



VÄNERSBORGS TINGSRÄTT

Ink. 2014-03-25
Akt....M. 2036-12.....
Aktbil.....120 (e-post).....

Mark- och miljödomstolen
Vänersborgs tingsrätt
Box 1070
462 28 Vänersborg

2014-03-24
Dnr 4.3-855-11
Mål nr M 2036-12
VÄNERSBORGS TINGSRÄTT R8
INKOM: 2014-03-25
MÅLNR: M 2036-12
AKTBIL: 120

Angående ansökan om tillstånd till uppförande och drift
av en havsbaserad vindkraftpark i Kattegatt, Kattegatt
Offshore, Falkenbergs kommun

Kammarkollegiets inställning

Kammarkollegiet yrkar att ansökan avslås.

Skälen för Kammarkollegiets inställning

Försiktighetsprincipens tillämpning vid brist på kunskap

Försiktighetsprincipen är en grundläggande princip inom den internationella miljöretten. Principen kodifieras i svensk rätt genom 2 kap. 3 § miljöbalken av vilken framgår att försiktighetsmått ska vidtas så snart det finns skäl att anta att en verksamhet eller åtgärd medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Redan när det föreligger en risk för skada eller olägenhet ska försiktighetsmått vidtas (prop. 1997/98:45 II s. 19).

När kunskap saknas om huruvida en verksamhet eller åtgärd kan påverka miljön eller människors hälsa negativt i ett visst avseende innebär försiktighetsprincipen att man måste utgå ifrån att en sådan påverkan kan inträffa. Detsamma gäller om kunskapen är bristfällig. Hur risken för sådan påverkan ska bedömas beror dels på hur sannolik påverkan är, dels på hur pass allvarlig den befarade påverkan är. Ju allvarligare påverkan är desto lägre sannolikhet krävs för att risken ska beaktas. När utgångspunkten för prövningen är att det finns en risk för en viss påverkan innebär det att verksamhetsutövaren är skyldig att, i den utsträckning det inte är orimligt, vidta de skyddsåtgärder som krävs för att undvika eller minimera denna risk. Om sådana åtgärder saknas eller inte är rimliga vid en avvägning enligt 2 kap. 7 § miljöbalken kan detta leda till att verksamheten eller åtgärden inte är tillåtlig. Detta gäller t.ex. om den skada på miljön som man vill undvika är av sådan

omfattning eller art att den inte bör accepteras, se 2 kap. 9 § miljöbalken. Med skada på miljön avses även risk för utarmning av råvaror och andra resurser, se Miljöbalkskommentaren 2:43.

Riskbedömningen avseende den sökta anläggningens inverkan på torskbeståndet i Kattegatt och tumlarpopulationen i området

Den planerade anläggningen är belägen inom samma område som den anläggningen som tillståndsprövades MÖD 2009 (MÖD:s dom den 5 mars 2009 i mål M 294-08). Skillnaden är att det nu handlar om en väsentligt större anläggning (50 verk jämfört med tidigare 30). Miljööverdomstolens dom 2009 grundade sig bl.a. på ett sakkunnigutlåtande från dåvarande Fiskeriverket den 8 april 2008. I utlåtandet drogs, baserat på det kunskapsläge som då förelåg, slutsatsen att det inte kunde uteslutas att en vindkraftpark av den storlek som ansökan gällde kunde få mycket allvarliga effekter på torskbeståndet i Kattegatt. Miljööverdomstolen delade Fiskeriverkets bedömning och avslog ansökan med motiveringen att lokaliseringstuderingen, med hänsyn till denna risk, borde ha omfattat hela den aktuella sträckan längs den svenska västkusten och att det därmed inte var visat att kravet på lämplig lokalisering enligt 2 kap. 6 § miljöbalken var uppfyllt.

Mot denna bakgrund har Kammarkollegiet och Havs- och vattenmyndigheten förordnat Länsstyrelsen i Västra Götaland att göra en uppdaterad sakkunnigbedömning av risken för påverkan på torskbeståndet i Kattegatt med utgångspunkt i dagens kunskapsläge. I uppdraget har även ingått att bedöma påverkan på tumlarbeståndet i området.

Av sakkunnigutlåtandet avseende anläggningens inverkan på torskbeståndet framgår bl.a. följande.

Kunskapsläget beträffande anläggande och korttidseffekter (1-3 år) av drift av havsbaserade vindkraftparker har ökat markant sedan Fiskeriverkets sakkunnigutlåtande i april 2008. Osäkerhet kvarstår när det gäller eventuella långtidseffekter på torskpopulationer. Detta gäller särskilt den stora lekmogna torsken (>45 cm) vilken är mycket viktig för populationens rekrytering. Driftljuden skulle kunna medföra en viss geografisk omfördelning och det kan inte uteslutas att detta får effekter på populationen om omflyttningen sker från optimala områden. När det gäller anläggningsarbeten bör pålning och grumling helt undvikas mellan december och juni för att undvika störningar under lek och



skador på ägg och gulsäckslarver. När det gäller torskbeståndet i Kattegatt befinner sig detta alltfjämt i ett mycket känsligt läge och förhållandena jämfört med vad som rådde vid den senaste prövning 2009 är i princip oförändrade. Detta innebär bl.a. att beståndet förlorat sin förmåga att "buffra" för år med dålig rekrytering och därmed kan vara beroende av enstaka årsklasser för sin överlevnad, se Fiskeriverkets sakkunnigutlåtande 2008-04-08. Med anledning av torskbeståndets status råder alltfjämt fiskeförbud inom bl.a. det område där vindkraftparken avses etableras. Sammantaget görs bedömningen att det, utifrån nuvarande kunskapsläge, inte går att utesluta att den planerade vindkraftparken kan få allvarliga effekter på torskbeståndet i Kattegatt. Detta gäller även om pålande och grumlande arbeten undviks under perioden december-juni.

Av sakkunnigutlåtandet avseende anläggningens inverkan på tumlare framgår bl.a. följande.

Ljud från pålning i samband med anläggningsarbeten bedöms ha stor potentiell negativ påverkan på tumlare. Tre av den aktuella tumlarpopulationens fem mest värdefulla områden bedöms påverkas vid användning av pålning som arbetsmetod. Aktiviteter som riskerar att störa parning och separera kalv från ko får enligt utredarens uppfattning inte bedrivas. Pålning får därmed inte utföras under perioden april-december då parningen och den känsligaste digivningsperioden infaller. Under övrig tid bedöms fullt utprovade ljuddämpande metoder nödvändiga i aktuellt område. Angående driften finns en studie som visar att endast knappt en tredjedel av populationen befann sig i området efter etableringen jämfört med före. Även fartysaktiviteter kan i sig medverka till att tumlare lämnar området.

Av sakkunnigutlåtandena framgår således att pålningsarbeten helt bör undvikas i det aktuella området för att undvika risk för störningar på torskpopulationen i Kattegatt och tumlarpopulationen inom det aktuella området. Vidare bör grumlande arbeten helt undvikas under torskens lekperiod och den tid när ägg och gulsäckslarver driver omkring, vilka infaller under december-juni. Detta innebär således att monopile- och fackverksfundament, som förutsätter pålning, inte bör användas. Av underlaget till ansökan framgår inte om det är möjligt att uppföra anläggningen och samtidigt tillgodose dessa krav på försiktighetsmått. Även om detta skulle vara möjligt kvarstår en osäkerhet kring vilka



långtidseffekter som driften kan ge upphov till på framför allt den stora lekmogna torsken.

Kollegiet gör mot bakgrund av länsstyrelsens sakkunnigutlåtanden bedömningen att det inte kan uteslutas att den planerade anläggningen kan få allvarliga effekter på torskbeståndet i Kattegatt och tumlarpopulationen även om det skulle vara möjligt att uppföra anläggningen helt utan pålningsarbeten och utan att grumlande arbeten vidtas under december-juni. Utgångspunkterna för prövningen är således desamma som förelåg vid MÖD:s prövning av den förra ansökan 2009.

Bedömning av hur verksamheten uppfyller miljöbalkens krav

Kollegiet konstaterar att den valda platsen, med hänsyn till dess betydelse för reproduktionen av torsk i Kattegatt, utgör ett sådant vattenområde som är särskilt känsligt ur ekologisk synpunkt och som därmed enligt 3 kap. 3 § miljöbalken, så långt det är möjligt, ska skyddas mot åtgärder som kan skada naturmiljön, se MÖD:s dom 2009-03-05 i mål M 294-08 s. 18.

Av 3 kap. 1 § miljöbalken framgår att mark- och vattenområden ska användas för det eller de ändamål för vilket områdena är mest lämpade med hänsyn till beskaffenhet och läge samt föreliggande behov. Vidare framgår att företräde ska ges sådan markanvändning som medför en från allmän synpunkt god hushållning. Nuvarande markanvändning utgörs av reproduktion av torsk. Som framgått ovan kan det inte uteslutas att den sökta etableringen kan medföra allvarliga skador på torskrekryteringen i Kattegatt och därmed påtagligt försvåra den pågående markanvändningen. Detta gäller även om pålning helt undviks och grumlande arbeten undviks under december-juni. Då området utgör en del av kärnområdet för torskrekrytering i Kattegatt och då det, till skillnad mot vad som gäller för produktion av el, inte finns några alternativa platser anser kollegiet att företräde ska ges till den pågående användningen av området. Då det inte är visat att den sökta etableringen kan ske utan att den pågående markanvändningen allvarligt försvåras anser kollegiet att den sökta etableringen strider mot hushållningsbestämmelserna i 3 kap. miljöbalken.

Kollegiet anser vidare att det finns en risk för att den sökta etableringen, om den kommer till stånd, försvårar möjligheterna att uppnå

miljökvalitetsnormerna för Nordsjön, se havsmiljöförordningen och HVMFS 2012:18.

Enligt kollegiets bedömning är allvarliga skador på torskbeståndet i Kattegatt sådana skador av väsentlig betydelse för miljön som enligt 2 kap. 9 § miljöbalken innebär att verksamheten inte får bedrivas.

Kammarkollegiet finner, mot bakgrund av ovanstående, att det inte är visat att den sökta etableringen kan komma till stånd utan risk för allvarliga effekter för torskpopulationen i Kattegatt och tumlarpopulationen i området. Det är därmed, enligt kollegiet, inte visat att etableringen kan ske med minsta intrång för miljön och att den är förenlig med de allmänna hushållningsbestämmelserna i 3 kap. miljöbalken. Det är vidare, enligt kollegiet, inte visat att etableringen kan tillåtas med beaktande av stoppregeln i 2 kap. 9 § miljöbalken. Ansökan bör därför avslås.

Henrik Malmberg

Rebecca Nordenstam

Advokatfiskal

Advokatfiskal

Bifogas:

Sakkunnigutlåtande angående anläggande och drift av en havsbaserad vindkraftpark utanför Falkenberg, Kattegatt Offshore. Kattegattorsk. Länsstyrelsen i Västra Götaland. 2014-03-11.

Tumlare i Kattegatt. PM angående anläggande och drift av en havsbaserad vindkraftpark utanför Falkenberg, Kattegatt Offshore. Kattegattorsk. Länsstyrelsen i Västra Götaland. 2014-03-24.

Fiskeriverkets sakkunnigutlåtande 2008-04-08.



Datum
2008-04-08
Ert Datum

Beteckning
Dnr 36-1555-08
Er beteckning
22-12928-06

Kammarkollegiet
Box 2218
103 15 Stockholm

Kammarkollegiet

Ink 2008-04-07

Dnr 22-12928-06

Angående inverkan av planerad vindkraftpark i havet utanför Falkenberg (Skottarevet), Hallands län

1. Bakgrund

Favonius AB har hos Vänersborgs tingsrätt, Miljödomstolen, ansökt och erhållit tillstånd att inom ett område i havet utanför Falkenberg (Skottarevet) uppföra och driva en gruppstation för vindkraft. (Mål nr M 1043-06.)

Miljödomstolen höll huvudförhandling i målet i Falkenberg 2007-06-18--20. Dom meddelades sedan 2007-12-07.

Inför Miljödomstolens behandling av målet lämnade Fiskeriverket synpunkter kring inverkan på fisk av den aktuella vindkraftsparken och i sitt yttrande 2007-05-30 framhöll Fiskeriverket bl a att anläggningen skulle kunna att medföra inverkan på bestånden av torsk och andra fiskarter. Fiskeriverket medverkade vid domstolens förhandling i juni 2007 och framförde även då synpunkter kring projektets inverkan på det allmänna fiskeintresset. Särskilt betonades risken för inverkan på det kvarvarande beståndet av torsk i Kattegatt.

Kammarkollegiet har nu överklagat Miljödomstolens dom avseende tillstånd till vindkraftsanläggning utanför Falkenberg. Kammarkollegiet yrkar i sitt överklagande att domstolens dom skall upphävas och att Favonius AB:s tillståndsansökan skall avslås.

Kammarkollegiet har i målet anlitat Fiskeriverket som sakkunnig, med fiskeribiologisk kompetens, att avge ett utlåtande avseende en eventuell vindkraftsanläggnings påverkan på torskbeståndet i Kattegatt. Fiskeriverket lämnar i det följande sitt utlåtande.

Postadress	Besöksadress Postgiro	Telefon	E-post	Telefax
Box 423 401 26 GÖTEBORG 92-7	Ekelundsgatan 1	031-743 03 00	fiskeriverket@fiskeriverket.se	031-743 04 44 1 56

2. Allmänt om inverkan från vindkraftsanläggningar på den marina miljön

Den havsbaserade vindkraften är relativt ny i Sverige. Kunskap om och erfarenheten från svenska vindkraftparker är därför än så länge begränsade. Viss kunskap kring miljöpåverkan håller dock på att växa fram genom de olika studier som pågår i Sverige och andra länder. Effekter på fisk och fiske undersöks nu särskilt på flera platser, bl a vid vindkraftsparker i Östersjön.

Kunskap kring miljöeffekter vid nyttjande av havsbaserad vindkraft är av stor betydelse för bedömning av olika planerade vindkraftsprojekt. Fiskeriverket har i regleringsbrevet för budgetåret 2006 haft i uppdrag att redovisa kunskapsläget kring vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden. I rapporten "Revidering av kunskapsläget för vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden" (Fiskeriverket 2007) ges en översikt och beskrivning av det nuvarande kunskapsläget kring vindkraftens förväntade påverkan på fisk i samband med anläggningsarbeten och vid drift. Rapporten har, tillsammans med Fiskeriverkets yttrande i målet, inlämnats till Miljödomstolen

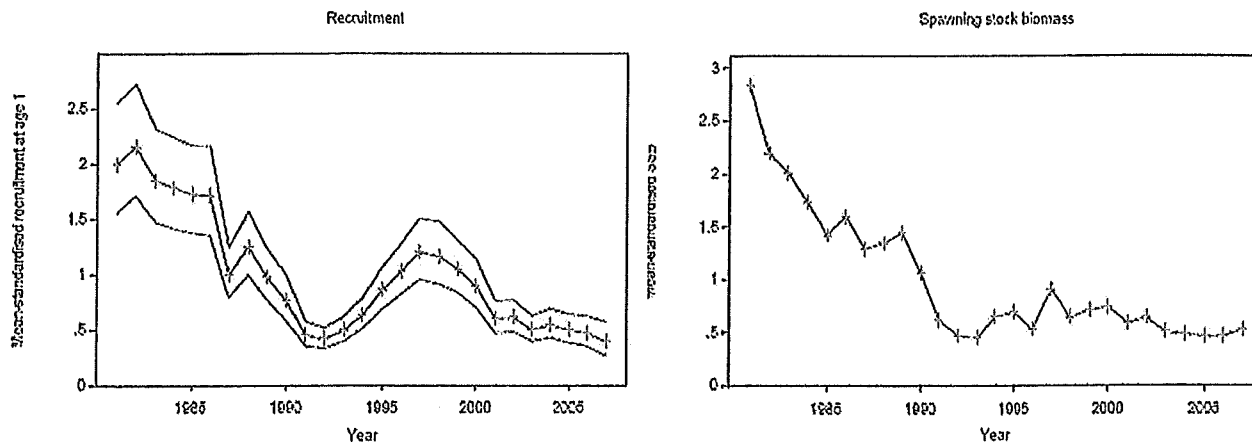
Fiskeriverket har, sedan domstolsförhandlingen i juni 2007, fortsatt att följa information och resultat från undersökningar kring havsbaserad vindkraft och fiskbestånd. Särskilt viktigt har Fiskeriverket sett eventuell information som i sammanhanget skulle kunna belysa frågor kring påverkan på fisklek och beståndsrekrytering. Det finns dock inga studier som specifikt belyser torsklek i relation till anläggande och drift av vindparker, och bedömningar måste därför även fortsättningsvis ha sin grund i försiktighetsprincipen. Här redovisat faktaunderlag belyser aspekter av torskens ekologi som är av betydelse för att bedöma risker vid mänsklig påverkan i lekområdet.

3. Nuvarande beståndssituation för torsken i Kattegatt

Fiskeriverket har tidigare i målet beskrivit den mycket ansträngda beståndssituationen för torsk i Kattegatt. Verket har särskilt framhållit risken för att anläggande av den aktuella vindkraftsparken skulle kunna påverka och skada det kvarvarande mycket sårbara torskbeståndet. Utifrån de frågeställningar som Kammarkollegiet framhållit kring torsken vill Fiskeriverket lämna följande redogörelse kring beståndssituationen mm.

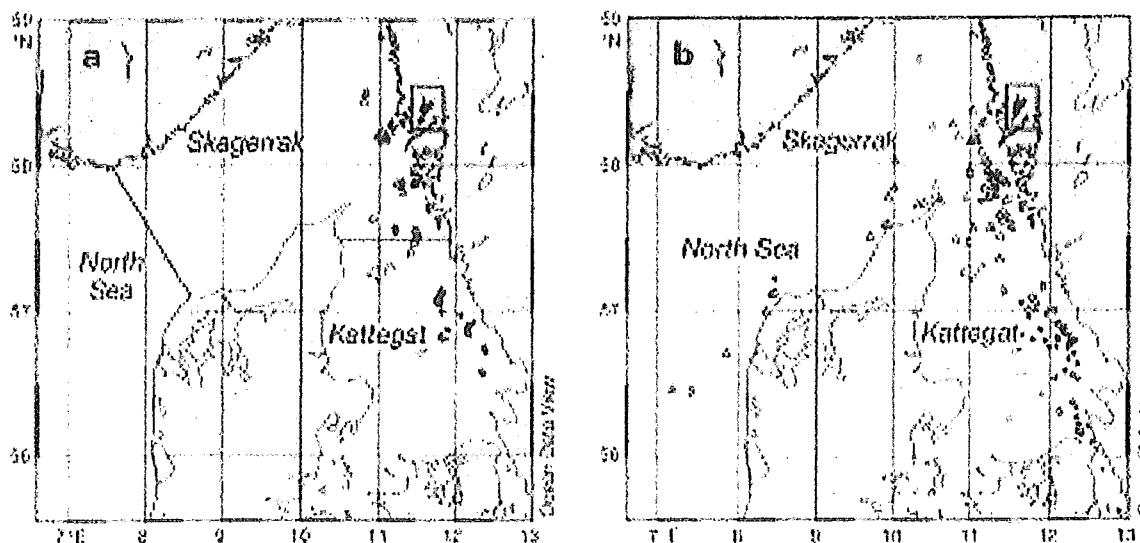
Sedan år 2000 har ICES (Internationella Havsforskningsrådet) bedömt beståndet såsom "utanför säkra biologiska gränser", och forskarna har därför årligen sedan 2002 rekommenderat ett totalt fiskestopp. I den politiska processen har dock hänsyn tagits till andra samhällsintressen, och ett visst fiske efter torsk har därför tillåtits fortsätta. Förutom att beståndet är mycket litet historiskt sett finns det även tydliga indikationer på att förmågan till rekrytering nu är starkt försämrad. Det är inte bara Kattegattbeståndet av torsk som är i riskzonen. Torsken som art är rödlistad och klassificerad som starkt hotad och det är därför extra viktigt att värna om alla lokala bestånd (ArtDatabanken 2007).

Fiskeriverkets årliga undersökningar har visat att torskrekryteringen under 2007 var den lägsta som observerats sedan mätningarna började (Fig. 1). Tillgängliga undersökningar visar också att Kattegattbeståndet av torsk har sämst status av alla torskbestånd i Nordostatlanten som omfattas av EUs återhämtningsplan för torsk. Fiskeriverket menar att det därför är av största vikt att försiktighetsprincipen tillämpas vid beslut som kan komma att påverka torskens rekrytering och därigenom dess långsiktiga fortlevnad.



Figur 1. Förekomst av torskungar och relativ lekbiomassa i södra Kattegatt under perioden 1981 till 2007. Data från R/V Argos trålningar i området inom ICES statistiska rektanglar.

Det senaste decenniets forskning med DNA-teknik indikerar att torsken är uppdelad i ett större antal lokala bestånd (ex. Hutchinson m. fl. 2001). Man vet att ett antal lokala kusttorskbestånd är starkt reducerade och befarar att några helt kan ha försvunnit. Enligt gjorda undersökningar utgör torsken i Kattegatt ett eget unikt bestånd (Fig. 2).



Figur 2. Torsk a) Områden längs västkusten där märkning av torsk gjorts åren 2003 till 2005. b) Återfångstplatser: visar att torsk märkt i mellersta och södra Kattegatt * företrädesvis återfångades i detta område (från Svedäng m. fl. 2007)

Torskens lekplatser i Kattegatt får idag anses vara väl undersökta. De högsta tätheterna av lekfisk återfinns i sydöstra Kattegatt, från Glommen i norr till Kullen i söder (Fig. 3). Platsen för den planerade vindkraftsparken vid Skottarevet är en del av detta kärnområde för torsklek (se Bilaga 1).

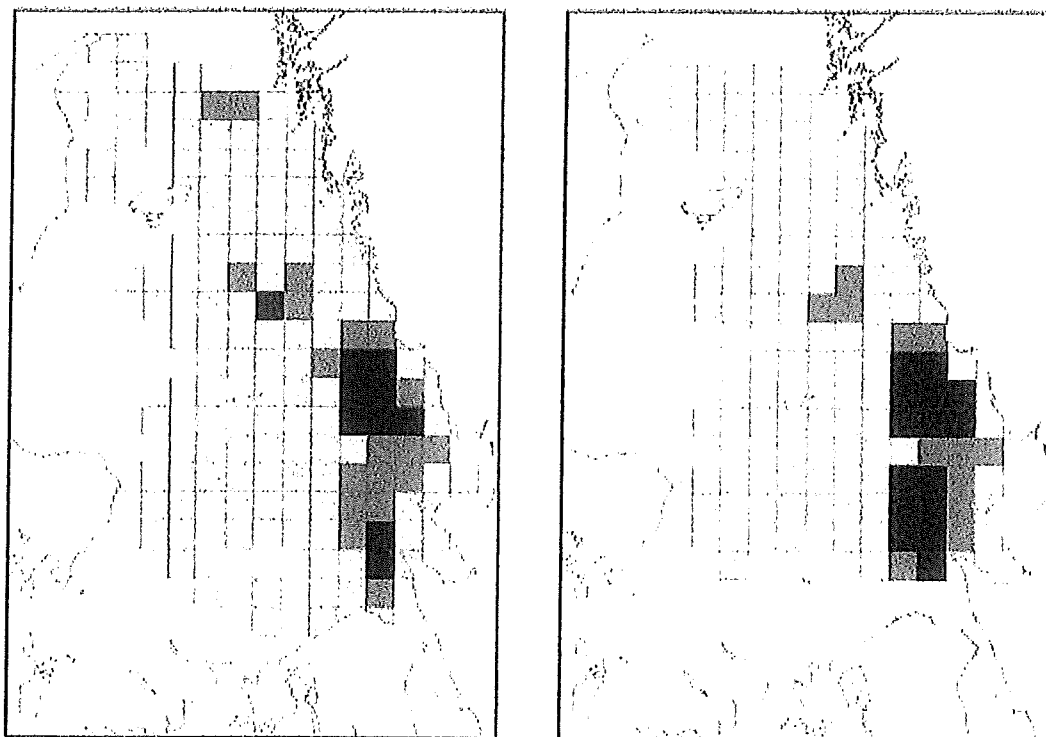


Fig. 3. Genomsnittlig fördelning av a) yrkesfiskets landningar av torsk under leken (kvartal 1) baserat på loggböcker från 1996-2004 och b) förmodade lekområden för torsk 1996-2004. Rutorna motsvarar 10 X 10 km där mörkare partier visar på högre värden (ur Vitale m.fl. 2008).

I kommande avsnitt redovisas varför torskpopulationen i Kattegatt är så känslig vid rådande beståndssituation. Vidare redogörs för de potentiella risker som uppstår i samband med anläggande och drift av en vindkraftpark där sökanden enligt bevisbörderegeln har att visa att ingen väsentlig påverkan kommer att ske på fiskfaunan i allmänhet och på torskleken i synnerhet.

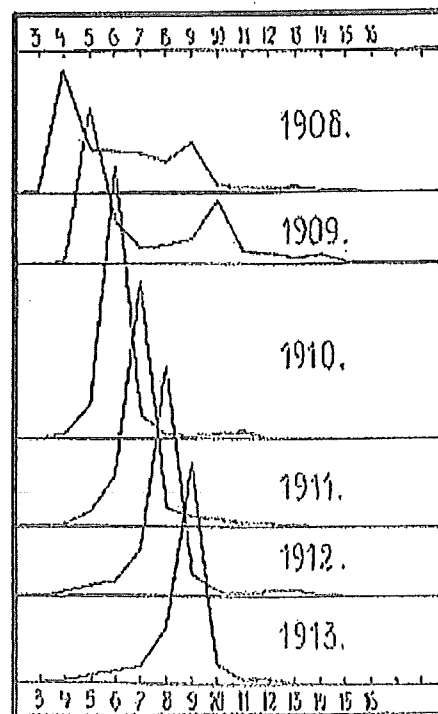
4. Torskens lek och rekrytering

4.1 Rekrytering hos marina fiskar

Torskens livshistoria karaktäriseras, liksom flertalet tempererade marina fiskarters, av tre huvudegenskaper; (1) ett långt reproduktivt liv, (2) en stor mängd avkomma samt (3) en i tiden utdragen lekperiod. Enligt teorierna om hur livshistorier formas evolutionärt så är kombinationen av dessa tre egenskaper framförallt förknippade med hög och slumpmässig dödlighet under tidiga livsstadier, som resulterar i stora variationer i det bidrag som enskilda års lek kommer att ge till fiskbeståndets storlek (Roff 2002). En torskbona kan lägga flera miljoner ägg varje år, men av dessa ägg kommer i genomsnitt endast två att överleva till vuxen ålder under en honas liv. Det är därför inte ovanligt att mängden avkomma som växer upp kan variera med en faktor 10-100 mellan år, beroende på variationer i livsbetingelser för de unga levnadsstadierna. Fiskeribiologerna visade tidigt att sill kläckta ett särskilt gynnsamt år (1904) kunde dominera fångsterna under en 10-års period (Fig. 4, Hjort 1914). Ett mer närliggande exempel är den dramatiska ökningen av torsk i Östersjön under mitten av 1980-talet som framförallt hade sitt ursprung i starka årsklasser födda 1976, 1979 och 1980 (Cardinale & Arrhenius 2000). I praktiken innebär ovanstående resonemang att fisket och fiskbestånden kan vara beroende av enstaka starka årsklasser för sin långsiktiga överlevnad. Det är därför av största vikt att mänsklig aktivitet inte gör så att torskleken uteblir under de år då de naturliga förutsättningarna för rekrytering är särskilt gynnsamma.

Mängden och storleken hos föräldrarna (lekbiomassan) är också av betydelse för rekryteringen hos torsk. Detta kan förefalla som ett självklart påstående, men i ofiskade bestånd förutsätts det allmänt att det varje år finns ett överskott av ägg. Bli det allt för få föräldrar kommer de att ha problem att hitta varandra och små honor lägger betydligt färre ägg. Vid en viss minsta storlek på lekbeståndet börjar rekryteringen påverkas negativt och vid ett ännu lägre antal föräldrar nås en nivå när rekryteringen misslyckas. Rekryteringen varierar av naturliga orsaker mellan år, men i ett överexploaterat bestånd minskar chansen till starka årsklasser avsevärt och rekryteringen kommer i hög grad att styras av lekbeståndets storlek. Rekryteringen av torsk i Kattegatt får i detta perspektiv anses vara starkt försämrad.

Torsken har ett långt reproduktivt liv och vid torskleken finns det därför föräldrar av många olika åldrar närvarande. I ett fiskbestånd som utsätts för långt och intensivt fiske däremot, kommer det till slut nästan bara att finnas föräldrar som leker för första gången. Fisketrycket är för högt för att föräldrarna ska hinna nå en högre ålder. Både fiske och rekrytering blir då i praktiken beroende av en enda årsklass, den som blir könsmogen det året. Om leken störs ett år så att rekryteringen misslyckas i ett hårt exploaterat bestånd, kommer det att saknas föräldrar 3 år senare när avkomman skulle ha blivit könsmogen. Ett bestånd med enbart första-gångs-lekare innebär dessutom att honorna är små. Små honor har färre och mindre ägg, och deras



Figur 4. Grafen visar hur 1904 års sill dominerar fångsterna under en lång rad av år och illustrerar att en enstaka rekrytering kan vara av mycket stor betydelse för ett bestånd (från Hjort 1914)

lek är dessutom mer begränsad i tiden än den hos större honor. Små honor kan sägas producera färre ägg av lägre kvalitet och under en kortare del av året. Ovanstående scenario beskriver dagens situation för torsken i Kattegatt. Torskpopulationen i Kattegatt har förlorat sin möjlighet att buffra för år med dålig rekrytering, vilket starkt bidrar till dess status som hotad fiskart och gör den extra känslig för exploatering som kan störa leken.

4.2. Betydelsen av lekområden

Allvarliga effekter på torsklek av en vindkraftspark behöver inte enbart ha sin orsak i att torsklek inte längre är möjlig i området. Det räcker att torsken väljer att inte längre leka i området. Fiskarter som torsk har särskilda geografiskt begränsade lekplatser. Särskilt bra lekplatser har genom långvarigt naturligt urval selekterats fram, där avkomma till föräldrar som valt en viss lekplats i genomsnitt haft en högre överlevnad. Särskilda lekplatser gör dock torsken sårbar eftersom beståndet blir beroende av en liten specifik del av sitt utbredningsområde för att kunna fullfölja sin livscykel. Samtidigt kan lekplatserna därmed bli avgörande för beståndets långsiktiga överlevnad.

En uppenbar funktion med särskilda lekområden är att tillgången till partners för både honor och hannar är god. För torsken som har pelagiska ägg och larver är det även viktigt att området medger en hög ägg- och larvöverlevnad samt att havsströmmarna för larverna till områden med god födotillgång.

Vid larvstadiets slut måste torskungarna av strömmarna ha förts till områden där bottenmiljöerna är lämpliga för juvenilerna att växa upp i. Avkomman måste sedan ha förmågan att hitta tillbaka till den plats där föräldrarna lekte när den själv blir könsmogen. Detta är den generella teorin kring uppkomst och upprätthållande av särskilda lekplatser för marina fiskbestånd. Om torsken genom störning undviker sitt av evolutionen framselektade lekområde är risken uppenbar att någon länk i kedjan (livscykeln) bryts, med försämrad eller utebliven rekrytering som följd.

Även om det finns en generell teori kring lekplatser så är långt ifrån alla faktorer kända som krävs för att torsken ska välja att leka i ett område och för att leken ska resultera i en lyckad rekrytering. Av detta följer att bedömningar av en vindparks påverkan på torsklek med nödvändighet måste kännetecknas av osäkerhet. Den ansträngda beståndssituationen för torsk i Kattegatt gör det extra viktigt att denna osäkerhet beaktas och vägs in enligt försiktighetsprincipen.

5. Torsk och undervattensljud

Torsk har en välutvecklad hörsel vilken nyttjas både vid t ex födosök och lek. Torsken är samtidigt känslig för olika undervattensljud. I olika undersökningar har påtalats risken för både störningar och skador på torsk i samband med anläggningsarbeten mm.

De ljud och vibrationer som uppkommer under såväl anläggningsfasen som driftfasen av vindkraftsparker har identifierats som potentiellt viktiga faktorer för den marina faunan inklusive fisk. (exempel Wahlberg m.fl, 2005) Ljuden skiljer sig från dem som genereras vid annan vattenverksamhet och kunskapen om effekterna är därför ännu så länge begränsade.

Till skillnad från kustnära anläggningsarbeten i samband med hamnanläggningar och liknande kommer arbetena vid anläggandet av denna vindpark att ske inom ett reproduktionsområde. De extrema ljudtryck som kan förekomma vid pålning ger upphov till undvikandereaktioner hos fisk, även över stora avstånd. Vid en undersökning av anläggningsarbeten av monopile-fundament i Storbritannien beräknades reaktionsavståndet för torsk till cirka 5500 meter (Nedwell m. fl. 2003) Avståndet ovan gäller undvikandereaktioner hos en avsevärd del av populationen. Vissa individer kan förväntas reagera på större avstånd och reaktionen på kortare avstånd kan förväntas vara kraftigare. Torsk kan enligt beräkningarna under vissa förutsättningar urskilja ljuden från pålning på 80 km avstånd. Direkta skador och ökad dödlighet hos fisk orsakad av pålningen sker på kortare avstånd, antagligen på avstånd upp till omkring hundra meter.

Även för andra typer av anläggningsarbeten, som arbete med grävning av kabelränna och borrhning för fundament i klippa, finns beräkningar av reaktionsavstånd. Dessa arbeten orsakar reaktioner hos torsk på avsevärt kortare distanser än vad pålning gör. Anläggningsfasen innebär även ökad båttrafik i området och även om pålningen kan begränsas till en viss del av året så kan övrig bullrande verksamhet vara nödvändig under hela året. Det är därför ytterst olämpligt att utföra anläggningsarbeten för vindkraftparker i eller i närheten av områden som fungerar som speciella lekplatser eller uppväxtområden för känsliga fiskarter. Dessutom kan tilläggas att det inte i förväg att förutsägas när sådana år då de naturliga förutsättningarna för rekrytering är särskilt gynnsamma inträffar. Om anläggningsarbetena utförs under ett särskilt för torskleken gynnsamt år kan skadorna på beståndet bli så stora att anläggningsarbetena i sig riskerar beståndet.

Ljuden från vindkraftparker i drift kan detekteras hos torsk på 4 km avstånd enligt de ovan citerade engelska undersökningarna. Avståndet är beroende av bland annat bakgrundsljudet i havet som orsakas av vind och vågor och vindkraftparkens storlek, utformning med mera. Enligt datorsimuleringar i andra undersökningar kan torsk upptäcka vindkraftparker på 7 till 13 km avstånd.

Tabell 1 Ljuden från vindkraftparker i drift enligt Wahlberg m.fl.,2005

Vindhastighet m/s	Detektion km	Frekvens Hz
8	13	63
13	7	180

Ett speciell frågeställning för torsk och torsksläktingar är användningen av ljud vid parningen. Kunskapen om styrkan hos kommunikationsljuden och på vilket avstånd torsken kommunicerar är inte fullständigt känt. Hos torsksläktingen kolja är avståndet vid kommunikationen i storleksordningen 4 meter. Om kommunikationsljuden maskeras av brus skulle detta kunna medföra att leken uteblir. Det finns undersökningar som indikerar att torsk kommunicerar med ljud även vid beteenden som inte är förknippade med parning som exempelvis varningsljud/hotljud i samband med närvaro av rovdjur (Vester 2004)

6. Kommentarer till sökandens synpunkter kring undervattensljud och påverkan på torsklek

Sökanden åberopar förekommande torsklek i Öresund och den lokala ljudbilden med intensiv båttrafik som argument för att torsklek generellt inte skulle påverkas av vindkraftsbuller. I brist på direkta undersökningar av torskens känslighet för ljud under lek utgör detta resonemang även en viktig bedömningsgrund för Miljödomstolens beslut. Ljudbilden i havet har successivt förändrats sedan senare delen av 1800-talet när motordrivna fartyg började tas i bruk. Det finns inte mycket kunskap om torskens lekplatser från tiden innan industrialiseringen eller om förändringar i lekplatser fram till idag. Det är därför inte möjligt att klarlägga om fartygsljud påverkat leken och om det kan ha skett en successiv tillvänjning till ett ökande bakgrundsljud. Det kan dessutom inte anses klarlagt hurvida torskens vandringar till och val av lekplatser kan påverkas av långvarig störning även utanför säsongen för lek.

Sökandens konsulter hävdar att fartygstrafik ger upphov till buller med högre ljudnivåer inom samma frekvensområde som vindkraftverk. Detta innebär dock inte att ljuden kan betraktas som identiska. Ljuden från vindkraftverk kommer dessutom att bli relativt konstanta eftersom källan är stationär även om ljudet i viss mån är beroende av vindstyrkan. Fartygstrafiken ger upphov till en mer variabel ljudbild när olika fartyg passerar förbi ett område. För att få en helhetsbild av torskens situation ska ljudet från vindkraftsverk läggas till ljudet från fartygstrafik och den kumulativa effekten av dessa ljudkällor är inte utredd.

7 Fiskeriverkets bedömning av vindkraftparkens inverkan på torskbeståndet i Kattegatt

Torsken har som rovfisk en mycket viktig ekologisk funktion i det marina ekosystemet i Skagerack och Kattegatt. Historiskt har förekomsten av torsk haft en mycket stor betydelse för det svenska fisket. Under den senaste 30-årsperioden har dock förekomsten av fångstbar torsk längs svenska västkusten successivt minskat på ett mycket markant sätt. Utifrån Fiskeriverkets årligen återkommande undersökningar görs bedömningen att lekbeståndet av torsk i Kattegatt nu är så försvagat att leken och rekryteringen av torskungar inte räcker för att bibehålla torskpopulationen inom biologiskt säkra gränser. I ArtDatabankens sammanställning "*Artfakta. Rödlustade ryggradsdjur i Sverige*", 2007, redovisas torsken som *Starkt hotad (EN)*.

Samtidigt som torsken som art är hotad längs svenska västkusten redovisas i ArtDatabankens sammanställning att det vid genomförda studier har framkommit att torsken bildar lokala lekpopulationer. Genetiska analyser samt märkningsförsök tyder på att dessa enskilda bestånd kan vara ortstroga, samtidigt som deras vandringsmönster synes variera. Flera lokala bestånd misstänks idag vara helt utslagna.

Med den nedgående trend som lekbestånden av torsk nu uppvisar ser Fiskeriverket kvarvarande torskbestånd i Kattegatt som mycket skyddsvärda. Utifrån den reproduktionsstrategi som torsken utvecklat (se ovan, avsnitt 4.2) kan goda förhållanden på artens lekplatser vara avgörande för beståndets fortlevnad.

Olika undersökningar som genomförts, bl a i samband med det nu aktuella målet, har pekat ut områdena kring Skottarevet som viktiga reproduktionsplatser för torsken. Utbyggnaden av en vindkraftspark i havet utanför Falkenberg kommer att innebära påverkan på den marina miljön. Påverkan uppkommer både under anläggningsfasen och under den senare driftsfasen. (Se vidare Fiskeriverkets yttrande i målet, 2007-05-30.) Influensområdet från arbetena, och sedan vindkraftsparken, bedöms kunna sträcka sig långt utanför det grundområde som direkt tas i anspråk (se Bilaga 1).

Hur exempelvis de undervattensljud som uppkommer i samband med arbetena, samt senare i samband med driften, direkt och på sikt kommer att påverka bl a det känsliga torskbeståndet, är för närvarande inte känt. Med utgångspunkt från den nuvarande kunskapen kring torskens lek mm gör dock Fiskeriverket bedömningen att det finns en tydlig risk för att artens rekrytering i området kan komma att påverkas på ett negativt sätt. I bilaga 1 visas som ett exempel hur stor del av lekområdet som kan anses som influensområde under förutsättning att ingen lek sker inom avståndet för undvikande reaktioner (5,5 km) respektive avståndet för detektionsgränsen (80 km).

Den uppgrumling av finsediment, som i första hand torde uppkomma i samband med de planerade anläggningsarbetena, kommer säkerligen att på olika sätt att påverka växt- och djurlivet kring vindkraftsparken. Grumlingar kan exempelvis komma att påverka både fiskens födoorganismer samt fiskrom och yngel. Hur omfattande påverkan på t ex torskungarna kan komma att bli, är idag inte möjligt att avgöra. Fiskeriverket gör i detta sammanhang liknande bedömning som ovan, dvs att det finns en tydlig risk för att torskproduktionen i området vid anläggningsarbetena skulle kunna påverkas på ett negativt sätt.

Fiskeriverket gör nu, på motsvarande sätt som vid målets tidigare behandling, en samlad bedömning att anläggande av den aktuella vindkraftsparken kan innebära betydande risk för inverkan på torskleken och därmed torskens rekrytering. Med nuvarande beståndssituation kan detta innebära ett hot mot beståndets långsiktiga överlevnad.

De grundområden som sträcker sig i havet utanför Falkenberg bedöms av Fiskeriverket som mycket värdefulla som lek- och produktionsområden för torsk och annan fisk. Med de risker som särskilt synes finnas för torsken anser Fiskeriverket att **försiktighetsprincipen** bör gälla. Fiskeriverket menar därför, på motsvarande sätt som tidigare under projektets behandling i Miljödomstolen, att Miljööverdomstolen inte bör lämna tillstånd till uppförande och drift av den aktuella vindkraftsparken.

8. Fiskeriverkets handlingsplan för torsken i Kattegatt

Fiskeriverket verkar på olika sätt för att säkerställa torskbeståndets långsiktiga överlevnad. Fiskeriverket har även givit frågan högsta prioritet i sin förvaltningsplan. (Fiskeriverket 2008)

Dagens situation kräver radikala förvaltningsåtgärder, där ett totalt fiskestopp är att förordas ur ett bevarandeperspektiv. Fiskarter som torsk, där aggregering sker under leken, är särskilt känsliga för överfiske under lekperioden. Det har även konstaterats att trålning orsakar en fysisk störning som kan påverka lekbeteendet och därmed reproduktionsframgången hos torsk (Morgan m. fl. 1997). Fiskeriverket har därför föreslagit att ett stort fredningsområde för torsklek, som reglerar fisket under första kvartalet, inrättas i sydöstra Kattegatt (Fig 5 och Bilaga 1). Dessutom föreslås en kärnzon med permanent fiskeförbud i de centrala lekområdena, innefattande

Skottarevet. Förslaget utgör en del av Fiskeriverkets regeringsuppdrag med att inrätta fiskefria områden. (Förhandlingar pågår för närvarande med Danmarks Fiskeriministerium och regering eftersom danska fiskare enligt gällande fiskeriavtal har rätt att fiska i delar av området.)



Figur 5. Förslag till fredningsområde för torsklek (området ost röd linje) och kärnzonen med permanent fiskeförbud (blått område) (Fiskeriverket 2008)

I regeringsuppdraget konstaterar Fiskeriverket att skydd av hotade fiskbestånd och utvärderingen av fredningsområden kräver en samlad insats (Fiskeriverket, 2008): "Med fiskelagen kan dock inte annan mänsklig verksamhet än fiske regleras. Detta gör att andra naturvärden i området inte med automatik är skyddade mot annan exploatering. Skulle sådana verksamheter påbörjas i något av de fiskefria områden som inrättas kommer möjligheterna till en meningsfull utvärdering att avsevärt försvåras. Vid eventuell tillståndsprövning behöver därför särskild hänsyn tas till uppdraget med fiskefria områden."

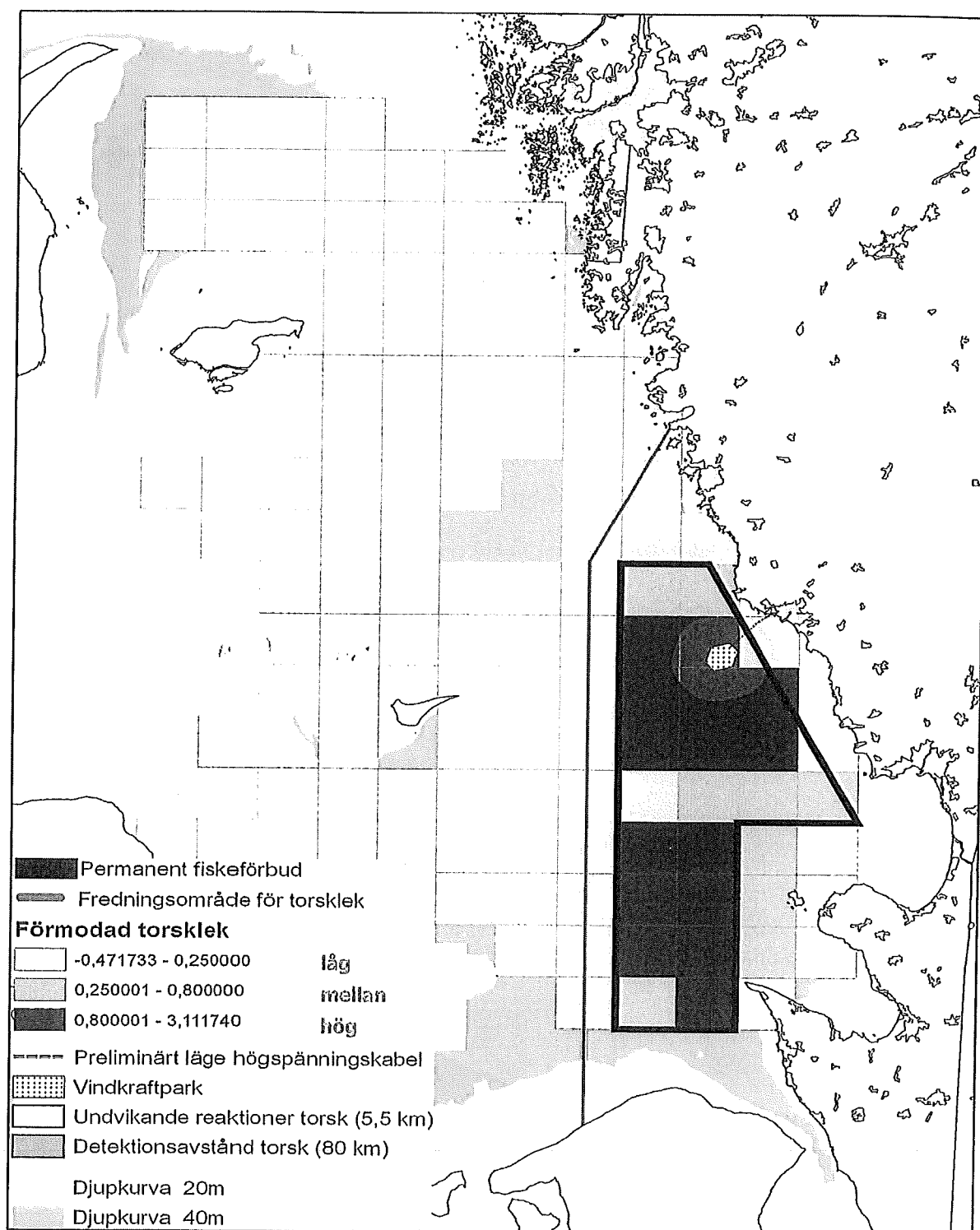
Föreliggande utlåtandet har framarbetats vid Fiskeriverkets utredningskontor Göteborg. I arbetet har bl a Henrik Svedäng och Mattias Sköld, forskare vid Fiskeriverkets Havsfiskelaboratorium Lysekil, deltagit. Vid utredningskontoret har fiskeribiologerna Arne Johlander och Ingemar Andersson deltagit.

Håkan Wennhage
Gruppchef

Ingvar Lagenfelt
Fiskeribiolog

Referenser och arbetsmaterial

- Anonymous. 2001. Fisheries Impact Assessment: Pile Demonstration Project. San Francisco–Oakland Bay Bridge; East Span Seismic Safety Project. Caltrans Contract 04A0148. 59 s. Hämtad 2007-05-14 från World Wide Web:
http://www.dot.ca.gov/dist4/documents/pidp_fisheries_final_report_82401.pdf.
- ArtDatabanken, 2007. Artfakta, Rödlistade ryggradsdjur i Sverige.
- Cardinale M & Arrhenius F. 2000. The influence of stock structure and environmental conditions on the recruitment process of Baltic cod estimated using a generalized additive model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:2402-2409.
- Fiskeriverket 2008. Möjligheter till och konsekvenser av fiskefria områden. Delrapport till regeringen.
- Fiskeriverket, 2007. Yttrande till Miljödomstolen 2007-05-30 Dnr 36-1401-06.
- Fiskeriverket. 2007. Revidering av kunskapsläget för vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden. Fiskeriverket. (opublicerad rapport, 2007-02-22). 31 s.
- Hjort J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of northern Europe. *Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer* 20:1-227.
- Hutchinson WF, Carvalho GR, Rogers SI. (2001) Marked genetic structuring in localised spawning populations of cod *Gadus morhua* in the North Sea and adjoining waters, as revealed by microsatellites. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 223:251-260.
- Lövgren, J., Sköld, M., Bergström, L., Jonsson, P., Fagerholm, B. 2007. Resultat från provfiske vid Skottarevet januari –mars 2007.
- Morgan, M.J., DeBlois, E.M., Rose, G.A., 1997. An observation of the reaction of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in a spawning shoal to bottom trawling. *Can J Fish Aquat Sci*, 54 319 (Suppl.1), 217-223.
- Nedwell J., Langworthy J., Howell D. 2003 Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. Report No. 544 R 0424 COWRIE.
- Roff D. 2002. Life-history evolution. Sinauer, 465 pp
- Svedäng H, Rihton D & Jonsson P. 2007. Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: natal homing is the prime stock-separating mechanism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 345: 1-12.
- Vester, HI; Folkow, LP; Blix, AS 2004 Click sounds produced by *cod* (*Gadus morhua*) *Journal of the Acoustical Society of America* [J. Acoust. Soc. Am.]. Vol. 115, no. 2, pp. 914-919. Feb 2004.
- Vitale F, Börjesson P, Svedäng H, Casini M. (2008) The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. *Fisheries Research* 90: 36-44
- Wahlberg, M; Westerberg, H, 2005 *Hearing in fish* and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series* [Mar. Ecol. Prog. Ser.]. Vol. 288, pp. 295-309. 10 Mar 2005.

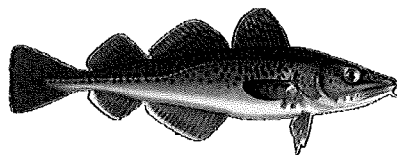


Bilaga 1. Kartan visar den geografiska fördelningen av lekande torsk i Kattegatt i relation till den ansökta vindparkens föreslagna lokalisering. Dessutom visas den av Fiskeriverket föreslagna fiskeförbudszonen (svart linje) samt gränsen för lekskyddsområdet i sydöstra Kattegatt (röd linje). De två zonerna runt vindparken exemplifierar möjliga influensområden under anläggningsfasen baserat på ljudbilden under pålning i relation till torskens beteende och hörsel.



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Sakkunnigutlåtande i mål M 2036-12 angående anläggande och drift av en havsbaserad vindkraftpark utanför Falkenberg, Kattegatt Offshore.



Kattegattorsk

*Länsstyrelsen i Västra Götalands län
Vattenvårdsenheten.
Utredningar akvatisk resurs.*

Ingvar Lagenfelt 2014-03-11

Dnr 532-1425-2014

Innehåll

1. Sammanfattande bedömning.....	3
1.1 Påverkan på torsk.....	3
1.2 Skyddsåtgärder.....	3
2. Uppdraget.....	4
3. Rättsliga förutsättningar.....	5
4. Torskbeståndet.....	5
4.1 Torskpopulationen i Kattegatt.....	5
4.2 Geografisk fördelning av lekande torsk.....	7
4.3 Lekomogen torsk.....	8
5. Påverkan på torsk av vindkraft.....	9
5.1 Torsk och ljud.....	9
5.2 Använd teknik.....	9
5.3 Påverkan under anläggningsfas.....	9
5.3.1. Ljud från pålning och fartygstrafik.....	9
5.3.2 Torsklek.....	10
5.3.3 Torskägg och larver.....	10
5.3.4 Ung torsk och lekomogen torsk.....	11
5.4 Påverkan under driftfas.....	11
5.4.1 Driftljud.....	11
5.4.2 Torsklek.....	12
5.4.3 Ägg och larver av torsk.....	12
5.4.4 Ung torsk.....	12
5.4.5 Storleksfördelning hos torsk.....	13
5.4.6 Grumling.....	14
5.4.7 Elektromagnetiska fält.....	14
5.4.8 Hydraulolja.....	15
5.5. Påverkan under avvecklingsfas.....	15
6. Kontrollprogram.....	15
7. Referenser.....	17
7.1 Handlingar i ärendet.....	17
7.2 Övriga referenser.....	17
BILAGA 1 De olika stängda områdena i Kattegatt.....	21
BILAGA 2 Rekrytering hos marina fiskar.....	22

1. Sammanfattande bedömning

1.1 Påverkan på torsk

Kunskapsunderlaget för bedömning av effekter av anläggning och korttidseffekter (1-3 år) av drift av havsbaserad vindkraft har ökat markant under senare år sedan Fiskeriverkets sakkunnig-bedömning år 2008 av effekter på torskbeståndet i Kattegatt vindkraftsparken Skottarevet. Osäkerhet kvarstår dock framför allt avseende havsbaserade vindkraftsparkers eventuella långtidseffekter på torskpopulationer. En viktig förändring i området, efter avslaget för Skottarevets vindkraftpark i Miljööverdomstolen år 2009, är tillkomsten av ett från torskfiske fredat område till skydd för torskbeståndet i Kattegatt.

Trots det sedan 2009 förbättrade underlaget och den ökade kunskapen på många områden kvarstår en viss osäkerhet framförallt hur stor lekmogen torsk (>45 cm) påverkas av drift av vindkraftparken. Dessa individer ger mycket viktiga bidrag till populationens rekrytering och ger framförallt en säkerhet i kontinuiteten i reproduktionen som inte mindre individer som leker för första gången ger. Beståndssituationen för torsk i Kattegatt gör det viktigt att denna osäkerhet beaktas och vägs in enligt försiktighetsprincipen. Särskild hänsyn måste också tas till att fisket i området regleras av en internationell överenskommelse just på grund av beståndets utsatta situation. Beståndet befinner sig i ett känsligt läge med osäkra tecken på att en mycket begränsad uppgång i torskpopulationen eller åtminstone att nedgången från de senaste åren avstannat (data t.o.m. år 2012). Sannolikheten att stor torsk undviker en vindkraftpark i drift på grund av ljudet bedöms som begränsad och detta medför en begränsad risk att populationen påverkas allvarligt även om en viss geografisk omfördelning kan ske. Men konsekvenserna om ett scenario där en omflyttning från optimala områden inträffar skulle kunna ge effekter på populationen och denna risk kan inte uteslutas med dagens kunskapsläge. Den nya kunskapen har dock minskat farhågorna för påverkan på juvenil torsk av driften i vindkraftparken.

Driften av vindkraftverk kan förhindra ljudkommunikation mellan torsk och ge direkta flyktbeteenden inom en radie av 100 m, i praktiken inom hela parkområdet om avstånden mellan vindkraftverken är av storleksordningen några hundra meter, vilket troligen inte inverkar allvarligt på torskpopulationen om stora individer inte påverkas och lämnar området. Utanför detta område kan det bli andra stressreaktioner då ljudet från turbinerna är kontinuerligt och högre än bakgrundsljudet inom vissa frekvenser. Här behövs generellt mera forskning för att utreda hur detta långsiktigt kan påverka fisk. För torsk i storlekar som motsvarar icke könsmogna individer och individer i storlekar som kan förväntas vara förstagångslekare verkar vindkraftparkernas fördelar vid drift överväga över den bullrande miljön, i alla fall med reservationen för långsiktig påverkan.

Det kan finnas en risk för torskens populationsutveckling om fritidsfiske tillåts inom vindkraftparken eftersom en viss ansamling av främst ung torsk kan förväntas runt de introducerade strukturerna, d.v.s. kraftverket och erosionsskydd. Denna ansamling skulle också kunna medföra en ansamling av predatorer.

1.2 Skyddsåtgärder

Slutsatserna angående miljöeffekter av vindkraftetablering till havs blir helt beroende av vilken typ av anläggningsarbeten som måste utföras, fundamentens utformning och typ av generator m.m. Även andra faktorer som antalet hammarlag per kraftverk m.m. kan påverka till exempel exponering och dödlighet för ägg och larver av torsk som driver passivt i det fria vattnet i området.

Den största risken för direkt påverkan på torsk föreligger under anläggningsfasen, framförallt vid pålning men även vid grumlande arbeten. Tester av skärmande och ljuddämpande åtgärder vid

pålning av monopilefundament pågår i full skala inom Europa men hittills använda metoder ger varierande resultat, särskilt i strömmande vatten som i Kattegatt. En snabb metodutveckling kan förutses men i dagsläget förefaller osäkerheten i möjligheterna till dämpning stora. Start av pålning med begränsad energi (ramp up) bedöms som marginellt fungerande för torsk men bör ändå användas. Torsk som befinner sig i närheten av pålningen kan prestera en för låg maximal simhastighet för att hinna undan innan fysiska skador inträffar men i en yttre zon kan de individer som vistas där eventuellt hinna undan.

Bolaget har själva angett att pålning inte ska ske från december till och med juni för att undvika effekter på torskrekryteringen. Undvikande av pålning under torskleken, inklusive en period för ansamling inför lek och möjligen en period efter avslutad lek med drivande ägg och gulesäckslarver (december till juni), är det försiktighetsmått som måste tillämpas innan fullt utprovad dämpningsteknik finns tillgänglig. Grunderna arbeten ska undvikas under samma period.

Ett förslag till försiktighetskriterium är det som används i relation till tumlare i Nordsjön där antropogena impuls ljud-trycksnivåer inte får överskrida 185 dB_{noll till max} ljudtryck (re 1 µPa at 750 m). Ett sådant villkor förutsätter kontinuerlig mätning och kommunikation med utföraren. Detta kriterium har visat sig svårt att uppfylla vid användning av monopilefundament.

I underlagsmaterialet i ärendet konstateras att "Vid upphandling av vindkraftverk till parken bör man säkerställa att verken har en växellåda med hög precision, låg ljudnivå och stomljuddämpande montage" (Almgren 2011). Då den förväntade drifttiden omfattar mer än tio år är driftljudet en avgörande del av villkoren i relation till hur torsken påverkas av vindkraftetableringen. Om det finns tekniska möjligheter att installera verk utan mekanisk växellåda (direkt driven generator) kan kanske dominerande toner undvikas inom torskens hörselområde. Stomljuddämpande montage, som nämns i underlaget, kan också vara ett framtida alternativ även om osäkerhet råder i dagsläget för livslängden för en sådan lösning.

Det finns idag inga kända risker att växelströmskablar påverkar torsken. Landanslutning utgörs av drygt 5 km nedgrävd eller övertäckt 145 kV växelströmskabel och 40 km nedgrävda eller övertäckta 35 kV växelströmskablar för distributionen inom parken. Används dessutom trefas tvinnade, skärmade växelströmskablar för kraftöverföringen minimeras det primära magnetfältet och risken att torsk ska påverkas.

2. Uppdraget

Länsstyrelsen i Västra Götaland har, i samband med den pågående miljö tillståndsprocessen, fått i uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten och Kammarkollegiet att utreda den planerade vindkraftparken Kattegatt Offshores potentiella påverkan på framförallt torskpopulationen i Kattegatt. Uppdraget bestod i att:

- Bedöma huruvida uppförande och drift av den sökta anläggningen innebär en risk för allvarlig påverkan på torskbeståndet i Kattegatt med utgångspunkt i dagens kunskapsläge.
- Göra en uppdatering av Fiskeriverkets sakkunnigbedömning 2008-04-08, dnr 36-1555-08 med utgångspunkt i den eventuellt nya kunskap - om hur anläggningar för havsbaserad vindkraft påverkar torskbestånd - som tillkommit efter Miljööverdomstolens dom den 5 mars 2009 i mål M 294-08.
- Särskilt bedöma om den eventuellt nya kunskap i ämnet som tillkommit efter Miljööverdomstolens dom föranleder en annan bedömning av risken för påverkan på

torskbeståndet i Kattegatt jämfört med vad som var fallet med det kunskapsläge som förelåg vid tidpunkten för Miljööverdomstolens dom.

Tidsramen för föreliggande utredning medgav inga kompletterande undersökningar eller beräkningar utan all information har hämtats ur relevanta handlingar från ansökan i målet kompletterade med personlig kommunikation med författarna av delar av underlaget och i publicerat material. Mycket information om torsk och vindkraft har hämtats ur den slutliga sammanställningen av undersökningarna från Lillgrunds vindkraftpark i Öresund (Bergström 2013a, Bergström 2013b, Bergström 2012) vilken utgör den första sammanställningen om påverkan av en större vindkraftpark i havet i Sverige. Delar av denna information har varit tillgänglig tidigare och ingår i underlagsmaterialet i ärendet (se till exempel Almgren 2011 och referenserna i Bilaga C45 i ärendet). Under avsnitt 7 framgår vilka handlingar i målet som utredningen har utgått ifrån samt den övriga information som finns att tillgå i ämnet och som har använts i bedömningen.

3. Rättsliga förutsättningar

Havsmiljödirektivet (2008/56/EG), som infördes i EU 2008, omfattar alla medlemsstaters marina vatten och innebär att dessa vatten ska uppnå eller bibehålla en god miljöstatus senast år 2020. Direktivet omfattar ett antal deskriptorer (temaområden) varav de mest relevanta att beakta i detta fall är deskriptor 1 om biologisk mångfald och deskriptor 11 om undervattensljud. I det svenska införandet av direktivet har god miljöstatus för de svenska havsområdena definierats. Enligt direktivet ska av människan orsakat undervattensbuller, som leder till eller sannolikt leder till negativa effekter, räknas som föroreningar. En god miljöstatus innebär enligt direktivet att undervattensbuller ligger på nivåer som inte påverkar den marina miljön på ett negativt sätt. Direktivet är implementerat i nationell lagstiftning genom Havsmiljöförordningen (2010:1341).

4. Torskbeståndet

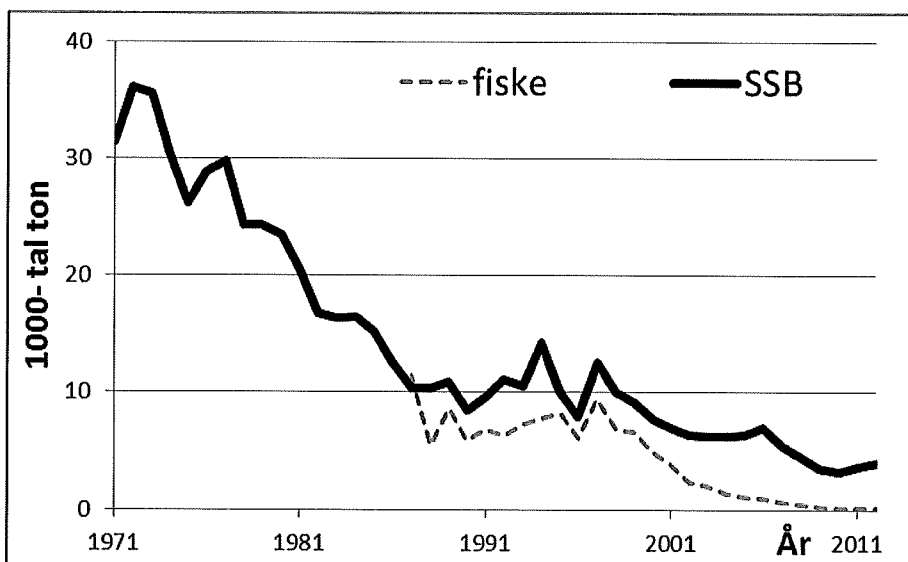
Kunskapen om torskpopulationen i Kattegatt har uppdaterats med senaste tillgängliga data (Se även Bilaga C45 i ärendet och till exempel: Degraer 2013, Hammar 2014).

4.1 Torskpopulationen i Kattegatt

Kattegattorsken (torsk i division IIIa öst¹) har avgränsats som en egen lekpopulation avskild från Nordsjötorsken. Internationella havsforskningsrådet (ICES) rekommenderade totalt fiskestopp efter torsk i Kattegatt för första gången 2002 p.g.a. av att lekbiomassan (mängd lekmogen torsk) då bedömdes vara under hållbara nivåer. Lekbiomassan fortsatte sedan att minska efter 2002 samtidigt som ICES varje år rekommenderade totalt fiskestopp vilket inte hörsammades i de årliga kvotbesluten. De förvaltningsåtgärder som ändå genomfördes för att minska fiskeridödligheten (fisk som tas ur beståndet genom fiske) medförde ingen förbättring. År 2009 inrättades ett torskfredningsområde i Kattegatt genom en överenskommelse mellan Sverige och Danmark (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Torskfredningsområdet är uppdelat i delområden med olika detaljerade begränsningar i torskfiske och fiske där torsk fångas som bifångst under varierande tidsperioder på året (FIS 2004:36 och 2008:35, se karta i BILAGA 1). En utvärdering har skett efter de första tre åren (2009-2011) och slutsatsen från denna är att möjligen har en mycket begränsad uppgång i torskpopulationen har ägt rum 2011 och 2012 (figur 1, uppdaterad till och med 2012). I det område inom vilket den föreslagna vindkraftetableringen ligger, är fisket begränsat under torskens lekperiod under första kvartalet varje år.

¹ Fångstområde, indelning enligt ICES.

En beräkning av fiskets påverkan utifrån torskens rumsliga fördelning och detaljerade uppgifter om fiskeansträngningens fördelning visar att stängningarna av områden tillsammans med en allmän minskning av ansträngningarna i Kattegatt, samt användning av mer selektiva redskap, har reducerat fiskets påverkan på torsken till ungefär 40 % av vad den var år 2008. Effekterna av stängningarna i de olika delområdena kan emellertid inte särskiljas.



Figur 1. Lekbiomassan (SSB) hos Kattegattorsken och fisket. Fisket från år 2009 är endast bifångster vid annat fiske. Figuren uppdaterad t.o.m. 2012. Förenklad efter ICES (2012 och 2013).

I underlagsmaterialet i ärendet dras slutsatsen att mängden könsmogen torsk ökat i de inventerade områdena från 2009-2011 (Andersson 2011). Perioden av ökande torsktäthet sammanfaller med inrättande av torskfredningsområdet i södra Kattegatt. Denna slutsats har dragits från ekointegrering nattetid som är tekniskt fördelaktig och ger den bästa skattningen av torskpopulationens storlek. Eftersom den yt- och djupmässiga fördelningen av torsk kan skilja sig mellan dag och natt kvarstår en viss osäkerhet i detalj om hur representativ den registrerade fördelningen är i relation till pålningsarbete och grumlingsarbete under dagtid.

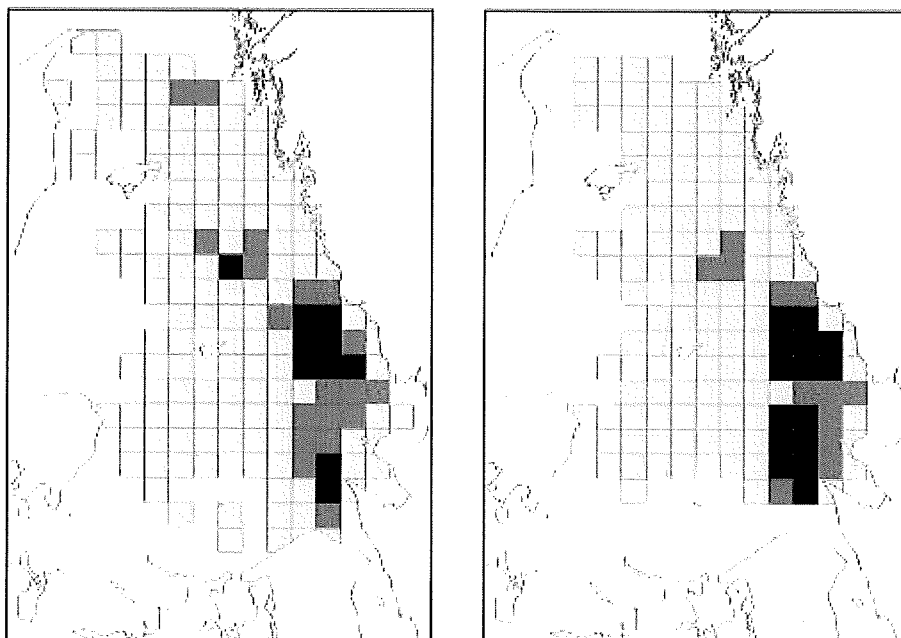
I utvärderingen av det från torskfiske fredade området i Kattegatt (Havs- och vattenmyndigheten 2012) har detaljerad information om torskpopulationen tillkommit vilket kan sammanfattas i följande punkter om Kattegattbeståndet:

- Den biologiska Kattegattorsken vandrar i begränsad omfattning.
- Det finns små men tydliga genetiska skillnader mellan torsken i Kattegatt och i Nordsjön/Skagerrak, vilket innebär att det är osannolikt att det biologiska Kattegattbeståndet skulle fyllas på från annat håll.
- De historiska lekområdena i Kattegatt är väldokumenterade.
- Lek förekommer fortfarande inom just dessa områden.

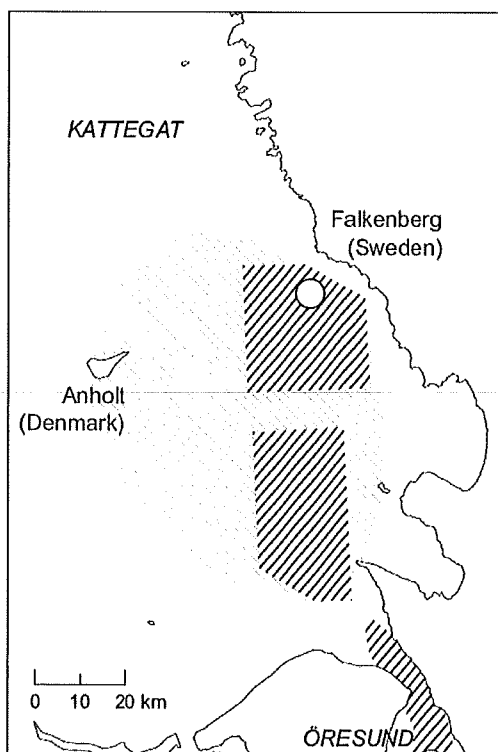
En viktig skillnad från det tidigare framtagna underlagsmaterialet är den minskade fiskeridödligheten i och med införandet av fredningsområdet. Även storleksfördelningen hos torsken i området kan ha påverkats av detta. Det som skiljer det aktuella området från Nordsjöområdet där andra vindkraftparketableringar kan vara aktuella, är att fisket redan är begränsat och det är oklart om etableringen av vindkraft ger ytterligare begränsningar. Minskad fiskeridödlighet framhålls internationellt som en positiv effekt av vindkraftparker där vissa typer av fisken begränsas inne i etableringsområdet.

4.2 Geografisk fördelning av lekande torsk

De högsta tätheterna av lektorsk som beskrevs i fiskestatistik innan fredningsområdet infördes, (åren 1996 – 2004) fanns i sydöstra Kattegatt, från Glommen i norr till Kullen i söder (figur 2).



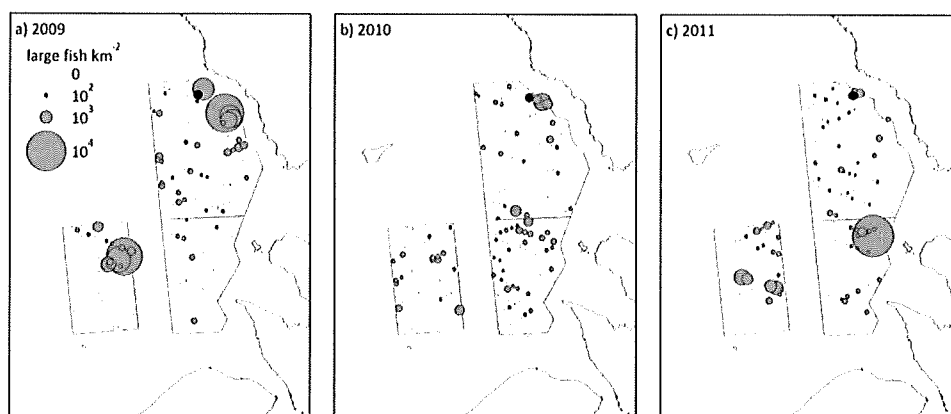
Figur 2. Genomsnittlig fördelning av a) yrkesfiskets landningar av torsk under leken (kvartal 1) baserat på fiskets loggböcker från 1996-2004 och b) förmodade lekområden för torsk 1996-2004. Rutorna motsvarar 10 X 10 km där mörkare partier visar på högre värden (ur Vitale 2008). Kartorna är hämtade ur Fiskeriverkets sakkunnigutlåtande 2008-04-07, utan uppdatering. Figuren har ej uppdaterats på grund av att förändringar i fiskevillkoren gör olika tidsperioder ojämförbara.



Figur 3. Orienteringskarta där Kattegatt Offshore relateras till de huvudsakliga lekområdena i Kattegatt (svartstreckat baserat på Vitale 2008, se karta ovan) och lekområdena i Öresund (Svedäng 2004). Utbredning av ägg och torsklarver är markerat (gråstreckat baserat på Hinrichsen 2012). Utbredningen som anges för torsklarver är konservativt skattad då en nordlig larvdrift sker med tiden. (hämtad ur Hammar 2014).

En förtydligad översiktskarta, figur 3, har hämtats ur Hammar (2014). I figuren har även områden i norra Öresund där torsk leker markerats. Ägg och larver från detta område transporteras med strömmar in i Kattegatt (modellberäkning, Hinrichsen 2012).

Tätheten av stor torsk (här definierad som mellan 40 och 100 cm d.v.s. i stort sett lektorsk. (se avsnitt 5.4.5) varierar mycket i området mellan åren och mellan olika delar av området. Tätheter motsvarande storleksordningar mellan 0 och 10000 individer per km² noteras för perioden slutet av november och början av december mellan 2009 och 2011 (figur 4).



Figur 4. Rumslig fördelning av lekmogen torsk (40 – 100 cm) från hydroakustiska undersökningsdata a) 5 – 16 november 2009, b) 22 november – 8 december 2010, c) 21 november – 7 december 2011 (Havs- och Vattenmyndigheten 2012). Kattegatt Offshores ungefärliga föreslagna lokalisering är inlagd som en svart prick.

4.3 Lekmogen torsk

Den lekmogna torsken anges generellt ha en längd som uppgår till minst 37cm. I vissa havsområden anges lekmognaden för torsk i stället inträffa vid en längd av 40 cm. Torsken är oftast könsmogen från tre års ålder även om en andel av de yngre individerna kan bidra i lekpopulationen. Att enbart från storleksfördelningen avgöra torskens könsmognad ger en osäkerhet då det finns individuella skillnader och skillnader mellan könen när könsmognaden inträffar. Storleksfördelningen hos torskpopulationen kan dock användas som ett grovt mått på lekbiomassan. Förenklat skattas **liten torsk** som motsvarande i huvudsak ej lekmogen, **mellanstor torsk** i huvudsak som förstagångslekare och **stor torsk** som fisk som bidrar med bulken av rommen och rekryteringen. Den stora torskens lek sträcker sig över en större del av lekperioden, jämfört med mindre individers. En lång lekperiod är fördelaktig ur ett lekutfallsperspektiv då chansen att någon del av leken sammanfaller med optimala yttre förhållande ökar och att överlevnaden hos avkomman därmed ökar.

I underlagsmaterialet i ärendet finns uppgifter i området om köns mogna individer i alla de angivna storleksklasserna, **liten** 20-32 cm, **mellanstor** 32- 45 cm och **stor torsk** 45 – 90 cm (Andersson 2011, Lövgren 2007). Andelen köns mogna individer inom storleksintervallen skiljer sig mellan åren och mellan könen. Rinnande, i samband med fisketilfallet lekande, individer påträffas vid fisken under båda de refererade undersökningarna.

I båda undersökningarna som rör täthet av torsk runt vindkraftfundament fångas få stora individer. Av de studerade individerna i storleksklassen större än 37 cm är en stor andel mindre än 45 cm även om några individer upp till 60 cm påträffas (Bergström 2012, Degraer 2013). Detta innebär att informationen i huvudsak gäller storleksklasserna av torsk med längd under 37 cm och torsk med längd mellan 37 och 45 cm. Inom dessa båda storleksklasser finns både icke köns mogna individer och en andel förstagångslekare.

Kunskapen om de individer i storlekar över 45 cm som ger ett betydande bidrag till rekryteringen i områden saknas därmed. Beroendet av en årsklass förstagångslekare riskerar att fortsätta om individer i storleksspannet över 45 cm inte ingår i lekpopulationen (se BILAGA 2).

5. Påverkan på torsk av vindkraft

5.1 Torsk och ljud

Torsk har simblåsa och kan med hjälp av denna uppfatta ljudtryck inom frekvensområdet 10 till 400 Hz. Vid lägre frekvenser registreras den andra ljudkomponenten, partikelacceleration. Den areal där partikelaccelerationen detekteras och påverkar fisken direkt vid vindkraft är i ett begränsat närområde till fundamenten (Sigray 2009).

Torsk producerar ljud aktivt med en separat muskel till exempel i samband med fortplantning och hot (selektionsbetydelse: se ex Rowe 2006). Frekvensområdet ligger mellan 5-200 Hz med en topp på cirka 93 dB re 1 μ Pa 1 m vid cirka 50 Hz (uppmätt vid lek, se Michl 2011) alternativt mellan 30-250 Hz (Fudge 2009). Torskindivider har, till skillnad från fåglar, begränsad möjlighet att ändra frekvens på det alstrade ljudet som är beroende av simblåsans storlek (och resonansfrekvens). Därmed finns begränsad möjlighet till anpassning till en förändrad ljudmiljö.

Kortisol är ett viktigt stresshormon i fisk och det är känt för att under normala eller stressande förhållanden påverka flera fysiologiska processer inklusive tillväxt och immunitet (Magnadottir 2011, Magnadottir 2010, Mandelman 2012). På fisk, inklusive torsk, används förhöjda plasma-koncentrationer av kortisol som ett mått på individens stressnivå till exempel i en bullrig miljö (Wysocki 2006).

5.2 Använd teknik

I den tekniska beskrivningen (Lindström 2012) tillhörande Kattegatt offshores tillståndsansökan framgår att det inom området för Kattegatt Offshore kan bli aktuellt att använda olika typer av fundament för olika delar av området. Det anges att med dagens teknik bedöms det mest lämpligt med en kombination av monopile- (djup under 25 meter) och fackverksfundament (djup över 25 meter). I databasen Global Offshore Wind Farms Database 4C Offshore (besökt januari 2014) anges generellt att monopile är lämpliga mellan 0 och 30 meters djup och fackverksfundament (Jacket) är mest aktuella mellan 20 och 50 meters djup (maximalt användningsområde mellan 3,5 till 70 meters djup). För gravitationsfundament anges i denna källa inte några gränser men exempel på användning finns ut till 20 meters djup. Överlappningen i möjliga användningsdjup mellan de olika fundamenttyperna föreligger i det aktuella området.

5.3 Påverkan under anläggningsfas

5.3.1. Ljud från pålning och fartygstrafik

Internationellt har frågeställningar gällande ljudmiljön under vatten fått allt mer tyngd både vad gäller påverkan från den ökande fartygstrafiken och påverkan från etablering av marina vindkraftparker. Ett tecken på detta är till exempel att buller har inkluderats i havsmiljödirektivet.

Det problem som särskilt identifierats i studier internationellt är de kraftiga ljuden från pålning under anläggningsfasen av vindkraftparker, framför allt vid användning av monopilefundament, men också vid användning av fackverksfundament. Problemet har också belysts vid en eventuell etablering av vindkraftparken i Kattegatt (Lindström 2013, Hammar 2013). En ökad kunskap om riskerna med pålningsljud har samlats under de senaste tio åren. De problem som särskilt identifierats och bedöms

vara aktuellt för torsk under anläggningsfasen under en eventuell etablering i Kattegatt är de kraftiga ljuden från just pålning.

Själva pålningen tar typiskt ett par timmar men kan vara avklarad på under en timme vid gynnsamma förhållanden (Lindström 2012). Ljudet från pålning har en kraftig effekt på stora avstånd, inklusive permanenta skador och dödlighet i en mindre zon, på alla stadier av torsk.

Under hela anläggningsfasen kommer aktiviteten av arbetsfartyg att bidra till ljudbilden i området med maskin- och kavitationsljud. I samband med undersökningar vid Lillgrunds vindkraftspark i Öresund gjordes mätningar av fartygsbuller där även servicefartyget ingick. Servicebåten är det minsta fartyget i tabellen nedan.

Tabell 1. Ljudnivåer (re $1 \mu\text{Pa}_{\text{RMS}}$) av fartyg i Öresund som jämförelse till ljudnivåer hos servicebåten. Medelvärdesbildade nivåer. Källstyrkan omräknad till jämförelse vid 1 m är beräknad med en utbredningsförlust av $17 \cdot \log$ (avståndet). Tabellen fritt efter Bergström 2013. Frekvensen 123 – 132 Hz hänvisar till vindkraftverkens första växelådssteg med som jämförelse, ingen motsvarighet hos fartygen.

Fartygstyp	Hastighet [knop]	Avstånd till fartyg [meter]	Beräknad jämförbar ljudnivå vid 1 m	
			20-4000 Hz	123-132 Hz
Servicebåt	9	30	149	114
Passagerarfärja	12	550	180	149
Tanker	10	630	169	122
Passagerarfärja	11	620	176	146
Parkproduktionsnivå 100%			138	136
Parkproduktionsnivå 80%			136	134
Parkproduktionsnivå 60%			134	132

5.3.2 Torsklek

Fiskarter som torsk har särskilda geografiskt begränsade lekplatser. Lekområden har genom långvarigt naturligt urval selekterats fram och torsken återvänder till dessa (homing). Särskilda lekplatser som torsken återvänder till år efter år gör arten sårbar eftersom beståndet blir beroende av en liten specifik del av sitt utbredningsområde för att kunna fullfölja sin livscykel. Lekplatserna blir därmed avgörande för beståndets långsiktiga utveckling och överlevnad (se BILAGA 2).

Vid pålning och andra anläggningsarbeten finns risk att torsken undviker del av lekområdet med effekter på torskpopulationen som följd. En dödlighet av främst ung fisk kan förväntas (Hammar 2013, Hammar 2014).

5.3.3 Torskägg och larver

Torskägg och larver av torsk kan inte aktivt undvika exponering för kraftiga undervattensljud utan driver in eller ut ur det exponerade området. Vid drift av ägg och larver i närområdet exponeras hela tiden nya individer för varje ljudpuls/hammarslag vilket innebär att antalet exponeringar blir större än antalet pålar och i stället styrs av antalet hammarslag. Beräkning av påverkan/dödlighet kan göras utifrån larvtätheten i den vattenvolym som exponeras. Den exponerade volymen skattas från ett bälte vars bredd ges av en radie där skador och dödlighet förväntas och en längd som skattas utifrån strömhastigheten under pålningsarbetet. Detta i och med att nya delar av vattenvolymen, där hela tiden nya ägg och larver passerar, exponeras. Pålningens varaktighet anges som en eller ett par timmar per fundament.

Inga studier av effekter av pålning på torskägg eller på torsklarver med gulesäcken kvar har påträffats. För fisklarver med sluten simblåsa, alltså samma huvudtyp som torsk, finns dock relevant information under framtagande. Den tillfälliga bedömningen är att utanför 100 m diameter sker ingen signifikant dödlighet eller permanent påverkan på denna huvudtyp av fisklarver (baserat på havsaborre, Haelters, pågående studie). Samma information fås från i vattenvolymen fritt drivande larver av plattfisk. Dessa har en simblåsa även om den senare saknas hos de vuxna individerna. Studier av effekter från pålning på dessa larver kan bidra med information som är överförbar till torsklarver, även om de vuxna stadierna är olika vad gäller simblåsan. Larver av tunga utsattes för pålningsljud och visade sig vara toleranta mot en bullerexponering som motsvarade den på ett avstånd på 100 m från ljudkällan (Bolle 2012). Vid beräkningar av ägg och larvdödlighet kan detta avstånd användas.

Vid en genomgång och bearbetning av tidigare data (Yelverton 1975) beräknar Hasting (2005) att en impuls ljudnivå (d.v.s. tiden för ljudexponeringen ingår) på 193 dB re: $1 \mu\text{Pa}^2$ per sekund inte skadar de minsta (0,01 g) fiskindividerna. Utifrån detta och en känd/uppmätt källstyrka hos pålningen kan ett alternativ till ovanstående säkerhetsradie skattas utanför vilken skador på små fiskar inte uppstår.

5.3.4 Ung torsk och lekmogen torsk

Torsk (med längder på 31-47 cm) har visat tydliga beteendereaktioner på inspelat pålningsljud vid ett ljudtryck på 140–161 dB re $1 \mu\text{Pa}$ (toppvarde) och en partikelrörelse på mellan $6,5 \cdot 10^{-3}$ och $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2$ (toppvarde) (Andersson 2011b). Detta skulle, under ljudutbredningsförhållanden som råder i det aktuella området, innebära att torsk reagerar på ljudtrycket på ett avstånd av från några kilometer upp till över 10 km för delar av populationen.

Vid anläggningsarbeten av monopilefundament i Storbritannien beräknades reaktionsavståndet för torsk vara av samma storleksordning, cirka 5,5 km. Inom detta avstånd observerades undvikandereaktioner hos en avsevärd del av populationen (Nedwell 2003). Reaktionerna kan bestå i en ökad simhastighet eller ändrad simriktning under perioder då de utsattes för ljudet jämfört med de tysta perioderna innan och efter ljudexponering men resultaten var inte statistiskt signifikanta eftersom reaktionerna varierade stort mellan de olika individerna. Även reaktionen att stelna till (frysning) förekom när ljudbilden förändrades. En del individer simmade från ljudkällan när ljudet sattes på (Andersson 2011b). Reaktionerna var även beroende av nivån hos bakgrundsljudet.

Vid de extrema ljudnivåer som uppkommer vid pålning kan dödlighet och permanenta skador, både hörselskador och vävnadsskador, uppstå. Dödlighetsberäkningen för torsk som presenteras i underlagsmaterialet och som inlämnats i målet bygger på en händelse per etablering av en monopile d.v.s. ett statistiskt förlopp utan att nya torskar exponeras under pågående pålning. Detta bedöms vara korrekt vid måttliga strömhastigheter och relativt kontinuerlig pålning och för torsk med undantag av små yngel, gulesäckslarver och ägg.

5.4 Påverkan under driftfas

5.4.1 Driftljud

Det generella kunskapsläget gällande effekter på havsmiljön vid drift av havsbaserad vindkraft har förbättrats markant sedan Fiskeriverkets sakkunnigbedömning gällande Skottarevets vindkraftpark daterad 2008-04-08 (Mål nr M 1043-06 vid Vänersborgs tingsrätt, Fiskeriverkets dnr 36-1555-08). De kunskapsbrister som fortfarande finns gäller bland annat långtidseffekter av etableringen av vindkraftparker till havs på till exempel fisk och marina däggdjur. Driftljuden, inklusive ljud från mekanisk växellåda vid generatoren och ljud från servicebåt, adderas till ljuden från till exempel fartygstrafik och bidrar till en ökad ljudnivå i den marina miljön under lång tid. Sammantaget bidrar dessa störningskällor till osäkerheten vid bedömning av vindkraftsparkers långsiktiga effekter.

Ljudtrycksnivåerna från driftljudet på vindkraftparken Lillgrund i Öresund är tillräckligt höga för att torsk riskerar att påverkas negativt i form av flyktbeteende inom endast ca 100 meter från en turbin vid höga vindstyrkor. Inom ytterligare en zon kan individer uppleva stress. Torsk kan uppfatta ljudet från vindkraftparken inom ännu större avstånd från vindkraftparken (Bergström 2013, Andersson 2011a). Detta avstånd beror ofta inte på torskens hörsselförmåga utan på förhållandet mellan bakgrundsljudnivån i området och det alstrade driftljudet. Driftljudet från vindkraften kommer alltså att maskeras av bakgrundsbruset innan torsk fysiologiskt upphör att kunna uppfatta det. Det teoretiska detektionsavståndet beräknas till 16 km vid 100 % drifteffekt och 13 km för 60 % effekt. En tidigare skattning ger detektionsavstånd på 7-13 km för torsk. Avståndet är beroende av bland annat vindhastighet och vilka frekvenser som är aktuella (Wahlberg 2005).

Partikelrörelser (vilket är en typ av ljud) från driften av ett vindkraftverk visar att nivåerna som genererades vid ett 1,5 MW turbin på ett monopilefundament av stål, endast är tillräckligt höga inom ett par meter från fundamentet för att potentiellt framkalla ett flyktbeteende hos fisk. På ett avstånd längre än 20 meter var nivåerna jämförbara med bakgrundsbruset (Sigray 2009). I det följande tas endast hänsyn till ljudtryck.

Olika livsstadier av en art kan ha olika preferenser på miljön. En hypotes är att torsk över en viss storlek kanske inte drar nytta av det relativa skyddet vid vindkraftverksstrukturerna och erosionskydd eller den från omgivningen något avvikande födosammansättningen. Därmed kan påverkan från ljudet som alstras vid driften inte kompenseras av fördelarna med den från omgivande botten avvikande miljön för dessa stora individer. I stället för att de tolererar driftljudet undviks det. Olika stora fiskar är också generellt något olika känsliga för påverkan från buller.

5.4.2 Torsklek

Även under driftfasen gäller att beståndet är beroende av en liten optimal del av sitt utbredningsområde för att kunna fullfölja sin livscykel. Att lekplatserna är opåverkade år efter år är avgörande för beståndets långsiktiga utveckling och överlevnad. Detta gäller även de stora individerna (se nedan och BILAGA 2).

Vid studien av driftljudet från vindkraftparken på Lillgrund i Öresund drar författarna slutsatsen att endast inom ca 100 meter från en turbin och vid höga vindstyrkor är ljudtrycksnivåerna tillräckligt höga för att det finns risk för maskering av kommunikationsljud (Bergström 2013).

5.4.3 Ägg och larver av torsk

Strömningsbilden i vindkraftsparksområdet kommer lokalt att ändras kring fundamenten. Detta skulle teoretiskt kunna påverka den pelagiska driften hos äggen och åtminstone de yngre simsvaga larverna och möjligen kunna medföra en något ökad dödlighet genom att individer får bottenkontakt.

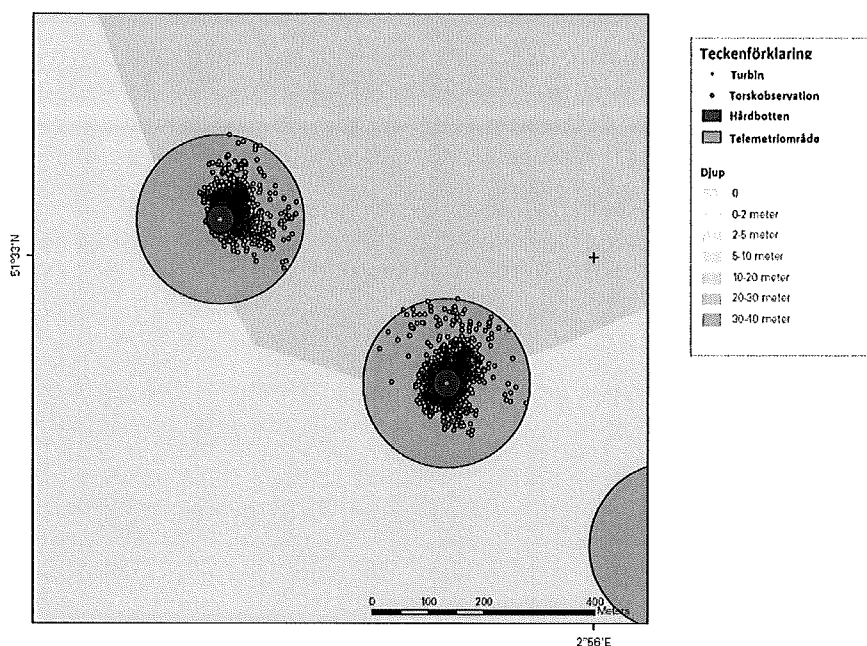
5.4.4 Ung torsk

Ett par aktuella studier med olika metoder har påvisat att liten torsk och mellanstor torsk ansamlas runt vindkraftfundament vid drift. Det är däremot i dagsläget inte fullständigt visat om detta innebär en produktionsökning lokalt eller för området. Attraktionseffekten sträcker sig från vindkraftverksstrukturen, inklusive erosionskydd, och några tiotal meter ut (beskrivet som förändringar i fisksamhället och telemetristudier i Degraer 2013 se figur 5; beskrivet utifrån detaljerade provfisken i Bergström 2012). Möjliga förklaringar till attraktionen för ung torsk som ges är ökad födotillgång och/eller ökat skydd för strömmar och predatorer.

En ansamling av juvenil torsk kring fundamenten kan medföra ökad risk för predation på torsk från exempelvis skarv (Degraer 2013) Avståndet från land eller andra sittplatser medför hos skarv en

begränsning av räckvidden inom vilken den kan jaga. Med ökade arealer med tillgängliga tork- och viloplatser kan räckvidden ökas (fritt efter Degraer 2013).

En speciell risk för torsken är om sportfiske tillåts inom parken och i dess omedelbara närhet. Detta kan möjligen öka fångsbarheten i närområdet till kraftverken och erosionsskyddet och leda till ett ökat fisketryck.



Figur 4. Positioner hos torsk märkt med märken för akustisk telemetri vid två vindkraftverk (ljusröda prickarna i centrum). Rosa cirkeln representerar området där beräkningen av torskarnas position kan göras. Lila cirkeln representerar det hårda substrat som utgör erosionsskydd och gula prickar visar de exakta observationspunkterna för fiskarna. (hämtad ur Degraer 2013, originaltext: Positions of tagged Atlantic cod at the wind turbines. The pink circle represents the area in which position calculation can be performed. The purple circle represents the hard substrate and the yellow dots show the exact positions of the fish.)

5.4.5 Storleksfördelning hos torsk

Publicerade resultat från provfisket och telemetrieförsök visar att små torsk (< 37 cm) och mellanstore torsk (37-45 cm) inte undviker havsbaserade vindkraftparker. Data från det publicerade materialet tolkas hittills försiktigtvis som att en omfördelning av individerna inom området sker, då ingen nettoökning (eller nettominskning) av antalet torsk har visats. Kattegattorsk i storleksklassen < 37 cm utgörs i huvudsak av ej köns mogna individer medan en förhållandevis stor andel av den mellanstore torsk sannolikt utgörs av lekmogna förstagångslekare. I det tidigare nedfiskade torskbeståndet var rekryteringen av torsk i stor utsträckning beroende av dessa förstagångslekare. En följd av de nya fiskereglerna borde vara att andelen stor flergångslekande torsk ökar. En högre andel av stor köns mogen torsk hos Kattegatts torskpopulation är fördelaktig ur rekryteringssynpunkt.

Storleksfördelningen hos individerna i Kattegatt, som den speglas i den hydroakustiska undersökningen 2009-2011 (Andersson 2011), visar på förekomst av stor torsk av varierande täthet under perioden februari-april. Tätheten i vindparksområdet i Kattegatt var 8,3 individer per km^2 och i ett av referensområdena 60,9 individer per km^2 . I fångsterna i provfiskena 2011 dominerar torsk med längder mellan 45 och 58 cm (maxlängd 84 cm).

Vid provfisken januari till mars 2007 dominerar stora individer med mellan 55 och 85 cm längd. De största individer som påträffades var 92 och 103 cm långa (Lövgren 2007). Här påtalas möjligheten att den skeva könsfördelningen i fångsten i de olika områdena kan orsakas av att hanarna är revirhävdande. Huruvida sådana territorier uppkommer på exakt samma plats år efter år är inte känt enligt referensen (som i sin tur refererar till diskussion i Windle 2007). Teorin om revirhävdandet hos hanar stämmer ju väl med torskens ljudalstring. I ett sådant system bidrar större hanar, liksom större honor, mer till rekryteringen även om satellithanar också finns.

En ytterligare osäkerhet i bedömningen för en eventuell påverkan för de större individerna av torsk i populationen beror av om det finns skillnader i vilka områden som utnyttjas av individer i olika storleksklasser. I Kattegatt kan det vara så att något olika längdklasser/åldersklasser utnyttjar olika delar av biotopen eller något olika djupzoner. Det kan vara så att den lite större torsken finns på något djupare vatten under vissa perioder men detaljerad kunskap om detta saknas.

5.4.6 Grumling

I och med att typen av fundament inte är specificerad men att det i den tekniska beskrivningen (Lindström 2012) anges att det med dagens teknik bedöms mest lämpligt med en kombination av monopile- (djup under 25 meter) och fackverksfundament (djup över 25 meter) behandlas inte den grumling som skulle orsakas av gravitationsfundament i denna utredning. Grumling förväntas dock uppstå vid kabelläggningen oavsett fundamenttyp.

Grumlande verksamhet kan inverka på torskpopulationen genom direkta effekter på ägg och larver eller indirekt genom påverkan på torskens födoorganismer. Enligt den tekniska beskrivningen (Lindström 2012) tar det typiskt ca tre dagar att gräva ur för grundförstärkningen och ca tre dagar att fylla igen. Nedsänkning och fyllning av fundament bedöms ta ca 1-2 dagar per enhet.

Den uppgrumling av finsediment, som i första hand torde uppkomma i samband med de planerade kabellägningsarbetena, kommer att påverka både fiskägg och larver direkt samt fiskens födoorganismer. Det finns en tydlig risk för att torskproduktionen i området vid anläggningsarbetena skulle kunna påverkas på ett negativt sätt särskilt om grumlande arbeten genomförs i samband med lekperioden.

Grumlingens inverkan på torskägg undersöktes i samband med utvärderingen av öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske (Appelberg 2005). Undersökningen visade att de pelagiska äggens flytförmåga minskades redan vid låga sedimentkoncentrationer och att ökningen väsentligen var proportionell mot sedimentkoncentrationen och exponeringstiden (Rönnbäck 1997). Vid en koncentration på 5 mg/l och de speciella förhållanden som gäller i Öresund sjönk äggen till botten på 4 dygn. Gulesäckslarver uppvisade ökad mortalitet vid i vissa fall så låga koncentrationer som 10 mg/l av kalksuspension. Känsligheten för lersuspension var något lägre. Dödligheten vid suspenderad moränlera var cirka 50% vid 200 mg/l för larver efter ett dygn (med stor spridning i olika delförsök). I samma opublicerade underlagsmaterial finns också en framtagna reaktionströskel för torsk vid lersediment. Torsk visade ett entydigt undvikande då grumligheten översteg 3 mg/l dagtid (Westerberg 1996). Även observationer av "hostningar" (gälrensningar) gjordes. Grumling ska i Kattegatt undvikas under samma period som pålning inte får ske.

5.4.7 Elektromagnetiska fält

De allt fler undervattenskablar som korsar haven ger farhågor om ökade effekter på det marina livet. För broskfiskar finns undersökningar som visar på tydliga effekter, men påverkan på andra arter kan inte uteslutas. De elektromagnetiska fälten i kablarnas närhet kan generellt förändra födosök, beteende, migration, reproduktion eller ge störningar i möjligheten att uppfatta hot från predation.

En avgörande skillnad i påverkan är om det elektromagnetiska fältet alstras av växelströms- eller likströmskablar (CMACS 2003). För högspänd likström finns kopplingar hos fisk mellan navigering efter jordmagnetiska fältet och inverkan av likströmsfält (se exempel: Öhman 2007, Wiltschko 2005, Westerberg 2000a, Westerberg 2000b).

För växelström, som är aktuellt här, finns endast enstaka exempel på påverkan på benfisk (Westerberg 2008, ål; New 1997, knivfisk och elefantfisk, information via Hammar 2012). Landanslutningen utgörs av drygt 5 km nedgrävd eller övertäckt 145 kV växelströmskabel och 40 km nedgrävda eller övertäckta 35 kV växelströmskablar för distributionen inom parken. Om nedgrävda trefas tvinnade, skärmade växelströmskablar används minimeras risken för påverkan både på torsk och på andra benfiskarter. Även med skärmning alstras ett sekundärt elektromagnetfält i vattnet men detta påverkar bara känslig fisk i kabelns omedelbara närhet (CMACS 2003). Även kunskapen om effekterna av de primära och sekundära elektromagnetiska växelströmsfält som alstras har ökat på senare år. Fälten bedöms utifrån dagens kunskapsläge inte medföra direkta risker för torskpopulationen utan främst påverka rockor och till exempel pigghaj i området.

5.4.8 Hydraulolja

Känslighet för påverkan hos fisk beror på vilket utvecklingsstadium de befinner sig i. Ägg och yngel är generellt känsligare än vuxen fisk. Äldre fisk kan drabbas indirekt genom att födan innehåller främmande ämnen eller om påverkan medfört en minskad födotillgång. Genomgången av effekterna av hydraulolja i föreliggande arbete har gjorts mycket översiktligt. Det viktiga är att förhindra att hydrauloljan når den marina miljön.

Vid försök med inriktning på toxiska effekter av kemikalier används generellt unga stadier av fisk som standard (se exempel OECD 2013). Hydrauloljorna är oftast svårösliga i vatten och mättnadsvärdet kan vara cirka 100 mg/l (analyserat som organiskt kol). Vid en studie (Victor 1997) av två olika oljor registrerades inga akuta toxiska effekter vid tester på tidiga yngelstadier hos sebrafisk av oljan i sig men en fenolisk antioxidant som tillsatts oljan gav akuta toxiska effekter på fisken. I samma studie påpekas att effekter på subletal nivå kan uppstå om oljan innehåller tungmetaller från kopplingar. En helhetsbedömning enligt OECD:s bedömningsnormer av de akuta effekterna som kan uppstå vid spill eller haverier, visar att en av oljorna ger låga till intermediära effekter och den andra intermediära till kraftiga toxiska effekter.

Ett förslag är att om möjligt använda lättnedbrytbara oljor utan toxiska tillsatser eller anordningar för att säkra mot oljeläckage.

5.5. Påverkan under avvecklingsfas

Vid avveckling av verksamheten monteras vindkraftverken ner och transporteras bort. Påverkan från denna fas kan i stort likställas med påverkan under byggnation (Ur den Tekniska beskrivningen till ansökan, Lindström 2012). Ljud från pålning är inte aktuellt men kraftiga ljud från till exempel diamantsåg vid kapning av strukturerna kan bli aktuellt. Bedömning av påverkan under avvecklingsfasen är helt beroende av den typ av fundament som kommer att användas och av framtida teknik.

6. Kontrollprogram

En baslinjestudie omfattande tre år med akustiska metoder har genomförts inom Skottarevsprojektet med referensområden (Andersson S 2011). En motsvarande studie med vindkraften i kommersiell drift bör omfatta minst tre år och två referensområden, då mellanårsvariationen är stor. (BACI-upplägg, som föreslaget i Andersson S 2011). Undersökningar under anläggningsfasen kan ha ett separat kunskapsmässigt intresse.

Pågående undersökningar av torskpopulationen i Kattegatt och fortsatta utvärderingar av det fredade och det stängda området i Kattegatt fortsätter i nuvarande regi och kan användas som underlag i en utvärdering.

Provfiske där lekande torsk fångas kan inte rekommenderas i kontrollprogrammet med hänsyn till torskens fortfarande svaga situation i Kattegatt. Ett omfattande provfiske skulle innebära en särskild risk för lokala stationära lekbestånd i det aktuella området.

7. Referenser

7.1 Handlingar i ärendet

Almgren M. 2011, Kattegatt Offshore - **Beräkning av undervattensljud i driftskedet**, ÅF-Infrastructure AB, Göteborg, rapport 562030 B,

Andersson S. Börjesson P. 2011, **Lekande torsk, Skottarevet Vindpark Miljökontrollprogram, Förstudie 2009-2011**, Marine Monitoring AB/PB MiljöData.

Hammar L. 2012, **Riskbedömning för torsk vid Kattegatt Offshore**, in, Marine Monitoring AB, Lysekil,

Hammar L. Almgren M. 2013, PM Kattegatt Offshore: **Jämförelse av effekterna på torsk vid pålning med dämpning respektive utan dämpning**, Marine Monitoring AB ÅF Ljud & vibrationer, Göteborg 2013

Lindström P. 2012, Favonius AB, Triventus Consulting AB Kattegatt Offshore, **Teknisk beskrivning Havsbaserad vindkraftspark Falkenbergs kommun, Hallands län 2012-05-09**

Wikström A. J. Hammar J. 2012, **Karakterisering av ekologiska risker och konsekvenser i havsmiljön vid etablering av Kattegatt Offshore**, in, Marine Monitoring AB, Lysekil. 75 sidor.

7.2 Övriga referenser

Andersson M. H. Sigray P. Persson L.K.G. 2011a, **Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk**, VINDVAL RAPPORT 6436, juli 2011 ISBN 978-91-620-6436-5

Andersson M. H. Sigray P. 2011b, **Ljud från pålning av vindkraftfundament – påverkan på fiskbeteende**, Vindval rapport 6437, juli 2011 ISBN 978-91-620-6437-2.

Appelberg M. Holmqvist M. Lagenfelt I. Lettevall E. Sparrevik E. Wahlberg M. Westerberg. H. 2005, **Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske**, Underlagsrapport 1992-2005, Fiskeriverket PM 230 sidor.

Bergström L. Lagenfelt I. Sundqvist F. Andersson I. Andersson M. H. Sigray P. 2013, **Fiskundersökningar vid Lillgrund vindkraftspark – Slutredovisning av kontrollprogram för fisk och fiske 2002–2010**. På uppdrag av Vattenfall Vindkraft AB. Havs och Vattenmyndigheten ISBN 978-91-87025-42-6, 124 sidor.

Bergström L. Sundqvist F. Bergström U. 2012, VINDVAL RAPPORT 6485 – **Effekter av en havsbaserad vindkraftspark på fördelning av bottennära fisk**, En studie vid Lillgrund vindkraftspark i Öresund, NATURVÅRDSVERKET, ISBN 978-91-620-6485-3

Bolle L.J. de Jong CAF. Bierman SM. van Beek P.J.G. van Keeken O.A. Wessels P.W. van Damme C. J. G. Winter H. V. de Haan D. Dekeling R. P. A. 2012, **Common sole larvae survive high levels of pile-driving sound in controlled exposure experiments**. PLoS ONE 2012;7:e33052.

CMACS 2003, Cowrie Phase 1 Report. **A Baseline Assessment of Electromagnetic Fields Generated by Offshore Wind farm Cables**. Centre for Marine and Coastal Studies (CMACS). COWRIE Report EMF.71 sidor.

Chapman C. J. Hawkins A.D. 1973, **A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L.**, Journal of Comparative Physiology A 85, 147–167.

Degraer S. Brabant R. Rumes B. (editors) 2013, Environmental impacts of the offshore Windfarms in the Belgian parts of the North sea, nov 2013 inkl:

Reubensa J. T. Pasottia F. Degraera S. Vincxa M. 2013, **Residency, site fidelity and habitat use of Atlantic cod (*Gadus morhua*) at an offshore wind farm using acoustic telemetry**, Marine Environmental Research Volume 90, September 2013, Pages 128–135

Vanermen N. Stienen E. Courtens W. Van de walle M. Verstraete H. 2013, **Seabird attraction to offshore wind farms at the Belgian part of the North Sea**

Fiskeriverkets **Författningssamling**, FIFS 2004:36, 2008:35 och FIFS 2009:6,

Fudge S. B. and Rose, G. A. 2009, **Passive- and active-acoustic properties of a spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*) aggregation.** – ICES Journal of Marine Science, 66: 1259–1263.

Global Offshore Wind Farms Database, **4C Offshore**

Haelters J. Debusschere E. Botteldooren D. Dulière V. Hostens K. Norro A. Vandendriessche S. Vigin L. Vincx M. Degraer S. pågående studie, preliminär titel: **The impact of the construction and operational noise of offshore wind farms on fish in Belgian waters.**

Hammar L. Wikström A. Molander S. 2014, **Assessing ecological risks of offshore wind power on Kattegat cod, Renewable Energy** 66 (2014) 414-424

Havs och Vattenmyndigheten 2012, **Regeringsuppdrag om utvärdering av det för torskfiske fredade området i Kattegatt och Utvärdering av det stängda området i Kattegatt** Havs och Vattenmyndigheten, Sveriges Lantbruksuniversitet, Kustbevakningen

Hinrichsen H.H. Hüsey K. Huwer B. 2012, **Spatio-temporal variability in western Baltic cod early life stage survival mediated by egg buoyancy, hydrography and hydrodynamics.** ICES J Mar Sci J du Conseil 2012; doi 10.1093/icesjms/fss137

ICES. 2012, **Cod in Division IIIa East (Kattegat).** Report of the ICES Advisory Committee, 2012. ICES Advice, 2012. Book 6, Section 6.4.1. Advice for 2013

ICES. 2013, **Cod in Division IIIa East (Kattegat).** Report of the ICES Advisory Committee, 2012. ICES Advice, 2012. Book 6, Section 6.4.2. Advice for 2014

Lövgren J. Sköld M. Bergström L. Jonsson P. Fagerholm B. 2007, **Resultat från provfiske vid Skottarevet januari –mars 2007**, PM Fiskeriverket, 13 sid.

Magnadóttir B. Gísladóttir B. Audunsdóttir S. S. Bragason B. Th. Guðmundsdóttir S. 2010, **Humoral response in early stages of infection of cod (*Gadus morhua* L.) with atypical furunculosis**, ICEL. AGRIC. SCI. 23 (2010) pages 23-35

Magnadóttir B. Audunsdóttir S. S. Bragason B. Th. Gísladóttir B. Jonsson Z. O. Guðmundsdóttir S. 2011, **The acute phase response of Atlantic cod (*Gadus morhua*): Humoral and cellular response**, Fish & Shellfish Immunology 30 (2011).

Mandelman J. W. Morrison R. A. Cavin J. M. Farrington M. A. 2012, **The blood chemical status of Atlantic cod *Gadus morhua* following capture by jig and demersal longline with differential hook removal methods**, Journal of Fish Biology, Volume 81, Issue 4, pages 1406–1414, September 2012

Michl S. C. 2011, **Sound production of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to environmental factors**, Líf- og umhverfivísindadeild, Háskóli Íslands, 18 bls.

Nedwell J. Langworthy J. Howell D. 2003, **Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise**. Report No. 544 R 0424 COWRIE.

OECD 2013, **Guidelines for the Testing of Chemicals**, Section 2 Effects on Biotic Systems

Offutt G.C. 1974, **Structures for the detection of acoustic stimuli in the Atlantic cod, *Gadus morhua***, Journal of the Acoustical Society of America 56, 665–671.

Rowe S. and Hutchings J.A. 2004, **The function of sound production by Atlantic cod as inferred from patterns of variation in drumming muscle mass**. Canadian Journal of Zoology 83: 1391-1398.

Rowe S. Hutchings J.A. 2006, **Sound production by Atlantic cod during spawning**. Transactions of the American Fisheries Society 135: 529-538.

Rowe S. Hutchings J.A. Skjæraasen J.E. Bezanson L. 2008, **Morphological and behavioural correlates of reproductive success in Atlantic cod *Gadus morhua***. Marine Ecology Progress Series 354: 257-265.

Rönnbäck P. Westerberg H. 1996, **Sedimenteffekter på pelagiska fiskägg och gulesäckslarver, Fiskeriverket**. PM 11 sidor

Sigray P. Andersson M. H. Fristed T. 2009, **Partikelrörelser i vattnet vid ett vindkraftsverk – Akustisk störning**. Rapport 5963-7, Naturvårdsverket. ISBN 978-91 620-5963-7.pdf

Slabbekoorn H. Bouton N. van Opzeeland I. Coers A. ten Cate C. Popper A. N. 2010, **A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish**. Trends in Ecology and Evolution Volume 25, Issue 7, July 2010, Pages 419-427

Svedäng H. Hagberg J. Börjesson P. Svensson A. & Vitale F. 2004, **Demersal fish on the Swedish west coast. Four studies on stock status, development and spawning areas at the Swedish west coast**. Finfo 2004: 6.

Wahlberg M. Westerberg H. 2005, **Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms**. Marine Ecology Progress Series 288, 295–309.

Viktor T. Wennberg L. Malmberg M. Allard A.S 1997, **Miljöfarlighetsbedömning av hydrauloljor för arbets- och skogsmaskiner**, IVL Rapport B 1267 augusti 1997, 17 sidor

Windle J.S.M. Rose G.A. 2007, **Do cod form spawning leks?** Evidence from a New-foundland spawning ground. Marine biology 150:671-680.

Wiltschko R. Wiltschko W. 2005, **Magnetic orientation and magnetoreception in birds and other animals**. J. Comp. Physiol. A 191:675–693.

Vitale F. Börjesson P. Svedäng H. Casini M. 2008, **The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea.** Fisheries Research 90:36-44.

Westerberg H. 2000a, **Effect of HVDC cables on eel orientation.** In Merck, T & von Nordheim, H (eds). Technische Eingriffe in marine Lebensraume. Published by Bundesamt für Naturschutz.

Westerberg H. Begout-Anras M.L. 2000b, **Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field.** Advances in Fish Telemetry. Proceedings of the Third Conference on Fish Telemetry in Europe, Norwich, England, June 1999. Eds. Moore, A. & Russel, I. Cefas Lowestoft.

Westerberg H. Lagenfelt I. 2008, **Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel,** Fisheries Management and Ecology, 15, 369–375

Westerberg H. Frimansson H. Rönnbäck P. 1996, **Bestämning av reaktionströskel hos torsk och sill vid grumling av kalk och lersediment.** Fiskeriverket PM 960525 11 sidor

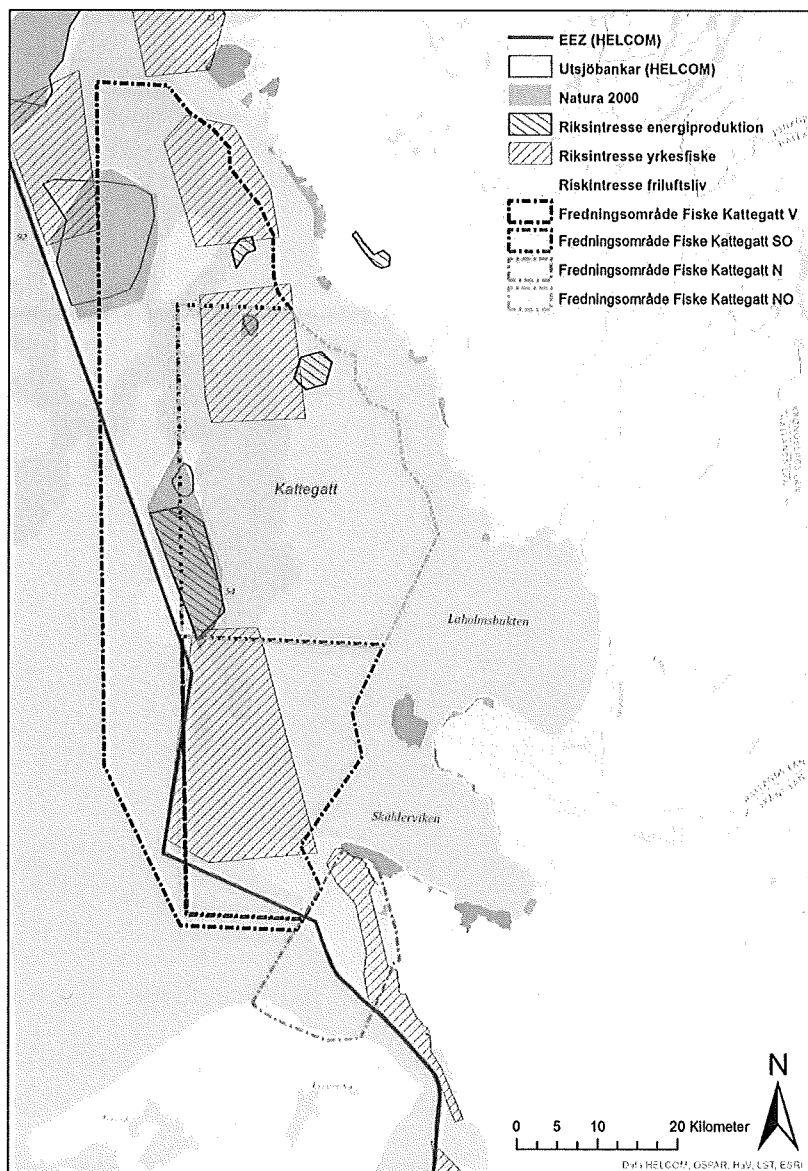
Wysocki L.E. Dittami J. P. Ladich F. 2006, **Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes.** Biol. Conserv. 128, 501-508.

Yelverton J. T., Richmond D. R. Hicks W. Saunders K. Fletcher E. R. 1975, **The Relationship Between Fish Size and Their Response to Underwater Blast.** Report DNA 3677T, Director, Defense Nuclear Agency, Washington, DC.

Öhman M.C. Sigray P. Westerberg H. 2007, **Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish,** AMBIO: A Journal of the Human Environment 36(8):630-633. 2007, Published by: Royal Swedish Academy of Sciences



BILAGA 1 De olika stängda områdena i Kattegatt.



Röd linje=gräns för det området som har ett trålförbud hela året. Svart linje= gräns för det område där trålfiske endast får ske med selektiva redskap under kvartal ett. Färgskalan visar bottendjup. Fiskeriverkets Författningssamling (FIFS) 2004:36 med ändring 2008:35. Orange linje= Fredningsområde Fiske Kattegatt NO: Allt fiske är förbjudet under hela året. Förbudet gäller dock inte fiske efter havskräfta, krabba och hummer med bur. Fr.o.m. den 1 april t.o.m. den 31 december är det även tillåtet att fiska:

1. med trål utrustad med artsortande rist enligt bilaga 9 till Fiskeriverkets författning FIFS 2009:6,
2. med SELTRA-trål enligt bilaga 11 till Fiskeriverkets författning FIFS 2009:6,
3. efter sill med flyttrål,
4. efter sjurygg med garn med en maskstorlek av minst 220 millimeter, och
5. med handredskap efter andra arter än torsk

Röd linje=gräns för det området som har ett trålförbud hela året. Svart linje= gräns för det område där trålfiske endast får ske med selektiva redskap under kvartal ett.

BILAGA 2 Rekrytering hos marina fiskar ur "Angående inverkan av planerad vindkraftpark i havet utanför Falkenberg (Skottarevet), Hallands län". (Mål nr M 1043-06.) Fiskeriverkets Dnr 36-1555-08, UTLÅTANDE, 2008-04-07,

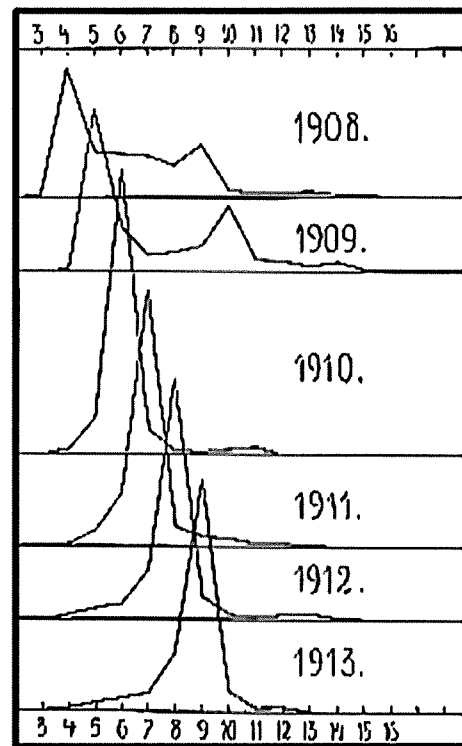
Avsnitt 4. Torskens lek och rekrytering, 4.1 Rekrytering hos marina fiskar.

Torskens livshistoria karaktäriseras, liksom flertalet tempererade marina fiskarters, av tre huvudegenskaper; (1) ett långt reproduktivt liv, (2) en stor mängd avkomma samt (3) en i tiden utdragen lekperiod. Enligt teorierna om hur livshistorier formas

evolutionärt så är kombinationen av dessa tre egenskaper framförallt förknippade med hög och slumpmässig dödlighet under tidiga livsstadier, som resulterar i stora variationer i det bidrag som enskilda års lek kommer att ge till fiskbeståndets storlek (Roff 2002). En torskbona kan lägga flera miljoner ägg varje år, men av dessa ägg kommer i genomsnitt endast två att överleva till vuxen ålder under en honas liv. Det är därför inte ovanligt att mängden avkomma som växer upp kan variera med en faktor 10-100 mellan år, beroende på variationer i livsbetingelser för de unga levnadsstadierna. Fiskeribiologerna visade tidigt att sill kläckta ett särskilt gynnsamt år (1904) kunde dominerade fångsterna under en 10-års period (infälld graf: Hjort 1914). Ett mer närliggande exempel är den dramatiska ökningen av torsk i Östersjön under mitten av 1980-talet som framförallt hade sitt ursprung i starka årsklasser födda 1976, 1979 och 1980 (Cardinale & Arrhenius 2000). I praktiken innebär ovanstående resonemang att fisket och fiskbestånden kan vara beroende av enstaka starka årsklasser för sin långsiktiga överlevnad. Det är därför av största vikt att mänsklig aktivitet inte gör så att torskleken uteblir under de år då de naturliga förutsättningarna för rekrytering är särskilt gynnsamma.

Mängden och storleken hos föräldrarna (lekbiomassan) är också av betydelse för rekryteringen hos torsk. Detta kan förefalla som ett självklart påstående, men i ofiskade bestånd förutsätts det allmänt att det varje år finns ett överskott av ägg. Blir det allt för få föräldrar kommer de att ha problem att hitta varandra och små honor lägger betydligt färre ägg. Vid en viss minsta storlek på lekbeståndet börjar rekryteringen påverkas negativt och vid ett ännu lägre antal föräldrar nås en nivå när rekryteringen misslyckas. Rekryteringen varierar av naturliga orsaker mellan år, men i ett överexploaterat bestånd minskar chansen till starka årsklasser avsevärt och rekryteringen kommer i hög grad att styras av lekbeståndets storlek. Rekryteringen av torsk i Kattegatt får i detta perspektiv anses vara starkt försämrad.

Torsken har ett långt reproduktivt liv och vid torskleken finns det därför föräldrar av många olika åldrar närvarande. I ett fiskbestånd som utsätts för långt och intensivt fiske däremot, kommer det till slut nästan bara att finnas föräldrar som leker för första gången. Fisketrycket är för högt för att föräldrarna ska hinna nå en högre ålder. Både fiske och rekrytering blir då i praktiken beroende av en enda årsklass, den som blir könsmogen det året. Om leken störs ett år så att rekryteringen misslyckas i ett hårt exploaterat bestånd, kommer det att saknas föräldrar 3 år senare när av komman skulle ha blivit könsmogen. Ett bestånd med enbart första-gångs-lekare innebär dessutom att honorna är små. Små honor har färre och mindre ägg, och deras lek är dessutom mer begränsad i tiden än den hos större honor. Små honor kan sägas producera färre ägg av lägre kvalitet och under en kortare del av året. Ovanstående scenario beskriver dagens situation för torsken i Kattegatt. Torskpopulationen i



Grafen visar hur 1904 års sill dominerar fångsterna under en lång rad av år och illustrerar att en enstaka rekrytering kan vara av mycket stor betydelse för ett bestånd (från Hjort 1914)

Kattegatt har förlorat sin möjlighet att buffra för år med dålig rekrytering, vilket starkt bidrar till dess status som hotad fiskart och gör den extra känslig för exploatering som kan störa leken.

Referenser och arbetsmaterial till BILAGA 2.

Cardinale M & Arrhenius F. 2000. **The influence of stock structure and environmental conditions on the recruitment process of Baltic cod estimated using a generalized additive model.** Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57:2402-2409.

Hjort J. 1914. **Fluctuations in the great fisheries of northern Europe.** Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 20:1-227.

Roff D. 2002. **Life-history evolution.** Sinauer, 465 pp



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Tumlare i Kattegatt

PM i mål M 2036-12 angående anläggande
och drift av en havsbaserad vindkraftpark
utanför Falkenberg, Kattegatt Offshore.

Länsstyrelsen i Västra Götalands län
Vattenvårdsenheten
Utredningar akvatisk resurs
Ingvar Lagenfelt
I samråd med:
AquaBiota Water Research
Julia Carlström
2014-03-24

Dnr 532-1425-2014

Innehåll

1. Sammanfattande bedömning.....	3
2. Uppdraget.....	4
3. Rättsliga förutsättningar och internationella överenskommelser	4
3.1 Artskyddsförordningen.....	4
3.2 ASCOBANS	5
3.3 HELCOM.....	6
3.4 Havsmiljödirektivet.....	6
3.5 OSPAR	7
4. Tumlare.....	7
4.1 Populationer	7
4.2 Ekologi och levnadssätt	9
5. Påverkan på tumlare av vindkraft	9
5.1 Ljud under anläggningsfas.....	9
5.1.1 Påverkan	9
5.1.2 Exempel på skyddsåtgärder/försiktighetsåtgärder	15
5.2 Ljud under driftfas	16
5.3 Elektromagnetiska fält.....	16
5.4 Grumling.....	17
5.5 Avvecklingsfas	17
6. Referenser	18
6.1 Handlingar i ärendet.....	18
6.2 Övriga referenser.....	18

1. Sammanfattande bedömning

Tumlaren har genom EU:s art- och habitatdirektiv och den nationella artskyddsförordningen ett strikt skydd. Populationen i västra Östersjön, Bälthavet och Kattegatt (i fortsättningen kallad "populationen i Kattegatt") är hotad och anges som sårbar (VU) enligt Artdatabankens rödlista samt har otillräcklig bevarandestatus enligt habitatdirektivet. Visuella inventeringar visar att det är 75,5 % sannolikhet att populationen minskat i antal från 2004 till 2012. Enligt artskyddsförordningen gäller för tumlaren att det är förbjudet att bland annat avsiktligt störa djur, särskilt under djurens parnings-, uppfödning-, övervintrings- och flyttperioder samt att skada eller förstöra djurens fortplantningsområden eller viloplatsar.

Pålningsarbete för användning av monopile- och fackverksfundament är det som bedöms kunna ha störst potentiell påverkan på tumlaren vid anläggning av en vindkraftpark. Beroende på avstånd från ljudkällan kan effekterna variera mellan att orsaka hörselskador till att ändra beteende, till exempel undflyendereaktioner. I en yttre zon kan tumlare uppfatta ljudet utan att starka beteendereaktioner men eventuellt uppleva stress. För att undvika störningar på tumlare behövs en kombination av olika skydds- och försiktighetsåtgärder.

Tumlare bedöms som mest känslig för påverkan av undervattensbuller under kalvnings- och parningssäsongen, samt under de efterföljande 4-6 månaderna då kalven i stort sett är helt beroende av att dia och inte får separeras från kon. Det är därför viktigt att undvika att riskera störningar på tumlare under parnings- och kalvningssäsong samt digivningsperioder då undflyendeeffekter kan få konsekvenser för rekrytering vilket kan påverka populationen.

För vindkraftparken Kattegatt offshore bedöms tre av den aktuella tumlarpopulationens fem mest värdefulla områden påverkas vid användning av pålning som anläggningsmetod. Fältobservationer under pålning av tre vindkraftparker i Södra Nordsjön visar att tumlare minskar i antal på avstånd upp till ca 20 km. Två av dessa studier har även mätt på längre avstånd och visar en ökad ekolokaliseringsaktivitet mellan 21,2 och 50 km, vilket tolkas som en nettoflyttning av tumlare från det inre området. Inga mätningar har gjorts på längre avstånd.

Det finns endast en studie av långtidseffekter från anläggning av vindkraft och efterföljande drift av vindkraftverk. I denna park används gravitationsfundament. Ca elva år, vilket är nästan två tumlargenerationer, efter att Nysted vindkraftspark började konstrueras är tumlarnas ekolokaliseringsaktivitet endast 29 % jämfört med före konstruktionen.

Slutsatserna angående miljöeffekter av vindkraftetablering till havs blir beroende av vilken typ av anläggningsarbeten som måste utföras, till exempel om pålning ingår, vilken tid på året arbetet ska utföras och graden av utökad fartygstrafik i området. Fartygsaktivitet kan i sig medverka till att tumlare lämnar området.

Aktiviteter som riskerar att störa parningen och separera kalv från ko får enligt utredarens uppfattning inte bedrivas. Majoriteten av kalvarna föds i maj-juni, parningen sker ca 1,5 månader därefter och kalvarna är beroende av att dia för sin överlevnad till och med november-december även om digivningen pågår t.o.m. februari-mars. För att täcka in variationen i parnings- och digivningssäsong får pålning inte utföras mellan april och december. Fullt utprovade ljuddämpande metoder bedöms vara nödvändiga i aktuellt område under övrig tid på året, januari till mars, för att undvika att tumlare skräms från eller påverkas negativt på annat sätt inom områden som rankats vara av högsta vikt för populationen

Tester av ljuddämpande åtgärder vid pålning av monopilefundament och fackverksfundament pågår i full skala inom Europa i områden där tumlare förekommer. Hittills använda metoder, där till exempel

luftbubbling ingår (för beskrivning av andra metoder, se Lindström 2013), ger dock varierande resultat, särskilt i strömmande vatten som i Kattegatt. En snabb metodutveckling kan förutses men i dagsläget förefaller osäkerheten i möjligheterna till dämpning stora.

Start av pålning med begränsad energi (ramp up) bedöms som teoretiskt fungerande på tumlare och bör användas om pålning kommer att utföras. Effekten kommer dock att bero på under hur lång tid den s.k. mjukstarten utförs, hur upptrappningen av energi sker etc. vilket tydligt bör anges för att kunna bedöma om skyddsåtgärden är tillräcklig som skydd. Ytterligare skyddsåtgärder som används inom Europa vid etablering av vindkraftparker är t.ex. hänsynsregler som observatörer i båt och att pålning undviks vid observation av tumlare, särskilt av ko med kalv, inom ett förutbestämt avstånd. Även akustiska undersökningar med sensorer kan användas för att upptäcka tumlare och undvika att påbörja pålning när de vistas i närområdet. Försiktighetskriterierna förutsätter kontinuerlig mätning och/eller observationer samt kommunikation med utföraren. Ett tillfälligt försiktighetskriterium som används i Nordsjön i områden där tumlare finns är att om antropogena impuls ljudtrycksnivåer överskrider $185 \text{ dB}_{\text{noll till max ljudtryck}}$ (re $1 \mu\text{Pa}$ 750 m) avbryts aktiviteten. Detta kriterium har visat sig svårt att uppfylla vid användning av monopilefundament.

Om vindkraftsparken kommer att anläggas behöver uppföljning av eventuell påverkan på tumlare ske. En baslinjestudie omfattande flera år och med flera tekniker behövs för att skatta dagsläget för tumlarpopulationen där hittills gjorda studier kan ingå. En motsvarande studie med vindkraften i kommersiell drift bör omfatta minst tre år, då mellanårsvariationen är stor. Studierna kan omfatta hela utbredningsområdet för Kattegattpopulationen eller två utvalda referensområden och vindkraftsparken (BACI-upplägg). I vindkraftsparkområdet inkluderas en zon runt själva vindkraftverken. Undersökningar under anläggningsfasen, förutom att ingå i ett kontrollprogram, kan ha ett separat kunskapsmässigt intresse.

2. Uppdraget

Länsstyrelsen i Västra Götaland har, i samband med den pågående miljötillståndsprocessen, fått i uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten och Kammarkollegiet att utreda den planerade vindkraftsparken Kattegatt Offshores potentiella påverkan på framförallt torskppopulationen i Kattegatt. I uppdraget ingick även att göra en bedömning av verksamhetens påverkan på tumlare, vilket skulle innefatta huruvida verksamheten kan bedrivas i enlighet med bestämmelserna i 4-15 §§ artskyddsförordningen (SFS 2007:845). Uppdraget skulle ske i samråd med den ytterligare kompetens som krävdes, t.ex. med avseende på ljudpåverkan. AquaBiota Water Research, med expertkompetens på området, har medverkat i framtagandet av rapporten.

Information om tumlare som använts i utredningen har uppdaterats utifrån kunskaps-sammanställningar om tumlare som publicerats t.o.m. slutet av 2013. I underlagsmaterialet har även ingått relevanta underlag från ansökan i målet. I avsnitt 6 framgår vilka handlingar i målet som utredningen har utgått ifrån samt de uppdaterade forskningsresultat och övrig information som har använts i bedömningarna. Inga kompletterande undersökningar eller beräkningar har genomförts inom föreliggande uppdrag.

3. Rättsliga förutsättningar och internationella överenskommelser

3.1 Artskyddsförordningen

Tumlaren skyddas i Sverige genom artskyddsförordningen (SFS 2007:845) i vilken skyddet för arter och naturtyper utpekade inom EU:s art- och habitatdirektiv (92/43/EEG) har implementerats i svensk

lagstiftning. Tumlare är i förordningens bilaga 1 markerad med N. Följande anges i förordningens fjärde paragraf:

I fråga om vilda fåglar och i fråga om sådana vilt levande djurarter som i bilaga 1 till denna förordning har markerats med N (bl.a. tumlare) eller n är det förbjudet att:

1. avsiktligt fånga eller döda djur,
2. avsiktligt störa djur, särskilt under djurens parnings-, uppfödning-, övervintrings- och flyttperioder,
3. avsiktligt förstöra eller samla in ägg i naturen,
4. skada eller förstöra djurens fortplantningsområden eller viloplats.

Förbudet gäller alla levnadsstadier hos djuren.

Enligt förordningens femte paragraf får Länsstyrelsen i det enskilda fallet ge dispens från förbuden i bland annat fjärde paragrafen som avser länet eller en del av länet. En dispens får ges endast om

1. det inte finns någon annan lämplig lösning,
2. om dispensen inte försvårar upprätthållandet av en gynnsam bevarandestatus hos artens bestånd i dess naturliga utbredningsområde, och
3. dispensen behövs¹

3.2 ASCOBANS

ASCOBANS (Överenskommelse om skydd av småvalar i Östersjön, Nordostatlanten, Irländska sjön och Nordsjön) har tagit fram en bevarandeplan för tumlarpopulationen i västra Östersjön, Bälthavet och Kattegatt. I denna ges förvaltningsrekommendationer för fem fokusområden, varav ett innebär att säkerställa habitat för bevarandet av tumlaren². En av rekommendationerna anger att tumlarens habitat hotas av bl.a. marina konstruktioner och undervattensljud, att implementering av Havsmiljödirektivet m.m. måste ske för att säkerställa nödvändigt habitatskydd och att effekter på tumlares utbredning och beteende skall övervakas. Vidare anges att åtgärderna ska ges hög prioritet³. En karta som visar skyddade områden och deras värde, samt områden med höga tätheter för tumlarpopulationen i bl.a. Kattegatt, visas i Figur 1.

¹ a) för att skydda vilda djur eller växter eller bevara livsmiljöer för sådana djur eller växter, b) för att undvika allvarlig skada, särskilt på gröda, boskap, skog, fiske, vatten eller annan egendom, c) av hänsyn till allmän hälsa och säkerhet eller av andra tvingande skäl som har ett allt överskuggande allmänintresse, d) för forsknings- eller utbildningsändamål, e) för återinplantering eller återinförelse av arten eller för den uppfödning av en djurart eller den artificiella förökning av en växtart som krävs för detta, eller f) för att under strängt kontrollerade förhållanden selektivt och i liten omfattning tillåta insamling och förvaring av vissa exemplar i en liten mängd.

² Objective e. Ensuring habitat quality favourable to the conservation of the harbour porpoise

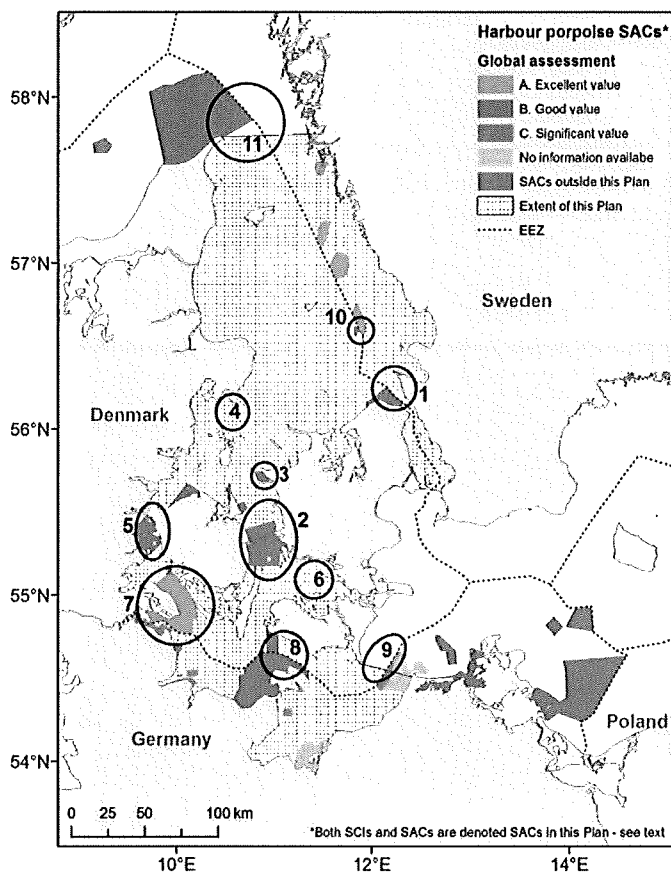
³ Recommendation 11: Restore or maintain habitat quality. Rationale: Marine areas subjected to intense shipping and exploitation such as the Western Baltic, the Belt Sea and the Kattegatt are in danger of habitat degradation through fisheries, noise, construction, shipping, pollution and resource extraction. This may diminish their suitability as habitats for harbour porpoises. It is therefore important to ensure that the quality of the habitat allows a viable harbour porpoise population to be supported.

Action required:

- Full implementation of the MSFD and relevant decisions by ASCOBANS, HELCOM, CMS and other relevant international bodies. Requisite national legislation
- Monitoring of the effect on porpoise behaviour and distribution of new projects such as marine constructions, shipping, seismic testing and other noise sources

Actors: National authorities

Priority: High



Figur 1. Hämtad ur ASCOBANS bevarandeplan för tumlare (ASCOBANS 2012) och visar Natura 2000-områden med skydd för tumlare. Ursprunglig text: Special Areas of Conservation (SACs) designated according to the EU Habitats Directive for harbour porpoises (i.e. where harbour porpoises are part of the selection criteria and listed as Population status A, B or C) by Denmark, Germany and Sweden within the Western Baltic, the Belt Sea and the Kattegat. Colours refer to the global assessment of each site to harbour porpoises (from ICES WGMME report 2011 and <http://eunis.eea.europa.eu/sites.jsp>). Black circles indicate areas of high porpoise density identified by satellite tracking, surveys and passive acoustic monitoring: Northern Sound (1), Great Belt (2), Kalundborg Fjord (3), northern Samsø Belt (4), Little Belt (5), Smålandsfarvandet (6), Flensborg Fjord (7), Fehmarn Belt (8), Kadet Trench (9), Stora Middelgrund (10) and Tip of Jutland (11). The order of the numbers is arbitrary.

3.3 HELCOM

HELCOM (Helsingforskommisionen)⁴ har nyligen uppdaterat sin rekommendation 17/2 om tumlare där man uppmärksammar bl.a. att tumlarpopulationen minskat och att habitatförsämring och störningar negativt påverkar arten och identifierar undervattensbuller som ett hot (HELCOM 2013a).

3.4 Havsmiljödirektivet

Havsmiljödirektivet (2008/56/EG), som infördes i EU 2008, omfattar alla medlemsstaters marina vatten och innebär att dessa vatten ska uppnå eller bibehålla en god miljöstatus senast år 2020.

⁴ HELCOM är det styrande organet för Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö.

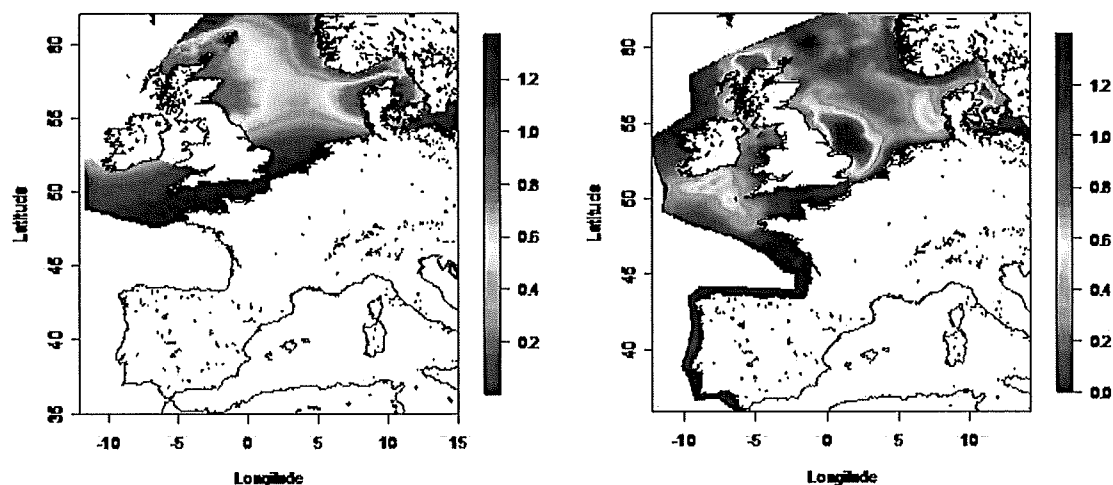
Direktivet omfattar ett antal deskriptorer (temaområden) varav de mest relevanta att beakta i detta fall är deskriptor 1 om biologisk mångfald och deskriptor 11 om undervattensljud. I det svenska införandet av direktivet har god miljöstatus för de svenska havsområdena definierats och omfattar bland annat tumlares utbredning och abundans i det aktuella området. Enligt direktivet ska av människan orsakat undervattensbuller, som leder till eller sannolikt leder till negativa effekter, räknas som föroreningar. En god miljöstatus innebär enligt direktivet att undervattensbuller ligger på nivåer som inte påverkar den marina miljön på ett negativt sätt. Direktivet är implementerat i nationell lagstiftning genom Havsmiljöförordningen (2010:1341).

3.5 OSPAR

Tumlaren är upptagen på OSPAR:s lista över hotade arter och habitat List of threatened and/or declining species and habitats (OSPAR Agreement 2008-6).

4. Tumlare

Tumlaren (*Phocoena phocoena*) tillhör de minsta tandvalarna (*Odontoceti*) och blir normalt ca 1,5–1,8 m långa och väger cirka 50–75 kg. Tumlaren känns igen i vattnet på den låga, svagt bakåtböjda triangelformade ryggen som "rullar" upp genom vattenytan och ned igen. Den förekommer i kalla och tempererade vatten i norra Stilla Havet, Nordatlanten och Svarta Havet. Tumlaren anges på Artdatabankens nationella rödlista (Gärdenfors 2010) som akut hotad (CR) i Östersjön och sårbar (VU) i Nordsjön. Vid den senaste uppföljningen av tumlares bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet⁵ (vars mål är att gynnsam bevarandestatus ska uppnås eller bibehållas) har tumlaren fortfarande en otillräcklig bevarandestatus men med en uppåtgående trend i den marina atlantiska regionen (främst på grund av ändrade rapporteringsgränser) som i Sverige innefattar Skagerrak, Kattegatt och även Öresund ner till Öresundsbron. Tätheter av tumlare inom områdena för två storskaliga Europeiska inventeringar framgår av Figur 2.



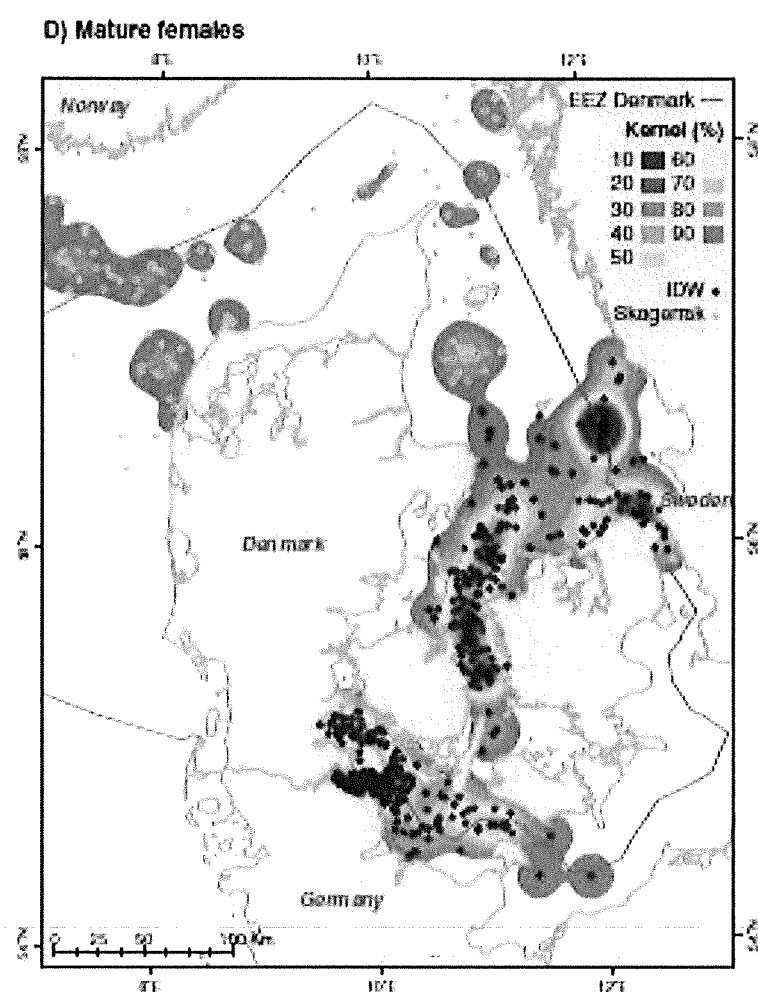
Figur 2. Skattad täthet i antal per km² hos tumlare år 1994 (vänster) och 2005 (höger). (Anon 2008, Originaltext: Harbour porpoise estimated density surface (animals per km²) in (a) 1994 and (b) 2005).

4.1 Populationer

I åtgärdsprogrammet för tumlare (Carlström et al. 2008) rekommenderas att man använder sig av de tre förvaltningsenheterna: (1) östra Nordsjön och Skagerrak, (2) Kattegatt, Bälthavet och Öresund, samt (3) Östersjön. Både genetiska och morfologiska undersökningar har under en längre tid

⁵ Rapporteringen enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet sker var sjätte år, den senaste år 2013.

debatterats för att göra en indelning av tumlarpopulationerna och idag har man goda grunder för en indelning av de tre tumlarpopulationerna i Östersjön och Atlanten (Wiemann et al. 2010, Galatius et al. 2012). Wiemann et al. (2010) bygger på analyser av mitokondrie-DNA och Galatius et al. (2012) på tredimensionella morfologiska mätningar. De morfologiska skillnaderna kan inte förklaras ha uppkommit genom en avståndsgradient utan tolkas som morfologiska anpassningar efter de specifika förhållandena (batymetri och bottensubstrat och därmed olika bytesdjur) i de specifika delområdena. Detta stärker alltså de genetiska studierna i att tumlaren i västra Östersjön, Bälthavet och Kattegatt utgör en egen population som är separat från den i Östersjön respektive den i Skagerrak/Nordsjön. Detta ligger till grund för EU:s regionala förvaltningsområden som senast uppdaterades 2012 av ASCOBANS och delas in i Nordsjön (Skagerrak), Kattegatt–Bälten–Öresund–Västra Östersjön respektive Östersjön.



Figur 3. Modellerad täthetskarta från åtta satellitmärkta könsmogna honor under hela året i 10 %-intervall. Grön färg innebär lägre täthet och röd färg hög täthet av tumlare. De röda punkterna visar daglig position för sex individer märkta i inre danska vatten och de blå punkterna daglig position för två individer märkta vid Skagen (hämtad ur Teilmann et al. 2008).

Uppskattning av tumlarpopulationens storlek i västra Östersjön, Bälten och Kattegatt har undersökts genom visuella linjetranssekt 1994 (SCANS, Hammond et al. 1995), 2005 (SCANS-II, Anon. 2008) och

2012 (MiniSCANS, Sveegaard et al. 2013). Undersökningarna har genomförts med samma metodik och jämförbar geografisk täckning. Storleken på populationen skattades till ca 27 900, 10 600 och 18 500 djur respektive år. Resultaten indikerade en populationsnedgång mellan 1994 och 2012 (med 75,6 % statistiskt säkerhet), trots en ökning mellan 2005 och 2012 (Sveegaard et al. 2013).

4.2 Ekologi och levnadssätt

Tumlaren behöver mer eller mindre kontinuerligt, i varje fall varje dygn, söka föda och ständigt fylla på energin. Den ringa kroppstorleken och vistelsen i havsområden med låga temperaturer nödvändiggör en relativt obruten energitillförsel även jämfört med andra marina däggdjur (James 2013, Yasuiab & Gaskina 1986). Tumlaren behöver därmed minimera uppehållstiden i eventuellt mindre optimala miljöer dit de hänvisas om störningar inträffar i de för säsongen bästa födosöksområdena.

Tumlare använder ljud och deras ekon, så kallad ekolokalisering, för födosök, orientering och kommunikation. Detta innebär att de är helt beroende av att höra ekot av sina egna ljud för att överleva. Ljuden består av mycket korta klick (60-300 μ s) som skickas ut i serier (vanligen 0,002-0,08 s långa) på ultraljudsfrekvenser (110-140kHz). Hörseln är tumlarens viktigaste sinne och den är helt beroende av den för sin överlevnad. Till skillnad från t.ex. delfiner har tumlare inte visselsignaler för social kommunikation. Tumlarnas sociala kommunikation är mer begränsad eftersom de inte lever i sociala grupper såsom t.ex. delfiner. Det starkaste bandet mellan tumlare är mellan mamma och kalv och medelgruppstorleken är vanligtvis kring 1,5 djur. Den höga frekvensen som tumlare använder innebär att räckvidden för den akustiska kommunikationen är jämförelsevis begränsad, jämfört med till exempel delfiners visslingar som har lägre frekvens och når längre (förenklat efter Tubbert & Clausen 2010). Det innebär att en tumlarkalv måste hålla sig närmre sin mamma än en delfinkalv för att kunna höra henne. Hörseln hos tumlare omfattar frekvenser från under 1 kHz och upp till över 140 kHz med bäst känslighet mellan 100 och 140 kHz (Kastelein et al. 2002).

Parningen i Kattegatt och Skagerrak äger rum under sommaren, med början i juni och en topp i juli-augusti. Dräktigheten varar sedan ca tio och en halv månad, dvs. majoriteten av kalvarna föds mellan maj och juli. Kalven diar i upp till 9 månader, dvs. t.o.m. februari-mars, även om den börjar äta fisk efter ungefär 3- 4 månader (Sørensen och Kinze 1994, Börjesson & Read 2003, Lockyer & Kinze 2003). Tidpunkten för parning och därmed kalvningen är en optimering för att maximera tillgången till energirik bytesfisk. Digivningen kräver en ökning av energiintaget under sommarmånaderna med upp till 80 % (Yasuiab & Gaskina 1986).

5. Påverkan på tumlare av vindkraft

5.1 Ljud under anläggningsfas

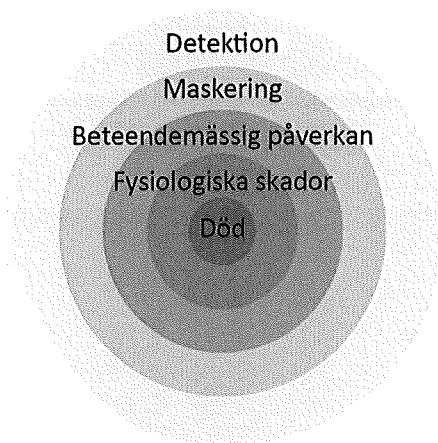
5.1.1 Påverkan

Internationellt har frågeställningar gällande ljudmiljön under vatten fått allt mer tyngd på senare år både vad gäller den ökande fartygstrafiken och vid till exempel etablering av marina vindkraftparker. Ett tecken på detta är till exempel att undervattensbuller har inkluderats i havsmiljödirektivet.

Det problem som särskilt identifierats i studier internationellt är de kraftiga ljuden från pålning under anläggningsfasen av vindkraftparker, framför allt vid användning av monopilefundament men även vid användning av fackverksfundament. Problemet har också belysts vid en eventuell etablering av vindkraftparker i Kattegatt (Lindström 2013, Hammar 2013). Miljöeffekter av vindkraftetablering till havs blir beroende av vilken typ av anläggningsarbeten som måste utföras, till exempel om pålning ingår, vilken tid på året arbetet ska utföras och graden av utökad fartygstrafik i området.

Fartygsaktivitet kan i sig medverka till att t.ex. tumlare lämnar området (kanske med en radie på 1 km från fartyget).

En modell för påverkanszoner av undervattensljud på marina däggdjur har presenterats av Richardsson (1995), Figur 4. Den största zonen representerar det område som ljudet kan uppfattas av det marina däggjuret och den minsta zonen att djuret dör av skadorna.



Figur 4. Teoretiska zoner för påverkan av undervattensljud på marina däggdjur (efter Richardsson 1995)

Fysiologisk påverkan av ljud på marina däggdjur kan delas in i temporär respektive permanent hörselnedsättning. Temporär hörselnedsättning är ett övergående tillstånd och beroende på hur allvarlig den är kan den vara från några minuter till flera dagar. Ju högre ljudtrycksnivå, ju längre exponeringen varar och ju oftare den upprepas, desto större blir både den tillfälliga hörselnedsättningen och risken för att den övergår och blir permanent. Hörselnedsättningen beror även av ljudets frekvens. Det innebär för tumlare att även buller med en annan frekvens än deras ekolokaliseringssklick kan orsaka hörselnedsättning så att de inte kan höra klickens eko, vilket de är helt beroende av för sin överlevnad.

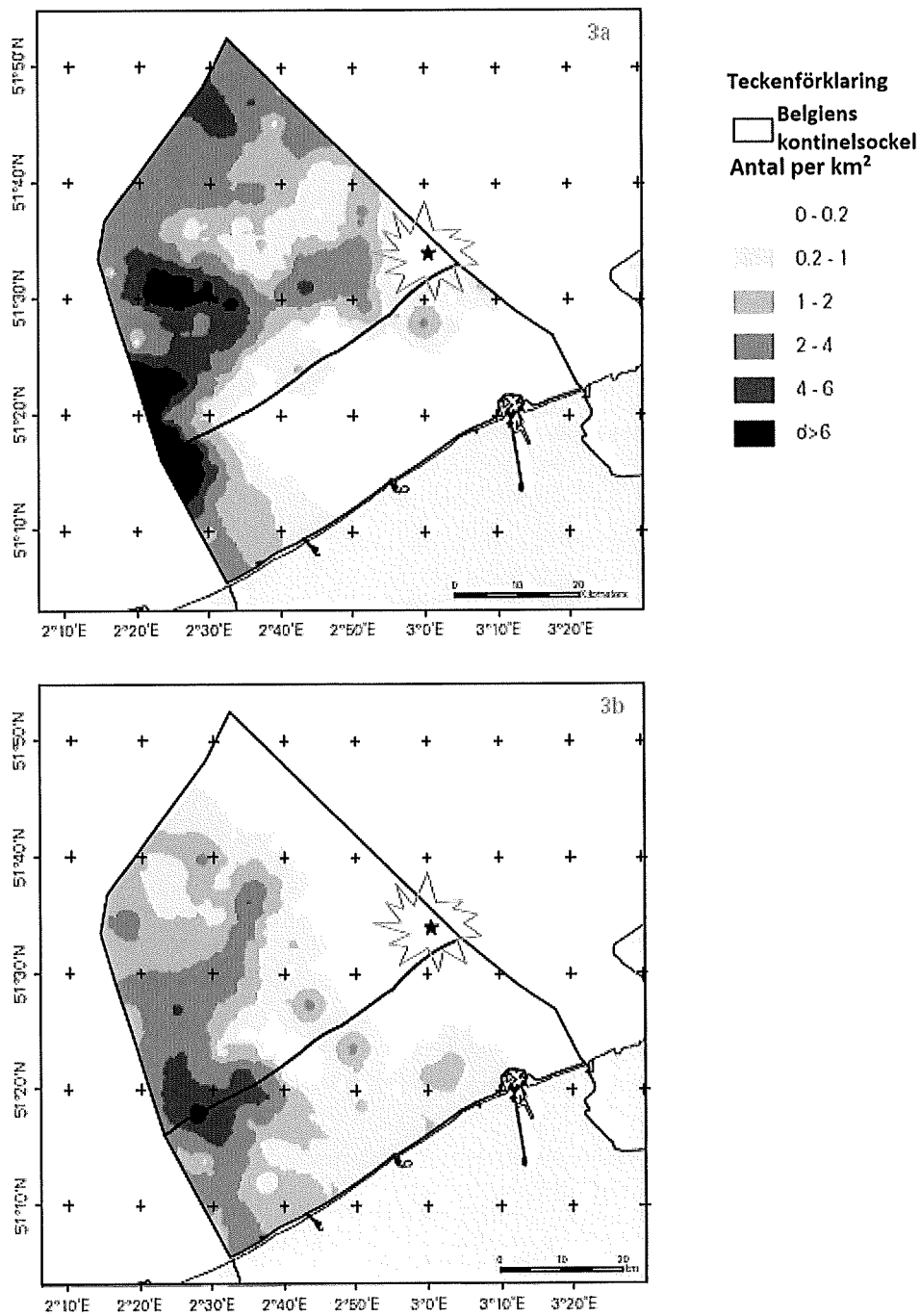
Pålning medför en betydande risk för både permanent hörselnedsättning och beteendemässig påverkan på både tumlare och säl inom mycket stora områden. Enligt Thomsen (2006) kan bullret vid anläggandet av havsbaserade vindkraftparker med monopilefundament ge en tillräckligt hög ljudnivå för att vara hörbart för tumlare mer än 80 km från källan och maskering av kommunikation mellan tumlare kan ske på 30 – 40 km avstånd. Thomsen (2006) beräknar att tumlare kan påverkas beteendemässigt på avstånd upp till 20 km samt att tumlarens hörsel kan nedsättas på avstånd upp till 1,8 km från pålning.

I publicerade fältstudier vid pålning av vindkraft har kraftiga negativa reaktioner observerats på tumlare på mycket långa avstånd. Vid pålning av vindkraftsparken Horns Rev I i Nordsjön ökade tidsintervallet mellan tillfällena som tumlare registrerades akustiskt på ett avstånd av minst 21 km. Ingen mätning gjordes bortom detta avstånd så den borte gränsen för påverkan kunde inte fastställas (Tougaard et al. 2009). Vid pålning av Horns Rev II minskade tumlarens ekolokaliseringsaktivitet, vilket är nära kopplat till förekomst av tumlare, på avstånd upp till 17,8 km. På 21,2 km ökade istället ekolokaliseringsaktiviteten och längre bort gjordes inga mätningar (Brandt et al. 2011). Vid pålning av vindkraftsparken Alpha Ventus i Nordsjön visade visuella observationer från flyginventeringar en kraftig undvikanderespons från tumlare inom 20 km från ljudkällan och en ökning i tumlarens ekolokaliseringsaktivitet på 25 och 50 km avstånd. Inga mätningar gjordes på längre

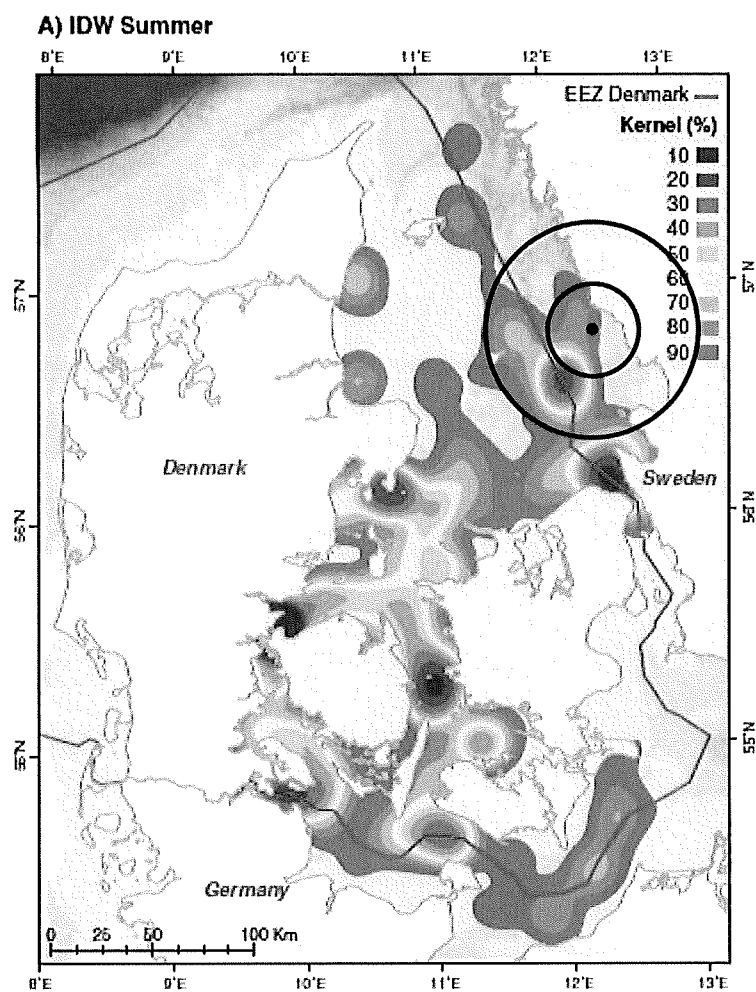
avstånd (Dähne et al. 2013). Ytterligare ett exempel på att pålning orsakar kraftiga förändringar i tumlares utbredning visas i Figur 5 (Haelters et al. 2013b). Effekterna av bortskrämningen av tumlare med ökad täthet mellan 20 och åtminstone 50 km från ljudkällan är inte fullt kända. För individerna medför det en ökad fysiologisk ansträngning, både i form av förflyttning och stress. Effekterna av ökad konkurrens mellan individer inom området har inte studerats och är därmed inte kända. Den ökade fysiologiska ansträngningen har sannolikt störst effekt på kalvar, dräktiga och/eller lakterande honor och foster eftersom de har mindre fysiologiska marginaler. Sammantaget ger ovanstående studier om påverkan från pålning en ganska enhetlig bild av att tumlare påverkas negativt (i antal och beteendemässigt) inom ca 20 km från pålning och de skräms bort till avstånd åtminstone upp till 50 km.

Om dessa avstånd tillämpas på Kattegatt Offshore fås påverkansområdena i Figur 6 och 7. Figur 7 visar att tre av de fem mest värdefulla områdena för den aktuella tumlarpopulationen riskerar att påverkas av pålning vid Kattegatt Offshore. I Brandts studie (2011) anges att tumlaraktiviteten i området möjligen var reducerad under hela den fem månader långa anläggningsfasen. Tiden för återvändandet till ett område som tumlarna lämnat vid pålningsarbete tenderar att bli längre ju längre störningen har pågått och varierar dessutom med tid på året (Dähne et al. 2013).

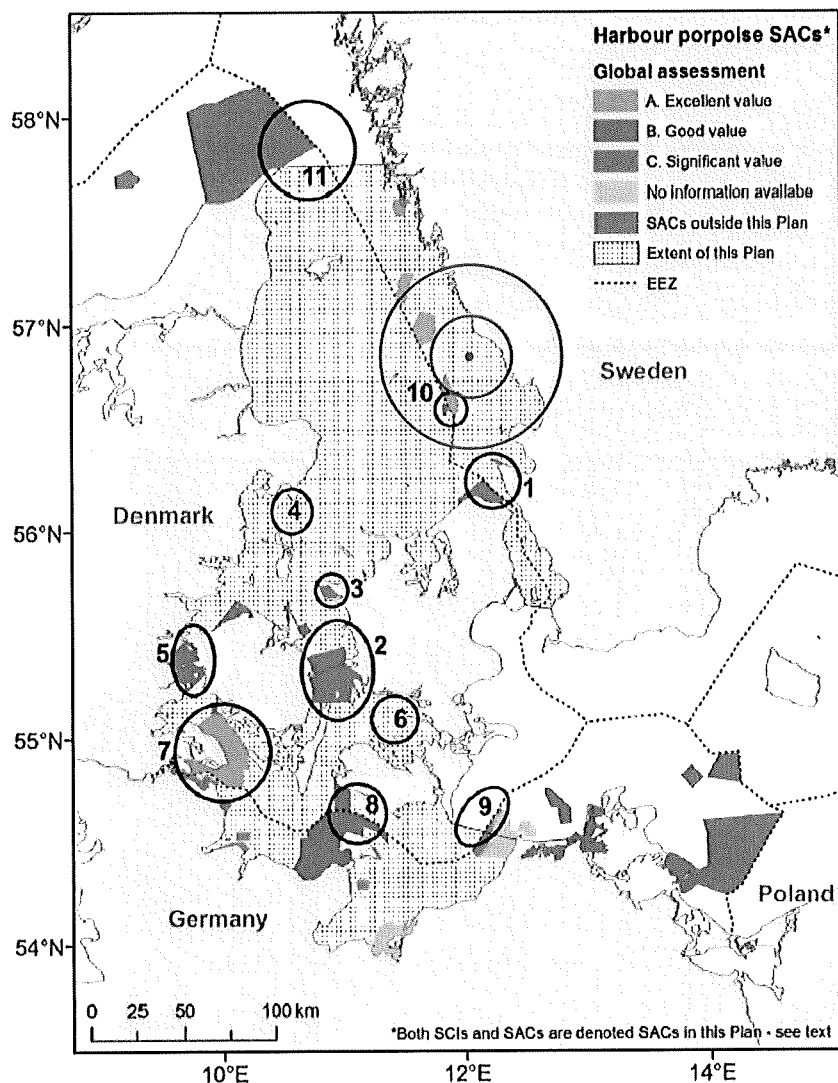
I Teilmann et al. (2012) har långtidseffekter undersökts på tumlare av en av de första storskaliga vindkraftparkerna i världen, Nysted Offshore i Danmark, i över tio år (2001-2012). Vindkraftparken sattes i drift 2003 och har gravitationsfundament, alltså ingen pålning, men andra anläggningsaktiviteter. Undersökningarna visar att mer än tio år efter anläggningen är ekolokaliseringsaktiviteten av tumlare ännu inte uppe i en tredjedel (29 %) av var den var före arbetena. Detta motsvarar nästan två generationer tumlare (generationstid 6 år enligt HELCOM (2013b)).



Figur 5. Tätheten hos tumlare inom Belgiens havsområde beräknade före pålning (överst) och under pålning (nederst) baserat på uppgifter från flygfotografering. (hämtad ur Haelters et al. 2013 b). (originaltext: Density distribution maps: estimated before (left; 3a) and during piling (bottom left; 3b) on the basis of aerial survey data, and application of the model on the basis of the situation before piling (right; 3c ej med i figuren).



Figur 6. Förväntade påverkansområden från pålning vid Kattegatt Offshore baserat på påverkansområden från teoretiska beräkningar och fältobservationer. Den inre cirkeln har en radie på 20 km och visar inom vilket område tumlare minskar i antal och påverkas beteendemässigt (Dähne et al. 2013). Den yttre cirkeln har en radie på 50 km och visar inom hur långt bort bortskrämda tumlare har uppmätts förflytta sig. Inga mätningar har gjorts på längre avstånd. Underlagskartan är från Teilmann et al. (2008) och visar täthet av observationer av märkta tumlare. Uppskattning i 10 % intervall baserat på vistelsen hos 37 tumlare märkta i farvattnen mellan 1997-2007. Grön färg innebär lägre täthet och röd färg hög täthet av tumlare.



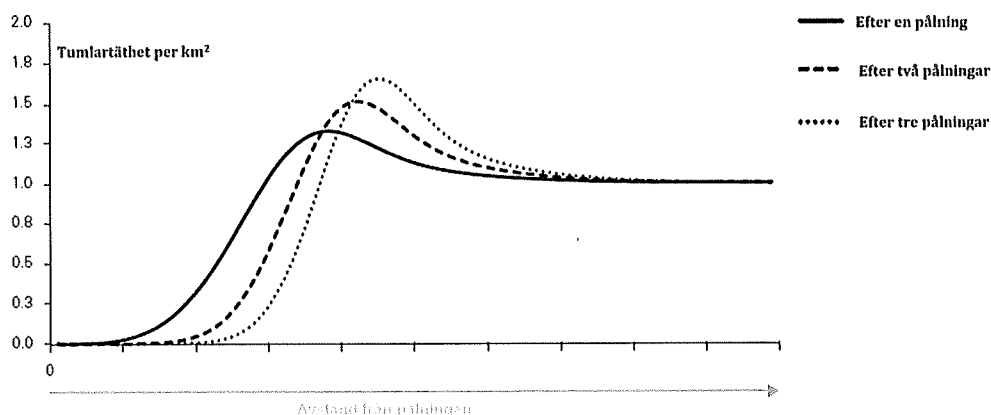
Figur 7. Förväntade påverkansområden från pålning vid Kattegatt Offshore baserat på påverkansområden från teoretiska beräkningar och fältobservationer. Den inre cirkeln har en radie på 20 km och visar inom vilket område tumlare minskar i antal och påverkas beteendemässigt. Den yttre cirkeln har en radie på 50 km och visar inom hur långt bort bortskrämda tumlare har uppmätts förflytta sig (Dähne et al. 2013). Inga mätningar har gjorts på längre avstånd. Underlagskartan är från ASCOBANS Conservation Plan for the Harbour Porpoise Population in the Western Baltic, the Belt Sea and the Kattegat. För ytterligare information se Figur 1.

Det är inte känt om de yttre cirklarna i den teoretiska modellen i Figur 4 är praktiskt tillämpbar för tumlare vid pålning. Om den är tillämpbar gäller den bortom åtminstone 50 km (den bortre gräns där beteendemässig påverkan har studerats) och upp till ca 80 km (beräknad bortre gräns för att tumlare skall kunna uppfatta ljudet) från ljudkällan. Om maskering sker kan det vara både av omgivningens ljud som tumlaren lyssnar passivt på, samt av ekot från tumlarens egna ekolokaliseringssignaler. En maskering av ljud från omgivningen har negativ inverkan på tumlarens förmåga att orientera sig och höra bytesdjur, medan en maskering av tumlarens egna ekolokaliseringssignaler har negativ inverkan på förmågan att hitta och fånga bytesdjur, samt att kommunicera med andra tumlare. Om maskering av kommunikation mellan tumlare kan ske kan interaktionen mellan ko och kalv eller mellan hona och hane påverkas, vilket i värsta fall riskerar att ko och kalv separeras eller att parning inte kommer

tillstånd. Att tumlare undviker ett område och hänvisas till ett med sämre födotillgång eller mindre gynnsamma förhållande riskerar att påverka tillväxt och kondition genom att tumlare är beroende av en relativt kontinuerlig energitillförsel. Tumlare bedöms som mest känslig för påverkan av undervattensbuller under kalvnings- och parningssäsongen, samt under de efterföljande 4-6 månaderna då kalven i stort sett är helt beroende av att dia och inte får separeras från kon.

5.1.2 Exempel på skyddsåtgärder/försiktighetsåtgärder

Exempel på de lösningar som hittills tillämpats inom EU vad gäller koppling mellan ljud under anläggningsfasen och tumlare är ett interimistiskt försiktighetskriterium (Belgien och Tyskland) eller rutiner som skall följas för att risken för skada på eller dödsfall bland marina däggdjur skall minimeras (Storbritannien). Det försiktighetskriterium som används är att antropogena impulslydtrycksnivåer mäts och inte skall överskrida 185 dB_{noll till max ljudtryck} (re 1 μ Pa 750 m). Detta kriterium har visat sig svårt att uppfylla. Exempel på rutinerna innebär bland annat regler om pålning i mörker eller vid dålig sikt och om djur som finns inom en i förväg avgränsad skyddszon, vanligen 500 meter. Här nämns också start av pålning med begränsad energi (ramp up) och att med akustiska medel få djuren att lämna området. Det senare tillämpas främst vid undervattenssprängningar. Det har observerats att alla individer av tumlare övergår till att simma från ljudkällan efter att omedelbart före pålningen uppvisa ett brett spektrum av simriktningar. En försiktig pålningsstart medger en period för tumlare att hinna nå utanför den zon där fysisk skada inträffar vid full pålningsenergi. Simhastigheten hos tumlare är så hög att man kan se en utveckling mellan första, andra och tredje pålningen, dvs. att de förflyttar sig allt längre från ljudkällan (Figur 8). Mjukstart (ramp-up) kan göra att individer har större chans att överleva eftersom risken för att de skadas och dör direkt minskar. Minskad tillgång till habitat har troligtvis påverkan på populationsnivå om habitatet är av stort värde.



Figur 8. Tätheter hos tumlare på olika avstånd från störningskällan efter upprepad tillämpning av modellberäkningar vid pålning, utan hänsyn till slumpmässiga rörelser (basstäthet = 1 djur/km²) (hämtad ur Haelters et al. 2013a, . (originaltext: Radial density of harbour popoises after the repeated application of the impact model to hypothetical data, without taking account of random motion (reference density = 1 animal/km²)).

Vid konstruktion av vindkraftfundament vid Horns Rev tillämpades mjukstart i kombination med bortskrämning med hjälp av tumlare- och sälskrämmor (DONG Energy 2006). Uppskjutande av start kan vara lämpligt att tillämpa vid närvaro av marina däggdjur inom zonen för permanent hörselnedsättning och eventuellt även inom zonen för beteendemässig respons. Uppskjutande av start vid närvaro av marina däggdjur är obligatorisk vid pålning i kustvattnen kring England och Wales samt i Storbritanniens utsjöområden (JNCC 2010). I dessa vatten ska en zon med en radie på minst 500 m avsökas visuellt och/eller akustiskt. Sökningen ska pågå i minst 30 minuter

innan en pålning får påbörjas och om ett marint däggdjur observeras inom observationszonen måste minst 20 minuter förflyta innan pålning får påbörjas.

5.2 Ljud under driftfas

Driftljud uppkommer från själva vindkraftverken men kan även inbegripa fartygsbuller från de fartyg som används för service av vindparken. Fartygsbuller kan störa tumlare med både ljud från propellern, kavitationsljud, och motorljud. Särskilt har kraftiga sonar- och ekolodsljud uppmärksamats eftersom de i frekvens kan ligga nära det av tumlarna själva använda frekvensområdet för födosök och kommunikation.

Teoretiska beräkningar baserade på ljudmätningar vid tre vindkraftsparker i Danmark och Sverige (Middelgrunden, Vindeby, and Bockstigen-Valar) visar att tumlare bör kunna höra driftsljudet på 20-70 m avstånd (Tougaard et al. 2009). Preliminära data från en pågående studie med inventeringar från tre års drift (Degraer 2013) visar att de data som insamlats inte har tillräckligt hög tids- eller rumsupplösning för att säkerställa småskaliga skillnader i täthet av tumlare före etableringen respektive efter driftstarten. Däremot konstateras att tumlare observeras inom vindkraftsparkområdet inom en begränsad tid efter anläggningsarbetena i samband med driftstarten. En teori om att förekomsten av tumlare ökar inom parken har inte kunnat beläggas (Degraer 2013). Det har visats att det kan dröja mycket lång tid innan en återkolonisation av tumlare av ett område med vindkraftverk med gravitationsfundament (Teilmann et al. 2012). Driftljuden bidrar till en ökad ljudnivå i den marina miljön under lång tid och ingår i osäkerheten vid bedömning av effekterna på tumlare över vindkraftparkens livscykel.

5.3 Elektromagnetiska fält

De allt fler undervattenskablarna som korsar haven ger ökade farhågor om effekter på det marina livet. För effekterna på broskfiskar finns förklarande modeller för påverkan medan sådana saknas för valar och störningar kan inte uteslutas med dagens kunskapsläge. De elektromagnetiska fälten kan generellt förändra beteende, migration, reproduktion eller störningar i möjligheten att uppfatta hot från nära kablar. De potentiella störningarna är beroende av vilken huvudtyp av kabel som används, högspänd likström eller lågfrekvent en- eller trefas växelström.

Långvandrande valar använder det jordmagnetiska fältet för navigering. Masstrandningar av valar har i några fall möjligen kunnat kopplas till magnetiska störningar till exempel i samband med solstormar. I stort sett är kunskapen om valars navigering begränsad och baserad på teoretiska resonemang. Denna typ av störningar är möjlig vid de magnetfält som är av samma typ som det jordmagnetiska fältet dvs. vid överföring av högspänd likström.

För Kattegatt offshore utgörs landanslutningen av cirka 5 km 145 kV växelströmskabel och 40 km 35 kV växelströmskablar för eldistributionen inom parken. Sökanden föreslår användning av nedgrävda kablar. Kablarna kan även läggas på botten och utrustas med kabelskydd istället men då blir avskärmningen av de elektromagnetiska fälten mindre.

Det finns mycket begränsad information om påverkan på tumlare från elektromagnetiska fält i litteraturen. Vid överföring av lågfrekvent växelström, som är föreslagen i det aktuella fallet, finns ingen känd mekanism för påverkan på tumlare.

5.4 Grumling

Typen av fundament som ska användas är i ansökan inte specificerad men eftersom det i den tekniska beskrivningen (Lindström 2012) anges att det med dagens teknik bedöms mest lämpligt med en kombination av monopile- (djup under 25 meter) och fackverksfundament (djup över 25 meter), behandlas inte den grumling som skulle orsakas av gravitationsfundament.

Det finns mycket begränsad information om påverkan på tumlare från grumling i litteraturen. Underlag saknas för bedömning av påverkan på tumlare orsakad av grumling vid kabelläggandet.

5.5 Avvecklingsfas

Vid avveckling av verksamheten monteras vindkraftverken ner och transporteras bort. Påverkan från denna fas kan i stort likställas med påverkan under byggnation (Ur den Tekniska beskrivningen till ansökan, Lindström 2012). Ljud från pålning är inte aktuellt men kraftiga ljud från till exempel diamantsåg vid kapning av strukturerna kan bli aktuellt. Bedömning av påverkan under avvecklingsfasen är helt beroende av den typ av fundament som kommer att användas, på samma sätt som för bedömningen av påverkan under anläggningsfasen. Dessa osäkerheter bidrar till osäkerheten i den totala bedömningen. För osäkerheten i bedömningen av avvecklingsfasen tillkommer också val av teknik där nya möjligheter som nu inte finns kan komma att bli aktuella.

6. Referenser

6.1 Handlingar i ärendet

Hammar, L., Almgren, M., 2013. **Kattegatt Offshore: Jämförelse av effekterna på torsk vid pålning med dämpning respektive utan dämpning**, PM, Marine Monitoring AB, ÅF Ljud & vibrationer, 9 sid

Lindström P. 2012, **Teknisk beskrivning, Havsbaserad vindkraftspark Falkenbergs kommun, Hallands län**, Favonius AB, Triventus Consulting AB Kattegatt Offshore, 2012-05-09

Lindström P. 2013. **Dämpning av ljud från pålning**. PM Triventus 2013-06-07

Wikström A. Börjesson D. Andersson S. Wahlberg M. Boström M., 2011, **Skottarevet Vindpark Miljökontrollprogram Delstudie tumlare 2008 och 2010**. Marine Monitoring AB/Fjord&Bælt och Syddansk Universitet/Fiskeriverket, 21 sid

6.2 Övriga referenser

Andersson M. H. och Johansson, A. T., 2013, **Akustiska miljöeffekter av svenska marinens aktiva sonarsystem**, Teknisk rapport FOI-R--3504--SE, Totalförsvarets forskningsinstitut FOI, Stockholm. 74 sid.

Anonymus 2008, **Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS-II)**, 15th ASCOBANS Advisory Committee Meeting Document AC15/Doc.21 (S) UN Campus, Bonn, Germany, 31 March-3 April 2008 Dist. 18 March 2008

ASCOBANS 2012. ASCOBANS Conservation Plan for the Harbour Porpoise Population in the Western Baltic, the Belt Sea and the Kattegat.
http://www.ascobans.org/pdf/HarbourPorpoise_ConservationPlan_WesternBaltic_MOP7_2012.pdf. 38 sid.

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

Börjesson, P. & Read, A.J. 2003. **Timing and synchrony of conception in the harbor porpoise**. Journal of Mammalogy 84: 948-955.

Carlström J. Rappe C. Königson S. 2008, **Åtgärdsprogram för bevarande av tumlare 2008–2013**. Naturvårdsverket Rapport 5846, Naturvårdsverket och Fiskeriverket. ISBN 978-91-620-5846-3.

Dähne M., Gilles A., Lucke K., Peschko V., Adler S. Krügel K., Sundermeyer J. Siebert U. 2013 **Effects of pile-driving on harbor porpoises (Phocoena phocoena) at the first offshore wind farm in Germany**, Environ. Res. Lett. 8 (2013) 025002 16 sidor

Dong Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority, The Danish Forest & Nature Agency (2006) **Danish offshore wind- key environmental issues**. Prinfo Holbæk-Hedehusene, Denmark. ISBN: 87-7844-625-2. 143 p.

Global Offshore Wind Farms Database, **4C Offshore**

Gärdenfors, U. (ed.) 2010. **Rödlistade arter i Sverige 2010**. ArtDatabanken, SLU, Uppsala. 14 sidor

Hammond, P.S., Benke, H., Berggren, P., Borchers, D.L., Buckland, S.T., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich-Boran, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F. & Øien, N. 1995. Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. Final report to the European Commission, project LIFE 92-2/UK027. 240 sid.

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

Haelters J. Vigin L. Degraer S. 2013b. **Attraction of harbor porpoises to offshore wind farms: what can be expected?** In: Degraer S, Brabant R Rumes B (editors), 2013, Environmental impacts of the offshore Wind farms in the Belgian parts of the North sea, nov 2013.

HELCOM 2013a. HELCOM RECOMMENDATION 17/2 PROTECTION OF HARBOUR PORPOISE IN THE BALTIC SEA AREA. Adopted 12 March 1996 and revised 6 March 2013.

HELCOM 2013b. HELCOM Red List Species Information Sheets (SIS) Mammals. Background document for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting. 34 sid.

James V. 2013. **Marine Renewable Energy: A Global Review of the Extent of Marine Renewable Energy Developments, the Developing Technologies and Possible Conservation Implications for Cetaceans** © WDC, Whale and Dolphin Conservation 2013 Version 1 - Published November 2013 ISBN 978-1-901386-34-9

JNCC 2010. **Statutory nature conservation agency protocol for minimising the risk of injury to marine mammals from piling noise.** August 2010. Joint Nature Conservation Committee. 14 sidor

Kastelein, R., Bunskoek, P and Hagedoorn, M. 2002. Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals.

Koschinski S. 2002: **Current knowledge on harbour porpoises in the Baltic Sea.** *Ophelia*. 55(3): 167-197,

Lockyer, C. & Kinze, C.C. 2003. Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. NAMMCO Scientific Publications 5: 143-175.

OSPAR Agreement 2008-6. Dokument finns på:
http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/Species/P00420_Harbour_porpoise.pdf

Richardson, W. J., Greene, C. R., Jr., Malme, C. I., & Thomson, D. H. (1995). **Marine mammals and noise.** New York: Academic Press, 576 sidor

Sveegaard S. Teilmann T. Galatius A. 2013a, **Abundance survey of harbour porpoises in Kattegat, Belt Seas and the Western Baltic, July 2012**, Note from DCE - Danish Centre for Environment and Energy 12. Department of Bioscience Part of the NOVANA programme commissioned by Danish Nature Agency, 12 sidor

Sørensen, T.B., Kinze, C.C. 1994. **Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises, *Phocoena Phocoena*.** *Ophelia*, 39:3, 159-176.

Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I.K., Berggren, P. & Desportes, G. 2008: **High density areas for harbour porpoises in Danish waters**. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 84 pp. – NERI Technical Report No. 657. <http://www.dmu.dk/Pub/FR657.pdf>.

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. *Environ. Res. Lett.* 7.

Tougaard, J., Carstensen, J., Henriksen, O.D., Skov, H. and Teilmann, J. (2003): **Short-term effects of the construction of wind turbines on harbour porpoises at Horns Reef**. Technical report to TechWise A/S. HME/362-02662, Hedeselskabet, Roskilde.

Tougaard, J., Damsgaard Henriksen, O., Miller, L.A. 2009. **Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals**. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766–3773.

Tubbert Clausen K., Wahlberg M., Beedholm K., Deruiter S. & Madsen P. T, 2010. **Click communication in harbour porpoises *Phocoena phocoena***. *Bioacoustics* 20(1): 1-28

Wiemann, A., Andersen, L., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., Lockyer, C., Pawliczka, I., Skóra, K., Roos, A., Lyrholm, T., Paulus, K., 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**. *Conservation Genetics* 11, 195–211.

Yasuiab W.Y & Gaskina D.E. 1986, **Energy budget of a small Cetacean, the harbour Porpoise, *Phocoena phocoena* (L.)**. *Ophelia* Volume 25, Issue 3,