

Möjliga effekter på fisk vid anläggning och drift av vindkraftspark på Storgrundet

Författare: Tomas Didrikas & Nicklas Wijkmark

December 2009



AquaBiota
WATER RESEARCH

Inledning

AquaBiota Water Research har på uppdrag av WPD utrett möjliga effekter på fisk på Storgrundet vid anläggning och drift av en vindkraftspark på grundet.

Storgrundets betydelse för strömming

Ett omfattande provfiske har genomförts på Storgrundet i enlighet med Fiskeriverkets rekommendationer. Undersökningarna genomfördes med vedertagna metoder, framtagna i samråd med Fiskeriverket. Eftersom det råder brist på jämförelsedata från liknande utsjögrund undersöktes även Hällgrundet, beläget ca 10 km norr om Storgrundet, i syfte att fungera som referensområde. Resultaten från provfisket visar att lekmogen strömming uppehåller sig på Storgrundet och referensområdet Hällgrundet både i maj och i augusti. Undersökningarna ger inte svar på exakt var fisken leker, och därför är det svårt att bedöma om dessa områden är viktiga för strömmingens reproduktion. Observerad ansamling av köns mogen strömming i området behöver inte betyda att strömmingen kommer att leka på samma plats som de fångats. Baserat på uppmätt simhastighet *in situ* samt modellering (Didrikas and Hansson, 2009) skulle fisk av den storleken under de förhållanden som rådde under provfisket simma med genomsnittlig hastighet av 0,2 m/s. Därmed är det inte orimligt att de kan simma sträckor på upp till 20 km under ett dygn. Fiskeriverket nämner i sitt brev till Miljödombstolen att strömmingsrom har observerats under en studie (Naturvårdsverket, 2006) på Storgrundet. Trots Fiskeriverkets påstående, innehåller denna rapport (Naturvårdsverket, 2006) ingen information om strömmingsrom i området. Sådana observationer har inte beskrivits i någon publicerad studie som genomförts i området.

Aneer (1989) rapporterar att strömmingen helst leker på vegetation och/eller hårda substrat på mindre än 10 m djup, men att rom även observerats på djupare platser (ner till 19,5m). Storgrundets djupförhållanden och substrat är därmed av sådan karaktär att det inte kan uteslutas att området utnyttjas som lekrområde.

Av förvaltningsskäl delar man in strömmingsbestånd geografiskt efter en uppdelning framtagen av ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Storgrundet ligger i Bottenhavet, vilket utgör ICES delområde 30 (SD30). Strömmingen inom detta område förvaltas som ett separat bestånd. För att tydliggöra den relativa storleken av potentiell lekbotten för strömming på Storgrundet, jämfördes denna med den sammanlagda storleken av områden med samma djupförhållanden i delområdet SD30 (Bottenhavet). Den beräknade bottenytan med ett djup mellan 3 och 10 m på Storgrundet är ca 3,5 km² jämfört med totalt över 5000 km² i SD30. Storgrundets potentiella lekbotten utgör därmed mindre än 0,1 % av arean potentiell lekbotten för strömming i Bottenhavet. Om möjliga lekbottnar definieras som ner till 20 m djup motsvarar arean istället ca 0,2 %.

Utifrån ett bevarandeperspektiv skulle Storgrundet endast vara viktigt om det skulle utgöra lekrområde för en distinkt population. Generellt anser man att strömming uppvisar homing-beteende, d.v.s. att fisk återvänder för att leka på samma plats och under samma årstid som de kläcktes. Sådana beteenden ger upphov till distinkta populationer med tydlig genetisk skillnad mellan närliggande populationer. Homing beskrevs först för sillpopulationer i Atlanten (t.ex., Wheeler and Winters, 1984). Forskarsamhället är dock inte enigt om detta (MCQuinn, 1997; Slotte, 2001). Strömmingen i Östersjön har få och mycket små genetiska skillnader och verkar i grunden bete sig som en enda panmiktisk

population (Laikre m fl., 2005; Larsson, 2008), d.v.s. där alla individer är potentiella partners utan lekrestriktioner, varken genetiska eller beteendemässiga.

Statusen för strömmingsbeståndet i Bottenhavet är god och har varit det de senaste 20 åren, sedan den tredubbling av biomassan som skedde under sent 1980-tal. (Fig. 1; ICES, 2009).

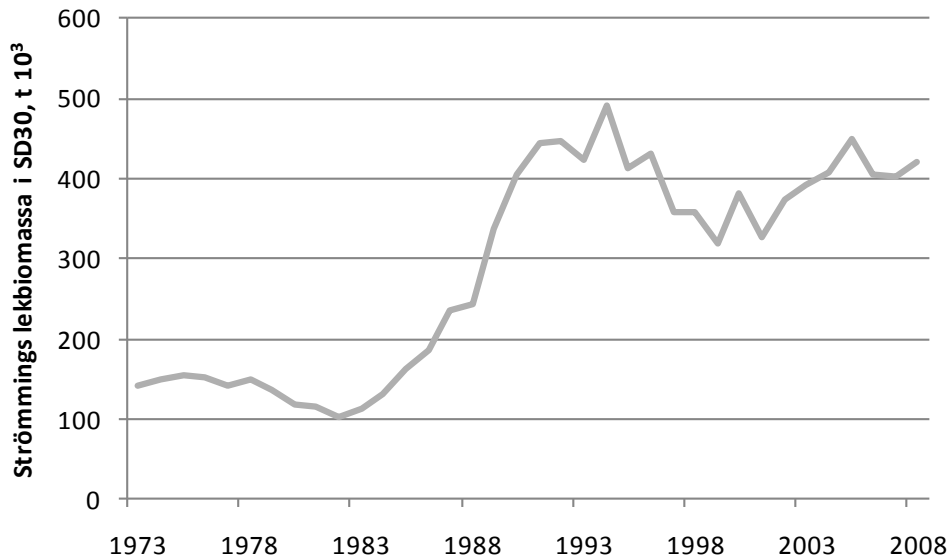


Fig. 1. Lekbiomassa strömming i Bottenhavet, ICES delområde 30 (data från ICES, 2009).

ICES klassar beståndet som utnyttjat på ett hållbart sätt. Relationen med lekbiomassa och rekrytering framgår av Fig. 2. Enligt vetenskaplig teori om fiskerirekrytering (t.ex., Cushing, 1996) begränsas rekryteringen vid tillräckligt stora bestånd av varierande miljöförhållanden (fas 2 i Fig. 2).

Lekbiomassan kommer att vara en viktig begränsande faktor vid liten lekbiomassa, eftersom produktionen av befruktad rom är proportionerlig mot storleken av lekbiomassa (fas 1 i Fig. 2; ICES, 2009). Med dagens stora lekbiomassa skulle dålig reproduktion under en säsong och en därav följande svag årsklass som rekryterar lekbiomassa ett år senare, inte ha någon dramatisk effekt på lekbiomassans storlek generellt (personlig kommunikation, Sture Hansson, Stockholms universitet). Detta scenario skulle vara tänkbart om Storgrundet kan antas vara nyckelleklokal för strömmingen i Bottenhavet som helhet och aktiviteter relaterade till anläggning av en vindkraftspark skulle förhindra strömmingslek här.

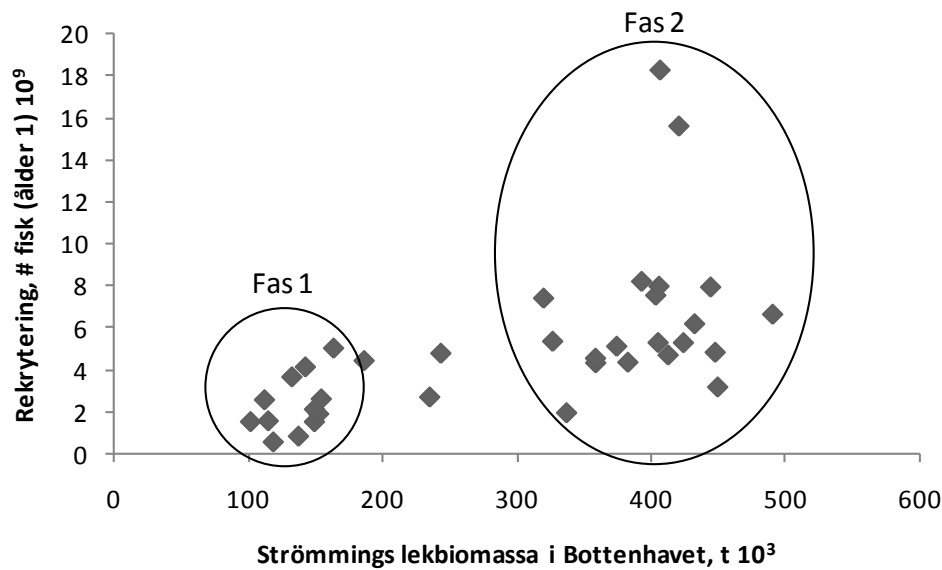


Fig. 2. Förhållandet mellan lekbiomassa och rekrytering av strömming i Bottenhavet, ICES delområde 30. Fas 1 – rekrytering begränsad av miljö och lekbiomassa; fas 2 – rekrytering främst begränsad av miljö (data från ICES, 2009).

Hörselförmåga hos fisk

Ljudets spridning i vatten delas upp i partikelrörelse och tryck (Wahlberg & Westerberg, 2005; Lindell & Rudolphi, 2003; Sand m fl., 2008). Partikelrörelse har kort räckvidd och avtar med kubiken på avståndet. Den har därmed störst betydelse nära ljudkällan till skillnad från ljudvågor som har lång räckvidd i vatten då ljudstyrkan endast halveras med dubbla avståndet. De flesta fiskar kan registrera båda dessa typer av undervattensljud. Otoliterna, som sitter i innerörat och är en del av fiskens hörselorgan, är känsliga för partikelrörelse men inte för ljudvågor i form av tryckskillnader. Ljudvågor i vatten förstärks däremot i en simblåsa varför fiskar med simblåsa även kan uppleva undervattensljud i form av vågrörelser. Särskilt god hörsel har fiskar med en förbindelse mellan simblåsan och innerörat som medger dessa fiskar att uppfatta ljudvågor även i innerörat (Wahlberg & Westerberg, 2005, Sand m fl., 2008). Nästan alla fiskar har god förmåga att höra ljud med frekvens under 100 Hz (inklusive s k infraljud). Vid högre frekvenser beror hörselförmågan på om fisken har simblåsa, hur mycket gas som finns i simblåsan och om det finns en förbindelse mellan simblåsan och innerörat. Plattfisk som saknar simblåsa har sitt hörselområde vid låga frekvenser och är relativt okänsliga för högre frekvenser (ljudvågor). Strömming/sill (*Clupea harengus*) har förbindelse mellan simblåsan och innerörat och har därför räknats in bland de s k hörselspecialisterna med förmåga att höra frekvenser upp till 4 kHz (Enger, 1967, Thomsen m fl., 2006). Det bör påpekas att infraljud kan utlösa olika beteenden hos predatorer och bytesfisk, attraktion respektive undflyende (Sand m fl., 2008).

Möjlig påverkan på fisk under anläggningsfasen

Anläggningsfasen är kortvarig jämfört med driftfasen, men kan pågå 1-2 säsonger. Påverkansfaktorer på fisk under anläggningsfasen består huvudsakligen av förändrad ljudmiljö och grumling.

Förändrad ljudmiljö

Under anläggningsfasen ökar ljudnivån främst som en följd av pålning, muddring, kabeldragning, borrhning och sprängningar. Ljudstyrkan varierar kraftigt. Borrhningsarbete ger upphov till relativt låga ljudnivåer, medan pålning och sprängningar utgör väldigt kraftiga ljudkällor (t ex. OSPAR, 2009). Pålning och sprängning är inte troliga moment vid anläggning av en vindkraftspark på Storgrundet, men för att ge en uppfattning om ett värsta scenario presenterar vi här en litteraturgenomgång av effekterna på fisk från sådana aktiviteter.

Popper och Hastings (2009) har gjort en detaljerad genomgång av sju nyligen genomförda studier av hur pålning påverkar fisk i bur. I en av studierna observerades dödlighet inom 50 m från pålningen (Caltrans, 2001). Två studier rapporterade mer vävnadsskador hos fisk som exponerats för pålning (Abbot & Bing-Sawyer, 2002; Caltrans, 2004). Tre studier rapporterar varken mortalitet, vävnadsskador, eller signifikanta beteendeförändringar (Nedwell m fl., 2003; Abbot m fl., 2005; Ruggerone m fl., 2009). Popper och Hastings (2009) påpekar i sin litteraturgenomgång att resultaten är mycket motsägelsefulla och att mer forskning behövs för att reda ut hur kraftiga och utbredda de fysiska effekterna på marin fisk från pålning är.

OSPAR (2009) föreslår i sin rapport, följande för att minimera påverkan an pålning vid källan:

- att varje pålningsslag görs långsammare (ger en minskning på 10-15 dB; främst vid högre frekvenser > 2 kHz,
- infattning av pålen i akustiskt isolerande material (plast etc.; ger en minskning på 5-25 dB; som är bättre vid höga frekvenser än vid låga). Om detta kommer att ge en reduktion på längre avstånd också är ännu okänt.
- uppförande av en luftbubbelridå runt pålen (ger en minskning på upp till 20 dB, beroende på frekvens; Würsig m fl. 2000), och
- en försiktig start vid pålningen (ger en långsamt ökad energinivå hos det emitterade ljudet; Richardson m fl. 1995).

Det är välkänt att undervattensexlosioner kan döda fisk (t ex. Aplin 1947). Så kallat sprängfiske har använts i många områden i världen och för många fiskarter (genomgång av Saila m fl. 1993; från OSPAR, 2009). Hastings & Popper (2005) gick igenom ett flertal studier på effekter av explosioner på fisk och kom fram till att dödlighet bevisats i vissa fall, men att effekten av explosionerna varierar betydligt. Variabler som påverkar är bland annat ljudenergi, förekomst eller avsaknad av simblåsa, fiskens massa, samt möjligen också kroppsform.

Det är högst troligt att vuxen fisk skulle undvika ett område med kraftiga ljud (Engås m fl., 1996; Slotte m fl., 2004). Däremot finns det få referenser om effekter på fiskars beteende som en följd av anläggningsljud, och dessa baseras på antaganden och extrapolering av laboratoriestudier (t ex. Hawkins, 2003; Nedwell m fl., 2003; Thomsen m fl., 2006). Strömning kan uppfatta pålningsljud på

avstånd upp till 80 km från ljudkällan. Beteendeffekter, såsom undvikande och flykt- eller stressreaktioner och förändrat stimbeteende är möjliga följder av pålningsljud, men utbredningen av dessa zoner kan inte beräknas eftersom tillgängliga tröskelvärden varierar betydande (Thomsen m fl., 2006). Enligt en modellering utförd av Nedwell m fl. (2003), skulle ett signifikant undvikandebeteende kunna förväntas där ljudnivån är minst 90 dB över hörseltröskeln för en given art. Dessa modeller är dock ännu ej validerade, eller har inte fungerat som förväntat i riktiga situationer.

Medan vuxen fisk förmodligen skulle simma iväg från en ljudkälla och därmed minska exponeringen för ljudet, rör sig larver och pelagiska ägg mycket långsamt (i de fall de rör sig alls) med strömmarna. Ägg är ofta stationära och kan exponeras för kraftiga ljud. Popper och Hastings (2009) gick igenom den sparsamt förekommande litteraturen om möjliga effekter av antropogent ljud på fisklarver och ägg, men kunde inte komma till några slutsatser om på vilket sätt som ljud påverkar överlevnaden.

Spridning av sediment vid anläggningsarbete på Storgrundet

Under anläggningsfasen av en havsbaserad vindkraftspark ökar sedimentspridning och uppgrumling av löst material främst vid anläggning av fundament och nedläggning av kablar. När sediment sprids vid exempelvis borrhning för ett monopilefundament bildas en utdragen sedimentplym i strömmens riktning. Ett stort sedimentflöde och hög strömhastighet ger en lång sedimentplym och vice versa.

Marin Miljöanalys AB har modellerat sedimentspridning inför eventuella anläggningsarbeten på Storgrundet. Med deras rapport (samt kompletterande uppgifter från Marin Miljöanalys) som utgångspunkt har vi beräknat hur stora områden som i ett värsta scenario kan omfattas av sedimentplymer i sådana koncentrationer att fisk i området kan påverkas. För varje möjligt val har de värden som motsvarar största möjliga påverkan använts. Modeller ger en förenklad och tillrättalagd bild av verkligheten och Marin Miljöanalys nämner i sin rapport att sedimentplymerna förmodligen kommer att deformeras kraftigt, men att detta också innebär en större utspädning (d.v.s. lägre koncentration av suspenderat sediment).

Vårt värsta scenario utgår från följande:

- Att fundamenten kommer vara av typen monopile som installeras i borrhade hål. Gravitationsfundament, som troligen kommer att väljas på Storgrundet, ger upphov till betydligt mindre sedimentspridning.
- Att allt borrhmaterial släpps ut i ytan och endast består av små kornstorlekar motsvarande silt och lera (vilket ger störst spridning).
- Borrhning för monopiles till 30 m borrhdjup och med 6 m-borrdiameter
- Borrhning i hög hastighet (0,5 m/h). Hög borrhastighet ger störst sedimentplymer (hastighetsintervall 0,15 till 0,5 m/h).
- Anläggning av 70 fundament av full storlek. I realiteten skulle ett alternativ med 70 turbiner innebära mindre fundament och därmed mindre sedimentmängd.
- En strömhastighet på 0,5 m/s. HIROMB-modellering av strömmarna i området gav strömhastigheter på 0,2-0,5 m/s (Marin Miljöanalys 2009).
- Halten 10 mg/l som gränsvärde för sedimentplymen, vilket ger betydligt större plymer än det normalt använda gränsvärdet 25 mg/l för sedimentplymer (värden från Marin Miljöanalys 2009).

- Sedimentplymarea schematiskt beräknad som längden gånger maxbredden (rektangel) vilket överdriver arean, (sedimentplymernas form i sådana här koncentrationer är utdragna ovaler, personlig kommunikation, Marin Miljöanalys 2009).
- Att allt material sedimenterar inom området. Det troligaste är istället att finare kornstorlekar sedimenterar helt eller delvis utanför Storgrundet (personlig kommunikation, Marin Miljöanalys 2009).

Sedimentplymer från fundamentkonstruktion

I ett värsta scenario skulle borrning för ett fundament ge 850 m³ sediment och en sedimentplym med en storlek av ca 63000 m² (gränsvärde 10 mg/l) vilket motsvarar 0,09 % av projektområdets area på 69 km² (tabell 1). Detta gäller under förutsättning att hela plymen befinner sig över grundet, vilket i realiteten inte alltid kommer att vara fallet. Varje plym kommer att ha en varaktighet om ca 60 h under borrningen (vid borrhastigheten 0,5 m/h), varefter sedimentplymen tunnas ut. Vid lägre borrhastigheter blir varje sedimentplym betydligt mindre (maximalt 10800 m² vid 0,15 m/h) men varar över en längre tidsperiod, upp mot ca 8 dygn vid borrhastigheten 0,15 m/h. Om sedimentet skulle spridas jämnt över hela den ytan som vid något tillfälle omfattas av en sedimentplym (10mg/l) skulle 6,4 % av projektområdet täckas av ett 13 mm tjockt lager sediment. En sådan jämn och fullständig sedimentation är dock orealistisk och skulle inte inträffa i verkligheten. Istället kan det förväntas att det grövre materialet sedimenterar inom 100 m från sedimentkällan, lätt sand några hundra meter bort medan det allra finaste materialet sedimenterar längre bort utanför området (personlig kommunikation, Marin Miljöanalys, 2009).

Tabell 1. Sedimentvolym och utbredning av sedimentplymer inom projektområdet (area 69 km²) samt över de lämpligaste lekbottenarna för strömning (area 3,4 km²) . Observera att värdena för båda koncentrationerna motsvarar ett värsta scenario.

	Total sedimentvolym (m ³)	Area per plym (m ²)	Del av projektområdet som omfattas av en plym (%)	Del av projektområdet som någon gång omfattas av plym totalt (%)	Del av de lämpligaste lekbottenarna för strömning som omfattas av en plym (%)
70 fundament, 10 mg/l	59 500	63 040	0,091	6,4	1,8
70 fundament, 25 mg/l	59 500	15 800	0,023	1,6	0,5
46 fundament, 10 mg/l	39 100	63 040	0,091	4,2	1,8
46 fundament, 25 mg/l	39 100	15 800	0,023	1,1	0,5

Påverkan av sedimentspridning på strömning och annan fisk på Storgrundet

I Fiskeriverkets rapport *Revidering av kunskapsläget för vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden* från 2007 konstateras att sedimentspridning från borrning och muddring innebär risk för skada och fiskdöd hos främst yngel, rom och larvstadier. Man konstaterar också att påverkan är förhållandevis kortvarig. Den främsta risken är att suspenderat sediment fastnar på gälarna och på så sätt kväver fisken. En annan risk är att födointaget reduceras, vilket kan leda till att främst larver svälter ihjäl inom några dagar om inte sedimenthalten minskar. Den totala risken avgörs av en

kombination av sedimentets koncentration och hur lång tid som fisken utsätts för sedimentet (Engell-Sörensen och Skyt, 2000). Sediment påverkar vuxen fisk, larvstadier och rom på olika sätt.

Strömmingen är en ekonomiskt viktig fisk i området. Arten är också känslig mot suspenderat material (Bergström m fl. 2007). Strömmingsleken sker främst på botten ner till 10 m djup utom på botten med mjukt sediment vilka undviks (Aneer, 1989). Rommen är klabbig och fästs främst på vegetation (i det här fallet makroalger) men även på musslor, sten och grus på botten (Aneer, 1989). Sådana botten finns på ett ca 3,4 km² stort område beläget i projektområdets norra del (utgör 5 % av projektområdets area). Detta är därmed det mest troliga lekområdet för strömming inom projektområdet. Delar av detta område är så grunt att inga turbiner kommer placeras där enligt huvudalternativet i miljökonsekvensbeskrivningen (WPD, 2009).

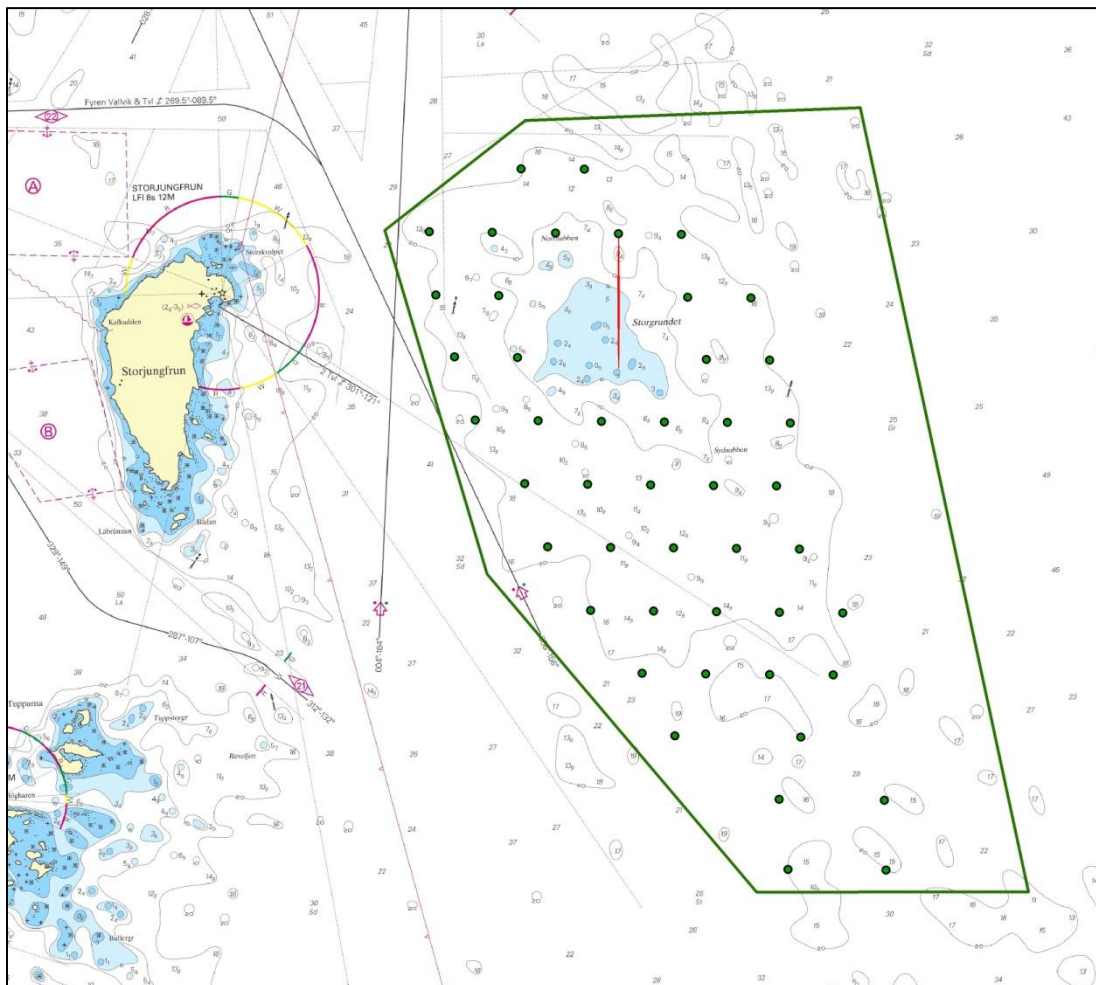


Fig. 3. Projektområdet och tänkta placeringar av fundament enligt alternativ 3 (huvudalternativ), samt schematisk representation av en sedimentplym vid ett värsta scenario (röd linje).

Effekter på vuxen strömming

Undersökningar visar att juvenil och vuxen strömming undviker att simma i områden med höga halter suspenderat sediment. Gränsen för de halter som undviks har uppmätts till 3 till 12 mg/l (Johnston och

Wildish, 1981; Messieh m fl., 1981; Westerberg m fl. 1996). De lägsta halterna (3 mg/l), uppmättes av Westerberg m fl. 1996 och anger ett tröskelvärde där delvis undvikande av kalk- och lersediment börjar. Vid halterna 6-8 mg/l undveks sedimentplymen nästan fullständigt. Som jämförelse är det naturliga bakgrundsvärdet intressant. Naturliga sedimenthalter längs den svenska kusten ligger vanligen mellan 0-2 mg/l men kan tillfälligt vara högre och längs finska kusten har den normala mängden suspenderat material i kustvattnen uppskattats till 2-10 mg/l (Länsstyrelserna och Naturvårdsverket 2006). Mätningar i Öresund visar på normala halter mellan 0-1 mg/l och 5-15 mg/l vid stormigt väder (Valeur och Jensen 2001).

I vårt värsta scenario med oavbruten borrning och anläggning av två fundament samtidigt skulle ca 4 % av det troligaste lekområdet vid ett och samma tillfälle kunna omfattas av sedimentkoncentrationer som strömmingen med stor sannolikhet undviker. Om det suspenderade materialet utgörs av kalk eller lera kan ett något större område komma att undvikas. Suspenderat sediment under anläggningsfasen utgör i sig ingen fara för den vuxna strömmingen, då letala effekter på vuxen strömming kräver sedimenthalter på 100-225 g/l, (Auld och Schubel 1978). Undvikande av delar av projektområdet skulle däremot kunna innebära en sämre rekrytering av strömming i området under det eller de år som anläggningsarbete pågår.

Effekter på larvstadier av strömming

Undersökningar har visat att strömmingslarver kan klara sedimenthalter på upp till 100 mg/l varvid överlevnaden minskar (Hansson, 1995). Larvernas födokonsumtion minskar vid sedimenthalter över 20 mg/l (Johnston och Wildish, 1982). Larverna kan dock överleva i upp till några dagar utan att äta (Engell-Sörensen och Skyt 2000).

Strömmingens larvstadier är inte tillräckligt rörliga för att undvika ett område om sedimenthalterna stiger. Larverna driver istället med strömmarna i området. Med de strömhastigheter som dominerar i området (0,2-0,5 m/s, enligt HIROMB modellering, Marin Miljöanalys 2009) skulle larverna uppehålla sig under maximalt 7 till 18 timmar inom projektområdet, möjligen längre tid för de minsta larverna (upp till 8 mm längd, vilka fortfarande befinner sig nära botten; ICES 2009). Att passera genom en sedimentplym (på längden) skulle i ett scenario med längsta möjliga plym ta ca 1 timme för strömmingslarver som driver med strömmen vid en hastighet av 0,5 m/s (gränsvärde 10mg/l). Observera att lägre strömhastigheter ger kortare plymer. Därmed är det troligt att larver som passerar genom sedimentplymer under konstruktionsarbetet påverkas, exempelvis genom minskad födokonsumtion. Sedimentplymernas begränsade utbredning samt den begränsade exponeringstiden för de larver som passerar genom sedimentplymer innebär att det inte är troligt att suspenderat sediment från anläggningsarbetet skulle få stora konsekvenser för strömmingslarver i området.

Effekter på strömmingsrom

Även rom påverkas av suspenderat sediment men tål detta bättre än larvstadier och vuxen strömming. Undersökningar har visat att rom klarar så höga halter som 300-500 mg/l (Kiørboe m fl., 1981) eller till och med 7000 mg/l (Messieh m fl., 1981) så länge sedimentet hålls suspenderat i vattnet. Däremot är rommen känslig för att bli övertäckt och dödligheten ökar signifikant om rommen täcks av ett lager sediment (Kiørboe m fl., 1981, Messieh m fl., 1981). Rom som avsätts på vegetation (alger) har sannolikt större chanser att överleva. Detta beror på att alger i vågpåverkade områden svänger fram

och tillbaka (Kiiirikki 1996) och att sedimentet därmed sköljs bort. Kiørboe m fl. (1981) observerade att praktiskt taget inga suspenderade partiklar fastnar på äggen trots att rommen är klabbig.

I ett värsta scenario (se avsnittet ”sedimentplymer från fundamentkonstruktion” ovan) där 70 fundament fördelas jämnt över området (inklusive områdets grundaste delar) skulle 6,4 % (0,34km²) också av det potentiellt viktigaste lekområdet (i likhet med resten av projektområdet) på Storgrundet under någon period kunna vara täckt av sediment. Om ett så stort område skulle täckas av sediment under hela lekperioden skulle också motsvarande andel (6,4 %) av rommen riskera att förstöras under det eller de år som anläggningsarbetet pågår. Eftersom Storgrundet är en erosionsbotten, kommer suspenderat material som periodvis lägger sig på Storgrundet inte att ligga kvar (personlig kommunikation, Marin Miljöanalys, 2009). Därför kan konstruktion av fundament i och i närheten av detta område rekommenderas under våren, så att risken för övertäckning av sediment är störst före strömmingens lekperiod i området.

Effekter på tånglake

Tånglake är rödlistad som missgynnad (NT) i Artdatabankens rödlista 2005 och kunskaper om tånglaken är förhållandevis dåliga. Vid provfisken på Storgrundet som genomfördes under maj (Erik Törnblom, ET Biologi och Mikael Östlund, MÖ Natur) och augusti 2007 (Stig Lundin, SL Fiskekonsult) påträffades dock höga antal av arten i området. Tånglake är en bentisk (bottenlevande) art som därmed kan påverkas av både suspenderat och sedimenterat material från anläggningsarbetet. Tånglaken parar sig under hösten, varefter äggen utvecklas inuti honan. Larverna frisätts först under vintern, efter det att anläggningsarbetet enligt planerna avslutats, vilket minskar risken för påverkan på tånglakens larver. Vuxen tånglake förväntas under anläggningsarbetet undvika platser med höga koncentrationer suspenderat sediment. Vid anläggning av vindkraftsparken på Lillgrund genomfördes en undersökning av påverkan på småfisk. Man observerade där att mängden småfisk på Lillgrundet med tiden ökat istället för minskat, samt att ”de enskilda arbetsmomenten orsakat små eller inga negativa effekter på förekomst och antal arter av småfisk på avstånd större än storleksordningen 100 m från installationspunkterna” (Hammar m fl. 2008). Påpekas bör att turbinerna på Lillgrund är på 2,3 MW och installerade på gravitationsfundament. Därmed var sedimentvolymerna betydligt mindre jämfört med ett beräknat värsta scenario för Storgrundet.

Erfarenheter av påverkan av sediment från tidigare projekt

Under konstruktionsarbetet av vindkraftsparken på Lillgrund (som byggdes på gravitationsfundament av betong) uppmättes sedimenthalter av 10 mg/l eller mer endast under korta perioder inom små områden. Depositionen av sediment var mycket liten och som störst strax över en millimeter.

Muddringsarbeten under anläggningsfasen av Öresundsbron (1995-1999) gav upphov till ca 326 000 ton sedimentspill (Appelberg m fl. 2005). I ett värsta scenario skulle borrhning för monopilefundament på Storgrundet ge upphov till maximalt 161 000 ton sedimentspill om allt sediment skulle frisättas i vattnet. Vid byggandet av Öresundsbron uppmättes medelbiomassa för sill före, under samt efter anläggningsfasen. Studien kunde inte visa på någon negativ effekt av Öresundsförbindelsen på förekomst och vandring av sill. Resultaten visade att biomassa sill i området var signifikant större (mer än dubbelt så stor) under anläggningsfasen än före (Appelberg m fl. 2005).

Möjlig påverkan på fisk under driftfasen

Driftfasen brukar uppskattas till minst 20 år. Påverkansfaktorer på fisk under driftfasen består huvudsakligen av förändrad ljudmiljö, tillkomst respektive förlust av habitat samt förändrad dödlighet beroende på ändrat fiske.

Förändrad ljudmiljö

Vindkraftverk alstrar undervattensljud genom vibrationer i den del av tornet som är belägen i vattnet (Nedwell m fl., 2003; Wahlberg & Westerberg, 2005; Sigray m fl., 2009). Vibrationer som överförs till botten anses ha mindre betydelse liksom ljud från rotorbladen som i huvudsak reflekteras mot vattenytan (Lindell & Rudolphi, 2003, Sigray m fl., 2009). Ljudnivåer under drift är lägre än de under konstruktion och beror på typ, storlek, miljöförhållanden (såsom djup, topografi, sedimentstruktur, hydrografi och typ av fundament), vindstyrka och förmodligen också vindkraftsparkens storlek (OSPAR, 2009). Dessutom kan vindstyrkan påverka genom att kraftöverföring och generatorer, som är de huvudsakliga ljudalstrarna, arbetar i olika hastigheter vid olika vindstyrkor. De frekvenser som kan komma ifråga ligger oftast under 1000 Hz, m.a.o. inom fiskars hörselområde (Lindell & Rudolphi, 2003; Wahlberg & Westerberg, 2005; Sand m fl., 2008). Det kommer även att uppstå ljud från underhåll (båttransporter) och reparationsarbete. Vid Utgrunden 1 i Kalmarsund uppmättes värden för partikelacceleration på 0,2 m avstånd från verken som låg över flera fiskarters hörseltröskel men fortfarande under den nivå som kan ge upphov till beteendeförändringar enligt försök med smolt, ål och mört (Sigray m fl., 2009). Nivån på dessa värden minskade med avståndet så att flertalet fiskar kan uppfatta ljud som partikelacceleration upp till ca 10 m från vindkraftverket (motsvarande $r^{-1.4}$; Sigray m fl., 2009).

Wahlberg & Westerberg (2005) uppger att saknar bevis för att vindkraftverk orsakar temporära eller permanenta hörselskador hos fisk. Vid ett jämförande av fiskaudiogram med ljudalstring från vindkraft i vattnet, rapporterar författarna olika resultat. Thomsen (2006) föreslår att strömming (en hörselspecialist) skulle kunna uppfatta ljud från drift på upp till 4 km avstånd. Wahlberg & Westerberg (2005) säger att guldfisk, som också är en hörselspecialist, kan höra dessa ljud på avstånd upp till 25 km. Vissa fiskar använder ljud av samma frekvenser som uppstår av vindkraft för kommunikation. Som en följd av detta kan inomartskommunikation maskeras inom denna zon (Wahlberg & Westerberg, 2005). Man antog till och med att en förkortning av kommunikationsavståndet skulle kunna göra att en lek område vid en vindkraftspark blir oanvändbar enligt Wahlberg och Westerberg (2005). Det finns däremot inga studier som tyder på detta och lek av sill observerades vid Utgrunden vindkraftspark i Kalmarsund hösten 2009 (personlig kommunikation, Tomas Didrikas, AquaBiota Water Research). Sillek har aldrig tidigare rapporterats från Utgrunden. Beteendeffekter såsom undvikande är också möjliga som en följd av ljud från vindkraftverk.

Modellering av Wahlberg & Westerberg (2005) har visat på att vindkraftverken kan producera ljud som permanent skulle skrämja bort fisk inom avstånd av ca 4-7 m vid höga vindstyrkor. Denna slutsats stöds dock ännu inte av någon tillgänglig studie *in situ* (i fält; Hvidt & Jensen, 2005; Hvidt et al., 2005 och 2006; Leonhard m fl., 2006). Fiskeriverket noterar i sitt brev till Miljödomstolen att en tendens till undvikandebeteende närmast fundamenten har noterats vid Horns rev (Hvidt m fl., 2006). Vi vill tillägga att denna tendens inte var statistiskt signifikant och inte var inkluderad i de huvudsakliga slutsatserna i rapporten. Dessutom var tendensen inte konstant under två års

observationer, eftersom samma författare under föregående års undersökning observerade en motsatt tendens (Hvidt m.fl., 2005).

Tillkomst och förlust av habitat

Det finns flera svenska och internationella studier som beskriver hur nya habitat som t ex konstgjorda rev, fundament för broar och vindkraftverk påverkar djurlivet, däribland fisk (Öhman & Wilhelmsson 2005, Birklund & Leonhard 2006, Wilhelmsson m fl. 2006, Wilhelmsson & Malm 2008, Andersson m fl. 2007). Resultaten från dessa undersökningar visar på en ökad täthet av fisk närmast fundamenten. Ökningen orsakades dels av nya fiskarter för området, främst sjustrålig smörbult (*Gobiusculus flavescens*), men även sandstubb (*Pomatoschistus minutus*), svart smörbult (*Gobius niger*), tobiskung (*Hyperoplus lanceolatus*), tånglake (*Zoarces viviparus*), oxsimpa (*Taurulus bubalis*) och rötsimpa (*Myoxocephalus scorpius*) förekom i större antal nära fundamenten jämfört med referensområdena (Andersson m fl. 2007). Man har även visat att vindkraftverkens fundament, som en ny miljö och störning i ett område, sannolikt underlättar för främmande arter att etablera sig (Birklund & Leonard 2006, Occhipinti-Ambrogi & Savini 2003). Däremot saknas till stor del studier som undersöker om förlust av habitat, t ex pga. förändrad ljudmiljö, vid kustområden och utgrund grundare än 30 m påverkar det ursprungliga fiskesamhället. En del studier har visat på en ökad förekomst av fisk, även kommersiellt intressanta arter, vid större konstgjorda rev (t ex Egriell m fl. 2006).

Konsekvenser av förändrat fiske

Vissa fiskemetoder, som t ex trålning, lämpar sig inte av säkerhetsskäl i ett vind-parksområde. Fiske med andra metoder kan dock vara möjliga, som exempelvis fiske med nät, krok eller burar. Därmed kan man förvänta sig ett förändrat fisketryck beroende på art samt en annan storleksselektion jämfört med trålfiske. För arter som är hårt exploaterade kan en vindpark vara positivt för beståndsutvecklingen, en s k reservatseffekt, dock under förutsättning att fisken inte av någon anledning undviker området vilket i så fall skulle ha en negativ effekt (Bergström m fl 2007).

Effekter av elektromagnetiska fält

Elektromagnetiska fält genereras av de kablar som sammanlänkar turbiner med varandra och med transformatorstationen samt ansluter till kusten. Kraftfält från de olika typer av kablar som används för havsbaserad vindkraft är vanligen små eller saknas (Greenpeace 2005). Studier har visat att vissa fiskarter använder sig av jordens magnetfält för orientering. Därmed skulle kraftfält vid kablar kunna leda till undvikande eller attraktion hos fiskarter som är känsliga för elektriska eller magnetiska fält (se litteraturgenomgång av Öhman m fl, 2007). För närvarande finns endast begränsade bevis för att fisk påverkas av elektromagnetiska fält som genereras av kablar vid vindkraftsparker. Studier i Kalmarsund på migrerande ål som passerade en kraftkabel med 130 kV växelström tydde på effekter av mindre betydelse såsom att simhastigheten minskade när ålarna passerade kabeln. Utifrån ett miljöperspektiv var påverkan på ål liten och det fanns inga bevis för att kabeln skulle hindra vandring (Westerberg och Lagenfelt, 2008).

Slutsatser

Om man summerar alla möjliga effekter på fisk från en vindkraftspark på Storgrundet förväntas risken för negativ påverkan vara störst under anläggningsfasen. I ett värsta scenario kan följande effekter väntas:

- höga ljudnivåer från pålning kan förväntas skrämja iväg vuxen fisk från området. Detta rör främst strömming eftersom köns mogen fisk observerats under den årstid som är lämplig för anläggningsarbete, d.v.s. maj-september.
- sedimentplymer från borrhning under anläggningsfasen kunna leda till att lekmogen strömming undviker mindre delar av området under anläggningsfasen. Suspenderat sediment skulle endast ha en begränsad påverkan på strömmingens larvstadier, eftersom dessa driver med strömmarna genom området och därmed endast skulle befinna sig i sedimentplymer under kortare perioder. Rom påverkas mer av sedimenterat material än av suspenderat. I realiteten transporteras finare material långt och sedimenterar förmodligen utanför området. Men i ett scenario där allt material från plymerna skulle lägga sig direkt under dessa och det skulle sammanfalla med lekens intensivaste period och materialet dessutom skulle ligga kvar skulle maximalt runt 6-7 % av rommen i området riskera att bli förstörd under anläggningsåret.
- För tånglake och sik skulle pålning och suspenderat sediment inte ha någon större påverkan, eftersom reproduktion vanligtvis sker efter konstruktionsperioden.

Under driftfasen skulle, med den kunskapsnivå som finns idag, möjliga negativa effekter (om några alls) på fisk vara begränsade till ett mycket småskaligt undvikande beteende (4-7 m) från kraftverkens fundament. Tillkomst av nya habitat, speciellt vid de fundament som byggs på något större djup kan till och med ha en positiv inverkan och leda till större antal av flera fiskarter.

Om Storgrundet skulle antas vara nyckelleklokal för strömmingen i Bottenhavet som helhet och aktiviteter relaterade till anläggning av en vindkraftspark skulle förhindra strömmingslek här, skulle en dålig reproduktion under ett år inte ha någon dramatisk effekt på lekbiomassans storlek generellt.

Jämfört med hela Bottenhavet utgör Storgrundet ett mycket litet område (upp till 0,2%) som kan användas för strömmingslek.

Förslag på åtgärder för att minska störning på fisk under anläggningsarbetet

Ur sedimentsynpunkt skulle ett alternativ med borrhning för monopiles, där allt material släpps ut i vattnet ha störst påverkan på fisk i området, medan pålning av monopiles skulle leda till störst påverkan ur ljudsynpunkt.

- Konstruktion med gravitationsfundament skulle ge mindre sedimentmängder än monopiles som sätts i borrhade hål.
- För att minimera risken för att rom täcks över av sediment kan anläggningsarbete i och intill det potentiellt viktigaste lekområdet göras under våren, före strömmingens lekperiod i området.
- Om pålning utförs kan ljudpåverkan minskas genom att följa OSPARs rekommendationer (se "Förändrad ljudmiljö", sid 3).

Referenser

- Abbott, R. & Bing-Sawyer E. 2002. Assessment of pile driving impacts on the Sacramento blackfish (*Orthodon microlepidotus*). Draft report prepared for Caltrans District 4. San Francisco, CA: Caltrans.
- Abbott, R., Reyff, J. & Marty, G. 2005. Final Report: Monitoring the Effects of Conventional Pile Driving on Three Species of Fish. Richmond, CA: Manson Construction Company.
- Andersson, M. H., Gullström, M., Asplund, M. E. & Öhman, M. C. 2007. Importance of using multiple sampling methodologies for estimating of fish community composition in offshore wind power construction areas of the Baltic Sea. *Ambio* 36: 634-636.
- Aneer, G. 1989. Herring (*Clupea harengus* L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. *Fisheries Research*, 8(2): 169-195.
- Aplin, J.A.. 1947. The effects of explosives on marine life. *California Fish and Game*, 33: 23-30.
- Appelberg, M., Holmqvist, M., Lagenfelt, I., Lettevall, E., Sparrevik, E., Wahlberg, M. och Westerberg, H. 2005. Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske. Underlagsrapport 1992-2005. Fiskeriverket, Göteborg. 69-76, 89-95, 113-121.
- Auld A.H. & Schubel J.R. 1978. Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment. *Estuarine and Coastal Marine Science* 6:153–164.
- Bergström, L., Westerberg, H., Olofsson, H., Axenrot, T., & Sköld, M. 2007. Revidering av kunskapsläget för vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden. *Finfo* 2007, 31 s. ISSN 1404-8590.
- Birklund, J. & Leonhard, S. B. 2006. Epibenthic communities. *Offshore Wind Farms and the Environment. The Danish Monitoring Programme: Final Results. Konferens abstrakt*, 5 s.
- Caltrans. 2001. Pile installation demonstration project, fisheries impact assessment. PIDP EA 012081. San Francisco–Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project. Caltrans Contract 04A0148 San Francisco, CA: Caltrans.
- Caltrans. 2004. Fisheries and hydroacoustic monitoring program compliance report for the San Francisco–Oakland bay bridge east span seismic safety project. Caltrans Contract EA12033. San Francisco, CA: Caltrans.
- Cushing, D.H. (1996). Towards a science of recruitment in fish populations. In *Excellence in ecology*, pp 1-175. Ed. by O. Kinne. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- Didrikas, T., & Hansson, S. 2009. Effects of light intensity on activity and pelagic dispersion of fish: studies with a seabed-mounted echosounder. *ICES Journal of Marine Science*, 66(2): 388-395.
- Egriell, N., Ulmestrand, M., Andersson, J., Lundälv, T., Erlandsson, C., Jonnson, L. & Åhsberg, T. 2006. Hummerrevsprojektet. Konstgjorda rev i Göteborgs skärgård, delrapport nr 3/4 (år 2002–2005). Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2006:65, 114 s.
- Engell-Sörensen, K. & Skyt, P. H. 2000. Evaluation of the Effect of Sediment Spill from Offshore Wind Farm Construction on Marine Fish. 18 s.

- Enger, P. S. 1967. Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22:527–538
- Engås, A., Lokkeborg, S., Ona, E., & Soldal, A.V. 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Journal*, 53(10): 2238-2249.
- Greenpeace. 2005. Offshore wind: Implementing a new powerhouse for Europe, grid connection, environmental impact and political framework. Report. Brussels, Belgium, 164 pp.
- Hammar, L., Wikström, A., Börjesson P. och Rosenberg, R. Studier på småfisk vid Lillgrund vindpark- Effekter under konstruktionsarbeten och anläggning av gravitationsfundament. Vindval. Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-5831-9.
- Hansson, S. 1995. En litteraturgenomgång av effekter på fisk av muddring och tippning, samt erfarenheter från ett provfiske inför Stålverk 80. I Strategier för fiskeribiologiska undersökningar relaterade till byggföretag i vatten. TemaNord 1995:513. Redigerad av Olsson, I., Bay, J. och Hudd, R. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn. S. 78-84.
- Hastings, M. C. & Popper, A. N. 2005. Effects of sound on fish. California Department of Transportation Contract 43A0139 Task Order, 1.
- Hawkins, A.D. 2003. Evaluation of the Environmental Statement for the Robin Rigg Wind Turbine Development –Impacts of Noise Upon Fish- 14 pp. unpublished.
- Hvidt, C. B. & Jensen, B. S. 2005. Hydroacoustic monitoring of fish communities at offshore wind turbine foundations; Nysted Offshore Wind Farm at Rødsand, Annual Report 2004.
- Hvidt, C. B., Brüner, L. & Knudsen, F. R. 2005. Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities in Offshore Wind Farms. Horns Rev Offshore Wind Farm Annual Report – 2004.
- Hvidt, C. B., Leonhard, S. B., Klastrup, M. & Pedersen, J. 2006. Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities in Offshore Wind Farms. Horns Rev Offshore Wind Farm Annual Report – 2005.
- ICES, 2009. ICES Advice 2009, Book 8.
- Johnston, D.W. och Wildish, D.J. 1981. Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus harengus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 26, 307-314.
- Kiirikki, M. 1996 Experimental evidence that *Fucus vesiculosus* (Phaeophyta) controls filamentous algae by means of the whiplash effect. *European journal of Ecology* 31:61-66.
- Kjørboe, T., Frantsen, E., Jensen, C & Nohr, O. 1981. Effect of suspended sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 13, 107-111.
- Laikre, L., Palm, S. & Ryman, N. 2005. Genetic population structure of fishes: implications for coastal zone management. *Ambio*, 34(2): 111-119.

- Larsson, L. (2008) Disentangling small genetic differences in large Atlantic herring populations: comparing genetic markers and statistical power. PhD dissertation, Department of Zoology, Stockholm University.
- Leonhard, S. B., Hvidt, C., Klaustrup, M. & Pedersen, J. 2006. Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities at Offshore Wind Turbine Foundations. Nystedt Offshore Wind Farm at Rødsand. Annual Report – 2005.
- Lindell, H. & Rudolphi, E. 2003. Utgrunden – Havsbaserad Vindkraftspark – Mätning av undervattensbuller. Ingemansson Technology AB, Rapport 11-00329-03012700-sv, 32 s.
- Lundin, S. 2007. Provfiske Storgrundet och Hällgrundet 18-27 augusti 2007. Rapport från SL Fiskekonsult.
- Länsstyrelserna och Naturvårdsverket 2006. Vägledning för muddring och kvittblivning av muddringsmassor.
- Marin Miljöanalys AB. 2009. Rapport, Sedimentspridning vid anläggningsarbete på Storgrundet. 5 s.
- MCQuinn, I.H. 1997. Metapopulations and the Atlantic herring. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7(3): 297-329.
- Messieh, S.N., Wildish, D.J., Peterson, .R.H. 1981. Possible impact from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. St. Andrews (New Brunswick): Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. No. 1008. iv + 33 p.
- Naturvårdsverket, 2006. Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Rapport 5576.
- Nedwell, J., Turnpenny, A., Langworthy, J. & Edwards, B. 2003a. Measurements of underwater noise during piling at the Red Funnel Terminal, Southampton, and observations of its effect on caged fish. Subacoustics LTD. Report 558 R 0207. Bishops Waltham: Subacoustic Ltd.
- Nedwell, J.R., Langworthy, J. & Howell, D. 2003b. 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. COWRIE Report No. 544 R 0424, 68 pp.
- Nedwell, J. & Howell, D. 2004. A review of offshore windfarm related underwater noise sources. COWRIE Report No 544 R 0308, 57 s.
- Nedwell, J. R., Turnpenny, A. W. H., Lovell, J. M. & Edwards, B. 2006. An investigation into the effects of underwater piling noise on salmonids. *Journal of the Acoustical Society of America* 120, 2550–2554.
- Occhipinti-Ambrogi, A. & Savini, D. 2003. Biological invasions as a component of global change in marine stressed ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 46: 542–551.
- OSPAR, 2009. Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. Biodiversity series. OSPAR Commission, protecting and conserving the North-East Atlantic and its resources, 2009.

- Popper, A.N. & Hastings, M.C. 2009. The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, 75(3):455-489.
- Richardson, W.J., Malme, C.I., Green, C.R.jr. & D.H. Thomson (1995). *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego, CA 576 pp.
- Ruggerone, G.T., S. Goodman & R. Miner. 2009. Behavioral response and survival of juvenile coho salmon to pile driving sounds. In review.
- Saila, S.B., Kocic, V. Lj. & McManus, J.W. 1993. Modelling the effects of destructive practices on tropical coral reefs. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 94: 51-60.
- Sand, O., Karlsen, H. E. & Knudsen, F. R. 2008. Comment on "Silent research vessels are not quiet". *Journal of the Acoustic Society of America*, 121: 145-150.
- Sigray, P., Andersson, M. & Fristedt, T. 2009. Partikelrörelser i vatten vid ett vindkraftverk: akustisk störning på fisk. VINDVAL Rapport 5963-7.
- Slotte, A. 2001. Factors influencing location and time of spawning in Norwegian spring-spawning herring: an evaluation of different hypotheses. *Herring Expectations for a New Millennium*, 255-278.
- Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J. & Ona, E. 2004. Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fisheries Research*, 67(2):143-150.
- Smith, S. & Westerberg, H. 2003. Kunskapsläget vad gäller den havsbaserade vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden. *Finno* 203:2, 24 s. ISSN 1404-8590.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. & Piper, W. 2006. Effects of off-shore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany för COWRIE Ltd. 62 s.
- Törnblom, E. och Östlund, M. 2007. Provfiske och analyser av fisk vid Storgrundet och Hällgrundet 17-25 maj 2007. Rapport från ET Biologi och MÖ Natur.
- Valeur, J. R., Jensen, A. 2001. Sedimentological research as a basis for environmental management: The Øresund fixed link. *Science of the Total Env.*, 266, (1-3), 281-289. DHI ref. 1/01
- Wahlberg, M. & Westerberg, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sound from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series* 288: 295-309.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P. och Frimansson, H. (1996). Effects of suspended sediment on cod egg and larvae and the behaviour of adult herring and cod. ICES Marine Environmental Quality Committee, CM 1996/E:26.
- Westerberg, H. & Lagenfelt, I. 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15(5-6): 369-375.

- Wheeler, J.P., & Winters, G.H. 1984. Homing of Atlantic herring (*Clupea harengus harengus*) in Newfoundland waters indicated by tagging data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 41:108-117.
- Wilhelmsson, D., Malm, T. & Öhman, M. C. 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. ICES Journal of Marine Science 63 (5): 775–784.
- Wilhelmsson, D. & Malm, T. 2008. Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. Estuarine, Coastal & Shelf Science 79: 459-466.
- Wilhelmsson, D., Yahya, S. A. S. & Öhman, M. C. 2006b. Effects of high structures on cold temperate fish assemblage: A field experiment. Mar. Biol. Res. 2: 136-147.
- WPD. 2009. Vindkraftspark Storgrundet, Miljökonsekvensbeskrivning. Reviderad version – februari 2009.
- WPD. 2009. Vindkraftspark Storgrundet, Kompletterande teknisk- och miljökonsekvensbeskrivning –
- Würsig, B., Green, C.R. Jr. & Jefferson, T.A. 2000. Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. Mar. Environ. Res. 49: 79-93.
- Öhman, M. C. & Wilhelmsson, D. 2005. VINDREV – Havsbaserade vindkraftverk som artificiella rev: effekter på fisk. Vindforsk, FOI/Energimyndigheten, Rapport, 17 s.
- Öhman, M.C., Sigray, P. & Westerberg, H. 2007. Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish. Ambio, 36(8): 630-633.