

Gefährdung von Sterntaucher *Gavia stellata* und Prachtaucher *G. arctica* in Brut-, Zug- und Überwinterungsgebieten – eine Übersicht mit Schwerpunkt auf den deutschen Meeresgebieten

Volker Dierschke, Klaus-Michael Exo, Bettina Mendel & Stefan Garthe

Dierschke, V., K.-M. Exo, B. Mendel & S. Garthe 2012: Threats for Red-throated Divers *Gavia stellata* and Black-throated Divers *G. arctica* in breeding, migration and wintering areas: a review with special reference to the German marine areas. *Vogelwelt* 133: 163–194.

During most sections of the annual cycle, Red-throated and Black-throated Divers breeding in N Eurasia and wintering in European coastal marine areas are influenced by human activities, which have impact on habitat quality and eventually on reproduction and mortality. Human actions in breeding, migration and wintering areas are summarized and their effects predicted quantitatively with respect to the German sections of North and Baltic Seas.

In the breeding areas, the condition of the breeding lakes influences reproduction and mortality, for instance regarding water chemistry (food supply, concentration of contaminants) and disturbance (recreational activities, predation). At the moment, it is difficult to predict the consequences of climate change for the availability and quality of breeding lakes. During the non-breeding season, divers are threatened by the increasing industrial use of their marine habitats and shipping, but are also prone to anthropogenic mortality due to drowning in gill nets (fishery) and plumage oiling. Hunting does not play a major role nowadays.

For the German marine areas, habitat loss was calculated for already existing and planned utilization by offshore wind farms, aggregate extraction and shipping. The results were related to the wintering stocks of Red-throated Diver (90,000 birds in NW Europe, i.e. in the NE Atlantic) and Black-throated Diver (31,250 birds in Europe) as well as to the spring staging stocks of both species in Germany (25,500 and 3,900 birds, respectively). According to current knowledge a complete avoidance of wind farms including a 2 km buffer was adopted for divers, a 50% reduction of bird densities was assumed for areas with heavy ship traffic and those designated for aggregate extraction. The number of divers (presumably) concerned was calculated from the size of those areas and the diver densities derived from long-year aerial transect surveys. Arising from this, habitat loss is predicted for c. 5,770 Red-throated and c. 830 Black-throated Divers (22.6% and 21.3% of the German spring staging stocks, 6.4% and 2.7% of the European wintering populations, respectively), if all utilizations consented will be realized.

The annual number of birds killed accidentally in gill nets (c. 420 Red-throated and c. 265 Black-throated Divers) and by plumage oiling (25–50 Red-throated and 4–7 Black-throated Divers) refers to about 1.8% and 7.0% of the German stocks during spring migration and 0.5% and 0.9% of the European wintering populations.

Given the population biology of the species, the predicted and already existing losses of habitat (with so far not quantifiable impact on mortality and reproduction) and individuals is alarming. Their extent in Germany alone is threatening, but the same hazardous factors are acting in neighbouring marine areas additionally. Therefore, measures to save the two diver species are essential and should comprise the protection of important habitats in North and Baltic Seas from industrial utilization (including a spatial regulation of shipping lanes), the closure of areas with high diver densities for fishery at least temporarily, and more effective conservation in the marine areas already protected under German or European law.

Key words: Red-throated Diver *Gavia stellata*, Black-throated Diver *Gavia arctica*, population dynamics, additive mortality, habitat loss, offshore wind farms, ship traffic, aggregate extraction, fishery, plumage oiling.

1. Einleitung

Im Zuge zunehmender industrieller Nutzung der Meere (z. B. AMMERMANN 2011) bei gleichzeitig zunehmenden Bemühungen, Meeresgebiete und ihre lebenden Biota wirksam zu schützen (z. B. KRAUSE *et al.* 2011, KNEFELKAMP *et al.* 2011, MERCK 2011), stehen in Deutschland neben dem Schweinswal *Phocoena phocoena* besonders Seevögel im Mittelpunkt des Interesses. Schon lange ist bekannt, dass einige Seevogelarten in Folge der Nutzung der Meere durch den Menschen stark gefährdet werden – bekannte Phänomene sind Störungen durch Schiffsverkehr (BELLEBAUM *et al.* 2006, SCHWEMMER *et al.* 2011), Gefiederverlötung durch Ölrückstände im Wasser (REINEKING & VAUK 1982) und Ertrinken in Fischernetzen (KIRCHHOFF 1982, SCHIRMEISTER 2003). Mit der seit Ende des letzten Jahrhunderts in größerem Umfang geplanten und inzwischen teilweise bereits umgesetzten Nutzung der Windenergie auf dem Meer wurden in Deutschland Untersuchungen zur Verbreitung von Seevogelarten auf dem Meer intensiviert und Probleme hinsichtlich ihrer Gefährdung umfangreich diskutiert (z. B. HÜPPOP *et al.* 2002, GARTHE *et al.* 2004). Zu den besonders betroffenen Vögeln gehören dabei die beiden regelmäßig in größerer Zahl auftretenden Seetaucherarten Sterntaucher *Gavia stellata* und Prachtaucher *G. arctica*. Beide Arten sind sowohl außerhalb der Brutzeit auf dem Meer als auch in den Brutgebieten zahlreichen Gefährdungsfaktoren ausgesetzt. In dieser Arbeit wird ein Überblick über die komplexe Gefährdungssituation der Arten gegeben und am Beispiel der deutschen Meeresgebiete das quantitative Ausmaß der Gefährdungen betrachtet.

2. Material und Methoden

Bezüglich der Faktoren, die eine Gefährdung für Seetaucher darstellen, wurden neben der Fachliteratur verschiedene nicht publizierte Forschungsberichte und Gutachten gesichtet. Die Quantifizierung der Individuenverluste durch Verlötung und Stellnetzfischerei basiert größtenteils auf Angaben aus solchen Quellen, die in den entsprechenden Abschnitten genannt werden.

Um die großräumig auftretenden Störfaktoren Schiffsverkehr, Offshore-Windparks und Bodenabbau quantifizieren zu können, wurde die Anzahl der voraussichtlich von Lebensraumverlust betroffenen Individuen aus den Flächengrößen der Störfaktoren und den dort angetroffenen Individuendichten der Seetaucher abgeleitet. Dazu wurden zunächst die Individuendichten nach flugzeuggestützten Transektzählungen für die Jahre 2002-2010 auf Basis der Flugdatenbank des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste (Version 5.12, Stand: Oktober 2010) berechnet, und zwar nicht für die exakt von Eingriffen betroffenen Flächen, sondern für Großräume (s. Abb. 9-11, Tab. 5 und 7). Damit wird der für gewöhnlich innerhalb von Meeresgebieten auftretenden Variabilität von Aufenthaltsorten (z. B. DIEDERICHS *et al.* 2002, MARKONES *et al.* 2008) Rechnung getragen. Auch fallen auf diese Weise kleinräumige Unterschiede in der Verfügbarkeit

von Daten weniger ins Gewicht. Schließlich wurde die Fläche eines Eingriffs mit der großräumigen Individuendichte multipliziert (Näheres zur Berechnungsmethode bei DIERSCHKE *et al.* 2006, zusätzliche Angaben zur Vorgehensweise auch weiter unten im Text).

Da Seetaucher bei Flugzeugzählungen nicht immer auf Artniveau bestimmt werden können, wurden die Dichtewerte grundsätzlich nach den aus schiffsgestützten Zählungen ermittelten Artanteilen auf Stern- und Prachtaucher aufgeteilt. Demzufolge liegt der Sterntaucheranteil in der Nordsee bei 92 % im Winter (1. Dez. - 29. Febr.) bzw. 89 % im Frühjahr (1. März - 15. Mai) und in der Ostsee bei 51 % im Winter und 77 % Frühjahr (GARTHE 2003a, MENDEL *et al.* 2008). Das Vorkommen im Sommer und Herbst (16. Mai - 30. Nov.) blieb unberücksichtigt, da es quantitativ von untergeordneter Bedeutung ist (vgl. Tab. 1).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Verbreitung und Bestandsgröße

Der **Sterntaucher** brütet in Taiga- und Tundraregionen von Eurasien und Nordamerika. Betrachtet wird hier aber nur die biogeographische Population, die in der Ostsee und im NE-Atlantik überwintert und deren Angehörige sich in Grönland, Island, Schottland und von Fennoskandien bis Mittelsibirien fortpflanzen (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, ILICEV & FLINT 1985, DEL HOYO *et al.* 1992). Im Weiteren wird diese Flywaypopulation in Anlehnung an die Bezeichnung von WETLANDS INTERNATIONAL (2006) „NW-europäischer Winterbestand“ genannt. Als Überwinterungsgebiete wurden die küstennahen Meeresgebiete von Portugal bis zu den norwegischen Lofoten (d. h. in Nordsee, Ostsee und um die Britischen Inseln), um Island sowie um S-Grönland identifiziert (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, SNOW & PERRINS 1998, BARR *et al.* 2000). Besondere Schwerpunkte sind dabei die südliche Nordsee von SE-England bis SW-Dänemark (SKOV *et al.* 1995, GARTHE *et al.* 2004, O'BRIAN *et al.* 2008) und die südliche Ostsee von SE-Dänemark bis Lettland (DURINCK *et al.* 1994, GARTHE *et al.* 2003). Nur wenige Individuen überwintern auf europäischen Binnengewässern sowie im Kaspischen Meer, im Schwarzen Meer und im Mittelmeer (WETLANDS INTERNATIONAL 2006, MAUMARY *et al.* 2007, MENDEL *et al.* 2008). In den deutschen Meeresgebieten kommen Sterntaucher vor allem von Dezember bis April vor – im Winter vorwiegend in küstennahen Gewässern (Abb. 1), im Frühjahr verstärkt auch bis gut 100 km vor der schleswig-holsteinischen Nordseeküste, aber auch in der Pommerschen Bucht (Abb. 2). Durch Ringfunde und Satellitentelemetrie ist nachgewiesen, dass diese Meeresgebiete mindestens von Sterntauchern aus Grönland, Schweden, Finnland und N-Russland genutzt werden (FRANSSON & PETTERSSON 2001, BOERTMANN & MOSBECH 2011, SAUROLA *et al.* 2013, www.movebank.org, 4. Juni 2013).

Die Individuenanzahl des NW-europäischen Winterbestands ist nur unzureichend bekannt. Die

Schätzung von 150.000-450.000 Vögeln (WETLANDS INTERNATIONAL 2006) ist sehr ungenau, basiert auf einer fragwürdigen Extrapolation der Brutpaardichte im europäischen Teil Russlands auf das Areal des Stern- tauchers in Sibirien und übertrifft die Aufsummierung geschätzter Winterbestände (>51.000 Ind., BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004) um ein Vielfaches. Basierend auf Zählungen in den Überwinterungsgebieten schätzten DURINCK *et al.* (1994) den NW-europäischen Winterbestand von Stern- und Prachtttaucher zusammen für die Zeit um 1990 auf 110.000 Vögel, eine neuere Schätzung liegt leider nicht vor. Anhand der von DURINCK *et al.* (1994) für die Ostsee und SKOV *et al.* (1995) für die Nordsee genannten Artanteile können die 110.000 Seetaucher den beiden Arten grob zugeordnet werden: Für den Sterntaucher ergibt sich ein Winterbestand von 43.000 Ind. in der Ostsee und 44.000 Ind. in der Nordsee. Ergänzt um Vögel an der norwegischen Küste und aus britischen Seegebieten außerhalb der Nordsee kann der Winterbestand in NW-Europa für ca. 1990 mit etwa 90.000 Sterntauchern angegeben werden. Nicht zuletzt wegen der Abnahme des Winterbestands in der Ostsee (s. u.) wird in dieser Arbeit dieser ältere, aber möglicherweise besser zutreffende Schätzwert von

90.000 Ind. benutzt. Nach Flugzeugzählungen belaufen sich der Winterbestand in der deutschen Nord- bzw. Ostsee auf 6.800 Ind. sowie der Frühjahrsbestand (Rast auf dem Heimzug) auf 25.500 Ind., so dass im Frühjahr etwa 28 % des NW-europäischen Winterbestands in deutschen Meeresgebieten rasten (Tab. 1).

Langfristig hat der NW-europäische Winterbestand des Sterntauchers stark abgenommen, doch gibt es sowohl regionale Unterschiede als auch Perioden mit unterschiedlichen Trends. In Fennoskandien gab es um 1900 bedeutend höhere Brutbestände als heute (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Für den Zeitraum von etwa 1940/1950 bis 1990 wird der Rückgang in SW-Schweden auf fast 50 % beziffert (ERIKSSON 1994), setzte sich aber in den 1990er Jahren nicht fort (ERIKSSON & JOHANSSON 1997). Parallel dazu wurde für fast alle europäischen Brutvorkommen in den Jahren 1970-1990 eine negative Entwicklung konstatiert (TUCKER & HEATH 1994), während die Bestände von 1990-2000 außer in Norwegen stabil blieben (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). In jüngster Zeit ist der schwedische Brutbestand zwar stabil (LINDSTRÖM *et al.* 2012), doch gibt es Anzeichen für abnehmenden Bruterfolg (ERIKSSON 2012). Eine Zunahme um 34 % konnte dagegen in

Tab. 1: Anzahl der durchschnittlich in den deutschen Meeresgebieten rastenden Stern- und Prachtttaucher zu verschiedenen Jahreszeiten (nach GARTHE *et al.* 2007, MENDEL *et al.* 2008) sowie deren Anteile an den (NW-) europäischen Winterbeständen (vgl. 3.1). – *Average seasonal numbers of Red-throated and Black-throated Divers staging in German marine areas (from GARTHE et al. 2007, MENDEL et al. 2008) and their shares of the (NW) European winter populations (see 3.1).*

	Sterntaucher – Red-throated Diver (90.000 Ind., ca. 1990)		Prachtttaucher – Black-throated Diver (31.250 Ind., ca. 2000)	
	Bestand Deutschland – no. in German marine areas	Anteil am NW-europä- ischen Winterbestand – share of NW European winter population	Bestand Deutschland – no. in German marine areas	Anteil am europäischen Winterbestand – share of European winter population
Nordsee – North Sea				
Herbst – autumn (16.9.-31.10.)	200	0,2%	35	0,1%
Winter – winter (1.11.-29.2.)	3.600	4,0%	300	1,0%
Frühjahr – spring (1.3.-15.5.)	16.500	18,3%	2.000	6,4%
Sommer – summer (16.5.-15.9.)	0	0,0%	0	0,0%
Ostsee – Baltic Sea				
Herbst – autumn (16.9.-31.10.)	210	0,2%	900	2,9%
Winter – winter (1.11.-29.2.)	3.200	3,6%	2.400	7,7%
Frühjahr – spring (1.3.-15.5.)	9.000	10,0%	1.900	6,1%
Sommer – summer (16.5.-15.9.)	35	<0,1%	60	0,2%
Nord- und Ostsee – North and Baltic Sea				
Herbst – autumn (16.9.-31.10.)	410	0,5%	935	3,0%
Winter – winter (1.11.-29.2.)	6.800	7,6%	2.700	8,6%
Frühjahr – spring (1.3.-15.5.)	25.500	28,3%	3.900	12,5%
Sommer – summer (16.5.-15.9.)	35	<0,1%	60	0,2%

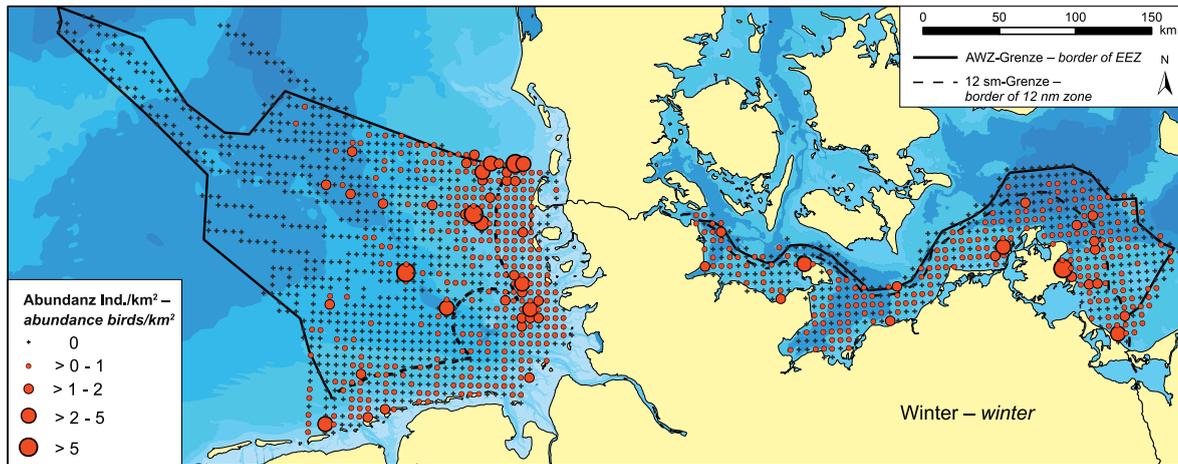


Abb. 1: Verbreitung von Seetauchern in den deutschen Meeresgebieten im Winter (1. Nov. bis 29. Feb.) nach flugzeuggestützten Transektzählungen in den Jahren 2002-2010 (FTZ-Flugdatenbank Version 5.12, Stand: Oktober 2010). In der Nordsee handelt es sich zu 92 % um Sterntaucher und zu 8 % um Prachtttaucher, in der Ostsee zu 51 % um Sterntaucher und zu 49 % um Prachtttaucher (s. Text). – Distribution of divers in the German marine areas in winter (1st November to 29th February) based on aerial surveys 2002-2010. In the North Sea, 92% of the birds were assigned to Red-throated and 8% to Black-throated Diver, in the Baltic Sea the shares are 51% (Red-throated Diver) and 49% (Black-throated Diver).

Schottland bei landesweiten Erhebungen in den Jahren 1994 und 2006 festgestellt werden (DILLON *et al.* 2009). Für den größten Teil der Population, der in Russland brütet, ist kein Trend verfügbar. Hinsichtlich der Winterbestände gibt es für Stern- und Prachtttaucher zusammen eine Berechnung der Bestandsveränderung in der Ostsee. Demnach nahm die Individuenzahl von 56.500 (1988-1993) auf 8.575 (2007-2009) ab, d. h. um 84 % (SKOV *et al.* 2011).

Das Brutgebiet des **Prachttäuchers** erstreckt sich von Schottland und Fennoskandien aus über nahezu ganz Russland und Sibirien, weniger als 100 Paare brüten schließlich noch in NW-Alaska (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, ILICEV & FLINT 1985, WETLANDS INTERNATIONAL 2006). Bis einschließlich des Lena-Deltas (ca. 125° E) gehören die Vögel zur Nominatform, nach Osten schließt sich die Unterart *G. a. viridigularis* an, die den östlichen Ostseeraum offenbar nur sehr vereinzelt auf dem Heimzug berührt (STRESEMANN 1936, MANGELS & SCHÜZ 1938) und hier nicht weiter berücksichtigt wird.

Das Überwinterungsgebiet umfasst die Küstengewässer besonders des Schwarzen Meeres und des Mittelmeeres (vor allem von Italien ostwärts), in geringerem Ausmaß auch die Atlantikküste von NW-Spanien bis S-Norwegen, inklusive der britischen Seegebiete, der Nordsee und der Südhälfte der Ostsee (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966, SNOW & PERRINS 1998). Darüber hinaus gibt es auch Wintervorkommen in Binnengewässern, in erster Linie im Kaspischen Meer, aber auch an eisfreien Seen im europäischen Binnenland (z. B. am Bodensee, MAUMARY *et al.* 2007). In der deutschen Nordsee machen Prachtttaucher nur einen kleinen Teil der überwinternden und durchziehenden

Seetaucher aus. In der Ostsee ist der Anteil der Art deutlich höher (Tab. 1; Abb. 1 und 2).

Während Sterntaucher auf dem Zug zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten grob dem Küstenverlauf folgen, überqueren Prachtttaucher in erheblichem Umfang größere Landmassen und zeigen darüber hinaus einen Schleifenzug, bei dem die im Mittelmeer und Schwarzen Meer überwinternden Vögel im Frühjahr deutlich weiter westlich über Europa hinweg ziehen als im Herbst (Näheres siehe SCHÜZ 1954, 1971, 1974, BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). Durch Ringfunde ist belegt, dass sowohl sibirische als auch fennoskandische Brutvögel beide Überwinterungsregionen (Nord-/Ostsee bis Bretagne bzw. Schwarz-/Mittelmeer) aufsuchen (SCHÜZ 1954, FRANSSON & PETTERSSON 2001, BØNLØKKE *et al.* 2006, SAUROLA *et al.* 2013).

Auch beim Prachtttaucher ist die Populationsgröße (hier: gesamte Unterart *G. a. arctica*) nur unzureichend bekannt. Der ebenfalls groben Schätzung von 250.000-500.000 Ind. (WETLANDS INTERNATIONAL 2006) steht ein nach Wintervogelzählungen berechneter Mindestbestand von 31.250 Ind. (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004) gegenüber, der allerdings nicht die russischen Wintergäste im Schwarzen und Kaspischen Meer beinhaltet. Dennoch wird dieser Wert als „europäischer Winterbestand“ im Weiteren für Vergleiche herangezogen, weil die vorgenannte Schätzung zu hoch erscheint. Der deutsche Rastbestand umfasst 2.700 Ind. im Winter und 3.900 Ind. im Frühjahr (Tab. 1).

Trotz Zunahmen in Großbritannien und Finnland und stabilen Beständen in Schweden wird für die gesamte Population aufgrund starker Rückgänge in Norwegen und Russland eine deutliche Abnahme konstatiert, die für den Zeitraum 1990-2000 auf über

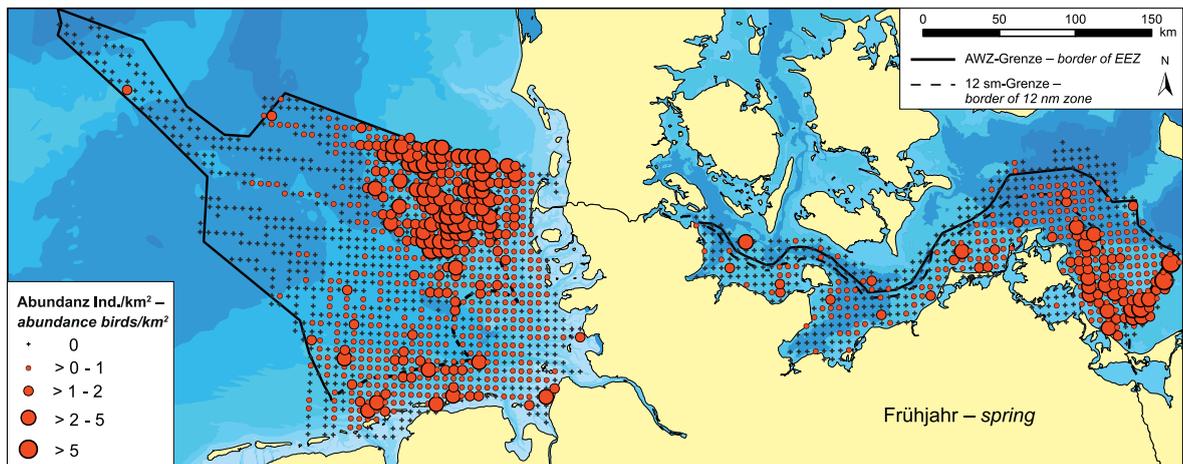


Abb. 2: Verbreitung von Seetauchern in den deutschen Meeresgebieten im Frühjahr (1. März bis 15. Mai) nach flugzeuggestützten Transektzählungen in den Jahren 2002-2010 (FTZ-Flugdatenbank Version 5.12, Stand: Oktober 2010). In der Nordsee handelt es sich zu 89% um Sterntaucher und zu 11% um Prachttaucher, in der Ostsee zu 77% um Sterntaucher und zu 23% um Prachttaucher (s. Text). – *Distribution of divers in the German marine areas in spring (1st March to 15th May) based on aerial surveys 2002-2010. In the North Sea, 89% of the birds were assigned to Red-throated and 11% to Black-throated Diver, in the Baltic Sea the shares are 77% (Red-throated Diver) and 23% (Black-throated Diver).*

30% beziffert wurde (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Es fehlen jedoch quantitative Untersuchungen für viele Teile des Brutgebietes bzw. für die Winterbestände. Allerdings dürfte auch der Prachttaucher bei der Abnahme von in der Ostsee überwinternden Seetauchern um 84% von 1988-1993 auf 2007-2009 (SKOV *et al.* 2011) einen erheblichen Anteil haben.

3.2 Gefährdungen in den Brutgebieten

In den Brutgebieten lassen sich drei verschiedene Kategorien von Gefährdungsfaktoren unterscheiden: Verlust bzw. Verschlechterung von Lebensräumen, anthropogene Individuenverluste und Schadstoffakkumulation. Sie sind in ihren Wirkungen miteinander verzahnt und beeinflussen über Bruterfolg und Überlebensrate der Altvögel das Populationswachstum negativ.

3.2.1 Habitatverlust/-verschlechterung

Serntaucher brüten in der Regel an recht kleinen Seen, deren Ausdehnung gerade einmal ausreichen muss, um den Vögeln das Starten und Landen zu erlauben (Abb. 3). Zur Nahrungssuche fliegen sie meist zu größeren Gewässern in der Nachbarschaft oder auf das Meer (BAUER

& GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). Durch Abtorfung von Mooren sowie Entwässerungsmaßnahmen zugunsten von Land- und Forstwirtschaft sind in Schottland und Fennoskandien Brutgewässer für Sterntaucher verloren gegangen (BOOTH 1982, PAKARINEN & JÄRVINEN 1984, ERIKSSON *et al.* 1988, EKLÖF *et al.* 2011). Prachttaucher brüten dagegen an größeren Seen und sind nicht darauf angewiesen, zur Nahrungssuche auf andere Gewässer zu fliegen. Totalverluste von Brutgewässern treten in der Regel nicht auf, doch können Eingriffe in das Wasserregime die Qualität des Gewässers herabsetzen und zu Brutverlusten führen. Dies kann vor allem durch Überflutung nach Niederschlägen bzw. bei künstlicher Regulierung bspw. im Zusammenhang mit Elektrizitätsgewinnung auftreten (GÖTMARK *et al.* 1989, MUDGE & TALBOT 1993, HAKE *et al.* 2005).



Abb. 3: Typisches Sterntaucher-Brutgewässer mit Nistfloß in Süd-Finnland (Vehkalampi, 6. Juli 2010). – *Typical breeding lake of Red-throated Diver with nesting raft in southern Finland.*

Foto: V. Dierschke

In Schweden wurde festgestellt, dass Sterntaucher unter der Versauerung von oligotrophen Seen, die während der Brutzeit zum Fischen aufgesucht werden, leiden. Eine Abnahme wichtiger, gegenüber sinkenden pH-Werten empfindlicher Beutefischarten hat zu einer Verminderung des Nahrungsangebotes, geringerem Bruterfolg und letztlich einer Bestandsabnahme geführt (ERIKSSON & SUNDBERG 1991, ERIKSSON 1994). Darüber hinaus kann im Zuge der Gewässerversauerung ein verstärktes Wachstum von *Sphagnum*-Moosen dazu führen, dass die Wasserfläche der ohnehin sehr kleinen Brutgewässer zu klein wird, um Starten und Landen zu erlauben (ERIKSSON & SUNDBERG 1991). Nach der Kalkung von Seen wurde bei Untersuchungen zum Bruterfolg in den Jahren 1994-2005 kein Einfluss der Wasserchemie mehr festgestellt (ERIKSSON 2006).

Beim Prachtaucher spielt die Wasserchemie des Brutgewässers keine so bedeutende Rolle (ERIKSSON & HAKE 2000). Unter der Gewässerversauerung hat die Art in Schweden kaum zu leiden, da sie zum einen klareres Wasser als der Sterntaucher bevorzugt, und zum anderen geringere Fischvorkommen durch die Aufnahme von Wasserinsekten als Kükennahrung kompensieren kann (ERIKSSON 1986, 1994).

Auch aufgrund von Nährstoffeinträgen durch Zuflüsse oder durch die Luft kann es zu einer Verschlechterung der Nahrungsgewässer (Sterntaucher: ERIKSSON 1994, 2010) bzw. der Brutgewässer (Prachtaucher: ERIKSSON & PALTTO 2010) kommen.

Menschliche Einwirkungen können die Qualität von Bruthabitaten auch direkt beeinträchtigen, so können Störungen z. B. durch Badende, Angler, Wanderer oder Fotografen zum zeitweiligen Verlassen der Gelege und in Folge dessen zu Brutverlusten durch Überhitzung/Unterkühlung der Eier (HAGA 1980, LOKKI & EKLÖF 1984) oder aber auch zu einer erhöhten Prädationsgefahr durch Vögel und Säugetiere (LOKKI & EKLÖF 1984, MUDGE & TALBOT 1993, HAKE *et al.* 2005, EKLÖF *et al.* 2011) führen. In einigen Ländern wird versucht, den Bruterfolg durch die Anlage künstlicher Nistflöße zu erhöhen (MERRIE 1979, LOKKI & EKLÖF 1984, NUMMI *et al.* 2013, Abb. 4). Dass die Sicherheit der Nistplätze bei der Populationsentwicklung ein begrenzender Faktor sein kann, zeigt sich in Finnland in der Konkurrenz mit anderen Vogelarten: Im Zuge eines starken Bestandsanstiegs von Singschwan *Cygnus cygnus* und Kranich *Grus grus* (VALKAMA *et al.* 2011) werden Sterntaucher-Nistflöße zunehmend von diesen Arten besetzt (EKLÖF *et al.* 2011).

Schließlich ist darauf hinzuweisen, dass Windparks an Land bzw. im Brutgebiet offenbar dieselben negativen Effekte auf die Habitatnutzung wie auf See (s. 3.3.2) haben. An einem großen Windpark in Norwegen wurde festgestellt, dass die vielen auf der Insel beheimateten Sterntaucher einerseits nicht mehr im eigentlichen Windparkgelände brüteten (zuvor dort vier Paare) und andererseits den Windpark bei Nahrungsflügen komplett mieden (HALLEY & HOPSHAUG 2007).



Abb. 4: Brütendes Sterntaucher-Weibchen auf Nistfloß. Simlampi, Süd-Finnland, 27. Mai 2012. – *Female Red-throated Diver breeding on nesting raft in southern Finland.*

Foto: V. Dierschke

3.2.2 Klimawandel

Langfristig sind auch im Zuge des von menschlichen Einflüssen verursachten bzw. beschleunigten Klimawandels Habitatveränderungen denkbar, die zu großräumigen Arealveränderungen führen könnten. Basierend auf prognostizierten Klimadaten sagen HUNTLEY *et al.* (2007) für Stern- und Prachtttaucher eine Verlagerung der Brutareale nach Norden voraus. Unberücksichtigt blieben bei den bisherigen Prognosen aber die klimabedingten Veränderungen sowohl der Verhältnisse in Durchzugs- und Überwinterungsgebieten als auch der Kleinstrukturen und Prädationsverhältnisse in den Brutgebieten. Die nordwärts gerichtete Verschiebung der nördlichen Baumgrenze und die damit einhergehenden Verluste des Lebensraumes Tundra (bis zum Jahr 2100 in einigen Bereichen bis zu 50 % , CALLAGHAN *et al.* 2005) dürften zumindest dem Stern- und Prachtttaucher keine Probleme bereiten, weil er bereits jetzt an Seen inmitten von Wäldern brütet.

Ob das zukünftige Angebot an Brutgewässern in den nördlichsten Teilen des Brutgebiets für eine Kompensation von möglichen Arealverlusten im Süden des Verbreitungsgebietes sorgen könnte, hängt u. a. davon ab, ob die durch Tauvorgänge im Permafrost entstehenden Thermokarst-Seen als häufigste und produktivste Gewässer der Arktis (VINCENT *et al.* 2008) zahlreicher werden, oder durch Erosion beim Anstieg des Meeresspiegels bzw. durch Austrocknung eher verschwinden (PROWSE & BROWN 2010). Angesichts der ohnehin unzureichenden Kenntnisse über die Siedlungsdichte der Seetaucher in Sibirien ist eine verlässliche Prognose der zukünftigen Bestandsentwicklung unmöglich.

Für den Sterntaucher dürfte darüber hinaus von Bedeutung sein, wie sich die Wasserchemie der Nahrungsgewässer und damit die Lichtdurchlässigkeit des Wassers sowie die Fischfauna entwickeln: Kommt es zu einer Förderung von Makrophyten durch eine höhere Wassertemperatur und dadurch zu einem Erhalt der Nährstoffarmut der Gewässer, oder eher zu verstärktem Algenwachstum mit Nährstoffreichtum und für den Sterntaucher ungünstigerer Fischfauna (ERIKSSON & PALTTO 2010)?

Insgesamt ist nach aktuellem Wissensstand nicht vorhersagbar, ob der Klimawandel für Stern- und Prachtttaucher eine zusätzliche Bedrohung oder eine Chance darstellt.

3.2.3 Anthropogene Individuenverluste

Die Jagd gilt als ein Grund für die starke Abnahme der Sterntaucher-Bestände seit 1900 (HAGEMEIJER & BLAIR 1997, EKLÖF *et al.* 2011), gehört aber im fennoskandischen Teil des Brutgebietes der Vergangenheit an. Etliche Ringfunde verdeutlichen, dass auch Prachtttaucher in Fennoskandien und Sibirien häufig geschossen wurden (z. B. SCHÜZ 1939). Trotz Unterschutzstellung im russischen Teil des Brutgebietes ist damit zu rechnen, dass dort auch heute noch Seetaucher gejagt werden,

u. a. um Schäden an Fischernetzen zu verhindern (E. LOKTIONOV pers. Mitt.). Dass starke Bejagung grundsätzlich einen negativen Effekt auf Seetaucher-Populationen haben kann, zeigt die durch hohen Jagddruck in der Bering-Straße verursachte Bestandsabnahme von fast 5 % pro Jahr beim Gelbschnabeltaucher *Gavia adamsii* (SCHMUTZ 2009).

Hohe Anteile von in Netzen ertrunkenen Vögeln unter den Ringfunden verdeutlichen, dass in Schweden und Finnland (und sicherlich auch in anderen Brutgebieten) Stern- und Prachtttaucher auch in Folge der Binnenfischerei verunglücken (FRANSSON & PETERS-SON 2001, SAUROLA *et al.* 2013). Das Ausmaß heutiger Verluste durch Jagd und Fischerei in den Brutgebieten ist quantitativ nicht einzuschätzen.

3.2.4 Schadstoffakkumulation

In Nordamerika gilt der Eistaucher *Gavia immer* als ausgezeichneter Bioindikator für die Belastung von Gewässern mit Quecksilber (EVERS *et al.* 1998, 2003, SCHEUHAMMER *et al.* 1998), denn es kommt bei der Art ab einer Hg-Konzentration von 0,21 µg/g Frischmasse in Beutfischen zu vermindertem Bruterfolg bzw. ab 0,41 µg/g Frischmasse zu totalem Brutaufschlag (BURGESS & MEYER 2008). In Eiern von Sterntauchern, die Fische aus versauerten Seen in Schweden aufnahmen, wurden so hohe Hg-Konzentrationen (im Mittel 6,84 ppm Trockenmasse) gemessen, dass vermindertem Bruterfolg zu erwarten ist (ERIKSSON *et al.* 1992, ERIKSSON 1994, ERIKSSON & LINDBERG 2005). Auch viele in der Ostsee überwinternde Sterntaucher sind mit Quecksilber belastet, aber nur ein kleiner Teil der Vögel (18 % nach Feder- bzw. 9 % nach Leberuntersuchungen) in einem Ausmaß, das toxische Effekte vermuten lässt. Unterschiede in der Belastung zwischen den Individuen dürften auf die unterschiedliche Herkunft der Vögel zurückzuführen sein (KLEINSCHMIDT 2008).

In Nordamerika wurde beobachtet, dass sich Sterntaucher durch das Verschlucken von Senkblei, das beim Angeln verloren gegangen war, vergifteten (WILSON *et al.* 2004). Nicht bekannt ist, inwiefern es sich um Einzelfälle handelt und ob auch in Europa ein solches Problem besteht. Ebenfalls nur aus Nordamerika liegen Untersuchungen zur PCB-Belastung der Eier vor. Regionale Unterschiede in Alaska werden auf verschiedene Zugwege zurückgeführt, wobei hoch belastete Vögel vermutlich in ostasiatischen Winterquartieren kontaminiert wurden (SCHMUTZ *et al.* 2009).

Vier untersuchte Sterntaucher, die in der Pommer-schen Bucht in Stellnetzen verunglückt waren, wiesen in verschiedenen Organen Anreicherungen von perfluorierten Verbindungen (PFC) auf (RUBARTH *et al.* 2011). Es ist zwar kaum bekannt, inwiefern PFCs in Vögeln toxisch wirken (J. RUBARTH pers. Mitt.), doch liegen die in den Sterntauchern gemessenen Konzentrationen oberhalb der vom Umweltbundesamt formulierten Qualitätsziele (ETOX: Informationssystem Öko-

toxikologie und Umweltqualitätsziele, <http://webetox.uba.de/webETOX/>, 30. Nov. 2011).

Vom Prachtttaucher liegen weniger Untersuchungen zur Schadstoffbelastung vor. Erhöhte Quecksilbergehalte in der Nahrungskette des Brutgewässers haben in Schweden nicht zu vermindertem Bruterfolg geführt (ERIKSSON & HAKE 2000). Prachtttaucher-Eier wiesen viel geringere Kontaminationen auf als Eier des Stern-tauchers (ERIKSSON & LINDBERG 2005). Allerdings wird in Schweden derzeit mit Sorge der verstärkte Eintrag von atmosphärischem Methyl-Quecksilber beobachtet (ERIKSSON & PALTTO 2010).

Die vor allem beim Sterntaucher festgestellten Belastungen zeigen, dass Schadstoffe verschiedener Art (und möglicherweise in Kombination) als Faktoren, welche die Populationsentwicklung beeinflussen können, unbedingt im Auge zu behalten sind.

3.3 Gefährdungen im Winterquartier und auf dem Zug

Auch außerhalb der Brutzeit wirken auf Seetaucher anthropogene Gefährdungsfaktoren ein, die über Lebensraumverluste zu ungünstigeren Ernährungsbedingungen und damit zu verminderter Körperkondition führen, aber auch direkt zusätzliche Individuenverluste hervorrufen können. Der Aspekt der Schadstoffkontamination wird hier nicht zusätzlich aufgegriffen, da der Ort der Kontamination in vielen

Fällen nicht lokalisierbar ist und das Thema bereits unter 3.2.4 behandelt wurde.

3.3.1 Schiffsverkehr

Bei Transektzählungen auf See wurde festgestellt, dass Seetaucher meist in über 1 km Entfernung vor herannahenden Schiffen aufliegen (GARTHE *et al.* 2002). Untersuchungen zum Fluchtverhalten vor einem kleinen, kutterartigen Schiff ergaben einen Median der Fluchtdistanz von 400 m (maximal 2.000 m, 90 % -Perzentil etwa 1.000 m), so dass ein durchfahrendes Schiff Störwirkungen auf einer Gesamtbreite von 2.000 m verursacht (BELLEBAUM *et al.* 2006). In der äußeren Themse-Mündung betrug die mittlere Entfernung zum herannahenden Schiff 1.120 m (maximal 3.000 m), 38 % aller beobachteten Seetaucher flogen in über 500 m Entfernung auf (PERCIVAL 2009). Im Verkehrstrennungsgebiet vor der niedersächsischen Küste wurde festgestellt, dass die regelmäßig von großen Frachtschiffen befahrenen Bereiche von Seetauchern gemieden, der dazwischen liegende ungestörte Bereich dagegen bevorzugt aufgesucht wurde (SCHWEMMER *et al.* 2011).

Alle drei Studien fanden in Gebieten statt, in denen fast ausschließlich Sterntaucher vorkommen, so dass die Ergebnisse dieser Art zugeordnet werden können. Vermutlich reagieren Prachtttaucher aber ähnlich. Demzufolge werden die Vögel von fahrenden Schif-



Abb. 5: Der erste deutsche Offshore-Windpark „Alpha Ventus“ (12 Windenergieanlagen auf einer Fläche von 6 km²) ist seit 2010 in Betrieb. – *The first German offshore wind farm „Alpha Ventus“ (12 wind turbines on 6 km²) is operational since 2010.*

Foto: J. Dierschke

fen aktiv vertrieben, was zumindest in stark befahrenen Meeresgebieten zu einer Meidung und damit zu einem Verlust von Lebensraum führt. Möglicherweise tritt in von Schiffen befahrenen Gebieten auch eine Lebensraumverschlechterung ein, weil auch Fische als Nahrungstiere der Seetaucher von Schiffen vertrieben werden können (MISUND & AGLÉN 1992).

3.3.2 Offshore-Windparks

Seetaucher gelten als Vögel, die durch Offshore-Windenergieanlagen (WEA, Abb. 5) besonders gefährdet werden (GARTHE & HÜPPOP 2004, FURNESS *et al.* 2013). Obwohl schon einmal ein Sterntaucher als Kollisionsopfer an einer WEA an der Küste gefunden wurde (SCHERNER 1999) und Seetaucher in oder bei Offshore-Windparks (OWP) mitunter in Rotorhöhe (BLEW *et al.* 2008) fliegen, wird die quantitative Bedeutung möglicher tödlicher Kollisionen wegen des nur kleinen Anteils in Rotorhöhe fliegender Individuen als eher gering eingeschätzt (FURNESS *et al.* 2013). Untersuchungen an in Betrieb befindlichen OWP haben aber deutliche Meidereaktionen schwimmender und fliegender Seetaucher gezeigt (Zusammenfassung in Tab. 2). Zwar wurden vereinzelt schwimmende Seetaucher am Rand von Windparks (viel seltener aber innerhalb von diesen) gesehen, doch ist der Rückgang der Individuendichte in der Regel bis in 2–4 km Entfernung sehr stark. Auch fliegende Seetaucher wurden nur selten innerhalb von Windparks gesehen. Sofern Entfernungsangaben vorliegen, hielten sie mindestens 900 m, meist aber 2–4 km Abstand. Kursänderungen bzw. Umkehrbewegungen sind verschiedentlich dokumentiert worden. Diese Meidung reduziert zwar sehr stark das Risiko, mit WEA zu kollidieren, führt aber andererseits bei tages- und jahresperiodischen Flügen zu Umwegen mit entsprechendem energetischem Mehraufwand. Sehr ähnliche Meidereaktionen wurden auch in der Bauphase von OWP festgestellt (CHRISTENSEN *et al.* 2003, MUNDY 2010, PERCIVAL 2010, BARKER 2011).

Bisher wurde nicht untersucht und kaum erörtert, ob die Vermeidung des Schwimmens nahe den Windparks allein auf die Scheuchwirkung der WEA zurückzuführen ist, oder ob auch der starke Schiffsverkehr in und um Windparks mit seiner für Seetaucher störenden Wirkung zu der Meidung beiträgt (vgl. DIERSCHKE & GARTHE 2006). Da keine Studien vorliegen, die einen Zeitraum von mehr als fünf Jahren nach Inbetriebnahme des OWP umfassen, ist die Frage einer Gewöhnung bei langlebigen Vögeln wie Seetauchern bisher nicht abschließend zu beurteilen. Schwache Anzeichen einer Gewöhnung im vierten und fünften Winter nach Baubeginn gibt es im britischen OWP Kentish Flats (PERCIVAL 2009, 2010), nicht aber nach vier bzw. fünf Jahren in den dänischen OWP Horns Rev und Nysted (PETERSEN & FOX 2007, PETERSEN *et al.* 2008).

Die aussagekräftigsten Ergebnisse zur Meidung von OWP durch Seetaucher stammen aus Gebieten, in denen 95–99 % der vorkommenden Seetaucher Sterntaucher sind. Daher können die Befunde ohne Einschränkung für die Beurteilung von Effekten auf diese Art angewandt werden. Es gibt keinen Grund zu der Annahme, dass sich Prachtttaucher anders verhalten, zumal Beobachtungen von geflogenen Umwegen auch Prachtttaucher betreffen (PETTERSSON 2002, KRIJGSVELD *et al.* 2010).

3.3.3 Mariner Bodenabbau

Neben der Freisetzung von Nährstoffen und Schwermetallen, der Erzeugung von Lärm und Störungen durch fahrende Schiffe verursacht die Gewinnung von Sand und Kies vom Meeresboden in der Regel drei Kategorien von Habitatveränderungen: Entnahme von Sedimenten, Erzeugung von Trübungsfahnen im Wasser und Übersandung des Meeresbodens in benachbarten Nicht-Abbaugeländen. Je nach Art und Umfang des Abbaus können die ökologischen Auswirkungen von sehr unterschiedlicher räumlicher und zeitlicher Ausdehnung sein (s. Übersichten von HERRMANN & KRAUSE 2000, TILLIN *et al.* 2011, PHUA *et al.* o. J.). Für Stern- und Prachtttaucher kommen mehrere Auswirkungen des marinen Kies- und Sandabbaus in Frage, die bisher allesamt nicht direkt untersucht wurden, aber anhand anderer Beobachtungen zumindest in erster Näherung abgeleitet werden können.

Die unter 3.3.1 erläuterten Fluchtreaktionen gegenüber Schiffen dürften grundsätzlich auch auf Baggerschiffe zutreffen. Die Wirkung ist vergleichsweise kleinräumig, weil sie nur den unmittelbaren Bereich des aktuellen Abbaugeländes und nicht einen großräumigen Streifen entlang einer befahrenen Route betrifft. Störungen treten auch bei Bewegungen der Transportschiffe auf.

Hinsichtlich der Trübung der Wassersäule sind zweierlei Effekte denkbar. Zum einen kann für optisch nach kleinen Fischen jagende Tauchvögel die Lokalisierung der Beutefische erschwert werden. Andererseits ist von einigen Fischarten bekannt, dass sie Trübungsfahnen aktiv meiden. Nachgewiesen ist dies beispielsweise für den Hering *Clupea harengus* (WESTERBERG *et al.* 1996), der zumindest in der Ostsee eine wichtige Beute für Sterntaucher darstellt (GUSE *et al.* 2009). Da Trübungsfahnen eher kleinräumig (bis 700 m vom Baggerschiff entfernt) auftreten (HERRMANN & KRAUSE 2000), sind die von ihnen hervorgerufenen Effekte nur von lokaler und zudem zeitlich begrenzter Dauer.

Die Entnahme von Sedimenten sowie die Verklappung des Meeresbodens kann die Benthosfauna im Abbaugelände langfristig schädigen oder zerstören, denn die Regeneration kann bis zu 15 Jahre dauern (HERRMANN & KRAUSE 2000, TILLIN *et al.* 2011, PHUA *et al.* o. J.). Seetaucher sind insofern betroffen, als auch Fischarten, die zu ihrem Beutespektrum gehören, am

Tab. 2: Zusammenfassung der an operierenden Offshore-Windparks bei Seetauchern (bei allen OWP ganz überwiegend Sterntaucher) beobachteten Effekte. – *Summary of effects on divers (mostly Red-throated Divers) observed at operating offshore wind farms.*

Windpark – <i>wind farm</i>	Inbetriebnahme – <i>start of operation</i>	Anzahl WEA – <i>no. of turbines</i>	Fläche Windpark (km ²) – <i>wind farm area (km²)</i>	fliegende Seetaucher – <i>flying divers</i>	schwimmende Seetaucher – <i>swimming divers</i>	Quelle – <i>reference</i>
Utgrunden (Ostsee, Schweden)	2000	7	*	leichte Meidung – <i>slight avoidance</i>	Meidung angedeutet – <i>avoidance suggested</i>	PETERSSON 2002, 2003
Nysted (Ostsee, Dänemark)	2003	72	24	im Nahbereich keine Meidung – <i>no avoidance close to wind farm</i>	Meidung bis in 1-2,5 km – <i>avoidance up to 1-2.5 km</i>	BLEW <i>et al.</i> 2008, PETERSEN <i>et al.</i> 2006, 2008
Horns Rev I (Nordsee, Dänemark)	2002	80	20	starke Meidung, Mindestabstand 900 m, einzelne Durchquerungen – <i>strong avoidance, minimum distance 900 m, some crossings</i>	starke Meidung bis 2 km, Effekte bis 8 km – <i>strong avoidance up to 2 km, effects up to 8 km</i>	CHRISTENSEN <i>et al.</i> 2003, 2004, PETERSEN <i>et al.</i> 2006, PETERSEN & FOX 2007, BLEW <i>et al.</i> 2008
Alpha Ventus (Nordsee, Deutschland)	2010	12	6		Meidung bis in 1-3 km – <i>avoidance up to 1-3 km</i>	BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE 2012
Egmond aan Zee (Nordsee, Niederlande)	2006	36	40	starke Meidung, Abstand meist 2-4 km – <i>strong avoidance, distance mostly 2-4 km</i>	Meidung bei manchen, aber nicht allen Zählungen; einzelne Sterntaucher im OWP – <i>avoidance in some, but not all counts; few Red-throated Divers inside wind farm</i>	KRIJGSVELD <i>et al.</i> 2010, 2011, LEOPOLD <i>et al.</i> 2011
Gunfleet Sands (Nordsee, Großbritannien)	2009	48	16		vollständige Meidung bis mind. 1 km – <i>complete avoidance up to at least 1 km</i>	BARKER 2011
Kentish Flats (Nordsee, Großbritannien)	2005	30	10	Meidung – <i>avoidance</i>	starke Meidung, Effekte bis mind. 3 km – <i>strong avoidance, effects up to at least 3 km</i>	PERCIVAL 2009, 2010
Thanet (Nordsee, Großbritannien)	2010	100	35		signifikante Abnahme der Individuendichte, einzelne Seetaucher im OWP – <i>significant decrease in bird density, few divers inside wind farm</i>	ECOLOGY CONSULTING 2012
North Hoyle (Irische See, Großbritannien)	2003	30	10		starke Meidung, Effekte bis mind. 2,5 km – <i>strong avoidance, effects up to at least 2.5 km</i>	MAY 2008

* Keine Flächenangabe, da WEA in einer Reihe. – *No area given, because turbines are arranged in one line.*

Meeresboden leben (GUSE *et al.* 2009). In der Nordsee dürfte dies vor allem Sandaale *Ammodytes spec.*, in der Ostsee besonders Heringe *Clupea harengus* betreffen. Bei großflächigem Abbau von Kies und Sand kann daher – auch im Zusammenhang mit Trübungsfahnen und Schiffsverkehr – mit einer deutlichen Verschlechterung der Ernährungsbedingungen gerechnet werden.

3.3.4 Fischerei

In der gesamten Ostsee ist die Stellnetzfisherei eine gravierende Todesursache für tauchende Seevögel, da sie sich in den Netzen verfangen und ertrinken – pro Jahr ist mit mindestens 76.000, wahrscheinlich aber 160.000 Stellnetzopfern zu rechnen (ŽYDELIS *et al.* 2009). Auch Seetaucher wurden in großer Zahl als Netzopfer gefunden (FRANSSON & PETERSSON 2001, SCHIRMEISTER 2003, ŽYDELIS *et al.* 2009, Abb. 6). Als im Wasser Fischen hinterher jagende Vögel geraten sie offenbar leichter in Stellnetze als nach Muscheln tauchende Enten. Zwischen Fischerei und Rastvorkommen von Seetauchern besteht ein großes Konfliktpotenzial.

An der Ostseeküste von Usedom (Mecklenburg-Vorpommern) wurden über viele Jahre (Winter 1989/90 bis 2004/2005) Stellnetzopfer von Fischern eingesammelt, vor allem in den Häfen Ahlbeck und Heringsdorf (SCHIRMEISTER 2003, ERDMANN *et al.* 2005, BELLEBAUM 2011, BELLEBAUM & SCHIRMEISTER 2012). Obwohl hinsichtlich der Fischerei weder der Aufwand (ausgebrachte Netzstrecke) beziffert noch die Fanggebiete genauer eingegrenzt werden können, verdeutlichen die absoluten Zahlen der angelandeten Sterntaucher das Ausmaß der Mortalität. In den Wintern 1989/90–2004/05 wurden insgesamt 733 Sterntaucher als Netzopfer abgegeben, wobei die Summe pro Winter zwischen 10 und ca. 120 Individuen schwankte. Im Mittel wurden 46 Ind. pro Jahr abgegeben, die Anzahl nahm im Laufe der Untersuchung aus nicht bekannten Gründen zu. Im gleichen Zeitraum wurden dagegen nur 47 Prachtttaucher abgeliefert. Die Dunkelziffer gefangener Seetaucher dürfte bedeutend höher sein, da nur ein vergleichsweise kleiner Teil der Fischer Vögel ablieferte und nicht über den gesamten Zeitraum der Untersuchung in gleichmäßiger Intensität. Den Großteil aller 11.263 Netzopfer machte die Eisente aus (74%), der Sterntaucher war mit einem Anteil von 6,5% die am dritthäufigsten gefangene Art, der Prachtttaucher nahm mit 0,42% den 12. Rang ein. Angesichts der Häufigkeitsverhältnisse der Seevögel im SPA „Pommer-

sche Bucht“, denen zufolge die Eisente im SPA etwa 150-mal häufiger ist als der Sterntaucher (MENDEL *et al.* 2008), sind Sterntaucher mit knapp einem Zehntel der Netzfunde im Vergleich zur Eisente überproportional häufig vertreten.

Da die Stellnetzfisherei in Mecklenburg-Vorpommern überwiegend in den Monaten durchgeführt wird, in denen auch viele Sterntaucher in der Pommerschen Bucht rasten, besteht grundsätzlich ein starkes jahreszeitliches Konfliktpotenzial (ERDMANN *et al.* 2005). Gleiches gilt offenbar auch in räumlicher Hinsicht, denn innerhalb der Pommerschen Bucht gehören Hanglagen zu den bevorzugten Gebieten sowohl für Sterntaucher als auch für die Stellnetzfisherei (ERDMANN *et al.* 2005). Allgemein ist festzustellen, dass in allen Bereichen der deutschen Ostsee, in denen im Winter und Frühjahr viele Seetaucher rasten, gleichzeitig auch Stellnetzfisherei stattfindet (SONNTAG *et al.* 2012).

Ein in verschiedenen Teilen der deutschen Ostsee durchgeführtes Projekt widmete sich den einzelnen Fangmethoden, durch die Seevögel verunglücken (BELLEBAUM 2011). Dabei wurden alle elf durch Fischerei ums Leben gekommene Sterntaucher in zum Fang von Dorsch, Flunder und Salmoniden in mehr als 5 m Wassertiefe eingesetzten Grundstellnetzen mit mindestens 110 mm Maschenweite gefunden. Nicht gefunden wurden Seetaucher in Grundstellnetzen mit den Zielarten Steinbutt (Maschenöffnung mindestens 120 mm) bzw. Zander, Hecht und Barsch (70–120 mm) sowie in pelagischen Stellnetzen zum Fang von Hering und Hornhecht (mindestens 30 mm; BELLEBAUM 2011). Da Sterntaucher besonders zur Zeit der Heimzugrast viel Hering fressen (GUSE *et al.* 2009), ist damit zu rechnen,



Abb. 6: In Stellnetzen vor der Küste von Usedom ertrunkene Seevögel (von oben nach unten: drei Sterntaucher, Trauerente, Eisente). – *Seabird bycatch in gillnets off the island of Usedom, Mecklenburg-Western Pomerania* (from top to bottom: three Red-throated Divers, Common Scoter, Long-tailed Duck).

Foto: B. Schirmeister



Abb. 7: Verölter Prachtaucher, gefunden am 8. Mai 2002 auf Helgoland.
– Oiled Black-throated Diver, found on the island of Helgoland on 8th May 2002.
Foto: N. Guse

dass sie sich auch in den vorgenannten pelagischen Stellnetzen verstricken (BELLEBAUM 2011).

In den Küstengewässern Litauens wurde festgestellt, dass Seetaucher die mit großem Abstand am stärksten betroffenen Tauchvögel sind, wenn man die Anzahl der Stellnetzopfer in Beziehung zur pro Tag ausgebrachten Netzlänge und der Anzahl der anwesenden Vögel setzt (0,08 Ind. pro 1.000 Netzmeter und Tag, DAGYS & ŽYDELIS 2002). Hohe Anteile von Seetauchern unter den Netzopfern wurden in Litauen und Lettland festgestellt (DAGYS & ŽYDELIS 2002, URTANS & PRIEDNIEKS 2000, ŽYDELIS et al. 2009), während sie an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste und in der Danziger

von Vergiftungserscheinungen aus (u. a. REINEKING & VAUK 1982, JENSSEN 1994). Hohe Anteile verölter Seevögel unter den an Stränden der Nordsee angespülten Seevögeln haben Ende der 1970er und Anfang der 1980er Jahre für Aufsehen gesorgt. Ein starker Anstieg verölter Seevögel war auf die Umstellung auf Bunker-C-Öl als Treibstoff für die Schifffahrt und das Ablassen von Brennstoffrückständen ins Meer zurückzuführen (AVERBECK et al. 1992). Über 90% der Verschmutzungen von Seevögeln gingen auch 1998/99 noch auf Ölrückstände, die aus dem Maschinenbereich von Schiffen stammten, zurück (DAHLMANN & SECHEHAYE 2000). Angesichts dieser Problematik wurden Gegen-

Tab. 3: Verölungsrate von an Stränden tot gefundenen Stern- und Prachtauchern. Aufgrund der Häufigkeitsverhältnisse beziehen sich die Angaben für die Nordsee ganz überwiegend auf Sterntaucher. – Oiling rates of beached Red-throated and Black-throated Divers. Due to its high share among divers, information from the North Sea mainly refers to Red-throated Diver.

Gebiet – region	Jahre – years	Verölungsrate – oiling rate	Quelle – source
Dänemark (Nordsee) – Denmark (North Sea)	?	70 %	DANIELSEN et al. 1990
Helgoland (Nordsee) – Helgoland (North Sea)	1976-1979	85 %	VAUK & REINEKING 1980
Deutschland (Nordsee) – Germany (North Sea)	1984-1990	80 %	AVERBECK et al. 1992
Deutschland (Nordsee) – Germany (North Sea)	1992-2000	73 %	D. FLEET & M. SCHULZE DIECKHOFF pers. Mitt.
Deutschland (Nordsee) – Germany (North Sea)	2001-2010	64 %	D. FLEET & M. SCHULZE DIECKHOFF pers. Mitt.
Niederlande (Nordsee) – Netherlands (North Sea)	?	91 %	CAMPHUYSEN & HEUBECK 2001
Belgien (Nordsee) – Belgium (North Sea)	1962-1999	94 %	SEYS et al. 2002
Litauen (Ostsee) – Lithuania (Baltic Sea)	1992-2003	14 %	ŽYDELIS et al. 2006

Bucht nur kleine Anteile aufwiesen (STEMPNIEWICZ 1994, KIRCHHOFF 1982).

Wegen des nur geringen Umfangs der Stellnetzfisherei in der Nordsee (SELL et al. 2011) ist dort nicht mit nennenswerten Verlusten bei Seetauchern zu rechnen. In der Ostsee sind die durch Beifang in Stellnetzen verursachten Individuenverluste dagegen ein gravierend auf die Population einwirkender Faktor (s. 3.4.4 und 3.4.7).

3.3.5 Gefiederverölung

Die Verschmutzung des Gefieders bei Kontakt mit auf der Wasseroberfläche treibendem Öl (Gefiederverölung) ist seit langem als Ursache für Individuenverluste besonders bei Seevögeln bekannt (CAMPHUYSEN & HEUBECK 2001). Die letale Wirkung geht dabei von verminderter Isolierung des Gefieders gegen (kaltes) Wasser sowie

maßnahmen eingeleitet, wie die zeitweilig kostenlose Ölentorgung für Schiffe in deutschen Häfen oder das Verbot von Öleinleitungen durch die Ausweisung der Nordsee als MARPOL-Sondergebiet (AVERBECK *et al.* 1992, FLEET & REINEKING 2001, FLEET *et al.* 2003). Diese Maßnahmen trugen dazu bei, dass die Verölungsrate von Seevögeln in der südlichen Nordsee seit Ende des 20. Jahrhunderts rückläufig ist (CAMPHUYSEN 1998, CAMPHUYSEN *et al.* 2009).

Seetaucher sind gegenüber Ölverschmutzung zwar weniger anfällig als Alken und Meerestenten (KING & SANGER 1979, CAMPHUYSEN 1989, WILLIAMS *et al.* 1994), doch machen verschiedene Studien in der südlichen Nordsee deutlich, dass sie bei Strandfunden zu den am stärksten durch Gefiederverölung betroffenen Vögeln gehören (Abb. 7). Die Verölungsrate aller tot angespülter Seetaucher liegt bei 64–94 % (Tab. 3). Wie bei anderen Seevögeln (CAMPHUYSEN *et al.* 2009) ist die Verölungsrate bei Seetauchern rückläufig, bei Betrachtung verschiedener Abschnitte der deutschen Nordseeküste sank sie von zunächst 85 % (1976–1979) über 80 % (1984–1990) und 73 % (1992–2000) auf zuletzt 64 % (2001–2010; vgl. Tab. 3).

Im Ostseeraum wird im Vergleich zur Nordsee weniger Öl auf dem Seeweg transportiert, so dass die Verölung von Seevögeln dort ein geringeres Problem darstellen sollte (VON WESTERN-HAGEN & BIGNERT 1996). Allerdings gibt es im gesamten Ostseeraum zahlreiche Fälle illegalen Öllassens, die in einigen Bereichen der Ostsee, die nicht der deutschen Zuständigkeit unterliegen, zu Problemen für verschiedene Seevogelarten geführt haben (LARSSON & TYDÉN 2005, ŽYDELIS *et al.* 2006). In Litauen waren nur 14 % der tot am Strand gefundenen Seetaucher verölt – ein Wert, wie er auch für Meeresgebiete abseits stark befahrener Schifffahrtswege typisch ist (z. B. Shetland-Inseln 23 %, HEUBECK 1995). An der deutschen Ostseeküste wurden beim Absuchen der Strände in den Jahren 1992–2000 nur neun Seetaucher gefunden, von denen vier verölt waren (BELLEBAUM & SCHULZ 2006). Die sehr kleine Stichprobe lässt zwar keine weiter gehenden Schlüsse zu, verdeutlicht aber, dass es sich zumindest im deutschen Ostseesektor quantitativ um kein prominentes Problem handelt. Für Nord- und Ostsee gilt gleichermaßen, dass größere Mengen freigesetzten Öls durch Schifffahrtsunfälle oder Unfälle auf Bohrinseln schlagartig zu einer starken Erhöhung der Opferzahlen führen können.

3.3.6 Müll

Die Verstrickung in treibendem Müll ist als Todesursache für Seevögel seit langem bekannt und kommt auch in den Küstengewässern der Nordsee vor (HARTWIG *et al.* 1992, FLEET *et al.* 2009). Unter den bei Strandkontrollen an der deutschen Nordseeküste von 1983–1990 aufgefundenen Opfern waren auch zwei Stern- und ein Prachtttaucher, die sich in einem Plastiknetz,

einem Getränkedosen-Träger aus Plastik bzw. einer Angelschnur verfangen hatten. Außerdem wurden auf Helgoland zwei noch lebende, in Plastiknetzen verstrickte Stern- und Prachtttaucher beobachtet (HARTWIG *et al.* 1992). An der niederländischen Nordseeküste waren von den insgesamt 1.011 von 1979–2007 tot gefundenen Stern- und Prachtttauchern neun (0,9 %) in Plastiknetzen oder anderem Müll verstrickt (CAMPHUYSEN 2008). Aus der Ostsee sind Müllopfer unter Seetauchern nicht dokumentiert. Angesichts des häufigen Einsatzes von Stellnetzen und dem damit verbundenen Umhertreiben von losgerissenen Netzen dürfte grundsätzlich die Gefahr bestehen, dass sich Seetaucher in diesen treibenden Netzen verfangen. Aus Nordamerika ist bereits bekannt, dass viele Seetaucher in solchen losgerissenen Stellnetzen ums Leben kommen (GOOD *et al.* 2009).

3.4 Quantifizierung des Gefährdungspotenzials in deutschen Meeresgebieten

Die verschiedenen Gefährdungsfaktoren, denen Seetaucher ausgesetzt sind, können sich wegen des Verlustes von Individuen oder deren Lebensräumen auf die Bestandsentwicklung auswirken. Im Folgenden wird betrachtet, wie viele Stern- und Prachtttaucher von Eingriffen in der deutschen Nord- und Ostsee betroffen sind oder in Zukunft sein könnten und wie groß deren Anteile an den nationalen Beständen bzw. an den biogeographischen Populationen sind. Für letztere werden die konservativen eigenen Schätzungen von 90.000 Stern- und Prachtttauchern (Winterbestand in NW-Europa) und 31.250 Prachtttauchern (Winterbestand in Europa ohne Russland, s. 3.1) als Bezugsgrößen verwendet. Kumulativ wird für beide Arten erörtert, welche Konsequenzen sich für die Populationsentwicklung ergeben – auch unter Berücksichtigung des Gefährdungspotenzials in benachbarten Meeresgebieten und im Brutgebiet.

3.4.1 Lebensraumverluste durch Schifffahrt

Die von Seetauchern gezeigten Fluchtreaktionen gegenüber fahrenden Schiffen führt dazu, dass Teile der deutschen Meeresgebiete zumindest zeitweise nicht oder nur in geringerem Umfang genutzt werden können. Eine Quantifizierung dieses Störungs- bzw. Meidungseffektes ist schwierig, da die räumliche und zeitliche Ausdehnung von Fluchtreaktionen nicht hinreichend bekannt ist.

Für die deutsche Nordsee gehen MENDEL & GARTHE (2010) davon aus, dass das bestehende Verkehrstrennungsgebiet nördlich der niedersächsischen Küste (VTG) sowie die in der Nordhälfte der Deutschen Bucht ausgewiesenen Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt (VGS) für Seetaucher nicht konstant gestört sind und nehmen eine um 50 % reduzierte Nutzung dieser Gebiete (ohne Pufferzonen) durch Seetaucher an. Innerhalb der von MENDEL & GARTHE (2010) als geeignete Seetaucher-Lebensräume identifizierten Bereiche von insgesamt 21.116 km² entfallen insgesamt 5.528 km²

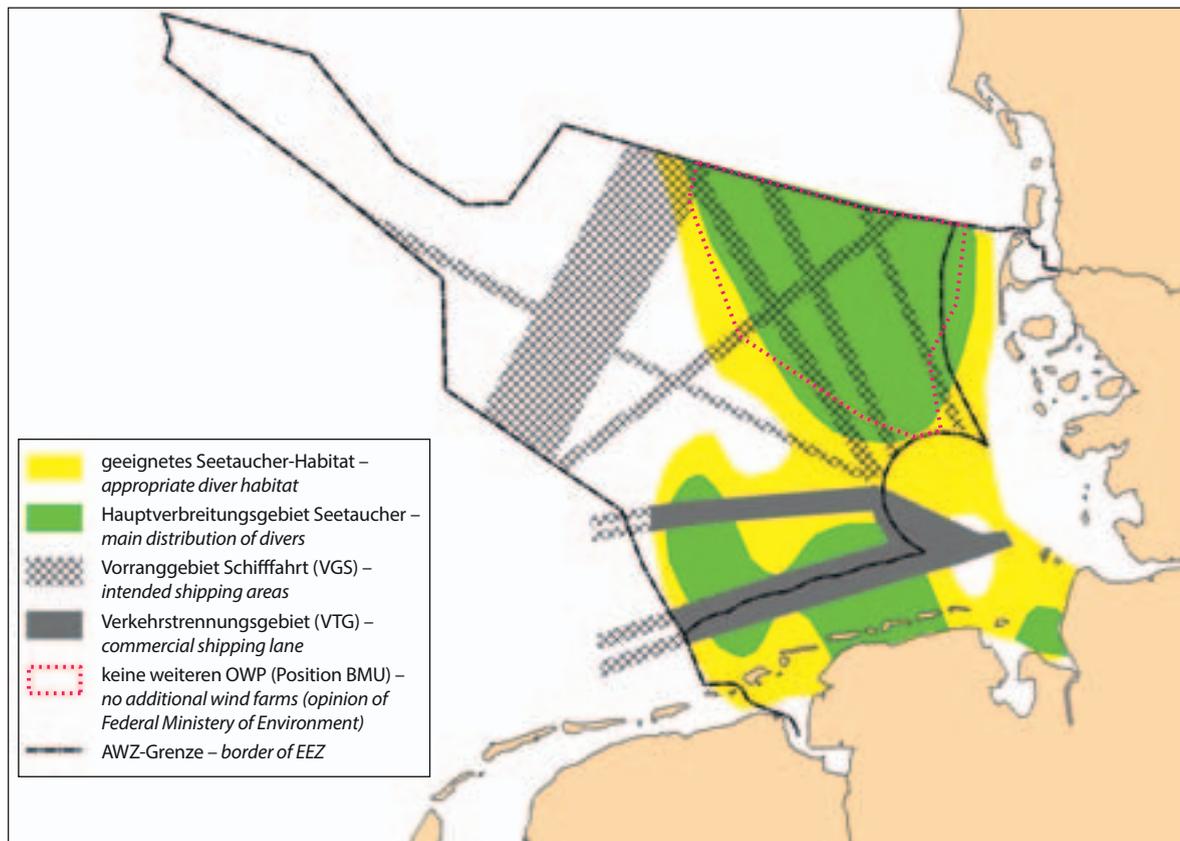


Abb. 8: Geeignete Lebensräume für Seetaucher bzw. ihre Hauptverbreitungsgebiete im Frühjahr in der Deutschen Bucht sowie vorhandene bzw. geplante Nutzung durch die Schifffahrt (verändert nach MENDEL & GARTHE 2010). Eingezeichnet ist auch das Gebiet, dass nach Position des BMU keine weiteren OWP mehr genehmigt werden sollten. – *Habitats suitable for divers and areas of their main occurrence in spring as well as existing and planned shipping lanes in the German Bight (modified from MENDEL & GARTHE 2010). In addition, an area to be kept free from further commissions for wind farms on the opinion of the German Federal Ministry for Environment is plotted.*

(26,2%) auf VTG und VGS und gelten daher nicht als ungestörter Lebensraum (vgl. Abb. 8). Innerhalb des definierten, geeigneten Seetaucher-Lebensraumes halten sich die Vögel in einigen Bereichen zudem in deutlich höheren Konzentrationen auf. Diese als Hauptverbreitungsgebiete bezeichneten Flächen nehmen 11.690 km² ein. Dort liegen auch Teile von VTG (1.552 km²) und VGS (2.153 km²), so dass dort knapp ein Drittel (31,7%) der Fläche bereits stark gestört ist oder – je nach Entwicklung des Schiffsverkehrs – stärker als bisher gestört sein wird (MENDEL & GARTHE 2010).

In einer kumulativen Prognose errechnen MENDEL & GARTHE (2010), dass durch Schifffahrt und Offshore-Windparks (OWP) 4.168 Ind. des Frühjahrsbestandes von Stern- und Prachtauchern in der Deutschen Bucht von Störungen betroffen sind. Rechnet man den Anteil der OWP (660 Ind.) heraus, so dürfte der Lebensraumverlust durch Schiffsverkehr unter den o. g. Annahmen in der Deutschen Bucht im Frühjahr zur Störung bzw. zum Vertreiben von etwa 3.130 Stern- und 380 Prachtaucher führen.

Für die Ostsee wurde für diese Arbeit eine vergleichbare Berechnung vorgenommen. Für Gebiete, in denen durchschnittlich mehr als fünf Schiffe pro Tag fahren (nach KNUST *et al.* 2003), wurde eine Lebensraumverschlechterung im Sinne von 50% geringerer Kapazität für Seetaucher angenommen. Für sieben Gebiete mit solch starkem Schiffsverkehr (Abb. 9) wurden über die Seetaucher-Individuendichten die dort betroffenen Individuenzahlen hochgerechnet und für die Hälfte von ihnen eine Meidereaktion angenommen^{1*}. Berei-

^{1*} Da es sich bei der Kapazitätsminderung um 50% um eine grobe Annahme handelt und Seetaucher in den betreffenden Gebieten vermutlich nur temporär und in Teilbereichen gestört werden, wird auf die zusätzliche Einbeziehung einer Pufferzone bei der Berechnung des Lebensraumverlustes durch Schiffsverkehr verzichtet. Der hier geschätzte Lebensraumverlust beinhaltet, dass aufgrund bereits bestehender Störungen die Individuendichte schon vermindert ist. Angesichts der Prognosen über zunehmenden Schiffsverkehr in der Ostsee (RYTKÖNEN *et al.* 2002) erscheint dieses Vorgehen legitim.

Tab. 4: Lebensraumverluste für Seetaucher durch Schiffsverkehr (50%-ige Meidung) in sieben Gebieten der deutschen Ostsee (vgl. Abb. 9). – *Estimated habitat loss for divers due to disturbance from ship traffic (50% avoidance) in seven parts of the German section of the Baltic Sea (compare Fig. 9).*

Gebiet – region	Fläche – area (km ²)	Sterntaucher – Red-throated Diver				Prachtaucher – Black-throated Diver			
		Winter – winter		Frühjahr – spring		Winter – winter		Frühjahr – spring	
		Ind./km ²	Ind. mit Lebensraumverlust – birds with habitat loss	Ind./km ²	Ind. mit Lebensraumverlust – birds with habitat loss	Ind./km ²	Ind. mit Lebensraumverlust – birds with habitat loss	Ind./km ²	Ind. mit Lebensraumverlust – birds with habitat loss
Kieler Bucht	177,6	0,11	10	0,20	18	0,11	9	0,06	5
Lübecker Bucht	344,7	0,02	4	0,06	10	0,02	3	0,02	3
Kadetrinne	508,5	0,06	16	0,06	15	0,06	16	0,02	4
Arkona	1007,7	0,10	48	0,27	138	0,09	46	0,08	41
Tromper Wiek	155,7	0,05	4	0,21	16	0,04	3	0,06	5
Pommersche Bucht	360,2	0,15	27	0,89	159	0,14	25	0,26	48
Oderbank	149,2	0,11	9	0,36	27	0,11	8	0,11	8
Summe – total			118		383		110		114

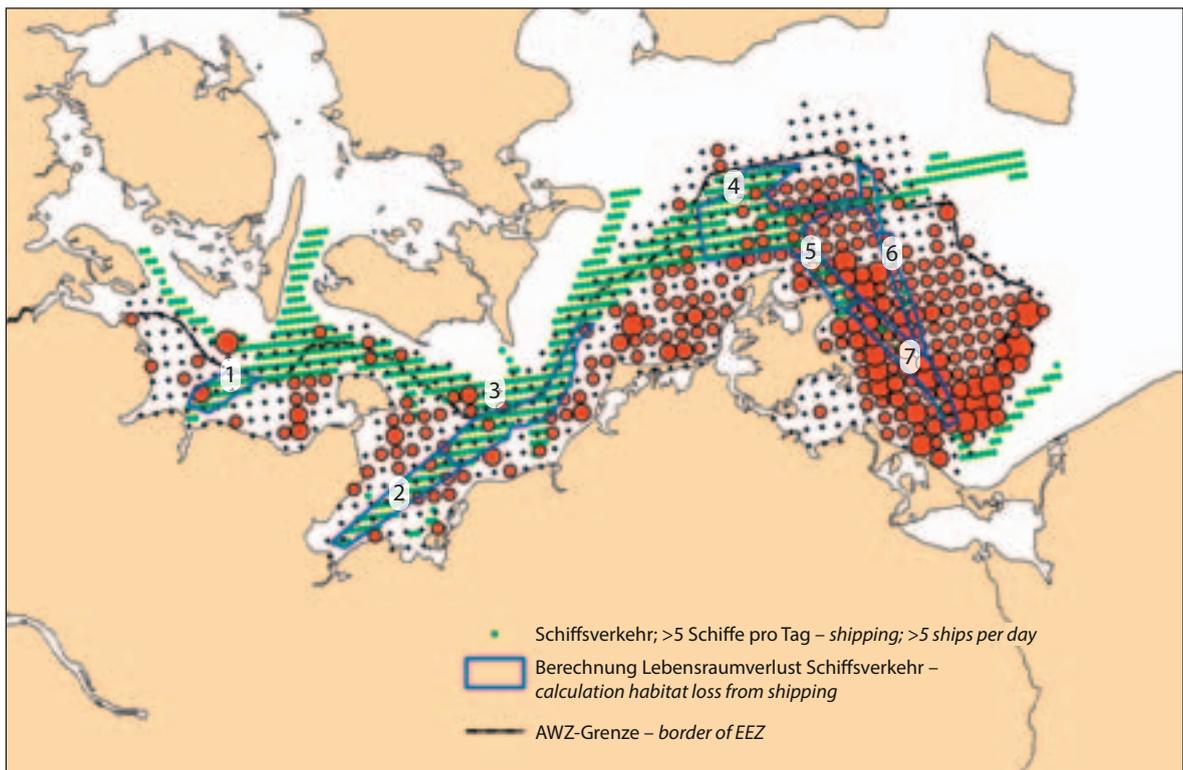


Abb. 9: Seetaucher-Dichte im Frühjahr (Darstellung wie in Abb. 2) und Schiffsverkehr in der deutschen Ostsee. Flächen für Berechnung des Lebensraumverlusts durch Schiffsverkehr: 1 Kieler Bucht, 2 Lübecker Bucht, 3 Kadetrinne, 4 Arkona, 5 Tromper Wiek, 6 Pommersche Bucht, 7 Oderbank (vgl. Tab. 4). Schiffsverkehrsdaten nach KNUST et al. (2003). – *Diver densities in spring (as in Fig. 2) and ship traffic in the German section of the Baltic Sea. Boxes for the calculation of habitat loss due to disturbance from shipping: 1 Kieler Bucht, 2 Lübecker Bucht, 3 Kadetrinne, 4 Arkona, 5 Tromper Wiek, 6 Pommersche Bucht, 7 Oderbank (compare Table 4). Shipping data from KNUST et al. (2003).*

Tab. 5: Seetaucher-Individuendichten in Winter und Frühjahr in Großräumen von Nord- und Ostsee (s. Abb. 10 und 11), die der Berechnung zum Lebensraumverlust zugrunde liegen (Nach Flugzeugzählungen des FTZ, s. 2.). – *Diver densities in winter and spring in regions of the German sections of North Sea and Baltic Sea (see Fig. 10 and 11), serving for the calculation of habitat loss.*

Großraum – region	Winter – winter			Frühjahr – spring		
	Anzahl Vögel – no. of birds	kartierte Fläche – area surveyed (km ²)	Ind./km ²	Anzahl Vögel – no. of birds	kartierte Fläche – area surveyed (km ²)	Ind./km ²
Hochsee	6	249,3	0,05	39	545,7	0,14
Sandbank	228	1315,5	0,33	1658	1897,8	1,66
Amrum	23	352,3	0,12	279	770,8	0,69
Borkum	24	747,4	0,06	236	1298,3	0,35
Riffgat	9	74,7	0,23	35	169,6	0,39
Nordergründe	15	133,1	0,21	18	217,2	0,16
Fehmarn	3	47,1	0,12	7	36,9	0,36
Darß	20	114,9	0,33	35	82,4	0,81
Arkona	65	662,2	0,19	97	517,0	0,36
Poel	13	58,6	0,42	3	46,7	0,12
Warnemünde	41	295,5	0,26	29	131,8	0,42
Tromper Wiek	1	43,1	0,04	15	25,8	1,10
Adlergrund	9	94,3	0,18	14	39,6	0,67
Adlergrund-Süd	30	54,2	1,05	16	57,2	0,53
Prorer Wiek	117	173,9	1,28	223	171,1	2,48
Usedom	18	21,2	1,61	20	13,8	2,76

che mit marginalem Seetauchervorkommen blieben unberücksichtigt. In diesen sieben Teilgebieten sind unter der Annahme 50 %-iger Meidung im Winter 118 Stern- und 110 Prachtttaucher betroffen, im Frühjahr sind es 383 Stern- und 114 Prachtttaucher (Tab. 4).

Es handelt sich um konservative Werte, da zusätzliche Störungen durch Schiffe auch in anderen Bereichen auftreten (z. B. durch Fischereifahrzeuge). Zudem ist mit der Errichtung von Offshore-Windparks in Zukunft mit stärkerem Schiffsverkehr im Rahmen von Servicefahrten auch abseits der Hauptschiffahrtswege zu rechnen.

In der deutschen Nord- und Ostsee zusammen ist daher damit zu rechnen, dass 13,8 % des nationalen Frühjahrsbestandes des Sterntauchers (Prachtttaucher: 12,7 %) von Lebensraumverlust auf Grund von Störungen durch Schiffsverkehr betroffen sind. Dies entspricht 3,9 % des NW-europäischen Winterbestandes (Sterntaucher) bzw. 1,6 % des europäischen Winterbestandes (Prachtttaucher).

3.4.2 Lebensraumverluste durch Offshore-Windparks

Um die Auswirkungen des Gefährdungspotenzials für **Sterntaucher** durch Offshore-Windparks (OWP) quantitativ einschätzen zu können, wurde von einem vollständigen Lebensraumverlust auf der Fläche aller

31 in der deutschen Nord- und Ostsee genehmigten bzw. bereits operierenden OWP (Stand: 8. Feb. 2013) ausgegangen. Da bekannt ist, dass Seetaucher Windparks weiträumig meiden, wurde eine Meidungszone von 2 km rund um die OWP einbezogen (vgl. 3.3.2). Mithilfe der Seetaucher-Individuendichten in den definierten Großräumen (Abb. 10 und 11 sowie Tab. 5) wurde unter Berücksichtigung der Anteile dieser Arten bei flugzeuggestützten Transektzählungen (s. Abschn. 2.) die Anzahl der Individuen von Stern- und Prachtttaucher berechnet, die durchschnittlich im Winter bzw. im Frühjahr innerhalb der Windparkflächen samt 2-km-Pufferzonen vorkommen/rasten (sich durch die Puffer überlappende Flächen wurden nur einmal berücksichtigt). In der Nordsee ergibt sich für Sterntaucher ein Lebensraumverlust für 283 Ind. im Winter und für 1.310 Ind. im Frühjahr. In der Ostsee liegen die entsprechenden Werte bei 39 Ind. im Winter und 122 Ind. im Frühjahr. Insgesamt betreffen die zu erwartenden Lebensraumverluste 4,7 % des deutschen Winterbestandes und 5,6 % des deutschen Frühjahrsbestandes bzw. bis zu 1,6 % der Flywaypopulation (d. h. des NW-europäischen Winterbestandes; weitere Einzelheiten s. Tab. 6). Beim **Prachtttaucher** ist im Winter für 26 Ind. in der Nordsee und für 38 Ind. in der Ostsee ein Lebensraumverlust zu prognostizieren, im Frühjahr betrifft dies 163 Ind. in der Nordsee und 36 Ind. in

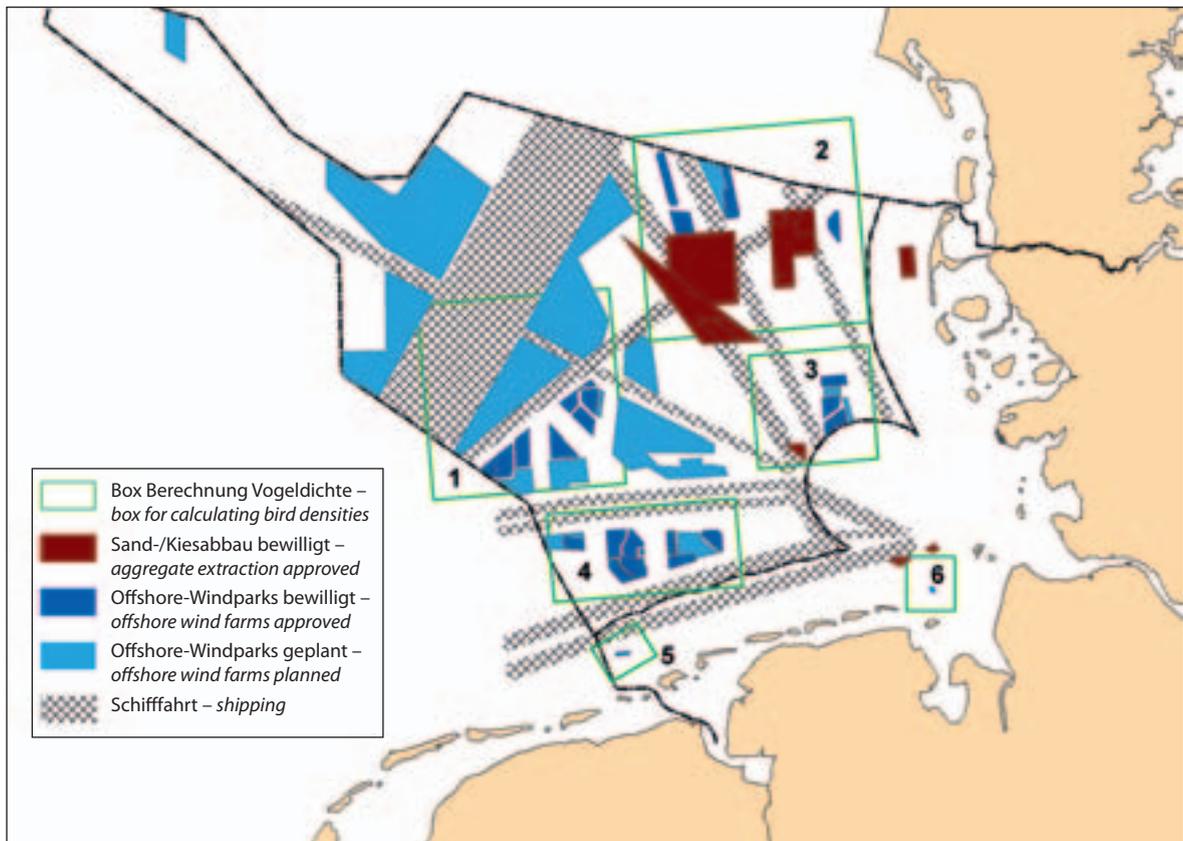


Abb. 10: Lage der bewilligten und geplanten Offshore-Windparks (Quellen: www.bsh.de, www.ospar.org; 23. Juni 2011) und Sand-/Kiesabbaugebiete (Quelle: www.lbeg.de; 23. Juni 2011) sowie Schifffahrtswege (Verkehrstrennungsgebiet und Vorranggebiete, nach MENDEL & GARTHE 2010) in der deutschen Nordsee. Unterbrochene Linien markieren die Grenzen von AWZ und Hoheitsgebiet, grüne Boxen die Gebiete für die Berechnung der großräumigen Individuendichte (1 Hochsee, 2 Sandbank, 3 Amrum, 4 Borkum, 5 Riffgat, 6 Nordergründe). – Location of consented and planned offshore wind farms (sources: www.bsh.de, www.ospar.org; 23rd June 2011), sites for aggregate extraction (source: www.lbeg.de; 23rd June 2011) and shipping lanes (existing and planned, according to MENDEL & GARTHE 2010) in the German section of the North Sea. Broken lines indicate the borders of the the German EEZ and territorial waters, areas in green boxes were used for the calculation of diver densities (1 Hochsee, 2 Sandbank, 3 Amrum, 4 Borkum, 5 Riffgat, 6 Nordergründe).

der Ostsee (Tab. 6). Im Winter entspricht dies 2,4% und im Frühjahr 5,1% des deutschen Rastbestandes, der Anteil an der Flywaypopulation (d. h. am europäischen Winterbestand) liegt bei 0,6% (Tab. 6). Es handelt sich bei beiden Arten um konservative Werte, weil die Meidung teilweise über die Pufferzonen von 2 km hinausgeht (s. 3.3.2). Insbesondere beim Rastbestand im Frühjahr ist zu bedenken, dass die Rate des Durchflusses von Individuen (*turnover*) nicht bekannt ist. Die Zahl der tatsächlich in den betrachteten OWP-Gebieten vorkommenden bzw. diese meidenden Vögel kann daher deutlich größer sein.

Die Dimensionen der zu erwartenden Lebensraumverluste für rastende Seetaucher sind Besorgnis erregend. Angesichts zahlreicher weiterer geplanter OWP (Abb. 10) sollte seitens der Genehmigungsbehörden darauf geachtet werden, dass nicht weitere wichtige Lebensräume verloren gehen. Für die Nordsee vertritt

das Bundesumweltministerium die Position, dass im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher westlich der schleswig-holsteinischen Küste (vgl. Abb. 8) keine weiteren Genehmigungen für OWP mehr erteilt werden sollen (Positionspapier des BMU vom 9. Dez. 2009). Ein Ausbau in küstenfernen Sektoren der Nordsee ist zumindest für Seetaucher günstiger, weil diese das dortige Seegebiet nur in geringem Umfang nutzen. In der Ostsee sind zusätzlich zu den bereits bewilligten Projekten nur vergleichsweise wenige weitere OWP in Planung (Abb. 11).

3.4.3 Lebensraumverluste durch marinen Bodenabbau

Gebiete mit Kies- und Sandabbau werden von Seetauchern vermutlich nicht vollständig gemieden, auch wenn es während der Abbauarbeiten zu Störungen und nachfolgend zu Habitatverschlechterung kommt

Tab. 6: Anzahl der voraussichtlich von Lebensraumverlust betroffenen Stern- und Prachtaucher in Meeresgebieten mit genehmigten Windparks in der deutschen Nord- und Ostsee (sich überlappende Flächen nur einmal gewertet). Zur Lage der Windparks bzw. der Großräume s. Abb. 10 und 11. Berechnung anhand der Individuendichten in Tab. 5 und Aufteilung nach Arten entsprechend von deren Anteilen bei schiffgestützten Transektzählungen (s. Abschn. 2.). – *Numbers of Red- and Black-throated Divers predicted to be affected from habitat loss due to avoidance of offshore wind farms in the German sections of North Sea and Baltic Sea (overlapping areas considered only once). The locations of wind farms and regions are depicted in Fig. 10 and 11. Calculated from bird densities in Table 5 and partitioning to species according to shares of species during ship-based transect surveys.*

Großraum – region	Anzahl Windparks – no. of wind farms	Windparkfläche (inkl. 2 km Pufferzone) – wind farm area (including 2 km buffer) (km ²)	Anzahl betroffener Sterntaucher – no. of Red-throated Divers affected		Anzahl betroffener Prachtaucher – no. of Black-throated Divers affected	
			Winter – winter	Frühjahr – spring	Winter – winter	Frühjahr – spring
Hochsee	7	687	29	83	3	10
Sandbank	4	558	169	824	15	102
Amrum	4	272	31	167	3	21
Borkum	9	702	39	216	3	27
Nordergründe	1	32	6	4	1	1
Riffgat	1	45	9	16	1	2
Summe Nordsee – total North Sea	26	2296	283	1310	26	163
Arkona	3	307	29	84	28	25
Darß	1	50	8	31	8	9
Fehmarn	1	25	2	7	1	2
Summe Ostsee – total Baltic Sea	5	382	39	122	38	36
Nord- und Ostsee – North and Baltic Sea	31	2678	322	1432	64	199
Anteil deutscher Bestand – share of German population			4,7%	5,6%	2,4%	5,1%
Anteil (NW-) europäischer Winterbestand – share of (NW) European winter population			0,4%	1,6%	0,3%	0,6%

(s. 3.3.3). Allerdings fällt es schwer, für Seetaucher nicht mehr oder in schlechterer Qualität nutzbare Lebensräume in betroffene Individuen umzurechnen. Im Folgenden wird analog zum Schiffsverkehr ein zukünftiger Lebensraumverlust für jeweils 50 % der in einem bewilligten Abbaugelände lebenden Seetaucher angenommen. Dieser Prozentsatz mag in den Anfangsjahren zu hoch sein, dürfte aber im Laufe der Jahre besser zutreffen, weil die Regeneration zerstörter Lebensräume viele Jahre dauern kann (s. 3.3.3). Die Flächen der Abbaugelände (Nordsee: nach <http://nibis.lbeg.de/cardomap3>, aufgerufen am 23. Juni 2011; Ostsee: O. BLIETZ/Bergamt Stralsund pers. Mitt. vom 17. Feb. 2011) wurden mit den Seetaucherdichten der betreffenden bzw. unmittelbar benachbarten Großraumboxen (Abb. 10 und 11, Tab. 7) multipliziert und wie unter 3.4.2 in Stern- und Prachtaucher aufgeteilt (s. auch Abschn. 2.). Aufgrund der Wassertiefe sind

alle Abbaugelände in den deutschen Meeresgebieten auch von Seetauchern nutzbar.

Unter Vernachlässigung eines kleinen Abbaugeländes unmittelbar am JadeWeserPort bei Wilhelmshaven, das hinsichtlich des Vorkommens von Seetauchern zu vernachlässigen ist, gibt es in der deutschen Nordsee neun bewilligte Abbaugelände für Kies und Sand, die zusammen eine Fläche von 1.421 km² einnehmen (Tab. 7). Zwei Drittel dieser Fläche entfallen auf ein zusammenhängendes Gebiet im Hauptverbreitungsgebiet der Seetaucher westlich von Sylt (Abb. 10). Zusammen beherbergen die Abbaugelände im Winter 416 und im Frühjahr 2.050 Sterntaucher, so dass bei 50 %-igem Lebensraumverlust 213 bzw. 1.025 Ind. betroffen wären (Tab. 7). In der Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern gibt es 33 bewilligte Kies- und Sandabbaugelände von zumeist kleiner Ausdehnung (Abb. 11, insgesamt rund 693 km²), in denen im Winter 75 und im Frühjahr 223

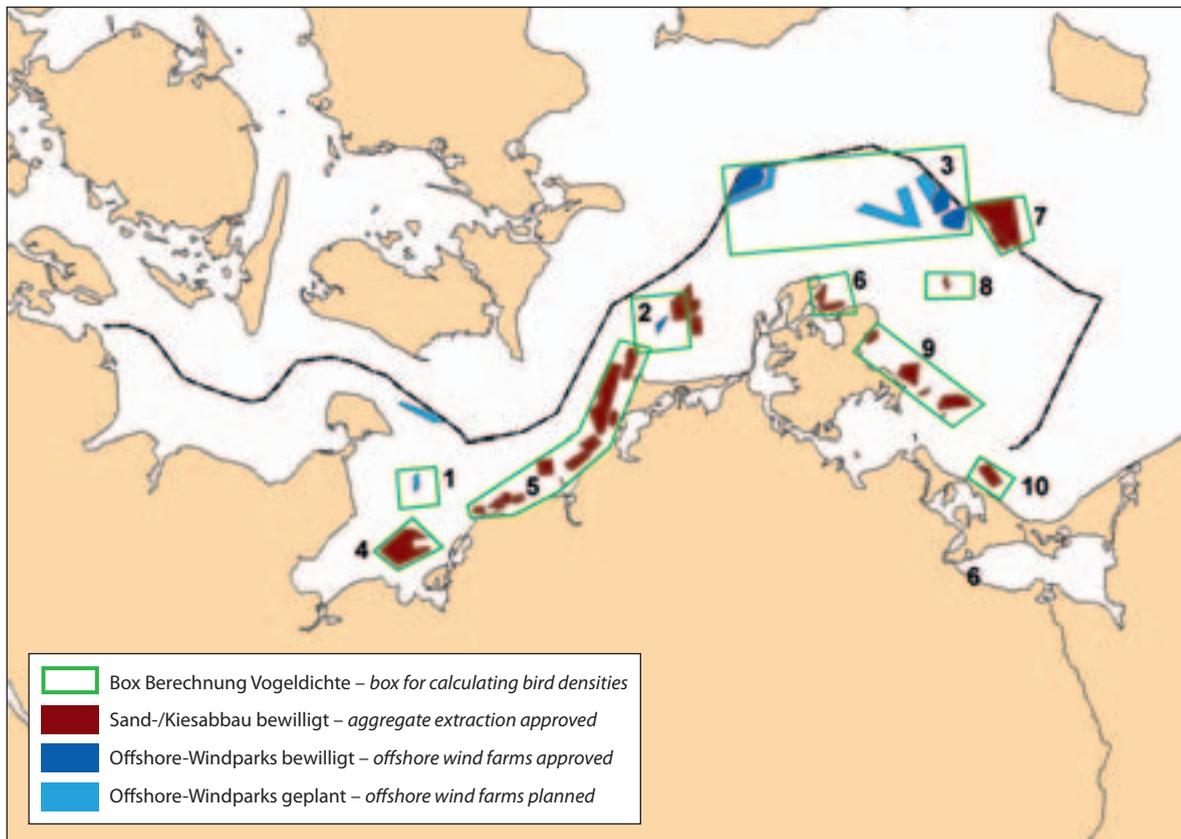


Abb. 11: Lage der bewilligten und geplanten Offshore-Windparks (Quelle: www.bsh.de, www.ospar.org, 23. Juni 2011) und Sand-/Kiesabbaugebiete (Quelle: Bergamt Stralsund, Mitt. vom 17. Febr. 2011) in der deutschen Ostsee. Unterbrochene Linien markieren die Grenze der AWZ, grüne Boxen die Gebiete für die Berechnung der großräumigen Individuendichte (1 Fehmarn, 2 Darß, 3 Arkona, 4 Poel, 5 Warnemünde, 6 Tromper Wiek, 7 Adlergrund, 8 Adlergrund-Süd, 9 Prorer Wiek, 10 Usedom). – Location of consented and planned offshore wind farms (sources: www.bsh.de, www.ospar.org; 23rd June 2011) and sites for aggregate extraction (source: Bergamt Stralsund, communicated on 17th February 2011) in the German section of the Baltic Sea. Broken lines indicate the borders of the the German EEZ and territorial waters, areas in green boxes were used for the calculation of diver densities (1 Fehmarn, 2 Darß, 3 Arkona, 4 Poel, 5 Warnemünde, 6 Tromper Wiek, 7 Adlergrund, 8 Adlergrund-Süd, 9 Prorer Wiek, 10 Usedom).

Sternraucher Lebensraum verlieren würden (Tab. 7). In den deutschen Bereichen von Nord- und Ostsee zusammen wären somit im Winter 288 (4,2% des deutschen Winterbestandes) und im Frühjahr 1.248 Sternraucher (4,9% des deutschen Frühjahrsbestandes) betroffen. Im Frühjahr entspricht dies 1,4% der Flywaypopulation (d. h. des NW-europäischen Winterbestandes).

Nach gleicher Berechnungsmethode ist beim Prachtaucher für die Abbaugelände in der Nordsee ein Lebensraumverlust für 19 Vögel im Winter und für 127 Ind. im Frühjahr zu prognostizieren (Tab. 7). In der Ostsee wären in den Abbaugeländen vor Mecklenburg-Vorpommern im Winter 71 Ind. und im Frühjahr 63 Ind. betroffen. In beiden Seegebieten zusammen entspricht dies 3,3% (Winter) bzw. 4,9% (Frühjahr) der nationalen Rastbestände, während der Anteil an der Flywaypopulation (d. h. am europäischen Winterbestand) im Frühjahr 0,6% erreicht.

Zu beachten ist, dass es sich bei dem hier dargestellten Szenario eher um eine maximale Ausdehnung der Eingriffsgebiete handelt, da nicht sicher ist, ob in allen grundsätzlich bewilligten Abbaugeländen tatsächlich Abbau beantragt oder durchgeführt wird.

3.4.4 Individuenverluste durch Fischerei

Wegen des geringen Stichprobenumfangs bei der Untersuchung des Zusammenhangs zwischen der Intensität der Stellnetzfisherei und der Anzahl der in Stellnetzen ertrunkenen Vögel sind Schätzungen der Anzahl der pro Jahr anfallenden Stellnetzopfer schwierig. Die hohen Anzahlen der von wenigen Fischern erhaltenen Vögel – auch Seetaucher – weisen grundsätzlich auf das große Ausmaß der Problematik hin (SCHIRMEISTER 2003, ERDMANN *et al.* 2005, ŽYDELIS *et al.* 2009, vgl. 3.3.4). Für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns und die nördlich angrenzende AWZ wird die

Tab. 7: Anzahl von marinem Bodenabbau betroffener Stern- und Prachtttaucher in den deutschen Meeresgebieten unter Annahme einer Reduzierung der Individuendichte um 50 %. Zur Lage der Abbaugelände sowie der Flächen für die Dichteberechnung s. Abb. 10 und 11. – *Numbers of Red-throated and Black-throated Divers supposed to be affected from habitat loss due to aggregate extraction in German marine areas, assuming a decrease of bird densities by 50%. Locations of aggregate extraction and boxes for the calculation of bird densities are shown in Fig. 10 and 11.*

Großraum – region	Abbaugelände – extraction sites		Seetaucher Winter – divers winter			Seetaucher Frühjahr – divers spring		
	Anzahl – no.	Fläche (km ²) – area (km ²)	Ind./km ² – birds/km ²	Anzahl Sterntaucher – no. Red-throated Divers	Anzahl Prachtttaucher – no. Black-throated Divers	Ind./km ² – birds/km ²	Anzahl Sterntaucher – no. Red-throated Divers	Anzahl Prachtttaucher – no. Black-throated Divers
Sandbank	4	1378,1	0,33	209	19	1,66	1018	126
Amrum	1	16,6	0,12	1	0	0,69	5	1
Nordergründe	4	26,6	0,21	3	0	0,16	2	0
Summe Nordsee – total North Sea	9	1421,3		213	19		1025	127
Poel	1	93,6	0,42	10	10	0,12	4	1
Warnemünde	13	237,4	0,26	15	14	0,42	39	9
Darß	4	78,1	0,33	6	5	0,81	24	8
Tromper Wiek	5	27,5	0,04	0	0	1,10	12	3
Adlergrund	2	140,3	0,18	7	6	0,67	36	11
Adlergrund-Süd	1	4,9	1,05	1	1	0,53	1	0
Prorer Wiek	5	82,5	1,28	25	25	2,48	79	23
Usedom	1	26,3	1,61	11	10	2,76	28	8
Greifswalder Bodden	1	2,0	0,00	0	0	0,00	0	0
Summe Ostsee – total Baltic Sea	33	692,6		75	71		223	63
Nord- und Ostsee – North and Baltic Sea	42	2113,9		288	90		1248	190
Anteil deutscher Bestand – share of German population				4,2%	3,3%		4,9%	4,9%
Anteil (NW-) europäischer Winterbestand – share of (NW) European winter population				0,3%	0,3%		1,4%	0,6%

Anzahl der durch Fischerei verunglückenden Vögel auf jährlich 17.500 Ind. geschätzt (BELLEBAUM 2011, BELLEBAUM *et al.* 2013). In jener Studie lag der Anteil des Sterntauchers an allen Opfern bei 2,4% und der des Prachttauchers bei 1,5%. Hochgerechnet auf die geschätzte Gesamtzahl ertrunkener Vögel dürfte mit jährlich 420 toten Sterntauchern und 265 verunglückten Prachttauchern zu rechnen sein. In ähnlicher Größenordnung bewegen sich – ebenfalls grobe – Schätzungen aus anderen Bereichen der Ostsee (Tab. 8).

Die jährliche Opferzahl in Mecklenburg-Vorpommern entspricht beim Sterntaucher etwa 13% des Winterbestandes bzw. 5% des Frühjahrsbestandes in der deutschen Ostsee (bzw. für deutsche Nord- und Ost-

see 6,2% des Winter- und 1,6% Frühjahrsbestandes). Bezogen auf den NW-europäischen Winterbestand von 90.000 Ind. läge die jährliche Mortalität allein in Mecklenburg-Vorpommern bei 0,5%. Nimmt man die Mittelwerte der Hochrechnungen aus Tab. 8, belaufen sich die jährlichen Verluste im südlichen Ostseeraum auf etwa 1.500 Ind., d. h. ca. 1,7% des NW-europäischen Winterbestandes. Damit sind seitens der Stellnetzscherei eklatante Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung des Sterntauchers festzustellen (s. 3.4.7).

Entsprechende Hochrechnungen ergeben eine jährliche Anzahl von 265 verunglückten Prachttauchern in Mecklenburg-Vorpommern. Dies entspricht 9,8% des deutschen Winterbestandes bzw. 6,8% des deutschen

Tab. 8: Jährliche Verluste von Seetauchern durch die Stellnetzfisherei im Ostseeraum. Eigene Hochrechnungen nach publizierten Daten. – *Annual losses of diver individuals due to gill net fisheries in the Baltic Sea. Own extrapolations from published data.*

Art – species	Region – region	Stellnetzopfer pro Jahr (alle Arten) – gill net victims per year (all species)	Seetaucher-Anteil an Stellnetzopfern – proportion of divers in gill net victims	verunglückte Seetaucher pro Jahr – no. of divers killed per year	Quelle – source
Stern-/Prachtttaucher – Red-/Black-throated Diver	Lettland – Latvia	2500-6500	15,8 %	395-1025	URTANS & PRIEDNIEKS 2000
Stern-/Prachtttaucher – Red-/Black-throated Diver	Litauen – Lithuania	2500-5000	7 %	175-350	ŽYDELIS <i>et al.</i> 2009
Stern-Taucher – Red-throated Diver	Danziger Bucht – Gulf of Gdańsk	17500	0,4 %	70	STEMPNIEWICZ 1994
Prachtttaucher – Black-throated Diver	Danziger Bucht – Gulf of Gdańsk	17500	0,2 %	35	STEMPNIEWICZ 1994
Stern-Taucher – Red-throated Diver	Mecklenburg-Vorpommern – Mecklenburg-Western Pomerania	17500	2,4 %	420-480	BELLEBAUM 2011, BELLEBAUM <i>et al.</i> 2013
Prachtttaucher – Black-throated Diver	Mecklenburg-Vorpommern – Mecklenburg-Western Pomerania	17500	1,5 %	265-300	BELLEBAUM 2011, BELLEBAUM <i>et al.</i> 2013

Frühjahrsbestandes. Bezogen auf den europäischen Winterbestand sind es 0,8 % der Individuen. Da die Anzahl verunglückter Prachtttaucher unter Berücksichtigung weiterer Regionen in der südlichen Ostsee (Tab. 8) grob geschätzt zwischen 1.200 und 1.300 Ind. pro Winter liegen könnte, ist zumindest für den vergleichsweise kleinen Teil der Population, der in der Ostsee überwintert bzw. dort auf dem Heimzug rastet, von gravierenden Einflüssen auf die Bestandsentwicklung auszugehen.

Die genannten Werte sind konservativ, da zum einen mit weiteren Stellnetzopfern im schleswig-holsteinischen Teil der Ostsee zu rechnen ist und in der Studie von BELLEBAUM (2011) Beifänge von ausländischen Fischkuttern, die in deutschen Gewässern Stellnetze ausbringen, nicht berücksichtigt sind.

3.4.5 Individuenverluste durch Gefiederverölung

Trotz hoher Verölungsraten bei den an Stränden der deutschen Nordsee angespülten Seetauchern (Tab. 3) ist die absolute Zahl der durch Gefiederverölung sterbenden Individuen relativ gering. In Schleswig-Holstein (inkl. Helgoland) wurden in den 17 Jahren von 1994-2010 pro Jahr 3,4 verölte Sterntaucher gefunden, in Niedersachsen (ohne Wangerooge) von 1994-2010 (in 16 Jahren ohne 1996) pro Jahr 4,8 (D. FLEET und M. SCHULZE DIECKHOFF pers. Mitt.). Für den Prachtttaucher liegen diese Mittelwerte bei 0,3 bzw. 0,4 Ind. pro Jahr. Allerdings wird nur ein kleiner Teil aller toten Vögel angespült. Geht man davon aus, dass nur 10-20 % der verölte Seetaucher tatsächlich gefunden werden (nach Übersicht in REINEKING & VAUK 1982), dann

ist in der deutschen Nordsee mit jährlichen Verlusten von ungefähr 25-50 Stern- und 4-7 Prachttauchern zu rechnen. Dies entspricht etwa 0,7-1,4 % (Sterntaucher) bzw. 0,1-0,3 % (Prachtttaucher) des Winterbestandes in der deutschen Nordsee. In der deutschen Ostsee ist mit weit weniger Ölopfen als in der Nordsee zu rechnen, so dass die Größenordnung der Verluste in Bezug auf das gesamte deutsche Meeresgebiet kaum erhöht sein dürfte.

3.4.6 Individuenverluste durch Müll

Die wenigen Funde von in Müll verstrickten Sterntauchern weisen darauf hin, dass derartige Verluste in der Nordsee und möglicherweise auch in der Ostsee quantitativ offenbar keine bedeutende Rolle spielen, selbst wenn wie bei verölte Vögeln nur etwa 10-20 % aller Opfer tatsächlich gefunden werden. Nicht auszuschließen ist jedoch, dass es in der Ostsee zu relevanten Opferzahlen kommt, falls sich Sterntaucher dort in verloren gegangenen Netzen verstricken. In Ermangelung von Daten können derartige Verluste bislang nicht beziffert werden.

3.4.7 Kumulative Betrachtung

Hinsichtlich ihrer Konsequenzen für die Populationsentwicklung müssen die verschiedenen Gefährdungsursachen gemeinsam betrachtet werden. Der **Stern-Taucher** gehört zu den wenigen Seevogelarten, deren Populationswachstum modelliert worden ist (REBKE 2005). Zwar sind die Ergebnisse zwangsläufig ungenau, weil wichtige Größen wie Bruterfolg und Mortalität nur aus wenigen Teilen des Verbreitungsgebietes und

noch dazu auf kleinen Stichproben basierend bekannt sind, doch erlauben auch diese Annäherungswerte eine Beurteilung des Gefährdungspotenzials in den deutschen Meeresgebieten.

Die einzigen Angaben zur Mortalitätsrate von Sterntauchern stammen aus der Beringung nicht flügender Jungvögel in Schweden und den daraus resultierenden Wiederfinden. Demnach liegt die jährliche Mortalitätsrate im ersten Lebensjahr bei 40 %, im zweiten Lebensjahr bei 38 % und bei brutreifen Vögeln ab dem dritten Lebensjahr bei 16 % (HEMMINGSSON & ERIKSSON 2002). Ausgehend von einer Populationsgröße von 90.000 Ind. (NW-europäischer Winterbestand) würde dies bedeuten, dass bei einer Mortalitätsrate von 16 % alljährlich 14.400 Ind. sterben – sowohl im Brutgebiet als auch auf dem Zug oder im Winterquartier. In ihrer Modellierung konnte REBKE (2005) zeigen, dass bereits ab einer Mortalitätserhöhung von lediglich 0,3 % ein negatives Populationswachstum, also eine Bestandsabnahme eintreten würde. Dies würde bedeuten, dass bereits 50 zusätzlich sterbende Sterntaucher pro Jahr die Populationsentwicklung negativ beeinflussen.

Hinsichtlich der anthropogenen Mortalität, die in deutschen Meeresgebieten ganz überwiegend durch Fischerei (Ostsee) und Verölung (Nordsee) auftritt, dürften pro Jahr 445-470 verunglückte Sterntaucher

zu veranschlagen sein (Tab. 9). Träten diese Todesfälle zusätzlich zur oben benannten Mortalität auf, so würde dies eine Erhöhung der Mortalitätsrate um 3,1-3,3 % bedeuten und entsprechend der Modellierung zu einer Populationsabnahme führen. Es ist allerdings zu bedenken, dass sowohl Verluste in Folge der Fischerei als auch Ölopfer schon seit vielen Jahrzehnten auftreten und daher in der in Schweden gemessenen Mortalitätsrate bereits enthalten sind – Ertrinken in Netzen und Verölung sind bei Wiederfinden in Schweden beringter Sterntaucher die beiden häufigsten Todesursachen (HEMMINGSSON & ERIKSSON 2002). Eine natürliche Mortalität ohne Einflüsse des Menschen ist leider nicht bekannt.

Um Schwellenwerte für zusätzliche Individuenverluste, die Vogelpopulationen ohne Gefährdung ihres Fortbestands verkraften können, zu finden, haben BELLEBAUM *et al.* (2008) ein Verfahren zur Schätzung der möglichen Entnahme von Individuen aus Meeressäuger-Populationen (WADE 1998) für Vögel modifiziert. Der Schwellenwert (*potential biological removal*, PBR) wird aus der Mindestanzahl der Individuen einer Population, der maximal möglichen Wachstumsrate und einem Korrekturfaktor berechnet. Die Wachstumsrate λ_{\max} kann dabei sowohl aus dichteunabhängigen Matrixmodellen (λ_{\max} MM) als auch aufgrund von nur zwei

Tab. 9: Kumulative Betrachtung von Lebensraumverlusten und jährlicher anthropogener Individuenverluste von **Sterntauchern** in den deutschen Meeresgebieten. Angegeben sind jeweils die Anzahlen betroffener Individuen (* Effekt vernachlässigbar gering) und deren Anteil am deutschen Frühjahrsbestand (25.500 Ind.) sowie am NW-europäischen Winterbestand (90.000 Ind.). – *Cumulative impacts concerning habitat loss and anthropogenic mortality for Red-throated Divers in German marine areas. Given are the numbers of individuals affected (* effect negligible) and their share of the German spring staging population (25,500 birds) and the NW European winter population (90,000 birds).*

Einflussfaktor – <i>influencing factor</i>	Anzahl Vögel pro Jahr – <i>no. of birds per year</i>			Anteil am Bestand – <i>share of population</i>	
	Nordsee – <i>North Sea</i>	Ostsee – <i>Baltic Sea</i>	gesamt – <i>total</i>	deutscher Frühjahrs- bestand – <i>German</i> <i>spring population</i>	NW-europäischer Win- terbestand – <i>NW Euro-</i> <i>pean winter population</i>
Schiffsverkehr – <i>ship traffic</i>	3130	383	3513	13,8 %	3,9 %
Offshore-Windparks – <i>offshore wind farms</i>	1310	122	1432	5,6 %	1,6 %
Kies- und Sandabbau – <i>aggregate extraction</i>	1025	223	1248	4,9 %	1,4 %
Abzug Überschneidung – <i>allowance for overlap</i>	-423		-423		
Summe Lebensraumverlust – <i>total habitat loss</i>	5042	728	5770	22,6 %	6,4 %
Fischerei – <i>fishery</i>	*	420	420	1,6 %	0,5 %
Verölung – <i>oiling</i>	25-50	*	25-50	0,1-0,2 %	<0,1 %
Müll – <i>litter</i>	*	*	*	*	*
Summe Individuenverluste – <i>total anthropogenic mortality</i>	25-50	420	445-470	1,7-1,8 %	0,5 %
Summe gesamt – <i>total</i>			6215-6240	24,4-24,5 %	6,9 %

demografischen Parametern (Erstbrutalter und Überlebensrate, λ_{\max} DIM) berechnet werden. Wendet man das Verfahren auf 90.000 Ind. des NW-europäischen Winterbestandes an, dann ergeben sich Schwellenwerte von 360 Ind. bzw. 2.700 Ind. (geometrisches Mittel 986 Ind.). Für die Anwendung der Schwellenwerte schlagen BELLEBAUM *et al.* (2008) eine dreistufige Betrachtung vor:

- Verluste unterhalb des Schwellenwerts mit λ_{\max} MM (hier: 360 Ind.) sind wahrscheinlich unbedenklich. Die Verluste durch Verölung und Stellnetzfisherei im deutschen Seegebiet überschreiten diesen Schwellenwert aber bereits deutlich (Tab. 9).
- Verluste im Bereich des geometrischen Mittels der beiden Schwellenwerte (hier: 986 Ind.) sollten Maßnahmen auslösen, welche die Verluste vermindern. Unter Einbeziehung der Stellnetzopfer in anderen Ostseeanrainerstaaten (Tab. 8) wird sicherlich auch dieser Schwellenwert übertroffen.
- Verluste nahe/oberhalb des Schwellenwerts mit λ_{\max} DIM (hier: 2.700 Ind.) stellen mit großer Sicherheit eine Gefährdung der Population dar. Ob auch dieser Schwellenwert überschritten wird, ist aufgrund der (bezogen auf das gesamte Vorkommensgebiet) unzureichenden Datenlage nicht gesichert.

Trotz der unterschiedlichen Modellierungsergebnisse von REBKE (2005) bzw. BELLEBAUM *et al.* (2008) wird deutlich, dass allein schon die Verluste durch Verölung und Fischerei sehr kritisch für die Populationsentwicklung der in NW-Europa überwinterten Sterntaucher sind. Ein starker Einfluss der Individuenverluste durch Stellnetze auf die Populationsdynamik des Sterntauchers wurde auch an der Atlantikküste der USA festgestellt (WARDEN 2010).

In Bezug auf Lebensraumverluste fällt eine Prognose der Auswirkungen auf das Populationswachstum schwerer. Zum einen ist unbekannt, von welcher zeitlichen Dauer Meidereaktionen bei zeitlich begrenzten Störungen sind. Selbst Dauer und Entfernung von Ausweichflügen bei Störungen durch fahrende Schiffe sind nicht bekannt, noch unsicherer ist eine Vorhersage der Reaktion im Falle des Kies- und Sandabbaus. Dort treten sowohl lokale akute Störungen durch den Abbaubetrieb als auch möglicherweise über Jahre anhaltende Habitatentwertung durch Veränderung der Fischfauna auf. Nur bei Windparks kann man offenbar davon ausgehen, dass eine dauerhafte Meidung eintritt und die Windparkflächen samt etwa 2 km Pufferzone nahezu vollständig nicht mehr als Lebensraum für Sterntaucher zur Verfügung stehen. Unter den für diese Auswertung getroffenen Annahmen und unter Berücksichtigung der sich überlappenden Nutzungen ist im Frühjahr ein Lebensraumverlust für 5.700 Individuen zu prognostizieren, also für knapp ein Viertel der in Deutschland auf dem Heimzug rastenden Sterntaucher bzw. für gut 6% des NW-europäischen Winterbestandes (Tab. 9).

Zu beachten ist, dass es einerseits geringere Flächenverluste geben kann, wenn z. B. nicht in allen bewilligten Flächen tatsächlich Kies oder Sand abgebaut wird oder wenn nicht alle genehmigten Windparks tatsächlich realisiert werden. Andererseits kann der Lebensraumverlust aber noch größere Ausmaße annehmen als hier veranschlagt, da der Ausbau der Windenergienutzung hier nur im Hinblick auf genehmigte Projekte berücksichtigt wurde. Noch bei weitem größere Windparkflächen befinden sich noch im Genehmigungsverfahren bzw. sind geplant (Abb. 10 und 11, MERCK 2011).

Im Gegensatz zum Sterntaucher liegt für den **Prachtttaucher** kein Populationsmodell vor, dass bei der Prognose der Auswirkungen behilflich sein könnte. Aufgrund der ähnlichen Lebensweise und Habitatwahl ist aber davon auszugehen, dass wesentliche Parameter der Populationsmodelle bei beiden Arten recht ähnliche Werte annehmen. Tatsächlich wurden als jährliche Mortalität bei adulten Prachtttauchern Werte von 11% (NILSSON 1977) und 20% (HEMMINGSSON & ERIKSSON 2002) ermittelt, was der Sterblichkeit von adulten Sterntauchern (16%) ähnlich ist. Daher dürfte eine Zunahme der Mortalität um 0,3% ebenfalls zu einer Abnahme der Populationsgröße führen.

Da in verschiedenen Brutgebieten uneinheitliche Bestandstrends für Prachtttaucher festgestellt wurden (s. 3.1) und sich die in deutschen Meeresgebieten überwinterten Vögel nicht bestimmten Herkunftsländern zuordnen lassen, fällt es schwer, die Bedeutung der negativ auf die Bestandsentwicklung einwirkenden Faktoren zu bestimmen. Ungünstige Einflüsse sind jedoch anzunehmen, da für gut ein Fünftel des deutschen Frühjahrsbestandes Lebensraumverlust aufgrund von Schiffsverkehr, OWP und Bodenabbau prognostiziert wird (Tab. 10). Bezogen auf den gesamten europäischen Winterbestand betrifft dies zwar „nur“ 2,6% der Individuen, doch ist der relativ kleine Teil der Population, der nicht in südeuropäischen Meeresgebieten, sondern in Nord- und Ostsee überwintert, deutlich stärker betroffen.

Der Verbreitungsschwerpunkt in der deutschen Ostsee hat zur Folge, dass Prachtttaucher in recht hohem Ausmaß von Mortalität durch Beifang in Stellnetzen betroffen sind. Die berichteten Opferzahlen sind zwar bei weitem nicht so hoch wie beim Sterntaucher (SCHIRMEISTER 2003), allerdings ist auch der deutsche Rastbestand der Prachtttaucher deutlich geringer. So ist damit zu rechnen, dass Prachtttaucher pro Jahr in einer Anzahl in Stellnetzen verunglücken, die 6,8% des deutschen Frühjahrsbestandes und knapp 1% des europäischen Winterbestandes entspricht (Tab. 10).

Angesichts der verschiedenen Überwinterungsgebiete in S- bzw. NW-Europa ist zu klären, inwiefern in den von Lebensraum- und Individuenverlusten betroffenen deutschen Meeresgebieten ggf. besonders hohe Anteile von Jungvögeln (mit Auswirkungen auf die Rekrutierung) oder Altvögeln (mit Auswirkungen

Tab. 10: Kumulative Betrachtung von Lebensraumverlusten und jährlicher anthropogener Individuenverluste von **Prachttauchern** in den deutschen Meeresgebieten. Angegeben sind jeweils die Anzahlen betroffener Individuen (* Effekt vernachlässigbar gering) und deren Anteil am deutschen Frühjahrs-Rastbestand (3.900 Ind.) sowie am europäischen Winterbestand (31.250 Ind.). – *Cumulative impacts concerning habitat loss and anthropogenic mortality for Black-throated Divers in German marine areas. Given are the numbers of individuals affected (* effect negligible) and their share of the German spring staging population (3,900 birds) and the European winter population (31,250 birds).*

Einflussfaktor – <i>influencing factor</i>	Anzahl Vögel pro Jahr – <i>no. of birds per year</i>			Anteil am Bestand – <i>share of population</i>	
	Nordsee – <i>North Sea</i>	Ostsee – <i>Baltic Sea</i>	gesamt – <i>total</i>	deutscher Frühjahrs- bestand – <i>German spring population</i>	europäischer Winterbe- stand – <i>European winter population</i>
Schiffsverkehr – <i>ship traffic</i>	380	114	494	12,7 %	1,6 %
Offshore-Windparks – <i>offshore wind farms</i>	163	36	199	5,1 %	0,6 %
Kies- und Sandabbau – <i>aggregate extraction</i>	127	63	190	4,9 %	0,6 %
Abzug Überschneidung – <i>allowance for overlap</i>	-52		-52		
Summe Lebensraumverlust – <i>total habitat loss</i>	618	213	831	21,3 %	2,7 %
Fischerei – <i>fishery</i>	*	265	265	6,8 %	0,8 %
Verölung – <i>oiling</i>	4-7	*	4-7	0,1-0,2 %	<0,1 %
Müll – <i>litter</i>	*	*	*	*	*
Summe Individuenverluste – <i>total anthropogenic mortality</i>	4-7	265	269-272	6,9-7,0 %	0,9 %
Summe gesamt – <i>total</i>			1100-1103	28,2-28,3 %	3,5 %

auf die Reproduktion und die Anzahl fortpflanzungsfähiger Individuen) vorkommen. Die recht hohen Populationsanteile, die von einzelnen Störfaktoren betroffen sind (Tab. 10), rechtfertigen schon jetzt die Erarbeitung und Durchführung geeigneter Schutzmaßnahmen.

4. Schlussbetrachtung

In deutschen Meeresgebieten wirken mehrere Gefährdungsfaktoren auf die dort überwinternden oder auf dem Zug rastenden Seetaucher ein. Die in dieser Arbeit erfolgte Quantifizierung dieser Einflüsse basiert teilweise auf bereits beobachteten Auswirkungen, aber auch auf Prognosen. Sie zeigt, dass bei der aktuell bestehenden und der für die Zukunft geplanten Nutzung des Meeres mit starken negativen Effekten auf die Bestandsentwicklung von Stern- und Prachtttaucher zu rechnen ist. Dies gilt umso mehr, als auch in anderen Rastgebieten (in benachbarten Ländern) zumeist die gleichen Gefährdungsursachen auf die Populationen einwirken und diese darüber hinaus durch weitere negative Einflüsse in den Brutgebieten verstärkt werden. So gehen BUSCH *et al.* (2013) davon aus, dass in der gesamten südlichen und westlichen Nordsee (marine Gebiete Deutschlands, der Niederlande, Belgiens und Großbritanniens) 5,4 % der Seetaucher-Lebensräume

durch bereits operierende, im Bau befindliche und genehmigte OWP verloren gehen, unter Einbeziehung künftiger Planungsgebiete für die Windenergienutzung sind es sogar 12,2 %.

Obwohl in dieser Analyse recht genaue Zahlen angegeben werden, ist darauf hinzuweisen, dass es sich in verschiedener Hinsicht um eine Näherung handelt. Die Auswirkungen einiger Eingriffe, insbesondere der Kies- und Sandentnahme, sind nur unzureichend bekannt, bei anderen (z. B. Fischerei) beruhen die Hochrechnungen auf relativ geringem Basismaterial. Nahezu unbekannt ist, in welcher Weise verschiedenartige Eingriffe auf Seetaucher einwirken (MASDEN *et al.* 2010): lassen sie sich einfach addieren, verstärken sie sich gegenseitig, so dass noch mehr Individuen betroffen sind (z. B. weil Störungen durch den Schiffsverkehr zum Ausweichen in Gebiete mit starker Stellnetzfisherei führen könnten) oder kommt es insgesamt zu abgemilderten Effekten? Als Basis zur Einschätzung der Ausmaße verschiedener Eingriffe ist es unabdingbar, genauere Angaben zur Größe der biogeographischen Populationen oder zumindest der europäischen Winterbestände von Stern- und Prachtttaucher zu erhalten. Angesichts zahlreicher Begleituntersuchungen im Rahmen wachsender industrieller Nutzung der Meere sollten dafür zumindest ausreichend Daten zu Winter-

beständen aggregierbar sein, während genauere Brutbestandserfassungen in den weitläufigen Brutgebieten derzeit unrealistisch erscheinen.

Darüber hinaus ist es unerlässlich, mehr Daten zur Populationsdynamik (bspw. Reproduktions- und Mortalitätsraten) der beiden Arten zu erheben, damit im Rahmen von Modellierungen verlässlichere Prognosen zu den Auswirkungen von Eingriffen möglich werden. Trotz zahlreicher Datenlücken und Unwägbarkeiten steht außer Zweifel, dass es angesichts der vielfältigen Gefährdungsursachen und des Ausmaßes bereits bestehender und bevorstehender Beeinträchtigungen in den Lebensräumen der Seetaucher Handlungsbedarf gibt, um den Rückgang der europäischen Winterpopulationen dieser Vögel zu bremsen und aufzuhalten. Im Folgenden wird kurz zusammengefasst, welche Schutzmaßnahmen bisher in Angriff genommen wurden, in der Diskussion stehen oder zusätzlich sinnvoll wären.

Zurzeit sind etwa 20.260 km² der deutschen Meeresgebiete als EU-Vogelschutzgebiete (SPA) ausgewiesen, Teile davon haben gleichzeitig den Status eines Nationalparks oder eines Naturschutzgebietes (KRAUSE

et al. 2011, Tab. 11).

In der deutschen Nordsee unterliegen die Hoheitsgewässer größtenteils als Nationalpark, Naturschutzgebiet (NSG) und/oder SPA (bzw. teilweise zusätzlich überlagernd als FFH-Gebiet) nationalem und internationalem gesetzlichem Schutz. Das einzige Schutzgebiet in der AWZ, das von Seetauchern im Frühjahr stark frequentierte SPA (zugleich NSG) „Östliche Deutsche Bucht“, geht auf Fachvorschläge von GARTHE (2003b) zurück, die zu einer Zeit entstanden, als gerade erst mit der intensiven Erforschung der küstenfernen Seegebiete Deutschlands begonnen wurde. Die in den nachfolgenden Jahren weiter intensivierten Seevogelerfassungen haben ergeben, dass auch der Bereich 30–40 km westlich der derzeitigen Westgrenze des SPA von vielen Seetauchern aufgesucht wird (z. B. GARTHE *et al.* 2004, MENDEL & GARTHE 2010, GARTHE *et al.* 2012, Abb. 2). Eine Erweiterung des SPA nach Westen ist deshalb dringend zu empfehlen, um für beide Seetaucherarten bessere Schutzmaßnahmen ergreifen zu können.

In der deutschen Ostsee sind ebenfalls weite Bereiche der Hoheitsgewässer unter nationalem und internationalem gesetzlichen Schutz. Eine Erweiterung der

Tab. 11: Schutzgebiete nach der EU-Vogelschutzrichtlinie in den deutschen Bereichen von Nord- und Ostsee (* zugleich Nationalpark, ** zugleich Naturschutzgebiet). Markiert sind Schutzgebiete, für welche die beiden Seetaucherarten explizit genannt werden (Quellen: KRAUSE *et al.* 2011 und www.bfn.de, 30. Sept. 2011). Regionen: NI Niedersachsen, HH Hamburg, SH Schleswig-Holstein, MV Mecklenburg-Vorpommern, AWZ Ausschließliche Wirtschaftszone. – *Special Protected Areas in the German sections of North Sea and Baltic Sea* (* also national park, ** also nature reserve). SPAs designated for divers are marked following KRAUSE *et al.* (2011) and www.bfn.de, 30th Sept. 2011). Regions: NI Lower Saxony, HH Hamburg, SH Schleswig-Holstein, MV Mecklenburg-Western Pomerania, AWZ Exclusive Economic Zone.

Region – region	Gebietsnummer – site no.	EU-Vogelschutzgebiet – SPA	Fläche (km ²) – area (km ²)	Sterntaucher – Red-throated Diver	Prachtttaucher – Black-throated Diver
NI	DE 2210-401	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer *	3549	•	•
HH	DE 2016-401	Hamburgisches Wattenmeer *	117		
SH	DE 1813-491	Seevogelschutzgebiet Helgoland	1613	•	•
SH	DE 0916-491	Ramsar-Gebiet S-H Wattenmeer und angrenzende Küstengebiete *	4639	•	•
AWZ	DE 1011-401	SPA Östliche Deutsche Bucht **	3135	•	•
SH	DE 1123-491	Flensburger Förde	124		
SH	DE 1423-491	Schlei	87		
SH	DE 1525-491	Eckernförder Bucht mit Flachgründen	121		
SH	DE 1530-491	Östliche Kieler Bucht	747		
SH	DE 1633-491	Ostsee östlich Wagrien	394		
SH	DE 1931-301	Ostseeküste am Brodtener Ufer	21		
MV	DE 1934-401	Wismarbucht und Salzhaff	425		
MV	DE 1542-401	Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund *	1223	•	•
MV	DE 1343-401	Plantagenetgrund	207	•	
MV	DE 1747-402	Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund	875	•	•
MV	DE 1649-401	Westliche Pommersche Bucht	981	•	•
AWZ	DE 1552-401	SPA Pommersche Bucht **	2004	•	•

Schutzgebietskulisse durch Lückenschluss ist hier in zwei Gebieten anzustreben: zum einen in der Tromper Wiek (d. h. von der Nordostecke Rügens ostwärts), zum anderen vor der Küste von Usedom.

Zusätzlich zu den genannten Schutzgebietserweiterungen in Nord- und Ostsee ist es erforderlich, dass in den bereits als Schutzgebiet ausgewiesenen Flächen ein wirksamer Schutz von Seetauchern umgesetzt wird. Grundsätzlich müssen die Schutzmaßnahmen, die größtenteils auch für Meeresgebiete außerhalb der Schutzgebiete wünschenswert wären, sowohl den Schutz der Lebensräume als auch die Verhinderung anthropogener Individuenverluste zum Ziel haben. Dazu gibt es eine Reihe von denkbaren Maßnahmen, die unabhängig voneinander durchführbar sind:

Um zukünftig weitere Lebensraumverluste zu vermeiden, ist in Nord- und Ostsee eine möglichst starke räumliche Konzentration des Schiffsverkehrs anzustreben. Ausdrücklich sollte dies auch für den zu erwartenden starken Schiffsverkehr im Zuge von Bau und Betrieb von OWP (Servicefahrten) gelten. Angesichts der riesigen bereits jetzt für Bodenabbau und OWP bewilligten Flächen sollten die Aufenthaltsbereiche von Seetauchern von weiteren Nutzungen freigehalten werden. Insbesondere in der Nordsee bis 110 km westlich von Sylt, 90 km westlich von Amrum, 40 km nördlich von Norderney und 50 km nördlich von Borkum ist auf zusätzliche Eingriffe zu verzichten, um wenigstens die letzten verbliebenen, mehr oder weniger ungestörten Rastmöglichkeiten zu erhalten und eine weitere Zerschneidung des gesamten Aufenthaltsraumes in der südlichen Nordsee zu vermeiden.

Für beide Meeresgebiete gilt, dass sich die Auswirkungen der einzelnen Gefährdungsfaktoren addieren, so dass Lebensraumverlust durch einen Eingriff nicht isoliert, sondern kumulativ zu bewerten ist. Eine Abstimmung der verschiedenen Nutzungen aufeinander und damit zwischen verschiedenen zuständigen Behörden ist daher unerlässlich.

Um Verluste durch Gefiederverölung oder Verstrickung mit Müll zu vermeiden, ist nicht nur in Schutzgebieten darauf zu achten, dass die bestehenden Verbote der Meeresverschmutzung eingehalten und – wenn nötig – verstärkt überwacht werden. Der größte Teil der anthropogenen Mortalität geht bei den Seetauchern jedoch auf in Stellnetzen in der Ostsee ertrinkende Vögel zurück. Vermieden werden können solche Verluste zum einen, indem die Stellnetzfisherei, angepasst an die aktuelle räumliche und zeitliche Verteilung der Seetaucher-Rastgebiete, zeitweilig eingeschränkt oder ausgesetzt wird (z. B. SONNTAG *et al.* 2012). Die Stellnetzfisherei muss nicht zwangsläufig großflächig und über Wochen oder gar Monate ausgesetzt werden, sondern sollte vielmehr flexibel, je nach den aktuellen Verteilungsmustern, im Dialog mit Fischereibetrieben kurzfristig und kleinflächig abgestimmt erfolgen. Wichtig wäre eine laufend aktualisierte Identifizierung von Kerngebieten der Seetau-

cherrast, die den Fischereibetrieben in Abstimmung mit den Naturschutzbehörden eine zeitnahe Reaktion hinsichtlich der gewählten Fischfanggebiete erlaubt (vgl. ERDMANN *et al.* 2005).

Dennoch kann es sinnvoll sein, bestimmte Gebiete zu festgelegten Zeiten ganz für die Stellnetzfisherei zu sperren. Für die SPA in der AWZ liegen konkrete Vorschläge zu solchen Gebietsschließungen vor. Um Beifang von Seevögeln zu vermeiden, wird für das SPA (zugleich NSG) „Pommersche Bucht“ angeregt, die Stellnetzfisherei im nördlichsten Teil (Adlergrund) vom 1.11.-30.4., im Mittelteil in den Zeiträumen 1.12.-30.4. und 1.6.-31.10. sowie im gesamten Südteil (Oderbank) ganzjährig auszusetzen (SELL *et al.* 2011). Für die Nordsee wird vorgeschlagen, den Südteil des SPA „Östliche Deutsche Bucht“ ganzjährig und den Nordteil vom 1.10.-15.5. zum Schutz u. a. der Seetaucher von Stellnetzfisherei freizuhalten (SELL *et al.* 2011). Auch Vorschläge zum Ausschluss der Stellnetzfisherei in anderen Natura-2000-Gebieten der deutschen Nord- und Ostsee, die vorrangig dem Schutz des Schweinswals dienen sollen (SELL *et al.* 2011), kämen prinzipiell dem Schutz von Seetauchern zu Gute.

Der Fischfang wäre für Seetaucher bedeutend ungefährlicher, wenn anstatt der zurzeit verwendeten Stellnetze modifizierte Stellnetze oder anderes Fischereigerät zum Einsatz kämen. Auffällig gefärbtes Netzmaterial könnte zwar die Sichtbarkeit für Vögel verbessern, führt aber offenbar zu schlechteren Fangergebnissen bei Fischen (MENTJES & GABRIEL 1999, MELVIN *et al.* 1999). Diskutiert werden auch beköderte Fischfallen (z. B. BELLEBAUM 2011), deren Effizienz bisher aber nicht befriedigend ist.

Angesichts der vielfältigen und zudem in allen Bereichen des Jahreslebensraums auf Seetaucher einwirkenden Gefährdungsfaktoren ist zu diskutieren, inwiefern es auf nationaler und internationaler Ebene Kompensationsmaßnahmen geben kann. Zum einen betrifft dies den Vergleich verschiedener Typen von Eingriffen. Die Frage ist, ob Lebensraumverluste durch geplante Eingriffe (z. B. durch OWP) dadurch kompensiert werden können, dass gleichzeitig der Individuenverlust durch die Stellnetzfisherei minimiert wird, indem wichtige Rastgebiete für die Fischerei gesperrt werden. Solches kann auch durch zwischenstaatliche Abkommen gefördert werden, indem Eingriffe in einem Teil des Areals durch Maßnahmen in anderen Bereichen des Vorkommensgebietes ausgeglichen werden. Angesichts der schweren Zugänglichkeit großer Teile des Brutgebietes sind dagegen Maßnahmen, die sich positiv auf die Reproduktionsrate auswirken (z. B. Errichtung und Betreuung von künstlichen, vor Prädatoren sicheren Brutinseln), enge Grenzen gesetzt.

Dank. Diese Übersicht basiert auf einem Forschungsbericht im Rahmen des vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geförderten F+E-Vorhabens „Bestands-

veränderungen von Zugvögeln des Wattenmeeres und der offenen See^c (FKZ 3510 86 1000). Die Verantwortung für den Inhalt dieser Publikation liegt bei den Autoren. Für Diskussionsbeiträge danken wir Franz BAIRLEIN (Institut für Vogelforschung), Jochen BELLEBAUM (NABU Brandenburg), Nele MARKONES (FTZ Westküste), Thomas MERCK (Bundesamt für Naturschutz, Vilm), Ib Kragh PETERSEN (Univ. Aarhus), Janne RUBARTH (Leibnitz-Institut für Ostseeforschung) und Nicole SONNTAG (FTZ Westküste). Daten aus der Erfassung verolter Vögel übermittelten freundlicherweise David FLEET

(LKN Schleswig-Holstein) und Martin SCHULZE DIECKHOFF (NLWKN-Betriebsstelle Norden-Norderney). Angaben zu Kies- und Sandabbaugebieten verdanken wir Olaf BLIETZ (Bergamt Stralsund) und Norbert SCHINKE (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie). Kalevi EKLÖF danken wir für Erläuterungen aus seiner jahrzehntelangen Erfahrung mit Sterntauchern in Finnland. Jochen DIERSCHKE, Nils GUSE und Bernd SCHIRMEISTER stellten freundlicherweise Fotos zur Verfügung.

5. Zusammenfassung

Dierschke, V., K.-M. Exo, B. Mendel & S. Garthe (2012): Gefährdung von Sterntaucher *Gavia stellata* und Prachtttaucher *G. arctica* in Brut-, Zug- und Überwinterungsgebieten – eine Übersicht mit Schwerpunkt auf den deutschen Meeresgebieten. Vogelwelt 133: 163–194.

Stern- und Prachtttaucher, die in N-Eurasien brüten und größtenteils in europäischen Küstengewässern überwintern, unterliegen in fast allen Abschnitten ihres Jahreszyklus verschiedenen Einflüssen des Menschen, die sich auf die Habitatqualität sowie letztlich Reproduktions- und Mortalitätsrate auswirken. In dieser Arbeit werden die Gefährdungsfaktoren in Brut-, Zug- und Überwinterungsgebieten zusammengefasst und ihre quantitativen Auswirkungen im Hinblick auf menschliche Eingriffe in Seetaucher-Lebensräume in der deutschen Nord- und Ostsee prognostiziert.

In den Brutgebieten hat der Zustand der Brutgewässer Auswirkungen auf Reproduktion und Mortalität, z. B. in Bezug auf Wasserchemie (Nahrungsangebot, Schadstoffbelastung) und Störungen (Freizeitnutzung, Prädation). Schwer vorhersagbar ist derzeit, welche Folgen der Klimawandel für die Verfügbarkeit und Qualität von Brutgewässern haben wird. Außerhalb der Brutzeit sind Seetaucher durch Verluste bzw. Qualitätsminderung ihrer marinen Lebensräume durch deren zunehmende industrielle Nutzung und Störungen infolge des Schiffsverkehrs gefährdet, aber auch von Individuenverlusten durch Gefiederverölung und durch Ertrinken in Stellnetzen (Fischerei) bedroht. Bejagung spielt dagegen heutzutage keine große Rolle mehr.

Für die deutschen Meeresgebiete wurden Lebensraumverluste für die bestehende und geplante Nutzung durch Offshore-Windparks, Kies- und Sandabbau sowie Schiffsverkehr berechnet bzw. prognostiziert und zu den Winterbeständen von Sterntaucher (90.000 Ind. in NW-Europa) und Prachtttaucher (31.250 Ind. in Europa) sowie zu den Frühjahrsrastbeständen der beiden Arten in Deutschland (25.500 bzw. 3.900 Ind.) in Beziehung gesetzt. Entsprechend aktuellem Wissensstand wurde für Offshore-Windparks samt 2 km Pufferzone eine vollständige Meidung durch See-

taucher angenommen, für stark befahrene Schifffahrtswege und für Bodenabbau vorgesehene Gebiete eine Verminderung der Individuendichte um 50 %. Mit Hilfe der jeweils betroffenen Flächengrößen dieser Nutzungen und den aus jahrelangen Erfassungen vom Flugzeug aus bekannten Seetaucherdichten dieser Gebiete wurde eine Anzahl von (voraussichtlich) betroffenen Individuen errechnet. Demzufolge ist mit einem Lebensraumverlust für etwa 5.770 Stern- und ca. 830 Prachtttaucher (22,6 % und 21,3 % der deutschen Frühjahrs- bzw. 6,4 % und 2,7 % der europäischen Winterbestände zu rechnen), wenn alle bisher erfolgten Genehmigungen von Nutzungen umgesetzt werden. Die jährliche Zahl von Opfern durch die Stellnetzfisherei (ca. 420 Stern- und ca. 265 Prachtttaucher) und Gefiederverölung (25–50 Stern- und 4–7 Prachtttaucher) betrifft etwa 1,8 % bzw. 7,0 % der deutschen Frühjahrs- bzw. 0,5 % und 0,9 % der europäischen Winterbestände.

Aus populationsbiologischer Sicht sind diese prognostizierten bzw. schon bestehenden Verluste von Lebensräumen (mit bisher nicht quantifizierbaren Auswirkungen auf Mortalität und Reproduktion) und Individuen äußerst bedenklich. Ihr Ausmaß ist allein in Deutschland bereits bedrohlich, doch unterliegen Seetaucher den selben Gefährdungsfaktoren auch in benachbarten Meeresgebieten. Schutzmaßnahmen zum Erhalt der beiden Arten sind daher unerlässlich. Sie sollten eine Verschonung der wichtigen Lebensräume in Nord- und Ostsee durch industrielle Nutzung (inklusive räumliche Regulierung des Schiffsverkehrs) sowie eine zumindest zeitweise Sperrung der Stellnetzfisherei in Gebieten mit hohen Seetaucherdichten umfassen, aber auch einen konsequenteren Schutz in den bereits bestehenden Meeresschutzgebieten nach deutscher (NSG) bzw. europäischer Gesetzgebung (Natura 2000).

6. Literatur

- AMMERMANN, K. 2011: Genehmigungspflichtige Nutzungen in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee. *Natur Landschaft* 86: 431–436.
- AVERBECK, C., M. KORSCH & G. VAUK 1992: Der Einfluß von Ölverschmutzungen auf Seevögel an den deutschen Nordseeküsten von 1984 bis 1990. *Seevögel* 13: 12–16.
- BARKER, R. 2011: Gunfleet Sands Gunfleet Sands 2 Offshore Wind Farms. Year 1 Post-construction Ornithological Monitoring. NIRAS Consulting Ltd, Cambridge.
- BARR, J. F., C. EBERL & J. W. MCINTYRE 2000: Red-throated Loon (*Gavia stellata*). In: POOLE, A. & F. GILL (Hrsg.): *The Birds of North America*, No. 513. The Birds of North America Inc., Philadelphia.
- BAUER, K. M. & U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966: *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd. 1. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- BELLEBAUM, J. 2011: Untersuchung und Bewertung des Befangs von Seevögeln durch die passive Meeresfisherei in der Ostsee. *BfN-Skr.* 295: 1–79.

- BELLEBAUM, J., A. DIEDERICHS, J. KUBE, A. SCHULZ & G. NEHLS 2006: Flucht- und Meidedistanzen überwinterner Seetaucher und Meerestenten gegenüber Schiffen auf See. Ornithol. Rundbr. Mecklenburg-Vorpommern 45, Sonderheft 1: 86-90.
- BELLEBAUM, J., C. GRIEGER, R. KLEIN, U. KÖPPEN, J. KUBE, R. NEUMANN, A. SCHULZ, H. SORDYL & H. WENDELN 2008: Ermittlung artbezogener Erheblichkeitsschwellen von Zugvögeln für das Seegebiet der südwestlichen Ostsee bezüglich der Gefährdung des Vogelzuges im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen. Abschlussbericht. Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (FKZ 0329948). Neu Broderstorf.
- BELLEBAUM, J. & B. SCHIRMEISTER 2012: Verluste von Seevögeln durch die Küstenfischerei in Mecklenburg-Vorpommern. Ornithol. Rundbr. Meckl.-Vorpomm. 47: 97-102.
- BELLEBAUM, J., B. SCHIRMEISTER, N. SONNTAG & S. GARTHE 2013: Decreasing but still high: bycatch of seabirds in gillnet fisheries along the German Baltic coast. Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 23: 210-221.
- BELLEBAUM, J. & A. SCHULZ 2006: Räumliches und zeitliches Muster der Verluste von See- und Wasservögeln durch die Küstenfischerei in Mecklenburg-Vorpommern und Möglichkeiten zu deren Minderung. Teilprojekt Auswertung landesweiter Datenquellen (International Beached Birds Survey, Pathologie des LALLF M-V, Ringfunde). Institut für Angewandte Ökologie, Neu Broderstorf.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004: Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.
- BLEW, J., M. HOFFMANN, G. NEHLS & V. HENNIG 2008: Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark. Part I: Birds. Univ. Hamburg und BioConsult SH, Husum.
- BOERTMANN, D. & A. MOSBECH 2011: The western Greenland Sea, a strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy Nr. 22, Aarhus.
- BÖNLÖKKE, J., J. J. MADSEN, K. THORUP, K. T. PEDERSEN, M. BJERRUM & C. RAHBEK 2006: Dansk Trækfugleatlas. Rhodos, Humlebæk.
- BOOTH, C. J. 1982: Fledging success of some Red-throated Divers in Orkney. Scott. Birds 12: 33-38.
- BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE 2012: Zwischenbericht des Jahres 2011 zum Projekt Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben „alpha ventus“ zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH – StUKplus. Kurzversion. BSH, Hamburg.
- BURGESS, N. M. & M. W. MEYER 2008: Methylmercury exposure associated with reduced productivity in common loons. Ecotoxicology 17: 83-91.
- BUSCH, M., A. KANNEN, S. GARTHE & M. JESSOPP 2013: Consequences of a cumulative perspective on marine environmental impacts: Offshore wind farming and seabirds at North Sea scale in context of the EU Marine Strategy Framework Directive. Ocean Coastal Manage. 71: 213-224.
- CALLAGHAN, T. V., L. O. BJÖRN, F. S. C. ILL, Y. CHERNOV, T. R. CHRISTENSEN, B. HUNTLEY, R. IMS, M. JOHANSSON, D. J. RIEDLINGER, S. JONASSON, N. MATVEYEVA, W. OECHEL, N. PANIKOV & G. SHAVER 2005: Arctic Tundra and Polar Desert Ecosystems. In: Arctic Climate Impact Assessment: 243-352. Cambridge University Press, Cambridge.
- CAMPHUYSEN, C. J. 1989: Beached bird surveys in the Netherlands 1915/1988. Seabird mortality in the southern North Sea since the early days of oil pollution. Technisch Rapport Vogelbescherming 1. Werkgroep Noordzee, Amsterdam.
- CAMPHUYSEN, C. J. 1998: Beached bird surveys indicate decline in chronic oil pollution in the North Sea. Mar. Poll. Bull. 36: 519-526.
- CAMPHUYSEN, C. J. 2008: Verstrikkingen van zeevogels in zwerfvuil en vistuig, 1970-2007. Sula 21: 88-92.
- CAMPHUYSEN, C. J. & M. HEUBECK 2001: Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. Environ. Poll. 112: 443-461.
- CAMPHUYSEN, C. J., M. SCHULZE DIECKHOFF, D. M. FLEET & K. LAURSEN 2009: Oil pollution and seabirds. Thematic Report No. 5.3. In: MARENCIC, H. & J. DE VLAAS (Hrsg.): Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven.
- CHRISTENSEN, T. K., I. CLAUSAGER & I. K. PETERSEN 2003: Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at Horns Rev, and results from the year of construction. NERI Report commissioned by Tech-wise A/S.
- CHRISTENSEN, T. K., J. P. HOUNISEN, I. CLAUSAGER & I. K. PETERSEN 2004: Visual and radar observations of birds in relation to collision risk at the Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2003. NERI Report commissioned by Elsam Engineering A/S.
- DAGYS, M. & R. ŽYDELIS 2002: Bird bycatch in fishing nets in Lithuanian coastal waters in wintering season 2001-2002. Acta Zool. Lituanica 12: 276-282.
- DAHLMANN, G. & A. SECHEHAYE 2000: Verölte Seevögel an der deutschen Nordseeküste 1998/1999 – Ergebnisse der Ölanalysen. Seevögel 21: 11-12.
- DANIELSEN, F., H. SKOV, J. DURINCK & K. M. CHRISTENSEN 1990: Seks års overvågning af døde havfugle. Dansk Ornithol. Foren. Tidsskr. 84: 8-9.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOTT & J. SARGATAL 1992: Handbook of the Birds of the World. Bd. 1. Lynx Edicions, Barcelona.
- DIEDERICHS, A., S. GRUBER, T. GRÜNKORN & G. NEHLS 2002: Umweltverträglichkeitsstudie für den Offshore-Bürger-Windpark Butendiek. Fachgutachten Rastvögel. Bioconsult SH, Hockensbüll.
- DIERSCHKE, V. & S. GARTHE 2006: Literature review of offshore wind farms with regard to seabirds. In: ZUCCO, C., W. WENDE, T. MERCK, I. KÖCHLING & J. KÖPPEL (Hrsg.): Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences. Part B: Literature Review of Ecological Impacts: 131-198. BfN-Skripten 186, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- DIERSCHKE, V., S. GARTHE & B. MENDEL 2006: Possible conflicts between offshore wind farms and seabirds in the German sectors of North Sea and Baltic Sea. In: KÖLLER, J., P. KÖPPEL & W. PETERS (Hrsg.): Offshore Wind Energy: Research on Environmental Impacts: 121-143. Springer-Verlag, Berlin.
- DILLON, I. A., T. D. SMITH, S. J. WILLIAMS, S. HAYSOM & M. A. EATON 2009: Status of Red-throated Diver *Gavia stellata* in Britain in 2006. Bird Study 56: 147-157.
- DURINCK, J., H. SKOV, F. P. JENSEN & S. PIHL 1994: Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. Ornis Consult report 1994, Copenhagen.

- ECOLOGY CONSULTING 2012: Thanet Offshore Wind Farm Ornithological Monitoring 2010–2011. Vattenfall & Royal Haskoning.
- EKLÖF, K., L. KOSONEN & P. VIRTA 2011: Vuoden 2010 laji – kaakkuri. Linnut-vuosikirja 2010: 36–39.
- ERDMANN, F., J. BELLEBAUM, J. KUBE & A. SCHULZ 2005: Verluste von See- und Wasservögeln durch die Fischerei unter besonderer Berücksichtigung der international bedeutsamen Rast-, Mauser- und Überwinterungsgebiete in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Abschlussbericht. ILN Greifswald und IfaÖ Neu Broderstorf.
- ERIKSSON, M. O. G. 1986: Reproduction of Black-throated Diver *Gavia arctica* in relation to fish density in oligotrophic lakes in southwestern Sweden. *Ornis Scand.* 17: 245–248.
- ERIKSSON, M. O. G. 1994: Susceptibility to freshwater acidification by two species of loon: Red-throated Loon (*Gavia stellata*) and Arctic Loon (*Gavia arctica*) in southwest Sweden. *Hydrobiologia* 279/280: 439–444.
- ERIKSSON, M. O. G. 2006: Smålommens *Gavia stellata* häckningsframgång i relation till vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i olika fiskevatten. *Ornis Svecica* 16: 211–231.
- ERIKSSON, M. O. G. 2010: Storlommen och smålommen i Sverige – populationsstatus, hotbild och förvaltning. Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm & Svenska LOM-föreningen/Projekt LOM, Göteborg.
- ERIKSSON, M.O.G. 2012: Projekt Lom 2011. Vår Fågelvärld Suppl. 52: 45–55.
- ERIKSSON, M. O. G., B. J. ARVIDSSON & I. JOHANSSON 1988: Habitatkaraktärer hos häckningssjöar för smålom *Gavia stellata* i sydvästra Sverige. Vår Fågelvärld 47: 122–132.
- ERIKSSON, M. O. G. & M. HAKE 2000: Storlommens *Gavia arctica* häckningsframgång i relation till vattenkemi, försurning, kvicksilverhalt i fisk och sjöyta i sydsvenska sjöar. *Ornis Svecica* 10: 95–105.
- ERIKSSON, M. O. G. & I. JOHANSSON 1997: Smålommen *Gavia stellata* i sydvästra Sverige – beståndsutveckling och häckningsframgång. *Ornis Svecica* 7: 1–10.
- ERIKSSON, M. O. G., I. JOHANSSON & C.-G. AHLGREN 1992: Levels of mercury in eggs of red-throated diver *Gavia stellata* and black-throated diver *G. arctica* in southwest Sweden. *Ornis Svecica* 2: 29–36.
- ERIKSSON, M. O. G. & P. LINDBERG 2005: Kvicksilverbelastningen hos svenska smålommor *Gavia stellata* och storlommor *Gavia arctica*. *Ornis Svecica* 15: 1–12.
- ERIKSSON, M. O. G. & H. PALTTO 2010: Vattenkemi och fiskbeståndens sammansättning i storlommens *Gavia arctica* häckningssjöar, samt en jämförelse med smålommens *Gavia stellata* fiskejöar. *Ornis Svecica* 20: 3–30.
- ERIKSSON, M. O. G. & P. SUNDBERG 1991: The choice of fishing lakes by the Red-throated Diver *Gavia stellata* and Black-throated Diver *G. arctica* during the breeding season in south-west Sweden. *Bird Study* 38: 135–144.
- EVERS, D. C., J. D. KAPLAN, M. W. MEYER, P. S. REAMAN, W. E. BRASELTON, A. MAJOR, N. BURGESS & A. M. SCHEUHAMMER 1998: Geographic trend in mercury measured in common loon feathers and blood. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 173–183.
- EVERS, D. C., K. M. TAYLOR, A. MAJOR, R. J. TAYLOR, R. H. POPPEMGA & A. M. SCHEUHAMMER 2003: Common Loon eggs as indicators of methylmercury availability in North America. *Ecotoxicology* 12: 69–81.
- FLEET, D. M., S. GAUS & M. SCHULZE DIECKHOFF 2003: Zeigt die Ausweisung der Nordsee als MARPOL-Sondergebiet für Öl die ersten Erfolge? Ölopfere in der Deutschen Bucht in den Wintern 2000/2001 und 2001/2002. *Seevögel* 24: 16–23.
- FLEET, D. M. & B. REINEKING 2001: Have efforts to clean up the marine environment been successful? – German beached bird surveys provide an index for oil pollution levels in the southern North Sea. In: RODRIGUEZ, C. R. & C. A. BREBBIA (Hrsg.): Oil and Hydrocarbon Spills, Modelling, Analysis and Control II: 117–126. WIT Press, Southampton.
- FLEET, D., J. VAN FRANKEKER, J. DAGEVOS & M. HOUGEE 2009: Marine Litter. Thematic Report No. 3.8. In: MARENIC, H. & J. DE VLAAS (Hrsg.): Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven.
- FRANSSON, T. & J. PETTERSSON 2001: Svensk ringmärkningsatlas. Bd. 1. Naturhistoriska riksmuseet & Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm.
- FURNESS, R.W., H. M. WADE & E. A. MASDEN 2013: Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *J. Environ. Manage.* 119: 56–66.
- GARTHE, S. 2003a: Erfassung von Rastvögeln in deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz.
- GARTHE, S. 2003b: Verteilungsmuster und Bestände von Seevögeln in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der deutschen Nord- und Ostsee und Fachvorschläge für EU-Vogelschutzgebiete. *Ber. Vogelschutz* 40: 15–56.
- GARTHE, S., V. DIERSCHKE, T. WEICHLER & P. SCHWEMMER 2004: Teilprojekt 5 – Rastvogelvorkommen und Offshore-Windkraftnutzung: Analyse des Konfliktpotenzials für die deutsche Nord- und Ostsee. In: KELLERMANN, A. et al. (Hrsg.): Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich. Endbericht.
- GARTHE, S. & O. HÜPPOP 2004: Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *J. Appl. Ecol.* 41: 724–734.
- GARTHE, S., O. HÜPPOP & T. WEICHLER 2002: Anleitung zur Erfassung von Seevögeln auf See von Schiffen. *Seevögel* 23: 47–55.
- GARTHE, S., N. MARKONES, B. MENDEL, N. SONNTAG & J. KRAUSE 2012: Protected areas for seabirds in German offshore waters: Designation, retrospective consideration and current perspectives. *Biol. Conserv.* 156: 126–135.
- GARTHE, S., N. SONNTAG, P. SCHWEMMER & V. DIERSCHKE 2007: Estimation of seabird numbers in the German North Sea throughout the annual cycle and their biogeographic importance. *Vogelwelt* 128: 163–178.
- GARTHE, S., N. ULLRICH, T. WEICHLER, V. DIERSCHKE, U. KUBETZKI, J. KOTZERKA, T. KRÜGER, N. SONNTAG & A. J. HELBIG 2003: See- und Wasservögel der deutschen Ostsee. Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- GOOD, T. P., J. A. JUNE, M. A. ETNIER & G. BROADHURST 2009: Ghosts of the Salish Sea: threats to marine birds in Puget Sound and the Northwest Straits from derelict fishing gear. *Mar. Ornithol.* 37: 67–76.
- GÖTMARK, F., R. NEERGAARD & M. ÅHLUND 1989: Nesting ecology and management of the arctic loon in Sweden. *J. Wildl. Manage.* 53: 1025–1031.

- GUSE, N., S. GARTHE & B. SCHIRMEISTER 2009: Diet of red-throated divers *Gavia stellata* reflects the seasonal availability of Atlantic herring *Clupea harengus* in the southwestern Baltic Sea. *J. Sea Res.* 62: 268-275.
- HAGA, A. 1980: Forvaltning af smålom og trane i Sørøst Norge. *Fauna* 33: 129-136.
- HAGEMEIJER, W. J. M., & M. J. BLAIR 1997: The EBCC atlas of European breeding birds. T. & A.D. Poyser, London.
- HAKE, M., T. DAHLGREN, M. ÅHLUND, P. LINDBERG & M. O. G. ERIKSSON 2005: The impact of water level fluctuation on the breeding success of the Black-throated Diver *Gavia arctica* in South-west Sweden. *Ornis Fennica* 82: 1-12.
- HALLEY, D. J. & P. HOPSHAUG 2007: Breeding and overland flight of red-throated divers *Gavia stellata* at Smøla, Norway, in relation to the Smøla wind farm. NINA Report 297, Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim.
- HARTWIG, E., M. KORSCH & E. SCHREY 1992: Seevögel als Müllopfer in der Deutschen Bucht. *Seevögel* 13: 1-4.
- HEMMINGSSON, E. & M. O. G. ERIKSSON 2002: Ringing of Red-throated Diver *Gavia stellata* Black-throated Diver *Gavia arctica* in Sweden. *Diver/Loon Specialist Group Newsletter* 4: 8-13.
- HERRMANN, C. & J. C. KRAUSE 2000: Ökologische Auswirkungen der marinen Sand- und Kiesgewinnung. *BfN-Skr.* 23: 20-33.
- HEUBECK, M. 1995: Shetland beached bird surveys: national and European context. *Proc. R. Soc. Edinburgh* 103B, 165-179.
- HUNTLEY, B., R. E. GREEN, Y. C. COLLINGHAM & S. G. WILLIS 2007: A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, RSPB, Lynx Edicions, Barcelona.
- 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.
- ILICEV, V. D. & V. E. FLINT 1985: *Handbuch der Vögel der Sowjetunion*. Bd. 1. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- JENSSEN, B. M. 1994: Review article: Effects of oil pollution, chemically treated oil, and cleaning on thermal balance of birds. *Environ. Poll.* 86: 207-215.
- KING, J. G. & G. A. SANGER 1979: Oil vulnerability index for marine oriented birds. In: BARTONEK, J. C. & D. N. NETTLESHIP (Hrsg.): *Conservation of marine birds of northern North America*. Wildlife Research Report 11: 227-239. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service, Washington.
- KIRCHHOFF, K. 1982: Wasservogelverluste durch die Fischerei an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. *Vogelwelt* 103: 81-89.
- KLEINSCHMIDT, K. 2008: Sterntaucher (*Gavia stellata*) als Bioindikatoren für Schwermetallbelastungen. *Diplomarb. Univ. Kiel*.
- KNEFELKAMP, B., J. KRAUSE & I. NARBERHAUS 2011: Die europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – eine Chance für den Schutz der marinen Biodiversität? *Natur Landschaft* 86: 424-428.
- KNUST, R., P. DALHOFF, J. GABRIEL, J. HEUERS, O. HÜPPOP & H. WENDELN 2003: Untersuchungen zur Vermeidung und Verminderung von Belastungen der Meeresumwelt durch Offshore-Windenergieanlagen im küstenfernen Bereich der Nord- und Ostsee. Report number 20097106 UBA-FB 00478. Umweltbundesamt, Berlin.
- KRAUSE, J., K. WOLLNY-GOERKE, F. BOLLER, M. HAUSWIRTH, K. HEINICKE, C. HERRMANN, P. KÖRBER, I. NARBERHAUS & A. RICHTER-KEMMERMANN 2011: Die deutschen Meeresnaturschutzgebiete in Nord- und Ostsee. *Natur Landschaft* 86: 397-409.
- KRIJGVSVELD, K. L., R. C. FIJN, C. HEUNKS, P. W. VAN HORSSEN, J. DE FOUW, M. COLLIER, M. J. M. POOT, D. BEUKER & S. DIRKSEN 2010: Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Progress report fluxes and behaviour of flying birds covering 2007 & 2008. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- KRIJGVSVELD, K. L., R. C. FIJN, M. JAPINK, P. W. VAN HORSSEN, C. HEUNKS, M. P. COLLIER, M. J. M. POOT, D. BEUKER & S. DIRKSEN 2011: Effect studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying birds. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- LARSSON, K. & L. TYDÉN 2005: Effekter av oleutsläpp på övervintrande alfågel *Clangula hyemalis* vid Hoburgs bank i centrala Östersjön mellan 1996/97 och 2003/04. *Ornis Svecica* 15: 161-171.
- LEOPOLD, M. F., E. M. DIJKMAN, L. TEAL & THE OWEZ-TEAM 2011: Local birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T0 & T1, 2002-2010). Imares, Wageningen.
- LINDSTRÖM, Å., M. GREEN & R. OTTVALL 2012: Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2011. Lunds Universitet, Lund.
- LOKKI, J. & K. EKLÖF 1984: Breeding success of the Red-throated Diver (*Gavia stellata*) in southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 21: 417-419.
- MANGELS, R. & E. SCHÜZ 1938: Seltene Vögel im Gebiet des Kurischen Haffs 1936 und 1937. *Ornithol. Mber.* 46: 12-16.
- MARKONES, N., S. GARTHE, V. DIERSCHKE & S. ADLER 2008: Small scale temporal variability of seabird distribution patterns in the south-eastern North Sea. In: WOLLNY-GOERKE, K. & K. ESKILDSEN (Hrsg.): *Marine mammals and seabirds in front of offshore wind energy*: S. 115-140. Teubner, Wiesbaden.
- MASDEN, E. A., A. D. FOX, R. W. FURNESS, R. BULLMAN & D. T. HAYDON 2010: Cumulative impact assessments and bird/wind farm interactions: Developing a conceptual framework. *Environ. Impact Assess. Rev.* 30: 1-7.
- MAUMARY, L., L. VALLOTTON & P. KNAUS 2007: Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach und Nos Oiseux, Montmollin.
- MAY, J. 2008: North Hoyle Offshore Wind Farm. Final annual FEPA monitoring report (2006-7) & Five year monitoring programme summary. NWP Offshore Ltd.
- MELVIN, E., J. K. PARRISH & L. L. CONQUEST 1999: Novel tools to reduce seabird bycatch in coastal gillnet fisheries. *Conserv. Biol.* 13: 1386-1397.
- MENDEL, B. & S. GARTHE 2010: Kumulative Auswirkungen von Offshore-Windkraftnutzung und Schiffsverkehr am Beispiel der Seetaucher in der Deutschen Bucht. *Coastline Rep.* 15: 31-44.
- MENDEL, B., N. SONNTAG, J. WAHL, P. SCHWEMMER, H. DRIES, N. GUSE, S. MÜLLER & S. GARTHE 2008: Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.

- MENTJES, T. & O. GABRIEL 1999: Fangtechnische Möglichkeiten zur Reduzierung des Beifangs von Meerestenten in den Dorschfischerei mit stationären Fanggeräten. Inf. Fischwirtsch. Fischereiforsch. 46: 36-41.
- MERCK, T. 2011: Vermeidung und Minimierung anthropogener Belastungen mariner Ökosysteme. Natur Landschaft 86: 437-441.
- MERRIE, T. D. H. 1979: Success of artificial island nest-sites for divers. Brit. Birds 72: 32-33.
- MISUND, O. A. & A. AGLÉN 1992: Swimming behaviour of fish schools in the North Sea during acoustic surveying and pelagic trawl sampling. ICES J. Mar. Sci. 49: 325-334.
- MUDGE, G. P. & T. R. TALBOT 1993: The breeding biology and causes of nest failure of Scottish Black-throated Divers *Gavia arctica*. Ibis 135: 113-120.
- MUNDY, E. 2010: GGOWF Quarterly Bird Monitoring Report. During construction – Q3, December to February 2010. Haskoning UK, Exeter.
- NILSSON, S. G. 1977: Adult survival rate of the Black-throated Diver *Gavia arctica*. Ornis Scandinavica 8: 193-195.
- NUMMI, P., V.-M. VÄÄNÄNEN, R. PAKARINEN & E. PIENMUNNE 2013: The Red-throated Diver (*Gavia stellata*) in human-disturbed habitats – building up a local population with the aid of artificial rafts. Ornis Fennica 90: 16-22.
- O'BRIAN, S. H., L. J. WILSON, A. WEBB & P. A. CRANSWICK 2008: Revised estimate of numbers of wintering Red-throated Divers *Gavia stellata* in Great Britain. Bird Study 55: 152-160.
- PAKARINEN, R. & O. JÄRVINEN 1984: The Red-throated Diver *Gavia stellata* in Finland: a population ecological analysis of its status and population trends. Lintumies 19: 46-54.
- PERCIVAL, S. 2009: Kentish Flats Offshore Wind Farm: Review of monitoring of Red throated Divers 2008-2009. Report to Vattenfall Wind Power. Ecology Consulting, Durham.
- PERCIVAL, S. 2010: Kentish Flats Offshore Wind Farm: Diver Surveys 2009-2010. Report to Vattenfall Wind Power. Ecology Consulting, Durham.
- PETERSEN, I. K., T. K. CHRISTENSEN, J. KAHLERT, M. DESHOLM & A. D. FOX 2006: Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report, commissioned by DONG Energy and Vattenfall A/S.
- PETERSEN, I. K. & A. D. FOX 2007: Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. Report commissioned by Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute, Kalø.
- PETERSEN, I. K., A. D. FOX & J. KAHLERT 2008: Waterbird distribution in and around Nysted offshore wind farm, 2007. Report commissioned by DONG Energy. National Environmental Research Institute, Kalø.
- PETTERSSON, J. 2002: Bird observation in southern Kalmar Sound. Spring and autumn 2001. Report requested by Vindkompaniet AB and Enron Wind Sverige.
- PETTERSSON, J. 2003: Bird observation in southern Kalmar Sound. Spring and autumn 2002. Report requested by GE Energy and Vindkompaniet AB.
- PHUA, C., S. VAN DEN AKKER, M. BARETTA & J. VAN DALFSEN o.J.: Ecological effects of sand extraction in the North Sea. Stichting De Noordzee, Utrecht.
- PROWSE, T. D. & K. BROWN 2010: Appearing and disappearing lakes in the Arctic. In: CAFF INTERNATIONAL SECRETARIAT (Hrsg.): Arctic Biodiversity Trends 2010 – Selected indicators of change: 68-70. CAFF International Secretariat, Akureyri.
- REBKE, M. 2005: Populationsmodelle zur Abschätzung der Auswirkungen additiver Vogelmortalität an Offshore-Windenergieanlagen. Diplomarb. Univ. Bremen.
- REINEKING, B. & G. VAUK 1982: Seevögel – Opfer der Ölpest. Niederelbe-Verlag, Otterndorf.
- RUBARTH, J., A. DREYER, N. GUSE, J. W. EINAX & R. EBINGHAUS 2011: Perfluorinated compounds in red-throated divers from the German Baltic Sea: new findings from their distribution in 10 different tissues. Environ. Chem. 8: 419-428.
- RYTKÖNEN, J., L. SITONEN, T. RIIPPI, J. SASSI & J. SUKSELAINEN 2002: Statistical Analyses of the Baltic Maritime Traffic. Research report. No VAL34-012344. VTT Technical Research Centre of Finland.
- SAUROLA, P., J. VALKAMA & W. VELMALA 2013: Suomen Rengastusatlas I. Luomus, Helsinki.
- SCHERNER, E. R. 1999: Windkraftanlagen und „wertgebende Vogelbestände“ bei Bremerhaven: Realität und Realsatire? Beitr. Naturkd. Niedersachs. 52: 121-156.
- SCHEUHAMMER, A. M., C. M. ATCHISON, A. H. K. WONG & D. C. EVERS 1998: Mercury exposure in breeding common loons (*Gavia immer*) in central Ontario, Canada. Environ. Toxicol. Chem. 17: 191-196.
- SCHIRMMEISTER, B. 2003: Verluste von Wasservögeln in Stellnetzen der Küstenfischerei – das Beispiel der Insel Usedom. Meer Museum 17: 160-166.
- SCHMUTZ, J. A. 2009: Model-based predictions of the effects of harvest mortality on population size and trend of Yellow-billed Loons. U.S. Geological Survey Open-File Report 2009-1040.
- SCHMUTZ, J. A., K. A. TRUST & A. C. MATZ 2009: Red-throated Loons (*Gavia stellata*) breeding in Alaska, USA, are exposed to PCBs while on their Asian wintering grounds. Environ. Poll. 157: 2386-2393.
- SCHÜZ, E. 1939: Neue Ringfunde vom Polar-Seetaucher (*Columbus arcticus*). Vogelzug 10: 20-27.
- SCHÜZ, E. 1954: Vom Zug der westsibirischen Population des Prachtauchers (*Gavia arctica*). Vogelwarte 17: 65-80.
- SCHÜZ, E. 1971: Grundriß der Vogelzugskunde. Verlag Paul Parey, Berlin.
- SCHÜZ, E. 1974: Über den Zug von *Gavia arctica* in der Paläarkt. Ornis Fennica 51: 183-194.
- SCHWEMMER, P., B. MENDEL, N. SONNTAG, V. DIERSCHKE & S. GARTHE 2011: Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. Ecol. Appl. 21: 1851-1860.
- SELL, A., C. PUSCH, C. VON DORRIEN, J. KRAUSE, T. SCHULZE & D. CARSTENSEN 2011: Maßnahmenvorschläge für das Fischereimanagement in Natura 2000-Gebieten der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz und Johann Heinrich von Thünen-Institut, Hamburg, Rostock und Insel Vilm.
- SEYS, J., H. OFFRINGA, P. MEIRE, J. VAN WAEYENBERGE & E. KUIJKEN 2002: Long-term changes in oil pollution off the Belgian coast: evidence from beached bird monitoring. Belgian J. Zool. 132: 111-118.
- SKOV, H., J. DURINCK, M. F. LEOPOLD & M. L. TASKER 1995: Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. BirdLife International, Cambridge.

- SKOV, H., S. HEINÄNEN, R. ŽYDELIS, J. BELLEBAUM, S. BZOMA, M. DAGYS, J. DURINCK, S. GARTHE, G. GRISHANOV, M. HARIO, J. J. KIECKBUSCH, J. KUBE, A. KURESOO, K. LARSSON, L. LUIGUJOE, W. MEISSNER, H. W. NEHLS, L. NILSSON, I. K. PETERSEN, M. MIKKOLA ROOS, S. PIHL, N. SONNTAG, A. STOCK & A. STIPNIECE 2011: Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. *TemaNord* 2011:550. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- SNOW, D. W. & C. M. PERRINS 1998: *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Vol. 1.* Oxford University Press, Oxford.
- SONNTAG, N., H. SCHWEMMER, H.O. FOCK, J. BELLEBAUM & S. GARTHE 2012: Seabirds, set-nets, and conservation management: assessment of conflict potential and vulnerability of birds to bycatch in gillnets. *ICES J. Mar. Sci.* 69: 578-589.
- STEMPNIEWICZ, L. 1994: Marine birds drowning in fishing nets in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic): numbers, species composition, age and sex structure. *Ornis Svecica* 4: 123-132.
- STRESEMANN, E. 1936: *Colymbus arcticus viridigularis* (Dwight), Durchzügler an der Kurischen Nehrung. *Ornithol. Mber.* 44: 100-102.
- TILLIN, H.M., A.J. HOUGHTON, J.E. SAUNDERS & S.C. HULL 2011: Direct and indirect impacts of marine aggregate dredging. *Marine ALSF Science Monograph Series No. 1.* ABP Marine Environmental Research, Southampton.
- TUCKER, G. M., & M. F. HEATH 1994: *Birds in Europe: their conservation status.* BirdLife International, Cambridge.
- URTANS, E. & J. PRIEDNIEKS 2000: The present status of seabirds by-catch in Latvian coastal fishery of the Baltic Sea. *ICES CM* 2000/J14: 1-8.
- VALKAMA, J., V. VEPSÄLÄINEN & A. LEHIKONEN 2011: *Suomen III Lintuatlas. Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö.* <http://atlas3.lintuatlas.fi>
- VAUK, G. & B. REINEKING 1980: Ergebnisse weiterer sieben Jahre Ölpestbeobachtungen auf Helgoland (1973-1979). *Seevögel* 1: 22-28.
- VINCENT, W. F., J. E. HOBBIÉ & J. LAYBOURN-PARRY 2008: Introduction to the limnology of high-latitude lake and river ecosystems. In: VINCENT, W.F. & J. LAYBOURN-PARRY (Hrsg.): *Polar Lakes and Rivers: 1-23.* Oxford University Press, Oxford.
- VON WESTERNHAGEN, H. & A. BIGNERT 1996: Gefährdung von Küstenvögeln durch Umweltchemikalien. In: LOZÁN, J. L., R. LAMPE, W. MATTHÄUS, E. RACHOR, H. RUMOHR & H. VON WESTERNHAGEN (Hrsg.): *Warnsignale aus der Ostsee: 232-236.* Parey Buchverlag, Berlin.
- WADE, P. 1998: Calculating limits to the allowable human caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Mar. Mammal Sci.* 14: 1-37.
- WARDEN, M. L. 2010: Bycatch of wintering common and red-throated loons in gillnets off the USA Atlantic coast, 1996-2007. *Aquatic Biol.* 10: 167-180.
- WESTERBERG, H., P. RÖNNBÄCK & H. FRIMANSSON 1996: Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES CM* 1996/E:26.
- WETLANDS INTERNATIONAL 2006: *Waterbird population estimates - fourth edition.* Wetlands International, Wageningen.
- WILLIAMS, J. M., M. L. TASKER, I. C. CARTER & A. WEBB 1994: A method of assessing seabird vulnerability to surface pollutants. *Ibis* 137, Suppl.: 147-152.
- WILSON, H. M., J. L. OYEN & L. SILEO 2004: Lead shot poisoning of a Pacific Loon in Alaska. *J. Wildl. Diseases* 40: 600-602.
- ŽYDELIS, R., J. BELLEBAUM, H. ÖSTERBLUM, M. VETEMAA, B. SCHIRMEISTER, A. STIPNIECE, M. DAGYS, M. VAN EERDEN & S. GARTHE 2009: Bycatch in gillnet fisheries – an overlooked threat to waterbird populations. *Biol. Conserv.* 142: 1269-1281.
- ŽYDELIS, R., M. DAGYS & G. VAITKUS 2006: Beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. *Mar. Ornithol.* 34: 161-166.

Manuskripteingang: 21. Februar 2013
Annahme: 11. Juni 2013

Volker Dierschke, Gavia EcoResearch, Tönnhäuser Dorfstr. 20., D-21423 Winsen (Luhe);
E-Mail: volker.dierschke@web.de
Klaus-Michael Exo, Institut für Vogelforschung, An der Vogelwarte 21, D-26386 Wilhelmshaven;
E-Mail: michael.exo@ifv-vogelwarte.de
Bettina Mendel, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Hafentörn, D-25761 Büsum;
E-Mail: mendel@ftz-west.uni-kiel.de
Stefan Garthe, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Hafentörn, D-25761 Büsum;
E-Mail: garthe@ftz-west.uni-kiel.de