



Påverkan av Kattegatt Offshore på tumlare



STOCKHOLM, NOVEMBER 2014

Beställare:

Utredningen är utförd av AquaBiota Water Research på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten.

Författare:

Julia Carlström (julia.carlstrom@aquabiota.se)

Kontaktinformation:

AquaBiota Water Research AB
Adress: Löjtnantsgatan 25, 115 50 Stockholm
Tel: +46 8 522 302 40
www.aquabiota.se

Kvalitetsgranskad av:

Ida Carlén (ida.carlen@aquabiota.se)

Distribution:

Fri

Internetversion:

Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se

Citera som:

Carlström, J. 2014. Påverkan av Kattegatt Offshore på tumlare. AquaBiota Report 2014:06 rev. 34 sid.

Ämnesord:

Tumlare, havsbaserad vindkraft, pålning, undervattensbuller, Kattegatt Offshore, beteendemässig påverkan, fysiologisk påverkan

AquaBiota Report 2014:06 rev

ISBN: 978-91-85975-37-2

ISSN: 1654-7225

Eftertryck tillåtet om källan uttryckligen anges



INNEHÅLL

Sammanfattning	5
1. Introduktion	7
2. Bullernivåer vid pålning.....	8
3. Dämpning av pålningsbuller	10
4. Påverkan av undervattensbuller på tumlare	13
5. Observerad tidsmässig och rumslig påverkan av pålning på tumlare ...	14
6. Gränsvärden för och zoner för påverkan av pålning	16
7. Alternativ till pålade fundament	18
8. Påverkan av gravitationsfundament och drift av havsbaserad vindkraft på tumlare	19
9. MKB för havsbaserad vindkraft.....	20
10. Situationen vid kattegatt offshore	21
11. Slutsatser.....	27
12. Tack	27
13. Referenser	28

SAMMANFATTNING

I Tyskland har Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (BMUB) utarbetat ett koncept för att skydda tumlare från ljudexponering vid konstruktion av havsbaserad vindkraft i södra Nordsjön. Baserat på den vetenskapliga kunskapen om hur tumlare påverkas av undervattensbuller från pålning har BMUB fastställt ett dubbelt gränsvärde: SEL får ej överstiga 160 dB re 1 re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ eller $\text{SPL}_{\text{peak-peak}}$ får ej överstiga 190 dB re 1 re 1 μPa på 750 m avstånd från pålningskällan. Det gränsvärde som nås först skall tillämpas. En genomgång av uppmätta bullernivåer genererade vid pålning samt hur stor dämpning som kan erhållas med olika metoder visar att detta gränsvärde inte kan uppnås med dagens teknik. BMUB konkluderar därmed att det idag inte är möjligt att ge tillstånd för pålning vid konstruktion av havsbaserad vindkraft inom tysk ekonomisk zon i södra Nordsjön.

Baserat på det logistiska sambandet mellan bullernivåer uppmätta vid pålning av elva olika vindkraftsparker eller andra marina konstruktioner beräknas ljudexponeringsnivån (SEL) vid pålning av Kattegatt Offshore vara i storleksordningen 176 – 178 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ på 750 m avstånd om monopile-fundament med en diameter på 6 – 7 m används. Med två alternativa säkerhetsmarginaler baserat på bullernivåerna för de elva olika konstruktionerna beräknas värsta scenario för Kattegatt Offshore vara SEL 181 – 184 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$. Med dagens metoder för dämpning av pålningsbuller kan man förvänta sig en dämpning på 7 – 13 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$, givet att den praktiska tillämpningen av metoden fungerar. För Kattegatt Offshore innebär detta ett värsta scenario med dämpning en ljudexponeringsnivå på 168 – 177 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$. Detta ligger 8 – 17 dB över gränsvärdet fastslaget av BMUB.

Vid pålning av vindkraftparker i södra Nordsjön har tumlare observerats minska kraftigt eller helt försvinna inom en radie på 20 km eller mer. Konstruktionsperioden som helhet har en negativ påverkan. På 50 km avstånd har tumlartätheten observerats öka, vilket tyder på att flyende tumlare förflyttar sig 50 km från pålningsbullret. Inga observationer har gjorts på längre avstånd så den bortre gränsen för förflyttningar är inte känd.

Utbredning av tumlare är tätt knuten till områden med hög produktivitet. Dessa områden antas vara särskilt viktiga för vuxna honors, och därmed hela populationernas överlevnad. Vuxna honor har extra stort energibehov då de i princip alltid är gravida och/eller ger di. Kalvarna diar i 8 – 10 månader och är under merparten av denna period helt beroende av närheten till sin mamma för sin överlevnad.

Om pålning utförs vid Kattegatt Offshore beräknas tumlare påverkas beteendemässigt vid det viktiga området kring Stora Middelgrund. I genomsnitt under året beräknas detta område rymma ca 7 % av alla vuxna honor i populationen i Kattegatt-Bälthavet-sydvästra Östersjön. Populationen är klassad som sårbar (VU) i den svenska rödlistan, har en maximal tillväxtpotential på 4 – 9,4 % och har inte visat några tecken på återhämtning under perioden 1994 – 2012.

Sammantaget bedöms pålning vid Kattegatt Offshore medföra en stor risk för kraftig negativ påverkan på populationsnivå i Kattegatt-Bälthavet-sydvästra Östersjön. Det finns alternativa metoder till pålning samt alternativa fundamenttyper som bedöms generera lägre nivåer av undervattensbuller. Av dessa är gravitationsfundament mest beprövat och i två av tre studier har ingen påverkan på tumlare påvisats.

1. INTRODUKTION

Den här rapporten är ett bemötande av Favonius överklagande till Mark- och miljööverdomstolen angående ansökan om tillstånd till uppförande och drift av vindkraftsverk i Kattegatt, Falkenberg kommun (mål 6960-14), med fokus på tumlare (*Phocoena phocoena*). I den reviderade versionen har Ekvation 2 och beräkningarna baserade på denna korrigerats.

Tumlaren är en art av gemenskapsintresse enligt Habitatdirektivet (Rådets direktiv 1992/43/EEG). Den är upptagen i Annex 2 vilket omfattar arter för vilka Natura2000-områden skall utses, och i Annex 4 vilket omfattar arter för vilka ett strikt skyddssystem skall upprättas. Med detta avses förbud mot att bland annat fånga, döda eller störa exemplar av dessa arter, eller skada eller förstöra fortplantningsplatser eller viloplatser i deras naturliga utbredningsområde. Tumlaren är upptagen i Bernkonventionens Annex II för strikt skydd, samt behandlas av den internationella överenskommelsen om småvalar i Östersjön, Nordostatlanten Irländska sjön och Nordsjön (ASCOBANS) som lyder under Bonnkonventionen. Tumlaren är även upptagen på OSPARs lista över hotade och/eller minskande arter och habitat (OSPAR 2008), samt på HELCOMs rödlista (HELCOM 2007). Tumlaren i Kattegatt är listad som sårbar (VU) både i Sveriges och HELCOMs rödlista (Gärdenfors 2010). Eftersom dess bevarandestatus inte är gynnsam berörs den av två preciseringsområden inom miljö kvalitetsmålet "Hav i balans samt levande kust och skärgård": "Gynnsam bevarandestatus och genetisk variation" samt "Hotade arter och återställda livsmiljöer". Den första preciseringen gäller även för miljö kvalitetsmålet "Ett rikt växt- och djurliv".

Med bakgrund av att tumlaren är en art av gemenskapsintresse, dess bevarandestatus inte är gynnsam och att den kan påverkas negativt av undervattensbuller inom mycket stora avstånd från pålning, samt att Tyskland har ett uttalat mål om att minst 35 % av Tysklands energi skall vara förnyelsebar år 2020, har German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (BMUB) utarbetat ett koncept för att skydda tumlare från ljudexponering vid konstruktion av havsbaserad vindkraft i södra Nordsjön (BMUB 2014). Detta koncept trädde i kraft den 1:a december 2013 och gäller för alla ännu inte beviljade havsbaserade vindkraftsprojekt i Tysklands ekonomiska zon i södra Nordsjön. Anledningen till att konceptet är begränsat till detta havsområde är att för närvarande saknas data om tumlares utbredning och förekomst i tyska Östersjön. Denna information finns dock att tillgå för Kattegatt, varför konceptet är fullt tillämpligt i Kattegatt.

Konceptet presenterar bl.a. ett dubbelt gränsvärde för pålningsbuller och definierar "skada" respektive "signifikant påverkan" för tillämpning av Habitatdirektivet. Det dubbla gränsvärdet gäller i hela Tysklands ekonomiska zon i södra Nordsjön oavsett tolkningen av Habitatdirektivet. Med "skada" avses fysiologisk hörselpåverkan, medan vad som klassificeras som "signifikant påverkan" varierar med bevarandestatus, om störningen sker utom eller inom en särskilt känslig period (i södra Nordsjön definierad som maj – augusti då tumlare ansamlas för reproduktion väster om ön Sylt), samt tumlarens densitet inom det berörda området.

2. BULLERNIVÅER VID PÅLNING

Vid pålning av vindkraftsfundament uppstår mycket kraftiga ljudnivåer (Betke 2008, Tougaard et al. 2009a, Betke & Matuschek 2011). Hur kraftigt ljud som uppstår är bl.a. beroende av fundamentets diameter, ju större diameter desto kraftigare ljud. Betke (2008) visar på detta samband i en tabell och en figur där uppmätt ljud standardiserat till ljudexponeringsnivå och ljudtrycksnivå vid 750 m redovisas för 13 olika pålade fundament med en diameter på 0,9 - 4,7 m. I Tabell 1 visas de av Betke (2008) redovisade värden för fundamentdiameter och ljudexponeringsnivå (Sound Exposure Level, SEL) normaliserad till 750 m. Endast SEL och inte ljudtrycksnivå (Sound Pressure Level, SPL) redovisas här, eftersom dämpning redovisas i SEL senare i dokumentet, vilket gör värdena jämförbara.

Tabell 1. Uppmätt ljudexponeringsnivå (SEL angiven i dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$) vid pålning normaliserad till 750 m. Kolumnerna A–D från Betke (2008), obs att Betke (2008) har förväxlat kolumnerna för SEL och SPL_{peak} vid 750 m i sin tabell. För fullständiga referenser, se Betke (2008). Kolumnerna E–H samt de två nedersta raderna är beräknade från det statistiska sambandet mellan fundamentdiameter och SEL normaliserat till 750 m.

A	B	C	D	E	F	G	H
Konstruktion	Fundament-diameter, m	Normaliserad SEL 750 m	Referens	Genomsnittlig SEL för aktuell diameter	Absolut skillnad normaliserad och genomsnittlig SEL	Genomsnittlig SEL ± 4.9	Genomsnittlig SEL ± 6.1
Port construction, 2005	0.9	157	1	157	0.3	152 - 162	151 - 163
Port construction, 2005	1	159	2	158	1.3	153 - 163	152 - 164
FINO 1, 2003	1.6	162	3	163	0.6	158 - 168	157 - 169
Alpha Ventus, 2008	2.7	170	3	168	2.0	163 - 173	162 - 174
Utgrunden, 2000	3	166	5	169	3.1	164 - 174	163 - 175
SKY 2000, 2002	3	163	4	169	6.1	164 - 174	163 - 175
FINO 2, 2006	3.3	169	1	170	1.1	165 - 175	164 - 176
Amrumbank West, 2005	3.5	171	1	171	0.3	166 - 176	165 - 177
Horns Rev II, 2008	3.9	176		172	4.1	167 - 177	166 - 178
North Hoyle, 2003	4	n/a	6	172	n/a	167 - 177	166 - 178
Q7, 2007	4	177	7	172	4.9	167 - 177	166 - 178
Barrow, 2005	4.7	n/a	8	174	n/a	169 - 179	168 - 180
FINO 3, 2008	4.7	172	2	174	1.8	169 - 179	168 - 180
Beräknat fundament	6			176		171 - 181	170 - 182
Beräknat fundament	7			178		173 - 183	172 - 184

References: 1) ISD/DEWI/ITAP 2007, 2) ITAP, unpublished, 3) Betke & Matuschek 2008, 4) CRI/DEWI/ITAP 2004, 5) McKenzie Maxon 2000, 6) Nedwell et al. 2003, 7) De Jong & Ainslie 2008, 8) Parvin et al. 2006a. SEL för Horns Rev II från Betke (2008).

Betke (2008) anger inte funktionen för sambandet mellan fundamentdiameter och SEL vid 750 m, men med hjälp av regression för en logaritmisk funktion beräknas det vara

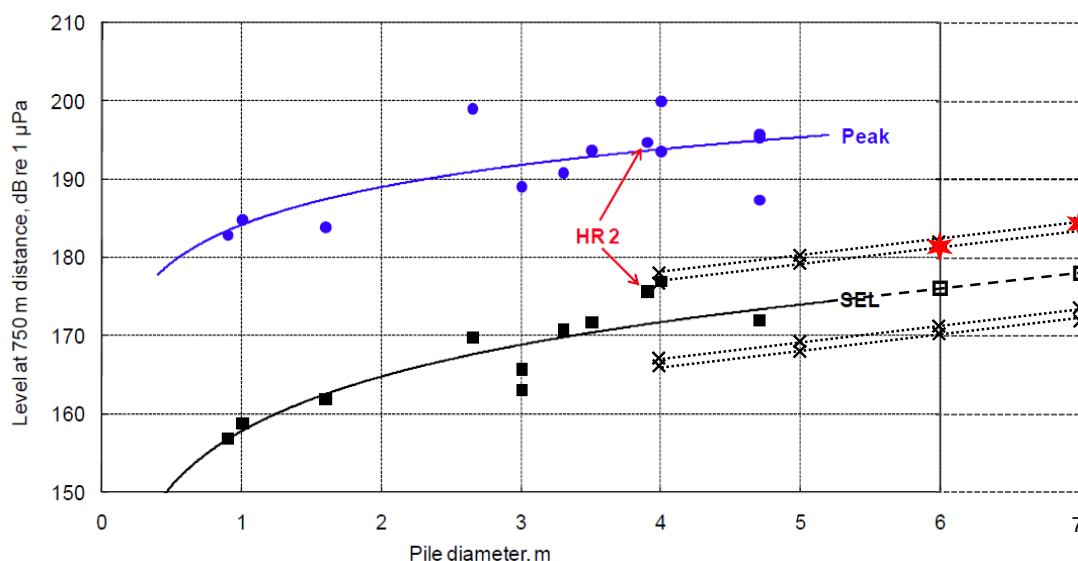
$$SEL = 157,7 + 23,9 * \log_{10}(\text{diameter}). \quad [1]$$

Med hjälp av denna funktion har den genomsnittliga SEL beräknats för samtliga av Betke (2008) redovisade konstruktioner, samt för fundament med en diameter på 6 respektive 7 m. I Tabell 1 syns att den största differensen mellan normaliserad och genomsnittlig SEL är 6,1 dB re 1 μPa^2 s för SKY 2000 (diameter 3 m). Det högsta normaliserade värdet för SEL är 177 dB re 1 μPa^2 s för Q7 (diameter 4 m), vilket ligger 4,9 dB re 1 μPa^2 s över det genomsnittliga värdet.

Favonius sakkunnige i undervattensakustik tillämpar det högsta normaliserade värdet (172 dB re 1 μPa^2 s) som värsta scenario för pålningsbuller vid Kattegatt Offshore. Eftersom pålningsbuller är beroende av fundamentdiameter är det olämpligt att tillämpa det högsta normaliserade värdet uppmät för ett fundament med en diameter på 4 m som värsta scenario för ett monopile-fundament med en diameter kring 6 m. Som värsta scenario bör istället det genomsnittliga värdet för den aktuella diameter plus en säkerhetsmarginal tillämpas. Säkerhetsmarginalen kan vara baserad på t.ex. absoluta eller procentuella skillnader mellan normaliserade och genomsnittliga värden. Procentuella skillnader ger ökande säkerhetsmarginaler med ökande fundamentdiameter, vilket inte kan observeras i det tillgängliga datasetet. Därför föreslås en absolut skillnad att tillämpas, trots att detta är mindre konservativt ur bevarandesynpunkt för tumlare.

För ett fundament med en diameter på 6 – 7 m blir värsta scenario SEL = 181 – 184 dB re 1 μPa^2 s beroende på fundamentets diameter och om 4,9 eller 6,1 dB används som säkerhetsmarginal.

I Figur 1 återges Betkes (2008) figur med extrapolering för större fundamentdiameter för SEL. Extrapoleringen är beräknad på sambandet mellan fundamentdiameter och normaliserad SEL för tillgängliga datapunkter enligt ovan och visas med en streckad linje. De prickade linjerna indikerar genomsnittligt värde för SEL $\approx$ 4,9 respektive 6,1 dB för fundament med en diameter på 4 – 6 m. De röda stjärnorna indikerar lägsta och högsta värde för värsta scenario vid pålning av fundament med en diameter på 6 – 7 m.

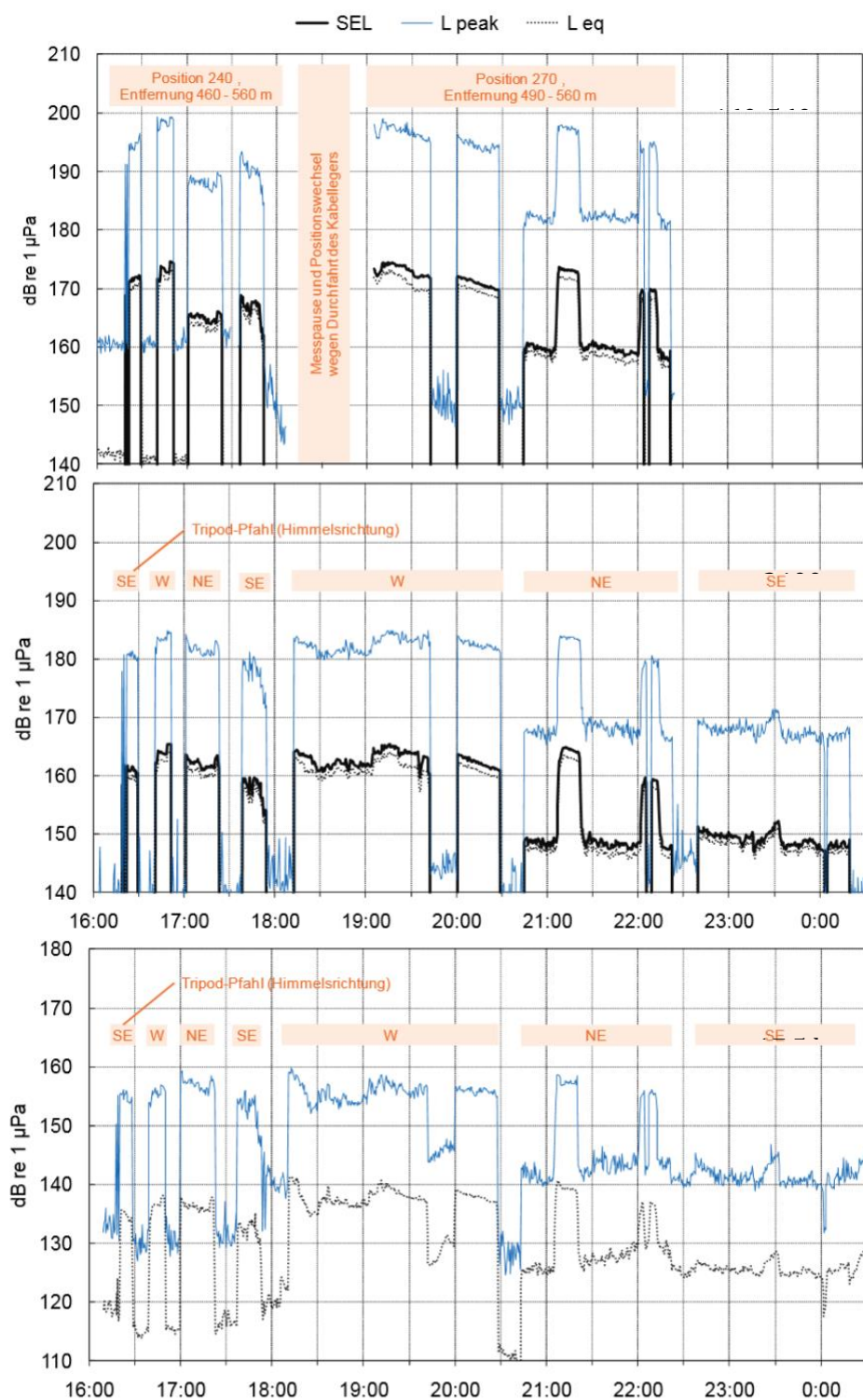


Figur 1. Fyllda symboler visar ljudexponeringsnivå (SEL) och ljudtrycksnivå (SPLpeak) uppmätt vid pålning och normaliserat till ett avstånd av 750 m. Heldragen linje visar det logaritmiska sambandet mellan de normaliserade värdena. Ofyllda kvadrater och den streckade linjen visar genomsnittlig SEL extrapolerat från sambandet mellan normaliserade värden för SEL och fundamentdiameter 0.9 – 4.7 m. Kryss och prickade linjer visar genomsnittliga värden $\pm 4,9$ respektive $6,1$ dB. Röda stjärnor indikerar lägsta respektive högsta nivå för värsta scenario vid pålning av ett fundament med en diameter på 6 – 7 m. Placering av extrapolerade värden samt placering och form av extrapolerade linjer är ej exakt. Ursprunglig figur från Betke et al. (2008).

3. DÄMPNING AV PÅLNINGSBULLER

Såsom Favonius' sakkunnige om tumlare tydligt redogör för i sin rapport finns det tre huvudsakliga metoder för minskning av undervattensbuller från pålning (Tougaard 2014):

1. Minskning av genererat undervattensbuller. Tougaard benämner detta "den bästa lösningen" och anger konstruktion med gravitations- eller suction bucket-fundament eller installation av monopile-fundament med hjälp av vibrering som exempel.
2. Minskning av utstrålat undervattensbuller. Tougaard benämner detta "den näst bästa lösningen" och ger användande av bubbelgardin eller kofferdam som exempel.
3. Minskning av mottaget undervattensbuller. Tougaard benämner detta "den sämsta lösningen" och anger bortskrämmande av tumlare med hjälp av pingers (ADDs), sälskrämmor (AHDs) och gradvis ökande ljudnivå (ramp-up protocol) som exempel. Såsom Tougaard påpekar minskar denna metod endast risken att tumlare utsätts för TTS och PTS, medan avståndet för beteendepåverkan är oförändrat.



Figur 2. Uppmätt ljudexponerings- (SEL) och ljudtrycksnivå (SPLpeak) på olika avstånd vid applicering av bubbelgardin under pålning. Kl 18 bytte strömmen riktning, vilket gjorde att bubblorna framförallt drev till fundamentets östra sida. Detta syns särskilt väl i mätningarna på 2400 m avstånd där bullernivåerna är betydligt lägre på den östra jämfört med den västra sidan. Kl 21.06–21.20, samt 22.00–22.10 är bullernivåerna betydligt högre även på den östra sidan. Vid dessa tidpunkter stängdes bubbelgardinen av. Skillnaden mellan full dämpning och ingen dämpning på den östra sidan är 10–12 dB. Figurer från Betke och Matuschek (2011).

I sin utredning anger Tougaard (2014) att användande av t.ex. bubbelgardiner kan minska bullernivåerna med 10-20 dB och hänvisar till Betke & Matuschek (2011). I Betke & Matuschek (2011) testas effekten av en bubbelgardin vid pålning av ett tripod-fundament i vindkraftsparken Alpha Ventus i södra Nordsjön. I rapporten finns tre figurer som visar uppmätta bullernivåer på 460-560 m, 2400 m, samt 17,5 km avstånd från pålningen. Appliceringen av bubbelgardinen var problematisk, dels pga den behövde avbrytas för luftpåfyllning av kompressorerna, dels pga att vattenströmmar medförde att bubblorna drev i sidled och därmed inte omringade hela fundamentet under tre fjärdedelar av experimenttiden. När bubbelgardinen var i funktion och i den riktning den gav dämpning minskade den pålningsbullret med SEL 10-12 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ (Figur 2).

OSPAR (2014) har gjort en sammanställning över olika bullerdämpningsmetoder som innehåller en teknisk beskrivning, de praktiska erfarenheterna, erhållen dämpning, samt metodens utvecklingsstatus. De metoder som redogörs för är stora bubbelgardiner, små bubbelgardiner, isolerande höljen, vattentömnda kofferdams, samt "Hydro Sound Dampers (HSD)" / inkapslade bubblor. En liknande men mer kortfattad översikt ges av BMUB (2014).

I OSPARs och BMUBs sammanställningar ges ytterligare två exempel på bubbelgardin utöver Betke & Matuschek (2011). Dessa är från pålning av de två vindkraftsparkerna FINO 3 (2008, fundamentdiameter 4,7 m) och Borkum West II (2012, fundamentdiameter 2,5 m) i södra Nordsjön. Vid FINO 3 uppnåddes en dämpning på SEL 7 – 12 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ (Grießman et al. 2009) och vid Borkum West II SEL 9 - 13 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ (Pehlke et al. 2013). Dessa två dokument har dock inte granskats för denna rapport.

När det gäller övriga metoder testades och utvärderades fem olika i ett och samma experiment (Wilke et al. 2012). För experimentet pålades på ett redan etablerat monopile-fundament med en diameter på 2,2 m i sydöstra Östersjön. De fem olika metoderna var:

1. Ett stålrör med dubbla väggar med luftfyllning. En bubbelgardin kan genereras mellan fundamentet och stålröret (IHC mit/ohne Balsenschleier).
2. En dubbel gardin gjord av brandslangar som fylls med komprimerad luft (Menck FWSM).
3. Ett system med flera ringar på olika höjd i vattenpelaren. Från ringarna genereras luftbubblor (Weyres Little Bubble Curtain).
4. Ett modulsystem bestående av två sammansatta rör som innehåller två interna bubbelgardiner (Weyres BeKa-Schale).
5. Ett nät på vilket inkapslade luftbubblor med bestämd storlek och form är fastsatta (Elmer HSD).

Mätningarna gjorde i enlighet med StUK3, den då rådande tyska standarden för hur undersökningar skall utföras för att mäta påverkan från havsbaserad vindkraft på marin miljö (BSH 2007, se "MKB för havsbaserad vindkraft"). Samtliga system fungerade väl, men den erhållna dämpningen varierade kraftigt mellan olika frekvenser.

Den uppmätta dämpningen för de olika metoderna redovisas i Tabell 2. Det anges dock att pga de hydroakustiska förhållandena vid mätplatsen och fundamentets beskaffenhet skall mätvärdena korrigeras med ca 2 – 3 dB, vilket gör att systemen beräknas ha en potential att dämpa bredbandsbullret med totalt 7 – 9 dB på 750 m avstånd.

Tabell 2. Uppmätt dämpning i Δ SEL för olika bullerdämpningsmetoder. Observera att ytterligare 2 – 3 dB skall läggas till dämpningen för att spegla ett fullskaligt projekt där fundament pålas ned i sedimentet. Från Wilke et al. (2012).

System	Beskrivning	Δ SEL (dB) 375-750 m
1	IHC NMS with bubble curtain	5.6
	IHC NMS w/o bubble curtain	5.1
2	Menck FHS with 1,0 bar	5.0
	Menck FHS with 2,0 bar	4.4
3	Weyres LBC	4.2
4	Weyres BeKa 0 bar	5.9
	Weyres BeKa 5 bar	5.9
	Weyres BeKa 7 bar	6.1
5	Elmer HSD M Ring	5.0
	Elmer HSD O Ring	4.2
	Elmer HSD I Ring	5.4
	Elmer HSD MO Ring	5.4
	Elmer HSD MI Ring	4.9
	Elmer HSD OI Ring	5.4
	Elmer HSD MOI Ring	5.4

Med bästa möjliga teknik för dämpning av undervattensbuller vid pålning kan man förvänta sig en dämpning i storleksordningen SEL 7 – 13 dB re 1 μ Pa² s.

4. PÅVERKAN AV UNDERVATTENSBULLER PÅ TUMLARE

Påverkan av undervattensbuller på marina däggdjur delas upp i två huvudgrupper: beteendepåverkan respektive fysiologisk påverkan. Graden av beteendepåverkan ökar med ökande bullernivåer. Exempel på observerad beteendepåverkan av olika grader är (Southall et al. 2007):

- Mindre påverkan: mindre förändringar i rörelsemönster, andningsfrekvens eller ekolokaliseringsbeteende
- Intermediär påverkan: moderata förändringar i ovanstående, mindre initial skrämselreaktion, tillfälliga eller mindre separationer av mamma och beroende kalv, eller tillfälligt minskat reproduktionsbeteende
- Kraftig påverkan: från moderat till utdragen och stor separation av mamma och beroende kalv med störning av deras akustiska kontakt, från moderat till utdraget minskat reproduktionsbeteende, långvarigt undvikande av området, eller panikartad flykt.

Beteendepåverkan kan uppfattas som mildare än fysiologisk påverkan, men kan leda både till att individer dör eller att hela populationer påverkas. Exempel på sådana reaktioner är att mamma och kalv som är beroende av att få dia för sin överlevnad skräms isär, eller att tumlare skräms bort från ett för populationen viktigt område under en längre tid.

Eftersom tumlare är en liten val som lever i kalla tempererade vatten har den hög energiomsättning (Koopman 1998, Lockyer & Kinze 2003, Lockyer 2007), vilket gör att deras utbredning är tätt knuten till produktiva områden (t.ex. Embling et al. 2010, Gilles et al. 2011, Sveegaard et al. 2012). En tumlare äter flera gånger per dygn och om den är utan föda i några dagar är risken stor för att den fryser ihjäl. För honorna som oftast är både dräktiga och digivande samtidigt, samt under merparten av året är i sällskap med en kalv som har sämre dyk- och simförmåga, är beroendet av reproduktiva områden ännu större. Kalvar har mindre energireserver än vuxna djur och dör inom några dagar om de inte får di. Detta innebär att områden som nyttjas av vuxna honor är särskilt känsliga för beteendemässig störning.

Fysiologisk påverkan delas i sin tur upp i två undergrupper: tillfällig hörselnedsättning (TTS) respektive permanent hörselnedsättning (PTS). Såsom framgår av termerna är TTS övergående medan PTS inte är det. TTS kan dock övergå till PTS och risken för att detta sker ökar med ökande ljudtrycks- och ljudexponeringsnivåer, exponeringens varaktighet, samt hur många gånger exponeringen upprepas. Som gränsvärde för fysiologisk påverkan används därför alltid gränsvärdet för TTS och aldrig för PTS.

5. OBSERVERAD TIDSMÄSSIG OCH RUMSLIG PÅVERKAN AV PÅLNING PÅ TUMLARE

För denna rapport har information om tidsmässig och rumslig påverkan funnits tillgängliga för fem pålade vindkraftsparker i södra Nordsjön: Horns Rev I, Horns Rev II, Alpha Ventus, Egmond aan Zee och Thornton Bank. En översikt över fundamenttyp, total turbinhöjd och turbinkapacitet ges i Tabell 4.

Tabell 4. Fundamenttyp, total turbinhöjd och turbinkapacitet för fem vindkraftsparker i södra Nordsjön. Uppgifter hämtade från <http://www.4coffshore.com> (20 nov 2014).

Vindkraftspark	Fundamenttyp	Total turbinhöjd (m)	Turbinkapacitet (MW)
Horns Rev I	Monopile	110	2
Horns Rev II	Monopile	114.5	2.3
Egmond an Zee	Monopile	115	3
Alpha Ventus	Tripod, jacket	150	5
Thornton Bank I, II	Jacket	158	6.15

Vid pålning av Horns Rev I observerades en kraftig minskning i ekolokaliseringsaktivitet i både konstruktions- och kontrollområdet som var beläget på 25 km avstånd. Detta tyder på att tumlarna övergav hela det undersökta området. Ingen rumslig gradient kunde uppmätas i reaktionen, dvs den var lika stark på 25 km avstånd från pålningskällan som

vid själva källan. Det går därmed inte att fastställa hur stor den rumsliga effekten var, endast att den sannolikt sträckte sig avsevärt längre bort än 25 km. Tidsmässigt varade effekten i 6 – 8 timmar efter att pålning hade upphört. En förklaring till denna snabba återhämtning kan vara att Horns Rev är mycket dynamiskt och att de tumlare som återkoloniserade området inte var samma individer som skrämts bort. Sett över konstruktionsperioden och den efterföljande semi-operativa perioden (med mycket båttrafik) som helhet minskade tumlares ekolokaliseringsaktivitet i konstruktionsområdet jämfört med i kontrollområdet. Under driftsfasen återhämtade sig tumlartätheten till samma nivåer som under kontrollperioden (Tougaard et al. 2006). Pga av tekniska problem är resultaten från Horns Rev I dock statistiskt osäkra (Tougaard 2014).

Vid Horns Rev II observerades en 100 %-minskning i tumlares ekolokaliseringsfrekvens efter pålningsslag. Tiden för återhämtning minskade med ökande avstånd från pålningskällan. På 2,6 km avstånd från pålningen var den 24 – 72 timmar och på 17,8 km avstånd var den 10 – 23 timmar. Upp till ett avstånd av 4,7 km översteg tiden för återhämtning den normala tiden mellan pålningsslagen, vilket ledde till en kraftig minskning över hela den fem månader långa konstruktionsfasen. (Brandt et al. 2011). Inga uppgifter finns tillgängliga om den efterföljande driftsfasen.

Flyginventeringar vid Alpha Ventus visade på kraftigt undvikande av området inom 20 km från pålningskällan och modelleringar av uppmätt ekolokaliseringsfrekvens på en ökning av tumlare vid mätstationsstationer placerade 25 och 50 km från pålningskällan. Detta tolkas som att tumlare förflyttades upp till minst 50 km från pålningen. Väntetiden (tiden mellan första och andra tumlardetektion) ökade med ökad varaktighet av pålningen (Dähne et al. 2013). Inga uppgifter finns tillgängliga om den efterföljande driftsfasen.

Från Egmond aan Zee saknas uppgifter om påverkan medan vindkraftsparken anlades. Konstruktionen föregicks dock av drygt ett års kartläggning av tumlares ekolokaliseringsaktivitet. Dessa visar att under den tiden på året som parken anlades var området i princip tomt på tumlare, vilket innebär att pålningen hade ingen eller mycket ringa påverkan. Uppföljning efter konstruktion visar på en ökad förekomst av tumlare i jämförelse med kontrollperioden, vilket antas bero på ökad födotillgång och minskat buller pga minskad båttrafik efter parkens tillkomst (Sheidat et al. 2011).

Vid Thornton Bank observerades en nedgång i tumlartäthet inom en radie av ca 20 km från pålning. Observationerna gjordes med hjälp av flyginventeringar och rumslig modellering. Beträffande metoderna konstateras att det är uppenbart att undersökningarna måste kombineras med akustiska mätningar av tumlares täthet och antal (Haelters et al. 2013)

Sammanfattningsvis visar resultaten från de fyra pålade vindkraftsparkerna att den direkta rumsliga effekten av pålning är mycket omfattande och att tiden för återhämtning sträcker sig från timmar till dagar. Konstruktionsperioden som helhet har en negativ påverkan och det finns mycket lite information om hur änge denna effekt kan vara efter konstruktionens slut. Eftersom konstruktion av en hel vindkraftspark tar från flera månader till år är risken för påverkan på populationsnivå mycket stor om ett område som

är viktigt för populationens reproduktion ligger inom avståndet för påverkan under den tid som vindkraftsparken anläggs. Om konstruktion kan göras utan påverkan på tumlare kan en vindkraftspark medföra en positiv effekt genom att fungera som konstgjort rev samt skydda mot existerande hög båttrafik.

Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (BMUB) i Tyskland har fastslagit att det inte är möjligt att ge tillstånd till pålning av havsbaserad vindkraft i Nordsjön eftersom det inte är möjligt att uppfylla följande gränsvärden med bästa möjliga teknik, oavsett fundamentdiameter:

- SEL får ej överstiga 160 dB re 1 re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$, eller
- $\text{SPL}_{\text{peak-peak}}$ får ej överstiga 190 dB re 1 re 1 μPa

på 750 m avstånd från pålningskällan. Det gränsvärde som nås först skall tillämpas.

6. GRÄNSVÄRDEN FÖR OCH ZONER FÖR PÅVERKAN AV PÅLNING

I Tyskland tillämpas ett dubbelt gränsvärde för pålningsbuller på tumlare: SEL får ej överstiga 160 dB re 1 re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ eller $\text{SPL}_{\text{peak-peak}}$ får ej överstiga 190 dB re 1 re 1 μPa på 750 m avstånd från pålningskällan. Det gränsvärde som nås först skall tillämpas.

Baserat på uppmätta bullernivåer vid pålning och erhållen dämpning med olika tekniker fastställer BMUB (2014) att det idag inte är möjligt att uppfylla gränsvärdet med bästa möjliga teknik, oavsett fundamentets diameter. BMUB konkluderar därmed att det inte är möjligt att ge tillstånd för pålning vid konstruktion av havsbaserad vindkraft inom tysk ekonomisk zon i Nordsjön.

För att utvärdera hur gränsvärdet förhåller sig till observationer av tumlares beteendepåverkan vid pålning behövs en spridningsmodell för undervattensbuller som gäller för de avstånd som beteendepåverkan sker. BMUB (2014) har kommit fram till att i södra Nordsjön beskrivs spridning av bredbandsbuller från pålning bäst av en formel framtagen av Elmer et al. (2007):

$$TL = (14 + r \cdot 0.0002) \cdot \log(r), \quad [2]$$

där TL står för Transmission Loss och r anger hur mycket SEL har minskat från 1 m till avståndet r mätt i meter. (2014) konstaterar att formeln ger en tillräckligt god approximation och att den gör det möjligt att uppskatta SEL för bredbandsbuller på avstånd upp till ca 20 km från pålningsplatsen.

Denna formel har sedan tillämpats på uppmätta bullernivåer vid pålning av vindkraftsparkerna Horns Rev II och Alpha Ventus i södra Nordsjön. Resultaten för detta, samt data om bullernivåer för beteendemässig och fysiologisk respons uppmätta i kontrollerade experiment med tumlare i fångenskap visas i Tabell 3.

Tabell 3. Ljudexponeringsnivåer (SEL angiven i dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$) för påverkan respektive ingen påverkan av impulsivt ljud på tumlare. Som plats anges antingen vindkraftsparkens namn eller "exp" för kontrollerat experiment i fångenskap. PPM = Porpoise Positive Minutes, dvs antal minuter inom vilka tumlare har observerats, väntetid = tid mellan förekomst av observerade tumlargrupper.

Typ av respons	Plats	Parameter	Påverkan, SEL	Ej påverkan, SEL	Referens
Beteende	Horns Rev II	PPM/tim	138	134	Brandt et al. 2011
Beteende	Alpha Ventus	Väntetid	140	134	Dähne et al. 2013, Betke & Matuschek 2011
Beteende	Exp	Ökad andnings-frekvens	127		Kastelein et al. 2013
Beteende	Exp	Aversiv reaktion och undvikande	145		Lucke et al. 2009
Fysiologisk	Exp	Tillfällig hörselnedsättning (TTS)	164,3		Lucke et al. 2009

I tillägg till ovanstående refererar BMUB (2014) även till Pehlke et al. (2013). Pehlke et al. fann ett signifikant beteendemässigt tröskelvärde på SEL 144 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ medan pålning pågick. Under de efterföljande 24 timmarna orsakade 135 – 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ signifikant beteendepåverkan ibland, medan 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ orsakade hög till extremt hög beteendemässig störning. Denna referens har dock inte granskats för den här rapporten.

Tougaard et al. (2015) har gjort en sammanställning över vid vilka ljudnivåer tumlare reagerar negativt för olika frekvenser och jämfört med tumlares hörselkurva. Data om tumlares reaktioner har sammanställts från elva olika studier i fält och fångenskap. Sammantaget visar detta att tumlare reagerar negativt vid ljud som är ca 40 – 50 dB över deras hörseltröskel. Vid pålning ligger merparten av energin i frekvensintervallet kring 100 – 1000 Hz (Nedwell et al. 2007, Bailey et al. 2010, Betke & Matuschek 2011). Vid 40 Hz reagerar tumlare negativt på SEL strax under 150 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ och vid 1000 Hz på SEL ca 130 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ enligt det samband som Tougaard et al. (2015) påvisar. Detta ger stöd för BMUBs (2014) slutsats att tumlare påverkas beteendemässigt vid SEL under 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ vid pålning.

Sammantaget visar dessa studier att fysiologisk påverkan från ett enda impulsivt ljud (t.ex. ett pålningsslag) uppstår redan vid SEL = 160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ och att flyktbeteende från upprepade pålningsslag triggas vid SEL $\leq$ 140 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$. Detta innebär att vid tillämpning av det aktuella tyska gränsvärdet påverkas tumlare fysiologiskt inom en radie av 75 m från pålningen och flyr inom en radie av minst 8 km.

7. ALTERNATIV TILL PÅLADE FUNDAMENT

Alternativa metoder till pålning är vibration respektive borrar av fundament, eller att använda helt andra fundamenttyper såsom gravitations- eller "suction bucket"-fundament. I detta avsnitt redogörs för BMUBs (2014) och OSPARs (2014) slutsatser om dessa metoder och fundamenttyper, ursprungliga referenser har endast granskats om de anges. För samtliga angivna fundamenttyper listar Saleem (2011) för- och nackdelar med fokus på tekniska aspekter.

Vid vibrationspålning drivs fundamentet ned genom oscillation med en frekvens på ca 20 Hz (Saleem 2011). OSPAR (2014) redogör för fem olika konstruktioner där vibrationspålning har använts; fyra havsbaserade vindkraftsparker samt en konstgjord ö. En av vindkraftsparkerna är Anholt i Kattegatt där två fundament vibrerades ned. Fundamenten i de olika konstruktionerna har en diameter på 2,6 – 22 m. Vissa kunde vibreras i sin helhet, medan andra endast kunde vibreras ned de första metrarna och därefter behövde slås ned till fullt djup. För tre av konstruktionerna presenteras jämförande bullernivåer, för dessa var ljudtrycksnivån (L_{eq}) vid vibrationspålning ca 15 – 20 dB lägre än vid pålningsslag. Vibrationspålning fungerar främst i lösare sediment som sand, men inte i kompakt lera. Om fundamentet når mer kompakta lager medan det drivs ned ökar ljudtrycksnivån och frekvensen går upp. Till skillnad från pålningsslag som genererar impulsivt ljud genererar vibrationspålning kontinuerligt ljud, vilket gör att direkta jämförelser inte kan göras. Med kontinuerligt ljud ökar risken för ackumulerad ljudexponeringsnivå över tid för marina däggdjur, men å andra sidan går det 3 – 4 gånger fortare att driva ned ett fundament med vibrationspålning än med slag. OSPARs (2014) samlade bedömning är att vibrationspålning är en beprövad teknik som finns tillgänglig på marknaden. BMUB (2014) poängterar att vibrationspålning endast fungerar i lösare sediment och att mer kompakta sediment kan orsaka problem med fundamentets stabilitet. BMUBs (2014) slutsats är därför att metoden inte är tillräckligt vetenskapligt prövad för att tillämpas vid konstruktion av havsbaserad vindkraft i tyska Nordsjön.

I fasta och blandade sediment kan borrarade fundament vara ett alternativ. Borrar kan göras i vattendjup ned till 80 m och fundamentet kan ha en diameter på upp till 10 m, men metoden är långsammare än pålning (BMUB 2014). Till skillnad från vibrerade eller pålade fundament kan borrarade fundament vara av betong. OSPAR (2014) redogör för tre olika företags tekniker med borrar av fundament och ger exempel på fyra havsbaserade vindkraftsparker där monopiles med en diameter på 4 - 4,7 m har borrats ned. En av dessa parker är Bockstigen vid Gotland. Inga bullernivåer har mätts vid borrar i utsjömiljö, men de antas vara lägre än vid pålning (BMUB 2014, OSPAR 2014). Liksom vid vibrationspålning genereras kontinuerligt och inte impulsivt ljud. OSPAR anger att metoden finns tillgänglig på marknaden, är beprövad i urberg, sand- och kalksten, men att det saknas stabilitetsundersökningar för borrarade fundament i sandiga sediment. BMUB anger att metoden har använts framgångsrikt där substratförhållandena är komplicerade, men anser inte att metoden har nått tillräcklig mognad på marknaden. Studier pågår för att förbättra metodens hastighet och vädertolerans (BMUB 2014).

Gravitationsfundament kan vara gjorda av betong och/eller stål. Innan de placeras på havsbotten måste mindre stabila sedimentlager i ytan ofta schaktas bort. Därefter placeras fundamentet på havsbotten och fylls vanligen med ballast av sand eller grus. Fundamentet hålls upprätt på plats genom sin tyngd. Erosionsskydd behövs ofta på sedimentytan runt fundamentets bas för att förhindra att löst sediment eroderar. En översikt över olika modeller och produktionstyper ges av Koschinsky & Lüdermann (2013). Gravitationsfundament har använts i t.ex. vindkraftsparkerna Nysted, Sprogø, Rødsand och Middelgrunden i Danmark, samt Lillgrund i Sverige. Vid installation av gravitationsfundament genereras kontinuerligt buller vid muddring av botten samt från fartyg, men bullernivåerna är låga (BMUB 2014, OSPAR 2014). Både OSPAR och BMUB bedömer metoden som väl beprövad på vattendjup upp till ca 20 m, samt anger att arbete pågår för att utprova metoden på vattendjup upp till 45 m. BMUB (2014) påpekar dock att problem uppstår om metoden används i skyddade biotoper eftersom fundamentet och erosionsskyddet upptar stora ytor av havsbotten. Vid installation kan även suspendering av sediment i vattenmassan följt av sedimentation vara ett problem för bottenlevande arter.

Den sista fundamenttypen i den här översikten är "suction bucket/ caisson/ can/ anchor". En "suction bucket" är som en uppochnedvänd stenka i stål med öppningen nedåt och den drivs ned i sedimentet med hjälp av sugkraft. "Suction bucket" är en väl beprövad metod för konstruktion av ankringsfundament till olje- och gasplattformar. "Suction bucket"-fundament har använts vid konstruktion av en transformatorstation (Barkhoff et al. 2013) samt tre meteorologiska master vid sammanlagt tre vindkraftsparker i södra Nordsjön och norra Kattegatt (OSPAR 2014). Vid installation av "suction bucket"-fundament genereras undervattensbuller från de elektriska sugpumparna. Nivåerna av detta kontinuerliga buller troligtvis dock låga (BMUB 2014, OSPAR 2014). BMUB (2014) anger att metoden kräver omfattande forskning och utveckling innan metoden är mogen för marknaden och OSPAR (2014) redogör för pågående utvecklingsarbete.

Sammanfattningsvis kan fundament drivas ned i havsbotten med hjälp av vibration eller borrar, och som alternativa fundamenttyper finns gravitations- och "suction bucket"-fundament. Samtliga bedöms generera lägre nivåer av undervattensbuller än pålning, den tekniska lämpligheten beror på de lokala förhållandena och de olika metoderna/fundamenttyperna har nått olika grad av mognad. Mest beprövat gravitationsfundament.

8. PÅVERKAN AV GRAVITATIONSFUNDAMENT OCH DRIFT AV HAVSBASERAD VINDKRAFT PÅ TUMLARE

Av ovanstående metoder och fundamenttyper finns det information om tumlare från Sprogø, Nysted, samt Rødsand 2 i Danmark som alla är konstruerade med gravitationsfundament. Sprogø ligger i Stora Bält och är en liten vindkraftspark med endast sju fundament. För Sprogø kunde ingen effekt påvisas under eller efter konstruktion (Tougard & Carstensen 2011).

Nysted vindkraftspark ligger söder om Fyn och består av 72 gravitationsfundament. Under konstruktionsfasen minskade tumlares ekolokaliseringsaktivitet till 11 % i jämförelse med under den föregående kontrollperioden. Elva år senare har den nått upp till 29 % (Teilmann & Carstensen 2012). Möjliga förklaringar till denna minskning är att platsen var skyddad vilket gjorde konstruktionsbullret mer märkbart, att området ursprungligen hade en låg tumlartäthet vilket gjorde att tumlarna kunde förflytta sig till andra områden utan ökad konkurrens eller att påverkan pågick relativt lång tid (Carstensen et al. 2006). Alternativt är det möjligt att de 2 – 3 månader som den föregående kontrollperioden varade inte var representativa för området och perioden som helhet (Tougaard 2014).

Vid närliggande Rødsand 2 som består av 90 gravitationsfundament uppmättes ingen skillnad i ljudnivåer eller tumlares ekolokaliseringsaktivitet efter konstruktion i jämförelse med före konstruktion (Teilmann et al. 2012).

Beträffande undervattensbuller vid drift av havsbaserad vindkraft bedöms påverkan på tumlare vara liten. Mätningar av undervattensbuller vid tre olika vindkraftsparkerna Middelgrunden, Vindeby, och Bockstigen-Valar visar att driftsbullret är hörbart för tumlare inom en radie på 20 – 70 m från fundamentet (Tougaard et al. 2009b).

9. MKB FÖR HAVSBASERAD VINDKRAFT

Den tyska myndigheten BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie) har tagit fram en standard ("StUK") som anger hur undersökningar skall utföras för att mäta påverkan på marin miljö från havsbaserad vindkraft (BSH 2013). Denna standard måste följas vid utförande av miljökonsekvensbeskrivningar i tyska vatten. Standarden inkluderar undersökningar under en kontrollperiod före konstruktion på minst två år, under konstruktionsperioden, samt under de tre till fem första åren i drift.

För marina däggdjur omfattar undersökningarna bl.a. kartläggning av antal och täthet med hjälp av flyginventeringar i ett område på minst 2000 km² samt minst med 20 km radie från det planerade konstruktionsområdets mittpunkt, kartläggning av habitat användning med hjälp av C-POD (tumlar klickdetektorer), samt bullermätningar. Undersökningarna skall utföras både i projektområdet och i ett referensområde. De två områden skall vara så likvärdiga som möjligt, både när det gäller naturliga förhållanden och mänsklig påverkan bortsett från vindkraftsparken.

Om vindkraftsparken bedöms kunna ha en påverkan på ett marint skyddat område eller ett område som har klassats vara ekologiskt värdefullt måste miljökonsekvensbeskrivningen kompletteras med en särskild utredning om vindkraftsparkens eventuella påverkan på arter och habitat listade i Habitatdirektivet (Rådets direktiv 1992/43/EEG).

Eftersom Sverige ännu saknar en tydlig vägledning för hur bullerpåverkan skall undersökas vid konstruktion av havsbaserad vindkraft är StUK en bra utgångspunkt för att väsentliga delar inte skall missas.

10. SITUATIONEN VID KATTEGATT OFFSHORE

Baserat på sambandet mellan uppmätta och normaliserade värden för SEL (Betke 2008) och en säkerhetsmarginal på 4,9 – 6,1 dB beräknas värsta tänkbara scenario vid pålning av Kattegatt Offshore (diameter på 6 – 7 m) vara SEL 181 – 184 dB re 1 μPa^2 s vid 750 m. Med bästa möjliga teknik för dämpning kan man med dagens teknik förvänta sig en maximal dämpning på SEL 7 – 13 dB re 1 μPa^2 s, givet att metoden fungerar praktiskt. Detta skulle resultera i SEL 168 – 177 dB re 1 μPa^2 s, vilket är 8 – 17 dB över det gränsvärde som idag tillämpas i Tyskland. Slutsatsen blir alltså densamma som BMUBs (2014) generella slutsats att det idag inte finns någon teknik som uppfyller detta gränsvärde, varvid pålning inte är tillrådligt.

Med maximal dämpning beräknas värsta scenario för pålning av Kattegatt Offshore överstiga det gränsvärde som tillämpas i Tyskland med 8 – 17 dB re 1 μPa^2 s (SEL).

För att beräkna påverkansområden av pålningsbuller från Kattegatt Offshore har bullernivåerna för värsta tänkbara scenario med respektive utan dämpning först räknats om till 1 m och därefter till 750 m med hjälp av spridningsmodellen från Elmer et al. (2007) (Tabell 5). Som gräns för fysiologisk påverkan har SEL 160 dB re 1 μPa^2 s tillämpats och för minskning av ekolokaliseringsaktivitet 137 dB. SEL 137 dB re 1 μPa^2 s valdes eftersom en minskad ekolokaliseringsaktivitet av tumlare påvisades vid Horns Rev II vid SEL $\geq$ 138 dB re 1 μPa^2 s (Brandt et al. 2011). I Tabellen anges även det avstånd som tumlare beräknas påverkas beteendemässigt på vid buller på 1000 Hz (Tougaard et al. 2015). Notera dock att Ekvation 2 gäller för bredbandsbuller och inte är utvärderad för specifika frekvensband.

I tillägg till avstånden presenterade i Tabell 5 är det viktigt att notera att Dähne et al. (2013) observerade en signifikant ökning av tumlartätheten vid 25 och 50 km avstånd från pålningsområdet. Ökningen antogs bero på bortskrämning av tumlare på kortare avstånd och den innebär att tumlare kan förflyttas inom en radie av minst 50 km från pålning. Undersökningen sträckte sig inte bortom 50 km.

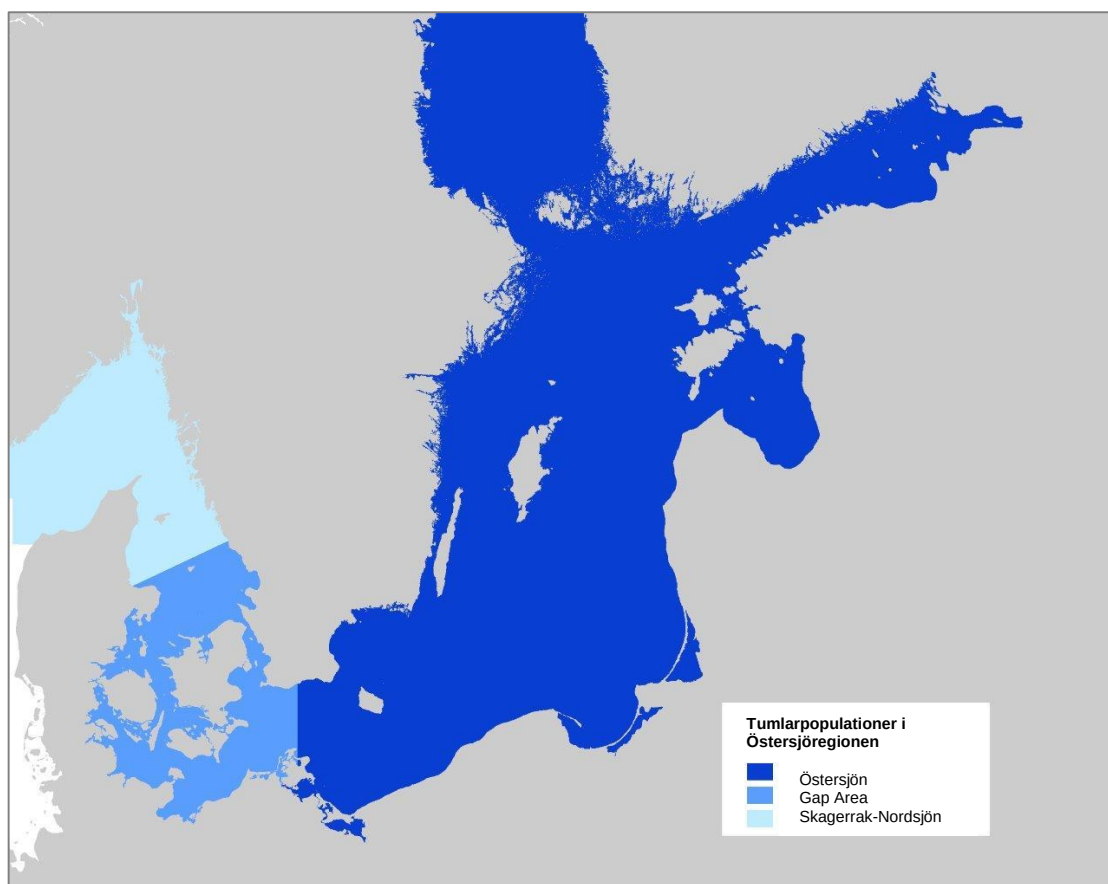
Utbredningsområdet för tumlarpopulationen i Kattegatt visas i Figur 3. De föreslagna populationsgränserna har identifierats med hjälp av satellitmärkta tumlares rörelser samt genetiska och morfometriska studier (Wiemann et al. 2010, Sveegaard et al. 2011a, Galatius et al. 2012). Hur tätheten av tumlarna varierar under året och vilka områden som är viktiga för populationen är väl dokumenterat, främst genom täthetsanalyser av 37 satellitmärkta djur under mer än ett decennium (Teilmann et al. 2008, Sveegaard et al. 2011a). Akustiska inventeringar har bekräftat betydelsen av de viktiga områdena

(Sveegaard 2011b). Antalet tumlare inom ett område som sträcker sig från Skagens nordligaste punkt och rakt österut till den svenska kusten i norr, ned till undervattensryggen vid Darss i sydost inventerades med hjälp av visuella transekter senast år 2012 (Viquerat 2014). Inom detta område, som är alltså något större än populationens utbredningsområde i Figur 3, beräknades antalet tumlare till 40 475 djur (95 % konfidensintervall 25 614 – 65 041). Tumlartätheten var inte signifikant skild från de som beräknats för överlappande områden vid inventeringar år 1994 och 2005.

Tabell 5. Påverkansområden av beräknat pålningsbuller från Kattegatt Offshore på tumlare. SEL vid 1 m samt avstånd för påverkan har beräknats med Ekvation 2 (Elmer et al. 2007). Avståndet för fysiologisk påverkan har beräknats som när SEL minskat till 160 dB re 1 μPa^2 s. Avstånden för beteendemässig påverkan har beräknats som när SEL minskat till 137 respektive 130 dB re 1 μPa^2 s. Förklaringar till dessa ljudexponeringsnivåer ges i texten.

Scenario	Dämpning	SEL 750m (dB re 1 μPa^2 s)	SEL 1m (dB re 1 μPa^2 s)	Avstånd för fysiologisk påverkan (km)	Avstånd för beteendepåverkan (km)	
					Brandt et al. (2011), BMUB (2014)	1 kHz Tougaard et al. (2015)
Värsta min	Nej	181	222	8.5	26	32
Värsta max	Nej	184	225	10.5	28	34
Värsta min	Ja	168	209	2.3	16	21
Värsta max	Ja	177	218	6.1	23	28

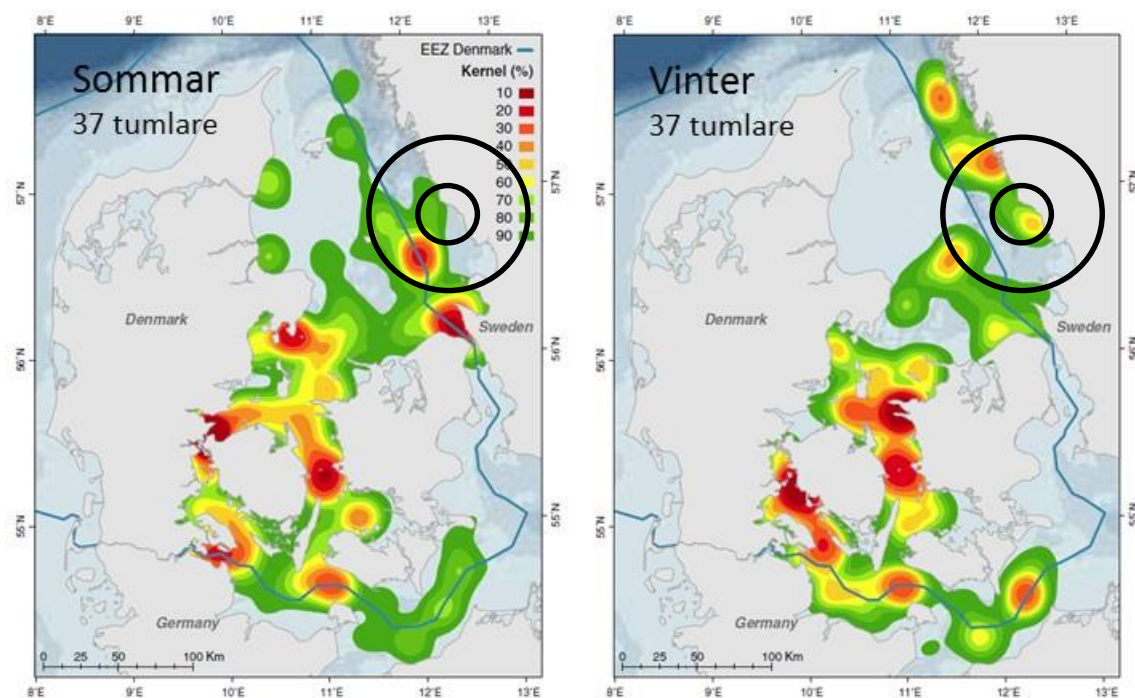
Även livscykeln hos tumlarpopulationen i Kattegatt-Bälthavet-sydvästra Östersjön är relativt väldokumenterad. Hanarna blir könsmogna kring 3 – 4 års ålder och honorna kring 4 (Sörensen & Kinze 1994, Lockyer & Kinze 2003). Färre än 5 % blir äldre än 12 år (Lockyer 2003, Lockyer & Kinze 2003). Honorna får en kalv varje eller vartannat år (graviditetsfrekvensen är ca 0,6 – 0,7 per år (Sörensen & Kinze 1994, Hedlund 2008). Detta gör att en tumlarpopulation har låg maximal tillväxthastighet (max 4 – 9,4 % per år, Caswell 1998, Barlow & Boweng 1991, Woodley and Read 1991) och en generationstid på 8 – 10 år. Kalvningen sker kring från mitten av maj till slutet av juni och parningen från början av juli till mitten av augusti (Börjesson & Read 2003, Lockyear & Kinze 2003). Kalven diar sin mamma i ca 8 – 10 månader (Lockyer 2003), dvs till mitten av februari/mitten av april.



Figur 3. Ungefärliga populationsgränser för tumlare i Östersjöregionen. Gap Area = tumlarpopulationen i Kattegatt-Bälthavet-sydvästra Östersjön, dvs den population som berörs av Kattegatt Offshore.

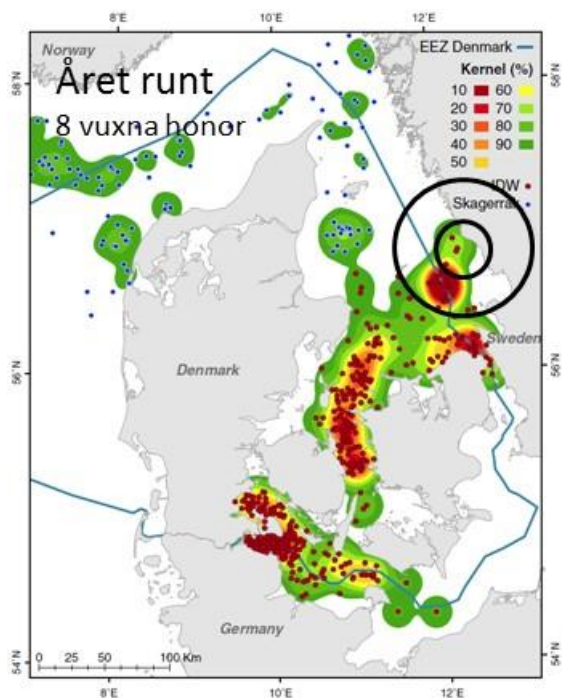
Figur 4 visar tätheten av satellitmärkta djur ifrån tumlarpopulationen i Kattegatt-Bälthavet-sydvästra Östersjön under sommar respektive vinter. Ringarna visar det ungefärliga läget av exempel på påverkanszoner med 20 respektive 50 km radie runt Kattegatt Offshore. 20 km ligger mellan det största beräknade avståndet för minskning av tumlare om bästa möjliga teknik används för dämpning (17 km), och det minsta beräknade avståndet för minskning av tumlare utan att dämpning används (23 km, se Tabell 5). 50 km är det största avstånd som beteendemässig påverkan på tumlare har observerats (Dähne et al. 2013). Det är inte att betrakta som ett minimiavstånd, dels för att det är det största avstånd på vilket beteendeobservationer har gjorts, dels för att Alpha Ventus består av tripod- och fackverksfundament som har en mindre diameter än monopile-fundament.

Såsom tydligt framgår av Figur 4 är området kring Stora Middelgrund viktigt för populationen under sommartid. Det är också mycket sannolikt att området skulle påverkas kraftigt av pålning vid Kattegatt Offshore eftersom en del av området ligger inom den ungefärliga zonen för minskning av tumlare (20 km) och övriga området ligger inom minimizonen för beteendepåverkan (50 km). Under vintern förväntas pålning vid Kattegatt Offshore minska tumlartätheten inom ett mindre område precis söder om platsen för vindkraftsparken, samt orsaka förflyttningar i ett område utanför Varberg och i ett annat område söder om Anholt.



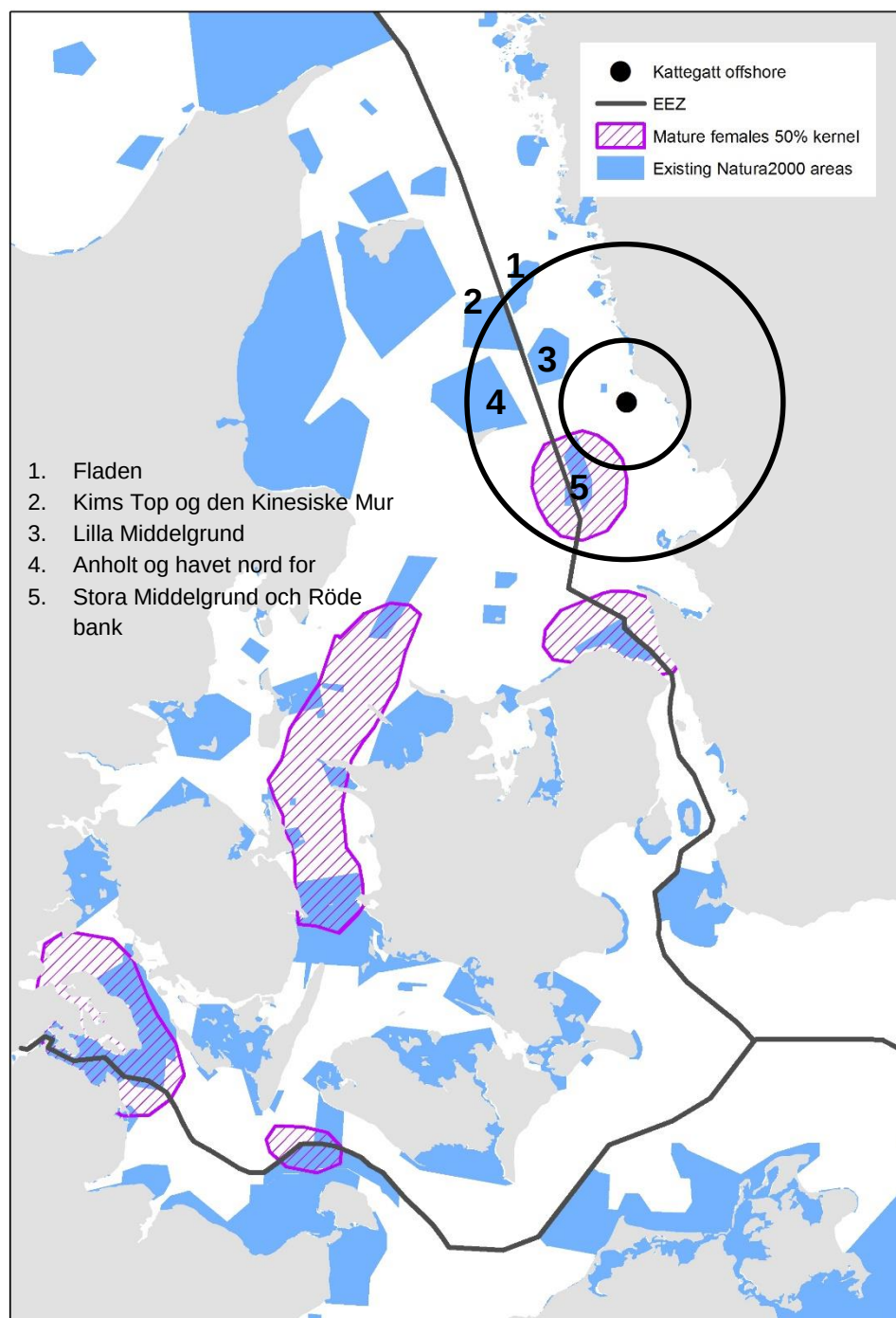
Figur 4. Täthet av tumlare från populationen i Kattegatt–Bälthavet–sydvästra Östersjön baserat på satellitmärkta tumlares utbredningsmönster. Rött = hög täthet, grönt = låg täthet. Ringarna visar det ungefärliga läget för påverkanszoner för minskning av tumlartäthet (20 km) respektive förflyttningar av tumlare (50 km). Kartor över kernel–densitet från Teilmann et al. 2008.

Av de 37 tumlare som satellitmärkts i danska vatten var åtta vuxna honor. Figur 5 visar vilka områden som nyttjades mest av dessa under hela året. Även här markeras det ungefärliga läget för påverkanszoner för område med förväntad minskad täthet (20 km radie) respektive minsta område inom vilket förflyttningar förväntas ske (50 km) vid pålning. För vuxna honor är Stora Middelgrund ett av de viktigaste områdena sett över hela året och området ligger helt inom de två zonerna för beteendemässig påverkan. Detta innebär att tätheten av vuxna honor med kalvar förväntas minska i den nordöstra delen av området, samt att honor med kalvar riskerar att förflyttas inom övriga delen av området.



Figur 5. Täthet av vuxna tumlarhonor från populationen i Kattegatt-Bälthavet-sydvästra Östersjön baserat på satellitmärkta tumlares utbredningsmönster. Rött = hög täthet, grönt = låg täthet. Ringarna visar det ungefärliga läget för påverkanszoner med för minskning av tumlartäthet (20 km) respektive för förflyttningar av tumlare (50 km). Karta över kernel-densitet och positioner från Teilmann et al. 2008.

I Figur 6 har de områden som i genomsnitt innehåller hälften av de satellitmärkta honorna (50 % kernel-densitet) markerats med streckade polygoner. Den sammanlagda marina arean av dessa områden är 5700 km², varav Stora Middelgrund-området utgör ca 800 km², eller ca 14 %. Detta innebär att om Stora Middelgrund skulle påverkas av pålningsarbeten under en reproduktionssäsong påverkas ca 7 % av hela reproduktionen för tumlarpopulationen i Kattegatt-Stora Bält-sydvästra Östersjön. Detta för en population som redan är klassad som sårbar (VU), har en maximal tillväxtpotential på 4 – 9,4 %, men inte har visat några tecken på återhämtning under perioden 1994 – 2012.



Figur 6. Kartan visar dels inom vilka områden som 50 % av vuxna honor från tumlarpopulationen i Kattegatt-Bälthavet-sydvästra Östersjön uppehåller sig inom, dels existerande Natura2000-områden. Natura2000-områden som berörs av Kattegatt Offshore och där tumlare är uppförda på listan över förekommande arter är namngivna. Ringarna visar det ungefärliga läget för påverkanszoner med för minskning av tumlartäthet (20 km) respektive för förflyttningar av tumlare (50 km).

I Figur 6 visas även existerande marina Natura2000-områden. Områden som berörs av Kattegatt Offshore samt där tumlaren är uppförda på listan över förekommande arter är namngivna. På anvisning av EU-kommissionen pågår i Sverige just nu ett arbete med att

peka ut nya eller utöka befintliga Natura2000-områden för tumlare. Stora Middelgrund har identifierats som ett av de två viktigaste områdena för denna population inom svensk territorialgräns.

11. SLUTSATSER

Sammanfattningsvis anses det inte möjligt att påla en vindkraftspark vid Kattegatt Offshore utan att nivåerna av undervattensbuller överstiger det dubbla gränsvärde som gäller för södra Nordsjön i tysk ekonomisk zon, även om bästa möjliga teknik används. Pålning bedöms utgöra en stor risk för betydande negativ påverkan på den sårbara tumlarpopulationen i Kattegatt-Bälthavet-sydvästra Östersjön, framför allt pga påverkan i det för populationen dokumenterat viktiga reproduktionsområdet vid Stora Middelgrund. Det finns alternativa metoder till pålning samt alternativa fundamenttyper som bedöms generera lägre nivåer av undervattensbuller. Av dessa är gravitationsfundament mest beprövat och i två av tre studier har ingen påverkan på tumlare påvisats.

12. TACK

Tack till Ida Carlén för Figur 3 och 6, beräkningar av areor för områden med 50% kernel-densitet av vuxna honor, samt konstruktiva kommentarer på rapporten.

13. REFERENSER

Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G., & Thompson, P. M. 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin*, 60(6), 888-897.

Barkhoff, A., Fischer-Rui, S., Heit, J., Hill, A., Kafemann, R., Scholl, S., Schoop, C., Voss, B. 2013. Successful installation of a suction can based offshore transformer station. Poster presented at StUKplus Conference, Berlin. http://stukplusconference.com/wp-content/uploads/2013/12/Poster_Global%20Tech1_Successfull%20installation%20of%20a%20suction%20can%20based%20offshore%20transformer%20station.pdf (26 nov 2014).

Barlow, J., Boveng, P., 1991. Modeling Age-Specific Mortality for Marine Mammal Populations. *Marine Mammal Science* 7, 50-65. doi:10.1111/j.1748-7692.1991.tb00550.x.

Betke, K. 2008. Measurement of wind turbine construction noise at Horns Rev II. ITAP Report no. 1256-08-a-KB. 30 pp.

Betke, K. and Matuchek, R. 2011. Messungen von Unterwasserschall beim Bau der Windenergieanlagen im Offshore-Testfeld "alpha ventus". ITAP, Hamburg. 48 pp.

BMUB 2014. Concept for the Protection of Harbour Porpoises from Sound Exposures during the Construction of Offshore Wind Farms in the German North Sea. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety. 35 pp. Available as ACOBANS Document AC21/Inf.3.2.2.a (P).

Brandt, M. J., Diederichs, A., Betke, K., & Nehls, G. 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 421, 205-216.

BSH 2013. Standard Investigation of the impacts of offshore wind turbines on the marine environment (StUK4). October 2013. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie. 87pp.

Börjesson, P., Read, A.J. 2003. Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. *Journal of Mammalogy* 84, 948-955. doi:10.1644/BEM-016.

Carstensen, J., Henriksen, O. D., & Teilmann, J. 2006. Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series*, 321, 295-308.

Caswell, H., Brault, S., Read, A.J., Smith, T.D., 1998. Harbor porpoise and fisheries: an uncertainty analysis of incidental mortality. *Ecological Applications* 8, 1226-1238. doi:10.1890/1051-0761(1998)008[1226:HPAFAU]2.0.CO;2

Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., Siebert, U. 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first

offshore wind farm in Germany. Environ. Res. Lett. 8, 025002. doi:10.1088/1748-9326/8/2/025002.

Elmer, K.-H., Betke, K. & Neumann, T. 2007. Abschlussbericht zum BMUForschungsvorhaben 0329947: Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch die Schallimmission von Offshore-Windenergieanlagen, Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, Berlin, <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb07/541606387.pdf>.

Embling C.B., Gillibrand P.A., Gordon J., Shrimpton J., Stevick P.T., Hammond P.S. 2010. Using habitat models to identify suitable sites for marine protected areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Biol Conserv 143:267–279.

Gilles A, Adler S, Kaschner K, Scheidat M, Siebert U .2011. Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: implications for management. Endangered Species Research 14: 157-169.

Grißmann, T., Rustemeier, J., Betke, K., Gabriel, J., Neumann, T., Nehls, G., Brandt, M., Diederichs, A. & Bachmann, J. 2009. Erforschung und Anwendung von Schallminimierungsmaßnahmen beim Rammen des FINO3 - Monopiles. FKZ 0325077-A, 0325077-B, 1-130. 2009. Berlin, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Final Report of BMU funded project „Schall bei FINO3“.

Gärdenfors, U. (ed). 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010 – The 2010 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Haelters J., Debusschere E., Botteldooren D., Dulière V., Hostens K., Norro A., Vandendriessche S., Vigin L., Vincx M. & Degraer S. 2013. Chapter 7: The effects of pile driving on marine Mammals and fish in Belgian waters. In: Degraer S, Brabant R Rumes B (editors). Environmental impacts of the offshore Wind farms in the Belgian parts of the North Sea, p 70-77.

Hedlund, H. 2008. Life history of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Kattegat and Skagerrak Seas. Master thesis at the Department of Zoology, Stockholm University. 24 pp.

HELCOM. 2007: HELCOM lists of threatened and/or declining species and biotopes/habitats in the Baltic Sea area. Baltic Sea Environmental Proceedings, No. 113.

Kastelein, R.A., van Heerden, D., Gransier, R., Hoek, L. 2013. Behavioral responses of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) to playbacks of broadband pile driving sounds. Marine Environmental Research 92, 206–214. doi:10.1016/j.marenvres.2013.09.020.

Koschinski, S. & Lüdemann, K. 2013. Development of Noise Mitigation Measures in Offshore Wind Farm Construction 2013. Report commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation, Vilm, Germany. 97 pp.

Koopman, H.N. 1998. Topographical Distribution of the Blubber of Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*). Journal of Mammalogy 79, 260. doi:10.2307/1382862.

Lockyer, C. 2003. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. NAMMCO Sci. Publ. 5:71-90.

Lockyer, C. 2007. All creatures great and smaller: a study in cetacean life history energetics. J Mar Biol Assoc UK 87:1035-1045.

Lockyer, C., Kinze, C. 2003. Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. NAMMCO Sci. Publ. 5:143-176.

Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P.A., Blanchet, M.-A. 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. The Journal of the Acoustical Society of America 125, 4060–4070. doi:10.1121/1.3117443.

Nedwell J.R., Parvin S.J., Edwards B., Workman R., Brooker A.G., Kynoch J.E. 2007. Measurement and interpretation of underwater noise during construction and operation of offshore windfarms in UK waters. Subacoustech Report No. 544R0738 to COWRIE Ltd. ISBN: 978-0-9554279-5-4.

OSPAR. 2008. OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Reference Number: 2008-6.

OSPAR. 2014. OSPAR inventory of measures to mitigate the emission and environmental impact of underwater noise. OSPAR Commission Biodiversity Series Publication Number: 626/2014. 41 pp.

Pehlke, H., Nehls, G., Bellmann, M., Gerke, P., Diederichs, A., Oldeland, J., Grunau, C., Witte, S. & Rose, A. 2013. Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten Projektkurztitel: HYDROSCHALL-OFF BW II. FKZ 0325309A/B/C. ITAP, Hydrotechnik Lübeck and BioConsult SH, Husum (Germany). 240 pp.

Saleem, Z. 2011: Alternatives and modifications of monopile foundation or its installation technique for noise mitigation. Report commissioned by the North Sea Foundation, 66 pp. www.vliz.be/imisdocs/publications/223688.pdf (25 nov 2014).

Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., Petel, T. van P., Teilmann, J., Reijnders, P. 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. Environ. Res. Lett. 6, 025102. doi:10.1088/1748-9326/6/2/025102.

Southall B.L., Bowles A.E., Ellison W.T., Finneran J.J., Gentry R.L., Greene J.C.R., Kastak D., Ketten D.R., Miller J.H., Nachtigall P.E., Richardson W.J., Thomas J.A., Tyack P.L. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. The Journal of the Acoustical Society of America 125:2517-2517.

- Sveegaard S., Andreassen H., Mouritsen K.N., Jeppesen J.P., Teilmann J., Kinze C.C. 2012. Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Marine Biology* 159:1029–1037.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Berggren, P., Mouritsen, K.N., Gillespie, D., Tougaard, J. 2011b. Acoustic surveys confirm the high-density areas of harbour porpoises found by satellite tracking. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 68, 929–936.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Mouritsen, K.N., Desportes, G., Siebert, U. 2011a. High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. *Marine Mammal Science* 27, 230–246.
- Sørensen, TB & Kinze, CC. 1994. Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, *Ophelia*, 39:3, 159-176, DOI: 10.1080/00785326.1994.10429541.
- Teilmann, J., & Carstensen, J. 2012. Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environmental Research Letters*, 7(4), 045101.
- Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I.K., Berggren, P. & Desportes, G. 2008. High density areas for harbour porpoises in Danish waters. NERI (National Environmental Research Institute) Technical Report 657. 40 pp.
- Teilmann, J., Tougaard, J., and Carstensen, J., 2012. Effects on harbour porpoises from Rødsand 2 offshore wind farm. Commissioned report to E.ON Vind Sverige. DCE/Aarhus University, Roskilde.
- Tougaard, J. 2014. DCE's vurdering af en række spørgsmål og forhold vedrørende offshore vindmølleparker i almindelighed og projektet Kattegatt Offshore i særdeleshed. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, 15 september 2014. 15 pp.
- Tougaard, J., and Carstensen, J., 2011. Porpoises north of Sprogø before, during and after construction of an offshore wind farm. NERI commissioned report to Sund&Bælt A/S, Roskilde, Denmark.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Skov, H., Rasmussen, P. 2009a. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *The Journal of the Acoustical Society of America* 126, 11–14. doi:10.1121/1.3132523
- Tougaard J., Carstensen J., Wisz M.S., Jespersen M., Teilmann J., Bech N.I., Skov, H. 2006. Harbour porpoises on Horns Reef. Effects of the Horns Reef Windfarm. Final Report to Vattenfall A/S. NERI Commissioned Report. 111 s.
- Tougaard, J., Henriksen, O.D., Miller, L.A. 2009b. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America* 125, 3766–3773. doi:10.1121/1.3117444.

Tougaard, J., Wright, A.J., Madsen, P.T. 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin*. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.10.051.

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

Wiemann, A., Andersen, L.W., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., Lockyer, C., Pawliczka, I., Skóra, K., Roos, A., Lyrholm, T., Paulus, K.B., Ketmaier, V., Tiedemann, R. 2010. Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conserv Genet* 11, 195–211. doi:10.1007/s10592-009-0023-x

Wilke, F., Kloske, K. & Bellmann, M. 2012. ESRA-Evaluierung von Systemen zur Ramsmchallminderung an einem Offshore-Testpfahl. Förderkennzeichen 0325307. Technical Report Mai 2012. [http://www.offshore-stiftung.com/60005/Uploaded/Offshore Stiftung|ESRa TechnischerAbschlussbericht.pdf](http://www.offshore-stiftung.com/60005/Uploaded/Offshore%20Stiftung/ESRa%20TechnischerAbschlussbericht.pdf) (22 nov 2014). [In German with English summary]

Woodley, T.H., Read, A.J., 1991. Potential Rates of Increase of a Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) Population Subjected to Incidental Mortality in Commercial Fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 2429–2435. doi:10.1139/f91-284.



www.aquabiota.se

