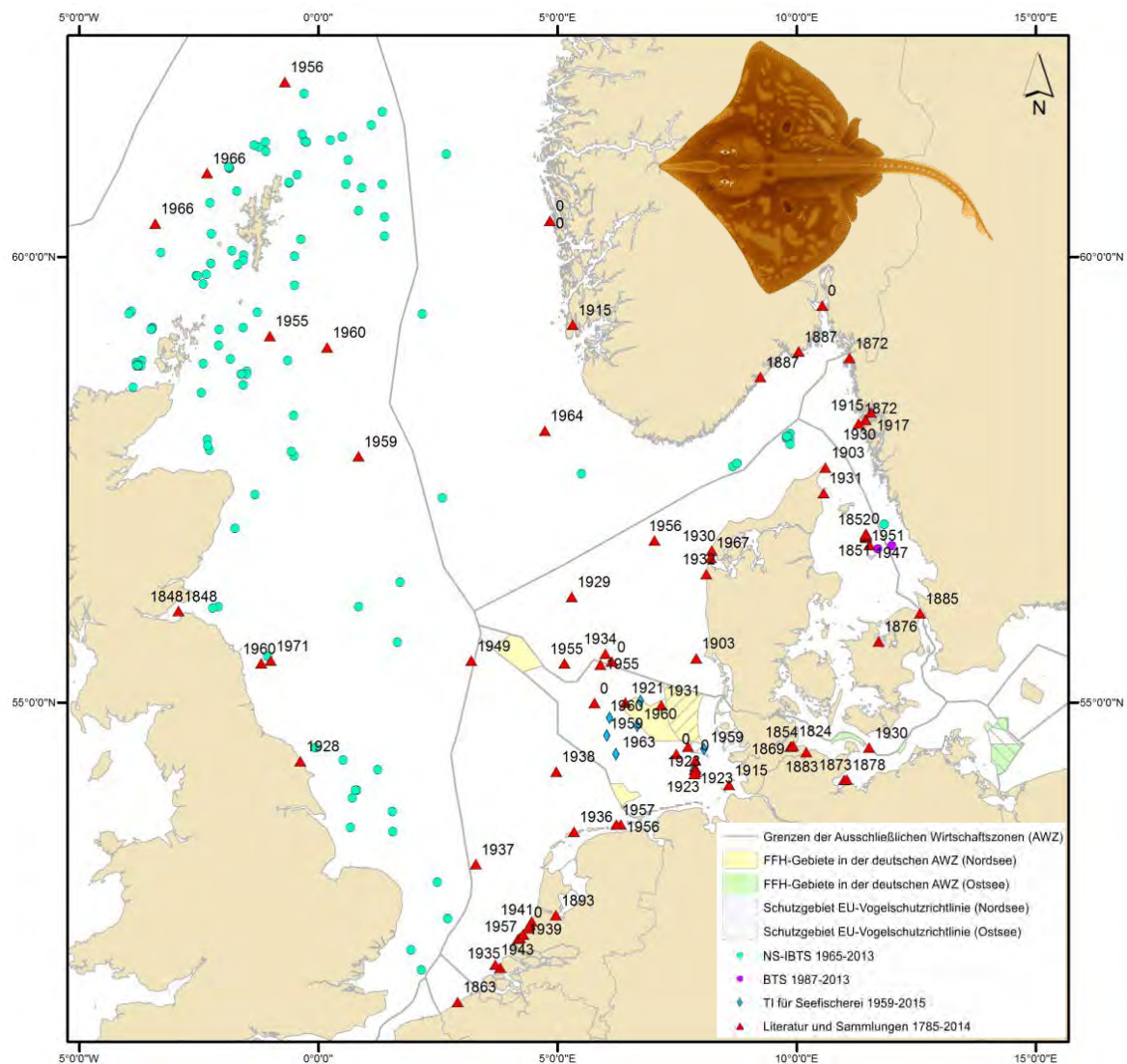


Heike Zidowitz, Carina Kaschner, Victoria Magath,
Renate Thiel, Simon Weigmann und Ralf Thiel

Gefährdung und Schutz der Haie und Rochen in den deutschen Meeresgebieten der Nord- und Ostsee



Gefährdung und Schutz der Haie und Rochen in den deutschen Meeresgebieten der Nord- und Ostsee

**Heike Zidowitz
Carina Kaschner
Victoria Magath
Renate Thiel
Simon Weigmann
Ralf Thiel**



Titelbild: Nachweise des Glattrochens (*Dipturus batis*-Komplex) im Gesamtbetrachtungsgebiet (Nordsee, Übergangsgewässer zwischen Nord- und Ostsee und westliche Ostsee) (Rochenabbildung verändert nach FRIES et al. 1895).

Adressen der Autorinnen und der Autoren:

Heike Zidowitz	Universität Hamburg
Carina Kaschner	Centrum für Naturkunde (CeNak) Zoologisches Museum,
Dr. Victoria Magath	Abteilung Ichthyologie
Renate Thiel	Martin-Luther-King-Platz 3
Dr. Simon Weigmann	20146 Hamburg
Prof. Dr. Ralf Thiel	E-Mail: heikezidowitz@web.de
	Ralf.Thiel@uni-hamburg.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Christian Pusch	Bundesamt für Naturschutz
	Fachgebiet II 5.1 „Grundlagen, Internationaler Meeresnaturschutz“
	Außenstelle Insel Vilm (I 2.3)
	18581 Putbus, Germany

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter http://www.bfn.de/0502_skripten.html heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-187-0

DOI 10.19217/skr450

Bonn - Bad Godesberg 2017

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	10
Zusammenfassung	12
Summary	15
1 Zielsetzung	17
2 Datenerhebung und -auswertung	18
2.1 Betrachtungszeitraum und -gebiet	18
2.2 Datenbasis	19
2.2.1 Internationale Surveys und Fischereianlandungsstatistik	19
2.2.2 Nationale Surveys und Forschungsfahrten	20
2.2.3 Museale Sammlungen und Literatur	22
2.3 Datenbearbeitung	27
2.3.1 Datenaufbereitung zur GIS-basierten Darstellung der Literatur-, Museums- und Surveydaten	27
2.3.2 Ermittlung von Verbreitungsgebieten und zeitlichen Mustern	28
2.3.3 Datenaufbereitung für Habitatmodellierung und altersbezogene Verbreitungsanalysen	29
2.3.4 Entwicklung von Habitateignungsmodellen	32
2.3.5 Modellbasierte Prognosen	34
2.3.6 Einschätzung von Etablierungs- und Gefährdungsstatus sowie Anfertigung von Steckbriefen	35
3 Ergebnisse	37
3.1 Gesamtübersicht der erfassten Nachweise	37
3.1.1 Literaturquellen	37
3.1.2 Museumssammlungen und mündliche Mitteilungen	37
3.1.3 Internationale und nationale Surveys	38
3.2 Artenspektrum der Knorpelfischarten in den deutschen Gewässern von Nord- und Ostsee	39
3.3 Etablierungsstatus und Vorkommen der relevanten Knorpelfisch-Taxa im Betrachtungsgebiet	41
3.3.1 <i>Cetorhinus maximus</i> (Gunnerus, 1765) – Riesenhai	41
3.3.2 <i>Galeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758) – Hundshai	45
3.3.3 <i>Hexanchus griseus</i> (Bonnaterre, 1788) – Großer Grauhai	49
3.3.4 <i>Lamna nasus</i> (Bonnaterre, 1788) – Heringshai	51
3.3.5 <i>Mustelus</i> spp. – Weißgefleckter Glatthai/Grauer Glatthai	56
3.3.6 <i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758) – Kleingefleckter Katzenhai	59
3.3.7 <i>Scyliorhinus stellaris</i> (Linnaeus, 1758) – Großgefleckter Katzenhai	63
3.3.8 <i>Squalus acanthias</i> Linnaeus, 1758 – Dornhai	65
3.3.9 <i>Squatina squatina</i> (Linnaeus, 1758) – Meerengel	71
3.3.10 <i>Amblyraja radiata</i> (Donovan, 1808) – Sternrochen	74
3.3.11 <i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758) – Gewöhnlicher Stechrochen	79

3.3.12	<i>Dipturus batis</i> (Linnaeus, 1758)-Komplex – Glattrochen	83
3.3.13	<i>Leucoraja fullonica</i> (Linnaeus, 1758) – Chagrinrochen	87
3.3.14	<i>Leucoraja naevus</i> (Müller & Henle, 1841) – Kuckucksrochen	89
3.3.15	<i>Myliobatis aquila</i> (Linnaeus, 1758) – Gewöhnlicher Adlerrochen	92
3.3.16	<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758 – Nagelrochen.....	95
3.3.17	<i>Raja montagui</i> Fowler, 1910 – Fleckrochen.....	100
3.3.18	<i>Torpedo marmorata</i> Risso, 1810 – Marmorierter Zitterrochen	103
3.3.19	<i>Chimaera monstrosa</i> Linnaeus 1758 – Seekatze	105
3.4	Zeitliche Muster von CPUE und Präsenz.....	108
3.5	Präsenzanteile und Verbreitung verschiedener Lebensstadien	110
3.5.1	<i>Mustelus</i> spp. – Weißgefleckter Glatthai/Grauer Glatthai.....	110
3.5.2	<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758) – Kleingefleckter Katzenhai	113
3.5.3	<i>Squalus acanthias</i> Linnaeus, 1758 – Dornhai	116
3.5.4	<i>Amblyraja radiata</i> (Donovan, 1808) – Sternrochen.....	119
3.5.5	<i>Leucoraja naevus</i> (Müller & Henle, 1841) – Kuckucksrochen	122
3.5.6	<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758 – Nagelrochen.....	125
3.6	Habitateignungsmodelle und prognostizierte Vorkommen des Sternrochens	128
3.7	Gefährdungssituation der etablierten Hai- und Rochenarten	132
3.7.1	Einstufung in Rote-Liste-Kategorien.....	132
3.7.2	Bestandstrends und Vorkommen in deutschen Meeres- und Natura 2000- Gebieten	132
3.7.3	Gefährdungsursachen	134
3.8	Schutz- und Hilfsmaßnahmen sowie Forschungsbedarf.....	136
3.8.1	Überlegungen zu möglichen Schutz- und Hilfsmaßnahmen	136
3.8.2	Zukünftiger Forschungsbedarf	138
3.9	Beratungsarbeit.....	139
4	Quellenverzeichnis.....	141
4.1	Zitierte Literatur	141
4.2	Recherchierte Online-Daten	152
5	Anhang.....	154
5.1	Steckbriefe für die in deutschen Meeresgebieten nachgewiesenen Knorpelfisch- Taxa.....	154
5.1.1	Riesenhai <i>Cetorhinus maximus</i> (Gunnerus, 1765) – Familie Cetorhinidae.....	154
5.1.2	Hundshai <i>Galeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758) – Familie Triakidae.....	158
5.1.3	Großer Grauhai <i>Hexanchus griseus</i> (Bonnaterre, 1788) – Familie Hexanchidae.....	161
5.1.4	Heringshai <i>Lamna nasus</i> (Bonnaterre, 1788) – Familie Lamnidae	164
5.1.5	Weißgefleckter Glatthai <i>Mustelus asterias</i> – Familie Triakidae.....	167
5.1.6	Kleingefleckter Katzenhai <i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758) – Familie Scyliorhinidae	170
5.1.7	Großgefleckter Katzenhai <i>Scyliorhinus stellaris</i> (Linnaeus, 1758) – Familie Scyliorhinidae	173
5.1.8	Dornhai <i>Squalus acanthias</i> Linnaeus, 1758 – Familie Squalidae	176
5.1.9	Meerengel <i>Squatina squatina</i> (Linnaeus, 1758) – Familie Squatinidae	179
5.1.10	Sternrochen <i>Amblyraja radiata</i> (Donovan, 1808) – Familie Rajidae	182
5.1.11	Gewöhnlicher Stechrochen <i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758) – Familie	

Dasyatidae	185
5.1.12 Glattrochen <i>Dipturus batis</i> -Komplex (Linnaeus, 1758) – Familie Rajidae	188
5.1.13 Chagrinrochen <i>Leucoraja fullonica</i> (Linnaeus, 1758) – Familie Rajidae	192
5.1.14 Kuckucksrochen <i>Leucoraja naevus</i> (Müller & Henle, 1841) – Familie Rajidae	195
5.1.15 Gewöhnlicher Adlerrochen <i>Myliobatis aquila</i> (Linnaeus, 1758) – Familie Myliobatidae.....	198
5.1.16 Nagelrochen <i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758 – Familie Rajidae.....	201
5.1.17 Fleckrochen <i>Raja montagui</i> Fowler, 1910 – Familie Rajidae	204
5.1.18 Marmorierter Zitterrochen <i>Torpedo marmorata</i> Risso, 1810 – Familie Torpedinidae.....	207
5.1.19 Seekatze <i>Chimaera monstrosa</i> Linnaeus 1758 – Familie Chimaeridae.....	210
5.2 Bestimmungsschlüssel für die in deutschen Meeresgebieten nachgewiesenen Knorpelfische	213
5.3 Altersbestimmung an Dornen des Sternrochens	214
5.4 Anhangstabellen	217
Danksagung.....	224

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1-1: Karte des Kernbetrachtungsgebietes (schraffiert) und des Gesamtbetrachtungsgebietes. Gelbe bis grüne Gebiete des Gesamtbetrachtungsgebietes entsprechen der Nordsee mit den ICES-Gebieten IVa-c, blaue Gebiete den Übergangsgewässern zwischen Nord- und Ostsee und der westlichen Ostsee mit den ICES-Gebieten IIIa (Skagerrak und Kattegatt) und IIIb-d (Baltic 22-24).	18
Abb. 3.3.1-1: Gestrandetes Exemplar eines Riesenhais mit einer Totallänge von 4,3 Metern auf Norderney vom 22.10.1984. Dieses Exemplar befindet sich in der Fischsammlung des Zoologischen Museums des Centrums für Naturkunde der Universität Hamburg (Katalog-Nr.: ZMH 121961). Foto © Norderneyer Badezeitung.....	42
Abb. 3.3.1-2: Nachweise des Riesenhais <i>Cetorhinus maximus</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	44
Abb. 3.3.2-1: Nachweise des Hundshais <i>Galeorhinus galeus</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	47
Abb. 3.3.2-2: Nachweise des Hundshais <i>Galeorhinus galeus</i> im Kernbetrachtungsgebiet. .	48
Abb. 3.3.3-1: Eintrag der Fanges zweier Großer Grauhaie in der Elbmündung vor Cuxhaven im Eingangsbuch des Zoologischen Museums der Universität Kiel.	49
Abb. 3.3.3-2: Nachweise des Großen Grauhais <i>Hexanchus griseus</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.....	50
Abb. 3.3.4-1: Anlandungen von <i>Lamna nasus</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet (ICES Gebiete IVa-c, IIIa-d) in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.....	52
Abb. 3.3.4-2: Anlandungen von <i>Lamna nasus</i> aus den Übergangsgewässern des Skagerraks und Kattegats (ICES Gebiet IIIa) in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.....	53
Abb. 3.3.4-3: Nachweise des Heringshais <i>Lamna nasus</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet. ...	54
Abb. 3.3.4-4: Nachweise des Heringshais <i>Lamna nasus</i> im Kernbetrachtungsgebiet.	55
Abb. 3.3.5-1: Nachweise des Glatthais <i>Mustelus</i> spp. im Gesamtbetrachtungsgebiet.	57
Abb. 3.3.5-2: Nachweise des Glatthais <i>Mustelus</i> spp. im Kernbetrachtungsgebiet.	58
Abb. 3.3.6-1: Nachweise des Kleingefleckten Katzenhais <i>Scyliorhinus canicula</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.....	61
Abb. 3.3.6-2: Nachweise des Kleingefleckten Katzenhais <i>Scyliorhinus canicula</i> im Kernbetrachtungsgebiet.....	62
Abb. 3.3.7-1: Nachweise des Großgefleckten Katzenhais <i>Scyliorhinus stellaris</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.....	64
Abb. 3.3.8-1: Anlandungen von <i>Squalus acanthias</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet (ICES-Gebiete IVa-c, IIIa-d) in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.	67
Abb. 3.3.8-2: Anlandungen von <i>Squalus acanthias</i> im ICES-Gebiet IIIa (Skagerrak und Kattegat) in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.....	67

Abb. 3.3.8-3: Deutsche Anlandungen von <i>Squalus acanthias</i> in den ICES-Gebieten IVa-c, IIIa-d in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.....	68
Abb. 3.3.8-4: Nachweise des Dornhais <i>Squalus acanthias</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet	69
Abb. 3.3.8-5: Nachweise des Dornhais <i>Squalus acanthias</i> im Kernbetrachtungsgebiet.....	70
Abb. 3.3.9-1: Nachweise des Meerengels <i>Squatina squatina</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	72
Abb. 3.3.9-2: Nachweise des Meerengels <i>Squatina squatina</i> im Kernbetrachtungsgebiet. .	73
Abb. 3.3.10-1: Nachweise des Sternrochens <i>Amblyraja radiata</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	76
Abb. 3.3.10-2: Nachweise des Sternrochens <i>Amblyraja radiata</i> im Kernbetrachtungsgebiet.	77
Abb. 3.3.10-3: Nachweise des Sternrochens <i>Amblyraja radiata</i> im Bereich des „Entenschnabels“ der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone. Der gelbe Bereich markiert das Natura 2000-Gebiet Doggerbank.	78
Abb. 3.3.11-1: Großes, adultes Exemplar des Gewöhnlichen Stechrochens <i>Dasyatis pastinaca</i> . Nachweis aus dem Jahr 1980 aus dem Wattenmeer vor Borkum (Zoologisches Museum in Hamburg (ZMH 120084).	80
Abb. 3.3.11-2: Nachweis des Gewöhnlichen Stechrochens <i>Dasyatis pastinaca</i> aus der westlichen Ostsee. Der Fund aus der Kieler Bucht vom 21.9.1877 ist der östlichste Nachweis in deutschen Gewässern (Zoologisches Museum Kiel, ZMK Pi 0102).	80
Abb. 3.3.11-3: Nachweise des Gewöhnlichen Stechrochens <i>Dasyatis pastinaca</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	81
Abb. 3.3.11-4: Nachweise des Gewöhnlichen Stechrochens <i>Dasyatis pastinaca</i> im Kernbetrachtungsgebiet.....	82
Abb. 3.3.12-1: Nachweise des Glattrochens <i>Dipturus batis</i> -Komplex im Gesamtbetrachtungsgebiet.....	85
Abb. 3.3.12-2: Nachweise des Glattrochens <i>Dipturus batis</i> -Komplex im Kernbetrachtungsgebiet.	86
Abb. 3.3.13-1: Nachweise des Chagrinrochens <i>Leucoraja fullonica</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	88
Abb. 3.3.14-1: Nachweise des Kuckucksrochens <i>Leucoraja naevus</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.....	90
Abb. 3.3.14-2: Nachweise des Kuckucksrochens <i>Leucoraja naevus</i> im Kernbetrachtungsgebiet.	91
Abb. 3.3.15-1: Beschreibung der Herkunft und Maße des erhaltenen Exemplars von BLOCH (1785).....	92
Abb. 3.3.15-2: Illustration des Gewöhnlichen Adlerrochens, <i>Myliobatis aquila</i> , von BLOCH (1785).....	93

Abb. 3.3.15-3: Nachweise des Adlerrochens <i>Myliobatis aquila</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	94
Abb. 3.3.16-1: Karte aus MÖBIUS & HEINCKE (1883) zum Vorkommen von Fischgattungen und -arten in der Ostsee.	96
Abb. 3.3.16-2: Nachweise des Nagelrochens <i>Raja clavata</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	98
Abb. 3.3.16-3: Nachweise des Nagelrochens <i>Raja clavata</i> im Kernbetrachtungsgebiet.	99
Abb. 3.3.17-1: Nachweise des Fleckrochens <i>Raja montagui</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	101
Abb. 3.3.17-2: Nachweise des Fleckrochens <i>Raja montagui</i> im Kernbetrachtungsgebiet.	102
Abb. 3.3.18-1: Nachweise des Marmorierten Zitterrochens <i>Torpedo marmorata</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	104
Abb. 3.3.19-1: Einträge zweier Nachweise von <i>Chimaera monstrosa</i> im Katalog der ehemaligen Göttinger Sammlung (heute Centrum für Naturkunde, Zoologisches Museum (ZMH)).	105
Abb. 3.3.19-2: Nachweise der Seekatze <i>Chimaera monstrosa</i> im Gesamtbetrachtungsgebiet.	107
Abb. 3.5.1-1: Nachweise juveniler <i>Mustelus</i> spp. (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.	111
Abb. 3.5.1-2: Nachweise adulter <i>Mustelus</i> spp. (Alter > 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984 - 1999 (grün) und 1999 - 2013 (blau) des NS-IBTS.	112
Abb. 3.5.2-1: Nachweise juveniler <i>Scyliorhinus canicula</i> (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984 - 1999 (grün) und 1999 - 2013 (blau) des NS-IBTS.	114
Abb. 3.5.2-2: Nachweise adulter <i>Scyliorhinus canicula</i> (Alter > 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.	115
Abb. 3.5.3-1: Nachweise juveniler <i>Squalus acanthias</i> (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984 - 1999 (grün) und 1999 - 2013 (blau) des NS-IBTS.	117
Abb. 3.5.3-2: Nachweise adulter <i>Squalus acanthias</i> (Alter > 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.	118
Abb. 3.5.4-1: Nachweise juveniler <i>Amblyraja radiata</i> (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.	120
Abb. 3.5.4-2: Nachweise adulter <i>Amblyraja radiata</i> (Alter > 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.	121
Abb. 3.5.5-1: Nachweise juveniler <i>Leucoraja naevus</i> (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.	123
Abb. 3.5.5-2: Nachweise adulter <i>Leucoraja naevus</i> (Alter > 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.	124
Abb. 3.5.6-1: Nachweise juveniler <i>Raja clavata</i> (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.	126

Abb. 3.5.6-2: Nachweise adulter <i>Raja clavata</i> (Alter >2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.	127
Abb. 3.6-1: Prognosen der Vorkommenswahrscheinlichkeiten adulter Sternrochen in den ICES-Gebieten IVb und IVc im Winter (a) und Sommer (b)	130
Abb. 3.6-2: Prognosen der Vorkommenswahrscheinlichkeiten aller Sternrochen (Gesamt = adult + juvenil) in den ICES-Gebieten IVb und IVc im Winter (a) und Sommer (b).....	131
Abb. 5.3-1: Stationskarte der IBTS 2015 Q1-Reise im Rahmen der Walther Herwig III-Reise 382 in der zentralen und nördlichen Nordsee. Die Sternrochenexemplare für die Dornenanalyse stammen von den rot markierten Stationen. Karte © BSH.....	215
Abb. 5.3-2: Gefärbter Dorn eines Sternrochens <i>Amblyraja radiata</i> . Die Pfeile weisen auf die Position von Jahresringen hin.....	216

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.2.1-1: Überblick zu den ausgewerteten Datenquellen: Internationale Surveys und Fischanlandungsstatistik.	20
Tab. 2.2.2-1: Überblick zu den ausgewerteten Datenquellen: Nationale Surveys und Forschungsfahrten.....	22
Tab. 2.2.3-1: Überblick zu den ausgewerteten Datenquellen: Museumssammlungen.....	25
Tab. 2.2.3-2: Überblick zu den ausgewerteten Datenquellen: Literatur.	26
Tab. 2.3.3-1: Anzahlen der Präsenz- und Absenzzhols je Art von 1984-2013 und Anzahl der Präsenzhols von 1965-1983.....	29
Tab. 2.3.3-2: Maximale Totallängen der relevanten Arten nach verschiedenen Studien.....	31
Tab. 2.3.3-3: Anzahl an Präsenzhols für zwei verschiedene Altersgruppen der sechs berücksichtigten Arten.....	31
Tab. 3.1.1-1: Anzahl der Nachweise relevanter Knorpelfischarten basierend auf Literaturquellen.	37
Tab. 3.1.2-1: Nachweise relevanter Knorpelfischarten basierend auf der Analyse musealer Sammlungen.	38
Tab. 3.1.3-1: Übersicht zur Holanzahl mit Nachweisen relevanter Knorpelfischarten in internationalen Surveys des ICES.....	38
Tab. 3.1.3-2: Übersicht zur Holanzahl mit Nachweisen von relevanten Knorpelfischarten in nationalen Surveys.....	39
Tab. 3.2-1: Nachgewiesene Arten von Knorpelfischen in deutschen Meeresgebieten.....	40
Tab. 3.3.1-1: Fänge des Riesenhais <i>Cetorhinus maximus</i> in Tonnen nach Land und ICES-Gebiet.	43
Tab. 3.3.10-1: Fänge des Sternrochens <i>Amblyraja radiata</i> in Tonnen nach Land und ICES-Fanggebiet (Division) für die Jahre 2008-2010.	75
Tab. 3.3.13-1: Fangmengen des Chagrinrochens in Tonnen (t) in der Nordsee aus der ICES-Fischereistatistik.....	87
Tab. 3.3.19-1: Fänge der Seekatze <i>Chimaera monstrosa</i> in Tonnen nach Land und ICES-Fanggebiet (ICES 2010).....	106
Tab. 3.4-1: Ergebnisse der Analyse von CPUE (durchschnittliche Anzahl an Exemplaren pro Hol pro Fangstunde) und Präsenz (relative Häufigkeit von Hols in %, in denen mindestens ein Exemplar der Art gefangen wurde).	109
Tab. 3.6-1: Entwickelte multivariate Habitat-Eignungs-Modelle zur Prognose der Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Sternrochens mit Angabe der zur Modellierung verwendeten Datenbasis (Altersgruppe/Jahreszeit), der erklärenden Variablen mit ihren Koeffizienten, Standardfehlern (SE) und Irrtumswahrscheinlichkeiten (p-Werte) sowie von Gütekriterien der Kalibrierung (R^2N) und Diskriminierung (Anteil korrekter Prognosen, AUC) sowie der externen Validierung (AUC ext. Val.).....	129

Tab. 5.3-1: Detailangaben zu den Individuen von <i>Amblyraja radiata</i> von der IBTS-Reise 2015 Q1 im Rahmen der Walther Herwig III-Reise 382, die für die Dornenanalyse verwendet wurden.	214
Tab. 5.4-1a/b: Berechnete Totallängen [cm] der relevanten Arten im Alter von zwei Jahren nach verschiedenen Studien.	217-219
Tab. 5.4-2a/b: Berechnete und beobachtete Totallängen [cm] der relevanten Arten bei der Geburt bzw. beim Schlupf nach verschiedenen Studien.	220-221
Tab. 5.4-3: Auflistung aller CPUE-Werte aus dem NS-IBTS mit mehr als 500 Exemplaren pro Art pro Fangstunde.....	222
Tab. 5.4-4: Übersicht der Nachweise und der relativen Häufigkeit der häufigsten etablierten Knorpelfisch-Taxa in den Hols der bereinigten Daten des NS-IBTS aufgeteilt nach Lebensstadien in den betrachteten Zeiträumen. Gesamtzahl Hols NS-IBTS 1984-1998 = 6607; Gesamtzahl Hols NS-IBTS 1999-2013 = 5532.	223

Zusammenfassung

Im Zeitraum von Juli 2013 bis Februar 2016 wurden im Rahmen dieses Vorhabens historische und aktuelle Daten zum Vorkommen von Knorpelfischarten in Nord- und Ostsee zusammengetragen und ausgewertet. Der Schwerpunkt der Analysen lag dabei auf den in deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nachgewiesenen Arten. Für diese Knorpelfischarten wurden Etablierungsstatus und Gefährdungssituation eingeschätzt und Maßnahmen zur Verbesserung des Erhaltungszustandes vorgeschlagen. Bei den häufigen Arten wurden außerdem die Bestandstrends und die Verbreitung juveniler und adulter Individuen analysiert. Für die häufigste Art, den Sternrochen (*Amblyraja radiata*), wurden Habitatsignaturmodelle entwickelt und darauf basierend Prognosen zu seinem Vorkommen gemacht. Außerdem erfolgte eine fachliche Beratung von BfN und BMU bei der Artenschutzarbeit für Knorpelfische mit Bezug zur Konvention weit wandernder Arten (CMS).

Der Betrachtungszeitraum historischer Daten reicht von 1625-1960, der Betrachtungszeitraum aktueller Daten von 1961-2015. Das Gesamtbetrachtungsgebiet umfasst die ICES-Gebiete IVa-c, IIIa und IIIb-d (BALTIC 22-24). Das Kernbetrachtungsgebiet beinhaltet die deutschen Meeresgebiete in Nord- und Ostsee einschließlich der Ästuar.

Es wurden folgende Datenquellen ausgewertet: Surveys der internationalen und nationalen Fischereiforschung, museale Sammlungen und Literatur. Ergänzend wurden Angaben aus der kommerziellen Fischereistatistik mit betrachtet.

Die Recherchen erbrachten folgende Gesamtanzahlen von Knorpelfischnachweisen: Surveys der internationalen und nationalen Fischereiforschung: 26.418, museale Sammlungen: 1.033, Literatur: 105.

Es wurden Nachweise von folgenden 19 Knorpelfischarten für die deutschen Meeresgebiete von Nord- und Ostsee zusammengetragen: Riesenhai *Cetorhinus maximus* (Gunnerus, 1765), Hundshai *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758), Großer Grauhai *Hexanchus griseus* (Bonnaterre, 1788), Heringshai *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788), Weißgefleckter Glatthai *Mustelus asterias* Cloquet, 1821, Kleingefleckter Katzenhai *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758), Großgefleckter Katzenhai *Scyliorhinus stellaris* (Linnaeus, 1758), Dornhai *Squalus acanthias* Linnaeus, 1758, Meerengel *Squatina squatina* (Linnaeus, 1758), Sternrochen *Amblyraja radiata* (Donovan, 1808), Gewöhnlicher Stechrochen *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758), Glattrochen *Dipturus batis*-Komplex (Linnaeus, 1758), Chagrinrochen *Leucoraja fullonica* (Linnaeus, 1758), Kuckucksrochen *Leucoraja naevus* (Müller & Henle, 1841), Gewöhnlicher Adlerrochen *Myliobatis aquila* (Linnaeus, 1758), Nagelrochen *Raja clavata* Linnaeus, 1758, Fleckrochen *Raja montagui* Fowler, 1910, Marmorierter Zitterrochen *Torpedo marmorata* Risso, 1810, Seekatze *Chimaera monstrosa* Linnaeus 1758.

Davon werden folgende 10 Arten als etabliert in den deutschen Meeresgebieten eingestuft: *G. galeus*, *M. asterias*, *S. canicula*, *S. acanthias*, *A. radiata*, *D. pastinaca*, *D. batis*-Komplex, *L. naevus*, *R. clavata*, *R. montagui*. Mit Ausnahme des ungefährdeten Kleingefleckten Katzenhais (*S. canicula*) und des Weißgefleckten Glatthais (*M. asterias*), bei dem eine unzureichende Datenlage eine Gefährdungsanalyse nicht zulässt, werden 80 % dieser Arten wie folgt in eine Rote-Liste-Kategorie eingruppiert: 0 - Ausgestorben oder verschollen: *D. pastinaca*, *D. batis*-Komplex, 1 - Vom Aussterben bedroht: *S. acanthias*, *R. clavata*, 2 - Stark gefährdet: *G. galeus*, 3 - Gefährdet: *A. radiata*, R - Extrem selten: *L. naevus*, *R. montagui*.

Bei den vier Knorpelfischarten der höheren Rote-Liste-Kategorien 1-3 wurden im Gesamtbeobachtungsgebiet von Nord- und Ostsee deutlich geringere Präsenzen in der Zeitperiode 1999-2013 im Vergleich zum Zeitraum 1984-1998 festgestellt. Mit Ausnahme von *S. acanthias*, wo ein leichter Anstieg der CPUE-Werte zu verzeichnen war, waren zusätzlich auch die CPUE-Werte von *R. clavata*, *G. galeus* und *A. radiata* im Zeitraum 1999-2013 im Vergleich zur Periode 1984-1998 deutlich geringer.

Als wichtige Gefährdungsursachen der berücksichtigten Knorpelfischarten sind zu nennen: Fischerei, Habitatveränderungen, Schadstoffe und Klimawandel. Als eine wichtige mögliche Schutzmaßnahme für Knorpelfische wird die Einrichtung von Meeresschutzgebieten angesehen, die frei von anthropogenen Belastungen sind.

Dabei könnten auch die in den deutschen Meeresgebieten der Nordsee gelegenen Natura 2000-Gebiete genutzt werden. Eine unterschiedliche Bedeutung dieser Gebiete für die vier Knorpelfischarten der höheren Rote-Liste-Kategorien 1-3 ist dabei zu berücksichtigen. Alle vier Arten dieser Kategorien wurden sowohl im Natura 2000-Gebiet Doggerbank als auch im Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff nachgewiesen. Aus dem Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund existieren dagegen nur Nachweise von *G. galeus*. Das Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff hat für *S. acanthias* und *G. galeus* eine etwas größere Bedeutung als das Natura 2000-Gebiet Doggerbank. Im Natura 2000-Gebiet Doggerbank wurde aktuell *R. clavata* nachgewiesen. Dieses nördlichste Natura 2000-Gebiet innerhalb der deutschen Meeresgebiete der Nordsee ist auch ein wichtiger Lebensraum von *A. radiata*.

Basierend auf validierten Habitateignungsmodellen wurden für zentralere Bereiche der Nordsee auch deutlich höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten von *A. radiata* vorhergesagt als für südliche Nordseegebiete. In den Habitateignungsmodellen waren die Variablen Wassertiefe und Salinität von größter Bedeutung. Mit zunehmender Wassertiefe und Salinität stieg auch die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *A. radiata* an.

Um eine hohe Wirksamkeit zu erzielen, sollte Schutzmaßnahmen für Knorpelfische im Natura 2000-Gebiet Doggerbank ein grenzübergreifendes Konzept zugrundeliegen, da eine enge ökologische Verzahnung zwischen dem deutschem Teilstück der Doggerbank und den angrenzenden Gebieten existiert. Ein internationales Netzwerk aus Schutzgebieten im Nordseeraum könnte auch bei der Wiedereinbürgerung von in den deutschen Meeresgebieten ausgestorbenen oder vom Aussterben bedrohten Arten (z. B. *D. batis*-Komplex, *R. clavata*) unterstützend wirken.

Das Schließen noch bestehender Wissenslücken würde dazu beitragen, dass Maßnahmen zur Verbesserung des Erhaltungszustandes der Knorpelfische in den deutschen Meeresgebieten in Zukunft mit hoher Fachkompetenz erarbeitet und erfolgreich umgesetzt werden könnten. Zukünftige Forschungsarbeiten an in deutschen Meeresgebieten etablierten Knorpelfischarten sollten deshalb u.a. auf folgende Schwerpunkte ausgerichtet sein: Erschließung weiterer historischer Daten zu ihrem Vorkommen, Analyse bestandsbezogener und vor allem reproduktionsbiologischer Kenngrößen, Lokalisierung wichtiger Fortpflanzungs- und Aufwuchsgebiete, Aufklärung des Wanderverhaltens und der Habitatnutzung, Sammlung artspezifischer Fang- und Beifangdaten, Analyse der Auswirkung elektromagnetischer Felder, Untersuchung und Modellierung des Einflusses veränderter klimatischer Bedingungen.

Für bestimmte Fragestellungen scheint auch die Initialisierung spezieller Knorpelfisch-Monitoringprogramme sinnvoll zu sein, wie z. B. zur Erhebung von Daten über den Einfluss der Freizeitfischerei auf Knorpelfische.

Summary

Historical and current data concerning the occurrence of chondrichthyan species in the North and Baltic Seas have been collected and evaluated in the framework of this project between July 2013 and February 2016. The focus of the analyses was on the species recorded in the German waters of the North and Baltic Seas. Establishment status, conservation status as well as measures to their improvement were proposed for these chondrichthyan species. For the most frequent species, stock trends and distribution of their juveniles and adults were also analyzed. Habitat suitability models were developed and used to predict the probability of occurrence for Starry ray (*Amblyraja radiata*), the most common species. Furthermore, expert advices were given to BfN and BMU with regard to species conservation work related with the Convention on Migratory Species (CMS).

The observation period for historical data was 1625-1960. Current data were evaluated for the period 1961-2015. The study area comprises ICES areas IVa-c, IIIa und IIIb-d (BALTIC 22-24) with a main focus of analyses on German waters of the North and Baltic seas with their estuaries.

The following sources of data were evaluated: surveys of international and national fisheries research, museum collections, and literature. Further, information from commercial catch statistics was also considered.

The analyses resulted in the following total numbers of records of chondrichthyan species: surveys of international and national fisheries research: 26.418, museum collections: 1.033, literature: 105.

Overall records of the following 19 chondrichthyan species were obtained from the German waters of the North and Baltic seas: Basking shark *Cetorhinus maximus* (Gunnerus, 1765), Tope *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758), Bluntnose sixgill shark *Hexanchus griseus* (Bonnaterre, 1788), Porbeagle shark *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788), Starry smooth-hound *Mustelus asterias* Cloquet, 1821, Small-spotted catshark *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758), Nursehound *Scyliorhinus stellaris* (Linnaeus, 1758), Spurdog *Squalus acanthias* Linnaeus, 1758, Angel shark *Squatina squatina* (Linnaeus, 1758), Starry ray *Amblyraja radiata* (Donovan, 1808), Common stingray *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758), Common skate *Dipturus batis* complex (Linnaeus, 1758), Shagreen ray *Leucoraja fullonica* (Linnaeus, 1758), Cuckoo ray *Leucoraja naevus* (Müller & Henle, 1841), Common eagle ray *Myliobatis aquila* (Linnaeus, 1758), Thornback ray *Raja clavata* Linnaeus, 1758, Spotted ray *Raja montagui* Fowler, 1910, Marbled electric ray *Torpedo marmorata* Risso, 1810, Rabbitfish *Chimaera monstrosa* Linnaeus 1758.

The following 10 species are classified as established in German marine waters: *G. galeus*, *M. asterias*, *S. canicula*, *S. acanthias*, *A. radiata*, *D. pastinaca*, *D. batis*-complex, *L. naevus*, *R. clavata*, *R. montagui*. Except Small-spotted catshark (*S. canicula*), classified as Least Concern, and Starry smooth-hound (*M. asterias*), which was assessed as Data Deficient, 80 % of these species were classified into a red list category as follows: 0 Extinct: *D. pastinaca*, *D. batis*-complex; 1 Critically Endangered: *S. acanthias*, *R. clavata*; 2 Endangered: *G. galeus*; 3 Vulnerable: *A. radiata*; R Extremely Rare: *L. naevus*, *R. montagui*.

The four chondrichthyan species belonging to red list categories 1-3 showed remarkable lower frequencies of occurrences in the North and Baltic Seas in the period 1999-2013 than

between 1984 and 1998. Except *S. acanthias*, where a slight increase of the CPUE values was observed, the CPUE values of *R. clavata*, *G. galeus* and *A. radiata* were lower in the period 1999 - 2013 than from 1984 until 1998.

The following main threats for the considered chondrichthyans were identified: fishery, habitat changes, pollutants and climate change. The establishment of marine protected areas without anthropogenic influences could be an important possible protection measure for chondrichthyan fishes.

In this regard, the marine Natura 2000 sites in the German waters of the North Sea could be useful areas. However, a varying significance of the sites for the listed species in categories 1-3 should be taken into consideration. All four species have been recorded from the Natura 2000 sites Dogger Bank as well as Sylt Outer Reef. From the Natura 2000 site Borkum Reef Ground only *G. galeus* has been recorded. The Sylt Outer Reef area has a somewhat greater importance for *S. acanthias* and *G. galeus* than the area of Dogger Bank. Recently *R. clavata* has been recorded from the Natura 2000 site Dogger Bank, which is the northern most Natura 2000 site in German waters of the North Sea and also an important habitat of *A. radiata*.

Following predictions based on validated habitat suitability models, higher probabilities of occurrences of *A. radiata* occur in more central regions of the North Sea than in southern North Sea areas. Water depth and salinity were the most important independent environmental variables within the habitat suitability models. The probabilities of occurrences increase with higher water depth and salinity.

Close ecological connectivity exist between the German and adjacent areas of the Dogger Bank. Therefore, conservation measurements for chondrichthyans in the Natura 2000 site Dogger Bank should be based on a cross-border concept. An international network of protected sites in the North Sea area could also be helpful for re-introductions of extinct and critically endangered species (e.g. *D. batis*-complex, *R. clavata*) in the German waters.

Filling of still existing gaps in knowledge would support elaboration and successful implementation of measures for the improvement of the conservation status of chondrichthyans in German waters. Future research concerning chondrichthyan species established in German waters should therefore for instance focus on the following points: compilation of further historical occurrence data, analysis of parameters of stock structure and reproduction biology, identification of important reproduction and nursery areas, clarification of migration patterns and habitat use, collection of species specific data of catch and bycatch, analysis of the effects of electromagnetic fields, investigation and modelling of the influence of changed climatic conditions.

The introduction of special monitoring programmes for chondrichthyans seems to be useful for certain questions, e.g. in case of data collection with regard to the impact of recreational fishing on chondrichthyans.

1 Zielsetzung

Das Ziel des im Rahmen des UFOPLANS des Bundesamtes für Naturschutz angesiedelten F+E-Vorhabens bestand darin, wissenschaftliche Entscheidungsgrundlagen zu erarbeiten, die es dem Bundesamt für Naturschutz ermöglichen, den politischen Handlungsbedarf im nationalen Schutz von Elasmobranchier-Arten zu identifizieren und umzusetzen. Damit sollte das F+E-Vorhaben einen Beitrag leisten zur Erfüllung eines Teilaspekts der Verpflichtungen Deutschlands (BMU) als Unterzeichnerstaat der Hai-Absichtserklärung (Sharks Memorandum of Understanding; Sharks MoU), des Bonner Übereinkommens zur Erhaltung der wandernden Tierarten (Convention on Migratory Species; CMS) sowie des Aktionsplans der Europäischen Gemeinschaft für die Erhaltung und Bewirtschaftung der Haibestände (Action Plan for the Conservation and Management of Sharks) und auch beitragen zur Erreichung von Zielen der „Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ und der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Die Projektarbeiten waren im Zeitraum vom 01.07.2013 bis zum 29.02.2016 mit Fokus auf die deutschen und angrenzenden Meeresgebiete der Nord- und Ostsee durchzuführen.

Es sollten hierfür im Einzelnen:

- historische und aktuelle Daten zum Vorkommen, zur Habitatnutzung und zur Populationsstruktur relevanter Knorpelfischarten zusammengetragen und evaluiert werden,
- eine Gefährdungsanalyse durchgeführt und Maßnahmenvorschläge für den Schutz und die Verbesserung des Erhaltungszustandes gefährdeter Hai- und Rochenarten erarbeitet werden,
- die fachliche Beratung des BfN/BMU im Prozess der Artenschutzarbeit für Knorpelfische bei der CMS sichergestellt werden.

Mit Beginn des Vorhabens war zunächst basierend auf Informationen aus der einschlägigen Literatur eine Liste der relevanten Arten zusammenzustellen, auf deren Grundlage die wichtigsten Surveydatenbanken in Bezug auf aktuelle Fänge dieser Arten sowie Sammlungsdatenbanken auf historische und aktuelle Nachweise dieser Arten zu analysieren waren. In Fällen wo eine Validierung nötig erschien, sollten neben Online-Recherchen in Sammlungsdatenbanken auch die Sammlungen besucht und das relevante Material auf Richtigkeit und Relevanz der verfügbaren Angaben hin überprüft werden. Ebenso sollten bisher nicht erschlossene Literaturquellen recherchiert und ausgewertet werden. Nach Möglichkeit sollten auch Daten zu den Populationsanteilen und Verbreitungsgebieten juveniler und adulter Individuen relevanter Arten mit erfasst werden. Die Daten waren in digitaler Form zusammen zu tragen.

Surveydaten der Fischereiforschung aus geeigneten Meeresgebieten sollten hinsichtlich ihrer Nutzbarkeit für die Prognose von Vorkommenswahrscheinlichkeiten basierend auf zu entwickelnden Habitateignungsmodellen überprüft werden. Geeignete Datensätze waren für die Habitatmodellierung aufzubereiten. Anschließend sollten für geeignete Arten und ihre Lebensstadien Habitateignungsmodelle erstellt und entsprechende modellbasierte Szenarien zum Vorkommen prognostiziert werden.

Basierend auf den Ergebnissen der Datenanalysen waren Etablierungsstatus, Häufigkeit, Bestandstrend und Gefährdungssituation der relevanten Hai- und Rochenarten in den deutschen Meeresgebieten der Nord- und Ostsee einzuschätzen und ggf. Maßnahmenvorschläge zu ihrem Schutz abzuleiten.

2 Datenerhebung und -auswertung

2.1 Betrachtungszeitraum und -gebiet

Der Betrachtungszeitraum historischer Daten reicht von 1785 bis 1960. Der Betrachtungszeitraum aktueller Daten umfasst den Abschnitt von 1961 bis 2014.

Das Kernbetrachtungsgebiet beinhaltet die inneren und äußeren Küstengewässer sowie die Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) Deutschlands in Nord- und Ostsee. Es schließt das Wattenmeer der Nordseeküste, die Nordseeästuare sowie die Förden, Bodden und Haffe der Ostsee mit ein (Abb. 2.1-1).

Das Kernbetrachtungsgebiet diente als Bezugsraum für die Zusammenstellung der in deutschen Gewässern nachgewiesenen Knorpelfischarten, für die Feststellung ihres Etablierungsstatus, zur Analyse der Gefährdungssituation der hier etablierten Arten und zur Erarbeitung von Maßnahmenvorschlägen zu ihrem Schutz.

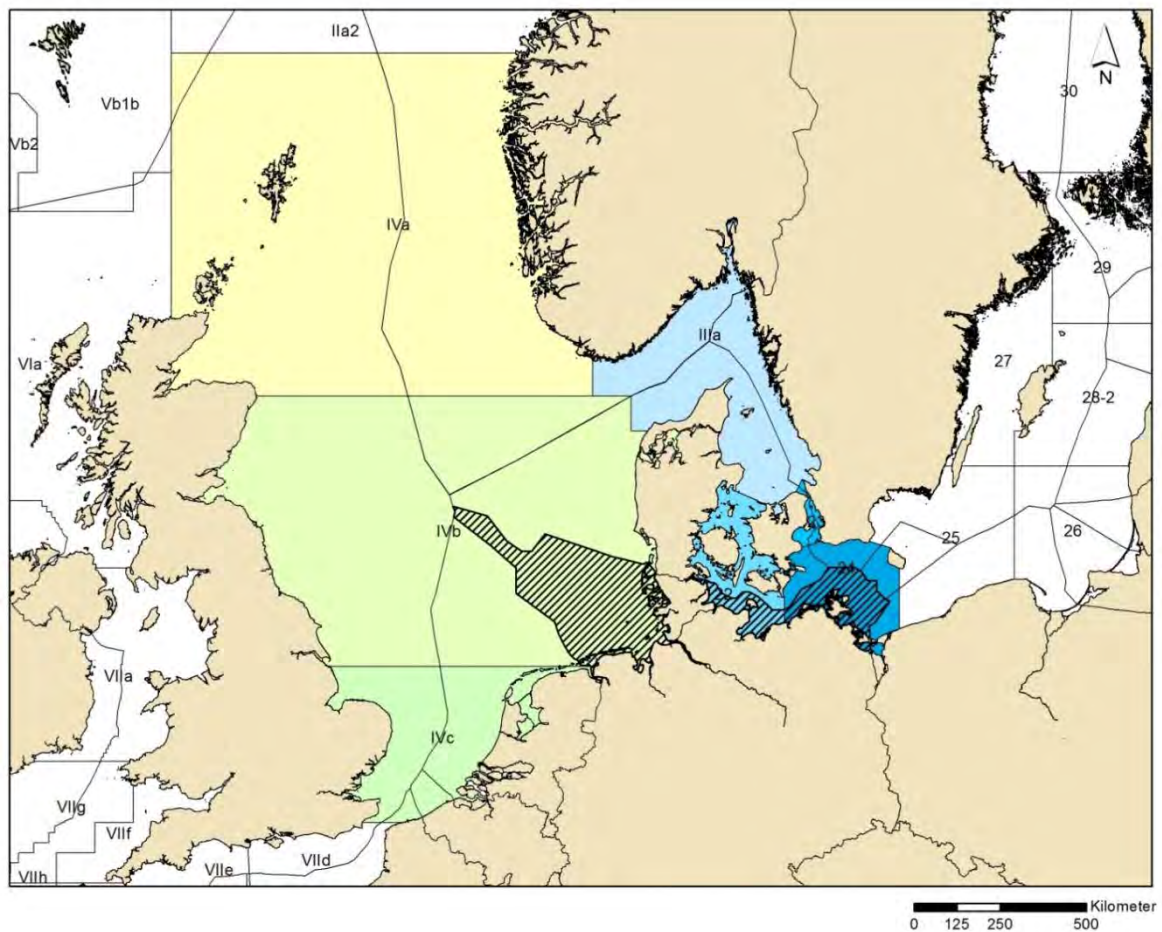


Abb. 2.1-1: Karte des Kernbetrachtungsgebietes (schraffiert) und des Gesamtbetrachtungsgebietes. Gelbe bis grüne Gebiete des Gesamtbetrachtungsgebietes entsprechen der Nordsee mit den ICES-Gebieten IVa-c, blaue Gebiete den Übergangsgewässern zwischen Nord- und Ostsee und der westlichen Ostsee mit den ICES-Gebieten IIIa (Skagerrak und Kattegatt) und IIIb-d (Baltic 22-24).

Um die Bedeutung des Kernbetrachtungsgebietes im Vergleich zum Verbreitungsgebiet der Arten im Nord- und Ostseeraum insgesamt besser beurteilen zu können und als Grundlage für die Erstellung von repräsentativen Habitateignungsmodellen wurde ein erweitertes Betrachtungsgebiet (Gesambetrachtungsgebiet) definiert. Das Gesambetrachtungsgebiet umfasst die Nordsee, die Übergangsgewässer zwischen Nord- und Ostsee sowie die westliche Ostsee. Im Einzelnen handelt es sich dabei um die ICES-Gebiete IVa-c, IIIa (Skagerrak und Kattegat) und IIIb-d (Baltic 22-24).

Für die Prognose von Szenarien zur Vorkommenswahrscheinlichkeit von Arten und Lebensstadien wurde ein Teilbereich des Gesambetrachtungsgebietes, nämlich die ICES-Gebiete IVb und c zugrunde gelegt.

2.2 Datenbasis

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden Daten aus der Literatur, aus musealen Sammlungen, Surveys der internationalen und nationalen Forschungsfischerei sowie aus der kommerziellen Fischerei ausgewertet und zusammengestellt (Tab. 2.2.1-1, Tab. 2.2.2-1, Tab. 2.2.3-1, Tab. 2.2.3-2).

2.2.1 Internationale Surveys und Fischereianlandungsstatistik

Der Internationale Rat für Meeresforschung (International Council for the Exploration of the Sea; ICES) stellt mit der DATRAS-Datenbank (ICES Database of Trawl Surveys) eine umfangreiche Datensammlung, u.a. von Schleppnetz-Surveys frei zugänglich per Online-Abfrage zur Verfügung.

Relevante internationale Surveys für das Gebiet waren für diese Untersuchung der Nordsee-Teil des International Bottom Trawl Survey (NS-IBTS), der in der Nordsee durchgeführte Beam Trawl Survey (BTS) sowie der relevante Teil des Baltic International Trawl Survey (BITS).

Für folgende Zeiträume standen Daten aus Surveys zur Verfügung: International Bottom Trawl Survey von 1965-2013, wobei relevante Elasmobranchier-Fänge erst ab 1966 vorliegen; Beam Trawl Survey von 1987-2013 und Baltic International Trawl Survey von 1991-2013 mit relevanten Fängen ab 1993.

Der IBTS aus dem Nordseegebiet diente als Datenbasis für die Habitatmodellierung und die Analyse der Populationsstruktur der häufigsten etablierten Arten, wobei die Daten hierfür noch weiter aufbereitet wurden (siehe Kap. 2.3.3 und 2.3.6).

Fischereianlandungsstatistiken vom Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES 2010) wurden als weitere Quelle zum Vorkommen und zur Abschätzung des ehemaligen Verbreitungsgebiets sowie zur fischereilichen Nutzung der betrachteten Elasmobranchier-Arten in den Steckbriefen verwendet. Diese Daten werden als Download auf der Webseite des ICES zur Verfügung gestellt und stellen die Kombination der Fangdaten aus den Jahren 1973-2005 sowie einer Erweiterung um die Periode 1950-1972 dar, die auf Grundlage der nationalen Erfassung der Fangdaten in den jährlichen Ausgaben des „Bulletin Statistique“ und des jüngeren „FishStat Plus“ zusammengetragen wurden. Somit steht ein Gesamtdatensatz zur Verfügung, der den Zeitraum seit 1950 umfasst.

Das Gesambetrachtungsgebiet in Nord- und Ostsee wurde in die Teilbereiche nördliche Nordsee (ICES-Gebiet IVa), zentrale Nordsee (ICES-Gebiet IVb), südwestliche Nordsee

(ICES-Gebiet IVc) sowie die Übergangsgewässer (ICES-Gebiet IIIa), die dem Skagerrak und Kattegat entsprechen, den Öresund (Baltic 23; ICES-Gebiet IIIb), die Belte bis zur Mecklenburger Bucht (Baltic 22; ICES-Gebiet IIIc) und die westliche Ostsee (Baltic 24; ICES-Gebiet IIId) unterteilt. Aus diesen Gebieten wurden die Daten für relevante Arten für das Gesamtbetrachtungsgebiet für die jeweiligen Fangjahre herausgefiltert und zusammengestellt (Tab. 2.2.1-1).

Tab. 2.2.1-1: Überblick zu den ausgewerteten Datenquellen: Internationale Surveys und Fischereilandungsstatistik.

Datenquelle	Zeitraum	Gebiet	Online-Quelle
ICES NS-IBTS	1965-2013	ICES IVa-c, IIIa	DATRAS-Datenbank; ICES-Webseite
ICES BTS	1987-2013	ICES IVa-c	DATRAS-Datenbank; ICES-Webseite
ICES BITS	1991-2013	IIIa (21), IIIb-d Baltic 22-24	DATRAS-Datenbank; ICES-Webseite
ICES Fischereilandungsstatistik	1950-2010	Gesamtbetrachtungsgebiet	ICES-Webseite

2.2.2 Nationale Surveys und Forschungsfahrten

In Ergänzung zu den internationalen Surveys wurden Fänge aus Surveys und Forschungsfahrten der deutschen Fischereiforschung analysiert, um insbesondere eine bessere Abdeckung der küstennahen Bereiche der deutschen Meeresgebiete sicherzustellen. Im Einzelnen wurden Daten aus folgenden deutschen Surveys bei den nationalen Erfassungsstellen angefragt und bei vorhandenen Nachweisen von Knorpelfischen ausgewertet (Tab. 2.2.2-1):

Ostsee und Übergangsgewässer zwischen Nord- und Ostsee:

- Küsten- und das Aalmonitoring des Landesamts für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LALLF M-V) entlang der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns. Das Küstenmonitoring wurde von 2001 bis 2006 an sechs Stationen durchgeführt, während Daten für das Aalmonitoring seit dem Jahr 2008 erhoben werden (THIEL et al. 2013).
- German Acoustic Survey (GERAS) (zuvor Baltic International Acoustic Survey, BIAS und Baltic Acoustic Spring Survey, BASS), der seit 1987 im Oktober im Kattegat, in den Belten und im Öresund sowie in der westlichen Ostsee durch das Thünen-Institut für Ostseefischerei (TI für Ostseefischerei) in Rostock durchgeführt wird. Die pelagische Frühjahrsfischerei findet seit 1999 im Mai jeden Jahres in der westlichen Ostsee (Arkonasee) bis zur Gotlandsee statt (THÜNEN-INSTITUT FÜR OSTSEEFISCHEREI 2015, THIEL et al. 2013).
- Boxensurvey (BaltBox) des TI für Ostseefischerei in Rostock, der seit 2003 in sieben festen Referenzgebieten (Boxen), die sich von der Kieler und Mecklenburger Bucht über das Arkonabecken bis zur Oderbank erstrecken, jeweils im Juni durchgeführt wird (THÜNEN-INSTITUT FÜR OSTSEEFISCHEREI 2015).

Nordsee:

- German Small Scale Bottom Trawl Survey (GSBTS), der ein vom Thünen-Institut für Seefischerei in Hamburg (TI für Seefischerei) seit 1987 durchgeführtes Monitoringprogramm darstellt, in dem in 12 Fanggebieten in der Nordsee von 10 x 10 Seemeilen Ausdehnung (Boxen) kleinskalige Aufnahmen zur Fischfauna durchgeführt werden. Drei der Daueruntersuchungsgebiete liegen in deutschen Meeresgebieten, wovon zwei halbjährlich und eine jährlich befischt werden (EHRICH et al. 2007, THIEL et al. 2013).
- Demersal Young Fish Survey (DYFS), der seit 1974 im deutschen Wattenmeergebiet durchgeführt wird. Bis 2005 wurde zweimal im Jahr (Frühjahr und Herbst), danach nur noch einmal im Herbst mit einer 3 m-Baumkurre gefischt (vgl. NEUDECKER 2001).
- German Autumn Survey Exclusive Economic Zone (GASEEZ), das ein seit 2004 vom TI für Seefischerei durchgeführtes Monitoring ist, welches jährlich auf 80 fest verteilten Stationen in der gesamten deutschen AWZ der Nordsee durchgeführt wird (BSH 2012).
- Hydro-Akustik Survey (HERAS), der seit 1987 als jährliches akustisches Monitoring mit begleitenden Fischfängen in der Nordsee vom TI für Seefischerei ausgeführt wird (BSH 2012).
- Seezungen-Survey (SOLES) des TI für Seefischerei, der seit 1976 jährlich in den Küstengewässern und seit 1999 in ausgewählten Gebieten der AWZ vorgenommen wird (BSH 2012).
- Hamenfischerei im schleswig-holsteinischen Wattenmeer, die seit 1991 jedes Jahr im August stattfindet. Drei Fangstationen im Hörnum-Tief und in der Meldorfer Bucht werden im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR-SH) beprobt (BSH 2012).
- Monitoring in der Sylt-Rømø-Bucht, das vom Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), durchgeführt wird. Dabei werden seit 2006 vier Standorte im Teilgebiet des Wattenmeeres sechs bis sieben Mal pro Jahr beprobt (BSH 2012).
- Monitoring im ostfriesischen Wattenmeer zum „Trilateralen Monitoring and Assessment Programme (TMAP)“ der Trilateralen Wattenmeer-Zusammenarbeit, das seit 1998 durch das AWI realisiert wird (BSH 2012).
- Winter-Crangan-Survey (WCS), Benthos-Station nach URSIN 1960 (URSI), Transekt über das Profil der Doggerbank (TRAN), Doggerbank-Survey (DOGS), Kabeljau-Survey (CODS) und Hols für das Projekt MAFCONS (MAFC) (Informationen aus der Datenbank des TI für Seefischerei), die teilweise nur einmalig durchgeführte fischereiwissenschaftliche Untersuchungsfahrten darstellen.

Tab. 2.2.2-1: Überblick zu den ausgewerteten Datenquellen: Nationale Surveys und Forschungsfahrten.

Datenquelle	Zeitraum	Gebiet	Datenübermittler bzw. Ansprechpartner; Institution
Küsten- und Aal-monitoring, LALLF M-V	2001-2006 2008-2015	Deutsche Ostseeküste	Dr. T. Schaarschmidt; LALLF Mecklenburg-Vorpommern
GERAS: Frühjahr und Herbst	1987-2015 1999-2014	Kattegat, Belte und Sund; westliche Ostsee (Arkona-see) bis Gotlandsee	Dr. T. Gröhsler; TI für Ostseefischerei, Rostock
BaltBox	2003-2015	Deutsche Ostseegebiete	Dr. C. Zimmermann, A. Rau; TI für Ostseefischerei, Rostock
GSBTS	1987-2015	Nordsee	Dr. G. Kraus, Dr. M. Kloppmann; TI für Seefischerei, Hamburg
DYFS	1974-2015	Deutsches Wattenmeer	Dr. G. Kraus, Dr. M. Kloppmann; TI für Seefischerei, Hamburg
GASEEZ	2004-2015	Deutsche AWZ	Dr. G. Kraus, Dr. M. Kloppmann; TI für Seefischerei, Hamburg
HERAS	1987-2015	Nordsee	Dr. G. Kraus, Dr. M. Kloppmann; TI für Seefischerei, Hamburg
SOLES	1976-2015	Deutsche Küstengewässer + AWZ	Dr. G. Kraus, Dr. M. Kloppmann; TI für Seefischerei, Hamburg
Hamenfischerei	1991-2015	Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer	Dr. Ralf Vorberg; Marine Science Service, Dassendorf
Monitoring in der Sylt-Rømø-Bucht	2006-2015	Sylt-Rømø-Bucht	Dr. H. Asmus; AWI, Wattenmeerstation Sylt
Monitoring im ostfries. Wattenmeer	1998-2015	Ostfriesisches Wattenmeer	Dr. A. Dänhardt; IHF, Universität Hamburg
WCS, URSI, TRAN, DOGS, CODS, MAFC	1959-2015	Deutsche AWZ	Dr. G. Kraus, Dr. M. Kloppmann; TI für Seefischerei, Hamburg

2.2.3 Museale Sammlungen und Literatur

Zur Ergänzung der Survey-Daten zu relevanten Knorpelfischarten im marinen Bereich des Gesamtbetrachtungsgebiets wurden die Bestände musealer Sammlungen in Deutschland und in weiteren relevanten europäischen Ländern sowie Angaben aus historischer Literatur ausgewertet.

Zunächst wurde zur Erstellung einer Liste relevanter Knorpelfischarten aus deutschen Meeresgebieten, die als Grundlage zur Bearbeitung des Artenspektrums in den musealen

Sammlungen diente, historische Literatur von 1785-1960 sowie aktuellere Literatur von 1964 bis 2013 analysiert (siehe Tab. 2.2.3-1).

Die im Internet unter www.museumsfuehrer.de enthaltenen Informationen einer Museumsplattform wurden für die Erstellung einer Liste von Naturkundemuseen in Deutschland ausgewertet. Nachfolgend wurden die einzelnen Webauftritte der in der Liste enthaltenen Einrichtungen daraufhin überprüft, ob ihre Sammlungen relevantes Material an Knorpelfischen enthalten könnten. Es wurden 32 Museen und Staatssammlungen sowie ein Forschungsinstitut mit einer Sammlung identifiziert, die relevantes Elasmobranchier-Material beherbergen oder beherbergen könnten. Diese wurden dann zur Datenerhebung kontaktiert und entsprechende Anfragen auf Datenübermittlungen gestellt.

Die Einrichtungen, die verfügbare Informationen zum untersuchten Artenspektrum enthielten waren:

- Universität Hamburg, Centrum für Naturkunde, Zoologisches Museum (ZMH)
- Museum für Naturkunde Berlin (ZMB)
- Senckenberg Forschungsinstitut und Naturkundemuseum Frankfurt (SMF)
- Senckenberg Naturhistorische Sammlungen Dresden (SNSD)
- Deutsches Meeresmuseum Stralsund (DMM)
- Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart (SMNS)
- Zoologisches Museum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (ZMK)
- Zoologische Sammlung der Universität Rostock (ZSRO)
- Zoologisches Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald (ZIMG)
- Zoologische Staatssammlung München (ZSM)
- Nordseemuseum Bremerhaven (NMB)

Daten zu Knorpelfischen des Museums Wiesbaden und des Hessischen Landesmuseums Darmstadt konnten der publizierten Literatur entnommen werden (VELTE 2007).

Das Zoologische Institut und Museum der Universität Greifswald (ZIMG), das Museum für Naturkunde in Berlin (ZMB) und das Zoologische Museum der Universität Kiel (ZMK) wurden besucht, um zur Validierung des Materials und für weitere Informationen direkt Einsicht in die Sammlungskataloge nehmen zu können, da die Daten dieser Sammlungen nicht digital vorlagen.

In folgenden Museumssammlungen und Forschungsinstitutionen waren die relevanten Objekte mit nur unzureichenden Daten ohne Fundort- bzw. Funddatumsangaben versehen, so dass sie von der weiteren Analyse ausgeschlossen wurden:

Das Naturhistorische Museum Mainz, die Senckenberg Naturhistorischen Sammlungen Dresden, das Zoologische Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig Bonn, das Staatliche Naturhistorische Museum Braunschweig, das Landesmuseum für Natur und Mensch Oldenburg, das Müritzmuseum, das Naturkundemuseum Coburg, das Museum für Naturkunde Dortmund, das Museum der Natur Gotha, das Staatliche Museum für Naturkunde Karlsruhe, das Staatliche Museum für Naturkunde Görlitz, das Naturkundemuseum Leipzig, das Überseemuseum Bremen, die Biologische Anstalt Helgoland und die Wattenmeerstation Sylt sowie das Lübecker Museum für Natur und Umwelt.

Das Zoologische Museum Heidelberg, das Aquazoo Löbbecke-Museum Düsseldorf, das Museum für Mensch und Natur München und das Lüneburger Naturmuseum waren oder sind wegen Umbauarbeiten bis 2015 oder länger ganz oder teilweise geschlossen und konnten im Rahmen dieses Vorhabens deshalb nicht berücksichtigt werden.

Zur Rekonstruktion und Darstellung der Verbreitung relevanter Arten im Gesamtbetrachtungsgebiet wurden neben deutschen Museumssammlungen auch internationale Sammlungen aus den angrenzenden Gebieten mit einbezogen. Hierfür wurde mittels Online-Recherchen Material internationaler Einrichtungen abgefragt und ausgewertet bzw. Daten in den dortigen Einrichtungen zur Übermittlung bei den Kuratoren angefragt. Hierbei handelte es sich um folgende Einrichtungen:

- Staatliches Naturhistorisches Museum Dänemark an der Universität Kopenhagen (ZMUC)
- Naturhistorisches Reichsmuseum Stockholm (NRM)
- Naturhistorisches Museum London (BMNH)
- Naturgeschichtliches Nationalmuseum Paris (MNHN)
- Naturhistorisches Museum an der Universität Oslo (NHM)
- Naturalis Biodiversitätszentrum Leiden, Niederlande (RMNH + ZMA)

Im Januar 2015 wurde im Rahmen eines Forschungsaufenthalts zur Verifizierung und Akquise noch nicht digital vorliegender Daten das Naturalis Biodiversitätszentrum Leiden besucht. Das Naturhistorische Museum an der Universität Oslo übersandte umfangreiche Daten per E-Mail, während bei den anderen Einrichtungen Online-Recherchen möglich waren.

Konkrete Fangangaben aus der Literatur und den Museumssammlungen wurden für die Visualisierung und Rekonstruktion der Verbreitungsgebiete in GIS-Karten verwendet. Allgemeinere quantitative Verbreitungs- und Häufigkeitsangaben flossen in die Steckbriefe mit ein.

Generell wurden bei allen Museumssammlungen nur Nachweise mit verwertbaren Fundortangaben in die Analyse aufgenommen, da andernfalls keine Verortung der Daten möglich gewesen wäre. Zur Rekonstruktion des historischen Verbreitungsgebiets ist wiederum die Angabe des Funddatums unerlässlich, die aber nicht in jedem Fall vorlag. Wenn das Funddatum nicht vorlag, wurden dennoch gut verortete Nachweise ohne Jahresangabe mit aufgenommen, sodass zumindest die Verbreitung dieser Funde abbildbar war.

Darüber hinaus wurden einzelne Nachweise aus verschiedenen Einzelpublikationen, wie z.B. aus Tageszeitungen oder aus historischen Fischereizeitungen, in den Datenbestand integriert (Tab. 2.2.3-2).

Zur Abdeckung der deutschen Ästuargebiete der Nordsee und der inneren Küstengewässer der Ostsee wurden Studien ausgewertet, die Datensätze aus Forschungsfischereien mit Hamennetzen und Beprobungen mit Grundschleppnetzen, Zugnetzen und Ringnetzen enthalten (z.B. THIEL et al. 1995, THIEL & POTTER 2001, THIEL & BACKHAUSEN 2006, THIEL 2003, 2004, 2009, 2011).

Tab. 2.2.3-1: Überblick zu den ausgewerteten Datenquellen: Museumssammlungen.

Datenquelle	Zeitraum	Gebiet	Online-Datenbank, Datenübermittler bzw. Ansprechpartner; Institution
ZMH Hamburg	1855-2011	Gesamtbetrachtungsgebiet	Prof. Dr. R. Thiel; CeNak, Universität Hamburg
ZMB Berlin	1860-1936	Gesamtbetrachtungsgebiet	Dr. P. Bartsch; Museum für Naturkunde Berlin
SMF Frankfurt	1881-1991	Gesamtbetrachtungsgebiet	Dr. T. Alpermann; Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung Frankfurt
DMM Stralsund	1958-1988	Gesamtbetrachtungsgebiet	Dr. T. Moritz; Deutsches Meeresmuseum Stralsund
SMNS Stuttgart	1841-2007	Gesamtbetrachtungsgebiet	Dr. S. Merker, Dr. R. Fricke; Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart
ZMK Kiel	1834-1947	Gesamtbetrachtungsgebiet	Dr. D. Brandis; Zoologisches Museum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
ZSRO Rostock	1855-1920	Gesamtbetrachtungsgebiet	Dr. H.M.Winkler; Zoologische Sammlung der Universität Rostock
ZIMG Greifswald	1863-1916	Gesamtbetrachtungsgebiet	Dr. P. Michalik; Zoologisches Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald
SNSD Dresden	1835-1951	Nordsee	http://sesam.senckenberg.de/page/index.htm
ZSM München	1918-1950	Gesamtbetrachtungsgebiet	Dr. N. Straube; Zoologische Staatssammlung München
NMB Bremerhaven	1966	Gesamtbetrachtungsgebiet	Dr. M. Stiller; Überseemuseum Bremen
Wiesbaden & Darmstadt	1902-1952	Gesamtbetrachtungsgebiet	F. Velte; Zoo Vivarium Darmstadt
ZMUC Kopenhagen	1837-2003	Gesamtbetrachtungsgebiet	ZMUC-Webseite
NRM Stockholm	1835-2010	Gesamtbetrachtungsgebiet	NRM-Webseite
BMNH London	1848-1991	Gesamtbetrachtungsgebiet	BMNH-Webseite
MNHN Paris	1862-2003	Gesamtbetrachtungsgebiet	MNHN-Webseite
NHM Oslo	1862-2000	Gesamtbetrachtungsgebiet	Åge Braband; Naturhistorisches Museum an der Universität Oslo
RMNH + ZMA Leiden	1822-2013	Gesamtbetrachtungsgebiet	Ronald de Ruiter; Naturalis Biodiversitätszentrum Leiden

Tab. 2.2.3-2: Überblick zu den ausgewerteten Datenquellen: Literatur.

Datenquelle	Zeitraum	Gebiet
BLOCH (1785)	bis 1785	Gesamtbetrachtungsgebiet
DAAN et al. (2005)	1970-2004	Nordsee, Skagerrak und Kattegat
DUNCKER & LADIGES (1960)	bis 1960	Küsten Schleswig-Holsteins
DUNCKER et al. (1929)	bis 1929	Gesamtbetrachtungsgebiet
EHRENBAUM (1936)	bis 1936	Gesamtbetrachtungsgebiet
FEHMARNSCHES TAGEBLATT (2013)	2013	Mecklenburger Bucht
FRICKE et al. (1994, 1998)	bis 1994, 1998	Deutsche Meeresgebiete
GEORGE (2003)	bis 2003	Gesamtbetrachtungsgebiet
HEINCKE (1894)	bis 1894	Helgoland und Umgebung
HEINCKE (1897)	bis 1897	Helgoland und Umgebung
JAGER et al. (2009)	bis 2009	Wattenmeer
KIJN et al. (1993)	1985-1987	Nordsee, Skagerrak und Kattegat
MÖBIUS & HEINCKE (1883)	bis 1883	Kattegat und Ostsee
MUUS & NIELSEN (1998)	bis 1998	Gesamtbetrachtungsgebiet
NARBERHAUS et al. (2012)	bis 2012	Gesamtbetrachtungsgebiet
OTTERSTRØM (1917)	bis 1917	Gesamtbetrachtungsgebiet
PUMP (2015)	2014	Lübecker Bucht
RIJNSDORP & PIET (1996)	1906-1909; 1990-1995	Nordsee
ROMETSCH & RAAGAARD (2001)	2001	Nordsee
SAHRHAGE (1964)	1959-1960	Nordsee
SCHNAKENBECK (1933)	1922-1932	Nordsee
SCHROEDER (2014)	2014	Mecklenburger Bucht
THIEL (2003)	bis 2003	Nord- und Ostseeästuar
THIEL (2004)	bis 2004	Nord- und Ostseeästuar
THIEL (2009)	bis 2009	Elbeästuar
THIEL (2011)	bis 2011	Nord- und Ostseeästuar
THIEL & BACKHAUSEN (2006)	bis 2006	Deutsche Meeresgebiete
THIEL & POTTER (2001)	bis 2001	Elbeästuar
THIEL et al. (1995)	bis 1995	Elbeästuar
THIEL et al. (2013)	bis 2013	Deutsche Meeresgebiete
WHEELER (1969)	bis 1969	Gesamtbetrachtungsgebiet
WHITEHEAD et al. (1984)	bis 1984	Gesamtbetrachtungsgebiet
WITTE & ZIJLSTRA (1978)	1960-1963	Wattenmeer
WITTMACK (1875)	bis 1875	Deutsche Meeresgebiete
WULFF (1933)	1932	Nordsee
ZIDOWITZ et al. (2008)	bis 2008	Übergangsgewässer und Westliche Ostsee

2.3 Datenbearbeitung

2.3.1 Datenaufbereitung zur GIS-basierten Darstellung der Literatur-, Museums- und Surveydaten

Die zusammengetragenen Daten aus der Literatur und den Museumssammlungen wurden auf Grundlage der angegebenen Fangorte für die Übernahme in Esri ArcGIS 10.2 for Desktop (Esri©ArcMapTM) vorbereitet. Hierzu wurden bei vorhandenen geographischen Koordinatenangaben (meist nautisch in Grad und Minuten) diese mithilfe eines Umrechnungstools (<http://tools.retorte.ch/map/>) in Dezimalgrad umgerechnet. Angaben zu Fangorten, die direkt eine Ortschaft oder ein relativ kleines Gebiet (z.B. eine Insel) beschrieben, wurden durch Suchabfragen in GoogleMaps (©Google Inc.) ausfindig gemacht und mit Koordinaten des Meeresbereiches in unmittelbarer Nähe zur Ortschaft oder Insel in die Projektdatenbank übernommen.

Zusätzlich zu manchen Ortsangaben waren Himmelsrichtungen mit genaueren Angaben in Kilometern oder Seemeilen bei den Literatur- oder Museumsdaten verfügbar (Beispiel: „6 sm nordwestlich von Helgoland“), die über GoogleMaps dargestellt wurden, so dass anschließend die entsprechenden Koordinaten in Dezimalgrad übernommen werden konnten. Integriert wurden auch Ortsangaben, die sich auf ein lokal begrenztes Gebiet im Betrachtungsgebiet bezogen (z.B. Doggerbank, südliche Schlickbank u.ä.) sowie Fundortangaben von flächenmäßig relativ kleinen und eindeutig definierten Meeresgebieten wie „Kattegat“, „Öresund“, „Kieler“, „Mecklenburger“ oder „Eckernförder Bucht“, indem für das Zentrum ihrer Flächenausdehnung die Koordinaten generiert wurden. Nachweise, die „gestrandet“ als Zusatzangabe zum Ort enthielten, wurden auf Höhe der angegebenen Ortschaft direkt am Strand verortet. Wenige Fundortangaben enthielten die Zusatzangabe „angelandet“. Hierbei wurde dann der Eingang des Hafens der jeweiligen Ortschaft als Referenzpunkt des Fundortes angenommen. Angaben zu Leuchttürmen, Feuerschiffen oder ähnliche früher in Betrieb gewesene Orientierungspunkte, die bei Fangortangaben erwähnt wurden, konnten im Internet mit ihren ursprünglichen Positionen und Koordinaten ermittelt werden (z.B. Feuerschiff „Haaks“ (NED), Leuchtturm „Skarvøy fyr“ (DK)). Die mitunter detaillierten Fangangaben zu Strandabschnitten, die mit Strandpfählen an der niederländischen Küste unterteilt sind (z.B. Paal 24, Terschelling), wurden mit Karten aus dem Kartenband „Topografische inventarisatieatlas voor flora en fauna van Nederland“ (VAN DER HAVE et al. 2007) ausfindig gemacht. Nachweise, die nur sehr großräumige Fangortangaben enthielten, wie etwa „Nordsee“, „Deutsche Bucht“, „Holland“ oder „Skagerrak“, wurden nicht in den Datensatz zur Erstellung der GIS-Karten aufgenommen.

Die so ermittelten Fangortangaben wurden mittels ArcMap 10.2 in einer Karte, die auf der Grundlage der ESRI World Countries Version 10 „Maritime Boundaries and EEZ“ auch die Natura 2000 Schutzgebiete nach der FFH-Richtlinie und EU-Vogelschutzlinie in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee des Bundesamtes für Naturschutz enthält, dargestellt (z.B. Abb. 3.3.1-2).

Zur artbezogenen Gesamtdarstellung aller Nachweise von Knorpelfischen aus den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee wurde zusätzlich zu den Daten aus den Museen und der Literatur ein Gesamtdatensatz der relevanten Daten aus der DATRAS-Datenbank (<http://geo.ices.dk>) heruntergeladen sowie die Survey-Daten deutscher Institutionen zusammengestellt und je Art zur Darstellung in ArcGIS aufbereitet. Unter den nationalen Survey-

Daten waren relevante Informationen vor allem in den Daten des Thünen-Instituts für Seefischerei (TI für Seefischerei) und im Datensatz des Wattenmeer-Monitorings enthalten.

2.3.2 Ermittlung von Verbreitungsgebieten und zeitlichen Mustern

Verbreitungsgebiete und zeitliche Trends in der Nachweishäufigkeit von sieben in den deutschen Meeresgebieten etablierten und im Betrachtungsgebiet dominanten Elasmobranchier-Taxa wurden anhand von Fangdaten des NS-IBTS analysiert. Bei den betrachteten Taxa handelt es sich um Sternrochen (*Amblyraja radiata*), Kuckucksrochen (*Leucoraja naevus*), Nagelrochen (*Raja clavata*), Hundshai (*Galeorhinus galeus*), Glatthai (*Mustelus* spp.), Kleingefleckter Katzenhai (*Scyliorhinus canicula*) und Dornhai (*Squalus acanthias*). Da *M. mustelus* bisher lediglich am südlichen Rand der Nordsee nachgewiesen wurde (EBERT & STEHMANN 2013), ist davon auszugehen, dass es sich bei den *Mustelus* spp. in den NS-IBTS-Fängen ausschließlich oder zumindest fast ausschließlich um die Art *M. asterias* handelt.

Die aus der DATRAS-Datenbank extrahierten Fangdaten wurden mit MS Excel (© 2010 Microsoft Corporation) aufbereitet, indem sie in drei 15-Jahres-Zeiträume, von 1969-1983, von 1984-1998 und von 1999-2013, eingeteilt wurden. Bei dieser Einteilung wurde berücksichtigt, dass erst seit 1984 ausschließlich ein Standardfanggerät im NS-IBTS verwendet wird (Grande Ouverture Verticale, GOV), was die Vergleichbarkeit der Fänge ab 1984 erheblich verbessert. Der Zeitraum von 1969-1983 bildet daher Fänge eines nicht bzw. nicht vollständig standardisierten Verfahrens ab, während in den beiden nachfolgenden Zeiträumen gleichartige Methoden angewendet wurden, die somit Analysen zur räumlichen und zeitlichen Entwicklung der CPUEs (Catch Per Unit Effort) und Präsenzen zulassen.

Für die oben genannten Zeiträume wurde zunächst die Anzahl der jeweils durchgeführten Hols ermittelt und anschließend die Vorkommen der betrachteten Arten in den durchgeführten Hols festgestellt und in ArcGIS Karten aufbereitet. Ländergrenzen, Seen und Flüsse wurden mit Hilfe der Shapefiles, die ESRI für den ArcExplorer-Java Edition für Education 2.3.2 (AEJEE) (Esri©ArcMap™) zur Verfügung stellt, visualisiert.

Für die Analyse der räumlichen und zeitlichen Verbreitungsmuster wurden zwei Kenngrößen verwendet, der CPUE (Catch Per Unit Effort) und die Präsenz. Der CPUE drückt aus, wie viele Exemplare der betrachteten Art in einem Hol in einem definierten Zeitraum gefangen wurden. In der vorliegenden Untersuchung wurde dieser Zeitraum auf 60 Minuten festgelegt. Die Präsenz hingegen beschreibt die relative Häufigkeit der Vorkommen im Betrachtungsgebiet aus dem Verhältnis der Hols, in denen die jeweilige Art mit mindestens einem Exemplar gefangen wurde, gegenüber den durchgeführten Hols insgesamt. Die Präsenz betrachtet damit im Gegensatz zum CPUE das Vorkommen oder Nichtvorkommen einer Art in einem Hol unabhängig von der Anzahl an Exemplaren der Art in einem Hol. Die Berücksichtigung beider Verfahren erschien angebracht, da in einigen Hols extrem hohe Individuenzahlen für bestimmte Arten in den NS-IBTS-Datensätzen auftraten, im Maximum 8.968 Exemplare von *Squalus acanthias* pro Fangstunde am 09.02.2010 in Hol 34 des Schiffes „Scotia III“. Dadurch waren teils gravierende Unterschiede zwischen CPUE und Präsenz zu erwarten und eine Berechnung beider Verfahren erschien adäquat, um eine differenzierte Einschätzung der Bestandsentwicklungen vornehmen zu können.

Zusätzlich wurden die eigenen Ergebnisse mit Zeitreihenanalysen von HEESSEN et al. (2015) verglichen, die entweder nur auf dem IBTS bzw. auf dem IBTS und weiteren der NSER (North Sea ecoregion) zugeordneten Surveys basieren.

2.3.3 Datenaufbereitung für Habitatmodellierung und altersbezogene Verbreitungsanalysen

Als Datengrundlage für Habitatmodellierung (Ergebnisse in Kap. 3.6) und altersstadienbasierte Analysen (Ergebnisse in Kap. 3.5) wurden die Holdaten des NS-IBTS herangezogen. Zunächst wurden für sieben der dominanten und zu betrachtenden etablierten Taxa basierend auf den Holdaten Datensätze mit Präsenzen und Absenzen generiert. Dabei wurden ausschließlich Daten ab 1984 (bis einschließlich 2013) verwendet, um mögliche Abweichungen, bedingt durch die vor 1984 nicht komplett standardisierten Fangmethoden, auszuschließen. Für die altersstadienbasierten Analysen wurde der Datensatz von 1984-2013 zusätzlich in folgende zwei 15-Jahreszeiträume aufgeteilt: 1984-1998, 1999-2013.

Insgesamt ließen sich für den Zeitraum 1984-2013 Datensätze für über 23.000 gültige Hols erstellen. Die Anzahlen der Präsenz- und Absenzzhols pro Art von 1984-2013 sowie zum Vergleich die Anzahl der Präsenzzhols vor 1984 sind in Tabelle 2.3.3-1 dargestellt.

Tab. 2.3.3-1: Anzahlen der Präsenz- und Absenzzhols je Art von 1984-2013 und Anzahl der Präsenzzhols von 1965-1983.

Art	Präsenzzhols (1984-2013)	Absenzzhols (1984-2013)	Präsenzzhols (1965-1983)
<i>Amblyraja radiata</i>	7662	15492	555
<i>Leucoraja naevus</i>	1600	21554	179
<i>Raja clavata</i>	725	22429	346
<i>Galeorhinus galeus</i>	154	23001	1
<i>Mustelus spp.</i>	563	22554	3
<i>Scyliorhinus canicula</i>	2480	20674	75
<i>Squalus acanthias</i>	2103	21051	453

Aufgrund einer sehr geringen Anzahl an Präsenzzhols (vgl. Tab. 2.3.3-1) wurde von den sieben bislang betrachteten etablierten Taxa die Art *Galeorhinus galeus* nicht weiter bei der Datenaufbereitung berücksichtigt, da eine erfolgreiche Modellerstellung nicht zu erwarten war.

Zusätzlich zu den Gesamtdatensätzen für jede Art wurden Datensätze für alle verbliebenen sechs Taxa für zwei verschiedene Altersgruppen erzeugt, um mögliche Unterschiede in der Verbreitung und Vorkommenswahrscheinlichkeit junger (im Weiteren auch als „juvenil“ bezeichnet) und älterer (im Weiteren auch als „adult“ bezeichnet) Exemplare einer Art aufdecken zu können. Dabei wurde als Grenze zwischen jungen und älteren Exemplaren gemäß der Vorgehensweise einer kürzlich veröffentlichten Studie von MARTIN et al. (2012) die einheitliche Altersgrenze von zwei Jahren gewählt (vgl. auch Kap. 2.3.4). Um die Aufteilung in diese zwei Gruppen zu ermöglichen, wurden Angaben zur Totallänge der gefangenen Exemplare aus Datensätzen des NS-IBTS herangezogen. Für eine Festlegung der jeweiligen Größengrenzen wurden anhand bisher veröffentlichter Studien zum Wachstum der sechs

betrachteten Arten Berechnungen der Totallänge im Alter von zwei Jahren mit Hilfe der von Bertalanffy-Wachstumsfunktion durchgeführt. Die so errechneten Totallängen sind in der Anhangstabelle 5.4-1 aufgelistet. Dabei sind für einige Studien, durch Schrägstriche getrennt, mehrere Werte zu finden. Mehrere Werte kamen immer dann zustande, wenn in der jeweiligen Veröffentlichung an verschiedenen Textstellen unterschiedliche Werte für die Wachstumsparameter angegeben wurden. Die für die aktuelle Untersuchung relevanten Werte sind in Anhangstabelle 5.4-1 fett markiert, die letztendlich verwendeten Längengrenzen sind zusätzlich unterstrichen. Die Auswahl, welche der errechneten Werte schließlich verwendet wurden, erfolgte unter Berücksichtigung der zu betrachtenden Lokalität, um möglichst Werte für Exemplare aus dem gleichen Gebiet zu verwenden. Außerdem wurden möglichst aktuelle und fachlich anerkannte Studien ausgesucht.

Aufgrund teils ungewöhnlich kleiner bzw. großer Längenangaben in den verwendeten Datensätzen wurden zusätzlich Grenzen für die minimale und maximale Totallänge aller Arten festgelegt, um Exemplare außerhalb der bekannten Minimal- und Maximalgrößen detektieren zu können. Da hier möglicherweise Fehlbestimmungen oder Schreibfehler vorlagen, wurden diese Exemplare in den Datensätzen gesondert gekennzeichnet und nicht den beiden Altersklassen „juvenil“ bzw. „adult“ zugeordnet. Eine Übersicht über die relevanten Publikationen und die entsprechenden maximalen Totallängen ist in Tabelle 2.3.3-2 zu finden, eine Übersicht über die möglichen minimalen Totallängen wird in Anhangstabelle 5.4-2 gegeben. Dabei entspricht die minimale Totallänge der Größe beim Schlupf bzw. bei der Geburt. In der Tabelle zur maximalen Totallänge (Tab. 2.3.3-2) sind die verwendeten Werte unterstrichen, in der Tabelle zur minimalen Totallänge (Anhangstab. 5.4-2) sind die für die Festlegung der Grenzen relevanten Werte fett markiert, die letztendlich verwendeten Längengrenzen sind zusätzlich unterstrichen. Die Auswahl der verwendeten Werte erfolgte nach Lokalität, Aktualität und Relevanz der Publikationen. Außerdem wurde versucht, möglichst einheitliche Quellen zu verwenden.

Nach Ausschluss der Exemplare mit Werten unterhalb der genannten minimalen Totallängen und oberhalb der angegebenen maximalen Totallängen ergaben sich für die zwei Altersgruppen „juvenil“ (bis 2 Jahre) und „adult“ (über 2 Jahre) die in Tabelle 2.3.3-3 dargestellten Anzahlen an Präsenzholz.

Speziell für die Habitatmodellierung musste eine weitere essentielle Aufbereitung der Daten vorgenommen werden. Diese bestand in der Erstellung von Datensätzen für die relevanten Umweltvariablen Wassertiefe, Wassertemperatur, Salinität und Substratbeschaffenheit. In den verwendeten NS-IBTS-Datensätzen sind zwar für fast alle Hols Tiefenangaben vorhanden, Werte für Wassertemperatur und Salinität fanden sich hingegen nur bei 623 von 23.154 Hols. Angaben zur Substratbeschaffenheit waren hier gar nicht enthalten.

Um weitere Datensätze generieren zu können und damit den Umfang der für die Modellierung verwendbaren Datensätze zu erhöhen, wurde für Angaben zur Wassertemperatur, Salinität und Substratbeschaffenheit auf andere Datenquellen zurückgegriffen. So wurden die Werte für die Wassertemperatur und Salinität aus ozeanografischen Datensätzen des ICES erzeugt, die separat zu den Stationsdaten des NS-IBTS bereitgestellt werden. Anschließend erfolgte eine Verschneidung dieser Umweltdaten mit den NS-IBTS Stationsdaten. Dafür wurden nur Werte herangezogen, die sowohl im gleichen Gebiet als auch zu ähnlicher Zeit genommen wurden. In den Datensätzen finden sich häufiger mehrere Werte für die Wassertemperatur und Salinität an einer Station. Da davon auszugehen ist, dass es sich um

mehrfach von einer Sonde zu einem Hol aufgezeichnete Werte handelt, wurden diese Werte für jeden Parameter und jeden Hol gemittelt, um nur einen zuordnungsfähigen Wert zu erhalten. Außerdem wurde eine Rundung der Koordinaten vorgenommen, um geringe Abweichungen der Koordinaten von Fischereihol und zugeordneter Umweltdaten-Messstation auszugleichen.

Tab. 2.3.3-2: Maximale Totallängen der relevanten Arten nach verschiedenen Studien.

Art	Maximale Totallängen
<i>A. radiata</i>	67 cm (nicht ortsbezogen; WALKER 1999), aber ebenfalls laut WALKER (1999) bis 60 cm in der zentralen Nordsee und bis 90 cm in der Nord-Nordsee; <u>61 cm</u> in der zentralen Nordsee laut EBERT & STEHMANN (2013), 45 cm (Nordsee) bzw. 60 cm (Norwegen) gemäß BIGELOW & SCHROEDER (1948)
<i>L. naevus</i>	73 cm (WALKER 1999), <u>75 cm</u> (EBERT & STEHMANN 2013); größtes bisher gefangenes Exemplar der Art: ein 81 cm langes Tier vor West-Portugal, das von MACHADO et al. (2004) erwähnt wurde
<i>R. clavata</i>	107 cm (WALKER 1999), <u>130 cm</u> (EBERT & STEHMANN 2013), 90 cm (WHITEHEAD et al. 1984)
<i>M. asterias</i>	<u>140 cm</u> (EBERT & STEHMANN 2013)
<i>M. mustelus</i>	164 cm (EBERT & STEHMANN 2013)
<i>S. canicula</i>	<u>85 cm</u> (Britische Inseln und Nordsee) (EBERT & STEHMANN 2013), anderswo max. 100 cm laut EBERT et al. (2013), 100 cm auch nach WHITEHEAD et al. (1984)
<i>S. acanthias</i>	<u>122 cm</u> (Nord Atlantik) (EBERT & STEHMANN 2013), anderswo max. 200 cm laut EBERT et al. (2013), 105 cm gemäß WHITEHEAD et al. (1984)

Tab. 2.3.3-3: Anzahl an Präsenzhols für zwei verschiedene Altersgruppen der sechs berücksichtigten Arten.

Art	Alter	Anzahl Präsenzhols (1984-2013)
<i>Amblyraja radiata</i>	bis 2 Jahre	2270
	über 2 Jahre	7307
<i>Leucoraja naevus</i>	bis 2 Jahre	99
	über 2 Jahre	1562
<i>Raja clavata</i>	bis 2 Jahre	380
	über 2 Jahre	586
<i>Mustelus spp.</i>	bis 2 Jahre	263
	über 2 Jahre	407
<i>Scyliorhinus canicula</i>	bis 2 Jahre	406
	über 2 Jahre	2346
<i>Squalus acanthias</i>	bis 2 Jahre	280
	über 2 Jahre	1946

Die so generierte Tabelle mit Werten für Wassertemperatur und Salinität wurde anschließend mit einer ebenfalls erzeugten Tabelle verknüpft, die die kombinierten Fangdaten und Präsenz-/Absenzangaben aller betrachteten sechs Arten enthielt. Die Verknüpfung erfolgte über die Felder Jahr, Monat, Tag, Längen- und Breitengrad und führte zu Übereinstimmungen bei 196 Hols, sodass hier die entsprechenden Umweltdaten ergänzt werden konnten.

Um noch weitere Abiotik-Daten zuordnen zu können und dadurch noch weitere Datensätze für die Modellierung zu erhalten, erfolgte eine weitere Verknüpfung von Fischerei- und Umweltdaten über das Datum und die auf 0,1 Grad aufgerundeten Koordinaten, wodurch zusätzlich zu den 623 ursprünglich vorhandenen und den 196 direkt verknüpfbaren Datensätzen weitere 6.333 Datensätze verwendet werden konnten. Anschließend wurde eine Verknüpfung über die gerundeten Koordinaten und das auf Monatsdrittel zusammengefasste Datum durchgeführt, wodurch nochmal 228 weitere Datensätze zugeordnet werden konnten. Die restlichen Datensätze wurden auf 0,5 Grad abgerundet, was bei gleichem Datum die Zuordnung von weiteren 4.623 Datensätzen ermöglichte. Weitere 733 Datensätze konnten über die auf 0,5 Grad abgerundeten und das auf Monatsdrittel zusammengefasste Datum verknüpft werden. Insgesamt konnten so 12.736 der insgesamt 23.154 Fischerei-Datensätze mit abiotischen Parametern versehen werden, von denen 11.835 Werte für alle drei Parameter Wassertiefe, Wassertemperatur und Salinität aufweisen.

In einem nächsten Schritt wurden diesen Datensätzen schließlich noch Daten zur Substratbeschaffenheit in Form von Kategorien in Anlehnung an die Korngröße (Schlamm=1, Sand=2, Kies=3, Steine/Felsen=4) zugeordnet. Hierzu wurde ein von Prof. Dr. M. Schlüter (Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI) in Bremerhaven) zur Verfügung gestelltes shapefile der digitalisierten Quartärkarte von Europa 1970 mit Daten für Weichsubstrate in der Nordsee verwendet. Zusätzlich wurde ein weiteres shapefile mit den Hartsubstraten in der Nordsee basierend auf der Quartärkarte von Europa 1970 selbst erstellt. Dazu wurde die Karte mit den Hartsubstraten zunächst georeferenziert. Anschließend wurden im shapefile mit den Weichsubstraten die Polygone für alle Gebiete mit Hartsubstraten nachgezeichnet. Aus der so finalisierten und georeferenzierten Karte zum Vorkommen der relevanten Substratkategorien konnte jedem Hol-Datensatz anhand der Koordinaten die jeweilige Substratkategorie zugeordnet werden.

Der so generierte Datensatz bildete die Grundlage für die Entwicklung von Habitateignungsmodellen (vgl. Kap. 2.3.4). Die Präsenz-Absenz-Daten dieses Datensatzes wurden auch für die empirischen altersbezogenen Analysen verwendet, um die Vergleichbarkeit zu den Modellierungsergebnissen zu gewährleisten.

2.3.4 Entwicklung von Habitateignungsmodellen

Basierend auf dem so vorbereiteten Datensatz (vgl. Kap. 2.3.3) wurden Habitateignungsmodelle für die sechs betrachteten Hai- und Rochenarten unter Verwendung der erklärenden Umweltvariablen Wassertiefe, Wassertemperatur, Salinität und Substrat basierend auf Daten für den Bereich der ICES-Gebiete IVb, IVc und IIIa Nord errechnet. Die Kalkulationen erfolgten für verschiedene zeitliche Szenarien und verschiedene Altersgruppen (juvenil und adult) sowie für alle Altersgruppen einer jeweiligen Art zusammen.

Die Habitateignungsmodelle wurden mittels logistischer Regression (siehe SCHRÖDER 2000) entwickelt und basieren auf Präsenz-Absenz-Daten, die gegenüber Abundanz- bzw. Dichtangaben weniger fehlerbehaftet sind (MÜHLENBERG 1993). Insbesondere wird durch die Ver-

wendung von Präsenz-Absenz-Daten auch einer möglicherweise geringeren Fangeffizienz gegenüber bestimmten Knorpelfischarten Rechnung getragen.

Als ein Spezialfall der Generalisierten Linearen Modelle (GLMs) lautet die Gleichung für die logistische Regression bezogen auf die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens $p(x)$:

$$p(x) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_k x_k}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_k x_k}}$$

$p(x)$ = Vorkommenswahrscheinlichkeit
 β_0 = Konstante
 x_{1-k} = unabhängige Variablen
 β_{1-k} = Regressionskoeffizienten der unabhängigen Variablen.

Für eine einzelne Variable beschreibt diese Gleichung eine s-förmige (sigmoide) Kurve mit den Extremwerten 0 (0 % Vorkommen) und 1 (100 % Vorkommen). An der y-Achse lässt sich also die Vorkommenswahrscheinlichkeit ablesen (STRAUß 2002). Der Wendepunkt liegt immer bei $P_i = 0,5$. Um einen unimodalen Zusammenhang zu beschreiben, der Kurve also eine glockenförmige Gestalt zu verleihen, muss die jeweilige Variable x zusätzlich auch als quadrierter Term (x^2) in das Modell einbezogen werden (SCHRÖDER 2000). Der bestmögliche Zusammenhang wurde für jede Variable geprüft.

Das Modellierungsverfahren ermöglicht zum einen eine Auswertung kategorialer Variablen (CAPEN et al. 1986, KLEYER et al. 1999/2000), zum anderen erzielt man damit sehr gute Klassifizierungsergebnisse. Insgesamt ergeben sich aus dieser Methode relativ robuste Modelle (BLOCK et al. 1998), die zudem eine recht gute ökologische Interpretierbarkeit aufweisen (JONGMAN et al. 1995).

Im Ergebnis liefert die logistische Regression eine Prognose der Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen einer Art (TER BRAAK & LOOMAN 1986), was der Eignung eines Habitats für diese Art beziehungsweise eines ihrer Entwicklungsstadien entspricht. Mit der logistischen Regression kann also das Vorkommen von Arten prognostiziert, die Wichtigkeit der einzelnen Habitatfaktoren und -ansprüche erklärt sowie die räumliche Verteilung der Artvorkommen interpretiert werden (LINDENMAYER et al. 1991, PEETERS & GARDENIERS 1998, SCHRÖDER 2000).

Als Ausgangspunkt für die jeweilige Erstellung eines adäquaten Modells wurden zunächst alle oben genannten Variablen in das Modell eingebunden. Aus diesem „maximalen“ Modell (NELLEN et al. 2002) wurden nun so lange nach und nach die einzelnen Variablen entfernt, wie sich keine signifikante Verschlechterung des Gesamtmodells ergab (STRAUß 2002). In Anlehnung an SCHRÖDER (2000) wurde dabei ein Signifikanzniveau $p_{in} = 0,05$ für die Aufnahme und ein $p_{out} = 0,1$ für den Ausschluss von Variablen verwendet. Am Ende dieses schrittweise rückwärts gerichteten Verfahrens bleiben alle relevanten Variablen in dem Modell zurück (CRAWLEY 1993). Diese Modellvereinfachung ergibt das „minimale“ adäquate Modell, welches die vorhandenen Daten mit den hinzugezogenen Variablen optimal erklärt.

Die entwickelten Modelle wurden auf Kollinearität der Variablen untersucht. Korrelationen zwischen unabhängigen Variablen können zwar ökologisch durchaus begründet sein (SOHNI

2004), aber auch zu teilweise sehr hohen Koeffizienten und Standardfehlern führen (NETER et al. 1989) und dadurch die Verlässlichkeit der erstellten Modelle verringern. Als Ausschlusskriterium für kollineare Variablen wurde in Anlehnung an FIELDING & HAYWORTH (1995) ein Schwellenwert von $r_s = 0,7$ des bivariaten Rankkorrelationskoeffizienten nach Spearman (r_s) zugrunde gelegt und nur eine der stark miteinander korrelierten Variablen für die Modellbildung verwendet (siehe SCHRÖDER 2000).

Um die Güte der jeweiligen Modelle beurteilen zu können, wurden im Zuge der Modellkalibrierung, -diskriminierung und -validierung folgende Gütekriterien herangezogen:

1. Bestimmtheitsmaß (R^2_N) nach NAGELKERKE (1991). Dabei wurden $R^2_N \geq 0,2$ als akzeptabel, Werte $>0,4$ als gut und Werte $>0,5$ als sehr gut angesehen (siehe BACKHAUS et al. 2008). Modelle mit $R^2_N < 0,2$ wurden nicht akzeptiert.
2. Anteil korrekter Prognosen (%). Dieser Wert sollte möglichst hoch sein, mindestens jedoch $>65\%$ betragen.
3. AUC-Wert der Diskriminierung. Werte von $0,6-0,7$ zeigen eine schlechte, Werte von $0,7-0,8$ eine akzeptable, Werte von $0,8-0,9$ eine exzellente und Werte über $0,9$ eine hervorragende Diskriminierung an (HOSMER & LEMESHOW 2000). Modelle mit $AUC < 0,7$ wurden nicht akzeptiert.
4. Die nach den Gütekriterien (1) bis (3) akzeptablen Habitateignungsmodelle wurden mit zeitlich unabhängigen Daten aus einem jeweils anderen Untersuchungszeitraum extern validiert. Die Signifikanz dieser Modellübertragungen wurde anhand von AUC-Schwellenwerten geprüft, deren Größenordnung den Angaben unter (3) entsprach. Es wurden nur Modelle akzeptiert, für die eine signifikante externe Validierung möglich war.

2.3.5 Modellbasierte Prognosen

Für die zu prognostizierenden Szenarien wurden die plausiblen und validierten Habitateignungsmodelle mit ArcGIS-Shapefiles verknüpft, die aus quadratischen Rasterelementen bestanden. Dies erforderte zunächst eine umfangreiche Bearbeitung und Generierung von Umweltdaten mit dem Ziel, eine flächendeckende und kontinuierliche Verteilung zu erzeugen.

Ein flächendeckendes Tiefen- und Höhenprofil für das Betrachtungsgebiet wurde in ArcGIS basierend auf dem Global Relief Model 'Etopo-1' des National Geophysical Data Center (NOAA, AMANTE & EAKINS 2009) erstellt, welches eine Rasterauflösung von einer Winkelminute besitzt. Für das Sediment wurde ein flächendeckendes Shapefile basierend auf dem Shapefile mit Weichsubstraten des AWI sowie dem zuvor selbst erzeugten Shapefile für Hartsubstrate erzeugt. Für die Salinität und Temperatur wurden die zuvor generierten ICES-Daten (vgl. Kap. 2.3.2) herangezogen und darauf aufbauend Interpolationen nach dem Verfahren der Inversen Distanzwichtung durchgeführt. Bei diesem Verfahren werden die Messwerte mit einem Gewicht multipliziert, welches proportional zum Inversen des Abstands zwischen dem Messort und dem Ort des zu berechnenden Wertes ist. Die so erzeugten Modelle wurden anschließend in einem mehrstufigen Verfahren im Programm QGIS durch verschiedene Umwandlungen und Modifikationen weiterverarbeitet und daraus letztendlich flächendeckende Verteilungen berechnet.

Für die eigentliche Prognostizierung von Szenarien der Vorkommenswahrscheinlichkeiten musste ein Netz von Rasterfeldern, ein sogenanntes Fishnet, mit einer adäquaten „Maschenweite“ erzeugt werden, das die rasterfeldbezogene Visualisierung der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten ermöglicht. Für eine angemessene Rasterfeldgröße wurde eine Kantenlänge von 0,1° ausgewählt, was etwa 10 km entspricht. Das generierte Fishnet beinhaltet entsprechend 5.298 Quadrate dieser Kantenlänge.

Für die kartenbezogene Visualisierung der prognostizierten Szenarien der Vorkommenswahrscheinlichkeiten wurden die Werte der vier Umweltparameter Wassertiefe, Substratkategorie, Salinität und Wassertemperatur für jedes Fishnet-Quadrat berechnet. Basierend auf diesen Werten sowie den akzeptierten und validierten Modellgleichungen wurden Vorkommenswahrscheinlichkeiten für jedes Fishnet-Quadrat in den ICES-Gebieten IVb und IVc und für die Szenarien Sommer (Juni, Juli, August) Winter (Dezember, Januar, Februar), Individuen aller Altersgruppen (Adulte und Juvenile) sowie adulte Individuen über ca. 2 Jahre errechnet.

Für eine anschauliche grafische Darstellung der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten wurde basierend auf den maximalen und minimalen Prognosewerten das Spektrum der Vorkommensprognosen ermittelt und in fünf gleich große Klassen untergliedert (vgl. THIEL et al. 2010). So konnte die Prognose für die Verbreitung in einer Karte mit verschiedenen farblichen Wahrscheinlichkeitsabstufungen dargestellt werden. Die Klasseneinteilung erfolgte nach folgender Gleichung zur Ermittlung der Klassenbreite:

$$KB = (p(x)_{max} - p(x)_{min}) / 5$$

KB = Klassenbreite der Vorkommenswahrscheinlichkeit
 p(x)max = maximaler Prognosewert für ein Modell
 p(x)min = minimaler Prognosewert für ein Modell.

Auf der Basis dieser Einteilung ließ sich die Klasse der Vorkommenwahrscheinlichkeit für jedes einzelne Rasterfeld visuell darstellen.

2.3.6 Einschätzung von Etablierungs- und Gefährdungsstatus sowie Anfertigung von Steckbriefen

Für jede der in den deutschen Meeresgebieten der Nord- und Ostsee nachgewiesenen Hai- und Rochenarten wurde der Etablierungs- und Gefährdungsstatus gemäß der Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen eingeschätzt (vgl. LUDWIG et al. 2009, THIEL et al. 2013). Danach sind beispielsweise Arten, die sich regelmäßig, aber nur für eine kürzere Zeitspanne bzw. nicht in allen Jahren im Betrachtungsgebiet reproduzieren, auch als etabliert anzusehen. Als etabliert gelten auch Arten, die sich außerhalb des Betrachtungsgebietes vermehren, aber in diesem regelmäßig auftreten. Die in der Roten Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands (THIEL et al. 2013) enthaltenen Einstufungen bzgl. Etablierungs- und Gefährdungsstatus der Knorpelfischarten wurden anhand der im Rahmen dieses Projektes ausgewerteten neuen und umfangreichen Daten überprüft und ggf. korrigiert. Als Kriterium für die Kategorie „Ausgestorben“ wurde dabei ein Zeitraum von 20 Jahren zugrun-

de gelegt (vgl. LUDWIG et al. 2009), in dem die Art nicht in deutschen Meeresgebieten in Nord- und Ostsee nachgewiesen werden konnte.

Die Angaben zum Etablierungs- und Gefährdungsstatus wurden bei den Überlegungen zu möglichen Schutz- und Hilfsmaßnahmen (Kap. 3.7) sowie bei der Erstellung von Steckbriefen für die in deutschen Meeresgebieten nachgewiesenen Knorpelfischarten (Kap. 5.1) mit berücksichtigt.

Für die Anfertigung der Steckbriefe wurde u.a. folgende Literatur zugrunde gelegt: COMPAGNO (1984a, 1984b, 2001), SHARK TRUST (2009), SHARK TRUST (2010), NARBERHAUS et al. (2012), EBERT et al. (2013), EBERT & STEHMANN (2013), THIEL et al. (2013), HELCOM (2013), NIETO et al. (2015), IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES (IUCN (2015) unter <http://www.iucnredlist.org/> sowie WEIGMANN (2016). Die Steckbriefe sind gegliedert in die Abschnitte Merkmale, Lebensweise und Lebensraumansprüche, Verbreitung, Vorkommen in Nord- und Ostsee, Vorkommen in deutschen Meeresgebieten, Gefährdung sowie Schutz- und Hilfsmaßnahmen. Nachweise der jeweiligen Arten in den deutschen Meeresgebieten sind in GIS-generierten Karten dargestellt.

3 Ergebnisse

3.1 Gesamtübersicht der erfassten Nachweise

3.1.1 Literaturquellen

Die Analyse der in Kapitel 2.2.3 aufgeführten Literaturquellen erbrachte insgesamt 105 Nachweise von acht Hai- und neun Rochenarten in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee, die sich über eine Zeitspanne von 229 Jahren erstrecken (siehe Tab. 3.1.1-1).

Tab. 3.1.1-1: Anzahl der Nachweise relevanter Knorpelfischarten basierend auf Literaturquellen.

Literaturquelle	Nachweise
BLOCH (1785)	3
DUNCKER & LADIGES (1960)	50
EHRENBAUM (1936)	3
FEHMARNSCHES TAGEBLATT (2013)	1
GEORGE (2003)/ROMETSCH & RAAGAARD (2001)	1
HEINCKE (1894)	11
JAGER et al. (2009)	1
KIJN et al. (1993)	1
MÖBIUS & HEINCKE (1883)	15
OTTERSTRØM (1917)	9
PUMP (2015)	1
SAHRHAGE (1964)	3
SCHNACKENBECK (1933)	3
SCHROEDER (2014)	1
WITTMACK (1875)	1
WULFF (1933)	1
Gesamt	105

3.1.2 Museumssammlungen und mündliche Mitteilungen

Über die Auswertung von Museumssammlungen konnten insgesamt 1.033 Nachweise zusammengetragen werden (siehe Tab. 3.1.2-1). Der älteste Nachweis daraus stammt von 1625, der jüngste aus dem Jahr 2015, womit die Sammlungsdaten einen Zeitraum von 390 Jahren abdecken.

Zusätzlich zu den Angaben in Tabelle 3.1.2-1 wurden zwei mündlich übermittelte Nachweise, nämlich ein Nachweis eines Hundshais (*Galeorhinus galeus*) aus der Nordsee vor der Eidermündung (Dr. M. George, mündl. Mitt.) und ein Nachweis eines Meerengels (*Squatina squatina*) vor Zeebrügge (Dr. S. Weigmann, mündl. Mitt.) in die Datenzusammenstellung mit aufgenommen.

Tab. 3.1.2-1: Nachweise relevanter Knorpelfischarten basierend auf der Analyse musealer Sammlungen.

Museen in Deutschland	Anzahl Nachweise
Deutsches Meeresmuseum Stralsund (DMM)	2
Museum für Naturkunde Berlin (ZMB)	33
Museum Wiesbaden & Hessisches Landesmuseum Darmstadt	3
Nordseemuseum Bremerhaven (NMB)	1
Senckenberg Forschungsinstitut und Naturkundemuseum Frankfurt (SMF)	39
Senckenberg Naturhistorische Sammlungen Dresden (SNSD)	2
Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart (SMNS)	21
Universität Hamburg, Centrum für Naturkunde, Zoologisches Museum (ZMH)	110
Zoologische Sammlung der Universität Rostock (ZSRO)	2
Zoologische Staatssammlung München (ZSM)	5
Zoologisches Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald (ZIMG)	6
Zoologisches Museum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (ZMK)	18
Gesamt Deutschland	242
Internationale Museen	Anzahl Nachweise
Naturhistorisches Museum an der Universität Oslo (NHM)	96
Naturgeschichtliches Nationalmuseum Paris (MNHN)	1
Naturalis Biodiversitätszentrum Leiden, Niederlande (RMNH + ZMA)	290
Staatliches Naturhistorisches Museum Dänemark an der Universität Kopenhagen (ZMUC)	149
Naturgeschichtliches Museum London (BMNH)	115
Naturhistorisches Reichsmuseum Stockholm (NRM)	140
Gesamt international	791
Gesamt	1.033

3.1.3 Internationale und nationale Surveys

Die durch den Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) seit 1965 gesammelten Surveydaten (NS-IBTS, BTS, BITS) enthielten in 26.156 Hols Nachweise relevanter Knorpelfischarten im Gesamtbetrachtungsgebiet (siehe Tabelle 3.1.3-1).

Tab. 3.1.3-1: Übersicht zur Holanzahl mit Nachweisen relevanter Knorpelfischarten in internationalen Surveys des ICES.

Name des internationalen Surveys	Hols
Baltic International Trawl Survey (BITS)	2.843
Beam Trawl Survey (BTS)	3.012
International Bottom Trawl Survey (Nordseeteil) (NS-IBTS)	20.301
Gesamt	26.156

Die Tabelle 3.1.3-2 gibt eine Übersicht zur Anzahl der Hols mit Nachweisen aus den nationalen Surveys, die durch deutsche Institutionen durchgeführt wurden. Insgesamt wurden Knorpelfische dabei in 262 Hols in den betrachteten Gebieten nachgewiesen.

Tab. 3.1.3-2: Übersicht zur Holanzahl mit Nachweisen von relevanten Knorpelfischarten in nationalen Surveys.

Name der nationalen Surveys	Hols
Doggerbank-Survey (DOGS) (URSI + TRAN)	6
FFH-Standardhols während SOLES + GAS	37
German Acoustic Survey (GERAS)	9
German Autumn Survey Exclusive Economic Zone (GASEEZ)	53
German Small Scale Bottom Trawl Survey (GSBTS)	49
Hamenfischerei Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer	1
Hydro-Akustik Survey (HERAS)	3
Kabeljau-Survey (CODS)	32
Monitoring im ostfriesischen Wattenmeer	5
Projekt MAFCONS (MAFC)	1
Seezungen-Survey (SOLES)	15
Winter-Crangan-Survey (WCS)	4
Andere Fischereifahrten	47
Gesamt	262

3.2 Artenspektrum der Knorpelfischarten in den deutschen Gewässern von Nord- und Ostsee

Die im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Datenanalysen ergaben Nachweise von neun Hai- und neun Rochentaxa sowie von einer Chimärenart in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee (Tab. 3.2-1).

Zu beachten ist bei dieser Auflistung, dass die äußerlich nicht zu unterscheidenden Arten Weißgefleckter Glatthai (*Mustelus asterias*) und Grauer Glatthai (*M. mustelus*) (Farrell et al. 2009) für die weitere Bearbeitung in einem Taxon zusammengefasst wurden (*Mustelus* spp.). Beim Glattrochen (*Dipturus batis*-Komplex) muss wiederum davon ausgegangen werden, dass in den Daten Nachweise von zwei Arten enthalten sein könnten. IGLESIAS et al. (2010) konnten zeigen, dass sich der ursprünglich als eine Art angesehene Glattrochen eindeutig in zwei morphologisch unterscheidbare Arten splitten lässt, was die Autoren auch mit genetischen Analysen untermauern konnten. GRIFFITHS et al. (2010) bestätigten die Auftrennung in zwei Arten und konnten eine räumliche Trennung mit genetischen Methoden belegen, jedoch ist die Aufteilung in die von IGLESIAS et al. (2010) vorgeschlagenen Arten *Dipturus* cf. *flossada* und *Dipturus* cf. *intermedia* bis dato nicht von der Internationalen Kommission für Zoologische Nomenklatur (ICZN) offiziell angenommen worden (EBERT & STEHMANN 2013). Für die Analysen in diesem Vorhaben wurde auch aufgrund des noch schwebenden Verfahrens die Bezeichnung „*Dipturus batis*-Komplex“ verwendet und keine weitere Differenzierung in die beiden möglichen Arten vorgenommen. Es existieren in den Fangdaten der nationalen und internationalen Surveys auch nur Angaben zu *Dipturus batis*. Auch konnten

Literaturangaben im Nachhinein meist nicht mehr artlich aufgelöst werden und manche der in Sammlungen vorhandenen Nachweise liegen nur als Teilstücke oder Skelette der Individuen vor und sind somit oft gar nicht mehr auf Grundlage morphologisch-anatomischer Merkmale eindeutig einer der beiden Arten zuzuordnen.

Als einziger Vertreter der Holocephali (Chimären) konnte ein Exemplar der Seekatze (*Chimaera monstrosa*) in der zentralen Deutschen Bucht im Jahr 1978 bei einem nationalen Survey vom TI für Seefischerei gefangen werden. Außerdem werden zwei Fänge der Art bei Helgoland in Katalogen der ehemaligen Göttinger Sammlung erwähnt, die in die Fische Sammlung des Zoologischen Museums Hamburg integriert wurde. Ein weiteres Exemplar aus der Sammlung vom Naturalis Biodiversitätszentrum Leiden wurde auf der Grenze zwischen der niederländischen und deutschen AWZ in der Nordsee gefangen (55° 00' N; 05° 00' E), so dass diese Chimärenart mit in die Liste der in den deutschen Gewässern von Nord- und Ostsee nachgewiesenen Arten aufgenommen wurde.

Tab. 3.2-1: Nachgewiesene Arten von Knorpelfischen in deutschen Meeresgebieten.

Nr.	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
	Haie	
1	<i>Cetorhinus maximus</i> (Gunnerus, 1765)	Riesenhai
2	<i>Galeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758)	Hundshai
3	<i>Hexanchus griseus</i> (Bonnaterre, 1788)	Großer Grauhai
4	<i>Lamna nasus</i> (Bonnaterre, 1788)	Heringshai
5	<i>Mustelus</i> spp.	Weißgefleckter Glatthai/Grauer Glatthai
6	<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	Kleingefleckter Katzenhai
7	<i>Scyliorhinus stellaris</i> (Linnaeus, 1758)	Großgefleckter Katzenhai
8	<i>Squalus acanthias</i> Linnaeus, 1758	Dornhai
9	<i>Squatina squatina</i> (Linnaeus, 1758)	Meerengel
	Rochen	
10	<i>Amblyraja radiata</i> (Donovan, 1808)	Sternrochen
11	<i>Dasyatis pastinaca</i> (Linnaeus, 1758)	Gewöhnlicher Stechrochen
12	<i>Dipturus batis</i> -Komplex (Linnaeus, 1758)	Glattrochen
13	<i>Leucoraja fullonica</i> (Linnaeus, 1758)	Chagrinrochen
14	<i>Leucoraja naevus</i> (Müller & Henle, 1841)	Kuckucksrochen
15	<i>Myliobatis aquila</i> (Linnaeus, 1758)	Gewöhnlicher Adlerrochen
16	<i>Raja clavata</i> Linnaeus, 1758	Nagelrochen
17	<i>Raja montagui</i> Fowler, 1910	Fleckrochen
18	<i>Torpedo marmorata</i> Risso, 1810	Marmorierter Zitterrochen
	Chimären	
19	<i>Chimaera monstrosa</i> Linnaeus 1758	Seekatze, Seerate

Fünf Knorpelfischarten, die zwar durch BLOCH (1785), WITTMACK (1875), DUNCKER et al. (1929), WHEELER (1969), WHITEHEAD et al. (1984), FRICKE (1987), FRICKE et al. (1994), (1998), MUUS & NIELSEN (1998) und GEORGE (2003), (2009) in der Literatur als in deutschen Meeresgebieten vorkommend beschrieben wurden, wobei jedoch keine spezifischen Fangangaben gemacht wurden, konnten nicht mit konkreten Nachweisen verifiziert werden. Dies

sind der Gewöhnliche Fuchshai (*Alopias vulpinus*), der Blauhai (*Prionace glauca*), der Grönlandhai (*Somniosus microcephalus*), der Spitzrochen (*Dipturus oxyrinchus*) sowie der Weißrochen (*Rajella lintea*).

3.3 Etablierungsstatus und Vorkommen der relevanten Knorpelfisch-Taxa im Betrachtungsgebiet

Zur räumlichen Darstellung des Vorkommens der relevanten Knorpelfisch-Taxa wurden GIS-basierte Verbreitungskarten ihrer Nachweise im Gesamt- und Kernbetrachtungsgebiet angefertigt. Die Informationen werden im Folgenden spezifisch für die einzelnen Taxa dargestellt.

3.3.1 *Cetorhinus maximus* (Gunnerus, 1765) – Riesenhai

Der Riesenhai lebt pelagisch und kommt sowohl im freien Ozean als auch im Bereich von Kontinental- und Inselschelfen der kalten und gemäßigt warmen Gewässer der nördlichen und südlichen Hemisphäre vor. Für den Riesenhai sind u.a. Wanderungen vom Ost- zum Westatlantik sowie von der Küste Neuenglands über den Äquator bis nach Brasilien nachgewiesen, so dass von einem ausgeprägten Wanderverhalten der Art über große Distanzen ausgegangen werden muss (weitere Details zur Lebensweise in Kap. 5.1.1).

Der Riesenhai kann derzeit aufgrund von nur zwei eindeutigen historischen Nachweisen und wenigen aktuelleren, meist nur mündlichen Sichtungsberichten nicht als etablierte Art (vgl. LUDWIG et al. 2009) in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee angesehen werden, weshalb diese Art auch nicht in der Roten Liste und der Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen der deutschen Meeresgebiete geführt wird (THIEL et al. 2013).

Zwei historische Nachweise des Riesenhais konnten für die deutschen Meeresgebiete ermittelt werden. Eine Strandung auf Norderney aus dem Jahr 1984 (Abb. 3.3.1-1) und ein Fangbericht aus dem Jahr 1925 belegen das Vorkommen dieser Art im deutschen Nordseegebiet. Der letztere historische Nachweis stammt somit aus dem heutigen Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff.

Im Rahmen der Begleitforschung für die Offshore-Windenergienutzung wurden auch aktuelle Sichtungen der Art im deutschen Nordseebereich bei Surveys mit Fokus auf die Erfassung mariner Säuger in den letzten Jahren berichtet und kürzlich auch dokumentiert (BIOCONSULT 2015), womit das aktuelle Vorkommen des Riesenhais im deutschen Nordseebereich belegt ist. Auch aus Februar und Juni 2016 liegen zwei aktuelle Sichtungen aus dem Natura 2000 Gebiet Doggerbank bzw. aus der Nähe des Natura 2000 Gebietes Sylter Außenriff vor.

Die Art ist gegenwärtig wahrscheinlich als Durchzügler in den deutschen Meeresgebieten der Nordsee aufzufassen. Bekannt ist, dass Riesenhaie sehr weite Wanderungen durchführen und an der Oberfläche schwimmend auch in sehr flache Gebiete vordringen können (EBERT & STEHMANN 2013).



Abb. 3.3.1-1: Gestrandetes Exemplar eines Riesenhais mit einer Totallänge von 4,3 Metern auf Norderney vom 22.10.1984. Dieses Exemplar befindet sich in der Fische Sammlung des Zoologischen Museums des Centrums für Naturkunde der Universität Hamburg (Katalog-Nr.: ZMH 121961). Foto © Norderneyer Badezeitung.

Die Nachweise aus den Museumssammlungen und der historischen Literatur belegen die Verbreitung der Art im Gesamtbetrachtungsgebiet bis in die westliche Ostsee hinein (Abb. 3.3.1-2). Ein weiterer Einzelnachweis in der zentralen Ostsee an der Schärenküste südlich von Stockholm im Jahr 1960 liegt außerhalb des Abbildungsbereichs. Der jüngste Fund im Öresund stammt aus dem Jahr 1994, während die anderen Nachweise in den Beltén, im Sund und in der westlichen Ostsee aus den 1960er Jahren oder früheren Zeiträumen stammen. Viele der Museumsnachweise sind Strandungsfunde. Darauf ist die starke Häufung der Nachweise direkt an den Küsten zurückzuführen. Die Sammlung im Naturalis Biodiversitätszentrum Leiden enthält besonders zahlreiche Nachweise des Riesenhais entlang der belgisch-niederländischen Küste bis in die 1970er Jahre. Diese können als ein Indiz dafür gewertet werden, dass diese Art in der Vergangenheit regelmäßig über den Ärmelkanal in die Nordsee eingewandert ist.

Die Museumsnachweise belegen eine wesentlich weitere Verbreitung bis weit in die Übergangsgewässer hinein, als sie von einigen Autoren (z.B. WITTE & ZIJLSTRA (1978), MUUS & NIELSEN (1998)) zuvor angegeben wurde. So beschreiben WITTE & ZIJLSTRA (1978) den Riesenhai als seltene Haiart in den niederländischen Gewässern und als in den deutschen Gebieten der Nordsee nicht vorkommend. MUUS & NIELSEN (1998) geben eine Verbreitung in der nördlichen Nordsee an, wo er den Strömungen folgend anzutreffen sei. NARBERHAUS et al. (2012) berichten von einigen Jungtieren, die im Winter in der südlichen Nordsee beobachtet wurden. Die analysierten Daten der DATRAS-Datenbank und der nationalen Surveys enthalten keine Fänge dieser Haiart, allerdings ist es sehr unwahrscheinlich, dass mit den für die Surveys verwendeten relativ kleinen Bodentrawls pelagische Arten dieser Größe gefangen werden können, da die Riesenhaie vermutlich diesen Netzen auch ausweichen können. ICES-Fischereidaten geben Fänge von Riesenhaien in den ICES-Gebieten III a und IV (IV a+b) der Nordsee in der Vergangenheit an (siehe Tab. 3.3.1-1).

Tab. 3.3.1-1: Fänge des Riesenhai *Cetorhinus maximus* in Tonnen nach Land und ICES-Gebiet.

Land	ICES-Gebiet	1959	1960	1969	1970	1971	1972	1973	1975
Norwegen	III a	-	-	5.038	1.500	1.350	-	-	-
Norwegen	IV (nicht spezifiziert)	4.368	6.370	-	-	-	-	-	-
Norwegen	IV a	-	-	-	-	-	-	750	2.220
Norwegen	IV a+b	-	-	-	1.500	1.650	1.380	-	-

Land	ICES-Gebiet	1983	1984	1988	1990	1991	1992	1994	1995	1997
Norwegen	III a	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Norwegen	IV (nicht spezifiziert)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Norwegen	IV a	1.582	2.560	215	249	475	181	257	4	106
Norwegen	IV a+b	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Auffällig ist bei den Fischereidaten, dass es recht umfangreiche Fänge von Riesenhaien auch in den Übergangsgewässern des Skagerraks und Kattegats (ICES-Gebiet IIIa) Ende der 1960er und Anfang der 1970er Jahre gab. Hieraus ist abzuleiten, dass Riesenhaie damals mit einer höheren Dichte im Gesamtbetrachtungsgebiet vorgekommen sein können, als dies aus der Literatur zu entnehmen ist. Auch die Fänge in der nördlichen bis zentralen Nordsee zeigen, teilweise bis in die 1990er Jahre hinein, dass Riesenhaie regelmäßig in diesen Nordseegebieten vorgekommen sein müssen. Obwohl die derzeitige Gefährdung für Riesenhaie durch Beifangfischereien nicht bekannt ist, wird sie als geringfügig angesehen (OSPAR 2009), jedoch wurden auch einige ungewollte Beifänge von Ländern außerhalb des Gesamtbetrachtungsgebiets gemeldet, wo sich Exemplare in Treib- und Schleppnetzen sowie Hummerfallen-Befestigungen verfangen (OSPAR 2009).

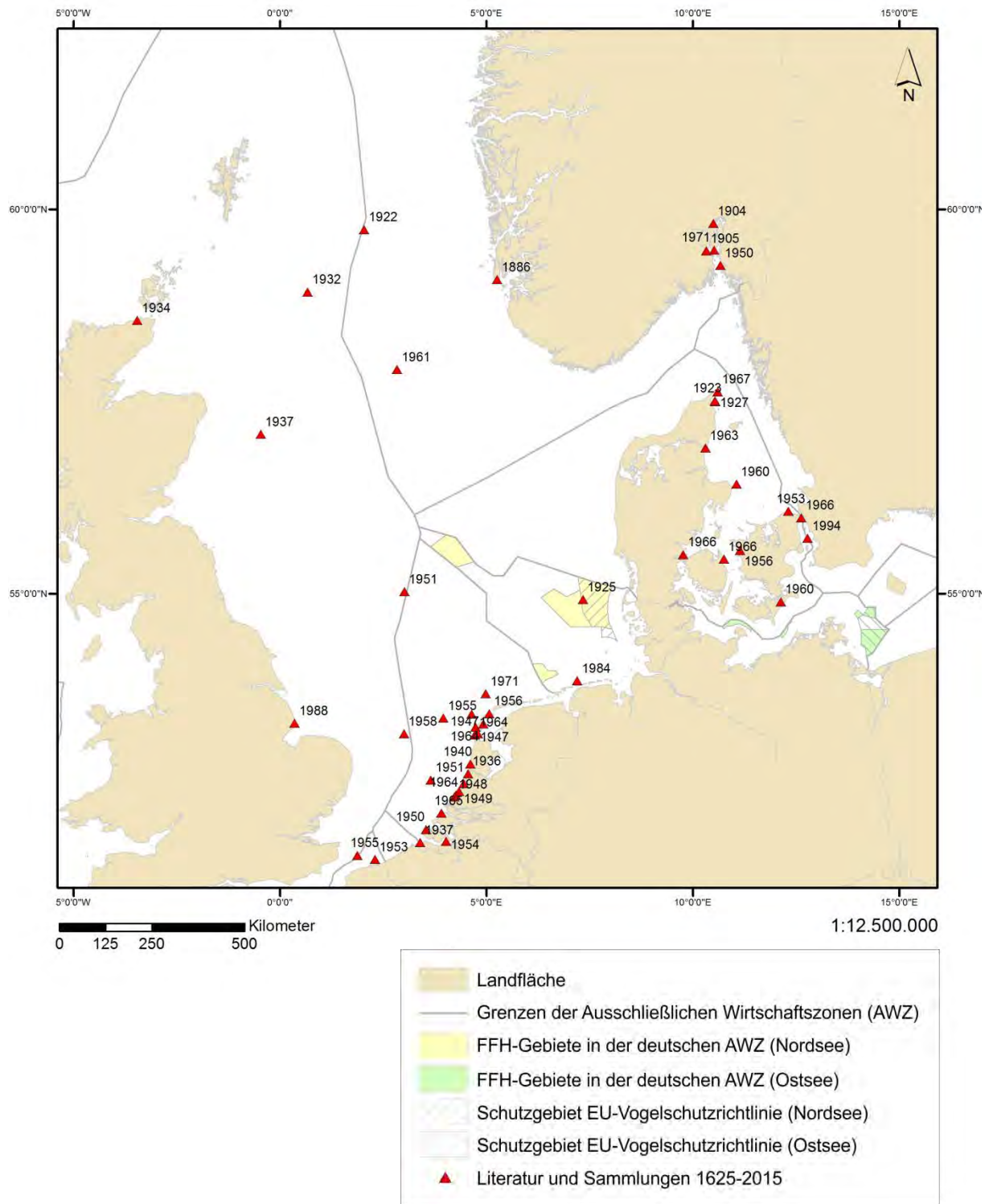


Abb. 3.3.1-2: Nachweise des Riesenhais *Cetorhinus maximus* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

3.3.2 *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) – Hundshai

Der benthopelagische Hundshai kommt an Küsten, auf Kontinental- und Inselfschelfen sowie im Freiwasser der Ozeane vor. Er führt teilweise weite Wanderungen, in europäischen Gewässern über Distanzen von bis zu 2.500 km durch (vgl. Kap. 5.1.2).

In der aktuellen Roten Liste der Meeresfische Deutschlands wird der Hundshai als etablierte Art geführt und als stark gefährdet eingestuft (vgl. THIEL et al. 2013).

Aufgrund der vorhandenen Nachweise ist sowohl historisch als auch aktuell von einer weiten Verbreitung des Hundshais im deutschen Meeresgebiet der Nordsee auszugehen (Abb. 3.3.2-1). Er wurde auch in den Natura 2000-Gebieten Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund in der AWZ der Nordsee sowie im nordwestlichen Grenzbereich des Natura 2000-Gebiets Doggerbank nachgewiesen (Abb. 3.3.2-2).

In den ausgewerteten Museumsdaten sind Individuen mit Funddaten bis ins Jahr 2010 vorhanden. Aktuelle Fänge des Hundshais erfolgten bei nationalen Surveys des Thünen-Instituts (2012), des NS-IBTS (2011), des BTS (1995) und des Wattenmeer-Monitorings an der Ostfriesischen Küste (2014) (Abb. 3.3.2-1). Der aktuellste Nachweis aus dem Monitoring im ostfriesischen Wattenmeer aus dem Jahr 2014 stammt aus dem zentralen Jadebusen.

Nachweise des Hundshais existieren auch aus dem Skagerrak, dem Kattegat und dem Öresund, wobei es sich bei diesen Fängen, bis auf einen aus dem Jahr 2000, um historische Nachweise handelt (1841-1977).

Der Hundshai wurde schon von HEINCKE (1894) als eine nicht seltene Art auf den Schollen- und Schellfischgründen bei Helgoland beschrieben. DUNCKER et al. (1929) und EHRENBAUM (1936) erwähnten, dass nach Norden hin seine Häufigkeit abnimmt und er nicht so große Schwärme wie der Dornhai bildet, aber eine Verbreitung bis in den Sund hinein hat. Laut EHRENBAUM (1936) wurde der Hundshai ähnlich wie der Dornhai genutzt. Er hatte jedoch eine geringere wirtschaftliche Bedeutung. In der Langleinenfischerei wurde er als störend empfunden, da er die gefangenen Fische von der Angel holte und selbst an den Haken ging. DUNCKER & LADIGES (1960) erwähnten eine Verbreitung im Wattenmeer und dass er ein nicht seltener Fang an der dortigen Küste sei und auf Helgoland sogar zum Sportobjekt wurde. WITTE & ZIJLSTRA (1978) wiesen darauf hin, dass er normalerweise in der Nordsee zu finden ist, aber manchmal ins Wattenmeer einwandert. Dort sei er in den niederländischen Gewässern selten („scarce“) und in deutschen Meeresgebieten abwesend. KIJN et al. (1993) berichteten von Fängen um Helgoland im Sommer. Die Daten der ICES-Surveys (NS-IBTS und BTS) belegen eine weite Verbreitung des Hundshais vor allem in der südlichen und westlichen Nordsee (Abb. 3.3.2-1). Die historische Präsenz der Art in Skagerrak, Kattegat und Sund kann nicht durch Nachweise aus den seit Mitte der 1960er Jahre durchgeführten Surveys bestätigt werden.

Die Fischereistatistiken des ICES zeigen die Intensivierung einer Hundshai-Fischerei in Frankreich ab 1978 mit relativ geringen Fangmengen in der nördlichen und zentralen Nordsee (je 1 Tonne in den ICES-Gebieten IVa+b), aber deutlich größeren Fangergebnissen (30 Tonnen) in der südwestlichen Nordsee (ICES-Gebiet IVc). Ab 1989 beteiligte sich Großbritannien mit England an der Fischerei mit geringen bis mäßigen Fängen (2-16 Tonnen in den ICES-Gebieten IVb und IVc) in der zentralen und südlichen Nordsee und mit sehr geringen Fangmengen (0,5 Tonnen) in 2007-2008 in der nördlichen und zentralen Nordsee

durch Schottland. Ab 1999 stieg Dänemark in die Hundshai-Fischerei mit geringen Fängen (0,5-7 Tonnen) ein, sowohl in allen Nordseegebieten, aber auch mit sehr geringen Mengen (1-2 Tonnen) in den Übergangsgewässern (ICES-Gebiet IIIa) und sogar mit 0,5 Tonnen bis in die Beltregion (ICES-Gebiet IIIc, Baltic 22). Die Fischereidaten zeigen, dass Hundshaie im Bereich der Übergangsgewässer doch häufiger sind als die Surveys es anzeigen, da sie vermutlich mit den verwendeten Netzen in den Surveys nur eingeschränkt gefangen werden können. Hundshaie sind zwar häufig in Bodennähe zu finden (EBERT & STEHMANN 2013), halten sich aber auch in der Wassersäule auf und sind daher, wie in der historischen Literatur angedeutet, besser mit Langleinen zu fangen.

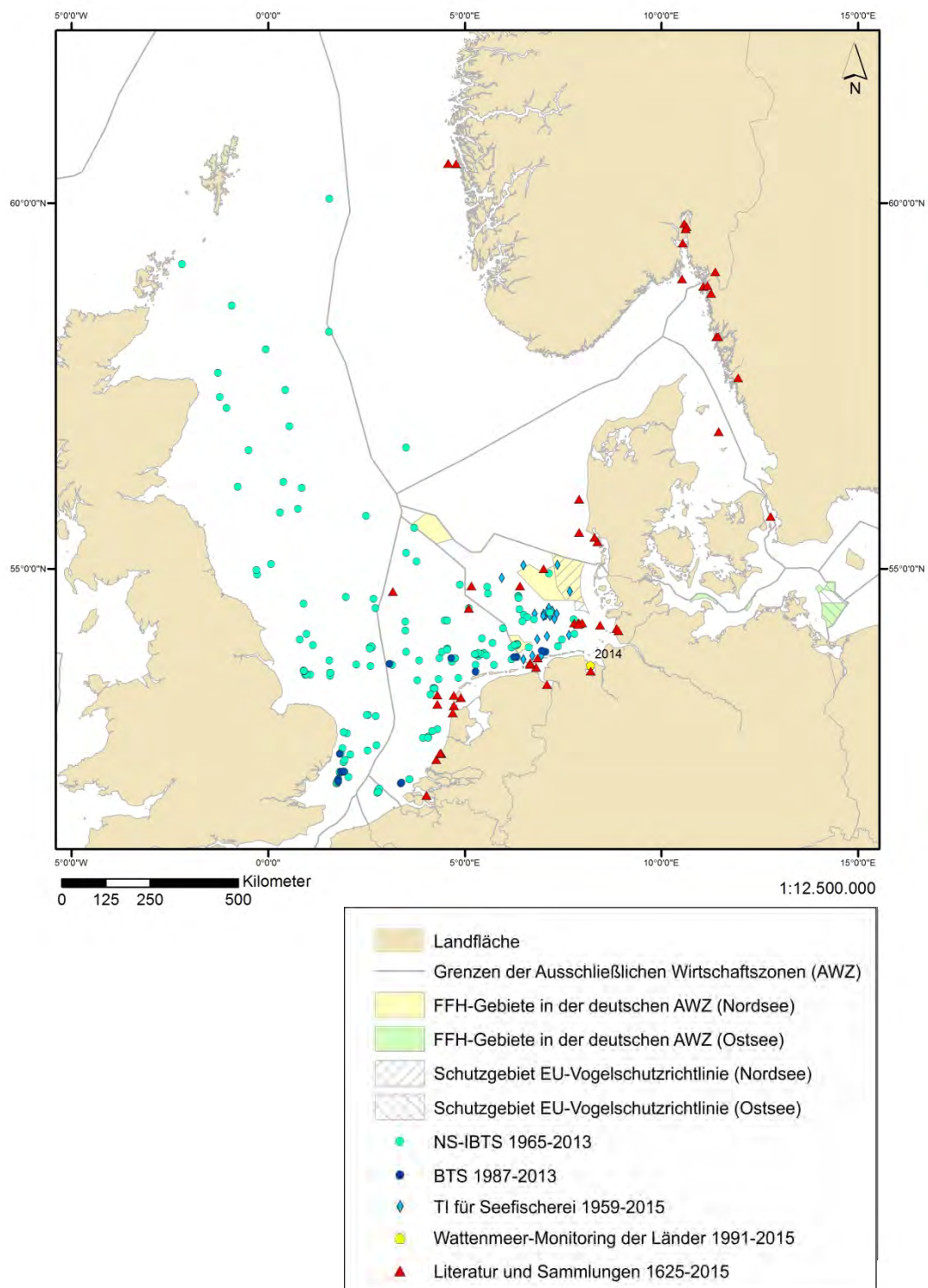


Abb. 3.3.2-1: Nachweise des Hundshais *Galeorhinus galeus* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

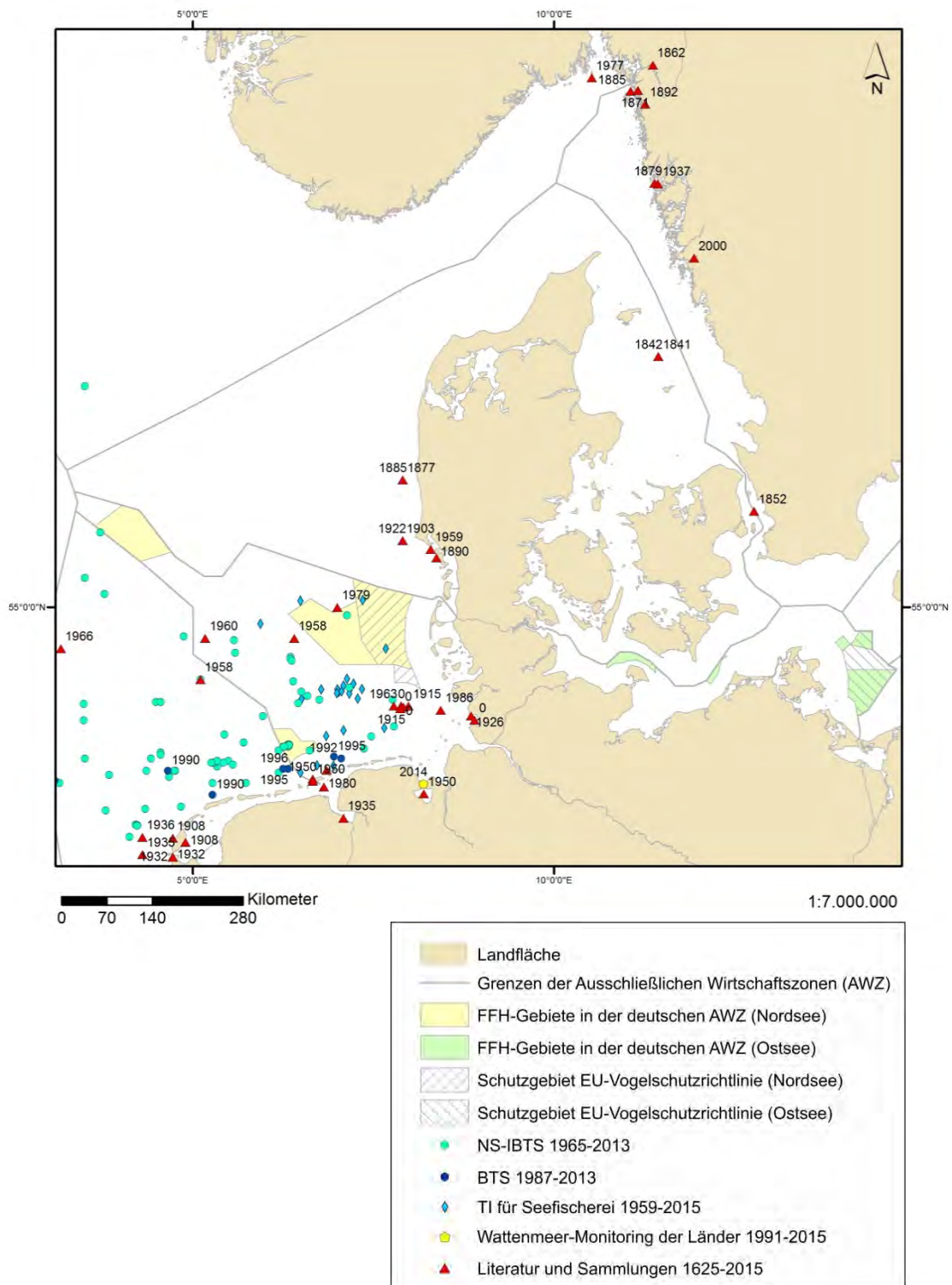


Abb. 3.3.2-2: Nachweise des Hundshais *Galeorhinus galeus* im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.3 *Hexanchus griseus* (Bonnaterre, 1788) – Großer Grauhai

Der Große Grauhai lebt demersal und bathypelagisch vor allem in Tiefen zwischen 500 und 1.100 Metern. Juvenile können auch in geringeren Wassertiefen vorkommen, Adulte bis in Tiefen von über 2.490 Metern (WEIGMANN 2016). Zwar wird vermutet, dass die Art Wanderungen durchführt, die Wanderrouten konnten bisher jedoch nicht identifiziert werden (vgl. Kap. 5.1.3).

Der Große Grauhai gilt aufgrund nur weniger historischer Einzelnachweise als in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert, sodass auch keine aktuelle Gefährdungsanalyse in der Roten Liste der Meeresfische Deutschlands existiert (vgl. THIEL et al. 2013).

Die Auswertung der Sammlungsdaten und Belege im Zoologischen Museum der Universität Kiel erbrachte einen historischen Nachweis Großer Grauhaie in den deutschen Meeresgebieten der Nordsee. So wurden 1933 zwei Große Grauhaie in der Elbmündung vor Cuxhaven gefangen. Zwar sind diese Exemplare im Zoologischen Museum der Universität Kiel nicht mehr erhalten, jedoch beschreibt der damalige Katalogeintrag umfangreich den Fang der beiden Tiere sowie den Ankauf eines Exemplars (Abb. 3.3.3-1). Der Katalogeintrag enthielt auch Informationen über die recht aufwendige Anfertigung von Augennachbildungen für ein Ausstellungsexemplar, das nachfolgend in mehreren Städten in Deutschland zu sehen war. Diese Fakten lassen darauf schließen, dass es sich um eine korrekte Angabe handelt und auch die Artbestimmung richtig war. Darüber hinaus befinden sich im Staatlichen Museum für Naturkunde in Stuttgart zwei weitere Exemplare Großer Grauhaie aus den deutschen Nordseegebieten, die 1927 bei Helgoland gefangen wurden (Abb. 3.3.3-2).

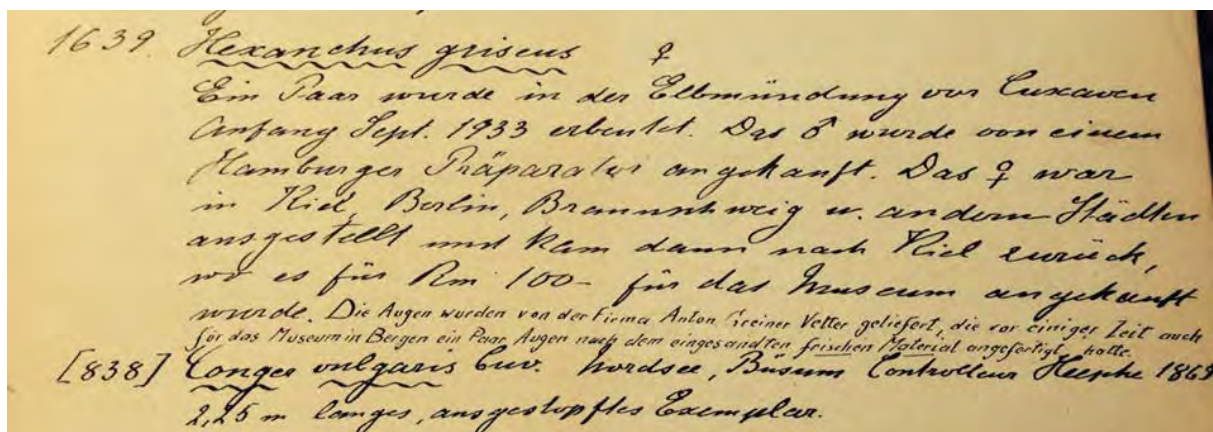


Abb. 3.3.3-1: Eintrag der Fanges zweier Großer Grauhaie in der Elbmündung vor Cuxhaven im Eingangsbuch des Zoologischen Museums der Universität Kiel.

Diese relativ großwüchsige Art ist im Rahmen der ICES-Surveys in der Nordsee, den Übergangsgewässern und in der Ostsee nicht gefangen worden, was neben dem recht seltenen Vorkommen auch auf die eingeschränkte Fängigkeit der verwendeten Fanggeräte in Bezug auf große Haiarten zurückzuführen sein dürfte. Die Fischereidaten des ICES enthalten keine Fangeinträge von *Hexanchus griseus* im Betrachtungsgebiet. Aufgrund der Präferenz tieferer Habitate hat schon EHRENBAUM (1936) die Art nur als Gastart in der nördlichen Nordsee beschrieben. WHEELER (1969) stimmte damit überein und ergänzte,

dass die Art nur in nördlichen Bereichen vorkommt und vermutete, dass die höheren Wassertemperaturen im Süden als natürliche Barriere dienen.

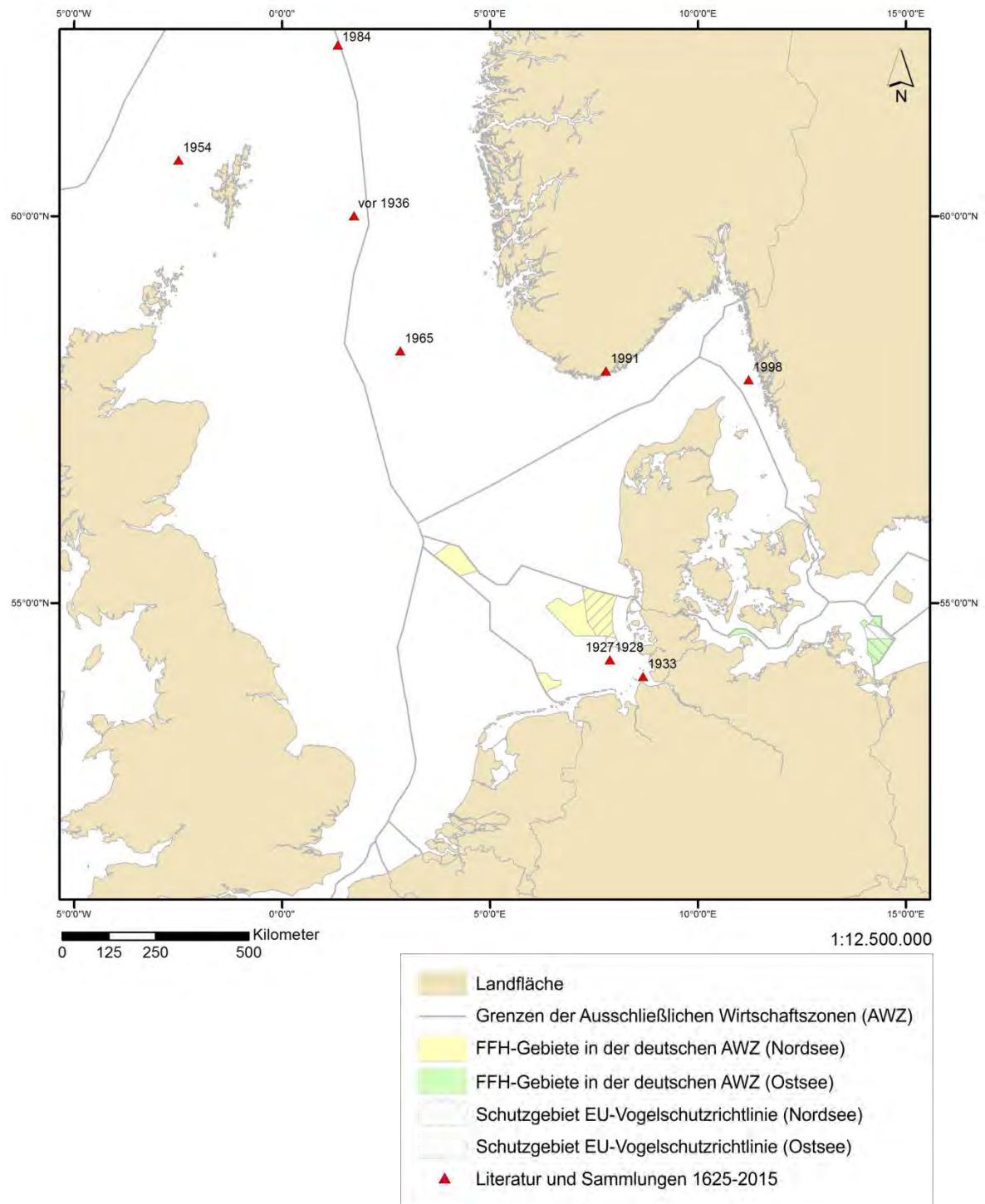


Abb. 3.3.3-2: Nachweise des Großen Grauhais *Hexanchus griseus* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

3.3.4 *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788) – Heringshai

Als pelagische Art unternimmt der Heringshai teilweise lange Wanderungen entlang der Kontinentalhänge. Zwar bevorzugt er Wassertiefen bis zu 700 Metern, kommt aber gelegentlich auch bis in Tiefen von 1.809 Metern (WEIGMANN 2016) vor. Der Heringshai lebt sowohl solitär als auch in Gruppen (Details in Kap. 5.1.4).

THIEL et al. (2013) zählen den Heringshai aktuell aufgrund fehlender Nachweise seit 1933 zu den in den deutschen Meeresgebieten der Nord- und Ostsee nicht etablierten Arten, für die somit auch keine Gefährdungsanalyse durchgeführt wurde.

Für den 307 Jahre umfassenden Zeitraum von 1625-1932 konnten über Analysen musealer Sammlungen und Auswertungen von Literaturdaten insgesamt 15 Nachweise der Art für die deutschen Meeresgebiete der Nord- und Ostsee zusammengetragen werden (Abb. 3.3.4-4). Im Bereich der deutschen Nordseegewässer stammen diese historischen Nachweise sowohl aus dem küstenfernen Bereich der AWZ als auch aus küstennäheren Bereichen in der deutschen Bucht und aus dem Wattenmeer. Die meisten historischen Nachweise datieren aus dem 19. Jahrhundert sowie vom Anfang des 20. Jahrhunderts bis in die 1930er Jahre. Die jüngsten historischen Nachweise im deutschen Nordseegebiet stammen aus dem Jadebusen und von einer Strandung auf Sylt, jeweils aus dem Jahr 1932 (Abb. 3.3.4-4).

Der älteste Nachweis stammt aus dem deutschen Ostseegebiet von einem Exemplar, das 1625 die Warnow bei Rostock hoch geschwommen ist (DUNCKER & LADIGES 1960) und nachfolgend ins Zoologische Museum der Universität Rostock kam, wo es allerdings heute nicht mehr erhalten ist. Entlang der deutschen Ostseeküste gab es weitere sehr alte Nachweise (z.B. einen aus dem Jahr 1921), die in der Originalüberlieferung als Blauhaie bezeichnet wurden (WALBAUM 1753 in DUNCKER 1937). Der Heringshai wurde damals laut DUNCKER (1937) entlang der Ostseeküste aufgrund seiner blauen Färbung so genannt. DUNCKER (1937) diskutierte die vermeintliche Verwechslung mit dem Blauhai in einer Abhandlung, in der die genauen Gestaltangaben von WALBAUM (1753) erwähnt werden, die eindeutig auf den Heringshai hinweisen und somit der Blauhai ausgeschlossen werden konnte.

Für das Gesamtbetrachtungsgebiet kann anhand der Nachweise aus der historischen Literatur und den Museumssammlungen eine ehemals weite Verbreitung des Heringshais in der Nordsee, den Übergangsgewässern und der westlichen Ostsee, wie sie von WITTMACK (1875), KRØYER (1853), MÖBIUS & HEINCKE (1883), HEINCKE (1894), DUNCKER et al. (1929) und EHRENBAUM (1936) angenommen wurde, bestätigt werden (Abb. 3.3.4-3). EHRENBAUM (1936) beschrieb den Heringshai sogar als begehrtes Fischereiobjekt, mit sehr wohlschmeckendem Fleisch, das unter verschiedenen Namen auf den deutschen Markt kam. Da die deutsche Fischerei die Nachfrage nicht decken konnte, wurden große Mengen Heringshaie aus Norwegen eingeführt, wo sie mit Langleinen in mäßigen Tiefen gefangen wurden, während deutsche Fischer den Heringshai eher in der westlichen Nordsee im „Trawlheringsfang“ fingen.

Später stuften DUNCKER & LADIGES (1960) den Heringshai in der Ostsee nur noch als seltenen Irrgast ein. WITTE & ZIJLSTRA (1978) bewerteten ihn als extrem selten in niederländischen und deutschen Gewässern. ZIDOWITZ et al. (2008) zeigten anhand von ICES-Fischereidaten, dass der Heringshai bis 2004 in sehr geringen Mengen bis in die westliche Ostsee in den Fischereigebieten 22, 23, 24 gefangen wurde.

In den Daten der ICES-Surveys existieren keine Fänge des Heringshais. Ein Grund hierfür könnte sein, dass der relativ große pelagische Heringshai, der zudem als sehr mobile und agile Art gilt, vermutlich durch das bei den Forschungssurveys verwendete Grundschleppnetz mit nur sehr eingeschränkter Fängigkeit erfasst werden kann.

In den ICES-Fischereidaten von 1950-2009 findet man durchgängig mindestens ein Land, das sich an der Heringshai-Fischerei in der Nordsee, den Übergangsgewässern und der Ostsee beteiligte. Dies waren Belgien, Dänemark, die Färöer, Frankreich, Deutschland, Norwegen, Schweden, England und Schottland mit teils hohen Anlandungen der Art (bis zu 1.897 Tonnen), vor allem in den 1950er Jahren (Abb. 3.3.4-1). Insgesamt wurden im Zeitraum von 1950-2010 in der Nordsee, den Übergangsgewässern und der westlichen Ostsee 23.333 Tonnen Heringshaie angelandet. 1950 landete allein Dänemark 1.598 Tonnen Heringshaie aus der zentralen Nordsee an. Zum Ende der 1950er Jahre nahmen die Fangmengen bereits deutlich ab, bis sie Ende der 1960er bis Mitte der 1970er Jahre nochmal bis zu 800 Tonnen zunahmen. Ab Ende der 1970er Jahre gingen die Anlandungen dann stetig zurück, bis 2010 ein Fangstopp für den Heringshai in allen Gewässern der EU, und damit auch im Gesamtbetrachtungsgebiet, erlassen wurde.

Auch in den Übergangsgewässern des Skagerraks und Kattegats wurden mit 4.934 Tonnen nicht unerhebliche Mengen Heringshaie im Zeitraum von 1950-2010 gefangen (Abb. 3.3.4-2). Nach einem Höchststand von 725 Tonnen in 1952, gingen die Fänge zunächst bis 1970 zurück und nahmen ab den 1970er Jahren mit einigen Fluktuationen bis 1986 wieder zu, bevor sie anschließend kontinuierlich abnahmen und bereits ab 2004 gar keine Fänge mehr gemeldet wurden.

Geringe Fangmengen des Heringshais wurden durch Dänemark und Schweden auch in den Übergangsgewässern der Belte (ICES-Gebiet IIIc Baltic 22), dem Öresund (ICES-Gebiete IIIb Baltic 23) und bis in die westliche Ostsee (ICES-Gebiet IIId Baltic 24; Dänemark <0,5 Tonnen im Jahr 2002) berichtet.

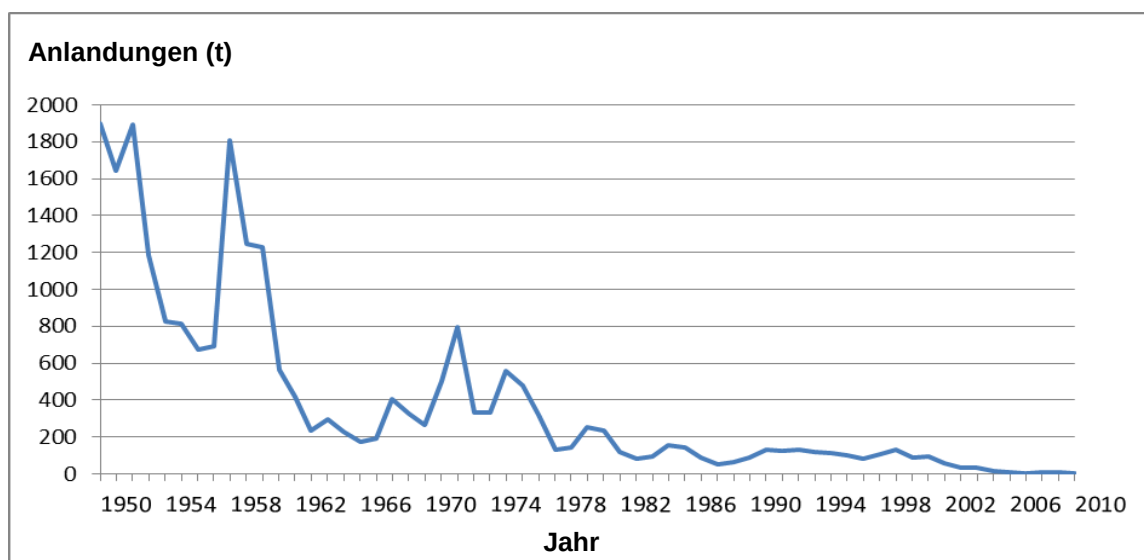


Abb. 3.3.4-1: Anlandungen von *Lamna nasus* im Gesamtbetrachtungsgebiet (ICES Gebiete IVa-c, IIIa-d) in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.

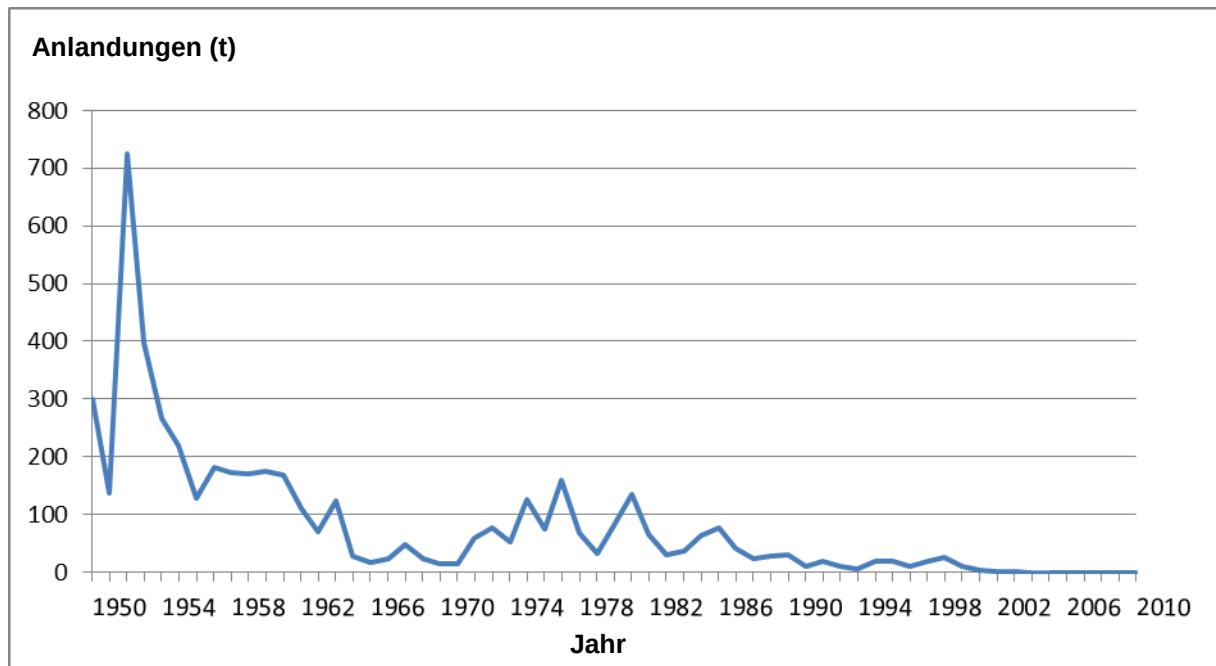


Abb. 3.3.4-2: Anlandungen von *Lamna nasus* aus den Übergangsgewässern des Skagerraks und Kattegats (ICES Gebiet IIIa) in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.

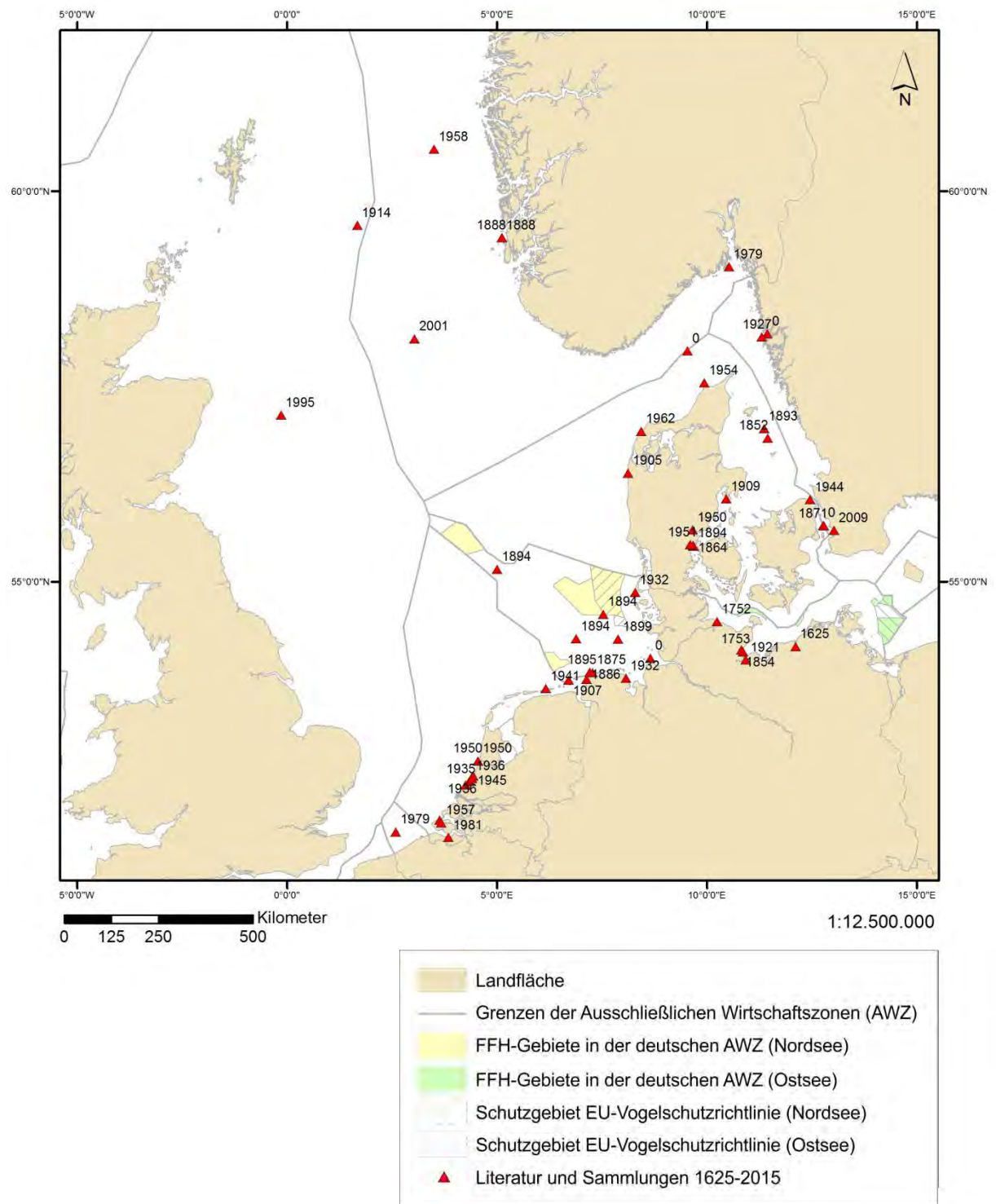


Abb. 3.3.4-3: Nachweise des Heringshais *Lamna nasus* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

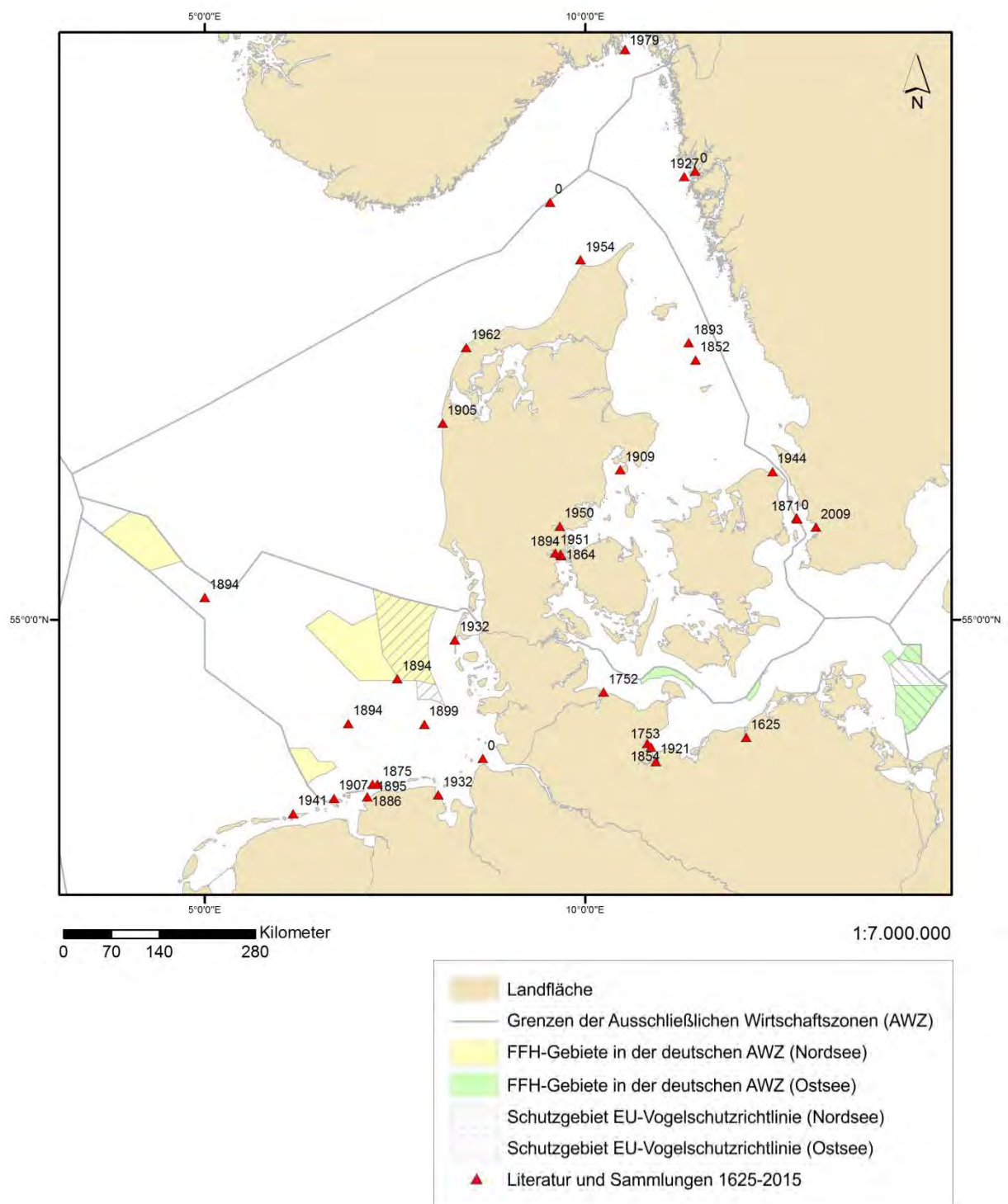


Abb. 3.3.4-4: Nachweise des Heringshais *Lamna nasus* im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.5 *Mustelus* spp. – Weißgefleckter Glatthai/Grauer Glatthai

Hierunter fallen die anhand äußerer Merkmale nur durch Experten zu unterscheidenden Arten Weißgefleckter Glatthai (*Mustelus asterias*) und Grauer Glatthai (*Mustelus mustelus*) (FARRELL et al. 2009). *M. mustelus* wurde bisher nur am südlichen Rand der Nordsee nachgewiesen (EBERT & STEHMANN 2013). Deshalb ist davon auszugehen, dass es sich bei den Nachweisen von *Mustelus* spp. aus dem Gesamtbetrachtungsgebiet nahezu ausschließlich um die Art *M. asterias* handelt. Der Weißgefleckte Glatthai ist eine bodennah lebende Art, die saisonale Wanderungen durchführt (vgl. Kap. 5.1.5).

In der Roten Liste der Meeresfische Deutschlands wird der Weißgefleckte Glatthai als etablierte Art geführt. Die Einstufung in eine Gefährdungskategorie war jedoch aufgrund einer unzureichenden Datenlage bzgl. des lang- und kurzfristigen Bestandstrends der Art nicht möglich (vgl. THIEL et al. 2013).

Aktuelle Nachweise liegen aus dem NS-IBTS, dem BTS und den Daten des TI für Seefischerei nahezu für den gesamten Bereich der deutschen AWZ der Nordsee vor (Abb. 3.3.5-1). Außerdem wurde 2012 ein Individuum im Rahmen des Monitorings des ostfriesischen Wattenmeers im zentralen Jadebusen gefangen.

Im Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff liegt durch den BTS ein Nachweis des Glatthais vor. Mehrere aktuelle Nachweise sind aus dem NS-IBTS sowie ein aktueller Museumsnachweis aus dem Gebiet von Borkum-Riffgrund vorhanden.

Aus den musealen Daten und der Literatur konnten für die deutschen Gebiete nur wenige Nachweise von Glatthaien um Helgoland aus den 1870er Jahren bis ins erste Jahrzehnt des 20. Jahrhunderts zusammengetragen werden sowie der Nachweis je eines Individuums in den 1950er Jahren nördlich von Borkum und im Wattenmeer bei der Eiderstedt-Halbinsel.

Der Glatthai ist im Gesamtbetrachtungsgebiet bis ins Skagerrak und Kattegat hinein verbreitet. Der südlichste Nachweis in den Übergangsgewässern stammt aus dem BITS im südlichen Kattegat nahe des Öresunds aus dem Jahr 2008. In der Nordsee tritt er im westlichen Teil deutlich häufiger auf (Abb. 3.3.5-2). Im östlichen Teil der Nordsee ist er nur vereinzelt in den Hols des IBTS anzutreffen und fehlt hier sogar in vielen Gebieten.

In der ICES-Fischereistatistik (ICES 2010) berichtet Frankreich erstmals im Jahr 1979 von geringen Fängen (2 Tonnen) des Glatthais in der südwestlichen Nordsee (ICES-Gebiet IVc). Ab 2001 stieg die Fangmenge der Glatthaie nach der Fischereistatistik Frankreichs an und erreichte im Jahr 2010 einen Wert von 63 Tonnen in diesem Gebiet. Ab dem Jahr 2000 wurden auch durch Großbritannien in den ICES-Gebieten IVb und c geringe Mengen gefangen, und Frankreich weitete seine Fischereiaktivitäten zum ICES-Gebiet IVb aus. Insgesamt wurden durch Frankreich und Großbritannien 2010 in den Gebieten IVb und IVc 140 Tonnen Glatthaie angelandet.

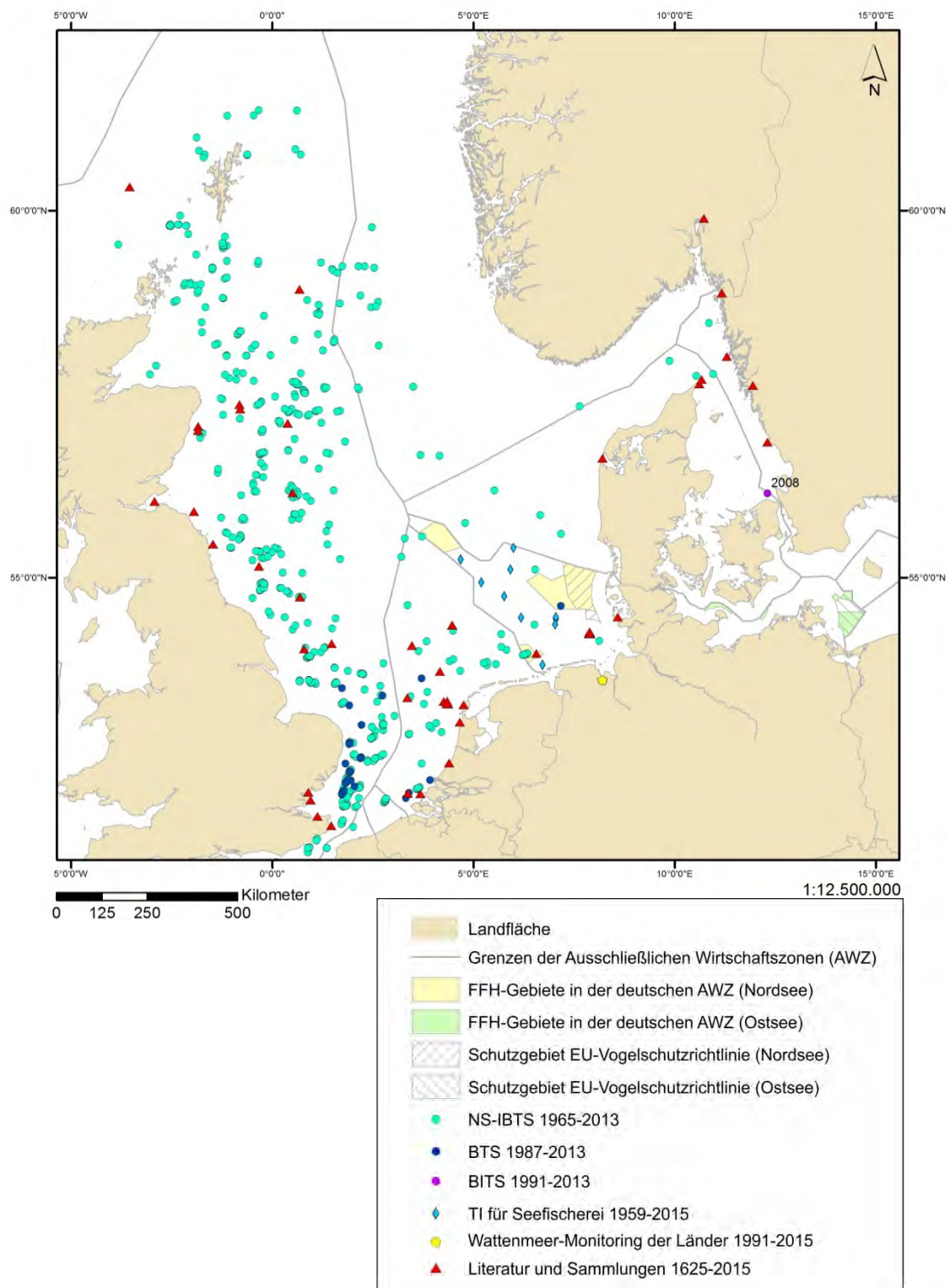


Abb. 3.3.5-1: Nachweise des Glatthais *Mustelus* spp. im Gesamtbetrachtungsgebiet.

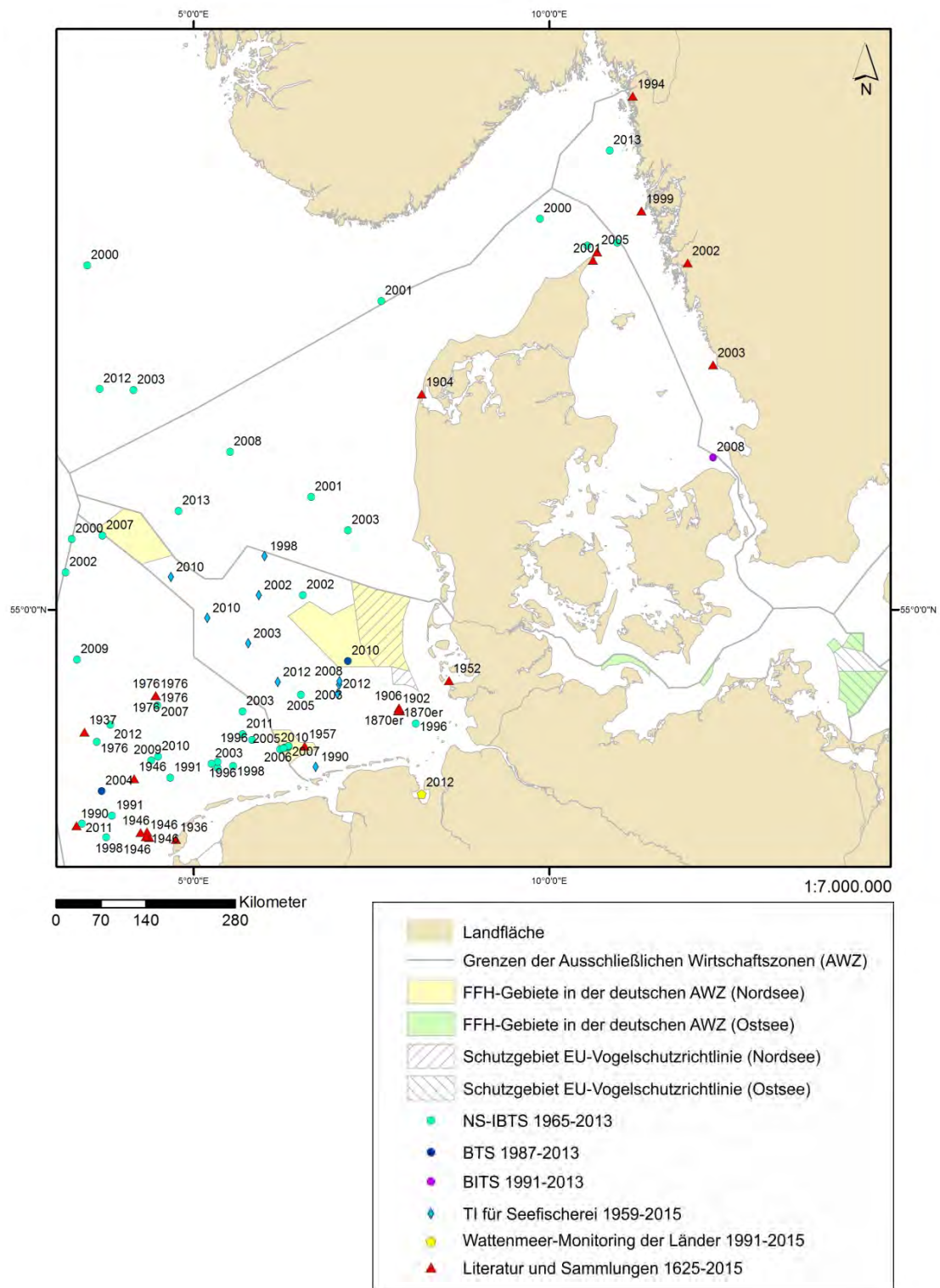


Abb. 3.3.5-2: Nachweise des Glatthais *Mustelus* spp. im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.6 *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) – Kleingefleckter Katzenhai

Der nachtaktive Kleingefleckte Katzenhai lebt in Bodennähe. Größere Wanderungen führt die Art nicht durch, bekannt sind jedoch tagesperiodische Wanderungen von tagsüber aufgesuchten tieferen Bereichen in flachere Bereiche während der Nacht (vgl. Kap. 5.1.6).

Scyliorhinus canicula ist eine in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee etablierte Haiart, die in der Roten Liste Meeresfische als ungefährdet eingestuft wurde (THIEL et al. 2013).

Für den deutschen Nordseebereich liegen relativ viele Nachweise von *S. canicula* aus internationalen und nationalen Surveys sowie aus Museumssammlungen und Literatur vor (Abb. 3.3.6-1). Weitere Nachweise sind für die Übergangsgewässer zwischen Nord- und Ostsee vorhanden. Aus dem Kattegat liegt auch ein aktuellerer Nachweis aus 2009 vor. In den deutschen Ostseegebieten wurde dagegen nur ein Nachweis der Art im Dezember 2014 in der Lübecker Bucht erbracht.

Während des Monitorings des ostfriesischen Wattenmeers im zentralen Jadebusen im Jahr 2014 wurde ein Exemplar des Kleingefleckten Katzenhais nachgewiesen (Abb. 3.3.6-1). Weitere Nachweise aus dem Wattenmeer stammen von 1950 vor Cuxhaven in der Elbmündung, von 1932 bei der Eiderstedt-Halbinsel und von 1913 vor Hallig Langeness.

In der Gesamtschau der Daten kommt der Kleingefleckte Katzenhai hauptsächlich im zentralen Teil der deutschen AWZ vor, wobei die auffällige Häufung nordwestlich von Helgoland auf die Nachweise aus dem kleinräumigen German Small Scale Bottom Trawl Survey (GSBTS) zurückzuführen ist, bei dem eine relativ hohe Anzahl eng gesetzter Hols in der so genannten Box A durchgeführt werden.

Natura 2000-gebietsbezogene Nachweise der Art stammen vornehmlich aus dem Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff, etwas weniger auch aus dem Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund. Im Natura 2000-Gebiet Doggerbank wurde *S. canicula* nicht nachgewiesen (Abb. 3.3.6-2).

Im Gesamtbetrachtungsgebiet zeigt sich eine relativ weiträumige Verteilung des Kleingefleckten Katzenhais mit Schwerpunkten in der südlichen Nordsee und in der nordwestlichen Nordsee vor der Küste Schottlands bis um die Shetland Inseln.

Schon WITTMACK (1875) beschrieb den Kleingefleckten Katzenhai als sehr häufig in der Nordsee und an der Schleswig-Holsteinischen Westküste vorkommend. HEINCKE (1894) bestätigte sein Vorkommen um Helgoland. DUNCKER et al. (1929) beschrieben das Vorkommen der Art von den Britischen Inseln bis ins Kattegat, er schien ihnen jedoch in der Deutschen Bucht sehr selten zu sein. Auch EHRENBAUM (1936) gab ihn als ziemlich selten in der Deutschen Bucht an, machte aber Angaben über seine wirtschaftliche Nutzung. Da das Fleisch als geringwertig betrachtet wurde, fand es Verwendung nur bei der ärmeren Bevölkerung oder für Köderzwecke und die Haut wurde als Poliermittel verwendet.

Von DUNCKER & LADIGES (1960) wurde der Kleingefleckte Katzenhai später als in der eigentlichen Ostsee fehlend, aber mit gelegentlich bis in den Öresund reichenden Nachweisen angegeben. Einige Exemplare waren DUNCKER & LADIGES (1960) aus dem Wattenmeer und von Helgoland bekannt.

WITTE & ZIJLSTRA (1978) bezeichneten *Scyliorhinus canicula* als selten in niederländischen und als extrem selten in deutschen Wattenmeer-Gebieten. RIJNSDORP et al. (1996) hielten den Kleingefleckten Katzenhai für die südöstliche Nordsee für einen scheinbaren „Newcomer“. Der ICES beschreibt laut NARBERHAUS et al. (2012) den Status der Art als von zunehmender Abundanz und Ausbreitung.

Ab 1978 tauchten die ersten Anlandungsdaten von *S. canicula* durch Frankreich aus den ICES-Gebieten IVa-c in den ICES-Fischereistatistiken (ICES 2010) auf. Für das Jahr 1978 beliefen sich die Anlandungen schon auf 41 Tonnen und für das Folgejahr auf 91 Tonnen. Ab 1982 wurden fortlaufend durch Frankreich Anlandungen des Kleingefleckten Katzenhais berichtet, die zwischen 49 und 77 Tonnen schwankten. Ab 1989 kamen Anlandungen auch von Großbritannien aus dem ICES-Gebiet IVc und später wenige aus dem ICES-Gebiet IVb hinzu, die mit 133 Tonnen im Jahr 1995 ihren Höchststand erreichten. Die größte Gesamtanlandungsmenge, an der auch die Niederlande mit 1 Tonne beteiligt waren, wurde 2010 mit 263 Tonnen erreicht.

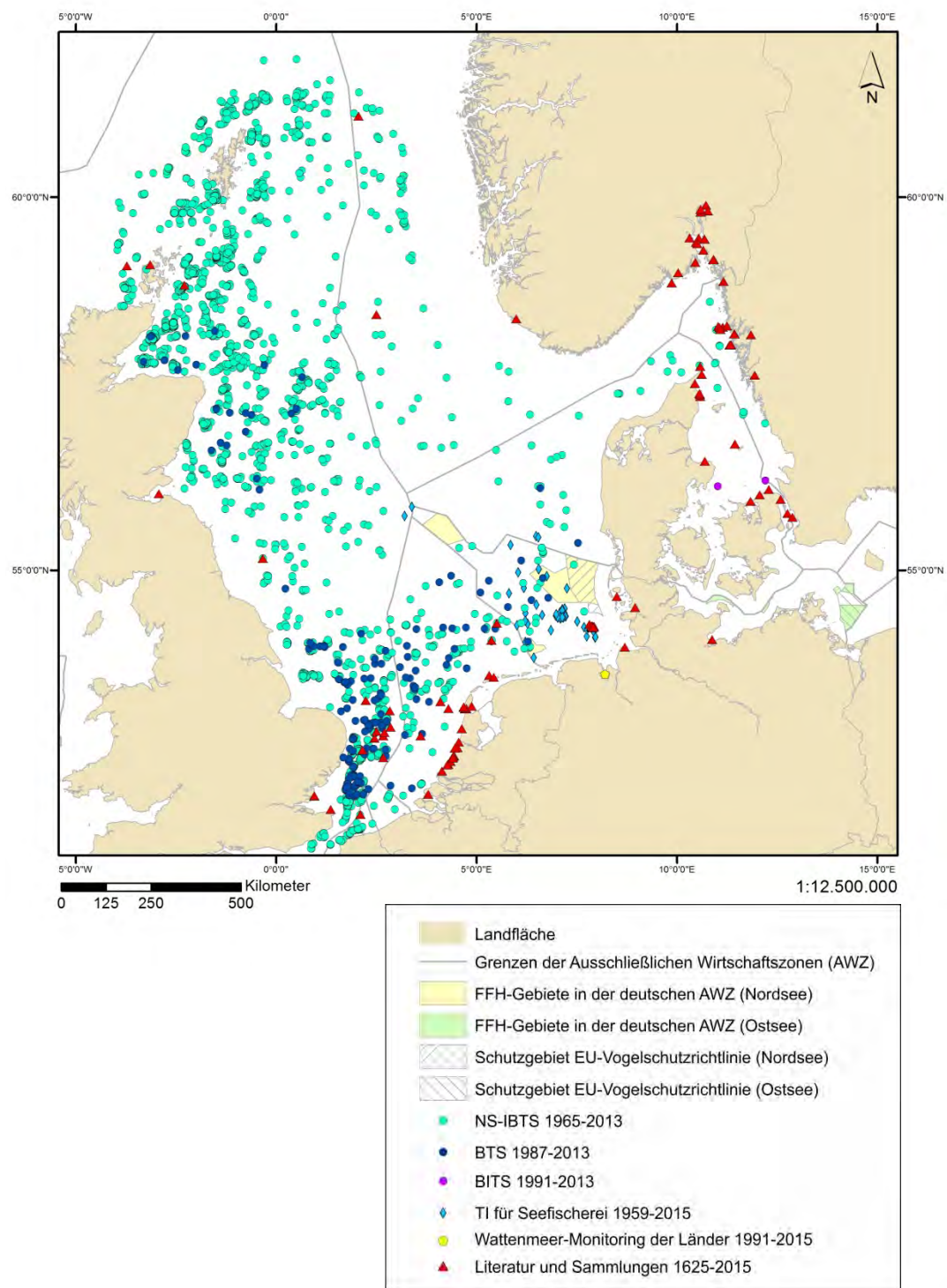


Abb. 3.3.6-1: Nachweise des Kleingefleckten Katzenhais *Scyliorhinus canicula* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

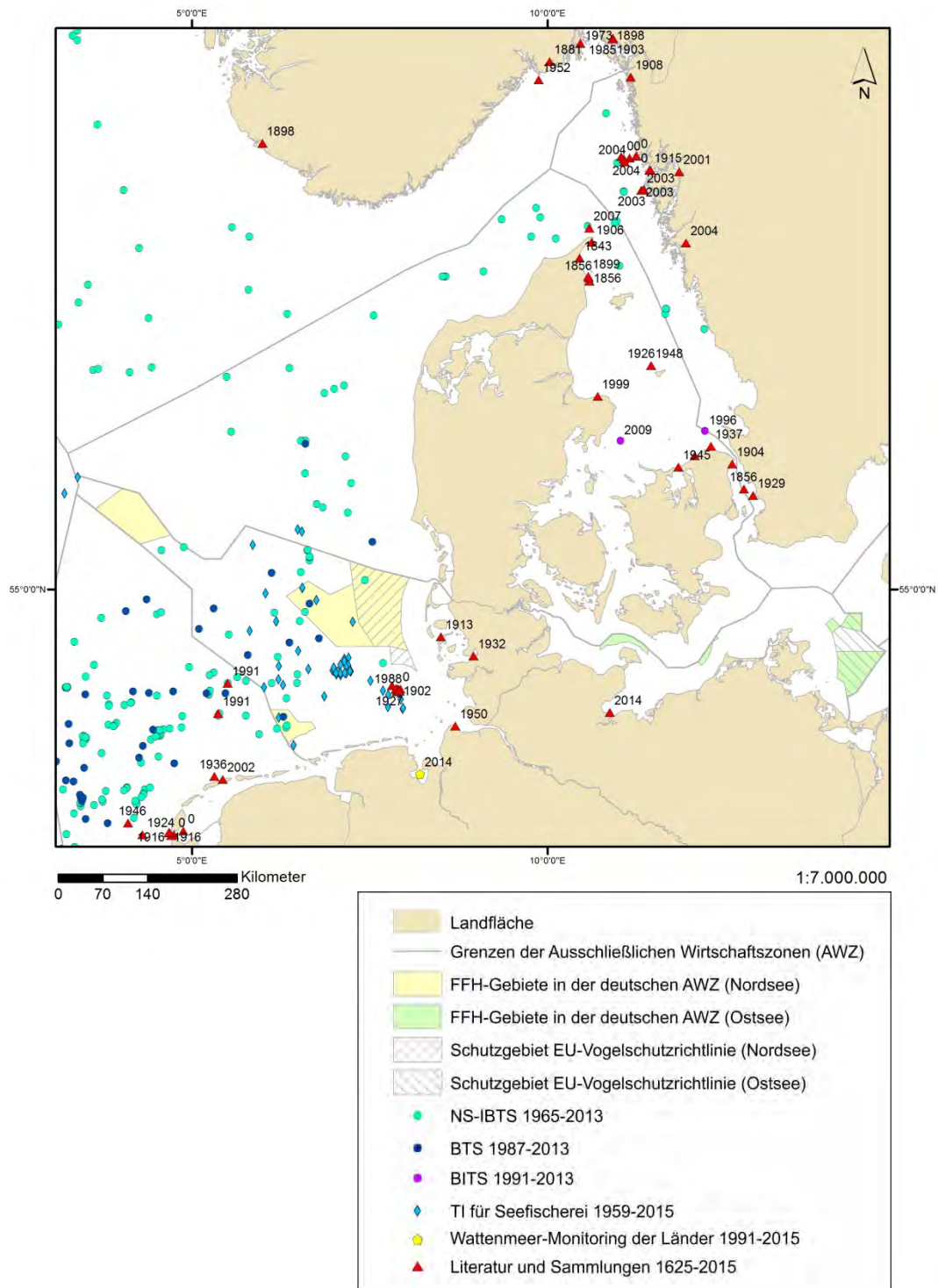


Abb. 3.3.6-2: Nachweise des Kleingefleckten Katzenhais *Scyliorhinus canicula* im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.7 *Scyliorhinus stellaris* (Linnaeus, 1758) – Großgefleckter Katzenhai

Wie der Kleingefleckte Katzenhai ist auch der Großgefleckte Katzenhai eine bodennah lebende Art, die keine größeren Wanderungen durchführt (vgl. Kap. 5.1.7).

Die Art ist in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert, so dass THIEL et al. (2013) auch keine Gefährdungsanalyse durchgeführt haben.

Für den Großgefleckten Katzenhai liegen zwei Nachweise des Staatlichen Museum für Naturkunde in Stuttgart mit der Ortsangabe „Deutsche Bucht“ vor.

In der historischen Literatur findet sich keine konkrete Fangangabe Großgefleckter Katzenhaie für die deutschen Meeresgebiete. EHRICH et al. (2006) berichteten jedoch von einem Nachweis im deutschen Nordseegebiet, in der sogenannten Box A, die regelmäßig bei deutschen Fischerei-Surveys beprobt wird. Die Fangangaben zu diesem Exemplar sind in den zur Verfügung gestellten Daten des TI für Seefischerei enthalten und in Abb. 3.3.7-1 dargestellt.

In den Daten von NS-IBTS und BITS sind darüber hinaus einige wenige Funde von *Scyliorhinus stellaris* in der nördlichen und südwestlichen Nordsee sowie ein Fund im Kattegat enthalten (siehe Abb. 3.3.7-1).

Auch in internationalen Museen finden sich lediglich vier Exemplare aus der Nordsee und den Übergangsgewässern (Abb. 3.3.7-1) Fischereilich betätigen sich Frankreich und Großbritannien (Schottland und England) ab 1989 am Fang von *Scyliorhinus stellaris* mit geringen Fangmengen (zwischen <0,5 und 17 Tonnen) in allen Nordseegebieten (ICES-Gebiet IVa-c). Bei einer Fangmenge von angeblich 17 Tonnen im ICES-Gebiet IVa ist allerdings, angesichts der sehr wenigen Nachweise im IBTS, die Richtigkeit der Artbestimmung anzuzweifeln.

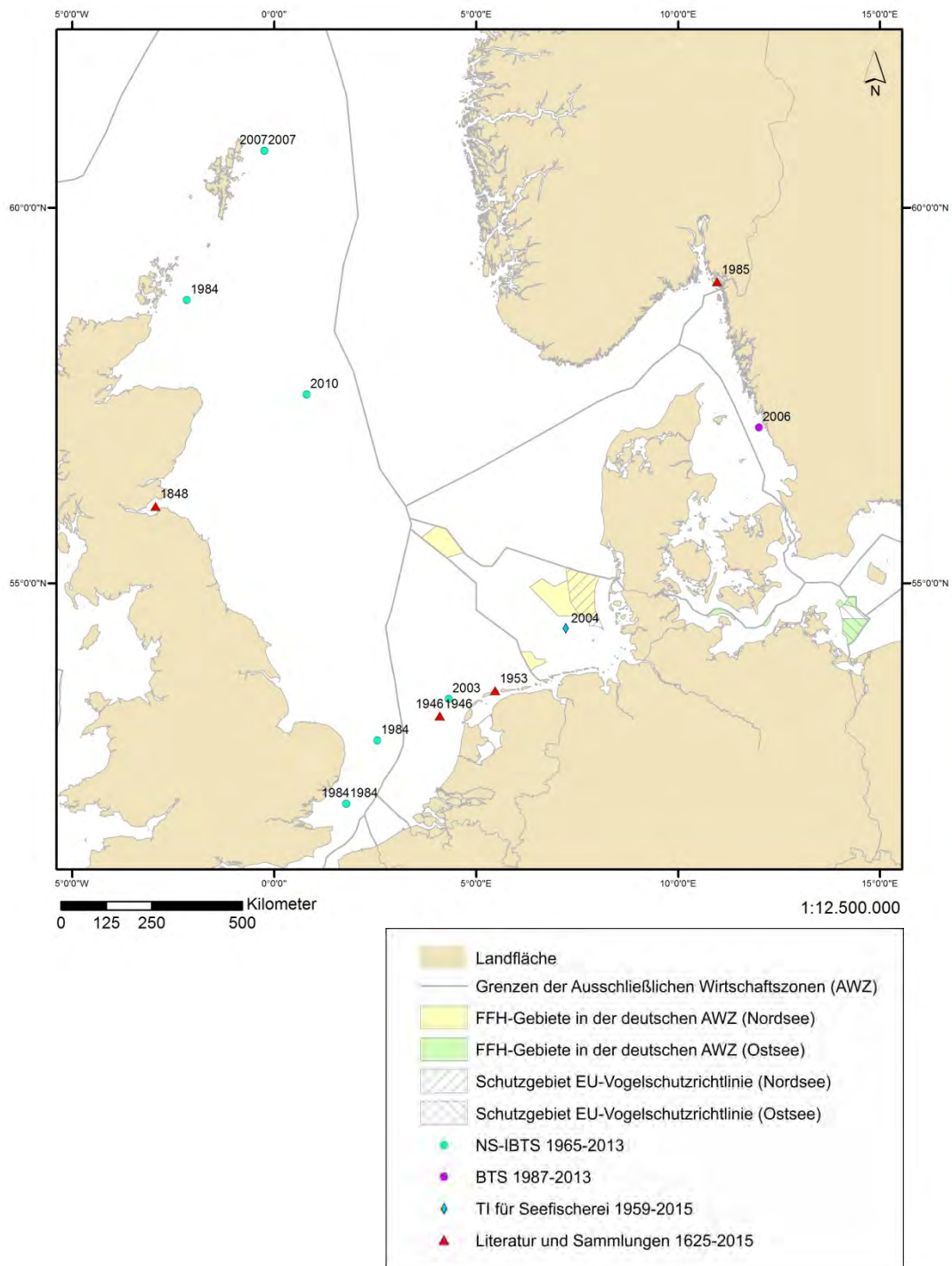


Abb. 3.3.7-1: Nachweise des Großgefleckten Katzenhais *Scyliorhinus stellaris* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

3.3.8 *Squalus acanthias* Linnaeus, 1758 – Dornhai

Der Dornhai ist eine benthopelagische Haiart, die bis in Wassertiefen von 1.978 Metern (WEIGMANN 2016) vorkommt, jedoch meistens oberhalb von 600 m Wassertiefe lebt. Er ist küstennah und in den Schelfgebieten des Festlandes und von Inseln sowie an Schelfabhängen verbreitet (siehe Kap. 5.1.8).

In der aktuellen deutschen Roten Liste der Meeresfische wird der Dornhai als etablierte Art geführt und als vom Aussterben bedroht eingestuft (vgl. THIEL et al. 2013). In den deutschen Ostseegebieten liegen neun Nachweise vor, wovon einer aus dem Jahr 1882 auf der Ostseite Rügens den östlichsten Nachweis markiert. Der jüngste Fund aus der Ostsee stammt aus der Nähe der Insel Poel aus dem Jahre 2014. An der deutschen Nordseeküste wurde der Dornhai zuletzt im Jahr 2014 im zentralen Jadebusen durch das Monitoring im ostfriesischen Wattenmeer nachgewiesen. Darüber hinaus liegen einige weitere, aber ausschließlich historische Nachweise für das Wattenmeer vor. In den Daten des TI für Seefischerei finden sich Angaben von Fängen um Helgoland bis in den Entenschnabel der deutschen AWZ. Der jüngste Nachweis stammt aus dem Jahr 2012. Aus dem Natura 2000-Gebiet Doggerbank liegt ein Nachweis aus dem Jahr 2004 vor, aus dem Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff zwei Fänge aus den Jahren 1960 und 1982 und einer aus Museumssammlungen ohne Datumsangabe, während es im Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund keine Nachweise gab (Abb. 3.3.8-5). Der aktuellste Nachweis aus dem NS-IBTS in der zentral-westlichen deutschen AWZ datiert aus dem Jahr 1997. Auf Grundlage der zusammengetragenen Nachweise ist eine weite Verbreitung des Dornhais in der Nordsee, den Übergangsgewässern und der westlichen Ostsee belegt. In den Übergangsgewässern liegen vor allem entlang der Bohuslän-Küste, aber auch bis südlich ins Kattegat viele und aktuelle Nachweise aus den ICES-Surveys NS-IBTS und BITS sowie aus dem GERAS des TI für Ostseefischerei vor. Zur räumlichen und zeitlichen Entwicklung der Dornhai-Nachweise im Betrachtungsgebiet siehe Kapitel 3.5.6.

BLOCH (1785) gab das Vorkommen des Dornhais in der Ostsee mit selten an, aber desto häufiger soll er in der Nordsee gewesen sein. Zum Verzehr diente der Dornhai laut BLOCH (1785) in Italien, Grönland, Island und Schottland, und in Norwegen machte man aus den Eiern Rührei und verwendete den Lebertran. WITTMACK (1875) gab an, dass der Dornhai im Atlantik bis 70° nördliche Breite vorkam und besonders an der englischen Küste häufig war. In der Ostsee trat er danach auch auf, dabei im Kieler Hafen jedoch selten. Einzelne Fänge waren aus der Eckernförder Bucht bekannt. Vor allem vor den ostfriesischen Inseln und bei Helgoland war er seiner Aussage nach nicht selten. MÖBIUS & HEINCKE (1883) lieferten konkrete Fangnachweise für die Ostsee (Abb. 3.3.8-4) und gaben an, dass der Dornhai im Frühjahr und Herbst den Schwärmen der Hornfische und Heringe folgte. Nach HEINCKE (1894) war der Dornhai auf den Schollen- und Schellfischgründen und auf Felsgrund um Helgoland häufig. DUNCKER et al. (1929) ergänzten die Verbreitung in der Ostsee mit der Angabe, dass diese bis zur Nordostküste Schonens reicht. In der Nordsee soll er zudem in sehr individuenreichen Gruppen aufgetreten sein. EHRENBAUM (1936) machte viele Angaben zur Nutzung des Dornhais: das Fleisch war in vielen Ländern sehr geschätzt, die Eier wurden für Pfannkuchen verwendet und das Leberöl als Emulsionslösung für Gerbereien. Der Dornhai wurde auch zu Tran, Guano und Fischmehl weiterverarbeitet. Auf Island wurden Dornhaie zur Feuerung, als Rinderfutter oder getrocknet auch zum Verzehr genutzt. Der erzielte Preis lag für den Dornhai in England höher als für Knurrhahn, Köhler, Sprotte und sogar Hering. In

Deutschland wurde jedoch der höchste Preis erzielt. Die Fischkonservenindustrie hat die Bauchlappen geräuchert als Schillerlocken und andere Teile als Seeaal in Gelee mariniert verkauft. In Norwegen wurde er laut EHRENBAUM (1936) als störend betrachtet, da er bei der Heringsfischerei mit bis zu 800 Stück auf 1000 Angeln kam. DUNCKER & LADIGES (1960) schränkten die Verbreitungsangaben für den Ostseebereich bereits etwas ein, indem sie angaben, dass er bis Rügen und Schonen nur als Irrgast vorkam und bei Bornholm fehlte. SAHRHAGE (1964) schrieb zwar, dass der Dornhai die am häufigsten auftretende Haiart in der Nordsee ist, dass er jedoch hier mehr oder weniger nur sporadisch anzutreffen ist, oft nur in einzelnen Exemplaren. Seine Verbreitungskarte bildete demnach auch nur die nördliche Nordsee als zusammenhängendes Lebensraumgebiet ab. In der äußeren Deutschen Bucht fand er nur noch in einigen Hols 1-2 Individuen. KIJN et al. (1993) stellten durch Untersuchungen der Dornhaifischereien fest, dass Dornhaie vermutlich im Uhrzeigersinn in der Nordsee wandern, von den nördlichen Ausläufern der Doggerbank im Sommer zu einem Gebiet nördlich von Schottland im Winter. RIJNSDORP et al. (1996) konnten anhand von Daten aus Kurren- und Otterschleppnetz-Surveys einen deutlichen Rückgang des Dornhais in den Fängen feststellen.

Die ICES-Fischereianlandungsstatistiken (ICES 2010) belegen ab dem Beginn der vorhandenen Anlandungsdaten eine bedeutende Fischerei auf den Dornhai im Gesamtbetrachtungsgebiet (ICES-Gebiete IVa-c und IIIa-d (Baltic 24)), die sogar darüber hinaus bis ins Ostseegebiet IIId Baltic 25 und 27 reichte. Bereits in den Anfangsjahren waren Belgien, die Niederlande, Norwegen und Großbritannien mit weit über 9000 Tonnen aktiv, In den folgenden Jahren nahm dieser Trend weiter zu (Abb. 3.3.8-1).

Bereits 1960 wurde im Gesamtbetrachtungsgebiet eine Fangmenge von knapp 30.000 Tonnen erzielt, die nach einigen Schwankungen ihren Höchststand mit 37.460 Tonnen im Jahr 1972 erreichte (Abb. 3.3.8-1). Zu diesem Zeitpunkt beteiligten sich Belgien, Dänemark, Deutschland, Island, Niederlande, Norwegen, Großbritannien und Schottland (Schottland ist ein zusätzliches Berichtsland, obwohl es auch zu Großbritannien gehört) an der Dornhaifischerei in der Nordsee, den Übergangsgewässern und der westlichen Ostsee. Den Hauptanteil hatte in diesem Jahr Norwegen mit 21.913 Tonnen in der nördlichen bis zentralen Nordsee. Ab Ende der 1970er Jahre fallen die Anlandungszahlen rapide und stetig ab, bis 2010 die Fischerei auf Dornhaie eingestellt wurde (Verordnung (EU) Nr. 1194/2010).

Selbst im ICES-Gebiet IIIa (Skagerrak und Kattegat) waren die Anlandungen von Fängen des Dornhais nicht unerheblich und erreichten mit 2.411 Tonnen im Jahr 1985 ihren Höchststand, bevor sie dann auch dort in den folgenden Jahren deutlich abnahmen (Abb. 3.3.8-2). In der Beltregion (ICES-Gebiet IIId Baltic 22), dem Öresund (ICES-Gebiet IIId Baltic 23), der westlichen Ostsee (ICES-Gebiet IIId Baltic 24) sowie darüber hinaus in den Ostseegebieten ICES-Gebiet IIId Baltic 25 und 27 waren die Anlandungen zwar im Vergleich zu den anderen Regionen sehr gering, aber auch dort wurde der Dornhai durch Dänemark, Deutschland und Schweden gefangen.

Deutschland hat sich laut der ICES-Fischereistatistik an der Dornhaifischerei ab 1961 beteiligt und vor allem in allen Nordseegebieten, aber auch in den Übergangsgewässern des ICES-Gebiets IIIa operiert. Eine geringe Fangmenge von <0,5 Tonnen im Jahr 1976 und 1 Tonne im Jahr 1978 wurde sogar aus dem ICES-Gebiet IIId – also der Ostsee – berichtet. Insgesamt hat sich Deutschland an der Dornhaifischerei im Gesamtbetrachtungsgebiet in-

klusive des ICES-Gebiets IIId mit 7.083 Tonnen im Zeitraum von 1961-1990 beteiligt und erzielte eine Jahreshöchstfangmenge von 700 Tonnen im Jahr 1967 (Abb. 3.3.8-3).

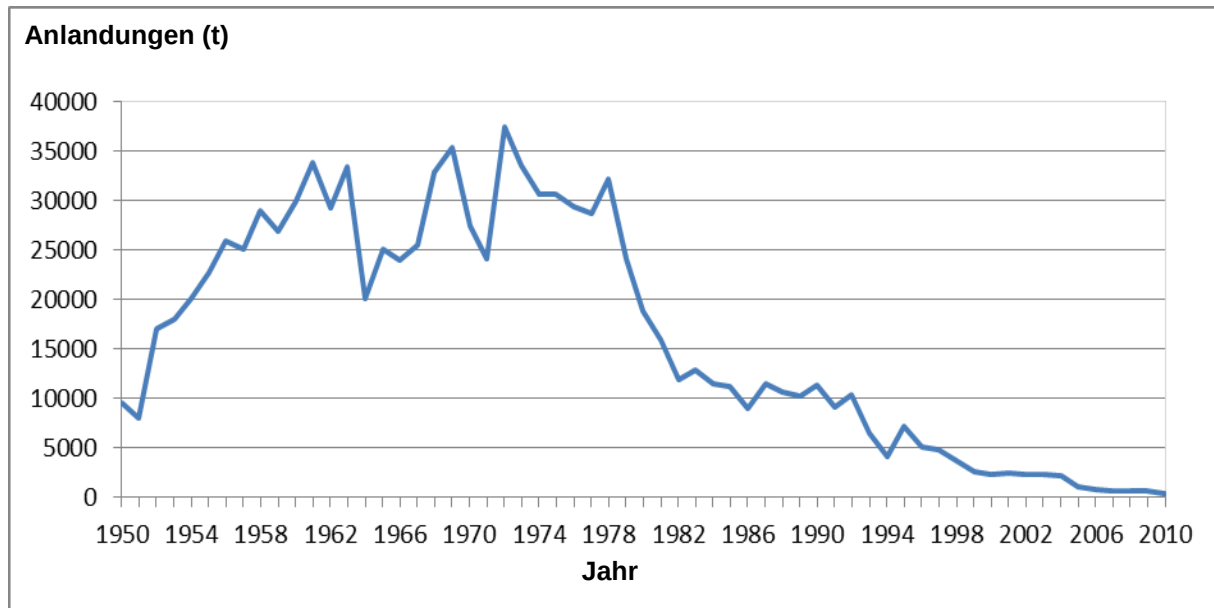


Abb. 3.3.8-1: Anlandungen von *Squalus acanthias* im Gesamtbetrachtungsgebiet (ICES-Gebiete IVa-c, IIIa-d) in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.

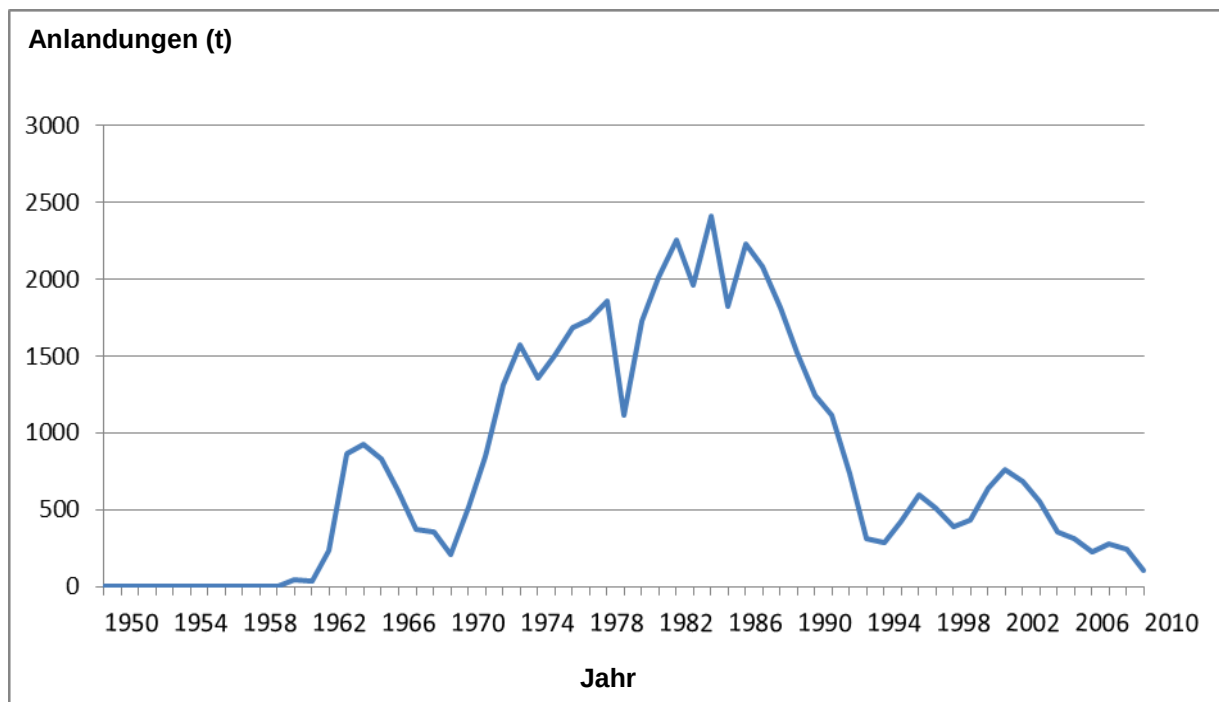


Abb. 3.3.8-2: Anlandungen von *Squalus acanthias* im ICES-Gebiet IIIa (Skagerrak und Kattgat) in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.

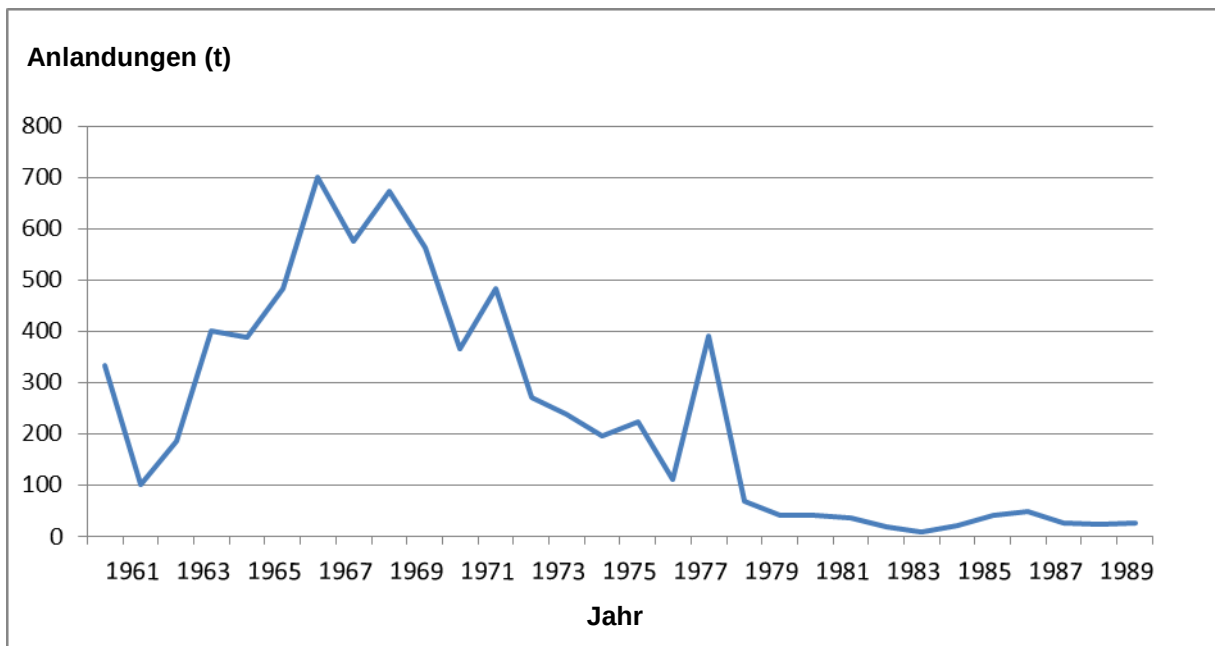


Abb. 3.3.8-3: Deutsche Anlandungen von *Squalus acanthias* in den ICES-Gebieten IVa-c, IIIa-d in den Jahren 1950-2010 in Tonnen.

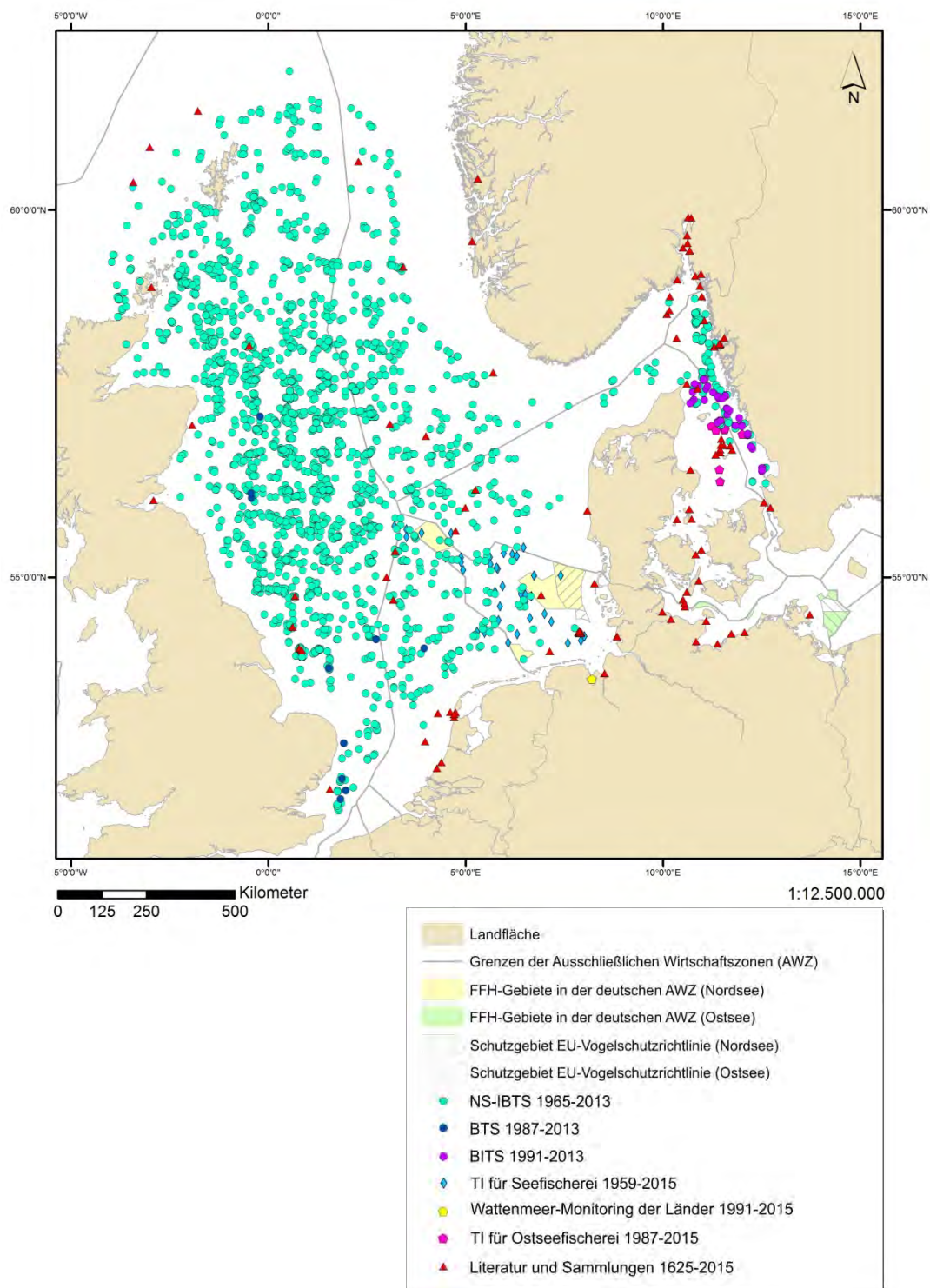


Abb. 3.3.8-4: Nachweise des Dornhais *Squalus acanthias* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

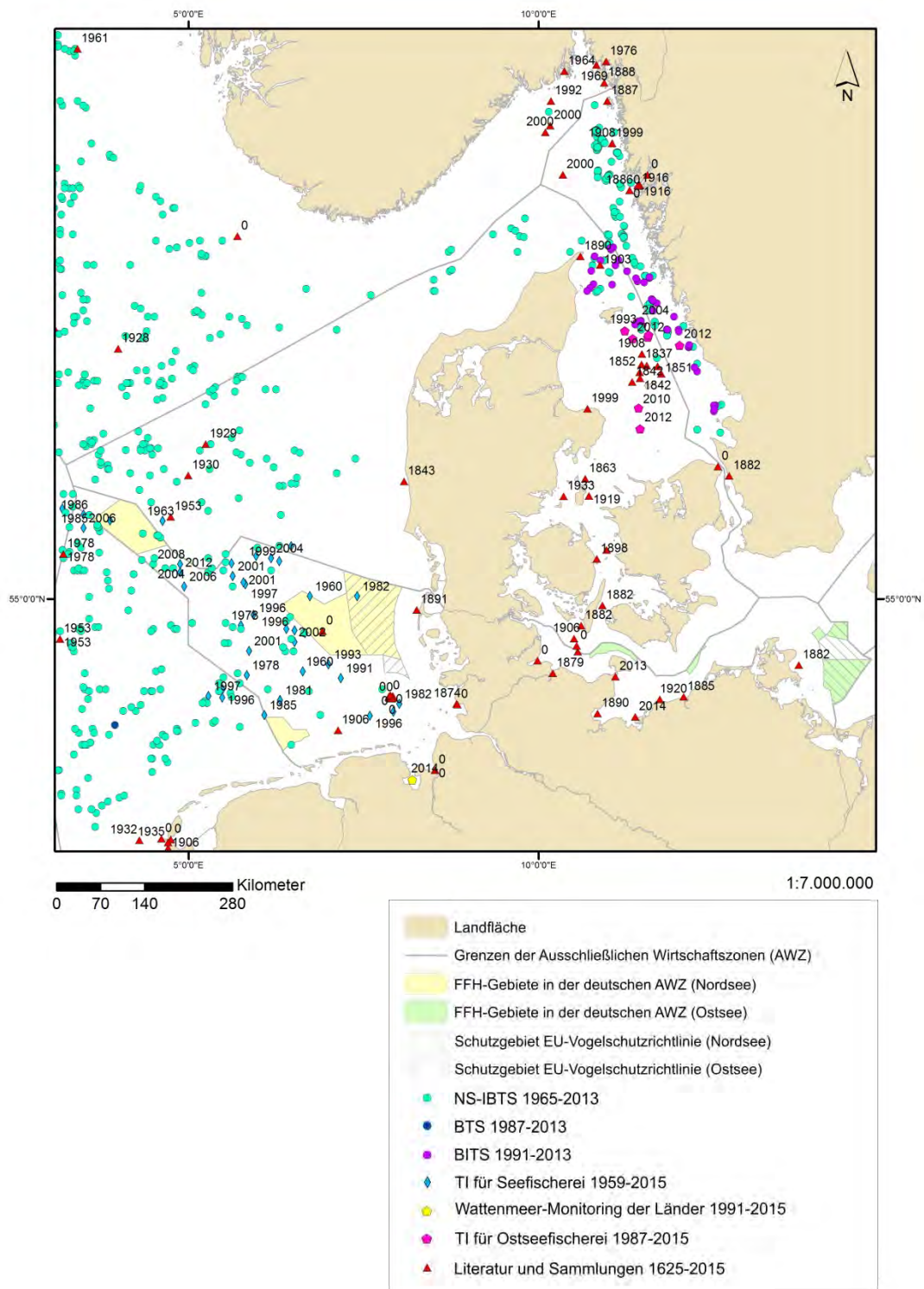


Abb. 3.3.8-5: Nachweise des Dornhais *Squalus acanthias* im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.9 *Squatina squatina* (Linnaeus, 1758) – Meerengel

Als bodenbewohnender Hai lebt der Meerengel zwischen 2 und 150 Metern Tiefe. Während er sich im Winter in tieferen Bereichen aufhält, wandert er im Sommer in das küstennahe Flachwasser und zieht dann auch weiter nach Norden (vgl. Kap. 5.1.9).

THIEL et al. (2013) stuften den Meerengel für die deutschen Meeresgebiete der Nord- und Ostsee nicht als etablierte Art ein und führten demzufolge auch keine Gefährdungsanalyse durch.

Aus Museumssammlungen und der Literatur liegt für die deutschen Meeresgebiete von Nord- und Ostsee nur ein einziger Nachweis des Meerengels vor. Dieser Fund von 1901 stammt aus der Gegend um Helgoland und ist im Staatlichen Museum für Naturkunde Stuttgart inventarisiert (Abb. 3.3.9-2). Der Meerengel wurde in den historischen Listen von WITTMACK (1875) für die ostfriesische Küste geführt. EHRENBAUM (1936) zweifelte aber an der Richtigkeit der Listen und an der korrekten Identifikation der Arten und empfahl daher große Vorsicht bei den dort aufgeführten Nachweisen. EHRENBAUM (1936) selbst gab für den Meerengel an, dass er in den nordeuropäischen Gewässern bis zum Kattegat verbreitet ist, aber immer nur vereinzelt vorkommt. Weitere Nachweise im Gesamtbetrachtungsgebiet, besonders entlang der niederländischen Küste, stammen vor allem aus den internationalen Museumssammlungen (Abb. 3.3.9-1). WITTE & ZIJLSTRA (1978) führen den Meerengel als extrem selten in den niederländischen Gewässern und als abwesend im deutschen Wattenmeer auf. MUUS & NIELSEN (1998) bezeichnen ihn als einen regelmäßigen Sommergast in der Nordsee und im Skagerrak. NARBERHAUS et al. (2012) widmen dem Meerengel einen Steckbrief als heimische Art auf Grundlage von Verbreitungsangaben von WHEELER (1978), FRICKE (1987) und GEORGE (2003), die jedoch keine spezifischen Nachweise aufführen. Ein Einzelfund aus dem Jahr 2002 belegt das aktuelle, wenn auch extrem seltene Vorkommen der Art in der zentralen Nordsee, sodass hier NARBERHAUS et al. (2012) nicht gefolgt werden kann, die die Art für die Nordsee als erloschen einschätzen.

Es liegen keine Fänge durch die internationalen und nationalen Surveys vor, jedoch wird in den Fischereistatistiken für 2004 ein Fang von <0,5 Tonnen im südwestlichen Nordseebereich (IVc) durch französische Fischer aufgelistet.

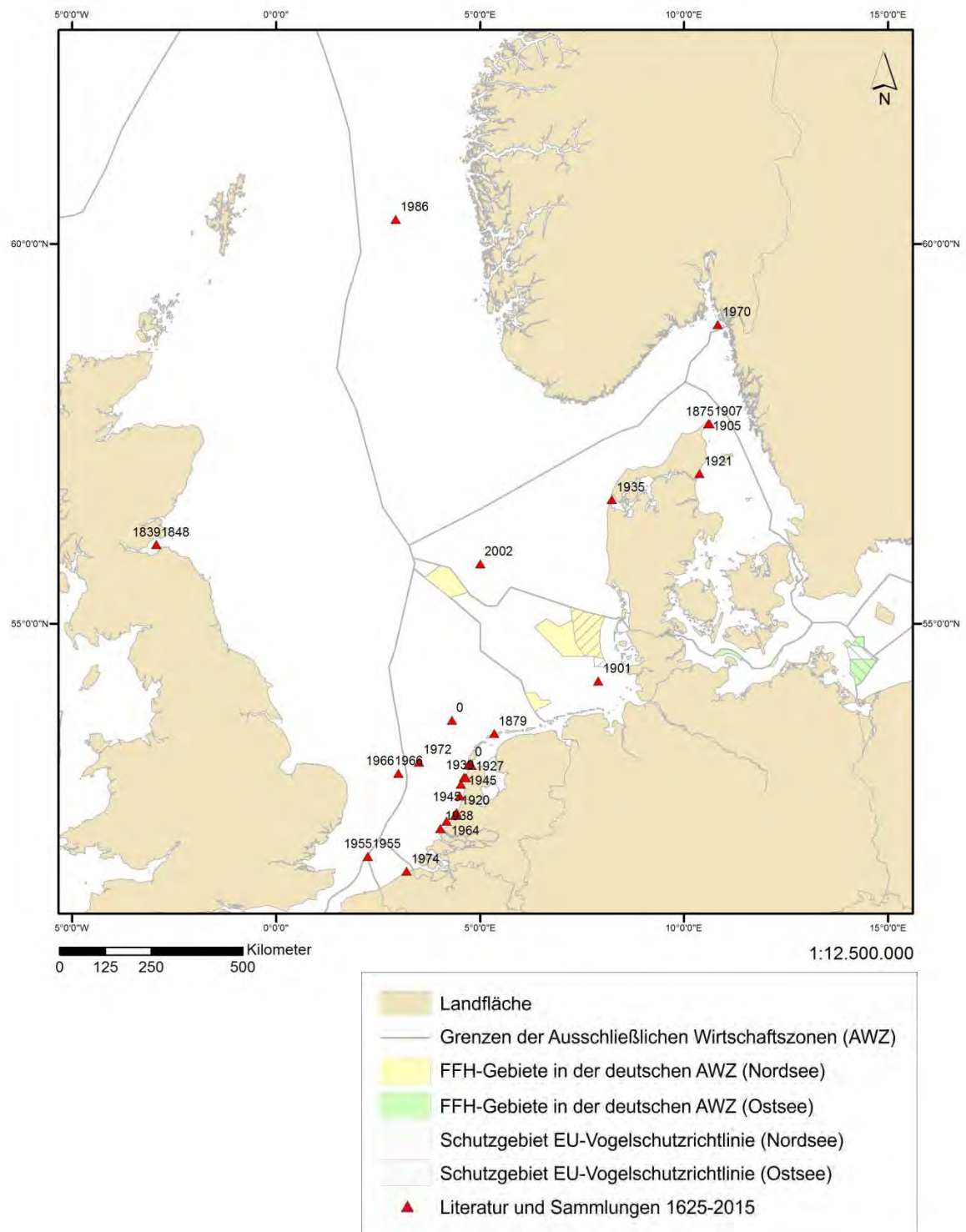


Abb. 3.3.9-1: Nachweise des Meerengels *Squatina squatina* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

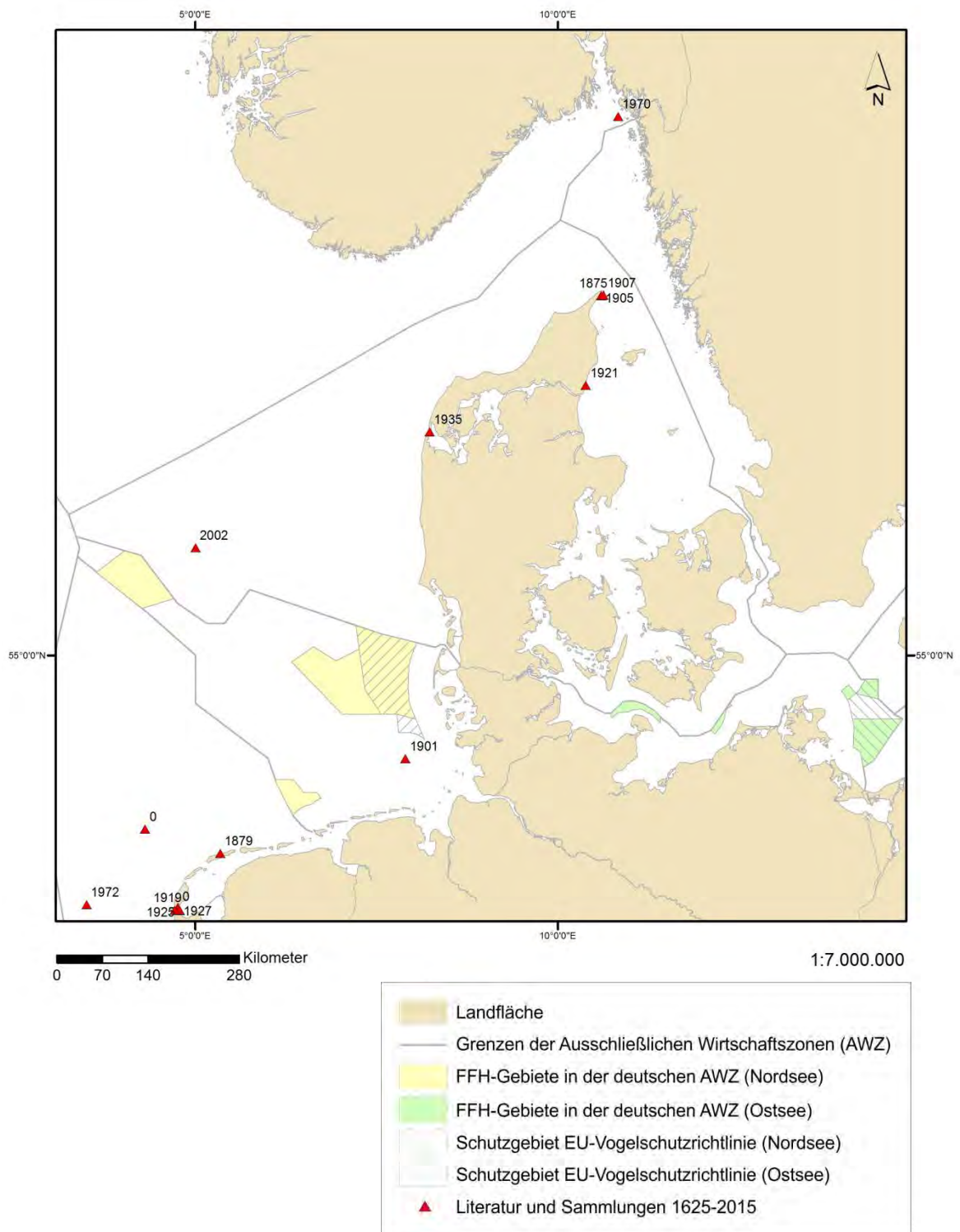


Abb. 3.3.9-2: Nachweise des Meerengels *Squatina squatina* im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.10 *Amblyraja radiata* (Donovan, 1808) – Sternrochen

Der benthische Sternrochen kommt vor allem küstennah im Bereich der Kontinentalschelfe bis in Tiefen von 1.540 Metern (WEIGMANN 2016) vor, bevorzugt jedoch den Tiefenbereich zwischen ca. 20 und 450 Metern (weitere Details in Kap. 5.1.10).

Der Sternrochen ist die mit der höchsten Präsenz und dem höchsten CPUE in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee vorkommende Knorpelfischart (vgl. Kap. 3.4 und 3.5.4). Diese in den deutschen Meeresgebieten etablierte Art wurde von THIEL et al. (2013) als gefährdet eingestuft.

Insbesondere in den deutschen Nordseegebieten wurde die Art im Rahmen von nationalen und internationalen Surveys regelmäßig nachgewiesen, wobei es eine deutliche regionale Häufung im sogenannten „Entenschnabel“ der deutschen AWZ gibt, der Bereich, der am weitesten in die zentrale Nordsee reicht (Abb. 3.3.10-3). Aus diesem Bereich liegen zahlreiche, auch aktuelle Nachweise in den Daten des TI für Seefischerei, des NS-IBTS und BTS vor, sodass hier der deutsche Teil der Doggerbank und damit das Natura 2000-Gebiet Doggerbank als besonders bedeutsames Verbreitungsgebiet des Sternrochens in den deutschen Meeresgebieten gelten muss (Abb. 3.3.10-2).

Zur deutschen Nordseeküste hin nehmen die Nachweise der Art deutlich ab und der aktuellste Nachweis in der Deutschen Bucht stammt aus dem Jahr 2007. Aus dem Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff liegen nur vier Nachweise vor und aus dem Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund gibt es keine Nachweise von *A. radiata*. Einige Fänge konnten bei Helgoland getätigt werden, jedoch reichen diese zeitlich nur bis in die 1990er Jahre.

Laut WALKER (2003) ist der Sternrochen die häufigste Rochenart in der Nordsee und macht hier 80% der Gesamtbiomasse aller Rochentaxa aus. Die Nachweisdichte im NS-IBTS ist in der zentralen Nordsee zwischen den englischen und dänischen Küsten besonders hoch und nimmt zum Nordrand der Nordsee hin wieder ab (Abb. 3.3.10-3). In der südlichen Nordsee sind nur wenige Nachweise in den NS-IBTS Daten vorhanden und im Rahmen des BTS sind bis auf sehr wenige Nachweise an der Themse-Mündung fast gar keine Sternrochen gefangen worden.

Historische Nachweise belegen aber das ehemalige Vorkommen an der niederländischen Küste (Abb. 3.3.10-3). Zahlreiche, z.T. sehr aktuelle Nachweise in den Daten des NS-IBTS stammen auch aus den Übergangsgewässern des Skagerraks und Kattegats sowie erfolgten im Rahmen des BITS auch im Großen Belt und Öresund.

Bis in die 1960er Jahre hinein liegen auch historische Nachweise des Sternrochens aus dem Oslo- und Gullmarnfjord (Schweden) vor (Abb. 3.3.10-1).

Für die deutschen Ostseegebiete liegen ausschließlich historische Nachweise vor, die zwischen 1874 und 1901 in der Eckernförder Bucht und der Kieler Förde erfolgten. Das östlichste Exemplar des Sternrochens wurde am Strand von Hiddensee im Jahr 1908 gefangen.

HEINCKE (1894) zählte den Sternrochen zu den arktischen Fischen und löschte ihn als bei Helgoland nicht vorkommend aus seinem Verzeichnis der dort vorkommenden Fischarten mit dem Hinweis, dass der vorherige Nachweis von Della Torre eine Falschbestimmung war. Südlich sei der Sternrochen laut HEINCKE (1894) nur bis ins Kattegat und in die westliche Ostsee hinein verbreitet. EHRENBAUM (1936) machte die gleichen Angaben und unterstrich, dass der Sternrochen noch nie bei Helgoland gefangen wurde, jedoch die Eikapseln auf den

Friesischen Inseln gefunden werden können. DUNCKER & LADIGES (1960) erwähnten, dass der Sternrochen in dänischen Gewässern ähnlich verbreitet ist wie der Nagelrochen, jedoch im Sund und Großen Belt viel häufiger ist. DUNCKER & LADIGES (1960) hoben hervor, dass er zwar im Wattenmeer fehlt, aber seine leeren Eikapseln dort sogar häufiger als die des Nagelrochens zu finden sind.

Die Fischereistatistik des ICES zeigt ab 1979 aufkommende Fanganlandungen des Sternrochens durch Frankreich aus allen ICES-Gebieten der Nordsee (86 Tonnen aus den ICES Gebieten IVa-c). Nach einem Hoch von 132 Tonnen im Jahr 1985 nahmen die Fangmengen und das genutzte Fanggebiet bis 1994 (3 Tonnen aus ICES-Gebiet IVa) wieder ab. Erst ab dem Jahr 2000 wurden wieder geringe Anlandungen von Frankreich und Norwegen registriert, zu denen recht hohe Fänge ab 2008 durch Belgien, Dänemark, Frankreich, Niederlande, Norwegen, Großbritannien und Schottland hinzu kamen (siehe Tab. 3.3.10-1).

Tab. 3.3.10-1: Fänge des Sternrochens *Amblyraja radiata* in Tonnen nach Land und ICES-Fanggebiet (Division) für die Jahre 2008-2010.

Land	Division	2008	2009	2010
Belgien	IVb	3	2	3
Belgien	IVc	128	104	136
Dänemark	IVb	.	<0.5	-
Dänemark	IVc	<0.5	<0.5	1
Frankreich	IVa	.	.	.
Frankreich	IVb	.	.	1
Frankreich	IVc	.	11	22
Niederlande	IVb	22	22	.
Niederlande	IVc	162	135	.
Norwegen	IVa	<0.5	.	5
Großbritannien	IVa	.	<0.5	-
Großbritannien	IVb	20	66	46
Großbritannien	IVc	166	184	254
Schottland	IVa	.	7	23
Schottland	IVc	.	<0.5	.
Summe		501	531	491

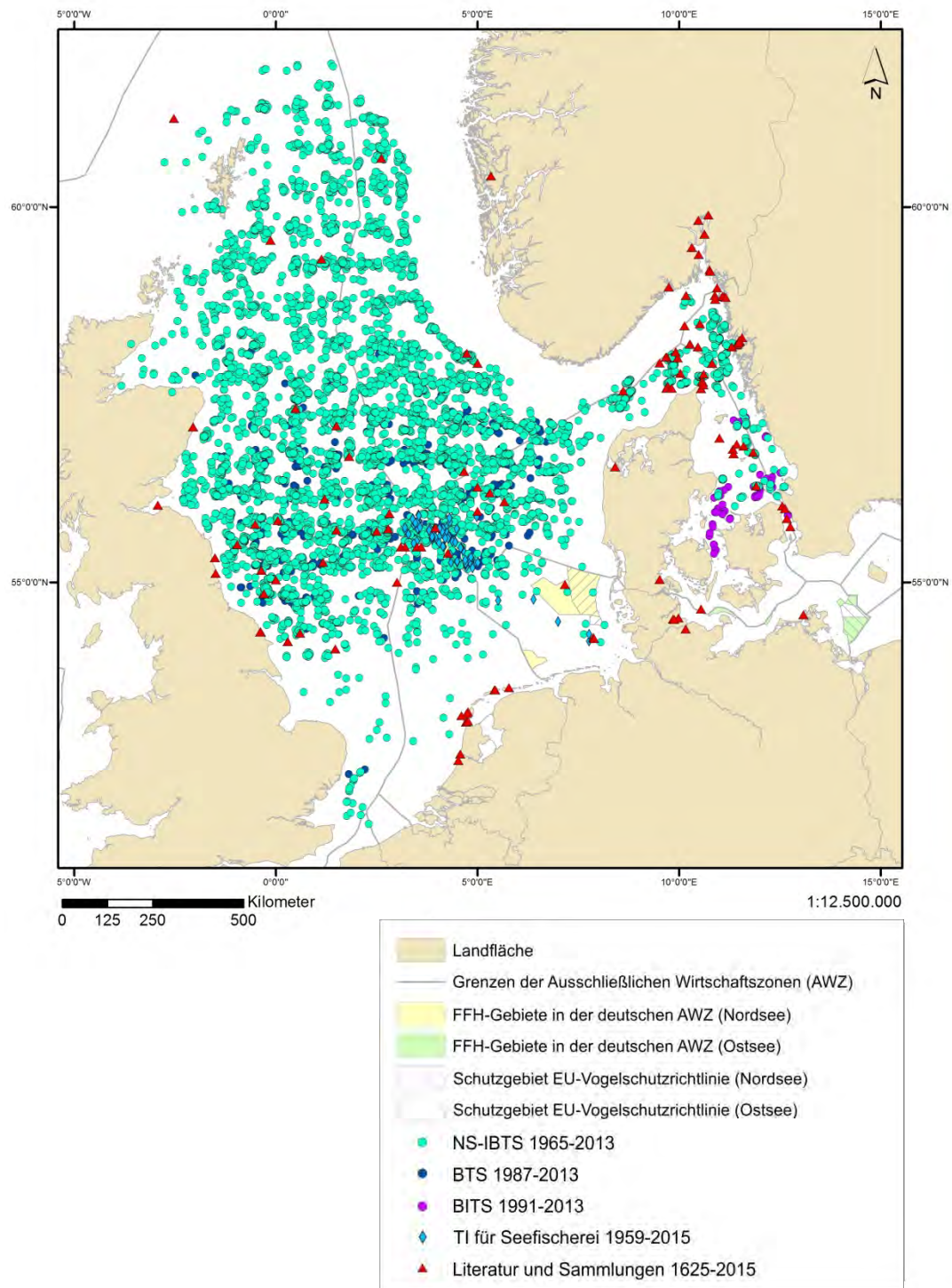


Abb. 3.3.10-1: Nachweise des Sternrochens *Amblyraja radiata* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

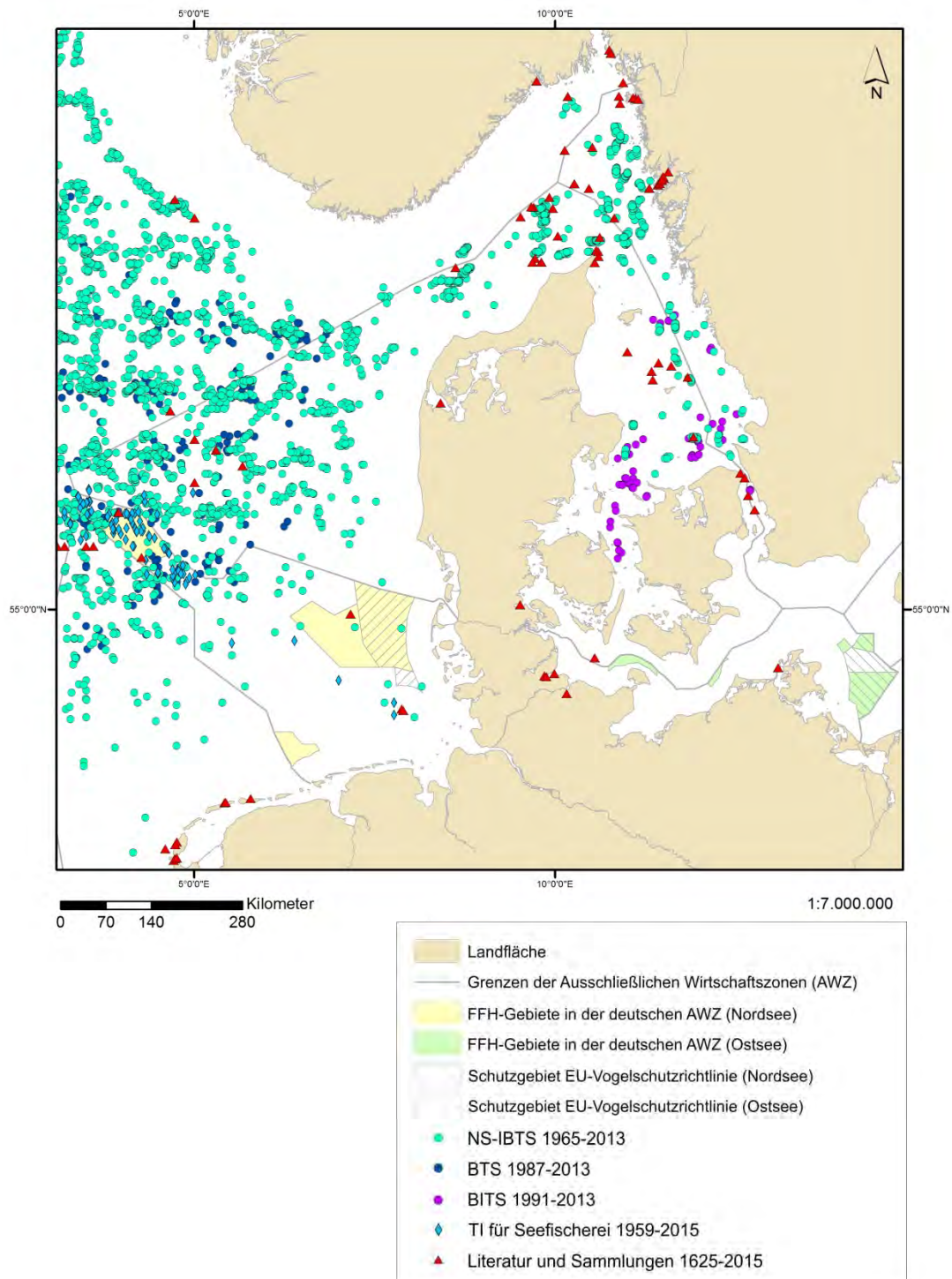


Abb. 3.3.10-2: Nachweise des Sternrochens *Amblyraja radiata* im Kernbetrachtungsgebiet.

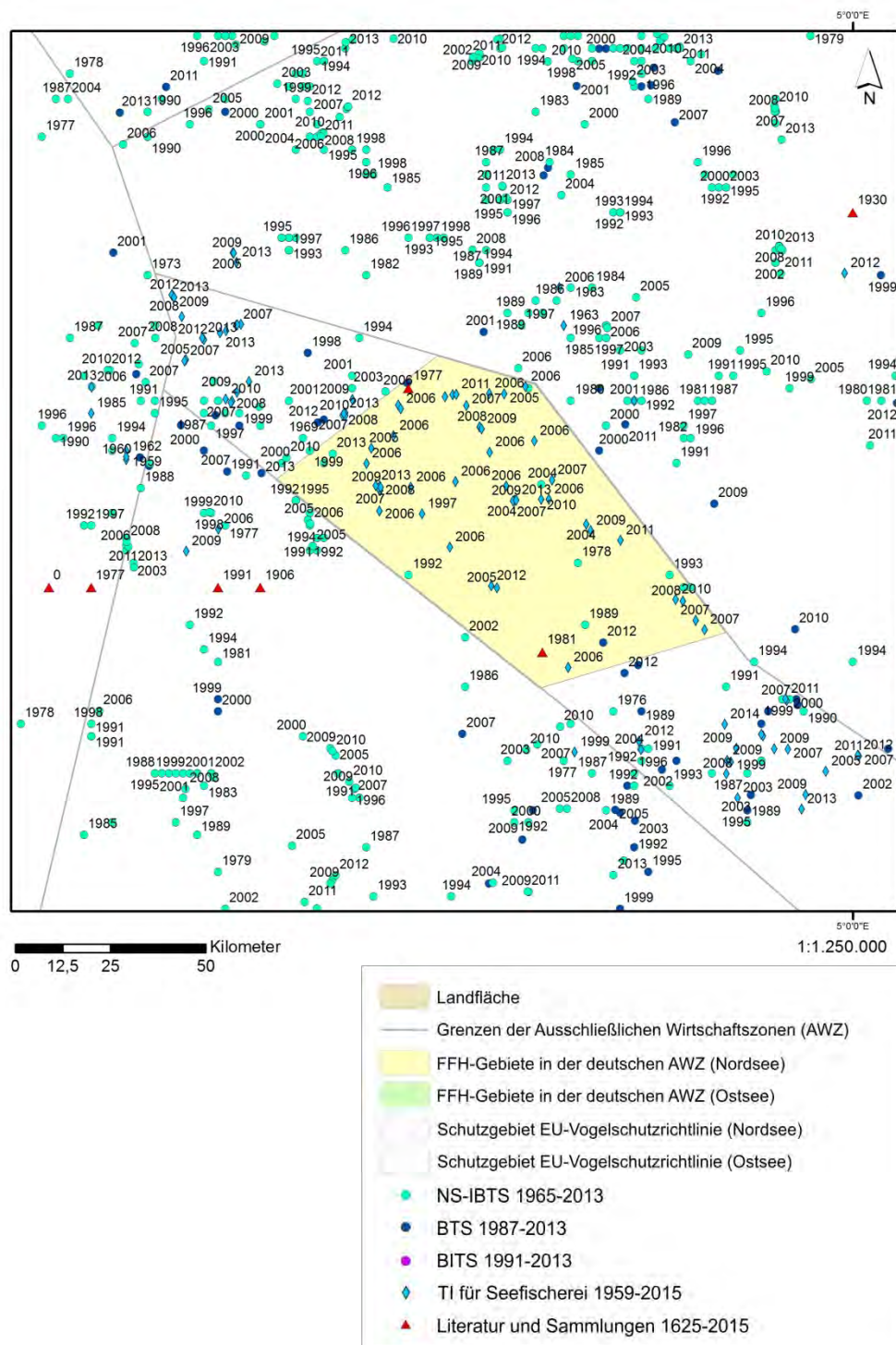


Abb. 3.3.10-3: Nachweise des Sternrochenes *Amblyraja radiata* im Bereich des „Entenschnabels“ der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone. Der gelbe Bereich markiert das Natura 2000-Gebiet Doggerbank.

3.3.11 *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758) – Gewöhnlicher Stechrochen

Der Gewöhnliche Stechrochen ist eine bodenlebende Rochenart. Er kommt meistens in Küstennähe in Tiefen bis zu 60 Metern vor, kann aber auch bis 200 Meter Tiefe angetroffen werden (vgl. Kap. 5.1.11).

Der in der Roten Liste der Meeresfische Deutschlands als etabliert geführte Gewöhnliche Stechrochen wurde von THIEL et al. (2013) noch als stark gefährdet eingestuft. Inzwischen liegt der letzte Nachweis des Stechrochens in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee von 1980 (vgl. Abb. 3.3.11-1) aber 36 Jahre zurück, sodass die Art hier in Anlehnung an die Kriterien des BfN (LUDWIG et al. 2009) nunmehr als „ausgestorben“ eingestuft werden muss. Lediglich im Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund in der Nordsee wurde 1956 ein Exemplar nachgewiesen, aus anderen deutschen Natura 2000-Gebieten liegen keine Nachweise vor.

In den NS-IBTS-Daten finden sich nur noch zwei aktuellere Einzelfunde im Gesamtbetrachtungsgebiet in den 1990er Jahren: 1991 in der nördlichen Nordsee und 1996 in der südwestlichen Nordsee am Ausgang des Ärmelkanals (Abb. 3.3.11-3).

Aufgrund von Daten aus der Literatur und den analysierten Museumssammlungen liegt eine ganze Reihe von Funden des Gewöhnlichen Stechrochens insbesondere aus südlichen und östlichen Teilen des Gesamtbetrachtungsgebiets vor (Abb. 3.3.11-3). Neben Nachweisen von der niederländischen Küste und aus dem Kattegat stammen einige Nachweise auch aus dem deutschen Meeresgebiet der Nordsee, wo die Art über einen Zeitraum von 87 Jahren insbesondere um Helgoland nachweisbar war (Abb. 3.3.11-4). BLOCH (1785) gab an, dass der Gewöhnliche Stechrochen in allen europäischen Meeren heimisch ist, er mehrere Exemplare über Hamburg erhielt und dass er z.B. bei Helgoland vorkommt. WITTMACK (1875) beschrieb, dass er bei Ostfriesland selten in so genannten „Aggen“ gefangen wird. HEINCKE (1894) erhielt einige Exemplare, die er mit genauen Angaben beschreibt. Davon stammten einige aus der Umgebung von Helgoland und von den Austergründen zwischen Helgoland und Borkumriff, während zwei Exemplare in Tümpeln bei Niedrigwasser auf der Helgoländer Düne gesammelt wurden. Laut EHRENBAUM (1936) konnte ein Exemplar längere Zeit auf Helgoland im Aquarium gehalten werden. Der letzte Fund, der in der Sammlung im Zoologischen Museum Hamburg eingelagert ist (Katalog-Nr.: ZMH 120084), stammt aus dem Jahr 1980 aus dem Wattenmeer bei Borkum (Abb. 3.3.11-1). Ein von MÖBIUS & HEINCKE (1883) erwähnter Fund aus der Ostsee ist bis heute im Zoologischen Museum in Kiel erhalten (ZMK Pi 0102) und stellt den südlichsten Fund dieser Art in der Ostsee dar (Abb. 3.3.11-2). Weitere Nachweise aus dem Öresund, den Belten und dem Kattegat zeigen, dass die Art historisch bis weit um die dänische Halbinsel herum verbreitet war.

Aus den ICES-Fischereistatistiken ist zu entnehmen, dass Großbritannien (England) geringe Mengen von *Dasyatis pastinaca* (<0,5 Tonnen) im Jahr 2008 im Nordseebereich IVb (zentrale Nordsee) fing.



Abb. 3.3.11-1: Großes, adultes Exemplar des Gewöhnlichen Stechrochens *Dasyatis pastinaca*. Nachweis aus dem Jahr 1980 aus dem Wattenmeer vor Borkum (Zoologisches Museum in Hamburg (ZMH 120084).



Abb. 3.3.11-2: Nachweis des Gewöhnlichen Stechrochens *Dasyatis pastinaca* aus der westlichen Ostsee. Der Fund aus der Kieler Bucht vom 21.9.1877 ist der östlichste Nachweis in deutschen Gewässern (Zoologisches Museum Kiel, ZMK Pi 0102).

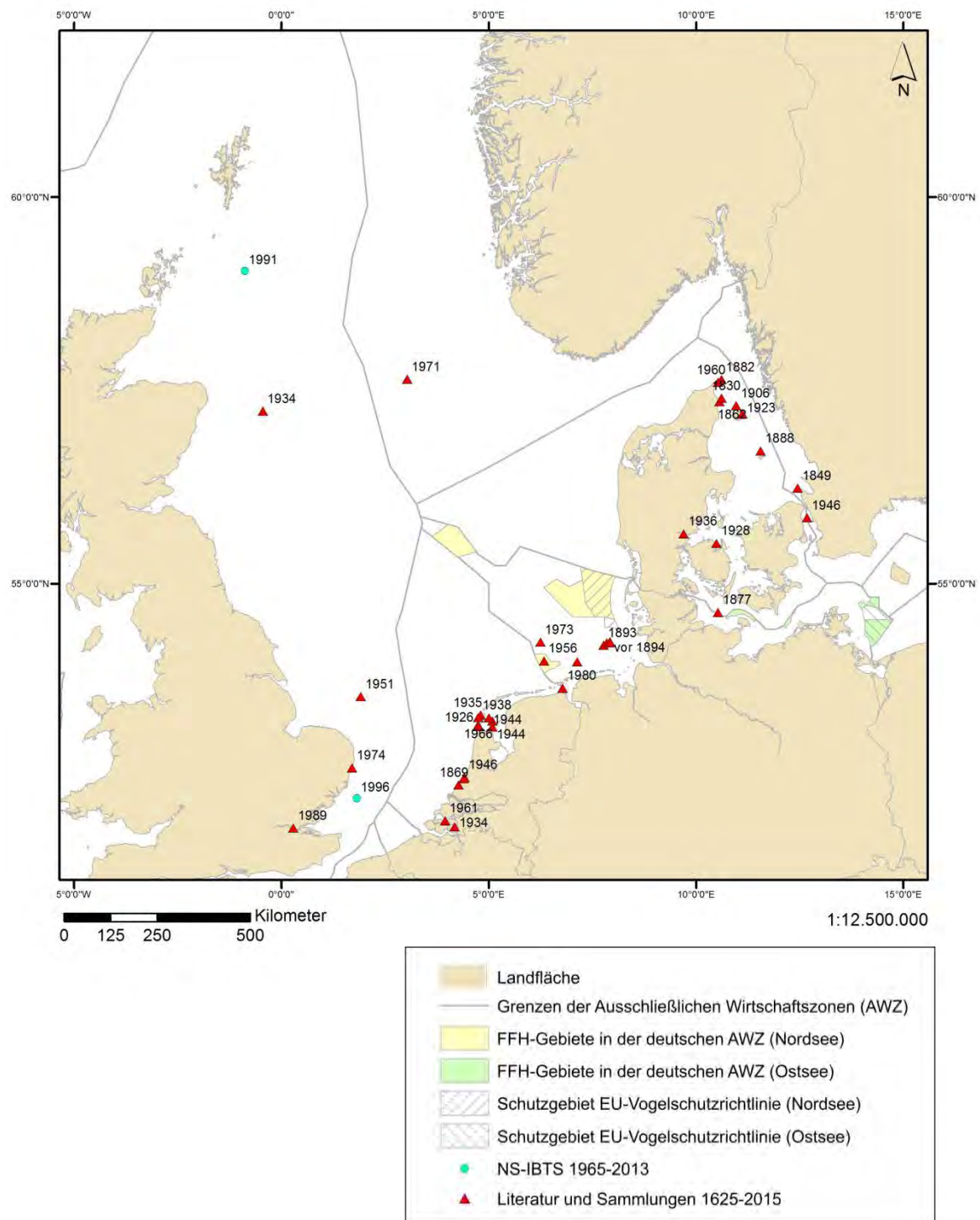


Abb. 3.3.11-3: Nachweise des Gewöhnlichen Stechrochens *Dasyatis pastinaca* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

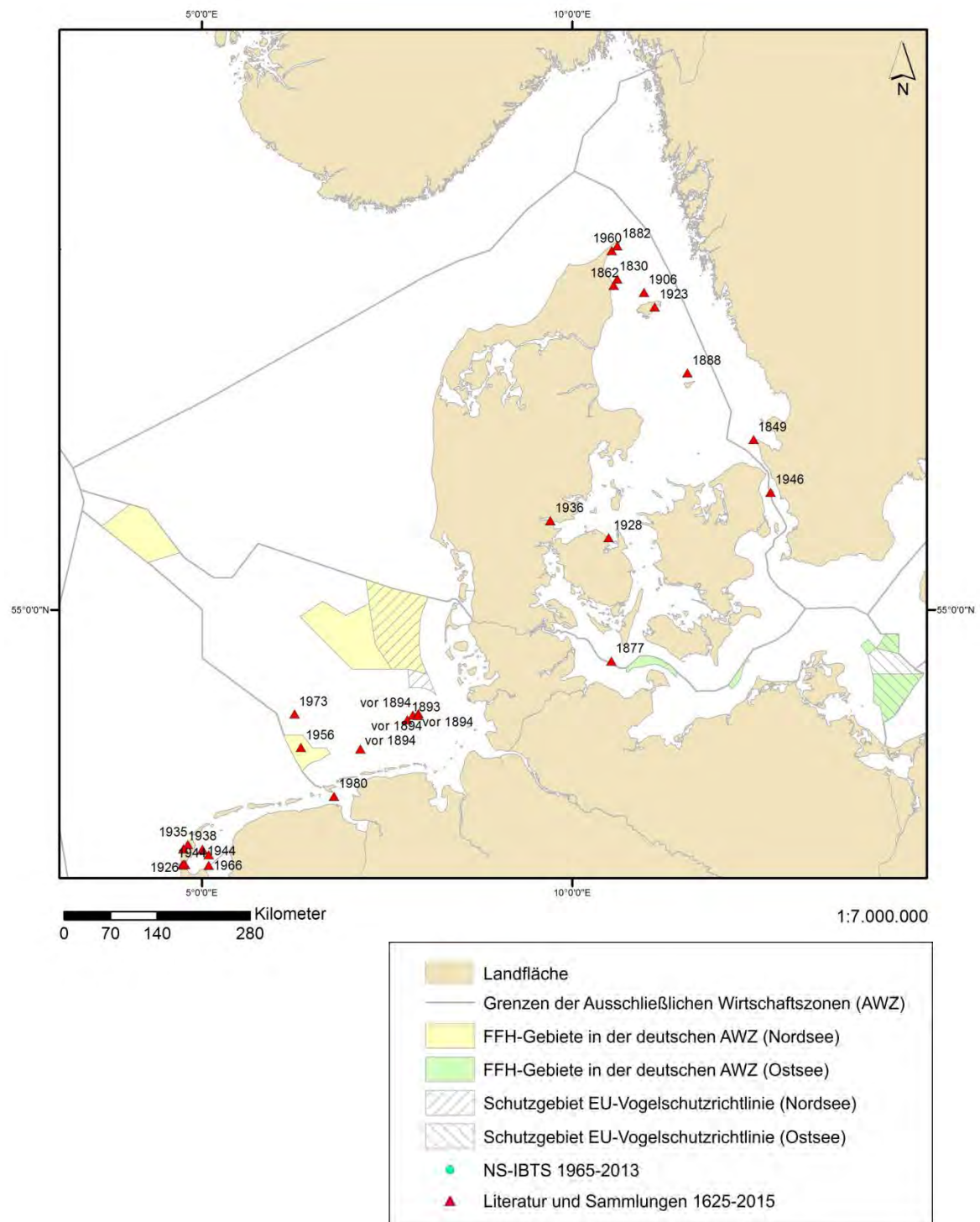


Abb. 3.3.11-4: Nachweise des Gewöhnlichen Stechrochens *Dasyatis pastinaca* im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.12 *Dipturus batis* (Linnaeus, 1758)-Komplex – Glattrochen

Auf den aktuellen taxonomischen Wissensstand zum *Dipturus batis*-Komplex wurde in Kapitel 3.2 eingegangen. Glattrochen sind bodenlebende Rochen, die in Küstengewässern bis in 600 Meter Wassertiefe (ausnahmsweise auch bis 2.619 Meter Tiefe (WEIGMANN 2016)), meist aber nur bis in 200 Meter Tiefe vorkommen (vgl. Kap. 5.1.12).

Der Glattrochen wird in der Roten Liste der Meeresfische Deutschlands als etabliertes und vom Aussterben bedrohtes Taxon geführt (vgl. THIEL et al. 2013). Auf Grundlage der im Rahmen dieses Vorhabens nochmals detailliert geprüften Nachweislage musste dieser Status jedoch neu bewertet werden. Danach steht nun fest, dass der Glattrochen seit mehr als 50 Jahren nicht mehr in deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nachgewiesen wurde. Somit ist die Art in Anlehnung an die Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen nach LUDWIG et al. (2009) in die Kategorie „ausgestorben oder verschollen“ einzustufen.

Nachweise aus der Literatur und den Museumssammlungen belegen das ehemalige Vorkommen des Glattrochens in den deutschen Ostseegebieten bis zur Travemünder Bucht (Abb. 3.3.12-2). Diese Nachweise entlang der Ostseeküste stammen alle aus dem 19. Jahrhundert, bis auf ein Individuum östlich von Fehmarn, das 1930 gefangen wurde (DUNKER & LADIGES 1960). Der östlichste Nachweis des Glattrochens stammt aus der Sammlung des Zoologischen Instituts und Museums der Universität Greifswald. Danach wurde 1916 ein Individuum bei Gotland gefangen (außerhalb des Abbildungsbereichs).

Für das deutsche Nordseegebiet liegen einige Nachweise aus Literatur und Museumssammlungen vor, die das Vorkommen des Glattrochens bis ins Jahr 1955 belegen (Abb. 3.3.12-1). Die Daten des TI für Seefischerei liefern weitere Nachweise des Glattrochens im zentralen Teil der deutschen AWZ bis ins Jahr 1963, darunter auch einen Nachweis aus dem Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff. Diese Nachweise sind die letzten, die in deutschen Meeresgebieten registriert wurden, jüngere Nachweise liegen auch für die gesamte südöstliche Nordsee nicht mehr vor. Die Nachweise aus dem NS-IBTS zeigen, dass das Verbreitungsgebiet des Glattrochens seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts vor allem im nördlichen Teil der Nordsee liegt, wo insbesondere um die Orkney und Shetland Inseln aktuelle Nachweise getätigt wurden (Abb. 3.3.12-1). Wenige Funde sind noch aus dem zentralen Teil der Nordsee zwischen 1968 und 1984 und entlang der englischen Küste zwischen 1968 und 2013 bis vor der Themse-Mündung bekannt. Einige Nachweise aus dem Skagerrak und einer aus dem Kattegat liegen aus den 1990er Jahren vor. Aus dem BITS sind zwei aktuelle Nachweise aus den Jahren 2008 und 2009 aus dem zentralen Kattegat bekannt. Insgesamt betrachtet bilden die Museums- und Literaturdaten ein Vorkommen des Glattrochens in Bereichen des Gesamtbetrachtungsgebiets ab, in denen die international koordinierten ICES-Surveys seit ihrem Bestehen fast keine Nachweise mehr liefern, was einen deutlichen Unterschied zwischen dem ehemaligen und heutigen Verbreitungsgebiet dieser Art veranschaulicht.

Die historische Literatur liefert auch einige detaillierte Informationen zu ehemaligen Vorkommen und zur Häufigkeit des Glattrochens im Gesamt- und Kernbetrachtungsgebiet. So gab BLOCH (1785) als Vorkommensgebiet des Glattrochens die Nordsee an und erwähnte dabei auch spezifisch Helgoland. Schon damals wurde, seiner Aussage nach, dem Glattrochen zu Verzehrzwecken in Schleswig-Holstein stark nachgestellt und die Fänge dann nach Hamburg und in andere Gebiete Deutschlands weitertransportiert. Auf Helgoland soll es mehrere Trivialnamen für den Glattrochen gegeben haben: „Glattroche“ oder „Tepel“ für relativ kleine

Exemplare, „Baumrochen“ für größere und „Fleten“ für sehr große Individuen. Spezielle Fangmethoden für Rochen waren laut SCHNACKENBECK (1928) bereits seit Jahrhunderten im Gebrauch, wobei die Hauptzielarten der Nagel- und der Glattrochen waren. Bei Föhr konnten mit sogenannten „Rochenpfählen“ pro Ebbe 200-300, vor Amrum sogar bis zu 1.000 Exemplare gefangen werden. Auch WITTMACK (1875) beschrieb das Vorkommen des Glattrochens an der Westküste Schleswig-Holsteins und Ostfrieslands und gab an, dass er in der Nordsee sehr häufig und bis zu den Belten verbreitet war. Seiner Aussage nach war es die schmackhafteste Rochenart. MÖBIUS & HEINCKE (1883) gaben das Vorkommen der Art in der Ostsee mit selten an. HEINCKE (1894) vermerkte, dass der Glattrochen auf den Schollen- und Schellfischgründen weiter ab von Helgoland vereinzelt vorkam. DUNCKER et al. (1929) gaben das Vorkommen des Glattrochens in der Nordsee mit häufig und auch für das Kattegat mit noch ziemlich häufig an, in der westlichen Ostsee soll er jedoch nur gelegentlich anzutreffen gewesen sein. DUNCKER et al. (1929) gaben auch Auskunft über Erkenntnisse zur Tiefenverbreitung des Glattrochens und stellten heraus, dass er meistens in Tiefen von 90-200 m vorkam, andererseits zu mancher Zeit sehr flaches Wasser aufsuchte und im Frühjahr und Sommer in 40-80 m anzutreffen war und kleinere Exemplare sogar nur in 18-30 m Wassertiefe vorkamen. Der Glattrochen gehörte damals zu den wirtschaftlich wichtigsten, häufigsten und größten Rochen der nordischen Meere (DUNCKER et al. 1929). EHRENBAUM (1936) beschreibt weiter, dass der Glattrochen in der Nordsee und vor allem für Norwegen und Island eine bedeutende fischereiliche Rolle einnahm und nach dem Nagelrochen die bedeutendste nordeuropäische Rochenart für den Verzehr war und mit Angel und Schleppnetzen gefangen wurde. Auf Island wurde der Glattrochen wie der Grönlandhai fermentiert gegessen. DUNCKER & LADIGES (1960) berichteten, dass man die Eikapseln damals an den Ufern des Wattenmeeres finden konnte. SAHRHAGE (1964) sprach bereits nur noch von Einzelexemplaren, die man noch nördlich von Helgoland auf der Südlichen Schlickbank oder der Weißen Bank antreffen konnte. MUUS & NIELSEN (1998) verwiesen darauf, dass er durch Überfischung heute recht selten geworden ist, aber früher wirtschaftlich die wichtigste Rochenart in Nordwesteuropa war. Danach wurden die Flügel frisch oder geräuchert verwendet und der Rest zu Fischmehl und -öl verarbeitet.

In den ICES-Fischereistatistiken (ICES 2010) werden erst ab 1978 Anlandungen des Glattrochens in Höhe von 56 Tonnen durch Frankreich aus der Nordsee (ICES-Gebiete IVa-c) genannt. Bis Anfang der 1990er Jahre schwankten die französischen Anlandungen zwischen 8 und 72 Tonnen, bis 1994 auch Dänemark geringe Fänge aus der Nordsee (ICES-Gebiete IVa-b) und den Übergangsgewässern (ICES-Gebiet IIIa und IIIc Baltic 22) meldete. In den Jahren 1996 und 1999 fingen dänische Fischer auch im Öresund (ICES-Gebiet IIIb Baltic 23) Glattrochen, wenngleich in sehr geringen Mengen (jeweils <0.5 Tonnen). Ab dem Jahr 2000 beteiligte sich Norwegen in der nördlichen und zentralen Nordsee (ICES-Gebiete IVa-b) an der Glattrochenfischerei und Großbritannien und Schottland kamen ab 2008 hinzu, bevor der Glattrochen 2011 auf die Liste der verbotenen Arten im Gesamtbetrachtungsgebiet gesetzt wurde (Verordnung EC 57/2011).



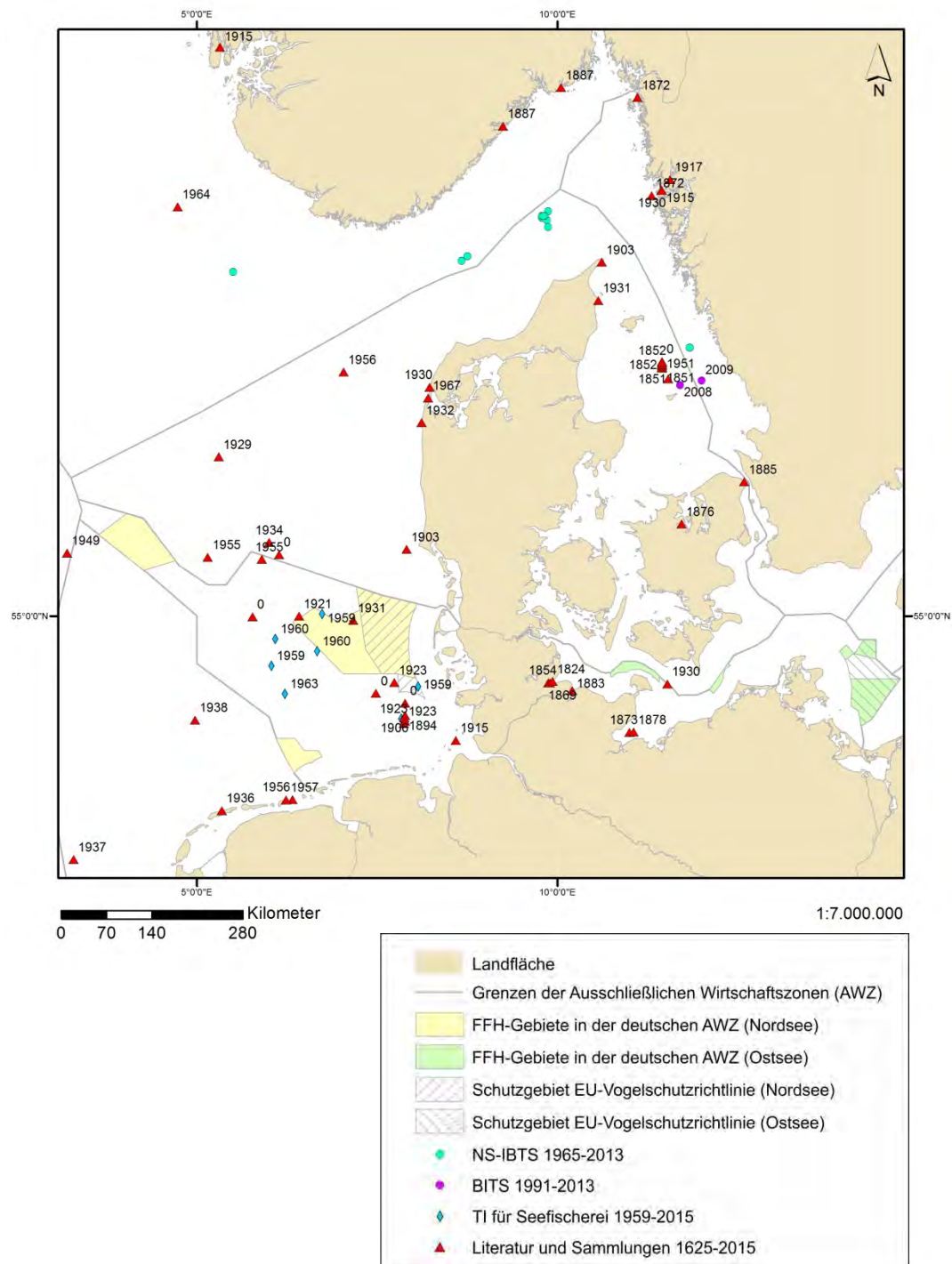


Abb. 3.3.12-2: Nachweise des Glattrochens *Dipturus batis*-Komplex im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.13 *Leucoraja fullonica* (Linnaeus, 1758) – Chagrinrochen

Der Chagrinrochen ist eine bodenlebende Rochenart, die im Bereich des äußeren Kontinentalschelfs und oberen Kontinentalabhangs sowie gelegentlich auch in inneren Schelfgebieten in Wassertiefen zwischen 30 und 600 Metern (WEIGMANN 2016) anzutreffen ist (vgl. Kap. 5.1.13).

THIEL et al. (2013) listen den Chagrinrochen nicht als etablierte Art für die deutschen Meeresgebiete von Nord- und Ostsee, sodass für ihn in den deutschen Meeresgebieten keine Gefährdungsanalyse durchgeführt wurde.

Tatsächlich liegt für den Chagrinrochen auch nur ein einziger historischer Nachweis in deutschen Gewässern (August 1890, Neustädter Bucht) aus der Literatur (DUNCKER & LADIGES 1960) vor (Abb. 3.3.13-1). Da der Chagrinrochen im Sommer laut EHRENBAUM (1936) ins Flachwasser gehen soll, war der Fund eines Irrgastes im August durchaus möglich. Fünf Nachweise aus den musealen Sammlungen bestätigen das gelegentliche Vorkommen dieser Art im Skagerrak. HEINCKE (1894) beschrieb den Chagrinrochen für die Ostsee als selten und gab an, dass er von Norwegen ins Kattegat und in die westliche Ostsee einwandert. EHRENBAUM (1936) sieht die Verbreitung ähnlich, von der nördlichen Nordsee bis zum Bohuslän, und erwähnt, dass der Chagrinrochen eine erhebliche fischereiliche Rolle im Ärmelkanal spielt. DUNCKER & LADIGES (1960) ergänzen, dass er in der südlichen Nordsee fehlt, weder um Helgoland noch im Wattenmeer zu finden ist und nur durch das Exemplar aus der Neustädter Bucht von der Ostseeküste bekannt ist.

Die Nachweise der Art aus dem NS-IBTS stammen sämtlich aus tieferen Bereichen der nördlichen Nordsee um die Orkney und Shetland Inseln, darunter auch aktuelle Nachweise (2013). Die Fischereidaten zeigen, dass Frankreich in der nördlichen Nordsee (ICES-Gebiet IVa) ab 1983 und in der südwestlichen Nordsee (ICES-Gebiet IVc) ab 2009 Fänge des Chagrinrochens verzeichnete (Tab. 3.3.13-1) und dass es deshalb eventuell noch ein Vorkommen im Bereich des Ausgangs des Ärmelkanals geben könnte.

Tab. 3.3.13-1: Fangmengen des Chagrinrochens in Tonnen (t) in der Nordsee aus der ICES-Fischereistatistik.

Land	Division	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Frankreich	IVa	5 t	12 t	7 t	10 t	13 t	7 t	4 t	3 t
Frankreich	IVc	-	-	-	-	-	-	-	-

Land	Division	1991	1992	1993	2000	2007	2009	2010
Frankreich	IVa	1 t	2 t	1 t	<0,5 t	<0,5 t	-	-
Frankreich	IVc	-	-	-	-	-	3	3

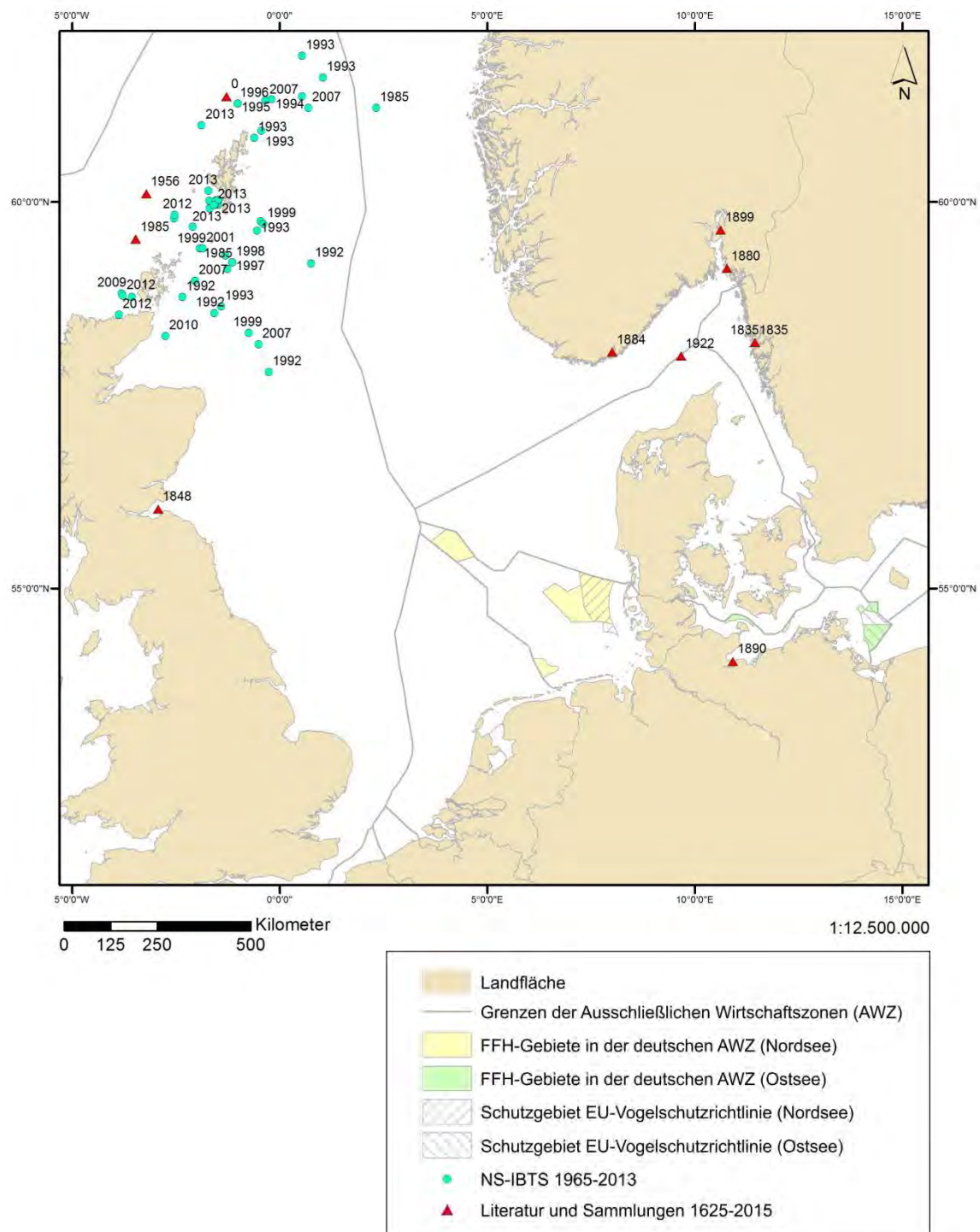


Abb. 3.3.13-1: Nachweise des Chagrinrochens *Leucoraja fullonica* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

3.3.14 *Leucoraja naevus* (Müller & Henle, 1841) – Kuckucksrochen

Vorzugsweise leben Kuckucksrochen im Bereich der Kontinentalschelfe in Wassertiefen von 50-200 Metern. Diese bodenlebende Art kommt aber auch in Tiefen bis zu 900 Metern vor (WEIGMANN 2016).

Nach THIEL et al. (2013) ist der Kuckucksrochen in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee zwar etabliert, wird aber als extrem selten eingestuft. Diese Einschätzung wird durch die nur drei relativ aktuellen Fänge (zuletzt 2007) der Art im Rahmen des NS-IBTS im deutschen Nordseegebiet gestützt (Abb. 3.3.14-2). Einer dieser Kuckucksrochen wurde an der westlichen Grenze des Natura 2000-Gebiets Sylter Außenriff im Jahr 1984 gefangen.

Die ausgewerteten Daten aus den Museumssammlungen und der historischen Literatur erbrachten für das Kernbetrachtungsgebiet keine Nachweise von *L. naevus*. Auch in den Daten des TI für Seefischerei und des TI für Ostseefischerei für die nationalen Surveys fanden sich keine Nachweise dieser Art.

Das Hauptverbreitungsgebiet des Kuckucksrochens ist gemäß der Nachweise aus dem NS-IBTS, dem BTS und auch der meisten Museums- und Literaturnachweise die westliche Nordsee von der Themse-Mündung entlang der Britischen Küsten bis nördlich der Shetland Inseln (Abb. 3.3.14-1). Wenige Nachweise konnten aus dem zentralen oder östlichen Bereich der Nordsee zusammengetragen werden und nur zwei anhand von Museums- und Literaturdaten aus dem Skagerrak. Ein Kerngebiet des Vorkommens scheint die nordwestliche Nordsee vor Schottland zu sein, was besonders durch die Daten vom BTS unterstützt wird, die sich dort stark konzentrieren (Abb. 3.3.14-1).

Die ICES-Fangstatistiken (ICES 2010) zeigen eine aufkommende Fischerei von Kuckucksrochen durch Frankreich ab 1979 (10 Tonnen) in der nördlichen Nordsee an, die 1984 ihren Höhepunkt mit 89 Tonnen in diesem Gebiet erreichte und dann kontinuierlich abnahm. Ab 2007/2008 berichteten Belgien, Großbritannien und Schottland von meist geringen Fängen (<0,5-3 Tonnen) des Kuckucksrochens vor allem in der zentralen und nördlichen Nordsee (ICES-Gebiete IVa-b), aber auch in der südlichen Nordsee (ICES-Gebiet IVc). Dänemark gibt für die Jahre 2008-2009 geringe Fangmengen (<0,5 Tonnen) aus den Übergangsgewässern (ICES-Gebiet IIIa) an, Schottland berichtet einen Anstieg auf 77 Tonnen in der nördlichen Nordsee.

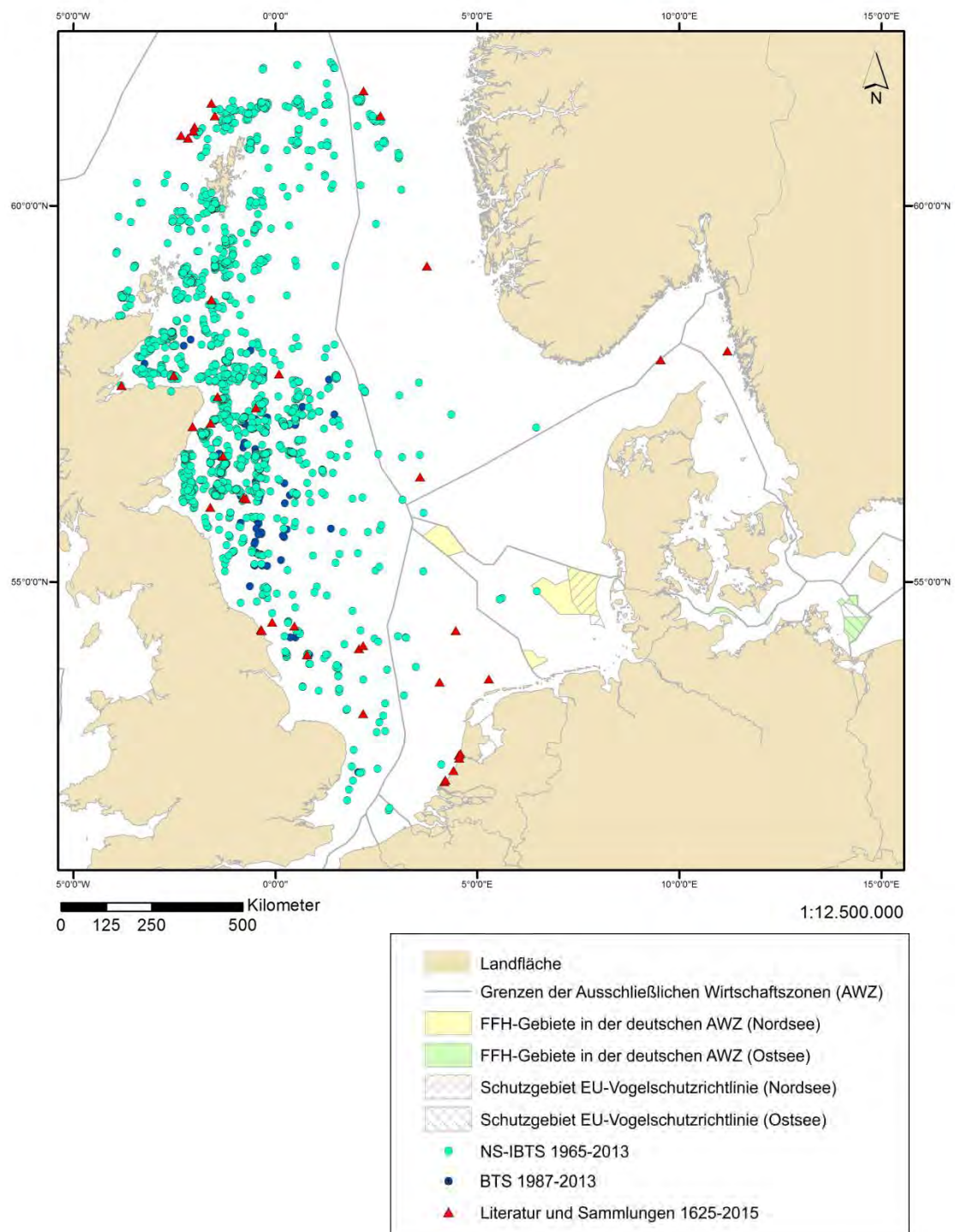


Abb. 3.3.14-1: Nachweise des Kuckucksrochens *Leucoraja naevus* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

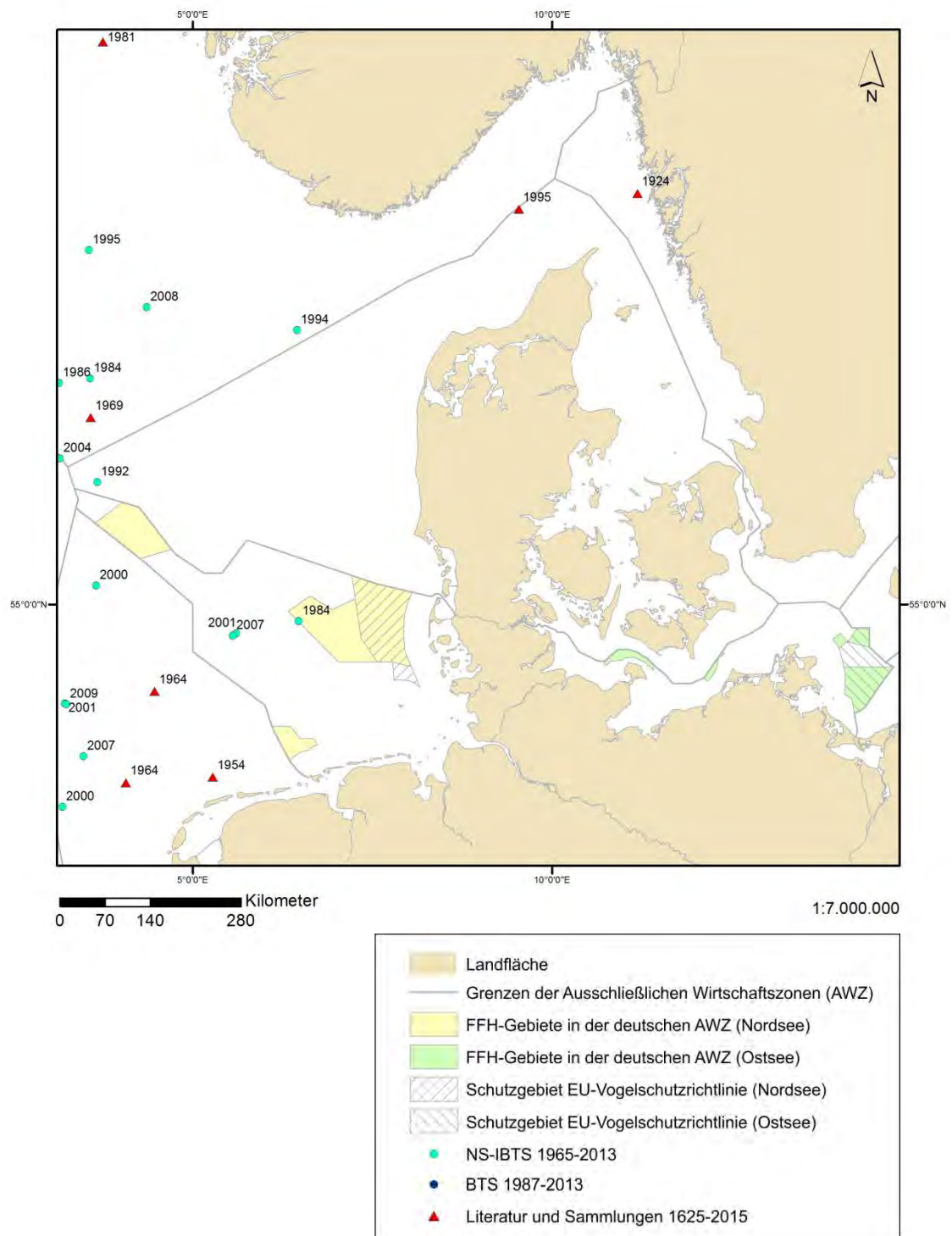


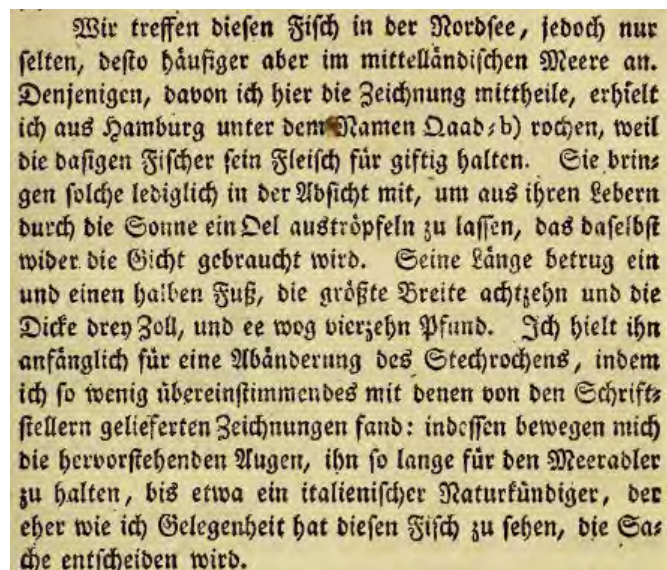
Abb. 3.3.14-2: Nachweise des Kuckucksrochens *Leucoraja naevus* im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.15 *Myliobatis aquila* (Linnaeus, 1758) – Gewöhnlicher Adlerrochen

Der Gewöhnliche Adlerrochen ist eine pelagische und sehr mobile Art. Er kommt vorzugsweise in Küstengewässern vor und präferiert hier flache Buchten, Lagunen und Ästuar bis in Tiefen von 60 Metern (vgl. Kap. 5.1.15).

Für die deutschen Meeresgebiete von Nord- und Ostsee wird die Art nicht als etabliert angegeben, weshalb keine Gefährdungsanalyse durchgeführt wurde (vgl. THIEL et al. 2013).

Der Gewöhnliche Adlerrochen wurde bisher nur einmal in (vermutlich) deutschen Gewässern nachgewiesen, wie aus einer Beschreibung von BLOCH (1785) in seiner „Oekonomischen Naturgeschichte der Fische Deutschlands“ hervorgeht (vgl. Abb. 3.3.15-1). Das betreffende Individuum kam über Hamburg zu BLOCH (1785), der es in seiner Publikation aber ohne genauen Fangort angab. Blochs Illustration (Abb. 3.3.15-2), die er neben der Beschreibung lieferte, zeigt vom Habitus her zwar eher eine Stechrochenart, jedoch gibt BLOCH (1785) selbst an, dass die Art nicht nur selten ist - er sie also noch nicht häufig vor Augen hatte - sondern dass er sie zunächst auch für eine Abwandlung eines Stechrochens hielt. Der abgebildete fadenartige Schwanz mit der kleinen rundlichen Flosse direkt vor dem Stachel deutet jedoch darauf hin, dass Bloch tatsächlich *Myliobatis aquila* vorliegen hatte, da dies im Vergleich zu den anderen vorkommenden Rochenarten unverwechselbare Merkmale sind. Im 18. Jahrhundert spielte sich auch die Fischerei in Deutschland aufgrund der eher kleinen Fischereischiffe fast ausschließlich küstennah ab (MAYER-WAARDEN 1970), sodass man mutmaßen kann, dass der Fund tatsächlich aus dem deutschen Gebiet kam.



Wir treffen diesen Fisch in der Nordsee, jedoch nur selten, desto häufiger aber im mittelländischen Meere an. Denjenigen, davon ich hier die Zeichnung mittheile, erhielt ich aus Hamburg unter dem Namen Naad:b) rochen, weil die dasigen Fischer sein Fleisch für giftig halten. Sie bringen solche lediglich in der Absicht mit, um aus ihren Lebern durch die Sonne ein Del auströpfeln zu lassen, das daselbst wider die Gicht gebraucht wird. Seine Länge betrug ein und einen halben Fuß, die größte Breite achtzehn und die Dicke drey Zoll, und ee wog vierzehn Pfund. Ich hielt ihn anfänglich für eine Abänderung des Stechrochens, indem ich so wenig übereinstimmendes mit denen von den Schriftstellern gelieferten Zeichnungen fand: indessen bewegen mich die hervorstehenden Augen, ihn so lange für den Meeradler zu halten, bis etwa ein italienischer Naturkündiger, der eher wie ich Gelegenheit hat diesen Fisch zu sehen, die Sache entscheiden wird.

Abb. 3.3.15-1: Beschreibung der Herkunft und Maße des erhaltenen Exemplars von BLOCH (1785).

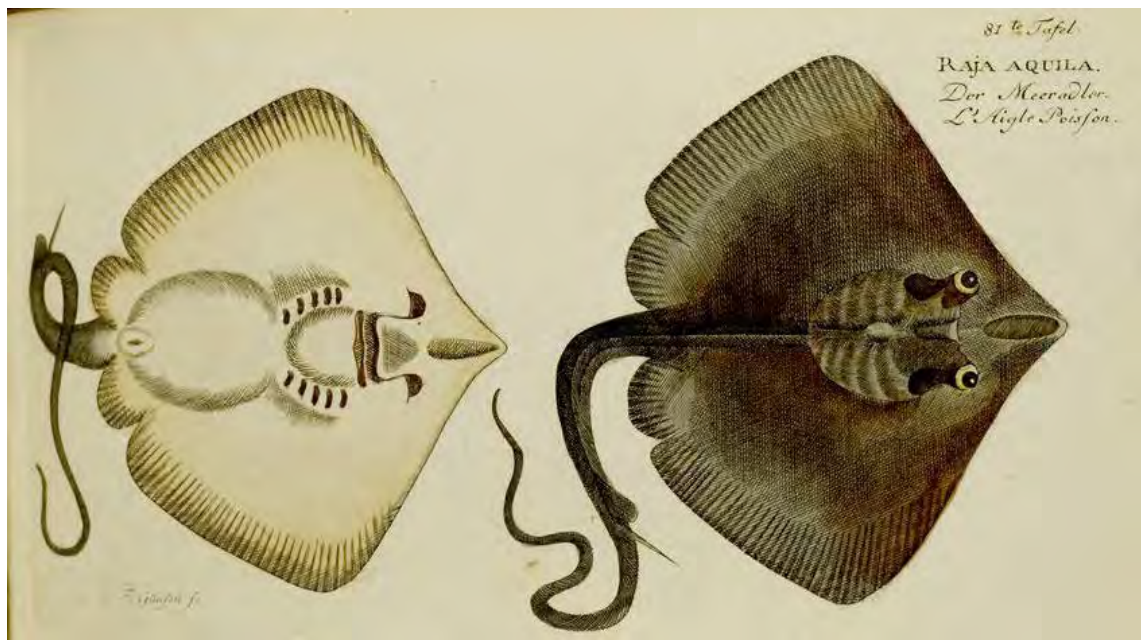


Abb. 3.3.15-2: Illustration des Gewöhnlichen Adlerrochen, *Myliobatis aquila*, von BLOCH (1785).

Darüber hinaus ist jedoch kein weiteres Exemplar eines Gewöhnlichen Adlerrochen, das eindeutig aus deutschen Meeresgebieten stammt. Ein in der Inventarliste des Staatlichen Naturhistorischen Museums Dänemarks an der Universität Kopenhagen eingetragener Fund (Nr. 8632) ist zwar mit Fundort „Deutschland“ angegeben, diese Angabe trägt aber ein Fragezeichen.

Im Gesamtbetrachtungsgebiet gibt es insgesamt neun Nachweise aus der Literatur oder musealen Sammlungen, deren Fundorte entlang der westlichen, südlichen und östlichen Nordseeküsten weit verstreut liegen und bis ins Skagerrak reichen (Abb. 3.3.15-3). Hier wurde ein Tier im Oslo-Fjord gefangen (EHRENBAUM 1936), das noch heute in der Sammlung des Naturhistorischen Museums an der Universität Oslo vorhanden ist. Diese Vorkommen sprechen dafür, dass es durchaus möglich ist, dass diese mobile pelagische Art als Sommergast durch den Ärmelkanal in die Nordsee eingewandert ist und damals Hamburger Fischern ins Netz geriet.

In den ICES-Surveys und in der Fischereistatistik sind keine Funde dieser Art im Gesamtbetrachtungsgebiet verzeichnet, jedoch existierte im nordatlantischen Schelfgebiet (ICES-Gebiete: Irische und Keltische See VIIa+g, westlicher Ärmelkanal VIIe, Biskaya VIIIa+b, Iberische Halbinsel VIIIc+IXa) ab 1983 eine geringe Fischerei (<0,5-10 Tonnen) auf den Adlerrochen. Dieses Gebiet könnte das Ursprungsgebiet von Sommergästen dieser Art sein.

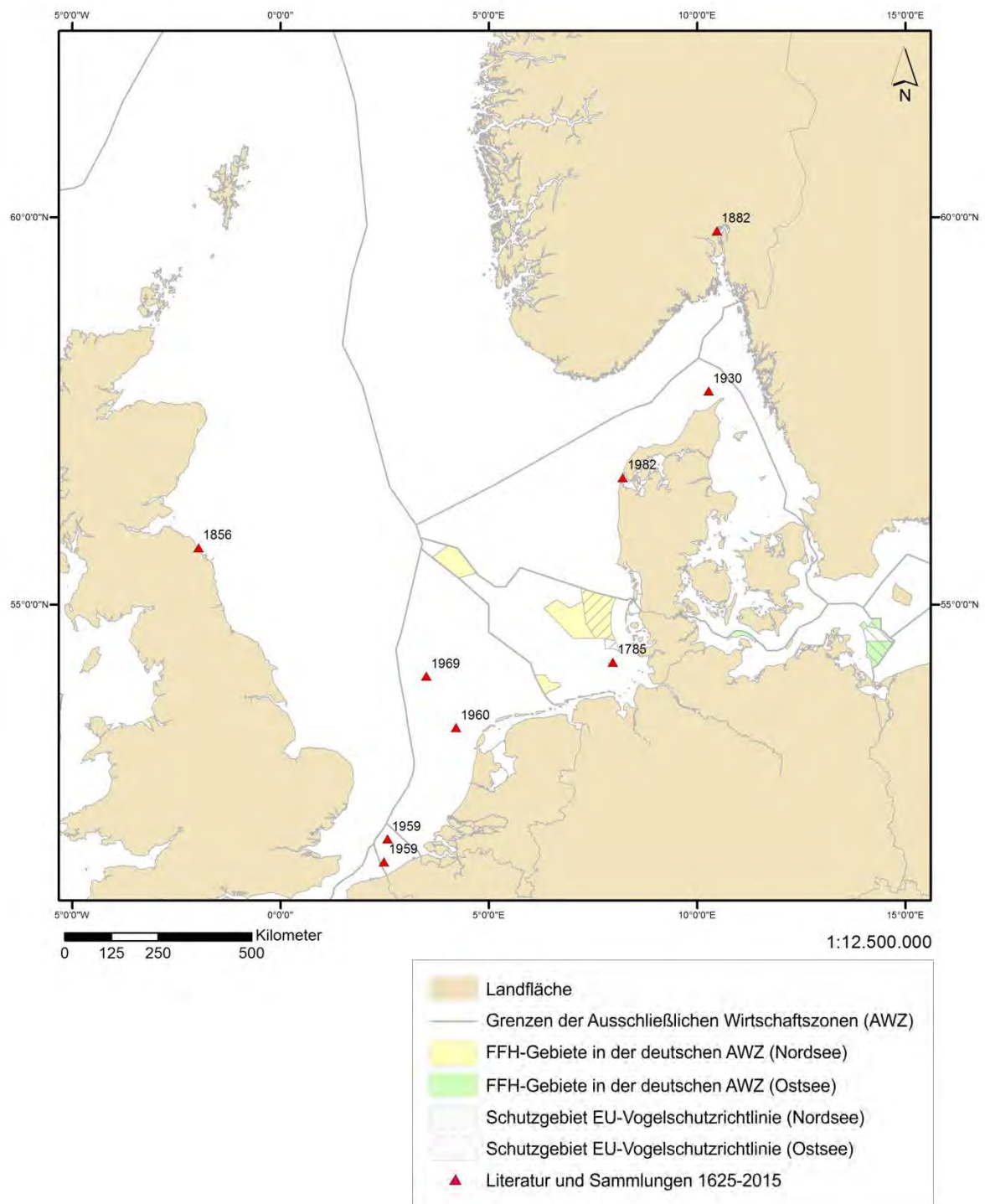


Abb. 3.3.15-3: Nachweise des Adlerrochens *Myliobatis aquila* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

3.3.16 *Raja clavata* Linnaeus, 1758 – Nagelrochen

Der Nagelrochen lebt küstennah am Boden in Wassertiefen von 7-1.020 Metern (WEIGMANN 2016) im Bereich von den flachen inneren Küstengewässern bis hin zum äußeren Kontinentalschelf und zum oberen Kontinentalhang. Nagelrochen führen saisonale Wanderungen durch: im Herbst und Winter wandern sie in tiefer gelegene Offshore-Gebiete und im Frühjahr wandern sie zurück in flachere Gewässer (weitere Details in Kap. 5.1.16).

Der Nagelrochen ist eine etablierte Art der deutschen Meeresgebiete von Nord- und Ostsee und ist hier vom Aussterben bedroht (vgl. THIEL et al. 2013). Das Vorkommen der Art im Kernbetrachtungsgebiet (Abb. 3.3.16-3) ist durch wenige aktuelle Nachweise in Fängen des TI für Seefischerei (2010) und des Monitorings im ostfriesischen Wattenmeer belegt (2015). Durch den NS-IBTS konnte ein Nachweis des Nagelrochens zuletzt im Jahr 2001 erbracht werden, es finden sich jedoch aktuelle Nachweise (2013) in der niederländischen AWZ unweit der Grenze zu den deutschen Meeresgebieten.

Für das Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff liegen zwei historische Nachweise des Nagelrochens aus den 1930er Jahren vor. Während aus dem Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund kein Nachweis bekannt ist, konnte den Daten des TI für Seefischerei ein Nachweis im Jahr 2011 für das Natura 2000-Gebiet Doggerbank entnommen werden.

Die Daten aus Museumssammlungen und Literatur belegen vor allem das ehemalige Vorkommen des Nagelrochens in den deutschen Küstengewässern des nord- und ostfriesischen Wattenmeers, um Helgoland und in der Deutschen Bucht sowie entlang der deutschen Ostseeküste in der Eckernförder Bucht, der Kieler Förde und Lübecker Bucht. Die historischen Nachweise entlang der Ostseeküste liegen jedoch zeitlich weit zurück (1791-1870), und das aktuelle Vorkommen ist erst wieder weiter nördlich im Kattegat durch den BITS belegt (2013).

Einige historische und aktuelle Nachweise aus Museen und Literatur sind zudem im Kattegat und Skagerrak (besonders Bohuslän) bis in den Oslo-Fjord hinein sowie einer im Öresund vorhanden. Der Nagelrochen ist über einen Verlauf von 48 Jahren im NS-IBTS fast in der gesamten Nordsee bis ins Skagerrak und Kattegat nachgewiesen, wird aber mit dem erst ab 1987 einsetzenden BTS hauptsächlich in der südwestlichen Nordsee gefangen, wo auch besonders viele Nachweise im NS-IBTS vorhanden sind und diese Art heute ihr Hauptvorkommen zu haben scheint (Abb. 3.3.16-2).

Bereits BLOCH (1785) beschreibt den Nagelrochen als häufig in der Nordsee und merkt an, dass er zum Verzehr der ärmeren Bevölkerung dient. WITTMACK (1875) gibt darüber hinaus spezifisch das Vorkommen an der Schleswig-Holsteinischen Westküste, bei Ostfriesland und Helgoland sowie im Kieler Hafen an, wenngleich er am letzteren Ort selten vorgekommen sein soll. MÖBIUS & HEINCKE (1883) benennen sein Vorkommen im Kattegat als häufig, aber als selten im westlichen Ostseebecken. Auf ihrer Karte der Gebiete mit dem räumlichen Fischvorkommen in der Ostsee (Abb. 3.3.16-1) wird in der südwestlichen Ostsee östlich von Fehmarn allerdings auch ein Gebiet benannt, in dem vor allem Rochen der Gattung *Raja* vorkommen sollen, wobei hier außer dem Nagelrochen auch andere Rochenarten gemeint sein könnten.



Abb. 3.3.16-1: Karte aus MÖBIUS & HEINCKE (1883) zum Vorkommen von Fischgattungen und -arten in der Ostsee.

HEINCKE (1894) gab den Nagelrochen als den häufigsten Rochen bei Helgoland und in der Nordsee zu Elbe und Weser hin an. DUNCKER et al. (1929) erwähnten sein Vorkommen bis ins Wattenmeer und in die Flussmündungen, wo sie in ansehnlichen Mengen gefangen werden. Laut EHRENBAUM (1936) ist der Nagelrochen der häufigste europäische Rochen, der in der Nordsee besonders häufig ist und zur Eiablage das Wattenmeer und Meeresbuchten aufsucht. Im Wattenmeer konnte man den Nagelrochen bei der Begattung an der Oberfläche beobachten, was lokal als „kullern“ bezeichnet wurde. Später schätzten DUNCKER & LADIGES (1960) den Nagelrochen an der Ostküste Schleswig-Holsteins nur noch als seltenen Irrgast ein, der jedoch im Sommer regelmäßig im Wattenmeer anzutreffen gewesen sein soll. Sie zitieren auch SCHONEVELDE (1624), der angab, dass der Nagelrochen massenhaft bei Sylt und Föhr für den Hamburger Markt gefangen wurde. Laut DUNCKER & LADIGES (1960) ist der Nagelrochen im niedersächsischen Wattenmeer ähnlich häufig wie an der Küste Schleswig-Holsteins. An den Stränden sollen die leeren Eikapseln des Nagelrochens massenhaft zu finden gewesen sein. Die Jungtiere waren während des ersten Lebensjahres dauernd im Flachwasser anzutreffen, bewegten sich im Winter aber in größere Tiefen. SAHRHAGE (1964) gab als Vorkommensgebiet den Austerngrund und die Weiße Bank an, von denen er einige Fänge berichtete. WITTE & ZIJLSTRA (1978) beschrieben den Nagelrochen als ehemals recht häufig bis häufig im niederländischen und deutschen Wattenmeer, bevor der Bestand stark befischt wurde. Nach 1955 wurde er jedoch nicht mehr im niederländischen Wattenmeer gefangen. DAAN et al. (2005) beschrieben nur noch ein vereinzelt Vorkommen in der süd-östlichen Nordsee und NARBERHAUS et al. (2012) nur noch vereinzelte Nachweise in der deutschen AWZ. Sie geben auch an, dass der Nagelrochen in der Nordsee als durch die

Fischerei fast ausgerottet betrachtet wird. Allein ein bestimmter Bereich in der südwestlichen Nordsee und im Ärmelkanal ist davon ausgenommen und dort scheint der Bestand stabil zu sein, während die ehemaligen Schwerpunkte in der südöstlichen Nordsee und der Deutschen Bucht heute lokal erloschen sind und das ehemalige Gesamtverbreitungsgebiet nur noch 44 % der Ausmaßes von 1980 hat.

Die Fangstatistiken vom ICES zeigen ein erneutes Einsetzen einer Fischerei in der Nordsee (ICES-Gebiete IVa-c) ab 1979 durch Frankreich (86 Tonnen), das bis 1994 Bestand hatte. Ab 2000 fischte Frankreich dann wieder, jedoch nur in der südlichen Nordsee (ICES-Gebiet IVc) und Norwegen setzte in der nördlichen Nordsee ein (ICES-Gebiet IVa). Ab 2008 kamen auch Belgien, Dänemark, Niederlande, Großbritannien und Schottland in den verschiedenen Gebieten mit der Fischerei auf Nagelrochen hinzu. Sie erreichten vor allem im ICES-Gebiet IVc zusammen eine jährliche Fangmenge von über 400 Tonnen.

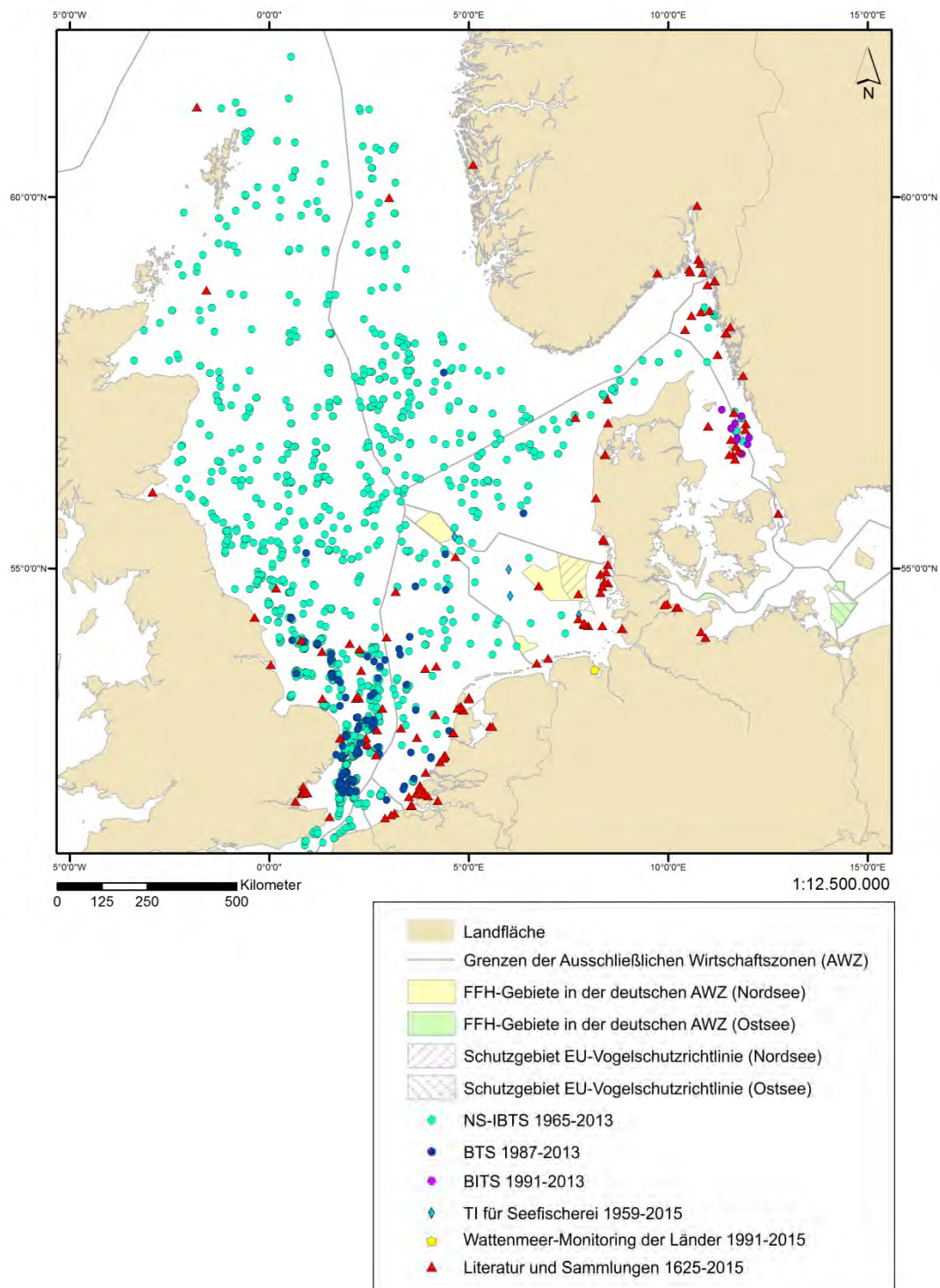


Abb. 3.3.16-2: Nachweise des Nagelrochens *Raja clavata* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

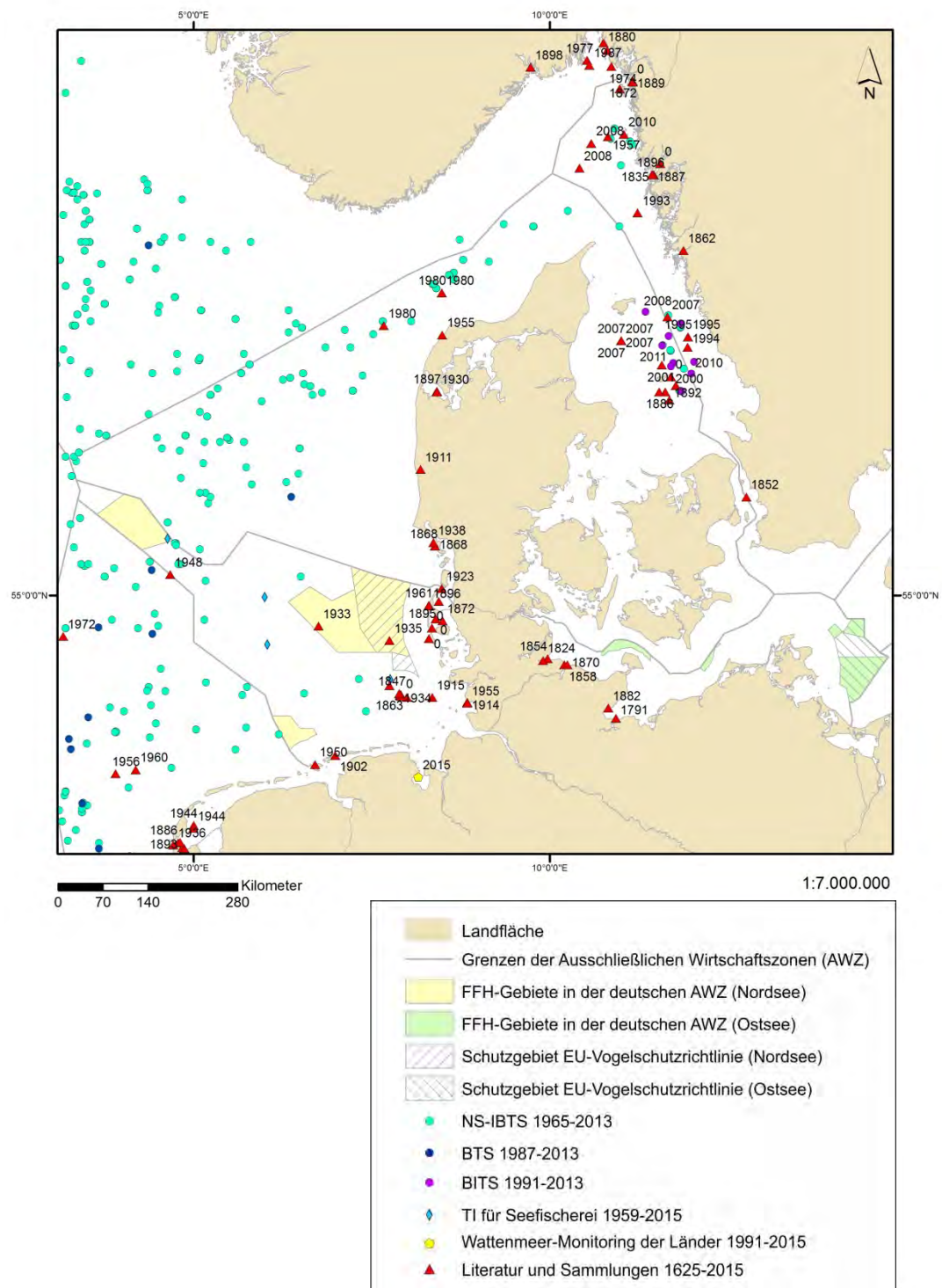


Abb. 3.3.16-3: Nachweise des Nagelrochens *Raja clavata* im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.17 *Raja montagui* Fowler, 1910 – Fleckrochen

Der Fleckrochen lebt auf Weichsubstraten des Kontinentalschelfs in Wassertiefen von 8-150 Metern, selten kommt er bis 650 Metern Tiefe vor (WEIGMANN 2016). Fleckrochen unternehmen keine größeren Wanderungen (vgl. Kap 5.1.17).

Die Art ist im Kernbetrachtungsgebiet etabliert und wird hier als extrem selten eingestuft (THIEL et al. 2013).

Aus dem Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund liegt ein historischer Nachweis aus dem Jahr 1957 aus Literatur- und Sammlungsdaten vor (Abb. 3.3.17-2). Die Nachweise aus Museumssammlungen und der Literatur belegen das historische Vorkommen des Fleckrochens im deutschen Meeresgebiet der Nordsee. Die Individuen, die vor allem um Helgoland gefangen wurden, stammen aus den ersten drei Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts. Darüber hinaus wurde im küstennahen Bereich diese Art einmal bei Sylt im 19. Jahrhundert und wie oben bereits erwähnt, nördlich von Borkum im Jahr 1957 nachgewiesen. EHRENBAUM (1936) beschrieb die Art als häufig im Kanal, in der Nordsee und in der Deutschen Bucht, während DUNCKER et al. (1929) den Fleckrochen nur als in den südöstlichen Teil der Nordsee eindringend sahen. Ein aktueller Nachweis (2005) liegt in den Daten des TI für Seefischerei aus dem westlichen Teil der AWZ (im unteren Teil des sog. Entenschnabels) vor (Abb. 3.3.17-2). Ein Nachweis stammt aus dem NS-IBTS aus dem Jahr 1993.

Direkt außerhalb der deutschen Meeresgebiete gibt es jedoch viele aktuelle Nachweise in der niederländischen AWZ (Abb.3.3.17-1). Im Gesamtbetrachtungsgebiet ist das Vorkommen des Fleckrochens vor allem im südwestlichen Teil der Nordsee nördlich des Ärmelkanals angesiedelt. Im zentralen Bereich der Nordsee ist die Art nur wenig verbreitet, zeigt jedoch im nordwestlichen Teil um die Orkney und Shetland Inseln eine größere Anzahl an Vorkommen. In Bezug auf die Übergangsgewässer ist aus der Analyse der Museums- und Literaturdaten nur ein Nachweis aus dem Jahr 2009 im Skagerrak hervorgegangen.

In den ICES-Fischereistatistiken (ICES 2010) sind in den 1980er Jahren einige geringe Fangmengen der Art (1-3 Tonnen) von Frankreich in der nördlichen Nordsee (ICES-Gebiet IVa) gemeldet worden, bevor Belgien, die Niederlande, Großbritannien, Schottland und in einem geringen Umfang Dänemark (<0,5 Tonnen) in allen relevanten ICES-Gebieten ab 2008 Fleckrochen-Anlandungen meldeten (bis zu 235 Tonnen durch die Niederlande im ICES-Gebiet IVc).

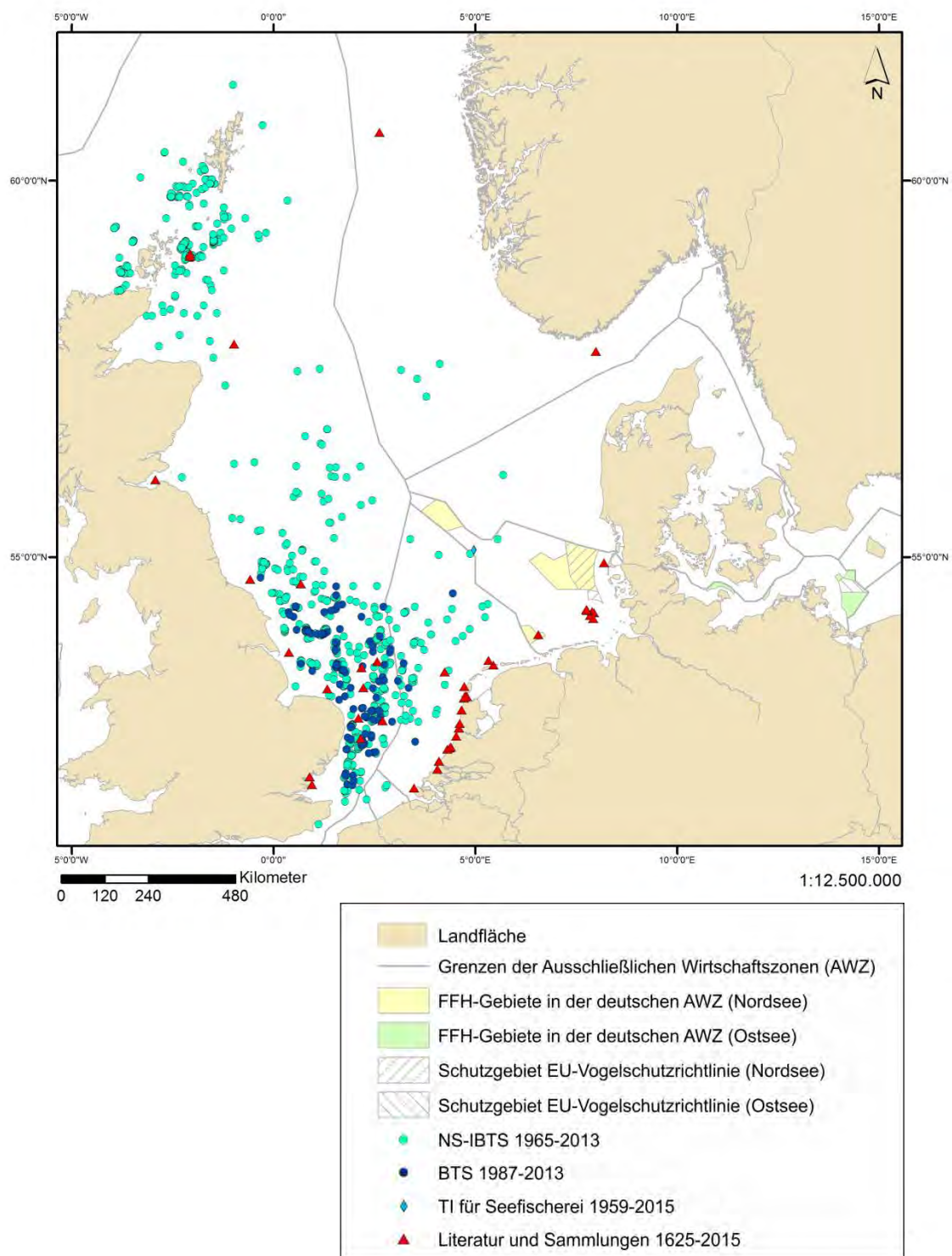


Abb. 3.3.17-1: Nachweise des Fleckrochens *Raja montagui* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

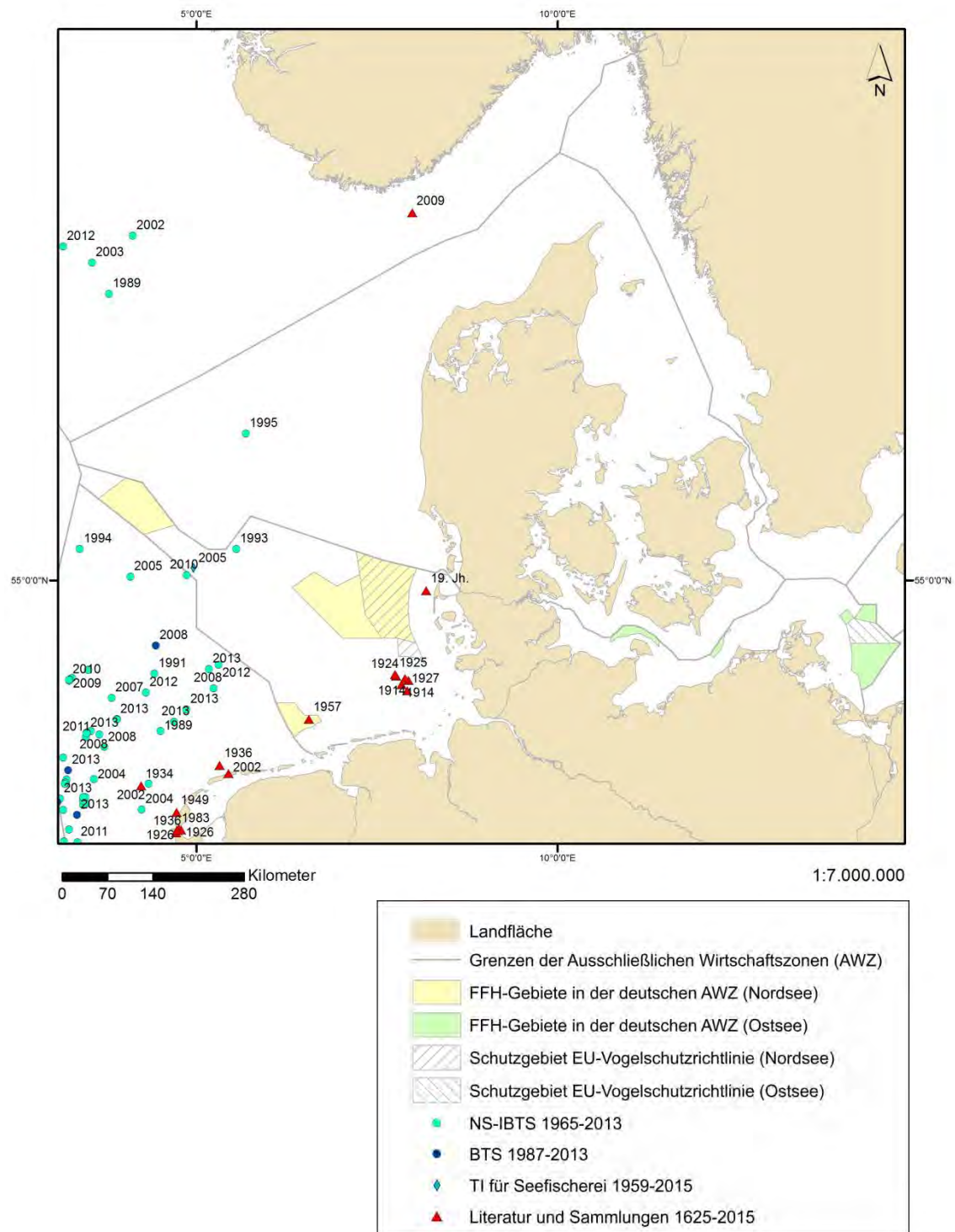


Abb. 3.3.17-2: Nachweise des Fleckrochens *Raja montagui* im Kernbetrachtungsgebiet.

3.3.18 *Torpedo marmorata* Risso, 1810 – Marmorierter Zitterrochen

Als bodenlebende Art kommt der Marmorierte Zitterrochen im Bereich des inneren Kontinentalschelfs in Wassertiefen bis zu 40 m, selten auch bis 1.480 Meter Tiefe vor (WEIGMANN 2016; siehe auch Kap. 5.1.18).

Nach THIEL et al. (2013) ist der Marmorierte Zitterrochen nicht in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee etabliert, so dass auch keine Gefährdungsanalyse durchgeführt wurde.

In der Zeitschrift der fischverarbeitenden Industrie „Fischmarkt“ findet sich in der Ausgabe von 1933 ein Artikel über einen Fund von einem Marmorierten Zitterrochen, der im Jahr 1932 etwa 20 Seemeilen von Helgoland entfernt gefangen (Abb. 3.3.18-1), lebend ins Aquarium der Biologischen Anstalt Helgoland gebracht wurde und dort noch einige Zeit gehalten werden konnte (WULFF 1933). Außerdem liegt ein Nachweis dieser Art mit Koordinatenangaben aus dem Naturalis Biodiversitätszentrum Leiden vor, der aus dem Jahr 1969 aus dem deutschen Nordseegebiet stammt. Weitere Nachweise, besonders entlang der niederländischen Küste, zeigen, dass der Marmorierte Zitterrochen bis in die 1980er Jahre hinein regelmäßig in der südlichen Nordsee vorkam und in Einzelfällen sogar die zentrale und nördliche Nordsee und einmal das Kattegat erreichte (Abb. 3.3.18-1). Insgesamt wurde die Art in der Nordsee sehr selten nachgewiesen. Der letzte Nachweis des Zitterrochens aus der Nordsee liegt mittlerweile 32 Jahre (1984) zurück und auch die ICES-Surveys liefern nur zwei Funde aus der nördlichen Nordsee aus dem Jahr 1975.

Ab 1984 tauchten Marmorierte Zitterrochen in den Fangstatistiken der südwestlich angrenzenden Schelfgebiete des Nordostatlantiks auf, mit teils nicht unerheblichen Fängen (bis zu 127 Tonnen) in der Biskaya (ICES-Gebiete VIIIa-b) und um die Iberische Halbinsel herum (VIIIc, IXa und b). Geringe Fänge wurden aus der Keltischen See bis in den Ärmelkanal (ICES-Gebiete VIIg, VIIh und VIIe) berichtet.

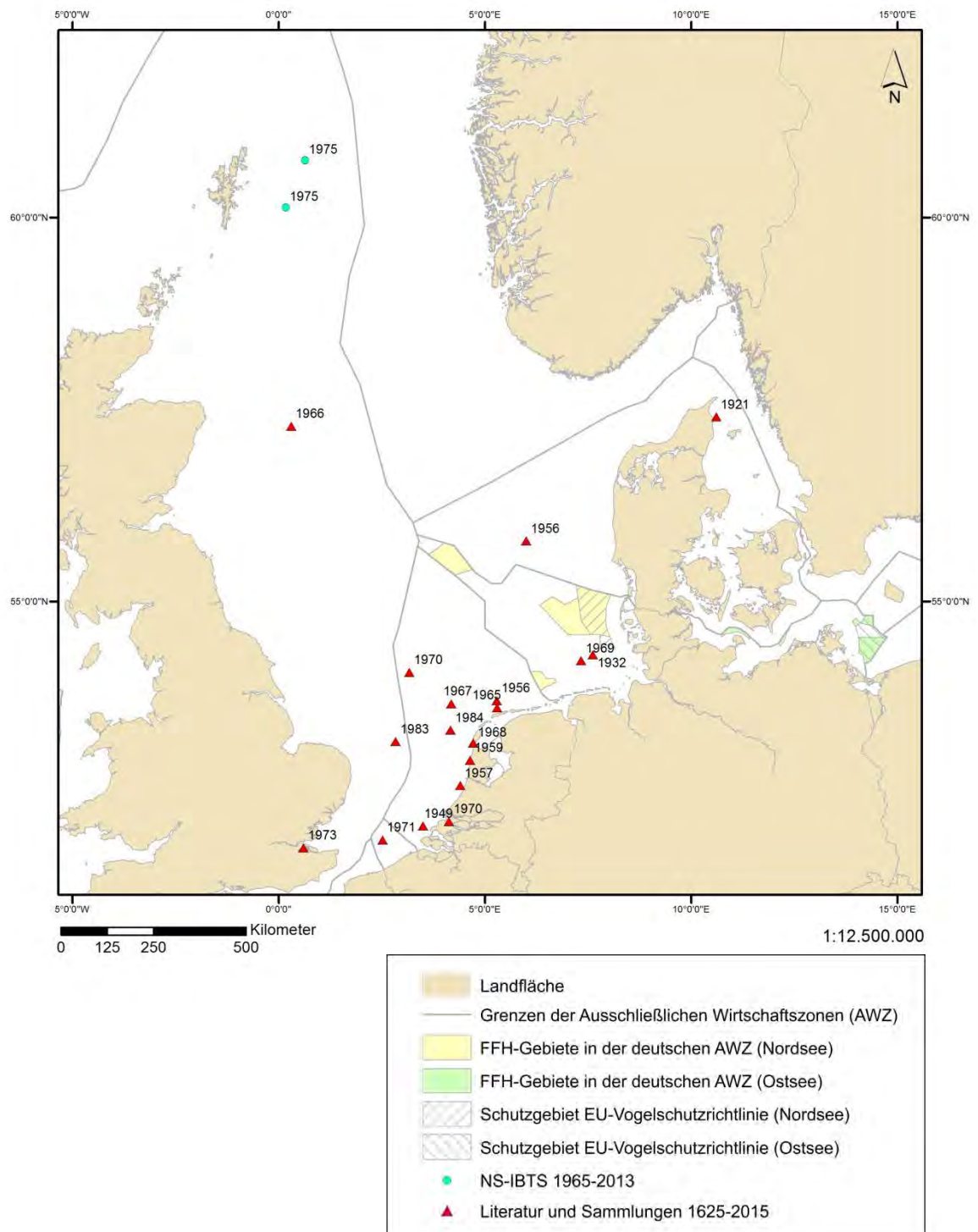


Abb.3.3.18-1: Nachweise des Marmorierten Zitterrochens *Torpedo marmorata* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

3.3.19 *Chimaera monstrosa* Linnaeus 1758 – Seekatze

Die Seekatze lebt benthopelagisch in den oberen Bereichen der Kontinentalhänge in Wassertiefen von 200-700 Metern. Sie kommt gelegentlich auch bis in 1.742 Meter Tiefe vor (WEIGMANN 2016). Nur selten ist sie in flacheren Schelfbereichen anzutreffen (vgl. Kap. 5.1.19).

Die Seekatze ist in den deutschen Meeresgebieten nicht etabliert (vgl. THIEL et al. 2013). Es liegen insgesamt nur vier Nachweise der Art für die deutschen Nordseegebiete vor (Abb. 3.3.19-2). Zwei der Nachweise stammen aus dem Katalog der ehemaligen Göttinger Sammlung, die heute Bestandteil der Sammlung des Zoologischen Museums (ZMH) des Centrum für Naturkunde der Universität Hamburg ist. Die Einträge aus dem Jahr 1895 und 1908 geben als Fundort Helgoland an (Abb. 3.3.19-1).

Die Sammlung des Naturalis Biodiversitätszentrums Leiden enthält neben einem Nachweis von der holländischen Küste auch einen, der etwa von der Grenze der niederländischen-deutschen AWZ (55°00'N und 5°00'E) stammt (Abb. 3.3.19-2). Darüber hinaus beinhalten die Daten des TI für Seefischerei einen Nachweis der Seekatze in der zentralen deutschen AWZ aus dem Jahr 1978 (siehe auch EHRICH et al. 2006). Die meisten anderen Nachweise aus Literatur und Museumssammlungen stammen aus dem Bereich der Norwegischen Rinne in der nordöstlichen Nordsee und dem Skagerrak sowie einige südlich davon aus dem Kattegat und der zentralen oder westlichen Nordsee. Ein Exemplar wurde im 19. Jhd. auch im südlichen Teil des Kattegats bei Seeland gefunden. Aus dem Jahr 1935 datiert ein Exemplar aus dem dänischen Teil der Kieler Bucht in der westlichen Ostsee, das somit der südöstlichste Fund der Art ist. Die Seekatze dringt gelegentlich auch tiefer in Fjorde ein, was sich aufgrund der Literatur- und Museumsnachweise sowohl für Norwegen (besonders der Bereich um Bergen), Schweden (Gullmarfjord) und Dänemark (Mariager- und Isefjord) sagen lässt (Abb. 3.3.19-2).

The image shows a handwritten catalog entry for *Chimaera monstrosa* L. The entry is on a piece of paper with a grid. At the top, the family name (Chimaeridae) and the genus name *Chimaera* are written. Below this, the species name *monstrosa* L. is written. To the left of the species name, there are four entries: 'a', 'b', 'c', and 'd. (skelettartig)'. A blue line is drawn across the grid, representing a distribution map. To the right of the grid, there are two entries: 'Hamburg gesammelt' and 'Helgoland'. The date '1895' is written next to 'Helgoland', and the date '1908' is written next to 'Helgoland'. The collection type 'Biol. Mus.' is written next to both dates.

Species	Location	Date	Collection Type
<i>Chimaera monstrosa</i> L.	Hamburg gesammelt	1895	Biol. Mus.
<i>Chimaera monstrosa</i> L.	Helgoland	1908	Biol. Mus.

Abb. 3.3.19-1: Einträge zweier Nachweise von *Chimaera monstrosa* im Katalog der ehemaligen Göttinger Sammlung (heute Centrum für Naturkunde, Zoologisches Museum Hamburg (ZMH)).

Die Nachweise aus dem NS-IBTS stammen aus der Norwegischen Rinne, mit aktuellen Funden auch aus dem Skagerrak (2013) und von ihrem Ausgang in der nördlichen Nordsee.

Die ICES-Fangstatistiken zeigen aufkommende geringe Anlandungen (<0,5-1 Tonnen) von Seekatzen durch Schottland ab 1995 in der nördlichen Nordsee (ICES-Gebiet IVa), zu denen geringe Fangmeldungen (<0,5 Tonnen) durch Dänemark in der nördlichen bis zentralen

Nordsee ab 1999 hinzukommen, die ab 2001 auch aus den Übergangsgewässern (ICES-Gebiet IIIa) stammen und im Jahr 2005 auf ein Maximum von 11 Tonnen anstiegen (Tab. 3.3.19-1). Geringe Fänge machte Dänemark auch im ICES-Gebiet IIIc Baltic 22 (Belte) im Jahr 2008. Norwegen setzte mit Anlandungsberichten im Jahr 2001 ein (1 Tonne), die im Jahr 2010 21 Tonnen erreichten.

Tab. 3.3.19-1: Fänge der Seekatze *Chimaera monstrosa* in Tonnen nach Land und ICES-Fanggebiet (ICES 2010).

Land	Division	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Dänemark	III a	-	-	-	-	-	-	<0.5	<0.5
Dänemark	III c Baltic 22	-	-	-	-	-	-	-	-
Dänemark	IV a	-	-	-	-	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Dänemark	IV b	-	-	-	-	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Norwegen	III a	-	-	-	-	-	-	-	-
Norwegen	IV a	-	-	-	-	-	-	1	1
Norwegen	IV b	-	-	-	-	-	-	-	-
Schottland	IV a	1	<0.5	-	<0.5	<0.5	1	3	-
Land	Division	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Dänemark	III a	<0.5	1	11	1	<0.5	<0.5	1	1
Dänemark	III c Baltic 22	-	-	-	-	-	<0.5	-	-
Dänemark	IV a	<0.5	<0.5	-	<0.5	<0.5	-	-	-
Dänemark	IV b	<0.5	<0.5	-	<0.5	<0.5	-	-	-
Norwegen	III a	-	-	-	-	2	2	<0.5	-
Norwegen	IV a	7	17	10	12	13	7	6	21
Norwegen	IV b	-	-	-	1	<0.5	-	-	-
Schottland	IV a	2	-	1	<0.5	-	-	-	-

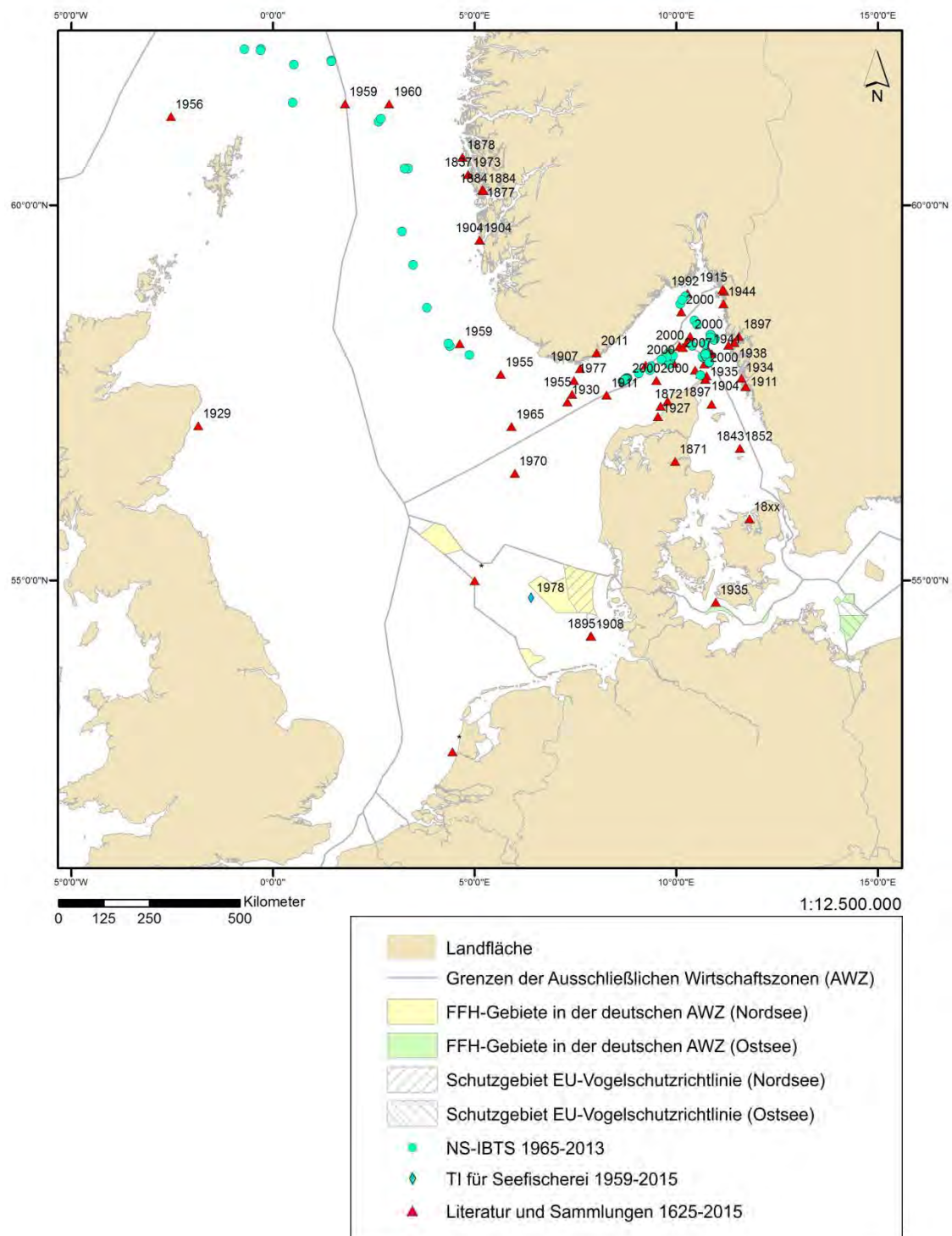


Abb. 3.3.19-2: Nachweise der Seekatze *Chimaera monstrosa* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

3.4 Zeitliche Muster von CPUE und Präsenz

Die Ergebnisse zur Analyse von CPUE und Präsenz von sieben etablierten Knorpelfischarten sind in der Tabelle 3.4-1 zusammenfassend dargestellt. Bei der Beurteilung der zeitlichen Trends ist zu berücksichtigen, dass ab 1984 standardmäßig bei allen Kampagnen des NS-IBTS auf allen Schiffen das gleiche Fanggerät (Grande Ouverture Verticale, GOV) eingesetzt wurde und auch weitere Standardisierungen eingeführt wurden, wohingegen in früheren Jahren teils abweichende Fanggeräte und Schleppzeiten zum Einsatz kamen (RIECK 2010).

Dieser Umstand ist möglicherweise ein Grund für die bei den meisten untersuchten Arten im Zeitraum 1969-1983 gegenüber dem Zeitraum 1984-1998 deutlich geringeren Vorkommen. Dies trifft wahrscheinlich vor allem auf die relativ groß werdenden Arten *Galeorhinus galeus*, *Mustelus* spp. und *Squalus acanthias* zu, die im Vergleich zu den untersuchten Rochenarten und *Scyliorhinus canicula* nicht so stark bodengebunden vorkommen und teils sogar semipelagisch leben (EBERT & STEHMANN 2013). Dementsprechend konnten diese Arten z.B. mit den in der Vergangenheit eingesetzten sehr bodennah operierenden oder kleinen Schleppnetzen wahrscheinlich nicht adäquat erfasst werden.

Insgesamt zeigten bezogen auf den CPUE alle sieben untersuchten Taxa außer *Squalus acanthias* höhere Werte in 1984-1998 gegenüber 1969-1983.

Die CPUE-Werte für die Arten *Galeorhinus galeus*, *Amblyraja radiata* und *Raja clavata* waren im Zeitraum 1999-2013 deutlich geringer als im Zeitraum 1984-1998. Für den Zeitraum 1999-2013 verzeichneten dagegen die Arten *Mustelus* spp., *Scyliorhinus canicula* und *Squalus acanthias* sowie die Rochenart *Leucoraja naevus* höhere CPUE-Werte als in der vorangehenden Zeitperiode 1969-1983 (Tab. 3.4-1). Erwähnt werden muss hier noch, dass für einige Arten extrem hohe CPUE-Werte auf Basis der NS-IBTS-Daten ermittelt wurden, die zu einer markanten Anhebung von CPUE-Werten bei den sonst mit relativ geringen CPUE-Werten belegten Arten führen können. Eine Aufstellung aller außerordentlich hohen CPUE-Werte mit über 500 Exemplaren pro Art pro Fangstunde ist in Anhangstabelle 5.4-3 zu finden. Es kann auch nicht ganz ausgeschlossen werden, dass einige der sehr hohen CPUE-Werte fehlerbehaftet sind.

Trotz dieser Einschränkungen werden die weiter oben dargestellten Änderungen der CPUE-Werte auch durch die Präsenzen ganz ähnlich abgebildet. Auch die Präsenz-Werte für die Arten *Galeorhinus galeus*, *Amblyraja radiata* und *Raja clavata* waren im Zeitraum 1999-2013 geringer als im Zeitraum 1984-1998. Im Unterschied zum leichten Anstieg der CPUE-Werte bei *Squalus acanthias*, waren die Präsenzen der Art von 1999-2013 deutlich geringer als von 1984-1998. Die Präsenzen von *Mustelus* spp., *Scyliorhinus canicula* und *Leucoraja naevus* waren dagegen von 1999-2013 höher als im Zeitraum 1984-1998 (Tab. 3.4-1).

Die im Rahmen dieses Vorhabens ermittelten zeitlichen Muster von CPUE und Präsenz bei den in Tabelle 3.4-1 gelisteten Knorpelfischarten stimmen mit den Angaben von HEESSEN et al. (2015) für folgende Arten wie folgt sehr gut überein: Für *Galeorhinus galeus* geben HEESSEN et al. (2015) eine Abnahme der Fänge im Nordseeraum seit Mitte der 1990er Jahre an. Für *Amblyraja radiata* stellen sie nach dem Hinweis auf einen Anstieg des Bestandes in den frühen 1980er Jahren anschließend ebenfalls eine Abnahme der Fänge im Nordseeraum bis unterhalb des langjährigen Mittels in den letzten Jahren heraus. Bei *Mustelus asterias* und *Scyliorhinus canicula* weisen HEESSEN et al. (2015) auf einen deutlichen Bestands-

anstieg hin, und im Fall von *Leucoraja naevus* wird durch die Autoren auf eine Bestandszunahme in den letzten 10 Jahren verwiesen.

Tab. 3.4-1: Ergebnisse der Analyse von CPUE (durchschnittliche Anzahl an Exemplaren pro Hol pro Fangstunde) und Präsenz (relative Häufigkeit von Hols in %, in denen mindestens ein Exemplar der Art gefangen wurde).

Art	1969–1983	1984–1998	1999–2013
CPUE			
<i>Galeorhinus galeus</i>	0,002	0,093	0,023
<i>Mustelus</i> spp.	0,004	0,118	0,401
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0,125	0,407	3,210
<i>Squalus acanthias</i>	4,077	0,946	1,267
<i>Amblyraja radiata</i>	1,142	4,970	2,861
<i>Leucoraja naevus</i>	0,229	0,302	0,414
<i>Raja clavata</i>	0,518	0,919	0,402
Präsenz			
<i>Galeorhinus galeus</i>	0,021	0,970	0,341
<i>Mustelus</i> spp.	0,064	1,112	3,724
<i>Scyliorhinus canicula</i>	1,603	5,810	15,633
<i>Squalus acanthias</i>	9,555	12,306	5,420
<i>Amblyraja radiata</i>	11,714	36,992	29,229
<i>Leucoraja naevus</i>	3,805	5,710	8,130
<i>Raja clavata</i>	7,076	3,244	2,885

Im Unterschied zu den Ergebnissen im Rahmen dieses Vorhabens sehen HEESSEN et al. (2015) bei *Squalus acanthias* einen abnehmenden Trend in den letzten Jahren. Für *Raja clavata* geben HEESSEN et al. (2015) eine relative konstante Bestandsgröße für den gesamten von ihnen betrachteten Zeitraum seit 1977 an. Interpretiert man die von HESSEN et al. (2015) präsentierten Werte des sogenannten NSER-Index (North Sea ecoregion-Index) für *Raja clavata* für den Nordseeraum von 1977-2013 detailliert für kürzere Zeitperioden, kommt man zu folgender Beurteilung der Fänge von *Raja clavata*: 1977-1986: bis auf zwei Fänge über dem Mittelwert sind alle anderen Fänge unterhalb oder im Bereich des Mittelwertes; 1987-1991: bis auf einen Fang unter dem Mittelwert liegen alle anderen Fänge (z.T. deutlich) über dem Mittelwert; 1992-2013: bis auf einen Fang über dem Mittelwert sind alle anderen Fänge unterhalb oder im Bereich des Mittelwertes. Zusammenfassend ist also festzuhalten, dass nach HEESSEN et al. (2015) die Fänge in der Zeitperiode 1992-2013 deutlich geringer ausfielen als im Zeitraum 1987-1991.

3.5 Präsenzanteile und Verbreitung verschiedener Lebensstadien

Zur Analyse der Präsenzanteile und Verbreitung verschiedener Lebensstadien der häufigsten etablierten Knorpelfisch-Taxa wurde ein Datensatz mit 12.139 Hols im Zeitraum von 1984-2013 des NS-IBTS herangezogen (vgl. Kap. 2.3.2). Im Zeitraum von 1984-1998 waren dies insgesamt 6.607 Hols, im Zeitabschnitt von 1999-2013 insgesamt 5.532 Hols (siehe Anhangstabelle 5.4-4). Es wurde jeweils die relative Häufigkeit in den beiden 15-Jahresabschnitten für die Lebensstadien juvenil (bis zwei Jahre) und adult (älter als 2 Jahre) eines Taxons analysiert.

3.5.1 *Mustelus* spp. – Weißgefleckter Glatthai/Grauer Glatthai

Im Zeitraum von 1984-1998 wurden in 21 Hols (0,3%) juvenile sowie in 49 Hols (0,7%) adulte Glatthaie nachgewiesen (Anhangstabelle 5.4-4). Im folgenden 15-Jahreszeitraum von 1999-2013 wurden hingegen in 96 Hols (1,7%) Juvenile festgestellt sowie in 145 Hols (2,6%) Adulte. Somit stiegen bei beiden Altersgruppen die Präsenzen an.

Aufgrund von Nachweisen sowohl juveniler als auch adulter Individuen ist von einer Verbreitung der Glatthaie vor allem im westlichen und südlichen Teil der Nordsee auszugehen. Einzelnachweise von Glatthaien existieren auch aus der zentralen Nordsee und dem Skagerrak, im letzteren Gebiet jedoch ausschließlich von adulten Individuen. Aus den deutschen Meeresgebieten der Nordsee liegen einige wenige Nachweise von Juvenilen (Abb. 3.5.1-1) und Adulten vor (Abb. 3.5.1-2).

Aus dem Zeitraum 1999-2013 existieren deutlich mehr Nachweise aus dem nordwestlichen Teil des Verbreitungsgebietes der Art in der Nordsee als aus dem Zeitraum 1984-1998, während sich die Nachweisdichten im südwestlichen und südlichen Bereich des Verbreitungsgebietes weniger deutlich zwischen den beiden Zeitperioden unterscheiden. Dies könnte ein Indiz für eine zunehmende Ausbreitung der Art in nordwestlicher Richtung sein (Abb. 3.5.1-1 und 3.5.1-2).

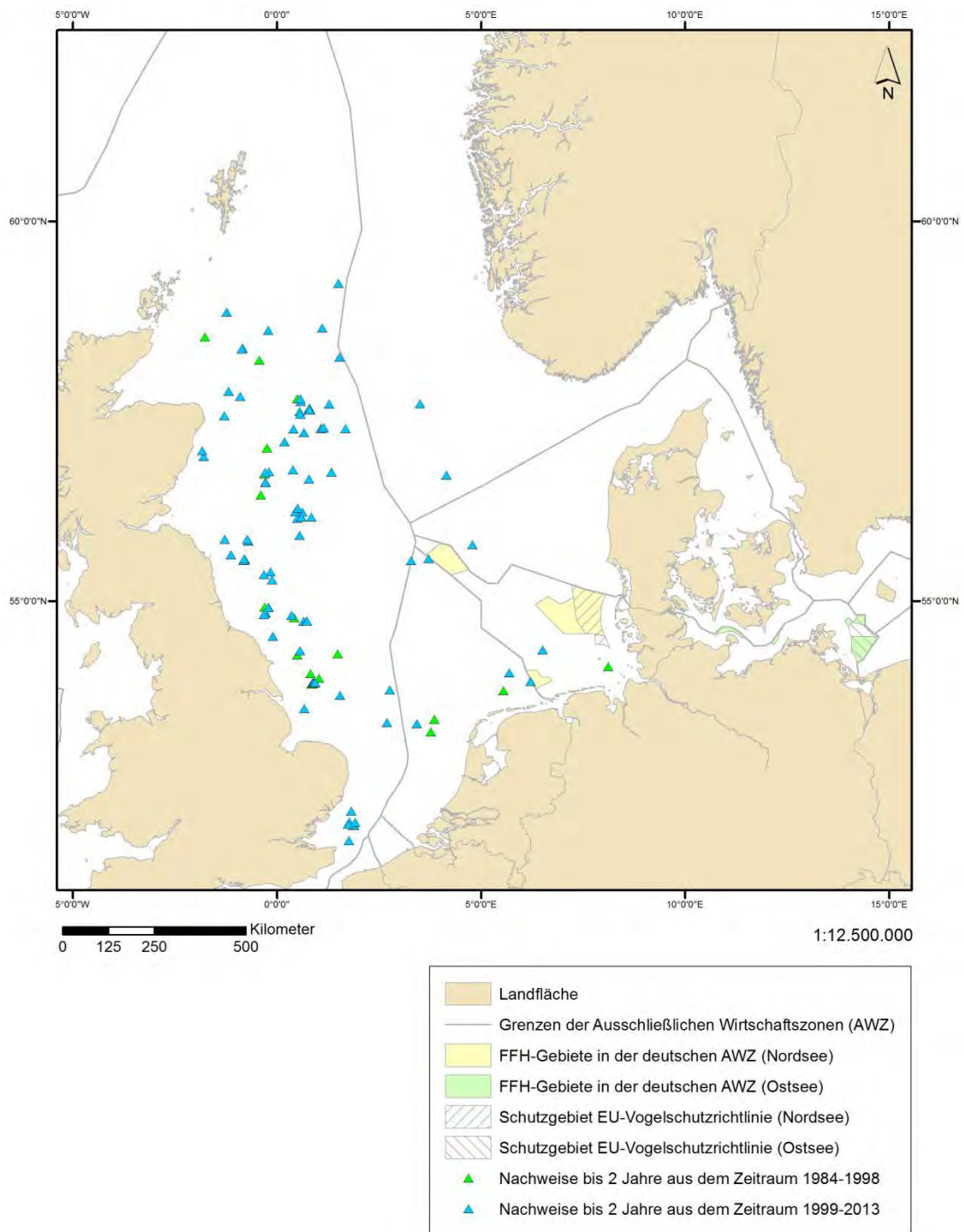


Abb. 3.5.1-1: Nachweise juveniler *Mustelus* spp. (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

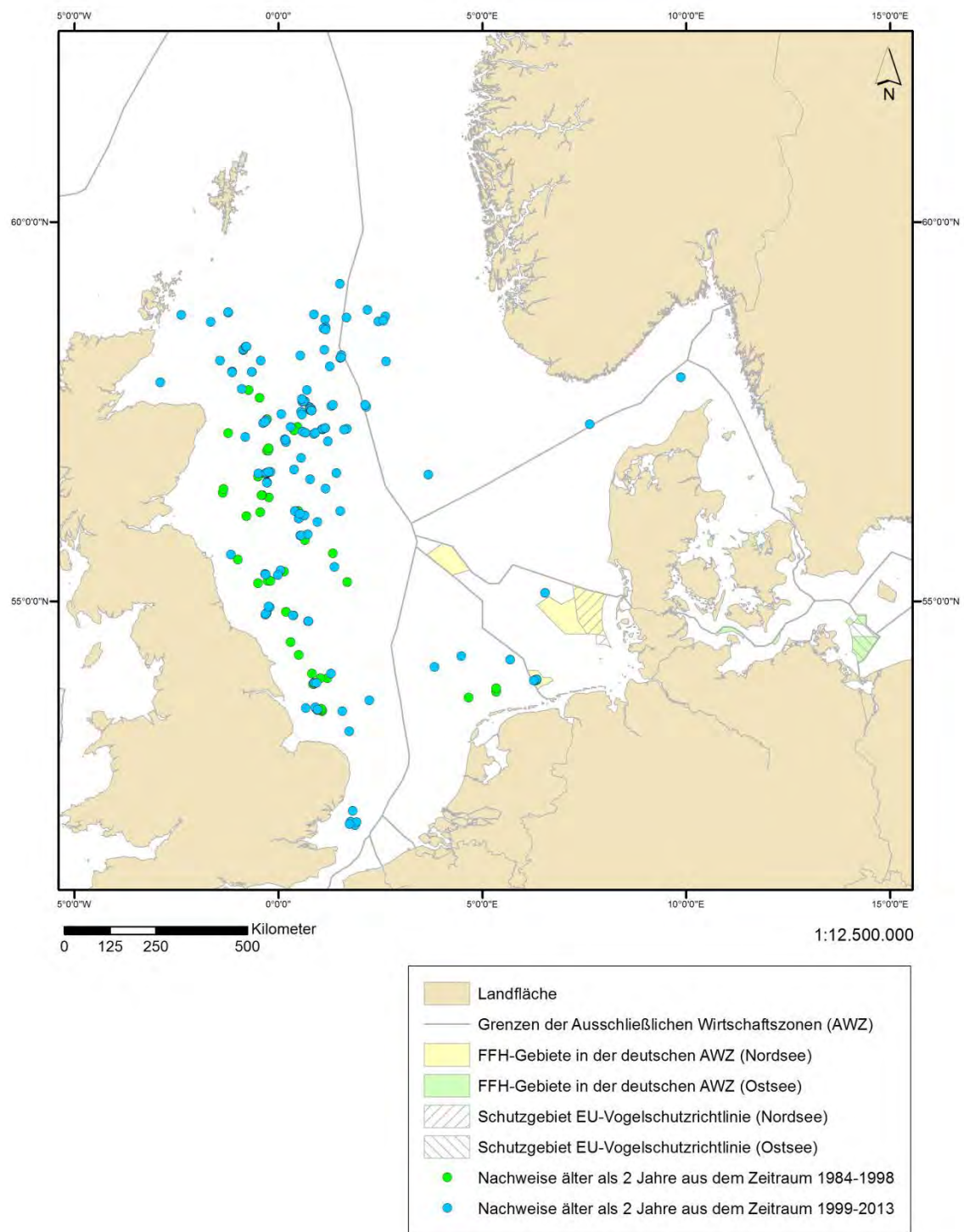


Abb. 3.5.1-2: Nachweise adulter *Mustelus* spp. (Alter >2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

3.5.2 *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) – Kleingefleckter Katzenhai

Nachweise juveniler Kleingefleckter Katzenhaie wurden im Zeitraum von 1984-1998 in 10 der 6.607 Hols festgestellt, was eine relative Häufigkeit von ca. 0,2% ergibt (Anhangstabelle 5.4-4). Nachweise Adulter fanden sich in 234 Hols und machten damit 3,5% der Hols in diesem Zeitraum aus. Im Vergleich dazu wurden im nachfolgenden Zeitraum 1999-2013 insgesamt 91 juvenile (1,6%) und 631 adulte Individuen in 5.532 Hols (11,4%) festgestellt, so dass von einem deutlichen Anstieg der Präsenzen des Kleingefleckten Katzenhais auszugehen ist.

Die Nachweise von Adulten des Kleingefleckten Katzenhais belegen eine weiträumige Verbreitung der Art in der gesamten Nordsee bis hinein in die deutschen Meeresgebiete und ins Skagerrak (Abb. 3.5.2-2). Insgesamt ist eine deutlich höhere Anzahl von Nachweisen in der nordwestlichen und südwestlichen Nordsee zu verzeichnen. Juvenile Kleingefleckte Katzenhaie traten in den deutschen Meeresgebieten nicht auf, sie wurden hauptsächlich im süd- und nordwestlichen Bereich der Nordsee festgestellt (Abb. 3.5.2-1).

Deutliche Änderungen der Verbreitungsgebiete juveniler und adulter Kleingefleckter Katzenhaie waren beim Vergleich der Zeitperioden 1984-1998 und 1999-2013 nicht erkennbar.

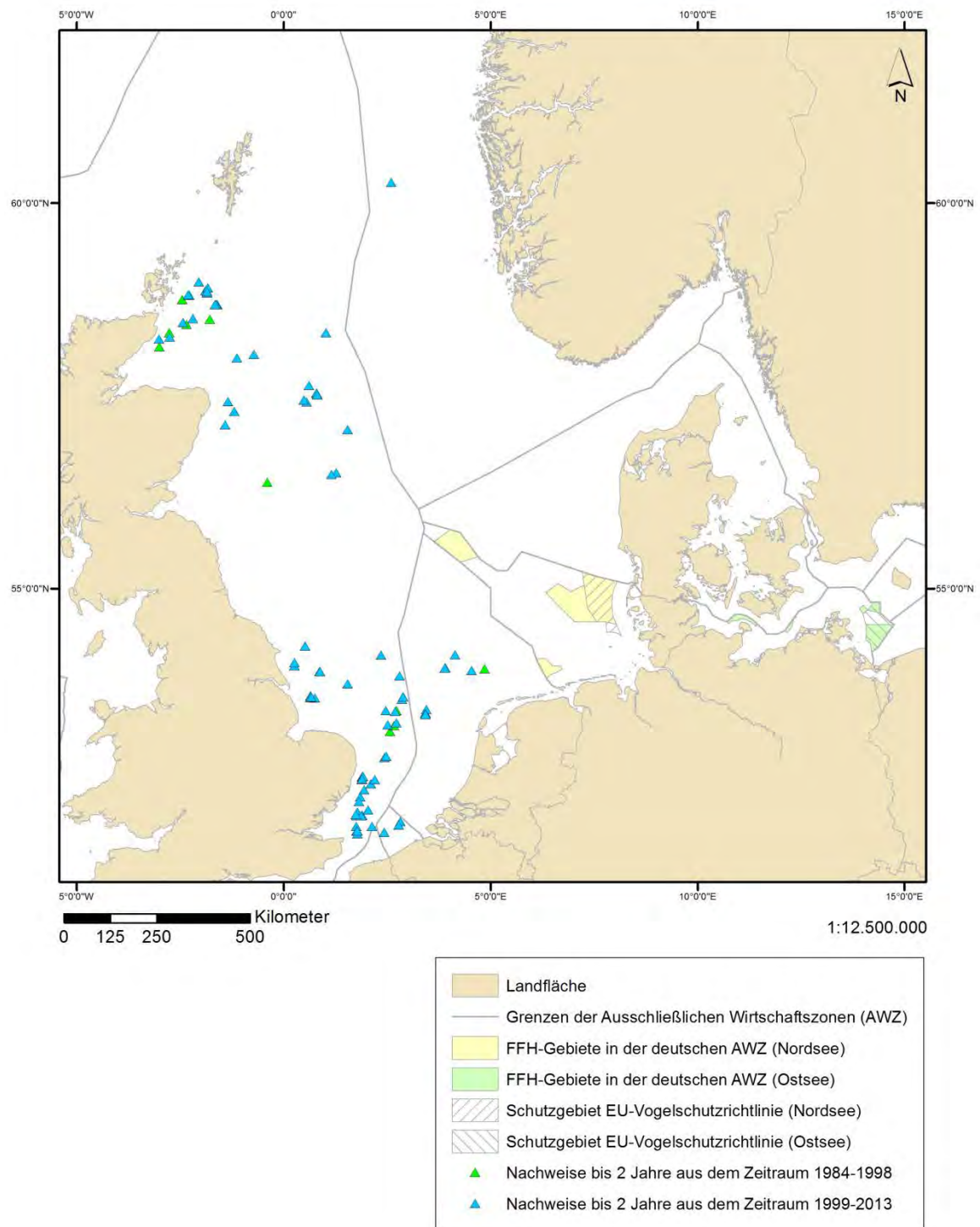


Abb. 3.5.2-1: Nachweise juveniler *Scyliorhinus canicula* (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

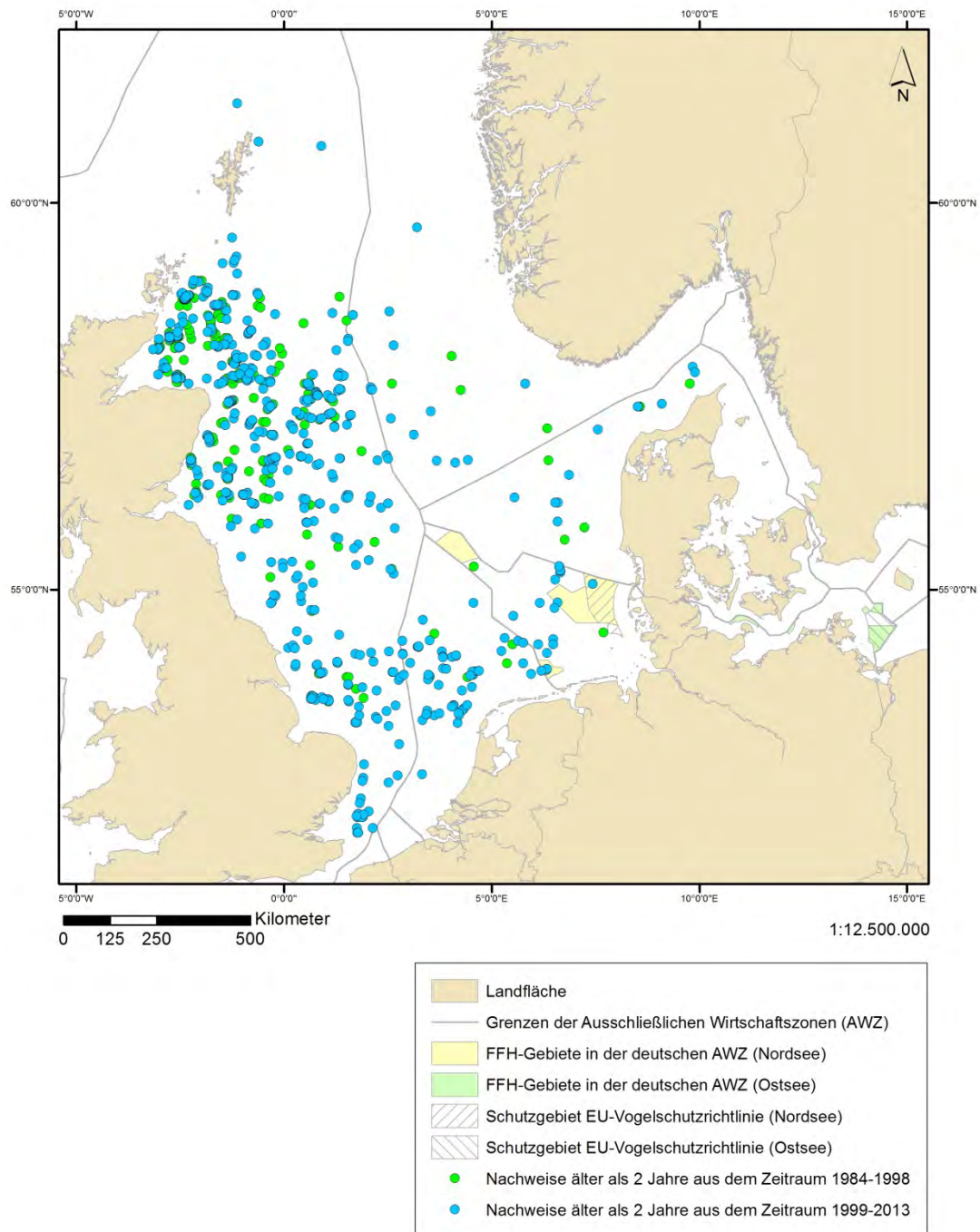


Abb. 3.5.2-2: Nachweise adulter *Scyliorhinus canicula* (Alter >2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

3.5.3 *Squalus acanthias* Linnaeus, 1758 – Dornhai

Im Zeitraum von 1984-1998 konnten in 52 der 6607 Hols (0,8%) juvenile sowie in 887 Hols (13,4%) adulte Dornhaie nachgewiesen werden. Im Zeitraum von 1999-2013 wurden dagegen juvenile Dornhaie in 78 Hols (1,4%) gefangen, was einer relativen Zunahme um nahezu das Doppelte entspricht. Adulte wurden von 1999-2013 jedoch nur in 269 Hols (4,8%) festgestellt. Somit ging die Nachweisanzahl adulter Dornhaie im Vergleich der Zeiträume 1984-1998 und 1999-2013 deutlich zurück (Anhangstab. 5.4-4).

Bei einer sichtbar höheren Anzahl der Nachweise von adulten Dornhaien in der westlichen Nordsee sind die Nachweise dieser Altersgruppe in der ganzen Nordsee relativ weit verteilt und reichen auch noch bis ins Skagerrak hinein (Abb. 3.5.3-2). Die Adulten sind aber mit einer geringeren Nachweisanzahl im südwestlichen Gebiet der Nordsee am Ausgang des Ärmelkanals sowie im nordöstlichen Abschnitt der Nordsee vertreten. Juvenile haben im mittleren Bereich der westlichen Nordsee eine höhere Nachweisanzahl als in anderen Nordseegebieten (Abb. 3.5.3-1).

Juvenile und adulte Exemplare des Dornhais sind von 1984-1998 deutlich weiter südlich zu finden als von 1999-2013 (Abb. 3.5.3-1 und Abb. 3.5.3-2). Im Gebiet der deutschen AWZ der Nordsee konnte für den Zeitraum 1984-1998 nur ein Nachweis juveniler Dornhaie verzeichnet werden. Im Zeitraum 1999-2013 kamen juvenile Dornhaie in diesem Gebiet nicht vor. Adulte Dornhaie wurden im Gebiet der deutschen AWZ im Zeitraum 1999-2013 nicht nachgewiesen, waren aber von 1984-1998 noch vielfach in diesem Gebiet vertreten.

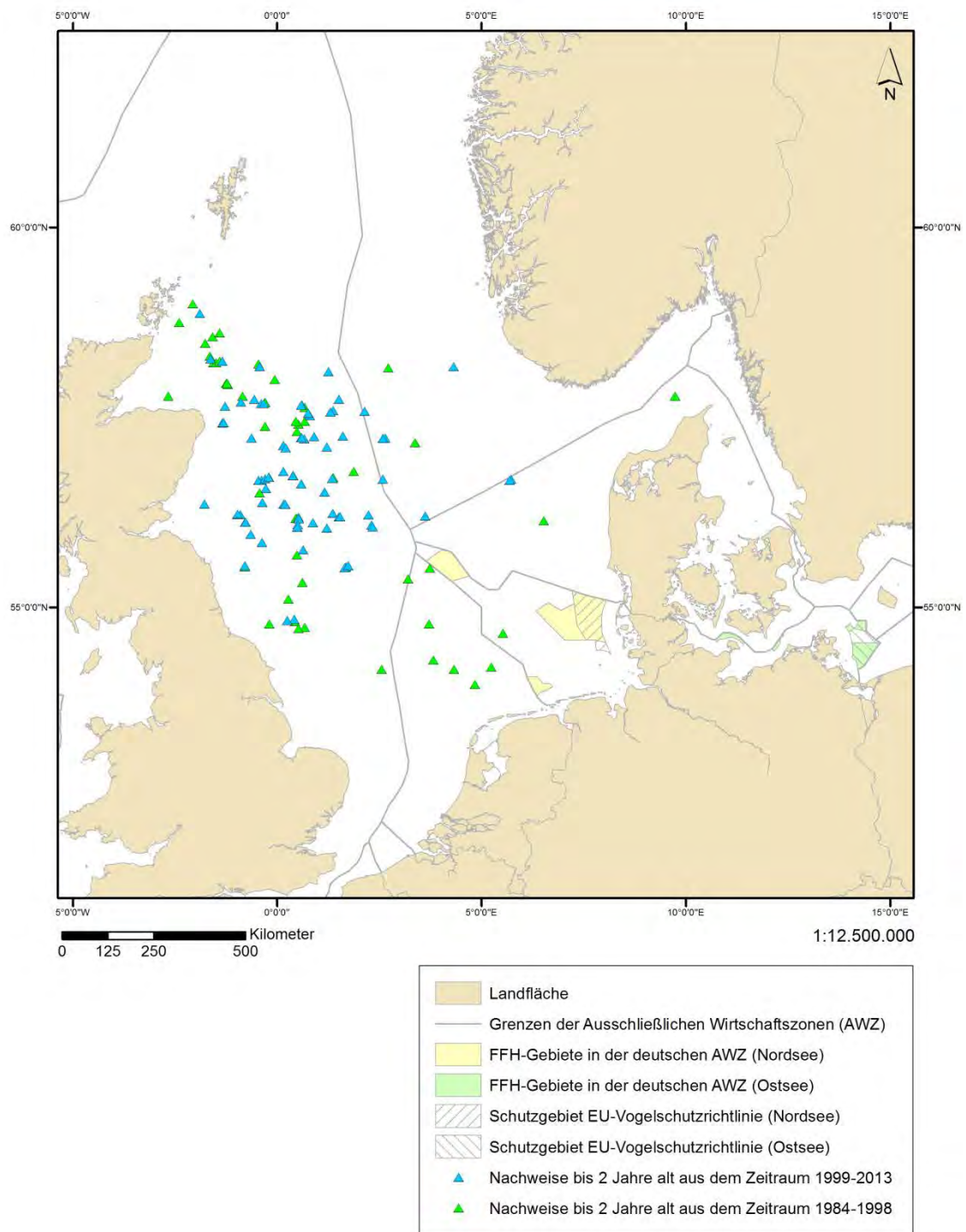


Abb. 3.5.3-1: Nachweise juveniler *Squalus acanthias* (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

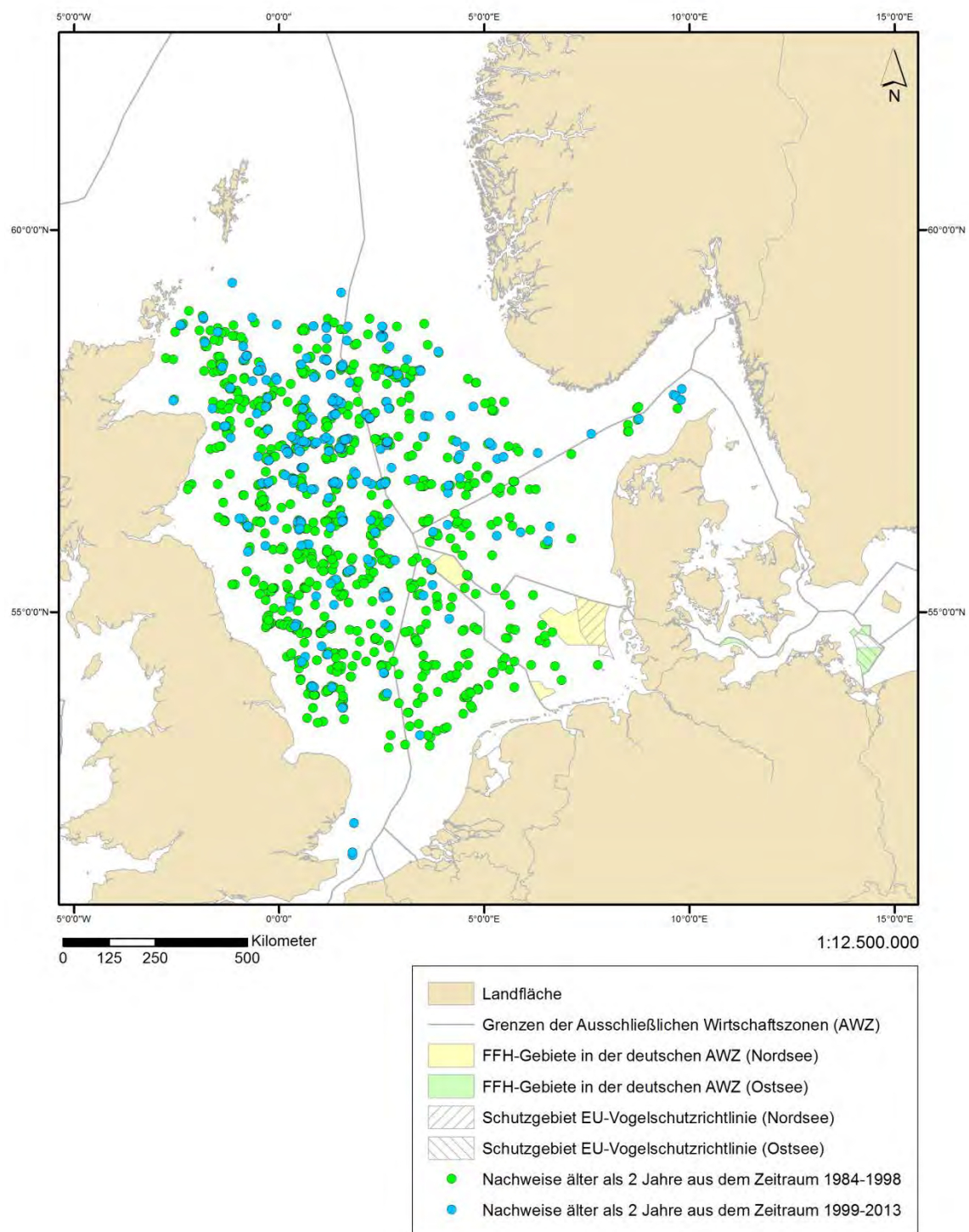


Abb. 3.5.3-2: Nachweise adulter *Squalus acanthias* (Alter > 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

3.5.4 *Amblyraja radiata* (Donovan, 1808) – Sternrochen

Jüngere Lebensstadien bis zu einem Alter von zwei Jahren wurden im Zeitraum 1984-1998 in 869 Hols (13,2%) nachgewiesen, während sie im Zeitraum von 1999-2013 nur in 527 (9,5%) festzustellen waren (siehe Anhangstab. 5.4-4). Adulte Lebensstadien ab einem Alter von mehr als 2 Jahren waren im Zeitraum 1984-1998 in 2.576 Hols (39,0%) enthalten und von 1999-2013 nur in 1.729 Hols (31,3%). In beiden Altersgruppen ist somit eine Abnahme der Präsenzen beim zeitraumbezogenen Vergleich der verwendeten NS-IBTS-Daten zu verzeichnen.

Sowohl juvenile als auch adulte Lebensstadien des Sternrochen sind von der zentralen bis in die nordwestliche Nordsee und im Skagerrak weit verbreitet (Abb. 3.5.4-1 und Abb. 3.5.4-2). In der südlichen Nordsee ist die Nachweishäufigkeit beider Altersgruppen deutlich geringer, wobei die adulten Sternrochen in diesem Gebiet häufiger als die Juvenilen nachgewiesen wurden.

Deutliche Veränderungen der Gesamtverbreitungsgebiete wurden beim Vergleich der Zeiträume 1984-1998 und 1999-2013 nicht festgestellt, jedoch liegen für den Zeitraum 1999-2013 im nordwestlichen Teil des Gesamtverbreitungsgebiets weniger Nachweise von Juvenilen vor als im Zeitraum 1984-1998 (Abb. 3.5.4-1). Juvenile Individuen zeigen in der räumlichen Verbreitung kein spezifisches Kerngebiet, das als Aufwuchsgebiet dienen könnte, sodass anzunehmen ist, dass sich diese Art in der gesamten zentralen und nördlichen Nordsee bis ins Skagerrak fortpflanzt. Adulte und damit größere Exemplare halten sich auch weiter südlich auf, jedoch liegen keine Nachweise aus den Küstengewässern vor. Im deutschen Meeresgebiet der Nordsee sind nur vereinzelt juvenile Sternrochen nachgewiesen, jedoch am häufigsten im Bereich des sogenannten „Entenschnabels“ der deutschen AWZ am östlichen Ende der Doggerbank. Die Adulten sind dagegen bis weit in die deutsche AWZ hinein verbreitet und zeigen hier auch das größte Vorkommen im Bereich der Doggerbank.

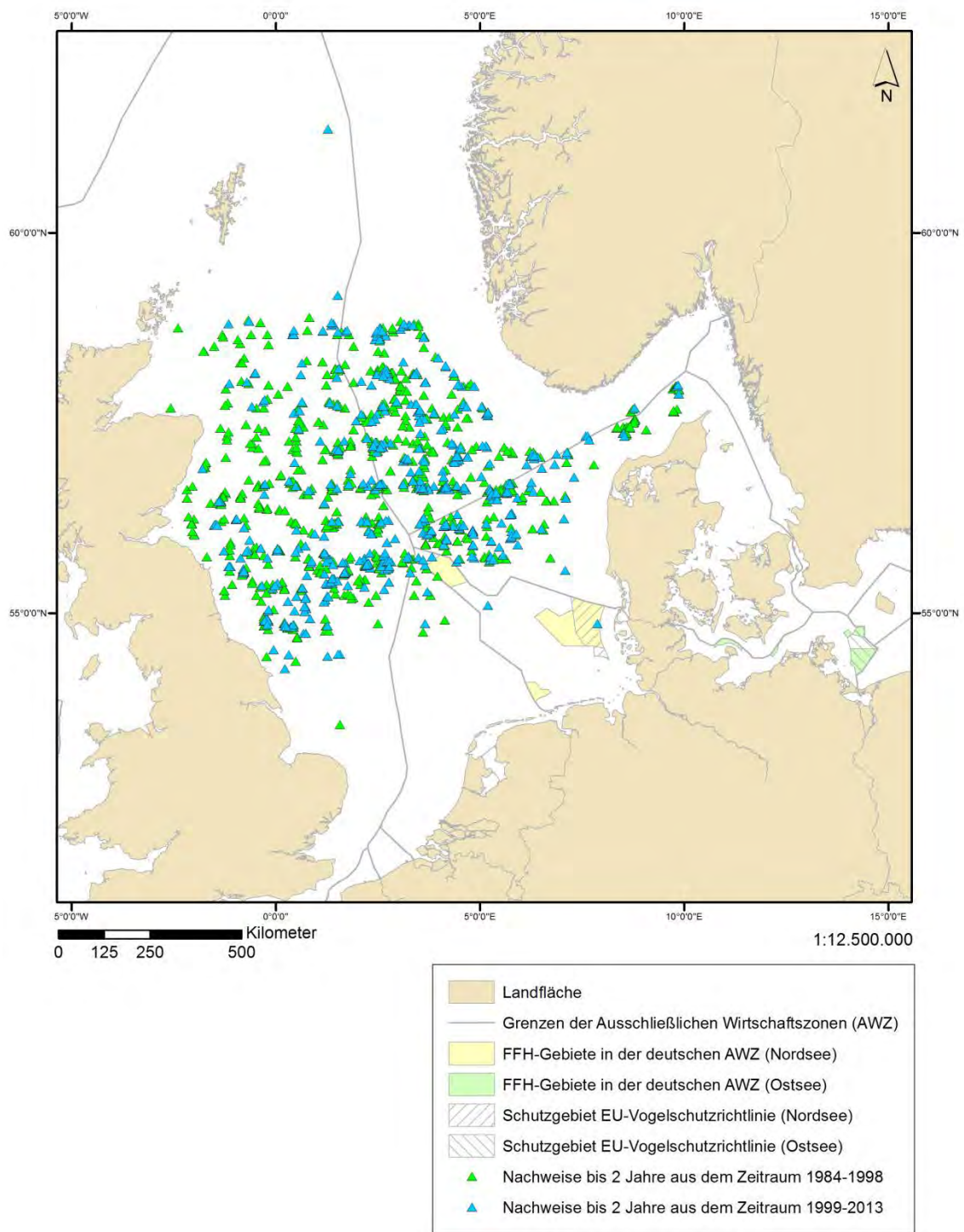


Abb. 3.5.4-1: Nachweise juveniler *Amblyraja radiata* (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

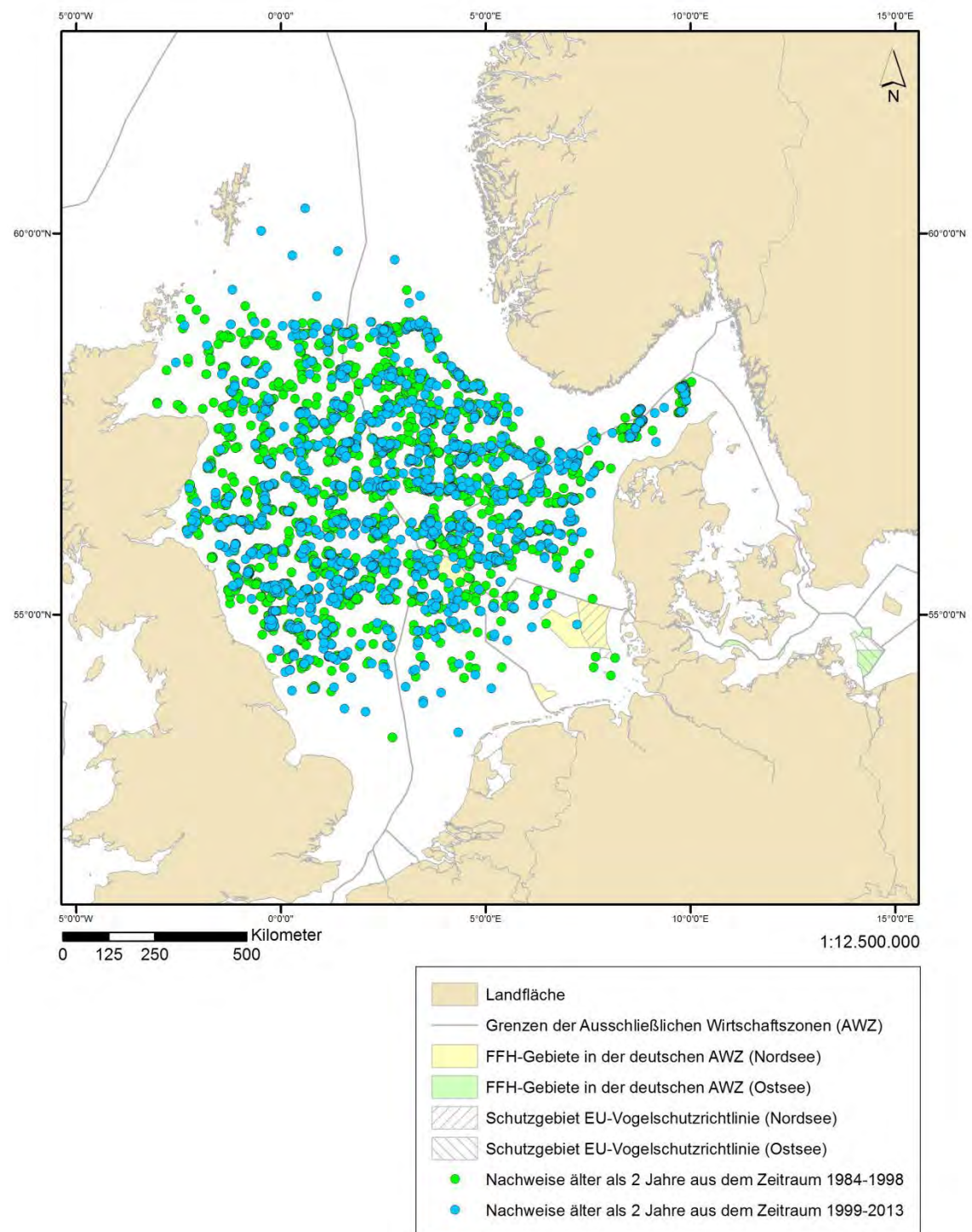


Abb. 3.5.4-2: Nachweise adulter *Amblyraja radiata* (Alter > 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

3.5.5 *Leucoraja naevus* (Müller & Henle, 1841) – Kuckucksrochen

Im Zeitraum von 1984-1998 wurden in 27 Hols (0,4%) juvenile und in 354 Hols (5,4%) adulte Kuckucksrochen nachgewiesen (Anhangstab. 5.4-4). Im zweiten Zeitabschnitt von 1999-2013 wurden nur Nachweise von 19 juvenilen (0,3%), aber 421 (7,6%) adulten Kuckucksrochen im Gesamtbetrachtungsgebiet ermittelt. Im Vergleich der beiden Zeiträume haben also Nachweise des Kuckucksrochens insgesamt zugenommen. Während es bei den juvenilen Individuen eine leichte Abnahme gab, sind deutlich mehr adulte Lebensstadien im zweiten Zeitraum 1999-2013 nachgewiesen worden.

Nachweise juveniler und adulter Kuckucksrochen belegen das Vorkommen der Art vor allem in der westlich-zentralen und nordwestlichen Nordsee. Der Kuckucksrochen fehlt im süd-westlichsten Teil der Nordsee und im Skagerrak (Abb. 3.5.5-1 und 3.5.5-2). Juvenile Kuckucksrochen sind deutlich konzentriert in einem Kernbereich des nordwestlichen Bereichs der Nordsee vor der schottischen Ostküste anzutreffen, was auf ein spezifisches Aufwuchsgebiet hindeutet (Abb. 3.5.5-1). Adulte Kuckucksrochen kommen dagegen im westlichen Teil der Nordsee auch bis in die südliche Nordsee hinein vor und sind vereinzelt bis in die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone nachgewiesen (Abb. 3.5.5-2).

Im Vergleich der beiden 15-Jahreszeiträume kann man keine grundlegende Veränderung in der Verbreitung der Juvenilen feststellen, wobei im Zeitraum 1999-2013 einzelne Nachweise weiter nördlich und vor allem weiter südlich erfolgten als im Zeitraum 1984-1998. Bei den Adulten sind von 1999-2013 zusätzliche Nachweise im nördlichsten Teil der Nordsee noch hinzugekommen (vgl. Anhangstab. 5.4-4).

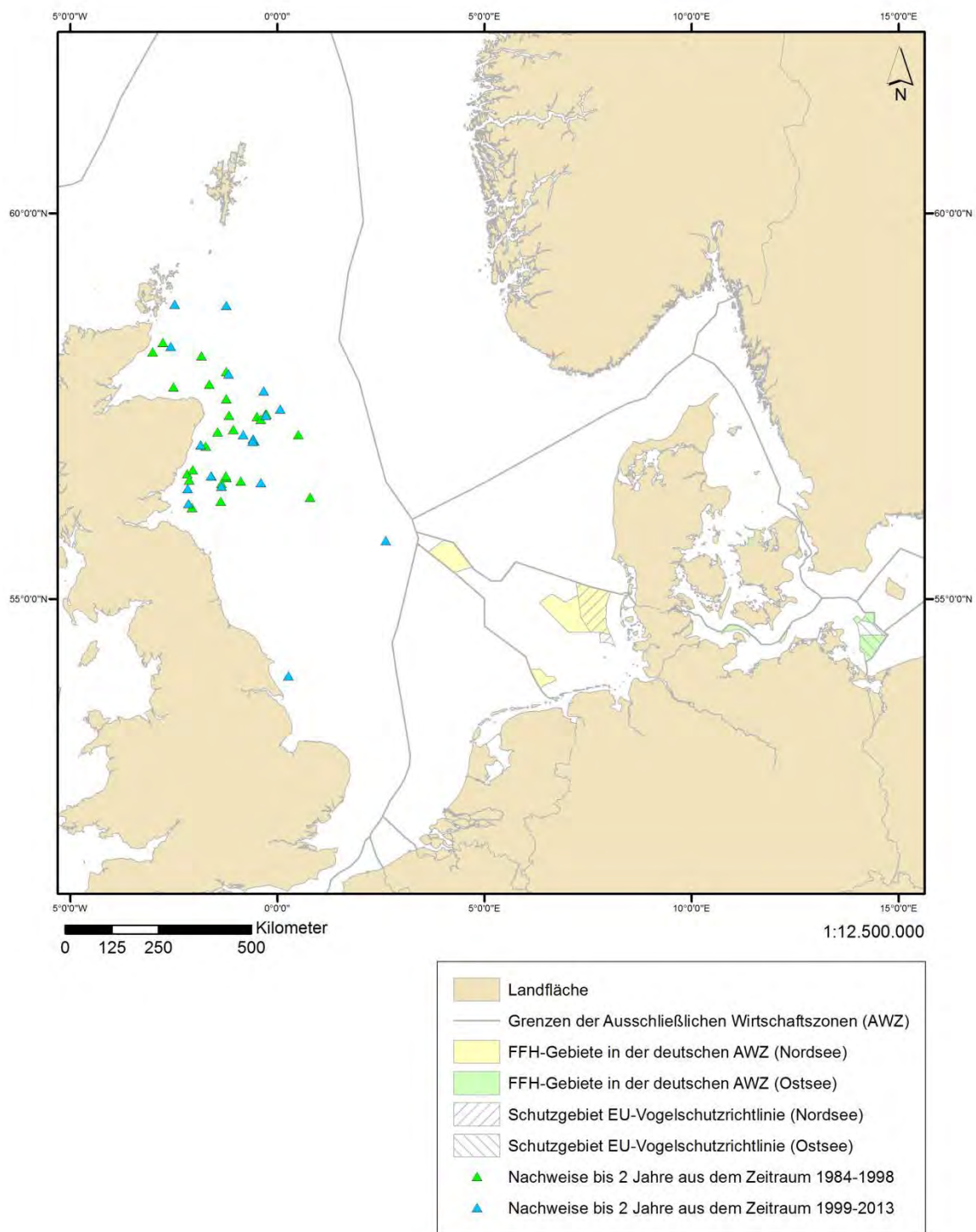


Abb. 3.5.5-1: Nachweise juveniler *Leucoraja naevus* (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

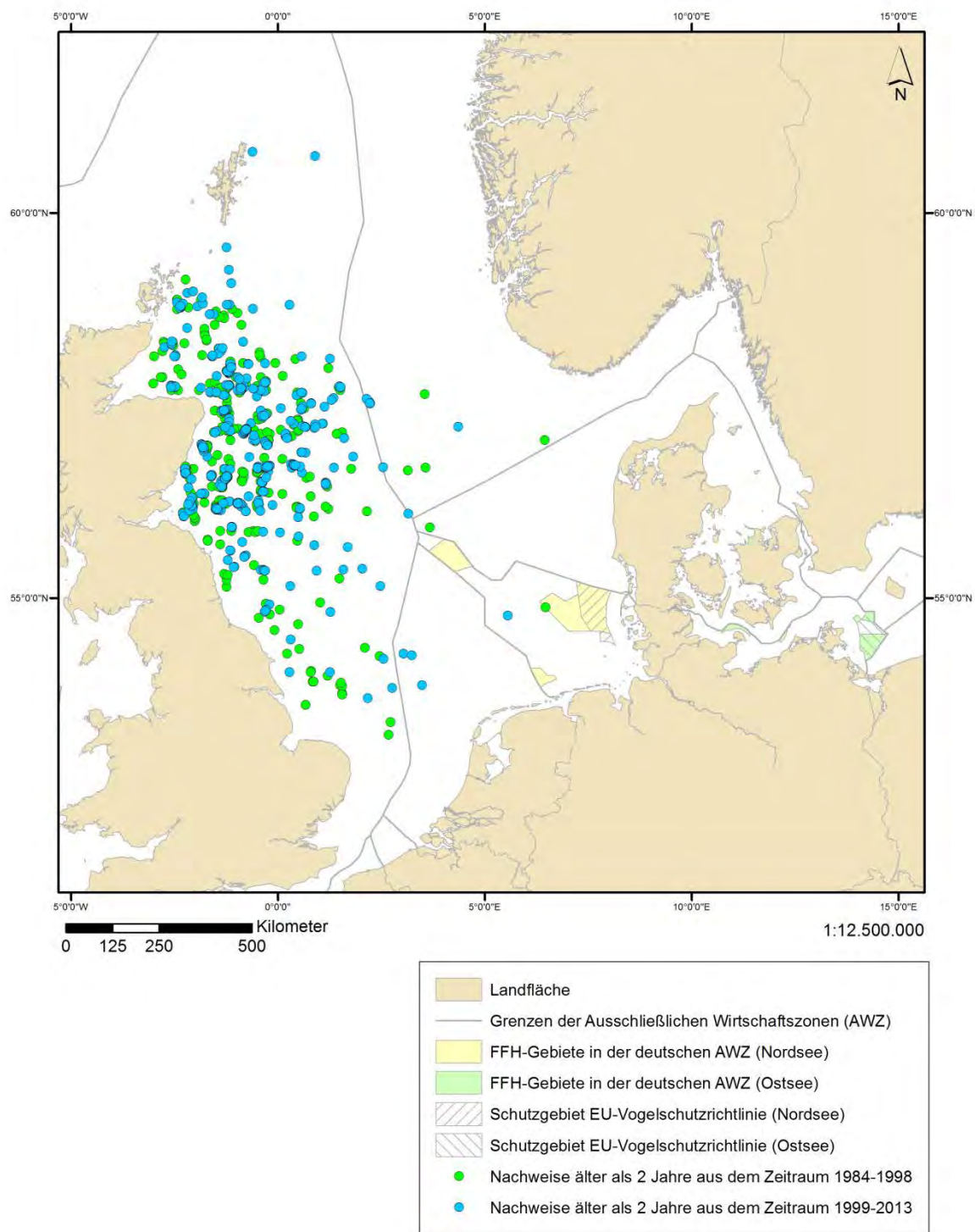


Abb. 3.5.5-2: Nachweise adulter *Leucoraja naevus* (Alter >2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

3.5.6 *Raja clavata* Linnaeus, 1758 – Nagelrochen

Nachweise von juvenilen Nagelrochen wurden im Zeitraum von 1984-1998 in 101 Hols verzeichnet, was 1,5% der Hols ausmachte (Anhangstab. 5.4-4). Adulte Nagelrochen wurden im gleichen Zeitraum in 151 Hols nachgewiesen (2,3%). Im Folgezeitraum 1999-2013 wurden von Juvenilen nur noch Nachweise in 54 Hols (1,0%) festgestellt und Nachweise Adulter nur in 78 Hols (1,4%). Die Präsenz des Nagelrochens hat also im Vergleich der betrachteten Zeiträume abgenommen.

Die Nachweise des Nagelrochens belegen deutliche Veränderungen in der Verbreitung und Anzahl sowohl Juveniler als auch Adulter dieser Art im Vergleich der beiden betrachteten Zeiträume (Abb. 3.5.6-1 und 3.5.6-2). Während im ersten Abschnitt von 1984-1998 noch eine breite Verteilung von Nachweisen in fast der gesamten Nordsee zu verzeichnen ist, wobei besonders der zentrale Bereich sowohl juvenilen als auch adulten Lebensstadien als Lebensraum diente, war im zweiten Zeitabschnitt von 1999-2013 das Vorkommen im zentralen Bereich der Nordsee deutlich zurück gegangen. Eine Häufung von Nachweisen beider Altersgruppen ist stattdessen in der südwestlichen Nordsee am Ausgang des Ärmelkanals zu finden.

Für die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone der Nordsee liegen nur Einzelnachweise von Juvenilen in den beiden betrachteten Zeiträumen und zwar aus dem im nördlichen Bereich der AWZ vor. Von Adulten existieren einzelne Nachweise aus dem Zeitraum 1984-1998 aus dem nördlichen und südlichen Teil der AWZ. Im Zeitraum von 1999-2013 sind keine adulten Nagelrochen in deutschen Meeresgebieten nachgewiesen worden.

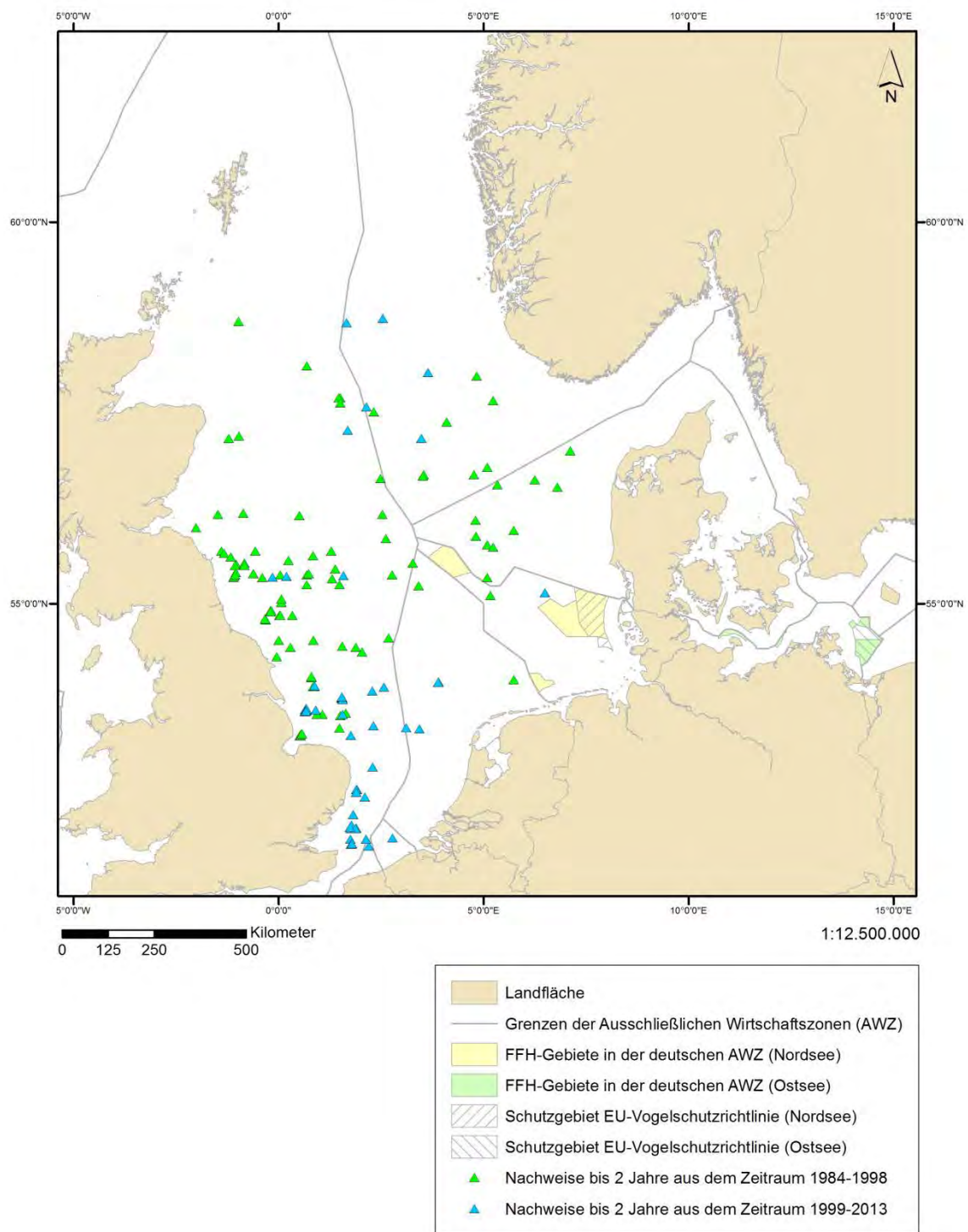


Abb. 3.5.6-1: Nachweise juveniler *Raja clavata* (Alter ≤ 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

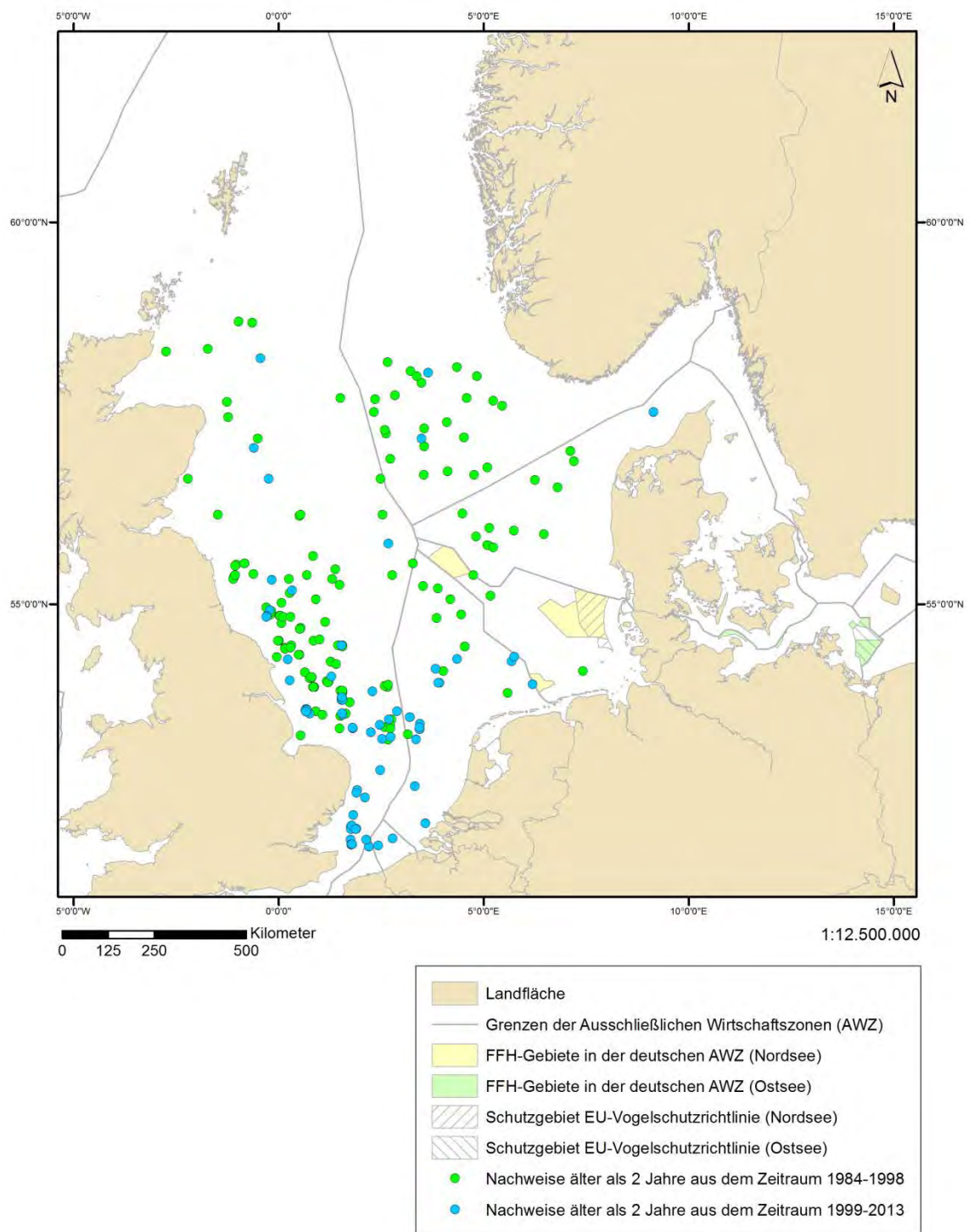


Abb. 3.5.6-2: Nachweise adulter *Raja clavata* (Alter > 2 Jahre) aus den Zeiträumen 1984-1999 (grün) und 1999-2013 (blau) des NS-IBTS.

3.6 Habitategnungsmodelle und prognostizierte Vorkommen des Sternrochens

Für jede der sechs Knorpelfisch-Taxa *Amblyraja radiata*, *Leucoraja naevus*, *Raja clavata*, *Mustelus* spp., *Scyliorhinus canicula* und *Squalus acanthias* wurden Habitategnungsmodelle für verschiedene Altersgruppen und unterschiedliche zeitliche und räumliche Aggregationen der Ausgangsdaten berechnet. Die besten Modelle wurden für die 6 relevanten Arten für die Zeitperioden Sommer (Juni, Juli, August) und Winter (Dezember, Januar, Februar) für ein Modellierungsgebiet erstellt, das die ICES-Gebiete IVb, IVc und den nördlichen Teil von IIIa umfasst.

Insgesamt konnten bei diesen zeitlichen und räumlichen Rahmenparametern 33 von 36 möglichen Modellen (6 Arten mit 3 Altersgruppen) erstellt werden. In diesen Modellen waren die Wassertemperatur (26 mal) und das Substrat (24 mal) die wichtigsten erklärenden Variablen, gefolgt von der Wassertiefe (20 mal) und der Salinität (17 mal).

Bei den meisten Modellgleichungen wurde ein akzeptables Bestimmtheitsmaß nach Nagelkerke ($R^2_N \geq 0,2$) nicht erreicht. Hierfür könnte die geringe Präsenz die Ursache sein.

Unter Anwendung der in Kapitel 2.3.4 dargestellten Gütekriterien konnten jedoch für den Sternrochen, *A. radiata*, akzeptable Modelle für alle Altersgruppen (adult und juvenil) sowie separat für adulte Individuen (Alter >2 Jahre) generiert werden. (Tab. 3.6-1). Die Modellgleichungen für die Sommersituation haben insgesamt eine höhere Güte als die Gleichungen für die Wintersituation, was durch höhere Werte für alle berücksichtigten Gütekriterien (Anteil korrekter Prognosen, R^2_N , AUC Diskriminierung und AUC externe Validierung) belegt wird.

In der Gesamtschau aller akzeptablen Modellgleichungen für den Sternrochen zeigt sich folgende Bedeutung der erklärenden Variablen: Wassertiefe und Salinität sind in jeder der vier Gleichungen vertreten, die Variable Substrat tritt in drei Gleichungen (Sommer (adult sowie juvenil + adult) und Winter (adult)) und die Variable Wassertemperatur nur in zwei Gleichungen (Sommer (adult sowie juvenil + adult)) auf.

In den akzeptablen Modellgleichungen für die Sommersituation sind alle berücksichtigten erklärenden Umweltvariablen Substrat, Wassertiefe, Salinität und Wassertemperatur statistisch signifikant vertreten. Sowohl bei den adulten Sternrochen als auch bei der kombinierten Betrachtung aller Sternrochen (adulte + juvenile) ist eine Zunahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit bei zunehmender Wassertiefe und Salinität sowie bei abnehmendem Substrat (entspricht einer abnehmenden Korngröße) und bei abnehmender Wassertemperatur festzustellen (Tab. 3.6-1).

In den akzeptablen Modellgleichungen für die Wintersituation steigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit sowohl adulter als auch adulter + juveniler Sternrochen, wie auch bereits für die Sommersituation festgestellt, mit ansteigender Wassertiefe und Salinität. Nur bei den adulten Sternrochen spielt mit dem Substrat eine weitere Variable eine Rolle im Winter, indem die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art bei abnehmenden Substratkörnungen zunimmt.

Tab. 3.6-1: Entwickelte multivariate Habitat-Eignungs-Modelle zur Prognose der Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Sternrochens mit Angabe der zur Modellierung verwendeten Datenbasis (Altersgruppe/Jahreszeit), der erklärenden Variablen mit ihren Koeffizienten, Standardfehlern (SE) und Irrtumswahrscheinlichkeiten (p-Werte) sowie von Gütekriterien der Kalibrierung (R^2_N) und Diskriminierung (Anteil korrekter Prognosen, AUC) sowie der externen Validierung (AUC ext. Val.).

Altersgruppe	Jahreszeit N Daten	Variablen und Konstante	Regressionskoeffizient	SE	p-Wert Modellparameter	Anteil korrekter Prognosen [%]	R^2_N	AUC	AUC ext. Val.
adult	Sommer 2.216	Substrat Wassertiefe Salinität Wassertemperatur Konstante	-0,241 0,034 0,500 -0,323 -15,646	0,092 0,003 0,161 0,032 5,683	0,009 <0,0001 0,002 <0,0001 0,006	76,31	0,423	0,847	0,823
adult + juvenil	Sommer 2.216	Substrat Wassertiefe Salinität Wassertemperatur Konstante	-0,265 0,034 0,569 -0,327 -17,788	0,091 0,003 0,160 0,031 5,631	0,004 <0,0001 <0,0001 <0,0001 0,002	77,30	0,439	0,850	0,829
Adult	Winter 5.605	Substrat Wassertiefe Salinität Konstante	-0,101 0,021 1,123 -40,595	0,046 0,001 0,081 2,809	0,028 <0,0001 <0,0001 <0,0001	68,17	0,217	0,749	0,721
adult + juvenil	Winter 5.605	Wassertiefe Salinität Konstante	0,024 1,117 -40,656	0,001 0,081 2,798	<0,0001 <0,0001 <0,0001	68,21	0,229	0,757	0,729

Die Ergebnisse zur Prognose der Sommer- und Winterszenarien der Vorkommenswahrscheinlichkeiten adulter Sternrochen und der Gesamtgruppe adulter + juveniler Sternrochen sind in den Abbildungen 3.6-1 und 3.6-2 visualisiert. Insgesamt werden für den nördlichen Bereich des Prognosegebietes deutlich höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Sternrochens vorhergesagt als für die südliche Nordsee, wo die prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten unter 0,2 liegen. Für die Sommersituation werden etwas höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten (Abb. 3.6-1b, Abb. 3.6-2b) prognostiziert als für den Winter. Zwischen den prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten adulter und adulter + juveniler Sternrochen sind dagegen nur sehr geringfügige Unterschiede feststellbar.

Insgesamt vermitteln die prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Sternrochens ein den tatsächlichen Nachweisen der Art sehr ähnliches Bild des Vorkommens.

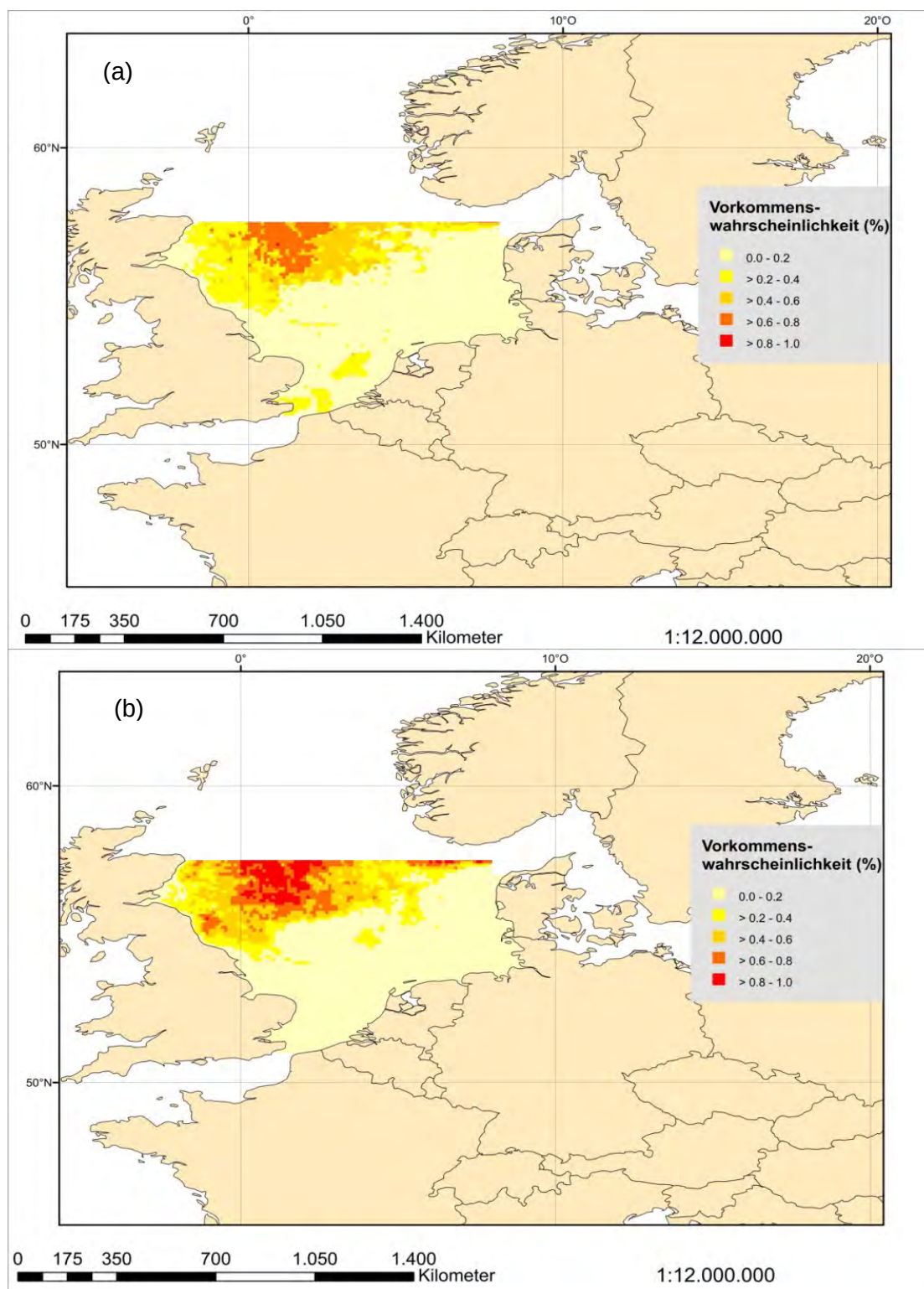


Abb. 3.6-1: Prognosen der Vorkommenswahrscheinlichkeiten adulter Sternrochen in den ICES-Gebieten IVb und IVc im Winter (a) und Sommer (b) .

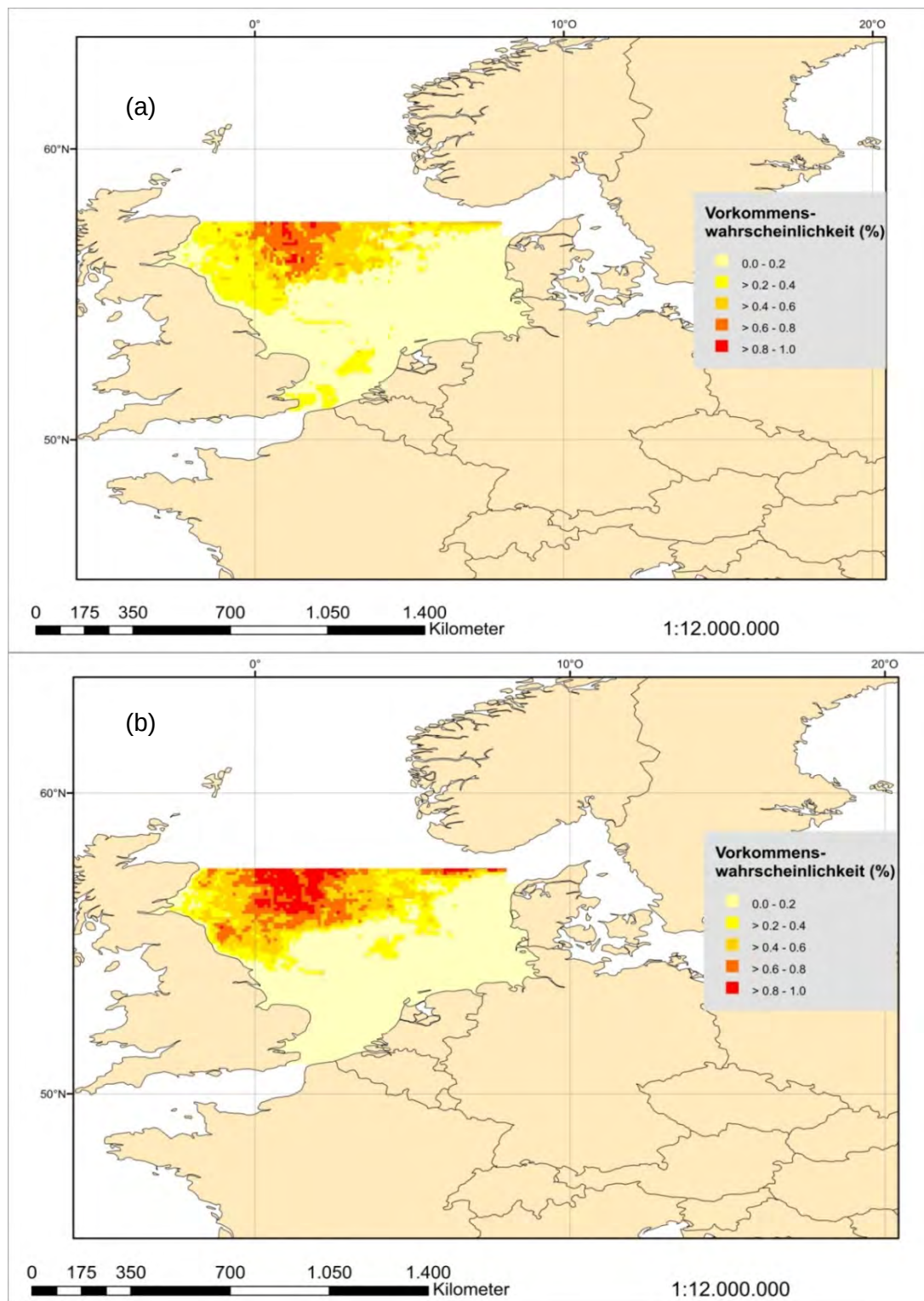


Abb. 3.6-2: Prognosen der Vorkommenswahrscheinlichkeiten aller Sternrochen (Gesamt = adult + juvenil) in den ICES-Gebieten IVb und IVc im Winter (a) und Sommer (b).

3.7 Gefährdungssituation der etablierten Hai- und Rochenarten

3.7.1 Einstufung in Rote-Liste-Kategorien

Von den 19 im Kernbetrachtungsgebiet nachgewiesenen Knorpelfischarten werden 10 als etablierte Arten in den deutschen Meeresgebieten betrachtet (vgl. Kap. 3.3.1 - 3.3.19). Darin besteht somit Übereinstimmung mit der Einschätzung von THIEL et al. (2013). Bei den im Kernbetrachtungsgebiet etablierten Arten handelt es sich um vier Haiarten (Hundshai *Galeorhinus galeus*, Glatthai *Mustelus* spp. (wahrscheinlich *Mustelus asterias*), Kleingefleckter Katzenhai *Scyliorhinus canicula*, Dornhai *Squalius acanthias*) und sechs Rochentaxa (Sternrochen *Amblyraja radiata*, Gewöhnlicher Stechrochen *Dasyatis pastinaca*, Glattrochen *Dipturus batis*-Komplex, Kuckucksrochen *Leucoraja naevus*, Nagelrochen *Raja clavata*, Fleckrochen *Raja montagui*).

Bei der Einstufung von acht etablierten Knorpelfischarten (*G. galeus*, *M. asterias*, *S. canicula*, *S. acanthias*, *A. radiata*, *L. naevus*, *R. clavata*, *R. montagui*) in eine der Rote-Liste-Kategorien wird der Einschätzung von THIEL et al. (2013) gefolgt, während sich bei zwei weiteren Arten (*D. pastinaca*, *D. batis*-Komplex) ein neuer Sachstand darstellt. Im Unterschied zu THIEL et al. (2013), wo der Glattrochen noch in die Rote-Liste-Kategorie 1 „Vom Aussterben bedroht“ und der Gewöhnliche Stechrochen in die Rote-Liste-Kategorie 2 „Stark gefährdet“ eingruppiert wurde, müssen bei Berücksichtigung der aktuell verfügbaren Informationen nunmehr beide Arten in die Rote-Liste-Kategorie 0 „Ausgestorben oder verschollen“ eingestuft werden. Der Grund dafür ist, dass trotz umfangreicher Detailsichtung weiterer potentieller Quellen (vor allem Museums- und Literaturdaten) im Rahmen dieses Vorhabens, keine aktuellen Nachweise aus den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee zusammengetragen werden konnten. Beide Taxa wurden seit mehr als 20 Jahren nicht mehr in den deutschen Meeresgebieten nachgewiesen (vgl. Kap. 3.3.11 und 3.3.12). Insgesamt sind im Kernbetrachtungsgebiet die einzelnen Arten folgenden Rote-Liste-Kategorien zuzuordnen:

- 0 Ausgestorben oder verschollen: zwei Arten (20 %):
D. pastinaca, *D. batis*-Komplex,
- 1 Vom Aussterben bedroht: zwei Arten (20 %):
S. acanthias, *R. clavata*,
- 2 Stark gefährdet: eine Art (10 %): *G. galeus*,
- 3 Gefährdet: eine Art (10 %): *A. radiata*,
- R Extrem selten: zwei Arten (20 %): *L. naevus*, *R. montagui*,
- D Daten unzureichend: eine Art (10 %):
Mustelus spp. (vermutlich vor allem *M. asterias*),
- * ungefährdet: eine Art (10 %): *S. canicula*.

Somit sind mit Ausnahme des Glatthais (*Mustelus* spp.) und des Kleingefleckten Katzenhais (*S. canicula*) insgesamt acht (80%) der in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee etablierten 10 Knorpelfischarten gefährdet bzw. ausgestorben.

3.7.2 Bestandstrends und Vorkommen in deutschen Meeres- und Natura 2000-Gebieten

Bei den vier Knorpelfischarten der höheren Rote-Liste-Kategorien 1-3 (*S. acanthias*, *R. clavata*, *G. galeus*, *A. radiata*), die hier näher betrachtet werden sollen, wurden im Rahmen dieses Vorhabens im Gesamtbetrachtungsgebiet deutliche Abnahmen in den Präsenzen beim Vergleich der Zeitperiode 1999-2013 mit dem vorhergehenden Zeitraum 1984-1998 festge-

stellt (vgl. Kap. 3.4). Mit Ausnahme von *S. acanthias*, wo ein leichter Anstieg der CPUE-Werte zu verzeichnen war, hatten zusätzlich auch die CPUE-Werte von *R. clavata*, *G. galeus* und *A. radiata* im Zeitraum 1999-2013 im Vergleich zum Vorzeitraum 1984-1998 deutlich abgenommen (vgl. Kap. 3.4).

Obwohl das aktuelle Vorkommen von ***S. acanthias*** im Kernbetrachtungsgebiet z.B. durch Daten des TI für Seefischerei und des Monitorings im ostfriesischen Wattenmeer bestätigt ist (Kap. 3.3.8), belegen die Daten aus dem NS-IBTS einen deutlich abnehmenden Trend des Dornhais auch in den deutschen Nordseegebieten sowohl bei den adulten als auch bei den juvenilen Individuen. Während nach den NS-IBTS-Daten noch beide Altersgruppen von 1984-1998 im Kernbetrachtungsgebiet präsent waren, wurden sie im Zeitraum 1999-2013 hier nicht mehr nachgewiesen (Kap. 3.5.3). Aus zwei der drei Natura 2000-Gebiete in der deutschen AWZ der Nordsee liegen folgende Nachweise von *S. acanthias* vor: aus dem Natura 2000-Gebiet Doggerbank ein Nachweis von 2004, aus dem Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff zwei Fänge von 1960 und 1982 sowie ein Nachweis aus Museumssammlungen ohne Datumsangabe. Aus dem Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund existiert kein Nachweis.

Einige Nachweise in Fängen des Monitorings im ostfriesischen Wattenmeer (2015) und des TI für Seefischerei (2011) aus dem Natura 2000-Gebiet Doggerbank belegen das aktuelle Vorkommen von ***R. clavata*** im Kernbetrachtungsgebiet (Kap. 3.3.16). Für das Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff liegen nur zwei historische Nachweise des Nagelrochen aus den 1930er Jahren vor. Aus dem Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund ist kein Nachweis bekannt. Im Rahmen des NS-IBTS konnte der Nagelrochen zuletzt 2001 in den deutschen Meeresgebieten nachgewiesen werden. Danach liegen für die deutsche AWZ der Nordsee Einzelnachweise von Juvenilen aus beiden Zeiträumen 1984-1998 und 1999-2013 und zwar aus dem im nördlichen Bereich der AWZ vor. Von Adulten existieren einzelne Nachweise aus dem nördlichen und südlichen Teil der deutschen AWZ in der Nordsee, aber nur aus dem Zeitraum 1984-1998. Im Zeitraum von 1999-2013 sind im Rahmen des NS-IBTS keine adulten Nagelrochen in deutschen Meeresgebieten nachgewiesen worden (Kap. 3.5.6), was auch für *R. clavata* einen abnehmenden Trend in den deutschen Meeresgebieten der Nordsee reflektiert.

Aufgrund der Nachweise aus dem NS-IBTS und den Daten des TI für Seefischerei kann auch von einer aktuell recht weiten Verbreitung von ***G. galeus*** im deutschen Meeresgebiet der Nordsee ausgegangen werden. Die Art wurde mehrfach in den Natura 2000-Gebieten Sylter Außenriff und Borkum Riffgrund sowie einmal im nordwestlichen Grenzbereich des Natura 2000-Gebiets Doggerbank nachgewiesen (Kap. 3.3.2).

Trotz rückläufigen Trends bei CPUE und Präsenz ist ***A. radiata*** auch aktuell die mit der höchsten Präsenz und dem höchsten CPUE in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee vorkommende Knorpelfischart (vgl. Kap. 3.4 und 3.5.4). Insbesondere in den deutschen Nordseegebieten wurde die Art auch aktuell regelmäßig nachgewiesen, mit einer größeren Nachweishäufigkeit im sogenannten „Entenschnabel“ der deutschen AWZ der Nordsee (Kap. 3.3.10). Juvenile Sternrochen wurden nur vereinzelt im deutschen Meeresgebiet der Nordsee gefangen, jedoch am häufigsten im östlichen Bereich des Natura 2000-Gebiets Doggerbank. Die Adulten sind zwar in verschiedenen Bereichen der deutschen AWZ verbreitet, zeigen aber das größte Vorkommen auch im Natura 2000-Gebiet Doggerbank (Kap. 3.5.4). Zur deutschen Nordseeküste hin nehmen die Nachweise der Art deutlich ab.

Insgesamt muss hier das Natura 2000-Gebiet Doggerbank als besonders bedeutsames Verbreitungsgebiet des Sternrochens in den deutschen Meeresgebieten der Nordsee herausgestellt werden. Aus dem Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff liegen nur vier Nachweise vor, und aus dem Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund gibt es keine Nachweise von *A. radiata*.

3.7.3 Gefährdungsursachen

Für die deutschen Meeresgebiete von Nord- und Ostsee sind als generelle Ursachen für die aktuelle Gefährdungssituation mariner Fischarten vor allem zu nennen: **Fischerei**, **Habitatveränderungen** (anthropogen bedingte), **Schadstoffeinträge**, **Klimawandel** und potenziell die **Aquakultur** (vgl. THIEL et al. 2013). Im Zusammenhang mit Knorpelfischen werden vor allem die Fischerei, anthropogen bedingte Habitatveränderungen, Schadstoffeinträge sowie der Klimawandel als Gefährdungsursachen diskutiert (z.B. NARBERHAUS et al. 2012).

Mit Ausnahme des ungefährdeten Kleingefleckten Katzenhais stellen THIEL et al. (2013) die „**indirekte Fischerei**“ als Gefährdungsursache für alle in den deutschen Meeresgebieten etablierten Knorpelfischarten heraus. Dies bedeutet, dass neben den gezielt befischten Arten auch die nicht gezielt befischten Arten als Beifang in anderen Fischereien auftreten und somit indirekt durch die Fischerei gefährdet werden. In den deutschen Meeresgebieten der Nordsee hat die Fischerei vor allem mit am Grund geschleppten Fanggeräten (z.B. Baumkurren, Scherbrettnetze) das Potential, eine Gefährdung für Knorpelfischarten darzustellen. Neben dem direkten Einfluss auf die Mortalität von Knorpelfischen hat diese demersale Fischerei negative Auswirkungen auf Wirbellose, die auf dem oder im Meeresboden leben. Diese stellen wiederum eine wichtige Nahrungsgrundlage für benthivore Knorpelfischarten dar. Nach NARBERHAUS et al. (2012) zerstören Grundschieppnetze das Benthos, das benthivore Knorpelfische als Nahrung nutzen. Einzelne Gebiete in der südlichen Nordsee werden bis zu 10 Mal pro Jahr mit Grundschieppnetzen befischt, was in diesen Gebieten auch zur Veränderung der benthischen Lebensgemeinschaften beigetragen hat, wie z.B. die relative Zunahme von schnell wachsenden opportunistischen Arten und eine Abnahme empfindlicher, langsam wachsender Arten (SCHROEDER et al. 2008, PUSCH & PEDERSEN 2010). Hauptkonflikte zwischen Fischereiaktivitäten und Schutzgütern speziell in den Natura 2000-Gebieten der AWZ Deutschlands in Nord- und Ostsee wurden von SELL et al. (2011) dargestellt. Auswirkungen der Grundschieppnetzfisherei auf die vier Knorpelfischarten der höheren Rote-Liste-Kategorien 1-3 (*S. acanthias*, *G. galeus*, *R. clavata*, *A. radiata*), wurden u.a. durch NABERHAUS et al. (2012) und HEESSEN et al. (2015) herausgestellt.

Insbesondere beim Dornhai spielte neben der indirekten Fischerei in Form von Beifängen vor allem auch die **direkte (gezielte) Fischerei** als Gefährdungsursache eine große Rolle, bis die gesetzlichen Höchstfangmengen in 2010 auf Null reduziert wurden (Verordnung (EU) Nr. 1194/2010), wobei immer noch Beifänge in Höhe von bis zu 10% der Vorjahresquote erlaubt waren. Seit 2011 folgt die EU aber der Empfehlung des Internationalen Rates für Meeresforschung und hat alle Anlandungen von *S. acanthias*, ohne weitere Beifangerlaubnis, untersagt. Die entsprechende Verordnung für EU-Schiffe gilt sowohl in EU- als auch in internationalen Gewässern. Alle versehentlich gefangenen Exemplare sind danach vorsichtig und umgehend zurückzusetzen. Neben der EU erfolgt die Bewirtschaftung des Dornhais im Nordostatlantik aber auch durch Norwegen, Island und die Färöer Inseln über jeweils separate Bewirtschaftungsregeln. Teils weichen deren Regelungen von der EU-Regelung ab. Dornhaie reagieren auf Überfischung durch Schleppnetz- aber auch Kiemennetz- und Langleinenfischerei besonders empfindlich, da sie ein sehr langsames Wachstum haben, erst spät ge-

schlechtsreif werden, eine geringe Fruchtbarkeit besitzen, eine lange Tragezeit haben und weil häufig Schwärme ausgewachsener Weibchen im Fokus der Fischerei stehen (z.B. NARBERHAUS et al. 2012, HEESSEN et al. 2015).

Zu den für die Fischfauna einschließlich der Knorpelfische im Kernbetrachtungsgebiet in vielfältiger Weise relevanten **Habitatveränderungen** zählen u.a. Offshore-Installationen (z.B. der Bau von Offshore-Windkraftanlagen), die Verlegung von Seekabeln und Pipelines, Baggerarbeiten (z.B. zur Vertiefung und Unterhaltung von Fahrwassern), die Errichtung technischer Bauwerke (z.B. der Aus- oder Neubau von Häfen), Verklappungen von Baggergut, Sand- und Kiesabbau (z. B. NARBERHAUS et al. 2012, THIEL et al. 2013). Beispielhaft sei hier herausgestellt, dass NARBERHAUS et al. (2012) z.B. in Bezug auf den Bau von Offshore-Windkraftanlagen darauf hinweisen, dass sich allein diese Maßnahme in verschiedener Art und Weise auf weichbodenbewohnende Rochen (z.B. *A. radiata* und *R. clavata*) auswirken kann. Einerseits wird der Meeresboden während der Bauphase der Anlagen zeitweise bei der Kabelverlegung und Pfahlgründung beeinträchtigt, was zur Erhöhung der Wassertrübung oder auch zur Mobilisierung von am Meeresboden sedimentierten Schadstoffen führen kann, wodurch letztlich die Nahrungsverfügbarkeit für die Rochen beeinträchtigt wird. Auch können Eikapseln der Rochen durch Sediment überlagert oder wegtransportiert werden (vgl. auch GILL & TAYLOR 2001). Andererseits stellen die elektromagnetischen Felder, die im Umfeld der Seekabel entstehen, welche die von den Windturbinen erzeugte Energie weitertransportieren, eine Habitatveränderung dar. Diese kann sich auf die Habitatnutzung und das Fressverhalten von Rochen auswirken. Verklappungen von Baggergut, Sand und Kiesabbau können vor allem die von bodenlebenden Rochenarten genutzten Lebensräume beeinträchtigen oder sogar zu ihrer großflächigen Zerstörung führen (vgl. NARBERHAUS et al. 2012). Es sei an dieser Stelle noch erwähnt, dass THIEL et al. (2013) darauf hingewiesen haben, dass nicht alle Habitatveränderungen auf alle Arten zwingend negativ wirken müssen und dass bestimmte Arten teilweise von solchen Veränderungen auch profitieren können. So können künstliche Riffe oder riffähnliche Strukturen auch kleinräumige Refugien darstellen, die Unterschlupf- oder Rückzugsmöglichkeiten für Fische bieten und in denen eine herkömmliche Fischerei nicht möglich ist.

Eine weitere Gefährdungsursache stellen **Schadstoffeinträge** dar, obwohl deren toxische Auswirkung schwer nachzuweisen ist, da es sich dabei häufig um komplexe Stoffgemische handelt (z.B. chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), Schwermetalle und Hormone), deren Einzelkomponenten sich gegenseitig in ihrer Wirkung beeinflussen (THIEL et al. 2013). Beispielsweise akkumuliert der relativ hoch in der Nahrungskette stehende *S. acanthias* größere Mengen an Quecksilber (z.B. KRUSE 2010).

Auswirkungen des **Klimawandels** auf Knorpelfische sind vor allem durch die Änderungen der Wassertemperaturen und die Zunahme von Stürmen und teilweise auch durch Salzgehaltsänderungen zu erwarten (NARBERHAUS et al. 2012). So kann eine Wassertemperaturerhöhung zu verschlechterten Lebensbedingungen für kälteliebende Arten führen (z.B. für *A. radiata*) und in der Folge zu einer Verschiebung oder Verkleinerung ihrer potenziellen Verbreitungsgebiete (THIEL et al. 2013). Andererseits können sich, bedingt durch Klimaerwärmung, südliche, warmadaptierte Arten weiter nach Norden ausbreiten. Die Zunahme von Stürmen kann zu einer höheren Sterblichkeit der Embryonen bei eierlegenden Hai- und Rochenarten führen, da die Eikapseln dann vermehrt an Land gespült werden können.

3.8 Schutz- und Hilfsmaßnahmen sowie Forschungsbedarf

3.8.1 Überlegungen zu möglichen Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Die detaillierten Darstellungen in den Ergebniskapiteln 3.2 bis 3.6 und die zusammenfassenden Ausführungen zur Einstufung der in den deutschen Meeresgebieten etablierten Knorpelfischarten in Rote-Liste-Kategorien (Kap. 3.7.1), zu ihren Bestandstrends und Vorkommen (Kap. 3.7.2) und zu ihren Gefährdungsursachen (Kap. 3.7.3) verdeutlichen die dringende Notwendigkeit von Schutz- und Hilfsmaßnahmen.

Als eine wichtige mögliche Schutzmaßnahme für die in den deutschen Meeresgebieten etablierten Knorpelfischarten wird die Schaffung von Rückzugsgebieten gesehen. Dies könnte über die Einrichtung spezieller Meeresschutzgebiete für Knorpelfische realisiert werden. Es sollte hier aber auch das Potential genutzt werden, das sich durch die von Deutschland gemeldeten marinen Natura 2000-Gebiete vor allem in der Ausschließlichen Wirtschaftszone, aber auch in den Küstengebieten der Nordsee bereits bietet.

Bisher sind für die Natura 2000-Gebiete Managementmaßnahmen zur Regulierung der kommerziellen Fischerei und der Freizeitfischerei noch nicht implementiert bzw. befinden sich aktuell im Umsetzungsprozess. Die Grundlagen für Fischereimanagementmaßnahmen in den deutschen Natura 2000-Gebieten wurden im Rahmen des EMPAS-Projekts erarbeitet (siehe hierzu PUSCH & PEDERSEN 2010). In einem weiteren Schritt wurden die Managementmaßnahmen durch das Bundesamt für Naturschutz und das Thünen-Institut konkretisiert und dem zuständigen Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung (BMEL) und dem Bundesministerium für Umwelt (BMUB) vorgelegt. In einem letzten Schritt müssen die Fischereimanagementmaßnahmen im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der Europäischen Gemeinschaft verabschiedet und umgesetzt werden.

Haie und Rochen sind jedoch gelistet im Rahmen des Oslo-Paris-Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR). Zu den Arten, die als *threatened and declining*, „gefährdet und abnehmend“ gelistet sind, zählen von den vier Knorpelfischarten der höheren Rote-Liste-Kategorien 1-3 nach OSPAR (2008) der Nagelrochen (*R. clavata*) und der Dornhai (*S. acanthias*).

Nach THIEL et al. (2013) sollten Schutzmaßnahmen nachvollziehbare und auf die Schutzziele orientierte Fischerei-Managementmaßnahmen beinhalten (z.B. vollständiger Ausschluss der Fischerei, Verminderung des Fischereiaufwandes, Anpassung der Fanggeräte). Besonders destruktiv wirkende Fischereiformen wie der Einsatz grundberührender Fanggeräte (z.B. Baumkurren, Grundschieppnetze) sollten grundsätzlich eingeschränkt bzw. ausgeschlossen werden. Ebenso sollten in den Schutzgebieten auch Habitatveränderungen z.B. durch Sand- und Kiesentnahmen sowie aufgrund von Offshore-Windkraftnutzung unterbleiben.

Im Ergebnis dieses Vorhabens zeigte sich für die vier Knorpelfischarten der höheren Rote-Liste-Kategorien 1-3 (*S. acanthias*, *R. clavata*, *G. galeus*, *A. radiata*) eine unterschiedliche Bedeutung der drei deutschen Natura 2000-Gebiete in der deutschen AWZ der Nordsee (vgl. Kap. 3.7.2), was bei der Entwicklung geeigneter Schutzmaßnahmen für die einzelnen Gebiete mit berücksichtigt werden sollte. Während aus dem Natura 2000-Gebiet Borkum-Riffgrund nur Nachweise einer der vier Arten, nämlich von *G. galeus* vorliegen, wurden alle vier Arten sowohl im Natura 2000-Gebiet Doggerbank als auch im Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff nachgewiesen. Dabei scheint das Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff für *S. acanthias* und

G. galeus eine etwas größere Bedeutung zu haben als das Natura 2000-Gebiet Doggerbank. Als sicher kann gelten, dass das Natura 2000-Gebiet Doggerbank aktuell ein besonders bedeutsamer Lebensraum von *A. radiata* ist und auch *R. clavata* hier aktuell nachgewiesen wurde. Um eine möglichst große Wirksamkeit für die relevanten Knorpelfischarten zu erzielen, sollte Schutzmaßnahmen im Natura 2000-Gebiet Doggerbank grundsätzlich ein grenzübergreifendes Konzept zugrundeliegen, da eine enge ökologische Verzahnung zwischen dem deutschen Teilstück der Doggerbank und z.B. dem angrenzenden niederländischen Gebiet existiert. Das Schutzkonzept für das Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff sollte ebenfalls Knorpelfische berücksichtigen. Fock (2014) sieht insbesondere für *R. clavata* die Notwendigkeit, ein geeignetes Managementkonzept vor allem für das Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff zu entwickeln, damit die Art ihre Subpopulation in den deutschen Meeresgebieten der Nordsee wieder aufbauen kann, indem sie sich aus noch vorhandenen Beständen an der englischen Ostküste über sogenannte „stepping stones“ (siehe hierzu auch Fock et al. 2014), wobei hier Schutzgebiete wie die Natura 2000-Gebiete „Dutch coastal zone No. 2“ und „Borkum-Riffgrund“ von essentieller Bedeutung sind, wieder bis hin zum Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff ausbreitet. Prinzipiell hat ein funktionierendes internationales Netzwerk aus Schutzgebieten im Nordseeraum mit wirksamen Managementmaßnahmen auch das Potential, zur Wiedereinbürgerung von in den deutschen Meeresgebieten ausgestorbenen Arten (z.B. *D. batis*-Komplex) mit beizutragen.

Speziell in Bezug auf den *D. batis*-Komplex sollte intensive Aufklärungsarbeit zur Taxonomie dieser aus zwei Arten bestehenden Gruppe (vgl. IGLESIAS et al. 2010) geleistet werden, um Höchstfangmengen artspezifisch festlegen zu können.

Als mögliche Fischerei-Managementmaßnahmen wäre neben der Einrichtung von Fischereiausschlussgebieten („No-take areas“), der Senkung der Beifang-Höchstfangmengen für Rochen in den relevanten ICES-Gebieten auch die Eignung weiterer Maßnahmen zu prüfen, wie beispielsweise der Einführung von Höchstfangmengen bzw. Quoten für bestimmte Arten (z. B. Katzenhaie und Glatthaie) in EU-Gewässern.

Da der Schutz der Knorpelfischarten eine klare internationale Dimension hat, sollte die Umsetzung von Maßnahmen mit den Nachbarstaaten abgestimmt werden, wie im Rahmen des OSPAR-Übereinkommens, sofern deren Meeresgebiete von den betreffenden Arten als Lebensraum genutzt werden. An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass mit der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie der EU (Richtlinie 2008/56/EG) eine Grundlage geschaffen wurde, um die gesamte Meeresumwelt der einzelnen Vertragsstaaten nach einheitlichen Grundsätzen innerhalb der EU zu schützen. Der dafür definierte „Gute Umweltzustand“ (good environmental status, GES) soll u.a. auch für alle Meeresfische (einschließlich der Knorpelfische) bis 2020 erreicht werden. Dementsprechend sind Managementmaßnahmen innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten zu entwickeln und umzusetzen, die das Erreichen des guten Umweltzustandes für die etablierten Knorpelfischarten im deutschen Meeresgebiet gewährleisten.

Darüber hinaus wäre für einen effektiven Schutz der Knorpelfische aus fachlicher Sicht auch eine Ausweitung der Anhänge der FFH-Richtlinie auf Knorpelfische und spezielle marine Habitate eine mögliche wirkungsvolle Schutzmaßnahme. In Bezug auf die Habitate würde dies auch eine gute Grundlage bieten, um ehemals vorhandene Habitate, z.B. Austernbänke, bestehend aus der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) wieder anzusiedeln (vgl. GERCKEN & SCHMIDT 2014).

Als eine mögliche Hilfsmaßnahme könnte unter bestimmten Umständen prinzipiell auch die Wiederansiedlung einzelner Knorpelfischarten über Besatzmaßnahmen in Betracht gezogen werden. Jedoch sollten derartige Maßnahmen nur dann durchgeführt werden, wenn ihre Unbedenklichkeit und ihr Erfolg im Rahmen von Voruntersuchungen plausibel belegt werden kann. Auch der Erfolg tatsächlich laufender Maßnahmen dieser Art sollte stets durch geeignete Monitoringuntersuchungen überprüft werden.

3.8.2 Zukünftiger Forschungsbedarf

Damit die in Kapitel 3.8.1 aufgezeigten möglichen Schutz- und Hilfsmaßnahmen zur Reduktion der Gefährdung der etablierten Knorpelfischarten in den deutschen Meeresgebieten fachlich fundiert und mit möglichst hohem Erfolg umgesetzt werden können, sollten die noch bestehenden Wissensdefizite reduziert werden.

So zeigte sich trotz detaillierter Auswertung von Museums- und Literaturdaten im Rahmen dieses Vorhabens, dass für einige Arten die Datendefizite zum historischen Vorkommen noch nicht zufriedenstellend abgebaut werden konnten. In Zukunft sollten deshalb verstärkte Anstrengungen unternommen werden, weitere historische Daten zu erschließen und zu interpretieren wie z.B. alte Fischereistatistiken, Fischauktionsunterlagen, Reiseberichte von Fangfahrten, Zeitungsartikel, Befischungsdaten heutiger deutscher Meeresgebiete durch Drittstaaten (vgl. auch THIEL et al. 2013).

Aktueller Forschungsbedarf besteht aufgrund der Vorkommensschwerpunkte der etablierten Knorpelfischarten vor allem im Nordseegebiet (einschließlich der deutschen Gewässer) und in den angrenzenden Gebieten des Nordostatlantiks. Er betrifft hier generell z.B. die Verbesserung der Grundlagen für die Bestandsbewertung durch eine intensivierte Akquise und Auswertung von bestandbezogenen Daten wie beispielsweise zum Geschlechterverhältnis, zur Altersstruktur, zum Wachstum, zum Rekrutierungserfolg sowie zur natürlichen und fischereilichen Sterblichkeit. Von grundlegender Bedeutung ist auch die möglichst eindeutige Lokalisierung wichtiger Fortpflanzungs- und Aufwuchsgebiete, die Aufklärung des Wanderverhaltens und der Habitatnutzung sowie die Sammlung artspezifischer Daten zu Fang, Beifang, Rückwurf (Discard) und Anlandung der relevanten Knorpelfischarten.

Um zu den genannten Kenngrößen eine bessere aktuelle Datenbasis zur Verfügung zu haben, böte sich die Initialisierung spezieller Knorpelfisch-Monitoringprogramme an. Für bestimmte Arten wären hierbei sogenannte Sichtungsprojekte denkbar, aber auch die Erhebung zusätzlicher Daten z.B. zum Einfluss der Freizeitfischerei mit Angeln auf Knorpelfische (z.B. auf Hundshaie bei Helgoland) wäre sinnvoll. Dadurch wäre z.B. die Klärung der Frage möglich, ob in der Freizeitfischerei auf Knorpelfische eine signifikant die Bestände beeinflussende Mortalitätsursache gesehen werden muss. Ein in Großbritannien durch die Organisation „Shark Trust“ betriebenes Projekt zur Erfassung und Auswertung von Knorpelfischfängen durch Angler belegt, dass durchaus erfolgreich Daten zu dieser Fragestellung erhoben werden können (siehe unter http://www.sharktrust.org/en/anglers_recording_project). Auch in Deutschland gibt es inzwischen erfolversprechende Projekte zur Erfassung von Daten aus der Angelfischerei durch Sportfischer, wenn sie derzeit auch nicht mit Fokus auf Knorpelfische betrieben werden, wie beispielsweise das vom TI für Ostseefischerei durchgeführte Deutsche Meeresangelprogramm (DMAP; siehe

<https://www.ti.bund.de/de/of/arbeitsbereiche/forschung/deutsches-meeresangelprogramm/>).

NARBERHAUS et al. (2012) nennen als Forschungsdefizite außerdem die Notwendigkeit der Untersuchung und Einführung von Fanggeräten, die den Fang von Knorpelfischen mit aktiven und passiven Fanggeräten effektiv verhindern und weisen auf das Erfordernis von Untersuchungen zur Überlebensrate von Discards und von Maßnahmen zur Verhinderung des Beifangs hin. Weiterhin besteht die Notwendigkeit von Untersuchungen zur Auswirkung anthropogen erzeugter elektromagnetischer Felder auf das Verhalten von Knorpelfischen und ihrer Embryonen in den Eikapseln sowie auf erforderliche Untersuchungen zu Auswirkungen chemischer Belastungen auf die Fitness von Knorpelfischen.

Auch sind für die relevanten Knorpelfischarten noch nicht ausreichend Daten zu ihrer Biologie und Ökologie verfügbar, um z. B. ihre Reaktion auf veränderte klimatische Bedingungen mit Sicherheit abschätzen zu können. Hier sollten gezielte Analysen durchgeführt werden, um beispielsweise zu klären, inwieweit sich erhöhte Wassertemperaturen auf die Habitatnutzung, die Reproduktionsbiologie, den Nahrungsbedarf und das Wachstum auswirken.

Bei mit ausreichender Präsenz für Modellierungsansätze vorkommenden Knorpelfischarten böte sich in Bezug auf die Habitatnutzung an, die zukünftig aufgrund des Klimawandels zu erwartenden Veränderungen der relevanten Umweltfaktoren zu modellieren und die Habitatnutzung der Knorpelfischarten und ihrer Lebensstadien in Form von Habitat-Eignungs-Modellen zu parametrisieren, um schließlich die Auswirkungen auf das jeweilige Betrachtungsgebiet und dessen Knorpelfischfauna prognostizieren und quantifizieren zu können. Dadurch könnte auch die Datenbasis für zukünftige Gefährdungsanalysen noch weiter verbessert werden.

Die Durchführung der skizzierten Forschungsarbeiten und damit das Schließen noch bestehender Kenntnislücken würde es ermöglichen, in Verbindung mit der Auswertung der Surveydaten, die Gefährdungsanalysen der betreffenden Knorpelfischarten in Zukunft noch zuverlässiger durchführen sowie Schutz- und Hilfsmaßnahmen gezielter umsetzen zu können. Im Rahmen von nationalen und internationalen Knorpelfisch-Aktionsplänen, wie sie bereits erfolgreich auch für den Schutz von Stören Anwendung finden (z.B. ROSENTHAL et al. 2007, GESSNER et al. 2010), könnten die Grundlagen für zukünftig zu entwickelnde Managementpläne für Knorpelfische dargelegt werden.

3.9 Beratungsarbeit

Im November **2013** wurde eine Anfrage des Bundesamtes für Naturschutz zur Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) und den darin verankerten Indikatoren bearbeitet. Hierbei sollte eine Einschätzung zur Umsetzbarkeit der vorgeschlagenen Indikatoren abgegeben und vorgeschlagen werden, welche Monitoring-Werkzeuge hierzu dienlicher sind. Weiterhin wurde in 2013 eine Anfrage zur Hilfestellung bei der Berichterstattung an das OSPAR-Sekretariat über die Umsetzung von „OSPAR-Empfehlungen“ bearbeitet, die durch die Vertragsstaaten umzusetzen sind. Hierbei ging es speziell um die vier Arten *Dipturus batis*, *Rostroraja alba*, *Squatina squatina* und *Cetorhinus maximus*, zu denen eine Stellungnahme hinsichtlich der deutschen Schutzbemühungen abgegeben wurde.

Im April **2014** wurde eine Anfrage von BioConsult Schuchardt & Scholle GbR bearbeitet. Dabei ging es um die zur Verfügungstellung von Informationen zum konkreten Vorkommen von Haien und Rochen in deutschen Schutzgebieten zur Berichtspflicht im Rahmen der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Für eine räumliche Rahmensetzung wurde eine Excel-Tabelle zur Verfügung gestellt, die Gebietsbezeichnungen und die Art der Schutzgebiete sowie im

Gebiet vorkommende Organismengruppen beinhaltete. Auf Grundlage der dort enthaltenen Gebietsgrenzen wurde eine vorläufige Experteneinschätzung für die Schutzgebiete Doggerbank, Borkum-Riffgrund, Sylter Außenriff, Fehmarnbelt, Kadettrinne, Westliche Rönnebank, Adlergrund und Pommersche Bucht mit Oderbank abgegeben, da aufgrund der noch nicht abgeschlossenen Projektarbeiten noch keine konkrete Auskunft über Nachweise für die Arten in den Gebieten möglich war. Im September 2014 wurde eine Anfrage zur fachlichen Unterstützung bei der Erstellung von Pressematerial und Sprechzetteln für eine vom BMUB ausgerichtete Pressekonferenz bearbeitet. Anstehend war das Inkrafttreten der Regelungen für fünf in den Schutzanhängen von CITES gelistete Elasmobranchier-Arten, wozu Material zu einem Pressetermin zum „Schutz von Haien“ vorbereitet werden sollte. Hierzu wurde eine Sprechvorlage sowie zwei Informationsblätter für Journalisten über verschiedene begleitende Themen bearbeitet. Neben der fachlichen Korrektur zum wissenschaftlichen Hintergrund der Textinhalte wurden auch artenschutzrelevante Aspekte geprüft. Im Oktober 2014 wurde ein vom CMS-Sekretariat vorgelegtes Dokument für eine Resolution zum Schutz von wandernden Haien und Rochen bearbeitet, über die bei der Vertragsstaatenkonferenz Anfang November 2014 abgestimmt werden sollte. Dem Dokument war ein vierseitiges Hintergrund-Papier vorangestellt. Alle darin enthaltenen Punkte wurden auf ihre Richtigkeit und auf korrekte wissenschaftliche Schreibweisen und Formulierungen hin geprüft und entsprechende Verbesserungsvorschläge angebracht. Darüber hinaus wurden Anmerkungen und Einschätzungen zu einigen Punkten abgegeben und der vorläufige Resolutionstext mit den enthaltenen Themenbereichen des Haischutz-Plans der Hai-Absichtserklärung (Sharks MoU) verglichen und auf Vollständigkeit und Abdeckung geprüft.

Im Februar **2015** wurde eine Anfrage zur Durchsicht eines OSPAR-Dokuments seitens des Bundesamtes für Naturschutz bearbeitet. Konkret ging es um die Überprüfung eines 49-seitigen Hintergrund-Dokuments zum Riesenhai *Cetorhinus maximus* (Dokument-Nr. ICG-POSH 15/4/2 Add.2).

Im Februar **2016** wurden die vorläufigen Projektergebnisse im Rahmen eines Vortrags beim zweiten Signatarstaatentreffen der CMS Hai-Absichtserklärung in San José, Costa Rica, vorgestellt.

4 Quellenverzeichnis

4.1 Zitierte Literatur

- AMANTE, C. & EAKINS, B.W. (2009): ETOPO1 1 Arc-Minute Global Relief Model: Procedures, Data Sources and Analysis. NOAA Technical Memorandum NESDIS NGDC-24.
- AVSAR, D. (2001): Age, Growth, Reproduction and Feeding of the Spurdog (*Squalus acanthias* Linnaeus, 1758) in the South-eastern Black Sea. *Euarine, Coastal and Shelf Science* 52, 269–278.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. & WEIBER, R. (2008): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. 12. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg: 830 S.
- BERESTOVSKII, E.G. (1994): Reproductive biology of skates of the family Rajidae in the seas of the far north. *Journal of Ichthyology* 34: 26–37.
- BFN (2016): Riesenhaie auf der Doggerbank gesichtet. <http://www.bfn.de/25172.html>.
- BIGELOW, H.B. & SCHROEDER, W.C. (1948): Sharks. In: TEE-VAN, J., BREDER, C.M., HILDEBRAND, S.F., PARR, A.E. & SCHROEDER, W.C. (EDS.). *Fishes of the Western North Atlantic. Part one. Memoir Sears Foundation for Marine Research* 1 (1), Yale University, New Haven: 59–576.
- BIOCONSULT (2015): Riesenhai und Mondfisch, zwei seltene Gäste in der Nordsee. <http://bioconsult-sh.de/de/nachrichten-archiv/riesenhai-und-mondfisch-zwei-seltene-gaeste-in-der-nordsee/>.
- BLOCH, M. E. (1785): *Oeconomische Naturgeschichte der Fische Deutschlands*. Dritter Theil. Eigenverlag, Berlin.
- BLOCK, W.M., MORRISON, M.L. & SCOTT, P.E. (1998): Development and evaluation of habitat models for herpetofauna and small mammals. *Forest science* 44: 430-437.
- BONAPARTE, C.L.P. (1832-1841): *Iconografia della Fauna Italica per le Quattro Classi degli Animali Vertebrati*. Tomo III. Pesci. Dalla Tipografia Salviucci, Rom.
- BSH (2012): Monitoring-Kennblatt Fische. Stand 12.03.2012. Aus: Monitoring-Handbuch, Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt. <http://www.blmp-online.de/Monitoringhandbuch/Kennblaetter/Fische.pdf/>.
- CAPEN, D.E., FENWICK, J.W., INKLEY, D.B. & BOYNTON, A.C. (1986): Multivariate models of songbird habitat in New England forests. In: VERNER, J., MORRISON, M.L. & RALPH, C.J. (Eds.): *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. Based on an international symposium held at Stanford Sierre camp, Fallen Leaf Lake, Calif., 7.-11. October 1984. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin: 17–177.
- CLARK, R.S. (1922): Skates and rays (Raiae). No. I. Egg-Capsules and Young. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 12: 577–643.
- COMPAGNO, L.J.V. (1984a): FAO species catalogue. Vol. 4, Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date (Part 1, Hexanchiformes to Lam-niformes). FAO Fisheries Synopsis 125, 4 (1): 249 S.

- COMPAGNO, L.J.V. (1984b): FAO species catalogue. Vol. 4, Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date (Part 2, Carcharhiniformes). FAO Fisheries Synopsis 125, 4 (2): 251-655.
- COMPAGNO, L.J.V. (2001): Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of sharks species known to date. Vol. 2 Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes, and Orectolobiformes). FAO Species Catalogue for Fishery Purposes 1: 269 S.
- COOK, S.F. & COMPAGNO, L.J.V. (2005): *Hexanchus griseus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2005: e.T10030A3155348.
- CRAWLEY, M. (1993): GLIM for ecologist. Blackwell Science, Oxford: 379 S.
- DAAN, N., HEESSEN, H. & TER HOFSTEDÉ, R. (2005): North Sea Elasmobranchs: distribution, abundance and biodiversity. ICES CM 2005/N:06.
- DAGIT, D.D., HAREIDE, N. & CLÒ, S. (2007): *Chimaera monstrosa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007: e.T63114A12610445.
- DAGIT, D.D. & HAREIDE, N.-R. (2015): *Chimaera monstrosa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T63114A48912471.
- DEMIRHAN, S.A. & SEYHAN, K. (2007): Life history of spiny dogfish, *Squalus acanthias* (L. 1758), in the southern Black Sea. Fisheries Research 85: 210-216.
- DU BUIT, M.H. (1977): Age et croissance de *Raja batis* et de *Raja naevus* en Mer Celtique. Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer 37 (3): 261–265.
- DULVY, N.K., NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., SERENA, F., TINTI, F. & UNGARO, N., MANCUSI, C. & ELLIS, J. (2006): *Dipturus batis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T39397A10198950.
- DULVY, N., NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., SERENA, F., TINTI, F., UNGARO, N., MANCUSI, C. & ELLIS, J. (2015): *Dipturus batis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T39397A72122442.
- DUNCKER, G. (1937): Hat Walbaum 1753 tatsächlich einen „Menschenhai“ (*Carcharias glaucus* L.) aus der Lübecker Bucht erhalten? Zoologischer Anzeiger 118 (1/2). Akademische Verlagsgesellschaft mbH, Leipzig.
- DUNCKER, G., EHRENBAUM, E. KYLE, H.M., MOHR, E.W. & SCHNACKENBECK, W. (1929): Die Fische der Nord- und Ostsee. Akademische Verlagsgesellschaft mbH, Leipzig.
- DUNCKER, G. & LADIGES, W. (1960): Die Fische der Nordmark. Kommissionsverlag Cram, De Gruyter & Co., Hamburg: 432 S.
- EBERT, D.A., FOWLER, S. & COMPAGNO, L. (2013): Sharks of the World. A fully illustrated guide. Wild Nature Press: 528 S.
- EBERT, D.A. & STEHMANN, M.F.W. (2013): Sharks, batoids, and chimaeras of the North Atlantic. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes 7. FAO, Rom: 523 S.
- EHRENBAUM, E. (1936): Naturgeschichte und Wirtschaftliche Bedeutung der Seefische Nord-europas. In: LÜBBERT, H. & EHRENBAUM, E. (Hrsg.): Handbuch der Seefischerei Nordeuropas, Band II. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung GmbH, Stuttgart: 337 S.

- EHRICH, S., ADLERSTEIN, S., BROCKMANN, U., FLOETER, J., GARTHE, S., HINZ, H., KRÖNCKE, I., NEUMANN, H., REISS, H., SELL, A. F., STEIN, M. STELZENMÜLLER, V., STRANSKY, C., TEMMING, A., WEGNER, G. & ZAUKE, G. (2007): 20 years of the German Small Scale Bottom Trawl Survey (GSBTS): A review. *Senckenbergiana maritima* 37(1): 13-82.
- EHRICH, S., KLOPPMANN, M.H.F., SELL, A., & BÖTTCHER, U. (2006): Distribution and assemblages of fish species in the German waters of North and Baltic Sea and potential impact of wind parks. In: KÖLLER, J., KÖPPEL, J. & PETERS, W. (Eds): *Offshore Wind Energy – Research on Environmental Impacts*. Springer Science & Business Media: 371 S.
- ELLIS, J. (2005): *Malacoraja clavata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2005: e.T39399A10199527.
- ELLIS, J.R., DULVY, N.K., JENNINGS, S., PARKER-HUMPHREYS, M. & ROGERS, S.I. (2005): Assessing the status of demersal elasmobranchs in UK waters: a review. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85 (5): 1025–1047.
- ELLIS, J., DULVY, N. & WALLS, R. (2015a): *Leucoraja naevus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T161626A48949434.
- ELLIS, J., DULVY, N., WALLS, R. & SERENA, F. (2015b): *Malacoraja clavata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T39399A48943863.
- ELLIS, J., FARRELL, E., JUNG, A., MCCULLY, S., SIMS, D. & SOLDI, A. (2015c): *Lamna nasus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11200A48916453.
- ELLIS, J., MANCUSI, C., SERENA, F., HAKA, F., GUALLART, J., UNGARO, N., COELHO, R., SCHEMBRI, T. & MACKENZIE, K. (2009a): *Scyliorhinus canicula*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T161399A5415204.
- ELLIS, J.R. & SHACKLEY, S.E. (1995): Observations on egg-laying in the thornback ray. *Journal of Fish Biology* 46 (5): 903–904.
- ELLIS, J., SERENA, F., MANCUSI, C., HAKA, F., MOREY, G., GUALLART, J. & SCHEMBRI, T. (2009b): *Scyliorhinus stellaris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T161484A5434281.
- ELLIS, J., SERENA, F., MANCUSI, C., HAKA, F., MOREY, G., GUALLART, J. & SCHEMBRI, T. (2015d): *Scyliorhinus stellaris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T161484A48923567.
- ELLIS, J., SOLDI, A., DUREUIL, M. & FORDHAM, S. (2015e): *Squalus acanthias*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T91209505A48910866.
- ELLIS, J., UNGARO, N., SERENA, F., DULVY, N., TINTI, F., BERTOZZI, M., PASOLINI, P., MANCUSI, C. & NOARBARTOLO DI SCIARA, G. (2007): *Raja montagui*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007, e.T63146A12623141.
- ELLIS, J.R., WALLS, R.H.L., SERENA, F. & DULVY, N.K. (2015f): *Raja montagui*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T63146A48919726.

- FAHY, E. & GLEESON, P. (1990): The post-peak-yield gill-net fishery for spurdog *Squalus acanthias* L. in Western Ireland. Irish Fisheries Investigations, Series B (Marine) 35: 3–12.
- FARRELL, E.D., CLARKE, M.W. & MARIANI, S. (2009): A Simple Genetic Identification Method for Northeast Atlantic Smoothhound Sharks (*Mustelus* spp.). ICES Journal of Marine Science 66 (3): 561-565.
- FARRELL, E., MCCULLY, S., DULVY, N., MANCUSI, C. & ELLIS, J. (2015): *Mustelus asterias*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T39357A48940630.
- FEHMARNSCHES TAGEBLATT (2013): Notiz vom 14. November 2013.
- FERRETTI, F., MOREY, G., SERENA, F., MANCUSI, C., FOWLER, S.L., DIPPER, F. & ELLIS, J. (2015): *Squatina squatina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T39332A48933059.
- FIELDING, A.H. & HAYWORTH, P.F. (1995): Testing the generality of bird-habitat models. Conservation Biology 9 (6): 1466-1481.
- FOCK, H.O. (2014): Patterns of extirpation. I. Changes in habitat use by thornback rays *Raja clavata* in the German Bight for 1902-1908, 1930-1932, and 1991-2009. Endangered Species Research 25:197-207.
- FOCK, H.O., PROBST, W.N. & SCHABER, M. (2014): Patterns of extirpation. II. The role of connectivity in the decline and recovery of elasmobranch populations in the German Bight as inferred from survey data. Endangered Species Research 25(3): 209-223.
- FORDHAM, S., FOWLER, S.L., COELHO, R.P., GOLDMAN, K. & FRANCIS, M.P. (2016): *Squalus acanthias*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T91209505A2898271.
- FORTIBUONI, T., LIBRALATO, S., RAICEVICH, S., GIOVANARDI, O. & SOLIDORO, C. (2010): Coding early naturalists' accounts into long-term fish community changes in the Adriatic Sea (1800–2000). PLoS One 5(11): e15502.
- FOWLER, S.L. (2005): *Cetorhinus maximus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2005: e.T4292A10763893.
- FRICKE, R. (1987): Deutsche Meeresfische, Bestimmungsbuch. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung Hamburg: 219 S.
- FRICKE, R., BERGHAHN, R., RECHLIN, O., NEUDECKER, T., WINKLER, H., BAST, H.-D. & HAHLEBECK, E. (Bearb.) (1994): Rote Liste und Artenverzeichnis der Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces) im Bereich der deutschen Nord- und Ostsee. – In: NOWAK, E., BLAB, J. & BLESS, R. (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. Kilda-Verlag, Greven. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 42: 157-176.
- FRICKE, R., BERGHAHN, R., RECHLIN, O., NEUDECKER, T., WINKLER, H., BAST, H.-D. & HAHLEBECK, E. (1998): Rote Liste der in Küstengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bonn (Bundesamt für Naturschutz). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 60-64.

- FRIES, B., EKSTRÖM, C. U. & SUNDEVALL, C. (1895): A History of Scandinavian Fishes. P.A. Norsted & Söner, Stockholm.
- GALLAGHER, M. & NOLAN, C.P. (1999): A novel method for the estimation of age and growth in rajids using caudal thorns. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 56: 1590-1599.
- GALLAGHER, M.J. & NOLAN, C.P. & JEAL, F. (2005): The Structure and Growth Processes of Caudal Thorns. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 35: 125-129.
- GEORGE, M.R. (2003): Die Ost- und Nordsee als Lebensraum für Haie, Rochen und Chimären. *Meer und Museum* 17: 15-24.
- GEORGE, M.R. (2009): An annotated checklist of North Sea cartilaginous fish species. *Journal of Applied Ichthyology* 25 (S1): 33-39.
- GERCKEN, J. & SCHMIDT, A. (2014): Aktueller Status der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) und Möglichkeiten einer Wiederansiedlung in der deutschen Nordsee. BfN-Skripten 379: 104 S.
- GESSNER, J., TAUTENHAHN, M., VON NORDHEIM, H. & BORCHERS, T. (2010): German Action Plan for the conservation and restoration of the European sturgeon (*Acipenser sturio*). Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU): 83 S.
- GILL, A.B. & TAYLOR, H. (2001): The potential effects of electromagnetic fields generated by cabling between offshore wind turbines upon elasmobranch fishes. CCW Report No. 488: 73 pp.
- GRIFFITHS, A.M., SIMS D.W., COTTERELL, S.P., EL NAGAR, A., ELLIS J.R., LYNHAMMAR, A., MCHUGH M., NEAT F.C., PADE, N.G., QUEIROZ, N., SERRA-PEREIRA, B., RAPP, T., WEARMOUTH V.J. & GENNER, M.J. (2010): Molecular markers reveal spatially segregated cryptic species in a critically endangered fish, the common skate (*Dipturus batis*). *Proc. R. Soc. B*, 277: 1497–1503.
- HEESSEN, H., DAAN, N. & ELLIS, J.R. (2015): Fish atlas of the Celtic Sea, North Sea, and Baltic Sea: based on international research-vessel surveys. Wageningen Academic Publishers, Wageningen: 572 S.
- HEINCKE, F. (1894): Beiträge zur Meeresfauna von Helgoland. I. Die Fische Helgolands. In: HEINCKE, F. (Ed.) 1896. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen (Abt. Helgoland) 1: 99-120.
- HEINCKE, F. (1897): Beiträge zur Meeresfauna von Helgoland. VIII. Nachträge zur Fisch- und Molluskenfauna Helgolands. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen (Abt. Helgoland) 2: 233-253.
- HELCOM (2013): HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 140.
- HENDERSON, A.C., FLANNERY, K. & DUNNE, J. (2002): Growth and reproduction in spiny dogfish *Squalus acanthias* L. (Elasmobranchii: Squalidae), from the west coast of Ireland. *Sarsia*, 87 (5), 350–361.

- HOLDEN, M.J. & MEADOWS, P.S. (1962): The structure of the spine of the spur dogfish (*Squalus acanthias* L.) and its use for age determination. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 42 (2): 179–197.
- HOLTZHAUSEN, J.A., EBERT, D.A., SERENA, F. & MANCUSI, C. (2009): *Myliobatis aquila*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T161569A5454004.
- HOSMER, D.W. & LEMESHOW, S. (2000): Applied logistic regression. 2. Aufl., Wiley, New York: 307 S.
- IGLÉSIAS, S.P., TOULHOAT, L. & SELLOS, D.Y. (2010): Taxonomic confusion and market mislabelling of threatened skates: important consequences for their conservation status. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20 (3): 319–333.
- JAGER, Z., BOLLE, L., DÄNHARDT, A., DIEDERICH, B., NEUDECKER, T., SCHOLLE, J. & VORBERG, R. (2009): Quality Status Report 2009, Thematic Report No. 14 Fish. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, trilateral Monitoring and Assessment Group.
- JENNINGS, S., GREENSTREET, S.P.R. & REYNOLDS, J.D. (1999): Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology* 68: 617–627.
- JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F. & TONGEREN, O.F.R.V. (1995): Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press: 299 S.
- KIJN, R.J., BOON, T.W., HEESSEN, H.J.L. & HISLOP, J.R.G. (1993): Atlas of North Sea Fishes, based on bottom trawl survey data for the years 1985-1987. ICES Cooperative research Report No. 194.
- KIRNOSOVA, I.P. (1990): Parameters of growth and mortality of the Black Sea spiny dogfish (*Squalus acanthias* L.). In *Biologicheskie Resursy Chernogo Morya* (Biological Resources of the Black Sea), VNIRO, Moskau: 113–123.
- KLEYER, M., KRATZ, R., LUTZE, B. & SCHRÖDER, B. (1999/2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 177-194.
- KRØYER, H. (1853): Danmarks Fiske. Bd. 3.1 sep. S. Triers Officin Verlag, Kopenhagen.
- KRUSE, H. (2010): Quecksilberanreicherungen in der Schillerlocke: Toxizität des Methylquecksilbers. In: MEERESUMWELT-SYMPOSIUM (2010): Kurzfassung der Vorträge, Hamburg (BSH): 23.
- KULKA, D.W., SULIKOWSKI, J., GEDAMKE, J., PASOLINI, P. & ENDICOTT, M. (2009): *Amblyraja radiata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T161542A5447511.
- KULKA, D.W., SULIKOWSKI, J., GEDAMKE, J., PASOLINI, P. & ENDICOTT, M. (2015): *Amblyraja radiata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T161542A48945123.

- LINDENMEYER, D.B., CUNNINGHAM, R.B., TANTON, M.T., NIX, H.A. & SMITH, A.P. (1991): The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria South East Australia: III. The habitat requirements of leadbeater's possum *Gymnobelideus leadbeateri* and models of the diversity and abundance of arboreal marsupials. *Biol. Conserv.* 56: 295-315.
- LUDWIG, G., HAUPT, H., GRUTTKE, H. & BINOT-HAFKE, M. (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. In: HAUPT, H., LUDWIG, G., GRUTTKE, H., BINOT-HAFKE, M., OTTO, C. & PAULY, A. (Bearb.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. Landwirtschaftsverlag, Münster. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 19-71.
- MACHADO, P.B., GORDO, L.S. & FIGUEIREDO, I. (2004): Skate and ray species composition in mainland Portugal from the commercial landings. *Aquatic Living Resources* 17 (2): 231–234.
- MARTIN, C.S., VAZ, S., ELLIS, J.R., LAURIA, V., COPPIN, F. & CARPENTIER, A. (2012): Modelled distributions of ten demersal elasmobranchs of the eastern English Channel in relation to the environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 418–419: 91–103.
- MAYER-WAARDEN, P.F. (1970): Aus der deutschen Fischerei: Geschichte einer Fischereiorganisation. Heenemann Verlag, Berlin.
- MCCULLY, S., DUREUIL, M. & FARRELL, E. (2015): *Galeorhinus galeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T39352A48938136.
- MCCULLY, S. & WALLS, R. (2015): *Leucoraja fullonica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T161461A48938639.
- MÖBIUS, K. & HEINCKE, F. (1883): Die Fische der Ostsee. Parey Verlag, Hamburg.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. Quelle und Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden: 512 S.
- MUUS, B.J. & NIELSEN, J.G. (1998): Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart.
- NAGELKERKE, N.J.D. (1991): A note on general definition of the coefficient determination. *Biometrika* 133: 225-245.
- NAMMACK, M.F., MUSICK, J.A. & COLVOCORESSES, J.A. (1985): Life History of Spiny Dogfish off the Northeastern United States. *Transactions of the American Fisheries Society* 114 (3): 367–376.
- NARBERHAUS, I., KRAUSE, J. & BERNITT, U. (Eds.) (2012): Bedrohte Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Naturschutz und Biologische Vielfalt 116.
- NELLEN, W., KAUSCH, H., THIEL, R. & GINTER, R. (2002): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe (ELFI), BMBF-Projekt 0339578, Abschlußbericht: 368 S.
- NETER, J., WASSERMANN, W. & KUTNER, M.H. (1989): Applied Linear Regression Models. 2. Auflage, R.D. Irwin, Inc., Burr Ridge, Boston, Sydney: 183 S.

- NEUDECKER, T. (2001). Der Demersal Young Fish Survey (DYFS) in Schleswig-Holstein – Entwicklung und derzeitiger Stand. In: LANDESAMT FÜR DEN NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 2000. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft: 76 S.
- NIETO, A., RALPH, G.M., COMEROS-RAYNAL, M.T., KEMP, J., GARCÍA CRIADO, M., ALLEN, D.J., DULVY, N.K., WALLS, R.H.L., RUSSELL, B., POLLARD, D., GARCÍA, S., CRAIG, M., COLLETTE, B.B., POLLOM, R., BISCOITO, M., LABBISH CHAO, N., ABELLA, A., AFONSO, P., ÁLVAREZ, H., CARPENTER, K.E., CLÒ, S., COOK, R., COSTA, M.J., DELGADO, J., DUREUIL, M., ELLIS, J.R., FARRELL, E.D., FERNANDES, P., FLORIN, A-B., FORDHAM, S., FOWLER, S., GIL DE SOLA, L., GIL HERRERA, J., GOODPASTER, A., HARVEY, M., HEESSEN, H., HERLER, J., JUNG, A., KARMOVSKAYA, E., KESKIN, C., KNUDSEN, S.W., KOBLYANSKY, S., KOVAČIĆ, M., LAWSON, J.M., LORANCE, P., MCCULLY PHILLIPS, S., MUNROE, T., NEDREAAS, K., NIELSEN, J., PAPAConstantinou, C., POLIDORO, B., POLLOCK, C.M., RIJNSDORP, A.D., SAYER, C., SCOTT, J., SERENA, F., SMITH-VANIZ, W.F., SOLDÓ, A., STUMP, E. AND WILLIAMS, J.T. (2015): European Red List of Marine Fishes. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 81 S.
- NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., SERENA, F., UNGARO, N., FERRETTI, F., PHEEHA, S. & HUMAN, B. (2009): *Torpedo marmorata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T161328A5398909.
- NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., SERENA, F., UNGARO, N., FERRETTI, F., PHEEHA, S., HUMAN, B., MCCULLY, S. & BUSCHER, E. (2015): *Torpedo marmorata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T161328A48956090.
- OSPAR (2008): List of Threatened and/or Declining Species & Habitats. OSPAR Commission 2008-6.
- OSPAR (2009): Background Document for Basking shark *Cetorhinus maximus*. Biodiversity Series, OSPAR Commission: 34 S.
- OSPAR (2010a): Background Document for Spotted ray *Raja montagui*. OSPAR Commission. Biodiversity Series, OSPAR Commission: 16 S.
- OSPAR (2010b): OSPAR Recommendation 2010/6 on furthering the protection and restoration of the common skate species complex, the white skate, the angel shark and the basking shark in the OSPAR maritime area. OSPAR Commission Recommendation 10/23/1-E, Annex 28.
- OSPAR (2014): OSPAR Recommendation 2014/7 on furthering the protection and conservation of the spotted ray (*Raja montagui*) in Regions II, III, IV and V of the OSPAR maritime area.
- OTTERSTRØM, C.V. (1917): Fisk III. Fastkæbede, Buskgællede, Ganoider, Tværmunde og Rundmunde. In: DANMARKS FAUNA, ILLUSTRERE HAANDBØGER OVER DEN DANSKE DYREVERDEN. G.E.C. Gads Forlag, København: 166 S.
- PEETERS, E.T.H.M. & GARDENIERS, J.J.P. (1998): Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. Freshwater Biology 39, 605-615.
- PUMP, H. (2015): "Hai-Alarm" in der Lübecker Bucht. Lübecker Nachrichten 02.01.2015.

- PUSCH, C. & PEDERSEN, S.A. (Eds.) (2010): Environmentally Sound Fisheries Management in Marine Protected Areas (EMPAS) in Germany. Results of the Research and Development (F+E)-Project (FKZ-Nr. 804 85 003) of the Federal Agency for Nature Conservation. Landwirtschaftsverlag, Münster. Naturschutz und Biologische Vielfalt 92: 302 S.
- QUIGNARD, J.-P. & CAPAPÉ, C. (1972): Note sur les espèces méditerranéennes du genre *Mustelus* (Selachii, Galeoidea, Triakidae). Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes 36 (1): 15–29.
- RICHTLINIE 2008/56/EG. Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) (ABl. EG Nr. L 164/19 vom 25.6.2008).
<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:DE:PDF>
- RIECK, N. (2010): The impact of climate change on the diversity of North Sea fish communities. Diplomarbeit, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg.
- RIJNSDORP, A. & PIET, G.J. (1996): Changes in the demersal fish assemblage in the south-eastern North Sea following the establishment of a protected area ("plaice box"). ICES Journal of Marine Science 55: 420–429.
- ROMETSCH, I. & RAAGAARD, I. (2001): Die Haie der Nordsee. Sensationsfang vor Dänemark verblüfft Wissenschaftler – Strände in Gefahr? Hamburger Abendblatt 27.06.2001.
- ROSENTHAL, H., BRONZI, P., GESSNER, J., MOREAU, D., ROCHARD, E. & LASÉN, C. (2007): Draft Action Plan for the conservation and restoration of the European Sturgeon (*Acipenser sturio*). Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats, 27th Standing Committee meeting, Strasbourg, 26-29 November 2007 T-PVS/Inf (2007) 4 rev.: 1-47 +19 S. Annex.
- RYLAND, J.S. & AJAYI, T.O. (1984): Growth and population dynamics of three *Raja* species (Batoidei) in Carmarthen Bay, British Isles. Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer 41 (2): 111–120.
- SAHRHAGE, D. (1964): Über die Verbreitung der Fischarten in der Nordsee. Bericht der deutschen wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung 17: 167-278.
- SCHNACKENBECK, W. (1928): Die Nordseefischerei, Vol. 5. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- SCHNAKENBECK, W. (1933): Fang eines Riesenhais in der Nordsee. Der Fischmarkt 10/ 1933: 295-297.
- SCHONEVELDE, S. (1624): Ichthyologia et nomenclaturae animalium marinarum, fluviatilium, lacustrium, quae in florentissimis ducatibus slesvici et holsatiae & celeberrimo Emporio Hamburgo occurrunt triviales. Ex Bibliopolio Heringiano: Hamburgi: 102 S.
- SCHROEDER, A., GUTOW, L. & GUSKY, M. (2008): Auswirkungen von Grundschieppnetzfishereien sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee (MAR 36032/15): Abschlussbericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN), Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung Bremerhaven: 121 S.

- SCHRÖDER, B. (2000): Zwischen Naturschutz und theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitategnung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. Dissertation, TU Braunschweig: 202 S.
- SCHROEDER, K. (2014): Todeszonen schwinden: Nordseewasser rettet die Ostsee. Ein rekordverdächtiger Salzwassereinbruch aus der Nordsee bringt Sauerstoff und exotische Fische. Ostsee-Zeitung 23.12.2014.
- SELL, A., PUSCH C., VON DORRIEN, C., KRAUSE, J., SCHULZE, T. & CARSTENSEN, D. (2011): Maßnahmevorschläge für das Fischereimanagement in Natura 2000-Gebieten der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee. BfN und vTI, Hamburg, Rostock, Insel Vilm: 298 S.
- SERENA, F., MANCUSI, C. & ELLIS, J. (2009a): *Mustelus asterias*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T39357A10214084.
- SERENA, F., MANCUSI, C., MOREY, G. & ELLIS, J.R. (2009b): *Dasyatis pastinaca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T161453A5427586.
- SERENA, F., ELLIS, J., ABELLA, A., MANCUSI, C., HAKA, F., GUALLART, J., UNGARO, N., COELHO, R.P., SCHEMBRI, T. & KIRSTEEN, M. (2015a): *Scyliorhinus canicula*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T161399A48916046.
- SERENA, F., HOLTZHAUSEN, J., EBERT, D.A. & MANCUSI, C. (2015b): *Myliobatis aquila*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T161569A48960384.
- SERENA, F., MANCUSI, C., MOREY, G. & ELLIS, J.R. (2015c): *Dasyatis pastinaca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T161453A48933979.
- SHARK TRUST (2009): An Illustrated Compendium of Sharks, Skates, Rays and Chimaera. Chapter 1: The British Isles and Northeast Atlantic. Part 1: Skates and Rays.
- SHARK TRUST (2010): An Illustrated Compendium of Sharks, Skates, Rays and Chimaera. Chapter 1: The British Isles and Northeast Atlantic. Part 2: Sharks.
- SIMS, D., FOWLER, S.L., CLÒ, S., JUNG, A., SOLDI, A. & BARICHE, M. (2015): *Cetorhinus maximus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T4292A48953216.
- SKJÆRAASEN, J. E. & BERGSTAD, O. A. (2000): Distribution and feeding ecology of *Raja radiata* in the northeastern North Sea and Skagerrak (Norwegian Deep). ICES Journal of Marine Science 57: 1249–1260.
- SOHNI, V. (2004): Modellierung zur aktuellen und möglichen zukünftigen Verbreitung des Steinhuhns (*Alectoris graeca saxatilis*) in der Schweiz. Diplomarbeit, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg: 93 S.
- SOSINSKI, J. (1978): Characteristics of the North Sea Spurdog (*Squalus acanthias* L.) stock. Acta Ichthyologica et Piscatoria 8 (1): 9–22.
- STENBERG, C. (2005): Life History of the Piked Dogfish (*Squalus acanthias* L.) in Swedish Waters. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 35: 155-164.
- STEVENS, J., FOWLER, S.L., SOLDI, A., MCCORD, M., BAUM, J., ACUÑA, E., DOMINGO, A. & FRANCIS, M. (2006): *Lamna nasus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T11200A3261697.

- STRAUß, B. (2002): Habitatmodelle zur Prognose der Vorkommen phytophager Insekten in Mosaikzyklen. Diplomarbeit, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg: 91 S.
- TER BRAAK, C.J.F. & LOOMAN, C.W.N. (1986): Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio* 65: 3-11.
- THIEL, R. (2003): Ästuare – wichtige Lebensräume für Fische der Nord- und Ostsee. *Meer und Museum* 17: 36-44.
- THIEL, R. (2004): Organisation der Ichthyofauna europäischer Ästuare. Habilitationsschrift, Universität Rostock: 124 S. + 500 S. Anhang.
- THIEL, R. (2009): Das Ökosystem der Niederelbe – Fauna und Flora unter dem Einfluss menschlicher Aktivitäten. *Natur und Wissen* 6: 12-14.
- THIEL, R. (2011): Die Fischfauna europäischer Ästuare. Eine Strukturanalyse mit Schwerpunkt Tideelbe. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg* 43:1, 60 S.
- THIEL, R. & BACKHAUSEN, I. (2006): Survey of NATURA 2000 fish species in the German North and Baltic Seas. In: NORDHEIM, H. VON, BOEDEKER, D. & KRAUSE, J.C. (Eds.): *Progress in Marine Conservation in Europe*. Springer, Berlin, Heidelberg: 157-178.
- THIEL, R. & POTTER, I.C. (2001): The ichthyofaunal composition in the Elbe Estuary: an analysis in space and time. *Marine Biology* 138 (3): 603-616.
- THIEL, R., SEPÜLVEDA, A., KAFEMANN, R. & NELLEN, W. (1995): Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology* 46: 47-69.
- THIEL, R., THIEL, R., EICK, D. & HEINRICHS, J. (2010): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Ermittlung der Wirkung von Habitatstrukturen auf Fische in der Elbe (BuFi). Endbericht BfG-Projekt: 86 S.
- THIEL, R., WINKLER, H., BÖTTCHER, U., DÄNHARDT, A., FRICKE, R., GEORGE, M., KLOPPMANN, M., SCHAARSCHMIDT, T., UBL, C. & VORBERG, R. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida) der marinen Gewässer Deutschlands. In: BECKER, N., HAUPT, H., HOFBAUER, N., LUDWIG, G. & NEHRING, S. (Red.): *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen*. Landwirtschaftsverlag, Münster. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (2): 11-76.
- THÜNEN-INSTITUT FÜR OSTSEEFISCHEREI (2015): Trawl Surveys. <https://www.ti.bund.de/de/of/arbeitsbereiche/monitoring/rawl-surveys/>.
- VAN DER HAVE, T., HUIGEN, P. & VOGEL, R. (2007): Topografische inventarisatieatlas voor Flora en Fauna van Nederland. Atlelier Rijksbouwmeester: 185 S.
- VELTE, F. (2007): Die Ichthyologische Sammlung des Museums Wiesbaden. *Jahrbücher des Nassauischen Vereins für Naturkunde* 128: 43-63.
- VINTHER, M. (1989): Some notes on the biology of the starry ray *Raja radiata*, in the North Sea. ICES Working Document for ICES study group on Elasmobranch Fisheries: 1–20.

- WALBAUM, J.J. (1753): Beschreibung eines blauen Hunds-Fisches. Lübeckische Anzeigen, 3. Jhrg. vom 27. X.: 167-168.
- WALKER, P.A. (1999): Fleeting images dynamics of North Sea ray populations. Dissertation, Universiteit van Amsterdam.
- WALKER, P. (2003): Langzeitveränderungen der Rochen- und Haibestände in der Nordsee. Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer. In: LOZAN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J. & WESTERNHAGEN, H. V. (Eds.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertung, Hamburg: 448 S.
- WALKER, T.I., CAVANAGH, R.D., STEVENS, J.D., CARLISLE, A.B., CHIARAMONTE, G.E., DOMINGO, A., EBERT, D.A., MANCUSI, C.M., MASSA, A., MCCORD, M., MOREY, G., PAUL, L.J., SERENA, F. & VOOREN, C.M. (2006): *Galeorhinus galeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T39352A10212764.
- WALLS, R., SOLDI, A., BARICHE, M., BUSCHER, E., COOK, S.F. & COMPAGNO, L.J.V. (2015): *Hexanchus griseus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T10030A48939463.
- WEIGMANN, S. (2016): Annotated checklist of the living sharks, batoids and chimaeras (Chondrichthyes) of the world, with a focus on biogeographical diversity. Journal of Fish Biology 88: 837-1037.
- WHEELER, A. (1969): The fishes of Britain and north-west Europe. Macmillan, London.
- WHEELER, A. (1978): Key to the fishes of Northern Europe. Frederick Warne Publishers Ltd., London: 416 S.
- WHITEHEAD, P.J.P., BAUCHOT, M.-L., HUREAU, J.C., NIELSEN, J. & TORTONESE, E. (Eds.) (1984): Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean. Vol. 1. Unesco, Paris.
- WITTE, J.Y. & ZIJLSTRA, J.J. (1978): The species of fish occurring in the Wadden Sea. In: DANKERS, N., WOLFF, W.J. & ZIJLSTRA, J.J. (Hrsg.): Fishes and Fisheries of the Wadden Sea. Final report of the section "Fishes and Fisheries" of the Wadden Sea Working Group. Leiden: Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek: 10–19.
- WITTMACK, L. (1875): Beiträge zur Fischerei-Statistik des Deutschen Reichs. W. Moeser, Hofbuchdruckerei, Berlin.
- WULFF, A. (1933): Ein Zitterrochen aus der Nordsee. Der Fischmarkt 1/1933: 17-18.
- ZIDOWITZ, H., GEORGE, M., FORDHAM, S., KULLANDER, S. O. & PELCZARSKI, W. (2008): Sharks in the Baltic: Distribution, Use and Conservation of Cartilaginous Fishes in the Baltic Sea. The Shark Alliance.

4.2 Recherchierte Online-Daten

- ICES 2010. Dataset collections: Catch statistics. <http://www.ices.dk/marine-data/dataset-collections/Pages/Fish-catch-and-stock-assessment.aspx>.
- ICES Database of Trawl Surveys (DATRAS). <http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx>. Extraction 19 Feb 2014 of International Bottom Trawl Survey (IBTS). ICES, Copenhagen

ICES Database of Trawl Surveys (DATRAS). <http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx>. Extraction 3 Mar 2014 of Baltic International Trawl Survey (BITS).

ICES Database of Trawl Surveys (DATRAS). <http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx>. Extraction 4 Mar 2014 of Beam Trawl Survey (BTS).

NATIONALMUSEUM FÜR NATURKUNDE IN PARIS (MNHN). <http://coldb.mnhn.fr/>

NATURKUNDEMUSEUM DER UNIVERSITÄT VON KOPENHAGEN (ZMUC).
<http://zoologi.snm.ku.dk/english/collections/Vertebrates/dokument2/>

NATURKUNDEMUSEUM IN LONDON (BMNH).
<http://www.nhm.ac.uk/research-curation/scientific-resources/collections/zoological-collections/zoology-specimen-database/index.php>

REICHSMUSEUM FÜR NATURKUNDE IN STOCKHOLM (NRM).
<http://artedi.nrm.se/nrmfish/search.php>

SNSD DRESDEN. <http://sesam.senckenberg.de/page/index.htm>

5 Anhang

5.1 Steckbriefe für die in deutschen Meeresgebieten nachgewiesenen Knorpelfisch-Taxa

5.1.1 Riesenhai *Cetorhinus maximus* (Gunnerus, 1765) – Familie Cetorhinidae

Gefährdungstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): keine Gefährdungsanalyse durchgeführt
RL IUCN Europa (SIMS et al. 2015): stark gefährdet
RL IUCN weltweit (FOWLER 2005): gefährdet

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: nicht etabliert

Merkmale

Der gestreckt zylindrische Körper des Riesenhais läuft am Kopf in eine konisch-spitze Schnauze aus und weist seitlich fünf Paar sehr große Kiemenspalten auf, die den Kopf fast gänzlich umfassen. Bei Jungtieren ist die Schnauze rüsselartig verlängert mit einer abgesetzten kleinen Spitze. Das große Maul liegt an der Kopfunterseite und trägt Reihen kleiner, funktionsloser, hakenförmiger Zähne. Die Kiemenbögen sind mit Kiemenreusen versehen, die ein dichtes Filtersieb bilden. Am Schwanzstiel befinden sich breite Seitenkiele. Die Schwanzflosse ist mondsichelförmig, wobei der obere Lobus größer ist als der untere. Körper und Flossen sind einfarbig grau-braun, grau, blaugrau oder schwärzlich grau, häufig mit unregelmäßigen helleren Flecken auf dem Rücken und an den Flanken sowie einigen weißlichen Flecken an der Unterseite von Kopf und Rumpf. Der Riesenhai ist mit einer Körperlänge von bis zu 12 Metern und einem Gewicht von bis zu vier Tonnen die zweitgrößte Fischart der Welt.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der pelagisch lebende Riesenhai kommt sowohl im freien Ozean als auch im Bereich von Kontinental- und Inselfelshen der kalten und gemäßigt warmen Gewässer der nördlichen und südlichen Hemisphäre vor. Er zeigt ein ausgeprägtes Wanderverhalten mit weiten trans-ozeanischen und transäquatorialen Wanderungen. Der Riesenhai toleriert Temperaturen zwischen 5 und 21°C, wobei Temperaturen zwischen 8 und 16°C bevorzugt werden. Während des Sommers treten Riesenhaie zur Planktonblüte an der Oberfläche in kalt- und warmgemäßigten Gewässern auf, während sie sich im Winter in größere Tiefen nahe des Festlandsockels und der Schelfränder zurückziehen. In subtropischen/tropischen Gebieten sind sie meist nur in tieferen und kühleren Wasserschichten anzutreffen.

Riesenhaie sind Filtrierer und konsumieren große Mengen an Zooplankton. Das Plankton wird passiv mit dem Filterapparat aus dem Wasser geseiht, indem sich die Riesenhaie mit weit geöffnetem Maul durch das Wasser fortbewegen. Sie schwimmen dabei bevorzugt Fronten unterschiedlicher Wassertemperatur ab, in denen das Plankton besonders reichhaltig ist. Alle 30 bis 60 Sekunden schließen sie das Maul, um das im Filterapparat hängengebliebene Plankton zu verschlucken.

Männliche Tiere werden mit einer Körperlänge zwischen 4 und 5 Metern geschlechtsreif, weibliche Tiere mit einer Körperlänge zwischen 8 und 9 Metern. Die Paarung der lebendgebärenden Art findet im frühen Sommer statt. Die genaue Dauer der Tragzeit ist unbekannt. Bei der einzigen jemals beobachteten Geburt wurden sechs Junge geboren, die eine Körper-

länge von 1,5 bis 2 Metern hatten. Das Höchstalter der Riesenhaie liegt vermutlich bei 50 Jahren.

Verbreitung

Der Riesenhai kommt in den kalt- bis warmgemäßigten Bereichen beider Halbkugeln, seltener in äquatorialen Gebieten aller Ozeane vor. Er ist im Ostatlantik von Island über Norwegen in die westliche Barentssee sowie in der Nordsee und den Übergangsgewässern verbreitet. Südlich reicht sein Verbreitungsgebiet um die Iberische Halbinsel bis zum Senegal. Er kommt auch im Mittelmeer vor.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

In der Nordsee wurde er historisch vor allem am Ausgang des Ärmelkanals in der südlichen Nordsee nachgewiesen sowie in der nördlichen Nordsee, dem Skagerrak und Kattegat bis in die Beltregion der Übergangsgewässer, in denen er auch fischereilich genutzt wurde (siehe Kap. 3.3.1).

Vorkommen in deutschen Gewässern

Aus den deutschen Gebieten der Ostsee liegen keine Nachweise vor. Es gibt zwei Nachweise aus dem deutschen Nordseegebiet. Laut eines Fangberichts wurde 1925 ein Riesenhai vor Sylt gefangen (SCHNAKENBECK 1933). 1984 wurde ein 4,30 Meter großes Exemplar auf Norderney angeschwemmt, das sich seither in der Fische Sammlung des Zoologischen Museums des Centrums für Naturkunde der Universität Hamburg befindet. In deutschen Gewässern kommen Riesenhaie nur sehr selten vereinzelt als Durchzügler vor (FRICKE 1987). Von aktuellen Sichtungen im Jahr 2015 wurde im Rahmen der Basis- und Begleitforschung der Offshore-Windenergienutzung durch BIOCONSULT (2015) berichtet. Auch aus Februar und Juni 2016 liegen zwei aktuelle Sichtungen aus dem Natura 2000 Gebiet Doggerbank bzw. aus der Nähe des Natura 2000 Gebietes Sylter Außenriff vor (BfN 2016).

Gefährdung

Der Riesenhai ist eine gefährdete Haiart, die aufgrund ihrer Lebenszyklusdaten sehr empfindlich gegenüber Fischerei ist. Es sind langlebige, langsam wachsende und erst spät geschlechtsreif werdende Haie, die eine geringe Fruchtbarkeit und lange Tragzeit haben. Sie unterlagen in der Vergangenheit starker fischereilicher Nutzung. So wurde früher vor allem das Öl aus den großen Lebern der Riesenhaie gewonnen, wozu eine kommerzielle Fischerei in Irland, Schottland und Norwegen unterhalten wurde. Die größte Gefährdung für diese Art ist heute noch der Beifang in anderen Fischereien, bei denen sie ungewollt ins Netz geraten können (OSPAR 2009). Neben der Fischerei ist der Riesenhai auch anderen potentiellen Gefahren ausgesetzt, die z.B. das Fortpflanzungs- und Sozialverhalten beeinflussen könnten. So kann z.B. steigender Schiffsverkehr zu Kollisionen von Riesenhaien und Wasserfahrzeugen führen, wenn erstere sich zur Nahrungsaufnahme nahe der Wasseroberfläche aufhalten. Auch die Verschmutzung des Lebensraums, besonders durch Meeresmüll und Mikroplastiken, könnte aufgrund seiner Ernährungsweise negative Auswirkungen für den Riesenhai haben.

Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Die EU hat den Fang des Riesenhais im Jahr 2007 in EU-Gewässern und durch EU-Fischereifahrzeuge in anderen Gewässern ausgeschlossen. Er darf nicht gefangen, an Bord

behalten, umgeladen oder angelandet werden. Der gezielte Fang ist in Norwegen verboten. In den Gewässern Großbritanniens, Guernseys, der Isle of Man, Spaniens und Maltas ist die Art geschützt.

Der Riesenhai ist durch eine Reihe von Artenschutzabkommen in Schutzlisten aufgenommen worden. Es handelt sich z.B. um:

Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen: Anhang I

Berner Konvention: Anhang II

Bonner Konvention: Anhang I und II

Washingtoner Artenschutzübereinkommen: Anhang II

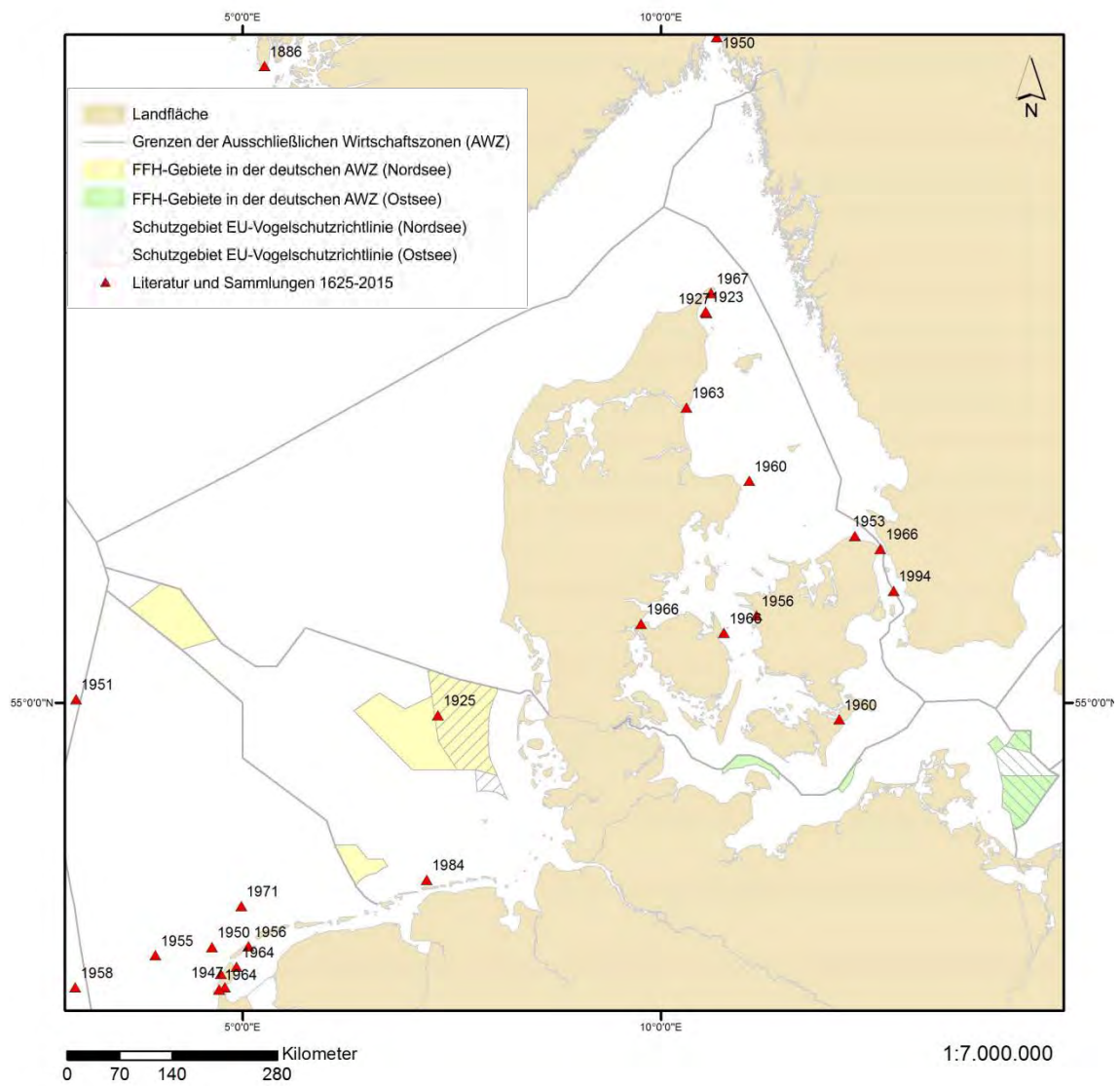
Oslo-Paris-Konvention (OSPAR): OSPAR-Liste gefährdeter und/oder abnehmender Arten und Lebensräume für alle Regionen

Barcelona Konvention (Mittelmeer): Anhang II

Da der Riesenhai in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert ist, werden hier weitere Schutz- oder Hilfsmaßnahmen nicht für erforderlich erachtet.



Zeichnung: © Dietmar Weber, D.E.G.



5.1.2 Hundshai *Galeorhinus galeus* (Linnaeus, 1758) – Familie Triakidae

Gefährdungssatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): stark gefährdet
RL IUCN Europa (McCULLY et al. 2015): gefährdet
RL IUCN weltweit (WALKER et al. 2006): gefährdet
RL HELCOM (2013): gefährdet

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: etabliert

Merkmale

Der Hundshai ist ein schlanker relativ großer Hai mit einer langen, spitz zulaufenden Schnauze und einem unterständigen Maul. Die erste Rückenflosse ist groß und befindet sich etwa in der Körpermitte. Die zweite Rückenflosse ist wesentlich kleiner, hat aber etwa die gleiche Größe wie die Analflosse. Beide sitzen kurz vor dem Schwanzflossenansatz. Die Schwanzflosse hat einen deutlich größeren oberen Flossenlappen mit einer starken Einkerbung. Die Augen sind horizontal oval und vor dem Spritzloch positioniert. Die Körperfärbung ist blau-gräulich bis hellbraun auf der Rückenseite und milchig-weiß auf der Bauchseite. Manche Exemplare haben bei einer hellbraunen Grundfärbung dunkle Flecken. Jungtiere tragen an den Enden der Flossen schwarze Markierungen und haben weiße Kanten an den Brustflossen. Hundshaie können eine Länge von bis zu 200 cm und ein Gewicht von bis zu 45 kg erreichen. Sie werden vermutlich bis zu 60 Jahre alt.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Hundshai ist ein benthopelagischer Hai, der sowohl an Küsten, Kontinental- und Insel-schelfen als auch im freien Ozean vorkommt. Er führt teilweise weite Wanderungen, in europäischen Gewässern über Distanzen von bis zu 2.500 km durch. Der Hundshai kommt in Tiefen von bis zu 1600 m vor, hält sich jedoch in Schelfgebieten bevorzugt von der Wasseroberfläche bis in 800 m Tiefe auf. Die Nahrung des Hundshais besteht vor allem aus Knochenfischen wie Heringen und Sardinen sowie Wirbellosen, z.B. Tintenfischen und Krebstieren.

Männliche Tiere werden ab einer Körperlänge von 120 cm, weibliche Tiere ab 130 cm geschlechtsreif, wobei Männchen dabei etwa ein Alter von 8 und Weibchen von 11 Jahren haben. Außer zur Paarung im Frühjahr leben die lebendgebärenden Hundshaie in nach Geschlechtern getrennten Gruppen. Nach einer Tragzeit von 12 Monaten gebären Hundshaiweibchen, abhängig von ihrer Größe, zwischen 6 und 52 Junge. Die Jungtiere sind bei der Geburt zwischen 30 und 40 cm groß und halten sich ein bis zwei Jahre in Aufwuchsgebieten in flacheren Gewässern auf.

Verbreitung

Der Hundshai kommt weltweit in den borealen und gemäßigten Zonen der Nord- und Südhalbkugel vor. Im Ostatlantik ist er von Island und Nordnorwegen bis Südafrika sowie im Mittelmeer verbreitet. Im Südwestatlantik hat er ein Vorkommen vor Brasilien und Argentinien, im Indischen Ozean um Australien und Neuseeland. Im Pazifik ist er von Kanada bis Chile verbreitet.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Der Hundshai kommt vor allem in der südlichen Nordsee, der zentralen östlichen Nordsee und vereinzelt in der nördlichen Nordsee sowie im Skagerrak und Kattegat vor.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Der Hundshai ist in deutschen Ostseegebieten nicht nachgewiesen. In deutschen Nordseegebieten ist er weiträumig und vor allem im südlichen und zentralen Teil der deutschen AWZ und bis dicht an die Küsten nachgewiesen. Der jüngste Fang stammt aus dem Monitoring des ostfriesischen Wattenmeeres und erfolgte 2014 küstennah im zentralen Jadebusen.

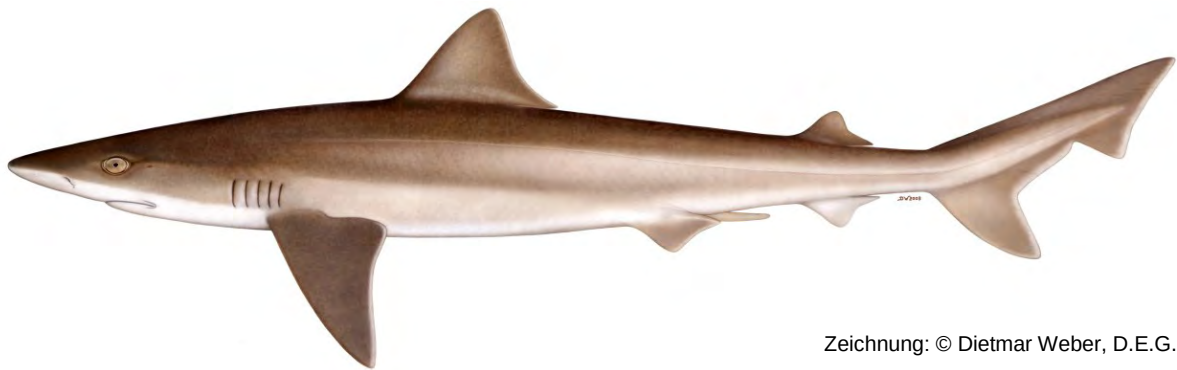
Gefährdung

Ein Hauptgrund für die Gefährdung des Hundshais ist sein Beifang in der Schleppnetz- und Langleinenfischerei. Das Fleisch der Hundshaie wird für den Verzehr in Europa genutzt und die Flossen in Asien vermarktet. Darüber hinaus ist er eine wichtige Zielart in der Angelfischerei, die auch z.B. in der Nordsee um Helgoland betrieben wird.

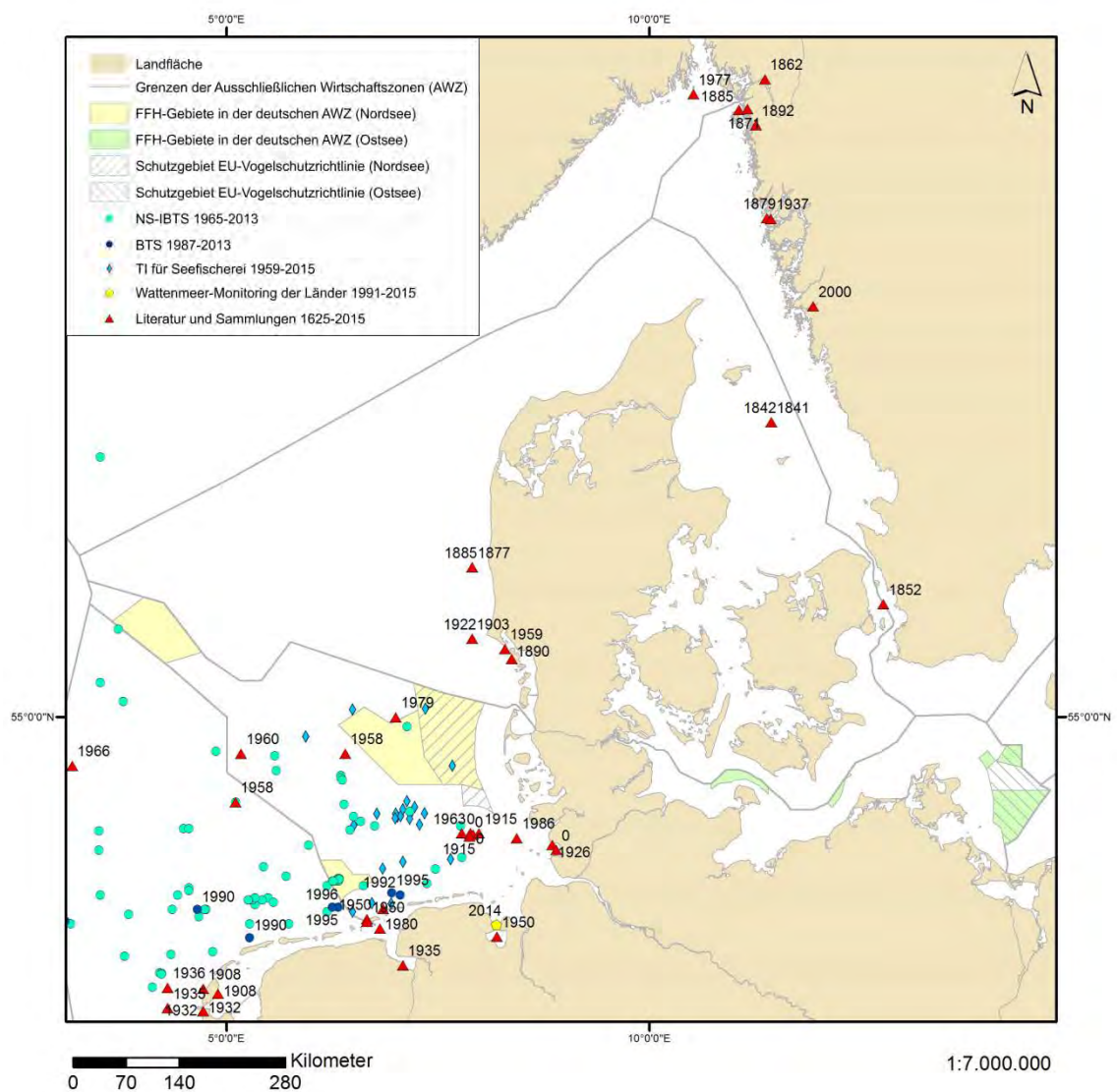
Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Die EU hat den Fang des Hundshais mit Langleinen in den EU- und internationalen Gewässern der ICES-Gebiete I, IIa, IV, V, VI, VII, VIII, XII und XIV und durch EU-Fischereifahrzeuge ausgeschlossen. Er darf nicht gefangen, an Bord behalten, umgeladen oder angelandet werden.

In England und Wales gibt es ein Verbot der gezielten Fischerei, außer wenn mit Rute und Langleine gefischt wird, aber alle auf diese Weise gefangenen Hundshaie müssen lebendig oder tot zurück geworfen werden. Der gezielte kommerzielle Fang ist nicht erlaubt und der Beifang ist auf 45 kg pro Tag bei allen Fangmethoden limitiert.



Zeichnung: © Dietmar Weber, D.E.G.



5.1.3 Großer Grauhai *Hexanchus griseus* (Bonnaterre, 1788) – Familie Hexanchidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): keine Gefährdungsanalyse durchgeführt
RL IUCN Europa (WALLS et al. 2015): Nicht gefährdet
RL IUCN weltweit (COOK & COMPAGNO 2005): Vorwarnliste

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: nicht etabliert

Merkmale

Der Körper des Großen Grauhais ist kräftig, mit einem breiten Kopf und einem sehr breiten, auf der Bauchseite liegenden Maul mit jeweils sechs Reihen kammförmiger Zähne auf jeder Seite des Unterkiefers. Er hat sechs Kiemenspalten, was ihn von allen anderen im Betrachtungsgebiet nachgewiesenen Knorpelfischarten unterscheidet. Der Körper und die Flossen sind biegsam und weich, die Brustflossen sind dreieckig. Der Große Grauhai besitzt nur eine Rückenflosse, wobei der Abstand der Rückenflosse zur Basis der Schwanzflosse ungefähr so lang ist wie die Rückenflosse selbst. Die Schwanzflosse ist stark asymmetrisch mit einem lang ausgezogenen oberen Flossenlappen mit Einkerbung und einem nur kleinen unteren Flossenlappen. Die Augen sind groß und irisierend grün und haben eine dunkle Pupille mit einem weißen Ring. Der Körper ist grau oder bräunlich bis schwarz auf dem Rücken, mit einer auffälligen helleren Seitenlinie und manchmal mit dunklen Flecken an den Seiten. Die Unterseite ist in der Regel heller. Der Große Grauhai kann wahrscheinlich mehr als fünf Meter groß und 590 kg schwer werden.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Große Grauhai ist eine benthopelagische sowohl bodennah als auch im tiefen Freiwasser lebende Tiefwasserart, die auf Kontinental- und Inselschelfen, im freien Ozean und an Seebergen und unterseeischen Bergketten anzutreffen ist. Er kommt bis in Tiefen von über 2.000 Metern vor, die bevorzugten Tiefen liegen jedoch zwischen 500-1.100 Metern. Der Große Grauhai toleriert Temperaturen von 6,1–10,0 °C. Es wird vermutet, dass Große Grauhaie weite Wanderungen unternehmen können, was aber bisher noch nicht nachgewiesen wurde. Große Grauhaie ernähren sich vor allem im jüngeren Lebensstadium eher von Tintenfischen, während sie als ausgewachsene Individuen Knochenfische, marine Säugetiere, andere Haie und Aas bevorzugen.

Männliche Tiere werden etwa ab einer Körperlänge von 310 cm, weibliche Tiere mit ca. 420 cm geschlechtsreif. Große Grauhaie zeigen eine saisonale und tagesrhythmische Aktivität, d.h. sie kommen im Sommer in bestimmten Gebieten in höheren Konzentrationen vor, während sie im Winter dort abwesend sind. Am Tag halten sie sich in flachen Bereichen auf und weichen später in tiefere Gebiete zurück. Große Grauhaie kommen sowohl einzeln als auch in Gruppen vor, die nach Geschlecht und Lebensstadium getrennt sein können. Der Reproduktionszyklus der lebendgebärenden Großen Grauhaie ist kaum erforscht, es wird vermutet, dass die Weibchen alle zwei Jahre 22-108 Junge gebären und dann eine 12-monatige Ruhephase einlegen. Die Geburt erfolgt an oberen Hängen der äußeren Kontinentalschelfe, z.B. im Golf von Biskaya. Die Jungen sind bei der Geburt 61-74 cm groß.

Verbreitung

Der Große Grauhai kommt weltweit in borealen, gemäßigten und tropischen Gewässern vor. Möglicherweise fehlt er in arktischen und antarktischen Gewässern. Sein Verbreitungsgebiet

im Nordostatlantik wird mit Island, den Färöer-Inseln, Norwegen, der nördlichen Nordsee, Irland, Schottland, England, Wales, Frankreich, Spanien, Portugal, dem Mittelmeer, den Azoren, dem Mittelatlantischen Rücken, von Kanada bis Florida und dem nördlichen Argentinien angegeben. Je wärmer das Oberflächenwasser ist, desto tiefer ist er anzutreffen.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Der Große Grauhai kommt vor allem in den tieferen Bereichen der nördlichen Nordsee vor sowie in der Norwegischen Rinne bis ins Skagerrak. Seltener ist er in flacheren Bereichen anzutreffen. Aus dem Gesamtbetrachtungsgebiet liegen nur 9 Nachweise der Art aus dem Zeitraum 1927-1998 aufgrund von Museums- und Literaturdaten vor. Im Rahmen der ICES-Surveys in der Nordsee, den Übergangsgewässern und in der Ostsee wurde die Art nicht gefangen. Auch die Fischereidaten des ICES enthalten keine Fangeinträge von *Hexanchus griseus* im Gesamtbetrachtungsgebiet.

Vorkommen in deutschen Gewässern

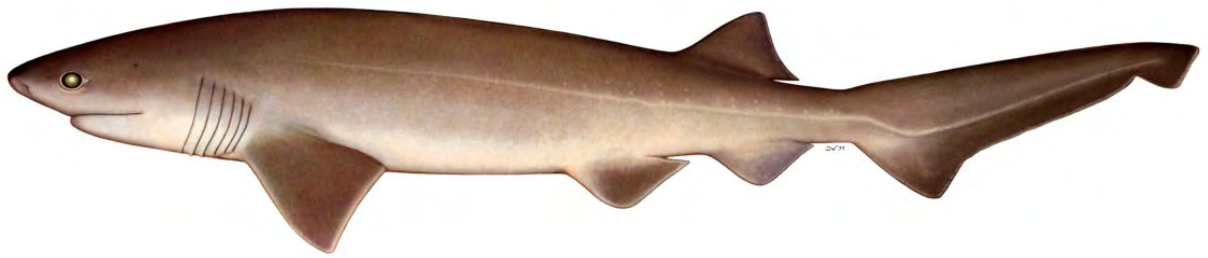
Es existieren nur wenige historische Nachweise Großer Grauhaie aus den deutschen Meeresgebieten der Nordsee. So wurden 1933 zwei Große Grauhaie in der Elbmündung vor Cuxhaven gefangen. Darüber hinaus befinden sich im Staatlichen Museum für Naturkunde in Stuttgart zwei weitere Exemplare aus den deutschen Nordseegebieten, die 1927 und 1928 bei Helgoland gefangen wurden.

Gefährdung

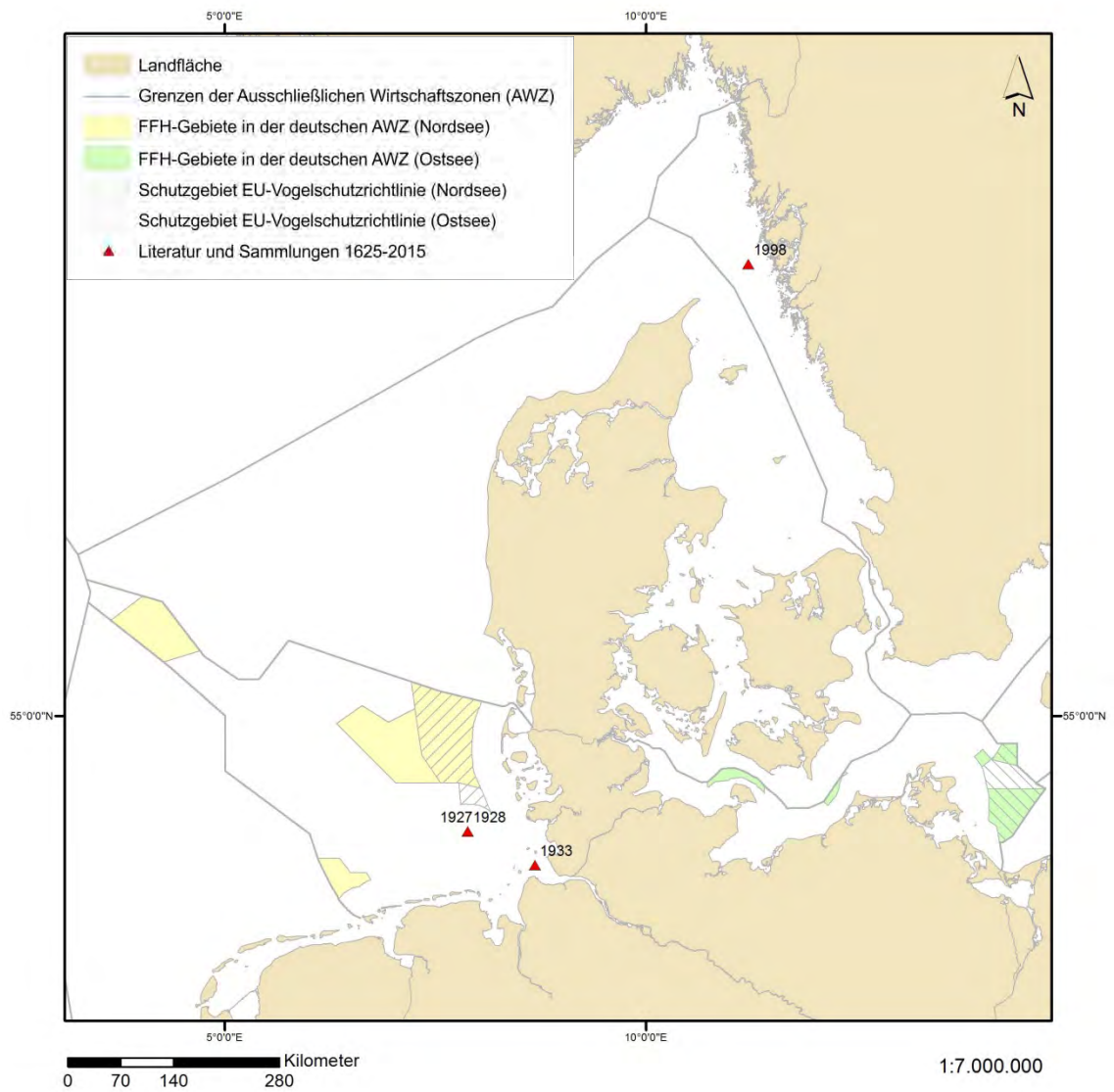
Der Große Grauhai gilt weltweit als potentiell gefährdet. Er kommt als Beifang bei der Fischerei mit pelagischen Langleinen, Kiemennetzen, Fallen, Schleppnetzen und Grundschleppnetzen vor, und sein Fleisch und Öl wird vermarktet. Bisher gibt es aber kaum Daten über Populationsgrößen und -entwicklungen und nur wenig Fischereidaten. Fänge aus dem ICES-Gebiet 27 sind relativ gering und bewegen sich zwischen 0 und 30 Tonnen pro Jahr (im Durchschnitt 7,8 Tonnen pro Jahr) in den Jahren 2000-2009.

Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Für den Großen Grauhai sind bisher keine Schutzmaßnahmen vorgesehen. Da der Große Grauhai in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert ist, werden weitere Schutz- oder Hilfsmaßnahmen für diese Gebiete nicht für erforderlich erachtet.



Zeichnung: © Dietmar Weber, D.E.G.



5.1.4 Heringshai *Lamna nasus* (Bonnaterre, 1788) – Familie Lamnidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): keine Gefährdungsanalyse durchgeführt
RL IUCN Europa (ELLIS et al. 2015c): vom Aussterben bedroht
RL IUCN weltweit (STEVENS et al. 2006): gefährdet
HELCOM (2013): vom Aussterben bedroht

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: nicht etabliert

Merkmale

Der Heringshai ist ein warmblütiger Hai mit einem spindelförmigen Körper, einer relativ langen und leicht abgerundeten Schnauze und langen Kiemenspalten. Im Maul befinden sich spitze glattrandige Zähne und seitlich am Kopf sehr große Augen. Der Heringshai hat zwei Rückenflossen, wobei die vordere, unmittelbar hinter dem Brustflossenansatz sitzende Rückenflosse aufrecht steht und eine weiße Spitze an der freien Hinterkante zeigt. Die hintere, viele kleinere Rückenflosse befindet sich auf der Höhe der Basis der Afterflosse. Der Schwanzstiel weist zwei deutliche Seitenkiele auf. Der Körper ist auf dem Rücken dunkelgraublau und am Bauch rein weiß. Der Heringshai wird im Nordostatlantik meist 220-260 cm groß. Bei einzelnen Exemplaren wurden auch Längen bis über 350 cm gemessen. Individuen der südlichen Hemisphäre sind generell kleiner und erreichen Körpergrößen von 185-202 cm. Das durchschnittliche Gewicht beträgt 150-200 kg, in Ausnahmen auch 230 kg. Heringshaie können vermutlich bis zu 30 Jahre alt werden.

Lebensweise und Lebensraumansprüche

Als pelagische Art unternimmt der Heringshai teilweise lange Wanderungen entlang der Kontinentalhänge. Zwar bevorzugt er Wassertiefen bis zu 700 Metern, kommt aber gelegentlich auch bis in Tiefen von 1360 Metern vor. Der Heringshai präferiert Wassertemperaturen unterhalb von 18°C und verträgt kurzfristig auch einen niedrigen Salzgehalt von bis zu 10 ppm. Der Heringshai lebt sowohl solitär als auch in Gruppen. Er ernährt sich von kleinen bis mittelgroßen Schwarmfischen, bodenlebenden Fischen und Haien (z.B. Makrelen, Sardinen, Heringe, Seehechte, Dornhaie, Hundshaie), Kalmaren und Sepien. Heringshaie sind opportunistische Prädatoren.

Heringshaie sind lebendgebärend, langsamwachsend und werden spät geschlechtsreif. Männliche Tiere sind bei Eintritt der Geschlechtsreife 8 Jahre alt und ca. 195 cm groß, weibliche Tiere ca. 13 Jahre alt und ca. 245 cm groß. Die Paarung findet im Spätsommer statt, die Tragzeit beträgt 8-9 Monate. Die genaue Lage der Geburtsstätten ist bisher nicht bekannt. Pro Geburt werden im Durchschnitt vier Jungtiere geboren, die eine Größe zwischen 68-78 cm haben.

Verbreitung

Der Heringshai kommt in der Regel in kaltgemäßigten Gewässern vor. Es gibt Nachweise aus dem Nordatlantik, aus Gewässern um Grönland, Neufundland, Kanada, Bermuda, Island, aus der westlichen Barentssee, aus Gewässern Marokkos, dem Mittelmeer, subarktischen Gewässern um Südgeorgien, von den Marion-Inseln, den Prinz-Edward-Inseln und dem Kerguelen-Archipel. Er besiedelt auch auf der Südhalbkugel Gewässer vor Uruguay,

Argentinien, Chile sowie vor Australien und Neuseeland, sehr selten aber südafrikanische Gewässer.

Verbreitung in Nord- und Ostsee

Der Heringshai kommt in der Nordsee und bis in die westliche Ostsee vor. Nachweise aus der Literatur und Sammlungen reichen bis in das Jahr 1625 zurück, für das ein Fund aus der Ostsee beschrieben wird. In den Fischereidaten der ICES von 1950-2009 gab es Fänge bis in westliche Ostseegebiete.

Vorkommen in deutschen Gewässern

In deutschen Gebieten wird der Heringshai derzeit als nicht etabliert eingestuft. Seit 82 Jahren gibt es hier keine Nachweise mehr. Eine Ursache dafür könnte auch darin liegen, dass die derzeitigen Fangmethoden nicht für den Fang von großen pelagischen und mobilen Arten ausgelegt sind.

Gefährdung

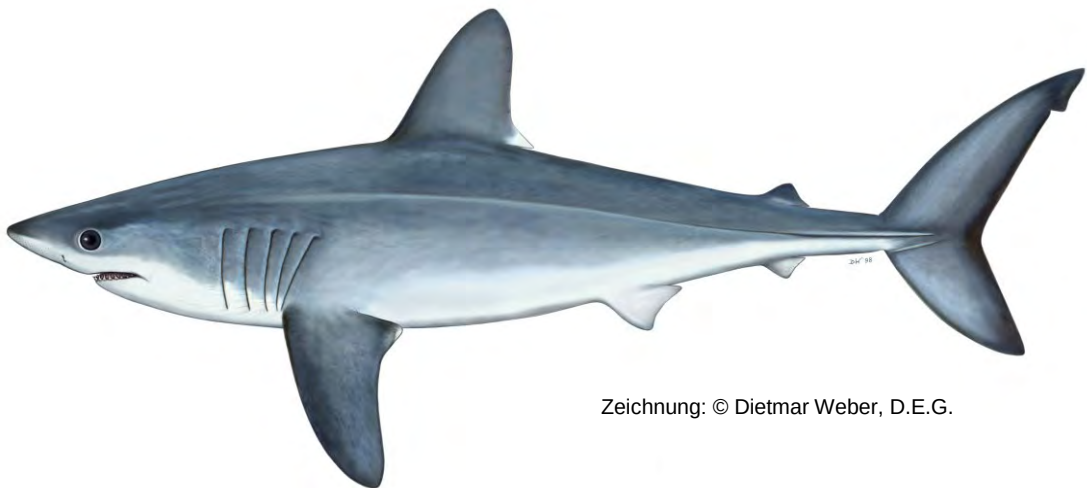
Der Heringshai ist gefährdet. Die größte Bedrohung stellt die Überfischung dar, die die Population stark dezimiert hat. Durch das langsame Wachstum, das späte Erreichen der Geschlechtsreife und die geringe Fruchtbarkeit sind Heringshaie besonders anfällig für Überfischung (sowohl als Beifang als auch in der Zielfischerei). Zusätzlich zu der Gefährdung durch eine nicht nachhaltige Fischerei kommen mögliche chemische Belastungen, Änderungen des Salzgehalts durch den Klimawandel und die Sportfischerei hinzu.

Schutzmaßnahmen

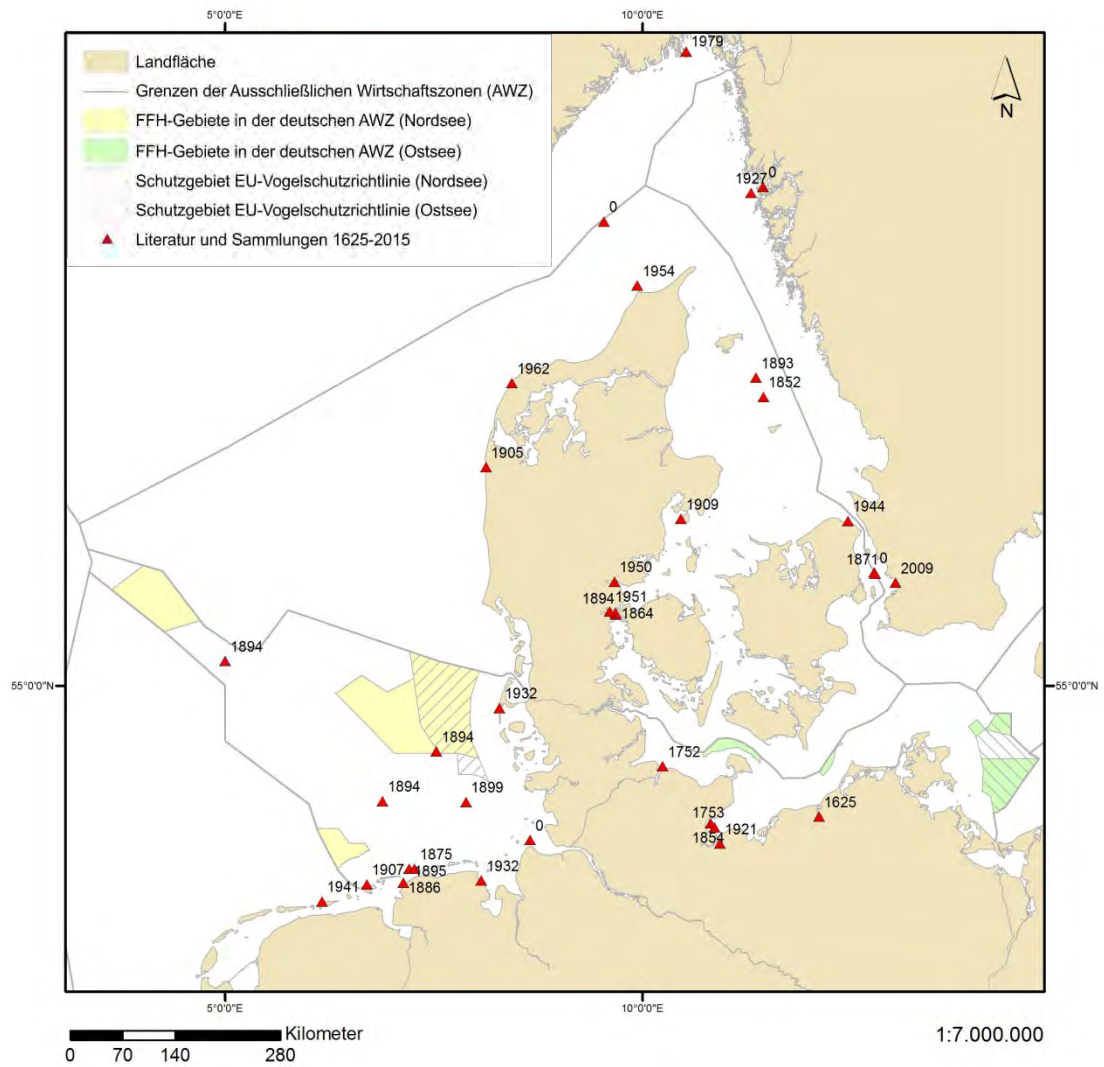
Seit 2010 bestehen ein Fangstopp in der EU und seit 2014 ein Fangverbot in der EU sowie ein Fangverbot in Norwegen. Der Beifang dieser Art sollte reduziert und Schutzgebiete für Paarungs- und Aufwuchsgebiete eingeführt werden.

Der Heringshai ist in der Berner Konvention Anhang III, Bonner Konvention Anhang II, CITES Anhang II, den OSPAR Regionen I, II, III, IV, V und der HELCOM Liste A, Regionen I-R gelistet.

Da der Heringshai derzeit für die deutschen Meeresgebiete von Nord- und Ostsee als nicht etabliert eingestuft ist, werden hier z.Zt. weitere Schutz- oder Hilfsmaßnahmen nicht für erforderlich erachtet.



Zeichnung: © Dietmar Weber, D.E.G.



5.1.5 Weißgefleckter Glatthai *Mustelus asterias* Cloquet, 1819 – Familie Triakidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): Daten unzureichend
RL IUCN Europa (FARELL et al. 2015): Vorwarnliste
RL IUCN weltweit (SERENA et al. 2009a): ungefährdet

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: etabliert

Merkmale

Anhand äußerer Merkmale sind die beiden Arten Weißgefleckter Glatthai (*Mustelus asterias*) und Grauer Glatthai (*Mustelus mustelus*) schwierig zu unterscheiden (FARELL et al. 2009). Da *M. mustelus* bisher aber nur am südlichen Rand der Nordsee nachgewiesen wurde (EBERT & STEHMANN 2013), ist davon auszugehen, dass es sich bei den Nachweisen der Gattung *Mustelus* aus dem Gesamtbetrachtungsgebiet nahezu ausschließlich um den Weißgefleckten Glatthai (*M. asterias*) handelt. Der Weißgefleckte Glatthai hat einen ziemlich schlanken Körper mit einem relativ kurzen Kopf. Auffällige Merkmale sind die längeren oberen Labialfurchen im Vergleich zu den unteren Labialfurchen, die asymmetrischen Zähne mit reduzierten Spitzen und die beiden recht großen Rückenflossen. Die erste Rückenflosse ist größer als die zweite und beginnt über der Basis der relativ großen Brustflossen. Eine im Verhältnis kleine Afterflosse ist vorhanden. Der Körper ist auf dem Rücken grau oder graubraun, meist befinden sich viele weiße Punkte auf dem Rücken und an den Flanken, sie können aber auch komplett fehlen. Der Bauch ist hell bis weißlich. Weißgefleckte Glatthaie können bis zu 4,8 kg schwer und etwa 140 cm groß werden.

Lebensweise und Lebensraumsansprüche

Der Weißgefleckte Glatthai kommt an Küsten, auf Kontinental- und Inselfelchen und auf offener See in der Regel bis in Tiefen von 100 m (maximal 412 m) vor. Er ist eine bodennah über verschiedenen Substraten lebende Art, die saisonale Wanderungen durchführt. Seine Nahrung besteht aus Krebstieren und seltener auch aus Fischen.

Männliche Tiere dieser lebendgebärenden Art werden zwischen 72 und 85 cm Körperlänge, weibliche Tiere zwischen 83 und 91 cm geschlechtsreif. Nach einer Tragezeit von etwa 12 Monaten gebärt das Weibchen im Zeitraum von April bis September zwischen 4 und 20 Junge, die eine Größe von 28-32 cm haben.

Verbreitung

Weißgefleckte Glatthaie kommen im Nordostatlantik von den Britischen Inseln und der Nordsee bis nach Mauretanien und zu den Kanarischen Inseln sowie im Mittelmeer vor.

Verbreitung in Nord- und Ostsee

Der Weißgefleckte Glatthai kommt vornehmlich in der westlichen Nordsee, vereinzelt bis zum Skagerrak und nördlich bis zu den Shetland-Inseln vor.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Aus deutschen Gewässern der Nordsee ist das Vorkommen des Weißgefleckten Glatthais seit Mitte des 19. Jahrhunderts bis in die heutige Zeit belegt. Die ältesten, aus der Literatur

bekannten Funde stammen aus den Gewässern um Helgoland. Durch das TI für Seefischerei wurden Fänge des Weißgefleckten Glatthais für die Jahre 2002-2012 im Gebiet der deutschen AWZ für die Nordsee verzeichnet. 2012 wurde ein Individuum im Rahmen des Monitorings des ostfriesischen Wattenmeers im zentralen Jadebusen gefangen.

Gefährdung

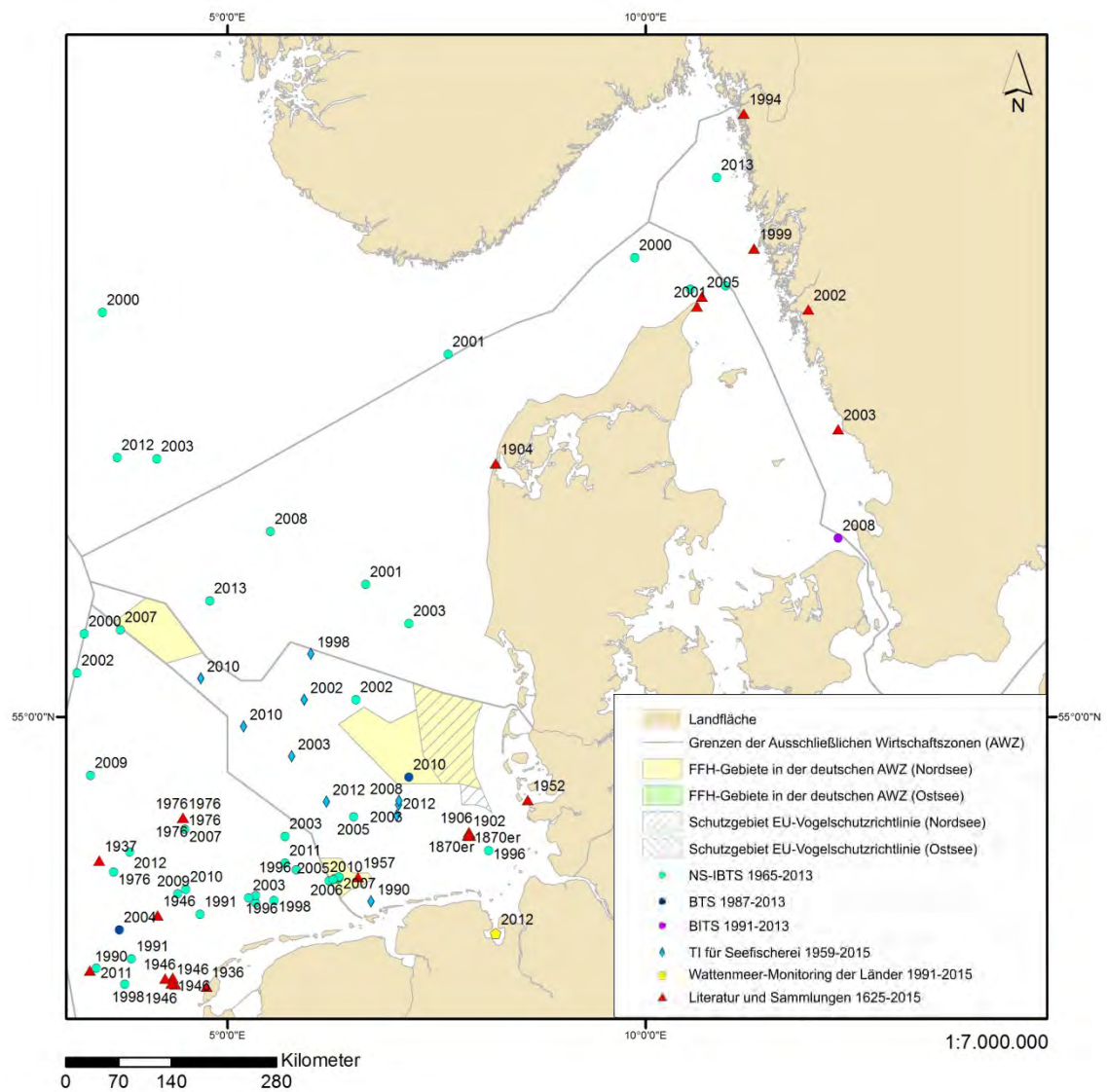
Weißgefleckte Glatthaie werden mit Grundschleppnetzen, Stellnetzen, Kiemennetzen und Langleinen oft als Beifang und ebenfalls von Hochsee-/Freizeitanglern gefangen. Das Fleisch gelangt in den Handel.

Schutzmaßnahmen

Derzeit gibt es keine Fangbegrenzungen in der EU und anderen Küstenstaaten für den Weißgefleckten Glatthai. Eine Bedrohung durch Überfischung ist momentan nicht ersichtlich.



Zeichnung: © Dietmar Weber, D.E.G



5.1.6 Kleingefleckter Katzenhai *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) – Familie Scyliorhinidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): ungefährdet
RL HELCOM (HELCOM 2013): ungefährdet
RL IUCN Europa (SERENA et al. 2015a): ungefährdet
RL IUCN weltweit (ELLIS et al. 2009a): ungefährdet

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: etabliert

Merkmale

Der Kleingefleckte Katzenhai hat einen schlanken langgestreckten, keilförmigen Körperbau. Die erste Rückenflosse beginnt weit hinter den Bauchflossenbasen und ist deutlich größer als die zweite Rückenflosse. Die Haut ist mit nur kleinen Placoidzähnen besetzt und deshalb nicht sehr rau. Anders als der Großgefleckte Katzenhai besitzt der Kleingefleckte Katzenhai große, breite Nasenlappen, die bis zum Maul reichen und die darunterliegenden flachen nasoralen Gruben verdecken. Auf der Oberseite ist der Körper mit zahlreichen relativ kleinen dunklen Flecken von etwa Pupillengröße bedeckt, während er auf der Bauchseite weiß ist. Der Kleingefleckte Katzenhai kann im Betrachtungsgebiet eine Körperlänge bis 85 cm erreichen. Er wird 12-17 Jahre alt und 1-1,5 kg schwer.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Kleingefleckte Katzenhai ist ein benthischer Hai des Kontinentalschelfs und des oberen Kontinentalhangs, der nachtaktiv ist und am Tag auf dem Boden ruht. Die bevorzugten Substrate der Kleingefleckten Katzenhaie sind Sand, Korallen, Algen, Kies und Schlamm. Kleingefleckte Katzenhaie unternehmen keine größeren Wanderungen, sie wandern nur tagesperiodisch von tieferen Bereichen (tagsüber) in flachere Bereiche (nachts). Haie dieser Art kommen in der Regel in Tiefen von bis zu 110 m vor, ausnahmsweise auch bis 400 m Wassertiefe. Jüngere Individuen halten sich auch öfter in seichteren Gewässern auf. Die bevorzugte Nahrung der Kleingefleckten Katzenhaie besteht aus benthischen Wirbellosen (z.B. Krebstiere, Borstenwürmer, Weichtiere) und kleinen, am Boden lebenden Knochenfischen (z.B. Sandaale, Grundeln).

Männliche Tiere dieser eierlegenden Art werden zwischen 49 und 55 cm Körperlänge, weibliche Tiere zwischen 52 und 65 cm geschlechtsreif, wobei die Männchen dann ungefähr 3 Jahre und die Weibchen 5 Jahre alt sind. Die Weibchen verstecken sich oft in Höhlen oder Spalten und legen ganzjährig teilweise sehr hohe Anzahlen von paarigen Eikapseln von ca. 6 cm Länge mit Spiralfäden an allen Ecken an Substrat in seichten Gewässern ab. Aus den Eikapseln schlüpfen nach 5-11 Monaten die Jungen mit einer Länge von 9-10 cm.

Verbreitung

Der Kleingefleckte Katzenhai kommt im östlichen Atlantik, von Norwegen und den Britischen Inseln bis nach Senegal und im Mittelmeer vor.

Verbreitung in Nord- und Ostsee

Der Kleingefleckte Katzenhai ist in der westlichen Nordsee, westlich von Schottland bis in den östlichen Ärmelkanal, östlich bis zu Skagerrak, Kattegat, Belte und Sund und nördlich bis zu den Shetland-Inseln verbreitet.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Historische Nachweise aus Museumssammlungen und Literatur für die Nordsee existieren aus den Jahren 1913-2002. In den deutschen Meeresgebieten der Nordsee wurde Nachweise des Kleingefleckten Katzenhais sowohl in den Surveys Ostfriesisches Wattenmeer als auch in den Daten des TI für Seefischerei bis in das Jahr 2014 festgestellt.

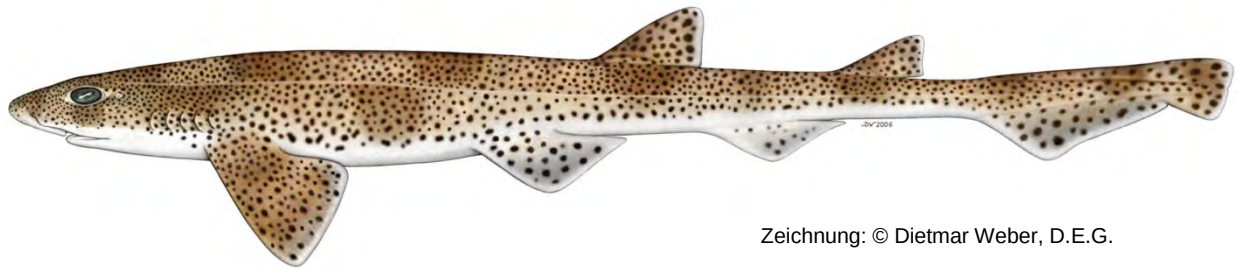
Aus den deutschen Ostseegebieten ist lediglich ein aktueller Nachweis des Kleingefleckten Katzenhais bekannt. PUMP (2015) zufolge wurde im Dezember 2014 am Brodtener Ufer in der Lübecker Bucht ein lebendes Weibchen von ca. 60 cm Länge gefangen.

Gefährdung

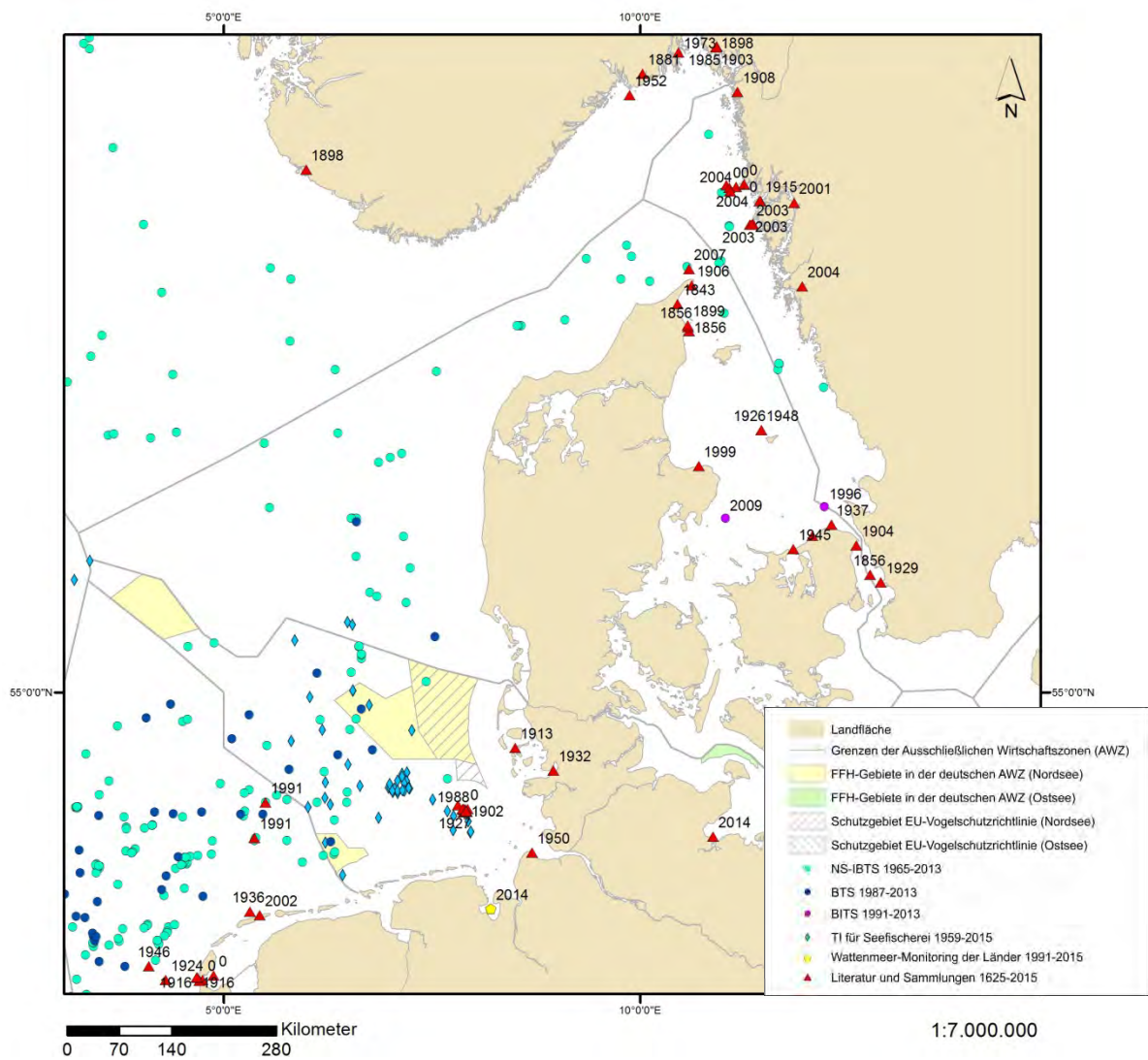
Der Kleingefleckte Katzenhai wird in Europäischen Gewässern kommerziell genutzt. Er wird gefangen mit Grundnetzen, Stellnetzen und Langleinen und außerdem als Köder genutzt. Er ist auch oft Beifang in der gemischten demersalen Fischerei auf Rund- und Plattfische. Neben der gezielten Fischerei könnte der Beifang, der Biotopverlust, die Eutrophierung sowie Offshore-Installationen, der Sedimentabbau, die Verlegung von Pipelines und Kabeln, weitere Fahrrinnenvertiefungen und klimatisch bedingte Temperaturveränderungen (bei über 16°C verlassen Kleingefleckte Katzenhaie ihre Nahrungsgebiete) langfristig zu einer Abnahme und/oder Abwanderung des Kleingefleckten Katzenhais aus den betroffenen Gebieten führen.

Schutzmaßnahmen

Da der Kleingefleckte Katzenhai in den deutschen Meeresgebieten als ungefährdet eingestuft wurde, werden hier weitere Schutz- oder Hilfsmaßnahmen nicht für erforderlich erachtet.



Zeichnung: © Dietmar Weber, D.E.G.



5.1.7 Großgefleckter Katzenhai *Scyliorhinus stellaris* (Linnaeus, 1758) – Familie Scyliorhinidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): keine Gefährdungsanalyse durchgeführt
RL IUCN Europa (ELLIS et al. 2015d): Vorwarnliste
RL IUCN weltweit (ELLIS et al. 2009b): Vorwarnliste

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: nicht etabliert

Merkmale

Der Großgefleckte Katzenhai ist eine recht große Katzenhaiart mit einem relativ stämmigen Körper. Kopf und Körper sind eher breit. Die Hautoberfläche ist relativ rau und die Dentikel sind verhältnismäßig groß. Im Unterschied zum Kleingefleckten Katzenhai besitzt er keine nasoralen Gruben. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal zum Kleingefleckten Katzenhai ist, dass die Nasenlappen nicht bis zum Maul reichen. Labialfurchen sind nur am Unterkiefer vorhanden. Der Großgefleckte Katzenhai besitzt große Brustflossen, zwei Rückenflossen ohne Dornen, wobei die erste Rückenflosse größer ist als die zweite und über der hinteren Einbuchtung der Bauchflossen ansetzt. Die zweite Rückenflosse beginnt vor der hinteren Einbuchtung der Afterflosse. Der Großgefleckte Katzenhai hat wie der Kleingefleckte Katzenhai eine ovale Augenform, deren Pupillen bei Helligkeit senkrecht stehen und somit an Katzenaugen erinnern. Die Färbung des Körpers ist hellbraun mit vielen kleinen und großen dunklen, seltener auch weißen Flecken, die ein leopardenartiges Muster ergeben. Die Bauchseite ist weiß. Großgefleckte Katzenhaie können maximal ca. 162 cm groß und vermutlich bis zu 19 Jahre alt werden.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Großgefleckte Katzenhai ist ein benthischer Hai, der nachtaktiv ist und sich am Tag auf dem Boden aufhält oder in Höhlen oder Nischen versteckt. Die bevorzugten Substrate der Großgefleckten Katzenhaie sind raue, felsige Böden oder Areale mit viel Algenbewuchs. Haie dieser Art kommen in Tiefen zwischen etwa 1 und mindestens 125 Metern Tiefe vor, bevorzugen aber eher Tiefen bis zu 60 Metern. Sie fressen meist Kopffüßer, Krebstiere, Knochenfische und auch andere Knorpelfischarten, z.B. den Kleingefleckten Katzenhai *Scyliorhinus canicula*.

Die eierlegenden Großgefleckten Katzenhaie werden mit ca. 80 cm Körperlänge und etwa 4 Jahren geschlechtsreif. Die Eiablage beschränkt sich im Nordostatlantik auf die Sommermonate, während sie im Mittelmeerraum ganzjährig stattfindet. Wichtige Eiablagegebiete sind z.B. das Fal Ästuar in Cornwall und Llyn Peninsula in Nord Wales. Die Eikapseln sind 10-13 cm lang und ca. 3 cm breit, haben lange Ranken an jeder Ecke und werden auf Makroalgen abgelegt. Aus den Eikapseln schlüpfen nach 9-11 Monaten die Jungen mit einer Länge von ca. 16 cm.

Verbreitung

Der Großgefleckte Katzenhai kommt im Nordostatlantik von Südsandinavien und den Britischen Inseln bis nach Marokko und im Mittelmeer vor. Es gibt Berichte von Sichtungen im tropischen Westafrika vom Senegal bis Zaire, die aber unbestätigt sind.

Verbreitung in Nord- und Ostsee

Die Art kommt in Nord- und Ostsee nur vereinzelt vor. Der älteste historische Fund geht auf das Jahr 1848 zurück. Das Tier wurde im Firth of Forth an der Ostküste Englands gefangen und im Naturhistorischen Museum London inventarisiert.

Vorkommen in deutschen Gewässern

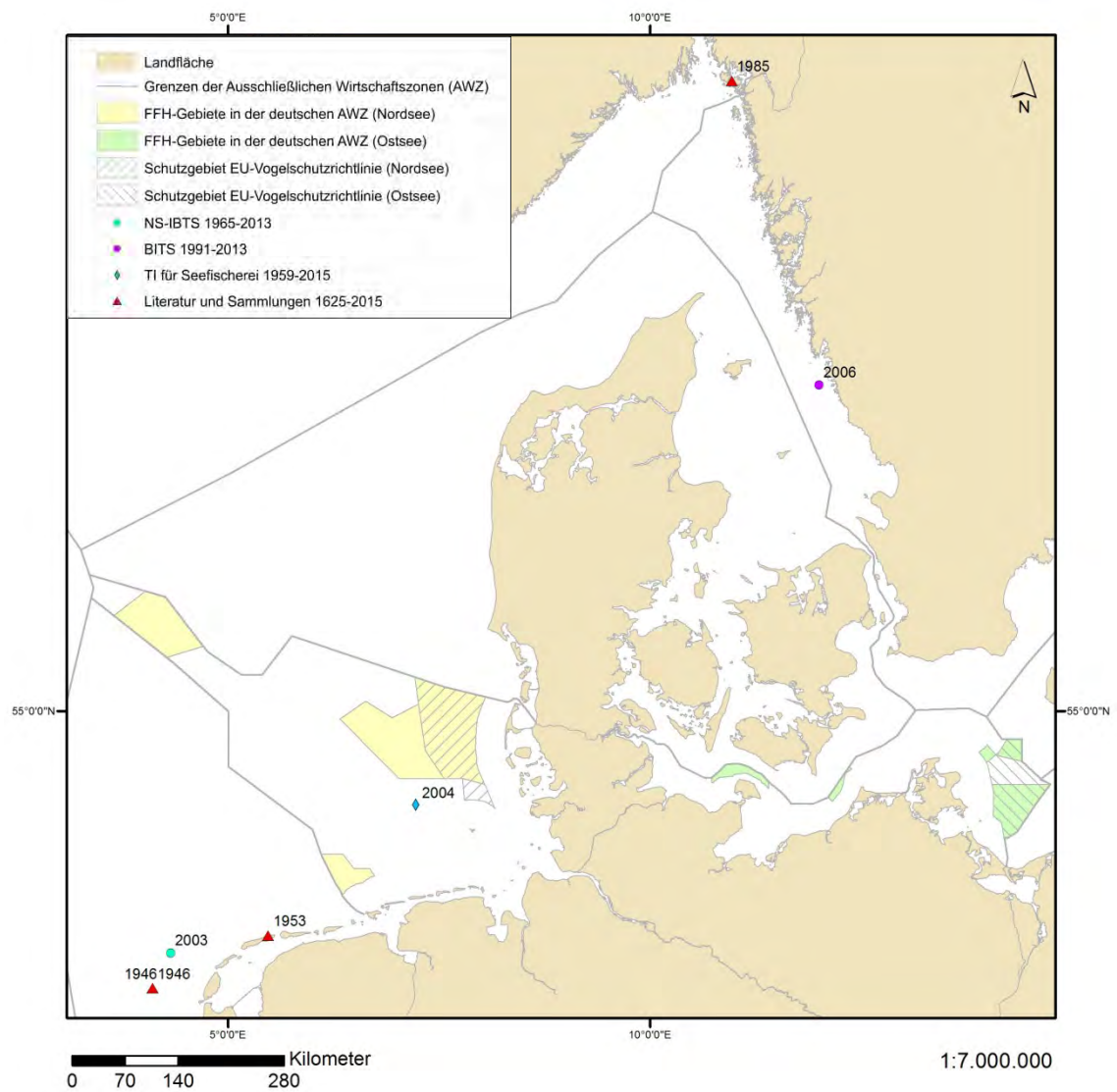
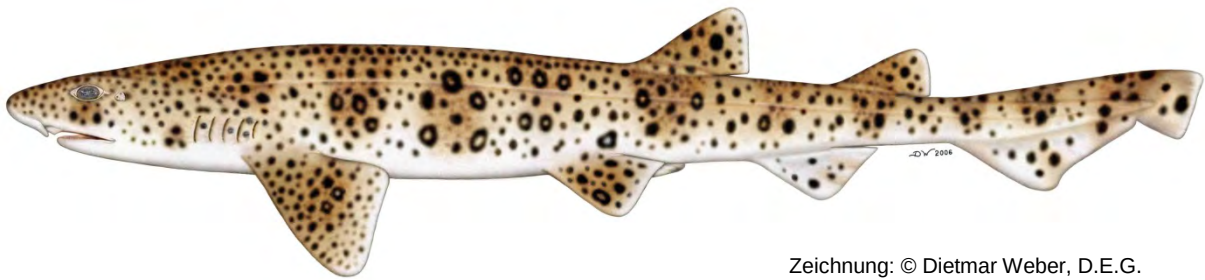
In der deutschen AWZ der Nordsee ist nur ein Nachweis aus dem Jahre 2004 bekannt, der sich aus den Fangdaten des TI für Seefischerei ergibt. Aus den deutschen Ostseegebieten sind keine Nachweise bekannt.

Gefährdung

Der Großgefleckte Katzenhai ist potentiell gefährdet. Er wird mit Grundschieppnetzen, Kiemennetzen, Langleinen am Boden, Boden-Stellnetzen und Handleinen gezielt gefangen und ist Beifang bei vielen verschiedenen Fischereien. Das Fleisch gelangt in den Handel und wird vor allem in England und Frankreich verzehrt. Die Flossen werden getrocknet und auf dem asiatischen Markt für Haifischflossensuppen vermarktet. Die raue Haut wurde in früherer Zeit als Schleifpapier verwendet. Es wurden Populationsabnahmen im nordwestlichen Mittelmeer verzeichnet. Bisher ist über den Großgefleckten Katzenhai wenig erforscht. Es ist bekannt, dass er eine späte Geschlechtsreife und geringe Fertilität hat und es einen limitierten Austausch zwischen den Inselformationen gibt, so dass es ein geringes Potential zur Erholung gibt, wenn diese bedroht sein sollten.

Schutzmaßnahmen

Da der Großgefleckte Katzenhai in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert ist, werden hier gesonderte Schutz- oder Hilfsmaßnahmen nicht für erforderlich erachtet.



5.1.8 Dornhai *Squalus acanthias* Linnaeus, 1758 – Familie Squalidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): vom Aussterben bedroht
RL IUCN Europa (ELLIS et al. 2015e): stark gefährdet
RL HELCOM (HELCOM 2013): vom Aussterben bedroht
RL IUCN weltweit (FORDHAM et al. 2016): gefährdet

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: etabliert

Merkmale

Der Dornhai ist ein mittelgroßer Hai mit einer schlanken Körperform, einem abgeflachten Kopf und einer leicht abgerundeten Schnauze mittlerer Länge. Die erste Rückenflosse beginnt in der Regel hinter dem Ende der Brustflossen und ist größer als die zweite. Am Beginn jeder Rückenflosse befindet sich ein kräftiger Dorn, wobei der Dorn am Beginn der zweiten Rückenflosse größer ist als der Dorn an der vorderen Rückenflosse und die Flosse sogar überragen kann. Eine Afterflosse fehlt. Die Schwanzflosse ist relativ kurz und hat einen größeren und ausgezogenen oberen Flossenlappen. Am Schwanzstiel sitzen schmale seitliche Kiele. Die Körperoberfläche ist glatt und die Körperfarbe schwarz- bis graubräunlich auf dem Rücken. Oft sind weiße Punkte auf den Körperseiten vorhanden. Die Bauchseite ist weiß. Die Spitzen der Rückenflossen können bei Adulten dunkel gefärbt sein. Bei Jungtieren sind sie schwarz. Dornhaie können im Nordatlantik bis ca. 120 cm lang und bis zu ca. 9 kg schwer werden und erreichen ein Alter von 75 Jahren.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Dornhai ist eine benthopelagische Art, die bodennah in Küstennähe und in den Schelfgebieten des Festlandes und von Inseln sowie an Schelfabhängen verbreitet ist und küstenferner anscheinend auch im Epipelagial vorkommt. Der Dornhai kommt wahrscheinlich bis in Wassertiefen von über 1.400 m vor, der bevorzugte Tiefenbereich liegt jedoch oberhalb von 600 m. Der Dornhai präferiert Temperaturen von 7-15°C und toleriert auch niedrigere Salzgehalte wie in Brackwasserregionen.

Der Dornhai zeigt ein ausgeprägtes horizontales und vertikales Wanderverhalten und bildet große Schwärme, oft nach Größe und Geschlecht getrennt, von bis zu mehreren tausend Tieren. Dornhaie ernähren sich vorwiegend von Knochenfischen (z.B. Hering, Wittling), Tintenfischen, Krebs- und Weichtieren, Würmern, Stachelhäutern und Quallen.

Männliche Tiere dieser lebendgebärenden Art werden zwischen 52 und 70 cm Körperlänge, weibliche Tiere zwischen 66 und 82 cm geschlechtsreif, wobei die Männchen dann ungefähr 11 Jahre und die Weibchen je nach Region zwischen 10 und 20 Jahren alt sind. Nach einer Tragzeit von 18-24 Monate kommen beim nordatlantischen Bestand bis zu 21 Jungtiere zur Welt, die eine Größe zwischen 18-30 cm haben.

Verbreitung

Der Dornhai ist ein Kosmopolit, der in borealen bis warm gemäßigten Schelfgebieten aller Ozeane vorkommt. Im Ostatlantik ist er von der Barentssee, Island und Grönland bis um die Britischen Inseln, von der Nordsee bis zur westlichen Ostsee und südlich um die Iberische Halbinsel bis nach Marokko und zu den Kanarischen Inseln sowie im Mittelmeer und bis ins Schwarze Meer verbreitet.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Der Dornhai ist in der gesamten Nordsee, im Skagerrak und Kattegat verbreitet. In der Ostsee ist er im westlichen Abschnitt bis östlich von Schonen nachgewiesen.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Der Dornhai ist in deutschen Ostseegebieten an der schleswig-holsteinischen und mecklenburg-vorpommerschen Küste bis östlich von Rügen nachgewiesen. Aktuelle Nachweise stammen von südlich der Insel Fehmarn und aus der Nähe der Insel Poel. Im deutschen Nordseegebiet ist er in weiten Teilen der deutschen AWZ und im Wattenmeer nachgewiesen. Der aktuellste Fund stammt hier aus dem zentralen Jadebusen.

Gefährdung

Der Dornhai ist vermutlich die am meisten befischte Haiart in kommerziellen Ziel- und Beifangfischereien, insbesondere im Nordatlantik. Besonders nachgefragt sind die ausgewachsenen Weibchen, die größer als die Männchen werden. Das Fleisch, das Leberöl und die Flossen werden vermarktet. In Deutschland werden die Bauchlappen als „Schillerlocke“ und die Rückenfilets als „Seeaal“ verkauft. Dornhaie werden vornehmlich in Grundschieppnetzfishereien, aber auch mit Kiemennetzen und Langleinen gefangen, aber auch in Ringwaden, Fischfallen sowie mit anderen Fanggeräten und durch Angler bei der Freizeitfischerei. Zusätzlich bedrohen chemische Belastungen und klimatisch bedingte Temperatur- und Salzgehaltsänderungen die Bestände des Dornhais.

Schutz- und Hilfsmaßnahmen

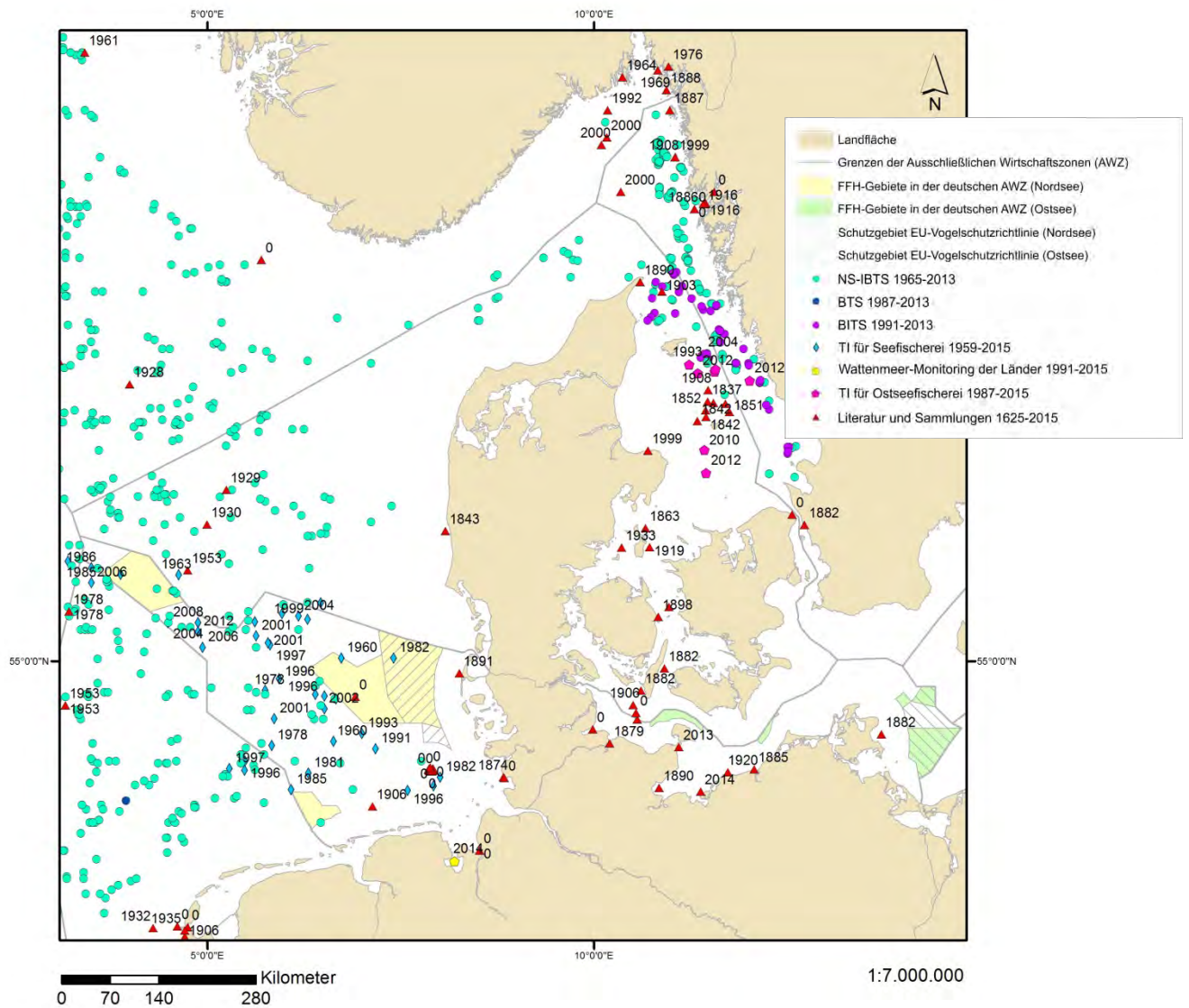
Der Dornhai fällt in EU-Gewässern und für EU-Fischereifahrzeuge in anderen Gewässern unter die Höchstfangmengen-Bestimmung, die seit 2009 auf Null gesetzt ist. Seit 2015 gilt die Anlandebestimmung für Beifänge, sodass ungewollte Dornhai-Beifänge angelandet werden müssen. Der gezielte Fang von Dornhaien ist in Norwegen verboten, Beifänge müssen jedoch angelandet werden.

Der Bestand des Dornhais auf der Nordhalbkugel ist bei der Bonner Konvention im Anhang II und in ihrer Hai-Absichtserklärung sowie in der HELCOM Liste A, Regionen M-R, gelistet. Auch ist der Dornhai in der Liste gefährdeter und/oder abnehmender Arten und Lebensräume für die Regionen I, II, III, IV und V der Oslo-Paris-Konvention (OSPAR) gelistet.

Eine mögliche Schutzmaßnahme in deutschen Meeresgebieten könnte die Schaffung von gefährdungsarmen Rückzugsgebieten sein, die über die Einrichtung spezieller Schutzgebiete für Knorpelfische realisiert werden könnte, wobei hierbei das Potential der marinen Natura 2000-Gebiete nutzbar wäre. Schutzmaßnahmen für die deutschen Natura 2000-Gebiete sollten auf die Schutzziele orientierte Fischerei-Managementmaßnahmen beinhalten (z.B. vollständiger Ausschluss der Fischerei, Verminderung des Fischereiaufwandes, Anpassung der Fanggeräte). Besonders destruktiv wirkende Fischereiformen wie der Einsatz schwerer Baumkurren sollten grundsätzlich eingeschränkt bzw. stellenweise untersagt werden. Ebenso sollten in den Schutzgebieten auch Habitatveränderungen z.B. durch Sand- und Kiesentnahmen sowie aufgrund von Offshore-Windkraftnutzung vermieden werden.



Zeichnung: © Dietmar Weber, D.E.G.



5.1.9 Meerengel *Squatina squatina* (Linnaeus, 1758) – Familie Squatinidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): keine Gefährdungsanalyse durchgeführt
RL IUCN Europa (NIETO et al. 2015): vom Aussterben bedroht
RL IUCN weltweit (FERRETTI et al. 2015): vom Aussterben bedroht

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: nicht etabliert

Merkmale

Der Meerengel hat einen dorsoventral abgeflachten Körper mit breiten Brust- und Bauchflossen. Die Brustflossen sind nicht mit dem Kopf verschmolzen und die Kiemen liegen auf Kopfhöhe an den Körperseiten. Augen und Spritzlöcher sind oben am Kopf angeordnet. Das Maul ist endständig. Die Rückenoberfläche trägt scharfe, hakenartige Hautzähnnchen, die der Oberfläche eine raue Textur verleihen. Die beiden fast gleichgroßen Rückenflossen liegen weit hinten auf dem gut entwickelten Schwanz. Eine Afterflosse ist nicht vorhanden. Die Schwanzflosse ist asymmetrisch mit einem kleineren oberen Schwanzflossenlobus im Vergleich zum unteren. Der Meerengel bewegt sich wie andere Haie mit horizontalen Bewegungen des Körpers und des Schwanzes fort und nicht mit undulierenden Bewegungen der Brustflossensäume oder schlagenden Bewegungen der verbreiterten Brustflossen wie die meisten Rochen. Die Körperfarbe ist variabel, auf dem Rücken grau, rötlichbraun oder gelbgrünlich, mit einzelnen kleinen weißen Flecken und kleinen schwärzlichen Punkten auf Kopf und Rücken. Auf der Unterseite ist der Meerengel weiß. Die Flossenränder sind dunkel gefärbt. Der Meerengel erreicht eine Körperlänge von ca. 250 cm und ein Maximalgewicht von 80 kg.

Lebensweise und Lebensraumsansprüche

Der Meerengel ist ein bodenlebender Hai, der die europäischen und nordafrikanischen Kontinentalschelfe vom Flachwasser bis in Tiefen von mindestens 150 m bewohnt. Während er sich im Winter in tieferen Bereichen aufhält, wandert er im Sommer in das küstennahe Flachwasser und zieht dann auch weiter nach Norden.

Der Meerengel bevorzugt schlammige oder sandige Böden, in die er sich eingräbt, bis nur noch seine Augen heraus schauen. Er kann auch in Ästuaren bis ins Brackwasser vordringen. Der Meerengel ernährt sich vornehmlich von Knochenfischen, besonders Plattfischen, aber auch anderen bodenlebenden Fischen und Rochen sowie Krebs- und Weichtieren.

Männchen dieser lebendgebärenden Art werden ab einer Länge von 80-132 cm, Weibchen ab einer Länge von 126-167 cm geschlechtsreif. Nach einer Tragzeit von 8-10 Monaten bekommen sie 7-25 Junge, die bei der Geburt zwischen 24 und 30 cm groß sind.

Verbreitung

Ursprünglich war der Meerengel im Nordostatlantik von Südnorwegen, den Shetlandinseln und Nordschottland südwärts bis zu den Kanarischen Inseln und Mauretanien sowie im Mittelmeer und Schwarzen Meer verbreitet. Heute ist er aus Teilen seines ehemaligen Gesamtverbreitungsgebiets verschwunden und kommt darin nur noch fleckenhaft vor.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Früher kam die Art von der südlichen Nordsee bis in das Kattegat vor, Einzelnachweise existieren auch für die nordwestliche und nördliche Nordsee.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Ein historischer Nachweis bei Helgoland aus dem Jahr 1901 liegt für die deutschen Nordseebereiche vor. Es gibt keine Nachweise aus den deutschen Ostseegebieten.

Gefährdung

Der Meerengel ist eine vom Aussterben bedrohte Art, die in großen Teilen des Mittelmeeres und in der Nordsee bereits verschwunden und im größten Teil seines ehemaligen Verbreitungsgebiets relativ selten ist. Die Fischerei auf Meerengel im Nordostatlantik ist mit seinem Verschwinden über die letzten 100 Jahre in den meisten Teilen seines ehemaligen Verbreitungsgebiets beendet. Dennoch ist die Art durch ihre streng mit dem Boden assoziierte Lebensweise stark durch ihren Beifang in Bodenschleppnetzen gefährdet. Darüber hinaus werden sie auch ungewollt mit anderen Fangmethoden, wie Spiegelnetzen und Bodenlangleinen gefangen. In Teilen des Mittelmeeres gab es historisch sogar eine gezielte Fischerei auf Engelhaie, die mit einem speziellem Netz, dem „Squanere“, bewerkstelligt wurde (FORTIBUONI et al. 2010). Darüber hinaus kann auch der menschliche Einfluss durch Lebensraumverschlechterungen und Tourismus in sandigen küstennahen Bereichen weitere Gefährdungen mit sich bringen.

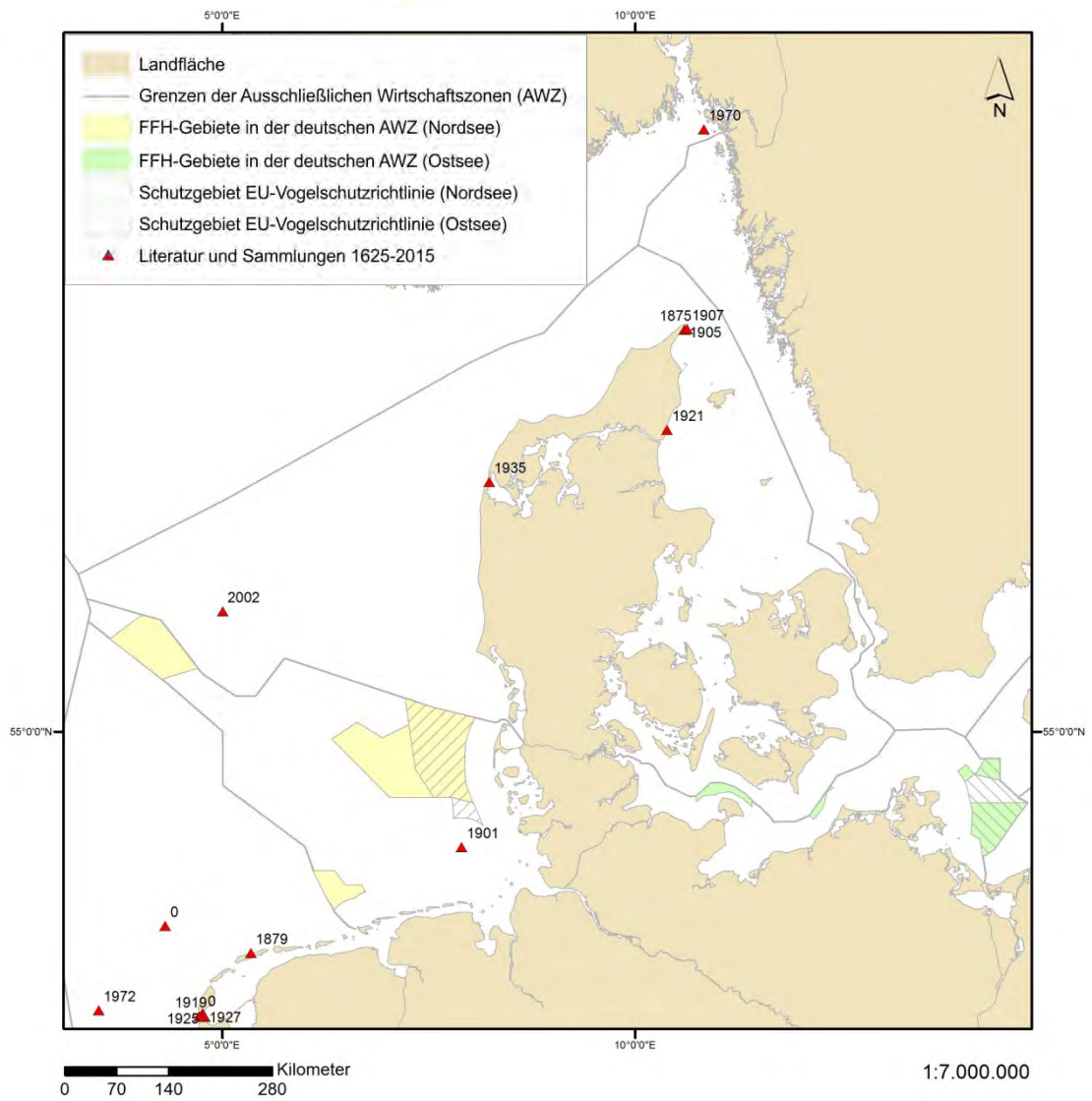
Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Der Meerengel ist seit 2008 in der Prioritätenliste der gefährdeten und bedrohten Arten von OSPAR für die Regionen II, III und IV gelistet. Seit 2010 ist der Fang in der EU und für EU-Schiffe verboten, jedoch gibt es nach wie vor eine ausgeprägte Sportfischerei auf Meerengel auf den Kanarischen Inseln. Seit 2008 ist der Meerengel in Großbritannien in den küstennahen Gewässern geschützt. Der Meerengel ist im Anhang III (Mittelmeer) der Berner Konvention über die Barcelona-Konvention seit 2012 im Anhang II des Protokolls für besonders geschützte Gebiete und biologische Diversität im Mittelmeer gelistet. Laut einer Empfehlung (GFCM/36/2012/1) der Allgemeinen Fischerei-Kommission für das Mittelmeer (General Fisheries Commission for the Mediterranean, GFCM) ist es nicht erlaubt, Exemplare dieser Art an Bord zurückzubehalten, umzuladen, anzulanden, zu transferieren, zu lagern, zu verkaufen oder zum Verkauf auszustellen. Sie müssen unbeschadet und lebend wieder ins Wasser entlassen werden, soweit dies möglich ist. Die gesamte Gattung *Squatina* ist in den Meereschutzgebieten der Balearen geschützt und die Fischerei auf diese Arten verboten. Darüber hinaus sind drei zur Gattung gehörende Engelhaiarten über den spanischen Artenschutzkatalog für die Gewässer des Mittelmeeres, jedoch nicht im Atlantik, geschützt.

Da der Meerengel in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert ist, werden weitere Schutz- oder Hilfsmaßnahmen hier nicht für erforderlich erachtet.



Zeichnung: © Dietmar Weber, D.E.G.



5.1.10 Sternrochen *Amblyraja radiata* (Donovan, 1808) – Familie Rajidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): gefährdet
RL HELCOM (HELCOM 2013): ungefährdet
RL IUCN Europa (KULKA et al. 2015): ungefährdet
RL IUCN weltweit (KULKA et al. 2009): gefährdet

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: etabliert

Merkmale

Der Sternrochen hat eine rhombische Körperscheibe mit einer kurzen, eher runden Schnauze mit kleiner Spitze. Die Körperoberseite ist sehr rau, mit kleinen aber kräftigen Dornen auf dem Rücken und dem Schwanz. Vom Nacken bis zur ersten Rückenflosse verlaufen 13-17 große Dornen in einer Mittelreihe, deren Basis typisch gerippt und sternförmig ist. Ihre Körperunterseite ist weitestgehend glatt, nur mit Dornen auf der Schnauze. Der Schwanz ist kürzer als der Körper. Die beiden Rückenflossen sitzen sehr nah beieinander am Ende des Schwanzes, manchmal steht ein Dorn zwischen ihnen. Die Färbung des Körpers ist sehr variabel. Die Oberseite ist bräunlich-grau mit unregelmäßigen, dunklen und einigen weißen Flecken. Die Körperunterseite ist weiß, manchmal mit dunklen Punkten. Sternrochen können bis zu 28 Jahre alt und über 11 kg schwer werden und erreichen eine Länge von bis zu 110 cm in tieferen Gewässern, in flacheren Gewässern eher meist nur etwa 60 cm.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Sternrochen ist eine bodenlebende Art, die küstennah im Bereich der Kontinentalschelfe auf verschiedenen Bodensubstraten in borealen und kaltgemäßigten Gewässern verbreitet ist. Sternrochen kommen bis in Wassertiefen von 1.400 m vor, die bevorzugten Tiefen liegen jedoch zwischen 25-450 m. Diese Art bevorzugt niedrige Wassertemperaturen bis zu 14°C. Sternrochen ernähren sich von Fischen, Krebstieren, Würmern, Weichtieren, Stachelhäutern und Aas.

Männliche Tiere dieser eierlegenden Art werden je nach Gebiet zwischen 44 cm (Nordsee), 44-50 cm (Grönland) und 86,5 cm (Golf von Maine) Körperlänge geschlechtsreif, weibliche Tiere erreichen die Geschlechtsreife mit 44 cm (Nordsee), zwischen 44-47 cm (Grönland) bzw. 87,5 cm (Golf von Maine) Körperlänge. Die Fortpflanzung erfolgt das ganze Jahr über. Es werden 10-45 Eikapseln auf Sand- oder Schlammböden pro Jahr gelegt. Sie haben eine typische raue Oberfläche, steife, spitze Fortsätze, sind 3,4-8,9 cm lang und 2,3-6,8 cm breit. Je nach Umgebungstemperatur schlüpfen die Jungen nach 4 Monaten (Nordsee) oder erst nach 2-3 Jahren (Barentssee) mit einer Größe von 8-12 cm.

Verbreitung

Der Sternrochen kommt im Ostatlantik in der Barentssee, um Ostgrönland und Island, südlich um die Britischen Inseln bis zum Ärmelkanal sowie in der Nordsee und den Übergangsgewässern bis zur westlichen Ostsee vor. Im Westatlantik reicht sein Vorkommen von der Westseite Grönlands über die David Straße und südlich entlang des Kontinentalschelfs bis nach South Carolina (USA).

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Der Sternrochen kommt fast in der gesamten Nordsee vor, dabei ist er häufig in der nördlichen und zentralen, aber selten in der südlichen Nordsee anzutreffen. Er ist außerdem im Skagerrak und Kattegat verbreitet und vereinzelt kommt er bis in die Belte, den Öresund und die westliche Ostsee vor.

Vorkommen in deutschen Gewässern

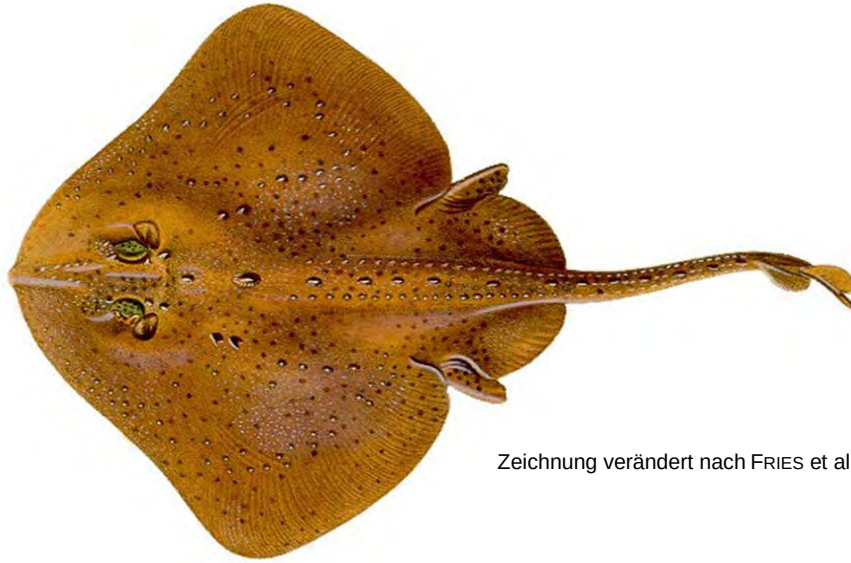
Der Sternrochen ist vereinzelt in deutschen Meeresgebieten der Ostsee nachgewiesen, mit dem östlichsten Nachweis bei Hiddensee. In den deutschen Nordseegebieten kommt er besonders häufig im Bereich des „Entenschnabels“ der deutschen AWZ vor, der bis ins Gebiet der Doggerbank in der zentralen Nordsee reicht. Nachgewiesen ist er in der deutschen AWZ ansonsten bis um Helgoland, er kommt aber nicht im Wattenmeer im küstennahen Bereich vor.

Gefährdung

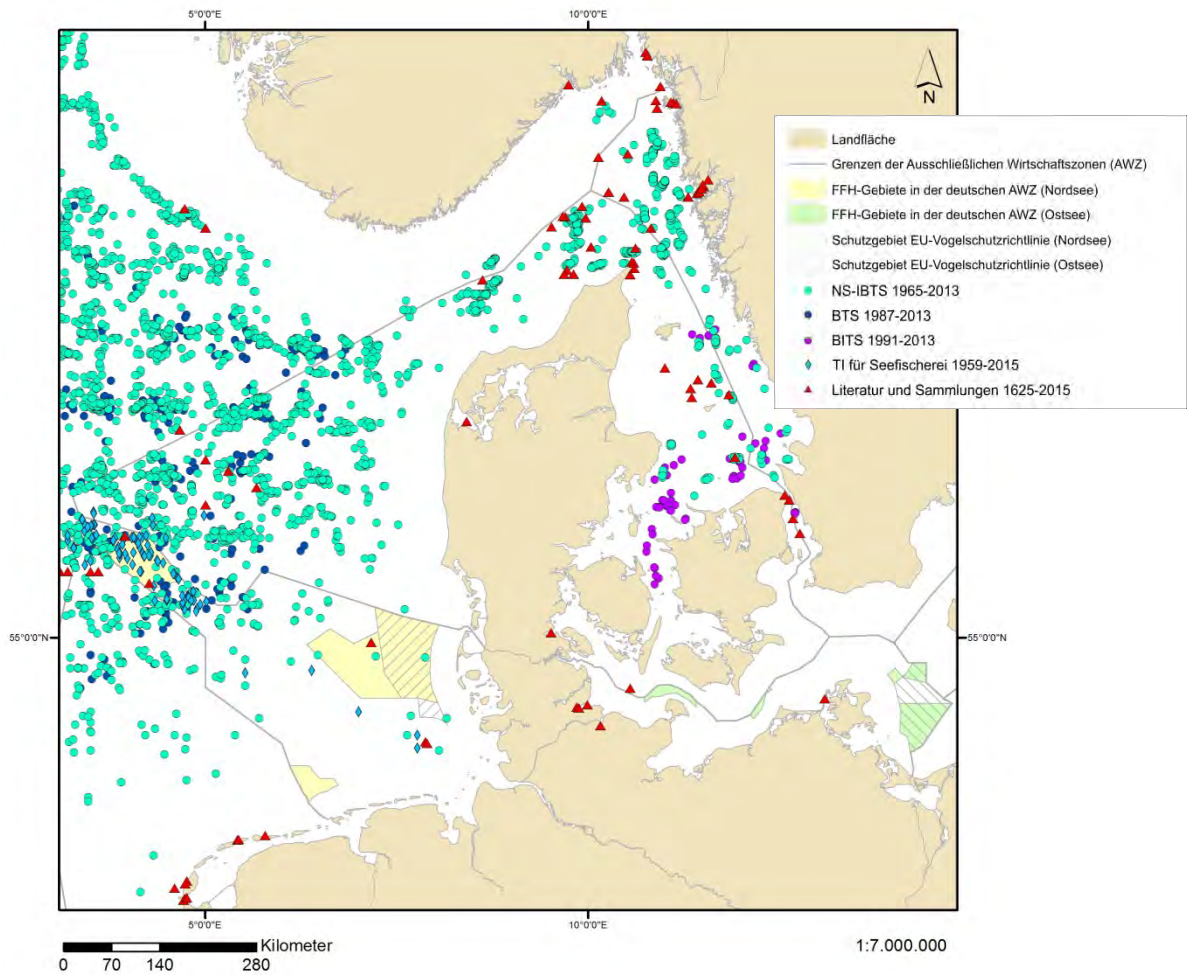
Der Sternrochen wird im Nordatlantik als Beifang gefangen und es gibt eine gezielte Fischerei in Kanada. Besonders gefährdet ist der Sternrochen durch den Beifang in der Grundschleppnetzfisherei und der damit verbundenen Zerstörung der Bodenlebensgemeinschaften. Auch Arbeiten am Meeresboden (Verlegung von Unterwasserkabeln, Sedimentabbau, Fahrrinnenvertiefungen) beeinflussen bodenlebende Arten wie den Sternrochen sehr und können zu einer Vertreibung in andere Gebiete führen. Derzeit ist der Sternrochen aber noch eine der am häufigsten vorkommenden Rochenarten in der Nordsee.

Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Der Sternrochen ist in der EU seit 2015 in den ICES-Gebieten IIa, IIIa, IV und VIId eine für die Fischerei verbotene Art und darf von EU-Fischereifahrzeugen und Drittländern nicht gefangen, an Bord behalten, umgeladen oder angelandet werden. In den anderen EU-Fischereigebieten fällt der Sternrochen zusammen mit anderen Rochenarten seit 1999 unter die allgemeinen Höchstfangmengen-Bestimmungen, die seitdem kontinuierlich gesenkt wurden. Fänge dieser Arten müssen separat gemeldet werden. In den USA gilt seit 2012 ein Verbot für das an Bord behalten und Anlanden von Sternrochen. Der Sternrochen ist in der HELCOM Liste A für die Regionen N bis R gelistet. Schutzmaßnahmen für die deutschen Natura 2000-Gebiete sollten auf Schutzziele orientierte Fischerei-Managementmaßnahmen beinhalten (z.B. vollständiger Ausschluss der Fischerei, Verminderung des Fischereiaufwandes, Anpassung der Fanggeräte). Besonders destruktiv wirkende Fischereiformen wie der Einsatz schwerer Baumkurren sollten grundsätzlich eingeschränkt bzw. stellenweise untersagt werden. Ebenso sollten in den Schutzgebieten auch Habitatveränderungen z.B. durch Sand- und Kiesentnahmen sowie aufgrund von Offshore-Windkraftnutzung unterbleiben. Da das Natura 2000-Gebiet Doggerbank aktuell ein besonders bedeutsamer Lebensraum des Sternrochens ist und dies nur ein kleines Teilgebiet der Doggerbank abdeckt, sollte den Schutzmaßnahmen in diesem Bereich grundsätzlich ein grenzübergreifendes Konzept zugrunde gelegt werden, da eine enge ökologische Verzahnung zwischen dem deutschem Teilstück der Doggerbank und den angrenzenden Gebieten existiert.



Zeichnung verändert nach FRIES et al. (1895)



5.1.11 Gewöhnlicher Stechrochen *Dasyatis pastinaca* (Linnaeus, 1758) – Familie Dasyatidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): stark gefährdet
RL IUCN Europa (SERENA et al. 2015c): gefährdet
RL IUCN weltweit (SERENA et al. 2009b): ungenügende Datenlage

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: etabliert

Merkmale

Die Körperscheibe des Gewöhnlichen Stechrochens ist rautenförmig, mit einer sehr kurzen Schnauze. Es sind keine Rückenflossen vorhanden und der dünne lange Schwanz trägt einen (manchmal zwei) kräftigen, bis zu 12 cm langen, gesägten Stachel an der Schwanzbasis. Beginnend auf Höhe des Stachels verläuft entlang der Ober- und Unterseite des Schwanzes eine kurze membranöse Falte. Auf der Schwanzbasis verläuft eine Mittelreihe mit Dornen. Bei großen Exemplaren können Hautzähne auf der Körperoberfläche, die ansonsten glatt ist, und eine Mittelreihe aus Dornen an der Schwanzbasis vorkommen. Die Färbung ist auf der Körperoberseite gleichmäßig schwach grau, oliv oder braun. Die Körperunterseite ist weiß mit breiten grau-braunen Rändern. Der peitschenartige Teil des Schwanzes ist schwarz. Die Art erreicht eine Körperscheibenbreite von 69 cm.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Gewöhnliche Stechrochen ist eine bodenlebende Art, die sandige und schlammige Böden bevorzugt und sowohl im Meer als auch im Brackwasser wie z.B. in Flussmündungen auftritt. Er kommt bis in Wassertiefen von 200 m vor, die bevorzugten Tiefen liegen jedoch bis maximal 60 m. Die Nahrung des Gewöhnlichen Stechrochens besteht vor allem aus am Boden lebenden Wirbellosen wie Krebs- und Weichtieren sowie kleinen Fischen. Männliche Tiere dieser lebendgebärenden Art werden bei einer Körperlänge zwischen 26 und 32 cm, weibliche Tiere zwischen 28 und 38 cm geschlechtsreif. Die Tragzeit beträgt etwa vier Monate. Es werden ca. 4-9 Junge mit einer Körperscheibenbreite von etwa 8 cm geboren.

Verbreitung

Der Gewöhnliche Stechrochen ist an den Küsten und im Schelfbereich des Ostatlantiks von Südnorwegen bis zu den Kanarischen Inseln und den Azoren, im Mittelmeer und im Schwarzen Meer verbreitet.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Der Gewöhnliche Stechrochen kommt als Sommergast in die Nordsee und ist in den Übergangsgewässern im Kattegat, den Belten, im Öresund und der westlichen Ostsee nachgewiesen.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Nachweise des Gewöhnlichen Stechrochens stammen vor allem aus dem südwestlich bis zentralsüdlichen deutschen Nordseegebiet, insbesondere aus dem Gebiet um Helgoland. Ein Fund ist aus dem deutschen Ostseegebiet (Kieler Bucht) bekannt. Der letzte Nachweis

aus deutschen Meeresgebieten stammt aus dem ostfriesischen Wattenmeer aus dem Jahr 1980.

Gefährdung

Der Gewöhnliche Stechrochen ist aufgrund seines Vorkommens in geringen Tiefen besonders durch den Beifang in der küstennahen Schleppnetzfisherei bedroht, aber auch durch Langleinen, Spiegelnetze und die Ruten- und Leinenfisherei, wobei er häufig als Rückwurf wieder über Bord geht. Im Mittelmeer und afrikanischen Gewässern, in denen er lokal recht häufig sein kann, wird er auch angelandet. Die Flügel kommen für den menschlichen Verzehr in den Handel.

Da inzwischen seit mehr als 20 Jahren keine aktuellen Nachweise aus den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee mehr vorliegen, muss die Art nunmehr in die Rote-Liste-Kategorie 0 „Ausgestorben oder verschollen“ eingestuft werden.

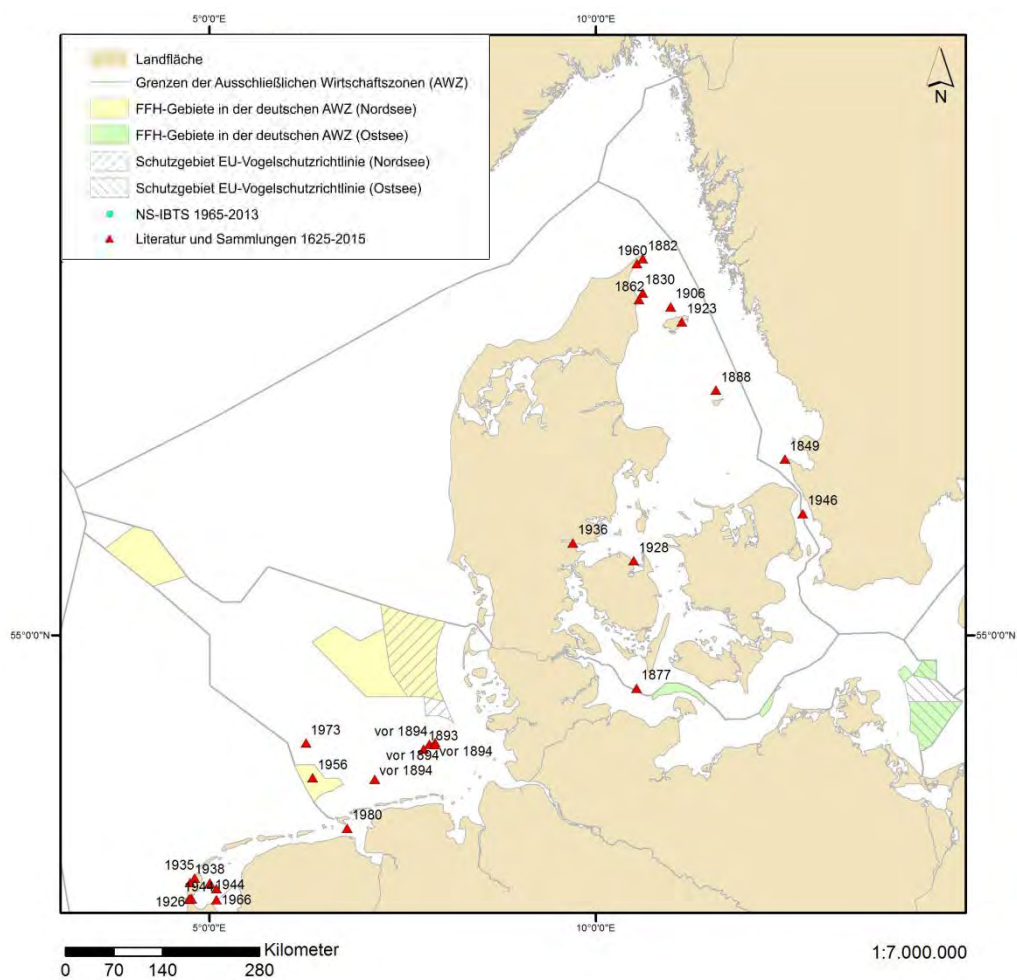
Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Der Gewöhnliche Stechrochen fällt mit anderen Rochenarten unter die Höchstfangmengen-Bestimmungen in EU-Gewässern. Fänge dieser Arten müssen separat gemeldet werden. In Großbritannien haben Fischereikomitees für England, Wales und Guernsey Fangbestimmungen erlassen, die eine Körperscheibengröße zwischen 36-45 cm zum Anlanden voraussetzen. Der Gewöhnliche Stechrochen ist in fünf der sechs Meeresschutzgebiete der Balearen unter Schutz gestellt und muss lebend wieder ins Meer zurückgesetzt werden, wenn er gefangen wird.

Da der Gewöhnliche Stechrochen in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee früher schon sehr selten war und vermutlich nur als Sommergast in unseren Gewässern auftrat, sollten Schutz- oder Hilfsmaßnahmen vor allem in seinem Hauptvorkommensgebiet einen größeren Schutzeffekt zeigen, der sich auch positiv auf die Situation in der Nordsee und den Übergangsgewässern auswirken sollte.



Zeichnung verändert nach BONAPARTE (1832-1841)



5.1.12 Glattrochen *Dipturus batis*-Komplex (Linnaeus, 1758) – Familie Rajidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): vom Aussterben bedroht
RL HELCOM (HELCOM 2013): regional ausgestorben
RL IUCN Europa (DULVY et al. 2015): vom Aussterben bedroht
RL IUCN weltweit (DULVY et al. 2006): vom Aussterben bedroht

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: ausgestorben

Merkmale

Beim Glattrochen (*Dipturus batis*-Komplex) muss davon ausgegangen werden, dass in den Daten Nachweise von zwei Arten enthalten sein könnten, die zuvor als eine Art betrachtet wurden. Diese Form lässt sich jedoch klar in zwei morphologisch unterscheidbare Arten splitten, was auch mit genetischen Analysen untermauert werden konnte (siehe genaue Unterscheidungsmerkmale in IGLESIAS et al. 2010). Da die Arten offiziell noch nicht anerkannt sind, werden nachfolgend die ursprünglich für *Dipturus batis* verwendeten Merkmale wiedergegeben.

Der Glattrochen hat eine rautenförmige Körperscheibe mit einer sehr langen, spitzen Schnauze. Die Körperscheibe ist in der Regel glatt, bei adulten Individuen an einigen Stellen der Oberseite auch rau. Auf dem Schwanz bis zur ersten Rückenflosse befindet sich eine Reihe mit 12-18 Dornen. Zwischen den beiden Rückenflossen, die weit hinten auf dem Schwanz stehen, sind in der Regel 1-2 Dornen vorhanden. Bei Juvenilen können kleine Augendornen vorkommen. Die Färbung ist auf der Körperoberseite oliv-grau bis braun mit sehr variablen hellen Punkten und schwarzen Flecken. Fast ausgewachsene Tiere haben manchmal zwei Markierungen auf dem Rücken, die Augenflecken ähneln. Die Schleimporen auf beiden Körperseiten sind pigmentiert und als schwarze Punkte und kurze Striche auf den Körperoberflächen zu erkennen. Die Körperunterseite ist bei Juvenilen schwarz und wird mit der Zeit immer heller. Glattrochen können bis zu 285 cm lang und bis zu 97 kg schwer werden.

Lebensweise und Lebensraumansprüche

Glattrochen sind am Boden lebende Rochen, die an Küsten und in Schelfgebieten in bis zu 600 m Tiefe (ausnahmsweise auch bis 1.500 m Tiefe), meist aber nur bis in 200 m Tiefe vorkommen. Glattrochen fressen benthische Wirbellose und Fische.

Männliche Tiere dieser eierlegenden Rochen werden ab einer Körperlänge zwischen 115 und 185 cm, weibliche Tiere ab 123-197 cm geschlechtsreif. Die Ablage der bis zu 40 Eikapseln erfolgt im Frühjahr und Sommer. Die Eikapseln sind bis zu 25 cm lang und 15 cm breit, bedeckt mit dicht verfilzten Fasern und haben deutliche seitliche Kiele. Sie werden entweder frei auf dem Meeresgrund oder aber auch versteckt zwischen Felsen abgelegt. Je nach Temperatur dauert die Entwicklungszeit 2-5 Monate, die Jungen schlüpfen mit einer Größe von 21-29 cm.

Verbreitung

Der Glattrochen kam historisch fast im gesamten Nordostatlantik und im Mittelmeer vor. Da die Bestände jedoch durch nicht nachhaltige Fischerei erheblich dezimiert wurden, ist der Glattrochen im Mittelmeer nahezu ausgestorben. Gelegentlich wird er in der Irischen See, dem Bristol-Kanal und der zentralen bis nördlichen Nordsee gefangen, wahrscheinlich ist seine eigentliche Verbreitung aber heutzutage auf die Gewässer um Nordwest-Schottland und die Keltische See begrenzt.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Der Glattrochen war ursprünglich in der gesamten Nordsee, vermutlich sogar bis ins Wattenmeer, in den Übergangsgewässern bis zur westlichen Ostsee an der schleswig-holsteinischen Küste verbreitet, wenngleich er an letzterem Ort nur spärlich auftrat. Heutzutage liegen nur noch vereinzelte Nachweise aus dem Kattegat und dem Skagerrak vor, ansonsten kommt er wohl noch in der nördlichen Nordsee einigermaßen regelmäßig und nur noch vereinzelt entlang der britischen Küste nach Süden hin vor.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Die Art war ursprünglich sowohl in den deutschen Nord- als auch Ostseegebieten relativ häufig. Der letzte Nachweis aus den Ostseegebieten stammt aus dem Jahr 1930 und aus den deutschen Nordseegebieten aus dem Jahr 1963, womit er in den deutschen Meeresgebieten als ausgestorben gelten muss.

Gefährdung

Der Fischereidruck im Großteil seines Verbreitungsgebietes führte zu erheblichen Einbrüchen seiner Bestände und teils zu lokalem Erlöschen seines Vorkommens. Nach wie vor sind Glattrochen durch Bodenschleppnetzfishereien gefährdet, in denen sie als ungewollter Beifang mitgefangen werden. Jedoch wird ihnen auch eine gute Überlebenschance bei lebenden Rückwürfen eingeräumt. Glattrochen sind besonders gefährdet, da sie außergewöhnlich lange bis zur Geschlechtsreife benötigen, aber schon aufgrund ihrer Größe in jungen Jahren gefangen werden und so keine Möglichkeit zur Fortpflanzung in stark befischten Gegenden haben. Auch Freizeitangler, insbesondere in England und Schottland, fangen häufig Glattrochen, beteiligen sich jedoch auch fast vollständig an „Catch-and-release“ und Markierungsprogrammen für diese Art.

Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Seit 2009 ist in der EU ein Verbot der kommerziellen Fischerei in einigen ICES-Gebieten eingeführt worden, das mittlerweile (2016) die Gebiete IIa, III, IV, VI, VII, VIII, IX und X umfasst. Entsprechend darf der Glattrochen nicht gefangen, an Bord behalten, umgeladen oder angelandet werden.

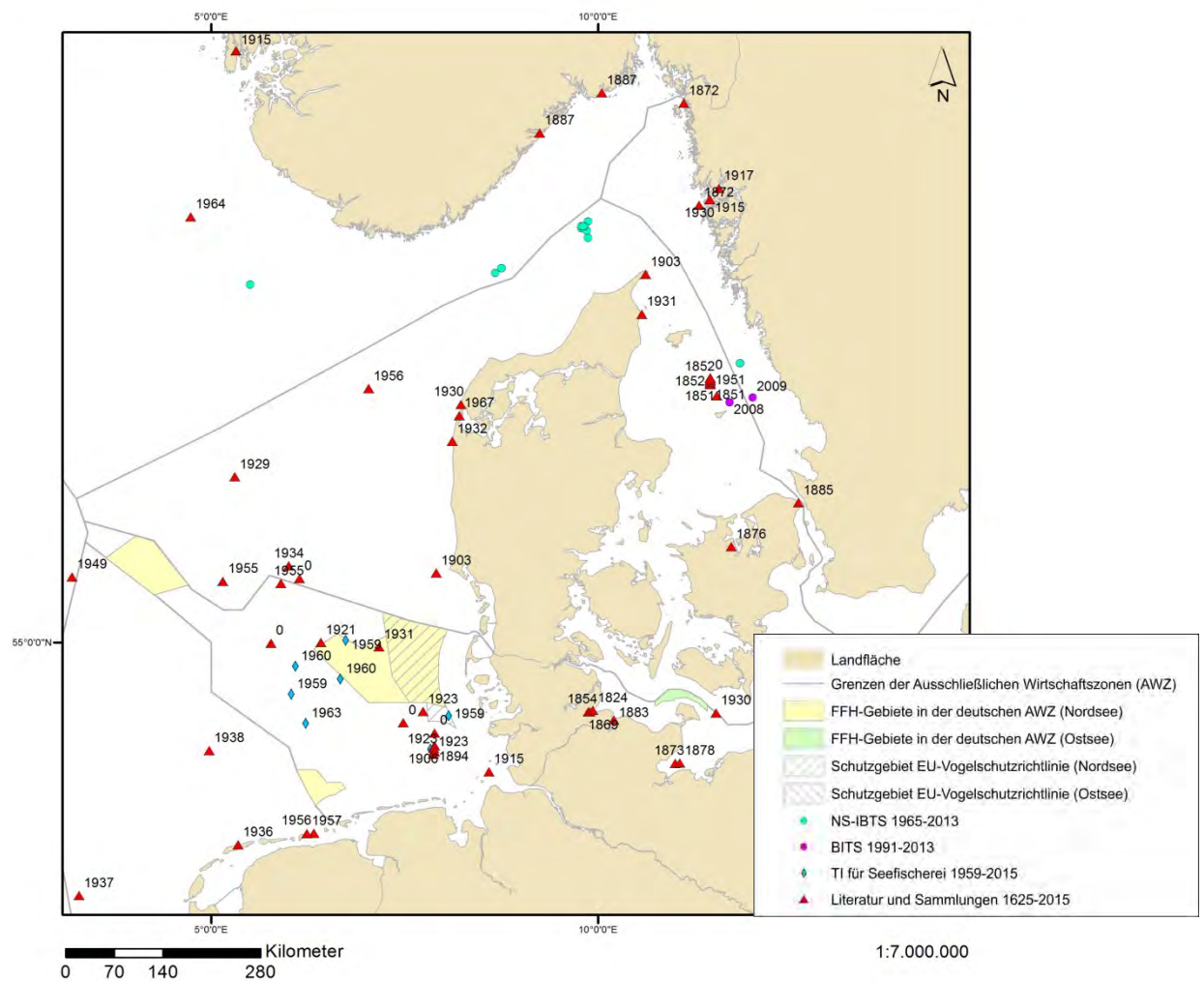
Der Glattrochen ist für alle OSPAR-Regionen in der Liste der bedrohten und abnehmenden Arten und Lebensräume aufgeführt (OSPAR 2008) und in der OSPAR Empfehlung 2010/6 (OSPAR 2010b) werden den Mitgliedsstaaten weitere dringende Maßnahmen vorgeschlagen. Außerdem ist er in der HELCOM Liste A für die Regionen N bis R gelistet.

In den deutschen Meeresgebieten könnte der Glattrochen von der Entwicklung eines Schutzkonzepts für den Nagelrochen für die Natura 2000-Gebiete profitieren. Das Schutzkonzept sollte Fischerei-Managementmaßnahmen beinhalten (z.B. vollständiger Ausschluss der Fi-

scherei, Verminderung des Fischereiaufwandes, Anpassung der Fanggeräte). Besonders destruktiv wirkende Fischereiformen wie der Einsatz schwerer Baumkurren sollten grundsätzlich eingeschränkt bzw. stellenweise untersagt werden. Ebenso sollten in den Schutzgebieten auch Habitatveränderungen z.B. durch Sand- und Kiesentnahmen sowie aufgrund von Offshore-Windkraftnutzung unterbleiben. Es sollte intensive Aufklärungsarbeit zur Taxonomie dieser aus zwei Arten bestehenden Gruppe (vgl. IGLESIAS et al. 2010) geleistet werden, um Höchstfangmengen artspezifisch festlegen zu können.



Zeichnung verändert nach FRIES et al. (1895)



5.1.13 Chagrinrochen *Leucoraja fullonica* (Linnaeus, 1758) – Familie Rajidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): keine Gefährdungsanalyse durchgeführt
RL Europa (NIETO et al. 2015): gefährdet
RL IUCN weltweit (McCULLY & WALLS 2015): gefährdet

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: nicht etabliert

Merkmale

Der Chagrinrochen hat eine rautenförmige Körperscheibe mit abgerundeten äußeren Brustflossenenden und einer ausgeprägten zugespitzten Schnauze. Die Rückenoberfläche ist stachelig, mit einer Reihe von 50 vergrößerten Dornen auf jeder Seite der Mittellinie von der Schulter bis zur ersten Rückenflosse. 3-9 Dornen liegen in einer Reihe vom Nacken bis zur Schulter. Zwischen den beiden dicht beieinander liegenden Rückenflossen befinden sich keine Dornen, aber an den Augen sind etwa 8 Augendornen vorhanden. Die Körperunterseite ist ebenfalls stachelig, außer im Bereich der hinteren zwei Drittel der Brustflossen bei ausgewachsenen Tieren. Die Färbung ist auf der Körperoberseite aschgrau, selten mit Mustern aus quergestreiften dunklen Banden. Die Körperunterseite ist weiß, manchmal mit einer dunkleren Schnauze und/oder gräulichem Rand an den Brustflossen. Chagrinrochen können bis zu 120 cm lang werden, aber die meisten Exemplare sind zwischen 70 und 80 cm groß.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Diese bodenlebende Rochenart kommt vornehmlich am äußeren Schelfrand und oberen Kontinentallhang sowie gelegentlich auch auf dem inneren Schelf in Tiefen von 30-550 Meter vor. Am häufigsten sind Chagrinrochen in nördlichen Gewässern in Tiefen um die 200 Meter, in südlichen Gewässern jedoch in größeren Tiefen. Sie ernähren sich von bodenlebenden Wirbellosen, größere Individuen auch von Knochenfischen. Über die Fortpflanzungsbiologie der eierlegenden Chagrinrochen ist wenig bekannt. Die Eikapseln sind 8 cm lang und 5 cm breit, die Entwicklungszeit der Jungen dauert einige Monate.

Verbreitung

Der Chagrinrochen kommt im Ostatlantik von der Barentssee und Island bis nach Nordmarokko und um Madeira vor. Er ist ebenfalls im westlichen Mittelmeer heimisch.

Verbreitung in Nord- und Ostsee

Der Chagrinrochen ist besonders um die Orkney- und Shetland-Inseln in der nördlichen Nordsee sowie bis zum Skagerrak verbreitet.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Es existiert ein historischer Nachweis eines Individuums aus dem Jahr 1890 aus der Lübecker Bucht (Ostsee). In deutschen Nordseegebieten wurde diese Art nicht nachgewiesen.

Gefährdung

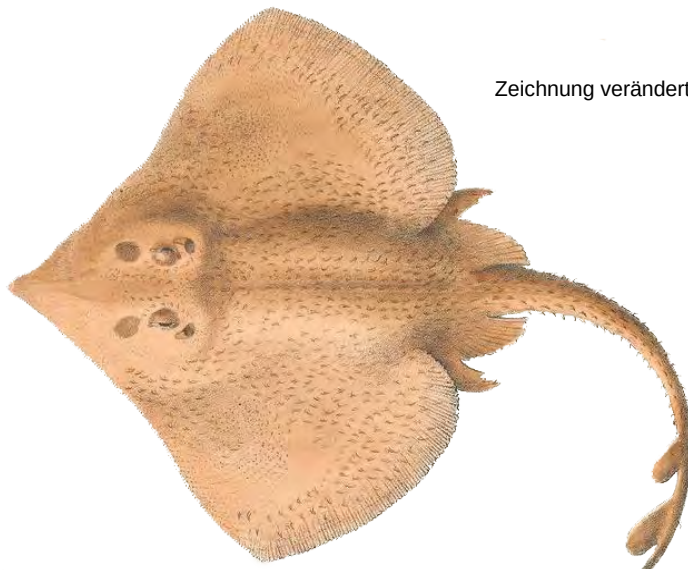
Obwohl es keine gezielte Fischerei auf den Chagrinrochen gibt, wird er bei der gemischten Schleppnetz- und Langleinensfischerei gefangen. Die Bestandssituation ist schwer einzu-

schätzen, jedoch kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Fischereidruck ausreicht, um zu einer Überfischung zu führen. In Surveys der britischen Fischereibehörde CEFAS in der Nordsee ist der Chagrinrochen seit 1998 nicht mehr nachweisbar. In schottischen Gewässern wird der Chagrinrochen noch in kleiner Zahl gefangen, jedoch tiefer als früher an der Kante des Kontinentalschelfs.

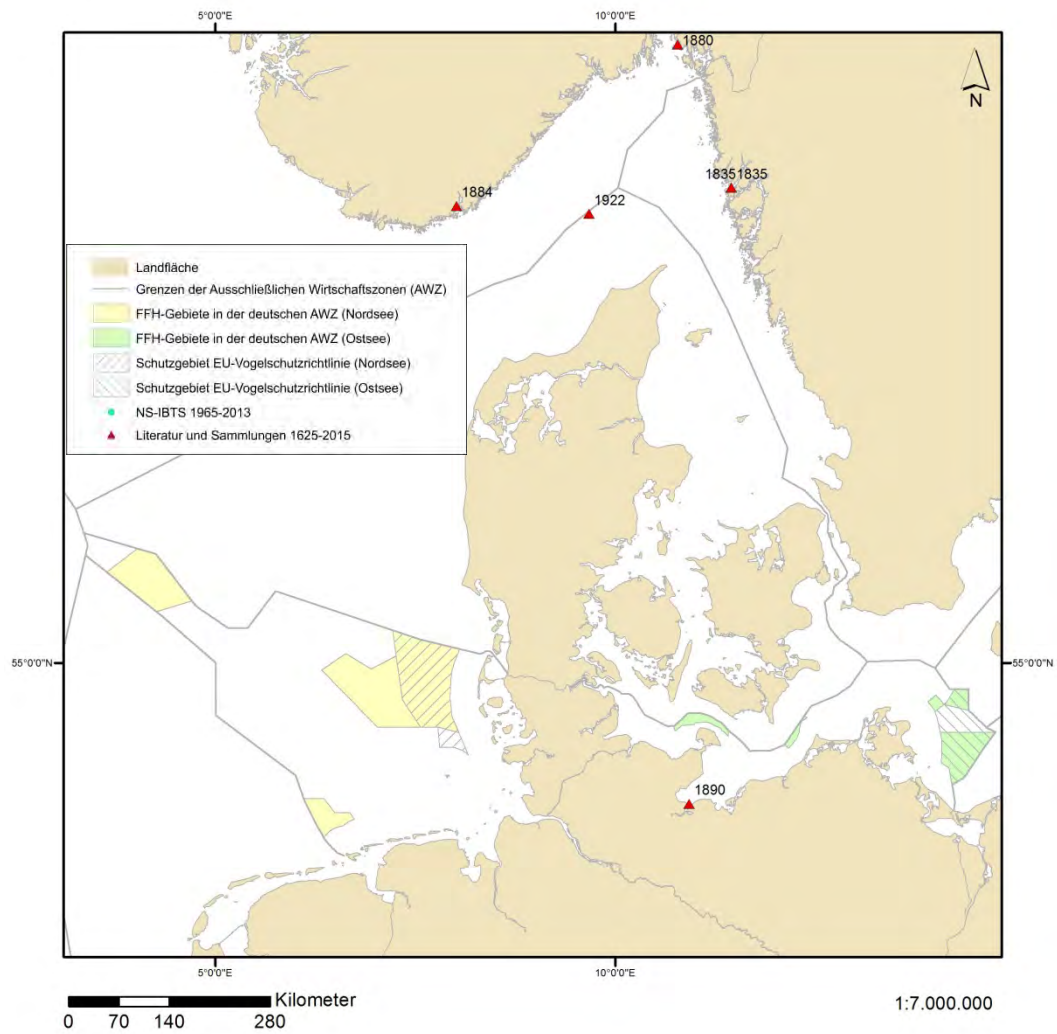
Schutzmaßnahmen

Der Chagrinrochen fällt seit 2009 (Ratsverordnung (EC) No. 43/200) zusammen mit anderen Rochen in eine allgemeine Rochen-Höchstfangmenge in der EU, die bisher kontinuierlich gesenkt wurde. Laut der EU-Verordnung müssen die Rochen separat nach Arten gemeldet werden. Es gibt in Großbritannien einige regionale Fangbestimmungen, die eine bestimmte Mindestgröße der Körperscheibe der Art zur Anlandung vorschreiben. Diese regionalen Managementstrategien reichen vermutlich jedoch nicht aus, den Schutz der Art zu gewährleisten.

Da der Chagrinrochen in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert ist, werden hier weitere Schutz- oder Hilfsmaßnahmen nicht für erforderlich erachtet.



Zeichnung verändert nach BONAPARTE (1832-1841)



5.1.14 Kuckucksrochen *Leucoraja naevus* (Müller & Henle, 1841) – Familie Rajidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): extrem selten
RL Europa (NIETO et al. 2015): ungefährdet
RL IUCN weltweit (ELLIS et al. 2015a): ungefährdet

Aktueller Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee:
etabliert

Merkmale

Der Kuckucksrochen hat eine annähernd rundliche Körperscheibe mit einer kurzen, stumpfwinkligen Schnauze mit kurzer Spitze. Der Schwanz ist ein wenig länger als der Körper. In Nähe zur Innenseite der Augen befindet sich jeweils eine Reihe von 9-13 Dornen. Ein großes Dreieck, bestehend aus zahlreichen Dornen, liegt auf der Nacken-Schulter-Region. Zwei parallele Dornenreihen verlaufen an jeder Seite in Bezug auf die Mitte des Schwanzes bis zur ersten Rückenflosse, die beiden inneren Dornenreihen reichen in der Regel nach vorn bis zur Schulterregion. Zwischen den zueinander dicht stehenden Rückenflossen befinden sich keine Dornen. Die Körperoberseite ist stachelig, bei erwachsenen Männchen ist das Zentrum der Brustflossen jedoch glatt. Die Körperoberseite ist ockerfarben bis graubraun mit zwei großen, auffälligen Augenflecken, die aus gelben Punkten und schwarzen Streifen auf dunklem Hintergrund bestehen. Die Körperunterseite ist weiß. Männchen erreichen eine Länge von bis zu 68 cm, Weibchen bis 81 cm.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Kuckucksrochen ist eine am Boden lebende Art, die u.a. auf sandigen und schlammigen Böden des Kontinentalschelfs vorkommt. Er ist bis in Wassertiefen von 500 m anzutreffen, meist lebt er jedoch in Tiefen von 50-200 m. Kuckucksrochen ernähren sich von Krebstieren, Würmern und Knochenfischen.

Die Geschlechtsreife der eierlegenden Kuckucksrochen tritt bei einer Körperlänge von etwa 55 cm ein. Die Weibchen legen bis zu 100 Eikapseln pro Jahr ab. Die Eikapseln haben eine rundliche Form mit sehr langen Hörnern und sind ohne Hörner zwischen 5-7 cm lang und 3-5 cm breit. Die Entwicklungszeit der Embryonen dauert 8 Monate, die Jungen schlüpfen mit einer Größe von 9-10 cm.

Verbreitung

Der Kuckucksrochen ist an den Küsten und im Schelfgebiet des Nordostatlantiks von Südnorwegen um die Britischen Inseln bis nach Nordmarokko sowie im Mittelmeer bis Tunesien und das westliche Griechenland verbreitet.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Der Kuckucksrochen kommt besonders im westlichen Teil der Nordsee vom Ausgang des Ärmelkanals, dort aber eher selten, bis nördlich der Shetland-Inseln vor. Im östlichen Teil der Nordsee ist er dagegen selten bis abwesend. Im Skagerrak und Kattegat ist er sehr selten oder gar abwesend.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Aus der zentralen deutschen AWZ der Nordsee liegen drei Nachweise vor. Aus den deutschen Ostseegebieten existieren keine Nachweise.

Gefährdung

Insbesondere in der Biskaya und der Keltischen See wird der Kuckucksrochen stark befischt, gerät aber auch in anderen Gebieten in großer Zahl als Beifang in die Netze. Aufgrund der hohen Reproduktionsrate der Weibchen, der kleinen Körpergröße und des das ganze Jahr über andauernden Reproduktionszykluses sind die Bestände bisher über die Jahre relativ stabil geblieben.

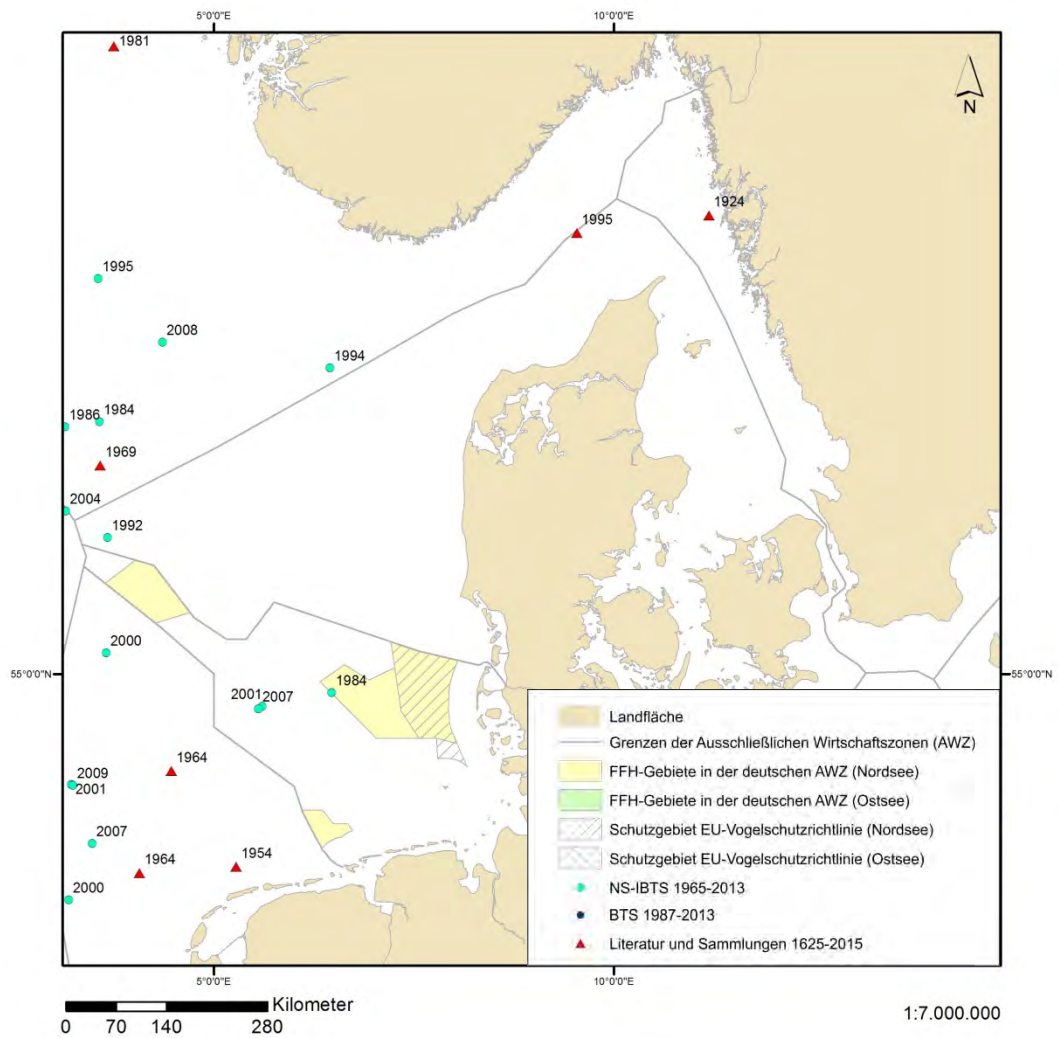
Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Der Kuckucksrochen fällt mit anderen Rochenarten unter die Höchstfangmengen-Bestimmungen in EU-Gewässern. Fänge dieser Arten müssen separat gemeldet werden. Im Großbritannien haben Fischereikomitees für England, Wales und Guernsey Fangbestimmungen erlassen, die eine Scheibenbreite von mindestens 36-45 cm zum Anlanden voraussetzen.

Da der Kuckucksrochen im östlichen Teil der Nordsee, so also auch in den deutschen Meeresgebieten der Nordsee, selten bis abwesend ist und in den deutschen Meeresgebieten der Ostsee nicht vorkommt, werden Schutz- oder Hilfsmaßnahmen in den zentraleren Vorkommensgebieten der Art für sinnvoll erachtet.



Foto: © Dr. Simon Weigmann



5.1.15 Gewöhnlicher Adlerrochen *Myliobatis aquila* (Linnaeus, 1758) – Familie Myliobatidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): keine Gefährdungsanalyse durchgeführt
RL IUCN Europa (SERENA et al. 2015b): gefährdet
RL IUCN weltweit (HOLTZHAUSEN et al. 2009): ungenügende Datenlage

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: nicht etabliert

Merkmale

Der Gewöhnliche Adlerrochen hat einen doppelt so breiten wie langen Körper mit großen Brustflossen, deren Enden spitz zulaufen und nach hinten gerichtet sind. Der Kopf ist rund und von der Körperscheibe deutlich abgesetzt. Die Augen stehen vom Kopf seitlich erhöht ab, dahinter liegen große Spritzlöcher. Der Schwanz ist peitschenartig ausgezogen, mit einem langen, gesägten Stachel und besitzt keine Schwanzflosse. Er ist 2-2,5mal länger als der Körper. Eine kleine rundliche Rückenflosse befindet sich direkt vor dem Stachel auf dem Schwanz. Die Färbung ist auf der Körperoberseite bronzefarben, braun oder fast schwarz. Die Körperunterseite ist weiß, die Körperscheibe und die Bauchflossen haben einen bräunlichen Rand. Gewöhnliche Adlerrochen können einschließlich Schwanz bis zu 260 cm lang (Körperscheibenbreite bis 150 cm) und fast 15 kg schwer werden.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Gewöhnliche Adlerrochen ist eine pelagische und sehr mobile Art, die bevorzugt in Küstengebieten tropischer und warm gemäßigter Gebiete vorkommt und hier flache Buchten, Lagunen und Ästuarie präferiert. Sie kann bis in Tiefen von 300 Metern vorkommen, bevorzugt aber Tiefen von bis zu 60 Metern. Gewöhnliche Adlerrochen ernähren sich vorzugsweise von Würmern, Weich- und Krebstieren.

Männliche Tiere dieser lebendgebärenden Art werden ab 40 cm, weibliche Tiere ab 60 cm Körperscheibenbreite geschlechtsreif. Die Tragzeit beträgt 6-8 Monate. Es werden durchschnittlich 3-7 Junge geboren.

Verbreitung

Der Gewöhnliche Adlerrochen ist im Ostatlantik von der südlichen Nordsee über Irland bis nach Marokko und zu den Kanarischen Inseln sowie im Mittelmeer verbreitet. Außerdem kommt er im Küstenbereich von Südafrika und im Indischen Ozean nördlich bis Kenia vor.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Der Gewöhnliche Adlerrochen ist in der südlichen und zentralen Nordsee bis ins Skagerrak nachgewiesen. Der nördlichste Fund stammt aus dem Oslo-Fjord, der jüngste von 1982 aus dem Eingangsbereich des Limfjords.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Es gibt einen historischen Nachweis in deutschen Nordseegebieten aus dem 18. Jahrhundert, der Gewöhnliche Adlerrochen ist hier jedoch keine etablierte Art.

Gefährdung

Dort wo die Gewöhnlichen Adlerrochen lokal häufig sind, treten sie oft als Beifang in gemischten Fischereien auf. Durch ihr Schwarmverhalten kann eine große Anzahl an Individuen in einem Hol gefischt werden, was in Westafrika von Fischern gezielt genutzt wird, weil dort das Fleisch ihrer Brustflossen eine begehrte Speise ist. Im Mittelmeer ist der Gewöhnliche Adlerrochen potentiell gefährdet, da die regionalen Populationen im nördlichen Mittelmeer zurückgegangen sind. Für das übrige Verbreitungsgebiet gibt es nicht genügend Daten zur Bewertung der Bestandssituation. Bedroht wird der Gewöhnliche Adlerrochen durch den Beifang bei der Fischerei mit Grundschleppnetzen, Langleinen, Beutelnetzen und Fesselnetzen. In der Freizeitfischerei wird der Gewöhnliche Adlerrochen gezielt gefangen und das Fleisch dient dem Verzehr.

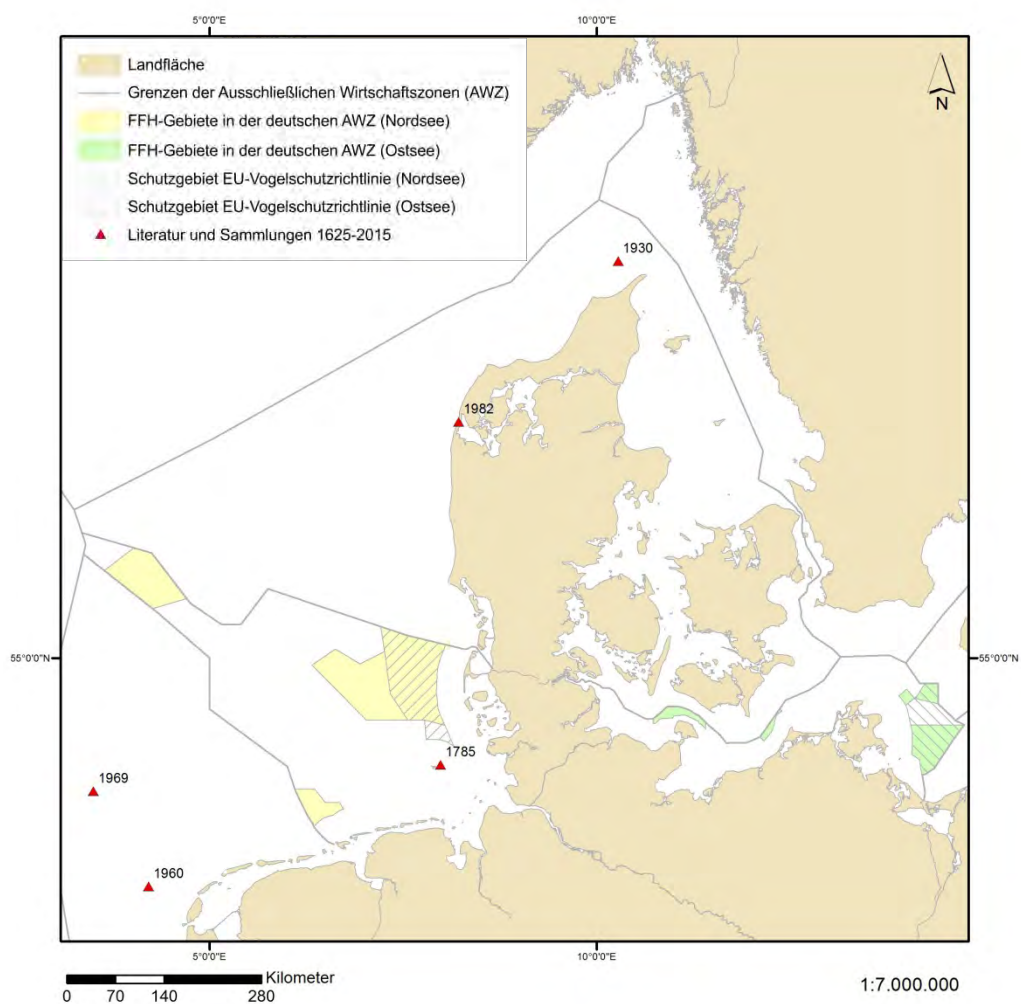
Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Es gibt für diese Art keine artspezifischen Schutz- oder Managementmaßnahmen, aber sie profitiert von einer allgemeinen Beifang-Höchstfangmenge in EU-Gewässern, die seit einigen Jahren immer weiter reduziert wurde. Durch die IUCN wird artspezifisches Monitoring der Anlandungstrends für diese Art empfohlen.

Da der Gewöhnliche Adlerrochen in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert ist, werden weitere Schutz- oder Hilfsmaßnahmen hier nicht für erforderlich erachtet.



Zeichnung verändert nach BONAPARTE (1832-1841)



5.1.16 Nagelrochen *Raja clavata* Linnaeus, 1758 – Familie Rajidae

Gefährdungstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): vom Aussterben bedroht
RL HELCOM (HELCOM 2013): gefährdet
RL IUCN Europa (ELLIS et al. 2015b): Vorwarnliste
RL IUCN weltweit (ELLIS 2005): Vorwarnliste

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: etabliert

Merkmale

Der Nagelrochen hat eine rautenförmige Körperscheibe mit relativ spitzen Flossenenden und eine breite, zu einer kurzen Spitze zulaufende Schnauze. Die Körperoberfläche ist bedeckt mit rauen Hautzähnen. Jungtiere und Männchen weisen auf der Unterseite an Scheibenrand und Schnauze raue dornige Partien auf, während bei Weibchen die gesamte Unterseite rau ist. Der Schwanz ist in etwa so lang wie der Körper und trägt zwei kleine, voneinander getrennte Rückenflossen. Bei jungen und ausgewachsenen Weibchen verläuft eine Mittelreihe von 30-50 Dornen vom Nacken bis zur ersten Rückenflosse, bei ausgewachsenen Männchen ist diese Reihe im Rumpfbereich unterbrochen. Besonders größere Weibchen haben oft starke, an der Basis verdickte hakenförmige Dornen auf der Ober- und manchmal auch auf der Unterseite. Zwischen den Rückenflossen, die sich fast am Ende des Schwanzes befinden, können bis zu zwei Dornen vorkommen, diese können aber auch fehlen. Die Färbung kann stark variieren, der Schwanz ist aber meist charakteristisch mit abwechselnd dunklen und hellen Streifen versehen. Die Körperoberseite ist braun bis grau mit helleren (gelben) und dunklen Punkten oder Flecken. Die Körperunterseite ist weiß, oft mit einem grauen Rand. Nagelrochen können maximal 15 Jahre alt und bis zu 18 kg schwer werden. Männliche Nagelrochen erreichen eine maximale Länge von 105 cm, weibliche Individuen werden maximal 139 cm groß.

Lebensweise und Lebensraumsansprüche

Der Nagelrochen lebt küstennah am Boden in Wassertiefen von 10-600 Metern im Bereich von den flachen inneren Küstengewässern bis hin zum äußeren Kontinentalschelf und zum oberen Kontinentalhang. Nagelrochen führen saisonale Wanderungen durch: im Herbst und Winter wandern sie in tiefer gelegene Offshore-Gebiete und im Frühjahr wandern sie zurück in flachere Gewässer.

Nagelrochen fressen am Boden lebende Krebstiere und Fische. Männliche Tiere dieser eierlegenden Art werden mit 60-77 cm Körperlänge, weibliche Tiere zwischen 60 und 85 cm Körperlänge geschlechtsreif, wobei die Tiere dann zwischen 7 und 8 Jahre alt sind. Die Weibchen legen in den Frühjahrsmonaten je nach Größe vermutlich zwischen 48 und 74 Eikapseln in geringer Tiefe vor allem auf sandigen und schlammigen Böden ab. Die Eikapseln sind eher rechteckig mit spitzen, hornähnlichen Fortsätzen und sind ohne Fortsätze 7-9 cm lang. Die Entwicklungszeit in den Eikapseln dauert 4-5 Monate und die Jungen schlüpfen anschließend mit einer Größe von 10-13 cm. Die Jungtiere halten sich nach dem Schlüpfen in Aufwuchsgebieten in flachen Meeresbereichen auf. Es wurde festgestellt, dass Eikapseln von einem Weibchen in einer Laichsaison von verschiedenen Männchen befruchtet waren.

Verbreitung

Der Nagelrochen ist eine nordostatlantische Art, die von Island und Norwegen, um die Britischen Inseln, in der Nordsee und den Übergangsgewässern bis in die westliche Ostsee, entlang der Biskaya, um die Iberische Halbinsel bis nach Marokko sowie im Mittelmeer und im westlichen Schwarzen Meer vorkommt.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Nagelrochen sind weiträumig in der Nordsee, im Skagerrak, Kattegat und gelegentlich in der westlichen Ostsee verbreitet.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Der Nagelrochen galt in früheren Zeiten als der häufigste und am weitesten verbreitete Rochen in den deutschen Nordseegebieten, der bis in flache Bereiche des Wattenmeeres und sogar bis in die Flussmündungen vorkam (BLOCH 1785, WITTMACK 1875, HEINCKE 1894, DUNCKER et al. 1929, EHRENBAUM 1936). Auch in der westlichen Ostsee war er anwesend, dort aber selten (WITTMACK 1875, MÖBIUS & HEINCKE 1883, DUNCKER et al. 1929, EHRENBAUM 1936). Heute ist der Bestand des Nagelrochens im Wattenmeer und der Deutschen Bucht nahezu erloschen und es liegen nur vereinzelte aktuelle Nachweise aus der deutschen AWZ und dem Wattenmeer vor.

Gefährdung

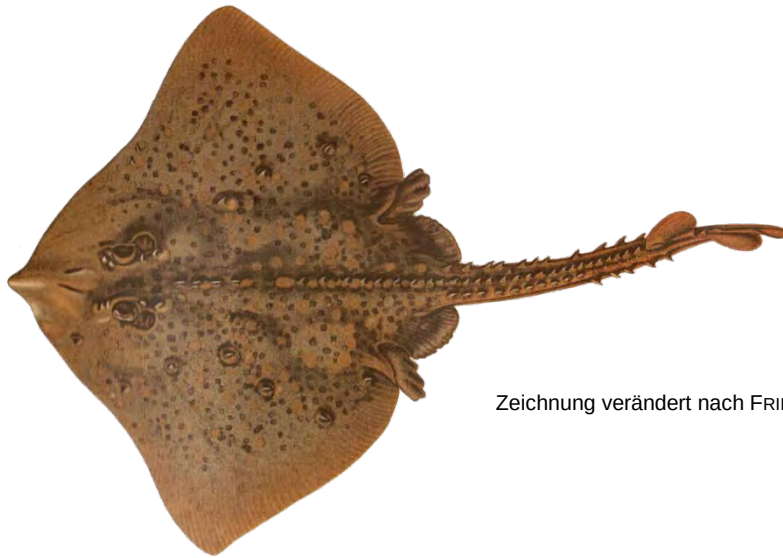
Der Nagelrochen wird häufig mit Kiemennetzen und Langleinen befishet und ist ein häufiger Beifang in der Schleppnetzfisherei. Die Bestände sind in einigen europäischen Regionen stark zurückgegangen. Ebenso gefährden Eutrophierung, anthropogene Lärmemissionen, Biotopverluste und weitere Beeinträchtigungen der Bodenlebensgemeinschaften die Bestände des Nagelrochens.

Schutz- und Hilfsmaßnahmen

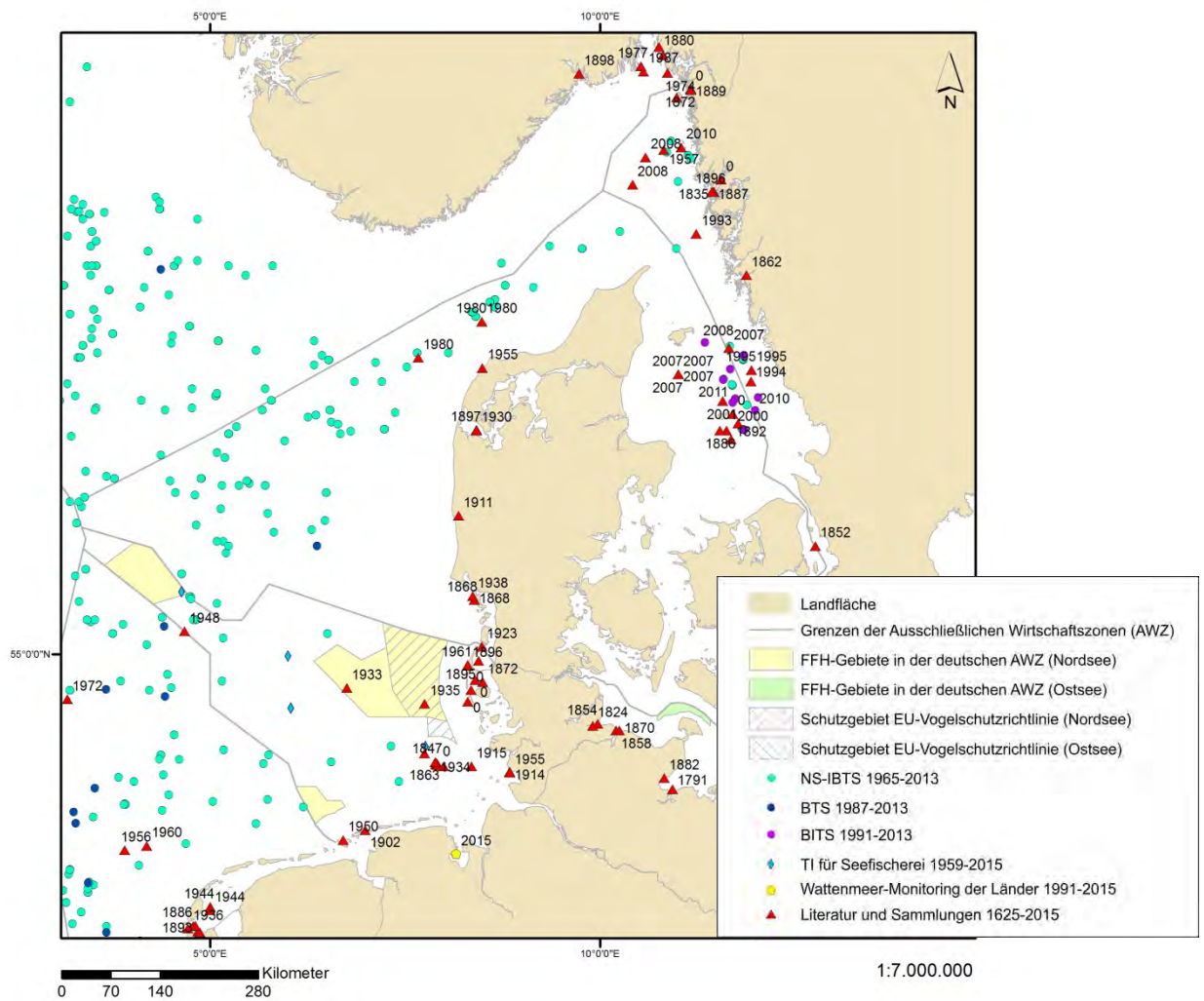
Der Nagelrochen unterliegt zusammen mit anderen Rochenarten seit 1999 den allgemeinen Höchstfangmengen-Bestimmungen in EU-Gewässern, die seitdem kontinuierlich gesenkt wurden. Zudem müssen Fänge dieser Rochenart separat gemeldet werden. In den Übergangsgewässern des Skagerraks und Kattegats gehört der Nagelrochen zu den verbotenen Zielarten und darf entsprechend nicht gefangen, an Bord behalten, umgeladen oder angelandet werden.

Der Nagelrochen ist 2008 für die OSPAR Region II in die Liste der bedrohten und abnehmenden Arten aufgenommen worden. Mehrere Fischereikomitees Großbritanniens haben für einige Distrikte Englands (Southern, Kent, Essex) Fangbestimmungen erlassen, die eine Körperscheibengröße von mindestens 40 cm zur Anlandung voraussetzen.

Als auch in den deutschen Meeresgebieten wirkende zusätzlich mögliche Fischerei-Managementmaßnahme wäre eine Senkung der Beifang-Höchstfangmengen für Rochen in den ICES-Gebieten IV und IIIa denkbar. Darüber hinaus könnte eine Ausweitung der Anhänge der FFH-Richtlinie auf Knorpelfische und ggf. spezielle marine Habitate eine mögliche Schutzmaßnahme sein, die dem Nagelrochen zugute kommen könnte. Insbesondere für den Nagelrochen könnte ein geeignetes Schutzkonzept für Natura 2000-Gebiete entwickelt werden, damit die Art ihre Subpopulation in den deutschen Meeresgebieten der Nordsee wieder aufbauen kann.



Zeichnung verändert nach FRIES et al. (1895)



5.1.17 Fleckrochen *Raja montagui* Fowler, 1910 – Familie Rajidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): extrem selten
RL IUCN Europa (ELLIS et al. 2015f): ungefährdet
RL IUCN weltweit (ELLIS et al. 2007): ungefährdet

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: etabliert

Merkmale

Der Fleckrochen hat eine breite rautenförmige Körperscheibe mit abgerundeten Flossenenden und einer kurzen, spitz zulaufenden Schnauze. Bei Jungtieren ist die obere Körperoberfläche glatt, bei älteren Exemplaren ist sie mit Dornen versehen, wobei die Mitte und die hinteren Bereiche der Brustflossen glatt bleiben. Die Dornen an den Augen sind getrennt, es befinden sich 1-2 Dornen zwischen den beiden gleich großen Rückenflossen am Ende des Schwanzes. Eine mediane Reihe mit 20-50 Dornen verläuft vom Nacken bis zur ersten Rückenflosse. Die Körperunterseite ist weitgehend glatt. Die Körperoberfläche ist gräulich bis gelblich-bräunlich gefärbt mit zahlreichen dunklen Flecken, die jedoch die äußeren Randbereiche nicht erreichen. Häufig sind Augenflecken auf dem hinteren Teil der Brustflossen zu erkennen. Die Körperunterseite ist weiß. Fleckrochen können bis zu 18 Jahre alt werden und eine Länge von 80 cm erreichen.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Fleckrochen ist eine am Boden lebende Art, die im Bereich des Kontinentalschelfs auf weichem Substrat in Tiefen von 30-150 Metern, selten bis 530 Meter Tiefe vorkommt. Fleckrochen unternehmen keine größeren Wanderungen.

Die eierlegenden Fleckrochen werden zwischen 40 und 62 cm Körperlänge geschlechtsreif. Die Weibchen legen in flachen Gewässern auf sandigem oder schlammigem Boden jährlich 24-70 Eikapseln ab. Sie haben hornähnliche Fortsätze, aber keine Kiele. Die Eikapseln sind ohne Fortsätze 5,3-7,8 cm lang und 3-5 cm breit. Die Entwicklungszeit der Embryonen dauert 5-6 Monate. Die Jungen schlüpfen bei einer Größe von 11-12 cm.

Verbreitung

Fleckrochen kommen im nordöstlichen Atlantik von den Britischen Inseln und der südlichen Nordsee bis nach Mauretanien und Marokko vor und sind im Mittelmeer verbreitet.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Fleckrochen sind in der Nordsee von Norwegen bis nach Schottland, vornehmlich aber in der südlichen Nordsee vor England sowie südlich der Shetland-Inseln und um die Orkney-Inseln verbreitet.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Das historische Vorkommen von Fleckrochen um Helgoland und bei Sylt ist belegt. Heute kommen sie noch gelegentlich in der zentralen AWZ des deutschen Nordseegebiets vor.

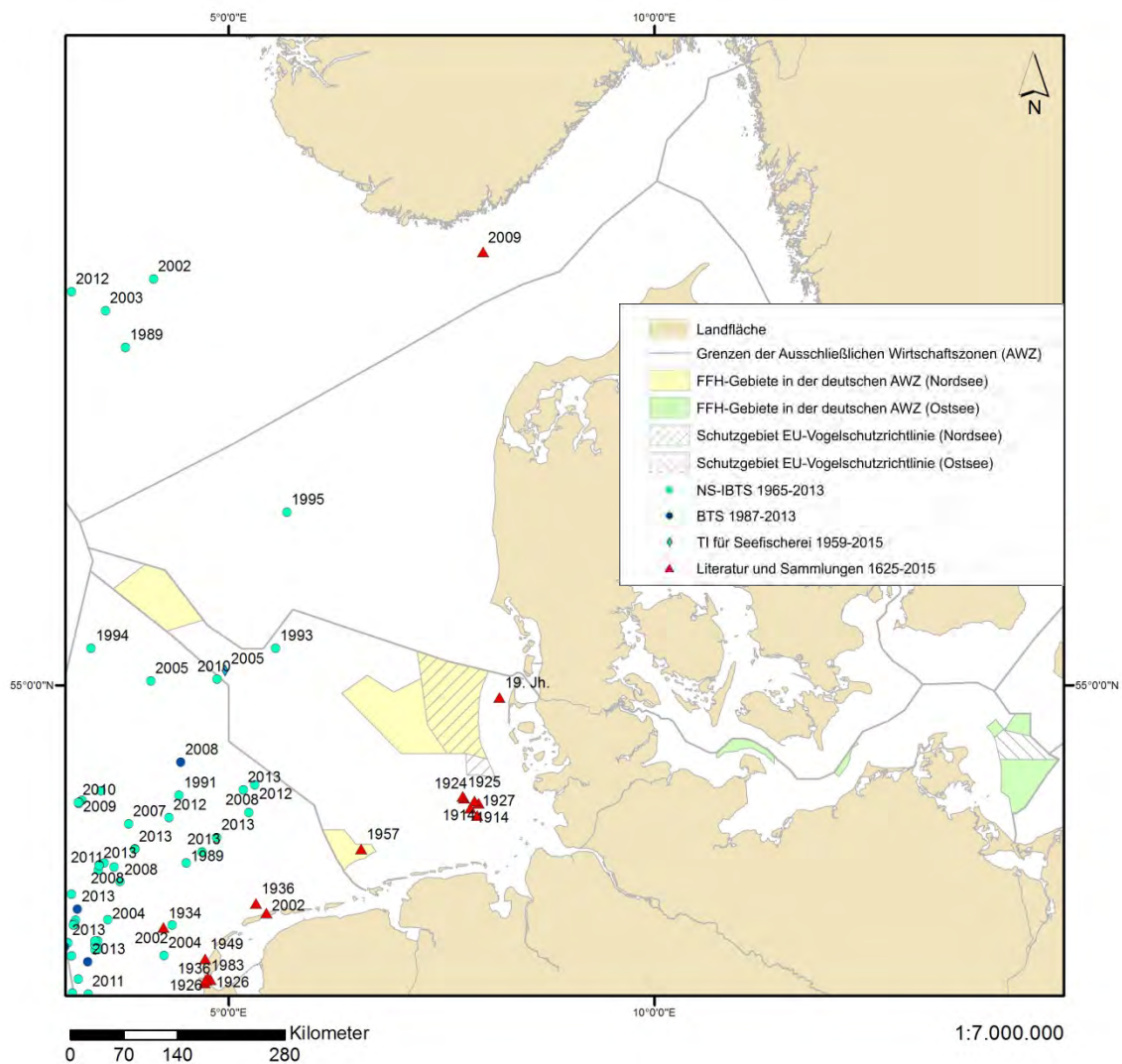
Gefährdung

Da Fleckrochen relativ klein sind, gibt es keine gezielte Fischerei, aber große Exemplare werden durch die gemischte Schleppnetzfischerei angelandet. Durch ihre relativ hohe Fruchtbarkeit sind sie nicht so stark durch die Fischerei betroffen wie größere Rochenarten, dennoch listet OSPAR diese Art als in manchen Teilen der OSPAR-Region II gefährdet oder im Rückgang befindlich (OSPAR 2010a).

Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Der Fleckrochen fällt mit anderen Rochenarten unter die Höchstfangmengen-Bestimmungen in EU-Gewässern und Fänge dieser Arten müssen separat gemeldet werden. In Großbritannien haben Fischereikomitees für England und Wales Fangbestimmungen erlassen, die eine Maximalgröße der Körperscheibengröße von 40 cm zum Anlanden voraussetzen (OSPAR 2010a). Der Fleckrochen ist in den OSPAR Regionen II, III, IV, V gelistet (OSPAR 2014) und ebenso in der HELCOM Liste A für die Region R aufgeführt.

Für bestimmte Natura 2000-Gebiete der deutschen Meeresgebiete entwickelte Schutzkonzepte für andere Rochenarten könnten sich auch positiv auf die Bestandssituation des Fleckrochens auswirken.



5.1.18 Marmorierter Zitterrochen *Torpedo marmorata* Risso, 1810 – Familie Torpedinidae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): keine Gefährdungsanalyse durchgeführt
RL IUCN Europa (NORTOBARTOLO DI SCIARA et al. 2015): ungefährdet
RL IUCN weltweit (NORTOBARTOLO DI SCIARA et al. 2009): ungenügende Datenlage

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: nicht etabliert

Merkmale

Der Marmorierte Zitterrochen hat eine bis zum äußeren Rand hin dicke, fleischige und nahezu runde Körperscheibe mit einem kurzen, kräftigen Schwanz mit relativ großer paddelartiger Schwanzflosse, deren oberer und unterer Flossenlappen etwa gleich groß ist. Die beiden separierten Rückenflossen, von denen die vordere nur leicht größer ist als die hintere, liegen nah beieinander auf dem Schwanz. Die Bauchflossen sind breit und rundlich und von der Körperscheibe abgesetzt. Die Haut ist weich. Um die Spritzlöcher herum sind 6-8 gleich große Tentakel angeordnet. Die relativ kleinen Augen stehen direkt vor den Spritzlöchern. Die Körperoberfläche ist variabel gefärbt, aber in der Regel über braunem Hintergrund heller marmoriert. Die Körperunterseite ist weiß bis cremeweiß. Die zu elektrischen Organen umfunktionierten Muskeln der Körperscheibe zeichnen sich häufig auf der Rückenoberfläche ab. Marmorierte Zitterrochen können bis etwa 60 cm lang werden.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Der Marmorierte Zitterrochen ist eine bodenlebende Art, die im Bereich des inneren Kontinentalschelfs in Wassertiefen bis zu 40 m, selten auch tiefer bis 100 m Tiefe vorkommt. Marmorierte Zitterrochen sind nachtaktive Jäger, die häufig im Meeresboden eingegraben ruhen, so dass nur ihre Augen und Spritzlöcher sichtbar sind. Sie starten ihre Angriffe aus dem Versteck, umschlingen ihre Beute mit dem Flossensaum und lähmen sie mit elektrischen Impulsen. Sie fressen kleinere bodenlebende Fische und Wirbellose.

Männchen dieser lebendgebärenden Art werden bei etwa 25 cm Körperlänge, Weibchen bei etwa 31 cm geschlechtsreif, die Tragzeit beträgt 9-10 Monate. Die Embryos werden erst über einen Dottersack und anschließend über die so genannte „Uterusmilch“, eine nahrhafte vom Muttertier abgegebene Lösung versorgt. Die Geburt erfolgt in den Monaten November und Dezember. Es werden zwischen 5-32 Junge geboren, die zwischen 10 und 14 cm groß sind. Die Jungtiere haben schon voll entwickelte elektrische Organe, die zur Verteidigung und Jagd genutzt werden.

Verbreitung

Der Marmorierte Zitterrochen ist im Ostatlantik von den Britischen Inseln bis nach Südafrika verbreitet und kommt im Mittelmeer, jedoch nicht im Schwarzen Meer vor.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Der Marmorierte Zitterrochen kommt als Sommergast in der südlichen Nordsee bis zum Kattegat vor.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Aus den deutschen Ostseegebieten liegt kein Nachweis des Marmorierten Zitterrochens vor. Im Jahr 1932 wurde ein Exemplar etwa 20 Seemeilen nordwestlich von Helgoland gefangen, lebend ins Aquarium von Helgoland gebracht und dort noch einige Monate ausgestellt. Ein weiterer Nachweis stammt aus dem Jahr 1969 weiter westlich von Helgoland.

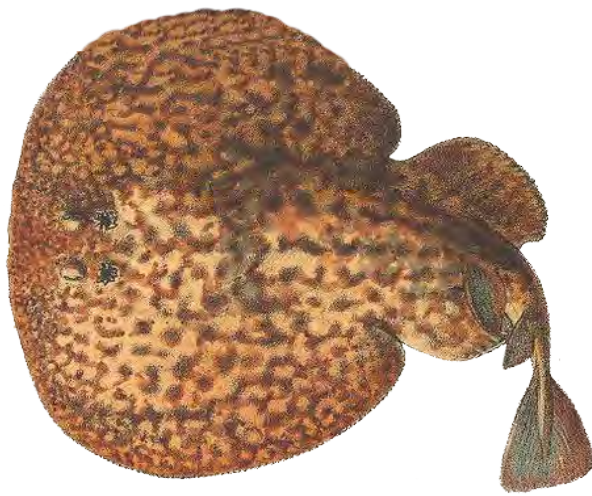
Gefährdung

Derzeit besteht kein kommerzielles Interesse am Marmorierten Zitterrochen, er wird aber als Beifang in Bodenschleppnetzen und mit Bodenlangeinen gefangen und üblicherweise zurückgeworfen. Aufgrund der Rückwürfe und Sammelkategorien in den Anlandungsdaten liegen häufig keine Daten zum Beifang der Art vor. Der Fischereidruck der Bodenschleppfischerei auf dem Kontinentalschelf vor Westafrika wird als recht hoch angesehen.

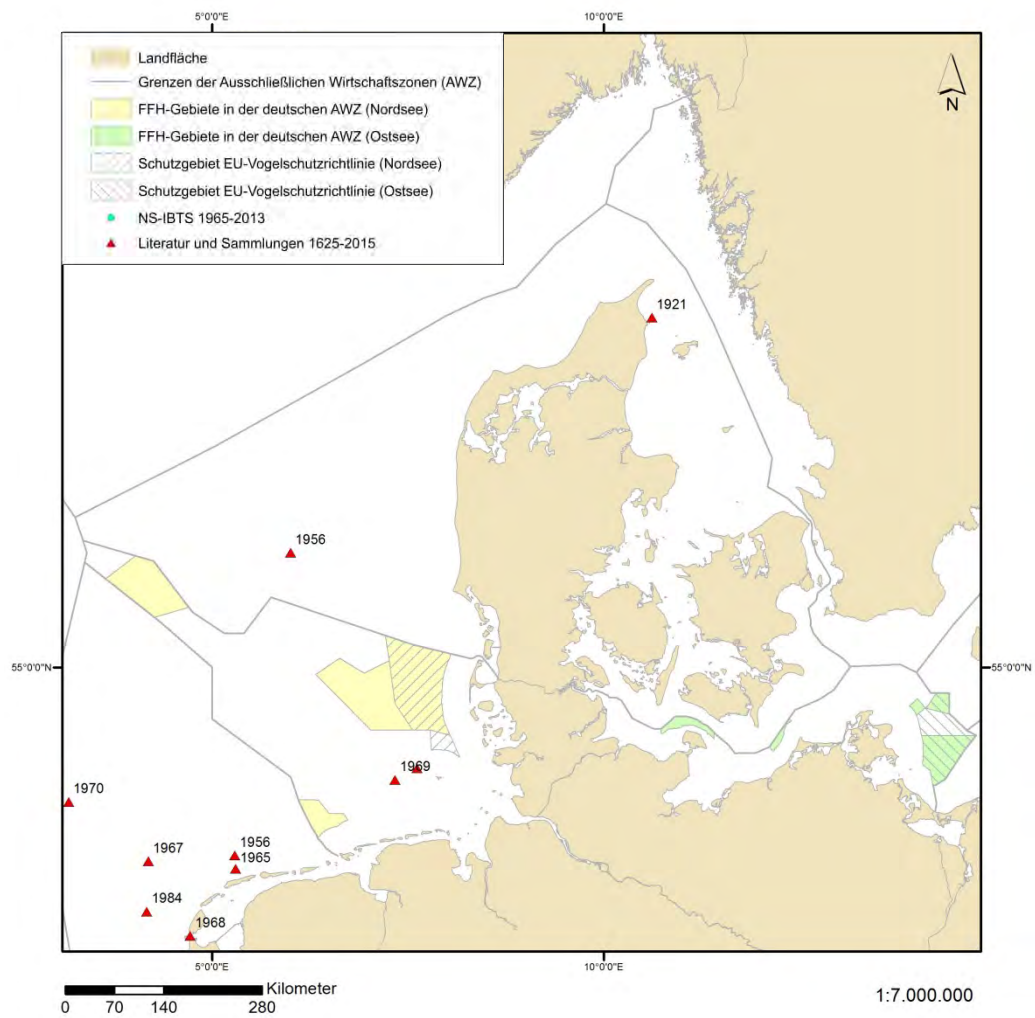
Schutz- und Hilfsmaßnahmen

Durch die nicht gemeldeten Rückwürfe sind die Populationsgröße und -entwicklung schwierig einzuschätzen, daher sollten vorsorgliche Maßnahmen zum Lebendrückwurf getroffen werden und das Sammeln von Fischereidaten intensiviert werden. Forschungsbedarf besteht zur Ermittlung von Daten zu Vorkommenshäufigkeit, Populationstrends und Gefährdung in Fischereien für das Gesamtverbreitungsgebiet des Marmorierten Zitterrochens.

Da der Marmorierte Zitterrochen in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert ist, werden weitere Schutz- oder Hilfsmaßnahmen hier nicht für erforderlich erachtet.



Zeichnung verändert nach
BONAPARTE (1832-1841)



5.1.19 Seekatze *Chimaera monstrosa* Linnaeus, 1758 – Familie Chimaeridae

Gefährdungsstatus: RL BRD (THIEL et al. 2013): keine Gefährdungsanalyse durchgeführt
RL IUCN Europa (DAGIT & HAREIDE 2015): Vorwarnliste
RL IUCN weltweit (DAGIT et al. 2007): Vorwarnliste

Etablierungsstatus in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee: nicht etabliert

Merkmale

Die Seekatze (oder Seerratte) hat einen schlanken länglichen Körper mit relativ hohem Kopf. Die längliche Schwanzflosse läuft in einen langen rattenschwanzähnlichen Faden aus. Die Schnauze ist kurz und fleischig und moderat zugespitzt. Die erste Rückenflosse ist dreieckig, hoch und hat eine relativ kurze Basis. Sie besitzt vorn einen kräftigen und beweglichen Dorn, während die zweite Rückenflosse dornenfrei ist und nur saumartig von kurz hinter der ersten Rückenflosse bis zum Ansatz der Schwanzflosse verläuft. Die Schwanzflosse trägt oben und unten etwa gleich lange und relativ schmale Flossensäume. Die Analflosse ist klein und niedrig. Die beiden relativ großen und beweglichen Brustflossen haben einen kräftigen Ansatz, da zur Fortbewegung die Brustflossen, ähnlich wie beim Vogelflug, auf und ab geschwungen werden. Es gibt beiderseits nur eine äußere Kiemenöffnung, die von einem häutigen Kiemendeckel überdeckt ist. Am Kopf verlaufen mehrere ausgeprägte Kanäle und Poren des Seitenlinienorgans. Die Zähne im unterständigen Maul sind im Oberkiefer zu zwei und im Unterkiefer zu einer massiven Kauplatte verschmolzen, die vorn eine nagetierähnliche Schneidekante bilden. Die Seekatze hat große, an Katzenaugen erinnernde grünlich-irisierende Augen. Männchen tragen an der Stirn eine sogenannte Stirnklasper, einen Fortsatz mit einigen Hautzähnen, der zur Fixierung des Weibchens bei der Begattung dienen soll. Die Färbung reicht von einem rötlichen Braun bis Grau-braun, das mit hellen Flecken und Linien durchsetzt ist, die äußeren Kanten der Flossensäume sind auffällig dunkel gefärbt. Die Seekatze erreicht eine Länge von bis zu einem Meter inklusive des langen Schwanzes, wobei der Körper hiervon weniger als 50 cm ausmacht.

Lebensweise und Lebensraumsprüche

Die Seekatze ist ein benthopelagischer Bewohner der oberen Bereiche der Kontinentalabhänge von 200-700 m Tiefe. Gelegentlich kommt sie auch bis in Tiefen von 1.000 m und mehr vor und ist nur selten in flacheren Schelfbereichen anzutreffen.

Ähnlich wie andere Chimärenarten scheint sich die Seekatze auch in Gruppen zu sammeln, die nach Alter und Geschlecht getrennt sein können. Ihre Nahrung besteht vornehmlich aus bodenlebenden Wirbellosen.

Die Geschlechtsreife erreichen beide Geschlechter dieser eierlegenden Art bei einer Totallänge von etwa 70 cm. Weibchen haben dann ein Alter von etwa 11 und Männchen von 13 Jahren. Die Art legt im Frühjahr und Sommer längliche Eikapseln ab.

Verbreitung

Die Seekatze kommt im Nordostatlantik von Spitzbergen und Nordnorwegen bis Marokko vor. Ihr Vorkommen entlang des Kontinentalabhangs reicht um die Britischen Inseln bis nach

Island und Grönland sowie um die Azoren und Madeira. Im westlichen Mittelmeer ist sie an allen Küsten im Tiefenwasser sowie im östlichen Mittelmeer, mit Ausnahme der Adria, an den nördlichen Küsten und um Zypern verbreitet.

Vorkommen in Nord- und Ostsee

Die Seekatze ist aufgrund ihrer bevorzugten Tiefen in der nördlichen Nordsee besonders vor der norwegischen Küste anzutreffen sowie im Skagerrak in der Norwegischen Rinne. Sie verlässt diese jedoch gelegentlich und ist auch in flacheren Bereichen der zentralen und südlichen Nordsee sowie im Kattegat nachgewiesen.

Vorkommen in deutschen Gewässern

Es liegen vier historische Nachweise der Seekatze in den deutschen Nordseegebieten vor. In den deutschen Ostseegebieten wurde sie nicht nachgewiesen. Zwei der Nordsee-Nachweise stammen aus der ehemaligen Göttinger Sammlung, die heute zur Sammlung des Centrums für Naturkunde, Zoologisches Museum (ZMH) gehört. Diese wurden in den Jahren 1895 und 1908 mit der Fundortangabe „Helgoland“ vermerkt. Die Sammlung des Naturalis Biodiversitätszentrums Leiden enthält einen Nachweis, der etwa auf der Grenze der niederländischen-deutschen AWZ gefangen wurde. Darüber hinaus wurde in einem Survey des Thünen-Instituts für Seefischerei ein Nachweis der Seekatze in der zentralen deutschen AWZ im Jahr 1978 erbracht (EHRICH et al. 2006).

Gefährdung

Die Seekatze gilt als die am meisten befischte Chimärenart des Nordostatlantiks, da sie als Beifang in der Bodenschleppnetzfisherei auftritt. Häufig wird sie wieder zurückgeworfen, aber in manchen Fischereien auch für die Vermarktung des Leberöls mitgenommen. In einer Bodenschleppnetzfisherei westlich von Irland machten Seekatzen allein 13-15 % der Rückwürfe der dort operierenden Trawler aus. Eine französische Studie zeigte, dass die Seekatze die größte Rückwurfbiomasse aller Knorpelfische in der EU darstellt, wobei die Überlebenschancen aufgrund der Tiefwasserfisherei vermutlich gering sind. Es wird vermutet, dass der Fischereidruck bisher zu groß war und zukünftig, aufgrund der Tiefenverbreitung der Art, bei einer Ausdehnung von Tiefseefischereien eine weitere Gefährdung darstellen könnte.

Schutz- und Hilfsmaßnahmen

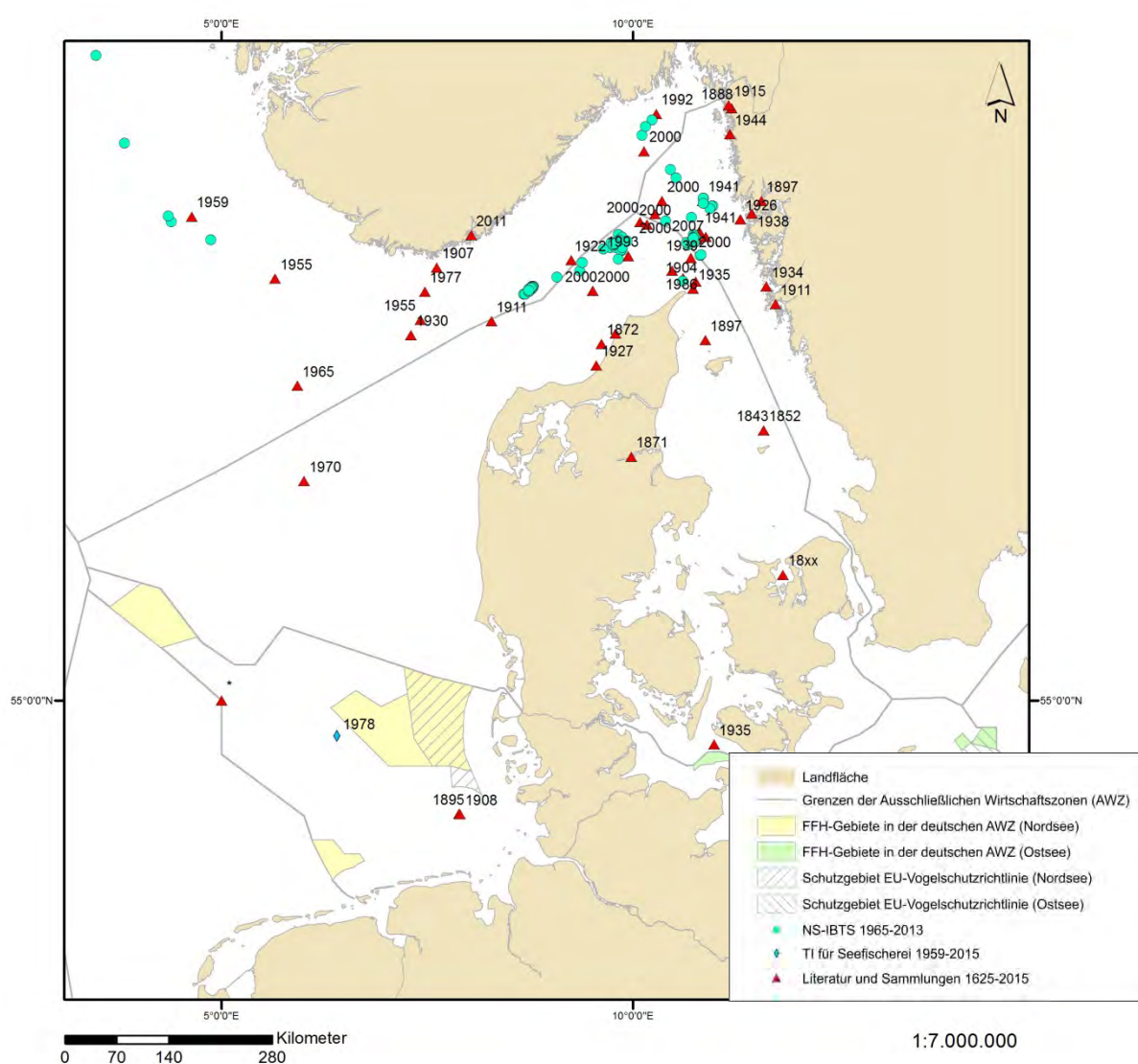
Generell liegen sehr wenige Informationen zu Bestandsgrößen und Fischereien auf Chimären vor, sodass diese meist nicht in fischereiliche Managementmaßnahmen einbezogen werden. Zurzeit liegen keine Fangbeschränkungen und Quotenverteilungen als Beifangart für die EU-Gewässer und EU-Schiffe vor. Weitere Informationen über Tiefwasserfishereien (Fanghöhen, Aufwand und Trendbeobachtungen) für den Nordatlantik werden benötigt, um den Schutzstatus genauer abschätzen zu können.

Im Mittelmeer ist die Fischerei unter 1.000 Metern durch die General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM) seit 2005 verboten. Weitere Einschränkungen der Tiefenfisherei auch entlang der nordatlantischen Schelfabhänge könnten der Seekatze zugutekommen.

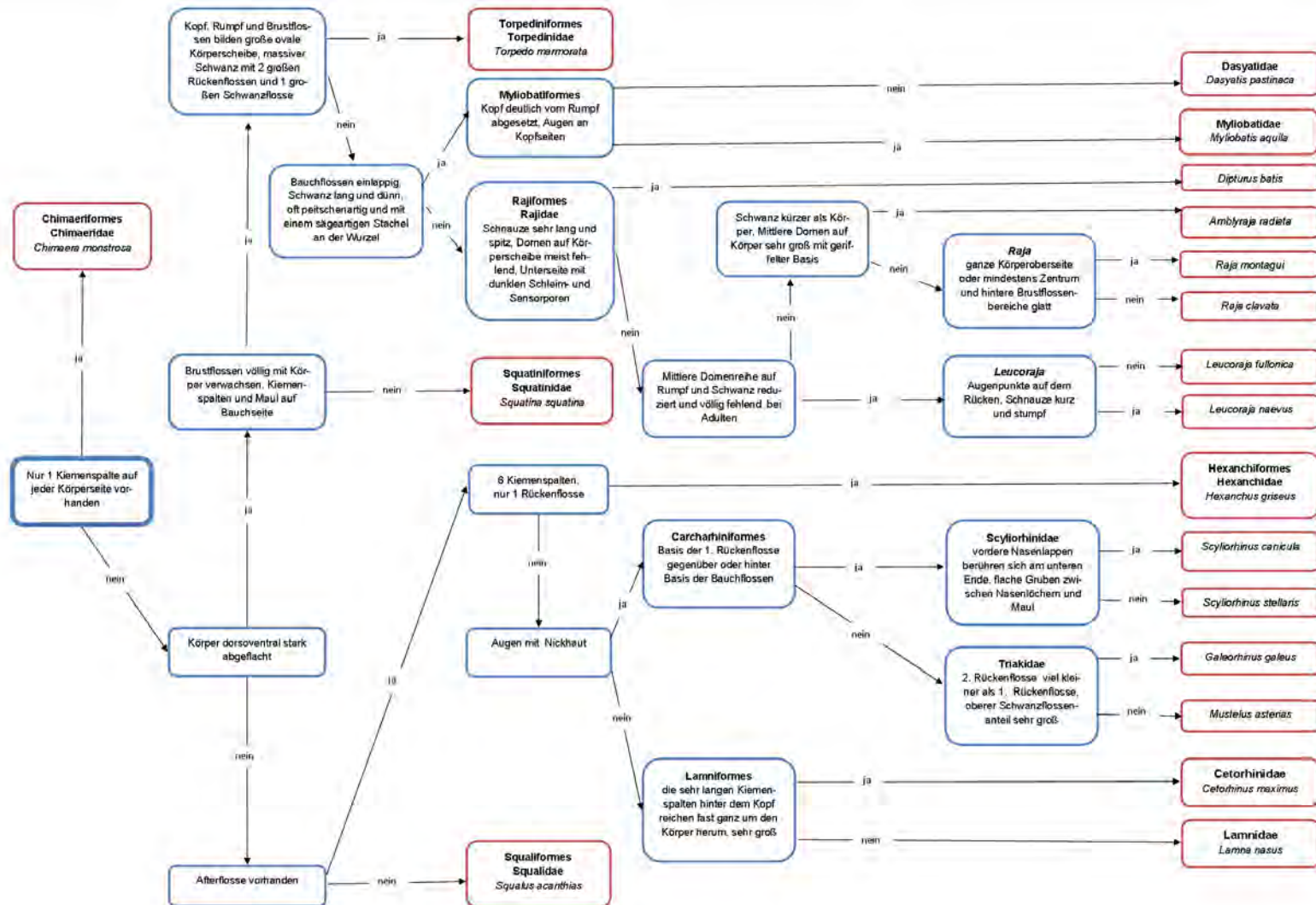
Da die Seekatze in den deutschen Meeresgebieten von Nord- und Ostsee nicht etabliert ist, werden weitere Schutz- oder Hilfsmaßnahmen hier nicht für erforderlich erachtet.



Zeichnung: © Dietmar Weber, D.E.G.



5.2 Bestimmungsschlüssel für die in deutschen Meeresgebieten nachgewiesenen Knorpelfische



5.3 Altersbestimmung an Dornen des Sternrochens

Als Pilotuntersuchung zur Detailanalyse von Altersstrukturen wurden Altersbestimmungen an Dornen des Sternrochens (*Amblyraja radiata*) vorgenommen. Dabei wurde die Methode von GALLAGHER & NOLAN (1999) angewendet, bei der die Ringstruktur der Dornen zur späteren Analyse durch Ätzung und Färbung herausgearbeitet wird.

Hierzu wurde ein Vorversuch mit Dornen eines Sternrochenexemplars (ZMH 25820) aus der Norwegischen See unternommen, das im alkoholfixierten Zustand in der ZMH-Sammlung zur Verfügung stand. Für die Methodenüberprüfung wurden ein Mediandorn aus dem Rückenbereich und sechs Dornen aus dem Schwanzbereich entfernt und weiter bearbeitet. Es wurde zunächst der größte Teil des anhaftenden Gewebes mechanisch mit einem Skalpell entfernt, bevor die Dornen in eine 2%ige Trypsin-Lösung bei 35°C zur chemischen Entfernung der Gewebereste überführt wurden. Die Einwirkzeit in der Trypsin-Lösung wurde im Vorversuch mit 12, 17 und 24 Stunden variiert, um die optimale Wirkdauer zu ermitteln. Nach diesem Vorgang wurden die Dornen unter laufendem Wasser 30 Minuten gewaschen und anschließend in 70% Alkohol aufbewahrt. Zur Vorbereitung der Ringanalyse wurden die Ringkanten der Dornenringe durch ein 5-minütiges Bad in 5%iger Ethylendiaminetetraessigsäure (EDTA) herausgearbeitet. Anschließend wurden die Dornen in einer 1%igen Silbernitrat-Lösung für 40-50 Minuten angefärbt und danach für ca. 30 Minuten unter UV-Licht bestrahlt. Zur Beendigung der Reaktion wurden die Dornen 30 Sekunden in destilliertem Wasser gewaschen und mit einer 10-minütigen Einwirkzeit in 5%iger Natriumthiosulfatlösung (Fixiersalz) fixiert.

Für die Anwendung der Methode an Sternrochen aus der Nordsee wurden Dornen von sieben frisch gefangenen Exemplaren verwendet, die durch das Thünen-Institut für Seefischerei in Hamburg während der IBTS-Reise 2015 Q1 auf der Walther Herwig III-Reise 382 in der zentralen bis nördlichen Nordsee gesammelt wurden (vgl. Tab. 5.3-1 und Abb. 5.3-1).

Tab. 5.3-1: Detailangaben zu den Individuen von *Amblyraja radiata* von der IBTS-Reise 2015 Q1 im Rahmen der Walther Herwig III-Reise 382, die für die Dornenanalyse verwendet wurden.

Lfd.Nr.	Station	Hol	Datum	Geschlecht	Totallänge (TL)	Gewicht (kg)
1	27	2	24.01.2015	Männchen	43	0,673
2	50	9	26.01.2015	Männchen	30	0,246
3	60	13	27.01.2015	Weibchen	41	0,597
4	84	21	30.01.2015	Weibchen	32	0,24
5	170	48	11.02.2015	Männchen	21	0,065
6	170	48	11.02.2015	Männchen	39	0,484
7	179	-	12.02.2015	Männchen	41	0,531

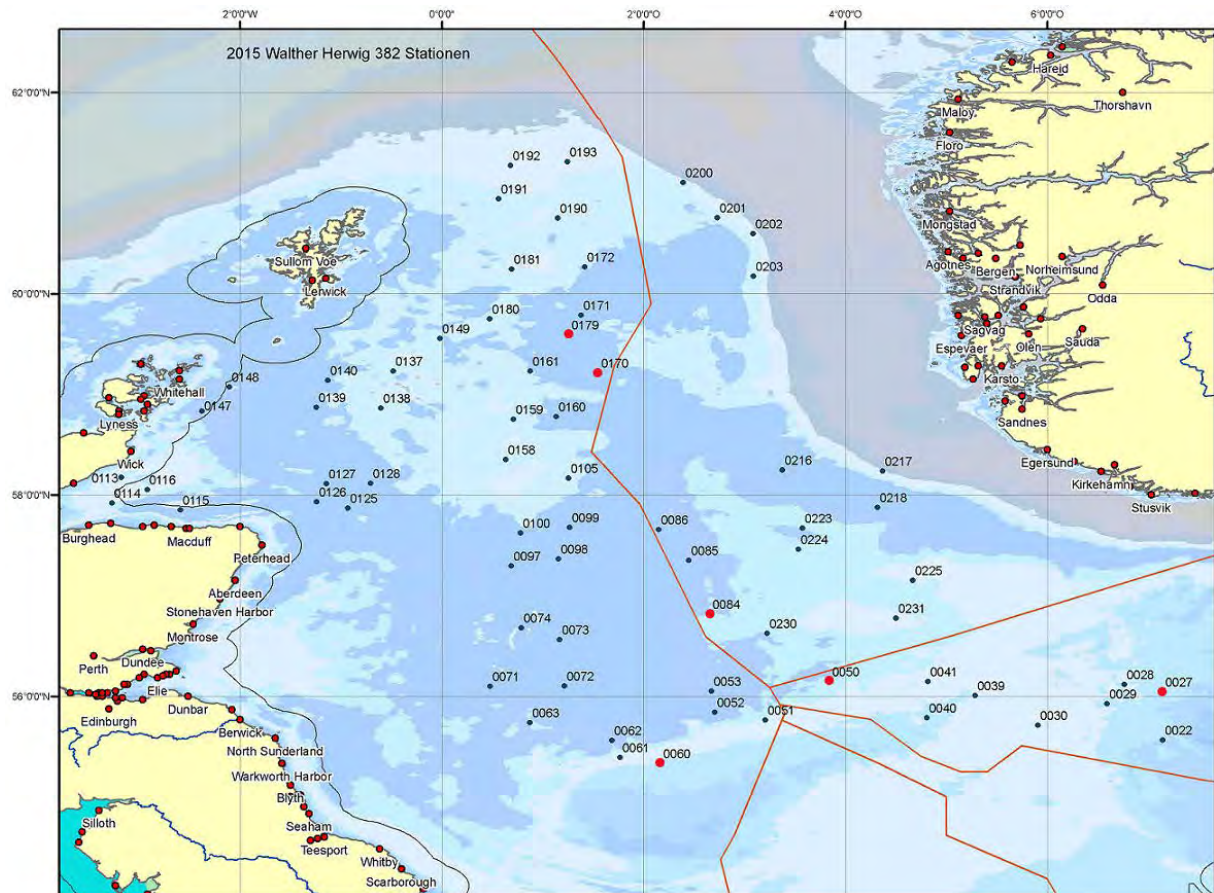


Abb. 5.3-1: Stationskarte der IBTS 2015 Q1-Reise im Rahmen der Walther Herwig III-Reise 382 in der zentralen und nördlichen Nordsee. Die Sternrochenexemplare für die Dornenanalyse stammen von den rot markierten Stationen. Karte © BSH.

<http://www.bsh.de/aktdat/dod/fahrtergebnis/2015/20150159.htm>

Die im Gegensatz zum Vorversuch unfixierten Dornen zeigten größtenteils bereits nach fünf Stunden ein optimales Ergebnis, andere nach ca. 7,5 Stunden und sehr große nach 18 bzw. 24 Stunden, sodass die Verdauungszeit an die Größe der Dornen und das noch anhaftende Gewebe angepasst wurden.

Zur Analyse der Ringanzahl wurden mehrere Dornen pro Exemplar unter durchfallendem und reflektiertem Licht bei 6-40facher Vergrößerung an einem Leica MZ9s Binokular untersucht und in drei wiederholten Lesedurchgängen gelesen. Der zentrale Protodorn oder „embryonische Dorn“ diente dabei als Ausgangspunkt, an dessen Basis der Anfang gesetzt und die nachfolgenden Ringe in Richtung zur Dornenbasis hin gezählt wurden (Abb. 5.3-2).

Bei der Lesung der Ringe der untersuchten Exemplare konnte beim kleinsten Exemplar Nr. 5 nur ein Ring festgestellt werden, während bei den anderen Exemplaren bis zu 4 Jahresringe ermittelt wurden.



Abb. 5.3-2: Gefärbter Dorn eines Sternrochens *Amblyraja radiata*. Die Pfeile weisen auf die Position von Jahresringen hin.

5.4 Anhangstabellen

Tab. 5.4-1a: Berechnete Totallängen (cm) der relevanten Arten im Alter von zwei Jahren nach verschiedenen Studien.

		MARTIN et al. (2012) (Ärmelkanal)	WALKER (1999) (Nordsee)	GALLAGHER et al. (2005) (Irische See)	RYLAND & AJAYI (1984) (Süd-Wales)	VINTHER (1989) (Nordsee)	DU BUIT (1977) (Keltische See), theoretisch	DU BUIT (1977) (Keltische See), praktisch	JENNINGS et al. (1999) (Nordsee)
<i>Amblyraja radiata</i>	female		21,6						
	male		24,9						
	f+m über Mittel- wert		<u>23,3</u>						
	f+m über sepa- rate Gleichung					33,8			
<i>Leucoraja naevus</i>	female		28,3	29,0					
	male		19,5	43,7					
	f+m über Mittel- wert		<u>23,9</u>	36,3					
	f+m über sepa- rate Gleichung						21,5/28,7	30-33	
<i>Raja clavata</i>	female		39,2	41,9					
	male		33,2	42,2					
	f+m über Mittel- wert		36,2	42,1					
	f+m über sepa- rate Gleichung	<u>37,9</u>			47,4				

		MARTIN et al. (2012) (Ärmelkanal)	WALKER (1999) (Nordsee)	GALLAGHER et al. (2005) (Irische See)	RYLAND & AJAYI (1984) (Süd-Wales)	VINTHER (1989) (Nordsee)	DU BUIT (1977) (Keltische See), theoretisch	DU BUIT (1977) (Keltische See), praktisch	JENNINGS et al. (1999) (Nordsee)
<i>Mustelus</i> spp.	female	57,8							
	male	61,6							
	f+m über Mittel- wert	<u>57,9</u>							
	f+m über sepa- rate Gleichung								
<i>Scyliorhinus canicula</i>	female	26,9							
	male	26,3							
	f+m über Mittel- wert	<u>26,6</u>							
	f+m über sep. Gl.								31,7

Tab. 5.4-1b: Berechnete Totallängen (cm) der relevanten Arten im Alter von zwei Jahren nach verschiedenen Studien.

		NAMMACK et al. (1985) (NW- Atlantik, aber = Kurve in STENBERG (1995) für Skagerrak)	DEMIRHAN & SEYHAN (2007) (S Schwarzes Meer)	AVSAR (2001) (Schwarzes Meer)	KIRNOSOVA (1990) (NW Schwarzes Meer)	HOLDEN & MEADOWS (1962) (Nordsee)	SOSINSKI (1978) (Nordsee)	HENDERSON et al. (2002) (W Irland)	FAHY & GLEESON (1990) (W Irland)
<i>Squalus acanthias</i>	female	40,6	68,0 / 51,1	53,8	34,0	46,6	41,5	62,0 / 35,1	27,1
	male	41,2	68,0 / 66,8 / 59,1	47,0	41,7	45,3	39,2	22,5 / 39,3	35,6
	f+m über Mittel- wert	40,9	68,0 / 59,0 / 55,1	50,4	37,8	46,0	40,3	42,2 / 37,2	31,4
	f+m über sep. Gl.		58,0	51,3			<u>41,5</u>		

Tab. 5.4-2a: Berechnete und beobachtete Totallängen (cm) der relevanten Arten bei der Geburt bzw. beim Schlupf nach verschiedenen Studien.

		MARTIN et al. (2012) (Ärmelkanal)	WALKER (1999) (Nordsee)	BERESTOVSKII (1994) (Barentssee)	QUIGNARD & CAPAPÉ (1972) (Mittelmeer)	NAMMACK et al. (1985) (NW-Atlantik)	COMPAGNO (1984 a+b) (Gebiet nicht angegeben)	EBERT & STEHMANN (2013) (Nord- Atlantik)
<i>Amblyraja radiata</i>	female							
	male							
	f+m		8-10/9-11	10,4-11,4				<u>8</u> -12
<i>Leucoraja naevus</i>	female							
	male							
	f+m		12/13-14					<u>9</u> -10
<i>Raja clavata</i>	female							
	male							
	f+m		13					<u>10</u> -13
<i>M. asterias</i>	female							
	male							
	f+m	22 (<i>M. spp.</i>)			28,5-30		30	<u>28</u> -32
<i>M. mustelus</i>	female							
	male							
	f+m	22 (<i>M. spp.</i>)			39		39	39
<i>Scyliorhinus canicula</i>	female							
	male							
	f+m						9-10	<u>9</u> -10
<i>Squalus acanthias</i>	female					26,6		
	male					26,9		
	f+m					26,75	22-33	<u>18</u> -30

Tab. 5.4-2b: Berechnete und beobachtete Totallängen (cm) der relevanten Arten bei der Geburt bzw. beim Schlupf nach verschiedenen Studien.

		DUNCKER & LADIGES (1960) (Nordsee)	SOSINSKI (1978) (Nordsee)	HENDERSON et al. (2002) (W-Irland) (Längen er- rechnet)	CLARK (1922) (bei Plymouth)	SKJAERAASEN & BERGSTAD (2000) (NO-Nordsee & Ost-Norweg. See)	ELLIS & SHACKLEY (1995) (Wales)	ELLIS et al. (2005) (Da- ten angeblich aus WHITEHEAD et al. (1984); falls inkorrekt, mit „nicht W.“ markiert)
<i>Amblyraja radiata</i>	female							
	male							
	f+m					8		8-11 (nicht W.)
<i>Leucoraja naevus</i>	female							
	male							
	f+m				11,9			10 (nicht W.)
<i>Raja clavata</i>	female							
	male							
	f+m	10-12			12,59		11-12,3	11-12 (nicht W.)
<i>M. asterias</i>	female							
	male							
	f+m							30
<i>M. mustelus</i>	female							
	male							
	f+m							35
<i>Scyliorhinus canicula</i>	female							
	male							
	f+m							9-11 (W.: 9-10)
<i>Squalus acanthias</i>	female			24,6				
	male			25,7				
	f+m	20-25	22-27,5	25,15				19-30 (nicht W.)

Tab. 5-4-3: Auflistung aller CPUE-Werte aus dem NS-IBTS mit mehr als 500 Exemplaren pro Art pro Fangstunde.

Art / Schiff	Datum	Zeit	Breitengrad (dezimal)	Längengrad (dezimal)	CPUE
<i>Amblyraja radiata</i>					
Scotia (neu)	07.02.1987	19:30	57,6667	4,1	516
<i>Raja clavata</i>					
Tridens (neu)	13.02.1991	07:32	53,4667	0,6667	5772
<i>Scylliorhinus canicula</i>					
Thalassa (neu)	26.02.2003	15:46	51,3	1,7333	574
Thalassa (neu)	19.01.2012	09:12	51,3078	1,7441	638
Thalassa (neu)	19.01.2012	12:38	51,0437	1,1806	1975
Thalassa (neu)	19.01.2013	07:53	51,0441	1,1826	1595
<i>Squalus acanthias</i>					
Explorer	27.02.1977	19:05	60,2667	-2,4667	1560
Poseidon	09.02.1978	09:55	57,15	1,2167	507
Tridens (alt)	20.02.1978	10:30	57,2333	1,2833	4060
Explorer	04.03.1980	22:00	59,3833	-3,5167	3832
Tridens (neu)	28.10.1992	10:22	53,65	1,55	1200
Tridens (neu)	09.05.1994	15:28	56,2333	0,45	570
Argos	17.09.1997	15:27	58,6667	10,8333	643
Argos	18.09.1997	05:22	58,6	10,9	837
Scotia III	09.02.2010	16:03	59,4243	-3,9278	8968

Tab. 5.4-4: Übersicht der Nachweise und der relativen Häufigkeit der häufigsten etablierten Knorpelfisch-Taxa in den Hols der bereinigten Daten des NS-IBTS, aufgeteilt nach Lebensstadien in den betrachteten Zeiträumen. Gesamtzahl Hols NS-IBTS 1984-1998=6607; Gesamtzahl Hols NS-IBTS 1999-2013=5532.

Art	Anzahl Hols mit Juvenilen in 1984-1998	%	Anzahl Hols mit Adulten in 1984-1998	%	Anzahl Hols mit Juvenilen in 1999-2013	%	Anzahl Hols mit Adulten in 1999-2013	%
<i>Amblyraja radiata</i>	869	13,2	2576	39,0	527	9,5	1729	31,3
<i>Leucoraja naevus</i>	27	0,4	354	5,4	19	0,3	421	7,6
<i>Mustelus</i> spp.	21	0,3	49	0,7	96	1,7	145	2,6
<i>Raja clavata</i>	101	1,5	151	2,3	54	1,0	78	1,4
<i>Scyliorhinus canicula</i>	10	0,2	234	3,5	91	1,6	631	11,4
<i>Squalus acanthias</i>	52	8	887	13,4	78	1,4	269	4,8

Danksagung

Bei folgenden Personen und Institutionen, die durch ihre Unterstützung bei fachlichen Fragen, die Bereitstellung von Daten oder Fotos bzw. die Ermöglichung von Sammlungsbesuchen zum Gelingen dieses Vorhabens entscheidend mit beigetragen haben, möchten wir uns ganz herzlich bedanken: Dr. Gerd Kraus, Dr. Heino Fock, Dr. Holger Haslob, Dr. Matthias Kloppmann, Dr. Anne Sell (Thünen-Institut für Seefischerei, Hamburg); Dr. Christopher Zimmermann, Dr. Uwe Böttcher, Dr. Tomas Gröhsler, Bernd Mieske, Andrea Rau (Thünen-Institut für Ostseefischerei, Rostock); Dr. Michael George, Dietmar Weber (Deutsche Elasmobranchier-Gesellschaft), Dr. Thomas Schaarschmidt (Landesanstalt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern); Ralf Vorberg (Marine Science Service); Dr. Andreas Dänhardt (Universität Hamburg, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft); Dr. Harald Asmus, Prof. Dr. Friedrich Buchholz, Prof. Dr. Michael Schlüter (Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven); Dr. Helmut M. Winkler (Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften); Ronald de Ruiter (Naturalis Biodiversitätszentrum Leiden, Niederlande); Dr. Peter Bartsch (Museum für Naturkunde Berlin); Dr. Dirk Brandis (Zoologisches Museum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel); Dr. Peter Michalik (Zoologisches Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald); Birgit Staack (Altonaer Museum, Hamburg); Dr. Stefan Merker, Dr. Ronald Fricke (Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgart); Dr. Timo Moritz (Deutsches Meeresmuseum Stralsund); Dr. Nicolas Straube (Zoologische Staatssammlung München); Dr. Tilman Alpermann (Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung Frankfurt); Dr. Michael Stiller (Überseemuseum Bremen); Åge Braband (Naturhistorisches Museum an der Universität Oslo, Schweden); Dr. Fabian Herder (Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig, Bonn); Dr. Silke Stoll (Aquazoo-Löbbecke-Museum, Düsseldorf); Dr. Susanne Fütting (Lübecker Museum für Natur und Umwelt); Dr. Albrecht Manegold (Staatliches Museum für Naturkunde Karlsruhe); Claudia Kamke (Staatliches Naturhistorisches Museum Braunschweig); Dr. Thomas Knebelsberger (Deutsches Zentrum für Marine Biodiversitätsforschung, Senckenberg am Meer, Wilhelmshaven); Dr. Carsten Renker (Naturhistorisches Museum Mainz); René Diebitz (Naturkundemuseum Leipzig); Renate Seemann (Müritzeum, Waren (Müritz)); Dr. Peter-René Becker (Landesmuseum für Natur und Mensch, Oldenburg); Dr. Siegfried Ehrich, Linda Olmos-Pino (Hamburg); Prof. Dr. H. Greven (Universität Düsseldorf); Dr. Arve Lynghammer (Norwegen); Felix Weiß (BioConsult SH GmbH & Co. KG), Michael Gruber, Dr. Uwe Piatkowski (GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung, Kiel); Irina Eidus (Universität Hamburg, Centrum für Naturkunde, Abteilung Ichthyologie).