

Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nord- und Ostsee vorkommenden Vogelarten

von Volker Dierschke, Ommo Hüppop und Stefan Garthe

Die folgenden Ausführungen behandeln mögliche Auswirkungen anthropogener Beeinträchtigungen auf die Meeresumwelt (insbesondere die marine Vogelwelt). Aufgrund unserer Kenntnisse über Verbreitung, Häufigkeit und Lebensweise mariner Vogelarten versuchen wir zu erörtern, welche Verluste an Lebensräumen und Individuen aus populationsbiologischer Sicht als »unzulässige Beeinträchtigungen« eingestuft werden sollten. Den Überlegungen wird als Leitbild vorangestellt, dass es nicht zu einer kontinuierlichen Abnahme oder dauerhaften Reduktion der Populationen der Arten kommen darf. Unzulässige Beeinträchtigungen liegen also dann vor, wenn die Summe aller Beeinträchtigungen zu einer kontinuierlichen Abnahme oder zu einer dauerhaften Reduktion führt. Der Begriff der »unzulässigen Beeinträchtigung« wird hier ausdrücklich fachbezogen, d.h. in naturwissenschaftlichem Sinn benutzt und ist strikt zu trennen vom Begriff der »erheblichen Beeinträchtigung der EU-Vogelschutzrichtlinie (EU-VRL), der FFH-Richtlinie oder des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG), weil hier zusätzlich die jeweils gültigen rechtlichen Maßstäbe mitzu-

berücksichtigen sind (siehe z.B. Gellermann & Schreiber 2003).

Die unter deutscher Zuständigkeit liegenden Meeresgebiete der Nord- und Ostsee, d.h. die deutschen Hoheitsgewässer (12-Seemeilen-Zone) und die »Ausschließliche Wirtschaftszone« (AWZ, Abb. 1), werden seit langem vom Menschen stark genutzt. Neben Fischerei und Schiffsverkehr sind u.a. Bodenentnahmen und militärische Übungen als Faktoren bekannt, welche die dort ansässige Tier- und Pflanzenwelt beeinflussen (Exo et al. 2003). Im Gegensatz zur Küstenregion, in der Nationalparks und Naturschutzgebiete weitgehend ungestörte Lebensräume für Fauna und Flora bieten und die auch als Bestandteil des Netzwerks NATURA 2000 als EU-Vogelschutzgebiete benannt sind, sind auf offener See bisher keine flächigen Schutzmaßnahmen getroffen worden, obgleich nach der EU-VRL und der FFH-Richtlinie geeignete Gebiete zwingend als Schutzgebiete zu melden sind. Dieses gilt auch für den Meeresbereich einschließlich der AWZ und ist ein erklärtes Ziel der Bundesregierung (Sozialdemokratische Partei Deutschlands & Bündnis 90/

Die Grünen 2002), das Anfang des Jahres 2002 in § 38 BNatSchG seinen Niederschlag gefunden hat.

Die Beeinträchtigung der marinen Tier- und Pflanzenwelt wird jüngst besonders intensiv im Zusammenhang mit der geplanten und z.T. schon genehmigten Errichtung von Windenergieanlagen (WEA) im Offshore-Bereich diskutiert (z.B. Merck & von Nordheim 2000, Exo et al. 2002). Während in faktischen Vogelschutzgebieten der EU-VRL (Artikel 4) und in potenziellen FFH-Gebieten (Artikel 6, Absatz 2 der FFH-RL) Beeinträchtigungen der für den Schutz maßgeblichen Bestandteile z.B. aus wirtschaftlichen Gründen grundsätzlich nicht statthaft sind und höchstens unter strengen Ausnahmerebedingungen zugelassen werden dürfen (siehe z.B. Gellermann 2001), gibt es darüber hinaus weite Bereiche des Meeres, in denen nicht unerhebliche Bestände von Seevögeln leben bzw. über die erheblicher Vogelzug stattfindet. Nach Artikel 2 der EU-VRL sind wildlebende Vögel aber auch außerhalb von Schutzgebieten »auf einem Stand zu halten oder auf einen Stand zu bringen, der insbesondere den ökologischen, wissenschaftlichen und kulturellen Erfordernissen entspricht«.

Wir möchten hier auf der Basis jahrelanger, zumeist eigener Forschung aus populationsbiologischer Sicht für die Gesamtheit der in Meeresgebieten lebenden Vogelarten, also auch für die außerhalb von Schutzgebieten lebenden, d.h. für die sich dort längerfristig aufhaltenden und die über das Seegebiet hinwegziehenden Vögel, Bewertungsmaßstäbe für die Unzulässigkeit von Beeinträchtigungen vorschlagen.

Grundsätzlich sind Seevögel durch Eingriffe aller Art insofern beeinträchtigt, als Teile ihres Lebensraumes verloren gehen bzw. nicht mehr nutzbar sind (Scheuchwirkung, Exo et al. 2002). Ziehende oder allgemein fliegende Vögel können in erster Linie durch Kollisionen (Anflug an Vertikalstrukturen), aber auch durch erzwungene Umwege bei Scheuchwirkung betroffen sein (Exo et al. 2002, Pettersson 2002). Die Meidung der von Beeinträchtigungen betroffenen Seegebiete führt bei Seevögeln zu Ausweichbewegungen in höchstwahrscheinlich weniger geeignete Gebiete und dort zwangsläufig auch zu erhöhter Individuendichte.



Abb. 1: Lage der 12-Seemeilen-Zone und der AWZ in der deutschen Nord- und Ostsee. Die Fläche zwischen Festland und gestrichelter Linie ist die 12-Seemeilen-Zone, der Bereich zwischen der gestrichelten Linie und der durchgezogenen Linie die AWZ.
Location of the 12-mile-zone and the EEZ in the German North and Baltic Sea. The area between land and the dashed line shows the 12-mile zone, the area between the dashed line and the solid line gives the EEZ.

Zumindest während der Brutzeit unterliegen pelagische Vogelarten einer starken, dichteabhängigen Nahrungskonkurrenz (Lewis et al. 2001). Ob dies auch für Rastbestände auf See außerhalb der Brutzeit gilt, ist unbekannt, aber wahrscheinlich. Ebenso wie bei Zugvögeln, die Umwege fliegen müssen, ist ein Einfluss auf den Energiehaushalt der Vögel anzunehmen, der in energetischen Engpasssituationen auch die Überlebensrate bzw. die Reproduktion beeinflussen kann (z.B. Hüppop 1995). Direkte Verluste durch den Tod von Vögeln sowie erhöhte Mortalität und reduzierte Reproduktion durch indirekte Folgen der Beeinträchtigungen haben Auswirkungen auf die Populationsdynamik der betroffenen Vogelarten. Da anthropogene Beeinträchtigungen verschiedener Art stets gleichzeitig auf die Vögel einwirken, ist es aus populationsbiologischer Sicht nicht zulässig, einzelne Beeinträchtigungen isoliert zu betrachten. Bei der Bewertung ihrer populationsbiologischen Zulässigkeit ist deshalb zu berücksichtigen, welche anderen Beeinträchtigungen schon wirksam sind (Summationseffekte). Dies gilt sowohl für verschiedene Arten von Beeinträchtigungen (z.B. Windenergieanlagen, Bodenentnahme, Schiffsverkehr) als auch für verschiedene Beeinträchtigungen derselben Kategorie (z.B. verschiedene Windparks).

Im Folgenden erörtern wir zwei Möglichkeiten, Beeinträchtigungen hinsichtlich ihrer populationsbiologischen Zulässigkeit für solche Vögel zu bewerten, die zumindest zeitweise auf See leben und/oder über Seegebiete hinwegziehen. Zum einen gehen wir von der Bestandsgröße der Vogelarten aus, um über den Anteil der von einer Beeinträchtigung bzw. der Summe verschiedener Beeinträchtigungen betroffenen Vögel zu einem Bewertungsmaßstab für deren Zulässigkeit zu kommen. Zum anderen betrachten wir den Einfluss kollisionsbedingter Verluste auf Bestände anhand exemplarischer Populationsmodelle. Auf die sicherlich vorhandene additive Wirkung von Lebensraumverlusten und Mortalität durch Kollisionen auf marine Vogelpopulationen wird hier nicht eingegangen. Ethische oder tierschutzrechtliche Aspekte sollen hier nicht behandelt werden.

Populationsbiologische Unzulässigkeits-schwellen auf der Basis von Bestandsgrößen

Rastvögel und Überwinterer

In den deutschen Bereichen der Nord- und Ostsee kommen abseits der direkten Küstenzone regelmäßig mindestens 35 Vogel-

arten vor (Garthe et al. 2003, Tab. 1). Acht Arten treten ausschließlich als rastende Durchzügler auf, 27 halten sich für längere Zeit im Gebiet auf, davon 23 auch als Überwinterer. Von den genannten Arten brüten 15 entlang der deutschen Küsten und auf Helgoland. Als Bewohner der Meeresgebiete werden sie hier deshalb berücksichtigt, weil sich ihre Nahrungssuche ganz oder größtenteils küstenfern abspielt. Von den 35 im Gebiet vorkommenden marinen Vogelarten sind acht im Anhang I der besonders zu schützenden Arten in der EU-VRL aufgeführt (alle weiteren genießen dort als wandernde Vogelarten besondere Beachtung), 23 fallen unter das Afrikanisch-Eurasische Wasservogelabkommen (Tab. 1). Von den Brutvögeln stehen zehn Arten auf der deutschen Roten Liste (Mittelsäger stark gefährdet, fünf Arten mit geografisch beschränktem Vorkommen, vier Arten auf der Vorwarnliste; Tab. 1).

Bereits 1971 ist auf einer Expertenkonferenz im iranischen Ramsar ein Instrumentarium zur Bewertung von Wasservogel-Rastgebieten geschaffen worden, die so genannte Ramsar-Konvention (Herkenrath & O'Sullivan 1999). Aufgrund der Kenntnis von Bestandsgrößen der Wasservogel und deren räumlicher Verteilung wurde u.a. festgelegt, dass ein Rastgebiet dann von internationaler Bedeutung ist, wenn es regelmäßig (d.h. mindestens einmal pro Jahr) 1 % einer biogeografischen Population einer Wasservogelart beherbergt – egal, ob es sich nur um kurze Rastaufenthalte oder mehrmonatige Aufenthalte handelt (Atkinson-Willes 1972). Aus diesem in der Naturschutzpolitik bewährten und anerkannten Bewertungsmaßstab leiten wir ab, dass eine Beeinträchtigung spätestens dann als unzulässig zu betrachten ist, wenn 1 % der biogeografischen Population von Lebensraumverlust betroffen ist. In der Roten Liste für das Küsten- und Meeresgebiet der deutschen Nord- und Ostsee fand dieses Kriterium bereits dahingehend Berücksichtigung, dass für Gastvogelarten, von denen 1 % der nordwesteuropäischen Population vorkommen (Wasservogel) bzw. von denen 1 % der Population des ostatlantischen Zugwegs über die Ostsee ziehen (Watvögel), »eine besondere Verantwortung« besteht (Hälterlein et al. 1995, Brenning et al. 1996). Bislang lässt sich der Schwellenwert von 1 % nicht exakt populationsbiologisch ableiten. Ähnlich wie für eine erhöhte Mortalitätsrate (s.u.) ist deshalb anzustreben, Lebensraumverluste mit populationsbiologischen Kennwerten zu verschneiden und Schwellenwerte artspezifisch zu modifizieren. Der vorläufige

Richtwert von 1 % sollte zudem bei abnehmenden Arten mit Vorsicht benutzt werden, damit kein weiterer Rückgang gefördert oder gar die gesamte Population gefährdet wird.

Der Schutz von Seevögeln kann nur im internationalen Kontext hinreichend gewährleistet werden. Allerdings gibt es derzeit weder planerisch noch politisch einen Einfluss auf Beeinträchtigungen außerhalb deutscher Zuständigkeit. Daher müssen die Maßstäbe für die Bewertung der Zulässigkeit von Beeinträchtigungen im deutschen Seegebiet (Hoheitsgewässer und AWZ zusammen) auf die nationale Ebene heruntergebrochen werden. Das Konzept der Heranziehung nationaler Bestandsgrößen fand in Deutschland bereits bei der Bewertung von Wasservogel-Rastgebieten an der Küste und im Binnenland Anwendung (Hölzinger et al. 1972, Berndt et al. 1979, Berndt 1983, Burdorf et al. 1997, Struwe-Juhl 2000). Auch auf nationaler Ebene muss jedoch gelten, dass jede weitere Beeinträchtigung automatisch als unzulässig einzustufen ist, wenn eine marine Rastvogelart bereits durch bestehende bzw. genehmigte Beeinträchtigungen in einem populationsbiologisch unzulässigen Umfang betroffen ist.

Die Größe der biogeografischen Populationen ist bei vielen marinen Vogelarten einigermaßen bekannt, bei anderen Arten gibt es nur mehr oder weniger grobe Schätzungen (Delany & Scott 2002). Die Bestände der in deutschen Gewässern lebenden marinen Rastvögel sind nach jahrelanger Kartierung von Schiffen aus (und neuerdings auch vom Flugzeug aus) gut quantifizierbar. Aus nach standardisierten Methoden (Tasker et al. 1984, Diederichs et al. 2002, Garthe et al. 2002) erhobenen Freilanddaten wurden Dichtewerte (Vögel pro km²) berechnet, aus denen sich wiederum Hochrechnungen für beliebige Bereiche (hier: deutsche Hoheitsgewässer und AWZ) anstellen lassen. Im Ergebnis sind zurzeit schon für die meisten marinen Rastvogelarten die nationalen Bestandsgrößen ermittelt oder befinden sich gerade in Bearbeitung (Garthe 2003; Tab. 2). Es ist festzustellen, dass mit den inzwischen vorliegenden Daten die nationale Bestandsgröße sowohl der Rastvögel (Tab. 2) als auch der Brutvögel (z.B. Hälterlein et al. 2000, Dierschke et al. 2002, Exo et al. 2003) erheblich besser bekannt ist als die Größe der jeweiligen biogeografischen Population.

Für die Überprüfung der populationsbiologischen Zulässigkeit einer Beeinträchtigung muss für die davon betroffene Fläche

ebenfalls hochgerechnet werden, wie viele Vögel der verschiedenen Arten betroffen sind und welche Anteile des nationalen Bestandes dies ausmacht. Auf Basis der ESAS-Datenbank können für beliebige Gebiete Durchschnittswerte für die verschiedenen Jahreszeiten berechnet werden. Liegen für das betreffende Gebiet noch genauere Erhebungen vor (z.B. aus Umwelt-

verträglichkeitsstudien), so sind ggf. höhere Maximalwerte als Bewertungsgrundlage zu berücksichtigen, um spezifischen Situationen im Jahreszyklus der Vogelarten (z.B. Fettdeposition vor dem Heimzug) Rechnung zu tragen. Eine Prognose des Ausmaßes der Beeinträchtigung kann schließlich leicht fallen, wenn zu erwarten ist, dass das betroffene Gebiet aufgrund

einer Scheuchwirkung von einer Art komplett geräumt wird (s. u. für das Beispiel Sterntaucher). Problematischer wird es, wenn nur ein Teil des dort lebenden Bestandes zum Verlassen eines Gebietes gezwungen wird, z.B. weil die Beeinträchtigung nur noch eine geringere Vogeldichte als zuvor zulässt (die Sensitivität der einzelnen Vogelarten ist noch experimentell

Tab. 1: Abseits des direkten Küstenstreifens (Festland und Inseln inkl. Helgoland) in den deutschen Bereichen von Nord- und Ostsee regelmäßig vorkommende See- und Küstenvogelarten. Angegeben ist, ob es sich um Brutvögel naher Küsten (B; Nahrungssuche), Wintergäste (W) oder rastende Durchzügler (D; einschließlich Mauservorkommen und Übersommerung) handelt. Schutzstatus: Afrikanisch-Eurasisches Wasservogelabkommen (AEWA, Herkenrath & O'Sullivan 1999; x = Nennung). SPEC (Species of European Conservation Concern, Tucker & Heath 1994): 1 Global gefährdet; 2 Konzentration des Vorkommens auf Europa, negative Bestandsentwicklung bzw. ungünstiger Erhaltungszustand; 3 Keine Konzentration auf Europa, aber negative Bestandsentwicklung bzw. ungünstiger Erhaltungszustand; 4 Konzentration auf Europa bei günstigem Erhaltungszustand. EU-Vogelschutzrichtlinie (I = Nennung in Anhang I der besonders zu schützenden Arten). Rote Liste der Brutvögel Deutschlands (nur bei Brutvögeln angegeben, Bauer et al. 2002): 1 Vom Erlöschen bedroht, 2 stark gefährdet, 3 gefährdet, R Arten mit geografischer Restriktion, V Vorwarnliste, - keine Nennung. Seabirds and coastal birds regularly occurring offshore in the German parts of the North Sea and the Baltic Sea (B breeder at nearby coast and/or on Helgoland; W overwintering bird; D migrant, including moult and oversummering). Protection status: African-Eurasian Waterbird Agreement (AEWA, Herkenrath & O'Sullivan 1999; x = mentioned). SPEC (Species of European Conservation Concern, Tucker & Heath 1994): 1 globally threatened, 2 concentrated in Europe and with an unfavourable conservation status, 3 not concentrated in Europe and but with an unfavourable conservation status, 4 concentrated in Europe and with a favourable conservation status). EU Council Directive on the conservation of wild birds (I = mentioned in annex I as subject for special conservation measures). German red data list of breeding birds (given only for breeding birds, Bauer et al. 2002): 1 critically endangered, 2 endangered, 3 vulnerable, R species geographically restricted, V near threatened, - not mentioned.

Art	Nordsee	Ostsee	AEWA	SPEC	EU-VRL	RL D
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>	DW	DW	x	3	I	
Prachtaucher <i>Gavia arctica</i>	DW	DW	x	3	I	
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	D	DW	x			
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	DW	DW	x			
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	D	DW	x		I	
Eissturmvogel <i>Fulmarus glacialis</i>	BDW					R
Dunkler Sturmtaucher <i>Puffinus griseus</i>	D					
Basstölpel <i>Morus bassanus</i>	BDW			2		R
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	BDW	BDW	x			V
Bergente <i>Aythya marila</i>		W	x	3		
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	BDW	BDW	x			V
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>		W	x			
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	DW	DW	x			
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	D	W	x	3		
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	D	BDW	x	2		
Spatelraubmöwe <i>Stercorarius pomarinus</i>	D	D				
Schmarotzerraubmöwe <i>Stercorarius parasiticus</i>	D	D				
Skua <i>Stercorarius skua</i>	D			4		
Zwergmöwe <i>Larus minutus</i>	DW	DW	x	3		
Lachmöwe <i>Larus ridibundus</i>	BDW	BDW	x			-
Sturmmöwe <i>Larus canus</i>	BDW	BDW	x	2		-
Heringsmöwe <i>Larus fuscus</i>	BD	D	x	4		-
Silbermöwe <i>Larus argentatus</i>	BDW	BDW	x	-		
Mantelmöwe <i>Larus marinus</i>	DW	DW	x	4		
Dreizehenmöwe <i>Rissa tridactyla</i>	BDW					R
Raubseeschwalbe <i>Sterna caspia</i>		D	x	3	I	
Brandseeschwalbe <i>Sterna sandvicensis</i>	BD	BD	x	2	I	V
Flussseeschwalbe <i>Sterna hirundo</i>	BD	BD	x		I	V
Küstenseeschwalbe <i>Sterna arctica</i>	BD	BD	x		I	-
Trauerseeschwalbe <i>Chlidonias niger</i>	D	D	x	3	I	
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	BW	W				R
Tordalk <i>Alca torda</i>	BW	W		4		R
Gryllteiste <i>Cephus grylle</i>	W	W		2		
Krabbentaucher <i>Alle alle</i>	D					
Papageitaucher <i>Fratercula arctica</i>	D			2		

zu prüfen). In jedem Fall ist der zu erwartende Lebensraumverlust zu dem bereits durch andere Beeinträchtigungen bedingten Lebensraumverlust zu addieren. Es kann dann leicht geprüft werden, ob mit der neuen Beeinträchtigung die 1 %-Schwelle des nationalen Bestandes überschritten wird oder nicht.

Eine solche Zulässigkeitsprüfung soll für die Jahreszeiten getrennt durchgeführt werden, die jeweils mit einer bestimmten Phase im Jahreszyklus der Vögel verknüpft sind (Sommer: Brut, Übersommerung, Mauser; Herbst: Wegzugrast, Mauser; Winter: Überwinterung; Frühling: Heimzugrast, Mauser). Eine Beeinträchtigung ist dann als unzulässig zu bewerten, wenn bereits in nur einer Jahreszeit der 1 %-Schwellenwert überschritten wird. Dies ist damit zu begründen, dass es in allen genannten Phasen des Jahreszyklus energetische Engpässe gibt (Piersma 2002), die erheblichen Einfluss auf die

Populationsdynamik haben können (s. Schlussfolgerung).

Als Ausgangspunkt für eine Bewertung sind prinzipiell die nationalen Bestandsgrößen zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der EU-VRL (1979) heranzuziehen. Aus praktischen Gründen sind jedoch für die gegenwärtig in der deutschen Nord- und Ostsee auftretende Problematik hinsichtlich der Errichtung von WEA die zehn Jahre um das Jahr 2000 herum sinnvoller, da es aus diesem Zeitraum erstmals für die deutsche Nord- und Ostsee sehr umfangreiches Datenmaterial gibt. In beiden Varianten sind die Auswirkungen älterer Beeinträchtigungen wie z.B. bereits existierender Schifffahrtswege bereits berücksichtigt und müssen für neue Beeinträchtigungen nicht einkalkuliert werden. Für zukünftige Beeinträchtigungen sollte allerdings der Status Quo von heute (10-Jahres-Zeitraum um das Jahr 2000) als Bewertungsmaßstab gelten. Ausnahmen davon wären nur gegeben,

wenn von Beeinträchtigungen unabhängige, deutliche überregionale Bestandsveränderungen eine Neuberechnung nötig erscheinen lassen. Andernfalls würden durch Eingriffe entstehende Rückgänge bei deutschen Vogelbeständen die Unzulässigkeitschwelle senken und weitere Beeinträchtigungen, die für die Arten noch einschneidendere Folgen hätten, sogar noch erleichtern.

Beispiel Sterntaucher

In deutschen Gewässern liegt der Winterbestand des Sterntauchers *Gavia stellata* bei 14.100 Individuen (Tab. 2). Auf nationaler Ebene ist eine Beeinträchtigung für unseren Beispielwert dann als populationsbiologisch unzulässig zu bewerten, wenn die betrachtete Eingriffsfläche in irgendeiner Phase des Jahreszyklus so viele Sterntaucher beherbergt, dass in der Summe aller Beeinträchtigungen mehr als 141 Sterntaucher (1 % des nationalen Bestandes) betroffen sind. Wir müssen nach bisheri-

Tab. 2: Nationale Bestandsgrößen mariner Rastvögel zu verschiedenen Jahreszeiten (B Brutzeit, F Frühjahr, H Herbst, NB Nachbrutzeit, S Sommer, W Winter). Die Bestandszahlen für Deutschland entstammen weitgehend Garthe (2003) und wurden durch wenige unveröffentl. Daten ergänzt; sie kennzeichnen mittlere Bestandsgrößen (dies bedeutet z.B., dass Arten mit einer Bestandsgröße von 0 in einzelnen Jahren und Situationen durchaus in einigen Exemplaren im Bezugsgebiet auftreten können).

National population sizes of seabirds in North Sea and Baltic Sea at different seasons (B breeding, F spring, H autumn, NB post-breeding, S summer, W Winter; from Garthe 2003 and unpublished data). Numbers refer to average population sizes (i.e. species with population size 0 may occur with a few individuals in some years).

Art	Saison	Nordsee	Ostsee	Nord- u. Ostsee	Anteil biogeogr. Pop.
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>	W	12.600	1500	14.100	4,6 %
	F	7.700			
Prachtaucher <i>Gavia arctica</i>	W	1.110	800	1.910	0,4 %
	F	900			
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	W		1.000		
Ohrentaucher <i>Podiceps auritus</i>	W	0	630	630	18,0 %
Basstölpel <i>Morus bassanus</i>	S	1.500	0	1.500	0,3 %
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	W		242.000		
Eisente <i>Clangula hyemalis</i>	W	0	596.000	596.000	13,0 %
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	W		128.000		
	F		242.000		
Samtente <i>Melanitta fusca</i>	W		63.600		
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	W		13.500		
Zwergmöwe <i>Larus minutus</i>	W	1.800			
Sturmmöwe <i>Larus canus</i>	W	58.400			
Mantelmöwe <i>Larus marinus</i>	H	16.600			
	W	25.900			
Heringsmöwe <i>Larus fuscus</i>	B	58.700			
	NB	53.500			
Dreizehenmöwe <i>Rissa tridactyla</i>	B	12.300	0	12.300	0,1 %
	W	18.800	0	18.800	0,2 %
Flusseeeschwalbe <i>Sterna hirundo</i>	B	5.400			
	NB	5.830			
Küstenseeschwalbe <i>Sterna paradisaea</i>	B	2.700			
	NB	2.200			
Brandseeschwalbe <i>Sterna sandvicensis</i>	B	4.400			
	NB	3.600			
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	B	6.400		>6.400	0,2 %
	W	32.800		>32.800	0,8 %
Gryllteiste <i>Cephus grylle</i>	W	0	750	750	1,5 %

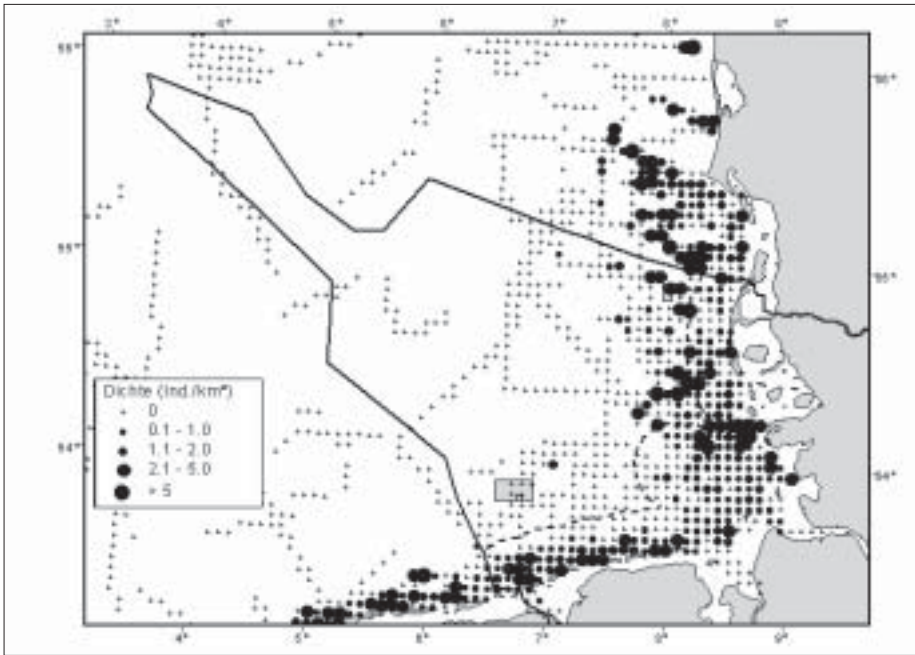


Abb. 2: Winterverbreitung von Seetauchern in der südöstlichen Nordsee nach Kartierungen von Schiffen aus. 92 % der Vögel sind Sterntaucher *Gavia stellata*, der Anteil von Prachtauchern *G. arctica* ist mit 8 % gering (Garthe 2003). Eingezeichnet sind die bisher genehmigten Windparks »Butendiek« (westlich von Sylt) und »Borkum West« (bisher nur kleine Pilotanlagenfläche genehmigt, große Ausbaustufe noch nicht genehmigt).
*Winter distribution of divers in the southeastern North Sea according to ship-based surveys. 92 % of the birds are Red-throated Divers *Gavia stellata*, the proportion of Black-throated Divers *G. arctica* is low (8 %; Garthe 2003). Also shown is the location of two licensed wind farms west of Sylt and north of Borkum (only the small pilot farm is licensed so far).*

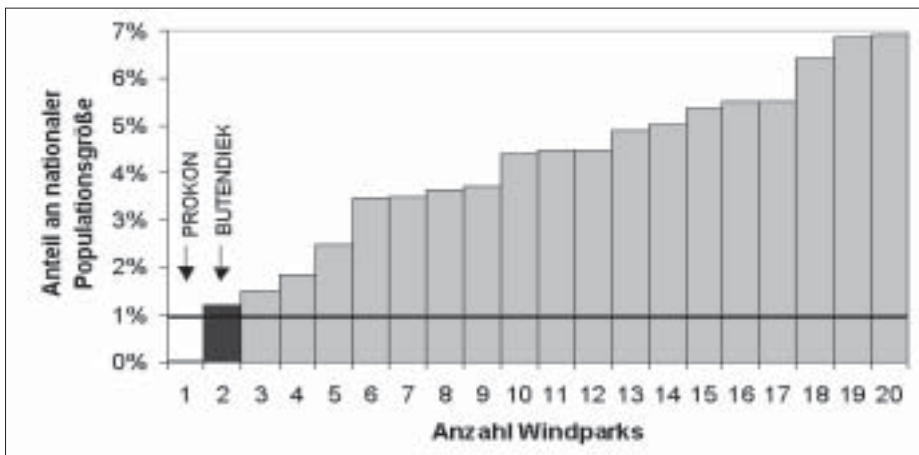


Abb. 3: Szenario des Lebensraumverlustes für Sterntaucher durch Windparks. In der Reihenfolge der Genehmigung der Windparks ist kumulativ aufgetragen, welcher Anteil des deutschen Winterbestandes (14.100 Ind.) vom Lebensraumverlust betroffen sein wird. Die beiden linken Säulen (dunkel) stehen für die beiden bisher genehmigten Windparks, alle anderen Säulen sind hypothetisch und hängen von der weiteren Reihenfolge der Genehmigung von Windparks ab und ob diese in von Sterntauchern stärker oder schwächer bewohnten Bereichen des deutschen Seegebietes liegen. Die 1%-Linie verdeutlicht den Schwellenwert, bei dessen Überschreitung alle weiteren Beeinträchtigungen als populationsbiologisch unzulässig zu betrachten sind.
Scenario of habitat loss for Red-throated Divers caused by offshore wind farms. In the sequence of licenses given for wind farms, the habitat loss for the German winter population is plotted cumulatively. The two columns on the left (dark) stand for the only two wind farms licensed so far; all the other columns are hypothetical and depend on the sequence of future licenses and the respective situation in the German sea area with many or few divers occurring. With crossing the 1% line as the defined threshold, any interference has to be judged as relevant concerning negative effects for the population.

gem Kenntnisstand davon ausgehen, dass die Sterntaucher einen Windpark und einen Randstreifen von 2 km um die äußeren Anlagen komplett meiden werden (vgl. BSH 2002). Der erste in Deutschland genehmigte Windpark (»Borkum-West«, PROKON Nord) soll in einem Bereich errichtet werden (43 km nördlich von Borkum; Endausbau: 235 km², genehmigte Pilotfläche: 6 km²), der überwinternde Sterntaucher kaum betrifft: Nach Durchschnittswerten aus der ESAS-Datenbank hält sich in der Pilotfläche im Winter nur ein Sterntaucher auf (d.h. 0,01 % des nationalen Bestandes). Der zweite genehmigte Windpark (»Butendiek«) ist dagegen in einem Meeresgebiet geplant (35 km westlich von Sylt), das im Winter bei einer Berücksichtigung von einem 2 km breiten Randstreifen (s.o.) einen Lebensraumverlust für 167 Sterntaucher (1,18 % des deutschen Winterbestandes; 101 km²) bedeuten würde (vgl. Abb. 2). Mit diesem Eingriff wird die 1 %-Schwelle überschritten, denn beide Eingriffe zusammen betreffen bereits 1,19 % des deutschen Winterbestandes (Abb. 3). Jedenfalls führt beim Sterntaucher bereits die Genehmigung des zweiten Windparks zum Überschreiten der populationsbiologischen Unzulässigkeitschwelle, zumal auch Arealverluste durch andere Beeinträchtigungen (z.B. militärischer Übungsbetrieb und Schifffahrt) bereits vorhanden sind. Dies bedeutet, dass die Errichtung des zweiten genehmigten Windparks kumulativ als »populationsbiologisch unzulässig« anzusehen ist. Stattdessen wäre es im Hinblick auf die Beeinträchtigung von Sterntauchern durchaus möglich, mehrere Windparks in Flächen mit geringer Sterntaucher-Dichte (d.h. zumeist weiter entfernt von der Küste, vgl. Abb. 2) zu errichten.

Zugvögel

Die Seegebiete von Nord- und Ostsee, die zur deutschen 12-Seemeilen-Zone und AWZ gehören, werden von etwa 250 Vogelarten regelmäßig (d.h. alljährlich) bei ihren Wanderungen zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten überquert. Von diesen stehen 51 Arten im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie, 63 haben in Europa einen ungünstigen Erhaltungssstatus (SPEC-Kategorien 1–3, Tucker & Heath 1994; s. auch Tab. 1). In Mitteleuropa verläuft der Zug überwiegend in Nordost-Südwest-Richtung, d.h. die im Seegebiet von Nord- und Ostsee durchziehenden Vögel stammen überwiegend aus Norwegen, Schweden und (teilweise) Finnland. Auch bei Vögeln auf dem Zuge ist es zunächst denkbar, die betroffenen Anteile der biogeografischen Populationen als Maßstab für die Bewer-

tung von Beeinträchtigungen heranzuziehen. Das 1 %-Kriterium wurde bereits zur Bewertung der Bedeutung verschiedener Durchzugsgebiete von Greifvögeln im Mittelmeerraum angewandt (Yosef et al. 2000). Allerdings wurde das Kriterium primär zur Beurteilung von Gebieten entwickelt, in denen Vögel rasten. Im Gegensatz zu Gebietsverlusten, die sich vermutlich auf die dort lebenden Populationen auswirken würden, stellt die Tatsache, dass 1 % einer biogeografischen Population einen Windpark überfliegt, hingegen für sich genommen noch keine Gefährdung dar. Für den Teil der Population jedoch, der den Park in Wirkweite der Anlagen durchquert (Rotordurchmesser und Luftraum mit für die Vögel gefährlichen Turbulenzen) müssen Auswirkungen direkter (Kollisionen) oder indirekter (erhöhter Energiebedarf durch Barrierewirkungen) Art berücksichtigt werden. Durch Zugplanbeobachtungen auf der Insel Helgoland ist bekannt, dass erhebliche Anteile der Populationen vieler Arten die Deutsche Bucht queren (Dierschke 2003). Das Seegebiet in 5-10 km Umkreis um Helgoland wird alljährlich von mindestens 1 Million Wat- und Wasservögeln auf dem Zug in Höhen unter 500 m überflogen (Tab. 3). Leider liegen von keinem anderen Punkt der deutschen Küste Zugplanbeobachtungen vor, die ausführ-

lich genug sind, um in ähnlicher Weise die Bedeutung des betreffenden Luftraums für den Vogelzug abzuschätzen. Für küstenferne Seegebiete dürfte es allgemein schwer sein, entsprechende Angaben auf Artbasis zu erhalten. Eine allgemeine Quantifizierung des Vogelzugs ist aber durch Radarbeobachtung auch küstenfern möglich (Hüppop et al. 2002).

Unzulässigkeitschwellen auf der Basis von Populationsmodellen

Sowohl für Vögel, die lediglich über das deutsche Seegebiet hinwegziehen, als auch für solche, die längere Zeiträume hier leben (Brutvögel, Überwinterer, lange rastende Durchzügler), stellen unnatürliche Vertikalstrukturen wie Windenergieanlagen (WEA) eine Kollisionsgefahr dar. Von zentraler Bedeutung bei der Beurteilung des Kollisionsrisikos ist die Frage, welche Verluste die betroffenen Populationen »verkräften« können, ohne in ihrem Bestand gefährdet zu werden. Der empirische Ansatz eines Vorher-Nachher-Vergleichs scheidet aus Zeitgründen aus und ist zudem extrem risikoreich: Wäre der Rückbau von Offshore-WEA rechtlich und finanziell überhaupt durchsetzbar, sollte sich herausstellen, dass WEA tatsächlich den Bestand

einer oder mehrerer Arten gefährden? Wird überhaupt quantifizierbar sein, welche WEA wie stark zum Rückgang einer Art beiträgt? Hier sind zwangsläufig auf dem derzeitigen Kenntnisstand fußende Prognosemodelle gefordert.

Die Größe einer Population wird durch eine ganze Reihe von Faktoren bestimmt (Abb. 4), deren Kenntnis für eine Modellierung essentiell ist. Erschwerend kommt hinzu, dass diese Faktoren durch Veränderungen der Umwelt aber auch durch die momentane Populationsgröße selbst (dichteabhängige Regulation) beeinflusst werden können (Details z.B. bei Furness & Monaghan 1987 und Bairlein 1996). Sind die in Abb. 4 aufgeführten Faktoren bekannt oder abschätzbar, lässt sich aber z.B. über ein Leslie-Matrix-Modell die zukünftige Größe einer Population unter gewissen Annahmen prognostizieren (Lebreton & Clobert 1991, Caswell 2001, Yearsley et al. 2003). Durch Variation der einzelnen Parameter ist auch deren anteilmäßige Bedeutung an der Populationsentwicklung abschätzbar. Leslie-Matrix-Modelle können somit die Frage nach den Auswirkungen einer additiven eingriffsbedingten Mortalität, z.B. durch Kollisionen, auf eine Population beantworten helfen (Morrison et al. 1998).

Tab. 3: Arten, die während einer Zugperiode mit einem hochgerechneten Anteil von über 1 % der biogeografischen Population das Helgoländer Seegebiet passieren (aus Dierschke 2003). HZ Heimzug, WZ Wegzug, WF Winterflucht. Quellen : A Rose & Scott 1997, B Madsen et al. 1999 (beim Erstellen jener Arbeit waren die neueren Zahlen von Delany & Scott [2002] noch nicht erhältlich; beim Sterntaucher ist der NW-europäische Winterbestand von 75.000 angegeben, der genauer bekannt ist als der Brutbestand bei Delany & Scott [2002]). Species passing Helgoland with more than 1% of their biogeographic population in one migration season (from Dierschke 2003). HZ spring migration, WZ autumn migration, WF cold flight. Sources : A Rose & Scott 1997, B Madsen et al. 1999 (at writing of that paper, the new population sizes of Delany & Scott [2002] were not available; 75,000 Red-throated Divers refer to the NW-European wintering population which is better known than the breeding population given in Delany & Scott [2002]).

Art	Anzahl bei Helgoland in stärkster Zugperiode	Zugperiode	Größe biogeografischer Population	Quelle	Anteil der biogeogr. Pop. bei Helgoland
Sterntaucher <i>Gavia stellata</i>	11.200	WZ	75.000	A	14,9 %
Rothalstaucher <i>Podiceps grisegena</i>	240	HZ	15.000	A	1,6 %
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	13.380	WZ	320.000	A	4,2 %
Singschwam <i>Cygnus cygnus</i>	260	WZ	25.000	A	1,0 %
Zwergschwam <i>Cygnus columbianus</i>	1.020	WZ	17.000	A	6,0 %
Kurzschnabelgans <i>Anser brachyrhynchus</i>	35.120	WF	37.000	B	94,9 %
Gaugans <i>Anser anser</i>	20.710	WZ	200.000	B	10,4 %
Weißwangengans <i>Branta leucopsis</i>	8.430	WZ	267.000	B	3,2 %
Ringelgans <i>Branta bernicla</i>	75.530	HZ	300.000	B	25,2 %
Pfeifente <i>Anas penelope</i>	24.470	WZ	1.200.000	A	2,0 %
Spießente <i>Anas acuta</i>	5.000	WZ	60.000	A	8,3 %
Eiderente <i>Somateria mollissima</i>	62.290	WZ	1.700.000	A	3,7 %
Trauerente <i>Melanitta nigra</i>	99.730	WZ	1.600.000	A	6,2 %
Mittelsäger <i>Mergus serrator</i>	1.730	HZ	125.000	A	,4 %
Kiebitzregenpfeifer <i>Pluvialis squatarola</i>	6.300	HZ	168.000	A	3,8 %
Pfuhlschnepfe <i>Limosa lapponica</i>	8.610	WZ	815.000	A	1,1 %
Großer Brachvogel <i>Numenius arquata</i>	5.190	WZ	348.000	A	1,5 %
Sturmmöwe <i>Larus canus</i>	46.150	HZ	1.600.000	A	2,9 %
Zwergmöwe <i>Larus minutus</i>	51.700	HZ	9.000	A	57,4 %

Um zunächst eine grobe Vorstellung davon zu erhalten, wie sich eine erhöhte Mortalität auf die Bestände verschiedener Vogelarten auswirken wird, wurden mit dem PopTools-Add-In für Microsoft EXCEL

(www.cse.csiro.au/poptools, Version 2.5 vom März 2003) einfache deterministische Modelle exemplarisch für folgende fünf im Gebiet häufig rastende oder durchziehende Arten gerechnet (mit den jeweils ver-

wendeten Parametern Bruterfolg, Überlebensrate und Alter zur Zeit der ersten Brut):

- Sterntaucher: Überlebensrate im ersten und zweiten Lebensjahr: 0,60 bzw. 0,62, Überlebensrate in späteren Jahren: 0,84, erste Brut mit 3 Jahren, Bruterfolg: 0,86 flügge Junge pro Paar (Hemmingsson & Eriksson 2002)
- Eissturmvogel *Fulmarus glacialis*: Überlebensrate der Altvögel: 0,986, erste Brut mit 9 Jahren (del Hoyo et al. 1992), 0,4 flügge Junge pro Paar (Hüppop & Ehmsen 1995). Für die Überlebensraten subadulte Vögel wurden steigende Werte von 0,7 im ersten bis 0,9 im achten Lebensjahr eingesetzt.
- Trauerente *Melanitta nigra*: Überlebensrate im ersten Lebensjahr: 0,749, Überlebensrate in späteren Jahren: 0,783 (Fox et al. 2003), erste Brut mit 3 Jahren (del Hoyo et al. 1992), 0,4 flügge Junge pro Paar (aus Modell rückgerechnet, entspricht ungefähr dem Bruterfolg der Eiderente, del Hoyo et al. 1992).
- Großmöwe (Kombination verschiedener *Larus*-Arten): Überlebensrate im ersten bis dritten Lebensjahr: 0,82, danach: 0,90, Bruterfolg: 0,9 flügge Jungvögel pro Paar (Bosch et al. 2000), erste Brut im fünften (wenige schon im vierten) Lebensjahr.
- Singdrossel *Turdus philomelos*: Überlebensrate im ersten Lebensjahr: 0,484, Adult-Überlebensrate: 0,584, 1,5 flügge Junge pro Paar (Thomson et al. 1997), erste Brut im zweiten Lebensjahr.

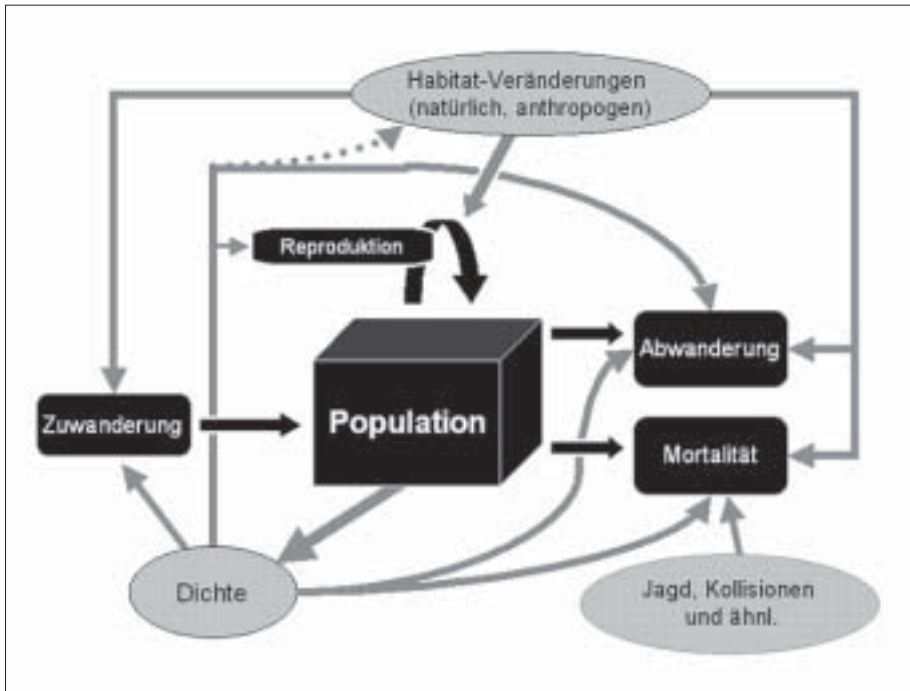


Abb. 4: Vereinfachtes Populationsmodell.
Simplified population model.

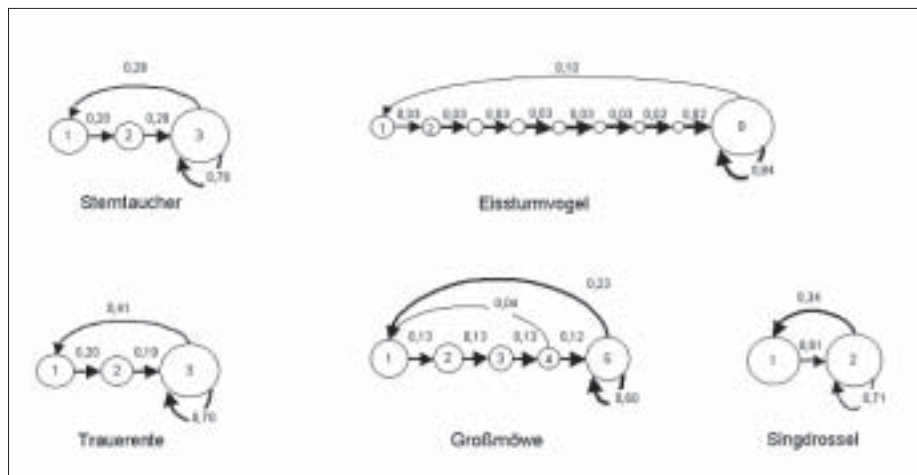


Abb. 5: Lebenszyklus-Modelle ausgewählter Arten. Die Zahlen in den Kreisen bezeichnen den Jahrgang, die Größe der Kreise den relativen Anteil des jeweiligen Jahrgangs an der Gesamtpopulation. Die Stärke der Pfeile spiegelt den Wert des entsprechenden Parameters wider, wobei Pfeile zwischen den Kreisen den Überlebensraten von Altersklasse zu Altersklasse, die Pfeile zurück zum 1. Jahrgang der jeweiligen Reproduktionsrate entsprechen. Werte über den Pfeilen sind Sensitivitäten (Quotienten aus Änderung von Bruterfolg bzw. Überlebensrate und der daraus resultierenden Änderung in der Wachstumsrate der Population).

Life-cycle models of selected species. Numbers in circles stand for age classes, circle size represents the proportion of the respective age class in the whole population. Arrow width represents parameter value with arrows between circles as survival rates and the arrows back to the first age class as the reproduction rates. Numbers above arrows are sensitivities (changes in reproduction rate or survival rate divided by the resulting change in the rate of population growth).

Die benutzten simplen Leslie-Matrix-Modelle berücksichtigen derzeit noch keine dichteabhängige Regulation. Eine detailliertere Modellierung (z.B. unter Verwendung dichteabhängiger Modelle, Tuck et al. 2001) und Darstellung des Themas würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Immerhin ermöglicht eine Sensitivitätsanalyse (Lebreton & Clobert 1991, Caswell 2001) die grobe Abschätzung von Effekten. Unter »Sensitivität« ist der Quotient aus der Änderung in einem bestimmten Eingangsparameter (Bruterfolg oder Überlebensrate einer Altersgruppe) und der daraus resultierenden Änderung in der Wachstumsrate der Population zu verstehen. Die Wachstumsrate kann positiv oder negativ sein.

Die Ergebnisse unserer Modellrechnungen sind in Abb. 5 dargestellt. Prinzipiell lässt sich sagen, dass vor allem bei langlebigen Arten mit wenigen Nachkommen (Großmöwen, Seetaucher, Eissturmvogel) die Überlebensrate der Altvögel die Größe einer Population bestimmt (vgl. auch

Lebreton & Clobert 1991), immer vereinfacht vorausgesetzt, dass Zu- und Abwanderung gleich groß sind. In Hinblick auf die populationsbiologisch zu verkraftenden Beeinträchtigungen ist nun von Bedeutung, die Wachstumsrate der Population unter veränderter Mortalität zu schätzen. Hierzu wurde bei allen Arten rechnerisch die (bereits existierende) Mortalität aller Altersklassen gemäß dem Vorschlag von NERI (2000) um 5 % erhöht. Den größten Einfluss hätte eine Erhöhung der Mortalität um 5 % bei der Singdrossel. Ihre Wachstumsrate würde um 3,1 % sinken, gefolgt von Sterntaucher (1,3 %), Trauerente und Großmöwe (je 1,2 %) sowie Eissturmvogel (0,003 %). Beim Eissturmvogel mit seiner extrem hohen Lebenserwartung bedeutet allerdings eine um 5 % erhöhte Mortalität, dass von beispielsweise 100 Paaren statt im Durchschnitt 1,4 nunmehr 1,47 Individuen jährlich sterben. Bei kurzlebigen Arten wie der Singdrossel können die Verluste eher durch eine leichte Erhöhung der Reproduktionsrate ausgeglichen werden, da die entsprechende Sensitivität viel höher ist, z.B. 0,10 beim Eissturmvogel gegenüber 0,34 bei der Singdrossel (Abb. 5). Eine Population der Singdrossel müsste ihre Reproduktionsrate um etwa 10 % erhöhen, um die um 5 % erhöhte Mortalität auszugleichen. Eine Population des Eissturmvogels müsste hingegen ihre Reproduktionsrate um fast 25 % steigern.

Eine generelle Erhöhung der Mortalität um 5 %, wie sie vom NERI (2000) als Grenzwert für akzeptable Beeinträchtigungen vorgeschlagen wird, ist nach diesen Überlegungen zwar ein praktikabler erster Ansatz, aber zu pauschal.

Die berechneten Effekte werden sicherlich teilweise durch dichteabhängige Prozesse kompensiert. So kann bei Möwen mit abnehmender Brutdichte das Alter zur Zeit der ersten Brut sinken und die Größe der Eier ansteigen, was wiederum Auswirkungen auf Bruterfolg und Überlebensrate haben kann (Coulson 1991, Bosch et al. 2001). Andererseits führte auf den Britischen Inseln eine Verringerung der Überlebensrate von einjährigen Singdrosseln von durchschnittlich 0,484 auf 0,405, also um nur gut 16 %, zu einem deutlichen Rückgang der Bestände (Thomson et al. 1997). Bei unseren Berechnungen beträgt die dazugehörige Sensitivität nur 0,61 (Abb. 5). Folglich sind bei den Arten mit höheren Sensitivitäten schon bei weit geringeren Veränderungen der Überlebensraten Auswirkungen auf die Populationen auch in Realität sehr wahrscheinlich. Populationsbiologisch zulässige Verlustraten hinsichtlich kulli-



Abb. 6: Wiederfunde auf Helgoland beringter Singdrosseln ($n = 1321$). Recoveries of Song Thrushes ringed on Helgoland ($n = 1321$).

sionsbedingter Mortalität bewegen sich demnach im Bereich weniger Prozent, beim Eissturmvogel vermutlich sogar unter 1 %. Um die Auswirkungen auf die Populationen wirklich einschätzen zu können, fehlen derzeit aber noch methodisch sauber erhobene quantitative Angaben zu Vogelschlag-Opfern an Offshore-WEA.

An zwei Beispielen soll hier demonstriert werden, welche Verluste durch Kollisionen den oben angeführten Modellrechnungen entsprechen.

Beispiel Singdrossel

Nach groben Schätzungen brüten in Norwegen, Schweden und Finnland 2,6 bis 4,9 Millionen Paare (Heath et al. 2000). Rechnet man 1,5 flügge Jungvögel pro Paar (d.h. pro 2 Individuen), dann ziehen im Herbst etwa 9 bis 17 Millionen Singdrosseln aus den drei skandinavischen Ländern ab, sehr viele davon auch über deutsches Seegebiet (Abb. 6). Eine dem Vorschlag des NERI (2000) folgende Erhöhung der Mortalitätsrate um 5 % bedeutete eine zusätzliche Mortalität von 0,021 (bei Altvögeln zusätzlich zu 0,416, s.o.) bzw. 0,026 (bei Jungvögeln zusätzlich zu 0,516). Diese Erhöhung der Mortalität entspricht einem jährlichen Verlust von etwa 190.000 bis 450.000 Singdrosseln. Die Schwierigkeit, eine (lokale) populationsbiologisch zulässige Erhöhung der Mortalität für einzelne Beeinträchtigungen festzulegen, besteht nun darin, dass zwar viele der skandinavischen Singdrosseln das deutsche Seegebiet überqueren, aber nicht alle. Ein Teil zieht auch westlicher über Großbritannien oder östlicher über die östliche Ostsee (Glutz von Blotzheim & Bauer 1988). Derzeit kann deshalb also nur eine Schwelle für eine von der Population zusätzlich verkraftbare Mortalität für alle WEA gemeinsam für den gesamten Zugweg abgeschätzt werden. Mit

weiteren, z.T. bereits angelaufenen Studien zum Zugverhalten, wird sich der Kenntnisstand in naher Zukunft deutlich verbessern.

Beispiel Sterntaucher

In der Spanne der oben genannten jährlichen Mortalität beim Sterntaucher (je nach Altersklasse 0,16 bis 0,40) und der sich daraus ergebenden Altersstruktur würde eine 5 %ige Erhöhung der Mortalität den zusätzlichen Verlust von etwa 3.840 Vögeln bedeuten, wenn man die gesamte biogeografische Population (301.500 Individuen; Delany & Scott 2002) zugrunde legt. Würde man eine Steigerung der Mortalität um 2 % als akzeptablen jährlichen Verlust durch WEA ansetzen, dürften pro Jahr insgesamt nicht mehr als 1.540 durchziehende Sterntaucher an WEA verunglücken. Auch hier ist es natürlich schwierig, die deutsche Zuständigkeit isoliert zu betrachten, zumal unklar ist, welcher Anteil der gesamten biogeografischen Population auf dem Zug tatsächlich deutsche Gewässer berührt. Bekannt sind lediglich maximale Rastbestände, aber Daten zum Turnover und die Anzahl der nur durchziehenden, aber nicht rastenden Sterntaucher sind unbekannt.

Erheblich besser lässt sich der Faktor Mortalität durch Kollision für den deutschen Winter-Rastbestand von Sterntauchern einschätzen. Die 14.100 Vögel bewegen sich während ihres Winteraufenthalts innerhalb der deutschen Seegebiete häufig fliegend fort und unterliegen damit ebenso wie Zugvögel einem Kollisionsrisiko. Nach den oben dargestellten populationsbiologischen Parametern sterben hiervon jährlich etwa 3600. Eine um 2 % erhöhte Mortalität aller Altersstufen würde einen zusätzlichen Verlust von insgesamt 72 Sterntauchern (das sind nur 0,5 % des Bestandes) in einem Winter bedeuten. Solche Schwellenwerte lassen sich für alle weiteren im deutschen Seegebiet lebenden Vögel anhand der bekannten nationalen Bestandsgröße (Tab. 2) berechnen. Wie erwähnt, fehlen jedoch verlässliche Angaben zum tatsächlichen Vogelschlagrisiko, deshalb sind Prognosen über Auswirkungen derzeit kaum möglich.

Schlussfolgerungen

Populationsdynamische Modelle bieten sicherlich den genauesten theoretischen Ansatzpunkt, um Einflüsse erhöhter Vogelsterblichkeit durch Kollisionen mit Windenergieanlagen abzuschätzen. Das Problem in der Praxis besteht aber darin, dass

mehrere Eingangsgrößen in solche Modelle wenig oder gar nicht bekannt sind, insbesondere Kollisionsraten und dichteabhängige Regulationsvorgänge. Im Gegensatz zu Rastbeständen (insbesondere von überwinternden Vögeln) lassen sich Zugvogelströme nicht eindeutig nach Ländergrenzen trennen und in verschiedene nationale Zuständigkeiten aufteilen. Dies ist aber durchaus unter Einschluss benachbarter Länder oder Regionen möglich. Für das oben genannte Beispiel bedeutet dies, dass Einflüsse auf skandinavische Singdrosseln auf dem Zug gemeinsam für den Durchzugsraum dieser Vögel, d.h. etwa vom deutschen Ostseeraum bis Großbritannien, betrachtet werden müssen. Auswirkungen von Beeinträchtigungen, die erhöhte Mortalität auf dem Zug bewirken, sind deshalb international zu betrachten. Dank europaweiter Bestandserhebungen an Brutvögeln (Heath et al. 2000) und der Aufklärung der Zugwege durch die Vogelberingung (Zink 1973, 1975, 1981, 1985; Zink & Bairlein 1995, Fransson & Pettersson 2001, Wernham et al. 2002) können Brutvogelbestände und ihre entsprechenden Durchzugsgebiete auch quantitativ miteinander verknüpft werden. Mit Hilfe der für viele Artengruppen bekannten populationsdynamischen Parameter (besonders Reproduktions- und Mortalitätsrate) kann demzufolge berechnet werden, welche Individuenverluste durch Kollisionen innerhalb des Durchzugsgebietes akzeptabel, d.h. nicht bestandsverändernd, sind. Somit ist für die verschiedenen Vogelarten ein prozentualer Wert zu erarbeiten, um den die bereits bestehende Mortalitätsrate durch neuerliche Beeinträchtigungen wie WEA erhöht werden dürfte. Nach vorläufigen groben Berechnungen für einige ausgewählte Vogelarten schätzen wir, dass diese populationsbiologisch zulässige Erhöhung der Mortalitätsrate je nach Art zwischen 0,5 und 5 % liegt. Da derzeit kaum abzuschätzen ist, wie viele Vögel tatsächlich an WEA tödlich verunglücken werden, ist eine Prognose im Vorfeld, wie sie für Genehmigungsverfahren wünschenswert wäre, im Hinblick auf die Populationsdynamik kaum möglich.

Hinzu kommt, dass direkte Verluste (Kollisionsopfer) und der Lebensraumverlust für auf See lebende Vögel durch Scheuchwirkung der WEA und andere Beeinträchtigungen populationsdynamisch additiv wirken. Zusätzlich zu erhöhter Mortalität, ggf. verursacht durch Abwanderung in Gebiete mit ungünstigeren Ernährungsbedingungen bzw. durch dort erhöhte Individuendichte und Konkurrenz (Sutherland

& Goss-Custard 1991, Lewis et al. 2001) sind auch Einflüsse auf die Reproduktion zu erwarten. Von Ringelgänsen *Branta bernicla* ist bekannt, dass der Bruterfolg stark von der Körperkondition beim Abzug aus dem Frühjahrsrastgebiet abhängt (Ebbing & Spaans 1995). Verursachen nun Beeinträchtigungen auf See, dass die dort im Frühjahr lebenden Vögel mit verminderter Kondition ins Brutgebiet abziehen, dann ist auch hier mit geringerer Reproduktion zu rechnen, die sich ebenso wie erhöhte Mortalität auf die Bestände auswirkt. Für Sterntaucher beispielsweise liegt der Bereich, in dem die Tiere vor dem Abzug in die Brutgebiete Fettreserven für den Langstreckenzug anlegen müssen, hauptsächlich vor den Nordfriesischen Inseln (Garthe 2003).

Im Gegensatz zu den über das deutsche Seegebiet hinwegziehenden Vögeln lassen sich für Vögel, die dort für längere Zeiträume leben, sehr gut populationsbiologisch begründete Schwellen unzulässiger Beeinträchtigungen auf nationaler Ebene formulieren und anwenden. Auf der Basis des 1 %-Schwellenwertes, der mit hinreichend gesicherten Verlusten durch Kollisionen zu verrechnen ist, stehen mit nationalen Bestandsgrößen recht genaue quantitative Angaben zur Verfügung. In Kombination mit der ebenfalls quantitativ gut bekannten Verbreitung der Vogelarten im deutschen Seegebiet sind Lebensraumverluste vorhersagbar und in ihrer Bedeutung abschätzbar. Im Einklang mit international bewährter Naturschutzpraxis schlagen wir deshalb vor, dass Beeinträchtigungen für eine Vogelart dann als unzulässig anzusehen sind, wenn 1 % des nationalen Bestandes in mindestens einer Jahreszeit aus seinem Lebensraum verdrängt wird. Wie bereits erwähnt, sollte der Schwellenwert von 1 % besonders bei abnehmenden Arten sehr vorsichtig in Anspruch genommen werden, bis populationsbiologisch abgeleitete Schwellenwerte auch für Rastvögel erarbeitet worden sind. Jedenfalls ist ein solches Kriterium - auch im EU-rechtlichen Sinne - ausdrücklich kumulativ anzuwenden, d.h. nicht die Auswirkungen einer einzelnen Beeinträchtigung auf Vögel allgemein, sondern die Summe der Beeinträchtigungen auf einzelne Vogelarten stellen den Bewertungsmaßstab dar. Auch für Brut- und Rastvögel sind wie oben erwähnt Ansätze über Populationsmodelle denkbar. Sie werden artspezifischen Unterschieden sicher eher gerecht als ein genereller 1 %-Schwellenwert, erfordern aber die Verfügbarkeit der nötigen populationsdynamischen Kenngrößen. Forschungsbedarf besteht vor allem in Hinblick auf dichte-

abhängige Regulationsvorgänge, aber auch hinsichtlich einer Quantifizierung der zu erwartenden Kollisionen.

Die hier vorgestellten und diskutierten zulässigen Beeinträchtigungen beziehen sich ausdrücklich auf die Populationsebene und können als Maßstab für eine Bewertung kumulativer Eingriffe im Rahmen der UVP oder zur Beurteilung der »Gefährdung der Meeresumwelt« im Sinne der SeeAnIV herangezogen werden, sie sind jedoch kein Maßstab für faktische oder ausgewiesene EU-Vogelschutzgebiete. Die Bewertung von Eingriffen hat sich hier Maßstäben der EU-VRL bzw. der FFH-RL unterzuordnen (Gellermann & Schreiber 2003). Ferner dürfen unsere Vorschläge nicht zur isolierten Beurteilung einzelner Beeinträchtigungen herangezogen werden. Auf lokaler Ebene (z.B. für einen einzelnen Windpark) müssten die Schwellenwerte erheblich niedriger liegen, wenn Beeinträchtigungen in benachbarten Seegebieten unberücksichtigt blieben. Für die Betrachtung einzelner Standorte sind zusammenfassende Bewertungen unter Berücksichtigung vorhandener Eingriffe und geplanter Projekte im weiteren Umfeld und der direkt oder indirekt tangierten Schutzgebiete für Brut- und Rastvögel bzw. für ziehende Vögel sinnvoller. So wurde jüngst ein Windenergie-Sensitivitäts-Index entwickelt, der sowohl Häufigkeit und Gefährdungsgrad von Vogelarten als auch deren Empfindlichkeit gegenüber Störungen, das Verhalten auf See und durchschnittliche Mortalitätsraten berücksichtigt (Garthe & Hüppop Mskr.). Auf diese Weise lassen sich schnell Meeresgebiete erkennen, in denen die Vogelwelt besonders empfindlich gegenüber WEA ist. Für das Küstenmeer und die deutsche AWZ der Nordsee ist dies exemplarisch durchgeführt worden (Garthe & Hüppop Mskr.).

Für den Vogelzug gibt es bei der Einordnung als Important Bird Area (IBA; Fachvorschläge für EU-Vogelschutzgebiete durch BirdLife International) ein Kriterium, das Konzentrationspunkte (sog. »Flaschenhälse«) entlang der Zugwege als schützenswert einstuft (Doer et al. 2002). Die Kriterien (regelmäßig >5.000 Störche oder >3.000 Greifvögel oder Kraniche auf Heim- oder Wegzug durchziehend) sind bislang nur für große, thermikabhängige Gleitflieger definiert worden und wären für Seegebiete für verschiedene systematische Gruppen (z.B. Entenvögel, Watvögel, Singvögel) neu zu erarbeiten, da auch entlang der deutschen Nord- und Ostseeküste ein stark kanalisierter Vogelzug stattfindet (Nehls & Zölllick 1990, Dierschke 2001, Krüger & Garthe 2002).

Danksagung

Für Diskussionsbeiträge zum Manuskript danken wir F. Bairlein, B. Frank, B. Hälterlein, T. Krüger, C. Mayr, T. Merck, T. Weichler und ganz besonders M. Schreiber. Dieser Artikel entstand u.a. im Rahmen von Arbeiten für die Projekte MINOS (Bundesumweltministerium und Nationalparkamt Schleswig-Holstein) und EMSON (Bundesamt für Naturschutz).

Zusammenfassung

Im deutschen Seegebiet von Nord- und Ostsee (Hoheitsgebiet und Ausschließliche Wirtschaftszone) sind großflächige Eingriffe in die Meeresumwelt geplant, vor allem die Errichtung von Windenergieanlagen (WEA) und großflächiger Sand- und Kiesabbau. Es fehlen jedoch populationsbiologische Schwellenwerte, um die Zulässigkeit von Beeinträchtigungen, die durch die Gesamtheit solcher Eingriffe und schon bestehender Vorbelastungen für Vögel entstehen, prüfen zu können. Für die im deutschen Seegebiet lebenden und durchziehenden Vögel schlagen wir hier entsprechende Kriterien und Schwellenwerte vor. Prinzipiell ist es fachlich unzulässig, die Auswirkungen einzelner Beeinträchtigungen isoliert für das direkt betroffene Gebiet zu betrachten. Vielmehr müssen die Effekte aller Beeinträchtigungen kumulativ bewertet werden, da sie gemeinsam auf Vogelbestände einwirken. Für Schutzgebiete sind die darüber hinausgehenden Prüfmaßstäbe zu beachten.

Für Rastvögel im weiteren Sinne, d.h. Überwinterer, längerfristig rastende Heim- und Wegzügler, Mausergäste und Übersommerer, aber auch Brutvögel der Küsten, die zur Nahrungssuche auf die offene See hinausfliegen, lässt sich das Prinzip der Ramsar-Konvention anwenden, wonach eine Vogelart dann in populationsbiologisch unzulässiger Weise durch die Gesamtheit der Eingriffe beeinträchtigt wird, wenn zu mindestens einer Jahreszeit bzw. in einer Phase des Jahreszyklus 1 % des nationalen Bestandes der jeweiligen Jahreszeit von Lebensraumverlust betroffen ist. Die zugrunde liegenden nationalen Bestandsgrößen sind für alle 35 regelmäßig im deutschen Seegebiet lebenden Vogelarten bekannt bzw. werden zurzeit erarbeitet. Wird dieser 1 %-Schwellenwert einer Vogelart durch eine oder mehrere Beeinträchtigungen erreicht, so hat jede weitere diese Art betreffende Beeinträchtigung automatisch als populationsbiologisch unzulässig zu gelten. Dieser Schwellenwert

gilt also nicht für die isolierte Betrachtung eines Eingriffs ohne Berücksichtigung der Wirkung weiterer Beeinträchtigungen. Der Richtwert von 1 % ist ggf. durch populationsbiologisch abgeleitete, artspezifische Schwellenwerte zu ersetzen.

Für Zugvögel sind nach der Errichtung von Offshore-WEA voraussichtlich in erster Linie Verluste durch tödlich verlaufende Kollisionen zu erwarten. Als populationsbiologische Schwelle der Zulässigkeit definieren wir hierbei einen Grenzwert zusätzlicher Mortalität. Wie stark eine Erhöhung der Mortalitätsrate ausfallen darf, um keinen Rückgang zu verursachen, hängt von der einzelnen Vogelart und deren Populationsdynamik ab. Für die etwa 250 auch über das deutsche Seegebiet ziehenden Vogelarten erscheint je nach Art eine Erhöhung der Mortalitätsrate der gesamten biogeografischen Population um 0,5–5 % akzeptabel zu sein - darüber hinaus gehende Verluste müssen als »populationsbiologisch unzulässige Beeinträchtigung« gelten. Da sich das Durchzugsgebiet von Vogelpopulationen in der Regel über mehrere Staaten erstreckt, können im deutschen Seegebiet geplante Beeinträchtigungen nicht isoliert von denen in benachbarten Regionen bewertet werden. Im Gegensatz zu den Rastvögeln ist bei ziehenden Vögeln also ein internationaler Ansatz notwendig. Dieses bedeutet auch, dass für deutsche Meeresgebiete wiederum nur ein bestimmter Prozentsatz des oben angegebenen Wertes als populationsbiologisch zulässig angesehen werden kann. Da Erkenntnisse über das Ausmaß von Vogelkollisionen an Offshore-WEA bisher nicht vorliegen, ist eine Prognose über die Schwere dieser Eingriffsart jedoch noch nicht möglich.

Ethische und tierschutzrechtliche Gesichtspunkte wurden nicht berücksichtigt.

Summary

In the German part of the North Sea and the Baltic Sea (12-mile-zone and Exclusive Economic Zone) much human impact into the marine environment is planned, especially by the construction of marine wind farms. So far, threshold levels are lacking which may identify anthropogenic impact as »considerable adverse effects« for birds. Here we propose such threshold levels for seabirds and birds migrating across the sea. It is generally inadequate to focus on effects of single events of impact in that special area only. Effects of all events of impact (i.e. of all wind farms) have to be assessed cumulatively, because they influ-

ence bird populations altogether. If applicable, more strict rules as prescribed by law have to be followed in protected areas.

For birds living in marine areas, i.e. overwintering birds, birds staging during spring and fall migration, moulting birds, oversummering birds and those breeding at nearby coasts but foraging offshore, our proposal is that a bird population is considerably adversely affected when the total impact results in a habitat loss for 1 % of the national population in the respective season. National population sizes are known or will be calculated soon for all 35 species occurring regularly in German sea waters. When this 1 % threshold level is reached for a species through one or more events of impact, any additional impact concerning this species has to be judged as to be of considerable impact.

Migrating birds will face the danger of collision once wind farms are constructed. We define the threshold level for actively migrating birds as a value of acceptable additional mortality. How much a mortality rate is allowed to increase without leading to population decline depends on species and its population dynamics. Based on population models, for the 250 bird species regularly migrating across the German sea area an increase of the existing mortality rate by 0.5-5 % seems to be acceptable - any further loss of individuals has to be judged to be of considerable impact. Because the area covered by a bird population during migration usually spreads over several countries, impact in the German sea area cannot be assessed isolated from neighbouring regions. In contrast to resting and breeding birds (see above), an international approach is necessary for migrating birds. So far, evidence about the amount of collisions with marine wind farms is not available, making predictions about the adverse effects of such anthropogenic impact impossible.

Ethical and animal protection aspects are not considered in this proposal.

Literatur

- ATKINSON-WILLES, G.L., 1972: The international wildfowl censuses as a basis for wetland evaluation and hunting rationalization. In: E. Carp (Hrsg.), Proc. Int. Conf. Conserv. of Wetland and Waterfowl, Ramsar 1971: 87–119.
- BAIRLEIN, F., 1996: Ökologie der Vögel. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

- BAUER, H.-G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT, 2002: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3., überarbeitete Fassung, 8.5.2002. Ber. Vogelschutz 39: 13–60.
- BERNDT, R.K., 1983: Die Bedeutung der Gewässer des östlichen Schleswig-Holstein als Rast- und Winterquartier für Wasservögel. Corax 10: 1–248.
- BERNDT, R., H. HECKENROTH & W. WINKEL, 1979: Kriterienvorschlag für »Feuchtgebiete nationaler Bedeutung«, speziell als Rastplätze von Wasser- und Watvögeln, in der Bundesrepublik Deutschland. Ber. Dt. Sekt. Int. Rates Vogelschutz 19: 57–62.
- BOSCH, M., D. ORO, F.J. CANTOS & M. ZABALA, 2000: Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. J. Anim. Ecol. 37: 369–385.
- BRENNING, U., R.K. BERNDT, W. EICHSTÄDT, W. KNIEF, H. SCHRÖDER, D. SELLIN & B. STRUWE-JUHL, 1996: Rote Liste der Vogelarten des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. In: T. Merck & H. von Nordheim (Hrsg.): Rote Liste und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der deutschen Ostsee. Schriftenr. Landschaftspf. Natursch. 48: 95–104.
- BURDORF, K., H. HECKENROTH & P. SÜDBECK, 1997: Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen. Vogelkundl. Ber. Niedersachsen 29: 113–125.
- BSH, 2002: Genehmigung Offshore-Windenergiepark »Offshore-Bürger-Windpark Butendiek«. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
- CASWELL, H., 2001: Matrix population models. Construction, analysis, and interpretation. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- COULSON, J.C., 1991: The population dynamics of culling Herring Gulls and Lesser Black-backed Gulls. In: C.M. Perrins, J.-D. Lebreton & G.J.M. Hirons (Hrsg.): Bird population studies. Relevance to conservation and management. Oxford Univ. Press. Oxford: 479–497.
- DELANY, S. & D. SCOTT, 2002: Waterbird population estimates – third edition. Wetlands International Global Series No. 12, Wetlands International, Wageningen.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT & J. SARGATAL, 1992: Handbook of the birds of the world. Vol.1. Lynx Edicions, Barcelona.
- DIEDERICHS, A., G. NEHLS & I. K. PETERSEN, 2002: Flugzeugzählungen zur großflächigen Erfassung von Seevögeln und marinen Säugern als Grundlage für Umweltverträglichkeitsstudien im Offshorebereich. Seevögel 23: 38–46.
- DIERSCHKE, J., V. DIERSCHKE, F. JACHMANN & F. STÜHMER, 2002: Ornithologischer Jahresbericht 2001 für Helgoland. Ornithol. Jber. Helgoland 12: 1–69.
- DIERSCHKE, V., 2001: Vogelzug und Hochseevögel in den Außenbereichen der Deutschen Bucht (südöstliche Nordsee) in den Monaten Mai bis August. Corax 18: 281–290.
- DIERSCHKE, V., 2003: Quantitative Erfassung des Vogelzugs während der Hellphase bei Helgoland. Corax 19, Sonderheft 2: 27–34.
- DOER, D., J. MELTER & C. SUDFELDT, 2002: Anwendung der ornithologischen Kriterien zur Auswahl von Important Bird Areas in Deutschland. Ber. Vogelschutz 38: 111–155.
- EBBINGE, B.S. & B. SPAANS, 1995: The importance of body reserves accumulated in spring staging areas in the temperate zone for breeding in Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* in the high Arctic. J. Avian Biol. 26: 105–113.
- EXO, K.-M., O. HÜPPOP & S. GARTHE, 2002: Offshore-Windenergieanlagen und Vogelschutz. Seevögel 23: 83–95.
- EXO, K.-M., B. HÄLTERLEIN, J. BLEW, S. GARTHE, O. HÜPPOP, P. SÜDBECK & G. SCHEIFFARTH, 2003: Küsten- und Seevögel. In: J.L. Lozán, E. Rachor, K. Reise, J. Sündermann, H. & von Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg: 317–329.
- FOX, A.D., Æ. PETERSEN & M. FREDERIKSEN, 2003: Annual survival and site fidelity of breeding female Common Scoter *Melanitta nigra* at Myvatn, Iceland, 1925–58. Ibis 145: E94–E96.
- FRANSSON, T. & J. PETTERSSON, 2001: Svensk ringmärkningsatlas. Vol. 1. Naturhistoriska Riksmuseet & Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- FURNESS, R.W. & P. MONAGHAN, 1987: Seabird ecology. Blackie, Glasgow.
- GARTHE, S., 2003: Erfassung von Rastvögeln in deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Vilm.
- GARTHE, S. & O. HÜPPOP, Mskr.: Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: suggestion of a vulnerability index and application to the southeastern North Sea.
- GARTHE, S., O. HÜPPOP & T. WEICHLER, 2002: Anleitung zur Erfassung von Seevögeln auf See von Schiffen. Seevögel 23: 47–55.
- GARTHE, S., T. KRÜGER, U. KUBETZKI & T. WEICHLER, 2003: Monitoring von Seevögeln auf See: Gegenwärtiger Stand und Perspektiven. Ber. Landesamt Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1/2003: 62–64.
- GELLERMANN, M., 2001: Natura 2000. Blackwell, Berlin.
- GELLERMANN, M. & M. SCHREIBER, 2003: Zur »Erheblichkeit« der Beeinträchtigung von Natura-2000-Gebieten und solchen, die es werden wollen. Natur und Recht 25: 205–213.
- Glutz von Blotzheim, U.N. & K.M. Bauer, 1988: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 11. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- HÄLTERLEIN, B., H. HECKENROTH & T. MERCK, 1995: Rote Liste der Brutvogelarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs (mit Anhängen: nicht gefährdete Brut- und Gastvogelarten besonderer Bedeutung). In: H. von Nordheim & T. Merck: Rote Listen der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. Schriftenr. Landschaftspf. Natursch. 44: 119–133.
- HÄLTERLEIN, B., P. SÜDBECK, W. KNIEF & U. KÖPPEN, 2000: Brutbestandsentwicklung der Küstenvögel an Nord- und Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der 1990er Jahre. Vogelwelt 121: 241–267.
- HEATH, M., C. BORGGREVE & N. PEET, 2000: European bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation Ser. No. 10, BirdLife International, Cambridge.
- HEMMINGSSON, E. & M.O.G. ERIKSSON, 2002: Ringing of Red-throated Diver *Gavia stellata* Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden. Newsletter, Diver/

- Loon Specialist Group, Wetlands International 4: 8–13.
- HERKENRATH, P. & J. O'SULLIVAN, 1999: Internationale Konventionen im Naturschutz – ein Überblick. Ber. Vogelschutz 37: 21–39.
- HÖLZINGER, J., G. KNÖTZSCH, S. SCHUSTER & K. WESTERMANN, 1972: Wetlands (Feuchtgebiete) in Baden-Württemberg mit internationaler und nationaler Bedeutung für Wasservogel. Anz. ornithol. Ges. Bayern 11: 70–110.
- HÜPPOP, O., 1995: Störungsbewertung anhand physiologischer Parameter. Ornithol. Beob. 92: 257–268.
- HÜPPOP, O. & B. EHMESEN, 1995: Zur Brutbiologie des Eissturmvogels (*Fulmarus glacialis*) auf der Insel Helgoland. Jber. Inst. Vogelforsch. 2: 13.
- HÜPPOP, O., K.-M. EXO & S. GARTHE, 2002: Empfehlungen für projektbezogene Untersuchungen möglicher bau- und betriebsbedingter Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf Vögel. Ber. Vogelschutz 39: 77–94.
- KRÜGER, T. & S. GARTHE, 2002: Das Vorkommen ausgewählter See- und Küstenvögel vor Wangerooge während des Herbstzuges: der Einfluss von Windrichtung und Windstärke. J. Ornithol. 143: 155–170.
- LEBRETON, J.-D. & J. CLOBERT, 1991: Bird population dynamics, management, and conservation: the role of mathematical modelling. In: C.M. Perrins, J.-D. Lebreton & G.J.M. HIRONS (Hrsg.): Bird population studies. Relevance to conservation and management. Oxford Univ. Press, Oxford: 105–125.
- LEWIS, S., SHERRATT, T.N., HAMER, K.C. & S. WANLESS, 2001: Evidence of intra-specific competition for food in a pelagic seabird. Nature 412: 816–819.
- MADSEN, J., G. CRACKNELL & T. FOX, 1999: Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publication No. 48, IWRB, Slimbridge.
- MERCK, T. & H. VON NORDHEIM, 2000 (Hrsg.): Technische Eingriffe in marine Lebensräume. Workshop des Bundesamtes für Naturschutz, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm, 27.–29. Oktober 1999. BfN-Skripten 29.
- MITSCHEKE, A., S. GARTHE & O. HÜPPOP, 2001: Erfassung der Verbreitung, Häufigkeiten und Wanderungen von See- und Wasservögeln in der deutschen Nordsee. BfN-Skripten 34, Bonn-Bad Godesberg.
- MORRISON, M.L., K.H. POLLACK, A.L. OBERG & K.C. SINCLAIR, 1998: Predicting the response of bird populations to wind energy-related deaths. National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. NREL/CP-500-25009: 1–8.
- NEHLS, H.W. & H. ZÖLLICK, 1990: The moult migration of the Common Scoter (*Melanitta nigra*) off the coast of the GDR. In: J. VIKSNE & I. VILKS (Hrsg.): Ecology, migration and protection of Baltic birds. Vol. 2. Zinatne Publishers, Riga: 36–46.
- NERI (NATIONAL ENVIRONMENTAL RESEARCH INSTITUTE), 2000: Offshore wind farms. Proposals for criteria for acceptable impacts on bird populations. National Environmental Research Institute, Kalø.
- PETTERSSON, J., 2002: Bird observation in southern Kalmar Sound. Spring and autumn 2001. Bericht im Auftrag von Vindkompaniet AB und Enron Wind Sverige.
- PIERSMA, T. 2002: Energetic bottlenecks and other design constraints in avian annual cycles. Integr. Comp. Biol. 42: 51–67.
- ROSE, P.M. & D.A. SCOTT, 1997: Waterfowl population estimates - second edition. Wetlands International Publications No. 44, Wetlands International, Wageningen.
- SOZIALDEMOKRATISCHE PARTEI DEUTSCHLANDS & BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN, 2002: Koalitionsvereinbarung. Bonn/Berlin.
- STRUWE-JUHL, B., 2000: Zur Bedeutung ausgewählter Gewässer des östlichen Schleswig-Holstein für rastende Wasservögel - Vergleichende Auswertung der Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählung aus den Jahren 1966/67–1995/96. Corax 18, Sonderheft 1: 1–240.
- SUTHERLAND, W.J. & J.D. GOSS-CUSTARD, 1991: Predicting the consequences of habitat loss on shorebird populations. Acta XX. Congr. Int. Ornithol.: 2199–2207, Wellington.
- TASKER, M.L., P.H. JONES, T.J. DIXON & B.F. BLAKE, 1984: Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. Auk 101: 567–577.
- THOMSON, D.L., S.R. BAILLIE & W.J. PEACH, 1997: The demography and age-specific annual survival of Song Thrushes during periods of population stability and decline. J. Anim. Ecol. 66: 414–424.
- TUCK, G.N., T. POLACHEK, J.P. CROXALL & H. WEIMERSKIRCH, 2001: Modelling the impact of fishery-by-catches on albatross populations. J. Appl. Ecol. 38: 1182–1196.
- TUCKER, G.M. & M.F. HEATH, 1994: Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series No. 3, BirdLife International, Cambridge.
- WERNHAM, C.V., M.P. TOMS, J.H. MARCHANT, J.A. CLARK, G.M. SIRIWARDENA & S.R. BAILLIE (Hrsg.), 2002: The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland. T. & A.D. Poyser, London.
- YEARSLEY, J.M., D. FLETCHER & C. HUNTER, 2003: Sensitivity analysis of equilibrium population size in a density-dependent model for Short-tailed Shearwaters. Ecological Modelling 163: 119–129.
- YOSEF, R., L. FORNASARI & A. GIORDANO, 2000: Soaring migrants and the 1% principle. Ring 22: 79–84.
- ZINK, G., 1973, 1975, 1981, 1985: Der Zug europäischer Singvögel: ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Lfg. 1–4. Vogelwarte Radolfzell, Möggingen und Aula-Verlag, Wiesbaden.
- ZINK, G. & F. BAIRLEIN, 1995: Der Zug europäischer Singvögel: ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Bd. 3. Aula-Verlag, Wiesbaden.

Anschriften der Verfasser:

Volker Dierschke und Stefan Garthe,
Forschungs- und Technologiezentrum
(FTZ), Universität Kiel,
Hafentörn,
D-25761 Büsum.
Email: volker.dierschke@web.de bzw.
garthe@ftz-west.uni-kiel.de

Ommo Hüppop,
Institut für Vogelforschung
»Vogelwarte Helgoland«,
Inselstation Helgoland,
Postfach 1220,
D-27494 Helgoland.
Email: hueppop@vogelwarte-helgoland.de