

Die räumlich-zeitliche Variabilität der Fischfauna im Wattenmeer vor dem Hintergrund der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Analyse von Fischmonitoringdaten aus der Jade
und dem Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer



Auftraggeber

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Betriebsstelle Brake/Oldenburg
Flussgebietsmanagement, Übergangs-/Küstengewässer
Ratsherr-Schulze-Straße 10
26122 Oldenburg

Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein
Nationalparkverwaltung
Schlossgarten 1
25832 Tönning

Auftragnehmer

Dr. Andreas Dänhardt
Suerhoper Brunnenweg 13 a
21244 Buchholz
Telefon: 0 41 86 / 89 16 14
Mobil: 01 79 / 5 17 15 36
E-Mail: andreas@daenhardt.com

Dr. Ralf Vorberg
Marine Science Service
Fasanenstieg 12
21521 Dassendorf
Telefon: 0 41 04 / 96 95 48
Mobil: 01 71 / 5 49 11 61
E-Mail: rvorberg@aol.com

Buchholz in der Nordheide, 31. Juli 2012

Zitiervorschlag:

DÄNHARDT, A. & VORBERG, R. (2012) Die räumlich-zeitliche Variabilität der Fischfauna im Wattenmeervor dem Hintergrund der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Analyse von Fischmonitoringdaten aus der Jade und dem Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Fachgutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz und des Landesbetriebes für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein Buchholz in der Nordheide, 31. Juli 2012, 92 Seiten.

1. Einleitung	4
1.1 Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Hintergrund, Anforderungen, Umsetzung	4
1.2 Fischmonitoring im Niedersächsischen und Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer	5
1.3 Ziele der Auswertungen	8
2. Material & Methoden	10
2.1 Beschreibung der Probennahme und der Fangaufarbeitung	10
2.1.1 Niedersachsen	10
2.1.2 Schleswig-Holstein	10
2.1.3 Methodenkritik und Vergleichbarkeit der Datensätze	11
2.2 Auswertungen	13
2.2.1 Artendiversität	14
2.2.2 Gemeinschaftsanalyse	15
2.2.3 Aufwandskorrigierte Abundanz ausgewählter Arten: Gebietsvergleiche, langfristige Entwicklung und saisonaler Verlauf	17
2.2.4 Längen-Häufigkeits-Verteilungen ausgewählter Arten	18
3. Ergebnisse	19
3.1 Artendiversität	19
3.2 Stetigkeit	19
3.3. Numerische Dominanz	26
3.4 Heterogenität	27
3.5 Gemeinschaftsanalyse	32
3.6 Aufwandskorrigierte Abundanz ausgewählter Arten: Gebietsvergleiche und langfristige Entwicklung	43
3.7 Saisonaler Verlauf der Abundanz und der Längen-Häufigkeits-Verteilungen ausgewählter Arten	48
4. Diskussion	55
4.1 Sind die grundsätzlichen Aussagen, die aus den Datensätzen aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein gewonnen werden, ähnlich?	55

4.2 Sind die im Jadebusen erhobenen Daten repräsentativ für andere Wattenmeergebiete und damit übertragbar? Welche ökologischen Funktionen hat der Jadebusen im Vergleich zu den anderen untersuchten Seegebieten?	56
4.3 Eignen sich die Untersuchungsparameter der Hamenbefischungen als Indikatoren und Kriterien, die Deskriptoren D 1 (biologische Vielfalt), D2 (nicht-heimische Arten) und D 4 (Nahrungsnetz) der MSRL zu bewerten?	57
4.4 Eignung des gegenwärtigen Untersuchungsdesigns für die Bewertung im Sinne der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Defizite, Optimierung und Integrität der Datenreihen	61
4.5 Welche Indikatoren eignen sich für die Bewertung der Fischfauna?	62
5 Literatur	64
6 Anhang	67
6.1. Tabellen	67
6.2. Abbildungen	79

1 Einleitung

1.1 Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Hintergrund, Anforderungen, Umsetzung

Fische spielen in marinen Ökosystemen eine wichtige Rolle. Sie tragen maßgeblich zur Biodiversität bei, interagieren als Räuber mit niederen trophischen Ebenen und als Beute mit Arten höherer Trophiestufen. Im marinen Nahrungsnetz bilden sie ein Bindeglied zwischen dem Plankton bzw. der Bodenfauna und höheren trophischen Gruppen wie Vögeln (Dänhardt & Becker 2011a) und Säugern.

Das Ziel der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EU-Kommission 2008) ist gemäß Artikel 1, spätestens bis zum Jahr 2020 einen guten Zustand der Meeresumwelt zu erreichen oder zu erhalten. Die für die Bewertung anzuwendenden Kriterien und Indikatoren sind in dem Kommissionbeschluss vom 1. September 2010 (EU-Kommission 2010) festgelegt und somit für alle EU-Mitgliedstaaten verbindlich. Sie beschreiben den guten Umweltzustand anhand von 11 Deskriptoren, von denen die meisten direkt (1, 2, 4) oder indirekt (2, 3, 6) auch die Fischfauna betreffen:

- **Deskriptor 1:** Die **biologische Vielfalt** soll erhalten bleiben, wobei explizit der Bezug zwischen Arten (Verbreitung, Populationsgröße und –beschaffenheit) und Habitaten (Verteilungsgebiet- und –muster, Habitatgröße und -beschaffenheit) zu berücksichtigen ist.
- **Deskriptor 2: Nicht einheimische Arten** sollen in einem für die Ökosysteme nicht abträglichem Umfang vorkommen (Abundanztrends, Abundanzverhältnis zu heimischen Arten und Auswirkungen nicht-heimischer Arten auf der Arten-, Habitat- und Ökosystemebene).
- **Deskriptor 3: Kommerziell genutzte Fisch- und Krebsbestände** sollen Merkmale eines gesunden Bestandes aufweisen (Fangmengen, Reproduktionskapazität, Demografie).
- **Deskriptor 4:** Häufigkeit und Vielfalt der Bestandteile des **Nahrungsnetzes** sollen den langfristigen Erhalt sowie die volle Reproduktionskapazität gewährleisten (Energieflüsse und Struktur des Nahrungsnetzes sowie Abundanz, Verteilung und Lebensräume von Schlüsselarten).
- **Deskriptor 6: Struktur und Funktion** insbesondere **benthischer Ökosysteme** sind gesichert (Art, Abundanz, Biomasse und räumliche Ausdehnung sowie Beschaffenheit und Funktionalität biogener Substrate, z. B. als Habitat).

Diese Deskriptoren werden anhand von Kriterien spezifiziert, die wiederum mit Hilfe von Indikatoren beschrieben werden, woraus dann eine Bewertung des jeweiligen Deskriptors abgeleitet werden soll. In ihrem Beschluss vom 1. September 2010 erkennt die EU-Kommission an, dass das wissenschaftliche Verständnis im Hinblick auf eine kohärente Bewertung des guten Umweltzustandes mit Hilfe der Deskriptoren und dazugehöriger Indikatoren wesentlich weiter ausgebaut werden muss (EU-Kommission 2010, 2010/477/EU, Abs. 3).

Im vorliegenden Bericht wird Bezug auf die Deskriptoren 1, 2 und 4 genommen, da anhand der verfügbaren Daten (s. u.) weder Aussagen über kommerziell genutzte Fisch- und Krebsbestände (Deskriptor 3) noch über die Struktur und Funktion benthischer Ökosysteme (Deskriptor 6) gemacht werden können.

Die Bestände vieler kommerziell genutzter Fischarten werden vom Internationalen Rat für Meeresforschung (International Council for the Exploration of the Sea, ICES) für die Nordsee untersucht und bewertet. Da eine Kernaufgabe des ICES die wissenschaftliche Begleitung des Fischereimanagements ist, berücksichtigt die Auswertung der entsprechenden Monitoring-Programme (mit deutscher Beteiligung: International Bottom Trawl Survey, IBTS; Herring Acoustic Survey, HERSUR; German Small-

Scale Bottom Trawl Survey, GSBTS; Sole Net Survey, SNS; International Herring Larvae Survey, IHLS) ausschließlich kommerziell genutzte Arten. Wenngleich Daten aller gefangenen Fischarten aufgenommen werden, werden die Bestände nicht kommerzieller Arten nicht beschrieben, obwohl diese auch eine wichtige Rolle in marinen Ökosystemen spielen. Die küstennahen Seegebiete sind aufgrund der geringen Wassertiefe für die großen Forschungsschiffe nicht zugänglich und werden daher im Rahmen der ICES-Monitoring-Programme nicht abgedeckt.

Im deutschen Küstenmeer ist durch den „Demersal Young Fish Survey“ (DYFS) des Johann Heinrich von Thünen-Institutes für ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Seefischerei (vTI-SF) bereits ein guter Kenntnisstand über die bodenlebende Fische im Küstenbereich vorhanden.

Zwei fundamentale Schwächen aller o. g. Monitoring-Programme sind, dass sie mit Ausnahme des HERSUR nicht repräsentativ für pelagische Fische sind und nicht oft genug stattfinden, um saisonale Veränderungen der Fischfauna zu erfassen.

Da es bislang für eine Vielzahl der Indikatoren noch keine Bewertungsverfahren gibt, wurden von Deutschland in einer ersten Phase bestehende Monitoring-Programme als mögliche Grundlage für die deutsche Anfangsbewertung herangezogen (www.meeresschutz.info/). Für die nächste Bewertung, die spätestens im Jahr 2018 erfolgen muss, sollen jedoch spezifische Bewertungsverfahren entwickelt werden. Als Grundlage für diese Bewertungsverfahren muss die aktuelle Datenlage und der Kenntnisstand erfasst werden.

1.2 Fischmonitoring im Niedersächsischen und Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer

Das Wattenmeer ist Europas größtes zusammenhängendes Feuchtgebiet und UNESCO-Weltnaturerbe (Reise et al. 2010). Fische und Krebse sind auch im Nahrungsnetz des Wattenmeeres als Räuber bzw. Konsumenten und als Beute von großer Bedeutung. Sie dienen Meeressäugern und Seevögeln (Dänhardt & Becker 2011a) als Nahrung und sind wichtige Konsumenten des Planktons und benthischer Invertebraten (Berghahn 1996, Jansen 2002). Das Wattenmeer spielt im Lebenszyklus zahlreicher Fischarten eine elementare Rolle. Die Jugendstadien kommerziell genutzter Arten (z. B. Hering *Clupea harengus*, Sprotte *Sprattus sprattus*, Stint *Osmerus eperlanus*, Scholle *Pleuronectes platessa*, Seezunge *Solea solea*, Flunder *Platichthys flesus*) nutzen das Wattenmeer als Aufwuchsgebiet und einige nach der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) geschützte Arten (Finte *Alosa fallax*, Nordseeschnäpel *Coregonus maraena*, Lachs *Salmo salar*, Meerneunauge *Petromyzon marinus* und Flussneunauge *Lampetra fluviatilis*) passieren das Gebiet auf ihren Laichwanderungen.

Langzeit-Datenreihen über Fische und Krebse im Wattenmeer zeigen für viele Arten einen zum Teil deutlichen Rückgang der Individuendichte und Veränderungen der Alters- und Größenzusammensetzung. Dabei gibt es sowohl art- als auch gebietsspezifische Unterschiede (Tulp et al. 2008, Bolle et al. 2009, Vorberg 2011, Dänhardt & Becker 2011b). Der Rückgang wird sowohl bei bodenlebenden Fischen (Tulp et al. 2008, Bolle et al. 2009) als auch bei im Freiwasser lebenden Arten beobachtet (Bolle et al. 2009, Vorberg 2011, Dänhardt & Becker 2011b). Die Ursachen und zugrundeliegenden Mechanismen für die beobachteten Veränderungen sind weitgehend unbekannt.

Im deutschen Wattenmeer existieren drei fortlaufende Monitoring-Programme, die repräsentative Daten für pelagische Fische liefern:

1. In Niedersachsen werden als Fortführung eines Forschungsprojektes über die Nahrungsökologie Fisch fressender Seevögel saisonal auflösende Hamenfischungen im zentralen Jadebusen durchgeführt (Abbildung 1.2.1 a & e). Diese Beprobungen werden stets im Kontext mit der Brut- und Nahrungsbiologie von Flusseeeschwalben *Sterna hirundo* ausgewertet, die in Wilhelmshaven brüten (Dänhardt & Becker 2011b).
2. Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer werden seit 1991 in der Meldorfer Bucht und seit 2001 im Hörnum Tief Hamenfischungen durchgeführt (Vorberg 2011) Abbildung 1.2.1 a, b & c). Dieses Monitoringprogramm ist ebenfalls aus einem Forschungsprojekt hervorgegangen, bei dem u. a. Wanderbewegungen und Habitatnutzung von Fischen und dekapoden Krebsen untersucht wurden (Breckling et al. 1997, Herrmann et al. 1998).
3. Das Fischmonitoring des Alfred-Wegener-Institutes für Polar- und Meeresforschung, Wattenmeerstation Sylt, wurde im Jahr 2006 begonnen und soll für eine Dauer von zunächst 10 Jahren fortgeführt werden. Bei monatlichen Beprobungen werden mit einem hochstauenden Scherbrettnetz in der Sylt-Rømø-Bucht pelagische und demersale Befischungen durchgeführt. Dieses Monitoring-Programm wird im vorliegenden Bericht nicht berücksichtigt.

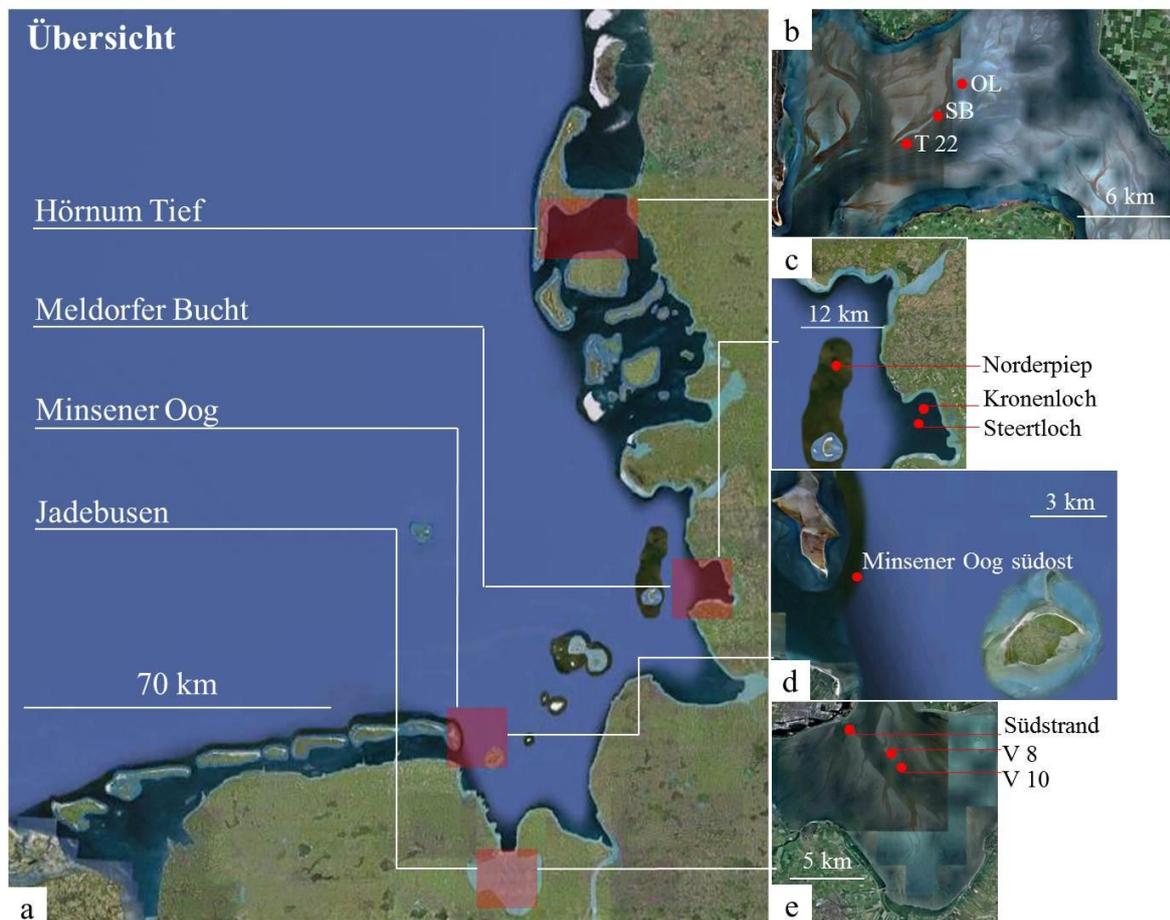


Abbildung 1.2.1: Übersicht (a) und Detailausschnitte (b-e) der Fangpositionen der Hamenfischerei im Schleswig-Holsteinischen (b, c) und im Niedersächsischen (d, e) Wattenmeer. a) Übersicht, b) Hörnum Tief, c) Meldorfer Bucht, d) Minsener Oog, e) Jadebusen. Karten: Google Earth.

Niedersachsen

In den Jahren 2005 bis 2007 wurde im Rahmen des Projektes „Die Bedeutung umweltbedingter Verteilungsmuster von Schwarmfischen für Seevögel im Ökosystem Niedersächsisches Wattenmeer“ des

Institut für Vogelforschung (53-NWS-41/04, Niedersächsische Wattenmeerstiftung) ein Datensatz erarbeitet, der Auskunft über Artenzusammensetzung, artspezifische Abundanz, Längenstruktur und Vertikalverteilung der Fische im Niedersächsischen Wattenmeer geben sollte. Diese Erkenntnisse sollten die Dynamik im Reproduktionserfolg von Flusseeeschwalben im Niedersächsischen Wattenmeer erklären (Dänhardt & Becker 2008). An je einer Dauerstation südöstlich vor Minsener Oog (Abbildung 1.2.1 d) und im zentralen Jadebusen (Abbildung 1.2.1 e) wurden jeweils zwischen April und Oktober Befischungen mit einem schiffsbasierten (Abbildung 1.2.2a), gestaffelten Hamennetz mit fünf übereinander liegenden Netzöffnungen durchgeführt (Abbildung 1.2.2b).

Nach Abschluss des o. g. Projektes wurde die Hamenfischerei im Jadebusen unter der Federführung der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer und des Institutes für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ fortgesetzt. Diese Befischungen haben zum primären Ziel, Daten zur Nahrungsgrundlage Fisch fressender Seevögel zu liefern und ihre Populationsdynamik besser zu verstehen. Seit 2008 wird ein Großhamen mit nur einer Netzöffnung verwendet (Abbildung 1.2.2c). Im Gegensatz zu fast allen anderen deutschen Fischmonitoring-Programmen wird durch monatliche Ausfahrten zwischen April und August die *saisonale* Variabilität der Fischfauna bzgl. Arten- und Größenzusammensetzung sowie Abundanz berücksichtigt. Damit ist eine zentrale Voraussetzung geschaffen, die beobachteten Veränderungen in den zeitlichen Kontext zu setzen, wovon die korrekte Interpretation von Monitoringdaten maßgeblich abhängt

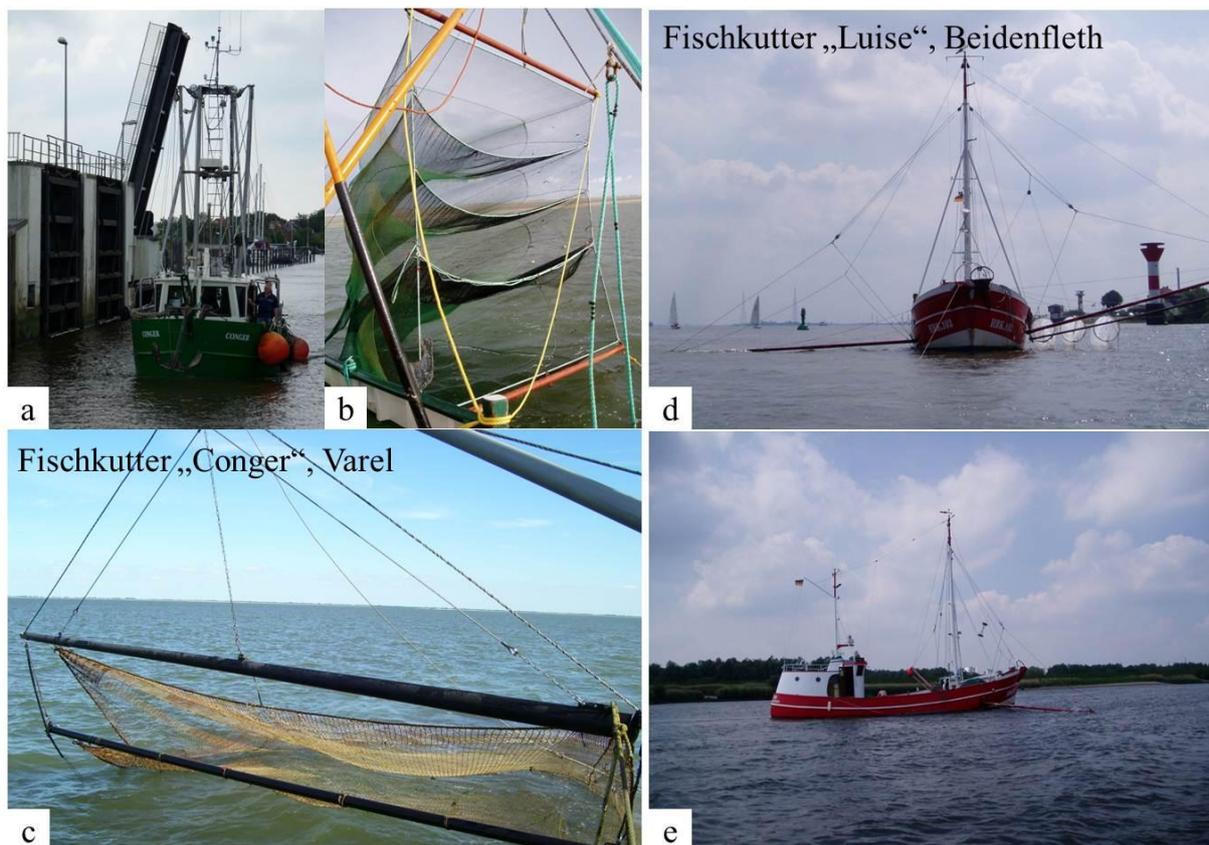


Abbildung 1.2.2: Schiffe und Fanggeräte. Die Hamenfischerei im Niedersächsischen Wattenmeer wird von Bord des Fischkutters „Conger“ aus Varel (a) durchgeführt. Zwischen 2005 und 2007 wurde ein gestaffeltes Hamennetz mit fünf (im Bild nur vier sichtbar) übereinander liegenden Netzöffnungen eingesetzt (b), seit 2008 wird ein Großhamen mit nur einer Netzöffnung verwendet (c). Für das schleswig-holsteinische Fischmonitoring wird seit 1991 der Fischkutter „Luise“ aus Beidenfleth eingesetzt (Frontansicht (d) und Seitenansicht (e) mit ausgesetztem Steuerbordhamen).

Die Bestandsaufnahme der Fische und Krebse des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres war das Ziel einer im Rahmen der 'Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer' von 1988 bis 1995 durchgeführten Untersuchung (Breckling et al. 1997). Neben den üblicherweise eingesetzten Bodenschleppnetzen wurde erstmals für fischereiwissenschaftliche Untersuchungen im Wattenmeer ein schiffsbasierter Großhamen verwendet (Abbildung 1.2.2 d & e), mit dem insbesondere die Abundanz pelagischer Fische erfasst werden kann. Die Hamenfischerei hat sich als Untersuchungsmethode für ein Fisch-Monitoring-Programm etabliert, das vom Land Schleswig-Holstein durchgeführt wird. Seit 1991 werden Forschungsfänge mit dem Großhamen in der Meldorfer Bucht (Abbildung 1.2.2) durchgeführt. Die Untersuchungen finden einmal jährlich im August statt. Von 1997 bis 2002 wurde zusätzlich auch im Juni gefischt. Im Jahr 2001 wurden die Untersuchungen im August um drei zusätzliche Fangstationen in der Null-Nutzungszone im Hörnum Tief erweitert (Abbildung 1.2.1). Die Datensammlung über die Fischfauna des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres bildet die Basis für das im Rahmen des Trilateralen Monitoring and Assessment-Programmes (TMAP) durchgeführten Fischmonitorings (Trilateral Monitoring and Assessment Group 1997). Gleichzeitig ergänzen die Ergebnisse der Hamenfischerei laufende (DYFS, s. o.) bzw. frühere (Beifanguntersuchungen der Garnelenfischerei, vTI-SF Hamburg) Untersuchungsprogramme anderer Institute, die sich in ihrer Methode auf die Fischerei mit Baumkurren stützen. Wesentliche Voraussetzung für die Einbindung des Fischmonitorings in das Konzept des trilateralen Wattenmeer-Monitorings ist die Verfügbarkeit der Daten. Zu diesem Zweck werden seit 1991 alle Hol- und Fischdaten der Hamenfischerei in der Datenbank der Nationalparkverwaltung vorgehalten.

Die langfristige Beobachtung über Vorkommen und Verteilung der Fische im Wattenmeer ermöglicht durch den Vergleich mit den Vorjahresdaten Aussagen über die Entwicklung und die aktuelle Situation der Fischfauna. Mit zunehmender Länge der Datenreihe können trotz starker Schwankungen im Vorkommen und in der Häufigkeit einzelner Arten Bestandsveränderungen in Richtung einer Zu- oder Abnahme der verschiedenen Arten sowie Verschiebungen der Größenstruktur erkannt werden.

1.3 Ziele der Auswertungen

Die Auswertungen sollen eine Übersicht über die aktuelle Datenlage und den Kenntnisstand aus den niedersächsischen und den schleswig-holsteinischen Hamenbefischungen geben und die beiden Monitoring-Programme auf ihre Nutzbarkeit für die Umsetzung der MSRL hin überprüfen. Hierzu soll die Fischfauna in ihrer zeitlichen und räumlichen Entwicklung charakterisiert und zwischen den Gebieten verglichen werden. Dies geschieht durch die Beantwortung folgender Fragen:

- Sind die grundsätzlichen Aussagen, die aus den Datensätzen aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein gewonnen werden, ähnlich?
- Sind die im Jadebusen erhobenen Daten repräsentativ für andere Wattenmeergebiete und damit übertragbar?
- Welche ökologischen Funktionen hat der Jadebusen im Vergleich zu den anderen untersuchten Seegebieten?
- Eignen sich die standardisierten Untersuchungsparameter der beiden Monitoring-Programme als Kriterien oder Indikatoren, um die Deskriptoren D 1 (biologische Vielfalt), D2 (nicht-heimische Arten) und D 4 (Nahrungsnetz) der MSRL zu bewerten?
- Liefert das bestehende Monitoring-Design (z.B. Fanggerät, Beprobungsfrequenz, Fangaufwand, räumliche Abdeckung) die erforderlichen Daten zur Bestimmung geeigneter Indikatoren der MSRL?

- Wo bestehen Defizite?
- Wie kann das aktuelle Monitoring-Design vor dem Hintergrund der MSRL optimiert werden?
- Welche Indikatoren eignen sich für die Bewertung der Fischfauna?

Die Fischgemeinschaften wurden analysiert anhand

- der Artendiversität
- der Gemeinschaftsstruktur
- der aufwandskorrigierten Abundanz ausgewählter Arten im Hinblick auf
 - Gebietsvergleiche,
 - die langfristige Entwicklung und
 - den saisonalen Verlauf (nur niedersächsische Daten)
- und der Längen-Häufigkeits-Verteilungen ausgewählter Arten.

Die Abundanz- und Längendaten wurden in Anlehnung an die Empfehlungen der TMAP ad hoc Fish Expert Group (Bolle et al. 2009) für ausgewählte Fischarten durchgeführt. Um räumliche Aspekte angemessen zu berücksichtigen, wurden trotz des kurzen Zeitraumes der Erfassungen auch Daten von Minsener Oog (2006 und 2007) einbezogen. Obwohl im schleswig-holsteinischen Fischmonitoring die Fische i. d. R. lediglich auf den cm genau gemessen werden, wurden Längen-Häufigkeitsverteilungen für Arten und Zeiträume, für die ausreichend Daten mit Millimeter-Genauigkeit vorlagen (2010 und 2011) feiner aufgelöst dargestellt. Zur Feststellung der Sensibilität der Gemeinschaftsanalysen gegenüber dem Aggregationsniveau wurden exemplarisch MDS-Plots auf verschiedenen Aggregationsebenen dargestellt (vgl. 2.2.2). Schließlich wurde die Eignung der beiden Monitoring-Programme im gegenwärtigen Design für die Definition von Indikatoren und Kriterien der MSRL-Deskriptoren D1, D2, D4 tabellarisch dargestellt.

2 Material & Methoden

2.1 Beschreibung der Probennahme und der Fangaufarbeitung

2.1.1 Niedersachsen

Zwischen August 2005 und Oktober 2007 wurde jeweils an einer Fangstation im zentralen Jadebusen nahe der Fahrwassertonne Varel 10 (ca. 500 m östlich des Arngaster Leuchtturms, 53°28.56 N, 8°12.65 E) und südöstlich vor Minsener Oog an der Außenjade (53°28.24 N, 8°02.02 E) mit einem Großhamen (5 x 7 m Netzöffnung, 5 übereinander liegende Netzfächer, 5 mm Maschenweite im Steert, Abbildung 2 b; vgl. auch Dänhardt & Becker 2008, 2011 c) Befischungen durchgeführt. Ab Juli 2008 wurde die Fangstation bei Minsener Oog nicht weiter beprobt, die Fangstation im zentralen Jadebusen hingegen wurde beibehalten. Seit 2008 wird für die Untersuchungen ein Großhamen mit nur einer Netzöffnung von 49 m² (7 m breit x 7 m hoch) eingesetzt. Das Netz ist insgesamt 29,4 m lang, im hinteren Drittel ist eine Kehle eingenäht, um die Fische am Zurückschwimmen zu hindern. Die Maschenweite nimmt von der Öffnung bis zum Steert von 60 mm über 40, 30, 20, 16, 14 und 12 mm ab. Die Kehle und der Netzsteert selbst haben eine Maschenweite von 10 mm.

Ab 2010 musste die Fangposition aufgrund veränderter Strömungsverhältnisse verlegt werden. Seit dem 4. Juni 2010 befindet sich die Fangstation nahe der Fahrwassertonne Varel 8 (53°28.93 N, 8°12.19 E), ca. 500 m nördlich der alten Fangposition an der Fahrwassertonne Varel 10. Aufgrund starker nördlicher Winde musste die Fangstation am 12. Juni 2006 und am 3. Juni 2010 vorübergehend an den Südstrand (53°30.48 N, 8°08.99 E) verlegt werden, wo in ausreichender Landabdeckung die Befischungen sicher ausgeführt werden konnten. Die geografische Lage aller Fangstationen ist in Abbildung 1.2.1 dargestellt.

Grundsätzlich wurden bei allen Fangkampagnen seit 2005 pro Station jeweils ein Hol bei Ebbe und bei Flut am Tag und in der Nacht (Σ 4 Hols à ca. 4 Stunden) angestrebt. Jedoch musste die Probenahme oft aufgrund schlechter Wetterbedingungen vorzeitig abgebrochen werden, da mit dem Fischkutter „Conger“ im Gegensatz zu den schleswig-holsteinischen Beprobungen (s. u.) lediglich bis Windstärke 5 Bft. sicheres Arbeiten auf See möglich war. Der Oberbaum wurde stets an oder dicht unter Wasseroberfläche platziert, der Unterbaum wurde ganz abgelassen. Durch den Strömungsdruck gegen das feinmaschige Netzmaterial (insbesondere 2005-2007) wurde der Unterbaum angehoben, so dass demersale (bodenlebende) Fische und andere bodenlebende Organismen in den Hamenfängen unterrepräsentiert sind (s. 2.1.3).

Zur Auswertung der Fänge wurden die Fische nach Arten getrennt, die Individuen gezählt und Messreihen (Standardlänge \pm 1mm) erstellt. Alle Individuen einer Art wurden zusammen nass (Abtropfgewicht) gewogen. Anhand gemessener Durchflussmengen (Propeller-Flowmeter, Hydrobios, Kiel) wurden die absoluten Fangzahlen auf 10.000 m³ filtriertes Wasservolumen hochgerechnet und so untereinander sowie mit anderen Erhebungen vergleichbar gemacht.

Für den vorliegenden Bericht wurden saisonal aufgelöste Daten von sechs Jahren ausgewertet (August 2005– September 2011), die als Referenz für spätere Erhebungen und somit als Bewertungsgrundlage im Sinne der MSRL herangezogen werden können.

2.1.2 Schleswig-Holstein

Das für die Untersuchungen eingesetzte Hamennetz hat eine 90 m² große Öffnung (9 m breit x 10 m hoch) und ist insgesamt 40 m lang. Im hinteren Drittel sind zwei Kehlen eingenäht, die die Fische am Zurückschwimmen hindern. Die Maschenweite nimmt von der Öffnung bis zum Steert von 40 mm über 35, 30, 27, 25, 22, 20, 18, 15 und 12 mm ab. Der Netzsteert selbst hat eine Maschenweite von 8

mm. Im Idealfall wird der Oberbaum an der Wasseroberfläche fixiert und der Unterbaum bis zum Grund auf 10 m Wassertiefe abgesenkt. Damit fängt der Hamen in der gesamten Wassersäule alle Fische, die sich mit der Strömung bewegen. Es ist jedoch auch hier nicht auszuschließen, dass der Unterbaum durch die Strömung angehoben wird und somit bodenlebende Organismen unterrepräsentiert sind (s. o. & 2.1.3).

Das Hamennetz wurde zu jeder Halbtide bei einsetzendem Strom ausgesetzt. Analog zu den Erfassungen im Niedersächsischen Wattenmeer wurde an jeder einzelnen Station jeweils ein Hol bei Ebbe und bei Flut jeweils am Tag und in der Nacht durchgeführt (Σ 4 Hols). Im Anschluss an diese vier Hols wurde die nächste Station angelaufen. Jeder Hol dauerte zwei bis vier Stunden. Da der eingesetzte Fischkutter „Luise“ (Abbildung 1.2.2 d & e) 6 m länger und doppelt so schwer ist wie das Schiff, das im Niedersächsischen Wattenmeer zum Einsatz kommt (Abbildung 1.2.2 a), konnten fast immer alle vier Hols pro Station eingebracht werden. Das filtrierte Wasservolumen wurde während der Hols mit einem Doppler-Strömungsmessgerät (Aanderaa DCS 3900R) permanent aufgezeichnet (Messintervall: 30 s; Messtiefe: ca. 50 cm) und zusätzlich mit dem bordeigenen Propeller-Flowmeter aufgenommen.

Jeder Fang wurde sofort an Bord aufgearbeitet. Bei Fangmengen bis 25 kg wurde der Gesamtfang bearbeitet, von größeren Fängen wurden Unterproben entnommen und Anzahl und Gewicht der massenhaft auftretenden Fischarten auf den Gesamtfang hochgerechnet. Arten, die nur in geringer Individuenzahl in den Fängen vertreten waren, wurden dem Gesamtfang entnommen, bevor die Unterprobe abgeteilt wurde. Alle Fischarten wurden bis zum Artniveau bestimmt, gezählt, gemessen (auf den unteren cm) und nach Arten nass gewogen (\pm 1 g). Aus diesen Daten wurden absolute Abundanz und Biomasse der einzelnen Arten berechnet und unter Einbeziehung des filtrierten Wasservolumens auf 1.000.000 m³ normiert.

2.1.3 Methodenkritik und Vergleichbarkeit der Datensätze

Bis Ende 2011 wurden im Niedersächsischen und im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer insgesamt 598 Hols eingebracht, davon 194 im Niedersächsischen Wattenmeer (144 im Jadebusen, 50 vor Minsener Oog) und 404 im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer (288 in der Meldorfer Bucht, 116 im Hörnum Tief). Einen Überblick über den Fangaufwand der beiden Monitoring-Programme gibt Tabelle I im Anhang.

Grundsätzlich können durch den Einsatz derselben Fangmethode systematische Fehler ausgeschlossen werden. Allerdings sollten bei der Interpretation der Ergebnisse folgende Einschränkungen berücksichtigt werden:

- **Netzöffnung:** Das Hamennetz, das beim schleswig-holsteinischen Fischmonitoring eingesetzt wird, hat eine fast doppelt so große Netzöffnung wie das Netz, das im Niedersächsischen Wattenmeer zum Einsatz kam. Hierdurch war die Chance größer, mehr Arten zu fangen. Dieser Umstand ist für den Nachweis seltener Arten von Bedeutung, für Abundanzvergleiche hat die Fläche der Netzöffnung jedoch keine Relevanz, da die Fangmengen auf das filtrierte Wasservolumen als Maß für den Fangaufwand normiert wurden.
- **Strömungsmessung und Fangaufwandsnormierung** . Die Fangaufwandsnormierung hängt direkt von der Zuverlässigkeit der Strömungsmessung ab. Diese wurde beim schleswig-holsteinischen Fischmonitoring mit einem Doppler-Strömungsmessgerät und teilweise auch mit dem bordeigenen Propeller-Flowmeter aufgenommen, während bei den niedersächsischen Erfassungen nur mechanische Propeller-Flowmeter zum Einsatz kamen. Die Messmethoden

wurden bisher nicht kalibriert, so dass Abweichungen der volumenkorrigierten Fangmengen aufgrund methodischer Unterschiede bei der Strömungsmessung nicht auszuschließen sind. Gemeinschaftsanalysen, Trendvergleiche und Untersuchungen der Längenstruktur sind dennoch möglich, da die Strömungsmessungen innerhalb der einzelnen Monitoring-Programme methodisch konsistent waren.

- **Tiden- und Tageszeiteffekte:** Tiden- und Tageszeiteffekte haben zweifellos einen Einfluss auf die Fangergebnisse der Hamenfischerei. Frühere Auswertungen von Tiden- und Tageszeiteffekten zeigten jedoch weder konsistente Ergebnisse, noch konnten generelle Muster abgeleitet werden (Dänhardt & Becker 2008). Aus diesem Grund wird in dem vorliegenden Bericht bewusst auf die Auswertung von Tide- und Tageszeiteffekten verzichtet, wobei diese wichtigen Zyklen keineswegs ignoriert, sondern durch die integrierte Betrachtung der Ebb- und Fluthols bei Tag und bei Nacht berücksichtigt werden (aber s. u. „Vergleichbarkeit des Fangaufwandes“).
- **Selektivität des Fanggerätes:** Fische und andere mobile Nektonorganismen können mit passiven Fanggeräten wie Hamennetzen nur dann gefangen werden, wenn sie sich mit dem Wasserkörper bewegen, der schließlich befischt wird. Da demersale Fische weniger schwimmaktiv sind als pelagische Fische, sind Erstere in den Hamenfängen wahrscheinlich unterrepräsentiert. Des Weiteren wurde durch den Druck der Strömung der Unterbaum des feinmaschigen, gestaffelten Hamennetzes (Niedersächsisches Wattenmeer 2005–2007, s. Abbildung 1.2.2. b) angehoben, wodurch grundnahe Tiefenhorizonte nicht beprobt wurden und somit bodenlebende Fische unterrepräsentiert wären. Quantitative Angaben zu demersalen Fischen sind folglich mit dieser Einschränkung zu betrachten, und es wird empfohlen, für quantitative Auswertungen über demersale Fische Ergebnisse aus der Grundnetzfisherei zu verwenden. Dennoch sind die Daten zu demersalen Fischen durchaus verwendbar, da o. g. Einschränkung innerhalb der Hamenprogramme konsistent ist.
- **Beprobungstermin:** Der direkte Gebietsvergleich hing vom Fangtermin ab. Obwohl die Autoren in allen Jahren darauf geachtet haben, die Beprobungen in Niedersachsen und in Schleswig-Holstein möglichst zeitgleich durchzuführen, lagen aufgrund schlechter Wetterbedingungen oder Anfahrtszeiten zwischen den Fangstationen mitunter bis zu zwei Wochen zwischen den Beprobungen in beiden Bundesländern. Innerhalb dieser zwei Wochen könnten Veränderungen der Größenverteilung (z. B. durch Wachstum) oder der Artenzusammensetzung (z. B. durch Ein- und Abwanderung) aufgetreten sein, die nicht ausschließlich durch räumliche Unterschiede erklärt werden können. Während Wachstumsphänomene zu vernachlässigen sind, weil die Wachstumsraten der meisten Fische innerhalb von zwei Wochen geringer sind, als die Klassenbreite der Längendarstellungen (0,5 cm; s. Abbildungen I-XIII im Anhang), können kurzfristige Wanderbewegungen die Ergebnisse beeinflussen. Letzteres ist jedoch methodisch nicht nachzuvollziehen und wurde im Rahmen der vorliegenden Auswertung daher nicht berücksichtigt.
- **Vergleichbarkeit des Fangaufwandes:** Aufgrund unterschiedlicher Widerstandskraft der beiden eingesetzten Fischkutter gegen schlechtes Wetter (s. o.) wurden bei Minsener Oog und im Jadebusen weit seltener alle vier Hols pro Fangstation eingebracht als im Hörnum Tief und in der Meldorfer Bucht. Zudem wurden aufgrund des thematischen Fokus der Fischerfassungen in den Jahren 2006 und 2007 auf die Nahrungsverfügbarkeit für Fisch-fressende Seevögel (Dänhardt & Becker 2008) bei Minsener Oog und im Jadebusen pro Halbtide (Niedrigwasser bis Hochwasser bzw. Hochwasser bis Niedrigwasser) jeweils zwei Hols eingebracht. Im Vergleichszeitraum im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer dauerte ein Hol hingegen stets über die gesamte Halbtide. Somit sind bei Vergleichen z. B. anhand des arithmetischen Mittels aller Hols pro Station Tiden- und Tageszeiteffekte nicht gleichermaßen berücksichtigt.

Diese Einschränkung ist u. a. bei direkten Gebietsvergleichen relevant: Für einen geografischen Vergleich der Fischgemeinschaften und der artspezifischen Abundanz sollte der Fangaufwand in den zu vergleichenden Gebieten gleich sein. Idealerweise würden in den verschiedenen Gebieten bei gleicher Tide- und Tageszeit unter gleichen Wetterbedingungen über dieselbe Dauer gleich viele Hols mit identischem Fanggerät durchgeführt werden. Diese Voraussetzungen sind praktisch nicht zu erfüllen, so dass die Ergebnisse der beiden Monitoring-Programme mit ihren unterschiedlichen inhaltlichen Ausrichtungen und methodischen Rahmenbedingungen nur mit dieser Einschränkung vergleichbar sind.

Die Unterschiede im Fangaufwand zwischen den niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Erfassungen werden in der vorliegenden Arbeit in der Weise berücksichtigt,

a) dass bei geografischen Vergleichen nur Hols einbezogen werden, die näherungsweise zur selben Zeit eingebracht wurden (Tabelle 2.2.1),

b) dass bei der Gemeinschaftsanalyse die relative Anordnung der Unähnlichkeitswerte (s. 2.2.2) auf Sensibilität gegenüber dem Aggregationsniveau (Hol, Station, Fanggebiet) geprüft wird und

c) dass die vergleichende Analyse artspezifischer Abundanzdaten (Saisonalität, Zwischenjahresvergleiche) auf Halebene erfolgt und so auf die Verwendung von Maßen zentraler Tendenz (arithmetisches Mittel, Median) weitgehend verzichtet werden kann.

Trotz o. g. Einschränkungen ist allein durch den Einsatz derselben Fangmethode ein ausreichendes Maß an Vergleichbarkeit erreicht, insbesondere für pelagische Fische, die im Fokus der folgenden Auswertungen stehen.

2.2 Auswertungen

Die Daten wurden grundsätzlich unter Berücksichtigung der Unterschiede zwischen den Fanggebieten (Jadebusen, Minsener Oog, Meldorfer Bucht und Hörnum Tief), zwischen den Jahren (Jadebusen, Meldorfer Bucht und Hörnum Tief, 2006 & 2007 Minsener Oog) und über die Saison (nur Jadebusen und Minsener Oog) analysiert.

Für die überregionalen Gebietsvergleiche zwischen Jadebusen, Minsener Oog, Meldorfer Bucht und Hörnum Tief wurden nur die Hols der Jahre 2006 und 2007 herangezogen, die innerhalb desselben Monats eingebracht wurden. Diese Periode wird im Folgenden als *Vergleichszeitraum* bezeichnet. Der größte zeitliche Abstand zwischen den Beprobungen bestand im Jahr 2007, als am 1. und 2. August im Jadebusen und vor Minsener Oog gefischt wurde, die entsprechenden Erfassungen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer jedoch erst zwei bzw. drei Wochen später stattfanden. In allen anderen Untersuchungsjahren lagen die Beprobungen zeitlich höchstens eine Woche auseinander (s. auch Abschnitt 2.1.3). Tabelle 2.2.1 gibt eine Übersicht über die Fangtermine, die in den verschiedenen Fanggebieten für den räumlichen Vergleich herangezogen wurden.

Saisonale Phänomene sowie der Vergleich zwischen Jadebusen und Minsener Oog (nur 2006 und 2007) wurden für die gesamte Saison jeweils anhand der Fangergebnisse aufeinander folgender Tage derselben Seereise angestellt.

Für die Analysen der artspezifischen Dominanz (2.2.1), Abundanz (2.2.3) und Größenverteilung (2.2.4) wurde in Anlehnung an Bolle et al. (2009) eine Artenauswahl getroffen. Bolle et al. (2009) schlagen anhand verschiedener Kriterien hinsichtlich der Ökologie der Arten, ihrer Relevanz für das Management und ihrer Sensibilität gegenüber Umwelteinflüssen 14 Arten vor, die für ein Monitoring geeignet sind: Aalmutter *Zoarces viviparus*, Finte *Alosa fallax*, Flunder *Platichthys flesus*, Flussneun-

Tabelle 2.2.1: Fangdaten, die für den räumlichen Vergleich zwischen den Fanggebieten herangezogen wurden. Fänge der jeweiligen Fangtage in den Zeilen wurden miteinander verglichen (= „Vergleichszeitraum“). *=Station Norderpiep, s. Abbildung 1.2.1 c.

	Jadebusen	Minsener Oog	Meldorfer Bucht	Hörnum Tief
2005	18.08.		08.-10.08. & 21./22.08*.	18.-21.08.
2006	10.08.	09.08.	06.-08.08. & 19./20.08*.	16.-19.08.
2007	02.08.	01.08.	13.-15.08. & 21.08*.	18.-21.08.
2008	23./24.07.		26.-29.07.	23.-26.07.
2009	10./11.08.		14.-16.08.	10.-13.08.
2010	10./11.08.		06.-09.08.	02.-05.08.
2011	18.08.		12.-14.08.	18.-21.08.

auge *Lampetra fluviatilis*, Hering *Clupea harengus*, Kabeljau *Gadus morhua*, Kliesche *Limanda limanda*, Sandaal *Ammodytes spec.*, Sardelle *Engraulis encrasicolus*, Scholle *Pleuronectes platessa*, Seezunge *Solea solea*, Sprotte *Sprattus sprattus*, Stint *Osmerus eperlanus* und Wittling *Merlangius merlangus* (s. Bolle et al. (2009) für die ausführliche Herleitung dieser Auswahl).

Für die Aalmutter, den Sandaal und die Kliesche waren die Daten aus keinem der beiden Monitoring-Programme für eine sinnvolle Auswertung ausreichend, sodass die vorliegenden Analysen zur Dominanz, Abundanz und Größenverteilung für folgende 11 Arten durchgeführt wurden: **Finte, Flunder, Flussneunauge, Hering, Kabeljau, Sardelle, Scholle, Seezunge, Sprotte, Stint und Wittling**. Diese Arten repräsentieren pelagisch-anadrome (Finte, Flussneunauge und Stint), pelagisch-marine (Hering, Sardelle und Sprotte), benthische (Flunder, Scholle und Seezunge) und benthopelagische (Kabeljau und Wittling) Lebensweisen. Die Sardelle ist zudem eine wieder etablierte Art, die möglicherweise in Konkurrenz mit anderen pelagischen Planktivoren treten könnte (Raab et al. 2011). Finte und Flussneunauge sind im Anhang II der FFH-Richtlinie als besonders zu schützende Arten aufgeführt.

Wenngleich schiffsbasierte Großhamen für die repräsentative Darstellung bodenlebender Fischarten nicht optimal sind, können diese Arten aufgrund der methodischen Konsistenz der Erfassungen für die Betrachtung relativer Veränderungen innerhalb der Datenreihen dennoch herangezogen werden.

2.2.1 Artendiversität

Die Biodiversität lässt sich unterteilen in genetische Diversität, Habitatdiversität und Artendiversität. Der vorliegende Bericht befasst sich ausschließlich mit der Artendiversität. Die Artendiversität kann in verschiedenen Ausprägungen auftreten und gemessen werden, die stets zusammen betrachtet werden müssen, um eine Artengemeinschaft zu charakterisieren.

Um die Bedeutung des Erfassungsaufwandes für die Zahl nachgewiesener Arten zu veranschaulichen, wurde die *Artenzahl* aller verfügbarer Hols der Artenzahl der Hols aus dem Vergleichszeitraum (Tabelle 2.2.1) und der Artenzahl pro Hol gegenübergestellt. Dieser Vergleich erfolgte auf Stationsbasis. Dadurch wurden gebietsspezifische Unterschiede deutlich, da pro Station im Vergleichszeitraum (Tabelle 2.2.1) in etwa gleich viele Hols durchgeführt wurden. Auch für den saisonalen Vergleich der Artenzahlen zwischen Jadebusen und Minsener Oog wurden sowohl alle Hols als auch nur die des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) dargestellt und schließlich durch Division der Artenzahl durch die Holzanzahl auf den Fangaufwand normiert.

Die Anzahl der Arten allein sagt noch nichts über die Verteilung der Individuenzahl auf die verschiedenen Arten aus. Als Maß hierfür wurde die Heterogenität verwendet (Krebs 1999). Neben der grafischen Darstellung der Verteilung der Individuen auf die verschiedenen Arten wurde der Simpson-Index (Simpson 1949) berechnet. Er gibt die Wahrscheinlichkeit an, mit der zwei willkürlich gefangene Individuen derselben Art angehören und wird berechnet nach

$$D = \sum p_i^2$$

mit D = Simpson's Index und p_i = relativer Anteil der Art i in der Gemeinschaft (oder Probe).

Als Datengrundlage sowohl für die grafische Darstellung der Verteilung der Individuen auf die verschiedenen Arten nach Gebieten und über die Saison als auch für den Simpson-Heterogenitäts-Index der einzelnen Fanggebiete dienten die aufwandskorrigierten, über die Hols gemittelten Abundanzdaten während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1).

Hingegen wurden für die Darstellung des saisonalen Verlaufes des Simpson-Indexes und für den statistischen Vergleich (Mann-Whitney-U-Test) die Einzelhols für Jadebusen und Minsener Oog verwendet. Hierfür wurden die aufwandskorrigierten Abundanzdaten zugrunde gelegt, die an aufeinander folgenden Tagen derselben Seereise gewonnen wurden.

Um eventuelle Veränderungen der Heterogenität der Fischgemeinschaften über einen längeren Zeitraum zu prüfen, wurde die Verteilung der Individuen auf die verschiedenen Arten in der Meldorfer Bucht für 1992, 2001 und 2011 analysiert. Hierfür wurde das arithmetische Mittel der aufwandskorrigierten Abundanzdaten aller drei Fangstationen in der Meldorfer Bucht verwendet.

Der relative Anteil der 11 ausgewählten Arten (s. 2.2) in einer Probe wurde als ein Maß für die *numerische Dominanz* verwendet. Die numerische Dominanz wurde für die elf Arten ermittelt nach

$$D_N = N_A/N_S * 100$$

mit D_N = Individuendominanz, N_A = Anzahl der Individuen der untersuchten Art A und N_S = Summe der Individuen aller Arten. Die Individuendominanz wurde auf Grundlage der aufwandskorrigierten, über die Hols gemittelten Abundanzdaten während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) berechnet und nach Fanggebieten aufgelöste Dominanz dargestellt.

Die *Stetigkeit* (= relativer Anteil der Hols, in denen mindestens ein Individuum einer Art auftrat) wurde unterteilt nach Fangstationen berechnet. Hierzu wurden die aufwandskorrigierten Abundanzdaten des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) zu binären Absenz/Präsenz-Daten herunterkaliert.

2.2.2 Gemeinschaftsanalyse

Tiergemeinschaften lassen sich mit Hilfe von Distanzmaßen vergleichen, die die relative Unähnlichkeit in einem vorher festgelegten Merkmal (z. B. der artspezifischen Abundanz) quantifizieren. Für die grafische Darstellung der Gemeinschaftsstruktur und ihrer Unterschiede zwischen den Monaten, Jahren und Gebieten wurde eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (nmMDS) durchgeführt. Als Distanzmaß wurde der Bray-Curtis-Dissimilaritäts-Index verwendet. Dieser Index wurde aus aufwandsnormierten Fangdaten des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) gewonnen, die zuvor zur Kontrolle von Extremwerten quadratwurzel-transformiert wurden. Der Bray-Curtis-Index kann Werte zwischen 0 (identisch) und 1 (keine Übereinstimmung) annehmen und wird berechnet nach

$$B = (\sum_{i=1}^n |X_{ij} - X_{ik}|) / (\sum_{i=1}^n (X_{ij} + X_{ik}))$$

mit B = Bray-Curtis-Index der Dissimilarität, X_{ij} , X_{ik} = Anzahl an Individuen der Art i in jeder Probe (j , k), n = Anzahl an Arten in den Proben.

Eine Standardisierung der Daten war nicht notwendig, da sie in derselben Einheit ($n * 10.000 \text{ m}^3$ filtriertes Wasservolumen, s. Abschnitt 2.1.1 und 2.1.2) vorlagen.

Die nmMDS stellt relative Entfernungen auf Grundlage ordinaler Rangdifferenzen dar. Jedem nmMDS-Ergebnis lag eine Iteration von elf Berechnungen zugrunde, aus denen das Ergebnis mit dem geringsten Stress-Wert verwendet wurde. Der Stress-Wert ist ein Maß für die Güte der Anpassung und wurde in Anlehnung an Kruskal (1964) als schlecht ($>0,20$), akzeptabel ($<0,10$), gut ($<0,05$) oder ausgezeichnet ($<0,02$) bewertet. Als weiteres Maß, um die Übereinstimmung der Disparitäten mit den Distanzen zu beurteilen, wurde der Shephard-Plot herangezogen.

Auf Basis aller Einzelhols, der pro Station gemittelten Hols und der pro Fanggebiet gemittelten Hols wurde die Sensibilität der Ergebnisse gegenüber dem Aggregationsniveau überprüft.

Die statistische Prüfung der durch die nmMDS grafisch dargestellten Unterschiede der quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten erfolgte mittels einer Similaritäts-Analyse (ANOSIM, Clarke 1988, 1993). Dieses Verfahren prüft, ob die Zusammensetzung (z. B. artspezifischer Abundanzwerte) innerhalb vorab definierter Gruppen ähnlicher ist als zwischen den vorab definierten Gruppen. Die Gruppen entsprechen im vorliegenden Fall räumlich (Fanggebiete und Fangstationen) oder zeitlich (Jahre oder Monate) aggregierten, aufwandsnormierten und quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller gefangener Fischarten. Die ANOSIM prüft die Nullhypothese, dass keine Unterschiede zwischen den Arten der verschiedenen Gruppen existieren. Sie basiert ebenso wie die nmMDS auf dem Bray-Curtis-Index. Die Teststatistik R kann Werte von $+1$ bis -1 annehmen. Werte nahe oder gleich $+1$ zeigen an, dass die größte Ähnlichkeit innerhalb der *a priori* definierten Gruppen besteht, während R bei perfekter Ausgewogenheit der Ähnlichkeiten innerhalb und zwischen den Gruppen 0 wird. R -Werte nahe oder gleich -1 treten auf, wenn die Ähnlichkeit außerhalb der vorab definierten Gruppen am größten ist. Der korrekten Definition der Gruppen kommt somit eine große Bedeutung zu. Als Gruppen wurden definiert

- *Fanggebiete*: Aufwandskorrigierte, quadratwurzel-transformierte Abundanzwerte aller Hols, die während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) im Jadebusen, vor Minsener Oog, in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief eingebracht wurden
- *Fangstationen*: Aufwandskorrigierte, quadratwurzel-transformierte Abundanzwerte aller Hols, die während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) im Jadebusen, vor Minsener Oog, im Steertloch, im Kronenloch, an der Norderpiep, bei T 22, SB, und OL eingebracht wurden
- *Jahre*: Aufwandskorrigierte, quadratwurzel-transformierte Abundanzwerte aller Hols, die während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) der Jahre 2005–2011 im Jadebusen, in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief eingebracht wurden
- *Saison*: Aufwandskorrigierte, quadratwurzel-transformierte Abundanzwerte aller Hols der Monate April bis Oktober der Jahre 2006 und 2007 für den Jadebusen und Minsener Oog.

Die ANOSIM wurde einseitig durchgeführt. Um die Signifikanz zu testen, wurde die rangskalierte Ähnlichkeit innerhalb und zwischen den Gruppen mit einer zufällig erzeugten Ähnlichkeitsverteilung verglichen. Ein signifikanter R -Wert wurde als größere Ähnlichkeit innerhalb der Gruppen als zwischen ihnen interpretiert. Bei Stichprobengrößen von $n < 4$ können mit Hilfe der ANOSIM die Gruppen

nicht mehr zuverlässig unterschieden werden, wodurch die Wahrscheinlichkeit stieg, die Nullhypothese fälschlicherweise zu akzeptieren (Typ II-Fehler). Daher wurden bei der paarweisen ANOSIM bei Stichprobengrößen (=Holzahlen) < 4 nicht das Signifikanzniveau sondern der R-Wert betrachtet, um Unterschiede festzustellen (Clarke & Warwick 2001).

Trotz Mehrfachvergleichen wurde auf eine (sequentielle) Bonferroni-Korrektur verzichtet, da dieses Verfahren zu konservativ ist und somit die Gefahr besteht, zutreffende Hypothesen fälschlicherweise abzulehnen (Moran 2003).

Sofern die ANOSIM Unterschiede zwischen den Gruppen auswies (globales R > 0.5), wurde ebenfalls auf Grundlage des Bray-Curtis-Indexes aus aufwandskorrigierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten eine SIMPER (Similarity-Percentage)-Analyse durchgeführt (Clarke 1993). Unter Verwendung derselben Datenbasis, die der Definition der Gruppen zugrunde lag, wurde festgestellt, welchen Anteil verschiedene Arten an der Unähnlichkeit zwischen den Fangstationen, den Jahren und den Monaten hatten. Dabei wurden die elf Beispielarten und andere Arten mit einem Anteil von > 1% einzeln ausgewiesen, Arten mit einem geringeren Anteil als 1% wurden als „Andere“ zusammengefasst.

Für die Gemeinschaftsanalysen wurde die Open-Source-Software PAST (PALEontological STatistics, Version 2.1.4, Hammer et al. 2001) verwendet.

2.2.3 Aufwandskorrigierte Abundanz ausgewählter Arten: Gebietsvergleiche, langfristige Entwicklung und saisonaler Verlauf

Die interannuelle und saisonale Dynamik der artspezifischen Abundanz wurde für die 11 Beispielarten untersucht (2.2). Die aufwandskorrigierten Fangmengen aus dem schleswig-holsteinischen Fischmonitoring, die in $n * 1.000.000 \text{ m}^3$ angegeben wurden, wurden durch entsprechende Division in $n * 10.000 \text{ m}^3$ befischtes Wasservolumen umgerechnet. Tabelle 2.2.3.1 gibt eine Übersicht über die befischten Wasservolumina in den vier Fanggebieten über den gesamten Beprobungszeitraum und im Vergleichszeitraum 2006 und 2007 (Tabelle 2.2.1).

Tabelle 2.2.3.1: Befischte Wasservolumina in den vier Fanggebieten. Angegeben sind die mittleren, die größten und die kleinsten Mengen, unterteilt nach dem gesamten Beprobungszeitraum (= alle Hols) und dem Vergleichszeitraum jeweils im August 2006 und 2007 (s. Tabelle 2.2.1).

Befischtes Wasservolumen (in m^3)	Jadebusen	Minsener Oog	Meldorfer Bucht	Hörnum Tief
<i>Gesamter Beprobungszeitraum</i>				
Durchschnittlich	199800	45960	334076	430285
Maximum	605469	95193	1300000	1350000
Minimum	6465	10465	10000	61000
<i>Vergleichszeitraum 2006 & 2007</i>				
Durchschnittlich	51892		311999	373479
Maximum	61360		990000	1160000
Minimum.	32781		50000	90000

Der Verlauf der aufwandskorrigierten Fangmengen in den Jahren 2005–2011 wurde für die verschiedenen Fanggebiete auf Grundlage aller Einzelholts pro Fanggebiet dargestellt, die während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) durchgeführt wurden. Hierbei wurden auch die Daten von Minsener Oog berücksichtigt. Der saisonale Abundanzverlauf der 11 Beispielarten, die im Jadebusen und vor Minsener Oog gefangen wurden, wurde ebenfalls anhand der Fangergebnisse aller Einzelholts der einzelnen Monate visualisiert, sowohl für den Vergleichszeitraum 2006 und 2007 (räumlicher Vergleich zwischen Jadebusen und Minsener Oog) als auch unter Einbeziehung aller verfügbaren Daten (2005–2011; Darstellung der saisonalen Abundanzdynamik anhand einer größeren Anzahl von Jahren).

Die Stärke und die statistische Signifikanz der Zusammenhänge der artspezifischen Abundanz der 11 ausgewählten Fischarten zwischen den einzelnen Fangstationen wurde mit Hilfe von Pearson's Korrelationskoeffizient r_s bemessen. Diese Analyse beschränkte sich auf die Stationen Jadebusen, Steertloch, Kronenloch, Norderpiep, T 22, OL und SB. Fangdaten von Minsener Oog wurden aufgrund der geringen Stichprobengröße nicht berücksichtigt. Zur Erhöhung der Stichprobengröße wurden Holts desselben Jahres aus dem Vergleichszeitraum (jeweils August 2005–2011, 2008 Ende Juli, s. Tabelle 2.2.1) miteinander korreliert, die unter vergleichbaren geophysikalischen Bedingungen (Flut bei Nacht, Flut am Tag, Ebbe bei Nacht, Ebbe bei Tag) durchgeführt wurden. Es gingen nur Vergleiche mit mindestens 5 Wertepaaren in die Analyse ein.

Um zu beurteilen, ob sich die artspezifische Abundanz der Monate April, Juni und August innerhalb einer Saison auseinander herleiten lässt, wurden die Fangergebnisse aus dem Jadebusen mit Hilfe einer linearen Regressionsanalyse untersucht. Hierbei wurden ebenfalls wie bei der Korrelationsanalyse der stationspezifischen Abundanzdaten keine Durchschnittswerte verwendet, sondern jeweils Holkombinationen miteinander verglichen, die unter denselben Tiden- und Tageszeitbedingungen eingebracht wurden (s. o.).

Für eine systematische und quantitative Analyse des zeitlichen Abundanzverlaufes (z. B. i. S. einer Zeitreihenanalyse, vgl. Bolle et al. 2009) ist die Datenreihe aus dem Jadebusen noch zu kurz. Die zeitliche Entwicklung der Bestände ausgewählter Fischarten aus dem schleswig-holsteinischen Monitoring-Programm wurden bereits früher ausgewertet (Bolle et al. 2009).

2.2.4 Längen-Häufigkeits-Verteilungen ausgewählter Arten

Bei den niedersächsischen Erhebungen wurde generell die Standardlänge (Schnauzenspitze bis Ende Schwanzwurzel) auf den mm genau gemessen. Die Messreihen aus dem schleswig-holsteinischen Fischmonitoring basierten hingegen auf der Totallänge (Schnauzenspitze bis Ende Schwanzspitze) und wurden bereits bei der Messung an Bord auf den unteren cm klassifiziert. Standardlänge und Totallänge wurden mit Hilfe entsprechender Gleichungen (A. Dänhardt unveröffentlicht) ineinander umgerechnet. Allen längenbasierten Auswertungen liegt die Totallänge zugrunde. Der Gebietsvergleich der vorkommenden Größenklassen erfolgte anhand der minimalen, maximalen und mittleren Totallängen aller gefangenen Individuen einer Art. Für die Gebietsvergleiche der Längenstruktur wurden zur Übersicht alle ab 2005 verfügbaren Daten verwendet (Tabelle XII im Anhang).

Aufgrund der relativ zur Fischlänge groben Klassifizierung der schleswig-holsteinischen Messreihen (ein Fisch der Längenklasse 5 kann zwischen 5,1 und 5,9 cm lang gewesen sein) waren direkte Längenvergleiche zwischen den Gebieten nicht sinnvoll. Allerdings wurden 2010 und 2011 analog zu den Messungen im Niedersächsischen Wattenmeer auch in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief die Längenmessungen auf den mm genau notiert. Dadurch konnten für Finte, Hering, Sprotte, Stint, Wittling, Kabeljau, Flunder und Scholle Längen-Häufigkeits-Verteilungen dargestellt werden. Von Flussneunaugen, Sardellen und Seezungen war eine Längendarstellung nicht sinnvoll, da von diesen Arten nur Einzelexemplare gefangen und vermessen wurden.

3. Ergebnisse

3.1 Artendiversität

Eine Zusammenstellung aller Arten aufgeteilt nach Fanggebieten und Abundanzklassen zeigt Tabelle II des Anhangs. Die meisten Arten wurden in allen Gebieten gefangen. Ausnahmen waren Goldbrasse *Sparus aurata*, Kurzschnäuziges Seepferdchen *Hippocampus hippocampus*, Lammzunge *Arnoglossus laterna*, Seebull *Taurulus bubalis*, Vipernqueise *Echiichthys vipera* und Zwergzunge *Buglossidium luteum*, die nie in den schleswig-holsteinischen Hamenfängen nachgewiesen wurden. Alse *Alosa alosa*, Dreibärtelige Seequappe *Gaidropsarus vulgaris*, Grauer Knurrhahn *Eutrigla gurnardus*, Lachsforelle *Salmo trutta* und Zander *Sander lucioperca* traten in den niedersächsischen Hamenfängen nicht auf (Einzelexemplare des Grauer Knurrhahns wurden 2005 und 2006 und ein Einzelexemplar der Dreibärteligen Seequappe wurde am 19. Juli 2006 in den Kühlwasserbeprobungen am Wilhelmshaver Kraftwerk festgestellt, Dänhardt & Becker 2008). Die Verteilungsmuster der Sandaale (Tobiasfisch *Ammodytes tobianus* und Kleiner Sandaal *Ammodytes marinus*) rühren von der Artbestimmung her, die für diese beiden Arten nur durch das Zählen von Wirbeln zuverlässig möglich ist. Dies wurde im Jahr 2006 bei einer Stichprobe von ca. 25 Sandaalen aus den niedersächsischen Fanggebieten durchgeführt; sie erwiesen sich alle als Tobiasfisch. Dennoch können in allen Fanggebieten sowohl der Tobiasfisch als auch der Kleine Sandaal vorkommen (Tabelle I des Anhangs, s. auch Abbildungen 3.2.1 & 3.2.2).

Über die gesamte Zeit der Erhebungen wurden die meisten Arten in der Meldorfer Bucht nachgewiesen, gefolgt vom Jadebusen, dem Hörnum Tief und Minsener Oog. Dies entspricht dem Trend der Holzahlen. Dieser Zusammenhang war auch innerhalb der Fanggebiete nach Stationen aufgelöst erkennbar, sowohl über den gesamten Erhebungszeitraum als auch während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). Während des Vergleichszeitraumes wurden bei Minsener Oog die meisten Arten pro Hol gefangen, die wenigsten an den Stationen Kronenloch in der Meldorfer Bucht und OL im Hörnum Tief. Ein konsistenter geografischer Unterschied zwischen den Artenzahlen war nicht erkennbar (Abbildung 3.1.1a).

Die Artenzahl steht in einem asymptotischen Zusammenhang mit dem Fangaufwand (Knust et al. 1995, Dänhardt & Becker 2008). Allerdings spielen auch Zeit und Ort der Beprobung eine entscheidende Rolle, da über die Saison neue Arten ein- und andere abwandern (Dänhardt & Becker 2008). Der Zusammenhang zwischen der Hol- und der Artenzahl trat über die Saison im Jadebusen und vor Minsener Oog nicht so deutlich hervor wie bei den zeitlich integrierenden Betrachtungen der Fangstationen (s. o.). Im April wurden an beiden Fangstationen gleich viele Arten nachgewiesen, im Mai und Juni des Vergleichszeitraumes wurden im Jadebusen mehr Arten gefangen als vor Minsener Oog. Umgekehrt verhielt es sich von Juli bis September. Trotz der meist höheren Holzahl im Jadebusen wurden nach Holzahl korrigiert in allen Monaten außer April bei Minsener Oog mehr Arten gefangen als im Jadebusen (Abbildung 3.1.1b).

3.2 Stetigkeit

Für die Beurteilung der Stetigkeit spielt die Phänologie einer Art eine entscheidende Rolle, sodass bei geografischen Vergleichen nur die Fangergebnisse diesbezüglich vergleichbarer Zeiträume herangezogen werden können. Allerdings reduziert dies die Stichprobengröße (=Holzahl). In der Folge konnten nicht alle Arten, die im Gebiete vorkommen, berücksichtigt werden, und die Stetigkeitsklassen wurden gröber (bei 5 Hols kann die Stetigkeit nur die Werte 0, 20, 40, 60, 80 oder 100% annehmen). Aus diesem Grund werden im Folgenden zunächst die Stetigkeitsmuster der Arten dargestellt, die

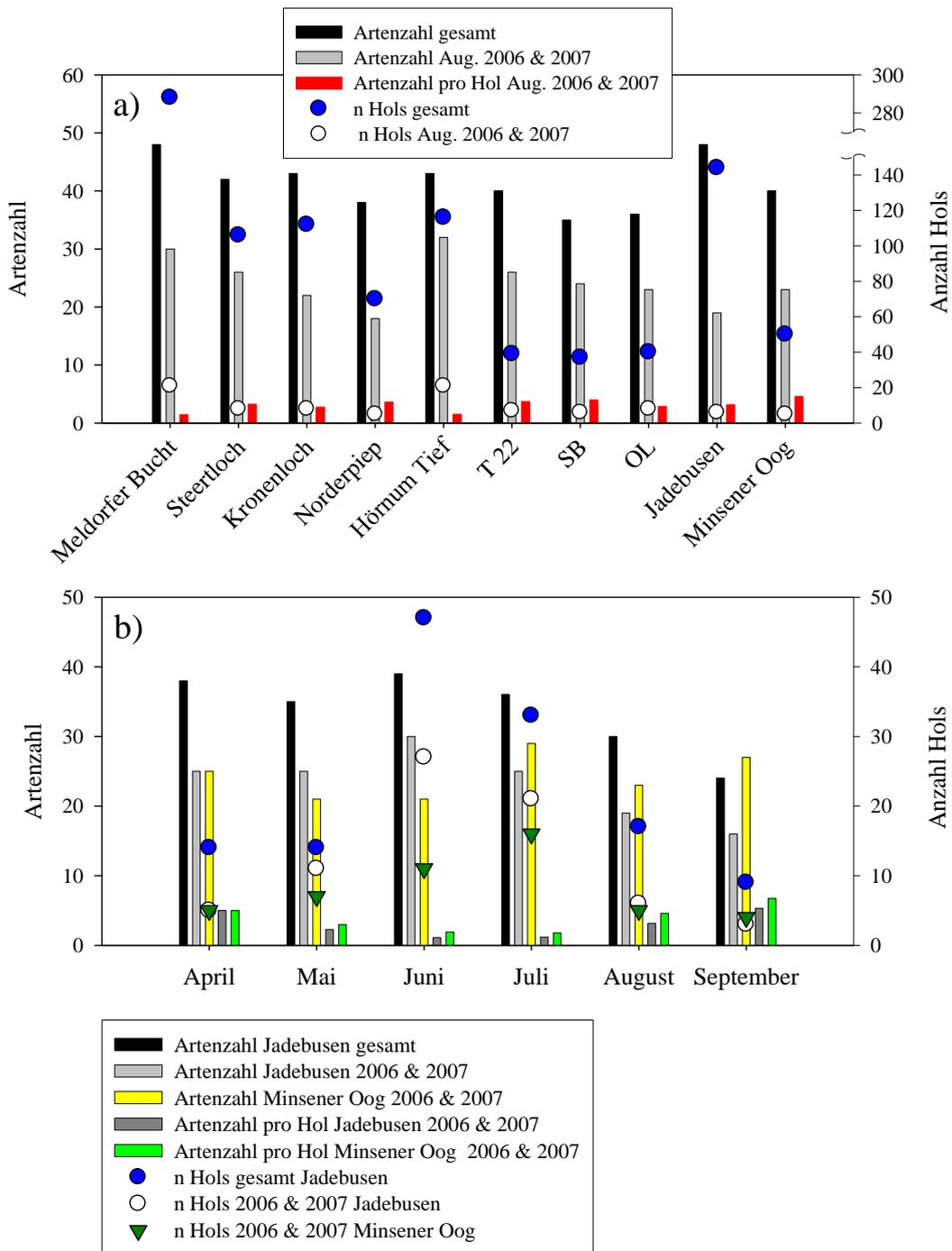


Abbildung 3.1.1: Arten- und Holzahlen nach Fangstation (a, alle Stationen) und über die Saison (b, nur Jadebusen und Minsener Oog). a: ‚Meldorfer Bucht‘ fasst die Arten- und Holzahlen der drei Stationen Steertloch, Kronenloch und Norderpiep zusammen, ‚Hörnnum Tief‘ fasst Arten- und Holzahlen der drei Stationen T 22, SB und OL zusammen. b: Arten- und Holzahl nach Monaten. Betrachtet wurden jeweils die Hols, die in beiden Gebieten während derselben Fangfahrt eingebracht wurden.

während des Vergleichszeitraumes gefangen wurden. Sie werden dann den Stetigkeitsmustern gegenübergestellt, die während der gesamten Beprobungszeit (Jadebusen 2005–2011 und Minsener Oog, jeweils April bis Oktober und Meldorfer Bucht und Hörnnum Tief 2005–2011, jeweils August bzw. Juli, s. Tabelle 2.2.1) in den Fängen auftraten (Abbildung 3.2.3 & 3.2.4).

Während des Vergleichszeitraumes wurden im Jadebusen 19 Arten, bei Minsener Oog 23, Meldorfer Bucht 30 Arten und im Hörnum Tief 32 Arten nachgewiesen. In Abbildung 3.2.1 sind die Arten nach abnehmender Stetigkeit im Jadebusen sortiert. Durch die Beibehaltung dieser Reihenfolge werden auch für die anderen drei Gebiete räumliche Unterschiede in der Stetigkeit deutlich (Abbildungen 3.2.1 & 3.2.2).

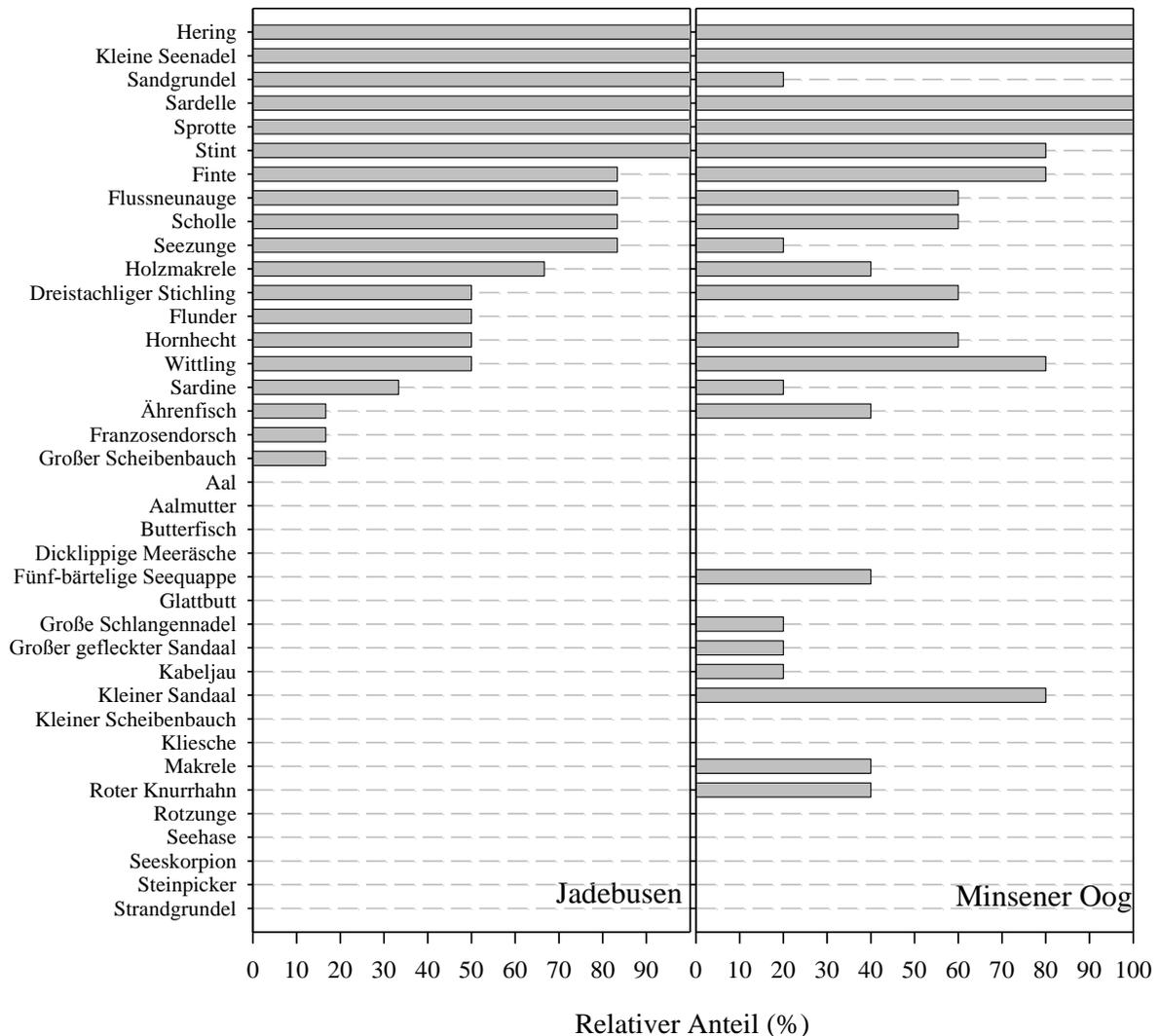


Abbildung 3.2.1: Stetigkeit der Arten in allen Hols des Vergleichszeitraumes (s. Tabelle 2.2.1) im Jadebusen (links, n = 6 Hols) und vor Minsener Oog (rechts, n = 5 Hols). 0 = in keinem Hol vorhanden, 100 = in allen Hols mindestens ein Individuum der jeweiligen Art nachgewiesen.

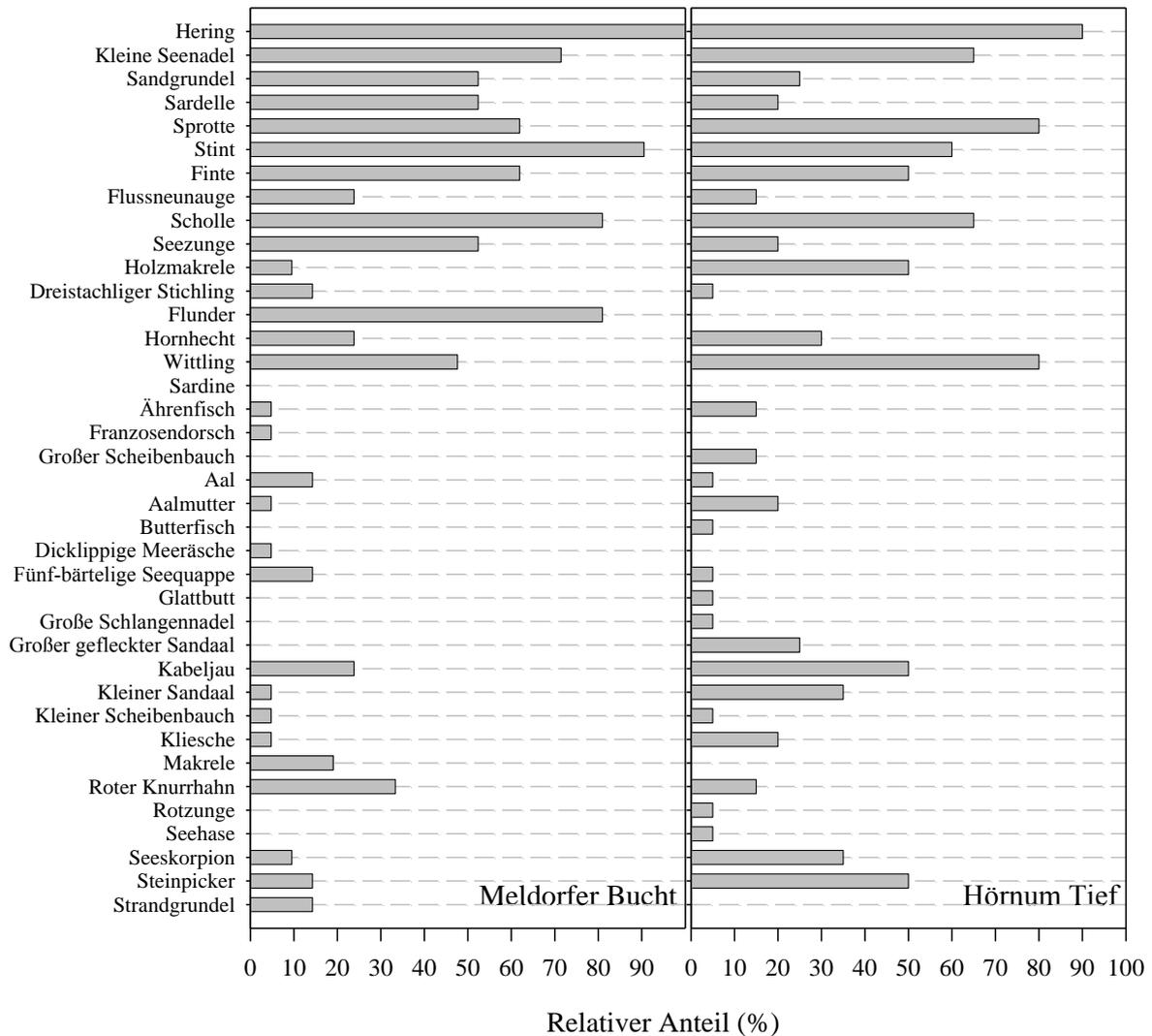


Abbildung 3.2.2: Stetigkeit der Arten in allen Hols des Vergleichszeitraumes (s. Tabelle 2.2.1) in der Meldorfer Bucht (links, n = 21 Hols) und im Hörnum Tief (rechts n = 20 Hols), jeweils für das Fanggebiet integriert. 0 = in keinem Hol vorhanden, 100 = in allen Hols mindestens ein Individuum der jeweiligen Art nachgewiesen.

Mit Ausnahme des *Stintes* und der *Sandgrundel* waren dieselben sechs Arten (*Hering*, *Kl. Seenadel*, *Sprotte*, *Sardelle*), die im Jadebusen in allen Hols vorhanden waren, auch in den Fängen von Minsener Oog zu 100% vertreten. Während *Finte*, *Flussneunauge*, *Scholle* und *Seezunge* in über $\frac{3}{4}$ aller Hols im Jadebusen vorkamen, waren diese Arten vor Minsener Oog weniger stet. Zwei Arten wurden nur im Jadebusen, jedoch nicht bei Minsener Oog gefangen, während vor Minsener Oog sechs Arten gefangen wurden, die in den Fängen im Jadebusen während des Vergleichszeitraumes nicht vorkamen.

In den schleswig-holsteinischen Fanggebieten war nur der *Hering* in der Meldorfer Bucht in allen Fängen vertreten, jedoch waren die Arten mit der größten Stetigkeit in den niedersächsischen Fängen auch im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer in fast allen Hols vertreten (Abbildung 3.2.2). *Franzosendorsch*, *Dicklippige Meeräsche* und *Makrele* kamen während des Vergleichszeitraumes nur in der Meldorfer Bucht, nicht jedoch im Hörnum Tief vor. Mit *Großem Scheibenbauch*, *Butterfisch*, *Glattbutt*, *Großem Schlangennadel*, *Großem gefleckter Sandaal*, *Limande* (=Rotzunge) und *Seehase* kamen

gleich sieben Arten im Hörnum Tief vor, die in der Meldorfer Bucht während des Vergleichszeitraumes nicht gefangen wurden (Abbildung 3.2.2).

Der Vergleich zwischen Meldorfer Bucht und Hörnum Tief zeigt ein ähnliches Muster wie zwischen Jadebusen und Minsener Oog: Arten, die in den ästuarin geprägten Gebieten der Meldorfer Bucht und des Jadebusens weniger stet waren (z. B. die *Sandaale* und *Kabeljau*), waren im Hörnum Tief und vor Minsener Oog regelmäßiger in den Fängen vertreten (Abbildung 3.2.1 & 3.2.2).

In der Tendenz waren die stetesten Arten der integrierten Betrachtung aller verfügbaren Hols auch diejenigen, die innerhalb des Vergleichszeitraumes am regelmäßigsten in den Fängen vorkamen (Abbildung 3.2.3 & 3.2.4). Allerdings ergaben sich bei Arten mit ausgeprägter Saisonalität ihrer räumlichen Verteilung erwartungsgemäß klare Unterschiede. Die *Sardelle* wurde während des Vergleichszeitraumes im Jadebusen und bei Minsener Oog in allen Hols nachgewiesen, bei der integrierten Betrachtung jedoch nur noch in etwas über der Hälfte aller Hols. In den schleswig-holsteinischen Fanggebieten gab es diesen Unterschied nicht. *Sardellen* kamen in 40–60 % der niedersächsischen Hamenhols vor, in den schleswig-holsteinischen lediglich in 20–30%. Die *Finte* war im Vergleichszeitraum regelmäßiger in den Fängen in den niedersächsischen Gebieten vorhanden als über den gesamten Zeitraum, was aus der Abwanderung der Jungfische im Spätsommer aus den Flüssen zu erklären ist.

Bei Minsener Oog wurden *Sandaale* sowohl der Gattung *Ammodytes* als auch der *Große gefleckte Sandaal* (*Hyperoplus lanceolatus*) regelmäßiger gefangen als im Jadebusen. Letztere Art trat auch im Hörnum Tief regelmäßiger in den Fängen auf als in der Meldorfer Bucht, während *Ammodytes spec.* etwa in gleicher Stetigkeit in den beiden schleswig-holsteinischen Gebieten gefangen wurde.

Der *Graue Knurrhahn* war in über einem Viertel aller Fänge aus der Meldorfer Bucht vertreten, während er in den anderen Gebieten nur vereinzelt (Hörnum Tief) oder überhaupt nicht vorkam (niedersächsische Gebiete). Wenngleich die *Große Schlangennadel* eher zu den unregelmäßig auftretenden Arten gezählt werden muss, war sie in den niedersächsischen Fängen weitaus steter vertreten als in den schleswig-holsteinischen. Während das *Flussneunauge* in 40–50% der niedersächsischen Fänge auftrat, waren es nur 20–30% der schleswig-holsteinischen Beprobungen.

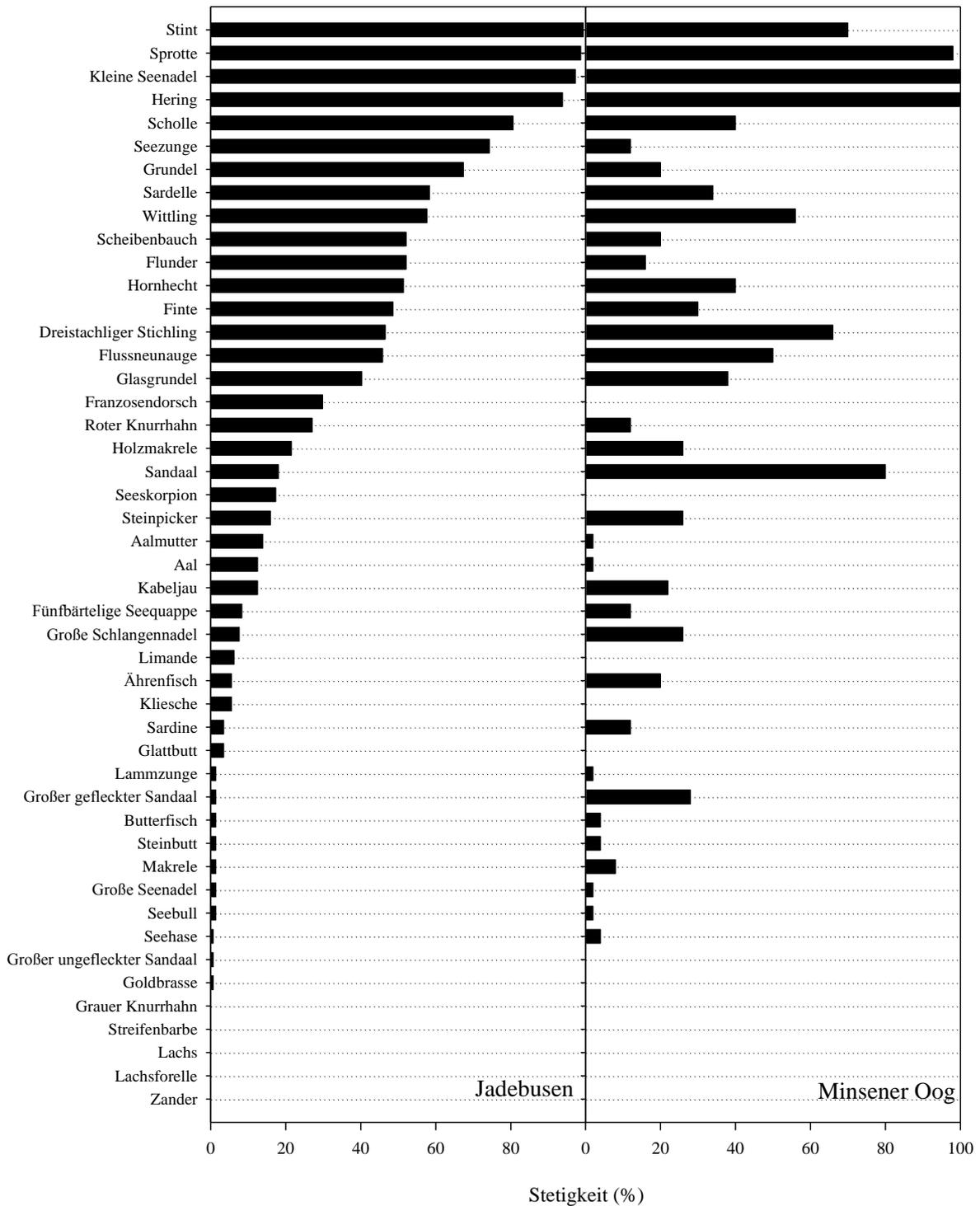


Abbildung 3.2.3: Stetigkeit der Arten in allen Hols im Jadebusen (links, April bis Oktober 2005-2011) und vor Minsener Oog (rechts, April bis September 2006 und April bis Oktober 2007). 0 = in keinem Hol vorhanden, 100 = in allen Hols mindestens ein Individuum der jeweiligen Art nachgewiesen.

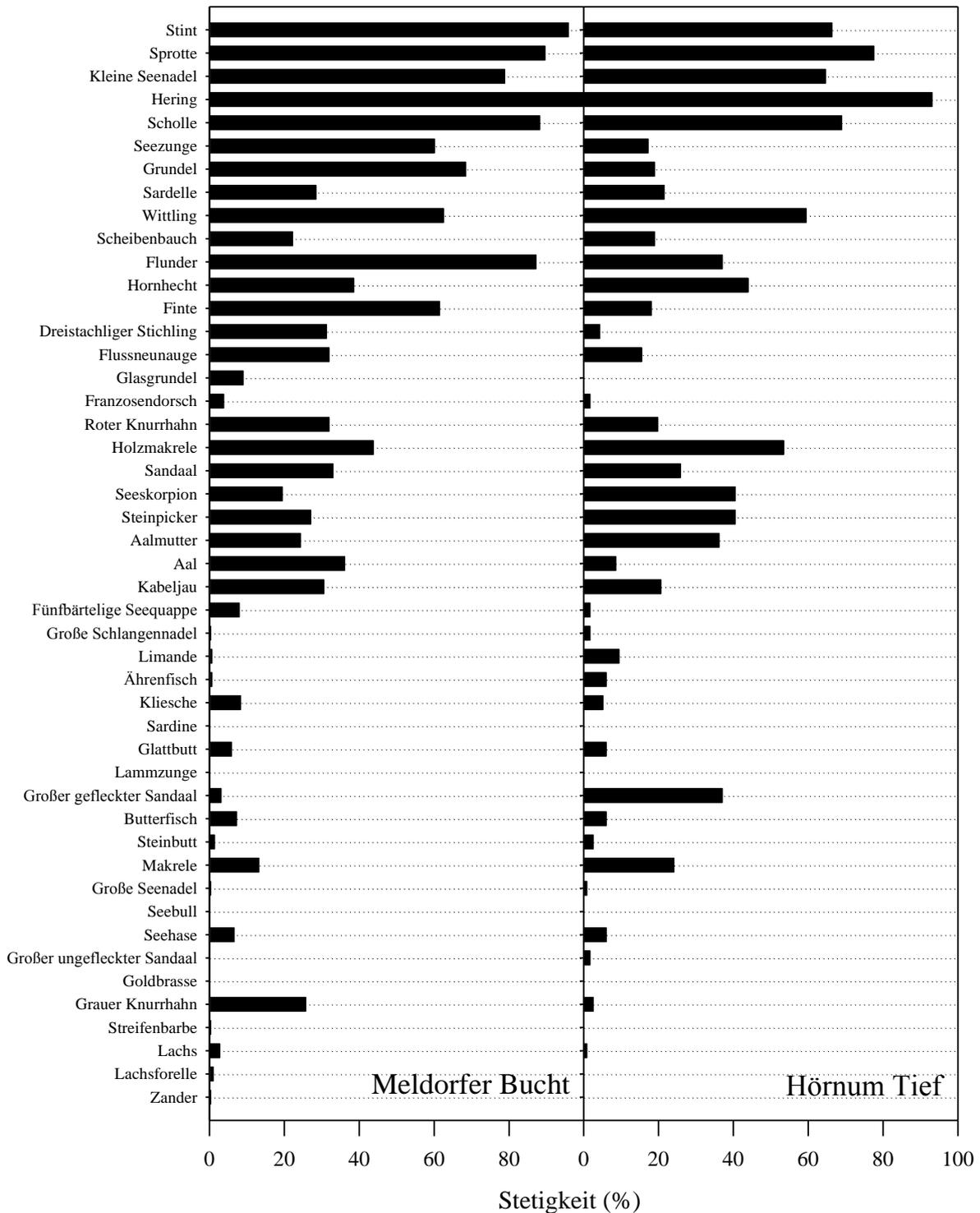


Abbildung 3.2.4: Stetigkeit der Arten in allen Hols zwischen 2005 und 2011 (jeweils August, 2008 Ende Juli) in der Meldorf Bucht (links) und im Hörnum Tief (rechts), jeweils für das Fanggebiet integriert. 0 = in keinem Hol vorhanden, 100 = in allen Hols mindestens ein Individuum der jeweiligen Art nachgewiesen.

3.3. Numerische Dominanz

Die numerische Dominanz setzt die Individuenzahl einer Art (hier: aufwandskorrigierte Individuenzahl * 10 000 m⁻³ befischtes Wasservolumen) zur Individuenzahl aller Arten einer Gemeinschaft bzw. einer Stichprobe ins Verhältnis. Für diese Darstellungen wurden Finte, Flunder, Flussneunauge, Hering, Kabeljau, Sardelle, Scholle, Seezunge, Sprotte, Stint und Wittling ausgewählt (s. 2.2). Für die Darstellung der artspezifischen, numerischen Dominanz der 11 Beispielarten wurden jeweils die mittleren Abundanzzahlen aller Hols, die während des Vergleichszeitraumes 2006 und 2007 (Tabelle 2.2.1) in den vier Fanggebieten eingebracht wurden, der Berechnung zugrunde gelegt. Die Veränderung der Dominanzmuster der 11 Beispielarten über die Jahre wurde anhand der mittleren, aufwandskorrigierten Abundanz aus dem August (2008: Ende Juli, vgl. Tabelle 2.2.1) visualisiert.

In allen vier Fanggebieten dominierten erwartungsgemäß (s. 2.1.3) pelagische Fische die Fänge. Während die Plattfische als Folge der Fangmethode unterrepräsentiert sein dürften, lag dies beim Kabeljau, Wittling und Flussneunauge möglicherweise an ihrer vergleichsweise geringen Abundanz. Von den pelagischen Fischen war der Hering gebietsübergreifend die mit Abstand dominante Art, gefolgt von Stint und Sprotte. Der Hering war bei Minsener Oog, in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief mit stets über 90% die numerisch vorherrschende Fischart, während sich im Jadebusen die Dominanzverhältnisse der pelagischen Fische ausgewogener darstellten. Auf im Vergleich zum Hering niedrigem Niveau waren Stinte in den Fanggebieten mit stärkerem ästuarinen Einfluss (Jadebusen und Meldorfer Bucht) dominanter, während sie in den Gebieten mit marinem Charakter (Minsener Oog und Hörnum Tief) eine geringere Dominanz zeigten. Im Jadebusen hatten auch „Andere“ einen Anteil von über einem Drittel an den Individuenzahlen, was im Wesentlichen auf das massenhafte Vorkommen der Kleinen Seenadel im Jahr 2006 zurückzuführen war (Abbildung 3.3.1).

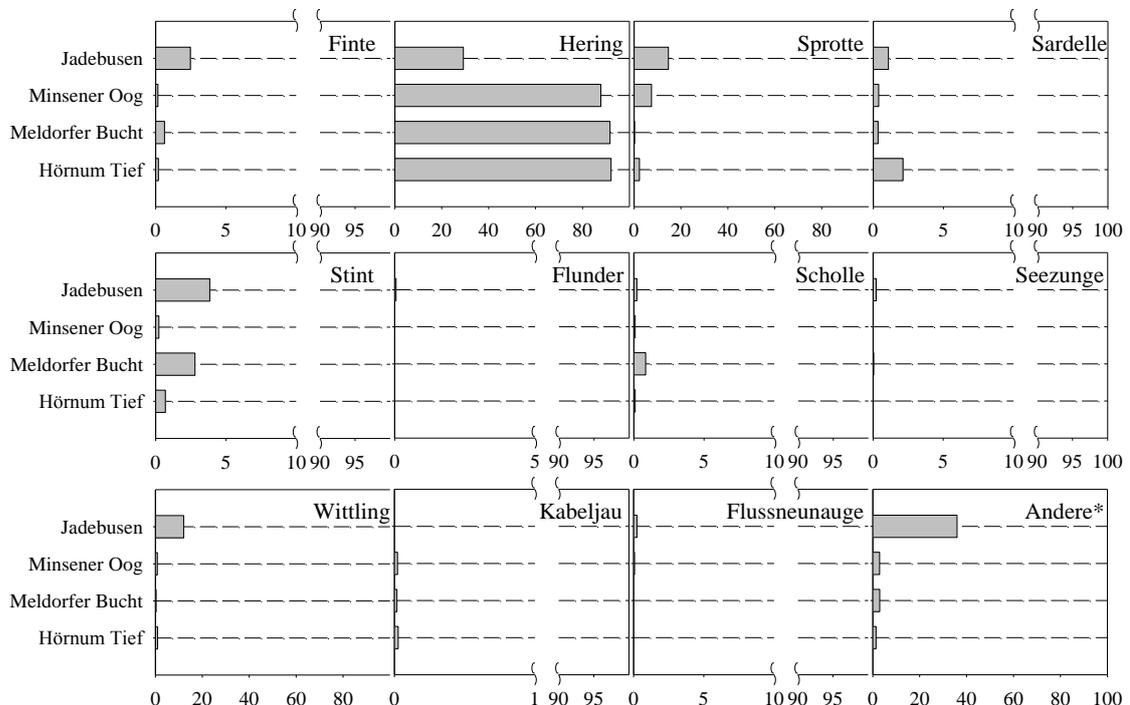


Abbildung 3.3.1: Numerische Dominanz ausgewählter Arten aufgeteilt nach Fanggebieten. *: den größten Anteil an der Dominanz der Rubrik „Andere“ hatte die Kleine Seenadel, insbesondere in den Jahren 2005 und 2006 im Jadebusen (s. Abbildung 3.3.2). Datengrundlage sind die mittleren Abundanzzahlen aller Hols, die während des Vergleichszeitraumes 2006 und 2007 (Tabelle 2.2.1) in den vier Fanggebieten eingebracht wurden.

Sardellen und Seezungen wiesen in keinem der vier Fanggebiete hohe Dominanzwerte auf, zumindest ist jedoch für den Jadebusen Laichaktivität dieser beiden Arten belegt (A. Dänhardt, unveröffentlicht), so dass die geringen Dominanzwerte im August als Folge der saisonalen Abundanzdynamik dieser Arten gewertet werden muss. Die numerische Dominanz von Schollen war in allen Gebieten gleich niedrig (s. jedoch 2.1.3), Finten waren auf sehr niedrigem Niveau dominanter in den ästuarinen als in den marin geprägten Fanggebieten (Abbildung 3.3.1).

Zwischen den Jahren zeigten sich mitunter starke Schwankungen der numerischen Abundanz insbesondere der pelagischen Fische. Hierbei gab es auch klare Gebietsunterschiede. Finten und Sardellen erreichten während des Vergleichszeitraumes in keinem der Jahre in keinem der Fanggebiete nennenswerte Dominanz (s. aber 3.7.). Dem Jahr 2006, in dem der Hering zumindest im betrachteten Vergleichszeitraum relativ unbedeutend war, folgte ein Jahr mit den höchsten beobachteten Dominanzwerten. Dieses Muster war im Jadebusen, bei Minsener Oog und in der Meldorfer Bucht, jedoch nicht im Hörnum Tief festzustellen. In letzterem Fanggebiet war der Hering in allen Jahren die bei weitem dominanteste Art. Die Dominanz des Stintes schien in dem Maße zuzunehmen, wie die Dominanz des Herings abnahm, was jedoch die Folge der Schwankungen der Heringsabundanz war und der weitgehend gleichbleibend abundante Stint in „schlechten“ Heringsjahren relativ häufiger wird (s. 3.6)

Die Plattfische waren auch im zeitlichen Verlauf zwischen 2005 und 2011 nur in vergleichsweise geringen relativen Individuendichten in den Fängen vertreten. Lediglich 2006 und 2008 traten in der Meldorfer Bucht mehr Flundern und Schollen auf (Abbildung 3.3.2).

In den Jahren 2007 und 2008 waren Wittlinge vergleichsweise häufig, ansonsten fielen die Wittlinge und der verwandte Kabeljau numerisch ebenso wenig ins Gewicht wie das Flussneunauge. Der Anteil „Anderer“ Fischarten an der Individuenzahl wurde meistens von der Kleinen Seenadel bestimmt, die insbesondere in den Jahren 2005 und 2006 im Jadebusen hohe Individuendichten erreichte. Die Abundanz der Kleinen Seenadel ist möglicherweise noch unterschätzt, da die langen, dünnen Fische durch die Maschen der Hamennetze vermutlich nicht quantitativ zurückgehalten werden können.

3.4 Heterogenität

Wenngleich in allen vier Fanggebieten das allgemeine Muster erkennbar war, dass die meisten Arten mit nur wenigen Individuen auftreten und einige Arten massenhaft vorkommen (Abbildung 3.4.1, 3.4.2 & 3.4.3), gab es in den beiden niedersächsischen Fanggebieten auch Arten, die mit 30–200 Individuen in den Fängen vertreten waren. Diese Abundanzklassen waren in den schleswig-holsteinischen Fängen während des Vergleichszeitraumes nicht vertreten (Abbildung 3.4.1). Hier wurden mehr als doppelt so viele Arten gefangen, die nur mit einzelnen Individuen in den Fängen vertreten waren.

Auch über die Saison (Jadebusen und Minsener Oog) hatte das allgemeine Verteilungsmuster der Individuen auf die verschiedenen Arten bestand. (s. o.), jedoch waren im Sommer Arten häufiger, die mit 5–200 Individuen in den Fängen auftraten. Insbesondere im Mai, Juli und August war die Verteilung der Individuen auf die Arten gleichmäßiger als in den anderen Monaten. Dieses Verteilungsmuster war sowohl im Jadebusen als auch bei Minsener Oog zu erkennen (Abbildung 3.4.2).

Selbst über einen Zeitraum von 20 Jahren war das Muster erkennbar, zeigte jedoch eine Tendenz zu mehr Arten, die mit mehr Individuen in den Fängen in der Meldorfer Bucht auftraten (Abbildung 3.4.3).

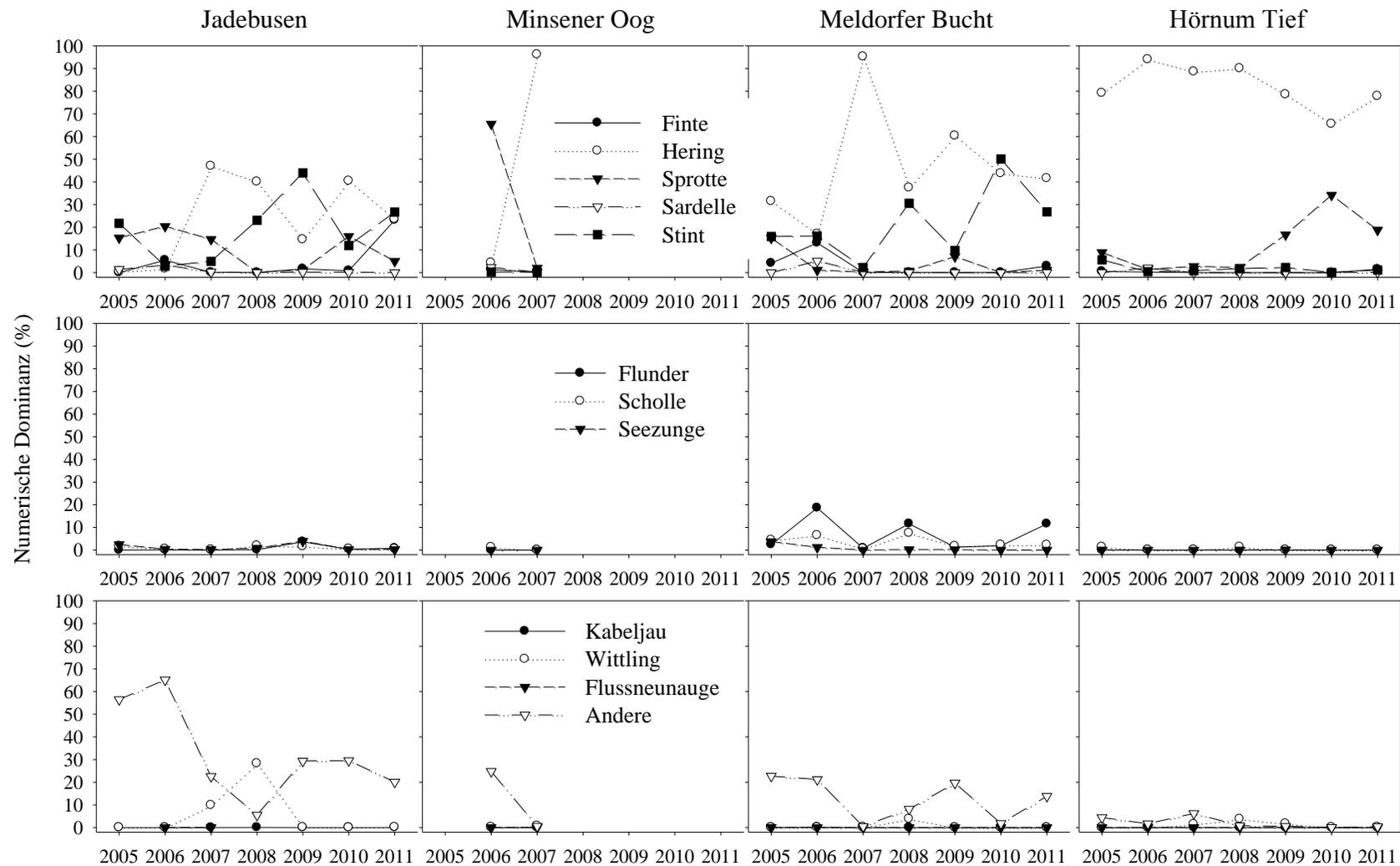


Abbildung 3.3.2: Verlauf der numerischen Dominanz der 11 ausgewählten Arten im Jadebusen, bei Minsener Oog, in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief. Datengrundlage waren alle Hols aus dem August (bzw. Ende Juli 2008) der Jahre 2005 bis 2011 (Tabelle 2.2.1). Den größten Anteil an der Dominanz der Rubrik „Andere“ hatte die Kleine Seenadel, insbesondere in den Jahren 2005 und 2006 im Jadebusen.

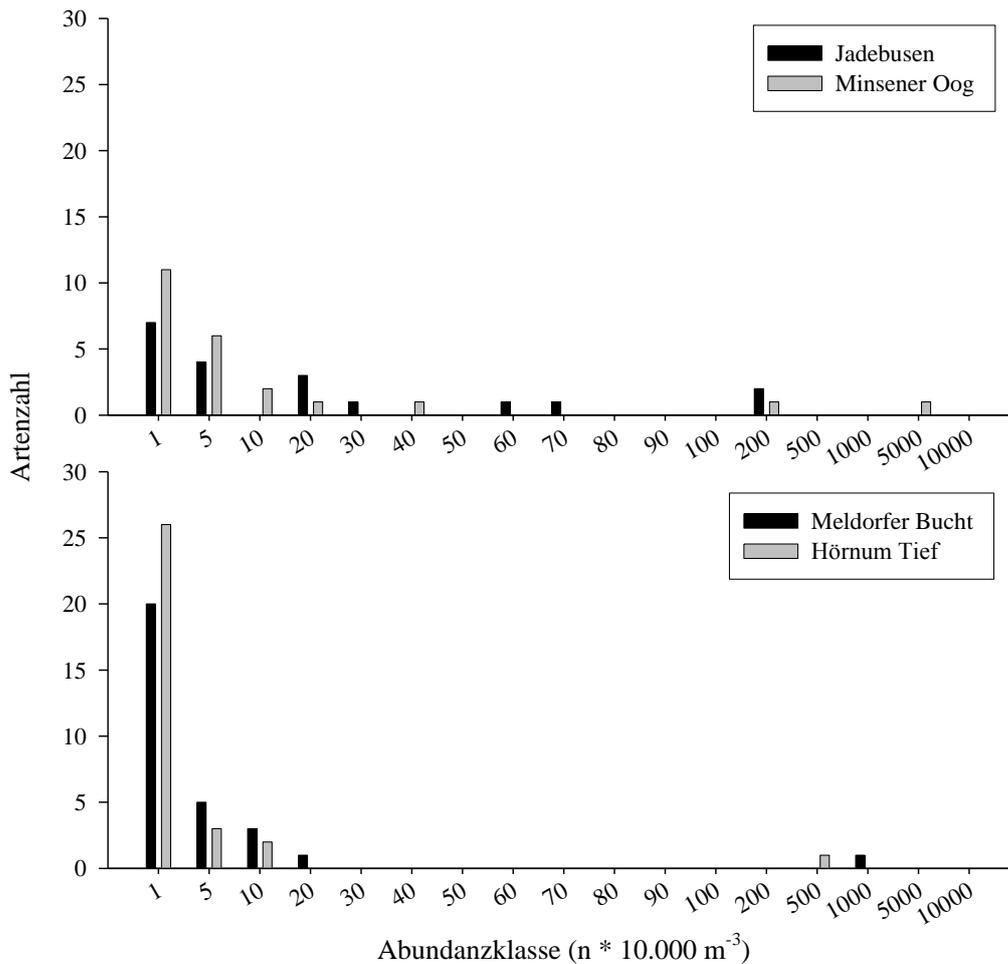


Abbildung 3.4.1: Heterogenität nach Fanggebieten. Verteilung der Individuen auf die verschiedenen Arten. Datengrundlage sind die aufwandskorrigierten, über die Hols gemittelten Abundanzdaten während des Vergleichszeitraumes 2006 & 2007 (Tabelle 2.2.1).

Die Heterogenität, gemessen als Simpsons-Heterogenitäts-Index zeigte zwischen Minsener Oog, der Meldorfer Bucht und dem Hörnum Tief kaum Unterschiede. Die Indizes dieser drei Fanggebiete waren jedoch ca. viermal so groß wie im Jadebusen (Abbildung 3.4.4). Im Jadebusen war die Wahrscheinlichkeit, mit der zwei willkürlich gefangene Individuen derselben Art angehören, folglich wesentlich geringer als in den drei anderen Fanggebieten. Dieser Befund entspricht den gebietsspezifischen Dominanzmustern (s. 3.3 und Abbildung 3.3.1) und ist auf die große numerische Dominanz des Herings bei Minsener Oog, der Meldorfer Bucht und dem Hörnum Tief zu erklären.

Der Unterschied der Heterogenität zwischen dem Jadebusen und Minsener Oog war statistisch hoch signifikant (Mann-Whitney-U-Test, $p < 0.0001$, $n_{\text{Jadebusen}} = 76$, $n_{\text{Minsener Oog}} = 50$, Abbildung 3.4.5). Obwohl es zwischen den Hols, die im selben Monat eingebracht wurden, große Unterschiede gab, war in beiden Gebieten die Tendenz erkennbar, dass während der Sommermonate die Heterogenität größer, also die Verteilung der Individuen auf die Arten ungleichmäßiger war. Im September und Oktober waren die höchsten Indexwerte zwar geringer als in den Vormonaten, jedoch waren auch die geringsten Indexwerte größer als in den Vormonaten. Der saisonale Verlauf der Heterogenität spiegelt die Ein- und Abwanderungsdynamik der massenhaft auftretenden Arten wie z. B. des Herings wider.

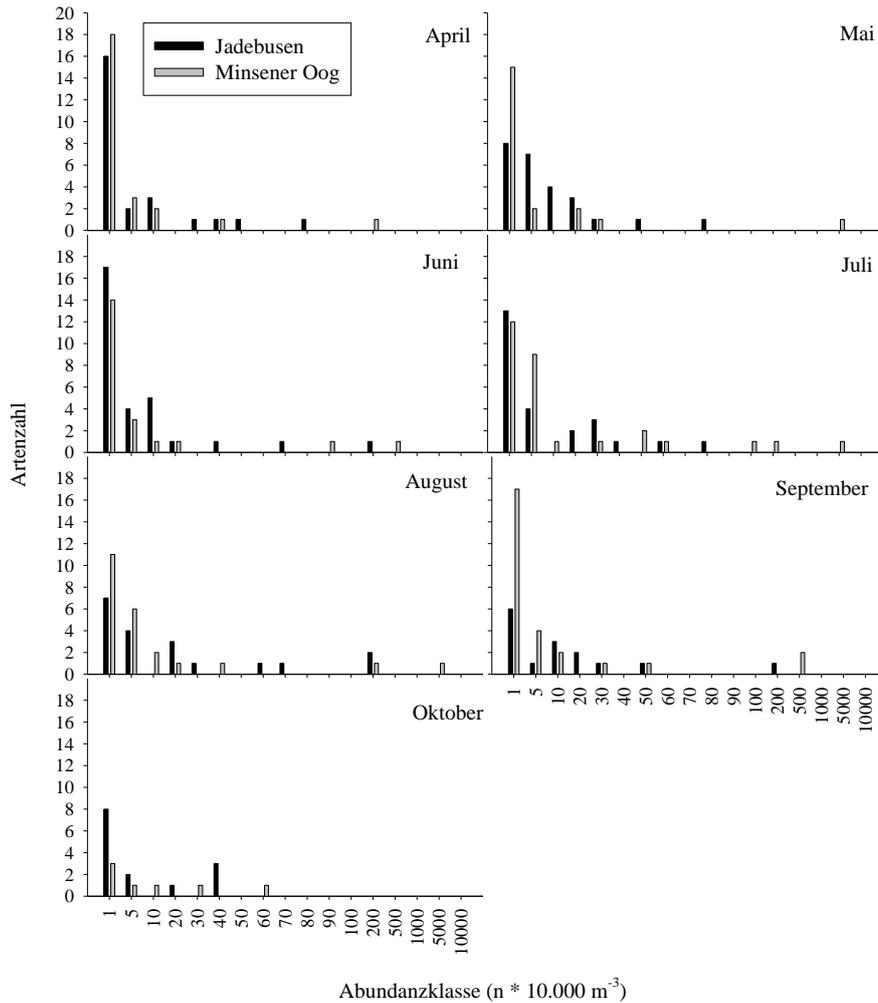


Abbildung 3.4.2: Saisonaler Verlauf der Heterogenität in den niedersächsischen Gebieten. Verteilung der Individuen auf die verschiedenen Arten. Datengrundlage sind die aufwandskorrigierten Abundanzdaten aus den Jahren 2006 & 2007, die an aufeinander folgenden Tagen derselben Seereise gewonnen wurden.

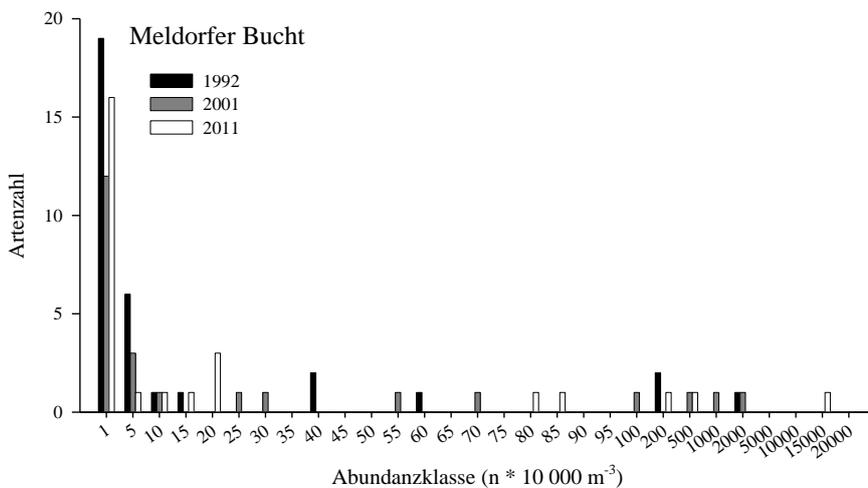


Abbildung 3.4.3: Langzeitvergleich der Heterogenität in der Meldorfer Bucht. Verteilung der Individuen auf die verschiedenen Arten. Datengrundlage sind die aufwandskorrigierten Abundanzdaten aus den Jahren 1992, 2001 und 2011, jeweils gemittelt über alle drei Fangstationen in der Meldorfer Bucht.

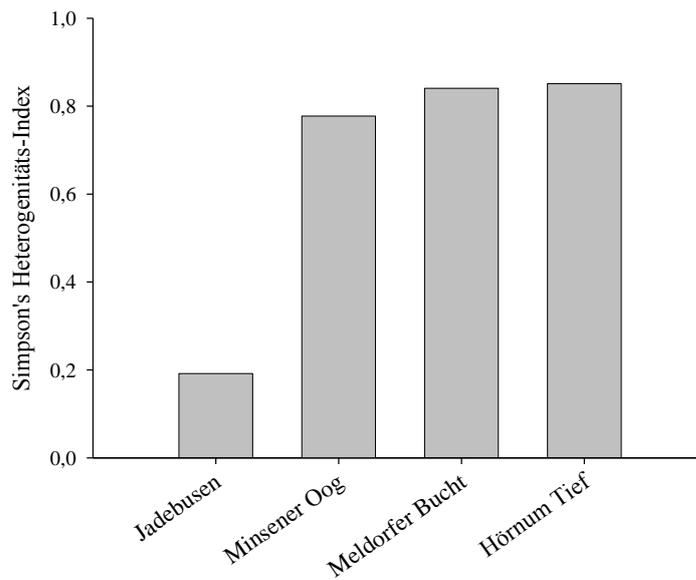


Abbildung 3.4.4: Simpson's Heterogenitäts-Index der vier Fanggebiete. Datengrundlage sind die aufwandskorrigierten, über die Hols gemittelten Abundanzdaten während des Vergleichszeitraumes 2006 & 2007 (Tabelle 2.2.1).

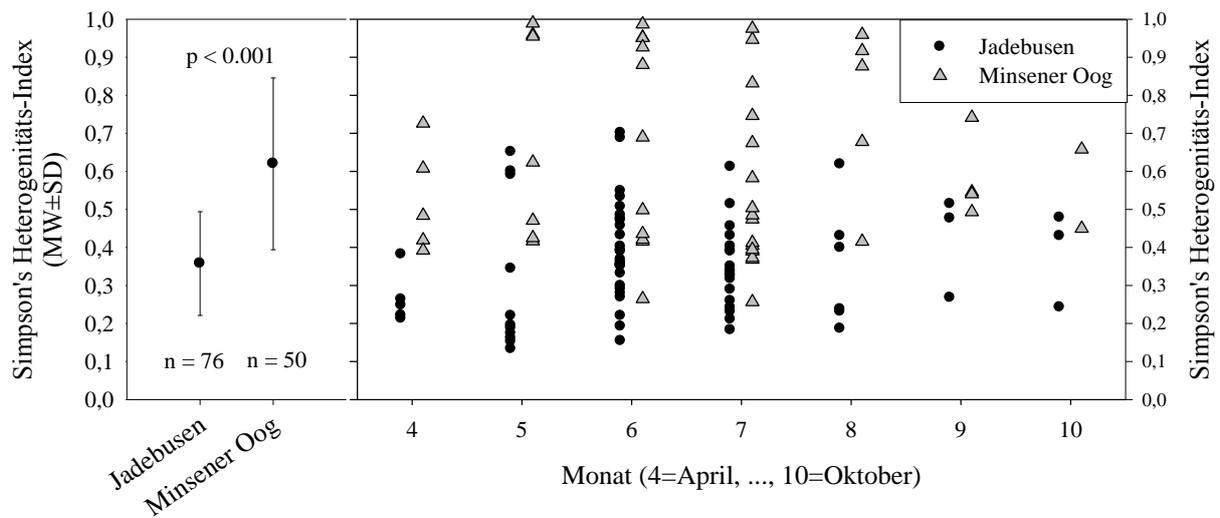


Abbildung 3.4.5: Heterogenität und der Gleichmäßigkeit in den niedersächsischen Fanggebieten, alle Monatsdaten zusammengefasst (links) und saisonal aufgelöst (rechts). Das Signifikanzniveau des Unterschiedes der jeweiligen Indices zwischen den Gebieten aus der Mann-Whitney-U-Statistik ist angegeben (links). Datengrundlage sind die aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols, die 2006 & 2007 an aufeinander folgenden Tagen derselben Seereise gewonnen wurden.

3.5 Gemeinschaftsanalyse

Die relative Unähnlichkeit der Fischgemeinschaften zueinander wurde mit einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung visualisiert, mittels einer Similaritäts-Analyse (ANOSIM) auf statistische Signifikanz geprüft und die Unterschiede mit einem globalen $R > 0.5$ mittels einer Similarity-Percentage-Analyse (SIMPER) quantifiziert. Die Datengrundlage wird bei den jeweiligen Abbildungen und Tabellen angegeben.

Räumliche Vergleiche

Als Gruppen wurden *Fanggebiete* und *Fangstationen* definiert (s. 2.2.2). Die relative Unähnlichkeit der Arten- und Abundanzzusammensetzung der vier Fanggebiete stellte sich in Abhängigkeit vom Aggregationsniveau unterschiedlich dar. Während die nmMDS auf Basis der nach Fanggebieten gemittelten Abundanzdaten keine eindeutigen Gruppierungen zeigte (Abbildung 3.5.1), ergab die Darstellung aller Hols aus dem August 2006 und 2007 (farbcodiert nach Fanggebieten) die größten Überlappungen jeweils zwischen den niedersächsischen und den schleswig-holsteinischen Gebieten. Die geringste Überlappung mit den schleswig-holsteinischen Gebieten zeigten die Abundanzdaten aus dem Jadebusen (Abbildung 3.5.2). Aufgelöst nach Fangstationen zeigten sich große Ähnlichkeiten selbst zwischen Fangstationen aus verschiedenen Fanggebieten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer (Abbildung 3.5.3).

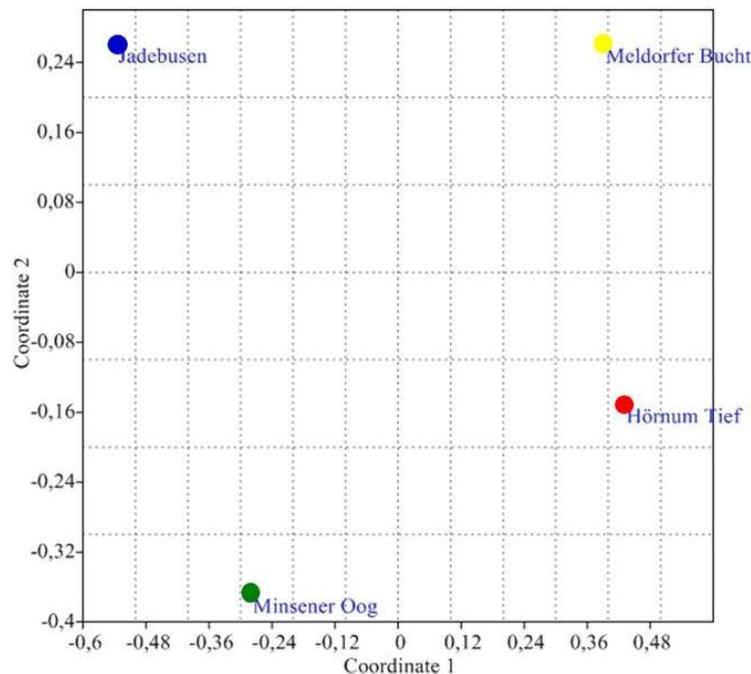


Abbildung 3.5.1: nmMDS-Plot der aufwandnormierten, quadratwurzel-transformierten und nach Fanggebieten gemittelten Abundanzdaten aus dem August 2006 und 2007: Jadebusen (grün), Minsener Oog (rosa), Meldorfer Bucht (gelb) und Hörnum Tief (rot). Aufgrund der geringen Anzahl der Ordinationen war die Anpassung perfekt (Stress=0).

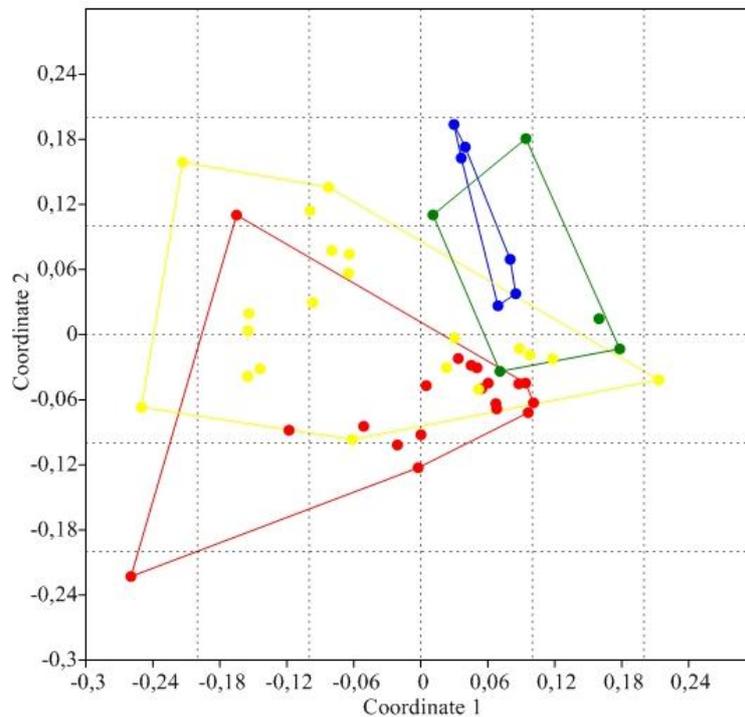


Abbildung 3.5.2: nmMDS-Plot der aufwandnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller Hols aus dem August 2006 und 2007 aus dem Jadebusen (blau), von Minsener Oog (grün), aus der Meldorfer Bucht (gelb) und aus dem Hörnum Tief Hörnum Tief (rot). Der Stresswert beträgt 0,14 und zeigt eine akzeptable Anpassung.

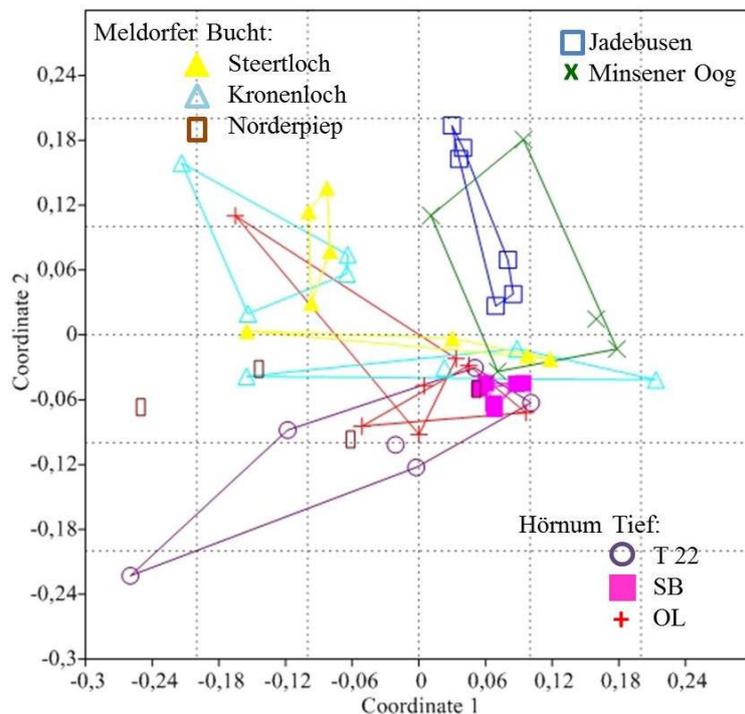


Abbildung 3.5.3: nmMDS-Plot der aufwandnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller Hols aus dem August 2006 und 2007 der acht verschiedenen Fangstationen: Jadebusen (blaues Quadrat), Minsener Oog (grünes Kreuz), Meldorfer Bucht (Steertloch: gelbes Dreieck, Kronenloch: blaues Dreieck, Norderpiep: braunes Rechteck) und Hörnum Tief (T 22: blauer Kreis, SB: rosa Quadrat, OL: rotes Plus). Der Stresswert beträgt 0,14 und zeigt eine akzeptable Anpassung.

Die globale ANOSIM wies eine statistisch signifikante Unähnlichkeit zwischen den Hols der verschiedenen Fanggebiete aus, jedoch war die Unähnlichkeit nicht besonders groß ($R=0,31$). Daher wurde auf die Durchführung einer SIMPER-Analyse verzichtet. Die nachträgliche, paarweise ANOSIM-Analyse zwischen den Fanggebieten zeigte für alle Paarungen eine recht geringe, wenn auch signifikante Unähnlichkeit mit Ausnahme der Paarung Jadebusen – Minsener Oog (Tabelle 3.5.1).

Tabelle 3.5.1: Ergebnisse der paarweisen *post-hoc* ANOSIM zwischen den aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aus dem August 2006 und 2007 der Fanggebiete Jadebusen, Minsener Oog, Meldorfer Bucht und Hörnum Tief. Signifikante Unähnlichkeiten sind fett hervorgehoben. Jadebusen $n_{Hols}=6$, Minsener Oog $n_{Hols}=5$, Hörnum Tief $n_{Hols}=19$, Meldorfer Bucht $n_{Hols}=20$.

R	Hörnum Tief	Jadebusen	Meldorfer Bucht
Jadebusen	0,50		
Meldorfer Bucht	0,26	0,35	
Minsener Oog	0,35	0,16	0,34

Zeitliche Vergleiche

Als Gruppen wurden *Jahre* und *Monate* definiert (s. 2.2.2). Der Vergleich der aufwandskorrigierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzwerte aller Hols, die während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) der Jahre 2005–2011 im Jadebusen, in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief eingebracht wurden, zeigte stets höhere Unähnlichkeit zwischen den Gruppen als bei der räumlichen Betrachtung (s. o.). Im Jadebusen ließen sich die Hols der verschiedenen Jahre klar gegeneinander abgrenzen (Abbildung 3.5.4).

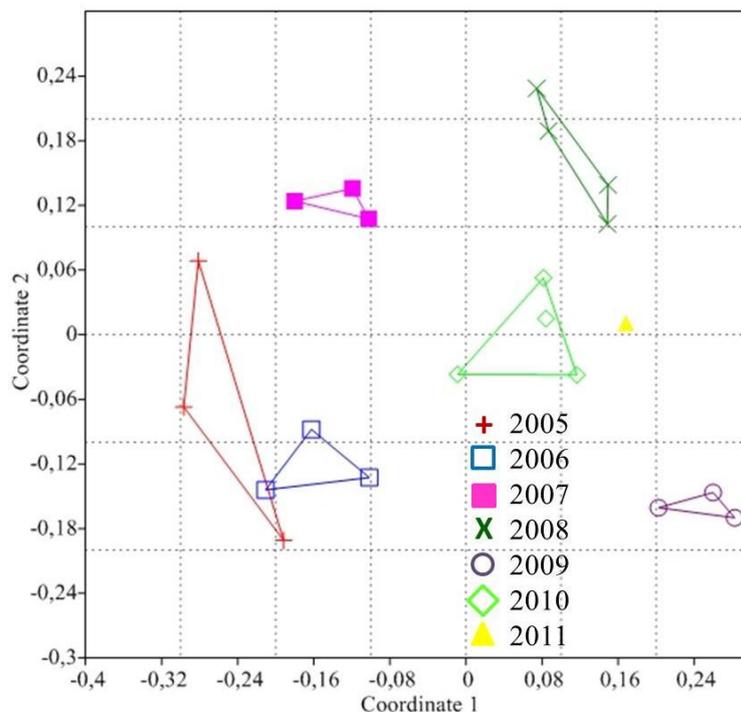


Abbildung 3.5.4: Jadebusen. nmMDS-Plot der aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller Hols, die während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) der Jahre 2005–2011 im Jadebusen eingebracht wurden. Der Stresswert beträgt 0,16 und zeigt eine akzeptable bis schlechte Anpassung.

Die Ergebnisse der ANOSIM bestätigten die grafische Anordnung der Jahre im Jadebusen zueinander. Sie wies bei einem globalen R von 0,91 eine signifikante Unähnlichkeit zwischen den untersuchten Jahren aus. Auch die paarweisen Vergleiche zeigten außer für 2005 und 2006 klare Gruppenunterschiede. Die größte Unähnlichkeit bestand zwischen dem Jahr 2008 und den anderen Jahren und zwischen dem Jahr 2010 und den anderen Jahren (Tabelle 3.5.2). Die Gruppenunterschiede konnten statistisch jedoch nicht verifiziert werden, da die Stichprobengrößen der paarweisen Vergleiche zu gering waren, um das Signifikanzniveau für die Interpretation der Unterschiede heranziehen zu können (s. 2.2.2).

Tabelle 3.5.2: Jadebusen. Ergebnisse der paarweisen *post-hoc* ANOSIM zwischen den aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aus dem Vergleichszeitraum (Tabelle 2.2.1) der Jahre 2005–2011 im Jadebusen. Signifikante Unähnlichkeiten sind fett hervorgehoben. n_{Hols} : 2005-2007 & 2009=3, 2008 & 2010=4, 2011=1.

R	2005	2006	2007	2008	2009	2010
2006	0,37					
2007	0,74	0,89				
2008	0,98	1	0,94			
2009	1	1	1	1		
2010	0,96	0,94	1	0,90	1	
2011	1	1	1	1	1	1

Anders als im Jadebusen zeigte die nmMDS weder für die Daten aus der Meldorfer Bucht noch für jene aus dem Hörnum Tief eine klare Trennung der Jahre (Abbildung 3.5.5 & 3.5.6). Allerdings wies die globale ANOSIM für beide schleswig-holsteinischen Fanggebiete signifikante Unähnlichkeiten aus. In den beiden Fanggebieten waren die Ähnlichkeiten innerhalb und zwischen den Jahren jedoch nicht sehr groß ($R_{\text{Meldorfer Bucht}}=0,36$, $R_{\text{Hörnum Tief}}=0,10$). Zur Veranschaulichung der Tendenzen in den Gebietsunterschieden wurde trotz der geringen R-Werte auch für die Meldorfer Bucht und das Hörnum Tief eine SIMPER-Analyse durchgeführt.

Die Unterschiede zwischen den Jahren konnten dank einer ausreichenden Stichprobengröße sowohl in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief statistisch verifiziert werden (vgl. 2.2.2). Die paarweise ANOSIM wies für die Meldorfer Bucht fast nur signifikante, jedoch oft auch nur geringe Unähnlichkeiten zwischen den Jahren aus. Die größten Unähnlichkeiten bestanden zwischen den beiden ersten und den beiden letzten Jahren des Betrachtungszeitraumes (Tabelle 3.5.3). Der paarweise Vergleich der Unähnlichkeiten für das Hörnum Tief ergab nur wenige signifikante Ergebnisse und zudem sehr geringe R-Werte (Tabelle 3.5.4).

Im Jadebusen waren die artspezifischen Beiträge zur Unähnlichkeit zwischen den Jahren gleichmäßiger auf die Arten verteilt, von denen jedoch der Hering den größten Beitrag leistete (Abbildung 3.5.7). Im Jadebusen war auch die Variabilität (ausgedrückt als Standardabweichung) der artspezifischen Beiträge zur Unähnlichkeit vergleichsweise groß. Auch in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief trug der Hering am meisten zur Unähnlichkeit zwischen den Jahren bei, jedoch waren die Beiträge anderer Arten weniger gleichmäßig verteilt und auch geringer als im Jadebusen (Abbildung 3.5.7). Im Hörnum Tief trug die Sprotte nach dem Hering am meisten zur Unähnlichkeit bei, in der Meldorfer Bucht war dies der Stint. Während im Jadebusen und im Hörnum Tief Plattfische nur einen sehr geringen Beitrag zur Unähnlichkeit leisteten, hatten Flunder und Scholle in der Meldorfer Bucht einen vergleichbaren Anteil wie Sprotte und Finte. „Andere“ als die einzeln aufgeführten Fischarten spielten in keinem der drei Fanggebiete eine Rolle (Abbildung 3.5.7).

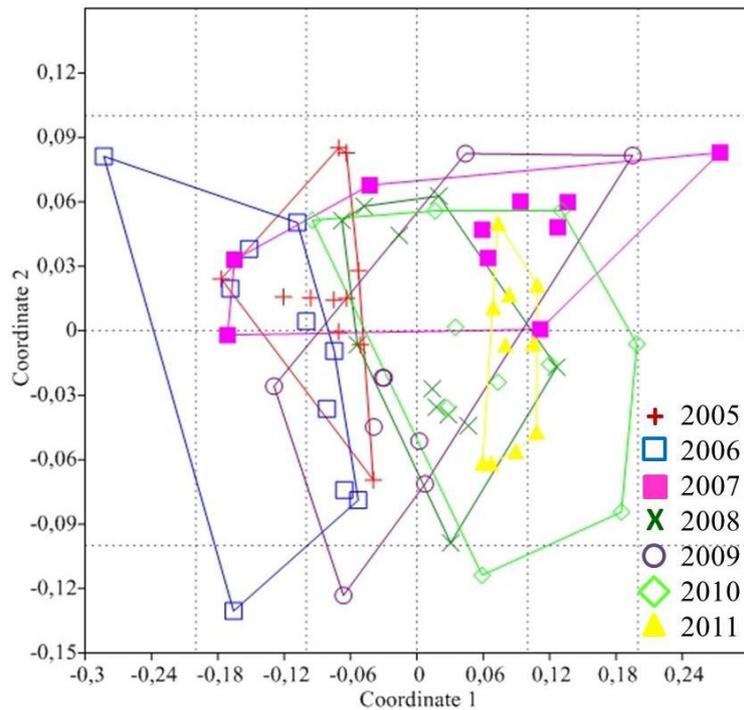


Abbildung 3.5.5: Meldorfer Bucht. nmMDS-Plot der aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller Hols, die während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) der Jahre 2005–2011 in der Meldorfer Bucht eingebracht wurden. Der Stresswert beträgt 0,116 und zeigt eine akzeptable Anpassung.

Tabelle 3.5.3: Meldorfer Bucht. Ergebnisse der paarweisen *post-hoc* ANOSIM zwischen den aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aus dem Vergleichszeitraum (Tabelle 2.2.1) der Jahre 2005–2011 in der Meldorfer Bucht. Signifikante Unähnlichkeiten sind fett hervorgehoben. n_{Hols} : 2005=11, 2006=10, 2007=10, 2008=11, 2009=9, 2010=10, 2011=10.

R	2005	2006	2007	2008	2009	2010
2006	0,16					
2007	0,49	0,44				
2008	0,41	0,47	0,27			
2009	0,29	0,19	0,21	0,13		
2010	0,60	0,60	0,074	0,10	0,18	
2011	0,97	0,84	0,21	0,40	0,53	0,11

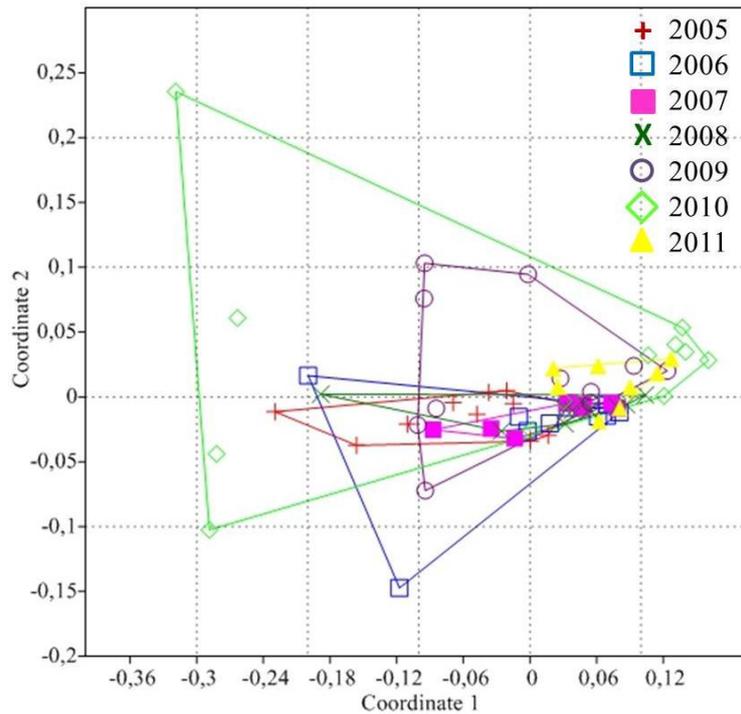


Abbildung 3.5.6: Hörnum Tief. nmMDS-Plot der aufwandnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller Hols, die während des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1) der Jahre 2005–2011 im Hörnum Tief eingebracht wurden. Der Stresswert beträgt 0,06 und zeigt eine gute Anpassung.

Tabelle 3.5.4: Hörnum Tief. Ergebnisse der paarweisen *post-hoc* ANOSIM zwischen den aufwandnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aus dem Vergleichszeitraum (Tabelle 2.2.1) der Jahre 2005–2011 im Hörnum Tief. Signifikante Unähnlichkeiten sind fett hervorgehoben. n_{Hols} : 2005=11, 2006=10, 2007=9, 2008=11, 2009=11, 2010=12, 2011=8.

R	2005	2006	2007	2008	2009	2010
2006	0,19					
2007	0,11	-0,05				
2008	0,26	-0,02	-0,05			
2009	0,07	0,07	0,05	0,12		
2010	0,23	0,078	0,10	0,13	0,09	
2011	0,46	0,07	0,13	0,04	0,06	-0,05

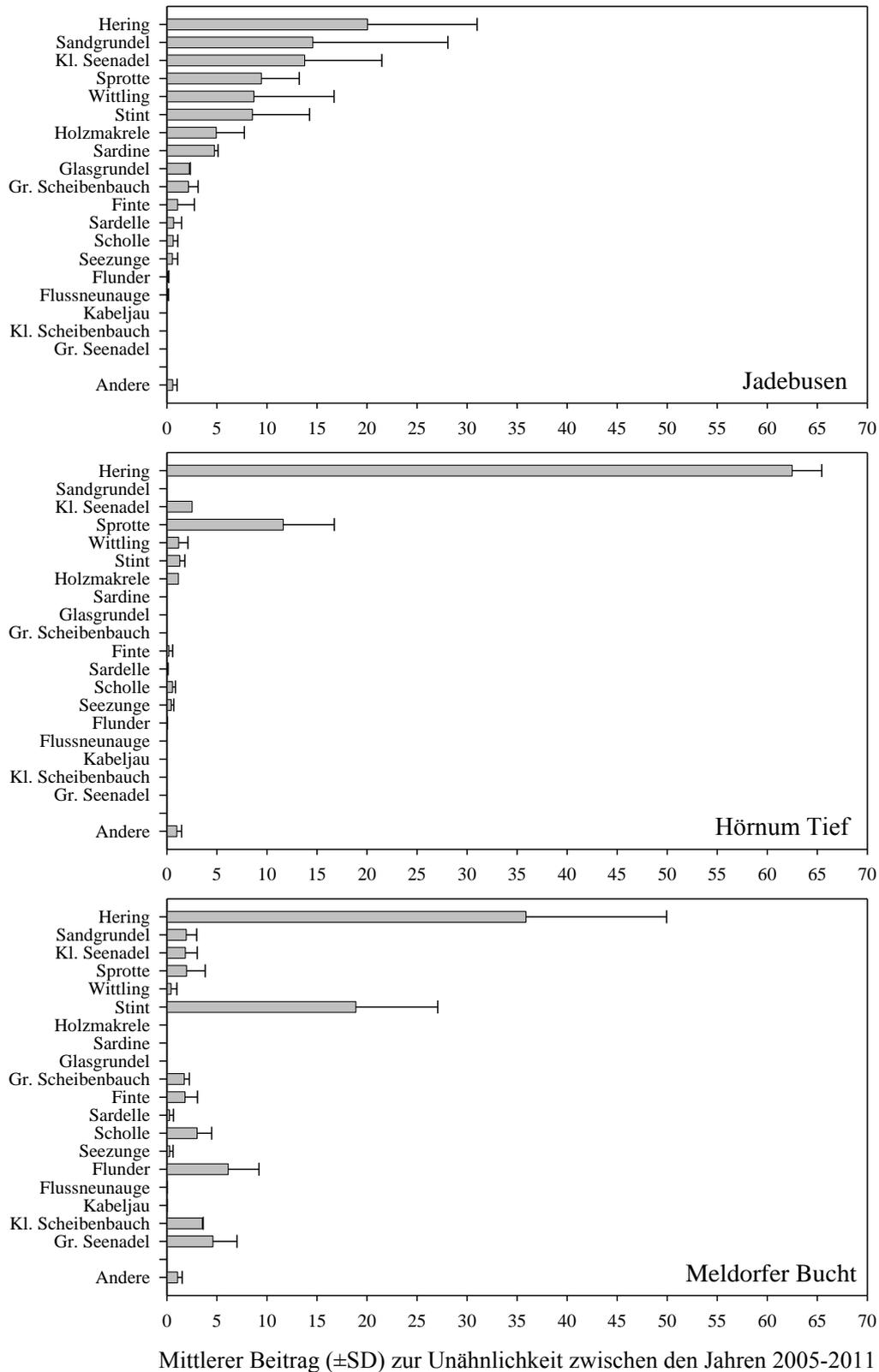


Abbildung 3.5.7: SIMPER-Analyse. Beitrag zur Unähnlichkeit zwischen den Jahren 2005-2011 im Jadebusen (oben), im Hörnum Tief (Mitte) und in der Melderfer Bucht (unten). Dargestellt ist der mittlere (\pm SD) Beitrag der einzelnen Taxa zur Unähnlichkeit zwischen den paarweisen SIMPER-Analysen (vgl. Tabellen 3.5.2–3.5.4).

Innerhalb der Jahre 2006 und 2007 konnten die aufwandskorrigierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzwerte aller Hols der Monate April bis September (2006) bzw. April bis Oktober (2007) im Jadebusen und vor Minsener Oog teilweise klar abgegrenzt werden, während in anderen Fällen große Überlagerungen offenbar wurden. Die nmMDS zeigte im Jadebusen 2006 nur geringe Überschneidungen zwischen Juni, der für sich stand, und Juli, der mit allen anderen Monaten überlappte (Abbildung 3.5.8). Die globale ANOSIM wies für den Jadebusen im Jahr 2006 insgesamt geringe ($R= 0,21$) Unähnlichkeit zwischen den Hols der einzelnen Monate aus, die aufgrund der geringen Stichprobengröße statistisch jedoch nicht verifiziert werden konnten (s. 2.2.2). Lediglich die Unähnlichkeit zwischen Juni und Juli konnte statistisch geprüft werden (Tabelle 3.5.5). Es bestand jedoch große Unähnlichkeit zwischen April und allen anderen untersuchten Monaten sowie zwischen Mai und September (Tabelle 3.5.5).

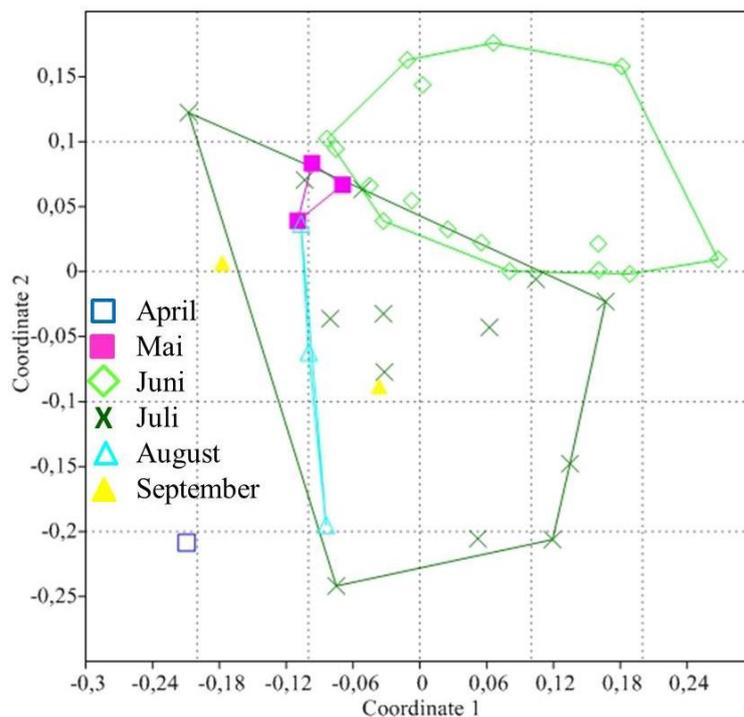


Abbildung 3.5.8: Jadebusen 2006. nmMDS-Plot der aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller Hols, die zwischen April und September 2006 im Jadebusen eingebracht wurden. Der Stresswert beträgt 0,2304 und zeigt eine schlechte Anpassung.

Tabelle 3.5.5: Jadebusen 2006. Ergebnisse der paarweisen *post-hoc* ANOSIM zwischen den aufwandsnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten der Monate April bis September 2006 aus dem Jadebusen. Signifikante Unähnlichkeiten sind fett hervorgehoben. n_{Hols} : April=1, Mai=3, Juni=16, Juli=13, August=3, September=2.

R	April	Mai	Juni	Juli	August
Mai	1,00				
Juni	0,80	0,09			
Juli	0,62	0,04	0,19		
August	0,78	0,41	0,46	-0,01	
September	1,00	0,75	0,38	-0,16	0,08

Auch im Folgejahr 2007 wies im Jadebusen der Juni nur geringe Überschneidung mit den anderen Monaten mit Ausnahme des Augusts auf (Abbildung 3.5.9). Die größte Überschneidung bestand zwischen April und Mai. Die globale ANOSIM ergab für den Jadebusen im Jahr 2007 im Vergleich zum Vorjahr (s. o.) bei kleinerer Irrtumswahrscheinlichkeit ($p < 0,01$) eine größere ($R = 0,45$) Unähnlichkeit zwischen den Hols der einzelnen Monate. Dies spiegelte sich auch in den paarweisen *post hoc*-Vergleichen wider, bei denen gleich viele signifikante wie nicht signifikante Paarungen auftraten (Tabelle 3.5.6). Allerdings standen nur für die Monate April bis Juli ausreichend große Stichproben für einen statistischen Vergleich zur Verfügung. Die größte Unähnlichkeit bestand zwischen den Holdaten von August, September und Oktober mit den Frühjahrs- und frühen Sommermonaten (Tabelle 3.5.6).

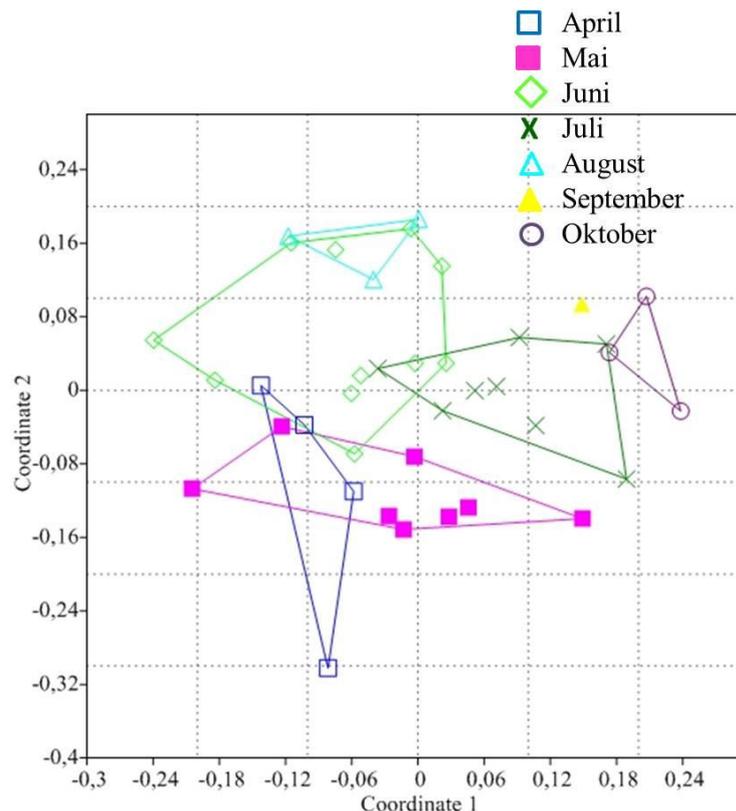


Abbildung 3.5.9: Jadebusen 2007. nmMDS-Plot der aufwandnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller Hols, die zwischen April und Oktober 2007 im Jadebusen eingebracht wurden. Der Stresswert beträgt 0,2222 und zeigt eine schlechte Anpassung.

Tabelle 3.5.6: Jadebusen 2007. Ergebnisse der paarweisen *post-hoc* ANOSIM zwischen den aufwandnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten der Monate April bis Oktober 2007 aus dem Jadebusen. Signifikante Unähnlichkeiten sind fett hervorgehoben. n_{Hols} : April=4, Mai=8, Juni=11, Juli=8, August=3, September=1, Oktober=3.

R	April	Mai	Juni	Juli	August	September
Mai	0,14					
Juni	0,20	0,41				
Juli	0,69	0,44	0,34			
August	0,74	0,85	-0,10	0,77		
September	1	0,77	0,38	0,13	1	
Oktober	0,98	0,76	0,72	0,42	0,96	0,11

Vor Minsener Oog im Jahr 2006 war die Trennung der monatlichen Hols weniger deutlich als im Bezugszeitraum im Jadebusen (Abbildung 3.5.10). Während im Jadebusen 2006 die Daten aus dem Juni mit den Juli-Daten kaum überlappten, konnten die entsprechenden Holgergebnisse vor Minsener Oog grafisch nicht voneinander getrennt werden. Allein die Hols des Septembers hoben sich von den Fangergebnissen der fünf Vormonate ab (Abbildung 3.5.10).

Die globale ANOSIM wies für Minsener Oog wie auch im Jadebusen im Jahr 2006 insgesamt geringe ($R = 0,25$) Unähnlichkeit zwischen den Hols der einzelnen Monate aus. Für eine statistische Behandlung war die Stichprobengröße lediglich im Juni und Juli ausreichend.

Tendenziell war die Unähnlichkeit zwischen aufeinander folgenden Monaten geringer als zwischen zeitlich weiter voneinander entfernten Monaten. Die größten Unähnlichkeiten bestanden zwischen April-September, April-August und April-Juni, wobei August und September einander ebenfalls nicht ähnelten (Tabelle 3.5.7).

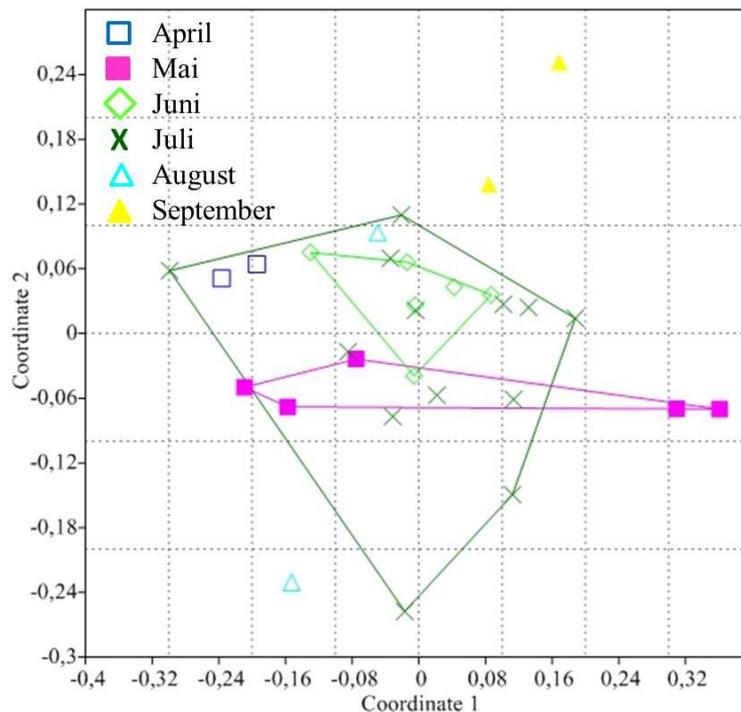


Abbildung 3.5.10: Minsener Oog 2006. nmMDS-Plot der aufwandnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten aller Hols, die zwischen April und September 2006 vor Minsener Oog eingebracht wurden. Der Stresswert beträgt 0,145 und zeigt eine akzeptable bis schlechte Anpassung.

Tabelle 3.5.7: Minsener Oog 2006. Ergebnisse der paarweisen *post-hoc* ANOSIM zwischen den aufwandnormierten, quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten der Monate April bis September 2006 von Minsener Oog. Signifikante Unähnlichkeiten sind fett hervorgehoben. April=2, Mai=5, Juni=6, Juli=13, August=2, September=2.

R	April	Mai	Juni	Juli	August
Mai	0,27				
Juni	0,79	0,40			
Juli	0,36	0,27	-0,15		
August	1,00	0,29	0,56	0,34	
September	1,00	0,55	0,69	0,35	1,00

In den einzelnen Monaten des Folgejahres 2007 waren die Hols vor Minsener Oog klarer voneinander zu trennen. Wie bereits im Vorjahr hoben sich die Hols des Septembers, 2007 aber zusammen mit denen des Oktobers, am deutlichsten von den Hols der anderen Monate ab (Abbildung 3.5.11). Die größte Überschneidung bestand zwischen Mai und Juni.

Die globale ANOSIM ergab für Minsener Oog im Jahr 2007 ebenso wie im Vorjahr (s. o.) insgesamt eine geringe ($R=0,28$), aber signifikante ($p < 0,05$) Unähnlichkeit zwischen den Hols der einzelnen Monate. Für die paarweisen *post hoc*-Vergleiche war die Stichprobengröße in keinem Falle ausreichend. Anhand der R-Statistik wurden jedoch Unterschiede zwischen Mai und September/Oktober, zwischen Oktober und Juli/August sowie in geringerem Maße zwischen April und Juli/August und zwischen September und Oktober deutlich (Tabelle 3.5.8).

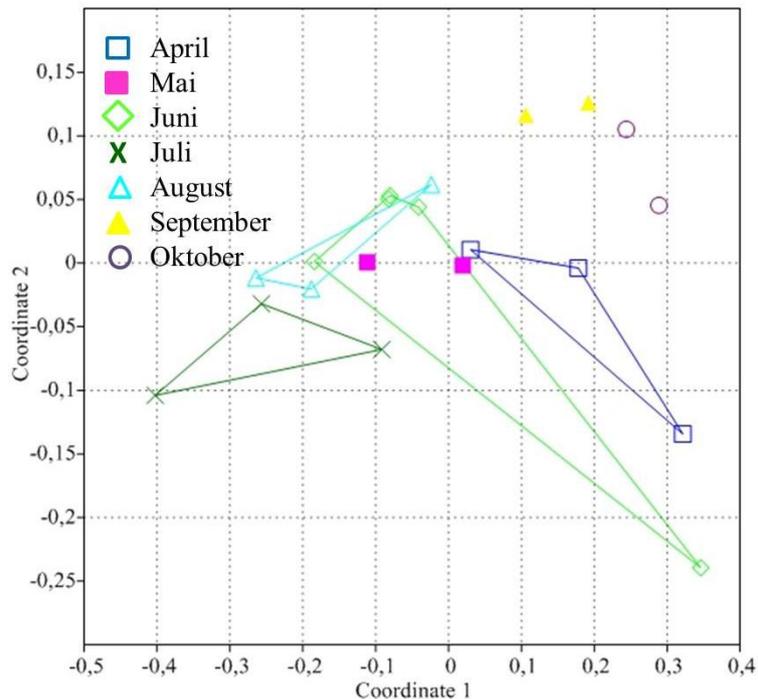


Abbildung 3.5.11: Minsener Oog 2007. nmMDS-Plot der aufwandnormierten, quadratwurzelt-transformierten Abundanzdaten aller Hols, die zwischen April und Oktober 2007 vor Minsener Oog eingebracht wurden. Der Stresswert beträgt 0,0674 und zeigt eine akzeptable Anpassung.

Tabelle 3.5.8: Minsener Oog 2007. Ergebnisse der paarweisen *post-hoc* ANOSIM zwischen den aufwandnormierten, quadratwurzelt-transformierten Abundanzdaten der Monate April bis Oktober 2007 von Minsener Oog. April=3, Mai=2, Juni=5, Juli=3, August=3, September=2, Oktober=2.

R	April	Mai	Juni	Juli	August	September
Mai	0,5					
Juni	0,17	-0,22				
Juli	0,78	0	0,15			
August	0,63	-0,08	-0,02	-0,19		
September	0	1	0,27	0,92	0,75	
Oktober	0,25	1	0,27	1	1	0,5

Da die globale ANOSIM in keinem Fall R-Werte $> 0,5$ auswies, wurden für die Monatsvergleiche keine SIMPER-Analyse durchgeführt.

3.6 Aufwandskorrigierte Abundanz ausgewählter Arten: Gebietsvergleiche und langfristige Entwicklung

Die verfügbare Datenreihe von sieben Jahren im Jadebusen ist für eine statistische Analyse zeitlicher Trends noch zu kurz, weswegen an dieser Stelle der zeitliche Abundanzverlauf ausgewählter Arten lediglich deskriptiv dargestellt wird. Eine statistische Zeitreihenanalyse u. a. der schleswig-holsteinischen Hamendaten geben Bolle et al. (2009). Im Folgenden wird der Verlauf der Abundanz von Finte, Hering, Sprotte, Sardelle, Stint, Flunder, Scholle, Seezunge, Wittling, Kabeljau und Flussneunauge zwischen 2005 und 2011 im Jadebusen, der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief beschrieben. Dabei erfolgte die Analyse artspezifischer Abundanzdaten auf Halebene, so dass auf die Verwendung von Maßen zentraler Tendenz (arithmetisches Mittel, Median) verzichtet werden konnte (s. 2.1.3). Die Daten der Fangstation vor Minsener Oog werden mit dargestellt, sind im Sinne einer Zeitreihe jedoch nicht verwertbar, da für diesen Fangplatz nur aus zwei Jahren Daten vorliegen.

Für die Darstellung des Verlaufes der artspezifischen Abundanz der Beispielarten wurden die aufwandsnormierten Abundanzdaten des Vergleichszeitraumes 2005–2011 (Tabelle 2.2.1) verwendet. Daher sind Abundanzschwankungen nicht zwangsläufig mit einem Populationsrückgang gleichzusetzen, sondern liegen in vielen Fällen in der artspezifischen Phänologie und saisonalen Verteilungsmustern begründet.

Nach 2006 wurden 2011 im Jadebusen wieder vermehrt **Finten** gefangen. Diese Tendenz war auch in den schleswig-holsteinischen Fanggebieten zu erkennen. Im Jahr wurden 2006 nur in der Meldorfer Bucht mehr Finten gefangen als in den Folgejahren, während die vergleichsweise hohe Fintenabundanz des Jahres 2011 auch im Hörnum Tief belegt ist (Abbildung 3.6.1).

Die steigende Tendenz der **Heringsfänge** in beiden schleswig-holsteinischen Fanggebieten wurde im Jadebusen nicht beobachtet. Hier variierte die Heringsabundanz über die Jahre stark mit den geringsten Fangzahlen in den Jahren 2006 und 2009, den höchsten Fangzahlen im Jahr 2007. Die außergewöhnlich große Heringsabundanz des Jahres 2007 sowohl im Jadebusen als auch bei Minsener Oog spiegelte sich lediglich in den Fängen der Meldorfer Bucht wider. Während die Fänge der Meldorfer Bucht und des Hörnum Tiefs dieselbe ansteigende Tendenz zeigen, gibt es zwischen beiden Gebieten doch von Jahr zu Jahr große Unterschiede, wie z. B. 2006, als die Heringsabundanz in der Meldorfer Bucht um zwei Größenordnungen unterhalb der Heringsabundanz im Hörnum Tief lag, und 2007, als in der Meldorfer Bucht wesentlich mehr Heringe gefangen wurden als im Hörnum Tief. Anhand der zeitlichen Verläufe zeigt sich sowohl für die Niedersächsischen als auch für die Schleswig-Holsteinischen Gebieten, dass die Heringsabundanz in den mariner geprägten Gebieten (Minsener Oog und Hörnum Tief) stets eine Größenordnung höher lag als im Jadebusen und in der Meldorfer Bucht, die beide eher ästuarin geprägt sind (Abbildung 3.6.1).

Die **Sprotte** zeigte im Vergleichszeitraum im Jadebusen eine abnehmende Tendenz, während sie in der Meldorfer Bucht weitgehend gleich blieb. Im Hörnum Tief werden seit 2009 größere Sprottenfänge verzeichnet (Abbildung 3.6.1). Hierbei muss beachtet werden, dass früher im Jahr Sprotten im Jadebusen mit zu den individuenreichsten Fischarten gehörten, im August jedoch in weit geringeren Individuenzahlen in den Fängen vertreten waren (vgl. Abbildung 3.7.1). Dies ist ein Beispiel für die Relevanz saisonaler Fangdaten für die korrekte Beurteilung langfristiger Abundanztrends.

Übereinstimmend in allen Gebieten war die Abundanz der **Sardelle** in den Jahren 2006 und 2007 am größten, gefolgt von drei Jahren mit geringeren Fangmengen. Die vergleichsweise großen Fangmengen des Hörnum Teifs im Jahr 2011 wurden in den anderen Gebieten nicht beobachtet. Ebenso wie die

Sprotte waren Sardellen früher im Jahr 2011 im Jadebusen in wesentlich größerer Abundanz vertreten, jedoch nicht mehr im August (vgl. Abbildung 3.7.1). Dies ist ein weiteres Beispiel für die Relevanz saisonaler Fangdaten für die korrekte Beurteilung langfristiger Abundanztrends.

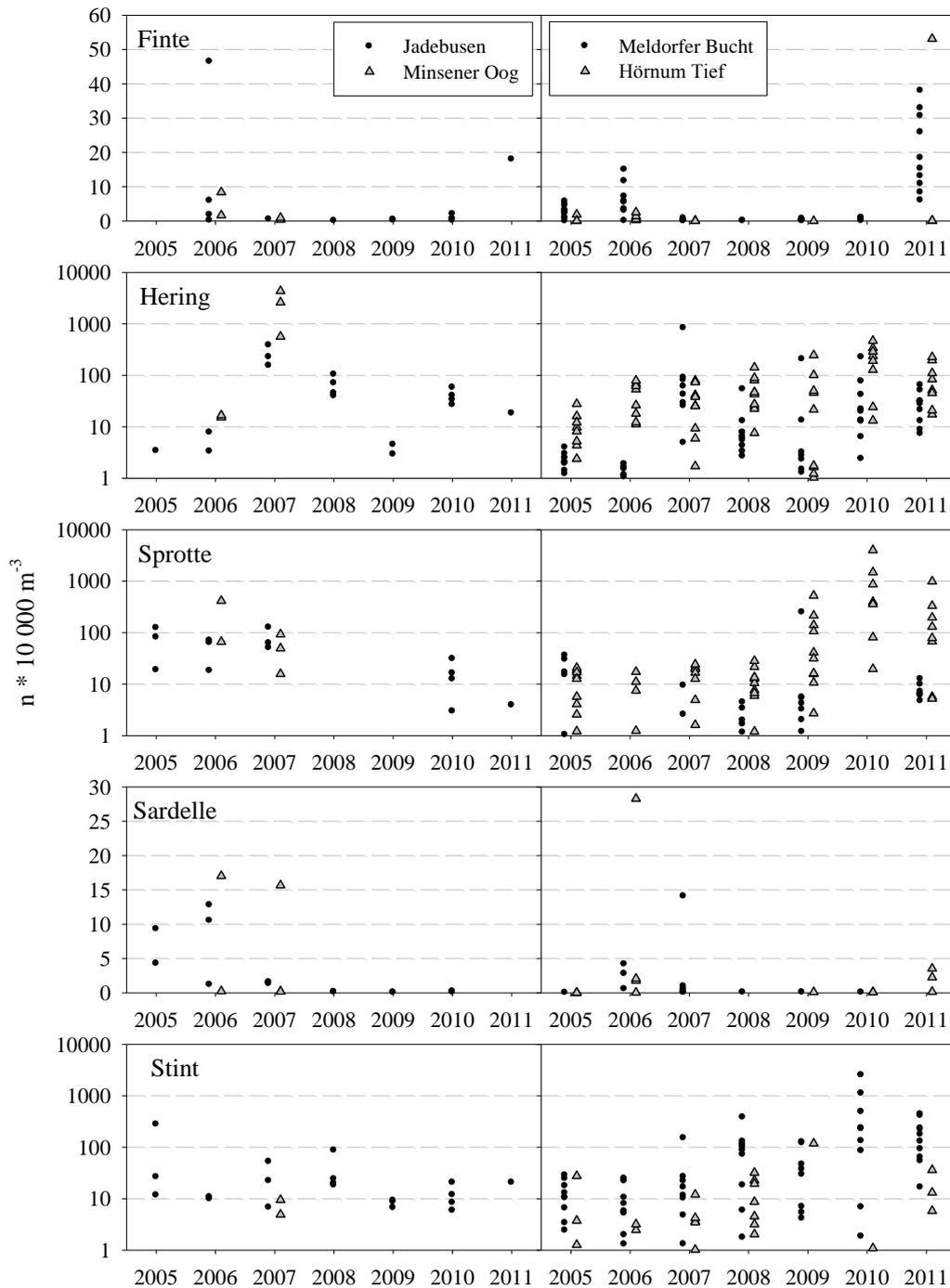


Abbildung 3.6.1: Aufwandskorrigierte Fangmengen pelagischer Fische einzelner Hols aus dem August* von Minsener Oog (2006 & 2007), aus dem Jadebusen, der Meldorfer Bucht und dem Hörnum Tief (2005-2011). Die y-Achsen beim Hering, der Sprotte und dem Stint sind logarithmisch skaliert. * Im Jahr 2008 fanden die Befischungen im Jadebusen, der Meldorfer Bucht und dem Hörnum Tief bereits Ende Juli statt (s. Tabelle 2.2.1).

Stinte kommen bei Minsener Oog nur in geringen Mengen vor, gehören im Jadebusen jedoch nicht nur zu den stetigsten, sondern auch zu den individuenreichsten Fischarten. Im Jadebusen war im untersuchten Zeitraum ein leicht rückläufiger Trend erkennbar, während in den beiden schleswig-holsteinischen Fanggebieten steigende Stintfänge verzeichnet wurden. Die Trends der Fänge aus der Meldorfer Bucht und dem Hörnum Tief entsprachen einander weitgehend (Abbildung 3.6.1).

Während des Vergleichszeitraumes waren alle drei betrachteten Plattfischarten in den schleswig-holsteinischen Fanggebieten wesentlich häufiger als in den niedersächsischen Gebieten.

Weder im Jadebusen noch im Hörnum Tief wurden während des Vergleichszeitraumes nennenswerte Mengen an *Flundern* gefangen. Allein in der Meldorfer Bucht wurden im Untersuchungszeitraum steigende Mengen dieser polyhalinen Art verzeichnet (Abbildung 3.6.2). Wie auch bei der Sprotte und der Sardelle wurden im Jadebusen jedoch früher im Jahr größere Mengen an Flundern gefangen (s. Abbildung 3.7.2).

Im Jadebusen und vor Minsener Oog wurden nur wenige *Schollen* gefangen, ein Abundanztrend konnte nicht festgestellt werden. Dies traf auch für das Hörnum Tief zu, in der Meldorfer Bucht hingegen sind die Fangzahlen seit 2006 mit der Ausnahme 2009 stetig gestiegen und lagen um ein Vielfaches über den Schollenfängen im Jadebusen (Abbildung 3.6.2).

Dies galt auch für die *Seezunge*, die jedoch im Jadebusen in den frühen Sommermonaten wesentlich häufiger ist, was ebenso wie bei Sprotte und Sardelle bei der Interpretation der Langzeittrends berücksichtigt werden muss (Abbildung 3.6.2).

Übereinstimmend in allen vier Fanggebieten wurden 2007 und 2008 große Mengen an *Wittlingen* gefangen, die jedoch bereits im Juni und Juli ihren Abundanzhöhepunkt hatten (vgl. Abbildung 3.7.3). Während im Hörnum Tief gleichbleibend wenig Wittling gefangen wird, ist in der Meldorfer Bucht ein leicht steigender Trend zu verzeichnen (Abbildung 3.6.2).

Kabeljau wurden in den niedersächsischen Gebieten im Vergleichszeitraum kaum gefangen, so dass sich über eine zeitliche Entwicklung für den August keine Aussagen treffen lassen. In der Meldorfer Bucht wurden auch nur wenige Kabeljau gefangen, ein Trend war nicht erkennbar. Auch im Hörnum Tief wurden nur vereinzelte Exemplare in den Fängen nachgewiesen, 2007 und 2010 war der Kabeljau auf sehr niedrigem Niveau jedoch relativ zu den anderen Jahren häufiger (Abbildung 3.6.2).

Im Jadebusen wurden von allen vier Fanggebieten die meisten *Flussneunaugen* gefangen, allerdings nur in den Jahren 2005, 2006 und 2007. Seit 2008 werden in allen Fanggebieten während des Vergleichszeitraumes nur noch selten Flussneunaugen gefangen (Abbildung 3.6.2).

Um zu überprüfen, ob die Fangmengen einer Station oder eines Fanggebietes eng genug mit den Fangmengen einer anderen Station oder eines Fanggebietes zusammenhängen, dass sie auseinander hergeleitet werden können, wurden Abundanzdaten der Beispielarten aus Hols desselben Jahres aus dem Vergleichszeitraum (jeweils August 2005–2011, 2008 Ende Juli, s. Tabelle 2.2.1) miteinander korreliert, die unter vergleichbaren geophysikalischen Bedingungen (Flut bei Nacht, Flut am Tag, Ebbe bei Nacht, Ebbe bei Tag) durchgeführt wurden. Es gingen nur Vergleiche mit mindestens 5 Wertepaaren in die Analyse ein.

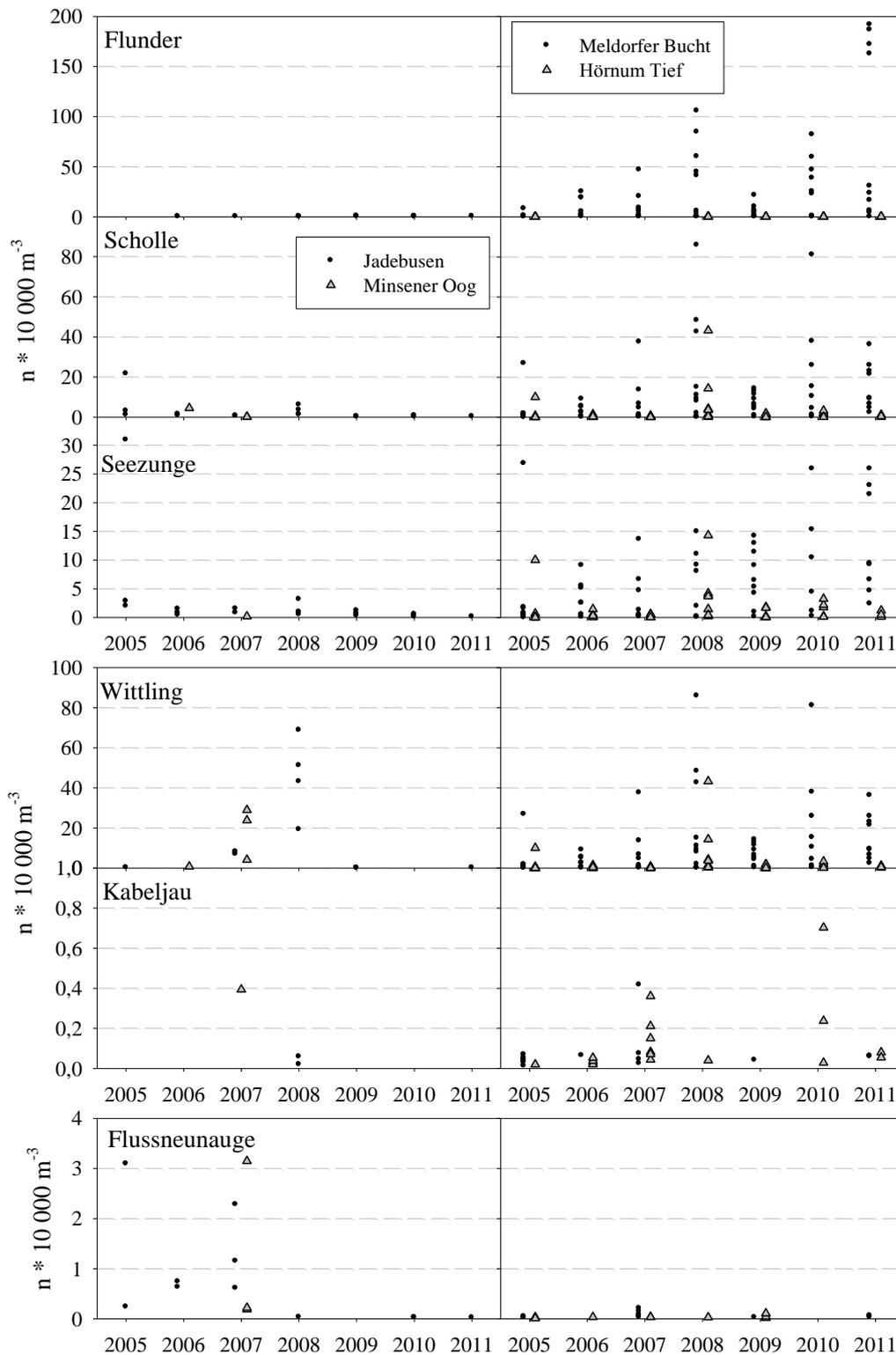


Abbildung 3.6.2: Aufwandskorrigierte Fangmengen des demersaler und benthopelagischer Fische und des Flussneunauges einzelner Hols aus dem August* von Minsener Oog (2006 & 2007), aus dem Jadebusen, der Meldorfer Bucht und dem Hörnum Tief (2005-2011). * Im Jahr 2008 fanden die Befischungen im Jadebusen, der Meldorfer Bucht und dem Hörnum Tief bereits Ende Juli statt.

Die Korrelationsmatrizen von Finte, Flunder, Hering, Sardelle, Scholle, Seezunge, Sprotte, Stint und Wittling sind in den Tabellen III-XI im Anhang dargestellt. Für Flussneunaugen und Kabeljau war die Stichprobengröße für eine sinnvolle Analyse zu gering, da diese Arten im August, der für den Gebiets- und Stationsvergleich nur in Frage kam, kaum gefangen wurden.

Insgesamt ließen sich weder für die Arten noch zwischen den Fangstationen konsistente Muster der Zusammenhänge erkennen. Signifikante Korrelationen der getesteten Arten waren die Ausnahme.

Die Abundanz der **Finte** aus dem Jadebusen korrelierte im Vergleichszeitraum mit keiner anderen Fangstation (Tabelle III im Anhang). Die einzigen signifikanten Korrelationen zeigten Vergleiche zwischen den Stationen Steertloch und Kronenloch und Kronenloch und Norderpiep in der Meldorfer Bucht sowie zwischen Steertloch und der Station OL im Hörnum Tief. Die Korrelationen zwischen den weiter entfernten Stationen (Norderpiep und OL, vgl. Abbildung 1.2.1) waren mit $r_s = 0,85$ und $0,99$ sehr stark (Tabelle III im Anhang).

Die **Herings**abundanz aus dem Jadebusen war hochsignifikant mit den beiden Stationen Steertloch und Kronenloch in der Meldorfer Bucht korreliert. Neben dem Jadebusen war die Station Kronenloch signifikant mit OL und SB korreliert. Im Hörnum Tief ergaben die Vergleiche zwischen SB und OL und zwischen SB und T 22 signifikante Korrelationen, die jedoch etwas schwächer waren als die Korrelationen unter Beteiligung der Stationen der Meldorfer Bucht. Von allen betrachteten Arten traten beim Hering die meisten signifikanten Korrelationen auf (Tabelle VI im Anhang).

Bei der **Sprotte** gab es nur zwischen den Stationen im Hörnum Tief signifikante Korrelationen. Die Korrelationen zwischen allen anderen Fangstationen zeigten keine signifikanten Zusammenhänge (Tabelle V im Anhang).

Die **Stint**abundanz im Jadebusen zeigte lediglich mit der Stintabundanz der Station SB im Hörnum Tief einen signifikanten und starken Zusammenhang. Zwischen den Stationen des Hörnum Tiefs gab es keine signifikanten Korrelationen der Stintabundanz. Die aufwandskorrigierten Fangmengen der Station OL waren signifikant mit Steertloch und Norderpiep in der Meldorfer Bucht korreliert (Tabelle VI im Anhang).

Für die **Sardelle** waren die Daten nur ausreichend für die Korrelation zwischen den Fangdaten aus dem Jadebusen und der Norderpiep. Dieser Zusammenhang war eng und hoch signifikant, beruhte jedoch auf einer sehr geringen Stichprobengröße (Tabelle VII im Anhang).

Die einzige signifikante Korrelation der **Flunder** trat zwischen den Fangmengen im Steertloch und im Kronenloch auf. Alle anderen Vergleiche für diese Art waren nicht signifikant (Tabelle VIII im Anhang).

Die einzige signifikante Korrelation der **Scholle** trat zwischen den Fangmengen der Stationen SB und OL im Hörnum Tief auf. Alle anderen Vergleiche für diese Art waren nicht signifikant (Tabelle IX im Anhang).

Für die **Seezunge** wurden keine signifikanten Korrelationen festgestellt (Tabelle X im Anhang).

Die einzige signifikante Korrelation des **Wittlings** trat zwischen den Fangmengen der Stationen SB und OL im Hörnum Tief auf. Alle anderen Vergleiche für diese Art waren nicht signifikant (Tabelle XI im Anhang).

Für *Kabeljau* und *Flussneunauge* lagen die Zahlen der auswertbaren Vergleiche < 5 (s. Material & Methoden).

3.7 Saisonaler Verlauf der Abundanz und der Längen-Häufigkeits-Verteilungen ausgewählter Arten

Für die zuverlässige Beurteilung langfristiger Abundanztrends sind saisonal aufgelöste Daten unerlässlich. Dies gilt insbesondere für mobile Arten mit ausgeprägtem Wanderverhalten z. B. zwischen der Nordsee und Wattenmeer (Hering, Sprotte, Sardelle, Scholle, Seezunge) oder zwischen den Flüssen und dem Wattenmeer (Finte, Stint, Neunaugen, Lachsartige wie z. B. Nordseeschnäpel). Im Folgenden wird anhand des saisonalen Verlaufes der Abundanz (Abbildung 3.7.1) und der Längen-Häufigkeits-Verteilung (Abbildungen I-XI des Anhangs) versucht, die Phänologie ausgewählter Arten im Jadebusen nachzuzeichnen und daraus die Bedeutung dieser Meeresbucht für die Arten zu beschreiben. Wo die Datenlage es gestattete, wurden für den August 2010 und 2011 Vergleiche mit den Längen-Häufigkeits-Verteilungen aus den schleswig-holsteinischen Fanggebieten angestellt und versucht, diese in den Lebenszyklus der entsprechenden Arten einzuordnen.

Die Datengrundlage sind die saisonal aufgelösten, aufwandskorrigierten Abundanzdaten a) aus dem Jadebusen 2005 & 2008–2011, b) aus dem Jadebusen 2006 & 2007 und c) von Minsener Oog 2006 & 2007. In den Abbildungen 3.7.1–3.7.3 sind die saisonalen Abundanzdaten dieser drei Zeiträume nebeneinander dargestellt, um einerseits die gesamte Datengrundlage zu nutzen (2005–2011), andererseits aber auch Gebietsvergleiche zwischen Jadebusen und Minsener Oog zu ermöglichen.

Eine Übersicht über die Größenklassen, die in den verschiedenen Untersuchungsgebieten vorkommen gibt Tabelle XII im Anhang auf Grundlage aller verfügbaren Daten.

Die größten Mengen an *Finten* wurden im Juli und August gefangen, als die Jungfische aus den Flüssen ins Küstenmeer einwanderten. Bei der Finte stimmte das saisonale Auftreten im Jadebusen gut mit dem bei Minsener Oog überein (Abbildung 3.7.1). Die Längenentwicklung der Jahre 2006 und 2007 legt nahe, dass die Jungfische des Jahres 2006 auch im darauf folgenden Jahr im Jadebusen gefangen wurden, sich also weiterhin im Küstenmeer aufhielten. Vereinzelt wurden auch 1–2-jährige, präadulte Individuen von bis zu 25 cm Länge gefangen, während Adulttiere im Jadebusen nicht nachgewiesen wurden (Abbildung I im Anhang).

Die Finten, die 2010 und 2011 in der Meldorfer Bucht vermessen wurden, entsprachen in ihrer Länge vom ca. 7 cm ihren Artgenossen aus dem Jadebusen (Abbildung XII des Anhangs).

Der saisonale Abundanzverlauf des *Herings* stimmte zwischen den beiden niedersächsischen Fanggebieten und in den verglichenen Zeiträumen gut überein. Die größten Mengen waren zwischen Juni und August im Gebiet anzutreffen, allerdings können in warmen Jahren bereits im Sommer die Heringe auch aus dem Wattenmeer in tieferes Wasser abwandern. Dann können binnen weniger Tage fast alle Individuen aus dem Untersuchungsgebiet verschwinden, wie die große Streuung im Juli andeutet (Abbildung 3.7.1). Im Wattenmeer werden vorwiegend Jungtiere der Altersgruppe 0 gefangen, die im englischen Kanal oder vor der britischen Ostküste gelaicht wurden. Im Wattenmeer existiert auch ein frühjahrslaichender Heringsbestand. Vereinzelt wurden im April im Jadebusen laichreife Adultheringe gefangen. Sie werden im Frühjahr in großen Mengen im Wilhelmshavener Hafengebiet geangelt, wo sie ihre Eier an Spundwände und anderen Hartstrukturen anheften. Die Einwanderung ca. 4–5 cm großen Jungheringe wachsen innerhalb einer Saison auf 10–15 cm heran (Abbildung II im Anhang).

Die Heringe, die 2010 und 2011 in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief vermessen wurden, entsprachen in ihrer Länge vom ca. 6 cm im Jahr 2010 und ca. 9 cm im Jahr 2011 ihren Artgenossen aus dem Jadebusen (Abbildung XII des Anhangs).

Die *Sprotten*abundanz stieg tendenziell im Verlauf des Jahres bis September an (Abbildung 3.7.1). Das Jahr 2011 war bis inkl. Juli von einer sehr hohen Sprottenabundanz im Jadebusen gekennzeichnet. Bei der Augustbeprobung wurden dann kaum noch Sprotten gefangen. Die alleinige Beurteilung des „Sprottenjahres“ anhand der Augustfänge hätte, ähnlich wie bei Sardellen und Finten, ein falsches Bild geliefert. Die Längenverteilungen der Sprotten sind sowohl zwischen den Monaten als auch zwischen den Jahren sehr heterogen (Abbildung III im Anhang). Während im einen Jahr fast ausschließlich kleine Individuen auftreten, werden in anderen Jahren Sprotten derselben Größe wie Heringe gefangen, wie z. B. in 2011 (Abbildung V im Anhang). Die Altersstruktur der Sprotten ist unklar, da eine Längensklasse aus mehreren Altersklassen zusammengesetzt sein kann. Dies ist eine Folge des portionsweisen Laichmodus zu verschiedenen Zeiten im Jahr in verschiedenen Gebieten, mit einer möglichen Überlappung von lokal erzeugten und hereingedrifteten Individuen im Wattenmeer. Ebenso wie beim Hering wurden 2011 größere Sprotten gefangen als 2010, was auch anhand der Längenmessungen aus der Meldorfer Bucht und dem Hörnum Tief nachvollzogen werden konnte (Abbildung XII im Anhang).

Die größten Mengen an *Sardellen* wurden im Juli beobachtet, als die Jungfische groß genug geworden waren, um von den Maschen der Hamennetze zurückgehalten zu werden. Bereits im April wurden in manchen Jahren die laichreifen Sardellen nachgewiesen, die jedoch nach erfolgtem Laichgeschehen den Jadebusen verließen (Abbildung 3.7.1). Laichaktivität von Sardellen wurde nicht in jedem Jahr im Jadebusen beobachtet. Im Jahr 2007 konnten die Einwanderung der Laicher im Frühjahr und das Auftreten der Jungfische ab Juli anhand der Längenverteilung über die Saison gut dargestellt werden (Abbildung IV im Anhang). Im Jahr 2011 wurden viele laichreife Sardellen gefangen, allerdings wurden mit dem Hamennetz keine Jungfische festgestellt. Dennoch wurden mit feinmaschigen Ichthyoplanktonnetzen (Bongo) Eier und Larven nachgewiesen (C. Günther, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, Universität Hamburg, persönliche Mitteilung). In den Sommermonaten werden stets adulte Sardellen im Jadebusen gefangen, Laichaktivität wurde im Untersuchungszeitraum in drei Jahren (2006, 2007 und 2011) eindeutig nachgewiesen (Abbildung III im Anhang). Beim schleswig-holsteinischen Monitoring wurden keine Sardellen auf den mm genau vermessen.

Die Abundanz des *Stintes* zeigte über die Saison nur eine leicht steigende Tendenz und die größte Variabilität in den Monaten Mai bis August. Die größten Stintmengen wurden im Juni und Juli beobachtet (Abbildung 3.7.1). Stets waren mehrere Altersklassen im Jadebusen vertreten, von den Jungfischen des Vorjahres, die zwischen April und Oktober von 5–7 auf 12–16 cm Totallänge heranwuchsen bis zu den Adultfischen von 16–22 cm, von denen einzelne Exemplare gefangen wurden (Abbildung V im Anhang). Im August beginnt die Einwanderung der Jungfische aus den Flüssen, die dann im Folgejahr als 6–8 cm lange einjährige gefangen werden. Zwischen den Jahren herrscht mitunter große Variabilität in der Größenverteilung. Während 2006 und 2007 die Stinte zwischen 10 und 15 cm groß waren, war der Anteil sehr kleiner und sehr großer Exemplare in den Jahren 2009–2011 deutlich größer (Abbildung V im Anhang).

Das breite Längenspektrum der Stinte war auch in den Fängen der Meldorfer Bucht erkennbar. Die mittleren Längen entsprachen hier denen der Stinte, die im Jadebusen gefangen wurden. Im Hörnum Tief wurden nur größere Stinte ab 11 cm Länge gefangen. Die Jungfische fehlten dort, möglicherweise aufgrund der größeren Entfernung zu den Flüssen (Abbildung XII im Anhang).

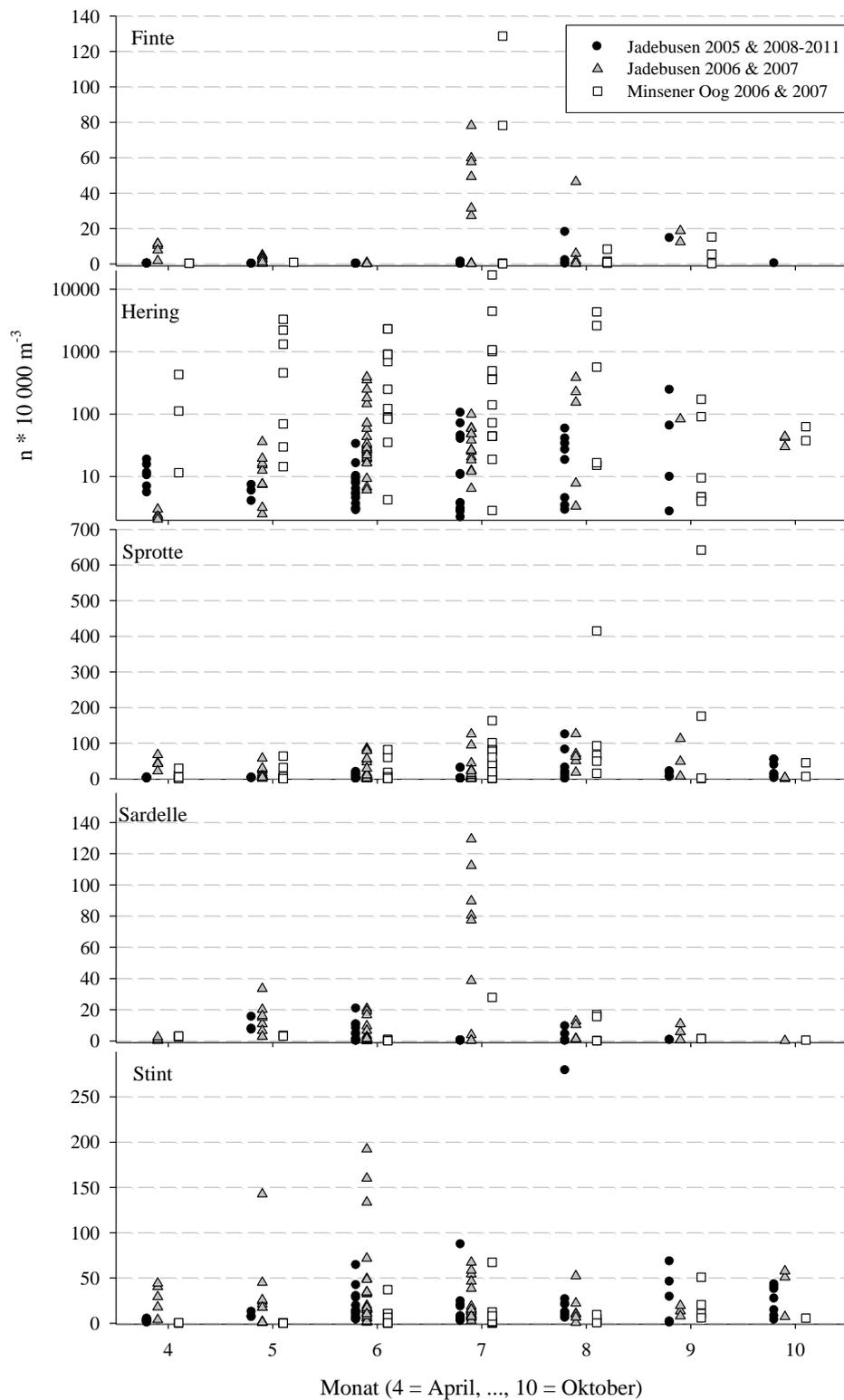


Abbildung 3.7.1: Saisonaler Abundanzverlauf pelagischer Fische im Jadebusen in den Jahren 2005, 2008-2011 (schwarze Kreise) und 2006 & 2007 (graue Dreiecke) sowie vor Minsener Oog 2006 & 2007 (weiße Quadrate). Die y-Achse beim Hering ist logarithmisch skaliert. Datengrundlage sind die nach Monaten aufgelösten, aufwandskorrigierten Fangmengen aus einzelnen Hols.

Auch die **Flunder** wurde zwischen Mai und Juli in den größten Mengen gefangen, mit abnehmenden Fangzahlen zum Herbst hin. Dieser Verlauf war jedoch nur im Jadebusen zu erkennen, nicht jedoch in den Fängen von Minsener Oog (Abbildung 3.7.2). 0 bis 1-jährige Jungtiere traten im Jadebusen nicht auf, die gefangenen Individuen waren in keinem der untersuchten Jahre und Monate kleiner als 8 cm. Über die Fangsaison wurden regelmäßig Flundern gefangen, die im Laufe des Sommers von durchschnittlich 10 auf 15 cm heranwachsen (Abbildung VI im Anhang).

Die Längen-Häufigkeits-Verteilungen der Flunder im August 2010 und 2011 aus der Meldorfer Bucht stimmten kaum mit der aus dem Jadebusen überein. In beiden Jahren waren die Flundern in der Meldorfer Bucht kleiner als im Jadebusen, die Längen-Verteilung weniger heterogen (Abbildung XIII im Anhang).

Der saisonale Abundanzverlauf der **Scholle** zeigt ebenso wie die meisten anderen Arten Maxima im Sommer, die geringsten Fangmengen wurden im April verzeichnet. Während die größten Fangmengen der Scholle im Jadebusen in allen untersuchten Jahren bereits im Juni erreicht wurden, wurden vor Minsener Oog erst im Juli und August die meisten Schollen gefangen (Abbildung 3.7.2). Ab Juni (in manchen Jahren früher) werden die 3–5 cm langen Jungfische gefangen, die dann bis in den Herbst im Gebiet bleiben. Größere Tiere waren die Ausnahme, in manchen Jahren (2007 und 2008) aber durchaus regelmäßig in den Fängen vertreten. Adulte Schollen wurden im Jadebusen nicht nachgewiesen (Abbildung VII im Anhang).

In den Jahren 2010 und 2011 wurden sowohl im Jadebusen als auch in der Meldorfer Bucht und 2010 im Hörnum Tief nur die Jungschollen gefangen, die im selben Kalenderjahr gelaicht wurden (Abbildung XIII im Anhang).

Seezungen haben im Jadebusen ihren Abundanzschwerpunkt im Juni (Abbildung 3.7.2). Zwischen April und Juni werden laichreife Adultfische von bis zu 35 cm Länge gefangen. Ab Juli treten dann ähnlich wie bei den Sardellen die Jungfische auf, die dann im ab April des darauffolgenden Jahres mit 8–12 cm gefangen werden und im Verlauf des Sommers auf 15–20 cm heranwachsen (z. B. 2010 in Abbildung VIII im Anhang). Diese Jungfische müssen nicht zwangsläufig im Vorjahr im Jadebusen gelaicht worden sein, sondern können einwandern, wie ihr Auftreten im Frühjahr 2011 trotz eines Fehlens dieser Größenklasse im Sommer 2010 zeigt (Abbildung VIII im Anhang). Allerdings belegt der Fang laichreifer Adulttiere im Mai und Juni die Bedeutung des Jadebusens als Laichgebiet für diese Plattfischart.

Beim schleswig-holsteinischen Monitoring wurden keine Seezungen auf den mm genau vermessen.

Auch der **Wittling** trat im Juni und Juli in den größten Mengen auf. Der saisonale Abundanzverlauf dieser Art im Jadebusen entsprach der Entwicklung bei Minsener Oog (Abbildung 3.7.3). Nicht in allen Jahren sind große Mengen an Wittlingen zu verzeichnen, und die Stetigkeit in den Fängen variiert. Wittlinge blieben z. B. 2007, 2008 und 2011 im Gebiet und wuchsen innerhalb der Fangsaison von 4–5 cm langen Jungfischen im April/Mai auf 17–22 cm heran. Dies sind die mit Abstand höchsten Wachstumsraten aller untersuchten Fischarten (Abbildung IX im Anhang).

Im Jahr 2010 wurden im Hörnum Tief Wittlinge zwischen 7 und 13 cm Länge gefangen (Abbildung XIII im Anhang). In diesem Zeitraum wurden im Jadebusen keine Wittlinge gefangen.

Anders als die meisten anderen Fischarten trat der **Kabeljau** über den Sommer kaum in Erscheinung. Während im Mai und Oktober im Jadebusen z. T. mehrere Exemplare in den Fängen registriert wurden, wurde in den Sommermonaten nur vereinzelt Kabeljau gefangen. Vor Minsener Oog wurden unabhängig von der Jahreszeit stets nur Einzelexemplare in den Fängen nachgewiesen (Abbildung 3.7.3). Die gefangenen Individuen waren i. d. R. nicht größer als 10 cm, allerdings wurden im Oktober 2007 Tiere von 15–25 cm Länge gefangen (Abbildung X im Anhang).

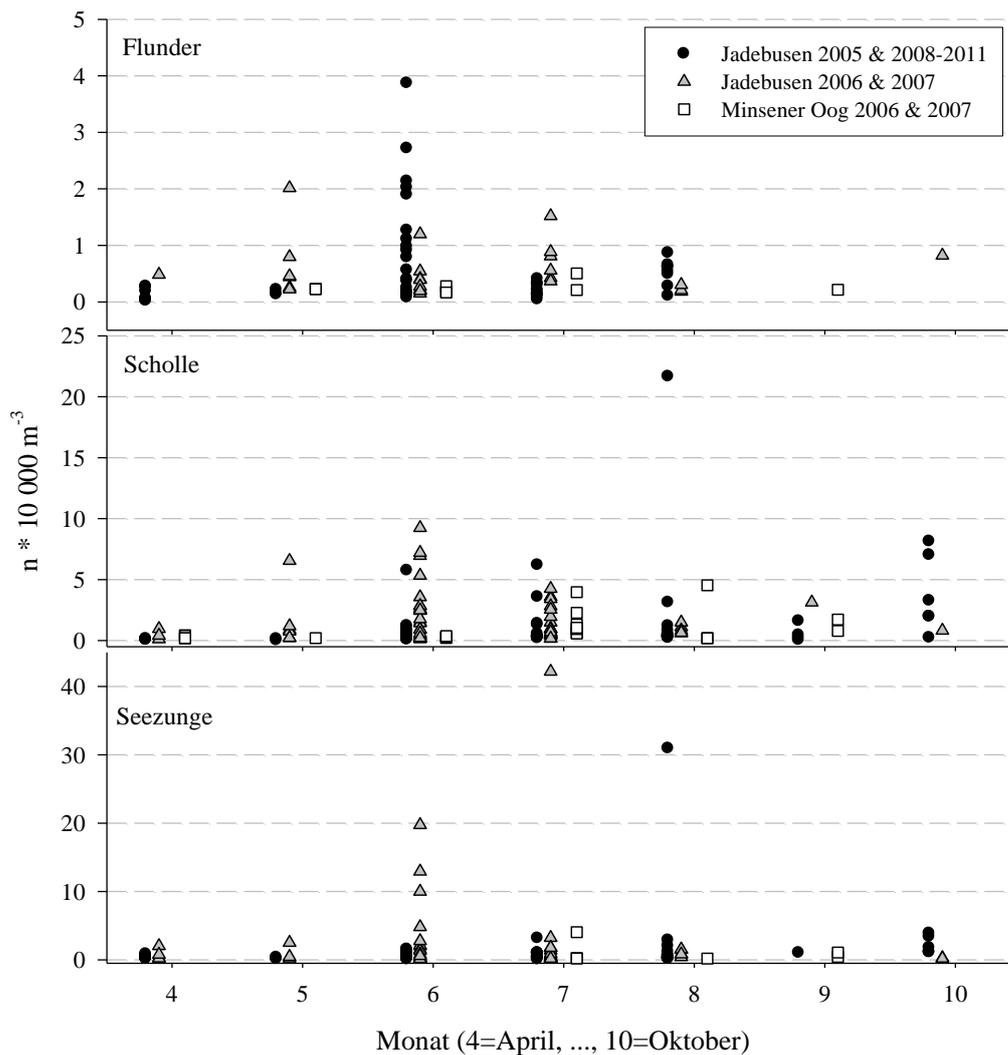


Abbildung 3.7.2: Saisonaler Abundanzverlauf demersaler Fische im Jadebusen in den Jahren 2005, 2008-2011 (schwarze Kreise) und 2006 & 2007 (graue Dreiecke) sowie vor Minsener Oog 2006 & 2007 (weiße Quadrate). Datengrundlage sind die nach Monaten aufgelösten, aufwandskorrigierten Fangmengen aus einzelnen Hols.

Im Jahr 2010 wurden im Hörnum Tief Kabeljau zwischen 6 und 8 cm gefangen (Abbildung XIII im Anhang). Zu dieser Zeit traten in den Fängen im Jadebusen keine Kabeljau auf.

Die Fangmengen des *Flussneunauges* stiegen sowohl im Jadebusen als auch bei Minsener Oog zwischen April und August an, während ab September nur noch Einzelfänge zu verzeichnen waren. Die größten Fänge stammen aus den Jahren 2006 und 2007, seit 2008 werden nur noch geringe Mengen an Flussneunaugen gefangen (Abbildung 3.7.3). Ab April wurden in den Jahren 2006 und 2007 die Jungtiere mit einer Länge von 10–15 cm gefangen. Sie wuchsen im Laufe des Sommers auf bis zu 20 cm heran. Das weitgehende Fehlen junger Flussneunaugen nach 2007 könnte die Folge des Wechsels des Fanggerätes sein. In den Jahren 2005-2007 wurde ein gestaffeltes Hamennetz mit 5 mm Maschenweite im Steert verwendet, während seit 2008 ein einkämmriger Großhamen mit 10 mm Maschenweite im Steert zum Einsatz kommt (s. 2.1.1).

Beim schleswig-holsteinischen Monitoring wurden keine Flussneunaugen mm-genau vermessen.

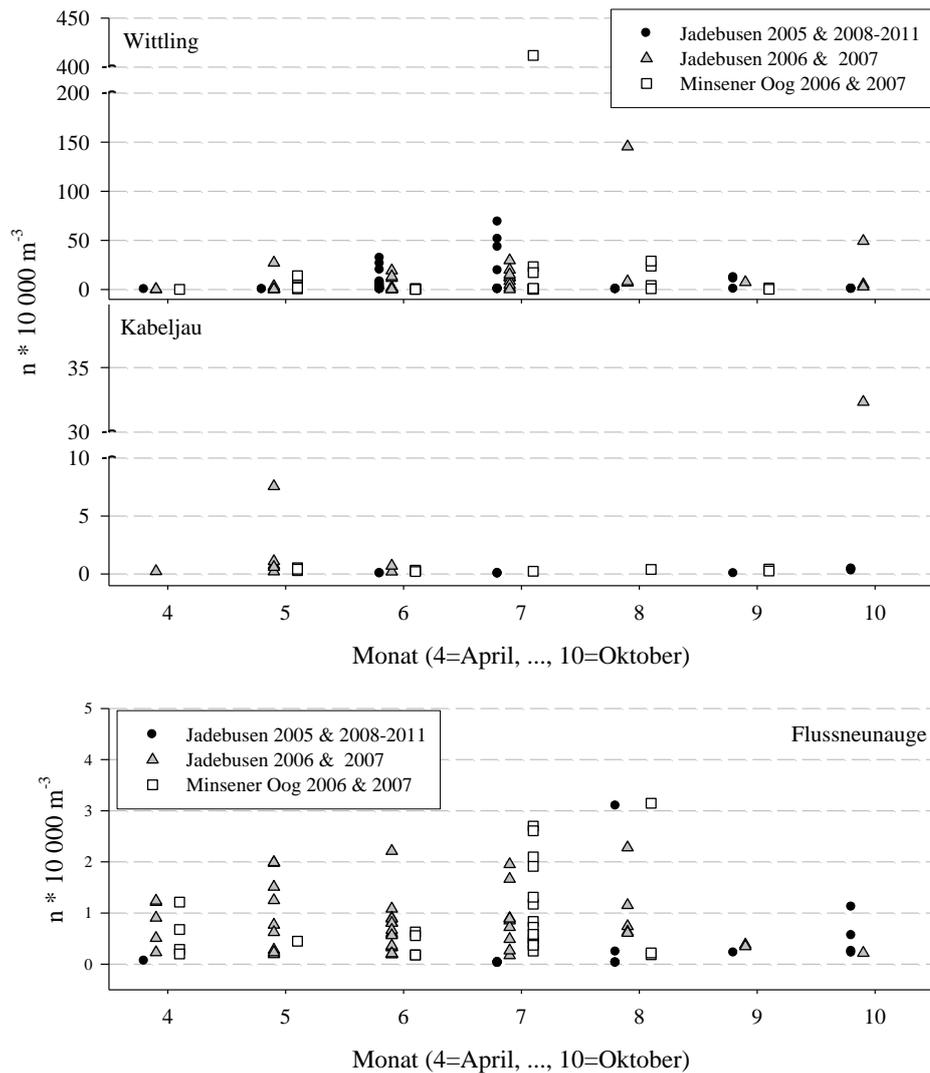


Abbildung 3.7.3: Saisonaler Abundanzverlauf benthopelagischer Fische und dem Flussneunauge im Jadebusen in den Jahren 2005, 2008-2011 (schwarze Kreise) und 2006 & 2007 (graue Dreiecke) sowie vor Minsener Oog 2006 & 2007 (weiße Quadrate). Datengrundlage sind die nach Monaten aufgelösten, aufwandskorrigierten Fangmengen aus einzelnen Hols.

Um zu überprüfen, ob die Fangmengen der verschiedenen Monate auseinander hergeleitet werden können, wurden die zwischen der Abundanz von Heringen, Stinten und Schollen verschiedener Monate eine Regressionsanalyse durchgeführt. Von 12 Vergleichen waren lediglich zwei signifikant. Der Zusammenhang zwischen der Heringsabundanz im Juni und im August ergab bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,001$ eine erklärte Varianz von 78% (Tabelle 3.7.1).

Tabelle 3.7.1: Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse der Abundanz ausgewählter Arten zwischen den Monaten April, Juni und August. Angegeben sind die Irrtumswahrscheinlichkeit (p) und bei signifikanten Zusammenhängen die erklärte Varianz (r²). Berücksichtigt wurden jeweils Holkombinationen, die unter denselben Tiden- und Tageszeitbedingungen eingebracht wurden (z. B. wurden Fluthols bei Nacht aus dem April nur mit nächtlichen Fluthols der anderen Monate verglichen).

		p	r ²	p	r ²
<i>Hering</i>	April			Juni	
	Juni	0,290	-		
	August	0,421	-	0,000	0,78
<i>Stint</i>	April			Juni	
	Juni	0,805	-		
	August	0,960	-	0,776	-
<i>Scholle</i>	April			Juni	
	Juni	0,101	-		
	August	0,784	-	0,806	-

4 Diskussion

Anhand einer vergleichenden Analyse der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der Fischfauna gibt die vorliegende Auswertung einen Überblick über die aktuelle Datenlage und den Kenntnisstand aus den niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Hamenbefischungen und überprüft, ob und wie diese Erhebungen für die Umsetzung der MSRL genutzt werden können (s. 1.3). Funktionelle Beziehungen und kausale Zusammenhänge konnten im Rahmen dieses Überblicks nicht ausreichend bearbeitet werden. Die deskriptive Natur dieser Auswertung bietet jedoch Ansätze für weitere Untersuchungen und liefert die Grundlage für das Formulieren und Prüfen neuer Hypothesen.

4.1 Sind die grundsätzlichen Aussagen, die aus den Datensätzen aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein gewonnen werden, ähnlich?

Ein Vergleich mit publizierten Abundanztrends ist nicht möglich, weil die Datenreihe im Jadebusen erst im Jahr 2005 begonnen wurde, geeignete Referenzen jedoch nur bis 2006 vorliegen (z. B. Bolle et al. 2008, Tulp et al. 2008). Eine weitere Referenz für den zeitlichen Verlauf der artspezifischen Abundanz bieten die Kühlwasserbeprobungen am Wilhelmshavener Kraftwerk. Diese Daten wurden für den vorliegenden Bericht jedoch nicht berücksichtigt.

Von 58 Arten wurden 11 Arten (19%) nicht in allen Gebieten gefangen. Folglich wurden 47 Arten - wenn auch mitunter in unterschiedlicher Stetigkeit und Individuenzahl- in allen Gebieten gefangen und gestatten somit vielfältige regionale Vergleiche. In allen Gebieten waren Heringe numerisch dominant, jedoch mit zeitlichen und räumlichen Unterschieden. Diese Art wies stets wesentlich höhere Dominanzwerte auf als andere Arten. Die Ergebnisse der nmMDS zeigten im Hinblick auf die artspezifischen Abundanzmuster zwar Unterschiede zwischen den Fanggebieten, jedoch auch große Übereinstimmungen zwischen manchen Fangstationen. So gab es zwischen den Abundanzwerten der schleswig-holsteinischen Fangstationen mitunter große Überlappungen. Allein der Jadebusen zeigte keine Überlagerungen mit den schleswig-holsteinischen Gebieten, wohl aber mit Minsener Oog (vgl. Abbildung 3.5.3).

Die Längenverteilungen stimmten in beiden Gebieten bei den meisten Arten überein, allerdings gab es auch deutliche Unterschiede, die fast ausschließlich der Tatsache geschuldet waren, dass die schleswig-holsteinischen Hamenfänge keine saisonal aufgelösten Fangdaten liefern. Beispielsweise wurden in den schleswig-holsteinischen Gebieten keine laichreifen Heringe gefangen, obwohl diese Art auch entlang der schleswig-holsteinischen Küsten im Frühjahr ihre Eier ablegt (H. Büttger, persönliche Mitteilung). Während in den niedersächsischen Gebieten gefangene Rote Knurrhähne bis zu 40 cm lang waren, wurden an der schleswig-holsteinischen Küste nur Jungfische dieser Art nachgewiesen. In allen vier Fanggebieten waren Rote Knurrhähne nur als Einzelexemplare in den Fängen vertreten (Tabelle II im Anhang) Bei Minsener Oog wurde ein Jungtier der Dicklippigen Meeräsche gefangen, in der Meldorfer Bucht hingegen Adulttiere von bis zu 68 cm Länge.

Die artspezifische Abundanz der 11 Beispielarten zwischen 2005 und 2011 zeigte nur für Finte und Sardelle dieselben Trends (Tabelle 4.1.1). Allerdings sind bei diesen Arten unterschiedliche Wandermuster über das Jahr zu beachten: Während die Augustfänge die aus den Flüssen abwandernden Jungfinten gut abbilden können, treten Sardelle früher im Jahr im Wattenmeer auf, sodass ein Beprobungstermin im August keine gesicherten Schlussfolgerungen über die Entwicklung der Art zulässt. Während die Trends in den schleswig-holsteinischen Fanggebieten einander weitgehend entsprachen, wurden für Hering, Sprotte, Stint, Scholle, Kabeljau und Flussneunauge gegenläufige Trends zwischen dem Jadebusen und den schleswig-holsteinischen Fanggebieten festgestellt, was sich auch in der Ge-

sambewertung abbildete (Tabelle 4.1.1). Folglich können repräsentative Aussagen zur Fischfauna im Küstenbereich entlang der dt. Nordseeküste nicht auf Basis der Fangdaten aus einem der Fanggebiete getroffen werden. Hierfür müssen regionale Unterschiede stets berücksichtigt werden (s. 4.4 & Jäger et al. 2009).

Tabelle 4.1.1: Mittlerer Abundanztrend ausgewählter Arten 2005-2011 jeweils im August im Jadebusen, in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief. ±: kein Trend, ↑: ansteigender Trend, ↓: absteigender Trend, (↑): leicht ansteigender Trend, (↓): leicht abnehmender Trend, ±/↑ erst gleichbleibend, später ansteigend. Der Gesamttrend zeigt die über die 11 Arten gemittelten Trends an, wobei ↓ mit -1, (↓) mit -0,5, ± mit 0, (↑) und ±/↑ jeweils mit 0,5 und ↑ mit 1 bewertet wurden

Art	Jadebusen	Meldorfer Bucht	Hörnum Tief
Finte	±/↑	±/↑	±/↑
Hering	↓	↑	↑
Sprotte	↓	(↑)	↑
Sardelle	±	±	±
Stint	(↓)	↑	↑
Flunder	±	↑	±
Scholle	↓	↑	±
Seezunge	±	↑	±
Wittling	±	↑	±
Kabeljau	↓	±	↑
Flussneunauge	↓	±	±
Gesamttrend	(↓)	(↑)	(↑)

4.2 Sind die im Jadebusen erhobenen Daten repräsentativ für andere Wattenmeergebiete und damit übertragbar? Welche ökologischen Funktionen hat der Jadebusen im Vergleich zu den anderen untersuchten Seegebieten?

Der Jadebusen ist ein spezielles Seegebiet, das für das Wattenmeer zumindest im Hinblick auf artspezifische Abundanztrends nicht repräsentativ ist (Tabelle 4.1.1). Die ökologische Funktion des Jadebusens für Fische ist mannigfaltig. Regelmäßige Laichaktivität im Jadebusen oder den zulaufenden Flüssen ist nachgewiesen für Steinpicker *Agonus cataphractus*, Hornhecht *Belone belone*, Hering, Sardelle, Dreistachligen Stichling *Gasterosteus aculeatus* (marine Form), Großen Scheibenbauch *Liparis liparis*, Grundeln *Pomatoschistus spec.*, Seezunge, Kleine Seenadel und – in manchen Jahren - Sprotten. Diese Einschätzung folgt aus dem Fang laichreifer Adulttiere sowie dem Nachweis von Larven und Jungfischen im saisonalen Verlauf (A. Dänhardt, eigenen Beobachtung sowie Dänhardt & Becker 2008 & 2011 b). Gezielte Beprobungen mit feinmaschigen Netzen würden durch den Fang von Eiern und Frühlarven diese Einschätzungen validieren und weitere Informationen liefern. Im Jadebusen konzentrieren sich Stinte und Franzosendorsche *Trisopterus luscus*, was aus dem Vergleich mit den Fängen vor Minsener Oog deutlich wurde. Viele weitere Arten kommen in mit den anderen Seegebieten vergleichbaren Individuendichten vor, sodass der Jadebusen auch als Aufwuchsgebiet für eine Vielzahl von Fischarten gelten muss.

Der Vergleich zu den anderen untersuchten Seegebieten wird erschwert durch das Fehlen saisonal aufgelöster Fangdaten. Die folgenden Einschätzungen stehen unter diesem Vorbehalt. Während in den

schleswig-holsteinischen Gebieten im betrachteten Zeitraum (2005-2011) keine juvenilen Flussneunaugen gefangen wurden, trat diese Art im Jadebusen bereits mit 8 cm Länge auf, was auf ein gezieltes Aufsuchen des Gebietes nach dem Abwandern aus dem Laichflüssen (entweder Ems, Weser oder Elbe oder die kleinen Jadezuflüsse) hindeutet. Zwar hatte das im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer verwendete Netz größere Maschen als der Staffelhaken, der im Niedersächsischen Wattenmeer 2005–2007 zum Einsatz kam. Gegen einen Fanggeräteeffekt spricht, dass in früheren Jahren (z. B. 2002) auch im schleswig-holsteinischen Fischmonitoring 7-8 cm große Flussneunaugen nachgewiesen wurden. Junge Flussneunaugen sollten zumindest vereinzelt von beiden o. g. Fanggeräten erfasst werden, wie dies auch für die wesentlich kleineren und dünneren Seenadeln der Fall war (Tabelle II des Anhangs). Zudem wurden junge Flussneunaugen mit demselben Fanggerät in wesentlich größeren Mengen im Jadebusen als vor Minsener Oog gefangen (Dänhardt & Becker 2008). Das Auftreten junger Sardellen lässt auf Laichaktivität zumindest in der Nähe der schleswig-holsteinischen Fanggebiete schließen. Da sich die Laicher nur zwischen April und Juli im Wattenmeer aufhalten, können sie in den schleswig-holsteinischen Fängen im August nicht nachgewiesen werden. Bei den Juni-Kampagnen, die zwischen 1997 und 2002 in der Meldorfer Bucht durchgeführt wurden, wurden die Laicher jedoch nachgewiesen, was auch diese Meeresbucht als Laichgebiet für Sardellen zumindest in dem betrachteten Zeitraum ausweist. Die Laichaktivität der Sardellen ist ein wichtiger Aspekt, die Entwicklung dieser neu etablierten (Alheit et al. 2012, Petitgas et al. 2012), warm adaptierten Schwarmfischart zu verfolgen, die bei starkem Populationswachstum in Konkurrenz mit anderen pelagischen Schwarmfischen treten könnte (Raab et al. 2011), die wiederum eine wichtige Nahrungsgrundlage z. B. für Fisch fressende Seevögel (Dänhardt & Becker 2011a) und Meeressäuger sind.

Die saisonalen Daten aus dem Jadebusen zeigten erhöhte Fintennmengen in den Fängen von Juli bis September. Dieses zeitliche Muster kann entweder ein Verweilen im Gebiet oder eine kontinuierliche Abwanderung aus den Flüssen anzeigen, was jedoch auf Grundlage der verfügbaren Daten nicht voneinander unterschieden werden kann. Nichtsdestotrotz nutzen junge Finten, die aus der Elbe oder aus der Weser ins Küstenmeer abwandern, den Jadebusen, die Meldorfer Bucht und das Hörnum Tief entweder als Durchgangsgebiet, oder, was aufgrund der mehr (Jadebusen und Hörnum Tief) oder weniger (Meldorfer Bucht) abgeschlossenen Lage der drei Meeresbuchten wahrscheinlicher erscheint, als Aufwuchsgebiet.

Aussagen über das gesamte Küstenmeer anhand von Abundanztrends lassen sich folglich nur im Kontext mit anderen Beprobungen treffen, da die im Jadebusen erhobenen Daten nicht uneingeschränkt repräsentativ für damit übertragbar auf die schleswig-holsteinischen Wattenmeergebiete sind. Allerdings sind die Fänge aus dem Jadebusen durchaus repräsentativ für das Fanggebiet vor Minsener Oog (und möglicherweise auch für andere Gebiete im Niedersächsischen Wattenmeer), wie die Ähnlichkeit zwischen den beiden Fangplätzen zeigt (Abbildung 3.5.3 und Tabelle 3.5.1).

4.3 Eignen sich die Untersuchungsparameter der Hamenbefischungen als Indikatoren und Kriterien, die Deskriptoren D 1 (biologische Vielfalt), D2 (nicht-heimische Arten) und D 4 (Nahrungsnetz) der MSRL zu bewerten?

Für sieben der Indikatoren gestatten die Fangergebnisse der Erhebungen nach derzeitigem Design Aussagen, für acht Indikatoren sind anhand der Hamensurveys keine Aussagen möglich. Für die Umsetzung und Überprüfung von 12 Indikatoren liefern die Hamenbefischungen nach derzeitigem Design im Kontext mit anderen bzw. weiteren Erhebungen relevante Informationen, während sie für 3 Indikatoren das notwendige Probenmaterial für weiterführende Untersuchungen liefern können, die schließlich ein Bewertungsverfahren ergeben.

Tabelle 4.3.1 fasst die Eignung der Hamensurveys im gegenwärtigen Design für die Bewertung der Deskriptoren, Kriterien und Indikatoren der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie zusammen.

Die Bewertung des *Deskriptors 1 (biologische Vielfalt)* kann auf Grund der geringen räumlichen Auflösung anhand der Daten aus den Hamenbefischungen nur auf Artebene, nicht jedoch auf Habitat- oder gar Ökosystemebene erfolgen. Hamenfischerei erfordert stets ausreichende Fließgeschwindigkeit des Wassers und eine ausreichende Wassertiefe und ist im Wattenmeer dadurch auf die großen Priele beschränkt. Für sich können die Programme somit keinen Beitrag zur Beurteilung der biologischen Vielfalt auf der Ebene von Habitaten und Ökosystemen leisten, bieten jedoch im Kontext mit anderen Erhebungen und wissenschaftlichen Untersuchungen potenziell wichtige Bausteine für eine integrierte Bewertung auf der räumlichen Skala von Habitaten und Ökosystemen. Allerdings steht das Verständnis der funktionellen Beziehungen zwischen Fischen und verschiedenen Habitaten im Wattenmeer

Tabelle 4.3.1 (fortgesetzt): Übersicht über Deskriptoren, Kriterien und Indikatoren der EU-Meeresstrategie- Rahmenrichtlinie und die Eignung der Hamensurveys (Stand Juni 2012), die notwendigen Daten für ihre Umsetzung zu liefern. Ja: Erhebungen nach derzeitigem Design gestatten Aussagen; Nein: Erhebungen nach derzeitigem Design gestatten keine Aussagen; Anteilig: Erhebungen nach derzeitigem Design gestatten Aussagen nur im Kontext mit anderen/weiteren Erhebungen; Forschung: Erhebungen nach derzeitigem Design geeignet, Proben für weiterführende wissenschaftliche Auswertungen zu sammeln. Für den exakten Wortlaut der Deskriptoren, Kriterien und Indikatoren s. Europäische Kommission (2010). Detaillierte Kommentierung der Bewertung im Text.

Deskriptoren (D), Kriterien (K) und Indikatoren (I)	Eignung Hamensurveys
D 1 Biologische Vielfalt	
K 1.1. Verbreitung der Art	
I 1.1.1. Verbreitungsgebiet	anteilig
I 1.1.2. Verbreitungsmuster innerhalb des Verbreitungsgebiets	anteilig
I 1.1.3. besiedelte Fläche (bei sessilen/benthischen Arten)	nein
K 1.2. Populationsgröße	
I 1.2.1. Abundanz und/oder Biomasse	ja
K 1.3. Beschaffenheit der Population	
I 1.3.1. Populationsdemografische Merkmale:	
Größen-/Altersklassenverteilung	ja/Forschung
Geschlechterverhältnis	Forschung
Reproduktionsraten	nein
Überlebens-/Mortalitätsraten	anteilig
I 1.3.2. gegebenenfalls populationsgenetische Struktur	Forschung
K 1.4. Habitatverteilung	
I 1.4.1. Verteilungsgebiet	nein
I 1.4.2. Verteilungsmuster	nein
K 1.5. Habitatgröße	
I 1.5.1. Habitatfläche	nein
I 1.5.2. gegebenenfalls Habitatvolumen	nein
K 1.6. Beschaffenheit des Habitats	
I 1.6.1. Typische Arten und Gemeinschaften	anteilig
I 1.6.2. relative Abundanz und/oder Biomasse	anteilig
I 1.6.3. physikalische, hydrologische und chemische Gegebenheiten	anteilig
K 1.7. Ökosystemstruktur	
I 1.7.1. Zusammensetzung und Anteile von Lebensräumen und Arten	anteilig

Tabelle 4.3.1 Fortsetzung.

D 2 Nicht einheimische Arten	
K 2.1. Abundanz und Zustand nicht einheimischer Arten	
I 2.1.1. Trends bei Abundanz, zeitlichem Vorkommen und räumlicher Verteilung	anteilig
K 2.2. Auswirkungen nicht einheimischer Arten auf die Umwelt	
I 2.2.1. Zahlenmäßiges Verhältnis mit einheimischen Arten	ja
I 2.2.2. Auswirkungen auf der Arten-, Habitat- und Ökosystemebene	Forschung
D 4 Nahrungsnetz	
K 4.1. Produktivität von Schlüsselarten oder trophischen Gruppen	
I 4.1.1. Entwicklung von Schlüsselarten (Produktion/Biomasseeinheit)	(ja) ^(s. Text)
K 4.2. Anteil ausgewählter Arten an der Spitze der Nahrungsnetze	
I 4.2.1. Große Fische (nach Gewicht)	ja
K 4.3. Abundanz/Verteilung trophischer Schlüsselgruppen/-arten	
I 4.3.1. Abundanzveränderungen wichtige Funktionsgruppen/-arten	ja

noch am Anfang. Es gibt keine zufriedenstellende Kartierung der Habitate im Sublitoral des Wattenmeeres (Vorberg et al. 2009a), hingegen ist die Datenlage zur Habitatverteilung im Eulitoral bereits recht gut (Marencic & de Vlas 2009). Dennoch existieren weder über die Ansprüche verschiedener Fischarten und Lebensstadien an die Habitate noch über den relativen Wert verschiedener Habitate für Fische ausreichende Erkenntnisse.

Mit den Fangstationen als Endpunkte eines Gebietes können Aussagen zur Verbreitung von Arten (Kriterium 1.1) unter der Annahme erfolgen, dass Fischarten, die in allen Gebieten vorkommen auch dazwischen vorkommen (Interpolation). Keine der untersuchten Arten kommt ausschließlich im Wattenmeer vor. Folglich können mit den Hamenfängen keine Aussagen zum gesamten Verbreitungsgebiet (Indikator 1.1.1) gemacht werden. Passive Fangmethoden wie die Hamenfischerei können räumliche Variabilität oder Entwicklungen nur durch (weitgehend) zeitgleiche Beprobungen an verschiedenen Stellen abbilden, was jedoch einen inakzeptabel hohen Aufwand bedeuten würde. Verbreitungsmuster innerhalb des Verbreitungsgebietes (Indikator 1.1.2) können anhand der Hamendaten daher nur sehr grob erfolgen (s. Gebietsvergleiche in allen Kapiteln). Für die Einschätzung der besiedelten Fläche bodenlebender Arten (Indikator 1.1.3) wären aktive, räumlich flexibel einsetzbare Fangmethoden erforderlich.

Bei der standardisierten Aufarbeitung der Fänge werden sowohl Abundanz- als auch Biomassedaten (Indikator 1.2.1) erhoben, aus denen sich jedoch nicht die absolute Populationsgröße (Kriterium 1.2) direkt ableiten lässt. Unter konstanten, methodischen Bedingungen (Zeit, Ort, Fanggerät usw.) können aber aus den relativen Veränderungen über einen längeren Zeitraum Rückschlüsse auf Schwankungen der Individuenzahl in der Population gezogen werden. Dies ist der zentrale Wert langfristiger Monitoring-Programme. Die Fische aus den Hamenfängen werden stets vermessen. Aus den Längen-Häufigkeits-Verteilungen lässt sich bei bekannter Beziehung zwischen dem Alter und der Länge auch die Altersstruktur einer Art ableiten (Indikator 1.3.1). Aus dem Probenmaterial lassen sich in weiterführenden Untersuchungen auch die Geschlechterverhältnisse bestimmen (Indikator 1.3.1). Für die Feststellung von Reproduktions- und Mortalitätsraten (Indikator 1.3.1) und der populationsgenetischen Struktur (Indikator 1.3.2) könnten die Hamenbefischungen wertvolle Proben liefern, jedoch lassen sich diese Parameter aus den Hamenbefischungen allein ohne weiterführende Untersuchungen nicht herleiten.

Um zu beurteilen, ob eine *Art nicht heimisch ist und einen abträglichen Einfluss auf das Ökosystem hat* (Deskriptor 2), bedarf es Langzeitdatenreihen und der Kenntnis funktioneller Beziehungen. Für das Schleswig-Holsteinische Wattenmeer liegen Langzeitdatenreihen vor, die Datenreihe aus dem Jadebusen ist noch zu kurz, um Einwanderungs- bzw. Ausbreitungsprozesse gebietsfremder Arten nachzeichnen zu können. Beide Monitoringprogramme liefern grundsätzlich die benötigten Daten zur Zustandsbeschreibung als Voraussetzung für die Beurteilung möglicher Auswirkungen gebietsfremder Arten. Die Hamenbefischungen können neben der Überwachung Probenmaterial zur Erforschung funktioneller Beziehungen (z. B. trophische Interaktionen und Raumkonkurrenz zwischen heimischen und nicht-heimischen Arten) liefern, die für die Entwicklung operativer Indikatoren für einen guten Umweltzustand noch erfolgen muss.

Nicht-heimische Arten sind ebenfalls Teil der Biodiversität. Für die Trends ihrer Abundanz, ihrem zeitlichen Vorkommen und ihrer räumlichen Verteilung (Kriterium 2.1, Indikator 2.1.1) können folglich dieselben Aussagen gemacht werden wie für heimische Arten (s. vorigen Punkt). Sofern das gewählte Fanggerät (hier: Hamennetz) geeignet ist, nicht-heimische und heimische Arten, die potenziell miteinander interagieren können, gleichermaßen effektiv zu fangen, können anhand des zahlenmäßigen Verhältnisses zwischen invasiven, nicht einheimischen Arten und einheimischen Arten (Indikator 2.2.1) erste Schlüsse über die Auswirkungen invasiver, nicht einheimischer Arten auf die Umwelt (Kriterium 2.2) gezogen werden. Um diese Auswirkungen auf der Arten-, Habitat- und Ökosystemebene (Indikator 2.2.2) zu beschreiben und ggfs. darauf zu reagieren, müssen die funktionellen Beziehungen jedoch erforscht werden, was die Monitoring-Programme durch das Sammeln von Probenmaterial unterstützen können.

Die Anforderungen aus *Deskriptor 4* („*Alle bekannten Bestandteile der Nahrungsnetze der Meere weisen eine normale Häufigkeit und Vielfalt auf und sind auf einem Niveau, das den langfristigen Bestand der Art sowie die Beibehaltung ihrer vollen Reproduktionskapazität gewährleistet.*“) haben nur zum Teil für die Fische im Wattenmeer Relevanz, denn die wenigsten Arten vollziehen ihren gesamten Lebenszyklus im Wattenmeer. Daher kann die Reproduktionskapazität nur durch eine integrative Betrachtung aller relevanten Gebiete beurteilt werden. Um zu definieren, was die normale Häufigkeit und Vielfalt von Fischen ist, die mit der Hamenfischerei erfasst werden, bedarf es der Beschreibung einer Referenzzönose, mit der dann aktuelle Erhebungen verglichen und bewertet werden können (vgl. BioConsult Scholle & Schuchardt 2007). Bei der Verwendung historischer Referenzdaten kann aufgrund methodischer Schwierigkeiten (Qualität der Dokumentation früherer Erhebungen bzgl. Aufwandsnormierung, Fanggerät und Fanggebiet, Annahme statischer Rahmenbedingungen in hoch dynamischen Systemen) eine Bewertung nur mittels grober Klassifizierungen erfolgen. Ein solches Bewertungsinstrument existiert für die Ästuarie (BioConsult Scholle & Schuchardt 2007), für das Wattenmeer und andere deutsche Küstengewässer hingegen bisher nicht. Erste Schritte auf dem Weg zu einem Fischbewertungs-Konzept für das Wattenmeer sind unter Federführung des Gemeinsamen Wattenmeersekretariats bereits erfolgt (Bolle et al. 2009, Jäger et al. 2009). Unter Berücksichtigung o. g. Beschränkungen könnten u. a. die zusammenfassenden Darstellungen der Fischfauna im niederländischen Wattenmeer aus den 1960er Jahren (Dankers et al. 1978) und aus der deutschen Ökosystemforschung (Knust et al. 1995, Breckling et al. 1997, Herrmann et al. 1998) zur Definition einer Referenzzönose für das Wattenmeer herangezogen werden.

Für die Beschreibung der Produktivität von Schlüsselarten oder trophischen Gruppen (Kriterium 4.1, Indikator 4.1.1) können die Hamenerfassungen ebenso wie für alle anderen Arten (s. Ausführungen zu D 1 und D 2) die erforderlichen Daten liefern, insbesondere wenn saisonale Erhebungen sicherstellen, dass die entsprechenden Zielarten auch erfasst werden. Nach dem derzeitigen Design können die niedersächsischen Hamenbefischungen die notwendigen Informationen für diesen Indikator liefern, die

schleswig-holsteinischen Erfassungen hingegen nicht, da bei einer einmaligen Fangkampagne pro Jahr reale Zu- oder Abnahmen nicht von saisonalen Verschiebungen unterschieden werden können (s. 4.4). Als passives Fanggerät sind Hamennetze auch für den Fang großer Fische (Kriterium 4.2., Indikator 4.2.1) geeignet, wie die regelmäßigen Fänge z. B. von Hornhechten im Wattenmeer oder anderen großen Raubfischen in der Elbe (Vorberg et al. 2009b) belegen. Der große Vorteil schiffsbasierter Großhamen besteht in der guten Fängigkeit für pelagische Fische, deren Abundanzveränderungen aufgrund ihrer zentralen Stellung im Nahrungsnetz eine große Bedeutung haben (Kriterium 4.3., Indikator 4.3.1; s. auch Dänhardt & Becker 2011a). Auch für katadrome (Aal *Anguilla anguilla*) und anadrome Wanderfische (Finte, Stint, Salmoniden, Neunaugen) sind Hamennetze geeignet, was das regelmäßige Vorkommen der entsprechenden Arten in den Fängen belegt (Tabelle II des Anhangs).

4.4 Eignung des gegenwärtigen Untersuchungsdesigns für die Bewertung im Sinne der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie: Defizite, Optimierung und Integrität der Datenreihen

Die bestehenden Datenreihen stellen einen großen Wert dar, indem sie Einblicke in die relativen Veränderungen z. B. der Abundanz oder anderer Populations- oder Gemeinschaftsparameter gestatten. Der Wert einer Datenreihe steigt mit ihrer Länge, denn kurzfristige „Ausreißer“ können nur in ausreichend langen Datenreihen von realen Trends unterschieden werden. Die Gewährleistung der langfristigen Fortführung ist daher ebenso eine Grundvoraussetzung für die Integrität der Datenreihen wie die methodische Konsistenz der Erhebungen. Beides sollte bei Änderungen des Monitoringdesigns für spezielle Anforderungen stets berücksichtigt werden.

Die Hamenbefischungen in ihrem gegenwärtigen Design liefern bereits eine gute Datengrundlage für eine Vielzahl von Fragestellungen, die sich aus der Umsetzung der MSRL ergeben. Zusammen mit den Monitoringfängen des AWI-Sylt sind sie die einzigen zuverlässigen Datenquellen über pelagische Fische im Deutschen Wattenmeer.

Dennoch bestehen drei fundamentale Defizite, die eine vielfältige Nutzung der Daten einschränken:

- *Saisonalität*: Will man Abundanzveränderungen von Arten über die Jahre als Kriterium für die Beurteilung des Ökosystems heranziehen, sind saisonale und räumlich aufgelöste Beprobungen erforderlich, da ansonsten eine zeitliche und räumliche Verschiebung der Abundanz nicht von Veränderungen als Folge realer Bestandsrückgänge oder –zunahmen unterschieden werden können. Beispiele hierfür sind die großen Mengen an Sprotten im Jahr 2011, die von April bis Juli gefangen wurden, im August jedoch weitgehend aus dem Gebiet abgewandert waren (Dänhardt & Becker 2011b) und die laichenden Sardellen, die sich zwischen April und Juli im Gebiet aufhalten (Dänhardt & Becker 2008 & 2011b).
- *Räumliche Auflösung*: Die charakteristischen Eigenschaften der untersuchten Gebiete spiegeln sich in der Zusammensetzung der Fischfauna wider. Allerdings kann die Hamenfischerei nur in tiefen Prielen stattfinden, die nicht von allen Arten und Größenklassen gleichermaßen genutzt werden. Der Einsatz flexiblerer, aktiver Fangmethoden würde den schnellen Wechsel zwischen verschiedenen Gebieten gestatten und innerhalb einer definierten Zeit mehr Hols einbringen (Schleppzeiten von ca. 20 Minuten stehen Fangzeiten pro Hol von bis zu 5 Stunden bei der Hamenfischerei gegenüber).
- *Harmonisierung mit anderen Erhebungen*: Die Daten aus den Hamenbefischungen sollten stets im Kontext mit anderen Erhebungen interpretiert werden, da die Fangmethode für demersale Arten weniger gut geeignet ist. Zudem nutzen viele Fischarten, insbesondere die massenhaft auftretenden mit einem starken Einfluss auf Ökosystemprozesse, das Wattenmeer nur für einen Teil ihres Lebenszyklus. Zur Festlegung von Qualitätszielen und entsprechender Maß-

nahmen zu ihrer Erreichung und Überwachung müssen für Fische sowohl regionale als auch internationale Rahmenbedingungen berücksichtigt werden, nicht zuletzt weil die Adultstadien vieler als Jungfische im Wattenmeer vorkommenden Fischarten zum Teil kommerziell genutzt werden (z. B. Hering, Sprotte, Sandaal, Wittling, Kabeljau, Scholle, Seezunge, Kliesche). Dadurch wirken außerhalb des Wattenmeeres entscheidende Faktoren, die die Populationsdynamik der Arten und somit ihre Bewertung elementar beeinflussen.

Unter den derzeitigen Rahmenbedingungen für die Fischerfassungen können o. g. Defizite nicht behoben werden. Optimalerweise würden in jedem Jahr räumlich aufgelöste, saisonale Daten sowohl von demersalen als auch von pelagischen Arten zur Verfügung stehen. Unter Berücksichtigung der Kosten könnte z. B. in ungeraden Jahren (2013, 2015, ... die saisonale Komponente der Populations- und Gemeinschaftsdynamik im Fokus der Untersuchungen stehen und jeweils im April, Juni und August schiffsbasierte Hamenbefischungen an je einer Station (à vier Hols, je einer bei Ebbe und Flut am Tag und in der Nacht) im Jadebusen, bei Minsener Oog oder einer anderen repräsentativen Station im Niedersächsischen Wattenmeer, im Kronenloch (Meldorfer Bucht) und bei Tonne 22 im Hörnum Tief erfolgen. Der Vorschlag, auf einige Fangstationen zu verzichten, ergibt sich aus der nmMDS, die zwischen den Stationen Kronenloch und Norderpiep (Meldorfer Bucht) und T 22 und OL (Hörnum Tief) große Übereinstimmung zeigte (Abbildung 3.5.2). In allen geraden Jahren (2014, 2016, ...) jeweils im Juni könnte die räumliche Verteilung ausgewählter Zielarten (s. u.) im Vordergrund stehen. Hierfür könnten an der niedersächsischen und schleswig-Holsteinische Küste mit einem geschleppten, hochstauenden Scherbrettnetz sowohl im Pelagial als auch am Grund entlang vorher definierter Transekte 20-Minuten-Hols durchgeführt werden.

Mit geringem zusätzlichem Aufwand könnte die Datengrundlage für Längenvergleiche zwischen den schleswig-holsteinischen und den niedersächsischen Gebieten verbessert werden, indem Längenmessungen auch beim schleswig-holsteinischen Fischmonitoring auf den mm genau erfolgen. Diese Daten böten die Möglichkeit für weiterführende Auswertungen und Untersuchungen, z. B. zum Wanderverhalten verschiedener Arten zwischen den Gebieten, die Unterscheidung von winter- und frühjahrslaienden Heringen sowie der Berechnung von Wachstumsraten als Maß für die biotischen und abiotischen Umweltbedingungen (Dänhardt & Becker 2008).

4.5 Welche Indikatoren eignen sich für die Bewertung der Fischfauna?

Um Habitate oder gar Ökosysteme anhand von Indikatoren zu bewerten, müssen die kausalen Zusammenhänge zwischen Veränderungen des jeweiligen Indikators und der zugrundeliegenden Veränderung im Ökosystem bekannt sein. Abundanztrends oder Veränderungen in Gemeinschaften können viele und vor allem interagierende Ursachen haben, sodass Zusammenhänge i. d. R. sehr komplex sind. Fische im Wattenmeer eignen sich potenziell gut als Indikatoren, weil sie an zentraler Stelle im Nahrungsnetz meist über Räuber-Beute-Beziehungen direkt oder indirekt mit allen anderen Komponenten des Ökosystems in Verbindung stehen.

In früheren Konzepten zum Fischmonitoring (Knust et al. 1995, Breckling et al. 1997) wurde eine Vielzahl zu prüfender Parameter vorgeschlagen, die der Bedeutung der pelagischen Fischfauna jedoch nicht gerecht wurden. Während mit Aalmutter *Zoarces viviparus*, Butterfisch *Pholis gunnellus*, Steinpicker, Fünf-bärteliger Seequappe *Ciliata mustela*, Großem Scheibenbauch und Seeskorpion *Myoxocephalus scorpius* Zielarten benannt wurden, die repräsentativ für ein biologisches Effektmonitoring sind, haben sie für ökologische Prozesse, wie sie für die MSRL geprüft werden müssen (4.3), kaum eine Bedeutung und wären als Zielarten daher ungeeignet. Zielarten sollten sowohl pelagische als auch demersale Fische sein (Bolle et al. 2009). Diese Fischarten könnten durch eine Kombination

aktiver und passiver sowie pelagischer und demersaler Fangmethoden repräsentativ beprobt werden (4.4).

Wachstums- und Konditionsindices sind grundsätzlich geeignet, die Umweltqualität abzubilden (Piersma & Van Gils 2011), was auch für Fische gezeigt werden konnte (Amara et al. 2007). Daher könnte die Körperkondition ausgewählter Fischarten als Indikator genutzt werden, um den Zustand des Ökosystems zu beurteilen. Die Zusammenhänge zwischen der Umweltqualität und der Körperkondition von Fischen ist bisher erst bei wenigen in Frage kommenden Fischarten untersucht, sodass eine experimentelle Kalibrierung notwendig wäre. Die Kombination von Konditionsparametern mit populationsdynamischen und gemeinschaftsanalytischen Untersuchungen ist für eine Bewertung im Sinne der MSRL geeignet und würde durch Parallelansätze die Sicherheit abgeleiteter Bewertungen erhöhen. Die Bestimmung der Kondition und des Zustandes von Fischen kann anhand einer Reihe von Merkmalen erfolgen, die sich je nach Umweltbedingungen verändern, und ist daher ein wichtiger Ansatz für die Beschreibung von Nahrungsnetzen und Ökosystemen (Pasquaud et al. 2007). Verschiedene Maßzahlen integrieren über mehr oder weniger lange Zeiträume (Dänhardt et al. 2007), sodass sich aus verschiedenen Konditionsmaßen Rückschlüsse auf die Lebenshistorie vor dem Fang ziehen lassen. Hierzu gehören die Längen-Gewichts-Beziehung (Shelbourne 1957, Hempel & Blaxter 1963), das Verhältnis zwischen RNA und DNA und andere biochemische sowie morphologische und morphometrische Maße (Ferron & Leggett 1994, ICES 2004). Anhand der Mikrostruktur der Otolithen lassen sich Erkenntnisse über die Herkunft und die Wachstumshistorie des jeweiligen Fisches gewinnen (z. B. Campana & Thorrold 2001). Ein direktes Maß für die Nahrungsaufnahme kurz vor dem Fang liefern Untersuchungen des Mageninhalts (Hyslop 1980, Pasquaud et al. 2007, Willestofte Berg & Temming 2011).

Die Monitoring-Programme nach dem vorgeschlagenen Muster aus Abschnitt 4.4 würden neben den Daten für Auswertungen auf Art- und Gemeinschaftsniveau auch das Probenmaterial liefern, Konditionsindices ausgewählter Arten zu bestimmen und entsprechende Rückschlüsse auf die Qualität des Ökosystems zu ziehen.

5 Literatur

- Alheit, J., Pohlmann, T., Casini, M., Greve, W., Hinrichs, R., Mathis, M., O'Driscoll, K., Vorberg, R. & Wagner, C. (2012) Climate variability drives anchovies and sardines into the North and Baltic Seas. *Progress in Oceanography* 96 (1): 128–139.
- Amara, R., Meziane, T., Gilliers, C., Hermel, G. & Laffargue, P. (2007) Growth and condition in juvenile sole *Solea solea* measured to assess the quality of essential fish habitat. *Marine Ecology Progress Series* 351: 201–208.
- Bergahn, R. (1996) Episodic mass invasions of juvenile gadoids into the Wadden Sea and their consequences for the population dynamics of brown shrimp (*Crangon crangon*). *Marine Ecology* 17 (1–3): 251–260.
- BioConsult (2007) Fischbasierter WRRL-konformer Bewertungsansatz für das Übergangsgewässer Ems und Ableitung eines Monitoringkonzepts. Kooperation Niederlande-Deutschland im Ems-Dollart-Astuar. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Haren, NL und Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Brake – Oldenburg, D. 74 Seiten.
- Bolle, L. J., Neudecker, T., Vorberg, R., Damm, U., Diederichs, B., Jager, Z., Scholle, J., Dänhardt, A., Lüersen, G. & Marencic, H. (2009) Trends in Wadden Sea fish fauna. *Trilateral Cooperation (Part 1)*. C108/08. 69 Seiten.
- Breckling, P., Beermann-Schleiff, S., Achenbach, I., Opitz, S. & Waltemath, M. (1997): Fische und Krebse im Wattenmeer - Band 1 und 2.- UBA-Texte 80/97: 223 + 188 S.
- Campana S. E. & Thorrold S. R. (2001) Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 30–38.
- Clarke, K. R. 1988. Detecting change in benthic community structure. *In* R. Oger (*Hrsg.*) *Proceedings of invited papers, 14th international biometric conference, Namour, Belgium*. S. 131–142.
- Clarke, K.R. (1993) Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117–143.
- Clarke, K.R. & Warwick, R. M. (2001) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd edition, PRIMER-E Plymouth, 178 Seiten.
- Dänhardt, A., Peck, M. A., Clemmesen, C. & Temming, A. (2007) Depth-dependent nutritional condition of sprat *Sprattus sprattus* larvae in the central Bornholm Basin, Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 341: 217–228.
- Dänhardt, A. & Becker, P. H. (2008) Die Bedeutung umweltbedingter Verteilungsmuster von Schwarmfischen für Seevögel im Ökosystem Niedersächsisches Wattenmeer. Abschlussbericht des Projektes 53-NWS-41/04 der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung. Wilhelmshaven, 248 Seiten.
- Dänhardt, A. & Becker, P. H. (2011a) Herring and Sprat Abundance Indices Predict Chick Growth and Reproductive Performance of Common Terns Breeding in the Wadden Sea. *Ecosystems* 14: 791–803. DOI: 10.1007/s10021-011-9445-7.
- Dänhardt, A. & Becker, P. H. (2011b) Fischmonitoring an der Jade. Jahresbericht 2011 im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. 31 Seiten.
- Dänhardt, A. & Becker, P. H. (2011c) Does small-scale vertical distribution of juvenile schooling fish affect prey availability to surface-feeding seabirds in the Wadden Sea? *Journal of Sea Research* 65: 247–255. doi:10.1016/j.seares.2010.11.002.

- Dankers, N., Wolff, W. J., Zijlstra, J. J. (Hrsg.) (1978) Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Report 5 of the final report of the section "Fishes and fisheries" of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden. 157 Seiten.
- Europäische Kommission (2008) Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des 41 Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der 42 Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, MSRL). ABl. L 43 164 vom 25.6.2008, S. 19–40.
- Europäische Kommission (2010) 2010/477/EU: Beschluss der 47 Kommission vom 1. September 2010 über Kriterien und methodische Standards zur 48 Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern. ABl. L 232 vom 2.9.2010, S. 49 14–24.
- Ferron A. & Leggett W.C. (1994) An appraisal of condition for marine fish larvae. *Advances in Marine Biology* 30:217–303.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., & Ryan, P. D. (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 Seiten.
- Hempel G. & Blaxter, J. H. S. (1963) On the condition of herring larvae. *Rapp P-V Réun Cons Int Explor Mer* 154:35–40
- Herrmann, J.-P., Jansen, S. & Temming, A. (1998) Fische und dekapode Krebse in der Sylt-Rømø-Bucht. *In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer – Austausch, Transport und Stoffumwandlungsprozesse.* Springer Berlin, Heidelberg, New York: 81–88.
- Hyslop E. J. (1980) Stomach content analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411–429.
- ICES (2004) Recruitment studies: Manual on precision and accuracy of tools. By M. Belchier, C. Clemmesen, D. Cortes, T. Doan, A. Folkvord, A. Garcia, A. Geffen, H. Høie, A. Johannessen, E. Moksness, H. de Pontual, T. Ramirez, D. Schnack, and B. Sveinsbo. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences*, No. 33. 35 Seiten.
- Jager, Z., Bolle, L., Dänhardt, A., Diederichs, B., Neudecker, T., Scholle, J., Vorberg, R. (2009) Fish. Thematic Report No. 14. *In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Hrsg.), 2009. Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.*
- Jansen, S. (2002) Das Räuber-Beute-System juveniler Gadiden, Grundeln und Garnelen im Wattenmeer nördlich von Sylt. Dissertation Universität Hamburg, 158 Seiten.
- Knust, R., Gautier, M. & Ulleweit, J. (1995) Entwicklung einer Umweltbeobachtungsstrategie für Fische und Dekapoden. *Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, A- Hauptphase, Teilprojekt A 4.3, Forschungsbericht 108 02 085/21.* 193 S.
- Krebs, C. J. (1999) *Ecological methodology.* Addison Wesley Longman. 620 Seiten.
- Kruskal, J. B. (1964) Non-metrical multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 29: 115-129.
- Marencic, H. & Vlas, J. de (Hrsg.) (2009) *Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.*
- Moran, M. D. (2003) Arguments for rejecting the sequential Bonferroni in ecological studies. *Oikos* 100 (2): 403-405.
- Pasquaud, S., Lobry, J. & Elie, P. (2007) Facing the necessity of describing estuarine ecosystems: a review of food web ecology study techniques. *Hydrobiologia* 588: 159–172.

- Petitgas, P., Alheit, J., Peck, M. A., Raab, Kr., Irigoien, X., Huret, M., van der Kooij, J., Pohlmann, T., Wagner, C., Zarraonaindia, I., & Dickey-Collas, M. (2012) Anchovy population expansion in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 444: 1–13. doi: 10.3354/meps09451.
- Piersma, T. & van Gils, J. (2011) *The flexible phenotype. A body-centered integration of ecology, physiology and behaviour.* Oxford University Press. 238 Seiten.
- Raab, K., Nagelkerke, L. A. J., Boerée, C., Rijnsdorp, A. D., Temming, A. & Dickey-Collas, M. (2011) Anchovy *Engraulis encrasicolus* diet in the North and Baltic Seas. *Journal of Sea Research* 65: 131–140.
- Reise K., Baptist M., Burbridge P., Dankers N., Fischer L., Flemming B., Oost A. P. & Smit C. (2010) The Wadden Sea – A Universally Outstanding Tidal Wetland. *Wadden Sea Ecosystem No. 29*: 7–24.
- Shelbourne, J. E. (1957) The feeding and condition of plaice larvae in good and bad plankton patches. *Journal of the Marine Biological Association UK* 36:539–552.
- Simpson, E. H. (1949) Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Sokal RR, Rohlf FJ. 1995. *Biometry.* New York: WH Freeman. 887 Seiten.
- Trilateral Monitoring and Assessment Group (1997) TMAP Manual. The Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP). Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- Tulp I., Bolle, L. J., Rijnsdorp, A.D. (2008) Signals from the shallows: In search of common patterns in long-term trends in Dutch estuarine and coastal fish. *Journal of Sea Research* 60:54–73.
- Vorberg, R., Fey, F. & Jansen, J. (2009 a) Mapping of subtidal habitats. Thematic Report No. 13. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Hrsg.), 2009. Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Vorberg, R., Dänhardt, A. & Nerlich, A. (2009 b) Fischereiwissenschaftliche Untersuchungen in der Tide-Elbe unter besonderer Berücksichtigung FFH-relevanter Fischarten. Fachgutachten im Auftrag der GDF SUEZ Energie Deutschland AG. 93 Seiten.
- Vorberg, R. (2011) Monitoring der Fische im Wattenmeer Untersuchungen zum Vorkommen und zur Verteilung der Fische in der Meldorfer Bucht und in der Nullnutzungszone im Hörnum Tief. Im Auftrag der Nationalparkverwaltung - LKN Schleswig-Holstein. 64 Seiten.
- Willestofte Berg C. & Temming A. (2011) Estimation of feeding patterns for piscivorous fish using individual prey data from stomach contents. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68 (5): 834–841.

Tabelle I: Übersicht über den Erfassungsaufwand und die Daten aus der Hamenfischerei im Niedersächsischen und Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer, die diesem Bericht zugrunde liegen. *: 1997-2002.

Niedersächsisches Wattenmeer									
	Erfassungszeitraum				Anzahl Hols				
	Beginn	Ende	Jahre	Monate	Ebbe	Flut	Tag	Nacht	Summe
Jadebusen									
V 10	18.08.2005	30.04.2010	6	04.-10.	59	54	94	19	113
V 8	04.06.2010	23.09.2011	2	04.-09.	16	12	14	14	28
Südstrand	12.06.2006	03.06.2010	2	06.	3	0	2	0	3
Gesamt Jadebusen	18.08.2005	23.09.2011	7	04.-10.	78	66	110	33	144
Minsener Oog									
Südost	19.04.2006	09.10.2007	2	04.-10.	32	18	5	45	50
Gesamt Nds.	18.08.2005	23.09.2011	7	04.-10.	110	84	115	78	194

Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer									
	Erfassungszeitraum				Anzahl Hols				
	Beginn	Ende	Jahre	Monate	Ebbe	Flut	Tag	Nacht	Summe
Meldorfer Bucht									
Steertloch	21.08.1991	14.08.2011	21	06.*, 08./09.	54	52	67	39	106
Kronenloch	22.08.1991	13.08.2011	21	06.*, 08./09.	54	58	45	67	112
Norderpiep	22.08.1991	14.08.2011	21	06.*, 08./09.	33	37	46	24	70
Gesamt Meldorfer Bucht	21.08.1991	14.08.2011	21	06.*, 08./09.	141	147	158	130	288
Hörnum Tief									
T 22	29.08.2001	21.08.2011	11	08./09.	18	21	22	17	39
SB	30.08.2001	19.08.2011	11	08./09.	17	20	24	13	37
OL	30.08.2001	19.08.2011	11	08./09.	19	21	25	15	40
Gesamt Hörnum Tief	29.08.2001	21.08.2011	11	08./09.	54	62	71	45	116
Gesamt S.-H.	21.08.1991	21.08.2011	11	06.*, 08./09.	195	209	229	175	404

Tabelle II (fortgesetzt): Präsenz und relative Abundanz (Mittelwerte des Vergleichszeitraumes) aller Arten, die bei der Hamenfischerei im Niedersächsischen und Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer gefangen wurden. Zeitlich integrierte, halbquantitative Darstellung aufgelöst nach Fanggebieten und Fangstationen, unterteilt nach Abundanzklassen: 0= kein Nachweis, e = Einzelfang (< 1/10000 m³), w = wenig (1–9,9/10000 m³), v = viel (10–100/10000 m³), m = massenhaft (>100/10000 m³). Der saisonale Verlauf der Abundanzklassen für die niedersächsischen Fänge wird in Tabelle III spezifiziert. Im Anhang II der FFH-Richtlinie aufgeführte Arten sind grau unterlegt (verändert nach Vorberg et al. 2009b).

Artname	Trivialname	Niedersächsisches Wattenmeer			
		Jadebusen			Minsener Oog
		V 10	V 8	Südstrand	Südost
Agonus cataphractus	Steinpicker	e	e	e	e
Alosa alosa	Alse	0	0	0	0
Alosa fallax	Finte	w	w	e	w
Ammodytes tobianus	Tobiasfisch	e	e	w	w
Ammodytes marinus	Kleiner Sandaal	0	0	0	0
Anguilla anguilla	Aal	e	e	0	e
Aphya minuta	Glasgrundel	w	e	w	e
Arnoglossus laterna	Lammzunge	e	e	0	e
Atherina presbyter	Ährenfisch	e	0	0	w
Belone belone	Hornhecht	e	e	0	e
Buglossidium luteum	Zwergzunge	e	0	0	e
Callionymus lyra	Gestreifter Leierfisch	e	e	0	e
Chelidonichthys lucernus	Roter Knurrhahn	e	e	0	e
Chelon labrosus	Dicklippige Meeräsche	0	0	0	e
Ciliata mustela	Fünf-bärtelige Seequappe	e	e	0	e
Clupea harengus	Hering	w	w	v	v
Cyclopterus lumpus	Seehase	e	0	0	e
Echiichthys vipera	Vipernqueise	0	e	0	0
Engraulis encrasicolus	Sardelle	w	e	0	w
Entelurus aequoreus	Große Schlangennadel	e	0	e	e
Eutrigla gurnardus	Grauer Knurrhahn	0	0	0	0
Gadus morhua	Kabeljau	e	e	e	e
Gaidropsarus vulgaris	Dreibärtelige Seequappe	0	0	0	0
Gasterosteus aculeatus	Dreistachliger Stichling	e	e	e	e
Hippocampus hippocampus	Kurzchn. Seepferdchen	0	e	0	0
Hippoglossoides platessoides	Doggerscharbe	e	0	e	e
Hyperoplus immaculatus	Großer ungefleckter Sandaal	e	0	0	0
Hyperoplus lanceolatus	Großer gefleckter Sandaal	w	0	0	e

Tabelle II: Fortsetzung.

Artname	Trivialname	Niedersächsisches Wattenmeer			
		Jadebusen			Minsener Oog
		V 10	V 8	Südstrand	Südost
Lampetra fluviatilis	Flussneunauge	e	e	e	e
Limanda limanda	Kliesche	e	e	0	0
Liparis liparis	Großer Scheibenbauch	w	w	w	e
Liparis montagui	Kleiner Scheibenbauch	e	0	0	e
Merlangius merlangus	Wittling	w	e	e	w
Microstomus kitt	Limande	e	e	0	0
Mullus surmuletus	Streifenbarbe	0	0	0	0
Myoxocephalus scorpius	Seeskorpion	e	e	0	0
Osmerus eperlanus	Stint	v	w	v	w
Pholis gunellus	Butterfisch	e	0	0	e
Platichthys flesus	Flunder	e	e	e	e
Pleuronectes platessa	Scholle	e	e	w	e
Pomatoschistus microps	Strandgrundel	0	0	0	0
Pomatoschistus minutus	Sandgrundel	w	e	w	e
Psetta maxima	Steinbutt	e	e	0	e
Salmo salar	Lachs	0	0	0	0
Salmo trutta	Lachsforelle	0	0	0	0
Sander lucioperca	Zander	0	0	0	0
Sardina pilchardus	Sardine	v	0	0	w
Scomber scombrus	Makrele	0	e	0	e
Scophthalmus rhombus	Glattbutt	e	e	0	0
Solea solea	Seezunge	e	e	e	e
Sparus aurata	Goldbrasse	e	0	0	0
Sprattus sprattus	Sprotte	w	e	e	v
Syngnathus acus	Große Seenadel	e	0	0	e
Syngnathus rostellatus	Kleine Seenadel	v	w	v	v
Taurulus bubalis	Seebull	e	0	0	e
Trachurus trachurus	Holzmakrele	e	v	0	w
Trisopterus luscus	Franzosendorsch	e	e	e	0
Zoarces viviparus	Aalmutter	e	e	0	e

Tabelle II: Fortsetzung.

		Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer					
		Meldorfer Bucht			Hörnum Tief		
		Steertloch	Kronenloch	Norderpiep	T 22	OL	SB
Artname	Trivialname						
<i>Agonus cataphractus</i>	Steinpicker	e	e	e	e	e	e
<i>Alosa alosa</i>	Alse	e	0	0	0	0	0
<i>Alosa fallax</i>	Finte	w	w	e	e	e	e
<i>Ammodytes tobianus</i>	Tobiasfisch	0	0	0	0	0	0
<i>Ammodytes marinus</i>	Kleiner Sandaal	e	e	w	e	e	e
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	e	e	e	e	e	e
<i>Aphya minuta</i>	Glasgrundel	e	e	w	0	0	0
<i>Arnoglossus laterna</i>	Lammzunge	0	0	0	0	0	0
<i>Atherina presbyter</i>	Ährenfisch	0	e	e	e	e	e
<i>Belone belone</i>	Hornhecht	e	e	e	e	e	e
<i>Buglossidium luteum</i>	Zwergzunge	0	0	0	0	0	0
<i>Callionymus lyra</i>	Gestreifter Leierfisch	0	e	0	e	0	0
<i>Chelidonichthys lucernus</i>	Roter Knurrhahn	e	e	e	e	e	e
<i>Chelon labrosus</i>	Dicklippige Meeräsche	e	e	0	0	0	0
<i>Ciliata mustela</i>	5-bärtelige Seequappe	e	e	e	e	e	0
<i>Clupea harengus</i>	Hering	v	e	v	v	v	m
<i>Cyclopterus lumpus</i>	Seehase	e	e	e	e	e	e
<i>Echiichthys vipera</i>	Vipernqueise	0	0	0	0	0	0
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Sardelle	w	e	e	w	w	e
<i>Entelurus aequoreus</i>	Große Schlangennadel	e	0	0	e	0	e
<i>Eutrigla gurnardus</i>	Grauer Knurrhahn	e	e	e	e	e	e
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljau	w	w	e	e	e	e
<i>Gaidropsarus vulgaris</i>	Dreibärtelige Seequappe	e	0	e	0	0	0
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreistachliger Stichling	e	e	e	e	e	e
<i>Hippocampus hippocampus</i>	Kurzschn. Seepferdchen	0	0	0	0	0	0
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Doggerscharbe	0	0	0	e	0	0
<i>Hyperoplus immaculatus</i>	Großer ungefl. Sandaal	0	0	0	e	e	0
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Großer gefl. Sandaal	e	e	e	e	e	e

Tabelle II: Fortsetzung.

Artname	Trivialname	Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer					
		Meldorfer Bucht			Hörnum Tief		
		Steertloch	Kronenloch	Norderpiep	T 22	OL	SB
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Flussneunauge	e	e	e	e	e	e
<i>Limanda limanda</i>	Kliesche	e	e	e	e	e	e
<i>Liparis liparis</i>	Großer Scheibenbauch	e	e	e	e	e	e
<i>Liparis montagui</i>	Kleiner Scheibenbauch	e	e	w	e	e	e
<i>Merlangius merlangus</i>	Wittling	w	w	e	w	w	w
<i>Microstomus kitt</i>	Limande	0	e	0	e	e	e
<i>Mullus surmuletus</i>	Streifenbarbe	e	0	0	0	0	0
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Seeskorpion	e	e	e	e	e	e
<i>Osmerus eperlanus</i>	Stint	v	v	w	w	w	e
<i>Pholis gunellus</i>	Butterfisch	e	e	e	e	e	0
<i>Platichthys flesus</i>	Flunder	w	e	e	e	e	e
<i>Pleuronectes platessa</i>	Scholle	w	e	e	e	e	e
<i>Pomatoschistus microps</i>	Strandgrundel	w	w	0	0	0	0
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Sandgrundel	w	w	w	e	e	e
<i>Psetta maxima</i>	Steinbutt	e	0	e	e	0	e
<i>Salmo salar</i>	Lachs	e	e	e	0	0	e
<i>Salmo trutta</i>	Lachsforelle	0	e	0	0	0	0
<i>Sander lucioperca</i>	Zander	0	e	0	0	0	0
<i>Sardina pilchardus</i>	Sardine	0	0	0	0	0	0
<i>Scomber scombrus</i>	Makrele	e	e	e	e	e	e
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Glatthead	e	e	e	e	e	e
<i>Solea solea</i>	Seezunge	e	e	e	e	e	e
<i>Sparus aurata</i>	Goldbrasse	0	0	0	0	0	0
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprotte	v	e	v	v	e	w
<i>Syngnathus acus</i>	Große Seenadel	0	e	0	0	e	0
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Kleine Seenadel	w	e	w	e	e	w
<i>Taurulus bubalis</i>	Seebull	0	0	0	0	0	0
<i>Trachurus trachurus</i>	Holzmakrele	w	w	w	e	e	e
<i>Trisopterus luscus</i>	Franzosendorsch	e	e	e	e	0	0
<i>Zoarces viviparus</i>	Aalmutter	e	e	e	e	e	e

Tabelle III: Finte. Pearson-Korrelationskoeffizienten r_s zwischen mittleren aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols der verschiedenen Fangstationen innerhalb des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). p =zweiseitige Signifikanz, n =Stichprobengröße. Signifikante Korrelationen sind fett hervorgehoben. Meldorfer Bucht: Steertloch, Kronenloch und Norderpiep; Hörnum Tief: T 22, OL und SB (s. Abbildung 1.2.1).

Finte						
		Jadebusen	Steertloch	Kronenloch	Norderpiep	OL
Steertloch	r_s	0,40			0,11	0,85
	p	0,33			0,83	0,01
	n	8			6	8
Kronenloch	r_s	0,22	0,53		0,99	0,30
	p	0,60	0,04		0,00	0,48
	n	8	15		6	8

Tabelle IV: Hering. Pearson-Korrelationskoeffizienten r_s zwischen mittleren aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols der verschiedenen Fangstationen innerhalb des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). p =zweiseitige Signifikanz, n =Stichprobengröße. Signifikante Korrelationen sind fett hervorgehoben. Meldorfer Bucht: Steertloch, Kronenloch und Norderpiep; Hörnum Tief: T 22, OL und SB (s. Abbildung 1.2.1).

Hering							
		Jadebusen	Kronenloch	Norderpiep	OL	SB	T 22
Steertloch	r_s	0,74	0,14	0,18	0,03	0,10	-0,07
	p	0,00	0,56	0,55	0,90	0,72	0,80
	n	14	20	13	17	15	16
Kronenloch	r_s	0,64		0,24	0,85	0,90	-0,04
	p	0,01		0,41	0,00	0,00	0,87
	n	15		14	19	18	18
Norderpiep	r_s	-0,06			-0,08	-0,37	0,40
	p	0,88			0,78	0,19	0,18
	n	9			14	14	13
OL	r_s	-0,10				0,76	0,42
	p	0,77				0,00	0,08
	n	12				18	18
SB	r_s	-0,05					0,51
	p	0,89					0,04
	n	11					17

Tabelle V: Sprotte. Pearson-Korrelationskoeffizienten r_s zwischen mittleren aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols der verschiedenen Fangstationen innerhalb des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). p=zweiseitige Signifikanz, n=Stichprobengröße. Signifikante Korrelationen sind fett hervorgehoben. Meldorfer Bucht: Steertloch, Kronenloch und Norderpiep; Hörnum Tief: T 22, OL und SB (s. Abbildung 1.2.1).

Sprotte							
		Jadebusen	Kronenloch	Norderpiep	OL	SB	T 22
Steertloch	r_s	0,18	0,26	-0,11	-0,20	0,06	-0,08
	p	0,68	0,53	0,76	0,57	0,88	0,87
	n	8	8	10	10	10	7
Kronenloch	r_s	-0,47		-0,30	-0,14	0,45	-0,24
	p	0,17		0,43	0,64	0,16	0,47
	n	10		9	13	11	11
Norderpiep	r_s	0,34			0,01	-0,11	-0,08
	p	0,38			0,99	0,70	0,83
	n	9			15	15	9
OL	r_s	-0,13				0,66	0,98
	p	0,67				0,00	0,00
	n	13				18	14
SB	r_s	-0,14					0,69
	p	0,69					0,01
	n	11					13

Tabelle VI: Stint. Pearson-Korrelationskoeffizienten r_s zwischen mittleren aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols der verschiedenen Fangstationen innerhalb des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). p=zweiseitige Signifikanz, n=Stichprobengröße. Signifikante Korrelationen sind fett hervorgehoben. Meldorfer Bucht: Steertloch, Kronenloch und Norderpiep; Hörnum Tief: T 22, OL und SB (s. Abbildung 1.2.1).

Stint							
		Jadebusen	Kronenloch	Norderpiep	OL	SB	T 22
Steertloch	r_s	-0,13	-0,02	0,05	0,80	-0,29	-0,30
	p	0,65	0,92	0,87	0,00	0,45	0,39
	n	14	21	13	13	9	10
Kronenloch	r_s	-0,15		-0,01	-0,12	-0,18	-0,01
	p	0,60		0,97	0,68	0,58	0,97
	n	15		14	15	12	12
Norderpiep	r_s	0,19			0,70	0,07	-0,15
	p	0,66			0,03	0,85	0,72
	n	8			9	9	8
OL	r_s	-0,24				0,06	-0,16
	p	0,56				0,86	0,70
	n	8				10	8
SB	r_s	0,99					0,03
	p	0,00					0,93
	n	8					9

Tabelle VII: Sardelle. Pearson-Korrelationskoeffizienten r_s zwischen mittleren aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols der verschiedenen Fangstationen innerhalb des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). p =zweiseitige Signifikanz, n =Stichprobengröße. Signifikante Korrelationen sind fett hervorgehoben.

Sardelle		
		Jadebusen
Norderpiep	r_s	0,99
	p	0,00
	n	5

Tabelle VIII: Flunder. Pearson-Korrelationskoeffizienten r_s zwischen mittleren aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols der verschiedenen Fangstationen innerhalb des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). p =zweiseitige Signifikanz, n =Stichprobengröße. Signifikante Korrelationen sind fett hervorgehoben. Meldorfer Bucht: Steertloch, Kronenloch und Norderpiep; Hörnum Tief: T 22, OL und SB (s. Abbildung 1.2.1).

Flunder							
		Jadebusen	Kronenloch	Norderpiep	OL	SB	T 22
Steertloch	r_s	0,38	0,49	0,62	0,65	0,46	0,65
	p	0,31	0,05	0,10	0,06	0,36	0,17
	n	9	17	8	9	6	6
Kronenloch	r_s	-0,23		-0,44	-0,03	-0,05	-0,01
	p	0,49		0,28	0,93	0,90	0,99
	n	11		8	10	9	7
Norderpiep	r_s				0,44	-0,24	
	p				0,28	0,64	
	n				8	6	
OL	r_s	-0,50				0,58	
	p	0,39				0,31	
	n	5				5	
SB	r_s						-0,62
	p						0,27
	n						5
T 22	r_s	0,14					
	p	0,83					
	n	5					

Tabelle IX: Scholle. Pearson-Korrelationskoeffizienten r_S zwischen mittleren aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols der verschiedenen Fangstationen innerhalb des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). p =zweiseitige Signifikanz, n =Stichprobengröße. Signifikante Korrelationen sind fett hervorgehoben. Meldorfer Bucht: Steertloch, Kronenloch und Norderpiep; Hörnum Tief: T 22, OL und SB (s. Abbildung 1.2.1).

Scholle							
		Jadebusen	Kronenloch	Norderpiep	OL	SB	T 22
Steertloch	r_S	-0,02	0,24	0,34	-0,09	-0,16	0,27
	p	0,96	0,32	0,34	0,79	0,70	0,37
	n	12	19	10	12	8	13
Kronenloch	r_S	0,14		-0,19	0,27	0,31	0,09
	p	0,61		0,55	0,35	0,35	0,75
	n	15		12	14	11	15
Norderpiep	r_S	-0,34			0,19	-0,18	-0,33
	p	0,46			0,66	0,68	0,46
	n	7			8	8	7
OL	r_S	-0,31				0,97	0,19
	p	0,42				0,00	0,59
	n	9				11	11
SB	r_S	-0,38					0,13
	p	0,39					0,73
	n	7					9
T 22	r_S	-0,14					
	p	0,66					
	n	12					

Tabelle X: Seezunge. Pearson-Korrelationskoeffizienten r_S zwischen mittleren aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols der verschiedenen Fangstationen innerhalb des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). p =zweiseitige Signifikanz, n =Stichprobengröße. Signifikante Korrelationen sind fett hervorgehoben. Meldorfer Bucht: Steertloch, Kronenloch und Norderpiep; Hörnum Tief: T 22, OL und SB (s. Abbildung 1.2.1).

Seezunge					
		Jadebusen	Steertloch	Kronenloch	Norderpiep
Steertloch	r_S	0,50		-0,15	-0,27
	p	0,17		0,73	0,67
	n	9		8	5
Kronenloch	r_S	-0,33	-0,15		
	p	0,42	0,73		
	n	8	8		
Norderpiep	r_S		-0,27		
	p		0,67		
	n		5		
T 22	r_S	-0,24			
	p	0,70			
	n	5			

Tabelle XI: Wittling. Pearson-Korrelationskoeffizienten r_s zwischen mittleren aufwandskorrigierten Abundanzdaten einzelner Hols der verschiedenen Fangstationen innerhalb des Vergleichszeitraumes (Tabelle 2.2.1). p=zweiseitige Signifikanz, n=Stichprobengröße. Signifikante Korrelationen sind fett hervorgehoben. Meldorfer Bucht: Steertloch, Kronenloch und Norderpiep; Hörnum Tief: T 22, OL und SB (s. Abbildung 1.2.1).

Wittling						
		Jadebusen	Kronenloch	OL	SB	T 22
Steertloch	r_s	-0,43	-0,40		-0,43	0,42
	p	0,48	0,43		0,47	0,48
	n	5	6		5	5
Kronenloch	r_s			0,73	0,72	0,10
	p			0,16	0,17	0,84
	n			5	5	6
Norderpiep	r_s			-0,01	0,04	-0,08
	p			0,98	0,94	0,90
	n			5	7	5
OL	r_s				0,94	-0,12
	p				0,00	0,78
	n				11	8
SB	r_s	0,71				0,20
	p	0,17				0,58
	n	5				10

Tabelle XII (fortgesetzt): Längenstruktur der Fischgemeinschaften im Jadebusen (2005-2011), bei Minsener Oog (2006-2007), in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief (jeweils 2005-2011). Angegeben sind die minimale (↓), die maximale (↑) und die durchschnittliche (Ø, arithmetisches Mittel) Totallänge in cm je Art.

Artname	Trivialname	Niedersachsen						Schleswig-Holstein					
		Jadebusen			Minsener Oog			Meldorfer Bucht			Hörnum Tief		
		↓	↑	Ø	↓	↑	Ø	↓	↑	Ø	↓	↑	Ø
Agonus cataphractus	Steinpicker	3	13	7	2	12	6	3	15	6	3	15	8
Alosa alosa	Else	29	29	29									
Alosa fallax	Finte	3	38	7	5	20	7	4	34	7	5	41	8
Ammodytes tobianus	Tobiasfisch	3	20	13	2	22	10						
Ammodytes marinus	Kleiner Sandaal							5	14	11	9	25	16
Anguilla anguilla	Aal	22	65	48	49	49	49	25	60	42	33	59	46
Aphya minuta	Glasgrundel	2	8	4	3	5	4						
Arnoglossus laterna	Lammzunge	4	5	5	5	5	5						
Atherina presbyter	Ährenfisch	7	10	8	5	12	8	11	11	11	10	13	11
Belone belone	Hornhecht	5	72	38	4	68	15	8	67	26	8	67	34
Buglossidium luteum	Zwergzunge	4	8	6	5	5	5						
Callionymus lyra	Gestr. Leierfisch	5	16	8	9	15	12						
Chelidonichthys lucernus	Roter Knurrhahn	4	38	18	3	16	9	2	7	5	5	12	8
Chelon labrosus	Dickl. Meeräsche				1	2	2	64	68	66			
Ciliata mustela	5-bärt. Seequappe	3	15	10	1	11	4	8	14	11	11	12	12
Clupea harengus	Hering	3	40	8	3	21	7	3	16	8	4	11	8
Cyclopterus lumpus	Seehase	9	9	9	4	18	10	3	4	3	3	7	5
Echiichthys vipera	Vipernqueise	10	10	10									
Engraulis encrasicolus	Sardelle	1	20	12	3	16	7	2	20	3	2	5	2
Entelurus aequoreus	Gr. Schlangennadel	25	40	30	18	40	30	31	31	31	27	37	31
Eutrigla gurnardus	Grauer Knurrhahn							3	10	5	5	9	7
Gadus morhua	Kabeljau	3	33	15	3	15	7	7	15	12	7	15	10
Gasterosteus aculeatus	Dreist. Stichling	1	7	5	1	8	3	2	5	3	3	6	5
H. hippocampus	Kurzchn. Seepferd.	6	6	6									
Hip. platessoides	Doggerscharbe	14	15	14	5	5	5				6	6	6
Hyperoplus immaculatus	Gr. ungefl. Sandaal	16	16	16							25	25	25
Hyperoplus lanceolatus	Gr. gefl. Sandaal	9	19	11	6	22	16	25	25	25	12	27	22
Lampetra fluviatilis	Flussneunauge	8	41	16	9	33	17	14	35	28	22	35	28
Limanda limanda	Kliesche	3	16	7				5	21	12	7	21	10
Liparis spec.	Scheibenbauch	2	11	6	3	8	5	5	8	7	3	8	6

Tabelle IX: Fortsetzung.

		Niedersachsen						Schleswig-Holstein					
		Jadebusen			Minsener Oog			Meldorfer Bucht			Hörnum Tief		
Artname	Trivialname	↓	↑	Ø	↓	↑	Ø	↓	↑	Ø	↓	↑	Ø
Merlangius merlangus	Wittling	3	28	12	2	18	10	5	16	12	7	19	12
Microstomus kitt	Rotzunge	5	12	7							7	8	8
Myoxocephalus scorpius	Seeskorpion	4	20	14				4	17	13	4	16	12
Osmerus eperlanus	Stint	3	29	11	5	20	12	4	20	10	10	24	14
Pholis gunellus	Butterfisch	11	14	12	14	15	14	16	16	16	14	16	15
Platichthys flesus	Flunder	4	36	16	10	25	15	6	36	11	2	29	16
Pleuronectes platessa	Scholle	2	28	8	3	21	6	3	18	8	4	26	8
Pomatoschistus spec	Grundel	1	9	6	3	6	4	2	8	6	3	8	6
Psetta maxima	Steinbutt	13	16	14	1	18	6	16	16	16			
Salmo salar	Lachs							21	25	23	29	29	29
Sardina pilchardus	Sardine	3	5	4	3	11	4						
Scomber scombrus	Makrele	9	11	10	4	36	11	8	29	26	4	40	26
Scophthalmus rhombus	Glattbutt	10	19	14				6	6	6	8	38	23
Solea solea	Seezunge	2	42	14	5	20	7	4	25	9	6	30	13
Sparus aurata	Goldbrasse	6	6	6									
Sprattus sprattus	Sprotte	2	13	5	2	13	6	4	14	8	5	16	9
Syngnathus acus	Große Seenadel	10	13	12									
Syngnathus rostellatus	Kleine Seenadel	8	12	9							11	16	13
Taurulus bubalis	Seebull	4	6	5	13	13	13						
Trachurus trachurus	Holzmakrele	2	7	4	1	6	3	2	28	4	2	9	4
Trisopterus luscus	Franzosendorsch	2	20	7				2	24	6	7	24	14
Zoarces viviparus	Aalmutter	5	23	16	13	13	13	10	22	18	7	23	17

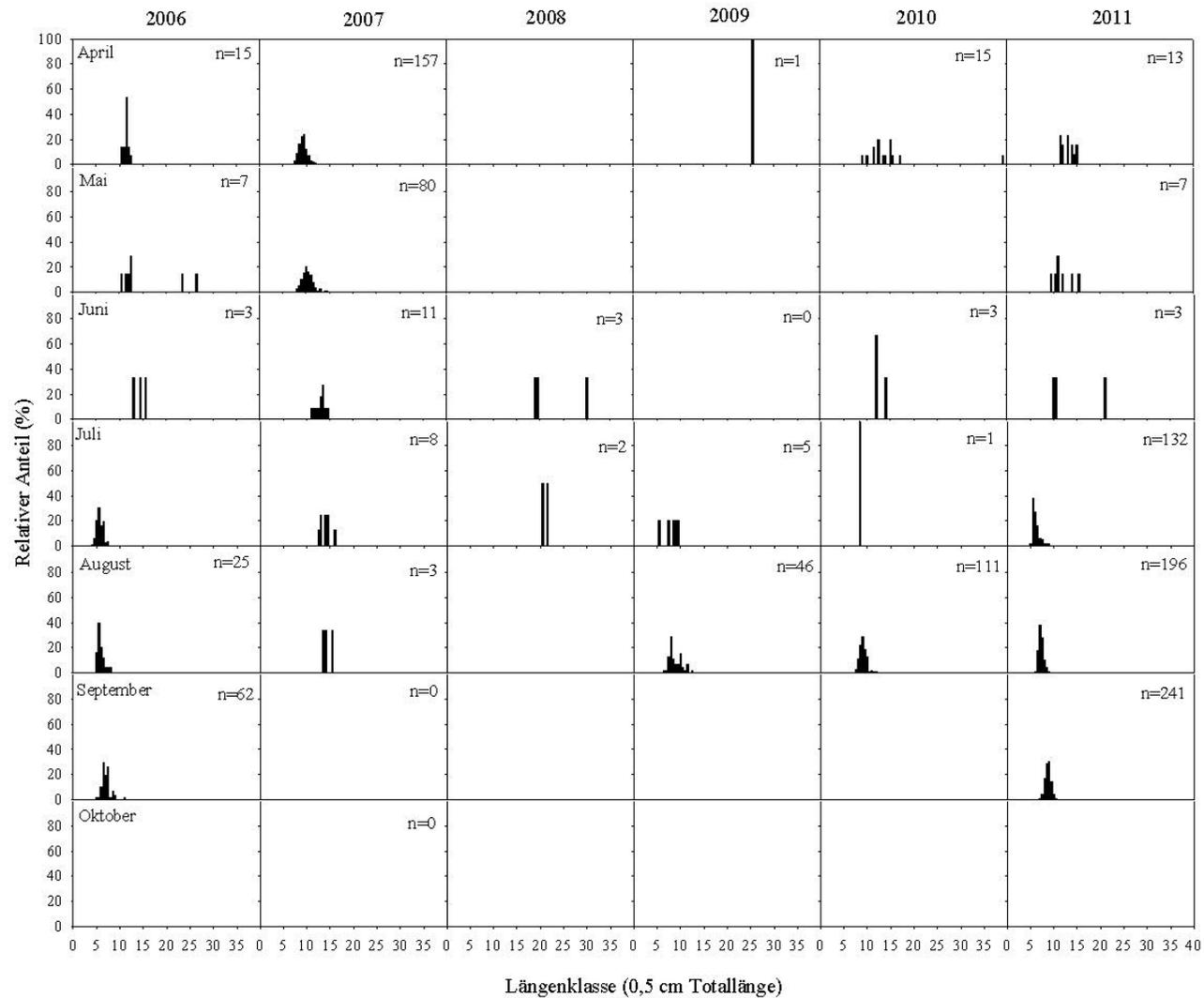


Abbildung I: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Finten aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

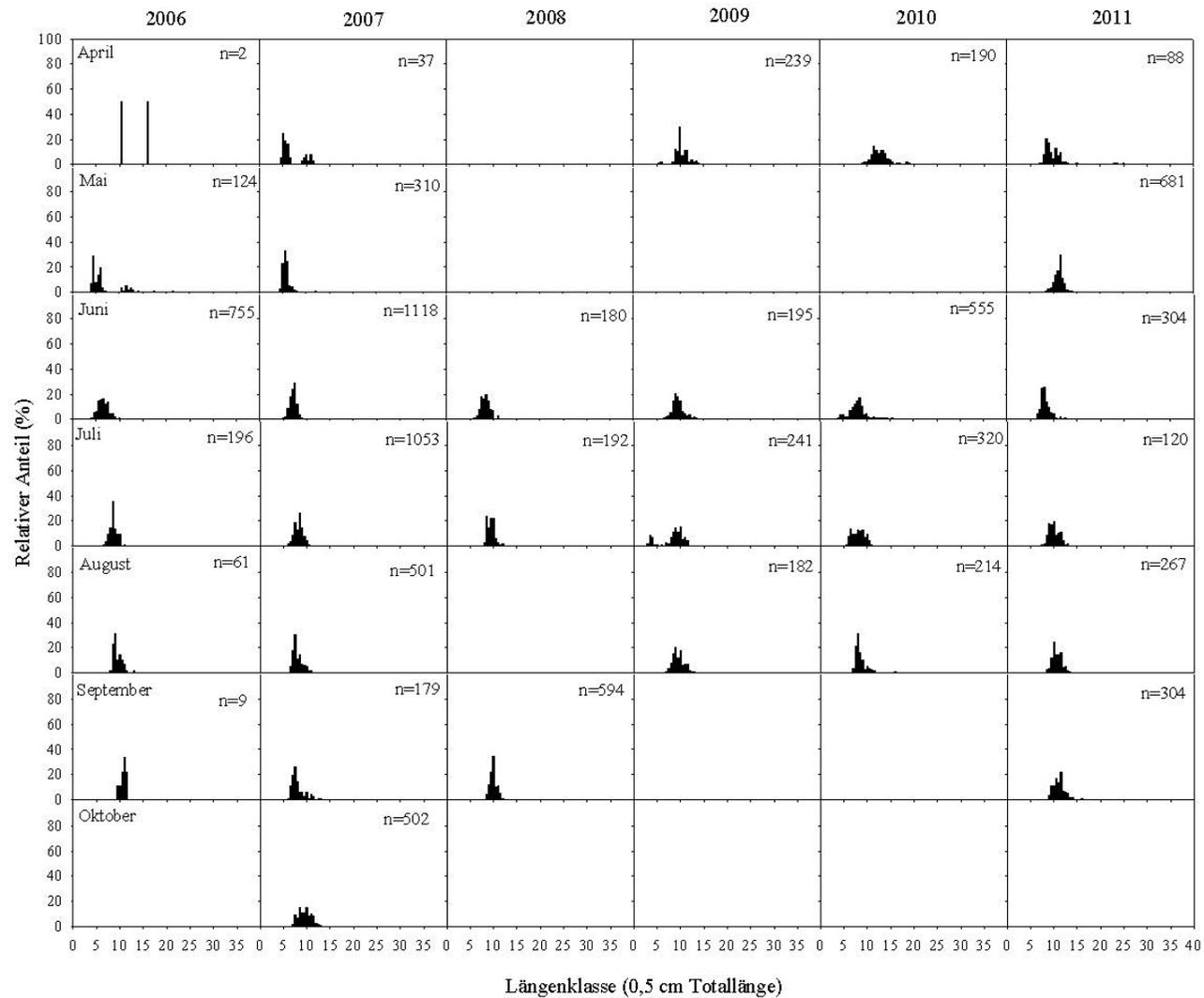


Abbildung II: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Heringen aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

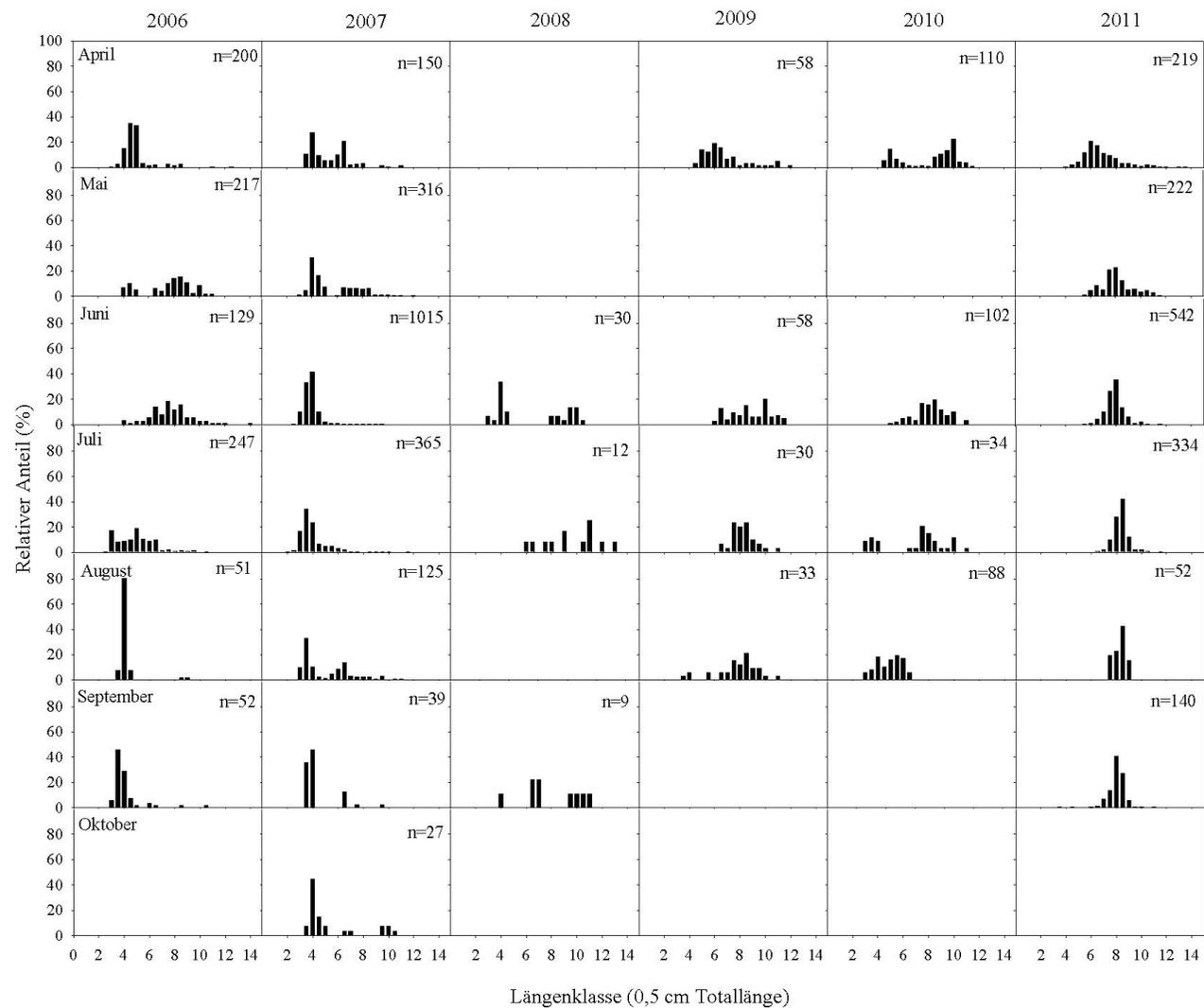


Abbildung III: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Sprotten aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

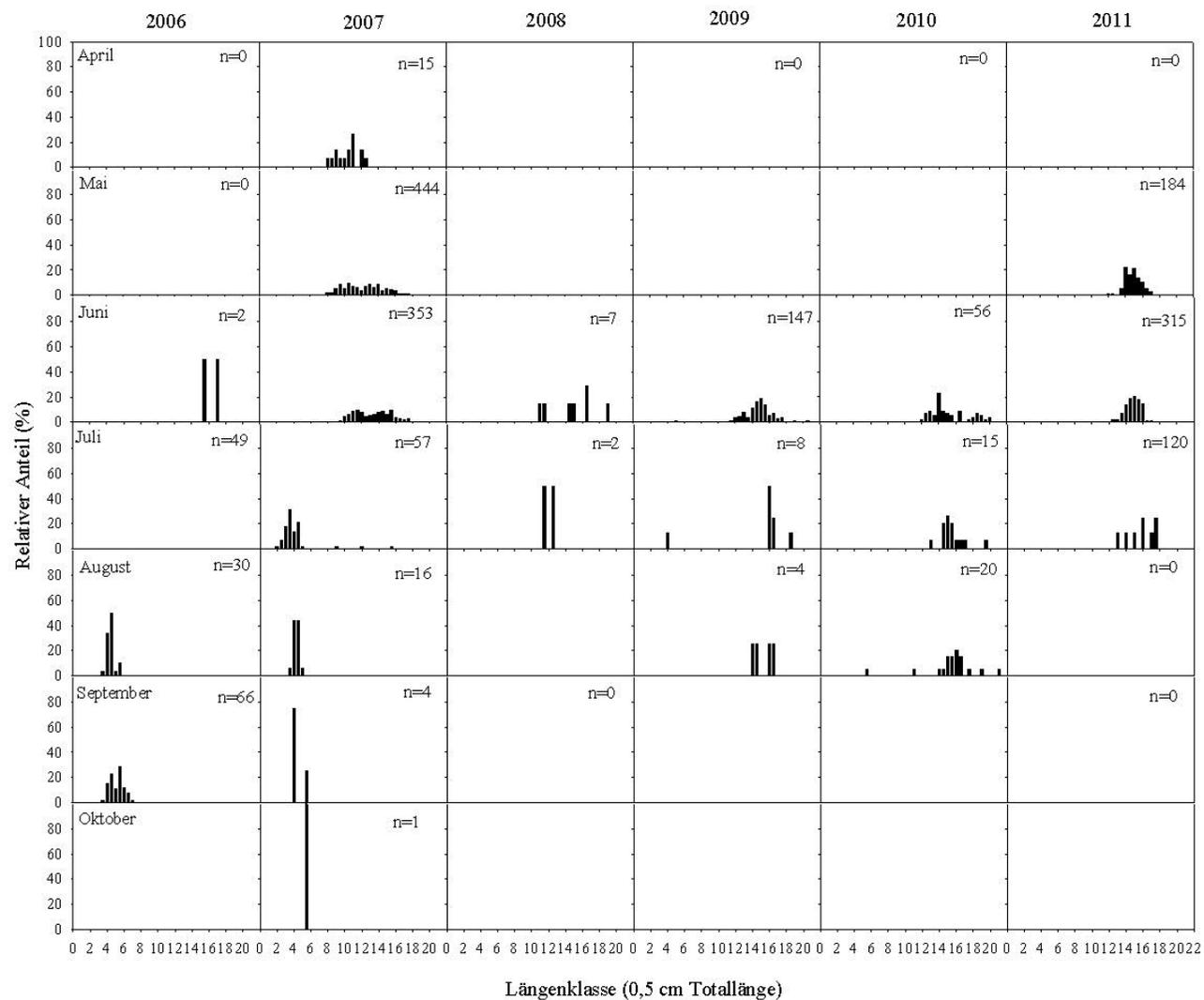


Abbildung IV: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Sardellen aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

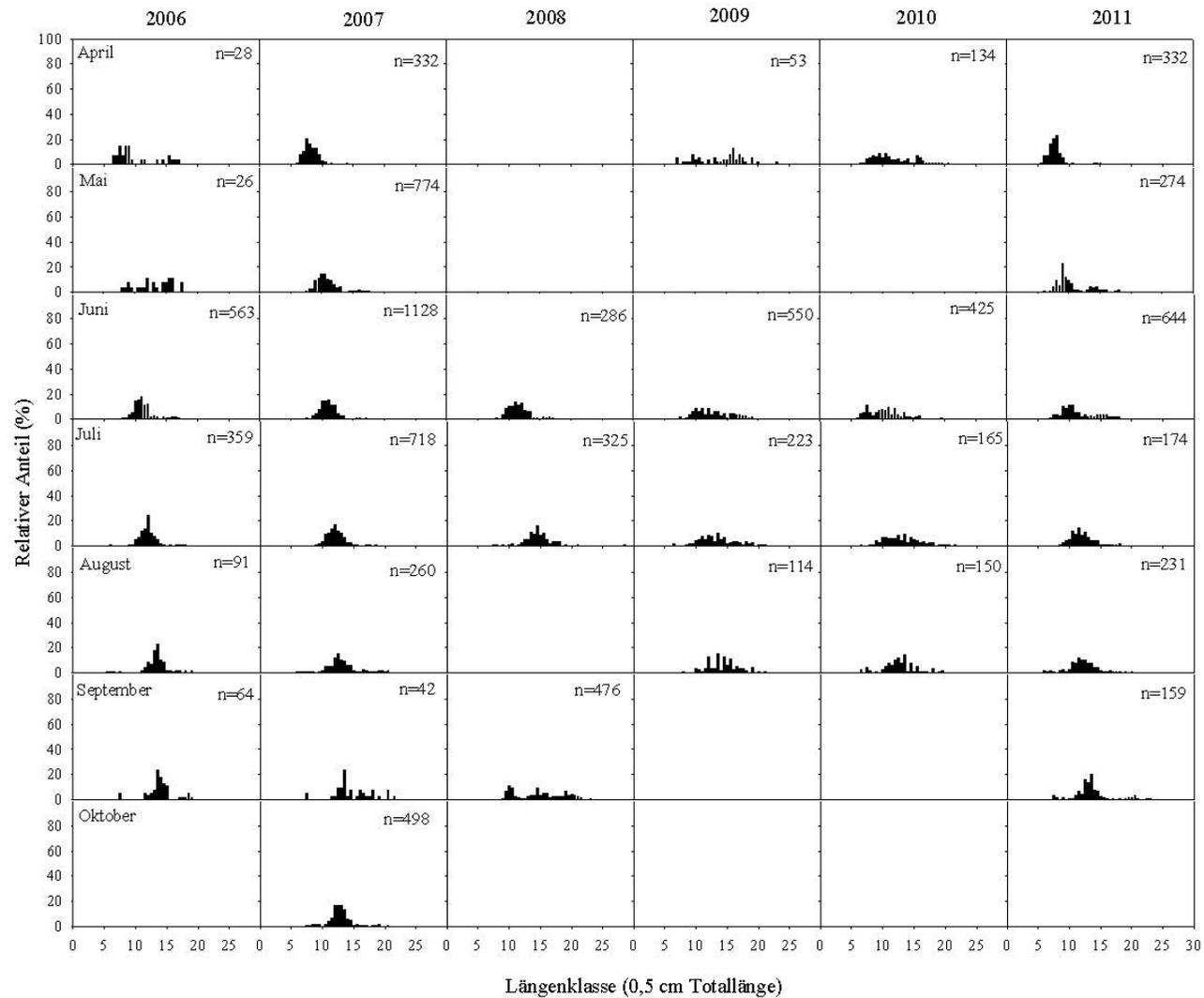


Abbildung V: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Stinten aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

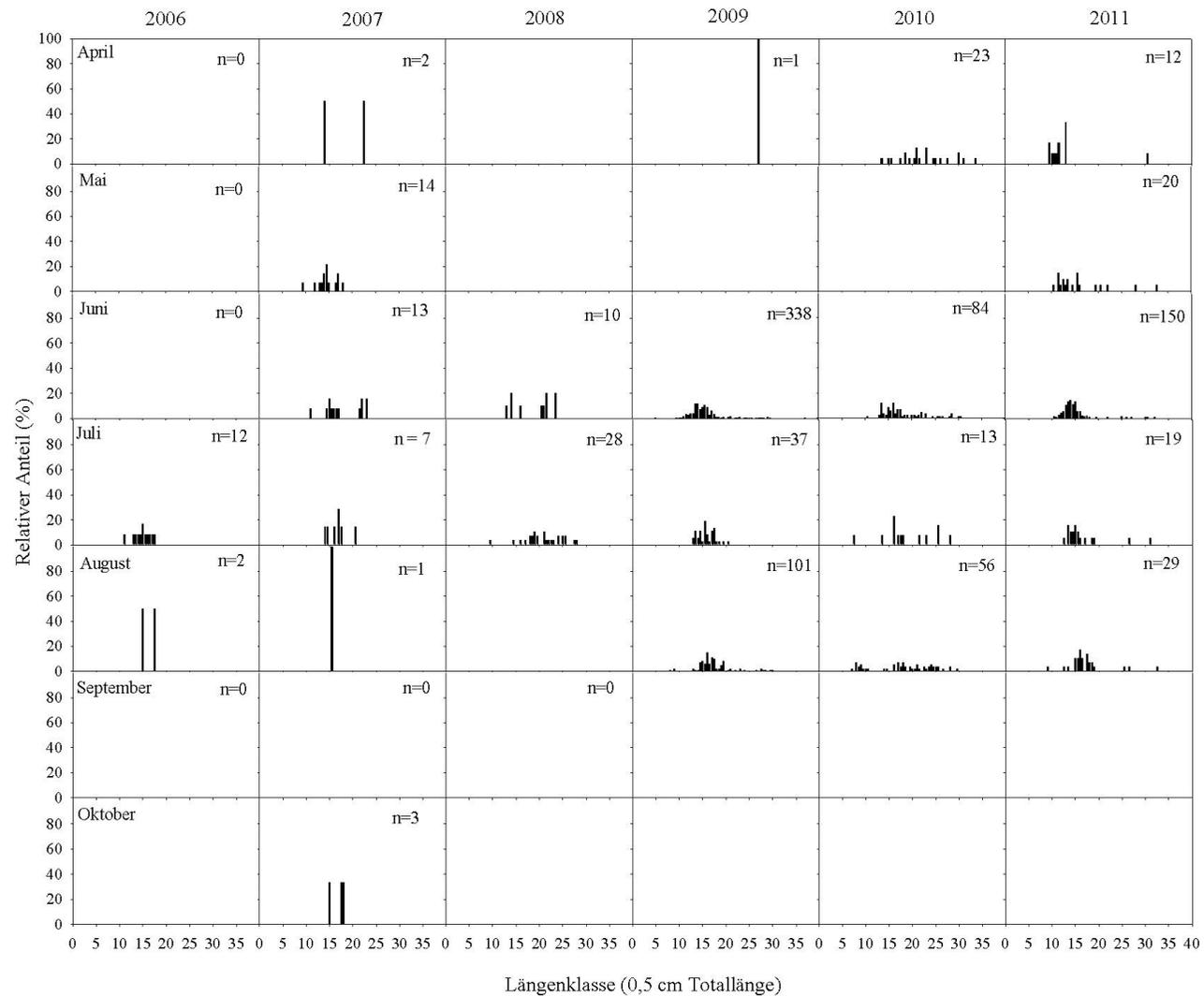


Abbildung VI: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Flundern aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

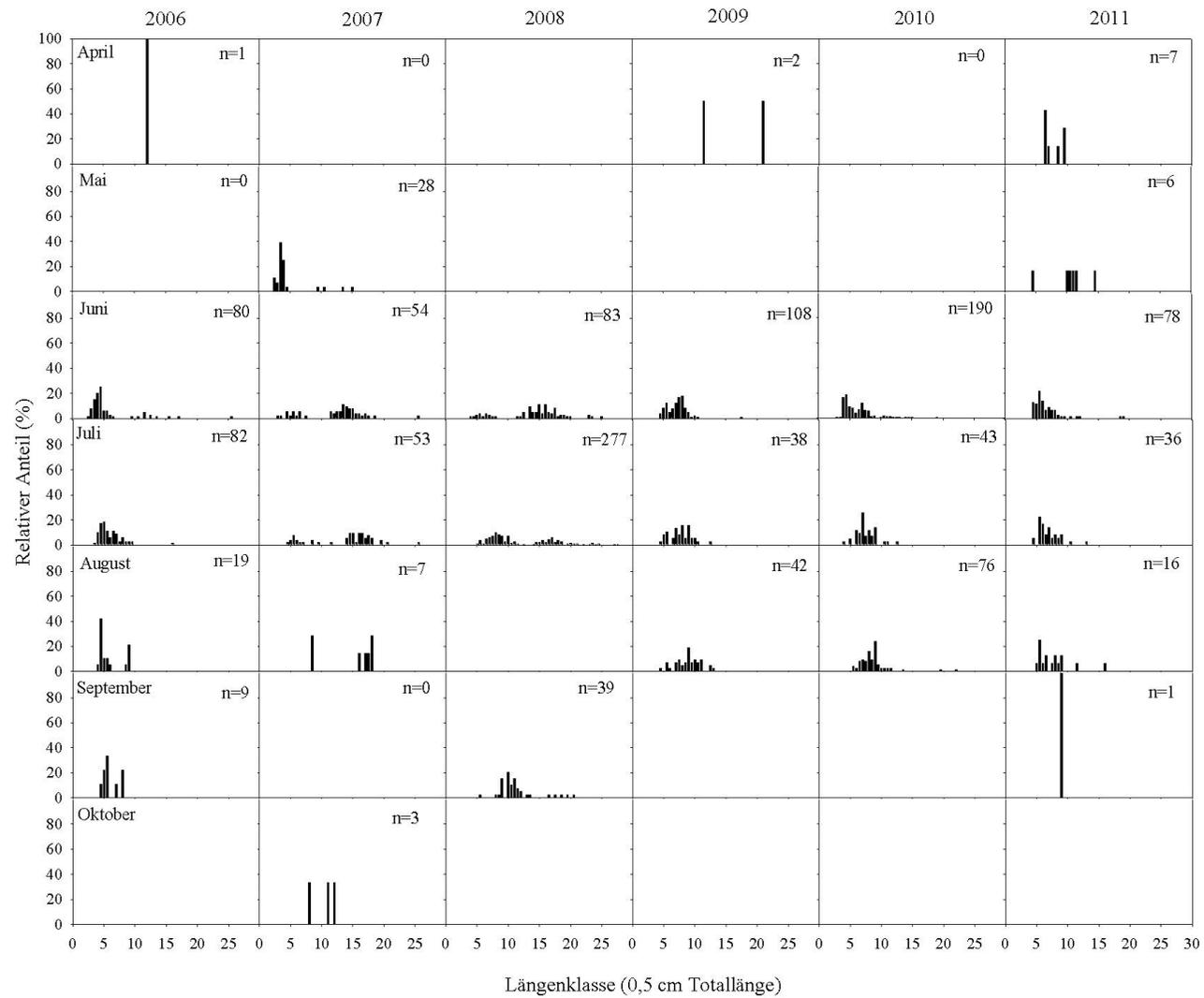


Abbildung VII: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Schollen aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

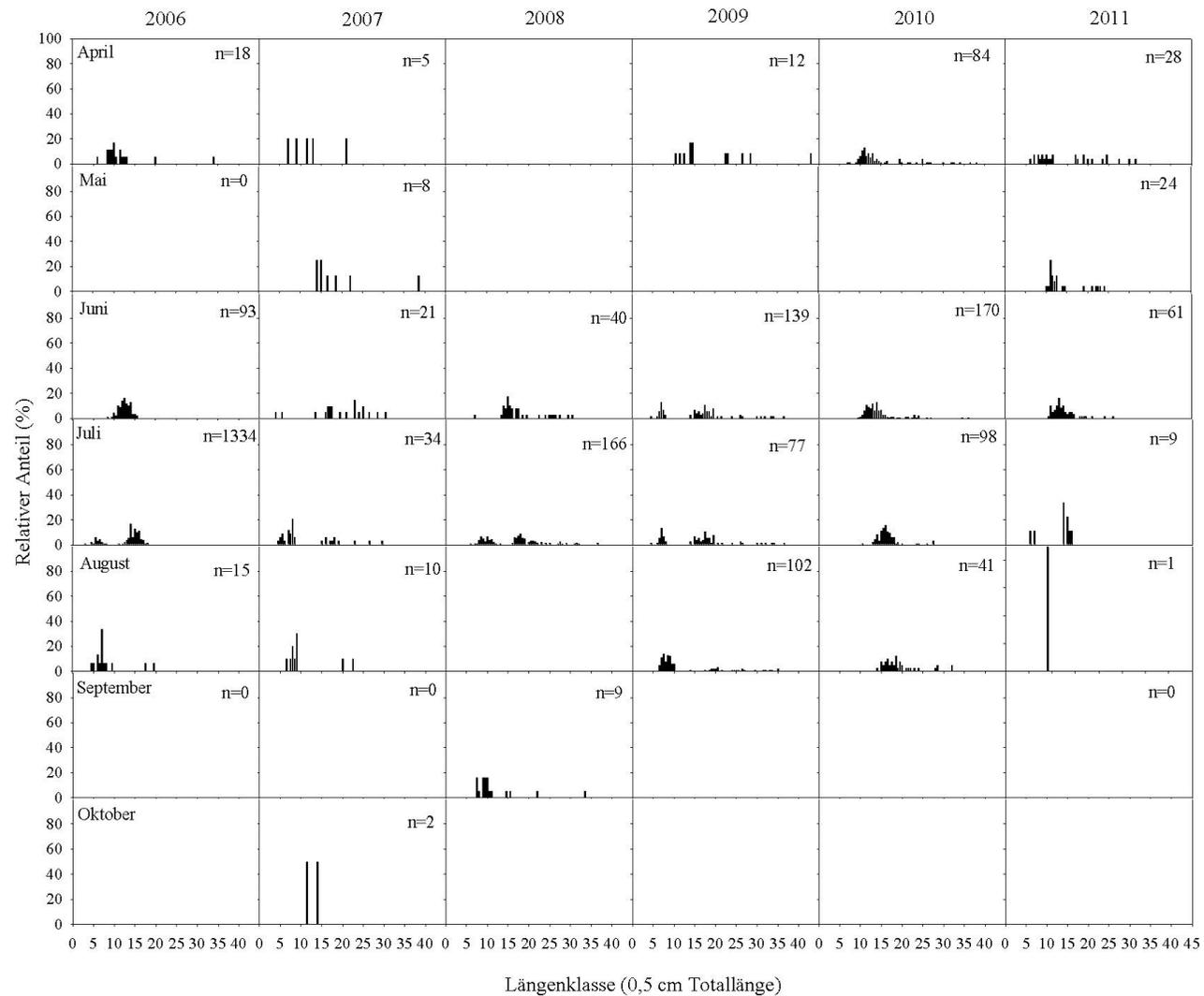


Abbildung VIII: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Seezungen aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

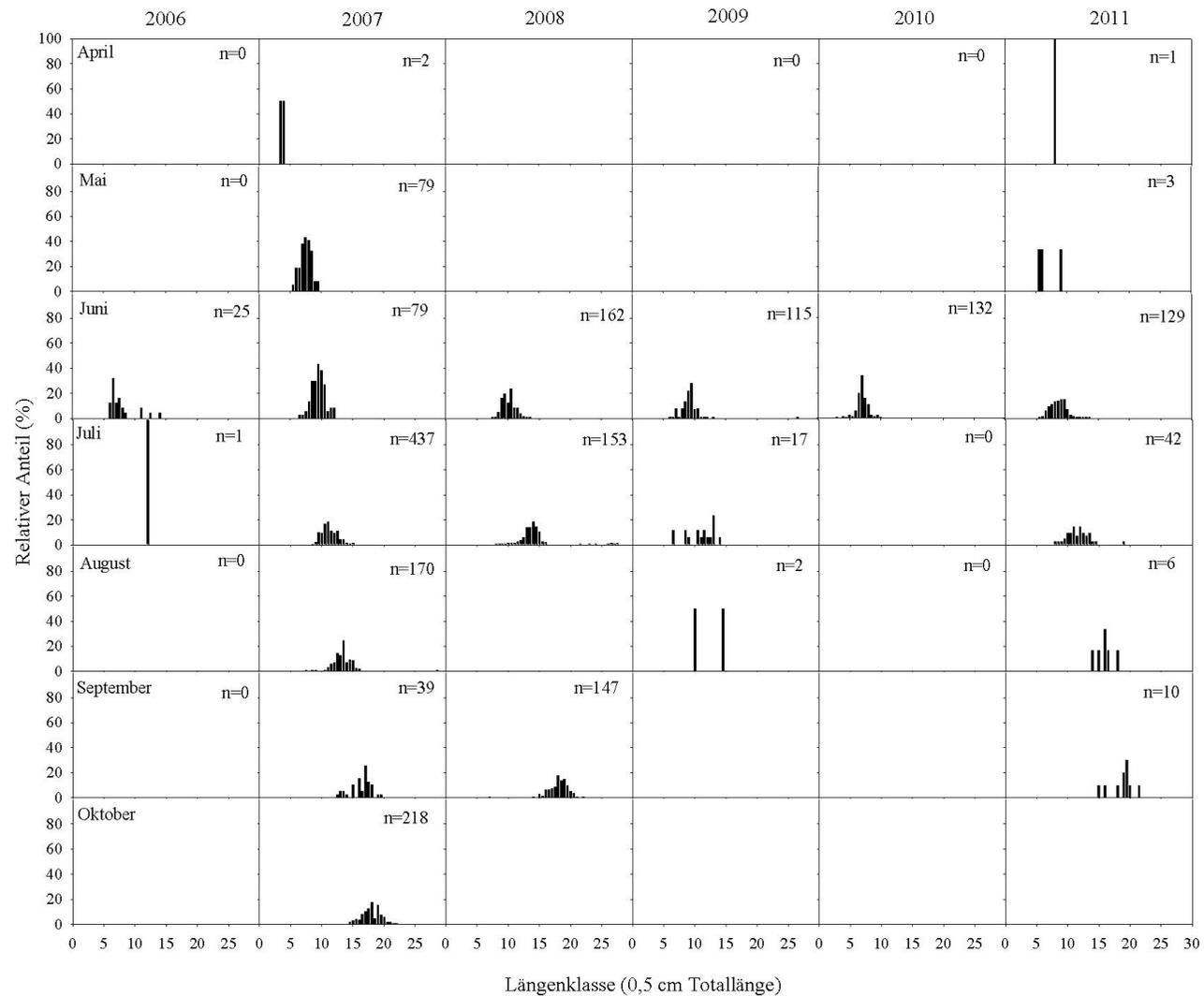


Abbildung IX: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Wittlingen aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

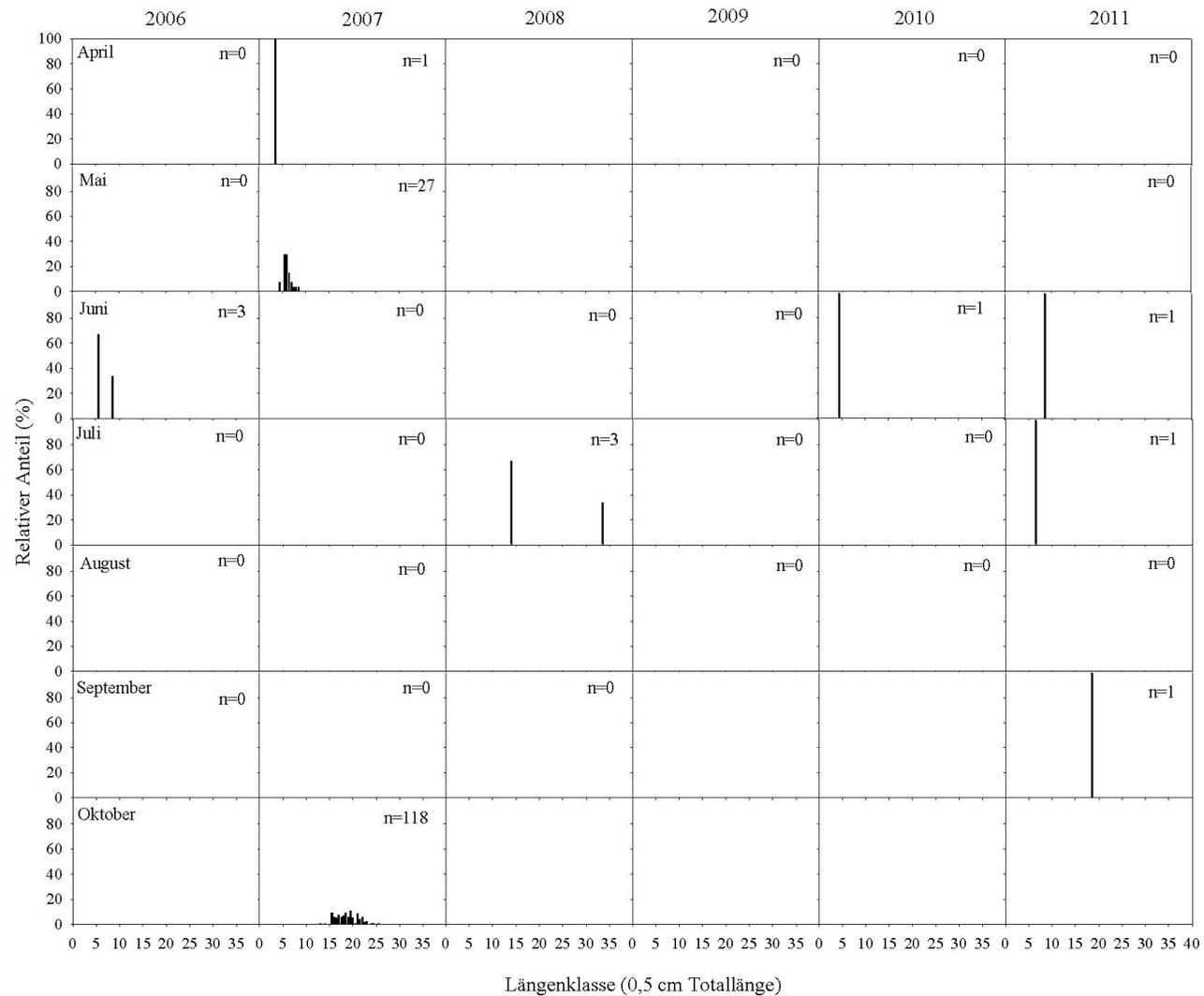


Abbildung X: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Kabeljau aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

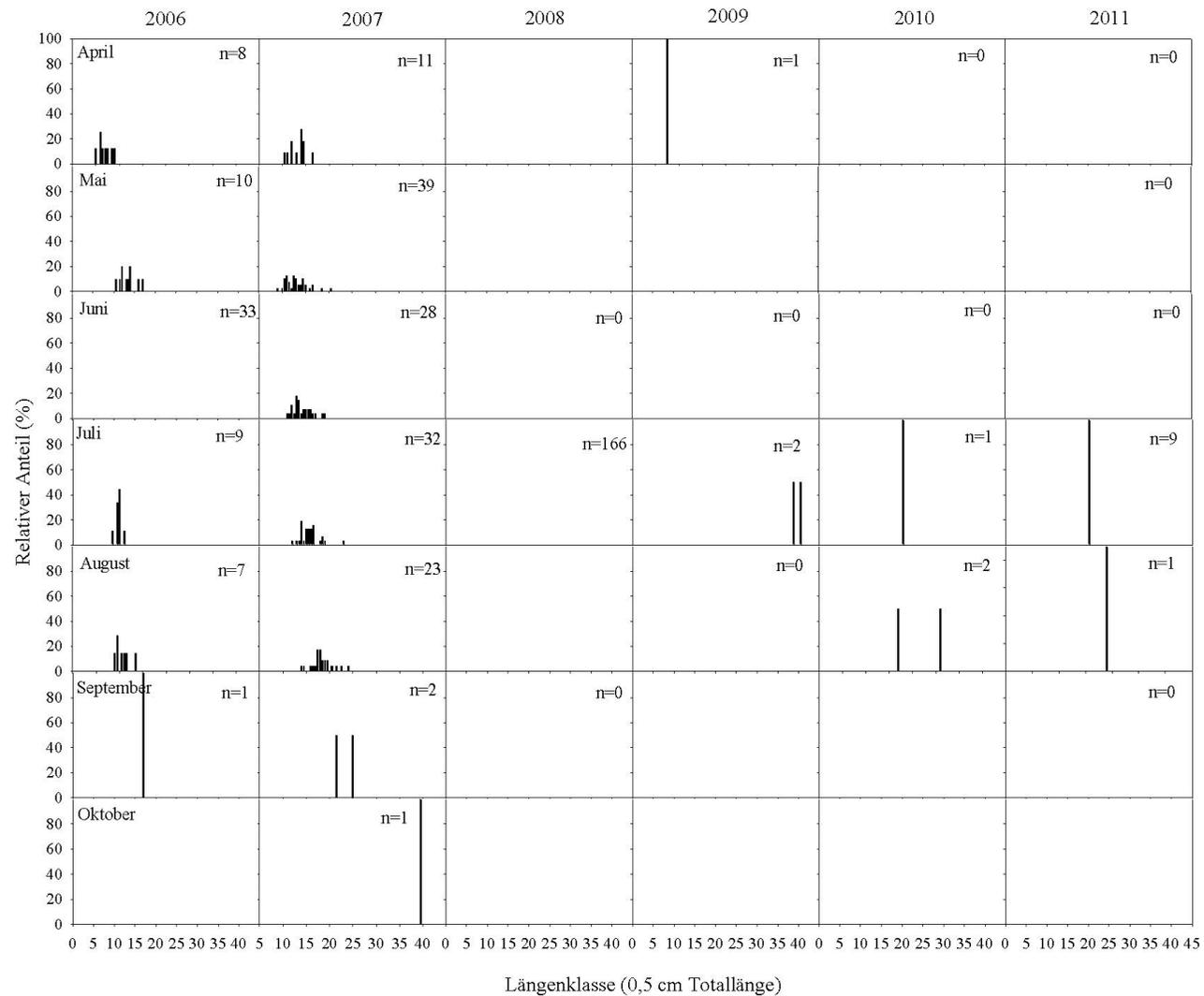


Abbildung XII: Saisonaler Verlauf der Längen-Häufigkeits-Verteilung von Flussneunaugen aus dem Jadebusen. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. In Monaten ohne Angabe der Stichprobengröße wurde nicht beprobt.

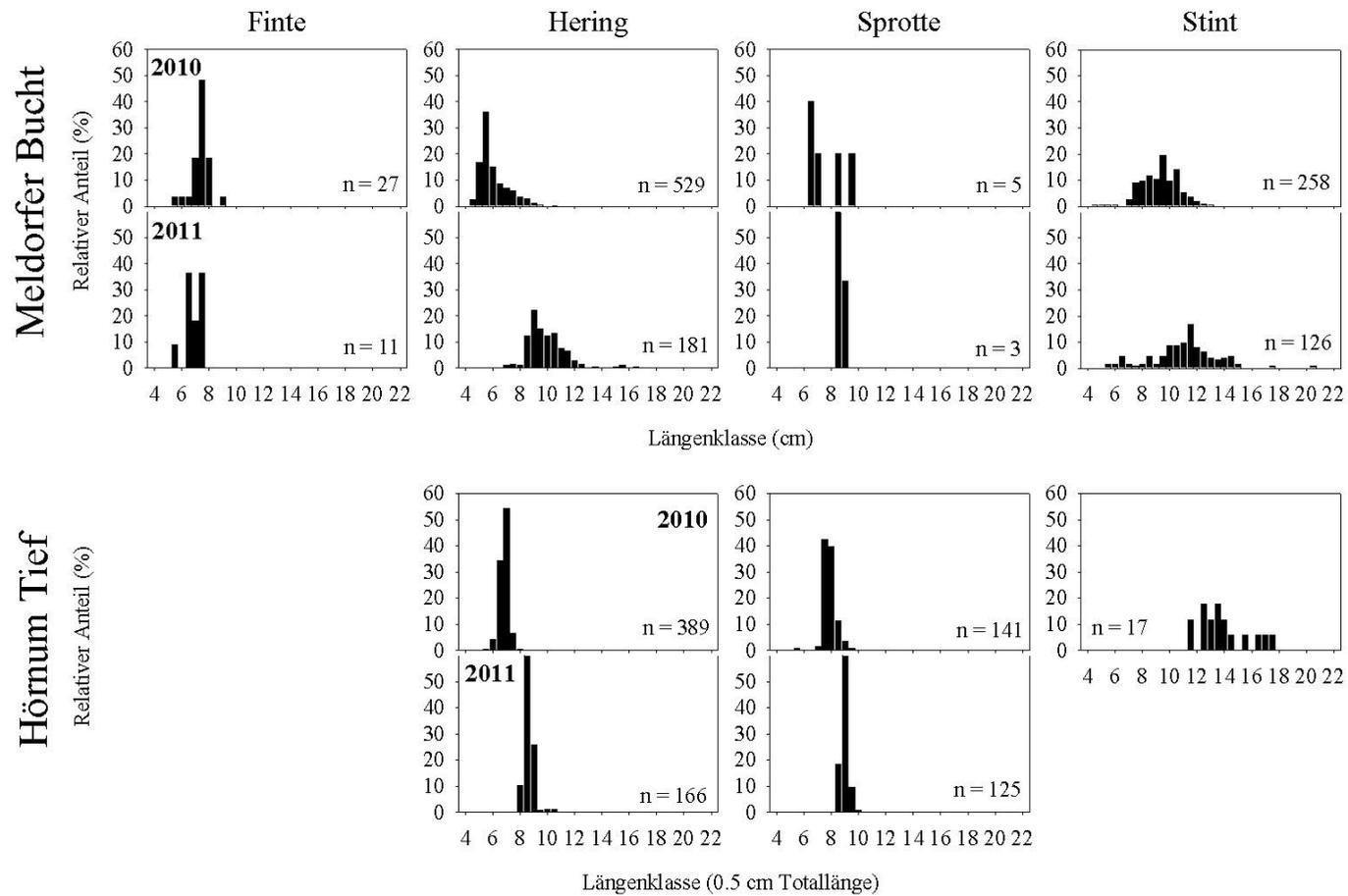


Abbildung XII: Längen-Häufigkeits-Verteilungen von Finte, Hering, Sprotte und Stint in der Melderfer Bucht und im Hörnum Tief in den Jahren 2010 und 2011. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. Für Finten lagen in keinem der beiden Jahre Längenmessungen aus dem Hörnum Tief vor, 2011 wurden im Hörnum Tief keine Stinte vermessen.

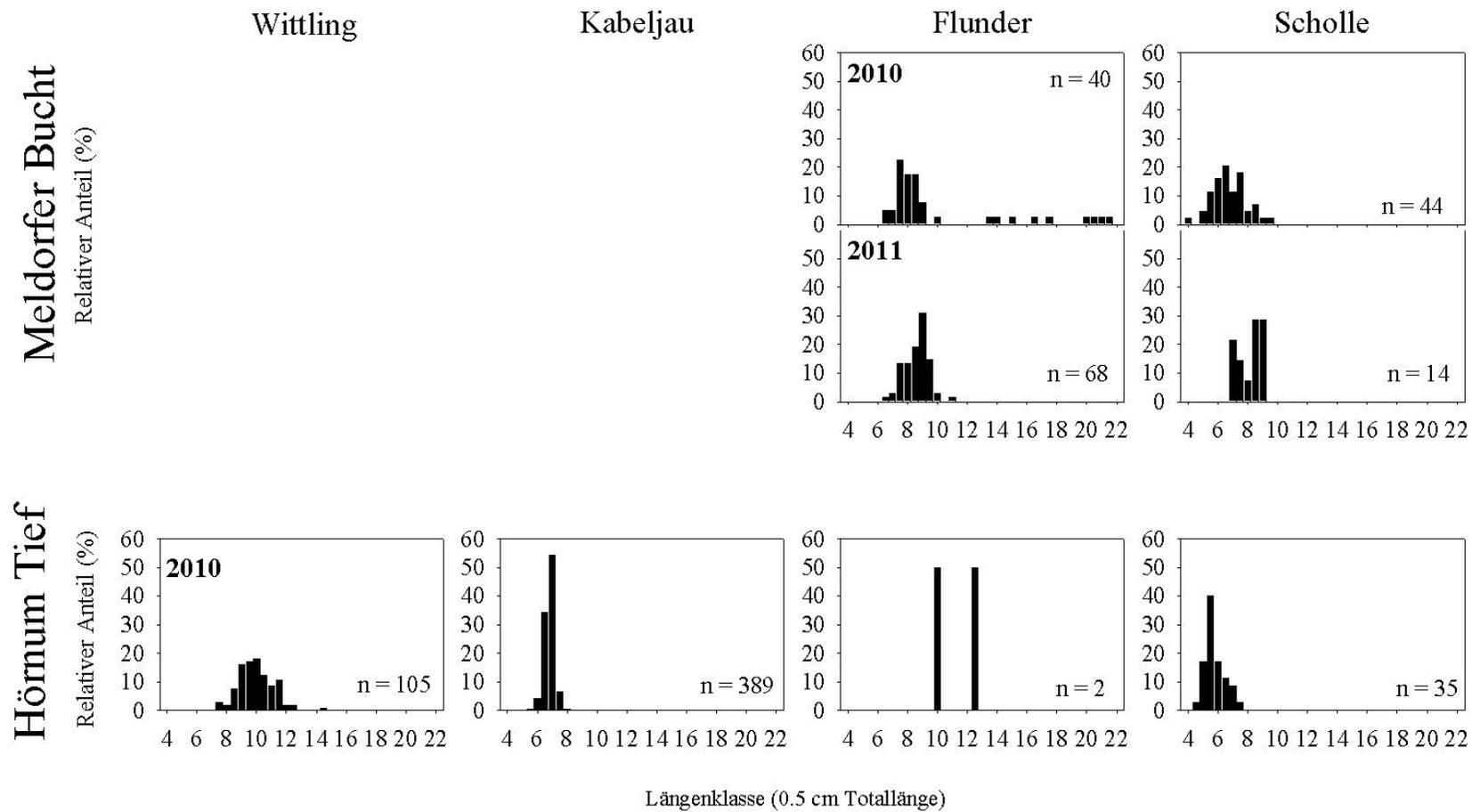


Abbildung XIII: Längen-Häufigkeits-Verteilungen von Wittling, Kabeljau, Flunder und Scholle in der Melderfer Bucht und im Hörnum Tief in den Jahren 2010 und 2011. Die Stichprobengröße ist jeweils angegeben. Für Wittling und Kabeljau lagen nur Längenmessungen aus dem Hörnum Tief für 2010 vor. 2011 waren für keine der vier Arten Längenmessungen aus dem Hörnum Tief verfügbar.

Andreas Pöhlmann

Buchholz in der Nordheide, den 31. Juli 2012