



**Externes Prüfgutachten zum Bericht
“Fehmarnbelt Fixed Link Plausibilitätsprüfung der marinen
UVS Bestandserfassung”, zur Eignung der
Bestandserfassung und Überprüfung der Daten zu den
Meeressäugern und Meeresvögeln**

***[Der Vorliegende Text ist eine Übersetzung des englischen
Originals:***

***Third party review of Fehmarnbelt fixed link plausibility
check report and suitability of baseline plus check data on
marine birds and mammals]***

Autor: Professor Dr. Robert W. Furness (MacArthur Green)
Qualitätssicherung: Professor Dr. Stefan Garthe (FTZ Universität Kiel)

Datum: 25. August 2016

Tel: +44 141 342 5404

Email: bob.furness@macarthurgreen.com

Web: www.macarthurgreen.com

Adresse: 95 South Woodside Road | Glasgow | G20 6NT

CONTENTS

Zusammenfassung	1
1. Einleitung.....	3
2. WAS BESTIMMT DIE ANZAHL VON SEEVÖGELN UND MEERESSÄUGERN IN POPULATIONEN?.....	3
3. WAS BESTIMMT DIE RÄUMLICHE VERTEILUNG VON POPULATIONEN??	7
4. WIE GROß SIND DIE JÄHRLICHEN SCHWANKUNGEN VON HÄUFIGKEIT UND RÄUMLICHER VERTEILUNG?	8
5. LIEFERT DIE PLAUSIBILITÄTSPRÜFUNG EINE WISSENSCHAFTLICH FUNDIERTE BEURTEILUNG?.....	9
6. DANKSAGUNG	11
7. REFERENZEN.....	11
Anhang 1. Belege der jährlichen Schwankungen von Häufigkeit und Verteilung mariner Vogelarten und Meeressäugern, mit Schwerpunkt auf Populationen in der Fehmarnbelt-Region	18
A 1.1 Taucher	18
A 1.2 Lappentaucher	18
A 1.3 Kormoran	19
A 1.4 Schwäne	19
A 1.5 Gänse	19
A 1.6 Pfeifente	20
A 1.7 Knäckente	20
A 1.8 Löffelente.....	21
A 1.9 Tafelente.....	21
A 1.10 Reiherente	21
A 1.11 Bergente	21
A 1.12 Eiderente.....	21
A 1.13 Eisente	22
A 1.14 Trauerente	22
A 1.15 Samtente.....	23
A 1.16 Zwergsäger.....	23
A 1.17 Mittelsäger.....	24
A 1.18 Gänsesäger	24
A 1.19 Seeadler	24

Externes Prüfgutachten zur Plausibilitätsprüfung

A 1.20 Zwergmöwe	24
A 1.21 Lachmöwe.....	24
A 1.22 Sturmmöwe	25
A 1.23 Heringsmöwe.....	25
A 1.24 Silbermöwe	25
A 1.25 Mantelmöwe	26
A 1.26 Brandseeschwalbe	26
A 1.27 Trottellumme	26
A 1.28 Tordalk.....	27
A 1.29 Grzyllteiste	27
A 1.30 Schweinswal.....	27
A 1.31 Gemeiner Seehund	27
A 1.32 Kegelrobbe.....	28

Zusammenfassung

Die UVS zur Festen Fehmarnbeltquerung (FBQ) basiert auf den Daten der Bestandserfassungen von 2009 und 2010. Die Bestandserfassungsdaten sind damit 5-6 Jahre alt. Zur Beurteilung, ob die Basisdaten der UVS nach wie vor eine relevante und verlässliche Grundlage darstellen, wurde eine Plausibilitätsprüfung veranlasst (FEMO 2016). Das Ziel der Plausibilitätsprüfung war es zu beurteilen, ob die Ergebnisse der Auswirkungsprognosen der UVS gültig bleiben.

Das externe Prüfgutachten beschäftigt sich insbesondere mit den in der Plausibilitätsprüfung präsentierten Aussagen zur Häufigkeit und Verteilung von Meeressäugern und Seevögeln und bewertet die einschlägige Literatur zu diesem Thema mit dem Ziel, die Relevanz und Verlässlichkeit der Bestandserfassung zu beurteilen. Das vorliegende Prüfgutachten kommt zu dem Schluss, dass die Plausibilitätsprüfung eine wissenschaftlich robuste Analyse der Datengrundlage darstellt, mit vernünftigen und fundierten Schlussfolgerungen.

In Bezug auf die Häufigkeit und Verteilung von Meeressäugern und Seevögeln besteht die größte Stärke der Plausibilitätsprüfung in der Analyse von Langzeit-Serien von Erhebungsdaten. Diese Daten zeigen deutlich, dass generell die Häufigkeiten und Verteilungen der betrachteten Arten in den letzten Jahrzehnten sehr ähnlich geblieben sind. Gleichlautendes würde man auch vorhersagen, wenn man das Wissen über die Lebensweise und Ökologie von Seevögeln und Meeressäugern betrachtet, die generell eine hohe Überlebensrate der adulten Tiere und gleichbleibende Verteilung von Jahr zu Jahr aufweisen. Aufgrund der geringen natürlichen Fähigkeit der Populationen von Meeressäugern und Seevögeln schnell zu wachsen und der hohen Überlebensrate der adulten Tiere, die den Rückgang der Population begrenzen, kann man voraussetzen, dass die Populationen von denjenigen Arten, die von der FBQ berührt werden könnten, über einen Zeitraum von wenigen Jahren stabil bleiben (biogeographische Populationen).

Die Plausibilitätsprüfung präsentiert auch ausführliche Daten über Hydrologie, Klima und die unteren trophischen Stufen, die alle darauf hinweisen, dass die Prozesse, die den Nachschub für Nahrungsorganismen bestimmen, heute die gleichen sind wie zu Zeiten der Bestandserfassungen.

Die wissenschaftliche Literatur nennt die Wetterbedingungen im Winter als wichtigen Einflussfaktor der Verteilung von Seevögeln. Unabhängig von der regionalen Stabilität der Populationen ergeben sich Schwankungen der regionalen Verteilung, weswegen die lokale Häufigkeit in verschiedenen Wintern beträchtlich variieren kann. Diese Schwankungen sind wahrscheinlich die wichtigste Ursache der Variationen, die von Jahr zu Jahr in den einschlägigen Untersuchungen beschrieben werden. Es ist daher auch anzunehmen, dass die Bedingungen im Winter einer der wichtigsten Einflussfaktoren für die Häufigkeit derjenigen Seevögel sind, die von der FBQ berührt werden könnten.

Um die breit angelegte Plausibilitätsprüfung zu unterstützen, wurden in 2015 neue Flugerfassungen von Seevögeln und Meeressäugern durchgeführt. Aufgrund aktueller methodischer Experimente und Entwicklungen, wurden bei diesen Erfassungen sowohl digitale als auch visuelle Aufzeichnungen eingesetzt, wobei letztere Methode der in 2009 und 2010 angewandten entsprach. Die statistische Power der Flugerfassungen von 2015 ist gering (insbesondere für die visuellen Erfassungen) und es ist daher schwierig, formale Datenvergleiche zwischen den digitalen Daten von 2015 mit den visuellen

Erfassungen von 2009 /2010 herzustellen. Allerdings sind die Häufigkeiten, die aus den digitalen Daten von 2015 abgeleitet wurden, in guter Übereinstimmung mit anderen Untersuchungsmethoden, auch die Verteilungen verbleiben ähnlich in den beiden Erfassungsperioden. Die Vorteile der digitalen Erfassungsmethode sind ausführlich in der Plausibilitätsprüfung beschrieben, allerdings wurde der Nachweis, dass diese nicht unbedingt immer die genaueren Ergebnisse liefern, nicht aufgeführt. Es ist zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht erwiesen, dass die digitalen Erfassungen notwendigerweise die genauesten Schätzungen der Häufigkeit von Meeressäugern und Seevögeln liefern. Nach meiner Ansicht überbetont die Plausibilitätsprüfung die Vorzüge der digitalen Erfassungsmethode im Vergleich zur visuellen. Nichtsdestotrotz unterstützen die Flugerfassungen von 2015 die Beurteilung, dass die Häufigkeit und Verteilung in 2015 größtenteils derjenigen von 2009 und 2010 gleicht.

Die übergreifende Schlussfolgerung dieses externen Prüfgutachtens ist, dass die Plausibilitätsprüfung einen wissenschaftlich fundierten Nachweis der Relevanz und Verlässlichkeit der Basiserfassungsdaten liefert. Ich betone insbesondere, dass lokale Schwankungen von Jahr zu Jahr eine erwartete Unsicherheit darstellen, die unabhängig von der gewählten Untersuchungsmethode besteht. Allerdings fordern diese Schwankungen nicht die Auswirkungsprognosen heraus, da für diese eine robuste Methode angewendet wurde. Der Detaillierungsgrad und die Qualität der statistisch gut abgesicherten Basiserfassung von 2009 und 2010 sind gut geeignet für die Beantwortung der umweltbezogenen Fragestellungen und spezifischen Aspekte der Auswirkungsprognosen im Zusammenhang mit dem Bau der FBQ.

1. Einleitung

Die UVS zur Festen Fehmarnbeltquerung (FBQ) basiert auf den Daten der Bestandserfassungen von 2009 und 2010 und schließt Daten von visuellen Flugerfassungen von Meeressäugern und Seevögeln mit ein. Die Basisdaten dienen der Auswirkungsprognose und unterstützender Modellierungen. Die Basisdaten sind nun 5-6 Jahre alt.

Zur Beurteilung, ob die Basisdaten der UVS nach wie vor eine relevante und verlässliche Grundlage darstellen, wurde eine Plausibilitätsprüfung veranlasst. Das Ziel der Plausibilitätsprüfung war es zu beurteilen, ob die Ergebnisse der Auswirkungsprognosen der UVS gültig bleiben. Zur Unterstützung der breit angelegten Plausibilitätsprüfung wurden zwischen Januar und Juni 2015 insgesamt 5 digitale und 3 visuelle Flugerfassungen von Meeressäugern und Seevögeln durchgeführt, um sie mit den visuellen Erfassungen von 2009 und 2010 zu vergleichen. Der Bericht zur Plausibilitätsprüfung (FEMO 2016, präsentiert in FEMO-09-TR0003-RE) umfasst 348 Seiten, wovon ein wichtiger Teil den neuen Erfassungsdaten sowie der Beurteilung von Ähnlichkeit und Abweichung in Bezug auf die Erfassungsdaten von 2009 und 2010 gewidmet ist. Es wurde als wünschenswert erachtet, die Wissenschaft, auf die sich die Plausibilitätsprüfung stützt, und die Interpretation der Daten durch ein externes Prüfgutachten überprüfen zu lassen. Eventuelle Schwachstellen in der wissenschaftlichen Qualität sollten aufgezeigt werden und diese im Zusammenhang mit der besten wissenschaftlichen Erkenntnis, den generell in Europa angewandten Methoden und Praktiken insbesondere in Bezug auf die Ausweisung von Schutzgebieten nach der FFH- und Vogelschutzrichtlinie und die Beurteilung der Einwirkung mariner Entwicklungen auf marine geschützte Arten diskutiert werden.

Die Plausibilitätsprüfung beurteilt, in wie weit sich die Häufigkeit und Verteilung von Meeressäugern und Seevögeln im Zeitraum zwischen der Ersterfassung 2009/2010 und der neuen Erfassung von 2015 verändert haben. Dieses wirft eine Reihe von Fragestellungen auf:

- a) Was bestimmt die Anzahl von Seevögeln und Meeressäugern in Populationen?
- b) Was bestimmt die räumliche Verteilung von Populationen?
- c) Wie groß sind die jährlichen Schwankungen von Häufigkeit und räumlicher Verteilung?
- d) Liefert die Plausibilitätsprüfung eine wissenschaftlich fundierte Beurteilung?

Diese Fragen werden in diesem externen Prüfgutachten im Folgenden behandelt.

2. WAS BESTIMMT DIE ANZAHL VON SEEVÖGELN UND MEERESSÄUGERN IN POPULATIONEN?

Seevögel haben hohe Überlebensraten der adulten Tiere. Bei den meisten pelagischen Seevogelarten sind mehr als 90 % der brütenden adulten Tiere aus dem einen Jahr auch im folgenden Jahr noch lebend anzutreffen, und die Überlebensrate der an die Küsten gebundenen Seevögel ist nur geringfügig kleiner (Horswill and Robinson 2015). Beispielsweise beträgt die Mortalität adulter Basstölpel 8% pro Jahr, während sie bei den Juvenilen 57% ausmacht (Horswill and Robinson 2015). Aus diesem Grund können Populationen von Seevögeln nur sehr langsam zunehmen, und normalerweise auch nur langsam fallen. Der wichtigste Faktor, der die Größe der Population in einem Jahr bestimmt, ist die Größe dieser Population im vorigen Jahr. Das bedeutet, dass die Fluktuationen der Häufigkeit von Jahr zu Jahr klein sind. Veränderungen der Populationsgröße spielen sich eher über

Zeiträume von mehreren Jahrzehnten ab und nicht von Jahr zu Jahr. Beispielsweise nahm der Weltbestand des Basstölpels kontinuierlich zu von 1900 bis 1990, wobei sich die Population während der gesamten Zeit unter der Umweltkapazität gehalten hatte und daher ohne Widerstand wachsen konnte. Trotzdem betrug das Wachstum im Großteil des Zeitraumes nur 2 % pro Jahr und ist seit 1990 auf 1 % pro Jahr zurückgegangen (Wanless et al. 2005). Marine Wasservögel haben generell ähnliche demographische Parameter wie die pelagischen Seevögel mit hohen Überlebensraten der Adulten und geringer Produktivität und geringer Überlebensrate bei den Juvenilen. Natürlich ist das Spektrum von den rein pelagischen Seevögeln zu den an die Küsten gebundenen Wasservögeln wie etwa Kormoran und Mittelsäger weit gestreut. Kormorane, Säger und Bergenten können durchaus viel Junge in einem Jahr aufziehen, wobei in den meisten Jahren nur wenige von diesen überleben. In Ausnahmeh Jahren kann die Überlebensrate höher sein, wodurch sich die Größe der Population erhöht. Daher gibt es natürliche Unterschiede, in wie weit die Populationen von Seevögeln variieren. Generell aber sind die Bestände kurzfristig eher stabil, mit möglichen größeren Fluktuationen bei einigen Arten wie Bergente (Mendel et al. 2008). Meeressäuger zeigen eine ähnliche Demographie wie die Seevögel, mit hoher Überlebensrate der Adulten und geringer Reproduktivität. Gleichwohl sind demographische Parameter bei den Meeressäugern schwieriger zu erfassen und daher weniger gut beschrieben.

Die Stabilität der Häufigkeit kann auch eine Folge der Dichte-Abhängigkeit sein, die eine generelle Einflussgröße von Tierpopulationen darstellt (Newton 1998) und in vielen Studien zur Dynamik mariner Vogelpopulationen identifiziert wurde (Coulson et al. 1982; Furness and Birkhead 1984; Lewis et al. 2001; Moss et al. 2002; Coulson 2011; Davis et al. 2013; Hartman et al. 2013; Furness 2015; Jovani et al. 2015). Wenn die Häufigkeit sich der Umweltkapazität nähert, dann kontrollieren dichteabhängige Prozesse die Anzahlen. Steigt die Anzahl über die Umweltkapazität, so erhöht sich die Sterblichkeit oder die Fruchtbarkeit fällt oder die Abwanderungsrate steigt, so dass die Anzahl nicht weiter steigen kann (Newton 1998). Fallen die Anzahlen unter die Umweltkapazität, dann erhöht sich die Fruchtbarkeit oder die Sterblichkeit sinkt oder die Zuwanderung steigt, und die Häufigkeit kann sich dann wieder in Richtung Umweltkapazität entwickeln (Newton 1998). Die Umweltkapazität kann sich im Laufe der Zeit ändern, wenn sich Umweltbedingungen ändern (Newton 1998; Rönkä et al. 2005; Laursen and Møller 2014). Beispielsweise wirken sich veränderte Bestände von kleinen Fischen, von denen viele Seevogelarten und Meeressäuger abhängen, auf die Umweltkapazität aus.

Modellierungen der Populationsdynamik bei Schweinswalen weisen darauf hin, dass das Nahrungsangebot (z.B. bei Änderungen der Umweltkapazität verursacht durch Änderungen der Fischbestände) einen entscheidenden Einfluss auf die Dynamik der Schweinswale hat (Danish Energy Agency 2013). Veränderungen der Muschelbestände können die Umweltkapazität für Meeressäuger wie etwa Trauer- oder Eiderenten beeinflussen, da sie sich überwiegend von Muscheln ernähren (Larsen and Guillemette 2000; Laursen and Møller 2014). Es gibt viele Hinweise drauf, dass das Nahrungsangebot der wichtigste Faktor ist, der die Umweltkapazität für viele marine Vogelarten und Meeressäuger bestimmt (Newton 1998; Oro and Furness 2002; Frederiksen et al. 2005, 2007; Cury et al. 2011; Frederiksen 2014; Langton et al. 2014). Vogelpopulationen, auch wenn sie aus langlebigen Adulten bestehen, können dramatisch zusammenbrechen, wenn ihr Nahrungsangebot erschöpft ist. Beispielsweise verhungerten im Winter 1999/2000 etwa 31.000 Eiderenten im Wattenmeer, offensichtlich nachdem die Bestände von Mies-, Herz- und Trogmuscheln durch Überfischung erschöpft waren (Camphuysen et al. 2002). Dieses Massensterben zeigte eine drastische und

unnatürliche Reduktion der Umweltkapazität an verursacht durch Überfischung, lieferte aber gleichzeitig den Nachweis für den Zusammenhang zwischen Vogelhäufigkeiten und Nahrungsangebot.

Einen guten Nachweis für die allgemeine Stabilität von Vogelpopulationen liefern die Bestandsschätzungen für 2012 (Wetlands International 2016) im Vergleich mit denen Schätzungen aus den 90er Jahren (Wetlands International 2006). Die Schätzungen geben einen Hinweis auf die durchschnittliche Änderung der Wasservogelpopulationen (Tabelle 2.1). Die durchschnittliche jährliche Bestandsveränderung war unter 1 % für 32 Arten, zwischen 1 und 3 % für 8 Arten und größer als 4 % für 4 Arten. Der Modalwert und der Median der absoluten Veränderungsrate war 0 % pro Jahr. Die Gründe für einen sichtbaren Rückgang bei einigen wenigen Arten sind unklar (z.B. Trauerente, Eisente). Diese könnten theoretisch drastische Veränderungen der Umweltkapazität anzeigen, welche aber nicht in deren Ausbreitungsgebiet begründet werden können und deswegen wahrscheinlich eher Fehler in den Erfassungsdaten darstellten (Änderung der gezählten Bestände, nicht der wirklichen Zahlen)

Table 2.1. Schätzungen der biogeographischen Wasservogelbestände. Daten aus der Datenbank von Wetlands International.

Art	Bestands- schätzung, Durchschnitt (1990-2000)	Bestands- schätzung, Durchschnitt (2012)	Maximale jährliche Veränderung 2000 bis 2012 (% pro Jahr)
Sterntaucher	300.000	260.000	-1,1
Prachtaucher	375.000	350.000	-0,4
Haubentaucher	360.000	350.000	-0,2
Rothalstaucher	51.000	50.000	-0,1
Ohrentaucher	20.000	19.000	-0,4
Kormoran	390.000	390.000	0,0
Höckerschwan	250.000	250.000	0,0
Zwergschwan	20.000	22.000	+0,7
Singschwan	59.000	59.000	0,0
Saatgans	600.000	550.000	-0,7
Blässgans	1.000.000	1.200.000	+1,5
Graugans	500.000	610.000	+1,6
Weißwangengans	420.000	770.000	+4,0
Ringelgans	200.000	240.000	+1,4

Externes Prüfgutachten zur Plausibilitätsprüfung

Pfeifente	1.500.000	1.500.000	0,0
Knäckente	60.000	60.000	0,0
Krickente	500.000	500.000	0,0
Stockente	4.500.000	4.500.000	0,0
Löffelente	40.000	40.000	0,0
Tafelente	350.000	300.000	-1,1
Reiherente	1.200.000	1.200.000	0,0
Bergente	310.000	310.000	0,0
Eiderente	760.000	980.000	+2,0
Eisente	4.600.000	1.600.000	-7,4
Trauerente	1.600.000	550.000	-7,5
Samtente	1.000.000	450.000	-6,0
Schellente	1.150.000	1.140.000	-0,1
Zwergsäger	40.000	40.000	0,0
Mittelsäger	170.000	170.000	0,0
Gänsesäger	270.000	270.000	0,0
Seeadler	15.000	15.000	0,0
Blässhuhn	1.750.000	1.750.000	0,0
Zwergmöwe	123.000	110.000	-0,8
Lachmöwe	4.200.000	4.210.000	+0,0
Sturmmöwe	2.000.000	1.640.000	-1,5
Heringsmöwe	380.000	380.000	0,0
Silbermöwe	2.650.000	2.010.000	-2,3
Mantelmöwe	440.000	420.000	-0,3
Brandseeschwalbe	170.000	170.000	0,0
Flusseeschwalbe	1.100.000	980.000	-0,8

Küstenseeschwalbe	2.000.000	2.000.000	0,0
Trottellumme	4.300.000	4.300.000	0,0
Tordalk	500.000	500.000	0,0
Gryllteiste	10.500	10.500	0,0

Aufgrund der geringen natürlichen Fähigkeit der Populationen von Meeressäugern und Seevögeln schnell zu wachsen und der hohen Überlebensrate der adulten Tiere, die den Rückgang der Population begrenzen, kann man voraussetzen, dass die (biogeographischen) Populationen von denjenigen Arten, die vom Bau der FBQ berührt werden könnten, über einen Zeitraum von wenigen Jahren stabil bleiben. Die Vogelarten, bei denen größere Änderungen am wahrscheinlichsten sind, sind Gänse, von denen einige Arten einen langzeitigen Anstieg aufweisen (Tabelle 2.1) als Folge von verbessertem Jagdschutz und Schutz vor Störungen im Winter. Die Bestände einiger Meeresarten scheinen sich auch stärker zu verändern als die der meisten anderen Wasservogelarten, doch sind die Gründe dafür nicht klar erkannt und können auch Erfassungsfehler beinhalten. Allerdings kann sich die räumliche Verteilung aller Wasservogelarten stark auf die lokalen Dichten auswirken, was im nächsten Abschnitt betrachtet wird.

3. WAS BESTIMMT DIE RÄUMLICHE VERTEILUNG VON POPULATIONEN??

Während der Brutsaison ist die Verteilung von marinen Vögeln vor allem durch die Lage geeigneter Brutplätze bestimmt (Furness and Birkhead 1984; Mitchell et al. 2004), während immature Tiere auch in den Gebieten verweilen können, die die Vögel normalerweise außerhalb der Brutsaison aufsuchen (Mendel et al. 2008). Seevögel brüten meistens in Kolonien, die in der Nähe von Gebieten mit voraussehbar günstigem Nahrungsangebot liegen, und wo die Vögel geschützt vor Raubtieren und Störungen brüten können (Mitchell et al. 2004). Einige Meeresarten sind auch Koloniebrüter, bzw. sie aggregieren am geeigneten Brutplatz. Viele der marinen Vogelarten, die außerhalb der Brutzeit in großer Anzahl den Skagerrak und die südliche Ostsee bevölkern, ziehen zum Brüten in höhere Breiten (Mendel et al. 2008). Während ihres Aufenthalts außerhalb der Brutsaison wird die räumliche Verteilung hauptsächlich durch die Verteilung geeigneter Nahrungshabitate und bevorzugten Nahrungsorganismen bestimmt (Sonntag et al. 2006). Die räumliche Verteilung kann auch durch menschliche Störung beeinflusst werden oder durch die Verteilung von Raubtieren oder von Wetterbedingungen, die sich auf die Nahrungssuche auswirken, wie etwa Eisbildung und Stürme (Mendel et al. 2008). Wir können daher erwarten, dass die räumliche Verteilung von marinen Vogelarten und Meeressäugern zu einem großen Teil mit der Verteilung der bevorzugten Nahrung übereinstimmen. Dies ist insbesondere bei marinen Wasservögeln der Fall, die benthische Nahrung wie Muscheln zu sich nehmen, wobei die Gebiete mit geeigneter Nahrungsdichte und passender Wassertiefe begrenzt sind. Die Verteilung von Wasservögeln und Meeressäugern, die sich von mobilen Arten ernähren (wie z.B. juvenile Heringe) sind weniger räumlich gebunden, aber die Verteilung von Fischen ist ebenfalls an vorhersagbare physische Umweltbedingungen geknüpft und

übt damit eine „bottom up“-Kontrolle auf die Räuber der höheren trophischen Ebenen aus (Frederiksen et al. 2007).

4. WIE GROß SIND DIE JÄHRLICHEN SCHWANKUNGEN VON HÄUFIGKEIT UND RÄUMLICHER VERTEILUNG?

'Hot spots' für Schweinswale bestehen normalerweise über Jahrzehnte und sind gekennzeichnet durch bestimmte physische (hydrogeographische) Bedingungen, die einen Einfluss auf die räumliche Verteilung und Dichte der bevorzugten Beutefische der Schweinswale haben (Heinänen and Skov 2015). Hohe Dichten von Seehund und Kegelrobbe korrelieren mit Gebieten, in denen Gewässer mit hohen Dichten an Beutefischen nahe an geeigneten Ruheplätzen liegen (Cunningham et al. 2009; Oksanen et al. 2014; Cordes and Thompson 2015). Auch hohe Dichten von Wasservögeln sind gewöhnlich stabil von Jahr zu Jahr. Dies gilt vor allem für Brutkolonien während der Brutzeit (Kober et al. 2010, 2012; Wilson et al. 2014), aber auch für an die Küsten gebundene Vogelarten außerhalb der Brutzeit (Garthe et al. 2012, Garthe et al. 2015, Lawson et al. 2015) sowie pelagische Vogelarten außerhalb der Brutzeit (Garthe et al. 2012, Kober et al. 2010, 2012). Wo die Verteilung der Beute über die Jahre konsistent bleibt, ist auch die Verteilung der Beutegreifer wie Meeressäuger und marine Vogelarten mit großer Wahrscheinlichkeit konsistent.

Die Verteilung von langlebigen Vögeln ist abhängig davon, inwiefern Individuen jedes Jahr im Winter die gleichen Gebiete aufsuchen. Dieses Verhalten ist bei vielen marinen Zugvögeln verbreitet, allerdings variiert der Grad der Gebietstreue von Art zu Art. Dieses Verhalten hat auch einen evolutionsbezogenen Hintergrund. Individuen einer Art, die gelernt haben, dass die Nahrung in einem bestimmten Gebiet konstant zur Verfügung steht, tendieren zur Gebietstreue. Dagegen sind Individuen einer Art, die mehr ephemere oder nomadische Beutetiere zu sich nehmen, die keine regelmäßigen Verteilungsmuster von Jahr zu Jahr aufweisen, weniger gebietstreu. Dieses Verhalten ist gut zu beobachten bei seltenen Vogelarten, von denen bekannt ist, dass einzelne Individuen von Jahr zu Jahr an den gleichen Überwinterungsplatz kommen. Beispielsweise wurde ein Gelbschnabeltaucher im Winter über viele Jahre an der gleichen Stelle in Schottland beobachtet, ein Eistaucher mit Schnabeldeformation wurde in vielen Wintern im gleichen Gebiet beobachtet und eine nordamerikanische Ringschnabelmöwe verbrachte jedes Jahr einige Wochen in einem bestimmten Hafen in West-Schottland. Mehr wissenschaftlich fundierte Beschreibungen dieses Verhaltens liefern 'tracking'-Untersuchungen von Vögeln über mehrere Jahre. Diese zeigen Beispiele von ausgeprägter Gebietstreue im Winter, aber auch (in wenigeren Fällen) Vögel, die in verschiedenen Jahren verschiedene Wintergebiete ansteuern oder auch innerhalb eines Winters das Gebiet wechseln. Die Tendenz von Vogelindividuen das gleiche Überwinterungsgebiet zu wählen bedingt die Konsistenz der Häufigkeit und Verteilung von marinen Wasservögeln von Jahr zu Jahr.

Die Beschreibung der jährlichen Variabilität der Häufigkeit und Verteilung von Meeressäugern und marinen Wasservögeln, mit spezieller Ausrichtung auf die Populationen der Fehmarnbelt-Region, wird für relevante Arten im Anhang 1 aufgeführt. Des Weiteren berichten Garthe et al. (2012), dass die Verteilungsmuster und die Häufigkeiten von marinen Wasservögeln im deutschen Teil der Ostsee über Jahre konstant geblieben sind, und dass auch die Ausweisung des BSG Pommersche Bucht sich auf diese Erkenntnis gestützt hat.

5. LIEFERT DIE PLAUSIBILITÄTSPRÜFUNG EINE WISSENSCHAFTLICH FUNDIERTE BEURTEILUNG?

Die größte Stärke der Plausibilitätsprüfung besteht in der Analyse von Langzeit-Serien von Untersuchungsdaten an Meeressäugern und marinen Vögeln. Diese Daten zeigen deutlich, dass die Häufigkeiten und Verteilungen der Tiere heute sehr ähnlich sind im Vergleich mit den in der UVS dargestellten Basiserfassungen. Diese Schlussfolgerung ist wissenschaftlich robust. Die Situation würde sich ebenso darstellen, wenn man sie aus dem Verständnis der Lebensweise und Ökologie der Meeressäuger und marinen Vogelarten voraussagen würde, wie in den Abschnitten 2 und 3 näher ausgeführt.

Die Langzeit-Serien weisen darauf hin, dass die meisten Populationen näherungsweise stabil geblieben sind. Der empirische Kenntnisstand lässt darauf schließen, dass es angemessen ist anzunehmen, dass die Anzahl von Tieren, die durch den Bau der FBQ beeinträchtigt werden könnten, dem entspricht, was aus den Daten der Basiserfassungen berechnet wurde. Die Plausibilitätsprüfung bezeichnet die Langzeit-Serien als 'ergänzende Datenquellen' und analysiert diese in Anhang C, was den Eindruck erweckt, dass diese Daten ein geringeres Gewicht oder geringere Qualität aufweisen würden. Nach meiner Auffassung enthalten diese Daten die stärksten empirischen Nachweise, die die Aussage über die Stabilität der Häufigkeiten über die Jahre hinweg bestätigen.

Die Plausibilitätsprüfung verhält sich nicht explizit zum Hintergrund der Biologie von Meeressäugern und marinen Vogelarten, was in dieser Beurteilung relevant wäre, und führt hauptsächlich empirische Erkenntnisse an. Meiner Ansicht nach sind die Grundprinzipien der Biologie von Meeressäugern und marinen Vogelarten in hohem Maß relevant, da sie auf Grundlage der Populationsökologie voraussagen, dass die Häufigkeiten und Verteilungen von diesen Tierarten mit hoher Wahrscheinlichkeit gleich bleiben, es sei denn die ökologischen Bedingungen haben sich verändert (z.B. Wetterbedingungen und Verteilung der Nahrung). Es gibt daher eine theoretisch wohl begründete Untermauerung, die in der Plausibilitätsprüfung ausgelassen wurde, und die aus theoretischer Sicht die empirischen Befunde, dass die Bestände der Meeressäuger und marinen Vogelarten über die Jahre gleich bleiben, unterstützt. Diese theoretische Grundlage ist in den Abschnitten 2 und 3 dargestellt. Nach meiner Ansicht werden die in der Plausibilitätsprüfung dargestellten empirischen Befunde durch den theoretischen Rahmen unterstützt: die Häufigkeiten und Verteilungen von Meeressäugern und marinen Vogelarten tendieren dazu konsistent zu bleiben von Jahr zu Jahr, überlagert von gewissen jährlichen Schwankungen als Folge aktueller Umweltbedingungen. In diesem Fall sind die wichtigsten treibenden Umweltfaktoren die Häufigkeit, der generelle Überschuss und die Verteilung von Nahrungsorganismen (e.g. Austin and Rehfish 2005; Mendel et al. 2008; Hartman et al. 2013; Pearce-Higgins and Holt 2013; Fox et al. 2016; Ost et al. 2016).

Meiner Ansicht nach legt die Plausibilitätsprüfung zu viel Gewicht auf die digitalen Flugerfassungen als Methode zur Erfassung der Häufigkeit und Verteilung von Meeressäugern und marinen Vogelarten und unterschätzt damit die wichtige Rolle der Langzeit-Daten, die die natürliche jährliche Variabilität von Häufigkeit und Verteilung aufzuzeigen. Die digitalen Flugerfassungen sind vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrologie (BSH) als Standardmethode zur Erfassung von Beständen von Meeressäugern und marinen Vogelarten im Zusammenhang mit der Entwicklung von offshore Windkraftanlagen eingeführt worden. Die Methode hat den deutlichen Vorteil, dass die

Erfassungsdaten digital gespeichert werden und jederzeit für spätere Analysen zur Verfügung stehen und erlaubt daher die Überprüfung von Anomalitäten oder einer erneute Auswertung. Dies ist die große Stärke der neuen Methode und rechtfertigt ihre Anwendung als Standardmethode. Allerdings sind digitale Flugerfassungen relativ neu entwickelt und werden laufend verbessert (Thaxter and Burton 2009; Buckland et al. 2012; Mendel et al. 2016). Es gibt Beispiele von Untersuchungen, in denen die Bestandsschätzungen aus den digitalen Flugerfassungen weniger genau waren als von anderen mehr etablierten Methoden (Burt et al. 2009; Thaxter and Burton 2009; Connelly et al. 2015; Williams et al. 2015; Williamson et al. 2016), und es gibt Untersuchungen, die zeigen, dass unterschiedliche digitale Flugerfassungsmethoden signifikant unterschiedliche Ergebnisse liefern (Mendel et al. 2016). Korrekturfaktoren, die visuelle Flugerfassungen und visuelle Schiffserfassungen vergleichbar machen sollen, sind untersucht worden (e.g. Markones and Garthe 1012, Bellebaum et al. 2014, Bradbury et al. 2014), aber solche Korrekturfaktoren sind für digitale Flugerfassungen noch nicht gut etabliert. Tatsächlich gibt es nur vorläufige Untersuchungen, die zeigen, dass manche Arten in größerer Anzahl durch die digitalen Methoden erfasst werden im Vergleich zu den visuellen Erfassungen, während es für andere Arten eher umgekehrt ist (Mendel et al. 2015). Insbesondere kleine Vogelarten in geringer Anzahl können bei Flugzeugerefassungen leicht übersehen werden im Vergleich zu Schiffszählungen. Es scheint, dass Arten wie Ohrentaucher und Gryllteiste in Flugerfassungen besonders unterrepräsentiert sind (Mendel et al. 2015, S. Garthe pers. comm.).

Verschiedene Korrekturfaktoren können auf digitale Flugerfassungsdaten angewandt werden, um die bei der Flugerfassung verpassten Tiere mit einzubeziehen. Beispielsweise können Schweinswaldaten mit den Individuen, die zu tief tauchen um gesehen zu werden, korrigiert werden unter Anwendung der Daten von Teilmann et al. (2013), in denen die Tiefenverteilung in verschiedenen Monaten angegeben ist. Allerdings setzt dies voraus, dass die Tauchtiefe von mit Dataloggern versehenen Tieren repräsentativ ist gegenüber nicht mit Markierungen belästigten Tieren, was nicht unbedingt der Fall sein muss (Berga et al. 2015). Außerdem wird die jahreszeitliche Abhängigkeit der Sichttiefe, die auch die Erkennungsrate auf den digitalen Bildern beeinflussen könnte, nicht mit berücksichtigt. Ein alternativer Ansatz zur Korrektur und Umrechnung von den digitalen relativen Schweinswaldichten in absolute Dichten ist von Williamson et al. (2016) vorgeschlagen worden, aber diese Korrektur liefert etwas unterschiedliche Schätzungen gegenüber denen, die aus Teilmann et al. (2013) abgeleitet wurden. Dieses Beispiel zeigt, dass sich die digitalen Flugerfassungsmethoden und deren Datenauswertung noch in Entwicklung befinden und außerdem, dass Unsicherheiten bei den geschätzten Beständen auch bei Anwendung derjenigen Methode bestehen, die dabei ist die gebräuchlichste Methode zur Erfassung von Meeressäugern und marinen Vogelarten auf dem Meer zu werden.

Die Vorteile der digitalen Flugerfassungen sind ausführlich in der Plausibilitätsprüfung beschrieben, aber die Erkenntnis, dass diese nicht immer die genauesten Bestandsschätzungen liefern, ist nicht thematisiert worden. Wir sind noch nicht so weit, dass wir annehmen können, dass digitale Flugerfassungen tatsächlich die genauesten Bestandsschätzungen von Meeressäugern und marinen Vogelarten liefern. Vergleichsstudien haben gezeigt, dass verschiedene Methoden (Schiffserfassungen, digitale und visuelle Flugerfassungen) bei der Beschreibung der Verteilungsmuster von marinen Vogelarten gut übereinstimmen (Thaxter and Burton 2009, Markones and Garthe 1012, Bradbury et al. 2014, Connelly et al. 2015; Williams et al. 2015; Williamson et al. 2016), wie auch in der Plausibilitätsprüfung beschrieben.

Abgesehen von der geringeren Aufmerksamkeit, die die Plausibilitätsprüfung den mit anderen Methoden gewonnenen Daten von Untersuchungen und Populationsmonitoring schenkt, enthält die Plausibilitätsprüfung klare Belege dafür, dass die Häufigkeit und Verteilung der Meeressäuger und marinen Vogelarten im Fehmarnbelt zur jetzigen Zeit ähnlich wie zu Zeiten der Basiserhebungen aussehen und ganz allgemein ähnlich der Häufigkeit und Verteilung von anderen Jahren der jüngsten Vergangenheit sind. Diese Beobachtung wird durch das Wissen über die Populationsdynamik der Meeressäuger und marinen Vogelarten gestützt. Es besteht bei diesen Arten die Tendenz von der Häufigkeit und Verteilung der Nahrungsorganismen reguliert zu werden. Die Plausibilitätsprüfung präsentiert ausführliche Daten über Hydrologie, Klima und die unteren trophischen Stufen, die alle darauf hinweisen, dass die Prozesse, die den Nachschub für Nahrungsorganismen bestimmen, heute die gleichen sind wie zu Zeiten der Bestandserfassungen. Die ökologischen Beziehungen in der Nahrungskette sind deswegen wahrscheinlich die gleichen, was bedeutet, dass sich die Umweltkapazität für die Bestände von Meeressäugern und marinen Vogelarten kaum wesentlich geändert haben kann. Die ökologischen 'bottom-up'- Einflussfaktoren sind heute sehr wahrscheinlich die gleichen wie zu Zeiten der Basiserfassung.

Die wissenschaftliche Literatur weist die winterlichen Wetterbedingungen als wichtigen Einflussfaktor für die Verteilung von marinen Vogelarten aus. Beispielsweise variiert sowohl die Verteilung als auch die Nahrungszusammensetzung der Silbermöwe in verschiedenen Wintern abhängig von der Eisbedeckung von marinen Habitaten und der Gezeitenzone (Garthe et al. 2003). Die Schwankungen der regionalen Verteilung und lokalen Häufigkeiten in verschiedenen Wintern in Abhängigkeit vom Wetter können beträchtlich sein und sind wahrscheinlich die wichtigste Einflussgröße der jährlichen Schwankungen, die in den im Abschnitt 4 besprochenen Untersuchungen diskutiert werden. Die jährlichen Schwankungen von regionalen Untersuchungen übersteigen oft 10 % und können gelegentlich über 50 % betragen, wie man in den Zählungen Großbritanniens in verschiedenen Wintern sehen kann. Die Schwankungen variieren auch von Art zu Art mit offensichtlich höherer Variation bei den Zählungen von britischen Meeresenten (Median der jährlichen Änderung um 10 %, aber manchmal bis 30 %) und geringerer Variation bei britischen Möwen (Median der jährlichen Änderung meistens unter 10 %). Obwohl die jährlichen Schwankungen im Fehmarnbelt nicht unbedingt denen in Großbritannien ähneln müssen, sind sie in beiden Regionen die Konsequenz des jeweiligen Bruterfolgs und des Winterwetters im gegebenen Jahr, d.h. ein ähnlicher Grad der Schwankungen in beiden Regionen ist wahrscheinlich. Es ist deswegen auch schlüssig das Wetter im Winter als den wahrscheinlich wichtigsten Einflussfaktor der Häufigkeiten von denjenigen marinen Vogelarten im Fehmarnbelt zu betrachten, die von dem Bau der FBQ berührt werden könnten.

6. DANKSAGUNG

Ich bedanke mich insbesondere bei Professor Stefan Garthe für die hilfreichen und einsichtsvollen Kommentare der Entwürfe, und für die Zurverfügungstellung von relevanten Berichten und Artikeln.

7. REFERENZEN

Anker-Nilssen, T., Jones, P.H. and Rostad, O.W. 1988. Age, sex, and origin of auks (Alcidae) killed in the Skagerrak oiling incident of January 1981. *Seabird* 11: 28-46.

Austin, G.E. and Rehfisch, M.M. 2005. Shifting nonbreeding distributions of migratory fauna in relation to climate change. *Global Change Biology* 11: 31-38.

Bellebaum, J., Kube, J., Schulz, A., Skov, H. and Wendeln, H. 2014. Decline of long-tailed duck *Clangula hyemalis* numbers in the Pomeranian Bay revealed by two different survey methods. *Ornis Fennica* 91: 129-137.

Benke H., S. Bräger, M. Dähne, A. Gallus, S. Hansen, C.G. Honnef, M. Jabbusch, J.C. Koblitz, K. Krügel, A. Liebschner, I. Narberhaus, U. K. Verfuß 2014. Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results, *Marine Ecology Progress Series* 495: 275–290.

Berga, A.S., Wright, A.J., Galatins, A. and Sveegaard, S. 2015. Do larger tag packages alter diving behavior in harbor porpoises? *Marine Mammal Science* 31: 756-763.

Blake, B.F. 1983. A comparative study of the diet of auks killed during an oil incident in the Skagerrak in January 1981. *Journal of Zoology, London* 201: 1-12.

Blake, B.F. 1984. Diet and fish stock availability as possible factors in the mass death of auks in the North Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 76: 89-103.

Bradbury, G., Trinder, M., Furness, R.W., Banks, A.N., Caldow, R.W.G. and Hume, D. 2014. Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. *PLoS ONE* 9(9): e106366.

BTO 2016. Annual WeBS Indices. Excel spreadsheet of data downloaded on 24 July 2016 from <https://www.bto.org/volunteer-surveys/webs/publications/webs-annual-report/numbers-trends/overview-results/indices>

Buckland, S.T., Burt, M.L., Rexstad, E.A., Mellor, M, Williams, A. and Woodward, R. 2012. Aerial surveys of seabirds: the advent of digital methods. *Journal of Applied Ecology* 49: 960–967.

Burt, L., Rexstad, E. and Buckland, S. 2009. Comparison of visual and digital aerial survey results of avian abundance for Round 3, Norfolk Region. COWRIE Report. www.offshorewind.co.uk

Camphuysen, C.J. and 10 others. 2002. Mass mortality of common eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. *Biological Conservation* 106: 303-317.

Connelly, E.E., Williams, K.A., Duron, M., Johnson, S.M. and Stenhouse, I.J. 2015. Summary of boat and aerial datasets: comparison between survey methods. Chapter 14 In: *Wildlife Densities and Habitat Use Across Temporal and Spatial Scales on the Mid-Atlantic Outer Continental Shelf*. Biodiversity Research Institute, Portland, Maine.

Cordes, L.S. and Thompson, P.M. 2015. Mark-resight estimates of seasonal variation in harbour seal abundance and site fidelity. *Population Ecology* 57: 467-472.

Coulson, J.C. 2011. *The Kittiwake*. T. & A.D. Poyser, London.

Coulson, J.C., Duncan, N. and Thomas, C. 1982. Changes in the breeding biology of the herring gull (*Larus argentatus*) induced by reduction in the size and density of the colony. *Journal of Animal Ecology* 51: 739-756.

Cunningham, L., Baxter, J.M., Boyd, I.L., Duck, C.D., Lonergan, M., Moss, S.E. and McConnell, B. 2009. Harbour seal movements and haul-out patterns; implications for monitoring and management. *Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 398-407.

Cury, P.M., Boyd, I.L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R.J.M., Furness, R.W., Mills, J.A., Murphy, E.J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J.F., Roux, J-P., Shannon, L. and Sydeman, W.J. 2011. Global seabird response to forage fish depletion – one-third for the birds. *Science* 334: 1703-1706.

Danish Energy Agency. 2013. Danish Offshore Wind. Key Environmental Issues – a Follow-up. The Environment Group: The Danish Energy Agency, The Danish Nature Agency, DONG Energy and Vattenfall, Copenhagen. 101pp.

Davies, R.D., Wanless, S., Lewis, S. and Hamer, K.C. 2013. Density-dependent foraging and colony growth in a pelagic seabird species under varying environmental conditions. *Marine Ecology Progress Series* 485: 287-294.

Durinck, J., Skov, H., Jensen, F.P. and Pihl, S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. *Ornis Consult*, Copenhagen.

Ekroos, J. and 13 others. 2012. Declines amongst breeding eider *Somateria mollissima* numbers in the Baltic/Wadden Sea flyway. *Ornis Fennica* 89: 81-90.

FEMO. 2016. Plausibility check of the marine EIA baseline. Report No. FEMO-09-TR0003-R6. 358pp.

Fox, A.D. and 19 others. 2016. Seeking explanations for recent changes in abundance of wintering Eurasian wigeon (*Anas penelope*) in northwest Europe. *Ornis Fennica* 93: 12-25.

Frederiksen, M. 2014. *Environmental demography: Exploring the links between vital rates and a fluctuating environment*. DSc thesis, University of Aarhus.

Frederiksen, M., Wright, P.J., Harris, M.P., Mavor, R.A., Heubeck, M. & Wanless, S. 2005. Regional patterns of kittiwake *Rissa tridactyla* breeding success are related to variability in sandeel recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 300: 201-211.

Frederiksen, M., Furness, R.W. and Wanless, S. 2007. Regional variation in the role of bottom-up and top-down processes in controlling sandeel abundance in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 337: 279-286.

Furness, R.W. 2015. Density dependence in seabirds: great skuas *Stercorarius skua* start to breed at a younger age when conditions are better. *Ringling & Migration* 30: 43-50.

Furness, R.W. and Birkhead, T.R. 1984. Seabird colony distributions suggest competition for food supplies during the breeding season. *Nature* 311: 655-656.

Garthe, S. and Scherp, B. 2003. Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 60: 980-989.

Garthe, S., Wienck, K. and Cassens, I. 2003. Herring gull *Larus argentatus* winter diet at the western Baltic Sea coast: does ice cover make a difference? *Atlantic Seabirds* 5: 13-20.

Garthe, S. and Schwemmer, P. 2008. Durchzug, Sommer- und Wintervorkommen der Zwergmöwe *Hydrocoloeus minutus* an der Unterelbe. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 40: 399-407.

Garthe, S., Markones, N., Mendel, B., Sonntag, N. and Krause, J.C. 2012. Protected areas for seabirds in German offshore waters: Designation, retrospective consideration and current perspectives. Biological Conservation 156: 126-135.

Garthe, S., Schwemmer, H., Markones, N., Müller, S. and Schwemmer, P. 2015. Verbreitung, Jahresdynamik und Bestandsentwicklung der Seetaucher *Gavia spec.* in der Deutschen Bucht (Nordsee). Vogelwarte 53: 121-138.

Guse, N., Garthe, S. and Schirmeister, B. 2009. Diet of red-throated divers *Gavia stellata* reflects the seasonal availability of Atlantic herring *Clupea harengus* in the southwestern Baltic Sea. Journal of Sea Research 62: 268-275.

Hartman, G., Kolzsch, A., Larsson, K., Nordberg, M. and Hoglund, J. 2013. Trends and population dynamics of a velvet scoter (*Melanitta fusca*) population: influence of density dependence and winter climate. Journal of Ornithology 154: 837-847.

Heinänen, S. and Skov, H. 2015. The identification of discrete and persistent areas of relatively high harbour porpoise density in the winter UK marine area. JNCC Report No. 544. JNCC, Peterborough. 108pp.

Heubeck, M., Harvey, P.V. and Okill, J.D. 1991. Changes in the Shetland guillemot *Uria aalge* population and the pattern of recoveries of ringed birds, 1959-1990. Seabird 13: 3-21.

Horswill, C. and Robinson, R.A. 2015. Review of seabird demographic rates and density dependence. JNCC Report No. 552. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee.

Jovani, R., Lascelles, B., Garamszegi, L., Mavor, R., Thaxter, C. and Oro, D. 2015. Colony size and foraging range in seabirds. Oikos DOI: 10.1111/oik.02781

Kober, K., Webb, A., Win, I., Lewis, M., O'Brien, S., Wilson, L.J. and Reid, J.B. 2010. An analysis of the numbers and distribution of seabirds within the British Fishery Limit aimed at identifying areas that qualify as possible marine SPAs. JNCC Report 431. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee.

Kober, K., Wilson, L.J., Black, J., O'Brien, S., Allen, S., Win, I., Bingham, C. and Reid, J.B. 2012. The identification of possible marine SPAs for seabirds in the UK: The application of Stage 1.1-1.4 of the SPA selection guidelines. JNCC Report 461. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee.

Langton, R., Davies, I.M. and Scott, B.E. 2014. A simulation model coupling the behaviour and energetics of a breeding central place forager to assess the impact of environmental changes. Ecological Modelling 273: 31-43.

Larsen, J.K. and Guillemette, M. 2000. Influence of annual variation in food supply on abundance of wintering common eiders *Somateria mollissima*. Marine Ecology Progress Series 201: 301-309.

Laursen, K. and Møller, A.P. 2014. Long-term changes in nutrients and mussel stocks are related to numbers of breeding eiders *Somateria mollissima* at a large Baltic colony. PLoS ONE 9: e95851.

Lawson, J., Kober, K., Win, I., Bingham, C., Buxton, N.E., Mudge, G., Webb, A., Reid, J.B., Black, J., Way, L. and O'Brien, S. 2015. An assessment of numbers of wintering divers, seaduck and grebes in inshore marine areas of Scotland. JNCC Report No 567. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee.

Lehikoinen, A. and 14 others. 2013. Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology* 19: 2071-2081.

Lewis, S., Sherratt, T.N., Hamer, K.C. and Wanless, S. 2001. Evidence of intra-specific competition for food in a pelagic seabird. *Nature* 412: 816-819.

Lyngs, P. and Kampp, K. 1996. Ringing recoveries of razorbills *Alca torda* and guillemots *Uria aalge* in Danish waters. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 90: 119-132.

Markones, N. and Garthe, S. 2012. Ermittlung von artspezifischen Korrekturfaktoren für fluggestützte Seevogelerfassungen als Grundlage für Bestandsberechnungen von Seevögeln im Rahmen des Monitorings in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee. Report to Bundesamts für Naturschutz (BfN).

Mendel, B., Sonntag, N., Wahl, J., Schwemmer, P., Dries, H., Guse, N., Müller, S. and Garthe, S. 2008. Profiles of seabirds and waterbirds of the German North and Baltic Seas: Distribution, ecology and sensitivities to human activities within the marine environment. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg. 427pp.

Mendel, B., Sonntag, N., Sommerfeld, J., Kotzerka, J., Müller, S., Schwemmer, H., Schwemmer, P. and Garthe, S. 2015. Untersuchungen zu möglichem Habitatverlust and möglichen Verhaltensänderungen bei Seevögeln im Offshore-Windenergie-Testfeld (TESTBIRD). Report to Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Mendel, B., Peschko, V., Markones, N., Borkenhagen, K. and Garthe, S. 2016. Study of the possible outcomes of offshore wind parks in the wind cluster north of Helgoland on sea birds and marine mammals: method calibration of the digital flight survey. HELBIRD AP4 Report. 20pp.

Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. and Dunn, T.E. 2004. Seabird Populations of Britain and Ireland. T. & A.D. Poyser, London.

Moss, R., Wanless, S. and Harris, M.P. 2002. How small northern gannet colonies grow faster than big ones. *Waterbirds* 25: 442-448.

Natural England 2012. Little gull: species information for marine Special Protection Area consultations. Natural England Technical Information Note TIN133.

Newton, I. 1998. Population Limitation in Birds. Academic Press, London.

Oksanen, S.M., Ahola, M.P., Lehtonen, E. and Kunnasranta, M. 2014. Using movement data of Baltic grey seals to examine foraging-site fidelity: implications for seal-fishery conflict mitigation. *Marine Ecology Progress Series* 507: 297-308.

Oro, D. and Furness, R.W. 2002. Influences of food availability and predation on survival of kittiwakes. *Ecology* 83: 2516-2528.

Ost, M., Lehikoinen, A., Poysa, H. and Linden, A. 2016. European ducks in a changing world: human impacts, population processes and species interactions. *Ornis Fennica* 93: 1-2.

Pearce-Higgins, J.W. and Holt, C.A. 2013. Impacts of climate change on waterbirds. *Marine Climate Change Impacts Partnership Science Review* 2013: 149-154.

Pehlak, H., Lohmus, A., Kuresoo, A. and Luigujoe, L. 2006. Land-based census of wintering waterfowl: Reliability and conservation implications. *Waterbirds* 29: 76-80.

Peterz, M. and Oldén, B. 1987. Origin and mortality of guillemots *Uria aalge* on the Swedish west coast. *Seabird* 10: 22-27.

Pihl, S., Holm, T.E., Clausen, P., Petersen, I.K., Nielsen, R.D., Laursen, K., Bregnballe, T. and Sjøgaard, B. 2015. Fugle 2012–2013. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Nr. 125.

Rönkä, M.T.H., Saari, C.L.V., Lehikoinen, E.A., Suomela, J. and Häkkilä, K. 2005. Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in northern Baltic Sea. *Annals of Zoology Fennici* 42: 587-602.

Schaffeld, T., Brager, S., Gallus, A., Dahne, M., Krugel, K., Herrmann, A., Jabbusch, M., Ruf, T., Verfuß, U.K., Benke, H. and Koblitz, J.C. 2016. Diel and seasonal patterns in acoustic presence and foraging behaviour of free-ranging harbour porpoises. *Marine Ecology Progress Series* 547: 257-272.

Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. and Garthe, S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21: 1851-1860.

Skov, H., Durinck, J., Leopold, M.F. and Tasker, M.L. 1995. Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. BirdLife International, Cambridge.

Skov, H., Durinck, J. and Andell, P. 2000. Associations between wintering avian predators and schooling fish in the Skagerrak-Kattegat suggest reliance on predictable aggregations of herring *Clupea harengus*. *Journal of Avian Biology* 31: 135-143.

Sonntag, N., Mendel, B. and Garthe, S. 2006. Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. *Vogelwarte* 44: 81-112.

Sveegaard, S., Galatius, R., Dietz, L., Kyhn, J. C., Koblitz, M., Amundin, J., Nabe-Nielsen, M.-H. S., Sinding, L. W., Andersen and J. Teilmann 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking, *Global Ecology and Conservation* 3: 839-850.

Teilmann, J., Christiansen, C.T., Kjellerup, S., Dietz, R. And Nachman, G. 2013. Geographic, seasonal, and diurnal surface behavior of harbor porpoises. *Marine Mammal Science* 29: E60-E76.

Thaxter, C.B. and Burton, N.H.K. 2009. High Definition Imagery for Surveying Seabirds and Marine Mammals: A Review of Recent Trials and Development of Protocols. COWRIE Report. ISBN: 978-0-9561404-5-6. www.offshorewind.co.uk

Viquerat S., H. Herr, A. Gilles, V. Peschko, U. Siebert, S. Sveegaard and J. Teilmann 2014. Abundance of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Marine Biology* 161: 745-754.

Wanless, S., Murray, S. And Harris, M.P. 2005. The status of northern gannet in Britain & Ireland in 2003/04. *British Birds* 98: 280-294.

Wernham, C., Toms, M., Marchant, J., Clark, J., Siriwardena, G. And Baillie, S. 2002. *The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland*. T & AD Poyser, London. 884pp.

Wetlands International. 2006. *Waterbird population estimates – fourth edition*. Wetlands International, Wageningen, the Netherlands.

Wetlands International. 2016. *Waterbird population estimates – downloaded from <http://wpe.wetlands.org> at 21:38 BST on 18 July 2016*.

Williams, K.A., Stenhouse, I.J., Adams, E.M., Connelly, E.E., Gilbert, A.J. and Duron, M. 2015. Integrating novel and historical survey methods: a comparison of standardized boat-based and digital video aerial surveys for marine wildlife in the United States. Chapter 13 In: *Wildlife Densities and Habitat Use Across Temporal and Spatial Scales on the Mid-Atlantic Outer Continental Shelf*. Biodiversity Research Institute, Portland, Maine.

Williamson, L.D., Brookes, K.L., Scott, B.E., Graham, I.M., Bradbury, G., Hammond, P.S. and Thompson, P.M. 2016. Echolocation detections and digital video surveys provide reliable estimates of the relative density of harbour porpoises. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 762-769.

Wilson L. J., Black J., Brewer, M. J., Potts, J. M., Kuepfer, A., Win I., Kober K., Bingham C., Mavor R. and Webb A. 2014. Quantifying usage of the marine environment by terns *Sterna* sp. around their breeding colony SPAs. JNCC Report 500. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee.

Anhang 1. Belege der jährlichen Schwankungen von Häufigkeit und Verteilung mariner Vogelarten und Meeressäugern, mit Schwerpunkt auf Populationen in der Fehmarnbelt-Region

A 1.1 Taucher

Stern- und Prachtaucher überwintern im Skagerrak und in der südlichen Ostsee, wo sie sich hauptsächlich von kleinen Fischen ernähren, obwohl sie im Frühjahr auch große Heringe einnehmen können (Guse et al. 2009). Ihre Verteilung ist konsistent von Winter zu Winter und wird vom Nahrungsangebot und den hydrographischen Verhältnissen bestimmt (Garthe et al. 2015). In kalten Wintern bewegen sie sich in Richtung Südwesten, um Gebieten mit Eisbedeckung zu entgehen (Mendel et al. 2008). Stern- und Prachtaucher vermeiden die Nähe von Schiffen, und Störungen können deren Energieumsatz erhöhen und damit geringere physische Kondition oder indirekte Sterblichkeit bewirken (Mendel et al. 2008). Taucher zeigen daher Verteilungen mit geringeren Dichten innerhalb von Schiffs- und Fährlinien (Schwemmer et al. 2001).

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices des Sterntauchers in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 21,5 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 18,0 %, 50 % der Werte lagen zwischen 11,6 % und 26,6 %, der Wertebereich lag zwischen 0,9 und 91 % für 20 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.2 Lappentaucher

Im Gegensatz zur Situation des Mittelsägers, waren die Bestände des Haubentauchers in den deutschen marinen Gewässern (hauptsächlich Ostsee) am höchsten in kalten Wintern, insbesondere weil Individuen von Süßwasserhabitaten in die marinen Gewässer wechseln. Die Wintermaxima an der deutschen Ostseeküsten waren in kalten Wintern 5 bis 20 Mal höher als in milden Wintern (Mendem et al. 2008). Außerdem ziehen Haubentaucher nach Westen aus der östlichen und mittleren Ostsee, wenn diese Gewässer zufrieren (Durinck et al, 1994). Folglich sind die Bestände im Fehmarnbelt wahrscheinlich höher in besonders kalten Wintern (Mendel et al. 2008). Mendel et al. 2008 beschreiben Haubentaucher als *'mäßig empfindlich gegenüber Schiffsverkehr'* und schließen daraus, dass Störungen deren Energieumsatz erhöhen und damit geringere physische Kondition oder indirekte Sterblichkeit bewirken können. Dies ist insbesondere der Fall, wenn kaltes Wetter die Vögel von den bevorzugten Nahrungsgründen vertrieben hat und der Energieumsatz zur Wärmeregulation hoch ist. Ähnliche Sachverhalte gelten auch für Ohren- und Rothalstaucher.

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices des Haubentauchers in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 6,4 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 4,9 %, 50 % der Werte lagen zwischen 2,9 % und 9,2 %, der Wertebereich lag zwischen 0 und 16 % für 29 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14). Jährliche Bestandsindices des Rothalstauchers in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 14,6 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 8,8 %, 50 % der Werte lagen zwischen 3,6 % und 15 %, der Wertebereich lag zwischen 0,7 und 69 % für 20 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14). Jährliche Bestandsindices des Ohrentauchers in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine

durchschnittliche Veränderung von 11 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 8,9 %, 50 % der Werte lagen zwischen 4,1 % und 15,8 %, der Wertebereich lag zwischen 0,9 und 34 % für 20 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.3 Kormoran

Die Bestände des Kormorans sind in letzten Jahrzehnten angestiegen, nachdem die menschliche Verfolgung reduziert wurde. Es gibt aber Hinweise darauf, dass Dichte-regulierende Mechanismen eingesetzt haben, da die Bestände sich der Umweltkapazität nähern (Mendel et al.2008). Die Winterbestände der Ostsee variieren beträchtlich in Abhängigkeit der Eisbedeckung, verzeichnen aber insgesamt einen Anstieg seit den 1990er Jahren (Mendel et al.2008).

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices des Kormorans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 6,6 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 6,0 %, 50 % der Werte lagen zwischen 4,2 % und 7,9 %, der Wertebereich lag zwischen 0 und 25 % für 26 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.4 Schwäne

Die Häufigkeiten und Verteilungen von Höckerschwan, Singschwan und Zwergschwan waren in den letzten zwei Jahrzehnten näherungsweise stabil innerhalb des untersuchten Areal (Pihl et al. 2015, auch zitiert in der Plausibilitätsprüfung).

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices des Höckerschwans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 5 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 4,8 %, 50 % der Werte lagen zwischen 2,6 % und 6,7 %, der Wertebereich lag zwischen 0 und 12 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

Jährliche Bestandsindices des Singschwans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 13,6 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 10,6 %, 50 % der Werte lagen zwischen 5,9 % und 18,6 %, der Wertebereich lag zwischen 0 und 35 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

Jährliche Bestandsindices des Zwergschwans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 26,7 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 17,6 %, 50 % der Werte lagen zwischen 11 % und 24,1 %, der Wertebereich lag zwischen 0 und 142 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.5 Gänse

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Taiga-Saatgans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 17,1 % von einem Jahr zum nächsten auf

(Median 13,2 %, 50 % der Werte lagen zwischen 9,4 % und 19,3 %, der Wertebereich lag zwischen 0,6 % und 72 % für 32 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

Jährliche Bestandsindices der europäischen Blässgans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 36 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 26,9 %, 50 % der Werte lagen zwischen 11,1 % und 42,3 %, der Wertebereich lag zwischen 0,7 % und 188 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

Jährliche Bestandsindices der Graugans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 10,4 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 9,1 %, 50 % der Werte lagen zwischen 4,1 % und 12,8 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 39 % für 48 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

Jährliche Bestandsindices der in Grönland brütenden Weißwangengans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 8,2 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 8,6 %, 50 % der Werte lagen zwischen 2,6 % und 12,5 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 23 % für 25 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

Jährliche Bestandsindices der in Svalbard brütenden Weißwangengans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 8,4 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 7,8 %, 50 % der Werte lagen zwischen 3,1 % und 12,7 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 25 % für 48 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

Jährliche Bestandsindices der dunkelbäuchigen Ringelgans in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 14,5 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 12,8 %, 50 % der Werte lagen zwischen 4,8 % und 22,5 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 38 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.6 Pfeifente

Bei der Pfeifente wird eine allmähliche Verlagerung der Winterbestände und Verbreitung nach Norden hin beobachtet, wobei die jährlichen Änderungen der Bestände vom Bruterfolg abhängen, der wiederum vom Klima abhängt (Fox et al. 2016).

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Pfeifente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 8,9 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 7,9 %, 50 % der Werte lagen zwischen 4,5 % und 12,2 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 28 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.7 Knäckente

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Knäckente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 10,6 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 9,6 %, 50 % der Werte lagen zwischen 4,2 % und 15,2 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 33 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.8 Löffelente

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Löffelente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 10,2 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 8,7 %, 50 % der Werte lagen zwischen 4,2 % und 13,2 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 38 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.9 Tafelente

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Tafelente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 8,2 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 6,5 %, 50 % der Werte lagen zwischen 2,5 % und 12,6 %, der Wertebereich lag zwischen 0,4 % und 21 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.10 Reiherente

Die Winterverbreitung der Reiherente hängt stark von den winterlichen Temperaturen ab (Lehikoinen et al. 2013). Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Reiherente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 5,3 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 4,4 %, 50 % der Werte lagen zwischen 2,3 % und 7,1 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 20 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.11 Bergente

Bergenten, die sich hauptsächlich von Muscheln ernähren, weisen außerhalb der Brutzeit eine 'nomadische' Lebensweise auf, und die lokalen Bestände können daher beträchtlich schwanken (Mendel et al. 2008). Der Bestandsindex in den deutschen marinen Gebieten schwankt zwischen ca. 10.000 und 110.000 Vögeln ohne deutlichen Langzeit-Trend (Mendel et al. 2008). Die Bergente gilt auch als besonders empfindlich gegenüber Störungen der Schifffahrt, sie vermeidet daher Gebiete von Fährlinien und Schifffahrtsrouten (Mendel et al. 2008).

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Bergente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 32,9 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 19,7 %, 50 % der Werte lagen zwischen 10,9 % und 41,8 %, der Wertebereich lag zwischen 4 % und 278 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.12 Eiderente

Ein Massensterben von über 20.000 Eiderenten ist im holländischen Wattenmeer beobachtet worden, als die Nahrungsgründe aufgrund der Fischerei von Herz- und Miesmuscheln erschöpft waren und sich damit die Umweltkapazität drastisch reduziert hatte (Camphuysen et al. 2002). Ein deutlicher Rückgang der Winterbestände in den dänischen Gewässern von 1992 bis 2002 wurde mit Massensterben durch Nahrungsmangel, epidemischen Krankheiten und Jagddruck erklärt (Mendel et al. 2008, Ekroos et al. 2012). Demgegenüber blieben die Bestände einigermaßen stabil in Gebieten, in

denen die Nahrungsgrundlage nicht durch menschliche Aktivitäten reduziert wurde. Beispielsweise variierte der Winterbestand im deutschen Wattenmeer zwischen 40.000 und normalerweise nicht mehr als 110.000 Individuen, und um die 190.000 überwintern in der deutschen Ostsee (Mendel et al. 2008). Wie die Bergente gilt auch die Eiderente als empfindlich gegenüber der Schifffahrt und meidet viel befahrene Fähr- und Schifffahrtsrouten (Mendel et al. 2008, Schwemmer et al. 2011). Ansonsten aggregieren die Bestände in Gebieten mit hohen Dichten an Muscheln und geringer Wassertiefe.

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Eiderente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 11,3 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 10,6 %, 50 % der Werte lagen zwischen 5,2 % und 13,5 %, der Wertebereich lag zwischen 1,8 % und 34 % für 27 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.13 Eisente

Die Bestände der Eisente in der südlichen Ostsee und im Skagerrak können in Abhängigkeit von der Eisbedeckung in der Ostsee variieren (Mendel et al. 2008, Bellebaum et al. 2014), allerdings folgt die Verbreitung dem Vorkommen von Flachwasserzonen mit feinem Sediment mit großen Konzentrationen von Muscheln (Mendel et al. 2008). Die Bestände in der Ostsee sind zwischen 1993 und 2010 zurückgegangen und steigen seit 2010 wieder leicht an (Bellebaum et al. 2014).

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Eisente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 36 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 23,5 %, 50 % der Werte lagen zwischen 10,4 % und 45,5 %, der Wertebereich lag zwischen 1 % und 251 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

Daten von Wetlands International, die in der Tabelle oben wiedergegeben sind, zeigen einen dramatischen Rückgang der biogeographischen Population von -7,4 % pro Jahr, was in 6 Jahren einen 32 %igen Rückgang bedeuten würde. Allerdings kann diese Veränderung nicht mit den Daten im Fehmarnbelt bestätigt werden. Hier zeigen die Daten die erwarteten lokalen Schwankungen in Übereinstimmung mit der oben zitierten Literatur.

A 1.14 Trauerente

Trauerenten sind außerhalb der Brutzeit auf Muscheln spezialisiert, und man findet sie oft weit ab von der Küste in nicht allzu tiefen Gewässern (bis 20 m Tiefe). Sie werden ähnlich wie die Eider- und Bergente leicht durch die Schifffahrt gestört (Mendel et al. 2008, Schwemmer et al. 2011). Mendel et al. 2008 berichten, dass sich Trauerenten regelmäßig zwischen Winterquartieren bewegen, so dass die lokalen Bestände schwanken, da die Vögel die Nahrungsgründe wechseln. Untersuchungen von Trauerenten um die offshore Windkraftanlage Horns Rev I zeigen, dass sich die Verteilung der Trauerenten mit der Veränderung der Muschelbestände ebenfalls änderte, insbesondere als Reaktion auf die Verbreitung der eingeschleppten und invasiven Pazifischen Messermuschel (Danish Energy Agency 2013).

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Trauerente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 34,5 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 33,3 %, 50 % der Werte lagen zwischen 12,5 % und 50,0 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 120 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

Daten von Wetlands International, die in der Tabelle oben wiedergegeben sind, zeigen einen dramatischen Rückgang der biogeographischen Population von -7,5 % pro Jahr, was in 6 Jahren einen 32 %igen Rückgang bedeuten würde. Dieser Rückgang steht jedoch aktuell in der Forschergemeinschaft zur Diskussion, und es wird erwartet, dass die Bestandsangaben revidiert werden mit höheren Zahlen. Im Falle der Plausibilitätsprüfung liegen die Bestände und Umverteilungen im untersuchten Gebiet innerhalb der typischen Bandbreite von lokalen Schwankungen in Übereinstimmung mit der Literatur.

A 1.15 Samtente

Der Samtentenbestand wies in der Periode von 1977 bis 2007 keinen Trend auf, allerdings gibt es Belege für eine dichteabhängige Regulierung der Bestandsgröße und Auswirkungen des Klimas (Hartman et al. 2013). Im Hochwinter, wenn die Bestände am höchsten sind, verteilen sich die Samtenten eher im östlichen Teil der deutschen Ostsee (Mendel et al. 2008). Ähnlich wie die Trauerente ernährt sich auch die Samtente hauptsächlich von Muscheln, d.h. ihre Verbreitung hängt vom Vorkommen geeigneter Nahrungsgründe mit hohen Muscheldichten und flachem Wasser ab (bis 20 m Tiefe). Samtenten werden leicht durch Schiffsverkehr gestört und vermeiden Fähr- und Schifffahrtsrouten. Wie Trauerenten bewegen sich Samtenten zwischen Nahrungsgründen, wobei sie dabei die zur Verfügung stehende Nahrung erschöpfen um dann ein anderes geeignetes Gebiet aufsuchen. Folglich kann ihre Verbreitung innerhalb des Winters variieren, wenn bestimmte Nahrungsgründe erschöpft sind. Ebenso kann die Verbreitung zwischen Wintern variieren, wenn sich das Verteilungsmuster der Muschelbestände von Jahr zu Jahr ändert.

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Samtente in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 37,7 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 30,7 %, 50 % der Werte lagen zwischen 13,2 % und 53,3 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 154 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.16 Zwergsäger

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices des Zwergsägers in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 49,9 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 35,1 %, 50 % der Werte lagen zwischen 15,8 % und 59,9 %, der Wertebereich lag zwischen 2,5 % und 286 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.17 Mittelsäger

Mendel et al. (2008) berichten, dass die Winterbestände des Mittelsägers in den deutschen Gewässern von Jahr zu Jahr schwanken, wobei die kleinsten Zahlen aus den kältesten Wintern stammen. Die kleinsten Zahlen in den kältesten Wintern machten nur 10 % der Maxima aus. Gleichzeitig sind die Bestände in den Niederlanden höher in kalten Wintern, was auf einen wetterbedingten Ausweichzug Richtung Südwesten hinweist.

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices des Mittelsägers in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 12,8 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 10,5 %, 50 % der Werte lagen zwischen 4,2 % und 17,5 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 52 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.18 Gänsesäger

Die Winterverbreitung des Gänsesägers hängt stark von den Wintertemperaturen ab (Lehikoinen et al. 2013). Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices des Gänsesägers in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 15,4 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 13,0 %, 50 % der Werte lagen zwischen 6,1 % und 23,2 %, der Wertebereich lag zwischen 1 % und 51 % für 47 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.19 Seeadler

Der Seeadlerbestand ist in den letzten Jahren in vielen europäischen Ländern gestiegen, was darauf hinweist, dass die Population durch menschlichen Einfluss unterhalb der Umweltkapazität gehalten wurde, oder dass sich die Umweltkapazität erhöht hat. Es gibt allerdings keinen Beleg für Letztgenanntes. Eine Zunahme des Bestands im Fehmarnbelt in den kommenden Jahren ist wahrscheinlich, wenn sich der generelle Trend fortsetzt.

A 1.20 Zwergmöwe

Zwergmöwen kommen im Fehmarnbelt hauptsächlich im Herbst vor, wenn sie von ihren Brutgebieten in Finnland, den baltischen Staaten, Weißrussland und Russland in ihre Wintergebiete in Westeuropa und Nordwestafrika ziehen (Mendel et al. 2008). Während der Zugzeit können größere Schwärme auftauchen, die sich gelegentlich über mehrere Wochen aufhalten um Nahrung aufzunehmen, die Zahlen schwanken allerdings beträchtlich von Jahr zu Jahr (Garthe and Schwemmer 2008), und von Tag zu Tag mit plötzlichen Maxima in Küstengewässern nach Sturmereignissen (Natural England 2012).

A 1.21 Lachmöwe

Lachmöwen werden nur in geringer Zahl im Meeresbereich der Ostsee beobachtet, da diese Art sich vorwiegend in terrestrischen Habitaten aufhält (Mendel et al. 2008). Die Anzahl im marinen Bereich variiert beträchtlich, wenn beispielsweise ein kleiner Anteil des Bestands von den Inland-Habitaten in den marinen Bereich wechselt. Generell profitieren Lachmöwen wenig von Abfällen der Fischereiboote in der Ostsee (Garthe and Scherp 2003).

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Lachmöwe in Großbritannien (BTO

2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 7,3 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 5,8 %, 50 % der Werte lagen zwischen 2 % und 11,3 %, der Wertebereich lag zwischen 0,9 % und 22 % für 20 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.22 Sturmmöwe

Sturmmöwen wechseln zwischen marinen und terrestrischen Habitaten und Nahrungsangeboten in opportunistischer Weise. Folglich variieren die Zahlen im marinen Bereich beträchtlich in Abhängigkeit von der Zugänglichkeit von verschiedenen Nahrungsquellen (Mendel et al. 2008). Sturmmöwen folgen Fischerbooten in der Ostsee und ihre lokale Verbreitung hängt deswegen stark von aktuellen Fischereiaktivitäten und der Menge der anfallenden Fischereiabfälle ab (Garthe and Scherp 2003).

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Sturmmöwe in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 7,2 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 6,1 %, 50 % der Werte lagen zwischen 3,3 % und 10 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 17 % für 20 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.23 Heringsmöwe

Heringsmöwen kommen ganzjährig in geringer Anzahl in der Ostsee vor. Der geschätzte Bestand der deutschen Ostsee in den Jahren 2000-2007 war 60 im Frühjahr, 160 im Sommer, 130 im Herbst und 111 im Winter (Mendel et al. 2008). Heringsmöwen leben opportunistisch und aggregieren um Fischerboote um die Abfälle zu nutzen. Die lokale Verteilung und Häufigkeit variieren wahrscheinlich von Jahr zu Jahr, und von Tag zu Tag in Abhängigkeit der Fischereiaktivitäten.

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Heringsmöwe in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 18,5 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 12,6 %, 50 % der Werte lagen zwischen 6,0 % und 25 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 72 % für 20 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.24 Silbermöwe

Die Silbermöwe ist mit Abstand die häufigste Großmöwe in der südlichen Ostsee (Mendel et al. 2008). Der gesamtdeutsche Mittwinterbestand wurde auf 210.000 Vögel geschätzt (200 bis 2005), wovon sich etwa 130.000 im marinen Bereich aufhalten. Von diesen fallen etwa 70.000 auf die deutschen Ostseegewässer (Mendel et al. 2008). Der Populationsindex der Silbermöwe variiert um einen Faktor von 0,3 im Jahr 1995 bis 1,1 im Jahr 1992 ohne erkennbaren Langzeit-Trend in den Jahren 1991 bis 2005. Die Winterbestände haben also um einen Faktor von etwa 3,5 zwischen den höchsten und niedrigsten Werten geschwankt. Die Verbreitung der Silbermöwe im Winter wird auch durch die Wetterverhältnisse bestimmt (S. Garthe pers. comm.). In der Ostsee ist die Silbermöwe die häufigste Möwenart, die im Gefolge von Fischerbooten gesehen wird, insbesondere im Winter (Garthe and Scherp 2003). Die lokale Verbreitung und Häufigkeit variiert von Jahr zu Jahr, und von Tag zu Tag in Abhängigkeit von Fischereiaktivitäten und Winterwetterbedingungen.

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Silbermöwe in Großbritannien (BTO

2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 11,1 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 8,5 %, 50 % der Werte lagen zwischen 5 % und 16,3 %, der Wertebereich lag zwischen 1 % und 30 % für 20 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.25 Mantelmöwe

Zählungen der Mantelmöwe zeigen die höchsten Anzahlen in der deutschen Ostsee im Winter, wobei es sich hauptsächlich um die Brutvögel aus der nördlichen Ostsee handelt (Mendel et al. 2008). Während des Sommers sind die Bestände klein und rekrutieren sich hauptsächlich aus Jungvögeln (Mendel et al. 2008). Insbesondere im Winter können Mantelmöwen auf hoher See beobachtet werden, und lokale Verdichtungen können im Gefolge von Fischereibooten vorkommen, da sich die Art im Winter ausgeprägt auf Fischereiabfälle konzentriert (Garthe and Scherp 2003). Bis zu 40 % der Vögel sind im Winter im Gefolge von Fischereibooten festgestellt worden (Mendel et al. 2008). Die lokale Verbreitung variiert von Jahr zu Jahr, und von Tag zu Tag in Abhängigkeit von den Fischereiaktivitäten. Mendel et al. 2008 berichten von Schwankungen des Populationsindex von 0,5 bis 1,6, was eine Variation des Bestandes zwischen den Jahren um einen Faktor 3 andeutet, ohne erkennbaren Trend innerhalb des Untersuchungszeitraums von 1992 bis 2005. Obwohl der Index Anzeichen von Autokorrelation mit sich ähnelnden Werten in jeweils aufeinanderfolgenden Jahren aufweist, fiel der Index vom Maximum 1,6 im Jahr 1993 auf 0,7 im Jahr 1994, was bedeutet, dass große Variationen auch von Jahr zu Jahr sogar in einem großen Untersuchungsgebiet vorkommen können.

Britische Langzeit- Untersuchungen liefern ein Beispiel dafür, wie stark die Bestände von einem Winter zum nächsten variieren können. Jährliche Bestandsindices der Silbermöwe in Großbritannien (BTO 2016) wiesen eine durchschnittliche Veränderung von 7 % von einem Jahr zum nächsten auf (Median 4,3 %, 50 % der Werte lagen zwischen 2,3 % und 7,7 %, der Wertebereich lag zwischen 0 % und 23 % für 20 Vergleiche von aufeinanderfolgenden Wintern bis 2013/14).

A 1.26 Brandseeschwalbe

Die Brandseeschwalbe brütet in Kolonien in der Ostsee und kommt als Zugvogel in der südlichen Ostsee vor. Die Dichten dieser Art entlang der Ostseeküsten ist deutlich geringer im Vergleich zur deutschen Nordseeküste (Mendel et al. 2008). Brandseeschwalben ernähren sich hauptsächlich von Sandaalen, Sprotten und jungen Heringen, ihre Verbreitung kann folglich variieren, wenn sich die Häufigkeiten und Verbreitungen der Nahrungsfische von Jahr zu Jahr ändern.

A 1.27 Trottellumme

Die Wintervorkommen der Trottellumme im Kattegat, Skagerrak und der westlichen Ostsee (Kieler Bucht) stammen hauptsächlich aus den Brutkolonien der Nordsee (Peterz and Oldén 1987; Heubeck et al. 1991; Skov et al. 1995), während Trottellummen der zentralen und östlichen Ostsee sehr wahrscheinlich von Ostseekolonien kommen (Mendel et al. 2008). Anker-Nilssen et al. (1988) führten biometrische Messungen an 826 Trottellummen (davon 18 % adulte Tiere) durch, die im Januar 1981 im Skagerrak durch Ölverschmutzung umgekommen waren, um festzustellen, dass diese wahrscheinlich überwiegend von schottischen und norwegischen Kolonien stammten. Trottellummen von britischen Kolonien weisen Verbreitungsänderungen über Jahrzehnte auf, die mit Langzeit-Veränderungen der Vorkommen von Sandaalen, Sprotte und jungen Heringen in der Nordsee und in den dänischen Gewässern in Verbindung stehen (Heubeck et al. 1991; Lyngs and Kampp 1996). Dies

zeigt die deutliche Flexibilität der Trottellumme bei der Verbreitung im Winter als Reaktion auf Häufigkeit und Verbreitung der bevorzugten Beutfische. Skov et al. (2000) fanden, dass die Verbreitung der Trottellumme im Skagerrak und Kattegat eng mit der Verbreitung von jungen Heringen verbunden ist. In dem Grad, in dem sich die räumliche Verteilung der jungen Heringe ändert, folgt auch die Verteilung der Trottellummen diesem Muster.

A 1.28 Tordalk

Überwinternde Tordalken im Skagerrak und Kattegat stammen wahrscheinlich von den Brutvorkommen der nordbritischen Inseln (Wernham et al. 2002) oder der Ostsee, während die Winterbestände der südlichen Ostsee fast ausschließlich aus dem Brutvorkommen der Ostsee kommen (Mendel et al. 2008). Anker-Nilssen et al. (1988) führten biometrische Messungen an 308 Tordalken (davon 66 % adulte Tiere) durch, die im Januar 1981 im Skagerrak durch Ölverschmutzung umgekommen waren, um festzustellen, dass 55 % von schottischen und 45 % von baltischen Kolonien stammten. Die Anzahl der Tordalken, die von Großbritannien aus in den Skagerrak und Kattegat kommen, variiert beträchtlich, offensichtlich in Abhängigkeit von der Häufigkeit und Verbreitung von Sprotte und jungen Heringen im Skagerrak und Kattegat (Blake 1983, 1984), obwohl Tordalken in diesem Gebiet auch eine Auswahl anderer Fische wie Grundeln, Sandaale und Stichlinge zu sich nehmen (Mendel et al. 2008). Skov et al. (2000) fanden, dass die Verbreitung der Tordalken im Skagerrak und Kattegat eng mit der Verbreitung von jungen Heringen verbunden ist. In dem Grad, in dem sich die räumliche Verteilung der jungen Heringe ändert, folgt auch die Verteilung der Tordalken diesem Muster.

A 1.29 Grzylleiste

Wenn die nördliche Ostsee zufriert, wandern Gryllteiste in die südliche Ostsee ab, um dort den Winter zu verbringen. Die Anzahl in der südlichen Ostsee hängt deswegen hauptsächlich von der Eisbedeckung weiter nördlich ab und zeigt kalte Winter an (Mendel et al. 2008).

A 1.30 Schweinswal

Es gab eine bekannte Langzeit-Änderung der Schweinswal- Verbreitung in britischen Gewässern: die Dichte der Schweinswale im Gebiet der Shetland Inseln war von 1994 bis 1999 hoch und von 2006 bis 2011 sehr niedrig (Heinänen and Skov 2015). Dieser Wechsel war sehr wahrscheinlich mit dem Zusammenbruch der Sandaalbestände bei Shetland verbunden, da man Sandaale als Hauptbeutfisch der Schweinswale in diesem Gebiet ansah. Allerdings zeigen Langzeitstudien aus Großbritannien mit Daten von drei Jahrzehnten aus dem Joint Cetacean Protocol, dass Schweinswal- hot-spots über Jahrzehnte bestehen bleiben und hauptsächlich von physikalischen (hydrogeologischen) Bedingungen bestimmt werden, die wiederum die räumliche Verteilung und Häufigkeit der bevorzugten Beutfische beeinflussen (Heinänen and Skov 2015). Dies bedeutet, dass sich die Verbreitung und Häufigkeit von Schweinswalen wahrscheinlich nur wenig von Jahr zu Jahr ändert, es sei denn es sind drastische Änderungen im Vorkommen der Beutfische zu verzeichnen, was auch für die Schweinswale der Ostsee gilt (Benke et al. 2014; Viquerat et al. 2014; Sveegaard et al. 2015).

A 1.31 Gemeiner Seehund

Seehunde weisen eine hohe Standorttreue zu ihren Ruheplätzen auf, und man findet kaum jahreszeitliche Muster von Bestandsschwankungen im Bereich von individuellen Ruheplätzen (Cordes

and Thompson 2015). Satellitengestützte Untersuchungen mit besenderten Seehunden haben gezeigt, dass sich die meisten Individuen innerhalb von 25 km zum Ruheplatz aufhalten (Cunningham et al. 2009). Die Gebietstreue und Kleinräumigkeit der Jagdgründe der Seehunde zeigt, dass sich die Häufigkeit und Verbreitung der Seehunde von Jahr zu Jahr nur wenig ändern.

A 1.32 Kegelrobbe

Obwohl von Kegelrobben aus der Nordsee und dem Atlantik weite Bewegungen bekannt sind, zeigen die Bestände der Ostsee weniger Wanderungen und einen höheren Grad von Gebietstreue (Oksanen et al. 2014). Die Gebietstreue und Kleinräumigkeit der Jagdgründe der Kegelrobben in der Ostsee lässt darauf schließen, dass sich die Häufigkeit und Verbreitung von Jahr zu Jahr nur wenig ändern.