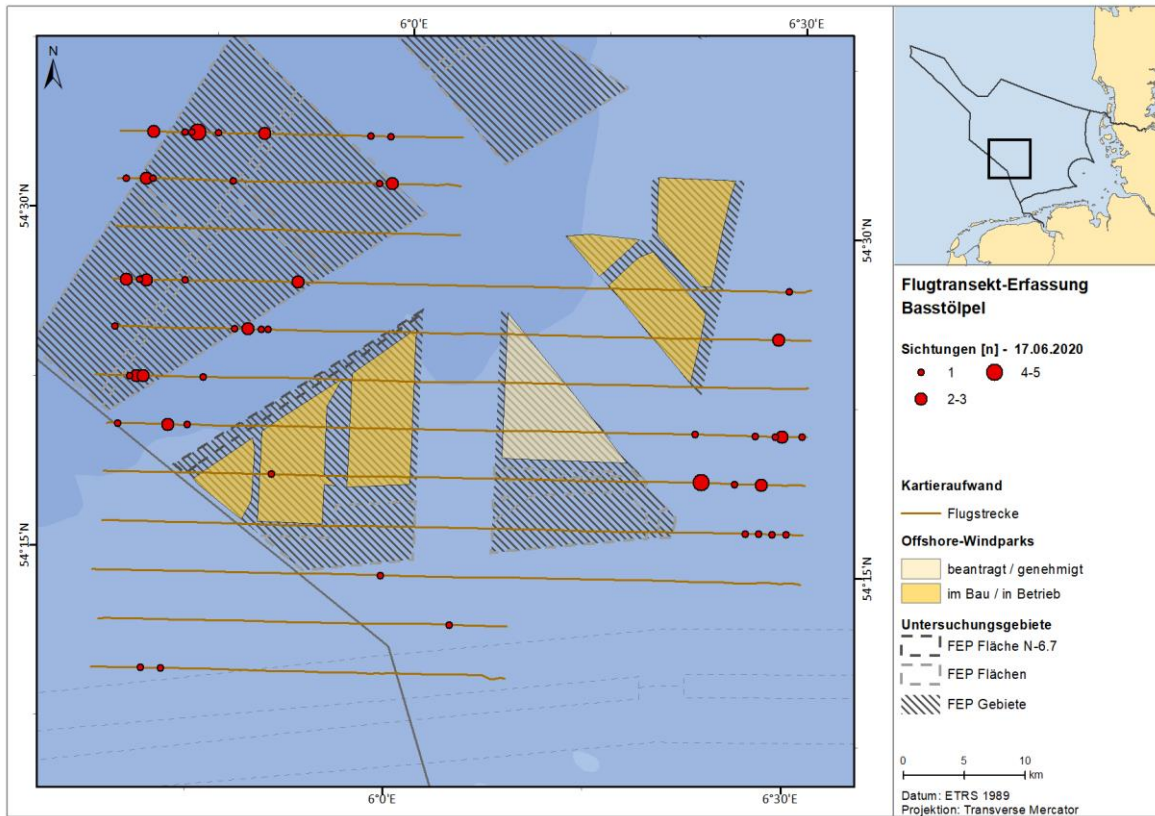


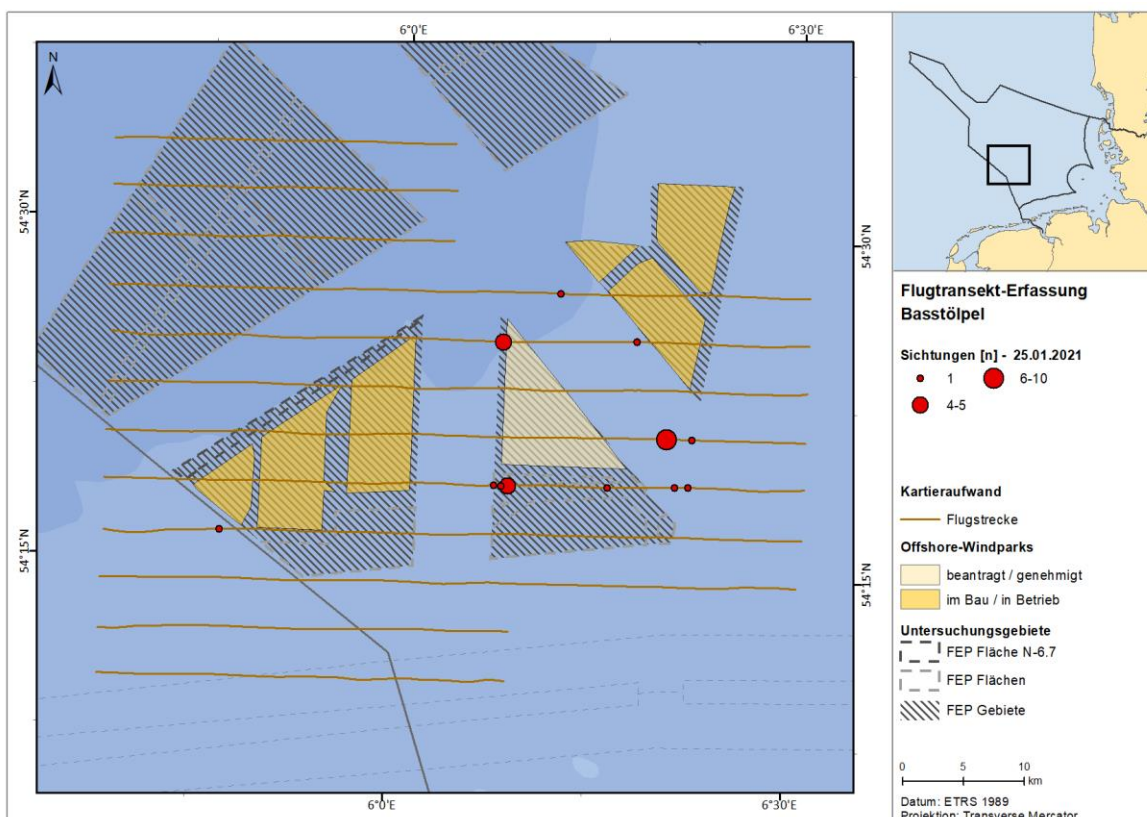
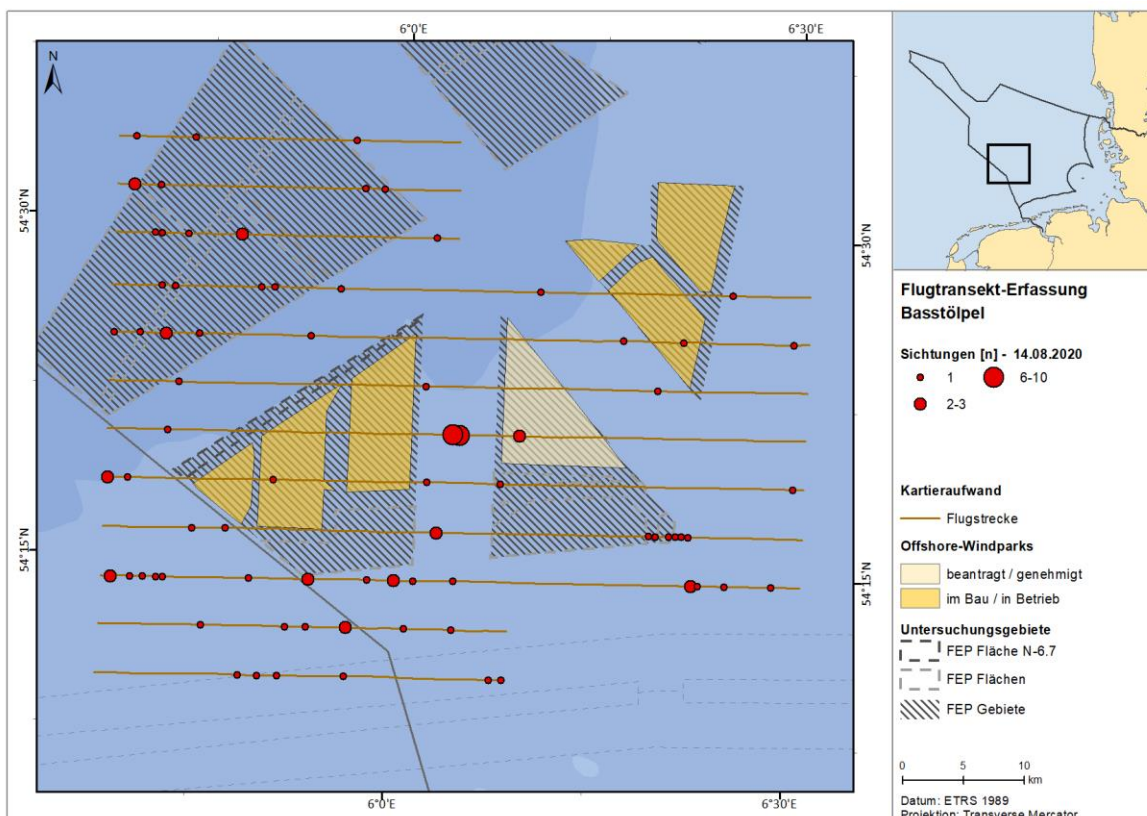




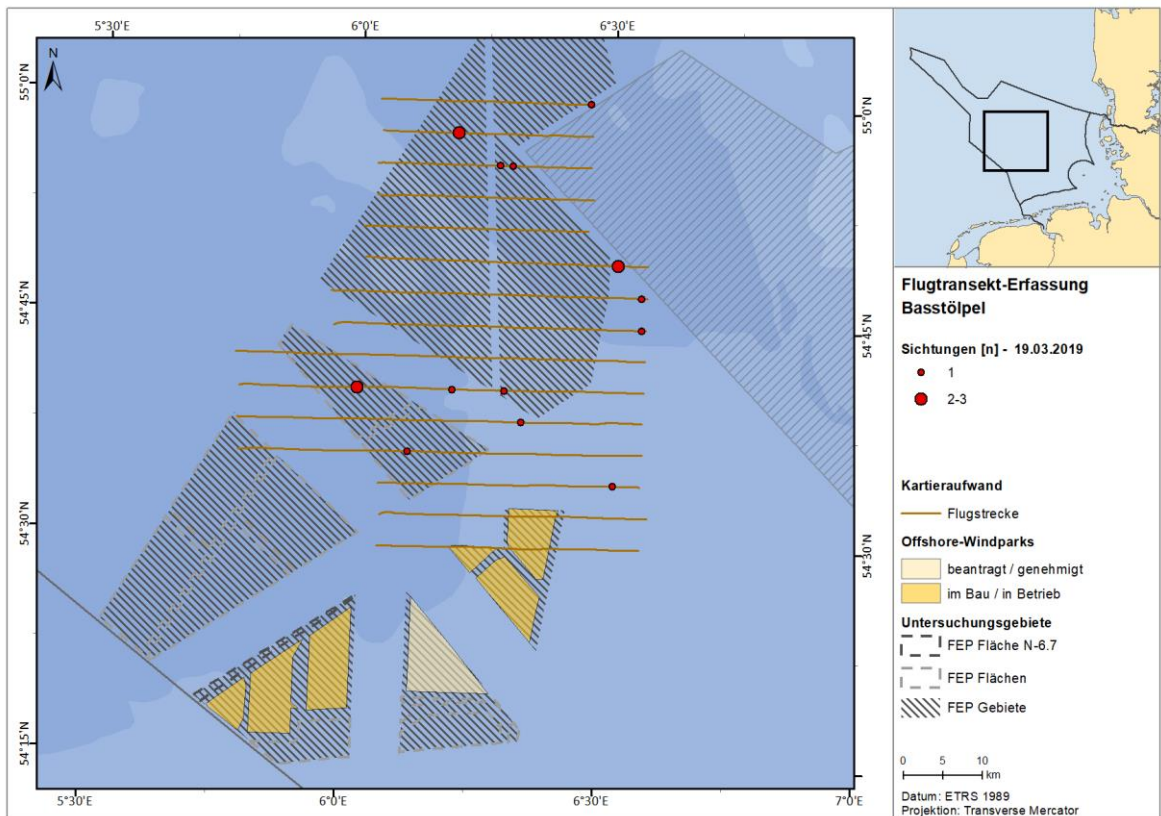
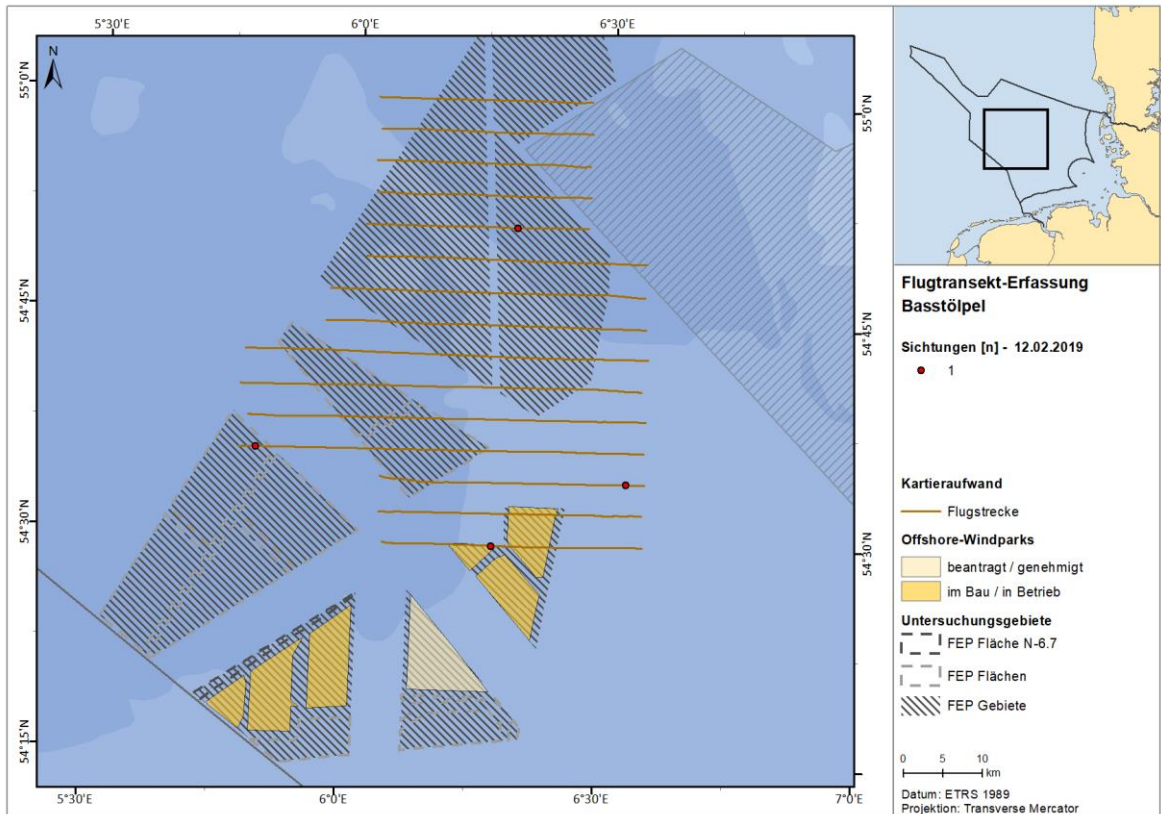


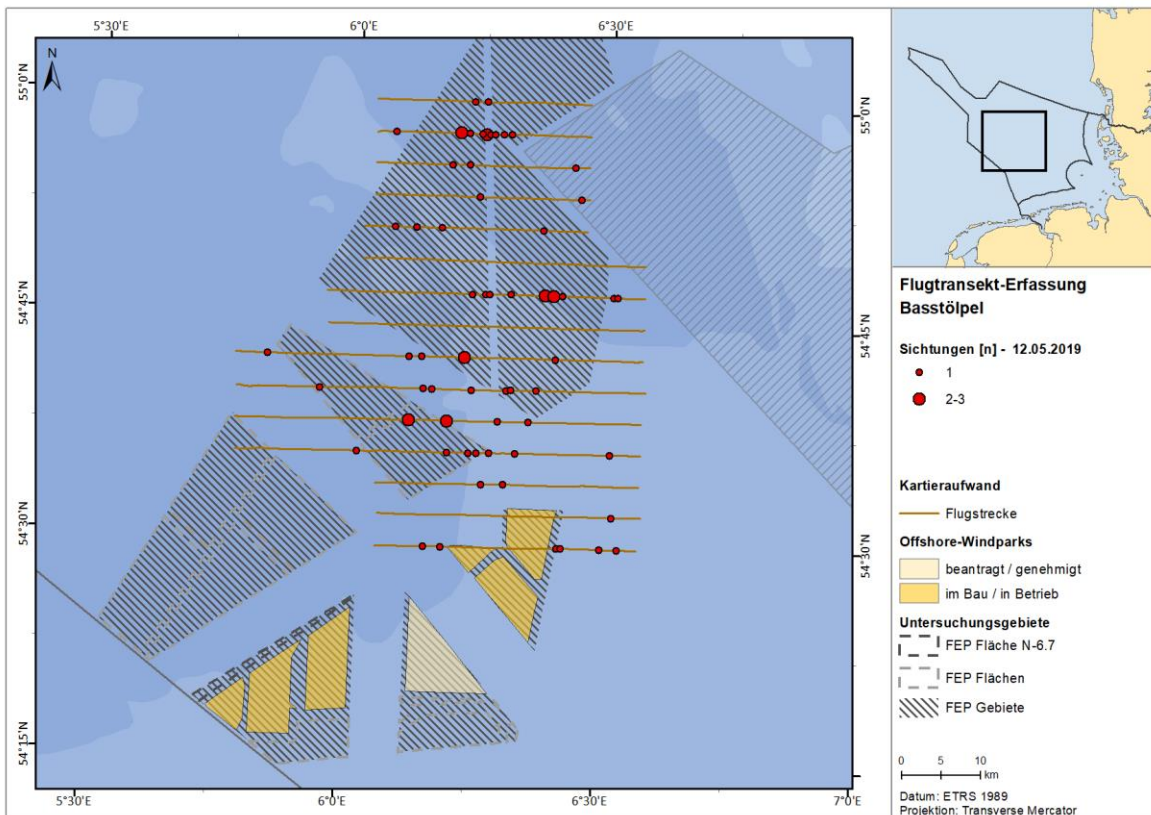
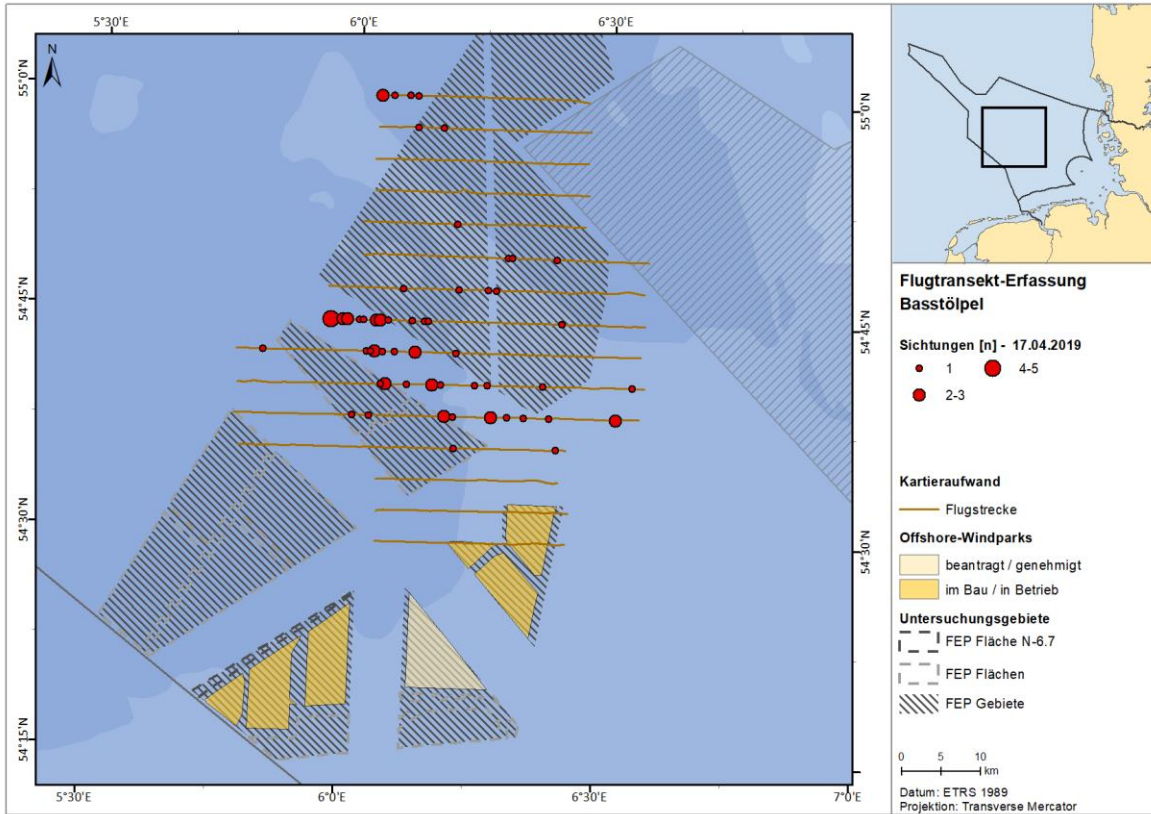


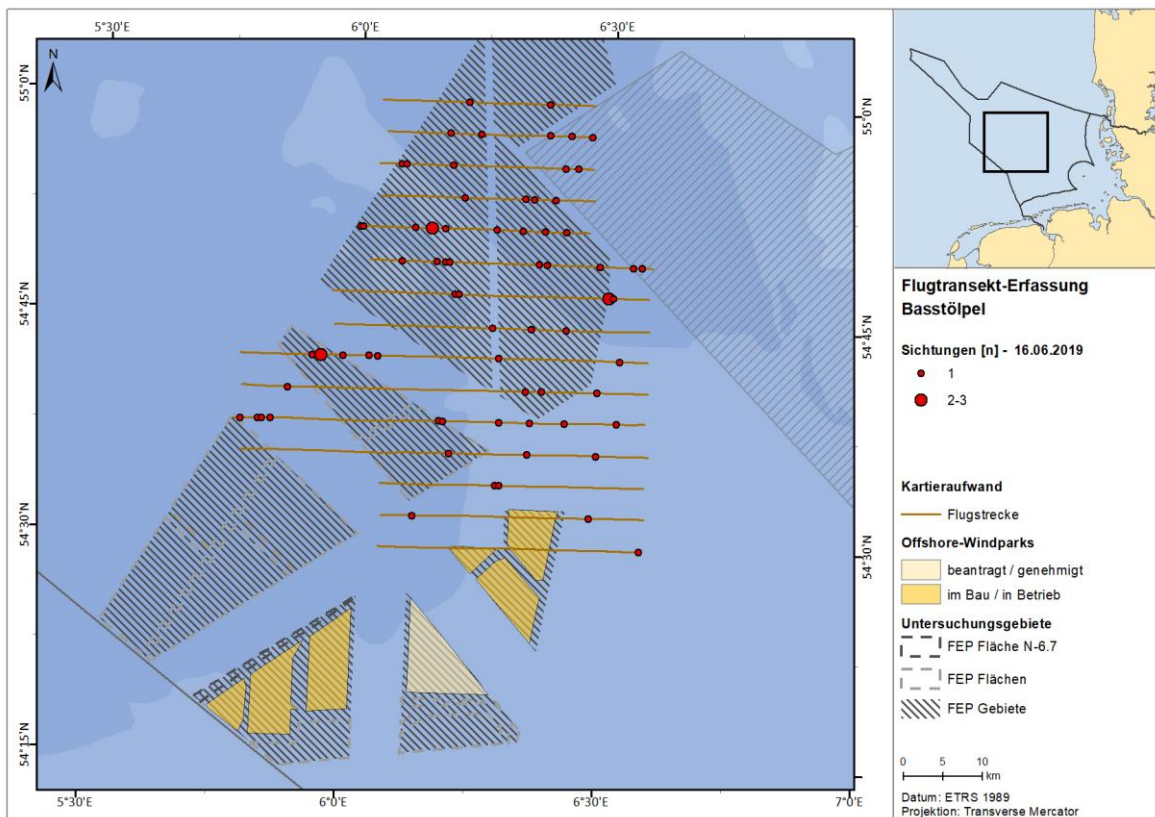
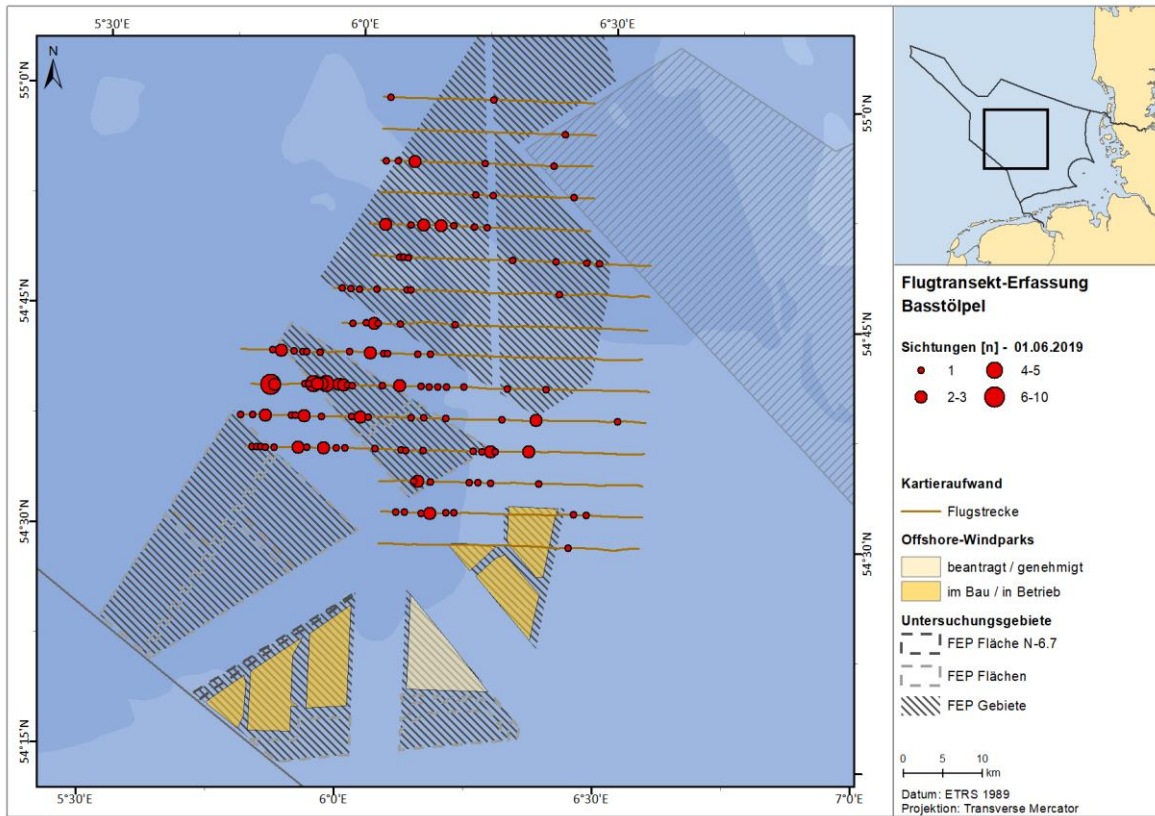


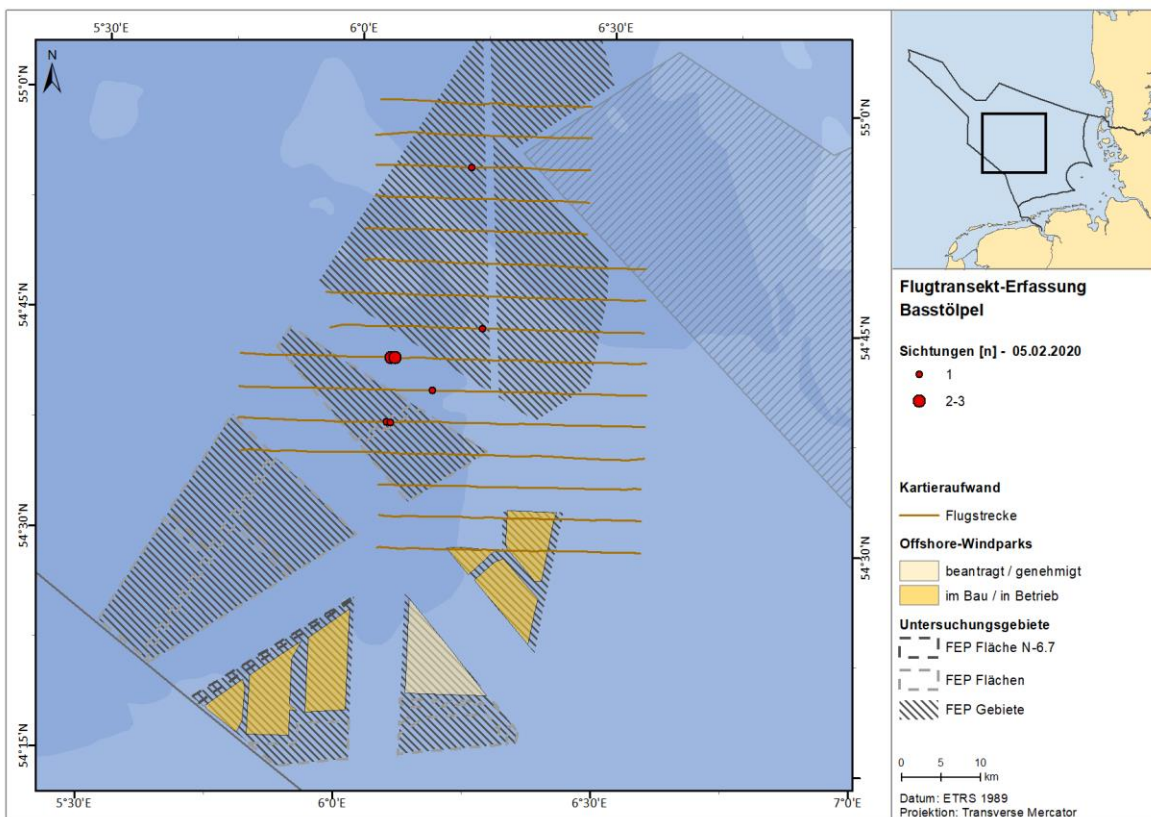
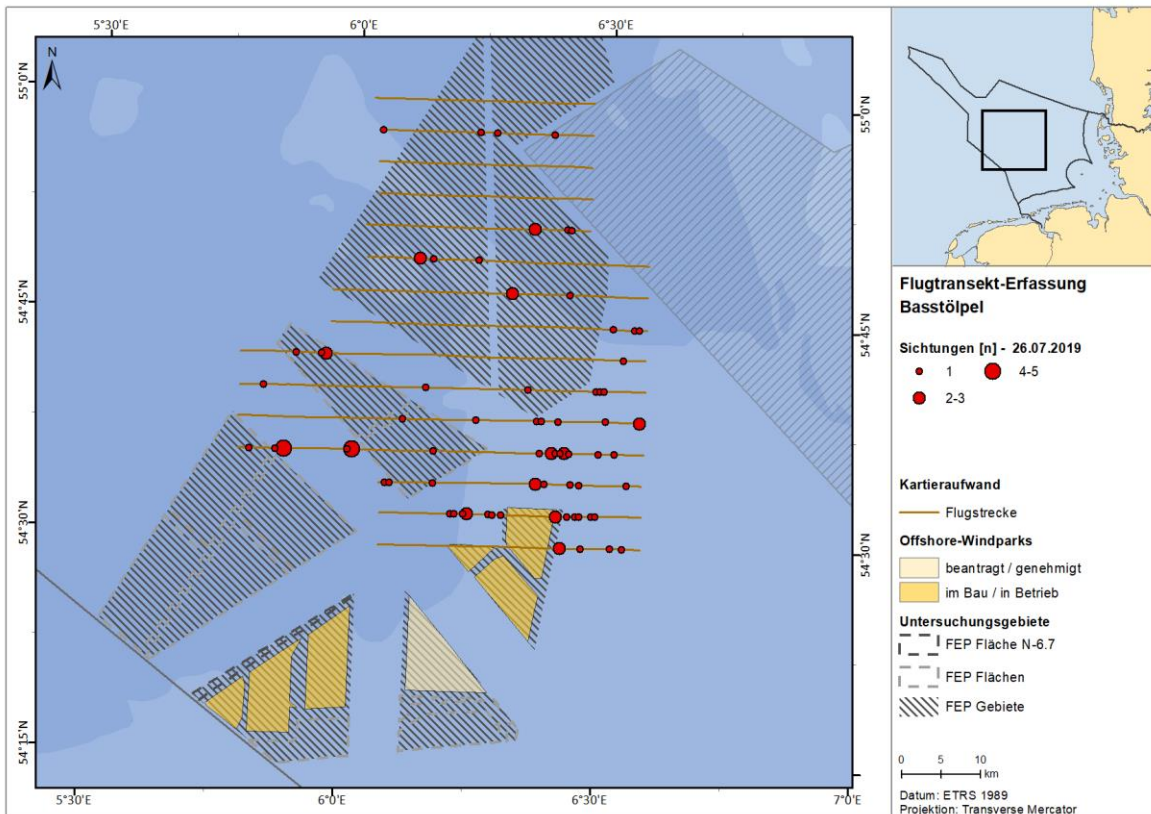


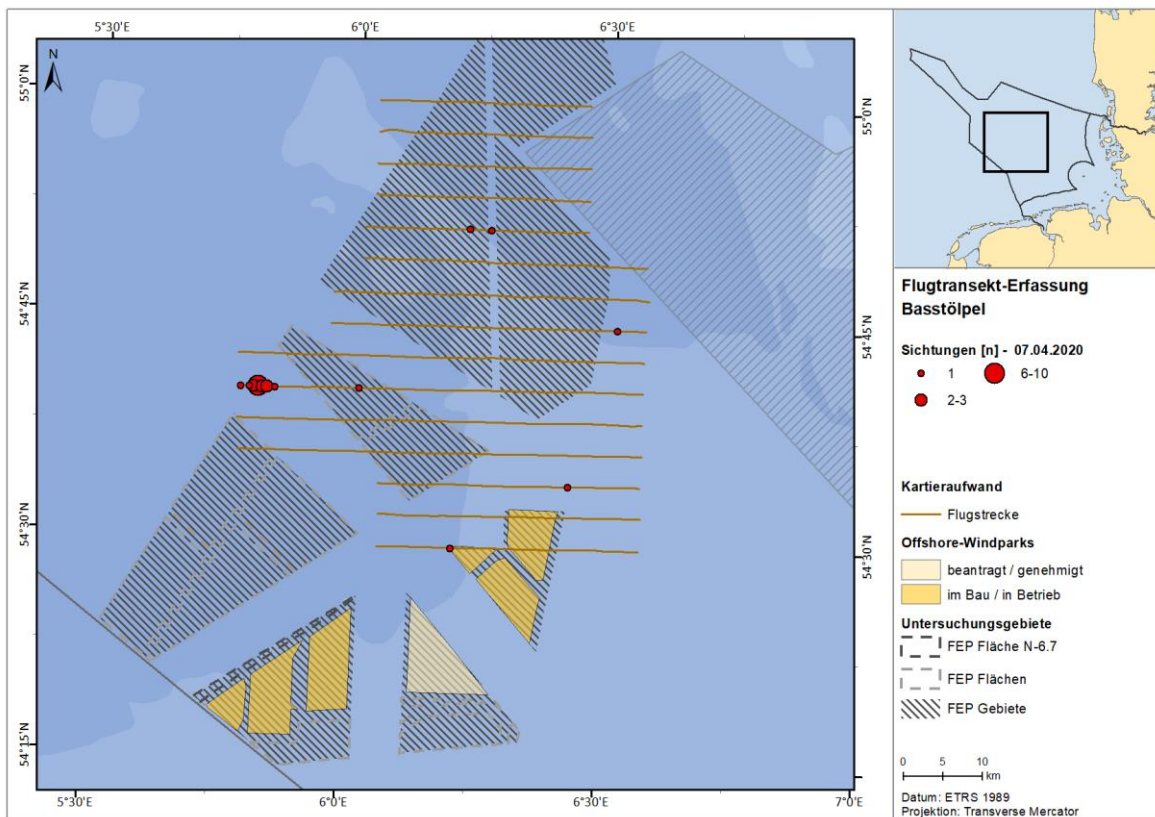
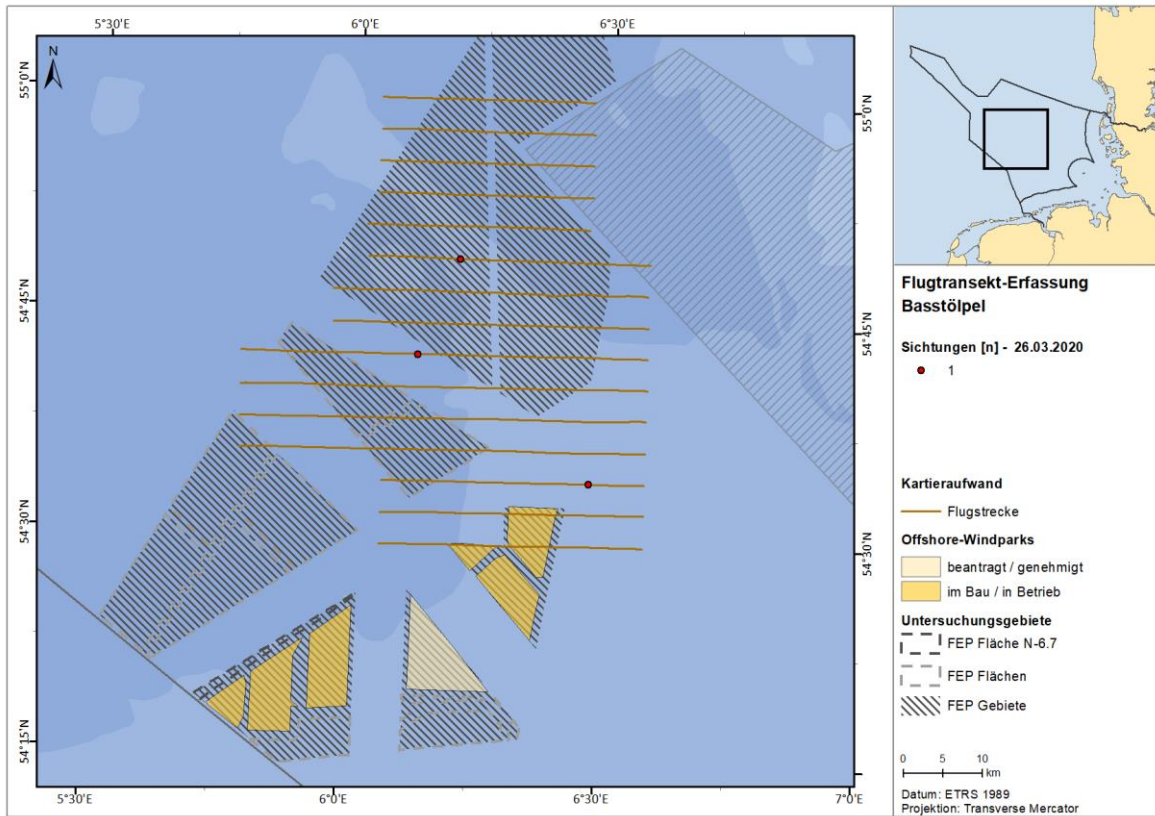
A.3.3.3.2. FN10_11

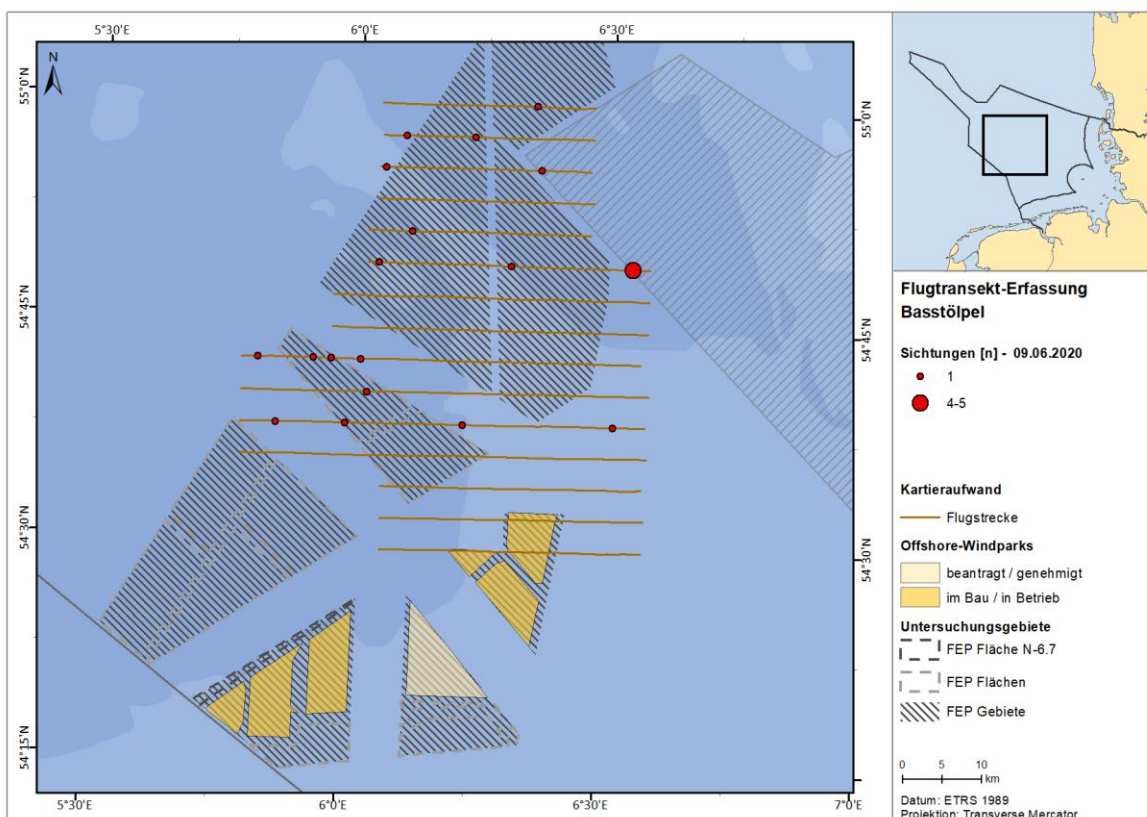
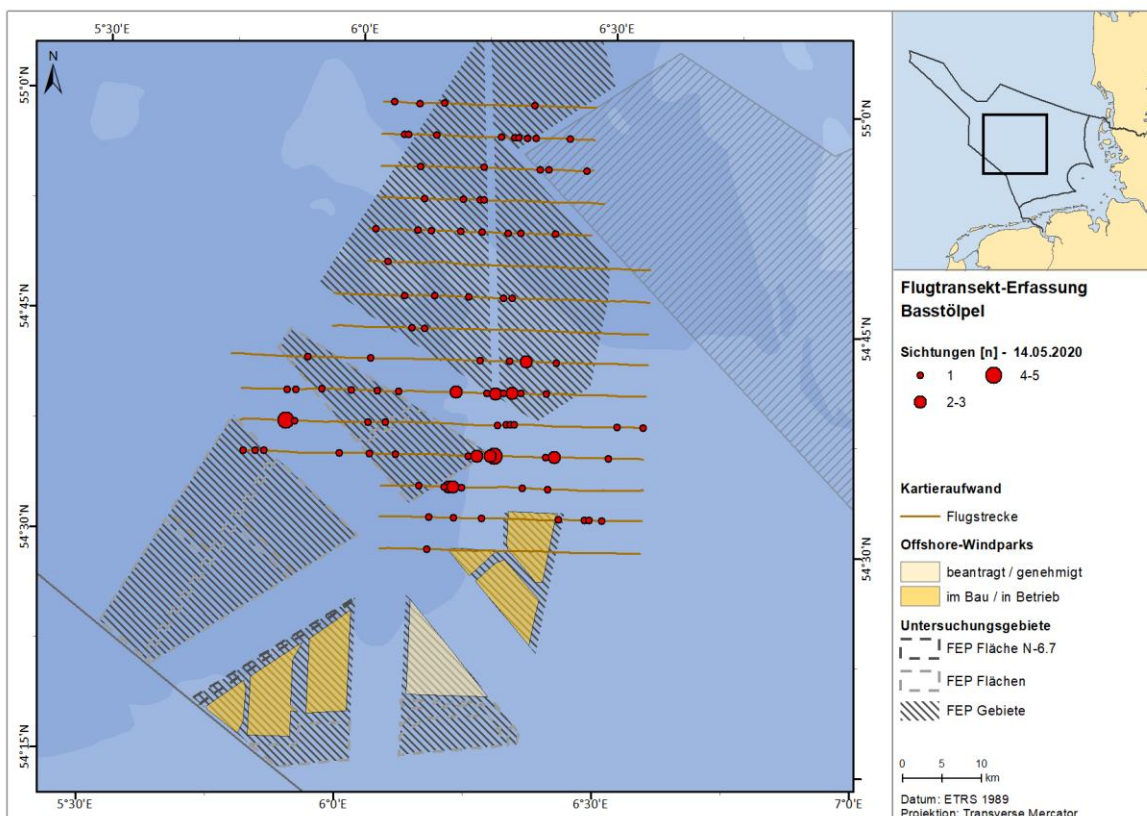


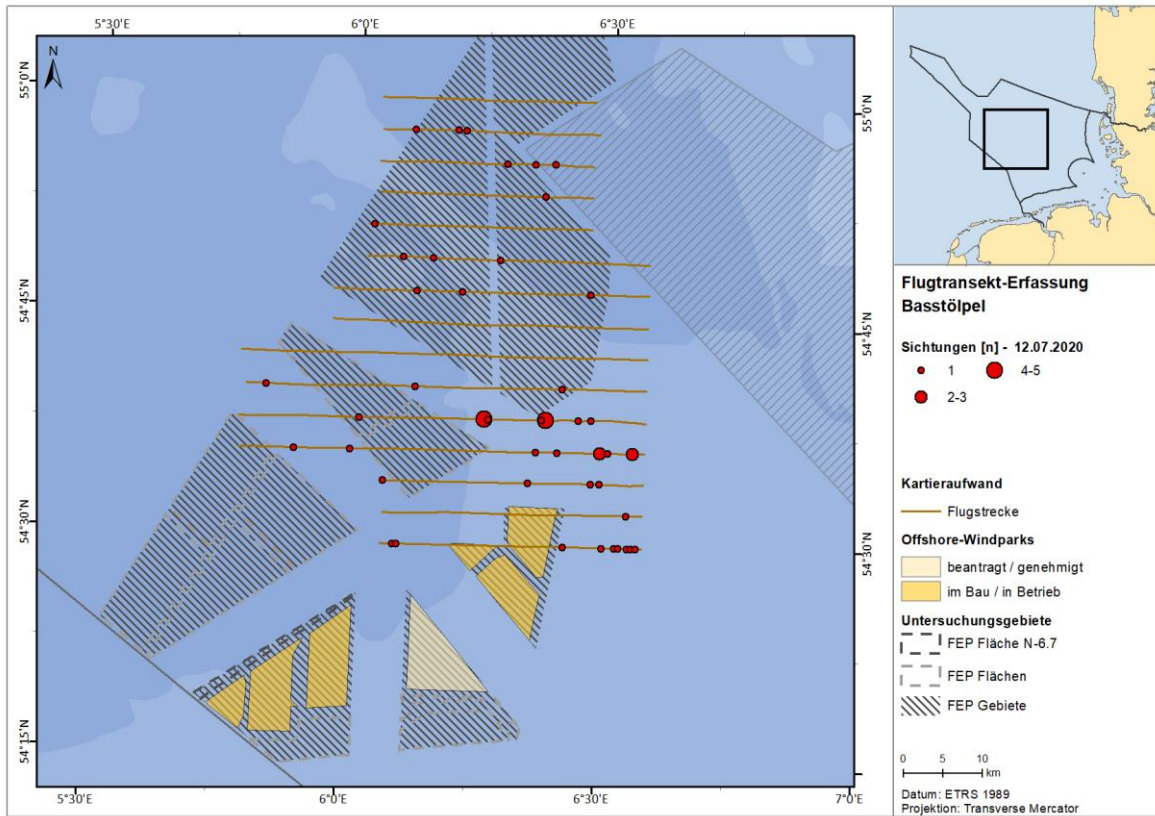




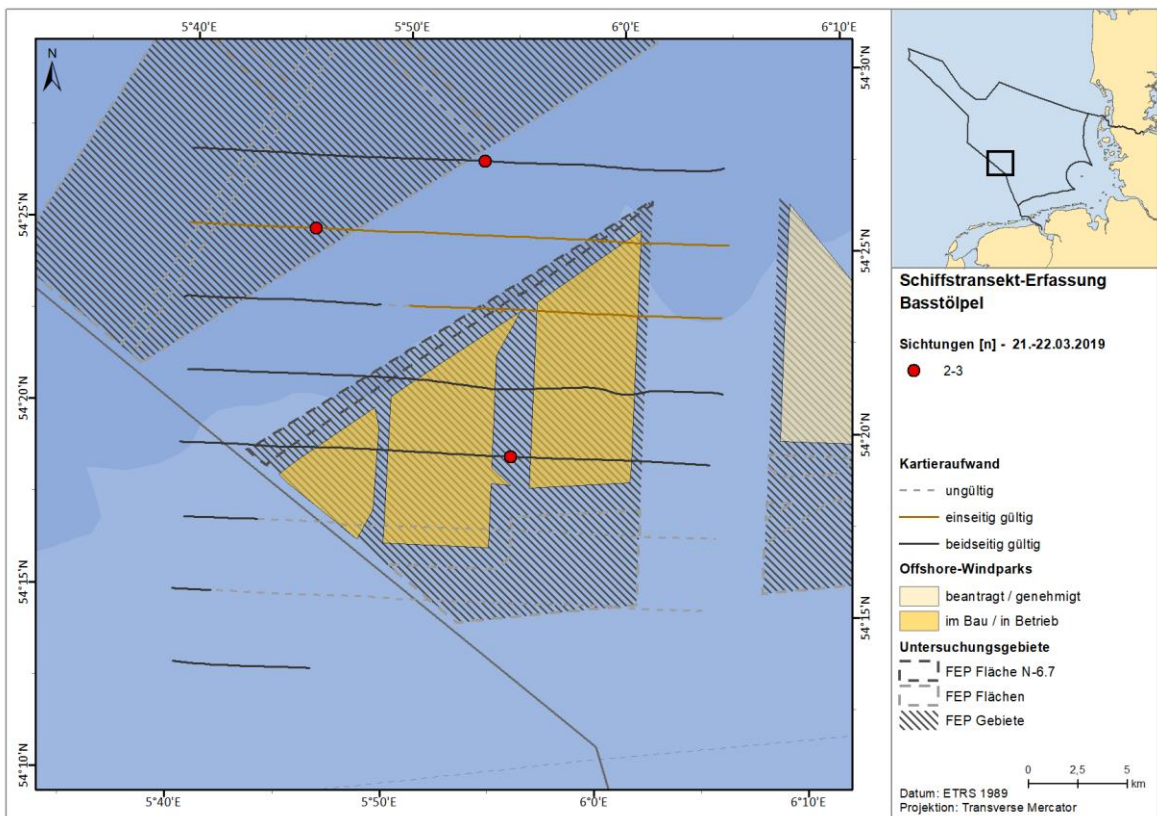
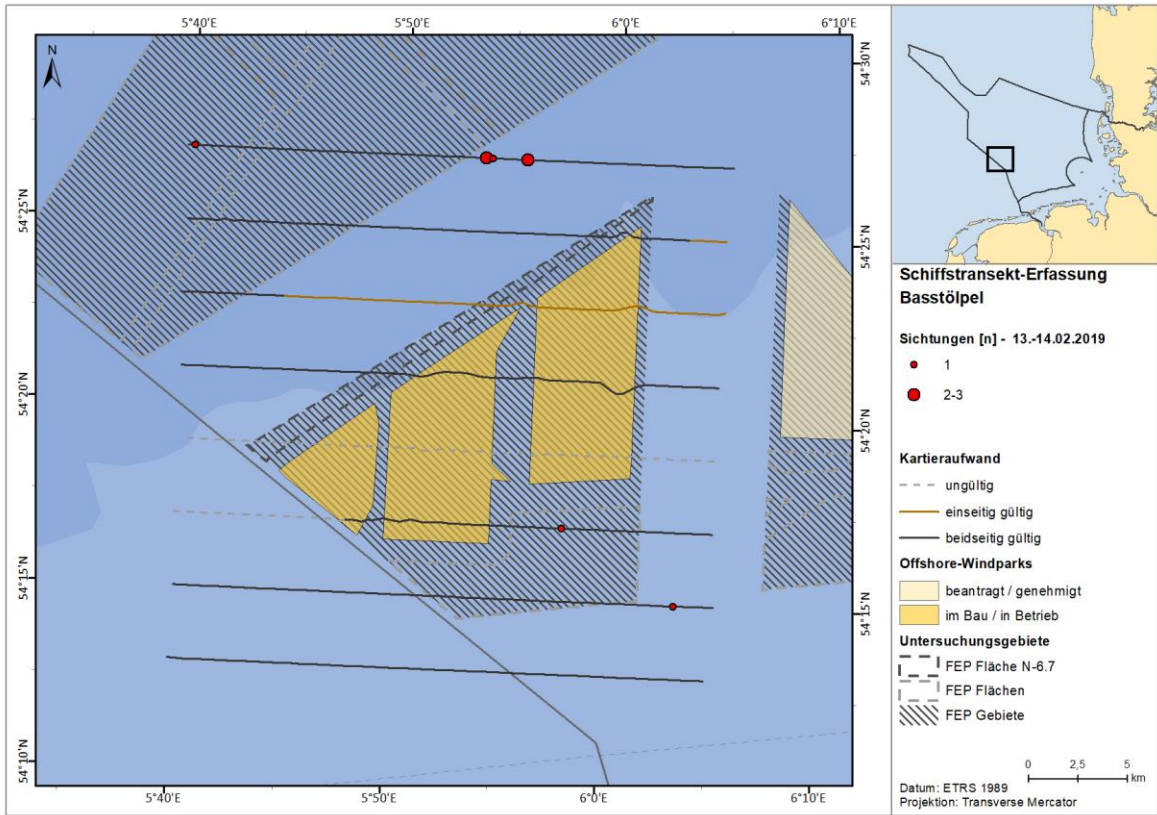


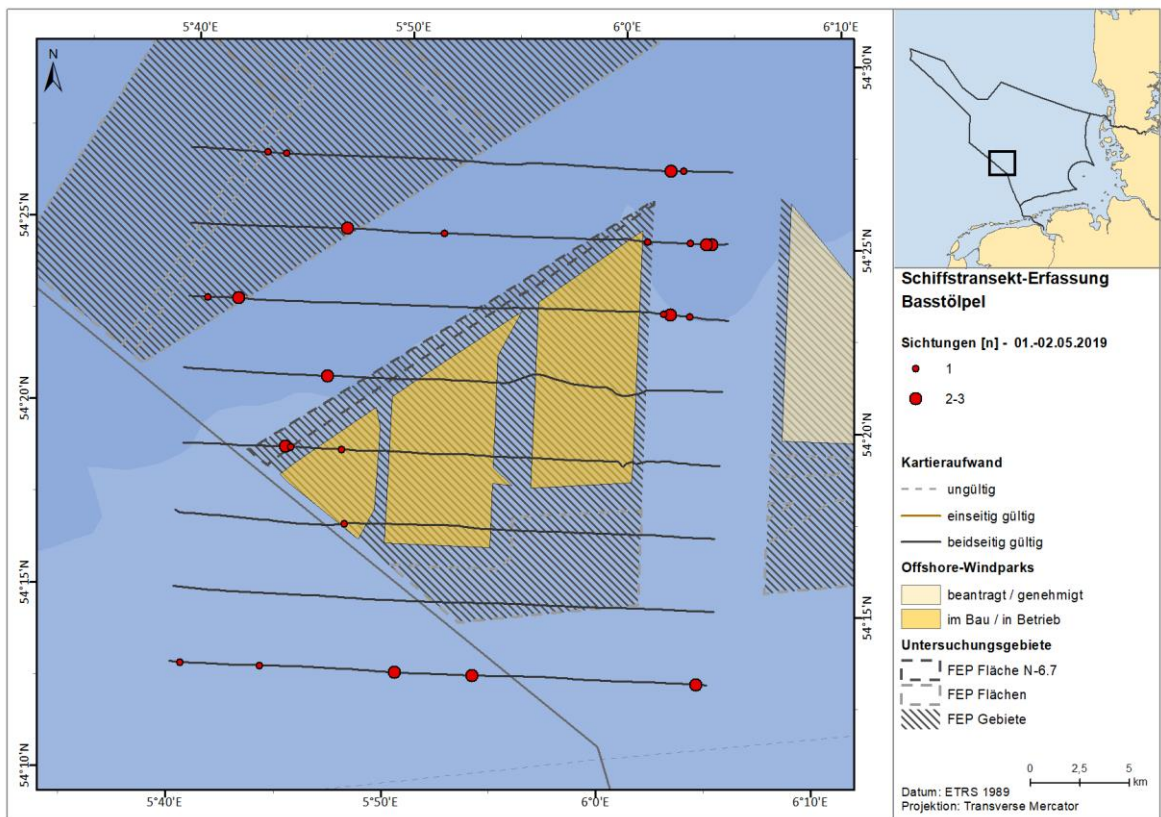
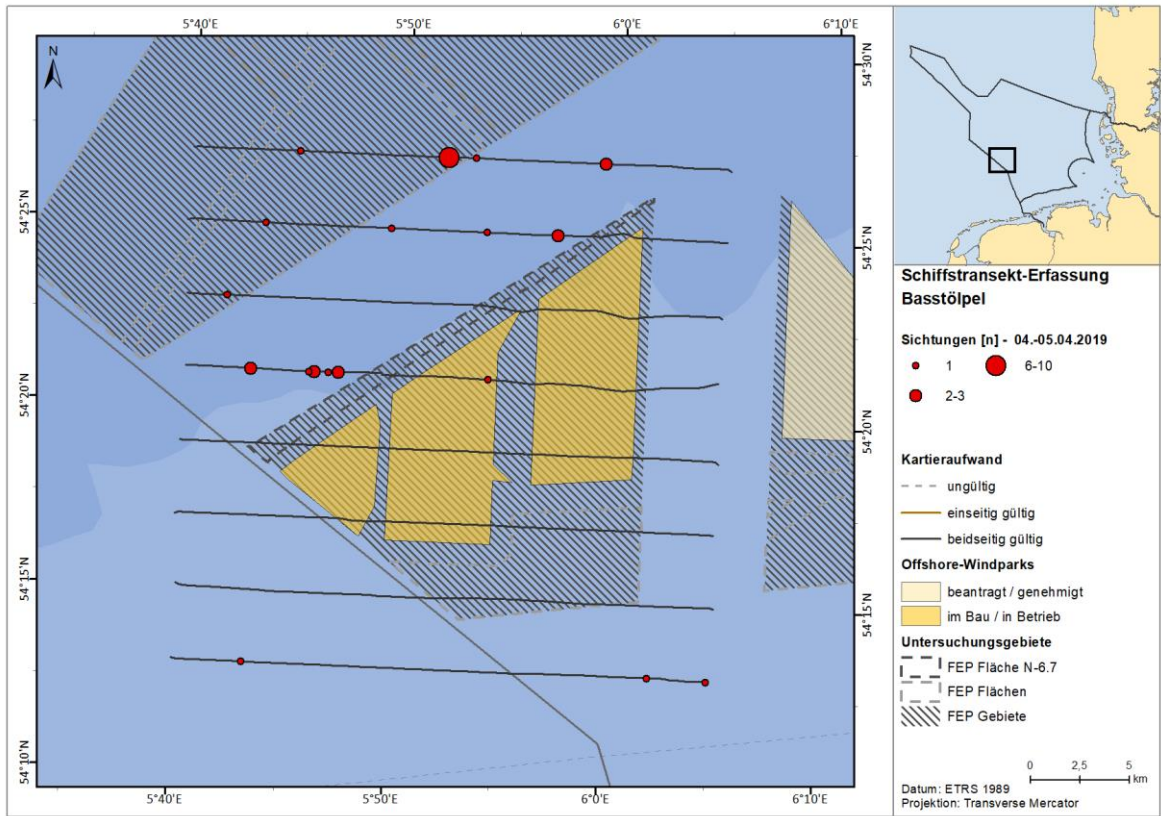


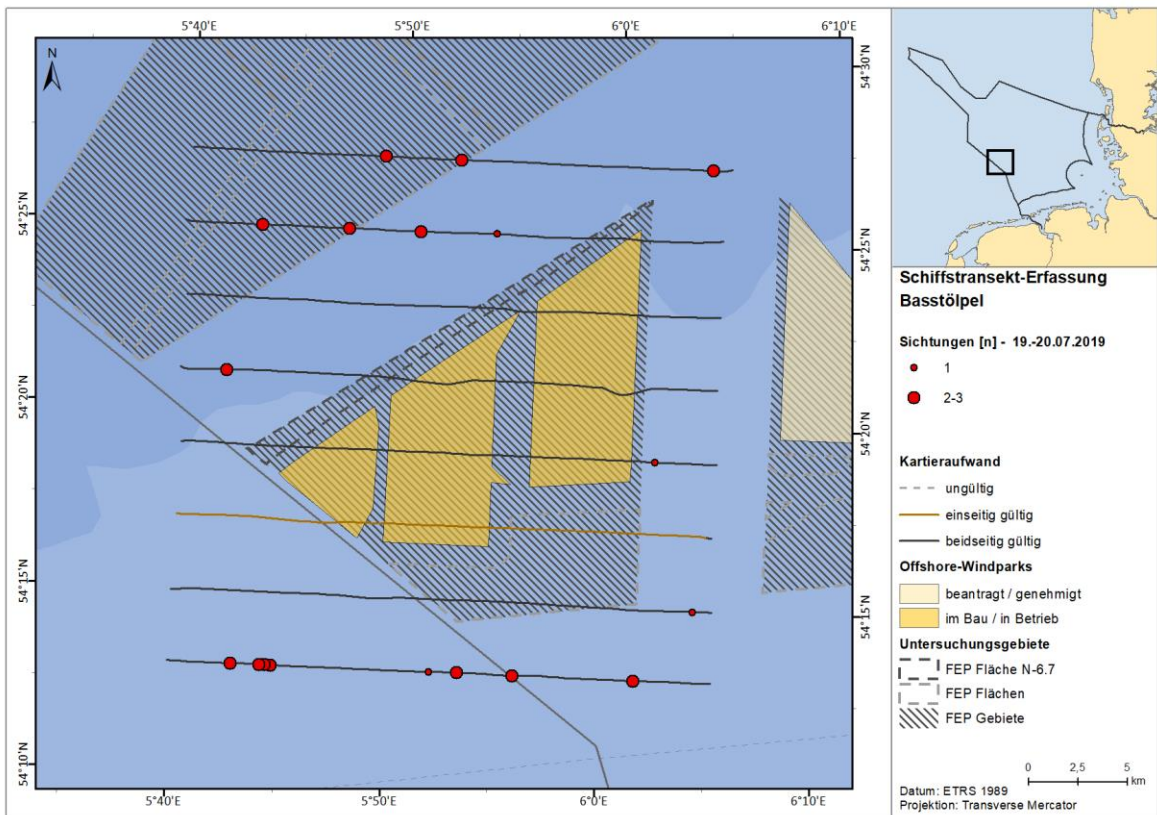
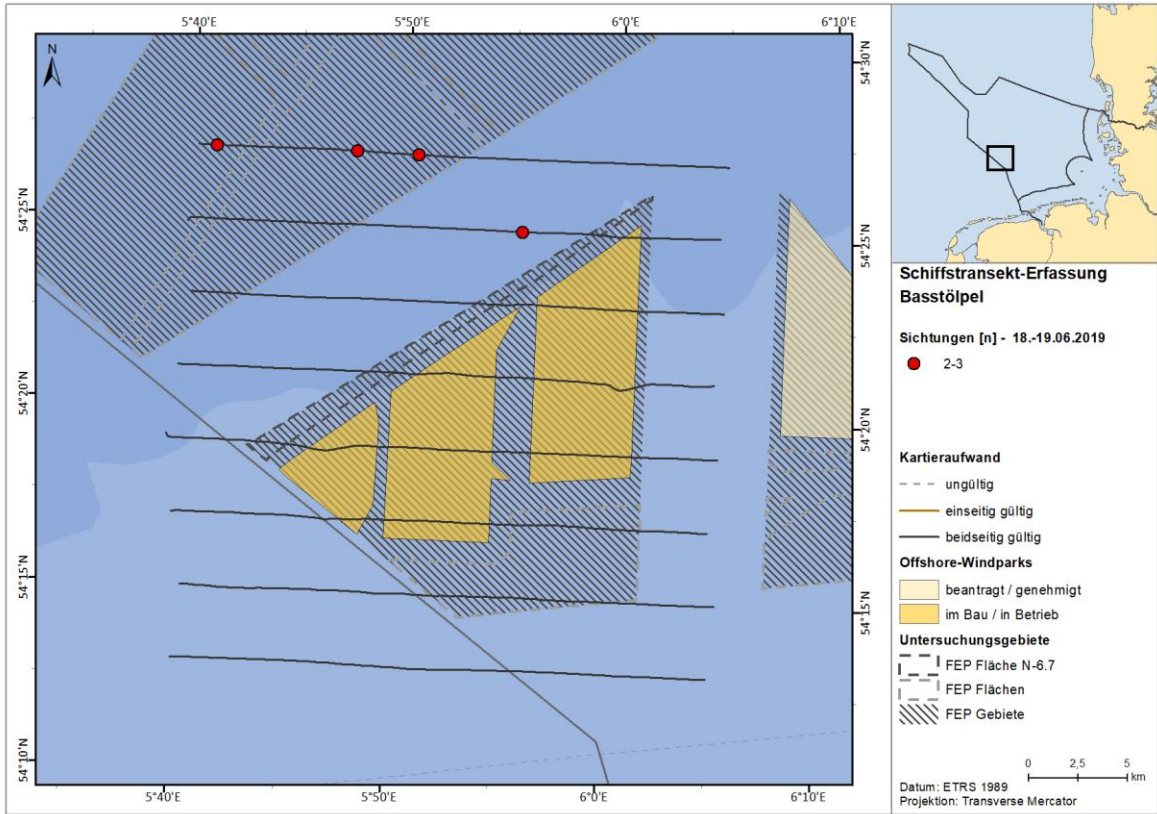


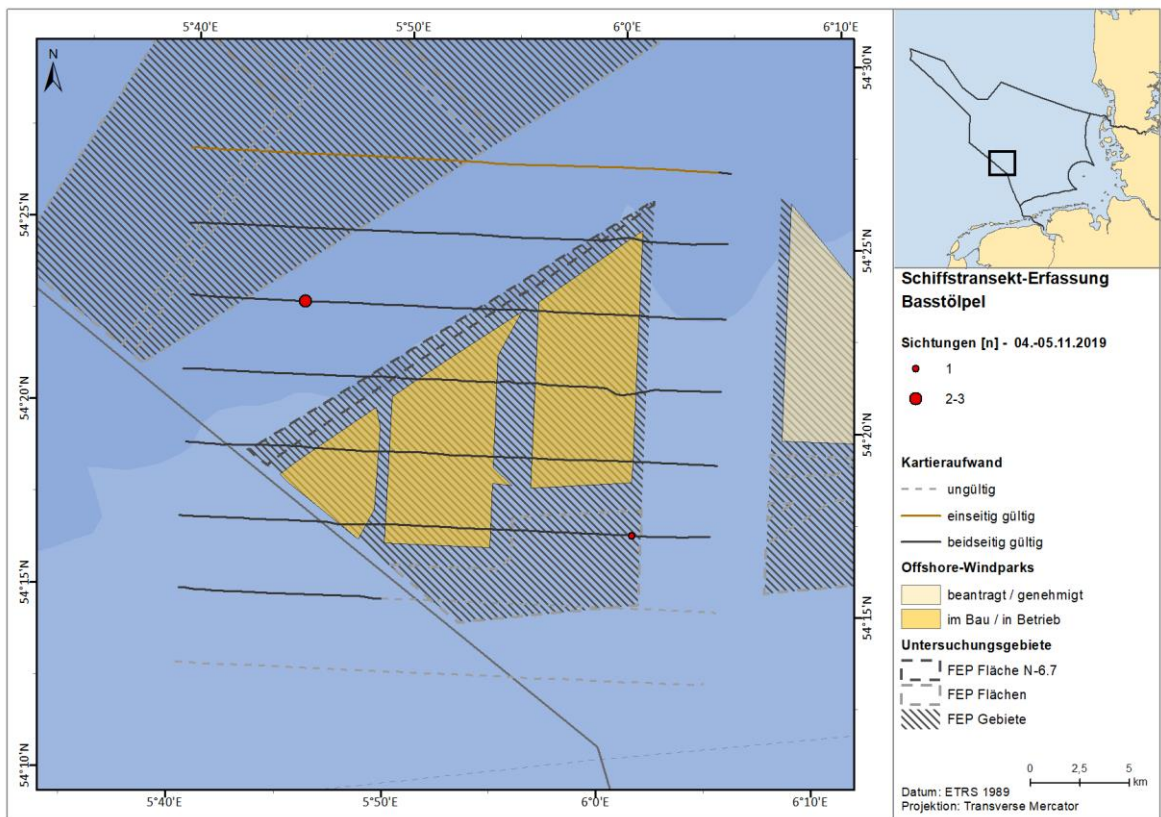
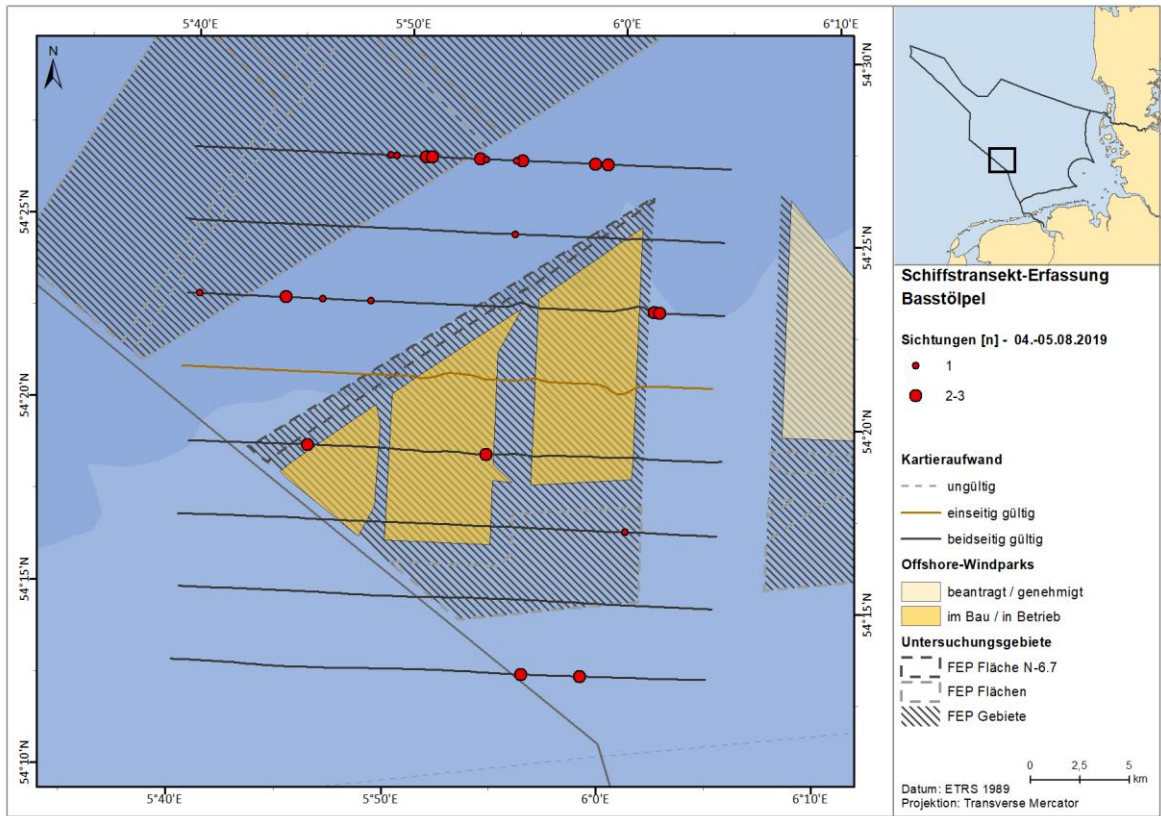


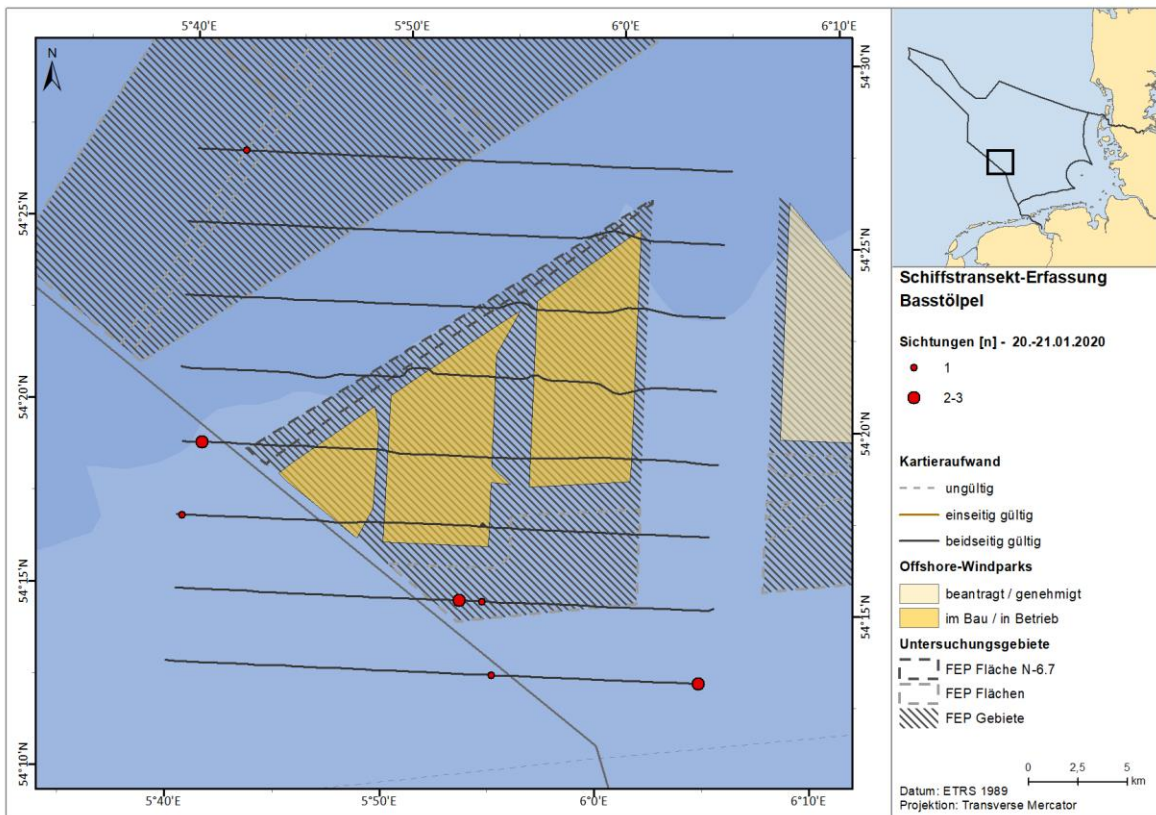
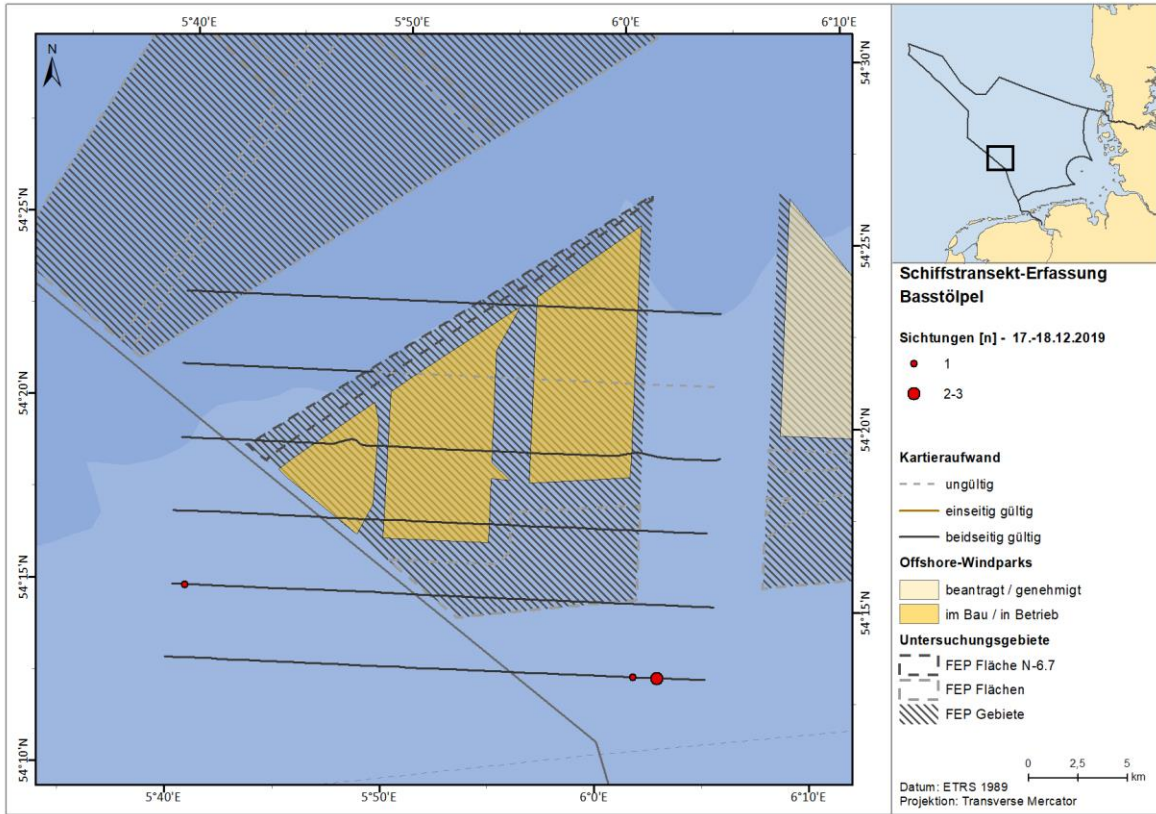
A.3.3.3.3. SC6

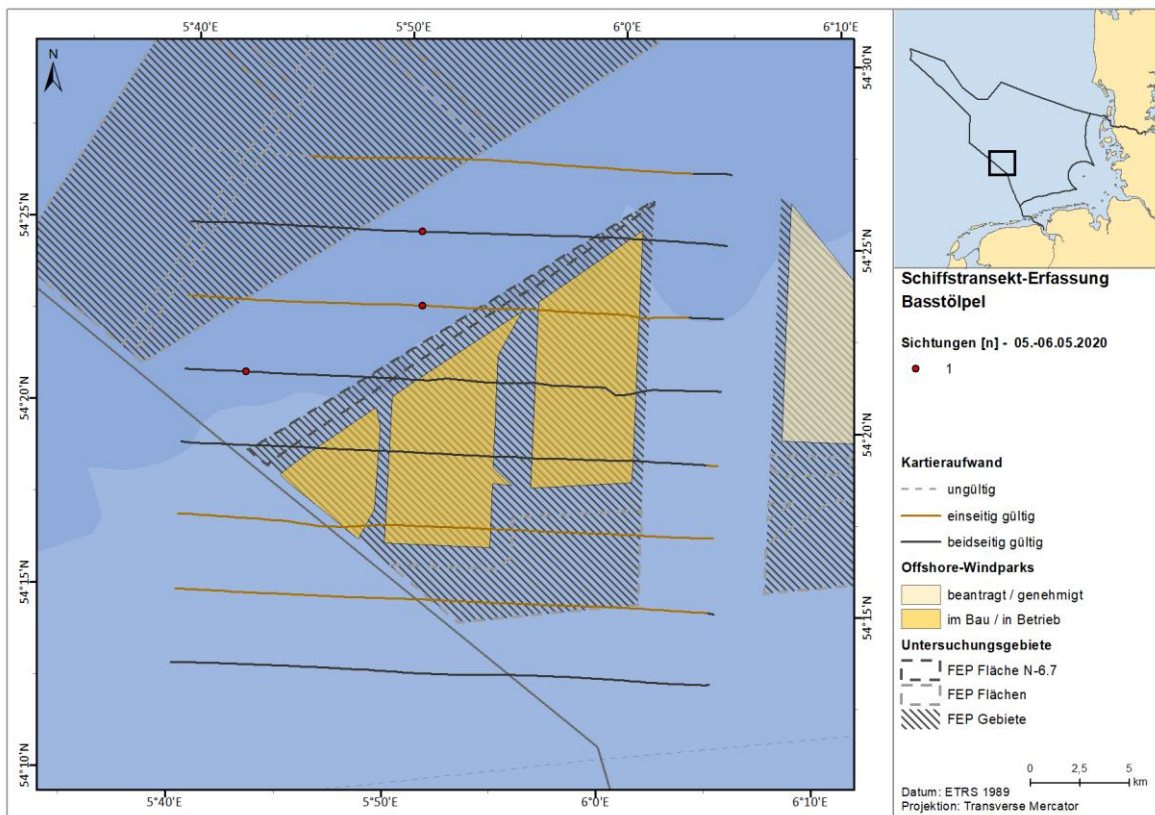
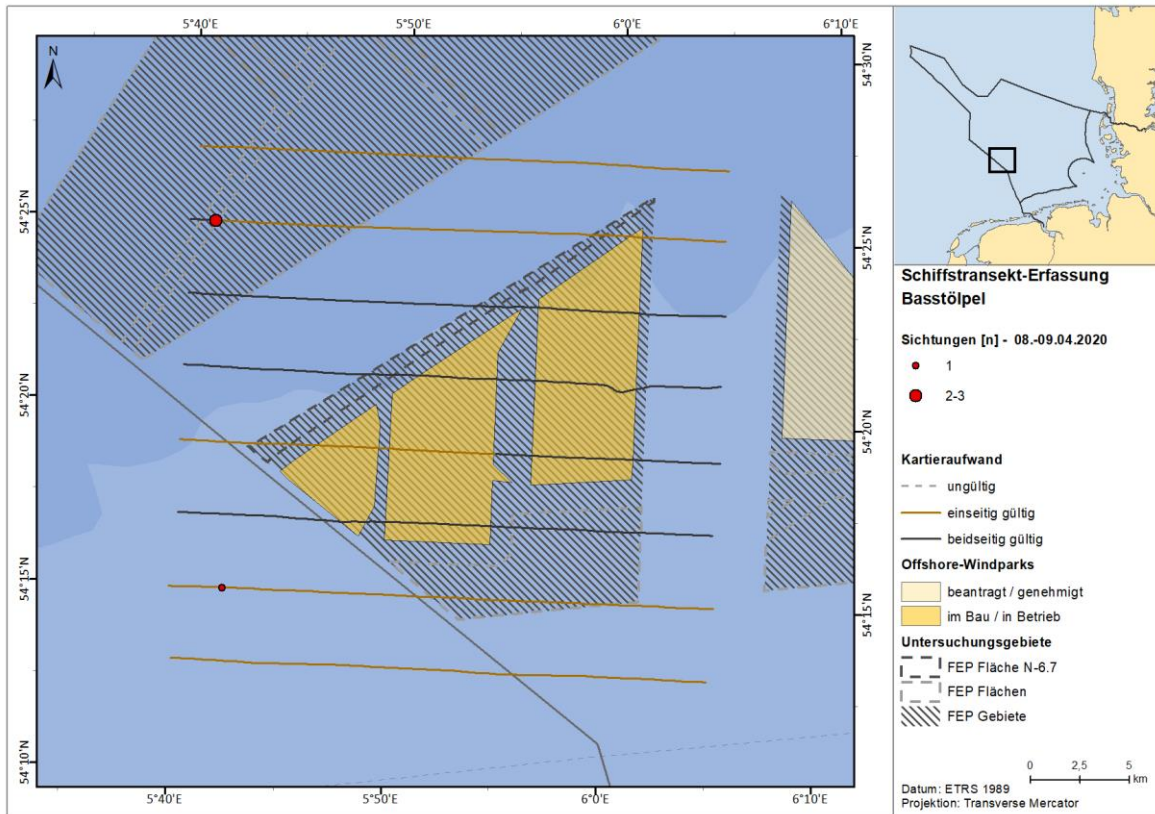


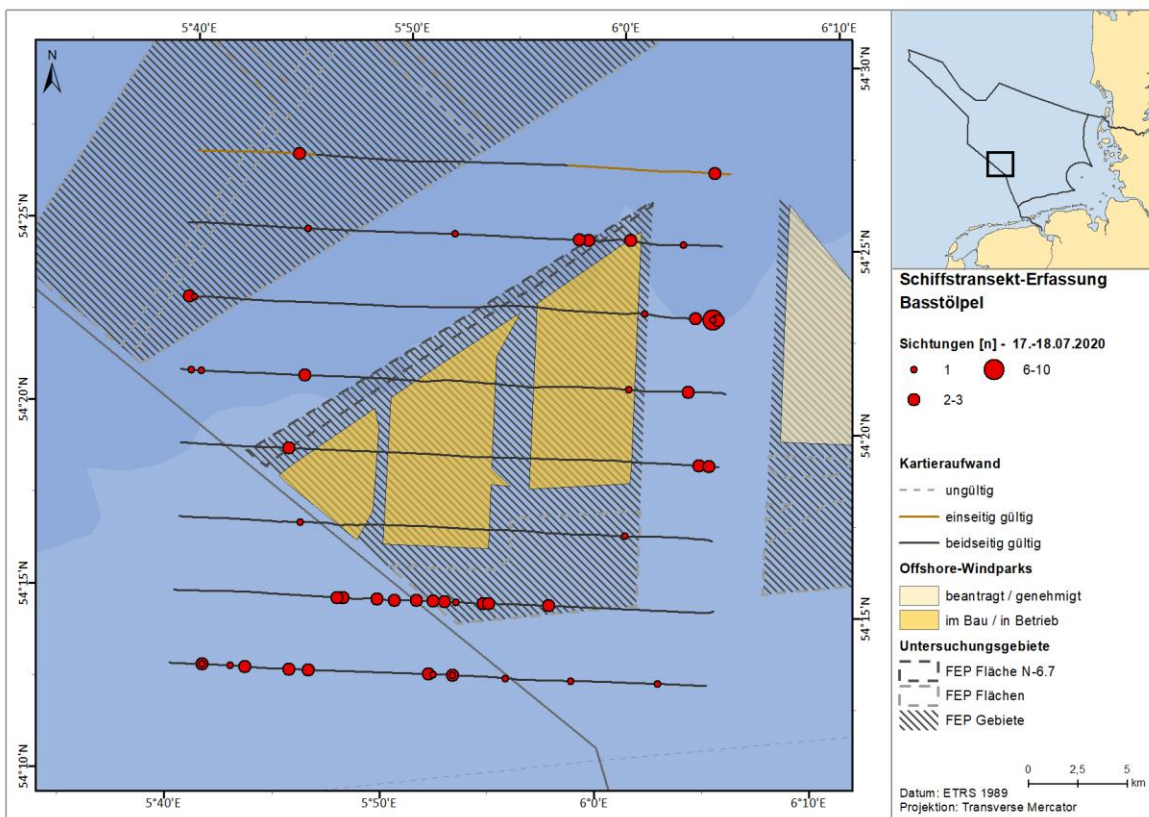
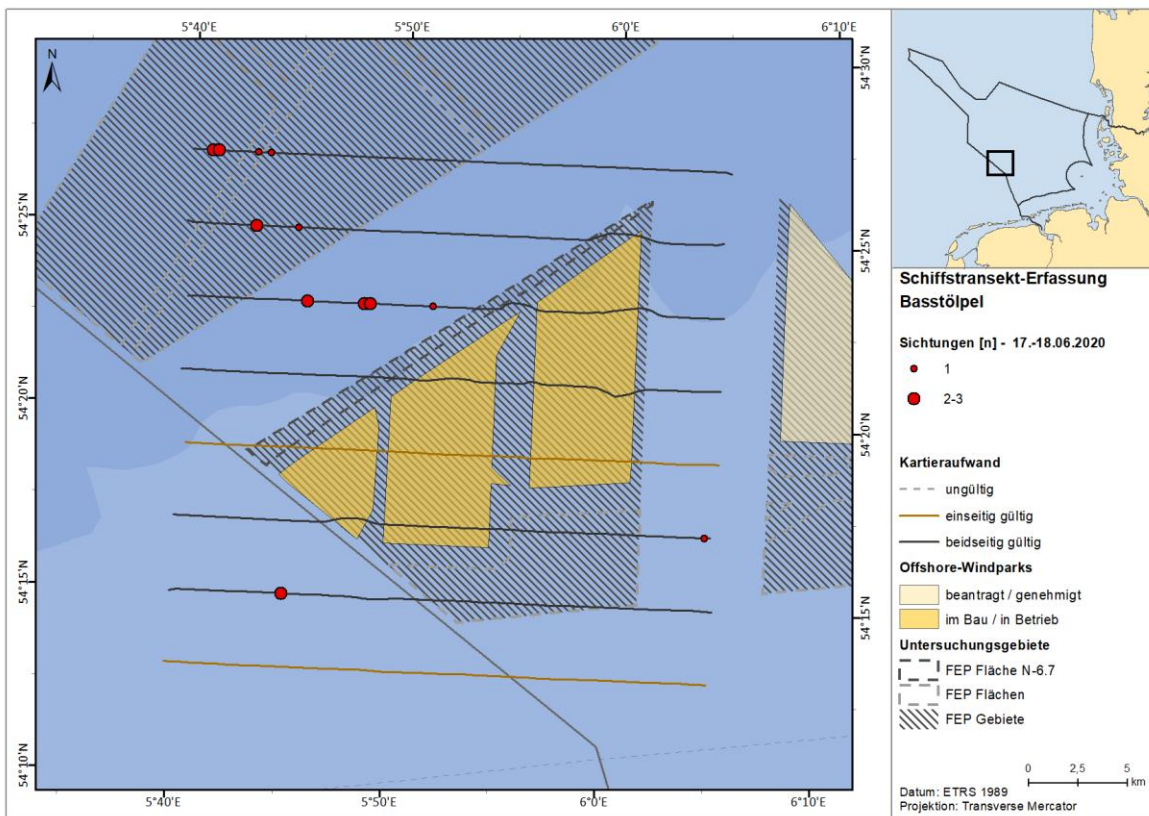


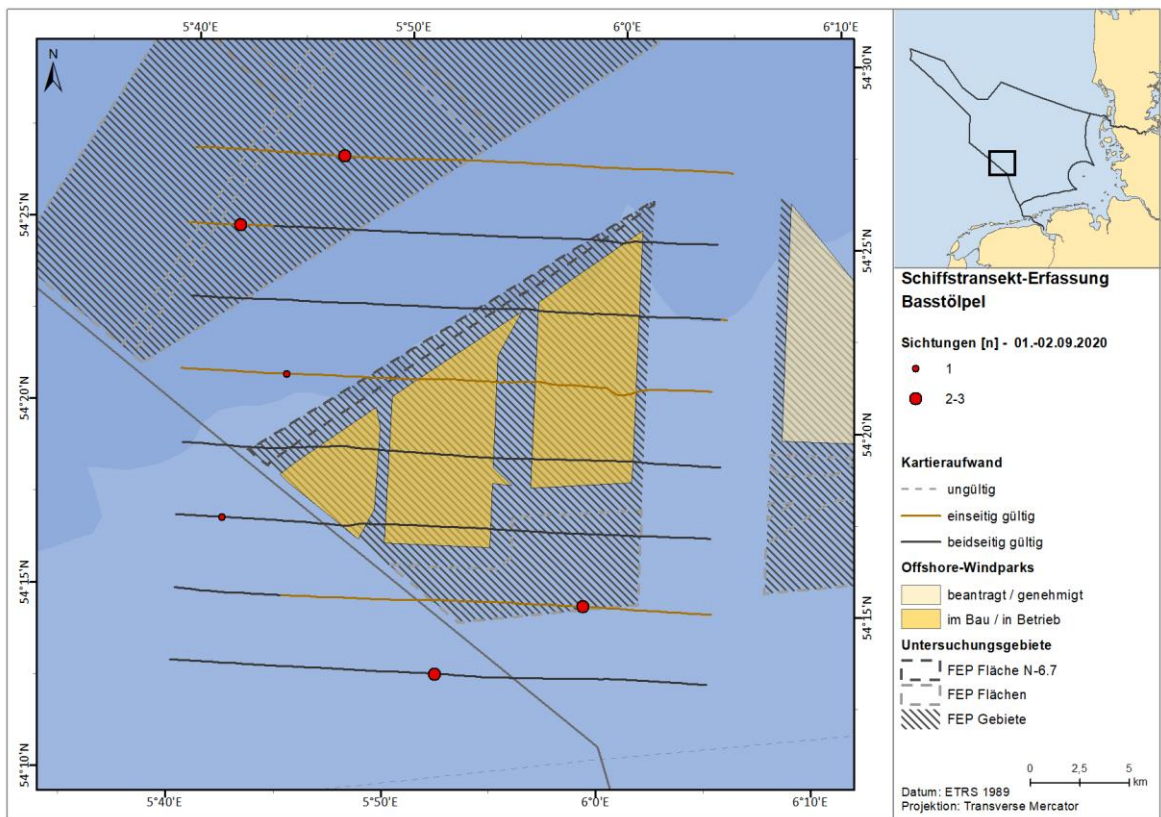
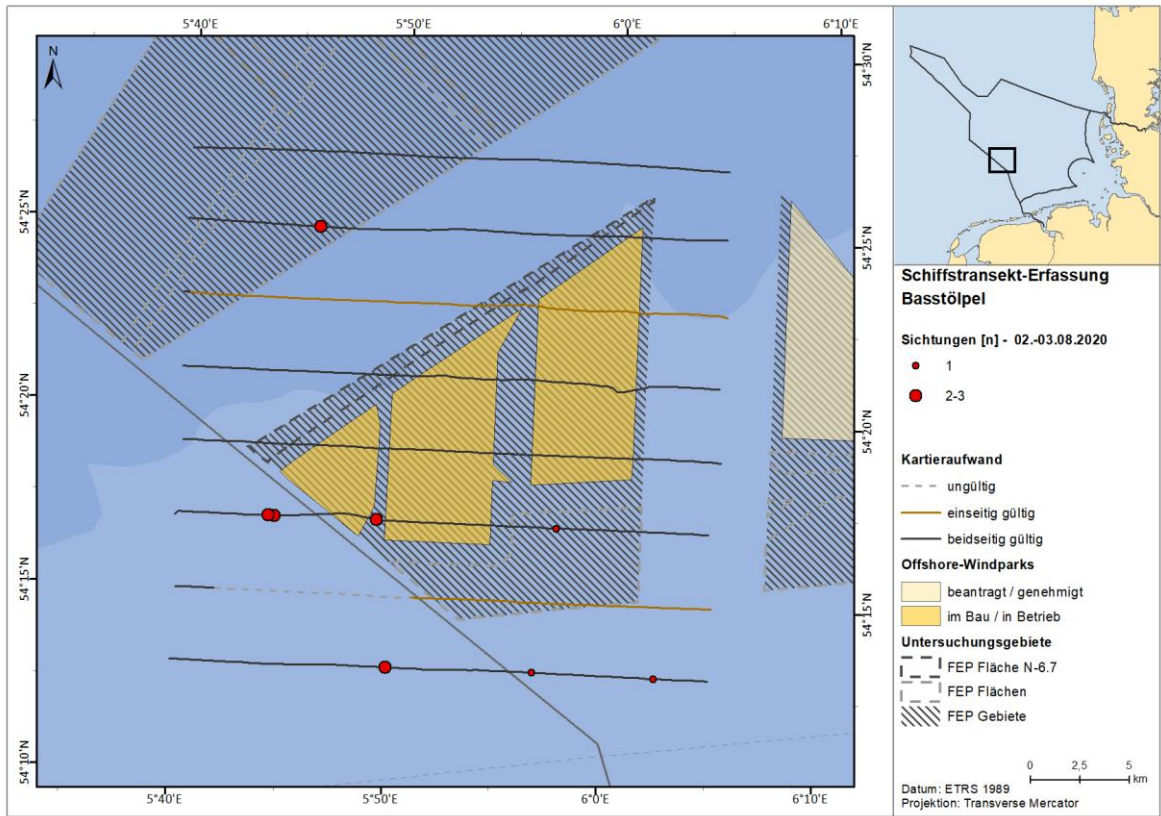


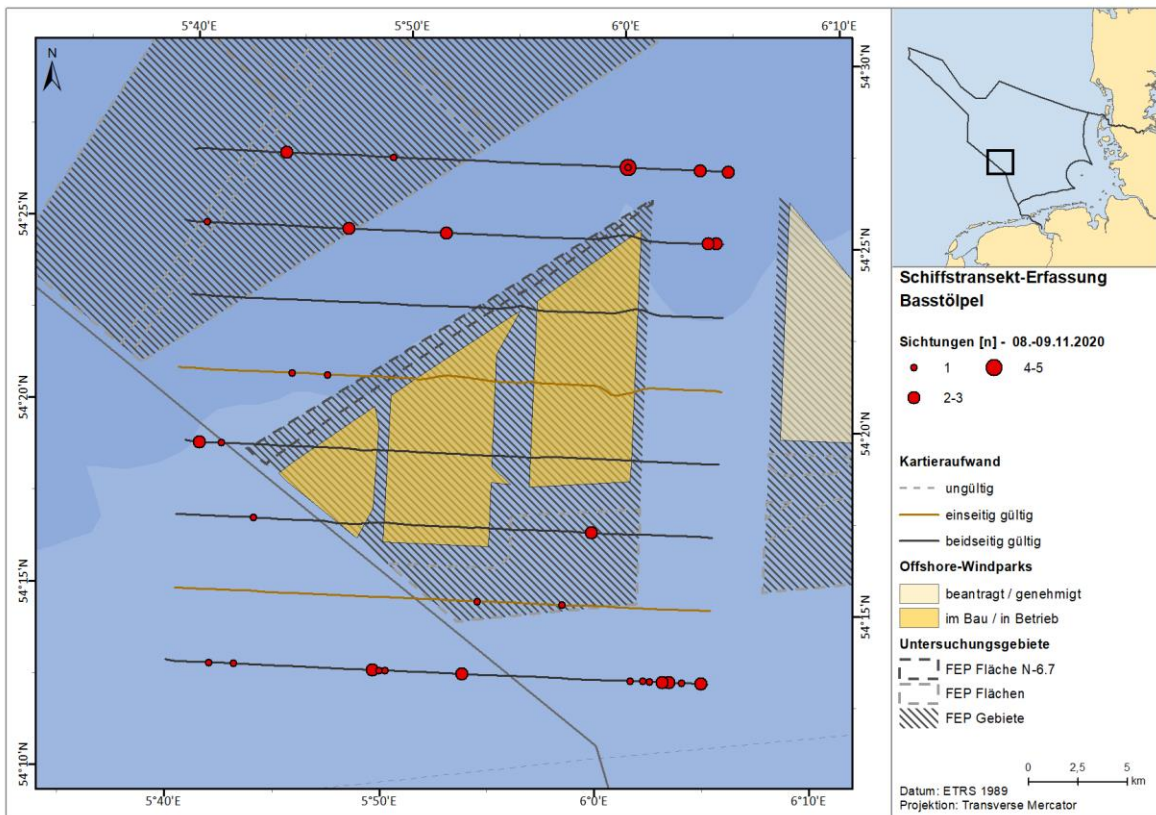
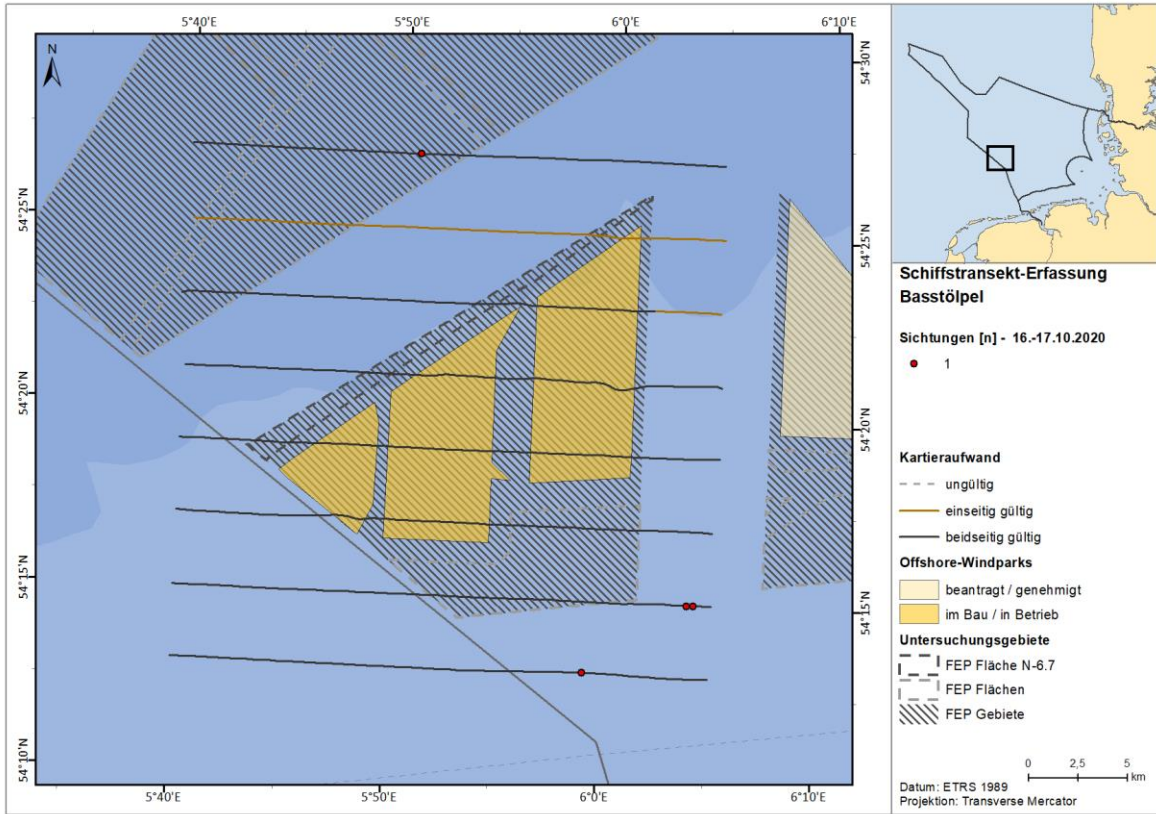


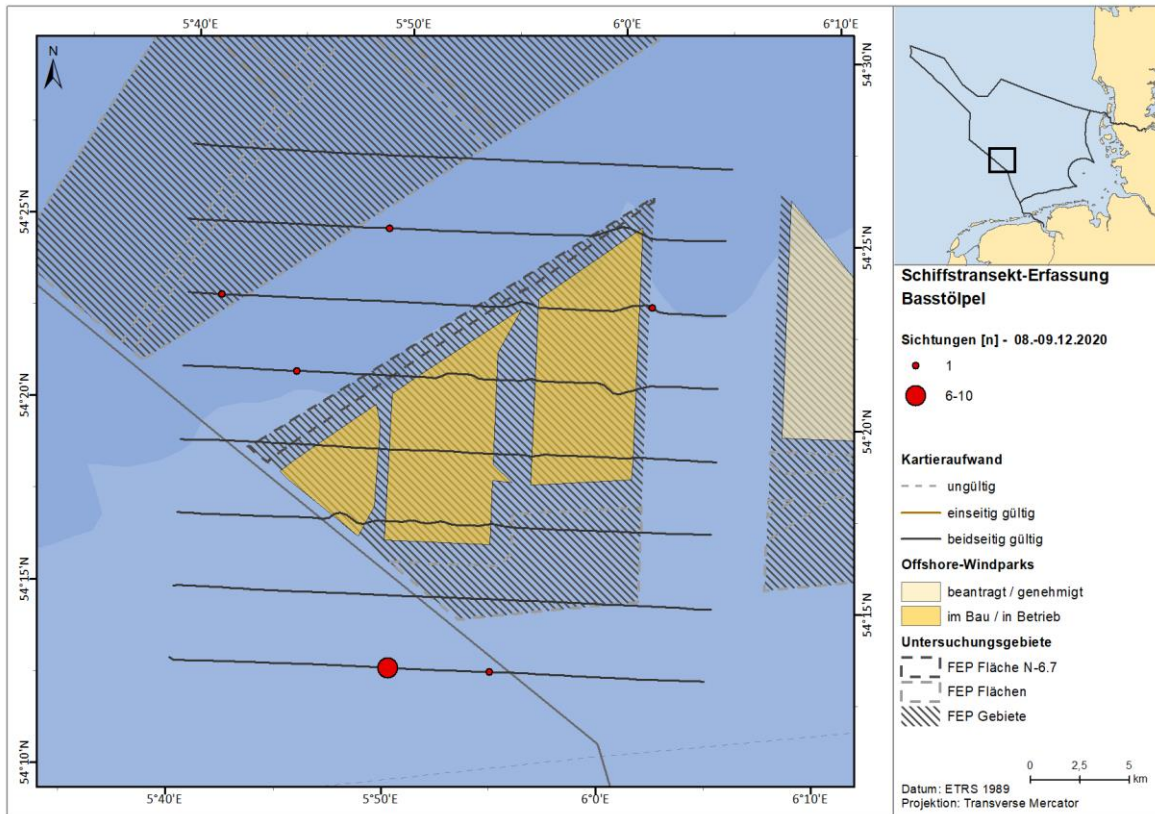






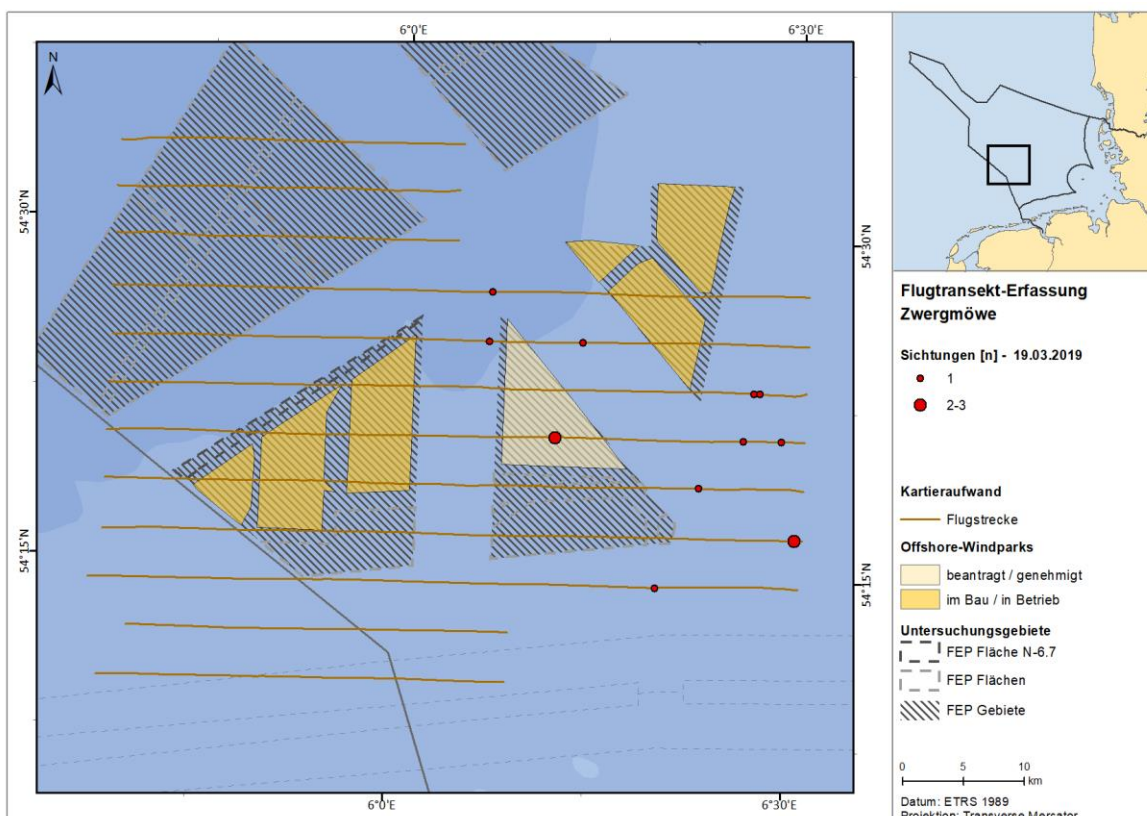
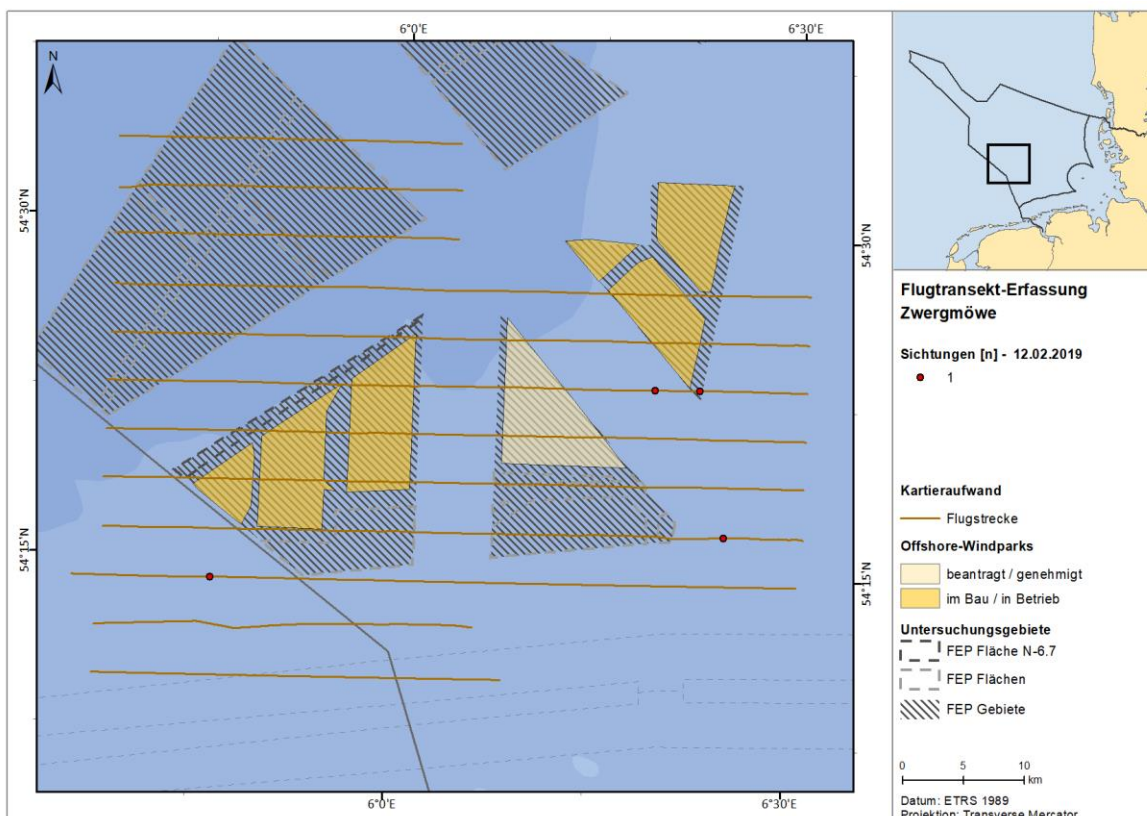


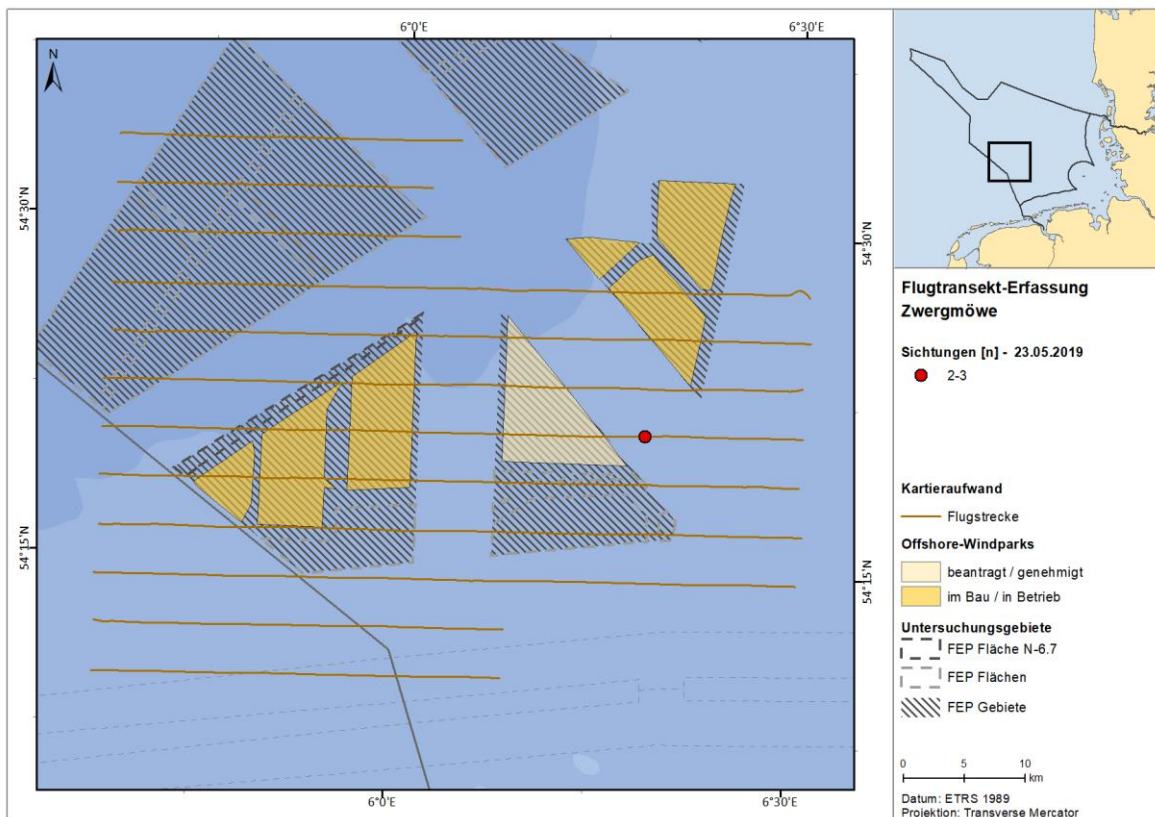
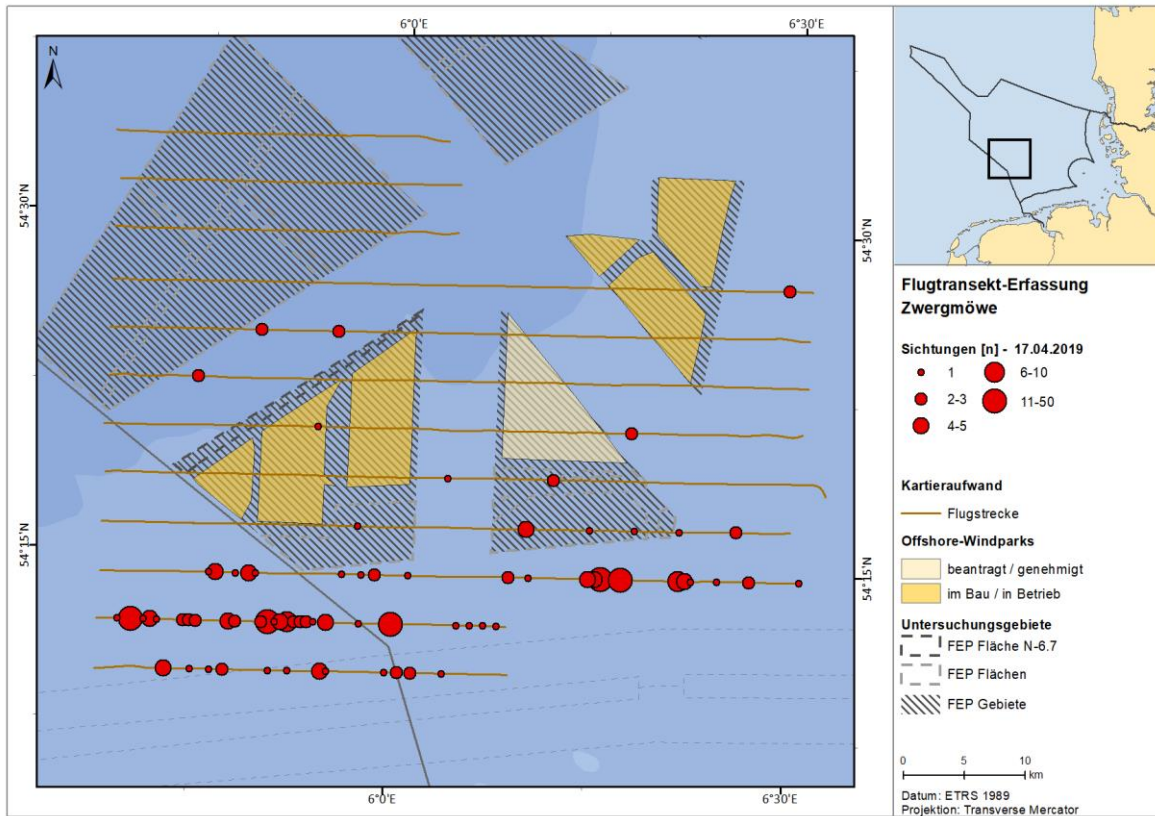


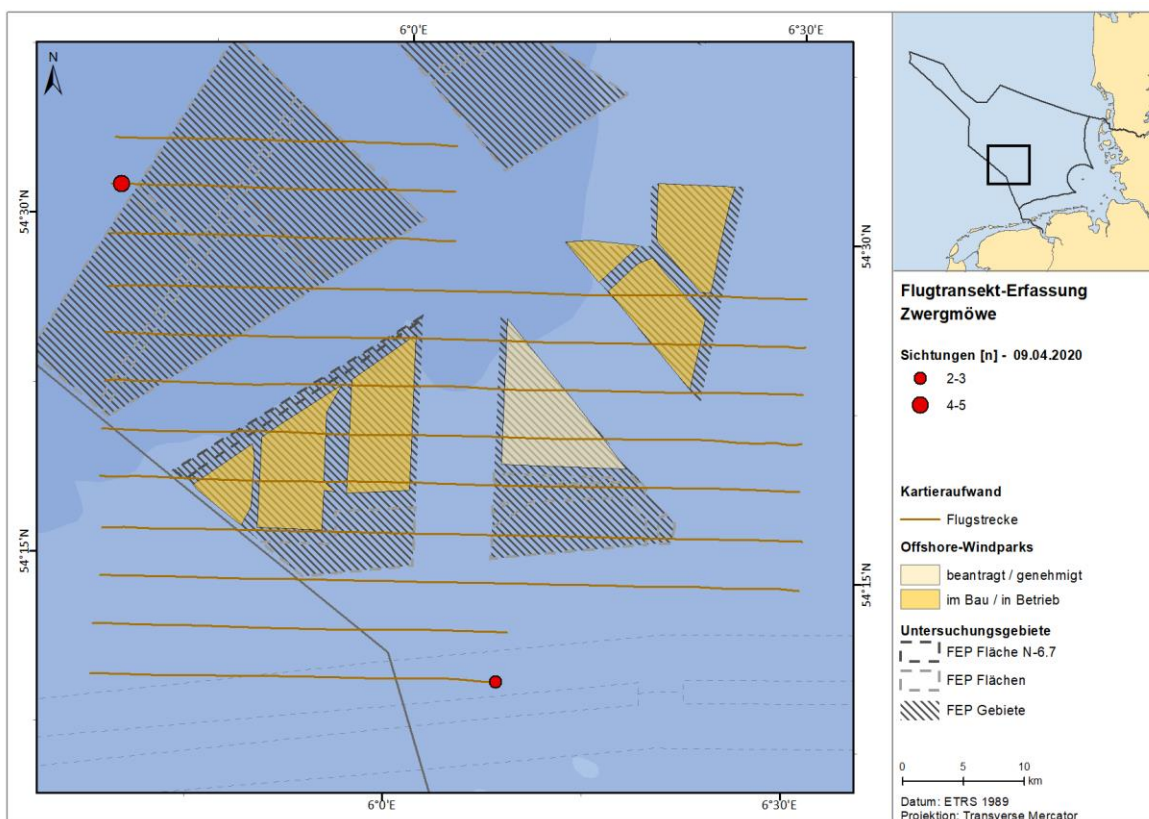
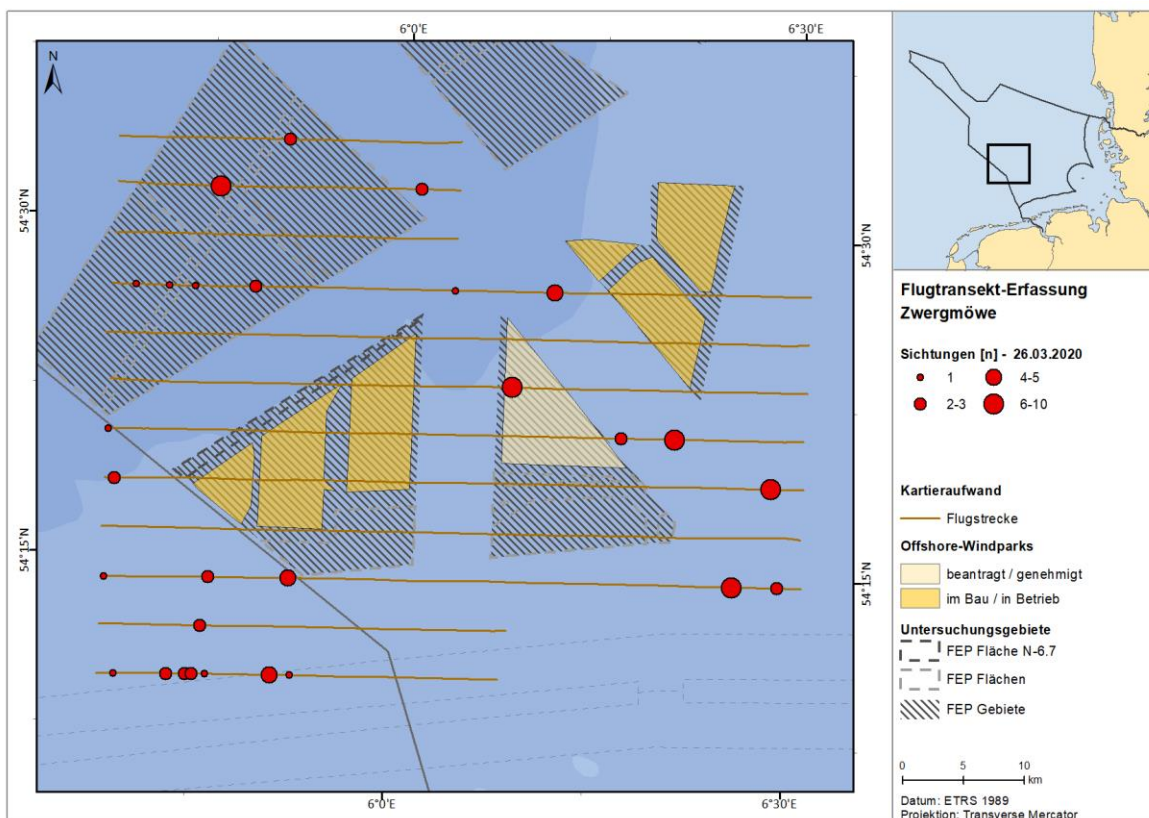


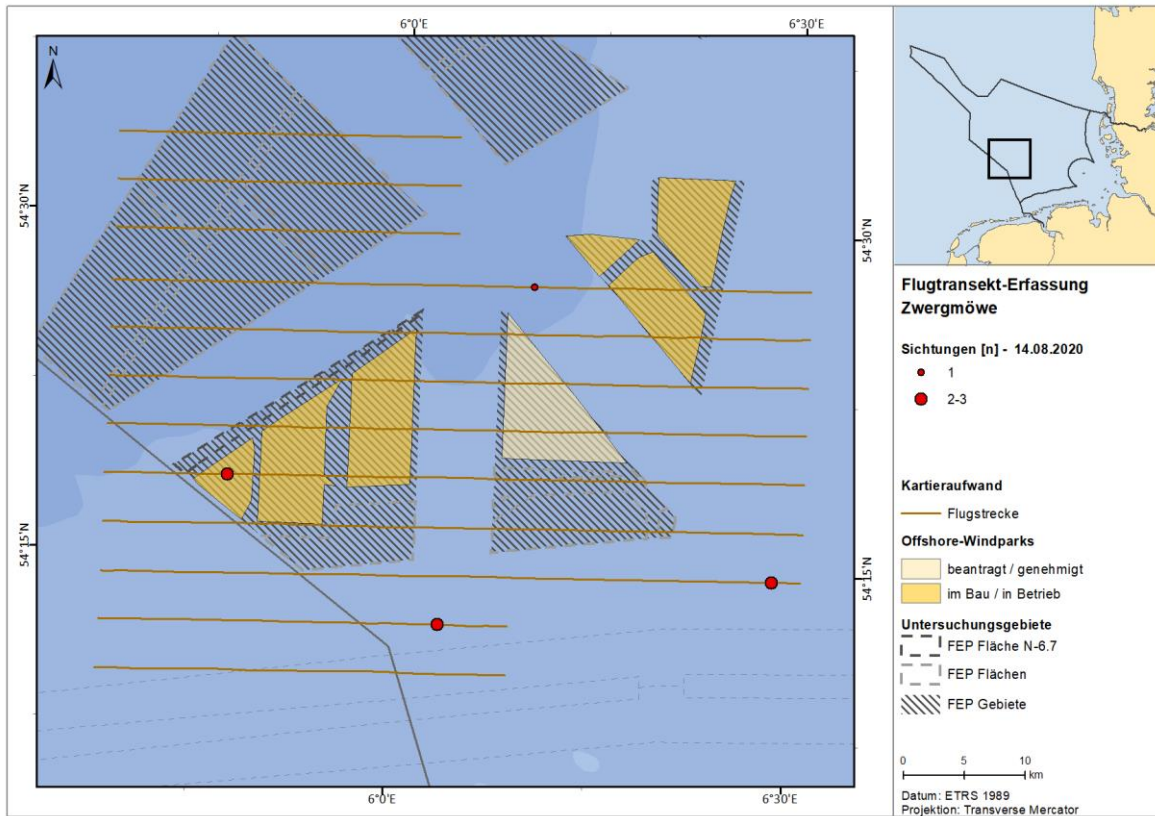
A.3.3.4. Zwergmöwe

A.3.3.4.1. FN6_7

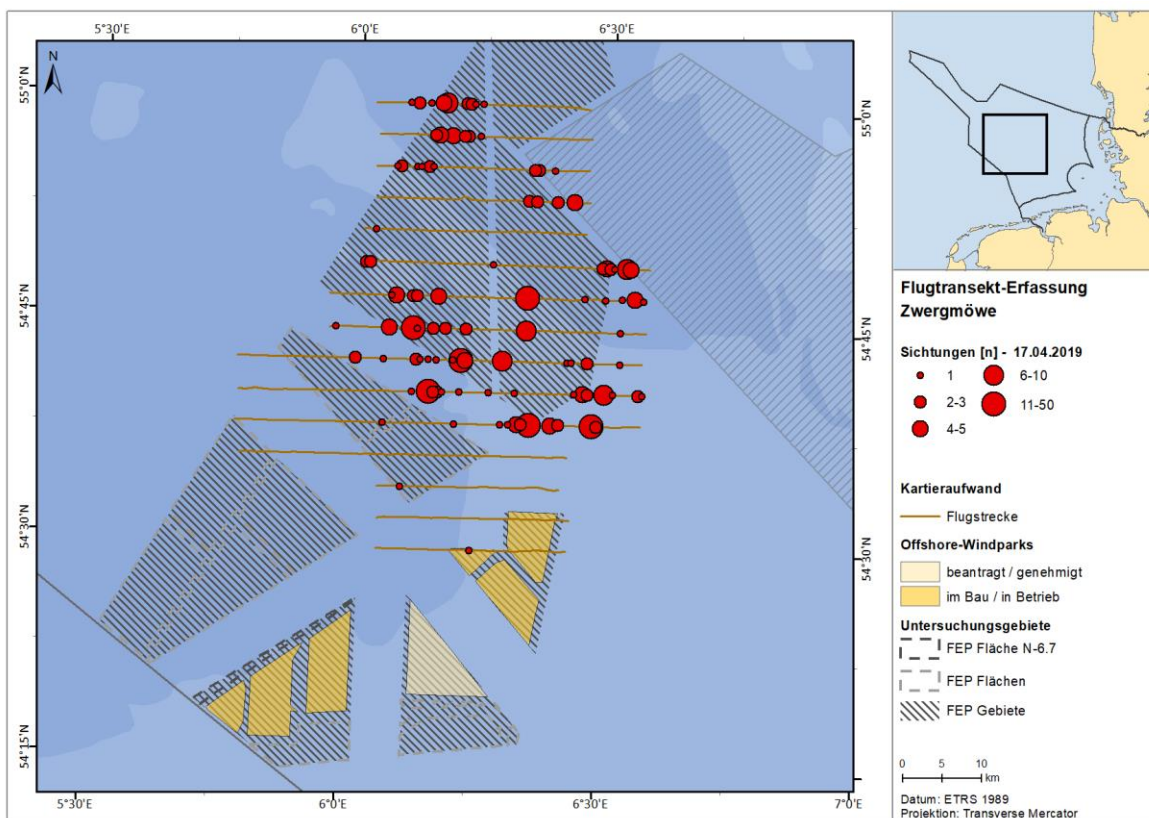
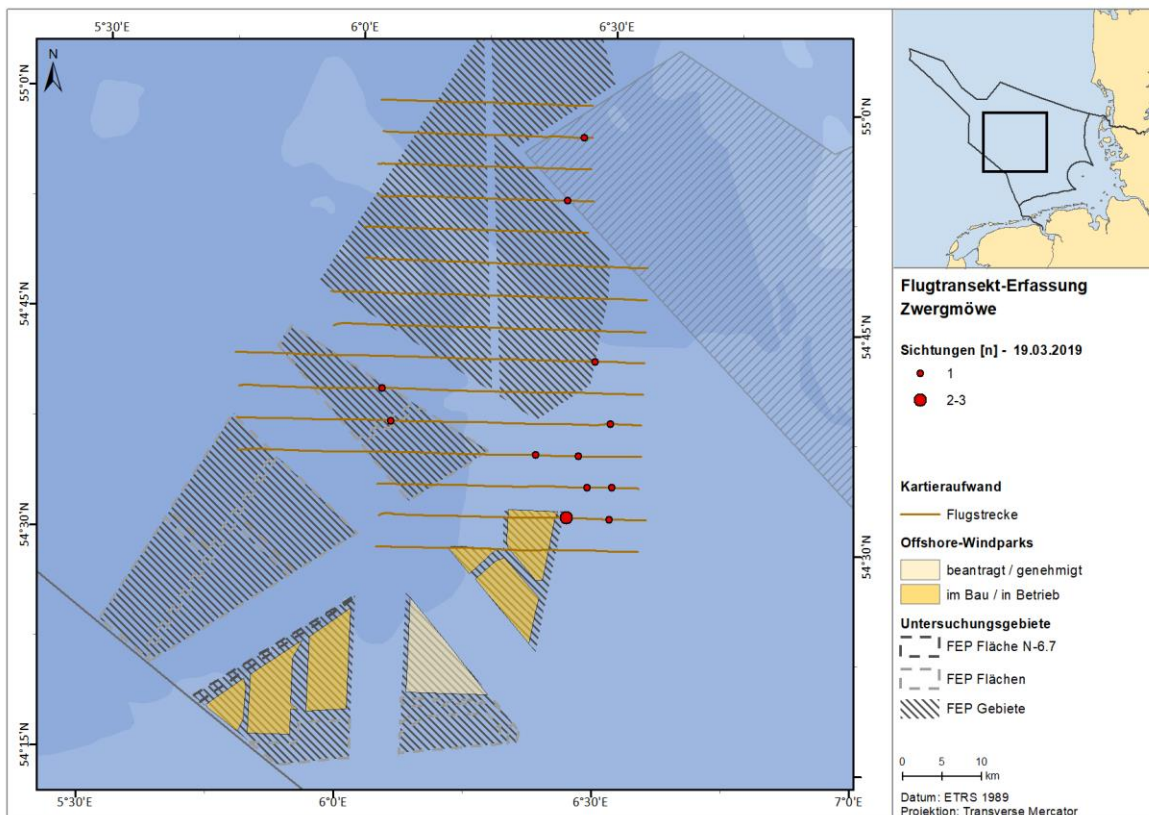


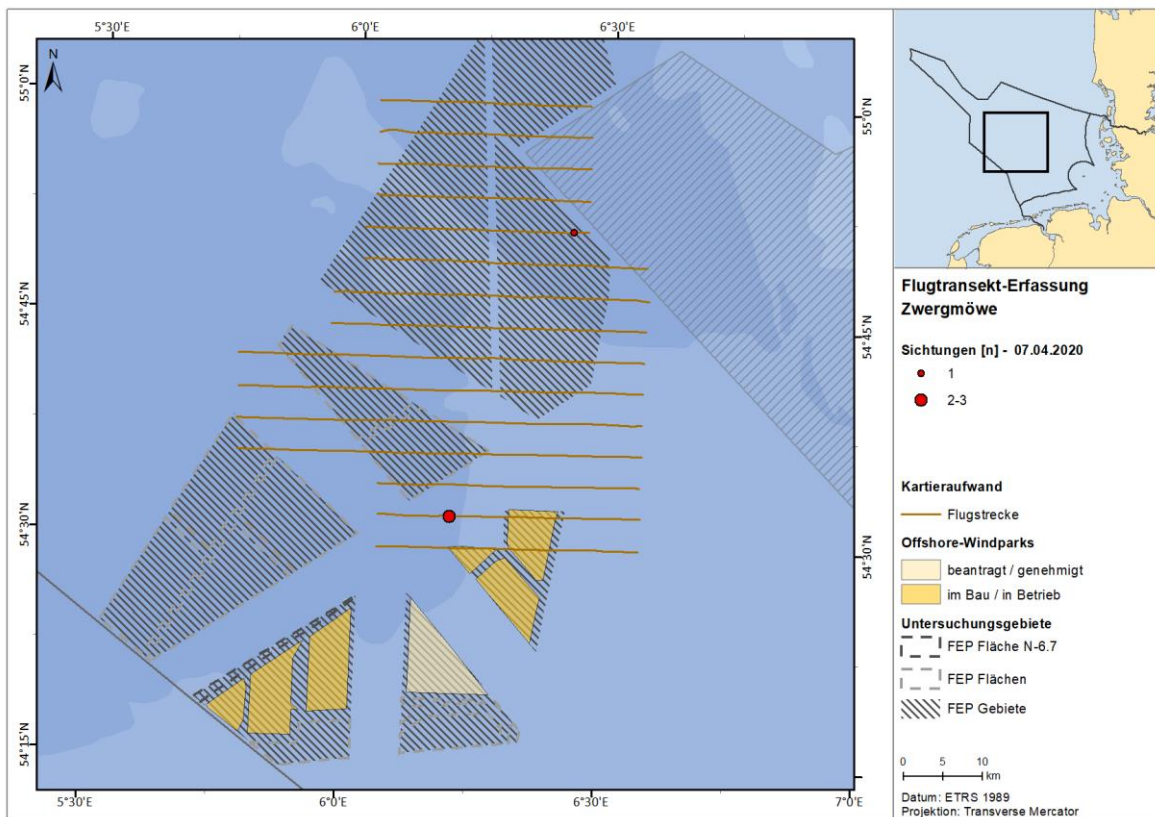
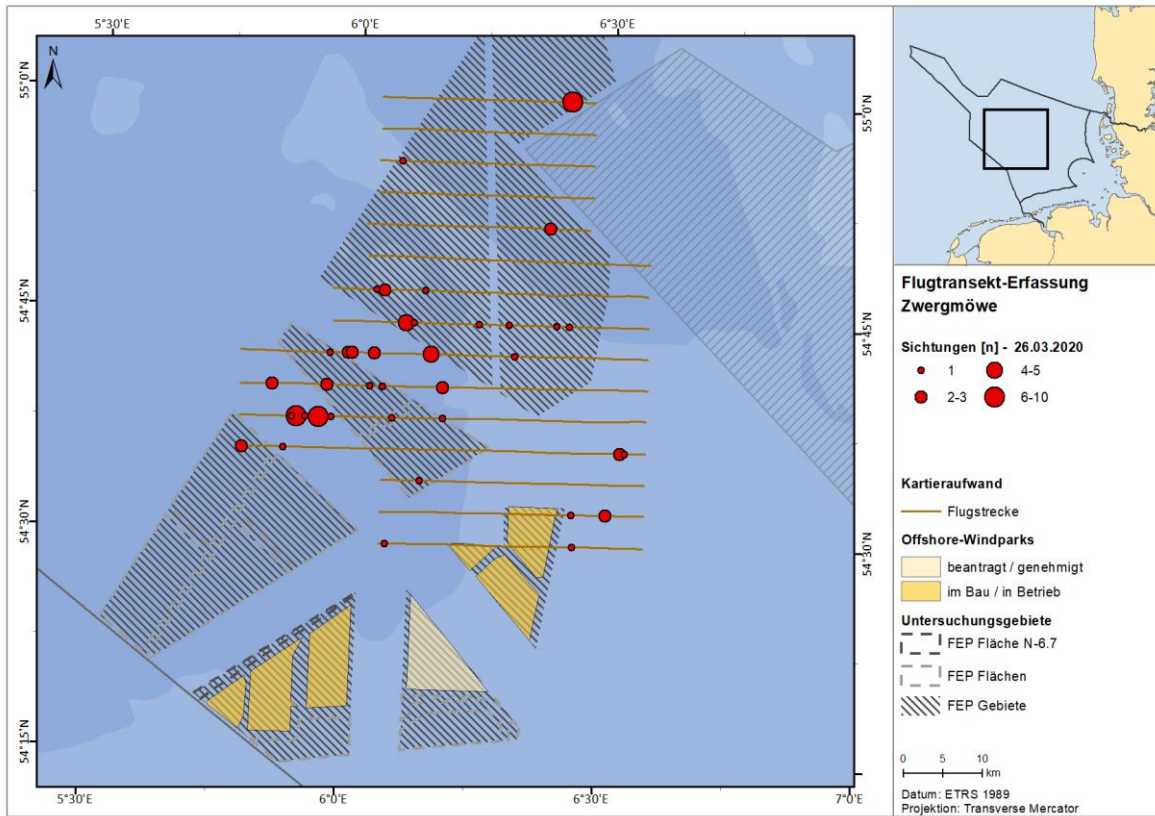




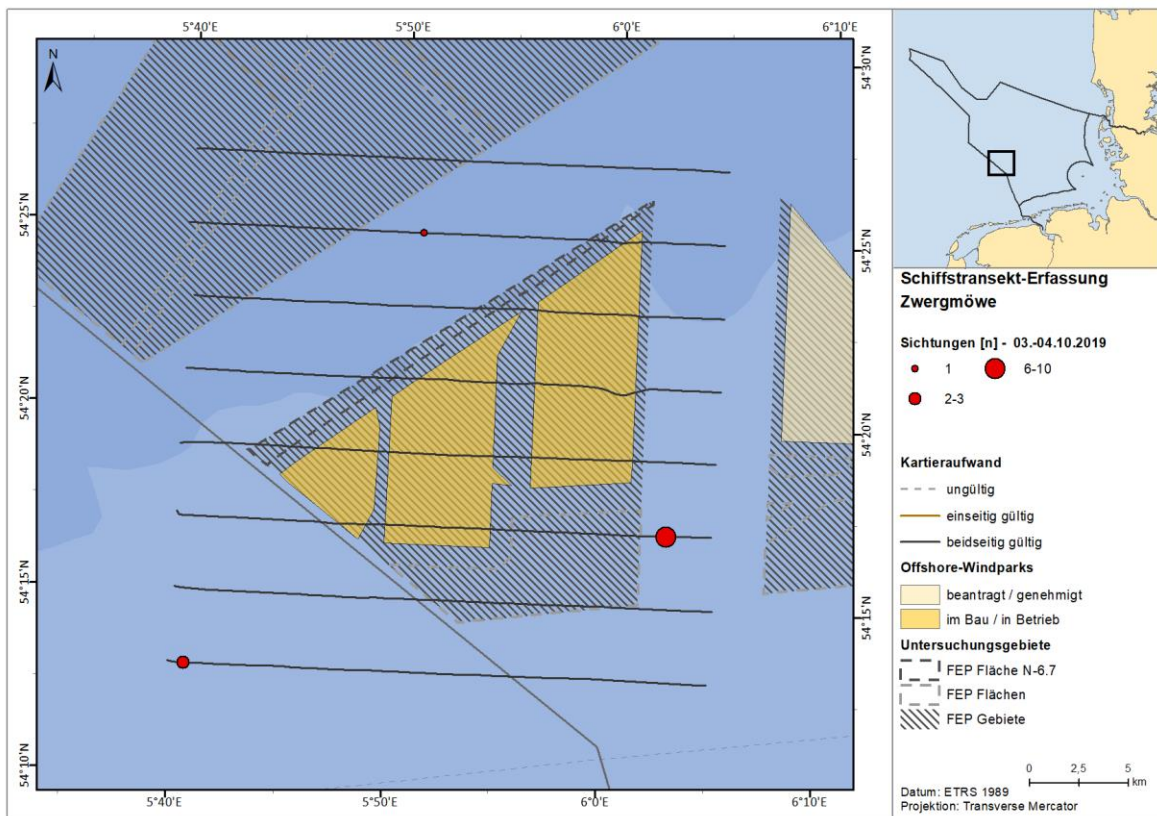
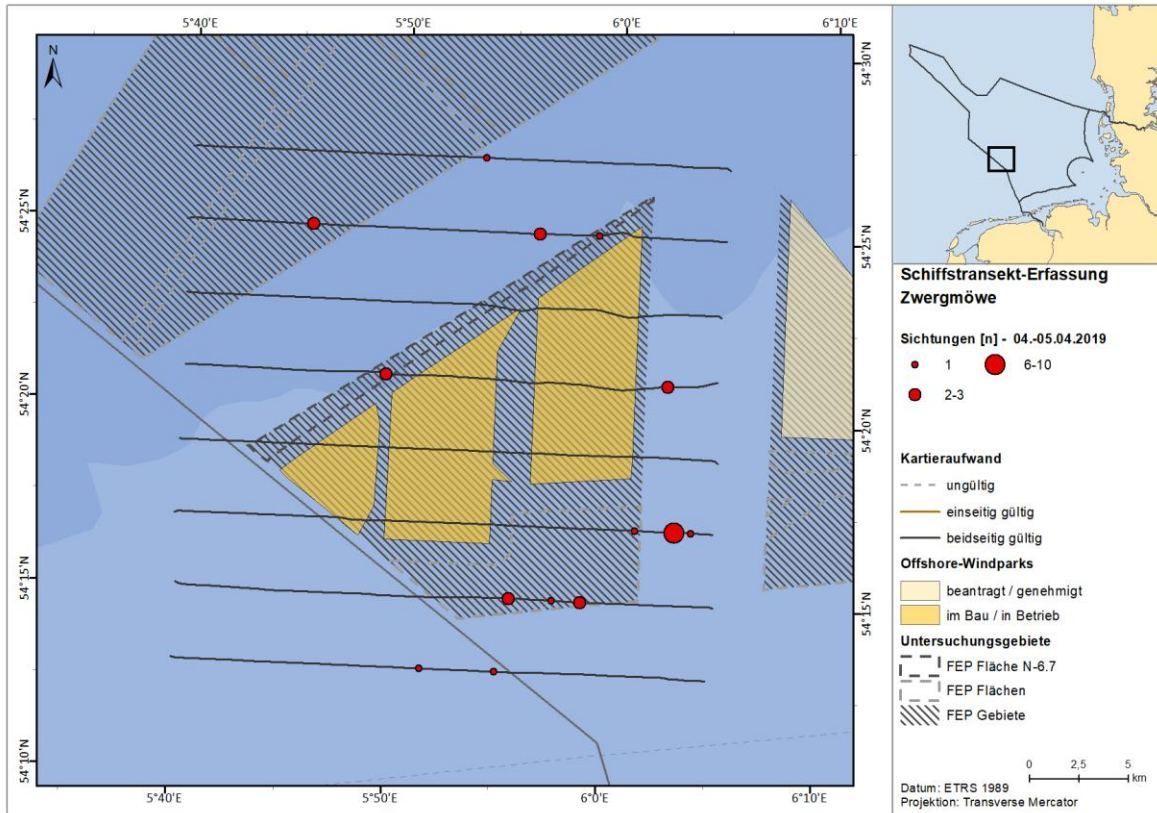


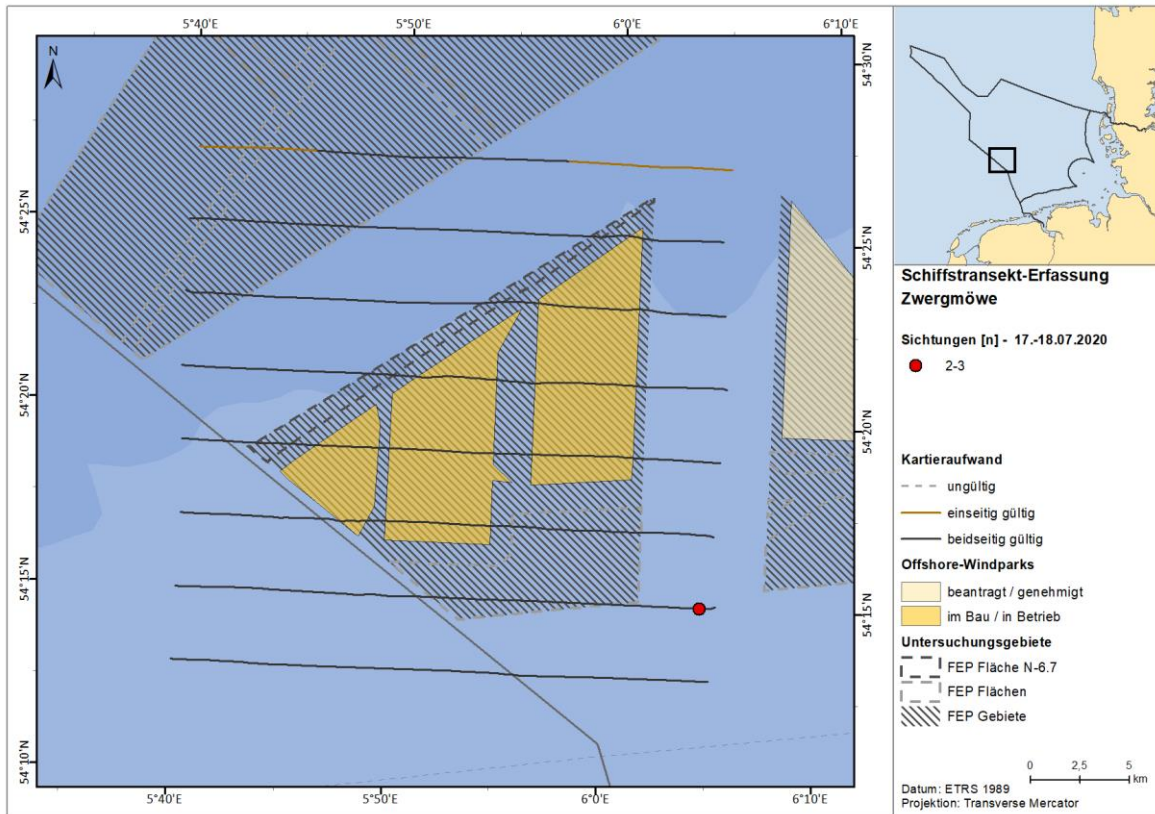
A.3.3.4.2. FN10_11





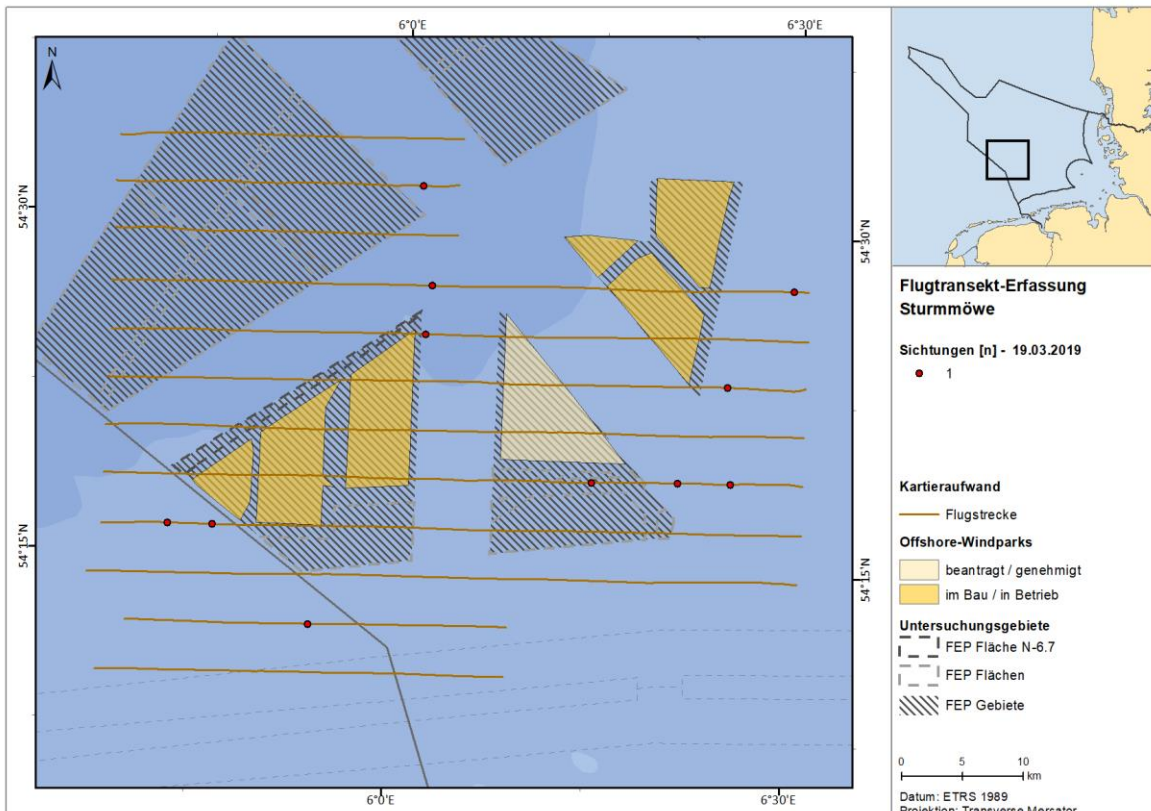
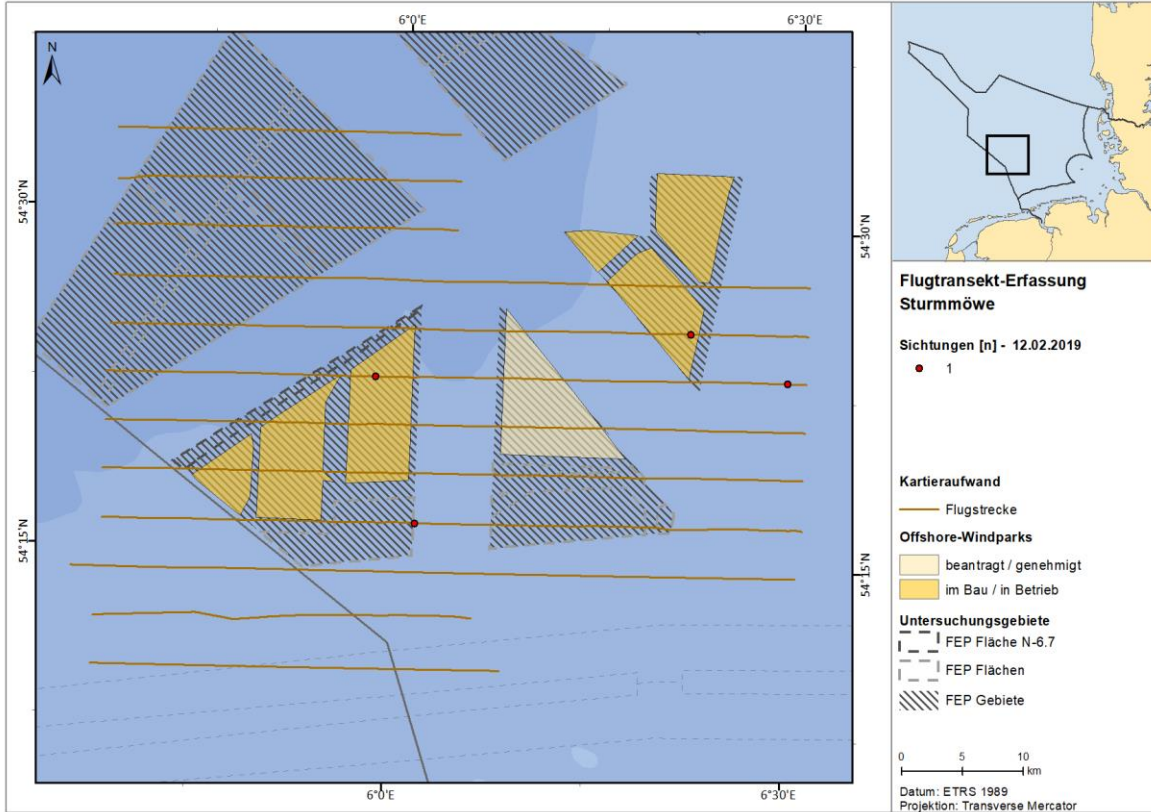
A.3.3.4.3. SC6

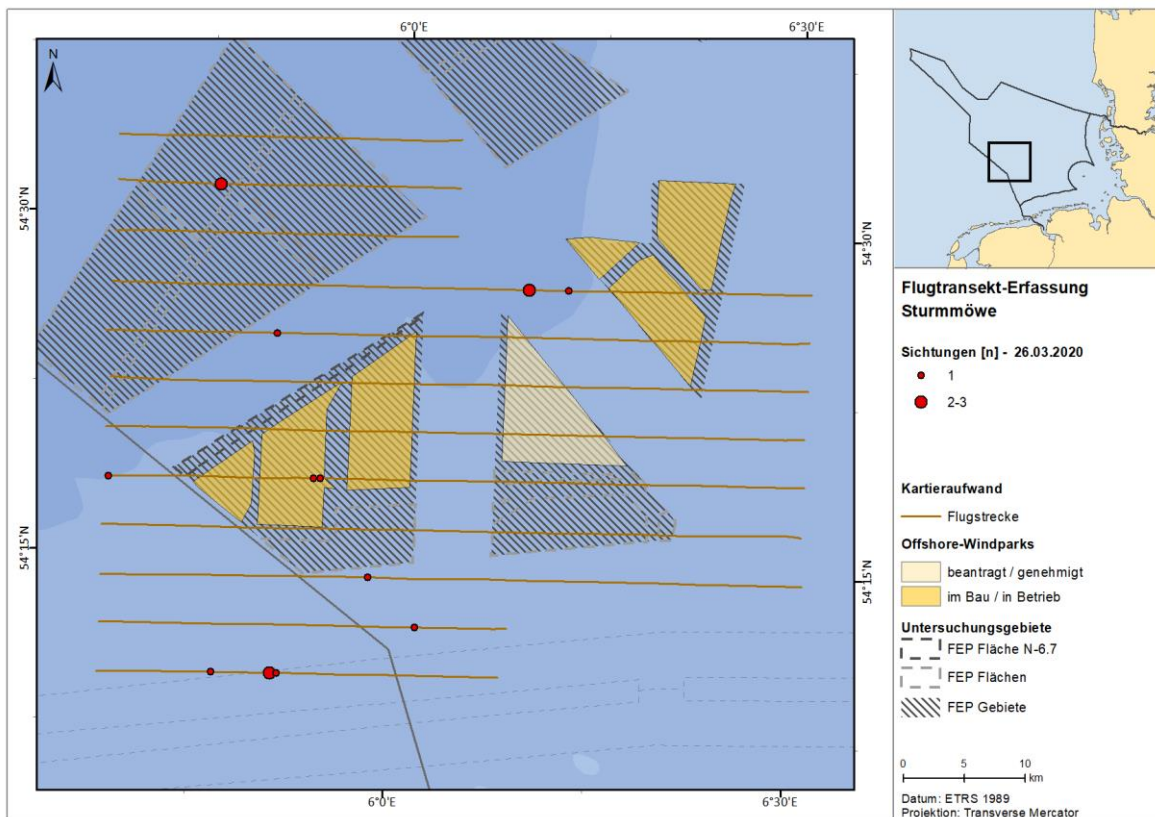
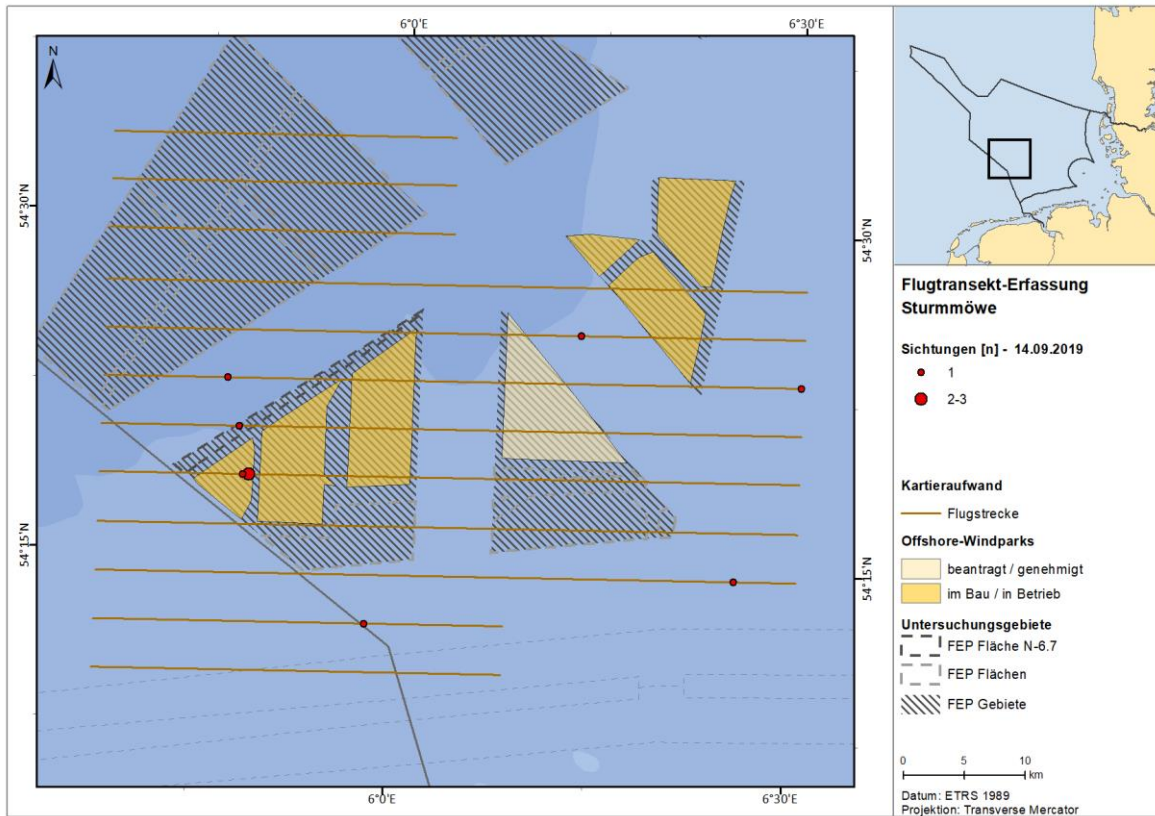


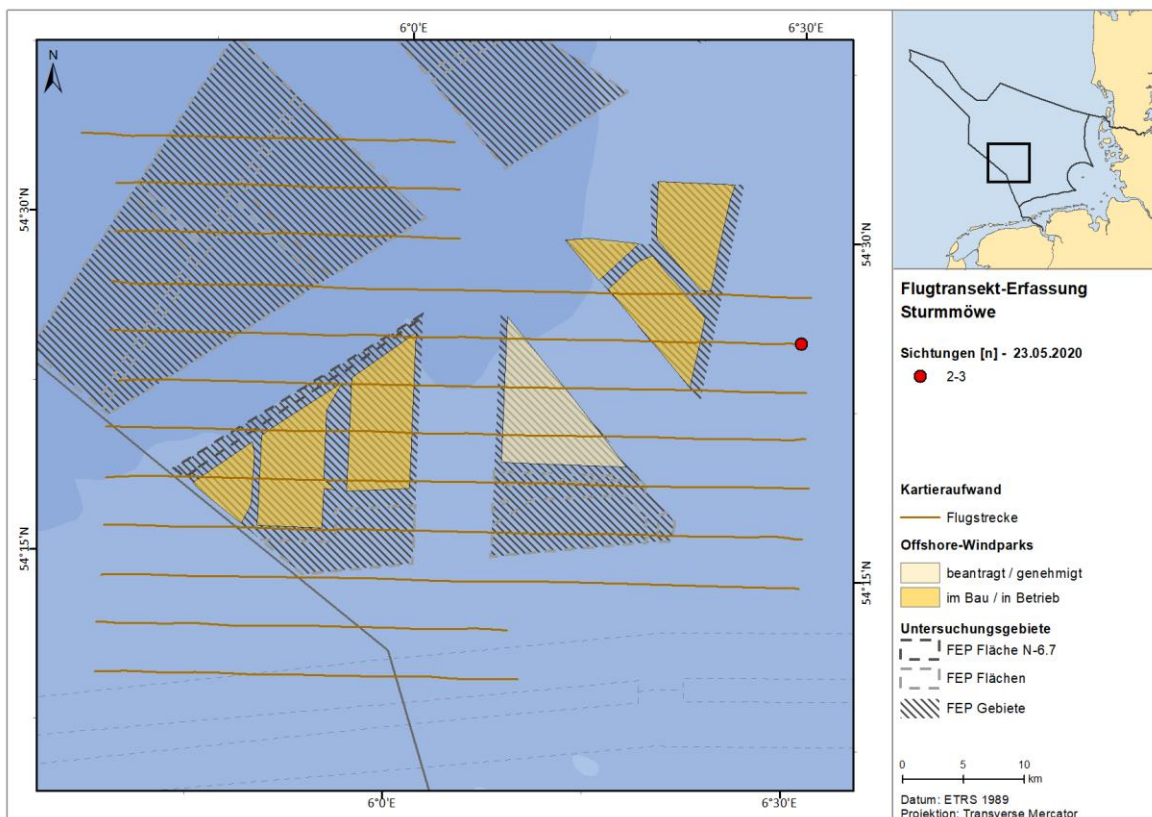
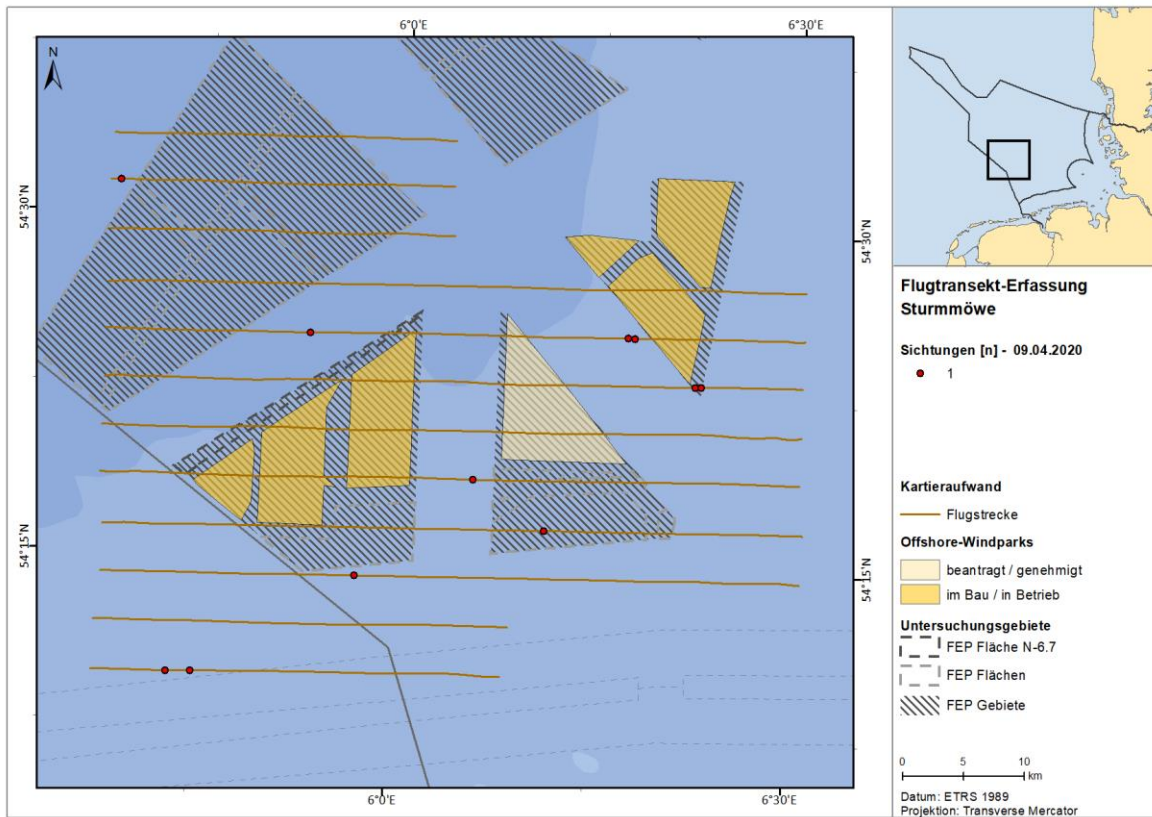


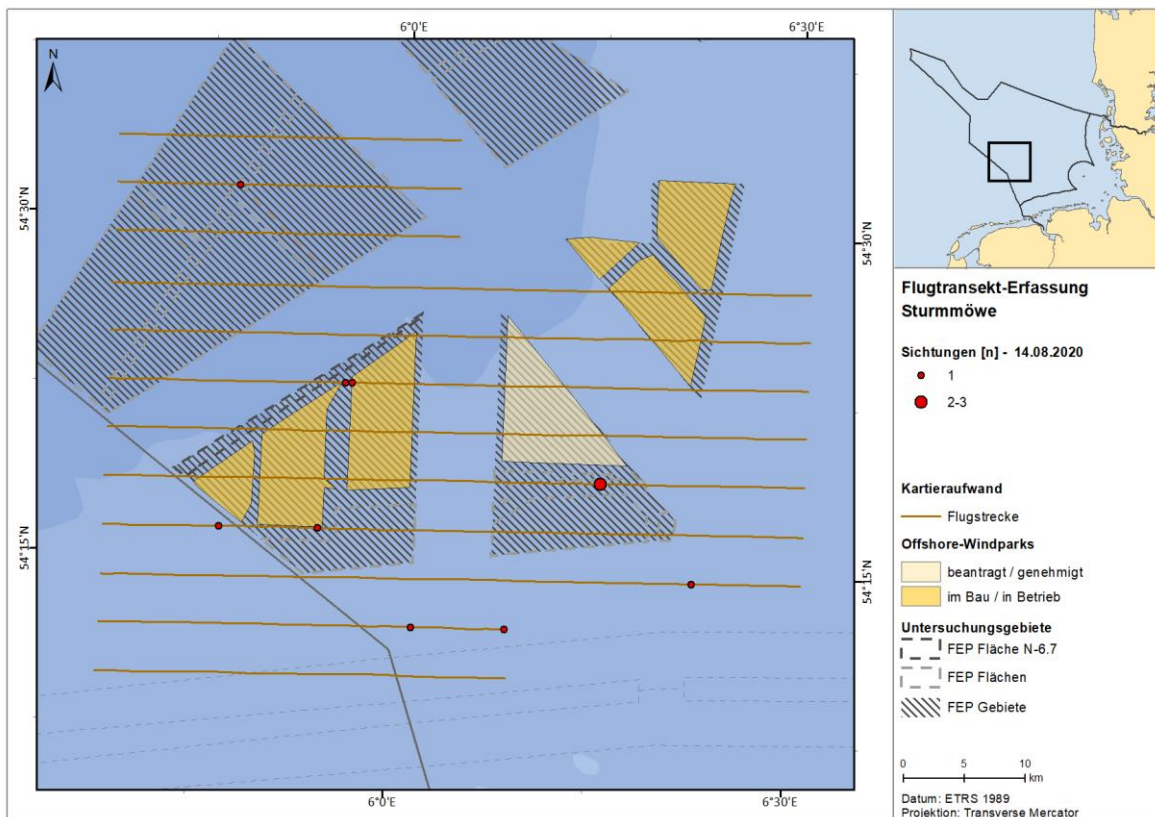
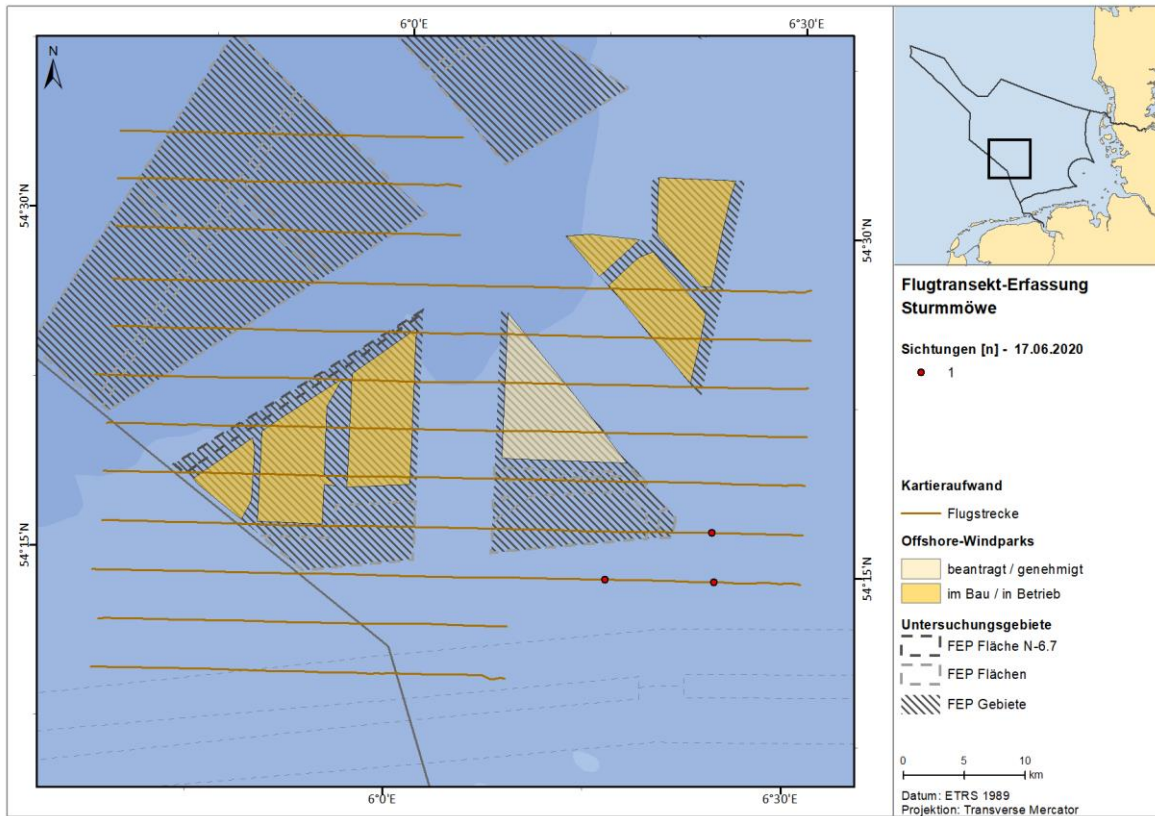
A.3.3.5. Sturmmöwe

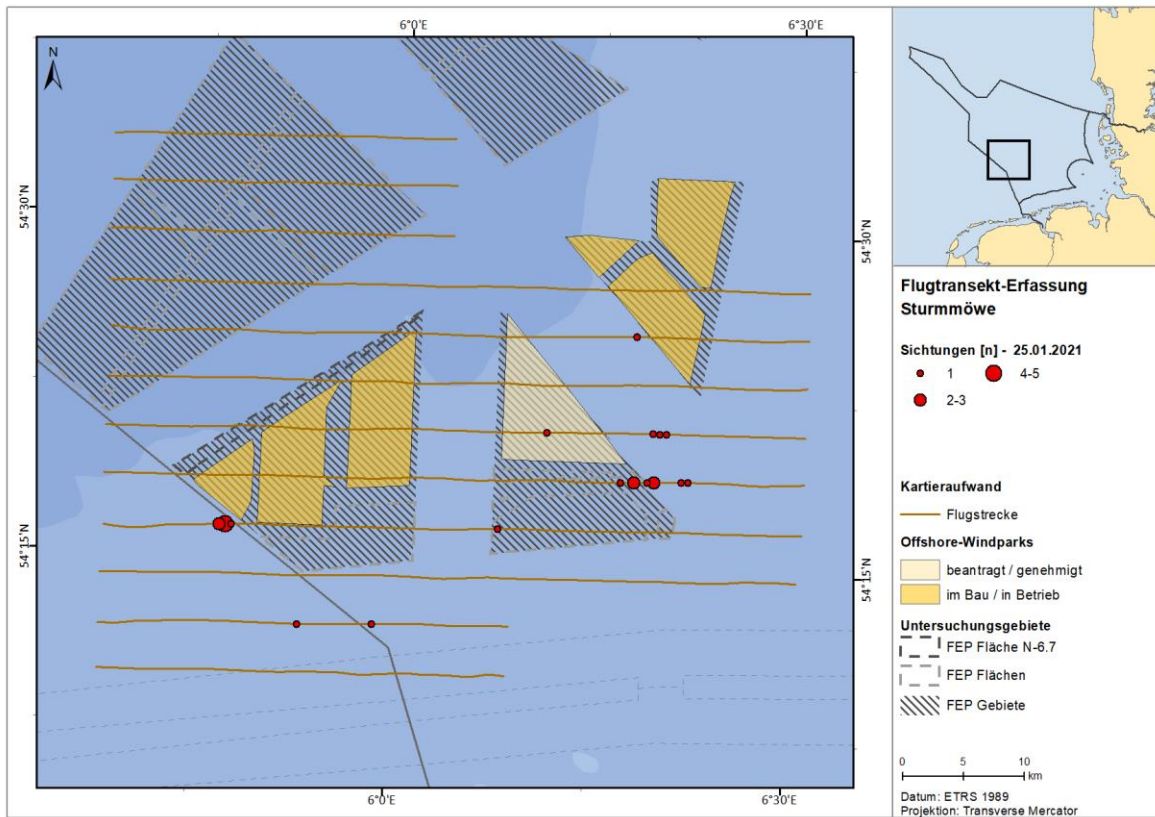
A.3.3.5.1. FN6_7



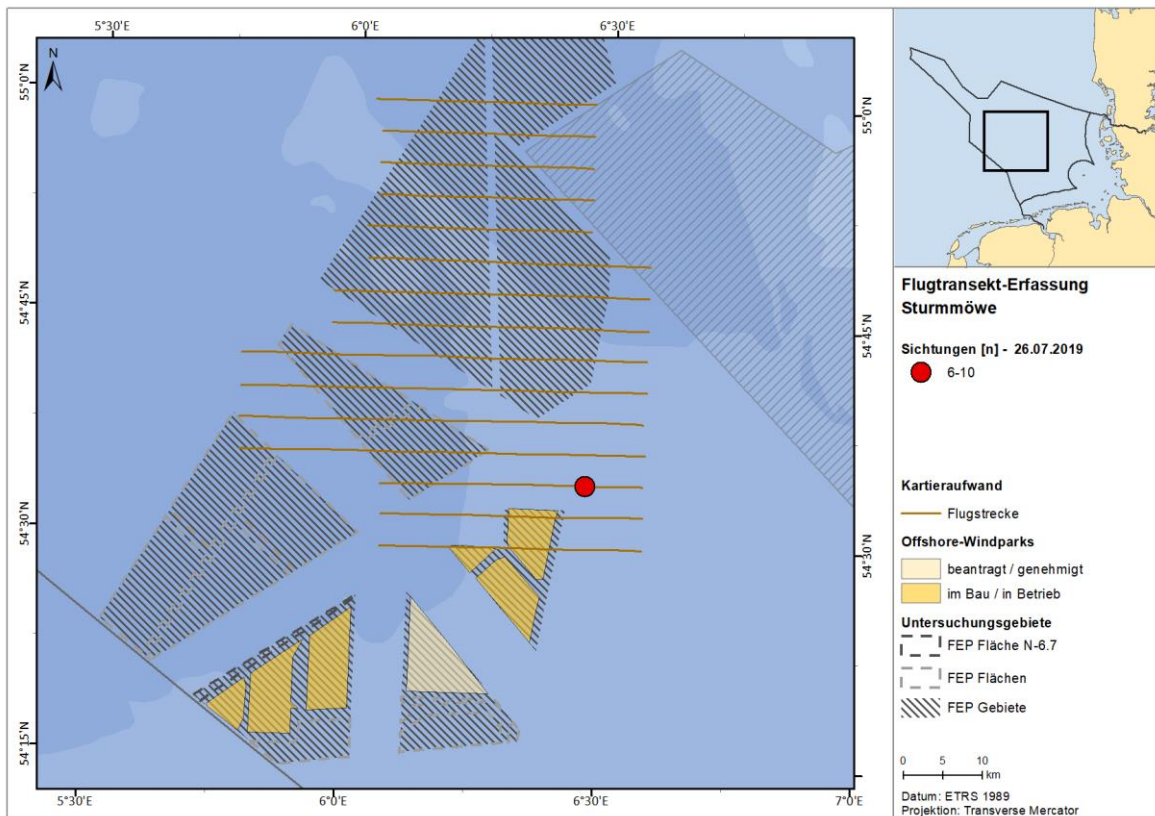
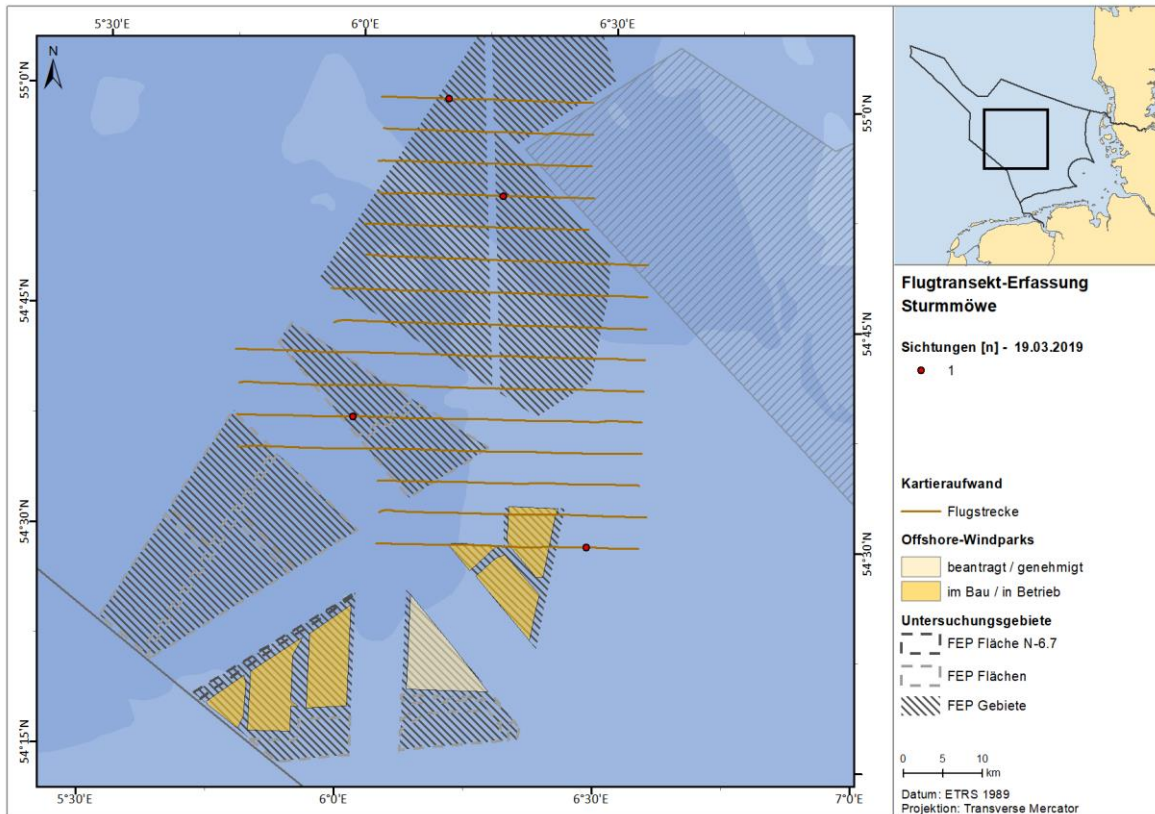


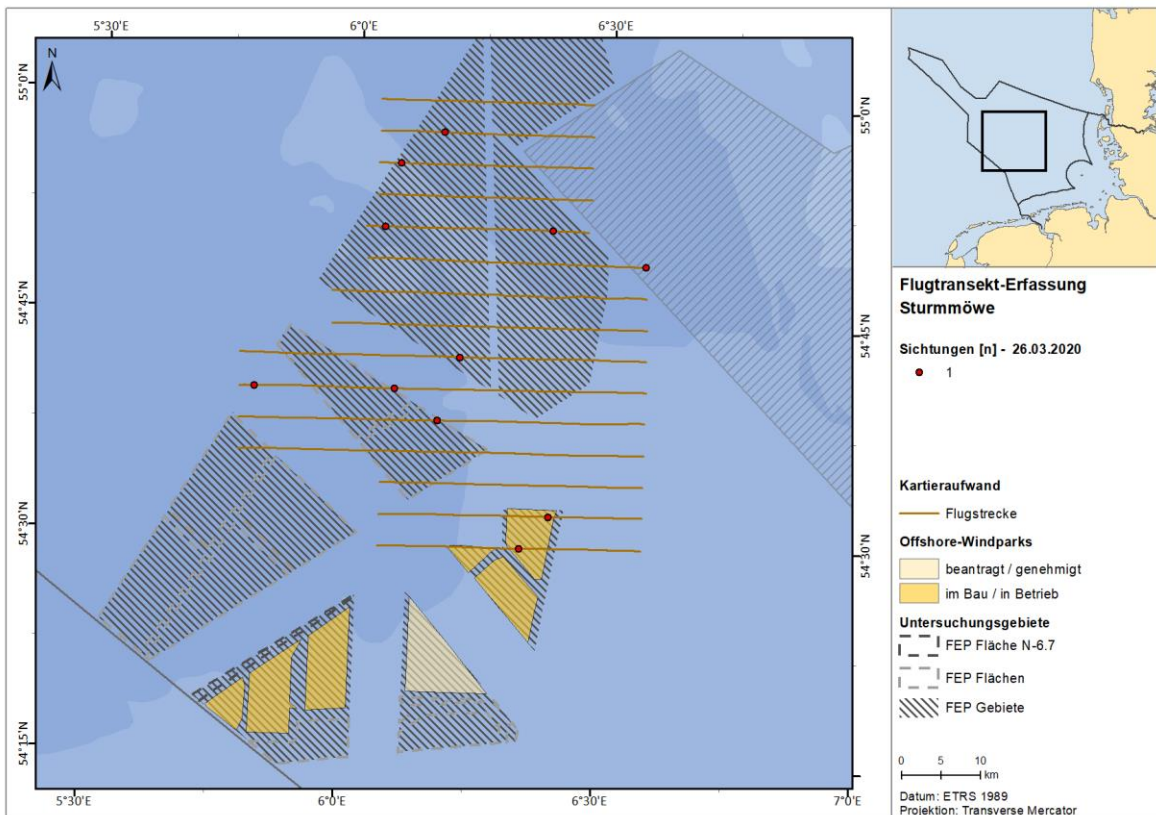
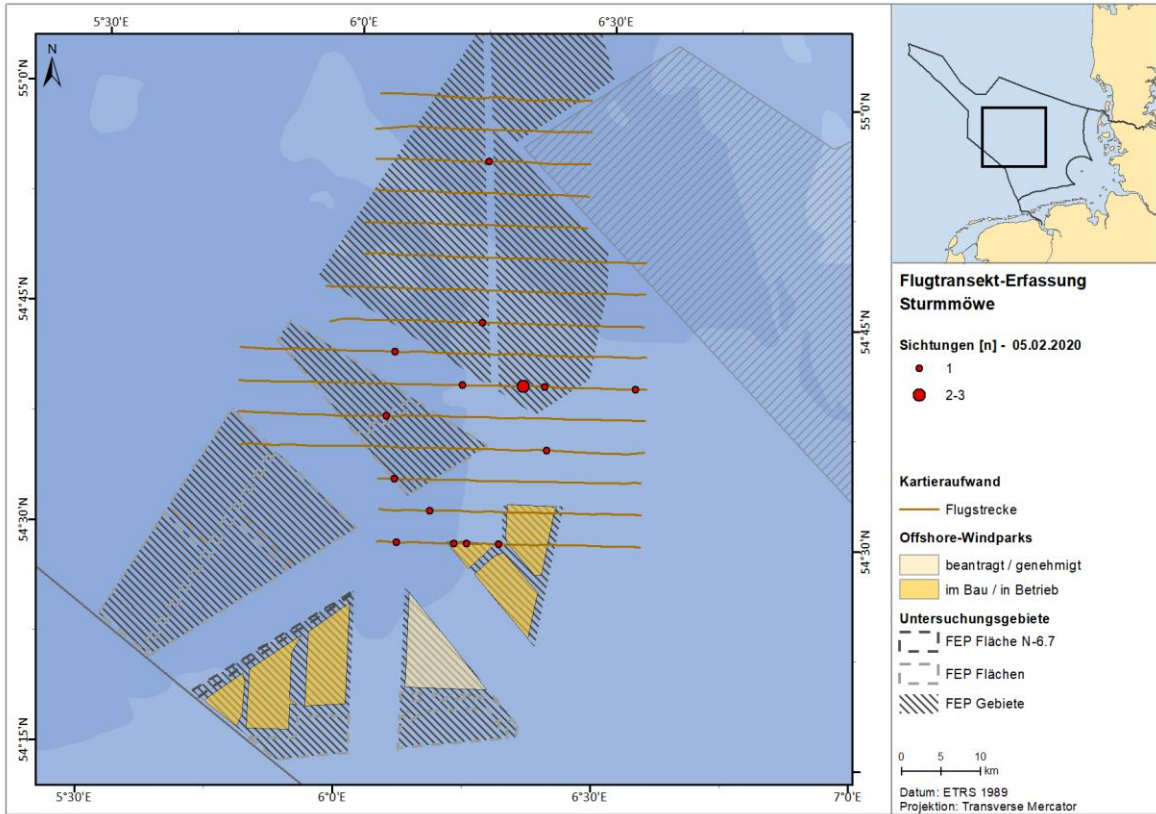


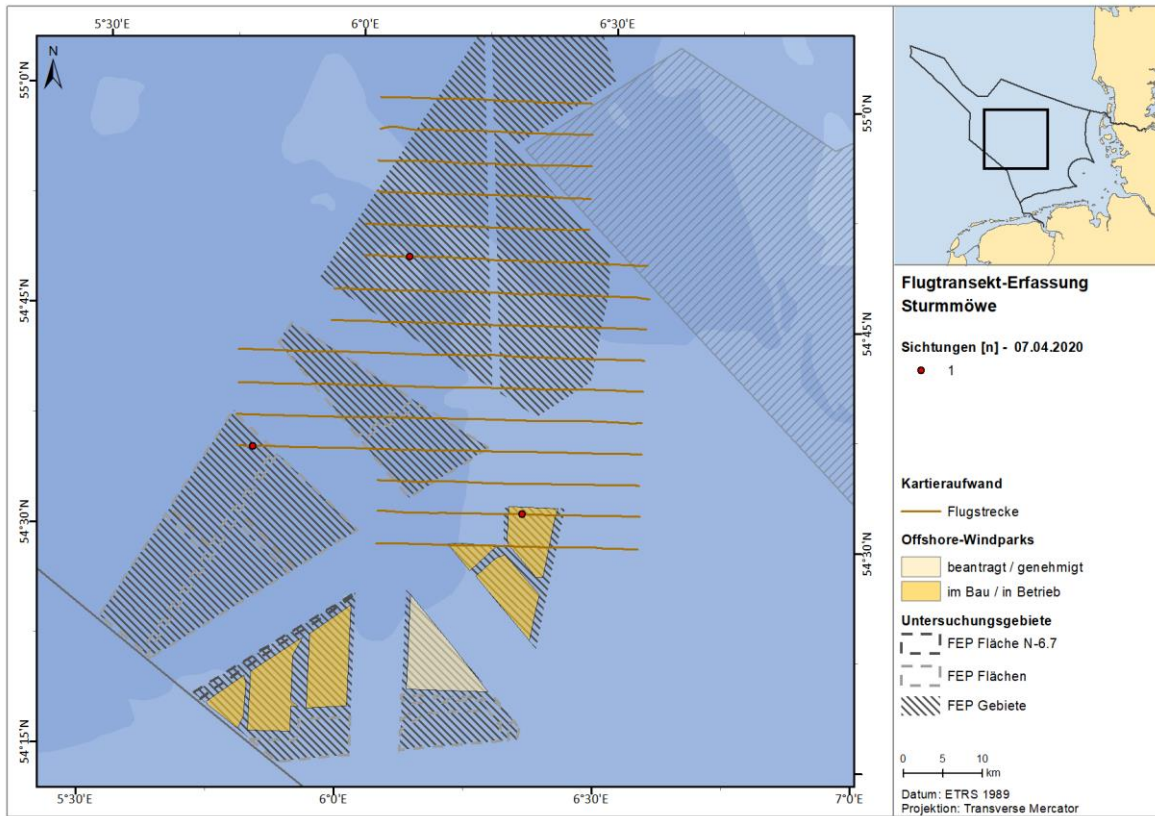




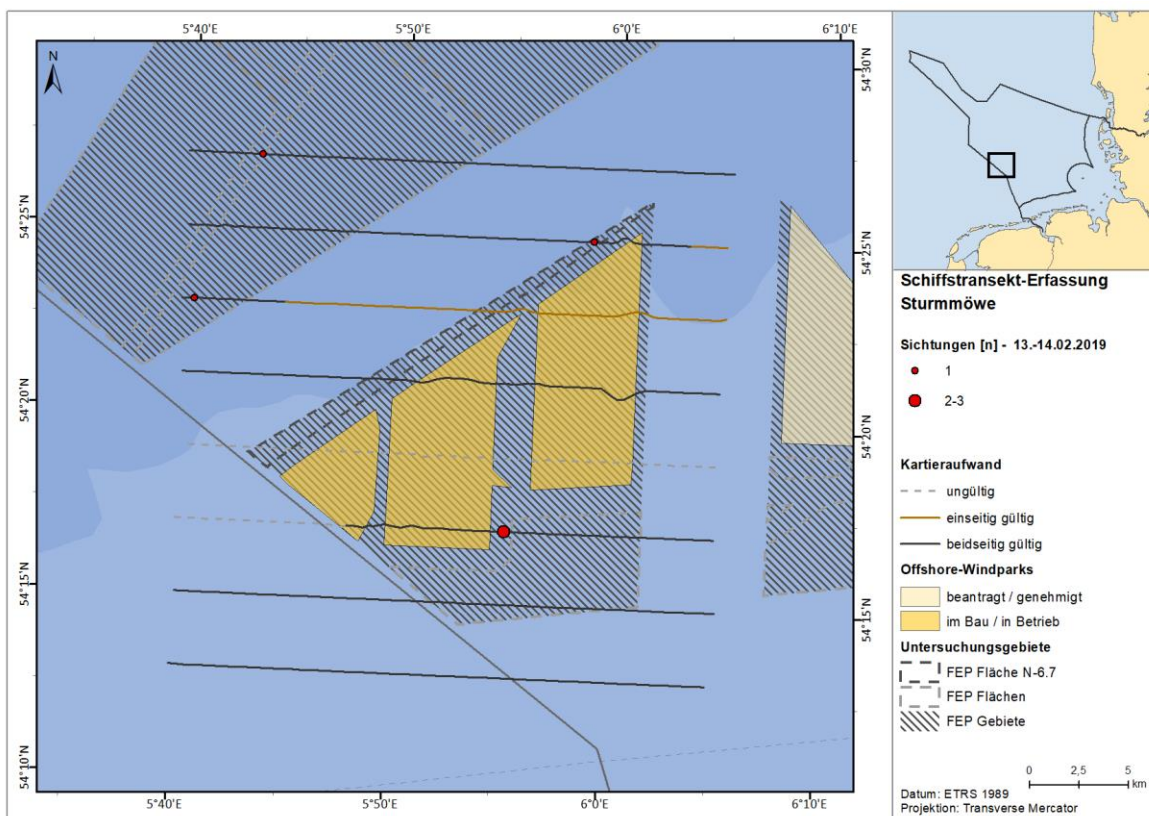
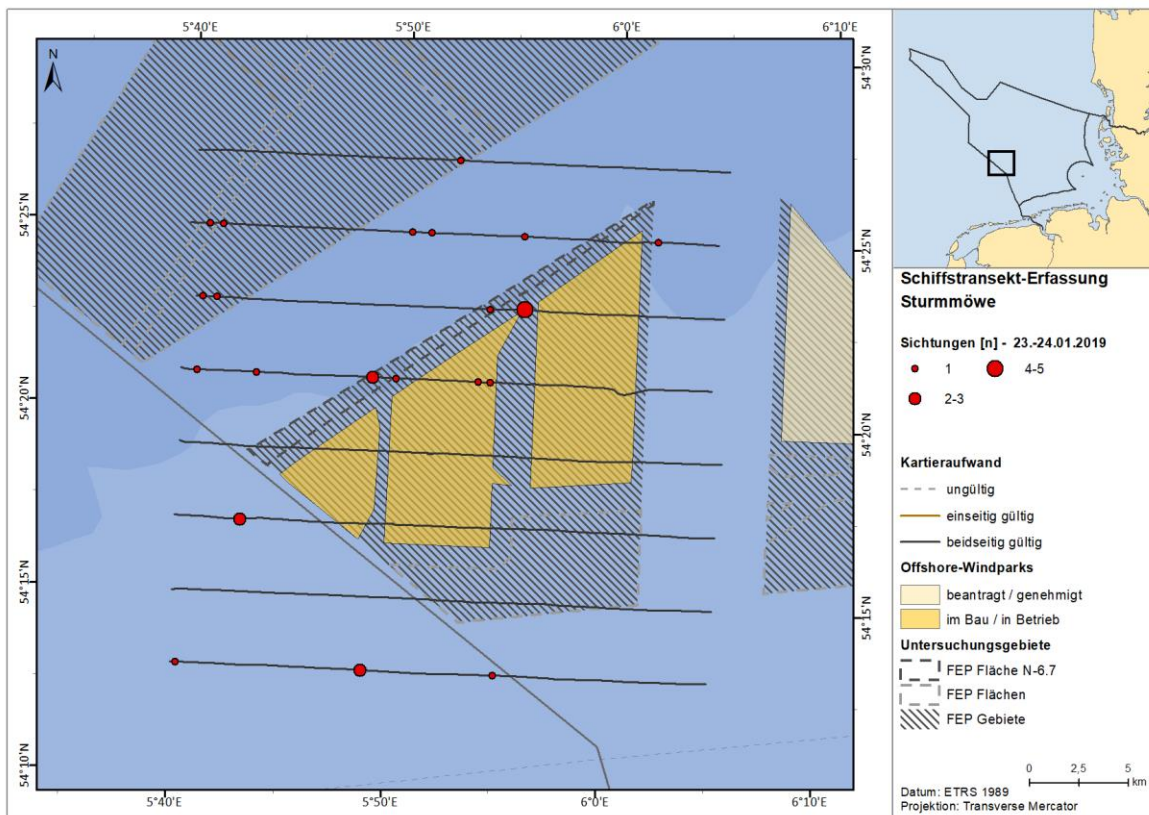
A.3.3.5.2. FN10_11

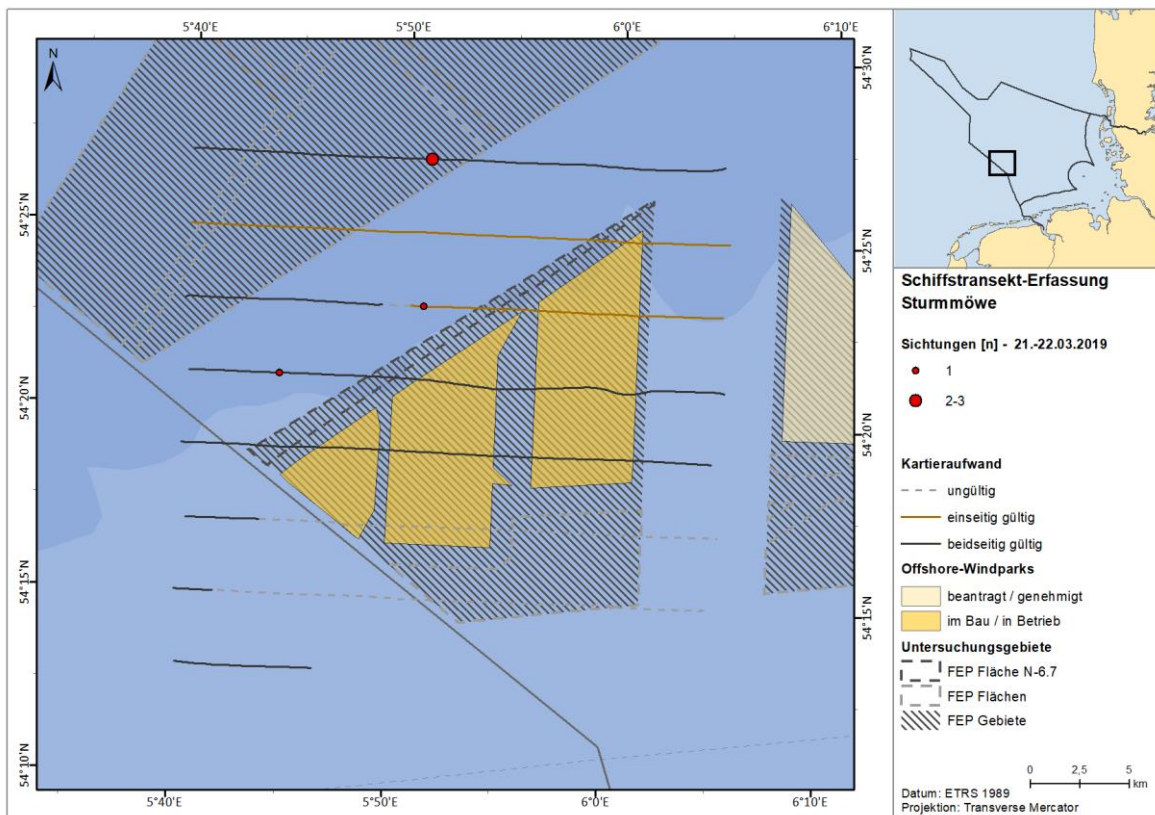
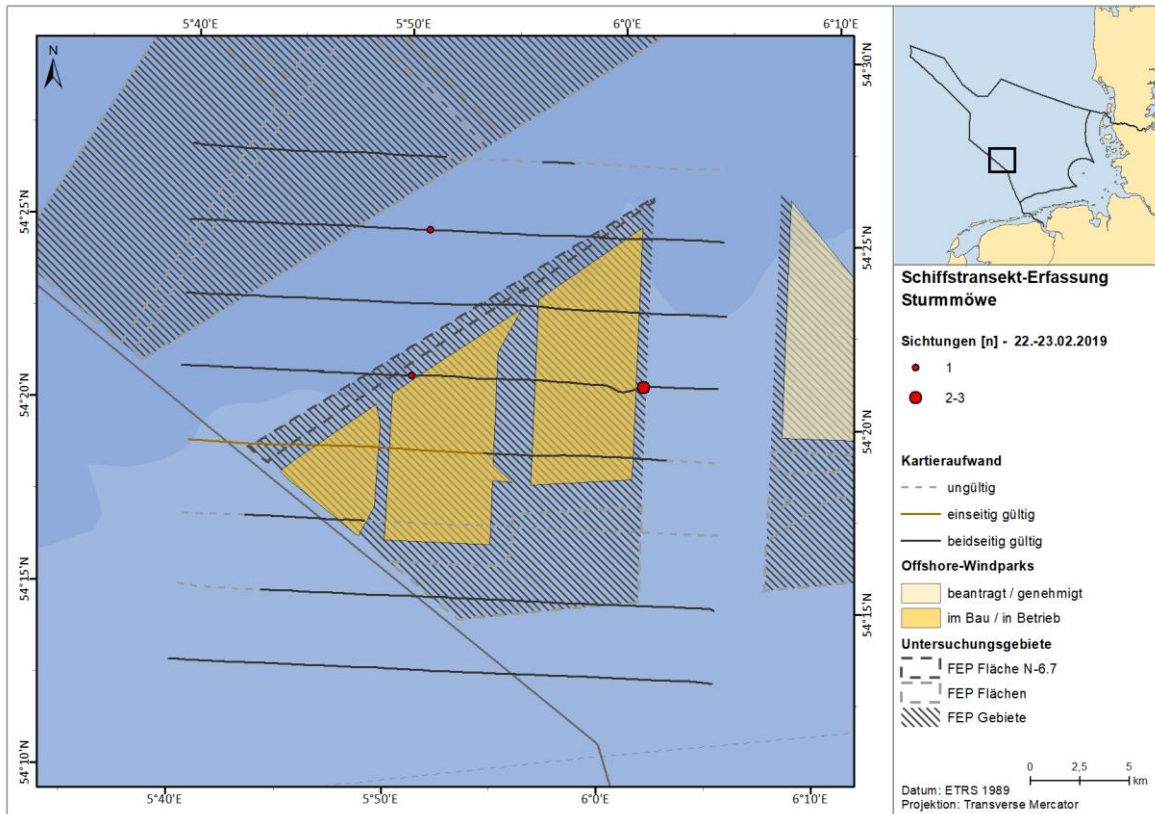


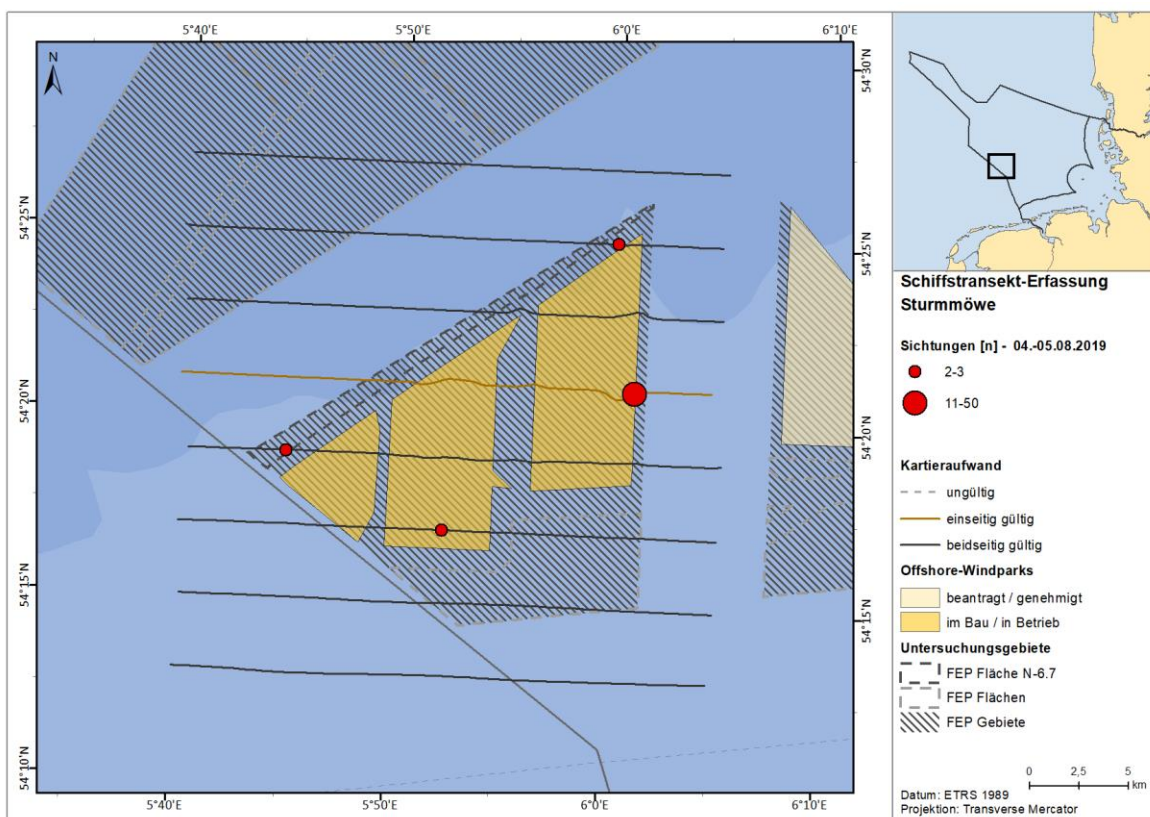
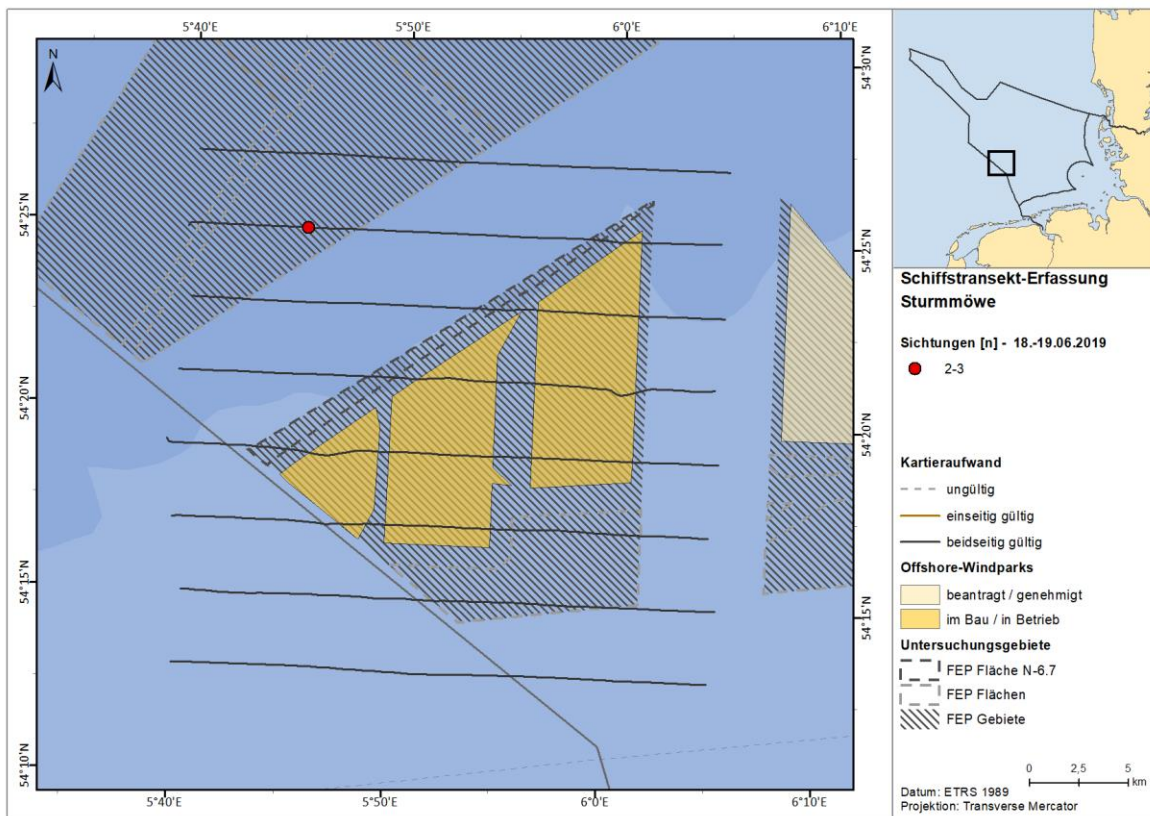


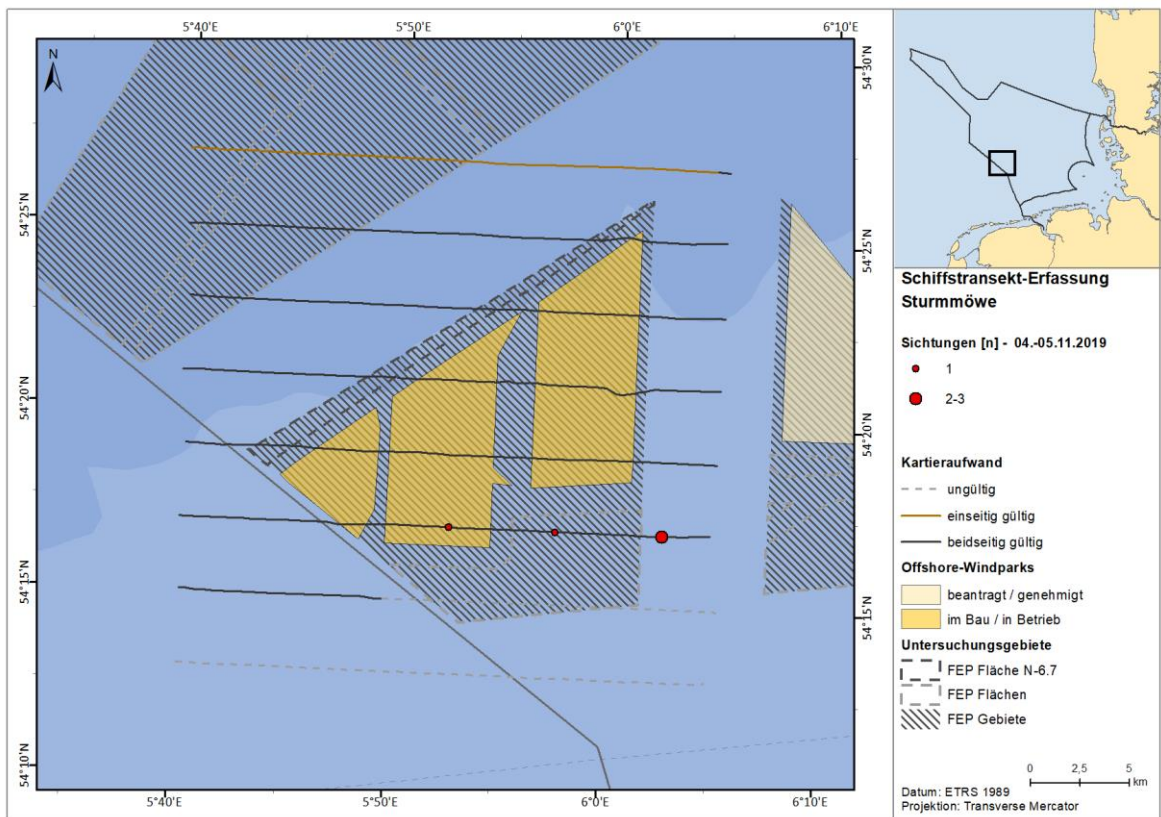
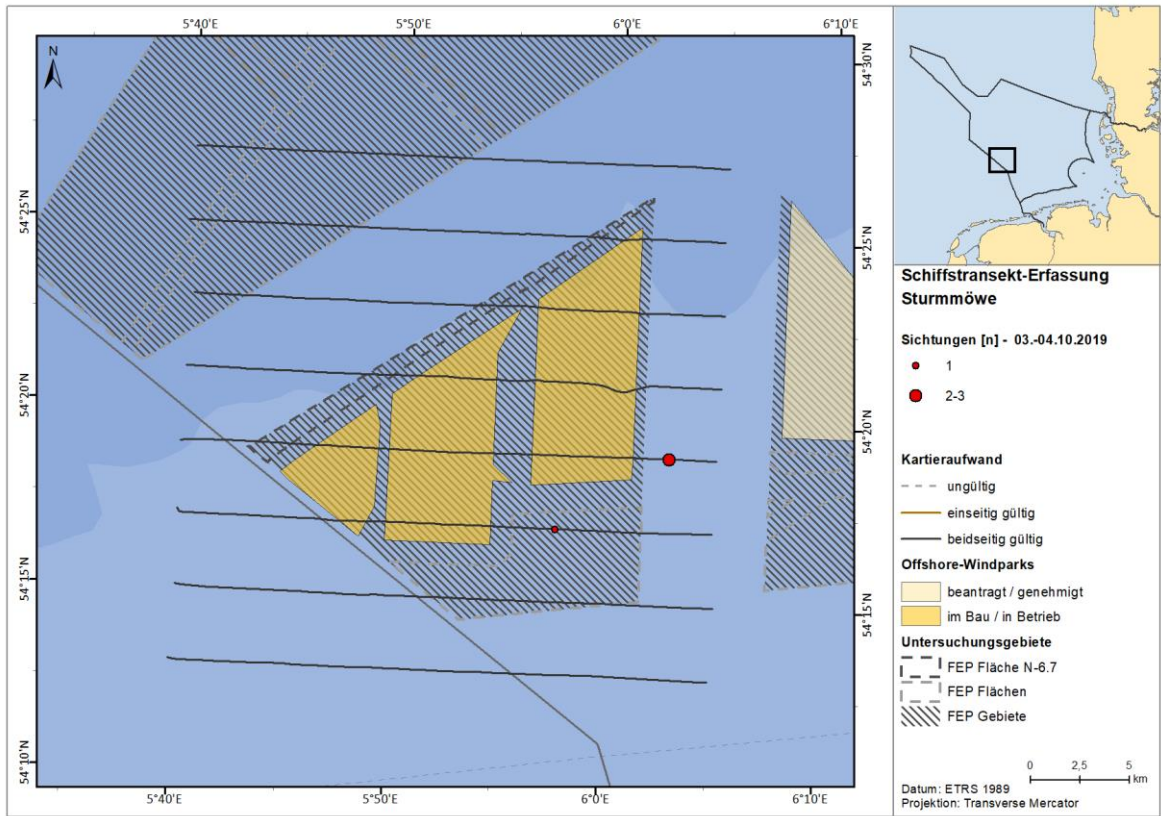


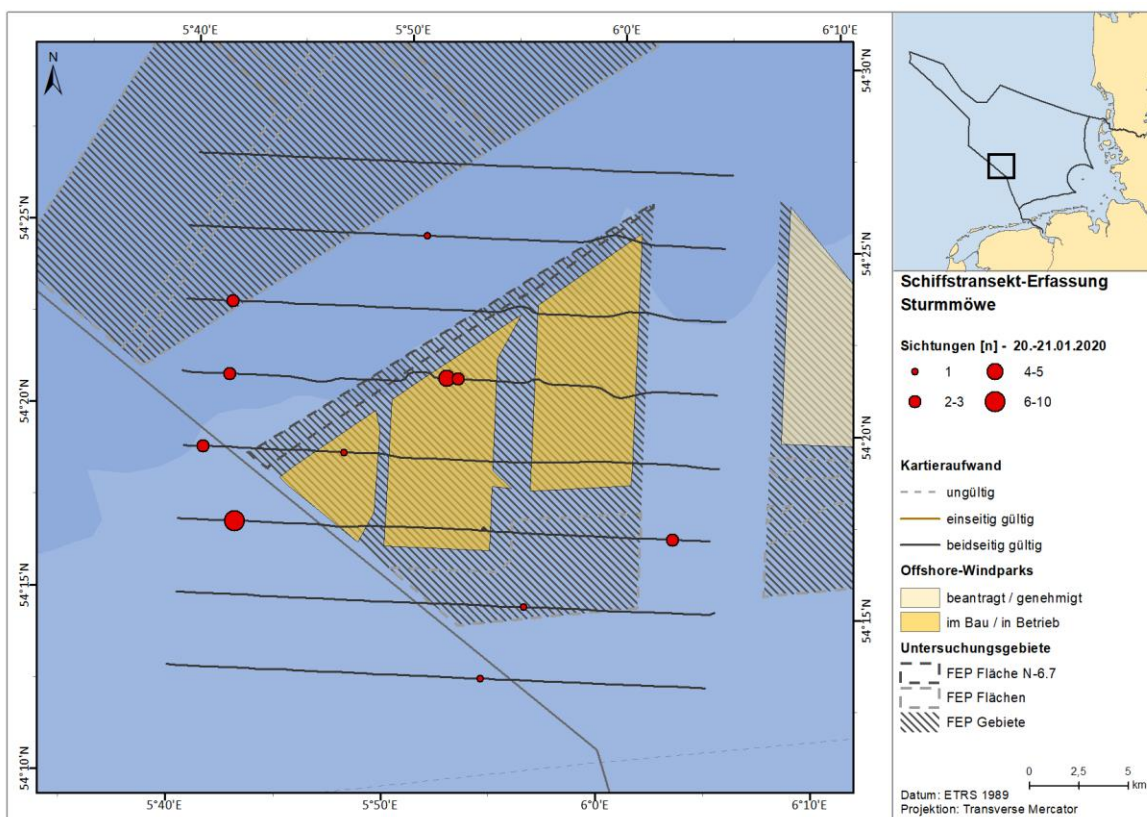
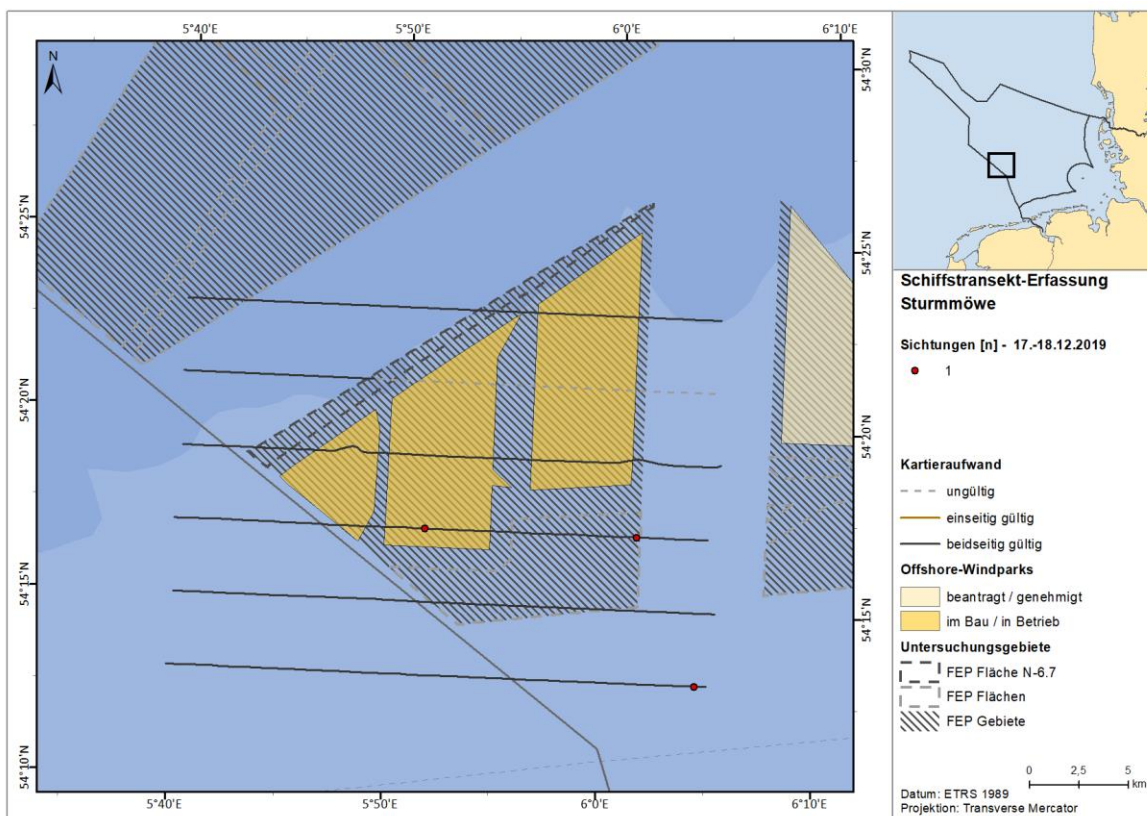
A.3.3.5.3. SC6

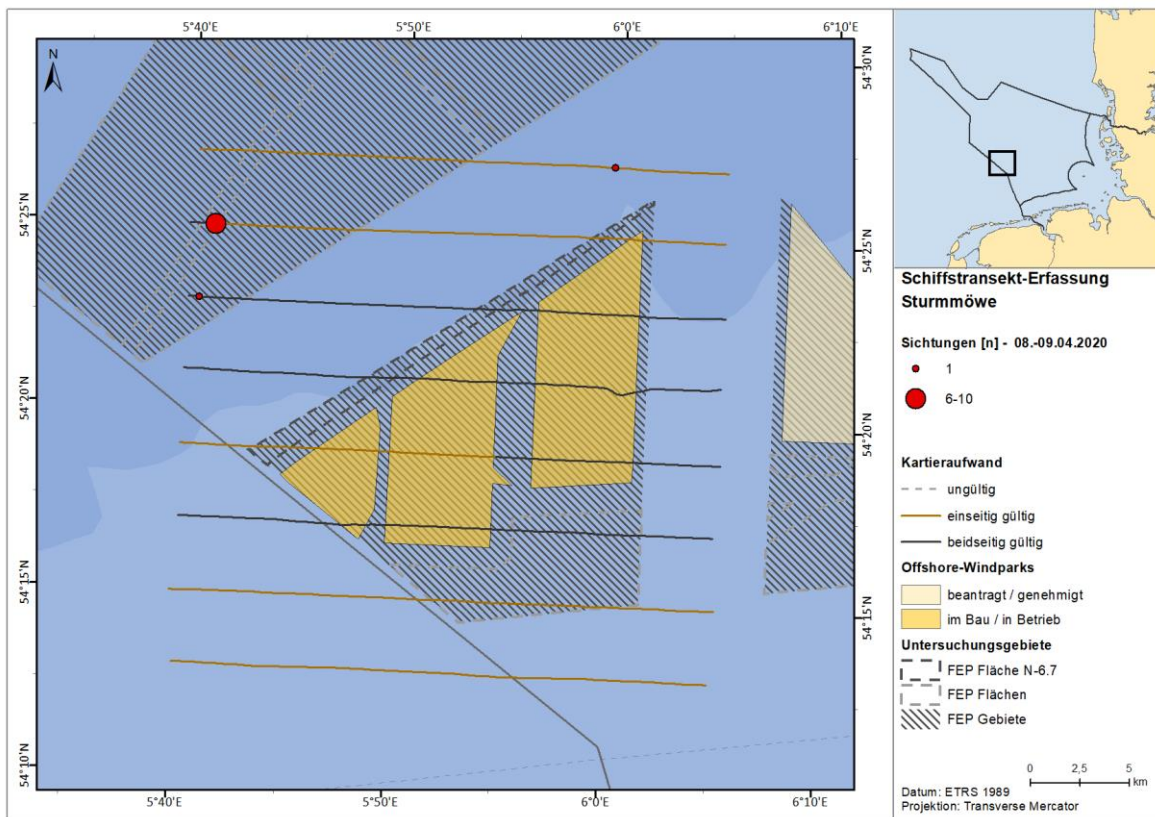
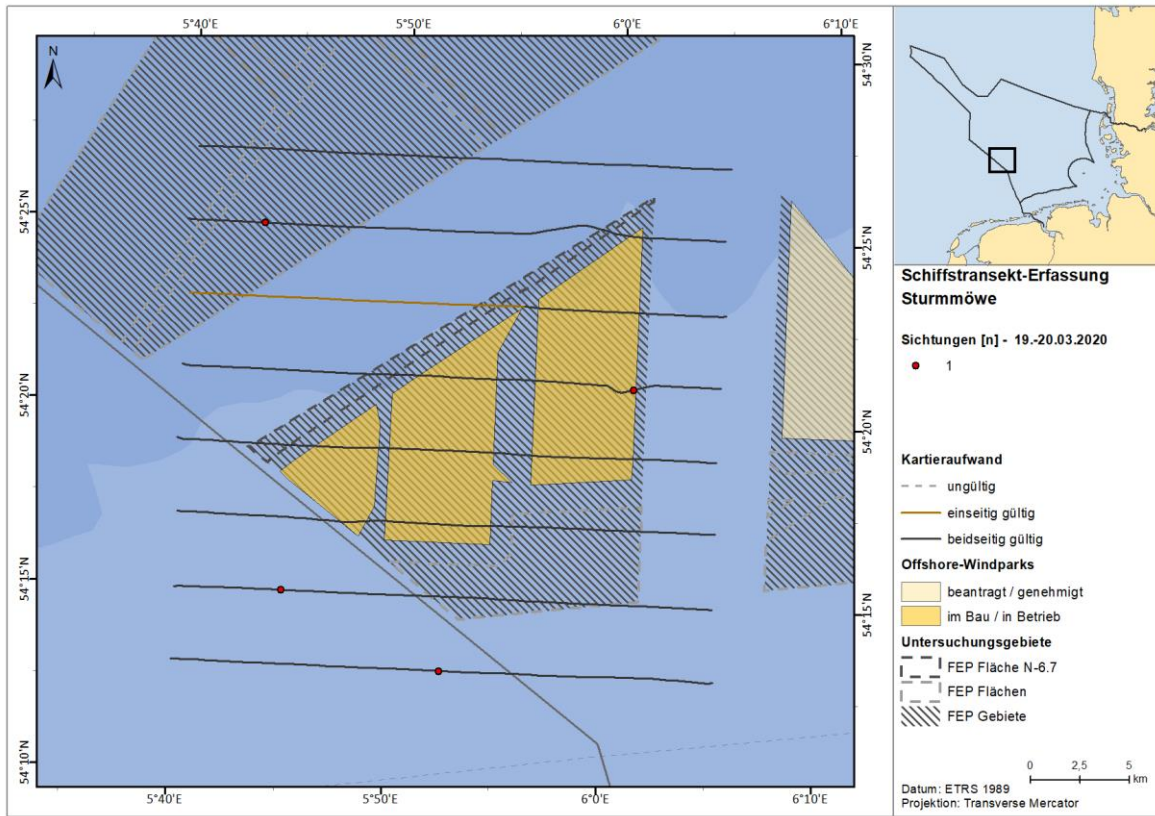


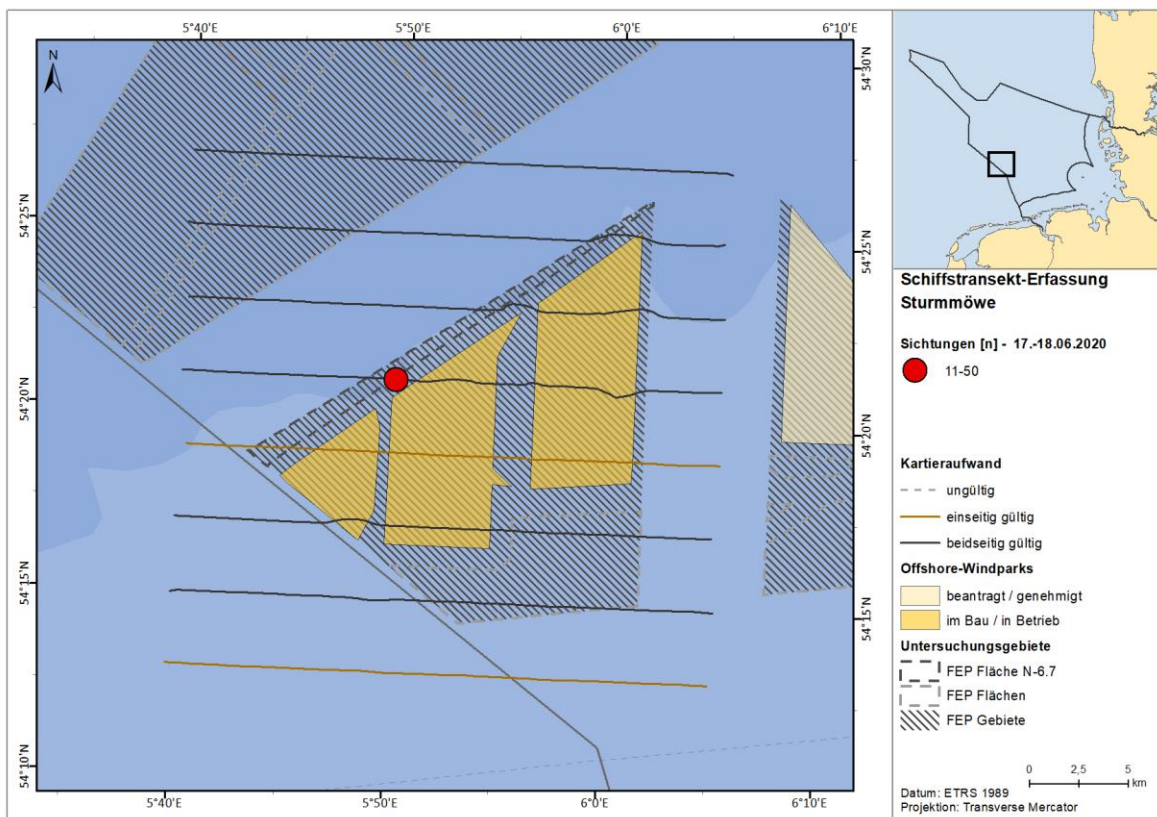
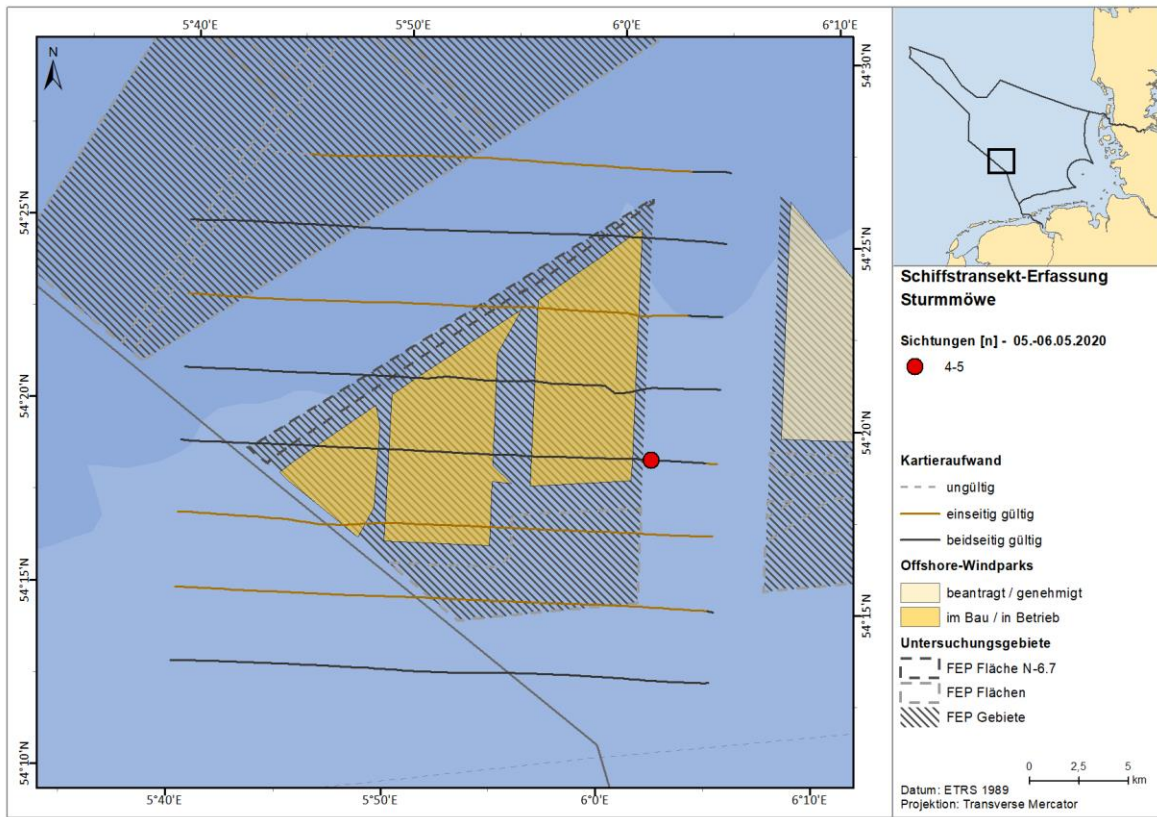


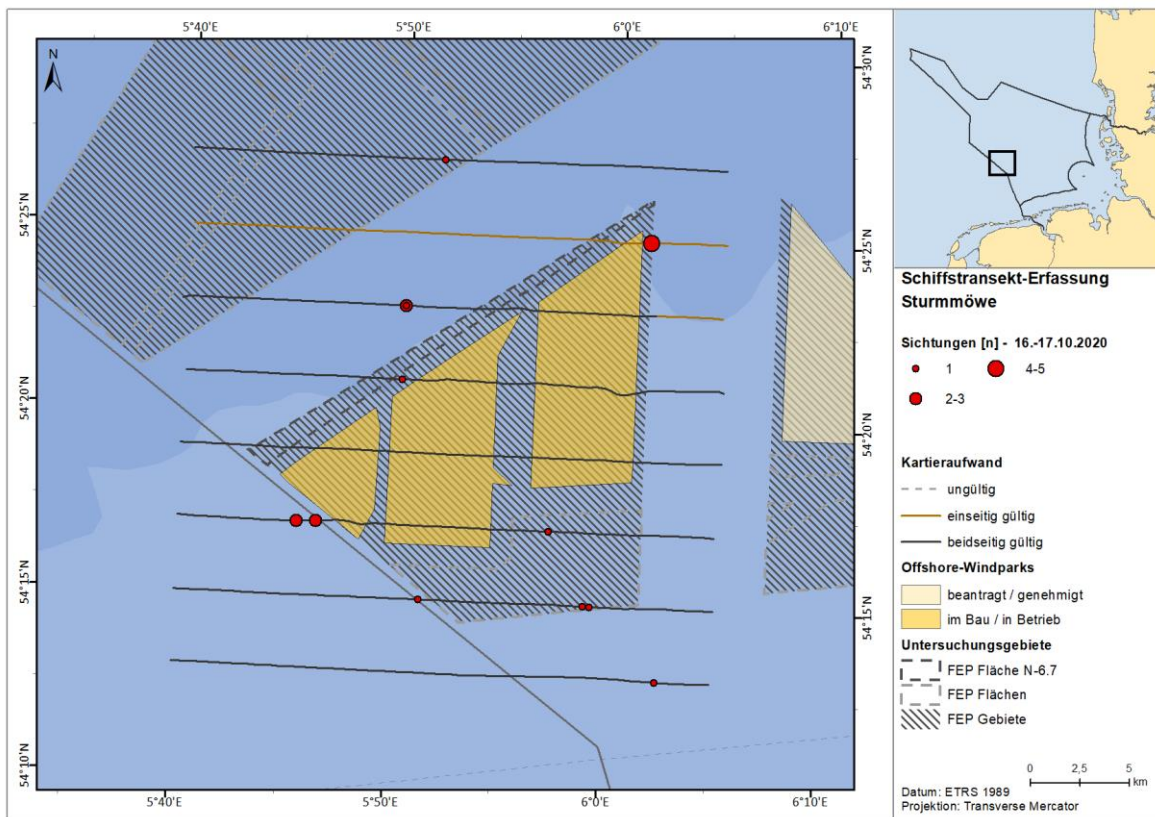
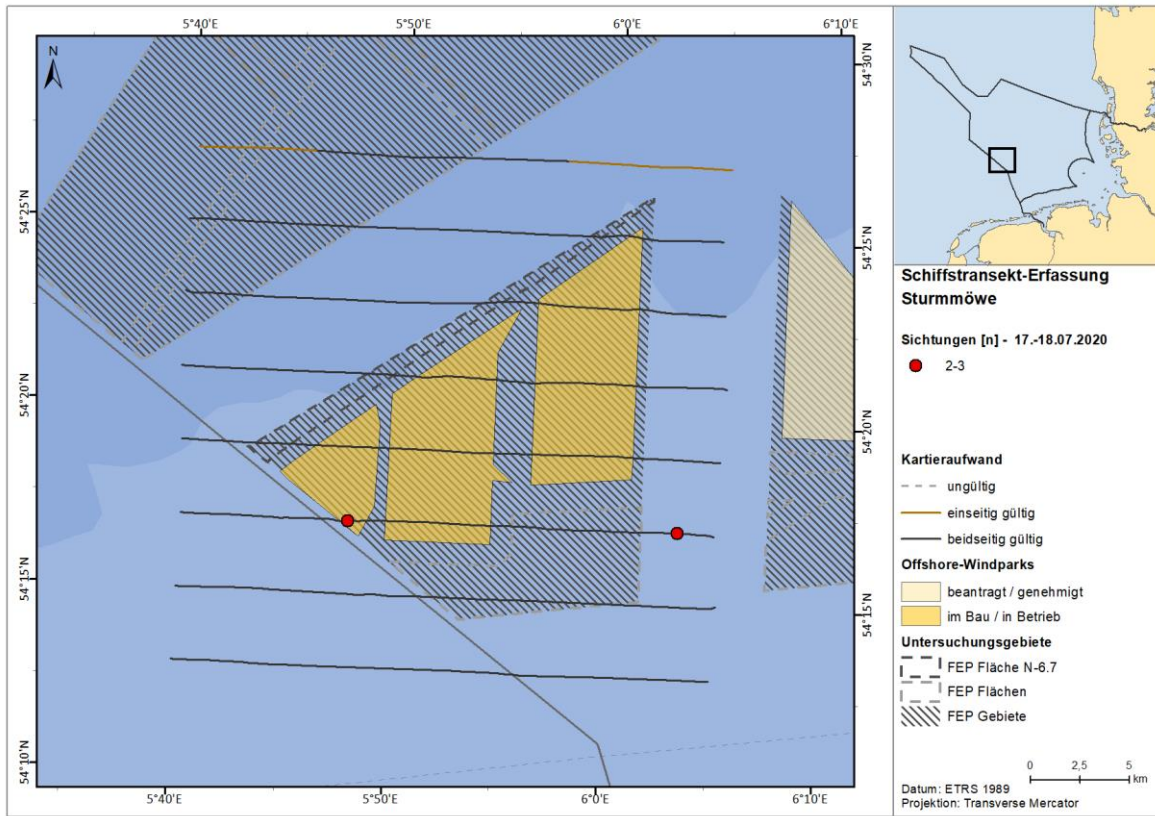


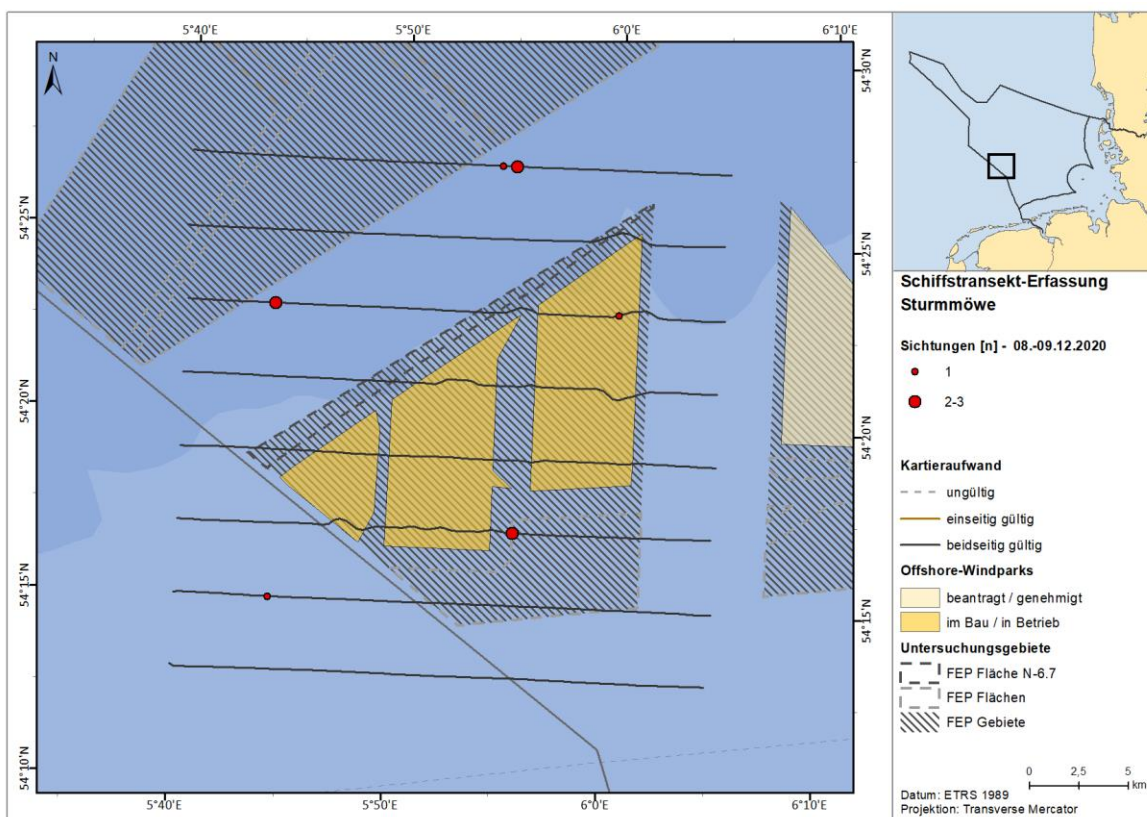
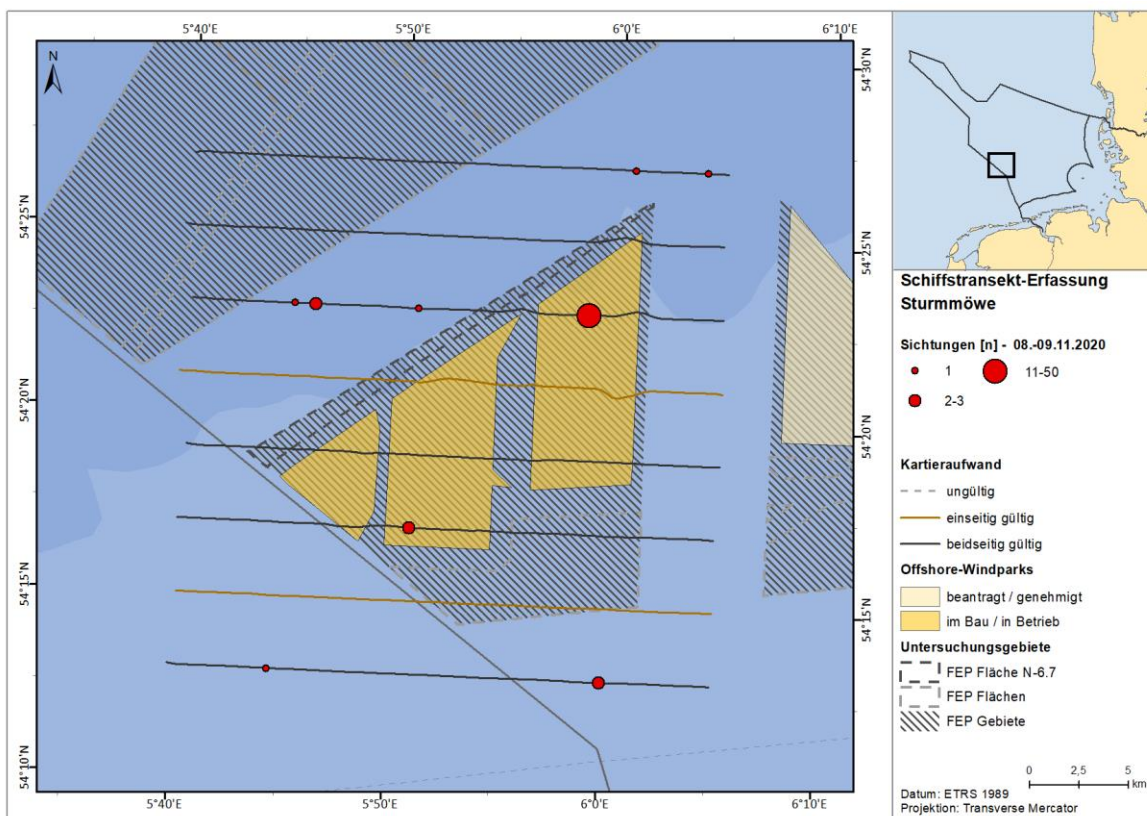






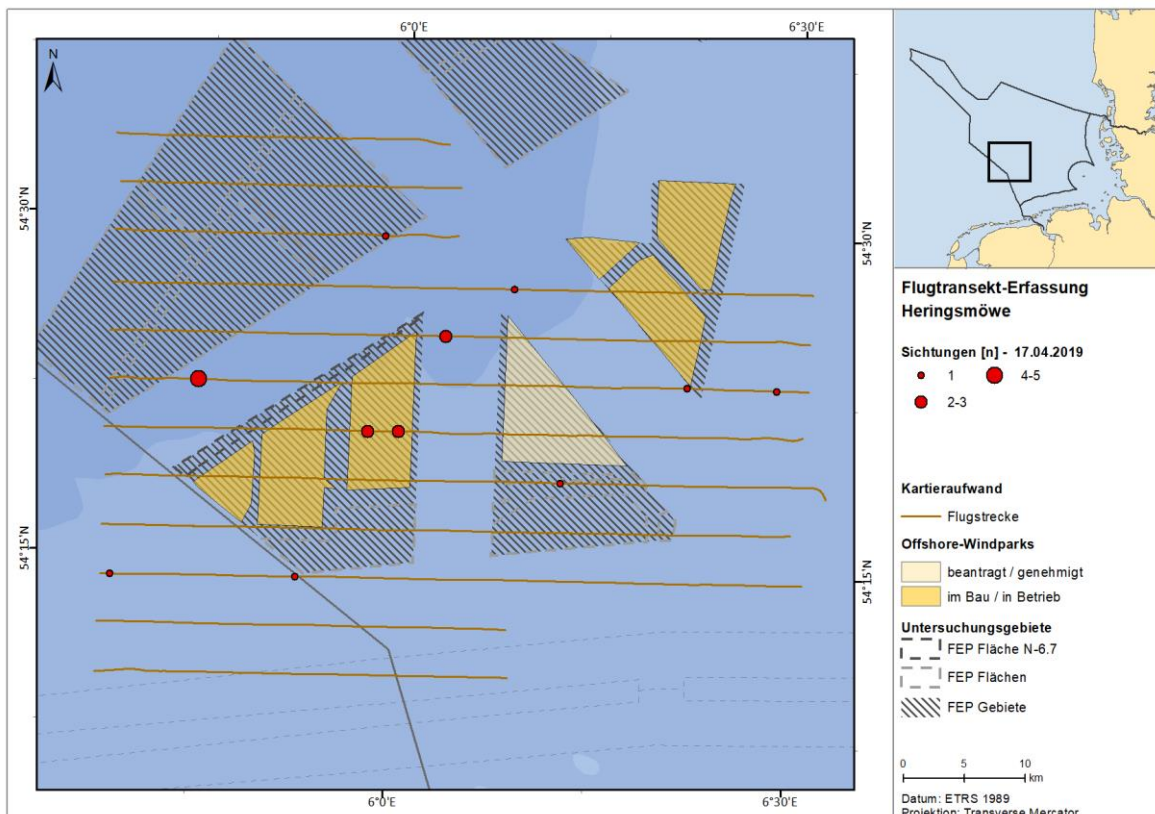
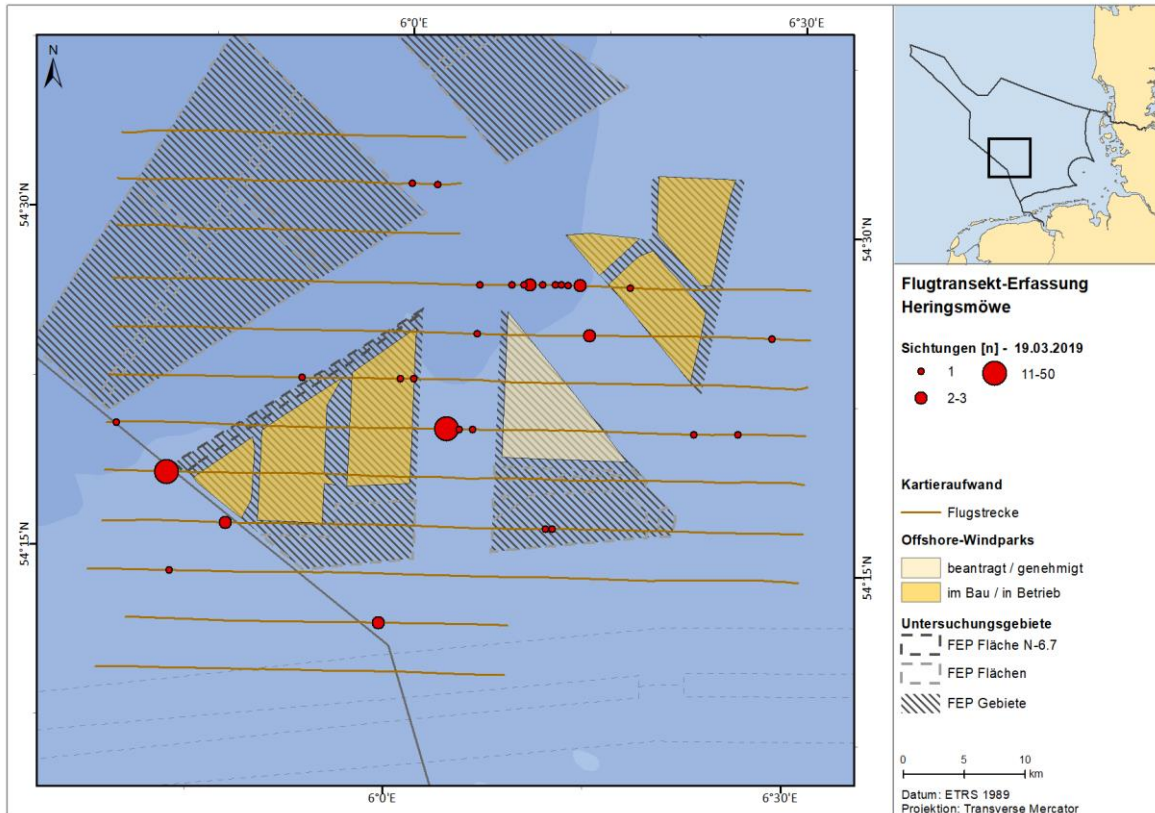


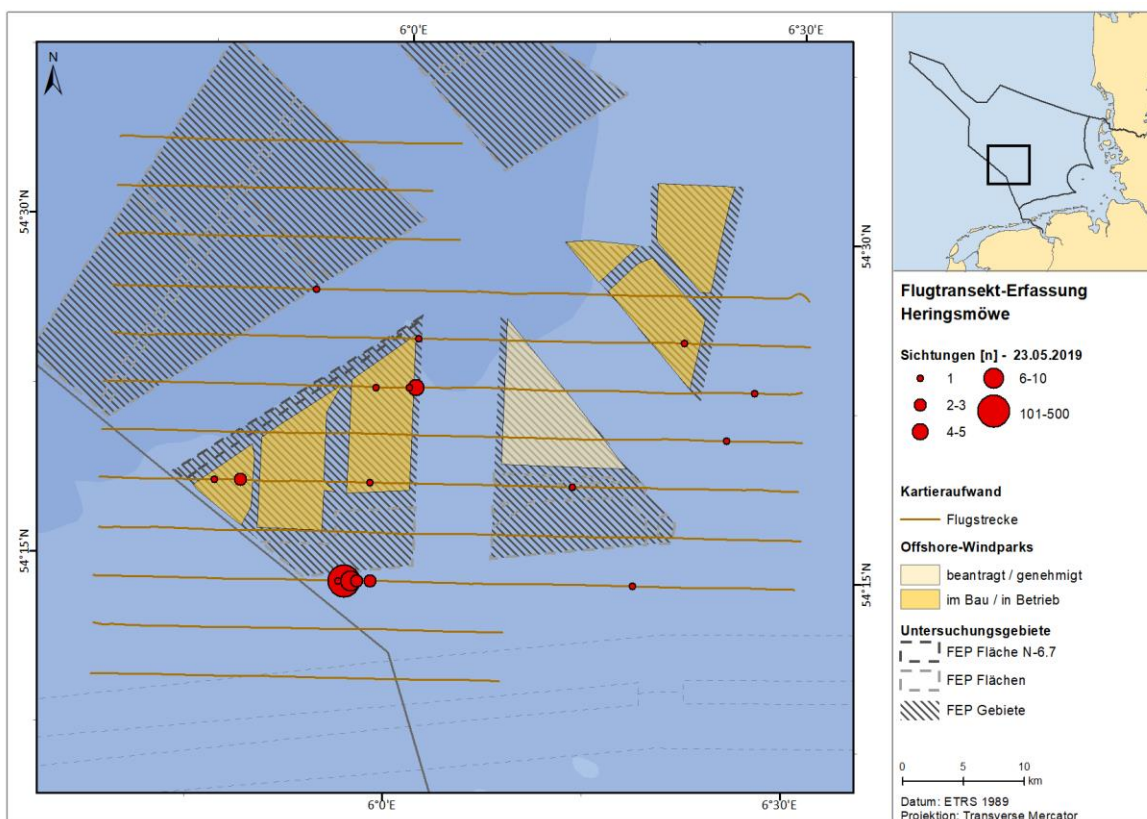
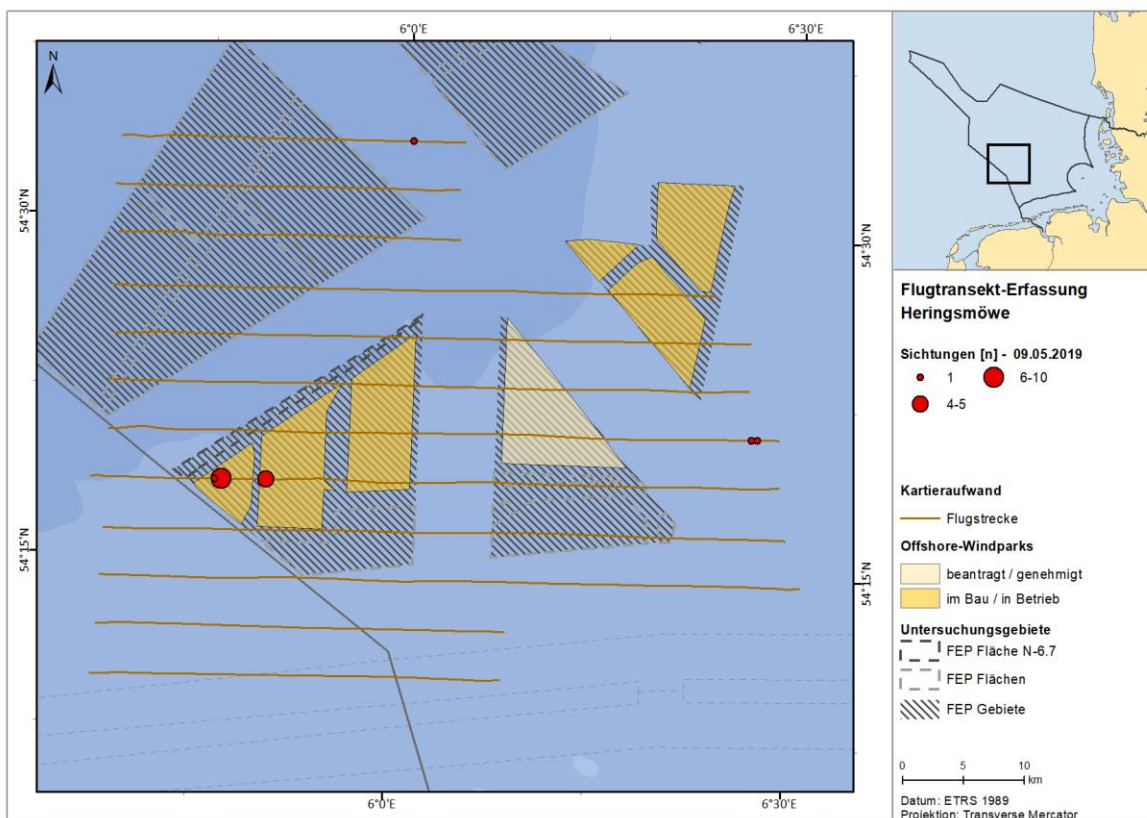


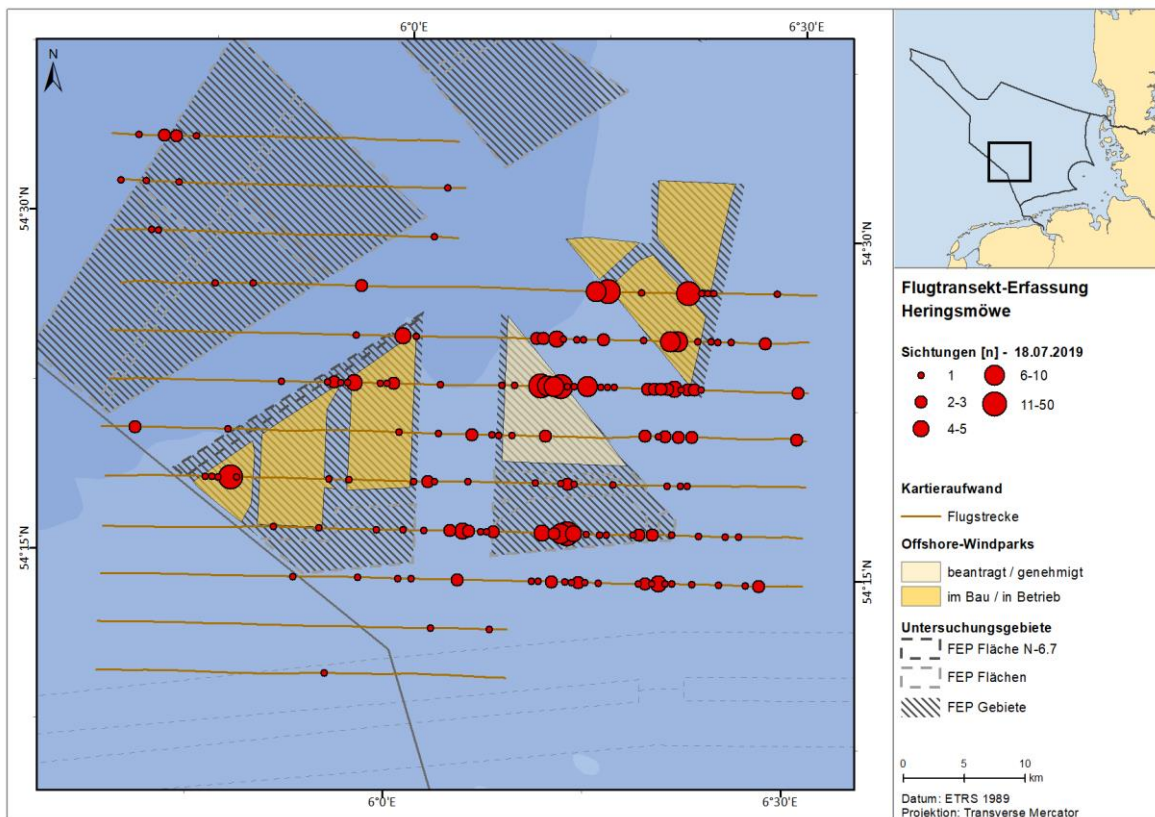
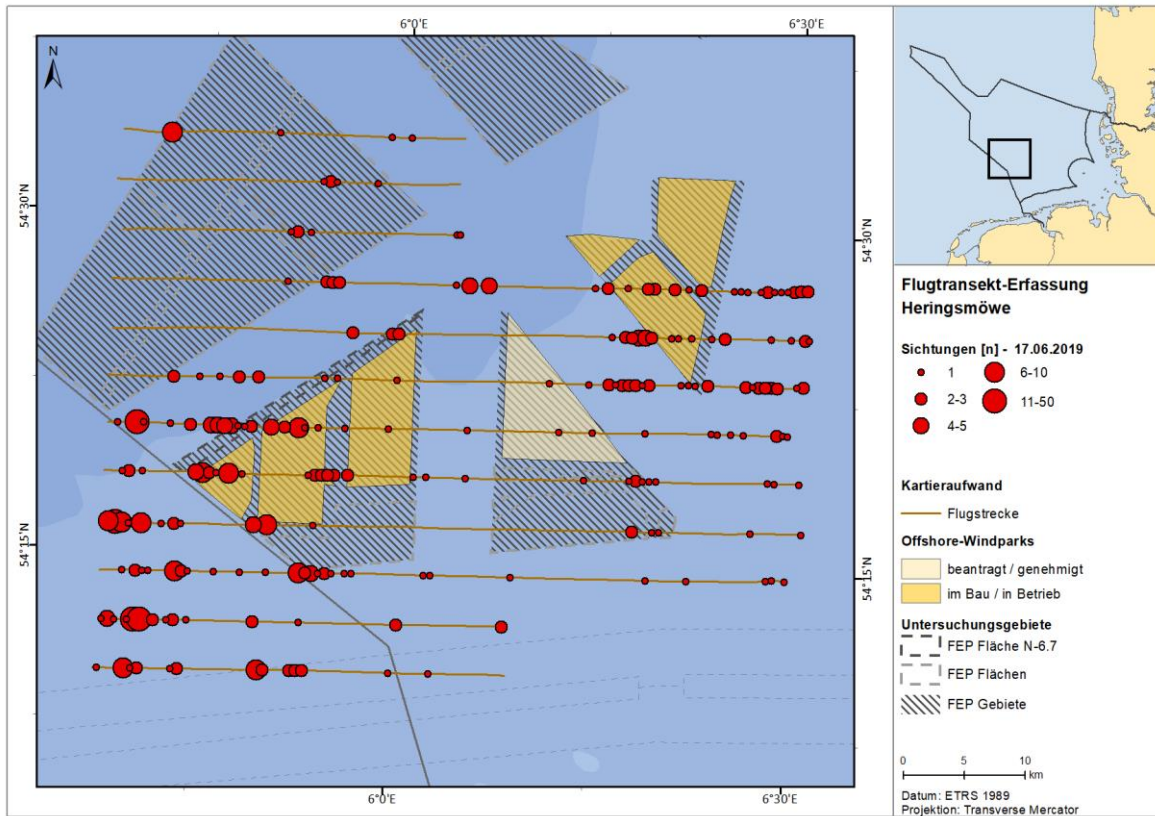


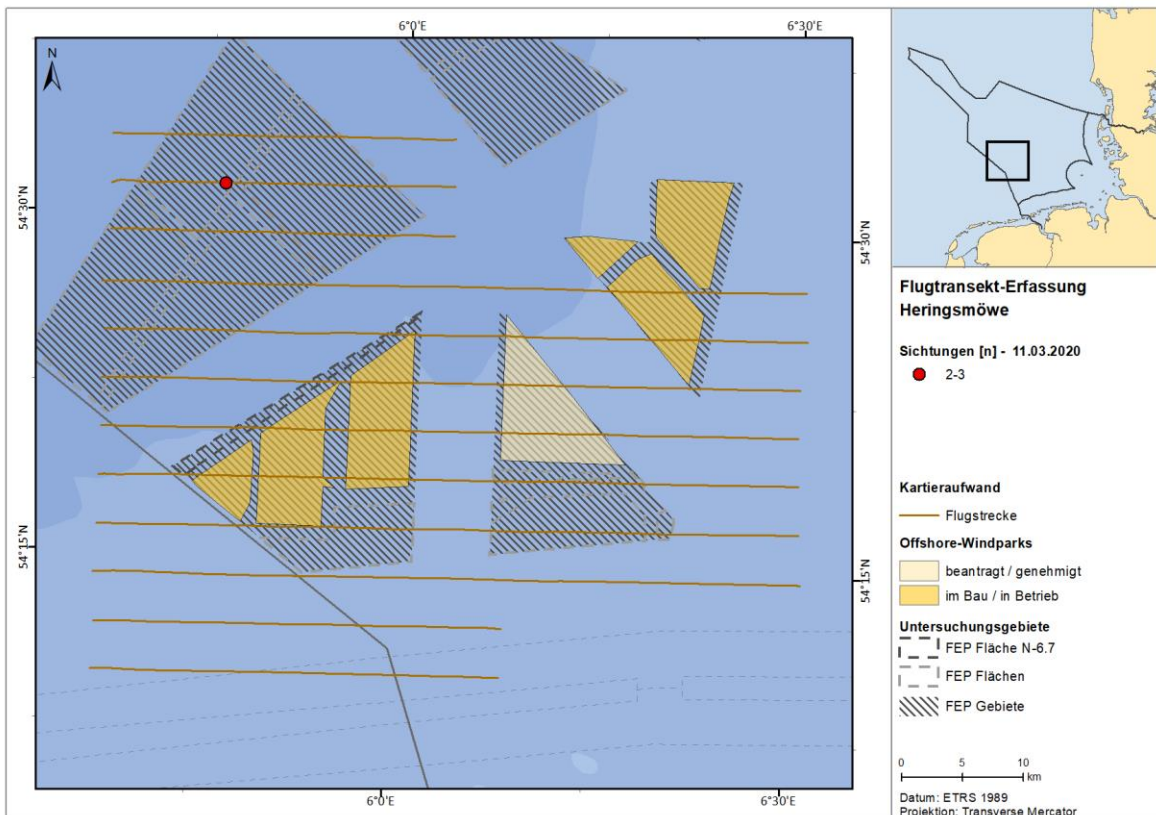
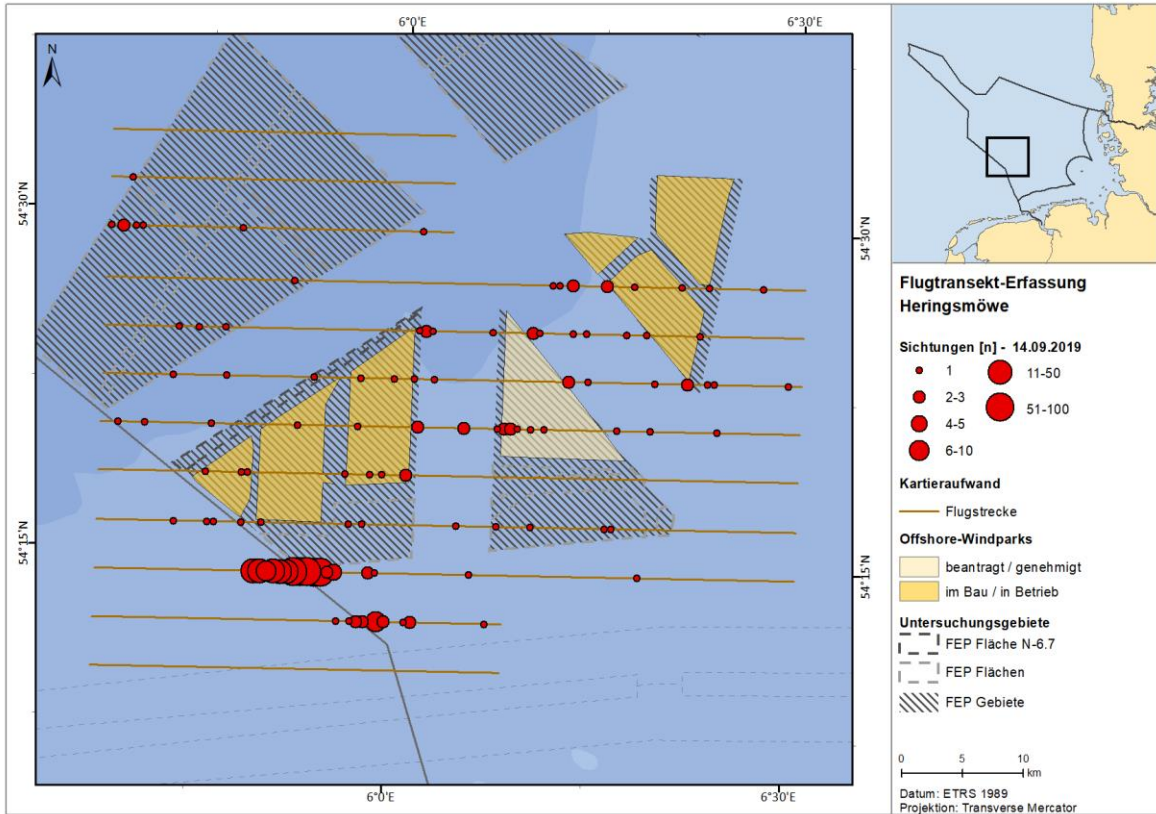
A.3.3.6. Heringsmöwe

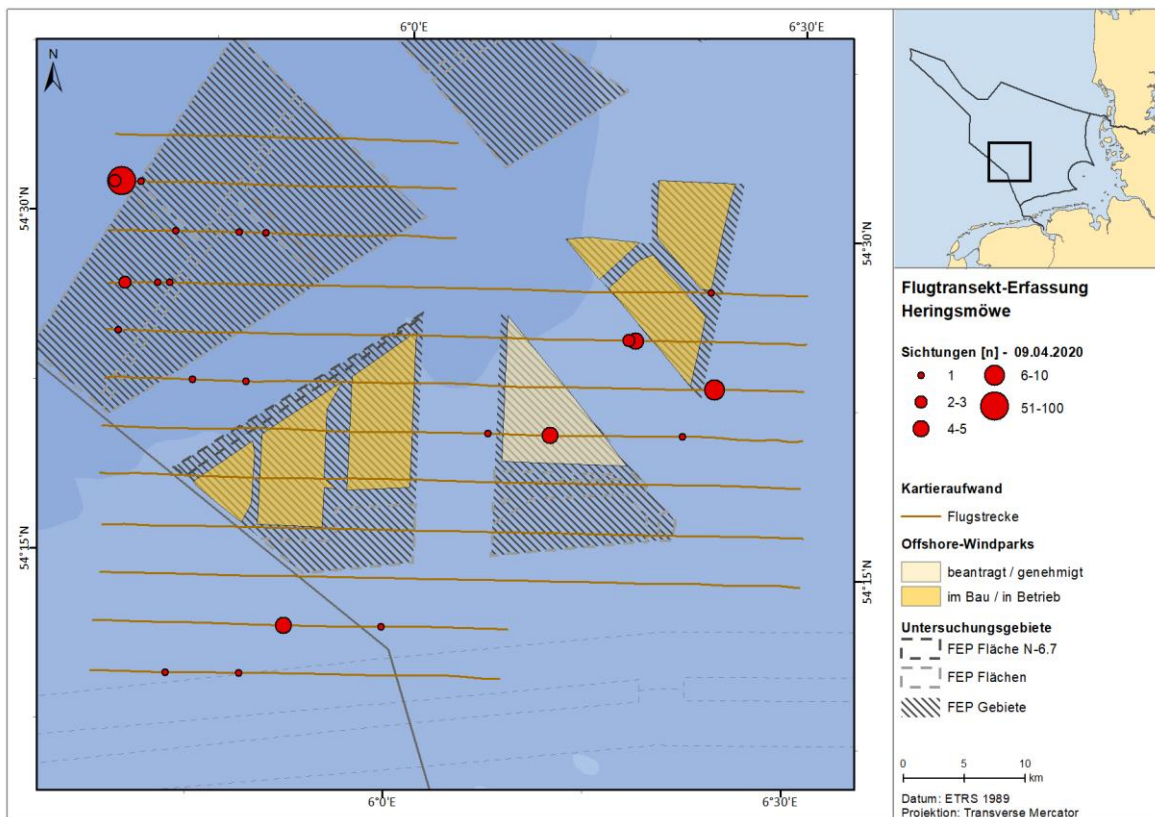
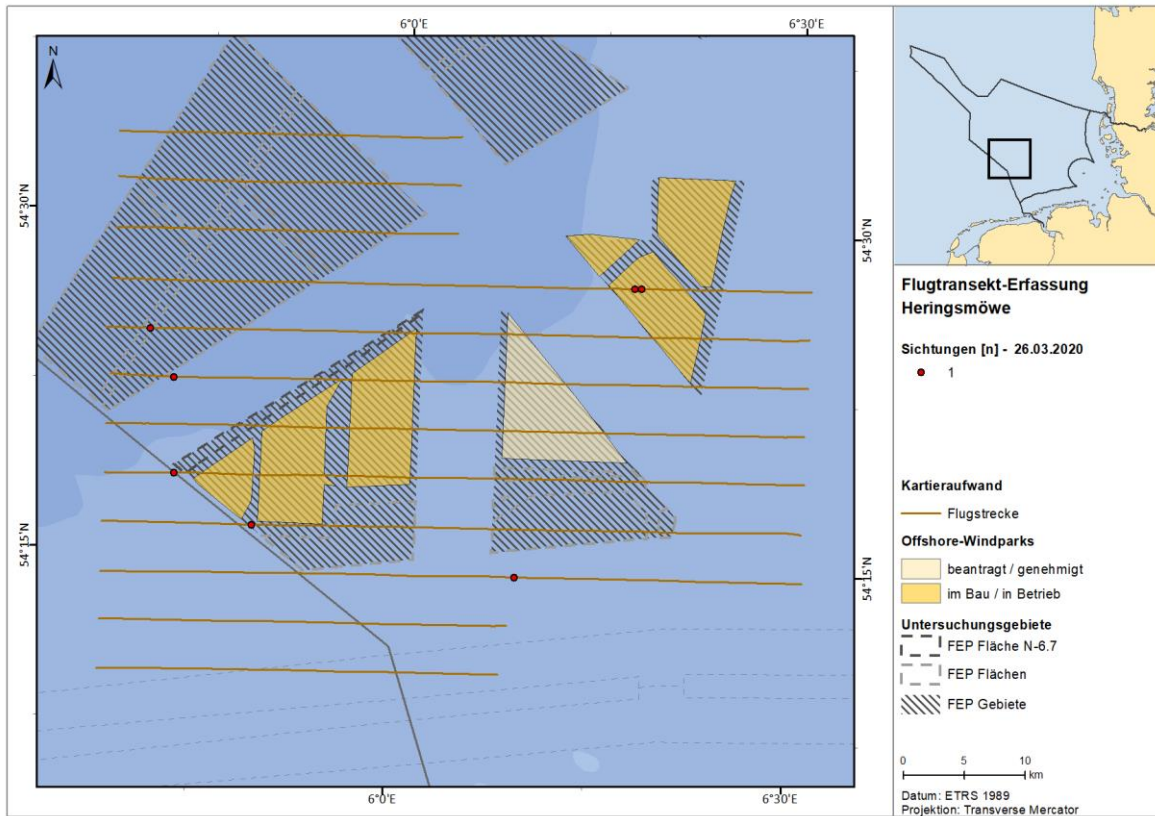
A.3.3.6.1. FN6_7

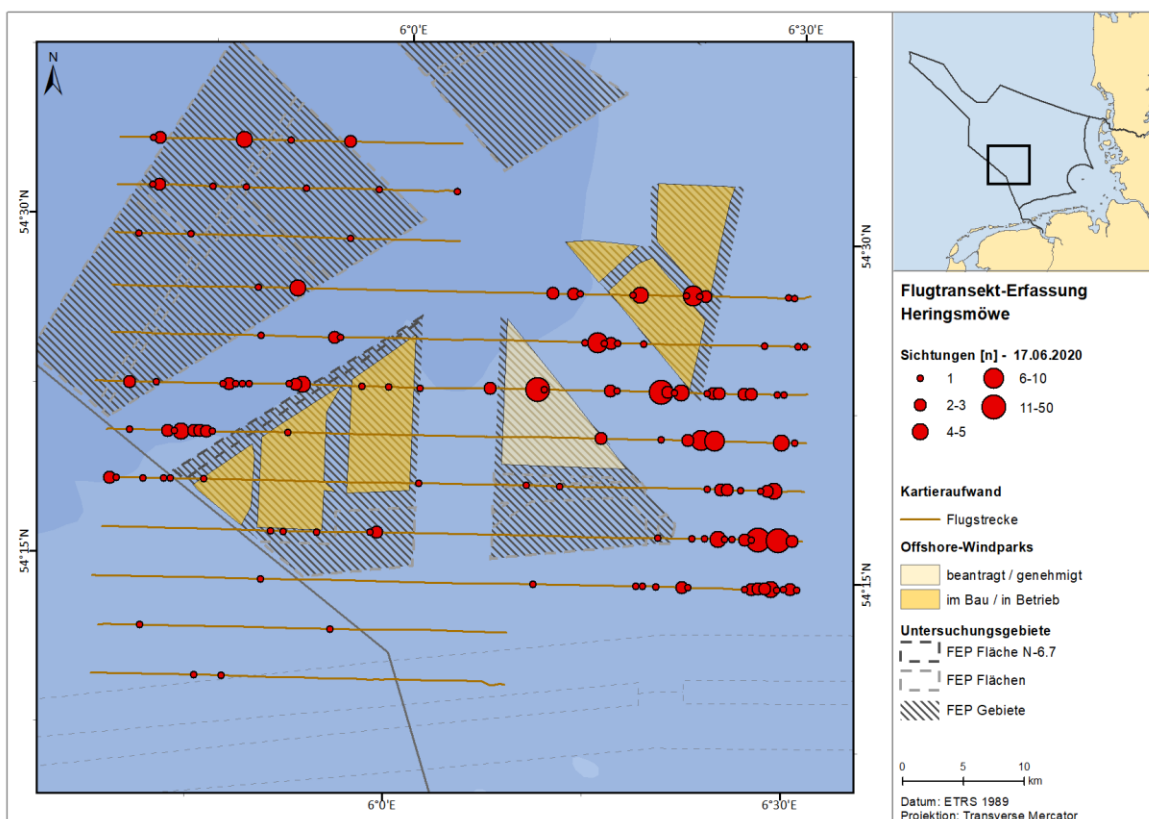
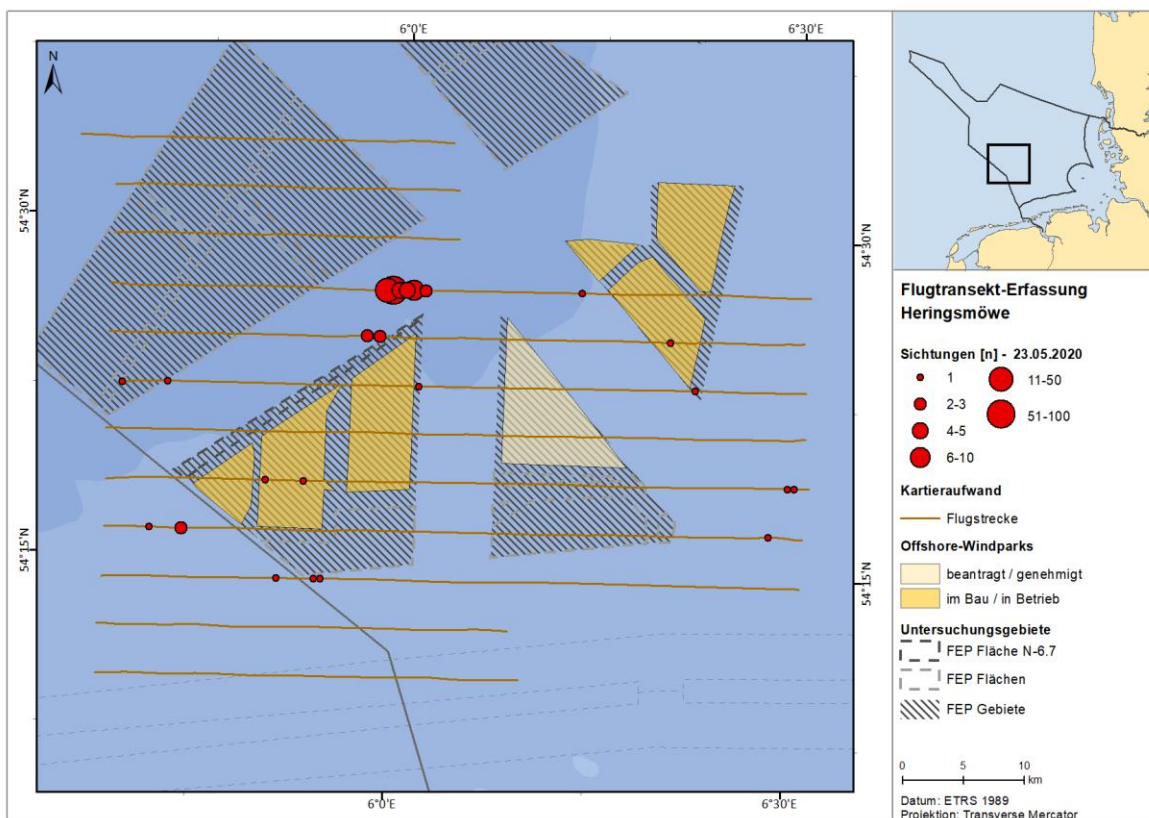


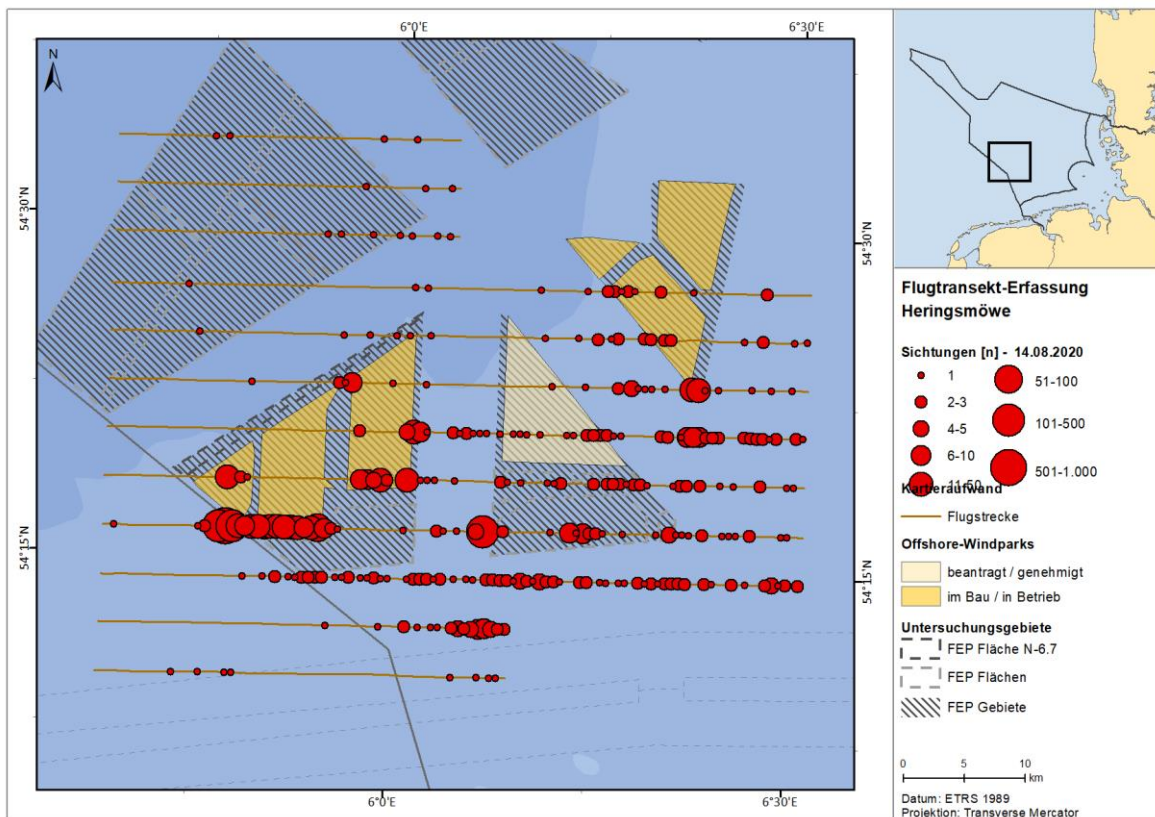
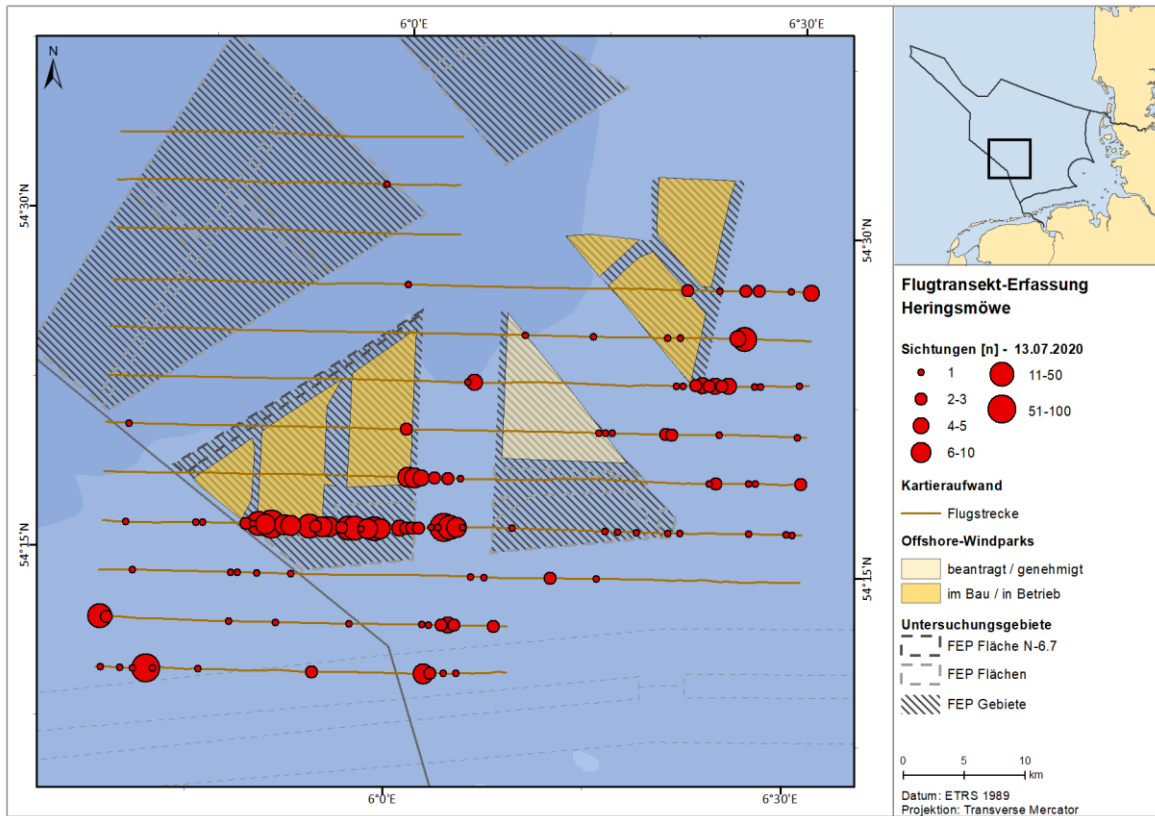




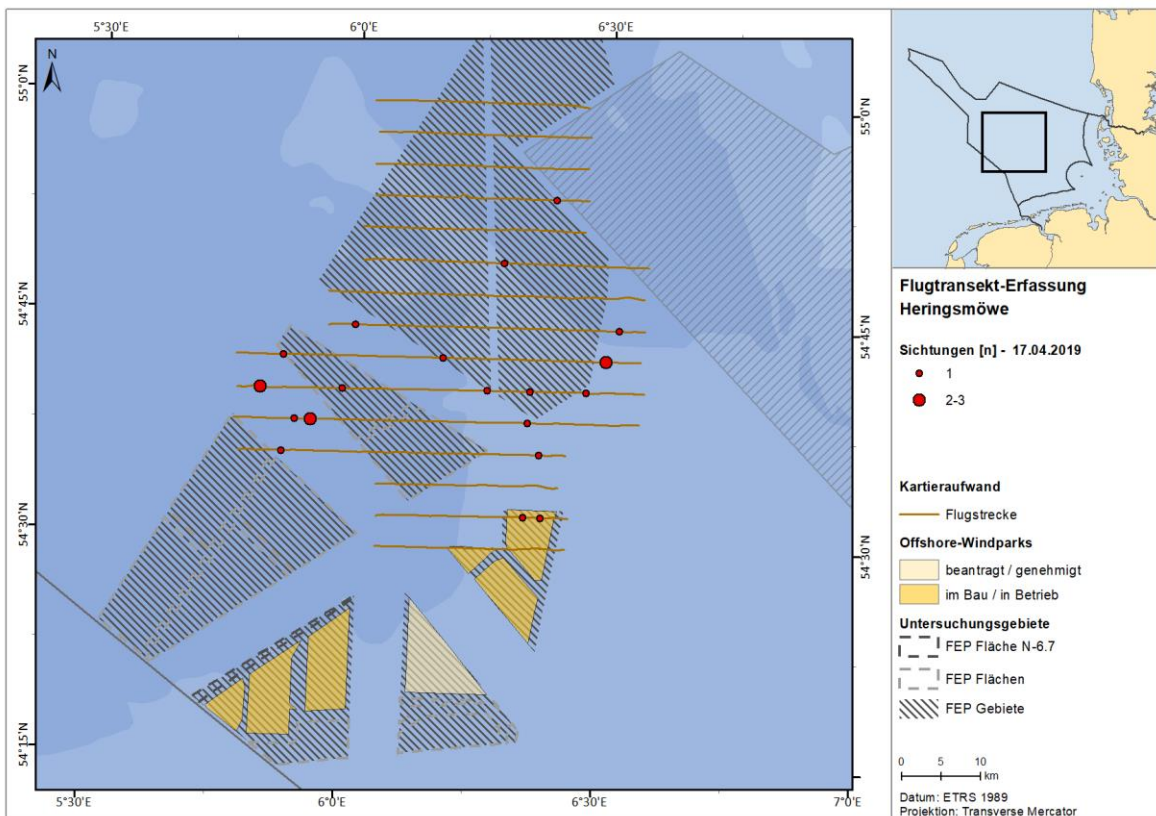
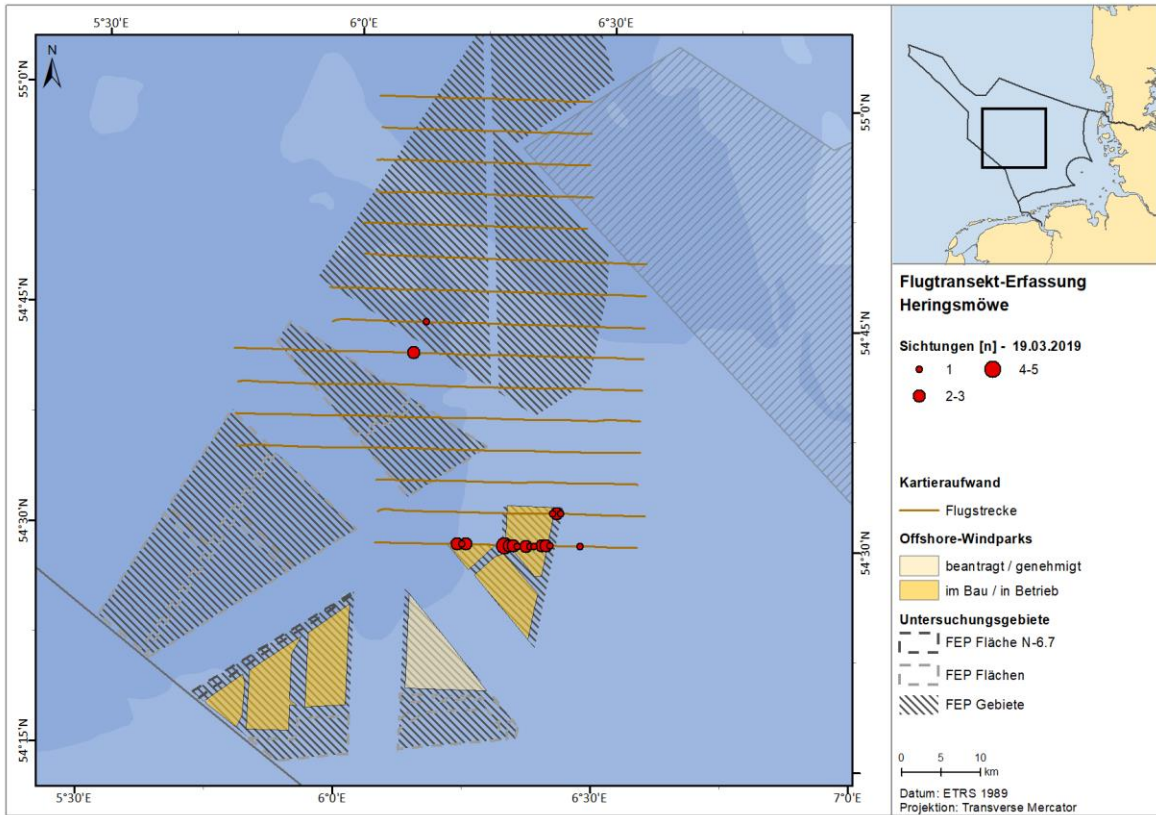


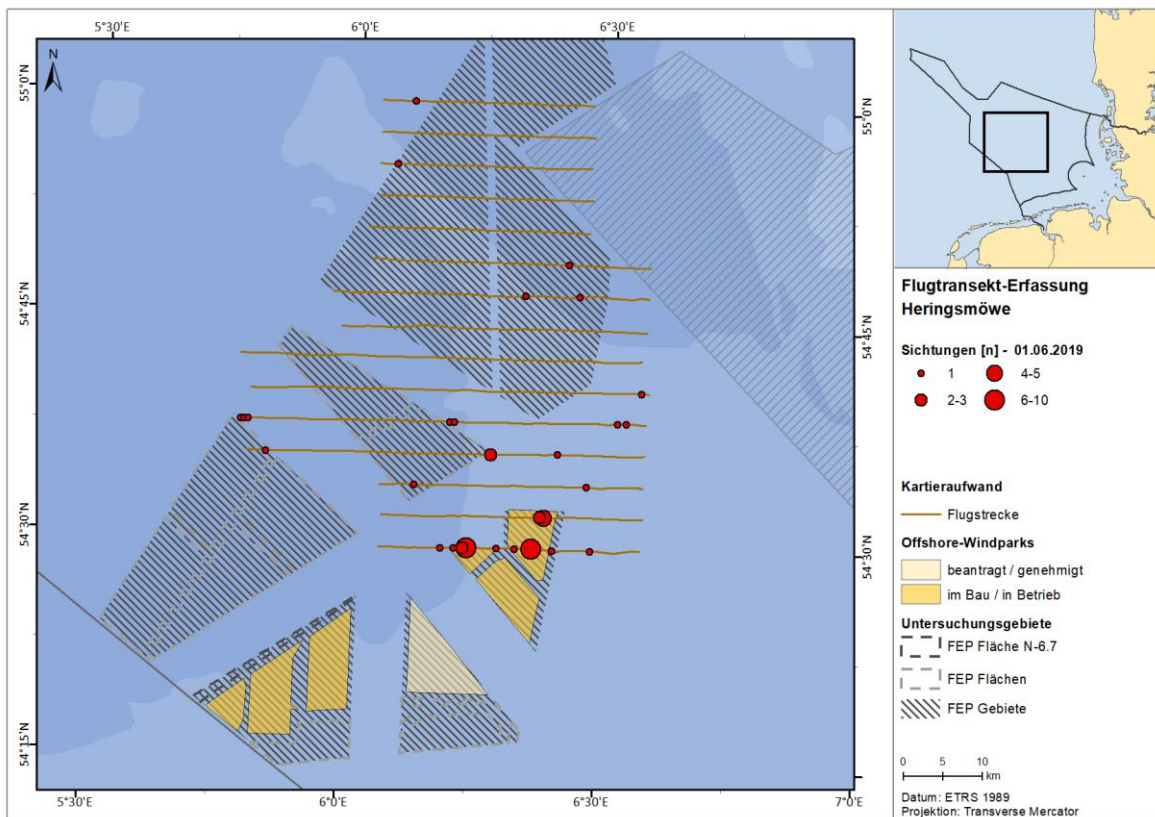
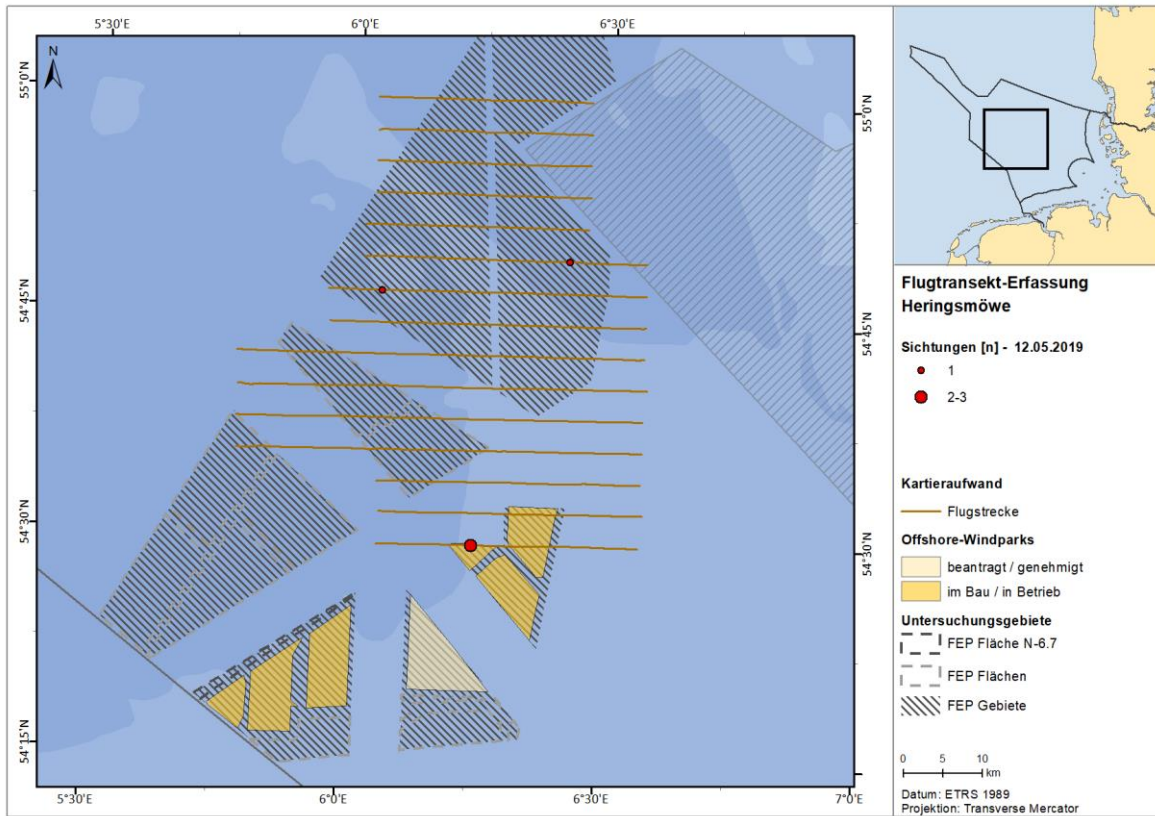


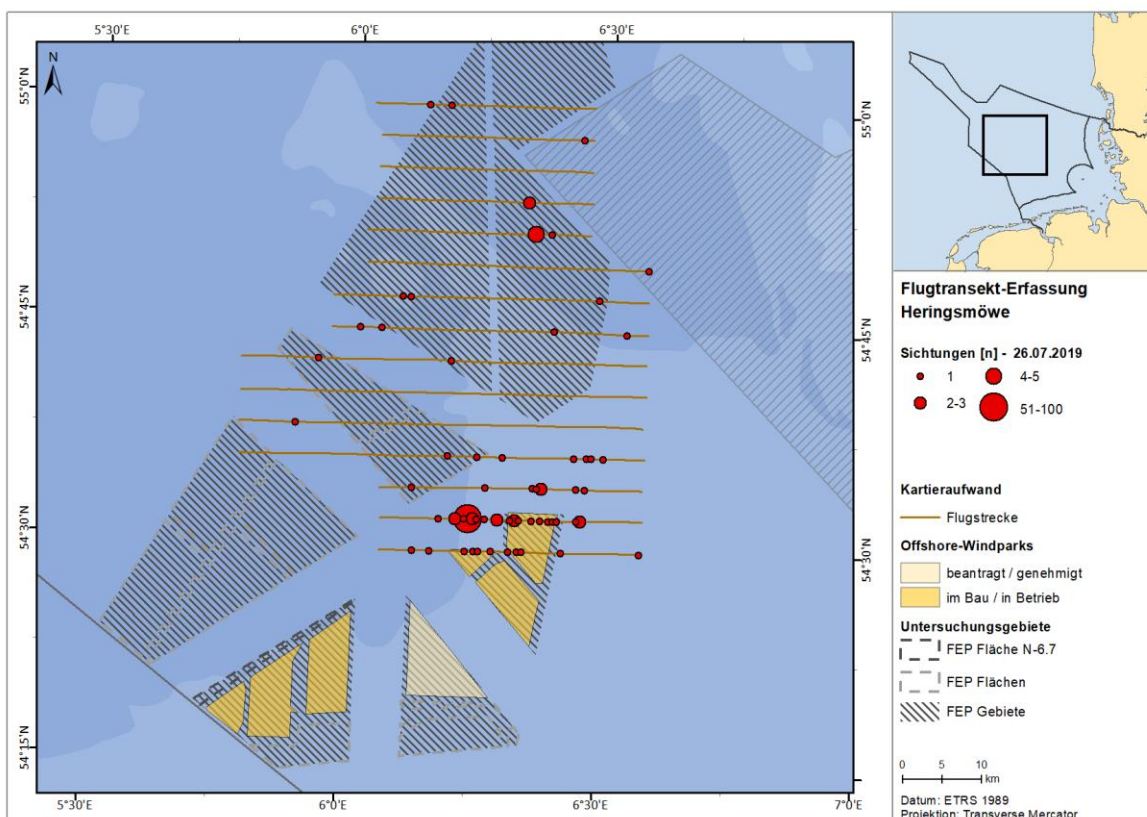
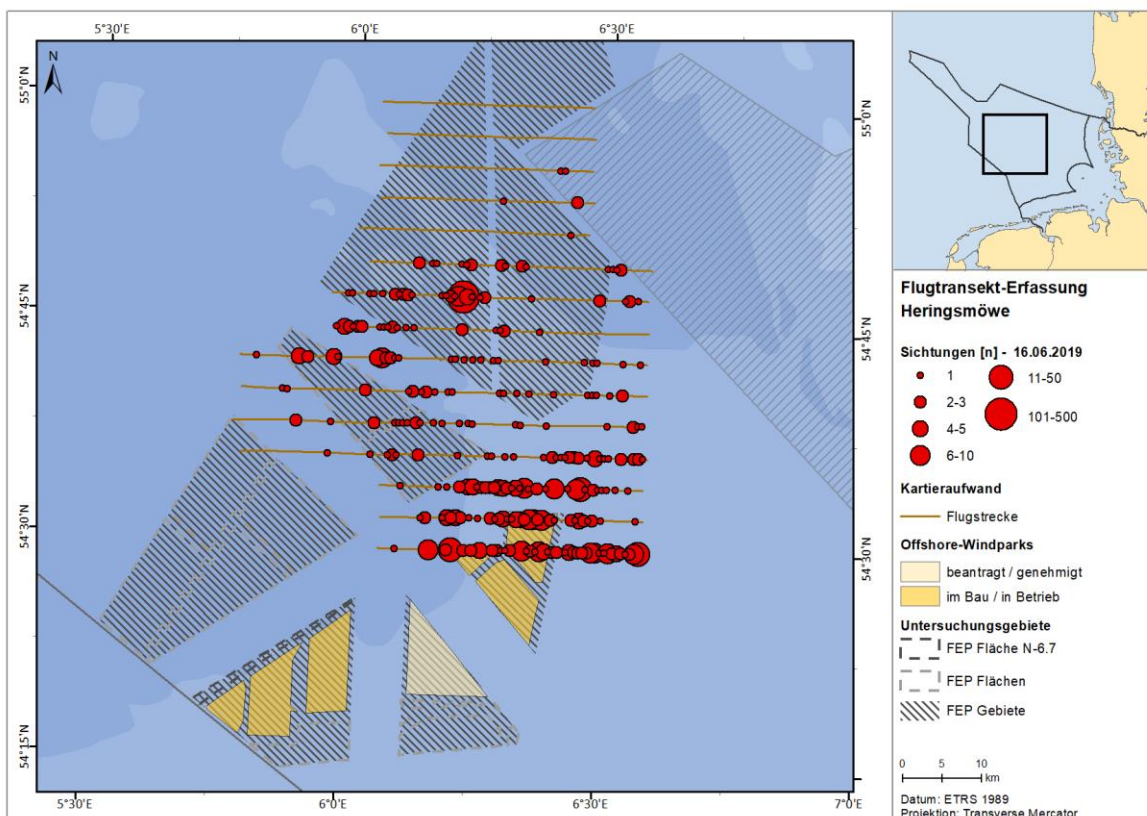


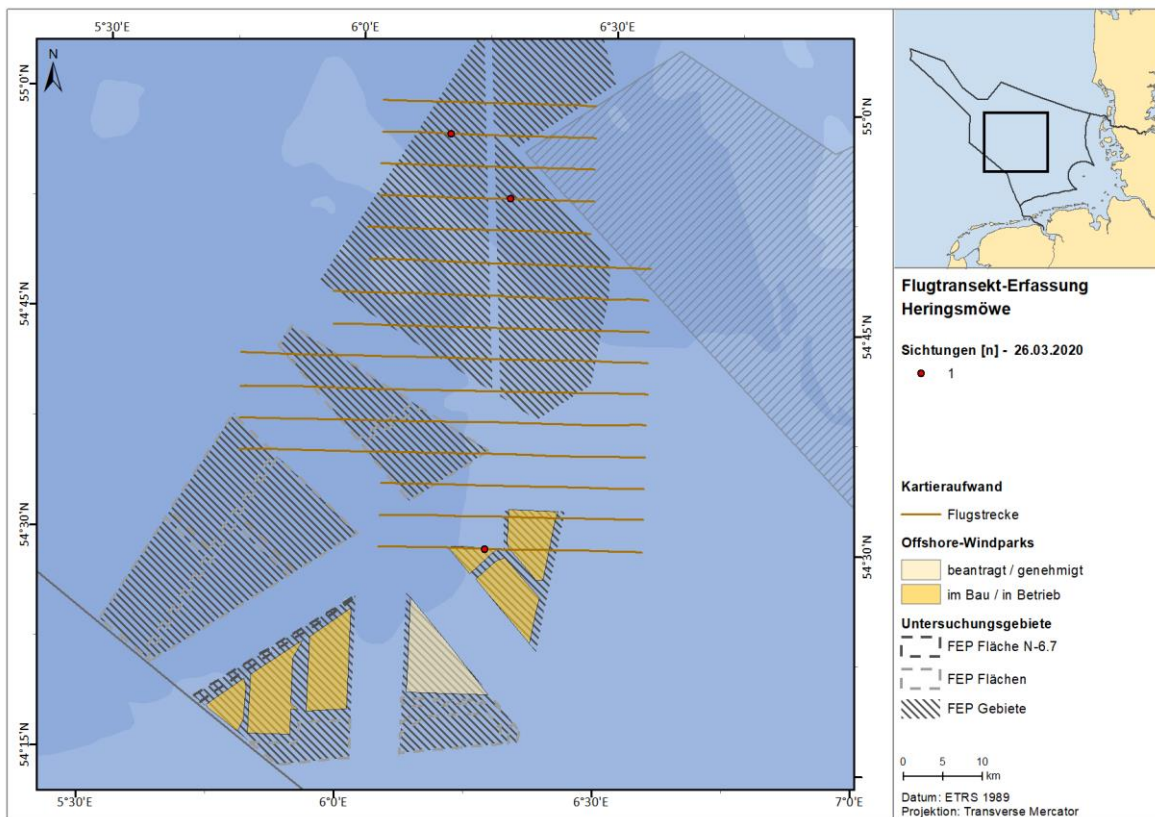
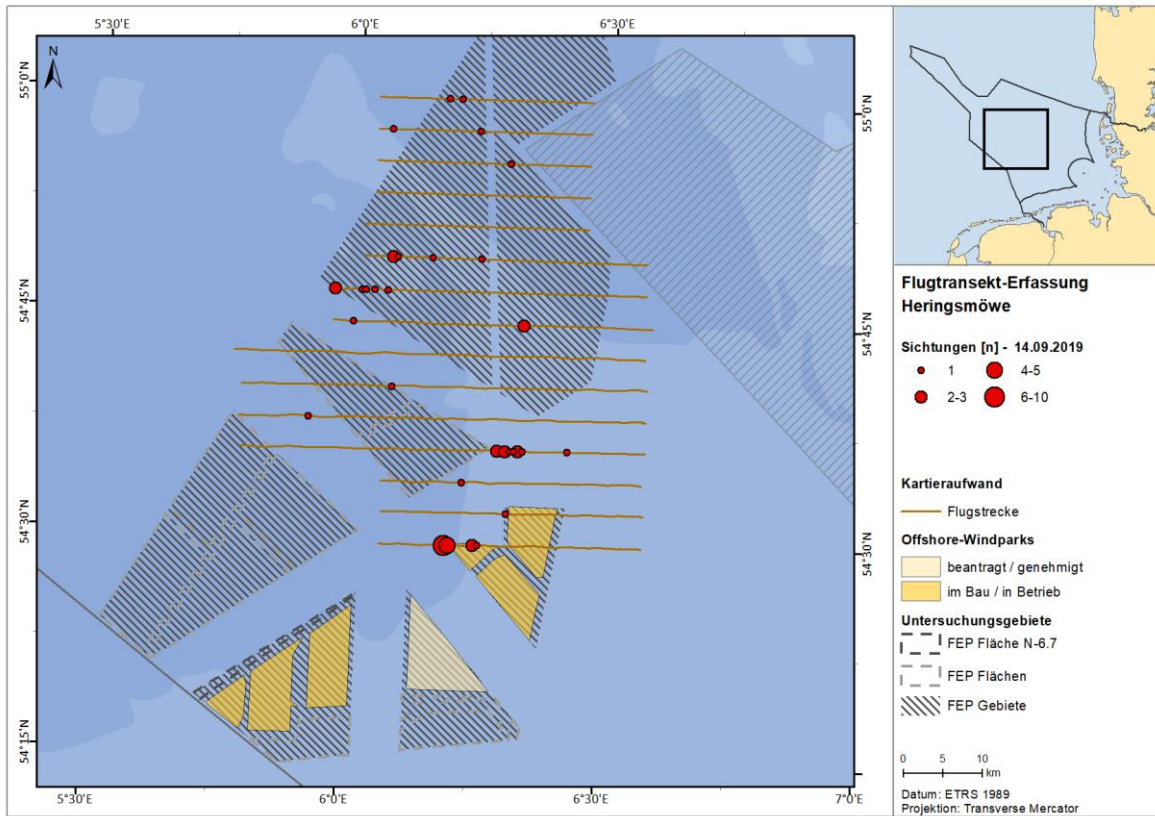


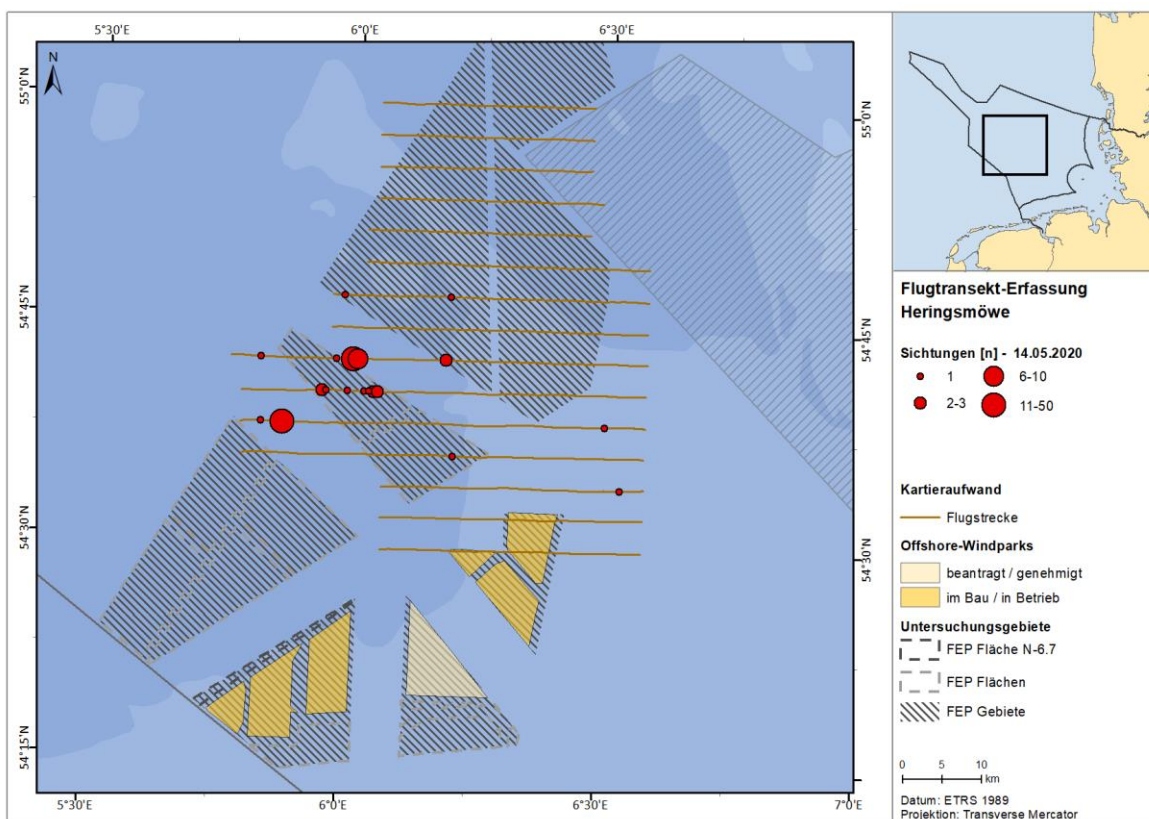
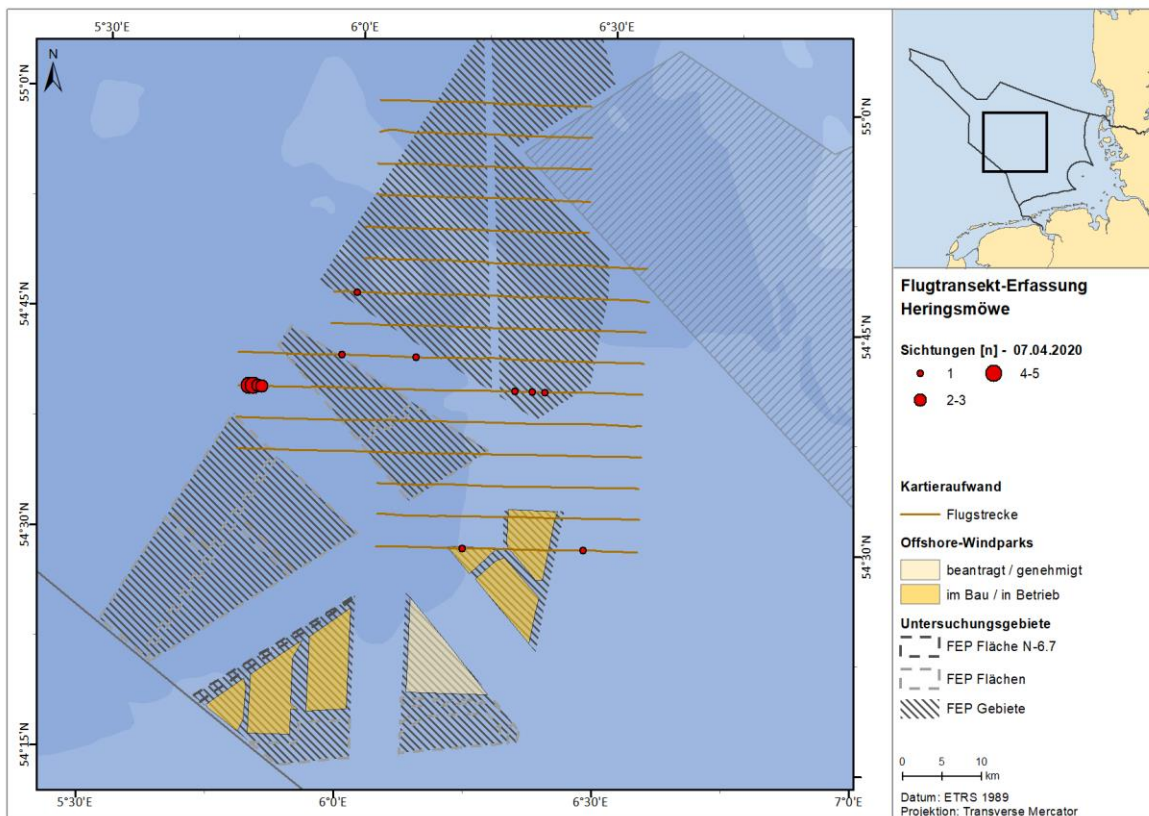
A.3.3.6.2. FN10_11

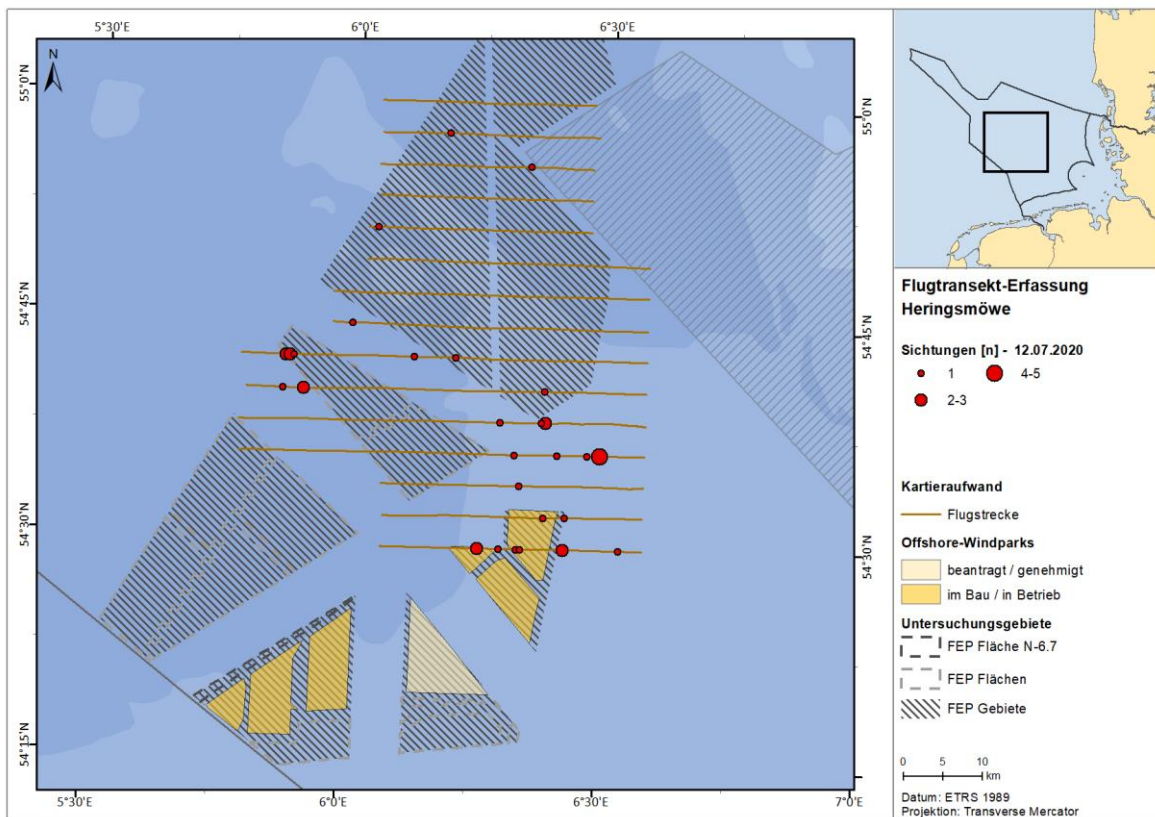
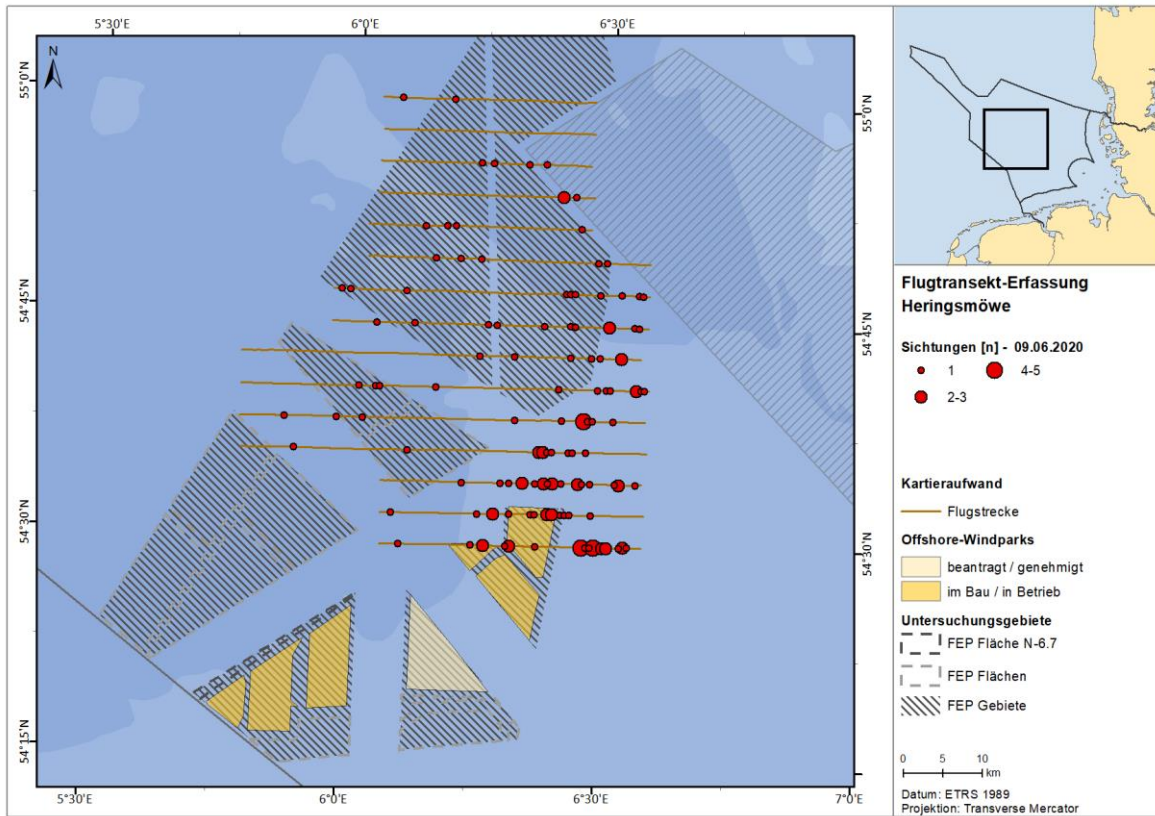




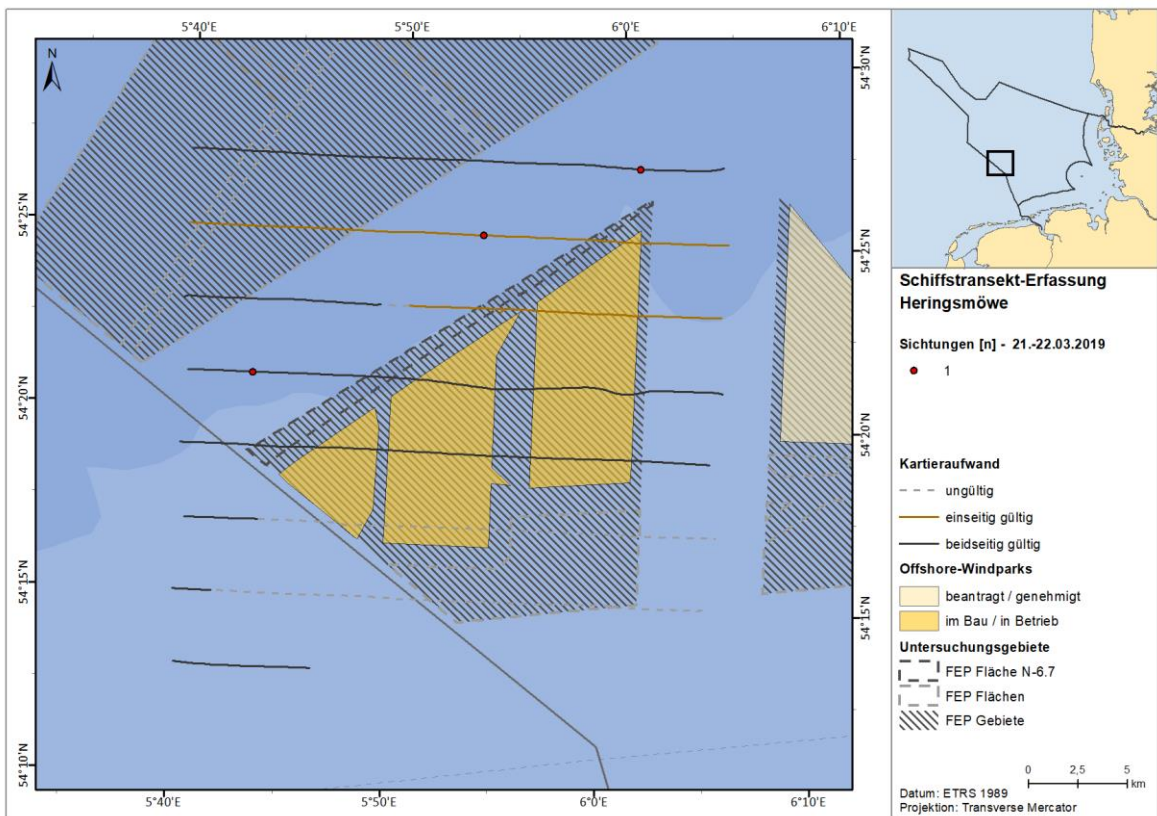
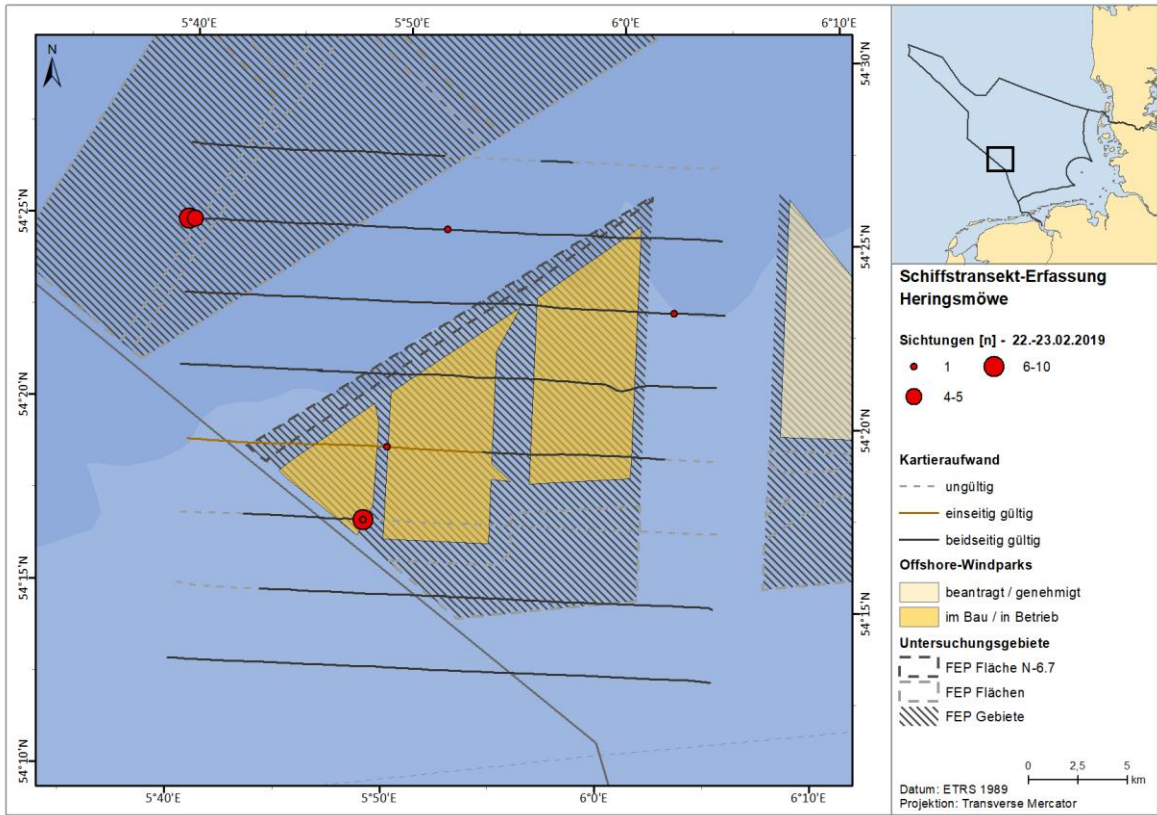


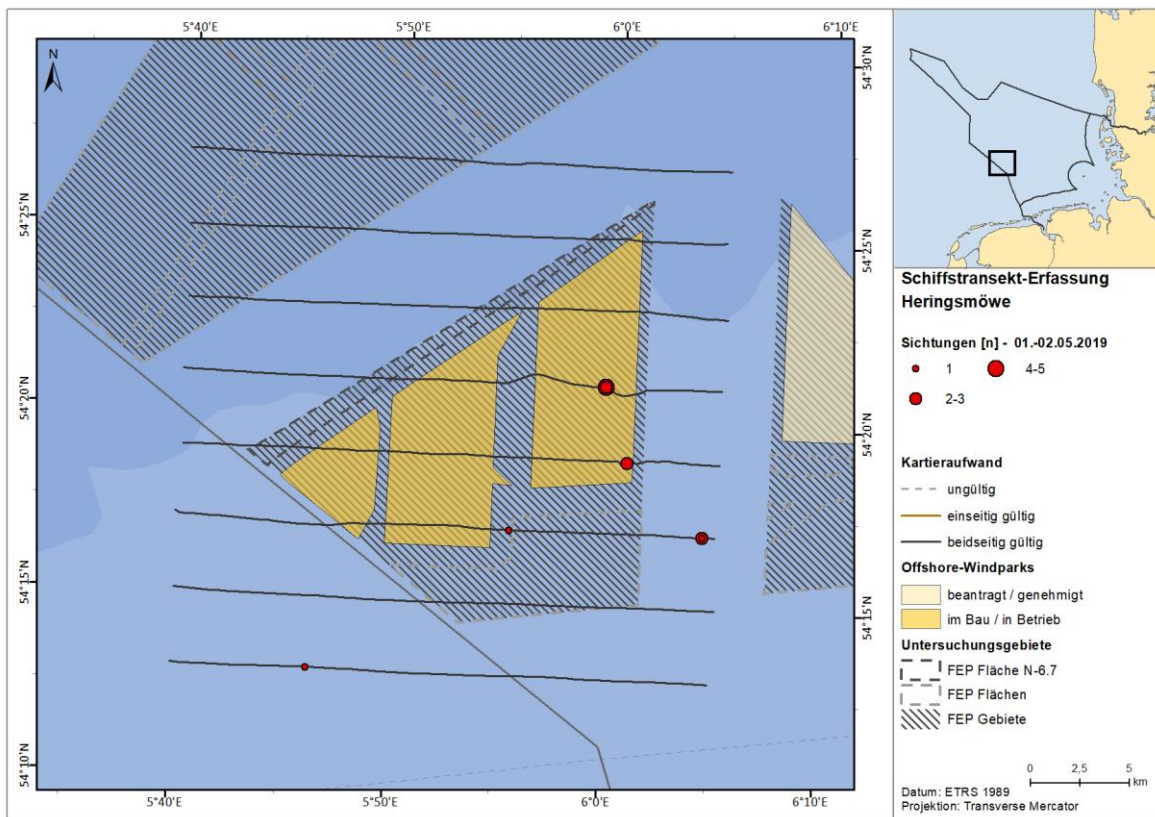
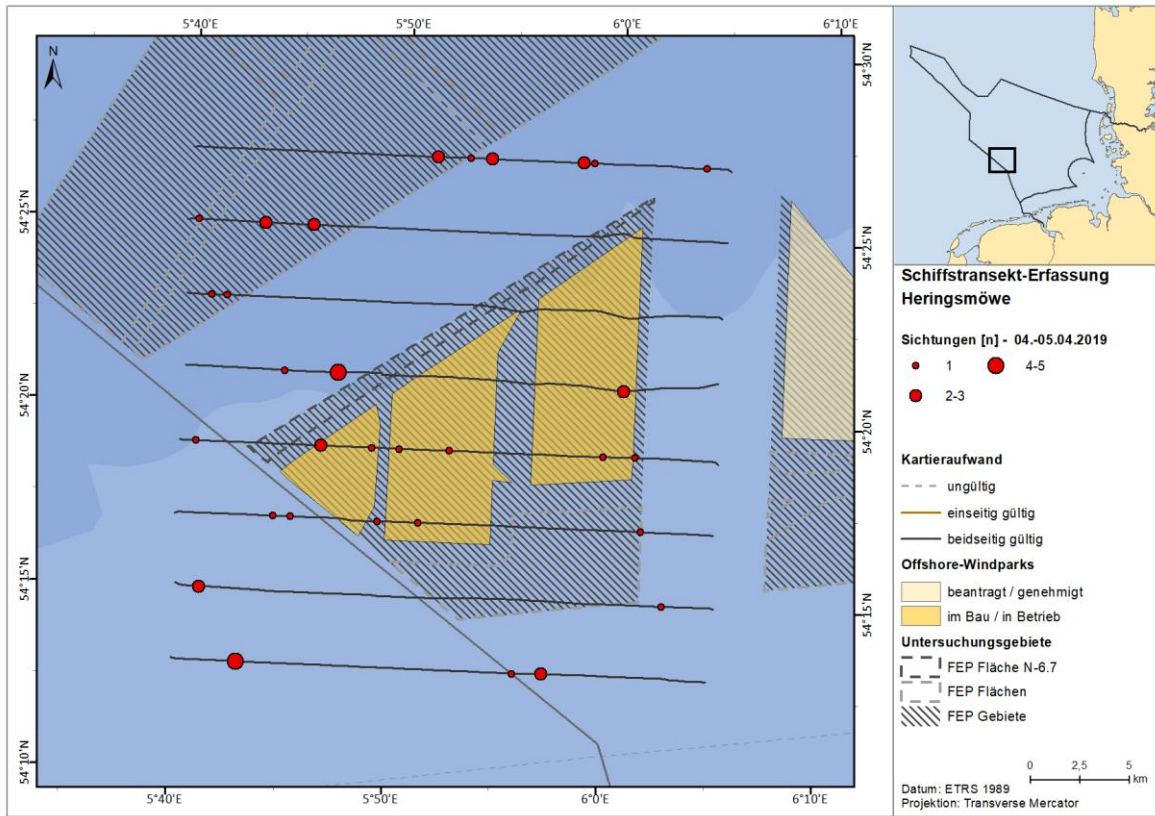


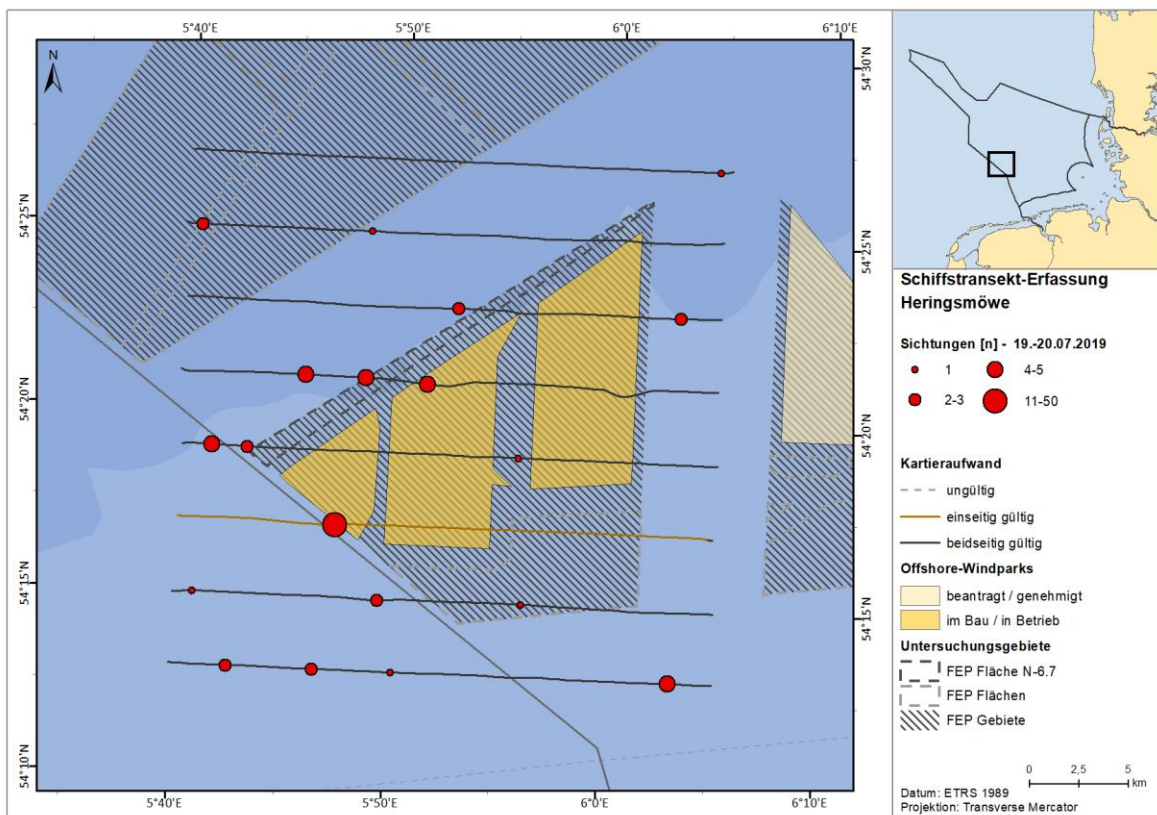
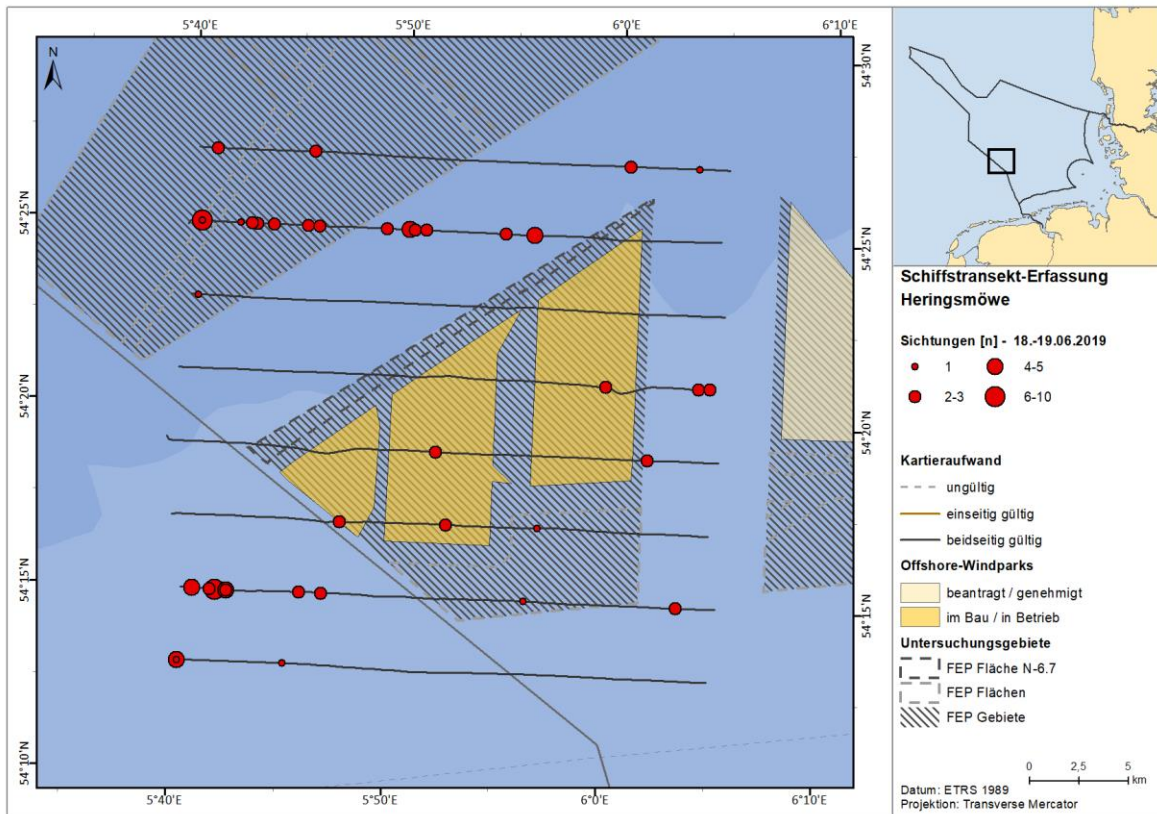


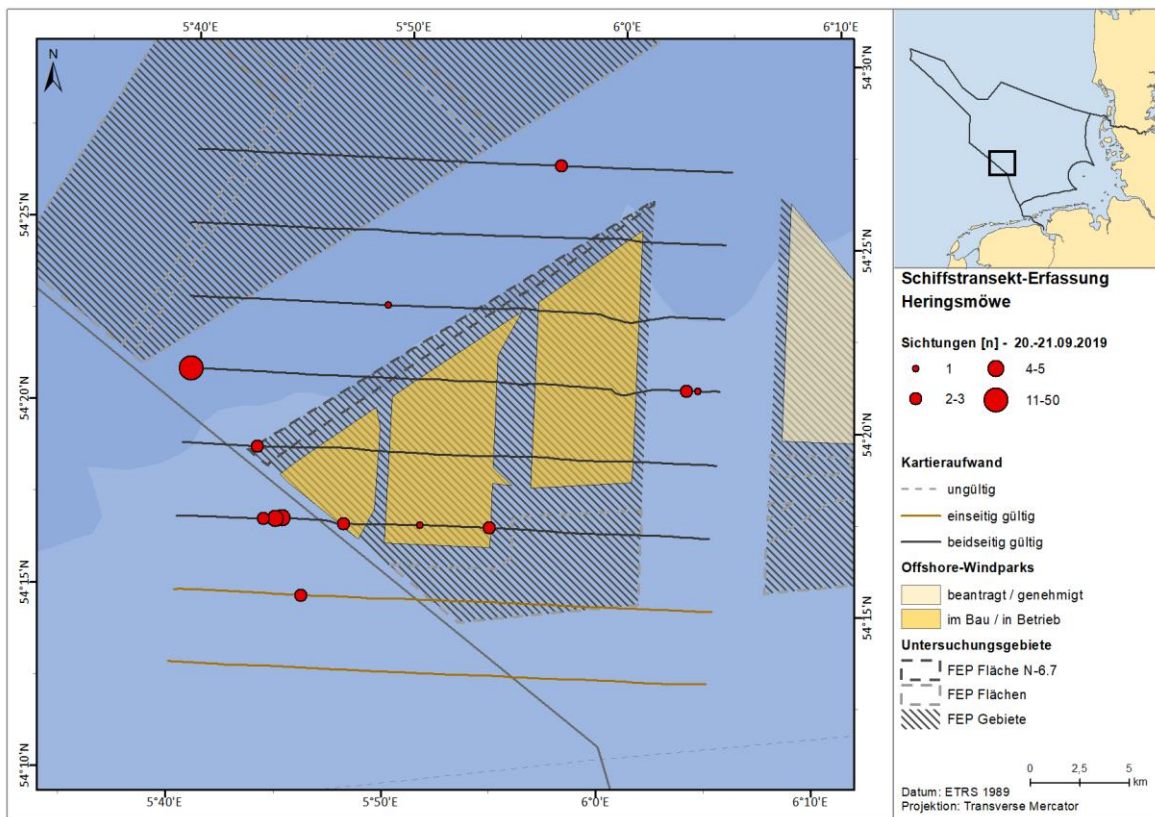
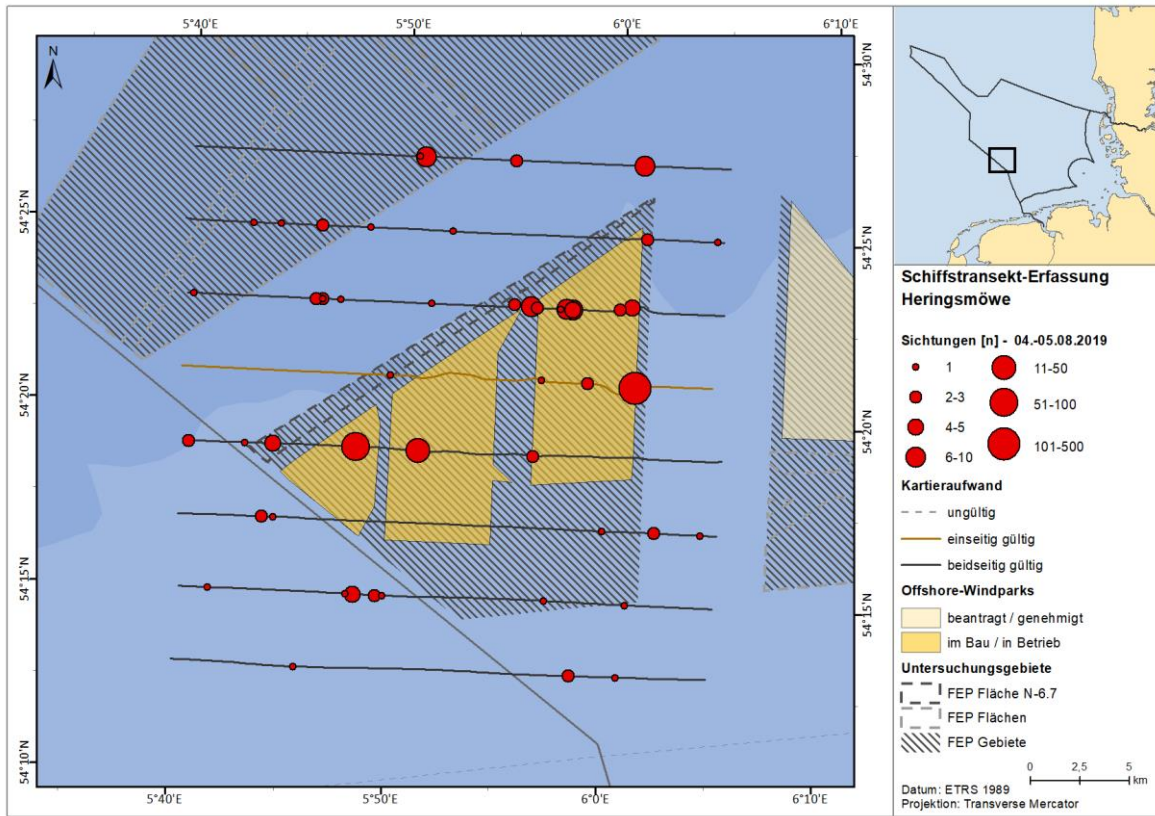


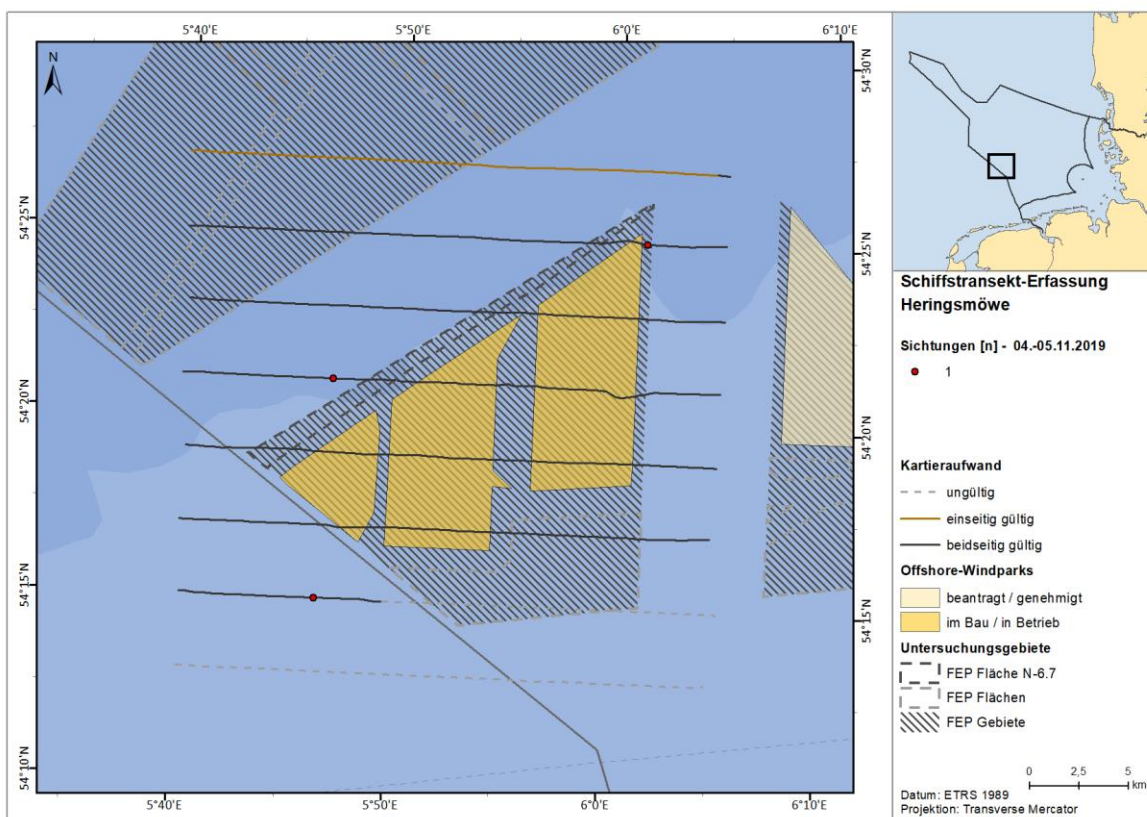
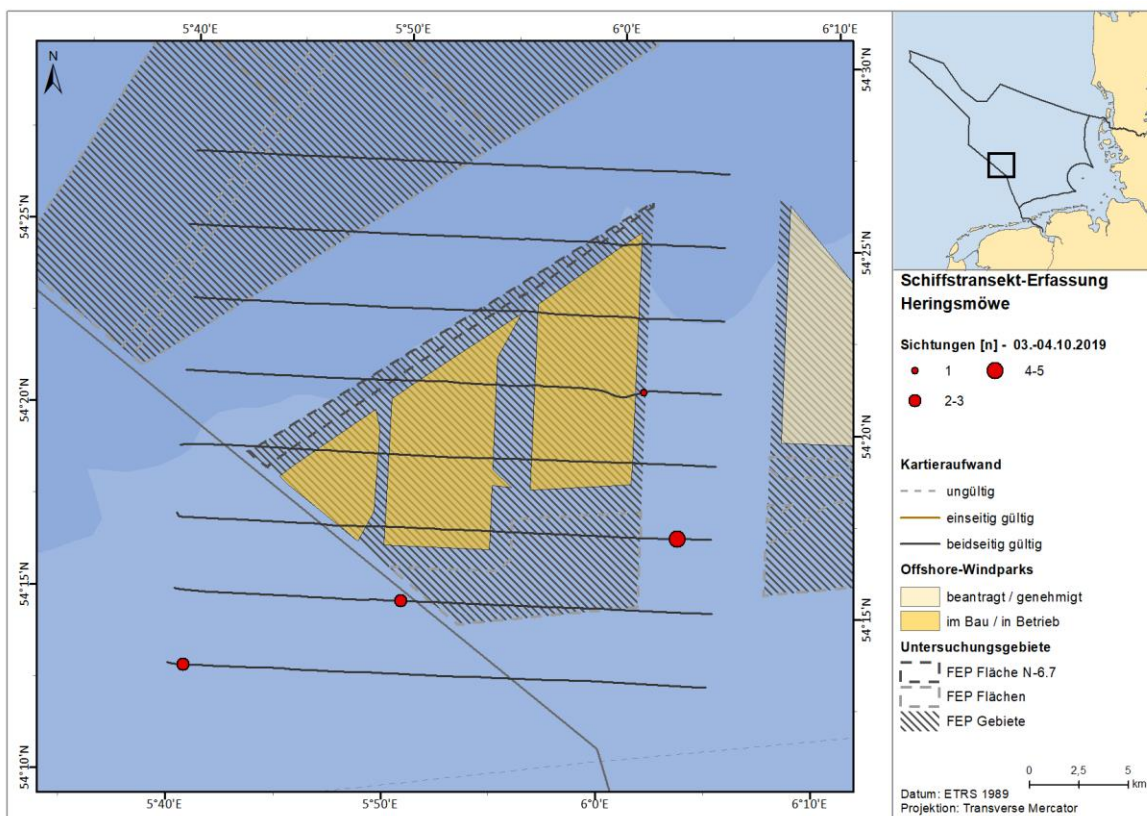
A.3.3.6.3. SC6

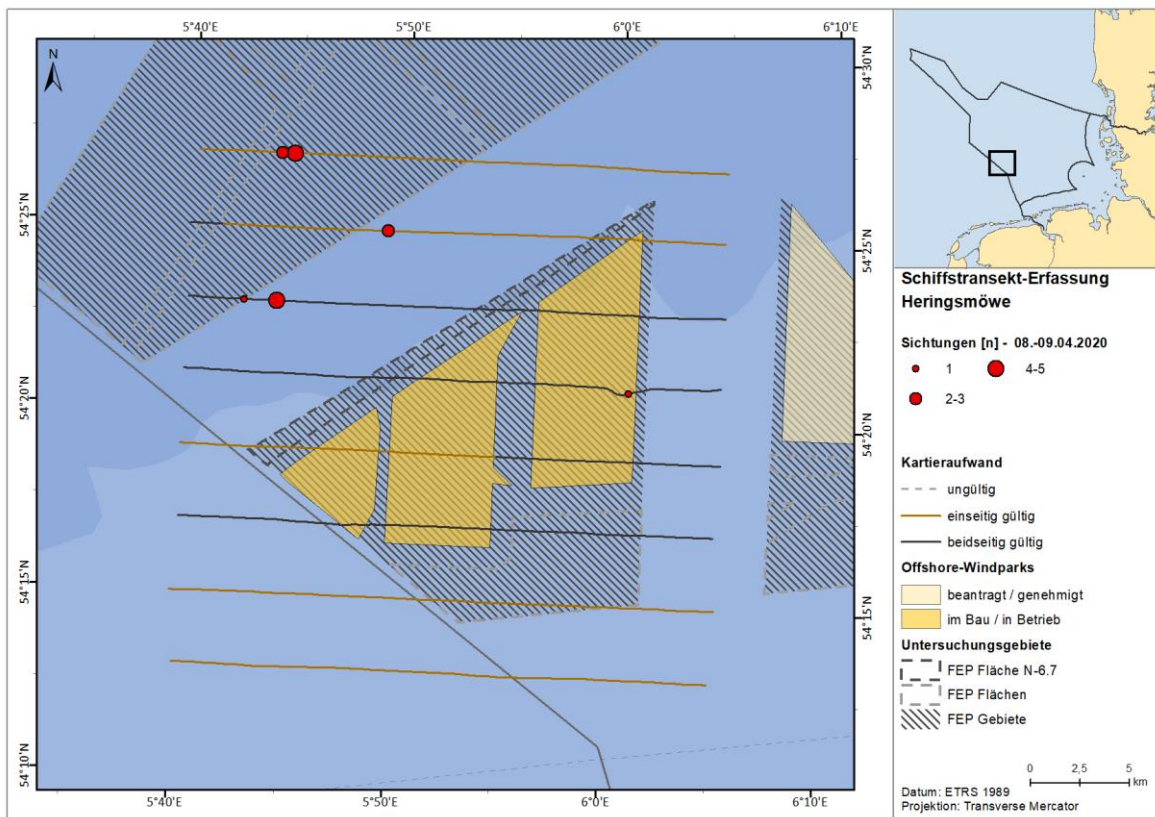
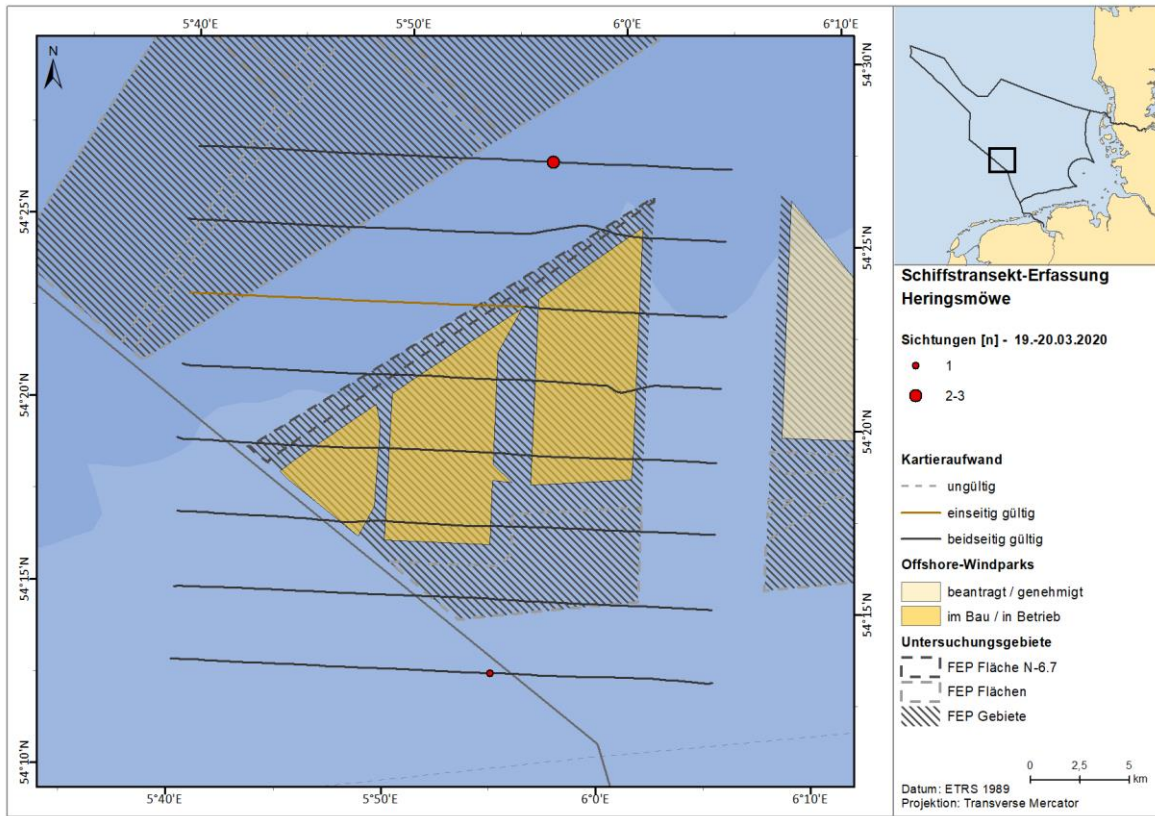


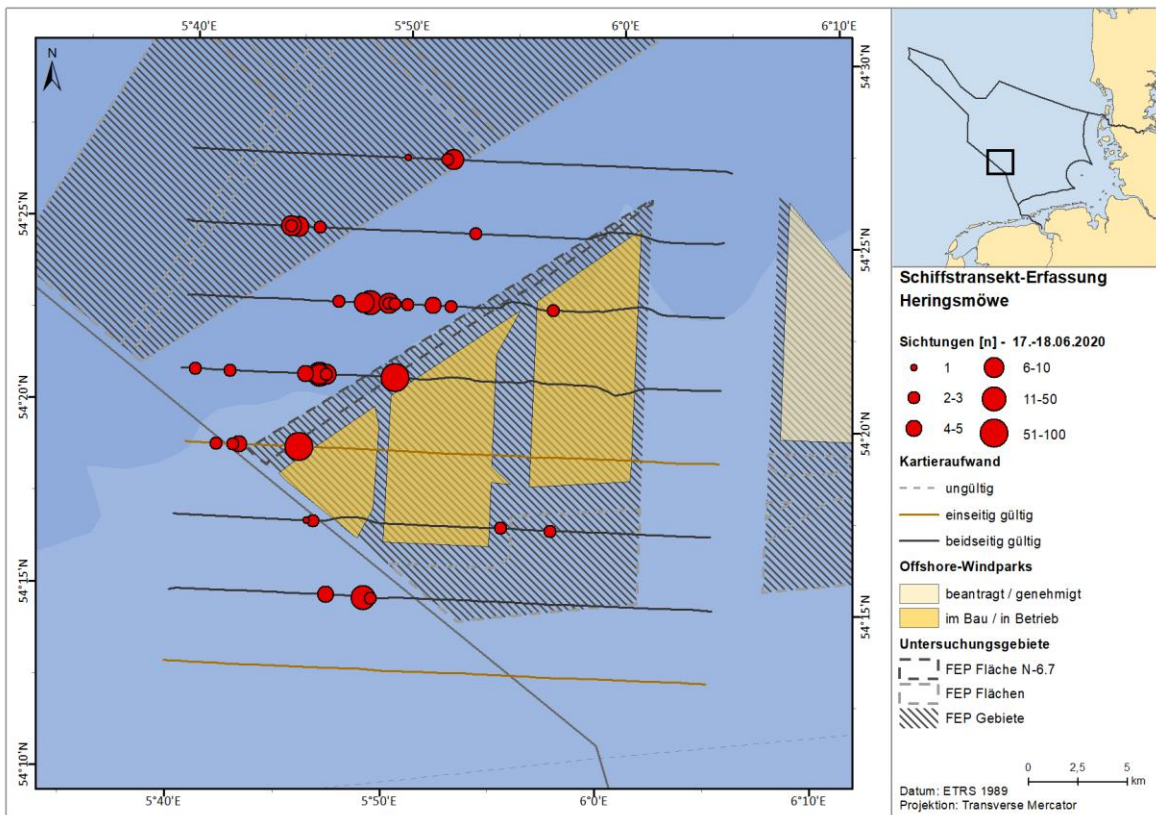
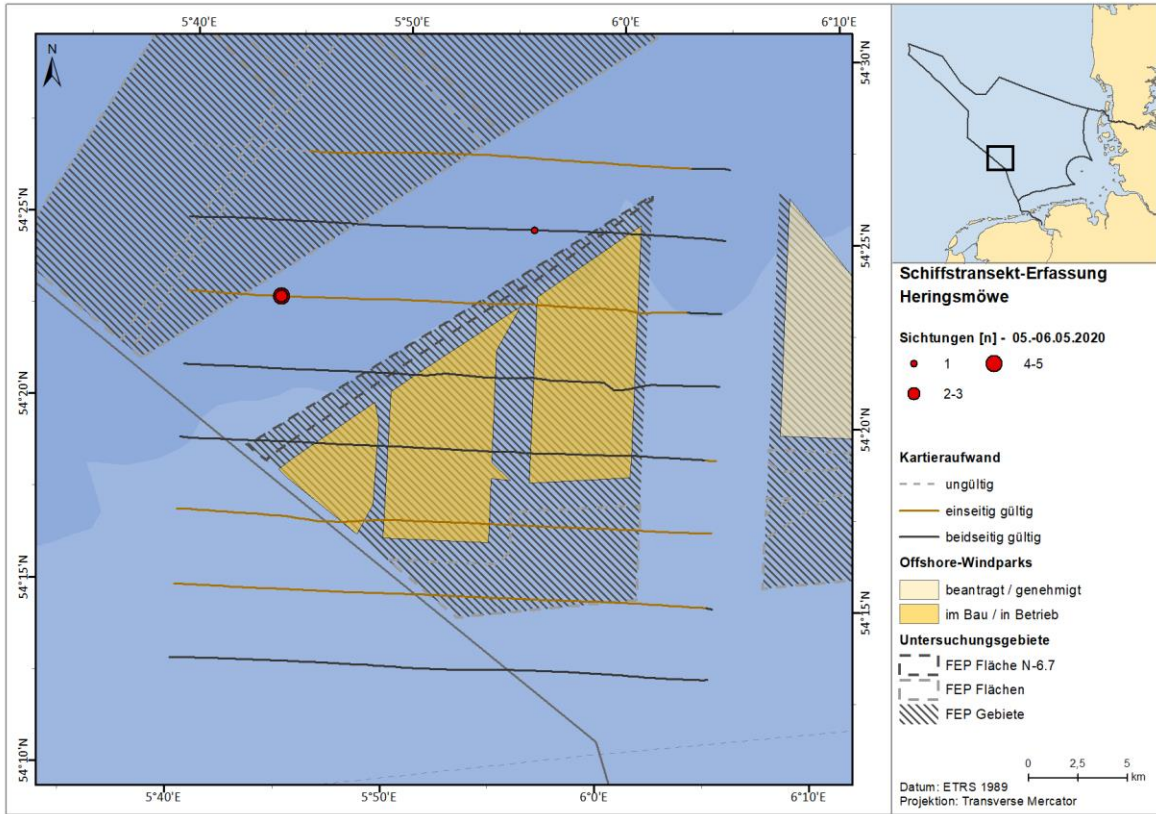


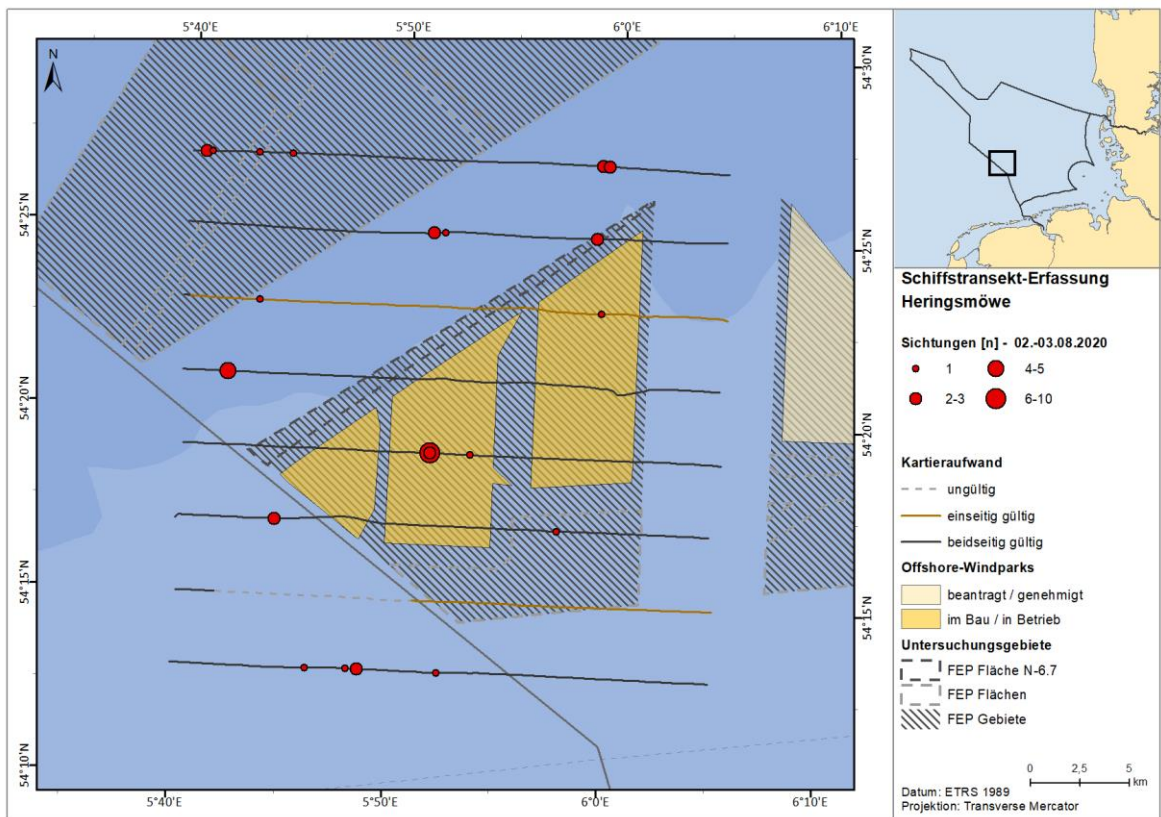
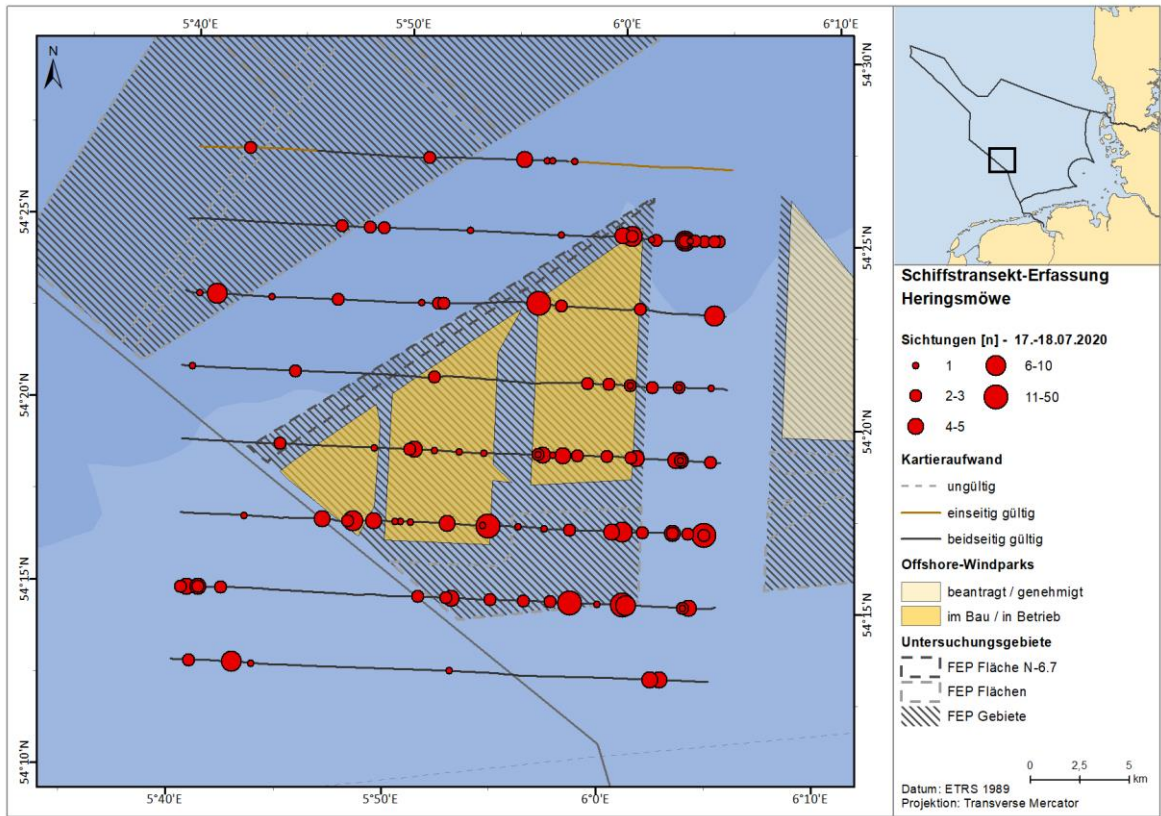


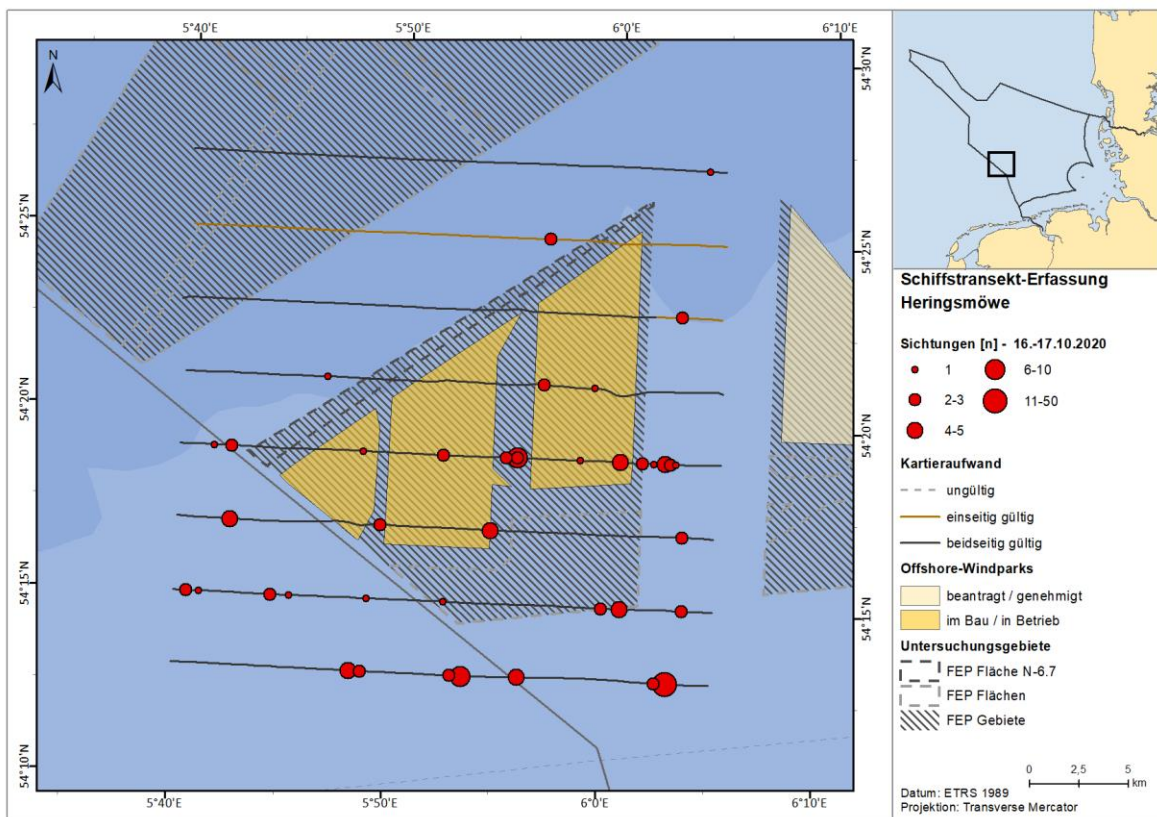
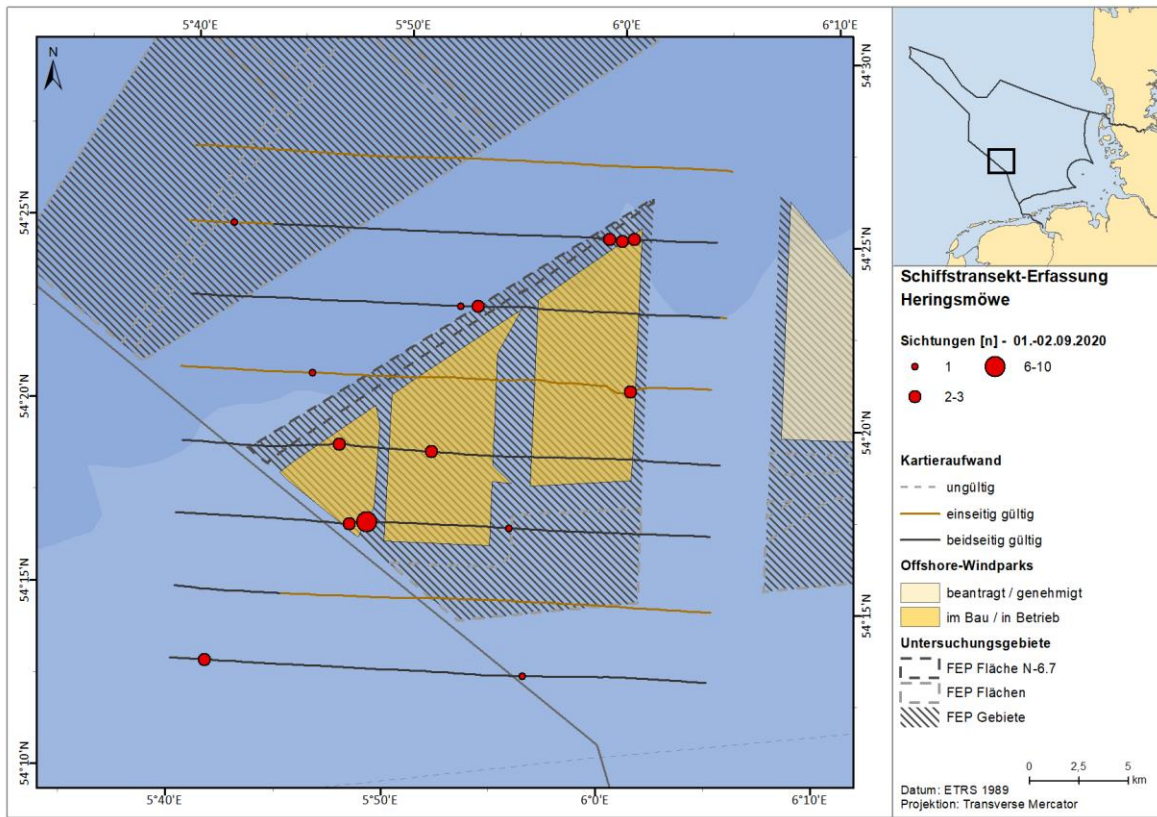


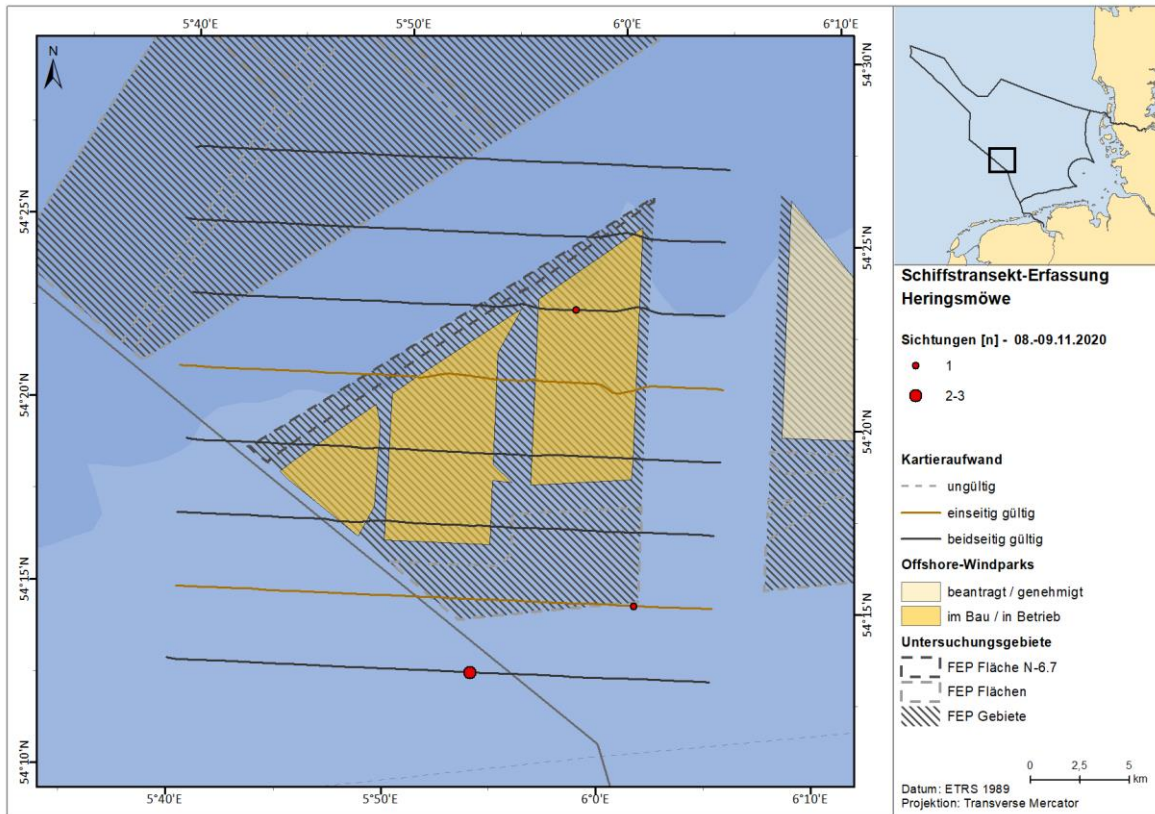






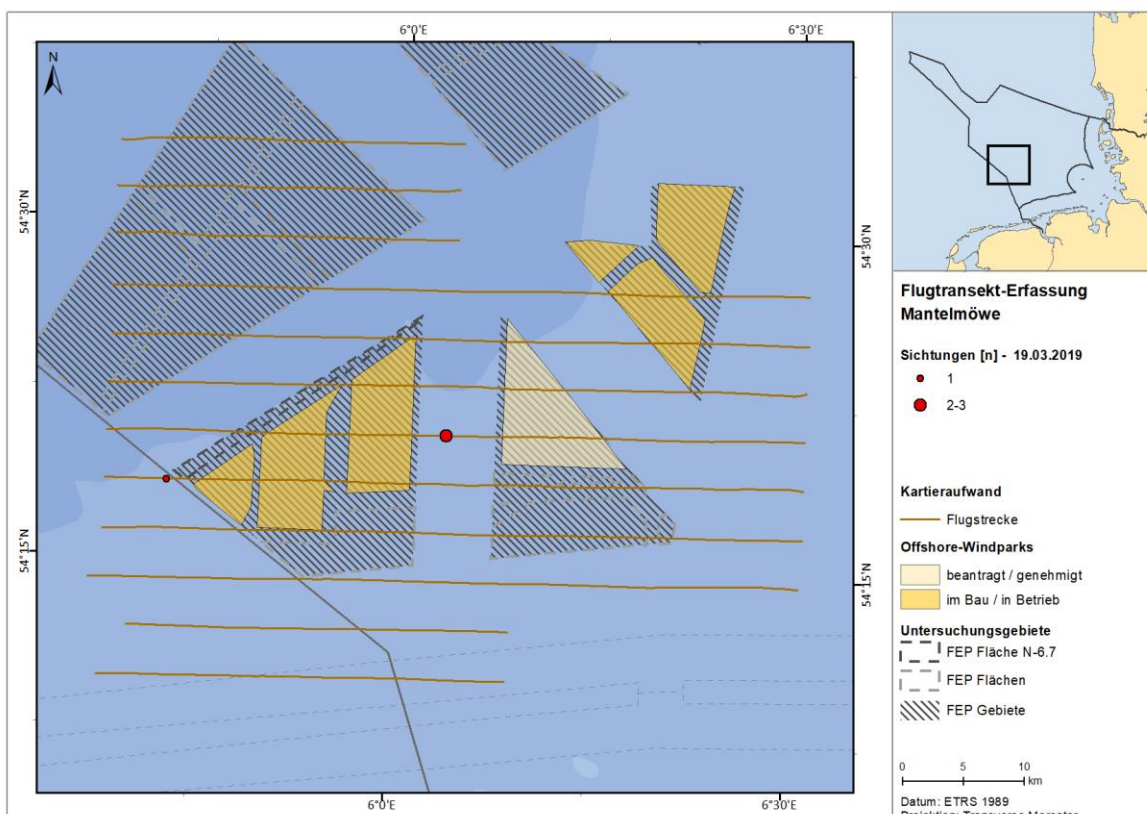
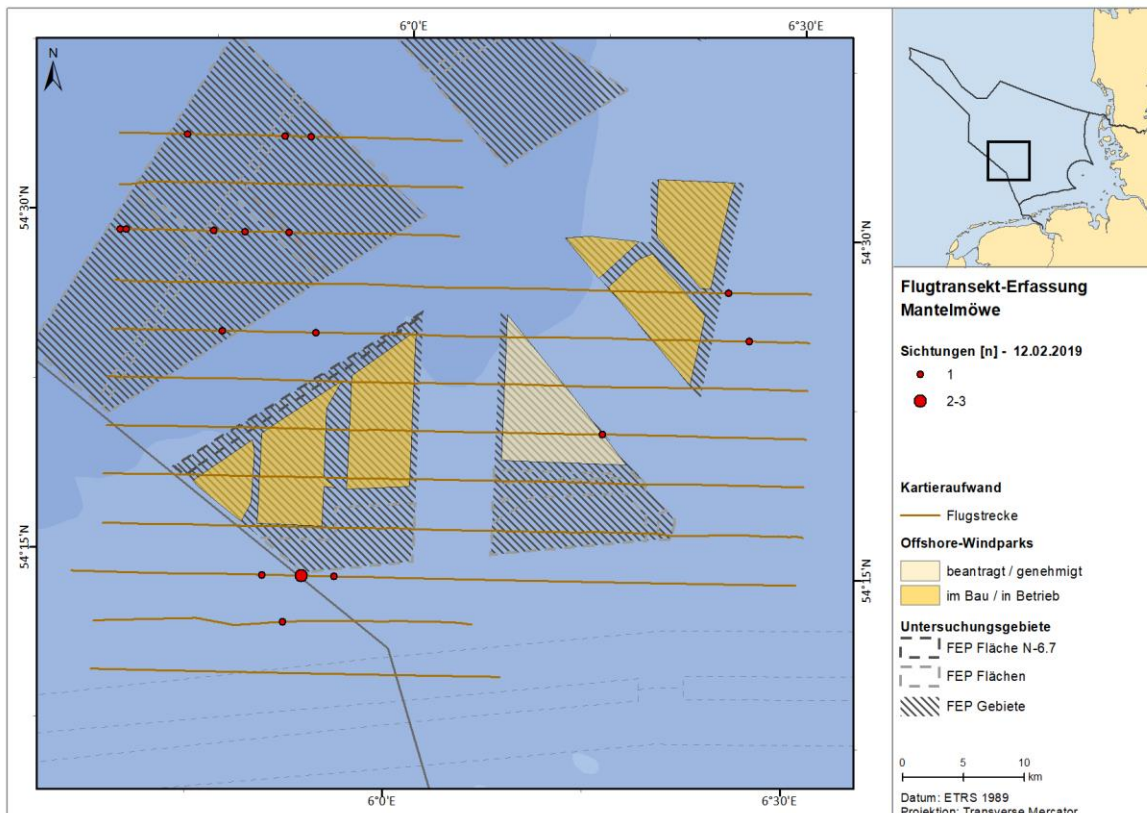


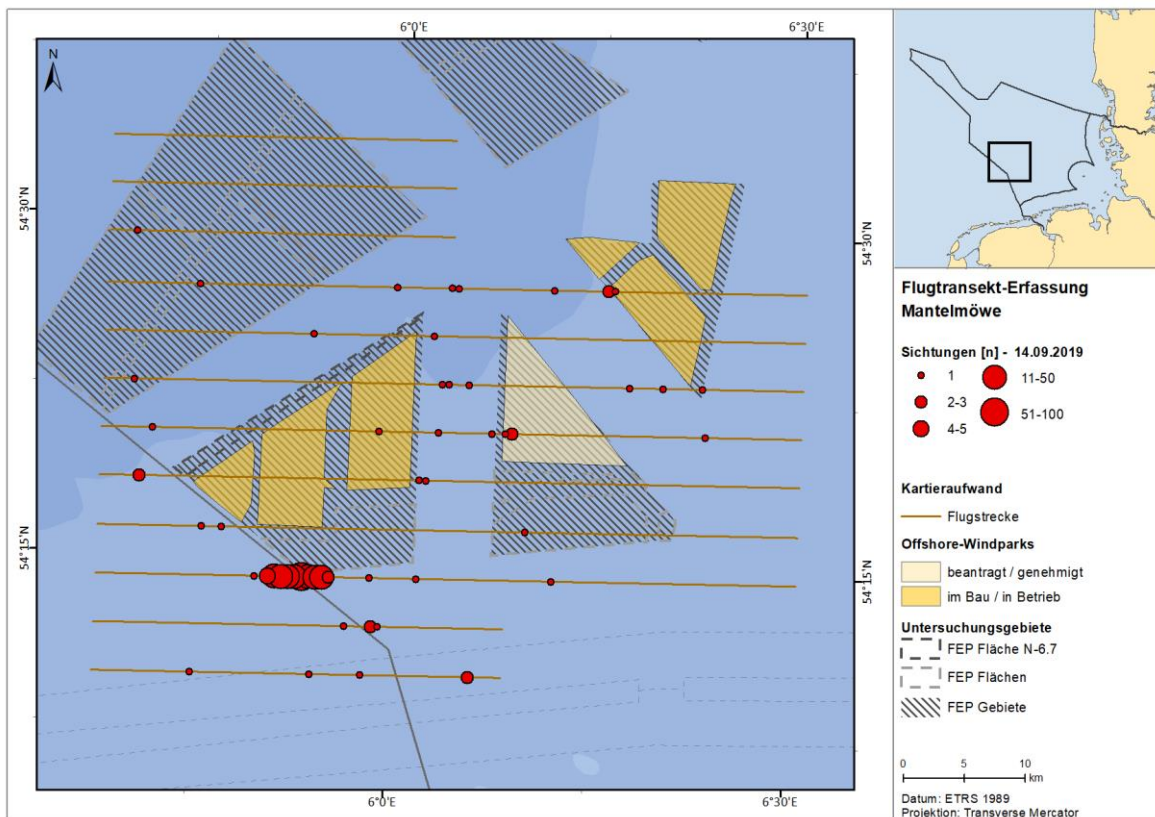
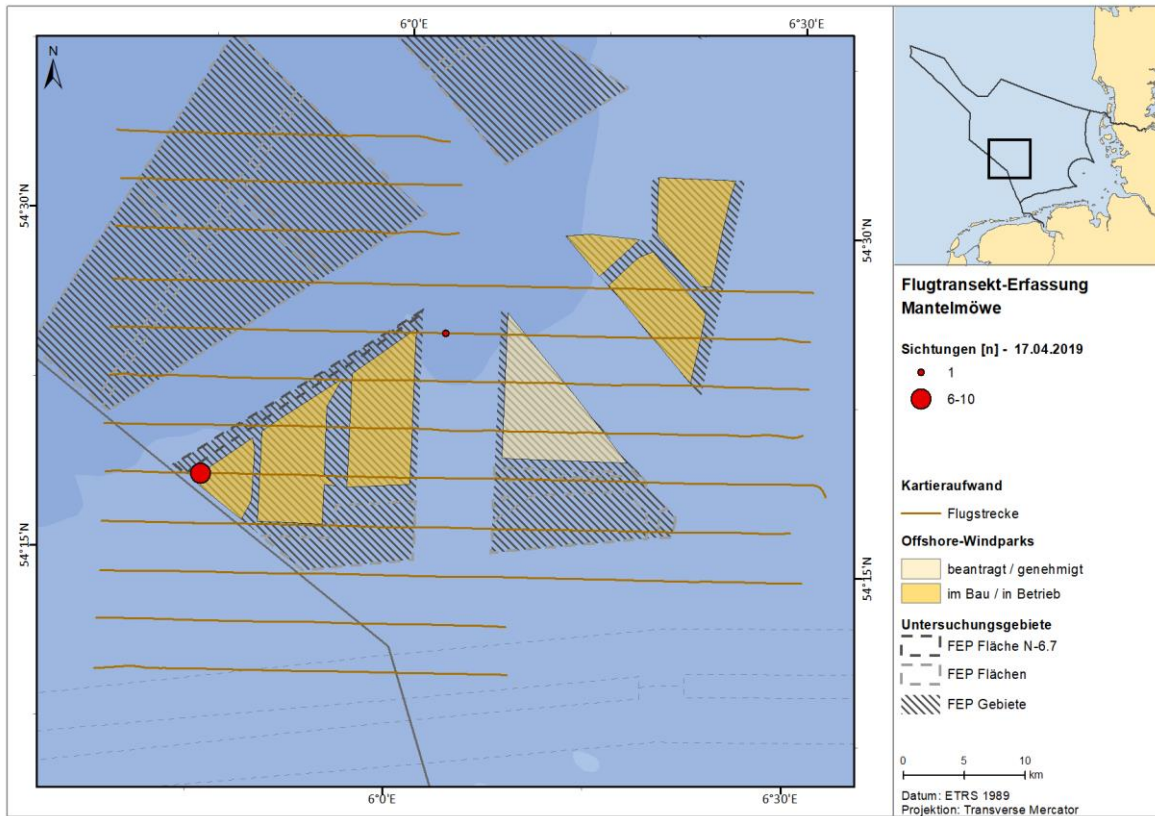


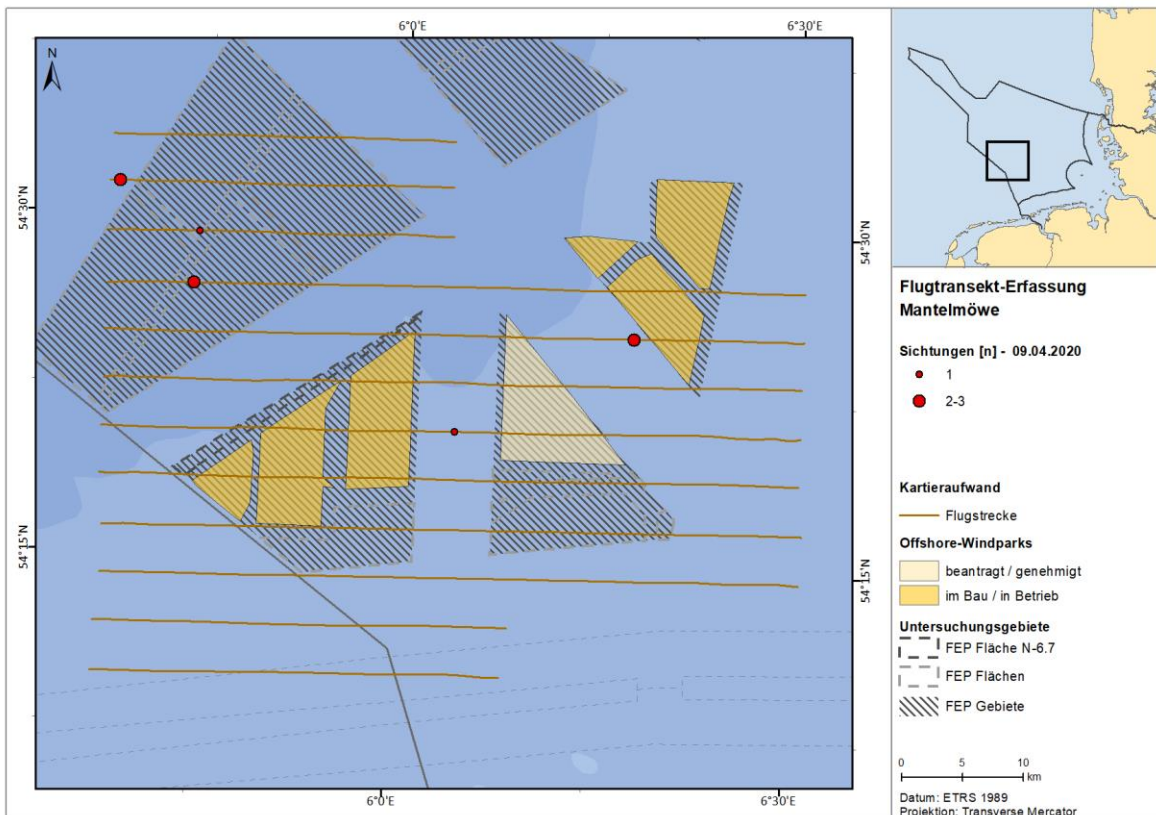
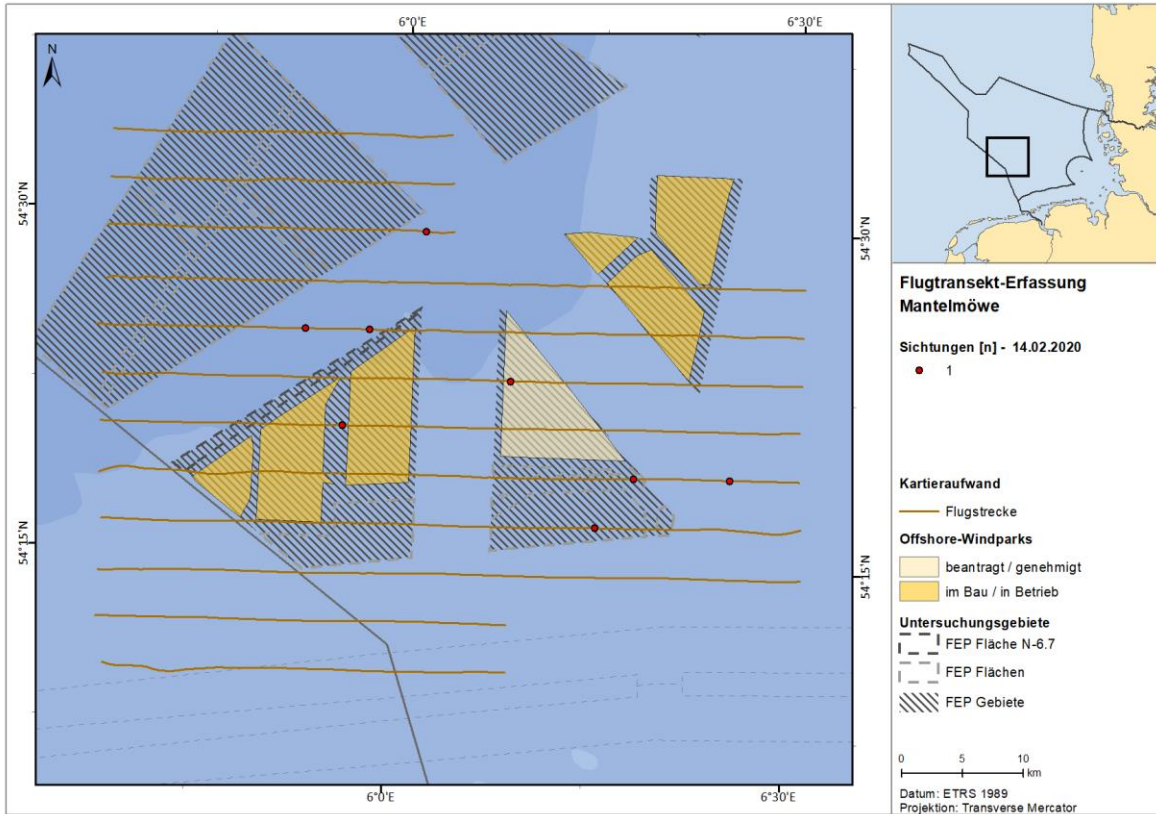


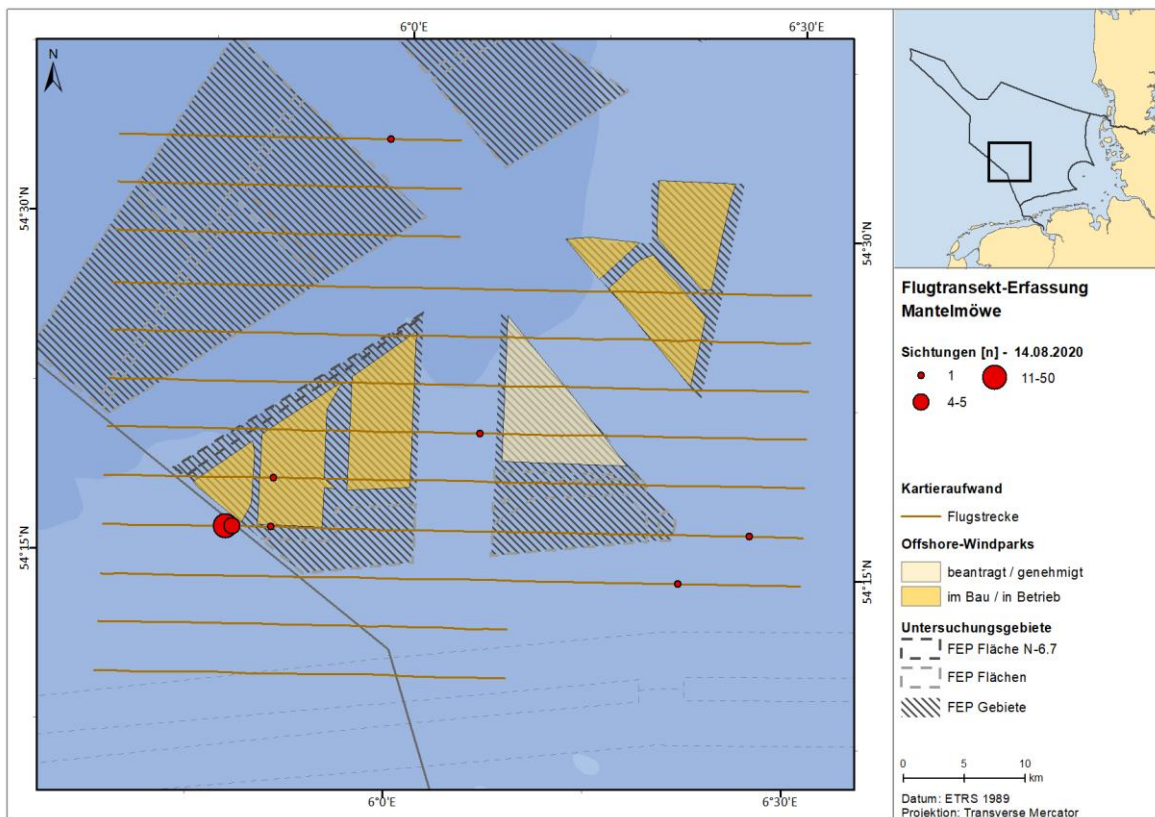
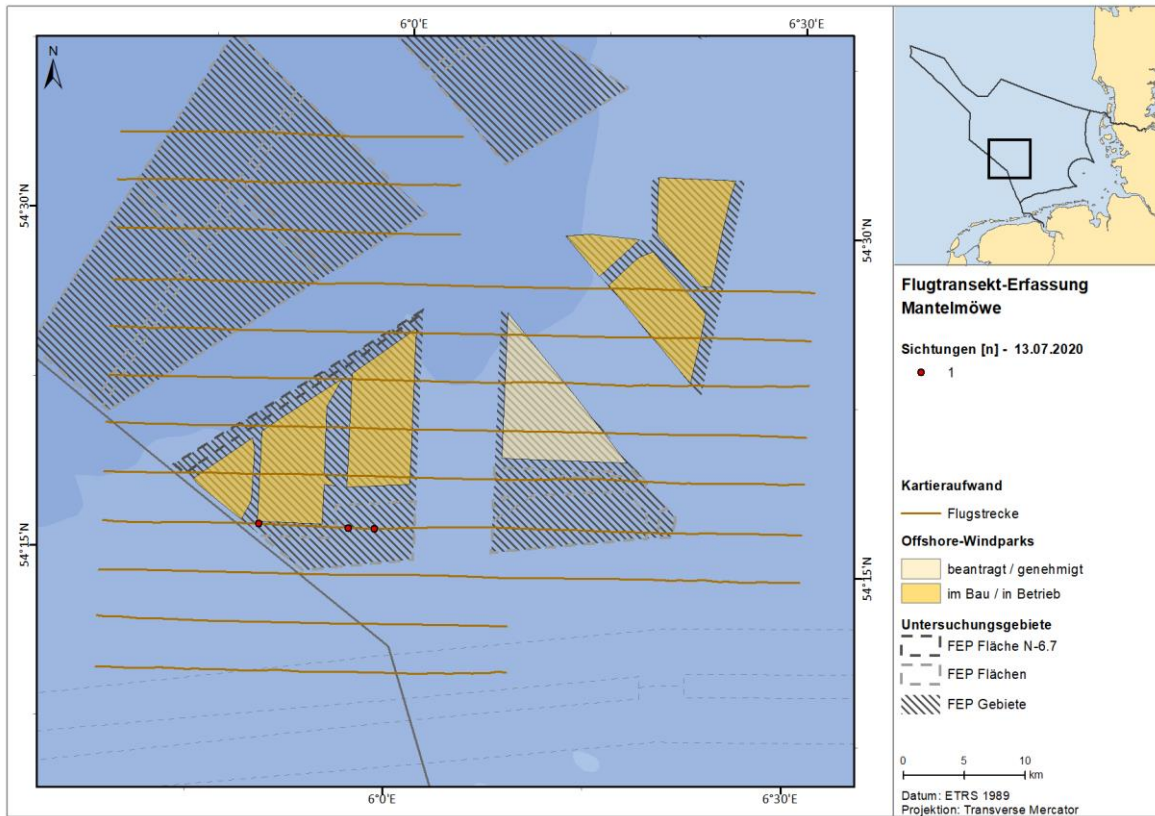
A.3.3.7. Mantelmöwe

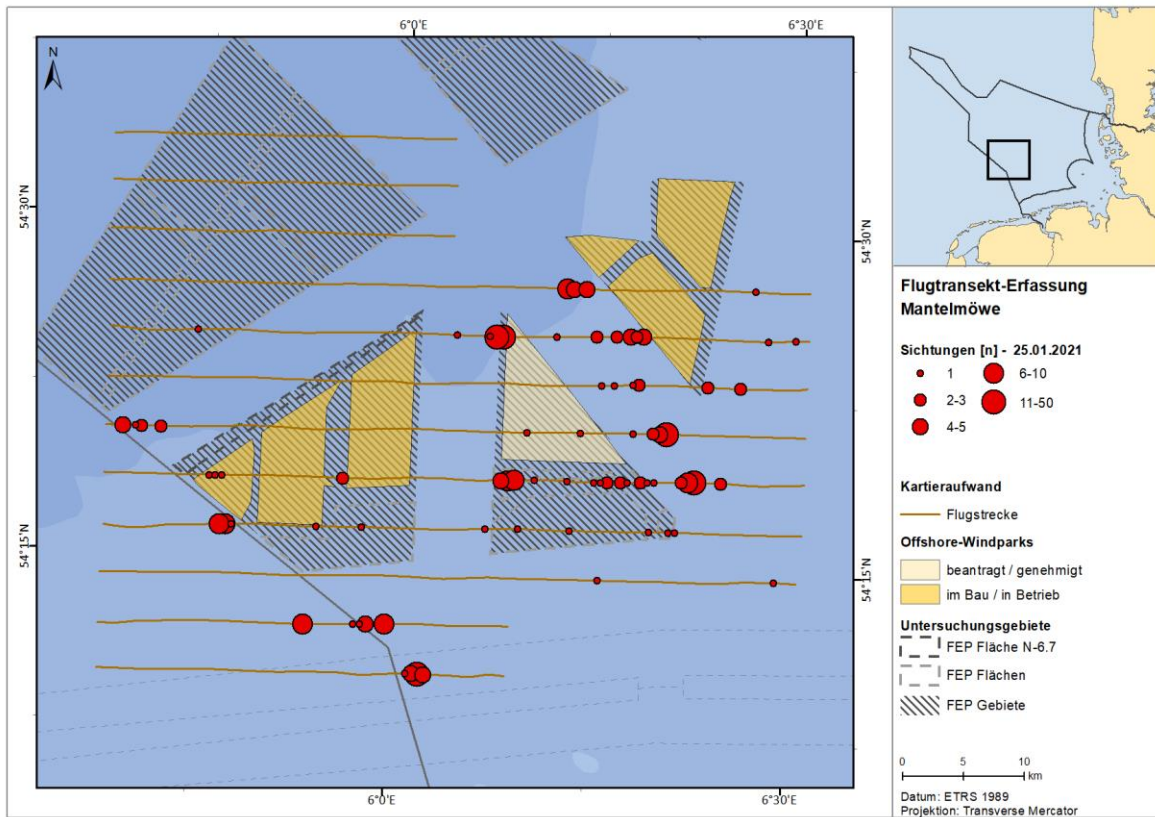
A.3.3.7.1. FN6_7



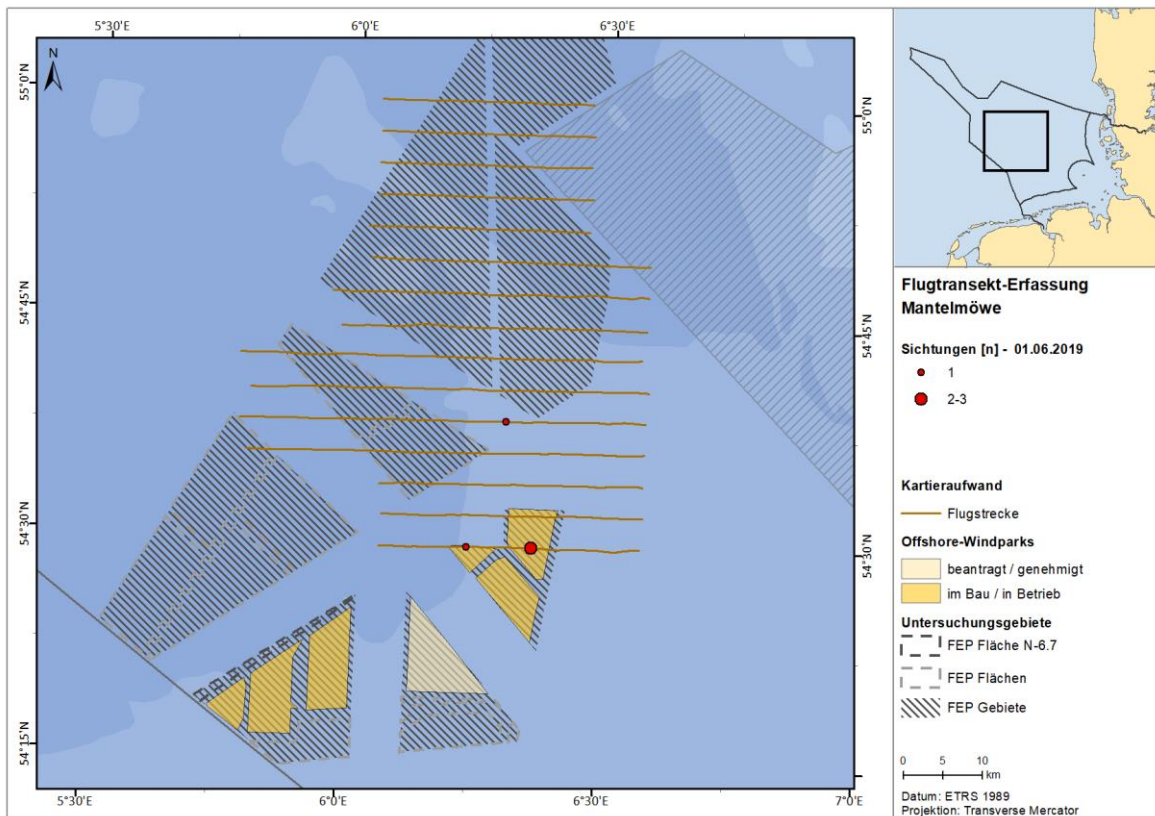
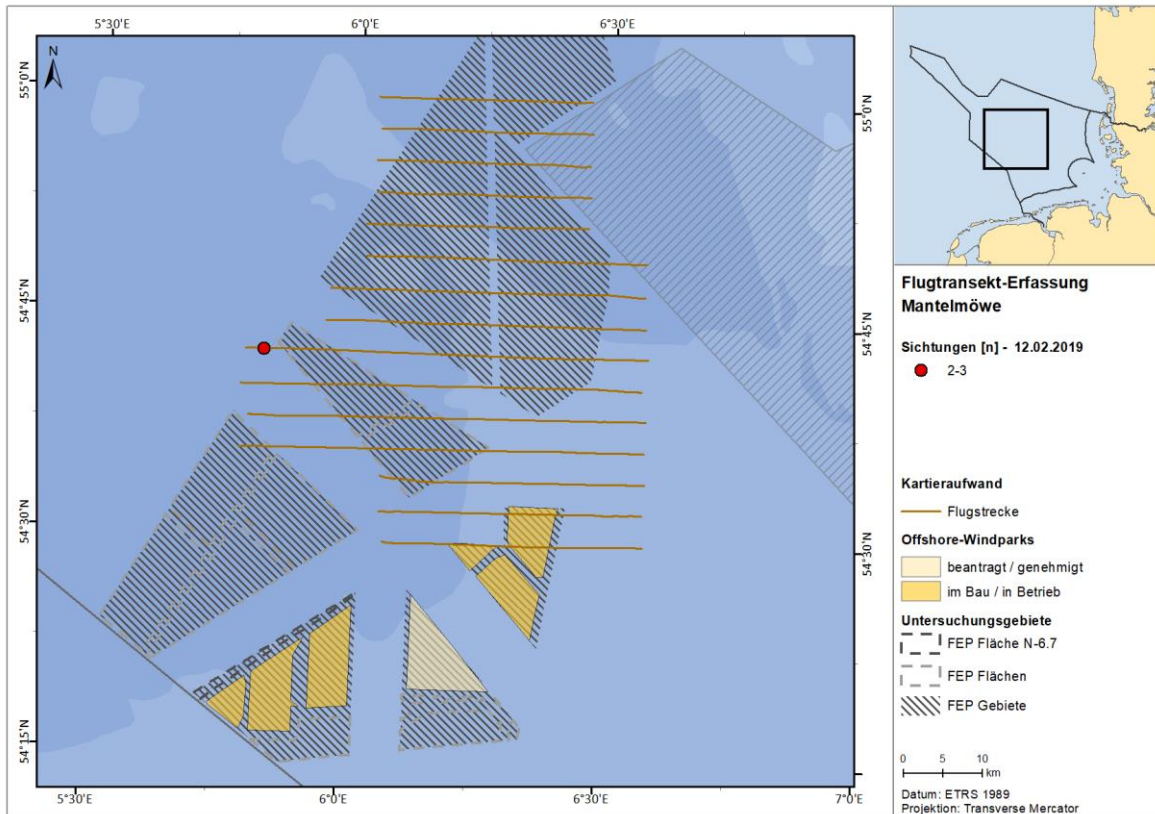


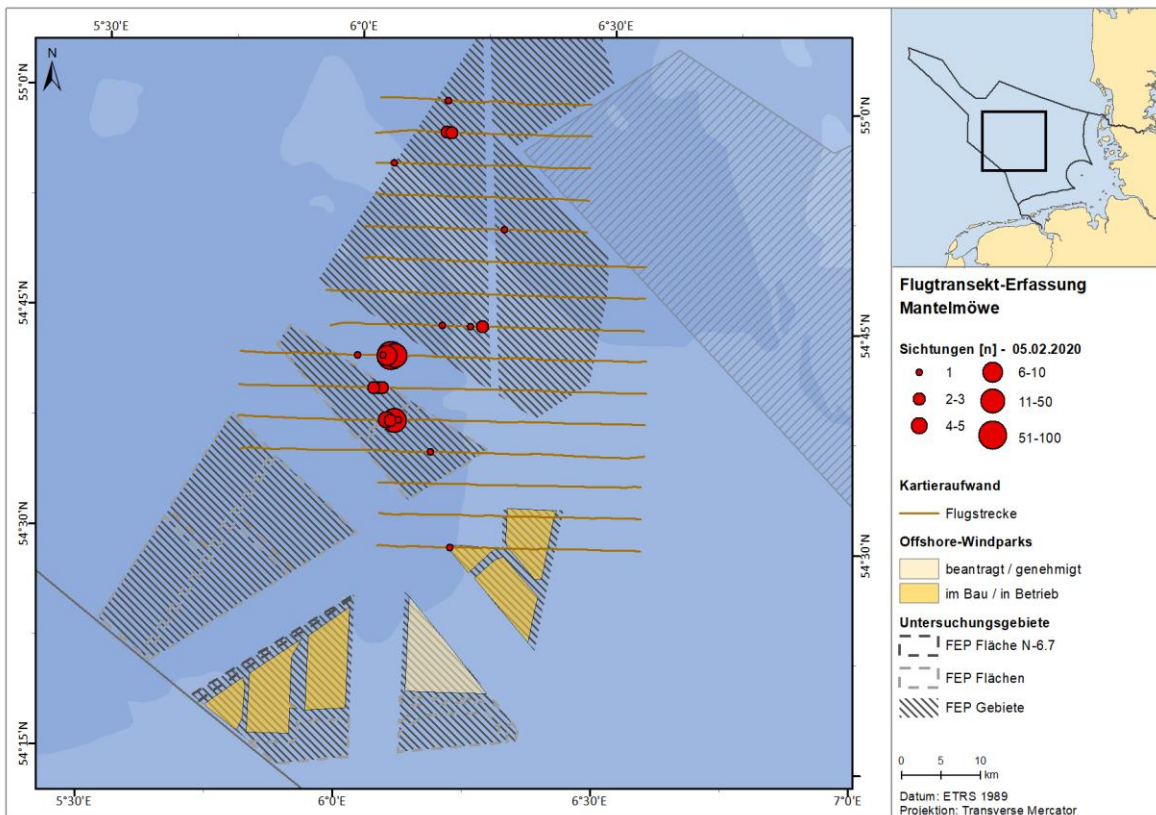
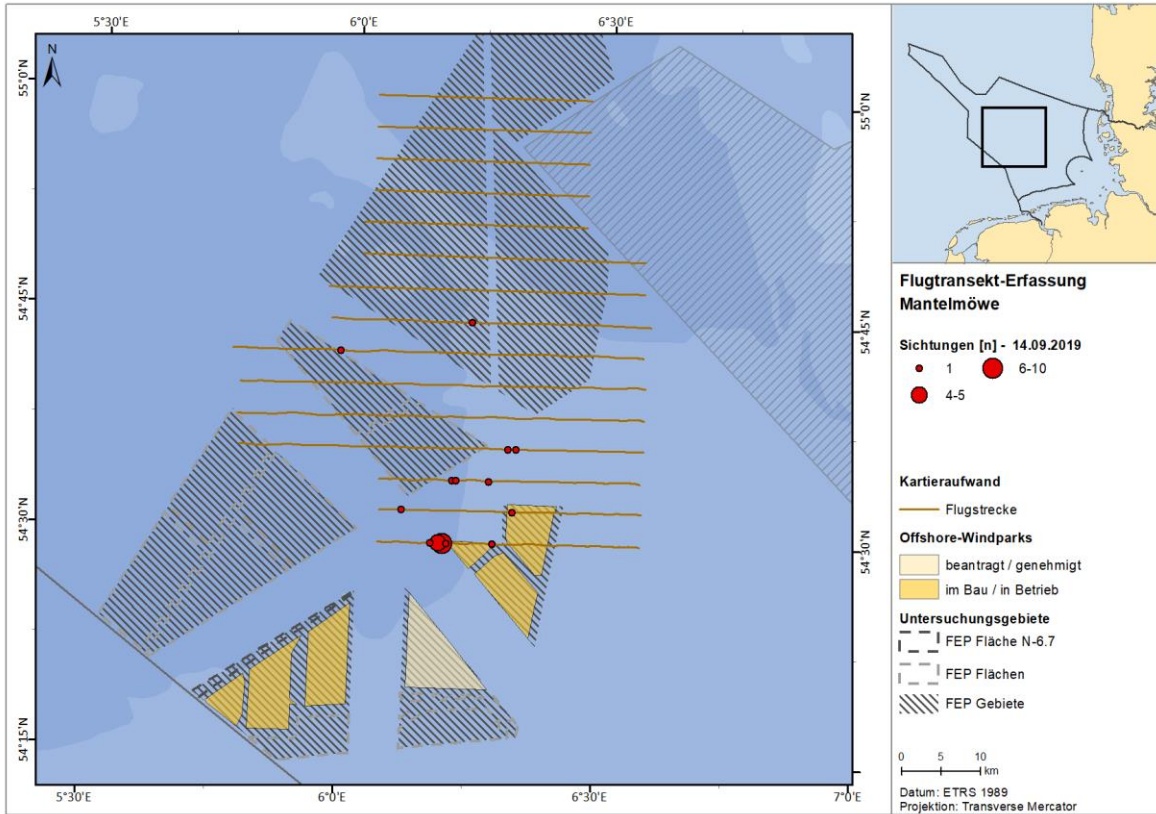


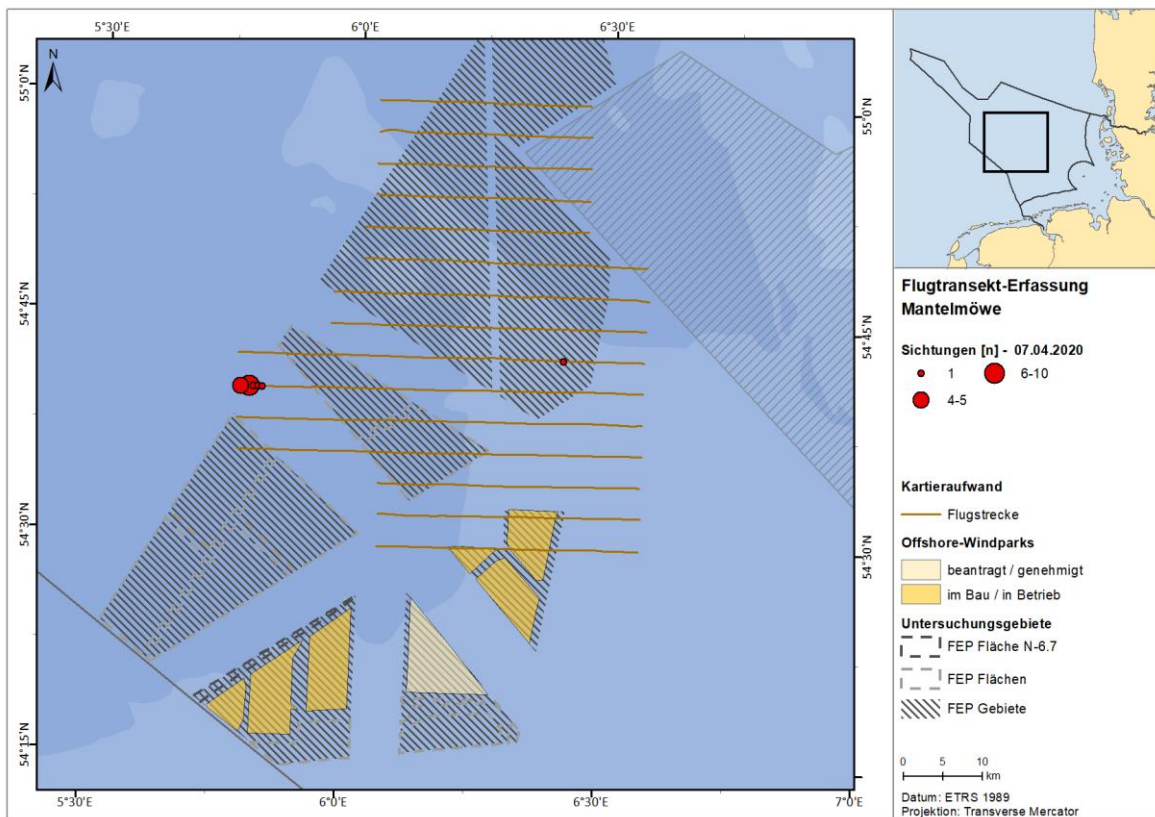
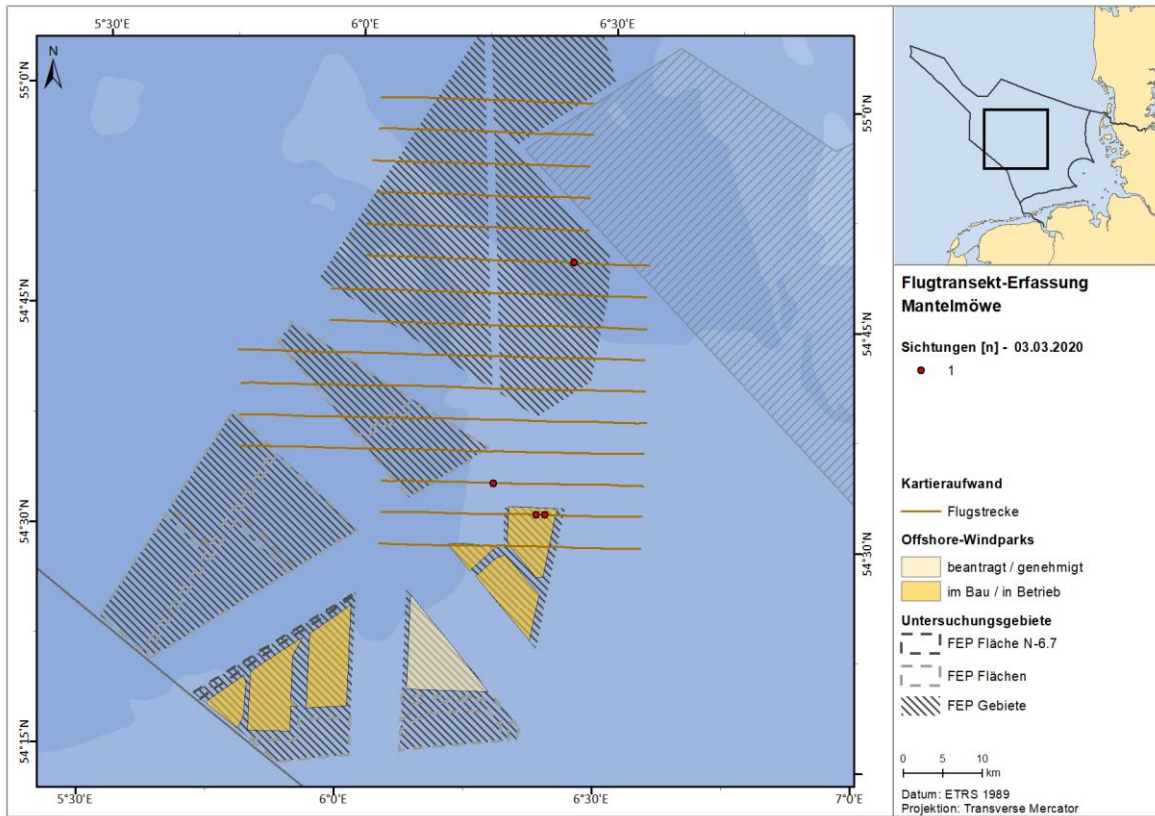


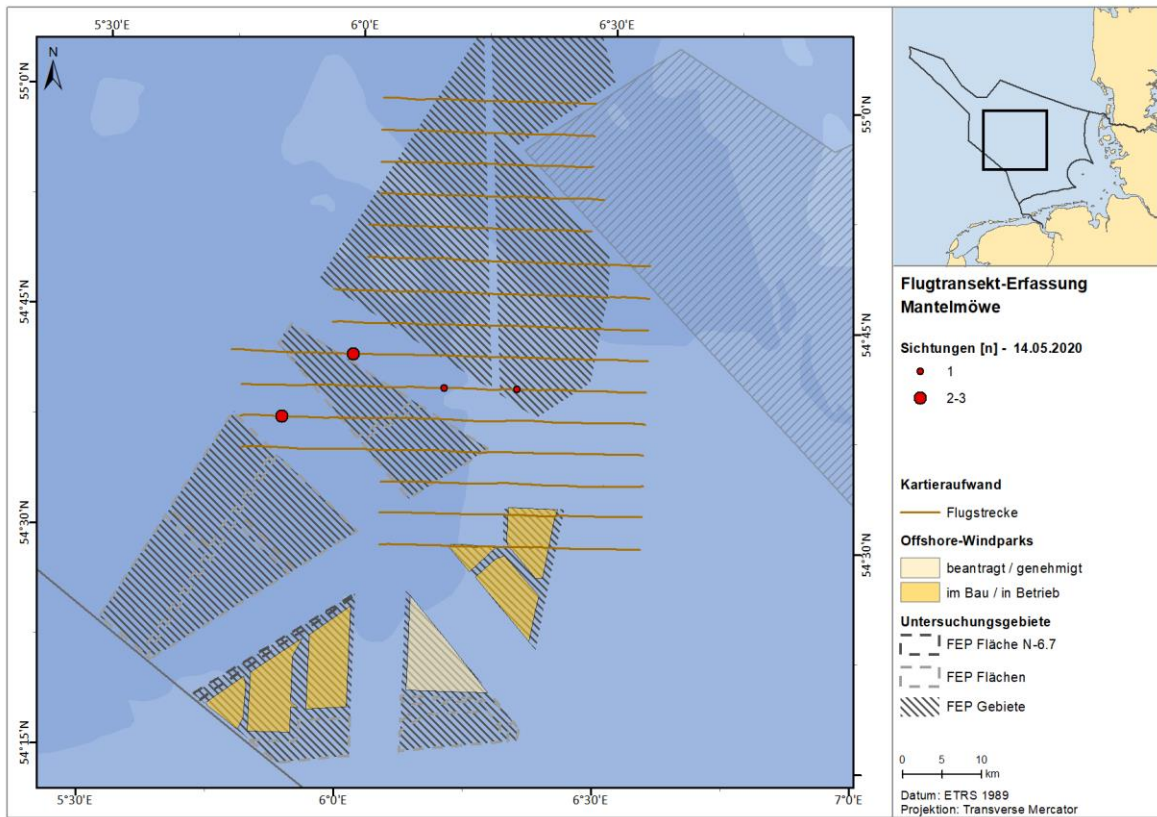


A.3.3.7.2. FN10_11

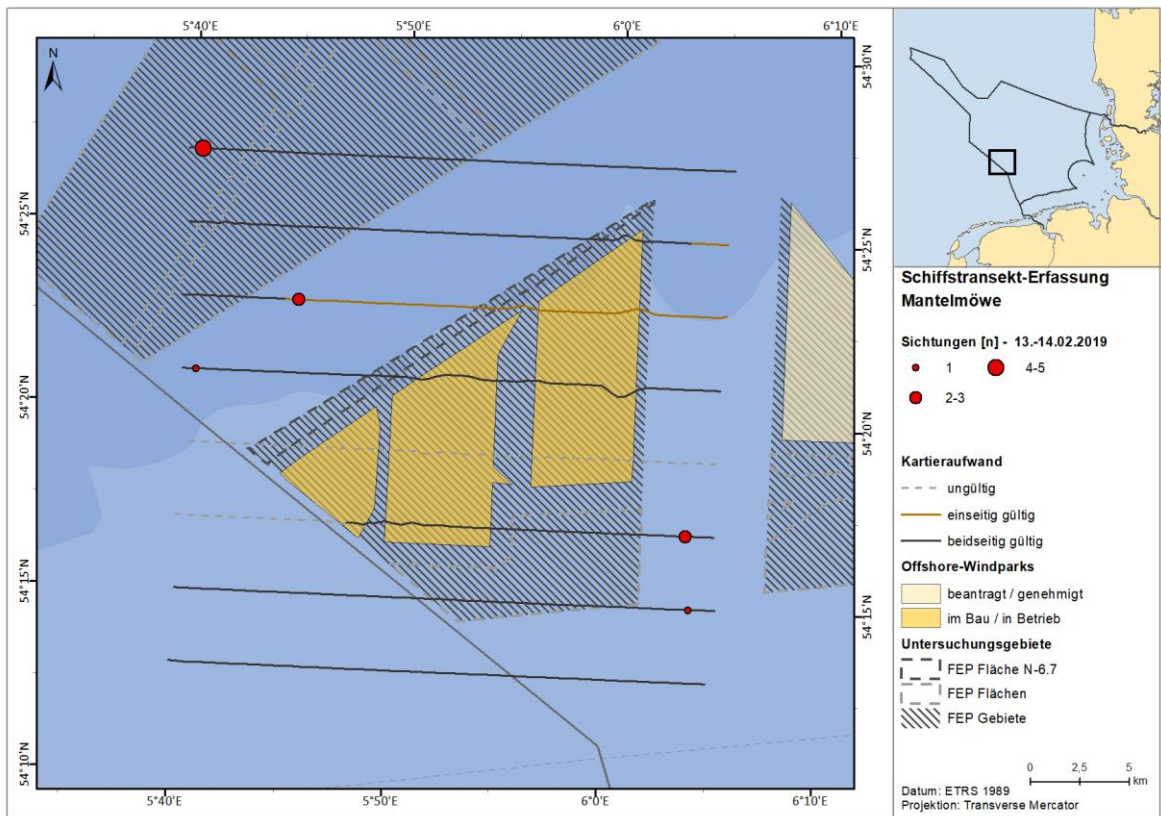
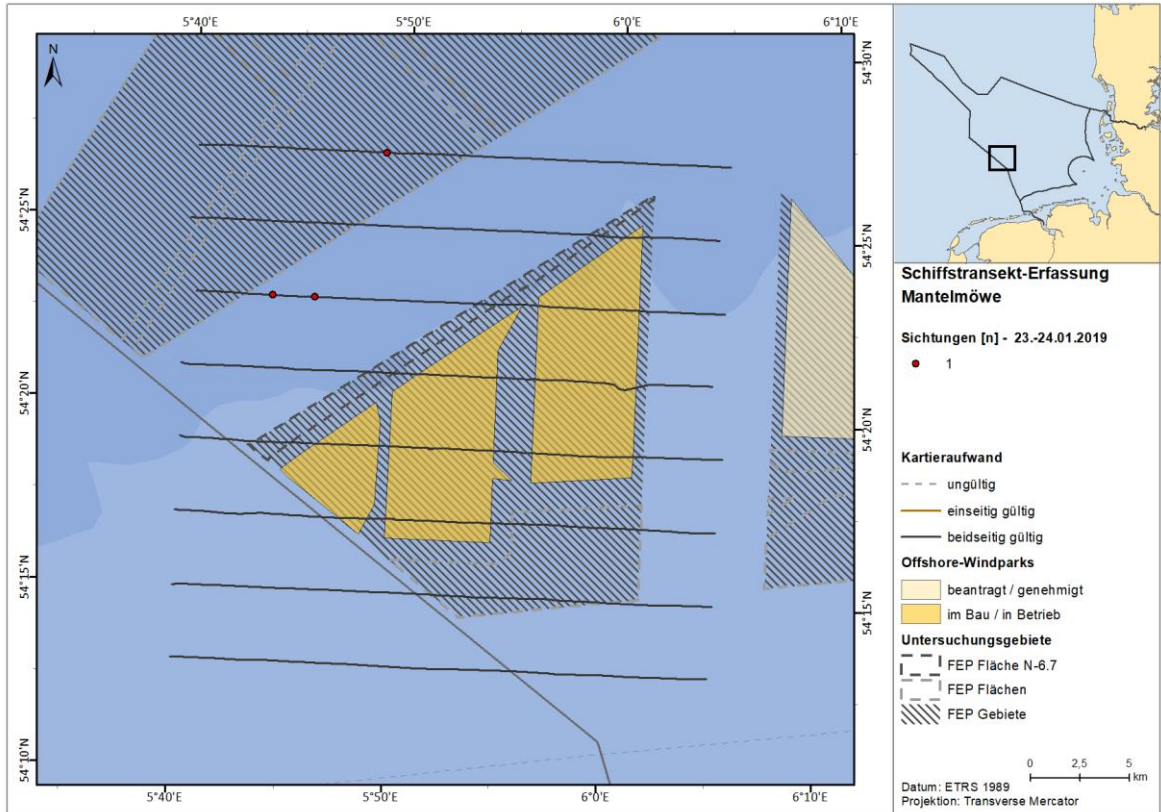


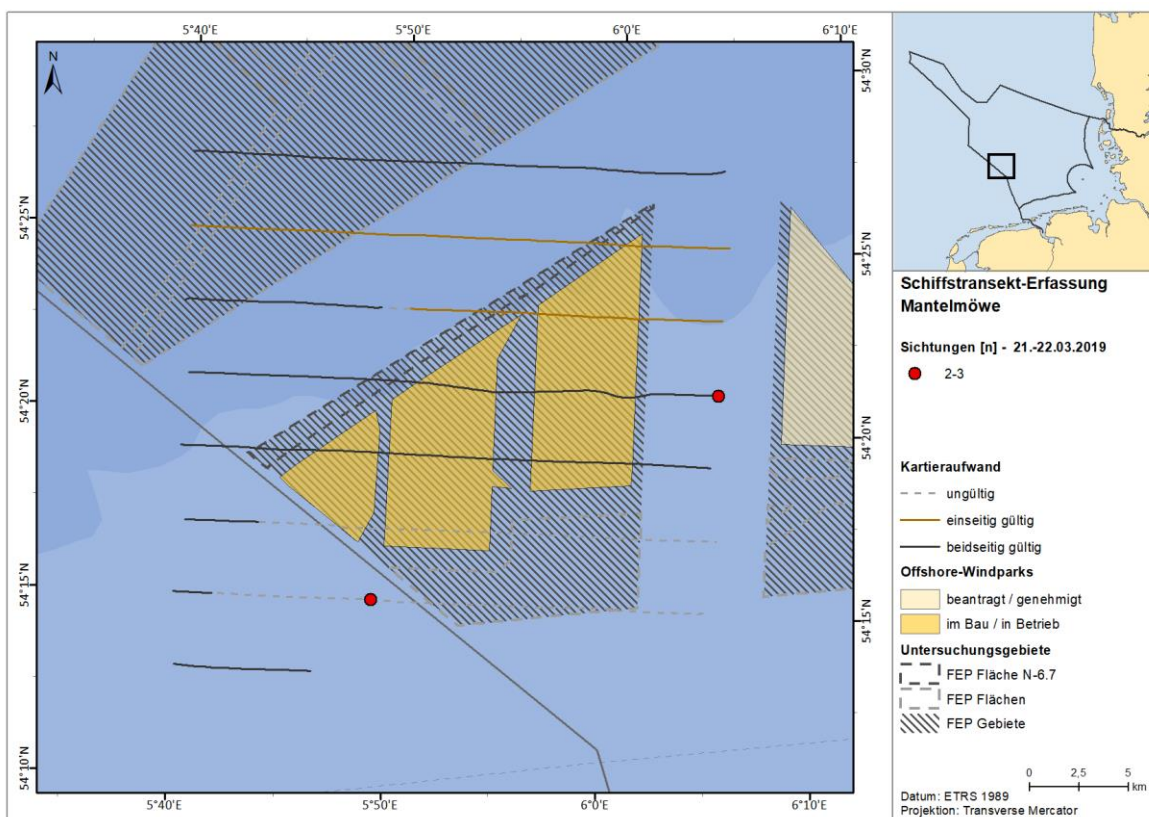
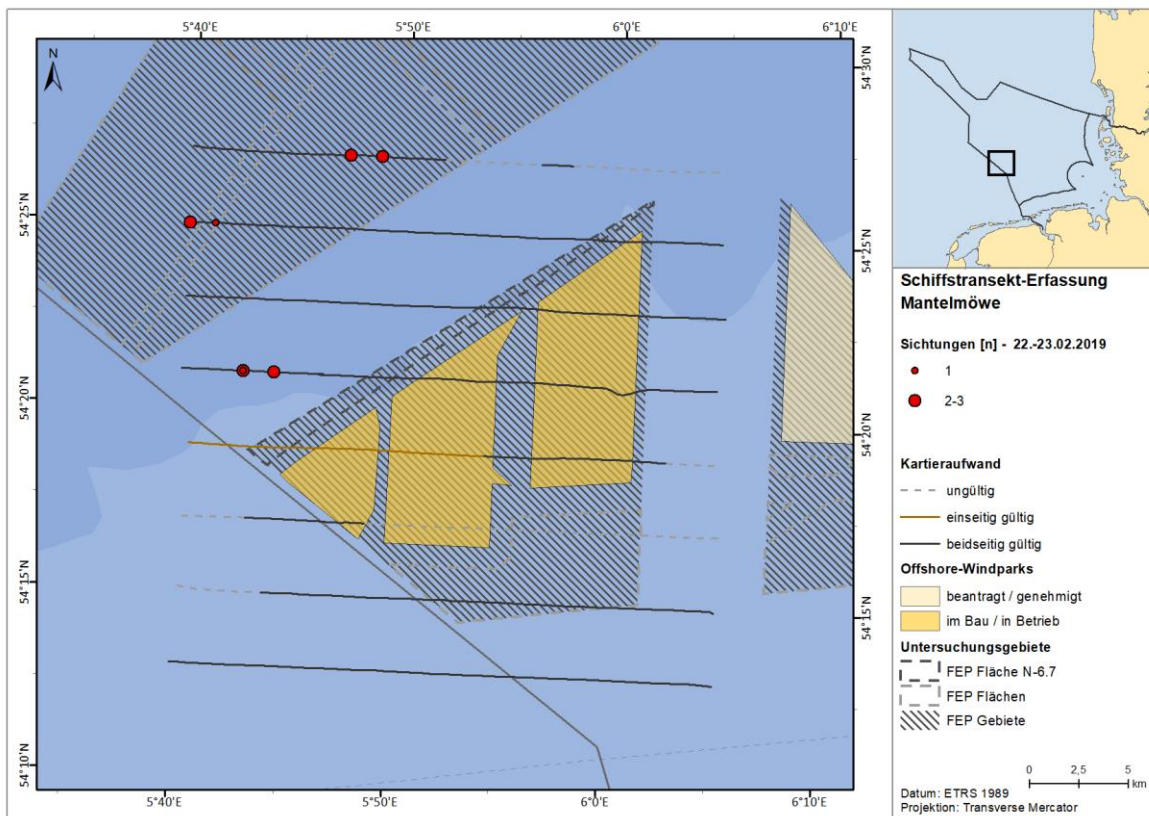


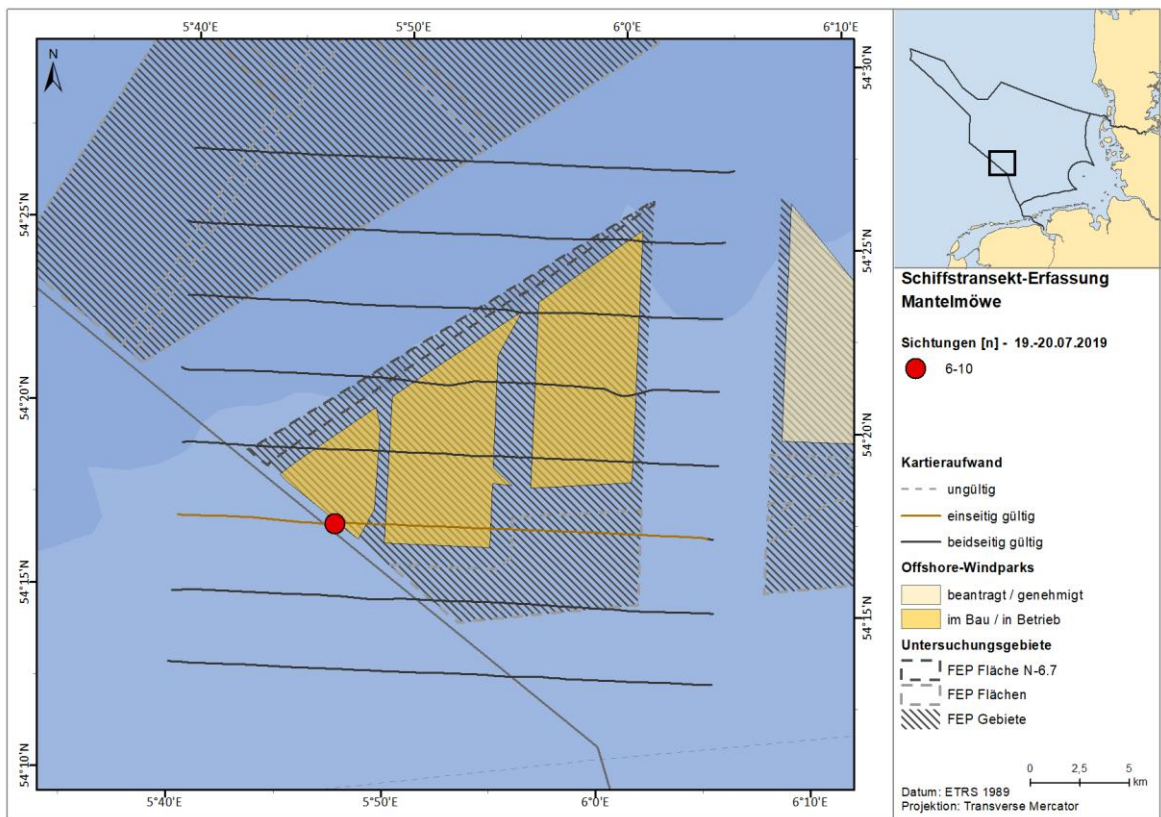
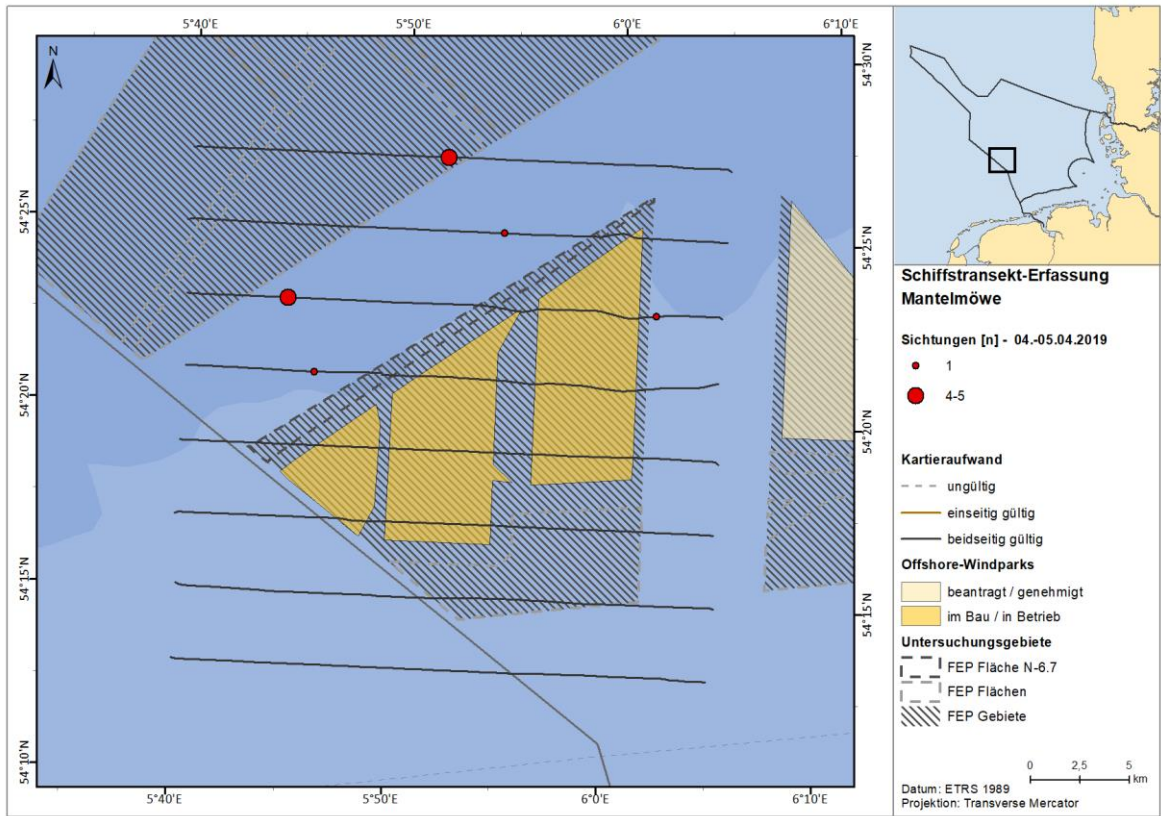


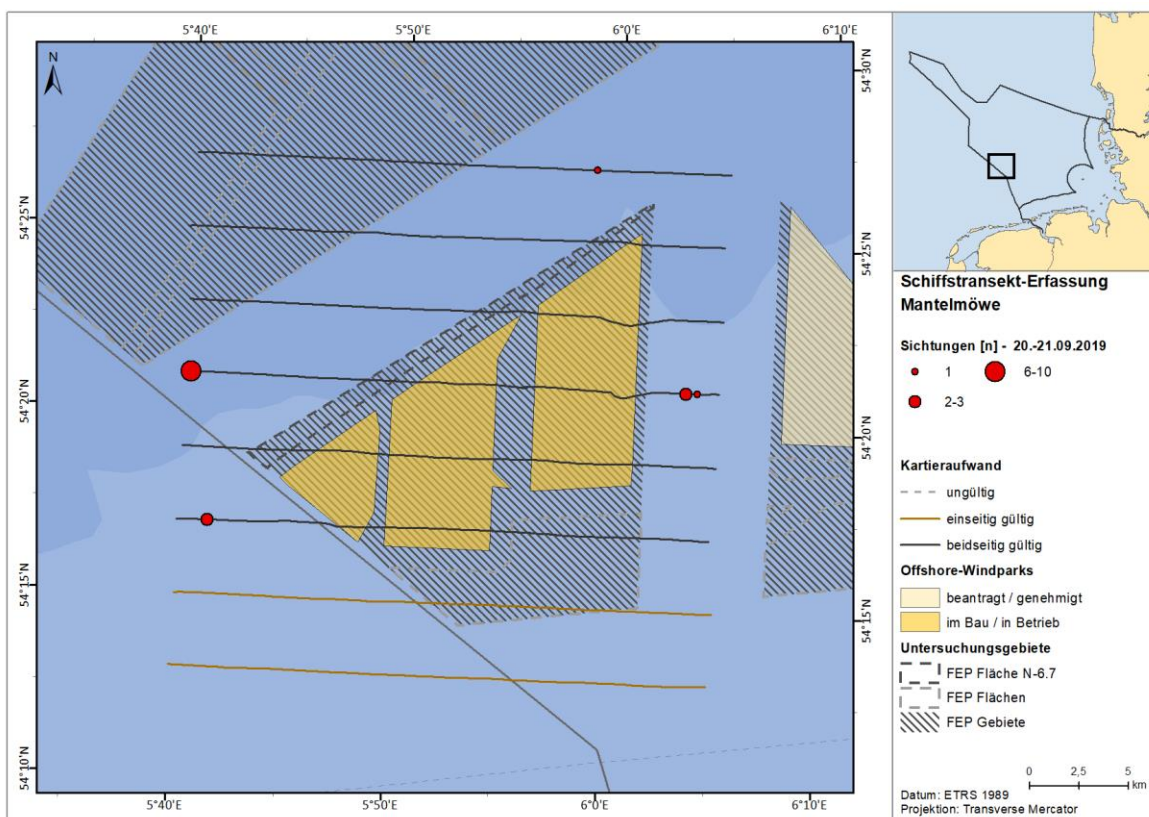
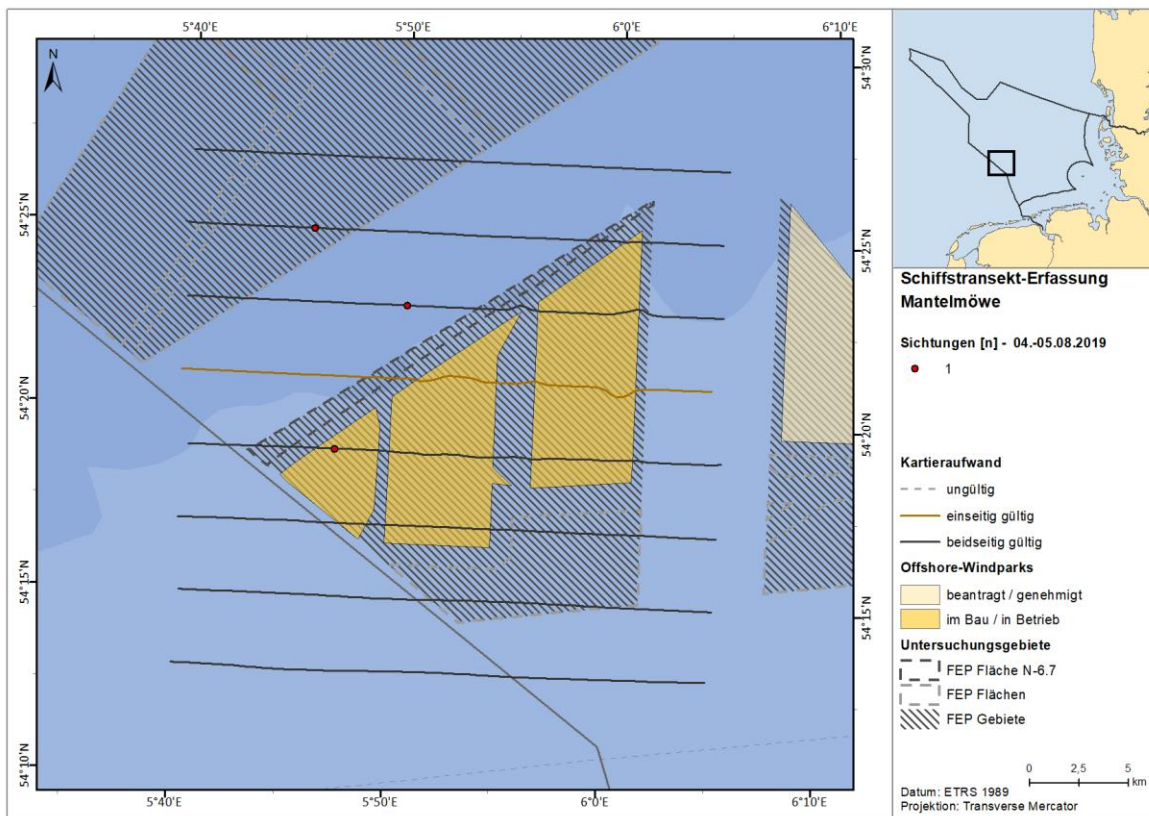


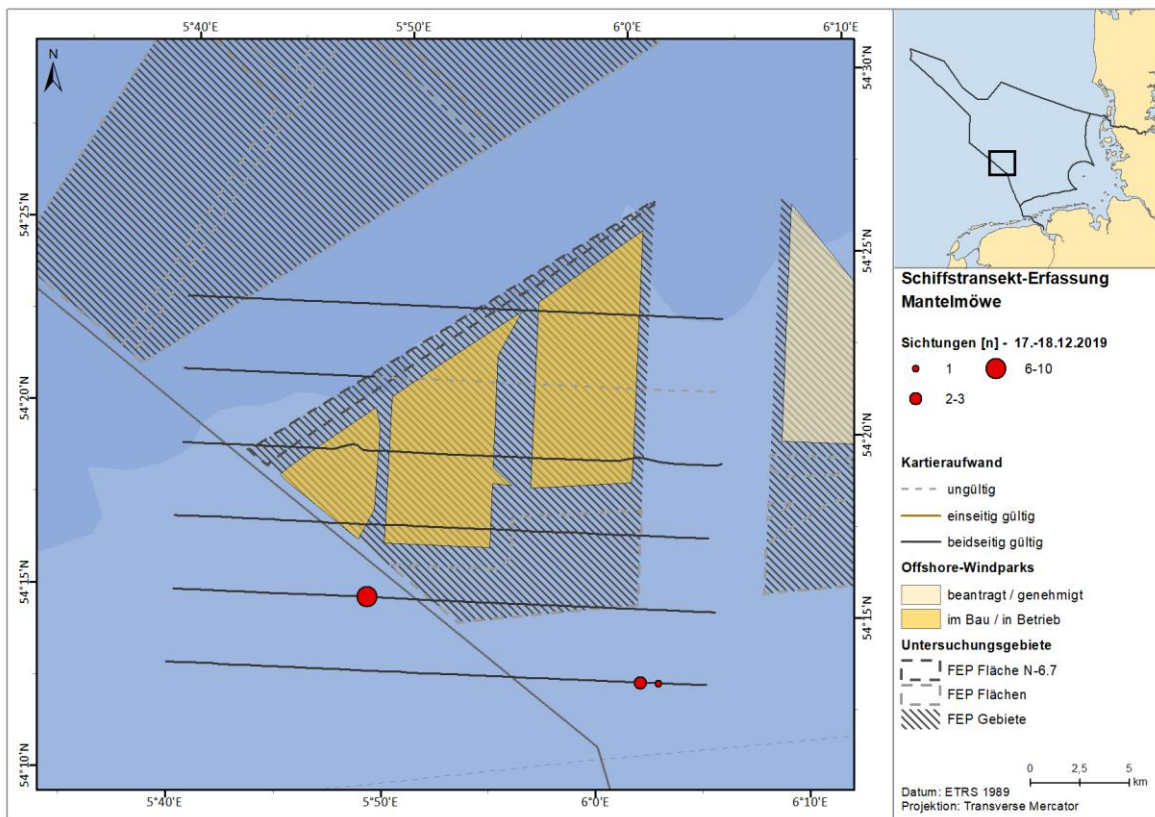
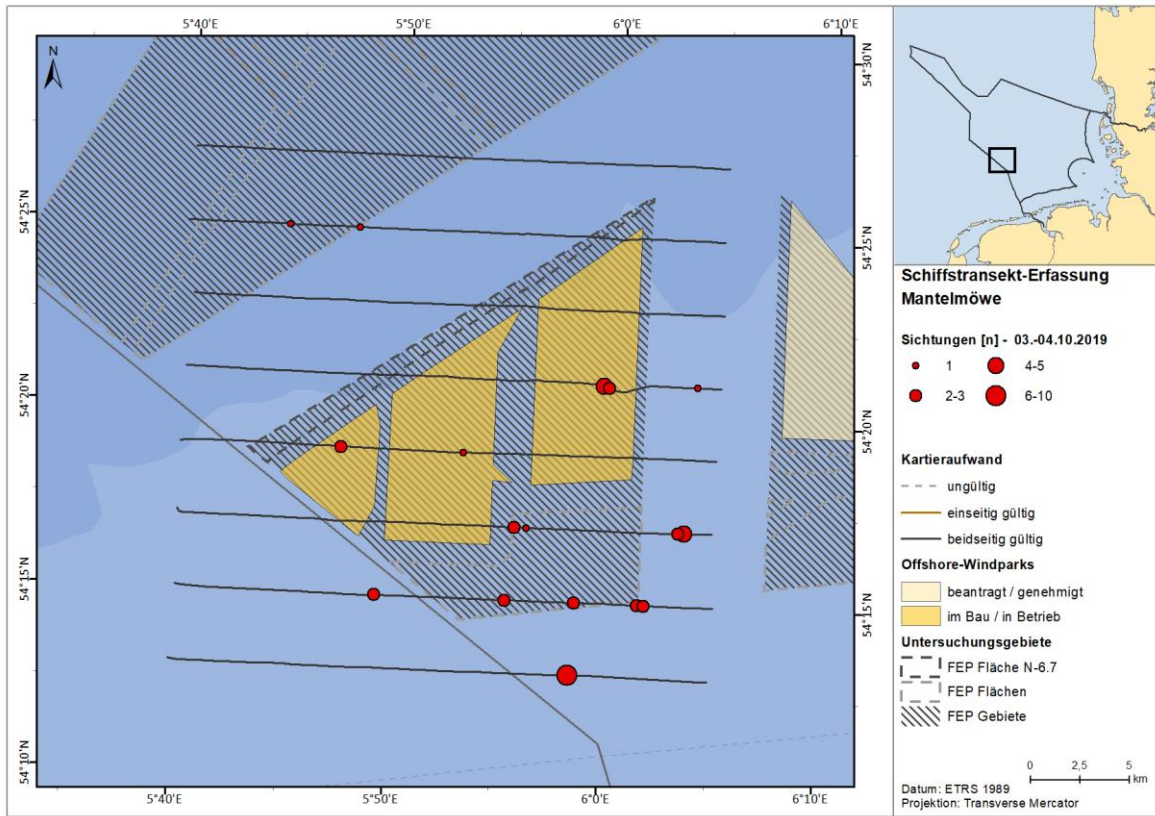
A.3.3.7.3. SC6

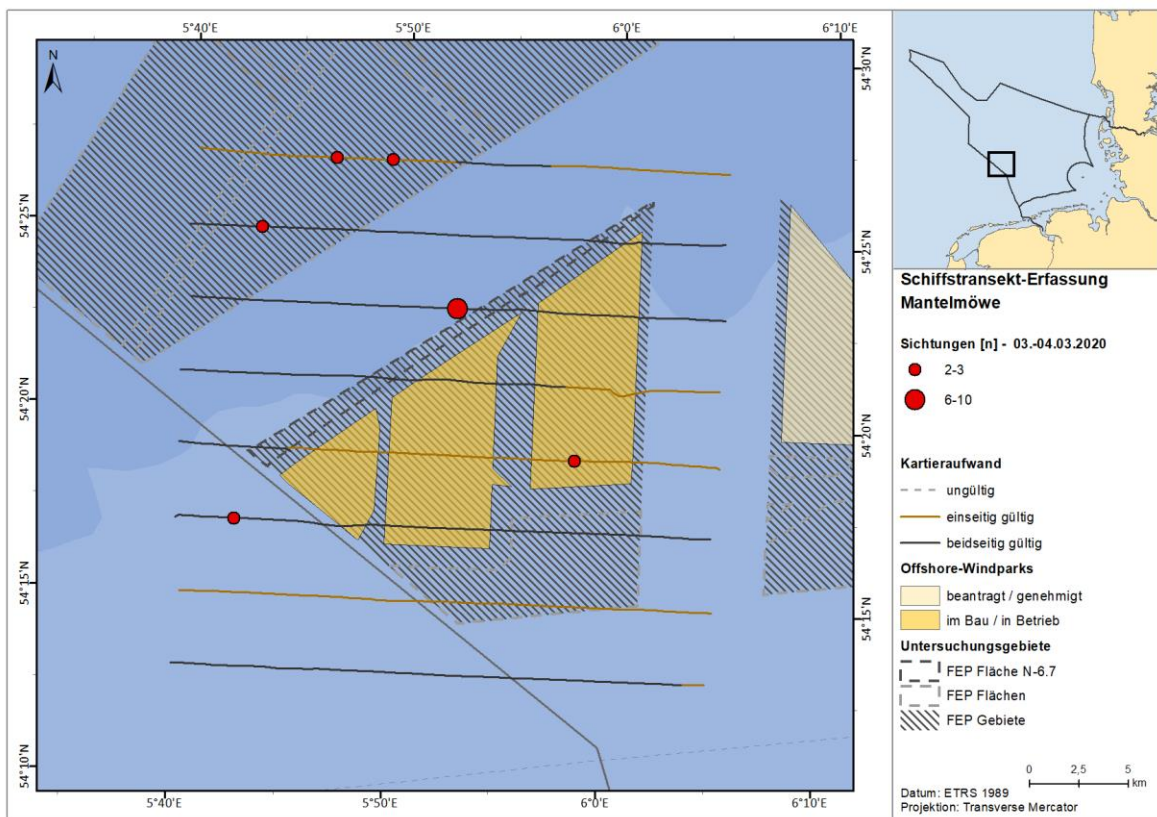
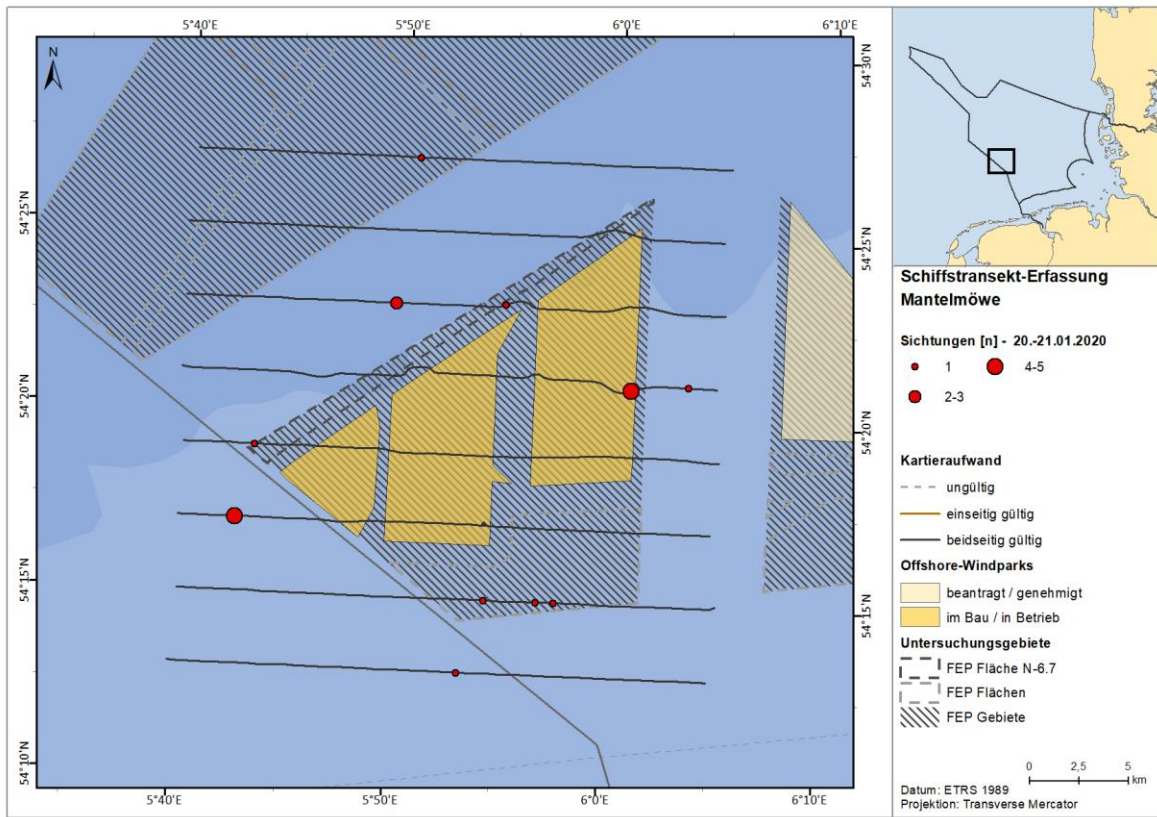


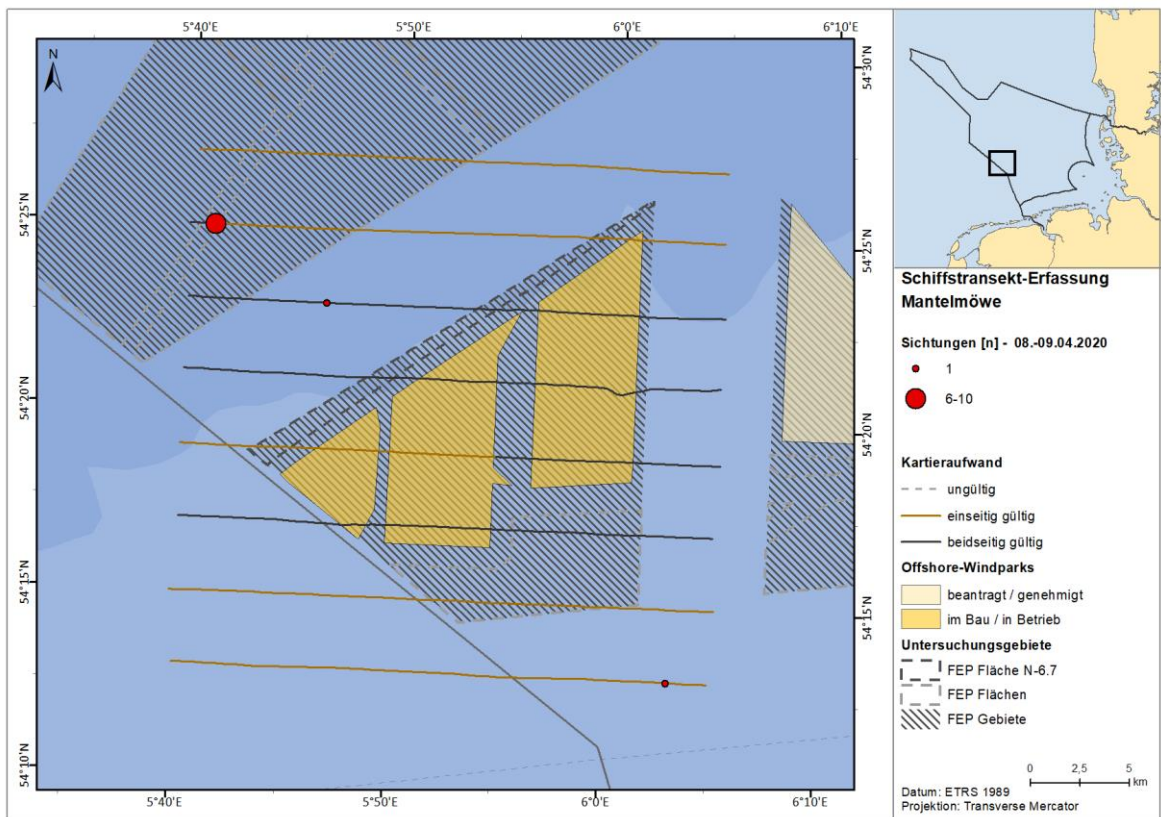
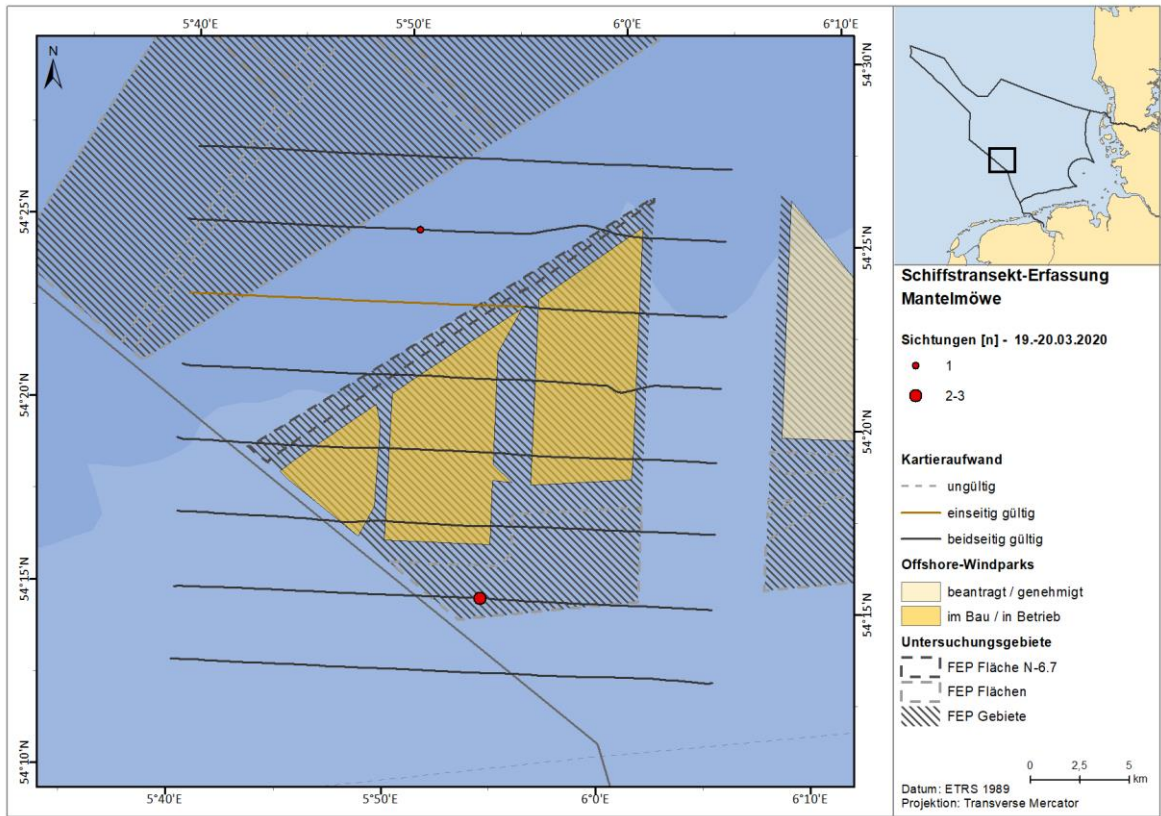


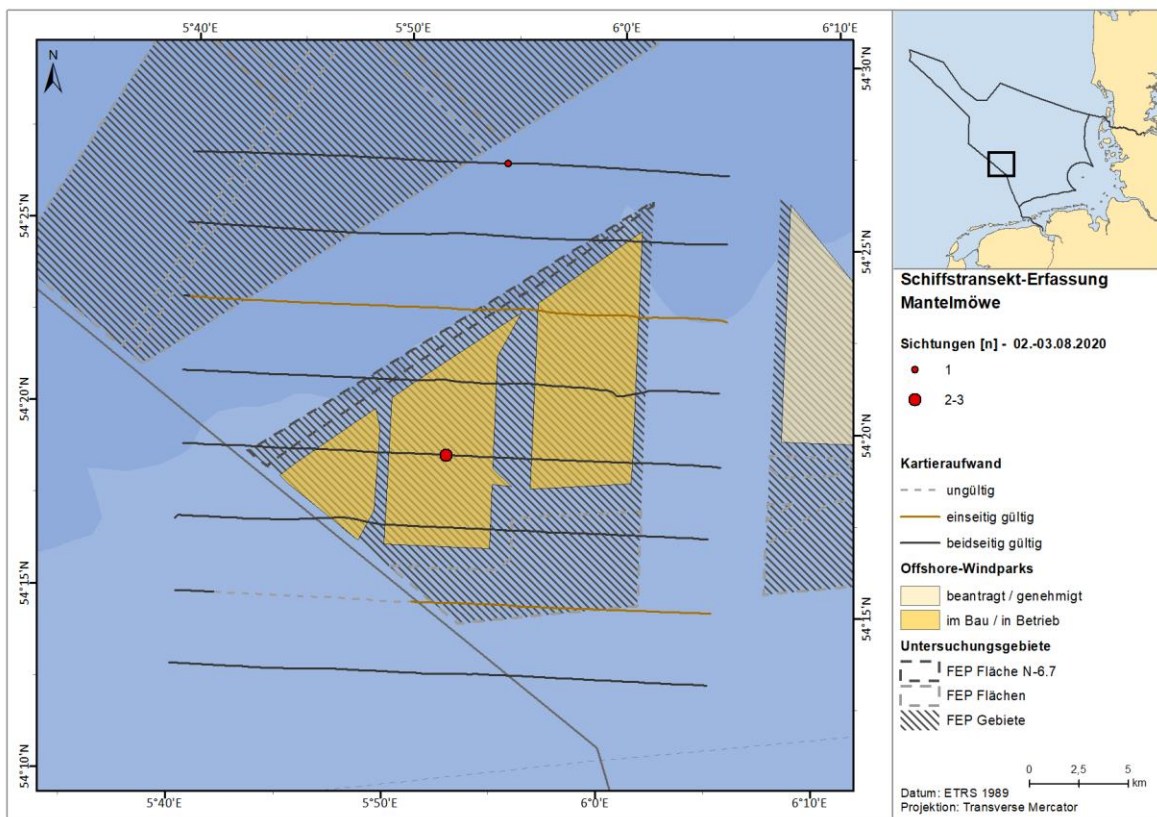
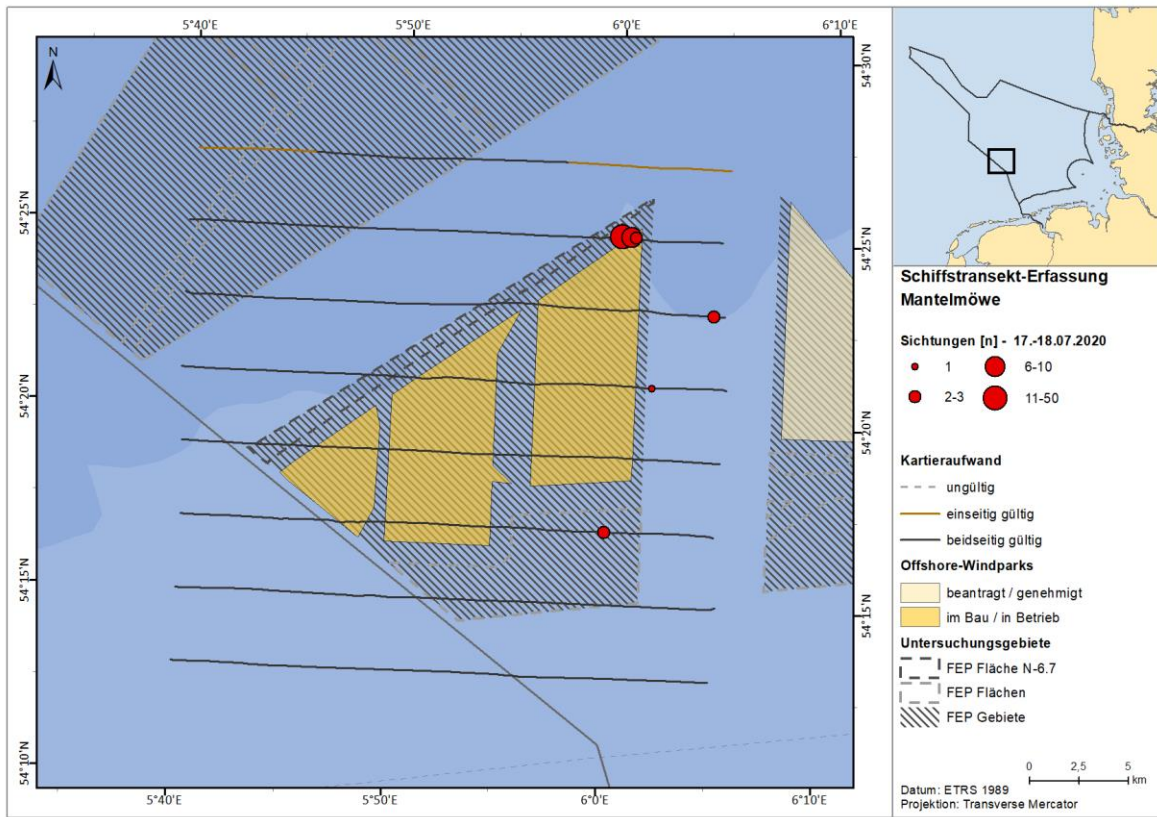


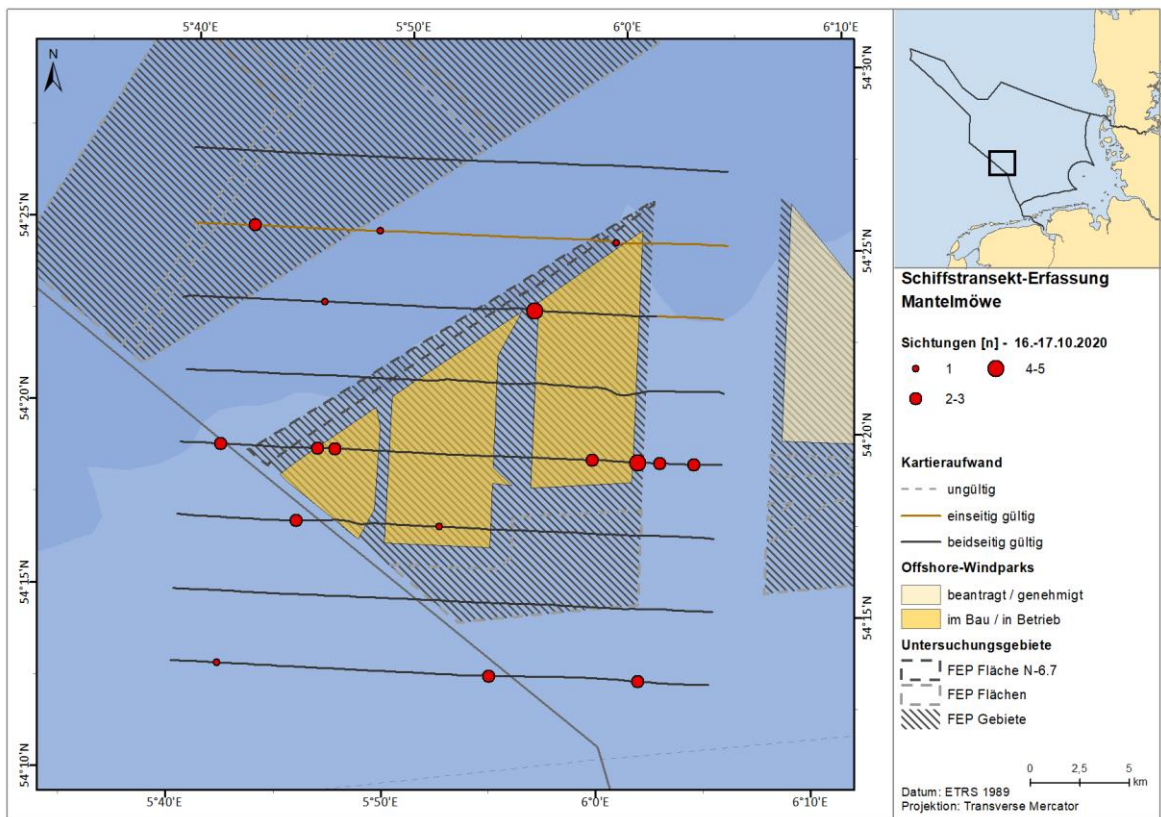
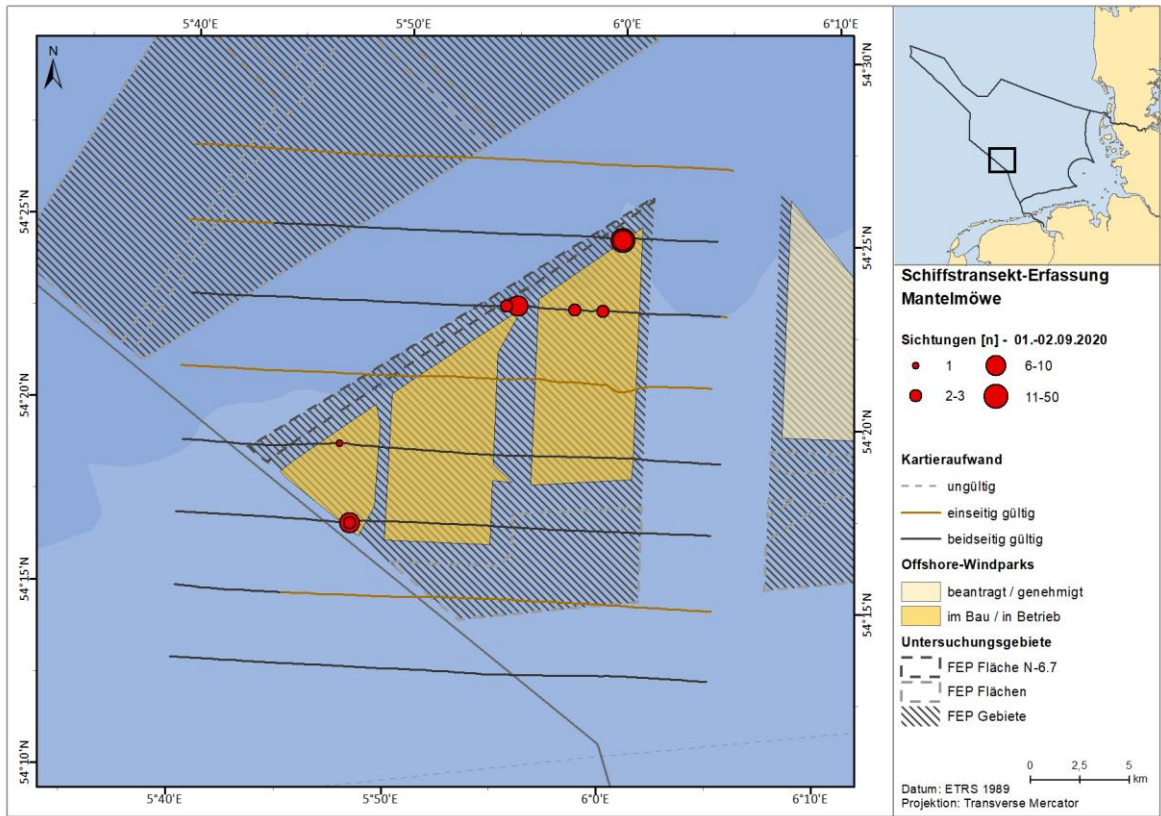


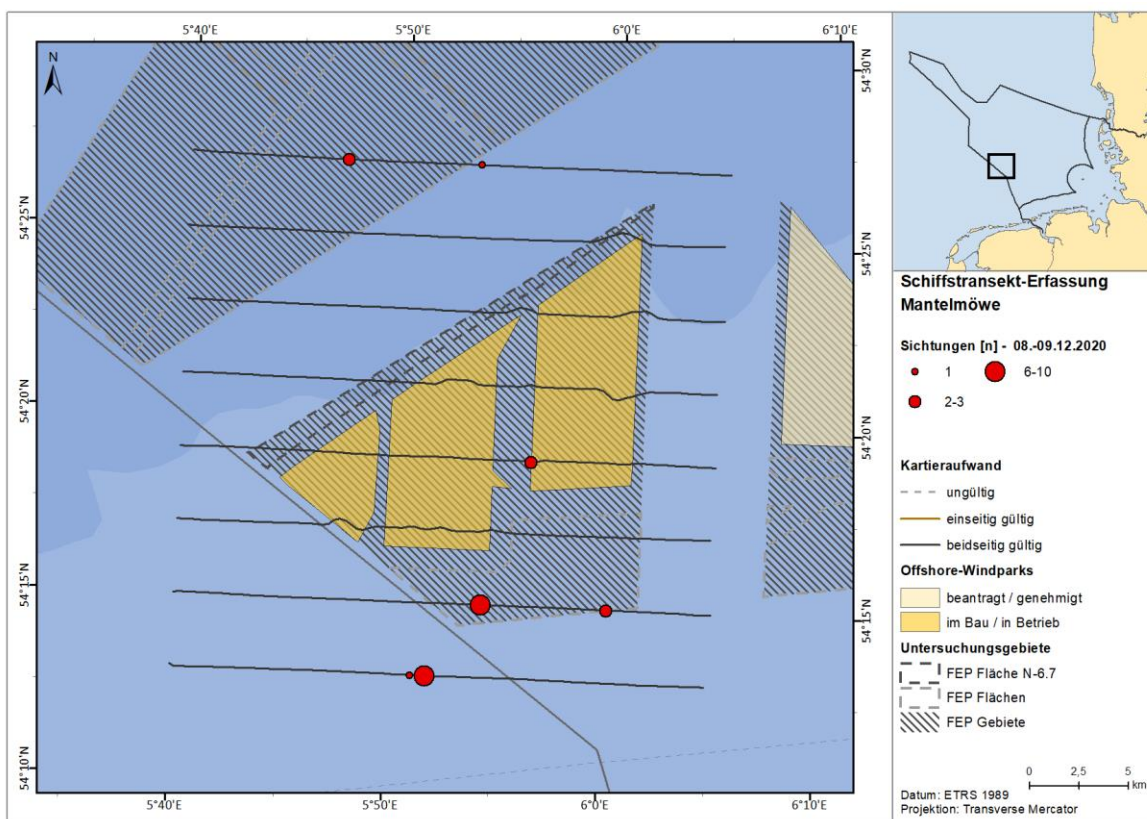
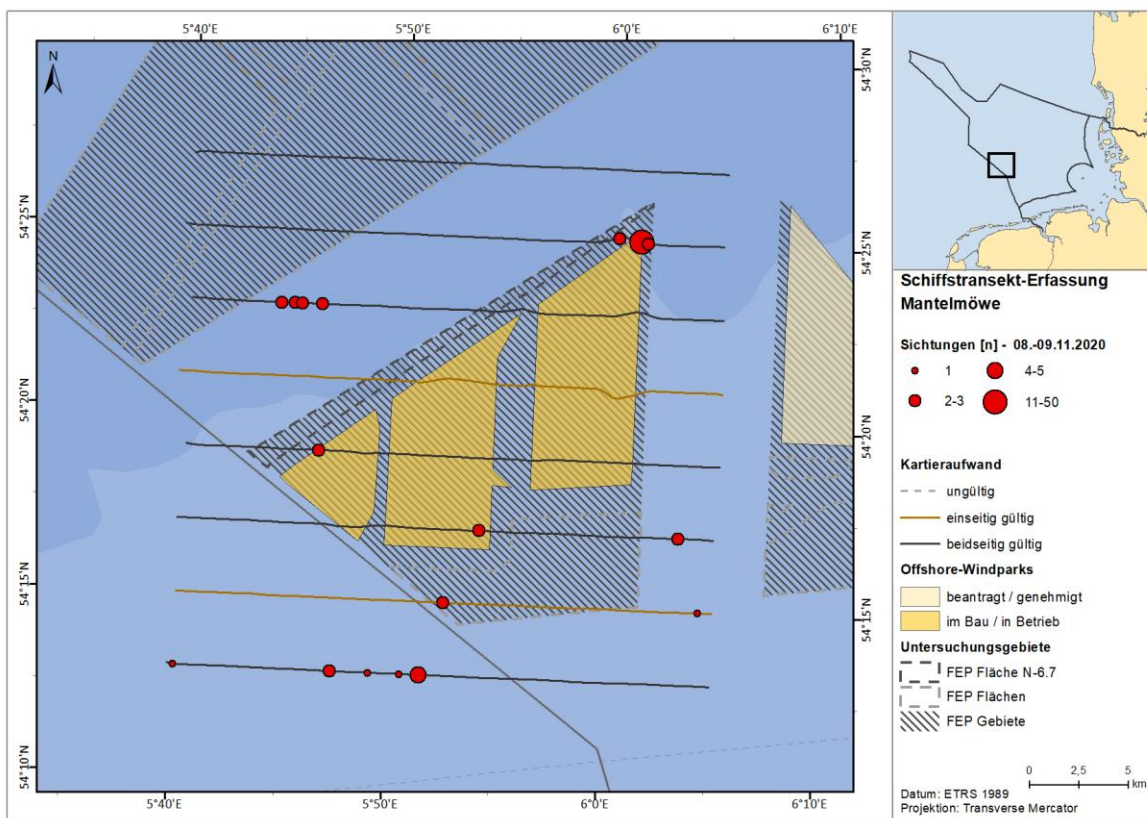






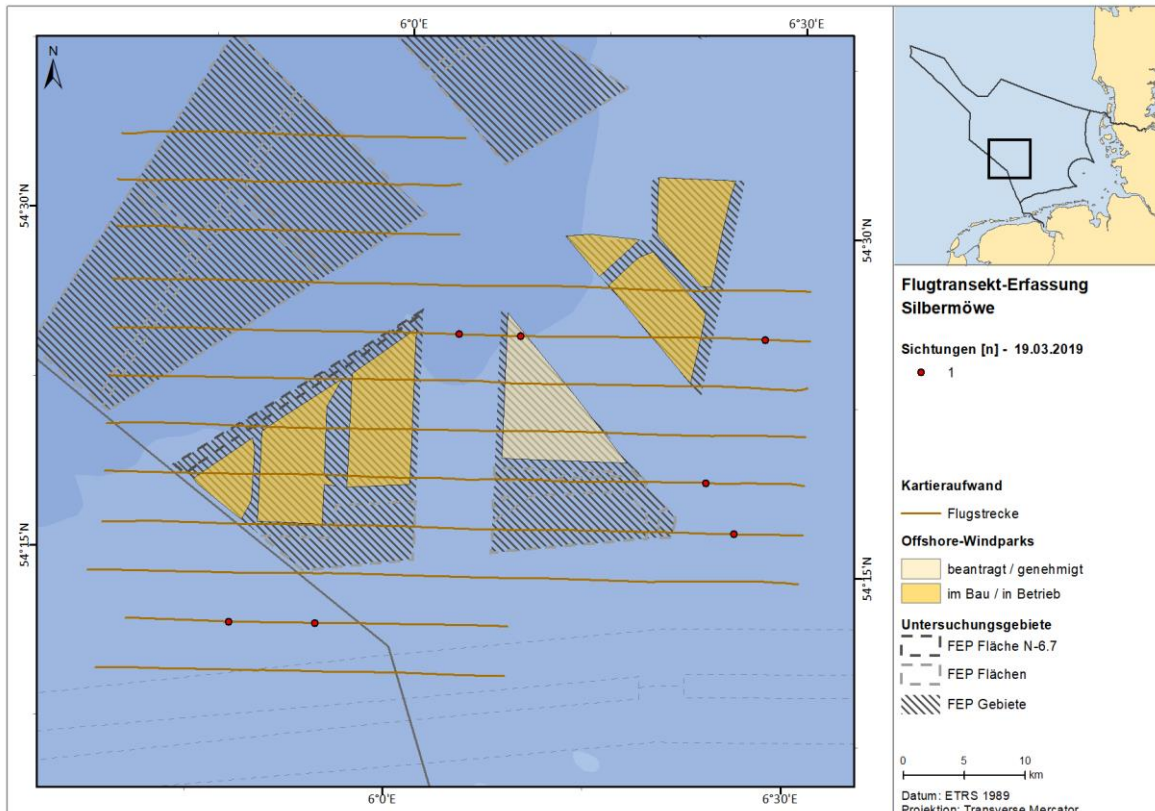
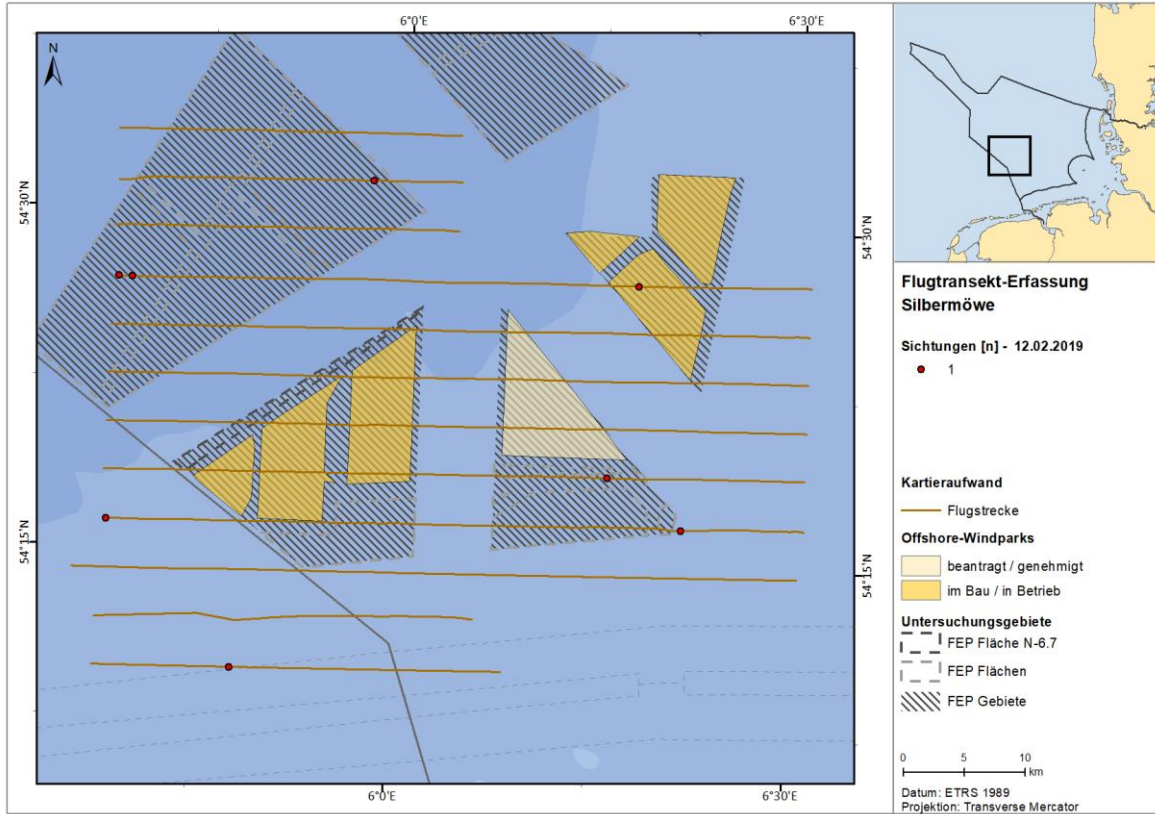


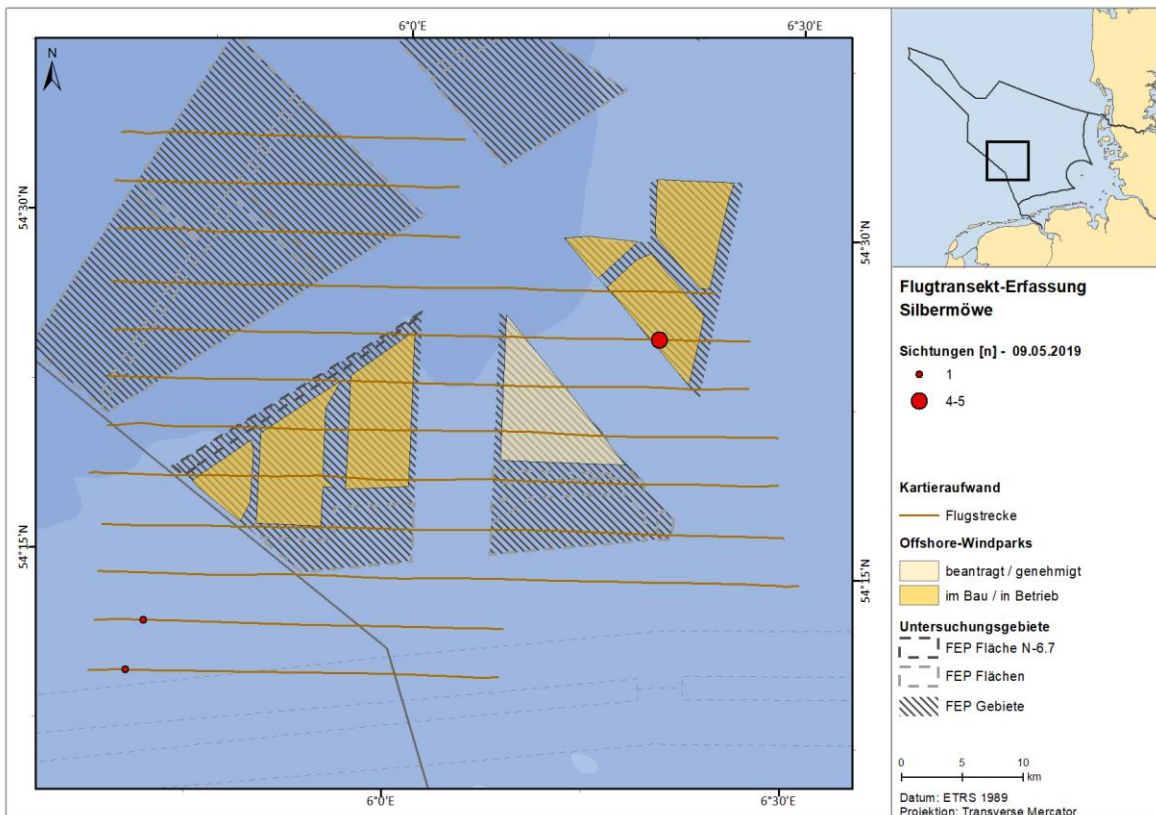
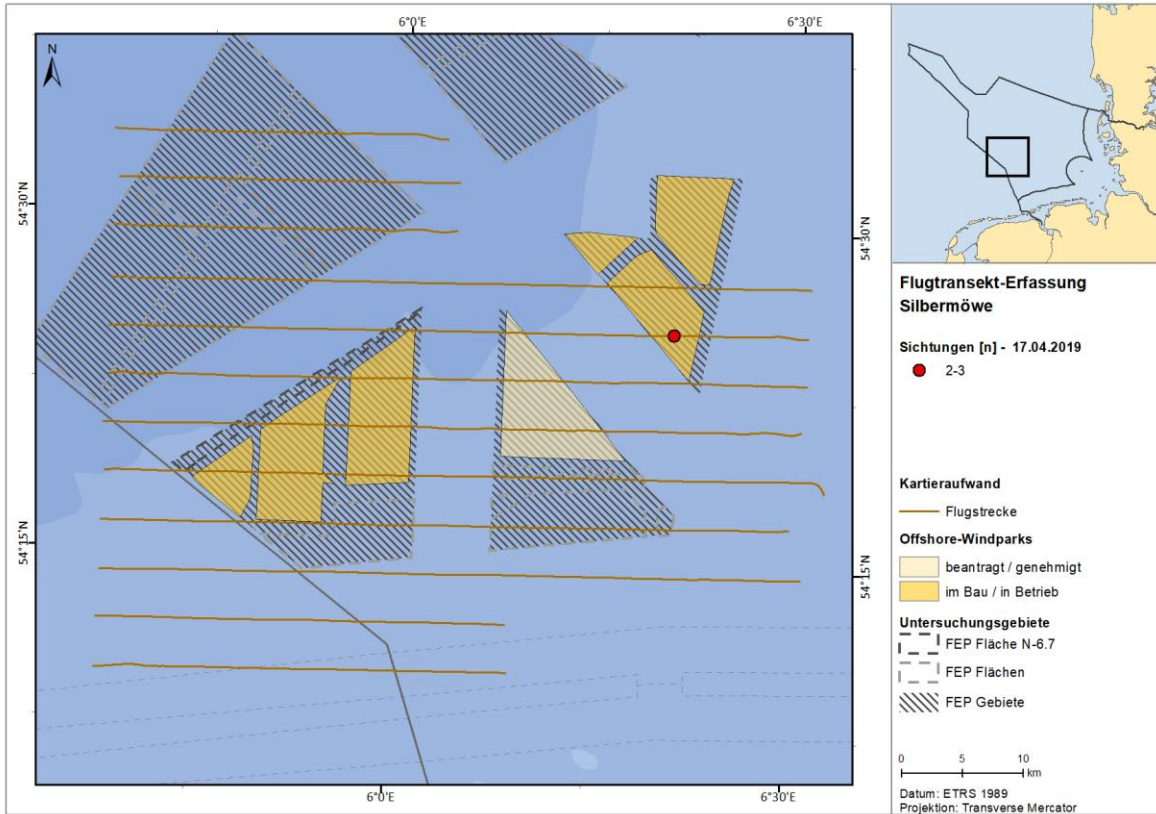


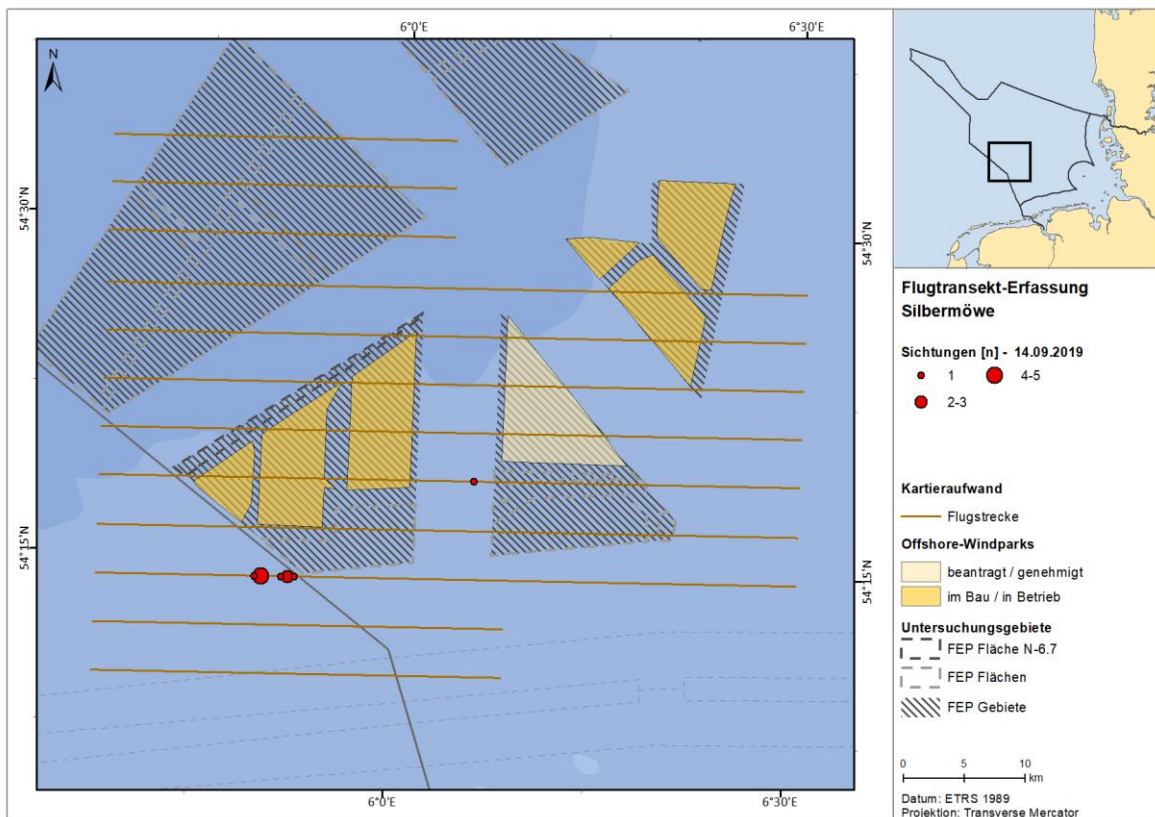
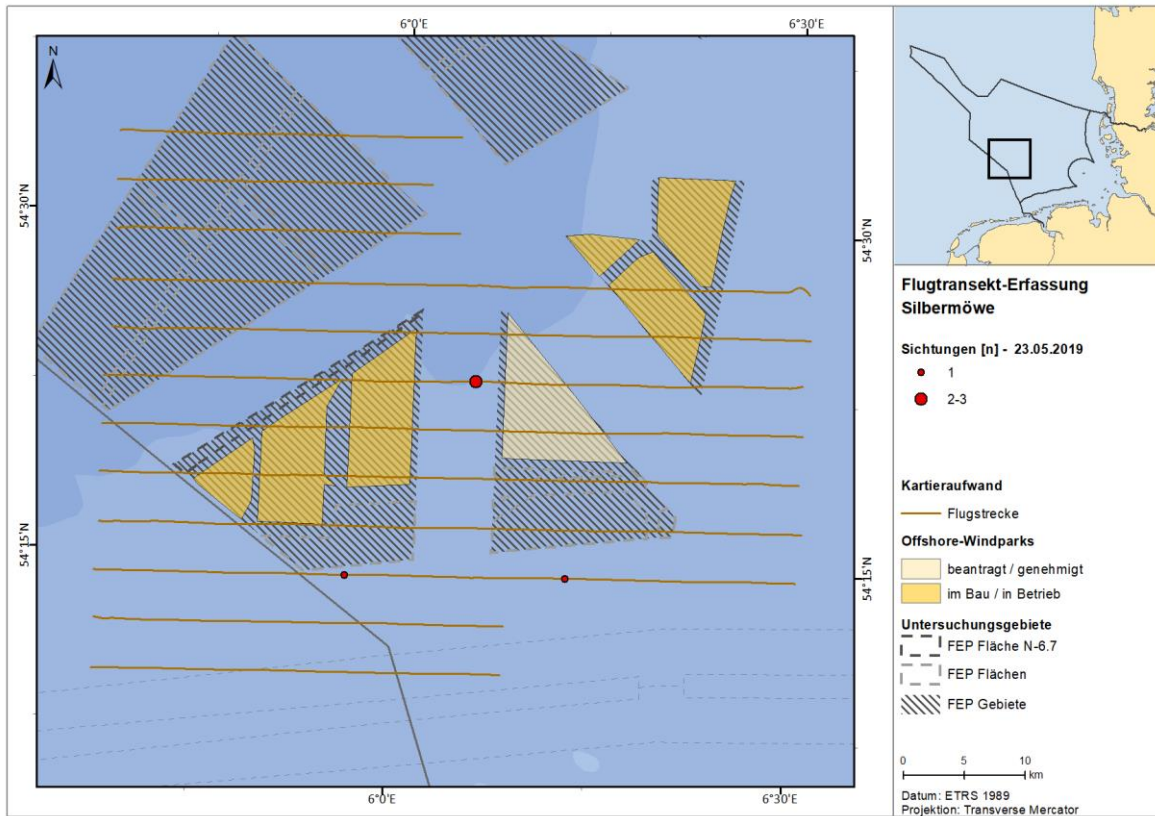


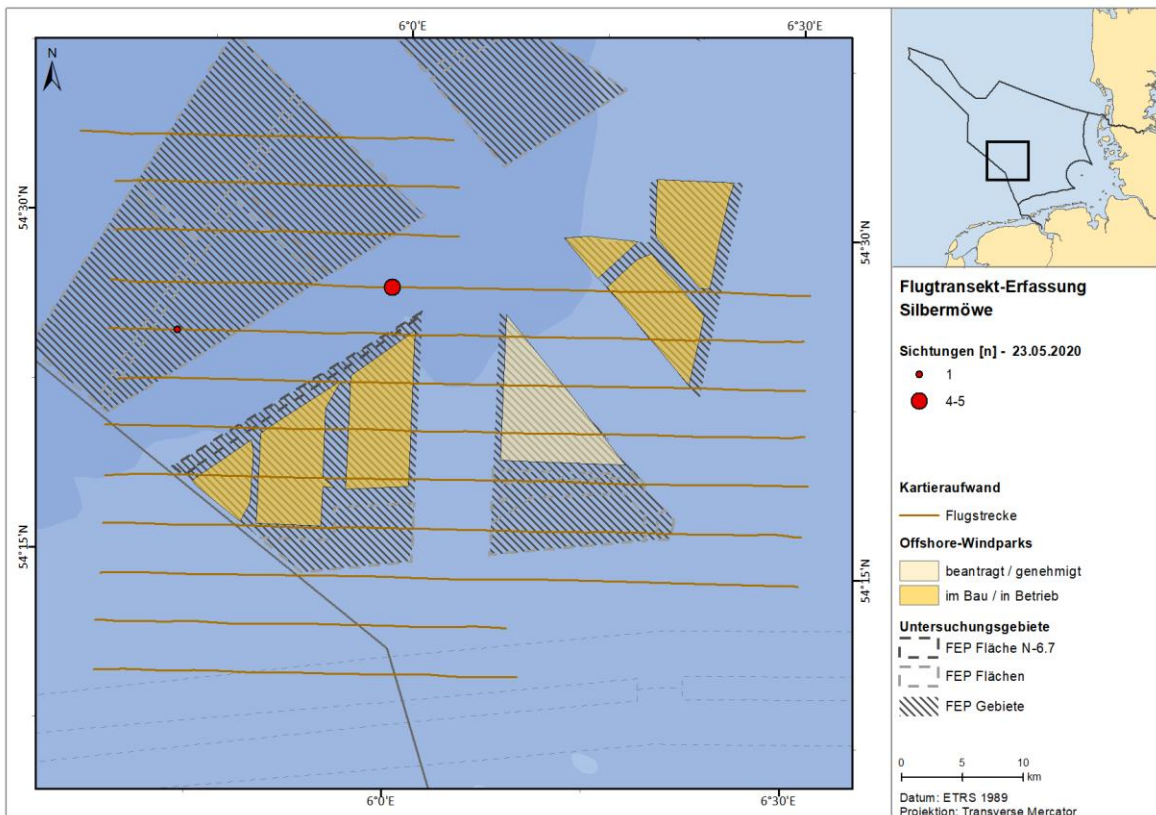
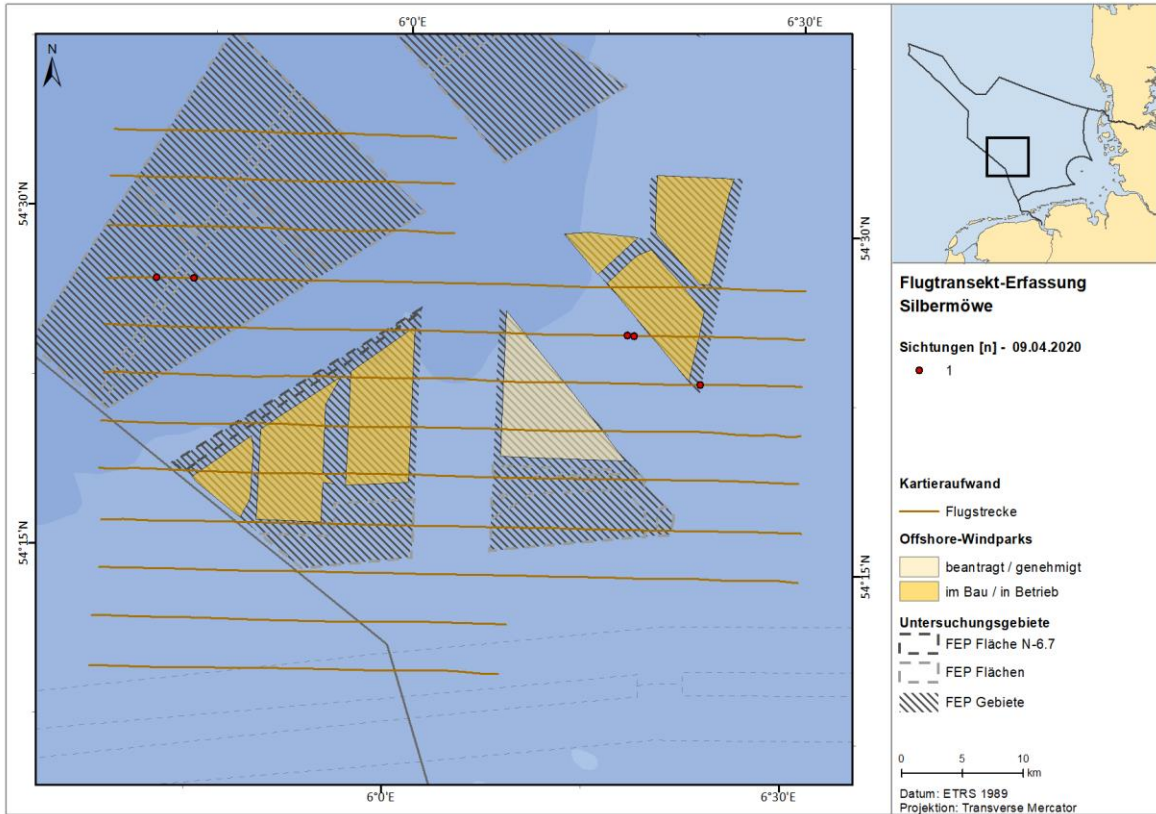
A.3.3.8. Silbermöwe

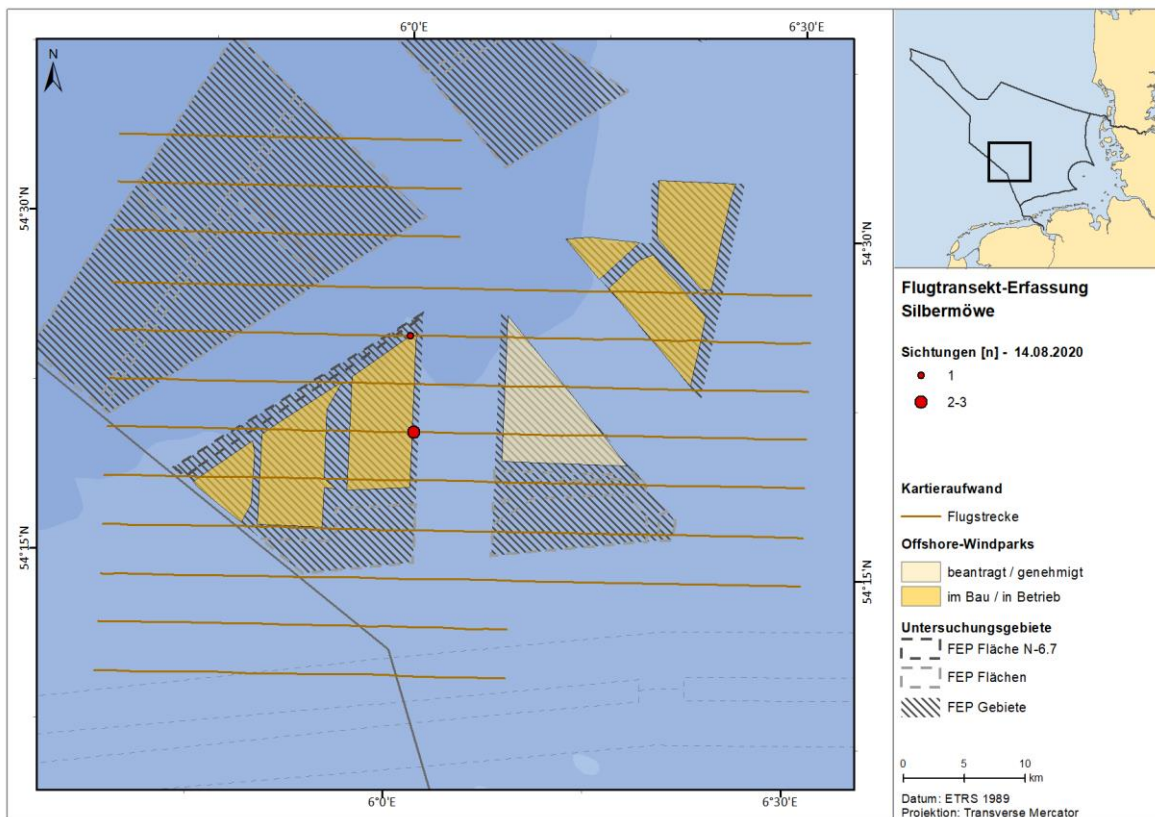
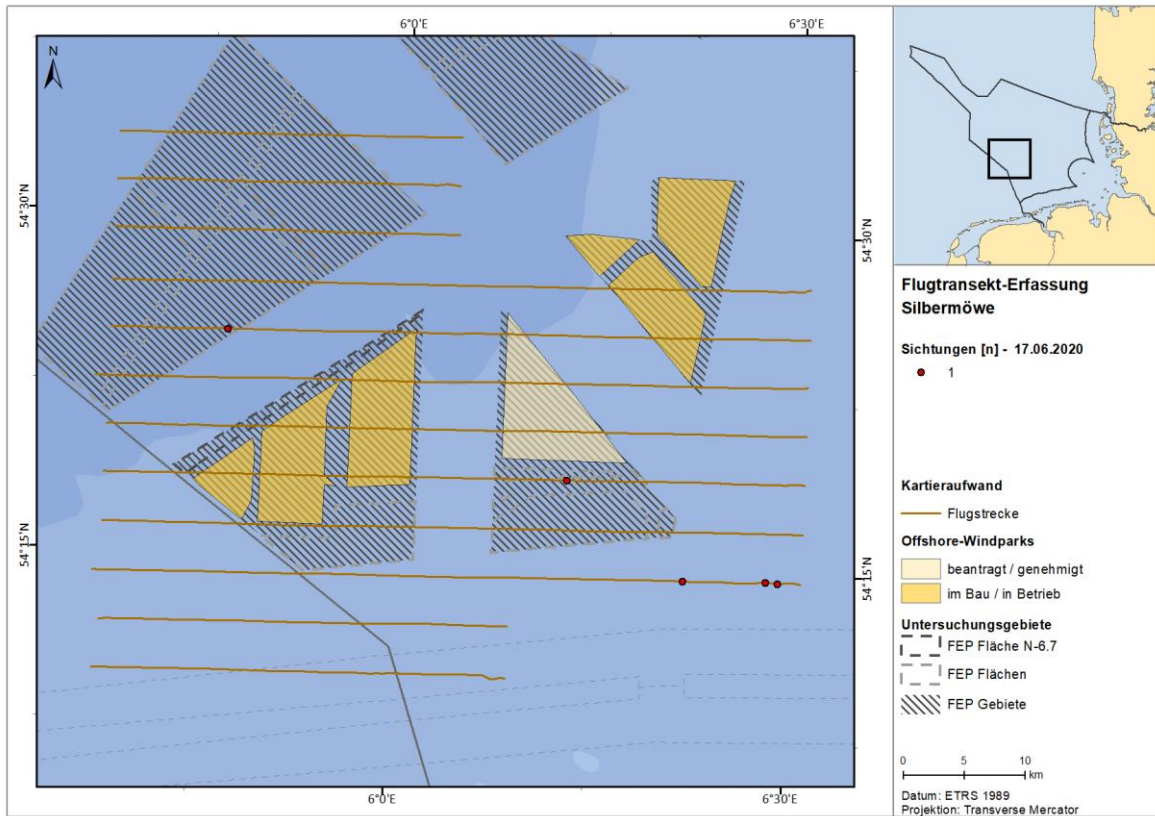
A.3.3.8.1. FN6_7

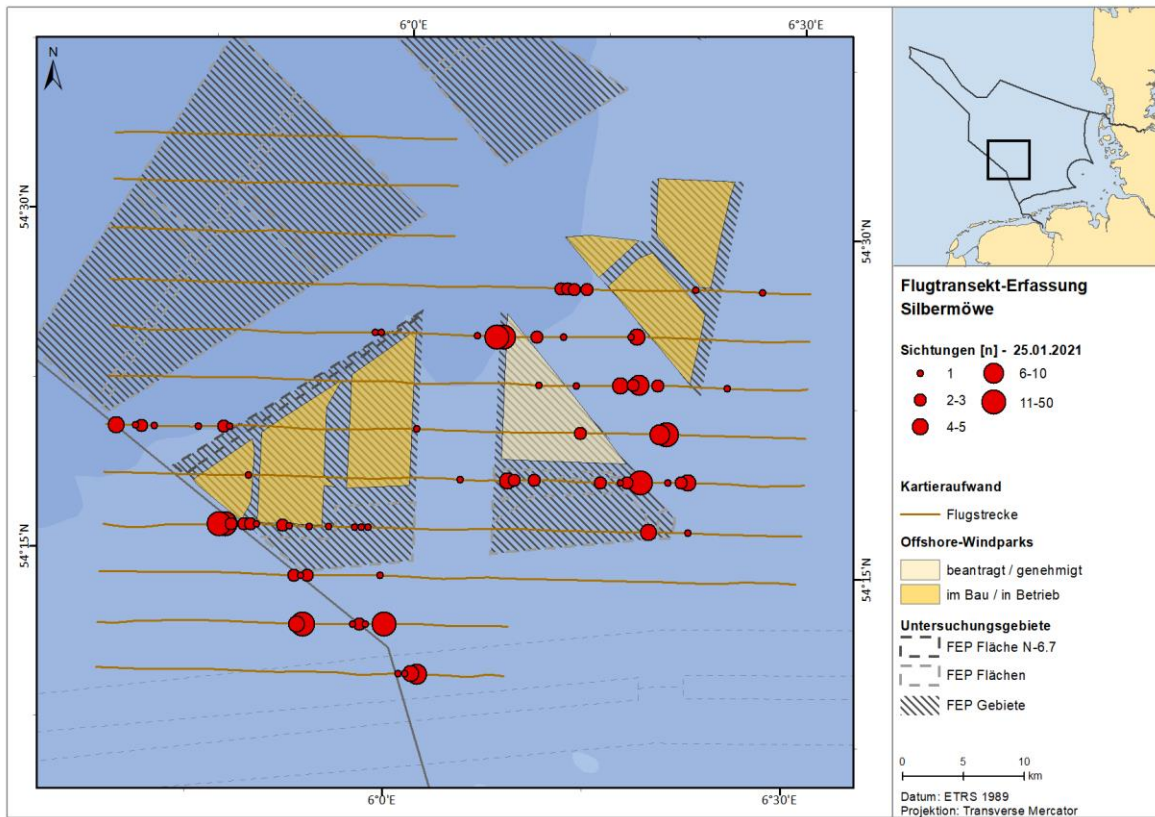




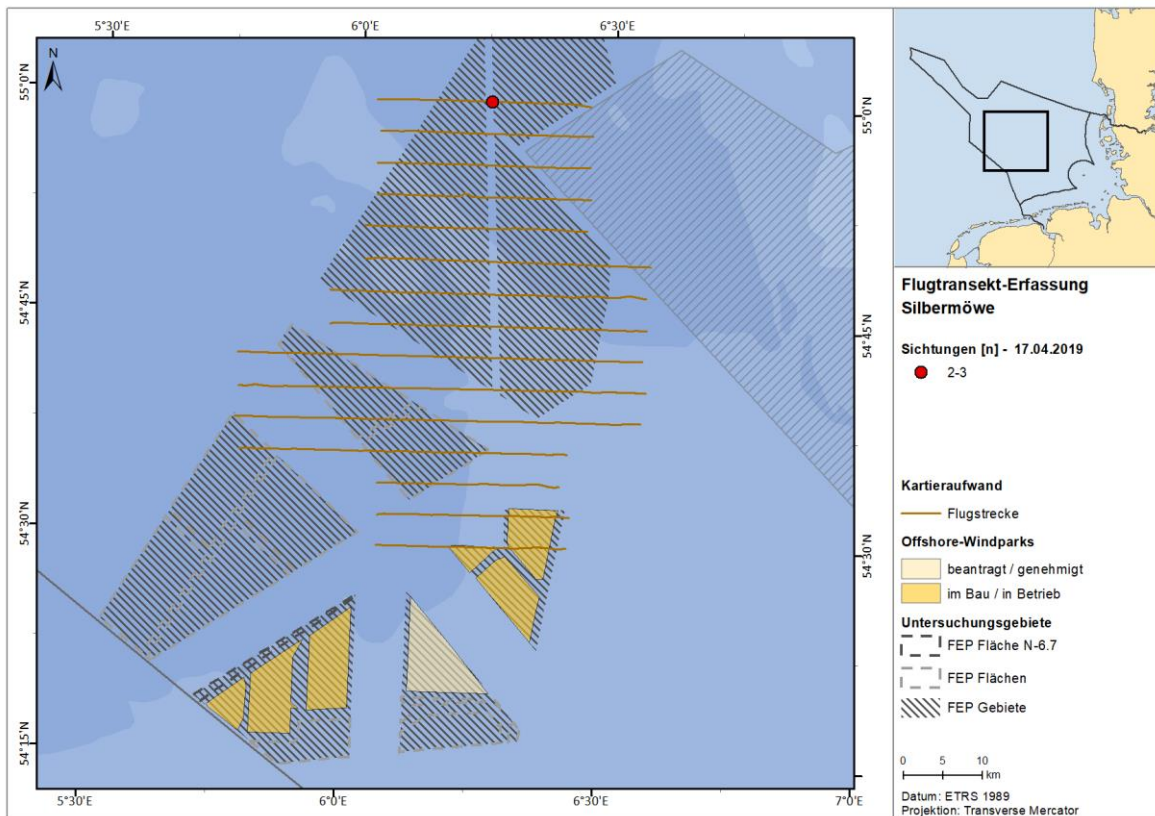
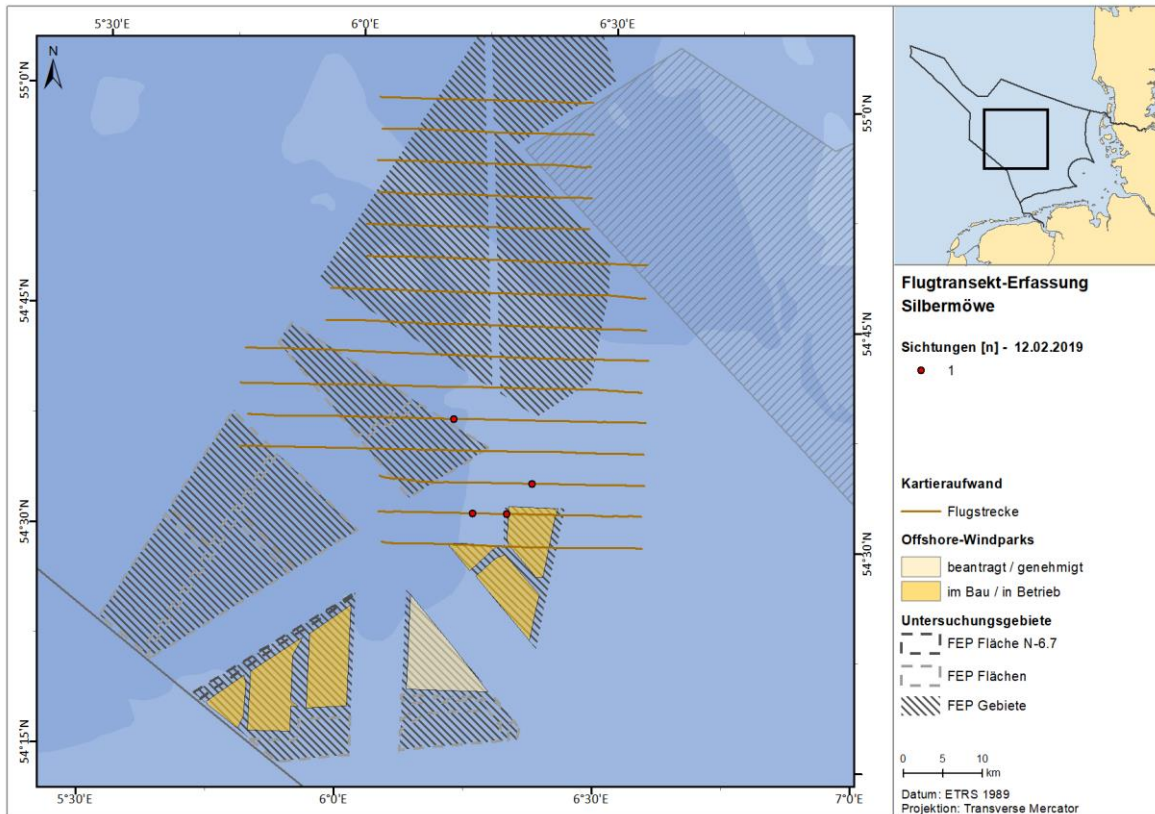


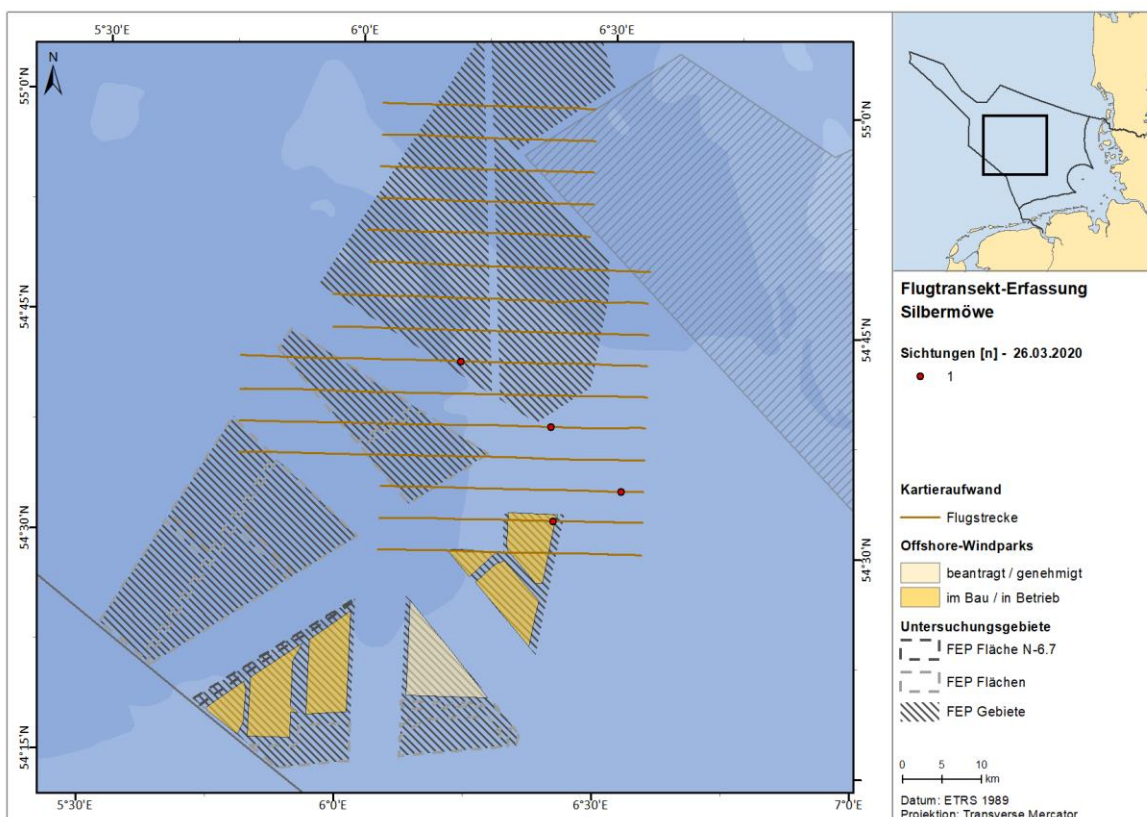
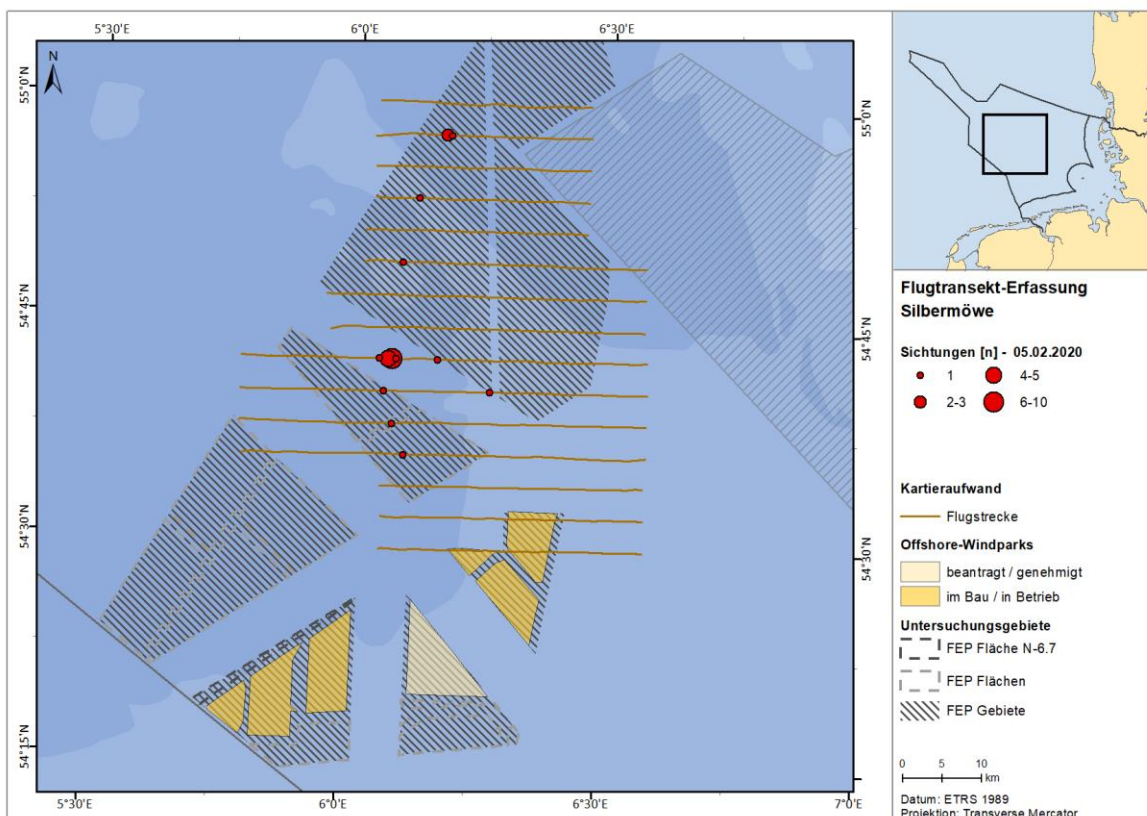




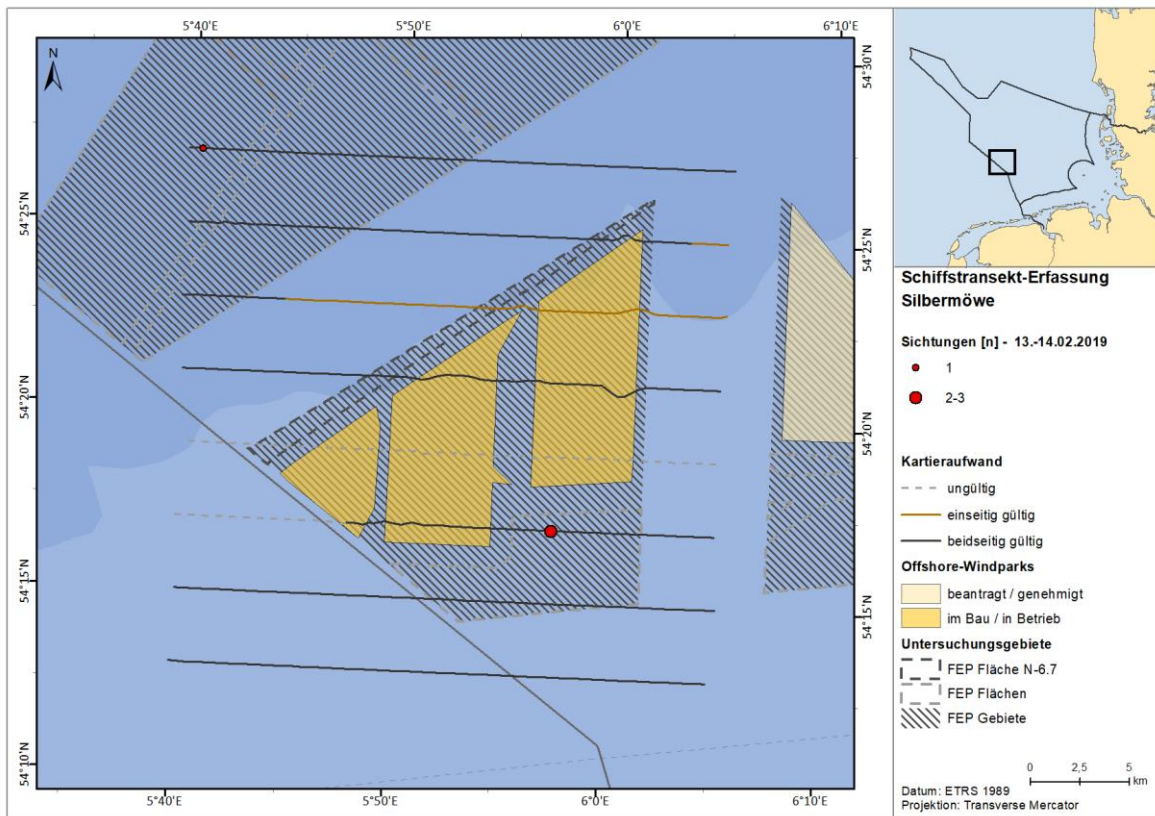
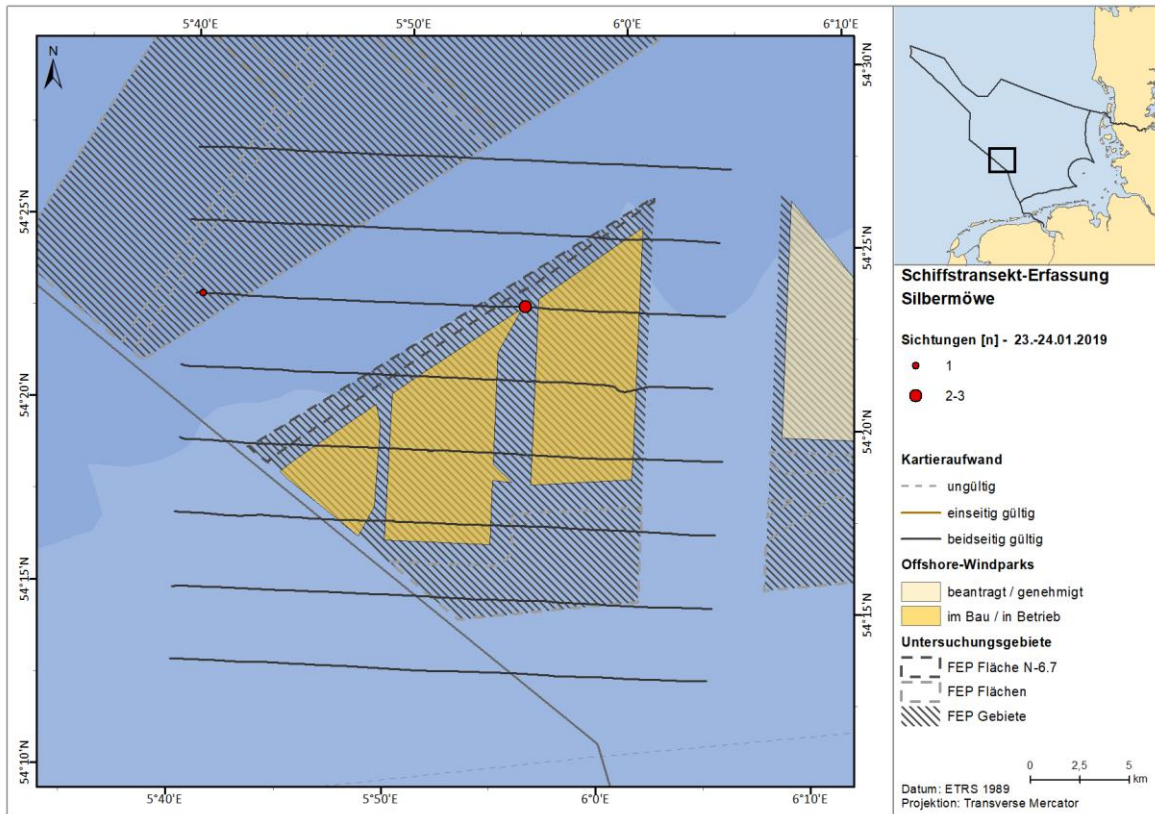


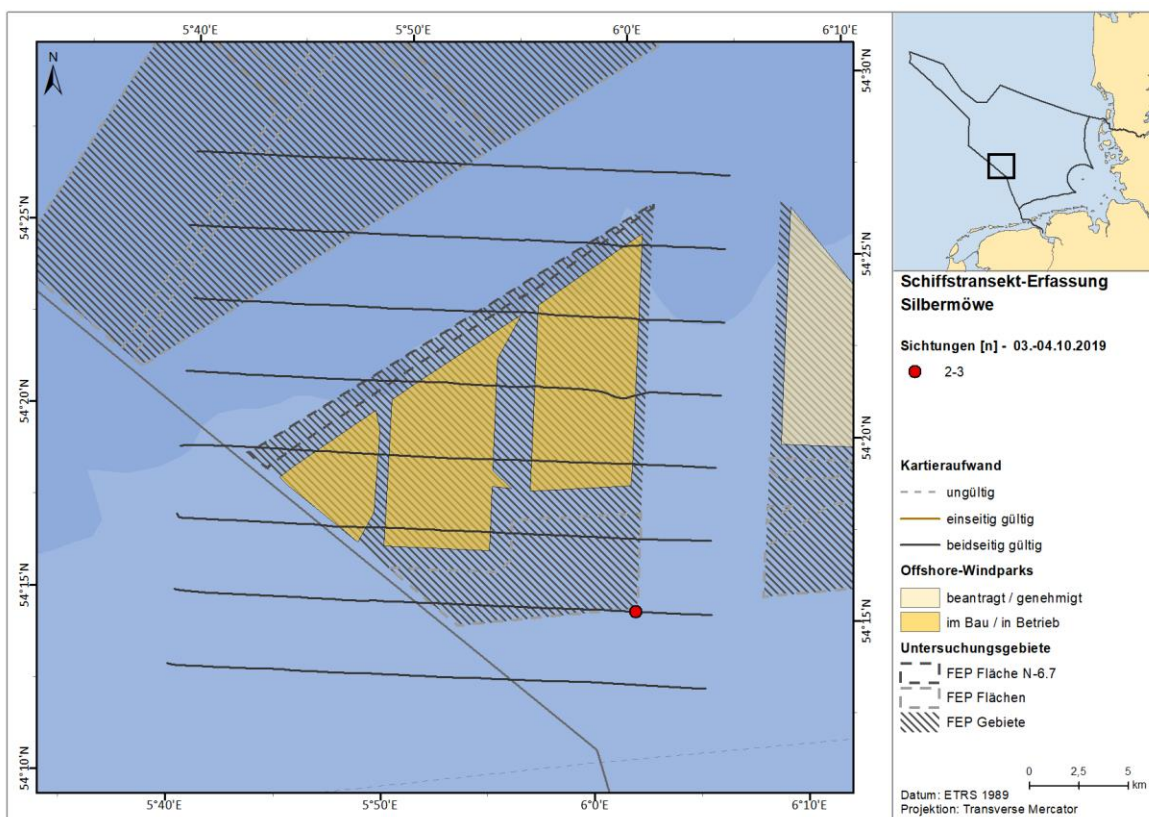
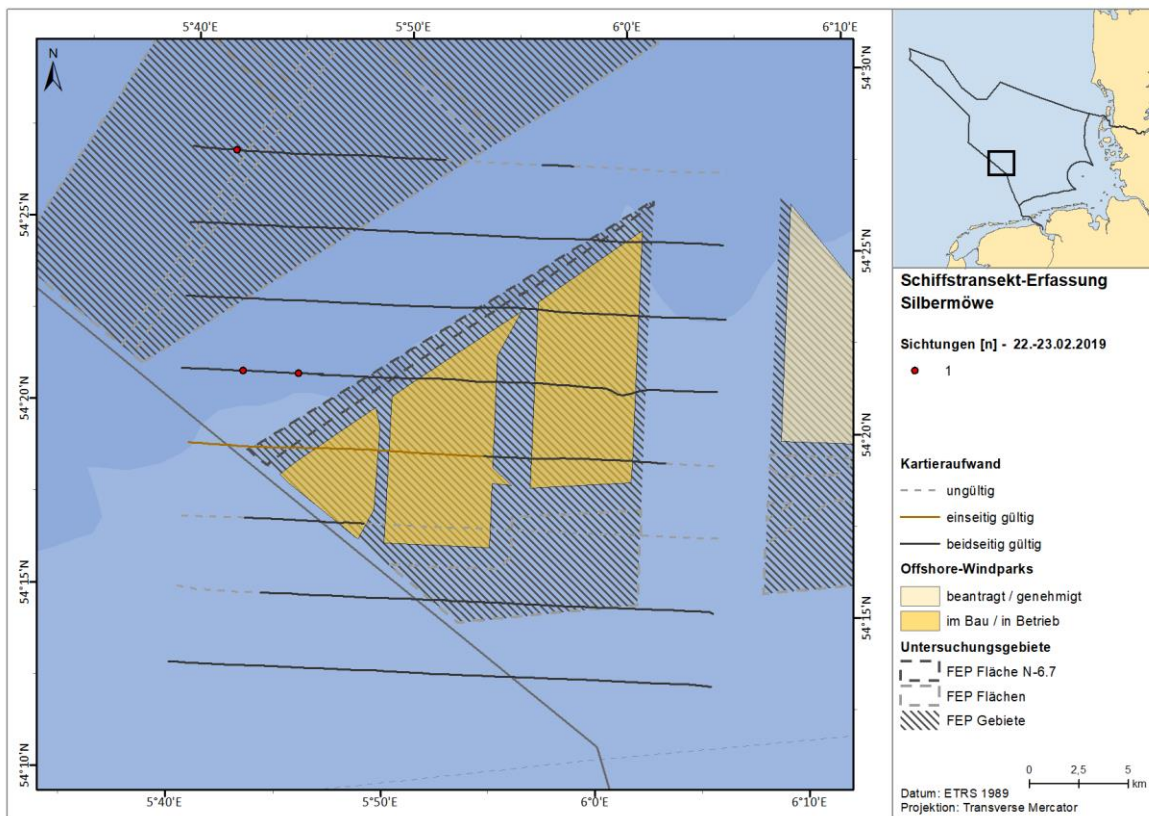
A.3.3.8.2. FN10_11

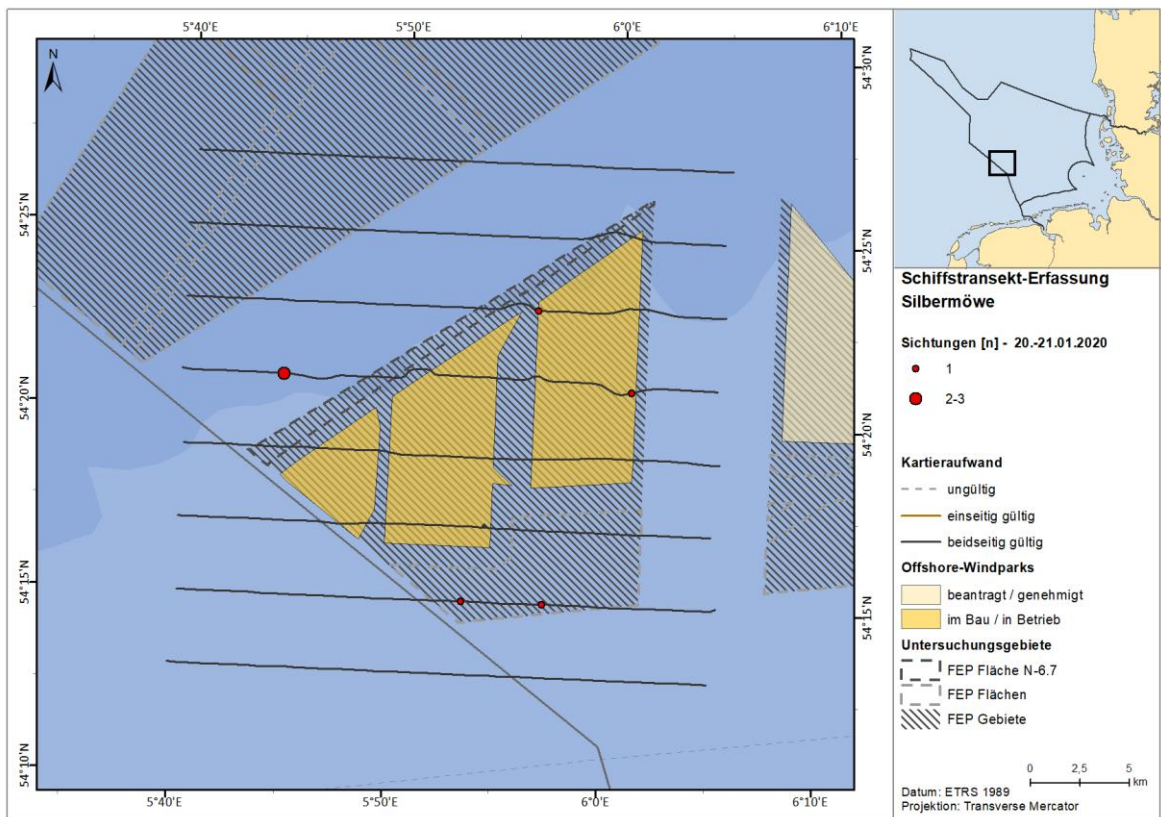
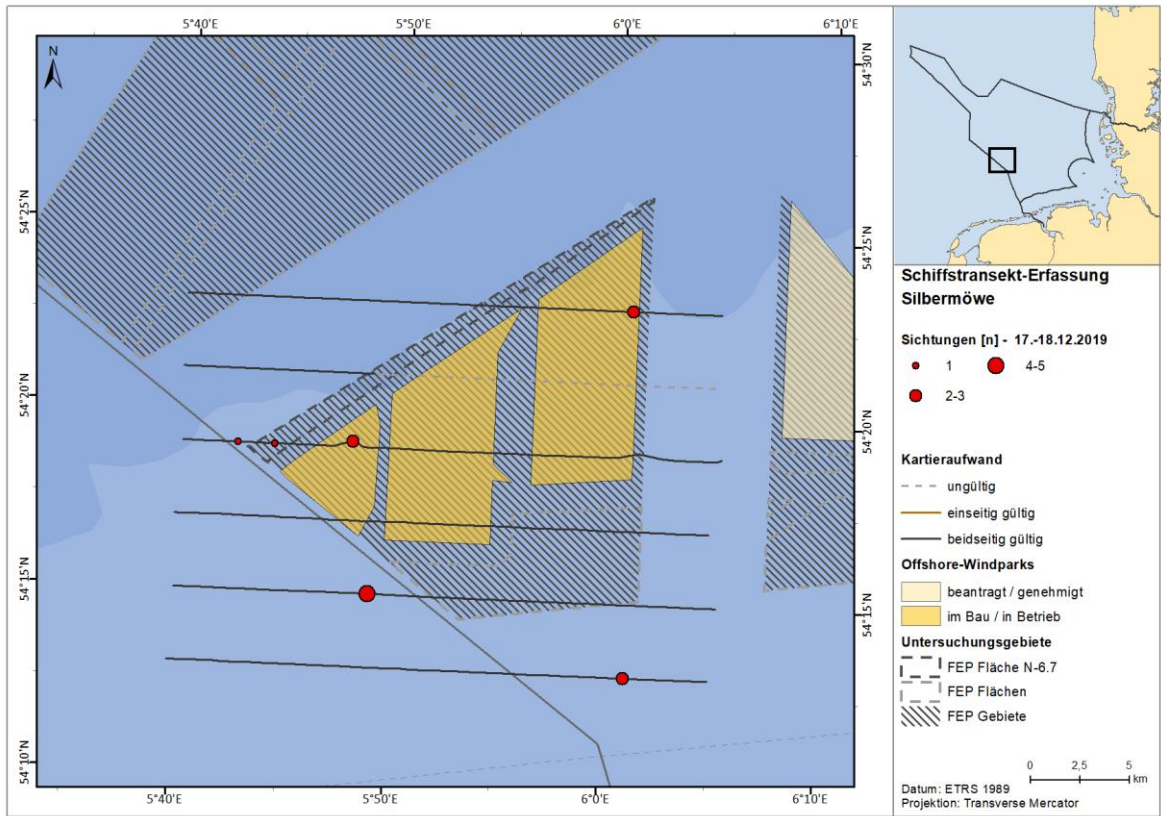


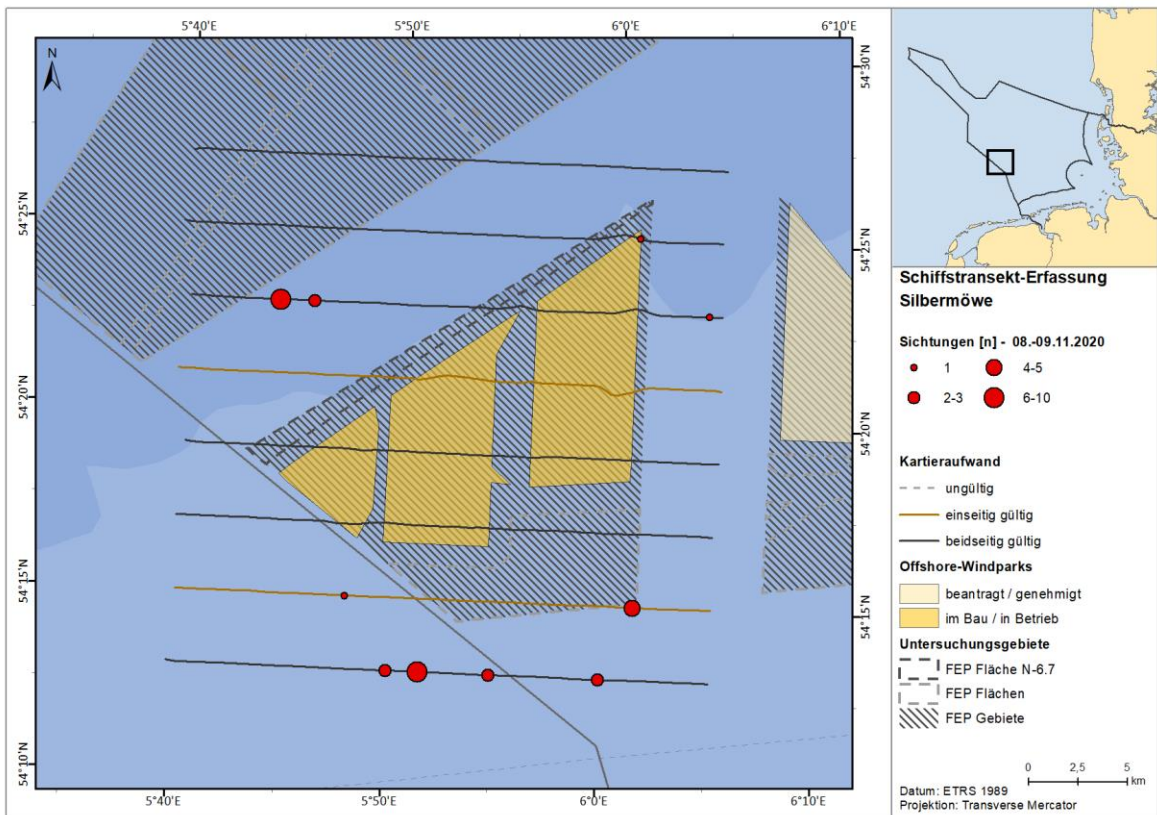
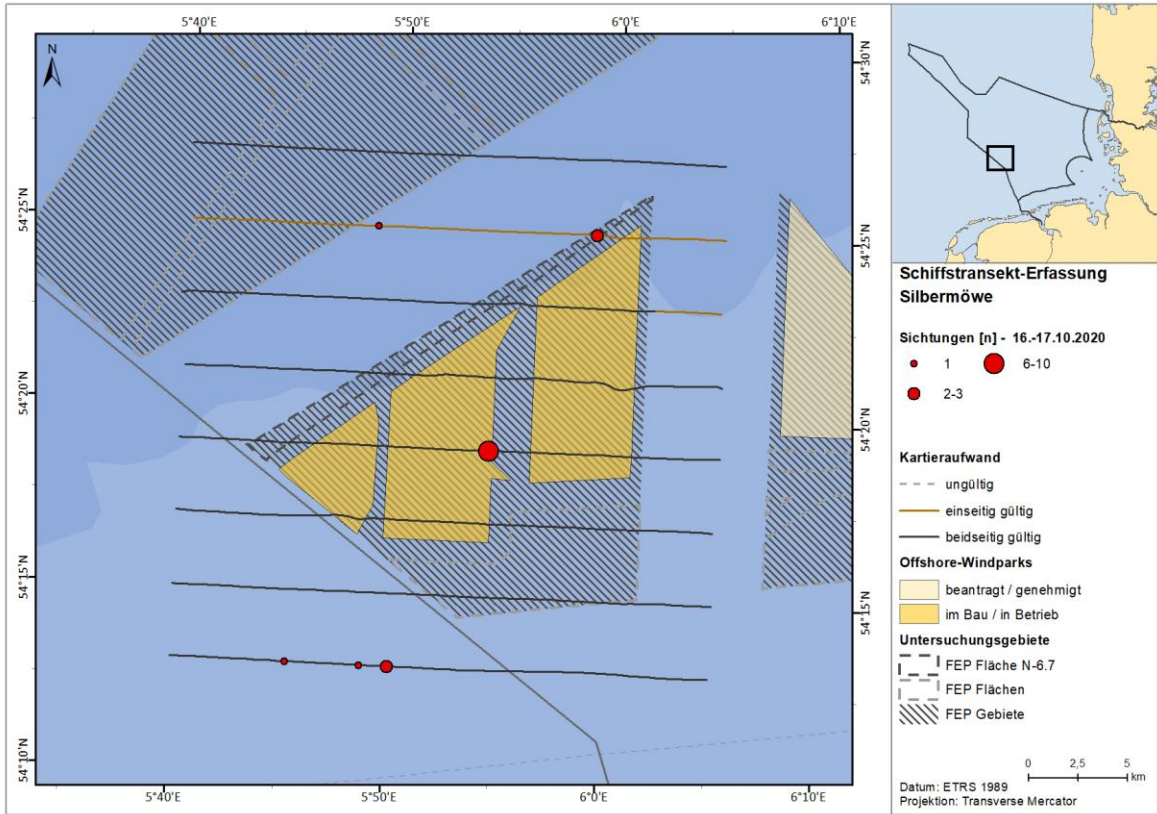


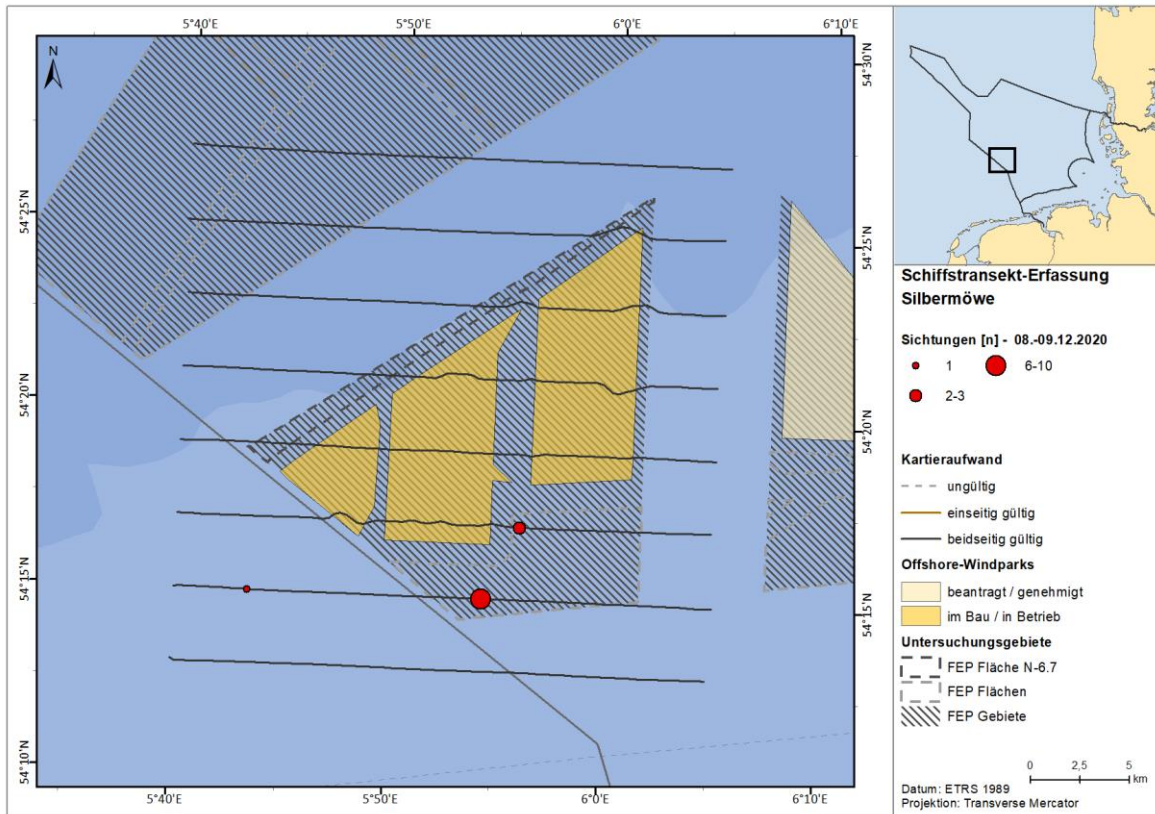
A.3.3.8.3. SC6





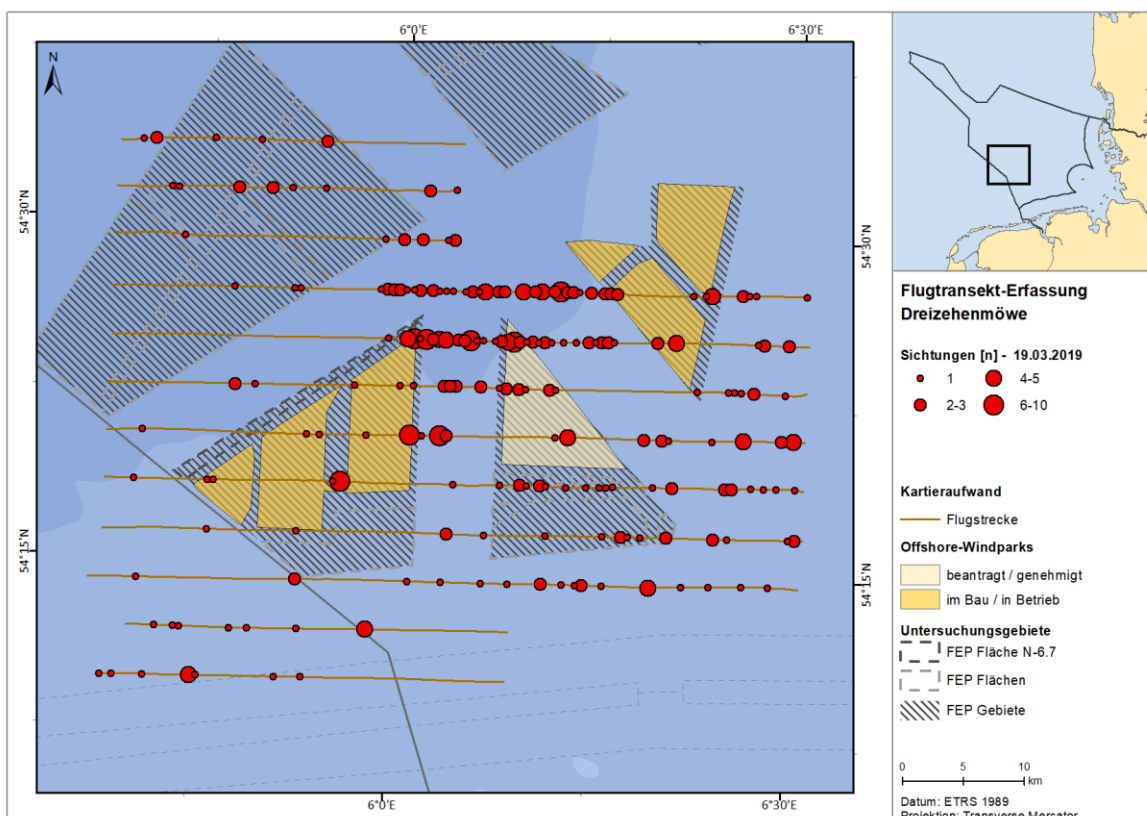
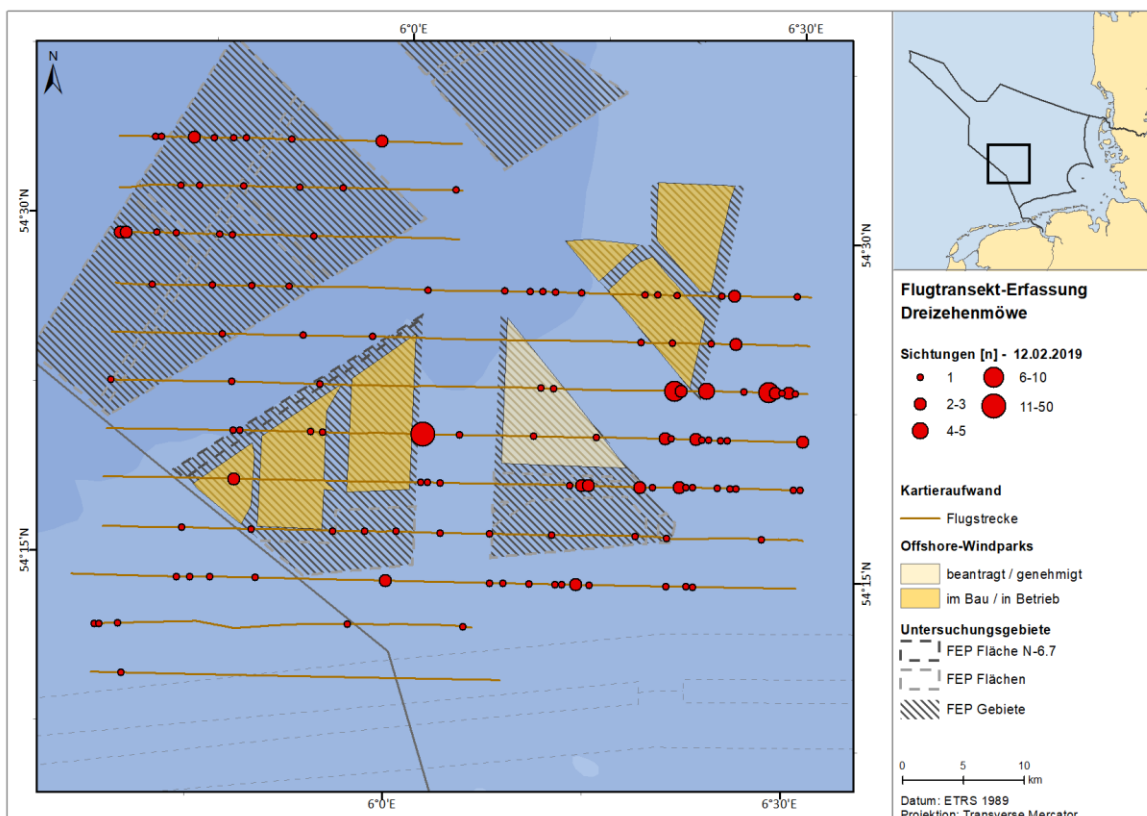


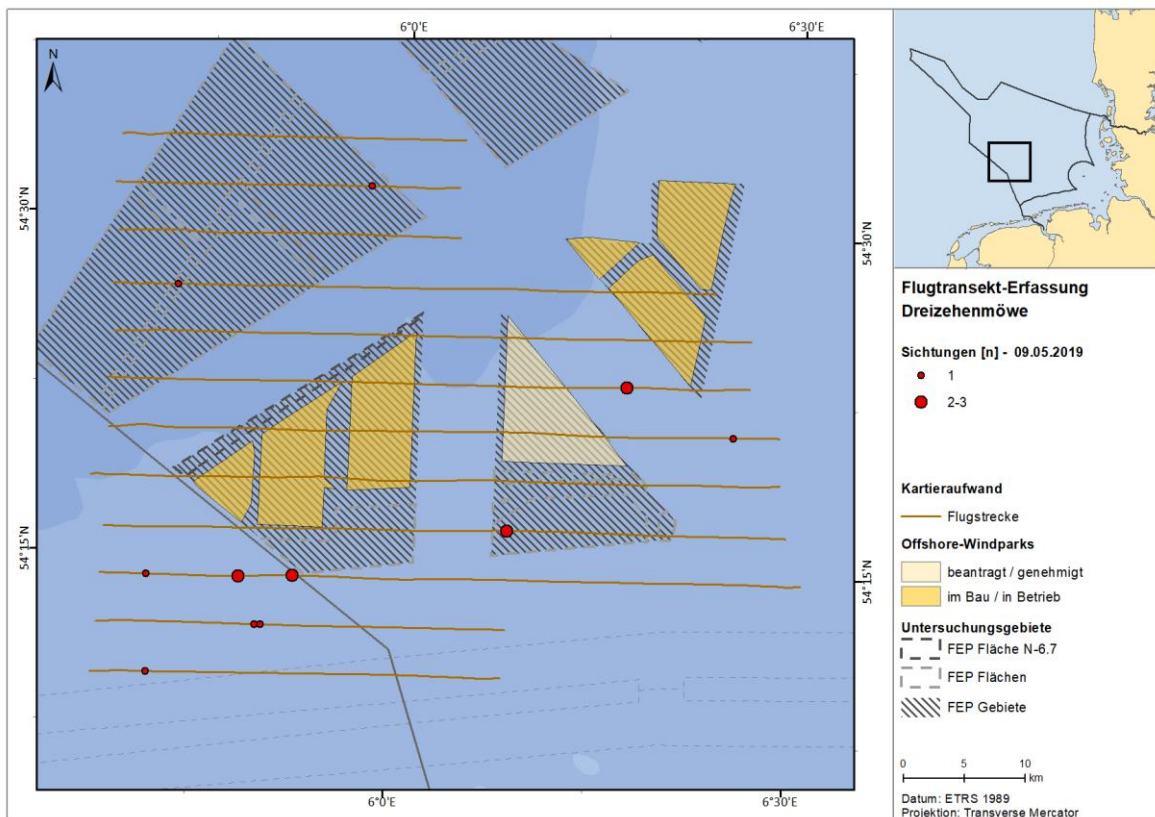
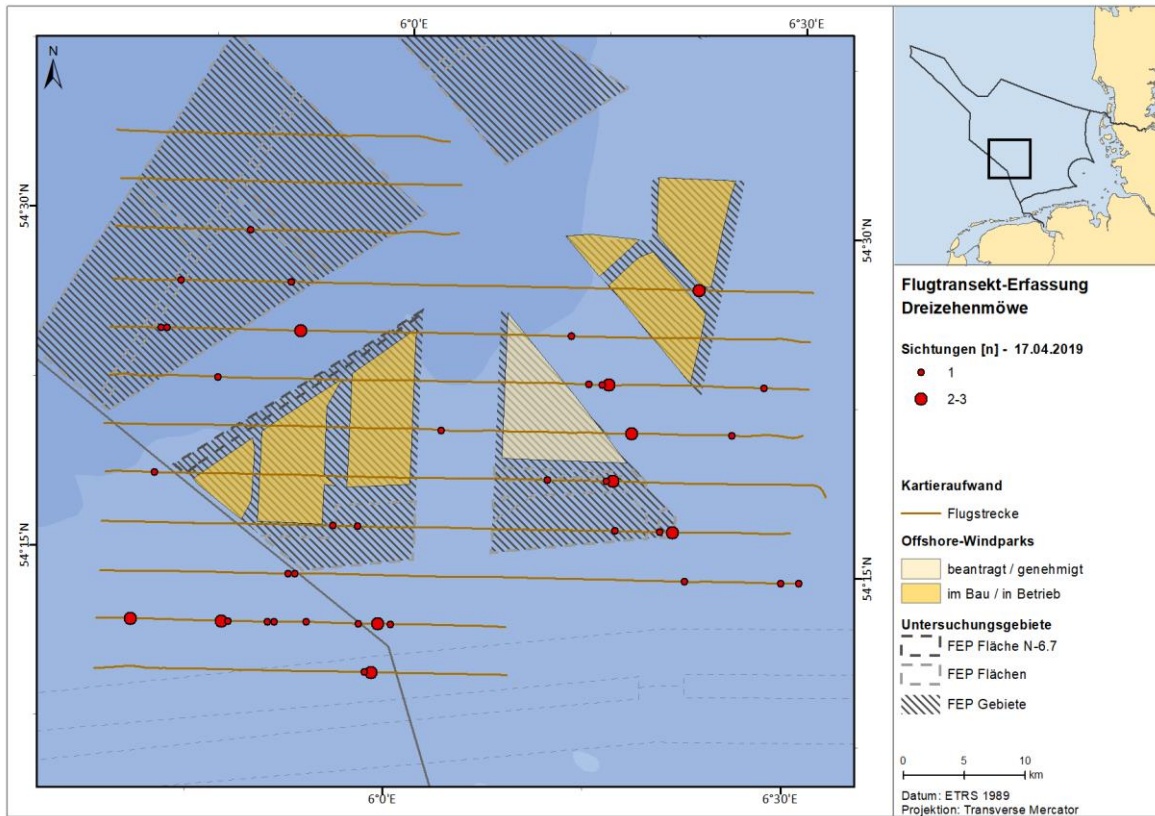


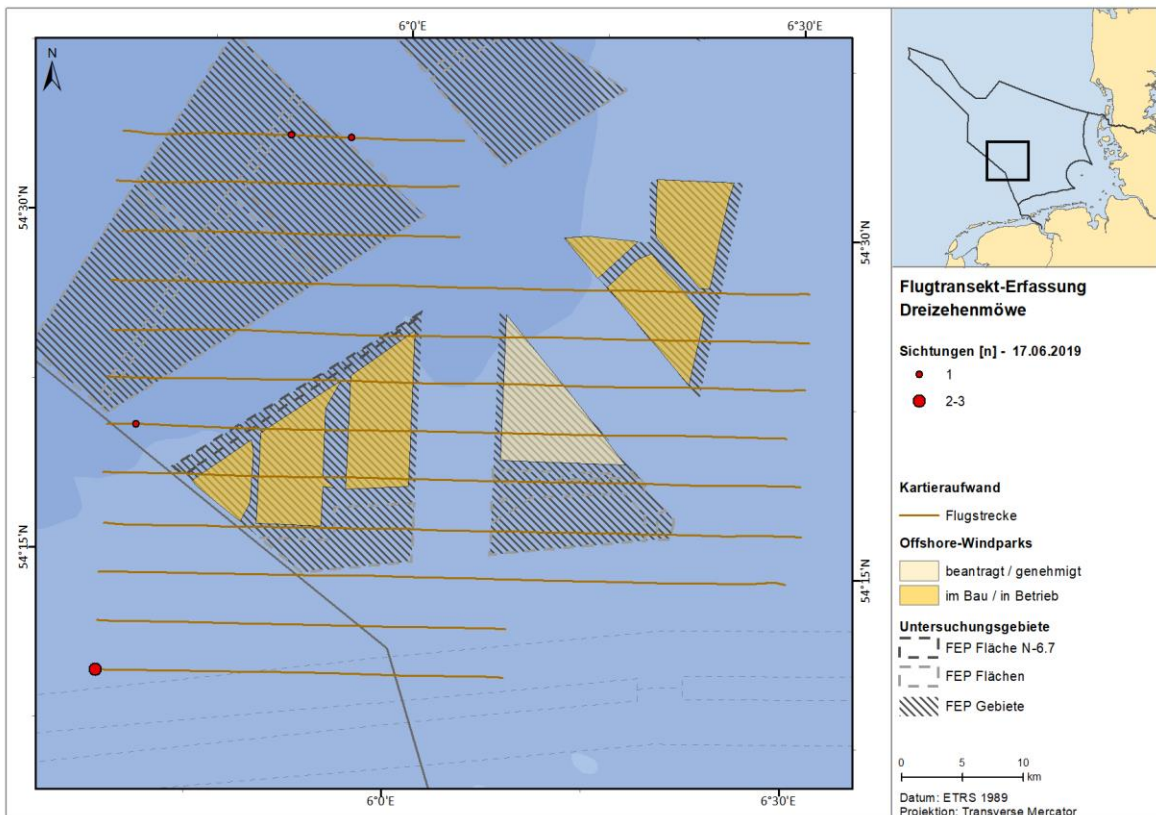
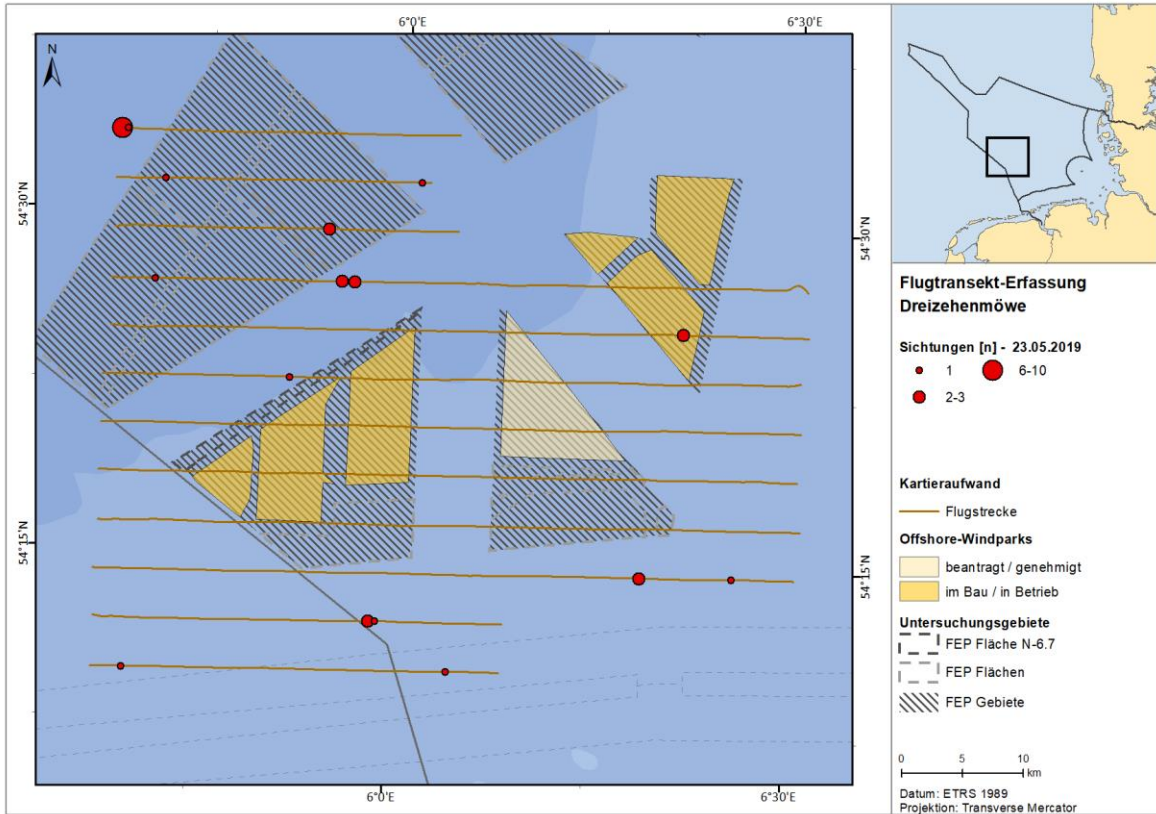


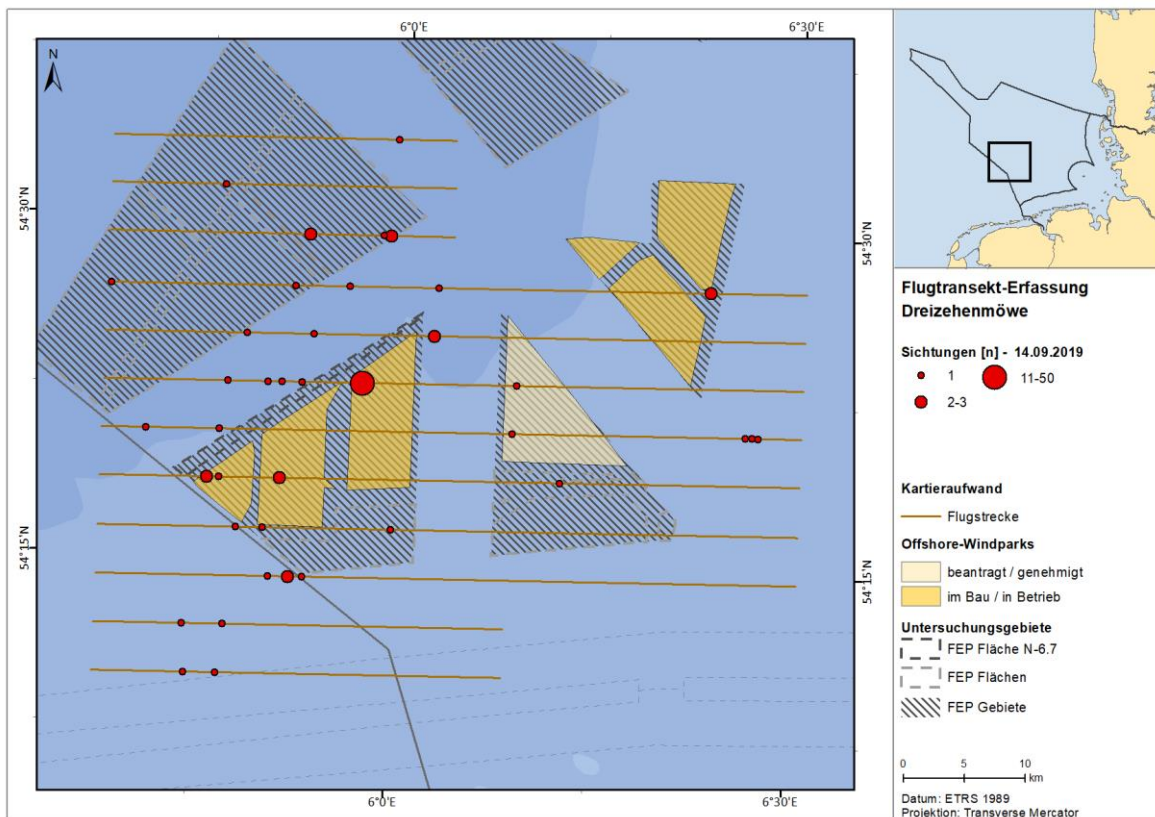
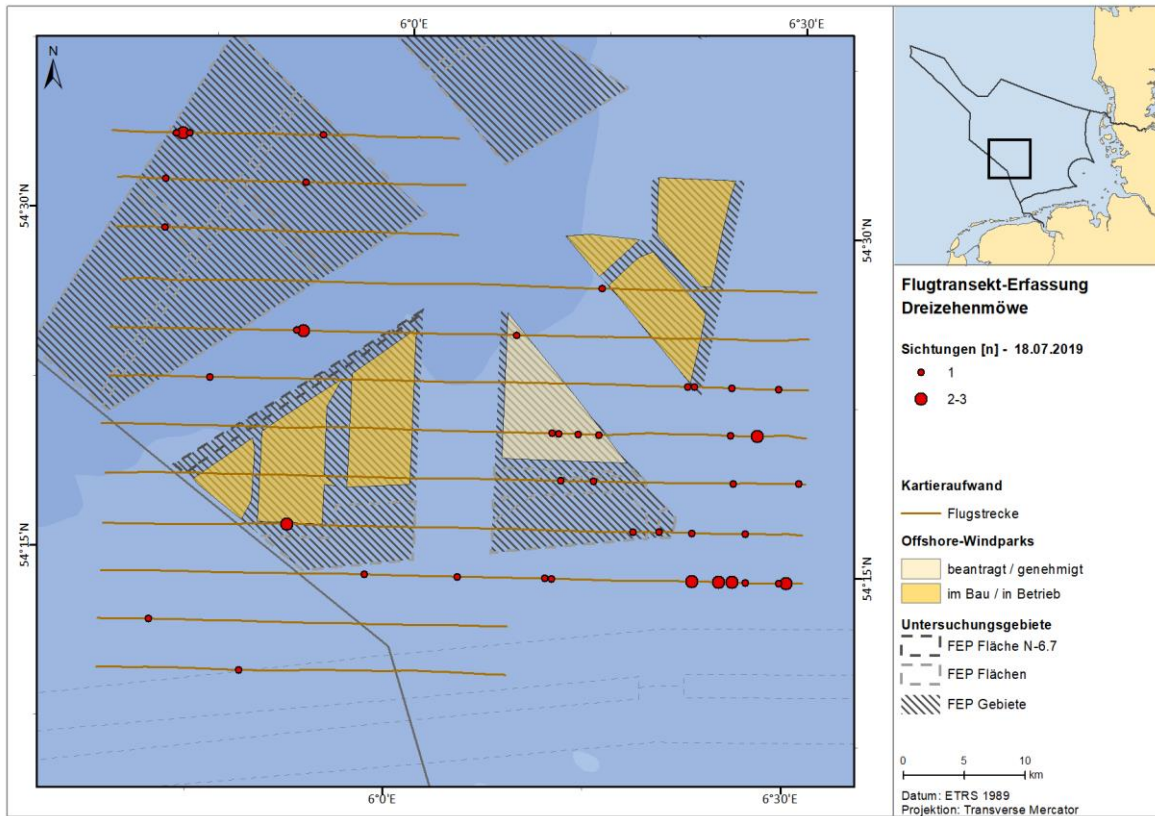
A.3.3.9. Dreizehenmöwe

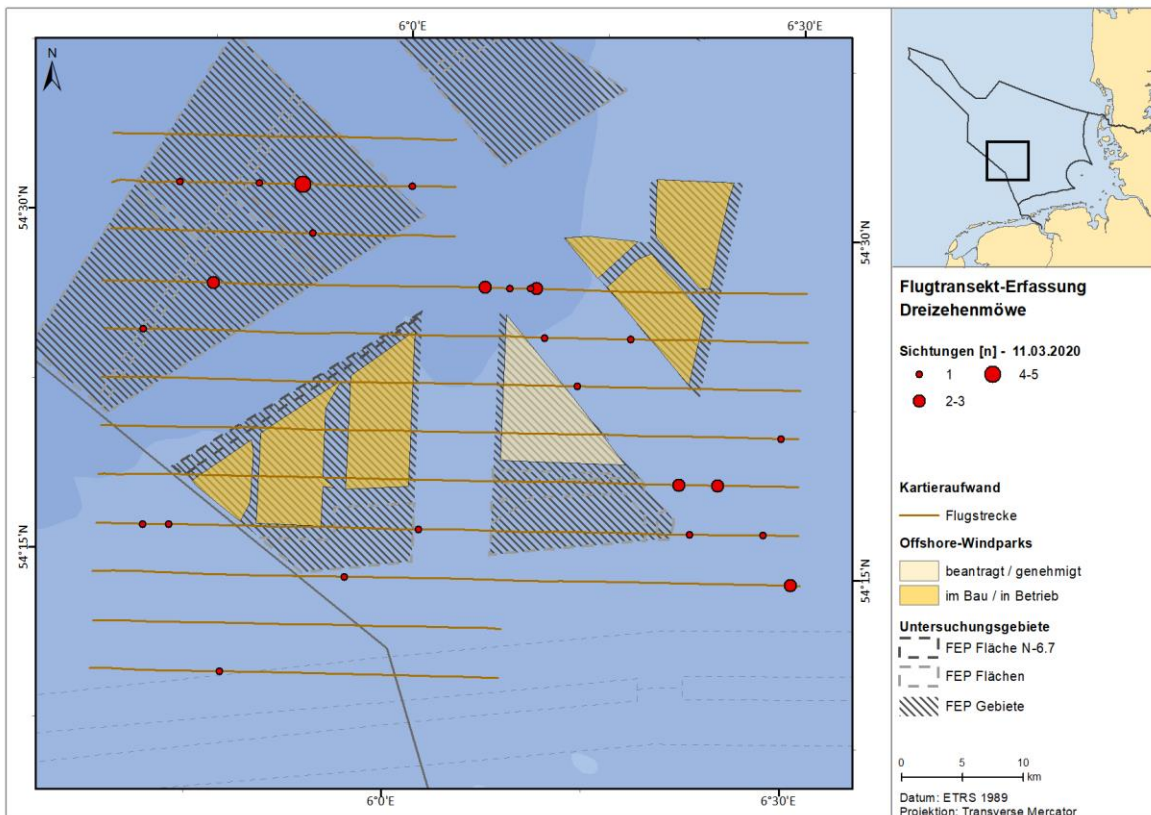
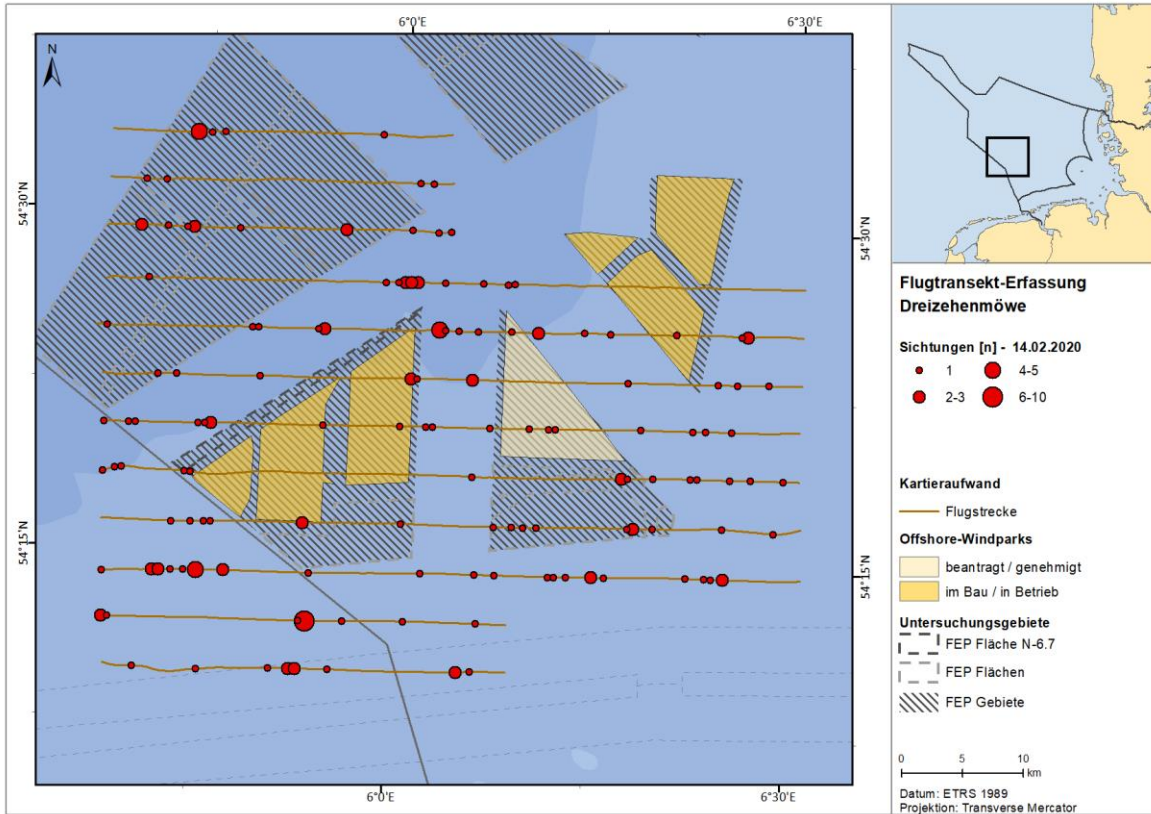
A.3.3.9.1. FN6_7

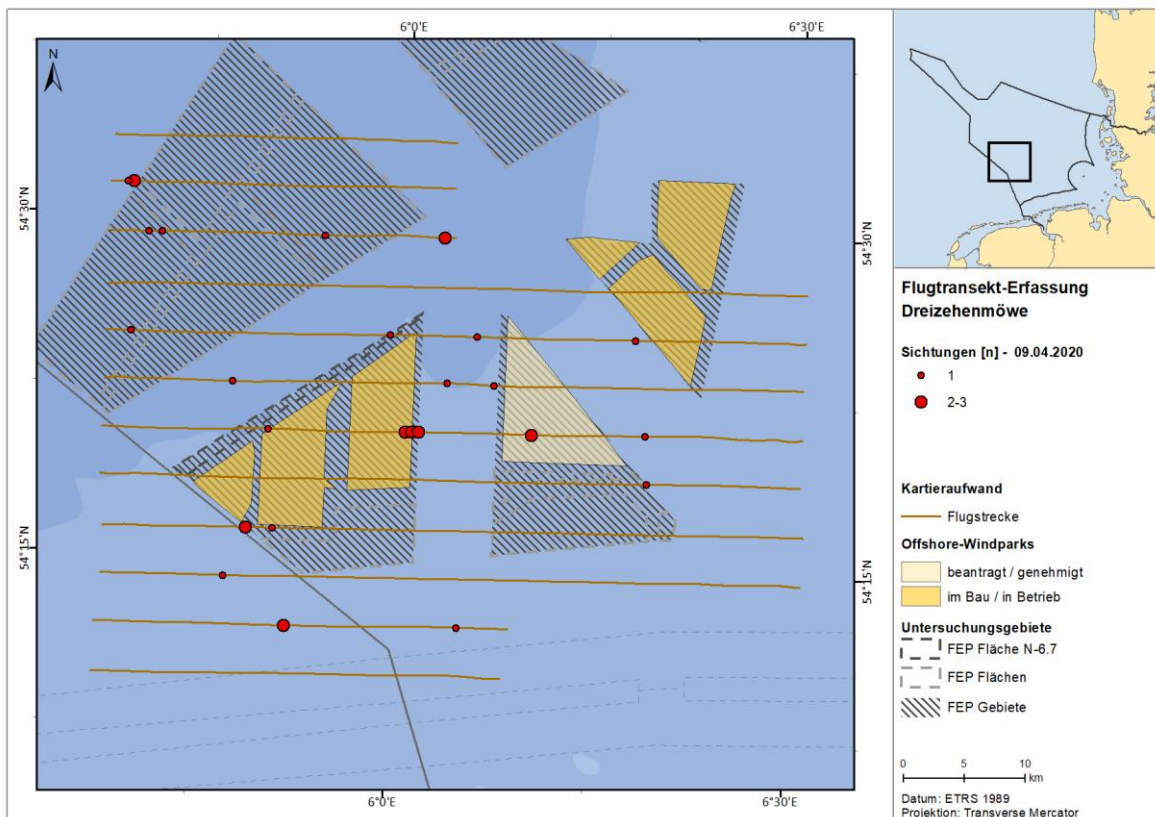
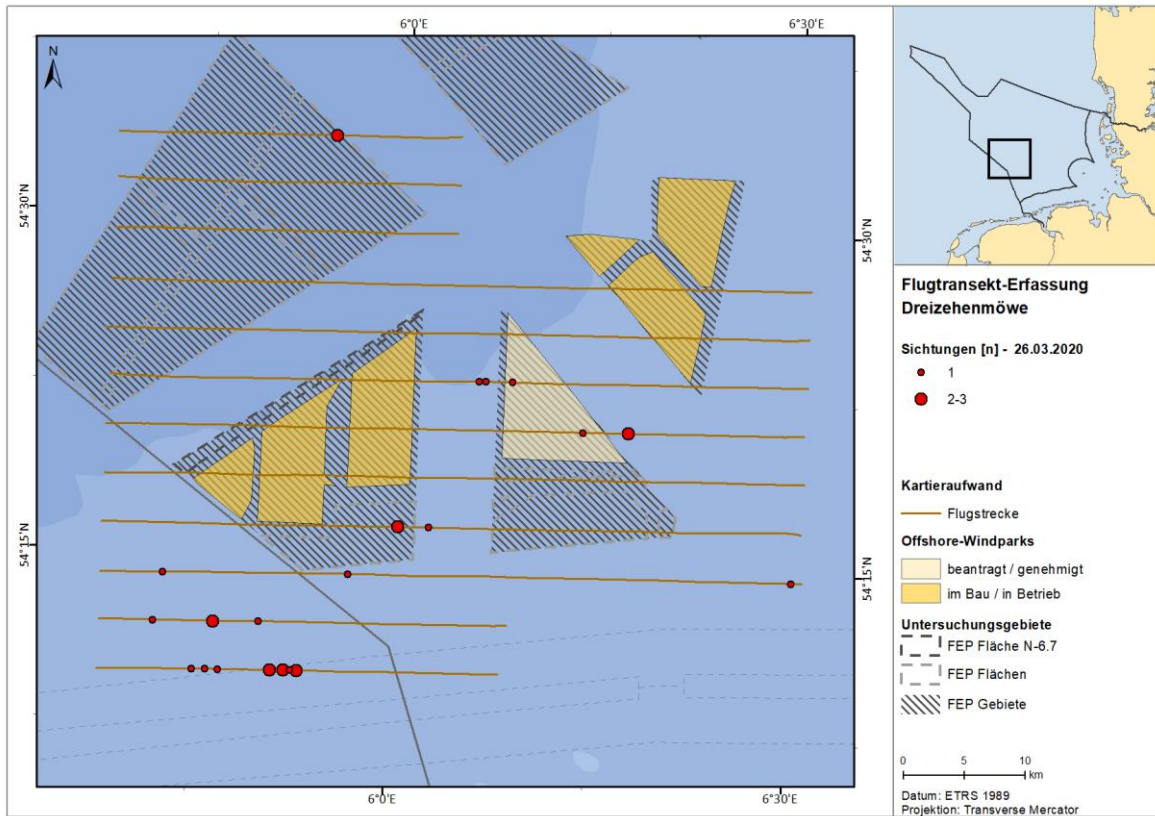


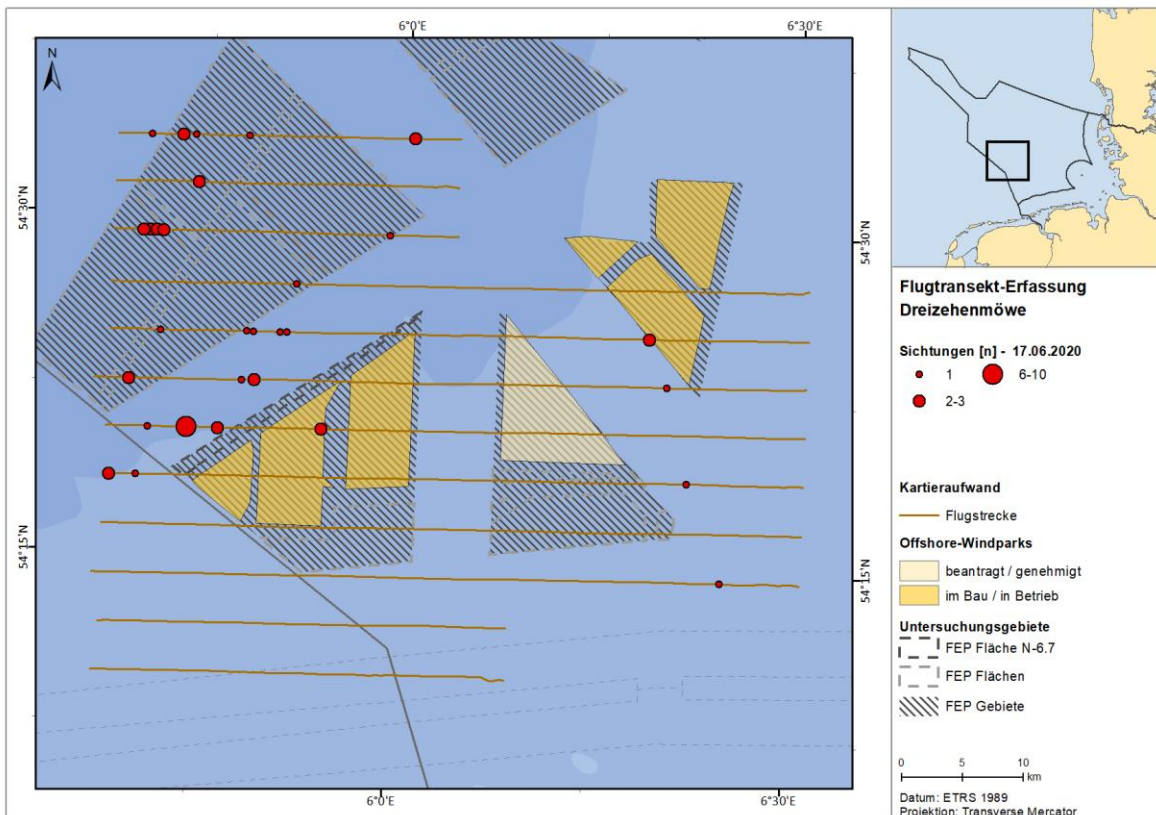
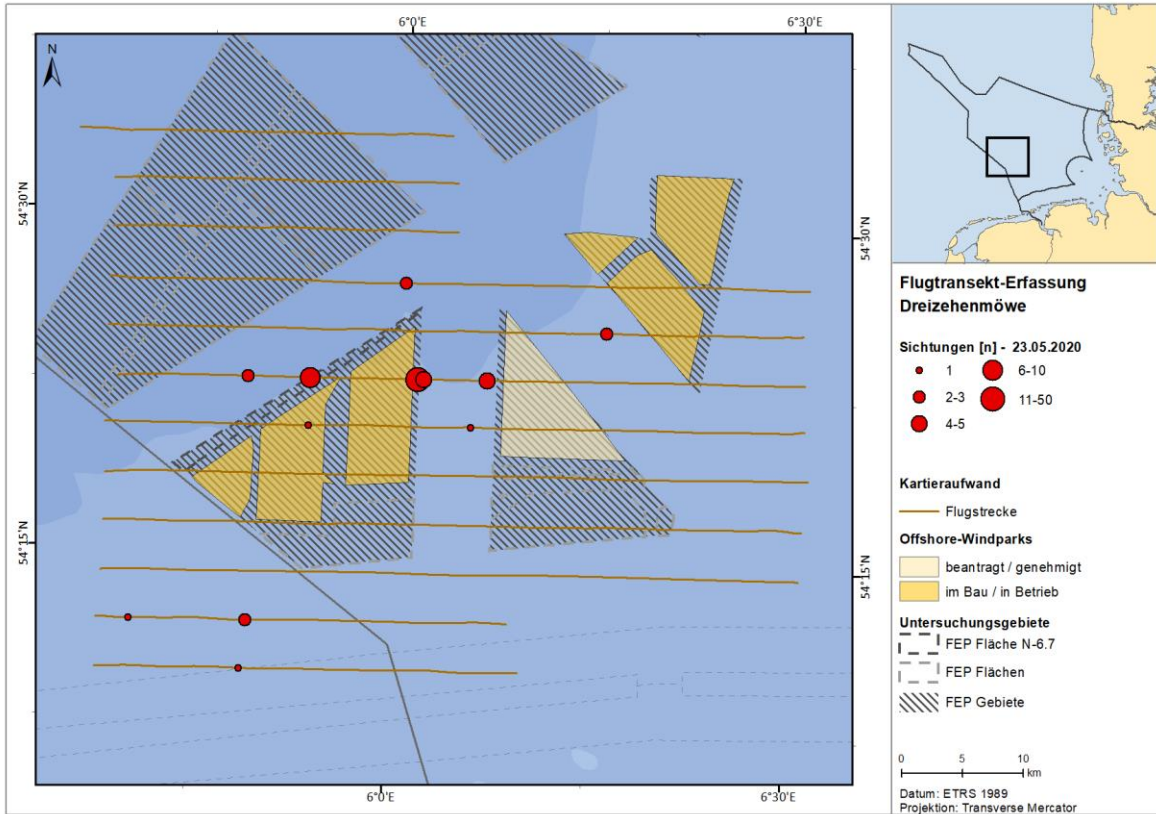


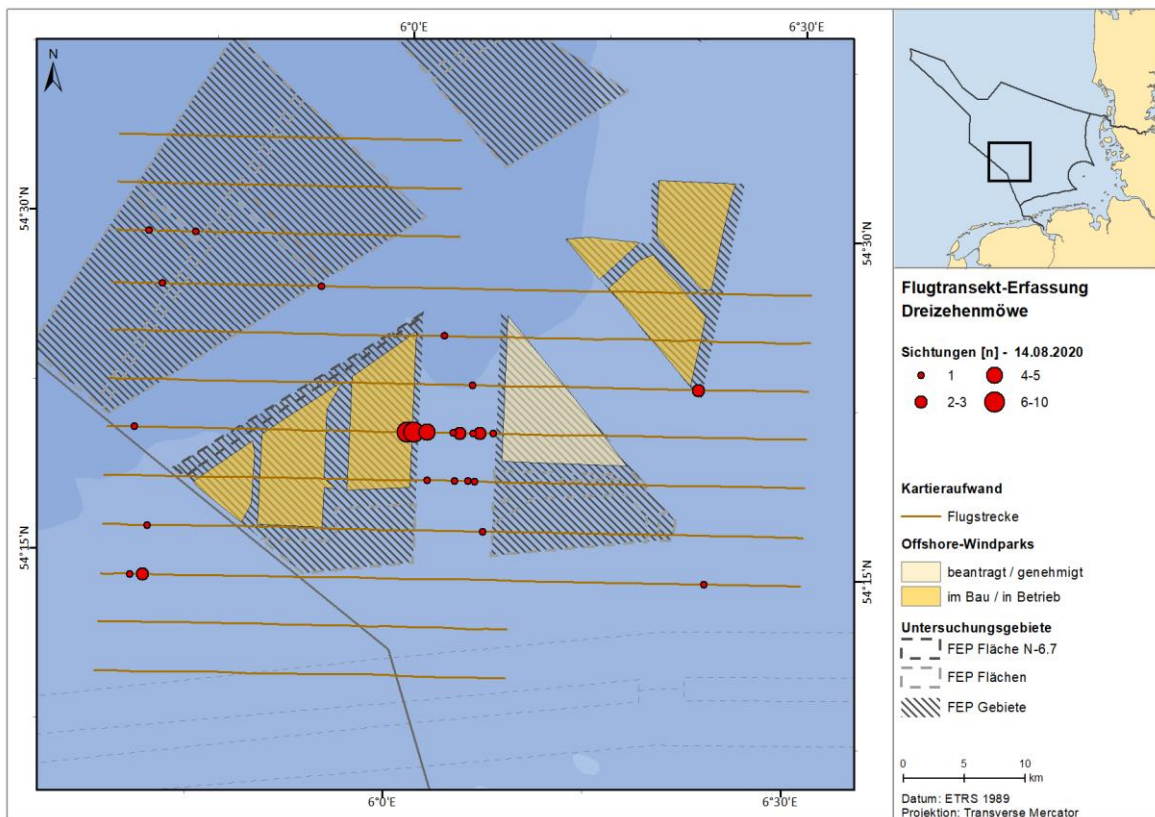
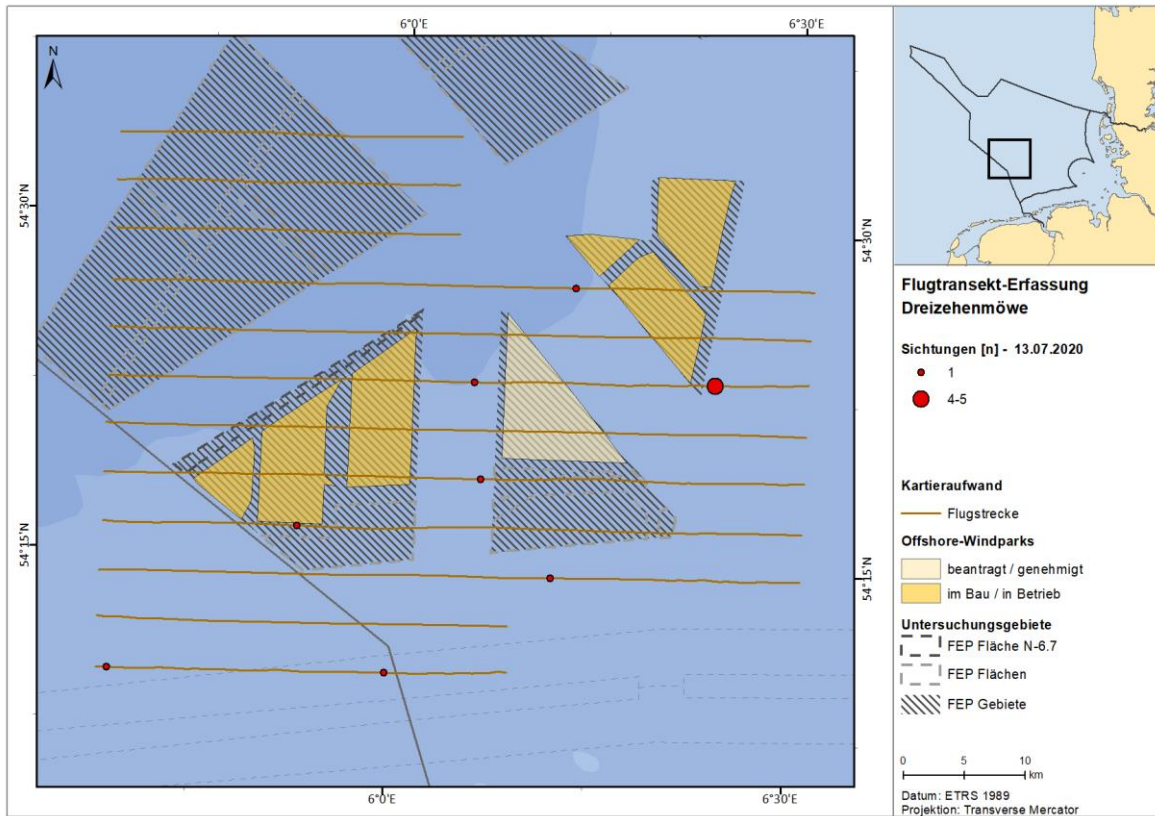


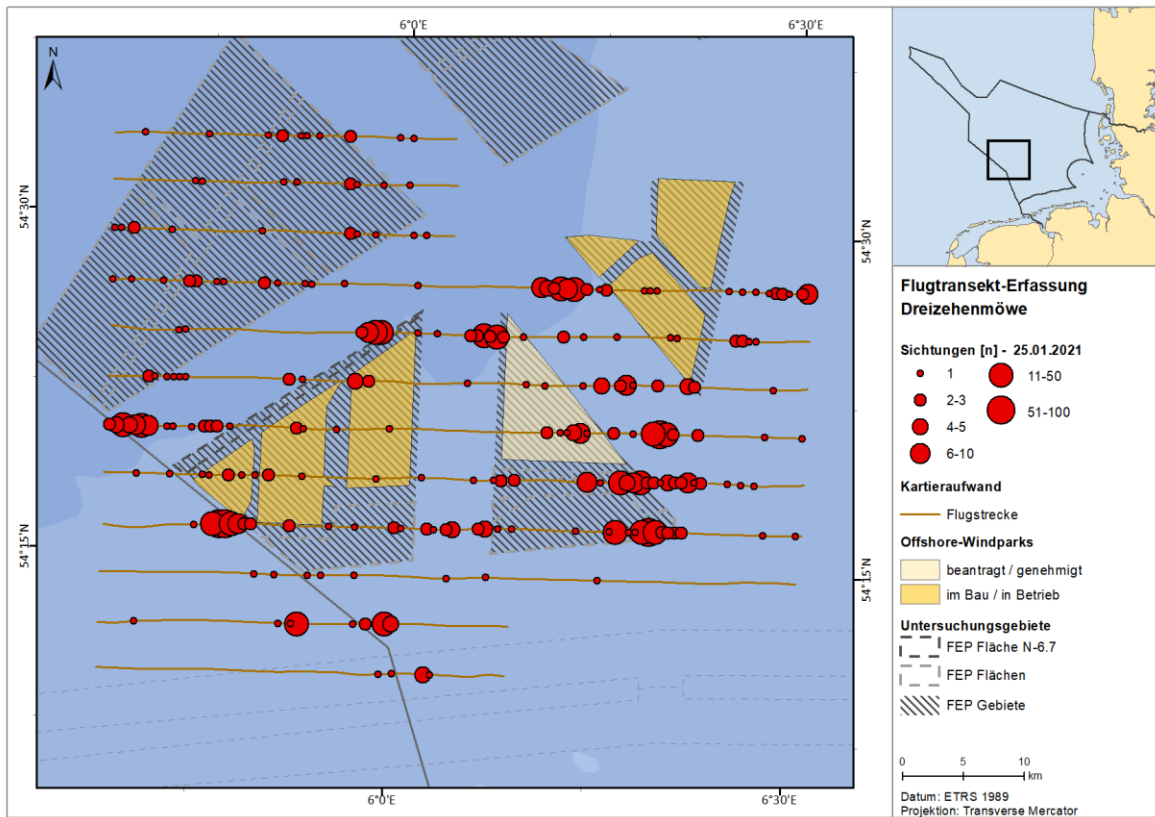




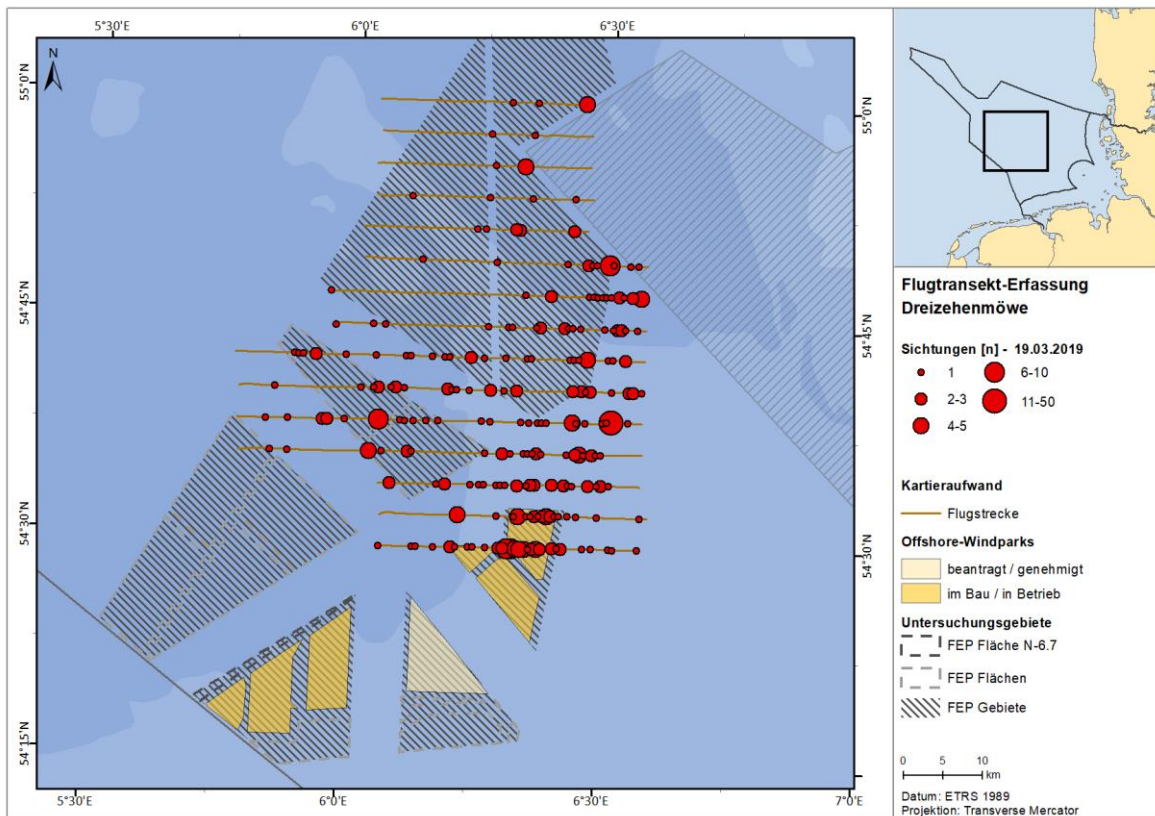
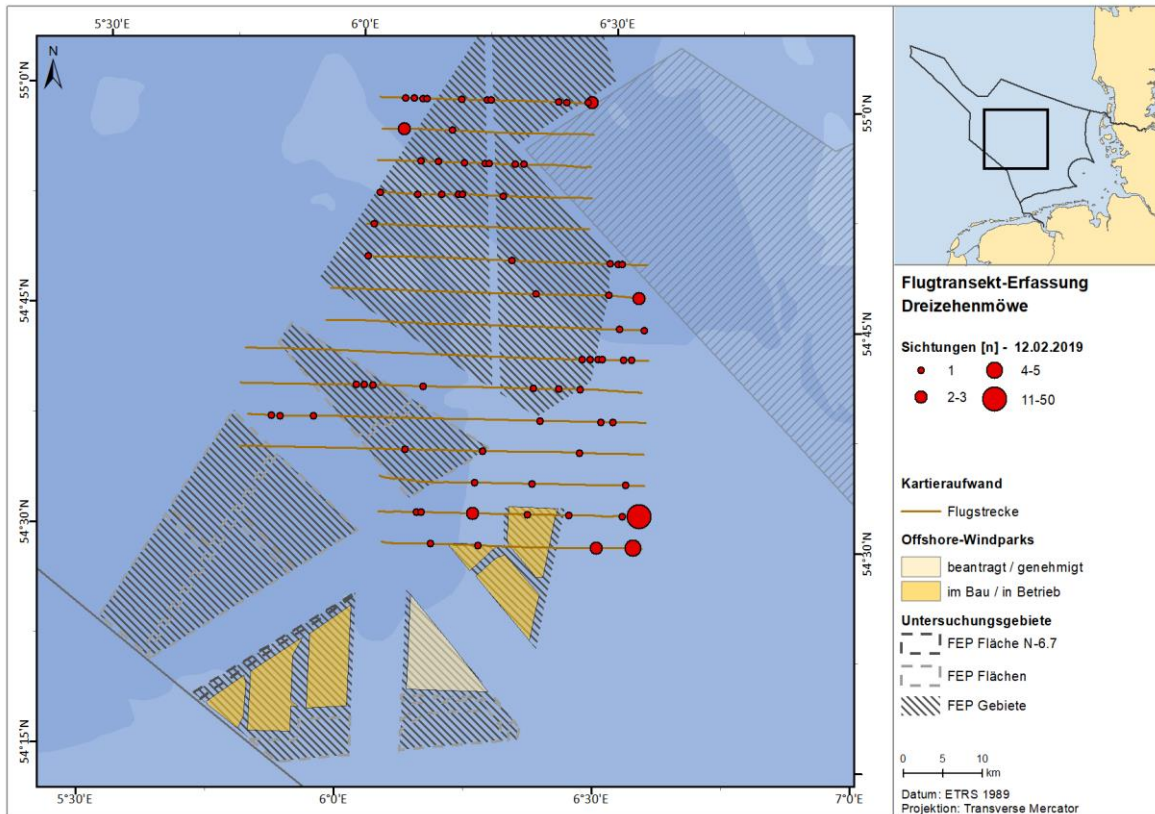


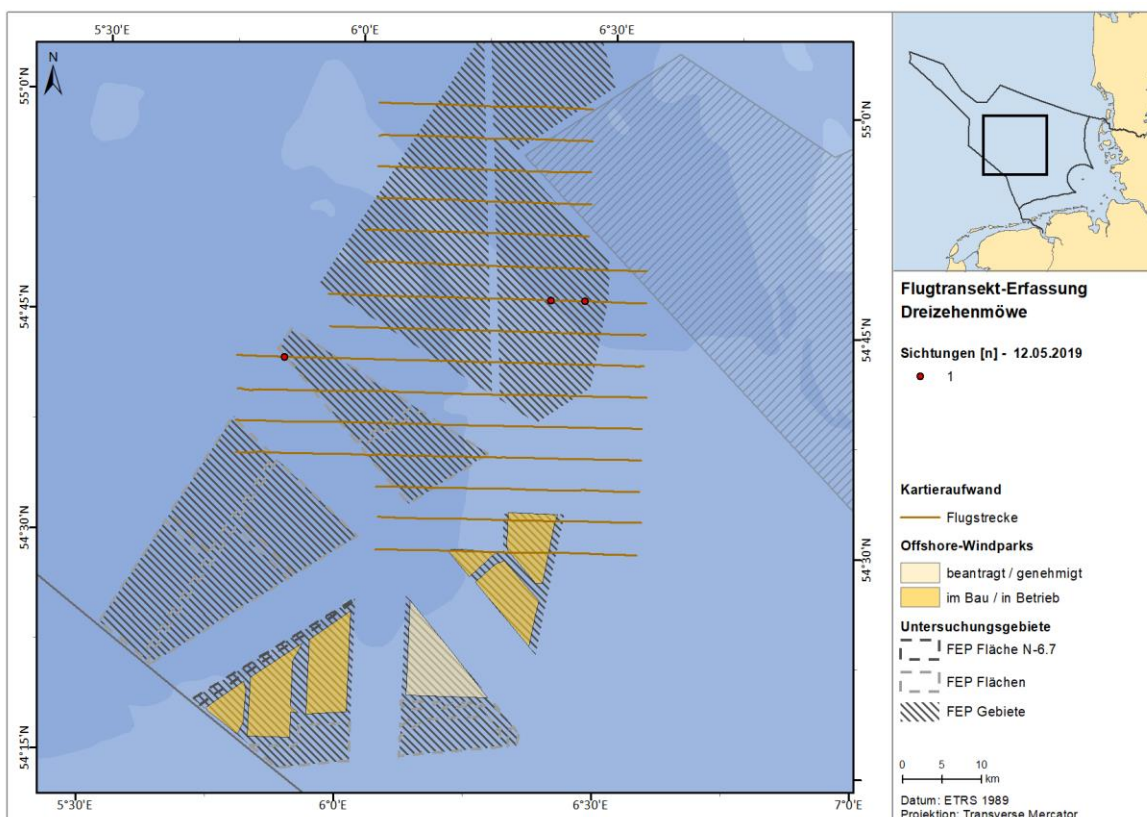
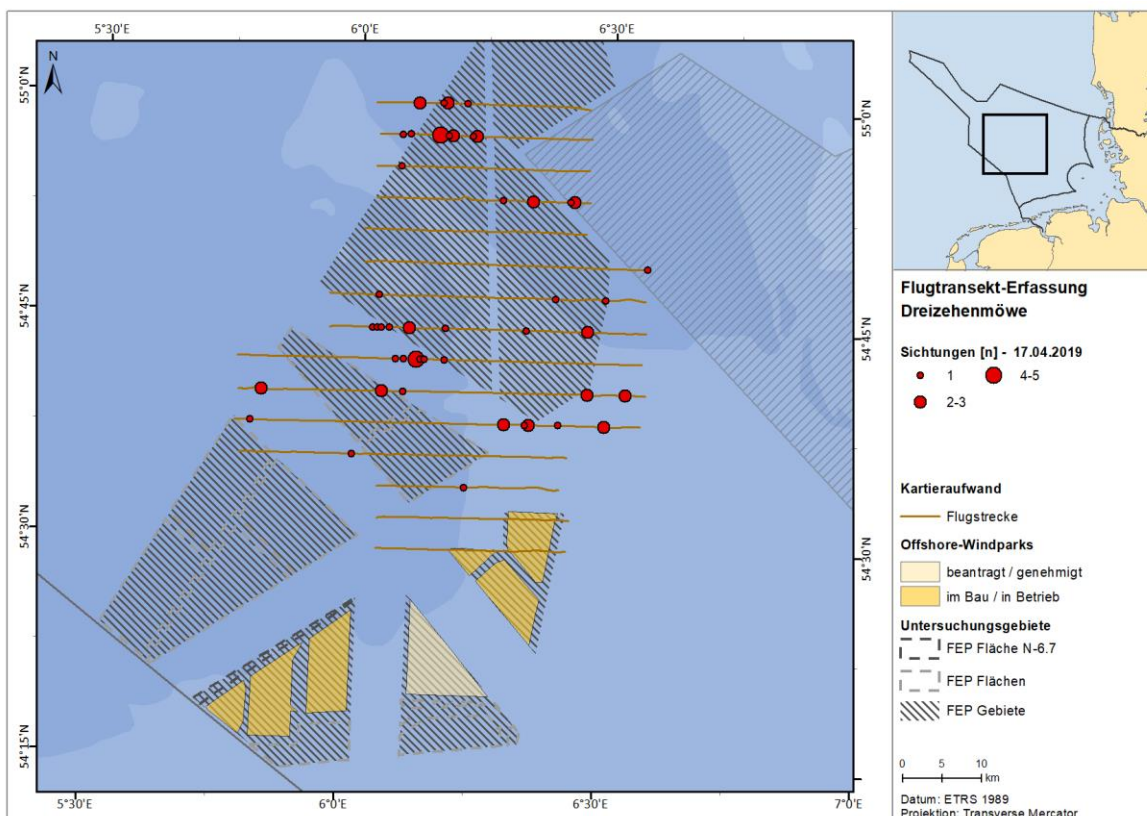


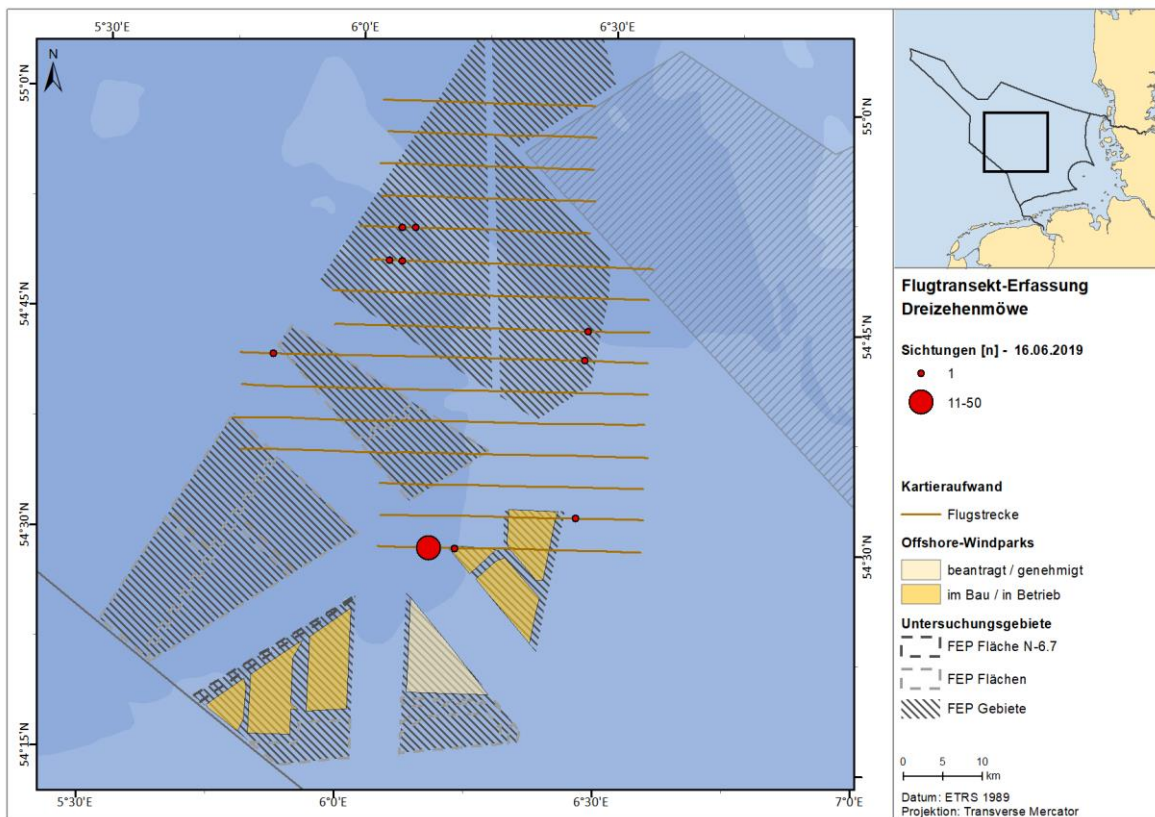
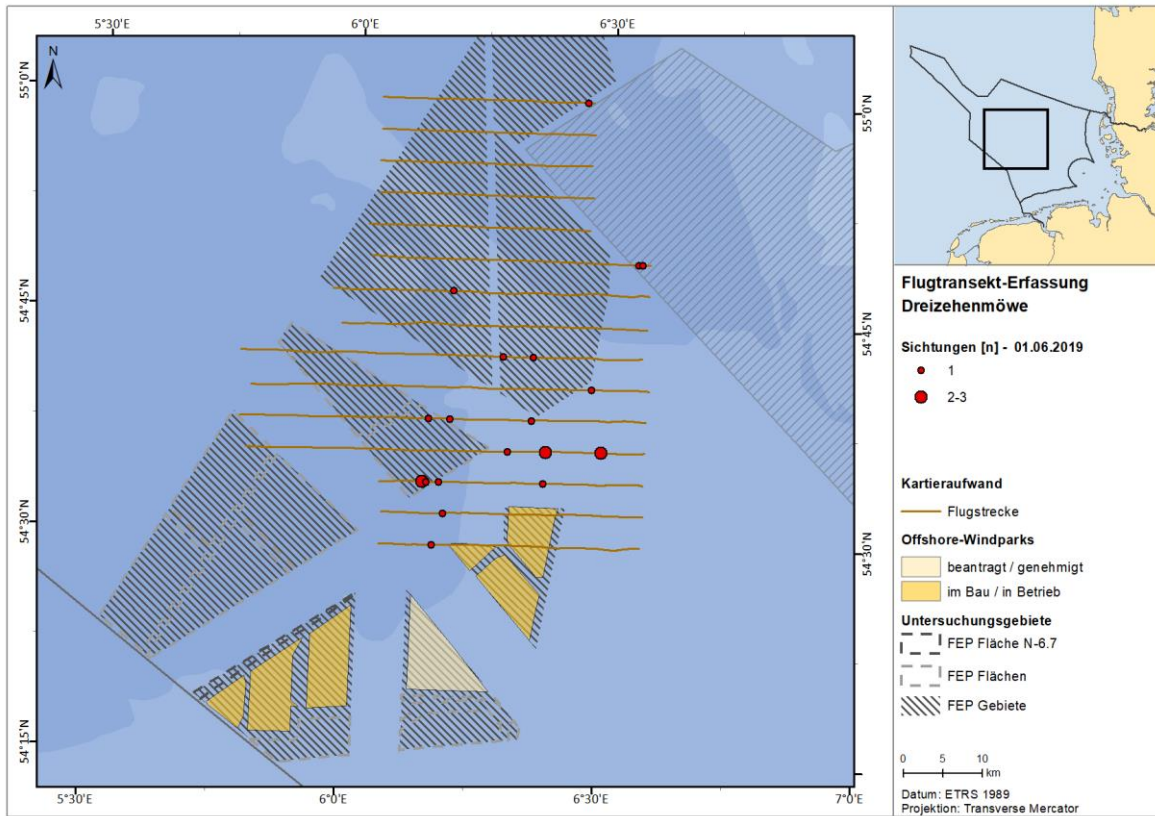


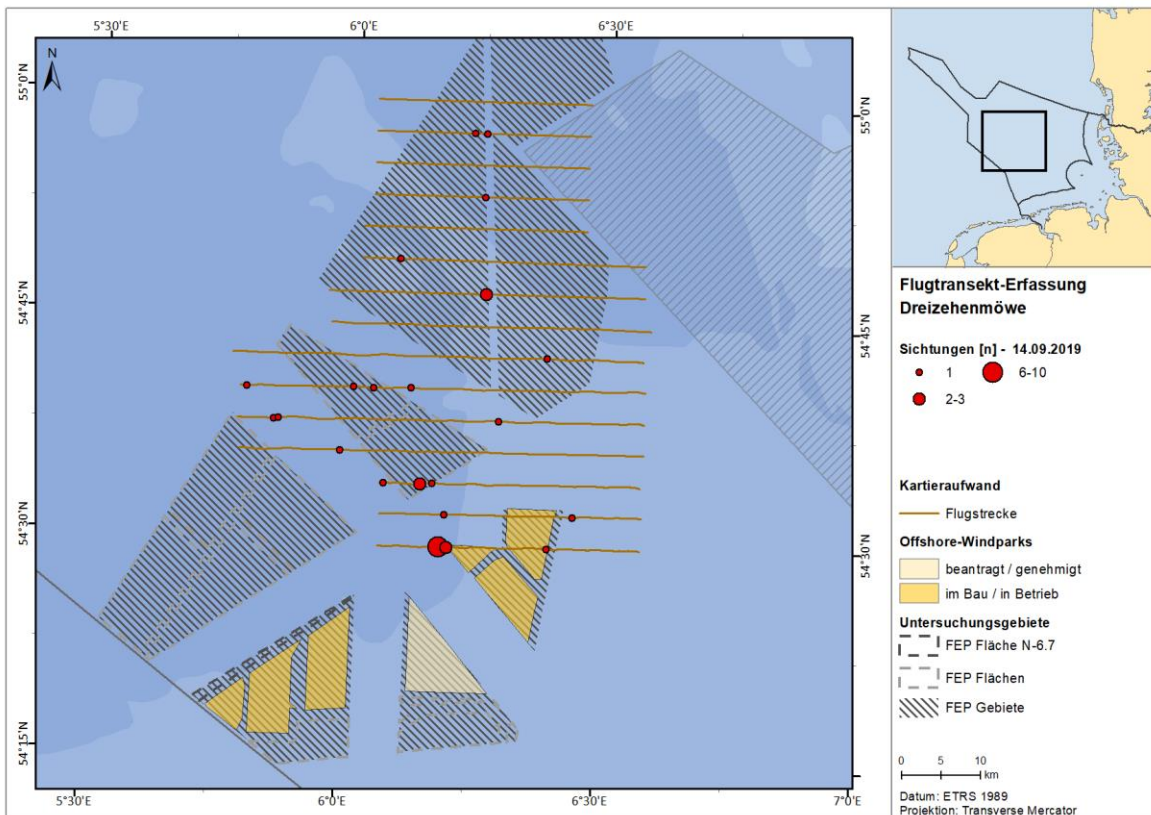
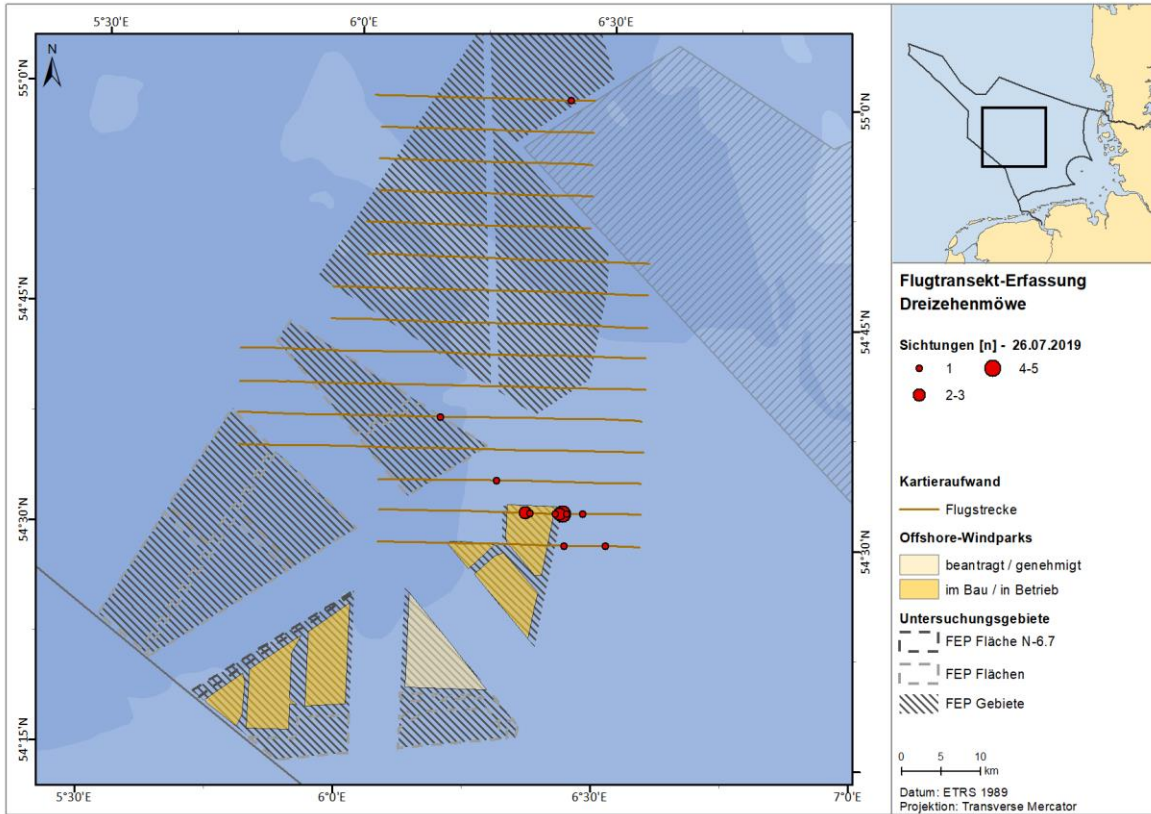


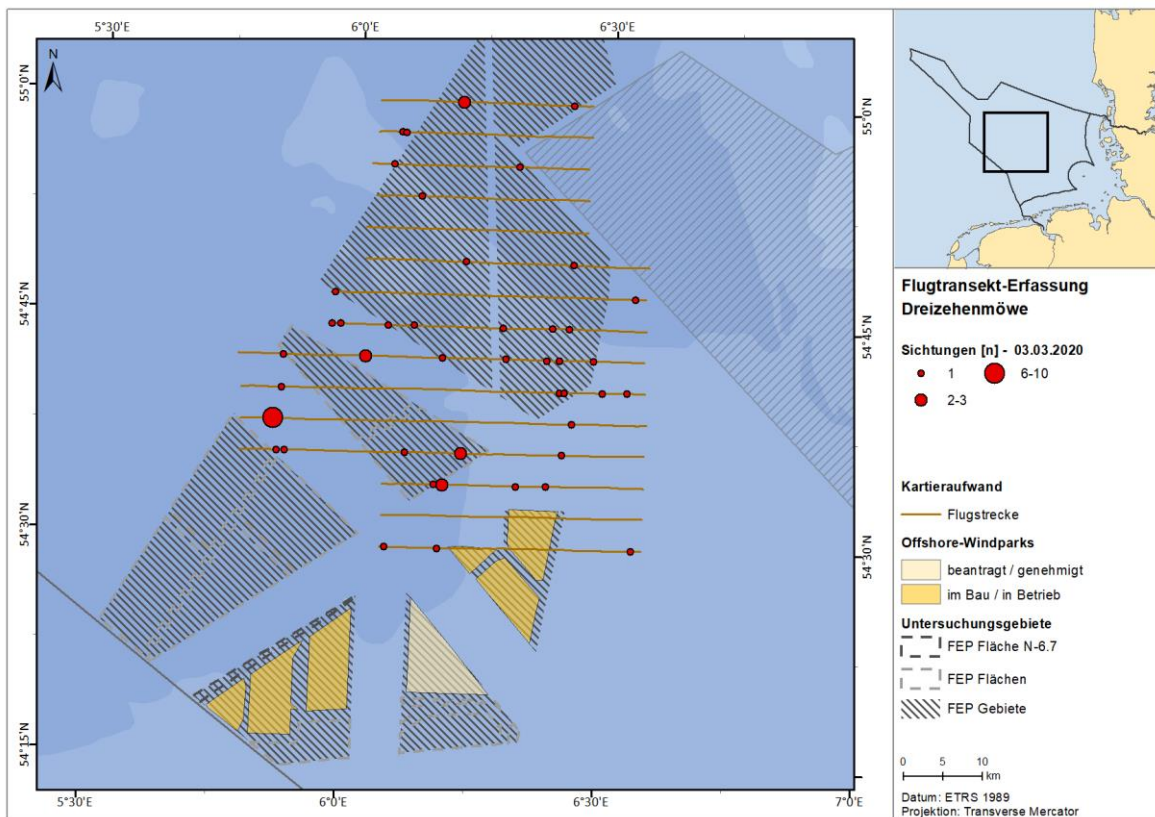
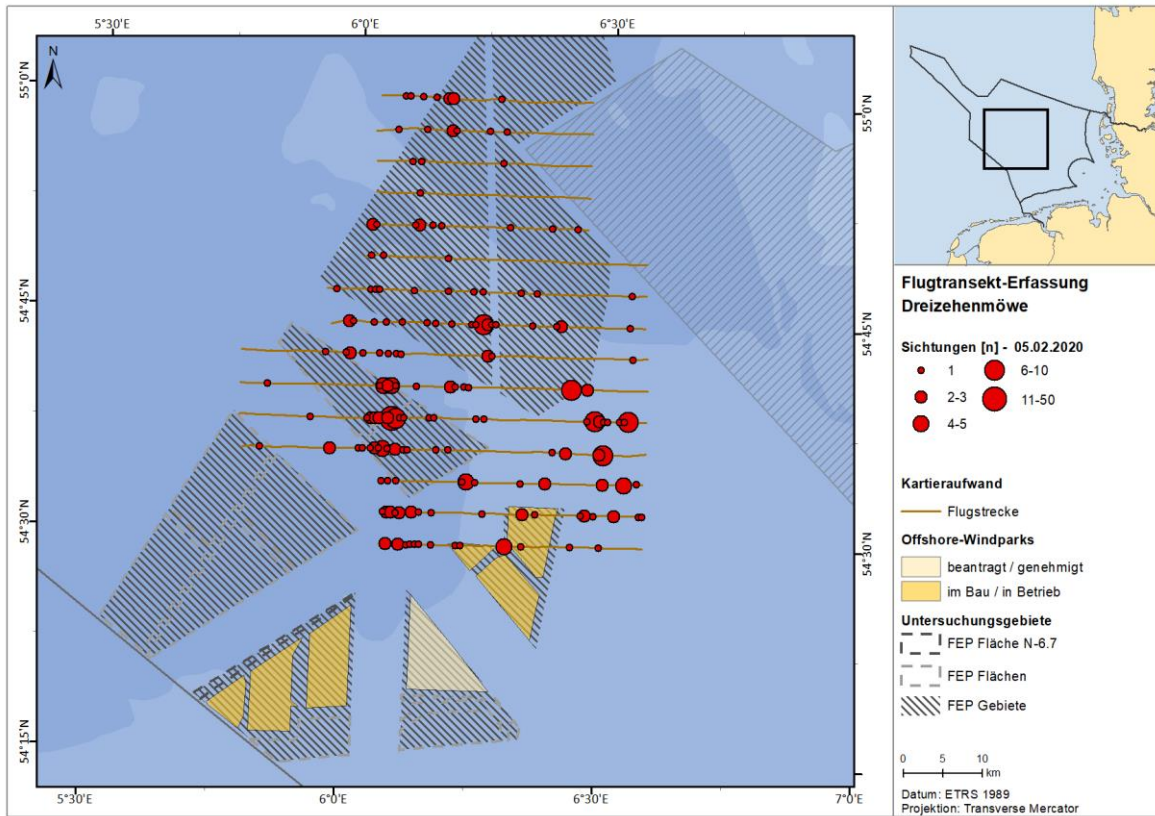
A.3.3.9.2. FN10_11

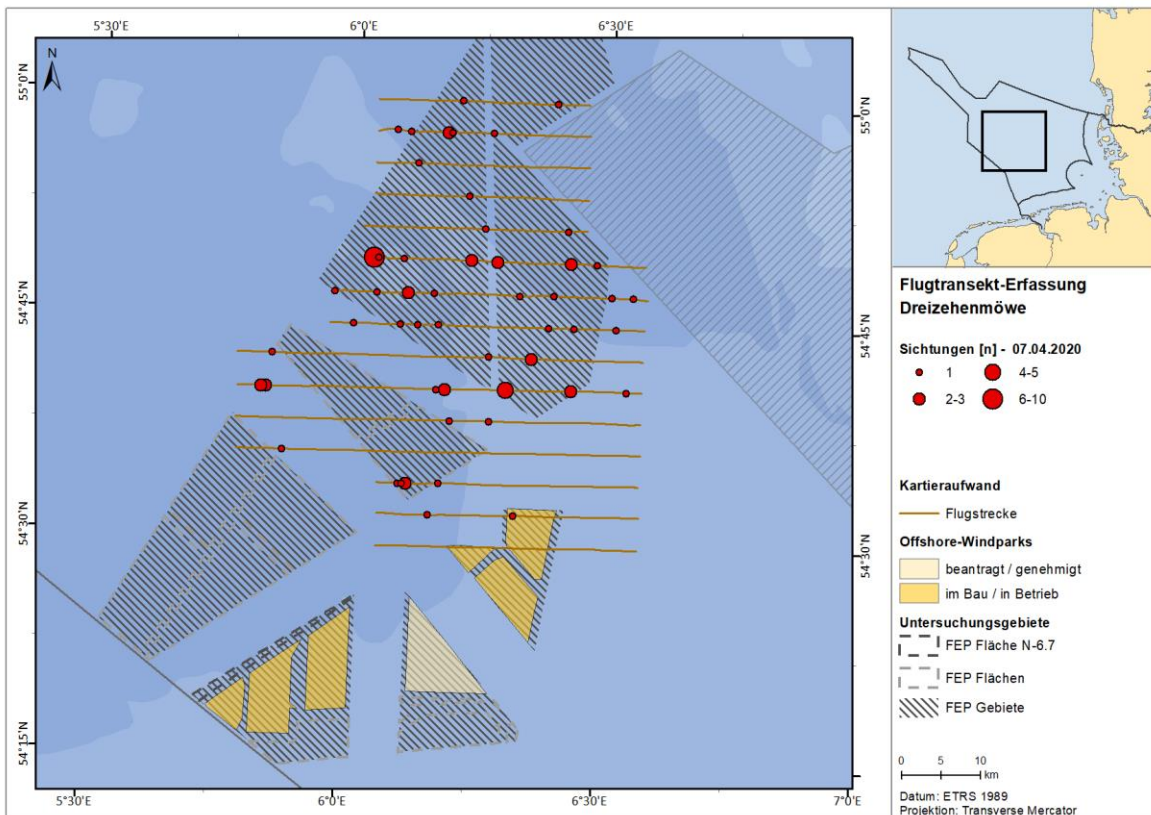
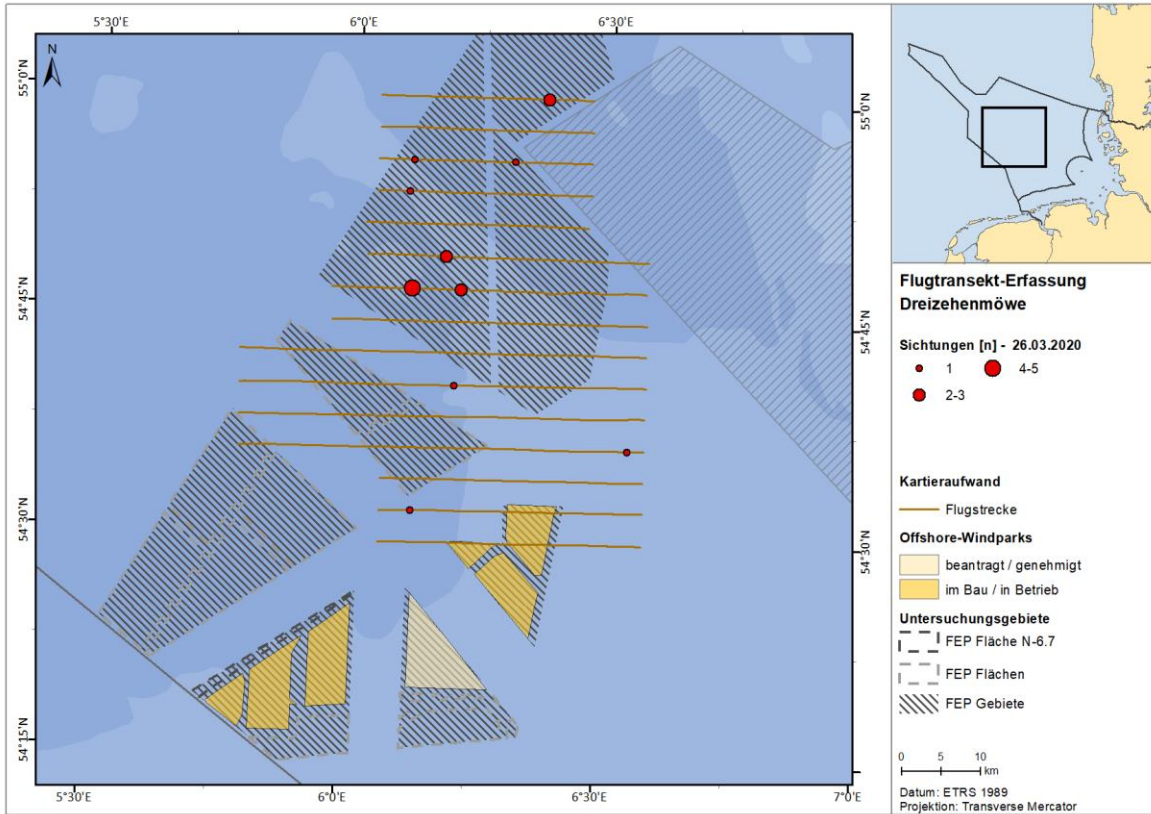


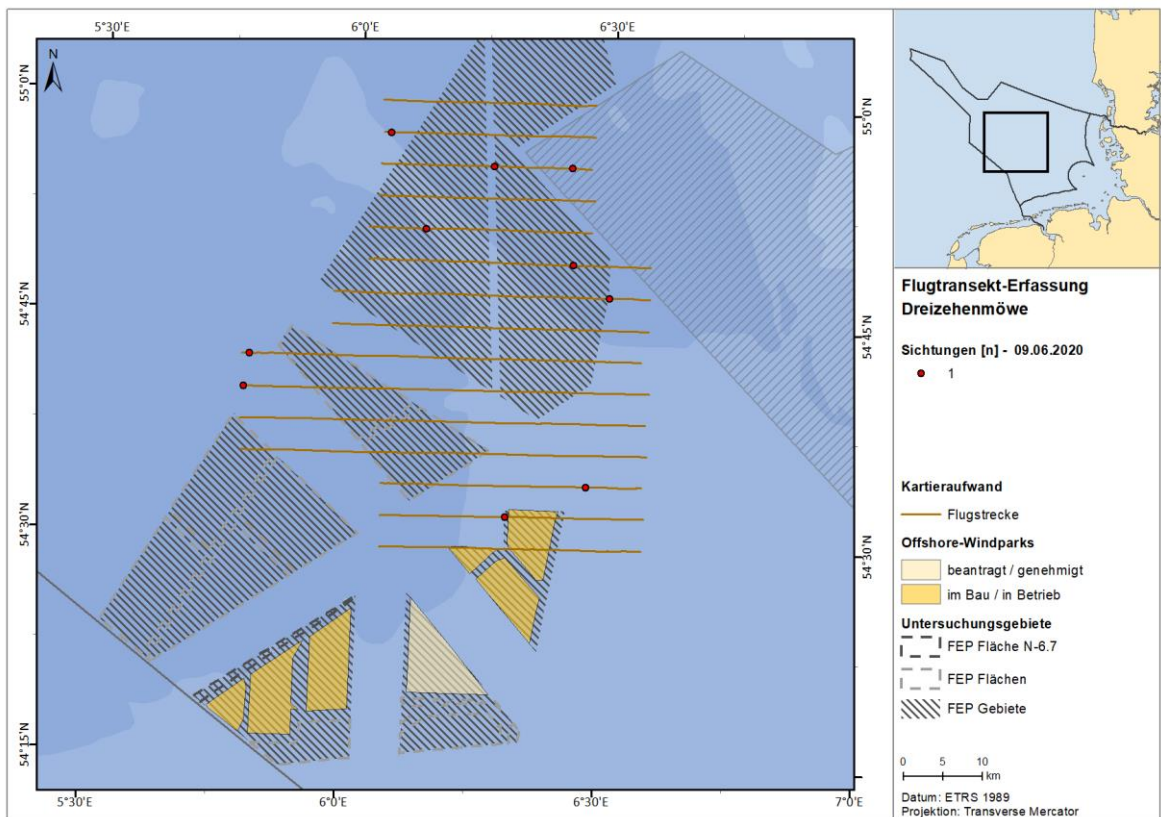
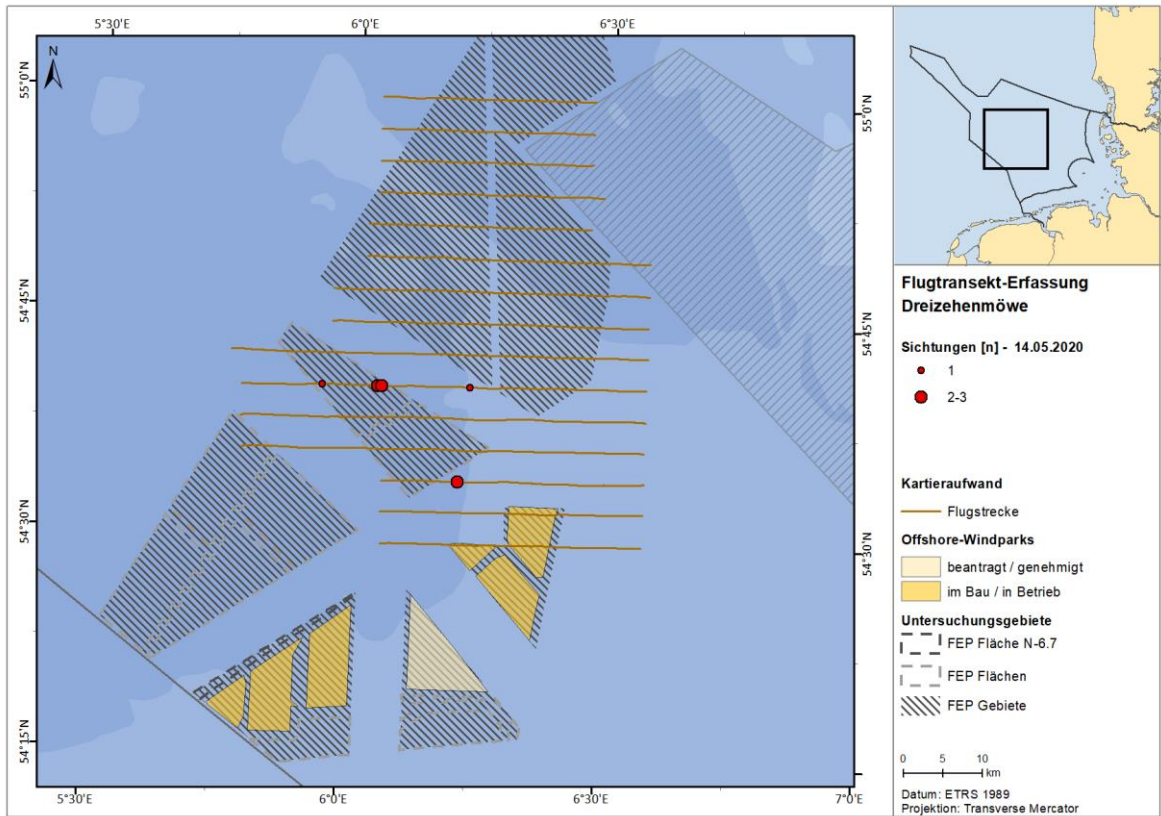




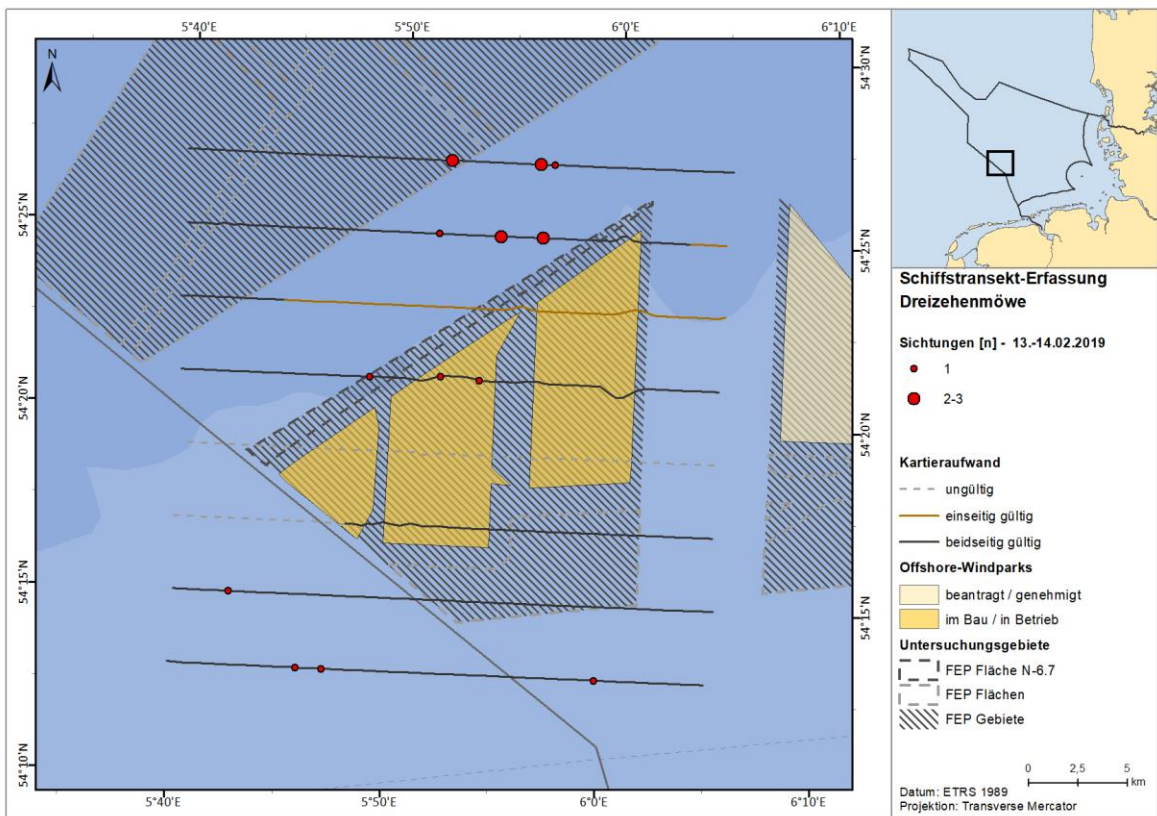
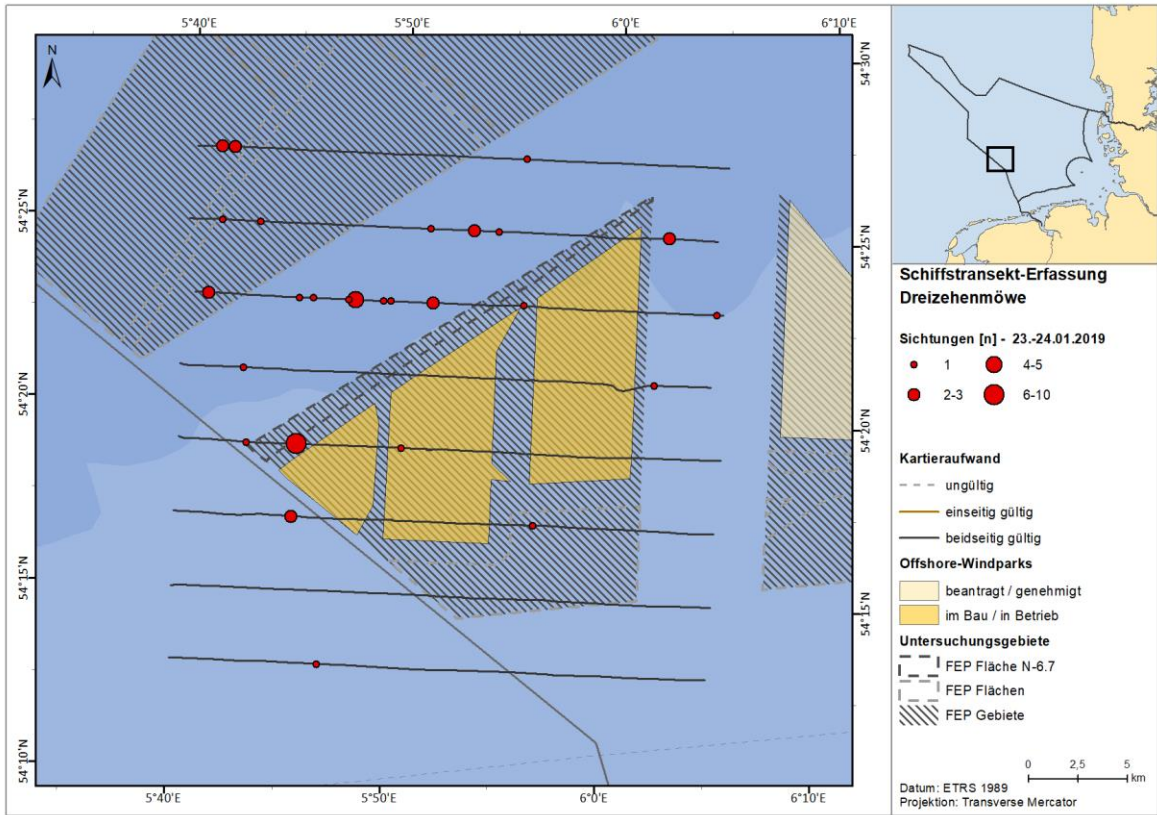


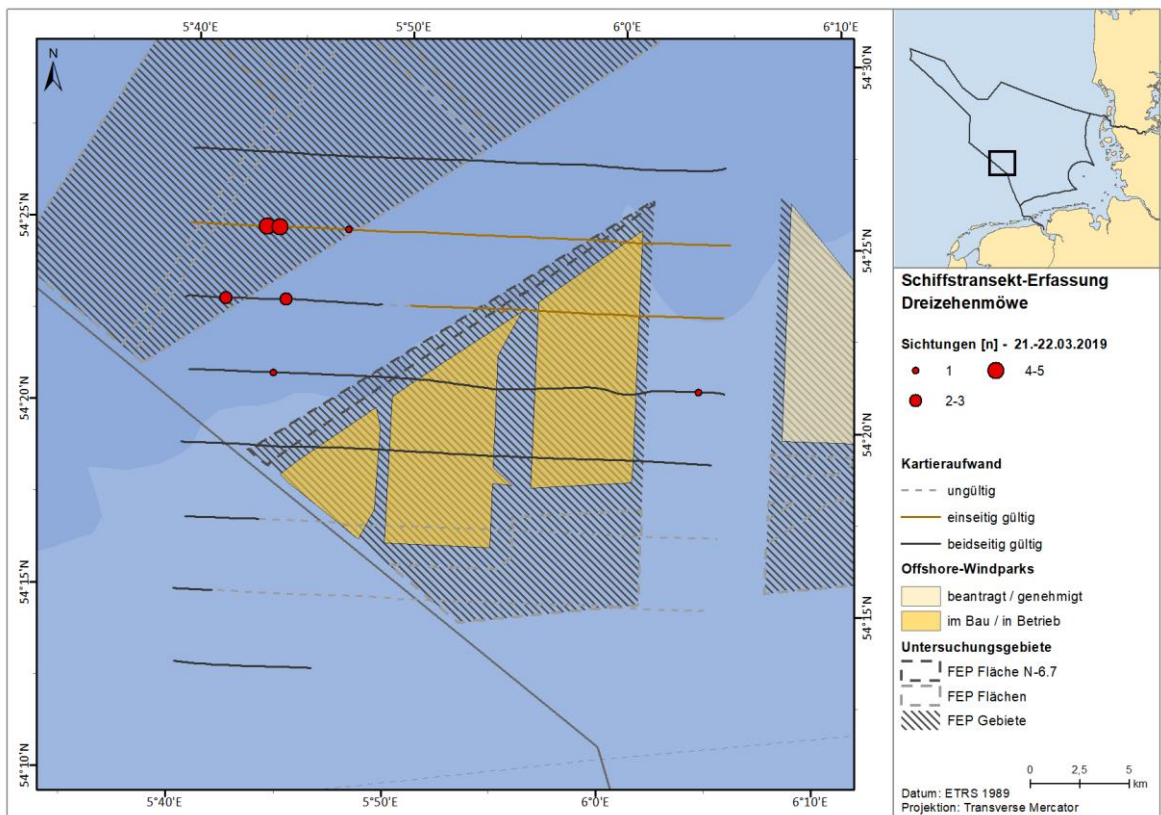
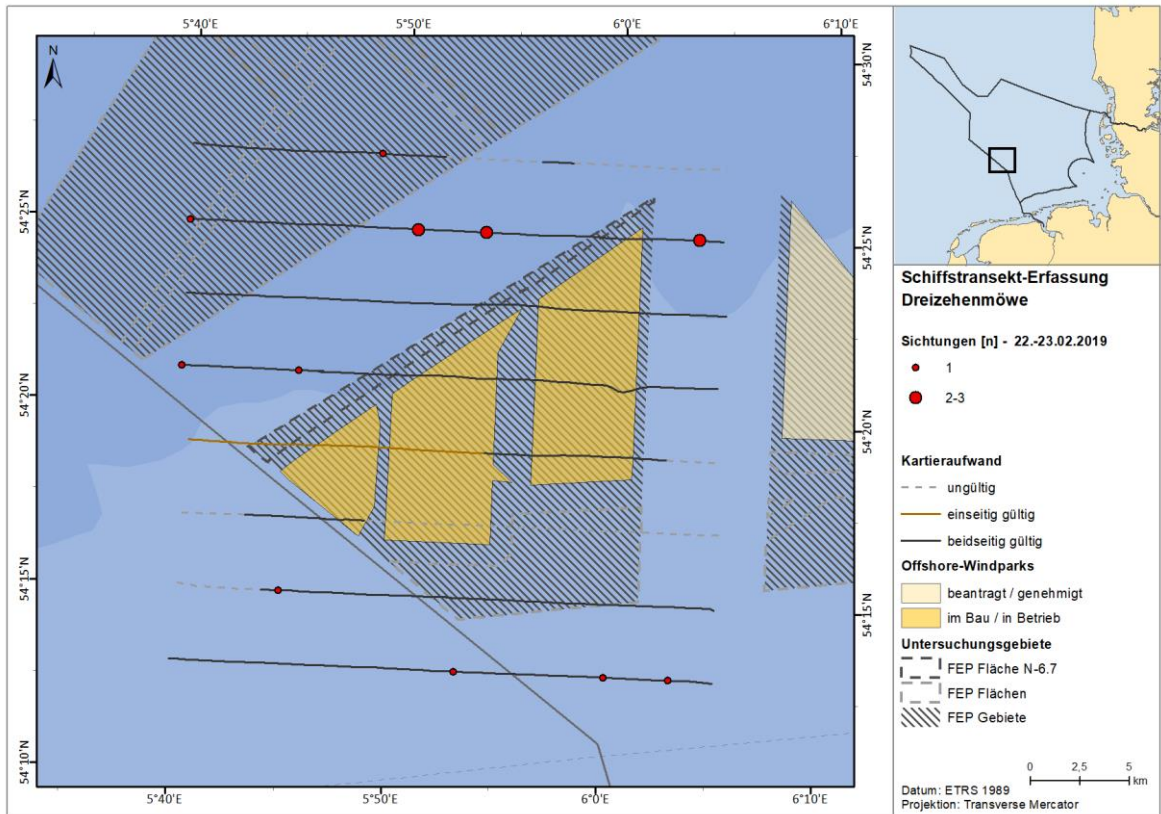


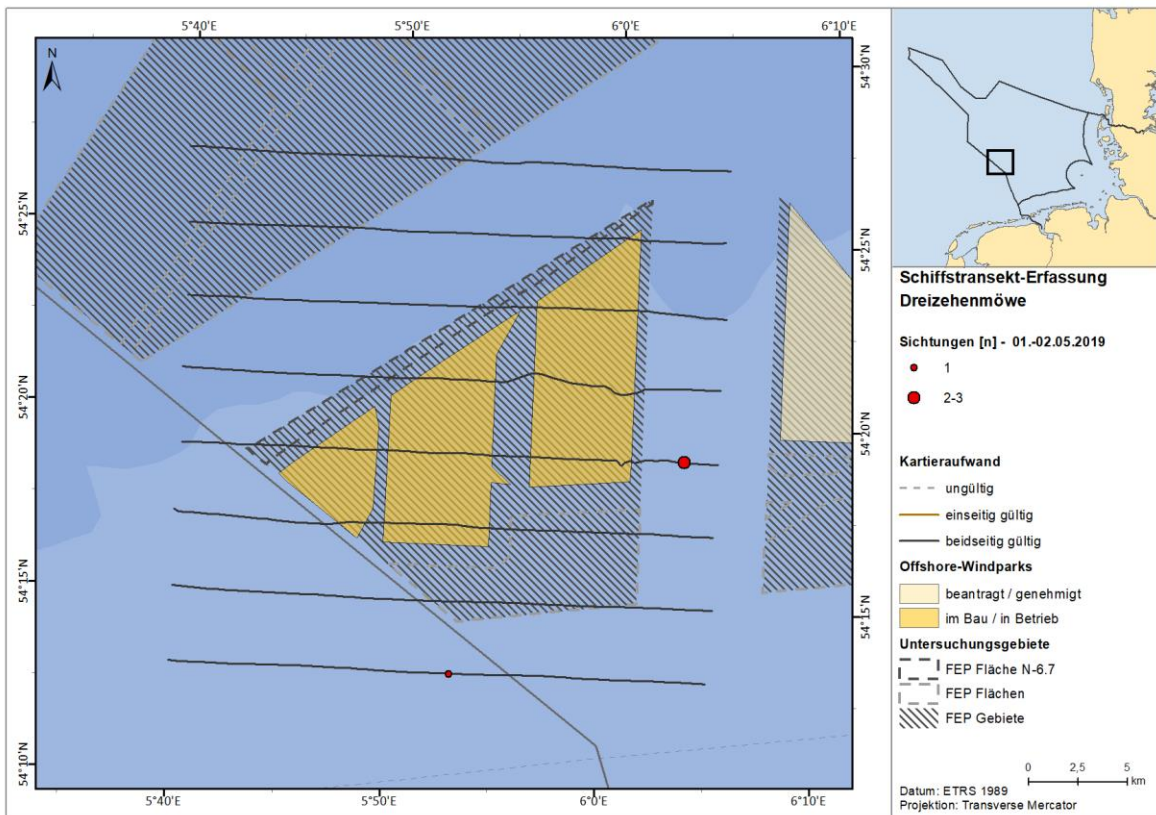
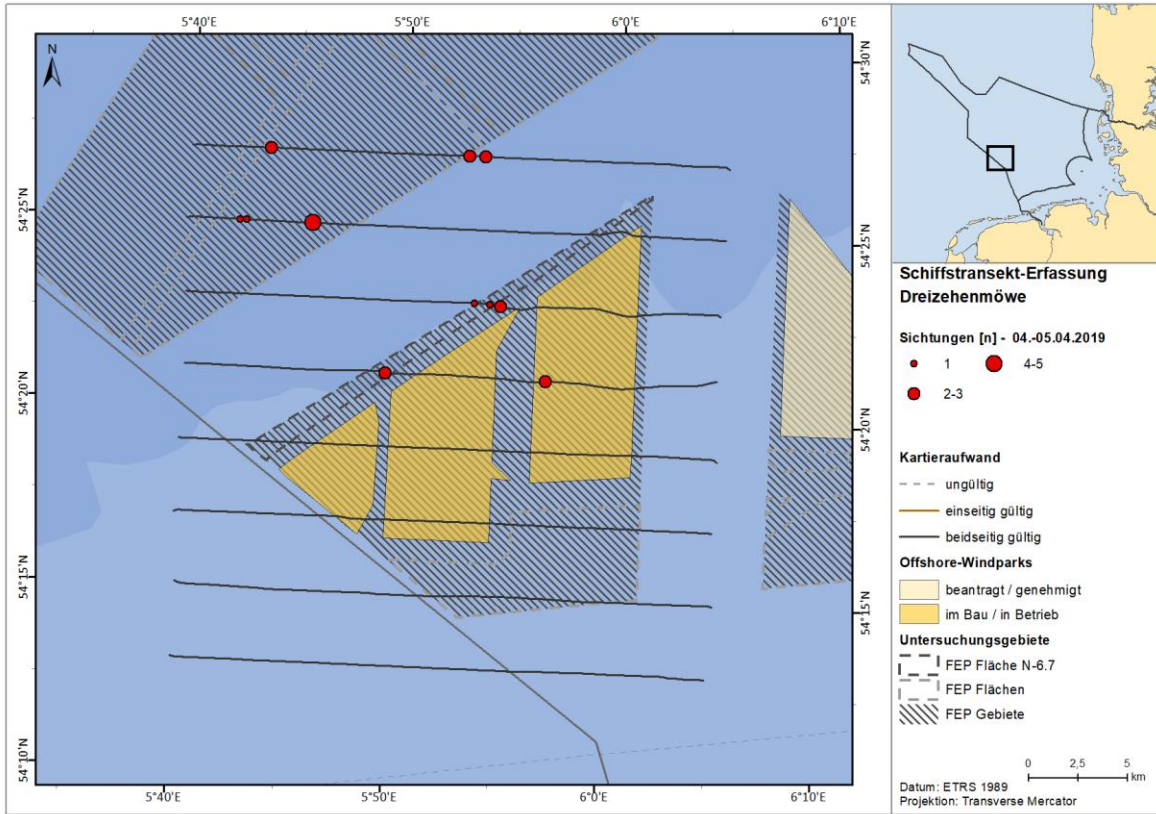


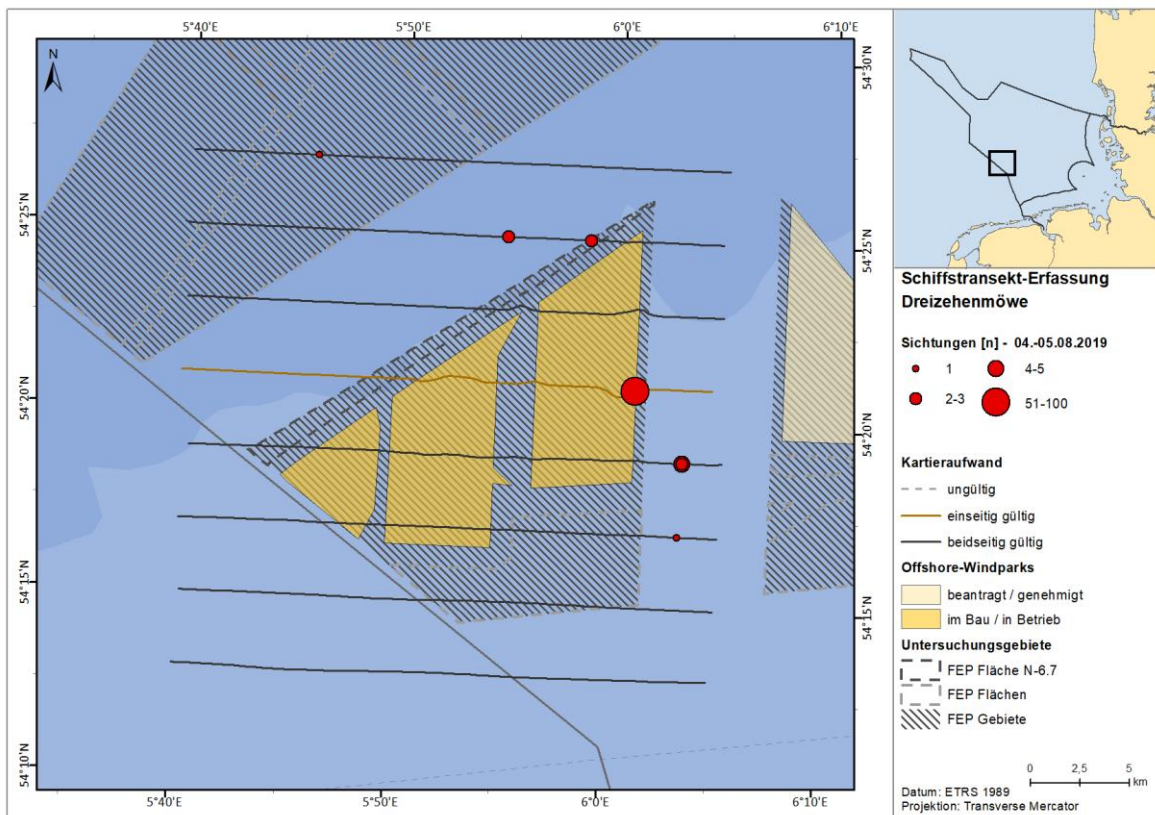
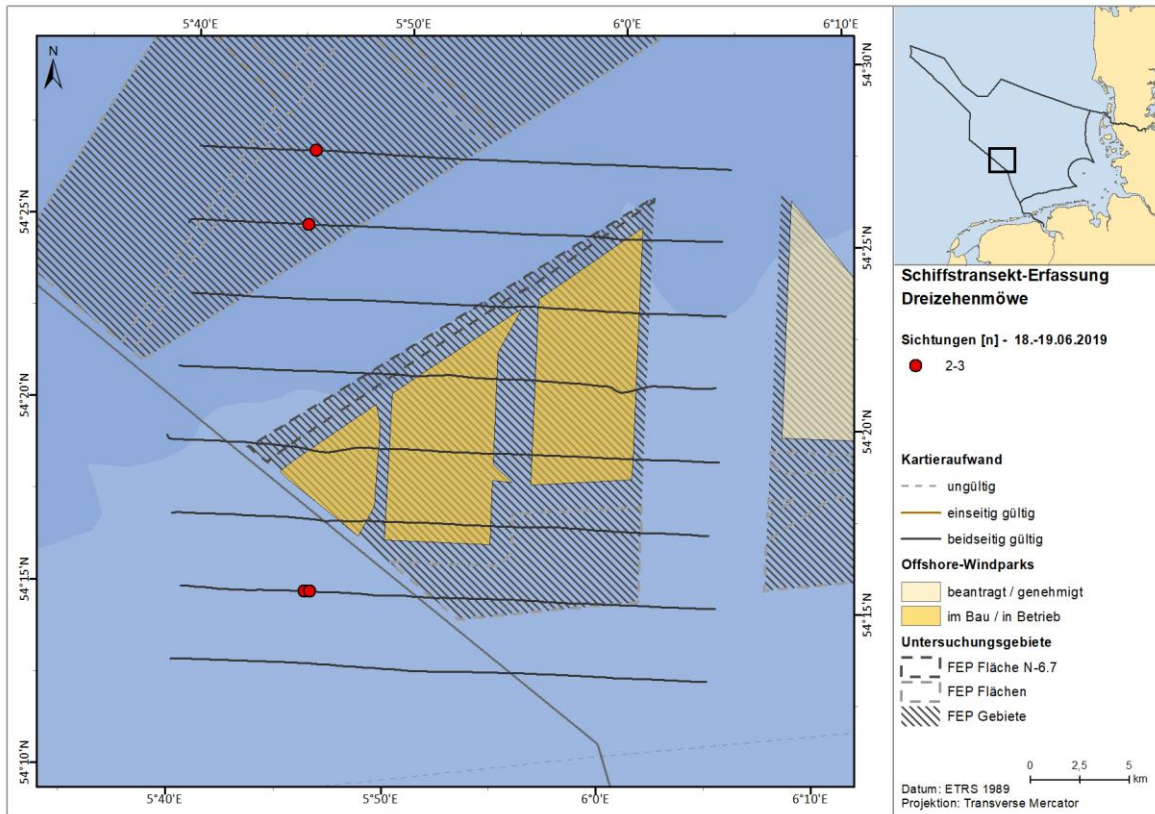


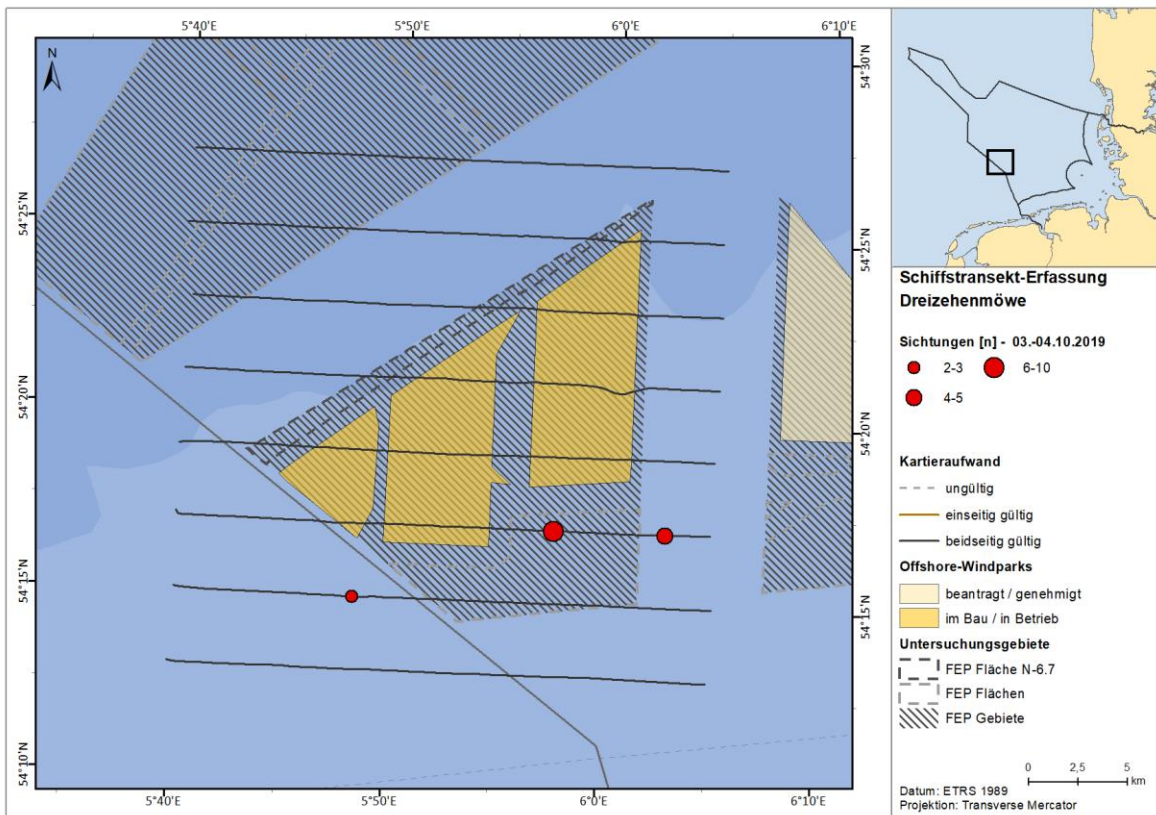
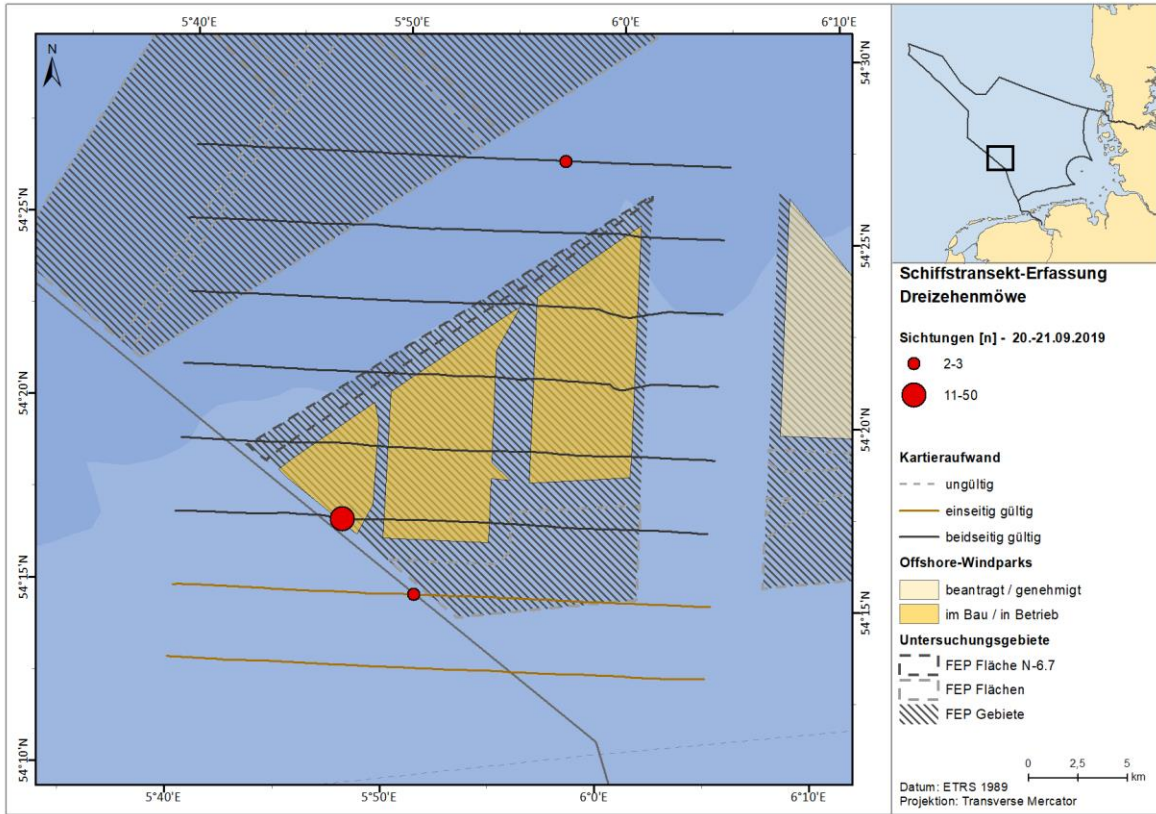
A.3.3.9.3. SC6

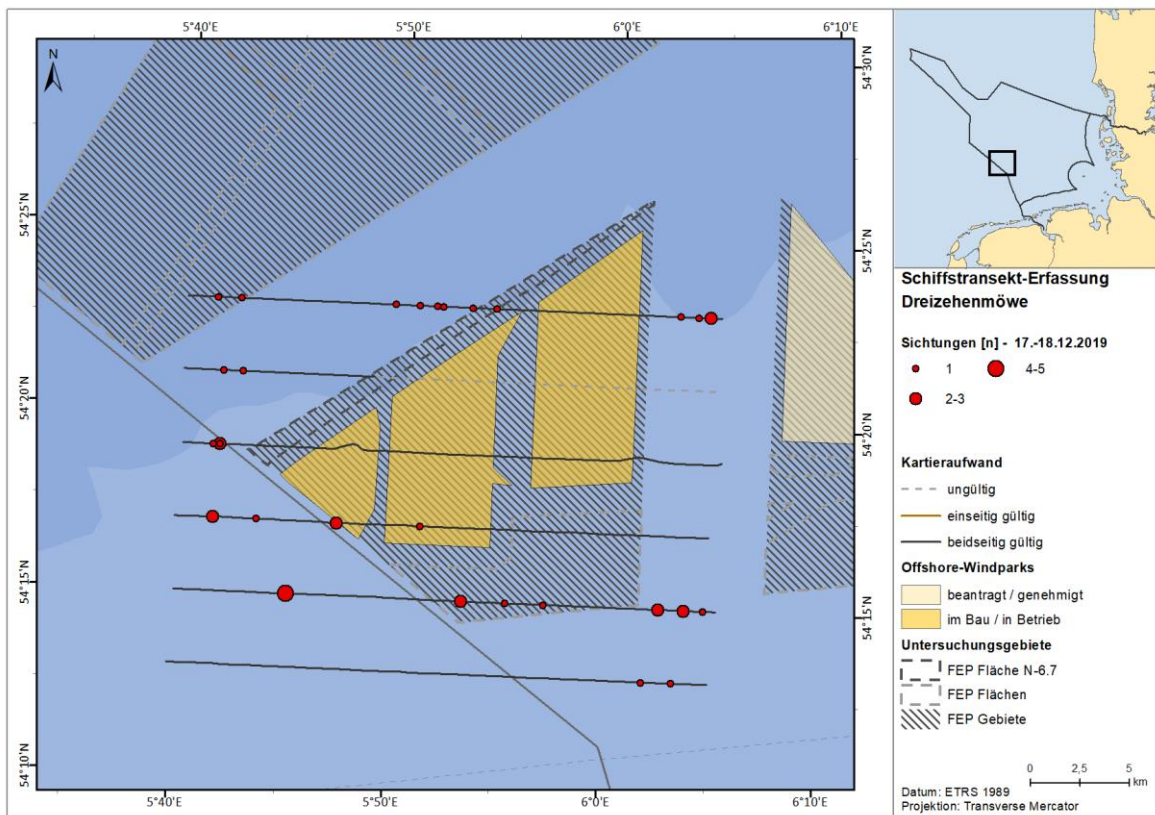
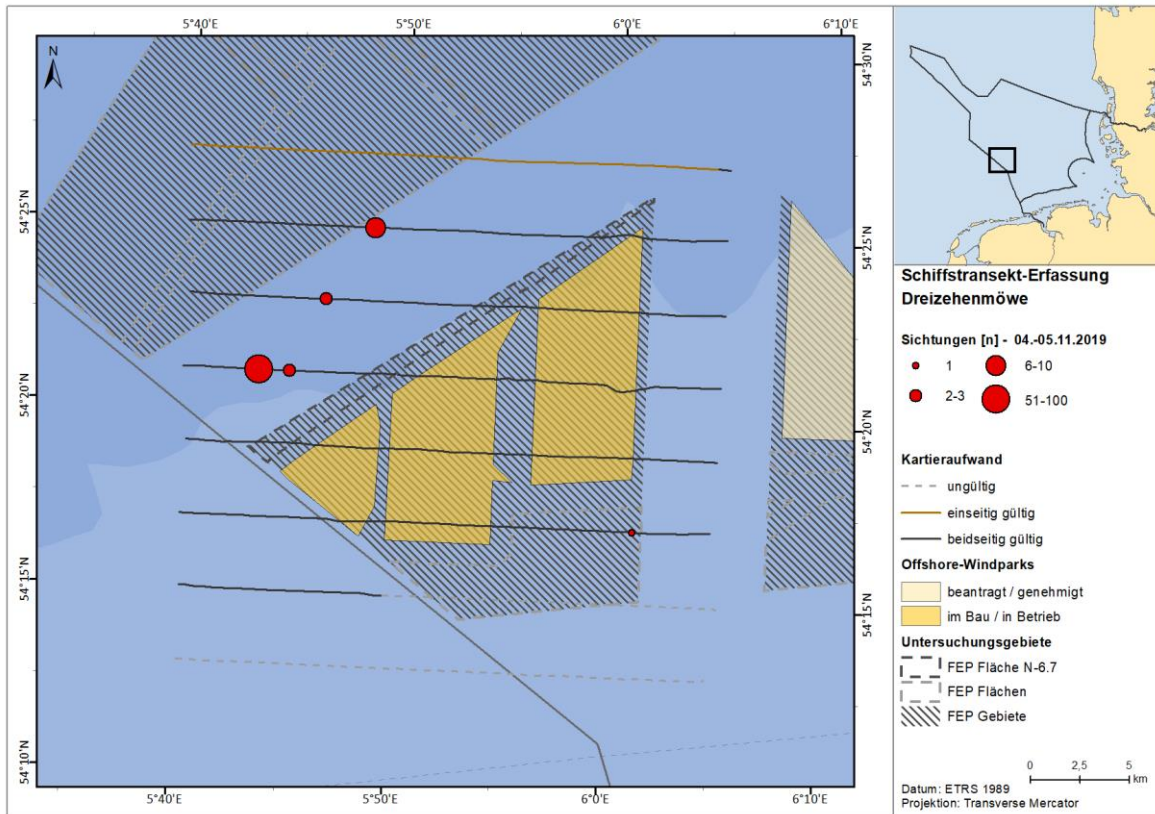


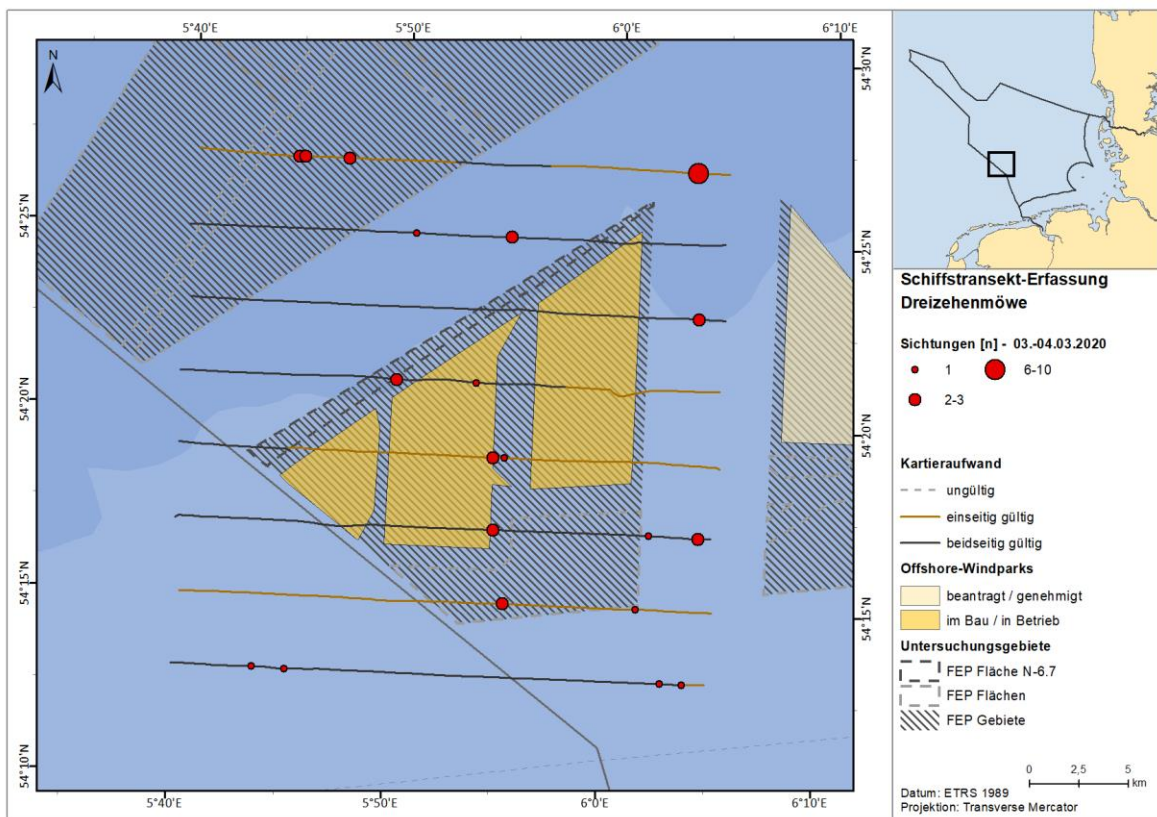
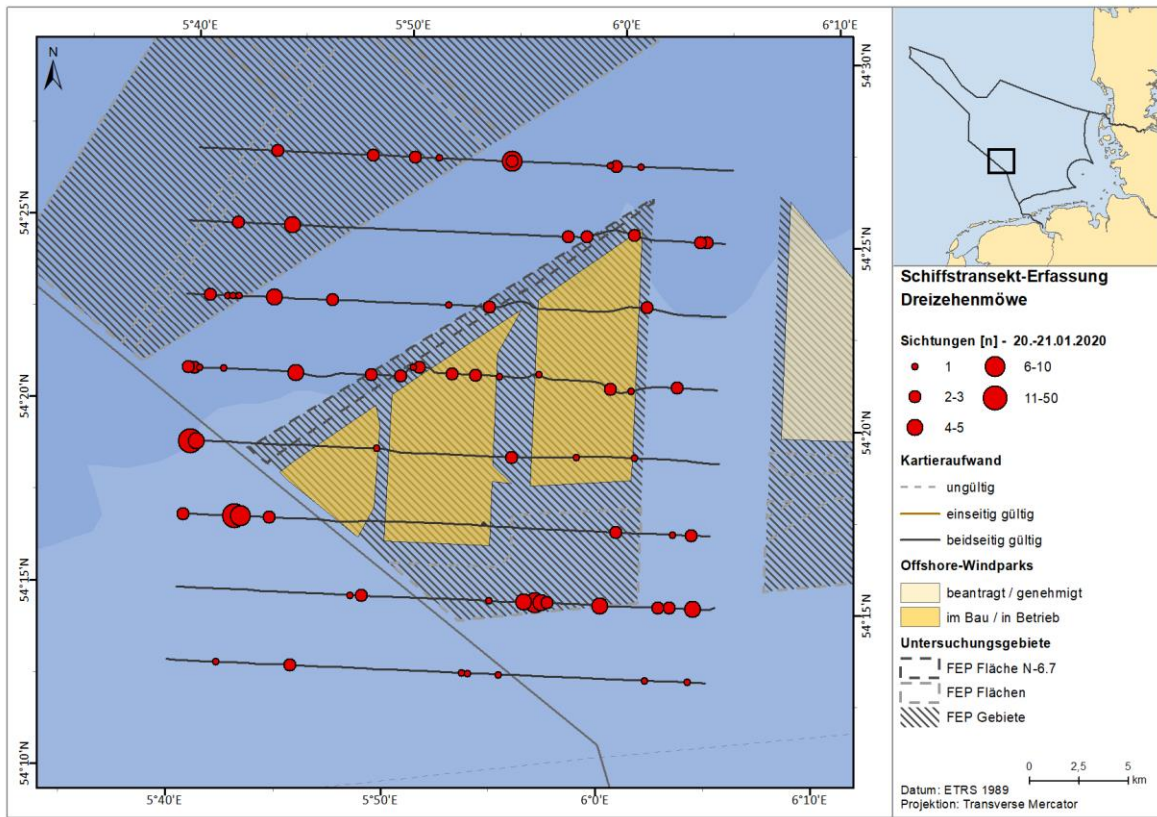


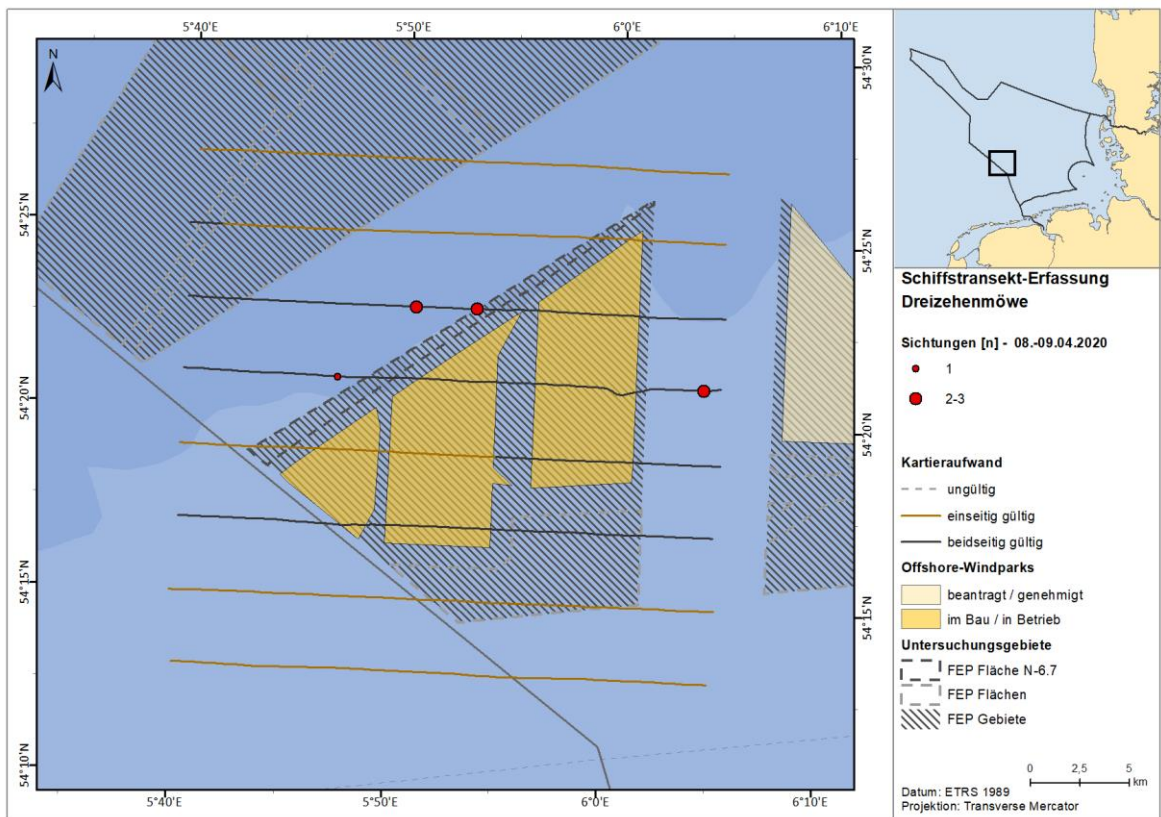
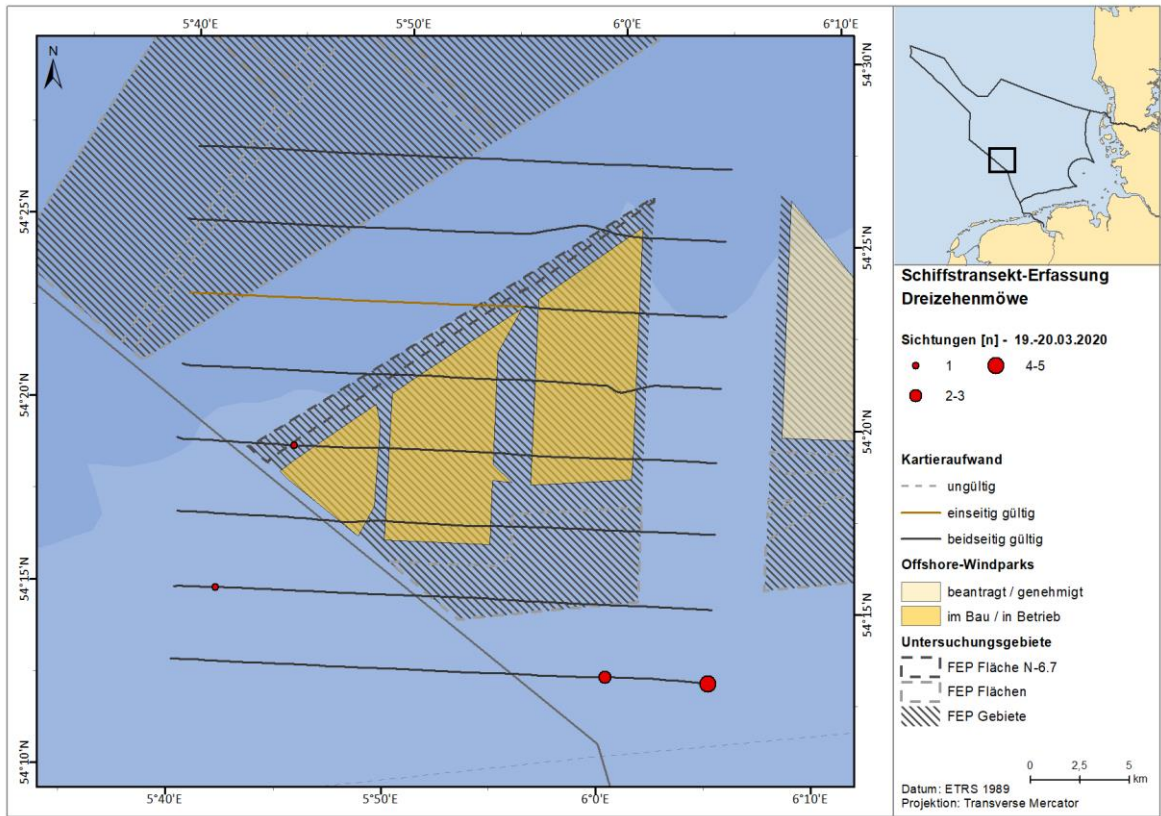


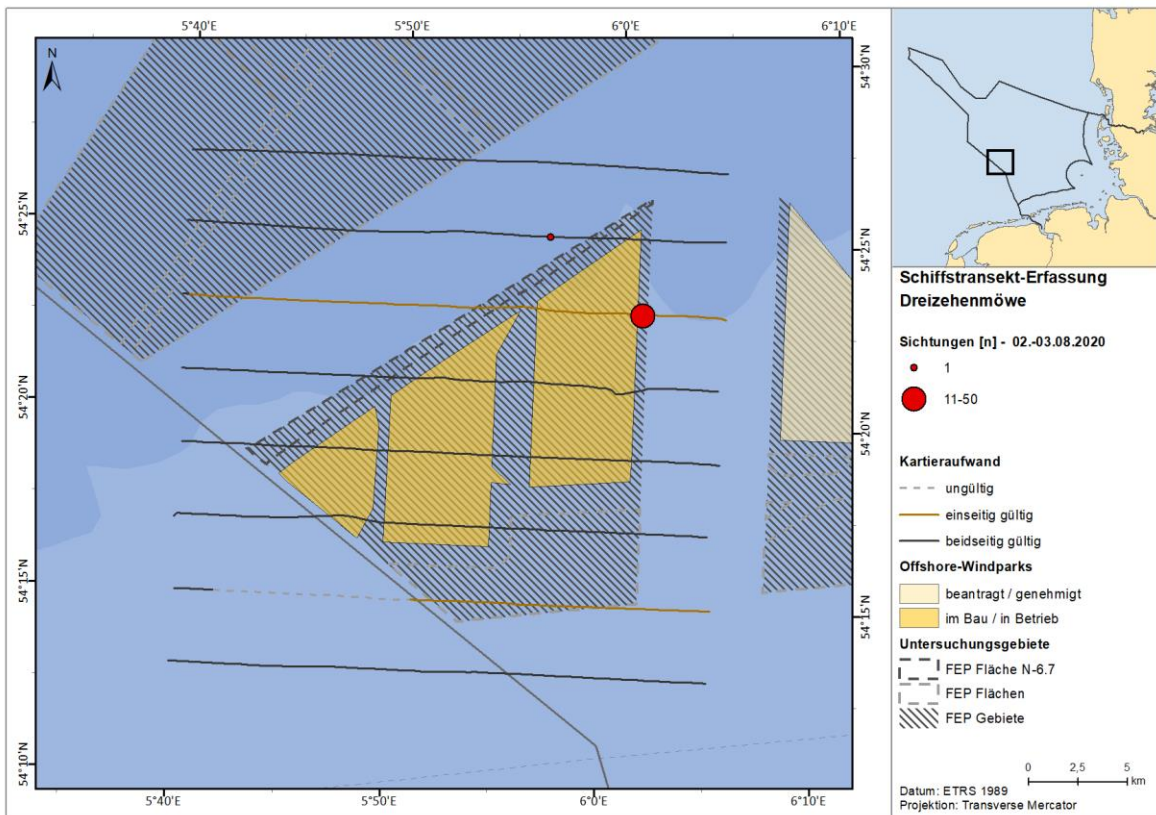
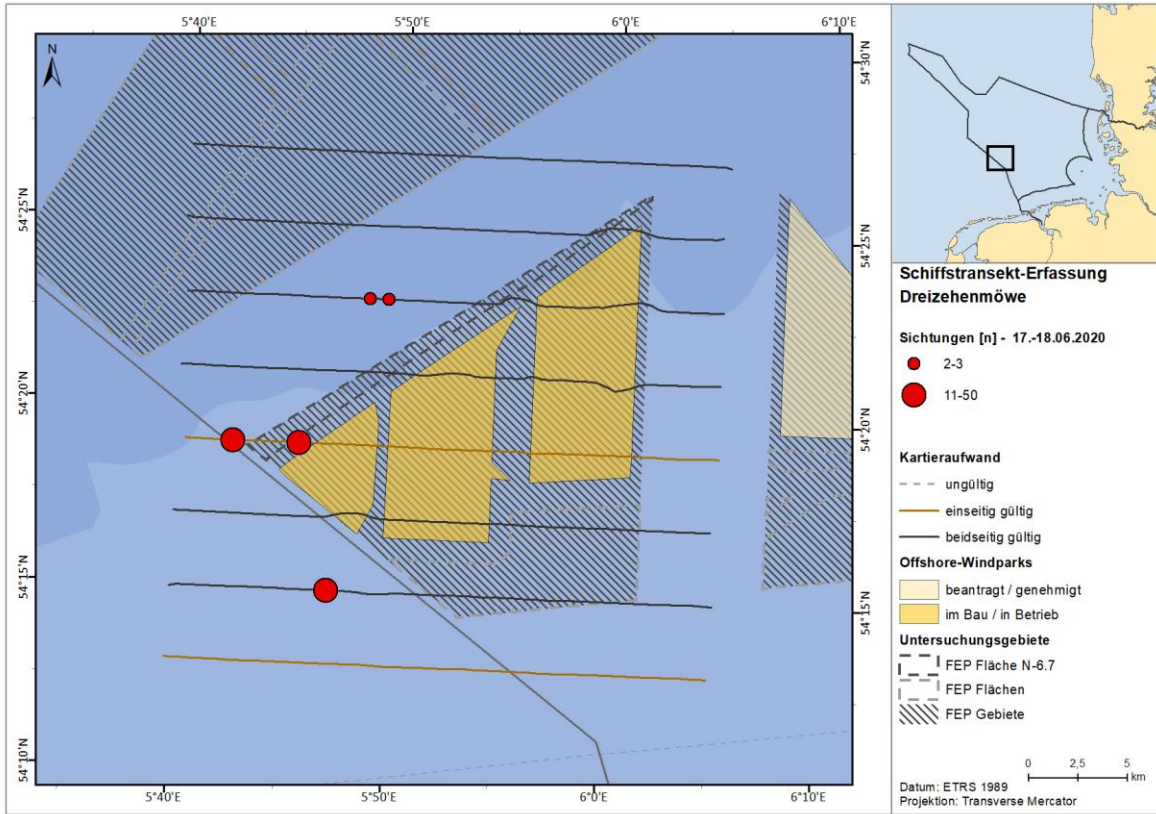


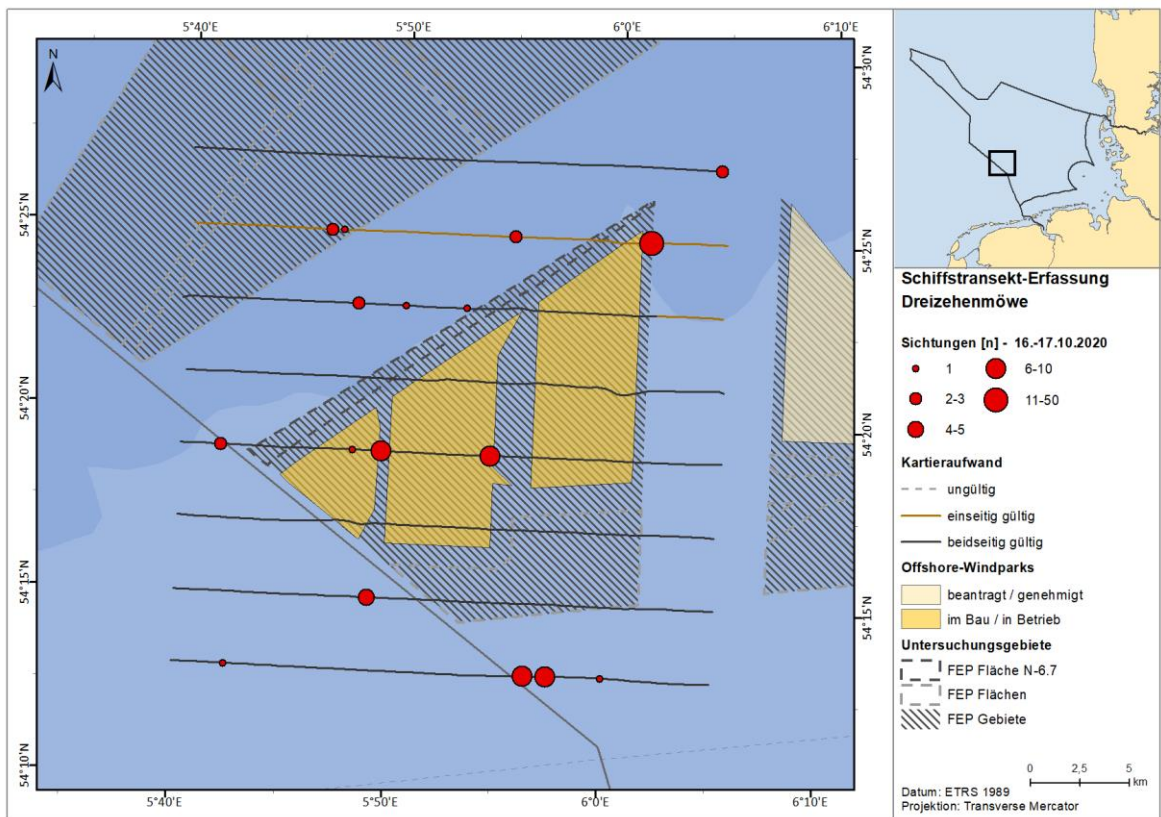
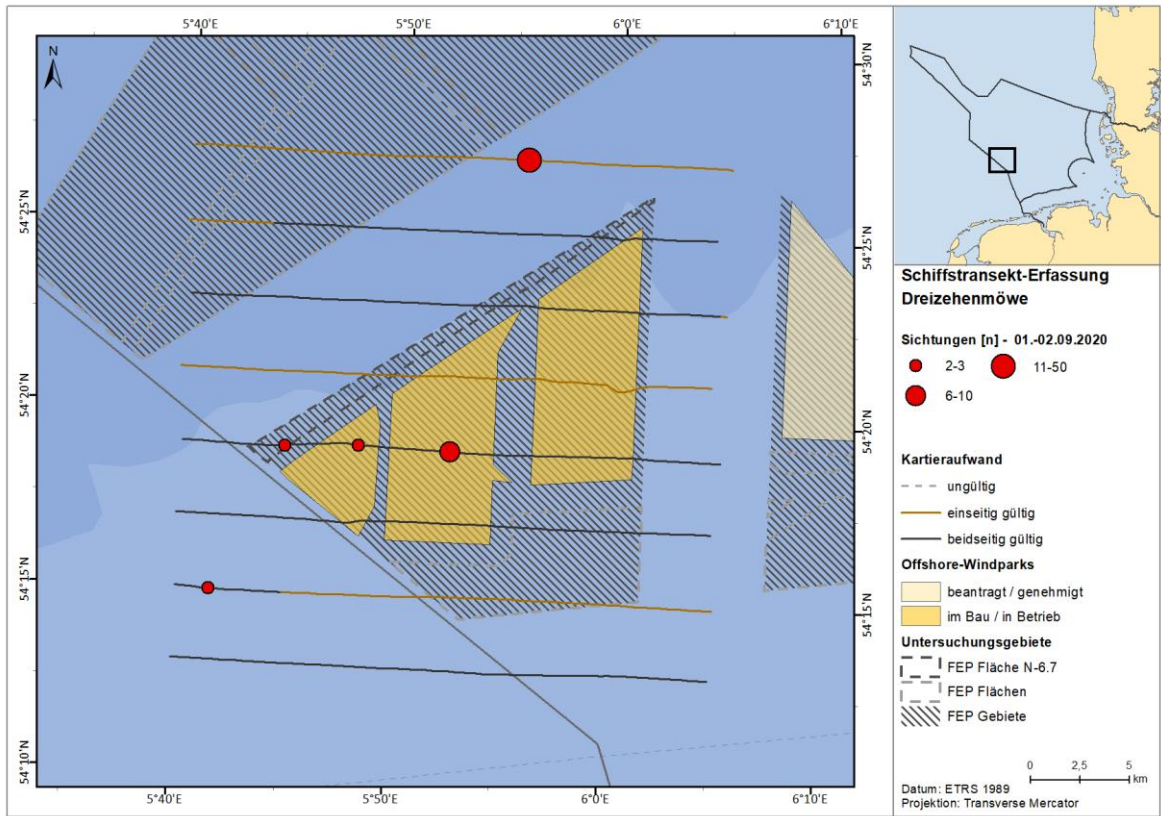


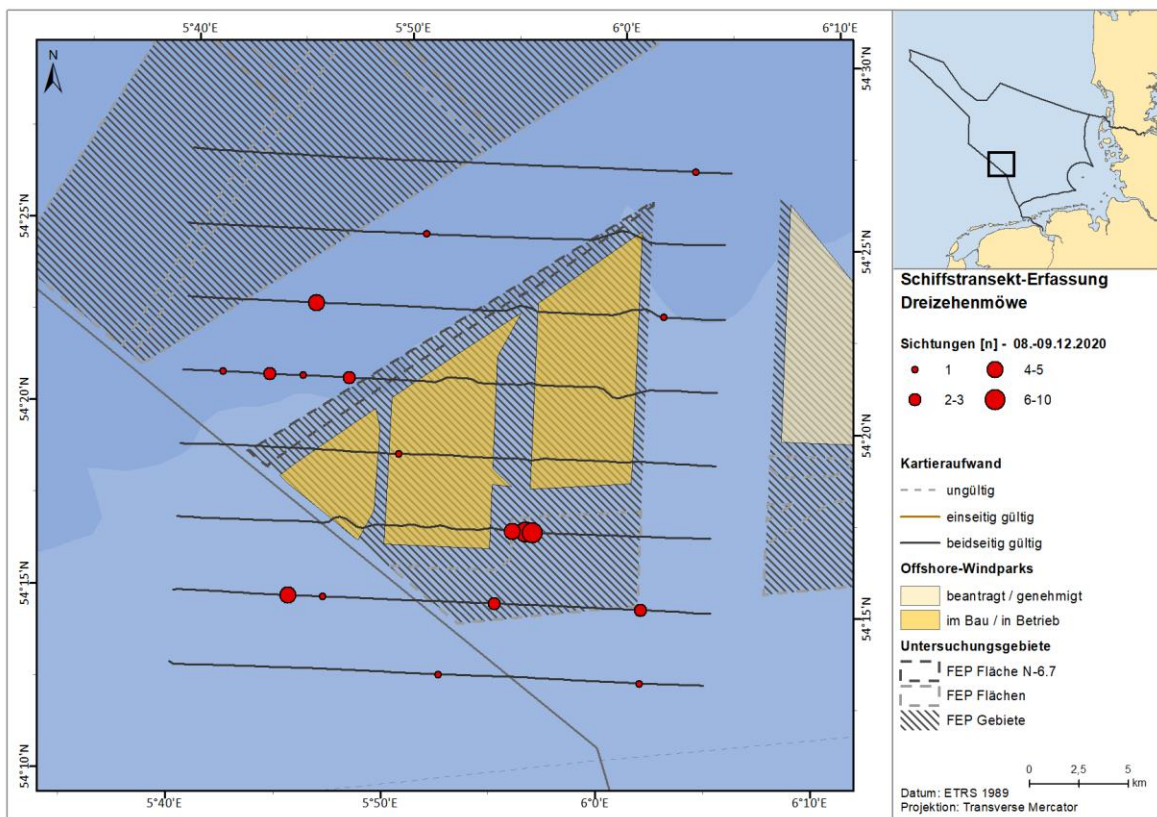
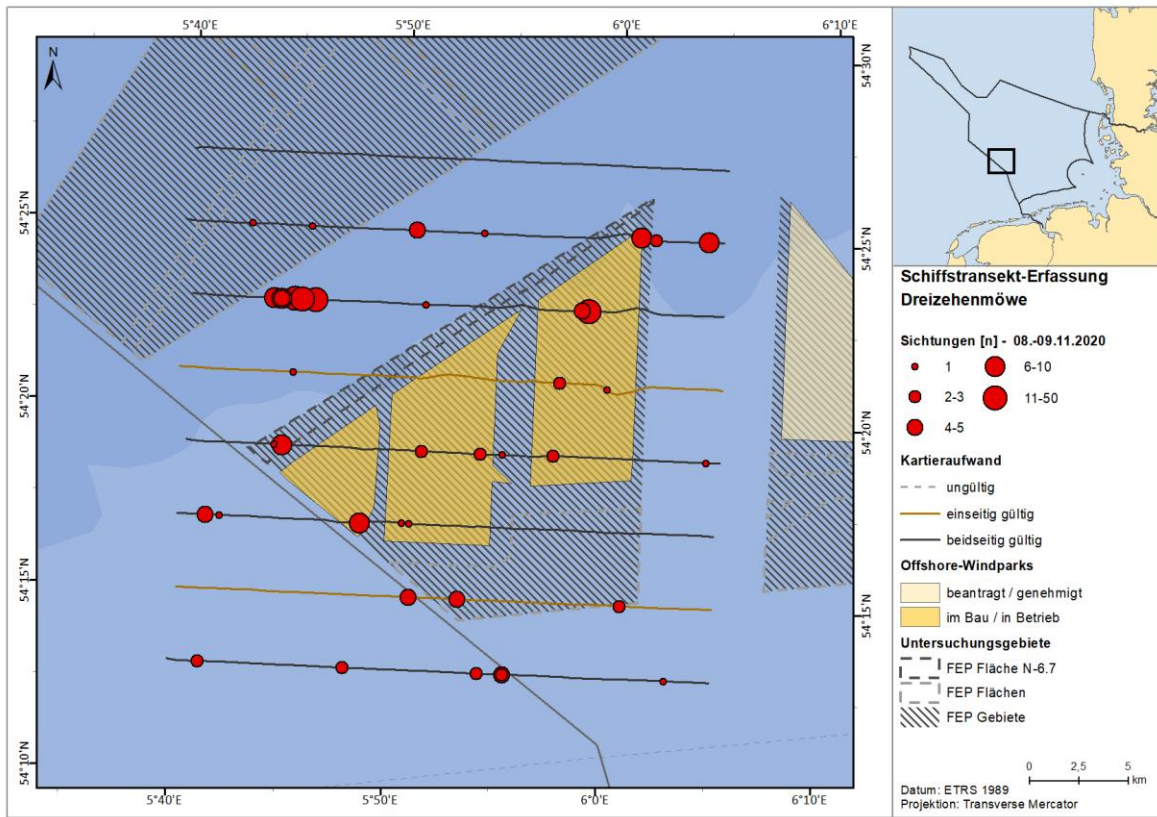






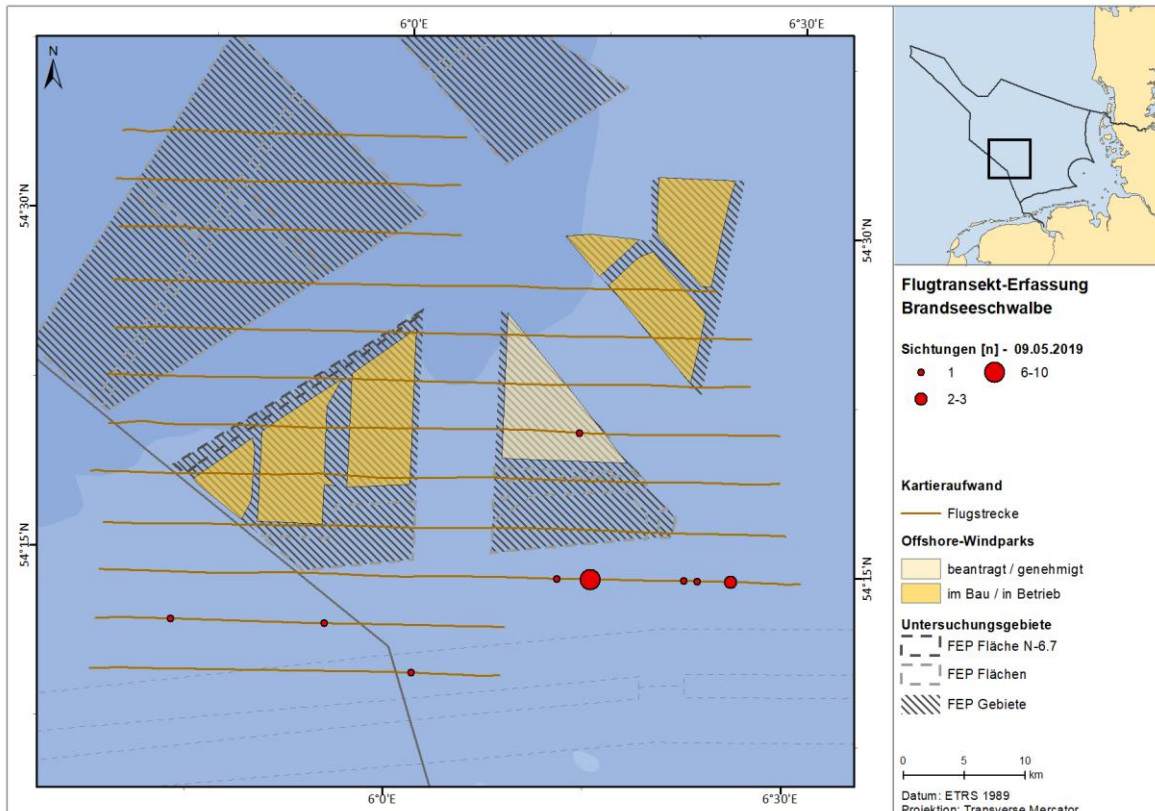
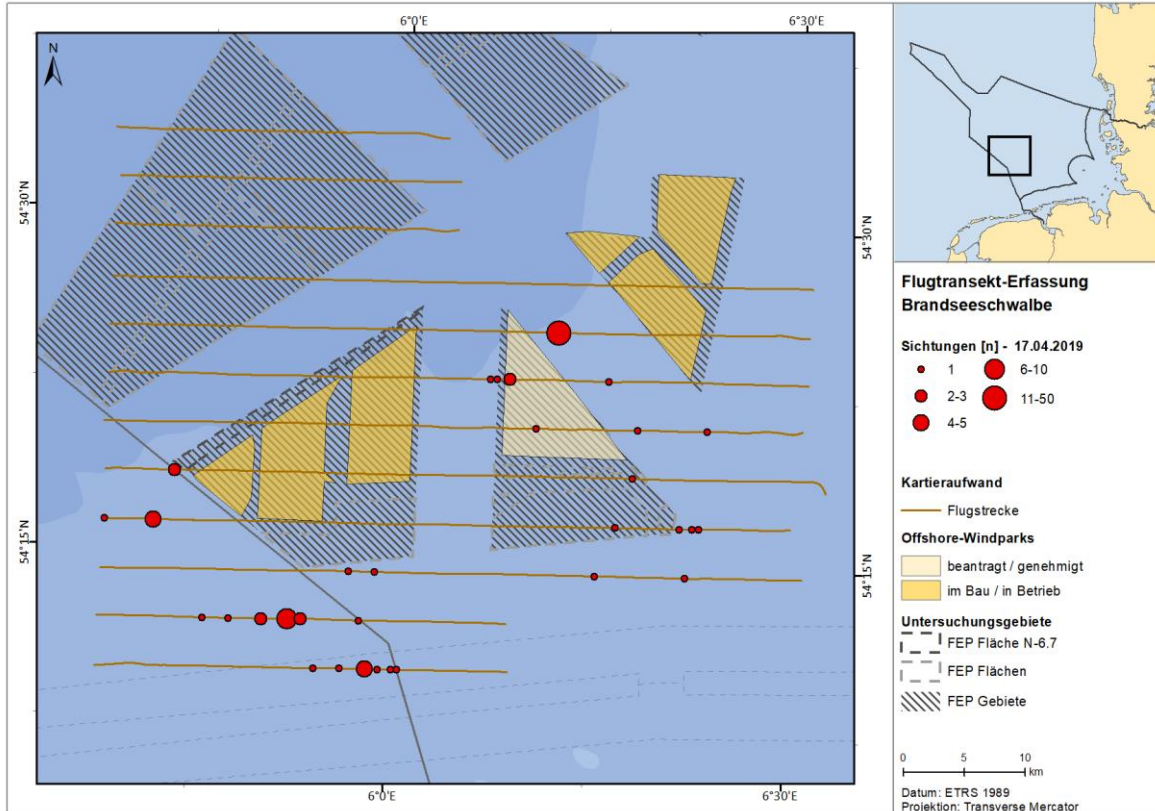


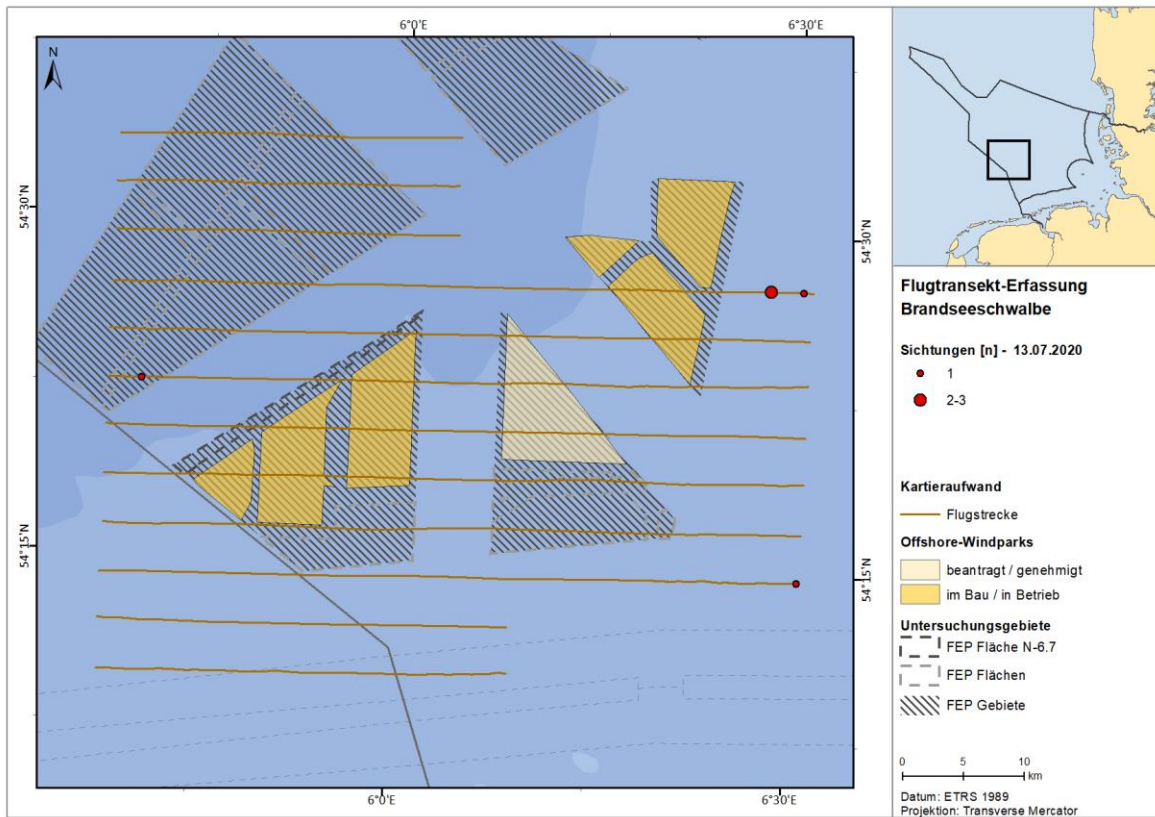




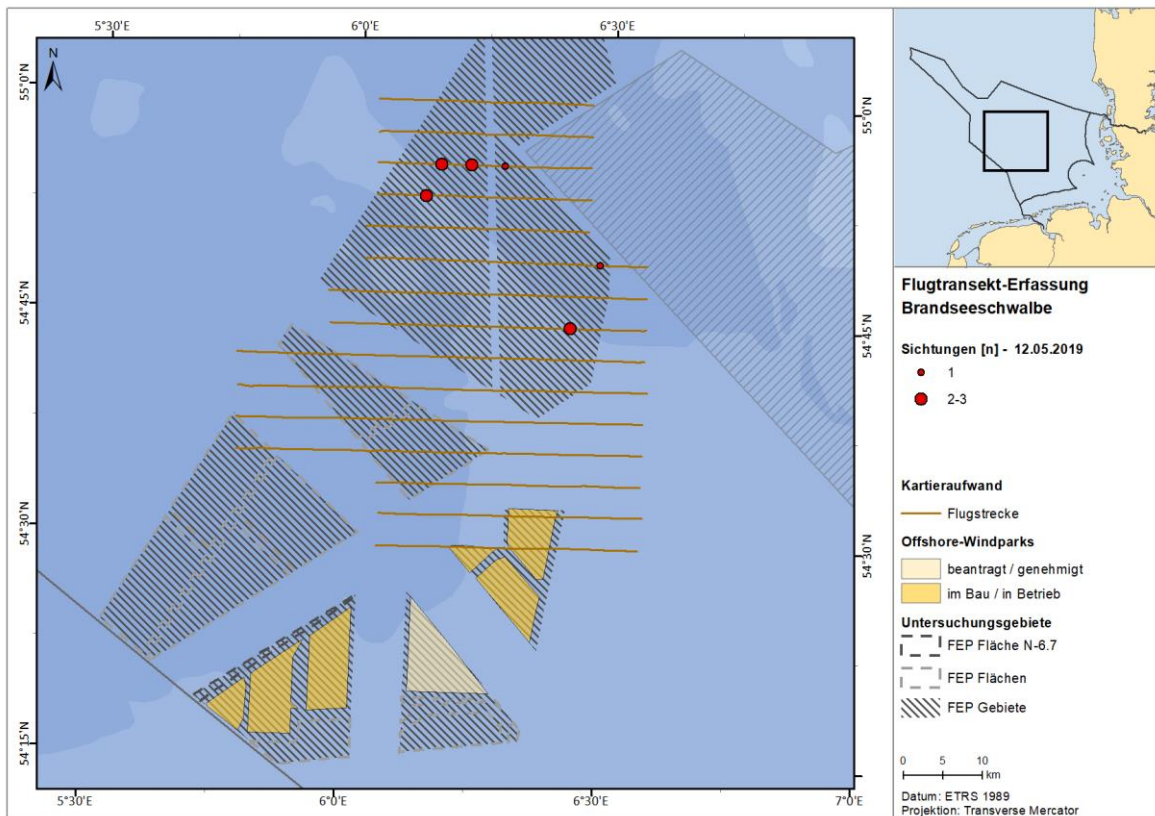
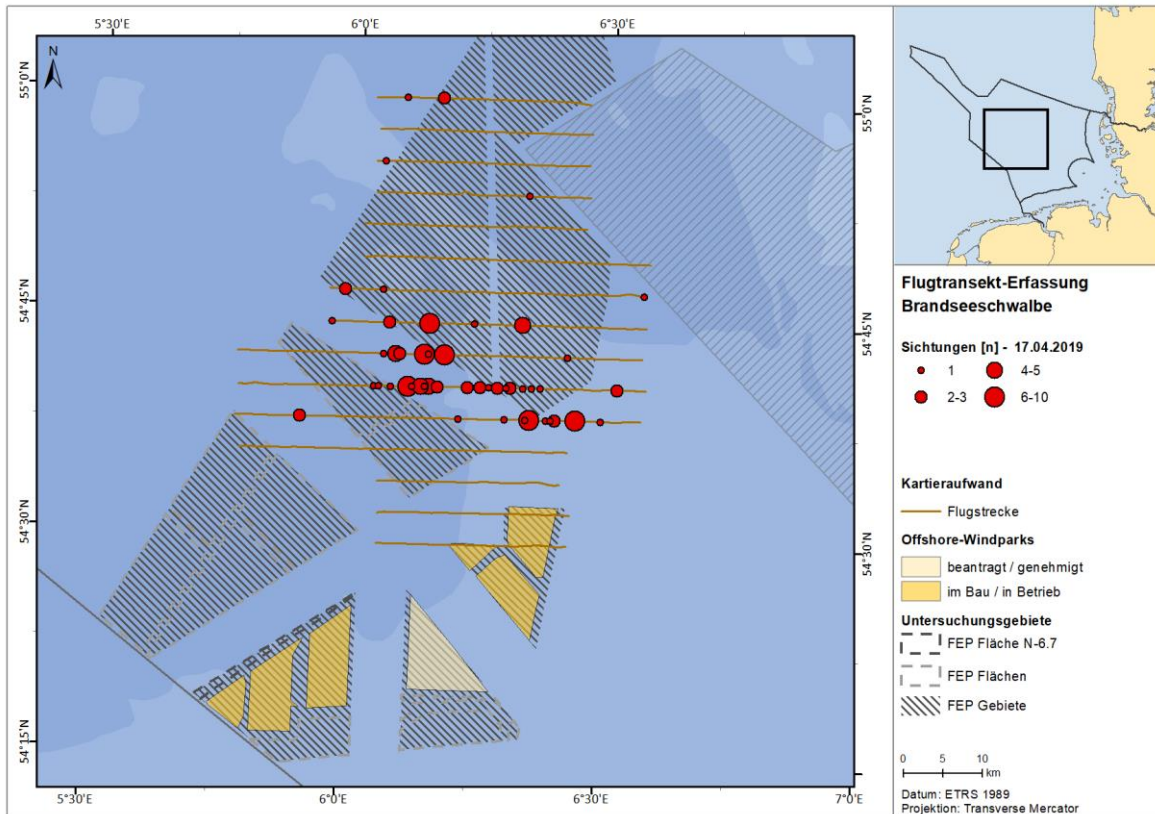
A.3.3.10. Brandseeschwalbe

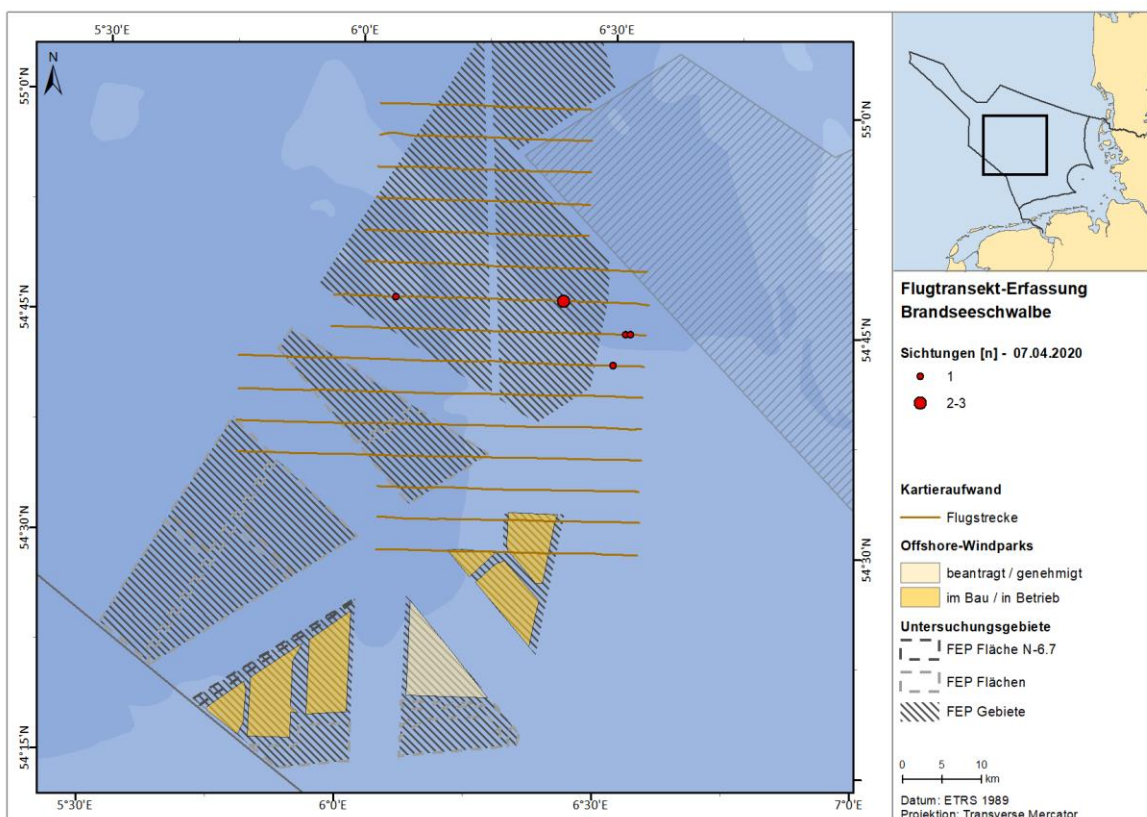
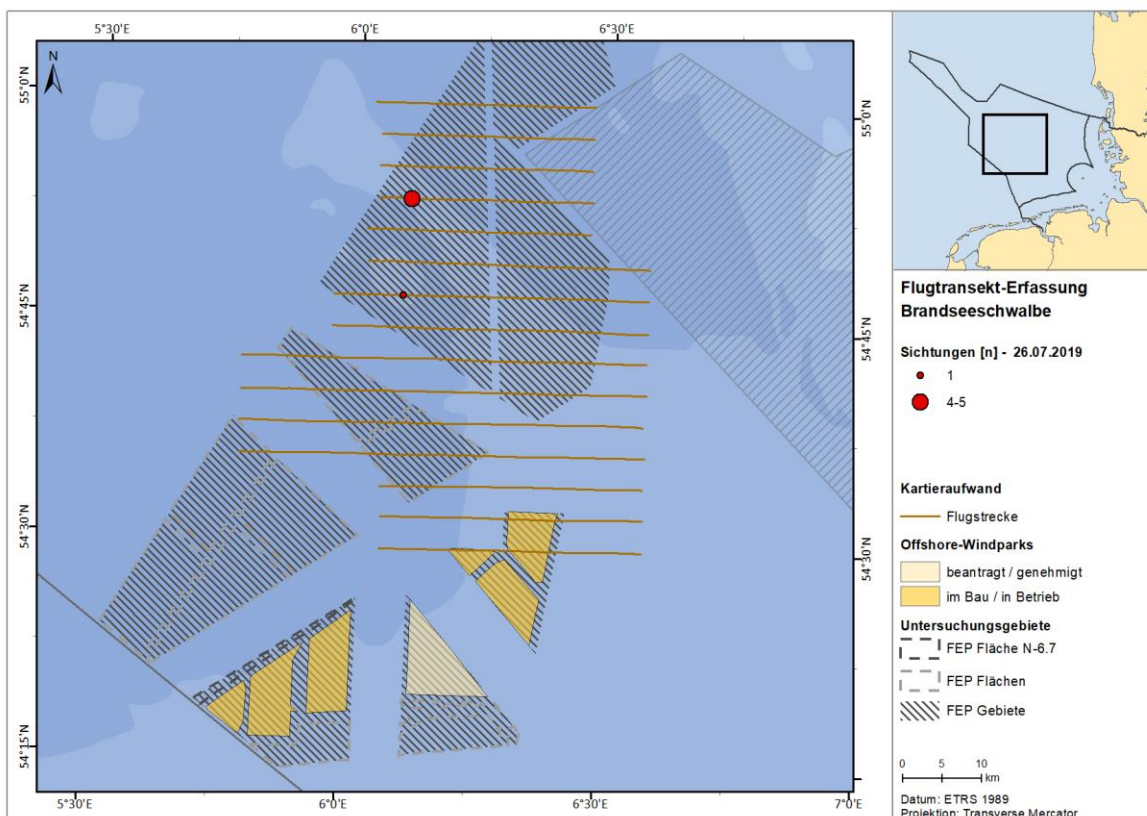
A.3.3.10.1. FN6_7



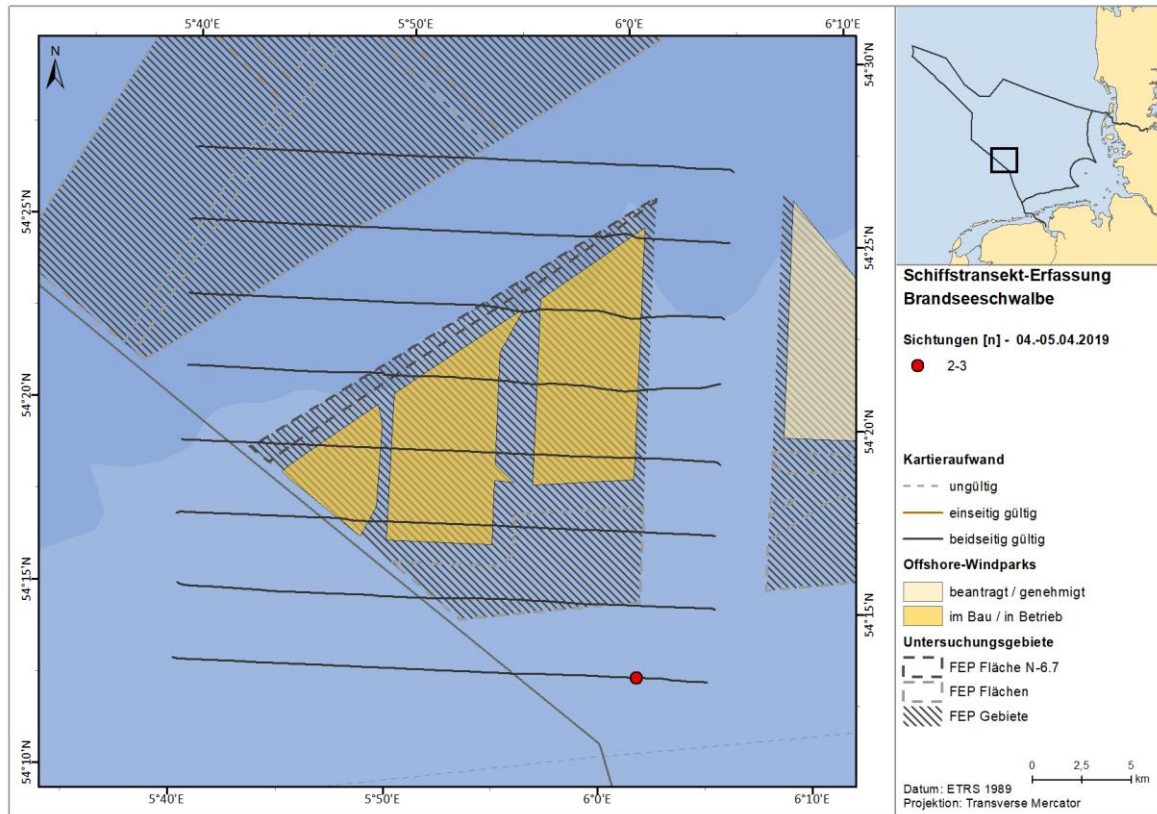


A.3.3.10.2. FN10_11



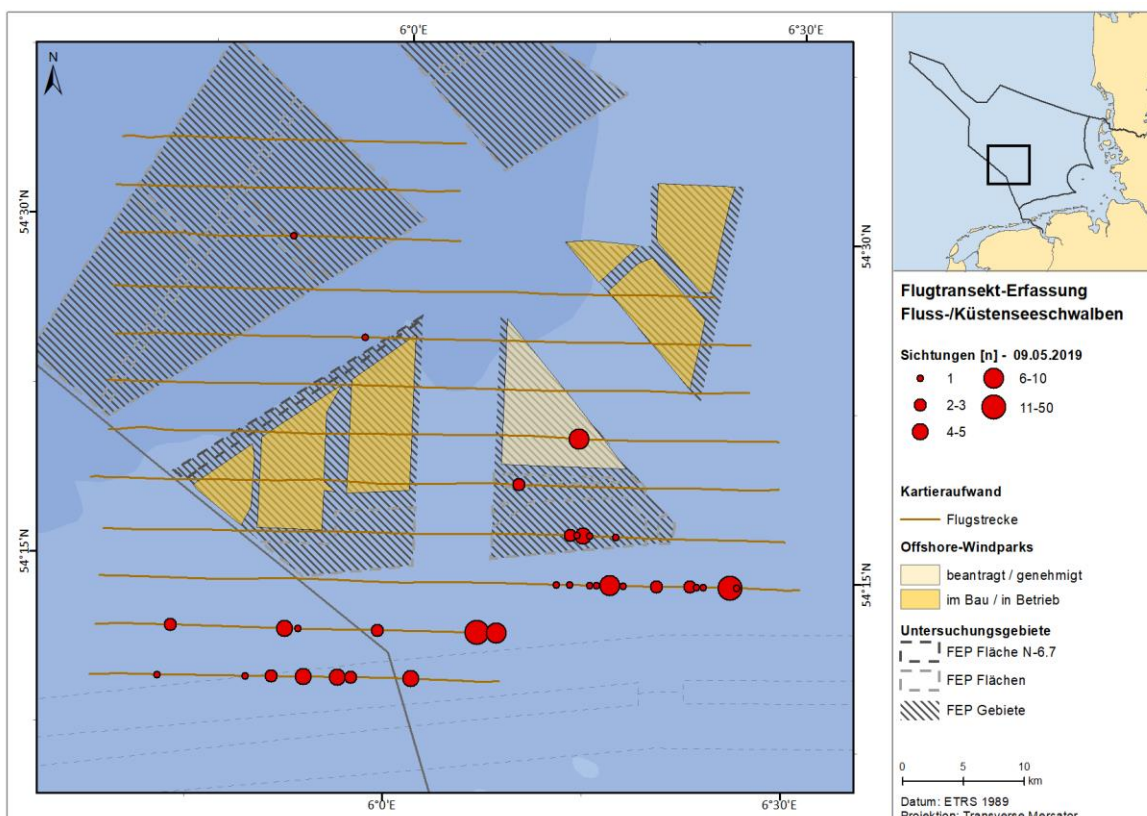
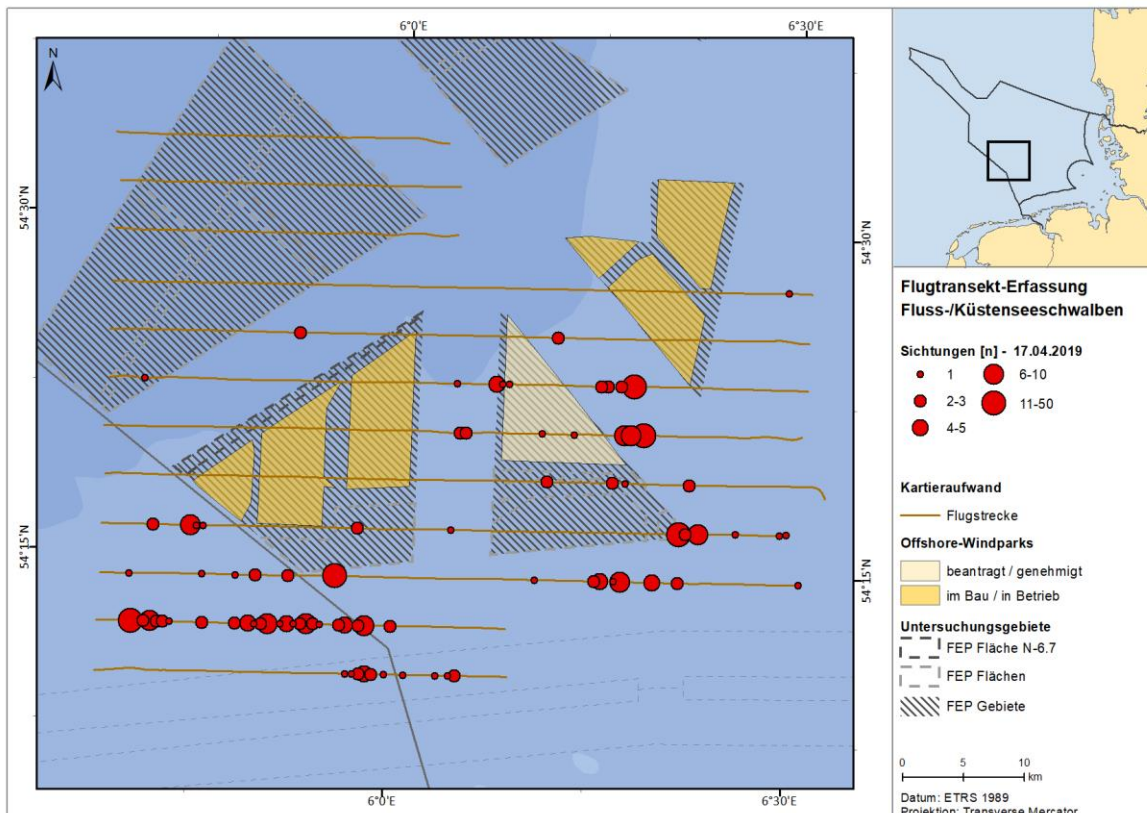


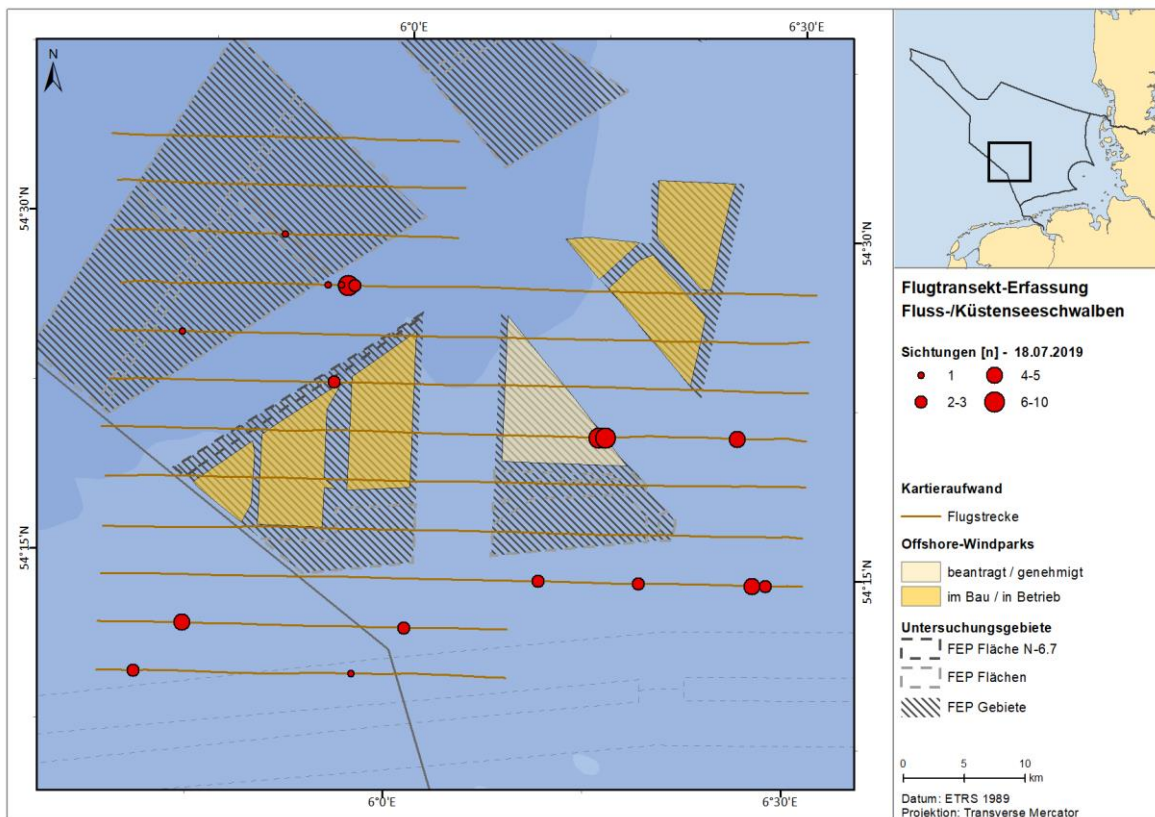
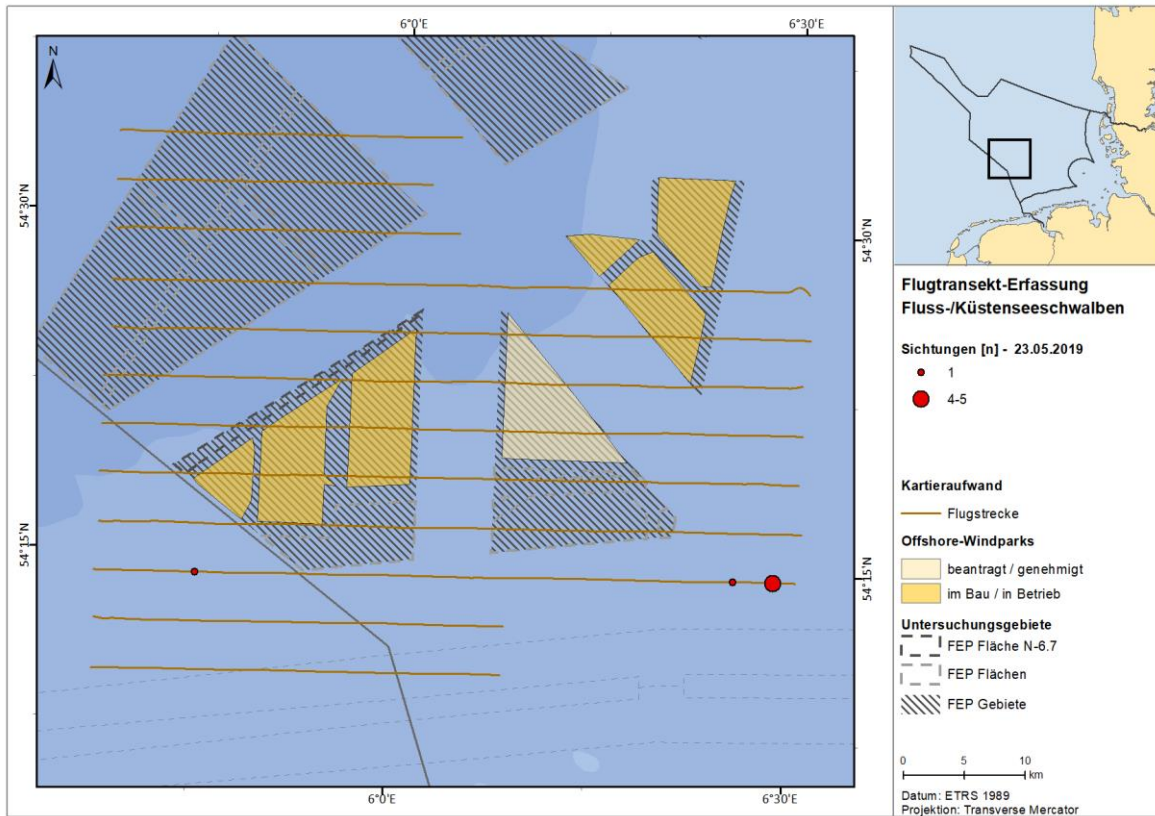
A.3.3.10.3. SC6

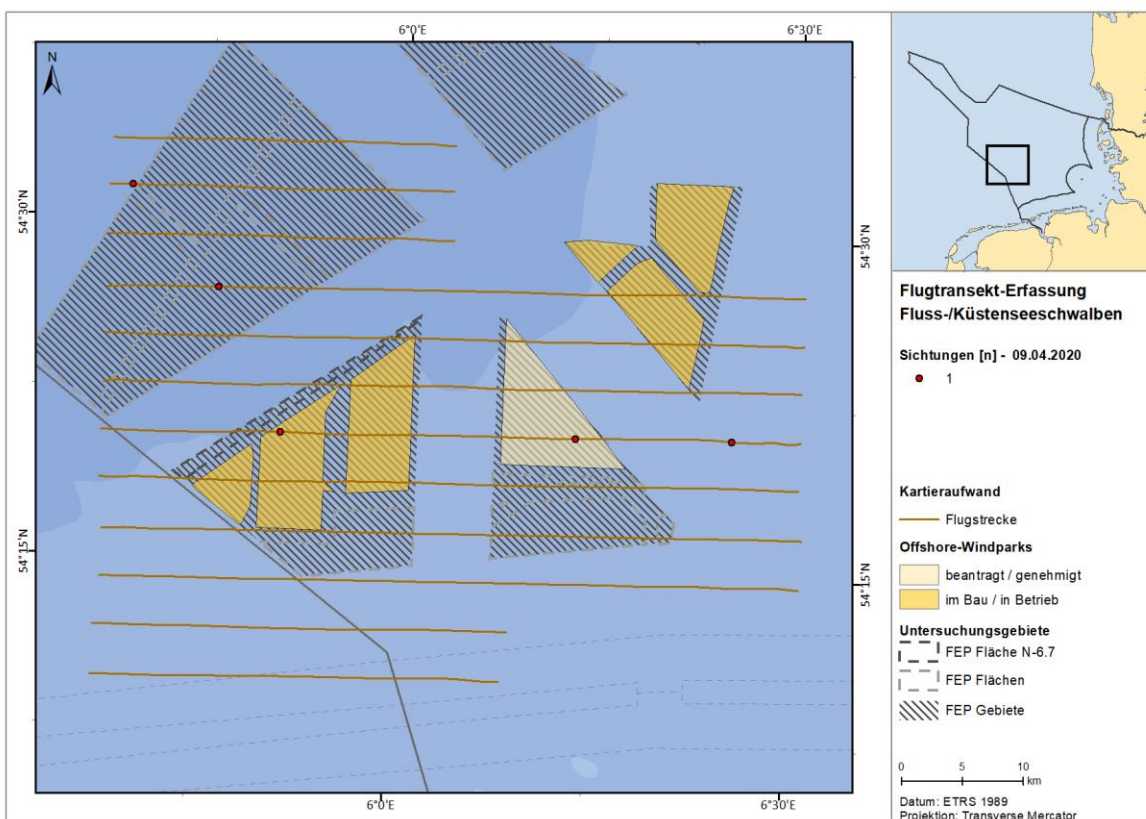
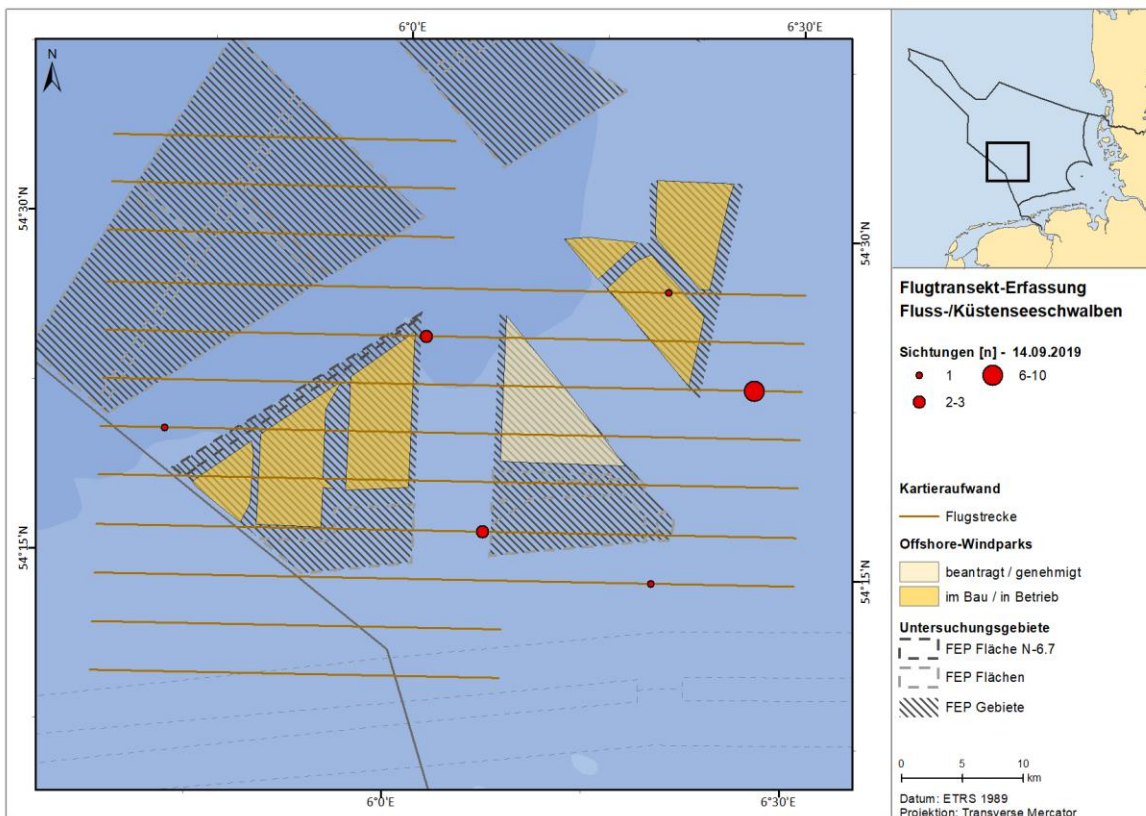


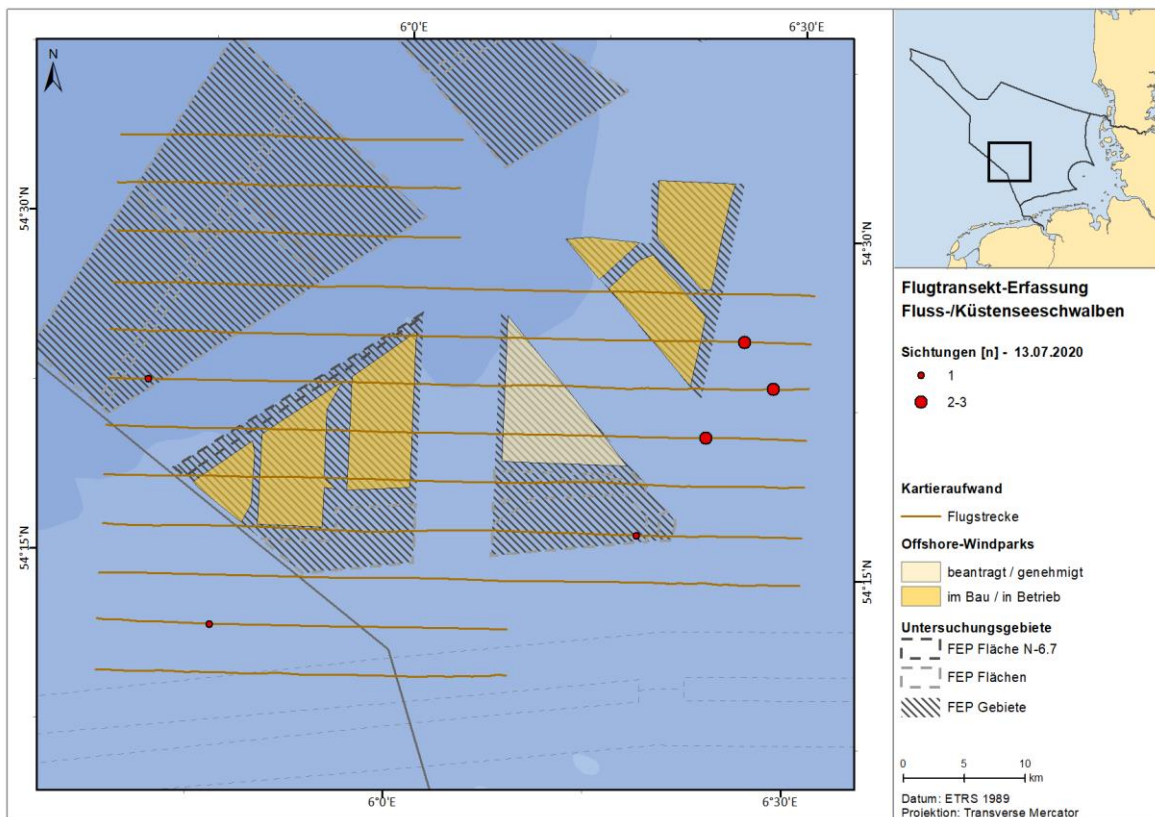
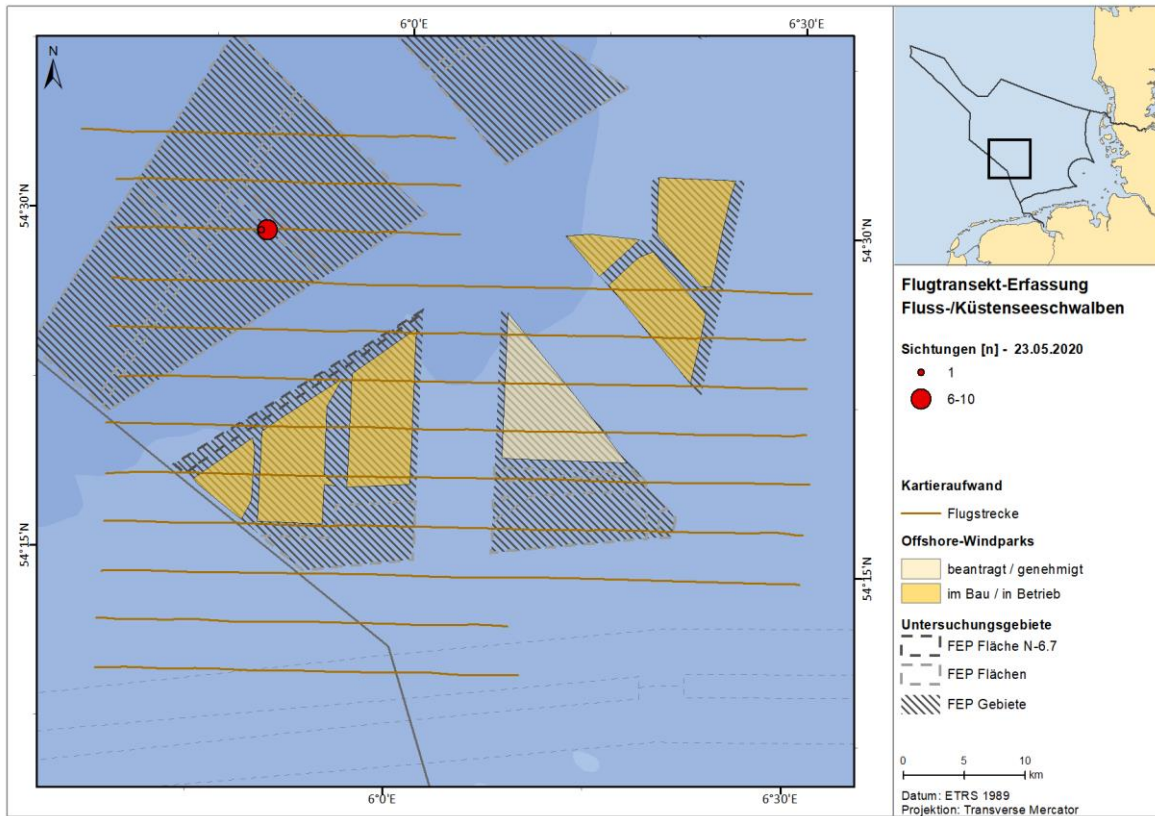
A.3.3.11. Fluss-/Küstenseeschwalbe

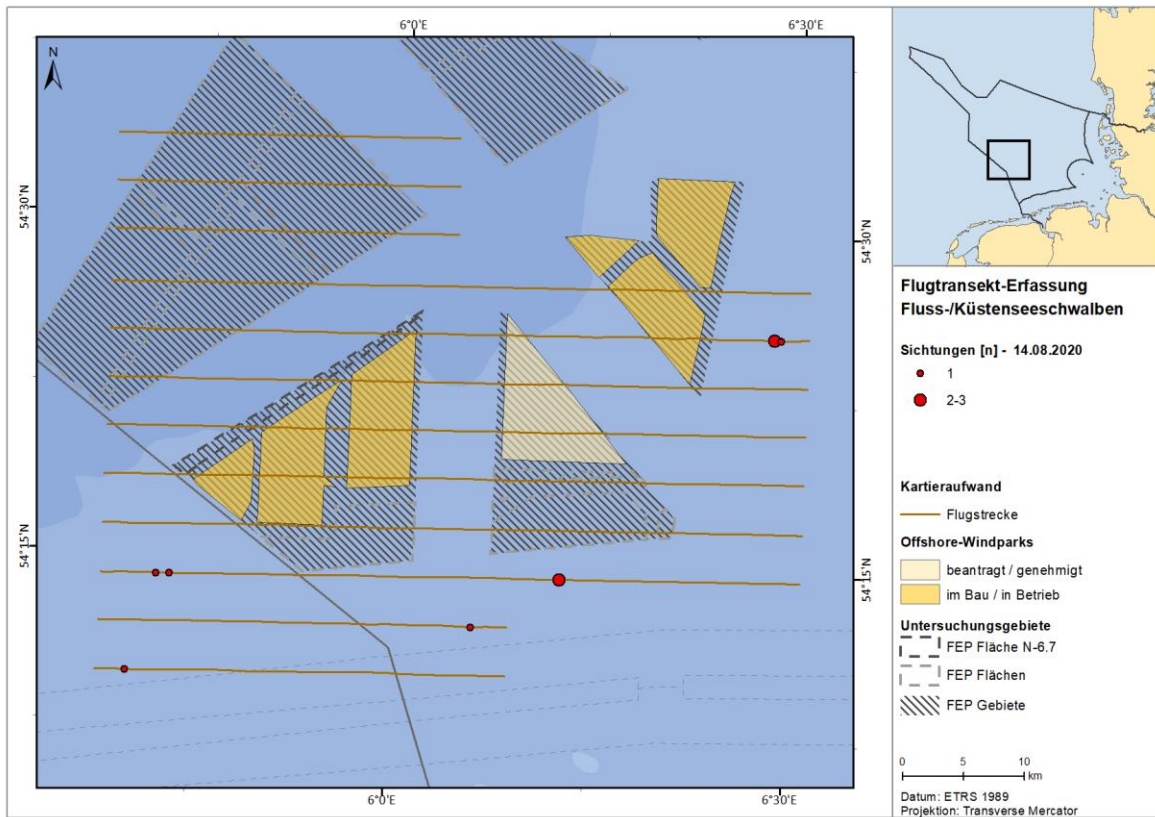
A.3.3.11.1. FN6_7



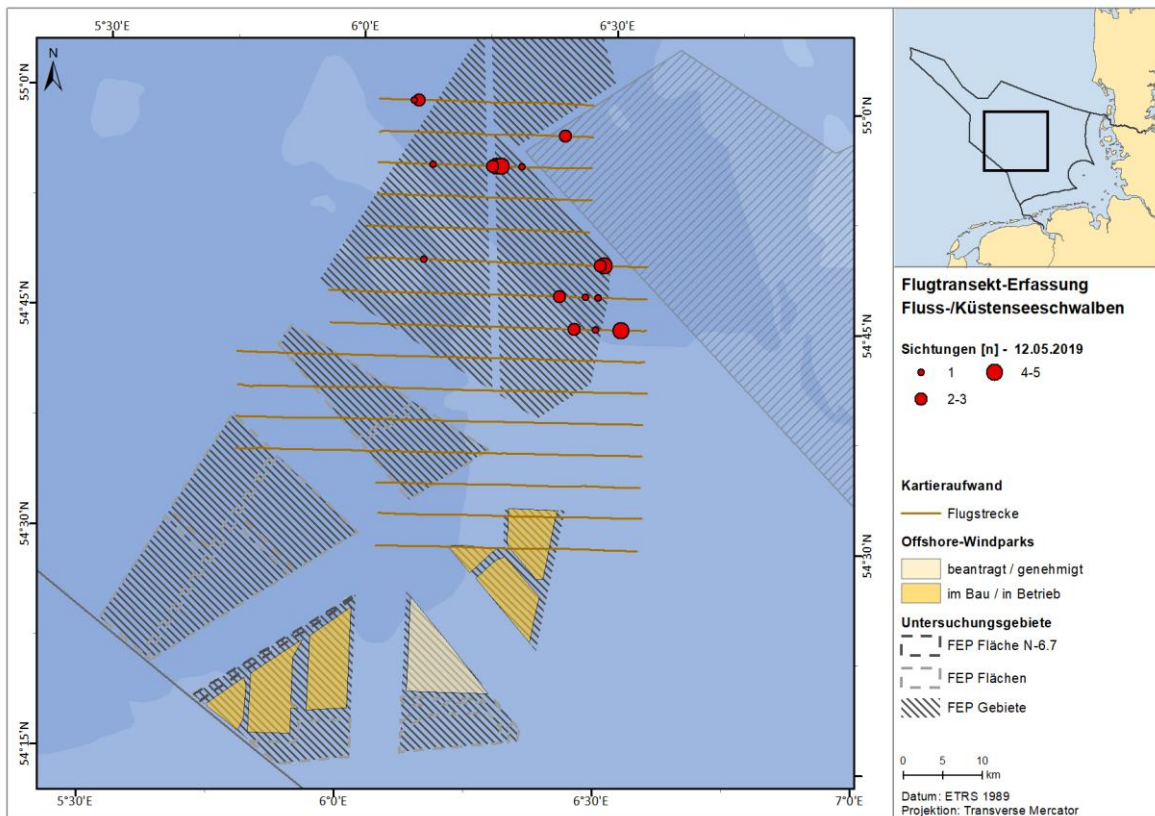
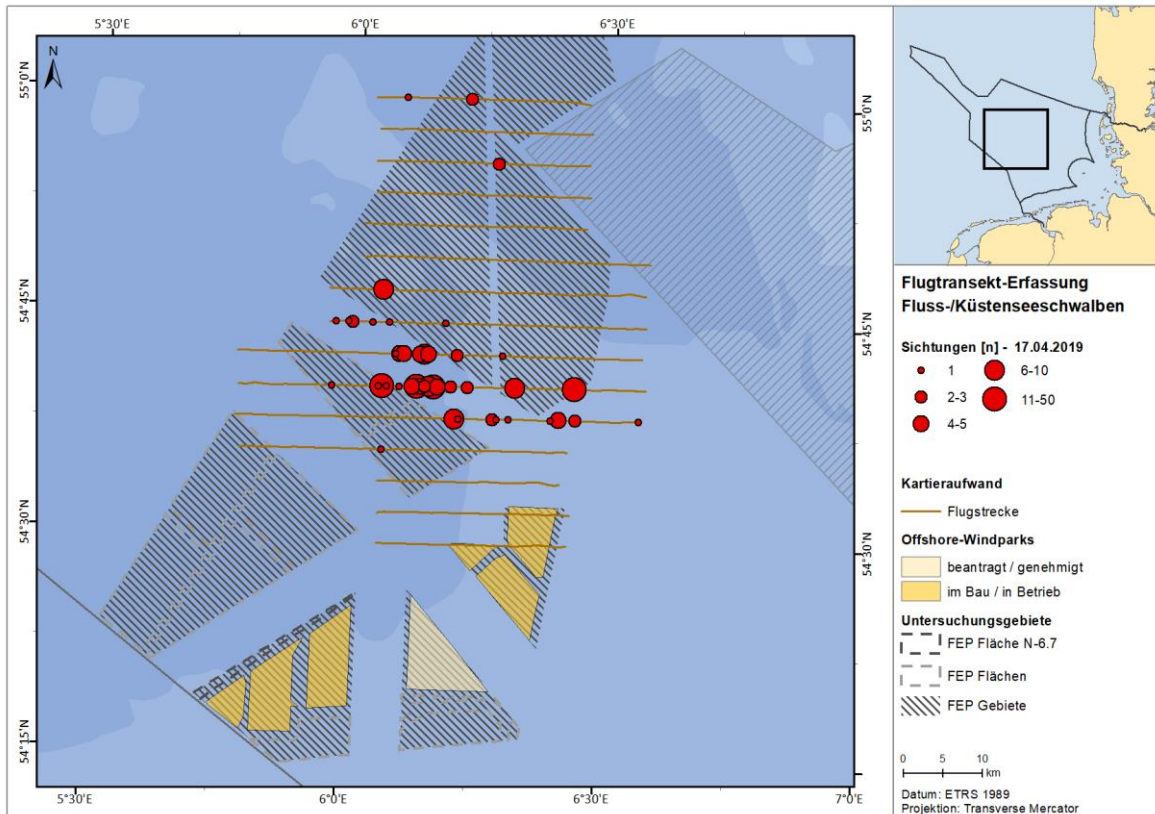


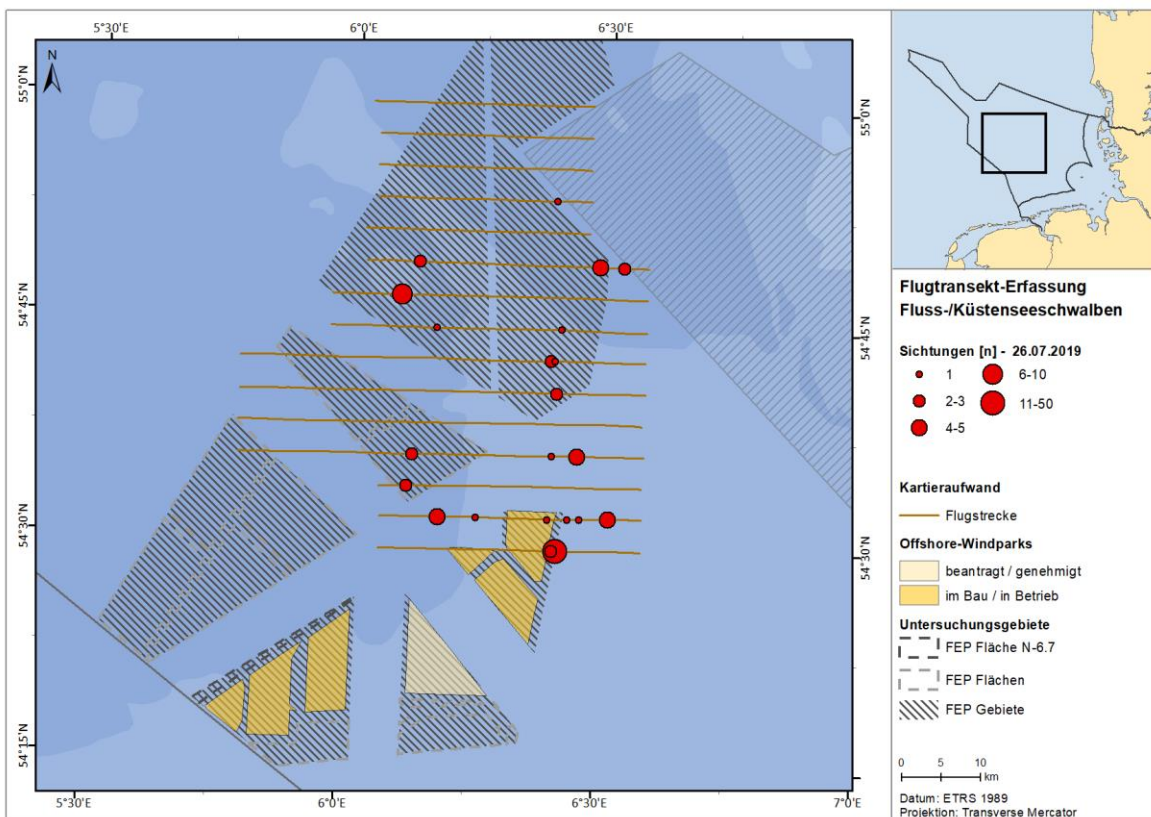
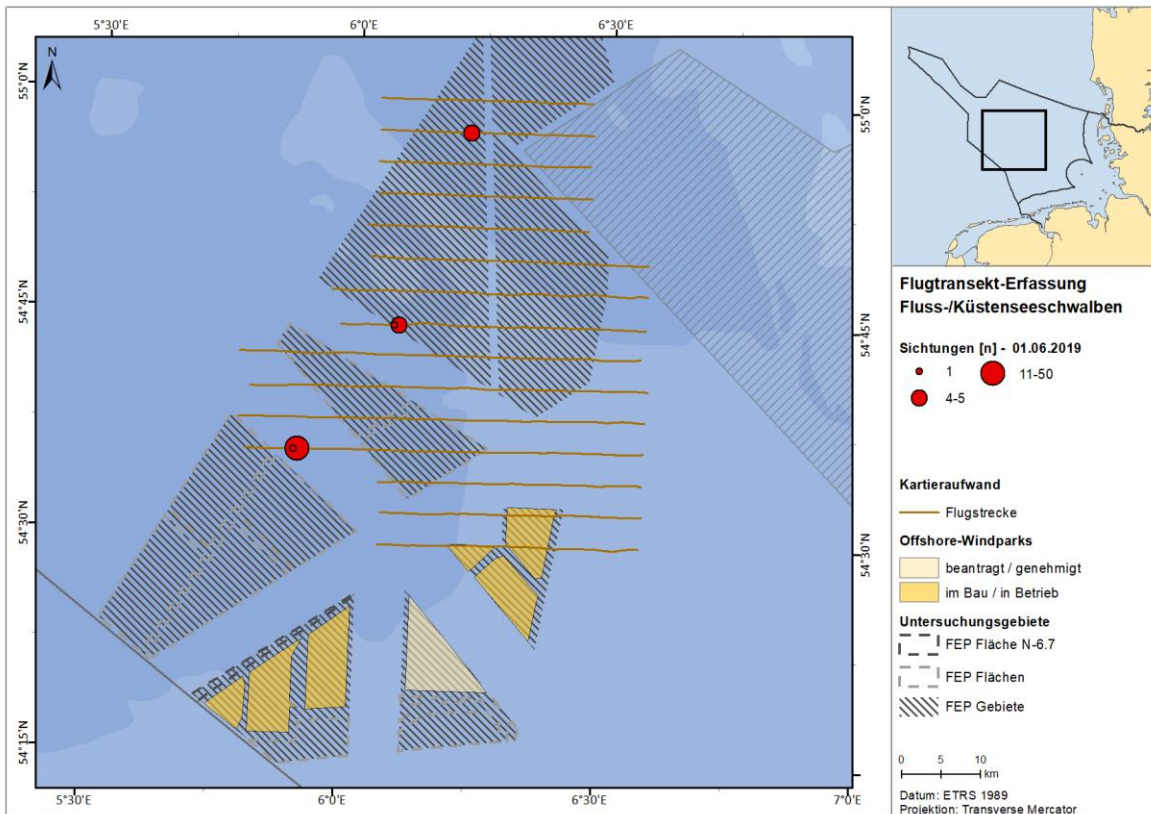


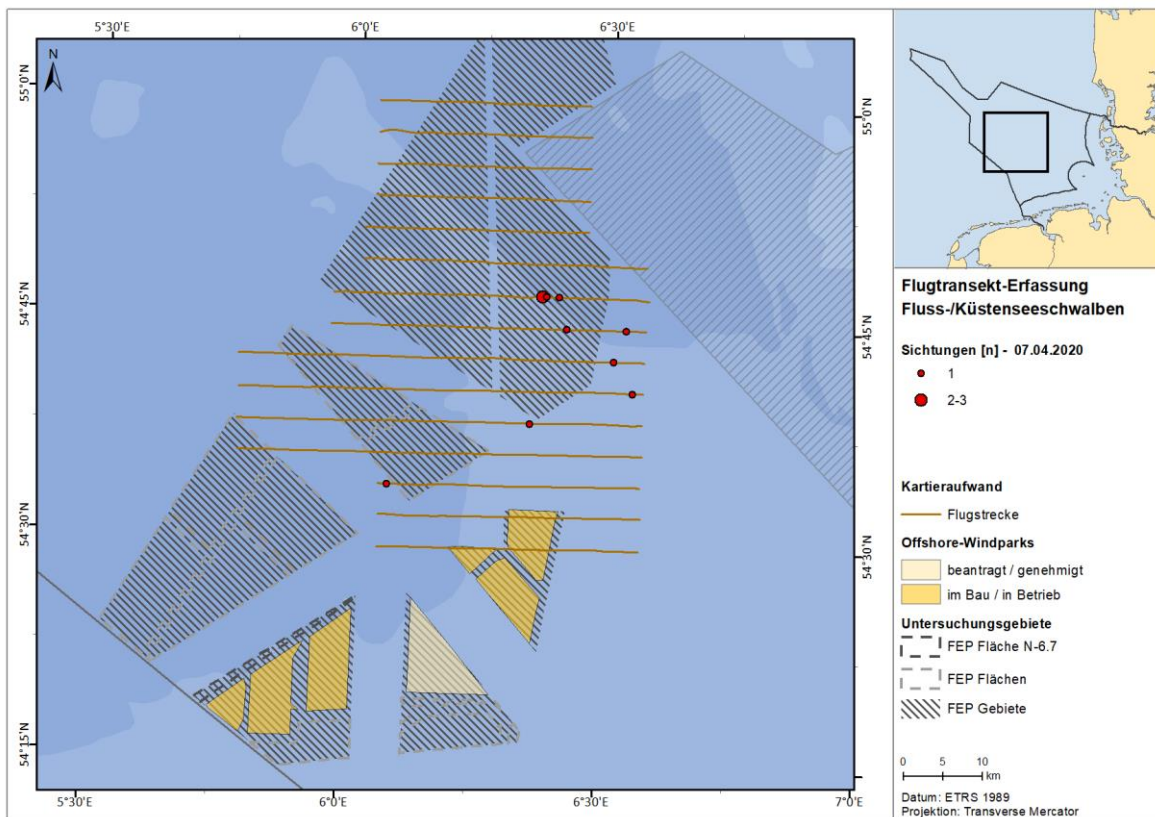
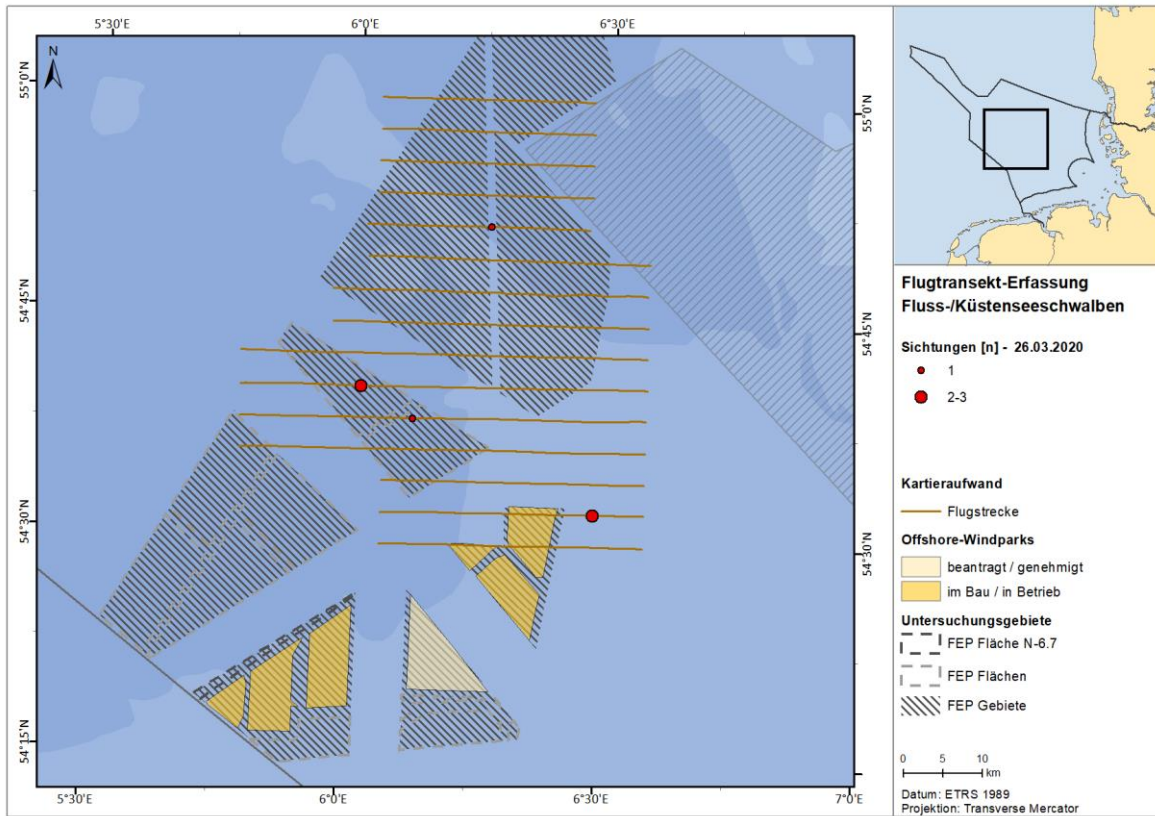


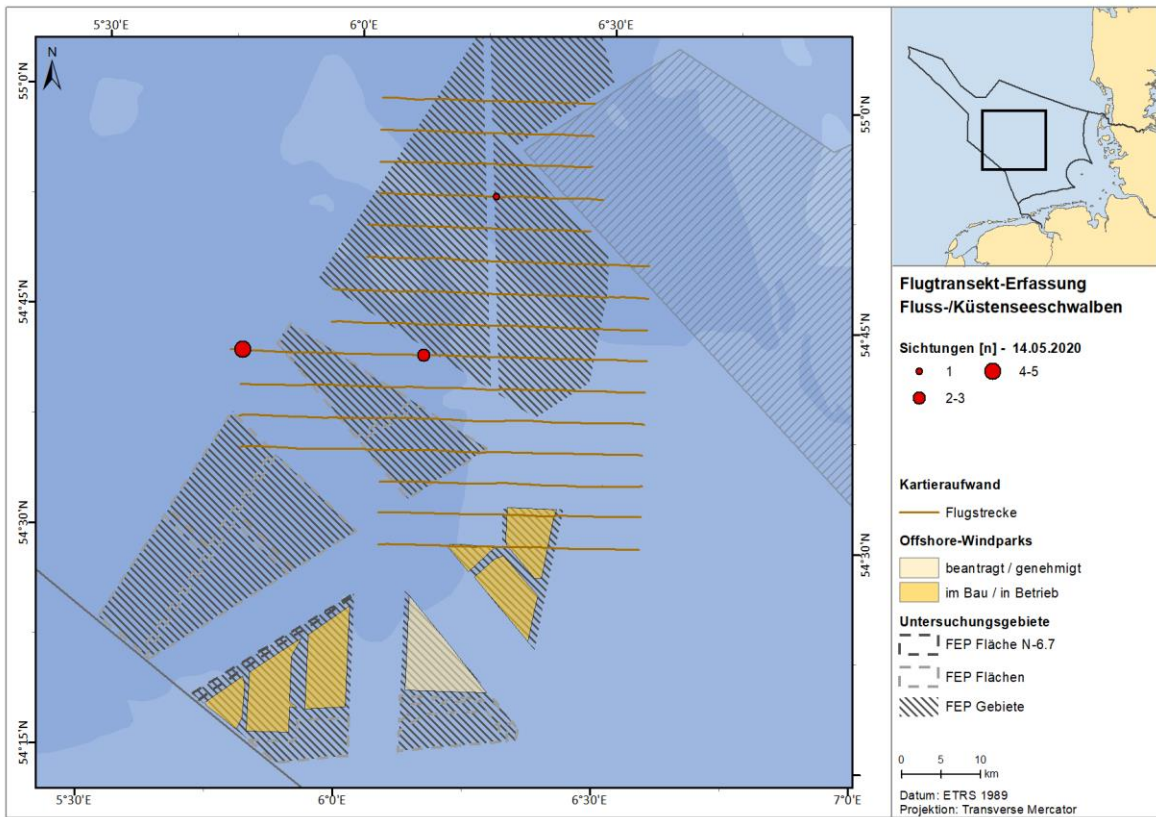


A.3.3.11.2. FN10_11

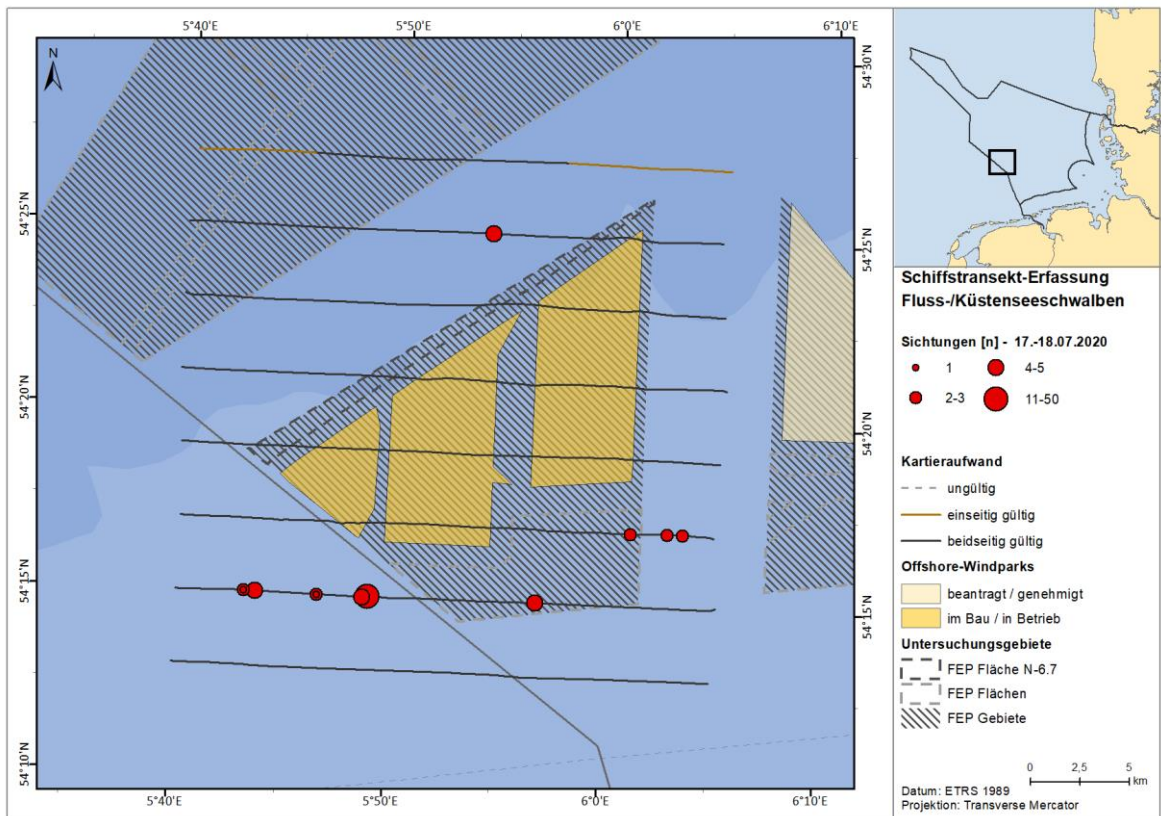
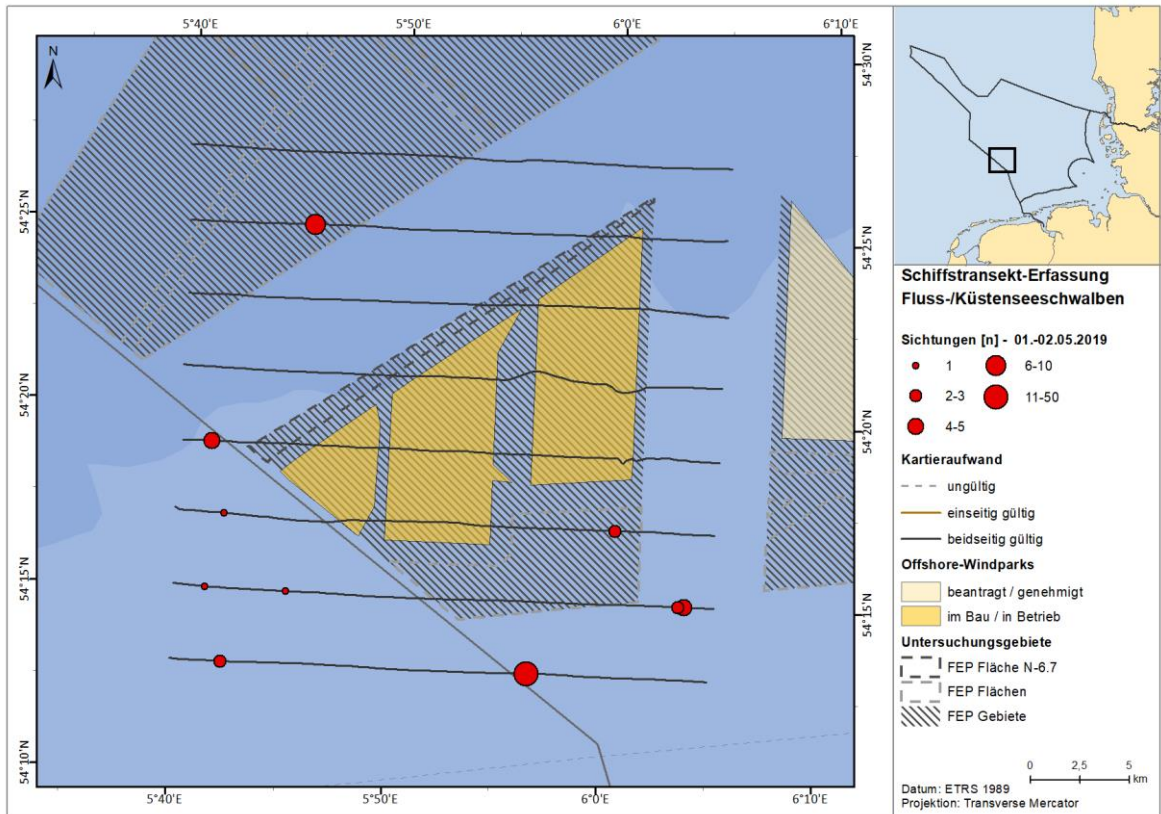


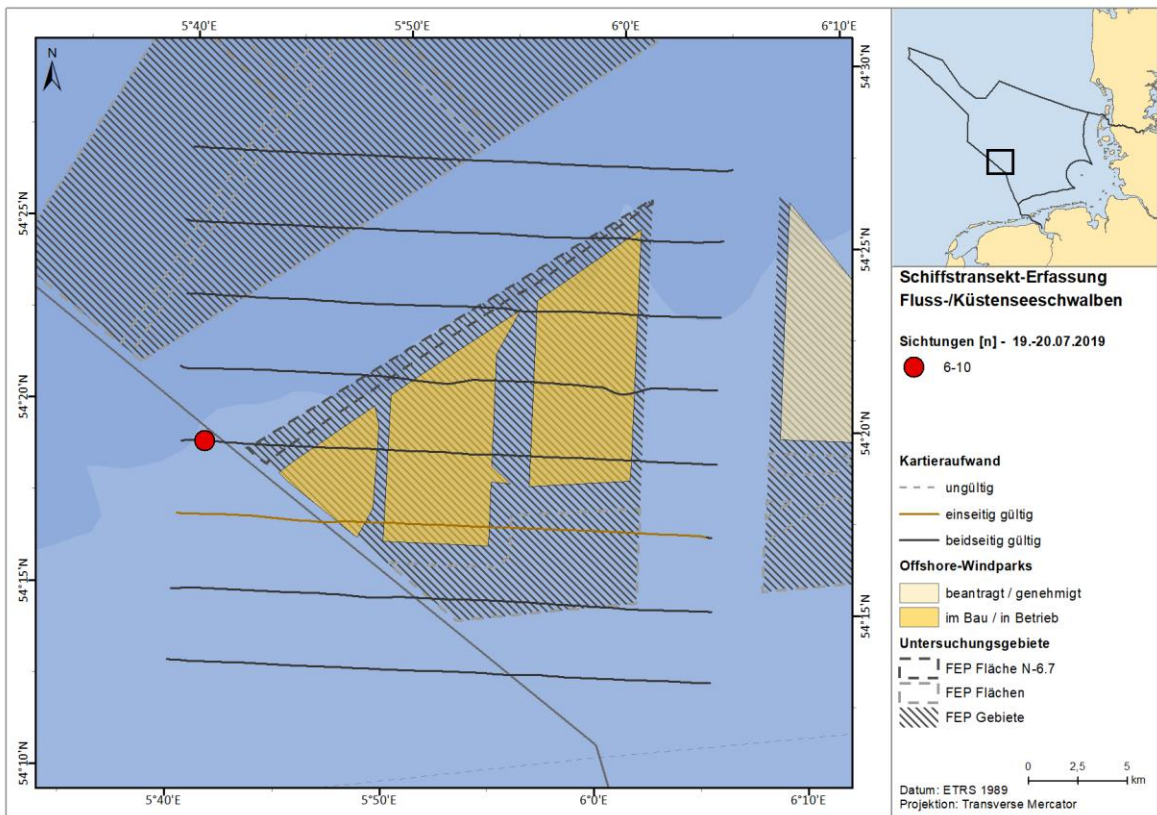
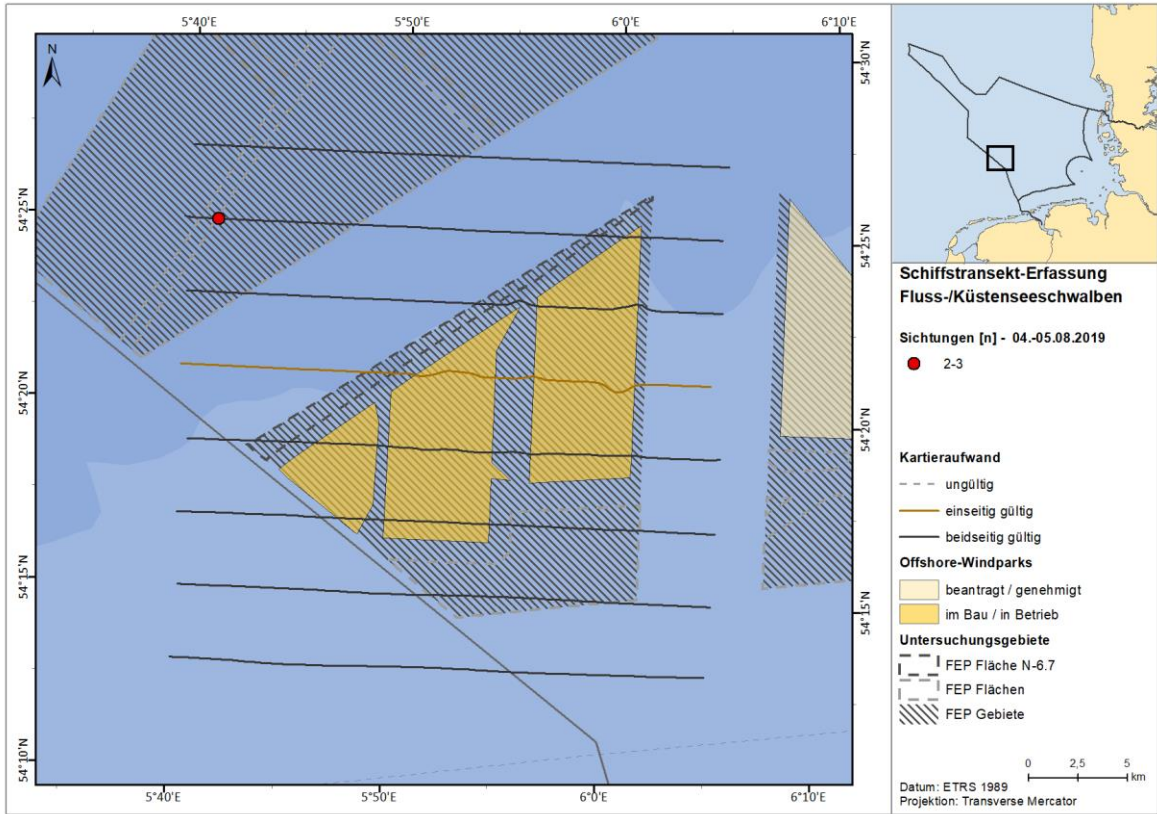


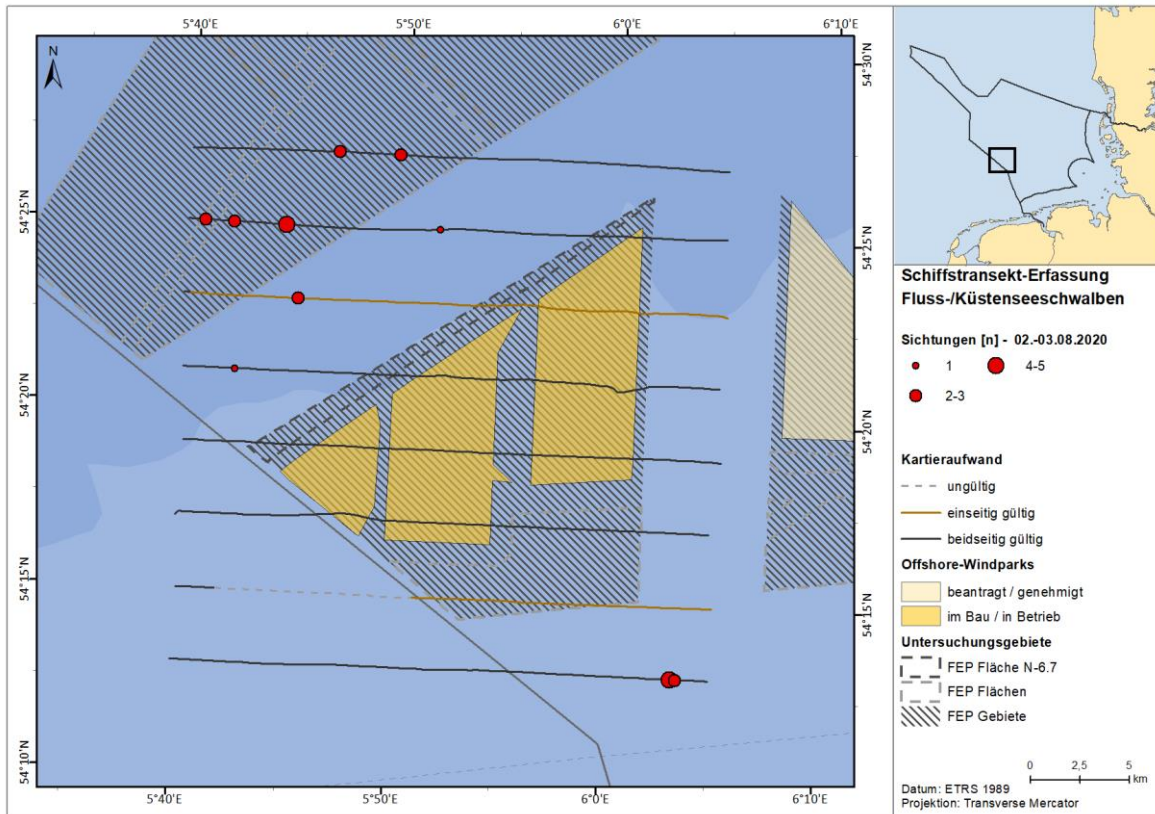




A.3.3.11.3. SC6

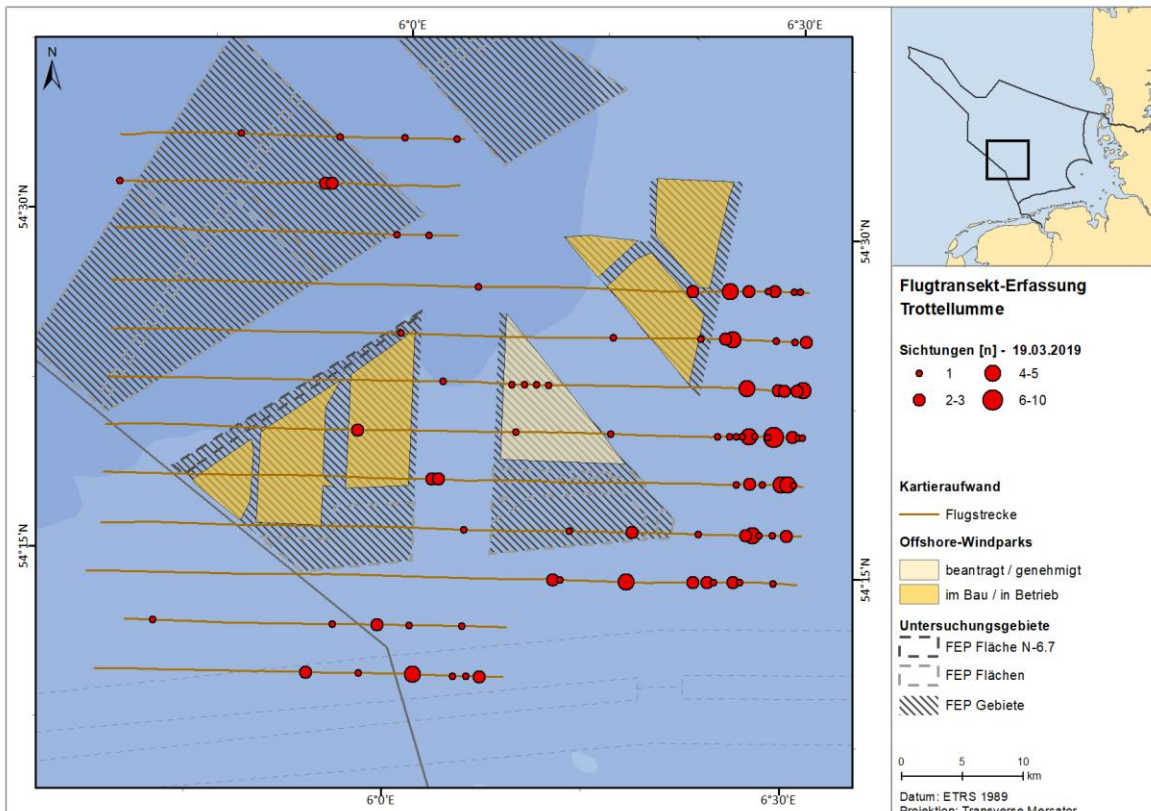
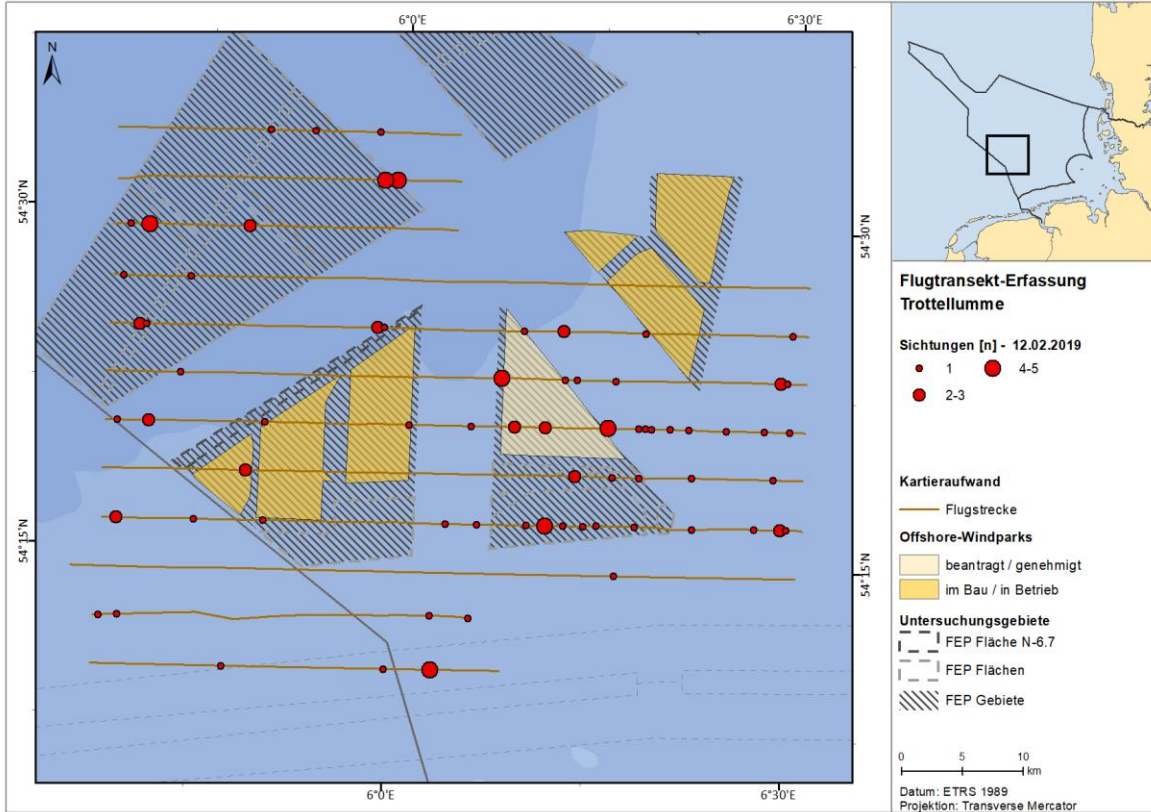


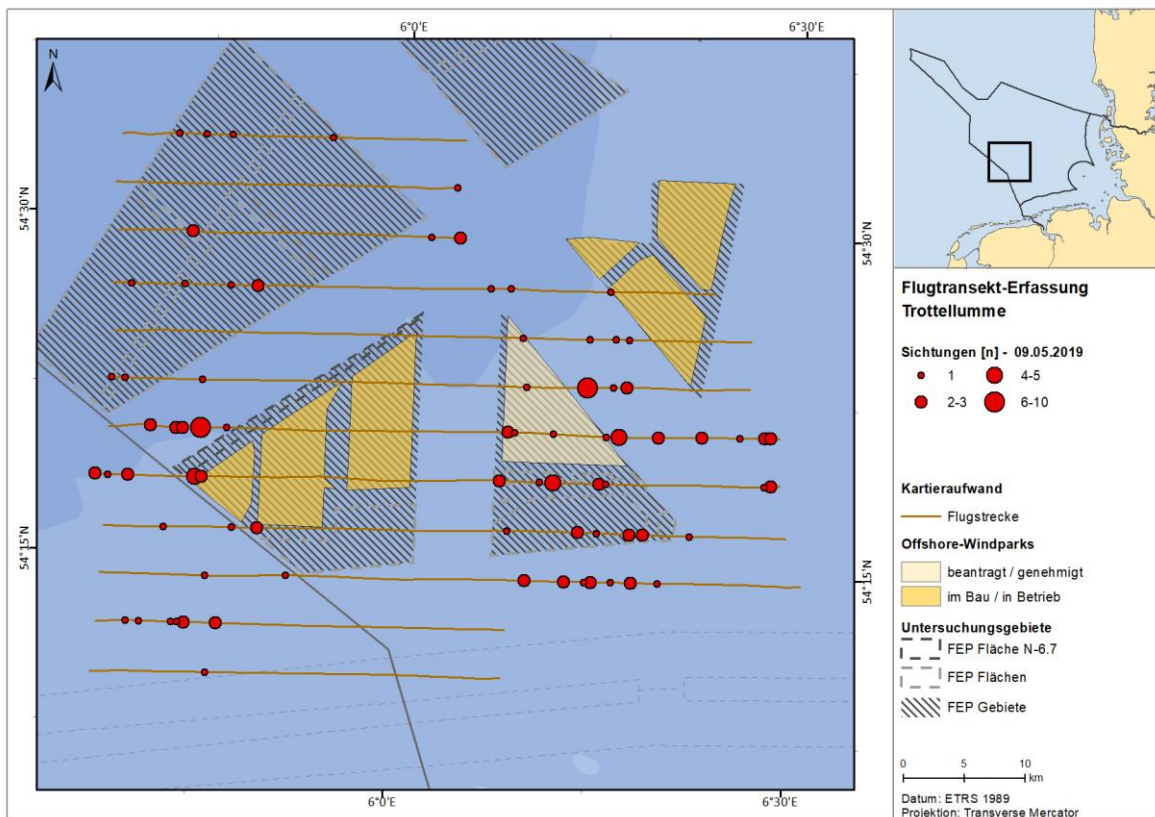
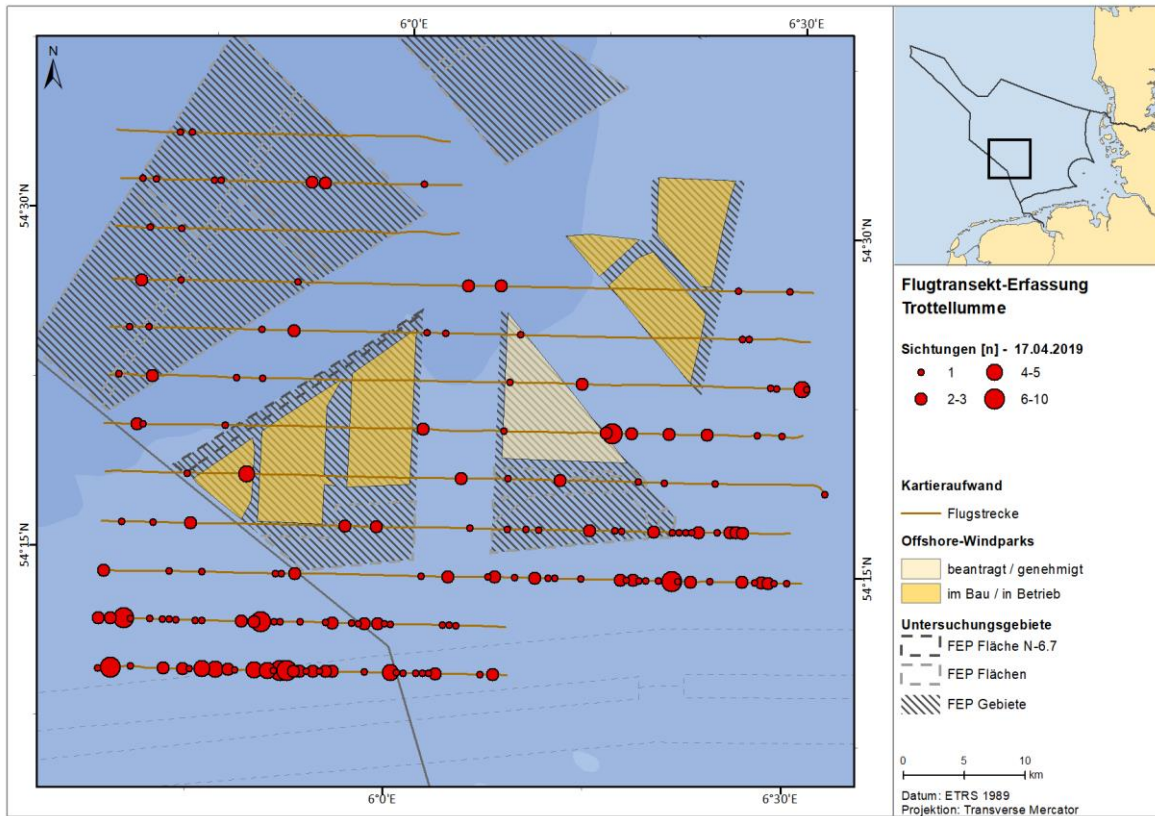


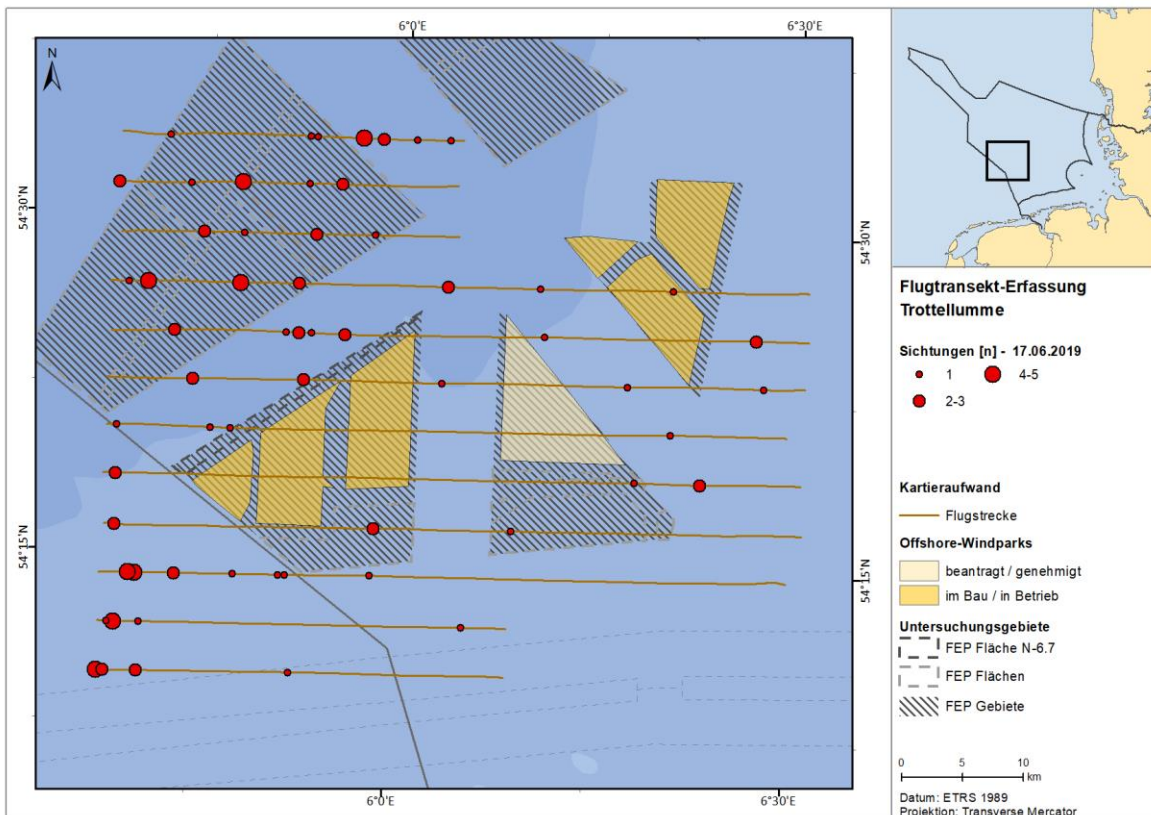
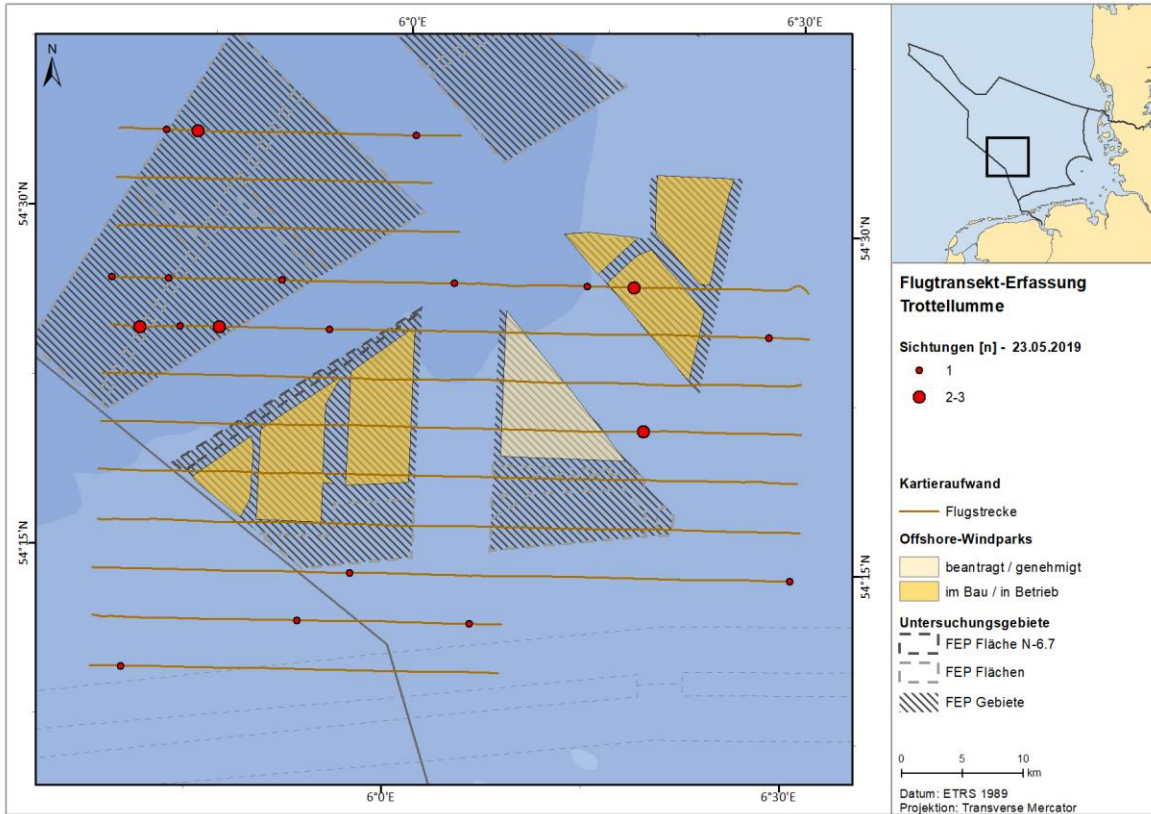


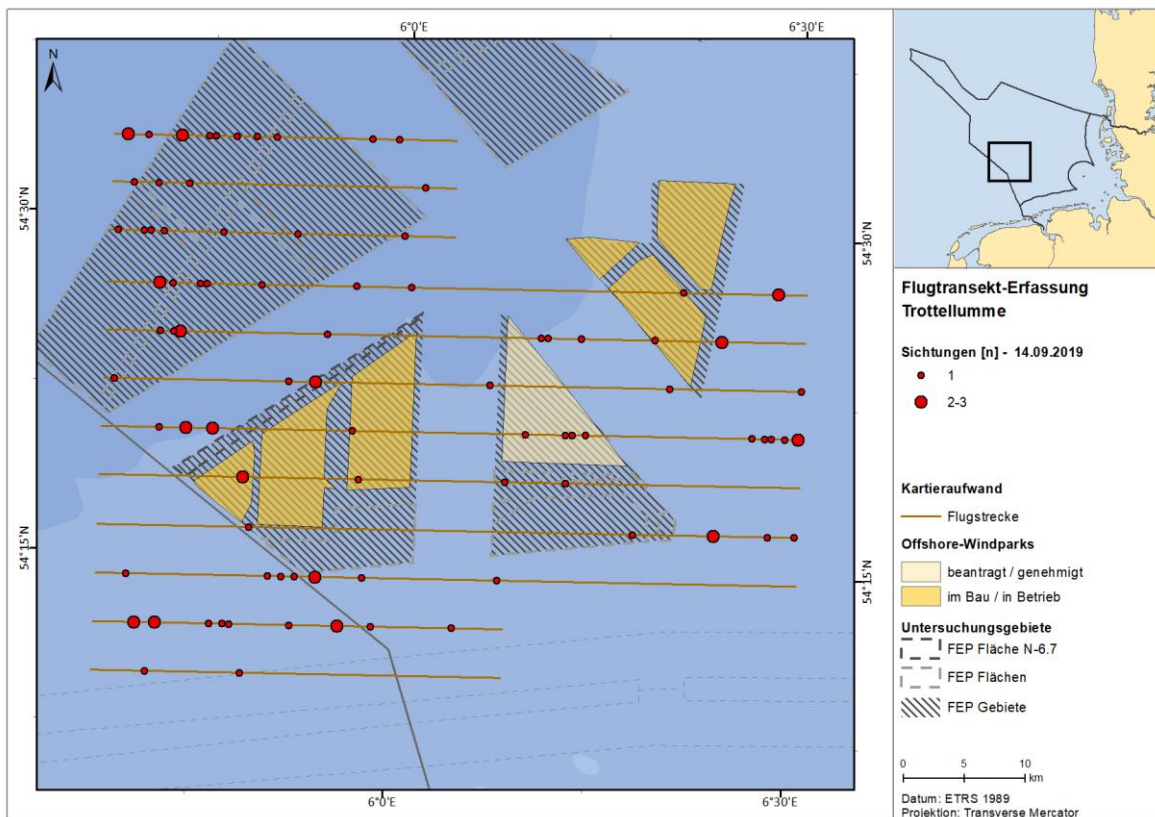
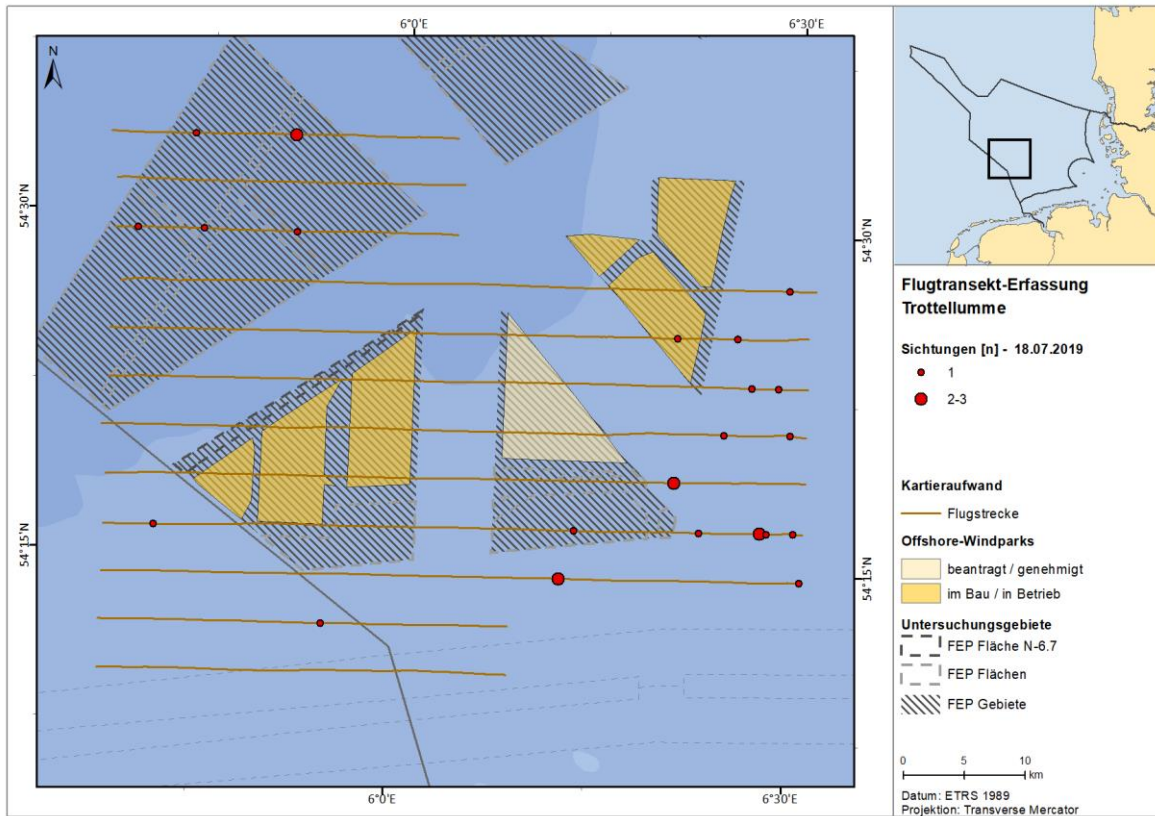
A.3.3.12. Trottellumme

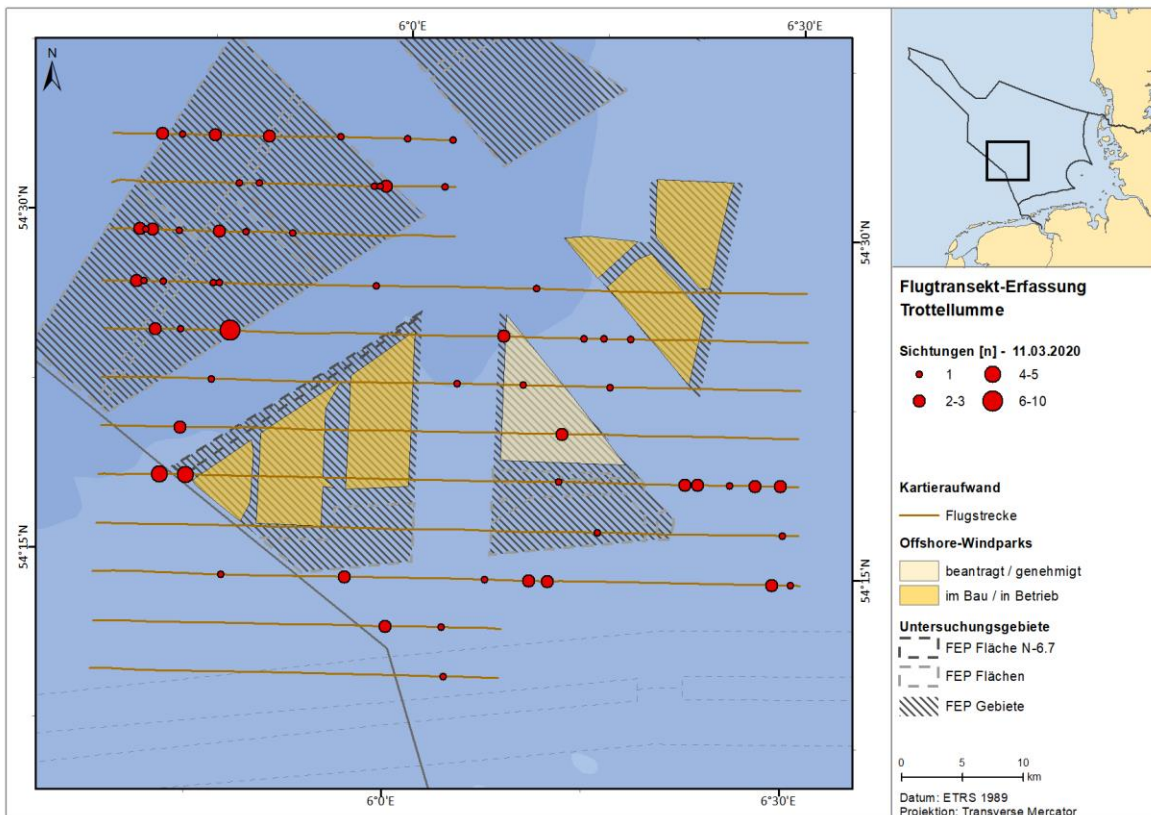
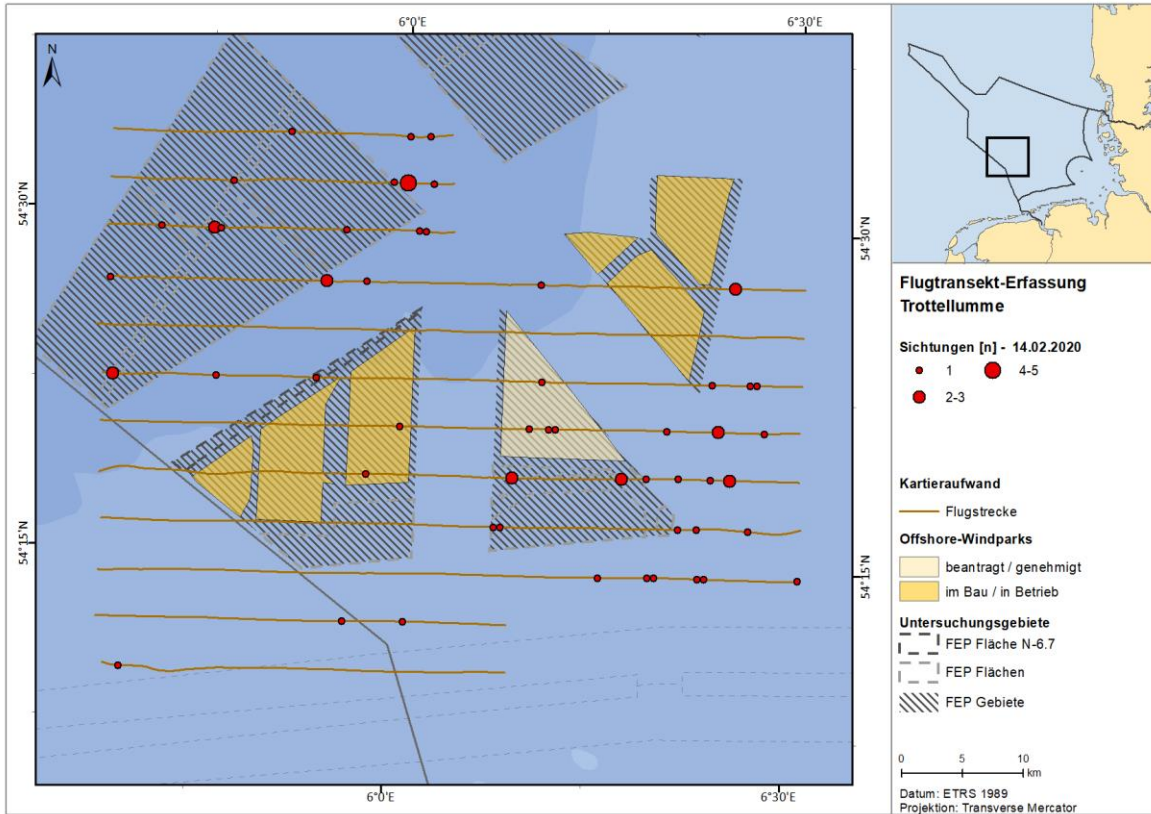
A.3.3.12.1. FN6_7

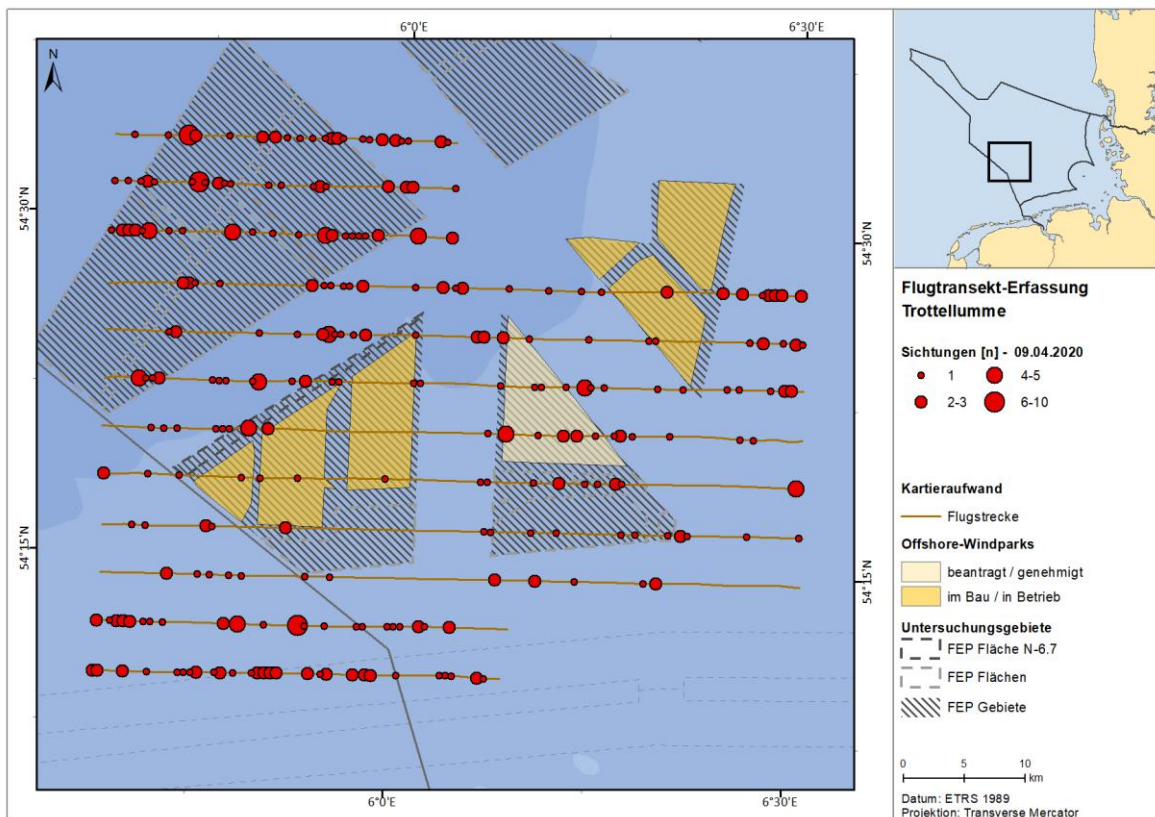
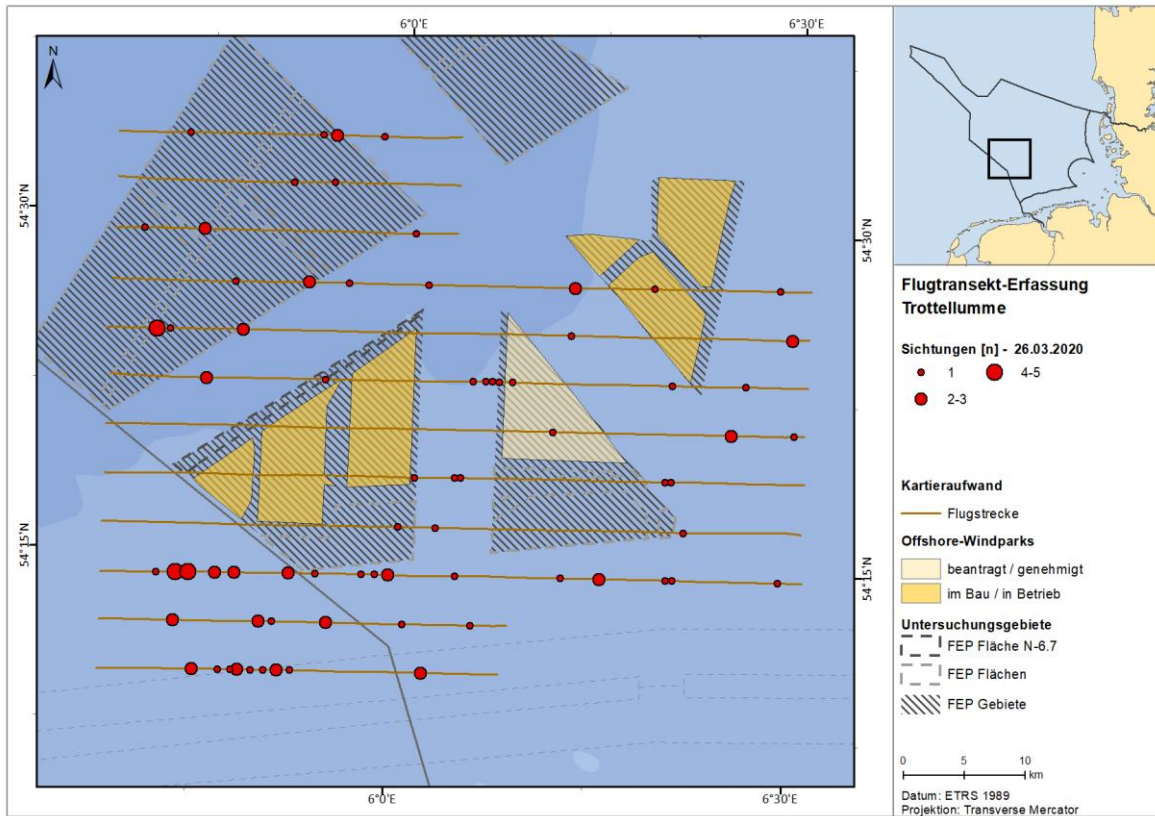


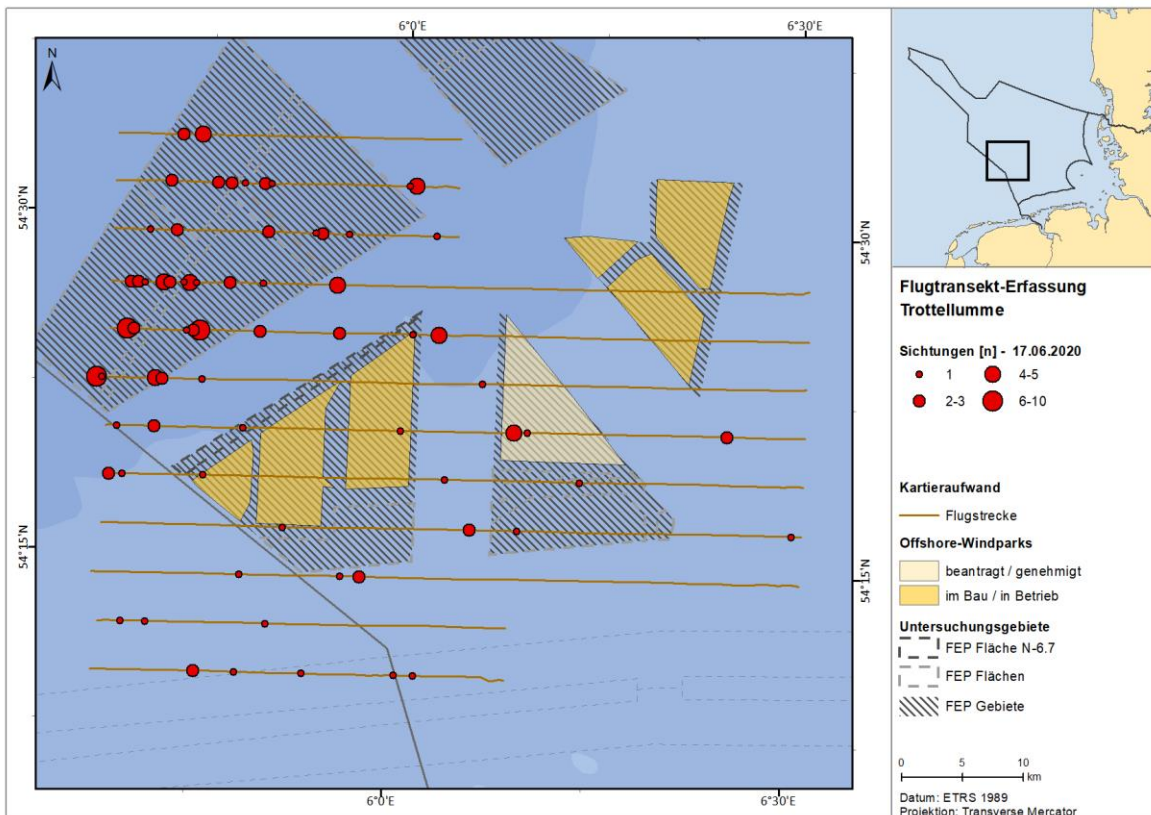
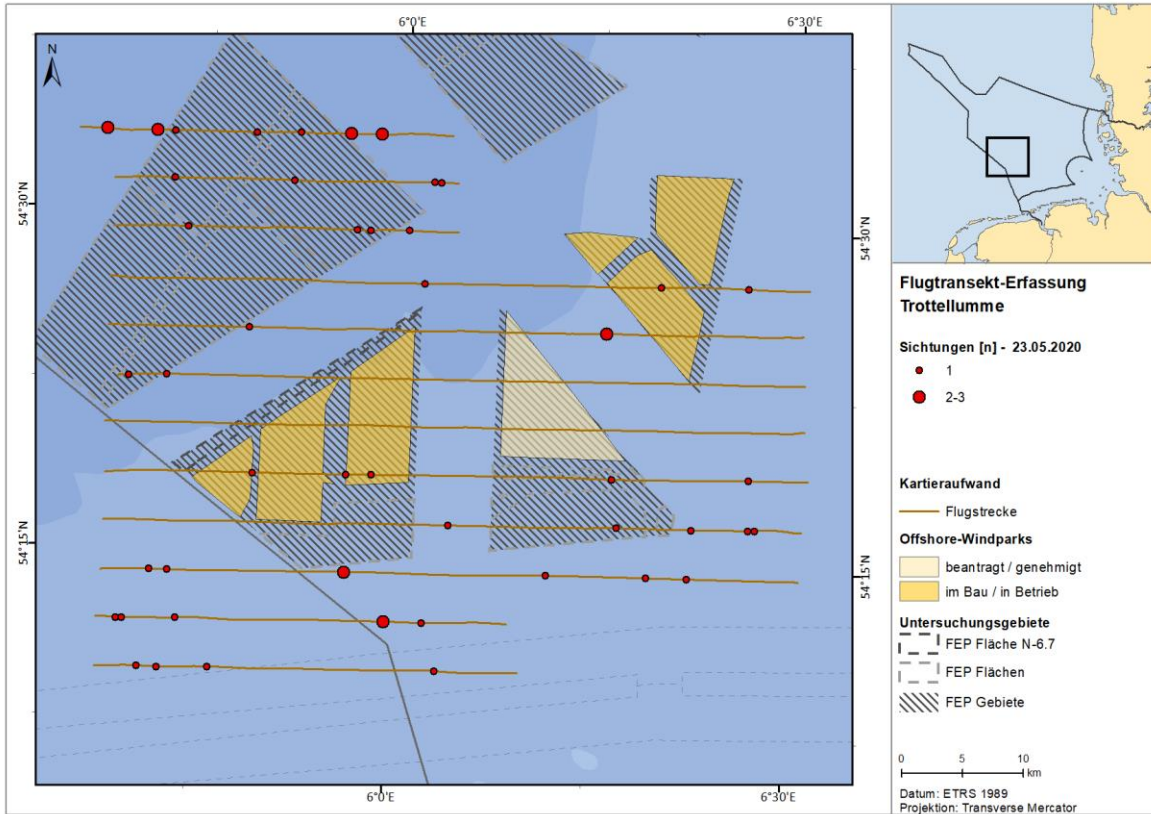


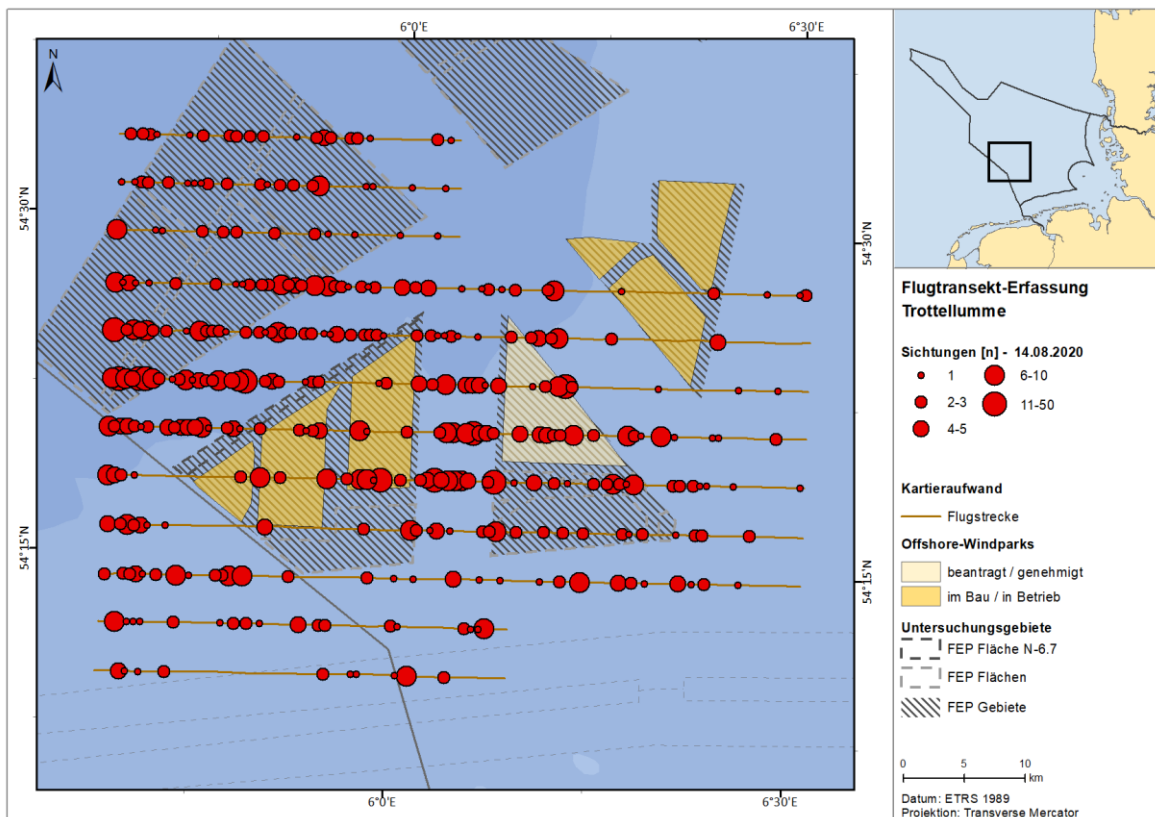
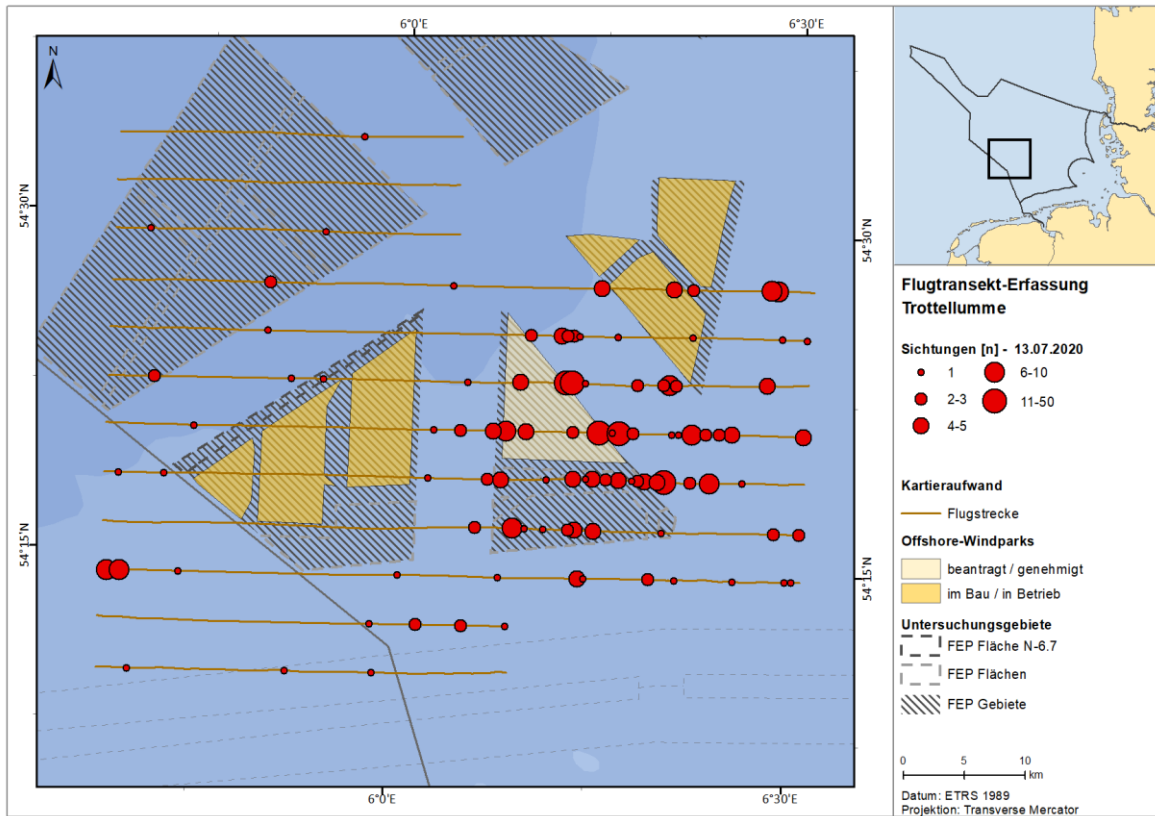


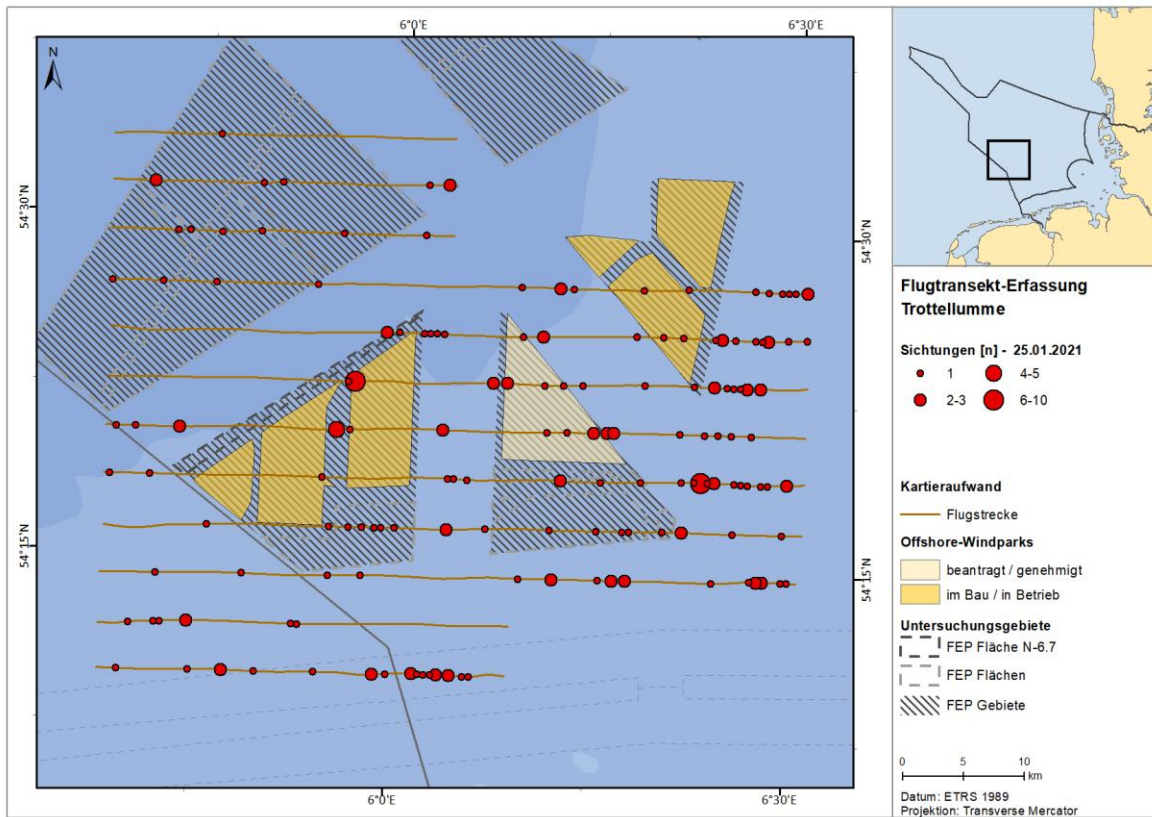




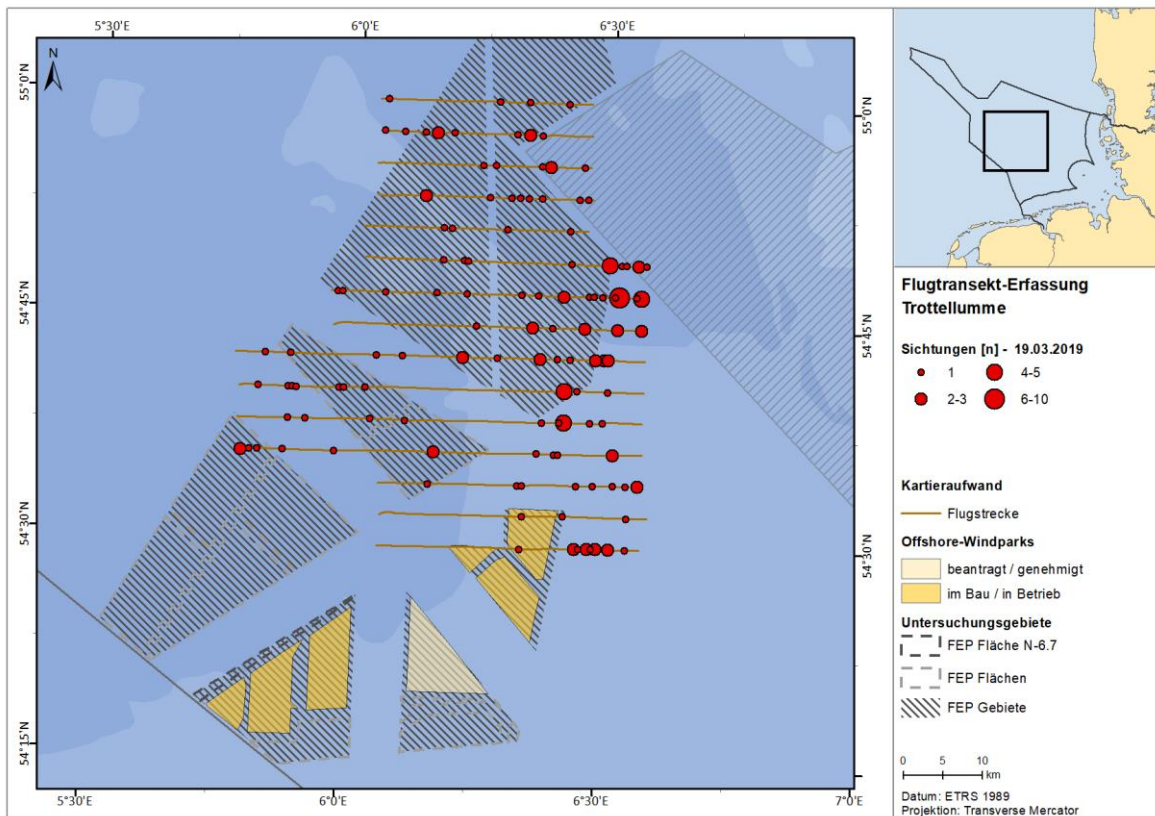
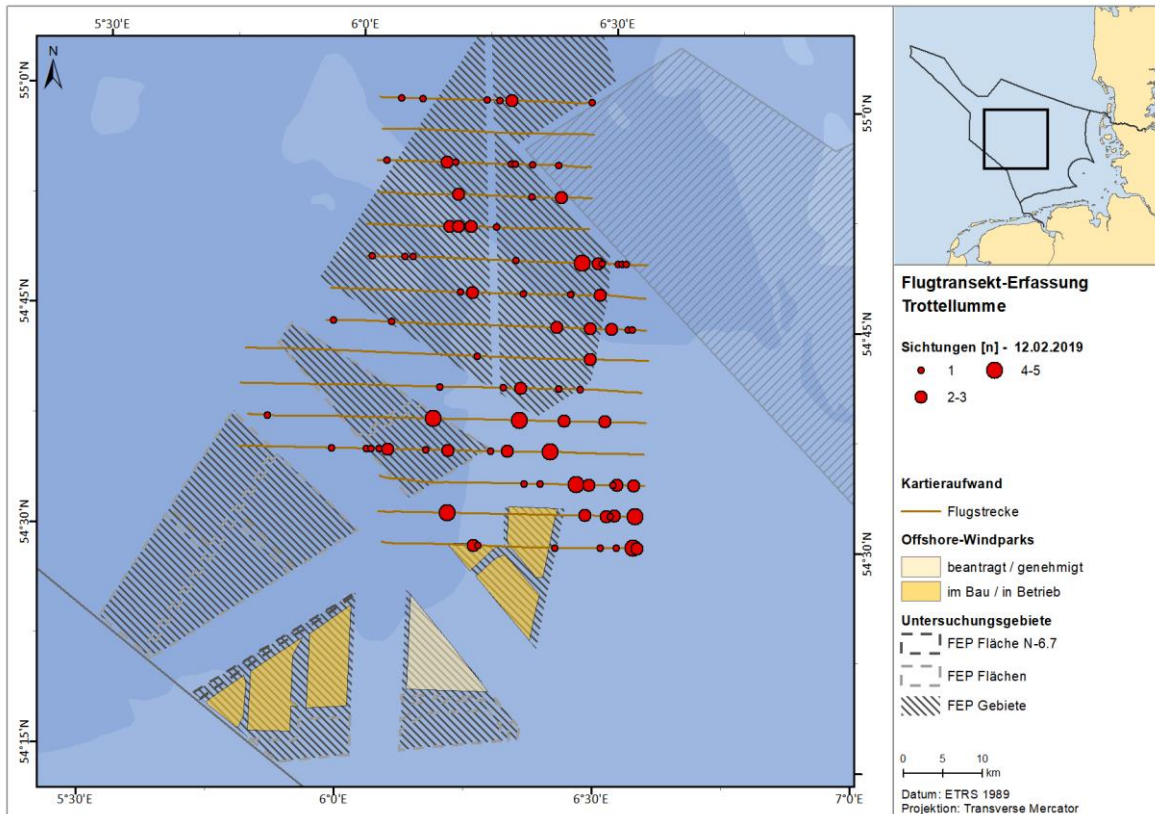


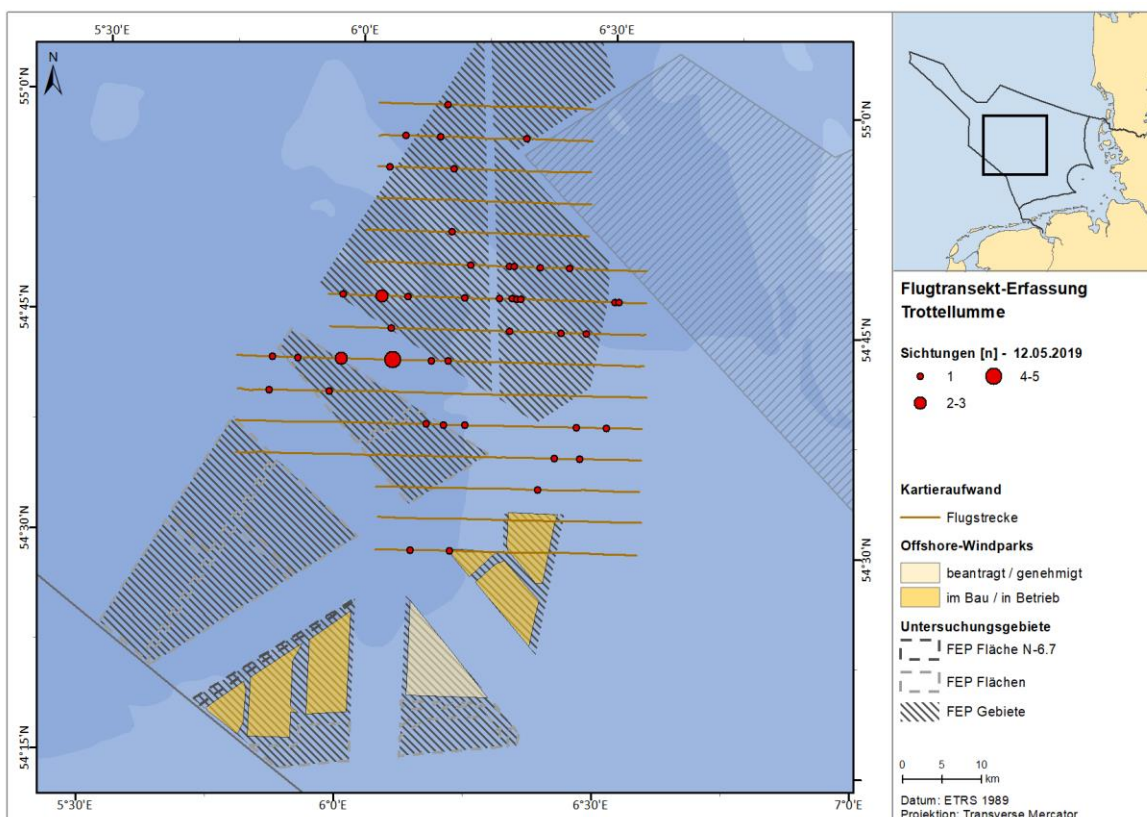
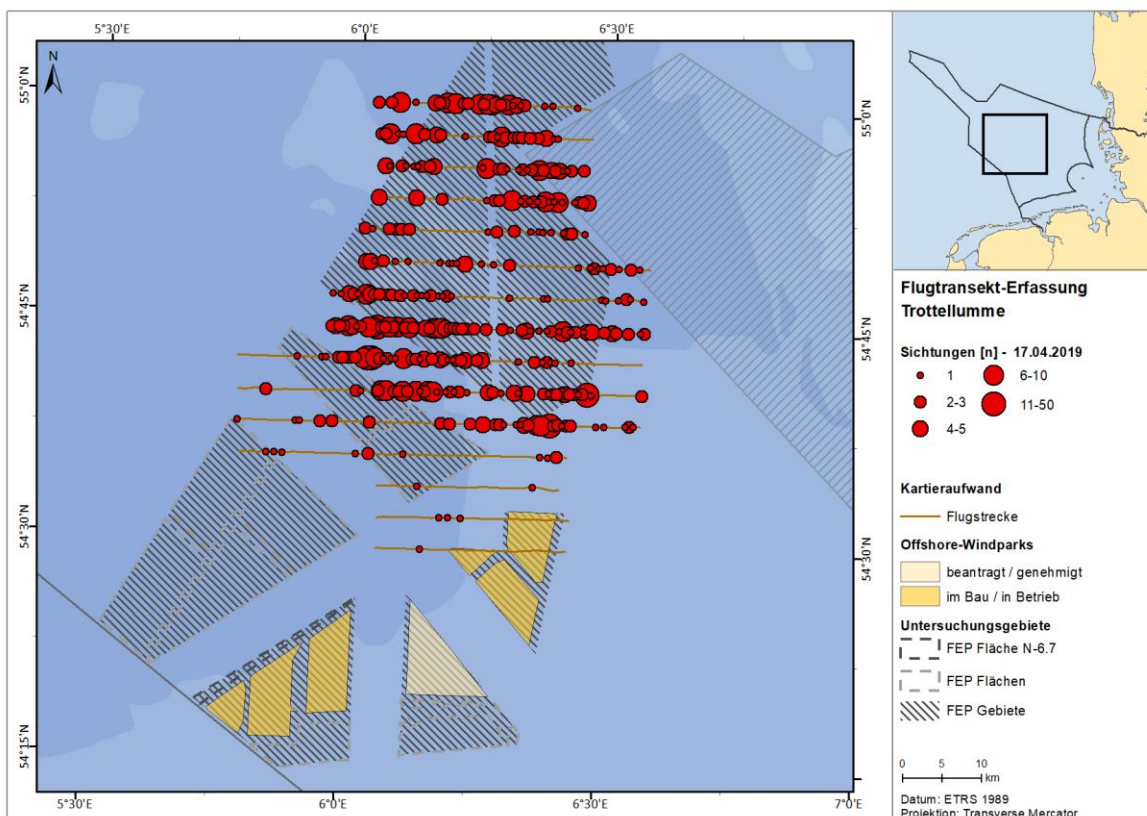


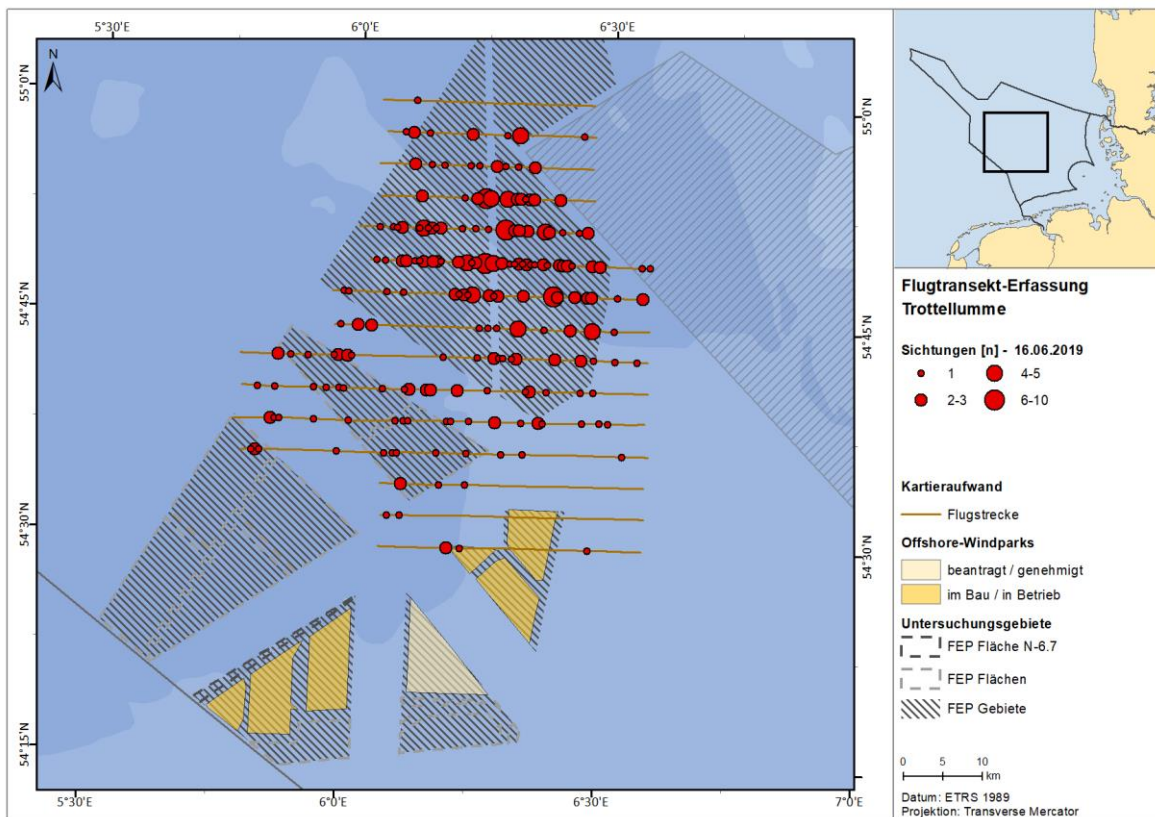
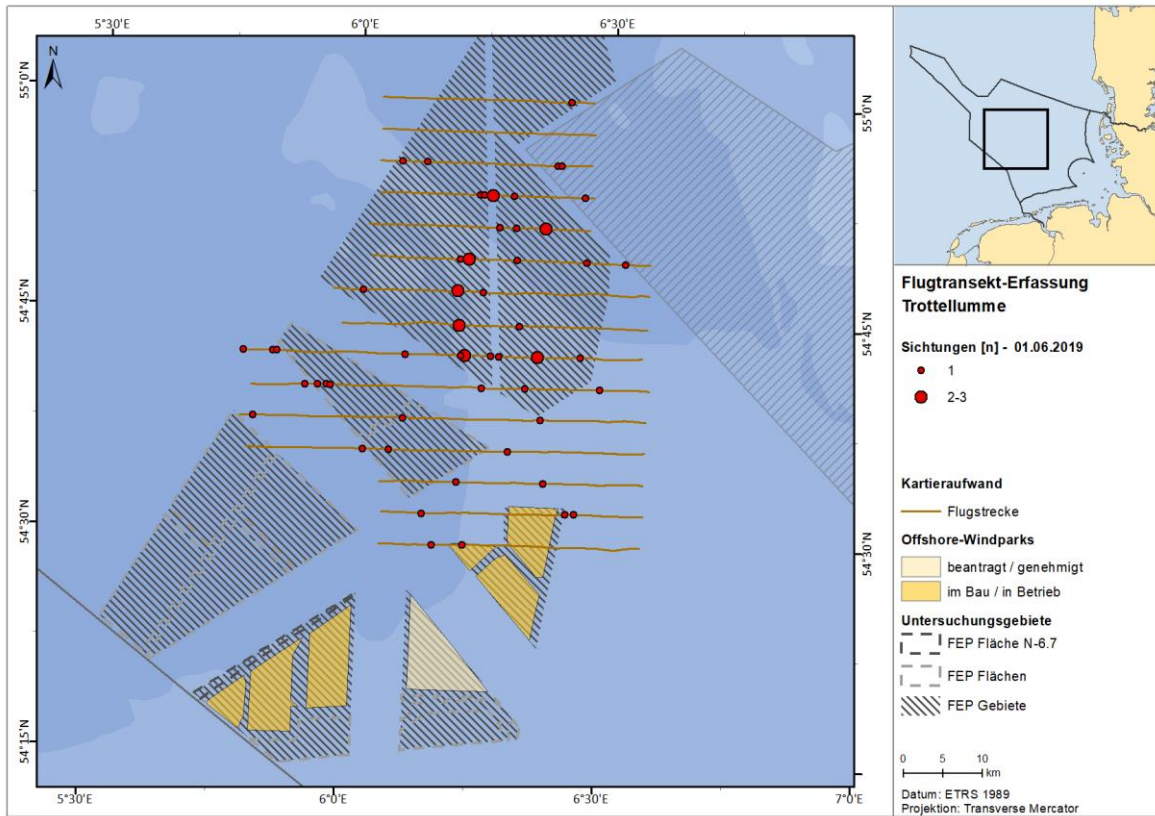


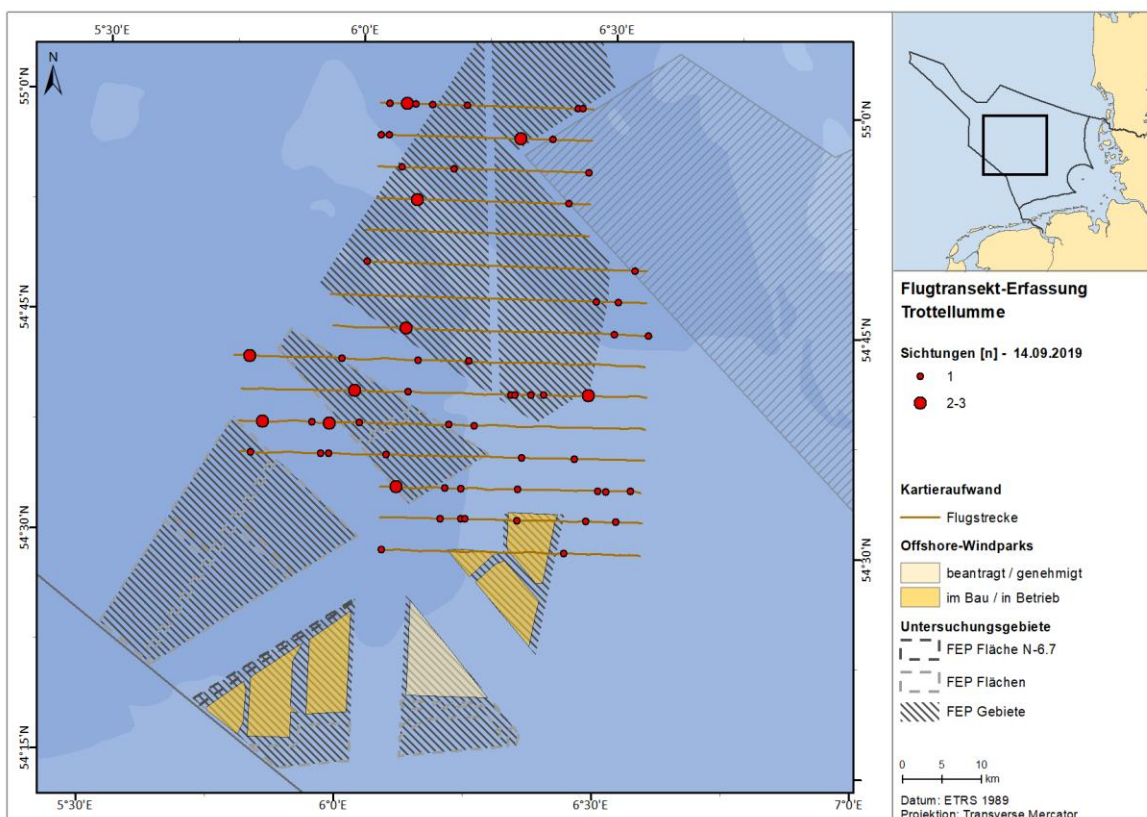
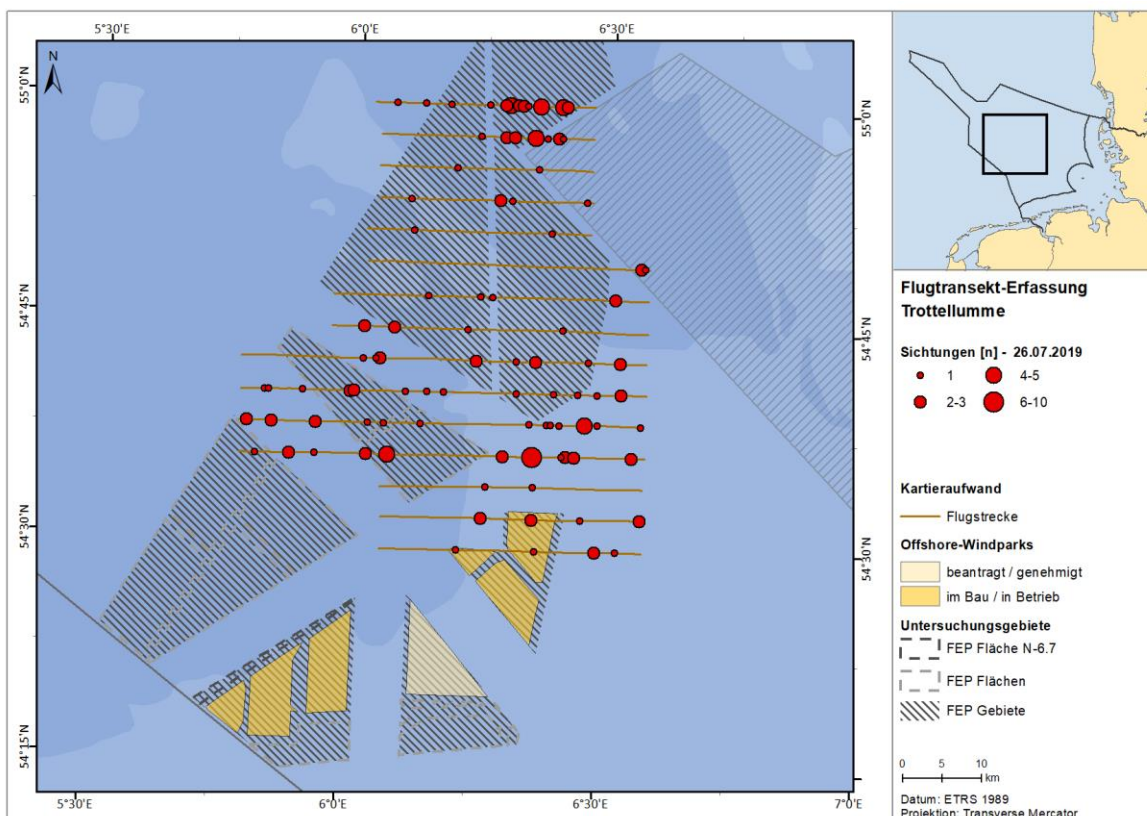


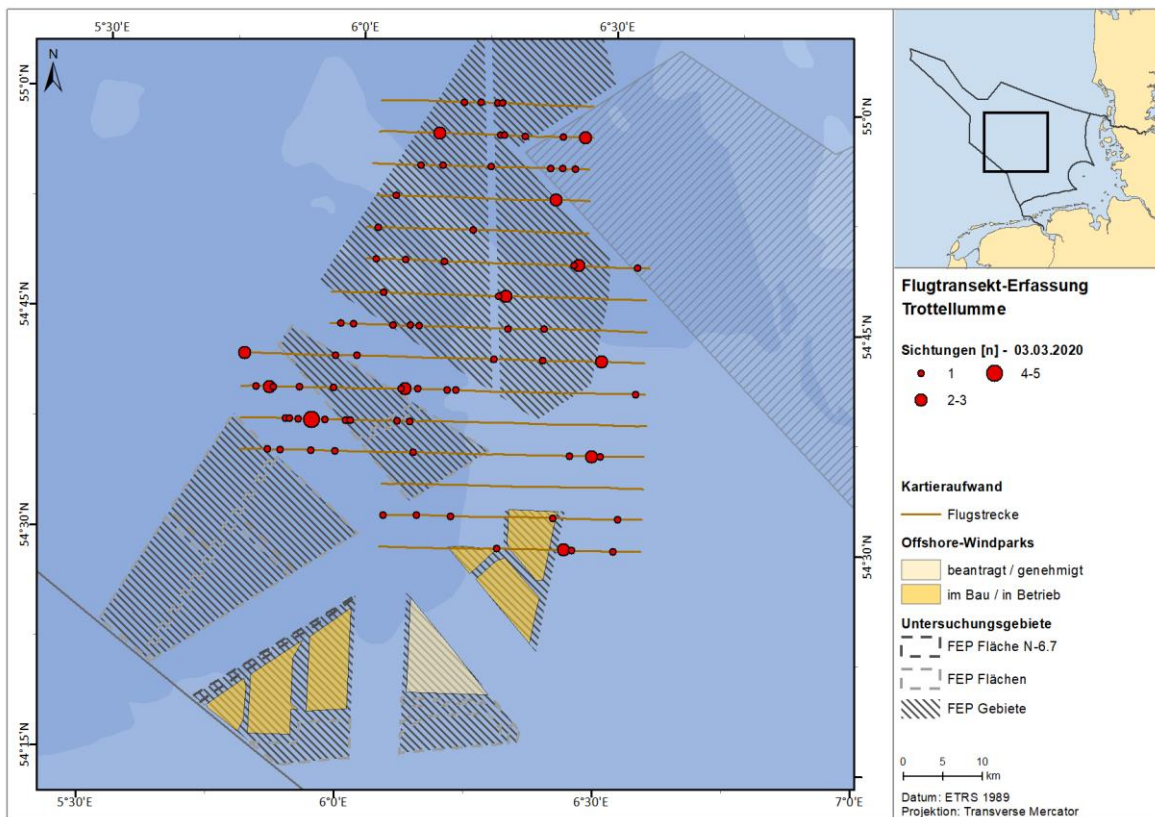
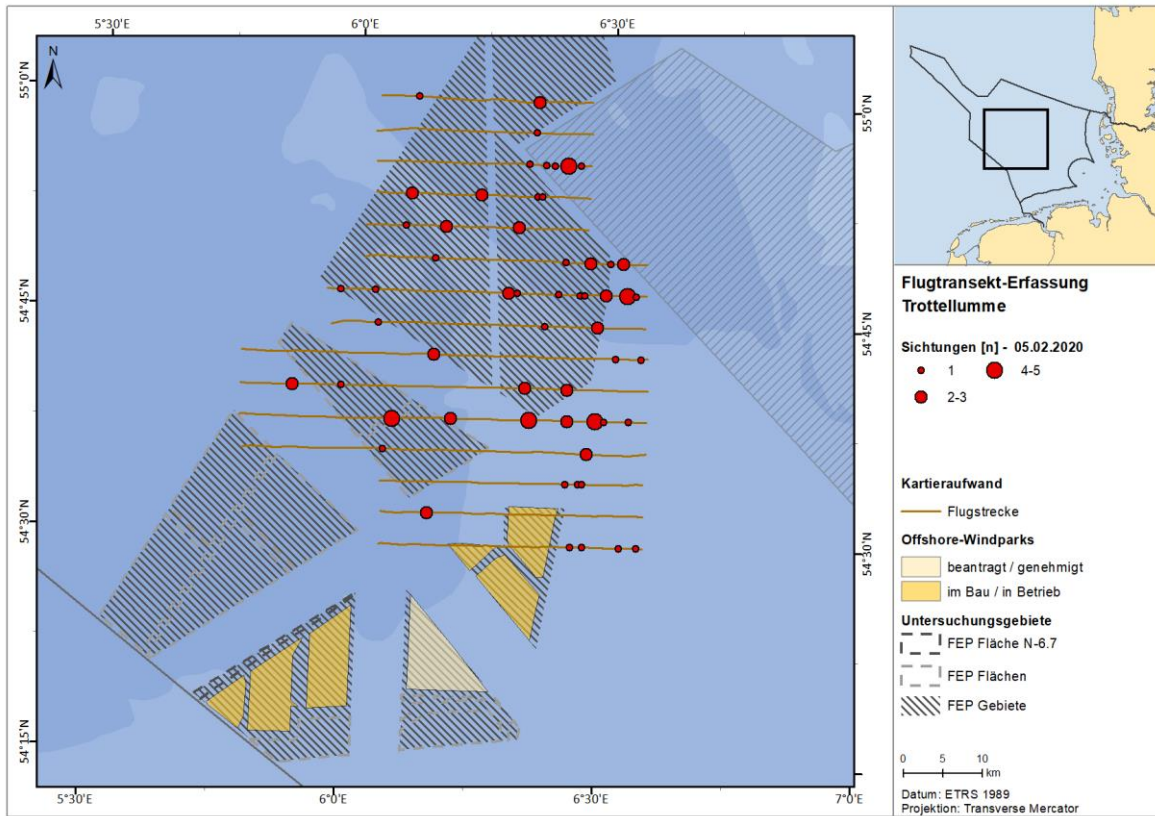
A.3.3.12.2. FN10_11

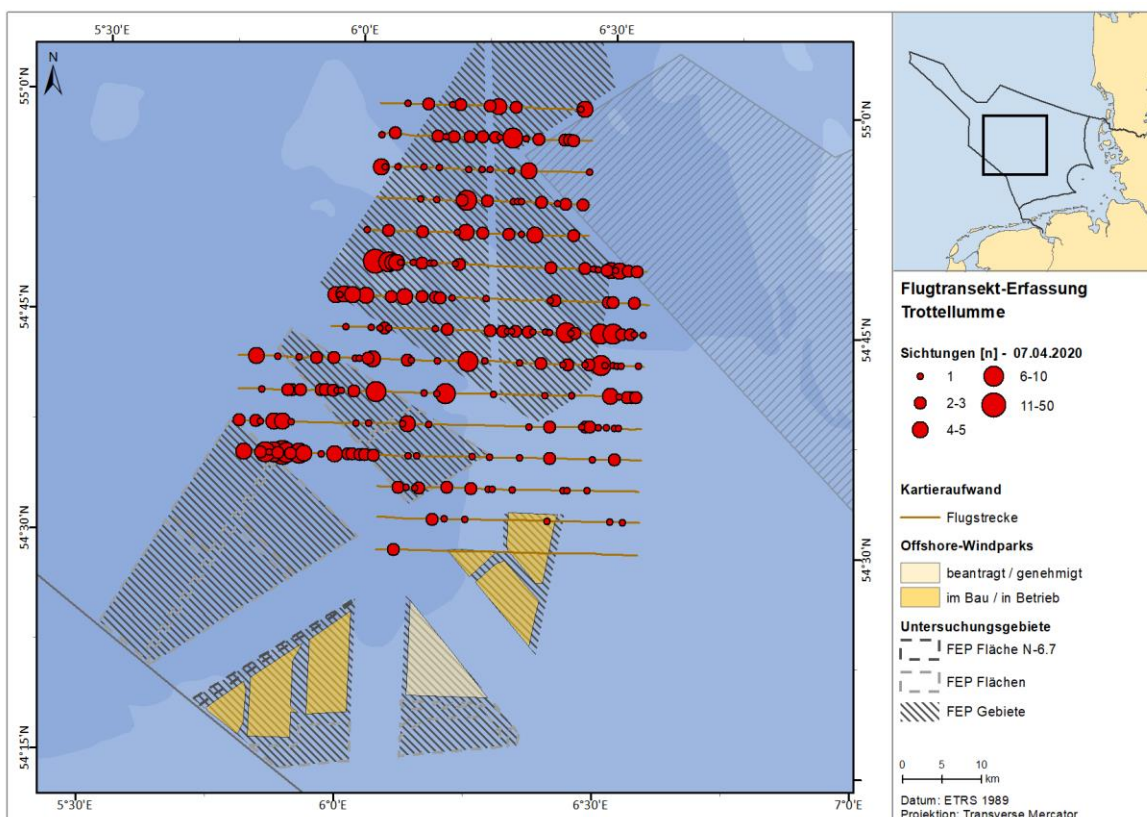
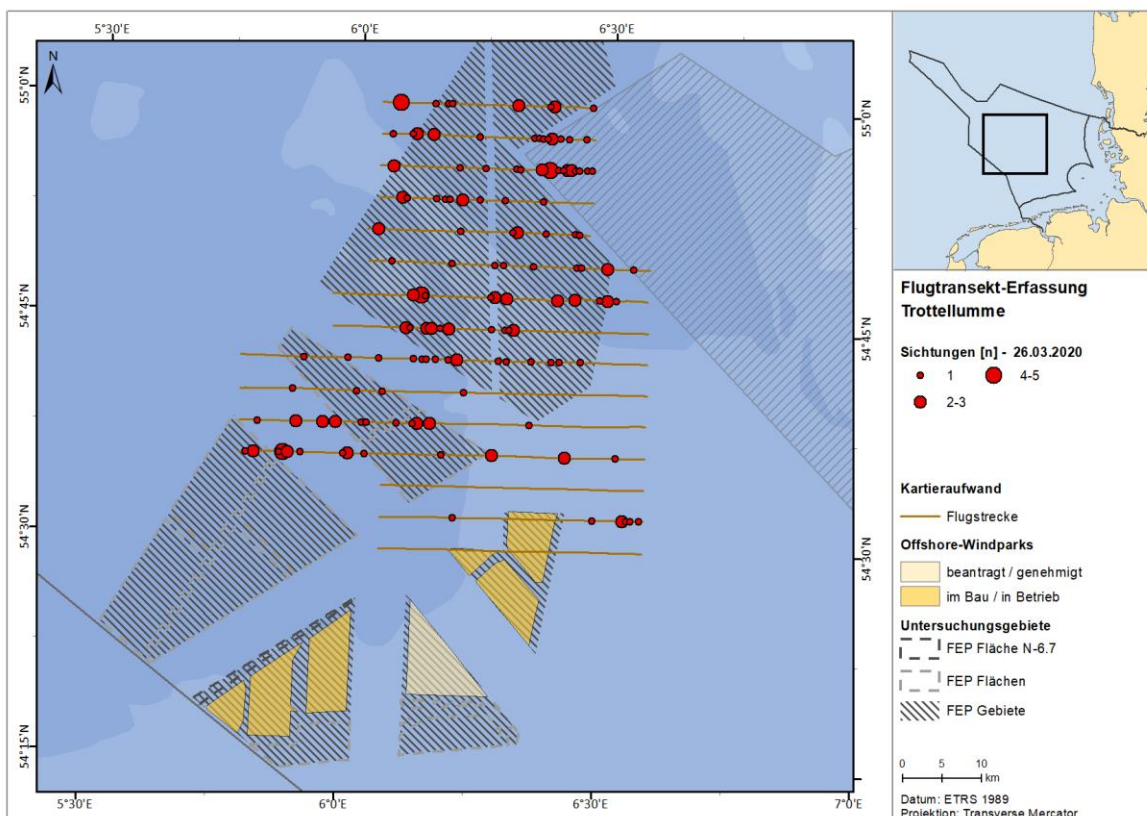


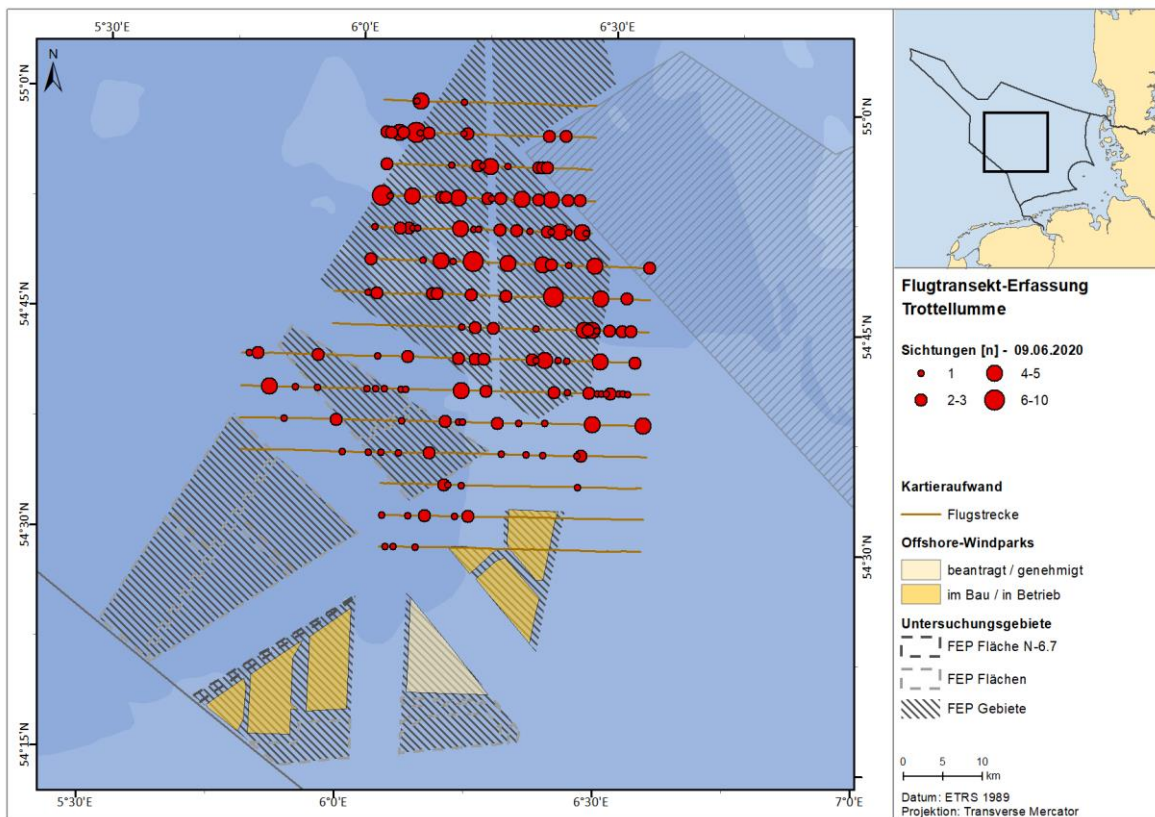
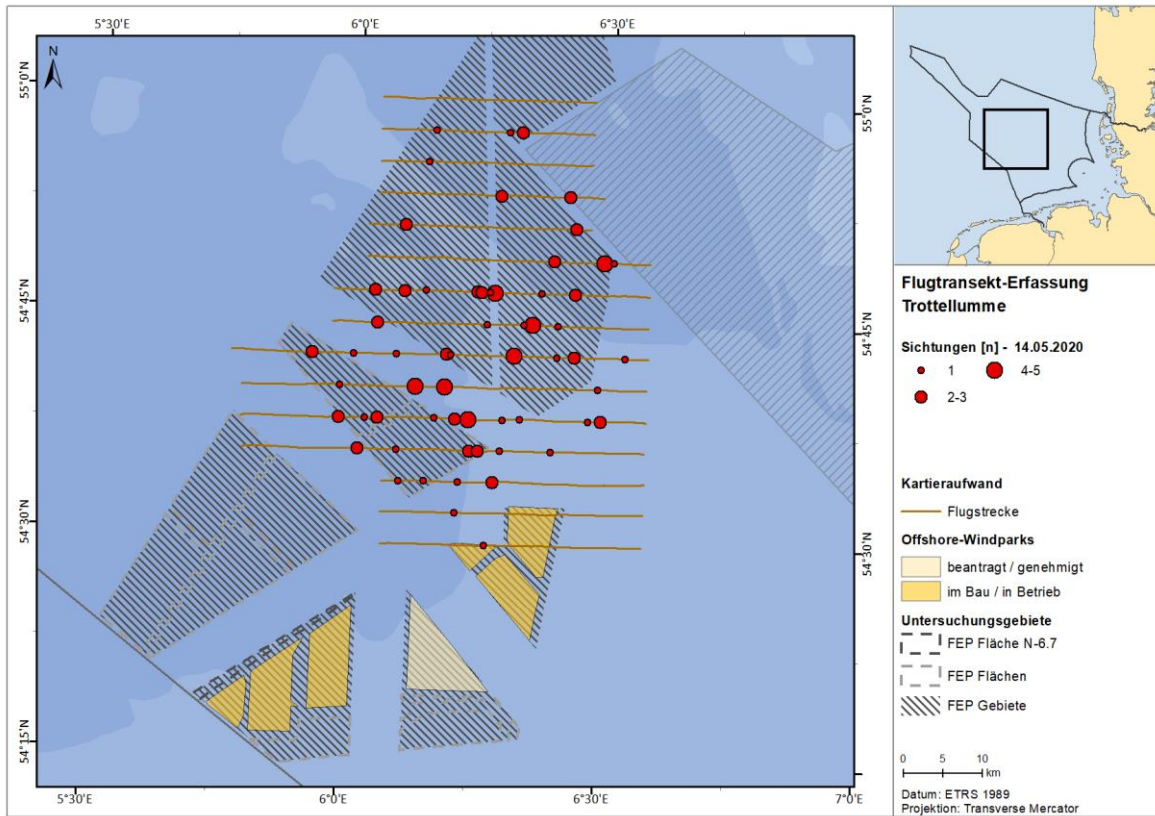


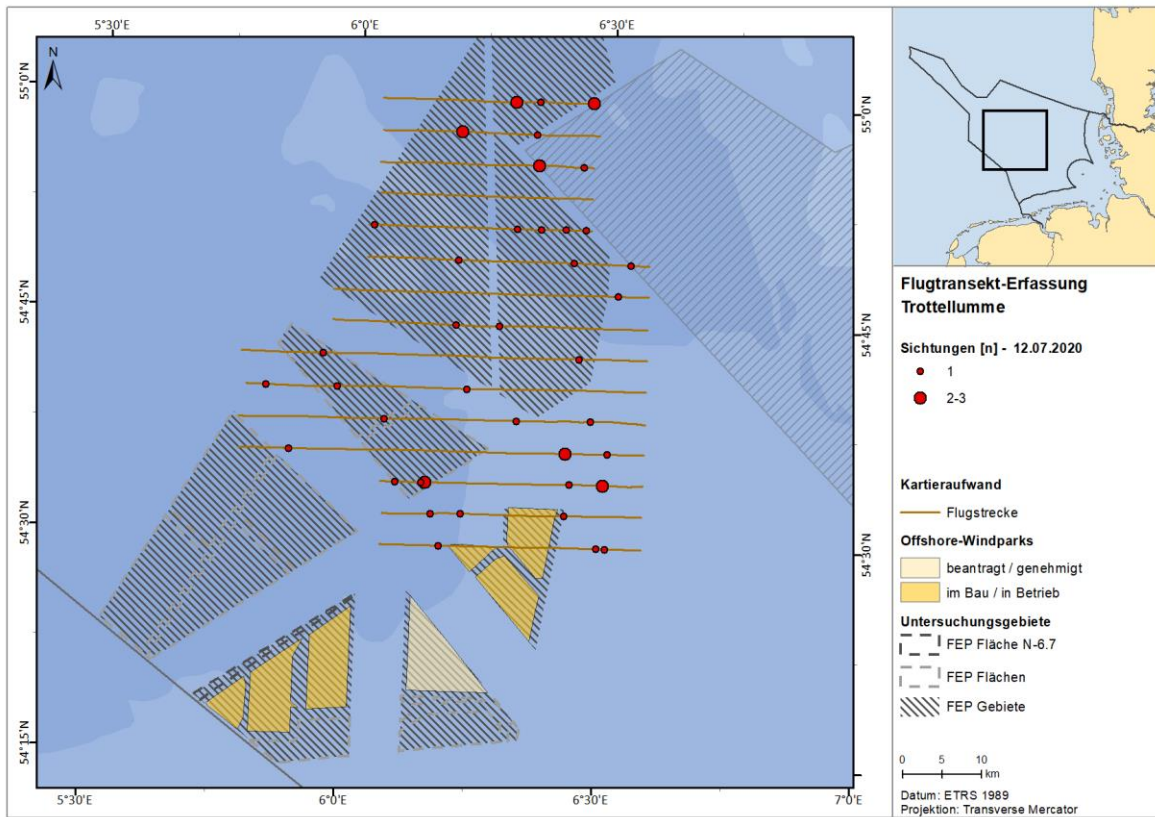




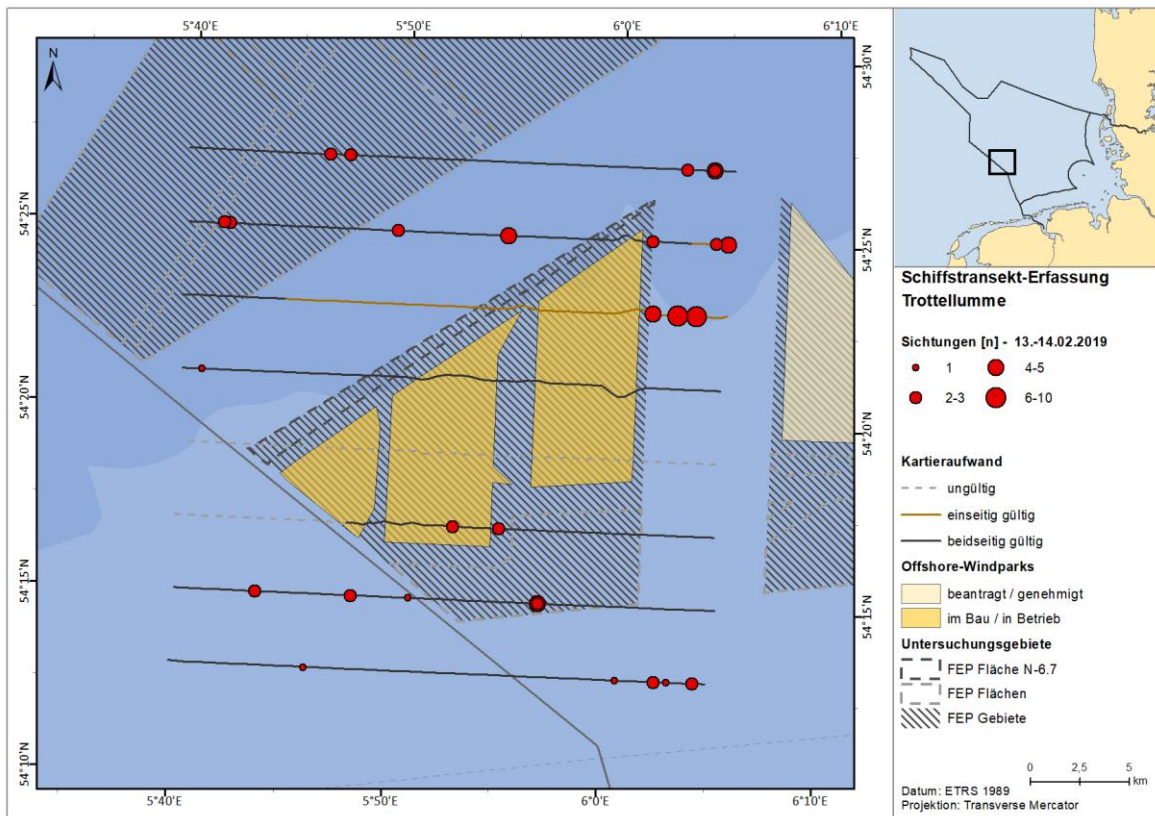
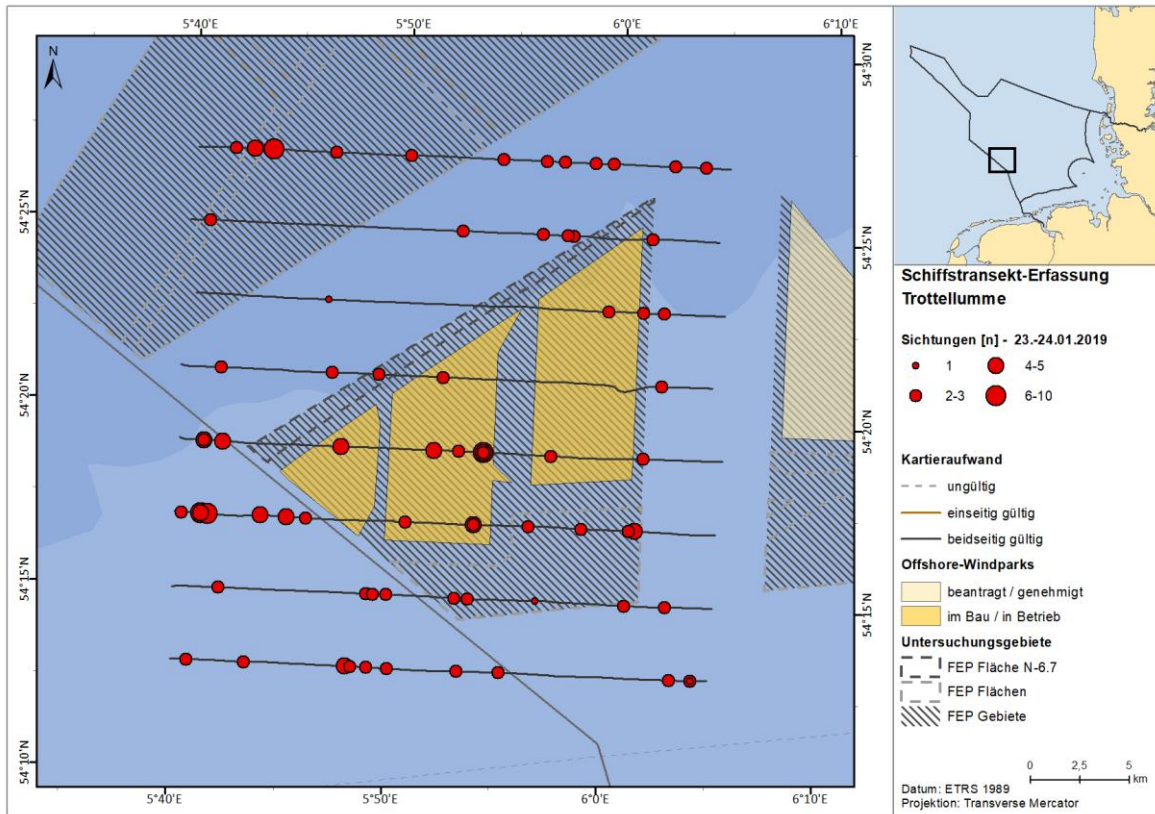


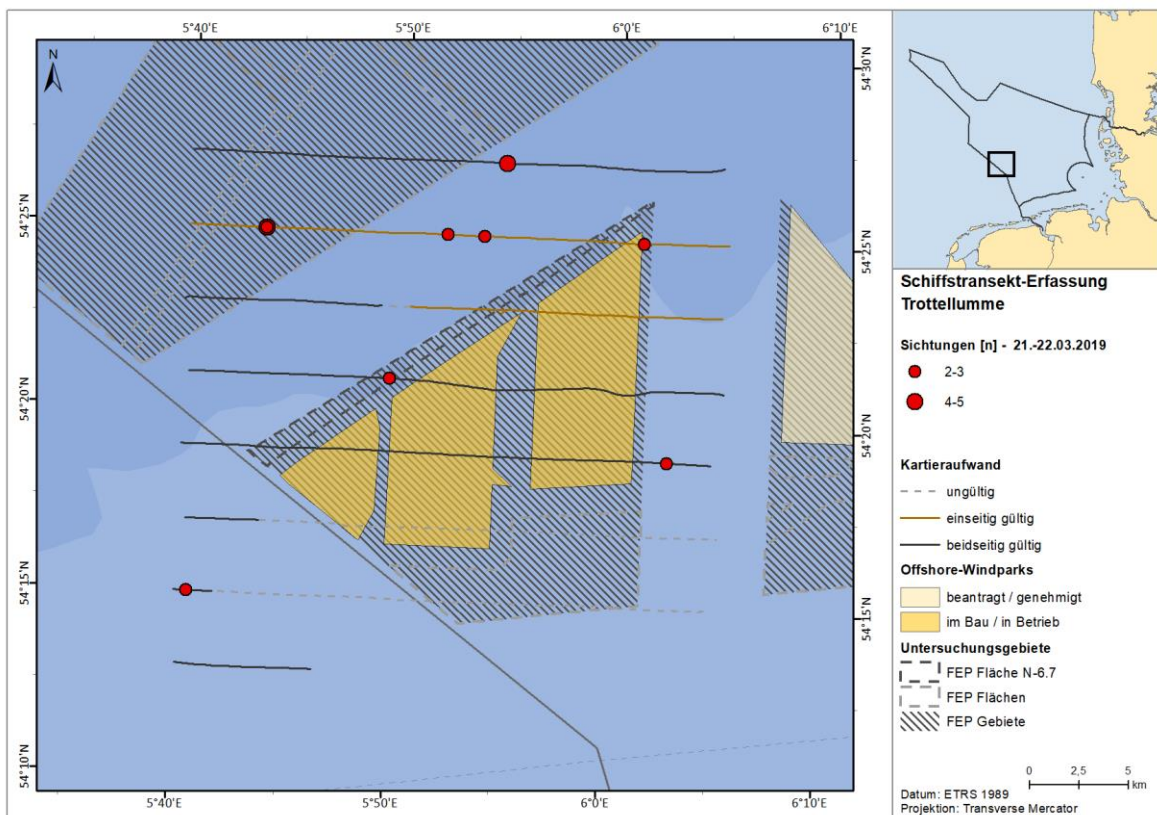
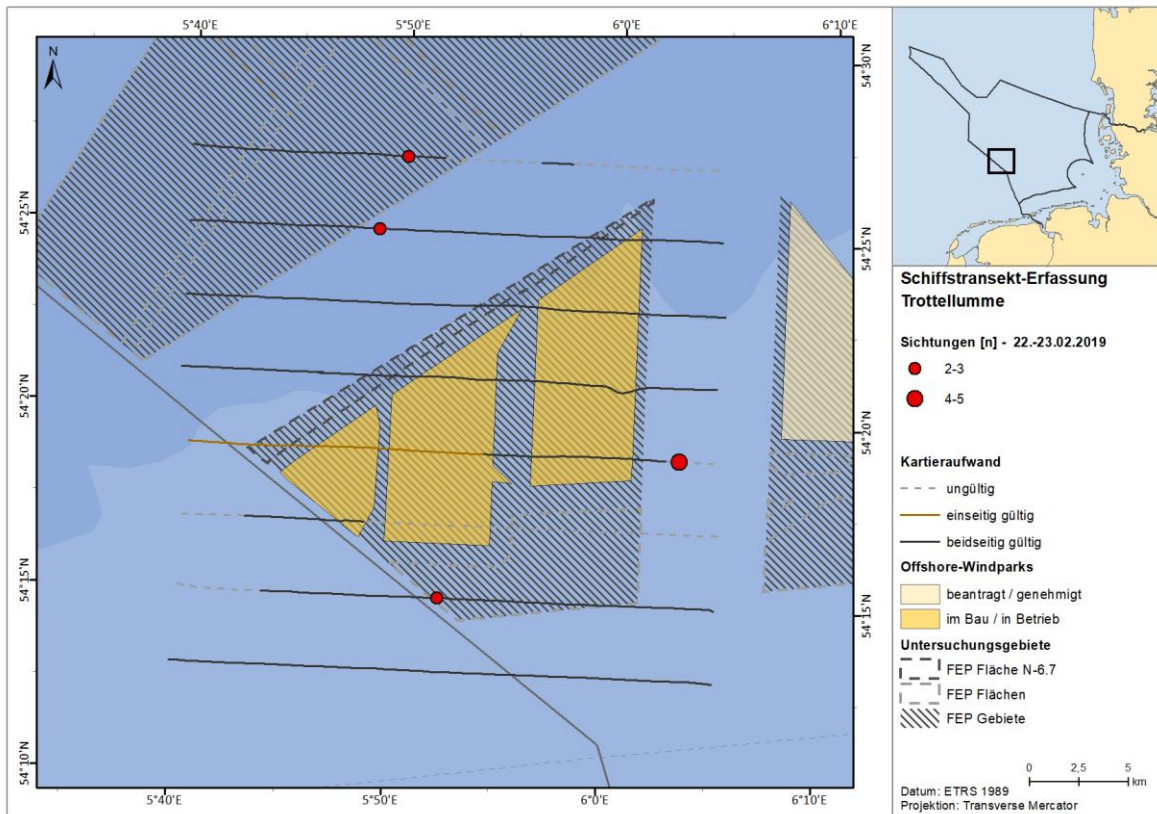


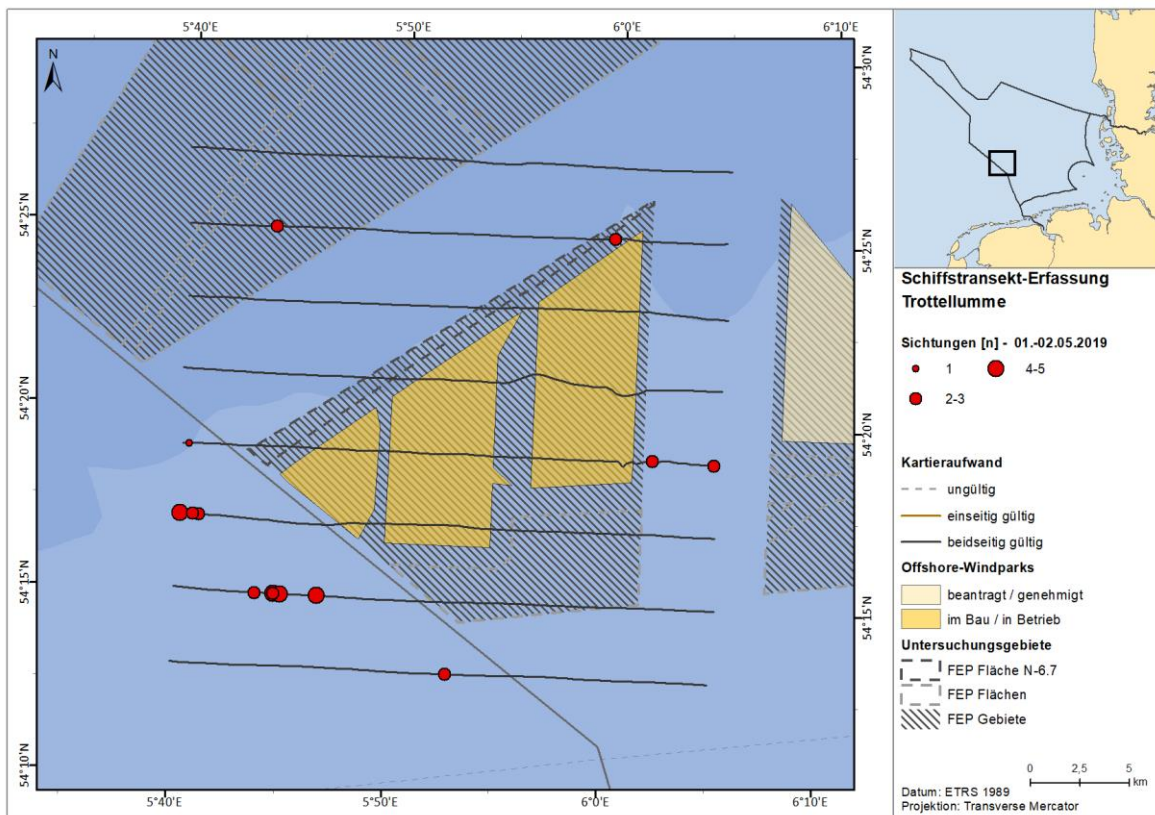
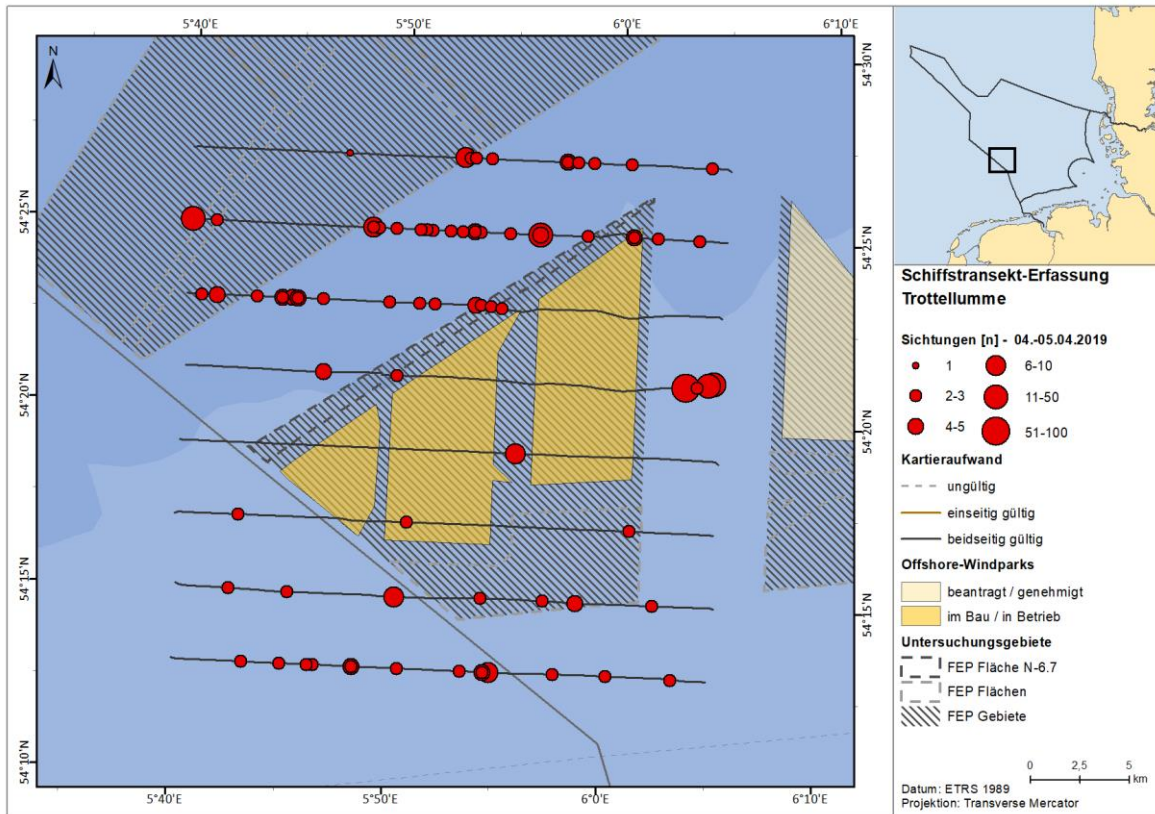


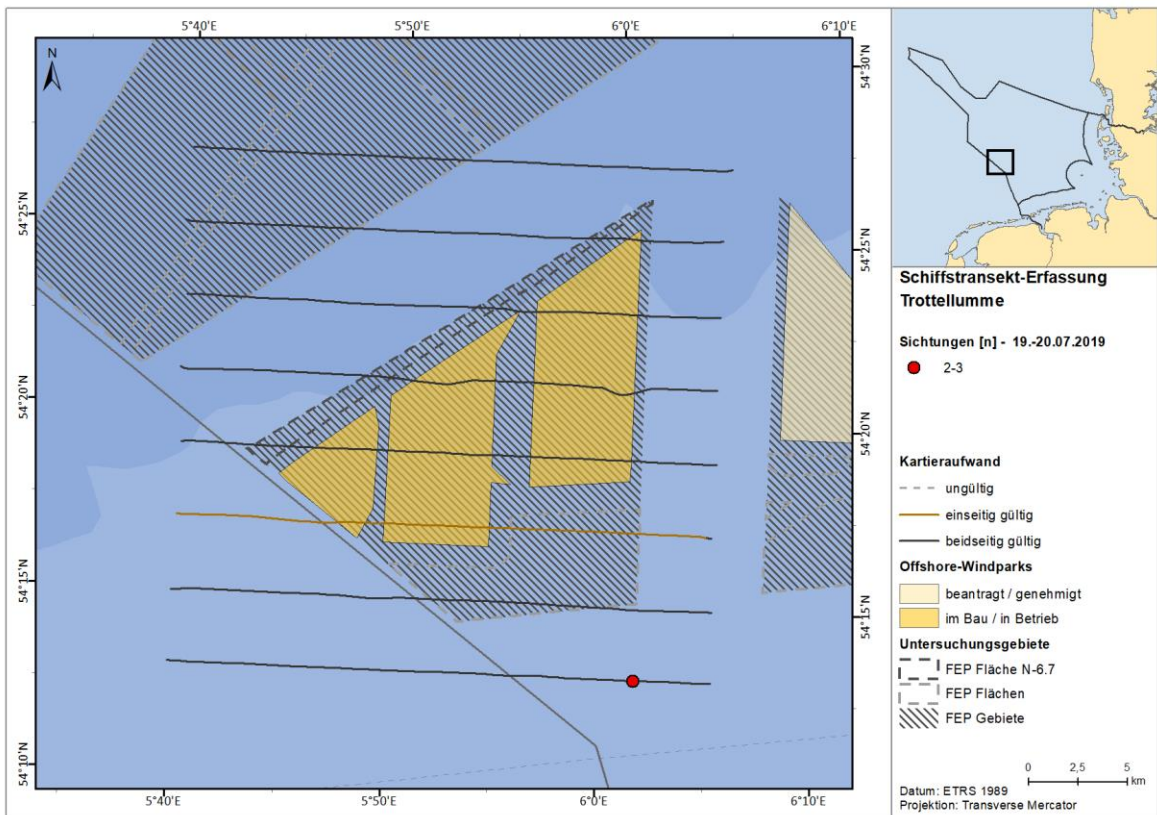
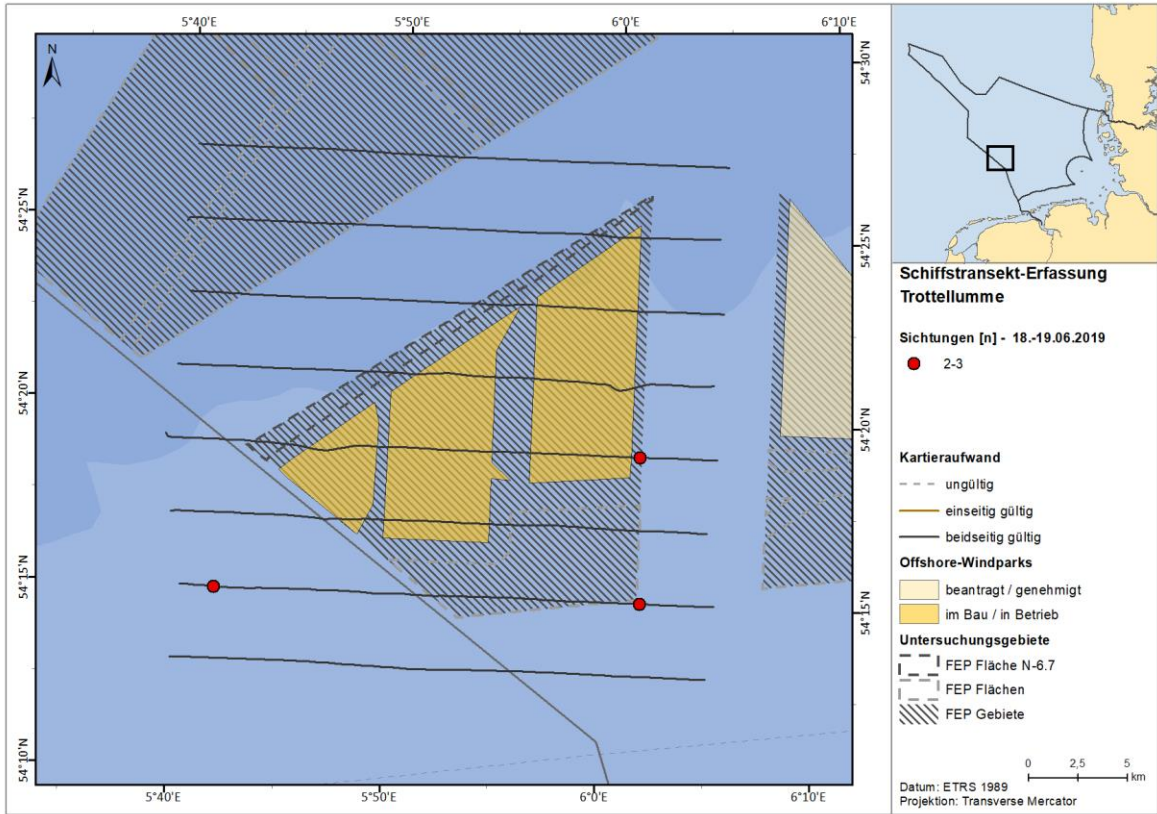


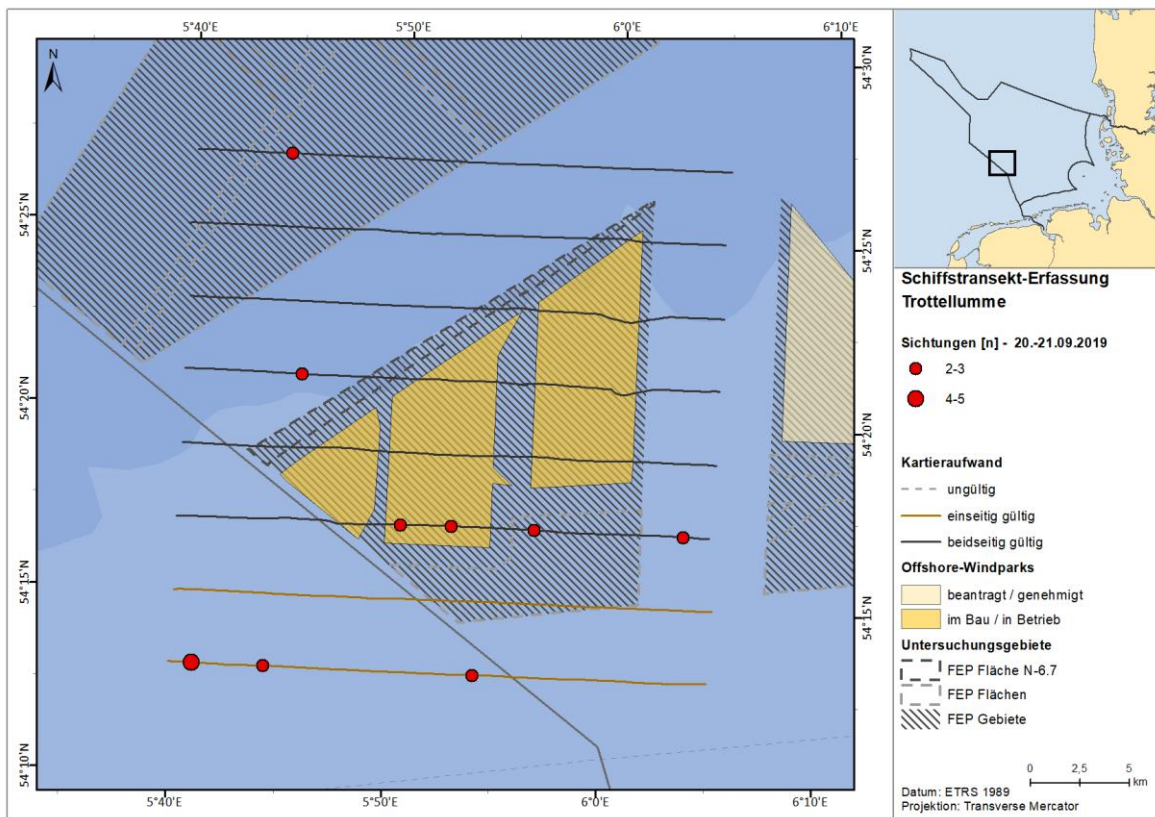
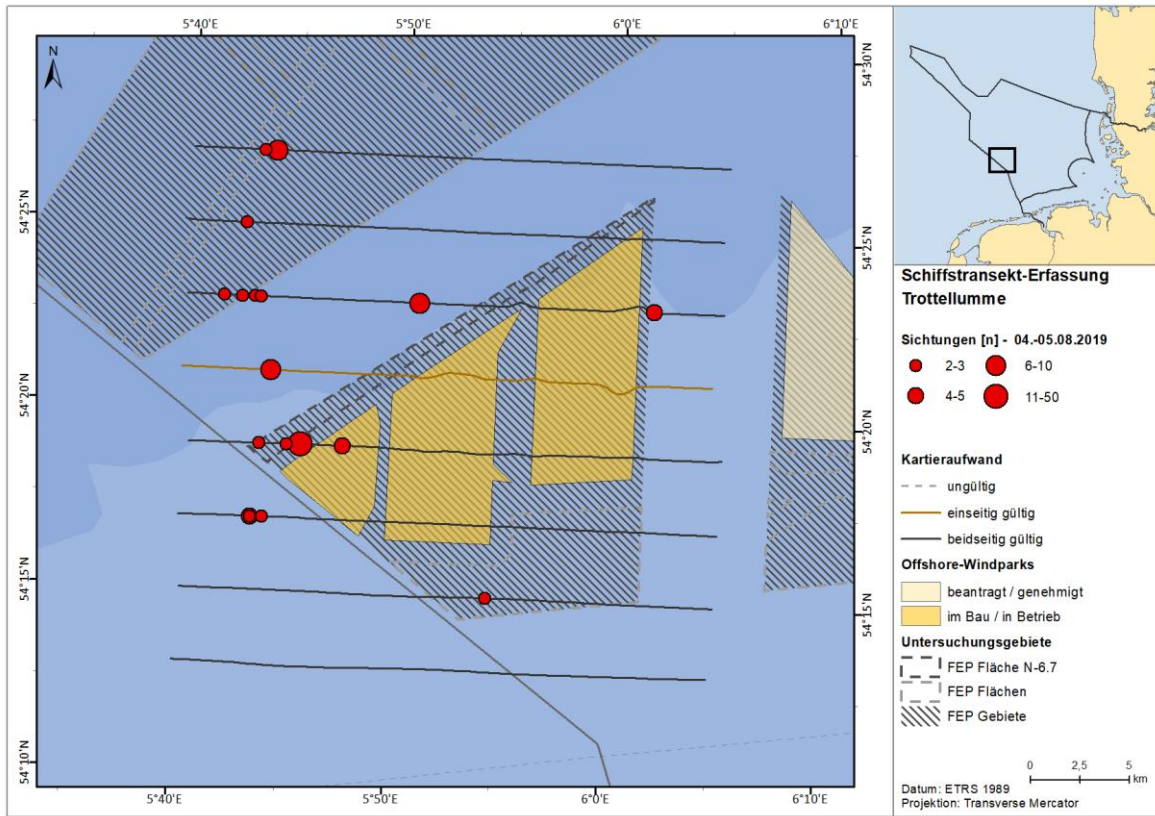
A.3.3.12.3. SC6

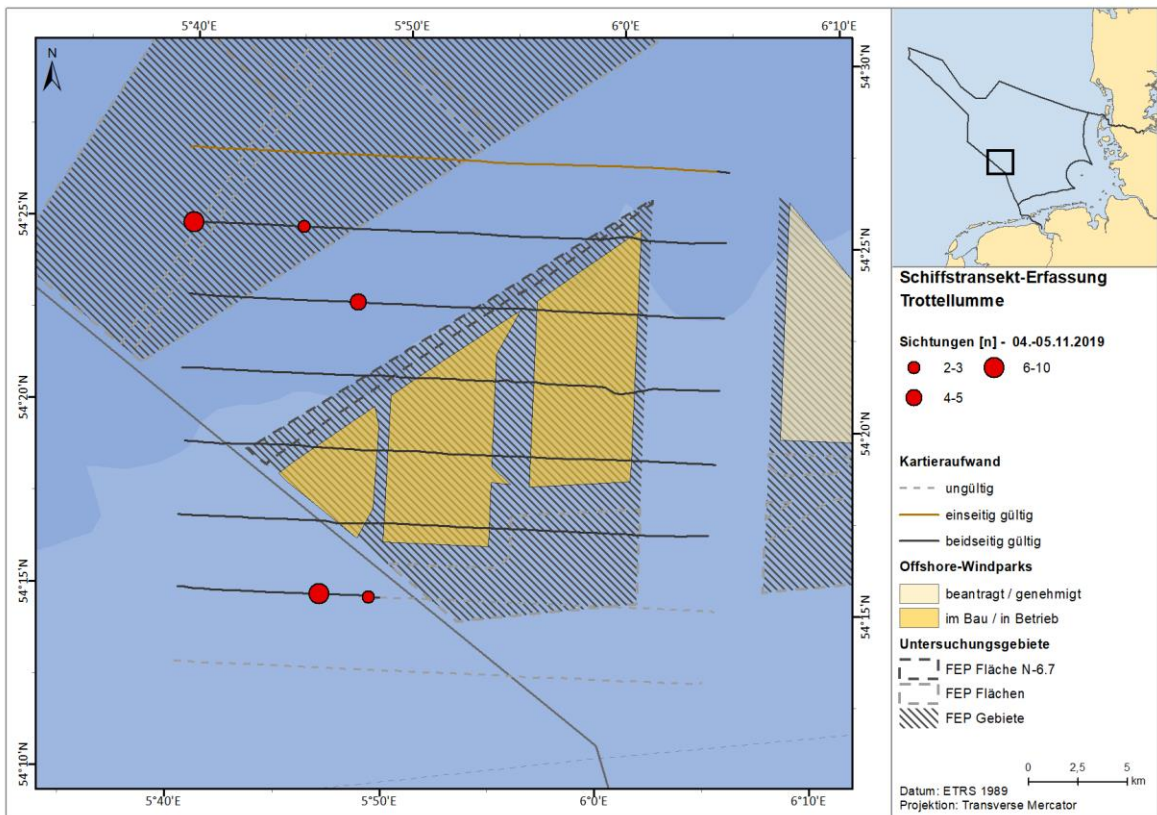
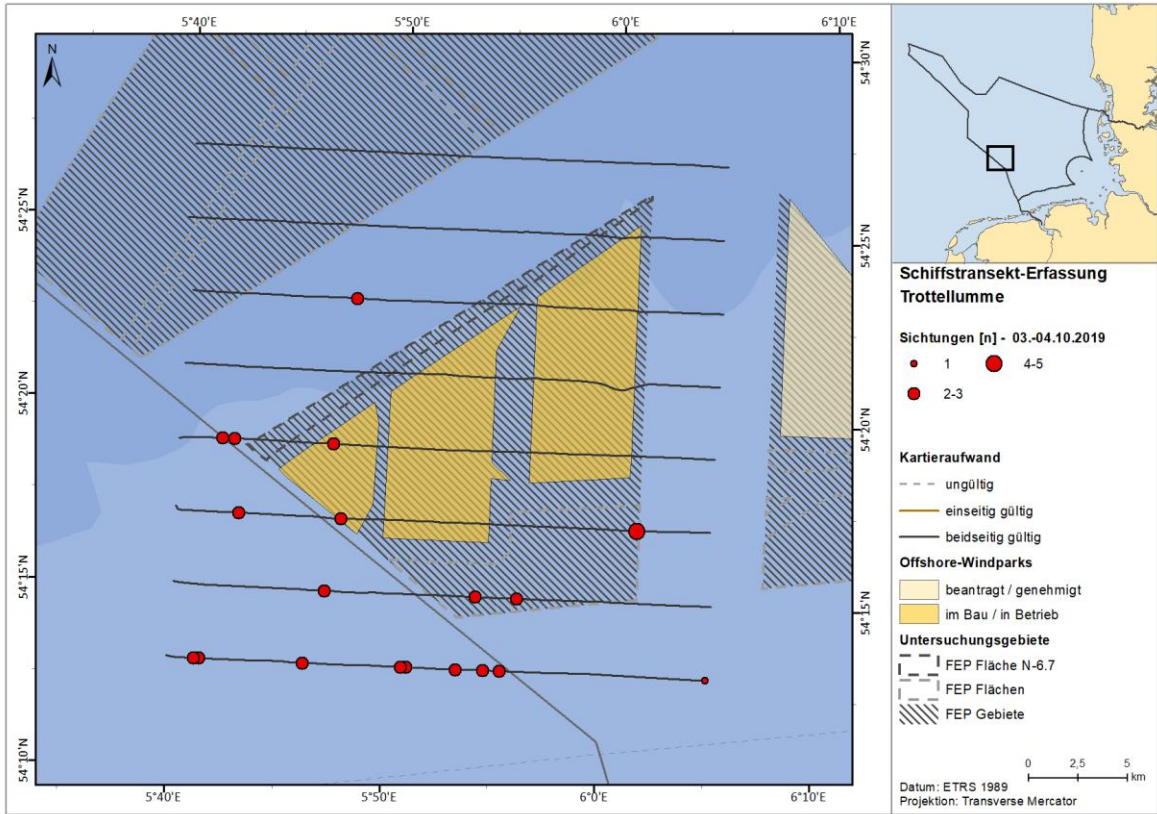


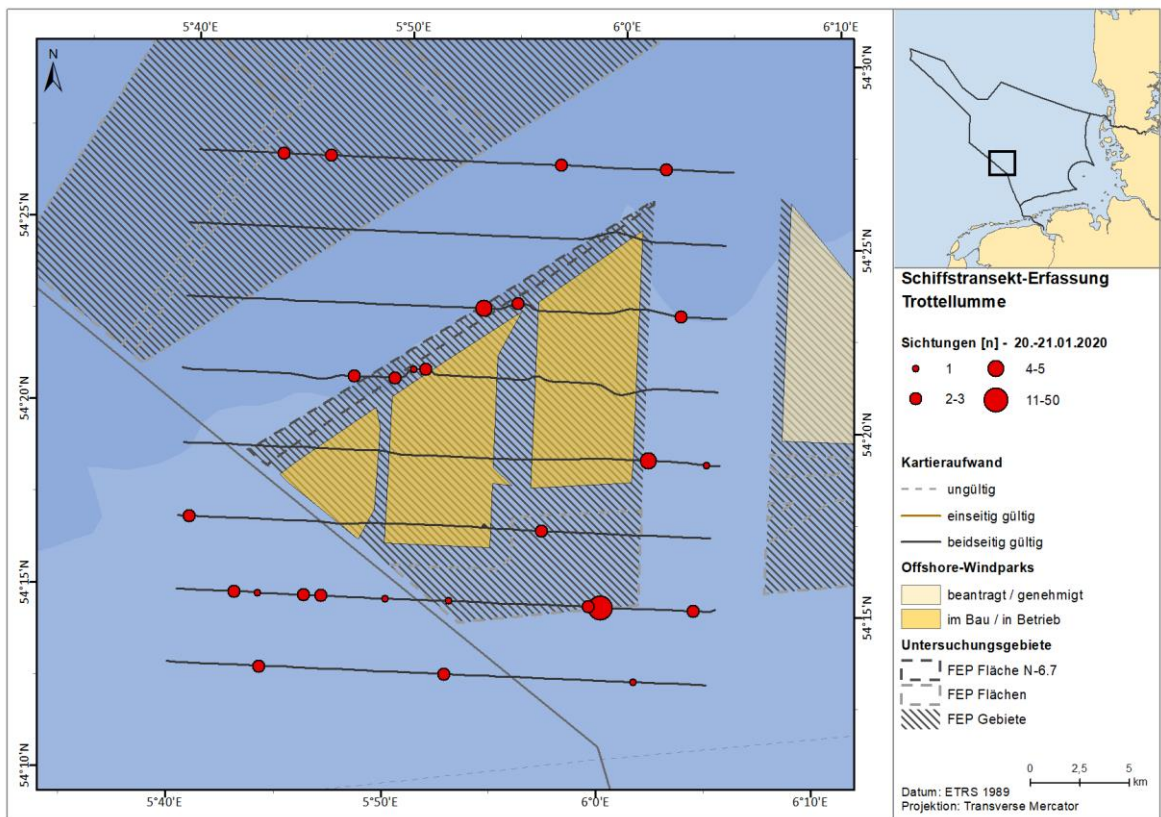
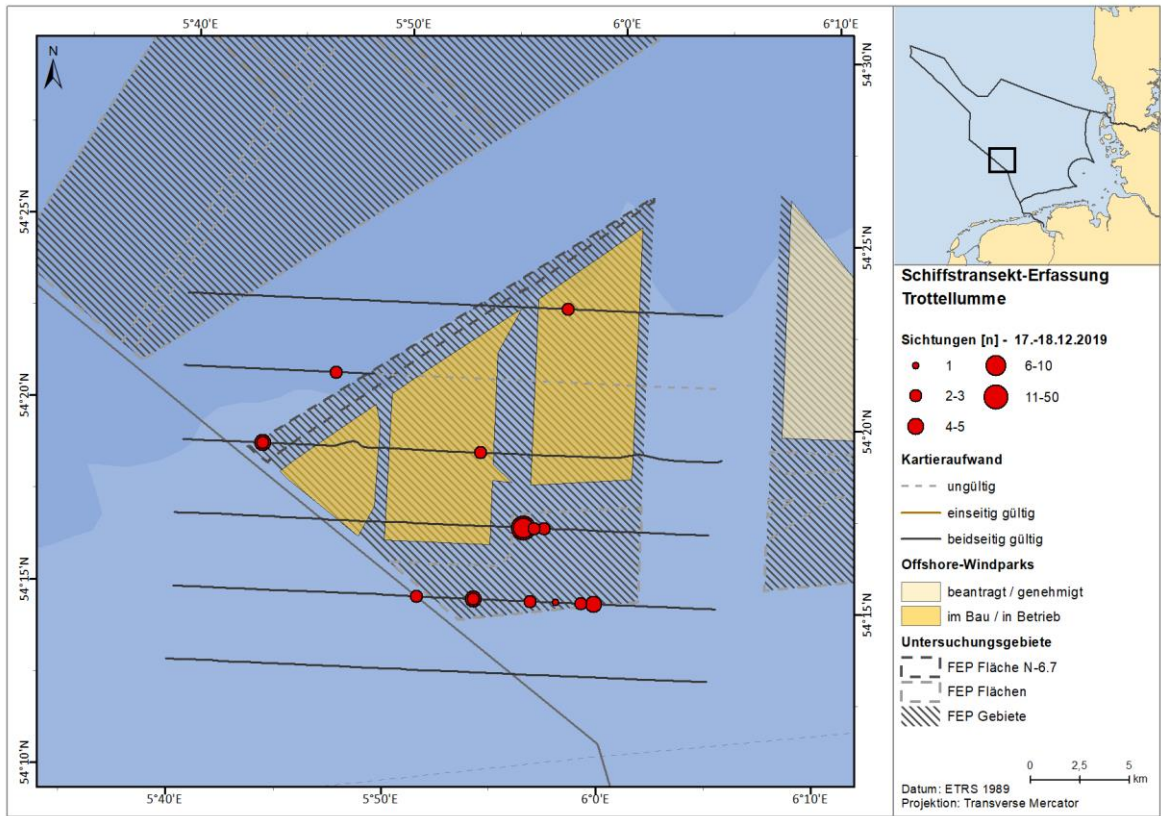


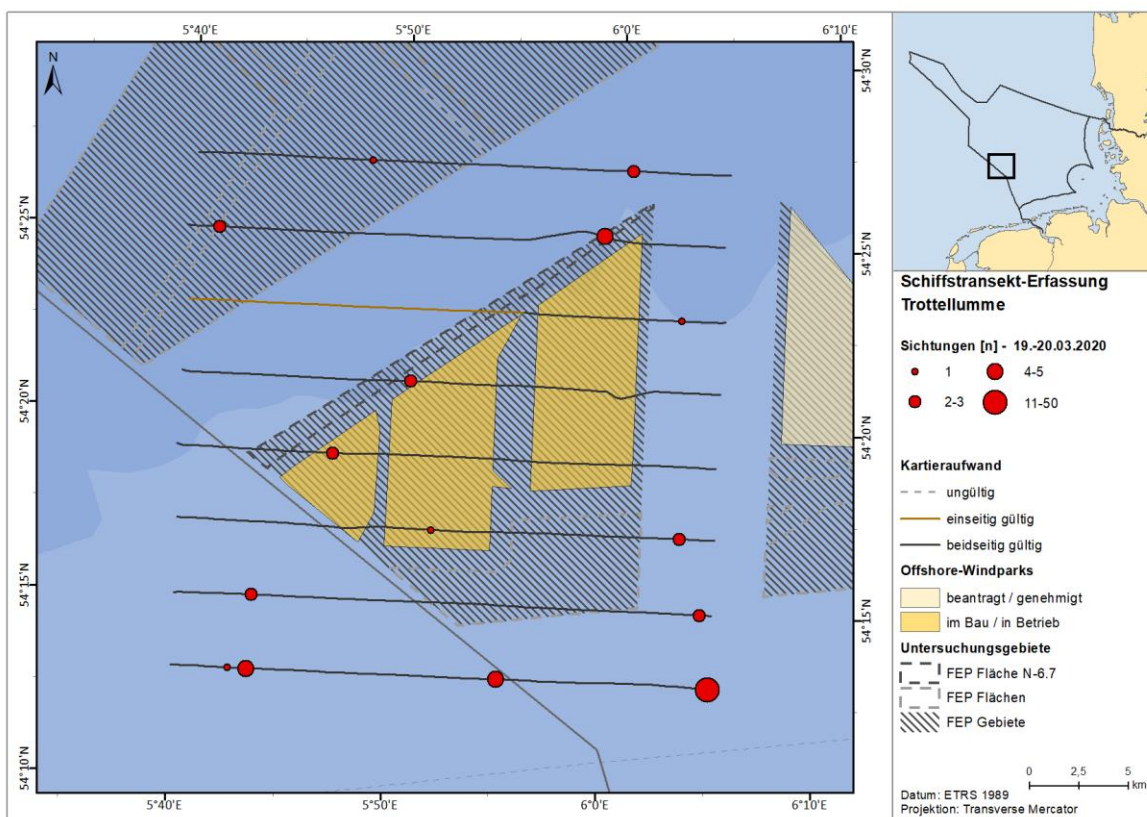
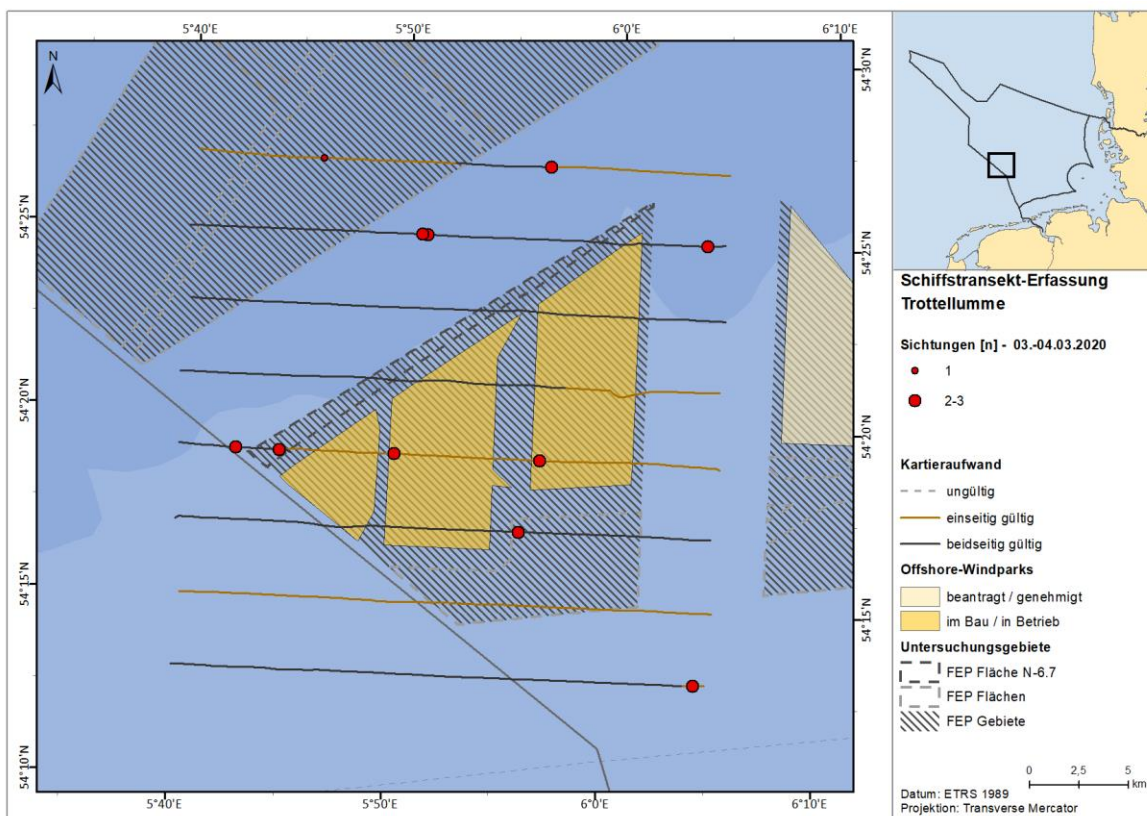


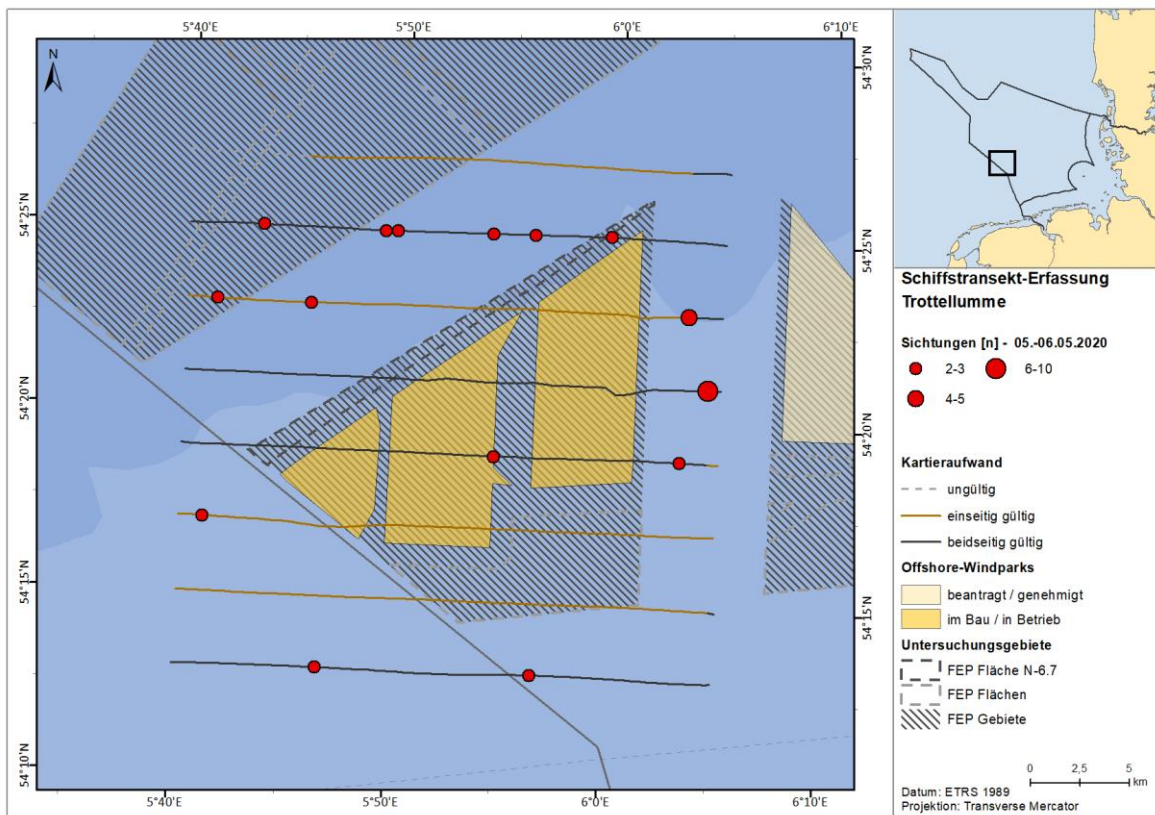
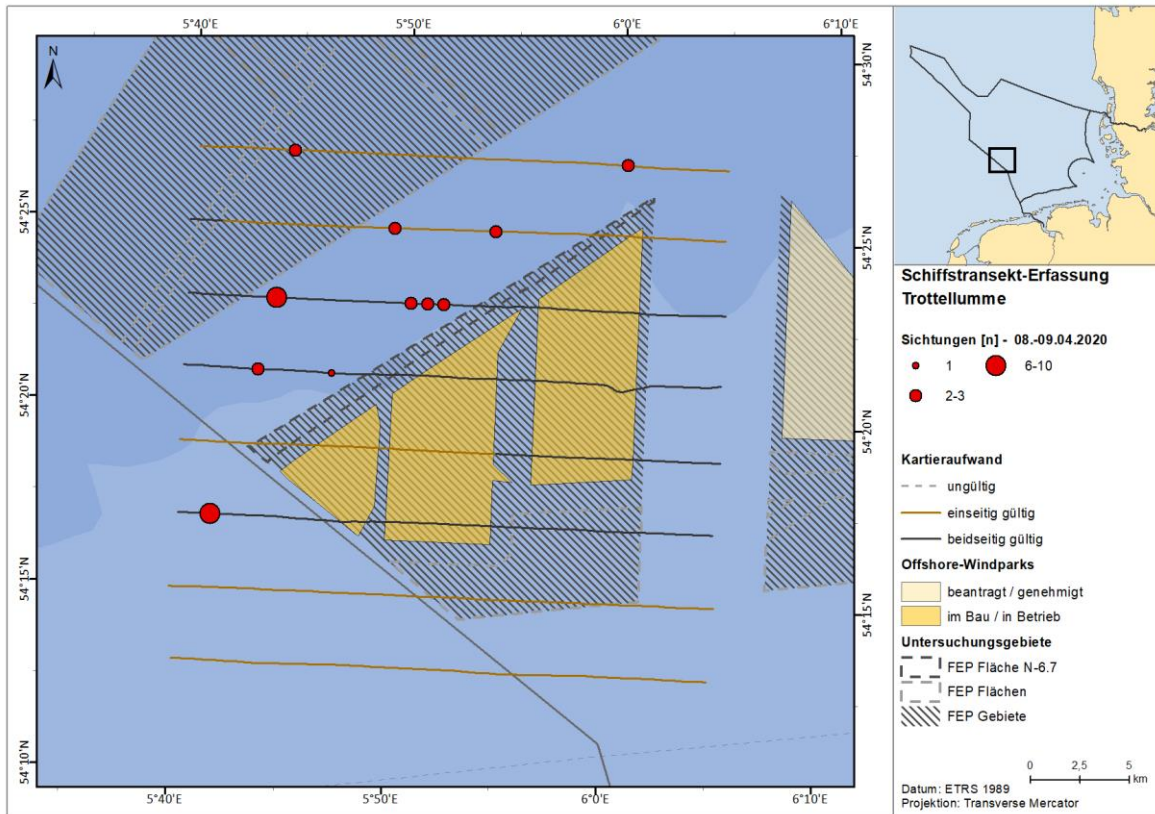


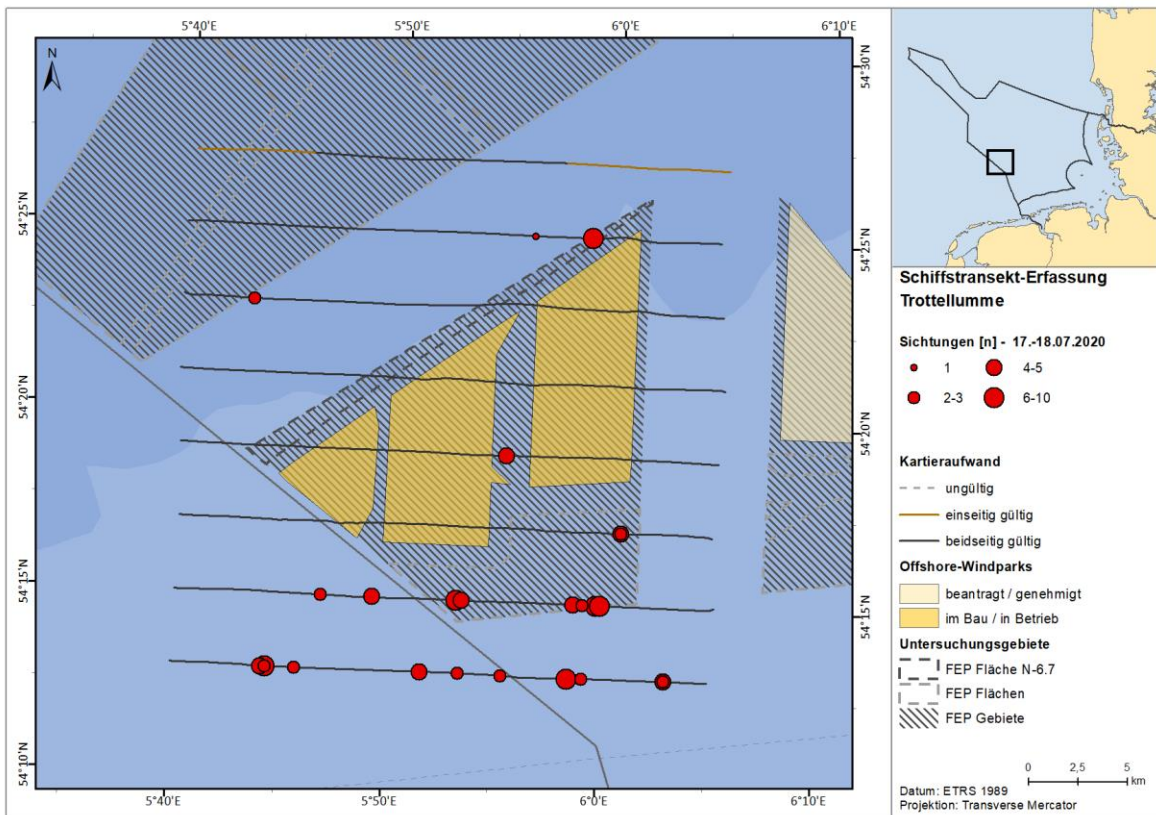
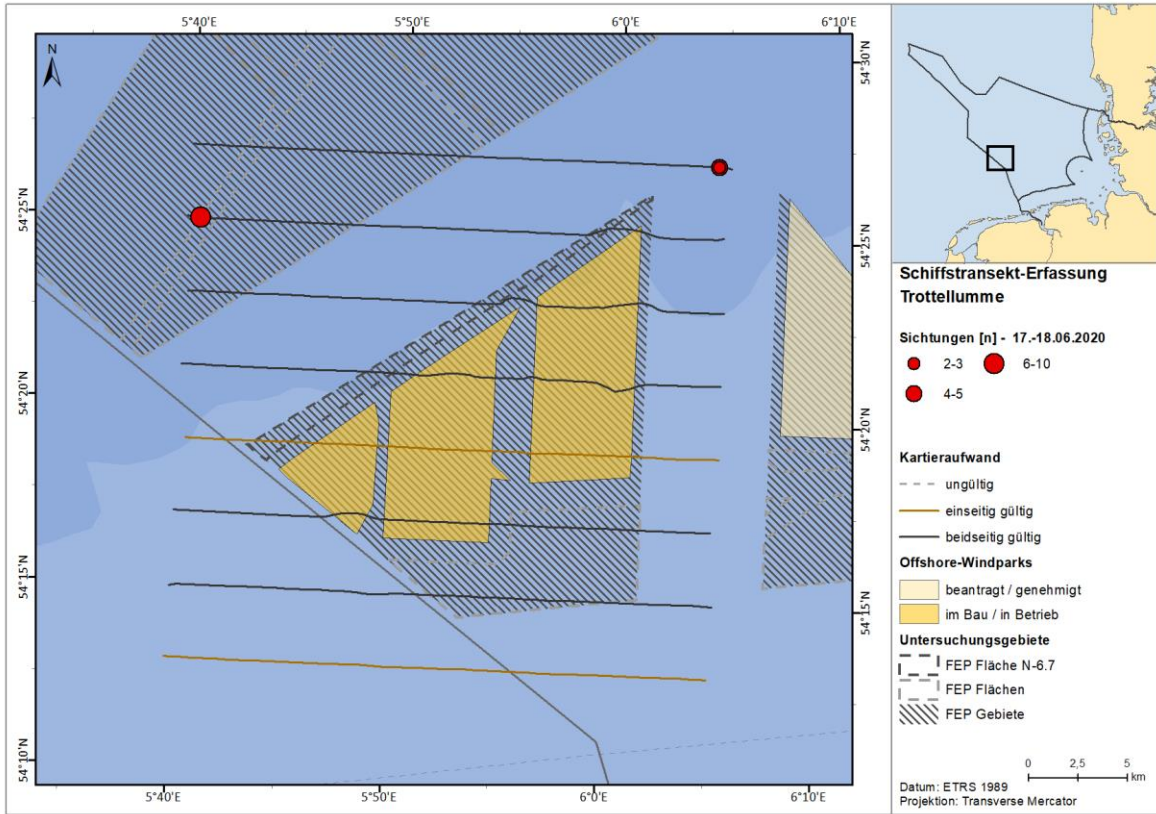


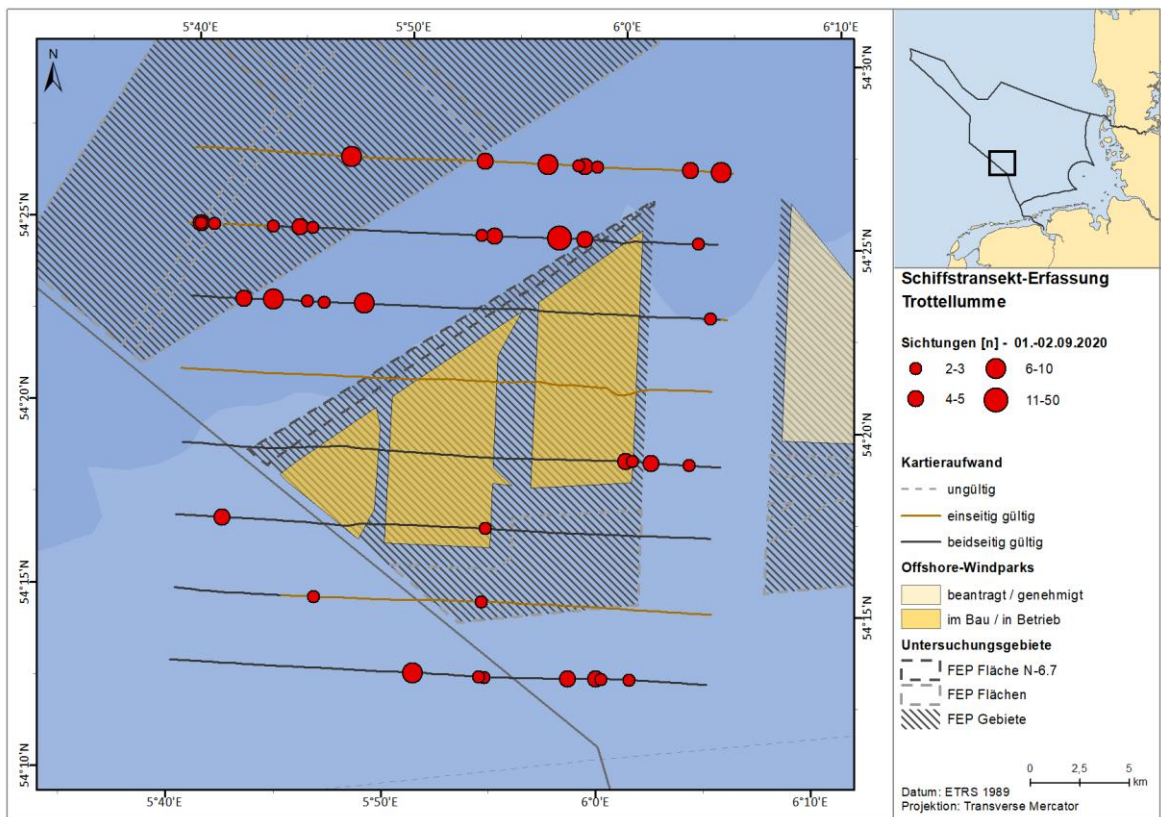
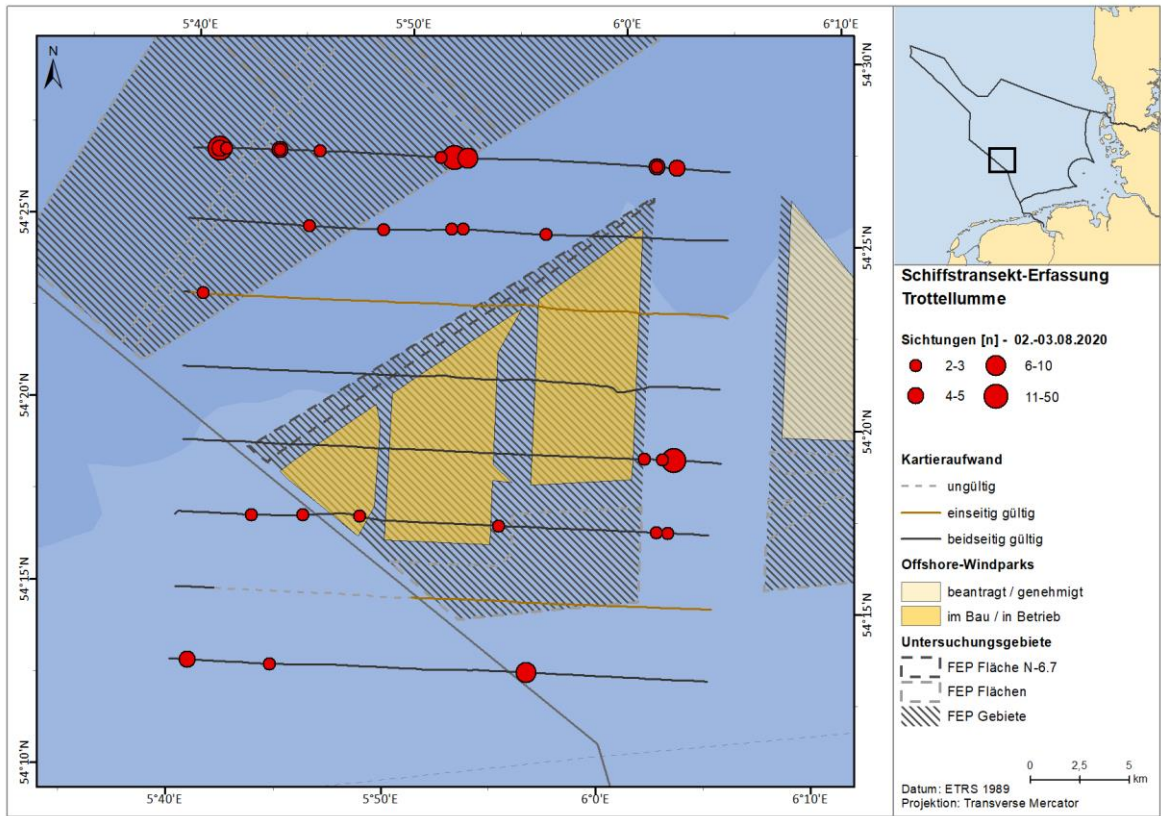


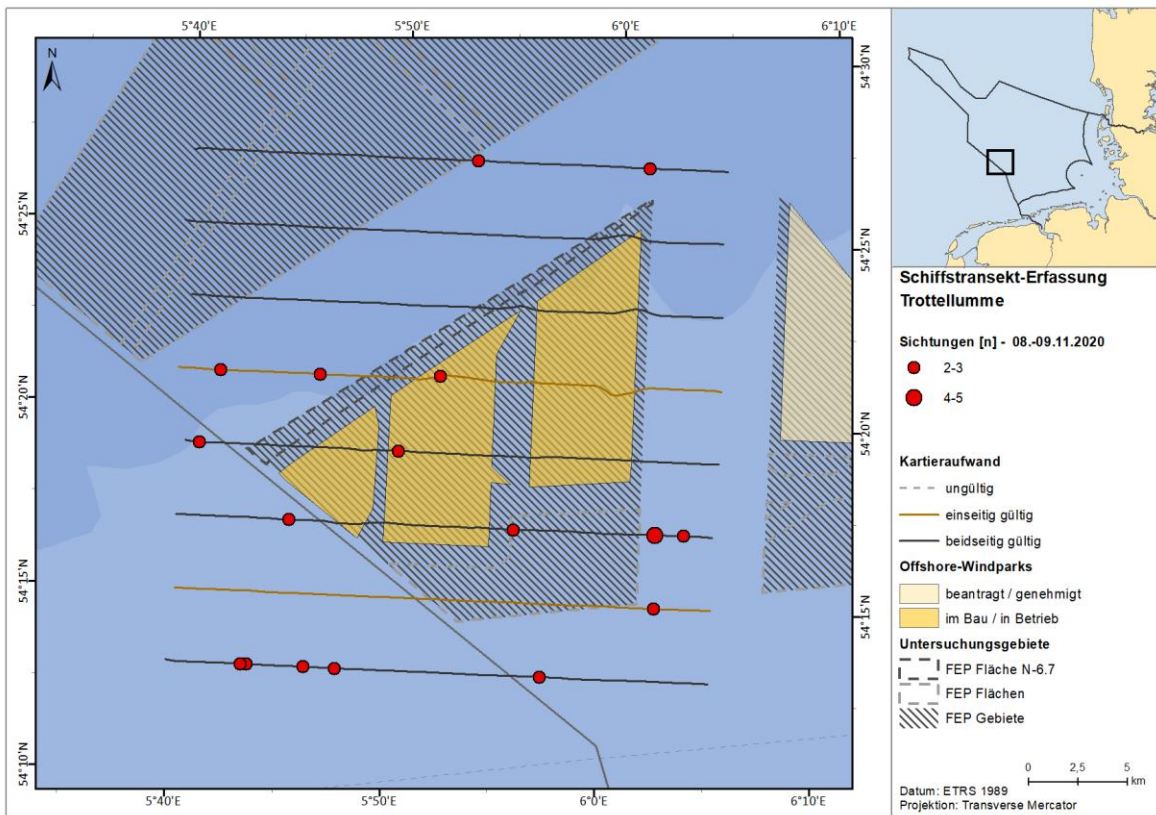
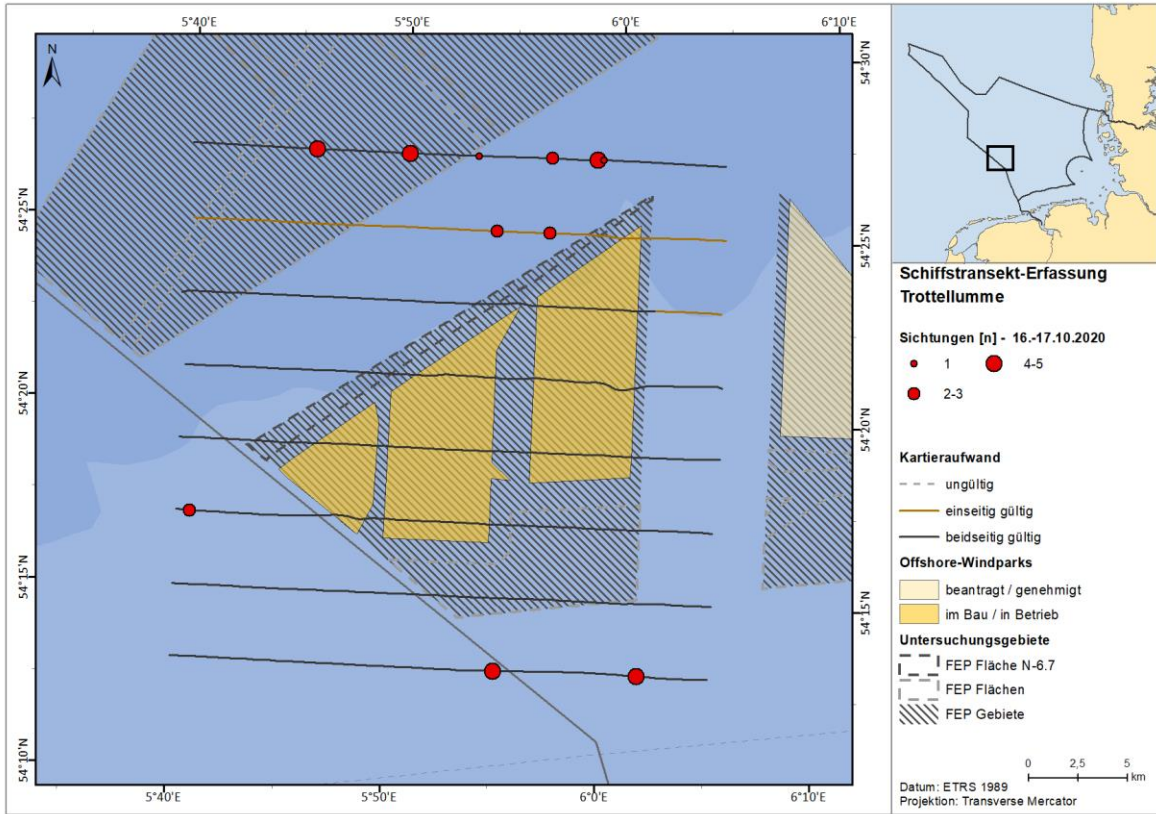


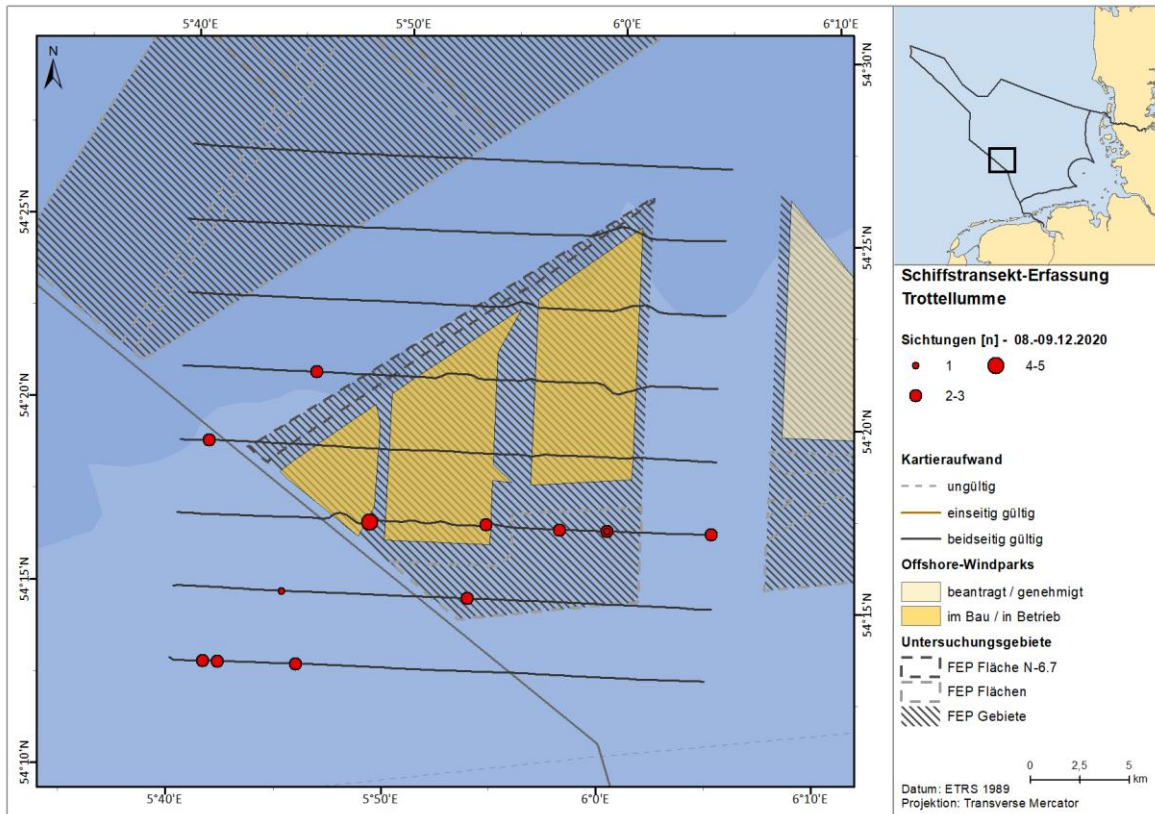






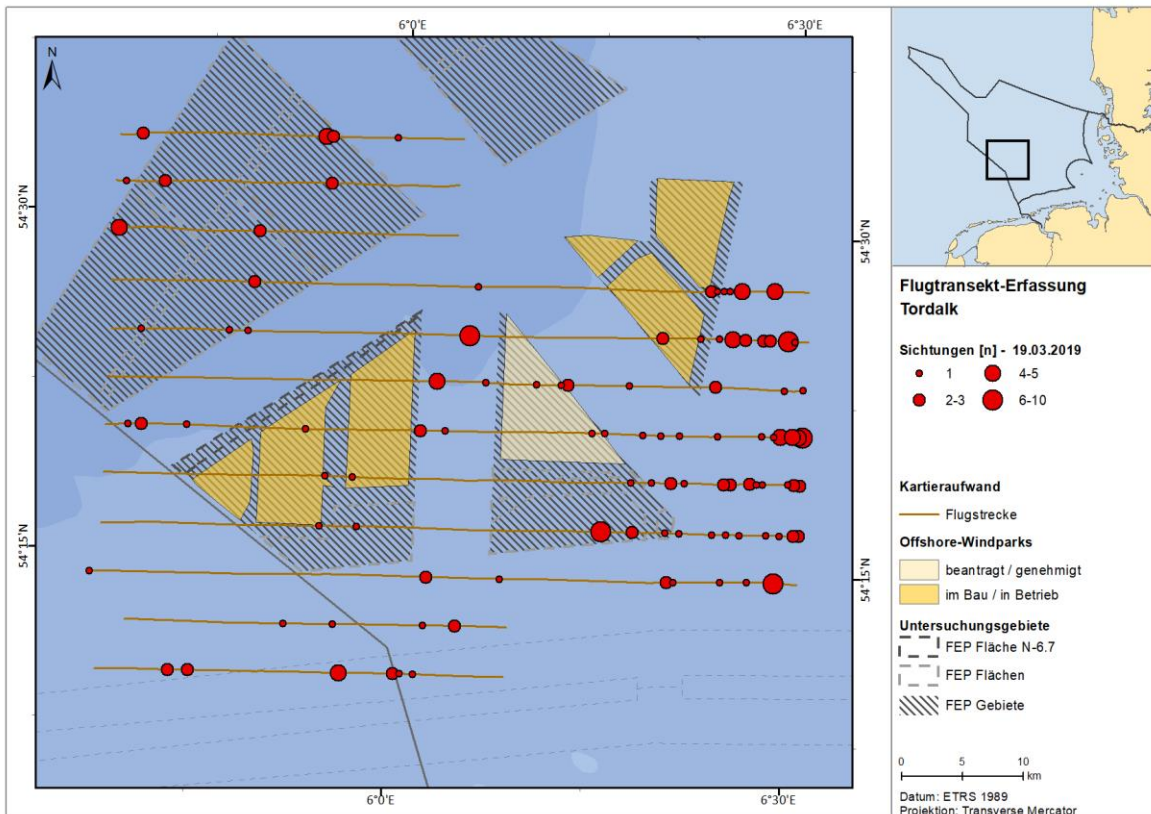
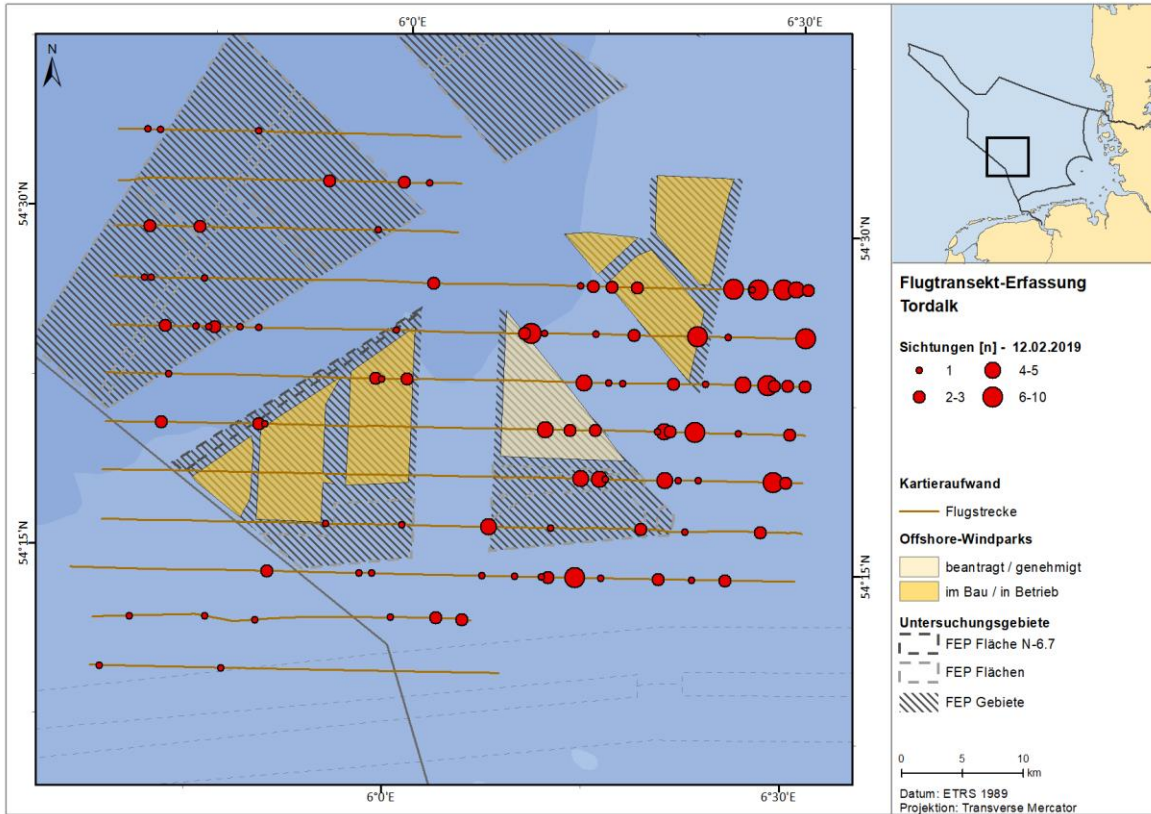


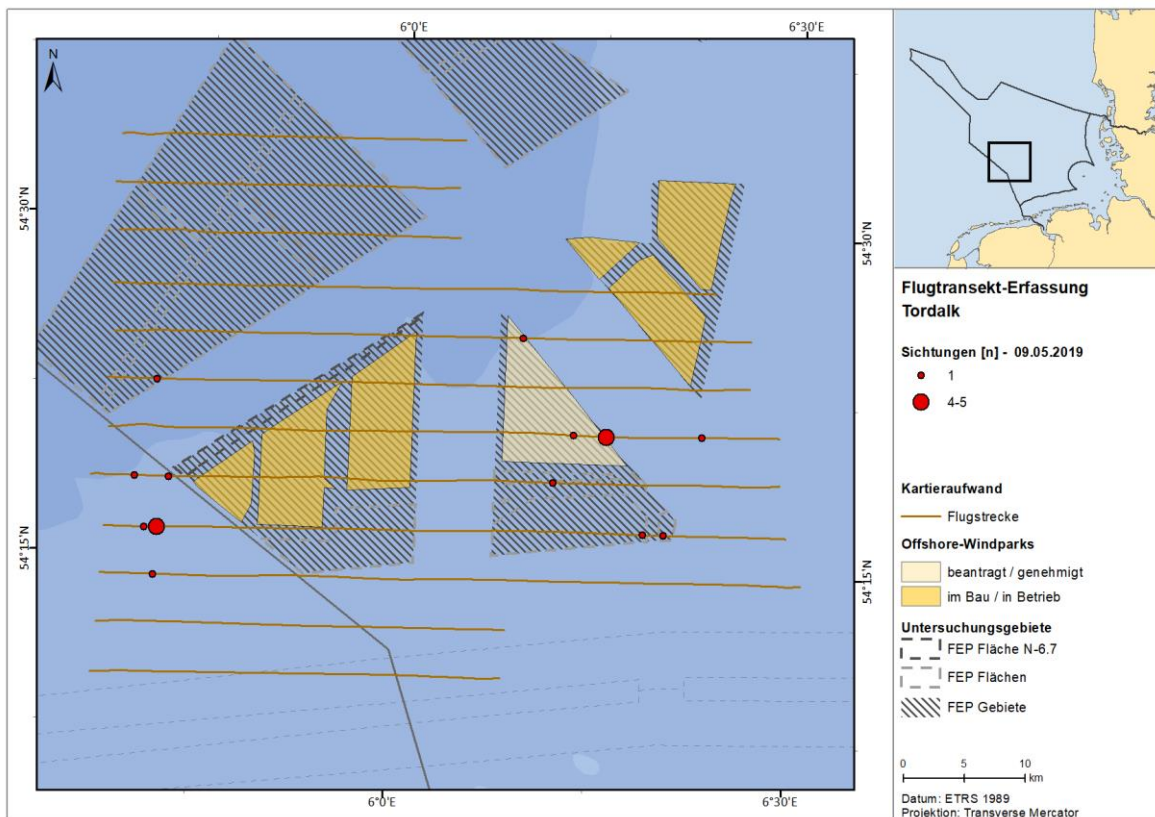
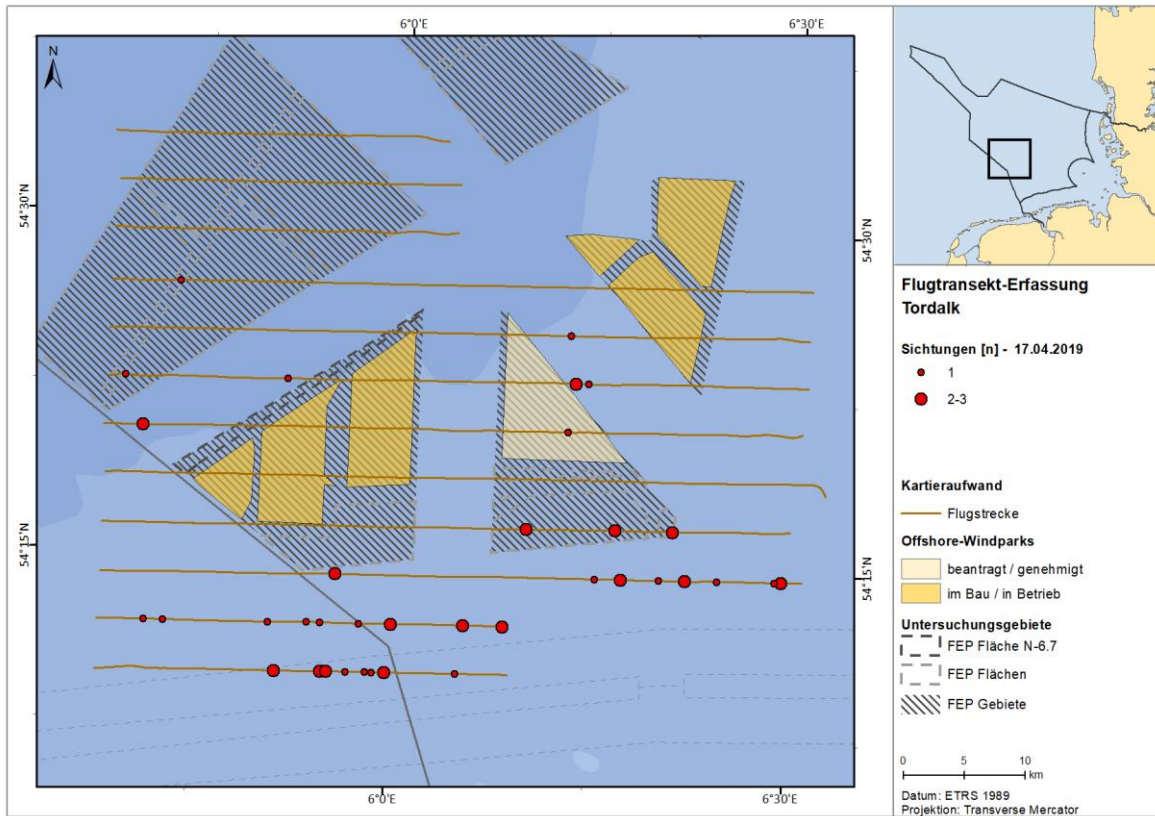


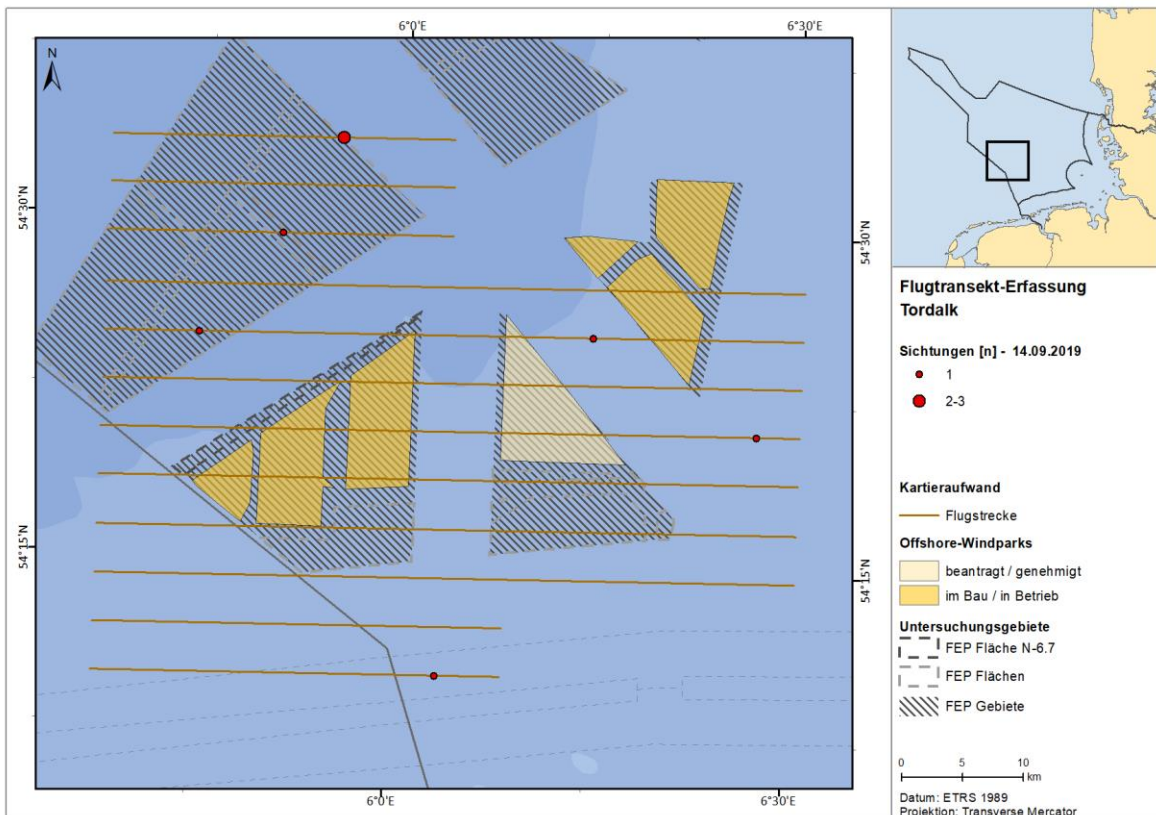
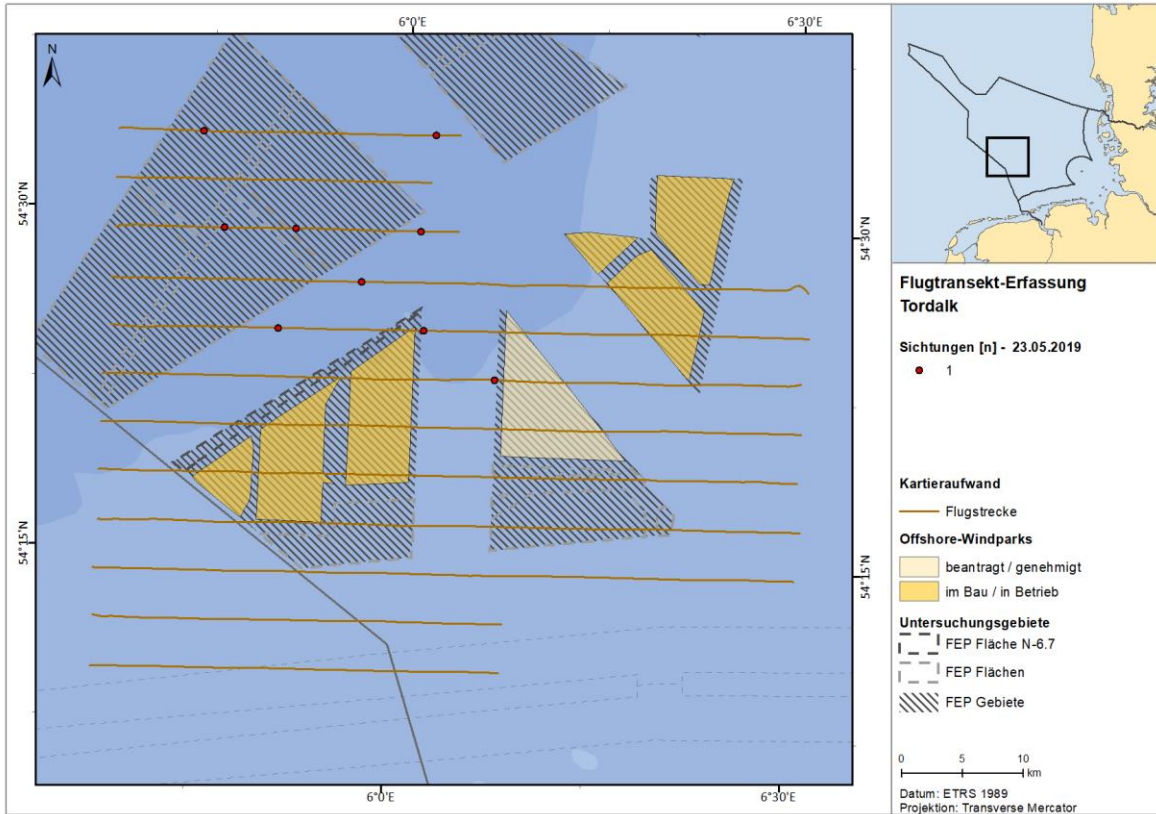


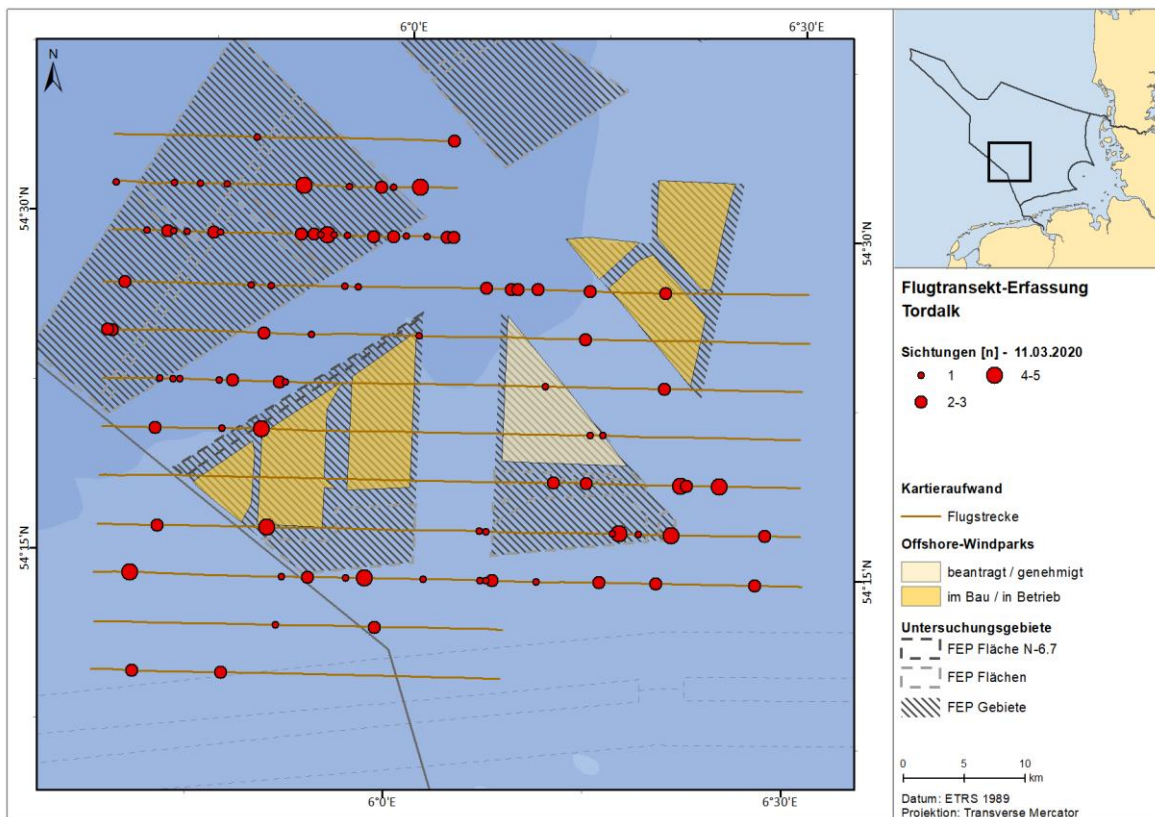
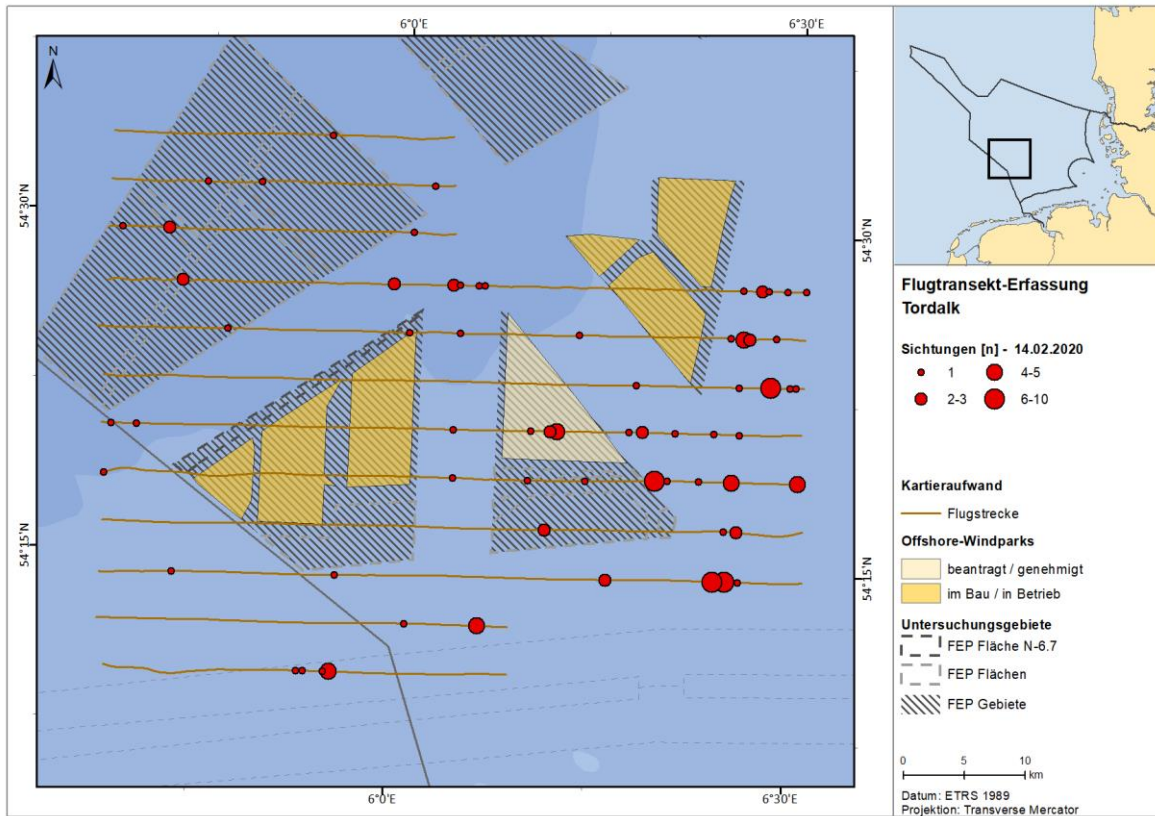
A.3.3.13. Tordalk

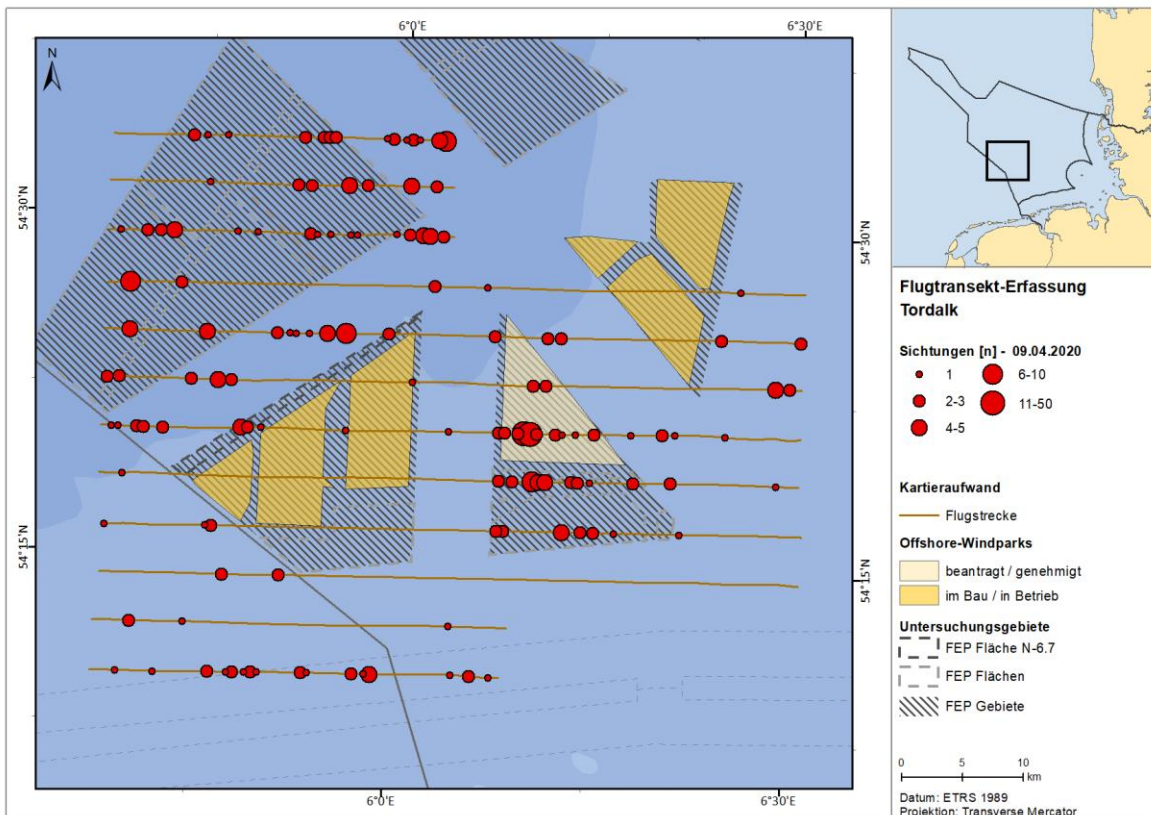
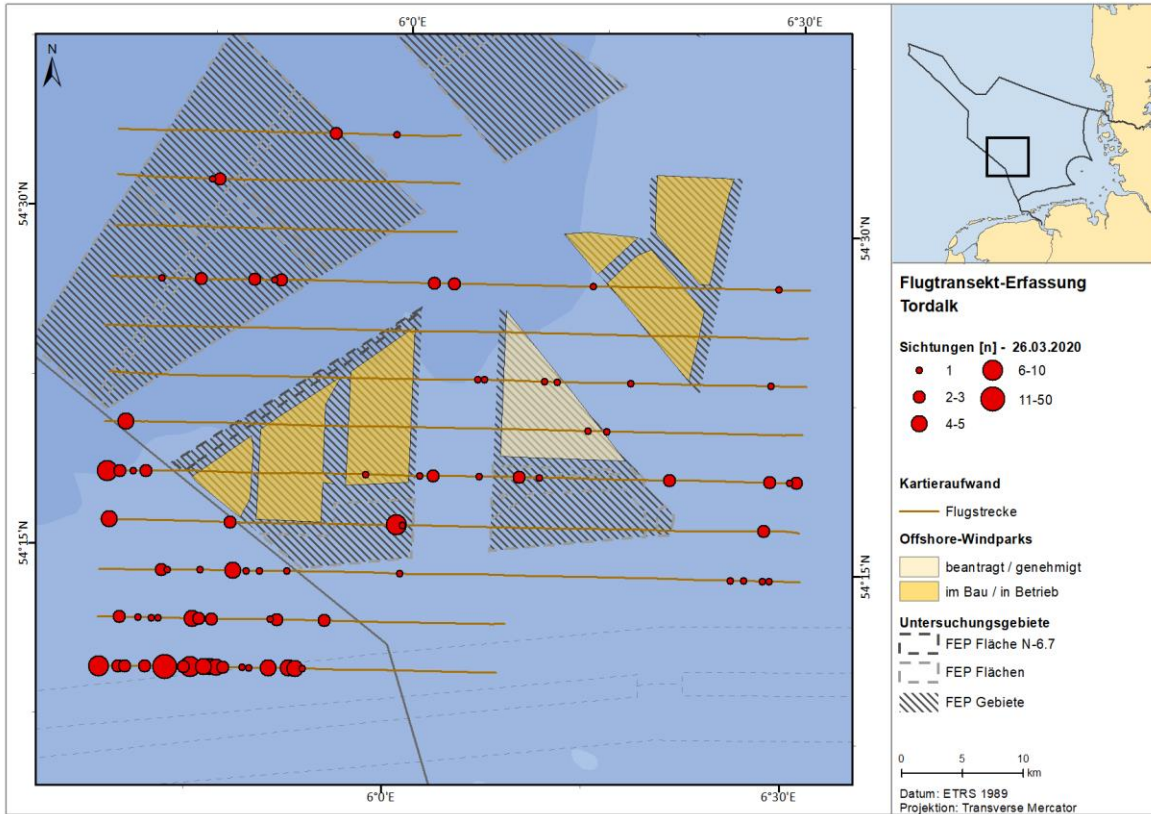
A.3.3.13.1. FN6_7

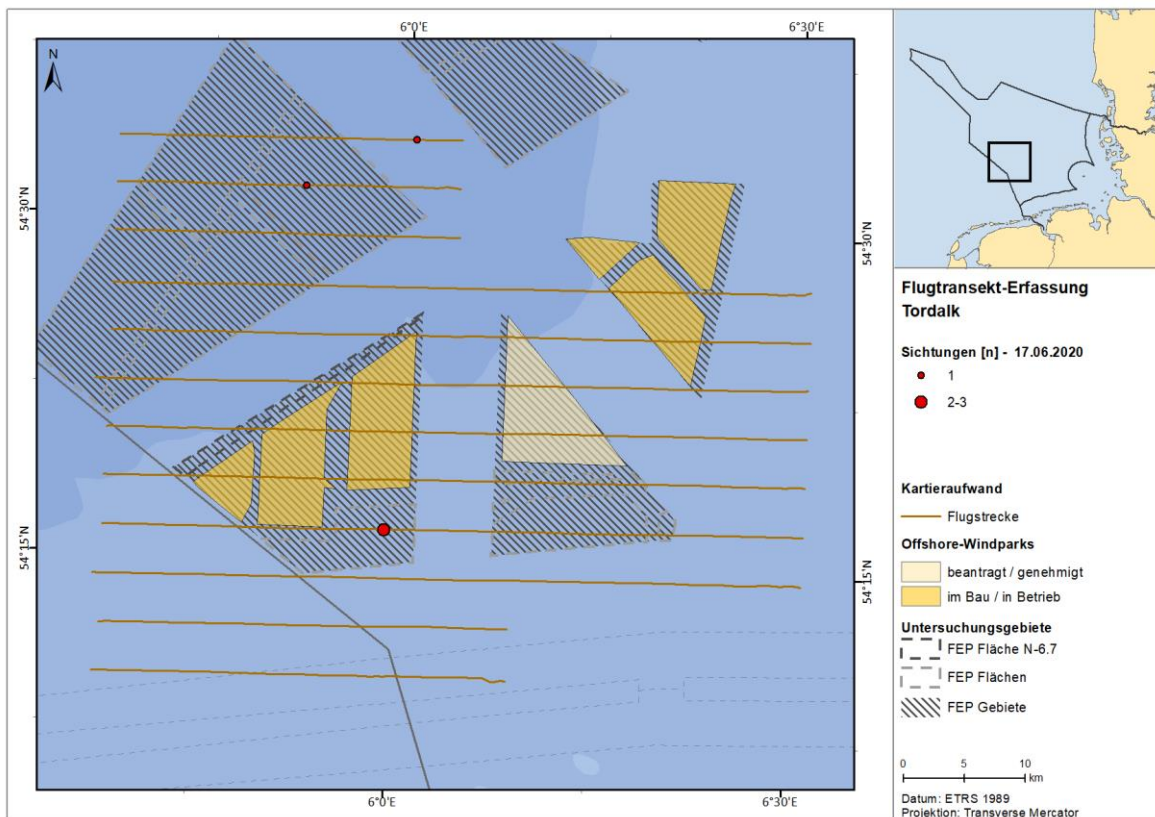
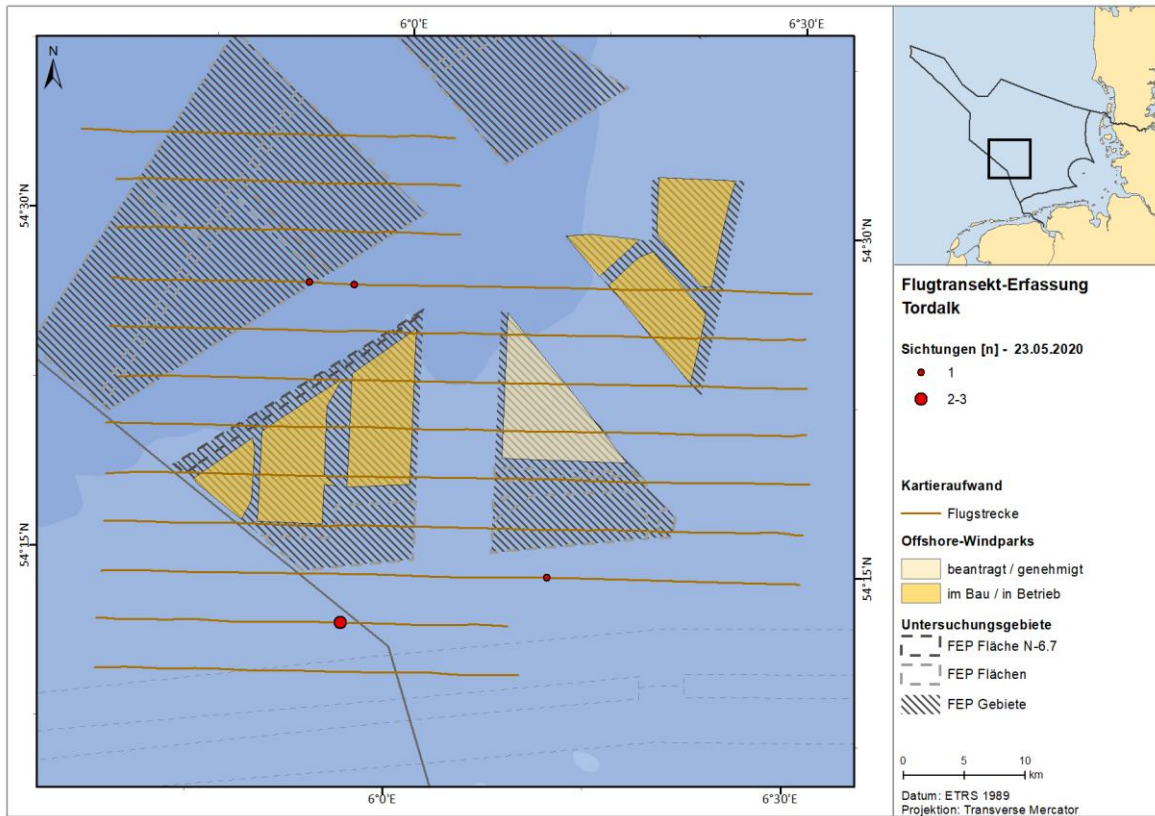


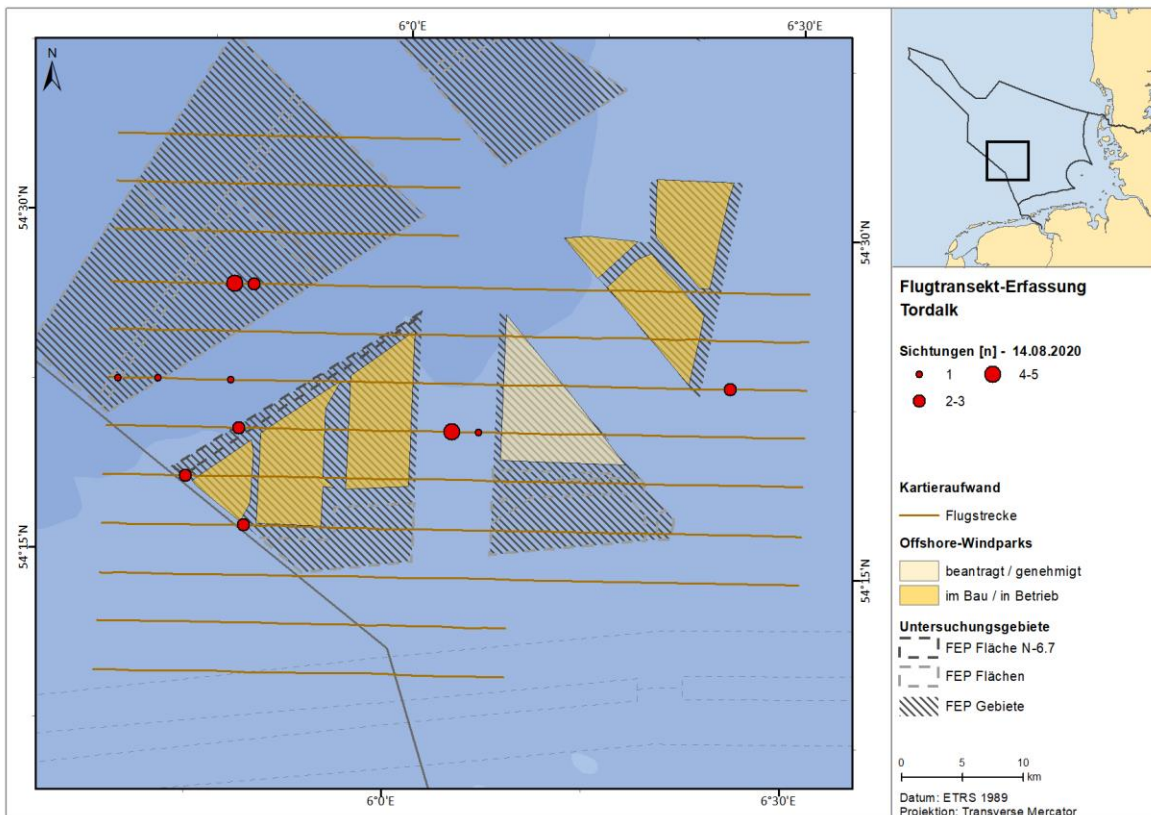
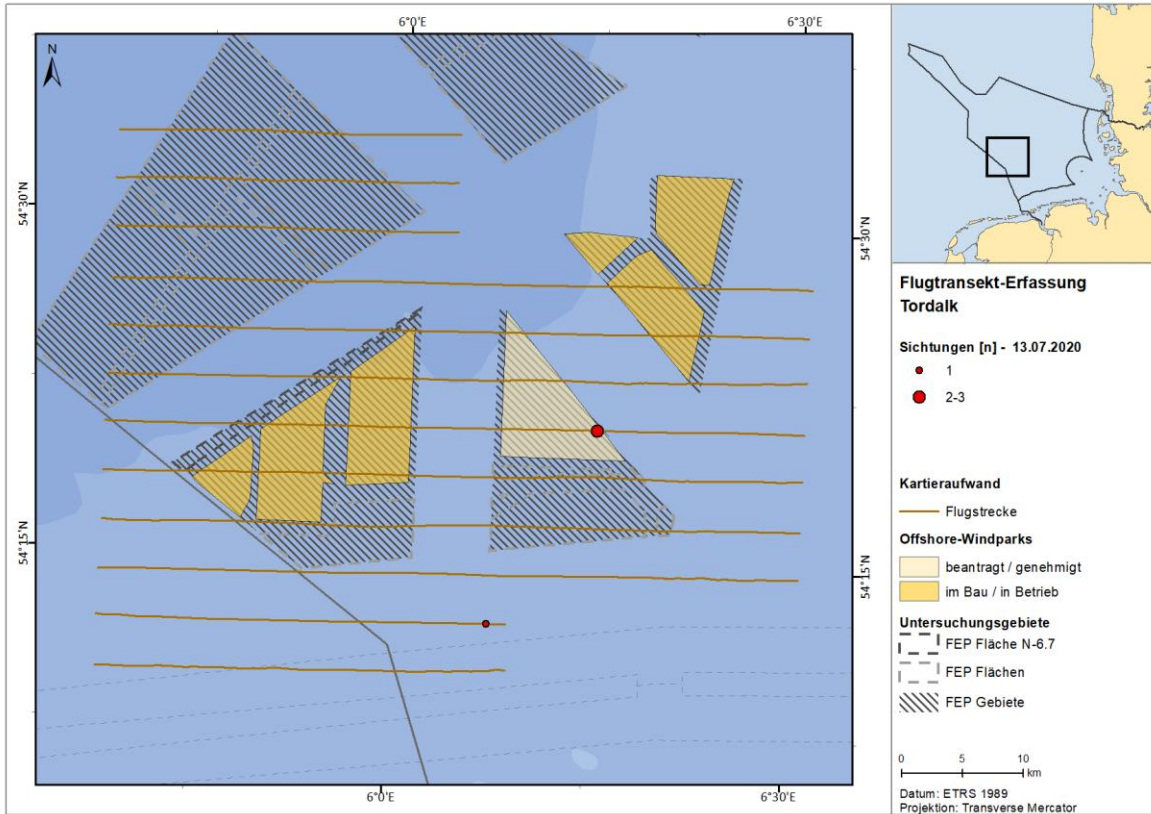


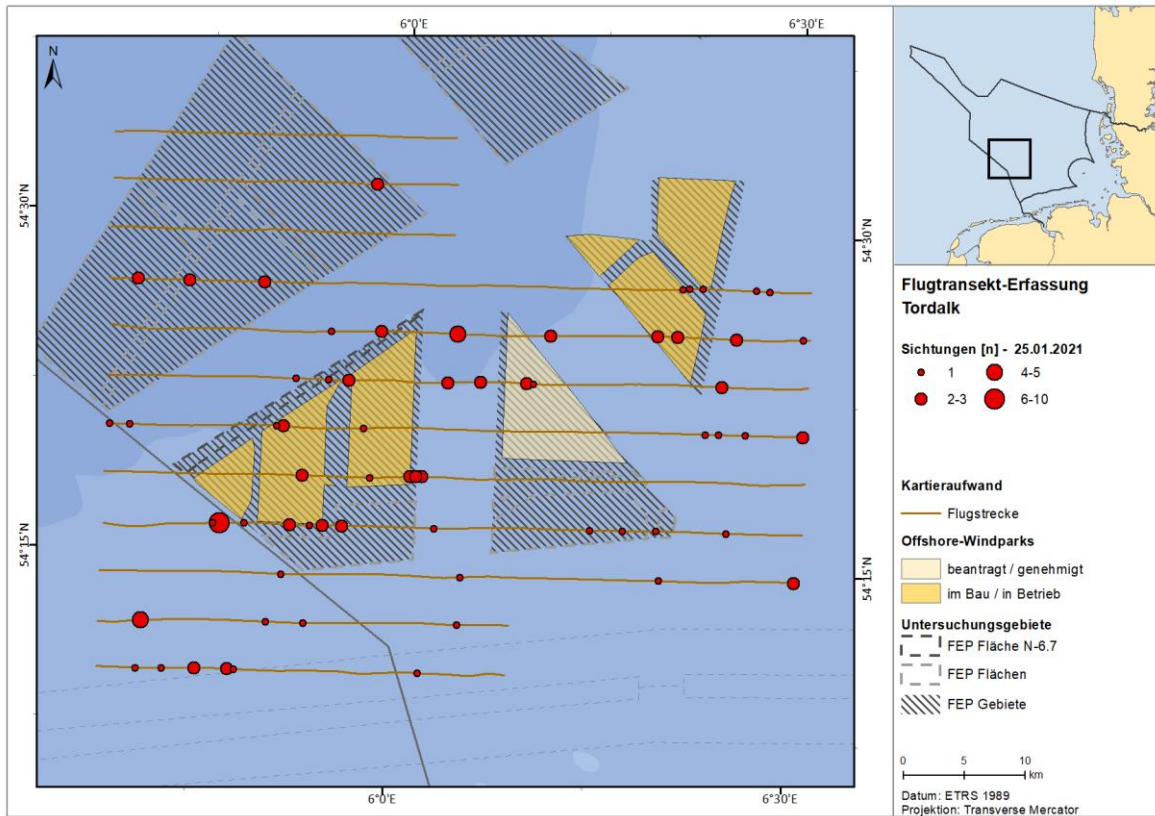




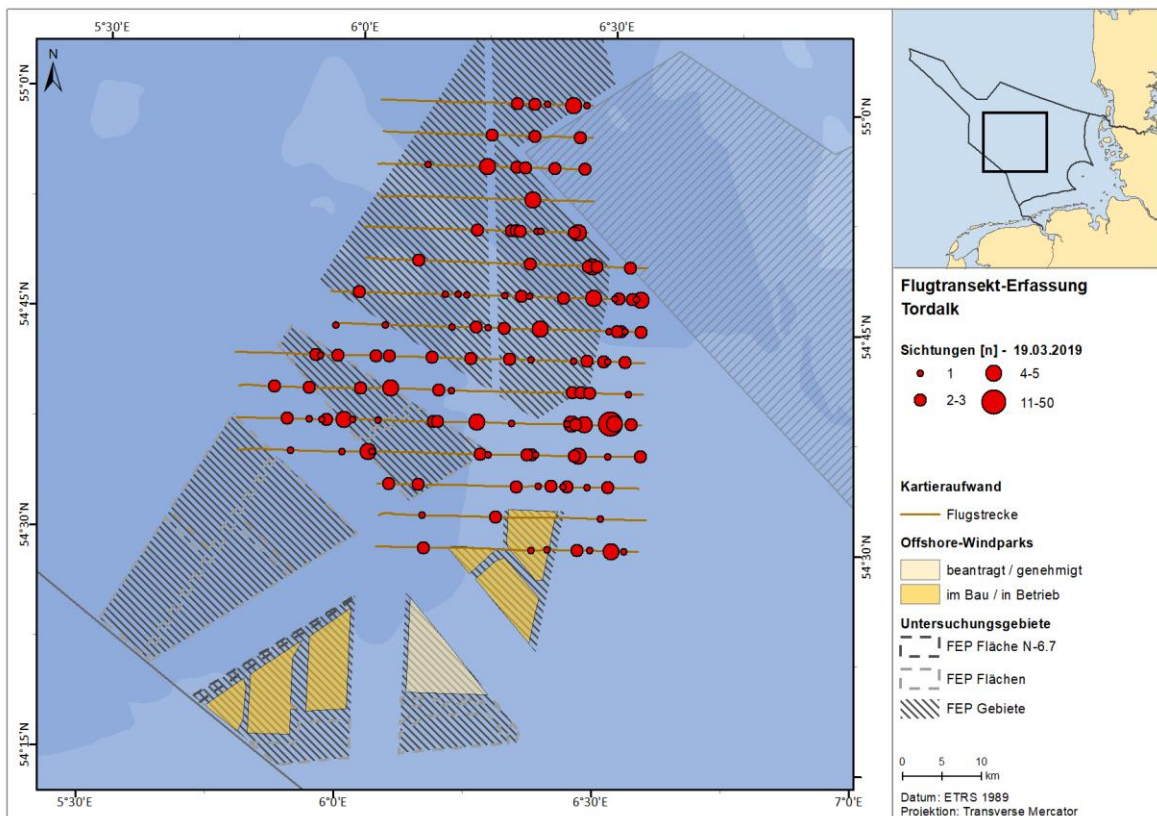
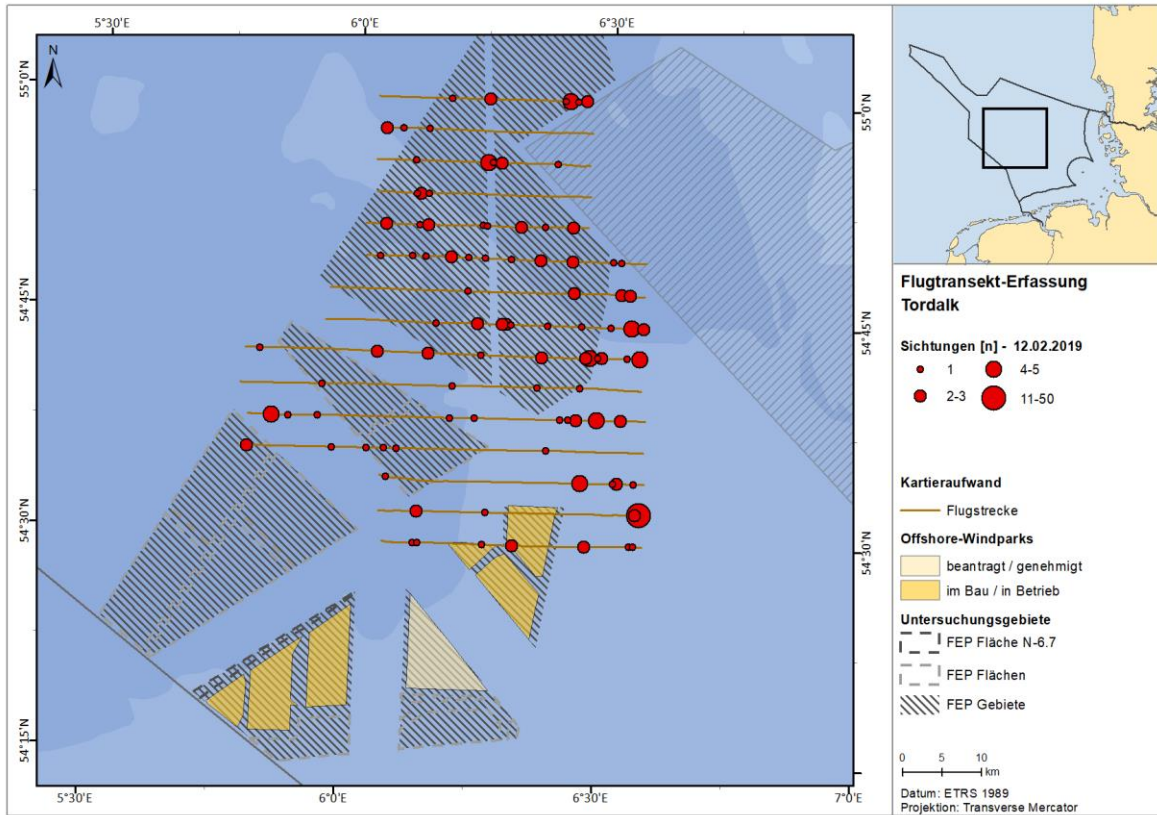


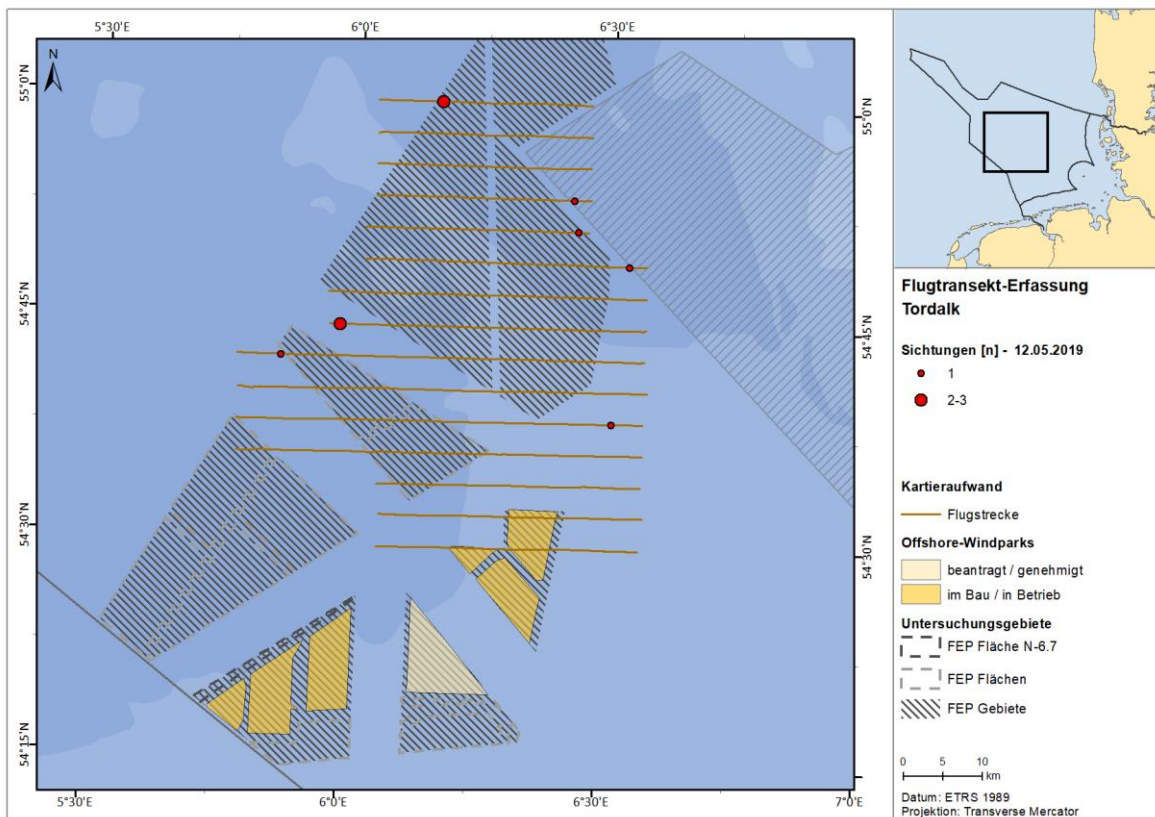
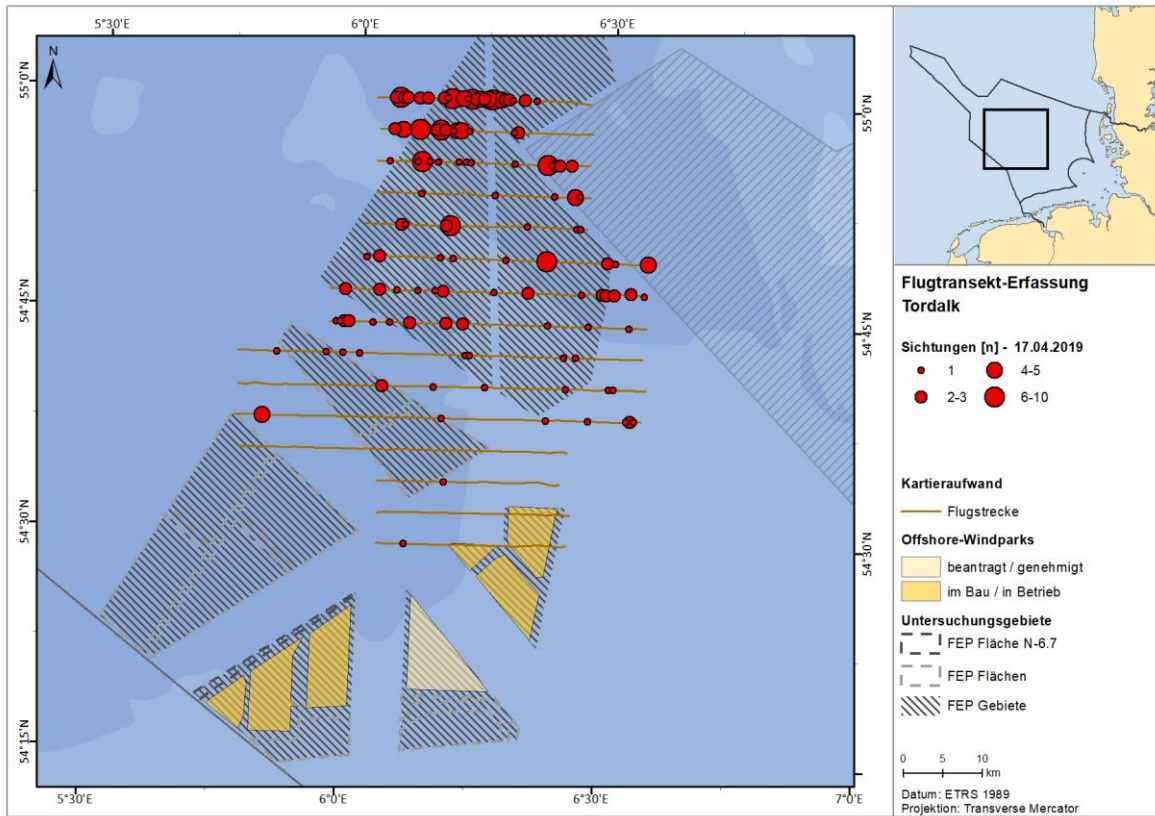


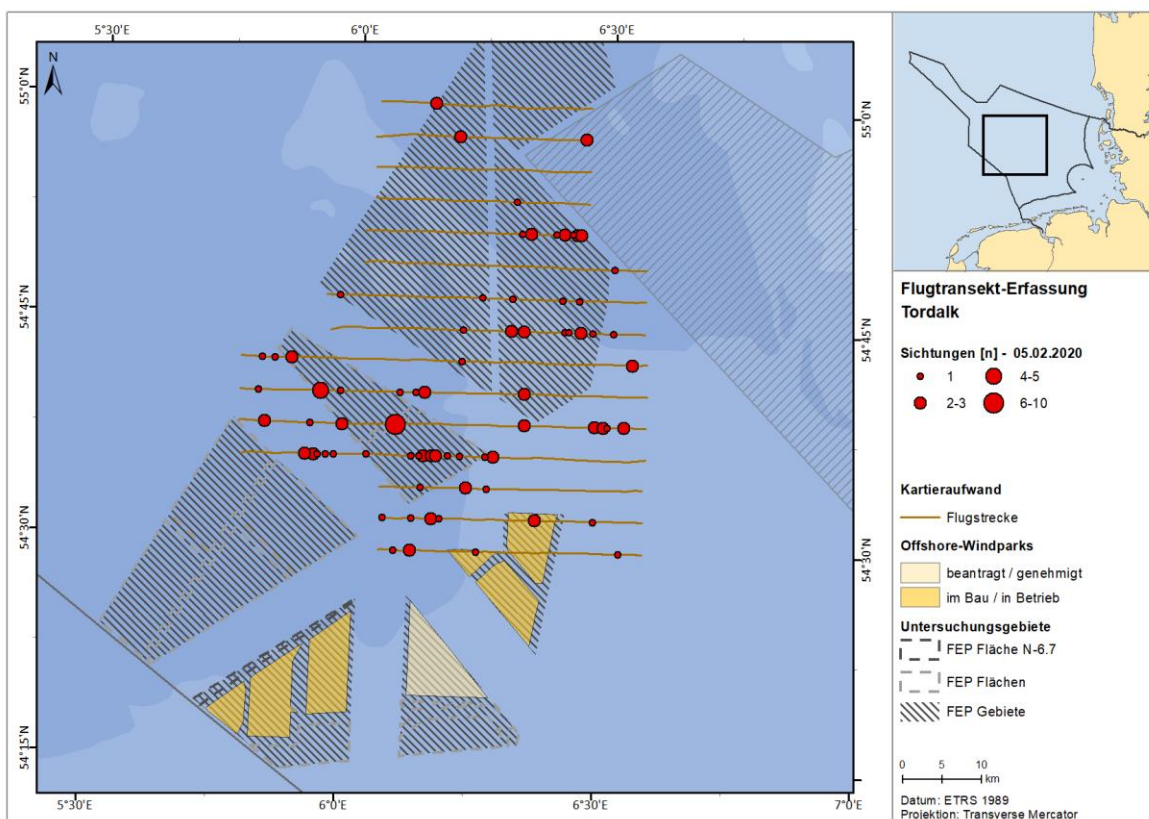
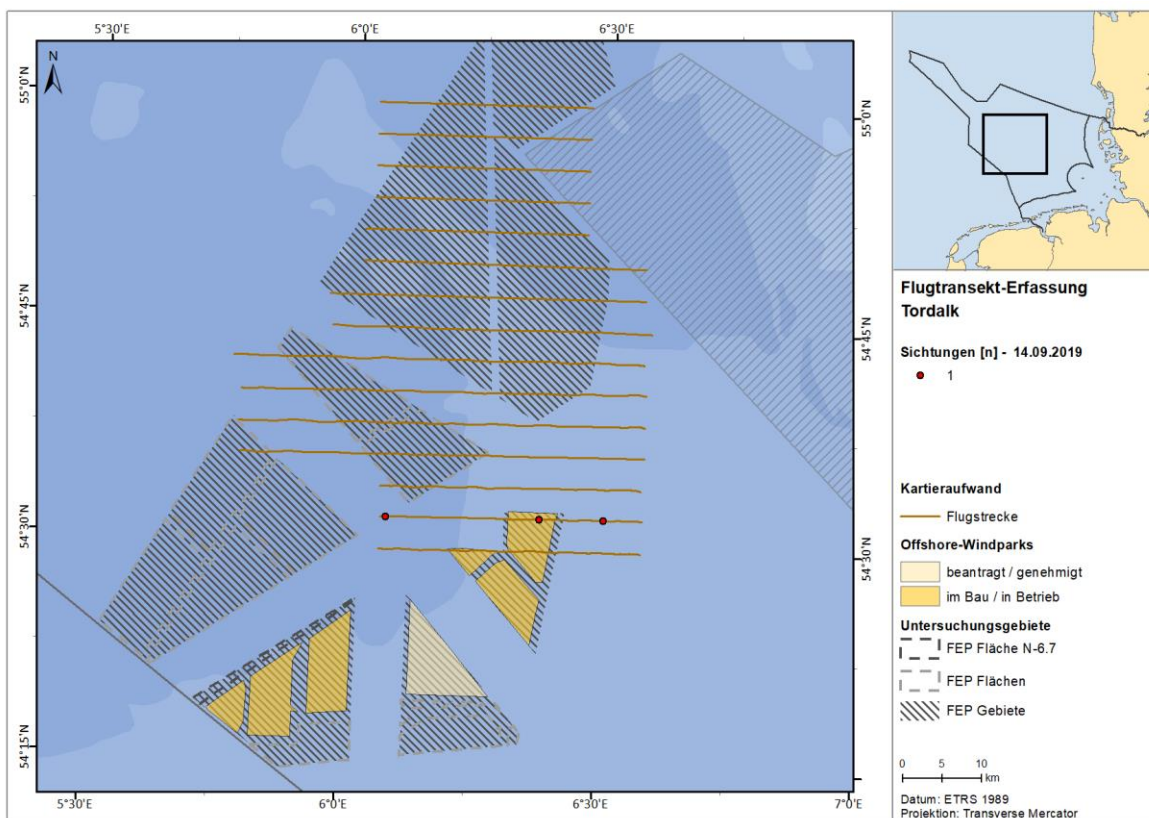


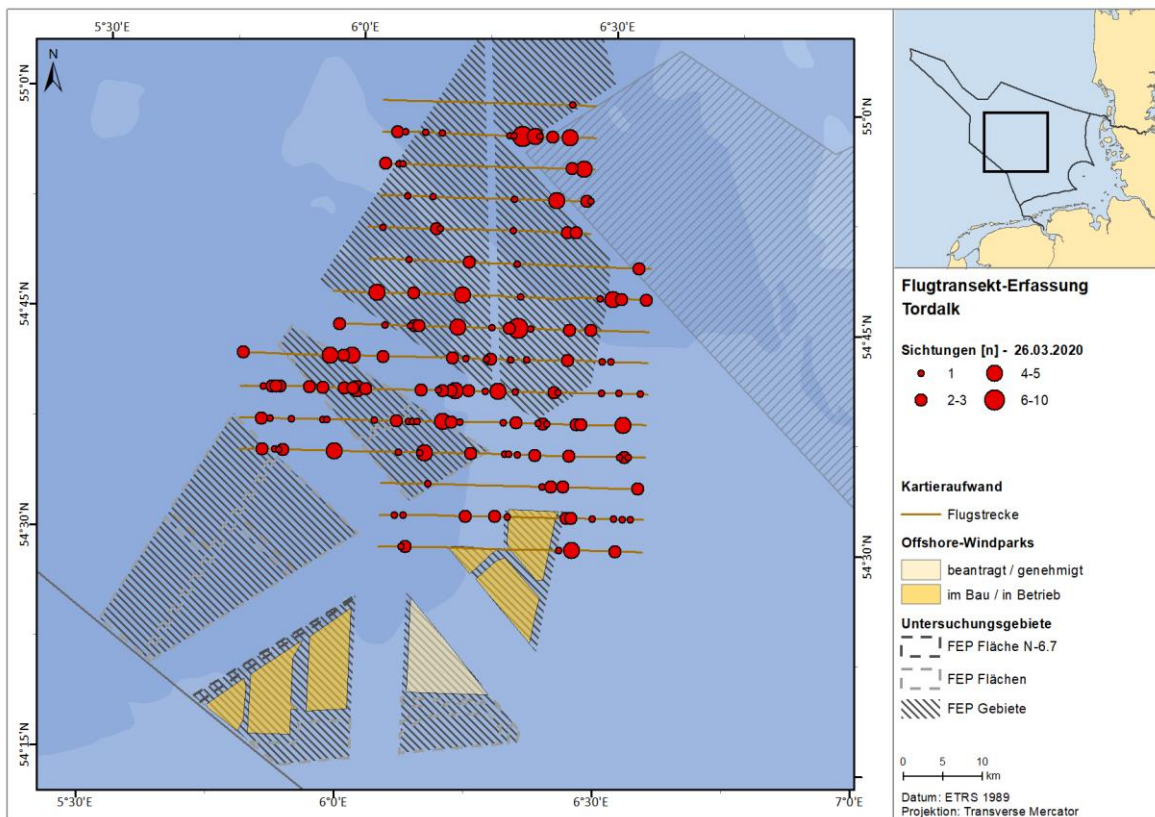
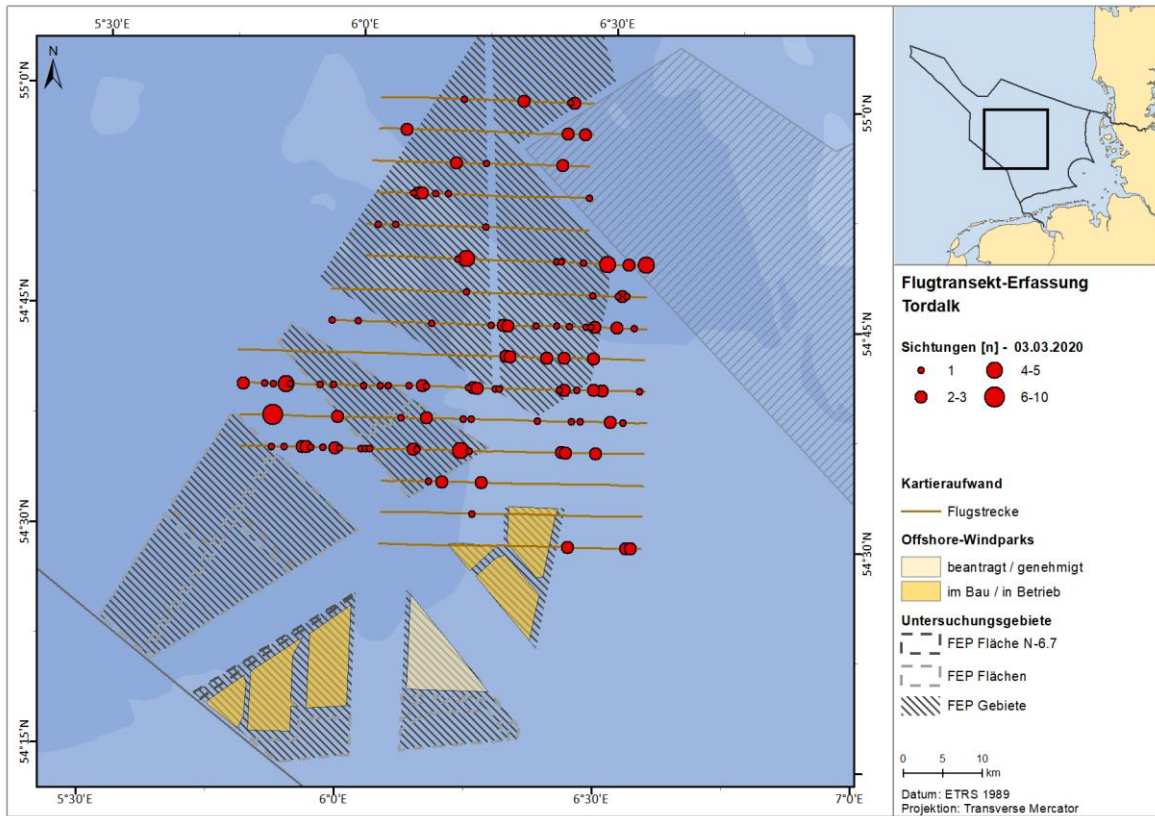


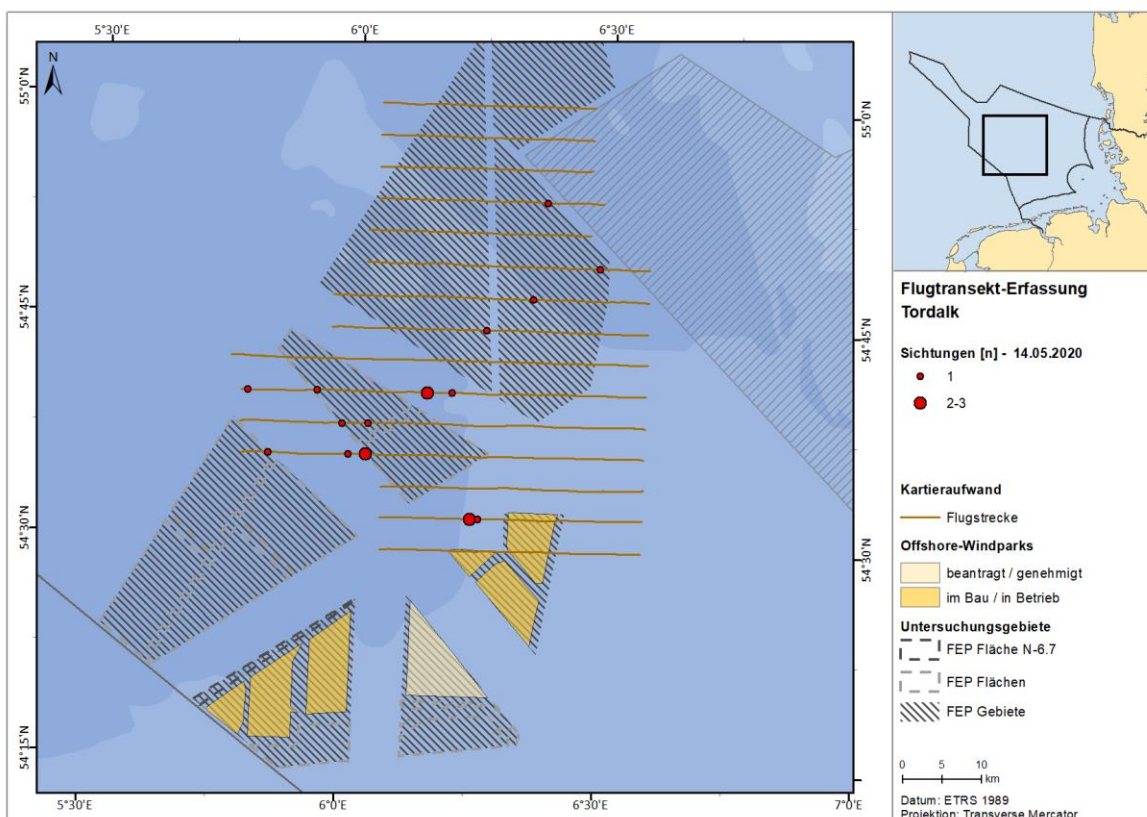
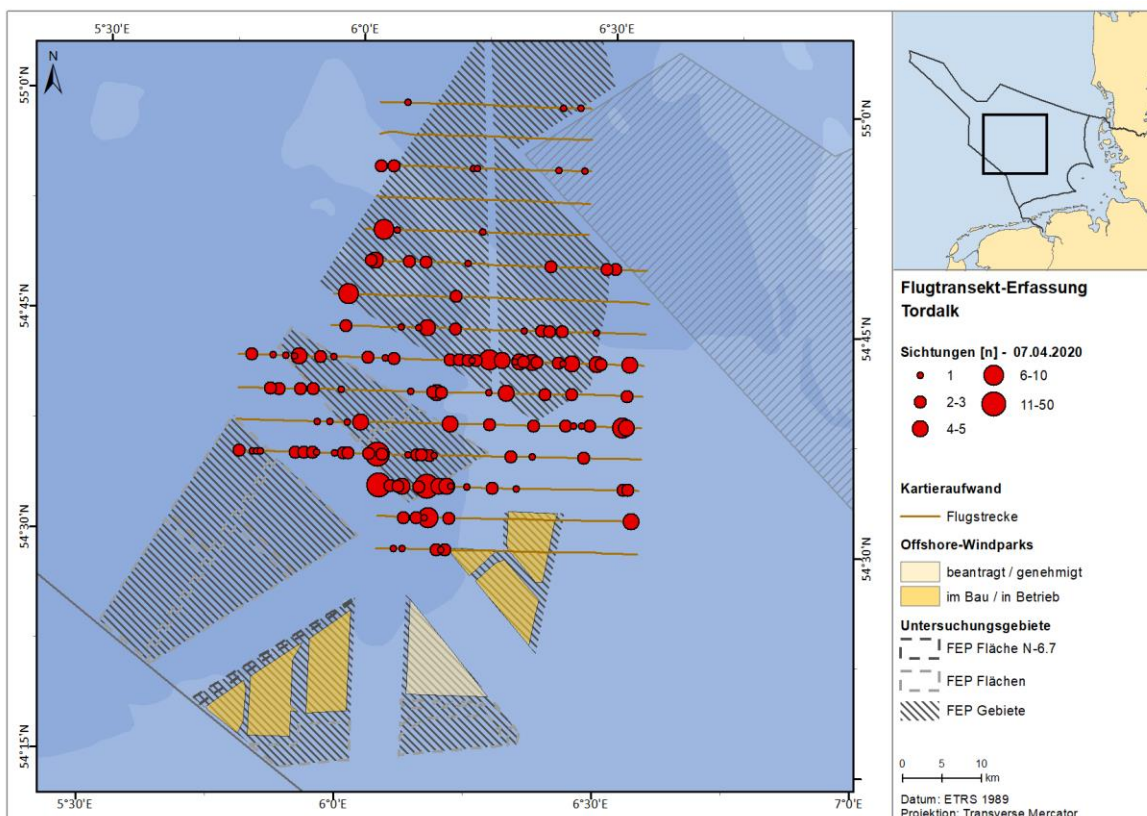
A.3.3.13.2. FN10_11

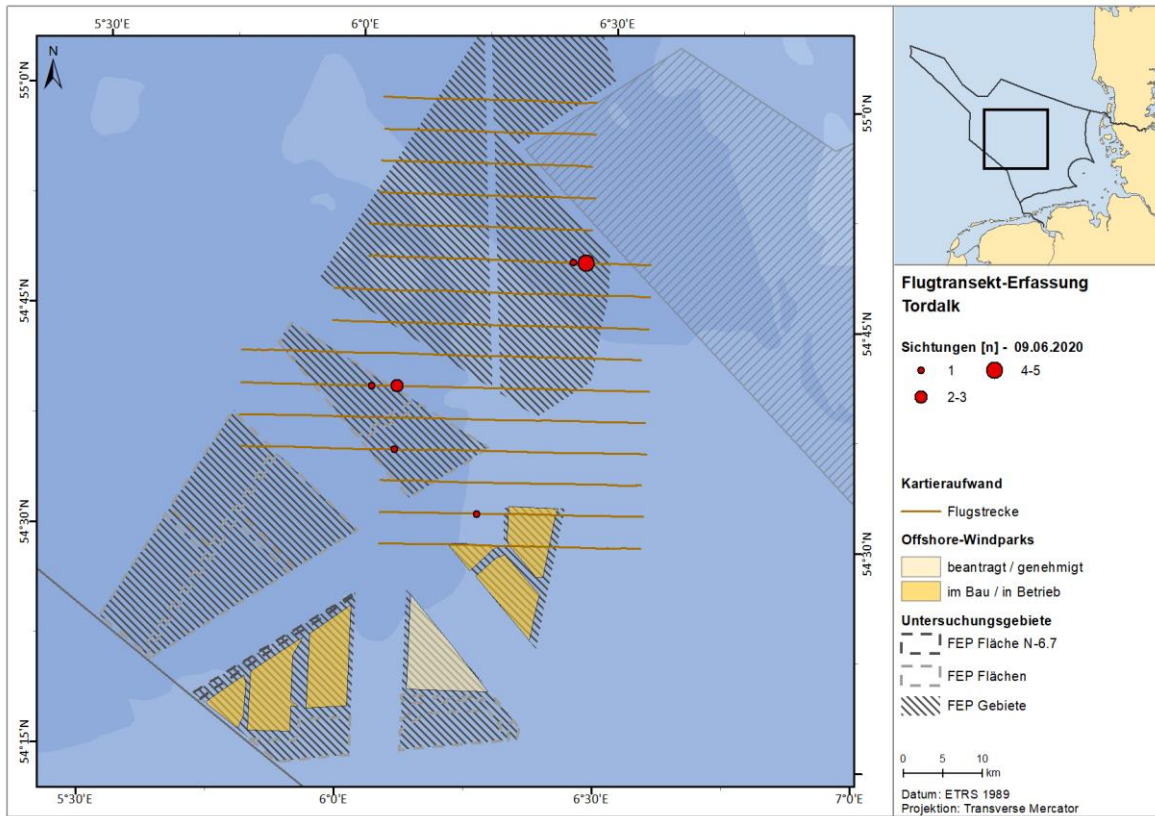




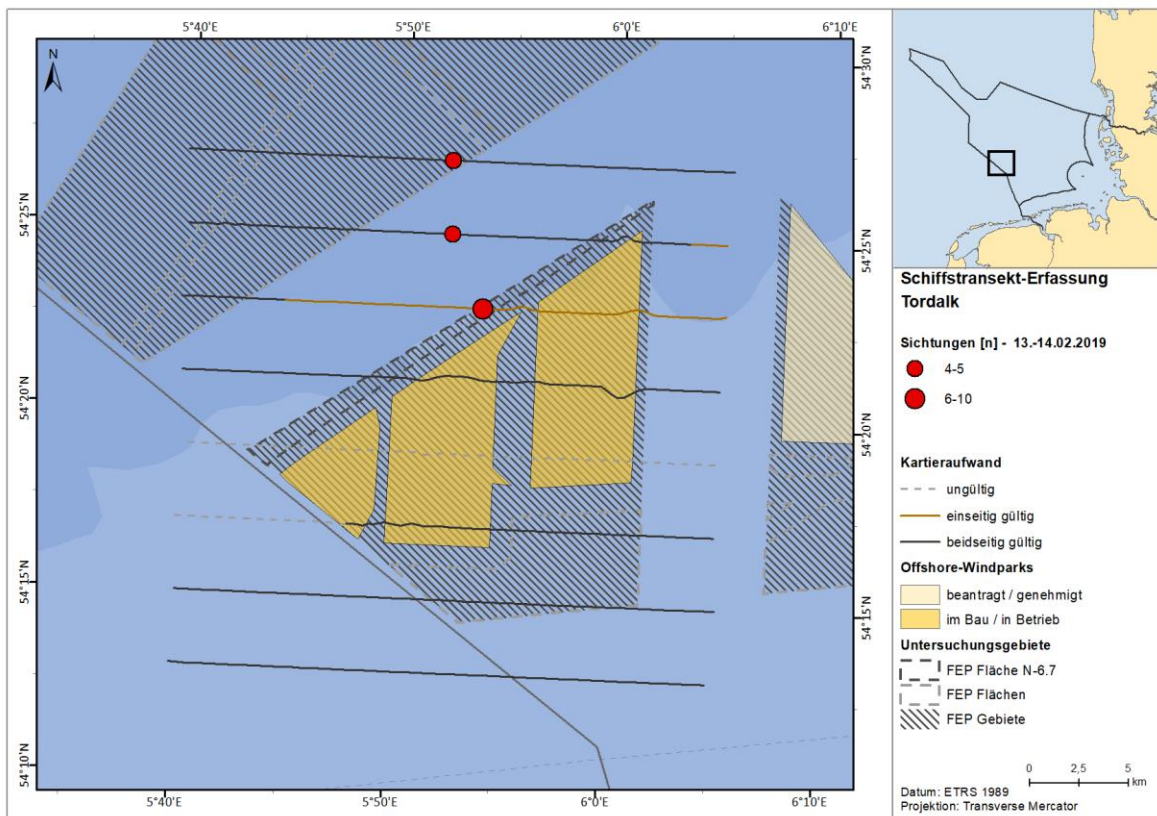
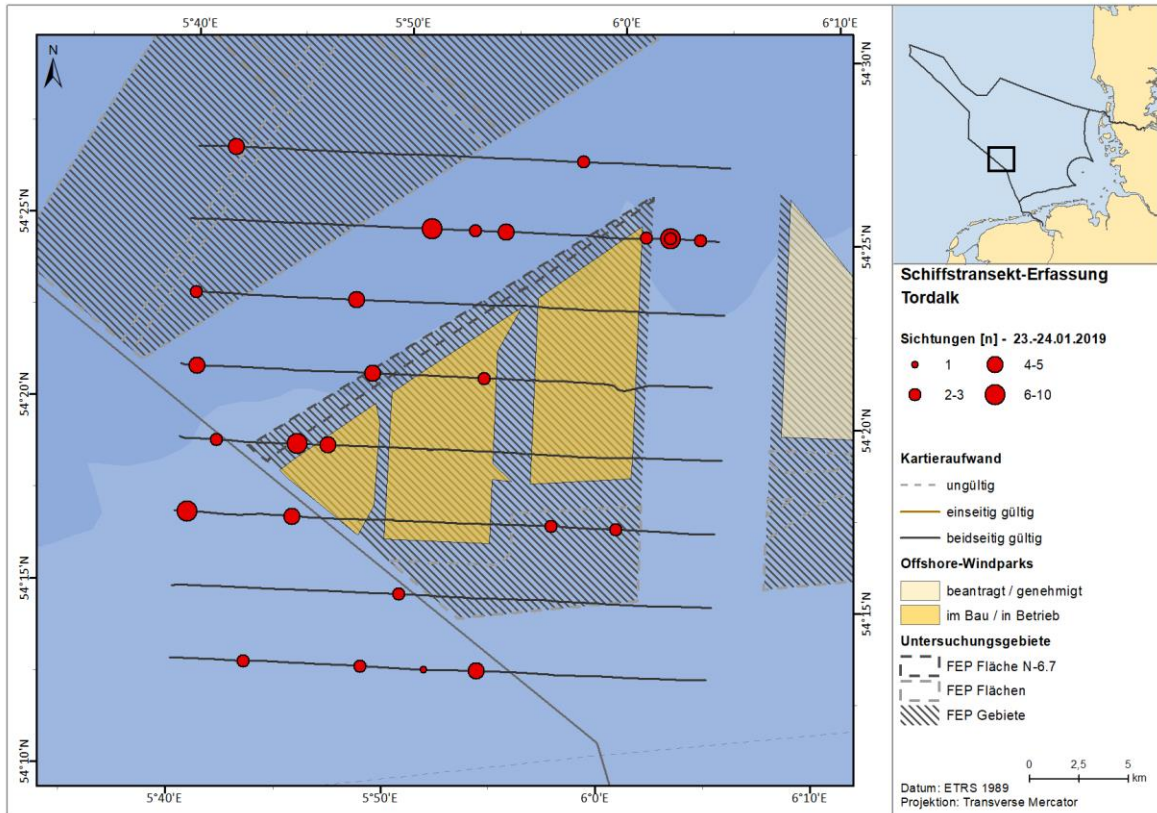


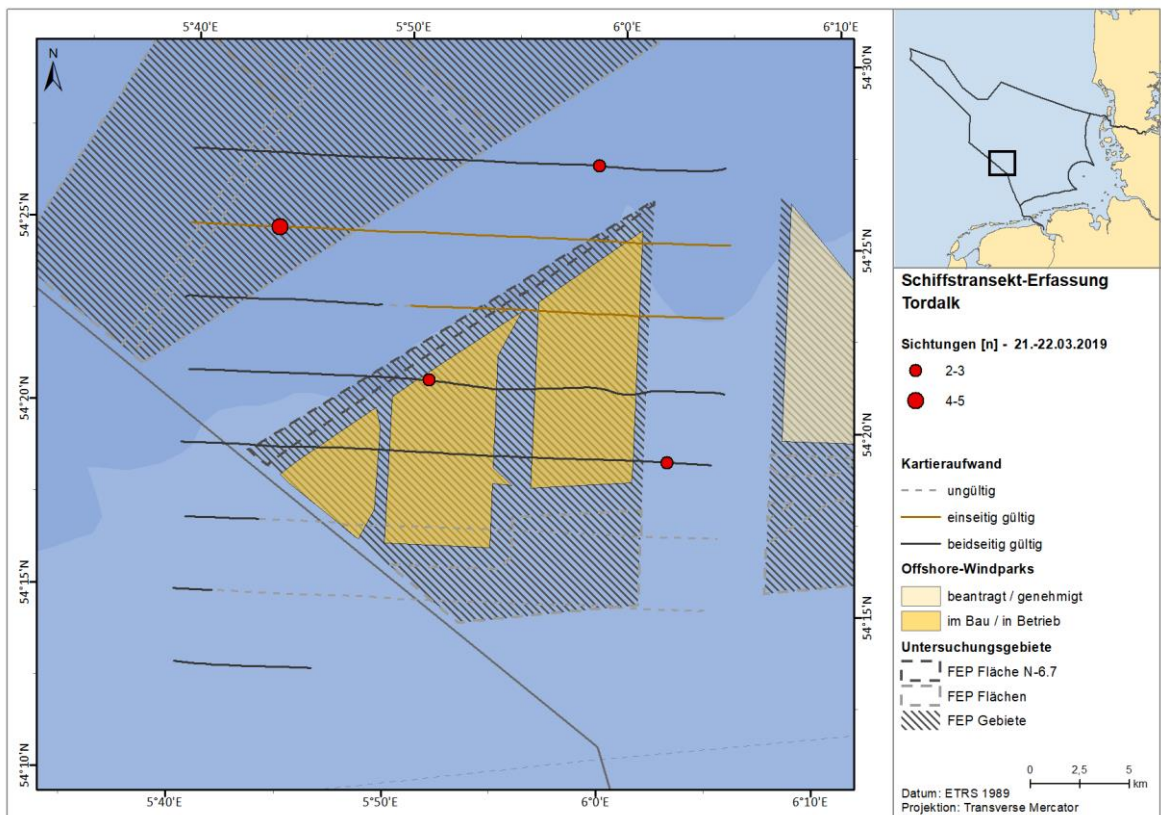
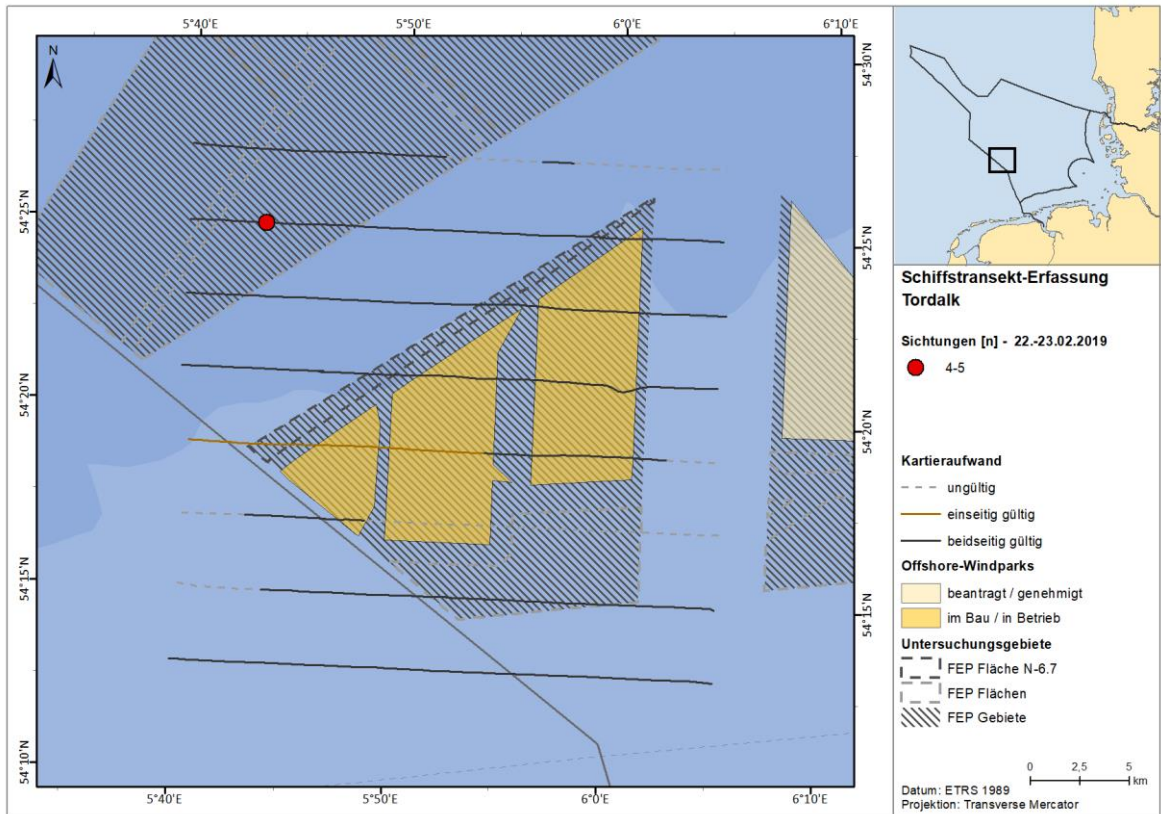


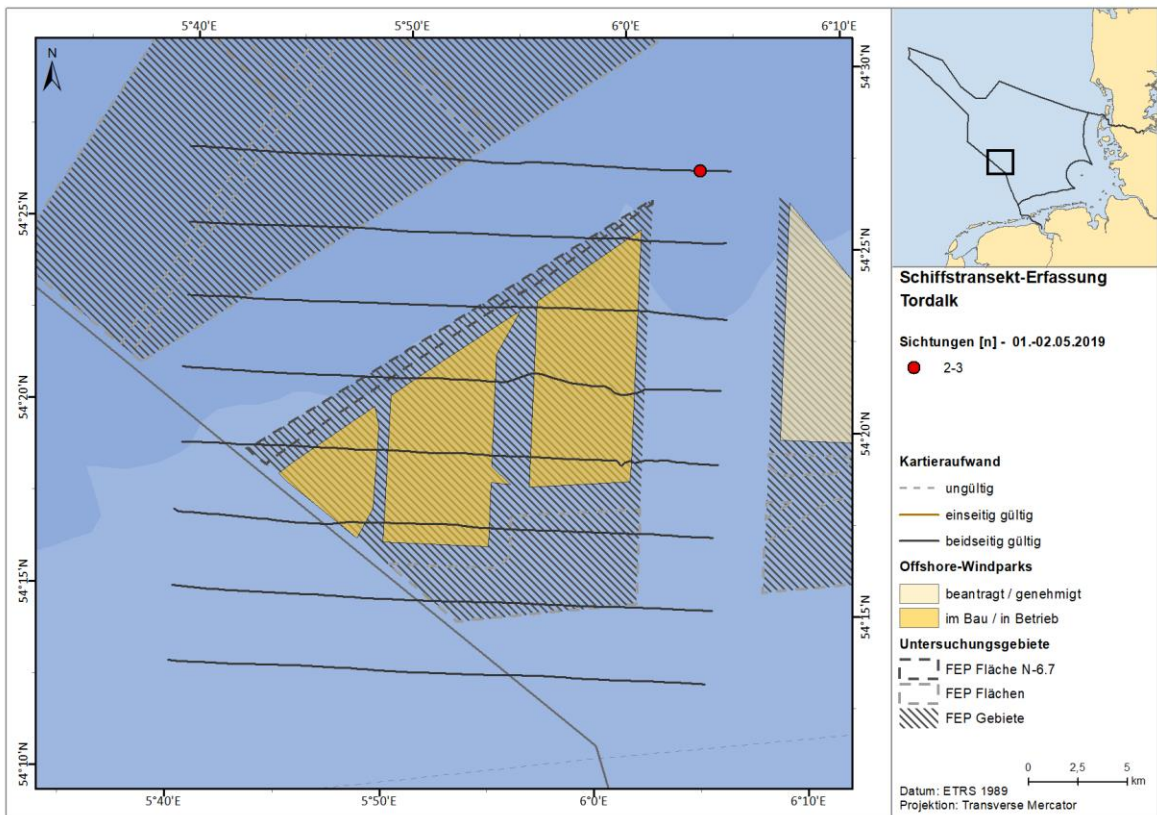
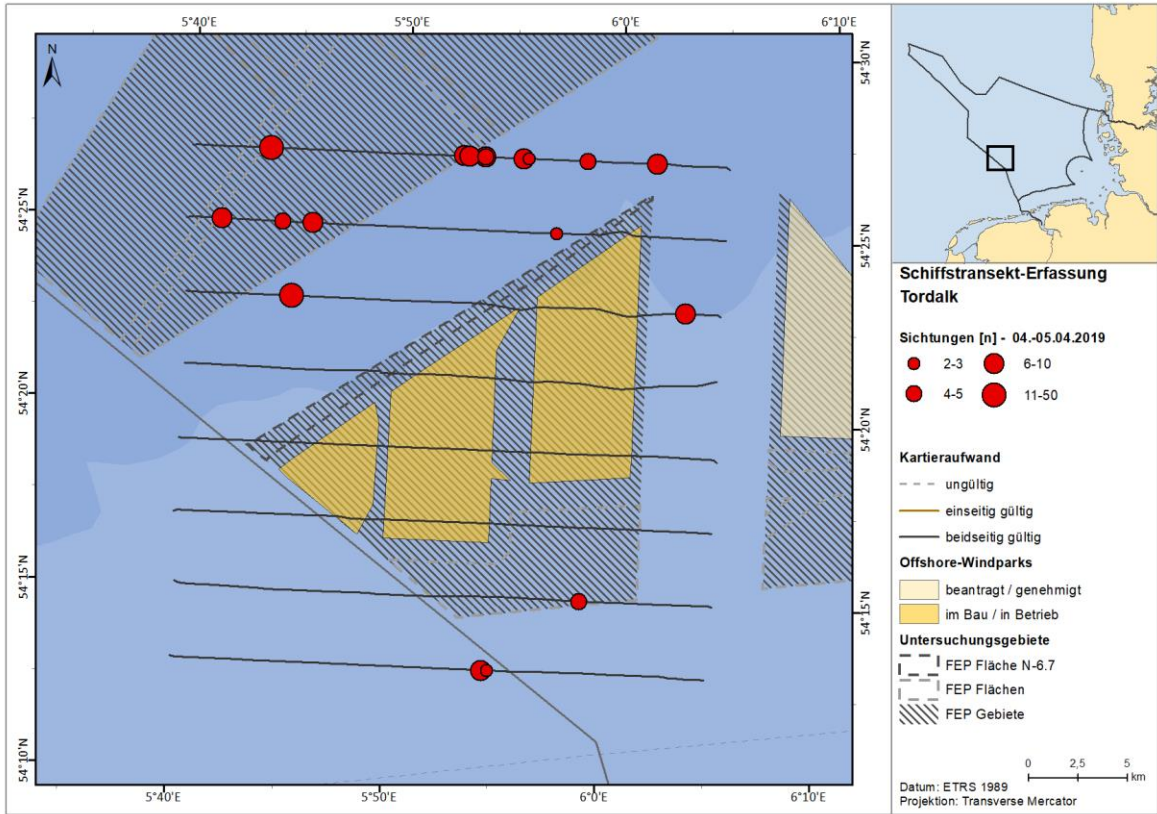


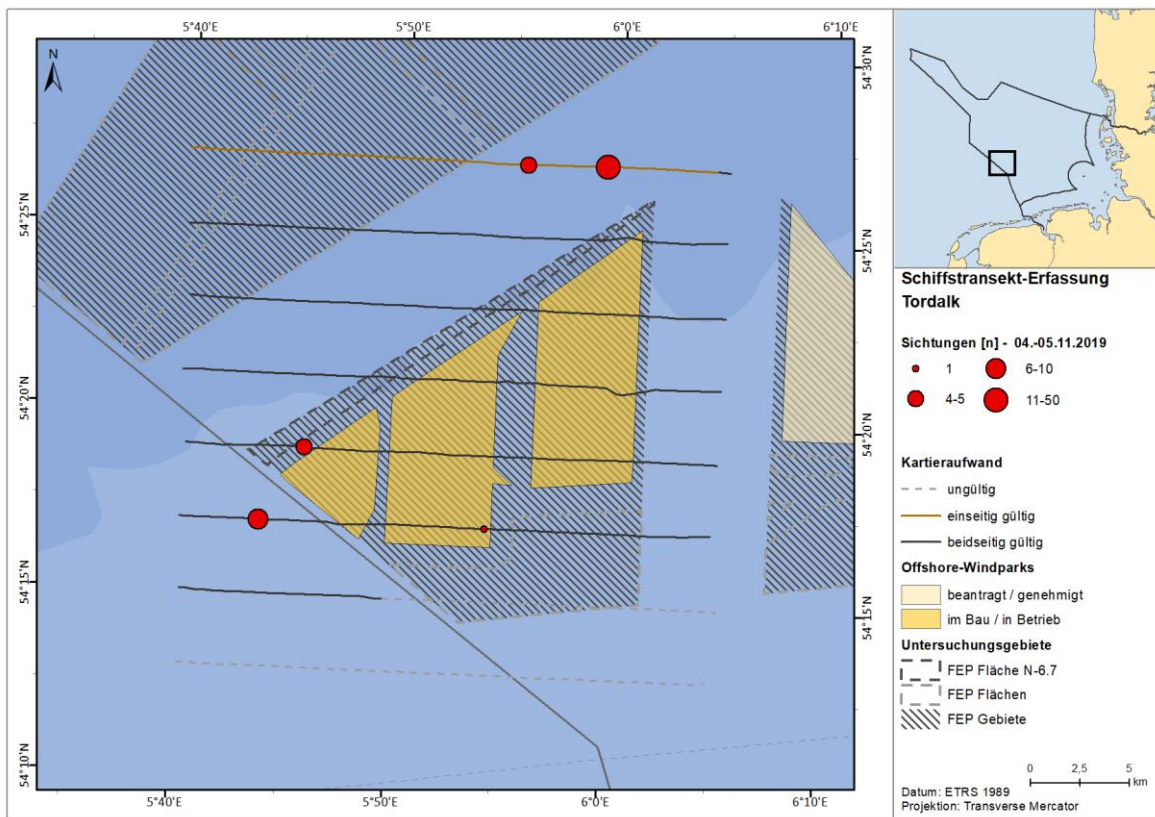
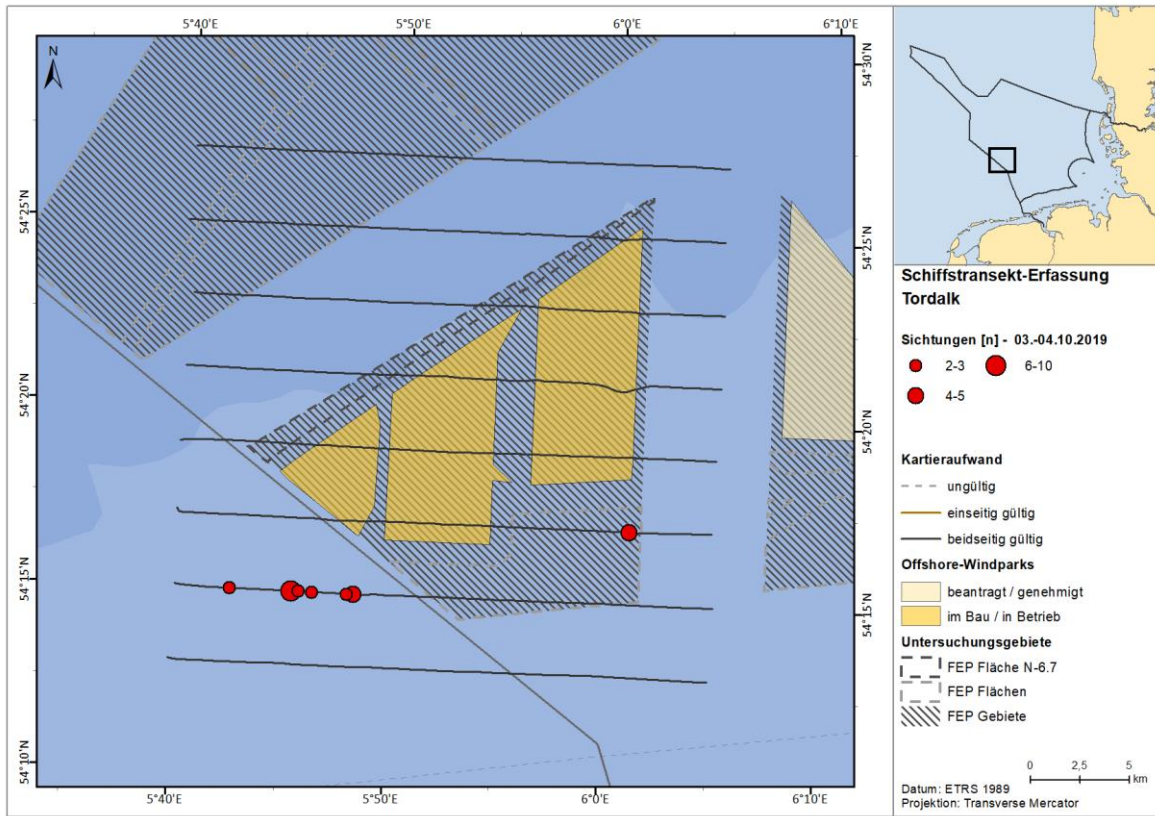


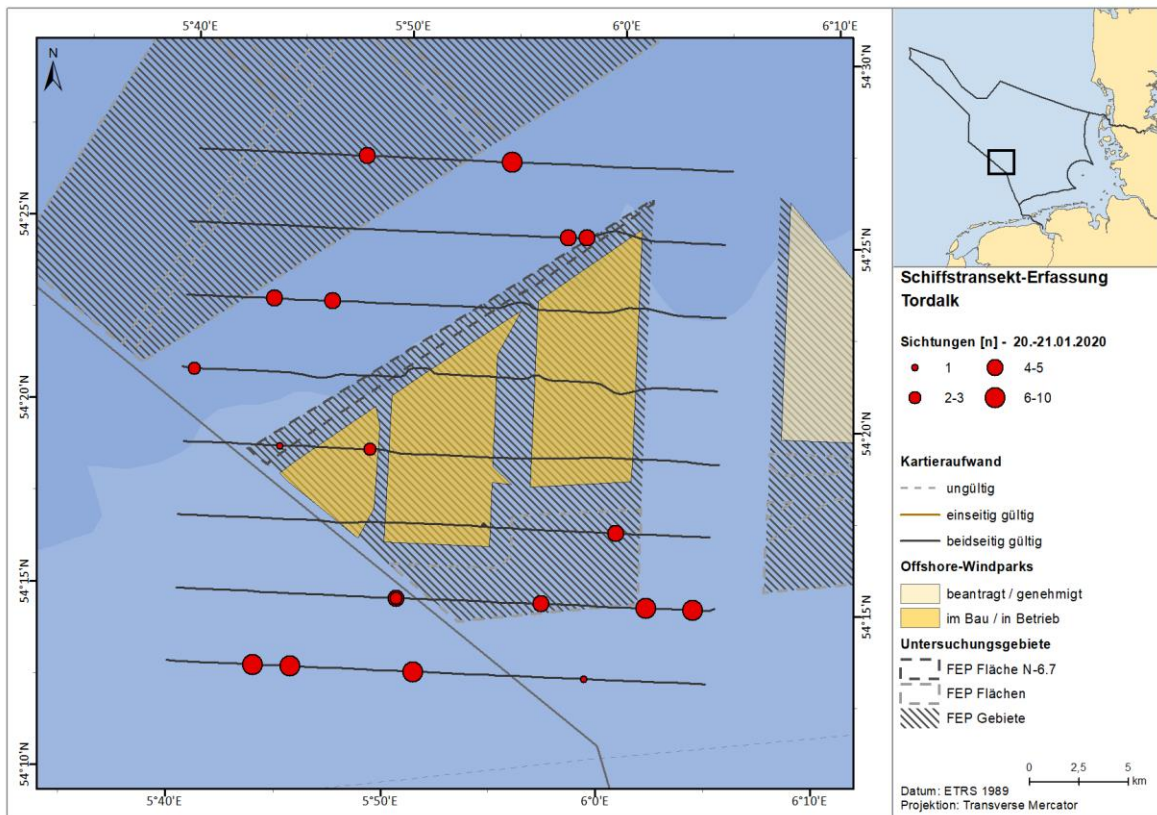
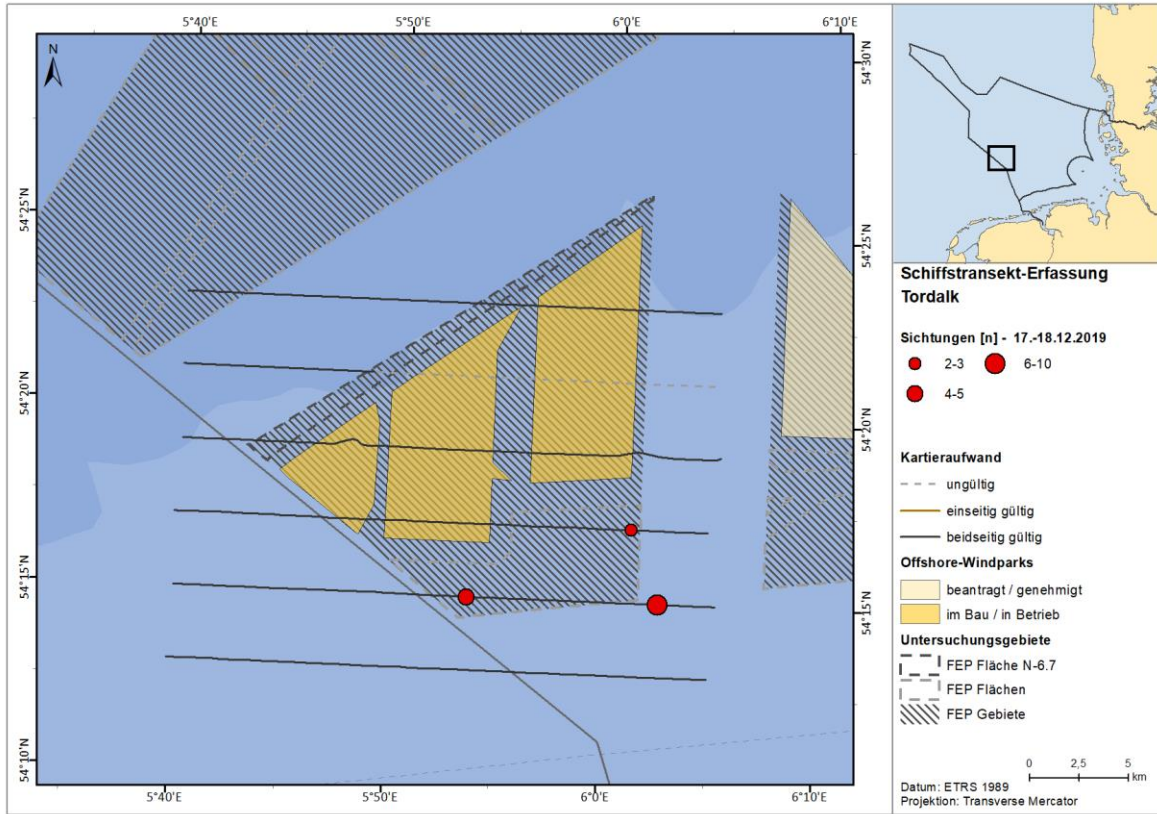
A.3.3.13.3. SC6

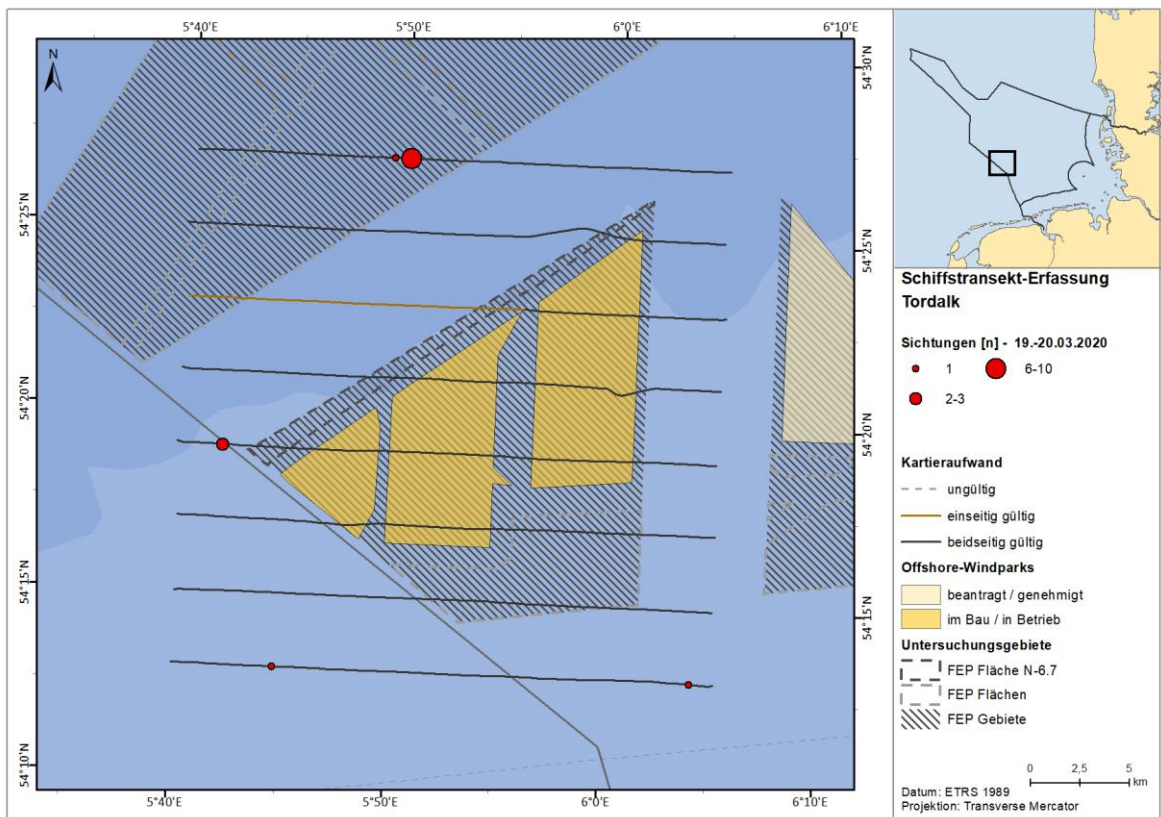
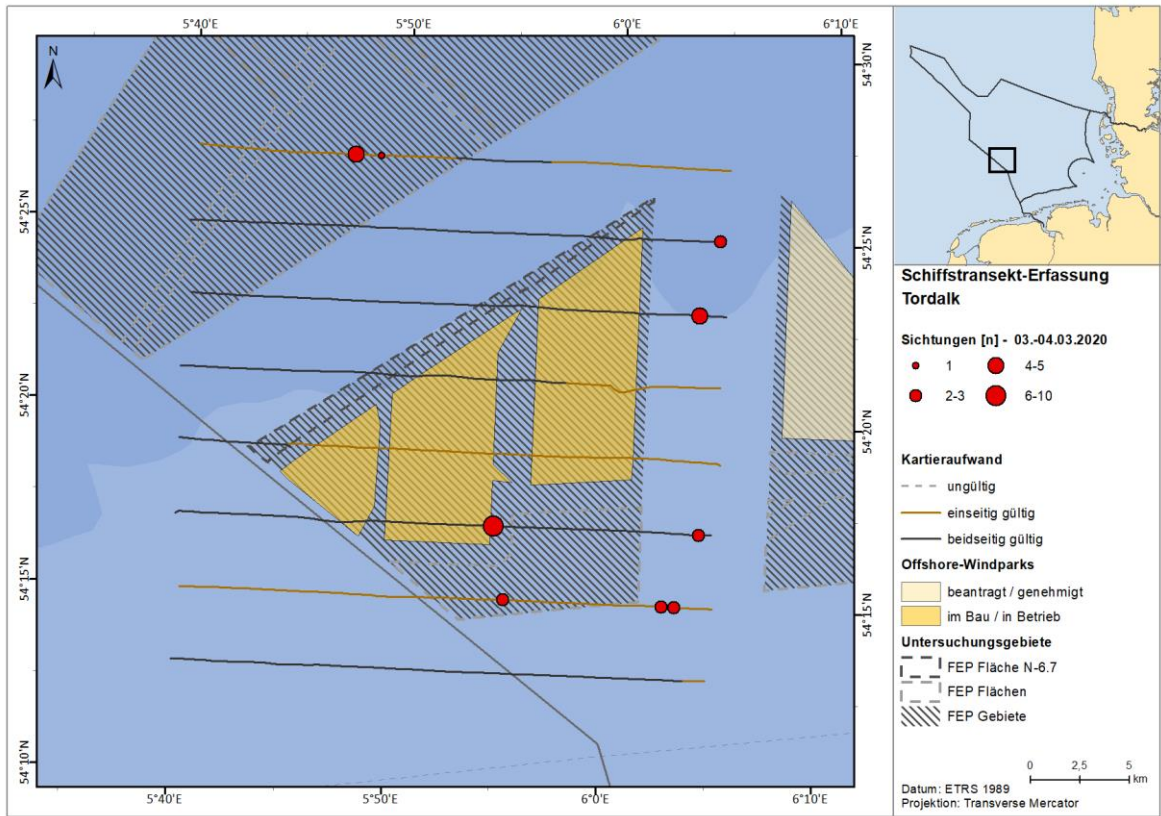


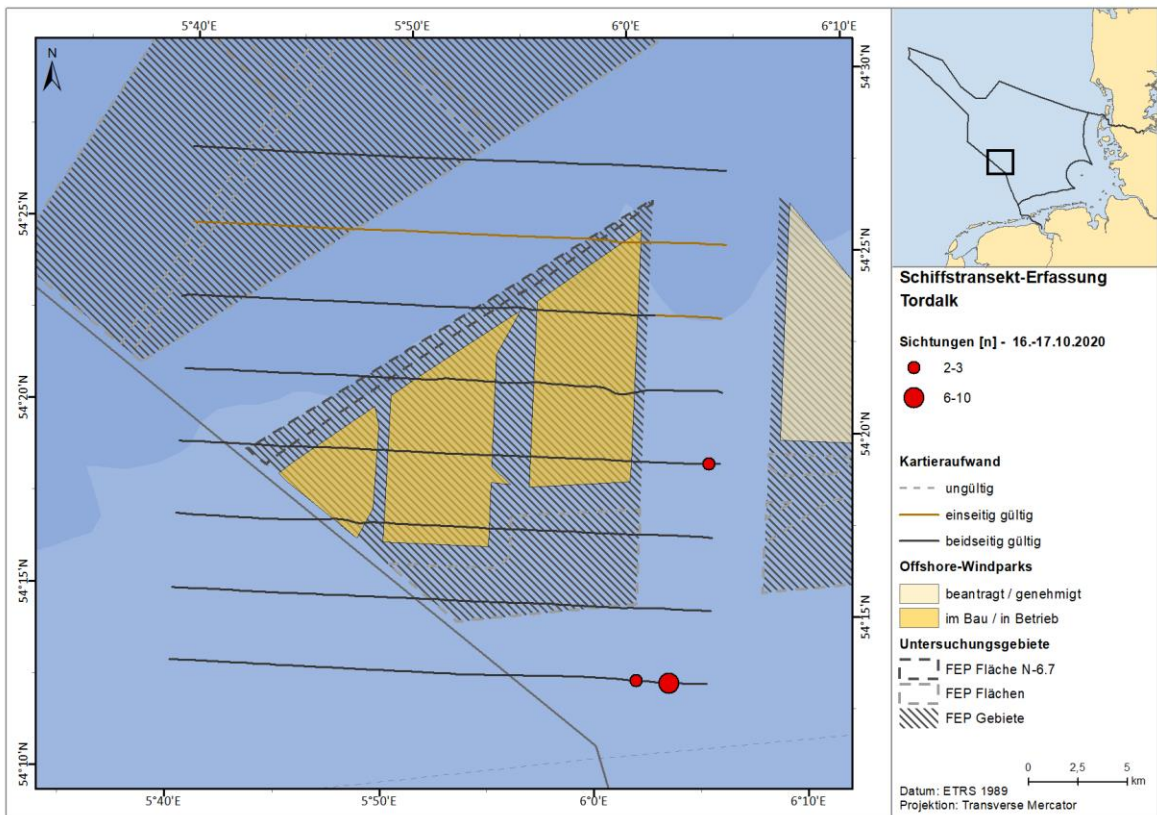
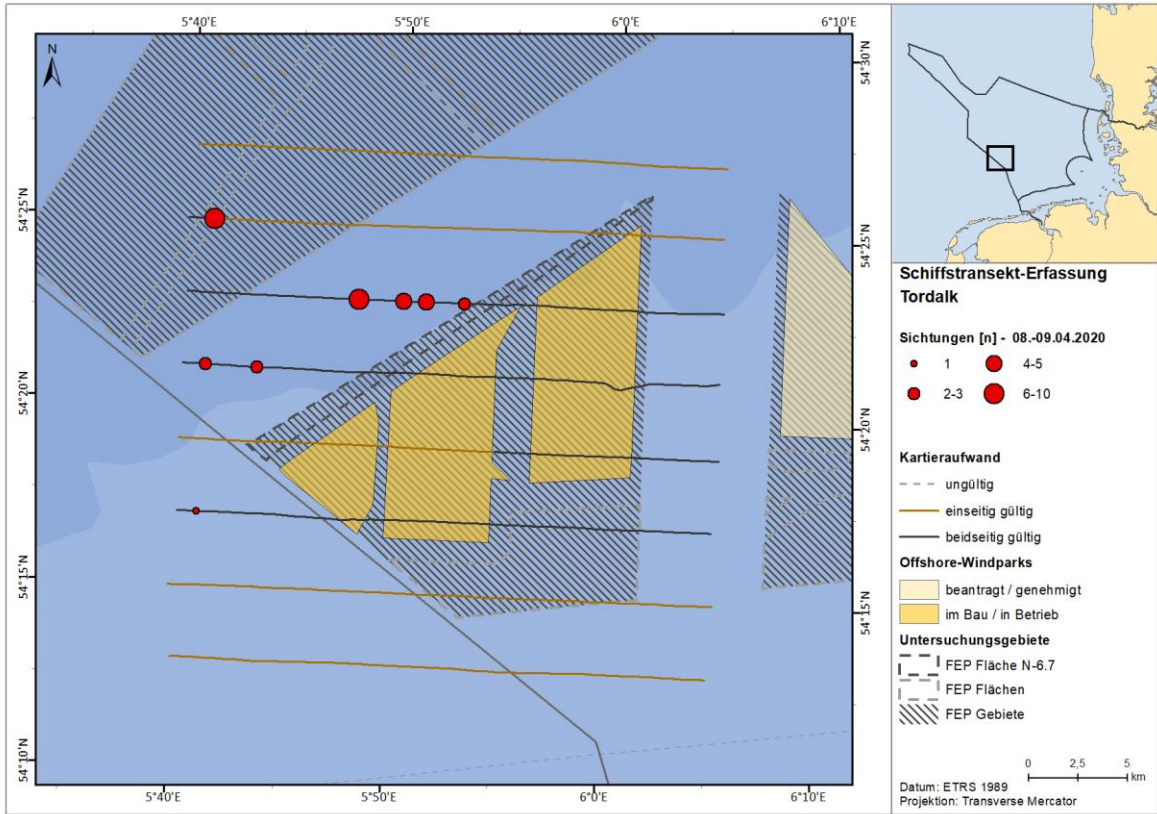


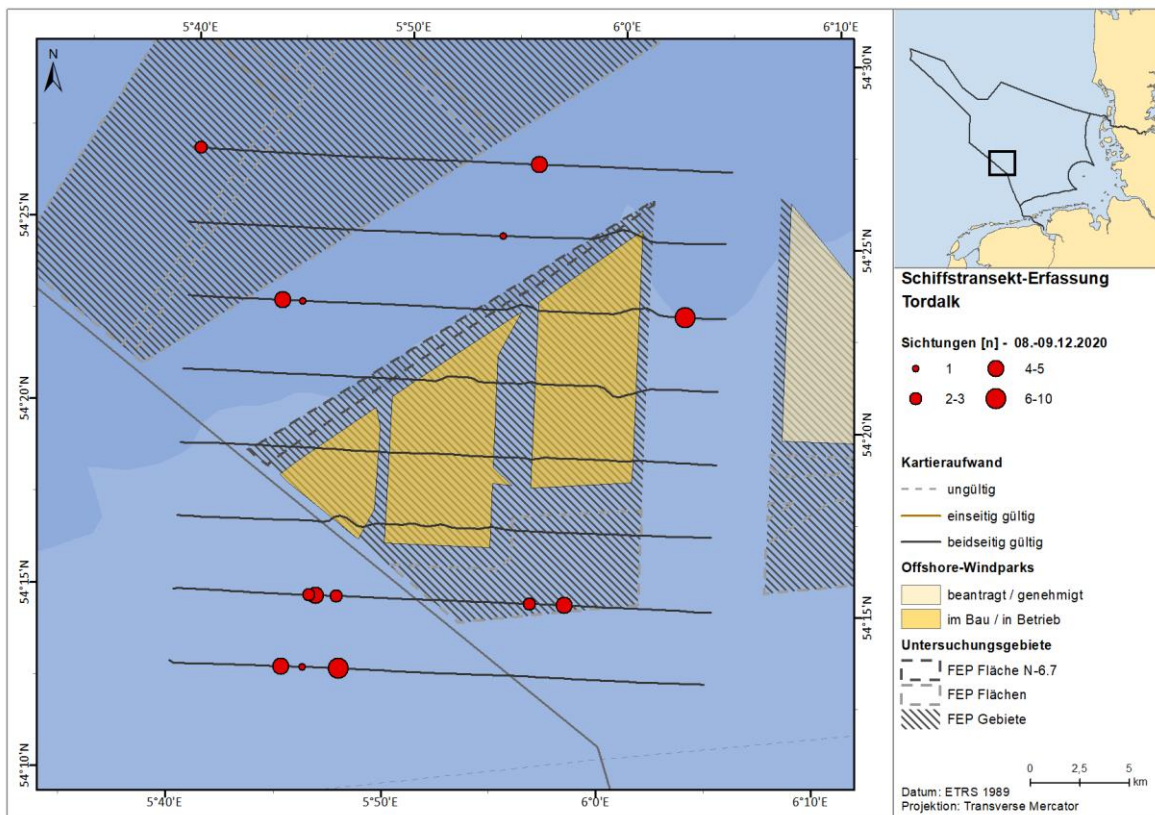
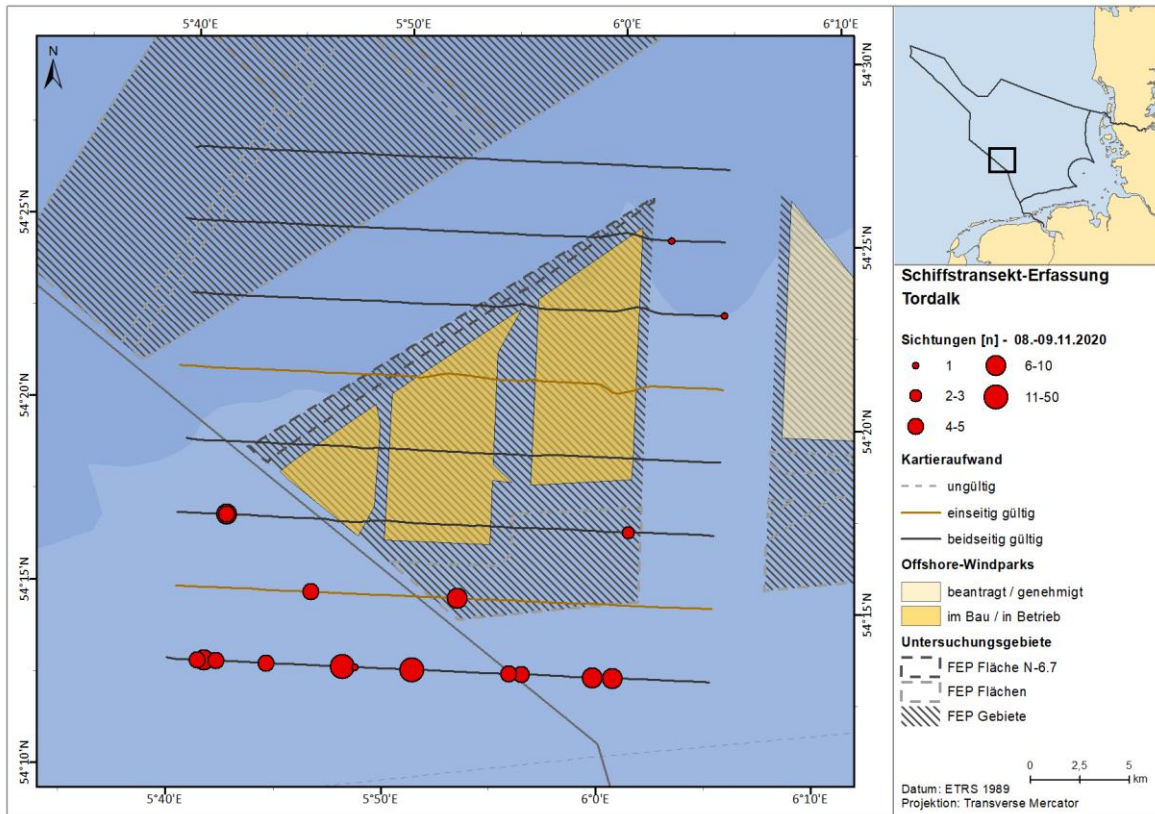






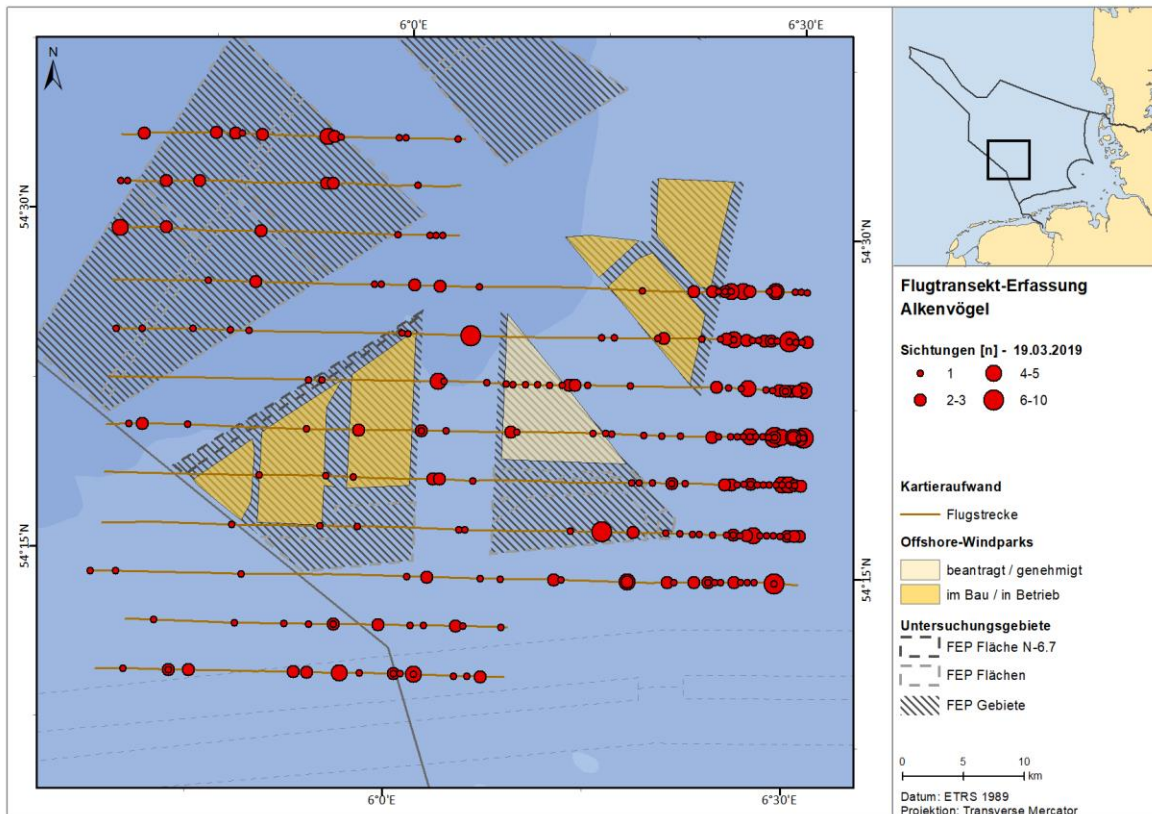
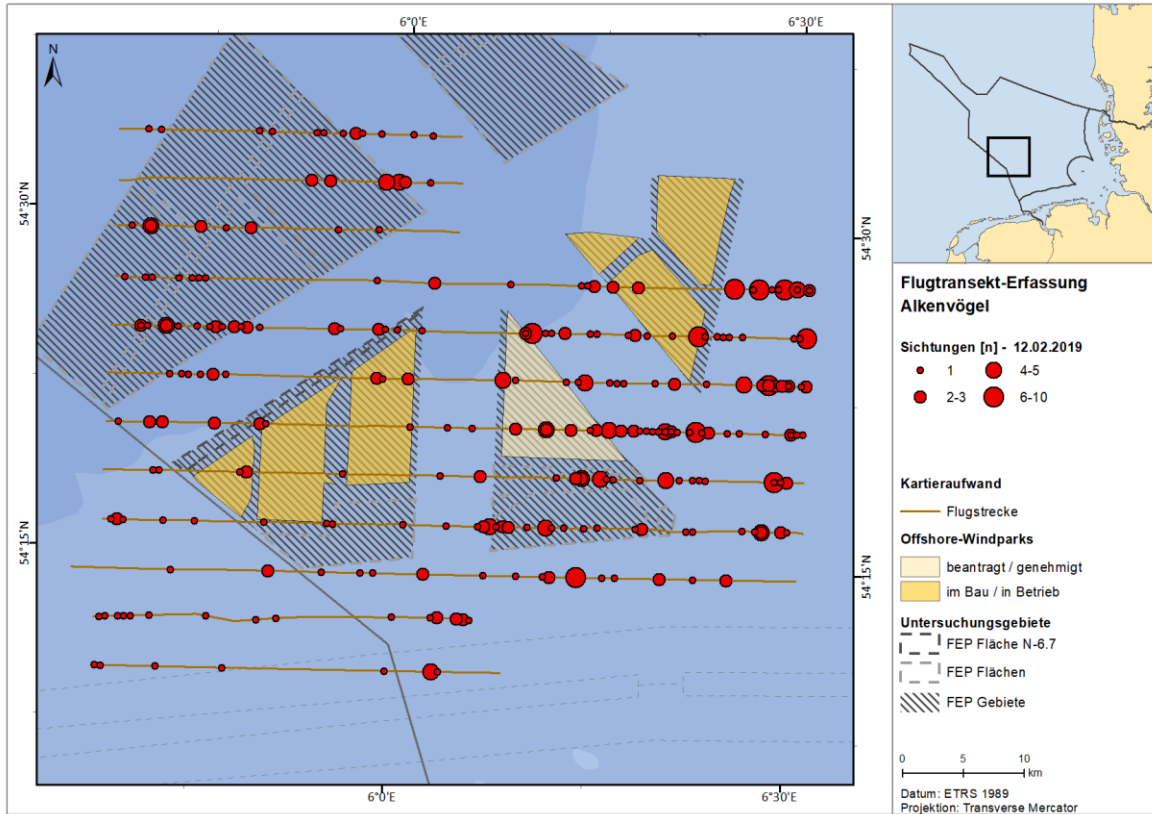


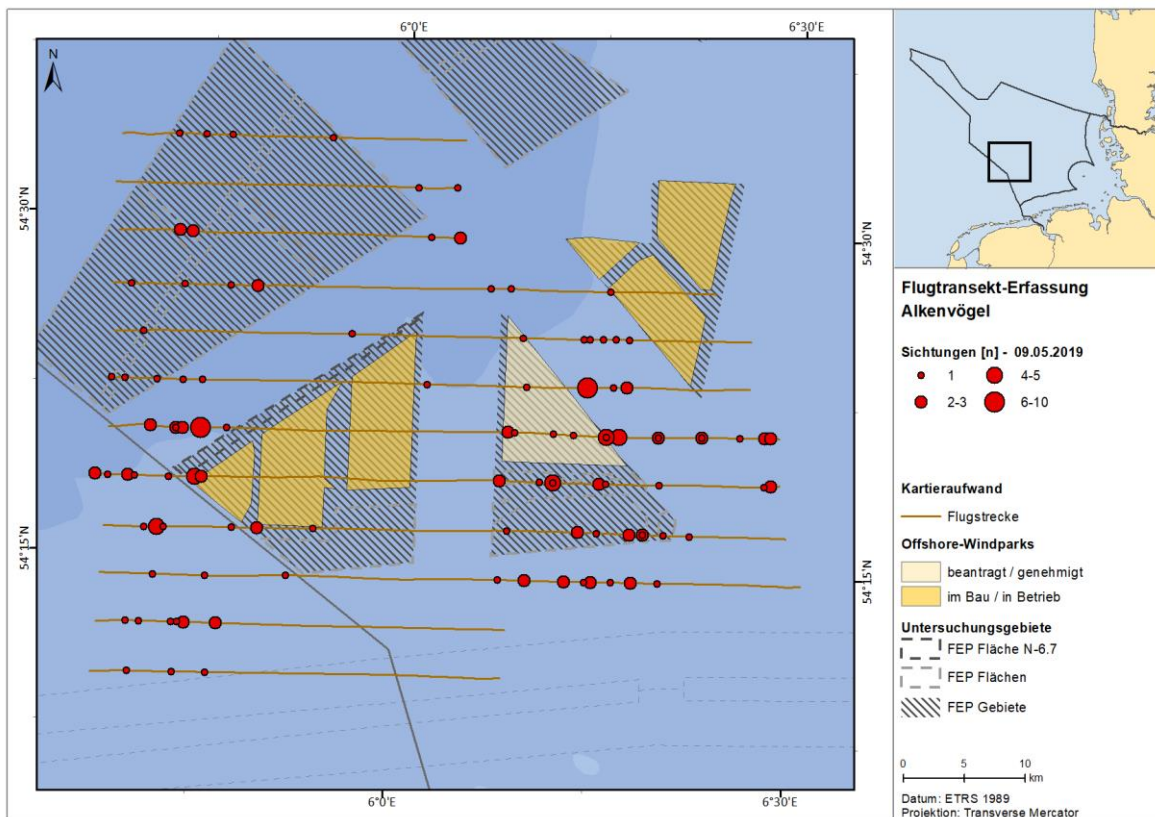
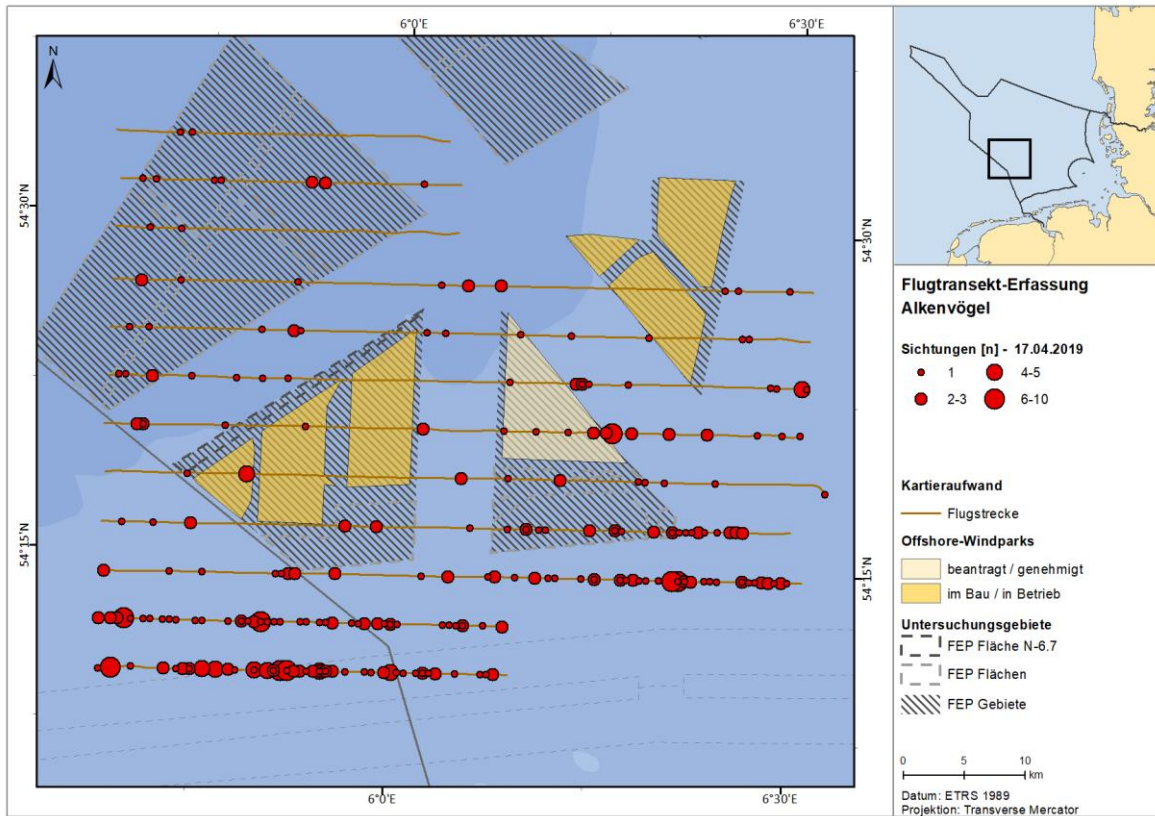


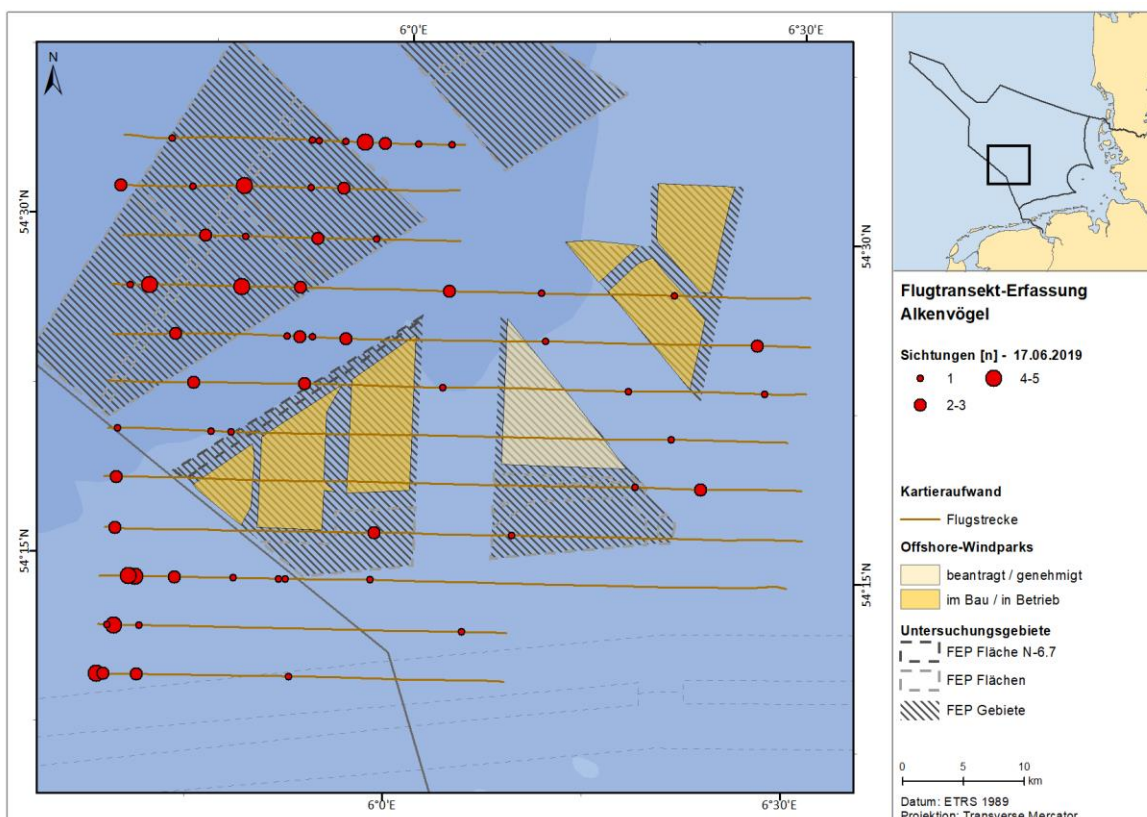
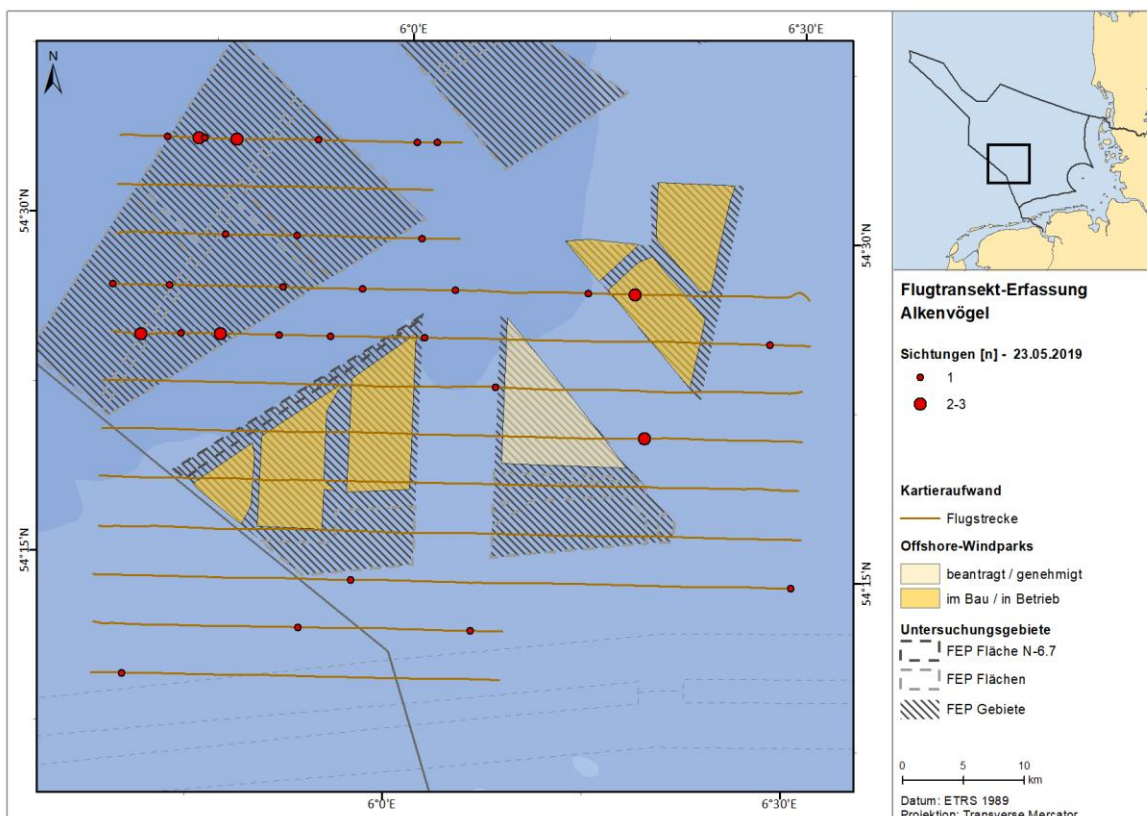


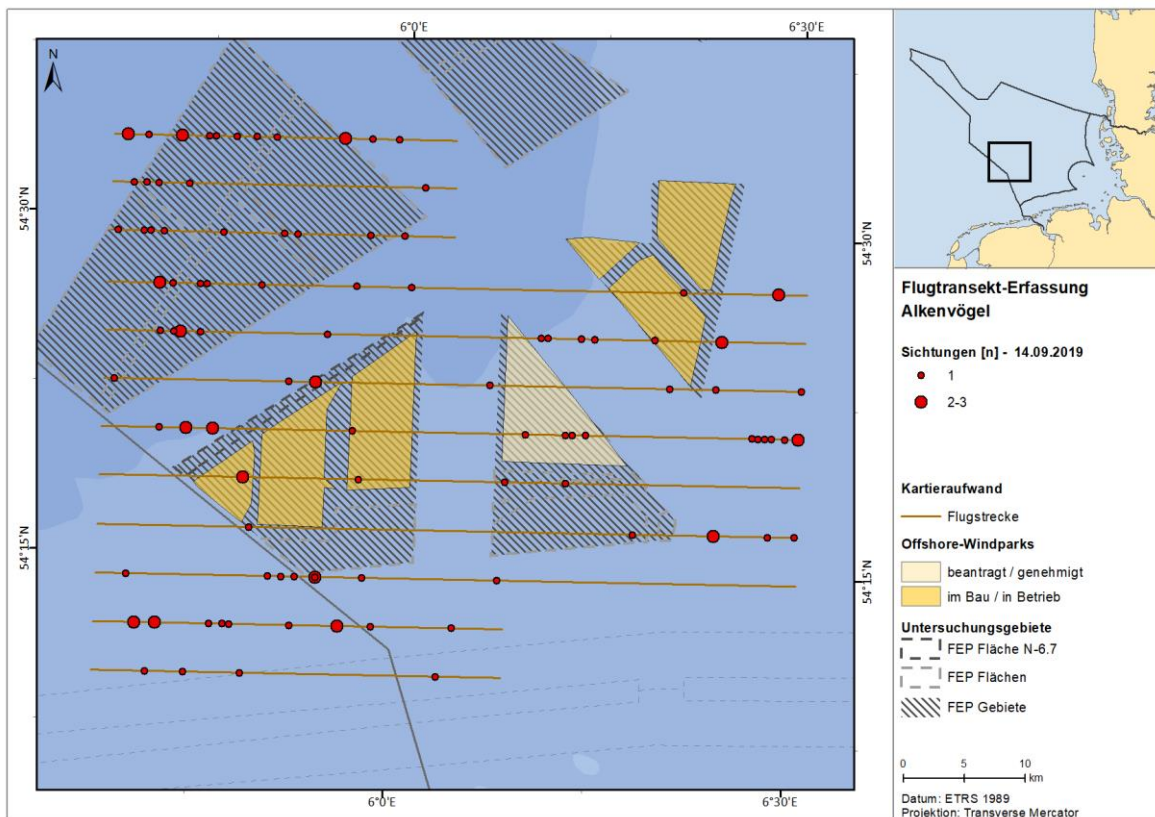
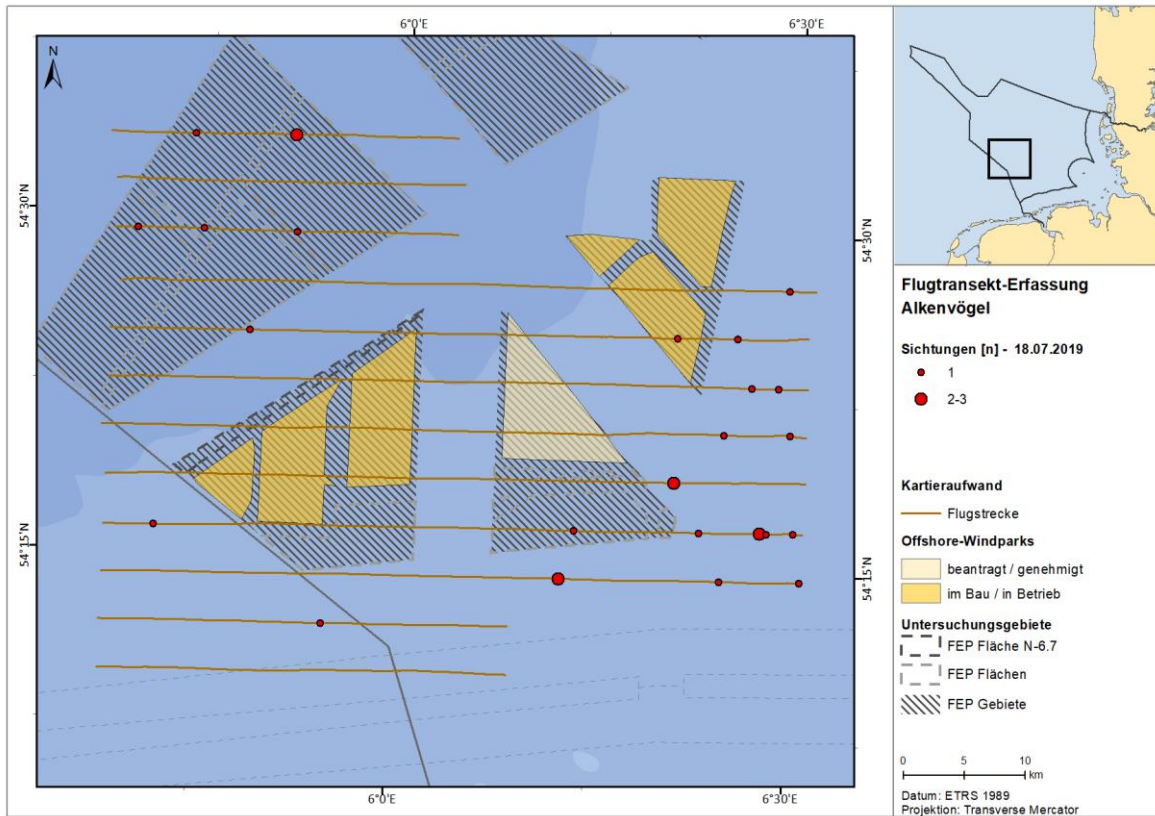
A.3.3.14. Alkenvögel

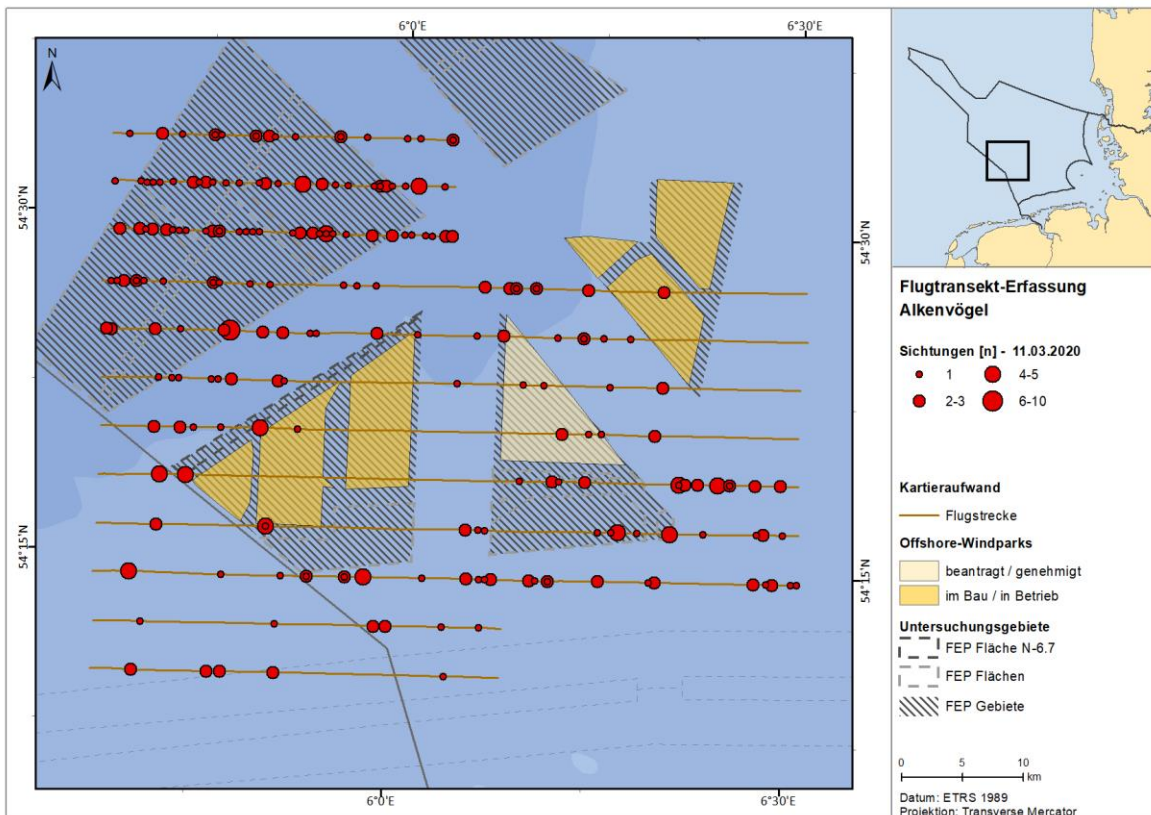
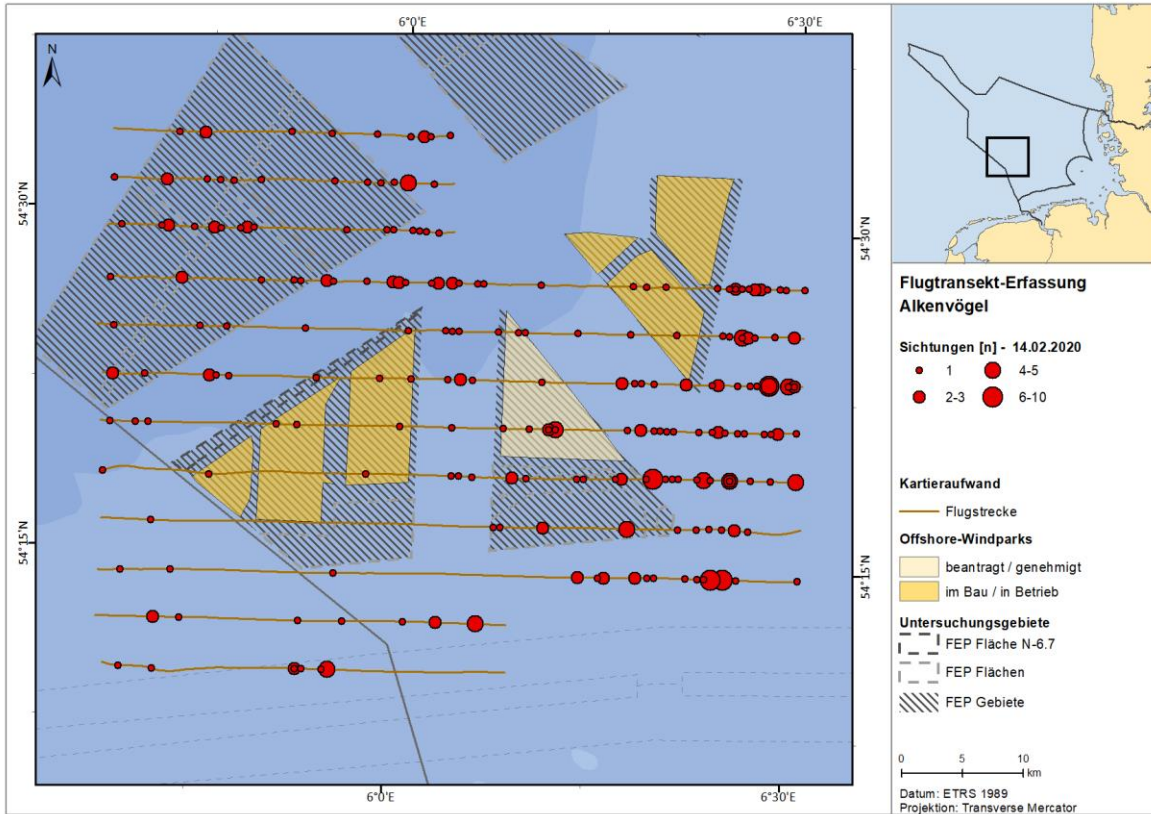
A.3.3.14.1. FN6_7

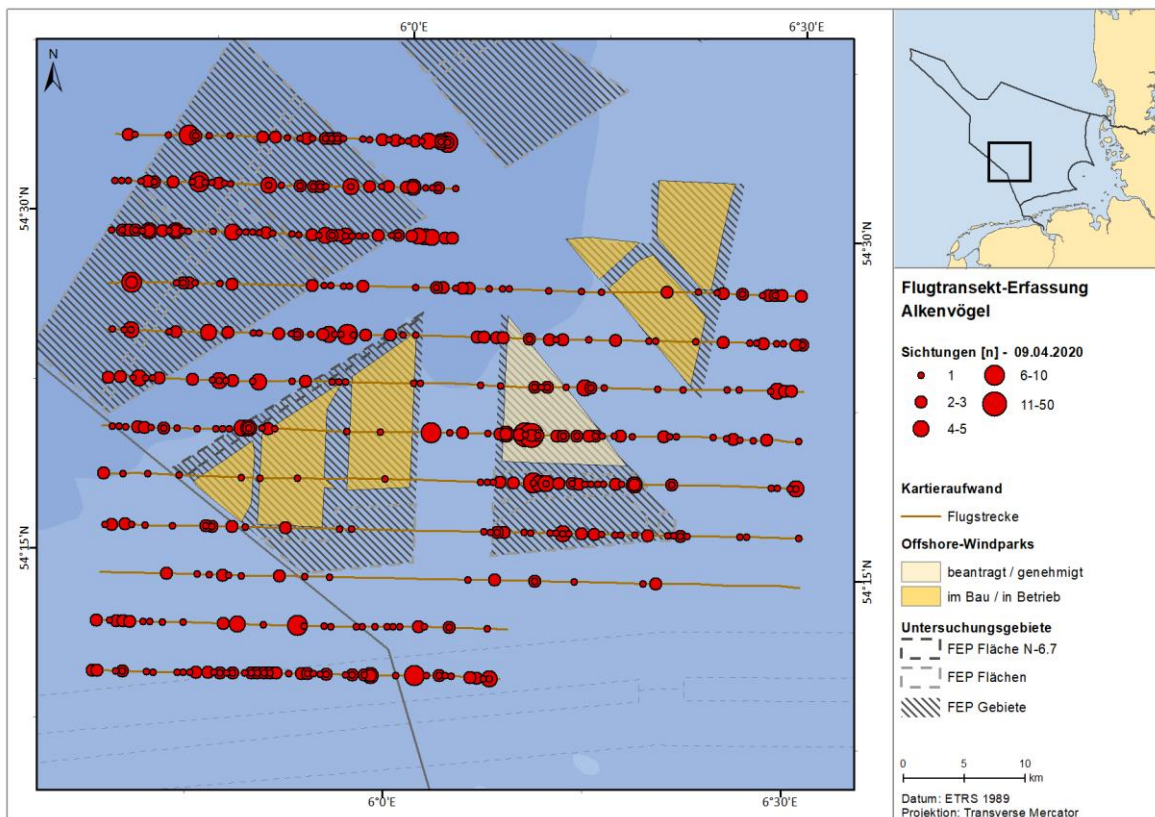
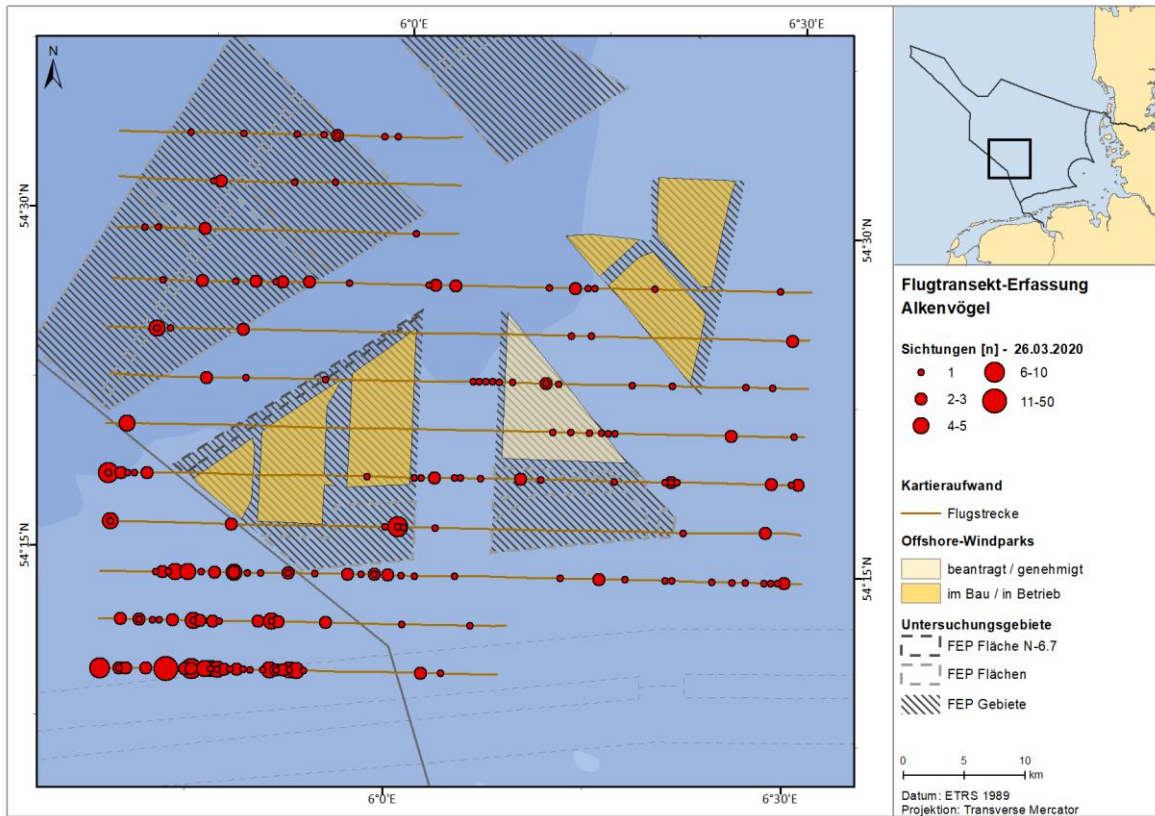


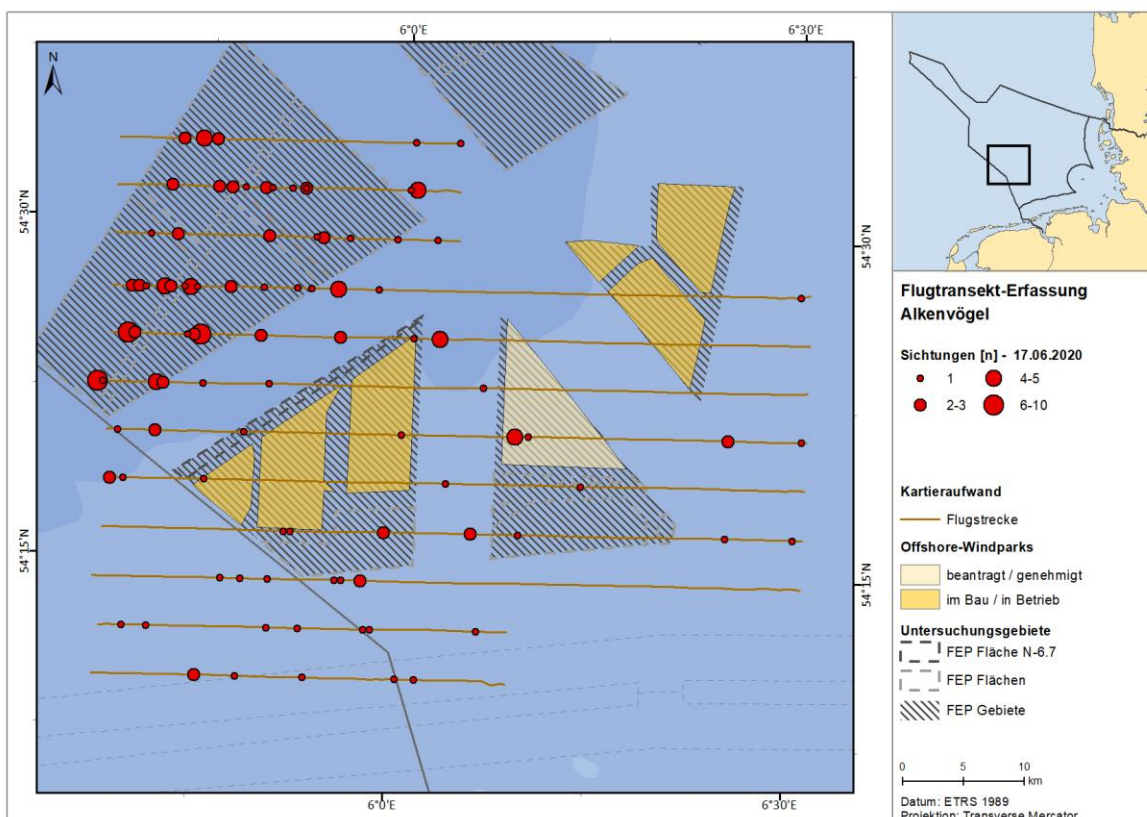
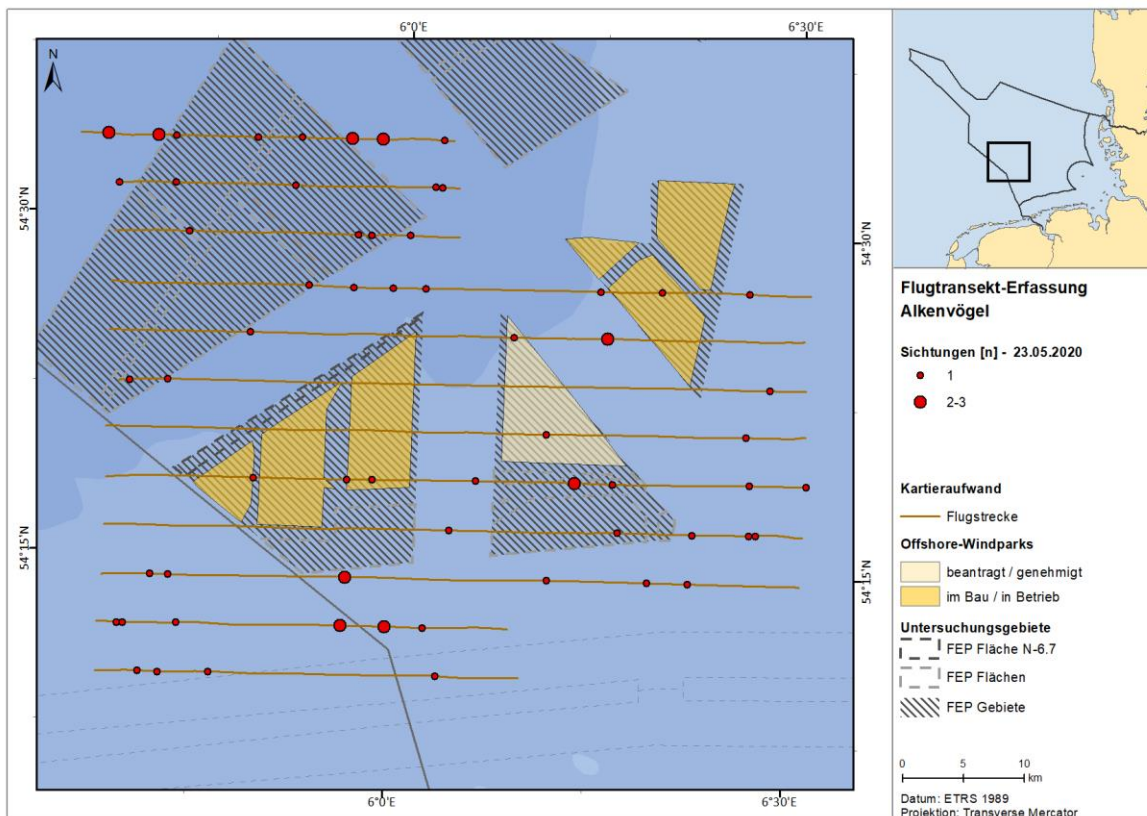


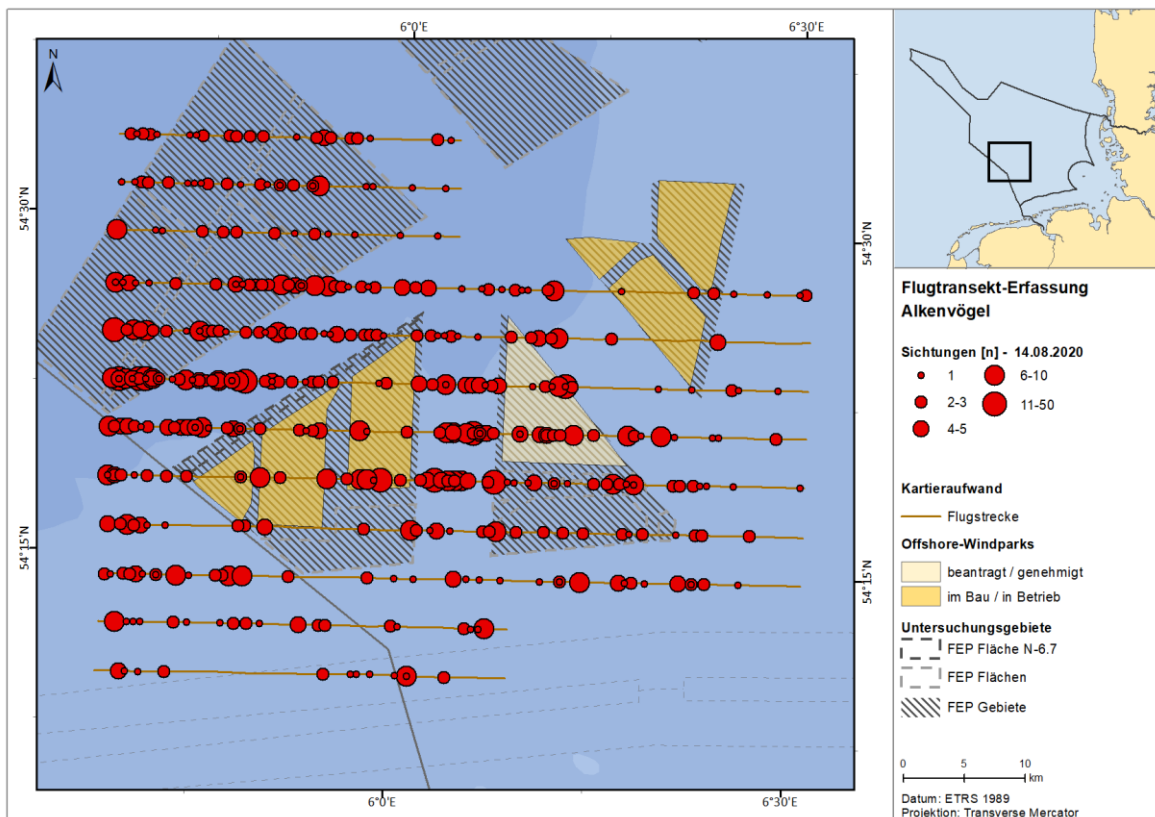
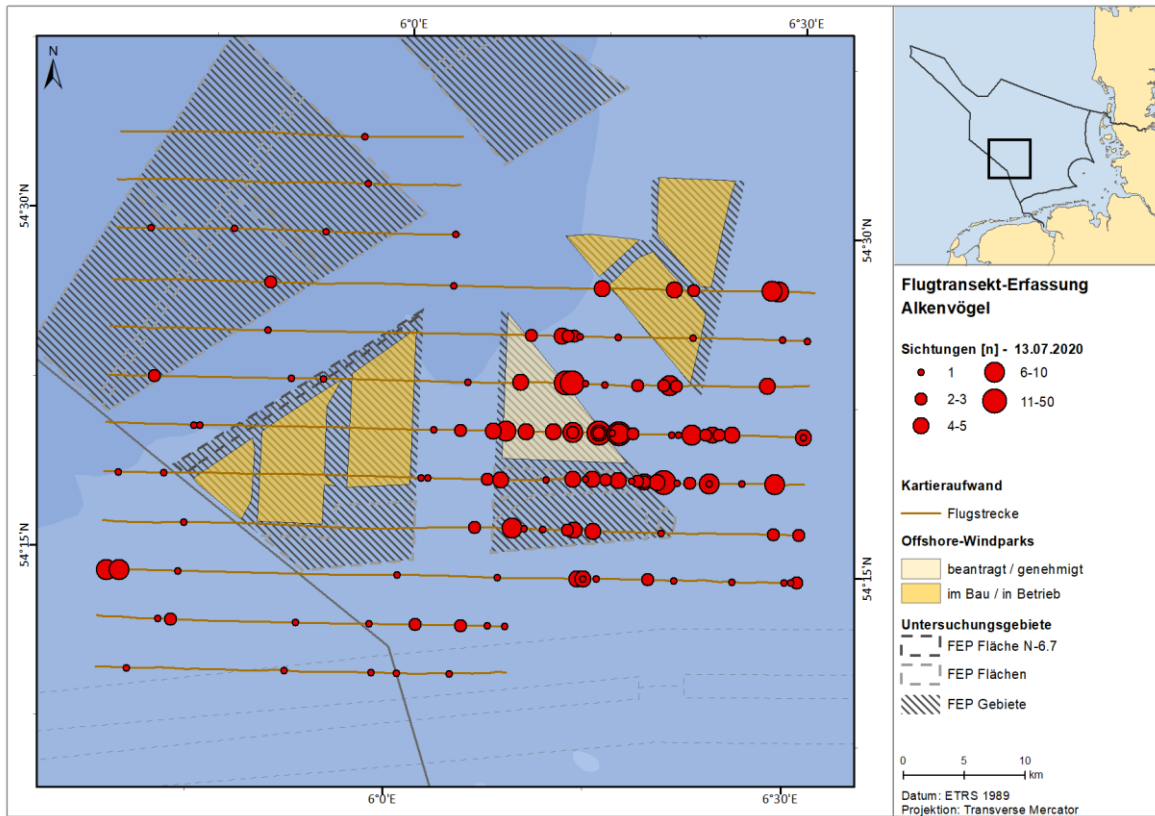


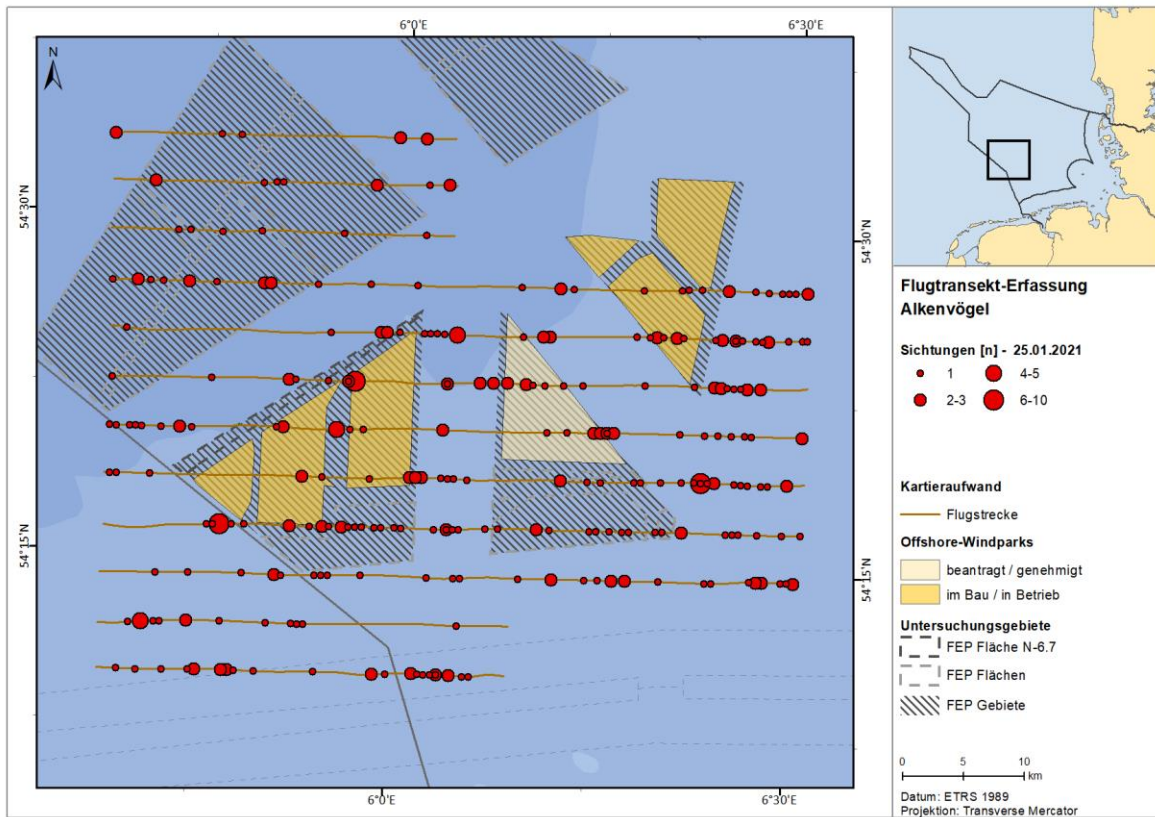












A.3.3.14.2. FN10_11

