

Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk

MATHIAS H. ANDERSSON, PETER SIGRAY OCH LEIF KG PERSSON

RAPPORT 6436 • JULI 2011



Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk

Mathias H. Andersson och Peter Sigray, Stockholms universitet och
Totalförsvarets forsknings institut, FOI, och Leif KG Persson, FOI

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 10 99

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6436-5

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2011

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2011

Samtliga foton: Mathias H. Andersson



Förord

Behovet av kunskap om hur vindkraft påverkar människor och landskap, marin miljö, fåglar, fladdermöss och andra däggdjur är stort. I tidigare studier av vindkraftsanläggningars miljöpåverkan har det saknats en helhetsbild av de samlade effekterna. Det har varit en brist vid planeringen av nya vindkraftsetableringar.

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbetsprogram mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och sprida vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö. Vindvals mandat sträcker sig fram till 2012.

Programmet omfattar omkring 30 enskilda projekt och fyra så kallade syntesarbeten. I syntesarbetena sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter inom fyra olika områden - människor, fåglar och fladdermöss, marint liv och landlevande däggdjur. Resultaten från Vindvals forskningsprojekt och syntesarbeten ska ge underlag för miljökonsekvensbeskrivningar och planerings- och tillståndprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar.

För att säkra hög kvalitet på redovisade rapporter ställer Vindval höga krav vid granskning av och beslut om forskningsansökningar, och för att godkänna rapportering och publicering av forskningsprojektens resultat.

Rapporten har skrivits av Mathias H. Andersson och Peter Sigray, Stockholms universitet och Totalförsvarets forskningsinstitut, FOI, och Leif KG Persson, FOI. Författarna svarar för innehållet.

Vindval i juli 2011

Innehåll

SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	9
1. BAKGRUND	11
1.1 Ljud i den marina miljön	12
1.2 Fiskars hörsel	14
1.3 Målet med studien	17
2. METODIK	18
2.1 Studieområde Öresund och Lillgrunds vindkraftspark	18
2.2 Akustisk utrustning och utförande	19
2.3 Dataanalys och akustiska modeller	20
3. RESULTAT	22
3.1 Bakgrundsljud vid Sjollen	22
3.2 Vindkraftsljud	23
3.3 Ljud från hela parken	25
3.4 Vad hör fiskarna?	28
4. DISKUSSION	29
4.1 Vindkraftsparkens bidrag till ljudlandskapet i Öresund	29
4.2 Ljudets påverkan på fisk	30
5. TACK	33
6. REFERENSER	34

Sammanfattning

Sedan lång tid tillbaka står den kommersiella fartygstrafiken för det största bidraget av antropogent ljud till den marina miljön. Konstruktion och drift av havsbaserad vindkraft gör att ytterliga ljud tillförs och än så länge vet vi lite om hur detta påverkar fisk. Denna studie syftar till att öka vår kunskap om vilken typ av ljud och vilka ljudnivåer som en vindkraftspark genererar under olika vindhastigheter. Ljudnivåer mellan enskilda turbiner och hela parken jämförs samt andra ljudkällor från Öresundsområdet som t.ex. fartyg. Vidare beskriver studien den potentiella påverkan på fisk som ljudet från en vindkraftspark kan ha.

Studien är utförd i Öresund vid Lillgrunds vindkraftspark som byggdes 2007 och består av 48 turbiner (Siemens Mk II) med en individuell effekt av 2,3 MW. Parken ägs och drivs av Vattenfall. Två hydrofonsystem, ett batteri-drivet och ett inkopplat på elnätet i en turbin, användes under den flera veckor långa mätperioden. Mätningar utfördes på olika avstånd till enskilda turbinerna liksom på längre avstånd från hela parken samt på ett kontrollområde (Sjollen) 10 km norr om parken. För att få en bättre förståelse av parkens bidrag till Öresunds ljudlandskap utvecklades en numerisk modell för parken där driftseffektivitet varierar. Vidare utvecklades en numerisk modell för det av fartyg utstrålande bullerbidraget för att jämföra fartygsgenererade ljudet från den närbelägna farleden Flinträna med vindkraftsparkens ljud.

Resultaten visar att vindkraftverken producerar ett bredbandigt ljud under 1 kHz samt ett par toner där 127 Hz tonen är den kraftigaste. Den maximala beräknade ljudnivåerna som vindkraftverken genererar var 136 och 138 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ vid en meter vid full effekt (12 m/s) för den av turbinerna dominanta 127 Hz (integrerad över 123-132 Hz) tonen respektive vid fullt spektrum (integrerad över 52-343 Hz). Denna ljudnivå ligger mellan 33-55 dB över bakgrundsnivån. På ett avstånd av 100 m från en turbin har ljudnivåerna gått ner till 104-106 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ vilket är nära det lokalt uppmätta bredbandiga bakgrundsljudet, men ljudnivån ligger fortfarande omkring 23 dB över bakgrunden för 127 Hz tonen.

Denna studie är vad man vet den första som påvisar en parkeffekt där varje enskild turbin ökar ljudnivån i området. På längre avstånd än 80 meter från en turbin kommer ljudnivån att få ett ej försumbart bidrag från närliggande turbiner. Ljudets utbredning beräknades att minska med $17 \times \log$ (avståndet) på nära håll (80 m) och vid avstånd större än sju kilometer. På grund av att den mesta av ljudenergin är fokuserad till 127 Hz tonen kommer ljudet att skära igenom det fartygsdominerade ljudlandskapet och på så sätt blir hörbart för fisk på längre avstånd än vad annars skulle vara fallet.

De uppmätta och beräknade ljudnivåerna vid Lillgrunds vindkraftspark har i andra studier inte gett några fysiska skador på fisk. Det är endast inom ca 100 meter från en turbin och vid höga vindstyrkor som nivåerna är tillräckligt höga för att det finns risk att fisk påverkas negativt i form av flyktbeteende

eller möjlig maskering av kommunikation. För lax och ål blev detektionsavståndet för 127 Hz tonen 250 meter respektive en kilometer för en driftseffektivitet på 60 och 100 %, vilket motsvarar vindstyrkorna på ca 6 och 12 m/s. Dessa beräknade avstånden begränsas av arternas hörselförmåga. För sill och torsk däremot är deras detektionsavstånd av vindkraftsljudet begränsat av bakgrundsbruset och är då beräknat till mellan 13 och 16 kilometer. Detta är ett långt avstånd och är beräknat med den uppmätta utbredningsförlusten som gäller i vindkraftsområdet. Men lokala variationer av bottendjup och fysiska hinder som t.ex. halvön Falsterbonäset ändrar förutsättningarna för ljudutbredningen och som resultat gäller inte antagandet för ljudutbredningen för större avstånd från parken. Som exempel detekterades inte 127 Hz tonen i inspelningarna vid Sjollen som ligger 10 kilometer norr om vindkraftparken. I dagsläget finns det inget som tyder på att bara för att ljudet är hörbart skulle det vara förenat med några negativa konsekvenser för fiskarna på populationsnivå.

Summary

For several years, commercial ship traffic has had the largest contribution of anthropogenic sound to the marine environment. Construction and operation of offshore wind farms adds new noise to the marine environment and so far, we know little about how this affects fish. This study aims to extend our knowledge of what kind of sound and the sound levels a wind farm generates during different wind speeds. Sound levels from an individual turbine and the whole wind farm are compared as well as other noise sources from the Öresund area, such as commercial ships. Furthermore, the study describes the potential impact on fish from the sound generated by a wind farm during production.

The study was conducted in the Öresund at Lillgrund wind farm, built in 2007 and consists of 48 turbines (Siemens Mk II) with an individual power of 2,3 MW. The park is owned and operated by Vattenfall. Two hydrophone systems, one battery powered and one connected to the electricity grid in a turbine, was used during the measurement period. Measurements were carried out at different distances to individual turbines as well at some distance away from the whole park and in a control area (Sjollen) 10 km north of the park. To correctly estimate the entire park's contribution to the Öresund soundscape, a numerical model of the park were developed where operational efficiency is varied. In addition, a numerical shipping model was developed to compare the ship-generated noise from the nearby shipping lane Flintrännen with wind park's sound.

The results show that wind turbines produce a broadband noise below 1 kHz, and a pair of tones in which 127 Hz tone is the strongest. The maximum estimated noise levels that wind turbines generate were 136 and 138 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ at one meter at full power (12 m/s) for the dominant 127 Hz (integrated over 123-132 Hz) tone and the full spectrum (integrated over 52-343 Hz), respectively. This noise level is between 33-55 dB above ambient sound levels. At a distance of 100 meter from a turbine, sound levels have decreased to 104-106 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ which is close to the locally measured broadband ambient sound, but the noise is still about 23 dB above the ambient sound for the 127 Hz tone.

This study is the first to demonstrate a park effect where each turbine will increase the noise in the area. At longer distances than 80 meter from a turbine, noise levels will have a non-negligible contribution from nearby turbines. Sound propagation was estimated to decrease by $17 \cdot \log(\text{distance})$ at close range (80 m) and at distances longer than 7 km. Because the sound energy is concentrated to the 127 Hz tone the sound will cut through the shipping dominated soundscape and thus become audible to fish at greater distances than would otherwise be the case

The measured and calculated noise levels at Lillgrund wind farm has not been shown to cause any physical damage to the fish in other studies.

For salmon and eel was detection distance for the 127 Hz tone was 250 m and one kilometre for the operating efficiency of 60 and 100%, which corresponds to wind forces of approximately 6 and 12 m/s. These distances are limited by the species' hearing ability. Herring and cod have a detection distance of the turbine generated noise that is limited to the ambient sound and was estimated to be between 13 and 16 kilometre. This is a long distance and was calculated with the measured propagation in the wind farm area. However, local variations of bottom depth and physical barriers like the peninsula Falsterbonäset modifies the conditions of propagation and the results are not applied at longer distances from the wind farm. As an example, there was no detection of the 127 Hz tone in the recordings made at Sjollen, which is 10 kilometre north of the wind farm. Today, there is no evidence to suggest that just because the sound is audible; it would have any negative consequences for the fish at the population level.

1. Bakgrund

Ökande aktivitet i den marina miljön har resulterat att den antropogena delen av ljudnivån har ökat (Ainslie et al. 2009). Detta kan vara ett problem om det blir för stora överlapp mellan störande aktiviteter och viktiga livsmiljöer för det marina livet (Slabberkoorn et al. 2010). Havet är i normala fall långt ifrån en tyst miljö då både vind, regn och biologiska ljud (räkors knäppande, fiskars grymtningar och valars sång) alstrar ljud. Dessa ljud brukar allmänt kallas för havets bakgrundsljud (*eng.* Ambient sound) och måste tas med i beräkningen när vi jämför med andra ljudkällor (Hildebrand 2009).

Fiskar använder ljud för ett flertal biologiska funktioner som t.ex. att hitta föda, bli förvarnad för annalkande rovfiskar eller för att hitta partners (Hawkins 1993). Många fiskar kan skapa ljud genom att med hjälp av muskler vibrera simblåsan eller genom att gnida tänder eller fenstrålar mot varandra. Detta görs i syfte att jaga bort rivaler eller locka till sig partners (Bass & Ladich 2008; Kasuman 2008). Det naturliga ljuden i havet kan även ge fisken en rumslig uppfattning som underlättar orientering då brytande vågor och det biologiska ljudet genererat av marina organismer ger information om kustlinjer och rev eller vilken vindriktning som råder (Lagardère et al. 1994; Simpson et al. 2005; Fay 2009).

Det är av stor vikt att vi undersöker de av människan skapade ljudet i havet och dess påverkan på den marina miljön för att inte det redan hårt ansatta fiskekosystemet drabbas ytterligare. De senaste åren har havsbaserad vindkraft fått stor uppmärksamhet på grund av att vindkraftverk har byggts i kustnära områden med stora biologiska värden. Vindkraftverk skiljer sig från andra ljudkällor eftersom de genererar ett kontinuerligt ljud under drift samt det faktum att de kommer stå på samma ställe i minst 20 år (Madsen et al. 2006; Kikuchi 2010; Wilhelmsson et al. 2010).

Fisk kan skadas fysiskt av höga ljudnivåer då de kan drabbas av permanenta hörselskador, så kallad PTS (Permanent threshold shift) eller tillfälliga hörselskador, så kallade TTS (Temporary threshold shift) där känselhår rycks loss från sinnesepitelet i fiskens inneröra. Om fisken befinner sig nära ljudkällan kan den dö av skador på inre organ och simblåsan (Popper & Hastings, 2009). I några studier har man noterat att känselhåren återbildas efter har förstörts av höga ljudnivåer, men motsatta resultat har även beskrivits i andra studier (McCauley et al. 2003; Smith et al. 2006). Vid långtidsexponering av lägre ljudnivåer kan fiskerät skadas på liknande sätt. I en studie med vitt brus med ljudnivåer strax över 140 dB_(RMS) re 1µPa, för 0,3-4,0 kHz observerades skador som liknade de vid kortare exponering av höga ljud (Scholik & Yan 2001). Även om en återhämtning sker upplever fisken en period med försämrad hörselförmåga som kan påverka dess möjligheter att överleva. Förutom fysiologiska skador har man påvisat att ett flertal fiskarter visar ett flyktbeteende från ljudkällor. Vid plötsliga exponeringar och vid okända ljud reagerar de flesta fiskar redan vid låga ljudtrycks intensiteter. Även om det har konstateras flyktbeteende hos en del fiskarter är det oklart om detta har någon betydelse

för en fisks förmåga att överleva och fortplanta sig. Fisk kan vänja sig vid ljud som inte har alltför hög intensitet och som inte kopplas till fara. Men när ett djur befinner sig i en miljö där ljudet är högre än i djurets normala livsmiljö kan detta ha negativa konsekvenser för djuret och det är inte alltid som ett flyktbeteende är den enda reaktionen som visar att djuret är påverkat (Bejder et al. 2009). Fiskar blev, enligt tidigare forskningsresultat, stressade av att befinna sig i en konstant bullrig ljudmiljö, vilket i sin tur resulterade i lägre tillväxthastighet (Sun et al. 2001; Davidson et al. 2009). Stress kan potentiellt även störa reproduktion (Pickering 1993). De största kunskapsluckorna i dagsläget gäller hur ägg och larver påverkas av ljud. Dessa saknar förmåga att fly från ett störande ljud och är därför mer sårbara än vuxen fisk (Popper & Hastings 2009).

1.1 Ljud i den marina miljön

Ljudenergi fortplantar sig genom vattnet som partikelrörelser och dessa rörelser skapar långsgående tryckförändringar där mediet komprimeras och dekomprimeras och därmed uppstår tryckfluktuationer. Ljudutbredningen i vatten sker med avsevärt mindre utbredningsförluster och med högre hastighet än i luft. Det är flera grundläggande skillnader mellan tryck och rörelse. Till exempel innehåller partikelaccelerationen information om ljudvågens riktning. Dessutom är utbredningsförlusterna olika för tryck och acceleration i närheten av en ljudkälla. I det så kallade akustiska närfältet (ett avstånd som är beroende på ljudkällans storlek samt ljudets frekvens och hastighet) är inte ljudtryck och partikelrörelsen relaterad till varandra. Den senare avtar snabbare med avståndet än den första. I fjärrfältet är förhållandet mellan tryck- och accelerationskomponent proportionell. I den fria vattenmassan är relationen mellan de två komponenterna i det närmaste känd, vilket medför att accelerationskomponenten kan bestämmas utifrån tryckmätningar, medan man i grunda hav är tvungen att uppmäta partikelrörelsen separat.

Det av människan introducerade ljudet kan delas in i två grupper; ljud som är en biprodukt av en aktivitet och ljud som medvetet sänds ut för att undersöka havet och botten (Ainslie et al. 2009; Slabberkoorn et al. 2010). Inom den första gruppen kommer det mesta av ljudet från kommersiella fartyg som tankers, containerfartyg och fiskebåtar men även från passagerarfärjor och fritidsbåtar. Till denna grupp hör även ljud från mera industriella aktiviteter som pålning av fundament, oljeplattformar och el-producerande vindkraftverk. Av dessa aktiviteter är det framför allt pålningen av fundament till broar, hamnar och vindkraftverk som fått stor uppmärksamhet då mycket höga ljudnivåer skapas som kan skada och döda fisk (Popper & Hastings 2009). Ljudet kan även påverka fiskbeteende på flera kilometers håll (Mueller-Blenke et al. 2010). Till den andra gruppen av ljud hör militär och industriell sonar och tryckluftkanoner (*eng.* airguns) som skickar ut höga ljudnivåer vid olika frekvenser för att leta efter föremål i den fria vattenmassan eller

på botten samt för att undersöka bottensammansättningen. Hit hör även de sonarer (jmf. ekolod) som används av forsknings-, fiske- och fritidsbåtar för att hitta fisk och marina däggdjur eller mäta vattendjupet.

Trots detta mera intensiva utnyttjande av havet vet vi fortfarande väldigt lite om ljudets påverkan på havets invånare (Hatch & Wright 2007; Popper & Hastings 2009; Slabberkoorn et al. 2010). Detta har uppmärksammats av kommissioner som OSPAR och HELCOM där Sverige är medlem men även av EU inom ramen för den Marina Direktivet som bedömer god miljöstatus i havet (Tasker et al. 2010).

Som tidigare nämndes står den kommersiella fartygstrafiken för en stor del av ljudet i havet och studier visar att den generellt ökande ljudnivån i haven (med 3-15 dB i frekvensintervallet 20-300 Hz) är relaterat till den ökade fartygstätheten i våra hav (Ross 1993; Andrew et al. 2002). Denna ökning av ljudnivå kan noteras även om inga fartyg är inom synhåll då ljudet från avlägsna fartyg sprids långt. Det finns två huvudsakliga källor till ljudet som kommer från fartyg. Maskinellt ljud dvs. vibrationer från själva motorn och som strålar ut i vattnet genom skrovet och ljud som alstras av propellern och dess axel. Detta ljud har en relativt kort bandbredd. Den andra typen är ett mera bredfrekvent ljud från kavitationsbubblor och vattenturbulens som bildas vid propellern. Tillsammans skapar dessa källor en ljudbild som sträcker sig från ett par Hz upp till mer än 1 kHz (Arveson & Vendettis 2000). Hur mycket ljud ett fartyg producerar beror på både fartygets storlek och hastighet men även på hur väl underhållet fartyget är där dåligt underhållna fartyg väsnas mera än välservade (Wales & Heitmeyer 2002).

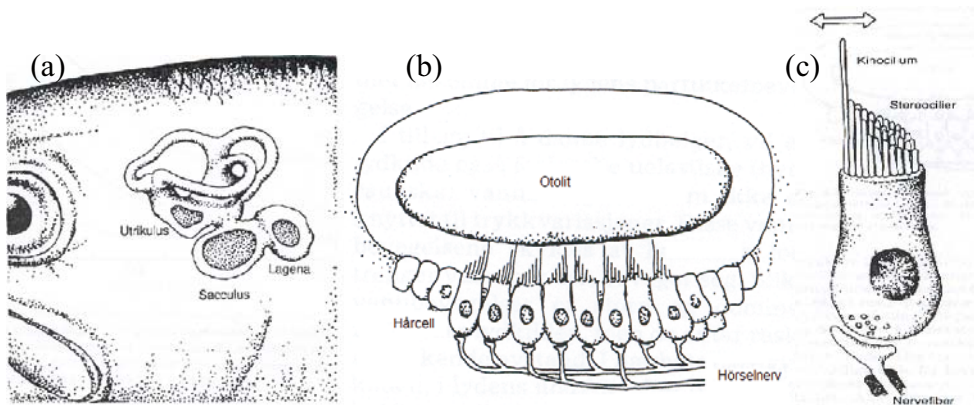
En relativt ny ljudkälla för det marina livet i havet jämfört med fartyg är havsbaserade vindkraftverk. Sverige var tidigt ute med vindkraft i havet och redan 1990 byggdes Svante 1 i Hanöbukten som hade en effekt på 220 kW. Ljudmätningarna som gjordes då visade på en tydlig ökning av ljudnivån i närheten av verket jämfört med mätningar av bakgrundsljudet i området. Det noterades ingen direkt påverkan på ålens vandring i området men något minskad fångst av torsk nära turbinen noterades när denna var i drift (Westerberg 1994). Sen dess har vindkraftverken ökat i både storlek och effekt och de havsbaserade vindkraftverk som byggs idag (2011) är på mellan 3-5 MW och uppförs i form av parker med omkring 40-120 turbiner i varje. Hur ljudbilden från dessa betydligt större parker ser ut är dåligt kartlagt, framför allt hur ljudbilden från hela parken ser ut jämfört med en enskild turbin. Men de mätningar som finns, visar att ljudnivån som produceras av ett vindkraftverk i drift är mycket lägre jämfört med andra industriella aktiviteter som t.ex. tryckluftkanoner och pålning (Wardle et al. 2001; Wahlberg & Westerberg 2005). Då Europa och resten av världen planerar en storskalig utbyggnad av den havsbaserade vindkraften är det av största vikt att ljudbilden från denna typ av aktivitet samt dess eventuella påverkan på fisk kartläggs. Även den kumulativa effekten av flera parker inom samma havsområde bör undersökas så att inte bullerbarriärer skapas som kan hindra marint liv från att förflytta sig mellan viktiga området.

Det ljud som produceras från ett vindkraftverk kommer ifrån själva turbinen där generator och växellådan sitter. Detta ljud leds via tornet och fundamentet ut i vattnet och havsbotten. Vilken typ av fundamentet (betong eller stål) som tornet står på borde spela roll för hur ljudet överförs till vattnet men detta har bara visats i teorin och inte i faktiska mätningar (ÅF-Ingemansson 2007). Andra ljud från vindkraftverk är den luftturbulens som skapas av de snurrande vingarna och hörs tydligt i luften men saknas till stor del i vattnet då det reflekteras bort av vattenytan. Sammanfattningsvis är det ljudet från generator och växellåda som är den dominanta källan för undervattensljud (Lindell 2003; Sigray et al. 2009). Det ljud som sprids ut i vattnet består både av toner och av ett bredbandigt muller men det är tonerna som är det dominanta ljudet (Madsen et al. 2006; Tougaard et al. 2009). Som visades av Sigray et al. (2009) kan dessa toner glida mellan olika frekvenser beroende på vindhastigheten. En sak som ytterligare komplicerar mätningar och uppskattningar av ljudets påverkan på det marina livet är att ljudutbredning i grunda vatten är väldigt komplext och är beroende av reflektioner från vattenytan och botten vilket i sin tur är beroende av bottensammansättningen vilket gör att ljudutbredningen måste mätas lokalt (Urick, 1989).

Det ska noteras att ljud i vatten beräknas utifrån referensnivån $1\mu\text{Pa}$ och i luft utifrån $20\mu\text{Pa}$. Dessutom har många marina organismer helt andra hörselorgan än människor för att registrera ljud så jämförelse av ljudnivåer uppmätta i olika medium blir endast hypotetiska och ska göras med försiktighet (Finfer et al. 2008).

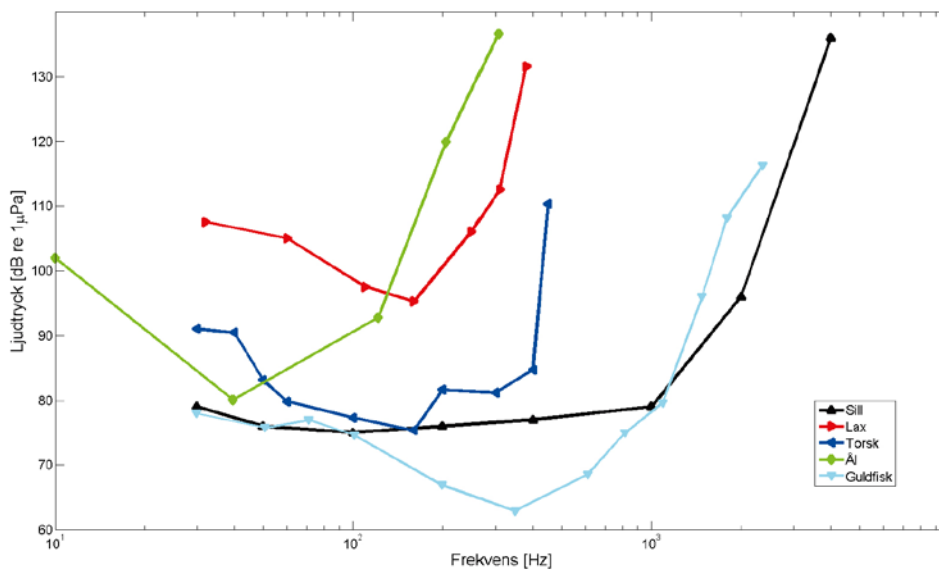
1.2 Fiskars hörsel

Som tidigare beskrevs så kan fiskar både skapa och registrera ljud. Alla fiskar kan registrera partikelrörelser men endast fiskar med simblåsa kan registrera tryckförändringar. En fisks kropp har ungefär samma densitet som den omgivande vattenmassan vilket medför att fisken kommer att gunga fram och tillbaka i takt med partikelrörelsen i vattnet. I fiskens inneröron (Figur 1a) finns kalkstenar, otoliter, som vilar på hårceller (Figur 1b). När fisken vibrerar i ljudfältet kommer otoliterna ur fas med fiskkroppens rörelse på grund av sin högre densitet. Det uppstår då en relativ rörelse mellan hårceller (Figur 1c) och otoliten, och denna rörelse registreras som ljud (vibrationer). Fiskars fysiologi medför alltså att de primärt är känsliga för ljudets partikelrörelse (eller acceleration) snarare än för tryckförändringar (Kalmijn 1988, Popper & Fay 2011). För fiskar med simblåsa uppstår en pulsation i den senare när simblåsan utsätts för en ljudvåg. Genom mekanisk koppling överförs simblåsans rörelse till otoliterna och registreras som ljud. Fisken blir därmed känslig både för ljudfältets partikel- såväl som tryckkomponent. Hur väl fiskar kan registrera ljudtryck varierar mellan arter då det är stor anatomisk variation i var simblåsan är placerad relativt otoliterna. Om fisken har en koppling mellan simblåsan och inneröronen förhöjs normalt ljudkänsligheten både när det gäller frekvens och ljudstyrka som fallet är för karp- och sillfiskar (Popper & Fay 2011).



Figur 1. Fiskens inneröra. (a) Innerörats placering i fiskhuvudet, med de tre bäggångarna och de tre otolitsäckarna (utrrikulus, sacculus och lagena). (b) En otolitsäck i genomskärning med den vätskefyllda membransäcken, den hårda otoliten och hårcellerna med känselhår. (c) Hårcell med känselhår (ett långt kinocilium och flera korta stereocilier) och hörselnervens synaps. Figurerna är modifierade från Sand (1992).

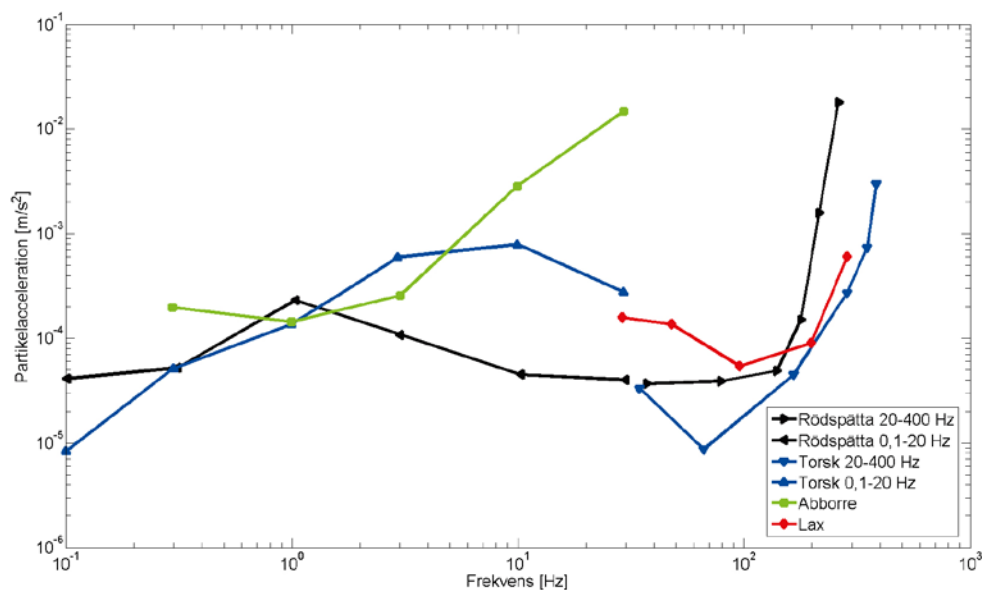
De anatomiska skillnaderna ger upphov till en stor variation för hur väl fiskar kan registrera ljud, vilket visas i Figur 2 där audiogram (hörseltröskelvärden) för olika fiskarter jämförs. Sill (*Clupea harengus*) och guldfisk (*Carassius auratus*) är båda arter med en typ av koppling mellan simblåsan och inneröröronen som gör att de tillhör de bäst hörande fiskarterna. Lax (*Salmo salar*) och ål (*Anguilla anguilla*) har sin simblåsa längre bak i kroppen än torsk (*Gadus morhua*) och därför har de en högre hörseltröskel, dvs. hör sämre. Avsaknaden av en koppling mellan simblåsan och inneröröronen gör att lax, ål och torsk inte registrerar ljud på frekvenser över 400 Hz och har generellt en högre hörseltröskel jämfört med sill och guldfisk. Som Figur 2 visar kan hörseltröskeln skilja på omkring 40 dB mellan arter vilket gör att man skall vara försiktig med generaliseringar.



Figur 2. Hörselkänslighet relaterat ljudtryck hos ett antal fiskarter. Sill (*Clupea harengus*) (Enger 1967), lax (*Salmo salar*) (Hawkins & Johnston 1978), torsk (*Gadus morhua*) (Chapman & Hawkins 1973), ål (*Anguilla anguilla*) (Jerkø *et al.* 1989) och guldfisk (*Carassius auratus*) (Fay 1969). Variationen i känslighet för både frekvens och ljudintensitet beror på anatomiska skillnader mellan arterna.

Det är värt att notera att det även finns en variation på flera decibel för tröskelvärden inom en art. De presenterade nivåerna i Figur 2 är medelvärden för ett antal fiskar inom en art.

Fiskar som saknar simblåsa t.ex. många bottenlevande arter som plattfiskar och simpor samt snabbt simmande pelagiska arter som makrill (*Scomber scombrus*), kan bara detektera ljud med hjälp av innerörat. Detta begränsar deras frekvensuppfattning till mellan 1 till 400 Hz (Enger et al. 1993; Horodysky et al. 2008). De flesta fiskarter har ungefär samma känslighet för vibrationer med tröskelvärden som ligger mellan 10^{-4} to 10^{-5} m/s² för frekvensintervallet 1 till 400 Hz. Figur 3 visar känsligheten hos rödspätta (*Pleuronectes platessa*) som saknar simblåsa och torsk, lax och abborre (*Perca fluviatilis*) som alla har simblåsa. Det finns dock en variation i tröskelvärden för olika arter, både för ljudtryck och för rörelse, då det är skillnad mellan individer men även mellan studier. Ett exempel är torsk i figur 3 där känsligheten för vibrationer från 0.1 till 20 Hz gjordes av Sand & Karlsen (1986) och för 20 till 400 Hz av Chapman & Hawkins (1973). Resultaten överlappar inte helt varandra som för rödspätta men Sand och Karlsen (1986) förklara detta med olika nivåer av bakgrundsljudet i de två studierna.



Figur 3. Hörselkänsligheten i form av partikelacceleration för rödspätta (*Pleuronectes platessa*) (Karlsen, 1992a och Chapman & Sand, 1974) och torsk (*Gadus morhua*) (Sand & Karlsen, 1986 och Chapman & Hawkins 1973) presenterade i två olika studier samt för abborre (*Perca fluviatilis*) (Karlsen, 1992b) och lax (*Salmo salar*) (Hawkins and Johnston, 1978). Känsligheten är relativt lika för de flesta arter från 1 till 400 Hz.

Accelerationsdetektion dominerar ljudupplevelsen vid frekvenser under cirka 50 Hz (Chapman & Hawkins 1973) medan tryckdetektionen är effektivast vid simblåsans resonansfrekvens (omkring några hundra Hertz). Förmågan att positionera en ljudkälla har demonstrerats för flera arter, både med och utan simblåsa (Chapman & Hawkins 1973; Schuijf & Buwalda 1980). Torsk har till och med visats kunna bestämma avståndet till en ljudkälla i det akustiska närfältet (Schuijf & Hawkins 1983). Detta är en unik egenskap hos fisk som borde ge en tredimensionell ljudbild av omgivningen. Dock är det inte helt utrett vilka de bakomliggande mekanismerna är, men hårcellerna som reagerar på otoliternas rörelse har en viss polaritet, vilket hjälper fisken till att lokalisera en ljudkälla. Studier på sångfisk (*Porichthys notatus*) och för en gobid (*Neogobius melanostomus*), visar att fiskarna rättar in sig snabbt till det akustiska ljudfältets riktning som är relaterad till partikelrörelsernas gradient (Rollo et al. 2007; Zeddis et al. 2010). På nära håll kan även fiskarnas sidolinjeorgan registrera rörelse. Sidolinjen består av kanaler med hårceller (neuromaster) och av fria hårceller på kroppsytan. Fiskens sidolinjesystem är ett organ som normalt inte används för att detektera akustiska signaler, utan för att detektera lokala vattenströmningar runt fisken, men det hjälper till att öka den akustiska upplösningen i närfältet (Coombs & Braun 2003, Webb et al. 2008).

Djur integrerar ljudsignaler under en kort tid från ett par millisekunder till cirka 100 millisekunder. Integration sker inte bara i tiden utan även inom ett specifikt frekvensområde, de så kallade kritiska banden (Fay 1991). Hos fisk har bredden av de kritiska banden endast beräknats hos några få arter (guldfisk av Enger 1973; torsk av Hawkins & Chapman 1975; och lax av Hawkins & Johnstone 1978). De kritiska bandens bredd avgör över hur bredbandiga ljudkällor skall behandlas spektralt, för att beräkna den upplevda ljudnivån. En grov skattning som ofta används för ryggradsdjur är att de kritiska banden följer de tekniskt väldefinierade 1/3-oktav. Se Wahlberg & Westerberg (2005) för en utvidgad diskussion kring hur fisk detekterar bredbandiga signaler.

1.3 Målet med studien

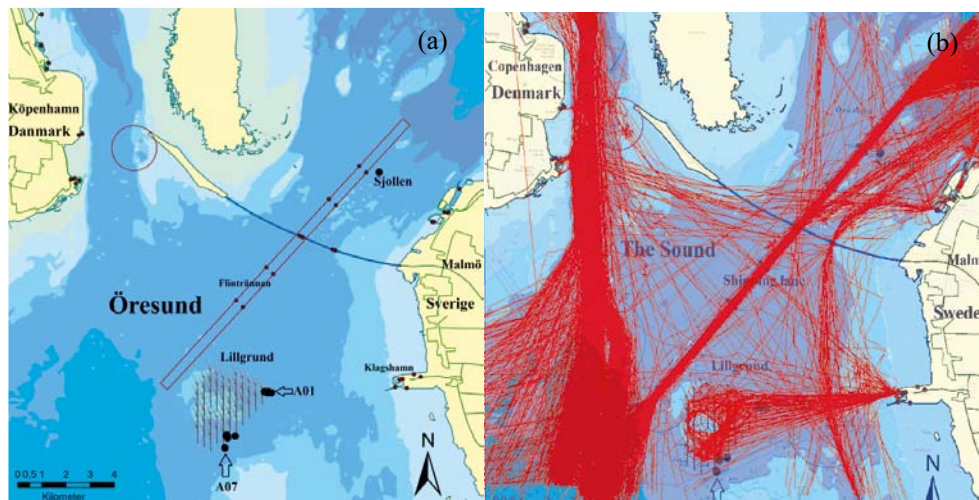
Syftet med denna studie var att mäta undervattensljudet från Lillgrunds vindkraftpark i Öresund under en period med varierande vindstyrka och elproduktion. Ljudnivåer mellan ett individuellt vindkraftverk och hela parken jämförs samt andra ljudkällor från Öresundsområdet som t.ex. fartyg. Slutligen sätts de uppmätta och beräknade ljudnivåerna i relation till ett par fiskarters känslighet för ljud och om nivåerna av det vindkrafts genererade ljudet skulle kunna påverka fiskarna på något sätt.

2. Metodik

2.1 Studieområde Öresund och Lillgrunds vindkraftspark

Lillgrunds vindkraftspark stod klar 2007 och består av 48 turbiner (Siemens Mk II) med en individuell max effekt av 2,3 MW. Turbinen har en tre-steps planetär växellåda som gör att mellan 6-15 m/s är det ett nästan konstant varvtal på 15 rpm. Tornen är förankrade i botten med hjälp av gravitationsfundament av betong. Fundamenten står på ett relativt grunt område med ett vattendjup på mellan 4-8 m, 7 km söder om Öresundsbron, ca 7 km från den svenska kusten och 9 km från den danska kusten (N 55° 30' 0.00", E 12° 45' 36.00") (Figur 4a). Berggrunden i området består av kalksten med ett moränlager ovanför och sand överst. Medelvinden över ett år i parken är 8,5 m/s i navhöjd (65 m) och har en medelriktning på 225-255 grader. Ett antal mätningar av salthalt och temperatur under mätperioden 2010 visar att vattenmassan var relativt homogen utan språngskikt. Salthalten varierade mellan 9-12 PSU och vattentemperaturen mellan 13-17°C.

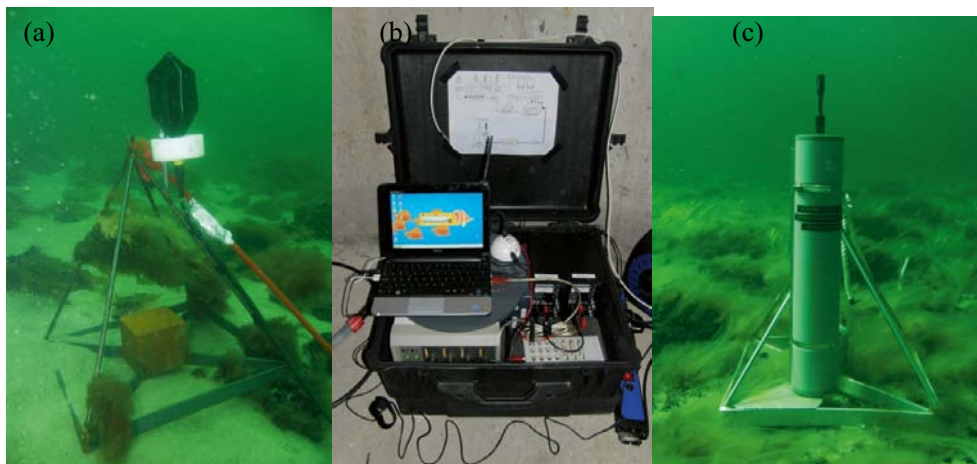
Den mänskliga aktiviteten i Öresund domineras av den mycket intensiva båttrafiken där mer än 36 900 kommersiella fartyg (oljetankers, containerfartyg, och passagerarfärjor och fiskebåtar) vilket är fyra fartyg per timme, passerar området varje år (Sjöfartsverket 2008) (Figur 4b). Dessa siffror är baserade på AIS (Automatic Identification System) data från Sjöfartsverket och innefattar alla fartyg över 300 ton. Övrig båttrafik såsom fritidsbåtar finns inte med i denna uppskattning. Denna intensiva trafik skapar ett konstant brus under 1 kHz. Ljudnivån under 150 Hz varierar mycket då ljudutbredningen påverkas av det grunda vattendjupet i Öresundsområdet. Förutom fartygstrafiken förekommer även seismiska bottenundersökningar, militära aktiviteter samt en stor flotta av fritidsbåtar som bidrar till ljudmiljön. Även Öresundsbron har visats bidra till ljudmiljön i dess närområde. Varje dag passerar ett stort antal bilar och tåg bron och vibrationer från dessa passager överförs via bropelarna till vattnet. Ljudnivåerna under en tågpassage har uppmätts till mellan 110 dB-120 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ på 50 m avstånd från bropelare med huvuddelen av energin under 500 Hz (Appelberg et al 2005). Det förekommer även naturligt ljud i havet som bidrar till ljudlandskapet i Öresund, som t.ex. regn och vågrörelser men även biologiska ljudkällor alstrade av fisk och marina däggdjur. Under vissa perioder kan dessa ljud lokalt bidra till ljudnivån. Förmodligen är dock dessa biologiska ljud försumbara jämfört med de artificiella ljudkällorna i Öresundsregionen.



Figur 4. Karta över Öresund (a) med Lillgrunds vindkraftspark och de positioner där ljudmätningar gjordes vid parken och vid kontrollområdet Sjollen (•) samt farleden Flintrännan. (b) Samma karta men med AIS data för fartygstrafik under mätperioden 2010 under denna studie inritad (Källa: Sjöfartsverket).

2.2 Akustisk utrustning och utförande

För att få en förståelse för ljudmiljön i Öresundsområdet samt i och utanför vindkraftsparken, gjordes ljudmätningar under november 2009 samt under perioden maj till juni 2010 (Figur 4a). Brüel & Kjær hydrofonsystemet (Brüel & Kjær 8101 med en känslighet på -184 dB re $1\text{V}/\mu\text{Pa}$ i frekvensområdet 1 Hz till 125 kHz) (Figur 5a) placerades 80 m söder om turbinen A07 ($N55^{\circ} 30' 010$ $E12^{\circ} 46' 935$) och var kopplad via en kabel till ett mottagarsystem inuti turbinen A07 där förstärkare, filter (5 kHz) och en dator förvarades. Datorn användes för lagring av data men den var även ansluten till ett modem så att systemet kunde fjärrstyras (Figur 5b). Hela systemet var anslutet till det lokala elnätet för strömförsörjning och programmerades för att spela in ljud under 5 min var 30 :e min under 5 veckor. Ett batteridrivet hydrofonsystem, DSG-Ocean (känslighet -185.6 dB re $1\text{V}/\mu\text{Pa}$ i frekvensområdet 2 Hz- 37 kHz) (Figur 5c), placerades på olika avstånd (80 , 160 , 400 och 1000 m) från A07. Systemet var även det programmerat att spela in under samma 5 min var 30 :e min som Brüel & Kjær systemet. Båda systemen samplade med en hastighet av 25 kHz. Då inga ljudmätningar var gjorda innan parken byggdes, utfördes även en tvåveckors mätning med DSG-Ocean systemet av undervattenljudet vid Sjollen ($N55^{\circ} 36' 024$ $E12^{\circ} 52' 635$) (Figur 4). Detta område ligger 10 km norr om vindkraftsparken och har liknande bottenförhållanden och djup som själva parkområdet. Det är även samma farled, Flintrännan, som passerar Sjollen på ett avstånd av 600 m och 1200 m från den närmsta turbinen i parken (3400 m från A07). En handhållen GPS användes vid utläggning av hydrofonerna på planerade positioner. Vibrationsmätningar inuti turbinen A01 och A07 och data på vindhastighet och riktning samt elproduktion för de enskilda turbinerna och hela parken kom från Vattenfall Wind Power Data Centre i Danmark.



Figur 5. Akustiska mätsystem som användes vid Lillgrund. (a) Brüel & Kjær 8101 hydrofon på ett stativ, kopplad till mottagarutrustningen i en båt via kabel och senare in till en turbin, (b) Mottagarutrustningen inne i en turbin med förstärkare, filter och en dator för lagring av data och som även var kopplad till ett modem för att kunna fjärrstyras, (c) DSG-Ocean hydrofon som är batteri-driven. Den flyttades omkring, inne och utanför parken. Foto: Mathias H. Andersson.

2.3 Dataanalys och akustiska modeller

Totalt spelades det in mer än 300 timmar av undervattensljud under studien och data grupperades efter vindhastighet (0-2 m/s, 3-5 m/s, 8-9 m/s och 11-14 m/s). Därefter analyserades data för att fastställa förekomsten av fartygspassager i närområdet. Detta för att göra det möjligt att urskilja vindkraftsparkens ljud från fartygsljuden i Öresund, samt för att fastställa det naturliga ljudlandskapet för Öresund (utan bidrag från närgående fartyg). All data analyserades med hjälp av akustikprogrammet Raven och MatLab® (MathWorks). De första analyserna visade att alla turbiner bidrog med ljud, att då använda mätningar i närheten av enbart en turbin och extrapolera utåt skulle ge en feluppskattning av ljudnivån på längre avstånd. Istället utvecklades en numerisk modell, baserad och verifierad med de faktiska mätningarna. Modellen är baserad på den geometriska utformningen av parken och behandlar alla 48 turbiner som enskilda ljudkällor. I modellen används parkens produktionseffektivitet (i procent) som parameter definierad som förhållandet mellan den faktiska elproduktionen och den maximalt möjliga elproduktionen av parken. Från de olika avståndsmätningarna beräknades även ljudutbredningen i området. Ljudenergin integrerades över olika frekvensintervall för att studera bidraget till Öresunds ljudmiljö både när det gäller det mera bredfrekventa bullret men även från dominant toner. Ljudnivån presenteras som RMS (Root-Mean-Square) värden i enheten dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$.

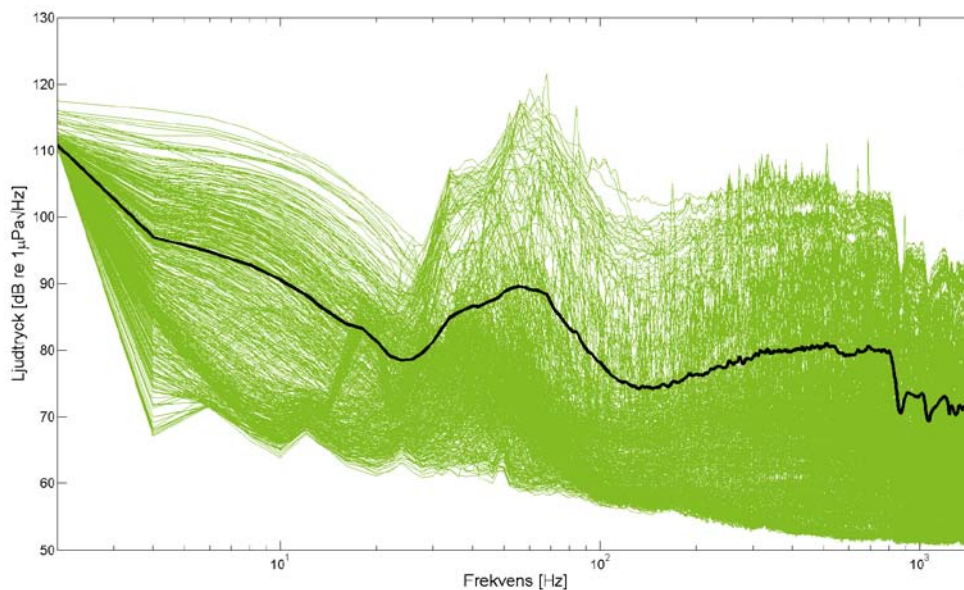
Ljudnivån vid Sjollen varierade kraftigt över tiden på grund av att fartyg befann sig i farleden nära kontrollområdet. Denna variation undersöktes genom att ett medelvärde av ljudnivån beräknades för de två veckor då DSG-Ocean var placerad vid Sjollen samtidigt som Brüel & Kjær systemet var

placerad 80 m från A07. Spektra beräknades på 1 s intervall som medelvärdesbildades över 5 minuter. Varken fönster eller överlapp användes. Inspelningarna vid Sjollen fångade även in ett antal passerande fartyg. Med hjälp av dessa mätdata utvecklades en numerisk modell för det av fartyg utstrålande bullerbidraget för att beskriva ljudnivån från farleden. Då det passerar i genomsnitt fyra fartyg i timmen, med en snitthastighet på ca tio knop, blir farledens bidrag väsentlig och har karaktär som en linjekälla. Vidare beräknas vindkraftsverkens ljudnivå för den mest dominerande tonen från parken och jämfördes med audiogram för sill, torsk, lax och ål, för att estimeras på vilka avstånd fiskarna upptäcker vindkraftsljudet. Dessa arter representerar fiskar med olika hörsselförmågor (se Figur 2) och är vanliga arter i vindkraftsområdet med undantag för lax och guldfisk.

3. Resultat

3.1 Bakgrundsljud vid Sjollen

Under de 12 dagar som DSG-Ocean systemet var utlagd vid Sjollen, 600 m från farleden Flintrännan, gjordes 551 inspelningar. Analysen visade en stor spridning av ljudnivån över tiden (tunna gröna linjer i Figur 6). Ljudnivån ökade kraftigt när ett fartyg passerade samt vid höga vindhastigheter. Medelljudnivån beräknades för alla inspelningar och visas som svart linje i Figur 6. Under mätdagarna varierade vindstyrkan mellan 0 och 15 m/s. Tydligt är att det fartygsgenererade ljudet är den dominanta ljudkällan i området för frekvenser mellan 20 och 1000 Hz medan under 20 Hz domineras ljudbilden av våginducerat ljud. Den tydliga puckeln mellan 30 och 150 Hz är fartygsgenererad och är endast synlig när ett fartyg passerar hydrofonen på ett avstånd på mindre än ca 1 km. Den andra puckeln, mellan 150 och 800 Hz beror på avlägsna fartyg och är närvarande i stort sett i alla inspelningar. Mellan 800-1000 Hz sjunker ljudnivån och vi ännu inte funnit någon förklaring till detta, men det kan vara en instrumentell effekt. En integrering av energin mellan 20-4000 Hz visar att det uppmätta medelljudtycket för varje 5-min inspelning varierar mellan 85 och 118 dB re $1 \mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ under mätperioden vid Sjollen.



Figur 6. Effekttäthetsspektra över ljudmätningar vid Sjollen mellan 27 maj och 8 juni 2010. Tunna gröna linjer är det beräknade spektrum för varje 5-min inspelning och den svarta linjen är ett beräknat medelvärde för alla inspelningar. DSG-Ocean hydrofonen stod 600 m sydost om Flintrännan (se Figur 4a). Spektra beräknades på 1 s intervall som medelvärdesbildades över 5 minuter. Varken fönster eller överlapp användes.

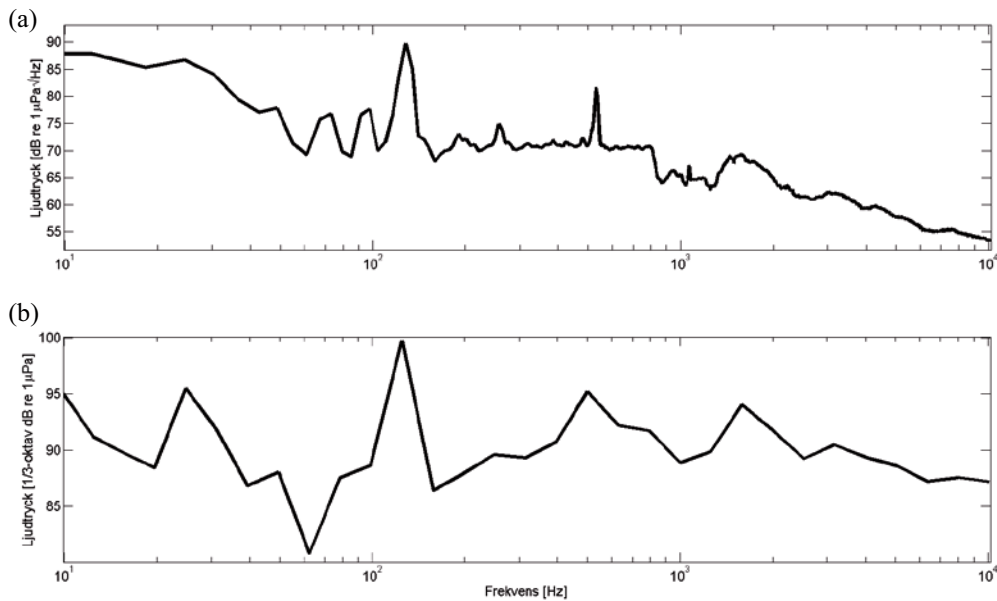
Fyra av de fartyg som passerade Sjollen under mätperioden detaljstuderades och den genererade ljudnivå som funktion av avstånd beräknades baserat på AIS data. Resultaten visar att fartygen genererar olika ljudnivåer beroende på storlek, hastighet och fartygstyp (Tabell 1). Data är integrerad över frekvensintervall 20-4000 när fartygen var som närmast, relativt DSG-Ocean position vid Sjollen. Källstyrkan vid 1 m bestämdes genom att anta en utbredningsförlust av $17 \times \log$ (avstånd) (se nedan). En beräkning av ljudnivån gjordes även för servicebåten (Lillgrund) som används av Vattenfall i den dagliga verksamheten vid vindkraftsparken (Tabell 1) då en inspelning av fartyget gjordes när den passerade DSG-Ocean systemet inne i parken. Lokalt genereras höga ljudnivåer när servicebåten lägger till mot fundamenten och släpper av tekniker.

Tabell 1. Ljudnivåer (dB re 1 $\mu\text{Pa}_{\text{RMS}}$) av fartyg vid Sjollen och servicebåten Lillgrund. Data är integrerad över olika frekvensintervall (Hz) för 1 minut inspelat ljud när fartygen var som närmast hydrofonen. Källstyrkan vid 1 m är beräknad med en utbredningsförlust av $17 \times \log$ (avståndet). Data på fartygens identifikations nummer (MMSI) samt position och hastighet spelades in med en AIS placerad i Limhamn. Nivåer beräknades på 2,6 s intervall som medelvärdesbildades över 1 minut. Hann fönster användes men utan överlapp.

Namn	Fartygstyp	MMSI nummer	Hastighet (knop)	Avst. till hydrofon (m)	Uppmätt	Uppmätt	Beräknad	Beräknad
					Ljudnivå 20-4000 (Hz)	Ljudnivå 123-132 (Hz)	Ljudnivå vid 1 m 20-4000 (Hz)	Ljudnivå vid 1 m 123-132 (Hz)
Lillgrund	Servicebåt	219010942	9	30	124	89	149	114
Finnpartner	Passagerarfärja	266262000	12	550	133	102	180	149
Viscaria	Tanker	258897000	10	630	121	74	169	122
Finneagle	Passagerarfärja	265740000	11	620	129	99	176	146

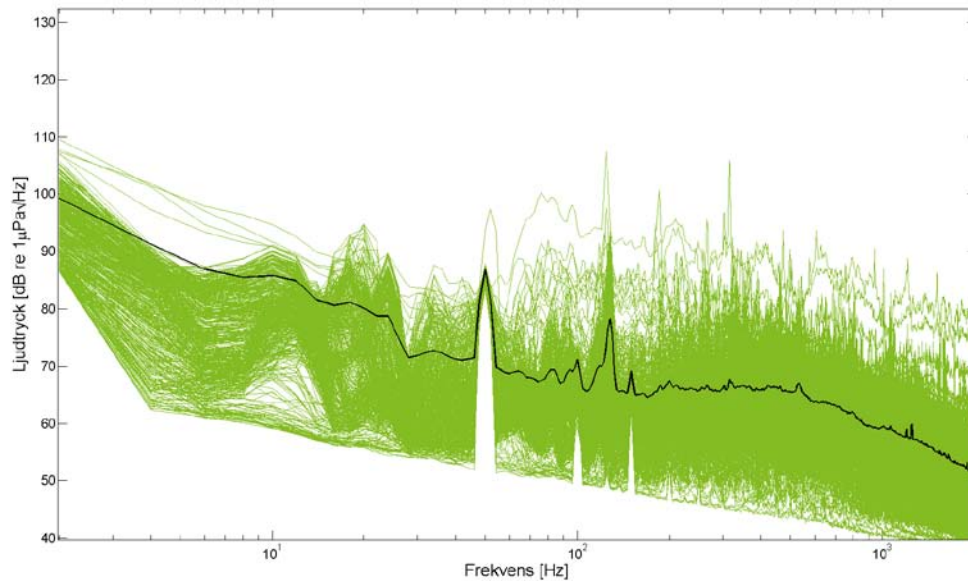
3.2 Vindkraftsljud

Turbinen A07 genererar ett bredfrekvent buller med ett par tydliga toner när den går på full effekt (2,3 MW) (Figur 7). Tonerna 10, 40, 127 och 533 Hz bekräftas av vibrationsmätningar utförda i tornet för turbinen A07 medan 70 och 95 Hz tonerna troligtvis kommer från närliggande turbiner. Ljud- och vibrationsmätningar vid turbinen A01 visar att samma frekvenser genereras av A01. Vid lägre vindstyrkor finns tonerna kvar men vid lägre frekvenser. Detta tolkas som att tonerna ändrar frekvens med varierande vindstyrkan. De lägsta tonerna 10 och 40 Hz ligger i ett område med normalt mycket bakgrundsljud respektive elektromagnetiska störningar vilket försvårar analysen av den sammanlagda ljudnivån, men dessa toner samt 533 Hz tonen är svaga jämfört med 127 Hz tonen. I den efterföljande analysen integreras energin i frekvensintervallen 123-132 Hz och 52-343 Hz. Det första intervallet fångar 127 tonen och dess variation medan det andra fångar det frekvensområde i vilket vindkraftsparken dominerar ljudbilden.



Figur 7. Effekttäthetspektra över en 5-min inspelning 160 m från turbin A07 uppmätt med DSG-Ocean systemet. (a) ljudtryck per Hz och (b) ljudtrycket integrerat över 1/3-oktavband. Vindhastigheten vid inspelning var 12,6 m/s och A07 gick på full effekt (2,3 MW) medan parkens totala effekt var 67 %. Spektra beräknades på 2,6 s intervall som medelvärdesbildades över 5 minut. Hann fönster användes men utan överlapp.

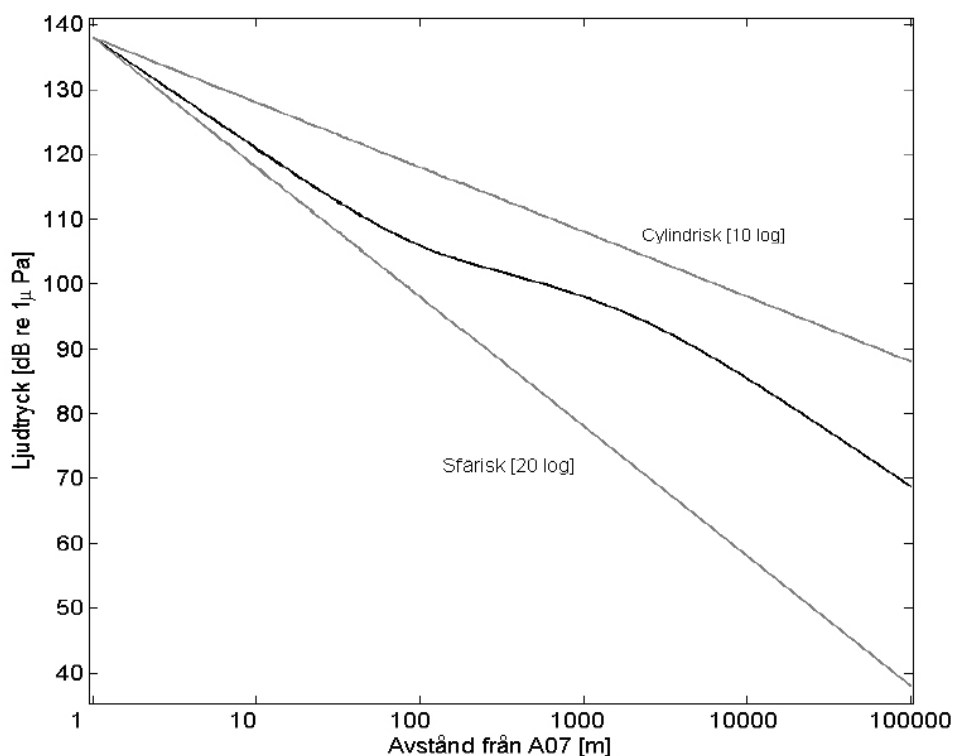
Ljudnivån visade sig variera över tiden även vid vindkraftsparken. Detta förhållande framgår tydligt i Figur 8 där varje linje representerar ett effektspektrum för var och ett av de 551 inspelningarna gjorda med Brüel & Kjær hydrofonsystemet (placerad 80 m från turbinen A07) mellan 27 maj till 8 juni. Den svarta linjen är det beräknade medelvärdet av alla spektrum. Man kan tydligt se 127 Hz tonen i de individuella spektra och det beräknade medelvärdet. De tydliga topparna vid 50, 100, och 150 Hz är elektromagnetiska störningar från elnätet som systemet plockar upp och är inte relaterade till ljudet i havet.



Figur 8. Effekt-täthetspektra över ljudmätningar 80 m från turbin A07 inspelade mellan 27 maj till 8 juni 2010. Tunna gröna linjer är beräknade spektra för de 551 (5 minuters) inspelningarna och den tjocka svarta linjen är det beräknade medelvärdet. Spektra beräknades på 1 s intervall som medelvärdesbildades över 5 minuter. Varken fönster eller överlapp användes. Inspektionerna gjordes med Brüel & Kjær hydrofonsystemet och de tydliga topparna vid 50 Hz, 100 Hz och 150 Hz är elektromagnetiska störningar och är inte relaterade till ljudet i havet.

3.3 Ljud från hela parken

Med hjälp av mätningarna gjorda på olika avstånd från A07:n beräknades ljudets utbredningsförlust för området. Analysen visar att ljudutbredningen beskrivs som mellan cylindrisk ($10 \times \log(\text{avstånd})$) och sfärisk spridning ($20 \times \log(\text{avstånd})$). På nära håll, < 80 m, dominerade den enskilda turbinen ljudmiljön och den beräknade utbredningsförlusten var $17 \times \log(\text{avstånd})$ (Figur 9). På längre avstånd, 80 m till 7000 m var utbredningsförlusten mindre än $17 \times \log(\text{avståndet})$. Detta förklaras av att de andra turbinerna i parken bidrog till den totala ljudnivån. På längre avstånd (> 7 km) verkar hela parken som en punktkälla (avståndet till parken är större än parken i sig) och utbredningsförlusten var återigen $17 \times \log(\text{avstånd})$. Detta är ett viktigt resultat och visar på att ljudnivån är kopplad till antalet turbiner i en park och i detta fall ökas ljudnivån med 7 dB på grund av att antalet turbiner var 48 stycken i parken (Figur 9).



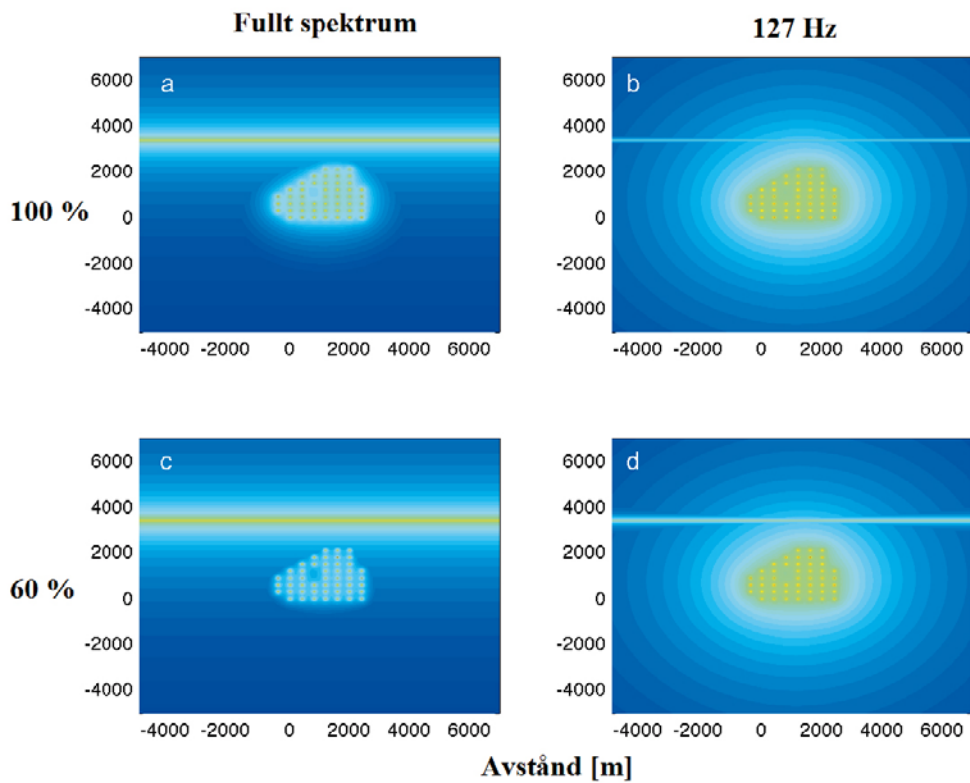
Figur 9. Beräknad ljudutbredningen som funktion av avståndet till A07 turbinen. Ljudtrycket är integrerat över 52-343 Hz och presenteras som RMS-värden. Ljudutbredningen är $17 \times \log$ (avståndet), vilket ligger mellan cylindrisk ($10 \times \log$) och sfärisk ($20 \times \log$) utbredning.

Med hjälp av den beräknade ljudutbredningen och den numeriska modellen som hanterar alla turbiner som enskilda ljudkällor, beräknades ljudstyrkan för de två frekvensintervaller som tidigare beskrevs, nämligen 127 Hz tonen och fullt spektrum. Olika driftnivåer användes för att beräkna ljudnivån vid olika vindhastigheter (Tabell 2). Det mesta av ljudet från vindkraftsparken genereras som 127 Hz tonen jämfört med beräknad ljudnivå för fullt spektrum. Detta förhållande blir tydligt när ljudnivån på en meters avstånd jämförs. Vid full produktion (100 %) är ljudnivån 136 dB re $1 \mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för 127 Hz tonen och 138 dB re $1 \mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för fullt spektrum. Som jämförelse är bakgrundsljudet vid 127 Hz 25 dB lägre. Detta resultat spelar en viktig roll när hörbarhetszonen för fiskar beräknas i nästa sektion.

Bakgrundsljudet i Öresundsområdet domineras av fartygstrafik och den framtagna fartygsmodellen beskriver ljudet som en linjekälla. Vindkraftsparkens ljudnivå måste sättas i relation till övriga ljud i området för att eventuella miljöeffekter skall kunna uppskattas. Vid en sådan jämförelse blir det tydligt att vindkraftsparken är den dominerande ljudkällan inom ett område som är ca 2 ggr parkstorleken vid 100 % effekt (Figur 10a) och endast inom själva parkområdet vid 60 % effekt (Figur 10c) om man integrerar över hela frekvensspektrum. Utanför dessa områden dominerar det fartygsgenererade bullret ljudmiljön. Om istället ljudnivån för den dominerande 127 Hz tonen jämförs med bakgrunden vid samma frekvens kommer vindkraftsparksljudet att dominera i ett mycket stort område, både vid 100 % respektive 60 % driftseffektivitet (Figur 10b, d).

Tabell 2. Ljudnivå på olika avstånd från vindkraftsparken och vid olika driftnivåer jämför med bakgrundsljudet uppmätt vid Sjollen utan närbelägna fartyg. Ljudtrycksnivån är givna i RMS över fullt spektrum och för 127 Hz tonen. Ljudnivåerna är framtagna av den numeriska modellen och presenteras som dB re $1\mu\text{Pa}_{\text{(RMS)}}$.

	Fullt spektrum	127Hz	Fullt spektrum	127Hz	Fullt spektrum	127Hz
Driftnivå	100%	100%	80%	80%	60%	60%
Vindkraftspark 1 m	138	136	136	134	134	132
Vindkraftspark 10 m	121	119	119	117	116	114
Vindkraftspark 100 m	106	104	104	102	101	99
Vindkraftspark 1000 m	98	96	96	94	94	92
Vindkraftspark 10 000 m	85	83	83	81	81	79
Bakgrundsljud	105	81	104	79	102	78



Figur 10. Numerisk modell av vindkraftsljud i relation till den linjära ljudkällan från Flintrännans farled. Varje gul punkt är en turbin och linjen ovanför parken är farleden. Avståndsskalan är relaterad till A07 turbinen. (a) 100 % driftseffektivitet, fullt spektrum, (b) 100% driftseffektivitet, 127 Hz tonen, (c) 60 % driftseffektivitet, fullt spektrum, (d) 60% driftseffektivitet, 127 Hz tonen. Raka linjer visar var det fartygsgenererade ljudet dominerar ljudlandskapet och cirkulära linjer visar var vindkraftsparken dominerar.

3.4 Vad hör fiskarna?

Då fiskar har olika hörselförmågor kommer de att detektera ljudtrycket från vindkraftsparken på olika avstånd. Lax och ål har simblåsor men dessa bidrar inte lika mycket till en ökad ljudkänslighet som simblåsan gör för torsk och sill (se kapitel 1.2). Ljudanalyserna av vindkraftsverken visade att det förutom ett bredfrekvent buller genereras även en smalbandig tonkomponent omkring 127 Hz. Eftersom fiskar kan urskilja toner i ett brus används värden för 127 Hz tonen (136 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för full effekt, ca 12-14 m/s och 132 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för 60 %, ca 6-8 m/s) i jämförelsen med audiogram från de fyra fiskarterna (för referenser för de individuella audiogrammen, se figurtext 2). Vid 127 Hz har lax och ål en hörseltröskel på 96 dB re $1\mu\text{Pa}$ (Figur 2) vilket ger en signal till brusnivå på 40 dB respektive 32 dB för de olika produktionseffekterna (beräknat med ett tröskelvärde på 0 dB). Med den ljudnivån som är framtagen med den numeriska modellen har lax och ål en detektionströskel av vindkraftsparkens ljud på ett avstånd av 1 km respektive 250 m för de två effektnivåerna. Lax och åls detektionsavstånd begränsas således av arternas egna hörselförmågor och inte av bakgrundsljudet. För torsk och sill som har större känslighet för ljud än lax och ål (75 dB re $1\mu\text{Pa}$ vid 127 Hz) blir signal till brusnivån 61 dB respektive 53 dB för de två effekterna. Men denna beräkning är baserad på ett tyst hav och som tidigare beskrivits är Öresundsområdet långtifrån ett tyst område. Bakgrundsljudet utan närgående fartyg beräknades till 81 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för vindstyrkor på 12-14 m/s (100 % effekt) och 78 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för 6-8 m/s (60 % effekt) (Tabell 2). Detta gör att bakgrundsljudet i Öresund kommer att maskera ut vindkraftsljudet innan hörselbegränsning hos torsk och sill avgör detektionsavståndet. Därför blir det teoretiska detektionsavståndet istället 16 km vid 100 % effekt och 13 km för 60 %.

4. Diskussion

Många marina organismer använder ljud för diverse biologiska funktioner och fisk är inget undantag. Det är därför viktigt att undersöka vilka ljudnivåer människans aktiviteter i havet genererar och vilken påverkan detta kan ha på fisk. Under de senaste årtionden har den allmänna ljudnivån i våra hav ökat på grund av bl.a. ökad fartygstrafik och annan industriell aktivitet som genererar ljud under vattnet. Havsbaserad vindkraft är en av de aktiviteter som tillför onaturligt ljud till undervattensmiljön, dessutom kommer antalet vindkraftsparker att öka kraftigt i framtiden (EWEA 2010). Vi har i dagsläget begränsade kunskaper om hur ljudet från vindkraftsparker bidrar till det övriga ljudlandskapet och om det föreligger någon risk för allvarliga påverkningar på fisk. Denna studie beskriver vilket ljud som Lillgrunds vindkraftspark genererar under vattnet samt diskuterar vilken möjlig påverkan detta ljud kan ha på fiskekosystem.

4.1 Vindkraftsparkens bidrag till ljudlandskapet i Öresund

Öresund är ett av Europas mest trafikerade havsområden med en stor andel kommersiell trafik. Som denna studie visar är ljudlandskapet i Öresund dominerat av det fartygsgenererade ljudet. De uppskattningar av källstyrkan och effektspektrum hos fyra fartyg som presenteras i denna studie stämmer väl överens med litteraturvärden för andra fartyg i samma storleksklass (Arveson & Vendittis 2000; Hatch et al. 2008). Eftersom Öresundsområdet på många ställen är grundare än 10 m kommer ljudbilden under 150 Hz att variera mycket beroende på avståndet till ett passerande fartyg (Betke 2006). Om man jämför ljudnivån för hela spektra från ett enskilt fartyg (> 300 ton) med källstyrkan hos ett vindkraftverk så har fartyget en klart högre intensitet, både för fullt spektrum och vid 127 Hz. Men då vindkraftsparken ligger mellan 1-3 km ifrån Flintrännen gör detta att vindkraftsparken ändå kommer att dominera ljudmiljön lokalt, ca en dubbling av vindkraftsparkens yta. Men vindkraftverken genererar inte bara ett bredfrekvent buller utan även en tydlig ton omkring 127 Hz. Denna typ av ljudsignatur, ett bredfrekvent brus med en dominant ton på mellan 100-200 Hz, har tidigare beskrivits från andra vindkraftsparker (Lindell 2003; Madsen et al. 2006; Tougaard & Damsgaard-Henriksen 2009). Även de uppmätta och beräknade ljudnivåerna i denna studie, 136-138 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ vid max produktion (12-14 m/s), stämmer med publicerade studier även om både högre och lägre nivåer har redovisats.

Vi vill understryka att denna studie är den första vad man vet som påvisar en parkeffekt där varje enskild turbin ökar ljudnivån i området. På längre avstånd än 80 m från en turbin kommer ljudnivån att påverkas av närliggande turbiner och inte bara den närmsta. Ljudnivån kan således direkt relateras till antalet turbiner i vindkraftsparken. Ljudets utbredning beräknades att minska

med $17 \times \log$ (avståndet) på nära håll (80 m) och vid avstånd större än 7 km. På grund av att ljudenergin är fokuserad till 127 Hz tonen kommer ljudet att skära igenom det fartygsdominerade ljudlandskapet och på så sätt blir hörbart för fisk på längre avstånd än vad annars skulle vara fallet (jämför Figur 5 och 7). För en fisk som befinner sig i detta område är det dess position relaterat till de två dominanta ljudkällorna, farleden och vindkraftsparken, som blir avgörande för vilken ljudkälla som dominerar dess ljuduppfattning. De redovisade ljudnivåerna i denna studie är därför en ögonblicksbild av ljudnivån i en punkt och om fisken simmar närmare farleden ökar det fartygsinducerade ljudet och vindkraftljudet avtar och tvärt om den simmar mot parken.

4.2 Ljudets påverkan på fisk

De maximala beräknade ljudnivåerna som vindkraftverken genererar vid en meters avstånd var 136 och 138 dB re $1 \mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ vid full effekt för 127 Hz tonen respektive vid fullt spektrum. Denna ljudnivå ligger mellan 33-55 dB över bakgrundsnivån. På ett avstånd av 100 m från en turbin har nivåerna minskat till 104-106 dB re $1 \mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ vilket är nära det lokalt uppmätta bakgrundsljudet för fullt spektrum men ljudnivån ligger fortfarande omkring 23 dB över bakgrunden för 127 Hz tonen. Det finns i dagsläget ett begränsat antal studier som beskriver vilken effekt dessa ljudnivåer har på fiskars beteende (Slabbekoorn et al. 2010). Men de uppmätta och beräknade ljudnivåerna vid Lillgrund vindkraftspark har inte visats ge några fysiska skador på fisk studerade i andra studier.

Flera studier visar dock på ett flyktbeteende omkring de nivåer från Lillgrund men där andra ljudkällor används som t.ex. i fältstudier av Jørgensen et al. (2004) och Skaret et al. (2006) i vilka fartygsljud med en källstyrka på 140-150 dB re $1 \mu\text{Pa}$ vid 1 m framkallade ett flyktbeteende hos lodda (*Mallotus villosus*) och sill. Mitson (1995) föreslog att torsk har en reaktions-tröskel på 30 dB över bakgrundsljudet för frekvensintervallet 40-250 Hz för fartygsljud. Detta skulle innebära att torsk skulle reagera på vindkraftsljudet på omkring 80 m från fundamenten om data från denna studie används. Vidare noterade Westerberg (1994) en ökad fångst av torsk, rötsimpa (*Myoxocephalus scorpius*) och mört (*Rutilus rutilus*) på ett avstånd av 100 m från ett avstängt vindkraftverk till skillnad från när det var i drift när provfiske utfördes vid Svante 1 (Sveriges första havsbaserade vindkraftverk). Detta menar författaren visar på ett undvikande beteende av fisk i relation till vindkraftverket och skulle vara relaterat till driftsljudet. Andersson et al. (2007) noterade varierade beteendereaktioner för mört och storspigg (*Gasterosteus aculeatus*) för återspelat vindkraftsljud med en ljudnivå på 120 dB re $1 \mu\text{Pa}$ vid en meter. Studien visade att fiskarna reagerade på olika sätt för ljudet beroende på art och individ. Müller (2007) visade att torsk undvek området i en tank där höga toner (130-140 dB, 30 dB över bakgrunden för toner mellan 60-90 Hz) spelades upp. Resultaten var dock inte entydiga.

I en fältstudie av Mueller-Blenke et al. 2010 användes 40 m stora cirkulära burar på 15 m djup i vars närhet inspelat pålningsljud spelades upp med höga nivåer (ljudtryck mellan 140-161 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$, partikelrörelser från $8,6 \cdot 10^{-4}$ till $6,5 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}^2_{(\text{toppvärde})}$) i burarna. Torsk och sjötunga (*Solea solea*) märkta med akustiska sändare uppvisade en variation av individuella beteenden som reaktion på ljudet. Detta var en tillfällig minskning av simhastighet när ljudet sattes på och en ökad simhastighet därefter. Även om resultaten inte kan överföras till denna studie då det återspelade ljudet i Mueller-Blenke et al. 2010 var korta pulser med hög energi och vindkraftsljud är kontinuerligt med lägre energi, visar ändå studierna av Mueller-Blenke et al. (2010), Andersson et al. (2007) och Kastelein (2008) att fiskar reagerar på olika sätt på ljud, både mellan och inom arter. Fiskar har alltså en individuell toleransnivå för en akustisk störning och denna nivå kan variera mellan individer inom en art (Beale & Monaghan 2004). Det är ofta lättare och mer kontrollerbart att utföra experiment i tankar och akvarier. Det är dock komplicerat att avgöra om fiskarna reagerade på ljudtrycket eller de partikelrörelser som genererades i tankförsöken. Man måste därför vara försiktig med att överföra resultaten från akvarier och tankar till situationen i havet. En flyktreaktion är inte alltid, för ett djur, den självklara reaktionen till ett ljud i alla lägen. Om fisken väljer att simma iväg beror på om den har tillräckligt med energi för att flytta på sig. Den kan också stanna kvar om området är tillräckligt viktigt för dess överlevnad eller fortplantning (Bejder et al. 2009). Det kan finnas andra negativa konsekvenser av att befinnas sig i en bullrig miljö, som ökade stressnivåer, vilket kan påverka tillväxt och fortplantning (Pickering 1993; Small 2004; Davidson et al. 2009).

Maskering av biologisk viktiga signaler kan även vara en faktor att beakta (Codarin et al. 2009). Men då de flesta interaktioner där fiskarna använder ljud sker på nära håll leder detta till att det är bara inom ett lokalt område kring fundamenten i parken som nivåerna är höga nog att det finns risk för att kommunikationen störs. Torskfiskar har visats kunna producera grymtningar och andra ljud med en ljudstyrka på mellan 120 till 133 dB re $1\mu\text{Pa}$ vid en meters avstånd (Hawkins and Rasmussen, 1978; Nordeide and Kjellsby, 1999). Vidare så sker de flesta interaktioner där ljud är inblandad mellan fiskar på relativt korta avstånd vilket skulle medföra att både ljudtryck och partikelrörelse är relevanta stimulus.

Sammanfattningsvis är det bara inom ett område på ca 100 meter runt en turbin där ljudnivåerna är tillräckligt höga för att det uppstår en risk för att fisk skall reagera med ett flyktbeteende och risken är som störst vid vindstyrkor från 10-12 m/s och uppåt. Vid lägre vindstyrkor minskar detta riskområde något. I dagsläget vet vi för lite huruvida fisk vänjer sig till ljud i havet som inte förknippas med fara. Därför är det svårt att dra slutsatsen att de vänjer sig över tiden.

Den enda studien som beskriver nivåer av partikelrörelser från ett vindkraftverk, Sigray et al. (2009), visar att nivåerna som genererades vid ett 1,5 MW turbin på ett monopilefundament av stål, är endast tillräckliga höga inom ett par meter från fundamentet för att potentiellt framkalla ett flykt-

beteende hos fisk. På ett avstånd längre än 20 meter var nivåerna jämförbara med bakgrundsbruset. Baserat på dessa resultat kan man anta att Lillgrunds vindkraftspark kommer att generera liknande nivåer av partikelrörelser och en negativ påverkan på fisk i vindkraftsområdet från denna komponent som helhet med största sannolikhet är låg.

För att fastställa på vilket avstånd som de fyra fiskarterna detekterar vindkraftsparkens ljudtryckskomponent jämfördes ljudenergin i frekvensintervallet 123-132 Hz med data på hörselförmågan hos de olika arterna i samma frekvensintervall. Som det beskrivs i inledningen har fiskar kritiska band över vilken energin integreras. På liknade sätt integrerar denna studie det inspelade ljudet över olika frekvensintervall. Ytterst få studier finns som beskriver fiskars kritiska bandbredd men för torsk har det kritiska bandet som innefattar 127 Hz tonen beräknats till från 86 Hz till 157 Hz (Hawkins & Chapman 1975). Även om vindkraftsljudet integrerades över ett smalare band i den aktuella studien kan data jämföras med litteraturvärden eftersom skillnaden blev liten när beräkningar för båda frekvens intervallen gjordes.

För lax och ål blev detektionsavståndet 250 meter respektive 1 km för en driftseffektivitet på 60 och 100 %, vilket motsvarar vindstyrkorna på ca 6 och 12 m/s. Dessa beräknade avstånd begränsas av arternas hörselförmåga och inte bakgrundsljudet i Öresund, i motsats till sill och torsk. Deras detektionsavstånd av vindkraftsljudet begränsas av just bakgrundsbruset och är då beräknad till mellan 13 respektive 16 km. Detta är ett långt avstånd och är beräknad med den uppmätta utbredningsförlusten som gäller i vindkraftsområdet. Men lokala variationer av bottendjup och fysiska hinder som t.ex. halvön Falsterbonäset ändrar förutsättningarna för ljudutbredningen och som resultat gäller inte antagandet för ljudutbredningen för större avstånd från parken. Som exempel detekterades inte 127 Hz tonen i inspelningarna vid Sjollen som ligger 10 km norr om vindkraftsparken.

Men vad innebär det att fiskarna kan höra ljudet från vindkraftsparken på flera kilometers håll? Som denna studie visar är Öresundsområdet dominerat av fartygsgenererat ljud. Att ytterligare tillföra ljudenergi till området ökar endast ljudet i det området där vindkraftsparken är byggd men delar av ljudet, 127 Hz tonen, kan upptäckas på stora avstånd. I dagsläget vet vi ytterst lite om vad fiskarna lyssnar efter, förutom den akustiska kommunikationen fiskarna själva bidrar med. Troligtvis använder fiskarna ljudlandskapet för att skapa en bild av sin omgivning och för att navigera på liknande sätt som vi människor gör med ljud (Fay 2009). Men då ljudutbredningen i havet är annorlunda än i luft samt det faktum att fiskarna har en mycket hög känslighet för partikelrörelser och i vissa fall ljudtryck kan de med stor sannolikhet bilda sig en uppfattning om vindriktningen, kustlinjer och andra ljudalstrande aktiviteter.

5. Tack

Vi tackar Tor Söderlund och övrig personal vid Lillgrunds vindkraftspark, ägd av Vattenfall AB, för alla hjälp under mätningarna, Iver Slott och Henrik Hansen vid Vattenfall Wind Power Data Centre i Danmark för tillgång till vind, vibrations och produktionsdata från parken. Vidare vill vi tacka Renee Modigh på Sjöfartverket för hjälp med AIS data. Vidare tackar vi Lena Bergström, Frida Sundqvist och Ingvar Lagenfelt på Fiskeriverket för ett bra samarbete. Vi tackar även fiskaren Bo Landen med besättning samt Kenneth och Tomas på Sabella för all hjälp under fältarbetet. Till sist, tack till Magnus Wahlberg för kommentarer på text och innehåll i denna rapport.

6. Referenser

- Ainslie, M. A., de Jong, C. A. F., Doi, H. S., Blacquièrre, G. & Marasini, C. (2009). Assessment of natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea. TNO report, TNO-DV 2009 C085, Haag, Nederländerna. (http://www.noordzeeloket.nl/Images/Assessment%20of%20natural%20and%20anthropogenic%20sound%20sources%20and%20acoustic%20propagation%20in%20the%20North%20Sea_tcm14-4113.pdf)
- Andersson, M. H., Dock-Åkerman, E., Ubral-Hedneberg, R., Öhman, M. C., & Sigray, P. (2007). Swimming behaviour of roach (*Rutilus rutilus*) and three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in response to wind power noise and single-tone frequencies, *AMBIO*, 36 (8), 634-636.
- Andrew, R. K., Howe, B. M., & Mercer, J. A. (2002). Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast, *ARLO* 3, 65–70.
- 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, Göteborg, Sverige. (<https://www.fiskeriverket.se/download/18.1e7cbf241100bb6ff0b80001740/oresundwebb.pdf>)
- Arveson, P. T., & Vendittis, D. J. (2000). "Radiated noise characteristics of a modern cargo ship," *Journal of the Acoustical Society of America* 107 (1), 118-129.
- Bass, A. H., & Ladich, F. (2008). Vocal – Acoustic communication: From neurons to behavior, Från: *Fish bioacoustics*, edited av Webb, J. F., Fay, R. R. & Popper, A. N. Springer-Verlag, New York, s. 253-278.
- Beale, C. M., & Monaghan, P. (2004). Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice, *Animal Behaviour* 68, 1065–1069.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H. Finn, H. & Allen, S. (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli, *Marine Ecology Progress Series* 395, 177-185.
- Betke, K. (2006). Measurement of underwater noise emitted by offshore wind turbines at Horns Rev and Nysted, research report from ITAP – Institut für technische und angewandte Physik GmbH, Oldenburg, Germany. (www.vattenfall.dk/da/file/Measurement_of_underwater_noi_7840991.pdf)
- 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.

Chapman, C. J., & Sand, O. (1974). Field studies of hearing in two species of flatfish *Pleuronectes platessa* (L.) and *Limanda limanda* (L.) (Family Pleuronectidae), *Comparative Biochemical Physiology* 47A, 371-385.

Codarin, A., Wysocki, L. E., Ladich, F., and Picciulin, M. (2009). Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy), *Marine Pollution Bulletin* 58, 1880–1887.

Coombs, S., & Braun, C. B. (2003). Information processing by the lateral line system. Från: Collin S.P., Marshall N.J., (red.): *Sensory processing in aquatic environments*. Springer-Verlag, New York. s. 122–138.

Davidson, J., Bebak, J., & Mazik, P. (2009). The effects of aquaculture production noise on the growth, condition factor, feed conversion, and survival of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, *Aquaculture* 288, 337–343.

Enger, P. S. (1967). Hearing in herring, *Comparative Biochemical Physiology* 22, 527–538.

Enger, P. S., Karlsen, H. E., Knudsen, F. R., & Sand, O. (1993). Detection and reaction of fish to infrasound, *ICES Marine Science Symposium* 196, 108-112.

Engås, A., Løkkeborg, 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* 53, 2238–2249.

EWEA (2010). European Wind Energy Associations 2009 Annual report, April 2010, ISSN: 2032-9024. (www.ewea.org)

Fay, R. R. (1969). Behavioral audiogram for the goldfish. *Journal of Auditory Research* 9, 112–121.

Fay, R. R. (1991). Structure and function in sound discrimination among vertebrates. Från: Popper A.N., Fay R.R., & Webster D.B., (red.): *The evolutionary biology of hearing*. Springer-Verlag, New York. S. 229–263.

Fay, R. R. (2009). Soundscape and the sense of hearing in fishes, *Integrative Zoology*, 4, 26-32.

Finfer, D.C., Leighton, T.G. & White, P.R. (2008). Issues relating to the use of a 61.5 dB conversion factor when comparing airborne and underwater anthropogenic noise levels. *Applied Acoustics*, 69, 464-471.

Hatch, L., Clark, C., Merrick, R., Van Parijs, S., Ponirakis, D., Schwehr, K., Thompson, M., & Wiley, D. (2008). Characterizing the Relative Contributions of Large Vessels to Total Ocean Noise Fields: A Case Study Using the Gerry E. Studds Stellwagen Bank National Marine Sanctuary, *Environmental Management*, 42, 735–752.

Hatch, L. T., & Wright, A. J. (2007). A brief review of anthropogenic sound in the oceans, *Journal of Comparative Physiology A* 20, 121-133.

- Hawkins, A. D. (1993). Underwater sound and fish behavior. Från: *Behaviour of Teleost Fishes*, second ed. Pitcher, T.J. (ed) Chapman & Hall, New York s. 129–169.
- Hawkins, A. D., & Johnstone, A. D. F. (1978). The hearing of the Atlantic salmon, *Salmo salar*, *Journal of Fish. Biology* 13, 655-673.
- Hawkins, A. D., & Rasmussen, K. J. (1978). The calls of gadoid fish, *Journal of Marine Biology Association of the U.K.*, 58, 891–911.
- Hildebrand, J. A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean, *Marine Ecology Progress Series* 395, 5–20.
- Horodysky, A. Z., Brill, R. W., Fine, M. F., Musick, J. A., & Latour, R. J. (2008). Acoustic pressure and particle motion thresholds in six sciaenid fishes, *Journal of Experimental Biology* 211, 1504-1511.
- Jerkø, H., Turunen-Rise, I., Enger, P.S. & Sand, O. (1989). Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*), *Journal of Comparative Physiology A* 165, 455-459.
- Jørgensen, R., Handegard, N. O., Gjørseter, H., & Slotteb, A. (2004). Possible vessel avoidance behaviour of capelin in a feeding area and on a spawning ground, *Fisheries Research*, 69, 251–261.
- Kalmijn, A. J. (1988). Hydrodynamic and acoustic field detection. Från: *Sensory biology of aquatic animals*. : Atema J., Fay, R. R., Popper, A. N., & Tavolga W. N., (red.)Springer-Verlag, New York. S. 83–130
- Karlsen, H. E. (1992a). Infrasound sensitivity in the plaice (*Pleuronectes platessa*), *Journal of Experimental Biology* 171, 173–187.
- Karlsen, H. E. (1992b). The inner ear is responsible for detection of infrasound in the perch (*Perca fluviatilis*), *Journal of Experimental Biology*. 171, 163-172.
- Karlsen, H. E., Piddington, R. W., Enger, P. S., & Sand, O. (2004). Infrasound initiates directional fast-start escape response in juvenile roach *Rutilus rutilus*, *Journal of Experimental Biology* 207, 4185-4193.
- Kasuman, A. O. (2008). Sounds and sound production in fishes, *Journal of Ichthyology*, 48 (11), 981–1030.
- Kastelein, R.A., Van Der Heul, S., Verboom, W., De Haan D., & Reijnders, P. (2008). Acoustic dose–response effects in marine fish, *Bioacoustics* 17, 201–202.
- Kikuchi, R. (2010). Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region, *Marine Pollution Bulletin*, 60, 172–177.
- Knudsen, F. R., Enger, P. S., & Sand, O. (1992). Awareness reactions and avoidance to sound in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., *Journal of Fish Biology*, 40, 523-534.

- Lagardère, J. P., Bégout, M. L. M., Lafaye, J.Y., & Villotte, J. P. (1994). Influence of wind-produced noise on orientation in the Sole (*Solea sole*), Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 51, 1258-1264.
- Lindell, H. (2003). Utgrunden off-shore wind farm - Measurements of underwater noise, Ingemansson Technology AB, 11-00329-03012700. (http://www.offshorewindenergy.org/doc_info_db.php?doc_id=42)
- Madsen, P. T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., & Tyack, P. L. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: Implications of current knowledge and data needs, Marine Ecology Progress Series 309, 279-295.
- McCauley, R. D., Fewtrell, J., & Popper, A. N. (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears, Journal of the Acoustical Society of America 113, 638-642.
- Mitson, R. B. (1995). Underwater noise of research vessels. Review and recommendations. ICES CCR. 61 s. (http://www.anp.gov.br/brnd/round9/round9/guias_R9/sismica_R9/Bibliografia/Mitson%201995%20-%20Underwater%20noise%20of%20research%20vessels.pdf)
- Mueller-Blenkle, C., McGregor, P. K., Gill, A. B., Andersson, M. H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D. T., & Thomsen, F. (2010). Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish. COWRIE Ref: Fish 06-08, Technical Report 31st March 2010. (http://www.offshorewindfarms.co.uk/Assets/COWRIE%20FISH%200608_Technical%20report_Cefas_31-03-10.pdf)
- Müller, C. (2007). Behavioural reactions of cod (*Gadus morhua*) and plaice (*Pleuronectes platessa*) to sound resembling offshore wind turbine noise, PhD Thesis (Humboldt University, Berlin), 214 s.
- Nordeide, J. T., & Kjellsby, E. (1999). Sound from spawning cod at their spawning grounds, ICES Journal of Marine Science 56, 326-332.
- Pickering, A.D. (1993). Growth and stress in fish production, Aquaculture 111, 51-63.
- Popper, A. N., & Fay, R. R. (2011). Rethinking sound detection by fishes, Hearing Research 273, 25-36.
- Popper, A. N., & Hastings, M. C. (2009). The effect of anthropogenic sources of sound on fishes, Journal of Fish Biology 75, 455-489.
- Rollo, A., Andraso, G., Janssen, J., & Higgs, D. (2007). Attraction and localization of round goby (*Neogobius melanostomus*) to conspecific calls, Behaviour 144, 1-21.
- Ross, D. (1993). On ocean underwater ambient noise, Acoustic Bulletin 18, 5-8.
- Sand, O. (1992). Hørsel og sidelinjesans. Från: *Fiskens fysiologi*. Døving K.B., Reimers E., (red.) John Griegs forlag, Oslo. s 92-105.

- Sand, O., & Karlsen, H. E. (1986). Detection of infrasound by the Atlantic cod, *Journal of Experimental Biology* 125, 197-204.
- 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* 25 (7), 419-427.
- Schuijf, A., & Buwalda, R. J. A. (1980). Underwater localization—a major problem in fish acoustics, Från: *Comparative Studies of Hearing in Vertebrates* edited by Popper, A. N., & Fay, R. R. (Springer-Verlag, New York), s 43–77.
- Schuijf, A., & Hawkins A. D. (1983). Acoustic distance discrimination by the cod, *Nature* 302,143–144.
- 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. (<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5963-7.pdf>)
- Simpson, S. D., Meekan, M., Montgomery, J., McCauley, R., & Jeffs, A. (2005). Homeward sound. *Science* 308, 221.
- Sjöfartsverket (2008). Årsrapport 2008, Sjöfartsverket, Norrköping, Sverige, 80 s.
- Skaret, G., Slotte, A., Handegard, N. O., Axelsen, B. A., & Jørgensen, R. (2006). Pre spawning herring in a protected area showed only moderate reaction to a surveying vessel, *Fisheries Research* 78, 359–367.
- Small, B. C. (2004). Effect of dietary cortisol administration on growth and reproductive success of channel catfish, *Journal of Fish Biology* 64, 589–596.
- Smith, M. E., Coffin, A. B., Miller, D. L., & Popper, A. N. (2006). Anatomical and functional recovery of the goldfish (*Carassius auratus*) ear following noise exposure, *Journal of Experimental Biology* 209, 4193-4202.
- Sun, Y., Song, Y., Zhao, J., Chen, J., Yuan, Y., Jiang, S., & Zhang, D. (2001). Effect of drilling noise and vibration on growth of carp (*Cyprinus carpio*) by cut-fin marking, *Marine Fisheries Research/Haiyang Shiuchan Yanjiu* 22, 62–68.
- Tasker, M. L., Amundin, M., Andre, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S., & Zakharia, M. (2010). Marine strategy framework directive, Task Group 11 Report Underwater noise and other forms of energy APRIL 2010, EUR 24341 EN – 2010. (<http://www.ices.dk/projects/MSFD/TG11final.pdf>)
- Tougaard, J., & Damsgaard-Henriksen, O. (2009). Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbour seals, *Journal of the Acoustical Society of America* 125 (6), 3766–3773.

- Urick, R. J. (1983). *Principles of underwater sound*, 3 ed, Peninsula Publishing, McGraw-Hill, Los Altos, California.
- Wahlberg M. & Westerberg H. (2005). Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series* 288, 295–309.
- Wales, S. C., & Heitmeyer, R. M. (2002). An ensemble source spectra model for merchant ship-radiated noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 111 (3), 1211-1231.
- Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A. M., Hampson, G. & Mackie, D. (2001). Effects of seismic air guns on marine fish, *Continental Shelf Research* 21, 1005–1027.
- Webb, J. F., Montgomery, J. C. & Mogdans, J. (2008). Bioacoustics and the lateral line stimuli, Från: *Fish bioacoustics*, edited av Webb, J. F., Fay, R. R. & Popper, A. N. Springer-Verlag, New York s. 145-182.
- Westerberg, H. (1994). Fiskeriundersökning vid havsbaserat vindkraftverk 1990–1993. Fiskeriverket, Utredningskontoret Jönköping, Rapport nr 5, Sverige, 45 s. (<http://cvi.se/index.php?page=fiskeriundersokningar-vid-havsbaserat-vindkraftverk-1990-1993>)
- Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompson, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullström, M., Patterson Edwards, J.K., Amir, O. & Dubi, A. (eds.) (2010). *Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of offshore renewable energy* edited by Gland, Switzerland: IUCN. 102 s. (http://www.iucn.org/about/work/programmes/marine/marine_resources/?5713/Greeing-blue-energy-identifying-and-managing-the-biodiversity-risks-and-opportunities-of-offshore-renewable-energy)
- Zeddis, D. G., Fay, R. R., Alderkas, P. W., & Shaub, K. S. (2010). Sound source localization by the plainfin midshipman fish, *Porichthys notatus*, *Journal of the Acoustical Society of America* 127, 3104-3113.
- ÅF-Ingemansson (2007). Fundamentoptimering - Ljud från fundament vid byggnation och i driftsskedet, PM 12-02425-07112700, Göteborg, Sverige, 30 s.

Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk

RAPPORT 6436

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6436-5
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

MATHIAS H. ANDERSSON, PETER SIGRAY OCH LEIF KG PERSSON

Under de senaste årtiondena har den allmänna ljudnivån i våra hav ökat på grund av bland annat ökad fartygstrafik och annan industriell verksamhet som alstrar ljud. Havs-baserad vindkraft är en av de verksamheter som tillför onaturligt ljud.

Den här rapporten beskriver vilket ljud och vilka ljudnivåer som Lillgrunds vindkraftspark i Öresund genererar under vattenytan. Här redovisas också den möjliga påverkan på fisk som ljudet från vindkraftparken har. Kunskapen kan användas vid planering, miljökonsekvensbeskrivning och tillståndsgivning för vindkraftparker till havs.

Kunskapsprogrammet Vindval samlar in, bygger upp och sprider fakta om vindkraftens påverkan på den marina miljön, på växter, djur, människor och landskap samt om människors upplevelser av vindkraftanläggningar. Vindval erbjuder medel till forskning inklusive kunskapssammanställningar, synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft. Vindval styrs av en programkommitté med representanter från Boverket, Energimyndigheten, länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet och vindkraftbranschen.

