

**Vorkommen von Schweinswalen
(*Phocoena phocoena*) in Nord- und Ostsee
– im Konflikt mit Schifffahrt und Fischerei?**

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades
des Departments Biologie der Fakultät für Mathematik, Informatik
und Naturwissenschaften der Universität Hamburg

vorgelegt von
Helena Herr

Hamburg, April 2009

Genehmigt vom Department Biologie
der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften
an der Universität Hamburg
auf Antrag von Professor Dr. J. GANZHORN
Weiterer Gutachter der Dissertation:
Herr Professor Dr. O. GIERE
Tag der Disputation: 15. Mai 2009

Hamburg, den 24. April 2009



A handwritten signature in cursive script, reading "J. Ganzhorn".

Professor Dr. Jörg Ganzhorn
Leiter des Departments Biologie

Inhaltsverzeichnis

1	ZUSAMMENFASSUNG.....	7
2	EINFÜHRUNG.....	9
2.1	Der Schweinswal in Nord- und Ostsee	9
2.2	Anthropogene Einflüsse auf Wale	12
2.3	Fischerei und Seeverkehr als anthropogene Einflüsse auf Schweinswale in Nord- und Ostsee	13
2.4	Ziel der Arbeit	16
3	MATERIAL UND METHODEN	18
3.1	Flugzählungen.....	18
3.1.1	„Line-transect distance sampling“	18
3.1.2	Effektive Streifenbreite (esw) und g(0)-Wert Berechnung	20
3.1.3	Untersuchungsgebiet und Untersuchungsdesign.....	21
3.1.4	Datenerhebung	22
3.1.5	Datenverarbeitung.....	24
3.1.6	GIS Auswertungsmethodik: Wale, Schiffe, Stellnetze und Müll	25
3.2	Modellieren der Schiffsdichte	26
3.3	Quellen für Fischereidaten.....	28
3.3.1	Vessel Monitoring System (VMS).....	28
3.3.2	German small-scale bottom trawl surveys (GSBTS).....	29
3.4	Grundlegende Statistik.....	30
3.4.1	Kolmogorow-Smirnow Anpassungstest.....	30
3.4.2	Spearman-Rangkorrelation	30
3.4.3	Verallgemeinertes Additives Modell (GAM).....	31
3.4.4	Hauptkomponentenanalyse (PCA).....	31

3.5	Selektivitätsanalyse: Methodik zur Untersuchung der Schweinswal-Verteilung in Verkehrstrennungsgebieten	32
3.6	Korrelationsanalyse: Methodik zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Schweinswal- und Seeverkehrsdichte	34
3.7	Interaktionsanalyse: Methodik zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Schweinswal-Verteilung und Fischereiaufwand	35
3.8	Konfliktanalyse: Methodik zur Untersuchung des potentiellen Konflikts zwischen Schweinswalen und Stellnetzfisherei in der Ostsee.....	39
3.9	Verteilungsanalyse: Methodik zur Auswertung von Schweinswal-Totfunden....	40
4	ERGEBNISSE	42
4.1	Schweinswal-Verteilung auf Basis der Flugzählungsdaten: generelle Aspekte.	42
4.2	Schweinswal-Verteilung in den Verkehrstrennungsgebieten der Nordsee.....	47
4.3	Schweinswal- und Seeverkehrsdichte in der Nordsee	48
4.3.1	Schiffsdichte und modellierte Schiffsdichte	50
4.3.2	Müllverteilung	54
4.3.3	Korrelationen und Verallgemeinertes Additives Modell (GAM)	54
4.4	Schweinswal-Verteilung und Fischereiaufwand in der Nordsee	59
4.4.1	Saisonale Muster von Fischereiaufwand und Schweinswal-Dichte	59
4.4.2	Räumliche Interaktionen.....	61
4.4.3	Beziehungen zwischen Schweinswal-Verteilung und Fischgemeinschaften	67
4.4.4	Schweinswal-Verteilung, Fischerei und Fischgemeinschaft – eine Synopse.....	68
4.5	Schweinswal-Verteilung und Stellnetzfisherei in der Ostsee	69
4.5.1	Stellnetzaufwand in der Ostsee.....	69
4.5.2	Konfliktpotential	73
4.6	Ergebnisse der Totfund-Auswertungen.....	75

5	DISKUSSION	80
5.1	Bewertung der Zusammenhänge zwischen Seeverkehr und Schweinswal- Vorkommen in der Nordsee	80
5.2	Bewertung der Zusammenhänge zwischen Fischerei und Schweinswal- Vorkommen in der Nordsee	83
5.2.1	Interpretation der Assoziations- und Überlappungsmuster	83
5.2.2	Mögliche Auswirkungen der Assoziationen und Überlappungen für die Schweinswalpopulation	85
5.3	Beurteilung des Konfliktpotentials zwischen Schweinswalen und der Stellnetzfischerei in der Ostsee	88
5.3.1	Konfliktdarstellung	88
5.3.2	Mortalität	90
5.3.3	Verknüpfung von Konfliktpotential und beobachteter Mortalität	92
5.3.4	Maßnahmen zur Minderung des Konfliktpotentials	93
5.4	Fehlerdiskussion.....	94
6	RESUMÉ UND AUSBLICK	96
7	LITERATUR	99
8	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	111
9	PUBLIKATIONEN	112
10	DANKSAGUNG.....	113
11	ANHANG	115

1 Zusammenfassung

Der Schweinswal (*Phocoena phocoena*) in der Nord- und Ostsee lebt in einem stark vom Menschen geprägten Habitat. Vor dem Hintergrund des bevorstehenden Baus von Offshore-Windenergieanlagen wird das Wissen über die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten im Meer immer wichtiger, um den Schutz der Tiere in Nord- und Ostsee zu gewährleisten. Über die Auswirkungen und kumulativen Effekte der verschiedenen anthropogenen Einflüsse auf Schweinswale ist jedoch wenig bekannt. Diese Arbeit untersuchte die möglichen Auswirkungen von Seeverkehr und Fischerei auf Schweinswale in deutschen Gewässern. Es wurde analysiert, ob Seeverkehr die Verteilung der Tiere beeinflusst und welche Bedeutung großen Schifffahrtsstraßen hierbei zukommt. In diesem Zusammenhang wurde auch die Bedeutung von treibendem Müll als Nebeneffekt der Schifffahrt betrachtet. Des Weiteren wurde untersucht, welches Konfliktpotential zwischen verschiedenen Fischereien und Schweinswalen besteht und in welchem Ausmaß Beifang in deutschen Gewässern stattfindet.

Die Grundlage für diese Arbeit bildeten umfassende Flugzählungen zur Erfassung von Schweinswalen in Nord- und Ostsee. Während dieser Erfassungen wurden neben Schweinswalen auch Schiffe, Stellnetze und Müll aufgenommen. Die erfassten Daten dienten zur Ermittlung der Schweinswal-, Schiffs-, Stellnetz- und Mülldichte. Außerdem wurde aus den Schiffssichtungen die Seeverkehrsdichte in der Nordsee modelliert. Des Weiteren wurden Daten aus der automatisierten Fischereiüberwachung (Vessel Monitoring System, VMS) analysiert und Daten aus den „German Small-scale Bottom Trawl Surveys“ (GTBS) zur Bestimmung der Zusammensetzung der Bodenfischfauna genutzt. Eine lange Datenreihe (1987–2008) zu Totfunden und Beifängen von Schweinswalen entlang der deutschen Küste wurde ausgewertet, um die Entwicklung des Beifangs in deutschen Gewässern zu erörtern. Es kam eine Vielzahl statistischer Methoden für die verschiedenen Analysen zum Einsatz. Die Verteilung von Schweinswalen in den Verkehrstrennungsgebieten der Nordsee wurde mittels einer Selektivitätsanalyse (nach Jacobs, 1974) untersucht, die Bedeutung der Seeverkehrsdichte in Zusammenhang mit der Schweinswal-Dichte in einer Korrelationsanalyse. Die Einflüsse von Küstendistanz und Wassertiefe wurden mittels eines Verallgemeinerten Additiven Modells (GAM) in die Analyse von Schweinswal- und Schiffsichte einbezogen. Über die Berechnung von Assoziations- und Überlappungsindizes wurden die Beziehungen zwischen verschiedenen Fischereitypen und der Schweinswal-Verteilung analysiert. Für die Stellnetz- und Schweinswal-Verteilung in der Ostsee wurde ein Konfliktindex berechnet.

Die Ergebnisse der Selektivitätsanalyse in der Nordsee zeigten eine Meidung des Verkehrstrennungsgebiets (VTG) „Tiefwasserweg-Westansteuerung“ durch Schweinswale. Für die Schweinswal-Dichte in der Nordsee allgemein konnte eine negative Korrelation mit der Schiffsdichte aufgezeigt werden. Auch unter Einbeziehung der verteilungsrelevanten Parameter Küstendistanz und Wassertiefe zeigten die Ergebnisse des GAMs, dass für die Schiffsdichte ein negativer Einfluss auf die Schweinswal-Dichte nachweisbar ist. Die Auswertungen der Müllsichtungen in der Nordsee zeigten eine hohe Mülldichte und eine deutliche Korrelation mit der Schiffsdichte, auch unter Einbeziehung von Küstendistanz und Wassertiefe. Alle Beziehungen waren signifikant. In Zusammenhang mit der Fischerei der Nordsee konnte gezeigt werden, dass die Schweinswal-Verteilung in allen Jahreszeiten signifikant positiv mit der Sandaalfischerei und im Sommer auch mit der Stellnetzfisherei assoziiert ist. Im Frühling zeigte sich eine große Überlappung der Schweinswal-Verteilung mit der großen Baumkurrenfischerei. Für die Ostsee wurde ein jahreszeitlich differenziertes Bild des Konfliktpotentials zwischen Schweinswalen und der Stellnetzfisherei erstellt. Dabei wurde ein insgesamt weit verbreiteter Konflikt festgestellt. Hohe Stellnetzichten und eine große Beteiligung der kleinen Küstenfisherei am Gesamtaufwand der Stellnetzfisherei wurden nachgewiesen. Die Auswertung der Totfunde aus der Ostsee ergab einen signifikanten Anstieg der Gesamtzahl sowie eine signifikante Zunahme an Beifang-Verdachtsfällen. Es konnten Hinweise darauf erbracht werden, dass aktuelle Beifangzahlen wahrscheinlich das empfohlene Höchstmaß von 1% Beifang an der Population überschreiten.

Insgesamt zeichnet diese Arbeit ein negatives Bild über die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf Schweinswale in der Nord- und Ostsee. Es ist davon auszugehen, dass Schweinswale kontinuierlich durch Seeverkehr gestört werden und bestimmte Gebiete aufgrund dieser Tatsache tendenziell meiden. Besonders im Sommer muss davon ausgegangen werden, dass es in der Nordsee zu einer Ressourcenkonkurrenz mit der Sandaalfischerei kommt. In der Ostsee bedrohen hohe Beifangzahlen den Erhalt besonders der Baltic-Proper-Subpopulation der Schweinswale und durch sehr hohen Stellnetz-Aufwand scheint eine Lösung des Konflikts nicht einfach umsetzbar. Da Deutschland in seinen nationalen Gewässern einen bedeutenden Teil der Schweinswalpopulationen der Nord- und Ostsee beheimatet, trägt es eine große Verantwortung für den Schutz und Erhalt der Art. In der Ostsee erscheinen dringende Maßnahmen zur Reduktion des Beifangs notwendig, um dieser Verantwortung nachzukommen. In der Nordsee muss gewährleistet werden, dass der derzeitige noch günstige Zustand der Population erhalten wird, die industrielle Sandaalfischerei kritisch überwacht wird und der bedeutende Lebensraum im Sylter Außenriff für Schweinswale nicht beeinträchtigt wird.

2 Einführung

In den letzten Jahren wurde die Ausweitung anthropogener Nutzungen in deutschen Meeresgewässern viel diskutiert. Insbesondere der bevorstehende Bau von Offshore-Windenergieanlagen (WEA) hat die Frage nach der Umweltverträglichkeit menschlicher Aktivitäten im Meer neu aufgeworfen. Schon heute gehören die deutsche Nord- und Ostsee zu den vom Menschen am meisten genutzten Meeresgebieten weltweit (Halpern et al., 2008). In naher Zukunft wird es durch Bau, Betrieb und Wartung von bislang 17 genehmigten Windparks in der Nordsee und drei in der Ostsee (BSH, 2009) zu einer erheblichen Zunahme anthropogener Aktivitäten im Meer kommen. In wieweit diese einen Einfluss auf Meeressäuger und insbesondere Wale haben, ist von großem Interesse für Naturschützer, Politiker und Wissenschaftler. Jedoch sind bisher kaum die Auswirkungen bereits bestehender anthropogener Einflüsse, wie z.B. Seeverkehr und Fischerei, auf die einzige in deutschen Gewässern heimische Walart, den Schweinswal (*Phocoena phocoena* Linnaeus 1758), erforscht. Aufgrund ihres küstennahen Vorkommens, gelten Schweinswale anthropogenen Einflüssen als besonders stark ausgesetzt. In dieser Arbeit sollen die mögliche Auswirkungen von Fischerei und Seeverkehr auf die Schweinswale in der deutschen Nord- und Ostsee untersucht werden.

2.1 Der Schweinswal in Nord- und Ostsee

Der Schweinswal ist neben dem Seehund (*Phoca vitulina*) die am häufigsten vorkommende Meeressäugerart in den nordeuropäischen Gewässern (Hammond et al., 2002) und tritt als einzige Walart regelmäßig in der deutschen Nord- und Ostsee auf (z.B. Benke et al., 1998; Scheidat et al., 2004). Er gilt als küstennaher Bewohner, kommt aber gelegentlich auch in Hochseegewässern vor (Kinze, 1994). Das Verbreitungsgebiet von *P. phocoena* umfasst die kontinentalen Schelfgewässer der gemäßigten nördlichen Breiten des Atlantik und Pazifik, deren Rand- und Nebenmeere, sowie das Schwarze Meer (Carwardine, 1995) (Anhang, Abb. A1). Die südliche Verbreitungsgrenze wird durch die sommerliche 25°C Isotherme des Oberflächenwassers beschrieben (Schulze, 1995).

Es werden drei Unterarten des Schweinswals unterschieden: *Phocoena phocoena vomerina* im Pazifik, *Phocoena phocoena relicta* im Schwarzen Meer und *Phocoena phocoena phocoena* im Atlantik (Rosel et al., 1995). Zu Letzterer gehören die Schweinswale der Nord- und Ostsee, die Gegenstand dieser Arbeit sind. Morphometrische und genetische Untersuchungen weisen verschiedene Subpopulationen der Unterart *Phocoena phocoena phocoena* aus. Derzeit werden, unter Berücksichtigung von Verbreitungsschwerpunkten,

fünf Subpopulationen unterschieden: Östliche Ostsee (Baltic Proper), Westliche Ostsee, Nördliche Nordsee, zentrale und südliche Nordsee und Keltisches Schelf (Anderson, 1993); Tiedemann et al., 1996; Berggren & Wang, 1997; Huggenberger et al., 2002; Anhang, Abb. A2). Die Tiere der deutschen Nordsee sind der zentralen und südlichen Nordseepopulation zuzuordnen, die Tiere der deutschen Ostsee der westlichen und der östlichen (Baltic Proper) Ostseepopulation.

1994 ermittelte das SCANS Projekt (Small cetaceans in the North Sea and adjacent waters) eine Sommer-Abundanz von 341 366 (Konfidenzintervall KI = 260 000 - 449 000) Schweinswalen in der Nordsee und angrenzenden Gewässern (Hammond et al., 2002). 1995 erklärte das Kleinwal-Komitee der Internationalen Walfang Kommission (IWC) den Status des Schweinswals für besorgniserregend, da eine Reihe neuer Forschungsergebnisse auf eine starke Abnahme der Bestände im Vergleich zu 50 Jahren zuvor hinwies (Donovan & Bjørge, 1995). Für den Rückgang der Population wurden vor allem hohe Beifangzahlen verantwortlich gemacht und der Beifang als schwere Bedrohung eingestuft (Donovan & Bjørge, 1995). 1996 wurde der Schweinswal auf der Roten Liste der bedrohten Tierarten der IUCN (International Union for Conservation of Nature) als „gefährdet“ eingestuft (Kategorien im Anhang, Tab. A1) und steht heute in allen europäischen Staaten unter Schutz (Schulze, 1995). Der Schweinswal ist in das Washingtoner Artenschutzabkommen (CITES) aufgenommen (Vesper & von Dorrien, 2001), wird sowohl durch die Berner (1979) als auch die Bonner Konvention (1991) geschützt (Schulze, 1995) und wird im Anhang II der europäischen Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie) geführt. Weitere Schutzabkommen wie z.B. ASCOBANS (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic and North Seas) und internationale Organisationen wie ICES (International Council for the Exploration of the Sea) und die IWC widmen sich seinem speziellen Schutz. 2005 wurde eine weitere synoptische Sommererfassung der Schweinswal-Bestände im Nordatlantik und angrenzenden Gewässern durchgeführt (SCANS II). Die Ergebnisse zeigten, dass sich die Bestandszahlen im Vergleich zu 1994 nicht signifikant verändert haben. Seit 2008 wird der Schweinswal in der IUCN Roten Liste der bedrohten Tierarten nun als „nicht gefährdet“ geführt (Hammond et al., 2008).

Eine Ausnahme bilden die Schweinswale in der Ostsee. Die Baltic-Propere-Subpopulation gilt als vom Aussterben bedroht (Hammond et al., 2008). Während des letzten Jahrhunderts hat die Schweinswal-Dichte in der Ostsee insgesamt dramatisch abgenommen (Kinze, 1995; Koschinski, 2002). Von diesem Rückgang war besonders die Baltic-Propere-Subpopulation

betroffen. Ihre Größe wurde zuletzt 1996 auf weniger als 600 Tiere geschätzt (Hiby & Lovell, 1996). Als Ursachen für den starken Rückgang werden u.a. die intensive Bejagung bis zur Mitte des letzten Jahrhunderts (z.B. Kinze, 1995), hohe Todesraten während starker Eiswinter (Skóra et al., 1988), kontinuierlicher Beifang sowie ein vergleichsweise schlechter Gesundheitszustand (Siebert et al., 2001) wahrscheinlich aufgrund höherer Schadstoffbelastung (Das et al., 2006; Beineke et al., 2007) diskutiert. Vor allem aber wird der Beifang dafür verantwortlich gemacht, dass sich die Population nicht wieder erholt (Koschinski, 2002, ASCOBANS, 2002). Innerhalb der Ostsee nimmt die Schweinswal-Dichte von West nach Ost stark ab (Hammond et al., 2002; Gillespie et al., 2003; Verfuß et al., 2007; Gilles et al., 2008b;). Während in der Beltsee noch Dichten von 0.7 – 0.99 Tieren/km² (Koschinski, 2002) und in der westlichen Ostsee von bis zu 0.64 (KI 0.30–1.35) Tieren/km² anzutreffen sind (Scheidat et al., 2008), ist die Schweinswal-Dichte in der östlichen deutschen Ostsee mit Dichten zwischen 0 und 0.06 (KI 0 – 0.2) Tieren/km² äußerst gering (Scheidat et al., 2008). Scheidat et al. (2008) ermittelten Abundanzwerte zwischen 457 und 4610 Schweinswalen in der deutschen Ostsee und angrenzenden dänischen Gewässern.

In der Nordsee ist die Schweinswal-Dichte wesentlich höher als in der Ostsee. Es konnten lokale Dichten von mehr als 5 Tieren/km² beobachtet werden (Scheidat et al., 2006). Allerdings kommt der Schweinswal in der Nordsee nicht gleichmäßig verteilt vor. Zum Einen ist seine Verteilung und Dichte stark saisonal geprägt (Scheidat et al., 2006). Im Frühling und Sommer, während der Geburtenperiode und der anschließenden Paarungszeit, kommt es regelmäßig zu Aggregationen und sehr hohen lokalen Dichten, besonders im Gebiet der Amrum Außenbank und des Sylter Außenriffs (Scheidat et al., 2006; Gilles et al., 2008b).. Zum Anderen gibt es allgemeine Dichtegradienten von Schweinswalen in der Nordsee. Während in den 1990iger Jahren galt, dass die Schweinswal-Dichte in der Nordsee generell von Nord nach Süd abnimmt (Benke & Siebert, 1994; Benke et al., 1998), befand die zweite SCANS Erhebung 2005, dass seit 1994 eine signifikante Verlagerung der Schweinswal-Verteilung in der Nordsee stattgefunden hat: Bei gleichgebliebener Bestandszahl für das gesamte Gebiet seit 1994 war die Schweinswal-Dichte in den Teilgebieten nördlich von 56°N im Jahr 2005 nur halb so hoch wie 1994, in den Teilgebieten südlich 56°N doppelt so hoch.

Die Schweinswal-Abundanz unterliegt ebenfalls saisonalen Trends. (Gilles et al., 2008b) ermittelten für die deutsche Nordsee von Frühling bis Sommer steigende Schweinswal-Zahlen, mit einer maximal bestimmten Sommer-Abundanz von 51 551 (KI 27 879 – 98 910) Schweinswalen im Mai/Juni 2006, die im Herbst bis hin zu einer minimal bestimmten

Abundanz von 11 573 (KI 6077 – 22 222) Tieren im Oktober/November 2005 abnehmen. Für den Winter liegen keine Abundanzzahlen vor.

2.2 Anthropogene Einflüsse auf Wale

Die Untersuchungen dieser Arbeit stehen im größeren Kontext der Untersuchungen anthropogener Einflüsse auf Wale. Diese von Menschen verursachten Belastungen für die Tiere haben sich im Laufe der Zeit gewandelt. In der Vergangenheit war besonders die direkte Jagd auf Wale von Bedeutung. Heute sind jedoch für die meisten Walarten andere Bedrohungen an die Stelle des Walfangs getreten.

Insbesondere zwei Bedrohungen gehen von der Fischerei aus. Der ungewollte Beifang stellt eine ausnehmend große Gefahr und direkte Einwirkung auf Walpopulationen dar (Perrin et al., 1994; Harwood, 2001; Marsh et al., 2003; Lewison et al., 2004). Vor allem kleinere Walarten mit küstennaher Verbreitung laufen Gefahr, sich in den Fischereinetzen zu verfangen und zu ertrinken. Die andere bedeutende Gefahr, die von der Fischerei ausgeht, ist die Nahrungskonkurrenz (resource competition) (Kaschner & Pauly, 2004). Der Fischereiaufwand in den Meeren hat sich in den letzten 50 Jahren mehr als vervierfacht und zurzeit sind drei Viertel aller Fischbestände der Welt überfischt oder werden maximal ausgeschöpft (DeMaster et al., 2001). Viele Wale sind von Fisch als Nahrung abhängig und werden durch die Ressourcenvernichtung direkt bedroht (Marsh et al., 2003). So konnte schon mehrfach eine Zunahme an Fischereiaufwand mit der Abnahme von Meeressäugern in verschiedenen Meeresgebieten in Zusammenhang gebracht werden (Bearzi et al., 2008).

Andere Gefahren für Meeressäuger gehen vom Seeverkehr aus. Weltweit belegen viele Studien verschiedene Auswirkungen von Schiffen auf Wale (Marsh et al., 2003). Deutlich negativ treten dabei Kollisionen von Schiffen mit Walen hervor, bei denen die Tiere schwer verletzt oder direkt getötet werden (Laist et al., 2000; Van Waerebeek et al., 2007). Seeverkehr bedeutet für Wale aber nicht nur eine Bedrohung durch Kollisionen. Zudem konnte in vielen Untersuchungen nachgewiesen werden, dass Schiffe ein bedeutender Störfaktor für Wale sind, der neben physischem Schaden vor allem Verhaltensänderungen und physiologische Reaktionen durch bloße Anwesenheit oder Lärm verursacht (Evans, 1996; Evans, 2003; Ribeiro et al., 2005; Lusseau & Bejder, 2007). Störung kann eine Reihe von negativen Effekten erzeugen, von kurzfristigen Verhaltensänderungen, über eine Verringerung des Reproduktionserfolges bis hin zur Vertreibung aus angestammten Gebieten (Lusseau & Bejder, 2007). Kurzfristige Reaktionen von Walen auf Schiffe wurden

in großer Zahl und für viele Arten nachgewiesen (Yazdi, 2005). Zu langfristigen, durch Seeverkehr verursachten Verhaltensänderungen gehört vor allem die Meidung von Gebieten hoher Schiffsdichte, wie z.B. für Große Tümmler von Allen & Read (2000) in Florida, von Lusseau (2004) in Neuseeland und von Bejder et al. (2006) in Australien nachgewiesen.

Schifffahrt führt durch verunreinigtes Bilgenwasser, Ballastwasser und Müll zu einer zunehmenden Verschmutzung der Meere (OSPAR, 2000). Treibender Müll stellt eine Gefährdung für Meeressäuger durch mögliches Verschlucken oder Verfangen dar (Dayton et al., 1995). Schiffsemissionen und Anstriche der Schiffe mit Antifouling-Mitteln tragen zur Freigabe von toxischen Substanzen im Wasser bei. Schadstoffe sind vielfach für eine Anfälligkeit für Infektionskrankheiten sowie verminderte Fertilität verantwortlich und stellen so eine große Bedrohung für die Meeressäuger am Ende der Nahrungskette dar (Siebert et al., 1999; Das et al., 2004; Jepson et al., 2005; Beineke et al., 2007; Kakuschke & Prange, 2007).

Unterwasserlärm ist eine weitere große Belastung für Meeressäuger (Reeves et al., 2003; Bateson, 2007; Hatch & Wright, 2007; Nowacek et al., 2007). Wale sind für Kommunikation, Orientierung und Beutefang von ihrem Gehör abhängig (Gordon & Moscrop, 1996; Tyack & Miller, 2002). Die Ausweitung menschlicher Aktivitäten im Meer führt zu einer steten Zunahme des Geräuschpegels unter Wasser (Weilgart, 2007). Die verschiedenen anthropogenen Schallquellen, ihre Eigenschaften und Auswirkungen auf Wale wurden mehrfach detailliert beschrieben (z.B. Hildebrand, 2004; Nowacek et al., 2007). Das Hauptproblem der marinen „Verlärmung“ ist dabei die Störung oder Maskierung von lebensnotwendigen Lauten und Geräuschen, auf die die Wale angewiesen sind (Hatch & Wright, 2007; Weilgart, 2007), während der Einsatz von Sonar oder der Gebrauch von Luftpulsern („Airguns“) zu seismischen Untersuchungen eine direkte physische Gefährdung für Wale darstellt (Parsons et al., 2008).

2.3 Fischerei und Seeverkehr als anthropogene Einflüsse auf Schweinswale in Nord- und Ostsee

Grundsätzlich bestehen für Schweinswale in der Nord- und Ostsee alle oben genannten Bedrohungen mit Ausnahme der Bejagung. Die deutschen Meeresgebiete werden intensiv befischt und befahren, es werden seismische Untersuchungen und Militärübungen durchgeführt, Munitionsaltlasten werden gesprengt, Rohstoffe gefördert, und die Gewässer sind erheblich schadstoffbelastet. In naher Zukunft kommt mit dem Bau mehrerer Offshore-

Windparks eine neue Belastung für die Tiere hinzu. Besonders der Baulärm während der Konstruktionsphase könnte einen starken Einfluss auf die Tiere haben (Madsen et al., 2006). Bis aber der Bau des ersten Windparks in deutschen Gewässern beginnt (voraussichtlich April 2009), sind neben der Schadstoffbelastung die Fischerei und die Schifffahrt die verbreitetsten Gefährdungsquellen für Wale in der deutschen Nord- und Ostsee. Mehrere Arbeiten haben die Auswirkungen der Schadstoffbelastung auf den Gesundheitszustand der Schweinswale aus Nord- und Ostsee analysiert und dokumentiert (Siebert et al., 1999; Siebert et al., 2001; Das et al., 2004) In dieser Arbeit sollen nun die Einflüsse von Fischerei und Seeverkehr auf Schweinswale näher untersucht werden.

Fischerei

In den 90er Jahren des letzten Jahrhunderts wurden alarmierende Zahlen von Schweinswal-Beifängen in Nord- und Ostsee bekannt. Im gesamten Verbreitungsgebiet (Jefferson & Curry, 1994), aber besonders in dänischen und britischen Gewässern, verendeten mehrere tausend Schweinswale pro Jahr in den Netzen der Fischerei (Jefferson & Curry, 1994; Perrin et al., 1994; Tregenza et al., 1997; Vinther, 1999; ASCOBANS, 2002a;). Stellnetze verursachten dabei mit Abstand den meisten Beifang (Jefferson & Curry, 1994; Perrin et al., 1994; ASCOBANS, 2002a;). Auch entlang der deutschen Küste kommt es regelmäßig zu Beifängen von Schweinswalen (Kock & Benke, 1996; Benke et al., 1998; Siebert et al., 2006), doch tatsächliche Beifangzahlen für deutsche Gewässer sind nicht bekannt. Besonders in der Ostsee ist die Stellnetzfisherei weit verbreitet. Eine entscheidende Rolle kommt dabei der sogenannten kleinen Küstenfisherei zu. Entlang der deutschen Ostseeküste dominieren die kleinen offenen Boote der Küstenfisherei die Zahl der großen Kutter bei weitem (ALR, 2005). Anders als von großen Kuttern, die hauptsächlich der Schleppnetzfisherei nachgehen, werden von den kleinen Booten vor allem Stellnetze ausgebracht. Daraus ergibt sich besonders in Küstennähe eine große Netzdichte und somit großes Beifangrisiko für den Schweinswal (Koschinski, 2002).

In der Nordsee stehen zudem besonders zwei Fischereien potentiell in nahrungsökologischem Konflikt mit Schweinswalen. Die bedeutendsten Beutefischarten des Schweinswals in der Nordsee sind Grundeln (Gobiidae), Hering (*Clupea harengus*), Sprotte (*Sprattus sprattus*), Sandaal (*Ammodytes spp*), Dorsch (*Gadus morhua*), Wittling (*Merlangius merlangus*), Seezunge (*Solea solea*) and Kliesche (*Limanda limanda*) (Aarefjord et al., 1995; Benke et al., 1998; Santos & Pierce, 2003; Santos et al., 2004; De Pierrepont et al., 2005; Gilles et al., 2008a). Die kommerzielle Fischerei zielt hauptsächlich auf Dorsch und Plattfische zum menschlichen Verzehr, sowie Sandaal und Sprotte für industrielle Zwecke (Tab. A3 im Anhang gibt Auskunft über die Erträge Fischerei in deutschen

Gewässern nach Arten). Die Anlandungen der Industriefischerei entsprechen 55% der Gesamtanlandungen, die Sandaalanlandungen allein 37% (OSPAR, 2000). Insbesondere drei Fischereiformen kommen somit für einen potentiellen Konflikt mit Schweinswalen in der deutschen Nordsee in Frage:

- die Stellnetzfisherei als direkte Gefährdung durch Beifang
- die Industriefischerei als direkte und indirekte Ressourcenkonkurrenz
- die Nutzfischerei (Große Baumkurrenfischerei) als Nahrungskonkurrenz

Seeverkehr

Die Nord- und Ostsee gehören zu den am stärksten befahrenen Seegebieten weltweit (OSPAR, 2000; Halpern et al., 2008). Durch den bevorstehenden Bau von Offshore Windenergieanlagen steht zu erwarten, dass sich der Schiffsverkehr noch wesentlich erhöht. Bisher ist über die Auswirkung von Schiffen auf Schweinswale allerdings wenig bekannt. Kollisionen von Schiffen mit Schweinswalen sind nur in wenigen Fällen nachgewiesen worden (z.B. Kirkwood et al., 1997), ein Kollisionsrisiko ist jedoch nicht auszuschließen. Eine weit größere Bedeutung hat der Schiffsverkehr für Schweinswale als Lärmquelle und Verursacher von Wasserverschmutzung. Das Verhalten von Schweinswalen gegenüber Schiffen ist wenig untersucht. Schweinswale gelten als scheu (Carwardine, 1995) und scheinen Schiffen eher auszuweichen (Polacheck & Thorpe, 1990; Evans et al., 1994). Leeney (2005) fand, dass Schweinswale in Cardigan Bay länger tauchten und häufiger die Gegend verließen, wenn Boote in der Nähe waren. Über langfristige Auswirkungen von Seeverkehr auf Schweinswale ist allerdings nichts bekannt. In einer Voruntersuchung zu dieser Arbeit wurden erste Hinweise darauf geliefert, dass Schweinswal-Dichten in Gebieten hoher Schiffsdichte geringer sind (Herr et al., 2005).

Hohes Seeverkehrsaufkommen geht oftmals mit erhöhter Wasserverschmutzung einher (OSPAR, 2000). Neben einer Schadstoffbelastung treten größere Mengen treibenden Mülls auf, die durch potentiell Verschlucken oder Verfangen eine Gefährdung für Schweinswale darstellen können. Hierbei kommt treibenden Netzteilen eine besondere Rolle beim sogenannten ghost-fishing zu, da die Netzreste noch jahrelang ihre Fängigkeit erhalten können und so als eine treibende Falle fungieren (Dayton et al., 1995; OSPAR, 2000).

2.4 Ziel der Arbeit

Ziel dieser Arbeit war die Untersuchung der potentiellen Auswirkungen von Seeverkehr und Fischerei auf den Schweinswal in der deutschen Nord- und Ostsee. Es sollte eingeschätzt werden, in welchem Ausmaß Beifang in deutschen Gewässern stattfindet und welches Konfliktpotential zwischen der Fischerei und Schweinswalen grundsätzlich besteht. Es wurde analysiert, ob der ausgeprägte Seeverkehr nachweislich einen Einfluss auf die Schweinswal-Verteilung nimmt und somit langfristige Reaktionen der Tiere auf Schiffe nachweisbar sind. Zusätzlich sollte das Müllaufkommen als Nebeneffekt des Seeverkehrs untersucht werden.

Umfassende Flugzählungen zur Erfassung von Schweinswalen in der Nord- und Ostsee bilden die Grundlage dieser Arbeit. Von 2002-2006 erhobene Daten wurden ausgewertet und dienten zur Beurteilung der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Schweinswalen. Diese wurden in Bezug auf die Verteilung von Seeverkehr, Fischereiaufwand und Müllaufkommen hin ausgewertet. Die Flugzählungsdaten wurden zusätzlich genutzt, um die Schiffs-, Stellnetz- und Mülldichte auf See zu ermitteln. Des Weiteren dienten Daten aus der automatisierten Fischereiüberwachung (Vessel Monitoring System, VMS) zur Ermittlung des Fischereiaufwandes und seiner räumlich-zeitlichen Verteilung. Daten aus den German Small-scale Bottom Trawl Surveys (GTBS) wurden zur Bestimmung der Zusammensetzung der Bodenfischfauna benutzt. Eine lange Datenreihe (1987 – 2008) zu Totfunden und Beifängen von Schweinswalen entlang der deutschen Küste wurde ausgewertet, um die Entwicklung des Beifangs in deutschen Gewässern zu erörtern.

Anhand dieser Daten sollten nachstehende Fragestellungen in dieser Arbeit untersucht und wie folgt bearbeitet werden:

Ist ein Einfluss von großen Schifffahrtsstraßen auf die Verteilung von Schweinswalen nachweisbar? Am Beispiel des Verkehrstrennungsgebietes in der südlichen Nordsee sollte mittels einer Selektivitätsanalyse kleinräumig untersucht werden, ob ein Gebiet besonders hoher Schiffsdichte einen nachweisbaren Einfluss auf die Schweinswal-Verteilung hat.

Besteht ein Zusammenhang zwischen Schweinswal- und Seeverkehrsdichte? Hierzu wurden die aus den Flugzählungen ermittelten Verteilungsmuster von Schweinswalen und Schiffen in der Nordsee unter Berücksichtigung weiterer verteilungsrelevanter Parameter, wie Küstendistanz und Wassertiefe, statistisch miteinander verglichen werden. Zur besseren

Beurteilung der Schiffsdichte wurde diese zusätzlich modelliert und die modellierte Schiffsdichte ebenfalls mit der Schweinswal-Dichte verglichen.

Wie verteilt sich treibender Müll in der Nordsee? Als erste Untersuchung zu treibendem Müll in der gesamten deutschen Nordsee sollte diese Untersuchung Basisinformationen zur Müllverteilung erbringen und zeigen, ob ein Zusammenhang zwischen Mülldichte und Schiffsdichte besteht.

Welches Konfliktpotential besteht zwischen Schweinswalen und der Fischerei in deutschen Gewässern? Zur Erörterung des Konfliktpotentials von Schweinswalen und Fischerei wurden die Verteilungsmuster von Schweinswalen mit der Verteilung des Aufwands verschiedener Fischereitypen auf Assoziationen und Überlappungen überprüft. Als Hilfe zur Interpretation der Zusammenhänge wurden zusätzlich die Beziehungen zwischen Schweinswalen und der Bodenfischgemeinschaft untersucht.

Wie gestaltet sich der Konflikt zwischen Schweinswalen und der Stellnetzfischerei in der Ostsee? Die räumliche und zeitliche Verteilung von Stellnetzen in der deutschen Ostsee wurde mittels Flugerfassungs- und VMS-Daten bestimmt und anschließend zur Ermittlung des Konfliktpotentials zwischen Stellnetzfischerei und Schweinswalen genutzt.

Welche Auskunft geben Totfunddaten über den Beifang in deutschen Gewässern? Eine lange Datenreihe zu Totfunden und Beifängen aus deutschen Gewässern wurde ausgewertet, um anhand der zeitliche Entwicklung, jahreszeitlichen und räumlichen Verteilung das Ausmaß des Beifangs in der deutschen Ostsee zu erörtern.

In dieser Arbeit kam eine Vielzahl verschiedener Auswertungsmethoden zur Anwendung, deren ausführliche Erklärung für das Gesamtverständnis der Untersuchungen nötig ist. Es ergibt sich daraus eine methodische Betonung der Arbeit, die zusammen mit Länge des Untersuchungszeitraums, den entsprechend langen Datenreihen und großen Datenmengen, eine umfangreiche Darstellung erfordert.

3 Material und Methoden

3.1 Flugzählungen

Die Grundlage für einen Großteil dieser Arbeit bilden umfassende Flugzählungen zur Erfassung von Schweinswalen in Nord- und Ostsee. Während dieser Erfassungen wurden außer Schweinswal-Daten auch Sichtungen von Schiffen, Stellnetzen und treibenden Müllteilen aufgenommen, die alle im Rahmen dieser Arbeit ausgewertet und in den Analysen verwendet wurden. Die Zählungen erfolgten nach der „Line-transect distance sampling“ Methode (Buckland et al., 2001).

3.1.1 „Line-transect distance sampling“

Distance sampling hat sich als zuverlässige Methode zur Abschätzung von Abundanz und Dichte von Wildtierpopulation etabliert (Buckland et al., 2001). Sie ermittelt die Dichte in Stichproben und extrapoliert die erlangten Werte auf das Untersuchungsgebiet. Es gibt verschiedene Formen des *distance samplings*, von denen für diese Arbeit nur die *line transect* Methode angewandt wurde. Hierbei dienen Transektlinien, die das Untersuchungsgebiet repräsentativ abdecken, als Stichprobe. Ihre Auswahl erfolgt möglichst zufällig, so dass jeder Punkt im Untersuchungsgebiet die gleiche Wahrscheinlichkeit hat abgedeckt zu werden. Im Fall von parallelen Transektlinien mit gleichbleibendem Abstand wird der Anfangspunkt der ersten Transektlinie zufällig gewählt. Gibt es Hinweise auf einen möglichen Dichtegradienten der untersuchten Tierpopulation, z.B. in Zusammenhang mit Tiefenlinien, werden die Transektlinien senkrecht zu diesem gewählt. Der Abstand zwischen den Transektlinien muss Doppelsichtungen ausschließen (Buckland et al., 2001).

Zur Datenerhebung mittels Flugzählung werden die Transektlinien abgeflogen und dabei alle Sichtungen der Zieltierart aufgenommen. Für jede Sichtung wird die rechtwinklige Entfernung (x) des Tieres zum Transekt bestimmt. Hierzu messen die Beobachter mittels eines sogenannten Inklinometers den Deklinations- oder Neigungswinkel (α) jeder Sichtung, aus dem sich unter Berücksichtigung der konstanten Flughöhe später die rechtwinklige Entfernung (x) des Tieres zum Transekt mit folgender Formel berechnen lässt:

$$x = r \cdot \tan(90^\circ - \alpha)$$

mit r = konstante Flughöhe (Abb. 1). Um die Tierdichte im Untersuchungsgebiet zu ermitteln wird der Gesamtheit der gemessenen Entfernungen x zunächst eine Wahrscheinlichkeitsfunktion $g(x)$ (die sogenannte „detection function“) angepasst. $G(x)$

beschreibt die Wahrscheinlichkeit eine Sichtung in jeder Entfernung (x) vom Transekt zu erfassen. Die Anpassung und Auswahl der geeigneten Funktion erfolgt mit Hilfe des Programms Distance 5.0 (Thomas et al., 2006).

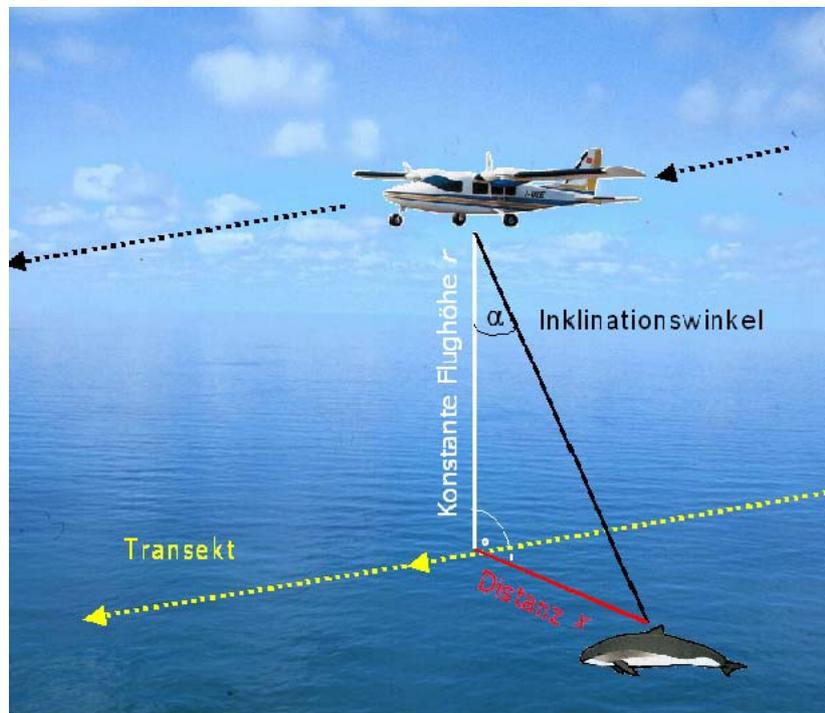


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Berechnung der Distanz zum gesichteten Tier. Die entscheidende Messung ist die Bestimmung des Inklinationswinkels α bei konstanter Flughöhe.

$G(x)$ ermöglicht die Berechnung der Fläche, die effektiv abgesucht wurde, die sogenannte effektive Streifenbreite esw („effective strip half-width“) (Hiby & Lovell, 1998; Buckland et al., 2001). Beim *line transect sampling* dient die esw , statt einer festgelegten Streifenbreite innerhalb derer ausschließlich beobachtet wird, als Flächengrundlage für die Dichteberechnung. Die esw gibt für jede Seite des Transekts die Distanz μ vom Transekt an, außerhalb welcher die Wahrscheinlichkeit Tiere zu sichten genauso groß ist wie die Wahrscheinlichkeit sie innerhalb ihrer zu übersehen. Die esw ist abhängig von den Sichtungsbedingungen. Sind diese z.B. durch Seegang oder Trübung verschlechtert, so verkleinert sie sich. Besonders durch Reflexionen des Sonnenlichts auf dem Wasser unterscheiden sich die Sichtungsbedingungen auf den zwei Seiten des Flugzeuges häufig voneinander. Deshalb wird die esw für jede Seite des Flugzeuges einzeln bestimmt und beide Seiten dann zur Bestimmung der gesamten Streifenbreite („total effective strip width“) addiert.

Mit der *esw* als Flächengrundlage berechnet sich die Dichte (D) wie folgt:

$$\hat{D} = \frac{n\bar{s}}{2eswL}$$

mit n = Zahl der Sichtungen, s = mittlere Gruppengröße und L = Gesamtlänge der Transektlinien.

Ein benötigter Korrekturfaktor ist der sogenannte $g(0)$ -Wert. $G(0)$ beschreibt die Wahrscheinlichkeit mit der ein direkt auf der Transektlinie vorhandenes Zielobjekt erfasst wird. Eine grundlegende Annahme des *Distance sampling* ist $g(0) = 1$, d.h. alle auf der Transektlinie vorhandenen Objekte werden auch tatsächlich gesichtet. Bei Flugzählungen von Meeressäugern ist diese Grundvoraussetzung nicht gewährleistet, da stets ein Teil der Tiere untergetaucht ist (Verfügbarkeitsfehler), sowie Tiere von den Beobachtern übersehen werden können (Beobachterfehler) (Marsh & Sinclair, 1989; Laake et al., 1997). Deshalb muss aus Verfügbarkeits- und Beobachterfehler ein Korrekturfaktor ermittelt werden, der in die Dichteberechnung mit eingeht. Da der $g(0)$ Wert abhängig von Sichtungsbedingungen und individuellem Sichtungsvermögen ist, variiert er in Abhängigkeit von Umweltparametern und ist für jedes Observerteam spezifisch. Es gibt verschiedene Methoden den $g(0)$ Wert zu berechnen. Für die vorliegenden Daten wurde die „race-track“ Methode von (Hiby & Lovell, 1998; Hiby, 1999;) angewendet. Dazu wird nach erfolgten Schweinswalsichtung der Teil der Transektlinie, auf der das Tier gesichtet wurde, nach 3 min erneut im Beobachtungsmodus abgeflogen. Hierfür beschreibt das Flugzeug einen Kreis („race-track“). Ein Zeitintervall von 3 min zwischen den zwei Überfliegungen ist vorgegeben, da Schweinswale im Allgemeinen abwechselnd ca. 120 s tauchen und 60 s an der Oberfläche verbringen (Hiby & Lovell, 1998) und nur durch den zeitlichen Abstand der Verfügbarkeitsfehler mit einberechnet werden kann. Nach erfolgreich durchgeführten race-tracks werden später mittels eines Simulationsprogramms und unter Berücksichtigung verschiedener Parameter, wie z.B. Schwimmrichtung und möglichem Versatz der Sichtung, die eindeutigen Sichtungsduplikate der doppelt beflogenen Strecken bestimmt. Es kann dann ein spezifischer Korrekturfaktor $g(0)$ bestimmt werden, in den sowohl Beobachter- als auch Verfügbarkeitsfehler gemeinsam eingehen.

3.1.2 Effektive Streifenbreite (*esw*) und $g(0)$ -Wert Berechnung

Für die vorliegenden Daten wurden spezifische $g(0)$ Werte für „gute“ und „moderate“ Bedingungen, sowie die jeweils korrespondierende effektive Streifenbreite, basierend auf

den Erfassungsflüge von Mai bis September 2002, sowie von Oktober 2002 bis September 2003 berechnet. Sichtungen unter „schlechten“ Bedingungen wurden von der Analyse ausgeschlossen. Die Berechnung von $g(0)$ und der einseitigen effektiven Streifenbreite (esw) ergab folgende Werte: Bei guten Bedingungen lag der $g(0)$ -Wert bei 0.37 und die Streifenbreite bei 0.207 km. Bei moderaten Bedingungen liegt der $g(0)$ -Wert bei 0.14 und die Streifenbreite (hier total esw) bei 0.193 km. Der $g(0)$ Wert zeigt, dass bei guten Bedingungen ca. 37% der tatsächlich vorhandenen Schweinswale detektiert werden. Bei moderaten Bedingungen liegt die Detektion nur noch bei 14%. In ähnlicher Weise nimmt die Streifenbreite beim Vergleich von guten zu moderaten Bedingungen deutlich ab.

3.1.3 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsdesign

Das Untersuchungsgebiet gliederte sich in einen Nord- und einen Ostseeteil. In der Nordsee bildete die 12-Seemeilen-Zone und die ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) Deutschlands (40 800 km²), d.h. die gesamte deutsche Nordsee das Untersuchungsgebiet. In der Ostsee wurde das Untersuchungsgebiet (22 934) aus logistischen und populationsbiologischen Gründen nach Norden hin über die AWZ Grenze hinaus erweitert. Es erstreckte sich von der deutschen Festlandküste bis zu den dänischen Inseln (Abb. 2).

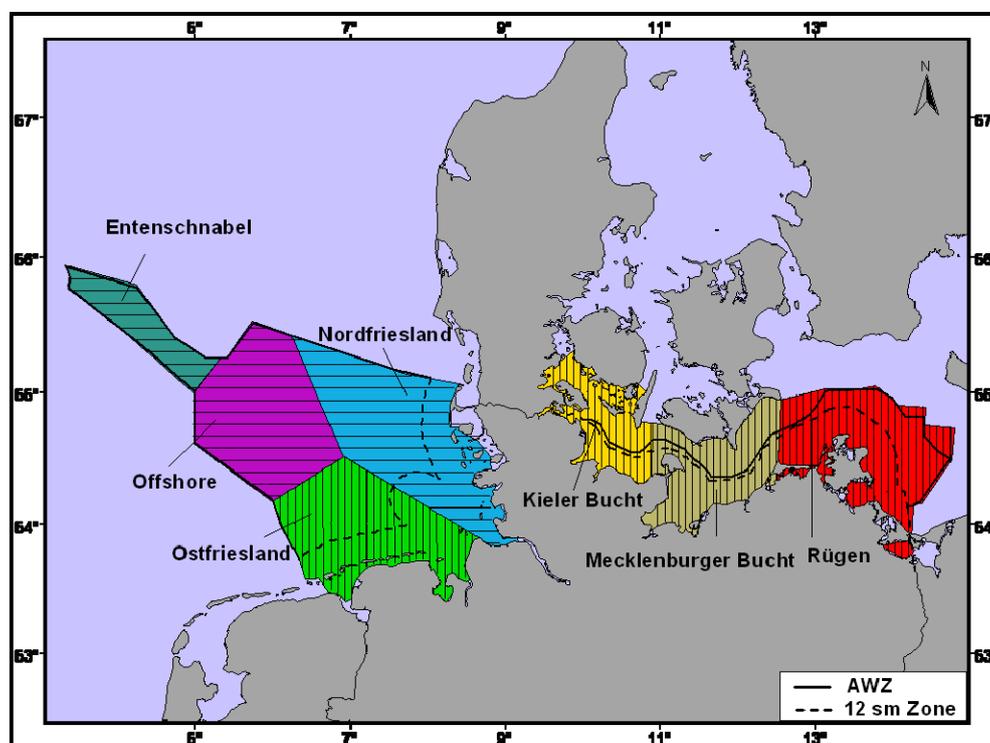


Abbildung 2: Untersuchungsgebiete der Nord- und Ostsee. Die schwarzen Linien kennzeichnen die Transekte. In der Ostsee und dem Gebiet Ostfriesland betrug der Transekt-Abstand 6 km, in den anderen Nordsee-Gebieten 10 km. Projektion: Mercator

Die Untersuchungsgebiete wurden aus logistischen Gründen weiter in Teilgebiete gegliedert, die an einem Tag komplett beflogen werden konnten. Das Nordseegebiet wurde in die vier Teilgebiete „Entenschnabel“ (3903 km²), „Offshore“ (11 650 km²) „Nordfriesland“ (13 668 km²) und „Ostfriesland“ (11 824 km²), das Ostseegebiet in die drei Teilgebiete „Kieler Bucht“ (4.696 km²), „Mecklenburger Bucht“ (7.248 km²) und „Rügen“ (10.990 km²) gegliedert (Abb. 2). Für die Datenauswertung dieser Arbeit wurde die Untersuchungsgebiete „Nordsee“ und „Ostsee“ jedoch nur als Ganzes betrachtet. Die Einteilung der Gebiete macht sich jedoch im Transekt-Design bemerkbar und soll deshalb hier Erwähnung finden. Außerdem dienen die Namen der Gebiete bei späteren Beschreibungen zur Orientierung innerhalb des Untersuchungsgebietes.

In jedem Teilgebiet wurden Transektlinien nach dem Prinzip der „line-transect“ Methode ausgewählt. Da die Dichteverteilung von Walen oftmals mit Tiefenlinien assoziiert ist, wurden die Transektlinien weitestgehend senkrecht zu den Tiefenlinien angelegt (Abb. 2). Die parallelen Transekte lagen innerhalb der Gebiete A, B, C mit 10 km Abstand, in D, E, F und G mit 6 km Abstand zueinander. Die Anfangspunkte des ersten Transekts waren jeweils zufällig gewählt, die anderen durch den vorher festgelegten Abstand definiert.

3.1.4 Datenerhebung

Die Gebiete wurden über den Zeitraum Mai 2002 bis Juni 2006 beflogen. In Tabelle 1 sind die im Beobachtungsmodus geflogenen Kilometer sowie die dazugehörige effektiv abgesuchte Fläche pro Jahreszeit und die Zahl der erfassten Schweinswale dargestellt.

Tabelle 1: Von 2002-2006 abgeflogene Strecke (km), effektiv abgesuchte Fläche (km²) und erfasste Schweinswale in den Untersuchungsgebieten der Nord- und Ostsee

Jahreszeit	Nordsee			Ostsee		
	km	km ²	Schweinswale	km	km ²	Schweinswale
Frühling	15995	1631	2237	14588	1628	199
Sommer	18525	1712	2377	11520	1290	264
Herbst	13388	1171	521	6771	795	80
Winter	314	44	56	3420	360	22
Total	48222	4558	5191	36299	4073	565

Da Schweinswale aufgrund ihrer geringen Körpergröße und ihres unauffälligen Verhaltens nur bei guten Umweltbedingungen verlässlich gesichtet werden können (Hammond et al.,

2002), konnten die Gebiete nur bei guten Witterungsbedingungen (Wind Beaufort < 3) befliegen werden. Im Winter herrschten in der Nordsee schlechte Wetterbedingungen vor. Das Untersuchungsgebiet konnte während des gesamten Untersuchungszeitraumes in den Wintermonaten nicht vollständig abgesucht werden und der Aufwand (im Beobachtungsmodus abgeflogene Strecke) war zu gering für eine verlässliche Dichteberechnung. Die Winterdaten aus der Nordsee wurden deshalb aus den Auswertungen ausgenommen.

Die Zählungen erfolgten mit zweimotorigen Schulterdeckern des Typs „Partenavia 68“. Als Sonderausrüstung für Zählflüge waren die Flugzeuge mit zwei sog. „Bubblewindows“ ausgestattet, ausgewölbten Fenstern die eine direkte Sicht auf den Bereich unter dem Flugzeug ermöglichen. Zur weiteren Ausrüstung jedes Zählflugs gehörten ein an ein GPS-Gerät (Garmin „e-Trex Summit“) angeschlossener Laptop (Panasonic „Toughbook CF-M34“) und zwei Inklinometer (Brunton „ClinoMaster“). Das Beobacherteam im Flugzeug bestand aus drei Personen: zwei Beobachtern (jeweils einem pro „Bubblewindow“) und einem „Navigator“, dem die Koordination der Flugstrecke mit dem Piloten sowie die Eingabe der Sichtungs- und Umweltdaten in den Computer oblag. Der Navigator führte dazu auf dem Laptop das Programm VOR 7.12 (beschrieben in Hammond et al., 1995) aus, welches die Flugstrecke aufzeichnete und die Eingabe aller Sichtungs- und Umweltinformationen ermöglicht. Die Kommunikation zwischen den Flugzeuginsassen erfolgte über ein Interkommssystem. Die Transektlinien wurden mit einer konstanten Geschwindigkeit von 90-100 kn (~160 km/h) und einer konstanten Flughöhe von 600 Fuß (=183 m) abgeflogen. Die Sichtungs- und Umweltbedingungen wurden zu Beginn jeder Transektlinie von den Beobachtern beurteilt und vom Navigator eingetragen und im weiteren Verlauf kontinuierlich angepasst. Berücksichtigt wurden Seegang, Trübung, Niederschlag (z. B. Nebel, Regen), Wolkenbedeckung und Reflexion der Sonne auf dem Wasser. Für die Gesamtheit der Umweltbedingungen stufen die Beobachter die Sichtungsbedingungen für das Sichten von Schweinswalen seitenspezifisch in „gut“, „moderat“ oder „schlecht“ ein und veränderten diese bei sich verändernden Umweltbedingungen entsprechend. Während des Abfliegens einer Transektlinie suchten die Beobachter den Bereich direkt unter sowie im rechten Winkel zu dem Flugzeug mit dem bloßen Auge nach Schweinswalen ab. Für jede Sichtung wurden folgende, für diese Arbeit relevanten, Informationen an den Navigator durchgegeben: Gruppengröße, Inklinationwinkel, Kälberanteil. Der Inklinationwinkel zur Sichtung wurde mit Hilfe der Inklinometer gemessen. Außer Schweinswalen wurden auch Schiffe, Stellnetzflaggen und treibender Müll erfasst. Schiffe wurden bis zu einem Inklinationwinkel von 20° (entspricht einem 502 m breitem Streifen) zu jeder Seite erfasst. Das Aufnehmen weiter entfernter Schiffe hätte eine Ablenkung der Beobachter vom Transekt bedeutet. Die

Schiffe wurden 7 Kategorien zugeordnet wurden (Tab. 2). Alle Sichtungen von Stellnetzflaggen im Sichtbereich der Beobachter wurden aufgenommen. Stellnetzflaggen waren farblich von Flaggen zur Markierung von Langleinen und Reusen zu unterscheiden. Jeglicher Müll im Sichtfeld des Beobachters wurde aufgenommen, wenn nicht gleichzeitig eine Schweinswal-Sichtung erfolgte. In Gebieten hoher Mülldichte wurden ganze Streckenabschnitte als „müllreich“ gekennzeichnet. Für diese Strecken wurde im Nachhinein jedem 4 s Abschnitt eine Müllsichtung zugeordnet. Sichtungen treibender Netzteile oder sonstigen Fischereizubehörs wurden getrennt als „Netzmüll“ aufgenommen.

Tabelle 2: Kategorien denen alle gesichtete Schiffe zugeordnet wurden

Kategorie	Schiffstypen
Container	Containerschiffe, Frachter, Tanker
Fähren	Große Personen- und Autofähren
Fischereifahrzeuge	Kommerzielle Fischereifahrzeuge
Motorboote	Motorbetriebene Schiffe >5m
Kleine Boote	Motorboote <5m
Segelboote	Segelschiffe
Andere	z.B. Schwimmkräne, Kiesbagger etc

Insgesamt waren über den Untersuchungszeitraum zehn Personen als Observer und Navigatoren tätig. In unterschiedlicher Kombination bildeten jeweils drei von ihnen das Observerteam für einen Flug. Weitere 6 Personen wurden ausschließlich als Navigatoren eingesetzt, um das Team zu unterstützen.

3.1.5 Datenverarbeitung

Das Programm VOR generiert pro Flugtag vier Dateien: eine GPS-Datei (*.gps), eine Datei mit Informationen zu den abgeflogenen Transektlinien (*.flt), eine Datei mit den Umweltinformationen (*.eff) und eine Sichtungsdatei (*.sig). Diese Dateien können über die in jeder Datei vorhandenen GPS-Zeiten synchronisiert werden und über ein Konvertierungsprogramm („GSE-merge“, GEO-X, Lüneburg) in einer einzigen Datei (*.gse) zusammengefasst werden. Die GSE-Datei stellt den gesamten Flug aufgegliedert in 4-Sekundenabschnitten dar und berechnet für jeden Abschnitt die geflogene Distanz. Die GSE-Dateien wurden in eine Microsoft Access Datenbank eingelesen. Als Vorbereitung für die Dichteermittlung wurde jedem 4-Sekundenabschnitt jeweils für die linke und die rechte Beobachterseite die spezifische esw für „gute“ oder „moderate“ Sichtungsbedingungen

zugeordnet (die den ermittelten $g(0)$ Wert schon beinhaltet). Die jeweilige esw wurde für jede Seite getrennt mit der geflogenen Distanz multipliziert, dann beide Seiten zusammengerechnet und so die Quadratmeterzahl des effektiv erfassten Bereichs pro 4-Sekundenintervall berechnet:

$$Km^2 = (dist * eswL) + (dist * eswR).$$

Das Programm ArcView GIS 3.2 (ESRI) wurde genutzt um die Daten weiter auszuwerten und graphisch darzustellen.

3.1.6 GIS Auswertungsmethodik: Wale, Schiffe, Stellnetze und Müll

Zur Visualisierung der Daten und zum statistischen Vergleich wurde die Dichte im Rasterfeld dargestellt. Dazu wurde mit Hilfe von ArcView ein Raster mit Quadraten von je 10 x 10 km Größe (bzw. 6x6 sm für den Vergleich mit der Fischerei, da diese in eben einem solchen Raster zusammengefasst wurde) über das gesamte Untersuchungsgebiet gelegt. Diese Auflösung gewährleistete bei einem maximalen Transektlinienabstand von 10 km, dass potentiell in jedem Quadrat Daten erfasst worden sein konnten.

Schweinswale

Für jede Rasterzelle wurde mittels ArcView die Gesamtzahl aller im Quadrat gesichteten Schweinswale durch die Gesamtfläche des erfassten Bereichs, die sich aus allen Befliegungen des Quadrats zusammensetzte, geteilt. Die Dichten wurden jeweils getrennt für Frühling (März-Mai), Sommer (Juni-August) Herbst (September-November) und Winter (Dezember-Februar) berechnet, wobei die Daten aus den verschiedenen Jahren zusammengefasst wurden.

Schiffe

Für die Schiffe wurde, anders als für die Schweinswale, der $g(0) = 1$ angenommen, d.h. jedes Schiff auf der Transektlinie wird gesichtet wird, da die Sichtungswahrscheinlichkeit eines Schiffes unter den für Schweinswal-Sichtungen optimierten Flugbedingungen bei 100% liegt. Daraus ergab sich für Schiffssichtungen eine Streifenbreite von 0.502 km, welche pro Seite zugrundegelegt und mit der geflogenen Distanz multipliziert wurde. Es wurde bei der Berechnung für Schiffe kein Unterschied zwischen „gut“, „moderat“ und „schlecht“ gemacht, da die Sichtungswahrscheinlichkeit von Schiffen auch bei für Schweinswal-Sichtungen als „schlecht“ eingeschätzten Umweltbedingungen nicht sinkt. (Sichtungsumstände wie Nebel oder kurzzeitige Flüge über Land (z.B. Watt) werden nicht

als „schlecht“ bezeichnet sondern als „Land“ oder „Sichtung unmöglich“). Schiffsdichten wurden entsprechend der Schweinswal-Auswertungen für jede Jahreszeit und für alle Schiffe zusammen sowie für einzelne Schiffsklassen vorgenommen.

Stellnetze und Müll

Für Müll und Stellnetze lagen keine Informationen zur Streifenbreite vor, daher erfolgte die Auswertung als Sichtungsrate, also Sichtungen pro Kilometer. Für die Müllauswertungen wurden nur Auswertungen bis Seastate 2 und sehr guten Sichtungsbedingungen in Betracht gezogen, da Müllteile schon ab Tetrapackgröße aufgenommen wurden und bei höheren Seastates keine einheitliche Datengrundlage zu gewährleisten gewesen wäre.

3.2 Modellieren der Schiffsdichte

Um eine flächendeckende und fein-skalige Informationsquelle zur Schiffsdichte in der Nordsee zu erlangen, wurde die Schiffsdichte aus den Sichtungsdaten der Flugzählungen mit Hilfe des Programms Distance 6.0 modelliert. Sechs räumliche Kovariaten, geografische Breite (*lat*) und Länge (*lon*), Wassertiefe (*depth*), Küstendistanz (*coastdist*), Distanz zum nächsten großen Hafen¹ (*portdist*) und Gebietsstatus (*status*) (z.B. Nationalpark, Hauptschiffahrtlinie etc.) sollten als Prädiktoren in einer multivariaten Analyse verwendet werden um die Schiffsdichte vorherzusagen. Dazu wurde ein sogenanntes „density surface model“ (DSM), den Daten angepasst. Für den Modellierungsprozess wurde der gesamte Suchaufwand der Flugzählungen in gleichgroße Segmente aufgeteilt. Hierzu wurden Segmente von einer Minute Zeitaufwand gewählt. Es ergaben sich so 14 000 Segmente von Länge $L_i = \sim 3$ km, $i = 1, \dots, 14\ 000$. Die Zahl der gesichteten Schiffe bzw. einzelner Schiffstypen pro Segment wurde als n_i festgehalten. Alle Informationen zu den räumlichen Kovariaten wurden zunächst für jede Sichtung und für den Mittelpunkt jeder Rasterzelle des späteren Vorhersagerasters mit ArcView ermittelt. Die Einteilung des Gebietsstatus wurde basierend auf den Ergebnissen einer Untersuchung vom Umweltbundesamt zur Dichte der Schiffsbewegung in der Nordsee (Knust et al., 2003, Abb. A4), sowie mit Hilfe der Raumplanungskarten des BSH (Anhang, Abb. A3) vorgenommen. Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse der Einteilung in a) Hauptschiffahrtlinie, b) Trennzone des Verkehrstrennungsgebiets, c) bevorzugte Fahrtroute (nach (Knust et al., 2003) und BSH Raumplanungskarten) d) Verkehrskonzentrationsgebiet, e) Nationalpark, f) Schutzzone g)

¹ Berücksichtigte wurden alle großen Seehäfen der Nordsee, die von Schiffen nahezu aller Größenklassen angefahren werden können. Elb- und Emsmündung wurden stellvertretend als Position für die an den Flüssen gelegenen großen Häfen gewählt.

Verbotzone und h) Walschutzgebiet. Die angenommenen unterschiedlichen Eigenschaften dieser Zonen, die die Einteilung begründen, finden sich in Tab. A2 im Anhang.

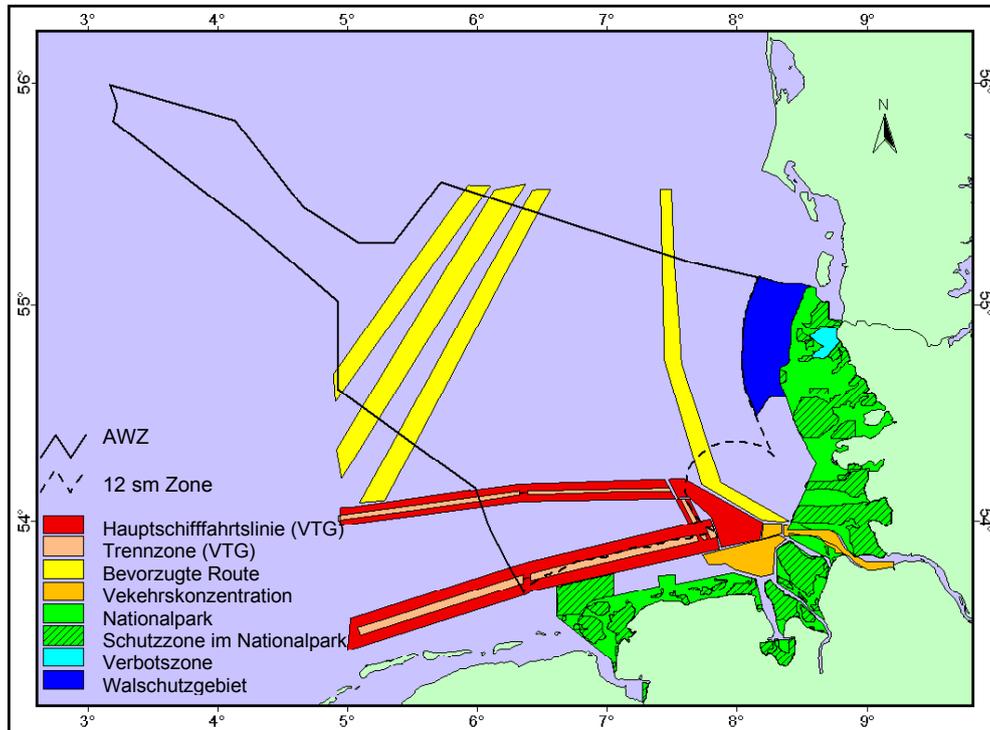


Abbildung 3: Gebietsstatus. Die Einteilung der Gebiete erfolgte entsprechend der BSH Raumplanungskarte (Anhang, Abb. A3) sowie einer Untersuchung zu täglichen Schiffsbewegung nach (Knust et al., 2003, Anhang, Abb. A4)

Der Zusammenhang zwischen der Schiffszahl (bzw. Zahl eines Schiffstyps) pro Segment und den dazugehörigen Variablen wurde mittels Verallgemeinerter Additiver Modelle (Generalised Additive Model, GAM, Hastie & Tibshirani, 1990, s. Kapitel 3.4.3) entsprechend der Formel

$$f\left(\frac{E[\hat{n}_i]}{2wl}\right) = \alpha + \sum_m s_m(z_{mi})$$

untersucht, wobei f die Linkfunktion, α der Achsenabschnitt, $s_m(\cdot)$ die eindimensionale Glättungsfunktion der Kovariate m , z_{mi} der Wert der Kovariaten m im Segment i und $a_i = 2wl_i$ die Fläche des Segments ist. Die logarithmische Linkfunktion (die positive Werte der Antwortvariablen sicherstellt) und eine quasipoisson Fehlverteilung wurden angewandt.

Mit der logarithmischen Linkfunktion wird obige Gleichung zu

$$f(E[\hat{n}_i]) = \alpha + \sum_m s_m(z_{mi}) + f(a)$$

Die Berechnung der GAMs erfolgte in Distance 6.0 mittels der integrierten R-Anwendung mgcv (Wood, 2006) aus R v.2.3.1 (R Development Core Team 2006). Das beste Modell wurde in einem vorwärts-schrittweisen Auswahlverfahren bestimmt. Die Variablen wurden entsprechend ihrer Signifikanz, geschätzten Freiheitsgrade und dem Konfidenzband ihrer Glättungsfunktion ausgewählt. Die Passform („overall fit“) der Modelle wurde anhand ihrer Kreuzvalidierungswerte (generalised cross validation scores, GCV Score) getestet. Das Modell mit dem niedrigsten GCV Wert entspricht dem best angepassten Modell für die Daten (Wood 2006). Die letztendliche Auswahl des Modells erfolgte anhand eines Vergleichs aller GCV Werte. Modelle mit gleichem GCV Wert wurden anhand der erklärten Varianz beurteilt.

In ArcView wurde ein Vorhersageraster aus $r_n = 540$ Zellen von je 10 x 10 km Größe für das gesamte Untersuchungsgebiet erzeugt. Jede Zelle enthielt die Informationen zu allen untersuchten Variablen, die als Prädiktoren in Frage kamen. Die geschätzte Schiffsdichte $E[\hat{n}_r]$ wurde für jede Rasterzelle r des Vorhersagerasters mittels des ausgewählten Modells berechnet, wo bei die Fläche des Segments $a_i = 2wl_i$ durch die Fläche der Zelle ersetzt wurde. Diese Berechnungen wurden mithilfe des DSM Analysemoduls in Distance 6.0 (Thomas et al. 2006) vorgenommen. Basierend auf den vorhergesagten Werten konnten interpolierte Verteilungskarten von der modellierten Schiffsdichte in ArcView erstellt werden.

3.3 Quellen für Fischereidaten

3.3.1 Vessel Monitoring System (VMS)

Zur Beurteilung des Fischereiaufwandes in der AWZ wurden Vessel Monitoring System (VMS) Daten und Fischereiüberwachungsberichte ausgewertet. Das Vessel Monitoring System ist ein satellitengestütztes Überwachungssystem für Fischereifahrzeuge. In europäischen Gewässern sind Fischereifahrzeuge ab 15 m Länge verpflichtet eine sogenannte „Blue box“ zu installieren. Diese sendet automatisch in festgelegten Zeitabständen Positionsdaten (Schiffskennung, Position, Zeit, Geschwindigkeit und Fahrtrichtung) über Satellit an ein Überwachungssystem. Bis 2003 betraf diese Regelung nur Schiffe ab 24 m Länge. 2004 wurde die Länge auf 18 m, 2005 auf 15m reduziert (EU

Richtlinie 2244/2003). Bis 2006 waren den Mitgliedsstaaten der EU jeweils die VMS Daten ihrer nationalen Flotte in allen Gewässern zugänglich, sowie Position und Zeit ausländischer Schiffe in den nationalen Gewässern. Position und Zeit reichen allerdings nicht aus, um den Fischereityp und die Aktivität des Schiffes zu bestimmen. Seit 2006 sind die vollständigen Datensätze mit Schiffskennung, Position, Zeit, Geschwindigkeit und Fahrtrichtung aller Fischereifahrzeuge jedem EU Mitgliedstaat für seine nationalen Gewässern zugänglich gemacht worden. Daher können die VMS Daten seit 2006 dazu genutzt werden, den gesamten Fischereiaufwand aller Schiffe ab 15 m Länge in der deutschen AWZ zu berechnen. Fock, (2008b) hat eine Methode entwickelt, um aus den VMS Positionen anhand von Geschwindigkeitsinformationen Fischereiaufwand von Dampfzeit zu trennen. Zusätzlich kann dieser Aufwand nach Jahreszeit und Fischereitypen getrennt werden und es ist somit möglich räumlich feinaufgelöste Informationen zum Fischereiaufwand verschiedener Fischerein in allen deutschen Meeresgewässern zu erhalten. VMS Daten wurden zur Beurteilung der Stellnetzfischerei in der Ostsee und die Analyse des Fischereiaufwandes in der Nordsee verwendet (s. Kapitel 3.7. und 3.8)

3.3.2 German Small-scale Bottom Trawl Surveys (GSBTS)

Als Grundlage für die Beurteilung der Beziehungen zwischen Schweinswalen und der Bodenfischgemeinschaft wurden Daten der „German Small-scale Bottom Trawl Surveys (GSBTS)“ verwendet. Das Institut für Seefischerei des Johann-Heinrich von Thünen Instituts² ermittelt im Rahmen der GSBTS regelmäßig die kleinräumigen Abundanzen und Verteilungsmuster von Bodenfischen der Nordsee. Dafür werden in 10 x 10 sm großen Standarduntersuchungsgebieten („Boxen“) alljährlich Befischungen mit einem grundgängigen und standardisierten Schleppnetz durchgeführt. Für die vorliegende Arbeit wurden die Daten zur demersalen Fischfauna im Frühling und im Sommer den GSBTS von 2002-2007 (Ehrich et al., 2007) entnommen. Da der Untersuchungsaufwand der GSBTS im Herbst vergleichsweise gering war, konnten die Herbstdaten nicht berücksichtigt werden. Die Struktur der demersalen Fischfauna von 2002 bis 2007 wurde als homogen angesehen (Ehrich et al., 2007). Mit diesen Daten wurde zunächst eine Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA, s. Kapitel 3.4.4) durchgeführt, um die Zusammensetzungsmuster der Fischfauna zu ermitteln und ihre Hauptbestandteile herauszufiltern. Um den Unterschieden in der Fangbarkeit der einzelnen Fischarten Rechnung zu tragen, wurde die PCA der Fischdaten statt über die Kovarianzmatrix über eine Korrelationsmatrix der log-transformierten Daten vorgenommen. Es wurden die Werte

² Ehemals „Bundesforschungsanstalt für Fischerei“

für die Hauptkomponenten jeder Probenstation berechnet sowie die der Hauptkomponente zugeordneten Arten ermittelt (Fock, 2008a). Die Signifikanzgrenze von $p < 0.05$ für die Korrelationen von Arten mit der Hauptkomponente wurde durch eine randomisierte Dateneingabe und wiederholte Analyse als $r = |0.22|$ ermittelt (Fock, 2008a). Für jede Rasterzelle wurden gemittelte Werte pro Art und Jahreszeit errechnet. Positive Mittelwerte bedeuteten einen überdurchschnittlichen Beitrag einer Art zusammen mit der korrelierenden Hauptkomponente an der Gesamtzusammensetzung innerhalb einer Rasterzelle (Fock, 2008a). Diese positiven Werte wurden für die räumliche Datenanalyse genutzt.

3.4 Grundlegende Statistik

3.4.1 Kolmogorow-Smirnow Anpassungstest

Zu Beginn der statistischen Auswertungen der Verteilungsmuster von Schweinswalen und Schiffen wurden die Daten aller Rasterauswertungen mit dem Kolmogorow-Smirnow Anpassungstest (K-S Test) auf eine statistisch signifikante Abweichung zur Normalverteilung überprüft. Der K-S Test ist ein parameterfreier Anpassungstest mit guter Trennschärfe auch bei kleinen Stichprobenumfängen (Lamprecht, 1999). Es wird eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% angenommen: Hat die vom Test ausgegebene Signifikanz einen Wert $p < 0.05$, wird die Nullhypothese (H_0 : Daten sind normalverteilt) zugunsten der Alternativhypothese (H_A : Daten sind nicht normalverteilt) verworfen. Die Berechnungen erfolgten mit der Statistiksoftware WinSTAT 3 (Fitch, 1999). Das Ergebnis des K-S Tests zeigte in allen Fällen, dass keine Normalverteilung vorlag. Somit waren die Voraussetzungen für parametrische Tests nicht gegeben (Lamprecht, 1999) und die Korrelationsüberprüfungen mussten mittels nicht-parametrischer Tests erfolgen.

3.4.2 Spearman-Rangkorrelation

Sind die Voraussetzungen zur Anwendung eines parametrischen Korrelationskoeffizienten r nicht erfüllt, dann ist die Beurteilung der Zusammenhänge zwischen zwei Variablen X und Y durch die parameterfreie Spearman-Rangkorrelation (r_s) angebracht (Lozàn & Kausch, 1998). Der Korrelationskoeffizient r_s kann Werte zwischen -1 (vollständig negative Korrelation) und $+1$ (vollständig positive Korrelation) annehmen. Bei fehlender Korrelation ist $r_s = 0$ oder ein nahe bei Null gelegener Wert. Hat der Test eine Signifikanz von $p < 0.05$ wird die Nullhypothese verworfen und die Alternativhypothese angenommen.

3.4.3 Verallgemeinertes Additives Modell (GAM)

Das Verallgemeinerte Additive Modell (Generalised Additive Model, GAM) ist ein von Hastie & Tibshirani (1990) entwickelter statistischer Methodenkomplex, der die Eigenschaften linearer Modelle (d.h. verschiedene Fehlerverteilungen und dazugehörige Link-Funktionen) mit denen additiver Modelle (d.h. *Smoothing*-Funktionen von Kovariaten) vereint. Mit Hilfe von GAMs kann man die Beziehungen einer abhängigen Variablen oder „Antwortvariablen“ (z.B. Schiffsdichte) zu ausgewählten erklärenden Variablen (z.B. Umweltparameter wie Wassertiefe oder Küstendistanz) untersuchen. Das Modell ermöglicht den Wert der Antwortvariablen anhand einer additiven Funktion der erklärenden Variablen vorherzusagen. Dazu wird für jede erklärende Variable ein eigene *Smoothing*-Funktion konstruiert. In seiner Grundform entspricht die Struktur eines GAMs in etwa

$$y \sim f_1(x_1) + f_2(x_2) + f_3(x_3, x_4) + x_5 + \dots$$

wobei f für eine *Smoothing*-Funktion steht und x für die erklärenden Variablen (vergleiche Wood, 2006; Dorman & Kühn, 2008). Das Beispiel zeigt, dass auch zwei Variablen mit der gleichen *Smoothing*-Funktion gemeinsam in das Modell integriert werden können (eine sog. zweidimensionale *Smoothing*-Funktion), und dass das Modell auch parametrische Variablen enthalten kann.

3.4.4 Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Die Hauptkomponentenanalysen kann als eine Erweiterung einer Regression aufgefasst werden (Dorman & Kühn, 2008). Es wird eine hypothetische Variable konstruiert, die die gesamte Summe der Quadrat-Abweichungen einer Ausgleichsgeraden durch die Datenpunkte minimiert. Während allerdings bei einer Regression die unabhängigen Variablen vorgegeben werden, sind diese in einer PCA hypothetisch und müssen aus den Daten abgeleitet werden. Die PCA kann zur Dimensionsreduktion von Matrizen genutzt werden. Dabei werden die Variablen durch lineare Kombinationen zu den sogenannten Hauptkomponenten zusammengefasst. Wenn alle Daten der Matrix in der gleichen Größenordnung und der gleichen physikalischen Einheit gemessen wurden, wird die PCA über die Kovarianzmatrix vorgenommen. Allerdings können Elemente mit hoher Varianz (meist mit hoher Abundanz) das Ergebnis der PCA dominieren. Dies ist oft der Fall bei Abundanzwerten von Arten. Deshalb wird dann, um den Einfluss von Elementen mit hoher Varianz zu vermindern, die PCA nach vorhergehender Standardisierung über eine Korrelationsmatrix durchgeführt (Dorman & Kühn, 2008).

3.5 Selektivitätsanalyse: Methodik zur Untersuchung der Schweinswal-Verteilung in Verkehrstrennungsgebieten

In dieser Untersuchung sollte der Einfluss großer Schifffahrtsstraßen auf die Verteilung von Schweinswalen analysiert werden. In der deutschen Nordsee konzentriert sich die kommerzielle Schifffahrt vor allem in den Verkehrstrennungsgebieten (VTG) „Tiefwasserweg Deutsche Bucht Westansteuerung“ und „Terschelling-Deutsche Bucht“ welche sich im Süden der AWZ und teilweise in der 12 sm Zone befinden (Knust et al., 2003). Jedes VTG besteht aus zwei Schifffahrtslinien, je einer für jede Fahrtrichtung, sowie einer dazwischenliegenden Trennzone (Abb. 5). Alle Motorschiffe >20 m haben die VTGs zu benutzen, d.h. alle größeren Schiffe aus oder in Richtung Elbe, Weser oder Jade müssen die jeweils nördliche Linie in westlicher und die jeweils südliche Linie in östlicher Richtung befahren. Schiffe dürfen die Schifffahrtsstraßen auch queren, allerdings hat dies so schnell wie möglich und rechtwinklig zur Längsachse des VTG zu geschehen (ELWIS, 2009). Fischerei ist nur in den Trennzonen erlaubt. Kleinere kommerzielle Schiffe und Freizeitverkehr (<20m) dürfen außerhalb des VTG in beliebige Richtung fahren. Insgesamt sorgen die VTGs für eine Kanalisierung des Schiffsverkehrs in der Südlichen Nordsee und beide gehören zu den dicht befahrensten Schifffahrtslinien der Welt.

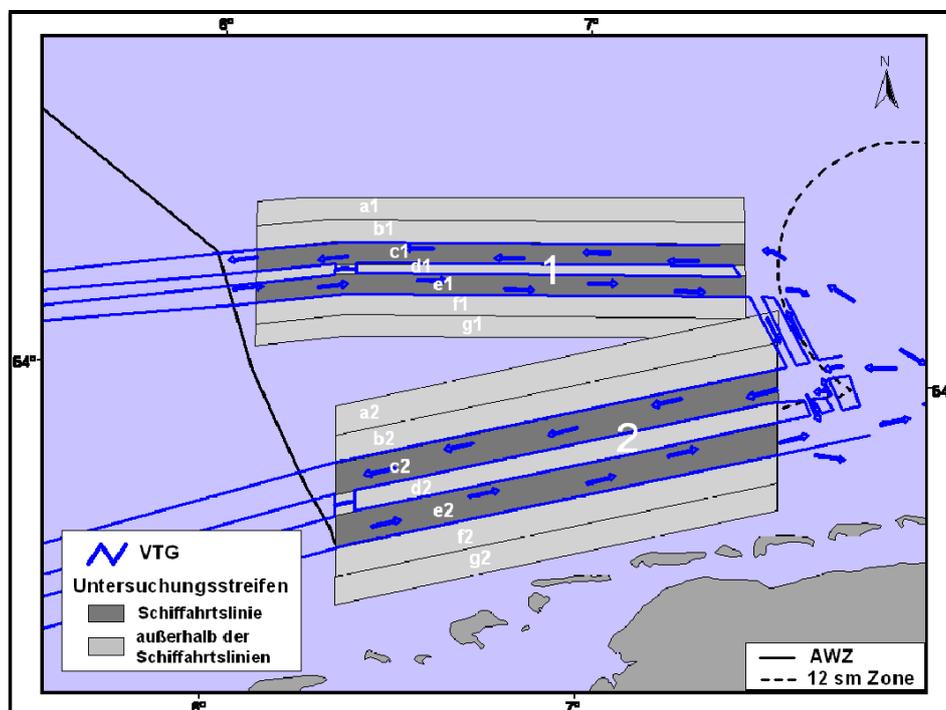


Abbildung 4: Die kleinen Untersuchungsgebiete für die Selektivitätsanalyse. Das obere Gebiet (1) untersucht das VtG „Tiefwasserweg Deutsche Bucht Westansteuerung“ das untere Gebiet (2) das VTG „Terschelling- Deutsche Bucht“. Die blauen Linien geben die Begrenzungen der VTGS an, die blauen Pfeile die vorgeschriebenen Fahrtrichtungen. Beide Untersuchungsgebiete bestehen aus 7 Streifen, von denen die dunkel grau markierten (c1, e1, c2 und e2) den Bereich der Schifffahrtslinien repräsentieren.

Anhand dieser Schifffahrtsstraßen sollte folgende Hypothese untersucht werden: Schweinswale meiden große Schifffahrtsstraßen als eine Konsequenz kontinuierlicher Störung durch dichten, kanalisierten Schiffsverkehr. Diese Hypothese wurde in zwei verschiedenen Größenordnungen getestet. Zuerst wurde um jedes VTG ein aus sieben Streifen bestehendes Gebiet (a -g) eingeteilt, wovon die Streifen c und e jeweils eine Fahrlinie repräsentierten, der Streifen d die Trennzone dazwischen und die Streifen a, b, f und g die nördlich und südlich angrenzenden Bereiche (Abb. 4).

Für die zweite Untersuchung wurde ein beide VTGs umfassendes Gebiet in sechs Streifen (A-F) eingeteilt (Abb. 5), von denen zwei jeweils ein ganzes VTG repräsentierten (Streifen B und E), zwei das Gebiet zwischen den beiden VTGs (Streifen D und E), ein Streifen das südlich angrenzende Küstenmeer (Streifen F) und ein Streifen den nördlich angrenzenden Bereich (Streifen A).

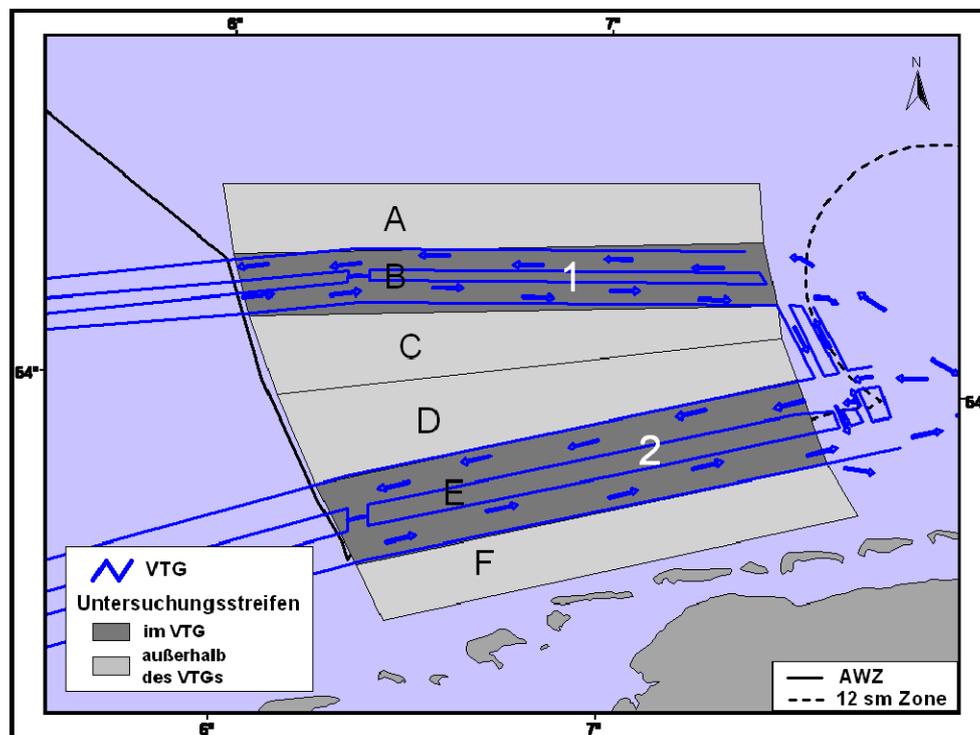


Abbildung 5: Großes Untersuchungsgebiet für die Selektivitätsanalyse im südlichen Teil der deutschen AWZ. Die blauen Linien markieren die Verkehrstrennungsgebiete (VTG) „Tiefwasserweg Deutsche Bucht Westansteuerung“ (1) und „Terschelling- Deutsche Bucht“ (2), die Pfeile geben die vorgegebene Fahrtrichtung an. Das Untersuchungsgebiet ist in 6 Streifen aufgeteilt, von denen die dunkel grauen Streifen B und E die VTGs repräsentieren.

Alle Flüge aus den fünf Untersuchungsjahren, die über den Verkehrstrennungsgebieten durchgeführt wurden, wurden auf ihre Tauglichkeit zur Untersuchung mittels des Selektivitätsindex kontrolliert. Sie musste eine ausreichende Abdeckung aller sieben Zonen innerhalb eines, maximal zweier Tage und eine ausreichende Sichtungszahl ($n > 15$)

Tiere) bei guten bis moderaten Sichtungsbedingungen aufweisen. Insgesamt sechs Flüge erfüllten die Kriterien für das große Untersuchungsgebiet, davon fünf auch für das kleine Untersuchungsgebiet 2 und drei für das kleine Untersuchungsgebiet 1. Für jeden dieser Flüge wurde einzeln für die Untersuchungsgebiete eine Selektivitätsanalyse durchgeführt. Präferenz bzw. Meidung bestimmter Streifen durch die Schweinswale wurde dazu unter Anwendung des folgenden Selektivitätsindex nach (Jacobs, 1974) getestet:

$$D = (r - p) / (r + p - 2rp)$$

wobei r der Anteil an gesichteten Schweinswalen in der jeweiligen Zone und p der Flächenanteil der Zone am Gesamtgebiet ist (Jacobs, 1974). Ein Index von -1 bedeutet vollständige Meidung, während 1 absolute Präferenz anzeigt. Zur korrekten Bewertung des Selektivitätsindex wurde die Verteilung der gesichteten Schweinswale zunächst auf Homogenität getestet, um eine Ab- oder Zunahme der Sichtungszahlen in Abhängigkeit von der Küstendistanz auszuschließen. Ein lineares Modell ergab, dass keine solche Abhängigkeit vorlag ($t = -0.12$; $p > 0.05$).

3.6 Korrelationsanalyse: Methodik zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Schweinswal- und Seeverkehrsichte

Mit dieser Analyse sollte untersucht werden, ob ein Zusammenhang zwischen der Dichte von Schweinswalen und der Dichte von Seeverkehr besteht. Hierzu wurden die pro Rasterzelle in der GIS Auswertung berechneten Dichtewerte für Schweinswale und Schiffe auf eine Korrelation (Spearman Rang-Korrelation, s. Kapitel 3.4.2) überprüft. Als zweiter Schritt wurden nur die Zellen miteinander verglichen, in denen auch Schweinswale nachgewiesen wurden („Porpoise-Presence-Cells“, PPC). Hiermit sollte verhindert werden, dass ein nachgewiesener Zusammenhang zwischen Seeverkehrsichte und Schweinswal-Dichte auf grundlegend verschiedener/gleicher Ortpräferenz basiert, sondern sich auch rein in von Schweinswalen genutzten Gebieten nachweisen lässt. Es wurden sowohl die beobachtete als auch die modellierte Schiffsdichte analysiert. Alle Berechnungen erfolgten in WinSTAT 3 (Fitch, 1999).

Um neben der Schiffsdichte auch die Auswirkungen von Wassertiefe und Küstendistanz als verteilungsrelevante Parameter für Schweinswale mit in die Analyse einzubeziehen, wurde ein GAM angewendet (s. Kapitel 3.4.3). Dies ermöglichte eine Untersuchung der Auswirkungen aller drei Parameter zusammen. Dabei wurde der Effekt von Wassertiefe und

Küstendistanz jeweils einzeln, sowie als Interaktion (als zweidimensionaler Parameter) getestet.

Diese Untersuchung wurde nur in der Nordsee durchgeführt, da in der Ostsee zu niedrige Schweinswal-Dichten für die Feststellung eines Effektes vorliegen.

3.7 Interaktionsanalyse: Methodik zur Untersuchung von Zusammenhängen zwischen Schweinswal-Verteilung und Fischereiaufwand

Die Auswertungen dieses Kapitels wurden in Zusammenarbeit mit Heino Fock vom Institut für Seefischerei des Johann- Heinrich von Thünen Instituts vorgenommen (s. Kapitel 9, Publikationen).

Für diese Analyse wurden Daten aus Fischereiüberwachungsberichten und der VMS Datensatz aus 2006 genutzt. Aus den VMS Daten wurden nach Fock (2008b) der Fischereiaufwand gefiltert und in einem Raster aus Zellen von je 6 sm x 6 sm Größe zusammengefasst. Er wurde dabei nach meteorologischen Jahreszeiten sowie Fangernäten aufgeteilt und pro Rasterzelle berechnet. Für jede Jahreszeit wurde der Fischereiaufwand der großen Baumkurrenfischerei (TBBL), der Stellnetzfisherei (GN) und der Fischerei mit verschiedenem, nicht genauer bestimmtem anderem Schleppgerät (im Weiteren als Schleppnetzfisherei (TX) bezeichnet) in der Nordsee berechnet. Die Fischerei mit der kleinen Baumkurre (vorwiegend Krabbenkutter) wurde aus der Untersuchung ausgeschlossen, da sie hauptsächlich in unmittelbarer Küstennähe innerhalb der 12 sm Zone ausgeführt wird und der Fokus dieser Untersuchung auf den AWZ Gewässern lag.

Die industrielle Sandaalfischerei, der potentiell eine große Bedeutung als Ressourcenkonkurrent für den Schweinswal zukommt, verwendet große feinmaschige Schleppnetze. Es war deshalb naheliegend, dass ein Großteil der Kategorie TX die Sandaalfischerei repräsentiert. Um die Sandaalfischereiaktivitäten noch genauer zu spezifizieren wurden aus den Fischereiüberwachungsberichten von 2002-2006 alle Positionen der überwachten Industriefischerei auf Sandaal zusammengestellt und im gleichen Raster zusammengefasst (Abb. 27). Da nicht alle industriellen Fischereifahrzeuge überwacht werden, repräsentiert auch dieser Datensatz die Sandaalfischerei nicht vollständig. Zudem konnte er nicht saisonal aufgelöst werden, da die Datenmenge zu gering war. Als weitere Informationsquelle zur Fischerei wurden aus (Pedersen et al., 2009) und ICES Working Group Berichten (ICES, 2007) Fangstatistiken entnommen.

Die Schweinswal-Daten aus den Flugzählungen wurden für diese Untersuchung im gleichen Raster wie die Fischereidaten saisonal zusammengefasst.

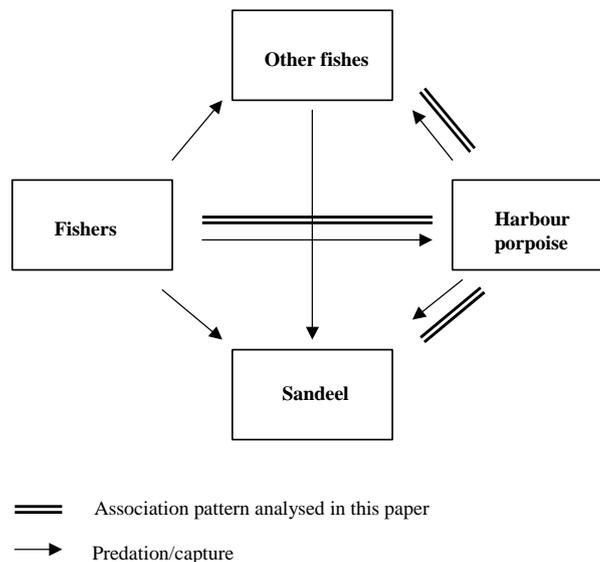


Abbildung 6: Konzeptionelles Modell aller potentieller Interaktionen zwischen Schweinswalen und Fischerei (nach Beverton, 1985). Die Assoziationsmuster, die in dieser Untersuchung analysiert wurden sind gekennzeichnet.

Um das Interaktionspotential zwischen Schweinswalen und der Fischerei in der Nordsee zu ermitteln wurde, basierend auf dem Konzept von Beverton (1985) (Abb. 6), für jede Jahreszeit überprüft, ob eine Assoziation und/oder Überlappung der Verteilungsmuster von Schweinswalen und verschiedenen Fischereitypen vorlag. Die Assoziation beschreibt in welchen Entfernungen zueinander die Komponenten vornehmlich auftreten, die Überlappung untersucht das gemeinsame Vorkommen beider Komponenten in den gleichen Rasterzellen. Eine starke Überlappung bei einer hohen Assoziation weist auf eine kausale Beziehung hin. Sowohl Beifang als auch Ressourcenkonkurrenz wurden als mögliche resultierende Interaktionen in Betracht gezogen. Als Ergänzung und Hilfe bei der Interpretation der Zusammenhänge zwischen Fischerei und Schweinswalen, wurden die Zusammenhänge zwischen Schweinswal-Verteilung und demersaler Fischgemeinschaft mittels eines Assoziationsindex untersucht. Hierzu wurden die, wie in Kapitel 3.3.2 beschrieben aufbereiteten Daten der German Small-scale Bottom Trawl Surveys (GSBTS) im gleichen Raster wie die Fischerei und Schweinswal-Daten zusammengefasst. Alle Rechnungen wurden mit SAS (2003) durchgeführt. Die Assoziationsindizes für die Fischereitypen sind jedoch nicht direkt mit denen für die Fischgemeinschaften vergleichbar. Zum Einen liegt dies an der Datenaufbereitung für die PCA (negative Zahlen wurden auf Null gesetzt), zum Anderen waren die Fischgemeinschaftsdaten für weniger Rasterzellen

verfügbar (Frühling n=150, Sommer n=126) als die Fischerei und Schweinswal-Daten (Frühling n=392, Sommer n=379, Herbst n=342).

Analyse der räumlichen Assoziation

Um die räumlichen Verteilungsmuster zu vergleichen wurde ein einfacher Assoziationsindex $C_{AI,f}$ für jede Saison berechnet (Schabenberg & Gotway, 2005):

$$C_{AI,f}(d_{fp}) = \frac{1}{k} \sum_k a_f a_p I(d_{fp})$$

a ist dabei die Dichte der Ereignisse f (=Fischerei oder Fischgemeinschaft) oder p (=Schweinswal) in k Paaren von Rasterzellen, jeweils getrennt durch eine Distanzklasse d_{fp} . Die Identität (oder identische Abbildung) $I(d_{fp})$ hat den Wert 1 für $d=d_{fp}$, ansonsten 0. $C_{AI,f}$ kann auch berechnet werden wenn eine Ausgangsvariable null ist. Die auf den Originaldaten (C_{data}) basierende Verteilung von $C_{AI,f}$ wurde gegen einen Assoziationsindex C_{random} aus randomisierten a 's getestet. Es waren grundsätzlich drei Assoziationstypen zu erwarten:

- auf kurze Distanz räumlich voneinander getrennte Verteilungsmuster von f und p , angezeigt durch $C_{random} > C_{data}$, als Hinweis auf eine negative Beziehung
- Aggregation der Verteilungsmuster auf kurzer Distanz, angezeigt durch $C_{random} < C_{data}$, als Hinweis auf eine positive Beziehung, sowie
- keine deutliche Beziehung zwischen den Mustern, angezeigt durch $C_{random} \approx C_{data}$.

Um die verschiedenen skalierten $C_{AI,f}$ Werte der einzelnen Fischereien f miteinander vergleichen zu können, wurde aus dem Verhältnis der Fläche unterhalb der oberen 95%-Konfidenzgrenze der randomisierten Assoziationskurve (A_r) zu der positiven Überschussfläche unterhalb der Assoziationskurve ($\Delta A = A_{data} - A_r$) eines jeden Fischereityps f in jeder Jahreszeit ein entsprechender unskaliertes Index ($\Delta A / A_r$) _{f} abgeleitet. Ein Verhältniswert > 0.2 bezeichnet dabei eine 'starke' Assoziation. Die Statistik wurde bis zu einer Distanz von 100 sm, der ungefähren Ausdehnung der Hauptfischereigründe (zwischen Doggerbank und Wattenmeer) als potentiell Maximum einer Interaktion, berechnet. Die Genauigkeit der Assoziationsanalyse entsprach etwa 6 sm (die minimale Distanz zwischen den Mittelpunkten zweier Rasterzellen für die die Dichten berechnet wurden) bis 15 sm (die industrielle Fischerei wird bei einer Geschwindigkeit von 3.5 kn während des Schleppens alle 3-4 Stunden kontrolliert). A_r wurde aus 20 Permutationen des Fischereidatensatzes und 30 Permutationen des Fischdatensatzes berechnet. Eine höhere Permutationszahl war aufgrund der begrenzten Kapazität des rechenaufwändigen LOESS Algorithmus (SAS, 2003) nicht möglich. Ein Vergleich der verschiedenen Permutationssets ergab, dass 20

Wiederholungen ausreichend waren um eine approximative, jedoch nicht exakte Statistik abzuleiten.

Analyse der Überlappung

Als Überlappungsindex wurde Morisita's Horn Index verwendet. Dieser Index quantifiziert den Grad der Ähnlichkeit zwischen zwei Stichproben und schwankt zwischen 0 (geringste Ähnlichkeit) und 1 (größte Ähnlichkeit). Von allen Ähnlichkeitsindizes reagiert er am wenigsten empfindlich auf Unterschiede in der Stichprobengröße und in den Artenzahlen (Dorman & Kühn, 2008). Um saisonalen Schwankungen Rechnung zu tragen, wurde ein saisonal gewichteter Index angenommen (vergleiche Kaschner & Pauly, 2004):

$$C_{MH,f} = \frac{2 \sum p_p p_f}{\sum p_p^2 + \sum p_f^2} w_p w_f$$

Dabei ist w die saisonale Gewichtung für die Schweinswal-Abundanz und den Fischereiaufwand und p der Anteil an der Schweinswal-Abundanz oder dem Fischereiaufwand pro Rasterzelle. Die tiefgestellten Indizes p und f haben verschiedene Werte für Schweinswale und Fischereidaten. Für Schweinswale wurde die Gewichtung w_p definiert als

$$w_p = \frac{N_{season}}{N_{max}}$$

mit N_{season} = saisonale Abundanz und N_{max} = maximale Abundanz. w_p beschreibt die Abundanz der Schweinswale gemessen an der maximalen Bestandszahl der Größe, N_{max} die im Sommer in deutschen Gewässern auftritt (Gilles et al., 2008b). Im Frühling war w_p 0.6 und im Herbst 0.2. Für den Fischereiaufwand wurde die Gewichtung wie folgt definiert:

$$w_f = \frac{seasonal\ effort}{total\ effort}$$

w_f gibt damit den Anteil der Fischereiaktivität einer Saison am Gesamtaufwand eines ganzen Jahres an. Für saisonal nicht aufgelöste Proxys (d.h. für die Sandaalfischerei) war $w_f = 1$. Die Signifikanzgrenze für $C_{MH,f}$ wurden aus 1000 Permutationen pro Saison, jeweils für TBBL, TX und GN abgeleitet.

3.8 Konfliktanalyse: Methodik zur Untersuchung des potentiellen Konflikts zwischen Schweinswalen und Stellnetzfischerei in der Ostsee

Zunächst wurde der Stellnetzaufwand in der Ostsee anhand von VMS Daten und Sichtungsdaten von Stellnetzflaggen ermittelt, im gleichen Raster wie die Schweinswal-Daten saisonal zusammengefasst und beide Datenquellen verglichen. Zur Beurteilung des Konfliktpotentials zwischen Schweinswalen und der Stellnetzfischerei in der Ostsee wurden die Verteilungsmuster der Stellnetzflaggen mit den Verteilungsmustern der Schweinswale verglichen. Hierfür wurden ausschließlich die Stellnetzflaggen-Sichtungsdaten und nicht die VMS Daten genutzt, da die Sichtungsdaten den Aufwand großer und kleiner Stellnetzfisher gleichermaßen widerspiegeln, VMS Daten hingegen nur die große Stellnetzfisherei repräsentieren. Auf der Grundlage des für die Verteilungsmuster erstellten Rasters wurde für jede der 10 x 10 km großen Zellen c ein einfacher Konfliktindex K_c berechnet. Hierzu wurde die Schweinswal-Dichte pd_c einer Zelle mit der entsprechenden Stellnetzdicke sd_c multipliziert. Allerdings wurde statt der Stellnetzdicke der Zelle allein, die mittlere Stellnetzdicke $sd_{c,mean}$ der Zelle und aller angrenzenden Zellen (I_c - IX_c) benutzt (Abb. 7). Hierdurch sollte der Stellnetzdicke in der direkten Umgebung, die aufgrund der Mobilität der Schweinswale als ebenso bedeutsam einzustufen ist, Rechnung getragen werden.

I_c	II_c	III_c
IX_c	c	IV_c
VII_c	VI_c	V_c

Abbildung 7: Visualisierung des Schemas nach dem die mittlere Stellnetzdicke entsprechend obiger Formel berechnet wurde: Für die zentrale Zelle c wurde die entsprechende mittlere Stellnetzdicke aus ihrem eigenen Dichtewert und denen der direkt angrenzenden Zellen (I_c - IX_c) berechnet.

Dementsprechend wurde der Konfliktindex K nach folgender Formel berechnet

$$K_c = pd_c \left(\frac{sd_c + sd_I + sd_{II} \dots + sd_n}{n} \right)$$

wobei $n_{\max} = 10$ (bei einer vollständig von anderen Zellen mit Dichtewerten umgebenen Zelle) und $n_{\min} = 1$ (bei einer Zelle ohne umgebende Zellen mit berechneten Dichtewerten) entsprechen konnte.

Der Konfliktindex K reagiert demnach gleichermaßen auf erhöhte Schweinswal- sowie Stellnetzichte und hohe Werte zeigen ein hohes Konfliktpotential an. Für Zellen ohne Schweinswale oder ohne Stellnetze würde er entsprechend $K = 0$ anzeigen. Die Indexwerte wurden im Raster mittels ArcView visualisiert um den Konflikt räumlich darzustellen.

3.9 Verteilungsanalyse: Methodik zur Auswertung von Schweinswal-Totfunden

Im Rahmen von Totfund-Monitoring-Programmen untersuchen das Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ) und das Deutsche Meeresmuseum in Stralsund (DMM) alle Kadaver von Schweinswalen, die entlang der Küsten Schleswig- Holsteins und Mecklenburg Vorpommerns gefunden werden (Siebert et al., 2006; Siebert et al., 2007). Auch alle gemeldeten Beifänge werden an die beiden Institutionen geliefert. Jedes Tier wird in die Fundstatistik aufgenommen und nach es werden nach Möglichkeit folgende Informationen festgehalten: Fundort, Funddatum, Geschlecht, Altersklasse (neonat, juvenil, adult). Jedem Kadaver wird ein Erhaltungszustand auf einer Skala von 1-5 zugeteilt (Tab. 3).

Tabelle 3: Beschreibung der Erhaltungszustände denen die eingelieferten Kadaver zugeordnet werden

Erhaltungszustand	Kriterien
1	Extrem frisch: Direkt nach dem Eintreten des Todes seziiert
2	Frisch: Fleisch als "essbar" zu bezeichnen, keine Verwesungserscheinungen
3	Leichte Verwesung: Aufblähung, leichte Hautablösungen, bei Männchen eventuell hervorgetretener Penis, Organe intakt
4	Fortgeschrittene Verwesung: starke Aufblähung, Hautablösung, bei Männchen hervorgetretener Penis, Organe nicht mehr beurteilbar, Knochen stellenweise sichtbar
5	Stark verwest: Mumifizierter Kadaver oder Skeletteile, keine Organe

Des Weiteren wird jeder Kadaver hinsichtlich der Beifangwahrscheinlichkeit beurteilt. Als sicherer Beifang werden nur Tiere eingestuft, die direkt als Beifang vom Fischer gemeldet und abgegeben wurden. Alle anderen Beifang-Indikationen, wie z.B. Netzmarken, also Schnitte und Abdrücke die vom Verfangen in Netzen herrühren, oder Verstümmelungen wie abgeschnittene Fluken oder Flipper werden als „Verdacht auf Beifang“ eingestuft.

Netzmarken werden nur als Beifang-Indikation berücksichtigt, wenn sie vor dem Tod des Tieres entstanden, so dass Kadaver die nachträglich in Netze gedriftet sind nicht mit in die Beifangstatistik gelangen. Alle Kadaver mit keinen oder nicht eindeutig zu identifizierenden Beifang-Merkmalen gehen in die Statistik als „Strandfund“ ein. Im Rahmen des Totfund-Monitoring-Programms werden die Tiere soweit der Erhaltungszustand es erlaubt seziert, der Gesundheitszustand beurteilt und nach Möglichkeit die Todesursache festgestellt. Diese Untersuchungen haben für diese Arbeit aber keine weitere Relevanz und sollen hier nicht weiter erläutert werden.

Für diese Arbeit standen Daten des FTZ von 1987-2008 und des DMM von 2000-2008 zur Verfügung. Es wurden nur die Daten für die Ostsee näher betrachtet, da hier die Beifangsituation problematischer erscheint und analysiert werden sollte. Hierzu wurde zunächst für beide Datenreihen separat die Zahl der Strandfunde und Beifänge pro Jahr ermittelt. Für die Jahre 2000-2008 wurden danach die Zahlen gemeinsam betrachtet und für Strandfunde und Beifänge die Verteilung über die Monate, die Altersverteilung die regionale Verteilung analysiert. Die Positionen der Fundorte wurden mit Hilfe von ArcView dargestellt. Des Weiteren wurden die Erhaltungszustände der Kadaver analysiert, um die Chancen zur Beifangbeurteilung einschätzen zu können. Lineare Modelle wurden in R v.2.3.1 (R Development Core Team 2006) genutzt um zu testen, ob die Zahlen und Anteile der Strandfunde, Beifänge und Verdachtsfälle signifikante Veränderungen über die Jahre zeigten.

4 Ergebnisse

4.1 Schweinswal-Verteilung auf Basis der Flugzählungsdaten: generelle Aspekte

Die Abbildungen 8–14 stellen die Aufwand korrigierten Verteilungen und Dichten der Schweinswale in Nord- und Ostsee gemittelt pro Jahreszeit dar. Zu beachten ist, dass sich bei gleicher Farbwahl die Skalen der Dichtedarstellung zwischen Nord- und Ostsee unterscheiden.

Die Schweinswal-Verteilung in der Deutschen Bucht zeigte eine starke saisonale Abhängigkeit. Im Frühling war die Schweinswal-Dichte insgesamt hoch und die Tiere traten weitverbreitet über das gesamte Untersuchungsgebiet auf. Ein großräumiger Dichteschwerpunkt war im Nord-Osten, im Gebiet des Sylter Außenriffs, zu erkennen. Zwei weitere Gebiete mit besonders hohen Dichten befanden sich im Bereich der Doggerbank und des Borkum-Riffgrunds (Abb. 8).

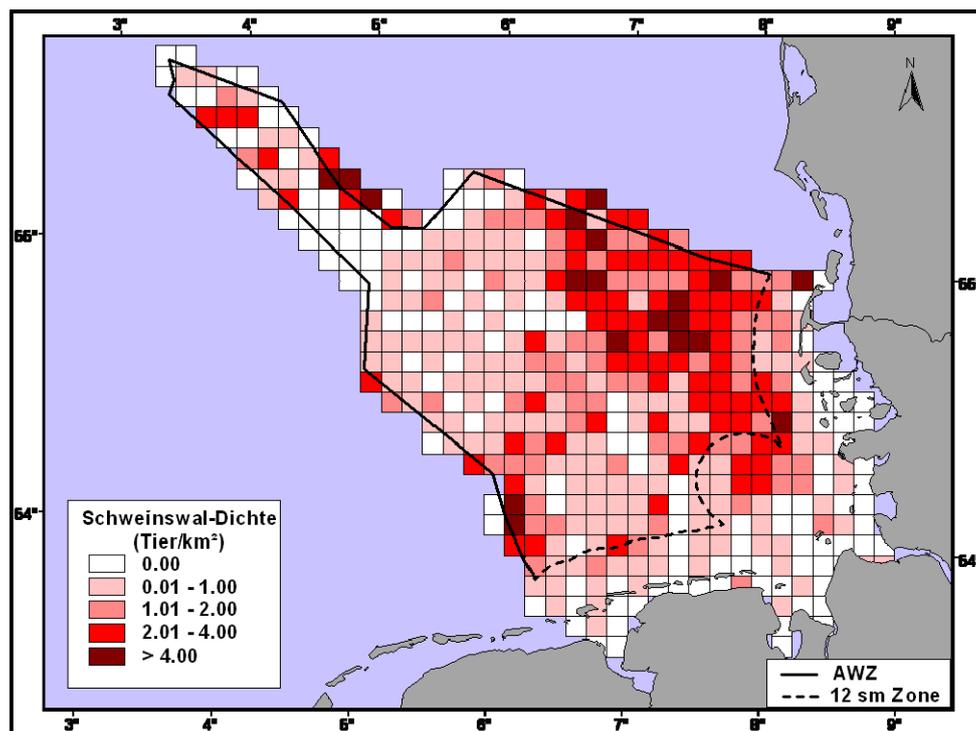


Abbildung 8: Schweinswal-Verteilung in der Nordsee im Frühling. Dargestellt ist die Schweinswal-Dichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen, basierend auf Flugzählungen in den Monaten März – Mai der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

Im Sommer war die Schweinswal-Verteilung konzentrierter als im Frühling und hohe Dichten traten fast ausschließlich in der nördlichen Hälfte der AWZ in Erscheinung. Es lag ein deutlicher Nord-Süd-Gradient der Schweinswal-Dichte vor. Höchste Dichten fanden sich wieder im Bereich des Sylter Außenriffs, wo die Aggregation noch deutlicher ausgeprägt

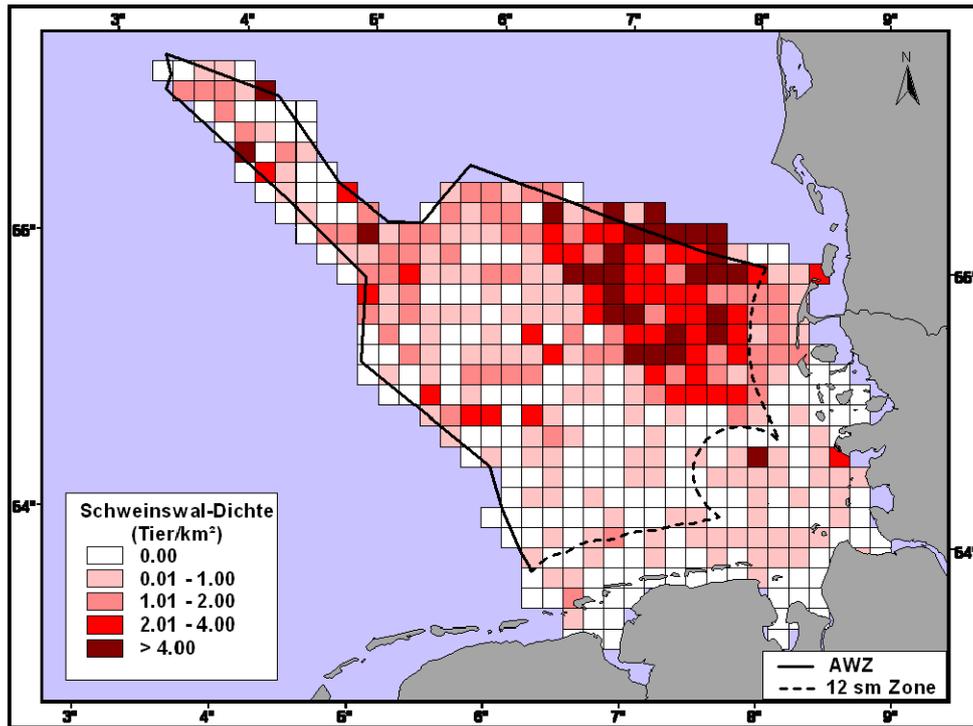


Abbildung 9: Schweinswal-Verteilung in der Nordsee im Sommer. Dargestellt ist die Schweinswal-Dichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen, basierend auf Flugzählungen in den Monaten Juni – August der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

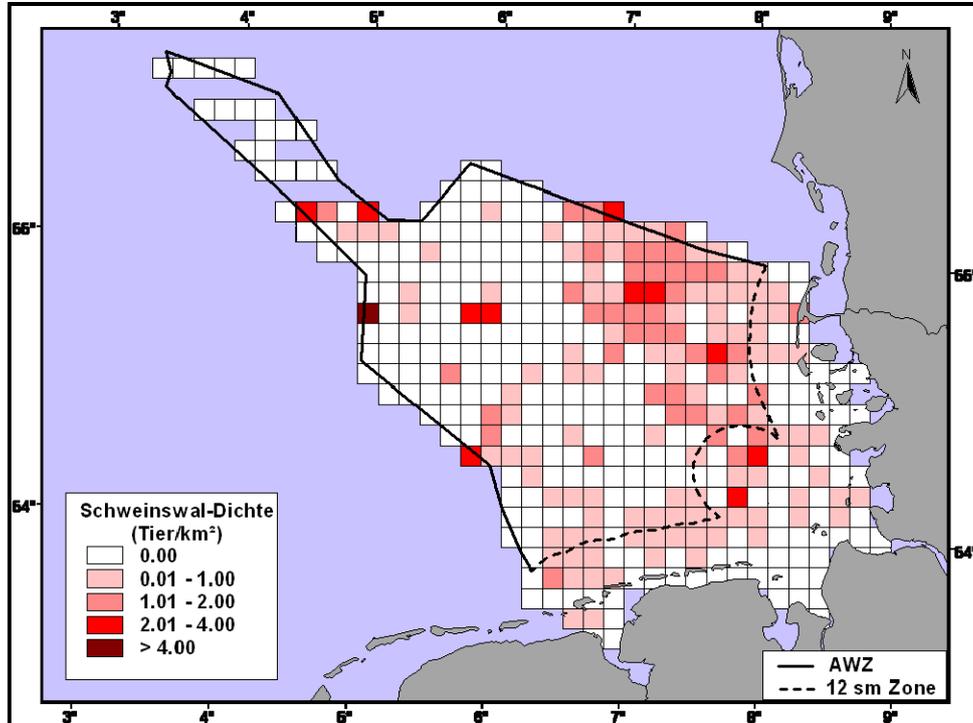


Abbildung 10: Schweinswal-Verteilung in der Nordsee im Herbst. Dargestellt ist die Schweinswal-Dichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen, basierend auf Flugzählungen in den Monaten September – November der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

erschien als im Frühling. Andere Gebiete hoher Dichte lagen erneut im Bereich der Doggerbank (Teilgebiet „Entenschnabel“), während die im Frühling beim Borkum Riffgrund beobachteten hohen Dichten im Sommer nicht mehr nachzuweisen waren (Abb. 9). Im Herbst war die Schweinswal-Dichte in der Deutschen Bucht insgesamt sehr viel geringer als im Frühling und Sommer. Zudem waren die Tiere gleichmäßiger über die AWZ verteilt. Aggregationen wie im Frühling und Sommer traten nicht auf. Höchste Dichten lagen im Gebiet des Sylter Außenriffs sowie nahe der Doggerbank (Abb. 10).

Auch in der Ostsee traten Schweinswale in allen Jahreszeiten auf, aber die Dichten waren um ein Vielfaches geringer als in der Nordsee. Im Winter war die beobachtete Dichte am geringsten und Tiere wurden ausschließlich in der westlichen Ostsee gesichtet (Abb. 11). Es gilt hierbei allerdings zu beachten, dass der Aufwand (geflogene km im Beobachtungsmodus) im Winter deutlich geringer war, als in den anderen Jahreszeiten. (Tab. 1). Im Frühling erstreckte sich der von Schweinswalen genutzte Bereich von der westlichen Ostsee weiter bis zur Mitte der Küste Mecklenburg-Vorpommerns, etwa auf Höhe des Darß. Zudem traten geringe Schweinswal-Dichten auch ganz im Osten des Untersuchungsgebietes, östlich der Insel Rügen in der Pommerschen Bucht auf (Abb.12). Im Sommer erstreckte sich die Verteilung der Tiere fast über das gesamte Untersuchungsgebiet, allerdings weiterhin mit einem Schwerpunkt in der westlichen Ostsee. Es kam es zu den insgesamt höchsten beobachteten Schweinswal-Dichten in der Ostsee. In der Pommerschen Bucht traten lokal sehr hohe Dichten in Erscheinung (Abb. 13). Diese wurden jedoch durch nur einen Flug im Juli 2002, während dessen ungewöhnlich viele Schweinswale einmalig in der Gegend gesichtet wurden, verursacht. Während aller anderen Flüge war die Sichtungsrate östlich von Rügen äußerst gering (vergl. Scheidat et al., 2008). Im Herbst war die Schweinswal-Dichte geringer als im Frühling und Sommer. Die Tiere traten in der westlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes lokal geklumpt auf, im Osten waren im Herbst fast keine Schweinswale nachzuweisen (Abb. 14).

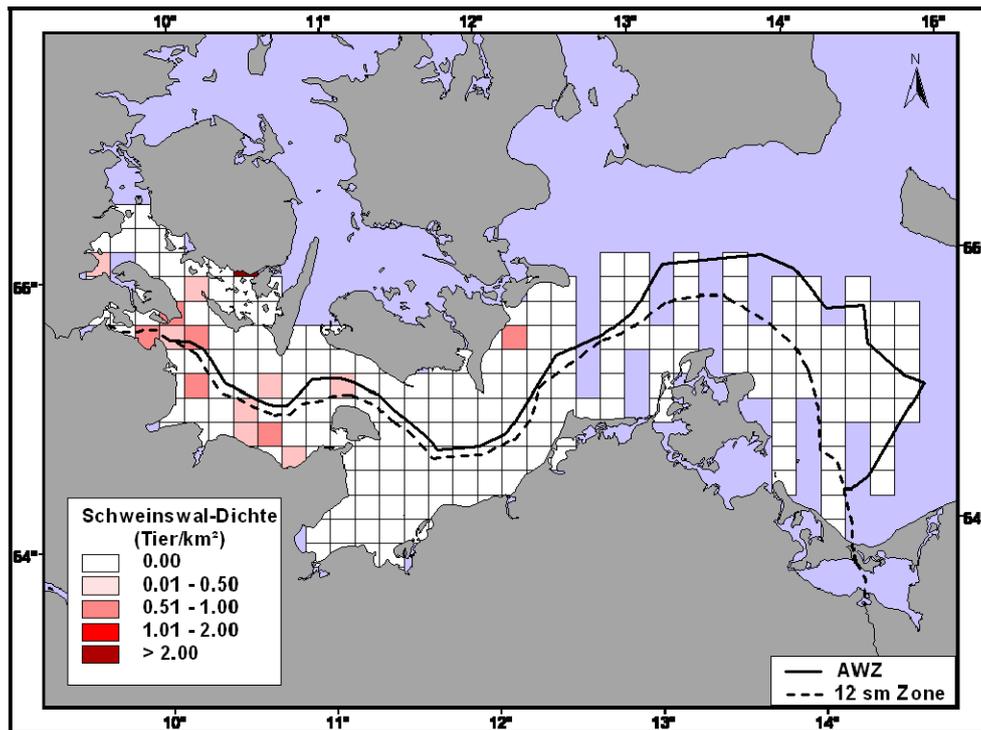


Abbildung 11: Schweinswal-Verteilung in der Ostsee im Winter. Dargestellt ist die Schweinswal-Dichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen basierend auf Flugzählungen in den Monaten Dezember – Januar der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

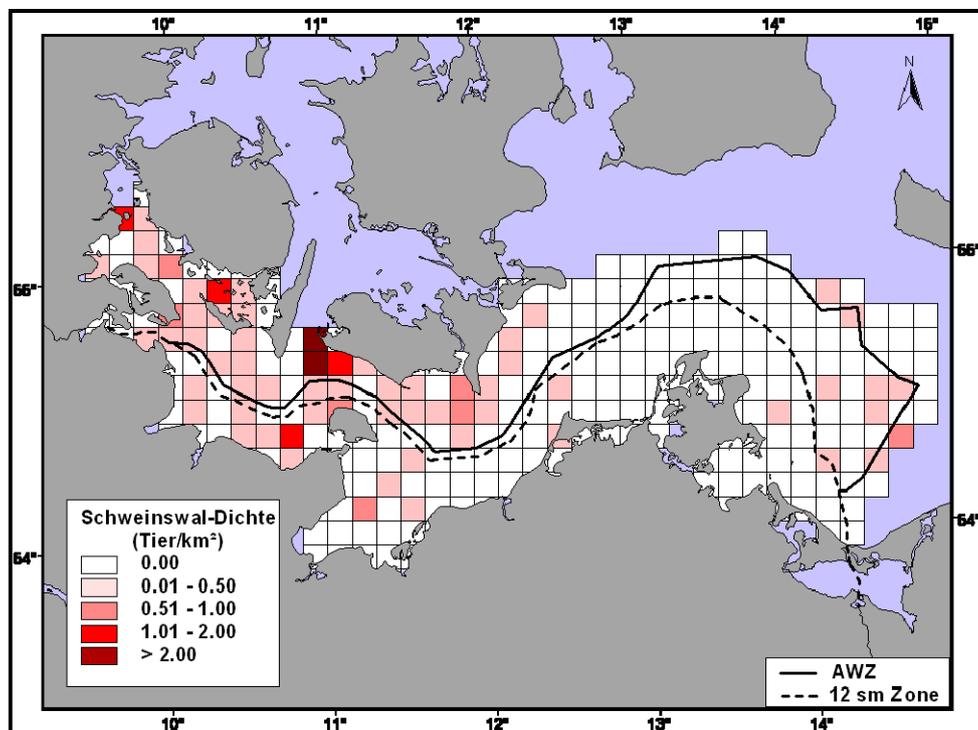


Abbildung 12: Schweinswal-Verteilung in der Ostsee im Frühling. Dargestellt ist die Schweinswal-Dichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen basierend auf Flugzählungen in den Monaten März – Mai der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

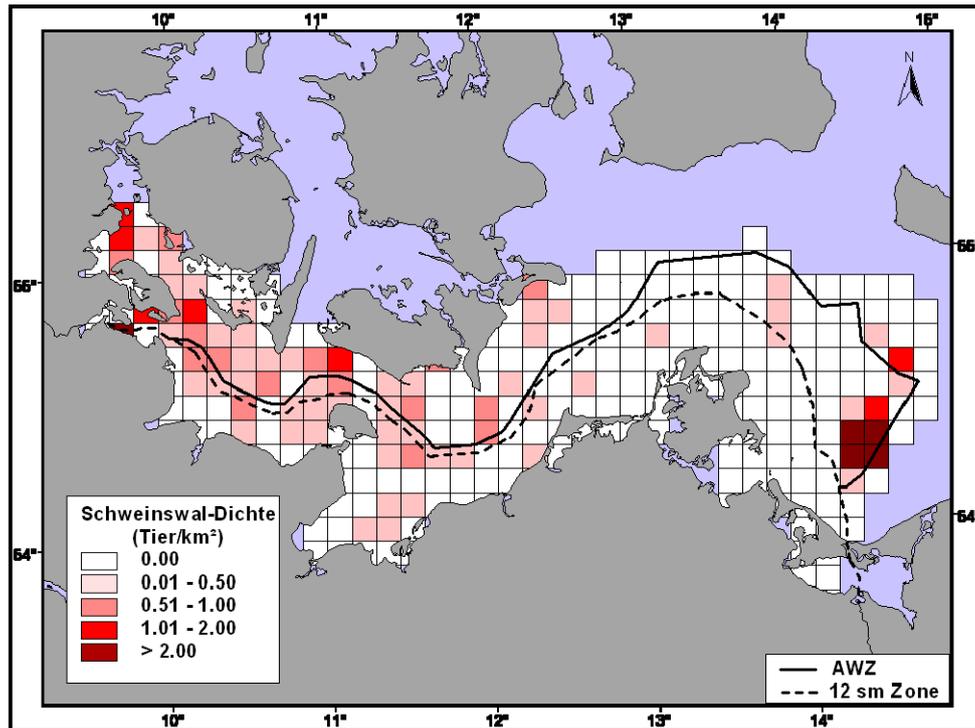


Abbildung 13: Schweinswal-Verteilung in der Ostsee im Sommer. Dargestellt ist die Schweinswal-Dichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen basierend auf Flugzählungen in den Monaten Juni – August der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

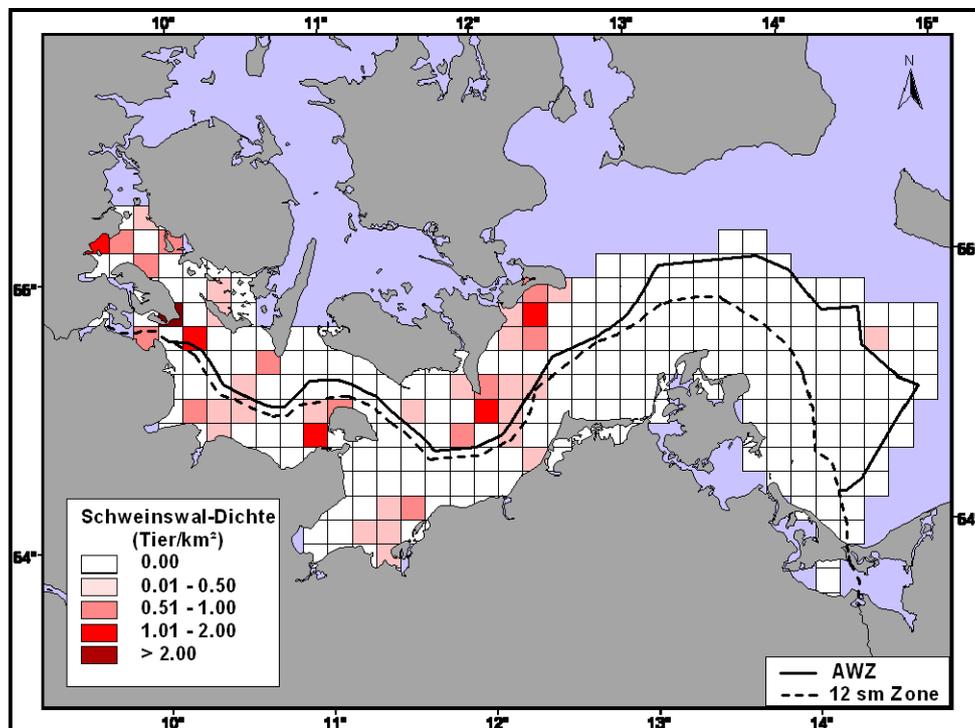


Abbildung 14: Schweinswal-Verteilung in der Ostsee im Herbst. Dargestellt ist die Schweinswal-Dichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen basierend auf Flugzählungen in den Monaten September – November der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

4.2 Schweinswal-Verteilung in den Verkehrstrennungsgebieten der Nordsee

Die Auswertung der Schweinswal-Verteilung in den einzelnen Verkehrstrennungsgebieten (VTG) der Nordsee zeigte für das nördliche VTG (Abb. 4, Gebiet 1 „Tiefwasserweg Deutsche Bucht Westansteuerung“) eine Meidung der Trennzone (Streifen d1) und des nördlich an die Schifffahrtlinie angrenzenden Streifens (b1) durch die Schweinswale. Die Schifffahrtsstraßen (Streifen c1 und e1) wurden mit Ausnahme des Flugs im August 2008 ebenfalls gemieden. Die anderen Streifen wiesen keine bestimmten Muster von Meidung oder Präferenz auf (Tab. 4). Im südlichen VTG (Abb. 4, Gebiet 2, Terschelling-Deutsche Bucht“) zeigten die Schweinswale nur eine deutliche Meidung des südlichsten Streifens (g2). Ansonsten waren keine deutlichen Präferenzen oder Meidungen zu erkennen (Tab. 4).

Tabelle 4: Selektivitäts-Indices (nach Jacobs, 1974) für die Schweinswal-Verteilung während 3 bzw. 5 Erfassungen über die in je 7 Streifen eingeteilten Verkehrstrennungsgebiete in der südlichen Nordsee. Die obere Tabellenhälfte entspricht dem nördlichen Untersuchungsgebiet (1), die untere Tabellenhälfte dem südlichen (2) (s. Abb. 4). Die schattierten Spalten (c1+c2 und e1+e2) kennzeichnen die Streifen innerhalb der Schifffahrtslinien). Negative Zahlen (kursiv) bedeuten Meidung, positive Zahlen Präferenz. Im Mai 2005 konnten 2 vollständige Erfassungen, eine am Anfang (Mai 2005-I) und eine am Ende des Monats (Mai 2005-II) durchgeführt werden.

Flug	km	km ²	Wale	a1	b1	c1	d1	e1	f1	g1
Mai 2005-II	195	16	20	0.05	-0.26	-0.26	-0.20	-0.52	0.49	0.10
Apr 2006	273	29	25	-0.14	-0.01	-0.38	-0.33	-0.11	-0.34	0.59
Aug 2008	301	29	47	0.37	-0.14	0.13	-0.27	0.02	-0.59	-0.07
				a2	b2	c2	d2	e2	f2	g2
Mai 2005-I	214	25	19	-0.13	0.11	0.14	0.02	0.23	-0.05	-1.00
Mai 2005-II	287	21	20	0.27	-0.23	-1.00	0.35	0.26	0.07	-0.48
Apr 2006	316	28	60	0.19	0.19	0.44	-0.25	-0.18	-0.51	-0.79
Mai 2007	287	51	27	-0.15	0.43	0.30	0.36	-0.40	-0.45	-1.00
Aug 2008	362	27	45	0.18	-0.05	-0.20	-0.03	-0.01	-0.07	0.14

Im großen Untersuchungsgebiet, welches beide VTGs umfasste (Abb. 5), war eine deutliche Meidung des nördlichen VTGs (Streifen B) sowie des Küstenstreifens (Streifen F) zu erkennen. Die beiden Streifen zwischen den VTGs (Streifen C und D) wurden von den Schweinswalen hingegen tendenziell bevorzugt (Tab. 5). Abbildung 15 zeigt ein Beispiel für die Schweinswal-Verteilung während eines Flugtages im April 2006.

Tabelle 5: Selektivitäts-Indices (nach Jacobs, 1974) für die Schweinswal-Verteilung während 6 Flügen über das in 6 Streifen eingeteilt große Untersuchungsgebiet im Bereich der Verkehrstrennungsgebiete in der südlichen Nordsee. Die schattierten Spalten (B und E) kennzeichnen die Streifen innerhalb der VTGs (s. Abb. 4). Negative Zahlen (kursiv) bedeuten Meidung, positive Zahlen Präferenz.

Flug	km	km ²	Wale	A	B	C	D	E	F
Juni 2002	636	76	34	0.58	-0.23	0.25	-0.80	-0.02	-0.21
Mai 2005-I	424	50	55	-0.80	-0.05	0.38	0.23	-0.09	-0.49
Mai 2005-II	546	44	54	-0.21	-0.04	0.24	0.16	-0.08	-0.38
Apr 2006	722	70	117	-0.42	-0.57	0.13	0.43	0.26	-0.65
Mai 2007	675	53	71	-0.65	-0.60	-0.56	0.50	0.33	-0.40
Aug 2008	817	71	113	0.19	-0.08	-0.34	0.09	-0.09	0.16

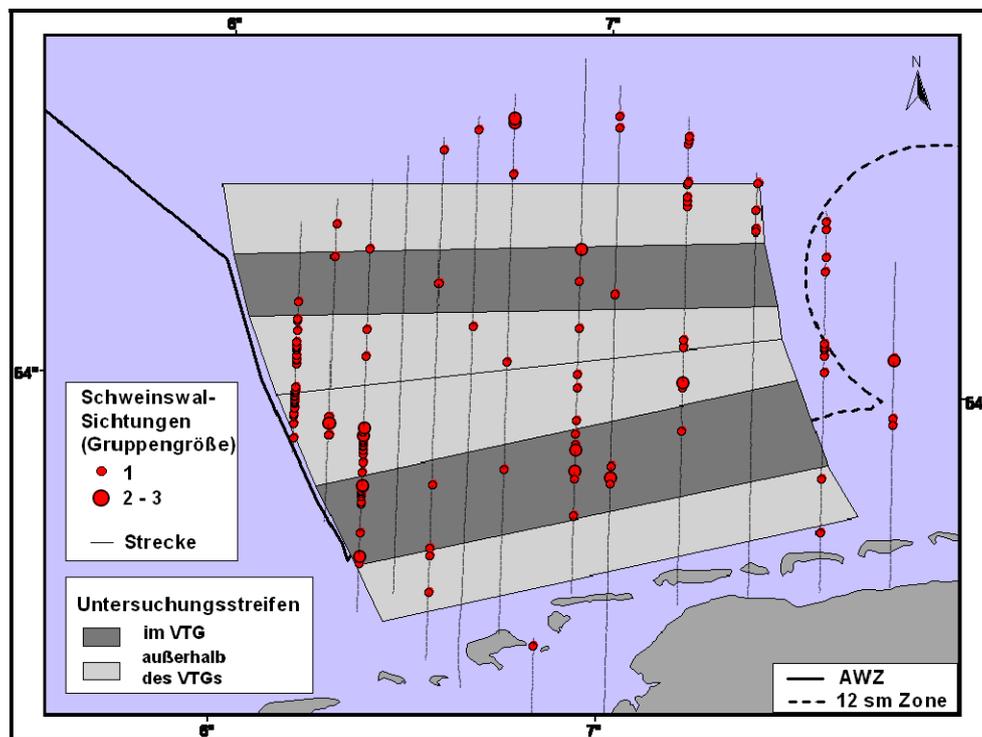


Abbildung 15: Schweinswal-Sichtungen während eines Flugtages im April 2006 über das in 6 Streifen eingeteilte Untersuchungsgebiet. Die dunkel grauen Streifen repräsentieren die beiden Verkehrstrennungsgebiete. Projektion: Mercator.

4.3 Schweinswal- und Seeverkehrsdichte in der Nordsee

Während der Flugzählungen wurden in der Nordsee insgesamt 592 Schiffe aufgenommen. Davon wurden 14 Schiffe im Winter gesichtet. Der Winter wurde jedoch aufgrund des geringen Flugaufwandes im Folgenden nicht weiter ausgewertet und ist aus den

nachfolgenden Statistiken ausgenommen. Über die Hälfte der von Frühling bis Herbst gesichteten Schiffe machten Fischereifahrzeuge (34%) und Containerschiffe (deren Kategorie auch alle Frachter und Tanker umfasste) (27%) aus (Abb. 16).

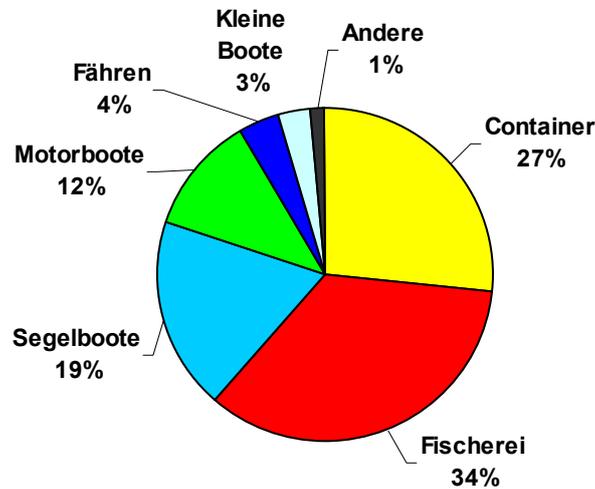


Abbildung 16: Anteile der Schiffskategorien an allen Schiffen, die während der Flugzählungen von 2002 – 2006 in der Nordsee gesichtet wurden.

Beim Vergleich zwischen den Jahreszeiten (Abb. 17) hebt sich die Zusammensetzung der Schiffe im Sommer durch einen erhöhten Anteil an Segelschiffen und kleinen Motorbooten von den anderen ab. Die Verteilung der restlichen Schiffe war relativ konstant. Abbildung 18 zeigt beispielhaft die Verteilung der Sichtungen aller Schiffe im Frühling.

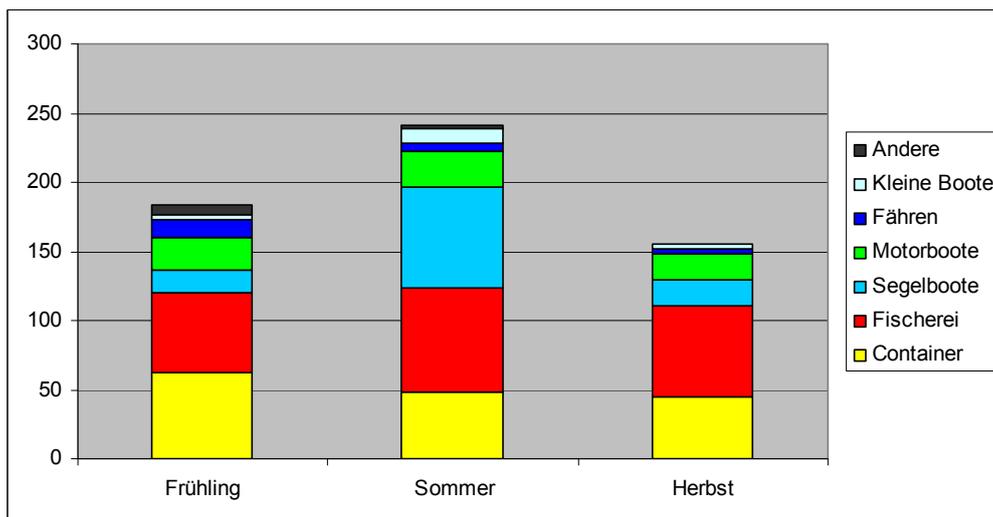


Abbildung 17: Anteile der Schiffskategorien pro Jahreszeit an allen während der Flugzählungen von 2002 – 2006 in der Nordsee gesichteten Schiffen.

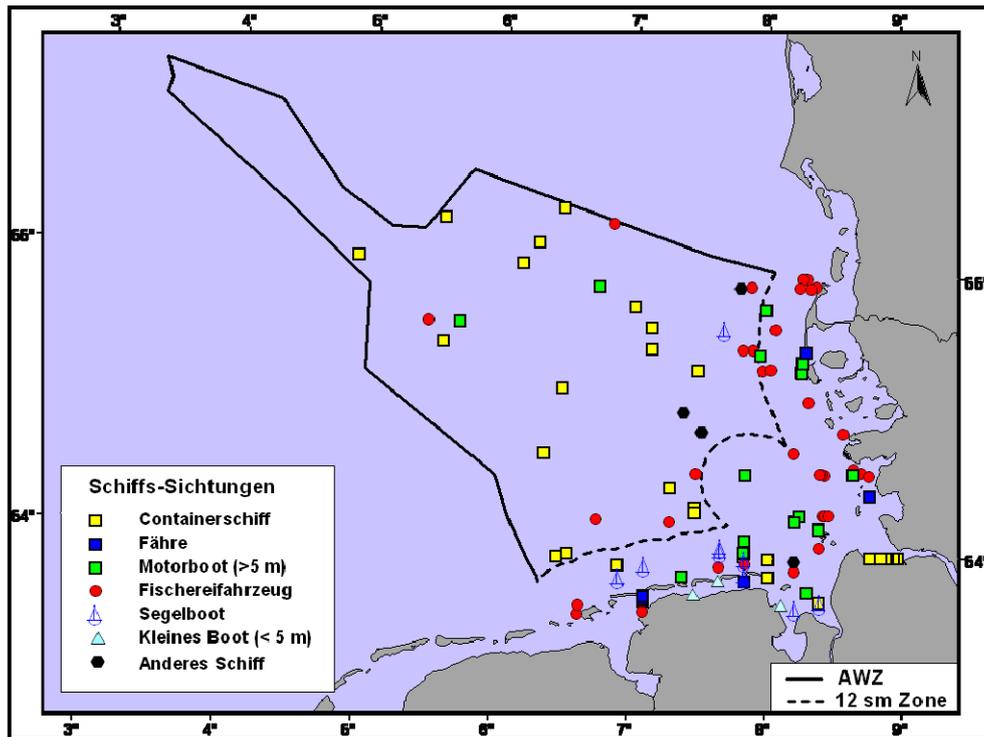


Abbildung 18: Alle Schiffsichtungen die während der Flugzählungen von 2002- 2006 in den Frühlingsmonaten März – April erfasst wurden. Projektion: Mercator.

4.3.1 Schiffsdichte und modellierte Schiffsdichte

Die räumliche Verteilung und Dichte der gesichteten Schiffe pro Jahreszeit ist auf den Abbildungen 19-21 zu sehen. Während aller drei Jahreszeiten ist eine deutliche Küstennähe der Schiffsverteilung zu erkennen. Höchste Dichten traten besonders im Bereich der Flussmündungen von Elbe, Weser und Ems auf, sowie hohe Dichten allgemein im Wattenmeer. Im Herbst war die Schiffsdichte im Offshore-Bereich etwas geringer als im Frühling und im Sommer, insgesamt unterschieden sich die Verteilungsmuster der Schiffe zwischen den Jahreszeiten aber nicht stark voneinander, so dass für die Modellierung alle Schiffsichtungen der drei Jahreszeiten zusammen genutzt wurden und ein für alle Jahreszeiten gültiges Modell entwickelt wurde. Zusätzlich wurde eine Modellierung unter Ausnahme der Segelboote und kleinen Boote unternommen, da diese nur für die Schiffsverteilung im Sommer von Relevanz sind.

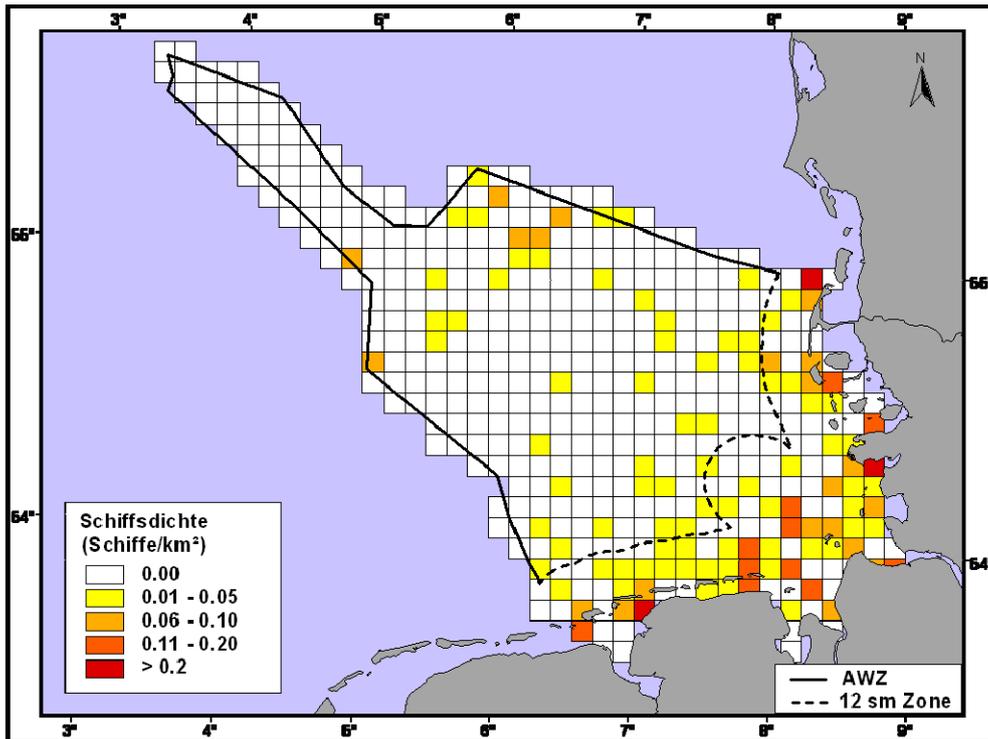


Abbildung 19: Schiffsverteilung in der Nordsee im Frühling. Dargestellt ist die beobachtete Schiffsdichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen, basierend auf Flugzählungen in den Frühlingsmonaten März – Mai der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

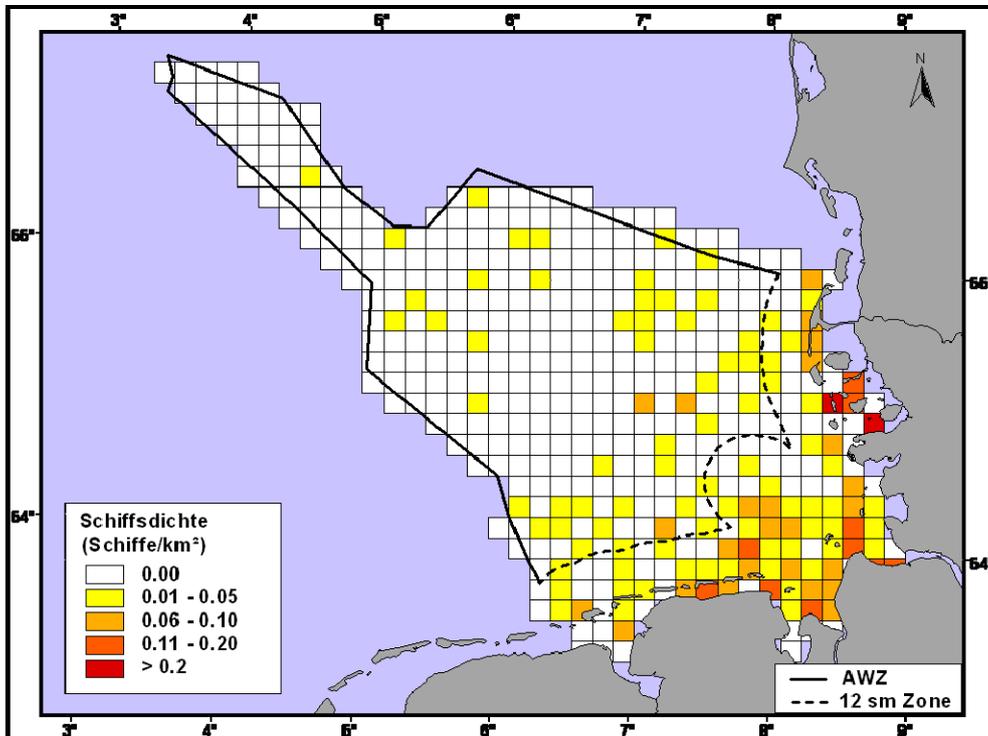


Abbildung 20: Schiffsverteilung in der Nordsee im Sommer. Dargestellt ist die beobachtete Schiffsdichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen, basierend auf Flugzählungen in den Sommermonaten Juni – August der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

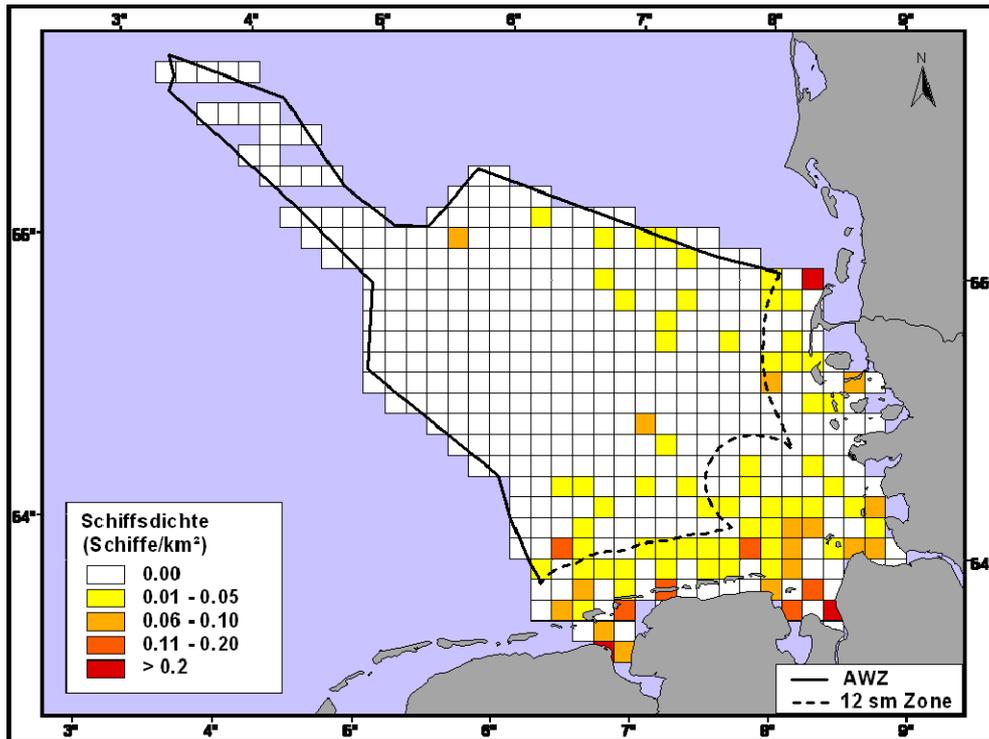


Abbildung 21: Schiffsverteilung in der Nordsee im Herbst. Dargestellt ist die beobachtete Schiffsdichte in einem Raster aus 10 x 10 km großen Zellen, basierend auf Flugzählungen in den Herbstmonaten September – November der Jahre 2002 bis 2006. Projektion: Mercator.

In Tabelle 6 sind die Ergebnisse aller während des Modellierungsprozesses getesteten „density surface“ Modelle zur Schiffsdichte in der deutschen Nordsee dargestellt. Das Modell *h9*, mit Gebietsstaus (*status*) und einer Interaktion von Küsten- und Hafendistanz ($s(\text{coast_port})$) als Variablen, erzielte das beste Kreuzvalidierungs-Ergebnis (GCV Score) und die höchste erklärte Varianz, unter Einsatz der geringsten Zahl an Variablen. Weitere hinzugefügte Variablen konnten keine zusätzliche Verbesserung des Modells erzielen. Daher wurde dieses Modell ausgewählt und zur Vorhersage der Schiffsdichte in der AWZ der Nordsee genutzt. Das interpolierte Ergebnis der Vorhersage ist in Abbildung 22 dargestellt. Dem Modell entsprechend kommt es zu höchsten Schiffsdichten im Küstenbereich, die zunächst mit steigender Küstendistanz abnehmen. In der Mitte der deutschen AWZ wurden vergleichsweise geringe Schiffsdichten vorhergesagt, weiter im Westen wiederum etwas höhere. Für den Bereich des Entenschnabels wurden keine Schiffe vorhergesagt. Die Ausnahme der Segelboote und kleinen Schiffe aus der Modellierung führte zu einem sehr ähnlichen Modell und wurde nicht weiter verwendet.

Tabelle 6: Ergebnisse der „density surface“ Modellierungen. Das Model h9 erzielte das beste Kreuzvalidierungs-Ergebnis (GCV Score) und erklärte die höchste Varianz unter Verwendung der geringsten Variablenzahl. Dieses Modell wurde zur Vorhersage der Schiffsdichte in der AWZ genutzt.

Model	Prädiktoren	GCV Score	Erklärte Varianz
h1	status	3.48	0.09
h2	s(lat)	0.27	0.09
h3	s(lon)	0.27	0.08
h4	s(depth)	0.27	0.08
h5	s(coast)	0.26	0.12
h6	s(port)	0.26	0.12
h7	s(coast)+s(port)	0.26	0.13
h8	s(coast_port)	0.26	0.15
h9	s(coast_port)+status	0.25	0.17
h10	s(coast_port)+s(depth)	0.25	0.15
h11	s(coast_port)+s(lat)	0.25	0.15
h12	s(coast_port)+s(lon)	0.25	0.15
h13	s(coast_port)+s(depth)+status	0.25	0.17
h14	s(coast_port)+s(lat)+status	0.25	0.17
h15	s(coast_port)+s(lon)+status	0.25	0.17

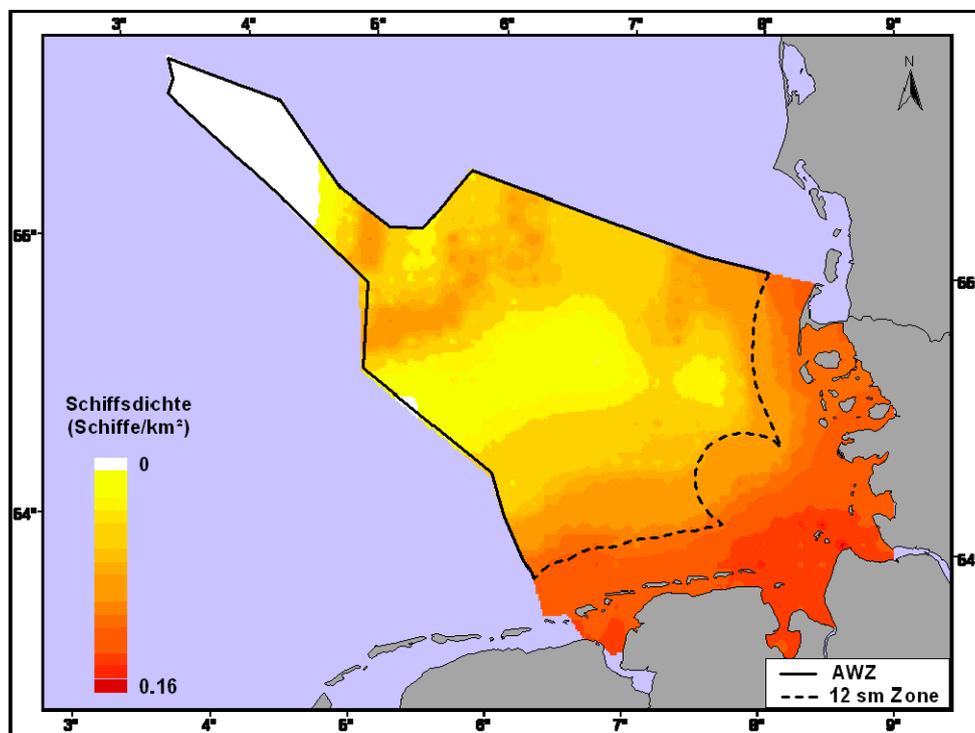


Abbildung 22: Modell h9 (s(coast_port)+status) für alle Schiffstypen zusammen in alle Jahreszeiten (bis auf den Winter). 17% erklärte Varianz. Projektion: Mercator

4.3.2 Müllverteilung

Die Müllverteilung zeigte keine auffälligen Unterschiede zwischen den Jahreszeiten. Es wurde daher ein Verteilungsmuster für den gesamten Zeitraum erstellt und für die Untersuchungen verwendet. Wie in Abbildung 23 zu erkennen wurde treibender Müll über das Gesamtgebiet der AWZ gesichtet und Müll trat fast in jeder Rasterzelle auf. Die Mülldichte war generell im Westen des Untersuchungsgebietes höher als im Osten und der Müll wies einen Verteilungsschwerpunkt und die höchsten Mülldichten im östlichen Offshore-Bereich der AWZ auf. Innerhalb der 12 sm Zone und in angrenzenden Bereichen war das Müllaufkommen deutlich geringer als in der AWZ. Etwa 5% der Müllsichtungen waren Netzreste und andere Teile von Fischereigerät (Tae, Bojen, Schwimmer etc.).

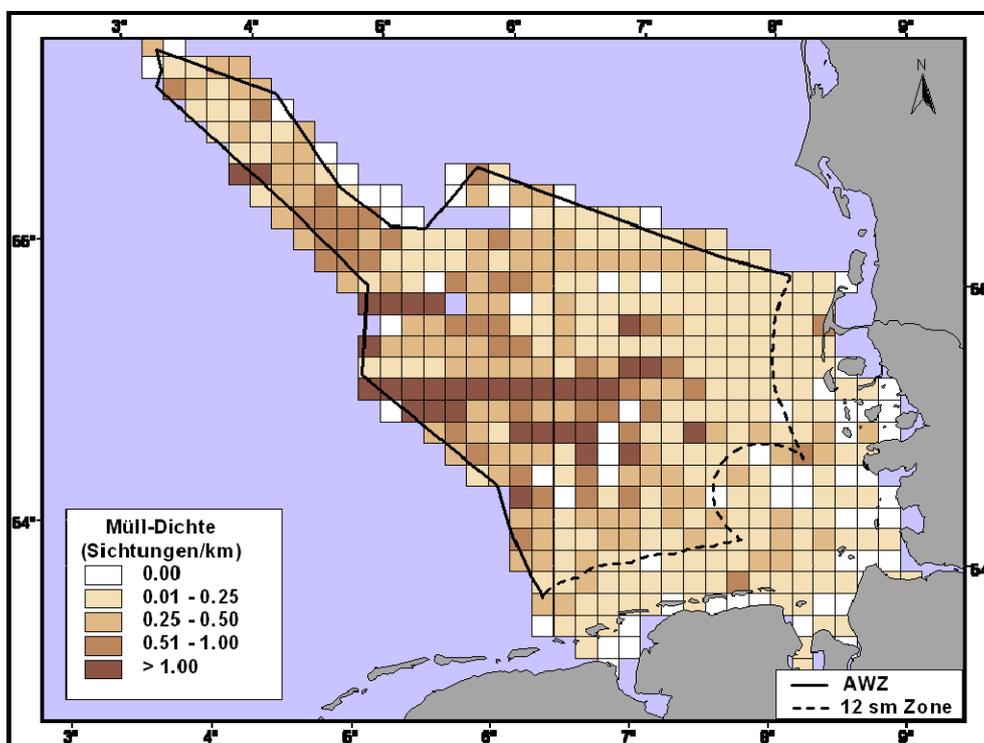


Abbildung 23: Müllverteilung und -dichte basierend auf den Flugzählungen von 2002 bis 2006. Ausgewertet wurden nur Flugstrecken unter guten Sichtungsbedingungen (Seastate max. = 2). Projektion: Mercator

4.3.3 Korrelationen und Verallgemeinertes Additives Modell (GAM)

Zwischen der Schweinswal-Dichte und der Schiffsdichte traten in jeder Jahreszeit signifikant ($\alpha=0.05$) negative Korrelationen auf (Tab. 7). Die beobachtete und die modellierte Schiffsdichte wiesen dabei sehr ähnliche Ergebnisse auf. In den meisten Fällen war die Korrelation für die Zellen mit beobachteter Schweinswal-Dichte (Porpoise-Presence-Cells, PPC) stärker als für die Gesamtheit der Zellen. Nur die modellierte Schiffsdichte im Frühling zeigte ein umgekehrtes Verhältnis und die Untersuchung aller Zellen im Herbst ergab weder

für die beobachtete noch die modellierte Schiffsdichte eine Korrelation. Dafür war die Korrelation in den PPC Zellen des Herbstes die stärkste aller errechneten.

Tabelle 7: Ergebnisse der Spearman-Rang-Korrelation für alle Zellen mit Suchaufwand (alle) und für alle Zellen mit nachgewiesener Schweinswal-Dichte (PPC) in der jeweiligen Jahreszeit. n gibt die Zahl der untersuchten Zellen an, r_s ist der Korrelationskoeffizient und p das Signifikanzniveau.

Jahreszeit	Zellen	n	beobachtete Schiffsdichte		modellierte Schiffsdichte	
			r_s	p	r_s	p
Frühling	alle	466	-0.16	< 0.001	-0.16	< 0.001
	PPC	320	-0.19	<0.001	-0.14	< 0.01
Sommer	alle	451	-0.12	<0.01	-0.19	< 0.001
	PPC	267	-0.18	<0.01	-0.27	< 0.001
Herbst	alle	425	0.06	0.13	0.05	0.17
	PPC	155	-0.42	<0.01	-0.38	< 0.001

Die Mülldichte wies eine sehr starke positive Korrelation ($n=434$, $r_s= 0.49$, $p<0.001$) mit der modellierte Schiffsdichte auf. Zu den beobachteten Schiffsdichten der einzelnen Jahreszeiten traten keine Korrelationen auf.

Die Analyse der Zusammenhänge zwischen Schweinswal- und Schiffsdichte, Küstendistanz und Wassertiefe mittels des Verallgemeinerten Additiven Modells (GAM) bestätigte einen negativen Zusammenhang zwischen Schweinswal und Schiffsdichte. Die Ergebnisse für alle Jahreszeiten sind in Tabelle 8 zusammengefasst. Im Frühling und Herbst weist die beobachtete Schiffsdichte einen signifikant negativen Zusammenhang mit der Schweinswal-Dichte auf, die modellierte Schiffsdichte im Frühling und Sommer. Die F Werte zeigen jeweils an, wie viel Varianz von den einzelnen Variablen erklärt wird. Küstendistanz und Wassertiefe zeigten stets höhere Werte als die Schiffsvariable, die folglich im Vergleich einen niedrigeren Stellenwert einnimmt. Trotzdem verbesserte die Schiffsdichte in den vier oben genannten Fällen als Variable das Modell insgesamt und trug signifikant zur Erklärung der Schweinswal-Verteilung bei. Von den vier Modellen, in denen die Schiffsdichte einen signifikanten Beitrag zur Erklärung der Schweinswal-Dichte leistete wurde die höchste Varianz in dem Sommermodell unter Verwendung der modellierten Schiffsdichte erklärt (50.2%), gefolgt vom Herbstmodell der mit der beobachteten Schiffsdichte (39.4%) und dem

Ergebnisse

Frühlingsmodell mit der modellierten Schiffsdichte (38.5%). Der mittlere Fehler der Modelle war generell niedrig (Tab. 8) und bedeutet eine gute Passform („fit“) der Modelle.

Tabelle 8: Ergebnisse der GAMs zur Untersuchung der Beziehung zwischen Schweinswal- und Schiffsdichte. Für jede verwendete Variable sind der F-Wert (Beitrag zur erklärten Varianz), die Signifikanz (p-Wert) und die Freiheitsgrade (edf) dargestellt. Für jedes Modell sind zudem das R² Ergebnis, die erklärte Varianz (%) und der mittlere Fehler der Residuen angegeben. Die Jahreszeiten, in denen Schiffsdichte einen signifikanten Beitrag zur Erklärung der Schweinswal-Dichte leistete, sind grau unterlegt.

		beobachtete Schiffsdichte			modellierte Schiffsdichte		
		Frühling	Sommer	Herbst	Frühling	Sommer	Herbst
Achsenabschnitt	t	8.71	6.72	-2.71	7.61	6.56	-2.55
	Pr(> t)	<0.001	<0.001	<0.01	<0.001	<0.001	<0.05
	estimate	0.41	0.34	-1.62	0.34	0.31	-0.15
Küstendistanz	F	2.8	13.81	5.84	11.04	11.61	5.76
	p	<0.01	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	edf	7.55	8.9	7.71	8.67	8.89	7.64
Tiefe	F	5.496	11.27	3.56	7.29	11.06	5.28
	p	<0.001	<0.001	<0.5	<0.001	<0.001	<0.05
	edf	8.29	7.91	1	8.58	7.36	1.00
Schiffsdichte	F	4.61	1.08	2.76	3.05	3.07	1.47
	p	<0.05	0.34	<0.5	<0.05	<0.05	0.23
	edf	1	1	1.23	1.34	1.41	1.00
n		320	267	155	316	262	155
R² (angepasst)		0.1	0.42	0.27	0.3	0.4	0.25
Erklärte Varianz (%)		20.7	52.6	39.4	38.5	50.2	37.30
mittlerer Fehler		0.05	0.05	0.06	0.05	0.05	0.06

Die Unabhängigkeit der einzelnen Variablen untereinander wurde mittels R²x getestet. R² gibt Auskunft über die Kollinearität der verwendeten Variablen, d.h., wie viel Varianz einer einzelnen Variablen x durch die anderen erklärt wird (Gregar & Trites, 2001). Bei Überschreitung eines Grenzwertes von R²x empfiehlt es sich eine der kollinearen Variablen aus dem Modell auszuschließen. In anderen Wal-Habitat-Studien wurde dieser Grenzwert auf R²x = 0.8 oder 0.9 festgelegt (Gregar & Trites, 2001; Laran & Gannier, 2008). In den Modellen dieser Arbeit wurde dieser Grenzwert nie überschritten.

Die geringen Freiheitsgrade die die Schiffsdichte-Variable in allen Modellen verwendet, zeigt, dass der Zusammenhang zwischen Schiffsdichte und Schweinswal-Dichte annähernd linear (edf=1) ist. Dies zeigen auch die Graphen der einzeln dargestellten Einflüsse der

Variablen, wie am Beispiel für das Modell mit der modellierten Schiffsdichte im Sommer in Abbildung 24 zu sehen. Während der Einfluss von Küstendistanz und Tiefe wechselnd positive und negative Zusammenhänge mit der Schweinswal-Dichte, zeigt der Graph der Schiffsdichte einen mit der Schiffsdichte ansteigenden negativen Zusammenhang mit der Schweinswal-Dichte.

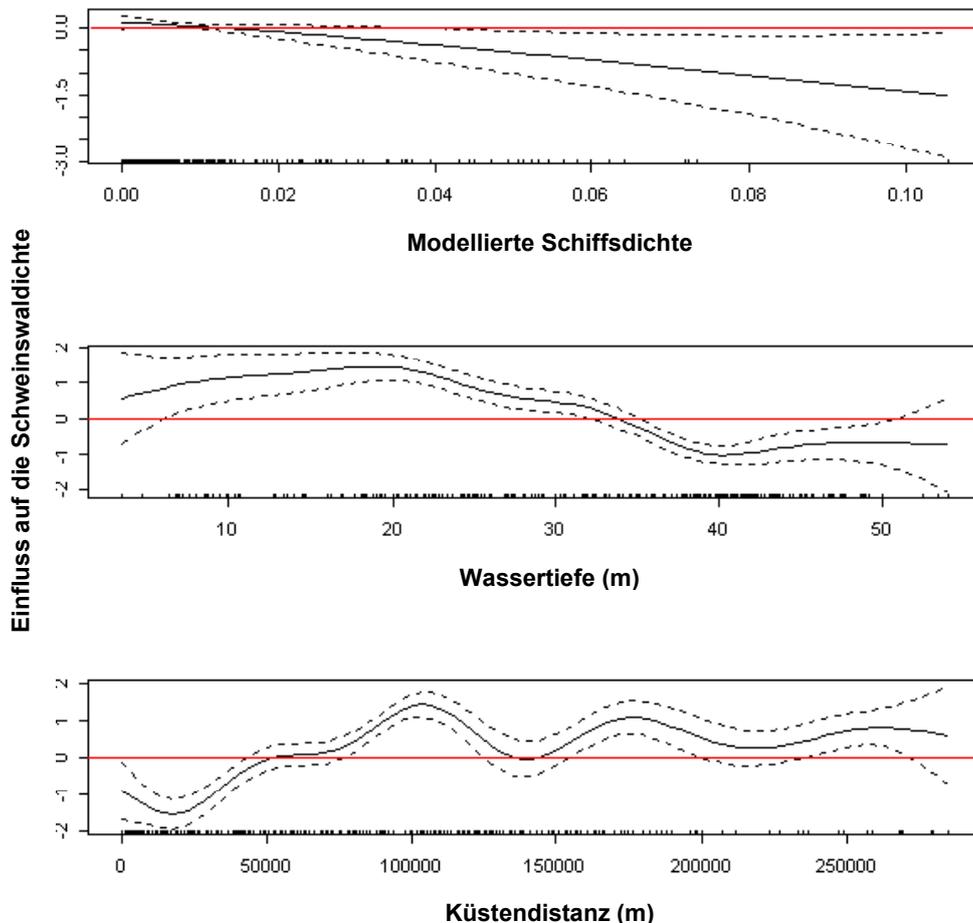


Abbildung 24: Einfluss der einzelnen Variablen im GAM mit der modellierten Schiffsdichte für den Sommer (Tab. 8). Auf der x-Achse ist jeweils die Dimension der Variablen angegeben, auf der y-Achse der positive oder negative Einfluss der Variablen auf die Schweinswal-Verteilung. Für einen signifikanten Einfluss ist die Abweichung von der Nulllinie (rot) entscheidend, d.h. das Konfidenzband darf den Nullwert nicht umfassen.

In der Abbildung 25 ist die Zusammenwirkung der Variablen auf die Schweinswal-Dichte beispielhaft für die modellierte Schiffsdichte im Frühling und Sommer als dreidimensionale Grafik dargestellt. Zusehen ist der sich zwischen Sommer und Frühling verändernde Einfluss von Tiefe und Küstendistanz auf die Schweinswal-Verteilung bei relativ gleichbleibendem Einfluss der Schiffsdichte. Des Weiteren wird der Unterschied zwischen dem linearen

Zusammenhang der Schiffsdichte mit der Schweinswal-Dichte im Gegensatz zu den anderen beiden Variablen deutlich.

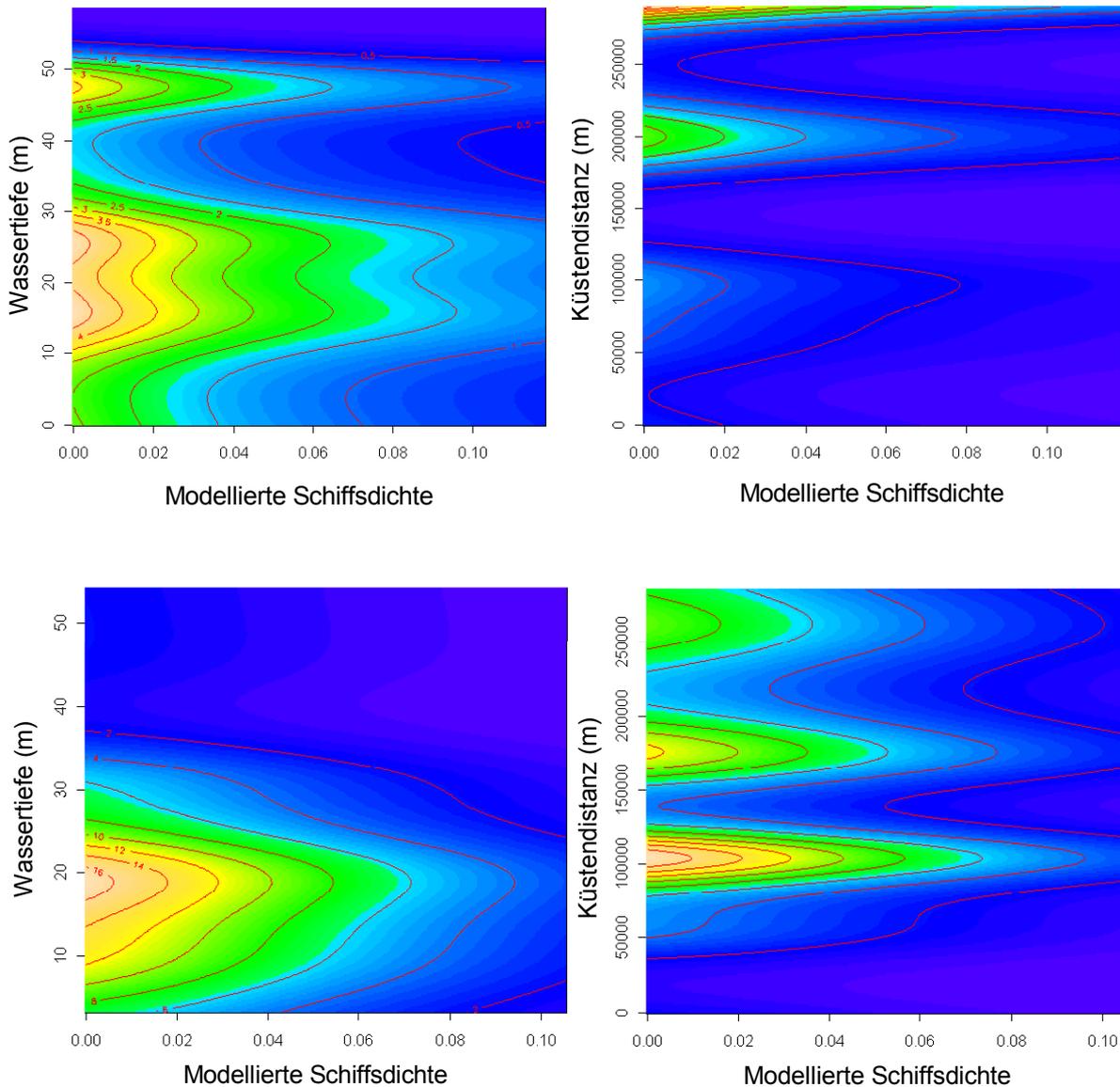


Abbildung 25: GAM-Ergebnisse für die modellierte Schiffsdichte im Frühling (oben) und Sommer (unten). Dreidimensionale Darstellung der Zusammenwirkung von Wassertiefe und Schiffsdichte (links) und Küstendistanz und Schiffsdichte (rechts) auf die Dichte von Schweinswalen. Die Farben, Isolinien und Zahlen geben (auf der Z-Achse) die Schweinswal-Dichte wider

Das GAM zur Untersuchung der Beziehung zwischen Mülldichte und Schiffsdichte in Zusammenhang mit Wassertiefe und Küstendistanz zeigte eine starke Abhängigkeit der Mülldichte von der modellierten Schiffsdichte. Weder Küstendistanz noch Wassertiefe zeigten einen Zusammenhang mit der Mülldichte, während die modellierte Schiffsdichte eine

hoch signifikante Auswirkung ($p < 0.001$) hatte (Tab. 9). Zwischen der Mülldichte und der beobachteten Schiffsdichte wurde mittels der GAMs keine signifikante Beziehung entdeckt.

Tabelle 9: Ergebnisse der GAMs zur Untersuchung der Beziehung zwischen Müll- und Schiffsdichte. Für jede verwendete Variable sind der F-Wert (Beitrag zur erklärten Varianz), die Signifikanz (p-Wert) und die Freiheitsgrade (edf) dargestellt. Für jedes Modell sind zudem das R² Ergebnis, die erklärte Varianz (%) und der mittlere Fehler der Residuen angegeben.

		Mülldichte
Achsenabschnitt	t	-18.33
	Pr(> t)	<0.001
	estimate	-1.19
Küstendistanz	F	2.2
	p	0.07
	edf	1.746
Tiefe	F	0.369
	p	0.54
	edf	1
Schiffsdichte	F	21.19
	p	<0.001
	edf	3.73
n		434
R² (angepasst)		0.19
Erklärte Varianz (%)		29.3
mittlerer Fehler		0.07

4.4 Schweinswal-Verteilung und Fischereiaufwand in der Nordsee

4.4.1 Saisonale Muster von Fischereiaufwand und Schweinswal-Dichte

Die Auswertung der Vessel-Monitoring-System (VMS) Daten ergab, dass 2006 die Baumkurrenfischerei TBBL mit 105 000 Stunden Schlepp-Aufwand in der AWZ die größte Flotte darstellte. Der Schlepp-Aufwand nahm von Frühling (18 000 h) über Sommer (28 500 h) bis Herbst (35 500 h) zu. Der verbleibende Aufwand von 23 000 Stunden stammte aus dem Winter. Im Frühling 2006, wurden hauptsächlich die äußeren Gebiete der AWZ, insbesondere die Dogger Bank und ein Gebiet westlich des Sylter Außenriffs befischt. Im Sommer und Herbst verlagerte sich die intensive Fischerei in die zentrale deutsche Bucht (Abb. 26A).

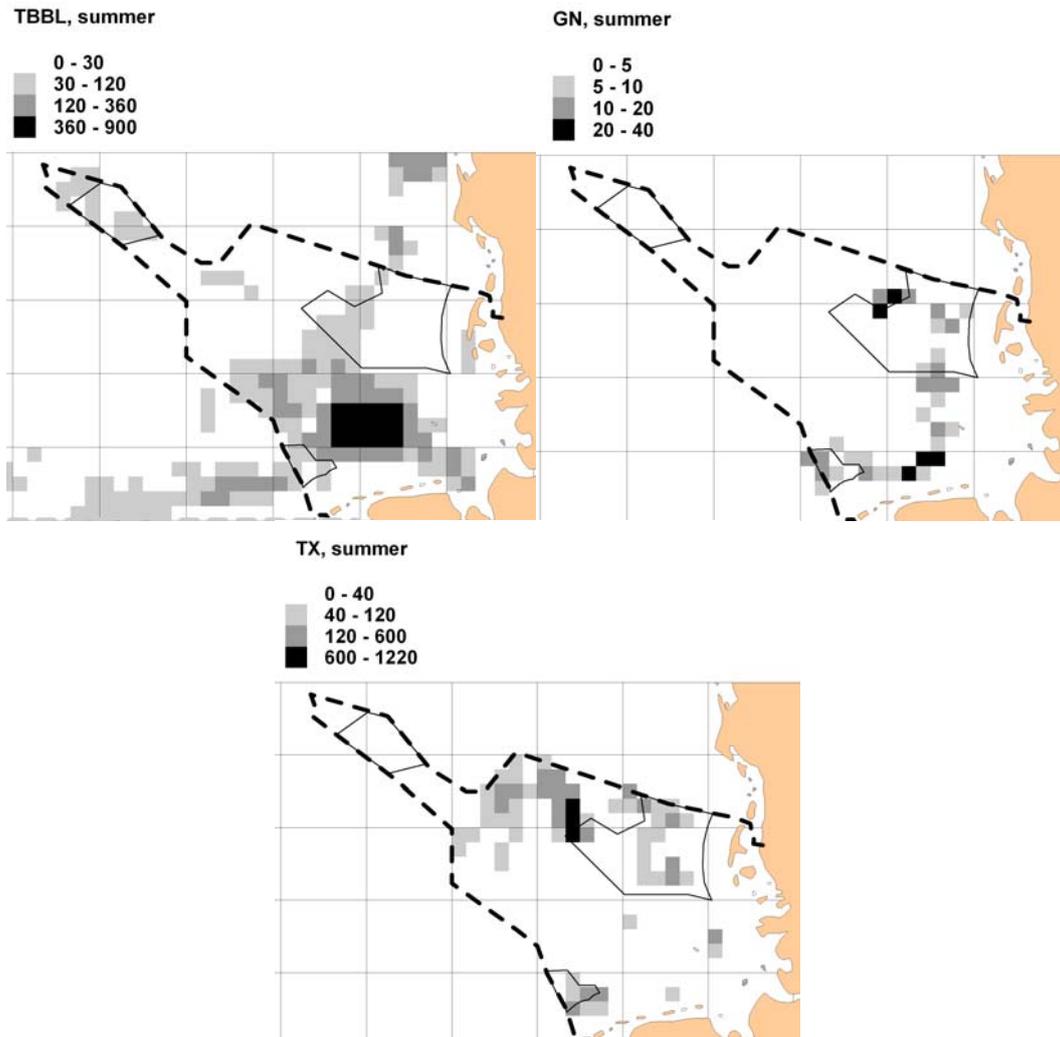


Abbildung 26: Fischereiaufwand im Sommer für (A) Baumkurrenfischerei (TBBL), (B) Stellnetzfisherei (GN) und (C) Schleppnetzfisherei (TX) in der AWZ 2006. Die Aufwandsberechnung basiert auf VMS Daten. Der Aufwand ist als Stunden pro Rasterzelle pro Jahr dargestellt. Die umrandeten Gebiete sind die nach der FFH-Richtlinie ausgewiesenen Schutzgebiete (s. Abb. 1).

Die Aufwandsberechnung für die Stellnetzfisherei GN erfolgte unter der Annahme, dass sich die Ausbringungszeit der Netze proportional zu der Zeit, die die Schiffe auf See arbeitend (vs. dampfend) verbringen, verhält. Der eigentliche Aufwand der Stellnetzfisherei, also die Zeit, die die Stellnetze ausgebracht sind, wird deshalb von den VMS Daten nur indirekt repräsentiert. Der ermittelte Aufwand von GN ist somit als Proxy für den eigentlichen Aufwand anzusehen. Der Stellnetzfisherei-Aufwand nahm demnach von Frühling (510 h) bis Sommer (565 h) leicht zu und zum Herbst (283 h) hin wieder ab. Im Frühling 2006 wurden die Doggerbank, ein Gebiet östlich von Borkum Riffgrund, sowie ein Gebiet nördlich des Sylter Außenriffs von den Stellnetzfishern befischt. Im Sommer und Herbst 2006

wechselte die Befischung zum Sylter Außenriff und in die Küstengegend um Borkum bis zum Borkum Riffgrund (Abb. 26B).

Der Aufwand der Schleppnetzfisherei TX belief sich im Frühling 2006 auf 3 490 h, fand mit 11 550 h im Sommer sein Maximum und kam im Herbst auf 5950 h. Der Aufwand von TX konzentrierte sich im Frühling 2006 auf der Doggerbank. Im Sommer (Abb. 26C) wurde vor allem das Sylter Außenriff, Borkum Riffgrund und die Gegend um Helgoland befischt. Die Region westlich des Sylter Außenriffs wurde auch im Sommer, besonders aber im Herbst befischt. Das saisonale Muster und der Verlauf der Schleppnetzfisherei TX ähnelte dem Muster der kontrollierten Sandaalfischerei und den Fangstatistiken der Sandaalfischerei in den ICES Gebieten (Abb. 27 & Anhang, Tab. A4). Dies unterstreicht, dass TX einen Großteil der Sandaalfischerei beinhaltet.

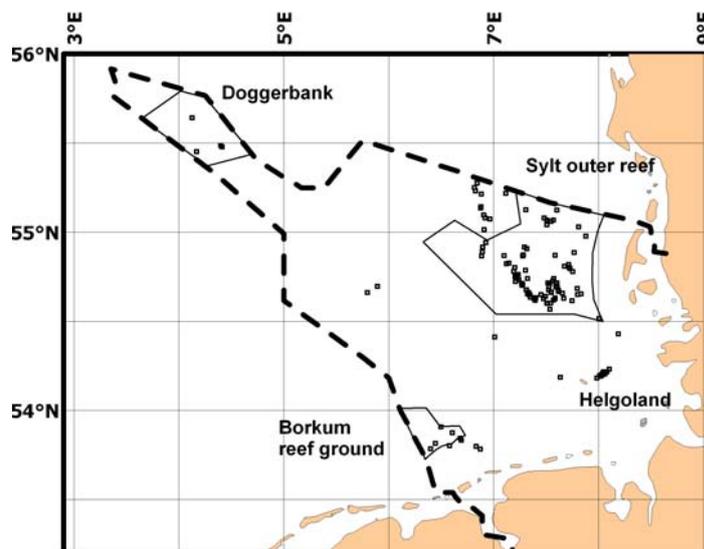


Abbildung 27: Untersuchungsgebiet und Sandaalfischerei. Die gestrichelte Linie stellt die seewärtige Begrenzung der AWZ dar. Eingezeichnet und benannt sind die drei nach der FFH Richtlinie designierten Schutzgebiete (englische Namen) in der AWZ. Die Positionen der überwachten Sandaalfischerei von 2002-2006 sind als kleine Quadrate gekennzeichnet.

4.4.2 Räumliche Interaktionen

Die Ergebnisse sowohl der Assoziations- als auch der Überlappungsanalyse sind für jede Jahreszeit in Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle 10: Statistische Ergebnisse der Interaktionsanalysen für Schweinswale in der Deutschen Bucht mit verschiedenen Fischereitypen, aufgeteilt nach Jahreszeiten. Die $C_{MH,f}$ Teststatistiken *, **, *** zeigen die Signifikanzstufen $p < 0.05$, $p < 0.01$ und $p < 0.001$ bzw. n.t. = nicht getestet weil nicht saisonal aufgelöst, an. '<' bedeutet weniger als zufällig, '>' bedeutet mehr als zufällig. TBBL = Baumkurrenfischerei, GN = Stellnetzfisherei, TX = Schleppnetzfisherei, Sandaalf. = Positionen der kontrollierten Sandaalfischerei.

Jahreszeit	Fischerei	Assoziations Index	Morisita-Horn Index	Morisita-Horn Index gewichtet
	f	$(\Delta A/A_r)_f$	$C_{MH,f}$	$C_{MH,f}$
Frühling	TBBL	0.003	0.344	0.041
	GN	0.03	0.046	0.01
	TX	0.03	0.042	0.004
	Sandaalf.	0.29	0.191 (n.t.)	0.038 (n.t.)
Sommer	TBBL	0.09	0.086 *** (<)	0.029***
	GN	0.13	0.252 ** (>)	0.103**
	TX	0.18	0.212 * (>)	0.118*
	Sandaalf.	0.43	0.286 (n.t.)	0.095 (n.t.)
Herbst	TBBL	0.12	0.207 * (<)	0.019
	GN	0.15	0.097	0.004
	TX	-	0.111	0.006
	Sandaalf.	0.24	0.250 (n.t.)	0.017 (n.t.)

Frühling

Die große Baumkurrenfischerei TBBL zeigte im Frühling eine große, jedoch nicht signifikante Überlappung ($C_{MH,TBBL}=0.344$) mit der Schweinswal-Verteilung (Tab. 10). Der Bereich der Überlappung lag vornehmlich auf der Doggerbank, nordwestlich vom Sylter Außenriff sowie in der inneren Deutschen Bucht um Helgoland. Es lag keine Assoziation und dementsprechend auch kein Assoziationsmuster für kürzere Distanzen vor (Abb. 28B).

Die Stellnetzfisherei GN wies im Frühling nur eine schwache, nicht signifikante Überlappung mit der Schweinswal-Verteilung auf (Tab. 10). Dementsprechend lag auch keine Assoziation zwischen den beiden Verteilungen vor (Abb. 28C).

Die Schleppnetzfisherei TX zeigte im Frühling eine schwache, nicht signifikante Überlappung mit der Schweinswal-Verteilung (Tab. 10). Allerdings trat wegen der starken

Präsenz von TX auf der Doggerbank in Distanzen > 100 sm eine signifikante Assoziation zwischen TX und der Schweinswal-Verteilung auf (Abb. 28A).

Die Sandaalfischerei zeigte im Frühling eine starke positive Assoziation ($(\Delta A/A_r)_{\text{sandeel-f.}}=0.29$) mit der Schweinswal-Verteilung. Das Assoziationsmuster zeigte dementsprechend einen monoton negativen Verlauf bis zu 100 sm Entfernung. Die Assoziation war besonders auf Distanzen <40 sm sehr ausgeprägt (Abb. 28D).

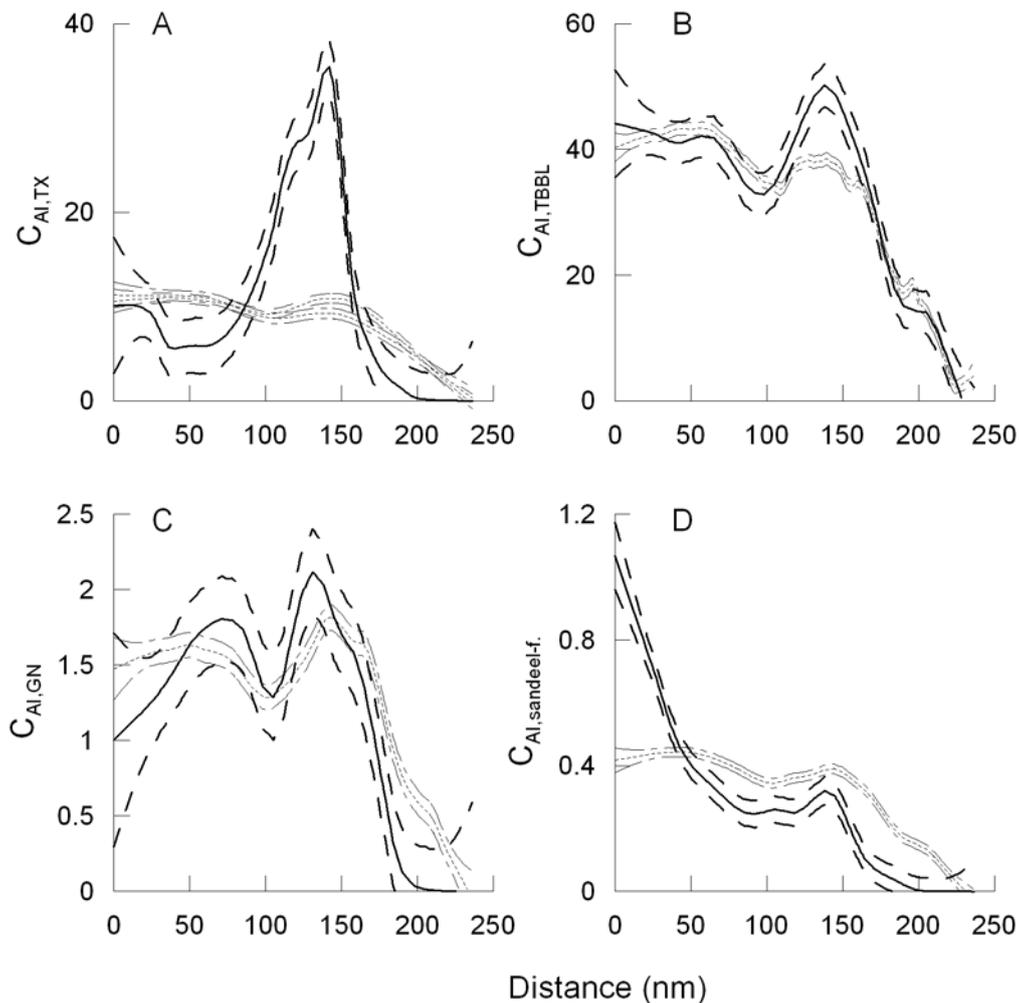


Abbildung 28: Räumliche Assoziationsmuster zwischen Schweinswalen und Fischerei im Frühling. (A) – Schleppnetzfischerei (TX), (B) – Baumkurrenfischerei (TBBL), (C) – Stellnetzfischerei (GN), (D) – kontrollierte Sandaalfischerei. Die fett gezeichneten Linien stellen die gemessene Assoziation samt 95%-Konfidenzgrenzen (CL) dar, die hellen Linien die randomisierten Assoziationsmuster samt CL.

Sommer

Die Beziehungen zwischen der großen Baumkurrenfischerei TBBL und der Schweinswal-Verteilung waren im Sommer deutlich negativ auf kurze Distanz und nur auf mittlere Distanzen von 50 bis 100 sm positiv (Abb. 29B). Dies zeigt eine räumliche Separation von TBBL und Schweinswalen im Sommer an. Die entsprechende Assoziation war schwach.

Die Stellnetzfisherei GN zeigte im Sommer eine sehr starke gewichtete Überlappung ($C_{MH,GN} = 0.103$). Sowohl die gewichtete als auch die ungewichtete Überlappung waren signifikant (Tab. 10) und bestätigen eine positive Überlappung. Die Assoziation hingegen war eher schwach ausgeprägt (Abb. 29C).

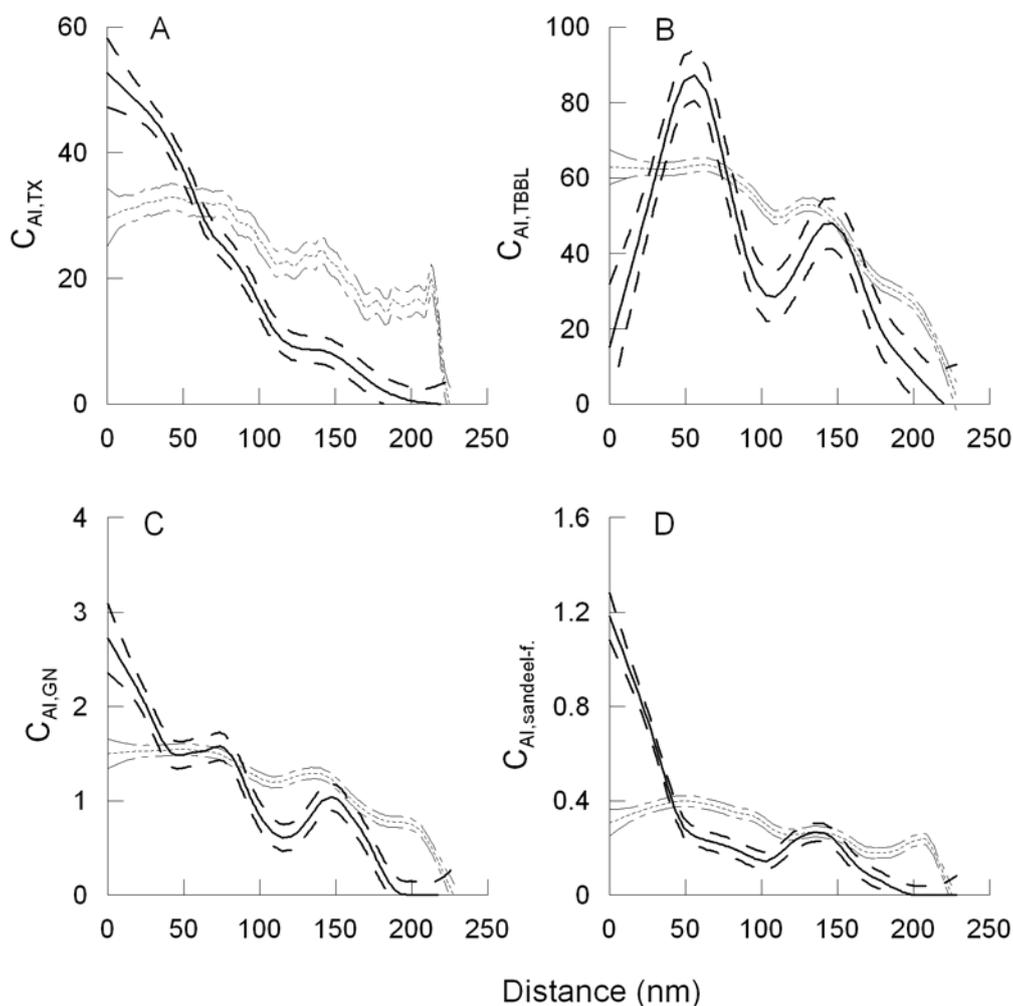


Abbildung 29: Räumliche Assoziationsmuster zwischen Schweinswalen und Fischerei im Sommer. (A) – Schleppnetzfisherei (TX), (B) – Baumkurrenfischerei (TBBL), (C) – Stellnetzfisherei (GN), (D) – kontrollierte Sandaalfischerei. Die fett gezeichneten Linien stellen die gemessene Assoziation samt 95%-Konfidenzgrenzen (CL) dar, die hellen Linien die randomisierten Assoziationsmuster samt CL.

Für die Schleppnetzfisherei TX trat im Sommer die stärkste gewichtete Überlappung ($C_{MH, TX} = 0.118$) aller Jahreszeiten und Fischereitypen auf. Die ungewichtete Überlappung für TX war ebenfalls signifikant und bedeutete eine positive Überlappung. Zur Überlappung kam es besonders in der Gegend um das Sylter Außenriff. Die Assoziation von TX mit der Schweinswal-Verteilung war auf Distanzen $< 50\text{m}$ stark positiv ($((\Delta A/A_r)_{TX} = 0.18)$) (Abb. 29A).

Die starken Überlappungen von TX und GN mit der Schweinswal-Verteilung korrelierten mit den jahreszeitlichen Gewichtung für die Schweinswal-Abundanz w_p und für TX (w_{TX}) und GN (w_{GN}) (Abb. 31), d.h. zunehmende Schweinswalzahlen und zunehmender Fischereiaufwand von TX und GN ergaben zunehmende Überlappung zwischen den Tieren und den Fischereitypen.

Zwischen Sandaalfischerei und Schweinswal-Verteilung kam es ebenfalls zu einer großen Überlappung im Sommer ($C_{MH, Sandeelf.} = 0.095$). Die Überlappung trat vornehmlich in der Gegend vom Sylter Außenriff auf. Die Assoziation ($((\Delta A/A_r)_{sandeelf.} = 0.43)$) zwischen Sandaalfischerei und Schweinswal-Verteilung war stark positiv (Abb. 29D). Diese Assoziation war die stärkste Assoziation aller Jahreszeiten und untersuchten Fischereitypen. Das Muster der überwachten Sandaalfischerei (Abb. 27) glich stark dem Verteilungsmuster des Aufwandes der Schleppnetzfisherei TX im Sommer (Abb. 29C). Es ist somit wahrscheinlich, dass TX im Sommer einen Großteil der Sandaalfischerei repräsentierte.

Herbst

Aufgrund der geringeren Abundanz der Schweinswale ($w_p=0.2$) waren alle Überlappungen im Herbst niedrig und besonders die gewichteten C_{MH} Werte waren klein (Tab. 10).

Die Überlappung der großen Baumkurrenfischerei TBBL mit der Schweinswal-Verteilung stieg zwar im Vergleich zum Sommer, war aber nach wie vor kleiner als die der zufälligen Vergleichsverteiling und bedeutete deshalb eine räumliche Trennung auf kurze Distanz. Die Assoziation von TBBL war negativ für Distanzen $< 30\text{ sm}$ und positiv für Distanzen zwischen 30 und 50 sm (Abb. 30B). Die Stellnetzfisherei GN wies eine geringe, nicht signifikante Überlappung bei mäßiger Assoziation auf (Abb. 30C). Für TX traten überhaupt keine Zusammenhänge mit der Schweinswal-Verteilung in Erscheinung (Abb. 30 A).

Die gleichmäßigere Verteilung der Schweinswale zeigte sich in der verringerten Assoziation C_{AI} für die Sandaalfischerei (Tab. 10). Trotzdem war der Assoziationswert von $C_{AI} = 0.24$ für die Sandaalfischerei der stärkste im gesamten Herbst.

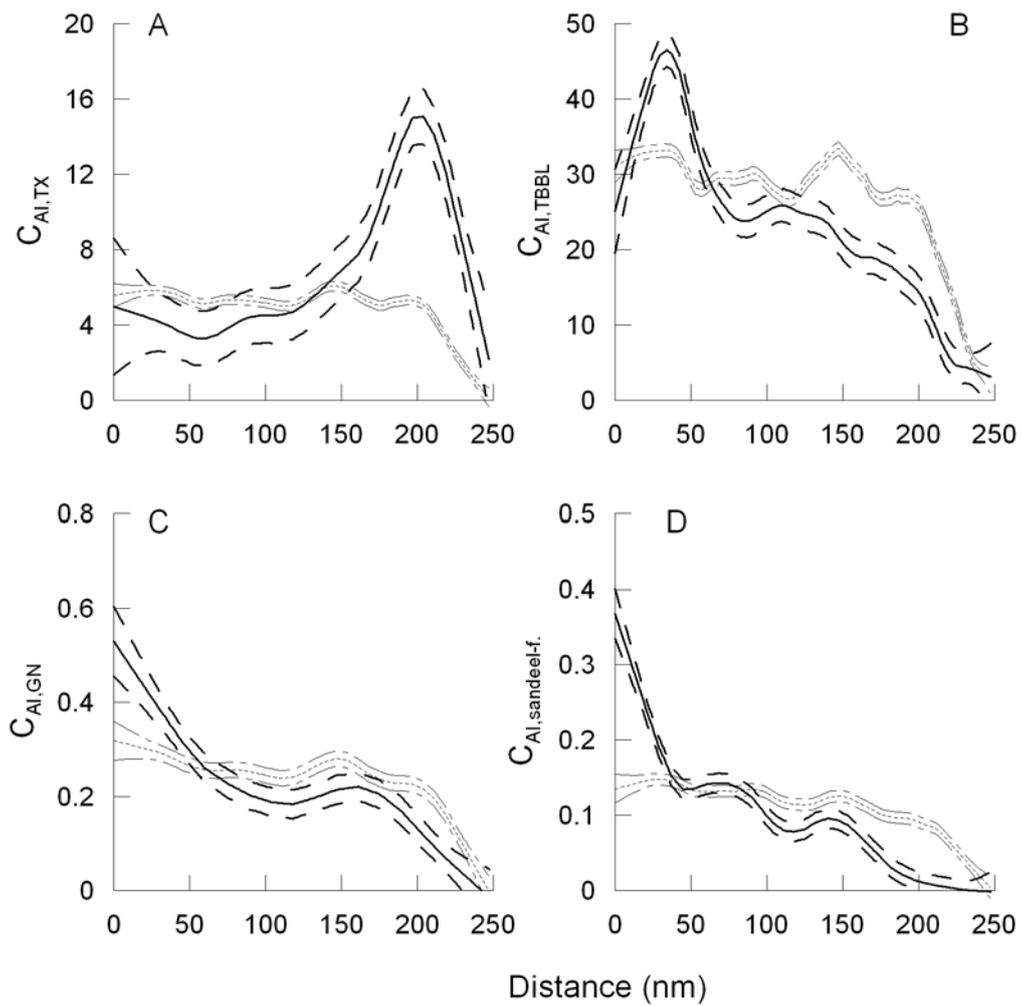


Abbildung 30: Räumliche Assoziationsmuster zwischen Schweinswalen und Fischerei im Herbst. (A) – Schleppnetzfischerei (TX), (B) – Baumkurrenfischerei (TBBL), (C) – Stellnetzfischerei (GN), (D) – kontrollierte Sandaalfischerei. Die fett gezeichneten Linien stellen die gemessene Assoziation samt 95%-Konfidenzgrenzen (CL) dar, die hellen Linien die randomisierten Assoziationsmuster samt CL.

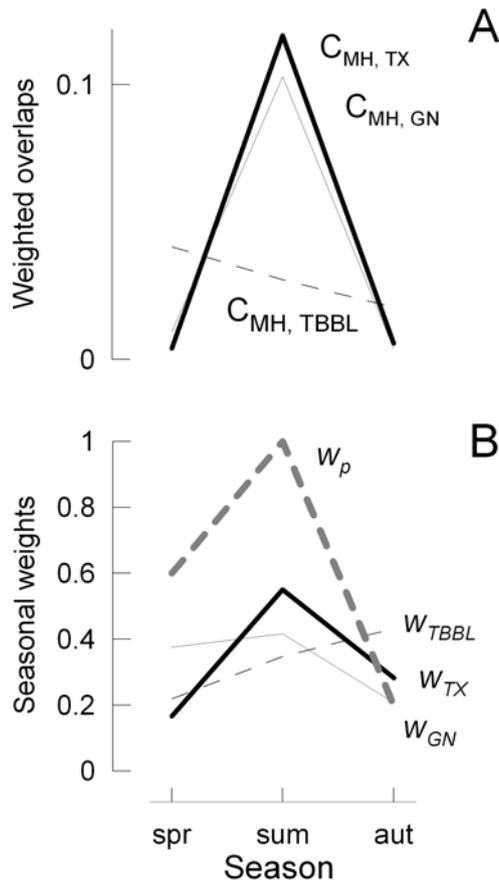


Abbildung 31: Saisonaler Verlauf der (A) gewichteten Überlappungen und (B) saisonalen Gewichtungen. Fett – Schleppnetzfisherei (TX), feine Linie – Stellnetzfisherei (GN), gestrichelte Linie – Baumkurrenfisherei (TBBL), fett grau – Schweinswale (p). Spr = Frühling, sum = Sommer, aut = Herbst.

4.4.3 Beziehungen zwischen Schweinswal-Verteilung und Fischgemeinschaften

Die Hauptkomponentenanalyse (PCA) der Fischgemeinschaft ergab sieben Hauptkomponenten, deren Bestandteile insgesamt 35.5% der Variabilität der gesamten Fischgemeinschaft repräsentierten (Tab. 11). Aus der Analyseprozedur resultierten teilweise sehr hohe Indexwerte (viele Nullwerte in beiden Datensätzen ergaben Nullwerten als Kreuzprodukte in den randomisierten Datensätzen). Die Ergebniswerte wurden deshalb in einem Vergleich relativ zueinander ausgewertet und jeweils die wichtigsten Komponenten pro Saison ausgewählt. Außer Grundeln (Gobiidae), Stintdorsch (*Trisopterus esmarkii*) und Seezunge waren alle Arten signifikant einer Hauptkomponente zuzuordnen (Tab. 11).

Das Verhältnis von Schweinswalen zu den Fischgemeinschaften zeigte bezüglich der bevorzugten Komponenten einen deutlichen Wechsel von Frühling zu Sommer. Im Frühling zeigten die Schweinswale die größte Assoziation zu PRIN1 und PRIN2. Beide Hauptkomponenten umfassen verschiedene Plattfischarten und Grundeln. Alle übrigen

Ergebnisse

Komponenten wurden niedrig bewertet. Im Sommer wurde PRIN9, welches Sandaal (*Ammodytes spp*), und Zwergdorsch (*Trisopterus minutus*) umfasst, hoch eingestuft, gefolgt von einer Gruppe aus den Komponenten PRIN1, PRIN3 und PRIN13. Dieser Wechsel weist auf eine verstärkte Assoziation der Schweinswale mit Sandaal und Zwergdorsch, sowie Hering, Sprotte (*Sprattus sprattus*), Stöcker (*Trachurus trachurus*) und Wittling im Sommer hin, während die Assoziation mit Plattfischen im Vergleich zum Frühling verringert ist.

Tabelle 11: Räumliche Interaktionsergebnisse für Schweinswale und die Bodenfishgemeinschaft in der deutschen AWZ aufgeteilt nach Saison und Fischzusammensetzungs-Komponente (PRIN).

PRIN	Der Hauptkomponente (PRIN) zugeordnete Fischarten	Assoziationsindex ($\Delta A/A_t$)		Rang, relativ zum Maximalwert		Bewertung
		Frühling	Sommer	Frühling	Sommer	
PRIN1	Leierfische (<i>Callionymidae</i>), Zwergzunge (<i>Buglossidium luteum</i>), Steinpicker (<i>Agonus cataphractus</i>), Lammzunge (<i>Arnoglossus laterna</i>), (Seezunge (<i>Solea solea</i>), Grundeln (Gobiidae))	363.1	149.3	1	0.84	Mögliche Beute in Frühling und Sommer
PRIN2	Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>), Kliesche (<i>Limanda limanda</i>), Doggerscharbe (<i>Hippoglossoides platessoides</i>), Rotzunge (<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>), (Grundeln, Stintdorsch (<i>Trisopterus esmarkii</i>))	199.7	99.1	0.55	0.56	Mögliche Beute im Frühling
PRIN3	Sprotte (<i>Sprattus sprattus</i>), Hering (<i>Clupea harengus</i>), Stöcker (<i>Trachurus trachurus</i>), Wittling (<i>Merlangius merlangus</i>)	96.6	137	0.27	0.77	Mögliche Beute im Sommer
PRIN4	Blauer Wittling (<i>Micromesistius poutassou</i>), Flügelbutt (<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>)	151.1	63.8	0.42	0.35	
PRIN9	Sandaal (<i>Ammodytes spp</i>), Zwergdorsch (<i>Trisopterus minutus</i>)	162.1	177.6	0.45	1	Mögliche Beute im Sommer
PRIN11	Dorsch (<i>Gadus morhua</i>), Flunder (<i>Paltichthys flesus</i>)	149	95.2	0.41	0.53	
PRIN13	Sandaal, Großer Sandaal (<i>Hyperoplus spp.</i>), Sprotte	156.9	139.9	0.43	0.78	Mögliche Beute im Sommer

4.4.4 Schweinswal-Verteilung, Fischerei und Fischgemeinschaft – eine Synopse

Im Frühling trat eine starke Überlappung zwischen Schweinswalen und der großen Baumkurrenfischerei (0.344), der Hauptfischerei auf Plattfische, in Erscheinung, welche zum Sommer hin wieder abnahm (0.086) (Tab. 10). Parallel dazu wurde eine starke räumliche Verbindung zwischen den Plattfischkomponenten (PRIN1, PRIN2) und Schweinswalen im Frühling angezeigt, die im Sommer an Bedeutung verlor (Tab. 11).

Für die Stellnetzfisherei GN, deren Hauptzielart in der deutschen Nordsee der Dorsch ist (Anhang, Tab. A3), wurde eine vom Frühling zum Sommer hin steigende Überlappung mit der Schweinswal-Verteilung (Tab. 10) nachgewiesen. Gleichzeitig nahm die Assoziation der Schweinswal-Verteilung mit der Fischkomponente PRIN3, welche Dorsch und Flunder (*Platichthys flesus*) enthält, zum Sommer hin zu (Tab. 11).

Die stärkste Assoziation zwischen Schweinswalen und der Fischerei lag im Sommer für die Sandaalfischerei und die Schleppnetzfischerei TX vor (Abb. 29A & D). Gleichzeitig zeigte im Sommer die Sandaalkomponente der Fischgemeinschaften den höchsten Assoziationswert mit der Schweinswal-Verteilung (Tab. 11).

4.5 Schweinswal-Verteilung und Stellnetzfisherei in der Ostsee

4.5.1 Stellnetzaufwand in der Ostsee

In den Abbildungen 32-35 sind die Ergebnisse beider Untersuchungen zum Stellnetzfishereiaufwand in der Ostsee für die vier Jahreszeiten in einem 10 x 10 km Raster dargestellt. Zum Einen sind die aufwandsbereinigten Sichtungen von Stellnetzflaggen als Flaggen pro km zu sehen, zum Anderen der per Vessel-Monitoring-System (VMS) ermittelte zeitliche Aufwand der großen Stellnetzfisherei aus dem Jahr 2006. Anhand beider Datensätze ist zu erkennen, dass Stellnetzfisherei das ganze Jahr über betrieben wird. Die VMS Daten zeigen, dass der Aufwand der großen Stellnetzfisherei im Frühling und Winter am höchsten ist. Der Aufwand konzentriert sich in einigen wenigen Gebieten, vor allem dem „Adlergrund“ (im Nordosten der AWZ) und dem Gebiet „Kriegers Flak“ (nördlich von Rügen am Rand der AWZ) . Besonders im Winter und Frühling kommt es hier zu intensivem Aufwand der großen Stellnetzfisherei in recht eingegrenzten Gebieten. Im Sommer und Herbst findet vergleichsweise wenig Aufwand statt.

Die Daten aus den Flugzählungen bieten ein ergänzendes Bild. Die Sichtungen von Stellnetzflaggen zeigen eine viel weiter über das Untersuchungsgebiet verbreitete Stellnetzfisherei. Höchsten Dichten liegen vor allem im Küstenbereich vor. Im Frühling erscheint der Stellnetzaufwand am weitesten verbreitet. Hier wurden Stellnetze entlang der gesamten Küste und zu weiten Teilen auch in der AWZ ausgebracht. Im Sommer und Herbst ist die Stellnetzdicke geringer, lokal, so zum Beispiel nahe der Grenze zu polnischen Gewässern, liegen jedoch hohe Dichten vor.

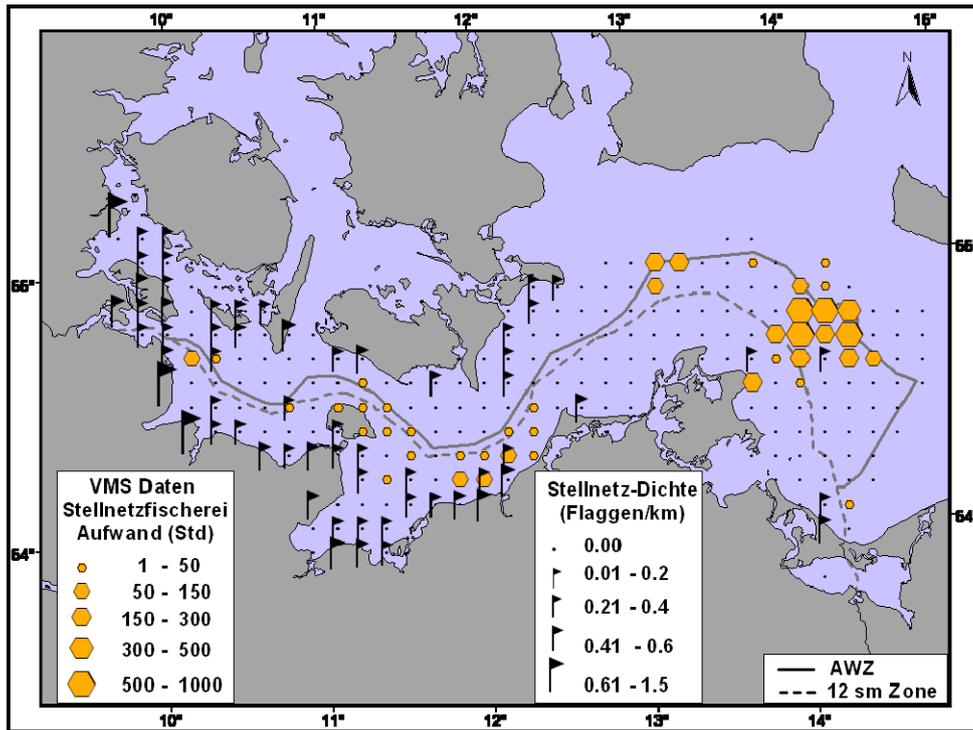


Abbildung 32: VMS Stellnetzaufwand 2006 und beobachtete Stellnetzichte als gesichtete Stellnetzflaggen pro km im Winter 2002 – 2006. Projektion: Mercator

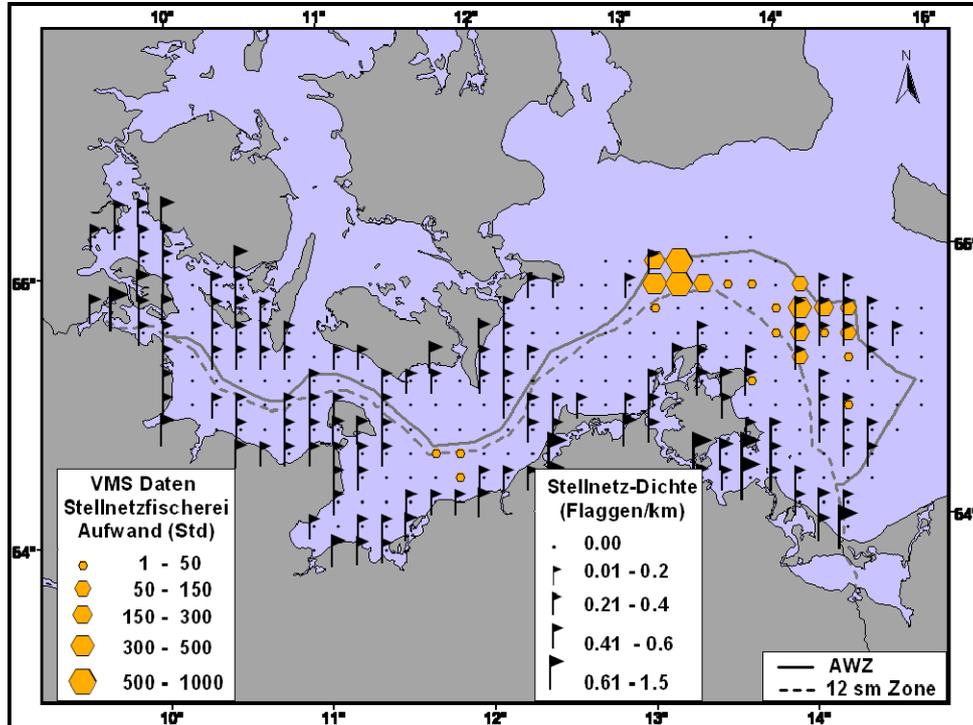


Abbildung 33: VMS Stellnetzaufwand 2006 und beobachtete Stellnetzichte als gesichtete Stellnetzflaggen pro km im Frühling 2002 – 2006. Projektion: Mercator

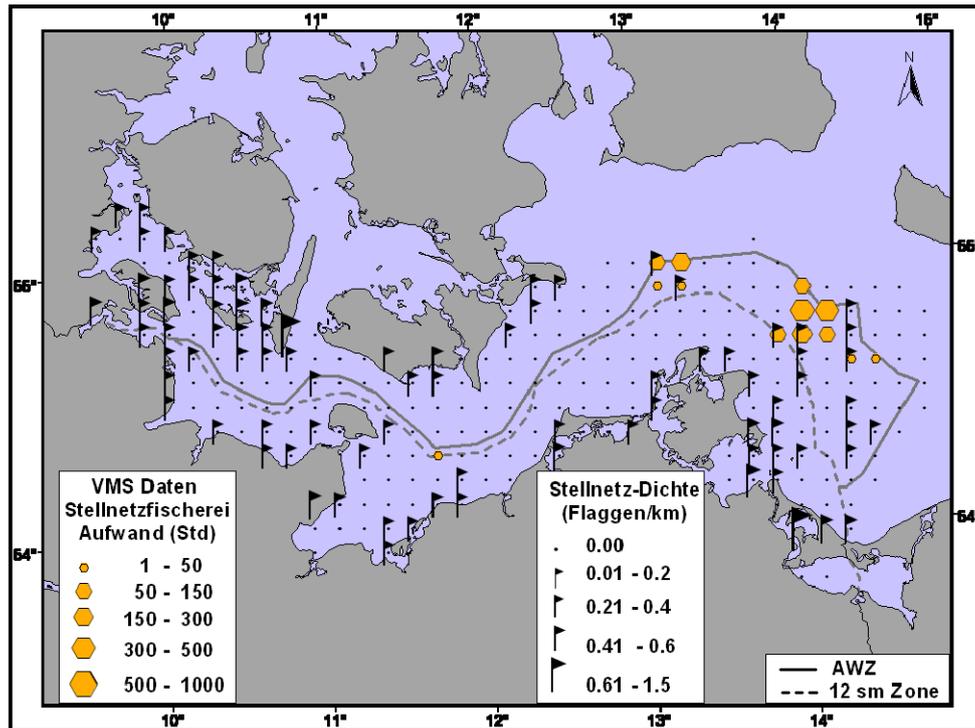


Abbildung 34: VMS Stellnetzaufwand 2006 und beobachtete Stellnetzichte als gesichtete Stellnetzflaggen pro km im Sommer 2002 – 2006. Projektion: Mercator

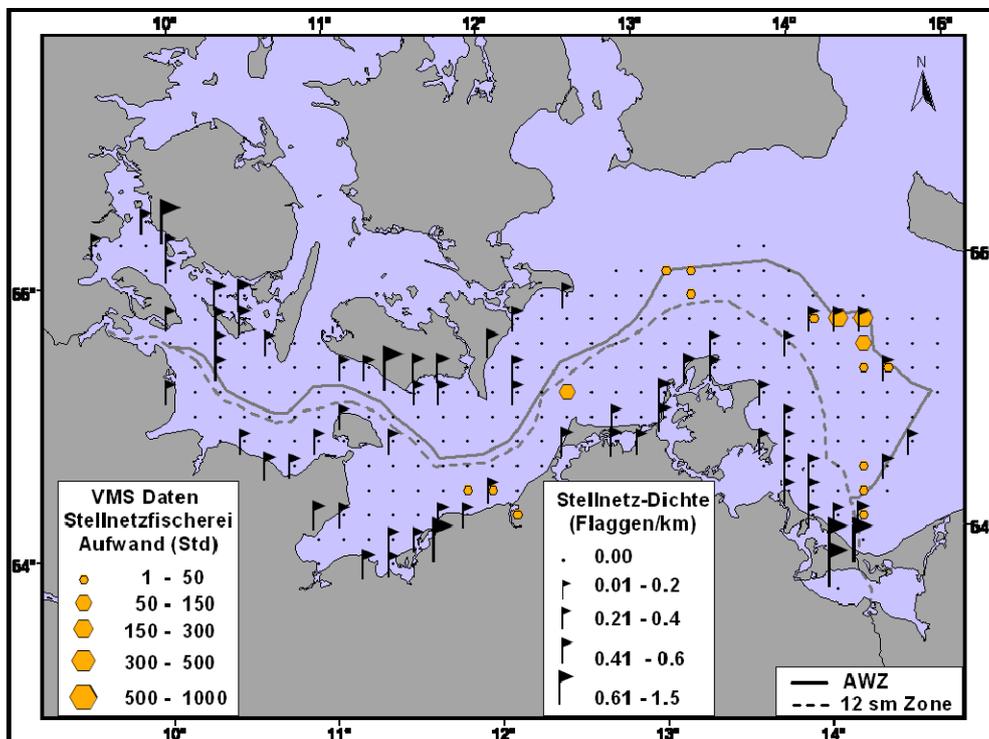


Abbildung 35: VMS Stellnetzaufwand 2006 und beobachtete Stellnetzichte als gesichtete Stellnetzflaggen pro km im Herbst 2002 – 2006. Projektion: Mercator

Die monatliche Auswertung der Stellnetzdaten unterstreicht eine über das Jahr ungleichmäßige Verteilung des Stellnetzaufwandes (Abb. 36). 86% des großen Stellnetzfisherei-Aufwandes findet in der ersten Jahreshälfte statt. Einen ähnlichen Trend weist auch die jahreszeitliche Verteilung der Stellnetzflaggendichte auf. Zwar zeigen die Stellnetzrichtungen eine etwas gleichmäßigere Verteilung des Stellnetzaufwandes über das Jahr als die VMS Daten, trotzdem wurden 69% der gesamten Stellnetzdichte in der ersten Jahreshälfte beobachtet (Abb. 36).

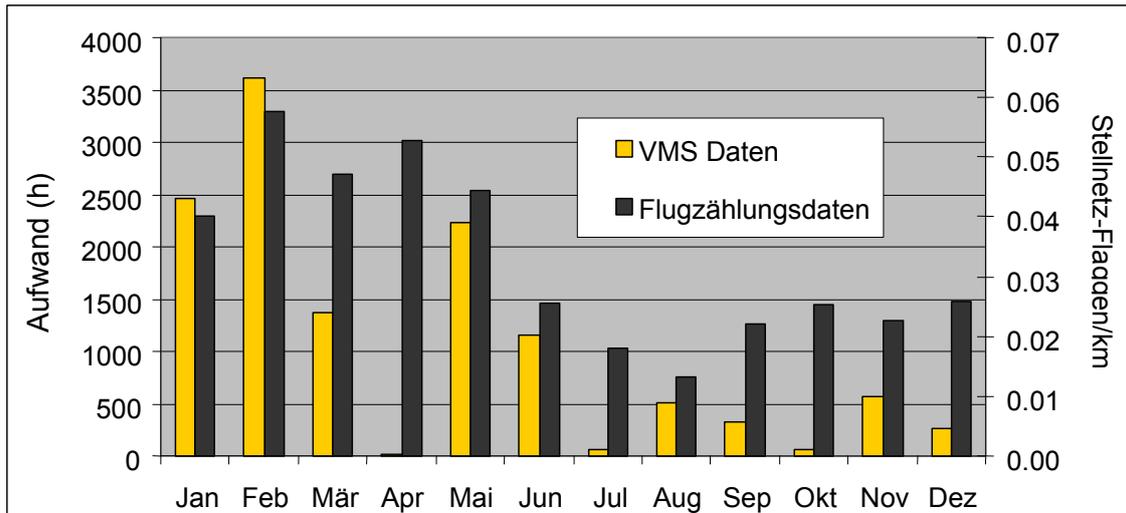


Abbildung 36: Verteilung des Stellnetz-Aufwandes über das Jahr. Dargestellt ist der aus VMS Daten berechnete Aufwand der großen Stellnetzfisherei ein der deutschen Ostsee in Stunden für das Jahr 2006, sowie die Anzahl gesichteter Stellnetz-Flaggen/km während der Flugzählungen von 2002-2006

Ein Vergleich der gesamten Stellnetzdichte die pro Jahr aus den Flugzählungsdaten ermittelt wurde zeigte einen Anstieg von 2000 bis 2006, der schwach signifikant war ($t=3.13$, $p=0.05$) (Abb. 37).

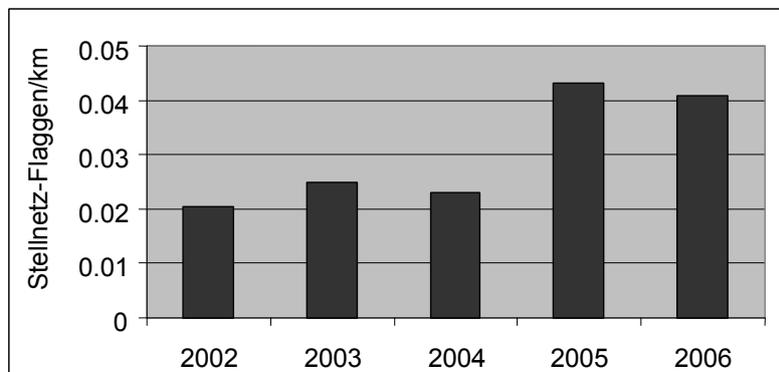


Abbildung 37: Aus den Flugzählungen ermittelte Stellnetzdichte pro Jahr . Die Zunahme von 2002 bis 2006 war schwach signifikant ($t=3.13$, $p=0.05$)

4.5.2 Konfliktpotential

Der potentielle Konflikt zwischen Schweinswalen und der Stellnetzfischerei unterschied sich in Intensität und Verbreitung deutlich zwischen den Jahreszeiten. Im Winter ergab sich fast ausschließlich in der Kieler Bucht ein Konfliktpotential. Dort war der potentielle Konflikt allerdings relativ groß (Abb. 38). Im Frühling erstreckte sich das Konfliktpotential fast flächendeckend über die gesamte Kieler Bucht, großräumig um die Insel Fehmarn und entlang der dänischen Inseln im Norden des Untersuchungsgebietes. Des Weiteren wurde auch ein mäßig hoher Konflikt in der Mecklenburger und der Pommerschen Bucht vorhergesagt. Am stärksten ausgeprägt war das Konfliktpotential in der Gegend um Fehmarn und im Norden der Kieler Bucht in dänischen Gewässern (Abb. 39). Im Sommer erhöhte sich das Konfliktpotential in der Pommerschen Bucht in seiner Intensität, ansonsten bot sich ein ähnliches Bild wie im Frühling (Abb. 40). Im Herbst nahm das Konfliktpotential allgemein ab, jedoch zeigte sich in der Mecklenburger Bucht lokal begrenzt ein hohes Konfliktpotential und in den dänischen Gewässern nördlich der Kieler Bucht blieb ein hohes Konfliktpotential erhalten (Abb. 41).

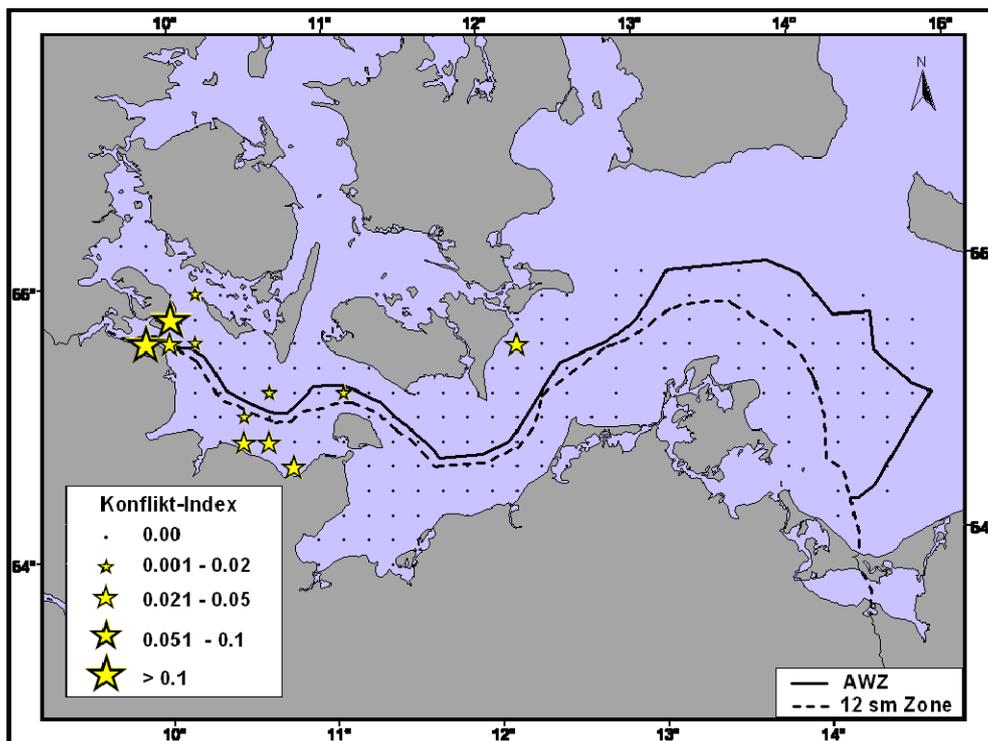


Abbildung 38: Konfliktpotential im Winter. Darstellung des Konfliktpotentials als Produkt der Schweinswal-Dichte einer jeden Zelle und der durchschnittlichen Stellnetzdichte derselben Zelle und aller sie umgebenden Zellen. Projektion: Mercator

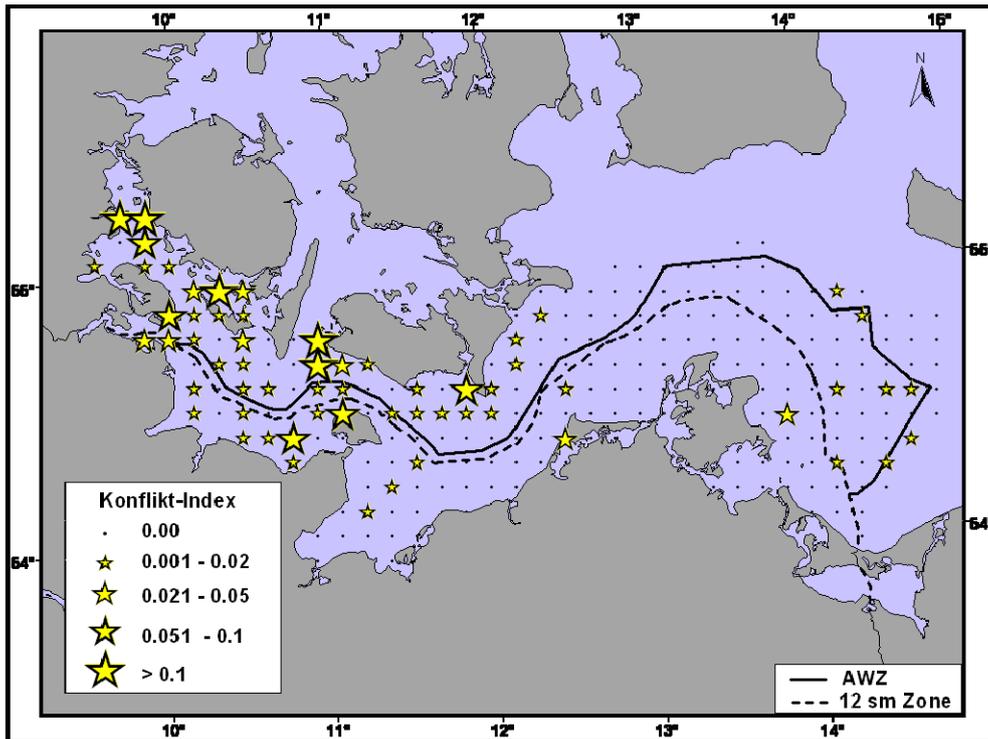


Abbildung 39: Konfliktpotential im Frühling. Darstellung des Konfliktpotentials als Produkt der Schweinswal-Dichte einer jeden Zelle und der durchschnittlichen Stellnetzdicke derselben Zelle und aller sie umgebenden Zellen. Projektion: Mercator

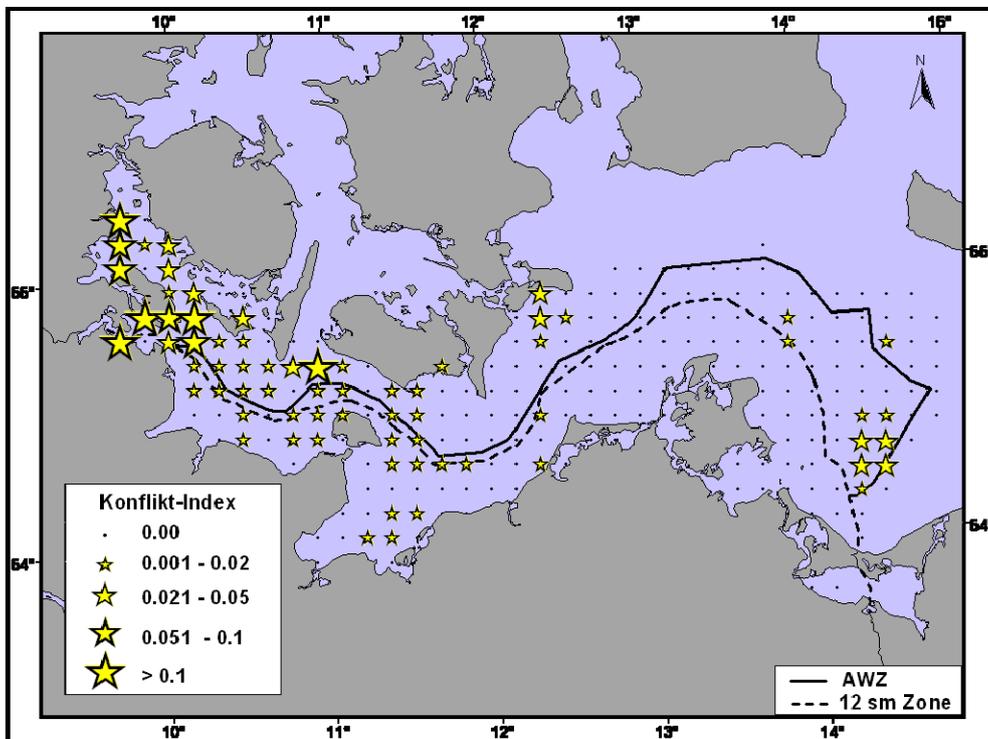


Abbildung 40: Konfliktpotential im Sommer. Darstellung des Konfliktpotentials als Produkt der Schweinswal-Dichte einer jeden Zelle und der durchschnittlichen Stellnetzdicke derselben Zelle und aller sie umgebenden Zellen. Projektion: Mercator

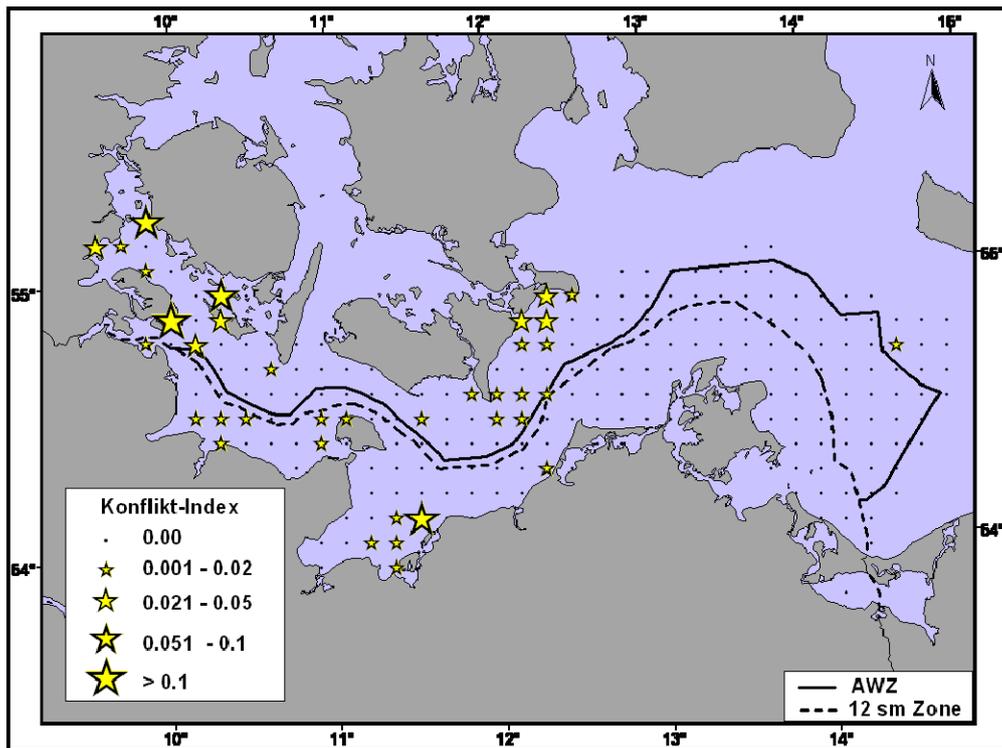


Abbildung 41: Konfliktpotential im Herbst. Darstellung des Konfliktpotentials als Produkt der Schweinswal-Dichte einer jeden Zelle und der durchschnittlichen Stellnetzichte derselben Zelle und aller sie umgebenden Zellen.

4.6 Ergebnisse der Totfund-Auswertungen

Die Zahl der Totfunde entlang der Schleswig-Holsteinischen Nordseeküste zeigte über die letzten Jahre keine bedeutenden Veränderungen. Durchschnittlich werden jährlich 120 Totfunde von der Nordseeküste im FTZ verzeichnet und seit 2002 wurden insgesamt 19 Tiere beigefangen und sechs Tiere als „Verdacht auf Beifang“ klassifiziert. Diese Zahlen sind angesichts der hohen Populationszahlen in der Nordsee relativ klein. Im Weiteren konzentrieren sich die Analysen daher auf die Funde aus der Ostsee.

Von 1987 bis 2008 wurden 593 Schweinswal-Kadaver vom Forschungs- und Technologiezentrum (FTZ) und 250 vom Deutschen Meeresmuseum Stralsund (DMM) entlang der deutschen Ostseeküste aufgenommen. Abbildung 42 zeigt die Verteilung der Strandfunde und Beifänge über die Jahre getrennt für beide Institutionen. Die FTZ Daten weisen eine erhebliche, signifikante Zunahme ($t= 4.40$, $p < 0.001$) an Kadavern pro Jahr von 1987 bzw. 2000 auf. Sie zeigen, dass die Zahl der Totfunde bis 2004 relativ konstant war und nie 40 Kadaver pro Jahr überschritt, ab 2005 jedoch stark zunahm und 2008 mit 111 Kadavern ihr bisheriges Maximum erreichte. Gleichzeitig war über die Jahre eine signifikante

Zunahme der Beifang-Verdachtsfälle zu verzeichnen ($t=3.29$, $p<0.01$), während die Zahl der gemeldeten Beifänge eher abnahm. Diese Entwicklungen unterstützen auch die Daten des DMM mit einem vergleichbaren Trend, allerdings nahmen dort die Totfundzahlen in 2008 wieder ab.

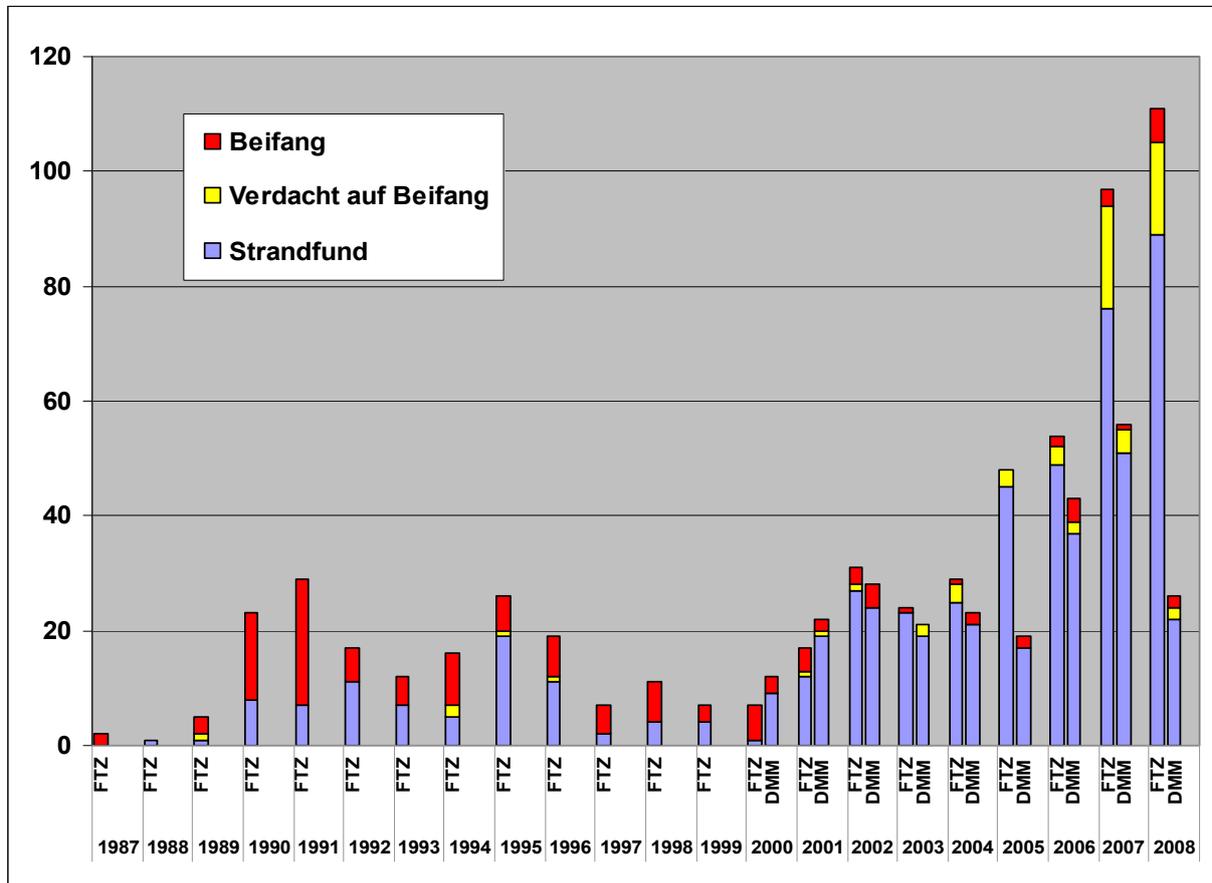


Abbildung 42: Zahl der Totfunde, die beim FTZ (1987-2008) und beim DMM 2000-2008 eingegangen sind. Als „Beifang“ wurden nur Kadaver eingestuft, die direkt von Fischern abgegeben wurden. Die Kategorie „Verdacht auf Beifang“ beinhaltet Kadaver mit Verstümmelungen und Netzmarken, die eindeutig vor dem Tod entstanden waren. Alle anderen Totfunde wurden als „Strandfund“ klassifiziert.

Beide Datenreihen für die Jahre 2000-2008 zusammengefasst zeigen insgesamt eine signifikante Zunahme an Totfunden ($t= 5.97$, $p<0.001$) und Beifangverdachtsfällen ($t=3.59$, $p<0.01$) von 2000 bis 2008 (Abb. 43). Betrachtet man den Anteil, den die Beifänge und Verdachtsfälle an der Gesamtzahl der Totfunde pro Jahr stellten, zeigt sich, dass von 2002 bis 2008 der Gesamtanteil von Beifängen und Verdachtsfällen relativ gleichgeblieben ist, jedoch der Anteil an abgegebenen Beifängen abgenommen hat ($t=-2.50$, $p<0.05$) während der Anteil an Beifang-Verdachtsfällen zunahm ($t=4.02$, $p<0.01$). Im Durchschnitt waren 7% gemeldete Beifänge und 8% Verdachtsfälle (Abb. 44, rechts).

Ein Großteil der Totfunde wurde in einem schlechten Erhaltungszustand aufgefunden (Abbildung 44, *links*). Betrachtet man nur die Kadaver in guten bis moderaten Erhaltungszuständen (Zustand 1-3) (n= 126), so waren 33% Beifänge und 20% Beifang-Verdachtsfälle (Abb. 45).

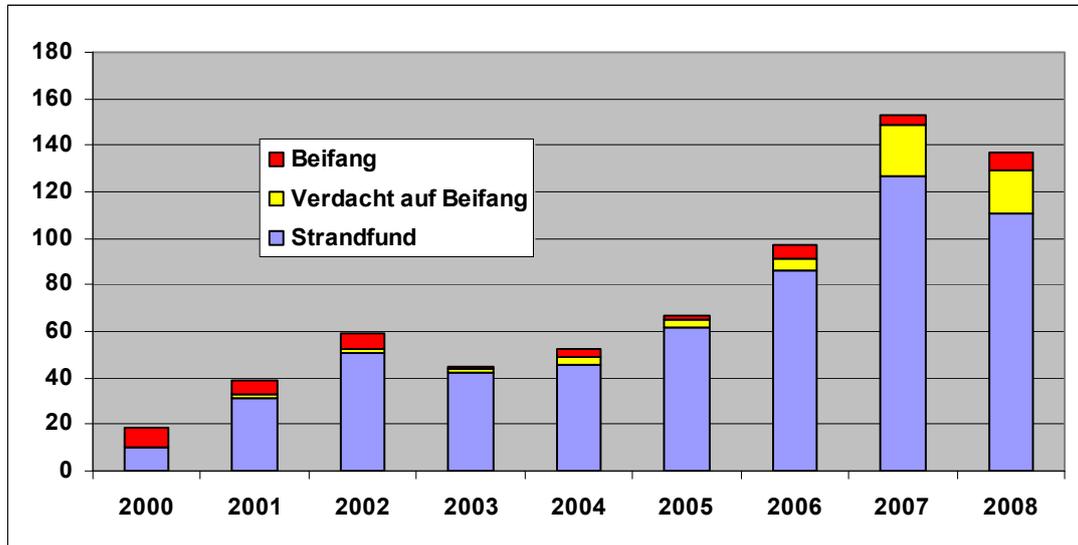


Abbildung 43: Kombinierte Daten vom FTZ und DMM von 2000 bis 2008. Die Klassifikation entspricht der in Abb. 42.

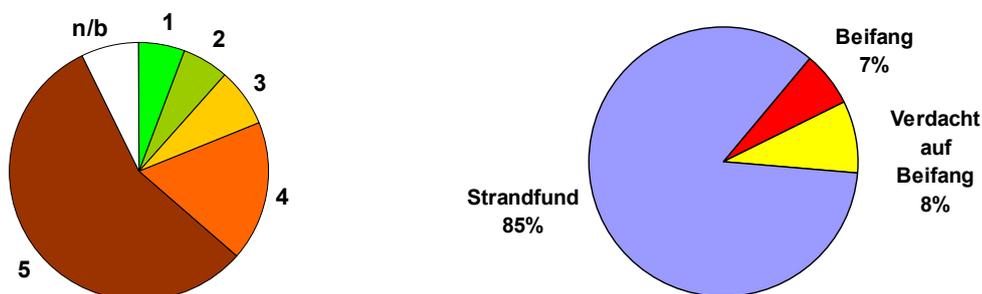


Abbildung 44: *Links*: Zusammensetzung der Erhaltungszustände der Totfunde von 2000-2008. Zustand 5= 57%, Zustand 4= 17%, Zustand 3= 7%, Zustand 2= 6% Zustand 1= 6% 7% wurden nicht hinsichtlich ihres Erhaltungszustandes beurteilt (n/b). *Rechts*: Anteile von Beifang und Verdachtsfällen.

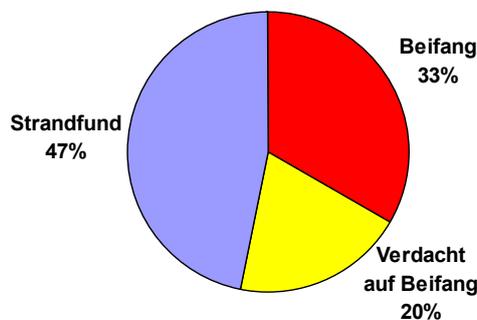


Abbildung 45: Anteile von Beifang und Verdachtsfällen unter den Kadavern in guten Erhaltungszuständen (Zustand 1-3)

Die geografische Verteilung der Strandfunde und Beifänge (Abb. 46) zeigt, dass Strandfunde und Beifänge entlang der gesamten deutschen Ostseeküste auftraten. Dabei nahm die Zahl der Fälle von West nach Ost ab.

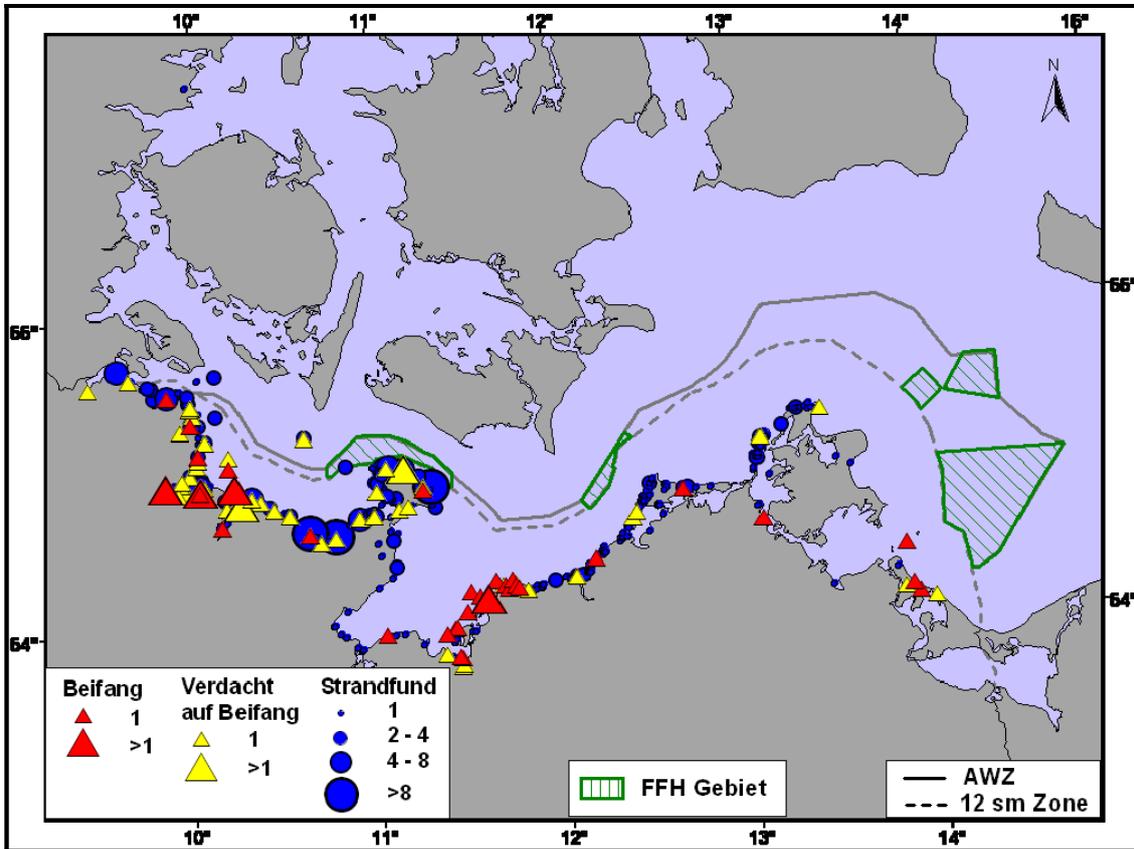


Abbildung 46: Geografische Verteilung aller Strandfunde und Beifänge die mit Positionsangabe beim FTZ und DMM zwischen 2000 und 2008 eingegangen sind. Die FFH Gebiete sind als grün schraffierte Flächen gekennzeichnet. Projektion: Mercator

Bei der Betrachtung der Verteilung der Strandfunde und Beifänge über das Jahr wurde deutlich, dass die Zahl der aufgefundenen Kadaver vom Winter bis zum Sommer hin zunimmt, ihren Höhepunkt im August/September findet und ab Oktober wieder stark abnimmt (Abb. 47 oben). Der Vergleich der Anteile, die Beifänge und Verdachtsfälle an der Gesamtzahl der Strandungen haben ergab, dass von Dezember bis März die Beifänge (inkl. Verdachtsfälle) mit 50% einen wesentlich größeren Teil ausmachten als während der anderen Monate (max. 30% im April) (Abb. 47 unten)

Die Altersverteilung der Tiere ergab im Verhältnis relativ gleichbleibende Anteile an Jungtieren und Adulten über das Jahr. Von Juli bis Dezember wurden zusätzlich neonate Tiere aufgefunden, deren Zahl am höchsten von Juli bis September war.

Ergebnisse

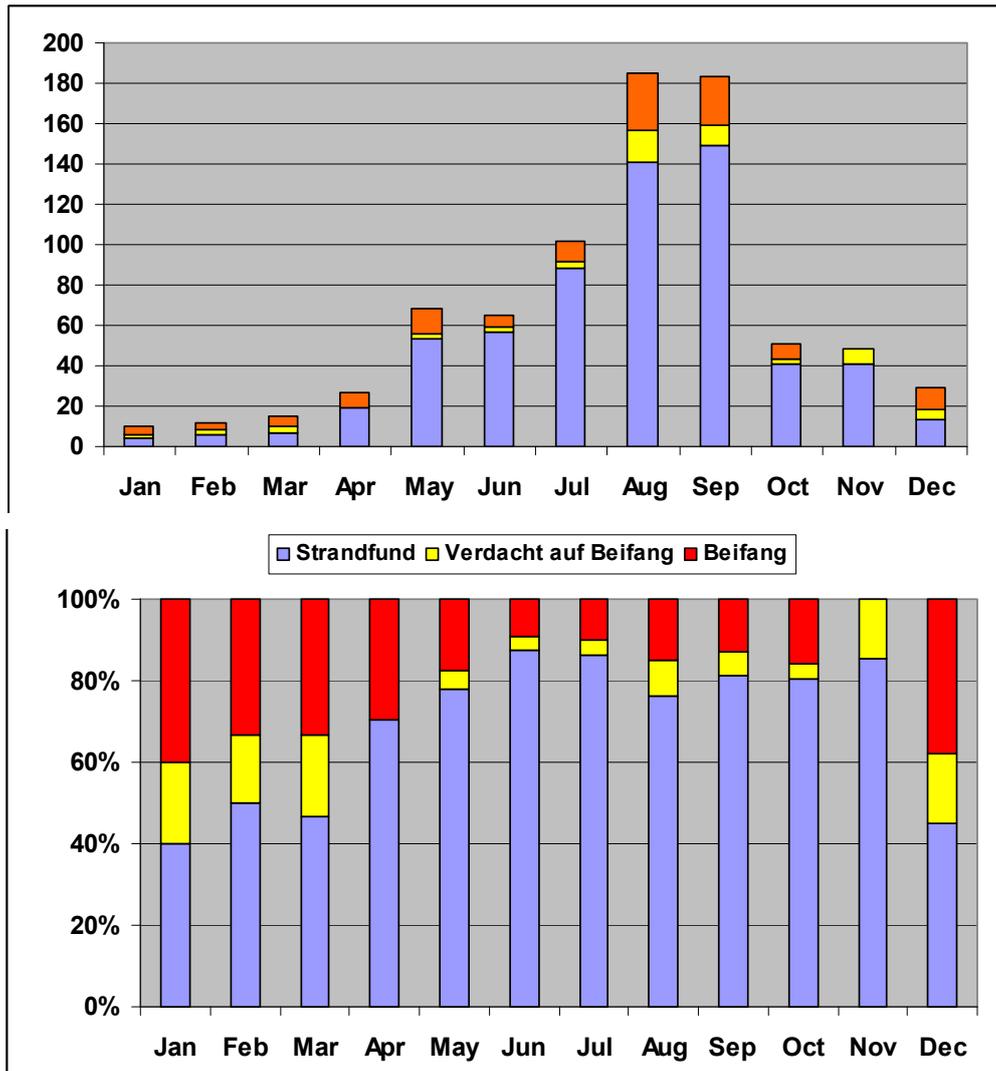


Abbildung 47: Strandfunde von Schweinswalen des FTZ (1987-2008) und des DMM (2000-2008). Oben ist die Verteilung der Kadaver über die Monate in absoluten Zahlen dargestellt, unten die Anteile der Beifänge und Verdachtsfälle an der Gesamtzahl der Totfunde pro Monat.

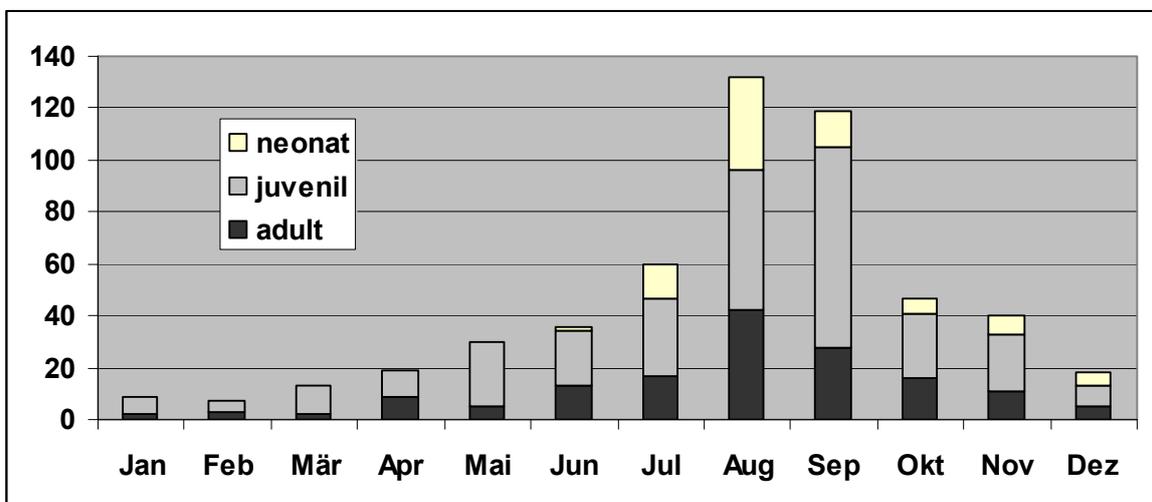


Abbildung 48: Verteilung der Altersklassen der Totfunde des FTZ (1987-2008) über das Jahr.

5 Diskussion

5.1 Bewertung der Zusammenhänge zwischen Seeverkehr und Schweinswal-Vorkommen in der Nordsee

Weder eine totale Meidung von Schifffahrtslinien, noch eine absolute Abwesenheit von Schweinswalen in Gebieten hoher Schiffsdichte wurde festgestellt. Wie in einer anderen Studie nachgewiesen werden konnte, wird die Verteilung von Schweinswalen in der Nordsee vorrangig von natürlichen Habitatparametern bestimmt (Gilles, 2008). Auch in dieser Arbeit wurde gezeigt, dass Küstendistanz und Tiefe für die Schweinswalen-Verteilung von großer Bedeutung sind. Trotzdem konnte in zwei Untersuchungen gezeigt werden, dass Schiffsdichte einen signifikanten Einfluss auf die Verteilung der Tiere nimmt.

Schifffahrtslinien, wie die Verkehrstrennungsgebiete (VTGs) in der südlichen Nordsee repräsentieren eine Konzentration kontinuierlicher Störung durch Lärm entlang festgelegter Strecken (Hildebrand, 2004). Die Verteilung der Schweinswale während einzelner Flugzählungen in und um die Verkehrstrennungsgebiete (VTGs) ergab ein unterschiedliches Bild für das nördliche und das südliche VTG. Auf großer Skala zeigte sich, dass das nördliche VTG von den Tieren gemieden wurde, während im südlichen VTG kein deutlicher Effekt erkennbar war. Betrachtet man das nördliche Gebiet auf feinerer Skala so zeigt sich, dass insbesondere die Trennzone gemieden wurde. In den angrenzenden Schifffahrtslinien war der Effekt geringer ausgeprägt, aber dennoch eine tendenzielle Meidung zu erkennen. Dies zeigt zunächst, dass Schweinswale die Trennzone nicht zum kleinräumigen Ausweichen aus den umgebenden Schifffahrtslinien nutzen. Es erscheint naheliegend, dass sich die Störung großräumiger auswirkt und dass das VTG insgesamt als eine Zone hohen Schiffsverkehrs wirkt. Dies würde erklären, dass die Trennzone als das Zentrum des VTGs am stärksten von der Meidung durch die Schweinswale betroffen ist. Dementsprechend erklärt sich auch eine Präferenz der südlich angrenzenden Streifen zwischen den VTGs. Allerdings zeigte sich keine erhöhte Präferenz des nördlich angrenzenden Streifens, welcher auf großer Skala ebenfalls eher gemieden wurde. Möglicherweise weichen die Tiere nach Norden hin weiter aus als nach Süden, da im Norden nicht in unmittelbarer Nähe schon das nächste VTG angrenzt, wie es im Süden der Fall ist.

Im südlichen VTG war kein vergleichbares Verhalten der Tiere nachweisbar. Stattdessen zeigte sich hier eine relativ deutliche Meidung des südlichsten Streifens in der groß-skaligen Untersuchung, sowie der beiden südlichen Streifen in der klein-skaligen Untersuchung. Möglicherweise spielt hier die Küstennähe eine verteilungsbeeinflussende Rolle. Zwar wurde zu Beginn der Untersuchung keine proportionale Zu- oder Abnahme der Schweinswal-

Sichtungszahl in Zusammenhang mit der Küstendistanz festgestellt, doch eine Abwesenheit der Tiere in einer bestimmten Distanzklasse wäre trotzdem möglich. So ergaben die Dichteauswertung der Schweinswale in der Nordsee eher geringe Dichten in unmittelbarer Küstennähe (Abb. 8-9). Möglicherweise spielt auch hierbei die Schiffsdichte eine Rolle. Die Untersuchung zur Seeverkehrsdichte zeigte, dass die Schiffsdichte in unmittelbarer Küstennähe entlang der Ostfriesischen Inseln zu jeder Jahreszeit sehr hoch (Abb. 19-20) ist. Auch dem Modell nach lag eine hohe Schiffsdichte im Küstenbereich der südlichen Nordsee vor. Vielleicht überdeckt hier ein intensiver Küstenverkehr, außerhalb der größeren Schifffahrtslinien typischerweise aus Fischereifahrzeuge, Fähren und Freizeitbooten bestehend (Hildebrand, 2004), den Effekt des VTG bzw. wirkt mit ihm zusammen. Hierfür spricht die tendenzielle Präferenz der Schweinswale für das Gebiet zwischen den beiden VTGs, welches als ein angrenzendes Gebiet die erste Ausweichmöglichkeit sowohl aus Küstenverkehr als auch dem VTG bietet. Gleichzeitig könnten sich hier auch aus dem nördlichen VTG nach Süden ausweichende Tiere wiederfinden.

Die Korrelationsanalyse ergab, dass auch großflächig, auf die gesamte AWZ gesehen, ein Zusammenhang zwischen Schweinswal- und Seeverkehrsdichte besteht. Demnach kommen signifikant weniger Schweinswale in Gebieten hoher Schiffsdichte, als in Gebieten mit niedriger Schiffsdichte vor. Diese Tatsache galt auch für die „Porpoise-Presence-Cells“. Dies erlaubt eine doppelte Interpretation: Zum Einen kommen Schweinswale in der Nordsee allgemein vermehrt in Gebieten niedrigerer Schiffsdichte vor, zum Anderen wird innerhalb der Gebiete in denen sie vorkommen auf fein-skaliger Ebene eine Beeinflussung ihrer Verteilung durch die Seeverkehrsdichte deutlich. Dies zeigte sich unter anderem, wie oben beschrieben, auch im Bereich der VTGs. Wie während der Modellierung nachgewiesen wurde hängt die Schiffsdichte zum Teil von Küstendistanz und Tiefe ab. Durch die Einbeziehung von Wassertiefe und Küstendistanz in die Analyse wurde ausgeschlossen, dass die Schiffsdichte nur als Stellvertreter den eigentlichen Effekt einer oder beider dieser Faktoren widerspiegelt. Stattdessen konnte so gezeigt werden, dass die Schiffsdichte zusätzlich zu Küstendistanz und Tiefe weitere Varianz im Modell erklärt.

Beide Untersuchungen weisen auf eine Störung der Schweinswale durch Seeverkehr hin. Die Ergebnisse aus dem Verkehrstrennungsgebiet deuten dabei eher auf kurzfristige Verhaltensänderungen, die Untersuchungen zur Dichte liefern Hinweise auf eine generelle Meidung von Gebieten hoher Schiffsdichte. Dass Schweinswale schon frühzeitig auf sich nähernde Schiffe durch Ausweichen reagieren, wurde schon 1994 von Evans et al. gezeigt. Eine generelle Meidung von Gebieten hoher Schiffsdichte wurde bisher für Schweinswale

noch nicht nachgewiesen, ist aber für viele anderen Walarten und aus anderen lärmbelasteten Gebieten bekannt (Perry, 2000). Ob, und wenn welche, Auswirkungen die Störungen auf Populationsebene für die Schweinswale haben ist schwer nachweisbar. Die biologische Signifikanz und die langfristigen Folgen von störungsbedingten Verhaltensänderungen sind nur in wenigen Fällen untersucht. Es ist allerdings schon mehrfach beobachtet worden, dass Wale aufgrund kontinuierlicher Störung Gebiete hoher Schiffsdichte verließen oder mieden (Allen & Read, 2000; Lusseau, 2007). Solche langfristigen Verhaltensänderungen weisen generell auf nachhaltige Störungen hin (Lusseau & Bejder, 2007) und sind so ein Resultat mehrfacher kurzfristiger Verhaltensänderungen. Ursache oder Begleiterscheinung von kurzfristigen Verhaltensänderungen wie z.B. eines Ausweichverhaltens ist zumeist Stress (Marsh et al., 2003). Es kommt zu einer Unterbrechung von normalem Fress-, Ruhe- oder Sozialverhalten (Marsh et al., 2003). Eine ständige Unterbrechung oder Verhinderung dieser Verhalten kann langfristig die Gesundheit oder den Reproduktionserfolg einer Population beeinflussen (Richardson, 1995; Bejder & Samuels, 2003; Lusseau, 2004). Insgesamt können Störungen in Zusammenhang mit Schiffsverkehr auf diese Weise Energiebudgets und den generellen Gesundheitszustand von Individuen und Gruppen beeinträchtigen (Marsh et al., 2003; Lusseau, 2004; Lusseau & Bejder, 2007).

Eine weitere Auswirkung von Seeverkehr ist ein hoher Beitrag zum Mülleintrag ins Meer (OSPAR, 2000). Es wird geschätzt, dass jährlich 70 000 m³ Müll in die Nordsee eingetragen werden, und z.B. allein in der niederländischen Nordsee zu jeder Zeit 6.6 Millionen Müllteile (8600t) vorhanden sind (OSPAR, 2000). Eine hohe Mülldichte in der deutschen Nordsee konnte auch in dieser Studie nachgewiesen werden. Müll wurde fast flächendeckend im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt. Mit bloßem Auge aus 200 m Höhe erfasste Müllteile traten auf weiten Strecken mit mehr als einem Stück pro km auf. Hierbei gilt es zu beachten, dass es sich bei dem erfassten Müll nur um den oberflächlich bis wenige Meter unter der Wasseroberfläche treibenden Müll handelte und dass deshalb auf die gesamte Wassermasse gesehen noch mehr Müll zu erwarten ist. Viel Müll sinkt nach einer Zeit ab und sammelt sich am Meeresboden (Vauk & Vauk-Hentzelt, 1991) In dieser Untersuchung wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Schiffsdichte und der Mülldichte erkannt. Es erscheint naheliegend, dass ein Großteil des Mülls tatsächlich direkt von den Schiffen stammt. Zwar ist die Müllverteilung auch wind- und strömungsabhängig (Debrot et al., 1995; Aliani et al., 2003) und vom Festland wird ebenfalls Müll in die Nordsee eingetragen (Vauk & Vauk-Hentzelt, 1991), doch der in dieser Analyse aufgezeigte Zusammenhang lässt eine deutliche Beziehung zur Schiffsverteilung nicht von der Hand weisen. Dass ein Großteil des Mülls in der Nordsee von Schiffen stammt wurde schon 1991 in einer Untersuchung der

Zusammensetzung angespülten Mülls nachgewiesen (Vauk & Vauk-Hentzelt, 1991). Hier konnte auch gezeigt werden dass der größte Müllanteil mit südöstlichen bis südwestlichen Winden in von den VTGs in die deutsche Bucht getrieben wird (Vauk & Vauk-Hentzelt, 1991). Die Tatsache, dass in nur die modellierte Schiffsdichte diesen Zusammenhang zeigte, ist wahrscheinlich zum Einen darauf zurückzuführen, dass in der modellierten Schiffsdichte der Verlauf der Schifffahrtsstraßen Berücksichtigung findet, und zum Anderen in der beobachteten Schiffsdichte verhältnismäßig wenige Zellen mit Schiffsbeobachtungen im Offshore-Bereich zum Vergleich mit der Müllverteilung zur Verfügung standen.

Seit dem „Internationalen Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe“ (MARPOL 73/78) von 1989 ist in der Nordsee die Entsorgung jeglicher Schiffsabfälle ins Meer verboten (MARPOL 73/78 Anhang V). Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass dieses Gesetz bisher nicht erfolgreich umgesetzt wurde. Für Meerestiere bedeutet dies eine fortbestehende Gefahr. Besonders treibende Netzteile, die in dieser Untersuchung etwa 5% des Mülls ausmachten, können zum Verfangen und Ertrinken von Meeressäugern und Vögeln führen (Dayton et al., 1995; OSPAR, 2000;).

5.2 Bewertung der Zusammenhänge zwischen Fischerei und Schweinswal-Vorkommen in der Nordsee

5.2.1 Interpretation der Assoziations- und Überlappungsmuster

Die Daten dieser Arbeit ergaben eine signifikante Beziehung zwischen der Baumkurrenfischerei und der Schweinswal-Verteilung. Doch diese Beziehung scheint eher eine sich saisonal verändernde Ortspräferenz sowohl der Schweinswale als auch der Fischerei widerzuspiegeln, als auf eine Reaktion der Schweinswale auf die Fischerei hinzuweisen. Diese Vermutung wird durch die unkorrelierten Trends des ungewichteten Überlappungsindex und der saisonalen Gewichtung der großen Baumkurrenfischerei unterstützt. Während die saisonale Gewichtung kontinuierlich von Frühling bis Herbst stieg und somit den potentiellen Einfluss der großen Baumkurrenfischerei verstärkte (Abb. 31), war die ungewichtete Überlappung zwischen Schweinswalen und der Baumkurrenfischerei am stärksten im Frühling und am geringsten im Sommer. Gleichzeitig wurde im Frühling eine starke räumlich Beziehung zwischen den Plattfischkomponenten der Fischgemeinschaft und der Schweinswal-Verteilung festgestellt, welche im Sommer nicht mehr auftrat. Die große Baumkurrenfischerei in der deutschen AWZ ist eine gemischte Fischerei auf Scholle (*Pleuronectes platessa*) und Seezunge. Plattfische könnten demnach im Frühling ein

bestimmender Faktor für die Schweinswal-Verteilung sein, der zu Überlappungen und möglicherweise Interaktion zwischen Schweinswalen und der großen Baumkurrenfischerei führt.

Für die Stellnetzfisherei zeigten die Assoziation und Überlappung eine räumliche Trennung von der Schweinswal-Verteilung im Frühling an. Im Sommer hingegen war die gewichtete Überlappung der Stellnetzfisherei stark, und sowohl die gewichtete als auch die ungewichtete Überlappung waren signifikant. Dies zeigt eine positive Überlappung an. Der Trend der saisonalen Gewichtung der Stellnetzfisherei war allerdings nur mit dem saisonalen Gewicht der Schweinswal-Abundanz kongruent. Die Überlappung der Stellnetzfisherei mit der Schweinswal-Verteilung und das saisonale Gewicht der Stellnetzfisherei stimmten in ihrem saisonalen Verlauf nicht vollständig überein (Abb. 31). Dies weist auf eine Veränderung im Verhalten der Schweinswale hin und zeigt an, dass Schweinswale ausschließlich im Sommer die gleichen Zielfischarten wie die Stellnetzfisherei als Beute bevorzugen. Diese Vermutung wird durch den beobachteten Wandel in der Assoziation von Schweinswalen mit den Hauptkomponenten der bevorzugten Fischgemeinschaften von Frühling zu Sommer unterstützt. Die sommerliche Assoziation und Überlappung von Schweinswalen mit der Stellnetzfisherei kann mit Dorschen erklärt werden. Dorsch ist die Hauptzielart der Stellnetzfisherei in der Deutschen Nordsee.

Die Schleppnetzfisherei zeigte im Frühling keine signifikante Überlappung mit der Schweinswal-Verteilung und das Assoziationsmuster wies auf eine räumliche Trennung hin. Im Sommer hingegen war die Überlappung zwischen der Schweinswal-Verteilung und der Schleppnetzfisherei sehr stark (Abb. 29). Der saisonale Trend der gewichteten Überlappung der Schleppnetzfisherei mit der Schweinswal-Verteilung kann mit den Trends sowohl der Gewichtung der Schleppnetzfisherei als auch der Schweinswal-Abundanz in Beziehung gesetzt werden und deutet deshalb auf eine saisonale Abhängigkeit der Schweinswale und der Schleppnetzfisherei von der gleichen Ressource hin. Die große Ähnlichkeit der Verteilungsmuster der Schleppnetz- und der Sandaalfischerei im Sommer legt nahe, dass es sich bei dieser Ressource um Sandaale handelt. Diese Annahme wird durch den Assoziationsrang 1 und 3 der Sandaalkomponenten mit der Schweinswal-Verteilung im Sommer unterstützt (Tab. 11). Es ist dementsprechend wahrscheinlich, dass Sandaal besonders im Sommer einen Einfluss auf die Schweinswal-Verteilung hatte und möglicherweise die Kongruenz zwischen Schweinswal-Verteilung und Sandaalfischerei während aller Jahreszeiten erklärt.

5.2.2 Mögliche Auswirkungen der Assoziationen und Überlappungen für die Schweinswalpopulation

Die dargestellten Überlappungen zwischen Fischerei und Schweinswal-Verteilung zeigen ein Konfliktpotential zwischen Schweinswalen und den verschiedenen Fischereitypen auf und weisen in Zusammenhang mit den aufgezeigten Assoziationen zur Fischgemeinschaft auf mögliche Interaktionen. Durch den potentiellen Beifang geht von einer Interaktion mit der Fischerei für Schweinswale eine große Gefahr aus. Der Beifang gilt weltweit als der bedrohlichste Einfluss auf die Schweinswal-Populationen. Schon ein jährlicher Verlust von 1% einer Schweinswal-Population wird als besorgniserregend angesehen (Bjørge & Donovan, 1995). Für die deutsche Nordsee sind keine offiziellen Beifangzahlen bekannt. Die Totfundzahlen von der Schleswig-Holsteinischen Nordseeküsten wiesen in dieser Studie nur eine sehr geringe Zahl an Beifängen auf, von denen die meisten abgegebene Beifänge waren. Die Zahl der Verdachtsfälle aus der Nordsee belief sich auf 1-2 Tiere pro Jahr. Es ist jedoch möglich, dass durch Strömungen und Wind Kadaver aus der deutschen Nordsee vermehrt an anderen Küstenabschnitten angespült werden und somit eine unbekannte Anzahl der Kadaver oder möglicherweise nicht abgegebener Beifänge unentdeckt bleibt. Zudem gilt auch in der Nordsee, dass die Dunkelziffer unbekannt ist und schlechte Erhaltungszustände der Kadaver die Erkennung von Netzmarken u.ä. erschweren (vergl. Kapitel 4.6 und 5.3 zur Analyse der Ostsee-Totfunde). Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen besonders im Sommer eine bedeutende Überlappung zwischen Schweinswal-Verteilung und Stellnetzfisherei im Gebiet des Sylter Außenriff. Dies bedeutet ein erhöhtes Beifangrisiko in einem Gebiet, das als wichtiges Paarungs- und Aufzuchtgebiet der Schweinswale in der Nordsee anerkannt ist (Scheidat et al., 2004; Scheidat et al., 2006; Siebert et al., 2006) und 2004 im Rahmen der Europäischen Habitatdirektive zu einer „site of community interest“ (SCI) erklärt wurde. Um den tatsächlichen Einfluss der Stellnetzfisherei hier beurteilen zu können, erscheint eine gezielte Untersuchung des tatsächlich vorkommenden Beifangs im Sylter Außenriff notwendig. Falls es tatsächlich zu Beifang in diesem Gebiet kommt, sollten temporäre Fischereiregelungen, wie z.B. saisonale Schließungen, die Stellnetzfisherei in dem Schutzgebiet einschränken, um das Beifangrisiko in diesem wichtigen Gebiet für Schweinswale zu senken. Zudem sollte die Fischerei in diesem Gebiet kritisch beobachtet werden. Eine Intensivierung der Stellnetzfisherei, z.B. bei Zunahme der zur Zeit geringen Dorschbestände im Sylter Außenriff, könnte aufgrund der besonders hohen Schweinswalzahlen in diesem Gebiet das Konfliktpotential schnell erhöhen.

In dieser Untersuchung wurde ein besonders enger Zusammenhang zwischen der Schweinswal-Verteilung und der Sandaalfischerei nachgewiesen. Die Sandaalfischerei ist

die größte auf eine einzelne Art spezialisierte Fischerei in der Nordsee (Anhang, Tab. A3). Ihr kommt die größte Rolle als potentieller Nahrungskonkurrent für Wildtiere zu (Furness, 2002). Dänische Fangstatistiken geben eine Anlandung von 500 000 – 900 000 metrischen Tonnen pro Jahr an. Solche Mengen stellen eine bedeutende Entnahme von Biomasse aus dem Ökosystem dar (Nielsen & Mathiesen, 2006). Die Sandaalfischerei wird besonders im Bereich des Sylter Außenriffs betrieben, wo sich die Schweinswale in Frühling und Sommer zu Paarung und Geburt versammeln. Nahrungskonkurrenz ist in diesem Gebiet, aufgrund seiner entscheidenden Bedeutung für die Reproduktion der Schweinswale, als besonders kritisch zu erachten. Die reproduktiven Kosten von Schweinswalen sind hoch (Lockyer, 2007), da die Weibchen meistens gleichzeitig tragend und laktierend sind und die Geburt nur kurz vor der erneuten Paarung erfolgt. Da Schweinswale nur begrenzt Energie speichern können, geht man davon aus, dass sie zu jeder Zeit fressen müssen und kaum längere Zeit ohne Nahrung auskommen können (Koopman et al., 1996). Schon kurzfristige und kurze Nahrungsengpässe könnten deshalb bedeutsame Folgen für die Tiere haben und sind wahrscheinlich häufig für räumliche Verteilungsänderungen von Schweinswalen verantwortlich (Santos & Pierce, 2003; Santos et al., 2004). Zwar scheint das Sylter Außenriff im Moment noch über ausreichend Ressourcen zu verfügen um einen optimalen Aufenthaltsort für Schweinswale darzustellen, doch das Ausmaß der Sandaalfischerei in diesem Gebiet sollte kritisch bewacht und begrenzt gehalten werden. Eine schlecht geregelte Fischerei könnte hier einen besonders starken Einfluss auf die Schweinswal-Population nehmen.

Die Bedeutung des Sandaals für den Schweinswal kann weiter mit Hinblick auf die Nahrungsansprüche des Schweinswals ausgewertet werden. Sandaale spielen für Schweinswale vor allem im Sommer eine wichtige Rolle (Santos et al., 2004). Sie sind dann besonders energiereich (Hislop et al., 1991) und zudem eine leichtere Beute als in anderen Jahreszeiten, da sie nun viel Zeit in der Wassersäule statt eingegraben im Sand verbringen (Furness, 2002; Greenstreet et al., 1998). Sandaale treten zudem meist stark aggregiert und habitatgebunden auf, was sie zu einer leicht vorhersehbaren Ressource macht. Im Gegensatz dazu verlangen z.B. Sprotten als pelagische Art einem Räuber wesentlich mehr Energie zur Erbeutung ab (s. Wanless et al., 2005). Für eine Population von 28 000 Schweinswalen um Island wurde ein jährlicher Nahrungsbedarf von 28 000 bis 40 000 t Fisch ermittelt (Sigurjonsson & Vikingsson, 1997). Für die deutsche Nordsee gibt es zwar keine vergleichbare Schätzung. Doch die maximale Sommer-Abundanz von Schweinswalen wird hier (unter Ausschluss des Gebietes „Entenschnabel“, bei der Schätzung nicht eingeschlossen wurde) zurzeit auf 51 551 Tiere geschätzt (95% KI 27 879 – 98910, VK 0.32) (Gilles et al., 2008b). Nur Sandaal und Sprotte könnten in dieser Größenordnung

ausreichende Energieressourcen für die Schweinswalpopulation darstellen. Daher müssen die hohen Fangquoten der Sandaal- und Sprottenfischerei (Anhang, Tab. A4) als sehr besorgniserregend erachtet werden.

Ergebnisse von Magenanalysen gestrandeter und beigefangener Schweinswale aus der deutschen Nordsee zeigten, dass Sandaale besonders nach 2003 einen unerwartet kleinen Teil der Beute ausmachten (Gilles et al., 2008a). Stattdessen wurden im Frühling vor allem Seezungen und Grundeln, im Sommer Hering und Dorsch in den Mägen gefunden. Diese Funde bestätigen erneut die Assoziation von Schweinswalen mit Plattfischen im Frühling, sowie eine saisonale Verschiebung in der Beutepräferenz von Frühling zu Sommer. Eine Interaktion der Schweinswale mit der Seezungen- und Schollenfischerei im Frühling scheint daher naheliegend, zumal eine starke Assoziation zwischen Schweinswal-Verteilung und der großen Baumkurrenfischerei im Frühling in dieser Studie aufgezeigt wurde.

Eine Abnahme des Sandaalanteils an der Beute des Schweinswals und eine Umorientierung auf andere Beutearten könnten negative Konsequenzen für die Schweinswalpopulation mit sich bringen. Einer umstrittenen Studie zufolge, führte eine verringerte Sandaalkonsumption zum Verhungern vieler Schweinswale in schottischen Gewässern (MacLeod et al., 2007; Thompson et al., 2007). Große Brutmisserfolge von Seevögeln wurden 2004 auf einen verringerten Sandaal- und erhöhten Sprotten-Anteil in der Nahrung bei vermindertem energetischem Wert beider Arten zurückgeführt (junk-food Hypothese, Wanless et al., 2005). Nach 2002 verringerten sich die Anlandungen der kommerziellen Sandaalfischerei sowie die Biomasse des Gesamtbestands der Sandaale um ca. 50%, was auf geringe Nachwuchszahlen der Sandaalbestände seit 2001 hinweist (ICES, 2004). Zu dieser Zeit waren die Nahrungsbedingungen für Sandaale schlecht und das durchschnittliche Gewicht dreijähriger Fische erreichte 2004 sein Minimum (Anhang, Tab. A4, Wanless et al., 2005). 2006 erholten sich die Sandaalbestände wieder ein wenig. Die Daten dieser Untersuchung wurden über mehrere Jahre erhoben und zusammengefasst ausgewertet, da die Abdeckung der Schweinswal- und Sandaalfischereidaten für die Auswertung einzelner Jahre nicht ausgereicht hätte. Zudem waren die VMS Daten erst ab dem Jahr 2006 verfügbar, wodurch ein jährlicher Vergleich der Datensätze nicht möglich gewesen wäre. Durch diese Umstände umfassen die präsentierten Daten die Zeit schlechter Sandaalbedingungen genauso wie die der Jahre 2002 und 2006, in welchen wiederum höhere Bestandzahlen gemessen werden konnten. Entsprechend muss man davon ausgehen, dass die Ergebnisse einer Mischung dieser Ausgangsvariablen entsprechen. Basierend auf vergleichbaren Studien (MacLeod et al., 2007; Wanless et al., 2005) ist davon auszugehen, dass Sandaale in sandaalreichen Zeiten die bevorzugte Beute darstellen, und sowohl die Fischereianlandungen als auch die

Konsumption durch die Schweinswale sich erhöhen. In Zeiten geringer Sandaal-Biomasse und einem schlechten Ernährungszustand der Sandaale, erbeuten Schweinswale vermehrt andere Fischarten, wie z.B. Dorsch. Dieser Wandel könnte zu einem erhöhten Beifangrisiko führen, da Dorsch in deutschen Gewässern die Hauptzielart der Stellnetzfisherei ist (Anhang, Tab. A3).

Die Assoziation der Schweinswal-Verteilung mit der Dorschkomponente der Fischgemeinschaft im Sommer kann in zweierlei Hinsicht erklärt werden. Während Dorsch auch direkt von Schweinswalen gejagt wird und einen wichtigen Beutebestandteil im Sommer darstellt (Gilles et al., 2008a), so sind zusätzlich auch noch viele Beutefische des Dorsches Beutefische des Schweinswals. Ein möglicher Beweis für solch eine indirekte Verbindung findet sich in dem Trend der Schweinswal-Assoziation mit den Hauptkomponenten PRIN3 und PRIN9, die aus Hering, Sprotte, Sandaal und Stöcker bestehen. Diese Arten gehören zum Beutespektrum von Dorschen (Adlerstein & Wellermann, 2000).

5.3 Beurteilung des Konfliktpotentials zwischen Schweinswalen und der Stellnetzfisherei in der Ostsee

5.3.1 Konfliktdarstellung

Der dargestellte Konflikt zwischen Schweinswalen und der Stellnetzfisherei in der Ostsee spiegelt stark das Muster der Schweinswal-Verteilung in den einzelnen Jahreszeiten wider. Nahezu überall wo Schweinswal-Dichten ermittelt wurden, ergab die Analyse ein Konfliktpotential, da Stellnetze fast überall und zu jeder Zeit anzutreffen waren. Dies zeigt deutlich, wie stark der Lebensraum der Schweinswale in der Ostsee durch diese Fischerei geprägt und dadurch auch beeinträchtigt ist. Im östlichen Teil der deutschen Ostsee wurde vergleichsweise wenig und im Winter gar kein Konflikt vorhergesagt. Dies ist auf die geringen ermittelten Schweinswal-Dichten und nicht auf eine Abwesenheit von Stellnetzen zurückzuführen. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass Flugzählungen zwar eine zuverlässige Erfassungsmethode für Meeressäuger sind (Buckland et al., 2001), bei sehr geringen Tierdichten allerdings zu größere Konfidenzintervallen führen (vergl. Gilles et al., 2008b). Mittels akustischer Detektionen konnte nachgewiesen werden, dass Schweinswale das ganze Jahr über in der östlichen Ostsee regelmäßig vorkommen (Verfuß et al., 2007). Der besonders hohe Stellnetzaufwand in dieser Gegend kann also zu keiner Zeit wegen einer Abwesenheit von Schweinswalen als risikolos angesehen werden. Auch wenn die Wahrscheinlichkeit eines Beifangs in der östlichen Ostsee aufgrund der niedrigen

Schweinswalzahlen geringer ist, so ist die Bedeutung eines Beifangs aus dieser Gegend umso gewichtiger einzustufen, da es sich hier um den Lebensraum der vom Aussterben bedrohten Baltic-Proper-Subpopulation handelt. Eine Risikominderung wäre die einzige Möglichkeit, die verbleibende geringe Individuenzahl der Schweinswale hier effektiv zu schützen. Zudem wurde auch während dieser Studie gezeigt, dass es zeitweise zu besonders hohen Schweinswal-Dichten in diesem Teil der Ostsee kommen kann. Es ist ungeklärt, ob die im Jahr 2002 in großer Zahl östlich Rügens beobachteten Schweinswale tatsächlich zu der Baltic-Proper-Subpopulation gehörten, oder ob es sich um Individuen aus der östlichen Ostsee gehandelt hat, die möglicherweise bei der Verfolgung von Beute weiter als gewöhnlich in den Osten vorgedrungen sind (Scheidat et al., 2008). Auch in anderen Verbreitungsgebieten des Schweinswals wurden in Zusammenhang mit aggregierten Beutevorkommen Ansammlungen von bis zu 100 Tieren beobachtet (Evans, 1990; Rae, 1965). In jedem Fall birgt die hohe Stellnetzdicke in der östlichen Ostsee für einen solchen Fall ein potentiell hohes Risiko.

Der Vergleich der VMS Daten mit den Ergebnissen der Flugzählungen zeigte, dass die räumliche Verteilung der Stellnetzfisherei nicht annähernd durch die VMS Daten wiedergegeben wird. Die insgesamt höchsten Dichten an Stellnetzflaggen wurden in Gebieten aufgezeigt, aus denen überhaupt keine VMS Daten vorlagen. Im Gegenzug wurden die Gebiete mit hohem VMS-Aufwand durch die Flaggensichtungen in Grundzügen repräsentiert, wiesen jedoch deutlich geringere Dichten als der Küstenbereich auf. Lediglich im Winter wurde, wahrscheinlich aufgrund des geringen Flugaufwandes, der hohe Stellnetzaufwand auf dem Adlergrund und Kriegers Flak gar nicht wiedergegeben. Insgesamt unterstreicht dieses Verhältnis den großen Anteil, den die kleine Küstenfisherei am Gesamtaufwand der Stellnetzfisherei hat. Es ist unwahrscheinlich, dass die Netzmarkierungen der großen Stellnetzfisherei schlechter gesehen werden konnten als die der Küstenfisherei, da die gleichen Markierungen verwendet werden (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei (LALLF) Mecklenburg Vorpommerns). Stattdessen muss eine größere Zahl an Netzen oder eine längere Ausbringungszeit der Netze der kleinen Küstenfischer, also ein höherer Aufwand für die höhere Sichtungsrate verantwortlich sein. Die Zahl der Fischer unterstützt dieses Ergebnis: 2005 waren nur 147 von insgesamt 693 registrierten Fischereifahrzeugen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins große Fischkutter (Amt für ländliche Räume, 2005), der Rest entfiel auf die kleinen offenen Boote der Küstenfisherei.

5.3.2 Mortalität

Die Verteilung der Strandfunde entlang der Küste spiegelte die geographische Verteilung der Schweinswal-Dichte entsprechend des Dichtegradienten von West nach Ost wieder. In dieser Hinsicht werden Strandfunde oft als Indikator für Verteilungsveränderungen, Dichtezunahmen und -abnahmen von Meeressäugerpopulationen genutzt (z.B. Leeney et al., 2008; Osinga et al., 2008). Die Analyse der Totfunde aus der Ostsee zeigte einen deutlichen Anstieg toter Schweinswale entlang der deutschen Ostseeküste, besonders seit 2004. Eine zunächst naheliegende Erklärung wäre daher ein Populationszuwachs der Schweinswale in deutschen und angrenzenden Ostseegewässern. Allerdings gibt es bisher keine Beweise für einen solchen Zuwachs. Die Flugzählungen von 2002 bis 2006 ergaben weder einen Abundanztrend noch entscheidende Verschiebungen in der Verteilung der Schweinswale über die Jahre (Scheidat et al., 2008). Für die Feststellung einer Zunahme in Populationszahlen bedürfte es allerdings auch einer erheblichen Veränderung der Zahlen, da die derzeitigen Abundanzschätzungen mit großen Vertrauensbereichen behaftet (Scheidat et al., 2008). Aus inoffiziellen Berichten gibt es Hinweise auf vermehrte opportunistische Sichtungen von Schweinswalen seit 2005, doch die Aussagekraft opportunistisch gesammelter Daten ist limitiert und lässt keine definitiven Schlüsse zu, da jegliche Information zum Suchaufwand fehlt.

Eine andere Erklärung für erhöhte Totfundzahlen würde ein gestiegener Suchaufwand liefern. Die Öffentlichkeitsarbeit von Naturschutzverbänden (z.B. der Gesellschaft zum Schutz der Meere, GSM, die Segler animiert Schweinswalsichtungen zu melden), sowie die vermehrte Präsenz von (Meeres-)Umweltprobleme in den Medien können zu einem breiteren öffentlichen Interesse an Schweinswalen und anderen Meeressäugern geführt haben. Dadurch kann es besonders in den letzten Jahren zu einem Anstieg an Meldungen tot aufgefunderer Wale gekommen sein. Doch diese Begründung reicht nicht zur Erklärung der großen Zunahme an Strandfunden aus. Seit 1990 besteht ein Strandungsnetzwerk entlang der deutschen Küste, welches eine ganzjährige Küstenpatrouille durch geschultes Personal umfasst. Seither ist dieser offizielle Suchaufwand durch Nationalparkbeamte, Seehundjäger und Umweltorganisationen konstant geblieben und das Absuchen der Strände erfolgt planmäßig, so dass der Aufwand weder zwischen den Jahren noch den Monaten variiert (Siebert et al., 2006).

Eine erhöhte Mortalität aufgrund von Krankheit oder menschlichem Einfluss muss ebenfalls als Erklärung in Betracht gezogen werden. Die Sektionen der Strandfunde und Beifänge der vergangenen Jahre lieferten keinen Hinweis auf eine erhöhte Zahl pathologischer Befunde,

die auf Infektionskrankheiten hinweisen (Siebert et al., 2007), wie zum Beispiel während der Seehundstaupe-Epidemien im Skagerrak und Kattegatt beobachtet (Harkonen et al., 2008). Auffällige Befunde waren Kadaver mit abgeschnittenen Fluken oder Finnen, eröffneten Leibeshöhlen oder sauber durchtrennten Körpern (Siebert et al., 2007). Die Analyse der Strandungs- und Beifangzahlen ergab, dass sich mit der Gesamtzahl der Totfunde auch die Zahl der Beifänge und Beifangverdachtsfällen von 2000 bis 2008 signifikant erhöht hat. Dabei hat sich der Anteil, den die Beifänge (inkl. Verdachtsfällen) an der Zahl der Totfunde ausmachen, ebenfalls erhöht. Hierzu trug vor allem ein hoher Anteil an Verdachtsfällen bei, was als Indikator für erhöhten Beifang zu werten ist (Kuiken et al., 1994). Die verringerte Zahl der gemeldete Beifänge und vermehrtes Auftreten verstümmelter, aufgeschnittener und versenkter Kadaver weist auf eine verminderte Bereitschaft der Fischer hin, Beifänge zu melden. Es ist daher möglich, dass sich durch die Vertuschung von Beifängen ein noch größerer Anteil an Beifängen unter den Kadavern in schlechten Erhaltungszuständen verbirgt, da zerschnittene und versenkte Kadaver durch mangelnden Auftrieb vergleichsweise spät angespült werden.

Im Falle von gestiegenen Populationszahlen wäre zusammen mit einer gestiegenen Strandungszahl auch ein erhöhter Beifang zu erklären. Solange es aber noch keine Hinweise auf gestiegene Populationszahlen gibt, muss ebenfalls davon ausgegangen werden, dass es bei gleichgebliebenen Schweinswalzahlen derzeit zu vermehrtem Beifang kommt, der womöglich durch einen gestiegenen Fischereiaufwand verursacht wird. Einen Hinweis darauf liefert möglicherweise die von 2002-2006 gestiegene beobachtete Stellnetzflaggen-Dichte.

Durchschnittlich 15% aller Kadaver wurden als (Verdacht auf) Beifang klassifiziert. Dabei befanden sich allerdings 74% aller aufgenommenen Kadaver in einem Zustand fortgeschrittener Verwesung (Erhaltungszustand 4+5). Die Betrachtung der ausschließlich gut bis mäßig erhaltenen Kadaver (Zustand 1-3) ergab, dass 53% dieser Tiere Beifänge oder Verdachtsfälle waren. Zwar ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein beigefangenes Tier in einem schlechten Erhaltungszustand abgegeben wird, gering und deswegen die Zahl der tatsächlichen Beifänge unter den guten Erhaltungszuständen wahrscheinlich etwas erhöht. Doch auch in anderen Studien zu Totfunden von Walen wurde ein ähnlich hoher Anteil an Beifängen an der Zahl der gesammelten Kadaver ermittelt. So fanden z.B. Leeney et al. (2008), dass 63% von 453 untersuchten Totfunden von Schweinswalen, Gemeinen Delphinen (*Delphinus delphis*) und Pilotwalen (*Globicephala melas*) entlang der Küste Cornwalls Beifangindikationen aufwiesen. Doch allein der Anteil von 20% Beifangverdachtsfällen an allen Kadavern in guten Erhaltungszuständen, im Vergleich zu nur 6% an

den Kadavern in den Erhaltungszuständen 4 und 5, weist auf eine hohe Dunkelziffer an Beifängen hin, die sich mit großer Wahrscheinlichkeit hinter der Vielzahl stark verwester Kadaver verbirgt. Unter der Annahme, dass tatsächlich 53% aller Schweinswal-Totfunde Beifänge sind, wären im Jahr 2007 mit insgesamt 152 Totfunden 80 Schweinswale beigefangen worden, im Jahr 2008 mit insgesamt 137 Totfunden 73 Tiere. In Anbetracht aktueller Abundanzschätzungen für das gleiche Untersuchungsgebiet, die sich zwischen 457 (95% KI 0-1632) Tieren im März 2003 bis zu maximal geschätzten 4610 (95% KI 2259 - 9098) im Mai 2005 bewegen (Scheidat et al., 2008), überschreitet der Beifang in der deutschen Ostsee damit die Empfehlung der Bergen-Erklärung (ASCOBANS, 2002a) und der IWC (IWC, 2000) zu einem nachhaltigen Beifang von maximal 1% einer Population. Schon allein die Annahme, dass sich unter den Kadavern der Zustände 4+5 (n=106) 20% Beifänge befinden reicht zusammen mit den 22 tatsächlich entdeckten Beifängen (inkl. Verdachtsfällen) unter den gut erhaltenen Tieren für ein Erreichen der 1% Mortalitätsgrenze.

5.3.3 Verknüpfung von Konfliktpotential und beobachteter Mortalität

Am weitesten verbreitet und am stärksten ausgeprägt wurde das Konfliktpotential zwischen Schweinswalen und der Stellnetzfisherei für den Frühling und Sommer vorhergesagt (Abb. 38-40). Die meisten Totfunde traten ebenfalls in den Sommermonaten auf, doch hierfür müssen zunächst mehrere Erklärungen zusammen in Betracht gezogen werden. Zum Einen kommt es in den Sommermonaten zu den höchsten Schweinswal-Dichten in der Ostsee, zum Anderen findet hier die Geburtenperiode von Juli bis Mitte August statt. Beide Tatsachen legen eine natürlich erhöhte Zahl an Todesfällen nahe. Auffällig hingegen war, dass der Anteil der Beifänge (inkl. Verdachtsfälle) von Dezember bis März im Gegensatz zum Rest des Jahres deutlich erhöht war und über 50% lag. In diesen Monaten wurden insgesamt geringe Schweinswal-Dichten ermittelt, welche sich auch in einer geringen Totfundzahl allgemein widerspiegeln. Gleichzeitig gehörten diese Monate aber zu den Monaten mit der intensivsten Stellnetzfisherei. Vielleicht liegt hierin ein Hinweis, dass erhöhte Stellnetzdicke auch bei geringer Tierdichte zu hohem Beifang geführt hat. Demnach ist die Rolle der Stellnetzfisherei in den Schweinswal ärmeren Monaten des Winters nicht zu unterschätzen.

Geographisch betrachtet ist es schwieriger, die Totfunde mit dem Konfliktpotential direkt in Verbindung zu bringen. Kadaver legen teilweise weite Strecken zurück bevor sie angespült werden und die Strandungs-Orte sind stark von Strömungen und Wetterbedingungen abhängig. Es ist schwer nachweisbar, wo tatsächlich ein Beifang stattgefunden hat, wenn er nicht direkt abgegeben wurde. Die direkten Beifänge können jedoch konkreten Positionen

zugeordnet werden. Wie in Abbildung 46 zu sehen ist, konzentrierten sich die Beifänge (rot) grob in drei Gebieten: die Kieler Bucht und Kühlungsborn am östlichen Ende der Lübecker Bucht wiesen besonders viele Beifänge auf, und für die Verhältnisse der östlichen Ostsee trat auch bei Usedom eine große Zahl auf. Tatsächlich wurde in diesen Bereichen auch ein Konfliktpotential im Sommer, für Kühlungsborn zusätzlich im Herbst und in der Kieler Bucht das ganze Jahr über ermittelt. Betrachtet man die Stellnetzverteilung, so fällt zudem auf, dass außer in der Kieler Bucht auch vor der Küste Usedom und entlang der Küste bei Kühlungsborn zu jeder Jahreszeit Stellnetzichten ermittelt wurden. Es ist daher möglich, dass an diesen Stellen eine beobachtete hohe Stellnetzichte mit einer erhöhten Mortalität von Schweinswalen in Verbindung gesetzt werden kann.

5.3.4 Maßnahmen zur Minderung des Konfliktpotentials

Angesichts der weiten Verbreitung des Konflikts, der saisonalen Migration der Schweinswale und der jahresumspannenden Stellnetzfishereiaktivität wird deutlich, dass regional beschränkte Schutzmaßnahmen nicht in der Lage wären den Konflikt zu lösen. Letztendlich würde nur ein insgesamt verringerter Stellnetzaufwand den Beifangkonflikt mindern und erst eine Umstellung auf alternative Fangmethoden (wie z.B. Fischfallen) zu seiner Lösung beitragen. Aus diesem Grund fordert ASCOBANS schon lange einen Ausstieg aus der Stellnetzfisherei in der Ostsee (ASCOBANS, 2002b). Als vorläufige Maßnahme wird der Einsatz von Pingern, akustischen Schweinswal-Vergrämungs-Geräten, die nachweislich Schweinswale von Netzen fernhalten (z.B. Culik et al., 2001), diskutiert. Schon jetzt ist ihr Einsatz für die Fischer der großen Stellnetzfisherei Mecklenburg Vorpommerns verpflichtend (EU Verordnung 812/2004). Doch die Regelung orientiert sich an der Schiffslänge und betrifft somit die kleine Küstenfisherei, die den Hauptanteil am Stellnetzfishereiaufwand hat, nicht. Zudem ist die Regelung in Schleswig-Holstein nicht gültig. Ein für alle Fischer verpflichtender Einsatz von Pingern würde jedoch in der Ostsee zu neuen Problemen führen. Angesichts der hohen Stellnetzichte und der Reichweite von Pingern wäre ein Ausschluss der Schweinswale aus einem Großteil ihres Habitats zu befürchten. Andererseits ist eine Gewöhnung der Tiere an die Geräusche zu befürchten (Cox et al., 2001; Teilmann et al., 2005). Als weiteres Problem von Pingern ist bekannt, dass es bei Ausfällen einzelner Pinger neben funktionierenden Pingern zu einer erhöhten Beifangrate selbst im Vergleich zu Gebieten ohne Pinger kommt, da die Tiere gewissermaßen in die pingerlosen Netze getrieben werden (Cox et al., 2007). Der Einsatz von Pingern sollte daher tatsächlich nur als eine Übergangsmaßnahme in Betracht gezogen werden.

Eine Schließung bestimmter Gebiete für die Stellnetzfischerei würde zwar dem Beifangproblem, wie oben erwähnt, keine Abhilfe schaffen. Allerdings wurde in einer dänischen Telemetriestudie die Kadettrinne, inkl. des FFH-Gebiets „Kadettrinne“, als wichtiges Schweinswalhabitat ermittelt (Teilmann et al., 2008). Demnach ist dieses Gebiet besonders von September bis Dezember und im März von Bedeutung für die Tiere (Teilmann et al., 2008). Eine Fischereibestimmung zum Ausschluss der Stellnetzfischerei aus dem FFH-Gebiet zu diesen Zeiten könnte daher sinnvoll sein, gerade weil dieses Gebiet in der Ostsee einem Korridor gleicht, den Schweinswal auf dem Durchzug von West nach Ost nicht umgehen können.

5.4 Fehlerdiskussion

In dieser Studie kam eine Vielzahl verschiedener Methoden zum Einsatz und mehrere umfangreiche Datensätze wurden ausgewertet. Die Flugzählungsdaten ermöglichten einen räumlich und zeitlich feinaufgelösten Vergleich der Verteilungen und Dichten von Schweinswalen, Schiffen, Stellnetzen und Müll. Allerdings stellte die Wetterabhängigkeit der Flugzählungen ein Problem für die Beurteilung des Winters dar. Zusätzlich sind die Flugzählungen in der östlichen Ostsee aufgrund der geringen Tierdichten mit größeren Unsicherheiten behaftet gewesen. Sowohl für Zeiten, in denen nur geringer Flugaufwand möglich ist, als auch für Gebiete mit geringen Tierdichten wäre eine Ergänzung der Datenerfassung durch akustische Methoden wie Hydrophone und stationäre Schweinswal-Detektoren (sog. T-PODS) sinnvoll, da diese zum Einen von Wetterbedingungen unabhängig sind und zum Anderen über lange Zeiträume ein Gebiet kontinuierlich „beobachten“ können.

Die Ermittlung der Stellnetzdichte anhand von Flugzählungsdaten lieferte einen guten Überblick über einen Stellnetzfishereiaufwand, der ansonsten kaum zu ermitteln wäre. Eine Beschränkung auf die VMS Daten hätte für die Ostsee nur ein sehr unvollständiges Bild geliefert. Trotzdem muss an dieser Stelle berücksichtigt werden, dass keine Informationen zu einem Beobachterfehler vorlagen oder in die Auswertungen eingeflossen sind. Genau wie bei der Erfassung von Schweinswalen ist es wahrscheinlich, dass Flaggen von den Beobachtern verpasst werden und Umweltvariablen wie z.B. Reflexionen auf dem Wasser die Sichtungswahrscheinlichkeit beeinträchtigen. Dies gilt auch für die Müllfassungen. Es ist allerdings davon auszugehen, dass diese Beeinträchtigungen und Fehler gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt auftraten und deshalb die berechneten Dichten repräsentativ sind. Eine weitere Unsicherheit mit der die Stellnetzdaten allerdings behaftet

sind, ist die Unkenntnis über die Netzmeter, die mit einer jeden Stellnetzflaggensichtung verbunden sind. Dabei ist hinsichtlich des Aufwandes und des damit verbundenen Beifangrisikos die Netzlänge genauso bedeutsam wie die Ausbringungszeit. Ein einzelnes Stellnetz ist je nach Bauart zwischen 30 und 70 m lang (LALLF). Diese Netze werden von den Fischern zu sogenannten Fleeten (Netzreihen) zusammengeknüpft. Eine Fleet ist oftmals zwischen 300 bis 700 m lang und besteht aus 10 bis 20 Einzelnetzen. Grundsätzlich muss der Anfang und das Ende einer Netzreihe gekennzeichnet werden. Ist die Kette über 500 m lang, muss im Abstand von max. 500 m zusätzlich eine Kennzeichnung gesetzt werden (LALLF). Diese Umstände machen eine Berechnung der Netzmeter nahezu unmöglich. Dagegen ist unwahrscheinlich, dass anderes Fanggerät als Stellnetze durch die Flaggensichtungen aufgenommen wurde, da Langleinen und Reusen mit schwarzen statt roten Flaggen gekennzeichnet werden müssen (LALLF).

Anders als in der Ostsee haben sich die Daten des Vessel Monitoring Systems für die räumliche Erfassung von Fischereiaktivität in der Nordsee als sehr nützlich erwiesen. Die hohe Auflösung erlaubte einen fein-skalierten Vergleich mit der Schweinswal-Verteilung und ermöglichte so die Ermittlung von Gebiet- und Fischereitypspezifischem Konfliktpotential.

In der Nordsee muss auf die Möglichkeit hingewiesen werden, dass der aufgezeigte Einfluss von Schiffsdichte auf die Schweinswal-Dichte nicht unbedingt kausal sein muss, sondern beide Größen auch von einer unbekanntem dritten Größe abhängen könnten. Mit der Einbeziehung von Küstendistanz und Wassertiefe sind jedoch zwei entscheidenden Größen, die sowohl Schweinswal- als auch Schiffsverteilung beeinflussen, in der Analyse schon berücksichtigt worden. Während es viele weitere Faktoren gibt, von denen die Schweinswal-Verteilung abhängt (z.B. Strömung, Salzgehalt, Wassertemperatur, vergl. Gilles, 2008), gibt es kaum weitere Größen, die sowohl Schiffs- als auch Schweinswal-Dichte beeinflussen.

Denkbar wäre allerdings, dass der Einfluss der Schiffsdichte nicht oder nicht ausschließlich auf direkter Störung beruht, sondern die Schiffsdichte einen Einfluss auf eine dritte Größe nimmt (z.B. Beuteverteilung), die sich wiederum negativ auf die Verteilung der Schweinswale auswirkt. Eine solche Möglichkeit zeigen die Ergebnisse einer Untersuchung auf, nach denen Dorsche möglicherweise vor Schiffen ausweichen (Engas et al., 1998). Ein Nachweis, worin die Auswirkung von Schiffen besteht, kann diese Arbeit nicht liefern. Die Erfahrungen aus anderen Studien weisen jedoch stark darauf hin, dass die Hauptauswirkung von Schiffen auf Wale im Lärm besteht (Evans, 1996; Evans, 2003; Ribeiro et al., 2005; Lusseau & Bejder, 2007).

Resumé und Ausblick

Insgesamt zeichnet diese Arbeit ein negatives Bild über die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf Schweinswale in der Nord- und Ostsee. Dichter Seeverkehr beeinflusst die Tiere in ihrer Verteilung, ihr Lebensraum ist stark von Müllaufkommen gekennzeichnet, die Fischerei tritt als Nahrungskonkurrent auf, und Beifang verursacht eine erhöhte Mortalität.

Als typische K-Strategen sind Wale gegenüber Ausbeutung und Eingriffen in ihre Bestände besonders anfällig (Marsh et al., 2003). Langsame Reproduktion und geringe Nachkommenzahl führen dazu, dass Populationen Jahrzehnte bis Jahrhunderte brauchen können, um sich von einer Ausbeutung zu erholen (Dayton et al., 1995). Von diesem Gesichtspunkt aus müssen alle erkannten Einflüsse auf die Schweinswale in Nord- und Ostsee sehr ernst genommen werden. Es gilt zu bedenken, dass die Tiere der kumulativen Wirkung aller Einflüsse in ihrem Lebensraum ausgesetzt sind und dass in naher Zukunft weitere Eingriffe in Form von Offshore-Konstruktionen in diesen vorgenommen werden.

Hervorgehoben werden muss die Situation der Schweinswale in der Ostsee und insbesondere die der Baltic-Proper-Subpopulation. Äußerst niedrige Sichtungsraten in der östlichen Ostsee bestätigen die geringen Populationszahlen, steigende Totfundzahlen deuten auf eine erhöhte Mortalität und hohe Stellnetzichten bestätigen ein hohes Konfliktpotential. Nur eine drastische Reduktion der Stellnetzfisherei und besonders der kleinen Küstenfisherei könnten zu einer Besserung der Situation für die Schweinswale in der Ostsee führen.

In der Nordsee erscheint die Situation der Tiere derzeit noch günstig. Hohe Tierdichten und wiederkehrende Aggregationen zur Paarungs- und Aufzuchtzeit, besonders im Sylter Außenriff, bestätigen die Wichtigkeit der deutschen Gewässer für die Schweinswalpopulation. Stabile Totfundzahlen und niedriger Beifang deuten auf geringen Konflikt. Doch die Ergebnisse der Untersuchung zur Interaktion zwischen Schweinswalen und der Fischerei in der Nordsee gewichten die verbreitete Annahme neu, dass Beifang der einzig schwerwiegende Einfluss auf Schweinswale ist und betonen die Ressourcenkonkurrenz als möglicherweise schädlichen Einfluss für die Schweinswalpopulation. Besonders im Sommer ist eine Konkurrenz mit der Sandaalfischerei im Sylter Außenriff naheliegend. Die ermittelten Überlappungsgebiete sollten daher Ausgangspunkt für weitere Untersuchungen werden, die die direkten Effekte der Fischerei auf die Schweinswal-Population hier untersuchen.

Um die Auswirkungen von Schiffen auf Schweinswale detaillierter beurteilen zu können, wäre es nötig, kurzfristige Reaktionen der Tiere auf Schiffe durch direkte Beobachtungen (z.B. Theodolit-Tracking) zu untersuchen. Da dies im Fall von Schweinswalen aufgrund ihres unscheinbaren Oberflächen-Verhaltens relativ schwierig ist (vergl. Leeney, 2005), wäre eine Untersuchung mittels akustischer Methoden als Ergänzung sinnvoll.

Da Deutschland in seinen nationalen Gewässern einen bedeutenden Teil der Schweinswalpopulationen der Nord- und Ostsee beheimatet, trägt der Staat eine große Verantwortung für den Schutz und Erhalt der Art. In der Ostsee erscheinen dringend Maßnahmen zur Reduktion des Beifangs notwendig, um dieser Verantwortung nachzukommen. In der Nordsee muss gewährleistet werden, dass der derzeit noch günstige Zustand der Population erhalten wird. Dazu muss die industrielle Sandaalfischerei kritisch überwacht und dafür Sorge getragen werden, dass der bedeutende Lebensraum, besonders um das Sylter Außenriff, für Schweinswale nicht beeinträchtigt wird. Die Verminderung des Beifangrisikos und die Einschränkung der Nahrungskonkurrenz sind wichtige Schritte zur Erhaltung der Schweinswale in Nord- und Ostsee.

6 Literatur

Aarefjord, H., Bjørge, A., Kinze, C.C. & Lindstedt, I. (1995). Diet of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in Scandinavian waters. In *Biology of the Phocoenids* (eds A. Bjørge & G.P. Donovan), Special Issue 16, pp. 211-222. IWC, Cambridge.

Adlerstein, S. & Wellermann, H.C. (2000) Diel variation of stomach contents of North Sea cod (*Gadus morhua*) during a 24-h fishing survey: an analysis using generalized additive models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, 2363-2367.

Aliani, S., Griffa, A. & Molcard, A. (2003) Floating debris in the Ligurian Sea, north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 1142-1149.

Allen, M.C. & Read, A.J. (2000) Habitat selection for foraging bottlenose dolphins in relation to boat density near Clearwater, Florida. *Marine Mammal Science*, 16, 815-824.

ALR (2005). Die Fischerei Schleswig Holsteins. Amt für ländliche Räume. Abteilung Fischerei.

Anderson, L.W. (1993) The population structure of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in Danish waters and part of the North Atlantic. *Marine Biology*, 116, 1-7.

ASCOBANS (2002a). Incidental takes of small cetaceans. Report of the Ninth Meeting of the Advisory Committee to ASCOBANS, ASCOBANS, Bonn. http://www.service-board.de/ascobans_neu/files/2000-6.pdf.

ASCOBANS (2002b). Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises (Jastarnia Plan), ASCOBANS, Bonn.

Bateson, M. (2007) Environmental Noise and Decision Making. Possible Implications of Increases in Anthropogenic Noise for Information Processing in Marine Mammals. *International Journal of Comparative Psychology*, 20, 169-178.

Bearzi, G., Agazzi, S., Gonzalvo, J., Costa, M., Bonizzoni, S., Politi, E., Piroddi, C. & Reeves, R.R. (2008) Overfishing and the disappearance of short-beaked common dolphins from western Greece. *Endangered Species Research*, 5, 1-12.

Beineke, A., Siebert, U., Müller, G. & Baumgärtner, W. (2007) Increased blood interleukin-10 mRNA levels in diseased free-ranging harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *Veterinary immunology and immunopathology*, 115, 100-106.

Bejder, L. & Samuels, A. (2003). Evaluating the effects of nature-based tourism on cetaceans. In *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues* (eds N. Gales, M. Hindell & R. Kirkwood), pp. 229-256. CSIRO Publishing, Collingwood.

- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N., Mann, J., Connor, R., Heithaus, M., Watson-Capps, J., Flaherty, C. & Krützen, M. (2006) Decline in relative abundance of Bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology*, 20, 1791-1798.
- Benke, H. & Siebert, U. (1994). Zur Situation der Kleinwale im Wattenmeer und in der südöstlichen Nordsee. In Warnsignale aus dem Wattenmeer (eds J.L. Lozàn, E. Rachor, K. Reise, H. v. Westerhagen & W. Lenz), pp. 309-316. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin.
- Benke, H., Siebert, U., Lick, R., Bandomir, B. & Weiss, R. (1998) The current status of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in German waters. *Archive of Fishery and Marine Research*, 46, 97-123.
- Berggren, P. & Wang, J.Y. (1997) Mitochondrial DNA analyses of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak Seas and off the west coast of Norway. *Marine Biology*, 127, 531-537.
- Bjørge, A. & Donovan, G.P. (1995). Harbour porpoises in the North Atlantic; edited extract from the Report of the Scientific Committee of the International Whaling Commission. In *Biology of the Phocoenids*. International Whaling Commission, Special Issue 16 (eds G.P. Donovan & A. Bjørge), pp. 3-26, Cambridge.
- Börjesson, P. & Berggren, P. (1997) Morphometric comparisons of skulls of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic, Kattegat and Skagerrak seas. *Canadian Journal of Zoology*, 75, 280-287.
- BSH (2008). Verordnung über die Raumordnung in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ-ROV), BSH, Hamburg.
http://www.bsh.de/de/Das_BSH/Bekanntmachungen/Raumordnungsplan.pdf.
- BSH (2009) www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/Windparks/index.jsp, Vol. 2009.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. (2001) *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations* Oxford University Press, Oxford.
- Carwardine, M. (1995) *Whales, Dolphins and Porpoises*. Dorling Kindersley, London.
- Cox, T.M., Read, A.J., Solow, A. & Tregenza, N. (2001) Will harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *Journal of Cetacean Research and Management*, 3, 81-86.
- Culik, B.M., Koschinski, S., Tregenza, N. & Ellis, G.M. (2001) Reactions of harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. *Marine Ecology Progress Series*, 211, 255-260.

- Das, K., Siebert, U., Fontaine, M., Jauniaux, T., Holsbeek, L. & Bouquegneau, J.-M. (2004) Ecological and pathological factors related to trace metal concentrations in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the North Sea and adjacent areas. *Marine Ecology Progress Series*, 281, 283-295.
- Das, K., Vossen, A., Tolley, K., Víkingsson, G., Thron, K., Müller, G., Baumgärtner, W. & Siebert, U. (2006) Interfollicular Fibrosis in the Thyroid of the Harbour Porpoise: An Endocrine Disruption? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 51, 720-729.
- Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, T.M. & Hofman, R.J. (1995) Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 5, 205-232.
- De Pierrepont, J., Dubois, B., Desormonts, S., Santos, M.B. & Robin, J.P. (2005) Stomach contents of English Channel cetaceans stranded on the coast of Normandy. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85, 1539-1546.
- Debrot, O.A., Bradshaw, J.E. & Tiel, A.B. (1995) Tar contamination on beaches in Curacao, Netherlands Antilles. *Marine Pollution Bulletin*, 30, 689-693.
- DeMaster, D.P., Fowler, C.W., Perry, S.L. & Richlen, M.F. (2001) Predation and competition: the impact of fisheries on marine-mammal populations over the next hundred years. *Journal of Mammalogy*, 82, 641-651.
- Donovan, G.P. & Bjørge, A. (1995). Harbour porpoises in the North Atlantic: edited extract from the Report of the IWC Scientific Committee, Dublin 1995. In *Biology of the Phocoenids*. International Whaling Commission, Special Issue 16 (eds A. Bjørge & G.P. Donovan). IWC, Cambridge.
- Dorman, C.F. & Kühn, I. (2008) *Angewandte Statistik für die Biologischen Wissenschaften*. 2. durchgesehene, überarbeitete und erweiterte Auflage. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Leipzig.
- Ehrich, S., Adlerstein, S., Brockmann, U., Floeter, J., Garthe, S., Hinz, H., Kröncke, I., Neumann, H., Reiss, H., Sell, A.F., Stein, M., Stelzenmüller, V., Stransky, C., Temming, A., Wegener, G. & Zauke, G.-P. (2007) 20 years of the German Small Scale Bottom Trawl Surveys (GSBTS): A review. *Senckenbergiana maritima*, 37, 13-82.
- ELWIS (2009) Elektronisches Wasserstraßen Informationssystem (ELWIS), Vol. 2009. Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes. www.elwis.de
- Engas, A., Haugland, E.K. & Øvredal J.T (1998) Reactions of cod (*Gadus morhua* L.) in the pre-vessel zone to an approaching trawler under different light conditions. *Hydrobiologia*, 371, 199-206
- Evans, P.G.H. (1990) European cetaceans and seabirds in an oceanographic context. *Lutra*, 33, 95-125.

Evans, P.G.H., Carson, Q., Fisher, P., Jordan, W., Limer, R. & Rees, I. (1994) A study of the reactions of harbour porpoises to various boats in the coastal waters of S.E. Shetland. In *European Research on Cetaceans – 8* (ed. P.G.H. Evans) Pp. 60-64. European Cetacean Society, Cambridge, England.

Evans, P.G.H. (1996). Human disturbance of cetaceans. In *Exploitation of mammals. Principles and problems underlying their sustainable use* (eds N. Dunstone & V. Taylor), pp. 376 - 394. Cambridge University Press, London.

Evans, P.G.H. (2003). Shipping as a possible source of disturbance to cetaceans in the ASCOBANS region, Document MOP4/Doc. 17(S). ASCOBANS.

Fitch, R.K. (1999) WinSTAT, <http://www.winstat.de>

Fock, H.O. (2008a) Driving-forces for Greenland Offshore Groundfish Assemblages: Interplay of Climate, Ocean Productivity and Fisheries. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 49, 103-118.

Fock, H.O. (2008b) Fisheries in the context of marine spatial planning: Defining principal areas for fisheries in the German EEZ. *Marine Policy*, 32, 728-739.

Furness, R.W. (2002) Management implications of interactions between fisheries and sandeel-dependent seabirds and seals in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 59, 261-269.

Gilles, A. (2008) Characterisation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) habitat in German waters, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

Gilles, A., Andreasen, H., Müller, S. & Siebert, U. (2008a). Feeding ecology of marine mammals and seabirds for the management of NATURA 2000 areas (FKZ: 80585018) Final Report to the German Federal Agency for Nature Conservation, Bonn.

Gilles, A., Herr, H., Lehnert, K., Scheidat, M. & Siebert, U. (2008b). Harbour porpoises - abundance estimates and seasonal distribution patterns. In *Marine mammals and seabirds in front of offshore wind energy* (eds K. Wollny-Goerke & K. Eskildsen), pp. 19-36. Teubner, Wiesbaden.

Gillespie, D., Berggren, P., Brown, S., Kuklik, I., Lacey, C., Lewis, T., Matthews, J., McLanaghan, R., Moscrop, A. & Tregenza, N. (2003). The relative abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from acoustic and visual surveys in German, Danish, Swedish and Polish waters during 2001 and 2002. Rep. No. SC/55/SM21, Berlin, Germany.

Gordon, J. & Moscrop, A. (1996). Underwater noise pollution and its significance for whales and dolphins. In *The conservation of whales and dolphins* (eds M.P. Simmonds & J.D. Hutchinson), pp. 281-318. John Wiley & Sons Ltd.

Greenstreet, S.P.R., McMillan, J.A. & Armstrong, E. (1998) Seasonal variation in the importance of pelagic fish in the diet of piscivorous fish in the Moray Firth, NE Scotland: a response to variation in prey abundance? *ICES Journal of Marine Science*, 55, 121-133.

Gregr, E.J. & Trites, A.W. (2001) Predictions of critical habitat for five whale species in the waters of coastal British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1265-1285.

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C. & Fox, H.E. (2008) A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319, 948.

Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S. & Wilson, B. (2008). *Phocoena Phocoena*. In 2008 IUCN Red List of threatened species. www.iucnredlist.org

Hammond, P.S., Benke, H., Berggren, P., Borchers, D.L., Buckland, S.T., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich-Boran, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F. & Øien, N. (1995). Distribution and abundance of harbour porpoises and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. European Community LIFE programme. Rep. No. LIFE 92-2/IL/027.

Hammond, P.S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D.L., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F. & Øien, N. (2002) Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*, 39, 361-376.

Harkonen, T., Bäcklin, B.M., Barrett, T., Bergman, A., Corteyn, M., Dietz, R., Harding, K.C., Malmsten, J., Roos, A. & Teilmann, J. (2008) Mass mortality in harbour seals and harbour porpoises caused by an unknown pathogen. *Veterinary Record*, 162, 555-565.

Harwood, J. (2001) Marine mammals and their environment in the twenty-first century. *Journal of Mammalogy*, 82, 630-640.

Hastie, T.J. & Tibshirani, R.J. (1990) *Generalized additive models* Chapman & Hall, London.

Hatch, L.T. & Wright, A. (2007) A Brief Review of Anthropogenic Sound in the Oceans. *International Journal of Comparative Psychology*, 20, 121-133.

Herr, H., Gilles, A., Scheidat, M. & Siebert, U. (2005). Distribution of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in relation to density of sea traffic, Rep. No. AC15/Doc.15(P). ASCOBANS, Bonn.

Hiby, A.R. (1999). The objective identification of duplicate sightings in aerial survey for porpoise. In *Marine Mammal Survey and Assessment Methods* (eds G.W. Garner, S.C. Amstrup, J.L. Laake, B.F.J. Manly, L.L. McDonald & D.G. Robertson), pp. 179-189. Balkema, Rotterdam.

Hiby, A.R. & Lovell, P. (1996). *Baltic/North Sea Aerial Surveys - Final report* (unpublished).

- Hiby, A.R. & Lovell, P. (1998) Using aircraft in tandem formation to estimate abundance of harbour porpoise. *Biometrics*, 54, 1280-1289.
- Hildebrand, J. (2004). Impacts of Anthropogenic Sound on Cetaceans, Rep. No. 56. International Whaling Commission, Cambridge.
- Hislop, J.R.G., Harris, M. & Smith, J.G.M. (1991) Variation in the calorific value and total energy content of the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*) and other fish preyed on by seabirds. *Journal of Zoology London*, 224, 501-517.
- Huggenberger, S., Benke, H. & Kinze, C.C. (2002) Geographical variation in Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) skulls: support for a separate non-migratory population in the Baltic Proper. *Ophelia*, 56, 1-12.
- ICES (2004). Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), ICES Council Meeting Paper 2004/ACFM:07. ICES, Copenhagen.
- ICES (2007). Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), ICES Council Meeting Paper 2007/ACFM:07:1-820. ICES, Copenhagen.
- IWC (2000) Report of the IWC-ASCOBANS working group on harbour porpoise. *Journal of Cetacean Research and Management*, 2(Suppl), 297-305.
- Jacobs, J. (1974) Quantitative measurement of food selection. *Oecologia*, 14, 413-417.
- Jefferson, T.A. & Curry, B.E. (1994) A global review of porpoise (cetacea:phocoenidae) mortality in gill nets. *Biological Conservation*, 67, 167-183.
- Jepson, P.D., Bennett, P.M., Deaville, R., Allchin, C.R., Baker, J.R. & Law, R.J. (2005) Relationships between polychlorinated biphenyls and health status in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded in the United Kingdom. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24, 238-248.
- Kakuschke, A. & Prange, A. (2007) The Influence of Metal Pollution on the Immune System. A Potential Stressor for Marine Mammals in the North Sea. *International Journal of Comparative Psychology*, 20, 179-193.
- Kaschner, K. & Pauly, D. (2004). Competition between marine mammals and fisheries - food for thought. The Humane Society of the United States, Washington.
- Kinze, C.C. (1994). *Phocoena phocoena* (Linnaeus 1758) - Schweinswal oder Kleintümmler (auch Braunfisch). In Meeressäuger (eds J. Niethammer & F. Krapp), Vol. 6, pp. 242-264. Aula Verlag, Wiesbaden.

- Kinze, C.C. (1995). Exploitation of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish waters: A historical review. Report to the IWC. Special Issue 16. IWC, Cambridge.
- Knust, R., Dahlhoff, P., Gabriel, J., Heuers, J., Hüppop, O. & Wendel, H. (2003). Untersuchung zur Vermeidung und Verminderung von Belastungen der Meeresumwelt durch Offshore-Windenergieanlagen im küstenfernen Bereich der Nord- und Ostsee, Forschungsbericht 20097106, UBA-FB 000478. Umweltbundesamt (UBA).
- Kock, K.-H. & Benke, H. (1996) On the bycatch of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in German fisheries in the Baltic and the North Sea. *Archive of Fishery and Marine Research*, 44, 95-114.
- Koopman, H.N., Iverson, S.J. & Gaskin, D.E. (1996) Stratification and age-related differences in blubber fatty acids of the male harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). *Journal of Comparative Physiology B*, 165, 628-639.
- Koschinski, S. (2002) Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. *Ophelia*, 55, 167-197.
- Kuiken, T., Simpson, V.R., Allchin, C.R., Bennett, P.M., Codd, G.A., Harris, E.A., Howes, G.J., Kennedy, S., Kirkwood, J.K., Law, R.J., Merrett, N.R. & Phillips, S. (1994) Mass mortality of common dolphins (*Delphinus delphis*) in south west England due to incidental capture in fishing gear. *Veterinary Record*, 134, 81-89.
- Laake, J.L., Calambokidis, J., Osmek, S.D. & Rugh, D. (1997) Probability of detecting harbor porpoises from aerial surveys: estimating $g(0)$. *Journal of Wildlife Management*, 61, 63-75.
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., Mead, J.G., Collet, A.S. & Podesta, M. (2000) Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science*, 17, 35-75.
- Lamprecht, J. (1999) *Biologische Forschung. Von der Planung bis zur Publikation. Neubearbeitete Auflage* Filander Verlag, Fürth.
- Laran, S. & Gannier, A. (2008) Spatial and temporal prediction of fin whale distribution in the northwestern Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 65, 1260-1269.
- Leeney, R. (2005) Critical habitats of a protected species: distribution of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in relation to tide, time, and boat traffic. PhD Thesis, University College Dublin, Dublin.
- Leeney, R.H., Amies, R., Broderick, A.C., Witt, M.J., Loveridge, J., Doyle, J. & Godley, B.J. (2008) Spatio-temporal analysis of cetacean strandings and bycatch in a UK Fisheries hotspot. *Biodiversity Conservation*, 17, 2323-2338.

Lewison, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J. & Freeman, S.A. (2004) Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 598-604.

Lockyer (2007) All creatures great and smaller: a study in cetacean life history energetics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87, 1035-1045.

Lozàn, J.L. & Kausch, H. (1998) *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler*. 2. ergänzte und erweiterte Auflage. Parey, Berlin.

Lusseau, D. (2004). The Hidden Cost of Tourism: Detecting Long-term Effects of Tourism Using Behavioral Information, Rep. No. 9(1): 2. *Ecology and Society*, Otago.

Lusseau, D. & Bejder, L. (2007) The Long-term Consequences of Short-term Responses to Disturbance. Experiences from Whalewatching Impact Assessment. *International Journal of Comparative Psychology*, 20, 228-236.

MacLeod, C.D., Santos, M.B., Reid, R.J., Scott, B.E. & Pierce, G.J. (2007) Linking sandeel consumption and the likelihood of starvation in harbour porpoises in the Scottish North Sea: could climate change mean more starving porpoises? *Biology Letters*, doi:10.1098/rsbl.2006.0588.

Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. & Tyack, P.L. (2006) Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, 309, 279-295.

Marsh, H., Arnold, P., Freeman, M., Haynes, D., Laist, D.W., Read, A.J., Reynolds, J. & Kasuya, T. (2003). Strategies for Conserving Marine Mammals. In *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues* (eds N. Gales, M. Hindell & R. Kirkwood), pp. 1-30. CSIRO Publishing, Collingwood.

Marsh, H. & Sinclair, D.F. (1989) Correcting for visibility bias in strip transect surveys of aquatic fauna. *Journal of Wildlife Management*, 53, 1017-1024.

Nielsen, J.R. & Mathiesen, C. (2006) Stakeholder preferences for Danish fisheries management of sand eel and Norway pout. *Fisheries Research*, 77, 92-101.

Nowacek, D.P., Thorne, L.H., Johnston, D.W. & Tyack, P.L. (2007) Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review*, 37, 81-115.

Osinga, N., 't Hart, P. & Morick, D. (2008) By-catch and drowning in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded on the northern Dutch coast. *European Journal of Wildlife Research*, 54, 667-674.

OSPAR (2000). *Regional Quality Status Report II. Greater North Sea. Chapter 3: Human activities*. OSPAR, London.

- Parsons, E.C.M., Dolman, S.J., Wright, A.J., Rose, N.A. & Burns, W.C.G. (2008) Navy sonar and cetaceans: just how much does the gun need to smoke before we act? *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1248-1257.
- Pedersen, S.A., Fock, H.O. & Sell, A.F. (2009) Spatial mapping of fisheries and marine protected areas in German waters. *Marine Policy*, in press.
- Perrin, W.F., Donovan, G.P. & Barlow, J. (1994). *Cetaceans and Gillnets*. International Whaling Commission, Special Issue 15. IWC, Cambridge.
- Perry, C. 2000. A review of the impact of anthropogenic noise on Cetaceans. Draft report to the International Whaling Commission. Rep. No. SC/50/E9, Cambridge, UK
- Polacheck, T. & Thorpe, L. (1990). The swimming direction of harbour porpoises in relationship to a survey vessel, Rep. No. SC/41/SM25. IWC, Cambridge.
- Rae, B.B. (1965) The food of the common porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish waters. *Journal of Zoology London*, 146, 114-122.
- Reeves, R.R., Smith, B.D., Crespo, E.A. & Notarbartolo di Sciara, G. (2003). *Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans*. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, Gland, Switzerland, Cambridge, UK.
- Ribeiro, S., Viddi, F.A. & Freitas, T.R.O. (2005) Behavioural Responses of Chilean Dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*) to Boats in Yaldad Bay, Southern Chile. *Aquatic Mammals*, 31, 234-242.
- Richardson, W.J. (1995). Documented disturbance reactions. In *Marine Mammals and Noise* (eds W.J. Richardson, J.R.j. Greene, C.I. Malme & D.H. Thompson), pp. 241-324. Academic Press San Diego, San Diego.
- Rosel, P.E., Dizon, A.E. & Haygood, M.G. (1995) Variability of the mitochondrial control region in populations of the harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, on interoceanic and regional scales. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 1210-1219.
- Santos, M.B. & Pierce, G.J. (2003) The diet of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the North East Atlantic. *Oceanography and Marine Biology*, 41.
- Santos, M.B., Pierce, G.J., A, L.J., Reid, R.J., Ross, H.M., Patterson, I.A.P., Reid, D.G. & Beare, D. (2004) Variability in the diet of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Scottish waters 1992-2003. *Marine Mammal Science*, 20, 1-27.
- SAS (2003) *SAS/STAT User's Guide*, Version 9, Vol. SAS Institute Inc., Cary, NC.

Schabenberg, O. & Gotway, C.A. (2005) *Statistical methods for Spatial Data Analysis* Chapman & Hall, Boca Raton.

Scheidat, M., Gilles, A., Kock, K.-H. & Siebert, U. (2008) Harbour porpoise *Phocoena phocoena* abundance in the south western Baltic Sea. *Endangered Species Research*, 5, 215-223.

Scheidat, M., Gilles, A. & Siebert, U. (2006). Evaluating the distribution and density of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in selected areas in the German waters. In *Progress in marine conservation in Europe - NATURA 2000 sites in German offshore waters* (eds H. von Nordheim, D. Boedeker & J. Krause), pp. 189-208. Springer Verlag, Hamburg.

Scheidat, M., Kock, K.-H. & Siebert, U. (2004) Summer distribution of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) on the German North Sea and Baltic Sea. *Journal of Cetacean Research and Management*, 6, 251-257.

Schulze, G. (1995) *Die Schweinswale* Neue Brehm Bücherei, Magdeburg.

Siebert, U., Gilles, A., Lucke, K., Ludwig, M., Benke, H., Kock, K.-H. & Scheidat, M. (2006) A decade of harbour porpoise occurrence in German waters-Analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. *Journal of Sea Research*, 56, 65-80.

Siebert, U., Joiris, C., Holsbeek, L., Benke, H., Failing, K., Frese, K. & Petzinger, E. (1999) Potential relation between mercury concentrations and necropsy findings in cetaceans from German waters of the North and Baltic Seas. *Marine Pollution Bulletin*, 38, 285-295.

Siebert, U., Lehnert, K., Seibel, H., Hasselmeier, I., Müller, S., Schmidt, K., Rademaker, M. & Herr, H. (2007). *Totfundmonitoring von Kleinwalen in Schleswig-Holstein 2007*. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.

Siebert, U., Wünschmann, A., Weiss, R., Frank, H., Benke, H. & Frese, K. (2001) Post-mortem findings in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the German North and Baltic Seas. *Journal of Comparative Pathology*, 124, 102-114.

Sigurjonsson, J. & Vikingsson, G.A. (1997) Seasonal abundance of and Estimated Food Consumption by Cetaceans in Icelandic and Adjacent Waters. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22, 271-287.

Skóra, K., Pawliczka, I. & Klinowska, M. (1988) Observations of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* on the Polish Baltic coast. *Aquatic Mammals*, 14, 113-119.

Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I.K., Berggren, P. & Desportes, G. (2008). High density areas for porpoises in Danish waters, Rep. No. NERI Technical Report No. 657. National Environmental Research Institut (NERI), Aarhus.

- Teilmann, J., Tougaard, J., Miller, L.A., Kirketerp, T., Hansen, K. & Brando, S. (2005) Reactions of captive harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) to pinger-like sounds. *Marine Mammal Science*, 22, 240-260.
- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B. & Marques, T.A. (2006) Distance 5.0. Release 1. Research Unit for wildlife Population assessment, University of St. Andrews, St. Andrews.
- Thompson, P.M., Ingram, S., Lonergan, M., Northridge, S., Hall, A. & Wilson, B. (2007) Climate Change causing starvation in harbour porpoises? *Biology Letters*, 3, 533-534.
- Tiedemann, R., Harder, J., Gmeiner, R.C. & Haase, E. (1996) Mitochondrial DNA sequence patterns of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North and the Baltic Sea. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 61, 104-111.
- Tregenza, N.J.C., Berrow, S.D., Hammond, P.S. & Leaper, R. (1997) Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 54, 896-904.
- Tyack, P.L. & Miller, E.H. (2002). Vocal Anatomy, Acoustic Communication and Echolocation. In *Marine Mammal Biology. An evolutionary approach* (ed A.R. Hoelzel). Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Van Waerebeek, K., Baker, A., Félix, F., Gedamke, J., IÑIGUEZ, M., Sanino, G.P., Secchi, E., Sutaria, D., Van Helden, A. & Wang, Y. (2007) Vessel collisions with small cetaceans worldwide and with large cetaceans in the southern hemisphere, an initial assessment. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 6, 43-69.
- Vauk, G. & Vauk-Hentzelt, E. (1991) Vermüllung der Nordsee. *Biologie unserer Zeit*, 4, 217-219.
- Verfuß, U.K., Honnef, C.G., Meding, A., Dähne, M., Mundry, R. & Benke, H. (2007) Geographical and seasonal variation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) presence in the Baltic Sea revealed by passive acoustic monitoring. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87, 165-176.
- Vesper, H. & von Dorrien, C. (2001). *Frische Fische - Tote Wale*. WWF, Frankfurt/Main.
- Vinther, M. (1999) Bycatches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in Danish set-net fisheries. *Journal of Cetacean Research and Management*, 1, 123-135.
- Wanless, S., Harris, M.P., Redman, P. & Speakman, J.R. (2005) Low energy values of a fish as a probable cause of a major seabird breeding failure in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 294, 1-8.
- Weilgart, L.S. (2007) The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology*, 85, 1091-1116.

Wood, S.N. (2006) Generalized Additive Models. Chapman & Hall, Boca Raton.

Yazdi, P. (2005) Einfluss der Tourismusboote auf das Verhalten und die Energetik der Großen Tümmler (*Tursiops truncatus*) vor der Insel Choros, Chile. PhD, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Kiel.

7 Abkürzungsverzeichnis

ASCOBANS	Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic and North Seas
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
ESW	Effektive Streifenbreite
FFH	Flora-Fauna-Habitat (Richtlinie)
G(0)	Wahrscheinlichkeit, ein Tier auf der Transektlinie zu entdecken
GAM	Verallgemeinertes Additives Modell
GIS	Geographic Information System
GN	Stellnetzfisherei
GPS	Global Positioning System
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
IWC	International Whaling Commission
LALLF	Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei
PPC	Porpoise-Presence-Cells
SCANS	Small Cetacean Abundance in the North Sea and adjacent waters (1994)
SCANS II	Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (2005)
SCI	“Site of Community Interest” Schutzgebiet nach der FFH-Richtlinie
TBBL	Große Baumkurrenfischerei
TX	Schleppnetzfisherei
VMS	Vessel Monitoring System
VTG	Verkehrstrennungsgebiet

8 Publikationen

Teile dieser Arbeit sind in zwei Manuskripten für eine Veröffentlichung eingereicht. bzw. vorbereitet. Im Nachfolgenden sind die Anteile des Autors und der Co-Autoren an den Manuskripten aufgelistet.

(1)

Spatio-temporal associations between harbour porpoise *Phocoena phocoena* and specific fisheries in the German Bight. *Eingereicht*, Biological Conservation.

Autoren: Helena Herr¹, Heino O. Fock², Ursula Siebert¹:

¹ Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Universität Kiel of Kiel, Hafentörn 1, 25761 Büsum; ² Johann Heinrich von Thünen Institut , Institut für Seefischerei, Palmaille 9, Hamburg, Germany

Beiträge: US schaffte den Untersuchungsrahmen für die Arbeiten und leitete das Projekt an. HH und HF entwarfen die Fragestellung für die Analysen. HH bereitete die Schweinswaldaten, HF die Fischereidaten auf. HF führte die Berechnungen durch. HF und HH interpretierten die Ergebnisse gemeinsam. HH verfasste das Manuskript. Alle Autoren lasen und bestätigten das Manuskript.

(2)

By-catch in the Baltic: Conflict potential between harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and set net fisheries in the Baltic Sea, *in Vorbereitung*.

Autoren: Helena Herr¹, Ursula Siebert¹, Marion Rademaker¹ Harald Benke², Heino Fock³

¹ Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Universität Kiel of Kiel, Hafentörn 1, 25761 Büsum; ² Johann Heinrich von Thünen Institut , Institut für Seefischerei, Palmaille 9, Hamburg, Germany ; ³Deutsches Meeresmuseum Stralsund, Katharinenberg 14/20, 18439 Stralsund.

Beiträge: US leitete das Projekt des Totfundmonitorings. US nahm die Beurteilung der Kadaver vor. MR erstellte die Datenbank für die Totfunde des FTZ. HB stellte die Totfunde aus der Datenbank des DMM zur Verfügung, HF bereitete die VMS Daten auf. HH bereitete alle Flugzählungsdaten auf, erstellte alle Grafiken, führte alle Analysen durch und verfasste das Manuskript. Alle Autoren lasen und bestätigten das Manuskript.

9 Danksagung

Als erstes danke ich Herrn Professor Jörg Ganzhorn für die Übernahme der offiziellen Betreuung dieser Arbeit und die gute Hilfestellung bei der Organisation der Formalitäten.

Einen ganz besonderen Dank möchte ich an Herrn Professor Olav Giere für die Begleitung dieser Arbeit richten. Ohne seine Motivation und Unterstützung dieser Arbeit hätte ich möglicherweise den Weg in die Forschung nicht eingeschlagen. Herr Giere, ich danke Ihnen für die vielen Gespräche, die gute Betreuung, ihre stete Hilfsbereitschaft und ihren Glauben an mich.

Sehr dankbar bin ich Ursula Siebert, die es mir durch einen Arbeitsplatz in ihrer Arbeitsgruppe erst ermöglichte, diese Arbeit zu schreiben. Ihr Vertrauen in meine Arbeit, der Freiraum den sie mir zum Schreiben gab, ihr fachlicher Rat und ihre persönliche Unterstützung haben einen großen Beitrag zur Entstehung dieser Arbeit geleistet. Ursula, ich danke Dir besonders jetzt für Dein Verständnis – und ich bin nicht aus der Welt!

Von Herzen möchte ich Meike Scheidat, meiner empfundenen Mentorin, für all ihre Inspiration, den Tatendrang und ihre Begeisterungsfähigkeit danken. Von keinem hab ich mehr gelernt als von Dir, Meike, ich danke Dir und visualisiere noch viel schöne Zusammenarbeit, genauso wie gemeinsame Freizeit!

Anita Gilles und Kristina Lehnert, die von meinen Kolleginnen über meine Mitbewohnerinnen zu meinen Freundinnen wurden, danke ich für eine Zeit in Büsum, die ohne sie nicht denkbar gewesen wäre. Ich danke Euch beiden für Eure Unterstützung, Hilfe und Rat in allen Lebenslagen, als Begleiterinnen dieser Arbeit! Anita, Dir auch noch einen großen Dank für das wertvolle Korrekturlesen einiger Teile dieser Arbeit.

Für weiteres ausführliches Korrekturlesen möchte ich meiner Mutter, Nicola Ritter-Herr, danken, die sich mit Hingabe der formalen Korrektur großer Teile dieser Arbeit gewidmet hat.

Stefan Garthe möchte ich für hilfreiche Gespräche und die Unterstützung in Zusammenhang mit dem EMPAS Projekt danken, welches zu einem Teil dieser Arbeit führte.

Heino Fock danke ich für die Bereitstellung und Aufbereitung der VMS-Daten und vor allem für die hervorragende Zusammenarbeit im EMPAS Projekt.

Danksagung

Vielen Dank an Marion Rademaker für die Arbeit an der Totfunddatenbank des FTZ, für die geduldige Aufnahme und Weiterleitung aller Änderungen und Neuerungen.

Vielen herzlichen Dank an alle meine lieben Kollegen der Arbeitsgruppe "Ökologie mariner Säuger und Vögel" in Büsum für die gute Arbeitsatmosphäre, all die netten Flur- und Küchengespräche und die stets aufmunternden Worte. Verzeiht dass ich Euch nicht alle liste – ihr wisst schon wer gemeint ist!

Hauke Giewat danke ich für wunderbare Jahre als Büro-Nachbar. Hauke - mit niemandem hätt ich mein Büro lieber geteilt.

Großer Dank gebührt den Piloten von Sylt Air, Kiel FLM und dem Danish Air Survey für hervorragend durchgeführte Zählflüge, sowie allen Observern die die Datengrundlage für diese Arbeit zusammengetragen haben.

Für die Sammlung, Aufbereitung und Bereitstellung der Totfunddaten aus dem Meeresmuseum danke ich Klaus Harder, Michael Dähne und Harald Benke

Für die Bereitstellung externer Daten zur Schiffsverteilung danke ich Dr. Rainer Knust vom Alfred-Wegener Institut.

Teile dieser Arbeit wurden finanziert im Rahmen der Projekte EMSON, MINOS, MINOSplus und EMPAS vom Bundesministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit und dem Bundesamt für Naturschutz.

10 Anhang

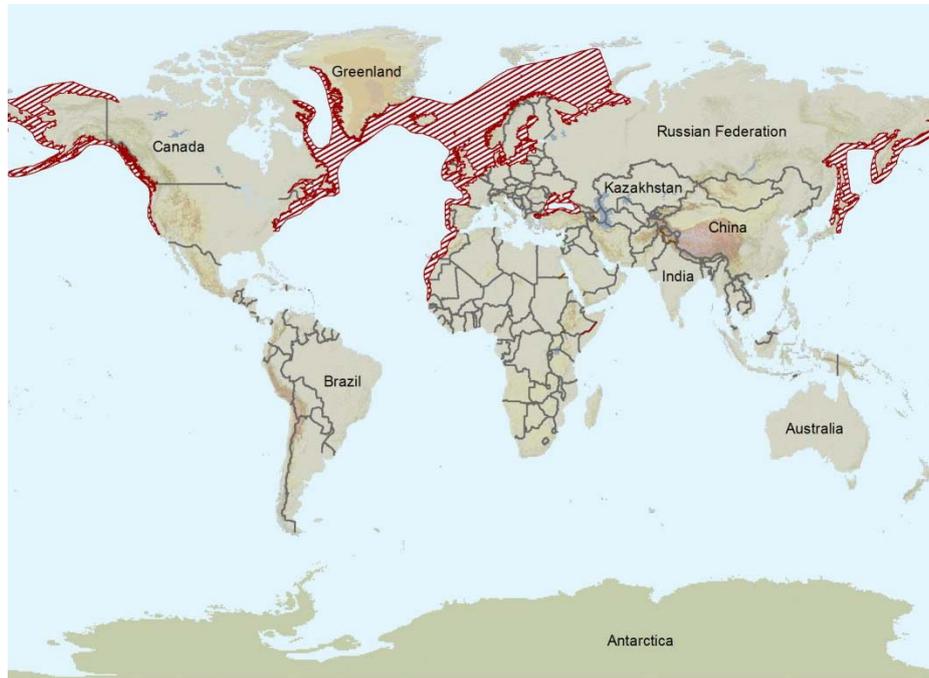


Abbildung A1: Verbreitungsgebiet des Schweinswals (*Phocoena phocoena*). Aus: IUCN Redlist, www.iucnredlist.org

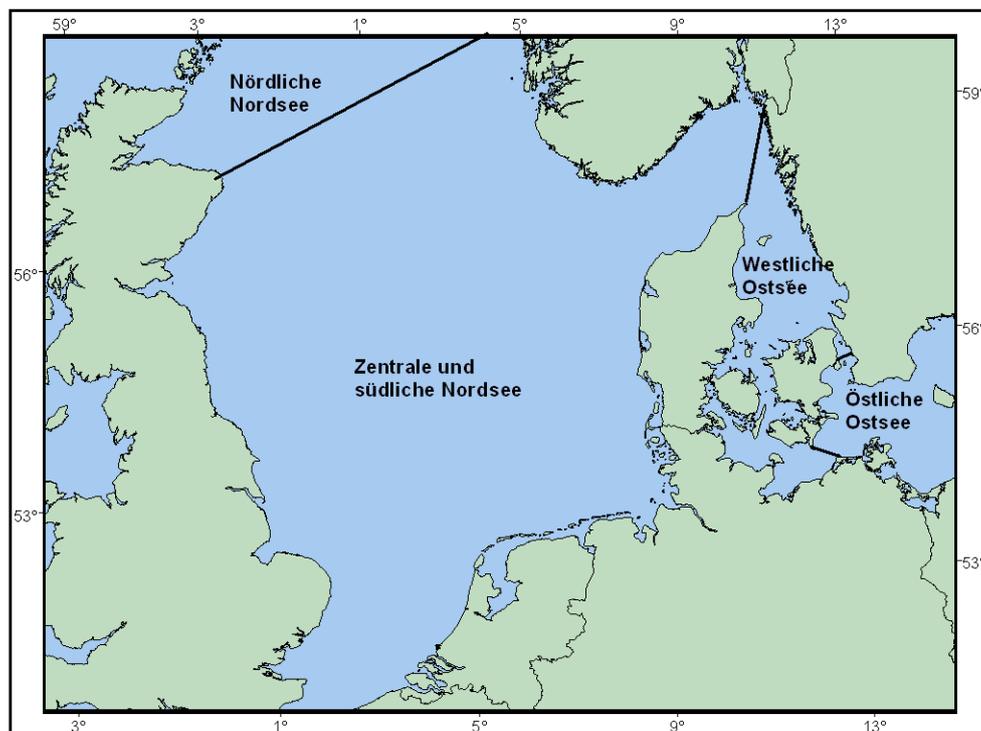


Abbildung A 2: Subpopulationen des Schweinswals (*Phocoena phocoena*) in Nord- und Ostsee. Nach IWC und ASCOBANS (IWC 2000). Projektion: Mercator



Abbildung A3: Im Raumordnungsplan der AWZ vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie festgelegte Vorranggebiete „Schifffahrt“. Gebiete 1 und 2 umfassen die Verkehrstrennungsgebiete (VTG), Gebiete 3-9 wurden basierend auf Schifffahrtsrouten mit geschätzt > 10 Schiffen/Tag festgelegt. Nicht alle Linien (3, 6 und 8) entsprechen der tatsächlichen, derzeitigen Schiffsbewegung, sondern stellen geplante Umleitungen des Verkehrs in Anpassung an andere Raumnutzungen dar. Das Gebiet 10 entspricht der Verlängerung des Niederländischen VTG und weist eine Verkehrsdichte von ca. 80 Schiffen pro Tag auf (aus BSH, 2008).

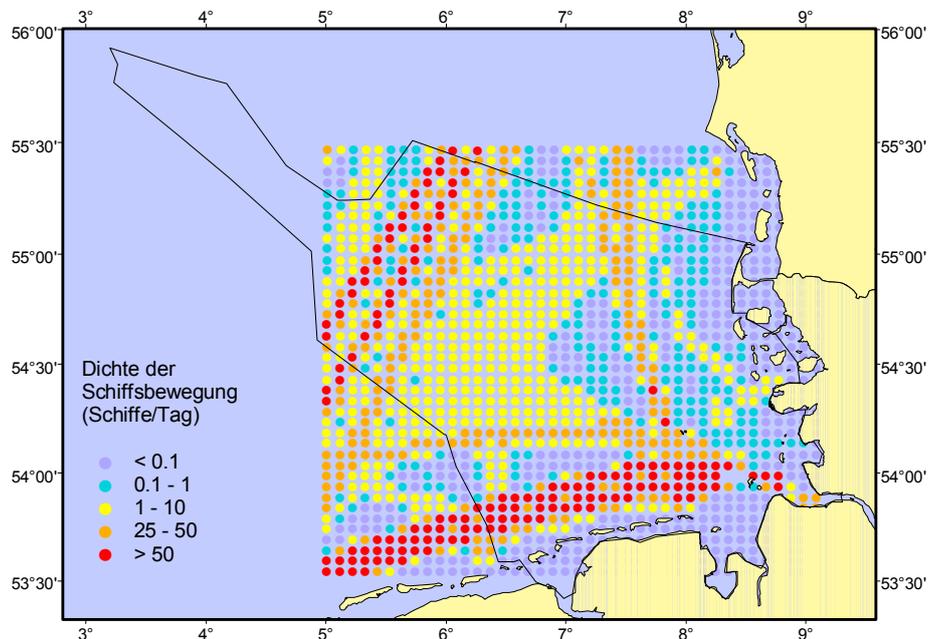


Abbildung A4: Darstellung der Rasterdatenergebnisse zur Dichte der Schiffsbewegung pro Tag aus dem UBA-Forschungsbericht „Untersuchung zur Vermeidung und Verminderung von Belastungen der Meeresumwelt durch Offshore-Windenergieanlagen im küstenfernen Bereich der Nord- und Ostsee“ (Knust et al., 2003). Ausgeschlossen von der Untersuchung waren die Küstenfischerei und der Sportbootverkehr. Projektion: Mercator

Tabelle A1: Kategorien der bedrohten Tierarten auf der Roten Liste entsprechend der Klassifizierung der IUCN.

Kategorie	Status	Status (deutsche Entsprechung)
EX	Extinct	ausgestorben
EW	Extinct in the Wild	in freier Wildbahn ausgestorben
CR	Critically Endangered	vom Aussterben bedroht
EN	Endangered	stark gefährdet
VU	Vulnerable	gefährdet
NT	Near Threatened	gering gefährdet, Vorwarnliste
LC	Least Concern	nicht gefährdet
DD	Data Deficient	keine ausreichenden Daten

Tabelle A2: Gebietsstatus. Eigenschaften der zugrunde gelegten Gebiete.

Status	Eigenschaft
Hauptschiffahrtlinie (VTG)	Hohe Schiffsdichte, zielgerichtetes Fahren in eine Richtung, vor allem große Schiffe
Trennzone (VTG)	Keine großen Schiffe, insgesamt wenig Verkehr
bevorzugte Fahrtroute	Ähnlich wie Hauptschiffahrtlinie, aber vergleichsweise weniger Verkehr
Verkehrskonzentration	Konzentration von Schiffen, Ankerungsplätze, Rede, keine festgelegte Fahrtrichtung, gemischte Schiffstypen
Nationalpark	Keine großen Schiffe, Geschwindigkeitsbegrenzung 12 kn
Schutzzone	Robben- und Vogelschutz-Zonen, Befristete Befahrensverbote, Geschwindigkeitsbegrenzung 8 kn
Verbotzone	variierende Befahrenseinschränkungen
Walschutzgebiet	Geschwindigkeitsbegrenzung 12 kn

Tabelle A3: Anlandungen in Tonnen > 1000, aufgeteilt nach Fischarten und eingesetztem Fanggerät für die internationale Fischerei in der deutschen AWZ der Nordsee in 2006 (nach Pedersen et al., 2009)

Art	Anlandung 2006 (t)	Vorrangig eingesetztes Fanggerät
Sandaal	37723	Otter Trawl
Sprotte	29391	Otter Trawl
Garnele	20852	Kleine Baumkurre
Scholle	11531	Große Baumkurre
Hering	4872	Otter Trawl
Kliesche	2514	Große Baumkurre
Seezunge	1173	Große Baumkurre
Dorsch	459	Stellnetz/Otter Trawl/Große Baumkurre

Tabelle A4: Saisonaler Verlauf der Sandaal- und Sprottenfischereierträge nach ICES sowie Ergebnisse der German Bottom Trawl Surveys aus der AWZ

Art	Quartal	Anlandung 2006 in ICES Quadrat IV ('000 Tonnen)	Relative Abundanz in Bestands-erfassungen (%)
Sandaal	1	0	1
	2	141	51
	3	118	47
	4	1	1
Sprotte	1	47.3	5
	2	0.2	32
	3	40	51
	4	26.7	12

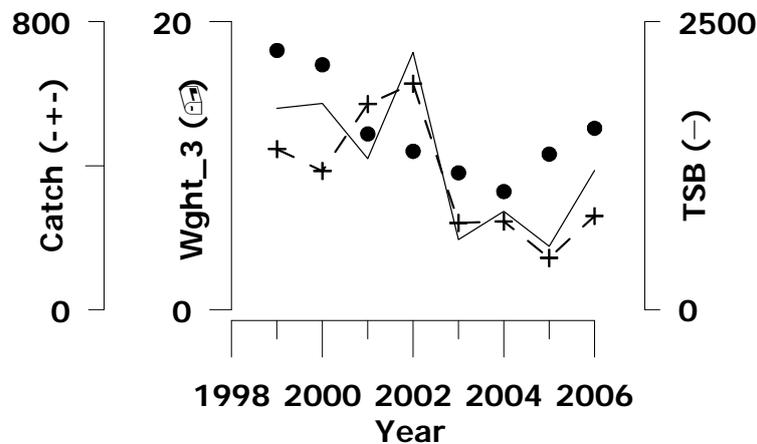


Abbildung A5: Trends der Biomasse des Sandaalbestandes (TSB), der Sandaal-Anlandungen (catch) and das Durchschnittsgewicht für dreijährige Sandaale im Juni in der südlichen Nordsee (wght).