



Auswirkungen von Rammarbeiten auf See auf das Schweinswal-Vorkommen in der Deutschen Bucht 2009 - 13

Untersuchungen zum Effekt von Rammschall

Deutsche Zusammenfassung des englischen Endberichtes

Miriam J. Brandt, Anne-Cécile Dragon, Ansgar Diederichs, Alexander Schubert, Vladislav Kosarev, Georg Nehls

Veronika Wahl, Andreas Michalik, Alexander Braasch, Claus Hinz, Christian Ketzer, Dieter Todeskino

Marco Gauger, Martin Laczny, Werner Piper

Husum, 22.09.2016

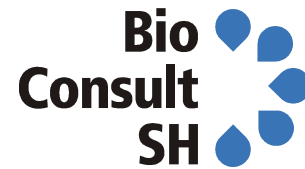
Im Auftrag des Offshore Forum Windenergie



IBL Umweltplanung GmbH
Bahnhofstraße 14a
26122 Oldenburg
Tel. 0441 / 50 50 17-10
Fax. 0441 / 50 50 17-11
info@ibl-umweltplanung.de
www.ibl-umweltplanung.de

Institut für Angewandte
Ökosystemforschung GmbH
Alte Dorfstraße 11
18184 Neu Broderstorf
Tel. 038204 / 618-0
Fax 038204 / 618-10
info@ifaoe.de
www.ifaoe.de

BioConsult SH GmbH & Co. KG
Schobüller Str. 36
25813 Husum
Tel. 04841 / 66 3 29-10
Fax 04841 / 66 3 29-19
info@bioconsult-sh.de
www.bioconsult-sh.de



Förderpartner:

1. DONG Energy Wind Power A/S, Kraftværksvej 53, DK-7000 Fredericia
2. EnBW Energie Baden-Württemberg AG, Durlacher Allee 93 in 76131 Karlsruhe
3. Iberdrola Renovables Offshore Deutschland GmbH, Charlottenstraße 63 in 10117 Berlin
4. Offshore Forum Windenergie GbR, Kaiser-Wilhelm-Straße 93 in 20355 Hamburg;
5. OWP Butendiek GmbH & Co. KG, Stephanitorsbollwerk 3 in 28217 Bremen
6. PNE WIND AG, Peter-Henlein-Straße 2 - 4 in 27472 Cuxhaven
7. RWE Innogy GmbH, Gildehofstraße 1 in 45127 Essen
8. STRABAG OW EVS GmbH, Reeperbahn 1 in 20359 Hamburg
9. TenneT Offshore GmbH, Bernecker Straße 70 in 95448 Bayreuth
10. Vattenfall Europe Windkraft GmbH, Überseering 12 in 22297 Hamburg
11. wpd offshore solutions GmbH, Stephanitorsbollwerk 3 in 28217 Bremen

Wissenschaftliche Partner:

12. Ocean Breeze Energy GmbH & Co. KG, Flughafenallee 11 in 28199 Bremen
13. E.ON Climate and Renewables GmbH, Brüsseler Platz 1 in 45131 Essen
14. Global Tech I Offshore Wind GmbH, Am Sandtorkai 62, Dock 4 in 20457 Hamburg;
15. Horizont II Renewable GmbH, Köpenicker Straße 154 in 10997 Berlin
16. Nordsee Offshore MEG I GmbH, Humboldtstraße 30/32 in 70771 Leinfelden-Echterdingen
17. Offshore Windpark RIFFGAT GmbH & Co. KG, Tirpitzstraße 39 in 26122 Oldenburg;
18. Stiftung Offshore Windenergie, Oldenburger Straße 65 in 26316 Varel
19. WindMW GmbH, Schleusenstraße 12 in 27568 Bremerhaven

Weitere wissenschaftliche Partner mit Sondervereinbarung:

20. Trianel Windkraftwerk Borkum GmbH & Co. KG, Krefelder Straße 203 in 52070 Aachen



IBL Umweltplanung
GmbH
Bahnhofstraße 14a
26122 Oldenburg
Tel.: 0441 505017-10
www.ibl-umweltplanung.de



Institut für Angewandte
Ökosystemforschung
GmbH
Schulterblatt 120
20537 Hamburg
Tel.: 040 432139000
www.ifaö.de



BioConsult SH
GmbH & Co KG
Schobüller Str. 36
25813 Husum
Tel.: 04841 66 32 9 -10
www.bioconsult-sh.de

Leitung: BioConsult SH GmbH & Co KG

Dr. Georg Nehls

Editing: Stundengenaue POD-Daten: BioConsult SH GmbH & Co KG

Dr. Miriam J. Brandt
Dr. Anne-Cécile Dragon
Ansgar Diederichs
Alexander Schubert
Vladislav Kosarev

Tagesgenaue POD-Daten und PCoD: IBL Umweltplanung GmbH

Veronika Wahl
Andreas Michalik
Dr. Alexander Braasch
Dr. Claus Hinz
Christian Ketzner
Dieter Todeskino

Flugzeugbasierte Erfassungsdaten: IfAÖ GmbH

Marco Gauger
Martin Laczny
Werner Piper

Danksagung:

Wir danken Dr. Michael Bellmann und Siegfried Gündert von der itap GmbH für die Bereitstellung der Schalldaten und Berechnungen. Weiterhin bedanken wir uns bei Dr. Charles Paxton von CREEM für die statistische Beratung. Wir danken Prof. Dr. John Harwood für die Beantwortung von Fragen bezüglich des interim PCoD Modells.

Inhalt

1	ZUSAMMENFASSUNG	10
2	EINLEITUNG UND PROJEKTHINTERGRUND	14
3	MATERIAL UND METHODEN	17
3.1	Metadaten.....	17
3.2	POD-Daten.....	24
3.3	Flugzeugbasierte Schweinswalerfassungen	30
3.4	PCoD-Modell	35
4	ERGEBNISSE ZU KURZFRISTIGEN EFFEKTEN	37
4.1	Fragestellung	37
4.2	Ab welchen Schallwerten ist eine Meidereaktion bei Schweinswalen festzustellen?.....	37
4.3	Wie weit reichen Vertreibungsradien während der Rammarbeiten?	40
4.4	Wie lange dauert eine Vertreibung von Schweinswalen im Nahbereich der Baustelle an?53	
4.5	Welchen Einfluss hatten Schallminderungsmaßnahmen auf die Effektreichweite?	56
4.6	Gibt es Hinweise auf einen Gewöhnungs- oder Sensibilisierungseffekt?	58
4.7	Der Einfluss von Windgeschwindigkeit auf Vertreibungsradien	61
5	ERGEBNISSE ZU LANGFRISTIGEN EFFEKTEN	63
5.1	Fragestellung	63
5.2	Gebietsspezifisches saisonales Schweinswalvorkommen in der Deutschen Bucht	63
5.3	Gewöhnungs- oder Sensibilisierungseffekte.....	67
5.4	Gebiets- und saisonabhängige Rammeffekte?.....	71
5.5	Populationsvorhersage durch PCoD-Modell	73
5.6	Langfristige Trends in den Schweinswalmonitoring-Daten	76
6	GENERELLE DISKUSSION & SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	80
6.1	Kurzfristige Effekte der Rammungen	81



6.2	Vergleichbarkeit von POD-Daten und visuellen flugbasierten Erfassungen	93
6.3	Längerfristige Effekte der Rammungen.....	93
7	LITERATUR	97

Liste der Abbildungen

Abb. 3.1 Karte des Untersuchungsgebietes mit Darstellung aller acht Windparks, die zwischen 2009 und 2013 in der deutschen Nordsee errichtet wurden. 17

Abb. 3.2 Rammperioden der acht Windparks, die zwischen 2009 und 2013 in der deutschen Nordsee errichtet wurden und deren Effekte in der vorliegenden Studie analysiert wurden. 18

Abb. 3.3 Gemessene Schallwerte in dB SEL₀₅ gegen die Distanz in km für sechs von sieben Windparkprojekten (keine Daten verfügbar für RG), a): Farben kennzeichnen die verschiedenen Windparks, b): Farben kennzeichnen Anwesenheit (blau) und Abwesenheit (rot) von Schallminderungsmaßnahmen während der Rammarbeiten. 20

Abb. 3.4 Die Gesamtheit der gemessenen und extrapolierten Schallwerte als dB SEL₀₅ gegen Distanz für die einzelnen Windparkprojekte. 21

Abb. 3.5 Boxplot-Darstellung des SEL₀₅ (in dB) in 750 m Entfernung von der Rammung mit Schallschutz (grün) und ohne Schallschutz (blau) pro Windpark. Bei BARD gibt es keine Messwerte ohne Schallschutz (nur zwei Fundamente wurden mit Schallschutz installiert) und bei RG wurden alle Fundamente mit Schallschutz gerammt, so dass keine Messwerte für Rammungen ohne Schallschutz existieren. Die fette schwarze Linie markiert den Median, der Boxplot reicht vom 25% bis zum 75% Quantil und die Whiskerlinie zeigt die Minimal- und Maximalwerte an. Ausreißer werden als Sternchen dargestellt. Es ist zu beachten, dass die meisten Werte berechnet und nicht gemessen wurden. 22

Abb. 3.6 Positionen der POD-Stationen (gelbe Punkte) und Einzel-POD-Stationen (grüne Punkte) sowie Windparks, die zwischen 2009 und 2013 in der deutschen Nordsee gebaut wurden (rote Flächen). 25

Abb. 3.7 Datenverfügbarkeit an den 56 Einzel-POD-Stationen zwischen Jan 2010 und Dez 2013. Schwarze Balken zeigen an, dass in diesem Zeitraum Daten zur Verfügung stehen. 26

Abb. 3.8 Datenverfügbarkeit an den 20 POD-Stationen zwischen Jan 2010 und Dez 2013. Schwarze Balken zeigen an, dass in diesem Zeitraum Daten zur Verfügung stehen. 27

Abb. 3.9 Einteilung der POD-Positionen in vier unterschiedliche Teilgebiete für die Analysen des tagesgenauen POD-Datensatzes. 30

Abb. 3.10 Lage der 13 Untersuchungsgebiete, in welchen flugbasierte Erfassungen zwischen 2009 und 2013 stattfanden. 31

Abb. 3.11 Verteilung des Erfassungsaufwands über das Gebiet der Deutschen Bucht zu den unterschiedlichen Jahreszeiten zwischen 2009 und 2013. 32

Abb. 3.12 Unterteilung des Untersuchungsgebietes in drei Teilgebiete entsprechend des Erfassungsaufwandes. Das Gebiet Deutsche Bucht NW wurde in einem weiteren Schritt in einen nördlichen und südlichen Bereich unterteilt (Teilgebiete N + S). 34

Abb. 3.13 Schema zur Funktionsweise des interim PCoD-Modells (Population Consequences of Disturbance (modifiziert nach Harwood et al. 2014). Die schwarze unterbrochene Linie trennt die Eingabeparameter des Benutzers vom Rest des Modells. 36

Abb. 4.1	GAM-Modellausgabe, welche die Effekte der Interaktion von Stunde relativ zur Rammung mit SEL ₀₅ auf DPH veranschaulicht. Dargestellt ist die Abweichung der DPH vom Gesamtmittelwert (fette schwarze Linie), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine positive Abweichung vom Gesamtmittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen (-50 bis -40h, -40 bis -30h usw.) bzw. SEL ₀₅ -klassen (110 bis 115 dB, usw.) an.	38
Abb. 4.2	Fehlerbalken mit 95 % Konfidenzintervallen für DPH in den unterschiedlichen Schallklassen (dB SEL ₀₅ : 120:<120, 130:120-130, 135:135-140, usw.) und für die unterschiedlichen Zeitspannen relativ zur Rammung (blau: 25-48 h vor Rammung, rot: während Rammung, grün: 25-48 h nach Rammung) für den Gesamtdatensatz.	39
Abb. 4.3	GAM-Modellausgabe, welche die Effekte der Interaktion von Stunde relativ zur Rammung mit Distanz auf DPH veranschaulicht. Dargestellt ist die Abweichung der DPH vom Gesamtmittelwert (fette schwarze Linie), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine positive Abweichung vom Gesamtmittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen (-50 bis -40h, -40 bis -30h etc.) bzw. Distanzklassen (0 bis 5 km, 5 bis 10 km, usw.) an.	40
Abb. 4.4	Fehlerbalken mit 95 % Konfidenzintervallen für DPH während der unterschiedlichen Stunden relativ zur Rammung kombiniert für alle Windparks und dargestellt für Distanzen zwischen 0 und 5 km. Der Fehlerbalken während der Stunde mit Rammung ist rot gekennzeichnet.	42
Abb. 4.5	Fehlerbalken mit 95 % Konfidenzintervallen für DPH während der unterschiedlichen Stunden relativ zur Rammung kombiniert für alle Windparks und dargestellt für Distanzen zwischen 5 und 10 km. Der Fehlerbalken während der Stunde mit Rammung ist rot gekennzeichnet.	42
Abb. 4.6	Fehlerbalken mit 95 % Konfidenzintervallen für DPH während der unterschiedlichen Stunden relativ zur Rammung kombiniert für alle Windparks und dargestellt für Distanzen zwischen 30 und 40 km. Der Fehlerbalken während der Stunde mit Rammung ist rot gekennzeichnet.	43
Abb. 4.7	Mittelwerte und 95 % Konfidenzintervalle von DPH in den unterschiedlichen Zeitspannen relativ zur Rammung (-48: 48-25 h vorher, -24: 24 bis 1 h vorher, 0: während, 24: 1-24 h nachher, 48: 25-48 h nachher) und für die unterschiedlichen Distanzklassen (in unterschiedlichen Farben dargestellt, 5:0-5 km, 10:5-10 km, 15:10-15 km, usw.).	44
Abb. 4.8	Effekte der Interaktion zwischen „Stunde relativ zur Rammung“ und „Distanz“ auf DPH, so wie von den fünf projektspezifischen Modellen berechnet. Dargestellt ist die Abweichung von DPH vom Gesamtmittelwert (fette schwarze Linie), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine positive Abweichung vom Gesamtmittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen (-50 bis -40h, -40 bis -30h etc.) bzw. Distanzklassen (0 bis 5 km, 5 bis 10 km, usw.) an.	46
Abb. 4.9	Mittelwerte und 95 % Konfidenzintervalle von DPH in den unterschiedlichen Distanzklassen für 25-48 Stunden vor Rammung (blau), während Rammung (rot) und 25-48 h nach Rammung (grün) für die einzelnen Windparkprojekte. Mit der Ausnahme von BARD waren nur Daten während Rammungen mit Schallminderung enthalten. Distanzkategorien: 5=0-5 km, 10=5-10 km, 15=10-15 km, 20=15-20 km, 40=20-40 km, 60=40-60 km.	48
Abb. 4.10	Boxplots der Schweinswaldichten gruppiert in Distanz zum Rammort und Zeit nach Rammende (dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung).	51

Abb. 4.11	Räumlich-zeitlicher Effekt der Rammungen auf die Schweinswaldichten wie vom GAM Modell berechnet. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen bzw. Distanzklassen an.	53
Abb. 4.12	Ausgabe des Modells, welche den Effekt von Stunde relativ zur Rammung auf DPH für unter 2 km Distanz für den Gesamtdatensatz zeigt. Dargestellt ist berechnete Abweichung DPHs vom Gesamtmittelwert (dünne schwarze Kurvenlinie). Die grauen Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Die blaue Box zeigt den Bereich an, in welchem der Effekt wahrscheinlich beginnt, bzw. endet, basierend auf den Bereich zwischen Erreichen des Gesamtmittelwertes und Erreichen von letztem bzw. erstem lokalen Maximum vor bzw. nach der Rammung.....	54
Abb. 4.13	Ausgabe der projektspezifischen Modelle, welche den Effekt von Stunde relativ zur Rammung auf DPH für < 2 km Distanz zeigen. Dargestellt ist die berechnete Abweichung von DPH vom Gesamtmittelwert (dünne schwarze Kurvenlinie). Die grauen Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Die blaue Box zeigt den Bereich an, in welchem der Effekt wahrscheinlich beginnt, bzw. endet, basierend auf den Bereich zwischen Erreichen des Gesamtmittelwertes und Erreichen von letztem bzw. erstem lokalen Maximum vor bzw. nach Rammung.	55
Abb. 4.14	GAM-Modellausgabe für die Effekte der Interaktion von Stunde relativ zur Rammung mit Distanz auf DPH für alle Rammungen mit Schallschutz (obere Abbildung) und ohne Schallschutz (untere Abb.) verdeutlicht. Dargestellt ist die Abweichung DPHs vom Gesamtmittelwert (fette schwarze Linie), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine positive Abweichung vom Gesamtmittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen (-50 bis -40h, -40 bis -30h etc.) bzw. Distanzklassen (0 bis 5 km, 5 bis 10 km, usw.) an.....	57
Abb. 4.15	Ausgabe der projektspezifischen Modelle (ersten 7 Abb.) und dem Gesamtmodell (unten rechts), innerhalb derer nur Daten < 2 km Distanz beinhaltet waren. Dargestellt ist die Abweichung vom Gesamtmittelwert mit Konfidenzintervallen (graue Bereiche). Die schwarzen Striche über der X-Achse geben die Datenverfügbarkeit an.....	59
Abb. 4.16	Ausgabe des projektspezifischen Modells für BWII, welches den Effekt von Rammnummer auf DPH angibt. Das Modell beinhaltet nur Daten während der Rammungen und < 5 km Distanz. Dargestellt ist die Abweichung vom Gesamtmittelwert mit Konfidenzintervallen (graue Bereiche). Die schwarzen Striche über der X-Achse geben die Datenverfügbarkeit an.	61
Abb. 4.17	GAM-Modellausgabe für die Effekte der Interaktion Windgeschwindigkeit (in m/sek) und Distanz (in km) auf DPH während der Stunden mit Rammungen. Dargestellt ist die Abweichung von DPH vom Gesamtmittelwert (0-Isokline), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine positive Abweichung vom Gesamtmittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Klassen für Distanz und Windgeschwindigkeit an.	62
Abb. 5.1	Teilgebietsspezifische saisonale Muster der täglichen akustischen Schweinswaldetektionsraten zusammengefasst für die Jahre 2010-2013. Konfidenzintervalle sind für die Teilgebiete unterschiedlich farblich dargestellt. Horizontale farbliche Balken zeigen die Jahreszeit an (blau: Winter, gelb: Frühjahr, grün: Sommer, orange: Herbst). Die schwarzen Markierungen darunter zeigen die Datenverfügbarkeit an.	64

Abb. 5.2	Effekte von Teilgebiet auf die akustischen Schweinswaldetektionen (in dp10m pro Tag) wie vom Basismodell berechnet. (Grau: Konfidenzintervalle. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.)65
Abb. 5.3	Box-Whisker Darstellung saisonaler Schweinswaldichten in den vier unterschiedlichen Teilgebieten der Deutschen Bucht, wie sie aus den Daten der flugzeugbasierten Schweinswalerfassung zwischen 2009 und 2013 berechnet wurden.66
Abb. 5.4	Verteilung der Schweinswaldichten innerhalb der Deutschen Bucht für die vier Jahreszeiten zusammengefasst für die Jahre 2009-2013.67
Abb. 5.5	Relativer Effekt von Jahr und Rammung auf die akustischen Schweinswaldetektionen in jedem der vier Teilgebiete. Farbige Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.69
Abb. 5.6	Effekt der aufeinanderfolgenden Tage mit Rammungen auf die Schweinswaldetektionsraten. Grau: Konfidenzintervalle. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.70
Abb. 5.7	Effekt der Rammdauer auf die täglichen Schweinswaldetektionsraten. Grauer Bereich: Konfidenzintervalle.....70
Abb. 5.8	Effekt der Anzahl der Rammungen pro Tag auf die Schweinswaldetektionsraten. Grau: Konfidenzintervalle. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.....71
Abb. 5.9	Effekt der Tage relativ zur Rammung auf die täglichen Schweinswaldetektionsraten innerhalb der vier Teilgebiete und zusammengefasst für den kompletten Untersuchungszeitraum. Farbige Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.....72
Abb. 5.10	Effekt der Tage relativ zur Rammung auf die täglichen Schweinswaldetektionsraten innerhalb der vier Jahreszeiten und zusammengefasst für alle Teilgebiete. Farbige Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.....73
Abb. 5.11	Mittlere vom PCoD-Modell berechnete Schweinswalpopulationsentwicklung zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten als Folge des Baus der OWPs innerhalb der Deutschen Bucht zwischen 2009 und 2013.75
Abb. 5.12	Teilgebietsspezifische Jahrestrends der täglichen akustischen Schweinswaldetektionsraten. Die Konfidenzintervalle sind gebietsspezifisch farblich gekennzeichnet.....76
Abb. 5.13	Jahrestrend der Schweinswaldichten aus flugzeugbasierten Erfassungen für den Gesamtdatensatz, den von Rammungen unbeeinflussten und den von Rammungen beeinflussten Datensatz. Rechts neben den Graphen sind die Bauzeiträume der einzelnen Windparks angegeben. Es handelt sich um die Modellausgabe des GAMs, welches partielle Effekte relativ zum Jahr 2009 darstellt (grau: Konfidenzintervalle).77
Abb. 5.14	Jahrestrend der Schweinswaldichten aus flugzeugbasierten Erfassungen von April bis September für die einzelnen Teilbereiche. Es handelt sich um die Modellausgabe des GAMs, welches partielle Effekte relativ zum Jahr 2009 darstellt (grau: Konfidenzintervalle).78



Abb. 5.15 Vergleich der saisonalen mittleren akustischen täglichen Schweinswaldetektionen (dp10m/day [%] 2010-2013) und der anhand von flugzeugbasierten visuellen Erfassungen berechneten Schweinswaldichten (2009-2013)..... 79

Liste der Tabellen

Tab. 3.1 Anzahl der Fundamente und Rammereignisse mit und ohne Einsatz von Schallminderungssystemen 2010 und 2013. 19

Tab. 3.2 Projektspezifische Charakteristika der Rammungen zwischen 2010 und 2013..... 23

Tab. 3.3 Liste aller Variablen, die während der Auswertung des stundenbasierten POD-Datensatzes verwendet wurden..... 28

Tab. 3.4 Anzahl der dieser Studie zugrunde liegenden Erfassungsflüge, Erfassungsaufwand in km und Anzahl gesichteter Schweinswale in der Deutschen Bucht zwischen 2009 und 2013. 33

Tab. 4.1 Mittlere DPH-Werte für neun verschiedene Schallklassen und für eine Zeitspanne vor der Rammung (-48 bis -25 vorher) und für die Rammzeit. Angegeben ist weiterhin um wieviel Prozent DPH während der Rammung relativ zur Zeit vor der Rammung abnahm und ob diese Abnahme statistisch signifikant war (MANN-Whitney U test; ***: p<0.001, **: p<0.01, *: p<0.05, ns: p>0.05)..... 39

Tab. 4.2 DPH-Mittelwerte des Gesamtdatensatzes für fünf unterschiedliche Zeitspannen (HRR= Stunde relativ zur Rammung) und für sechs unterschiedliche Distanzklassen. Ebenso ist die prozentuale Abnahme von DPH während der Rammung verglichen mit 25-48 h vor Rammung angegeben und die statistischen Signifikanzlevel eines Mann-Whitney U Tests mit welchem auf Unterschiede in DPH während und 25-48 h vor Rammung getestet wurde (***: p<0.001, n.s.: p>0.05)..... 43

Tab. 4.3 Mittlere DPH-Werte pro Projekt und für sechs Distanzkategorien und zwei Zeitspannen. Mit der Ausnahme von BARD waren nur Daten während Rammungen mit Schallminderung enthalten. Ebenfalls ist angegeben um wieviel Prozent die Schweinswaldetektionsrate während der Rammung verglichen zu jener 25-48 h vor Rammung abnahm. Signifikanzlevel entsprechend MANN-Whitney U Test für die Überprüfung der Unterschiede der Detektionsraten während von denen 25-48 h vor Rammung (***: p<0.001, *: p<0.05, n.s.: p>0.05). Graue Zahlen geben an, dass es sich um eine geringe Stichprobengröße (unter 100 Werte) handelte..... 49

Tab. 4.4 Effektradien basierend auf nichtparametrischen Analysen (letzte Distanzklasse in der es während Rammung zu einer signifikanten Abnahme um mind. 20 % kam) und basierend auf den GAM-Modellen (wo DPH während Rammung den Gesamtmittelwert erreichte). Graue Zahlen geben an, dass dieser Wert aufgrund keiner oder nur wenigen Daten in der nächst größeren Distanzklasse unsicher und schwer interpretierbar ist. Zum Vergleich sind ebenfalls die Ergebnisse aus den Analysen des Gesamtdatensatzes enthalten..... 50

Tab. 4.5 Testergebnisse des Nemenyi Testes für die verschiedenen Kategorien der Variable "Tag und Distanz" (p-Werte korrigiert nach Tukey; Signifikanzniveaus: ** p < 0.01; * p < 0.05). 51



Tab. 4.6	Zusammenfassung der Effekte von Stunde relativ zur Rammung auf DPH unter 2 km Distanz von der Rammbaustelle, wie sie von den einzelnen Modellen (G4, P4) entnommen wurden. 56
Tab. 4.7	Zusammenfassung der Effekte von "Rammnummer" und "Zeit seit letzter Rammung" auf DPH innerhalb der verschiedenen Modelle (***: $p \leq 0,001$, *: $p \leq 0,05$, n.s.: nicht signifikant).60
Tab. 5.1	Spezifikationen, die bei Anwendung des PCoD-Modells verwendet wurden. 74
Tab. 5.2	Vom PCoD-Modell prognostizierte Schweinswalpopulationsentwicklung als Folge von Störungen durch den Bau der OWPs innerhalb der Deutschen Bucht zwischen 2009 und 2013. 75

Abkürzungen

ABW: OWP Amrumbank West

AIC: Akaike Information Criterion

AWZ: Ausschließliche Wirtschaftszone

AV: OWP Alpha Ventus

BARD: OWP BARD Offshore 1

BD: OWP Butendiek

BWII: OWP West II

DT: OWP DanTysk

DPH: Schweinswalpositive Stunden (Detection Positive Hours)

DPM: Schweinswalpositive Minuten (Detection Positive Minutes)

ESW: Effective strip width

GAM: Generelles Additives Modell

GAMM: Generelles Additives Gemischtes Modell (Generalised Additive Mixed-effects Model)

GLM: Generelles Lineares Modell

GTI: OWP Global Tech I

HRW: Stunde relativ zur Rammung (Hour relative to piling work)

MSO: OWP Meerwind Süd/Ost

NSO: OWP Nordsee Ost



NEY: Northern Energy

OWF: Offshore wind farm

OWP: Offshore Windpark

(P)ACF: (Partial) AutoCorrelation Function

PCoD: Population Consequences of Disturbance

POD: Gerät zur akustischen Schweinswaledetektion (Porpoise detector)

PTS: Permanente Hörschwellenverschiebung (Permanent Threshold Shift)

RG: OWP Riffgat

SEL: Schallereignispegel (Sound Exposure Level)

SST: Wassertemperatur (Sea Surface Temperature)

SSTA: Wassertemperaturanomalie (Sea Surface Temperature Anomaly)

TTS: Temporäre Hörschwellenverschiebung (Temporary Threshold Shift)

1 ZUSAMMENFASSUNG

Das vorliegende Dokument ist eine Übersetzung und Zusammenfassung der Studie „Effects of offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2009-2013“ (BIOCONSULT SH et al.). Die Studie untersucht die Auswirkungen der Gründungsarbeiten von acht Offshore Windparks in der deutschen Nordsee zwischen 2009 und 2013 auf Schweinswale (*Phocoena phocoena*). Es wurden die Daten Umweltmonitorings bestehend aus passiven akustischen Erfassungen (POD-Daten 2010-2013) und flugzeugbasierten Erfassungen (2009-2013) mit Daten von Schallmessungen und weiteren Informationen zu anderen Rammparametern kombiniert. Diese Daten wurden detailliert im Hinblick auf den Einfluss von Rammarbeiten ausgewertet, wobei die meisten Rammarbeiten durch Schallminderungsmaßnahmen begleitet waren. Die angewendeten Schallschutzsysteme befanden sich im Projektzeitraum noch in der Entwicklungsphase.

Vor der eigentlichen Effektanalyse wurden die Daten auf saisonale Unterschiede im Vorkommen von Schweinswalen in unterschiedlichen geographischen Teilgebieten geprüft. Dabei lieferten POD-Daten in tagesgenauer Auflösung und flugzeugbasierte Erfassungen ein ähnliches Muster mit höheren Schweinswaldichten im Frühling und Sommer. Das höchste Schweinswalvorkommen fand sich in und um das Natura 2000-Gebiet Sylter Außenriff im nordöstlichen Bereich der Deutschen Bucht zu Beginn des Sommers. Ein weiteres Gebiet mit hohem Schweinswalvorkommen fand sich in und um das Natura 2000-Gebiet Borkum Riffgrund im südwestlichen Bereich der Deutschen Bucht, wo über den gesamten Jahresverlauf hohe Schweinswaldichten auftraten. Diese Gebiete decken sich mit jenen, für die bereits in vorherigen Studien hohe Schweinswalvorkommen beschrieben wurden.

Zusätzlich zu den Schweinswalmonitoring-Daten wurden Rammschallmessungen von sieben Windparks, die zwischen 2010 und 2013 errichtet wurden, zusammengestellt und für Bereiche extrapoliert in denen keine Messungen vorlagen. Eine Analyse dieser Daten ergab, dass die Schallwerte innerhalb einzelner Windparks eine starke Varianz aufwiesen. Im Median waren die Schallemissionen mit Schallminderungsmaßnahmen ca. 10 dB niedriger als ohne solche Maßnahmen. Allerdings wurden auch unter Anwendung von Schallminderungssystemen teilweise Schallwerte gemessen, die im Bereich der Messungen ohne Schallschutzsysteme lagen, und die Messungen wiesen sowohl innerhalb als auch zwischen einzelnen Windparks hohe Varianzen von bis zu 20 dB auf. Die hohe Varianz lag nicht nur an unterschiedlichen Kombinationen verschiedener Schallschutzsysteme sondern auch auf an unterschiedlicher Wirksamkeit innerhalb einzelner Systeme. Letzteres kann auch am Einfluss verschiedener Umweltparameter wie z.B. Wassertiefe, Sediment und Windgeschwindigkeit liegen, von denen bekannt ist, dass sie einen starken Einfluss auf die Schallausbreitung haben. Der Einfluss dieser Faktoren kann als Begründung dafür herangezogen werden, dass kein deutlicher Unterschied in den Schallemissionen zwischen verschiedenen Fundamenttypen festgestellt werden konnte. Die hohe Varianz zeigt an, dass sich die unterschiedlichen angewandten Schallschutzsysteme zum Zeitpunkt der Projektlaufzeit noch in der Entwicklung befanden und nicht immer gleich gut funktionierten.

Für die Erstellung von Umweltverträglichkeitsstudien, die auf Schallprognosen für spezifische Projekte beruhen, ist das Wissen um den Zusammenhang zwischen der Höhe von Schallemissionen und dem Verhalten von Schweinswalen essentiell. Nichtparametrische Analysen weisen einen deutlichen Gradienten bezüglich der Abnahme von Schweinswaldetektionen in den unterschiedlichen Schallklassen auf. Verglichen mit einer Basiszeit 25-48 h vor Beginn der Rammarbeiten san-

ken die Schweinswaldetektionen während der Rammarbeiten um über 90 % bei Schallwerten über 170 dB, aber nur um etwa 25 % bei Schallwerten zwischen 145 und 150 dB. Unter 145 dB war eine Abnahme, wenn sie denn überhaupt existierte, bereits geringer als 20 % und steht daher wahrscheinlich nicht mehr im direkten Zusammenhang zu den Schallemissionen während der Rammarbeiten. Basierend auf GAM-Analysen des kompletten POD-Datensatzes in stündlicher Auflösung und unter Berücksichtigung des Einflusses verschiedener Umweltfaktoren fand sich ebenfalls ein deutlicher, von der Lautstärke abhängiger Gradient in der Abnahme der Schweinswaldetektionen während der Rammarbeiten. Eine Abnahme der Schweinswaldetektionen konnte maximal bis zu einer Lautstärke von 143 dB SEL₀₅ nachgewiesen werden. Bei Schallpegeln zwischen 145 und 150 dB waren die Detektionsraten nur noch um 25% reduziert und bei Schallpegeln > 160 dB SEL₀₅ waren die Detektionsraten um >75% reduziert, was bedeutet, dass im Nahbereich der Baustellen trotz einer hohen Schallbelastung nicht alle Tiere durch Fluchtverhalten reagierten. Ein Anteil von bis zu 25 % der Tiere verblieb im Umkreis der Baustellen.

Um genaue Effektradien zu bestimmen, wurde aus statistischen Gründen während der weiteren Analysen der Faktor „Distanz zum Rammort“ als Indiz für Lautstärke verwendet (mehr Daten und höhere Aussagekraft der Modelle). GAM-Analysen, die auf dem kompletten POD-Datensatz in stündlicher Auflösung basierten, ergaben einen Effektradius von 17 km. Nicht-parametrische Analysen ergaben eine statistisch signifikante Reduzierung der Schweinswaldetektionen während der Rammung bis in 20-30 km verglichen zu einer Basiszeit 25-48 h vor der Rammung, aber nur bis in 10-15 km lag eine solche Abnahme bei mindestens 20 %. Mit größerer Entfernung zum Rammort fiel diese Abnahme zunehmend geringer aus.

Wurde in diesen Analysen berücksichtigt, ob Schallminderungssysteme zum Einsatz kamen, ergab sich mit 14 km eine reduzierte Effektreichweite beim Einsatz von Schallminderung gegenüber den Ergebnissen des Gesamtdatensatzes und gegenüber dem Ergebnis bei der Analyse von Rammergebnissen ohne Schallminderung. Die Berechnung von Effektreichweiten ohne Schallminderung muss hierbei allerdings aufgrund der geringen Stichprobengröße mit Vorsicht betrachtet werden. Trotzdem können diese Ergebnisse belegen, dass es durch die Anwendung von Schallminderungssystemen zu einer deutlichen Reduzierung der Störwirkung auf Schweinswale gekommen ist. Diese Reduzierung fiel jedoch geringer aus als dies unter Anwendung ideal funktionierender Schallminderungssystemen zu erwarten gewesen wäre (unter welchen Umständen man mit Effektreichweite von ca. 5 km rechnen würde). Dies hängt sehr wahrscheinlich mit der hohen Variabilität der Schallwerte zusammen, was darauf hinweist, dass sich die Schallminderungssysteme noch in der Entwicklung befanden und zu dieser Zeit noch nicht immer zuverlässig funktionierten. Seither kam es zu weitreichenden Verbesserungen. Eine Störung von Schweinswalen durch Rammschall ab 143 dB (auch wenn bis zu dieser Grenze nur ein Teil der Tiere zu reagieren scheint), bekräftigt frühere Berechnungen von NEHLS et al. (2016), nach denen mit gut funktionierender Schallminderung, beim Einhalten eines Wertes von 160 dB SEL in 750 m (wie im Schallschutzkonzept vorgesehen), eine deutliche bis zu neunzigprozentigen Reduzierung der für Schweinswale gestörten Fläche erreicht werden kann.

Projektspezifische Modelle ergaben große Unterschiede in Effektreichweite und Ausmaß der Störwirkung. Die Reduzierung der Schweinswaldetektionsraten während Rammungen in 0-5 km Distanz war mit 51 % beim OWP DT am geringsten und mit 83 % beim OWP BARD am höchsten. Ähnliches trifft auch auf die Effektreichweite zu, welche bei DT mit GAM-Methoden auf 6 km und mit nicht-parametrischen Methoden auf 0-5 km berechnet wurde und somit die geringste Reich-

weite pro Projekt darstellt. Bei allen anderen Projekten wurden mit nichtparametrischen Verfahren signifikante Abnahmen der Schweinswaldetektionen um mind. 20 % bis in mind. 5-10 km Distanz gefunden. Bei einzelnen Projekten konnte auch in Entfernungen von 20-30 km noch eine signifikante Abnahme der Schweinswaldetektionen festgestellt werden. Diese Unterschiede zwischen den einzelnen Projekten lassen sich nicht allein mit Unterschieden in der Schallemission erklären, da es bei DT nicht signifikant leiser war als während einiger anderer hier untersuchter Projekte. Stattdessen könnte die bei DT vergleichsweise geringe festgestellte Störwirkung mit einer hohen Qualität des Nahrungshabitats und einer geringen Motivation der Schweinswale das Gebiet zu verlassen im Zusammenhang stehen. Die genauen Ursachen sind jedoch bisher nicht bekannt.

Die Daten der flugzeugbasierten Erfassungen lieferten Hinweise darauf, dass die Schweinswaldichten während und bis zu 12 h nach dem Ende der Rammungen bis in ca. 20 km Distanz erhöht waren. Ein solcher Effekt konnte anhand der POD-Daten nicht nachgewiesen werden, was allerdings mit der vergleichsweise kleinen räumlichen Abdeckung der PODs zu tun haben könnte. Die anhand der flugzeugbasierten Erfassungen in 20 km Distanz berechneten Schweinswaldichten beruhen allerdings auf wenigen Daten und müssen daher vorsichtig interpretiert werden.

Störeffekte hielten in direkter Nähe zu den Bauarbeiten (bis in ca. 2 km Entfernung) ca. 20-31 h nach den Rammarbeiten an, aber die Effektdauer nahm mit zunehmender Distanz zur Baustelle deutlich ab. Mit der Ausnahme von DT, wo die Effektdauer schwierig zu definieren war (da kein lokales Maximum erreicht wurde), lieferten projektspezifische Berechnungen Effektdauern zwischen 16 und 46 h.

Während aller Windparkprojekte wurden bereits vor den Rammarbeiten bis in ca. 10 km Entfernung zur Baustelle signifikante Abnahmen der Schweinswaldetektionsraten beobachtet, was unabhängig von den verwendeten Ramm- und Vergrämungsmaßnahmen war. Die wahrscheinlichste Ursache hierfür liegt in zunehmendem Schiffsverkehr vor Start der Rammarbeiten in Kombination mit einer möglicherweise weiter reichenden Schallübertragung während geringer Windgeschwindigkeiten. Die Ergebnisse zeigten, dass Vertreibungseffekte der Rammarbeiten bei geringer Windgeschwindigkeit weiter reichten. Dies könnte darauf hinweisen, dass der Einfluss von Windgeschwindigkeit und Seegang auf die Ausbreitung von Rammschall bisher möglicherweise unterschätzt wurde.

Es fanden sich keine Hinweise auf die Existenz von zeitlich kumulativen Effekten der Rammarbeiten auf Schweinswale. Hinweise auf leichte Gewöhnungseffekte der Reaktionen von Schweinswalen auf Rammschall konnten nur beim OWP BWII gefunden werden. Weder die Analyse der POD-Daten in stundengenauer noch der in tagesgenauer Auflösung lieferten irgendwelche weiteren Hinweise auf Gewöhnungseffekte. Ohne jedoch genauere Kenntnisse über die Aufenthaltsdauern von Schweinswalindividuen in der Deutschen Bucht und in Teilgebieten hiervon sowie von der Reaktion von Individuen auf Rammschall zu haben, bleibt es außerordentlich schwer, diese Thematik genauer zu untersuchen.

Aus den Analysen der POD-Daten in tagesgenauer Auflösung ergaben sich Hinweise darauf, dass die Auswirkungen von Rammschall auf Schweinswale jahreszeitenabhängig sind: Die Dauer von Effekten war im Herbst und Winter länger als im Frühling und Sommer. Da Schweinswaldichten generell im Herbst und Winter eher geringer sind, könnten dann festgestellte länger anhaltende

Effekte mit geringeren Schweinswaldichten im Zusammenhang stehen. Dies konnte allerdings nicht bestätigt werden, wenn die Auswirkungen gebietsspezifisch betrachtet wurden. Die Effektdauer war nicht generell länger in Gebieten mit generell niedrigeren Schweinswaldichten.

Unter Verwendung der Resultate der Analyse von flugzeugbasierten Erfassungen und POD-Daten wurde das PCoD Modell angewandt, um die populationswirksamen Konsequenzen der Störung von Schweinswalen durch die Errichtung von Offshore Windparks abzuschätzen.

Nach einer eingehenden Prüfung des interim PCoD-Modells, wurden Limitationen des Modells erkannt und benannt. Diese Punkte sollten verbessert werden, bevor das PCoD Modell eine realistische Abschätzung der populationswirksamen Effekte von Störungen liefern kann. Eine Anwendung des PCoD-Modells unter Verwendung von worst-case-Parametern für den Effekt von Störungen, wie sie aus der vorliegenden Studie resultierten, ergab, dass das Risiko einer 1-prozentigen Abnahme der Schweinswalpopulation in der Deutschen Bucht unter 30 % liegt. Die vom Modell im Median vorhergesagte Abnahme liegt für alle betrachteten Zeithorizonte unter 1 %. Dieser Wert variiert zwischen 0,9 % für das Rammjahr und 0,2 % für das Jahr 12 Jahre nachdem die Rammarbeiten beendet waren. Der 1%-Wert wird allgemein hin als kritische Grenze erachtet, der nicht überschritten werden darf, um einen Populationsrückgang auszuschließen.

Aus der Analyse der flugzeugbasierten Erfassungen und tagesbasierten POD-Daten ergaben sich für die untersuchte Zeitspanne von vier bzw. fünf Jahren keine Hinweise auf eine Abnahme der Schweinswalpopulation in der Deutschen Bucht. Trotz einer hohen Bauaktivität in dieser Zeit und einer Zunahme dieser über den Untersuchungszeitraum, kam es in keinem der untersuchten Teilgebiete zu einem abnehmenden Trend der Schweinswaldichten oder Schweinswaldetektionen. In einigen Teilgebieten ergab sich basierend auf den POD-Daten sogar ein positiver Trend der Schweinswaldetektionen von 2010 bis 2013.

Die räumlichen Muster der Schweinswalverteilung, die sich aus den flugzeugbasierten Erfassungen ergaben, wiesen lokal Unterschiede zwischen den Jahren auf. Diese lokalen Änderungen konnten für Flüge, die während oder kurz nach dem Ende einer Rammung durchgeführt wurden, auf jeweilige Windpark-Baugebiete zurückgeführt werden, jedoch nur innerhalb eines 20 km Radius' um die Baugebiete. Trotz interannueller Unterschiede ergaben sich insgesamt keine Hinweise auf eine generelle großräumigere Veränderung der Schweinswalverteilung in der Deutschen Bucht über den fünfjährigen Untersuchungszeitraum.

Obwohl zeitlich und räumlich begrenzte Vertreibungseffekte von Schweinswalen durch die Rammarbeiten von Offshore Windparks festgestellt wurden, gibt es momentan keine Indizien dafür, dass dadurch eine Abnahme der Schweinswalpopulation in der Deutschen Bucht erfolgt ist. Dabei ist zu beachten, dass sich die angewandten Schallminderungssysteme im Zeitraum der Projektstudie noch in der Entwicklung befanden und seither maßgeblich verbessert wurden, so dass eine Abnahme der Schweinspopulation aufgrund der Offshore-Gründungsarbeiten sehr unwahrscheinlich ist.

2 EINLEITUNG UND PROJEKTHINTERGRUND

Die Nutzung der Offshore Windenergie als alternative Energiequelle zu Kernenergie und fossilen Brennstoffen schreitet in Europa zügig voran. Die Windenergie soll in Deutschland bis 2030 eine Nennleistung von 15 GW erreichen (BSH 2015). Seit der Errichtung des ersten deutschen Offshore Windparks alpha ventus in 2009, wurden mehrere Forschungsprojekte durchgeführt, um Schallminderungssysteme zu entwickeln und zu testen.

Während des Baus von Offshore Windparks werden üblicherweise Stahlfundamente mittels schallintensiven Impulsrammverfahren im Meeresboden verankert. Marine Säugetiere besitzen ein sehr sensibles Hörvermögen. Mehrere Studien zeigten, dass Schall, der bei Offshore Rammarbeiten entsteht, das Hörvermögen von Robben und Walen negativ beeinflussen kann und zu einer Änderung des natürlichen Verhaltens der Tiere führt (MADSEN et al. 2006; PUNT 2015; RUSSELL et al. 2015). Als einzige in deutschen Gewässern heimische Walart kommt dem Schweinswal (*Phocoena phocoena*) (REID et al. 2003; SIEBERT et al. 2006) in diesem Zusammenhang eine Schlüsselrolle zu.

Entsprechend seiner Listung im Anhang II und IV der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (von der EU 1992 beschlossen und in § 19b BNatSchG in nationales Recht umgesetzt) gilt der Schweinswal als eine „streng geschützte Art von gemeinschaftlichem Interesse“. Da der Schweinswal bei der Orientierung und Nahrungssuche auf Echolokalisation angewiesen ist, gilt er als besonders empfindlich gegenüber lärmintensiven menschlichen Aktivitäten wie z.B. Offshore-Rammarbeiten (MADSEN et al. 2006; PUNT 2015; RUSSELL et al. 2015). Ein Teil der aufgewandten Rammanergie wird in Form von Schall in die Wassersäule abgegeben. Abhängig von der Lautstärke und davon in welcher Entfernung von der Schallquelle sich ein Tier befindet, kann dieser Lärm zu einer Beeinträchtigung seines Verhaltens führen und/oder physiologische Effekte in Form einer temporären oder permanenten Hörschwellenverschiebung (TTS = temporary threshold shift and PTS = permanent threshold shift) zur Folge haben. Während der Rammarbeiten für die Errichtung der Turbinenfundamente wird in Deutschland eine Kombination aus Vergrümmungsmaßnahmen und einer langsamen Erhöhung der Rammenergie (soft start) eingesetzt, wodurch das Auftreten von Hörschädigungen bei marinen Säugetieren vermieden wird. Daher fokussiert sich diese Studie auf Verhaltensänderungen von Schweinswalen als Folge von bei Rammarbeiten entstehendem Schall.

Bisherige Studien zum Einfluss der Errichtung von Offshore Windpark auf Schweinswale nutzten passives akustisches Monitoring, hauptsächlich mit Hilfe von C-PODs, welche die hochfrequenten Echolokalisationslaute von Schweinswalen (die Klickaktivität) kontinuierlich aufzeichnen. Diese Aufnahmen ermöglichen es, Schweinswaldetektionsraten während der Bauphase mit denen während eines Basiszeitraums vorher und/oder nachher in einer hohen zeitlichen Auflösung zu vergleichen. Einige Studien konnten bereits nachweisen, dass sich die Schweinswaldetektionen während Rammarbeiten ohne Schallminderungsmaßnahmen bis in 20 km Distanz zur Baustelle signifikant reduzierten (TOUGAARD et al. 2009; BRANDT et al. 2011; DÄHNE et al. 2013A), und dass ein solcher Effekt in der Nähe der Baustelle bis zu zwei Tage anhielt (TOUGAARD et al. 2009; BRANDT et al. 2011; BSH 2014; ROSE. et al. 2014). Weiterhin wurde während mehrerer Studien die Verteilung und das Verhalten von Schweinswalen im Zusammenhang mit der Lautstärke des Rammschalls analysiert, und es wurde versucht zu identifizieren, ab welcher Lautstärke es zu einer signifikanten Reduzierung der Schweinswaldetektionsraten im Vergleich zu einer Basiszeit vor oder nach den Rammarbeiten kommt. Die Lautstärke, ab welcher es zu einer Verhaltensreaktion von Schweinswalen kam (eine Änderung der Detektionsrate, Dichte oder des zu beobachteten Verhaltens), lag

hierbei je nach Studie zwischen 140 und 152 dB (BIOCONSULT SH 2009; DIEDERICHS et al. 2010; DEGRAER et al. 2012; DÄHNE et al. 2013A; BIOCONSULT SH et al. 2014; ROSE. et al. 2014). Während einer experimentellen Studie an einem in Gefangenschaft gehaltenen Schweinswal, der simuliertem Rammschall ausgesetzt wurde, beobachteten KASTELEIN et al. (2013), dass der Schweinswal ab 145 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ signifikant häufiger aus dem Wasser sprang. Der mittlere niedrigste Schallpegel, bei welchem der Schweinswal begann aus dem Wasser zu springen, lag hierbei bereits bei 136 dB re 1 μPa^2 , allerdings waren die Unterschiede zur Basiszeit nicht signifikant. Die Ergebnisse hinsichtlich der Schallstärke, die eine Verhaltensreaktion bei Schweinswalen auslöst, weichen somit erheblich voneinander ab. Die Ursachen hierfür sind unklar. Eine kürzlich erschienene Review von TOUGAARD et al. (2015) bestätigt, dass solche Verhaltensreaktionen von Schweinswalen stark vom Frequenzspektrum des Schalls abhängen. TOUGAARD et al. (2015) postulieren, dass Verhaltensreaktionen ab einer Lautstärke auftreten, die etwa 40-50 dB über der frequenzspezifischen Hörschwelle liegt.

Es ist weiterhin zu erwarten, dass die Lautstärke, die bei Schweinswalen Verhaltensreaktionen auslöst, von der Motivation einzelner Tiere abhängig ist. Diese wiederum hängt neben anderen Faktoren z.B. vom Alter, Fortpflanzungsstatus, Fitnesszustand eines Tieres sowie auch der lokalen Habitatqualität ab. Zusätzlich könnte die Nachweisbarkeit signifikanter Effekte sich mit der vorherrschenden Schweinswaldichte ändern. Die Anwendung von Schallminderungsmaßnahmen könnte ebenfalls einen Einfluss darauf haben, bei welchem Breitbandpegel eine Verhaltensreaktion der Schweinswale auftritt. Die Anwendung von Schallminderung verändert das Frequenzspektrum des Schalls, und besonders die hohen Frequenzen, in welchen Schweinswale über das beste Hörvermögen verfügen, werden stärker abgeschwächt. Dies kann dazu führen, dass Schweinswale unter Anwendung von Schallminderung erst bei einem höheren Breitbandpegel reagieren als ohne Schallminderung. Trotz mehrerer Studien zu den Effekten von Offshore-Rammarbeiten auf Schweinswale wurden überregionale, Langzeit- und kumulative Effekte sowie eine mögliche Habituation der Tiere bisher kaum berücksichtigt.

Zwischen 2009 und 2013 wurden in der deutschen Nordsee acht Offshore Windparks mit über 400 Turbinenfundamenten errichtet. Deutschland ist das erste Land, in welchem während des Baus von Offshore Windparks die Anwendung von Schallminderung verbindlich vorgeschrieben ist. Hierbei ist es das Ziel in 750 m Entfernung von der Baustelle einen Wert von 160 dB SEL₀₅ nicht zu überschreiten, um eine Hörschädigung bei Schweinswalen auszuschließen. Im vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2015 veröffentlichten „Schallschutzkonzept“ wurde ein Wert von 140 dB SEL₀₅ als Vorsichtskriterium für eine Störung der Schweinswale festgelegt. Folglich wurde der Großteil der Windparks in der deutschen Nordsee unter Anwendung verschiedener Schallminderungssysteme errichtet. Es wurden ein hoher Forschungs- und Planungsaufwand sowie ein hoher finanzieller Aufwand betrieben, um diese Schallminderungssysteme zu entwickeln und so effektiv und effizient wie möglich anzuwenden. Es sollte daher zu erwarten sein, dass der Radius und die Dauer von Vertreibungseffekten aufgrund der Anwendung dieser Schallschutzsysteme erheblich reduziert wurden. Während der Bauaktivitäten wurde ein umfangreiches Umweltmonitoring durchgeführt, im Rahmen dessen Daten zur Schweinswalabundanz gesammelt wurden. Die Daten wurden bisher jedoch nur projektspezifisch ausgewertet. Diese Daten in einer Datenbank zusammenzuführen und im Rahmen einer projektübergreifenden Studie gemeinsam auszuwerten stellt eine einzigartige Gelegenheit dar, um die Effekte von Offshore-Rammarbeiten auf Schweinswale innerhalb der gesamten deutschen Nordsee über einen Zeitraum von fünf Jahren zu untersuchen. Für die vorliegende Studie wurden zwei

unterschiedliche Datensätze verwendet, zum einen Schweinswaldichtedaten aus flugzeugbasierten Erfassungen aus 2009-2013 und zum anderen Schweinswal-Detektionsraten aus passivem akustischen Monitoring von 2010 bis 2013. Weiterhin wurden detaillierte Informationen über die verwendeten Vergrämungsmaßnahmen und Schallminderungsmaßnahmen sowie über andere die Rammarbeiten charakterisierende Parameter wie Rammdauer, Rammenergie und Anzahl der Rammschläge zusammengetragen. Von den gemessenen Schallwerten wurden für alle Positionen, in denen POD-Daten existierten, aber keine Schallmessdaten vorhanden waren, Schallwerte berechnet. Alle diese Metadaten sowie diverse Umweltparameter wurden standardisiert und mit dem POD-Datensatz und dem flugzeugbasierten Datensatz verschnitten. Dadurch war es möglich, die Rammeffekte auf Schweinswale in sowohl kleiner als auch größerer zeitlich-räumlichen Auflösung zu analysieren. Zusätzlich wurde ein kürzlich entwickeltes populationsdynamisches Modell auf Basis der Projektdaten angewendet (Population Consequences of Disturbances = PCoD, HARWOOD et al. 2014), um zu prüfen, ob damit ein realistisches Bild der langfristigen Entwicklung der regionalen (deutschen Nordsee)-Population der Schweinswale unter dem Einfluss der Rammarbeiten zu den Offshore-Windparks gegeben werden kann.

Die Hauptziele der vorliegenden Studie sind wie folgt:

- 1) Auswertung von kleinskaligen Meidereaktionen von Schweinswalen hinsichtlich der Rammarbeiten, Feststellen des Schallpegels, ab welchem eine solche Meidereaktion auftritt, Feststellen der Vertreibungsradien und Vertreibungsdauer.
- 2) Überprüfung von möglichen kumulativen oder Habituationseffekten, in dem die Auswirkungen von Rammdauer und die Anzahl aufeinanderfolgender Rammungen in Bezug zu den Verhaltensreaktionen von Schweinswalen gesetzt wird.
- 3) Überprüfung ob die Rammaktivitäten während des Untersuchungszeitraumes zu großräumigen Veränderungen in der Schweinswalverteilung und/oder Schweinswaldichte führten, was das Vorhandensein länger andauernder Störeffekte anzeigen würde.

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Metadaten

3.1.1 Ramminformationen

Die vorliegende Studie untersucht die Effekte von Rammarbeiten während des Baus aller acht Windparks, die in der deutschen Nordsee zwischen 2009 und 2013 errichtet wurden und deren geographische Position in Abb. 3.1 dargestellt ist: Alpha Ventus (AV), BARD Offshore I (BARD), Borkum West II (BWII), DanTysk (DT), Global Tech I (GTI), Meerwind Süd/Ost (MSO), Nordsee Ost (NSO) und Riffgat (RG).

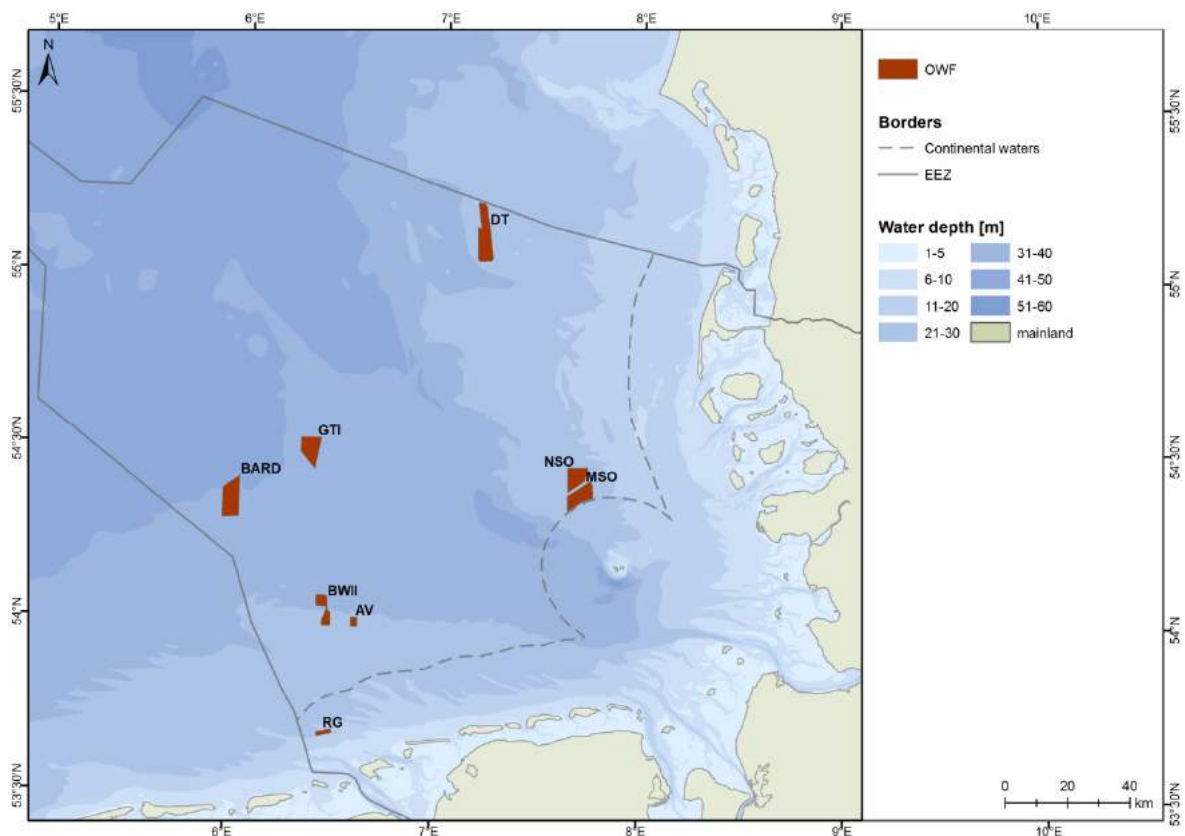


Abb. 3.1 Karte des Untersuchungsgebietes mit Darstellung aller acht Windparks, die zwischen 2009 und 2013 in der deutschen Nordsee errichtet wurden.

Bei allen acht Windparks, die zwischen 2009 und 2013 errichtet wurden, fanden Rammarbeiten statt. Es wurden jedoch nur die Daten aus 2010 bis 2013 bei der Analyse der POD-Daten berücksichtigt, da die POD-Daten aus 2009 wegen einer Umstellung von den älteren T-PODs auf C-PODs für die vorliegende Studie nicht nutzbar waren. Die Daten von AV wurden somit nur bei der Analyse der flugzeugbasierten Erfassungen berücksichtigt. Da mit den Flugdaten keine zeitlich hoch aufgelöste Auswertung geplant war, wurden die Rammdaten von AV nicht im Detail betrachtet.

Hinsichtlich des Fundamenttyps wurden bei drei Windparks Monopiles verwendet (DT, MSO und RG), bei drei wurden Tripods verwendet (BARD, BWII und GTI) und bei einem Jacketfundamente (NSO). In Abb. 3.2 sind die Rammperioden der einzelnen Windparks dargestellt. Die einzelnen Bauzeiträume überlappen sich erheblich und in einigen Monaten fanden in bis zu fünf Windparks Rammungen statt.

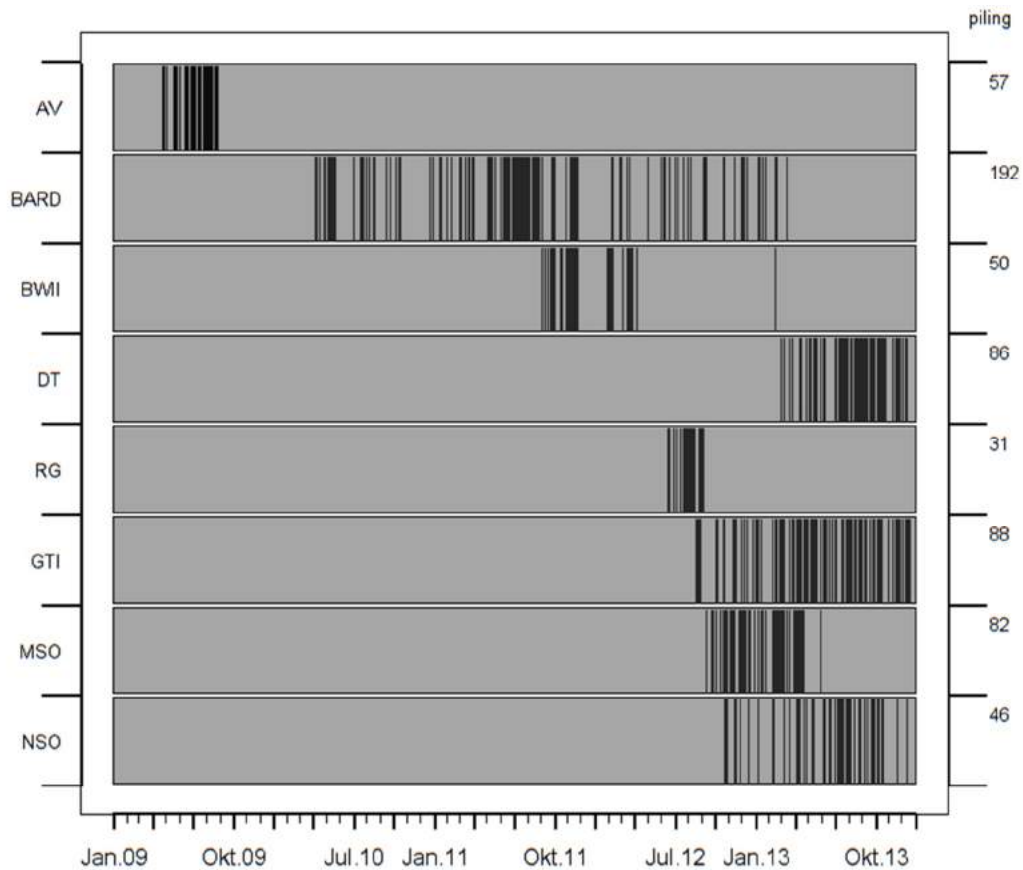


Abb. 3.2 Rammperioden der acht Windparks, die zwischen 2009 und 2013 in der deutschen Nordsee errichtet wurden und deren Effekte in der vorliegenden Studie analysiert wurden.

Bei einem Großteil der Rammereignisse kamen Schallschutzsysteme zum Einsatz (Tab. 3.1), jedoch war ihr Einsatz zwischen den einzelnen Windparkprojekten sehr unterschiedlich. Von insgesamt 574 Rammereignissen (ein Rammereignis ist definiert als eine Rammphase mit Pausen von nicht länger als drei Stunden) fanden 354 Rammereignisse unter Anwendung von Schallminderungsmaßnahmen statt und 220 Rammereignisse (38 %) ohne Schallminderung. Der Großteil an Rammereignissen ohne Schallschutz fand bei BARD statt (190). Abgesehen von BWII, wo 14 Rammereignisse ohne Schallminderung durchgeführt wurden, kamen bei allen übrigen Projekten Schallschutzsysteme bis auf wenige Referenzmessungen kontinuierlich zum Einsatz.

Tab. 3.1 Anzahl der Fundamente und Rammereignisse mit und ohne Einsatz von Schallminderungssystemen 2010 und 2013.

Windpark-Projekt	Fundamente ohne Schallminderung	Fundamente mit Schallminderung	Rammereignisse ohne Schallminderung	Rammereignisse mit Schallminderung
	BARD	79	2	190
BWII	11	30	14	37
DT	2	78	5	81
GTI	2	74	3	78
MSO	2	79	2	80
NSO	1	40	1	45
RG	0	30	0	30
Gesamt	97	330	220	354

3.1.2 Schalldaten

Die Schalldaten werden als SEL₀₅ und in dB dargestellt und wurden wie folgt berechnet

$$SEL = 10 \log \left(\frac{1}{T_0} \int_{T_1}^{T_2} \frac{p(t)^2}{p_0^2} dt \right)$$

T1 and T2 –Start- und Endzeit (das Schallereignis liegt zwischen Start- und Endzeit)

T0 - Referenzwert von 1 Sekunde

p(t) - zeitlich variierender Schallwert

p0 - Referenz-Schallpegel (unter Wasser: 1 µPa)

Für jeden Schallimpuls steht ein einzelner SEL-Wert zur Verfügung. Um ein Rammereignis zu beschreiben, wurden Perzentil-Werte angegeben, hierunter der für die folgenden Analysen verwendete SEL₀₅, also der Schallpegel, welcher von 5 % der Werte während einer Rammung überschritten wurde.

Abb. 3.3a stellt alle gemessenen SEL₀₅-Werte gegen Distanz und pro Windpark dar. Abb. 3.3b stellt die Werte abhängig davon dar, ob das Fundament mit oder ohne Schallminderung errichtet wurde. Hierbei fällt auf, dass sich in der Lautstärke über alle Projekte gepoolt kaum Unterschiede zwischen Rammungen mit und ohne Schallschutz finden, was zu einem großen Teil an projektspezifischen Unterschieden liegt (s. Abb. 3.3a). Es kam aber auch innerhalb spezifischer Windparks zu einer erheblichen Varianz der Schallpegel.

Da wie bereits erwähnt nicht für alle POD-Positionen und alle Rammungen Schallmessdaten existierten, wurde ein Schallausbreitungsmodell herangezogen, um die Schallwerte zu extrapolieren. Die hierfür verwendete Ausbreitungsformel wurde von der ITAP GmbH entwickelt und ist geeignet für die Berechnung von Impuls-Rammschall. Die zu extrapolierenden Schallwerte wurden basierend auf projektspezifischen (oder in den meisten Fällen auch fundamentspezifischen) Schallmessungen und abhängig von der Distanz zwischen Fundament und POD-Position berechnet. Hierbei muss darauf hingewiesen werden, dass die Berechnung der Schallwerte keine potentiellen Effekte von Wassertiefe und Sediment berücksichtigt. Schallwerte unter 110 dB wurden nicht berechnet, da sich diese meist nicht mehr vom üblichen Hintergrundschall abheben.

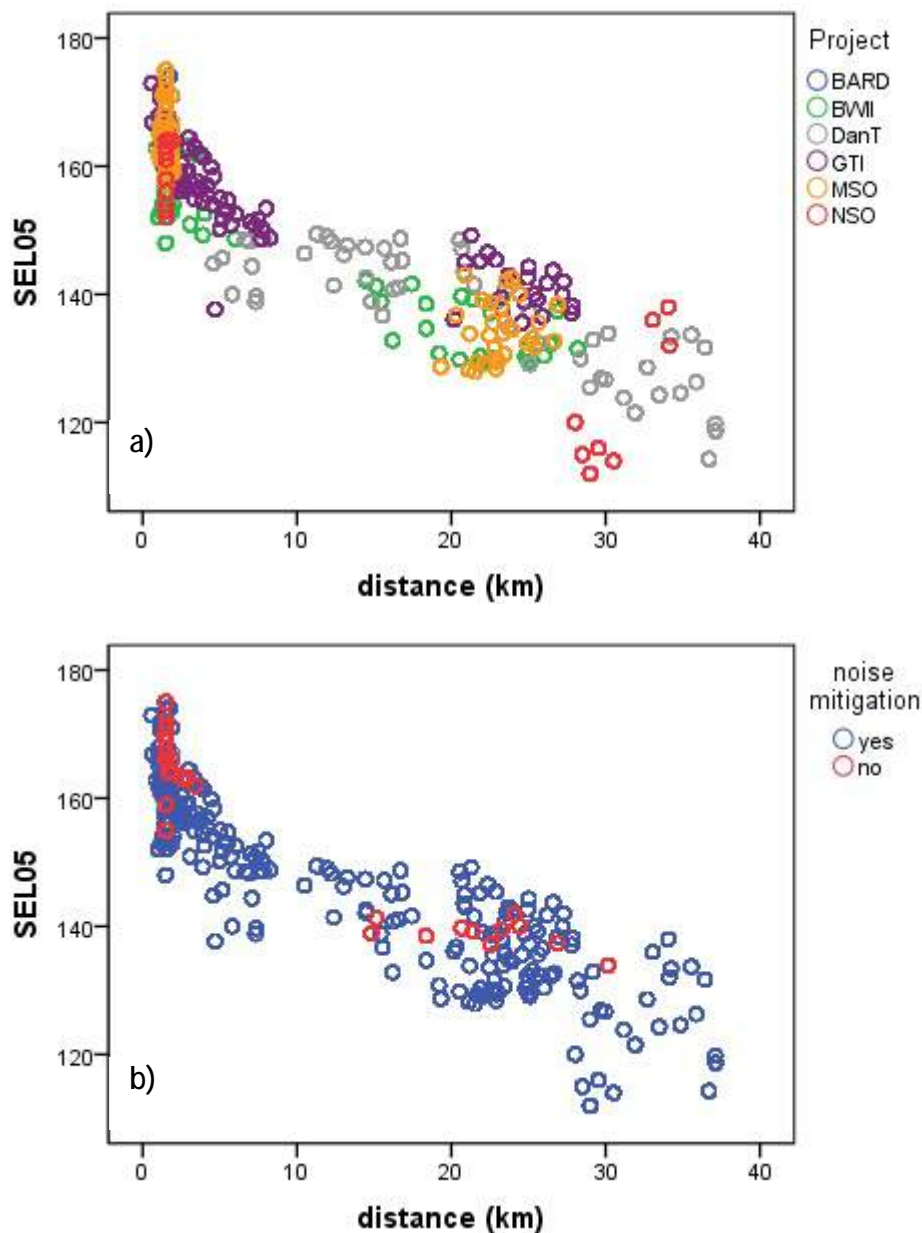


Abb. 3.3 Gemessene Schallwerte in dB SEL₀₅ gegen die Distanz in km für sechs von sieben Windparkprojekten (keine Daten verfügbar für RG), a): Farben kennzeichnen die verschiedenen Windparks, b): Farben kennzeichnen Anwesenheit (blau) und Abwesenheit (rot) von Schallminderungsmaßnahmen während der Rammarbeiten.

Abb. 3.4 stellt alle verfügbaren Schallwerte (inklusive der extrapolierten Werte) in Abhängigkeit von der Distanz für die einzelnen Windparkprojekte dar. Innerhalb der gleichen Distanz finden sich hierbei erhebliche Unterschiede in den Schallwerten zwischen aber auch innerhalb einzelner Windparkprojekte. Innerhalb von BARD und RG findet sich allerdings kaum Varianz in den Schallwerten, was darauf beruht, dass diese Werte nur auf Messungen an zwei bzw. acht Fundamenten basieren. Bei den anderen Windparks existierten für fast jedes Fundament Messdaten, die für die Extrapolation herangezogen werden konnten. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass die über die Distanz extrapolierten Schallwerte bei BARD und RG nicht mehr Informationen beinhalten als Distanz.

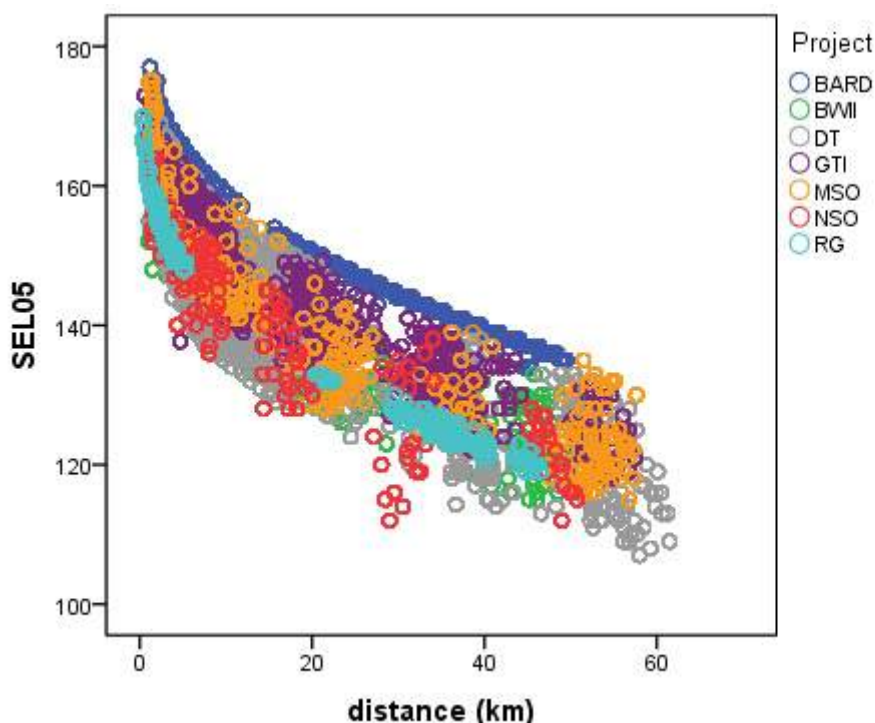


Abb. 3.4 Die Gesamtheit der gemessenen und extrapolierten Schallwerte als dB SEL₀₅ gegen Distanz für die einzelnen Windparkprojekte.

In Abb. 3.5 sind die windparkprojektspezifischen in 750 m Distanz gemessenen oder berechneten Schallwerte abhängig davon dargestellt, ob bei der Rammung Schallminderungssysteme zum Einsatz kamen oder nicht. Hier ist zu erkennen, dass bei allen Windparks, die sowohl Fundamente mit als auch ohne Schallschutz ramnten, die mittleren Schallwerte mit Schallschutz unter denen ohne Schallschutz lagen. Allerdings variierten die Schallwerte unter Anwendung von Schallschutzsystemen mit bis zu 20 dB Unterschied erheblich. Einige Schallwerte, die während der Anwendung von Schallschutzsystemen gemessen wurden, lagen sogar ähnlich hoch wie die Werte, die ohne Schallschutz gemessen wurden.

Die hohe Varianz der Schallwerte auch innerhalb der Windparkprojekte liegt zum Teil an unterschiedlichen angewendeten Schallschutzsystemen und an der unterschiedlichen Kombination von Systemen aber auch an unterschiedlicher Effektivität der gleichen Schallschutzsysteme. Abgesehen von BARD gab es generell wenige Rammungen und damit auch Schallmessungen ohne Schallminderung. Bei BARD hingegen wurde nur ein Fundament mit Schallschutz gerammt. Dies erschwert den Vergleich von Schallwerten mit und ohne Schallschutz erheblich.

Tab. 3.2 schließlich fasst alle Projektcharakteristika hinsichtlich Lautstärke, Fundamenttyp, Rammdauer (pro Rammung), Anzahl der Rammereignisse und Gesamtzahl aller errichteten Fundamente sowie Anzahl der ohne Schallschutz errichteten Fundamente zusammen.

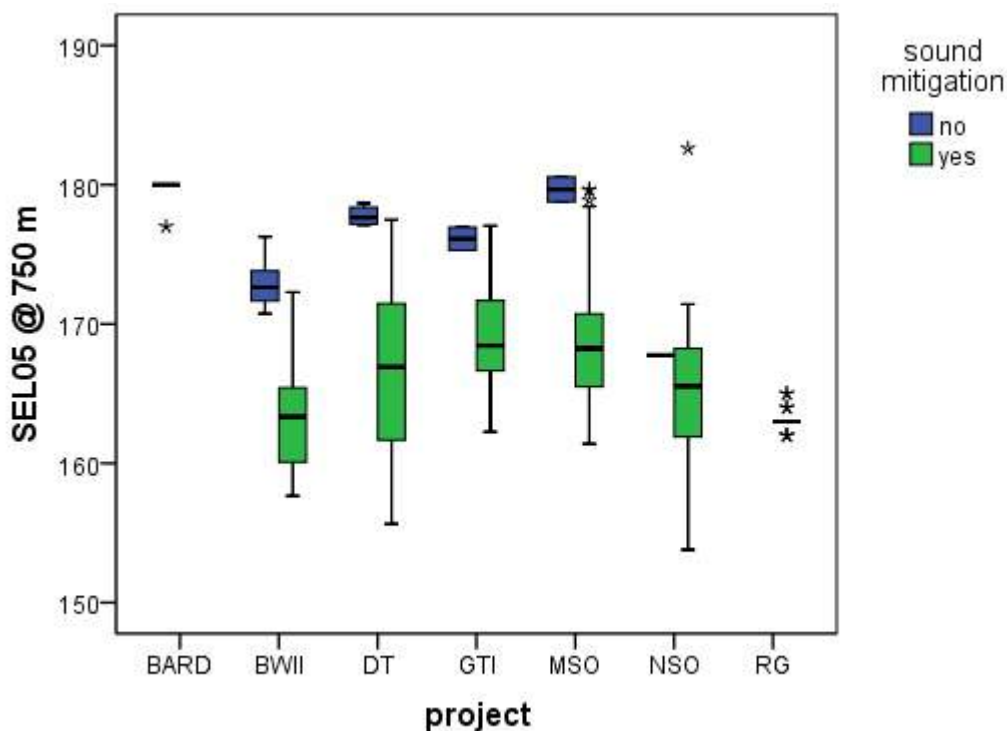


Abb. 3.5 Boxplot-Darstellung des SEL_{05} (in dB) in 750 m Entfernung von der Rammung mit Schallschutz (grün) und ohne Schallschutz (blau) pro Windpark. Bei BARD gibt es keine Messwerte ohne Schallschutz (nur zwei Fundamente wurden mit Schallschutz installiert) und bei RG wurden alle Fundamente mit Schallschutz gerammt, so dass keine Messwerte für Rammungen ohne Schallschutz existieren. Die fette schwarze Linie markiert den Median, der Boxplot reicht vom 25% bis zum 75% Quantil und die Whiskerlinie zeigt die Minimal- und Maximalwerte an. Ausreißer werden als Sternchen dargestellt. Es ist zu beachten, dass die meisten Werte berechnet und nicht gemessen wurden.

Tab. 3.2 Projektspezifische Charakteristika der Rammungen zwischen 2010 und 2013.

Projekt	SEL ₀₅ @750 m (MW)	Rammdauer pro Fundament (min, MW)	Fundamenttyp	Anzahl der Fundamente (inkl. Plattformen)	Anzahl der Rammereignisse	Anzahl der ohne Schallschutz gerammten Fundamente
BARD	180	310	Tripod	81	194	80
BWII	165	300	Tripod	41	51	11
DT	167	115	Monopile	80	86	2
GTI	169	508	Tripod	76	85	2
MSO	169	112	Monopile	81	82	2
NSO	165	394	Jacket	41	46	1
RG	163	70	Monopile	30	30	0

3.1.3 Umweltvariablen

Die Verteilung der Schweinswale sowie auch die Schallausbreitung im Wasser werden stark von verschiedenen Umweltparametern beeinflusst. Daher wurden Informationen zu den relevanten Umweltvariablen gesammelt, welche für den kompletten Untersuchungszeitraum zur Verfügung standen. Dabei handelte es sich um Tageslänge, Wassertemperatur¹, Wassertemperaturanomalien¹, Wassertiefe², Breiten- und Längengrad, Sedimenttyp³, Windgeschwindigkeit¹ und Windrichtung¹. Wassertemperatur und Wassertemperaturanomalien standen in tagesbasierter Auflösung zur Verfügung, Windgeschwindigkeit und –richtung in stündlicher Auflösung. Sediment stand als fünfstufiger Faktor zur Verfügung.

¹ NOAA High Resolution SST Daten wurden durch NOAA/OAR/ESRL PSD, Boulder, Colorado, USA, zur Verfügung gestellt und auf der Webseite <http://www.esrl.noaa.gov/psd/> abgerufen.

²<http://portal.emodnet-hydrography.eu/>

³ Alle hier zusammen gefassten Information stammen aus dem European Marine Observation Data Network (EMODnet) Seabed Habitats project (<http://www.emodnet-seabedhabitats.eu/>) gefördert durch die European Commission's Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE)

3.2 POD-Daten

3.2.1 Datengrundlage

Es lagen Daten von drei unterschiedlichen POD-Stationstypen vor. Bei POD-Stationen handelt es sich um Stationen mit jeweils drei in unmittelbarer Nähe voneinander ausgebrachten PODs, wovon jedoch nur der mit der längsten Datenreihe verwendet wurde. An diesen Stationen wurde über einen meist relativ langen Zeitraum von mehreren Jahren Schweinswaldaten kontinuierlich gesammelt. Die Einzel-POD-Stationen waren im Rahmen der Bauarbeiten bei einzelnen Windpark-Projekten in spezifischen Distanzen zu den Projektgebieten ausgebracht und zeichneten meist über einen etwa einjährigen Zeitraum kontinuierlich Schweinswaldaten auf (Stationen bei AV hingegen auch über mehrere Jahre). An diesen Stationen, war nur jeweils ein POD ausgebracht. Bei den mobilen PODs handelt es sich um Stationen, deren Position mit jeder neuen Rammung verändert wurde, da sie sich in jeweils 750 m und 1500 m Distanz zum Rammort befinden sollten und der Überprüfung der Effizienz der durchgeführten Vergrämuungsmaßnahmen dienten. Für diese Studie wurden Daten von 20 POD-Stationen, 56 Einzel-POD-Stationen und 49 mobilen PODs verwendet. In Abb. 3.6 sind die geographischen Positionen von POD-Stationen und Einzel-POD-Stationen dargestellt. Abb. 3.7 und Abb. 3.8 zeigen die Datenverfügbarkeit für diese Einzel-POD-Stationen und POD-Stationen an. Von allen drei POD-Stationstypen wurden die Daten zusammengeführt und im Rahmen der stundengenauen POD-Daten gemeinsam ausgewertet. Für die Analyse der tagesgenauen POD-Daten wurden nur Daten der POD-Stationen und Einzel-POD-Stationen verwendet, da die meist kurze Aufzeichnungsdauer der mobilen PODs in dieser Auflösung kaum weiteren Erkenntnisgewinn erwarten ließen.

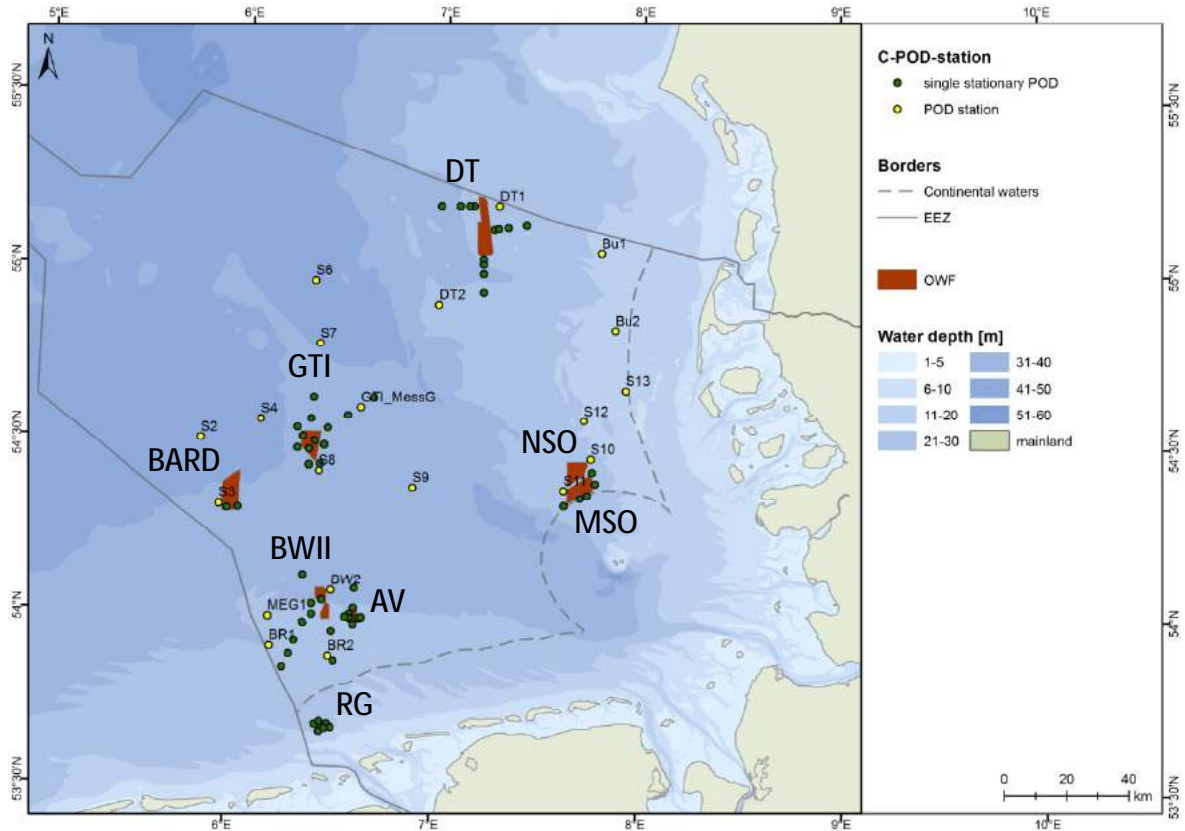


Abb. 3.6 Positionen der POD-Stationen (gelbe Punkte) und Einzel-POD-Stationen (grüne Punkte) sowie Windparks, die zwischen 2009 und 2013 in der deutschen Nordsee gebaut wurden (rote Flächen).



Abb. 3.7 Datenverfügbarkeit an den 56 Einzel-POD-Stationen zwischen Jan 2010 und Dez 2013. Schwarze Balken zeigen an, dass in diesem Zeitraum Daten zur Verfügung stehen.

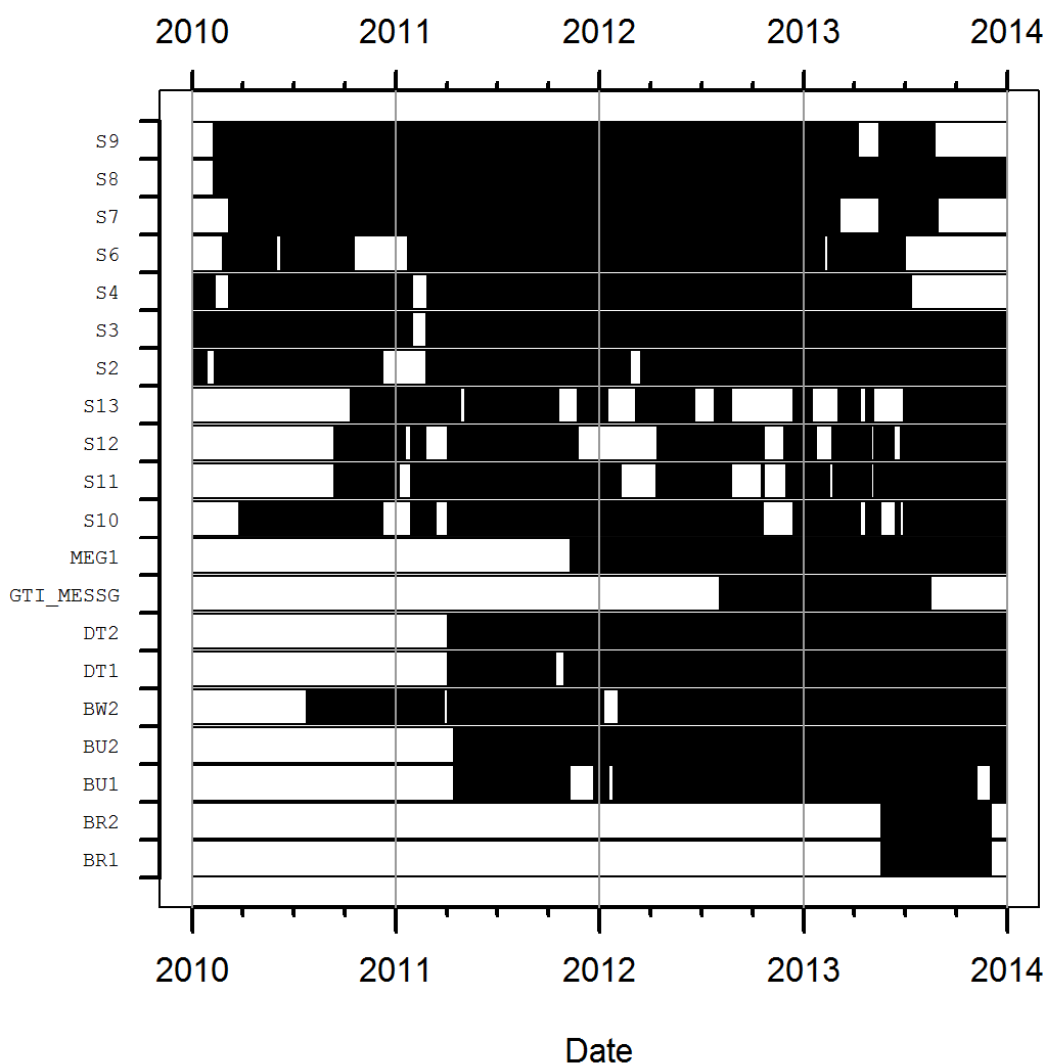


Abb. 3.8 Datenverfügbarkeit an den 20 POD-Stationen zwischen Jan 2010 und Dez 2013. Schwarze Balken zeigen an, dass in diesem Zeitraum Daten zur Verfügung stehen.

3.2.2 Datenaufbereitung

Die Schweinswaldetektionsrate in Form von schweinswalpositiven Stunden (DPH=Detection Positive Hours) stellte bei all diesen Analysen die Antwortvariable dar. Dieser Parameter beschreibt, ob innerhalb einer Stunde mindestens eine Schweinswalklickabfolge aufgezeichnet wurde oder nicht und ist somit eine binäre Variable (Werte von 0 oder 1). Diese Daten wurden schließlich basierend auf der geographischen Position und zeitlichen Information mit den Umweltvariablen verschnitten. Alle in diesem Kapitel verwendeten Variablen sind in Tab. 3.3 aufgelistet.

Auch wurde eine detaillierte Prüfung vorgenommen, wie stark POD-Aufzeichnungen von hochfrequentem Lärm (wie er z.B. aufgrund von Sedimentbewegungen entsteht), welcher ebenfalls von den PODs aufgezeichnet wird, beeinträchtigt waren. Basierend auf diesen Voruntersuchungen

wurden nur stundengenaue POD-Daten verwendet, bei denen es zu maximal 100.000 aufgezeichneten Klicks pro Stunde kam und zu maximal zwei Minuten innerhalb einer Stunde, in denen das Scanlimit überschritten wurde (der POD folglich nicht die komplette Minute aufzeichnete). Tagesbasierte POD-Daten wurden nur dann verwendet, wenn es zu maximal 5.160.000 aufgezeichneten Klicks pro Tag kam. Weiterhin wurde der Parameter „Lärmklicks“ in den GAM-Modellen als Variable aufgenommen, um für dessen Einflüsse zu korrigieren.

Tab. 3.3 Liste aller Variablen, die während der Auswertung des stundenbasierten POD-Datensatzes verwendet wurden.

Variable	Typ	Beschreibung
Rammvariablen		
SEL ₀₅	kontinuierlich	Schallpegel, welcher in 5 % der Rammzeit überschritten wurde (an der jeweiligen POD-Position gemessen oder für diese Position extrapoliert)
Schallminderung	Faktor (3 Level)	Schallschutz wurde angewandt, nicht angewandt, oder nur zeitweise angewandt
Stunde relativ zur Rammung	kontinuierlich	Stunde relativ zur Rammung, von -48 bis 120h
Distanz	kontinuierlich	Distanz zur Baustelle in km
Rammdauer	kontinuierlich	Dauer des Rammereignisses in min
Rammnummer	kontinuierlich	fortlaufende Nummer eines Rammereignisses innerhalb eines Windparks
Zeitliche Variablen		
HH	kontinuierlich	Stunde des Tages (0-23)
Tag	zirkulär und kontinuierlich	Tag des Jahres
Jahr	Faktor (4 Level)	Jahr (2010-2013)
Umweltvariablen		
Windgeschwindigkeit	kontinuierlich	Windgeschwindigkeit in m/s
Sediment	Faktor (5 Level)	Sediment (1: grober Sand mit <20 % Schlamm, 2: mittelgrober Sand mit <20 % Schlamm, 3: mittlerer Sand, 4: feiner Sand mit < 20 % Schlamm, 5: feiner Sand mit 21-50 % Schlamm)
Windrichtung	zirkulär und kontinuierlich	Windgeschwindigkeit in Grad
Lärmklicks	kontinuierlich	Anzahl der Lärmklicks, welche vom POD in dieser Stunde aufgezeichnet wurden (ohne Klicks, die als Schweinswalklicks identifiziert wurden)
Wassertemperaturanomalien	kontinuierlich	Meerestemperatur
POD-Position	Faktor (mehrere Level)	Name der Position des ausgebrachten PODs

Um den stundengenauen POD-Datensatz mit Ramminformationen und Schalldaten zu verschneiden, wurden alle POD-Positionen, die sich innerhalb eines 40 km Radius' um einen bestimmten Windpark befanden, diesem zugewiesen und mit den Ramminformationen verschritten. Dies bedeutet, dass POD-Positionen bis zu 60 km von einer bestimmten Rammung entfernt sein konnten. Es wurden dann nur Daten innerhalb eines Zeitraumes von 48 h vor bis maximal 120 h nach einer Rammung weiter verwendet und es wurde die Variable Stunde relativ zur Rammung erstellt, welche von -48 bis +120 reichte und wobei 0 die Stunden mit Rammung darstellten. Eine Stunde wurde nur dann als vor einer Rammung gewertet, wenn mind. 48 h seit der letzten Rammung vergangen waren und Stunden befanden sich nur dann zwischen 49 und 120 h nach einer Rammung wenn sie nicht innerhalb eines Zeitraumes von 48 h vor der nächsten Rammung lagen (um nicht die gleiche Stunde zweimal im Datensatz vorliegen zu haben). Fand innerhalb eines 60 km Radius' um eine POD-Position eine andere Rammung in einem anderen Windpark bis zu 24 h vorher statt, wurde diese Stunde aus dem Datensatz ausgeschlossen. Ebenso wurden Stunden ausgeschlossen, in denen zwar bereits eine Vergrämung nicht jedoch eine Rammung stattfand.

Auch dem tagesgenauen POD-Datensatz wurde die Information hinzugefügt, ob es an einem Tag zu einer Rammung innerhalb der Deutschen Bucht kam und in welcher Entfernung diese stattfand.

3.2.3 Statistische Analysen

Für die Modellierung der stundengenauen POD-Daten wurden verschiedene GAM-Modelle unter Verwendung der Funktion `bam()` aus dem package `mgcv` für R (MGCV 2015) berechnet. Die `bam`-Funktion ist speziell für die Analyse großer Datensätze, wie sie beim stundengenauen POD-Datensatz vorliegen, entwickelt worden. Um für temporäre Autokorrelation zu korrigieren, wurde die Variable `DPH(t-1)` in jedes GAM-Modell eingebaut, welches entsprechend Überprüfung die zeitliche Autokorrelation zufriedenstellend reduzierte. Weiterhin wurde in jedes Modell POD-Position als Zufallsvariable definiert, was für die geographische Position korrigierte.

Für die Modellierung der tagesgenauen POD-Daten wurden GAM-Modelle unter Verwendung der Funktion `gamm()` mit einer quasi-corrected error distribution aus dem package `mgcv` für R (MGCV 2015) berechnet. Um für temporäre Autokorrelation zu korrigieren, wurde ein ARMA (Auto Regressive Moving Average) Prozess implementiert. Um innerhalb dieser Modelle für die geographische Position zu korrigieren, wurden die POD-Positionen vier Teilgebieten zugeordnet. Das Clustering dieser Teilgebiete wurde aufgrund der geographischen Variablen Wassertiefe, Sediment, Breitengrad und Längengrad vorgenommen. Dadurch wurden vier Teilgebiete mit in sich ähnlichen geographischen Gegebenheiten definiert (Abb. 3.9). Hierzu wurde die Clustering-Methode `pam()` aus dem package `cluster` für R (MAECHLER et al. 2015) verwendet.

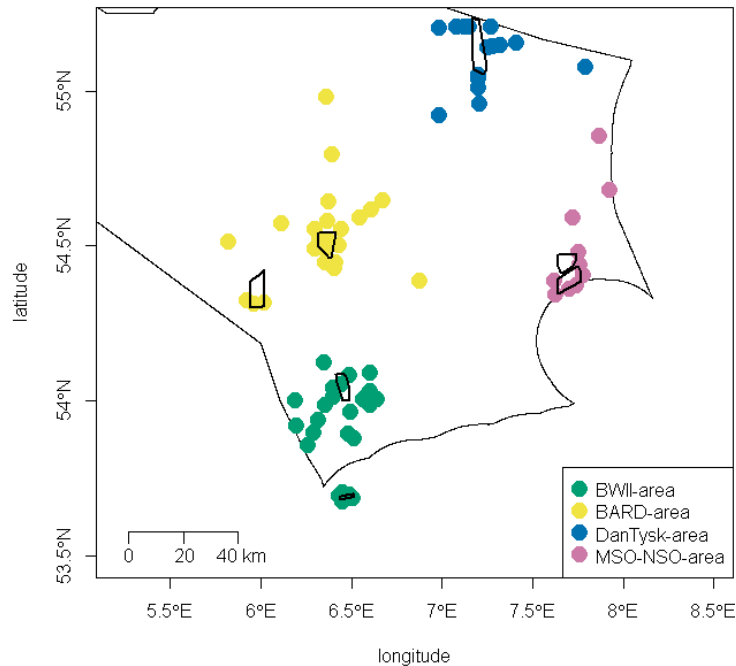


Abb. 3.9 Einteilung der POD-Positionen in vier unterschiedliche Teilgebiete für die Analysen des tagesgenauen POD-Datensatzes.

3.3 Flugzeugbasierte Schweinswalerfassungen

3.3.1 Erfassungsmethode

Für diese Studie standen visuelle Schweinswalerfassungsdaten von insgesamt 458 Flügen zur Verfügung, die aus 13 unterschiedlichen Erfassungsgebieten aus dem Bereich der Deutschen Bucht stammten, zwischen denen teils große Überlappungsbereiche vorlagen (Abb. 3.10).

Die Erfassungsmethode folgte den Vorgaben von StUK3 (BSH 2007). Es wurden sowohl die Daten von speziell für die Erfassung von Meeressäugern durchgeführte Flüge in 183 m Höhe, als auch von Flügen für die Erfassung von Seevögeln und marinen Säugern in einer Höhe von 76 m verwendet. Die Fluggeschwindigkeit lag bei 180 km/h. Die Erfassungen wurden mit einer zweimotorigen hochflügeligen Propellermaschine durchgeführt, welche mit Fischaugenfenstern ausgestattet war. Erfassungen wurden nur bis zu einem maximalen Seegang von 2 Beaufort durchgeführt. Bei jedem Flug waren drei Beobachter an Bord der Maschine. Zwei Hauptbeobachter, die an den Fischaugenfenstern saßen und ein Kontrollbeobachter, der dahinter saß und jeweils die Seite mit den besseren Sichtbedingungen beobachtete. Die Daten des Kontrollbeobachters wurden verwendet, um die Widersichtungsrate zu bestimmen, welche in die Berechnung der Dichten einfließt (THOMSEN et al. 2004, 2005).

Zu Beginn jedes Transekts und wann immer sich die Sichtbedingungen änderten, wurden Informationen zu Seegang, Wolkenbedeckung, Sichtweite, Trübung und Sonnenreflexion aufgenommen. Basierend auf diesen Angaben wurde in der Datenanalyse der Erfassungsaufwand berechnet, in

dem alle Daten, die unter ungünstigen Bedingungen erhoben wurden, von der weiteren Auswertung ausgeschlossen wurden. Wurde ein mariner Säuger gesichtet, nahmen die Beobachter folgende Informationen auf: sekundengenaue Uhrzeit, Anzahl der Tiere, Art, Alter (juvenil oder adult), Verhalten, Schwimmrichtung und vertikaler Sichtungswinkel. Aus letzterem wurde später die Distanz jeder Sichtung zur Grundlinie berechnet. Ein GPS zeichnete kontinuierlich die Flugstrecke auf und über die Verschneidung der Zeit von Sichtungsdaten und Flugstrecke wurde jeder Sichtung eine geographische Position zugeordnet. Für genauere Informationen zu dieser Methode s. THOMSEN et al. (2004, 2005).

Die Anzahl der in jedem Jahr durchgeführten Flüge, der gültige Erfassungsaufwand sowie die Anzahl der beobachteten Schweinswale sind in Tab. 3.4 angegeben. Abb. 3.11 zeigt die geographische Verteilung des Untersuchungsaufwands innerhalb der Deutschen Bucht des zu den einzelnen Jahreszeiten über den fünfjährigen Untersuchungszeitraum. Hier ist deutlich zu sehen, dass der große Teil des Aufwands im Frühjahr und Sommer stattfand, und es im Herbst und Winter aufgrund für Erfassungen ungünstiger Wetterbedingungen zu erheblich geringerem Aufwand kam.

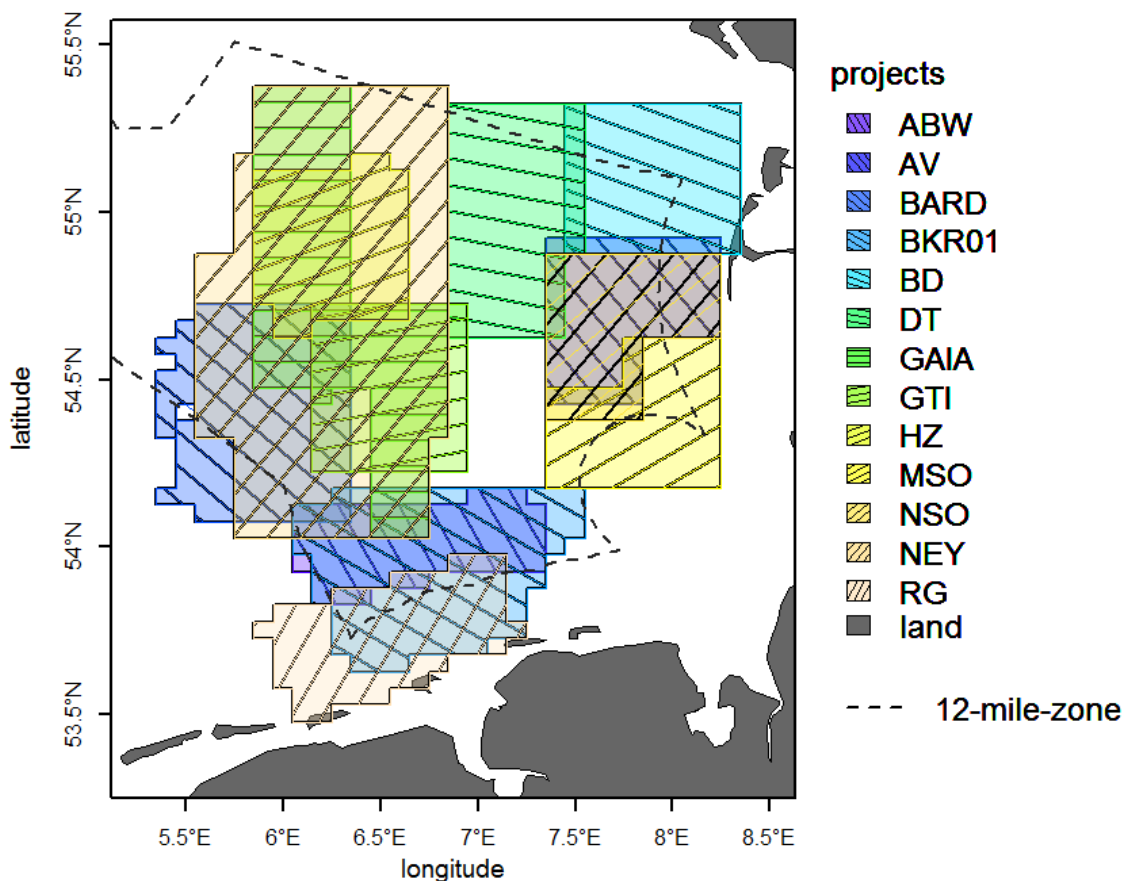


Abb. 3.10 Lage der 13 Untersuchungsgebiete, in welchen flugbasierte Erfassungen zwischen 2009 und 2013 stattfanden.

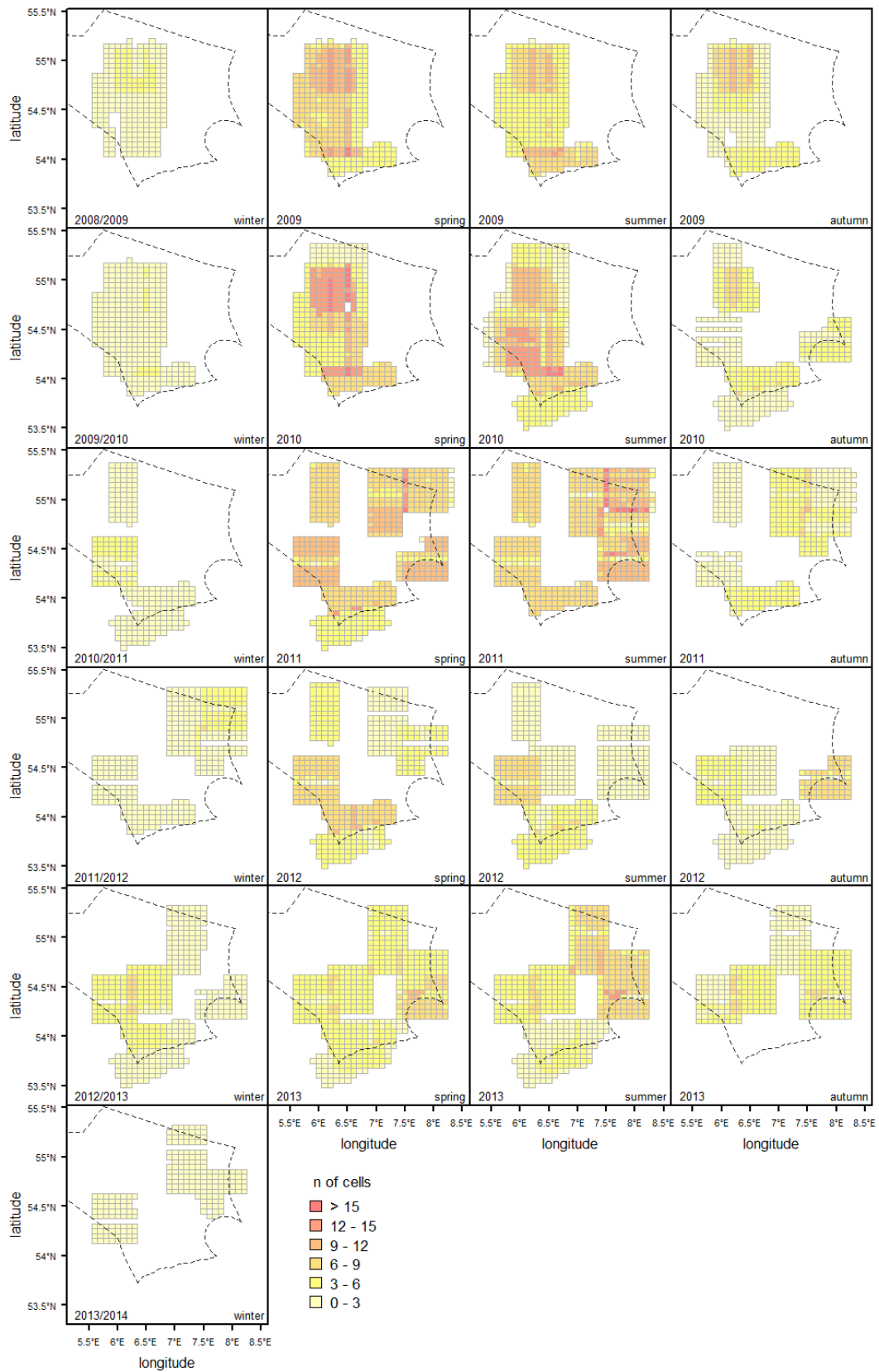


Abb. 3.11 Verteilung des Erfassungsaufwands über das Gebiet der Deutschen Bucht zu den unterschiedlichen Jahreszeiten zwischen 2009 und 2013.

Tab. 3.4 Anzahl der dieser Studie zugrunde liegenden Erfassungsflüge, Erfassungsaufwand in km und Anzahl gesichteter Schweinswale in der Deutschen Bucht zwischen 2009 und 2013.

Jahr	2009	2010	2011	2012	2013	Summe
Anzahl Schweinswale	2,174	3,670	6,031	2,264	3,084	17,223
Anzahl Flüge	66	93	128	73	98	458
Auf beiden Seiten gültige Flugstrecke [km]	37,260.1	47,601.8	52,850.5	30,393.2	33,212.8	201,318.3

3.3.2 Datenaufbereitung

Für die Berechnung von Schweinswaldichten aus den Sichtungsdaten muss für zwei Fehlerquellen korrigiert werden: Übersehene Tiere und Verfügbarkeitsfehler (tauchende Tiere, die sich außerhalb des einsehbaren Bereiches befinden). Zur Korrektur der ersten Fehlerquelle wurden die Sichtungsdaten mit einem Faktor multipliziert, der sich aus der Wiedersichtungsrate mit einem dritten Beobachter ergab. Zur Korrektur der zweiten Fehlerquelle wurden die Sichtungen entsprechend den von TEILMANN et al. (2013) publizierten Aufenthaltswahrscheinlichkeiten von Schweinswalen in den oberen 2 m der Wassersäule mit einem Faktor multipliziert. Die Dichteberechnung erfolgte anschließend entsprechend der DISTANCE sampling Methode (BUCKLAND et al. 1993, 2001) unter Verwendung des Programms DISTANCE, Version 6.0 (BUCKLAND et al. 1993, 2001). Dichten wurden für ein Gitternetz mit einer Zellengröße 3 x 6 Bogenminuten (ca. 6.0 x 6.0 km) berechnet, jedoch nur für einzelne Zellen mit einem Mindestaufwand von 2.0 km² Erfassungsaufwand.

Das Untersuchungsgebiet wurde für die Analysen entsprechend der unterschiedlich abgedeckten Gebiete und des vorliegenden Erfassungsaufwand in drei geographische Teilbereiche unterteilt, die in Abb. 3.12 dargestellt sind.

Ähnlich wie bereits oben für den POD-Datensatz geschildert wurden auch diesem Datensatz die jeweiligen Umweltvariablen sowie die Information zu Zeit relativ zur Rammung und Distanz zur Rammung zugewiesen, wobei sich die Distanz immer auf die Mitte einer Gitterzelle zur Rammung bezieht und die Zeit auf den ersten Zeitpunkt der Befliegung einer Gitterzelle.

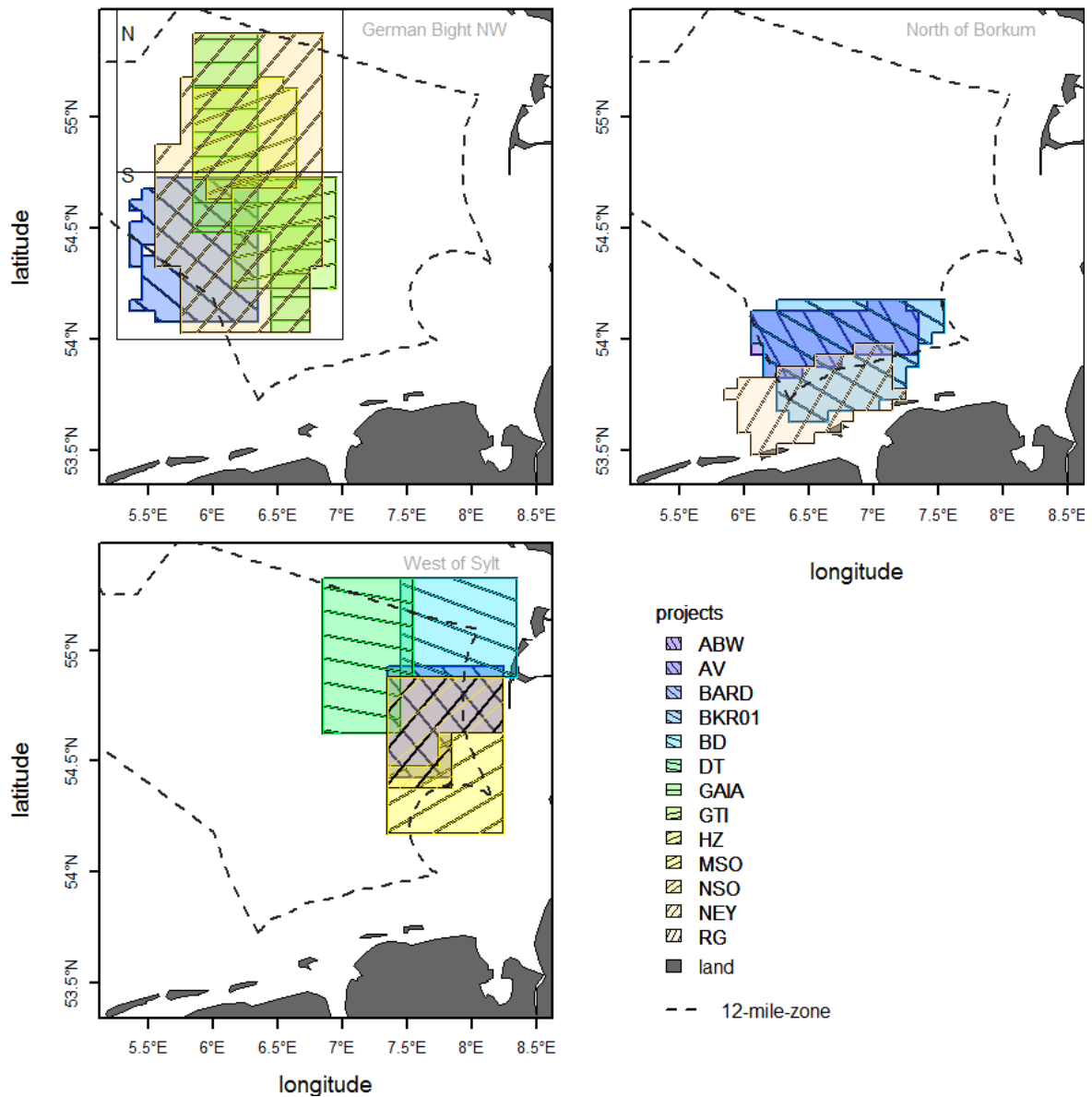


Abb. 3.12 Unterteilung des Untersuchungsgebietes in drei Teilgebiete entsprechend des Erfassungsaufwandes. Das Gebiet Deutsche Bucht NW wurde in einem weiteren Schritt in einen nördlichen und südlichen Bereich unterteilt (Teilgebiete N + S).

3.3.3 Statistische Analysen

Für die Erstellung von Dichtekarten sowie die Berechnung der unterschiedlichen statistischen Modelle wurde das Statistikprogramm R 3.2.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2015) verwendet.

Bei nichtparametrischen Analysen wurde der Kruskal Wallis test (base package) verwendet, um auf Unterschiede zwischen Gruppen zu testen. Waren mehrere Tests notwendig, wurde der Nemenyi test (PMCMR package) als post hoc Test verwendet.

Wie auch bei der Analyse des POD-Datensatzes wurde auch für die Analyse der Schweinswaldichten GAM Modelle (HASTIE & TIBSHIRANI 1990; WOOD & AUGUSTIN 2002) unter Verwendung der Funktion *gam()* im Package *mgcv* (MGCv 2015) für R verwendet. Die Modellierung fand unter der Annahme einer negativ binominalen Verteilung statt (was der tatsächlichen Verteilung der Daten am nächsten kam). Die berücksichtigten Umwelt- und Rammvariablen entsprechen dem Vorgehen bei den Analysen der POD-Daten. Auch bei der Analyse der visuellen Erfassungsdaten wurden den Fragestellungen entsprechend unterschiedliche Modelle berechnet und unterschiedliche Teildatensätze betrachtet.

3.4 PCoD-Modell

In wie weit sich kurzfristige Störungen auf das Populationsniveau der Schweinswale auswirken ist eine sehr komplexe Fragestellung, die nur schwer zu beantworten ist. Neben der Erhebung von Langzeitdatensätzen, um zu überprüfen, ob kurzfristige Störungen zu einer Änderung der Populationsgröße führen, ist es eine andere mögliche Methode sich dieser Fragestellung über die Anwendung demographischer Modelle anzunähern. Diese können unter Annahme bestimmter Voraussetzung eine Prognose liefern, wie sich eine Population entwickeln wird. In Bezug auf die Auswirkungen von Störungen auf Schweinswale und deren populationswirksamer Konsequenzen existiert bisher nur ein einziges Modell. Das ist das interim PCoD model (Population Consequences of Disturbances = PCoD, HARWOOD et al. 2014). Das Modell lässt sich auf jedes beliebige Gebiet anwenden und wurde bereits in mehreren publizierten Projekten angewandt. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden für das Modell Einstellungen verwendet, die auf den Ergebnissen von Kapitel 4 beruhen.

Es handelt sich hierbei um ein "Population Burst Model", welches Auswirkungen von kurzfristigen Störungen auf die Vitalfunktionen Überleben sowie Fruchtbarkeit berechnet. Die Stärke, mit der sich Störungen im Modell auswirken, basiert hierbei auf Befragungen von 28 Experten. Die generelle Funktionsweise des Modells ist in Abb. 3.13 skizziert. Eine detaillierte Beschreibung der Funktionsweise des PCoD-Modells findet sich in SCHICK et al. (2014) und SMRU (2014). Das Modell vergleicht eine simulierte Populationsentwicklung, die durch Störungen beeinträchtigt ist, mit einer identischen Populationsentwicklung ohne Störungen, um die populationswirksamen Konsequenzen von Störungen in regulären Intervallen (z.B. Jahren) abzuschätzen.

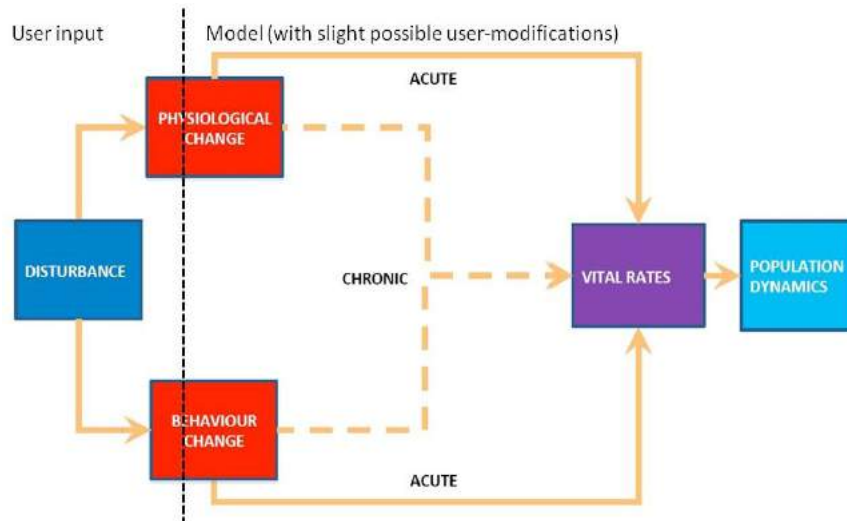


Abb. 3.13 Schema zur Funktionsweise des interim PCoD-Modells (Population Consequences of Disturbance (modifiziert nach Harwood et al. 2014). Die schwarze unterbrochene Linie trennt die Eingabeparameter des Benutzers vom Rest des Modells.

4 ERGEBNISSE ZU KURZFRISTIGEN EFFEKTEN

4.1 Fragestellung

Um die Verhaltensreaktionen der Schweinswale auf Rammarbeiten in möglichst hoher zeitlicher Auflösung um ein Rammereignis herum zu betrachten, konzentrierte sich die Analyse der POD-Daten auf eine stundengenauer Auflösung. Hierbei war es das Ziel zu analysieren, ab welcher Rammlautstärke eine Meidereaktion der Schweinswale auftritt, wie weit Vertreibungsradien um die Baustelle herum reichen und wie lange Vertreibungseffekte andauern. Folgende spezifische Fragestellungen sollten hierbei beantwortet werden:

- 1) Ab welchen Schallwerten ist eine Meidereaktion bei Schweinswalen festzustellen?
- 2) Wie weit reichen Vertreibungsradien für Schweinswale während der Rammarbeiten?
- 3) Wie lange dauert eine Vertreibung von Schweinswalen nach einer Rammung im Nahbereich der Baustelle an?
- 4) Wie unterscheiden sich Effektradien zwischen Rammereignissen mit und ohne Schallminderung?
- 5) Gibt es Hinweise auf Gewöhnungs- oder Sensitivierungseffekte?

4.2 Ab welchen Schallwerten ist eine Meidereaktion bei Schweinswalen festzustellen?

4.2.1 Berechnung über GAM-Modelle

Das zu dieser Fragestellung für den Gesamtdatensatz berechnete Modell erklärt 6,8 % der Varianz in den Daten und die Interaktion von Stunde relativ zur Rammung mit Distanz war hoch signifikant. Abb. 4.1 zeigt die Ausgabe des berechneten GAM-Modells und stellt die Abweichung der Schweinswaldetektionen (DPH) vom Gesamtmittelwert dar. Erkennbar ist, dass DPH bereits vor den Rammarbeiten abnahm, während der Stunden mit Rammarbeiten am niedrigsten war und danach wieder zunahm. Der niedrigste Schallpegel bei welchem die Schweinswaldetektionsrate während der Rammung den Gesamtmittelwert erreichte, also nicht mehr niedriger war als gemittelt über den Gesamtdatensatz, war 143 dB SEL₀₅. Die Histogramme rechts und über Abb. 4.1 zeigen die Datenverfügbarkeit in den jeweiligen Schall- und Stundenklassen an. Die Datenverfügbarkeit vor den Rammarbeiten ist wesentlich niedriger als die während und nach den Rammarbeiten. Dies kommt dadurch zustande, dass eine Stunde nur dann als „vor einer Rammung liegend“ gezählt wurde, wenn mind. 48 Stunden seit dem letzten Rammereignis vergangen waren. Ebenso ist die Datenverfügbarkeit unter 120 dB gering. Da nicht für alle POD-Positionen und Rammungen Schallwerte verfügbar waren, standen für die Analyse von Distanz zur Rammung anstelle von SEL, mehr Daten zur Verfügung, und die Modelle lieferten robustere Ergebnisse. Daher werden für die folgenden GAM-Untersuchungen zu projektspezifischen Effekten, Effektdauer und Habituationseffekten die Modelle mit Distanz anstelle von Schall (SEL) verwendet.

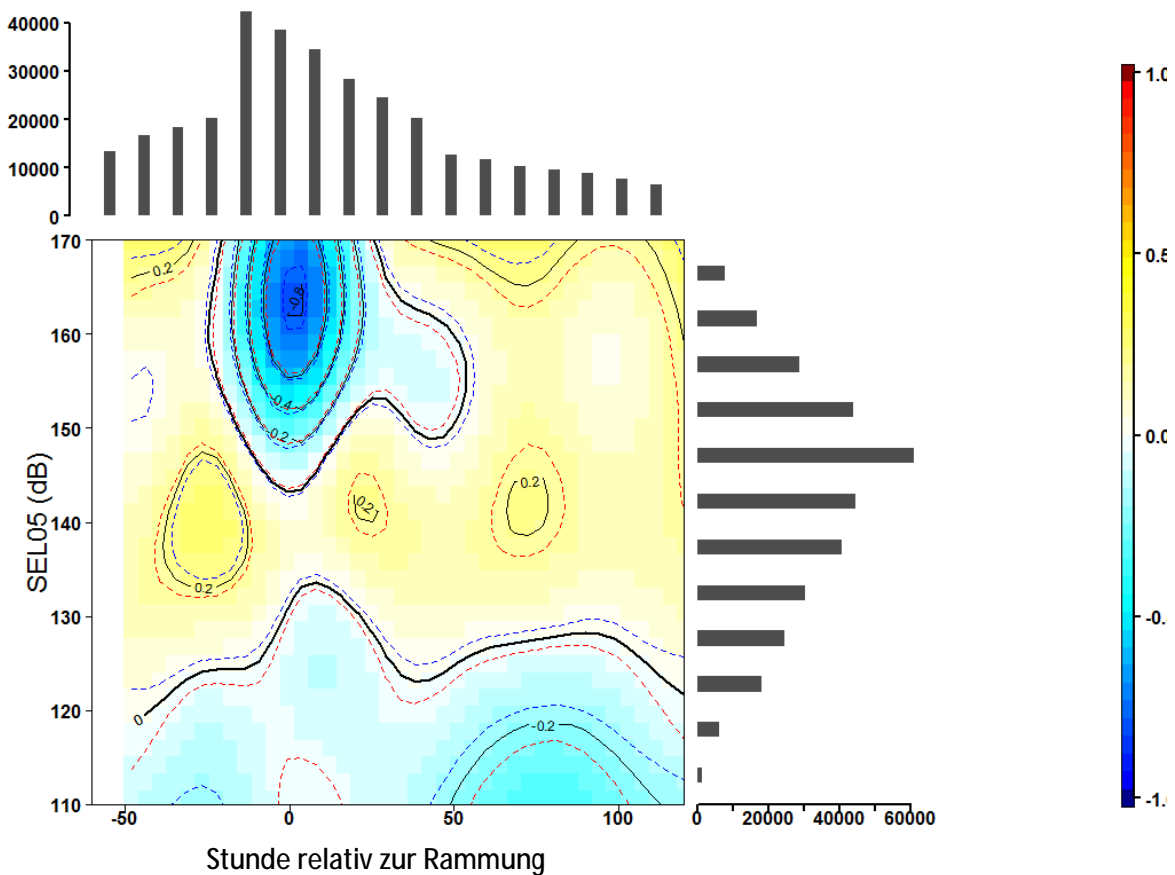


Abb. 4.1 GAM-Modellausgabe, welches die Effekte der Interaktion von Stunde relativ zur Rammung mit SEL_{05} auf DPH veranschaulicht. Dargestellt ist die Abweichung der DPH vom Gesamtmittelwert (fette schwarze Linie), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine positive Abweichung vom Gesamtmittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen (-50 bis -40h, -40 bis -30h usw.) bzw. SEL_{05} -klassen (110 bis 115 dB, usw.) an.

4.2.2 Berechnung über nichtparametrische Verfahren

Um die Effekte von Lautstärke auf die Schweinswaldetektionen mit Hilfe nicht parametrischer Verfahren zu untersuchen, wurden die Daten in unterschiedliche Schallklassen mit einer Breite von jeweils 5 oder 10 dB eingeteilt. Die Schweinswaldetektionsrate während der Rammungen wurde dann mit der innerhalb einer Basisperiode (25-48 h vor der Rammung) verglichen, um absolute und relative Änderungen in der Schweinswalanwesenheit darzustellen (Abb. 4.2, Tab. 4.1). Eine statistisch signifikante Abnahme von DPH während einer Rammung von mindestens 20 % fand sich ab einer Schallklasse von 145-150 dB. Die Abnahmen waren zwar noch bei niedrigeren Schallklassen signifikant, aber wesentlich geringer. Zwischen 135 und 140 dB und zwischen 140 und 145 dB betrug die signifikante Abnahme von DPH während der Rammungen 14 %. Bei 130-135 dB wurde kein signifikanter Effekt detektiert. Bei 120-130 dB war die Abnahme wieder signifi-

kant, betrug aber nur 8 %. Unter 120 dB fand sich keine signifikante Abnahme der Schweinswaldektionen mehr (Tab. 4.1).

Tab. 4.1 Mittlere DPH-Werte für neun verschiedene Schallklassen und für eine Zeitspanne vor der Rammung (-48 bis -25 vorher) und für die Rammzeit. Angegeben ist weiterhin um wieviel Prozent DPH während der Rammung relativ zur Zeit vor der Rammung abnahm und ob diese Abnahme statistisch signifikant war (MANN-Whitney U test; ***: $p < 0.001$, **: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$, ns: $p > 0.05$).

Zeitspanne	<120 dB	120-130 dB	130-135 dB	135-140 dB	140-145 dB	145-150 dB	150-160 dB	160-170 dB	>170 dB
Stunde relativ zur Rammung = -48 bis -25	0.56	0.52	0.56	0.58	0.50	0.44	0.46	0.41	0.44
Stunde mit Rammung (=0)	0.58	0.48	0.43	0.50	0.43	0.33	0.24	0.09	0.03
% Abnahme	+ 4 % ns	8 % **	23 % ns	14 % ***	14 % ***	25 % ***	48 % ***	78 % ***	93 % ***

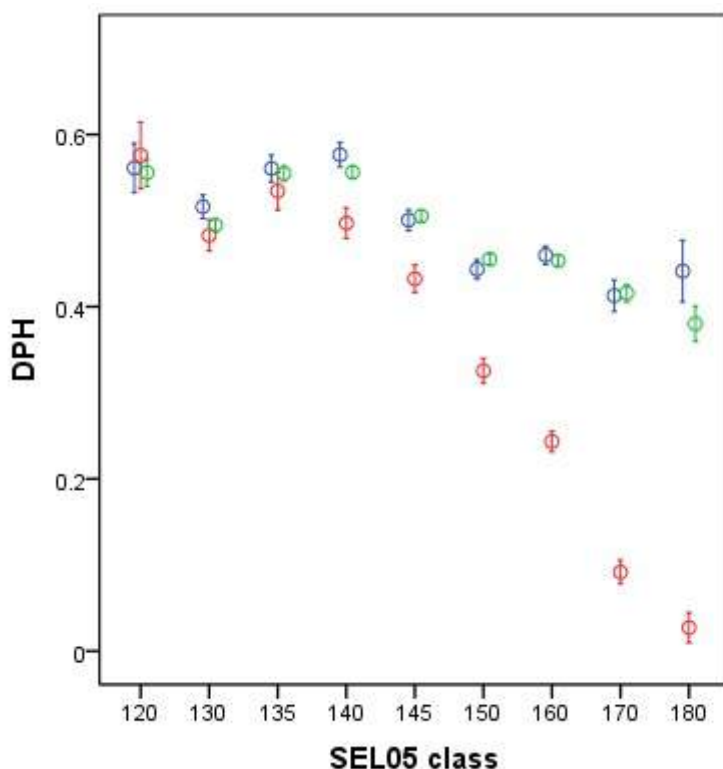


Abb. 4.2 Fehlerbalken mit 95 % Konfidenzintervallen für DPH in den unterschiedlichen Schallklassen (dB SEL₀₅: 120:<120, 130:120-130, 135:135-140, usw.) und für die unterschiedlichen Zeitspannen relativ zur Rammung (blau: 25-48 h vor Rammung, rot: während Rammung, grün: 25-48 h nach Rammung) für den Gesamtdatensatz.

4.3 Wie weit reichen Vertreibungsradien während der Rammarbeiten?

4.3.1 Berechnung über GAM-Modelle, Gesamtdatensatz

Das über den Gesamtdatensatz zu dieser Fragestellung berechnete Modell erklärt 7,4 % der Gesamtvarianz in den Daten und die Interaktion von „Stunde relativ zur Rammung“ mit Distanz war statistisch hoch signifikant. Überraschenderweise nahm die Schweinswaldetektionsrate bereits einige Stunden vor Beginn der Rammung ab. Bis ca. 24 h vor der Rammung lag DPH über dem Gesamtmittelwert, erreichte während der Rammung ein Minimum (Stunde relativ zur Rammung = 0) und nahm danach wieder zu. Der Gesamtmittelwert wurde ca. 36 h nach der Rammung wieder erreicht (Abb. 4.3).

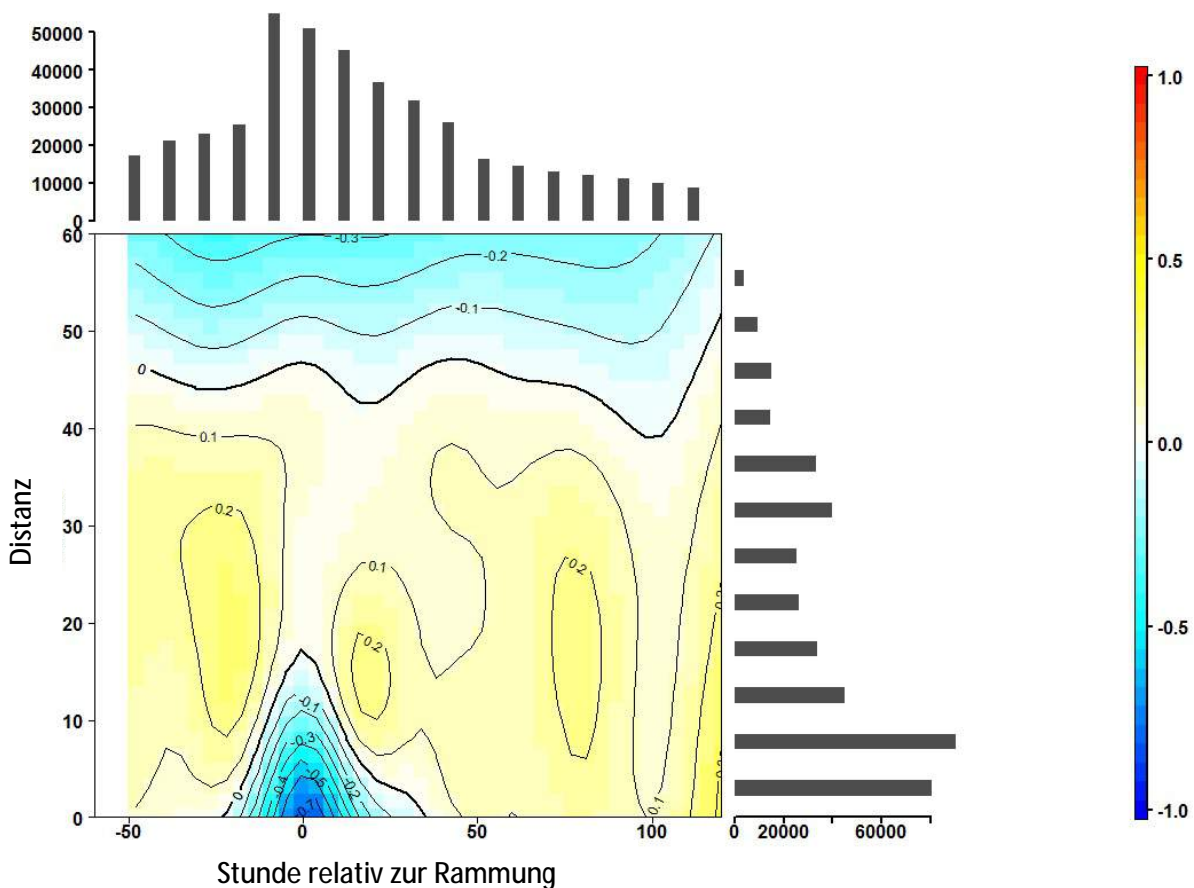


Abb. 4.3 GAM-Modellausgabe, welche die Effekte der Interaktion von Stunde relativ zur Rammung mit Distanz auf DPH veranschaulicht. Dargestellt ist die Abweichung der DPH vom Gesamtmittelwert (fette schwarze Linie), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine positive Abweichung vom Gesamtmittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen (-50 bis -40h, -40 bis -30h etc.) bzw. Distanzklassen (0 bis 5 km, 5 bis 10 km, usw.) an.

Sowohl die Effektdauer als auch die Effektstärke nahmen mit zunehmender Distanz von der Rammstelle deutlich ab. Wie zu erwarten, war der Effekt in unmittelbarer Nähe zur Baustelle am längsten, während er in 17 km Entfernung nur während der Rammung erkennbar war. Die größte Distanz, in welcher ein Effekt noch deutlich erkennbar war und wo die Detektionsraten während der Rammung den Gesamtmittelwert erreichten, war 17 km. Die Histogramme rechts und über Abb. 4.3 zeigen die Datenverfügbarkeit in den jeweiligen Distanz- und Stundenklassen an. Die Datenverfügbarkeit vor den Rammarbeiten ist wesentlich niedriger als die während und nach den Rammarbeiten. Dies kommt dadurch zustande, dass eine Stunde nur dann als „vor einer Rammung liegend“ gezählt wurde, wenn mind. 48 Stunden seit dem letzten Rammereignis vergangen waren.

4.3.2 Berechnung über nichtparametrische Verfahren, Gesamtdatensatz

Abb. 4.4-Abb. 4.6 zeigen die Rohdaten für DPH in den verschiedenen Stunden relativ zur Rammung und für drei unterschiedliche Distanzklassen. Diese Darstellung beweist, dass die Abnahme der Schweinswaldetektionsrate vor der Rammung nicht nur ein Ergebnis der Glättungsfunktionen des GAMs ist. Auch in den Rohdaten ist eine klare Abnahme der Schweinswaldetektionen bereits vor Beginn der Rammung in der Distanzkategorie 0-5 km und in 5-10 km erkennbar (Abb. 4.4, Abb. 4.5). Während der Rammung ist die Abnahme der Schweinswaldetektionen in 5-10 km Distanz nicht mehr so stark wie in 0-5 km Distanz. In 30-40 km Distanz ist keine Abnahme der Detektionsraten während der Rammung mehr erkennbar (Abb. 4.6). In den mittleren Distanzklassen ist der Effekt, wenn denn überhaupt vorhanden, nur während der Rammzeit erkennbar (Abb. A-2 und Abb. A-3 im Anhang des Originalberichtes (BioCONSULT SH et al. 2016) abgebildet).

Die Ausgaben der GAM-Modelle helfen dabei die Daten um die Rammung mit den generell vorhandenen Mustern ins Verhältnis zu setzen und ermöglichen es für mehrere andere Variablen, die die Schweinswalanwesenheit ebenfalls stark beeinflussen können, zu kontrollieren. Allerdings wird beim Vergleich der Modellausgaben mit der Darstellung der Rohdaten ebenfalls klar, dass die vom Modell verwendeten Glättungsfunktionen die genauen Muster, welche in den Rohdaten noch erkennbar sind, zum Teil verwischen, besonders wenn es um die Stunde der Rammung geht. In den Rohdaten ist ersichtlich, dass es vor der Rammung zu einer graduellen Abnahme der Schweinswaldetektionen kommt, die sich jedoch von der Stunde vor bis zur Stunde während der Rammung noch einmal sprunghaft verstärkt. Nach der Rammung nimmt die Detektionsrate steiler wieder zu als sie vor der Rammung abgenommen hatte. Die Glättungsfunktionen, die das GAM-Modell verwendet, führen zu einer leichten Überschätzung der Detektionsraten während der Rammung. Dies muss bei der Interpretation der Modellergebnisse berücksichtigt werden.

Aus diesen Gründen werden zusätzlich Abbildungen der in den Rohdaten ersichtlichen Muster dargestellt, sowie eine Tabelle, welche die mittleren DPH-Werte vor, während und nach den Rammzeiten separat für die unterschiedlichen Distanzklassen angibt. Ebenso werden aus diesem Grund zusätzlich die Ergebnisse der nicht parametrischen Analysen gezeigt (Tab. 4.2, Abb. 4.7). Ein Vergleich der Schweinswaldetektionen während der Stunden mit Rammung zu den Detektionen in einem Zeitraum 25-48 h vor der Rammung verdeutlicht die signifikante Abnahme während der Rammungen. Die Stärke der Abnahme in den Schweinswaldetektionen unterliegt hierbei einem

deutlichen räumlichen Gradienten und nimmt mit zunehmender Distanz vom Rammort ab (Tab. 4.2, Abb. 4.7). Während die Schweinswaldetektionen in bis zu 5 km Distanz um 68 % abnehmen, beträgt diese Abnahme in 15-20 km Distanz nur noch 15 % und in über 30 km Distanz liegt sie unter 10 %. Diese Abnahmen während der Rammung sind bis in 20-30 km Distanz statistisch signifikant, aber nur bis in 10-15 km Distanz handelte es sich um signifikante Abnahmen um mind. 20 % (Tab. 4.2).

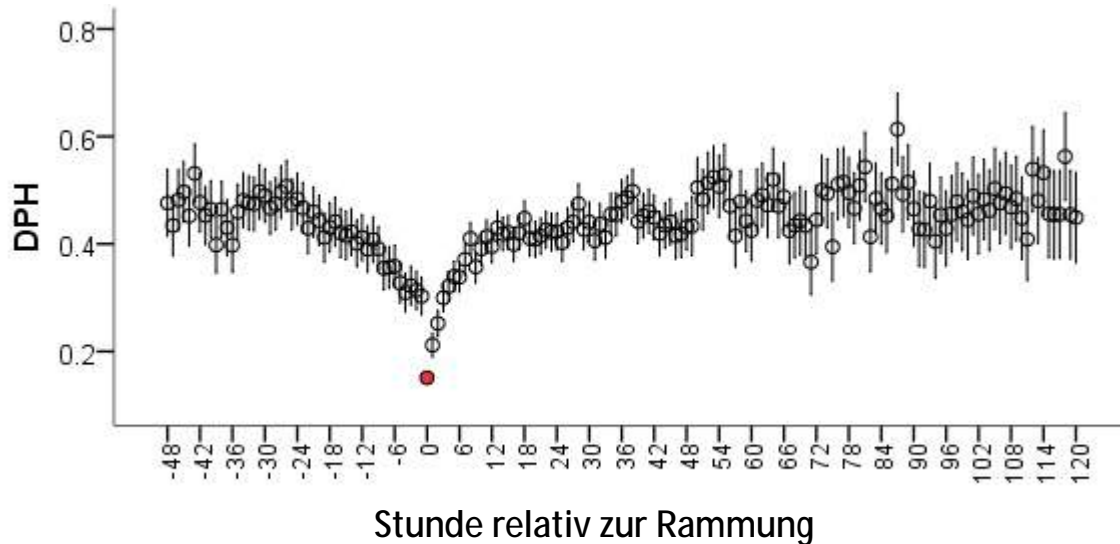


Abb. 4.4 Fehlerbalken mit 95 % Konfidenzintervallen für DPH während der unterschiedlichen Stunden relativ zur Rammung kombiniert für alle Windparks und dargestellt für Distanzen zwischen 0 und 5 km. Der Fehlerbalken während der Stunde mit Rammung ist rot gekennzeichnet.

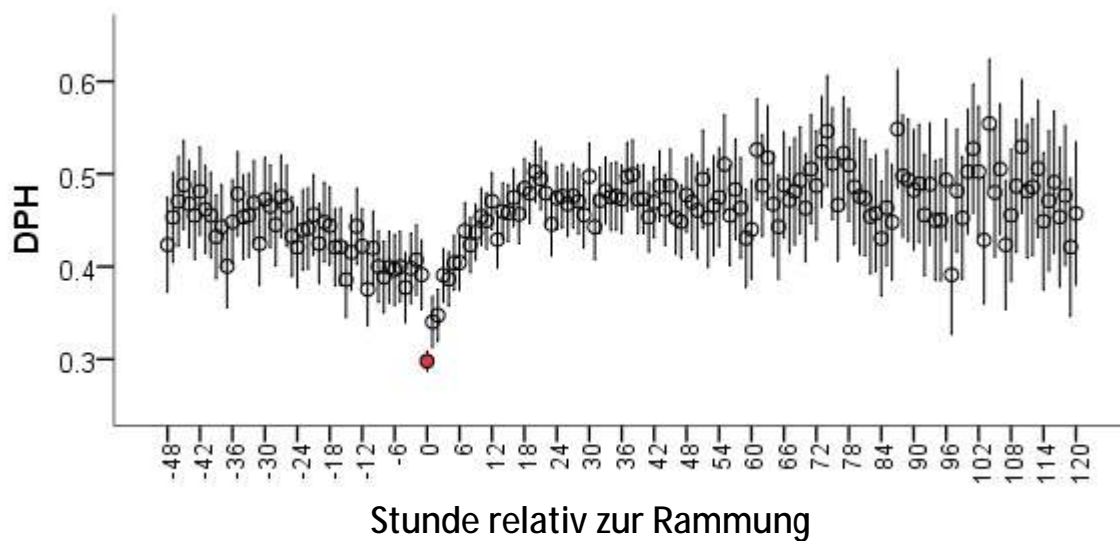


Abb. 4.5 Fehlerbalken mit 95 % Konfidenzintervallen für DPH während der unterschiedlichen Stunden relativ zur Rammung kombiniert für alle Windparks und dargestellt für Distanzen zwischen 5 und 10 km. Der Fehlerbalken während der Stunde mit Rammung ist rot gekennzeichnet.

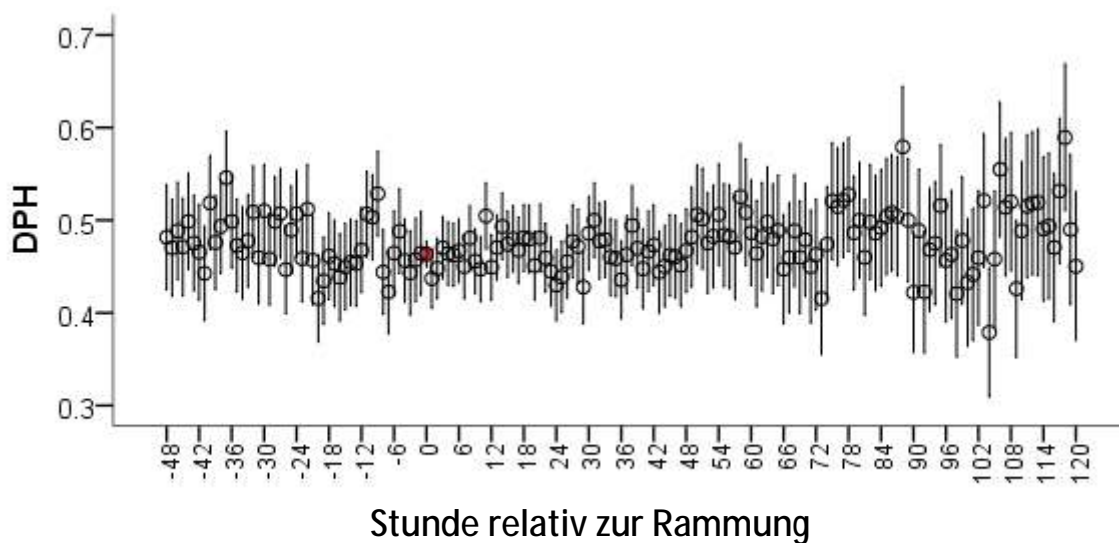


Abb. 4.6 Fehlerbalken mit 95 % Konfidenzintervallen für DPH während der unterschiedlichen Stunden relativ zur Rammung kombiniert für alle Windparks und dargestellt für Distanzen zwischen 30 und 40 km. Der Fehlerbalken während der Stunde mit Rammung ist rot gekennzeichnet.

Tab. 4.2 DPH-Mittelwerte des Gesamtdatensatzes für fünf unterschiedliche Zeitspannen (HRR= Stunde relativ zur Rammung) und für sechs unterschiedliche Distanzklassen. Ebenso ist die prozentuale Abnahme von DPH während der Rammung verglichen mit 25-48 h vor Rammung angegeben und die statistischen Signifikanzlevel eines Mann-Whitney U Tests mit welchem auf Unterschiede in DPH während und 25-48 h vor Rammung getestet wurde (***: $p < 0.001$, n.s.: $p > 0.05$).

Distanzkategorie	HRR= -48 bis -25	HRR= -24 bis -1	HRR= 0	HRR= 1 bis 24	HRR= 25 bis 48	prozentuale Abnahme von DPH	Signifikanz
0-5 km	0.47	0.39	0.15	0.37	0.44	68 %	***
5-10 km	0.45	0.41	0.30	0.44	0.47	33 %	***
10-15 km	0.55	0.48	0.41	0.51	0.52	26 %	***
15-20 km	0.54	0.51	0.46	0.52	0.52	15 %	***
20-30 km	0.50	0.47	0.44	0.48	0.49	12 %	***
30-40 km	0.48	0.46	0.46	0.47	0.48	4 %	n.s.
40-60 km	0.55	0.53	0.52	0.53	0.55	6 %	n.s.

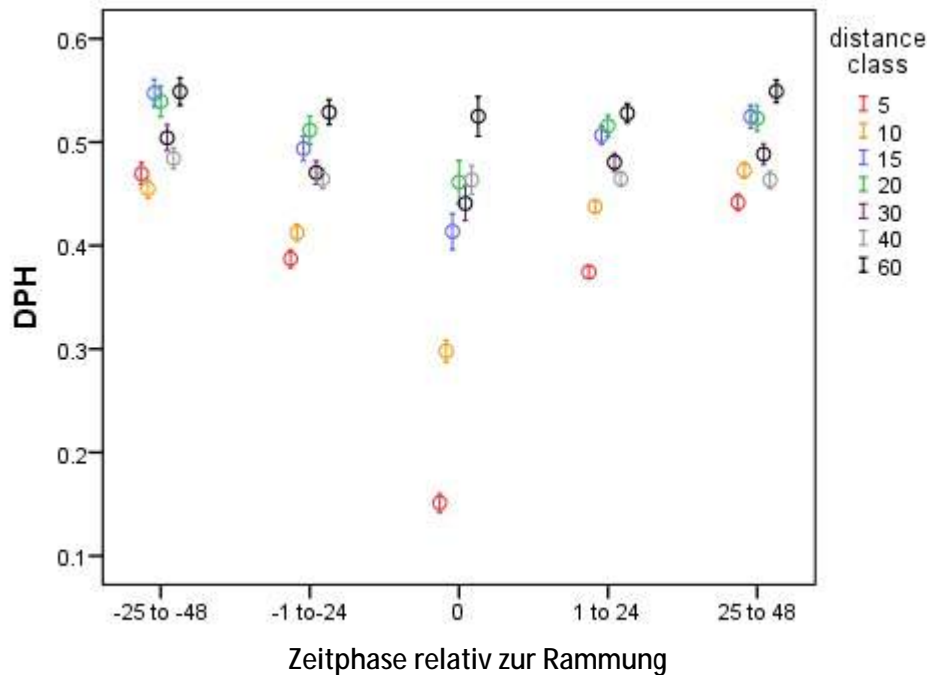
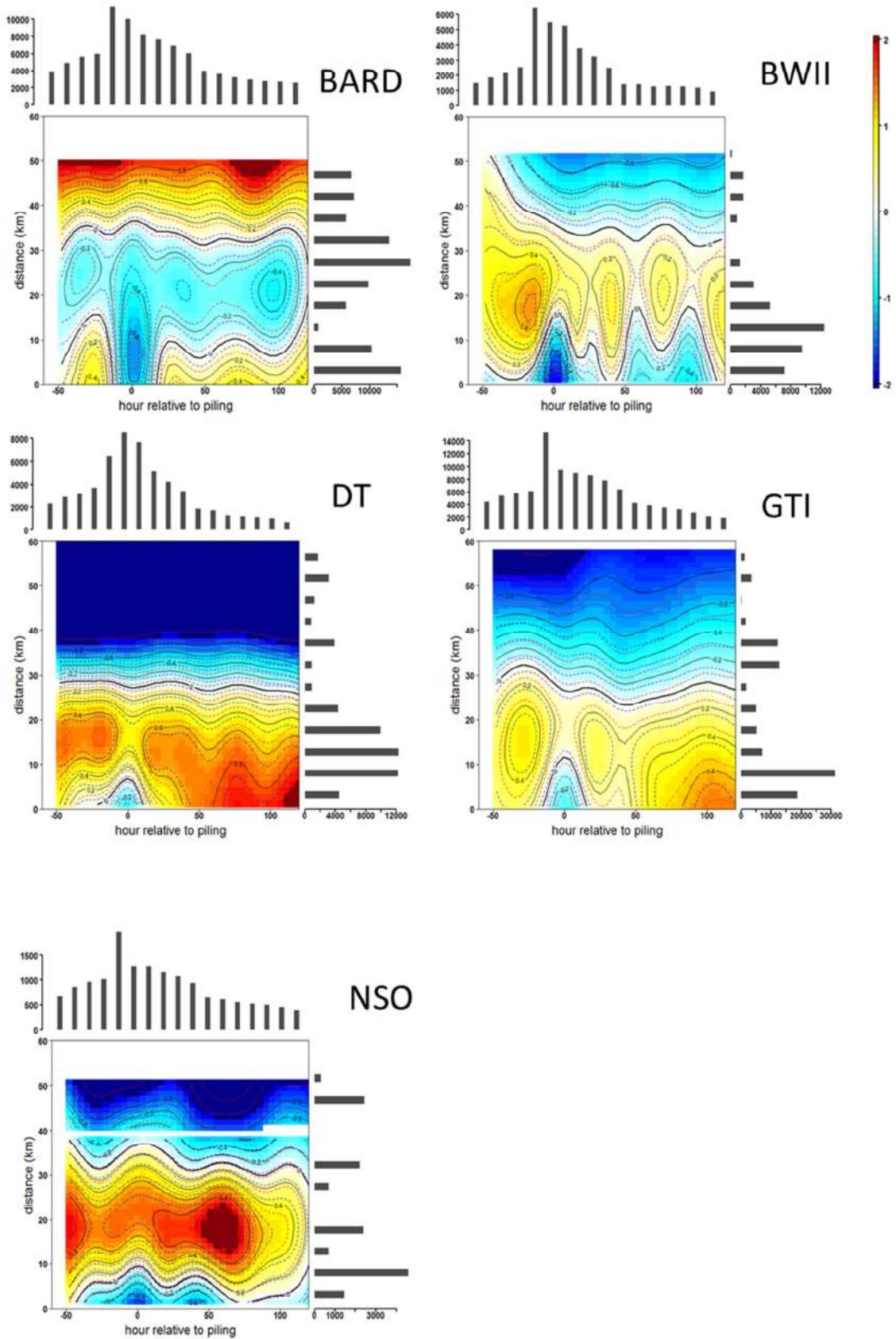


Abb. 4.7 Mittelwerte und 95 % Konfidenzintervalle von DPH in den unterschiedlichen Zeitspannen relativ zur Rammung (-48: 48-25 h vorher, -24: 24 bis 1 h vorher, 0: während, 24: 1-24 h nachher, 48: 25-48 h nachher) und für die unterschiedlichen Distanzklassen (in unterschiedlichen Farben dargestellt, 5:0-5 km, 10:5-10 km, 15:10-15 km, usw.).

4.3.3 Berechnung über GAM-Modelle, projektspezifische Datensätze

Um Effektreichweiten projektspezifisch zu betrachten, wurde für jeden Windpark ein eigenes Modell berechnet, welches jedoch jeweils nur die Daten für Rammereignisse mit Schallminderung enthielten (mit der Ausnahme von BARD, welcher fast komplett ohne Schallschutz errichtet wurde und für welchen das Modell daher nur Daten ohne Schallschutz enthält). Für MSO und RG war die Datenverfügbarkeit nicht ausreichend, um GAM-Modelle zu berechnen. In allen fünf projektspezifischen Modellen hatte die Interaktion von Stunde relativ zur Rammung mit Distanz einen signifikanten Einfluss auf DPH. Bei allen Windparks waren die Schweinswaldetektionen (DPH) während der Rammungen und in der Nähe der Rammbaustelle am niedrigsten und nahmen mit der Zeit vom Rammzeitpunkt und mit der Distanz zur Rammbaustelle zu. Projektspezifische Modelle erklären zwischen 5,4 % und 10,1% der Gesamtvarianz. Abb. 4.8 zeigt für jedes berechnete projektspezifische Modell die Abweichung von DPH vom Gesamtmittelwert abhängig von Stunde relativ zur Rammung und Distanz zur Rammbaustelle an. Definiert man die projektspezifische Effektreichweite darüber, bei welcher Distanz der Gesamtmittelwert erreicht wird, kommt man zu folgenden Angaben: 6 km bei DT, 9 km bei GTI und NSO, 16 km bei BWII. Für BARD ist diese Abgrenzung etwas schwieriger: Der Gesamtmittelwert wird während der Rammung erst bei ca. 34 km erreicht, was eine deutliche Änderung während der Rammung verglichen mit der Zeit vor und nach der Rammung darstellt, wo sich Effekte bis in ca. 20 km Distanz zeigen (Abb. 4.8).



Abbildungslegende auf nächster Seite.

Abb. 4.8 Effekte der Interaktion zwischen „Stunde relativ zur Rammung“ und „Distanz“ auf DPH, so wie von den fünf projektspezifischen Modellen berechnet. Dargestellt ist die Abweichung von DPH vom Gesamtmittelwert (fette schwarze Linie), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine positive Abweichung vom Gesamtmittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen (-50 bis -40h, -40 bis -30h etc.) bzw. Distanzklassen (0 bis 5 km, 5 bis 10 km, usw.) an.

4.3.4 Berechnung über nichtparametrische Verfahren, projektspezifische Datensätze

Abb. 4.9 illustriert jeweils für alle sieben Windparks, wie sich der Effekt der Rammarbeiten auf DPH in den einzelnen Distanzkategorien unterscheidet, wenn die Detektionsrate während der Rammung mit der jeweiligen Detektionsrate 25-48 h vorher verglichen wird. Tab. 4.3 gibt die projektspezifischen Mittelwerte für DPH in den verschiedenen Distanzklassen während einer Basiszeit vor der Rammung (25 bis 48 h vorher) und während der Rammung sowie die prozentuale Veränderung zwischen diesen beiden Zeiträumen an.

Bei allen Windparks kam es bei Distanzen bis 5 km zu einer deutlichen Abnahme der Schweinswaldetektionen während der Rammung. Die Stärke dieser Abnahme variierte jedoch zwischen den einzelnen Projekten und war mit 48 % bei DT am geringsten und mit 83 % bei BARD am stärksten. Bei allen Windparks fand sich in der Stärke der Abnahme ein deutlicher räumlicher Gradient. Mit zunehmender Distanz war die Abnahme deutlich geringer. Doch auch hier fanden sich projektspezifische Unterschiede: DT ist der einzige Windpark, bei welchem sich eine signifikante Abnahme der Schweinswaldetektionen nur bis in 5 km Distanz fand. Bei allen anderen Projekten reichten diese Abnahmen der Schweinswaldetektionen während der Rammung bis in größere Distanzen (nur bei RG konnte dies mangels Daten nicht getestet werden).

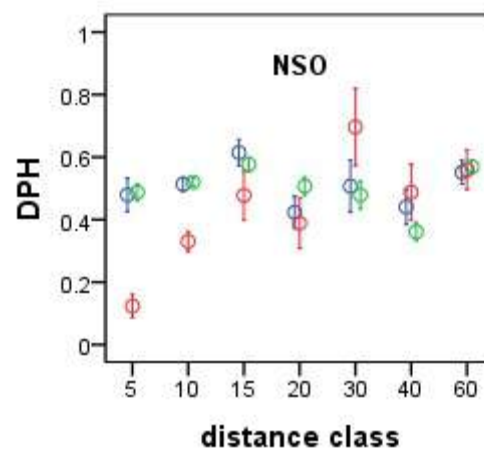
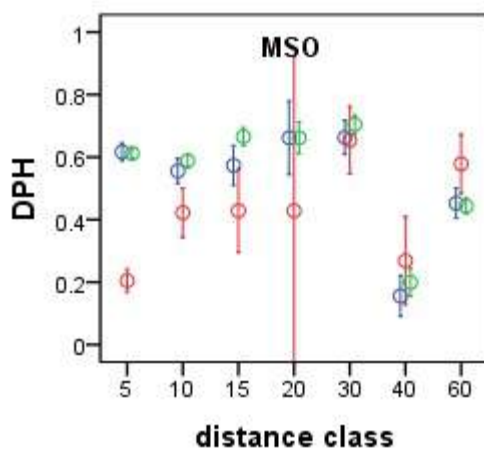
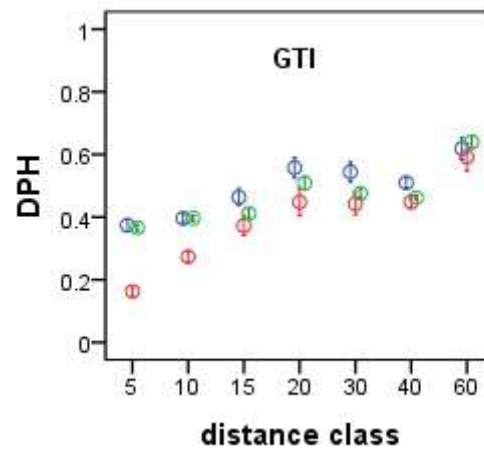
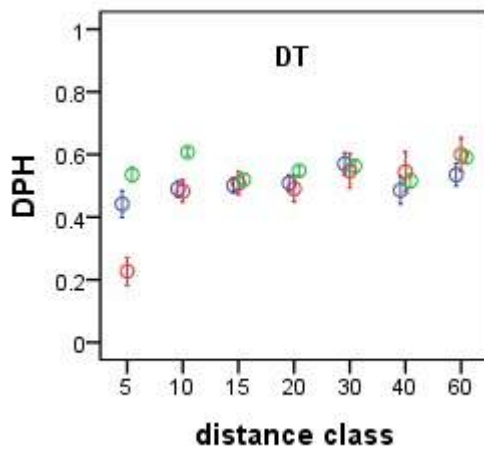
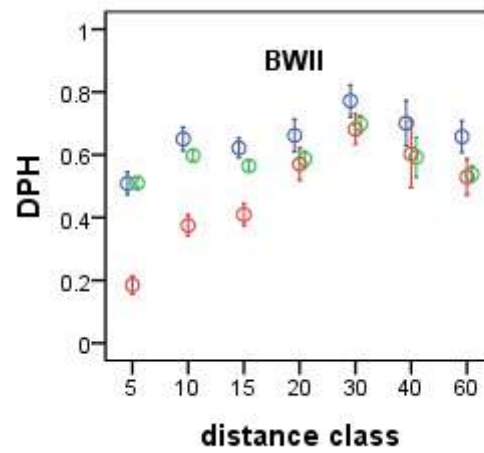
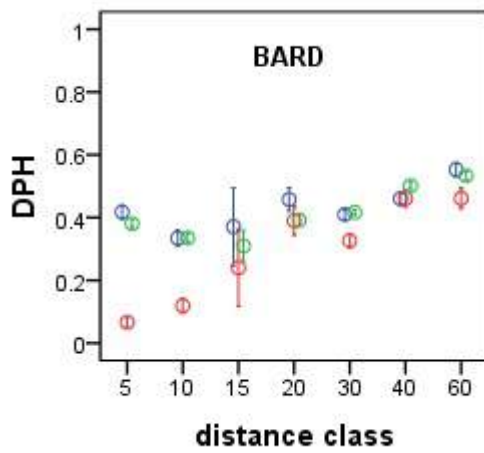


Abbildung reicht über die nächste Seite.

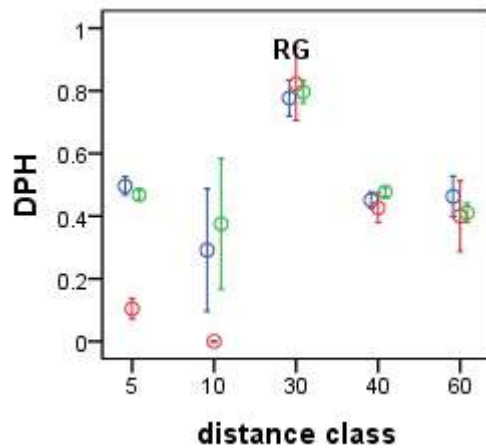


Abb. 4.9 Mittelwerte und 95 % Konfidenzintervalle von DPH in den unterschiedlichen Distanzklassen für 25-48 Stunden vor Rammung (blau), während Rammung (rot) und 25-48 h nach Rammung (grün) für die einzelnen Windparkprojekte. Mit der Ausnahme von BARD waren nur Daten während Rammungen mit Schallminderung enthalten. Distanzkategorien: 5=0-5 km, 10=5-10 km, 15=10-15 km, 20=15-20 km, 40=20-40 km, 60=40-60 km.

Tab. 4.3 Mittlere DPH-Werte pro Projekt und für sechs Distanzkategorien und zwei Zeiträume. Mit der Ausnahme von BARD flossen hier nur Daten mit Schallminderung ein. Ebenfalls ist angegeben um wieviel Prozent die Schweinswaldetektionsrate während der Rammung verglichen zu jener 25-48 h vor Rammung abnahm. Signifikanzlevel entsprechend MANN-Whitney U Test (***: $p < 0.001$, *: $p < 0.05$, ns: $p > 0.05$). Graue Zahlen geben an, dass es sich um eine geringe Stichprobengröße (unter 100 Werte) handelte.

Projekt	Zeitraum	Distanz: 0-5 km	Distanz: 5-10 km	Distanz: 10-15 km	Distanz: 15-20 km	Distanz: 20-30 km	Distanz: 30-40 km	Distanz: 40-60 km
BARD	HRW = -48 to -25	0.42	0.33	0.37	0.46	0.41	0.46	0.55
	HRW =0	0.07	0.12	0.24	0.39	0.33	0.46	0.46
	% Rückgang	83 % ***	64 % ***	35 % ns	15 % ns	20 % ***	0 % ns	16 % ***
BWII	HRW = -48 to -25	0.51	0.65	0.62	0.66	0.77	0.70	0.66
	HRW =0	0.18	0.37	0.41	0.57	0.68	0.60	0.53
	% Rückgang	65 % ***	43 % ***	34 % ***	14 % *	12 % *	14 % ns	20 % ***
DT	HRW = -48 to -25	0.44	0.49	0.50	0.51	0.57	0.49	0.54
	HRW =0	0.23	0.48	0.51	0.49	0.55	0.54	0.60
	% Rückgang	48 % ***	2 % ns	+2 % ns	4 % ns	4 % ns	+10 % ns	+11 % ns
GTI	HRW = -48 to -25	0.37	0.40	0.46	0.56	0.54	0.51	0.62
	HRW =0	0.16	0.27	0.37	0.45	0.44	0.45	0.59
	% Rückgang	57 % ***	33 % ***	20 % ***	33 % ***	20 % ***	12 % ***	5 % ns
MSO	HRW = -48 to -25	0.62	0.56	0.57	0.66	0.66	0.16	0.45
	HRW =0	0.20	0.42	0.43	0.43	0.65	0.27	0.58
	% Rückgang	68 % ***	25 % *	25 % ns	35 % ns	2 % ns	+69 % ns	+29 % ns
NSO	HRW = -48 to -25	0.48	0.51	0.61	0.42	0.51	0.44	0.55
	HRW =0	0.12	0.33	0.48	0.40	0.70	0.49	0.56
	% Rückgang	75 % ***	35 % ***	21 % *	5 % ns	+37 % ns	+11 % ns	+2 % ns
RG	HRW = -48 to -25	0.50	0.29	-	-	0.78	0.45	0.46
	HRW =0	0.10	0.00	-	-	0.82	0.43	0.40
	% Rückgang	80 % ***	100 % ns	-	-	5 % ns	4 % ns	13 % ns

Tab. 4.4 fasst die projektspezifischen Effektradien sowie die des Gesamtdatensatzes basierend auf GAM-Analysen und nichtparametrischen Verfahren zusammen.

Tab. 4.4 Effektradien basierend auf nichtparametrischen Analysen (letzte Distanzklasse in der es während Rammung zu einer signifikanten Abnahme um mind. 20 % kam) und basierend auf den GAM-Modellen (wo DPH während Rammung den Gesamtmittelwert erreichte). Graue Zahlen geben an, dass dieser Wert aufgrund keiner oder nur wenigen Daten in der nächst größeren Distanzklasse unsicher und schwer interpretierbar ist. Zum Vergleich sind ebenfalls die Ergebnisse aus den Analysen des Gesamtdatensatzes enthalten.

OWP Projekt	Effektreichweite basierend auf signifikanter Abnahme >20%	Effektreichweite basierend auf Erreichen des Gesamtmittelwertes in GAM-Ausgabe
alle	10-15 km	17 km (alle), 14 km (mit Schallminderung)
BARD	5-10 km	20-34 km (ohne Schallminderung)
BWII	10-15 km	16 km (mit Schallminderung)
DT	0-5 km	6 km (mit Schallminderung)
GTI	20-30 km	9 km (mit Schallminderung)
MSO	5-10 km?	-
NSO	10-15 km	9 km (mit Schallminderung)
RG	0-5 km?	-

4.3.5 Analyse der Flugerfassungsdaten

Auch mit den Daten der flugzeugbasierten Schweinswalerfassungen wurde versucht, die kleinskaligen Effekte der Rammungen zu untersuchen. Hierbei ergab sich die Schwierigkeit, dass nur wenig Daten in Referenzzeiträumen (also in über 20 km Distanz und mehr als einem Tag nach Ende der Rammungen) vorlagen, weshalb bei der Interpretation der berechneten Modelle Vorsicht geboten ist.

In einem ersten Schritt wurde mit einem nichtparametrischen Test berechnet, ob es Unterschiede in der Schweinswaldichte zwischen unterschiedlichen Distanzklassen und Zeitperioden nach einer Rammung gab. Hierfür wurde die kategorische Variable „Tag und Distanz“ gebildet, welche Distanz zur Rammung in drei Kategorien (0-20, 20-40, 40-60 km zum Rammort) und Zeit nach Rammung in drei Kategorien (0-24, 24-48, 48-60 h nach Rammende) kombiniert, so dass ein Faktor mit neun Kategorien entstand. Es kam zu signifikanten Unterschieden zwischen den einzelnen Kategorien (Kruskal test: $\chi^2 = 104.63$, $df = 8$, $p < 0.001$). Wie in Abb. 4.10 ersichtlich stiegen die Dichten am ersten Tag nach der Rammung (Tag 1) von 0-20 km bis 40-60 km Distanz kontinuierlich an, während die Dichten am zweiten Tag nach der Rammung (Tag 2) in allen Distanzklassen ähnlich waren. Am dritten Tag nach der Rammung (Tag 3) lagen die Dichten höher als an den Tagen zuvor, wiesen aber aufgrund des kleinen Datensatzes eine sehr hohe Variabilität auf. Mit weiteren nichtparametrischen Tests wurde untersucht zwischen welchen Kategorien sich signifikante Unterschiede fanden. Am ersten Tag nach der Rammung waren die Dichten in 40-60 km Distanz signifikant höher als in 0-20 km und in 20-40 km Distanz. Weiterhin unterschieden sich die Dichten am ersten Tag nach der Rammung in 0-20 km Distanz von denen in 40-60 km Distanz am zwei-

ten Tag nach der Rammung und von den Dichten in allen Distanzen am dritten Tag nach der Rammung (Tab. 4.5).

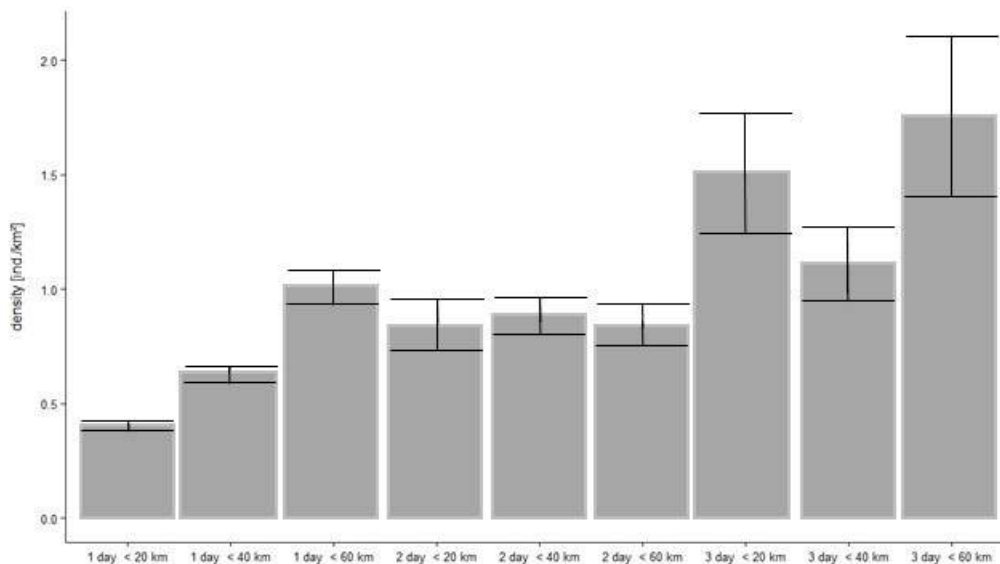


Abb. 4.10 Boxplots der Schweinswaldichten gruppiert in Distanz zum Rammort und Zeit nach Rammende (dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung).

Tab. 4.5 Testergebnisse des Nemenyi Testes für die verschiedenen Kategorien der Variable "Tag und Distanz" (p-Werte korrigiert nach Tukey; Signifikanzniveaus: ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$).

Zeit [h]	Distanz [km]	0-24 h			24-48 h			48-60 h	
		0 - 20 km	20 - 40 km	40 - 60 km	0 - 20 km	20 - 40 km	40 - 60 km	0 - 20 km	20 - 40 km
0-24 h	20 - 40 km	0.294	-	-	-	-	-	-	-
	40 - 60 km	<0.001 **	0.010 *	-	-	-	-	-	-
24-48 h	0 - 20 km	0.614	1.000	0.484	-	-	-	-	-
	20 - 40 km	0.173	0.997	0.506	1.000	-	-	-	-
	40 - 60 km	0.002 **	0.250	1.000	0.766	0.837	-	-	-
48-60 h	0 - 20 km	0.012 *	0.151	0.909	0.318	0.375	0.918	-	-
	20 - 40 km	0.007 **	0.133	0.949	0.332	0.390	0.956	1.000	-
	40 - 60 km	0.003 **	0.054	0.760	0.160	0.191	0.790	1.000	1.000

Die Ergebnisse des GAM-Modells, das diese Variable ebenfalls als Faktor berücksichtigte, lieferten ähnliche Resultate. Der Faktor hatte einen signifikanten Einfluss auf die Schweinswaldetektionsrate und die Modellausgabe zeigte eine am ersten Tag nach der Rammung mit der Distanz zunehmende Schweinswaldichte. Am zweiten Tag nach der Rammung gab es keinen Unterschied mehr.

In einem zweiten Schritt wurde ein GAM Modell berechnet, welches die Variablen "Distanz" und "Stunde relativ zur Rammung" als Interaktion beinhaltet. Weitere in diesem Modell enthaltene Variablen waren Tag gruppiert mit Jahr, geographische Koordinaten gruppiert mit Jahreszeit, Jahr und Jahreszeit als Faktoren, POD-ID als Nachbarmatrix (um für räumliche Autokorrelation zu korrigieren), Flugzeit, Mondphase, Wassertiefe und Rammdauer. Das Modell erklärt 25,9 % der Gesamtvarianz. Die Modellausgabe zu den Effekten der Interaktionsvariable Distanz und Zeit nach Rammung findet sich in Abb. 4.11. Während der Rammungen waren die Schweinswaldichten bis in ca. 19 km Distanz niedriger als der Gesamtmittelwert, und ab ca. 22 km höher als der Gesamtmittelwert. In einer Distanz von ca. 0-6 km waren die Dichten bis etwa 26 h nach Ende der Rammung reduziert, eine genaue Abgrenzung ist jedoch aufgrund der breiten Konfidenzintervalle schwierig. Die in über 20 km Distanz temporär erhöhten Dichten finden sich nur in ungefähr den ersten zehn Stunden nach Rammende. Es ist anzumerken, dass die Datenverfügbarkeit nur bis etwa einen Tag nach der Rammung relativ hoch ist, hiernach aber stark abnimmt. Dies führt im Modell zu weiten Konfidenzintervallen und eine Interpretation der Daten in diesem Bereich ist nur sehr eingeschränkt und nicht sehr zuverlässig möglich. Zusammenfassend ist zu sagen, dass eine Reduzierung der Schweinswaldichte als Folge der Rammungen bis in ca. 20 km Distanz vom Rammort auftritt und im direkten Nahbereich bis etwa einen Tag nach Rammende anhält.

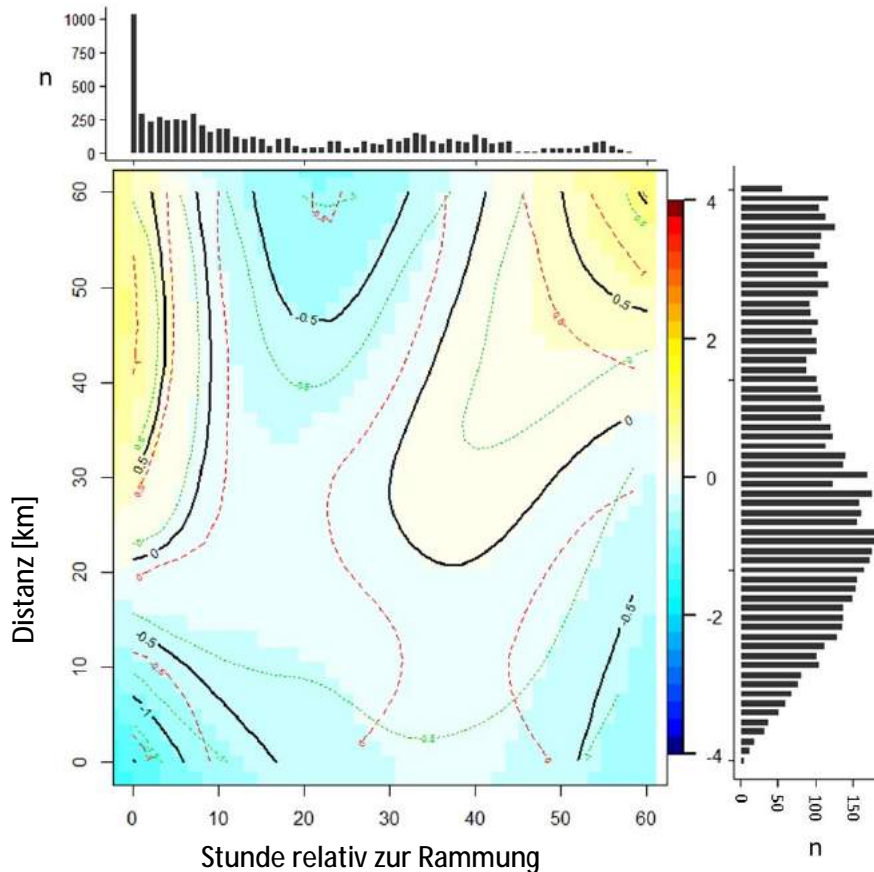


Abb. 4.11 Räumlich-zeitlicher Effekt der Rammungen auf die Schweinswaldichten wie vom GAM Modell berechnet. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen bzw. Distanzklassen an.

4.4 Wie lange dauert eine Vertreibung von Schweinswalen im Nahbereich der Baustelle an?

4.4.1 Gesamtdatensatz

Um spezifisch die Effektdauer in der Nähe der Rammbaustelle zu untersuchen, wurde ein weiteres Modell berechnet, in welchem nur die Daten bis in maximal 2 km Distanz (Daten der mobilen POD-Stationen) zur Baustelle enthalten waren. In diesem Modell hatte Stunde relativ zur Rammung einen hoch signifikanten Effekt auf DPH. Das Modell erklärt 16,8 % der Gesamtvarianz. Die Schweinswaldetektionen nahmen bereits etwa 29 h vor der Rammung ab, erreichten etwa 12 h vor der Rammung den Gesamtmittelwert und um den Zeitpunkt der Rammung ein Minimum (Abb. 4.12). Danach nahmen sie kontinuierlich wieder zu, erreichten etwa 21 h nach der Rammung den Gesamtmittelwert und 31 h später das erste lokale Maximum.

Die Dauer der Effekte der Rammarbeiten im direkten Nahbereich der Baustelle erstreckte sich somit von ca. 12 und 29 h vor einer Rammung bis 21 bis 31 h nach einer Rammung.

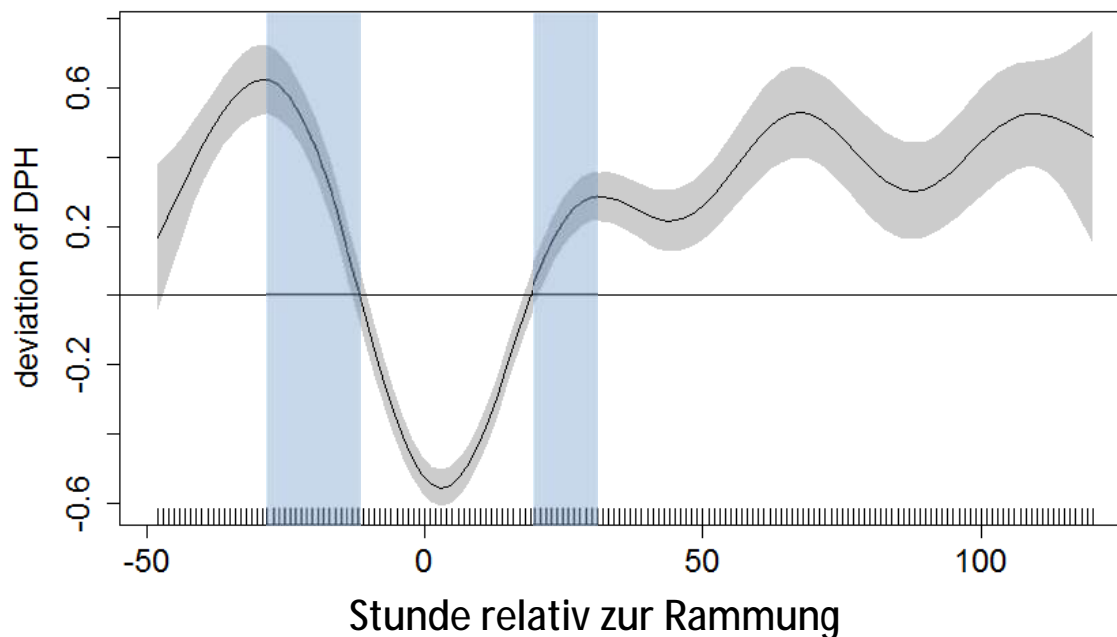


Abb. 4.12 Ausgabe des Modells, welche den Effekt von Stunde relativ zur Rammung auf DPH für unter 2 km Distanz für den Gesamtdatensatz zeigt. Dargestellt ist berechnete Abweichung DPHs vom Gesamtmittelwert (dünne schwarze Kurvenlinie). Die grauen Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Die blaue Box zeigt den Bereich an, in welchem der Effekt wahrscheinlich beginnt, bzw. endet, basierend auf den Bereich zwischen Erreichen des Gesamtmittelwertes und Erreichen von letztem bzw. erstem lokalem Maximum vor bzw. nach der Rammung.

4.4.2 Projektspezifische Datensätze

Die projektspezifischen Modelle erklärten zwischen 15,1 und 19,9 % der Gesamtvarianz. Stunde relativ zur Rammung hatte in allen projektspezifischen Modellen einen statistisch signifikanten Effekt auf DPH. Der Effekt sieht für alle Windparks relativ ähnlich aus (Abb. 4.13). DPH begann etwa einen Tag vor der Rammung abzunehmen, erreichte etwa zum Zeitpunkt der Rammung ein Minimum und stieg danach wieder an. Die genauen berechneten Effektdauern unterscheiden sich jedoch zwischen den einzelnen Windparks (Abb. 4.13, Tab. 4.6).

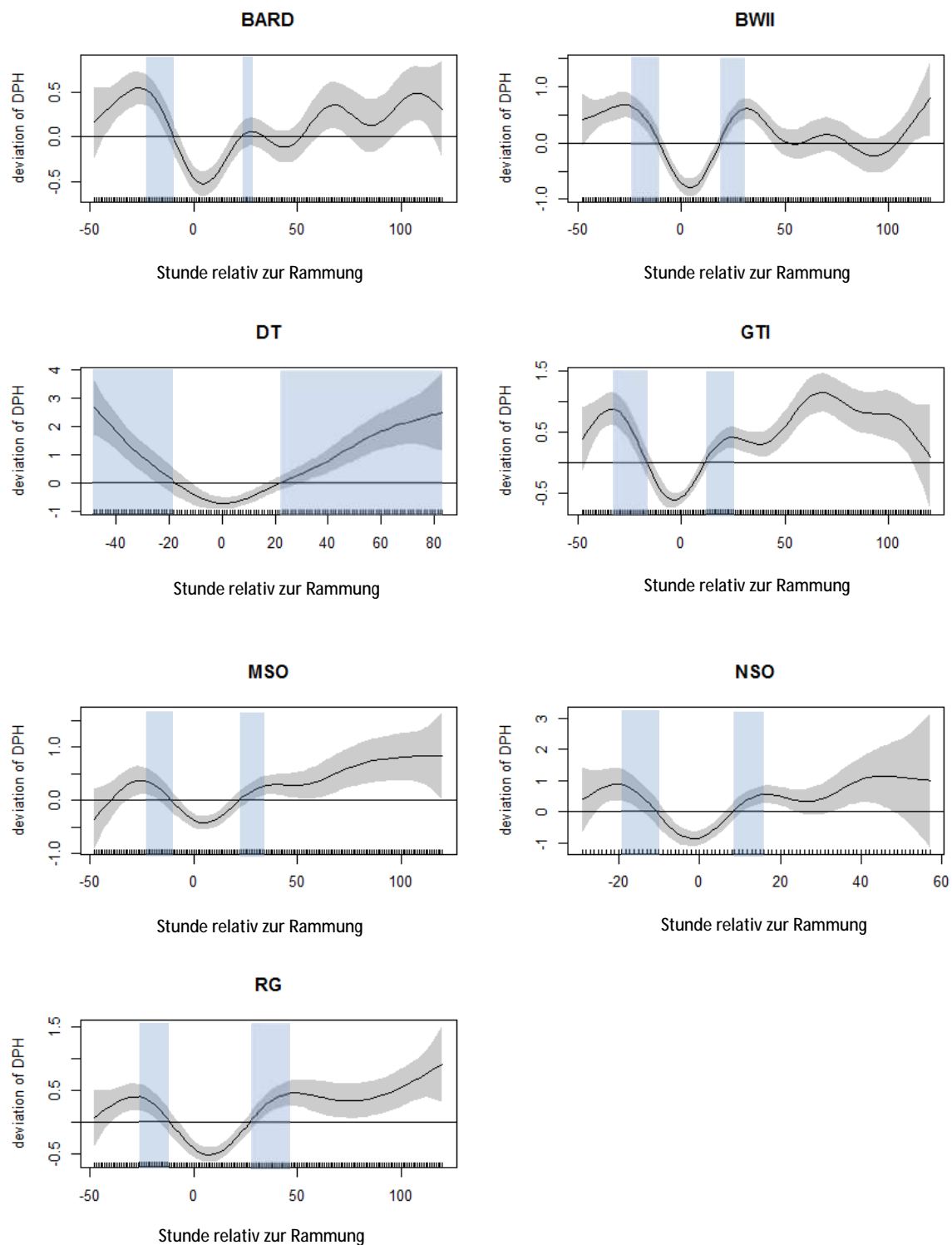


Abb. 4.13 Ausgabe der projektspezifischen Modelle, welche den Effekt von Stunde relativ zur Rammung auf DPH für < 2 km Distanz zeigen. Dargestellt ist die berechnete Abweichung von DPH vom Gesamtmittelwert (dünne schwarze Kurvenlinie). Die grauen Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Die blaue Box zeigt den Bereich an, in welchem der Effekt wahrscheinlich beginnt, bzw. endet, basierend auf den Bereich zwischen Erreichen des Gesamtmittelwertes und Erreichen von letztem bzw. erstem lokalen Maximum vor bzw. nach Rammung.

Tab. 4.6 Zusammenfassung der projektspezifischen Modelle, die den Effekt von Stunde relativ zur Rammung auf DPH untersucht haben. Datensatz nur auf Daten < 2 km Distanz zur Rammung begrenzt.

Modell	Letztes lokales Maximum vor Rammung	Erreichen des Gesamtmittelwertes vor Rammung	Erreichen des Gesamtmittelwertes nach Rammung	Erstes lokales Maximum nach Rammung
Gesamtdatensatz	29 h	12 h	20 h	31 h
BARD	24 h	10 h	24 h	28 h
BWII	24 h	10 h	19 h	31 h
DT	>40 h?	19 h	23 h	>80 h?
GTI	32 h	16 h	12 h	18 h
MSO	24 h	10 h	22 h	34 h
NSO	19 h	10 h	9 h	16 h
RG	26 h	12 h	28 h	46 h

4.5 Welchen Einfluss hatten Schallminderungsmaßnahmen auf die Effektreichweite?

Um zu überprüfen, wie die Anwendung von Schallminderungsmaßnahmen sich auf die Effektradien auswirkte, wurde ein weiterer zweistufiger Faktor („ja“ und „nein“) in das Modell eingebaut, der beschreibt, ob eine Rammung mit oder ohne Schallschutz stattfand. Dieser Faktor wurde als Interaktion mit Stunde relativ zur Rammung und Distanz in das Modell integriert, was das Modell leicht verbesserte ($\Delta AIC = 380.2$, 7.52 % statt 7.44 % Varianz erklärt). Die 3 faktorielle Interaktion dieser Variablen war statistisch hoch signifikant.

Der Ausgabe des Modells (Abb. 4.14) folgend, erreichte DPH den Gesamtmittelwert bei 14 km während Rammungen mit Schallschutz und bei ca. 33 km während Rammungen ohne Schallschutz. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Modellausgabe für Rammungen ohne Schallschutz nicht sehr genau sind, da die Nullisokline ein etwas kompliziertes Muster aufweist und es nur bis in 20 km Entfernung tatsächlich zu deutlichen Unterschieden zwischen vorher und während der Rammung kommt. Der tatsächliche Effekt bei Rammungen ohne Schallschutz mag somit wahrscheinlich irgendwo zwischen 20 und 33 km liegen. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse muss bedacht werden, dass der Vergleich von Rammungen mit und ohne Schallschutz stark durch projektspezifische Eigenschaften überdeckt werden könnte, da die Daten für Rammungen ohne Schallschutz hauptsächlich nur von zwei Projekten stammten (BARD und BWII), während von einem dieser Projekte (BARD) fast keine Daten für Rammungen mit Schallschutz zur Verfügung standen. Man vergleicht mit diesem Ansatz also faktisch unterschiedliche Projekte miteinander und nicht unterschiedliche Rammungen innerhalb der gleichen Projekte.

Trotzdem wird es deutlich, dass die Effektreichweite von Rammungen mit Schallschutz (14 km) wesentlich geringer war als von Rammungen ohne Schallschutz (33 km).

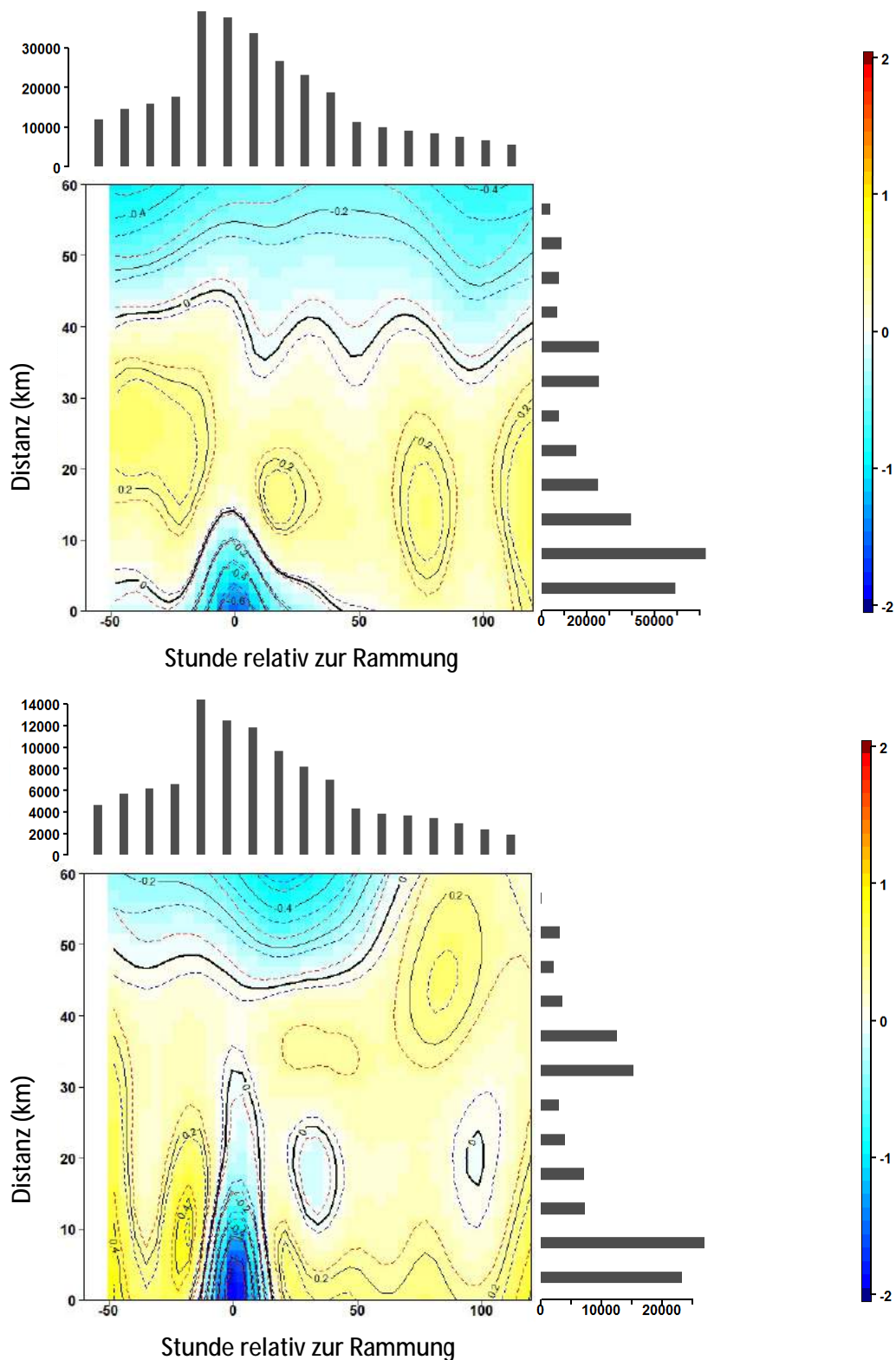


Abb. 4.14 GAM-Modellausgabe für die Effekte der Interaktion von Stunde relativ zur Rammung mit Distanz auf DPH für alle Rammungen mit Schallschutz (obere Abbildung) und ohne Schallschutz (untere Abb.) verdeutlicht. Dargestellt ist die Abweichung DPHs vom Gesamtmit-telwert (fette schwarze Linie), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine posi-tive Abweichung vom Gesamt-mittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfüg-barkeit in den unterschiedlichen Stundenklassen (-50 bis -40h, -40 bis -30h etc.) bzw. Distanzklassen (0 bis 5 km, 5 bis 10 km, usw.) an.

4.6 Gibt es Hinweise auf einen Gewöhnungs- oder Sensibilisierungseffekt?

4.6.1 Der Effekt von Rammdauer

Es könnte erwartet werden, dass die Rammdauer einen Effekt auf die Stärke und Reichweite einer Vertreibungswirkung hat. Dies wäre beispielsweise dann zu erwarten, wenn Schweinswale in größerer Entfernung erst dann das Gebiet verlassen, wenn ein Schallereignis länger andauert oder weil Schweinswale bei einem länger anhaltenden Schallereignis weiter weg schwimmen. In diesem Fall kann man von einem zeitlich kumulativen Effekt sprechen. Um dieser Frage nachzugehen, wurden innerhalb mehrerer GAM-Modelle untersucht, welche Auswirkungen die Rammdauer auf die akustischen Schweinswaldetektionen hatte. Weiterhin wurde ein GAM-Modell berechnet, welches spezifisch darauf abzielte zu testen, ob die Rammdauer in der Stunde nach einer Rammung (wenn der Einfluss von Rammdauer, falls vorhanden, am stärksten sein sollte) einen signifikanten Einfluss hatte.

Innerhalb des Modells zur Berechnung der Effektreichweite auf Basis des Gesamtdatensatzes (Kapitel 4.3.1) hatte die Rammdauer einen statistisch signifikanten Effekt auf DPH. Der berechnete Zusammenhang wies jedoch keine klare Richtung des Effektes auf: Über die gesamte Breite der Werte für Rammdauer wies DPH mehrere positive sowie negative Abweichungen vom Gesamtmittelwert auf, welche zu einem großen Teil auf einzelne Ausreißer in den Werten für Rammdauer zurückzuführen sind. Dies könnte durch zu viel Varianz in der Rammdauer zwischen den einzelnen Windparks zurückzuführen sein, so dass die berechnete Kurve eher Unterschiede zwischen Projekten beschreibt, als einen tatsächlichen Effekt der Rammdauer. Daher werden auch die Ergebnisse der entsprechenden projektspezifischen Modelle gezeigt (Kapitel 4.3.3). Die Rammdauer hatte zwar auch hier bei jedem Windpark einen signifikanten Effekt, doch ein klares Muster in dem berechneten Zusammenhang ließ sich auch hier nicht erkennen.

Da zu erwarten ist, dass der Effekt der Rammdauer stark von der Entfernung zur Rammstelle abhängig ist, lässt sich ein deutliches Muster möglicherweise nur in direkter Nähe zur Rambaustelle erkennen. Daher werden auch die Ergebnisse aus den Modellen dargestellt, für welches nur Daten bis in 2 km Distanz verwendet wurden (Kapitel 4.4.1-4.4.2). Hier hatte die Rammdauer in allen Modellen außer in dem für BWII einen signifikanten Effekt auf die Schweinswaldetektionen. Es gab eine Tendenz hin zu abnehmenden Schweinswaldetektionen mit zunehmender Rammdauer, was besonders bei GTI sehr deutlich war (Abb. 4.15). In den meisten Fällen (außer bei GTI) kam dies jedoch nur durch einzelne Extremwerte in der Rammdauer zustande.

In einem weiteren Schritt wurde daher ein Modell getestet, was speziell darauf ausgerichtet war die Effekte von Rammdauer in der Stunde nach Rammung (Stunde relativ zur Rammung =0) und in Distanzen nur bis in 5 km Entfernung zu untersuchen. Dieses Modell wurde für den Gesamtdatensatz sowie für die einzelnen Windparks berechnet. Der Effekt von Rammdauer war in keinem dieser Modelle statistisch signifikant, weder im globalen Modell noch in den projektspezifischen Modellen (alle $p > 0,1$).

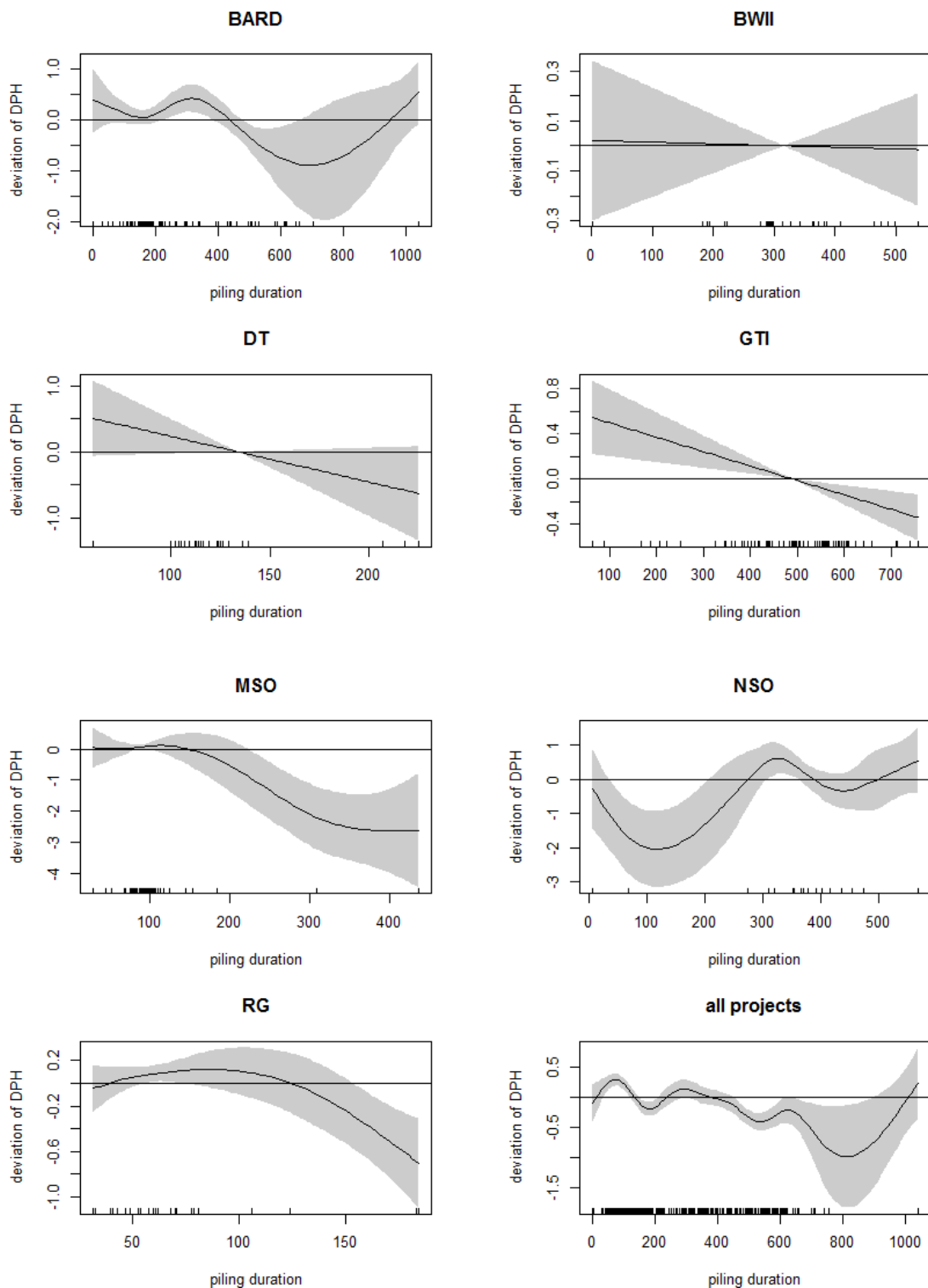


Abb. 4.15 Ausgabe der projektspezifischen Modelle (ersten 7 Abb.) und dem Gesamtmodell (unten rechts), innerhalb derer nur Daten < 2 km Distanz beinhaltet waren. Dargestellt ist die Abweichung vom Gesamtmittelwert mit Konfidenzintervallen (graue Bereiche). Die schwarzen Striche über der X-Achse geben die Datenverfügbarkeit an.

4.6.2 Der Effekt von aufeinanderfolgenden Rammereignissen und Zeit zwischen den Rammungen

Um ein potentielles Auftreten von Gewöhnungs- oder Sensitivierungseffekten zu untersuchen, wurde in einem weiteren Modell der Effekt zweier zusätzlicher Variablen getestet: „Rammnummer“ (die fortlaufende Nummer der Rammereignisse innerhalb eines jeden Windparks) und „Zeit seit letzter Rammung“ (die Anzahl der Minuten, die zwischen dem Start eines Rammereignisses und dem Ende des letzten Rammereignisses liegen). Das Modell beinhaltete hierbei nur Daten aus der Stunde mit Rammung (Stunde relativ zur Rammung =0) und aus Distanzen unter 5 km. Aufgrund extremer Ausreißer, welche besonders aus dem Projekt BARD stammten, wurde der Datensatz weiterhin auf Rammnummern bis 100 und auf die Zeit seit letzter Rammung auf unter 20.000 min limitiert.

Obwohl beide Variablen in diesem Modell einen signifikanten Einfluss auf DPH hatten (Tab. 4.7) und das Modell 18,4 % der Gesamtvarianz erklärte, ergab dieser Effekt kein klar gerichtetes Muster.

Innerhalb der für alle Windparks einzeln berechneten Modelle (Tab. 4.7), hatte die Rammnummer einen signifikanten Effekt bei NSO und BWII. Ein klares Muster war jedoch nur bei BWII erkennbar: Hier nahm DPH mit zunehmender Rammnummer kontinuierlich zu (Abb. 4.16). Zeit seit letzter Rammung hatte nur bei GTI einen signifikanten Effekt (Tab. 4.7), doch auch hier ergab sich kein deutliches Muster in berechnetem Zusammenhang.

Tab. 4.7 Zusammenfassung der Effekte von „Rammnummer“ und „Zeit seit letzter Rammung“ auf DPH innerhalb der verschiedenen Modelle (***: $p \leq 0,001$, *: $p \leq 0,05$, n.s.: nicht signifikant).

Modell	Effekt von „Rammnummer“	Effekt von „Zeit seit letzter Rammung“
alle Projekte	***	***
BARD	n.s.	n.s.
BWII	***	n.s.
DT	n.s.	n.s.
GTI	n.s.	*
MSO	n.s.	n.s.
NSO	*	n.s.
RG	n.s.	n.s.

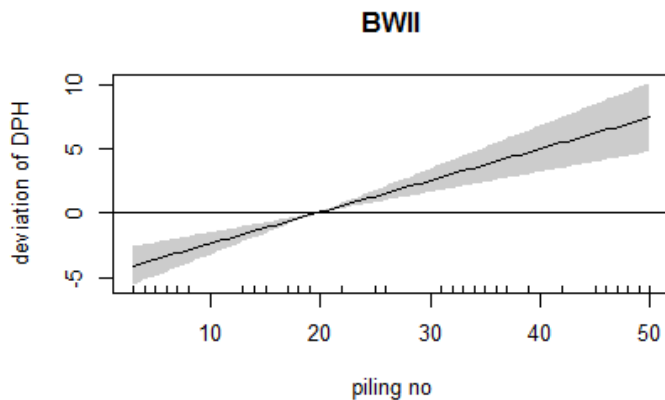


Abb. 4.16 Ausgabe des projektspezifischen Modells für BWII, welches den Effekt von Rammnummer auf DPH angibt. Das Modell beinhaltet nur Daten während der Rammungen und < 5 km Distanz. Dargestellt ist die Abweichung vom Gesamtmittelwert mit Konfidenzintervallen (graue Bereiche). Die schwarzen Striche über der X-Achse geben die Datenverfügbarkeit an.

4.7 Der Einfluss von Windgeschwindigkeit auf Vertreibungsradien

Abnehmende Schweinswaldetektionen bereits vor den Rammereignissen warfen die Frage auf, ob diese Abnahme mit für Rammereignisse typische Wetterphänomene zusammenhängt. Da Rammereignisse nur bei ruhigem Seegang stattfinden können, ist zu beobachten, dass die Windgeschwindigkeit zum Rammzeitpunkt hin abnimmt und danach wieder zunimmt. Es ist denkbar, dass Schall bei windstillem Wetter weiter trägt und sich daher auch Schallereignisse während vorbereitender Maßnahmen (z.B. ein erhöhtes Schiffsaufkommen) zum Rammereignis hin stärker auswirken.

Um zu überprüfen, ob es bei windstillem Wetter zu weiter reichenden Störradien kommt, wurde in einem weiteren Modell untersucht, ob Stärke und Reichweite von Vertreibungseffekten während der Rammarbeiten von der Windstärke abhängen. Hierzu wurde ein weiteres Modell berechnet, welches nur Daten während der Rammungen beinhaltete (Stunde relativ zur Rammung=0). Die Interaktion von Windgeschwindigkeit mit Distanz hatte einen signifikanten Effekt auf DPH. Abb. 4.17 verdeutlicht, dass der Gesamtmittelwert bei hohen Windgeschwindigkeiten in näheren Distanzen erreicht wird als bei niedrigeren Windgeschwindigkeiten, der Störeffekt bei geringer Windgeschwindigkeit also weiter reicht.

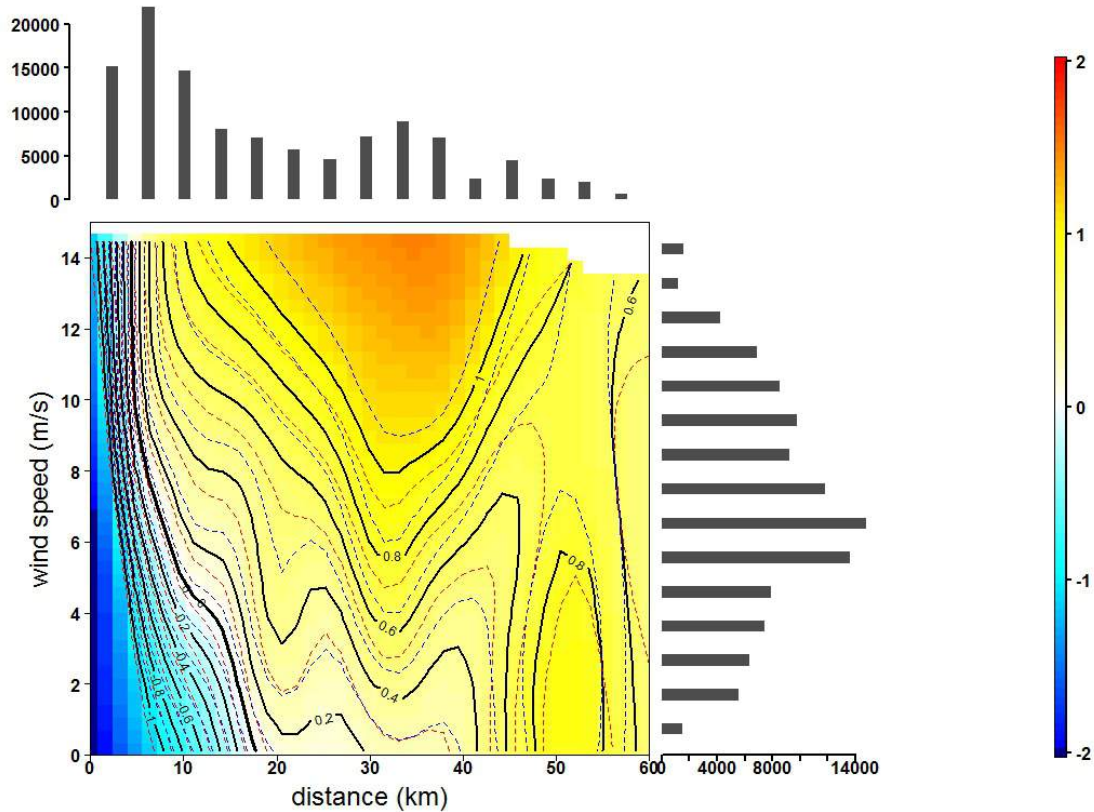


Abb. 4.17 GAM-Modellausgabe für die Effekte der Interaktion Windgeschwindigkeit (in m/sek) und Distanz (in km) auf DPH während der Stunden mit Rammungen. Dargestellt ist die Abweichung von DPH vom Gesamtmittelwert (0-Isokline), wobei kalte Farben eine negative und warme Farben eine positive Abweichung vom Gesamtmittelwert anzeigen. Die Histogramme geben die Datenverfügbarkeit in den unterschiedlichen Klassen für Distanz und Windgeschwindigkeit an.

5 ERGEBNISSE ZU LANGFRISTIGEN EFFEKTEN

5.1 Fragestellung

Um zu untersuchen ob es durch den Bau der Windparks in der deutschen Nordsee zu längerfristigen Effekten auf die Schweinswaldichte und –verteilung kam, wurden die POD-Daten in tagesgenauer Auflösung über den kompletten vierjährigen Untersuchungszeitraum, sowie die Schweinswaldichte-Daten aus den flugzeugbasierten Erfassungen über den fünfjährigen Untersuchungszeitraum analysiert. Weiterhin wurde ein Populationsmodell unter Anwendung von PCoD berechnet mit Spezifikationen, die sich aus unseren Ergebnissen ergaben. Folgende spezifische Fragestellungen sollten mit den in diesem Kapitel dargestellten Analysen betrachtet werden:

- 1) Kam es im Verlauf der Bauphasen zu einer Gewöhnung oder Sensibilisierung? Lassen sich durch fortschreitende Rammarbeiten Veränderungen in den Vertreibungseffekten feststellen?
- 2) Sind Rammefekte saison- und/oder gebietsabhängig? Lassen sich regionale und zeitliche Unterschiede in den Rammauswirkungen beobachten?
- 3) Wirkt der Bau der Offshore Windparks sich negativ auf dem Populationsniveau der Schweinswale aus? Ist das PCoD-Modell dazu geeignet Schweinswalpopulationen im Hinblick auf Rammarbeiten zu modellieren?
- 4) Welcher längerfristigen Trends zeichnen sich in den realen Schweinswalmonitoring-Daten ab? Wie haben sich akustische Schweinswaldetektionen sowie -beobachtungen in der Deutschen Bucht zwischen 2009 und 2013 verändert?

5.2 Gebietsspezifisches saisonales Schweinswalvorkommen in der Deutschen Bucht

5.2.1 Ergebnisse der POD-Daten

Zu Beginn wurde ein Basismodell mit den Daten, welche nicht von bekannten kurzfristigen Effekten betroffen waren, berechnet. Damit sollte untersucht werden, wie sich natürliche Faktoren auf die Schweinswaldetektionen in der Deutschen Bucht auswirken. Dieses Modell beinhaltet als unabhängige Variablen: Jahr, Tag, Lärmklicks, Wassertemperaturanomalie, Teilgebiet, POD-Station und POD-ID und berechnet, wie diese sich auf die Schweinswaldetektionen in der Auflösung schweinswalpositiver zehn Minuten pro Tag (dp10m von „detection positive 10 minutes“) auswirken.

Aus den Ergebnissen des Basismodells ging hervor, dass Teilgebiet und Tag einen sehr deutlichen Effekt auf die akustischen Schweinswaldetektionen hatten. Die saisonalen Muster der Schweins-

waldetektionen unterscheiden sich zwischen den einzelnen Teilgebieten und sind in Abb. 5.1 dargestellt. Dies verdeutlicht, wie wichtig es ist, diese Parameter in die Modelle, welche die längerfristigen Effekte der Bauarbeiten beleuchten sollen, einzubauen.

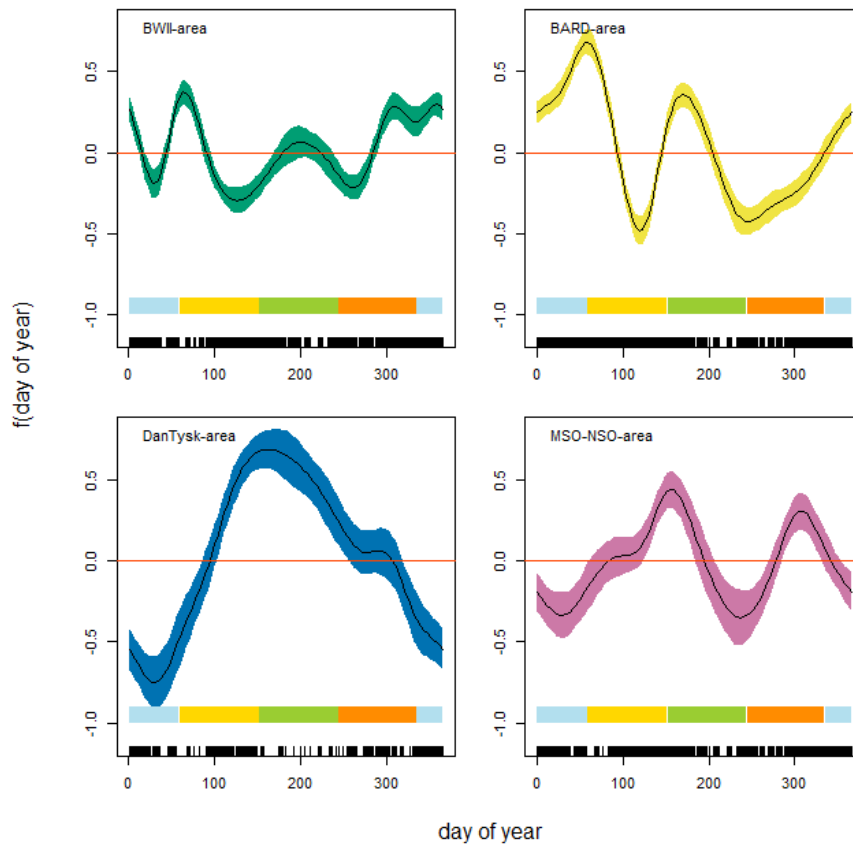


Abb. 5.1 Teilgebietsspezifische saisonale Muster der täglichen akustischen Schweinswaldetektionsraten zusammengefasst für die Jahre 2010-2013. Konfidenzintervalle sind für die Teilgebiete unterschiedlich farblich dargestellt. Horizontale farbliche Balken zeigen die Jahreszeit an (blau: Winter, gelb: Frühjahr, grün: Sommer, orange: Herbst). Die schwarzen Markierungen darunter zeigen die Datenverfügbarkeit an.

Abb. 5.2 gibt den Effekt von Teilgebiet gepoolt über alle Daten an. Hier wird deutlich, dass es im Mittel bei BARD zu den niedrigsten Detektionsraten kam, während die Detektionsraten im Gebiet MSO-NSO im mittleren Bereich lagen und in den Gebieten DanTysk und BWII am höchsten waren.

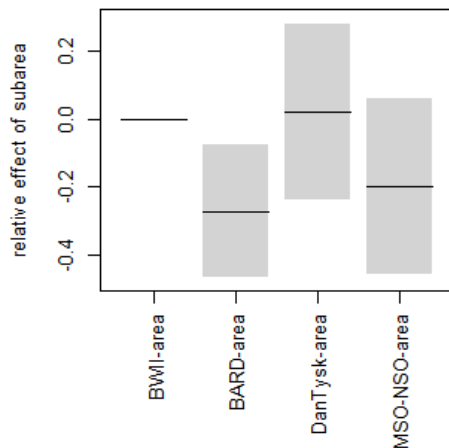


Abb. 5.2 Effekte von Teilgebiet auf die akustischen Schweinswaldetektionen (in dp10m pro Tag) wie vom Basismodell berechnet. (Grau: Konfidenzintervalle. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.)

5.2.2 Ergebnisse der flugzeugbasierten Erfassungen

Ähnlich wie bei der Analyse der tagesgenauen POD-Daten ergab auch das Basismodell, welches den Einfluss unterschiedlicher Umweltvariablen auf die Schweinswaldichten berechnete, einen starken Effekt von Teilgebiet und Tag. Auch hier kam es wie zu erwarten zu unterschiedlichen saisonalen Mustern in den vier Teilgebieten, welche in Abb. 5.3 dargestellt sind. Es ist hierbei zu beachten, dass die unterschiedliche geographische Datenverfügbarkeit eine andere Teilgebieten-Einteilung bedingte als bei der Analyse der tagesgenauen POD-Daten. Auch hier wird klar, dass geographische und saisonale Muster bei der Betrachtung von Effekten der Bauarbeiten unbedingt zu berücksichtigen sind.

Die Verteilung der Schweinswaldichten im Erfassungsgebiet ist gepoolt nach Saison in Abb. 5.4 dargestellt.

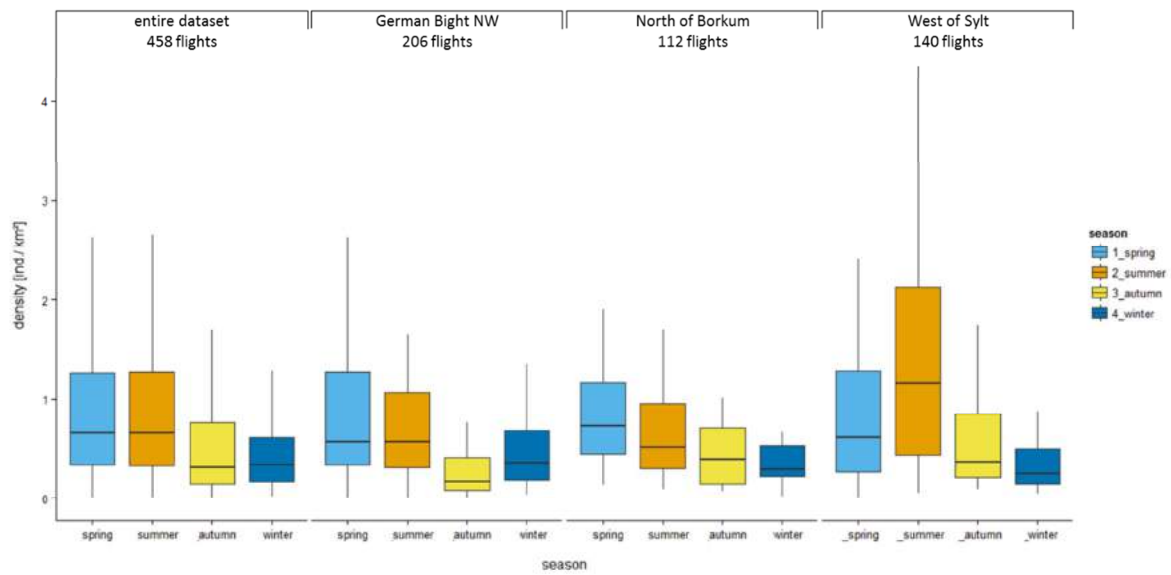


Abb. 5.3 *Box-Whisker Darstellung saisonaler Schweinswaldichten in den vier unterschiedlichen Teilgebieten der Deutschen Bucht, wie sie aus den Daten der flugzeugbasierten Schweinswalerfassung zwischen 2009 und 2013 berechnet wurden.*

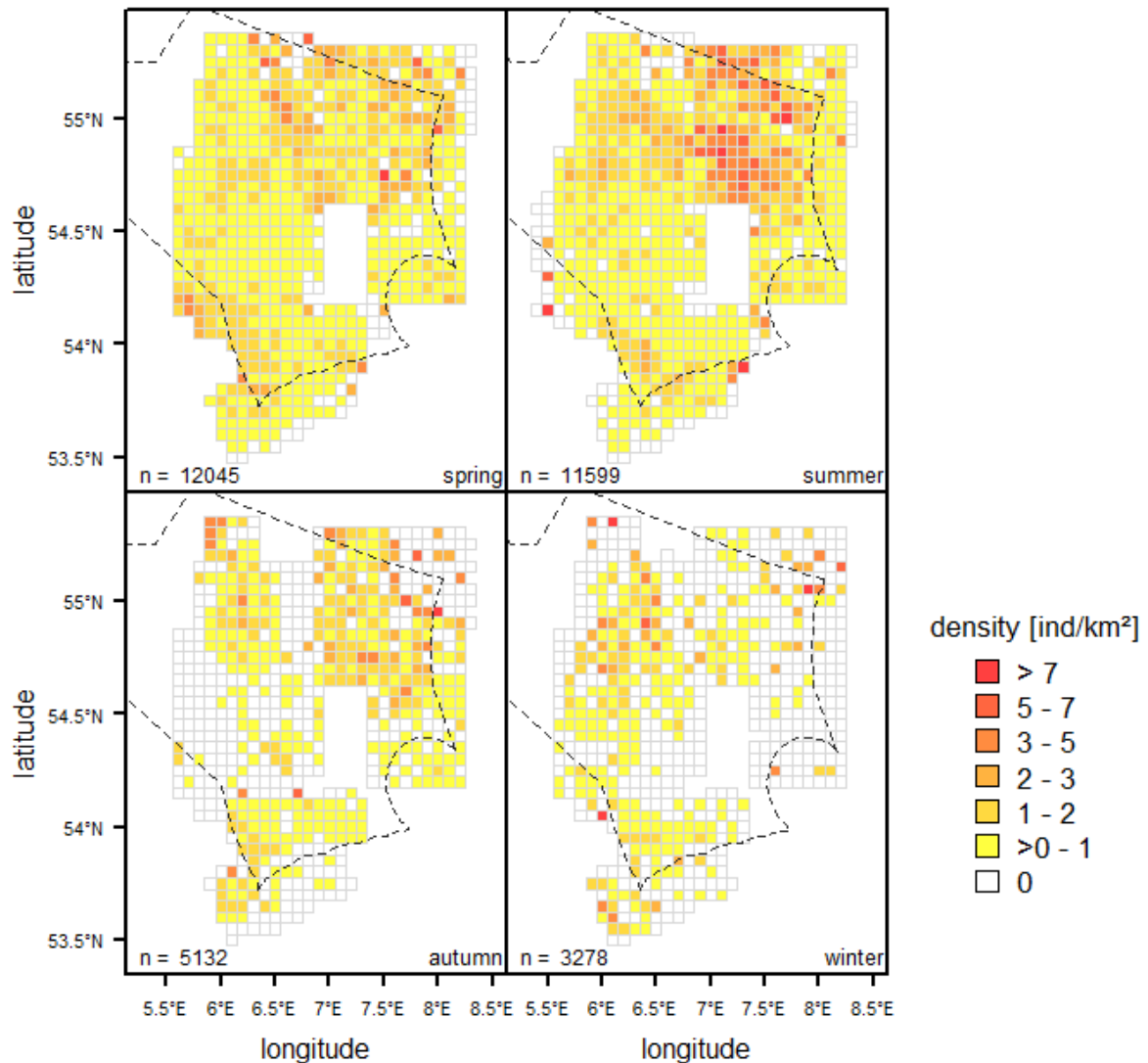


Abb. 5.4 Verteilung der Schweinswaldichten innerhalb der Deutschen Bucht für die vier Jahreszeiten zusammengefasst für die Jahre 2009-2013.

5.3 Gewöhnungs- oder Sensibilisierungseffekte

5.3.1 Jahrestrend in den POD-Daten an Tagen mit und ohne Rammung

Wenn Schweinswale sich über einen längeren Zeitraum an den Schall der Rammarbeiten gewöhnen würden, sollte man erwarten, dass der Unterschied zwischen den Detektionsraten zwischen Tagen mit und ohne Rammung über die Jahre hinweg geringer wird. Sollten sie hingegen über einen längeren Zeitraum immer sensibler reagieren, würde man das Gegenteil erwarten. Um dies zu überprüfen, wurde ein Modell berechnet, in welchem ein Faktor eingebunden wurde, der unterschiedliche Kategorien je nachdem ob es sich um einen Tag mit oder ohne Rammung handelte, besaß (ja: wenn an diesem Tag eine Rammung innerhalb von 20 km stattfand, nein: wenn kein

Rammereignis oder nur in > 60 km Distanz, Daten von Rammungen in 20-60 km Distanz wurden ausgeschlossen) und in welchem Jahr sich die Tage befanden, was also einen Faktor mit maximal 8 Kategorien ergab. Im Ergebnis wurde dann verglichen, ob es an Tagen mit Rammung zu anderen längerfristigen Trends kam als an Tagen ohne Rammung.

Die Ergebnisse des Modells für die Jahrestrends an Tagen ohne und mit Rammungen sind in Abb. 5.5 dargestellt. Für das Gebiet DanTysk war es nicht möglich einen längerfristigen Effekt an Tagen mit Rammungen zu bestimmen, weil nur innerhalb eines Jahres gerammt wurde. Im Gebiet MSO-NSO lagen Rammdaten nur aus zwei Jahren vor. Auch hier war diese Analyse also nur eingeschränkt möglich. In den Gebieten mit ausreichenden Daten (BARD, BWII und etwas eingeschränkt MSO-NSO) ist zu beobachten, dass es zu sehr ähnlichen Jahrestrends an Rammtagen und Tagen ohne Rammung kam. Wenn es deutliche Habituationseffekte oder Sensitivierungseffekte gegeben hätte, so wäre hier ein Unterschied zu erwarten gewesen. Es ist eine leichte Tendenz hin zu einer etwas steileren Zunahme der Detektionsraten über die Jahre an Rammtagen als an Nichtrammtagen zu erkennen, was eher auf leichte Habituationseffekte hinweist und das Vorhandensein einer Sensitivierung eher ausschließt. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist jedoch zu bedenken, dass in den einzelnen Kategorien stark unterschiedliche Datenverfügbarkeiten vorlagen. So war die Datenverfügbarkeit für Tage mit Rammung in 2013 (BWII-Gebiet), 2010 (BARD-Gebiet) und 2012 (MSO-NSO-Gebiet) eher klein, was zu hohen Konfidenzintervallen führte.

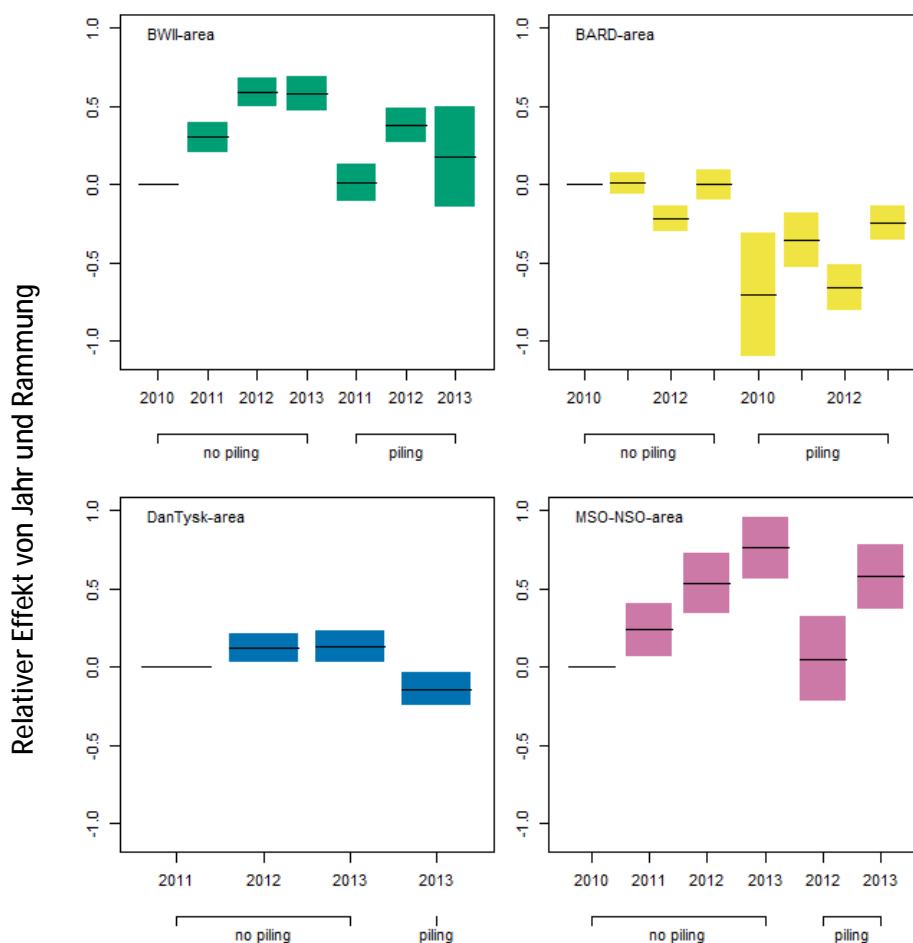


Abb. 5.5 *Relativer Effekt von Jahr und Rammung auf die akustischen Schweinswaldetektionen in jedem der vier Teilgebiete. Farbige Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.*

5.3.2 Effekte aufeinanderfolgender Rammungen in den POD-Daten

Betrachtet man die Schweinswaldetektionsraten an aufeinanderfolgenden Tagen mit Rammung, würde man erwarten, dass sie im Falle einer Habituation zunehmen würden. Im Falle einer Verstärkung der Effekte (kumulativer Effekt) also einer Sensitivierung, wäre mit einer weiteren Abnahme in der Folge der Tage zu rechnen. Dies wurde in einem weiteren Modell überprüft. Wie in Abb. 5.6 zu sehen, ergab sich kein solcher Effekt. Die Detektionsraten waren am zweiten oder dritten Tag mit Rammungen nicht signifikant unterschiedlich von denen am ersten Tag mit Rammungen. Hingegen findet sich ein leicht negativer Effekt der Rammdauer mit geringeren Detektionsraten je länger die Rammdauer war (Abb. 5.7). In einem weiteren Modell wurde untersucht, wie sich mehrere Rammungen am gleichen Tag innerhalb eines Windparks auf die Schweinswaldetektionsraten auswirkten. Hier nahm die Detektionsrate ab wenn zwei Rammungen an einem Tag erfolgten gegenüber Tagen mit nur einer Rammung (Abb. 5.8). Dies weist darauf hin, dass es sich um einen rein additiven Effekt nicht jedoch um einen kumulativen sich verstärkenden Effekt handelt. Wie bereits in mehreren Modellen gezeigt, kommt es während einer Rammung aufgrund

des Schalls zu geringeren Detektionsraten. Finden an einem Tag mehrere Rammungen statt, oder dauern die Rammungen länger an, ist ein größerer prozentualer Zeitanteil dieses Tages vom Rammschall betroffen und die Detektionsraten sind entsprechend niedriger. Bei einem kumulativen Effekt hingegen sollten die Detektionsraten während aufeinanderfolgender Rammungen geringer werden. Dies konnte jedoch nicht gezeigt werden, und somit gibt es keine Hinweise auf einen sich verstärkenden Effekt. Noch fanden sich in diesem Zusammenhang Hinweise auf Habituation (in welchem Fall ein gegenteiliger Effekt vorliegen würde).

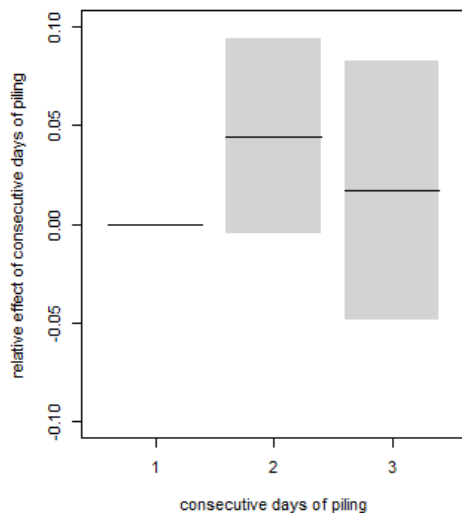


Abb. 5.6 Effekt der aufeinanderfolgenden Tage mit Rammungen auf die Schweinswaldetektionsraten. Grau: Konfidenzintervalle. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.

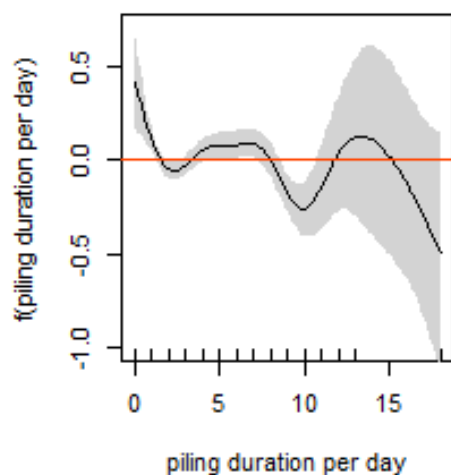


Abb. 5.7 Effekt der Rammdauer auf die täglichen Schweinswaldetektionsraten. Grauer Bereich: Konfidenzintervalle.

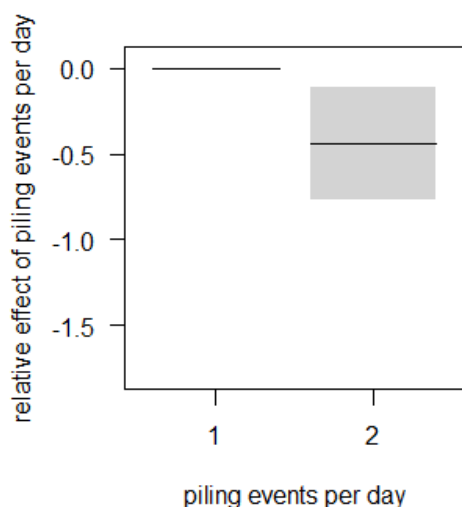


Abb. 5.8 Effekt der Anzahl der Rammungen pro Tag auf die Schweinswaldetektionsraten. Grau: Konfidenzintervalle. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.

5.4 Gebiets- und saisonabhängige Rammeffekte?

Im Basismodell wurde bereits dargestellt, dass es in den akustischen Schweinswaldetektionen zu starken Unterschieden zwischen Teilgebieten, Jahreszeiten und Jahren kam. In diesem Zusammenhang kann man fragen, ob es zu erwarten wäre, dass sich auch die Rammeffekte hinsichtlich ihrer Stärke oder Reichweite zwischen Teilgebieten oder Jahreszeiten unterscheiden. Um dies zu überprüfen, wurden weitere GAM-Berechnungen durchgeführt. Idealerweise würde man die Effekte zu jeder Jahreszeit innerhalb eines jeden Teilgebietes und jeden Jahres einzeln betrachten. Hierfür war die Datenlage jedoch leider nicht ausreichend. Daher wurde in einem ersten Modell überprüft, ob sich die Effekte zwischen den Teilgebieten unterschieden (zusammengefasst für den gesamten Untersuchungszeitraum) und in einem zweiten Modell ob es zu Unterschieden zwischen den vier Jahreszeiten kam (zusammengefasst für alle Teilgebiete).

5.4.1 Rammeffekte in unterschiedlichen Teilgebieten

In allen Teilgebieten fanden sich wie zu erwarten am Tag der Rammung (Tag 0) gegenüber den folgenden Tagen reduzierte Detektionsraten (Abb. 5.9). Zwischen dem ersten und zweiten Tag nach Rammung unterschieden sich diese in drei Teilgebieten nicht mehr voneinander, nur im Teilgebiet BWII stiegen sie am zweiten Tag nach Rammung noch signifikant weiter an (Abb. 5.9). Somit kam es im Teilgebiet BWII scheinbar zu etwas länger anhaltenden Effekten als in den anderen drei Teilgebieten.

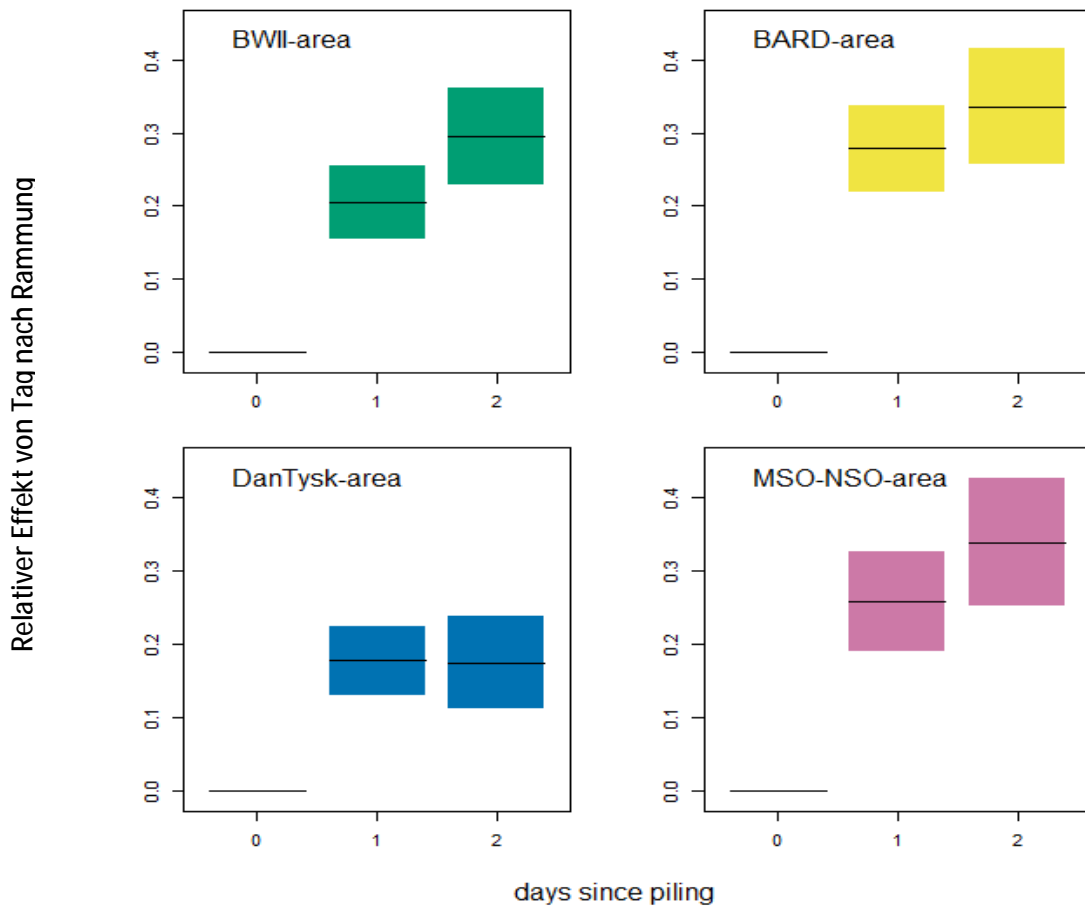


Abb. 5.9 Effekt der Tage relativ zur Rammung auf die täglichen Schweinswaldetektionsraten innerhalb der vier Teilgebiete und zusammengefasst für den kompletten Untersuchungszeitraum. Farbige Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.

5.4.2 Rammefekte zu unterschiedlichen Jahreszeiten

Wie zu erwarten, fanden sich am Tag der Rammung (Tag 0) zu allen Jahreszeiten gegenüber den folgenden Tagen reduzierte Detektionsraten (Abb. 5.10). Zwischen dem ersten und zweiten Tag nach Rammung unterschieden sich diese im Frühjahr und Sommer nicht mehr voneinander, im Herbst und Winter hingegen stiegen sie am zweiten Tag nach Rammung noch signifikant weiter an (Abb. 5.10). Somit kam es im Herbst und Winter scheinbar zu etwas länger anhaltenden Effekten als im Frühling und Sommer.

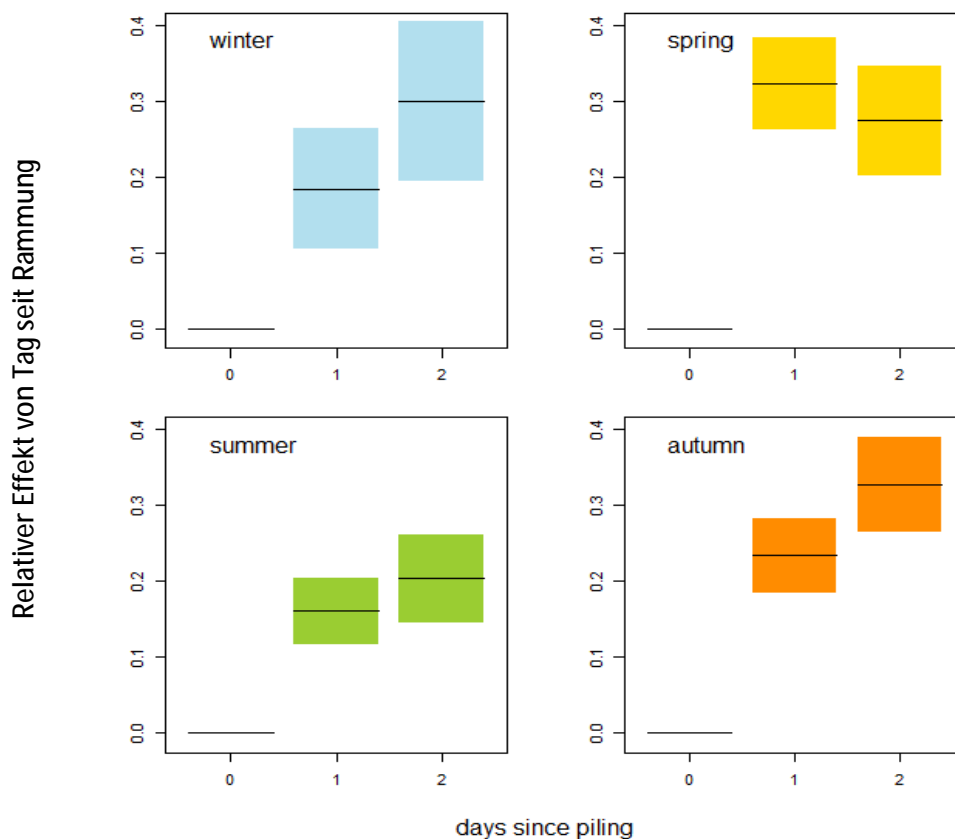


Abb. 5.10 Effekt der Tage relativ zur Rammung auf die täglichen Schweinswaldetektionsraten innerhalb der vier Jahreszeiten und zusammengaffst für alle Teilgebiete. Farbige Bereiche geben die Konfidenzintervalle an. Da die Effekte relativ zur ersten Kategorie dargestellt werden, ist hierfür kein Konfidenzintervall vorhanden.

5.5 Populationsvorhersage durch PCoD-Modell

Von Störungen beeinträchtigte Tiere können im PCoD Modell vom Anwender in zwei unterschiedliche Kategorien eingeteilt werden: 1) Tiere, die eine Verletzung durch PTS erleiden (was nicht unbedingt als letal gewertet wird, aber die Reproduktion maßgeblich beeinträchtigt) und 2) Tiere die einer Störung ausgesetzt sind, welche potentiell das Überleben und die Reproduktion der Tiere beeinträchtigen kann. Da während aller Rammarbeiten erhebliche Vorsichtsmaßnahmen getroffen wurden, um eine Verletzung von Schweinswalen zu verhindern (Einsatz von Vergrämungsmaßnahmen, Softstart), wurde bei der Anwendung des Modells davon ausgegangen, dass es bei den beeinträchtigten Tieren nicht zu Hörschädigung in Form von PTS kam. Alle beeinträchtigten Tiere wurden somit als „nur gestört“ klassifiziert. Somit wurden sich hier auf die durch das PCoD-Modell vorhergesagten Effekte von Störungen fokussiert und nicht von Verletzungen.

Die Berechnungen basieren auf einer Populationsgröße von 54.227 Schweinswalen für die gesamte deutsche AWZ sowie die 12-Seemeilenzone. Diese Zahl stammt von GILLES et al. (2010). Es kam in der Deutschen Bucht zwischen 2009 und 2013 zu insgesamt 541 Rammtagen, was in das Modell aufgenommen wurde. Die in Kapitel 4.3.1 berechnete maximale Effektreichweite lag bei 17 km.

Da Störungen der Bauarbeiten jedoch bereits einen Tag vor der Rammung begannen sowie einen weiteren Tag nach Rammung andauerten, wurden pro Rammtage drei gestörte Tage berechnet (im Modell können nur ganze Tage berücksichtigt werden). Da die Effekte jedoch an den Tagen vor und nach der Rammung nur im unmittelbaren Nahbereich nachzuweisen waren (ca. 5-10 km), wurden für diese beiden Tage der angenommene Störradius (8,5 km) halbiert. Dies führt dann für alle gestörten Tage zu einer mittleren Effektreichweite von ca. 11 km $((8,5+17+8,5)/3)$, was in dieses Modell integriert wurde. Diese Störungsreichweite und -dauer spiegelt damit ein worst-case Szenario wider und liegt deutlich über den in dieser Studie festgestellten Angaben. Alle im Rahmen dieser Studie angewendeten Spezifikationen des Modells sind in Tab. 5.1 zusammengefasst.

Tab. 5.1 Spezifikationen, die bei Anwendung des PCoD-Modells verwendet wurden.

Parameter	Einstellung (reale Daten; WORST CASE)
Betroffene Population	54,227 Ind. (AWZ plus 12 sm Zone; (GILLES et al. 2010)).
Anzahl Rammtage	541 Tage.
Effektnachwirkung (diese Studie)	2 Tage: <ul style="list-style-type: none">• 1 Tag vorher.• 1 Tag nachher.
Anzahl „gestörter“ Tiere	Abhängig von Saison + Teilgebiet. Grundlage: Dichtewerte der Flugdaten; Grundlage Effektradius: POD-Daten: <ul style="list-style-type: none">• 11 km: phasenangepasster Effektradius (vor- und nachher: 8,5 km; während: 17 km).
Tiere mit PTS	0, da keine Tiere mit PTS (Vergrämungsmaßnahmen).

Neben einer Prognose der Populationsentwicklung wurde wie von KING et al. (2015) empfohlen, berechnet, wie hoch die Wahrscheinlichkeit einer mehr als einprozentigen Abnahme der Schweinswalpopulation über einen Zeitraum von zwölf Jahren als Folge der Störungen ist, was auf einen ungünstigen Erhaltungszustand hinweisen würde.

Für die angegebenen Spezifikationen (11,3 km Effektradius, drei Tage Störung pro Rammung) prognostiziert das Modell für die drei Zeitpunkte 2013, 2015 und 2027 (zwölf Jahre nach Ende der Bauarbeiten) eine Abnahme der Schweinswalpopulation um im Median 0,9, 0,6 und 0,2 % (Abb. 5.11, Tab. 5.2). Die prognostizierte mittlere Populationsabnahme liegt somit zu allen drei Zeitpunkten unter 1 %. Die Wahrscheinlichkeit einer mehr als ein-prozentigen Abnahme der Schweinswalpopulation als Folge der Bauarbeiten wurde vom Modell als 27 % in 2013, 17 % in 2015 und 9 % in 2027 berechnet und liegt somit immer unter 30 % (Tab. 5.2).

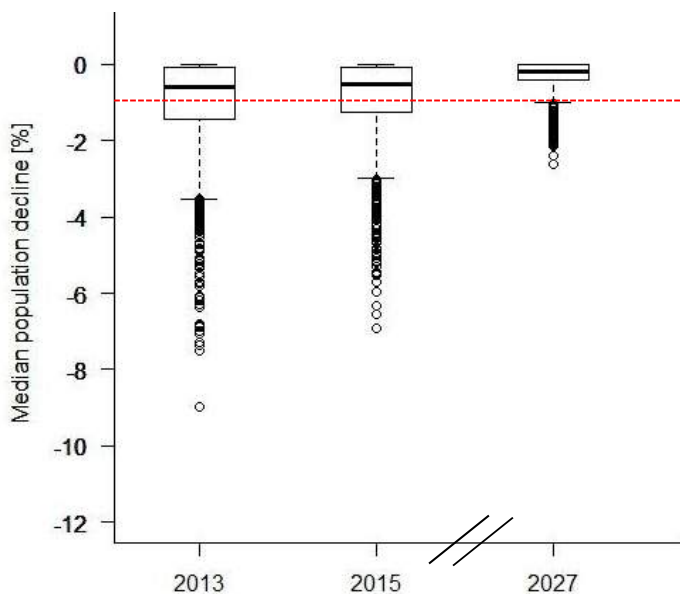


Abb. 5.11 Mittlere vom PCoD-Modell berechnete Schweinswalpopulationsentwicklung zu drei unterschiedlichen Zeitpunkten als Folge des Baus der OWPs innerhalb der Deutschen Bucht zwischen 2009 und 2013.

Tab. 5.2 Vom PCoD-Modell prognostizierte Schweinswalpopulationsentwicklung als Folge von Störungen durch den Bau der OWPs innerhalb der Deutschen Bucht zwischen 2009 und 2013.

Jahr	Prognostizierte prozentuale Abnahme der Population (Median)	Berechnete Wahrscheinlichkeit einer mehr als einprozentigen Abnahme der Population
2013	-0,9	0,27
2015	-0,6	0,17
2027	-0,2	0,087

5.6 Langfristige Trends in den Schweinswalmonitoring-Daten

5.6.1 Längerfristiger Trend in POD-Daten

Innerhalb des Basismodells (s. 5.2.1), welches nur Daten aus Zeiträumen enthielt, in denen es nicht zu kurzfristigen Effekten der Rammung auf die Schweinswaldetektionen kam, wurde ebenfalls untersucht, welchem Jahrestrend die täglichen Schweinswaldetektionsraten unterliegen. Nach den Berechnungen des GAM Modells kam es trotz der zunehmenden Rammaktivitäten in der Deutschen Bucht von 2010 bis 2013 zu einem positiven Trend der akustischen Schweinswaldetektionen in zwei Teilgebieten (BWII und MSO-NSO). In den anderen beiden Teilgebieten war kein deutlicher Trend zu verzeichnen: Bei DanTysk blieb die Detektionsrate ziemlich konstant, bei BARD kam es im vierjährigen Verlauf zu einigen positiven und negativen Schwankungen aber nicht zu einem klaren Trend in eine Richtung (Abb. 5.12).

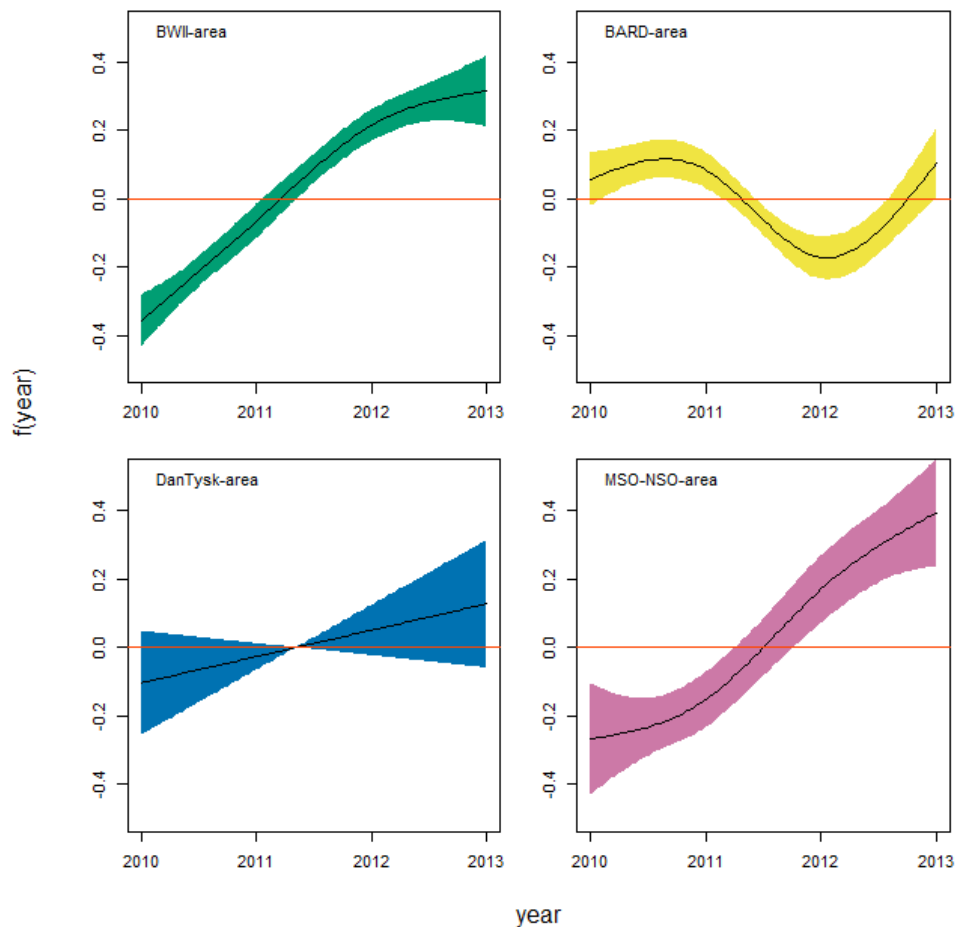


Abb. 5.12 Teilgebietsspezifische Jahrestrends der täglichen akustischen Schweinswaldetektionsraten. Die Konfidenzintervalle sind gebietsspezifisch farblich gekennzeichnet.

5.6.2 Längerfristiger Trend in Dichte-Daten

Um den Jahrestrend in den visuellen Erfassungsdaten zu prüfen wurden drei Modelle berechnet, die jeweils gleich aufgebaut waren, sich aber in der zugrunde liegenden Datenbasis unterscheiden. Das erste Modell wurde über den Gesamtdatensatz berechnet, das zweite Modell nur für Daten, die von kurzfristigen Effekten der Rammung weitgehend unbeeinflusst waren und das dritte Modell nur für Daten, die durch das Rammen sehr wahrscheinlich beeinflusst waren. Der Faktor „Jahr“ hatte in allen drei Modellen einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Schweinswaldichten. Die Ergebnisse hinsichtlich der Dichtetrends über den fünfjährigen Untersuchungszeitraum sind in Abb. 5.13 abgebildet. Hier ist zu erkennen, dass es sowohl im Gesamtdatensatz als auch im von Rammungen unbeeinflussten Datensatz nicht zu einem eindeutigen Jahrestrend kam. Die Dichten waren 2009 am geringsten, nahmen zu 2010 hin sprunghaft zu, fielen bis 2012 wieder leicht ab, um dann in 2013 ein Jahresmaximum zu erreichen. Dies war besonders deutlich in dem Datensatz, der von den Rammungen unbeeinflusst war. Im Datensatz, der von kurzfristigen Effekten beeinflusst war, kam es (zum Teil wegen der geringen Datenmenge aber auch wegen der Rammereffekte) zu einer hohen Varianz in den Dichten und es fand sich kein deutlicher Trend zwischen den fünf Jahren.

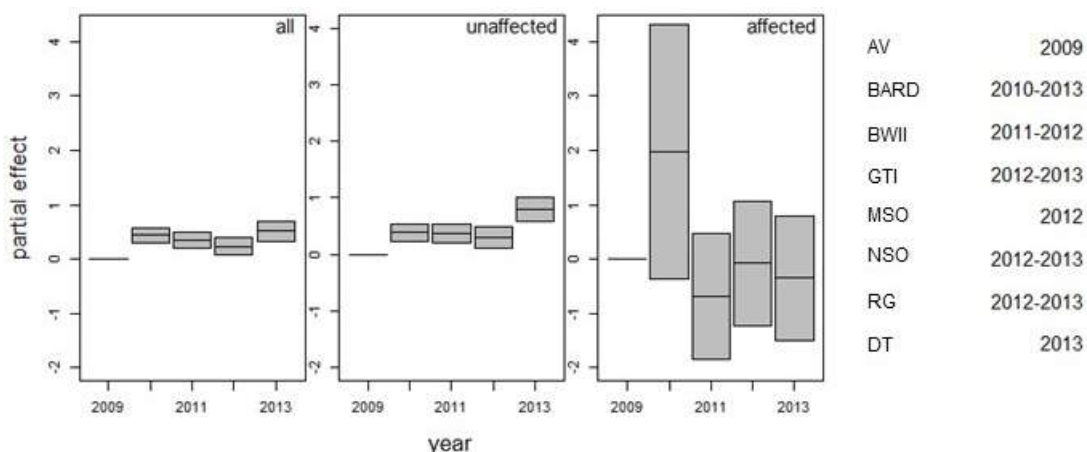


Abb. 5.13 Jahrestrend der Schweinswaldichten aus flugzeugbasierten Erfassungen für den Gesamtdatensatz, den von Rammungen unbeeinflussten und den von Rammungen beeinflussten Datensatz. Rechts neben den Graphen sind die Bauzeiträume der einzelnen Windparks angegeben. Es handelt sich um die Modellausgabe des GAMs, welches partielle Effekte relativ zum Jahr 2009 darstellt (grau: Konfidenzintervalle).

Da sich, wie bereits mehrfach erwähnt, die Schweinswaldichten und –detektionen zwischen unterschiedlichen Teilgebieten erheblich unterscheiden, wurden im weiteren Schritt teilgebietspezifische Modelle berechnet, um die Jahrestrends zu analysieren. Hierbei wurden die Daten allerdings auf Frühjahr und Sommer (April bis September) beschränkt, da sich die Dichten erheblich von denen im Winter und Herbst unterscheiden und aus diesen Jahreszeiten nur wenige Daten zur Verfügung standen. Bei der Analyse der visuellen Erfassungsdaten konnte in keinem der vier betrachteten Teilgebiete ein signifikanter gerichteter Jahrestrend festgestellt werden (Abb. 4.13). Es kam nur in den drei Teilgebieten, für welche Daten aus 2009 vorlagen, zu etwas geringeren Dichten in 2009 als in den meisten anderen Jahren, während im Gebiet westlich von Sylt in 2013

deutlich höhere Dichten festgestellt wurden als in 2011 oder 2012. Ein negativer Trend über den fünfjährigen Untersuchungszeitraum fand sich trotz zunehmender Bauaktivität in keinem der vier Teilgebiete.

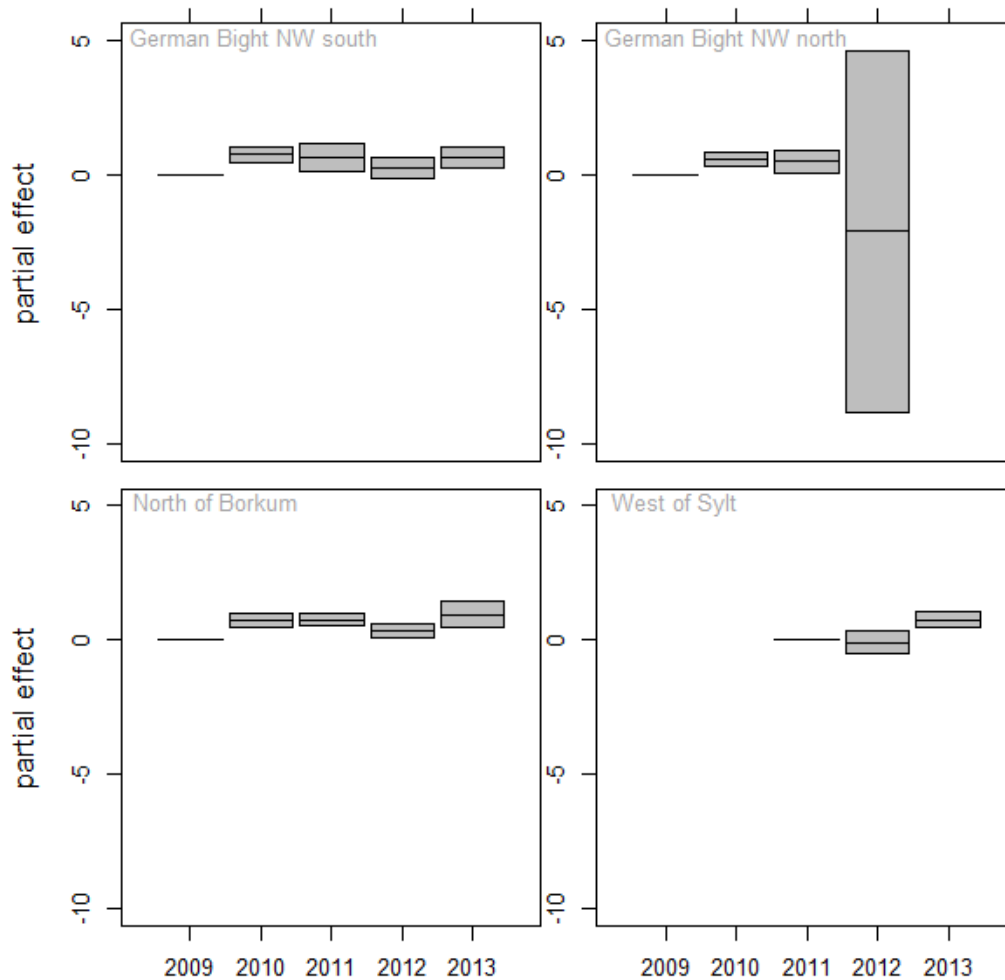


Abb. 5.14 Jahrestrend der Schweinswaldichten aus flugzeugbasierten Erfassungen von April bis September für die einzelnen Teilbereiche. Es handelt sich um die Modellausgabe des GAMs, welches partielle Effekte relativ zum Jahr 2009 darstellt (grau: Konfidenzintervalle).

5.6.3 Vergleich der Daten aus akustischem Monitoring und visuellen Erfassungen

In Abb. 5.15 sind sowohl die mittleren täglichen akustischen Schweinswaldetektionsraten als auch die anhand von Erfassungsflügen berechneten Schweinswaldichten jahreszeitenspezifisch in Karten dargestellt. Obwohl die beiden Datensätze nicht genau die gleichen Gebiete und Zeiträume abdeckten, stimmen die generellen geographischen und zeitlichen Muster relativ gut miteinander überein.

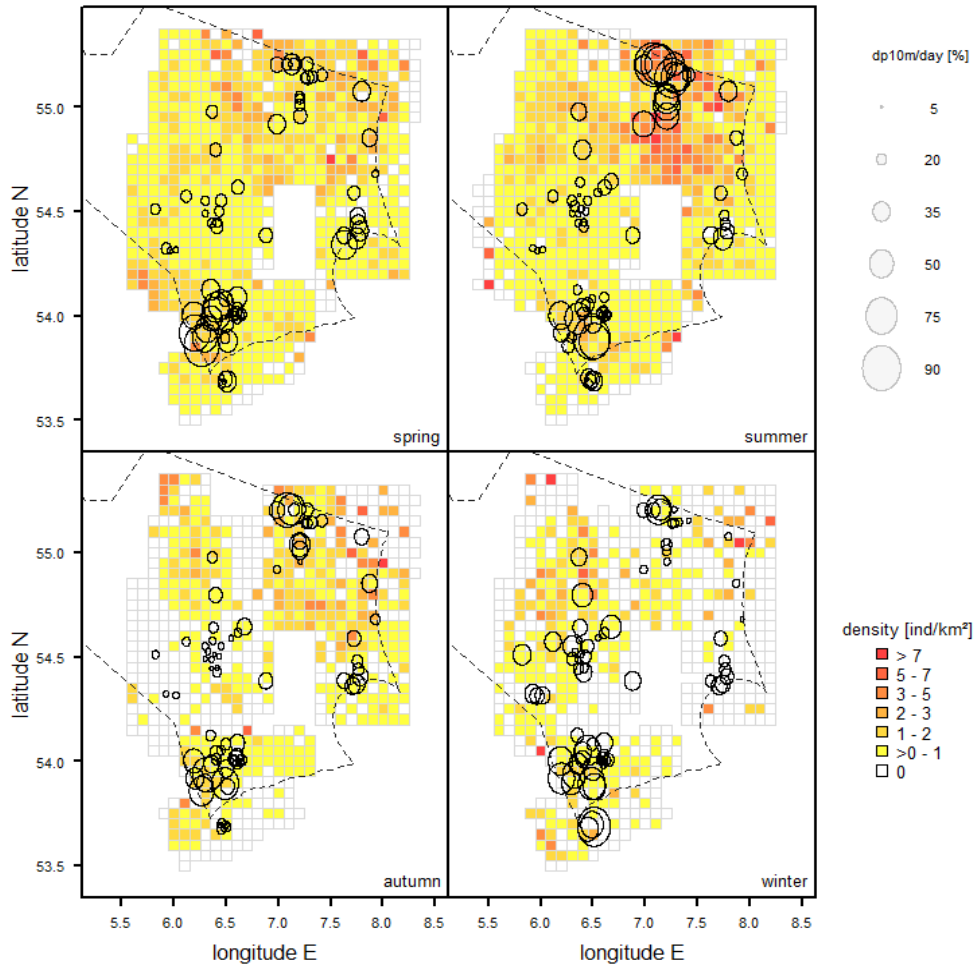


Abb. 5.15 Vergleich der saisonalen mittleren akustischen täglichen Schweinswaldetektionen (dp10m/day [%] 2010-2013) und der anhand von flugzeugbasierten visuellen Erfassungen berechneten Schweinswaldichten (2009-2013).

6 GENERELLE DISKUSSION & SCHLUSSFOLGERUNGEN

Ziel der vorliegenden Studie war es die verschiedenen Aspekte der Störwirkungen von Offshore Rammarbeiten auf Schweinswale umfassend zu untersuchen. Dafür wurden Schweinswalmonitoringdaten, Schalldaten und weitere Informationen zu den Rammarbeiten, welche im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien und Forschungsvorhaben im Zusammenhang mit dem Bau von Offshore Windparks zwischen 2009 und 2013 in der Deutschen Bucht gesammelt wurden, zusammengetragen und gemeinsam ausgewertet. Schweinswalmonitoringdaten setzen sich hierbei aus flugzeugbasierten Erfassungen zwischen 2009 und 2013 und aus den Daten des passiven akustischen Monitorings (C-POD Daten) zwischen 2010 und 2013 zusammen. Die flugzeugbasierten Erfassungen decken die Bauphase von acht Offshore Windparks in der Deutschen Bucht ab (AV, BARD, BWII, DT, GTI, MSO, NSO and RG), während die POD-Daten die Bauphase von sieben Windparks abdecken (nicht AV, welcher 2009 errichtet wurde). Während des Baus von sechs dieser Windparks wurde der Großteil der Fundamente unter Anwendung von Schallminderungsmaßnahmen gerammt. Bei BWII wurden etwa $\frac{3}{4}$ der Fundamente mit Schallschutz errichtet, BARD und AV wurden fast komplett ohne Schallschutzmaßnahmen gebaut. Bei allen anderen Windparks wurden mehr als 90 % der Fundamente mit Schallschutzmaßnahmen errichtet. Die Effekte des Baus der Windparks auf Schweinswaldetektionen und -dichten wurden mit dem Ziel analysiert, generelle Schlussfolgerungen hinsichtlich der klein- und großräumigen Effekte auf Schweinswale ziehen zu können und dazu beizutragen, die potentiellen populationswirksamen Auswirkungen besser abschätzen zu können.

Kleinskalige und kurzfristige Effekte der Rammarbeiten auf Schweinswale wurden hauptsächlich über die Analyse von akustischen Schweinswaldetektionen in stündlicher Auflösung untersucht. Es wurde ebenfalls ein Versuch unternommen dieser Thematik über eine Analyse der flugzeugbasierten Erfassungen in stündlicher Auflösung nachzugehen. Es stellte sich hierbei aber heraus, dass die Datenverfügbarkeit hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Abdeckung relativ zu den Rammarbeiten zu lückenhaft war, als dass sich deutliche Ergebnisse erzielen ließen. Da die Analyse der stundenbasierten POD-Daten in dieser Hinsicht robustere und deutlichere Resultate lieferte, konzentriert sich darauf die Diskussion der kleinskaligen Effekte.

Großskalige Effekte hingegen lassen sich mit POD-Daten in stündlicher Auflösung nicht sinnvoll betrachten. Um Trends über mehrere Jahre zu untersuchen, ist die Analyse von Dichtedaten, die auf flugzeugbasierten Erfassungen beruhen, und von POD-Daten in tagesgenauer Auflösung zielführender. Die flugzeugbasierten Erfassungen haben hierbei den Vorteil, dass sie eine höhere räumliche Abdeckung aufweisen. Dadurch lässt sich mit diesen eine potentielle längerfristige Veränderung in der Schweinswalverteilung infolge der Bauarbeiten möglicherweise eher nachweisen. Es handelt sich allerdings bei jeder Befliegung nur um eine Momentaufnahme, und es ist bekannt, dass sich die Verteilung der Schweinswale sehr kurzfristig ändern kann. POD-Daten in tagesgenauer Auflösung decken hingegen zwar nur ein kleines Areal ab, dieses dafür aber nahezu kontinuierlich.

Es fanden sich klare negative kurzfristige Effekte der Rammarbeiten auf die Schweinswaldetektionen der PODs sowie auf die aus flugzeugbasierten Erfassungen resultierenden Schweinswaldichten. Die Stärke sowie Dauer dieser Effekte unterlagen hierbei einem deutlichen Gradienten hinsichtlich Schallstärke bzw. Distanz von der Rammbaustelle. Sowohl Stärke als auch Dauer der Effekte nahmen mit abnehmender Lautstärke und mit zunehmender Distanz deutlich ab. Zwi-

schen den einzelnen Windparks fanden sich deutliche Unterschiede in den Effekten, die sich nicht alleine durch Unterschiede in den Baucharakteristika (wie z.B. Schallpegel und Anwendung von Schallminderung) erklären lassen. Die Faktoren, welche bei diesen starken projektspezifischen Unterschieden eine Rolle spielen könnten, werden im Folgenden weiter erläutert. Der Bau weiterer Offshore Windparks ist sowohl in der deutschen AWZ sowie in vielen anderen Meeresgebieten geplant. Daher ist es außerordentlich wichtig, die potentiellen langfristigen Effekte des Baus solcher Windparks auf die Meeresumwelt zu studieren und zu versuchen, diese abzuschätzen. Die mittelfristigen Trends der Schweinswaldetektionen und –dichten, welche während dieser Studie festgestellt wurden, werden im Hinblick auf einen möglichen Einfluss der während dieser Zeit stattgefundenen Bauaktivitäten bei Offshore Windparks in der Deutschen Bucht diskutiert. Weiterhin wurde eine Einschätzung vorgenommen, wie zielführend die Anwendung des PCoD (Population Consequences of Disturbance) Modells ist, wobei hierbei Spezifikationen verwendet wurden, die auf den Ergebnissen dieser Studie beruhen.

6.1 Kurzfristige Effekte der Rammungen

6.1.1 Schallpegel während der Rammungen

Der hinsichtlich kurzfristiger Störeffekte wichtigste Aspekt der Bauaktivitäten im Offshorebereich ist der bei den Rammarbeiten entstehende Schallpegel. Um diesen Aspekt möglichst genau betrachten zu können, wurden für die vorliegende Studie alle verfügbaren Schallmessungen, die während des Baus der sieben Windparks durchgeführt wurden, zusammengetragen. Lagen für POD-Stationen und Rammungen keine Schalldaten vor, wurden diese entsprechend extrapoliert.

Frühere Windparkprojekte, bei welchen die Effekte von Rammungen auf Schweinswale untersucht wurden, wurden hauptsächlich ohne Anwendung von Schallminderungsmaßnahmen errichtet (z.B. Horns Rev I, Horns Rev II, Nystedt). Von den acht Windparks, die während dieser Studie betrachtet wurden, wurde der größte Teil der Fundamente bei sechs Windparks unter Anwendung von Schallminderungsmaßnahmen errichtet. Hierbei war es das Ziel, das Verletzungsrisiko für Schweinswale auszuschließen und Störungen soweit wie möglich zu reduzieren. BIOCONSULT SH et al. (2014) und NEHLS et al. (2016) folgend kann mit den zur Verfügung stehenden Schallminderungssystemen eine Schallreduzierung um 9 bis 13 dB erreicht werden, was eine Reduzierung des Störradius' um ca. 10 km bedeuten würde und damit eine Reduzierung der für Schweinswale gestörten Fläche um bis zu 90 %. Bei der Betrachtung der vorhandenen Schalldaten wurde klar, dass sowohl die gemessenen als auch die extrapolierten Schalldaten hohe Varianzen aufwiesen, was in den größeren Distanzen besonders ausgeprägt war. Innerhalb einzelner Projekte variierten die in 750 m Entfernung während Rammungen mit Schallminderung gemessenen Schallwerte um bis zu 15 dB. Die lautesten Schallwerte, die während Rammungen mit Schallminderung gemessenen wurden, waren hierbei fast so laut, wie die Werte, welche ohne Schallminderung gemessen wurden. Das weist darauf hin, dass die Effektivität der Schallminderungsmaßnahmen sehr unterschiedlich war, was möglicherweise mit unterschiedlichen Wetterverhältnissen sowie technischen Schwierigkeiten im Zusammenhang steht. Während der einzelnen Bauphasen wurden weiterhin unterschiedliche Konfigurationen verschiedener Schallschutzsysteme getestet, weiterentwickelt und verbessert, was ebenfalls zur Variabilität in der Schallreduktion beitrug. Weiterhin hängt der Schallpegel natürlich von weiteren Faktoren wie z.B. Pfahldurchmesser, Sediment und Wassertie-

fe ab. Die Schallpegel während Rammungen mit Schallminderung variierten so erheblich, dass sie die vorhandenen Unterschiede zwischen einzelnen Projekten überdeckten. Während Rammungen mit Schallminderung waren die medianen Schallpegel, welche in über 5 km Distanz gemessen wurden, bei GTI am höchsten und bei RG und BWII am niedrigsten, obwohl bei GTI Tripod Fundamente zum Einsatz kamen, bei denen der Pfahldurchmesser geringer ist als bei Monopiles (und damit auch die zu erwartende Schallemission). Dies könnte mit der Wassertiefe bei GTI zusammenhängen, welche mit ca. 40 m bedeutend höher als bei den anderen Projekten (außer bei BARD) war. BARD wurde auch bei einer Wassertiefe von ca. 40 m errichtet, bei allen anderen Windparks lag die Wassertiefe jedoch zwischen 20 und 35 m. Im tieferen Wasser trägt der Schall aufgrund weniger Reflexion und somit weniger Ausbreitungsverlust weiter (PORTER & SCHMIDT 2000). In großen Distanzen wird die Schallausbreitung aufgrund eines größeren Effektes unterschiedlicher Umweltvariablen komplexer und variabler.

Die hohe Variabilität der Schallwerte zeigt, dass die während dieser sechs Windparks verwendeten Schallminderungssysteme sich noch in der Entwicklung befanden und noch nicht immer gleichbleibend verlässlich arbeiteten. Es zeigt auch, dass das Extrapolieren von Schallwerten mit einer hohen Unsicherheit behaftet ist. Diese Unsicherheit wirft die Frage auf, ob es nicht gegebenenfalls besser ist die Variable „Distanz zum Rammort“ innerhalb der statistischen Modelle zu verwenden als die extrapolierten Schallwerte. Dies trifft insbesondere auf die Projekte BARD und RG zu, bei welchen die extrapolierten Schallwerte auf nur zwei bzw. acht Messungen beruhen. Auf der anderen Seite muss festgestellt werden, dass es genau wegen der hohen Varianz der Schallwerte informativer sein sollte, Schallwerte anstatt nur Distanz zu verwenden, wenn diese tatsächlich als gemessene Werte vorliegen. Aus diesen Gründen wurden beide Ansätze weiter verfolgt.

6.1.2 Effekt der Schallwerte

Für die Erstellung von Umweltverträglichkeitsstudien, welche meist auf Schallprognosen spezifischer Projekte beruhen, ist es von fundamentaler Wichtigkeit, die Beziehung zwischen der Lautstärke der Offshore Rammarbeiten und den Verhaltensreaktionen der Schweinswale zu kennen. Daher war es das Ziel dieser Studie herauszufinden, ab welchen Schallwerten eine Veränderung in den stündlichen Schweinswaldetektionsraten festzustellen ist.

GAM Modelle ergaben eine graduelle Abnahme der akustischen Schweinswaldetektionen bis zu einer Lautstärke von 143 dB SEL₀₅ (Schallereignispegel). Dieser Wert basiert auf der Feststellung ab welchem Schallwert die Schweinswaldetektionen während der Rammung den Gesamtmittelwert über alle Daten erreichten. Je nach der statistischen Definition eines solchen Wertes und der angewandten statistischen Methode können sich solche Schätzungen unterscheiden. In einem weiteren Ansatz wurden ebenfalls nicht parametrische Verfahren verwendet, welche es erlauben, die Detektionsraten während der Rammungen innerhalb einer bestimmten Schallklasse direkt mit den Detektionsraten innerhalb einer vorhergehenden Basiszeit direkt zu vergleichen, aber welche nicht wie ein GAM für den potentiellen Einfluss mehrerer Umweltvariablen korrigieren können. Weiterhin lässt sich für die Effektreichweite hiermit nur eine Bandbreite angeben, innerhalb derer der Grenzwert für eine Störung liegen muss und ist somit stark abhängig davon, wie die Klasseneinteilung gewählt wird. Weiterhin hängt es stark von der Höhe und Variabilität der Detektionsraten während der Basiszeit und von der Stichprobengröße ab, ob Effekte statistisch signifikant

nachweisbar sind (mit zunehmender Stichprobengröße und abnehmender Variabilität der Basisdaten erhöht sich die statistische Nachweisbarkeit kleiner Effekte). Es wurde daher festgelegt, dass erst dann ein Rammereffekt vorliegt, wenn die auf nichtparametrischen Verfahren beruhende Berechnung eine signifikante Abnahme um mindestens 20 % anzeigt, anstatt sich nur auf die statistische Signifikanz zu berufen. Daraus resultierten Effektradien von 145-150 dB SEL₀₅ (abhängig von der Datenverfügbarkeit wurden die Daten in Schallklassen mit einer Breite von 5 oder 10 dB eingeteilt). Die Stärke dieser Abnahme unterlag einem deutlichen Gradienten hinsichtlich der Schallklassen: Während die Abnahme bei Schallwerten über 170 dB 93 % betrug, wurde die Abnahme in den nächst leiseren Schallklassen kontinuierlich geringer bis sie bei 145-150 dB nur noch 25 % betrug und bei leiseren Schallklassen unter 20 % lag oder nicht mehr signifikant war. Dies zeigt, dass womöglich nicht alle Schweinswale bei der gleichen Lautstärke reagieren, oder dass sich die Art der Verhaltensänderungen bei den unterschiedlichen Lautstärken ändert. Die niedrigste Schallklasse mit einer Abnahme über 50 % lag bei 150-160 dB.

Der berechnete Wert von 143 dB SEL₀₅ liegt dicht an den Berechnungen von DIEDERICHS et al. (2014), welche für den Bau von BWII berechneten, dass die Schweinswaldektionsraten ab 146 - 148 dB SEL₀₅ abnahmen. KASTELEIN et al. (2013) untersuchten die Verhaltensänderungen eines in Gefangenschaft gehaltenen Schweinswals auf simulierten Rammschall. Sie fanden, dass der Schweinswal im Mittel ab 136 dB begann aus dem Wasser zu springen, allerdings war die Anzahl der Sprünge aus dem Wasser erst ab 154 dB signifikant unterschiedlich von der Basiszeit. Es ist schwierig, Ergebnisse von Studien an in Gefangenschaft lebenden Tieren auf Monitoringstudien im Feld zu übertragen, da Schweinswale in Gefangenschaft hinsichtlich ihrer Ausweichmöglichkeiten limitiert sind und auch die Motivation einem akustischen Reiz auszuweichen möglicherweise unterschiedlich ist. Auch unterscheiden sich die Schallcharakteristika in einem Becken sicherlich von denen im offenen Meer. Daher sollte 136 dB als ein kontextabhängiger Grenzwert für eine Störung von Schweinswalen betrachtet werden.

Der oben angegebene breitbandige Schallwert für den Beginn von Verhaltensreaktionen von Schweinswalen kann nur für den Kontext von Offshore Rammarbeiten beim Bau von Windparks interpretiert werden. Die meiste Energie befindet sich bei dieser Art von Schall im unteren Frequenzbereich unter 1 kHz. Schall bei anderen Aktivitäten mit unterschiedlichen Frequenzspektren würde für die Auslösung von Verhaltensreaktionen andere Werte ergeben. Die Hauptenergie von Sealscarerschall z.B. befindet sich in höheren Frequenzen bei ungefähr 15 kHz, wo das Hörvermögen von Schweinswalen deutlich sensitiver ist (KASTELEIN et al. 2002). Dementsprechend mieden Schweinswale diesen Schall bereits ab ca. 119 dB SEL (BRANDT et al. 2013B). TOUGAARD et al. (2015) sichtet die vorhandene Literatur, um die frequenzspezifischen Verhaltensreaktionen von Schweinswalen auf Schall einzuschätzen und postulieren, dass Schweinswalreaktionen etwa 40-50 dB über der frequenzspezifischen Hörschwelle einsetzen.

Projektspezifische Analysen von Schalleffekten und eine Untersuchung zum Einfluss von Schallminderungsmaßnahmen waren durch die wenigen Schallmessungen in einigen Projekten (und besonders in Distanzen über 2 km) limitiert. Um projektspezifische Unterschiede in den Schweinswalreaktionen und den Effekt von Schallminderungsmaßnahmen zu betrachten, wurde sich daher in weiteren detaillierteren Analysen auf den Effekt von Distanz zur Rammung (welche mit den Schallwerten korreliert) fokussiert.

6.1.3 Effektreichweiten

Um kleinskalige Vertreibungseffekte von Schweinswalen durch Rammschall genauer zu betrachten, wurden die Distanzen in welchen sich Schweinswaldetektionen und -dichten während und nach Rammungen änderten, untersucht. Die gemeinsame Analyse aller Daten des passiven akustischen Monitorings in stundengenauer Auflösung hinsichtlich der Effekte des Baus von sieben Windparks (unabhängig davon ob Schallminderung angewendet wurde oder nicht) ergab eine Abnahme der Schweinswaldetektionen während der Rammung bis in 17 km Distanz. Nichtparametrische Analysen ergaben für den Gesamtdatensatz eine Effektreichweite von 10-15 km. Wie auch bei den Analysen hinsichtlich der unterschiedlichen Schallklassen fand sich bei den Distanzklassen ein deutlicher Gradient in der Abnahme der Schweinswaldetektionen während der Rammung. Die Schweinswaldetektionsraten nahmen in 0-5 km Distanz um ca. 68 % ab, in 10-15 km Distanz hingegen nur noch um 26 %. In weiter entfernten Distanzklassen war die Abnahme immer unter 20 %. Analysen der tagesgenauen POD-Daten und der Schweinswaldichten aus den Erfassungsflügen ergaben ebenfalls Effektreichweiten bis in etwa 20 km und stimmen somit gut mit den Ergebnissen der stundenbasierten POD-Daten überein.

Eine gemeinsame Analyse aller Projektdaten hinsichtlich der Effektreichweite ist sinnvoll, wenn es das Ziel ist den mittleren Effekt zu berechnen, den der Bau aller Windparks innerhalb der vier Jahre hatte. Da die Projekte sich jedoch hinsichtlich mehrerer Variablen unterscheiden, die alle einen Effekt darauf haben können, wie weit die Störung reicht, ist es schwierig zu einem allgemein gültigen Wert zu gelangen. Daher ist es zusätzlich sinnvoll projektspezifische Effektradien zu berechnen. Man würde erwarten, dass ein unterschiedlicher Schallpegel der Hauptfaktor ist, der unterschiedliche Effektradien zwischen den Projekten erklärt. Jedoch waren die Unterschiede hinsichtlich des Schallpegels zwischen den Projekten aufgrund starker Varianzen in der Effektivität der Schallminderungsmaßnahmen innerhalb der Projekte kaum nachweisbar. Die einzelnen Windparks unterscheiden sich auch hinsichtlich der Habitatcharakteristika und üblicherweise vorkommenden Schweinswaldichten, und auch diese Faktoren können einen Einfluss darauf haben, wie Schweinswale auf Rammschall reagieren. Dies sind weitere Gründe für die Berechnung projektspezifischer Effektradien.

Ein Vergleich der einzelnen Windparkprojekte ergab, dass sich die Effektradien erheblich unterscheiden. Projektspezifische GAM Modelle konnten für MSO und RG aufgrund der geringen Datenverfügbarkeit und mehrerer Datenlücken für die verschiedenen Distanzen nicht berechnet werden. Für BARD war es wegen der hohen Variabilität der Schweinswaldetektionsraten zwischen den verschiedenen Distanzen schwierig genaue Effektradien zu berechnen. Daher wurde hierfür eine mögliche Spannbreite dafür angegeben bis wohin der Störeffekt womöglich reicht. Diese Angaben beruhen auf einer visuellen Inspektion der Modellausgabe daraufhin wo die Detektionsraten während der Rammung nahe des Gesamtmittelwertes lagen (20-34 km). Für die anderen Windparks reichen die Störeffekte (basierend darauf, wo die Detektionsraten während der Rammung den Gesamtmittelwert erreichten) von 6 km bei DT bis zu 16 km bei BWII, mit mittleren Reichweiten bei GTI und NSO (9 km). Weiterhin wurden ebenso nichtparametrische Verfahren verwendet, um projektspezifische Unterschiede zu untersuchen. Dies führte bei zwei Projekten zu erheblichen Unterschieden verglichen mit den GAM Ergebnissen: Signifikante Abnahmen über 20 % fanden sich bei BARD nur bis in 5-10 km, bei GTI hingegen bis in 20-30 km. Für die anderen Projekte lagen die Ergebnisse aus GAM Modellen und nicht parametrischen Analysen nahe beieinander. Nicht parametrische Analysen ergaben Effektreichweiten von 0-5 km für DT und von 10-

15 km für NSO und BWII. Bei BARD hängen diese Unterschiede zwischen den beiden Analyseverfahren sehr wahrscheinlich mit der Datenverfügbarkeit zusammen, da die Detektionsraten hier starke Unterschiede zwischen den einzelnen POD-Positionen und in den unterschiedlichen Richtungen vom Windpark aufwiesen. Zum momentanen Zeitpunkt ist es nicht möglich Aussagen darüber zu treffen, welche der beiden Analysemethoden den realistischeren Wert für Effektreichweiten ergab. Warum die Effektradien sich bei GTI so stark unterscheiden bleibt unklar. Die Gründe für die Unterschiede zwischen den einzelnen Windparks sind divers. Man würde annehmen, dass sie zum größten Teil auf Unterschiede in der Lautstärke des Rammens zurückgehen. Während BARD und GTI am lautesten waren, war die mittlere berechnete Lautstärke bei den übrigen Windparks allerdings sehr ähnlich, so dass dies die unterschiedlichen Effektradien nicht erklären konnte. Die meisten Schallwerte in größeren Distanzen basieren allerdings auf Extrapolation. Das bedeutet, dass es gegebenenfalls zwischen den Projekten Unterschiede in der Schallausbreitung und damit in den Schallwerten in größeren Distanzen gegeben hat, die sich in unseren Daten nicht zeigen, und die eventuell doch den unterschiedlichen Effektradien zugrunde liegen könnten.

Ein anderer Faktor, dessen Effekt auf die Störwirkung von Schall auf Schweinswale bisher möglicherweise unterschätzt wurde, ist der Einfluss verschiedener Windverhältnisse auf die Schallausbreitung. Es konnte gezeigt werden, dass die Störeffekte während und vor einer Rammung bei niedriger Windgeschwindigkeit weiter reichten. Dies könnte mit einer effektiveren natürlichen Schallminderung während höherer Windgeschwindigkeiten zusammen hängen. Bei viel Wind werden mehr Luftblasen in die oberen Wasserschichten eingetragen, welche die Schallausbreitung mindern. Zudem kommt es an einer nicht glatten Wasseroberfläche zu weniger Reflexion. Frühere Ergebnisse, welche zeigten dass sich der Seegang deutlich auf die Schallausbreitung auswirkte (z.B. THIELE & SCHELLSTEDE 1980; JONES et al. 2009) und dass besonders bei hohen Frequenzen über 1 kHz (wo das Hörvermögen der Schweinswale am besten ist) abgeschwächt werden (JONES et al. 2009), bestärken diese Annahme. THIELE & SCHELLSTEDE (1980) wiesen jedoch auch darauf hin, dass die stärksten Effekte der Windgeschwindigkeit im Winter bei Geschwindigkeiten über 15 m/s auftraten, wenn die Temperaturschichtung des Wassers gegenüber dem Sommer erheblich weniger ausgeprägt ist. Weiterhin weisen HEINIS & DE JONG (2015) darauf hin, dass es besonders in den oberen Wasserschichten aufgrund der nur dort befindlichen Luftblasen zu deutlichen Schallminderungseffekten kommt. Unterschiede in den vorherrschenden Windgeschwindigkeiten zwischen den Bauzeiten der einzelnen Windparks könnten somit ebenfalls einen Einfluss auf die unterschiedlich weit reichenden Effektradien gehabt haben, und dies ist ein Faktor für den nur sehr begrenzt korrigieren werden konnte. Dies trifft auch auf die in dieser Studie verwendeten extrapolierten Schalldaten zu, denn bei der Extrapolation spielten die vorherrschenden Wetterverhältnisse keine Rolle.

Aus der vorliegenden Studie ergeben sich weiterhin Hinweise darauf, dass Lautstärke und Schallausbreitung nicht die einzigen Faktoren sind, die die Reaktion der Schweinswale auf Rammschall bestimmen. Wesentlich geringere Effekte sowohl hinsichtlich der Reichweite als auch der Stärke der Abnahme der Detektionen bei DT lassen sich nicht durch Unterschiede in der Lautstärke erklären, denn die Rammarbeiten bei DT waren nicht deutlich leiser als die bei BWII oder NSO. DT wurde innerhalb eines Gebietes gebaut, in welchem die Schweinswaldichte sehr hoch ist und dass neben dem Natura 2000 Gebiet Sylter Außenriff liegt. BWII befindet sich den Ergebnissen der flugzeugbasierten Erfassungen und tagesgenauen POD-Daten ebenfalls in einem Gebiet mit hoher Schweinswaldichte, auch wenn POD-Positionen in größerer Distanz sich bereits in Gebieten mit geringen Dichten befinden. Auch wenn die Schweinswaldichten bei DT nicht generell höher als bei



BWII sind, ist das umgebene Gebiet mit hohen Schweinswaldichten bei DT erheblich größer. Dies könnte bedeuten, dass sich in der näheren Umgebung von DT wesentlich mehr Tiere befanden als bei BWII, die nicht negativ von den Rammarbeiten beeinträchtigt wurden, was wiederum dazu führen könnte, dass schneller wieder Tiere in den beeinträchtigten Bereich einschwimmen. Allerdings war die Effektdauer in unmittelbarer Nähe zur Baustelle (< 2 km) bei DT nicht unbedingt kürzer als in anderen Windparks. Betrachtet man aber Distanzkategorien in 0-5 km und 5-10 km, waren die Detektionsraten 25-48 h nach Rammung sogar höher als 25-48 h vor Rammung. Wie oben bereits erwähnt, reichten die Effekte bei DT weniger weit als bei anderen Windparks, und in direkter Nähe war die Abnahme wesentlich geringer. Das weist darauf hin, dass weniger Tiere den Baustellenbereich verließen als bei den anderen Windparks. Diese geringeren Effekte bei DT könnten auf ein besonders hochqualitatives Nahrungshabitat hinweisen, was eine niedrigere Motivation der Tiere das schallbeeinträchtigte Gebiet zu verlassen zur Folge haben könnte. Unterschiede in den zur Verfügung stehenden Beuteorganismen und ggf. auch Unterschiede in deren Sensibilität gegenüber Schall könnten hierbei eine Rolle spielen. Angesichts der nach dem Rammen erhöhten Schweinswaldetektionsraten bei DT könnte man über eine nach dem Rammen erhöhte Attraktivität des Gebietes im 10 km Umkreis als Nahrungshabitat spekulieren. Bevor jedoch weitere Informationen zur Beuteverfügbarkeit und Schweinswalverhalten in den einzelnen Windparkgebieten zur Verfügung stehen, bleibt dies reine Spekulation.

In einigen Fällen könnten Unterschiede in den berechneten Effektradien ein Resultat von unterschiedlicher und lückenhafter Datenverfügbarkeit sein sowie von natürlicherweise vorhandenen Gradienten in den Schweinswaldetektionsraten, welches beides die Berechnung einer genauen Effektreichweite verkompliziert und die Vergleichbarkeit zwischen einzelnen Windparks erschwert. Es ist sehr schwierig Effektreichweiten der Rammarbeiten nur anhand statistischer Signifikanz zu bestimmen. Dies ist deshalb der Fall, weil es mehrere Komplikationen mit natürlichen Gradienten der Detektionsraten, unterschiedlicher Datenverfügbarkeit in den verschiedenen Distanzklassen und sehr wahrscheinlich auch mit in größerer Distanz starker fluktuierender Schallpegel gab (die stärker als die in der Nähe der Baustelle durch verschiedene Umweltcharakteristika beeinflusst werden). Daher sollte ein größerer Fokus darauf gelegt werden, wie hoch die Abnahmen der Detektionsraten während der Rammung sind, und es sollte angegeben werden, ab welcher Distanzklasse diese Abnahmen sich über einem bestimmten Limit befinden. Unserer Meinung nach ist eine Abnahme von mindestens 20 % ein guter Indikator dafür, bis wohin Effekte deutlich zu erkennen sind und wo mit großer Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann, dass sie durch natürliche Fluktuationen zustande kommen. Meistens waren Abnahmen um mindestens 20 % auch statistisch signifikant. Während dieser Studie fanden sich in keiner 10-km-Distanzklasse über 30 km noch Abnahmen über 20 %. Dies zeigt, dass selbst wenn es bei einigen Projekten (BARD, GTI, BWII) noch zu signifikanten Abnahmen in über 30 km kam, diese nur von sehr geringem Ausmaß waren.

Aus den Ergebnissen der flugzeugbasierten Erfassungen ergaben sich Hinweise darauf, dass die Schweinswaldichte kurz nach der Rammung in Distanzen über 20 km erhöht war. Dies kann dadurch zustande kommen, dass sich die Tiere aus dem Nahbereich um die Rammung im entfernteren Bereich akkumulieren. Ein solcher Effekt konnte mit den POD-Daten nicht nachgewiesen werden, was aber mit der kleineren räumlichen Abdeckung zu tun haben könnte. Da die Effekte mit zunehmender Distanz geringer wurden, während die Fläche jedoch exponentiell ansteigt, ist ein solcher Effekt gering und damit nur schwer nachweisbar.

6.1.4 Effekte von Schallminderung

Von den sieben Windparks bei denen die Reaktion der Schweinswale mit der passiv akustischen Methode überwacht wurde, wurde nur BARD ganz ohne Schallschutz gebaut. BWII verwendete während des Rammens von 12 Fundamenten keine Schallminderungsmaßnahmen. Bei allen anderen Projekten wurden entweder keine (RG) oder nur 1-2 Fundamente ohne Schallschutz gerammt. Die Schallminderungssysteme, die angewendet wurden, waren der große Blasenschleier oder ein sogenannter Schallschutzmantel (Noise Mitigation Screen, NMS). In einigen Fällen wurden mehrere Blasenschleier (kreisförmige und lineare) kombiniert. Wie jedoch oben gezeigt, scheinen die Schallminderungsmaßnahmen nicht zu allen Zeiten gleich gut funktioniert zu haben, und es kann davon ausgegangen werden, dass dies auch von der Richtung, der Wassertiefe, des Sedimentes usw. abhängt. In einigen Fällen war der Schallpegel fast so hoch wie ohne Schallminderungsmaßnahmen. Vor diesem Hintergrund ist es nicht verwunderlich, dass die Schätzungen für den Wirkradius der vorliegenden Studie nicht sonderlich von denen früherer Studien über die Auswirkungen von Rammarbeiten ohne Schallminderungsmaßnahmen abweichen. Alle diese Studien fanden negative Auswirkungen von Rammarbeiten auf Schweinswaldetektionen in Entfernungen von mindestens 15 bis 20 km (CARSTENSEN et al. 2006; TOUGAARD et al. 2009; DIEDERICHS et al. 2010; BRANDT et al. 2011; DÄHNE et al. 2013B). Einige der früheren Projekte (z. B. Horns Rev I und II) wurden in einer geringeren Wassertiefe gebaut als die Windparks, die Gegenstand dieser Studie sind. Es kann daher sein, dass in den Studien bei Horns Rev eine geringere Schallausbreitung erfolgte (BRANDT et al. 2011). In einem Fall (TOUGAARD et al. 2009) konnte die maximale Effektreichweite nicht bestimmt werden, da keine PODs in Entfernungen von über 20 km eingesetzt worden waren. Da im 20-km Radius noch Effekte gefunden werden konnten, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Effekte weiter gereicht haben.

Vergleiche von Effektunterschieden zwischen Rammereignissen mit und ohne Schallminderungsmaßnahmen waren auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes leider nur begrenzt möglich. Das lag nicht nur daran, dass die Schallpegel der Rammungen mit Schallminderungsmaßnahmen sehr stark variierten, sondern auch daran, dass nur wenige Daten für Rammereignisse ohne Schallminderungsmaßnahmen vorlagen. Diese stammten zudem aus hauptsächlich nur zwei Projekten (BARD und BWII). Daher sind die Schätzungen aus den Ergebnissen der GAM Modelle und nicht-parametrischen Tests mit einer hohen Unsicherheit behaftet.

Der Vergleich von Effektreichweiten in Bezug auf die angewendeten Schallminderungsmaßnahmen zwischen verschiedenen Windparks stößt ebenfalls an Grenzen, da auch weitere Parameter, die sich zwischen den Windparks unterscheiden, eine große Rolle spielen können (z. B. ein potenziell sehr attraktives Nahrungshabitat bei DT). Dennoch wurde eine Reduzierung der Vertreibungsreichweite von 17 km (für den gesamten Datensatz) auf 14 km (wenn nur Rammarbeiten mit Schallminderungsmaßnahmen betrachtet wurden) festgestellt, so dass gezeigt werden konnte, dass die Anwendung von Schallminderungsmaßnahmen die Störungen zumindest in gewissem Umfang reduzierte. Dass die Reduktion des Störradius nicht in dem Ausmaß erfolgte wie erwartet wurde, lag wie an der noch nicht ausgereiften Technik und beständigen Fortentwicklung der im Rahmen der Projektlaufzeit eingesetzten und getesteten Schallschutzsysteme. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen von DIEDERICHS et al. (2014) über die Auswirkungen der Schallminderungsmaßnahmen bei BWII. Sie zeigten, dass Störeffekte theoretisch nur bis 5 km von der Schallquelle reichen sollten, wenn die Schallminderung optimal funktioniert.

Die getrennte Analyse der Effektradien von Rammungen mit und ohne Schallschutz innerhalb dieses Windparks ergab keine deutlichen Unterschiede. Angesichts der Tatsache, dass die Geräuschpegel bei Schallminderungsmaßnahmen stark variierten und dass die Maßnahmen nicht immer ausreichend wirksam waren, sollten aber ggf. auch keine deutlichen Unterschiede zu erwarten sein. Insgesamt kann angenommen werden, dass folgende Eigenschaften den Nachweis der Effektivität der Schallschutzmaßnahmen erschwerten und ihr Einfluss durch diese Faktoren zum Teil überdeckt wurden: hohe Variabilität in der Effektivität der Schallminderungsmaßnahmen; relativ geringe Datenverfügbarkeit für Rammereignisse ohne Schallschutz; hohe natürliche Schwankungen bei den Detektionsraten; unterschiedliche Faktoren, die standortspezifisch die Schallausbreitung beeinflussen.

Bei allen Rammaktivitäten wurde ein Sealscarer als Vergrämungsmaßnahme vor dem Beginn der Arbeiten eingesetzt. Es ist möglich, dass der Sealscarer einen weitreichenderen Effekt hat als die Ramarbeiten mit ausreichendem Schallschutz (d.h. wenn 160 dB in 750 m Entfernung nicht überschritten werden). Visuelle Schweinswalbeobachtungen in Verbindung mit Schallmessungen ergaben, dass Schweinswale den Schall eines Sealscarers ab einem Pegel von etwa 119 dB mieden (BRANDT et al. 2013A). Es ist unklar in welchen Entfernungen dieser Schallpegel an den fraglichen Windpark-Standorten erreicht wurde. Eine Studie in der Nordsee konnte zeigen, dass die Schweinswaldetektionen während des Einsatzes eines Sealscarers bis in 7,5 km Entfernung verringert waren, was gleichzeitig die maximal untersuchte Entfernung darstellte (BRANDT et al. 2013B). Ob der Effekt weiter reichte blieb unklar. Allerdings berechneten Modellierungen basierend auf Messungen von Sealscarerschall in 10 km Distanz einen Schallpegel von unter 119 dB. Dies lässt es als unwahrscheinlich erscheinen, dass die während der vorliegenden Studie festgestellten reduzierten Schweinswaldetektionsraten auf eine Meidung des Sealscarers zurückzuführen sind.

Nichtsdestotrotz bestätigt die vorliegende Studie, dass Schweinswaldetektionen bei Schallpegeln von Ramarbeiten über 143 dB SEL₀₅ eine deutliche Abnahme aufwies. Unter der Bedingung, dass der Schallschutz so weit verbessert wird, dass 160 dB in einem Radius von 750 m nicht überschritten werden, wie es durch den rechtlichen Rahmen vorgesehen ist, würde die Anwendung von Schallminderungsmaßnahmen voraussichtlich zu einer erheblichen Reduzierung des Störadius von Schweinswalen führen, wie bereits durch z.B. DIEDERICHS et al. (2014) und NEHLS et al. (2016) gezeigt. Unter dieser Voraussetzung wäre dann auch eine Neubewertung der aktuell eingesetzten Vergrämung durch sealscarer angeraten.

6.1.5 Effektdauer

Die Effektdauer in unmittelbarer Nähe zur Baustelle (bis in ca. 2 km Entfernung), die auf Basis der stundengenauen Daten berechnet wurde, lag zwischen 20 und 31 Stunden (der Gesamtmittelwert wurde bei 20 h und das erste lokale Maximum bei 31 h erreicht). Projektspezifische Modelle ergaben davon abweichende Schätzungen, die zwischen 9 und 28 Stunden nach der Rammung lagen, wenn die Zeit betrachtet wurde nachdem die Detektionsrate den Gesamtmittelwert erreichte und zwischen 16 und 46 Stunden, wenn als Kriterium das erste lokale Maximum nach der Rammung gewählt wurde (bei DT wurde allerdings kein lokales Maximum erreicht). Dabei muss man im Hinterkopf behalten, dass der Gesamtdurchschnitt Daten beinhaltet, die durch die Rammung beeinflusst sind, also eine Unterschätzung darstellen kann. Dies wiegt schwerer als bei anderen Modellen, die den kompletten Datensatz berücksichtigen, da in einer Distanz unterhalb von 2

Kilometern alle Positionen zumindest einen Teil der Zeit vom Effekt der Rammung betroffen sind. Daher ist es womöglich die realistischere Angabe sich auf das Erreichen des ersten lokalen Maximums zu beziehen. Die Ergebnisse der Analysen tagesgenauer POD-Daten unterstützen die Annahme, dass die Effekte nicht über den ersten Tag nach der Rammung hinaus dauerten, da die Detektionsraten vom zweiten zum dritten Tag nach der Rammung nicht mehr zunahmen.

Die Analysen aller verfügbaren Daten aus flugzeugbasierten Erfassungen deuten ebenfalls darauf hin, dass der Effekt nur etwa einen Tag lang dauert. Aufgrund der begrenzten zeitlichen Abdeckung der Rammarbeiten durch visuelle Erfassungen sind die Schlussfolgerungen aus diesen Analysen allerdings begrenzt. Die vorliegenden Ergebnisse sind weitestgehend im Einklang mit früheren Studien, die auch deutliche Effekte von Rammarbeiten auf Schweinswaldetektionen fanden, welche weniger als zwei Tage lang andauerten (TOUGAARD et al. 2009; DIEDERICHS et al. 2010; THOMPSON et al. 2010; BRANDT et al. 2011; HAELTERS et al. 2012; DÄHNE et al. 2013B).

Es bestand ein deutlicher räumlicher Gradient in der Effektdauer mit kürzerer zeitlicher Wirkung bei größeren Entfernungen. In den maximalen Distanzen, in denen es noch zu einem Effekt kam, war dieser Effekt nur auf die Zeit der Rammarbeiten beschränkt. Dies steht im Einklang mit DIEDERICHS et al. (2010) und BRANDT et al. (2011). TOUGAARD et al. (2009) konnten dies für den Windpark Horns Rev I nicht zeigen, was allerdings an der begrenzten Datenverfügbarkeit liegen könnte. Da die Stärke der Abnahmen der Detektionsraten sich mit zunehmender Distanz zur Baustelle verringert (also wahrscheinlich dort weniger Schweinswale reagieren), sollte dies auch für die Dauer des Effektes zu erwarten sein. Dies liegt daran, dass es für Schweinswale aufgrund der kürzeren Strecke weniger Zeit in Anspruch nimmt in die äußeren Bereiche zurückzukehren, wenn sie die Baustelle als Reaktion auf das Rammen verlassen hatten.

Es kann zudem nicht ausgeschlossen werden, dass Störungen, die über den Rammzeitraum hinaus festgestellt wurden, auch auf andere Bauaktivitäten zurückzuführen sind. Dazu zählt z.B. die Demontage der Schallschutzsysteme und die zunehmende Schiffsaktivität bei Verlagerung der Baustelle zum nächsten Rammstandort. Die Abnahme der Detektionsraten in allen sieben hier untersuchten Projekten bereits einige Zeit bevor Beginn der Rammarbeiten ist ein Faktor, der in diese Richtung deutet (siehe unten).

6.1.6 Reduzierte Detektionsraten vor Beginn der Rammungen

Im Modell für den Gesamtdatensatz wurden reduzierte Detektionsraten bereits etwa 24 Stunden vor Rammbeginn gefunden. Bei den einzelnen Projektmodellen schwanken die Ergebnisse (von 7 bis 33 h), aber generell wurde in allen Projekten ein ähnlicher Effekt gefunden. Da dieser Rückgang bei Entfernungen von weniger als 5 km Distanz am stärksten war (nachweisbar bis in ca. 10 km Distanz), sind diese Effekte sehr wahrscheinlich auf Aktivitäten in und um die Baustelle zurückzuführen. Es liegen jedoch keine detaillierten Informationen über die genaue Art der Aktivitäten vor, die vor dem Rammen auftraten und wie lange vorher diese begannen. Aus diesem Grund kann nur darüber spekuliert werden, welche der möglichen Aktivitäten zu einer Vertreibung der Schweinswale in diesen Entfernungen geführt haben könnten.

Während einiger Projekte fand vor den Rammarbeiten ein Einvibrieren der Pfähle statt (bei GTI, RG und NSO). Dieses ist nicht sehr laut und es ist nicht zu erwarten, dass der dabei entstehende Schall von den Schweinswalen in 10 km Entfernung wahrzunehmen ist (BELLMANN, pers. Mittei-

lung). Außerdem ist das Vibrieren mit nur wenigen Minuten ein Prozess von kurzer Dauer. Darüber hinaus wurde das Einvibrieren der Fundamente nur in drei Projekten durchgeführt, der Rückgang der Schweinswaldetektionen trat aber in allen sieben Projekten auf. Daher ist es unwahrscheinlich, dass das Vibrieren ein signifikanter Faktor für die Erklärung dieses Rückganges ist. Für den Schall, welcher vom Jack-up Verfahren ausgeht, wird ebenfalls erwartet, dass er nicht zu den Störungen in 10 km Entfernung führt, allerdings sind die genauen Schalleigenschaften dieses Verfahrens bisher noch nicht genauer untersucht worden.

Etwas, das alle Projekte gemeinsam haben, ist eine Erhöhung der Schiffsaktivität rund um die Baustelle. Jedoch fehlen uns bisher genaue Informationen zu dem Ausmaß und zu den genauen Entfernungen in denen diese Aktivitäten stattfanden. In einer neueren Studie wurden Verhaltensreaktionen von Schweinswalen auf Schiffslärm bei weit geringeren Geräuschpegeln festgestellt als bisher angenommen (DYNDO et al. 2015), so dass diese Effekte im Zusammenhang mit dem Bau von Offshore Windparks bisher womöglich unterschätzt wurden. Auf der anderen Seite steht diese Annahme im Gegensatz zu Erkenntnissen einer Umweltverträglichkeitsstudie, die im Fehmarnbelt, Ostsee durchgeführt wurde (MATUSCHEK et al. 2011). Dort konnte kein Zusammenhang zwischen Schweinswaldetektionen und Unterschieden in der Schiffsaktivität festgestellt werden. Auch während einer anderen Studie zum gleichen Thema im Großen Belt, Ostsee, fanden sich keine Zusammenhänge (MORTENSEN et al. 2011). Es sollte jedoch beachtet werden, dass Auswirkungen der Schiffsaktivität auf Schweinswale auch vom allgemeinen Niveau des Schiffsverkehrs innerhalb eines bestimmten Gebiets abhängen können. In Gebieten mit generell hoher Schiffsaktivität (wie im Fehmarnbelt) kann es sein, dass Schweinswale daran gewöhnt sind und nicht so empfindlich auf Schiffe reagieren wie Schweinswale in ruhigeren Gebieten (wie den meisten Windparkgebieten in der Deutschen Bucht). Nach DYNDO et al. (2015) sollten die Effekte von Schiffsverkehr allerdings auch nicht weiter als 2 km reichen, während vor den Rammarbeiten Effekte in Entfernungen von 5 bis 10 km gefunden werden konnten. Es ist unklar wie groß das Gebiet ist, in dem die Schiffsaktivität vor den Rammarbeiten zunimmt. Es ist jedoch bekannt, dass sich Überwachungsschiffe sowie Schiffe, von denen Vergrämungsmaßnahmen und Schallminderungsmaßnahmen ausgeführt werden, im Gebiet befinden. Es ist jedoch zu erwarten, dass diese hauptsächlich in Distanzen bis etwa 2 km operieren. Somit würden diese Schiffe keine Effekte erklären, die bis in über 5 km Entfernung reichen. Ein Aspekt, der in diesem Zusammenhang bisher ggf. unterschätzt wurde, könnte die Wirkung des Wetters auf die Schallausbreitung sein. Wie bereits erwähnt, wurde in der vorliegenden Studie nachgewiesen, dass Störeffekte bei niedrigerer Windgeschwindigkeit weiter reichten. Aktivitäten zum Bau von Windparks sind in der Regel auf ruhige Wetterlagen beschränkt. Daher könnte die Störung der Schweinswale durch Schiffsverkehr vor und nach Rammarbeiten möglicherweise wesentlich weiter reichen, weil der dabei entstehende Schall bei niedrigen Windgeschwindigkeiten weiter trägt. Dies ist der Fall, weil sich bei ruhigem Seegang weniger Luftblasen in den oberen Wasserschichten befinden und weil der Schall an einer glatten Meeresoberfläche stärker zurück ins Wasser reflektiert wird.

Letztendlich ist es auch möglich, dass Schweinswale lernen eine Abnahme der Windgeschwindigkeit im Zusammenhang mit erhöhtem Schiffsverkehrsschall mit anstehenden Rammarbeiten zu assoziieren, so dass dann einige Tiere das Gebiet in Erwartung der einsetzenden Rammarbeiten bereits mehrere Stunden vor Beginn der Rammung verlassen. Es konnten keine Hinweise auf Effekte vor Rammbeginn gefunden werden, die im Zuge des Baus innerhalb eines Windparks zunahmen. Um solche Konditionierungseffekte sinnvoll zu untersuchen, bedarf es allerdings an Vorkenntnissen zu den individuellen Aufenthaltsmustern innerhalb eines bestimmten Gebiets und

damit Informationen darüber über welchen Zeitraum und für welchen Anteil der Tiere die Entwicklung eines solchen Lernverhaltens erwartet werden kann. In Ermangelung von Untersuchungen über das individuelle Verhalten von Schweinswalen in der Nordsee stehen solche Informationen derzeit nicht zur Verfügung.

6.1.7 Kumulative Effekte und Habituation

Sich wiederholende Rammaktivitäten innerhalb eines Windparks könnten möglicherweise dazu führen, dass sich Schweinswale zu einem gewissen Maß daran gewöhnen und nach wiederholter Exposition eine verringerte Meidereaktion zeigen. Auf der anderen Seite ist es ebenso möglich, dass Tiere für den Schall sensibilisiert werden und das Gebiet nach mehrmaliger Exposition bereits bei einem geringeren Stimulus verlassen. Letzteres entspräche einem zeitlichen kumulativen Effekt. Für die zukünftige Planung von Offshore-Baumaßnahmen wäre es von großem Wert einen besseren Einblick in das Auftreten solcher Effekte, bei denen Schweinswale wiederholt Rammarbeiten über verschieden lange Zeitperioden ausgesetzt sind, zu gewinnen. Um jedoch Gewöhnungs- oder Sensibilisierungseffekte genauer untersuchen zu können, müsste man zunächst eine Vorstellung davon haben, über welchen Zeitraum und innerhalb welchen Bereiches solche Effekte zu erwarten wären. Dies ist nur möglich, wenn Informationen zu den Aufenthaltsmustern der Schweinswale in lokalen Bereichen der Nordsee bekannt sind und einige Informationen über individuelle Reaktionen auf Störungen vorhanden sind. Da dies momentan nicht der Fall ist, bleibt es schwierig entsprechend angepasste Analysen zu entwerfen. Nichtsdestotrotz wurde sich dieser Fragestellung unter der Annahme angenommen, dass sich Gewöhnung und Sensibilisierung über die gesamte Bauzeit hinweg innerhalb eines Windparks erhöhen würden.

Es konnten wenige Anzeichen für das Auftreten von Gewöhnung oder Sensibilisierungseffekten innerhalb dieser Studie gefunden werden. Nur bei BWII gab es bei der Betrachtung der stunden genauen POD-Daten leichte Hinweise darauf, dass Abnahmen in den Schweinswaldetektionsraten als Folge von Rammungen sich im Verlauf der Bauphase verringerten. Dies könnte darauf hindeuten, dass Schweinswale sich im Laufe der Bauphase an den Rammschall gewöhnten. Dieser Befund wurde durch die Ergebnisse der Analysen jährlicher Trends in den tagesgenauen POD-Daten gestützt. Überraschenderweise wurde ein solcher Effekt bei den anderen Windparks jedoch nicht gefunden. Das Gebiet bei BWII ist durch relativ hohe Schweinswaldetektionsraten und –dichten charakterisiert, die mit denen im Gebiet um DT vergleichbar sind. Ein Unterschied zu DT ist allerdings, dass die Detektionsraten ganzjährig relativ hoch waren und nicht ein ausgeprägtes Maximum im Frühsommer aufwiesen. Es ist daher möglich, dass die Tiere um BWII einen höheren Grad an Ortstreue zeigen, was das Auftreten von Lerneffekten möglicherweise erleichtert.

Die Analysen der täglichen POD-Daten ergab eine stärkere Abnahme der Detektionsraten an Tagen mit zwei aufeinanderfolgenden Rammereignissen innerhalb eines Windparks als an Tagen mit nur einem Rammereignis. Es fand sich jedoch kein Unterschied der Detektionsraten zwischen aufeinanderfolgenden Tagen mit Rammung (mit jeweils einem Rammereignis pro Tag). Im Falle eines zeitlich kumulativen Effektes wäre zu erwarten, dass sich die Detektionsraten an aufeinanderfolgenden Rammtagen verringern (bzw. im Falle von Gewöhnung erhöhen). Es fanden sich somit keine Hinweise auf Sensibilisierung oder Habituation. Bei den Effekten von mehreren Rammungen an einem Tag auf die tägliche Schweinswaldetektionsrate handelt es sich demnach aller Wahrscheinlichkeit nach um einen rein additiven Effekt, da bei mehreren Rammungen ein größerer Teil

des Tages betroffen ist, was sich auch in den mittleren täglichen Detektionsraten widerspiegeln sollte.

In ähnlicher Weise gab es nur einen kleinen Effekt der Rammdauer auf die stündlichen Detektionsraten, wenn der Gesamtzeitraum untersucht wurde, jedoch nicht, wenn nur die erste Stunde nach dem Rammen betrachtet wurde. Auch diese Analyse ergab somit keine Anzeichen für etwaige kumulative Effekte oder Gewöhnung.

6.1.8 Kontextspezifische Effekte

Störungen führen oft zu unterschiedlichen Verhaltensreaktionen in Abhängigkeit des Kontexts, in dem Organismen sie erfahren. Individuelle Fitness, Verhalten zum Zeitpunkt der Störung (z.B. ruhen oder nahrungssuchend) und Habitatqualität könnten zum Beispiel die Art und Weise beeinflussen, wie Schweinswale auf den Schall von Rammarbeiten reagieren. Nahrungssuchende Tiere werden mit einer geringeren Wahrscheinlichkeit ein Gebiet verlassen in dem Störungen auftreten, als Tiere, die nur hindurchziehen. Es ist außerdem weniger wahrscheinlich, dass Schweinswale qualitativ hochwertige Nahrungsgebiete eher verlassen als solche von niedriger Qualität. Unseres Wissens wurde dieses Thema bisher noch nicht in Bezug auf die Auswirkungen von Offshore-Bauarbeiten auf Schweinswale untersucht.

Aus diesem Grund wurde sich dieser schwierigen Fragestellung angenähert, indem auf der Basis des täglichen POD-Datensatzes untersucht wurde, wie sich Saison und Teilgebiet auf die Rammefekte auswirkten. Aus statistischen Gründen war es jedoch unmöglich, beide Kontexte im selben Modell zu kombinieren. Deshalb wurden zwei jeweils separate Analysen zu den Effekten von Saison bzw. Teilgebiet durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die akustische Schweinswaldetektionen im Herbst und Winter am ersten Tag nach der Rammung niedriger waren als am zweiten Tag, während im Frühling und Sommer keine Unterschiede zwischen dem ersten und dem zweiten Tag nach Rammung auftraten. Daraus kann geschlossen werden, dass die Effekte von Rammungen im Herbst und Winter länger anzudauern scheinen. Im Hinblick auf die einzelnen Teilgebiete fanden sich nur für das BWII-Gebiet signifikant längere Erholungszeiten. Jedoch war es innerhalb dieser Analysen nicht möglich, die tatsächliche Größe dieses Effektes zwischen den Jahreszeiten und den Teilgebieten zu vergleichen.

Aus diesem Grund wurden auch die absoluten Detektionsraten am Tag der Rammung in den einzelnen Teilgebieten und Jahreszeiten hinzugezogen, um zu sehen, ob die Länge eines Effektes mit der üblichen Höhe der Detektionsraten zusammenhängt. Die niedrigsten Detektionsraten wurden für das BARD-Gebiet und die höchsten im Frühjahr und Sommer für das BWII-Gebiet sowie das DanTysk-Gebiet gefunden. Es lässt sich somit nicht generell sagen, dass es in Gebieten oder zu Zeiten mit höherem Schweinswalvorkommen zu länger oder kürzer anhaltenden Effekten käme.

Wie bereits diskutiert, ergab die Analyse von Rammefekten auf Basis stündlicher POD-Daten bei DT eine deutlich geringere Effektreichweite und -größe als in jedem anderen Windpark. Dies könnte mit den hohen Schweinswaldetektionen und -dichten im Sommer in diesem Bereich zusammenhängen. Allerdings waren die Schweinswaldetektionen bei BWII vergleichsweise ähnlich hoch, und das auch über einen längeren Zeitraum hinweg. Trotzdem waren die Rammefekte bei BWII höher und reichten weiter als bei DT. Die Ergebnisse weisen somit nicht auf generelle Unterschiede in den Auswirkungen der Rammarbeiten zwischen Gebieten mit hoher und niedriger

Schweinswaldichte hin. Möglicherweise spielen spezifische Habitateigenschaften, wie zum Beispiel die Verfügbarkeit von Beute, eine größere Rolle.

6.2 Vergleichbarkeit von POD-Daten und visuellen flugbasierten Erfassungen

Akustische Aufnahmen von Schweinswalen liefern Indizien für Schweinswalpräsenz, können derzeit allerdings noch nicht direkt in Schweinswaldichten übersetzt werden. Allerdings wurde in früheren Studien gefunden, dass akustische Detektionen in Form von detektionspositiven Zeiteinheiten (= Detektionsraten) mit Schweinswaldichten korrelieren, die über visuelle Beobachtungen bestimmt wurden (TOUGAARD et al. 2006; SIEBERT & RYE 2008; KYHN et al. 2012; HAELTERS et al. 2013), und es werden Versuche unternommen, Dichten basierend auf POD-Daten zu berechnen (MARQUES et al. 2009; KYHN et al. 2012). Somit scheinen Änderungen in Schweinswaldetektionen zumindest zu einem gewissen Grad mit Änderungen der Schweinswaldichten verknüpft zu sein. Bei POD-Daten einer größeren Auflösung, zum Beispiel auf der Basis von Tagen (z.B. PP10M / Tag), ist ein direkter Zusammenhang zu Schweinswaldichten wahrscheinlicher. Ein Vergleich der mittleren täglichen Detektionsrate mit den durchschnittlichen Schweinswaldichten, die durch flugzeugbasierte Erfassungen während dieser Studie bestimmt wurden, unterstützt diese Annahme. Obwohl sich die räumliche und zeitliche Abdeckung zwischen Flugerfassungs- und POD-Daten wesentlich unterschieden, ergaben beide in dieser Studie analysierte Datensätze übereinstimmende Muster: Tägliche POD Daten und visuelle Erfassungsdaten zeigten übereinstimmend die höchsten Schweinswalvorkommen im FFH-Gebiet Sylter Außenriff im Nordosten der Deutschen Bucht im Frühsommer sowie in der Nähe des FFH-Gebietes Borkum Riffgrund im Südwesten der Deutschen Bucht während fast des gesamten Jahres. Dies steht im Einklang mit früheren Erkenntnissen (GILLES et al. 2014). Darüber hinaus ergaben die Ergebnisse zu kleinskaligen Effekten, die aus Flugerfassungen gewonnen wurden, keinen Widerspruch zu den Erkenntnissen, die aus POD-Daten gewonnen wurden. Obwohl Flugerfassungsdaten wenig geeignet sind, um kleinskalige Effekte zu betrachten, so sind die generellen Erkenntnisse doch weitestgehend im Einklang mit den Ergebnissen aus POD-Daten. Das Gleiche gilt für die Ergebnisse zu den großskaligen Effekten, die nachfolgend diskutiert werden. Es kann somit gefolgert werden, dass beide Daten ähnliche Muster aufzeigen und einander gut entsprechen.

6.3 Längerfristige Effekte der Rammungen

6.3.1 Vorhersagen des PCoD-Modells

Um potentielle populationswirksame Auswirkung des Baus von Offshore-Windparks in der Deutschen Bucht zwischen 2009 und 2013 für Schweinswale zu prognostizieren, wurde das interim PCoD Modell angewandt. Unter Anwendung von Spezifikationen, die sich für die vorliegenden Störungen aus dieser Studie ergaben, prognostizierte das Modell mögliche leichte negative Auswirkungen auf Populationsebene. Diese Ergebnisse sollten allerdings mit Vorsicht interpretiert werden und noch nicht dazu genutzt werden, um die tatsächlichen Folgen für die Schweinswalpopulation in der "realen Welt" zu bewerten. Obwohl das interim PCoD Modell für die Voraussage

populationswirksamer Konsequenzen einen wichtigen ersten Schritt darstellt, bedarf es deutlich mehr Hintergrundwissen und Nachbesserungen, um zu belastbaren Aussagen zu gelangen.

Trotz der über den Untersuchungszeitraum hin zunehmenden Bauaktivität bei verschiedenen Windparks, blieb die aus flugzeugbasierten Erfassungen berechnete Schweinswaldichte über die Jahre hinweg relativ konstant. Auf den ersten Blick scheint dies den Ergebnissen des PCoD Modells zu widersprechen. Jedoch war auch die vom PCoD Modell für 2013 vorhergesagte Populationsabnahme eher gering, und es ist möglich, dass solch kleine Effekte mit flugbasierten Erfassungen nicht dargestellt werden können, oder dass sich diese Auswirkungen im Datensatz noch nicht finden. Ein großer Teil der Bauaktivität fand erst in den letzten beiden Untersuchungsjahren (2012-2013) statt. Falls sich Störungen negativ auf die Fertilität auswirken, ist es möglich, dass sich diese Effekte erst nach einigen Jahren in der Population widerspiegeln. Somit stehen die Ergebnisse des PCoD-Modells nicht unbedingt im Widerspruch zum Fehlen negativer jährlicher Trends in den Daten von POD- und visuellen Schweinswalerfassungen. Da aber selbst mit den konservativ gewählten Eingabeparametern hinsichtlich der von den Bauarbeiten ausgehenden Störungen das PCoD-Modell lediglich ein 30 prozentiges Risiko für einen Rückgang von 1% der Schweinswalpopulation in der Deutschen Bucht prognostiziert wurde und insgesamt eine mittlere Abnahme vorher sagte, die für alle überprüften Jahre unterhalb von 1% lag, scheint das Modell eher die realen Daten zu stützen, dass es keinen populationsbiologischen negativen Effekt aufgrund der Gründung der ersten acht deutschen Offshore Windparks in der Deutschen Bucht gegeben hat.

Es wurden einige Unzulänglichkeiten des PCoD-Modells hinsichtlich der Prozessgleichungen und der möglichen Eingabeparameter herausgestellt. Zum Beispiel werden mehr Hintergrundinformationen über die Parameter benötigt, die zur Zeit auf Expertenbeurteilungen basieren (z. B. Effekte der Rammarbeiten auf das Überleben und die Geburtenraten, Gewöhnungseffekte und kumulative Effekte von mehreren Baustellen). Es werden mehr Informationen darüber benötigt, wie hoch das Risiko von einzelnen Individuen ist, tatsächlich mehrfach einer Störung ausgesetzt zu sein. Dies hängt maßgeblich vom individuellen Bewegungsmuster und der individuellen Reaktionen auf Störungen ab, worüber bisher wenig bekannt ist. Ebenso müssen eine potentielle Belastbarkeit der Population, sowie potentielle Kompensationsmechanismen besser untersucht werden. Weitere Aspekte, die den Schweinswal negativ beeinträchtigen könnten, wie die Verfügbarkeit von Nahrung / Habitataignung an ungestörten Standorten (NABE-NIELSEN et al. 2013; VAN BEEST et al. 2015) und Schall aus anderen Quellen (MORRETTI et al. 2014; NABE-NIELSEN et al. 2014; CHRISTIANSEN & LUSSEAU 2015) sollten ebenfalls berücksichtigt werden.

Generell unterstützen die Ergebnisse des PCoD Modells unsere unten geschilderten Ergebnisse, dass die Schweinswaldichten und die akustischen Detektionen über den vier- bzw. fünfjährigen Untersuchungszeitraum trotz zahlreicher Bauaktivitäten bei Offshore-Windparks in diesem Bereich relativ konstant blieben. Allerdings sollten solche Voraussagen aufgrund des vorläufigen Charakters des PCoD-Modelles und den generell auftretenden Unsicherheiten bei Prognosen langfristiger Folgen nur mit Vorsicht interpretiert werden.

6.3.2 Jährliche Trends

Aus der vorliegenden Studie ergeben sich keine Anzeichen für eine deutliche Verschiebung der Schweinswalvorkommen während des fünfjährigen Untersuchungszeitraums, welche auf den Bau von Offshore-Windparks zurückzuführen wäre. Dies war weder bei den Ergebnissen der täglichen POD-Daten noch bei den Daten der flugzeugbasierten Erfassungen der Fall. Während der Bauphase gab es eine Tendenz zu niedrigeren Schweinswaldichten innerhalb der Windparks. Da dies jedoch im darauffolgenden Jahr bereits nicht mehr der Fall war, handelte es sich hierbei um einen temporären Effekt.

Die täglichen Schweinswaldetektionsraten nahmen zwischen 2010 bis 2013 nicht signifikant ab, weder innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes, noch wenn dies getrennt für die vier Teilgebiete (BWII-Bereich, MSO / NSO-Bereich, BARD-Bereich, DT-Bereich) untersucht wurde. Wurden nur Tage ohne Rammaktivität betrachtet, gab es sogar einen positiven Trend mit der höchsten Detektionsrate im Jahr 2013 innerhalb der BWII- und MSO / NSO-Gebiete. Ebenso wiesen die auf Flugerefassungen basierten Schweinswaldichten zwischen 2009 bis 2013 nicht auf einen negativen Trend hin, weder innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes, noch wenn dies getrennt für die vier Teilgebiete (Deutsche Bucht N, Deutsche Bucht W, nördlich von Borkum und westlich von Sylt) untersucht wurde. Die Analysen der Flugerefassungsdaten ergaben allerdings anders als die POD-Daten in keinem der Teilgebiete einen positiven Trend. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Unterteilung in vier Teilgebiete bei den flugzeugbasierten Erfassungen und POD-Daten aufgrund der unterschiedlichen Datenverfügbarkeit nicht identisch war. Im westlichen Teil der Deutschen Bucht gab es einen Trend zu reduzierten Schweinswaldichten im Jahr 2012, als dort bei drei Windparks Rammarbeiten stattfanden. Allerdings unterschieden sich die Dichten im Jahr 2013 nicht mehr signifikant von denen vorheriger Jahre abgesehen von 2009, als die Dichten allgemein niedriger waren. Dies steht im Einklang mit Ergebnissen von GILLES et al. (2014B). Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Konfidenzintervalle für die Dichteberechnungen ziemlich groß waren, was daran lag dass eine erhebliche Varianz zwischen einzelnen Tagen sogar innerhalb eines gleichen Gebietes und im gleichen Monat vorlag. Das Ausmaß von Dichteänderungen, das statistisch erfasst werden kann, hängt von der Genauigkeit und Streuung der Dichteberechnungen ab. Je breiter die Konfidenzintervalle sind, desto größer muss eine Änderung der Dichten sein, um erkannt zu werden. Der positive Trend in den POD-Daten, könnte auf einer Dichtezunahme beruhen, die zu klein ist, als dass sie mit flugzeugbasierten Erfassungen (die natürlicherweise eine hohe Varianz aufweisen) nachweisbar wäre. Auch dies könnte eine Erklärung für die Diskrepanz zwischen den Ergebnissen sein.

Dies wirft allerdings auch die Frage auf, inwieweit es überhaupt möglich ist potentiell geringe Dichteänderungen zu erkennen, die durch den Bau eines Windparks verursacht wurden. Da jedoch weder mit POD-Daten noch mit Flugerefassungsdaten ein negativer Trend festgestellt wurde, ist es unwahrscheinlich, dass die Schweinswalpopulation derzeit negativ durch den Bau der bisherigen Windparks in der Deutschen Bucht negativ beeinflusst ist.

Jährlich im Rahmen des Monitorings der NATURA 2000 Gebiete durchgeführte visuelle Erfassungen in der Deutschen Bucht wiesen ebenfalls keinen Rückgang der Schweinswaldichten zwischen 2009 und 2013 auf, und zwar in keinem der untersuchten Teilgebiete (GILLES et al. 2014A; VIQUERAT et al. 2015). Hingegen gab es einen positiven Trend der Schweinswaldichten im Bereich um das Natura 2000 Gebiet Borkum Riffgrund von 2002 bis 2013 (PESCHKO et al. 2016). Dieses Ergebnis



wird von den Ergebnissen der POD-Daten der vorliegenden Studie gestützt, da es hier ebenfalls zu einer Zunahme der Detektionsraten zwischen 2010 und 2013 kam.

Insgesamt erbrachten die Analysen der täglichen POD- und visuellen Erfassungsdaten keine Hinweise auf längerfristige oder großskalige Auswirkungen des Baus von Windparks auf Schweinswale im untersuchten Zeitraum von 2009 bis 2013.

Trotz deutlicher negativer Auswirkungen von Rammarbeiten auf Schweinwaldetektionen und -dichten während der Rammungen, die bis in ca. 17 km von der Baustelle feststellbar waren und die im direkten Nahbereich bis zu ca. 1 bis 2 Tagen anhielten, ergab die vorliegende Studie keine Hinweise auf einen anhaltenden Effekt auf Populationsebene. Die angewandten Schallschutzsysteme wurden seit dem Ende dieser Studie in 2013 deutlich verbessert, so dass davon ausgegangen werden kann, dass sich seither auch die Auswirkungen der Bauarbeiten auf Schweinswale deutlich verringert haben. Mögliche negative Auswirkungen auf Populationsebene verursacht durch den Bau von Offshore Windparks erscheinen somit weiterhin wenig wahrscheinlich.

7 LITERATUR

- AGENCY, F. M. AND H. & SAFETY, F. M. FOR THE E. NATURE CONSERVATION AND NUCLEAR (Hrsg.) (2014): Marine habitat modelling for harbour porpoises in the German Bight. In: *Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus* Springer Fachmedien Wiesbaden, DOI: 10.1007/978-3-658-02462-8_14, 151–169. ISBN: 978-3-658-02461-1.
- AKAIKE, H. (1974): A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19/6, S: 716–723. DOI: 10.1109/TAC.1974.1100705, ISSN: 0018-9286.
- MAPS (2014) BY BECKER, R. A., WILKS, A. R., BROWNRIGG, R. & MINKA, T. P. - MAPS (2014): maps: Draw Geographical Maps.
- VAN BEEST, F. M., NABE-NIELSEN, J., CARSTENSEN, J., TEILMANN, J. & TOUGAARD, J. (2015): Disturbance Effects on the Harbour Porpoise Population in the North Sea (DEPONS): Status report on model development, No. 140. *Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy*, Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 1–43.
- BESTLEY, S., PATTERSON, T. A., HINDELL, M. A. & GUNN, J. S. (2010): Predicting feeding success in a migratory predator: integrating telemetry, environment, and modeling techniques. *Ecology* 91/8, 2373–2384.
- BIOCONSULT SH (Hrsg.) (2009): Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea, (Autor: M. J. BRANDT, A. DIEDERICHS & A. NEHLS). BioConsult SH/Husum (DEU), Final report to DONG Energy, 70 pp.
- BIOCONSULT SH, HYDROTECHNIK LÜBECK & ITAP (Hrsg.) (2014): Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten - HYDROSCHALL-OFF BW II, (Autor: A. DIEDERICHS, H. PEHLKE, G. NEHLS, M. BELLMANN, P. GERKE, J. OLDELAND, C. GRUNAU, S. WITTE & A. ROSE), Schlussbericht. BioConsult SH, HYDROTECHNICK Lübeck & itap/Husum (DEU), Forschungsprojekt gefördert mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Förderkennzeichen 0325309A/B/C, 247 pp.
- BIOCONSULT SH, IBL & IFAÖ (Hrsg.) (2016): Effects of offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2009 -2013. Assessment of Noise Effects. Final Report. 266 pp.
- RGDAL (2015) BY BIVAND, R., KEITT, T., ROWLINGSON, B., PEBESMA, E., SUMNER, M., HIJMANS, R. & ROUAULT, E. - RGDAL (2015): rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library.
- RGEOS (2015) BY BIVAND, R., RUNDEL, C., PEBESMA, E. & HUFTHAMMER, K. O. - RGEOS (2015): rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source (GEOS).
- BJØRGE, A. & TOLLEY, K. A. (2009): Harbour Porpoise *Phocoena phocoena*. In: *Encyclopedia of Marine Mammals* (2. Auflage). Elsevier.
- BRANDT, M. J., DIEDERICHS, A., BETKE, K. & G. NEHLS (2011): Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421, 205–216.
- BRANDT, M. J., HANSEN, S., DIEDERICHS, A. & NEHLS, G. (2014): Do man-made structures and water depth affect the diel rhythms in click recordings of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*)? *Marine Mammal Science* 30/3, 1109–1121. DOI: 10.1111/mms.12112, ISSN: 08240469.
- BRANDT, M. J., HÖSCHLE, C., DIEDERICHS, A., BETKE, K., MATUSCHEK, R. & NEHLS, G. (2013a): Seal scarers as a tool to deter harbour porpoises from offshore construction sites. *Marine ecology. Progress series* 475, 291–302.
- BRANDT, M. J., HÖSCHLE, C., DIEDERICHS, A., BETKE, K., MATUSCHEK, R., WITTE, S. & NEHLS, G. (2013b): Far-reaching effects of a seal scarer on harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23/2, 222–232. DOI: 10.1002/aqc.2311, ISSN: 1099-0755.

- BRUNDIERS, K., KOST, M., BURT, L., LEN, T., MAC AULAY, J. & TIBERI LINQUIST, J. (2014): Detection functions of C-PODs: determining the probability of detecting harbor porpoises using a large hydrophone array. 28th annual conference of the ECS, Liege, Belgique, 00000.
- BSH (2013): Standard: Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4), BSH-Nr. 7003. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie/Hamburg, Rostock, pp.
- BSH (2015a): BSH. URL: „http://www.bsh.de/en/Marine_uses/Industry/CONTIS_maps/North-SeaCompleteUsesAndNatureConservation.pdf“.
- BUCKLAND, S. T., ANDERSON, D. R., BURNHAM, K. P., LAAKE, J. L., BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. (2001): Introduction to distance sampling. Oxford University Press/New York, 432 pp.
- BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE (BSH) (Hrsg.) - BSH (2015b): Bundesfachplan Offshore für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone der Nordsee 2013/2014 und Umweltbericht. Nr. 7603, Hamburg & Rostock (DEU), 195 pp.
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. - MODEL SELECTION AND MULTI-MODEL INFERENCE (2002): Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. Springer/New York.
- CARSTENSEN, J., HENRIKSEN, O. & TEILMANN, J. (2006): Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series* 321, 295–308. DOI: 10.3354/meps321295, ISSN: 0171-8630, 1616-1599.
- CHRISTIANSEN, F. & LUSSEAU, D. (2015): Linking Behavior to Vital Rates to Measure the Effects of Non-Lethal Disturbance on Wildlife. *Conservation Letters*, 1–8. DOI: 10.1111/conl.12166, ISSN: 1755-263X.
- DÄHNE, M., GILLES, A., LUCKE, K., PESCHKO, V., ADLER, S., KRÜGEL, K., SUNDERMEYER, J. & SIEBERT, U. (2013a): Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8/2, 00000, S: 025002. DOI: 10.1088/1748-9326/8/2/025002, ISSN: 1748-9326.
- DÄHNE, M., GILLES, A., LUCKE, K., PESCHKO, V., ADLER, S., KRÜGEL, K., SUNDERMEYER, J. & SIEBERT, U. (2013b): Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8/2, 00000, S: 025002. DOI: 10.1088/1748-9326/8/2/025002, ISSN: 1748-9326.
- DEGRAER, S., BRABANT, R. & RUMES, B. (Hrsg.) (2012): The effect of pile driving on harbour porpoises in Belgian waters, (Autor: J. HAELTERS, W. VAN ROY & S. DREGRAER). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea*, Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS) and Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM), 00005, 127–143.
- DIEDERICHS, A., BRANDT, M. J., NEHLS, G., LACZNY, M., HILL, A. & PIPER, W. (2010): Auswirkungen des Baus des Offshore-Testfelds „alpha vetus“ auf marine Säugetiere, Bericht, Juli 2010, 120 pp.
- DIEDERICHS, A., PEHLKE, H., NEHLS, G., BELLMANN, M., GERKE, P., OLDELAND, J., GRUNAU, C., WITTE, S. & ROSE, A. (2014): Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten - Projektkurztitel: HYDROSCHALL-OFF BW II, Schlussbericht. 250pp.
- DORMANN, C. F., MCPHERSON, J. M., ARAÚJO, M. B., BIVAND, R., BOLLIGER, J., CARL, G., DAVIES, R. G., HIRZEL, A., JETZ, W., KISSLING, W., KÜHN, I., OHLEMÜLLER, R., PERES-NETO, P. R., REINEKING, B., SCHRÖDER, B., SCHURR, F. M. & WILSON, R. - METHODS TO ACCOUNT FOR SPATIAL AUTOCORRELATION IN THE ANALYSIS OF SPECIES DISTRIBUTIONAL DATA (2007): Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30/5, 609–628. DOI: 10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x, ISSN: 1600-0587.
- DYNDO, M., WIŚNIEWSKA, D. M., ROJANO-DOÑATE, L. & MADSEN, P. T. (2015): Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Nature - Scientific Reports* 5. DOI: 10.1038/srep11083.

- ELLIOTT, G., ROTHENBERG, T. J. & STOCK, J. H. (1996): Efficient Tests for an Autoregressive Unit Root. *Econometrica* 64/4, S: 813. DOI: 10.2307/2171846, ISSN: 00129682.
- FINNERAN, J. J. & JENKINS, A. K. (2012): Criteria and Thresholds for U.S. Navy Acoustic and Explosive Effects Analysis. SPAWAR Marine Mammal Program, 1–60.
- GEELHOED, S. C., SCHEIDAT, M., VAN BEMMELEN, R. S. & AARTS, G. (2013): Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) on the Dutch Continental Shelf, aerial surveys in July 2010–March 2011. 00000.
- GILLES, A. (2003): Verbreitungsmuster von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in deutschen Gewässern. 153 pp.
- GILLES, A., ADLER, S., KASCHNER, K., SCHEIDAT, M. & SIEBERT, U. (2011): Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: implications for management. *Endangered species research* 14/2, 157–169.
- GILLES, A., DÄHNE, M., RONNENBERG, K., VIQUERAT, S., ADLER, S., MEYER-KLAEDEN, O., PESCHKO, V. & SIEBERT, U. (2014a): Ergänzende Untersuchungen zum Effekt der Bau- und Betriebsphase im Offshore-Testfeld „alpha ventus“ auf marine Säugetiere Schlussbericht zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus). Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover und Deutsches Meeresmuseum Stralsund/Büsum, 116 pp.
- GILLES, A., SCHEIDAT, M. & SIEBERT, U. (2009): Seasonal distribution of harbour porpoises and possible interference of offshore wind farms in the German North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 383, 295–307.
- GILLES, A. & SIEBERT, U. - Erprobung eines Bund/Länder-Fachvorschlags für das Deutsche Meeresmonitoring von Seevögeln und Schweinswalen als Grundlage für die Erfüllung der Natura 2000-Berichtspflichten mit einem Schwerpunkt in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee (FFH-Berichtsperiode 2007-2012) Teilbericht (2009): Visuelle Erfassung von Schweinswalen. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ) Christian-Albrechts-Universität zu Kiel und Deutsches Meeresmuseum Stralsund im Auftrag des BfN./Vilm, Mai 2009, 5–30.
- GILLES, A., SIEBERT, U., GALLUS, A., DÄHNE, M. & BENKE, H. (2010): Monitoringbericht 2009-2010 Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee - Teilbericht marine Säugetiere -, Endbericht. FTZ, DMM Auftraggeber Bundesamt für Naturschutz/Büsum, Stralsund, 56 pp.
- GILLES, A., VIQUERAT, S., SIEBERT, U., GALLUS, A. & BENKE, H. (2014b): Monitoring von marinen Säugetieren 2013 in der deutschen Nord-und Ostsee. 00000, 78 pp.
- HAELTERS, J., DEBUSSCHERE, E., BOTTELDOOREN, D., DULIÈRE, V., HOSTENS, K., NORRO, A. M. J., VANDENDRIESSCHE, S., VIGIN, L., VINCX, M. & DEGRAER, S. (2013): The Effects Of Pile Driving On Marine Mammals And Fish In Belgian Waters. Haelters, J., Debusschere, E., Botteldooren, D., Dulière, V., Hostens, K., Norro, A., Vandendriessche, S., Vigin, L., Vincx, M. & S. Degraer (2013) The Effects Of Pile Driving On Marine Mammals And Fish In Belgian Waters. In: Degraer, S., Brabant, R. & B. Rumes (Eds.): Environmental Impacts Of Offshore Wind Farms In The Belgian Part Of The North Sea. Royal Belgian Institute Of Natural Sciences (RBINS), Brussels, Belgium. Pp. 71–77., 71–77.
- HAELTERS, J., KERCKHOF, F., JACQUES, T. G., JAUNIAUX, T. & DEGRAER, S. (2011): The return of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* to the Belgian part of the North Sea.
- HAELTERS, J., VIGIN, L., DEGRAER, S. & OTHERS - ATTRACTION OF HARBOUR PORPOISES TO OFFSHORE WIND FARMS (2013): Attraction of harbour porpoises to offshore wind farms: what can be expected. *Degraer, S, Brabant, R, Rumes, B eds*, 167–171.
- HAMMOND, P. S. & MACLEOD, K. (2006): Progress report on the SCANS-II project. Tampere (FIN), Paper prepared for the 13th Advisory Committee to ASCOBANS, 25-27 April, 6 pp.
- HAMMOND, P. S., MACLEOD, K., BERGGREN, P., BORCHERS, D. L., BURT, L., CAÑADAS, A., DESPORTES, G., DONOVAN, G. P., GILLES, A., GILLESPIE, D., GORDON, J., HIBY, L., KUKLIK, I., LEAPER, R., LEHNERT, K.,

- LEOPOLD, M., LOVELL, P., ØIEN, N., PAXTON, C. G. M., RIDOUX, V., ROGAN, E., SAMARRA, F., SCHEIDAT, M., SEQUEIRA, M., SIEBERT, U., SKOV, H., SWIFT, R., TASKER, M. L., TEILMANN, J., VAN CANNEYT, O. & VÁZQUEZ, J. A. (2013): Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164, 107–122. DOI: 10.1016/j.biocon.2013.04.010, ISSN: 0006-3207.
- HARWOOD, J. & KING, S. (2014): The Sensitivity of UK Marine Mammal Populations to Marine Renewables Developments. REPORT NUMBER SMRUL-NER-2012-027. 1–53.
- HARWOOD, J., KING, S., SCHICK, R., DONOVAN, C. & BOOTH, C. (2014): A Protocol for Implementing the Intern Population Consequences of Disturbance (PCOD) Approach: Quantifying and assessing the Effects of UK Offshore Renewable Energy Developments on Marine Mammal Populations. REPORT NUMBER SMRUL-TCE-2013-014. Scottish Marine and Freshwater Science 5/2, 1–90.
- HASTIE, T. J. & TIBSHIRANI, R. J. (1990): Generalized additive models. (43), Chapman & Hall/CRC.
- HEINÄNEN, S., SKOV, H., ARREBORG HANSEN, D., LADAGE, F., SCHLENZ, S., ŽYDELIS, R., THOMSEN, F. & HAMMREICH, A. (2015): Analyse von Langzeitdaten und Modellierung der Verteilung von Schweinswalen im Testfeld *alpha ventus* als Grundlage von Entscheidungshilfen für die maritime Raumordnung; Schlussbericht zum Projekt; Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben *alpha ventus* zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH(STUKplus). DHI, DHI-WASY GmbH/Hamburg.
- HEINIS, F. & DE JONG, C. A. F. (2015): Cumulative effects of impulsive underwater sound on marine mammals. *TNO report*, Nr. TNO 2015 R10335-A, TNO, 86 pp.
- FPC (2015) BY HENNIG, C. - FPC (2015): fpc: Flexible Procedures for Clustering.
- HIBY, A. R. & HAMMOND, P. S. (1989): Survey techniques for estimating abundance of cetaceans. *Report of the International Whaling Commission* 11/Special Issue.
- FORECAST (2015) BY HYNDMAN, R. J., ATHANASOPOULOS, G., BERGMER, C., CINELLI, C., KHAN, Y., MAYER, Z., RAZBASH, S., SCHMIDT, D., SHAUB, D., TANG, Y., WANG, E. & ZHOU, Z. - FORECAST (2015): forecast: Forecasting Functions for Time Series and Linear Models.
- ICES (2014): Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME), 10–13 March 2014, Woods Hole, Massachusetts, USA. International Council for the Exploration of the Sea Conseil International pour l'Exploration de la Mer/Copenhagen, 234 pp.
- INGENITO, F. & WOLF, S. N. (1989): Site dependence of wind-dominated ambient noise in shallow water. *The Journal of the Acoustical Society of America* 85/1, 141. DOI: 10.1121/1.397722, ISSN: 00014966.
- JONES, A., SENDT, J., DUNCAN, A. J., CLARKE, PAUL A & MAGGI, AMOS (2009): Modelling the acoustic reflection loss at the rough ocean surface. *Konf.: Acoustics*. Australian Acoustical Society.
- KASTELEIN, R. A., BUNSKOEK, P., HAGEDOORN, M., AU, W. W. L. & DE HAAN, D. (2002): Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. *The Journal of the Acoustical Society of America* 112/1, 334-344. DOI: 10.1121/1.1480835, ISSN: 00014966.
- KASTELEIN, R. A., VAN HEERDEN, D., GRANSIER, R. & HOEK, L. (2013): Behavioural responses of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) to playbacks of broadband pile driving sounds. *Marine Environmental Research* 92, 206-2014.
- KING, S. L., SCHICK, R. S., DONOVAN, C., BOOTH, C., BURGMAN, M., THOMAS, L. & HARWOOD, J. (2015): An interim framework for assessing the population consequences of disturbance. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 1150-1158. DOI: doi: 10.1111/2041-210X.12411.
- KLÜVER, R. & IFAÖ (2011): FULMAR. Wollert Information Technology/Hamburg.
- KNEIB, T. & FAHRMEIR, L. - STRUCTURED ADDITIVE REGRESSION FOR CATEGORICAL SPACE–TIME DATA (2006): Structured additive regression for categorical space–time data: A mixed model approach. *Biometrics* 62/1, 109–118.
- KOSCHINSKI, S., CULIK, B., DAMSGAARD HENRIKSEN, O., TREGENZA, N., ELLIS, G., JANSEN, C. & KATHE, G. (2003): Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simu-

- lated 2 MW windpower generator. *Marine Ecology Progress Series* 265, 263–273. DOI: 10.3354/meps265263, ISSN: 0171-8630, 1616-1599.
- KYHN, L. A., TOUGAARD, J., THOMAS, L., DUVE, L. R., STENBACK, J., AMUNDIN, M., DESPORTES, G. & TEILMANN, J. (2012): From echolocation clicks to animal density—Acoustic sampling of harbor porpoises with static dataloggers. *The Journal of the Acoustical Society of America* 131/1, 550–560.
- MRDS (2015) BY LAAKE, J., BORCHERS, D., THOMAS, L., MILLER, D. & BISHOP, J. - MRDS (2015): mrds: Mark-Recapture Distance Sampling.
- LAAKE, J. L., CALAMBOKIDIS, J., OSMEK, S. D. & RUGH, D. J. - PROBABILITY OF DETECTING HARBOR PORPOISE FROM AERIAL SURVEYS (1997): Probability of detecting harbor porpoise from aerial surveys: estimating $g(0)$. *The Journal of wildlife management*, 63–75.
- LAURSEN, K., FRIKKE, J. & KAHLERT, J. (2008): Accuracy of 'total counts' of waterbirds from aircraft in coastal waters. *Wildlife Biology* 14/2, 165–175.
- MACLEAN, I. M. ., REHFISCH, M., SKOV, H. & THAXTER, C. B. (2012): Evaluating the statistical power of detecting changes in the abundance of seabirds at sea. *IBIS*, 155, 113-126. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2012.01272.x.
- MACLEOD, K., LACEY, C., QUICK, N., HASTIE, G. & WILSON, J. (2011): Guidance on survey and monitoring in relation to marine renewables deployments in Scotland. Volume 2. Cetaceans and Basking Sharks. *Unpublished draft report to Scottish Natural Heritage and Marine Scotland*.
- 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.
- MAECHLER, M., ROUSSEEUW, P., STRUYF, A., HUBERT, M. & HORNIK, K. (2015): cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions.
- MARQUES, T. A., THOMAS, L., WARD, J., DIMARZIO, N. & TYACK, P. L. - MARQUES et al. (2009): Estimating cetacean population density using fixed passive acoustic sensors: An example with Blainville's beaked whales. *The Journal of the Acoustical Society of America* 125/4, 1982–1994.
- MATUSCHEK, R., BRANDT, M., DIEDERICHS, ANSGAR, HÖSCHLE, C., NEHLS, G., THOMSEN, F. & MACKENZIE, M. (2011): Fehmarnbelt Marine Mammal Studies - Ambient noise in the Fehmarnbelt area. Cefas, Bioconsult-SH, Biola, DHI, SMRU, ITAP.
- MCDONALD, M. A. & FOX, C. G. (1999): Passive acoustic methods applied to fin whale population density estimation. *The Journal of the Acoustical Society of America* 105, 2643-2651.
- MCGOVERN, B., BERROW, S. & MCKEOGH, E. (Hrsg.) (2012): Testing POD detection range under optimal field conditions. *Konf.: 26th European Cetacean Society Meeting*. Galway, Ireland, 26th-28th March 2012.
- MIKKELSEN, L., MOURITSEN, K., DAHL, K., TEILMANN, J. & TOUGAARD, J. (2013): Re-established stony reef attracts harbour porpoises *Phocoena phocoena*. *Marine Ecology Progress Series* 481, 239–248. DOI: 10.3354/meps10260, ISSN: 0171-8630, 1616-1599.
- DSM (2015) BY MILLER, D. L., REXSTAD, E., BURT, L., BRAVINGTON, M. V. & HEDLEY, S. - DSM (2015): dsm: Density Surface Modelling of Distance Sampling Data.
- MORAN, P. A. P. (1950): Notes on Continuous Stochastic Phenomena. *Biometrika* 37/1/2, 17. DOI: 10.2307/2332142, ISSN: 00063444.
- MORRETTI, D., THOMAS, L., MARQUES, T. A., HARWOOD, J., DILLEY, A., NEALES, B., SHAFER, J., MCCARTHY, E., NEW, L. F., JARVIS, S. & MORRISSEY, R. (2014): A Risk Function for Behavioral Disruption of Blainville's Beaked Whales (*Mesoplodon densirostris*) from Mid-Frequency Active Sonar. *PLoS One* 9/1, S: e85064. DOI: doi:10.1371/journal.pone.0085064.
- MORTENSEN, L. O., TOUGAARD, J. & TEILMANN, J. (2011): Effects of underwater noise on harbour porpoises around major shipping lanes. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.



- NABE-NIELSEN, J., SIBLY, R. M., TOUGAARD, J., TEILMANN, J. & SVEEGAARD, S. (2014): Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecological Modelling* 272, 242–251. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2013.09.025, ISSN: 03043800.
- NABE-NIELSEN, J., TOUGAARD, J., TEILMANN, J., LUCKE, K. & FORCHHAMMER, M. C. (2013): How a simple adaptive foraging strategy can lead to emergent home ranges and increased food intake. *Oikos* 122/9, 1307–1316. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2013.00069.x, ISSN: 1600-0706.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2005): Marine Mammal Populations and Ocean Noise: Determining when noise causes biologically significant effects. Washington D.C., 1–126.
- NEHLS, G. & BELLMANN, M. (2013): Auswirkungen von Schallemissionen durch Offshore-Rammarbeiten auf Schweinswale. ITAP & Bioconsult-SH.
- NEHLS, G., ROSE, A., DIEDERICH, A., BELLMANN, M. & PEHLKE H. (2016): Noise Mitigation During Pile Driving Efficiently Reduces Disturbance of Marine Mammals. In: A.N. POPPER, A. HAWKINS (EDS.), *The Effects of Noise on Aquatic Life II, Advances in Experimental Medicine and Biology* 875, Chapter 92. DOI 10.1007/978-1-4939-2981-8_92
- R COLOR BREWER (2014) by NEUWIRTH, E. - R COLOR BREWER (2014): RColorBrewer: ColorBrewer Palettes.
- OWP BUTENDIEK GMBH (Hrsg.) (2014): Offshore Windpark Butendiek. Ökologisches Monitoring. Untersuchungskonzept für die Bauphase, (Autor: BIOCONSULT SH).
- SP (2015) BY PEBESMA, E., BIVAND, R., ROWLINGSON, B., GOMEZ-RUBIO, V., HIJMANS, R., SUMNER, M., MACQUEEN, D., LEMON, J. & O'BRIEN, J. - SP (2015): sp: Classes and Methods for Spatial Data.
- PELTIER, H., BAAGØE, H. J., CAMPHUYSEN, K. C., CZECK, R., DABIN, W., DANIEL, P., DEAVILLE, R., HAELTERS, J., JAUNIAUX, T. & JENSEN, L. F. (2013): The stranding anomaly as population indicator: the case of harbour porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. *PLoS One* 8/4, e62180.
- PESCHKO, V., RONNENBERG, K., SIEBERT, U. & GILLES, A. (2016): Trends of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) density in the southern North Sea. *Ecological Indicators* 60, 174–183.
- PHILLIPS, P. C. B. & PERRON, P. (1988): Testing for a unit root in time series regression. *Biometrika* 75/2, 335–346. DOI: 10.1093/biomet/75.2.335, ISSN: 0006-3444, 1464-3510.
- NLME (2015) by PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D., EISPACK AUTHORS & R-CORE - NLME (2015): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models.
- POPPER, A. N. & HAWKINS, A. (Hrsg.) - NEHLS et al. (2016): Noise Mitigation During Pile Driving Efficiently Reduces Disturbance of Marine Mammals. In: *The Effects of Noise on Aquatic Life II*(875), Springer New York/New York, NY, S. 755–762. ISBN: 978-1-4939-2980-1.
- PORTER, F. J.-W. K.-M. & SCHMIDT, H. (2000): Computational ocean acoustics. Springer-Verlag: New York, NY, USA.
- PUNT, A. (Hrsg.) (2015): Sound exposure in harbour seals during the installation of an offshore wind farm: predictions of auditory damage. *Journal of Applied Ecology* 52/3, 631–640. DOI: 10.1111/1365-2664.12403, ISSN: 00218901.
- R CORE TEAM - R (2014): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing/Vienna, Austria.
- FOREIGN (2015) by R. CORE TEAM, BIVAND, R., CAREY, V. J., DEBROY, S., EGMEN, S., GUHA, R., LEWIN-KOH, N., MYATT, M., PFAFF, B., QUISTORFF, B., WARMERDAM, F., WEIGAND, S. & FREE SOFTWARE FOUNDATION, INC. - FOREIGN (2015): foreign: Read Data Stored by Minitab, S, SAS, SPSS, Stata, Systat, Weka, dBase, ...
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2015): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- REID, J. B., EVANS, P. G. & NORTHRIDGE, S. P. (2003): Atlas of cetacean distribution in north-west European waters. Joint Nature Conservation Committee.
- RICHARDSON, W. J., GREENE, C. R., MALME, C. I. & THOMSON, D. H. (1995): Marine Mammals and Noise Academic Press. *San Diego*.
- TIME DATE (2015) by R METRICS CORE TEAM, WUERTZ, D., SETZ, T., CHALABI, Y., MAECHLER, M. & BYERS, J. W. - TIME DATE (2015): timeDate: Rmetrics - Chronological and Calendar Objects.

- ROSE, A., DIEDERICH, A., NEHLS, G., BRANDT, M., WITTE, S., HÖSCHLE, C., DORSCH, M., LIESENJOHANN, T., SCHUBERT, A., KOSAREV, V., LACZNY, M., HILL, A. & PIPER, W. (2014): Offshore Test Site Alpha Ventus – Expert Report: Marine Mammals – Final Report: From baseline to wind farm operation. Im Auftrag der DOTI. BioConsult SH, Husum, IfAÖ, Hamburg., 163 pp.
- RUSSELL, D. J. F., MCCLINTOCK, B. T., MATTHIOPOULOS, J., THOMPSON, P. M., THOMPSON, D., HAMMOND, P. S., JONES, E. L., MACKENZIE, M. L., MOSS, S. & MCCONNELL, B. J. (2015): Intrinsic and extrinsic drivers of activity budgets in sympatric grey and harbour seals. *Oikos* 124/11, 1462–1472. DOI: 10.1111/oik.01810, ISSN: 00301299.
- LATTICE (2008) by SARKAR, D. - LATTICE (2008): Lattice: multivariate data visualization with R. (1. Auflage). Springer New York, 268 pp. ISBN: 0-387-75968-9.
- LATTICEEXTRA (2013) by SARKAR, D. & ANDREWS, F. - LATTICEEXTRA (2013): latticeExtra: Extra Graphical Utilities Based on Lattice.
- SCANS, I. I. (2008): Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II). *Final Report to the European Commission under project LIFE04NAT/GB/000245. Available from SMRU, Gatty Marine Laboratory, University of St Andrews, St Andrews, Fife, KY16 8LB, UK.*
- SCHEIDAT, M., VERDAAT, H. & AARTS, G. (2012): Using aerial surveys to estimate density and distribution of harbour porpoises in Dutch waters. *Journal of Sea Research* 69, 1–7. DOI: 10.1016/j.seares.2011.12.004, ISSN: 1385-1101.
- SCHICK, R., HARWOOD, J., KING, S., BOOTH, C. & DONOVAN, C. (2014): A Tutorial for the Interim PCOD Code. 1–43.
- SHAPIRO, A. D., TOUGAARD, J., JØRGENSEN, P. B., KYHN, L. A., BALLE, J. D., BERNARDEZ, C., FJÄLLING, A., KARLSEN, J. & WAHLBERG, M. (2009): Transmission loss patterns from acoustic harassment and deterrent devices do not always follow geometrical spreading predictions. *Marine Mammal Science* 25/1, 53–67. DOI: 10.1111/j.1748-7692.2008.00243.x, ISSN: 08240469.
- 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* 56/1, 65–80. DOI: 10.1016/j.seares.2006.01.003, ISSN: 13851101.
- SIEBERT, U. & RYE, J. H. (2008): Correlation between aerial surveys and acoustic monitoring. *Marine mammals and seabirds in front of offshore wind energy. Teubner Verlag, Wiesbaden, 37–39.*
- SMRU (2014): Interim PCoD v.1.1: A „How To“ Guide. SMRU Consulting, 28 pp.
- SOUTHALL, B. L., BOWLES, A. E., ELLISON, W. T., FINNERAN, J. J., GENTRY, R. L., GREENE, C. R., KASTAK, D., KETTEN, D. R., MILLER, J. H., NACHTIGALL, P. E., RICHARDSON, W. J., THOMAS, J. A. & TYACK, P. L. (2007): Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Initial Scientific Recommendations. *Aquatic Mammals* 33/4, 411–509. ISSN: ISSN 0167-5427.
- SHAPEFILES (2013) by STABLER, B. - SHAPEFILES (2013): shapefiles: Read and Write ESRI Shapefiles.
- SVEEGAARD, S., TEILMANN, J., BERGGREN, P., MOURITSEN, K. N., GILLESPIE, D. & TOUGAARD, J. (2011): Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbour porpoises found by satellite tracking. *ICES Journal of Marine Science* 68/5, 929–936.
- TEILMANN, J., CHRISTIANSEN, C. T., KJELLERUP, S., DIETZ, R. & NACHMAN, G. (2013): Geographic, seasonal, and diurnal surface behavior of harbor porpoises. *Marine Mammal Science* 29/2, E60–E76. DOI: 10.1111/j.1748-7692.2012.00597.x, ISSN: 1748-7692.
- TEILMANN, J. & TOUGAARD, J. (2006): Reactions of captive Harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) to pinger-like sounds. *Marine Mammal Science* 22/2, 240–260. DOI: 10.1111/j.1748-7692.2006.00031.x.
- THIELE, R. (2002): Propagation loss values for the North Sea. Handout zum Fachgespräch: Offshore-Windmills-sound-emissions and marine mammals. FTZ-Büsum, 15.01.2002.
- THIELE, R. & SCHELLSTEDTE, G. (1980): Standardwerte zur Ausbreitungsdämpfung in der Nordsee. Nr. FWG Bericht 1980-7, Forschungsanstalt der Bundeswehr für Wasserschall und Geophysik.



- THOMPSON, P. M., LUSSEAU, D., BARTON, T., SIMMONS, D., RUSIN, J. & BAILEY, H. (2010): Assessing the responses of coastal cetaceans to the construction of offshore wind turbines. *Marine Pollution Bulletin* 60/8, 1200–1208. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.03.030, ISSN: 0025326X.
- THOMSEN, F., LACZNY, M. & PIPER, W. (2004): Methodik zur Erfassung von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) und anderen marinen Säugern mittels Flugtransekt-Zählungen. *Seevögel* 25 (1), 3–12.
- THOMSEN, F., LACZNY, M. & PIPER, W. (2006): A recovery of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the southern North Sea? A case study off Eastern Frisia, Germany. *Helgoland marine research* 60/3, 189–195.
- THOMSEN, F., UGARTE, F. & EVANS, P. G. . (2005): Estimation of $g(0)$ in line-transect surveys of cetaceans. *European Cetacean Society Newsletter No 44 - Special Issue*, 46 pp.
- TOUGAARD, J., CARSTENSEN, J., WISZ, M., JESPERSEN, M., TEILMANN, J., BECH, N. & SKOV, H. (2006): Harbour porpoises on Horns Reef. Effects of the Horns Reef Wind Farm. Final Report to Vattenfall A/S., Commissioned report. NERI/Roskilde, Denmark, 111 pp.
- TOUGAARD, J., HENRIKSEN, O. D. & MILLER, L. A. (2009): Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America* 125/6, 3766–3773. DOI: 10.1121/1.3117444, ISSN: 0001-4966.
- TOUGAARD, J., WRIGHT, A. J. & MADSEN, P. T. (2015): Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine pollution bulletin* 90/1, 196–208.
- TSERIES (2015) by TRAPLETTI, A., HORNIK, K. & BLAKE, L. - TSERIES (2015): tseries: Time Series Analysis and Computational Finance.
- TREGENZA, N. (2011): CPOD.exe: A guide for users.
- FOSSIL (2012) by VAVREK, M. J. - FOSSIL (2012): fossil: Palaeoecological and Palaeogeographical Analysis Tools.
- 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 German Baltic Sea revealed by passive acoustic monitoring. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 87/01, 165. DOI: 10.1017/S0025315407054938, ISSN: 0025-3154, 1469-7769.
- VIQUERAT, S., GILLES, A., HERR, H., SIEBERT, U., GALLUS, A., BENKE, H. & KRÜGEL, K. (2015): Monitoring von marinen Säugetieren 2014 in der deutschen Nord-und Ostsee. 00000, 83 pp.
- WEILGART, L. S. (2007): The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology* 85/11, 1091–1116. DOI: 10.1139/Z07-101, ISSN: 0008-4301, 1480-3283.
- WILLE, P. C. & GEYER, D. (1984): Measurements on the origin of the wind-dependent ambient noise variability in shallow water. *The Journal of the Acoustical Society of America* 75/1, 173. DOI: 10.1121/1.390411, ISSN: 00014966.
- MGCV (2015) BY WOOD, S. - MGCV (2015): mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with GCV/AIC/REML Smoothness Estimation.
- WOOD, S. N. (2006): On confidence intervals for generalized additive models based on penalized regression splines. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 48/4, 00048, 445–464.
- WOOD, S. N. & AUGUSTIN, N. H. (2002): GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. *Ecological modelling* 157/2, 157–177.
- ZOO (2015) by ZEILEIS, A., GROTHENDIECK, G., RYAN, J. A. & ANDREWS, F. - ZOO (2015): zoo: S3 Infrastructure for Regular and Irregular Time Series (Z's Ordered Observations).
- ZUUR, A. F. (2012): A Beginner's Guide to Generalized Additive Models with R. Highland Statistics Ltd, 206 Seiten. ISBN: 0-9571741-2-8.
- ZUUR, A., IENO, E. N., WALKER, N., SAVELIEV, A. A. & SMITH, G. M. (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer/New York, 03313, 574 pp.