

Fiskundersökningar vid Lillgrund vindkraftpark

Slutredovisning av kontrollprogram för fisk och fiske 2002–2010



Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:18

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2013-12-01

Undersökningarna är gjorda av dåvarande Fiskeriverket på uppdrag av Vattenfall Vindkraft AB.

Nyckelord: Havsbaserad vindkraft, akustik, fisksamhällen, bentisk fisk, blankål, artificiella rev, kumulativa effekter, Öresund

Rekommenderat format vid citering:

Bergström L, Lagenfelt I, Sundqvist F, Andersson I, Andersson M H, Sigra P, 2013. Fiskundersökningar vid Lillgrund vindkraftpark – Slutredovisning av kontrollprogram för fisk och fiske 2002–2010. På uppdrag av Vattenfall Vindkraft AB. Havs och Vattenmyndigheten, Rapport nummer 2013:18, 131 sidor, ISBN 978-91-87025-42-6.

För beställning kontakta:
Havs och Vattenmyndigheten
Box 11930, 404 39 GÖTEBORG
Telefon: 010-696 60 00

Rapporten kan laddas ned (som PDF-fil) från Havs och Vattenmyndighetens hemsida:
www.havochvatten.se
och Vattenfalls hemsida: <http://www.vattenfall.se/sv/lillgrund-vindkraftpark.htm>

Ansvarig utgivare: Björn Risinger
Omslagsfoto: Lillgrund vindkraftpark. Mathias H. Andersson ©
ISBN 978-91-87025-42-6
Tryck: Ineko, Källered 2014
Fiskeriverkets diarienummer Göteborg: 36-2536-01 och 124-2121-05
Havs- och Vattenmyndighetens diarienummer: 3341-13

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Fiskundersökningar vid Lillgrund vindkraftpark

Slutredovisning av kontrollprogram för fisk och fiske 2002–2010

Lena Bergström – Institutionen för akvatiska resurser, SLU

Ingvar Lagenfelt – Havs och Vattenmyndigheten

Frida Sundqvist – Institutionen för akvatiska resurser, SLU

Ingemar Andersson (redaktör) – Havs och Vattenmyndigheten

Mathias H. Andersson – Zoologiska institutionen, Stockholms
Universitet / FOI

Peter Sigray – Totalförsvarets forskningsinstitut, enheten för
undervattensforskning, FOI

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:18

Förord

Vindkraft är en förnybar energikälla och en utbyggnad kan bidra till att uppfylla flera miljökvalitetsmål. Samtidigt måste hänsyn tas i frågor som rör lokalisering, utformning och påverkan på människors hälsa och miljön.

Sedan början av 2009 finns ett EU-direktiv om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor (2009/28/EG). För Sverige innebär direktivet att den förnybara energianvändningen ska öka till 49 procent år 2020. Sverige har beslutat att målet bör vara 50 procent (prop. 2008/09:163).

Under år 2009 fastställde riksdagen en planeringsram för vindkraft som innebär att det år 2020 ska finnas planmässiga förutsättningar att bygga vindkraft med en årlig elproduktion på 30 TWh per år, varav 20 TWh på land och 10 TWh till havs (Prop 2001/02:143, NU 2001/02:17, rskr 2001/02:117). Vindkraften har ökat kraftigt under senare år från 0,05 TWh 1993 till 7,2 TWh år 2012.

Utbyggnaden av vindkraften kräver planering, samråd, prövning och tillsyn, men också ny kunskap. Ansvaret delas av en rad myndigheter, bland annat Havs- och vattenmyndigheten.

Lillgrunds vindkraftpark togs i drift under år 2008, och är den idag största fullföljda satsningen på havsbaserad vindkraft i Sverige.

Kontrollprogrammet vid Lillgrund har medfört en värdefull ökning av kunskapen om hur havsbaserad vindkraft kan påverka fisk. Programmet har även satt fokus på behovet av studier över längre tidsperioder och av kumulativ påverkan exempelvis på långvandrande fisk som blankål.

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att rapporten kan fungera som ett viktigt underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt i planerings- och tillståndprocesser för vindkraft. Havs- och vattenmyndigheten tackar alla de som medverkat under den långa tidsperiod projektet pågått.

Göteborg november 2013, Björn Sjöberg

Chef för Avdelningen för Havs- och vattenförvaltning

SAMMANFATTNING.....	9
SUMMARY	15
INLEDNING	18
Havsbaserad vindkraft i Sverige	18
Vindkraftens effekter på fisk och fiske	18
Utformning av undersökningar	20
Vindkraftsparken	21
Slutrapporten.....	23
AKUSTIK (LJUD)	24
Inledning	24
Fiskhörsel	25
Hur fisk påverkas av ljud	28
Generell ljudmiljö Öresund	29
Ljudproduktion från vindkraftverk i vatten	30
Metodik.....	31
Akustisk utrustning och utförande	31
Dataanalys	32
Resultat.....	33
Bakgrundsljud vid Sjollen.....	33
Vindkraftljud	35
Ljud från hela vindkraftsparken.....	36
Vad hör fiskarna?.....	38
Diskussion	39
Vindkraftsparkens bidrag till ljudlandskapet i Öresund.....	39
Ljudets påverkan på fisk.....	40
Bedömning av situationen vid Lillgrund	42
BENTISK (BOTTENNÄRA) FISK	43
Inledning	43
Förväntad påverkan.....	43
Fisken i Öresund.....	44
Metodik.....	44
Provfiskade områden.....	45
Fiskets utförande	45
Statistiska analyser	49
Resultat.....	52
Resultat från provfisken med ryssjor.....	52
Resultat från provfisken med nätlänkar	67

Diskussion	73
PELAGISK (I FRIA VATTNET LEVANDE) FISK.....	76
Inledning	76
Förväntad påverkan.....	76
Metodik.....	77
Yrkesfiskets fångststatistik	77
Fiskeoberoende statistik.....	78
Resultat.....	78
Yrkesfiskets fångststatistik	78
Fiskeoberoende statistik.....	82
Diskussion	83
FISKVANDRING	86
Inledning	86
Förväntad påverkan.....	86
Påverkan på ål av ljud och magnetfält	87
Metodik.....	89
Aktiv telemetri	89
Passiv telemetri.....	90
Ålarna	94
Bearbetning och statistiska analyser	96
Resultat.....	98
Baslinjestudien	98
Driftfasen.....	98
Passagemönster	99
Förflyttningstid.....	107
Passagetidpunkt.....	110
Passagetider i relation till ålens längd och vattenströmmen.....	110
Diskussion	111
ÖVERGRIPANDE DISKUSSION	115
TACK	121
REFERENSER	122
BILAGA	130
Appendix 1	130
Appendix 2.....	131

Sammanfattning

Regeringen gav 2001 tillstånd till uppförande av en vindkraftpark på Lillgrund i Öresund. Slutliga villkor för verksamheten och omfattningen av uppföljningsprogrammet fastställdes av miljödomstolen 2002.

Lillgrunds vindkraftpark togs i drift under år 2008, och är den idag största fullföljda satsningen på havsbaserad vindkraft i Sverige.

Fiskeriverket har genomfört undersökningar i området under åren före (2002–2005) respektive efter (2008–2010) anläggandet av vindkraftparken (baslinjeperiod respektive driftperiod). Syftet har varit att undersöka vindkraftparkens inverkan under driftfasen på bentisk (bottennära) och pelagisk (i fria vattnet levande) fisk samt fiskvandring. Undersökningarna har delvis varit integrerade med undersökningar utförda inom forskningsprogrammet Vindval som finansieras av Energimyndigheten.

Arbetet har skett under kontinuerlig kontakt mellan Fiskeriverket och Vattenfall, som äger och driver vindkraftparken, samt tillsynsmyndigheten (Länsstyrelsen i Skåne län).

Akustik (ljud)

- Den samlade ljudenergin från vindkraftparken under vattenytan genereras huvudsakligen genom vibrationer från växellådan.
- En analys av den totala ljudnivån i området från Lillgrunds vindkraftpark visade ett samband mellan ljudnivån och antalet turbiner i vindkraftparken (så kallad parkeffekt), där varje enskild turbin bidrar till att öka den totala ljudnivån i området.
- Ljudmätningar vid Lillgrunds vindkraftpark visar att ljudnivåerna endast inom ca 100 meter från en turbin och vid höga vindstyrkor är tillräckligt höga för att medföra en risk att vissa arter av fisk påverkas negativt, i form av direkt flyktbeteende eller möjlig maskering av kommunikation.
- Stressreaktioner kan förekomma även på längre avstånd än 100 meter från en turbin. Detta orsakas av att ljudet från turbinerna är kontinuerligt och högre än bakgrundsljudet inom vissa frekvenser.

Mätningar av undervattensljud utfördes på olika avstånd till enskilda turbiner, liksom på längre avstånd från hela vindkraftparken och på ett kontrollområde (Sjollen) 10 km norr om vindkraftparken. Resultaten visar att vindkraftverken producerar ett bredfrekvent buller under 1 kHz samt ett par toner där 127 Hz tonen är den kraftigaste (vibrationer från ett steg i växellådan). Av den samlade ljudenergin under vattenytan från vindkraftparken ligger större delen runt tonen 127 Hz.

De maximala beräknade ljudnivåerna, genererade av vindkraftverken vid full effekt (12 m/s), vid 1 m var 136 dB re 1µPa(RMS) för den av turbinerna dominanta 127 Hz (integrerad över 123–132 Hz) tonen och 138 dB re 1µPa(RMS) vid fullt spektrum (integrerad över 52–343 Hz). På ett avstånd av 100 m från en turbin gick nivåerna ner till 104–106 dB re 1µPa(RMS) för fullt

spektrum, vilket är nära det lokalt uppmätta bakgrundsljudet i Öresund, men ljudnivån låg fortfarande omkring 23 dB över bakgrunden för 127 Hz tonen.

En analys av den totala ljudnivån i området från Lillgrunds vindkraftpark visade ett samband mellan ljudnivån och antalet turbiner i vindkraftparken (så kallad parkeffekt). På nära håll (<80 m) dominerade den enskilda turbinen ljudmiljön med en beräknad utbredningsförlust på $17 \cdot \log$ (avståndet). På längre avstånd (80 m till 7000 m) var utbredningsförlusten mindre än $17 \cdot \log$ (avståndet). Detta förklarades av att de andra turbinerna i vindkraftparken bidrog till den totala ljudnivån. På längre avstånd (>7 km) verkade hela vindkraftparken som en punktkälla och utbredningsförlusten var återigen $17 \cdot \log$ (avståndet).

Ljudnivåer motsvarande de uppmätta och beräknade ljudnivåerna vid Lillgrunds vindkraftspark har inte visats ge några fysiska skador på fisk enligt befintliga publicerade vetenskapliga studier. Endast inom ca 100 m från en turbin och vid höga vindstyrkor var nivåerna tillräckligt höga för att medföra en risk att vissa arter av fisk påverkas negativt i form av direkt flyktbeteende eller möjlig maskering av kommunikation. Responsen beror på den individuella artens känslighet för ljud. Fiskar har visats bli stressade av att befinna sig i en konstant bullrig ljudmiljö, vilket i sin tur kan resultera till exempel i lägre tillväxthastighet eller påverka fortplantningen. Stress i allmänhet kan även i kombination med andra negativa faktorer öppna upp för sjukdomar m.m. på grund av försämrat immunförsvar. Djur kan dock välja att stanna kvar i ett område trots störningar, om området är tillräckligt viktigt för dess överlevnad eller fortplantning.

Baserat på den beräknade ljudutbredningen omkring vindkraftparken skulle lax och ål teoretiskt kunna upptäcka 127 Hz tonen på 250 m respektive 1 km avstånd vid en driftseffektivitet på 60 och 100 %, vilket motsvarar vindstyrkorna på ca 6 och 12 m/s. De beräknade avstånden skulle begränsas av de båda fiskarternas hörselförmåga och inte av bakgrundsljudet i Öresund. För sill och torsk beräknades ett teoretiskt detektionsavstånd på mellan 13 respektive 16 km för en driftseffektivitet på 60 och 100 %. Detta avstånd skulle ha varit längre men begränsades för dessa arter av bakgrundsbruset i området. Beräkningarna anger alltså att fisk potentiellt kan detektera ljud från vindkraftparken på relativt långa avstånd. Lokala variationer av botten djup och fysiska hinder som halvöar, t.ex. Falsterbonäset, kan dock ha en stor inverkan på förutsättningarna för den faktiska ljudutbredningen.

Bentisk (bottennära) fisk

- Fisksamhällets utveckling på Lillgrund var likartat det i referensområdena under de studerade åren. För vindkraftparken som helhet noterades ingen effekt på fisksamhällets artrikedom, artsammansättning eller mängden fisk.
- Flera arter av bottenlevande fisk visade en ökad förekomst i närområdena för de enskilda vindkraftverken jämfört med på längre avstånd, framför allt ål (gulål), torsk, stensnula och rötsimpa. Resultaten återspeglar mer sannolikt en omfördelning av fisk inom vindkraftparken, än en förändrad produktivitet eller en inflyttning från omkringliggande områden. Ansamlingen beror sannolikt på att vindkraftverkens fundament erbjuder möjlighet till skydd och födosök.

- Effektaavståndet inom vilken en ansamling kunde noteras skattades, för de olika arterna, till mellan 50 och 160 m från ett vindkraftverk.

Fiskens fördelning hade även ett visst samband med den lokala ljudmiljön, i form av en lägre grad av aggregation nära vindkraftverken vid högre ljudnivåer. Effekten var tydligast hos tånglake och ål (gulål). Omfattningen av effekten av ljud var dock lägre än aggregationseffekten till närområdet för tornen. Hos torsk sågs ingen respons i förhållande till ljudnivå.

Förändringar i fisksamhällets sammansättning över tid undersöktes i jämförelse med två referensområden. Av dessa hade det norra referensområdet (Sjollen) starkare marina inslag än det södra referensområdet (Bredgrund). Artsammansättningen vid Lillgrund hade likheter med båda referensområdena.

Resultaten av provfisken med ryssjor och nätlänkar indikerade att det inte skett någon kraftig förändring i artantal, artsammansättning eller mängd fisk efter det att anläggningen uppförts, sett till vindkraftparken som helhet. Hos enskilda arter noterades dock vissa förändringar. En ökad fångst av strandkrabba och ål (gulål) observerades under de två första åren av drift, men inte under det tredje året. Fångsten av tånglake ökade i alla områden under den studerade perioden, men i något mindre omfattning på Lillgrund än i referensområdena. För de övriga arterna skedde parallella förändringar på Lillgrund och på minst ett av referensområdena. Resultatet antyder att fisksamhället inom vindkraftparken i första hand påverkats av samma övergripande faktorer som fisksamhället i referensområdena, snarare än av skeenden inom vindkraftparken.

Vid en analys av fördelningsmönster nära tornen noterades en ökad förekomst i närområdet för vindkraftverken hos fyra av åtta studerade fiskarter, nämligen rötsimpa, stensnula, torsk och ål (gulål). Effekten syntes redan efter det första året av drift och var likartad under samtliga tre studerade år. Hos tånglake sågs en svag effekt, som var signifikant endast i det utökade dataunderlaget från 2010. Aggregationen var tydligast inom ett avstånd på upp till 50–160 meter från vindkraftverket, med avseende på de olika arterna.

En jämförelse av olika påverkansfaktorer baserat på data från 2010 visade att det observerade fördelningsmönstret i högre grad kunde förklaras av vindkraftparkens närvaro än av områdets djupförhållanden. Analysen indikerade även ett samband mellan mängden fisk och den lokala ljudmiljön, med en minskad förekomst av fisk vid högre ljudnivåer. Den tydligaste responsen sågs hos tånglake och ål. Hos torsk sågs ingen respons i förhållande till ljudnivå, och hos rötsimpa och strandkrabba sågs en respons endast under hösten. Omfattningen av effekten av ljud var dock lägre än aggregationseffekten till närområdet för tornen. Resultaten tolkades som att fisken aggregerades till området nära vindkraftverken under samtliga förhållanden, men att effekten var relativt svagare under förhållanden med högre ljudnivåer.

Det vore lämpligt att återbesöka vindkraftparken efter några år för att följa den långsiktiga utvecklingen av fisk, och se om den observerade ansamlingen av vissa fiskarter nära vindkraftverken fortsatt, och eventuellt tilltagit till att även omfatta kvantitativa effekter. En av förutsättningarna för en sådan

utveckling är att uttaget av fisk, till exempel genom fiske eller predation från marina däggdjur och fiskätande fågel, inte ökar i området.

Pelagisk (i fria vattnet levande) fisk

- Yrkesfisket efter sill i Öresund ökade kraftigt i omfattning norr om Sjollen och Öresundsförbindelsen under de första åren av drift för vindkraftparken, samtidigt som det i princip helt upphörde söder om denna linje. Förändringen skulle kunna antyda att Rügensillens vandring påverkats av Lillgrunds vindkraftpark. Även andra faktorer än vindkraftparken har dock bidragit, vilket gör det svårt att påvisa orsaksamband.

Utvärderingen baserades på yrkesfiskets fångststatistik för Öresund (ICES subdivision SD 23) och ICES fiskeberoende statistik av vuxen sill (Rügensill) (ICES subdivision SD 21–23, västra Östersjön och södra Kattegatt) och yngeltätheter (ICES subdivision SD 24).

Yrkesfisket efter sill i Öresund ökade kraftigt i omfattning norr om Sjollen och Öresundsförbindelsen under de första åren av drift för vindkraftparken, samtidigt som det i princip helt upphörde söder om denna linje. Orsaken kan troligtvis till stor del förklaras av regler om förbud mot drivgarnsfiske och en gynnsam prisutveckling för sill, men potentiellt även av tillkomsten av Öresundsförbindelsen år 2000. Vindkraftparkens eventuella effekter är dock svåra att särskilja från eventuella effekter av dessa faktorer eftersom en detaljerad upplösning i fångststatistik saknas för åren före byggstarten av Öresundsförbindelsen (före 1995).

Den fiskeriberoende statistiken från ICES visade inga signifikanta samband mellan tätheten av sillyngel i västra Östersjön och antalet vuxen sill (3 år eller äldre) under efterföljande år i Öresund (ICES SD 21–24). En svag tendens finns dock till att beståndet utvecklats negativt under tidsperioden 1993–2010. Rügensillens förekomst och vandring genom Öresund påverkas sannolikt starkt av att den som population uppvisar stora svängningar mellan åren. Därtill kommer en eventuell överlappande inverkan i ljudbilden från vindkraftparken från Öresundsförbindelsen, som varit i funktion sedan år 2000.

Sammantaget gör faktorerna det svårt att visa tydliga resultat på om Rügensillens vandring påverkats av Lillgrunds vindkraftpark.

Fiskvandring

- Resultaten visar på att vindkraftparken vid Lillgrund inte utgör något definitivt vandringshinder för lekvandrande ål som kommer i kontakt med parken. En lika stor andel av de märkta och utsatta blankålarna (cirka en tredjedel) som naturligt passerade transektlinjen med mottagare vid Lillgrund före vindkraftparken kom till (baslinjestudien) passerade området under driftfasen
- Ingen statistisk skillnad gick att säkerställa i förflyttningstid för ål, men enstaka längre förflyttningstider vid större elproduktion (>20 % av maximala) skulle kunna tyda på att vissa ålar påverkades av vindkraftparken. Även att ålarna visade en tendens till att registreras vid något färre tillfällen än statistiskt förväntat innanför vindkraftparken vid låg produktion (<20 %) och vid något fler tillfällen än förväntat vid högre

produktion (>20 %), skulle kunna tyda på att de har svårare att navigera förbi vindkraftparken vid högre produktion än lägre.

Förflyttningstid

= den tid som förlöper från och med att den märkta ålen har blivit återutsatt, alternativt från första skymningen, till dess den passerar transekten med registrerande mottagare.

Inverkan på fiskvandring av vindkraftparken studerades genom märkning av vandrande ål (blankål). Totalt ingick över 300 akustiskt individmärkta ålar i försöket och av dessa bidrog drygt 100 med användbar information. Försöken under baslinjestudien påbörjades i liten skala redan år 2001 och avslutades 2005. Merparten av ålarna märktes och följdes under driftfasen (2008–2010). Samtliga märkta blankålar släpptes tillbaka till havet inom ett utsättningsområde söder om vindkraftparken.

Resultaten visade att en lika stor andel av de märkta och utsatta blankålarna, cirka en tredjedel, passerade transekten (transektlinjen med mottagare) vid Lillgrund/ vindkraftparken både under baslinjeåren 2001–2005 och driftfasen 2008–2009. Den största andelen ålar passerade i den djupare delen av transekten vid farleden Flintrännan nära den danska gränsen vid Drogden under både driftfas (31 %) och baslinje (43 %). En något större andel av ålarna registreras som passerande i transektens östligaste del nära Klagshamn under drift fasen (14 %) jämfört med baslinjeperioden (5 %). Ett avvikande beteende som förekom under driftfasen var att enstaka individer vandrade tillbaka till utsättningsområdet. Det vanligast observerade beteendet under försöken 2010 var att ålen registrerades i rörelse söder om vindkraftparken med mer eller mindre nordlig kurs, utan att sen ha registrerats norr om den.

Spridningen i tidsåtgång för ålarnas förflyttning från utsättningsområde till passage av transekten genom vindkraftparken var mycket stor (från 4 till över 1000 timmar). Ingen statistisk skillnad gick att säkerställa i förflyttningstid, mellan perioder med låg produktion i vindkraftparken (<20 %) och perioder med hög produktion (>20 %) eller för individer som passerade genom eller utanför området för vindkraftparken.

Även om ålarna inte uppvisade något gemensamt, statistiskt signifikant beteende, kan förändringar i vandringsmönster finnas hos enskilda individer. Den icke statistiskt säkerställda spridningen mot längre förflyttningstider vid större produktion (>20 %) skulle kunna tyda på att vissa ålar påverkades av vindkraftparken. Andelen ålar med en förflyttningstid över en vecka (168 timmar) var 48 % under perioder med högre produktion (>20 %) jämfört med 28 % vid lägre produktion. Ingen skillnad i passagernas fördelning inom respektive utanför området för vindkraftparken går att visa. Ålarna visade dock en tendens till att registreras vid färre tillfällen än statistiskt förväntat innanför vindkraftparken vid låg produktion (<20 %) och vid fler tillfällen än förväntat vid högre produktion (>20 %). Ojämnheterna i fördelning, utifrån förväntat, skulle kunna tyda på att enstaka ålar har fördröjts något vid vindkraftparken vid högre produktion. Upptäcker ålarna vindkraftverken först på mycket nära håll och inte ändrar kurs får andra faktorer som strömhastigheten över grundområdet betydelse och kan göra vistelsen inne i området kortvarigare och registreringarna blir färre. Vid hög produktion kan ålarna tveka och/eller väja

och registreras nära eller inom området för att sedan senare möjligen registreras vid transekten utanför vindkraftverken.

Mekanismerna bakom en eventuell påverkan från elektromagnetiska fält eller ljudbild är svåra att särskilja, då båda faktorernas påverkansområden kan sammanfalla. Vandringshastigheten uppvisade inget linjärt samband med storleken på produktionen i vindkraftparken.

Slutsatser

Kontrollprogrammet vid Lillgrund har medfört en värdefull ökning av kunskapen om hur havsbaserad vindkraft kan påverka fisk. I dagsläget är erfarenhetsbaserade studier från havsbaserade vindkraftverk i drift fortfarande få, även internationellt.

Resultaten av tre års uppföljande driftstudier visar att effekterna av vindkraftparken på fisk och fiske varit begränsade. Bland de tydligaste resultaten var en attraktionseffekt (rev effekt) på bottenlevande fisk från vindkraftsfundamenten med tillhörande erosionsskydd. Utöver detta noterades effekter på den lokala ljudmiljön i form av ökat buller i Öresund, och resultaten av ålspårningarna skulle kunna tyda på att vissa ålar påverkades av vindkraftparken i sin vandring. En viss försiktighet bör dock gälla med att tillämpa resultaten i andra havsområden och i större skala. Undersökningarna har pågått i tre år och speglar ett korttidsperspektiv. Lillgrunds vindkraftpark utgör även en av de första storskaliga vindkraftparkerna och ligger placerad i ett område med frekvent, och bullrande, fartygstrafik och frekventa och stora växlingar i omvärldsparametrar, som salthalt och ström.

En av de främsta kunskapsluckorna efter slutförandet av dessa undersökningar är bristen på studier över längre tidsperioder, för att studera långsiktiga ekologiska effekter av till exempel en reveffekt. Lämpligen återbesöks vindkraftparken efter några år för att följa den långsiktiga utvecklingen av fisk, och se om den observerade ansamlingen av vissa fiskarter nära vindkraftverken fortsatt, och eventuellt tilltagit till att även omfatta kvantitativa effekter. Studier behövs även kring om stress kan påverka de fiskarter/ individer som väljer att söka sig till de revliknande fundamenten och dess mer bullriga ljudmiljö. Ytterligare studier, framför allt för Östersjöns del, behövs även vad avser kumulativ påverkan på långvandrande fisk som blankål.

Summary

In 2001, the Government authorised the construction of an offshore wind farm at Lillgrund (48 wind turbines with 2.3 MW generators). The Lillgrund wind farm is located in the Öresund Strait in the southwest Sweden and it connects the brackish Baltic Sea with the Kattegat and North Sea area. In 2002, the Environmental Court defined the final terms and conditions for the wind farm development and the extent of the monitoring programme required.

Lillgrund wind farm has been operating since 2008 and is currently the largest investment in offshore wind power that is in operation in Sweden.

The National Board of Fisheries conducted a monitoring programme in the area in the years before (2002–2005) and after (2008–2010) the construction of the wind farm; a base line study and a study when the wind farm was operational, respectively. The aim was to investigate the impact of the wind farm, when operating, on the benthic (bottom-living) and pelagic (open-water living) fish as well as on fish migration. These studies have partly been integrated into work conducted as a part of the research project Vindval, funded by the Energy Agency.

Throughout the project period, regular contact has been maintained between the National Board of Fisheries and Vattenfall (which owns and operates the wind farm), as well as with the regulatory authority (County Administrative Board of Skåne).

The main results can be summarised in a number of points below:

Acoustics (sound)

- The overall sound energy from the wind farm under water, is mainly generated by vibration from the gearbox.
- An analysis of the sound pressure level for the wind farm area, showed a correlation between noise level and the number of turbines in the wind farm (the so called park effect), where each individual turbine helps to increase the overall noise level in the area.
- Sound measurements from Lillgrund wind farm showed that noise levels within a distance of 100 metres from a turbine at high wind speeds are high enough to be a risk for some species of fish to be negatively affected, e.g. in the form of escape behaviour, or masking of vocal communication between individuals.
- Stress reactions can also occur at distances of more than 100 metres from a turbine. This is due to the fact that the noise from the turbines is continuous and louder than the ambient noise levels within some frequencies.

Benthic (bottom-living) fish

- The development of the fish community in Lillgrund was similar to that observed in the reference areas during the study period. For the wind farm as a whole, no effect was observed on the species richness, species composition or quantity of fish.
- Several species of bottom-living fish showed an increase in abundance close to the individual wind turbines compared with further away, especially eel (yellow eel) (*Anguilla anguilla*), cod (*Gadus morhua*), goldsinny wrasse (*Ctenolabrus rupestris*) and shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*). The results more likely reflect a redistribution of fish within the wind farm, rather than a change in productivity or migration from surrounding areas. The increase in abundance is probably due to the wind turbine foundations providing an opportunity for protection and improved foraging.
- The distance within which an increased abundance could be observed was estimated for different species to be between 50–160 metres from a wind turbine.

Pelagic (open-water living) fish

- There was a dramatic increase in commercial fishing for herring (*Clupea harengus*) north of the Öresund bridge, in contrast to the south of this line, where it practically completely stopped during the first years of operation of the wind farm. This change may imply that the Rügen herring migration was affected by the Lillgrund wind farm. Due to the fact that there were other factors in addition to the wind farm contributing to the herring movements, it proved difficult to identify any correlation.

Fish migration

- According to the study, the wind farm at Lillgrund is not a definitive barrier for the migration of silver eels (*Anguilla anguilla*) that migrate through and close to the wind farm area. The same proportion of the tagged and released silver eels (approximately one-third), passed the transect line with receivers, both before the wind farm was constructed (the baseline period) and after it was in operation.
- There was no statistical difference indicating any alterations in the migration period for silver eel, but there was a tendency towards the migration taking longer at higher productivity (>20% of maximum effect) which could indicate that some eels were affected by the wind farm. There was a tendency towards the eels being recorded on fewer occasions than expected within the wind farm when functioning at low productivity (<20 %) and on more occasions than expected when functioning at higher productivity (>20 %), which may indicate that some individuals are less able to navigate past the wind farm at higher production rates.

Conclusions

The study at Lillgrund has resulted in an increase in knowledge of how offshore wind farms can affect fish, which is very valuable. Even within an international perspective, there are very few studies of offshore wind farms in operation.

Three years of monitoring the effects of the wind farm on fish and fisheries is only a relatively short period. Some of the most significant results however, include the fact that some bottom-dwelling fish were attracted to the fundamentals of the wind farm and the associated rocky protection layer (reef effect). In addition, an increasing noise level in the Öresund environment was observed and the results of the eel tracking may indicate that the migration pattern of some eels was, to some extent, affected by the wind farm. There is a need for caution however, when applying the results in other marine areas and on a larger scale. Lillgrund wind farm is one of the first large-scale wind farms and is located in an area with frequent and noisy shipping traffic as well as frequent and large fluctuations in external parameters such as salinity and currents.

A key gap in our knowledge, despite these studies, is the lack of long term monitoring, to evaluate the long term ecological impacts of the reef effects observed. It would be ideal to re-visit the wind farm after a number of years to see how the fish populations have developed over the longer term, and see whether the observed accumulation of certain fish species near the structures continues, and if quantitative effects on the whole area are also evident. Studies looking at whether noise as a physiological stress, can affect the fish species that live or pass through the wind farm environment are also required. In addition it would be useful to implement further studies, especially in the Baltic Sea, with regard to the cumulative impacts on migratory fish such as silver eels.

The full report is available as a PDF in English.

Inledning

Regeringen gav 2001 tillstånd till uppförande av en vindkraftpark på Lillgrund i Öresund (Miljödepartementet, ärende nr M1998/2620/Na). Slutliga villkor för verksamheten fastställdes av miljödomstolen 2002 (Växjö tingsrätt, mål nr M 416-01). I beslutet (villkor nr 5) angav Regeringen att en uppföljning av vindkraftparkens inverkan på fiskbestånd och fiske inom etableringsområdet skulle utföras. Undersökningarna i det uppföljningsprogram för eventuella effekter på fisk och fiske som tagits fram, omfattar både en period före anläggandet av vindkraftparken och efter idrifttagandet.

Programmet startade med en baslinjestudie under åren 2002–2005 (Lagenfelt m.fl. 2006). Lillgrunds vindkraftpark togs i full drift i början av år 2008. Denna rapport är en sammanställning av resultaten från de undersökningar som utförts under vindkraftparkens tre första driftår 2008–2010, samt över hur dessa förhåller sig till perioden före vindkraftparkens etablering.

Havsbaserad vindkraft i Sverige

Både land- och havsbaserad vindkraft planeras få en stor roll när det ökande behovet av förnyelsebar energi ska täckas, både nationellt och internationellt. I dagsläget står dock merparten av vindkraftverken i Sverige på land, då vindkraft till havs är dyrare att anlägga och driva. I slutet av år 2010 fanns det sammanlagt 71 havsbaserade vindkraftverk med en installerad effekt på 163,4 MW (varav Lillgrund vindkraftpark bidrar med 48 verk och drygt 110 MW) (Energimyndigheten, Vindkraftstatistik 2010) (<http://energimyndigheten.se/PageFiles/110/Vindkraftsstatistik-2010-ny.pdf>).

Till havs finns dock ett mycket stort antal vindkraftverk som har tillstånd men som ännu inte uppförts (september 2011 totalt 349 vindkraftverk om 1715 MW, fördelat på sju vindkraftparker) (<http://www.vindkraftsbranschen.se/start/om-vindkraft/>). Fem av dessa vindkraftparker är lokaliserade vid den svenska kusten i egentliga Östersjön. I egentliga Östersjön finns även planer för ytterligare tre mycket stora vindkraftparker, omfattande sammantaget upp till cirka 1 200 vindkraftverk, en installerad effekt om cirka 3 800 MW och en produktion om cirka 12 TWh (två i Hanöbukten, Taggen och Blekinge Offshore, och en på Södra Midsjöbanken).

Vindkraftens effekter på fisk och fiske

Fiskeriverket har tidigare, som ett led i ett regeringsuppdrag 2006, publicerat en genomgång av kunskapsläget beträffande påverkan från havsbaserad vindkraft på fiskbestånden och fisket (Bergström m.fl. 2007).

En havsbaserad vindkraftpark genomgår under sin existens tre separata skeden som varierar i karaktär och omfattning av påverkan.

1. Anläggningsfasen, som beräknas pågå från ett till flera år för större vindkraftparker.
2. Driftfasen, som förväntas vara minst 20–30 år.
3. Avvecklingsfasen.

Påverkan från anläggningsfasen är till stor del likartad den vid annan byggnation i vatten, med buller (de mest intensiva ljuden uppstår vid tillfällen då fundament för vindkraftverk pålas ner i havsbotten) och sedimentspridning. Kunskapen kring effekterna vid byggande i vatten är tämligen omfattande med ett relativt stort omfång av resultat med vetenskapligt granskad kvalitet. Påverkan under avvecklingsfasen bedöms medföra liknande störningsmoment som under anläggningsfasen.

Erfarenhetsbaserade studier från havsbaserade vindkraftverk i drift är däremot få (se Wilhelmsson m.fl. 2010, för en sammanfattning). Lillgrund är den största fullföljda satsningen på havsbaserad vindkraft i Sverige.

Sammanställningar över miljöeffekter av havsbaserad vindkraft publiceras fortlöpande internationellt och i samband med miljökonsekvensbedömningar. Kunskapsläget behöver dock revideras utifrån nytillkommen erfarenhet, då de senaste större genomgångarna publicerades runt 2006–2007 (Zucco m.fl. 2006, Åslund m.fl. 2006, Bergström m.fl. 2007). Flera länders vindkraftprojekt finns att följa med aktuella rapporter, exempelvis

- Belgiska (<http://www.mumm.ac.be/EN/Management/Sea-based/windmills.php>),
- Brittiska COWRIE-projektet (www.offshorewind.co.uk),
- Danska (<http://www.ens.dk/da-DK/UndergrundOgForsyning/VedvarendeEnergi/Vindkraft/Havvindmoeller/Sider/Forside.aspx>),
- Holländska Nordzeewind (www.noordzeewind.nl), samt
- Tyska vindkraftprojekt (www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/Windparks/index.jsp).

Under driftfasen är den främsta potentiella påverkan relaterade till aspekter av habitatförändring, dels genom en *tillkomst av nytt habitat* bestående av vindkraftverkens fundament och eventuella erosionsskydd, dels genom en potentiell effektiv *habitatförlust* på grund av förändringar i *ljudmiljö* (en ökad ljudnivå) eller *elektromagnetism* (förändrade elektromagnetiska fält från kablar på havsbotten). Man har även i olika sammanhang identifierat en risk för påverkan från förändrade *ljusförhållanden* (skuggor och reflektioner från torn och rotorbladen), samt ändrade *strömförhållanden* (genom att bromsa och omdirigera befintliga vattenströmmar) men denna påverkan är sannolikt mycket låg på fisk.

Förändringar i framför allt ljudmiljö och elektromagnetism skulle kunna försämra områdets kvalitet som livsmiljö för fisk, men även vara negativt för fiskarter som använder sig av ljud och jordmagnetiska fältet för sin navigering. Tillkomsten av nya fysiska strukturer skulle däremot kunna öka ansamlingen av fisk i området, genom att de erbjuder ökade möjligheter till skydd och födosök. Vindkraftparken medför även *fiskerestriktioner* av varierande omfattning, i form av vilka redskap som får användas och eventuellt även begränsningar i tillträde, vilket kan ha direkta ekonomiska konsekvenser för de fiskare som drabbas, med potentiellt även på fiskens beståndsutveckling. I tillägg till dessa direkta effekter kan förändringar i andra delar av ekosystemet medföra indirekta, ekologiska effekter på fisk, och fisken kan påverka andra komponenter av ekosystemet. En risk finns att den nya bottenstrukturen kan bli hemvist för invasiva (främmande) arter.

Sammantagna, kumulativa effekter riskerar att uppstå när allt större delar av havsytan expolateras för vindkraft med mera, även om effekten inte är signifikant i de enskilda fallen (Berkenhagen m.fl. 2010).

Utformning av undersökningar

Kontrollprogrammet har utformats för att kunna utvärdera vindkraftparkens effekter på fiskfaunan under driftfasen, genom att jämföra situationen under åren före och efter byggnation. Som riktlinje har undersökningarna utförts under minst tre år före respektive efter byggnation, för att på ett godtagbart sätt kunna återge omfattningen av naturlig mellanårsvariation. För att kunna se om eventuella observerade skillnader beror på närvaron av vindkraftparken eller på andra externa faktorer, har motsvarande undersökningar även utförts inom två referensområden; Bredgrund söder om Lillgrund och Sjollen norr om Lillgrund och Öresundsbron.

Grundförslaget till kontrollprogram innefattade en rad olika moment. I tabell 1 redovisas provtagnings-schemat för hela undersökningsperioden (2002–2005, respektive 2008–2010). Inga undersökningar genomfördes under byggtiden. Programmet har till vissa delar modifierats över tid, för att inkorporera erfarenheter under projektets gång. Eventuella effekter av vindkraftparken på längre sikt täcks inte av undersökningsprogrammet som omfattar endast tre år efter idrifttagandet.

Under driftfasen genomfördes undersökningar av undervattensljud (akustiska undersökningar), provfisken inriktade på det bottennära fisksamhället och undersökningar av ålens vandringsmönster (telemetriundersökningar). Undersökningar av pelagisk fisk har inkluderats genom analyser av yrkesfiskets fångststatistik för Öresund samt analyser av ICES mer fiskeoberoende data för ett större havsområde.

Tabell 1. Översikt över undersökningar utförda inom kontrollprogrammet för Lillgrund vindkraftpark (L). Undersökningarna har i vissa fall integrerats med undersökningar inom ramen för kunskapsprogrammet Vindval (V).

Rapporten/ Moment	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	Före	Före	Före	Före	Bygg	Bygg	Drift	Drift	Drift
Kapitel om Ljud									
Akustikmätning							L	V	V
Kapitel om Bentisk fisk									
Provfiske vår (ryssjor)	L	L	L	L			LV	LV	LV
Provfiske höst (ryssjor)									L
Provfiske höst (nätlänkar)	L	L	L	L			L	L	
Kapitel om Pelagisk fisk									
Yrkesfisket statistik		L	L	L			L	L	L
Kapitel om Fiskvandring									
Telemetri ål	L	L	L	L			V	LV	L
Moment som utgått									
Kapitel om Bentisk fisk									
Vegetationskartering				L					
Lekprovfisken	L	L	L						
Kapitel om Pelagisk fisk									
Ekointegrering		L	L	L					

Inom provfiskena med ryssjor ökades antalet provfiskade stationer från 24 till 36 år 2005. Under 2010 utfördes provfiske med ryssjor även under hösten, och det ordinarie provfisket med nätlänkar utgick. Därtill ökades antalet fiskade stationer från 36 till 76. Målsättningen med förändringen var att få en förbättrad bild av fiskens fördelning i närområdet för tornen, och komplettera studier av fördelningseffekter utförda inom Vindval. Genom att använda samma redskap vid fiske under vår och höst blev det även möjligt att jämföra förekomsten av olika fiskarter mellan de två årstiderna. Det var framför allt intressant att studera förekomsten av strandkrabba, som blivit alltmer allmän i Öresund under 2000-talet.

Provfisken med nätlänkar under hösten stördes av kraftig förekomst av strandkrabba, vilket delvis kan ha påverkat resultaten, men de bedömdes rimliga att utföra fram till och med 2009.

Den vegetationskartering som planerades utgick, eftersom den bedömdes inte möjlig att genomföra tekniskt likvärdigt över hela ytan.

Riktade provfisken efter arter som kan ha Lillgrund som lekområde har tidigare ingått som en del av baslinjestudien. Lekprovfisken efter piggvar genomfördes 2002–2004 och efter sjurygg 2003–2004. Fiskena stördes dock kraftigt av drivande alger under alla år, framför allt vid Lillgrund och Bredgrund. Störningarna fortgick trots försök med att flytta fiskeperioden i tid. På grund av störningarna har det inte varit möjligt att få tillförlitliga baslinjedata för en studie av om vindkraftparken vid Lillgrund påverkar lek av piggvar och sjurygg. Fisket avslutades därför efter 2004. En beskrivning av tillgängliga resultat från de lekprovfisken som utfördes finns i rapporten från baslinjestudien (Lagenfelt m.fl. 2006).

Inverkan på pelagisk fisk av anläggningen av vindkraftparken på Lillgrund undersöktes under baslinjestudierna med hydroakustik (Lagenfelt m.fl. 2006). Undersökningarna var huvudsakligen inriktade på att kvantifiera mängden pelagisk fisk i vattenmassan och avsåg delvis att kopplas till Rügensillens vandring mellan lek- och uppväxtområden. Analysen av den statistiska styrkan i undersökningarna visade dock att sannolikheten var låg att kunna upptäcka till och med större förändringar av mängden pelagisk fisk efter det att vindkraftparken tagits i drift.

Momentet med hydroakustik ersätts med en analys av yrkesfiskets fångst av sill i Öresund (fångstområde SD 23), samt en analys av ICES undersökningar av sillyngel och lekmogen sill i västra Östersjön och södra Kattegatt (fångstområde SD 21–24).

Vindkraftparken

Lillgrunds vindkraftpark ligger beläggen cirka 7 km utanför den svenska kusten och cirka 7 km sydost om Öresundsbron. Vindkraftparken består av 48 stycken vindkraftverk, en transformatorbyggnad samt kablar mellan vindkraftverken (totalt 22 km 33 kV ledningar fördelat på fem sektioner), transformatorn och land (en 130 kV kabel). Vindkraftverken är placerade i raka rader med avstånd som är något under optimum för de 2,3 MW generatorer som används (Dahlberg 2009). Avståndet mellan raderna med vindkraftverk är 300 m och avståndet i raderna mellan turbinerna 400 m. Vindkraftverken innesluter en yta av 4,6 km².

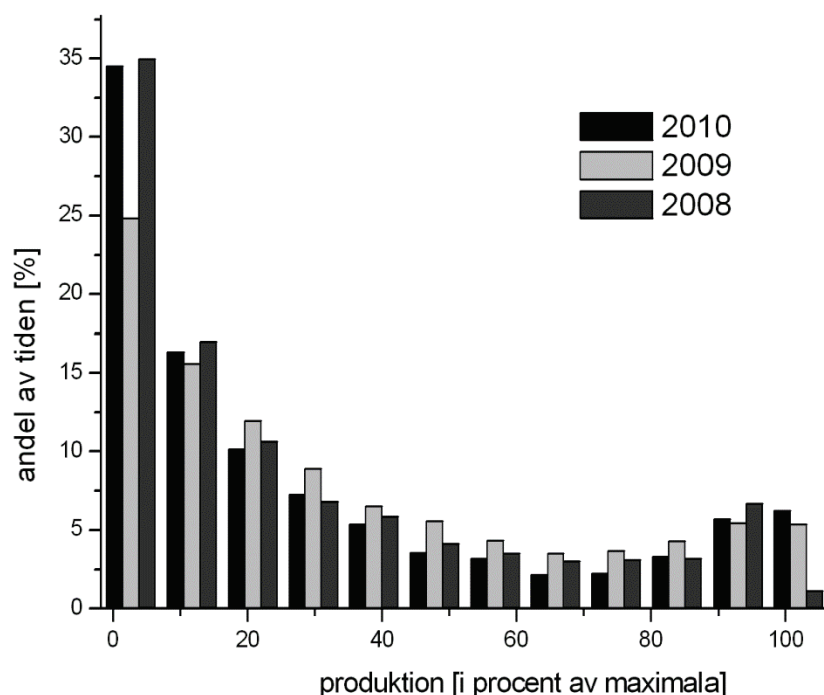
Vindkraftverken står på så kallade gravitationsfundament, sexkantiga betongfundament med en största bredd av 19 meter, på en makadambädd på botten. Runt basen till varje fundament ligger ballast och ett 1 till 1,2 meter tjockt erosionsskydd. Vattendjupet i området varierade mellan 4–9 meter innan anläggandet och muddrades till 7–11 meter inför placeringen av fundamenten.

Vindkraftverken har en total höjd på cirka 115 meter upp till vingspetsen, en rotordiameter på 93 meter och en navhöjd på 68,5 meter. Bladen roterar med en hastighet av 6–16 varv per minut. Totalt har vindkraftparken en installerad effekt på 110 MW och en årlig produktion om cirka 330 000 MWh. Maximal elproduktion uppnås vid en vindhastighet på 12–13 m/s (Jeppsson m.fl. 2008).



Figur 1. Lillgrund vindkraftpark översiktsbild. Fakta om Lillgrund vindkraftpark (<http://www.vattenfall.se/sv/fakta-om-lillgrund.htm>).

Under de perioder fiskundersökningar huvudsakligen utförts (maj till och med november månader) var tillgängligheten för produktion i vindkraftparken cirka 99 % för åren 2008–2010. Under resterande timmar stod vindkraftparken stilla eller förbrukade energi. I Figur 2 illustreras fördelningen över tid av produktionen. Ljudbilden under vattenytan kring vindkraftparken återspeglar vindkraftverkens produktion upp till den maximala produktionen.



Figur 2. Produktionen (% av den maximala) i den samlade vindkraftparken vid Lillgrund, under månaderna maj till och med november (7 månader), det vill säga under den huvudsakliga period fiskundersökningar utförts i området, för åren 2008–2010 (från Vattenfalls driftdata för vindkraftparken).

Slutrapporten

Utförandet av undersökningarna är delvis integrerade med undersökningar utförda inom forskningsprogrammet Vindval som finansieras av Energimyndigheten. Slutrapporten har samordnats med motsvarande undersökningar inom Vindval, genom att inkludera sammanfattade resultat från Vindval i denna rapport (bottennära fisk), eller genom att sam-analysa materialet från båda studierna i sin helhet (akustik, fiskvandring).

Rapporten behandlar som första kapitel ljudbilden i Öresund och hur fisk uppfattar och reagerar på ljud. Därefter redovisas resultaten för bentiska, bottennära fiskarter som till stor del är stationära och därför påverkas i större utsträckning än pelagiska, i fria vattnet levande fiskarter av förändrad bottenstruktur. Efter pelagiska fiskarter behandlas i ett kapitel effekterna av vindkraftparken på den lekvandrande ålen, så kallad blankål. Ålen som leker i Sargassohavet har en mycket lång vandringssträcka från svenska kusten/ Östersjön varför varje störning av denna vandring kan vara av betydelse för om de kommer fram eller inte. Rapporten avslutas med en övergripande diskussion där de olika undersökningsmomenten sammanvävs och diskuteras ur ett större perspektiv. Arbetet har skett under kontinuerlig kontakt mellan Fiskeriverket, Vattenfall som äger och driver vindkraftparken och tillsynsmyndigheten (Länsstyrelsen i Skåne län).

Akustik (ljud)

Inledning

Fiskar använder ljud för ett flertal biologiska funktioner som t.ex. att hitta föda, bli förvarnad för annalkande rovfiskar eller 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). 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 m.fl. 1994; Simpson m.fl. 2005; Fay 2009).

De ökade industriella aktiviteterna som t.ex. fartygstrafik, seismiska undersökningar, byggnation och drift av havsbaserade energikällor samt militära verksamheter i havet har lett till en generellt ökad ljudnivå under vattenytan under de senaste hundra åren (Ainslie m.fl. 2009; Hildebrand 2009; Kikuchi 2010). Det är av stor vikt att dessa ljudkällor och dess påverkan på den marina miljön undersöks för att inte det redan hårt ansatta fiskekosystemet drabbas ytterligare. De senaste åren har havsbaserad vindkraft fått stor uppmärksamhet bland annat på grund av att turbiner har byggts i kustnära områden med stora biologiska värden. Turbiner skiljer sig från andra ljudkällor eftersom de genererar ett kontinuerligt ljud, dock varierar nivån och frekvens som en funktion av vindhastigheten, under drift samt det faktum att de kommer stå på samma ställe i minst 20 år (Wahlberg & Westerberg 2005; Madsen m.fl. 2006; Wilhelmsson m.fl. 2010). Undervattensljud från havsbaserad vindkraft kan påverka fisk om ljudet som genereras är tillräckligt högt och överlappar med de frekvenser som fiskarna använder (Slabbekoorn m.fl. 2010).

För att bedöma betydelsen av ljud och vibrationer från vindkraftsparken på fisk användes följande frågeställningar:

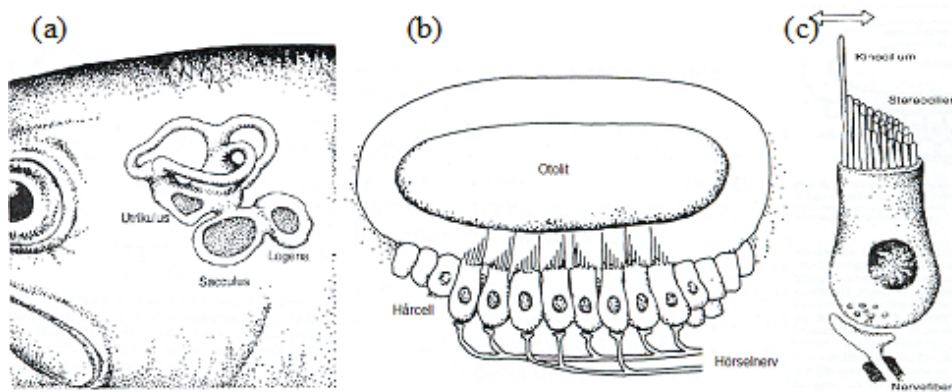
1. Vilka frekvenser och ljudnivåer genererar Lillgrunds vindkraftspark?
2. Hur stort är vindkraftsparkens bidrag till det befintliga ljudlandskapet i Öresund?
3. På vilket avstånd kan torsk, sill och ål detektera ljud från vindkraftverken?
4. Är ljudnivån tillräckligt hög för att direkt skada fisk eller påverka fiskars beteende?

För att ge en bakgrund till bedömningen görs en kortfattad genomgång av fiskhörsel och fiskars reaktioner på ljud, samt av den generella ljudbilden i Öresundsområdet i närheten av vindkraftsparken.

Detta projekt finansierades av till största delen av Vindval (knappt 90 %) och till en mindre del av Vattenfall (drygt 10 %). En utförligare beskrivning av metoder och resultat ges i Vindvalsrapporten (Andersson m.fl. 2011).

Fiskhörsel

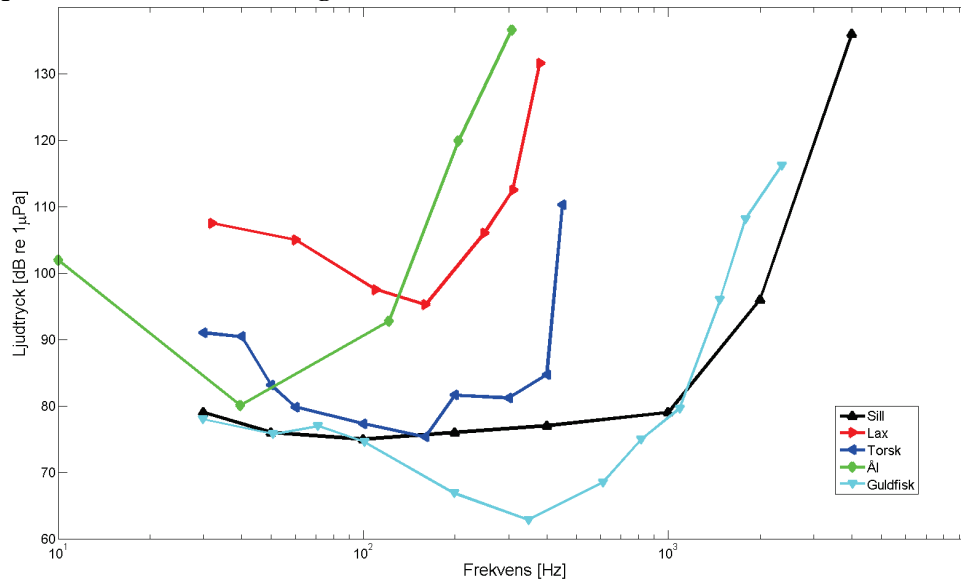
Ljudenergi fortplantar sig igenom vattnet som partikelrörelser och dessa rörelser skapar långsgående tryckförändringar där mediet komprimeras och dekomprimeras och därmed uppstår tryckfluktuationer. Ljudutbredningen i vatten sker med avsevärt mindre utbredningsförluster och med högre hastighet än i luft. Alla fiskar kan registrera partikelrörelser men endast fiskar med en 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 finns kalkstenar, otoliter, som vilar på hårceller (figur 3). När fisken vibrerar i ljudfältet kommer otoliterna ur fas med fiskkroppen på grund av sin högre densitet. Det uppstår då en relativ rörelse mellan hårceller 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 2010).



Figur 3. 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. Figureerna är modifierade från Sand (1992).

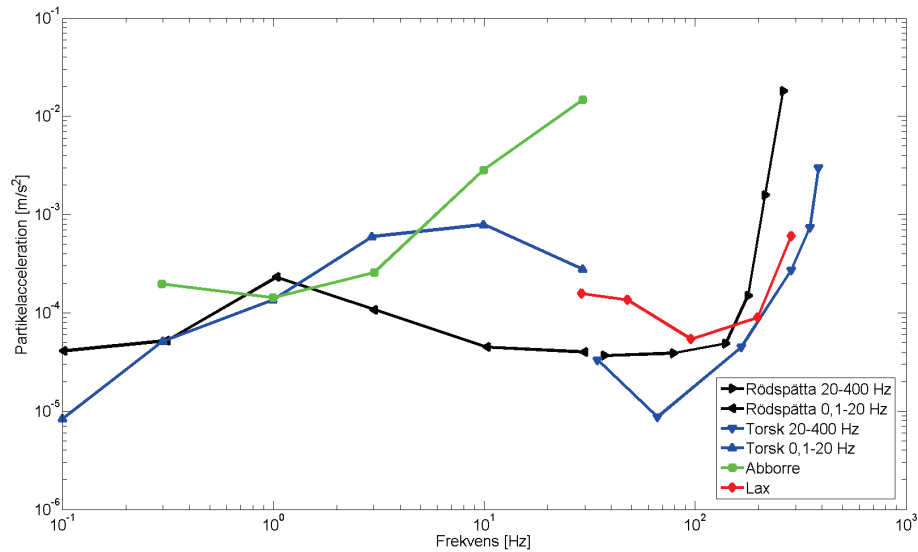
För fiskar med simblåsa uppstår en pulsation i den senare när simblåsan utsätts för en ljudvåg. Genom mekanisk koppling överförs simblåsans rörelse till otoliterna och registreras som ljud. Fisken blir därmed känslig både för ljudfältets partikel – såväl som tryckkomponent. Hur väl fiskar kan registrera 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 (Popper & Fay 2010). De anatomiska skillnaderna ger upphov till en stor variation för hur väl fiskar kan registrera ljud, vilket visas i figur 4 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 inneröronen 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 inneröronen gör att lax, ål och torsk inte hör

ljud på frekvenser över 400 Hz och har generellt en högre hörseltröskel jämfört med sill och gulfisk. Som figur 4 visar kan hörseltröskeln skilja på omkring 40 dB mellan arter vilket gör att man ska vara försiktig med generaliseringar. Ljudtryck uttrycks i den logaritmiska skalan decibel (dB) som är relaterat till tryck (Pascal) i vatten med hjälp av referensvärdet $1\mu\text{Pa}$. Det är värt att notera att det även finns en variation på flera decibel för tröskelvärden inom en art. De presenterade nivåerna i figur 4 är medelvärden för ett antal fiskar inom en art.



Figur 4. Hörselkänslighet relaterat ljudtryck hos ett antal fiskarter. Sill (*Clupea harengus*) (Enger 1967), lax (*Salmo salar*) (Hawkins & Johnston 1978), torsk (*Gadus morhua*) (Chapman & Hawkins 1973), äl (*Anguilla anguilla*) (Jerkø m.fl. 1989) och gulfisk (*Carassius auratus*) (Fay 1969). Variationen i känslighet för både frekvens och ljudintensitet beror på anatomiska skillnader mellan arterna. Figuren är modifierad från Andersson m.fl. (2011).

Fiskar som saknar simblåsa t.ex. många bottenlevande arter som plattfiskar och 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 m.fl., 1993; Horodysky m.fl., 2008). Fiskar har ungefär samma känslighet för vibrationer med tröskelvärden som ligger mellan 10^{-4} till 10^{-5} m/s^2 för frekvensintervallet 1 till 400 Hz. Figur 5 visar känsligheten hos rödspätta (*Pleuronectes platessa*) som saknar simblåsa och torsk, lax och abborre (*Perca fluviatilis*) som alla har simblåsa. Det finns en variation i tröskelvärden för olika fiskarter, både för ljudtryck och för rörelse, då det är skillnad mellan individer men även mellan studier. Ett exempel är torsk i figur 5 där studier av 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 varandra som för rödspätta men Sand & Karlsen (1986) förklarar detta med att det är på grund av olika nivåer av bakgrundsljudet i de två studierna.



Figur 5. 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 & Johnston 1978). Känsligheten är relativt lika för de flesta arter från 1 till 400 Hz. Figuren är modifierad från Andersson m.fl. (2011).

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 studerats för fiskar 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 m.fl. 2007; Zeddis m.fl. 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 m.fl. 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 ska 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

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 relaterade 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 de behöver kvantifieras separat i grunda hav.

Hur fisk påverkas av ljud

Även om man redan i början av 1900-talet började studera fiskars reaktion på ljud har vi fortfarande lite kunskap för hur känsliga fiskar är för buller. Det är först på senare år som man med hjälp av ny teknik för ljudmätningar har börjat undersöka effekter av ljud på fisk. Men det finns fortfarande stora kunskapsluckor och med tanke på den stora artvariationen inom benfiskar är det svårt att generalisera resultat.

Vissa ljudkällor som pålningsljud, seismiska undersökningar (tryckluftkanoner) och explosioner kan generera höga ljudnivåer under kort tid i vattnet. När fisk utsätts för dessa ljudnivåer kan de drabbas av permanenta (PTS – Permanent threshold shift) eller tillfälliga (TTS – Temporary threshold shift) hörselskador 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 studier har man noterat att känselhåren återbildas, men motsatta resultat har även beskrivits i andra studier (McCauley m.fl. 2003; Smith m.fl. 2006). Vid långtidsexponering av lägre ljudnivåer kan fiskörat skadas på liknande sätt. I en studie med vitt brus med ljudnivåer strax över 140 dB re 1µPa(RMS), 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 studier även visat att ett flertal fiskarter visar ett flyktbeteende från kraftiga ljudkällor. Vid plötsliga exponeringar och vid okända ljud reagerar de flesta fiskar redan vid låga intensiteter. Studier har påvisat flyktbeteende hos sill- och torskfiskar i relation till forskningsfartyg, seismiska undersökningar och pålningsljud (Olsen 1971, Engås m.fl. 1996; Muller-Blenkle m.fl. 2010). I många fall sker reaktionen så snart ljudet är urskiljbart från bakgrundsbruset men i andra fall måste det genererade ljudet ligga över bakgrundsljudet (Chapman & Hawkins 1973). Driftljudet från vindkraftverk skiljer sig i karaktär från ovan nämnda ljudkällor eftersom ljudet är kontinuerligt, till skillnad från pålningsljud som består av höga pulser och fartyg som kommer och går. Dock varierar ljudnivån och frekvens för ett vindkraftverk i drift som en funktion av vindhastigheten. I nuläget finns det

inga studier gjorda i fält på hur fisk reagerar på driftljud från vindkraftverk. Men återspelat ljud i akvarier visar klara beteendereaktioner för driftljud vid varierande ljudnivåer (Müller 2007; Andersson m.fl. 2007). Även om man har konstaterat ett flyktbeteende hos en del fiskarter är det oklart om detta har någon betydelse för fisk på populationsnivå, dvs. förmågan att överleva och fortplanta sig. Fisk kan vänja sig vid ljud som inte är alltför höga och som inte kopplas till fara. Men enbart vistelsen i en förhöjd ljudmiljö kan ha negativa konsekvenser för en fisk och det är inte alltid ett flyktbeteende är den enda reaktionen på att fisken är störd (Bejder m.fl. 2009). Fiskar har visats bli stressade av att befinna sig i en konstant bullrig ljudmiljö vilket i sin tur resulterade i lägre tillväxthastighet (Sun m.fl. 2001; Davidson m.fl. 2009) men stress kan potentiellt även störa reproduktion (Pickering 1993). De största kunskapsluckorna i dagsläget gäller hur ägg och larver påverkas av ljud. De saknar förmåga att fly från ett störande ljud och är därför mer sårbara än vuxen fisk (Popper & Hastings 2009). Huruvida buller från en havsbaserad vindkraftspark i drift även kan påverka fisk genom till exempel maskering av den akustiska kommunikation, som t.ex. vid fortplantning, finns det inga studier på i dagsläget (Slabbekoorn m.fl. 2010). Men studier har visat att båttrafik maskerar kommunikationen hos vokaliserade fiskar (Codarin m.fl. 2009). Som en jämförelse till ljudnivåer från vindkraftverk har studier visat att torskfiskar kan generera grymtningar på ungefär 120 till 133 dB re 1 μ Pa på ett avstånd av 1 m (Hawkins & Rasmussen 1978; Nordeide & Kjellsby 1999).

Generell ljudmiljö Öresund

Ljudlandskapet under vattenytan i Öresund domineras av en mycket intensiv båttrafik där mer än 36 900 kommersiella fartyg (oljetankers, containerfartyg, passagerarfärjor och fiskebåtar) passerar området varje år (Sjöfartsverket 2008). Dessa siffror är baserade på AIS (Automatic Identification System) data från Sjöfartsverket och innefattar alla fartyg över 300 ton. Övrig båttrafik, såsom fritidsbåtar, är därmed inte inräknade. 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 ger ett bidrag till ljudmiljön. Även Öresundsbron har visats bidra till ljudmiljön i området. 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 μ Pa(RMS) på 50 m avstånd från bropelare med huvuddelen av energin under 500 Hz (Appelberg m.fl. 2005). De flesta av nämnda ljudkällor genererar ljud under 1 kHz, vilket sammanfaller med det frekvensområde där de flesta fiskars hör som bäst och själva genererar ljud (Slabbekoorn m.fl. 2010). Även naturliga ljud i havet bidrar till ljudlandskapet, som t.ex. regn och vågrörelser men även biologiska ljudkällor alstrade av fisk och marina däggdjur. Förmodligen är dock dessa biologiska ljud försumbara jämfört med de artificiella ljudkällorna i Öresundsregionen.

Ljudproduktion från vindkraftverk i vatten

Under byggnationen av Lillgrund vindkraftpark genomfördes ingen pålning av fundamenten men det utfördes muddring på flertalet platser innan gravitationsfundamenten ställdes på plats. Under muddring genereras ljud från själva fartyget men även av muddringsaktiviteten då en sug, hink och övrig anordning stöter i botten och tar upp bottenmaterialet till ytan och lägger det på en närliggande pråm. Detta ljud består av både korta, höga ljudpulser och mera bredfrekvent buller. Inga ljudmätningar utfördes under anläggningstiden för Lillgrund men mätningar vid liknande muddringsaktiviteter i England och USA visade på ljudnivåer upp till 120–140 dB re 1 μ Pa(RMS) på 150 m avstånd för frekvenser under 1 kHz (Clarke m.fl. 2002) och 140 dB re 1 μ Pa² på 100 m avstånd för 125 Hz centerfrekvens över 1/3-oktavband (Robinson m.fl. 2011).

När vindkraftverket står på plats och är i drift, genereras det mesta av ljudet i form av vibrationer inne i turbinen, emanerande från växellåda och generator, som förs via tornet och fundamentet till vattnet. De ljud som genereras av bladen reflekteras till stor del bort av vattenytan (Lindell, 2003; Sigray m.fl. 2009). Tidigare studier utförda i europeiska vatten visar att havsbaserade vindkraftsverk genererar ett bredfrekvent ljud med enstaka kraftiga toner (se citerade studier i Madsen m.fl. 2006 och mätningar i Lindell 2003; Tougaard & Damsgaard-Henriksen 2009). Det råder en stor variation i den beräknade ljudnivån mellan olika vindkraftparker. De ljudnivåer som anges i olika studier för den dominerade tonkomponenten (25 till 180 Hz) ligger mellan 120 och 150 dB re 1 μ Pa(RMS) vid 1 m avstånd från turbinen. Dessa värden härstammar från mätningar på både gravitationsfundament av betong och monopilefundament av stål. De observerade skillnaderna kan inte tillskrivas de olika typerna av fundament utan är troligtvis beroende av typ och ålder på turbin och storlek på torn samt fundament. Ljudnivån är dock som regel alltid relaterad till vindhastighet eftersom vindkraftverken snurrar fortare vid högre vindhastigheter.

Vid mätningar av partikelacceleration vid Utgrundens vindkraftpark uppmättes de högsta nivåerna till 0,018 m/s² vid 1 m (integrerat över 2–200 Hz) vid 5 m/s, och något högre än 0,010 m/s² (integrerat över 2–200 Hz) vid 11 m/s (Sigray m.fl. 2009). Detta är första gången som partikelacceleration har uppmätts vid ett vindkraftverk. Den uppmätta styrkan är i nivå med vad andra studier har visat kunna framkalla beteendereaktioner hos fisk (Knudsen m.fl. 1992; Karlsen m.fl. 2004; Sonny m.fl. 2006). Dock minskar nivåerna snabbt med avstånd, och redan på 10–20 m avstånd från vindkraftverket överröstas ljudet av havets naturliga bakgrunds ljud. Man kan på goda grunder anta att partikelaccelerationsnivåerna vid Lillgrund är av samma storleksordning, och denna aspekt behandlas därför inte vidare i denna studie.

Hur snabbt ljudnivån från en vindkraftpark avtar som funktion av avstånd beror på flera faktorer. De enskilt viktigaste faktorerna är bottenmaterialets karaktär samt om det uppkommer ljudkanaler, till exempel skapade på grunda vatten eller i språngskikt, som fångar in ljudet och gör att det kan färdas längre än annars skulle vara fallet. Därför kan ljud färdas längre i ett grunt område än på djupare vatten. För grunda områden utbreder sig ljud cylindriskt och man antar ofta att ljudtrycket avtar med 10·log (avståndet). För djupa vatten sprids ljudet sfäriskt och man brukar anta att ljudtrycket minskar med 20·log

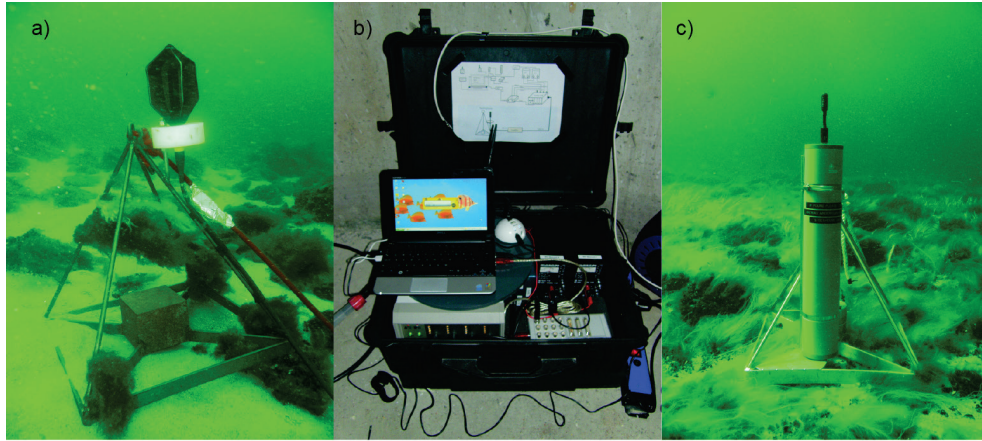
(avståndet) (Urick 1983). Den verkliga miljön är dock oftast mer komplicerad, vilket försvårar beräkningar av ljudnivåerna, men mätningar stöttade av modellberäkningar ger en relativ god bild av ljudnivåerna som funktion olika avstånd från en vindkraftspark. Vindkraftsparkerna består av flera turbiner och varje individ bidrar till den totala ljudbilden. Det är därför viktigt att mäta både nära enskilda turbiner samt på längre avstånd för att uppmäta hela vindkraftsparkens bidrag. Annars är risken betydande att den totala ljudnivån från en vindkraftspark underskattas.

Metodik

Akustisk utrustning och utförande

Under maj månad 2008 utfördes en pilotstudie för att studera ljudbilden vid Lillgrunds vindkraftpark. En hydrofon (Brüel & Kjær 8101 med en känslighet på -184 dB re $1\text{V}/1\mu\text{Pa}$ i frekvensområdet 1 Hz till 125 kHz) (figur 6a) monterades på ett stativ och lades ut med en båt som bas. Mätningar gjordes på flera avstånd från turbiner både inuti och i utkanten av vindkraftparken. Resultaten visade en variation av ljudnivåer beroende på stora växlingar i vindhastighet och vindriktning, eftersom dessa får till följd att turbinerna ändrar varvtal och därmed ljudnivå.

För att få en bättre förståelse för ljudmiljön i Öresundsområdet samt i och utanför vindkraftparken, gjordes ytterligare ljudmätningar under november 2009 samt i perioden maj till juni 2010. Brüel & Kjær hydrofonsystemet placerades 80 m söder om turbinen AO7 ($N55^{\circ} 30' 010$ $E12^{\circ} 46' 935$) och var kopplat via en kabel till ett mottagarsystem inuti turbinen AO7 där förstärkare, filter och en dator förvarades. Datorn användes för lagring av data men var även ansluten till ett modem så att systemet kunde fjärrstyras (figur 6b). 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. Därtill placerades ett batteridrivet hydrofonsystem, DSG-Ocean (känslighet $-185,6$ dB re $1\text{V}/\mu\text{Pa}$ i frekvensområdet 2 Hz– 37 kHz) (figur 6c), på olika avstånd (80 , 160 , 400 och 1000 m) från turbin AO7 och från vindkraftparken i sig. DSG-systemet programmerades att spela in under samma 5 min var 30 :e min som Brüel & Kjær systemet. Båda systemen spelade in med en hastighet av 25 kHz. Då inga ljudmätningar var gjorda innan vindkraftparken byggdes, utfördes även en tvåveckors mätning av undervattenljudet vid Sjollen ($N55^{\circ} 36' 024$ $E12^{\circ} 52' 635$), ett av referensområdena för provfisken inom kontrollprogrammet. Detta område ligger 10 km norr om vindkraftparken och har liknande bottenförhållanden och djup som själva parkområdet. Det berörs även av samma farled, Flintrännan, som passerar Lillgrund. En handhållen GPS användes vid utläggning av hydrofonerna på planerade positioner. Vibrationsmätningar inuti turbinen AO1 och AO7 och data på vindhastighet och riktning samt elproduktion för de enskilda turbinerna och hela vindkraftparken erhöles från Vattenfall Wind Power Data Centre i Danmark. För en mera detaljerad utläggning av mätutrustning och utförande, se Andersson m.fl. (2011).



Figur 6. Akustiska mätsystem som användes vid Lillgrund. (a) Brüel & Kjær 8101 hydrofon på ett stativ, kopplad till 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 batteridrivna och flyttades omkring, inne och utanför vindkraftparken. Foto: Mathias H. Andersson.

Dataanalys

Totalt spelades in mer än 300 timmar av undervattensljud under studien. Data grupperades in efter vindhastighet (0–2 m/s, 3–6 m/s, 7–9 m/s och 10–14 m/s). Därefter analyserades data för att fastställa förekomsten av fartygspassager i närområdet. Detta gjordes för att urskilja vindkraftparkens ljud från andra ljud i Öresund, samt för att fastställa det naturliga ljudlandskapet för Öresund utan bidrag från närliggande fartyg. All data analyserades med hjälp av akustikprogrammet Raven och MatLab® (MathWorks). De första analyserna visade att alla turbiner bidrog med ljud, och att det skulle ge en feluppskattning av ljudnivån på längre avstånd om man baserade skattningen på mätningar i närheten av enbart en turbin. Istället utvecklades en numerisk modell, som baserades på och verifierades med de faktiska mätningarna. Modellen behandlar alla 48 turbiner som enskilda ljudkällor och modellparametern är vindkraftparkens produktionseffektivitet (i procent) definierad som förhållandet mellan den faktiska elproduktionen och den maximalt möjliga elproduktionen av vindkraftparken. På basen av de olika avståndsmätningarna beräknades även ljudutbredningen i området. Ljudenergin integrerades över olika frekvensintervall för att studera bidraget till Öresunds ljudmiljö både när det gäller mer bredfrekvent buller och dominant toner. Ljudnivån presenteras som RMS (Root-Mean-Square) värden i enheten dB re 1µPa(RMS).

Ljudnivån i Öresund varierar kraftigt över tiden på grund av fartygstrafiken i farleden, som ligger 600 m från mätplatsen vid Sjollen. Denna variation i ljudbild kvantifierades för de två veckor då DSG-Ocean systemet var placerad vid Sjollen samtidigt som Brüel & Kjær systemet var placerad 80 m från A07. Inspelningarna vid Sjollen samlade in mätdata från ett antal passerande fartyg, och med hjälp av dessa utvecklades en fartygsmodell som beskriver ljudnivån i från farleden. Då det passerar i genomsnitt fyra fartyg i timmen, med en snithastighet på ca tio knop, blev farledens bidrag till den totala ljudbilden väsentlig och karaktäriserades som en linjekälla. Vidare beräknades vindkrafts-

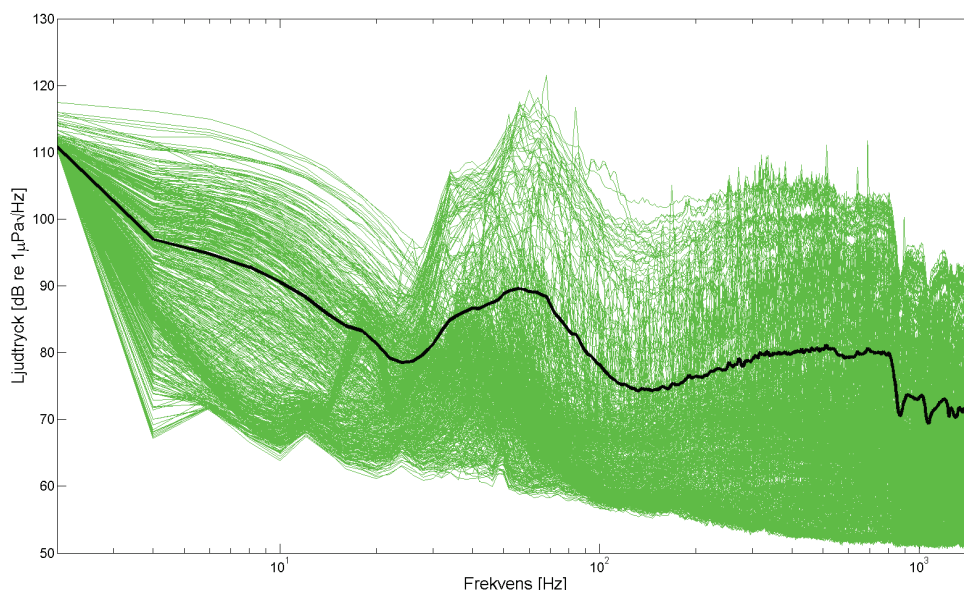
verkens ljudnivå för den mest dominerande tonen från vindkraftparken. Detta jämfördes med audiogram för sill, torsk, lax och ål, för att estimeras på vilka avstånd fiskarna skulle kunna upptäcka ljudet från vindkraftverken. Dessa arter representerar fiskar med olika typer av hörselförmåga och är vanliga arter i vindkraftsområdet, med undantag för lax. För en mera detaljerad beskrivning av modellerna och dataanalyser, se Andersson m.fl. (2011).

För att ytterligare utvärdera sambandet mellan ljudnivån och förekomsten av fisk i vindkraftsområdet uppskattades den aktuella ljudnivån för varje position som provfiskades vid ryssjefisket år 2010. Detta gjordes med hjälp av den framtagna ljudspridningsmodellen för Lillgrund vindkraftpark. I modellen estimerades ljudnivån utgående från en beräknad medelproduktionsnivå för det dygn respektive ryssjor var i vattnet, på basen av data över rådande vind- och driftförhållanden. Detta gav en grov uppskattning av medelljudnivån i närområdet för provfisket, även om den faktiska ljudnivån kan variera en del under dygnet som en funktion av varierande vindstyrka. Sambandet med förekomsten av fisk studerades som framgår av kapitlet om bentisk fisk i denna rapport.

Resultat

Bakgrundsljud vid Sjollen

Under de 12 dagar som DSG-Ocean systemet var utlagd vid Sjollen, 600 m från farleden Flintrännan, gjordes det 551 inspelningar. Analysen visade att det var en stor spridning av ljudnivån över tiden. Ljudnivån ökade kraftigt när ett fartyg passerade samt när det blåste mycket (tunna gröna linjer, figur 7). Medelljudnivån beräknades för alla inspelningar (svart linje, figur 7). Under mät dagarna varierade vindstyrkan mellan 0 och 15 m/s. Det fartygsgenererade ljudet var den tydligt dominanta ljudkällan i området för frekvenser mellan 20–1000 Hz medan ljudbilden under 20 Hz dominerades av våggenererat ljud. (I figur 7 är den tydliga puckeln mellan 30–150 Hz fartygsgenererad och var endast synlig när ett fartyg passerade hydrofonen på ett avstånd mindre än cirka 1 km. Den andra puckeln, mellan 150–800 Hz beror på mer avlägsna fartyg och är närvarande i stort sett i alla inspelningar.) Mellan 800–1000 Hz sjönk ljudnivån. Vi har ännu inte funnit någon förklaring till detta, men det kan vara en instrumentell effekt. En integrering av energin mellan 20–4000 Hz visade att det uppmätta medelljudtrycket för varje 5-min inspelning varierade mellan 85 och 118 dB re 1 μ Pa(RMS) under mätperioden vid Sjollen.



Figur 7. Effekttäthetsspektra över ljudmätningar vid Sjollen mellan 27 maj till 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 hydrofonden stod 600 m sydost om Flintrännan. Spektra beräknades på 1 s intervall som medelvärdesbildades över 5 minuter. Figuren är modifierad från Andersson m.fl. (2011). För förklaringar, se texten.

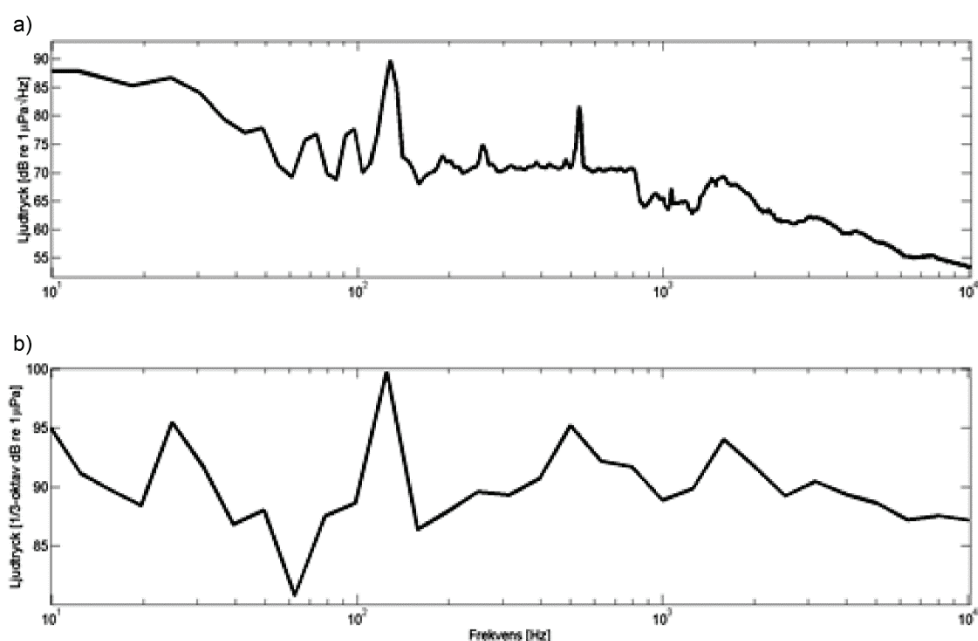
Några av de fartyg som passerade Sjollen under mätperioden detaljstuderades och den genererade ljudnivån som funktion av avstånd beräknades baserat på AIS data. Resultaten visade att fartygen genererar olika ljudnivåer beroende på storlek, hastighet och fartygstyp (tabell 2). Data integrerades över frekvensintervallet 20–4000 när fartygen var som närmast (CPA) positionen för DSG-Ocean vid Sjollen. Källstyrkan vid 1 m bestämdes genom att anta en utbredningsförlust av $17 \cdot \log$ (avstånd) (se nedan). En beräkning av ljudnivån gjordes även för servicebåten (Lillgrund) som används av Vattenfall i den dagliga verksamheten vid vindkraftparken (tabell 2). Lokalt genererades höga ljudnivåer när servicebåten lade till mot fundamenten och släppte av tekniker.

Tabell 2. Ljudnivåer (re 1 μ Pa(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 hydrofonden. Källstyrkan vid 1 m är beräknad med en utbredningsförlust av $17 \cdot \log$ (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. Tabell modifierad från Andersson m.fl. (2011).

	Fartygstyp	MMSI	Hastighet	Avst. till hydrofon	Uppmätt ljudnivå	Uppmätt ljudnivå	Beräknad ljudnivå vid 1 m	Beräknad ljudnivå vid 1 m
					20–4000 (Hz)	123–132 (Hz)	20–4000 (Hz)	123–132 (Hz)
		nummer	(knop)	(m)				
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

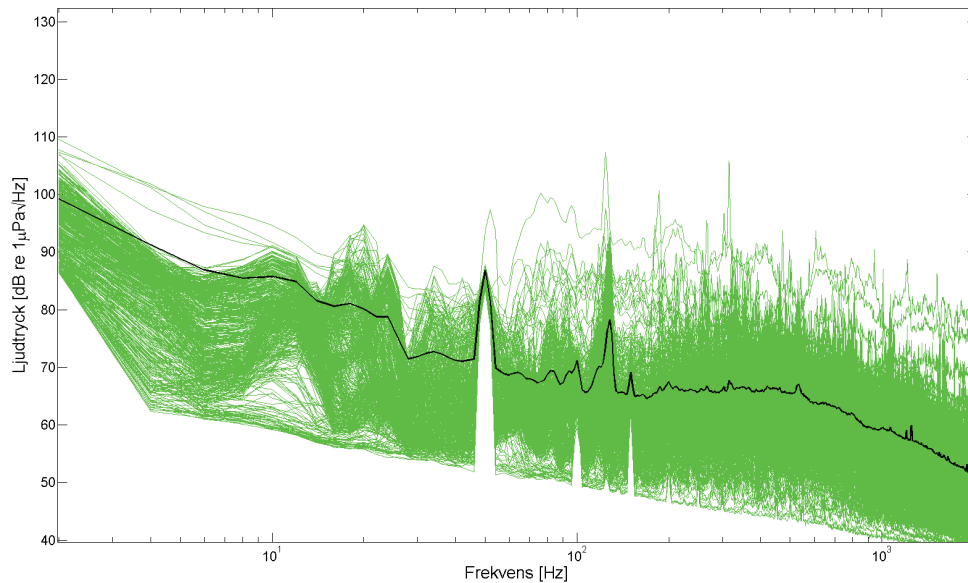
Vindkraftljud

Turbinen A07 genererade ett bredfrekvent buller under vattnet med ett par tydliga toner vid full effekt (2,3 MW; figur 8). Fyra toner; 10, 40, 127 och 533 Hz bekräftades av vibrations-mätningar utförda i tornet för turbinen A07 medan två andra toner; 70 och 95 Hz troligtvis kom från närliggande turbiner. Ljud- och vibrationsmätningar vid turbinen A01 visade att samma frekvenser genererades av A01. Vid lägre vindstyrkor genereras även tonen men vid lägre något frekvenser. Detta tolkades som att tonerna ändrade frekvens med varierande vindstyrka. De lägsta tonerna, 10 och 40 Hz, ligger i ett område med mycket normalt bakgrundsljud respektive elektromagnetiska störningar vilket försvårade analysen av den sammanlagda ljudnivån. Dessa toner, liksom samt 533 Hz tonen, är dock svaga jämfört med 127 Hz tonen. I den efterföljande analysen integrerades energin i frekvensintervallen 123–132 Hz respektive 52–343 Hz. Det första intervallet fångar 127 tonen och dess variation medan det andra fångar det frekvensområde inom vilket vindkraftparken dominerar ljudbilden.



Figur 8. Effekttäthetsspeka 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 vindkraftparkens effekt var 67 %. Spektra beräknades på 0,4 s intervall som medelvärdesbildades över 5 minuter. Figuren är modifierad från Andersson m.fl. (2011).

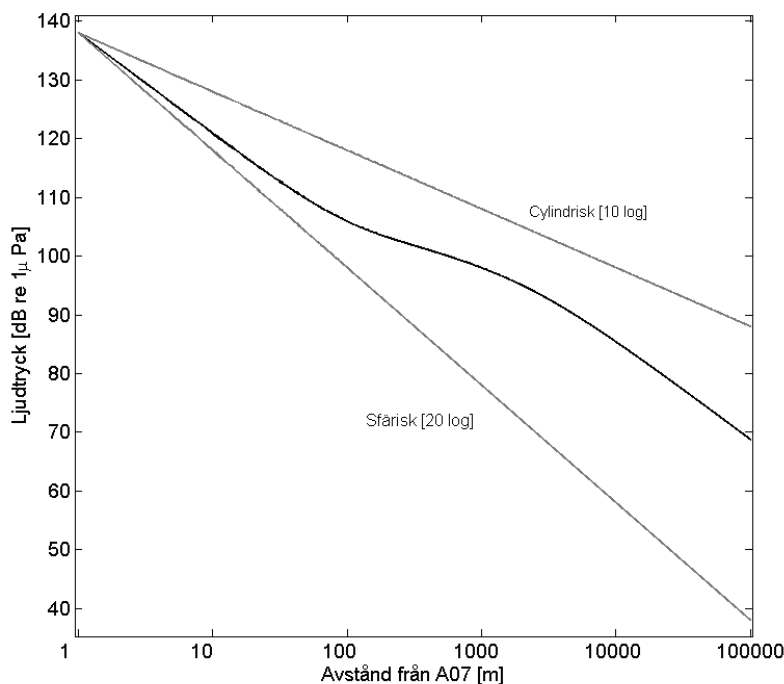
Ljudnivån visade sig variera över tiden även vid vindkraftparken. Detta förhållande framgår tydligt i figur 9 där varje linje representerar ett effektspektrum för var och ett av de 551 inspelningarna gjorda med Brüel & Kjær hydrofonsystemet placerad 80 m från turbinen A07 mellan 27 maj till 8 juni (den 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 i kurvan vid 50, 100, och 150 Hz är elektromagnetiska störningar från elnätet som systemet plockar upp och är inte relaterade till ljudet i havet.



Figur 9. Effekttäthetsspektra 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 medelvärde. Spektra beräknades på 1 s intervall som medelvärdesbildades över 5 minuter. Inspelningarna 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. Figuren är modifierad från Andersson m.fl. (2011).

Ljud från hela vindkraftparken

Med hjälp av mätningarna gjorda på olika avstånd från turbinen A07 beräknades ljudets utbredningsförlust för området som helhet. Analysen visade att vågutbredningen kunde beskrivas som mellan cylindrisk och sfärisk spridning. På nära håll, < 80 m, dominerade den enskilda turbinen ljudmiljön och den beräknade utbredningsförlusten var $17 \cdot \log$ (avståndet) (figur 10). På längre avstånd, 80 m till 7000 m var utbredningsförlusten mindre än $17 \cdot \log$ (avståndet). Detta förklarades av att de andra turbinerna i vindkraftparken bidrog till den totala ljudnivån. På längre avstånd (> 7 km) verkade hela vindkraftparken som en punktkälla (avståndet till vindkraftparken var större än vindkraftparkens diameter) och utbredningsförlusten var återigen $17 \cdot \log$ (avståndet). Parkeffekten är ett viktigt resultat eftersom det visade ett samband mellan ljudnivån och antalet turbiner i vindkraftparken. I detta fall ökade ljudnivån med 7 dB på grund av att antalet turbiner var 48 st i vindkraftparken och därmed följer inte vågutbredningen ett linjärt avtagande (figur 10).



Figur 10. Beräknad ljudutbredning som funktion av avståndet till A07 turbinen. Ljudtrycket är integrerat över 52–343 Hz och presenteras som RMS-värden. Ljudutbredningen är 17·log (avståndet), vilket ligger mellan cylindrisk (10·log) och sfärisk (20·log) utbredning. Figuren är modifierad från Andersson m.fl. (2011).

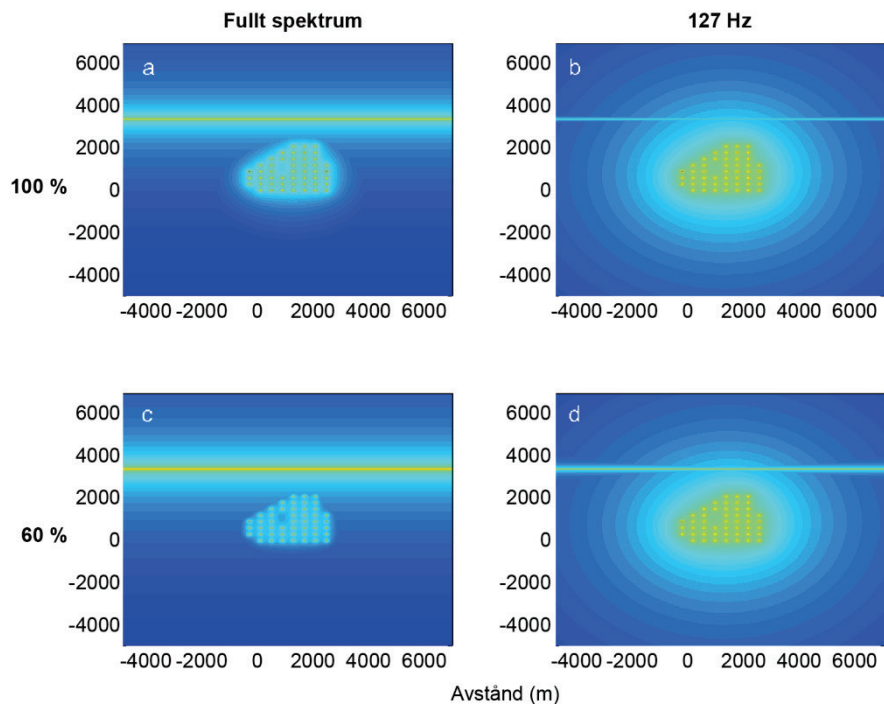
Med hjälp av den beräknade ljudutbredningen och den numeriska modell som hanterar alla turbiner som enskilda ljudkällor, beräknades ljudstyrkan för de två frekvensintervaller som tidigare beskrevs, nämligen 127 Hz tonen och fullt spektrum. Olika driftnivåer användes för att beräkna ljudnivån vid olika vindhastigheter. Det mesta av ljudet genererades som 127 Hz tonen. Detta förhållande blev tydligt när källjudet på 1 m jämfördes. Vid full produktion (100 %) var 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, men bakgrundsljudet vid 127 Hz var 25 dB lägre (tabell 3). Detta resultat spelar en viktig roll när hörbarhetszonen för fiskar beräknas i nästa sektion.

Tabell 3. Ljudnivå på olika avstånd från vindkraftparken 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. Data presenteras som dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$. Figuren är modifierad från Andersson m.fl. (2011).

	Fullt spektrum		127Hz	Fullt spektrum		127Hz	Fullt spektrum		127Hz
Driftnivå	100 %	100 %	80 %	80 %	60 %	60 %	60 %	60 %	60 %
Vindkraftspark 1 m	138	136	136	134	134	134	132		
Vindkraftspark 10 m	121	119	119	117	116	116	114		
Vindkraftspark 100 m	106	104	104	102	101	101	99		
Vindkraftspark 1000 m	98	96	96	94	94	94	92		
Vindkraftspark 10000 m	85	83	83	81	81	81	79		
Bakgrundsljud	105	81	104	79	102	102	78		

Bakgrundsljudet i Öresundsområdet domineras av fartygstrafik och den framtagna fartygsmodellen beskrev ljudet som en linjekälla. Vindkraftsparkens

ljudnivå relaterades till övriga ljud i området för att skatta eventuella miljöeffekter kopplade till vindkraftparken. Jämförelsen visade tydligt att vindkraftparken var den dominerande ljudkällan inom ett område cirka dubbelt större än vindkraftparkens storlek vid 100 % effekt (figur 11a), och endast inom själva vindkraftparken vid 60 % effekt (figur 11c), integrerat 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 vindkraftsparks ljudet att dominera i ett mycket större område, både vid 100 % respektive 60 % driftseffektivitet (figur 11bd).



Figur 11. Numerisk modell av vindkraftsljud i relation till den linjära ljudkällan från Flintrännans farled. Varje gul punkt är en turbin och linjen ovanför vindkraftparken 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 vindkraftparken dominerar. Figuren är modifierad från Andersson m.fl. (2011).

Vad hör fiskarna?

Då olika fiskarter har olika hörselförmåga kommer de att kunna detektera ljudet från vindkraftparken på olika avstånd (se sektionen om fiskhörsel). Ljudanalyserna av vindkraftverken visade att det, förutom ett bredfrekvent buller, genereras en tydlig tonkomponent omkring 127 Hz. Eftersom fiskar kan urskilja toner i ett brus jämfördes värdena 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) med audiogram från lax, ål, torsk och sill som alla har simblåsa.

Vid 127 Hz har lax och ål en hörseltröskel på 96 dB re $1\mu\text{Pa}$ (figur 4). Detta ger en signal till brusnivå (dvs. kvoten mellan en signal med meningsfull

information och bakgrundsbruset) på 40 dB respektive 36 dB för de två studerade produktionseffekterna. Beräkningen baseras på att ljudets källstyrka mättes till 136 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för 100 % respektive 132 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för 60 % effekt med ett tröskelvärde på 0 dB. På basen av beräknad ljudutbredning enligt den numeriska modellen har lax och ål därmed en teoretisk detektionströskel av vindkraftparkens ljud på ett avstånd av 1 km vid 100 % effekt och 250 m vid 60 % effekt. På vilket avstånd lax och ål kan detektera ljudet från vindkraftparken begränsas således av arternas egna hörselförmågor och inte av bakgrundsljudet.

För torsk och sill, som har en bättre hörselförmåga än lax och ål (75 dB re $1\mu\text{Pa}$ vid 127 Hz), blir signal till brusnivån 61 dB respektive 57 dB för de två effekterna (ljudets källstyrka beräknades till 136 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för 100 % respektive 132 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ för 60 % effekt). Men denna beräkning förutsätter en tyst närmiljö, vilket inte motsvarar förhållandena i Öresund. Bakgrundsljudet i vindkraftparkens närmiljö, utan närgående fartyg, beräknades till 81 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ vid vindstyrkor på 12–14 m/s (100 % effekt) och 78 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ vid 6–8 m/s (60 % effekt) (tabell 3). På basen av dessa beräkningar skulle bakgrundsljudet i Öresund maskera vindkraftsljudet innan hörselbegränsningarna hos torsk och sill avgör detektionsavståndet. Därför blir det teoretiska detektionsavståndet istället 16 km vid 100 % effekt och 13 km för 60 %.

Diskussion

Många marina organismer använder ljud för olika biologiska funktioner och fisk är inget undantag. Det därför viktigt att undersöka vilka ljudnivåer människans aktiviteter i havet genererar och vilken påverkan detta kan ha på fisk. Under de senaste årtiondena 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, och det är troligt att antalet vindkraftsparker kommer att öka kraftigt i framtiden (EWEA 2010). Vi har i dagsläget begränsade kunskaper om hur ljudet från vindkraftparker bidrar till det övriga ljudlandskapet och om det föreligger någon risk för allvarliga påverkningar på fisk. Denna studie beskriver hurdant ljud som Lillgrunds vindkraftpark genererar under vattnet samt diskuterar vilken möjlig påverkan detta ljud kan ha på fiskekosystem.

Vindkraftparkens bidrag till ljudlandskapet i Öresund

Öresund är ett av Europas mest trafikerade leder 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 tre fartyg som presenteras i denna studie stämmer väl överens med litteraturvärden för andra fartyg i samma storlekssklass (Arveson & Vendittis 2000; Hatch m.fl. 2008). Eftersom Öresundsområdet ofta är grundare än 10 m kommer ljudbilden under 150 Hz att variera mycket beroende på avståndet till det passerade fartyget (Betke 2006). Om man jämför ljudnivån för hela spektrat från ett enskilt fartyg (> 300 ton) med källstyrkan hos ett vindkraftverk så har fartyget en högre intensitet, både vid fullt spektrum

och vid 127 Hz. Eftersom vindkraftparken ligger mellan 1 och 3 km ifrån Flintrännan kommer vindkraftparken ändå att dominera ljudmiljön lokalt, upp till en yta omkring dubbelt större än vindkraftparkens yta.

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 även tidigare beskrivits från andra vindkraftsparker (Lindell 2003; Madsen m.fl., 2006; Tougaard & Damsgaard-Henriksen 2009). Även de uppmätta och beräknade ljudnivåerna i denna studie, 136–138 dB re 1 μ Pa(RMS) vid maximal produktion (12–14 m/s), stämmer överens med tidigare publicerade studier, även om både högre och lägre nivåer har redovisats. Vi vill understryka att denna studie är den första som påvisar en parkeffekt där varje enskild turbin bidrar till att öka den totala ljudnivån i området. På längre avstånd än 80 m från en turbin kommer ljudnivån att få ett ej försumbart bidrag från närliggande turbiner. Ljudets utbredning beräknades minska med $17 \cdot \log$ (avståndet) på nära håll (80 m) och vid avstånd längre än 7 km, medan avstånden däremellan är ickelinjärt och beror på parkeffekten.

På grund av att ljudenergin är fokuserad till 127 Hz tonen kommer ljudet att nå igenom det i övrigt fartygsdominerade ljudlandskapet och på så sätt blir hörbart för fisk på relativt långa avstånd (jämför figur 7 och 2.7). För en fisk i området kommer dess position i förhållande till dessa två dominanta ljudkällor, farleden och vindkraftparken, att bli avgörande för vilken ljudkälla den kommer att höra. De redovisade ljudnivåerna i denna studie är därför en ögonblicksbild av ljudnivån i en punkt och om fisken simmar åt ena eller andra hållet ändras relationen mellan farleden och vindkraftparken.

Ljudets påverkan på fisk

De maximala beräknade ljudnivåerna, genererade av vindkraftverken vid full effekt (12 m/s), vid 1 m var 136 dB re 1 μ Pa(RMS) för den av turbinerna dominanta 127 Hz¹ tonen och 138 dB re 1 μ Pa(RMS) vid fullt spektrum². På ett avstånd av 100 m från en turbin gick nivåerna ner till 104–106 dB re 1 μ Pa(RMS) för fullt spektrum, vilket är nära det lokalt uppmätta bakgrundsljudet i Öresund, men ljudnivån låg fortfarande omkring 23 dB över bakgrunden för 127 Hz tonen. Det finns i dagsläget endast ett begränsat antal studier som beskriver vilken effekt olika ljudnivåer har på fiskars beteende. De uppmätta och beräknade ljudnivåerna vid Lillgrunds vindkraftspark har inte visats ge några fysiska skador på fisk studerade i andra studier.

Flera studier visar dock på ett flyktbeteende vid ljudnivåer likartade de som vindkraftparken vid Lillgrund genererar, men där andra ljudkällor använts. Till exempel vid fältstudier av Jørgensen m.fl. (2004) och Skaret m.fl. (2006) framkallade fartygsljud med en källstyrka på 140–150 dB re 1 μ Pa vid 1 m ett flyktbeteende hos lodda (*Mallotus villosus*) och sill. Mitson (1995) föreslog att torsk har en reaktionströskel på 30 dB över bakgrundsljudet för frekvensintervallet 40–250 Hz för fartygsljud. Vidare noterade Westerberg

¹ (integrerad över 123–132 Hz)

² (integrerad över 52–343 Hz)

(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).

Djur kan reagera olika beroende på art och individ inom en art (Beale & Monaghan 2004). Detta exemplifierades av Andersson m.fl. (2007) som noterade varierande beteendereaktioner hos mört (*Rutilus rutilus*) och storspigg (*Gasterosteus aculeatus*) exponerade för återspelat vindkraftsljud i en labstudie med en ljudnivå på 120 dB re 1 μ Pa vid 1 m, framför allt hos storspigg. Müller (2007) visade att torsk undvek området i en tank där höga toner (130–140 dB, det vill säga 30 dB över bakgrunden för toner mellan 60–90 Hz) spelades upp. Resultaten var dock inte entydiga. I en fältstudie av Mueller-Blenke m.fl. (2010) användes 40 m stora cirkulära burar på 15 m djup i vars närhet inspelat pålningsljud spelades upp med höga nivåer (ljudtryck på 140–161 dB re 1 μ Pa_(peak), partikelrörelser på $6,5 \times 10^{-3}$ och $8,6 \times 10^{-4}$ m/s_(peak)) i burarna. Torsk och sjötunga (*Solea solea*) märkta med akustiska sändare uppvisade en variation av individuella beteenden som reaktion på ljudet. Som exempel noterades en tillfällig minskning av simhastighet när ljudet sattes på och en ökad simhastighet därefter. Även om resultaten inte kan överföras direkt till denna studie, eftersom det återspelade ljudet bestod av korta pulser med hög energi medan vindkraftsljud är kontinuerligt med lägre energi, visar studierna av Mueller-Blenke m.fl. (2010), Andersson m.fl. (2007) och Kastelein (2008) sammantaget att fiskar reagerar på olika sätt på ljud, både mellan och inom arter. Fiskar har alltså sannolikt en individuell toleransnivå för en ljudstörning.

Det är ofta lättare och mer kontrollerbart att utföra experiment i tankar och akvarier än direkt i fält. 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 heller alltid den enda tänkbara reaktionen till ett ljud. Om ett djur väljer att flytta på sig eller inte kan bero på om den har tillräckligt med energi för att fly. Den kan också stanna kvar i ett mindre gynnsamt område om detta är tillräckligt viktigt för dess överlevnad eller fortplantning (Bejder m.fl. 2009). Negativa konsekvenser av att befinna sig i en bullrig miljö är till exempel en ökad stressnivå, vilket kan påverka tillväxt och fortplantning (Pickering 1993; Small 2004; Davidson m.fl. 2009).

Maskering av biologisk viktiga signaler kan även vara en faktor att beakta (Codarin m.fl. 2009), men då de flesta interaktioner där fiskarna använder ljud sker på nära håll är det bara inom ett lokalt område kring fundamenten (< 100 m) 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 μ Pa vid 1 m (Hawkins and Rasmussen, 1978; Nordeide and Kjellsby, 1999). Vidare så sker de flesta interaktioner där ljud är inblandat mellan fiskar på relativt korta avstånd i våra vatten, vilket skulle medföra att både ljudtryck och partikelrörelse är relevanta stimulus.

Bedömning av situationen vid Lillgrund

Enligt studierna vid Lillgrund var det bara inom ett område på ca 100 m runt en turbin som ljudnivåerna var tillräckligt höga för att medföra en risk för att fisk ska reagera med ett flyktbeteende eller maskering av kommunikation. På längre avstånd kan dock fisk bli stressad av ljudet då det ligger över bakgrundnivån. Risken är som störst vid vindstyrkor över 10–12 m/s, och vid lägre vindstyrkor minskar riskområdet något. I dagsläget vet vi mycket lite om, och i så fall hur, fisk vänjer sig till ljud i havet som inte förknippas med fara. Därför är det svårt att dra slutsatser kring om de kan vänja sig vid dessa ljudnivåer över tiden.

Sigray m.fl. (2009) visade att nivåerna av partikelrörelse som genererades av en 1,5 MW turbin vid ett monopilefundament av stål, var tillräckliga höga för att potentiellt framkalla ett flyktbeteende hos fisk inom ett par meter från fundamentet. På ett avstånd längre än 20 m var nivåerna jämförbara med bakgrundsbruset. Baserat på dessa resultat kan man anta att påverkan i form av partikelacceleration inom vindkraftsparken även vid Lillgrund med största sannolikhet är låg.

För att fastställa på vilket avstånd som de olika fiskarter teoretiskt kan detektera vindkraftparkens ljud 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 mellan 86 Hz till 157 Hz (Hawkins & Chapman 1975). Även om vindkraftsljudet från Lillgrund integrerades över ett smalare band kan data jämföras med litteraturvärden eftersom skillnaden bli liten. För lax och ål blev det teoretiska detektionsavståndet 250 m respektive 1 km för en drifts-effektivitet på 60 och 100 % (vilket motsvarar vindstyrkorna ca 6 och 12 m/s). Dessa beräknade avstånd begränsades av de båda fiskarternas hörselförmåga och inte av bakgrundsljudet i Öresund, i motsats till för sill och torsk. Hos sill och torsk begränsades det teoretiska detektionsavståndet av bakgrundsbruset och beräknades till mellan 13 respektive 16 km. Detta är ett långt avstånd som är beräknat på basen av den uppmätta förlusten i ljudutbredning i området kring vindkraftparken vid Lillgrund. Lokala variationer av bottendjup och fysiska hinder som halvöar (Falsterbonäset) kan dock ändra förutsättningarna för ljudutbredning och därför gäller inte antagandet för större avstånd från vindkraftparken. Som exempel detekterades inte 127 Hz tonen i inspelningarna vid Sjollen som ligger 10 km norr om vindkraftparken.

Men vad innebär det att fiskarna kan höra ljudet från vindkraftparken på flera kilometers håll? Som denna studie visar är Öresundsområdet dominerat av fartygsgenererat ljud. Att ytterligare tillföra ljudenergi till området ökar endast ljudnivån i det område där vindkraftparken är byggd, men delar av ljudet, 127 Hz tonen, kan upptäckas på stora avstånd. I dagsläget vet vi väldigt 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).

Bentisk (bottennära) fisk

Inledning

Syftet med den här studien var att klargöra om vindkraftsanläggningen påverkat det bottennära fisksamhället på Lillgrund under de tre första åren av drift, och i så fall hur. I studien jämfördes resultat från provfisken på Lillgrund utförda före respektive efter det att parken anlades med motsvarande resultat från två referensområden.

Förväntad påverkan

Påverkan från vindkraftsanläggningen sker främst genom att det tillför en ny fysisk struktur i havet, men även en ökad ljudnivå och potentiellt förändrade elektromagnetiska fält från kablar på havsbotten. De två sistnämnda faktorerna skulle kunna försämra områdets kvalitet som livsmiljö för fisk och leda till att tätheten av fisk i området minskar. Tillkomsten av nya fysiska strukturer skulle däremot kunna öka ansamlingen av fisk i området, genom att de erbjuder ökade möjligheter till skydd och födosök. Om en sådan ökad ansamling skall anses vara positiv eller negativ kommer dock att bero på vilka arter som i så fall gynnas. Erfarenhetsbaserade studier från havsbaserade vindkraftverk i drift är dock fortfarande få i dagsläget (se Wilhelmsson m.fl. 2010, för en sammanfattning).

Ny fysisk struktur

Man har i tidigare sammanhang sett att fisk gärna ansamlas vid artificiella strukturer i havet, såsom oljeplattformer, vågbrytare, bryggpålar och pontoner, inklusive konstruktioner som särskilt designats för att attrahera fisk (Wilhelmsson m.fl. 1998, Seaman 2007, Egriell m.fl. 2007). En ansamlingseffekt av fisk har även observerats nära vindkraftverk med erosionsskydd (Wilhelmsson m.fl. 2006, Hammar m.fl. 2008, Maar m.fl. 2009). Vid Lillgrund vindkraftpark representeras den nya fysiska strukturen av 48 gravitationsfundament med erosionsskydd av sprängsten, och därtill en transformatorstation. Turbinerna ligger i åtta rader med ett närmaste avstånd till varandra om 400 meter och på mellan 4 och 7 meters djup.

Undervattensljud

En vindkraftsanläggning i drift kan även påverka fisk negativt genom det ljud som sprids från turbinerna vidare under vattnet (Nedwell m.fl. 2003, Nedwell och Howell 2004, Wahlberg och Westerberg 2005, Thomsen m.fl. 2006). Detta skulle kunna försämra områdets livsmiljö för fisk och potentiellt leda till att fisken undviker området, till exempel om dess födosök påverkas negativt eller om dess möjlighet till kommunikation under leken försämras. Den omgivande ljudmiljön i Öresund är relativt hög, framför allt på grund av en kraftig fartygs- trafik, vilket medför att ljudet från vindkraftparken periodvis men frekvent maskeras av ljud från omgivningen (Andersson m.fl. 2011). En bild av ljudspridningen vid Lillgrund beskrivs närmare i tidigare kapitel av denna rapport.

Elektromagnetiska fält

Det direkta elektriska fältet når inte utanför en isolerad växelströmskabel. Ett indirekt elektriskt fält i omgivande vatten generas dock av magnetfältet som omger kabeln (CMACS 2003). Förändringar i de elektromagnetiska fälten kan påverka de arter som har ett utvecklat elektromagnetisk sinne. Broskfiskar, det vill säga hajar och rockor, använder sitt elektriska sinne när de söker efter föda, men förekommer idag inte regelbundet i området. Även ål har visats kunna påverkas av växelströmskablar på så vis att en viss fördröjning av ålens vandring sker (Westerberg m.fl. 2008). Turbinerna vid Lillgrund vindkraftpark är förbundna med elkablar som leder växelström mellan turbinerna och till en transformatorstation. Elkabelnätet på havsbotten täcker därmed hela anläggningsområdet, om än till en liten total yta (Unosson 2009).

Fisken i Öresund

I Öresund möts det salta havsvattnet från Kattegatt och brackvattnet från Östersjön. Ett relativt stort antal marina arter lever nära sin utbredningsgräns i området. Flertalet av områdets vanligaste fiskarter förekommer dock även i Östersjön. Totalt har över etthundra olika fiskarter noterats i Öresundsområdet, mer eller mindre frekvent (Angantyr m.fl. 2007).

De flesta av fiskarterna i området är bentiska, det vill säga de lever nära botten snarare än i den fria vattenmassan. Området innehåller framför allt viktiga uppväxtplatser för ål, torsk och flera arter av plattfisk (Angantyr m.fl. 2007, Carlsson m.fl. 2006). Bland plattfiskarna är skrubbskädda och rödspätta de vanligaste förekommande arterna, men även sandskädda och äkta tunga är vanliga (Fiskeriverket 2010). Grundområdena utgör även viktiga lekplatser för till exempel sjurygg och piggvar (Birklund m.fl. 1992; Dahl m.fl. 1992).

Vattenströmmarna i området är ofta starka med frekventa växlingar i strömriktning, vilket leder till en relativt stor variation i den lokala salthalten i jämförelse med omkringliggande områden (Dieckmann m.fl. 2010). Vattenströmmarna leder även till ett ökat flöde av näringsämnen, vilket potentiellt gynnar områdets produktivitet. En förhöjd näringstillförsel från land har dock även lett till att symptom på övergödning förekommer relativt allmänt, till exempel som en ökad förekomst av snabbväxande alger. Närsaltsbelastningen har dock generellt minskat under det senaste decenniet (Öresundsvattensamarbetet 2008). En annan faktor som påverkar fiskbestånden och havsmiljön är att trålfiske är förbjudet i området. Detta gynnar de lokala fiskbestånden dels direkt genom en minskad dödlighet, dels genom att botten och organismerna som lever där lämnas orörda.

Metodik

Undersökningarna har utförts genom två olika provfiskemetoder, ryssjor och nätlänkar, så att ryssjor har använts företrädesvis under våren och nätlänkar under hösten. Motivet till att använda två olika redskap var att få en mer generell bild av fisksamhällets utveckling i området, eftersom de olika redskapen provtar något olika delar av fisksamhället. Under det sista året av provfisken utfördes dock provtagningen med ryssjor under både vår och höst,

för att kunna jämföra fiskesamhällets sammansättning i vindparken och dess referensområden under två årstider.

Baslinjestudier utfördes under fyra år, 2002 till 2005, för att ge en grundläggande bild av det bentiska fiskesamhället innan anläggningen av vindkraftparken. Motsvarande studier utfördes även i två referensområden. Efter anläggningen utfördes effektstudier under åren 2008 till 2010, vilket motsvarar de tre första åren av drift.

Provfiskade områden

Lillgrund vindkraftpark är belägen cirka 7 kilometer sydost om Öresundsbron. Turbinerna står på mellan fyra och sju meters djup, huvudsakligen på sandbotten. På sandbotten förekommer fläckvis ålgräsängar och relativt mycket lösdrivande vegetation.

Som referensområden valdes två områden med så lika yttre förutsättningar till vindkraftparksområdet som möjligt. De valda referensområdena var Bredgrund (cirka 8 kilometer söder om Lillgrund) och Sjollen (cirka 13 kilometer norr om Lillgrund). Vid bedömningen togs även hänsyn till möjligheten att praktiskt genomföra fiskena, huvudsakligen utgående från strömförhållanden, fartygstrafik och djup.

Fiskets utförande

Stationerna för fiske bestämdes genom slumpning inför det första fisket. Positionen för varje station har därefter varit densamma varje år. Det minsta avståndet mellan två fiskade stationer var 200 meter. För varje station och tillfälle registrerades individantal och längd i en centimeters klasser för alla förekommande arter. Registreringen skedde enligt standardiserad metodik för fiske med ryssjor respektive nätlänkar (Thoresson 1996). Vid ryssjefisket år 2008 registrerades vikt per art och station vid varje vittjningstillfälle men under övriga tillfällen registrerades enbart antal. Utöver fångst registrerades även botten temperatur och vattendjup vid varje station. Dagligen registrerades även temperatur i ytvattnet, salthalt vid yta och botten, siktdjup, vindriktning, vindhastighet och strömriktning för varje område.

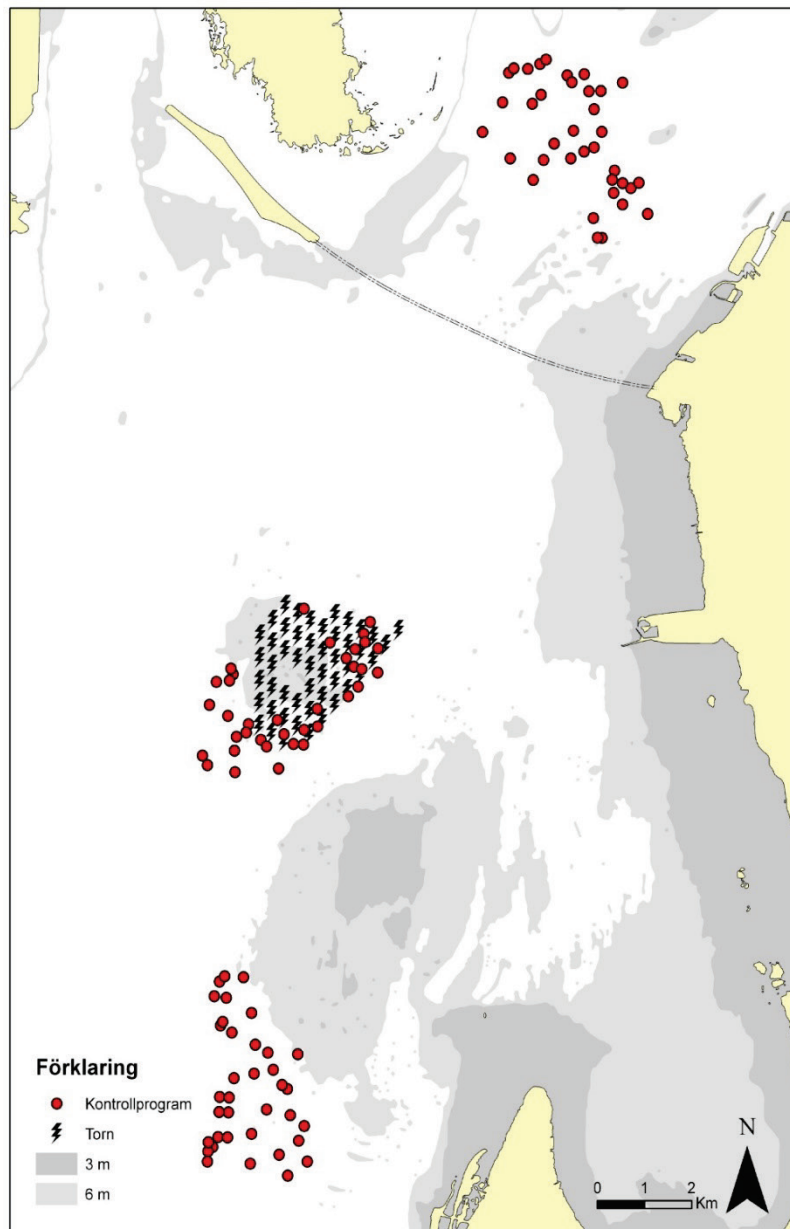
Provfisken med ryssjor

Fiske med ryssjor utfördes i maj månad. Ryssjorna som användes var modifierade småryssjor för ål, 55 cm höga med halvcirkelformad öppning, strut med tre ingångar och en fem meter lång arm. Under 2002 till 2004 fiskades 24 stationer inom varje delområde, med tre sammanlänkade dubbelryssjor (två hoplänkade ryssjor) per station. Från och med 2005 provfiskades 36 fiskestationer per delområde (figur 12). Under 2010 utfördes provfiske med ryssjor även i oktober månad, och antalet stationer inom vindkraftparken utökades till 76 (figur 13). Syftet med detta var att kunna jämföra fiskens artsammansättning mellan vår och höst.

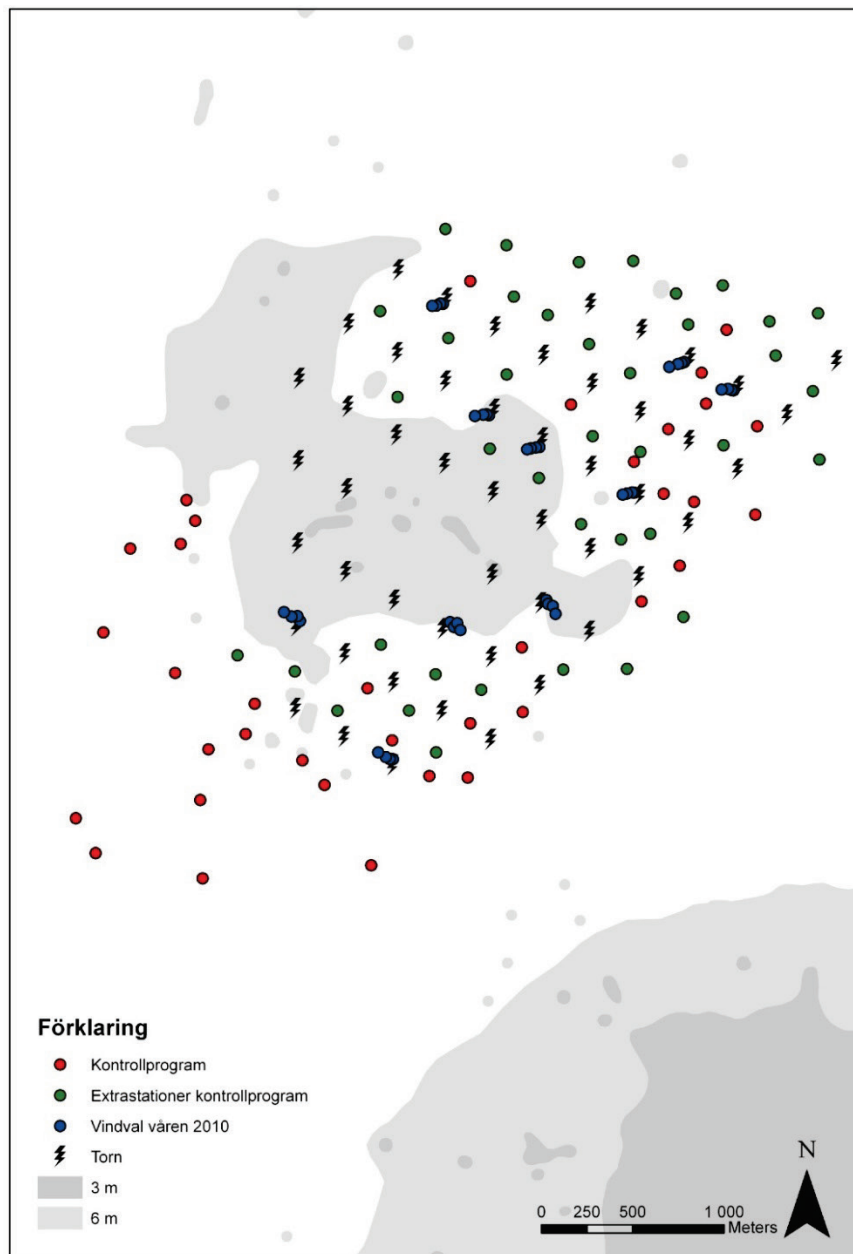
Kompletterande provfisken inom Vindval

För att studera fiskens rumsliga fördelning inom vindparken, i förhållande till de enskilda vindkraftverken, analyserades resultat från provfisken med ryssjor tillsammans med resultat från provfisken utförda inom ramen för kunskapsprogrammet Vindval (www.naturvardsverket.se). Dessa provfisken utfördes

parallellt med provfiskena inom kontrollprogrammet under 2008–2010. Provfiskena utfördes i närheten av de enskilda vindkraftverken, med syftet att se om det fanns en ansamling av fisk i närområdet för fundamenten eller om fisken undvek detta område, till exempel som en följd av ljudstörning. Provfisket utfördes med ryssjor på fyra olika avstånd i en transekt ut från tio av vindkraftverken. Stationerna fiskades på något olika position vid varje fisktillfälle, beroende på praktisk genomförbarhet, men utgick som tumregel från samma torn och i samma väderstreck. Provfiskena utfördes i maj månad år 2008 till 2010, samt under hösten (oktober, november) 2009 till 2010 (figur 13). Resultaten från studierna inom Vindval presenteras översiktligt här och mer ingående av Bergström m.fl. (2011).



Figur 12. Stationer för provfiske på Lillgrund, samt på referensområdena Sjollen och Bredgrund. Provfisken med ryssjor har utförts under 2002–2005 och 2008–2010. De 36 stationer som fiskades med ryssjor 2005, 2008, 2009 och 2010 är angivna med röda punkter. Av dessa fiskades 24 stationer under åren 2002–2004. De svarta blixterna anger positionerna för enskilda vindkraftverk.

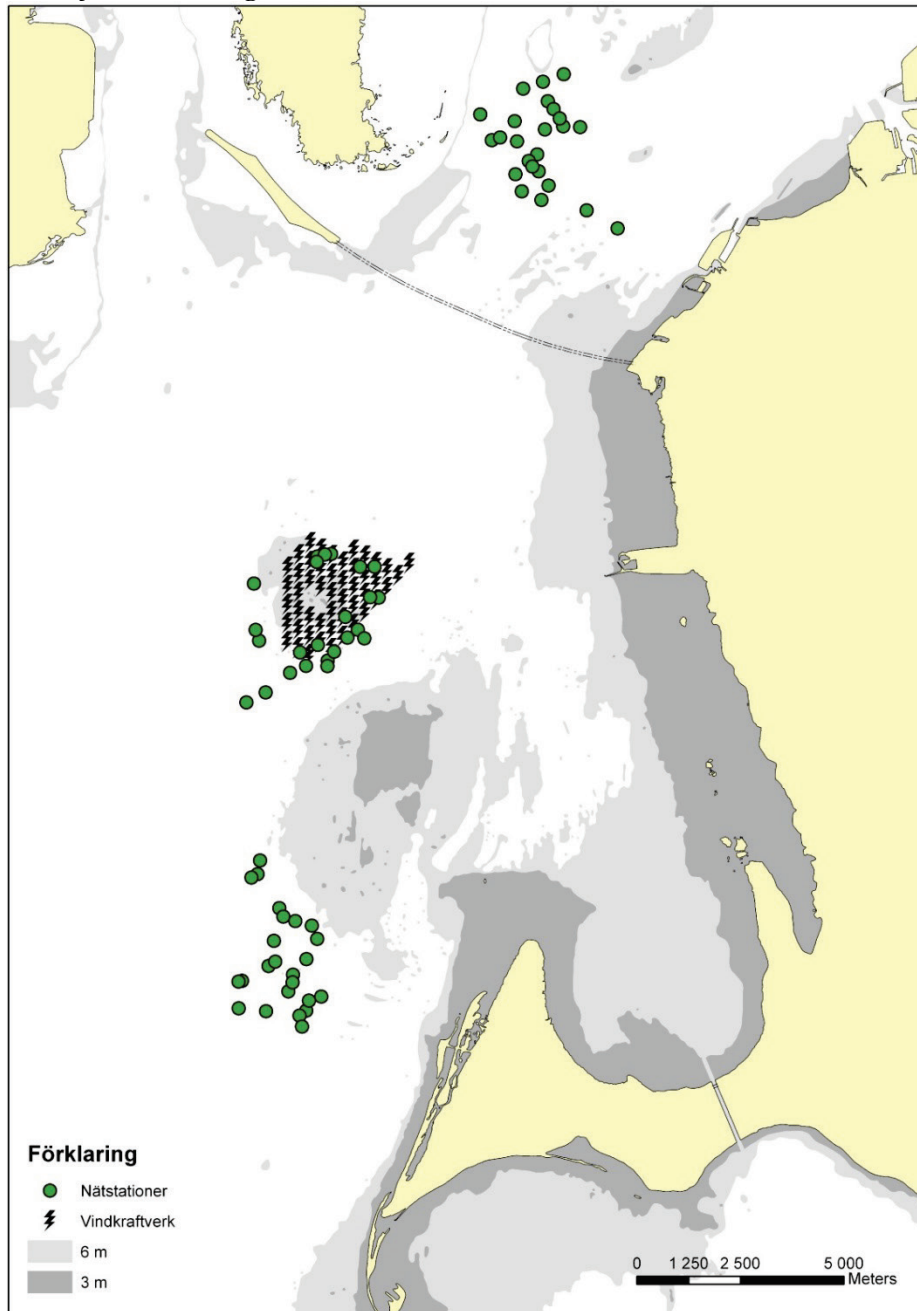


Figur 13. Stationer som fiskades med ryssjor på Lillgrund under 2010. De 36 stationerna som fiskades i kontrollprogrammet är angivna som röda punkter. Gröna punkter anger de 40 extra stationer som fiskades enbart 2010. Dessa stationer fiskades under vår och höst. Blå punkter anger de stationer som fiskats närmast vindkraftverken våren 2010 (fiskade inom Vindval). Ett liknande upplägg användes för Vindval stationerna även under hösten 2010 men positionerna var inte helt identiska (se förklaring i text). De svarta blixarna anger enskilda vindkraftverk.

Provfisken med nätlänkar

Fiske med nätlänkar har utförts på hösten, under slutet av oktober och början av november. Inom varje delområde har 24 stationer fiskats under åren 2002 till 2005 samt 2008 och 2009 (figur 14). Varje station har fiskats under ett dygn med en nätlänk. Nätlänken bestod av fem 27 meter långa och 1,8 meter djupa nät med maskstorlekarna 22, 30, 38, 50 och 60 mm.

I baslinjestudien ingick även riktade provfiske med nät efter arter som kan använda Lillgrund som lekområde. Provfisken för att följa mängden lekande piggvar genomfördes 2002 till 2004 och provfiske efter sjurygg 2003 till 2004. Dessa fisker stördes dock kraftigt av drivande alger under alla år, framförallt vid Lillgrund och Bredgrund. Trots försök att undvika den värsta förekomsten av alger genom att flytta fiskeperioden i tid, var det inte möjligt att få tillräckligt säkra baslinjesdata för att motivera fortsatta effektstudier. Denna del av undersökningarna avslutades därför efter 2004. En beskrivning av tillgängliga resultat från de lekprovfisken som utfördes finns i rapporten från baslinjestudien (Lagenfelt m.fl. 2006).



Figur 14. Stationer för provfiske med nätlänkar på Lillgrund, samt på referensområdena Sjöllen och Bredgrund. Provfisken med nätlänkar har utförts åren 2002–2005 och 2008–2009, på 24 stationer per område och år. De svarta blixarna anger positionen för enskilda vindkraftverk.

Statistiska analyser

Provfiskedatat från och med 2002 analyserades för att studera fångstens utveckling över tid vid Lillgrund vindkraftpark i relation till referensområdena. Analyserna utfördes dels med fokus på övergripande artsammansättning, dels de mest allmänt förekommande arterna. Analyserna utfördes på likartat sätt för resultat från provfisken med ryssjor under våren och nätlänkar under hösten. Därtill analyserades skillnader mellan vår och höst på basen av data från den utökade provtagningen 2010.

För att särskilt studera fiskens fördelningsmönster i relation till de enskilda vindkraftverken analyserades data från provfisken med ryssjor inom vindkraftparken 2008–2010 tillsammans med data från provfisken inom Vindval. Resultaten presenteras här, och i en något mer detaljerad form av Bergström m.fl. (2011). På basen av data från det utökade provfisket 2010 utfördes dessutom mer detaljerade analyser av fiskens fördelning i relation till fundamenten. Analysernas syfte var dels att försöka skatta inom vilket avstånd ett eventuellt förändrat fördelningsmönster kunde observeras, dels att relatera fördelningseffekten till olika potentiellt förklarande omgivningsfaktorer. Fiskens fördelningsmönster undersöktes i relation till avstånd från närmaste fundament, den modellerade ljudutbredningen inom vindkraftparken (enligt de undersökningar som beskrivits i ovanstående stycke), samt bottendjup.

Analys av förändringar i artsammansättning

Skillnader i fisksamhällets artsammansättning studerades genom en MDS-analys (non metric multidimensional scaling) enligt programmet PRIMER 6.0 (Clarke och Warwick 2001). I analysen jämförs fångstens artsammansättning vid olika provtagningspunkter. Jämförelsen utfördes med hjälp av Bray-Curtis likhetsindex, som beaktar dels vilka arter som förekommer i fångsten, dels hur vanliga de är. Likheten mellan provtagningspunkter visualiseras sedan i en graf, så att provtagningspunkter som är mer lika varandra ligger nära varandra medan punkter som är mer olika varandra ligger på ett större avstånd från varandra. Visualiseringen är flerdimensionell, men återges som regel i två dimensioner som fångar den huvudsakliga fördelningen. För att mäta hur väl den tvådimensionella återgivningen representerar det egentliga mönstret anges ett stress värde. Stressvärden under omkring 0.15 betyder att sambandet mellan punkter kan åskådliggöras tillfredsställande i två dimensioner. MDS-analyserna kompletterades med en så kallad BIOENV-analys i samma statistikprogram, för att identifiera vilka arter som främst bidrog till det observerade mönstret.

Analysen baserades på information om antal per art och station i medeltal för varje område och år, efter kvadratrotstransformering, för samtliga fiskarter³. Kräftdjur inkluderades inte.

³ För data från ryssjefisket exkluderades tre arter, sandstubb, sjustrålig smörbult och storspigg, vilka bedömdes inte vara möjliga att kvantifiera korrekt i redskapet, på basen av inledande analyser av fångstens sammansättning enligt längdgrupp.

Analys av förändringar i fångstens storlek

Skillnader i fångstens storlek mellan områden och år studerades dels för den totala mängden fisk, dels för de mest allmänt förekommande fiskarterna under respektive årstid. Dessa var tånglake, torsk, stensnultra för data från provfisken med ryssjor under våren. Därtill inkluderades gulål, på grund av artens speciella intresse för förvaltningen. För data från provfisken med nät under hösten studerades arterna torsk, skrubbskädda, rötsimpa och stensnultra. Motsvarande analyser utfördes även för strandkrabba.

Eftersom variationen mellan stationer var hög för samtliga områden och år, utfördes analyserna på två nivåer.

För att fokusera på de storskaliga mönstren utfördes en analys med fokus på övergripande skillnader mellan perioden före respektive efter anläggningen. För detta användes en variansanalys baserad på en normalfördelning där faktorerna TID, OMRÅDE, samt interaktionen mellan dessa inkluderades. Faktorn TID inkluderades med två nivåer (före respektive efter anläggningen), så att "före" representerades av åren 2003 till 2005 och "efter" representerades av åren 2008 till 2010⁴. Analyserna utfördes i SPSS 10.0.

I ett andra steg analyserades utvecklingen över tid i de olika områdena närmare, med fokus på skillnader mellan år. Analysen utfördes genom en generaliserad linjär modell (GLM) med faktorerna OMRÅDE och ÅR som nominella förklarande variabler, samt interaktionen mellan dessa. Interaktionen OMRÅDE $\times$ ÅR gav ett signifikant bidrag till den totala förklaringsgraden i samtliga fall, och därför utfördes därefter separata analyser för varje område för att studera skillnader mellan olika år⁵. Modellerna baserades på en poisson-fördelning med korrigerad spridning (så kallad quasi-poisson) och validerades genom att granska modellernas residualvariation i relation till de predicerade värdena och de förklarande variablerna (Zuur m.fl. 2007). Dessa analyser, liksom analyserna nedan, utfördes i R 2.9.1 genom användargränssnittet Brodgar 2.6.6 (Highland Statistics Ltd).

Analys av rumsliga fördelningsmönster

Förekomsten av en fördelningseffekt

För att se om det fanns en effekt på fördelningen av fisk inom vindkraftparken användes data från provfisken utförda i maj månad åren 2008 till 2010. Totalt inkluderades 228 stationer, fördelat på 76 stationer per år, genom att de 40 stationerna från Vindval kombinerades med de 36 stationerna från kontrollprogrammet. Analyserna utfördes separat för varje fiskart som förekommit på minst 20 procent av stationerna totalt sett, det vill säga torsk, ål (gulål), oxsimpa, rötsimpa, skrubbskädda, stensnultra, svart smörbult och

⁴ Analyserna utfördes på rot-transformerade värden för responsvariabeln. Residualernas normalfördelning verifierades efter varje analys med hjälp av Kolmogorov-Smirnovs test, och variansernas homogenitet med hjälp av Levenes test.

⁵ Detta gjordes genom en ANOVA jämförelse av förklaringsgraden hos en modell med och en modell utan interaktionstermen. Om interaktionen bidrog signifikant till den totala förklaringsgraden bedömdes på basen av skillnaden i förklaringsgrad (Deviance) mellan de båda modellerna, under antagande av en F-fördelning (Zuur m.fl. 2007).

tånglake. Därtill analyserades förekomsten av strandkrabba och det totala antalet fiskindivider. För torsk utfördes separata analyser för två olika storlekskategorier (större och mindre än 37 cm).

Sambandet mellan antalet fiskar vid en station och stationens avstånd till närmaste vindkraftverk studerades genom generaliserade linjär modeller (GLM)⁶. Avståndet mellan respektive station och närmaste vindkraftverk beräknades på basen av de uppmätta positionerna vid provfisket och uppgifter om vindkraftverkens positioner enligt information från Vattenfall. I modellen inkluderades förutom faktorn AVSTÅND (log-transformerad) även faktorn ÅR som en nominell variabel, för att inkorporera eventuella skillnader i mängden fisk under olika år.

För att utvärdera om det observerade utfallet var enhetligt mellan år jämfördes resultatet med en alternativ modell, som även inkluderade interaktionen mellan år och avstånd. Om den alternativa modellen gav en signifikant högre förklaringsgrad än den första modellen, användes den alternativa modellen. Som ett resultat av detta inkluderades även interaktionen mellan AVSTÅND och ÅR vid analyser av strandkrabba och total mängd fisk.

Effektavstånd

I ett andra steg användes data från 2010 utförda i maj och oktober månad för att skatta det avstånd inom vilket avstånd från närmaste vindkraftverk ett eventuellt förändrat fördelningsmönster kunde observeras. Totalt inkluderades 116 stationer per årstid, genom att data från de 76 provfiskestationerna inom kontrollprogrammet kombinerades med data från 40 stationer provfiskade inom Vindval. Analyserna utfördes separat för varje fiskart som förekommit vid minst 20 procent av stationerna under båda årstider, det vill säga torsk, ål, tånglake och rötsimpa. Därtill analyserades fördelningen av strandkrabba och av den totala mängden fisk, angivet som antal individer totalt. För torsk utfördes separata analyser för individer större samt mindre än 37 centimeter.

För dessa analyser användes generaliserade additiva modeller (GAM), där variabeln AVSTÅND (log-transformerad) inkluderades som en *spline*-funktion med högst 3 frihetsgrader. Analysen utfördes separat för vår och höst. För de arter där variabeln avstånd var signifikant ($p > 0,01$) identifierades effektavståndet på basen av grafer över dess partiella responskurva. De avståndintervall där kurvan inklusive dess konfidensintervall var över noll användes för att indikera en relativt högre mängd fisk i relation till datamaterialet som helhet (Zuur m.fl. 2007).

Samband mellan olika omgivningsfaktorer och fiskens fördelning

Resultaten från provfiskena med ryssjor inom vindkraftparken år 2010 analyserades även i relation till olika omgivningsfaktorer som potentiellt kunde

⁶ Samtliga analyser av fördelningsmönster utfördes i programmet R 2.9.1 genom användargränssnittet Brodgar 2.6.6 (Highland Statistics Ltd). Efter en inledande granskning av data och preliminära analyser baserades modellerna på en poisson-fördelning med korrigerad spridning (*quasi-poisson*). Tillvägagångssättet validerades genom att granska diagram över modellernas residualvariation i relation till de predicerade värdena och i relation till de förklarande variablerna. Förekomsten av avvikande värden utvärderas på basen av värden för Leverage (Zuur m.fl. 2007).

förklara fiskens rumsliga fördelningsmönster. I analysen relaterades mängden fisk på en viss provfiskestation till tre potentiella förklarande variabler, nämligen AVSTÅND, LJUD och DJUP, för att se i) vilka av dessa faktorer som hade ett samband med förekomsten av fisk och ii) hur stor grad av den observerade variationen mellan stationer dessa faktorer kunde förklara.

Värden för variabeln avstånd beräknades på samma sätt som vid de ovan beskrivna analyserna, som avståndet mellan respektive station och närmaste vindkraftverk. Till skillnad från ovan inkluderades variabeln dock otransformerad, eftersom det primära syftet var att jämföra variablerna med varandra (även övriga variabler inkluderades otransformerade). Värden för variabeln ljud hämtades från den akustiska modell som beskrivits i kapitlet om akustik (ljud) i denna rapport. För varje station beräknades medelljudnivån under en 24 timmars period, på basen av information om aktuell effekt i vindkraftparken under respektive provfiskedatum. Ljudmätningarna utfördes under maj månad, samtidigt som provfisket utfördes 2010, och modellen är därför sannolikt mest representativ för detta provfiske, men värden anpassades även för provfisket under hösten, på basen av information om då aktuell effekt. Värden för variabeln DJUP hämtades från uppmätt djup vid fisket.

Analysen utfördes med hjälp av generaliserade additiva modeller (GAM). Samtliga förklarande variabler inkluderades som *spline*-funktioner med högst 3 frihetsgrader. I ett första steg inkluderades samtliga tre faktorer. Därefter reducerades modellen med den faktor som bidrog med lägst förklaringsgrad. Detta upprepades ytterligare en gång, så att den sista modellen endast innehöll en faktor. Bland dessa identifierades sedan den bästa modellen som den modell som hade lägst *gcv* värde. Före analysen granskades faktorernas samvariation på basen av deras VIF värden (*variance inflation factors*), vilka var som högst 1,34. Korrelationen mellan ljudnivå och avstånd från vindkraftverk var låg, eftersom provfisket utfördes under delvis olika dagar inom en period om cirka två veckor. Under denna period varierade även vindkraftparkens effekt och därmed den modellerade ljudnivån. Därför kunde ett visst avstånd från vindkraftverken motsvaras av olika ljudnivåer under olika provfiskedagar. Därtill utfördes samma analyser separat med avseende på en variabel i taget. Analyserna utfördes för samma fiskarter som i analysen av effektaavstånd.

Resultat

Resultat från provfisken med ryssjor

Förändringar i antal arter och artsammansättning

Totalt under hela undersökningsperioden påträffades 30 fiskarter, inklusive arter som fångats i referensområdena (tabell 4). Av dessa fångades 22 fiskarter under åren 2002 till 2005, och 29 fiskarter under åren 2008 till 2010. Förutom fiskarterna fångades strandkrabba vid alla tre områdena både före och efter anläggningen av vindkraftparken.

Det totala antalet fiskarter är inte direkt jämförbart mellan åren före och efter anläggningen, eftersom färre stationer fiskades under åren 2002 till 2004, och sannolikheten att få med ovanliga arter ökar ju fler stationer man fiskar. För att göra en jämförelse beräknades i stället medelvärde för antal arter per station. Beräknat som medelantal arter per station fångades flest fiskarter vid

Sjollen före anläggningen av vindkraftparken och flest fiskarter vid Lillgrund efter anläggningen. I samtliga områden fångades fler fiskarter per station under driftfasen än under åren efter anläggning.

Efter anläggningen var tånglake den vanligaste arten i fångsten vid Lillgrund och Bredgrund, medan torsk var den vanligaste fiskarten vid Sjollen (figur 15). Totalt sett, för alla områden, var tånglake den till antalet vanligaste förekommande arten, följt av torsk, stensnultra, svart smörbult och gulål.

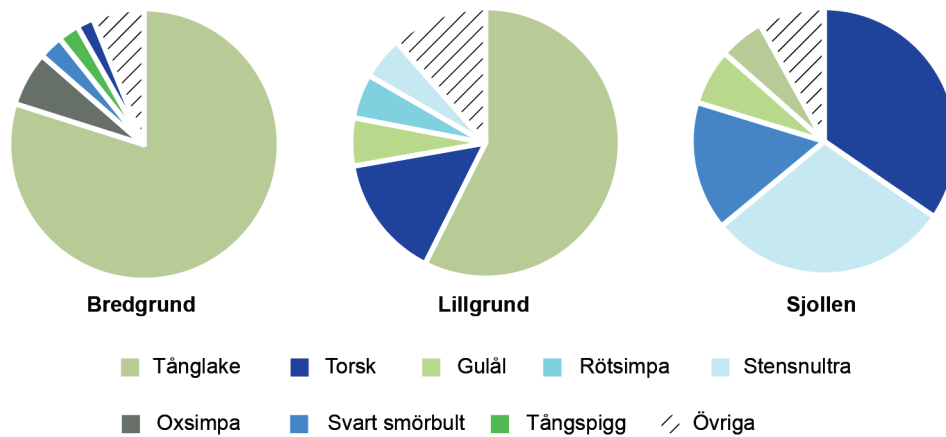
Under den studerade tidsperioden har fisksamhällets artsammansättning på Lillgrund haft likheter med båda referensområdena, medan dessa varit sinsemellan mer olika varandra (figur 16). Mönstret återspeglar att referensområdena ligger söder respektive norr om vindkraftparken, eftersom det norra referensområdet (Sjollen) karakteriseras av starkare marina inslag än det södra referensområdet (Bredgrund).

De arter som främst karakteriserade skillnaderna mellan områden och år var stensnultra (vanligast på Sjollen), torsk (vanligast på Sjollen) och tånglake (vanligast vid Lillgrund och Bredgrund). Dessa arter var även de vanligast förekommande arterna. Även gulål påverkade skillnaden mellan områden, om än inte i lika hög grad (figur 17).

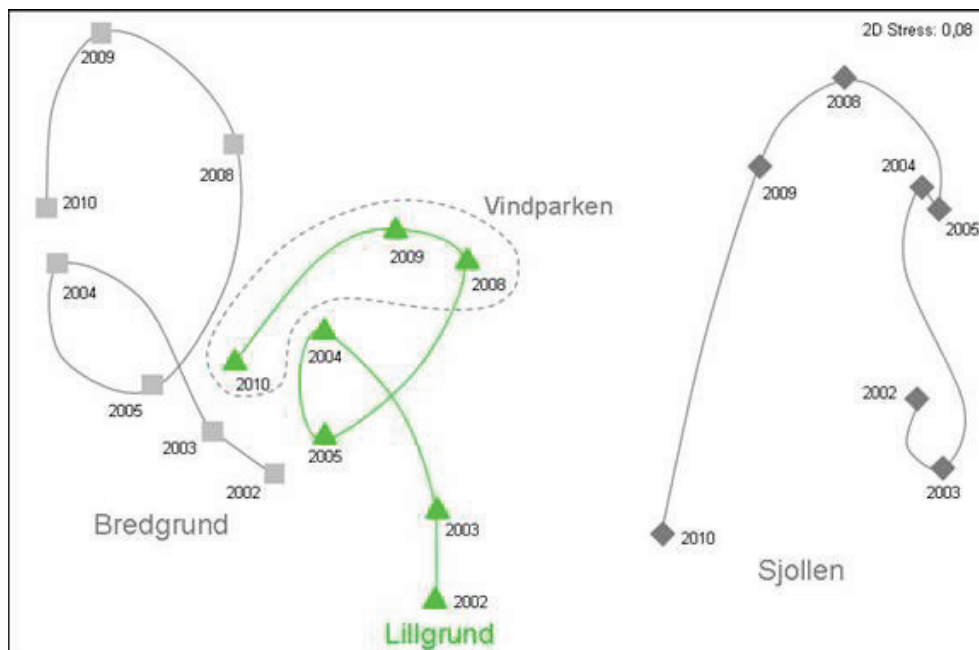
Tabell 4. Lista över fiskarter som fångats vid ryssjefisket före (2002–2005) och efter (2008–2010) anläggningen av vindkraftparken, på Lillgrund och på referensområdena Bredgrund och Sjollen. Det totala artantalet är inte direkt jämförbart mellan år, eftersom ett lägre antal stationer fiskades under 2002–2004 än under senare år. Som jämförelse anges i stället det beräknade antalet fiskarter i medeltal per station. För mer detaljerad information, se Bilaga.

Art	Bredgrund		Lillgrund		Sjollen	
	Före	Efter	Före	Efter	Före	Efter
Bergvar			X	X		
Blankål*	X	X	X			
Grässnultra						X
Gulål*	X	X	X	X	X	X
Kantnålsfisk obestämd	X	X				X
Större havsnål					X	X
Mindre havsnål		X				
Oxsimpa	X	X	X	X	X	X
Paddtorsk				X		
Piggvar		X	X			
Rötsimpa	X	X	X	X	X	X
Rödspotta		X	X	X	X	X
Sandskädda		X		X	X	X
Sill						X
Sjurygg	X		X	X	X	X
Skarpsill				X	X	X
Skrubbskädda	X	X	X	X	X	X
Skäggsimpa		X		X		X
Skärsnultra				X	X	X
Slätvar		X				
Större kantnål					X	
Stensnultra		X	X	X	X	X
Svart smörbult	X	X	X	X	X	X
Tejstefisk		X			X	X
Tobis (kust-/havs-)		X		X		X
Torsk	X	X	X	X	X	X
Tånglake	X	X	X	X	X	X
Tångsnälla	X		X			X
Tångspigg	X	X	X	X	X	X
Äkta tunga				X		X
Antal arter	11	18	14	19	17	23
Medelantal fiskarter per station	2,71	3,42	2,95	4,31	3,28	4,23

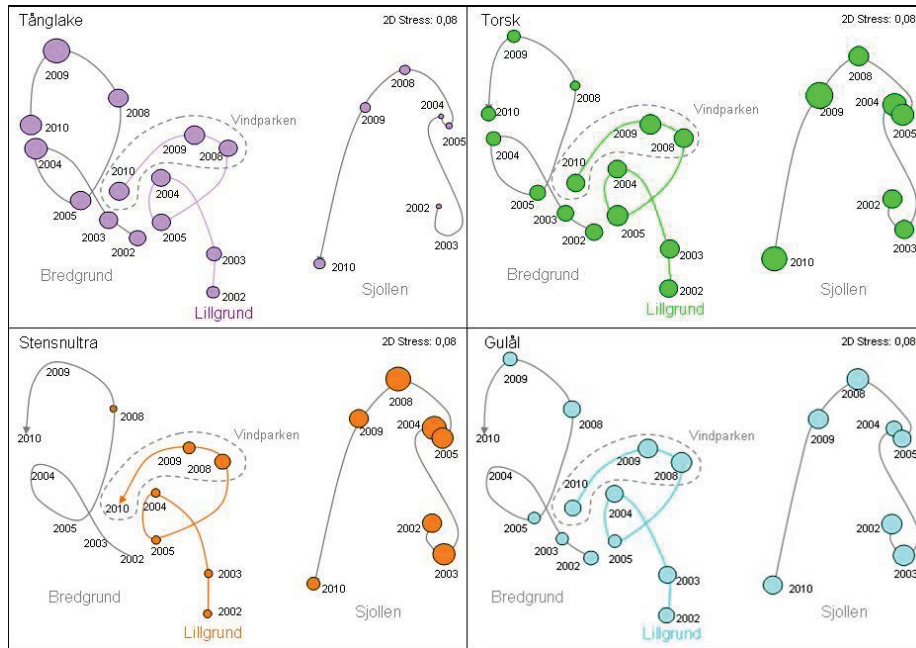
*Samma art i olika livsstadier.



Figur 15. Fångstens artfördelning vid provfisken med ryssjor åren 2008–2010, baserat på de 36 ordinarie stationerna inom kontrollprogrammet. Figuren anger den relativa mängden av de fem vanligaste arterna i varje område, sett till antal individer av fisk i medeltal för samtliga tre år efter anläggningen. Resterande arter har lagts ihop och visas som övriga.



Figur 16. Resultat av analys (MDS, *non-metric multidimensional scaling*) som visar likheter i artsammansättning mellan områden och år, på basen av provfisken med ryssjor under våren. I bilden har punkter som ligger nära varandra en mer likartad artsammansättning. Linjerna förenar närliggande år inom respektive område. De olika områdena är tydligt separerade, men i alla områden varierar fångstens sammansättning även mellan år. Enligt figuren har fisksamhällets artsammansättning vid Lillgrund likheter med båda två referensområdena, medan dessa två år sinsemellan mer olika varandra. Cirkeln anger provfisken som ägt rum inom Lillgrund efter det att vindkraftparken anlades. Analysen är baserad på antal fisk.



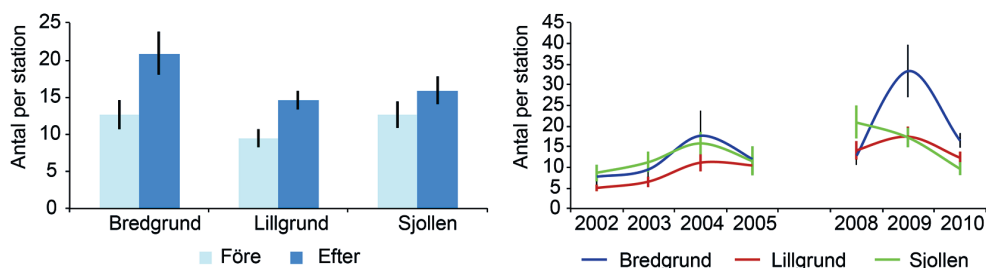
Figur 17. Förekomsten av tånglake, torsk, stensnultra och gulål under åren 2002–2010 på Lillgrund och de två referensområdena Bredgrund och Sjollen. Symbolernas storlek visar hur vanlig arten varit i fångsten vid olika områden och år (jfr figur 19). Figurerna är baserade på samma analys som återges i figur 16.

Förändringar i fångstens storlek

Antal fisk totalt

Vid ryssjefisket på Lillgrund fångades i medeltal mellan 5 och 11 individer per station under baslinjestudien och mellan 12 och 17 individer efter anläggningen (figur 18).

Sett över en treårsperiod före respektive efter anläggning var den totala fångsten av fisk likartad i samtliga områden, samt mellan tiden före respektive efter anläggning⁷. Sett till skillnader mellan år var den största skillnaden att fångsten på Bredgrund var relativt hög år 2009. Även på Lillgrund noterades den högsta fångsten år 2009. De lägsta fångsterna på Lillgrund förekom åren 2002 och 2003, liksom vid båda referensområdena (tabell 5).



Figur 18. Antal fisk totalt fångad vid ryssjefisken under våren. Till vänster anges medelantal fisk per station och år för perioden före (2003–2005) respektive efter (2008–2010) anläggningen av vindkraftparken. Till höger anges medelantal fisk per station separat för varje år (2002–2010). Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall.

⁷ Två vägs-ANOVA: $F_{1,2}=1,23$, $p=0,326$ för faktor Områden, $F_{1,2}=4,66$, $p=0,052$ för faktor Före/Efter, $F_{1,2}=0,26$, $p=0,777$ för faktor Områden * Före/Efter.

Tabell 5. Resultat från analys av skillnader mellan år i antal fisk per station, enligt en generaliserad linjär modell (GLM). I analysen relateras förekomsten av fisk under det sista året av provfiske (2010) till tidigare år. Analysen utfördes separat för varje område för det totala antalet fisk, samt för arterna tånglake, torsk, stensnultra, gulål och strandkrabba (jfr figur 18, högra bilden, samt figur 20). I respektive kolumn betyder "+" att fångsten var högre, "-" att den var lägre, och "ns" att det inte fanns någon signifikant skillnad jämfört med 2010 (signifikansnivå 0,01). I kolumnen "explD %" anges modellens förklaringsgrad i procent.

Jämförelse med 2010								
Art	Område	explD %	2002	2003	2004	2005	2008	2009
Fisk	Lillgrund	33,3	-	-	ns	ns	ns	+
	Bredgrund	43,4	-	-	ns	ns	ns	+
	Sjollen	23,2	ns	ns	+	ns	+	+
Tånglake	Lillgrund	30,6	-	-	ns	ns	ns	ns
	Bredgrund	45,7	-	-	ns	ns	ns	-
	Sjollen	34,0	-	ns	-	-	ns	ns
Torsk	Lillgrund	6,6	ns	ns	ns	+	ns	ns
	Bredgrund	14,0	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Sjollen	39,8	-	-	ns	-	-	+
Stensnultra	Lillgrund	33,8	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Bredgrund	34,0	+	+	+	+	+	+
	Sjollen	34,0	+	+	+	+	+	+
Gulål	Lillgrund	13,4	ns	ns	ns	ns	+	ns
	Bredgrund	24,2	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Sjollen	7,6	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Strandkrabba	Lillgrund	52,8	-	ns	ns	-	+	+
	Bredgrund	40,1	-	ns	ns	-	+	ns
	Sjollen	28,0	ns	ns	ns	ns	+	+

Utvecklingen hos de mest allmänt förekommande fiskarterna

De arter som var vanligast i fångsten av fisk vid ryssjefiskena på våren, sett över samtliga år och områden, och som studerats närmare i detta sammanhang var tånglake (47 % av fångsten i medeltal sett till antal), torsk (17 %) och stensnultra (15 %). Utöver dessa tre arter har även gulål som står för fyra procent av fångsten i medeltal studerats närmare, på grund av sitt speciella intresse för förvaltningen.

Tånglake

Fångsten av tånglake var högst på Bredgrund och lägst på Sjollen under samtliga studerade år. Sett över en treårsperiod för åren före respektive efter anläggning var fångsten högre efter anläggning i alla områden, men ökningen var inte statistiskt signifikant (figur 19)⁸. Sett till skillnader mellan år noterades ökade fångster under de senare åren i alla områden, dock med en något lägre omfattning på Lillgrund än vid referensområdena. På Bredgrund noterades de högsta fångsterna år 2009 och de lägsta fångsterna åren 2002 till 2003. Även på Lillgrund var fångsten av tånglake som lägst åren 2002 till 2003, men under övriga år var fångsten likartad. På Sjollen var tånglake mer ovanlig än på de andra områdena, men fångsten var signifikant högre under de tre åren efter anläggning än under de flesta av åren före anläggning (figur 20, tabell 5).

⁸ Två vägs-ANOVA: $F_{1,2}=27,65$, $p<0,001$ för faktor Områden, $F_{1,2}=4,07$, $p=0,067$ för faktor Före/Efter, $F_{1,2}=0,25$, $p=0,781$ för faktor Områden * Före/Efter.

Torsk

Antalet torsk i fångsten var högst på Sjollen och lägst på Bredgrund (figur 19). Sett över en treårsperiod för åren före respektive efter anläggning fanns det en skillnad i fångst mellan områden men inte mellan perioden före och efter anläggning⁹. Sett till utvecklingen under enskilda år noterades på Lillgrund de högsta fångsterna år 2009 och 2005 (Figur 3.9). På Sjollen var fångsten starkt fluktuerande mellan år, med de högsta fångsterna åren 2009 till 2010. På Bredgrund låg fångsterna på en likartad, låg, nivå samtliga år (tabell 5).

Stensnultra

Stensnultra förekom rikligast på Sjollen och förekom även på Lillgrund. Däremot fångades inte några stensnultror på Bredgrund under baslinjestudien och endast två stycken efter anläggningen (Figur 3.8, 3.9). Liksom för tånglake och torsk fanns det en skillnad i fångstantal mellan områden men inte mellan åren före respektive efter anläggningen av vindkraftparken, eller någon interaktion däremellan¹⁰. År 2010 var fångsten av stensnultra låg på Sjollen i jämförelse med tidigare åren. På Lillgrund observerades ingen skillnad i fångstantal mellan år. På Bredgrund fångades så lite stensnultra att det inte var meningsfullt att utföra någon analys (tabell 5).

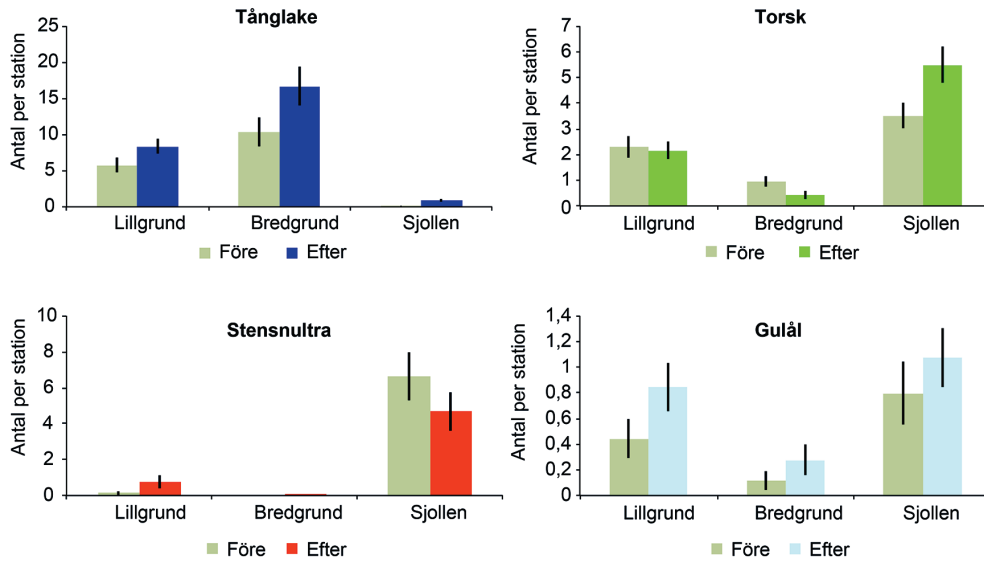
Gulål

Fångsten av gulål i medelantal har varierat mellan områden och år (Figur 3.9). Fångsten har skiljt sig signifikant åt mellan områden men inte före och efter byggnationen, inte heller finns det någon signifikant interaktion däremellan (Figur 3.8)¹¹. Sett till utvecklingen under enskilda år noterades högre fångster av gulål på Lillgrund under de två första åren efter anläggning, men år 2010 var fångsten åter på samma nivå som under baslinjestudierna. På Bredgrund och Sjollen noterades ingen förändring i fångst mellan de olika åren (tabell 5).

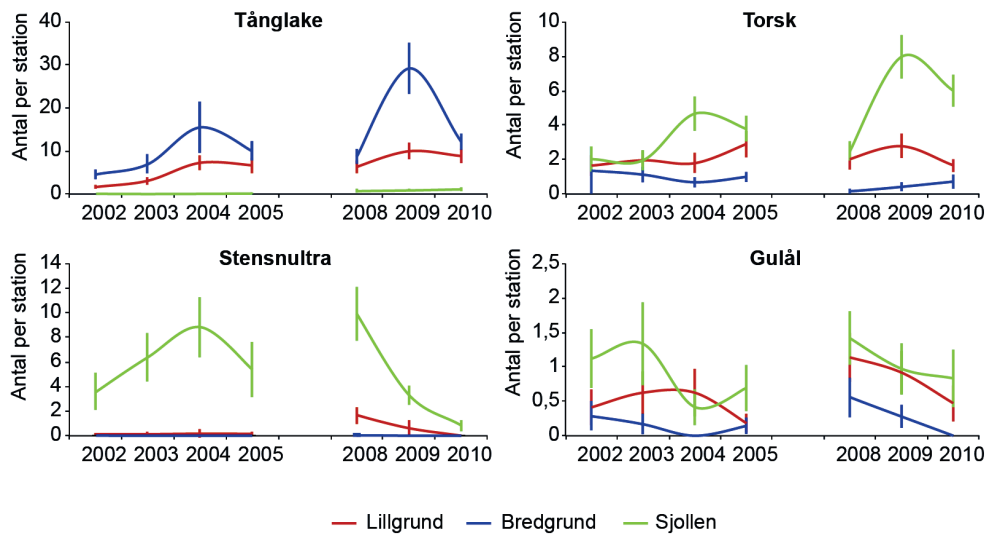
⁹ Två vägs-ANOVA: $F_{1,2}=17,83$, $p<0,001$ för faktor Områden, $F_{1,2}=0,26$, $p=0,620$ för faktor Före/Efter, $F_{1,2}=1,61$, $p=0,240$ för faktor Områden * Före/Efter.

¹⁰ Två vägs-ANOVA: $F_{1,2}=21,10$, $p<0,001$ för faktor Områden, $F_{1,2}=0,25$, $p=0,626$ för faktor Före/Efter, $F_{1,2}=1,23$, $p=0,235$ för faktor Områden * Före/Efter.

¹¹ Två vägs-ANOVA: $F_{1,2}=9,76$, $p=0,003$ för faktor Områden, $F_{1,2}=3,49$, $p=0,086$ för faktor Före/Efter, $F_{1,2}=0,12$, $p=0,890$ för faktor Områden * Före/Efter.



Figur 19. Sammanfattande fångster av några vanliga arter vid provfisker med ryssjor under våren. Antal individer av tånglake, torsk, stensnultra och gulål på Lillgrund samt referensområdena Bredgrund och Sjollen, angivet som medeltal för tre år före (2003–2005) och tre år efter (2008–2010) anläggningen av vindkraftparken. Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall.

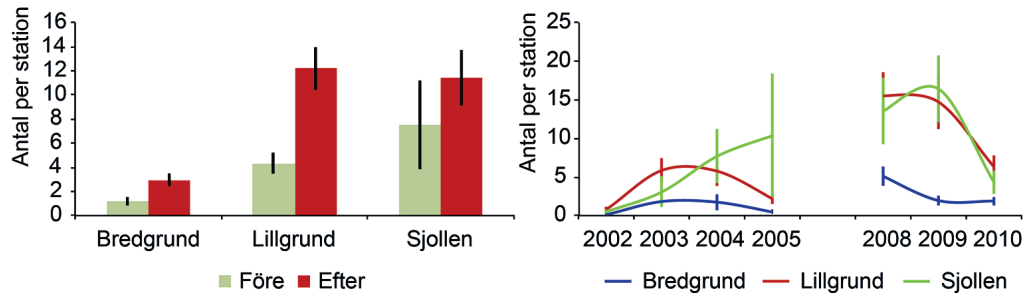


Figur 20. Årsvisa fångster av några vanliga arter vid provfisker med ryssjor under våren. Antal individer angivet som medeltal per station och år för tånglake, torsk, stensnultra och gulål, på Lillgrund samt referensområdena Bredgrund och Sjollen. Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall.

Strandkrabba

Antalet fångade strandkrabbor på Lillgrund och Sjollen var av samma storleksordning som antalet fiskar i fångsten, men på Bredgrund har fångsten varit mindre (figur 21). Sett över en treårsperiod för åren före respektive efter anläggning noterades en skillnad mellan områden, med lägre fångster på Bredgrund än på övriga områden, och även mellan åren före respektive efter

anläggning, med högre fångster efter anläggning¹². På Lillgrund fångades i medeltal fyra strandkrabbor per station före anläggningen (2003–2005), och i medeltal 12 strandkrabbor per station efter anläggningen (2008–2010). Ökningen var mycket tydlig under åren 2008 och 2009, men år 2010 var fångsten av strandkrabba åter på likartad nivå som under några av baslinjeåren. Den lägsta fångsten av strandkrabba noterades år 2002. Ett liknande mönster sågs för Sjollen, med den högsta fångsten år 2009 och den lägsta fångsten år 2002 (tabell 5).



Figur 21. Antal strandkrabba fångad vid provfiske med ryssjor under våren. Till vänster anges medeltal strandkrabba per station och år för perioden före (2003–2005) respektive efter (2008–2010) anläggningen av vindkraftsparken. Till höger anges medeltal strandkrabba per station separat för varje år (2002–2010). Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall.

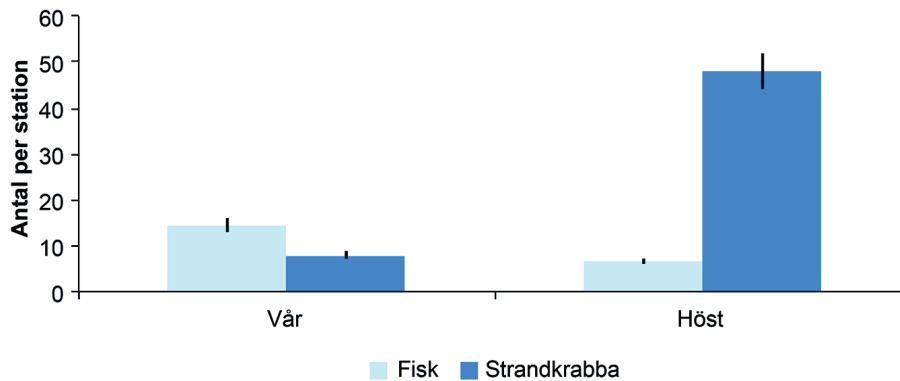
Skillnader mellan vår och höst 2010

Under 2010 utfördes provfisken med ryssjor även under oktober månad, vilket möjliggjorde en jämförelse av situationen på Lillgrund under vår och höst. I jämförelsen inkluderades data från 76 stationer fiskade inom kontrollprogrammet (de 36 ordinarie stationerna och därtill 40 extra stationer fiskade under 2010) och från 40 stationer fiskade inom Vindval. Strandkrabba dominerade till antalet under både vår och höst, men var påtagligt mer vanlig under hösten. Under provfisken med ryssjor under hösten fångades ungefär sex gånger fler strandkrabbor per station än under motsvarande provfisken under våren (figur 22). Antalet fiskar per station var däremot högre under våren än under hösten. Ungefär dubbelt så många fiskar per station fångades under våren än under hösten.

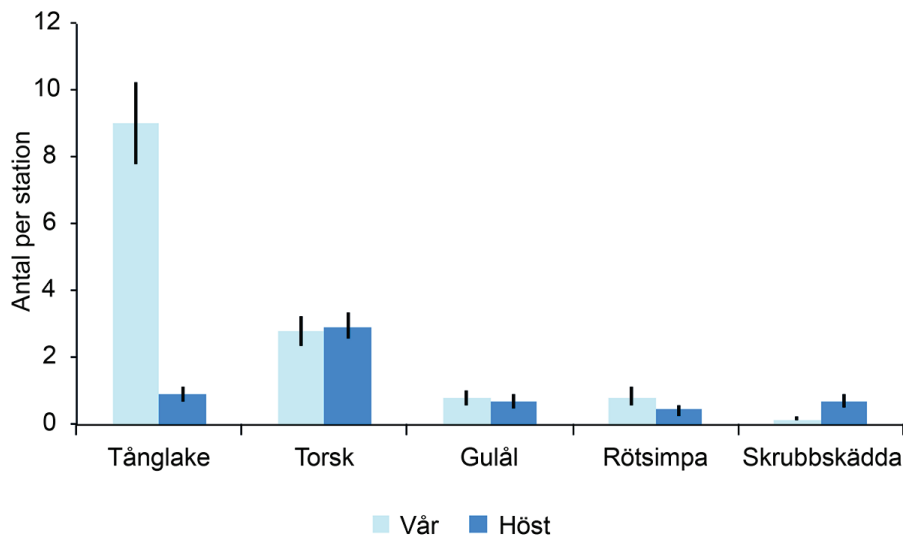
De fem vanligaste fiskarterna i ryssjefisket under både vår och höst 2010 var tånglake, torsk, gulål, rötsimpa och skrubbskädda. Tånglaken utgjorde under våren 62 procent av andelen fisk i fångsten, vilket motsvarade cirka 9 individer per station (figur 23). Under hösten var tånglaken den näst vanligaste fiskarten i fångsten med knappt en individ per station. Torsken var den vanligaste förekommande arten under hösten och utgjorde 45 procent av andelen fiskar i fångsten jämfört med 19 procent under våren. Skillnaden i torskens andel av den totala fångsten mellan vår och höst berodde i första hand på förändringar i förekomsten av de andra arterna, framför allt tånglake. Räknat som antal per

¹² Två vägs-ANOVA: $F_{1,2}=8,21$, $p<0,006$ för faktor Områden, $F_{1,2}=6,68$, $p=0,024$ för faktor Före/Efter, $F_{1,2}=0,58$, $p=0,573$ för faktor Områden * Före/Efter.

station var fångsten av torsk likartad under vår och höst 2010. Även de andra vanliga arterna fångades i jämförbar mängd under vår och höst.



Figur 22. Antal strandkrabba fångad på Lillgrund vid provfisket med ryssjor under vår (maj) och höst (oktober) 2010, angivet som medelantal per station. Baserat på information från samtliga fiskade stationer (Kontrollprogrammet 76 extrastationer, Vindval 40 stationer). Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall.



Figur 23. Antal av de vanligast förekommande fiskarterna; tånglake, torsk, gulål, rötsimpa och skrubbskädda, vid provfisket med ryssjor på Lillgrund under vår och höst 2010, angivet som medelantal per station. Baserat på information från samtliga fiskade stationer (Kontrollprogrammet 76 stationer, Vindval 40 stationer). Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall.

Fiskens fördelning i relation till vindkraftverken

Förekomsten av en fördelningseffekt

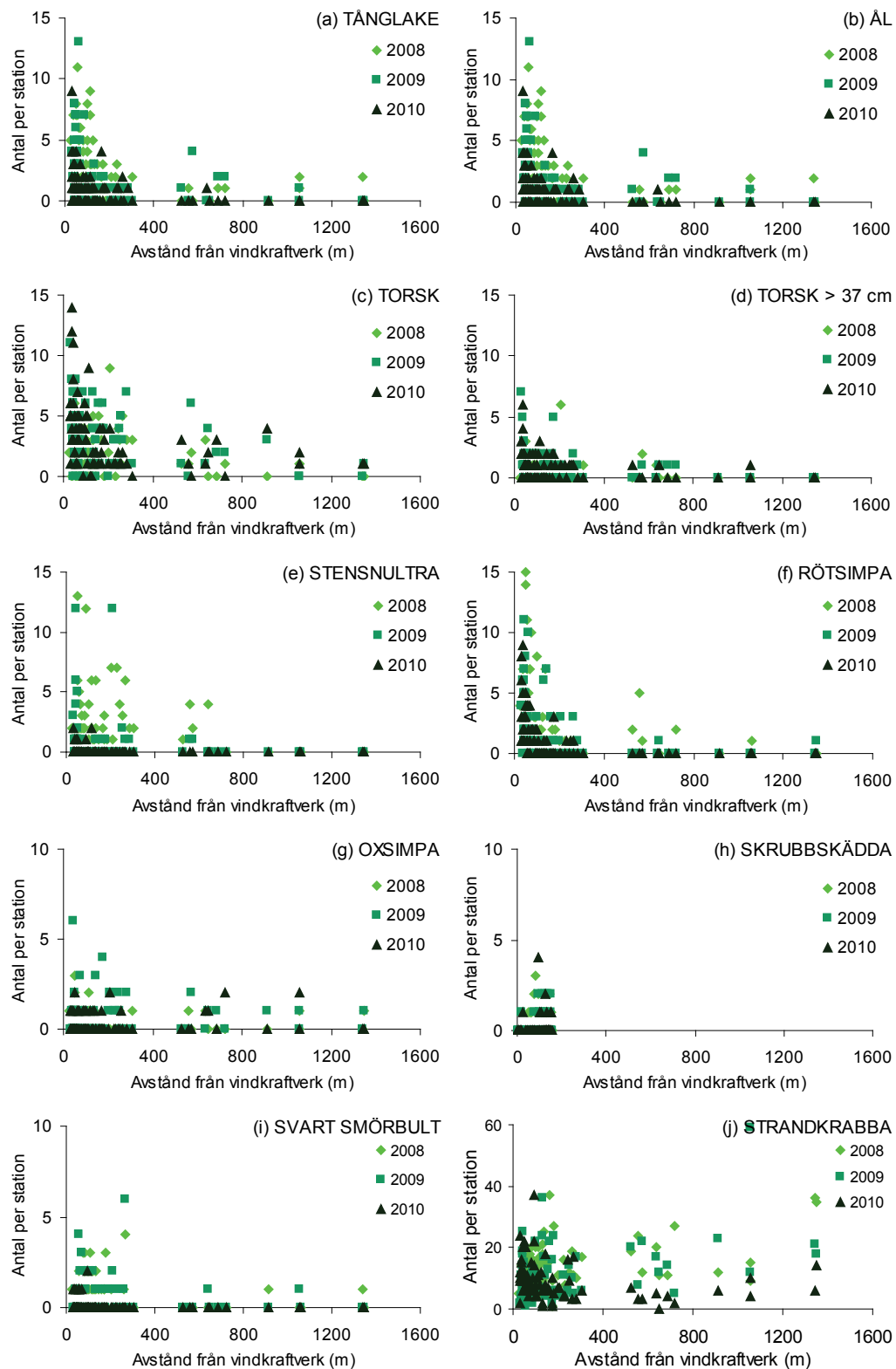
Analysen av fiskens fördelning i relation till fundamenten visade att det hos fyra av de åtta studerade fiskarterna noterades en ökad förekomst i närområdet för vindkraftverken i jämförelse med på längre avstånd. Effekten syntes redan efter det första året av drift och var av likartad omfattning under samtliga tre studerade år. En relativt högre mängd fisk nära vindkraftverken noterades hos ål, torsk, stensnulta och rötsimpa. Effekten noterades inte hos oxsimpa, skrubbskädda, och svart smörbult, trots att dessa också var relativt vanliga i provfisket (figur 24).

Hos tånglake sågs ingen aggregationseffekt på basen av det data som användes för att jämföra fördelningen under tre efterföljande år (tabell 6, figur 24), men i det utökade materialet från 2010 noterades en ökad mängd tånglake nära fundamenten i jämförelse med på längre avstånd (se nedan, och tabell 7).

Hos strandkrabba noterades en förändrad fördelning, som var olika mellan år. Under de två första åren noterades ett mönster med minskande förekomst av strandkrabba nära vindkraftverken men under det sista året noterades en aggregation (figur 24).

Tabell 6. Sammanfattning av analyser för att studera effekten av avstånd från fundamenten och mängden fisk för åtta arter. Analysen av torsk utfördes även separat för större och mindre torsk. För en mer utförlig redovisning av resultaten, se Bergström m.fl. (2011).

Art	Effekt av avstånd	Riktning
Oxsimpa	nej	-
Rötsimpa	Ja	attraktion
Skrubbskädda	Nej	-
Stensnultra	Ja	Attraktion
Svart smörbult	Nej	-
Torsk < 37 cm	Ja	Attraktion
Torsk > 37 cm	Ja	Attraktion
Tånglake	Nej	-
Ål (Gulål)	ja	attraktion



Figur 24. Antal individer per station av a) tånglake, b) ål, c) torsk, d) torsk större än 37 cm, e) stensnula, f) rötsimpa, g) svart smörbult, h) oxsimpa, i) skrubbskädda, j) strandkrabba i relation till avstånd från vindkraftverk på Lillgrund åren 2008–2010.

Effektavstånd

På basen av det utökade materialet från 2010 skattades därtill det avstånd från fundamenten inom vilket en ökad förekomst av fisk kunde observeras under vår respektive höst.

Analysen indikerade en mer tydlig fördelningseffekt på våren än på hösten för de studerade arterna. Under våren sågs en förhöjd mängd fisk på mellan 0 och 100 meters avstånd från vindkraftverk, beräknat för det totala antalet fiskar. Enligt den tillämpade modellen kunde 36 % av variationen (Explained Deviance) i den totala mängden fisk mellan stationer förklaras av avståndet till närmaste vindkraftverk. Med avseende på de enskilda arterna noterades en ökad förekomst på ett avstånd mellan 0 och 50 meter från vindkraftverk för torsk < 37 cm (förklaringsgrad 20 %), 0 och 160 meter för ål och rötsimpa (förklaringsgrad 18 respektive 51 %), och för övriga studerade arter (torsk > 37 cm, tånglake och strandkrabba) mellan 0 och 90 meter (förklaringsgrad 15, 13 respektive 21 %).

Under hösten var fördelningseffekten svagare än på våren. För torsk > 37 cm och tånglake kunde ingen effekt av avstånd från vindkraftverk konstateras, och för strandkrabba var responsen signifikant enligt modellen men otydlig till sitt mönster. För de övriga arterna som studerades (ål, torsk < 37 cm, rötsimpa) sågs en förhöjd förekomst på mellan 0 och 50–100 m avstånd från vindkraftverk. Avståndet till vindkraftverk förklarade dock endast 7,4 % av den totala variationen mellan stationer för torsk < 37 cm. För ål och rötsimpa var förklaringsgraden något högre (19,4 respektive 42 %). Beräknat för det totala antalet fiskar, oavsett art, noterades en ökad förekomst inom ett avstånd mellan 0 och 50 m, och modellens förklaringsgrad var 30 %.

Samband mellan olika omgivningsfaktorer och fiskens fördelning

Det relativa sambandet mellan förekomsten av fisk vid de provfiskade stationerna och omgivningsvariablerna AVSTÅND, LJUD och DJUP undersöktes för de fyra vanligaste fiskarterna i provfisket (ål, tånglake, torsk, rötsimpa), och därtill för det totala antalet fisk samt strandkrabba. För torsk utfördes analysen separat för större och mindre individer.

I resultaten redovisas endast modeller med en total förklaringsgrad högre än 10 %, vilket uppnåddes för 12 av de totalt 14 studerade modellerna. Även för några av de redovisade modellerna var förklaringsgraden dock relativt låg, vilket visar att en stor del av den variation som observerades i det studerade materialet berodde på andra faktorer än avstånd, ljud och/eller djup. Den högsta förklaringsgraden uppnåddes för rötsimpa (54,3 och 46,6 % under vår respektive höst) och för det totala antalet fisk under våren (50,3 %). För alla arter utom strandkrabba noterades en högre förklaringsgrad under våren än under hösten.

Den vanligaste variabeln i de slutliga modellerna var AVSTÅND, som inkluderades ($p < 0.05$) för alla arter utom tånglake (tabell 7). I samtliga fall där faktorn AVSTÅND hade ett signifikant bidrag till modellen återspeglade den en ökad mängd individer närmare vindkraftverken. Även i jämförelsen mellan AVSTÅND och LJUD var och för sig (tabell 8) erhöles högre förklaringsgrader med avseende på AVSTÅND för alla arter utom tånglake.

Variabeln LJUD inkluderades ($p < 0.05$) i sju av modellerna. Med avseende på den totala mängden fisk (alla arter sammanlagt) sågs under våren en högre

förekomst av fisk vid ljudnivåer i intervallet 75–90 dB re 1 μ Pa(RMS) än vid ljudnivåer högre än så (figur 25). Vid de lägsta ljudnivåerna var effekten inte signifikant. Detta resultat är svårt att förklara biologiskt sett, men kan bero på att det förekom relativt få datapunkter vid låga ljudnivåer. Under hösten sågs ingen effekt av ljud. Detta kan bero på biologiska orsaker men kan även bero på att ljudmodellen som analysen grundar sig på är utformad på basen av mätningar under våren. Modellerna bedömdes inte vara tillräckligt exakta för att skatta effektavstånd med avseende på ljudnivå för enskilda arter. Den tydligaste responsen hos enskilda arter sågs dock hos tånglake och ål, liknande den som noterades för den totala mängden fisk. För torsk sågs inget samband mellan förekomst och ljudnivå, och för rötsimpa och strandkrabba sågs ett samband endast under hösten (tabell 7). När man tolkar resultaten bör man beakta att de är beroende av precisionen i den ljudmodell som analysen baserade sig på, speciellt gällande data för hösten, samt till viss del även av hur den statistiska modellen utformats (till exempel hur många frihetsgrader som tillåts). Resultaten kan även potentiellt återspegla effekten av vindhastighet, genom att ljudnivån är korrelerad med vindkraftverkens effekt.

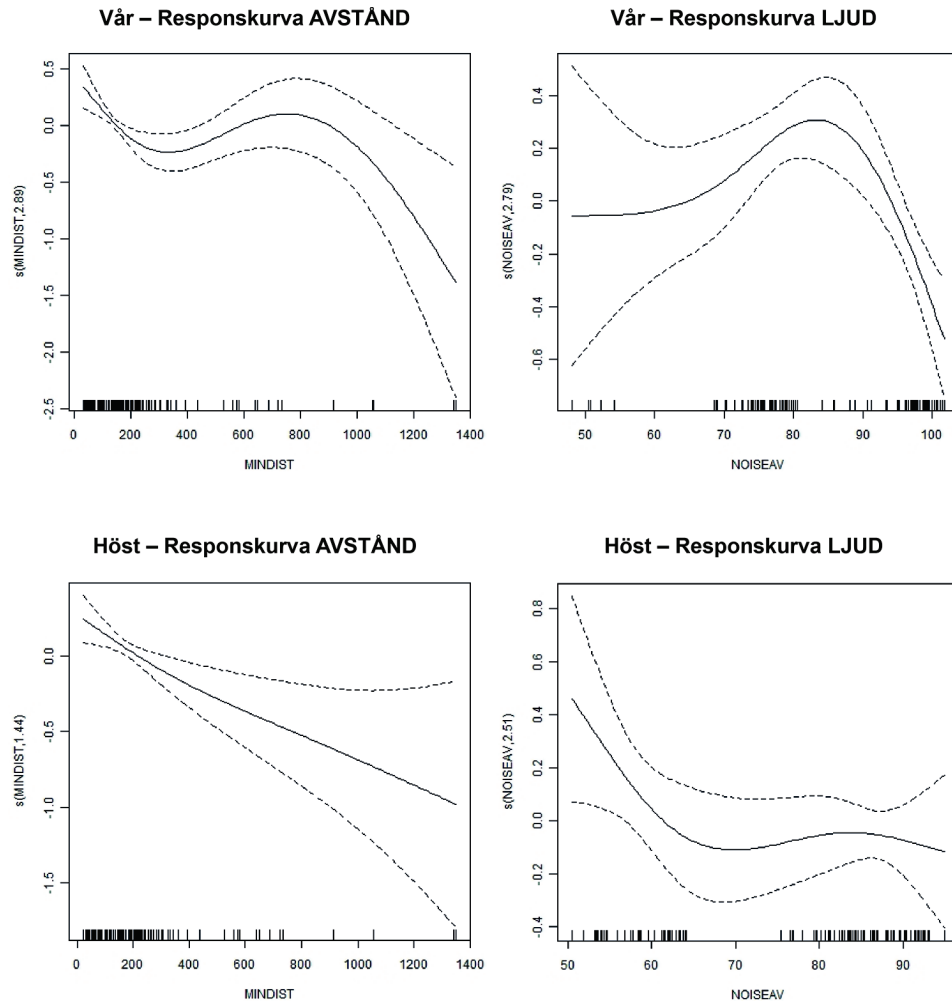
Variabeln DJUP inkluderades i sex av modellerna, men hade som regel ett relativt lågt inflytande ($p < 0.05$ i endast två av modellerna). Variabeln inkluderades i de slutliga modellerna framför allt under våren, och endast för en art även under hösten. Utfallet skulle kunna förklaras av att fisken upplever skillnaden mellan olika djup tydligare under våren, då temperaturskiktningen kan vara kraftigare än under hösten. Det överlag svaga sambandet mellan förekomst av fisk och djup är till viss del att förvänta, eftersom skillnaden i djup mellan stationer kan anses låg. Innan vindkraftparken etablerades på Lillgrund var området relativt homogent till sin fysiska struktur. Resultatet av analyserna visar dock att den observerade variationen mellan stationer när det gäller förekomst av fisk i högre grad kunde förklaras av faktorer kopplade till vindkraftparken (närvaro av vindkraftverk respektive ljudmiljö) än av den befintliga topografin i området.

Tabell 7. Sambandet mellan förekomsten av fisk och faktorerna avstånd från vindkraftverk, ljudnivå och bottendjup, enligt generaliserade additiva modeller (GAM) baserade på data från vår (maj) och höst (oktober) år 2010. Siffrvärden anger att faktorn inkluderades i den slutliga modellen, och "-" att faktorn inte inkluderades. Låga värden indikerar ett starkare bidrag. Resultaten visas för modeller med en förklaringsgrad (D %) över 10.

		AVSTÅND	LJUD	DJUP	D %
Antal fisk totalt					
	Vår	<0,001	<0,001	-	50,3
	Höst	0,010	0,170	-	14,1
AI					
	Vår	0,003	0,018	0,085	31,1
	Höst	0,025	0,012	0,130	18,6
Torsk >37 cm					
	Vår	0,011	-	0,193	10,7
	Höst	ingen modell			<10
Torsk < 37 cm					
	Vår	<0,001	-	-	19,7
	Höst	ingen modell			<10
Tånglake					
	Vår	-	<0,001	0,006	34,2
	Höst	0,181	<0,001	-	22,3
Rötsimpa					
	Vår	<0,001	-	0,207	54,3
	Höst	<0,001	0,005	-	46,6
Strandkrabba					
	Vår	<0,001	-	0,036	25,2
	Höst	0,044	<0,001	-	29,4

Tabell 8. Sambandet mellan förekomsten av fisk och faktorerna avstånd från vindkraftverk, och ljudnivå, analyserade en i taget (GAM) separat för vår (maj) och höst (oktober) år 2010. Signifikansnivå anges om variabeln bidragit till modellen vid $p < 0,05$ (ns = ingen signifikant effekt av variabeln), i dessa fall anges även förklaringsgraden som D %.

		AVSTÅND		LJUD	
		p	D %	p	D %
Antal fisk totalt					
	Vår	<0,001	40,3	<0,001	37,9
	Höst	<0,001	8,610	ns	-
Äl					
	Vår	<0,001	15,400	ns	10,3
	Höst	ns	-	ns	-
Torsk >37 cm					
	Vår	0.014	7,09	ns	-
	Höst	ns	-	ns	-
Torsk < 37 cm					
	Vår	0,004	19,7	0,014	8,52
	Höst	ns	-	ns	-
Tånglake					
	Vår	<0,001	21,2	<0,001	-
	Höst	ns	-	ns	-
Rötsimpa					
	Vår	<0,001	50,3	<0,001	36
	Höst	<0,001	38,5	<0,001	9,41
Strandkrabba					
	Vår	<0,001	22,1	<0,001	11,7
	Höst	0.001	15,6	<0,001	24,1



Figur 25. Responsskurvor enligt GAM för att analysera sambandet mellan avstånd från vindkraftverk och ljudnivå med fångsten av fisk under vår respektive höst (totalt sett för alla arter). Faktorerna inkluderades som spline-funktioner ($k < 5$). En högre mängd fisk noterades på avstånd kortare än omkring hundra meter från närmaste vindkraftverk under både vår och höst ($p < 0.01$). Med avseende på ljudnivå sågs den högsta mängden fisk vid ljudnivåer i intervallet 75–90 dB re 1 μPa (RMS) under våren, medan det vid högre ljudnivåer sågs en lägre mängd fisk ($p < 0.01$). Vid de lägsta ljudnivåerna sågs ingen effekt, vilket troligen beror på relativt få datapunkter i detta intervall. Under hösten sågs ingen effekt av ljud ($p = 0.17$). Skillnaden mellan årstider kan bero på biologiska orsaker, eller på att ljudmodellen som analysen grundar sig på är utformad på basen av förhållandena vid provfisket under våren.

Resultat från provfisken med nätlänkar

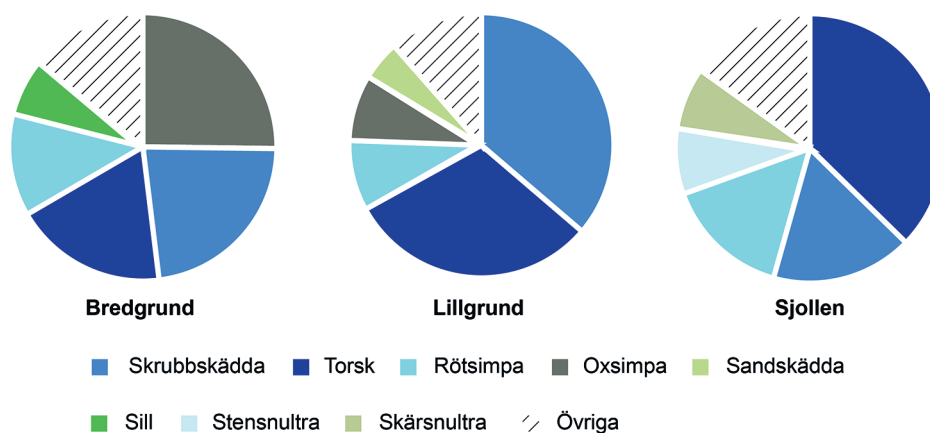
Förändringar i antal arter och artsammansättning

Totalt under hela undersökningsperioden bestod fångsten av 22 arter av fisk. Av dessa fångades 19 fiskarter under åren 2002 till 2005 före anläggningen av vindkraftparken och 20 fiskarter under 2008 till 2009, efter anläggningen (tabell 9, Appendix 2). Strandkrabba förekom i samtliga områden både före och efter byggnationen av vindkraftparken.

Under perioden efter anläggningen av vindkraftparken var skrubbskädda den vanligaste arten på Lillgrund, medan oxsimpa var vanligast på Bredgrund och torsk vanligast på Sjollen (figur 26). Sammanlagt för alla tre områdena och hela tidsperioden (2002–2010) var torsk vanligast, följt av skrubbskädda, rötsimpa, oxsimpa och stensnultra.

Tabell 9. Lista över arter som fångats vid nätfisket före (2002–2005) och efter (2008–2009) anläggningen av vindkraftsparken vid Lillgrund och de två referensområdena Bredgrund och Sjollen. Det totala artantalet är inte direkt jämförbart mellan perioderna, eftersom ett färre antal år fiskades efter anläggningen än före. Som jämförelse anges i stället det beräknade antalet fiskarter i medeltal per station. För mer detaljerad information se Appendix 2.

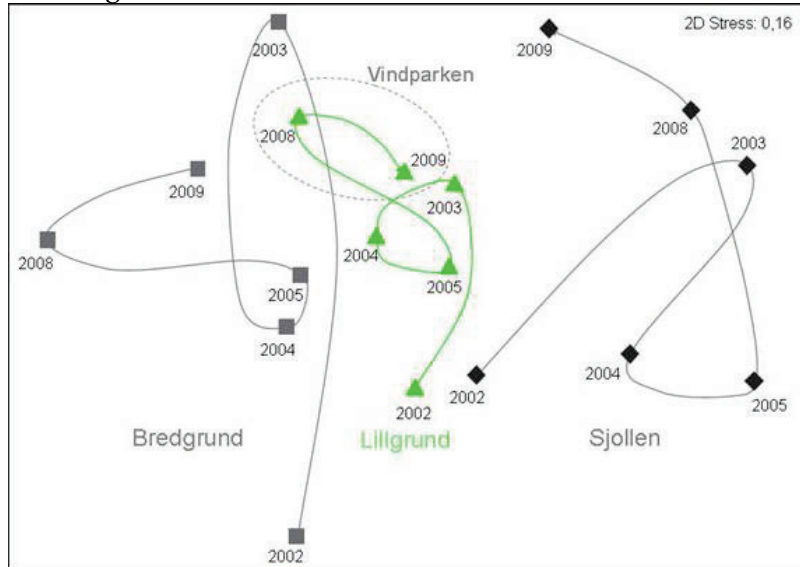
Art	Bredgrund		Lillgrund		Sjollen	
	Före	Efter	Före	Efter	Före	Efter
Abborre		X				
Gulål	X		X	X		X
Kantnålsfisk obestämd	X					
Oxsimpa	X	X	X	X	X	X
Piggvar	X	X	X	X	X	
Rödspotta	X	X	X	X	X	X
Rötsimpa	X	X	X	X	X	X
Sandskädda	X	X	X	X	X	X
Sill	X	X	X	X		
Skarpsill			X		X	
Skrubbskädda	X	X	X	X	X	X
Skäggsimpa	X	X	X	X	X	X
Skärsnultra						X
Slätvar						X
Stensnultra			X	X	X	X
Strandkrabba	X	X	X	X	X	X
Svart smörbult	X	X	X	X	X	X
Tobis (kust-/havs-)	X	X				
Torsk	X	X	X	X	X	X
Tånglake	X	X	X	X		X
Vitling	X	X	X	X	X	
Äkta tunga	X	X	X	X	X	X
Öring			X	X		
Antal arter	17	16	18	17	14	15
Medelantal fiskarter per station	3,80	3,77	4,31	4,35	3,24	3,26



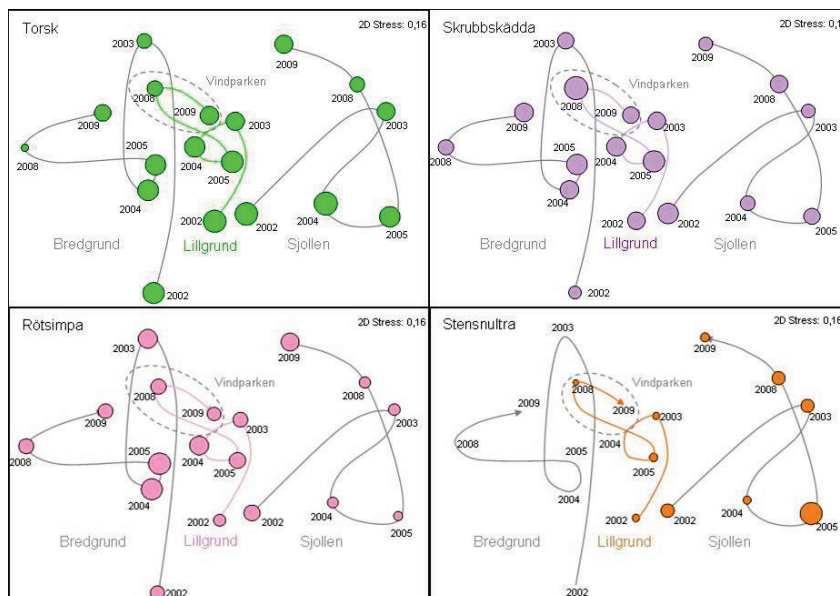
Figur 26. Fångstens fördelning mellan arter vid provfisket med nätlänkar på Lillgrund åren 2008 – 2009. Fördelningen visar förekomsten av de fem vanligaste arterna i varje område, baserat på antal per station i medeltal för båda åren. Resterande arter har lagts ihop och visas som övriga.

Fisksamhällets artsammansättning på Lillgrund skiljde sig från den vid de två referensområdena, men hade en mellanställning mellan dessa, vilka var sinsemellan mer olika varandra (figur 27). På samma sätt som observerades för resultaten från provfisket med ryssjor återspeglade mönstret att referensområdena ligger söder respektive norr om vindkraftparksområdet, då det norra området karakteriseras av starkare marina inslag.

De arter som främst karakteriserade skillnaderna mellan områden och år var stensnultra (vanligast på Sjollen), skrubbskädda (vanligast på Lillgrund) och torsk (vanligast på Sjollen, figur 28). Rötsimpa, som var den tredje vanligaste arten i fångsten, sett till totalt antal för samtliga områden, bidrog i något mindre grad till det observerade mönstret.



Figur 27. Resultat av analys (MDS, non-metric multidimensional scaling) som visar likheter i artsammansättning mellan områden och år, på basen av provfisker med nätlänkar under hösten. I bilden har punkter som ligger nära varandra en mer likartad artsammansättning. Till exempel var fiskesamhället på Sjollen och Lillgrund relativt lika år 2002 men har efter det haft olika utveckling. Linjerna förenar närliggande år inom respektive område. Fisksamhällets artsammansättning vid Lillgrund har likheter med båda två referensområden, medan dessa två år är mer olika varandra. Cirkeln anger provfisker som ägt rum inom Lillgrund efter det att vindkraftparken anlades.

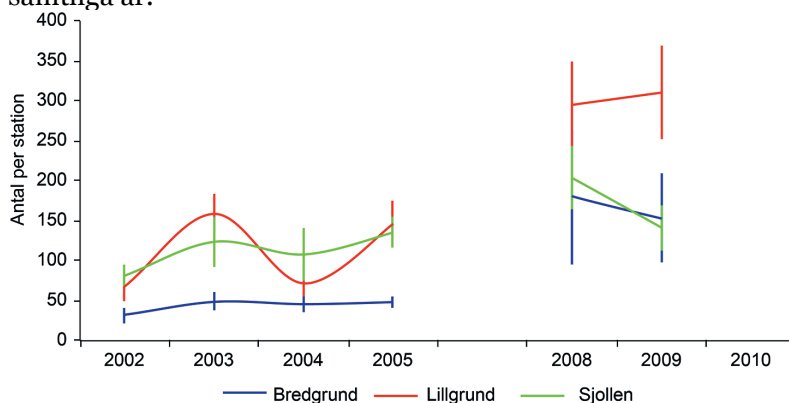


Figur 28. Förekomsten av torsk, skrubbskädda, rötsimpa och stensnultra under åren 2002-2009 på Lillgrund och de två referensområdena. Symbolernas storlek visar antal fångade individer per område och år, så att större symboler innebär ett högre fångstantal. Till exempel karakteriserades fångsten vid Sjollen av en högre mängd stensnultra än de övriga områdena, och den relativa mängden torsk var högre under baslinjeåren i samtliga områden (jfr figur 30). Figuren är baserade på samma analys som återges i figur 27.

Förändringar i fångstens storlek

Antal fisk totalt

Fångsten av fisk har varierat mycket mellan år men med ett likartat mönster för de tre områdena (figur 29). Under baslinjestudien, 2002 till 2005, fångades i medelantal mellan 10 och 19 fiskar per station på Lillgrund. Efter byggnationen av vindkraftparken fångades i medelantal 14 fiskar per station år 2008, och 10 fiskar per station år 2009. Fångsten av fisk på Lillgrund, liksom vid referensområdet Sjollen, var lägre under driftfasen än under några av åren för baslinjestudien (tabell 4). Vid Bredgrund var fångsten fisk lika mellan samtliga år.



Figur 29. Antal fisk totalt i medeltal per station och år, enligt provfisken med nätlänkar på Lillgrund och de två referensområdena Bredgrund och Sjollen på hösten åren 2002–2009. Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall.

Tabell 10. Resultat från analys av skillnader mellan år i antal fisk per station, enligt en generaliserad linjär modell (GLM). I analysen relateras förekomsten av fisk under det sista året av provfiske (2009) till tidigare år. Analysen utfördes separat för varje område för det totala antalet fisk, samt för arterna torsk, skrubbskädda, rötsimpa, stensnultra och strandkrabba (jfr figur 29–31). I respektive kolumn betyder "+" att fångsten var högre, "–" att den var lägre, och "ns" att det inte fanns någon signifikant skillnad jämfört med 2009 (signifikansnivå 0,01). I kolumnen "explD %" anges modellens förklaringsgrad i procent.

Jämförelse med 2009							
Art	Område	explD %	2002	2003	2004	2005	2008
Fisk	Lillgrund	17,7	+	ns	+	+	ns
	Bredgrund	28,1	ns	ns	ns	ns	ns
	Sjollen	30,9	+	ns	ns	+	ns
Torsk	Lillgrund	29,6	+	ns	ns	+	ns
	Bredgrund	42,5	+	ns	+	+	ns
	Sjollen	33,3	+	ns	+	ns	ns
Skrubbskädda	Lillgrund	23,4	ns	ns	ns	+	+
	Bredgrund	17,8	ns	ns	ns	ns	ns
	Sjollen	24,4	+	ns	ns	ns	ns
Rötsimpa	Lillgrund	26,5	ns	ns	+	ns	ns
	Bredgrund	35,6	ns	+	+	+	ns
	Sjollen	34,0	ns	-	-	-	-
Stensnultra	Lillgrund	19,7	ns	ns	ns	ns	ns
	Bredgrund	52,7	ns	ns	ns	+	ns
	Sjollen	52,7	ns	ns	ns	+	ns
Strandkrabba	Lillgrund	58,6	-	-	-	-	ns
	Bredgrund	46,4	-	-	-	-	ns
	Sjollen	23,1	ns	ns	ns	ns	ns

Utvecklingen hos de mest allmänt förekommande fiskarterna

Utvecklingen över tid studerades närmare för de vanligast förekommande arterna i provfisket. Sett till antal och beräknat för alla år i samtliga områden var torsk (42 % av fångsten i medeltal), skrubbskädda (19 %) och rötsimpa (12 %) de vanligaste arterna vid provfisket med nätlänkar. Utöver dessa tre arter inkluderades även stensnultra, som utgjorde fem procent av fångsten i medelantal.

Torsk

Förekomsten av torsk, angivet som antal per station, var störst på Sjollen och minst på Bredgrund längst i söder (figur 30). På Lillgrund noterades de största fångsterna åren 2002 och 2005. I samtliga områden förekom de högsta fångsterna under två till tre av åren före anläggning (tabell 10).

Skrubbskädda

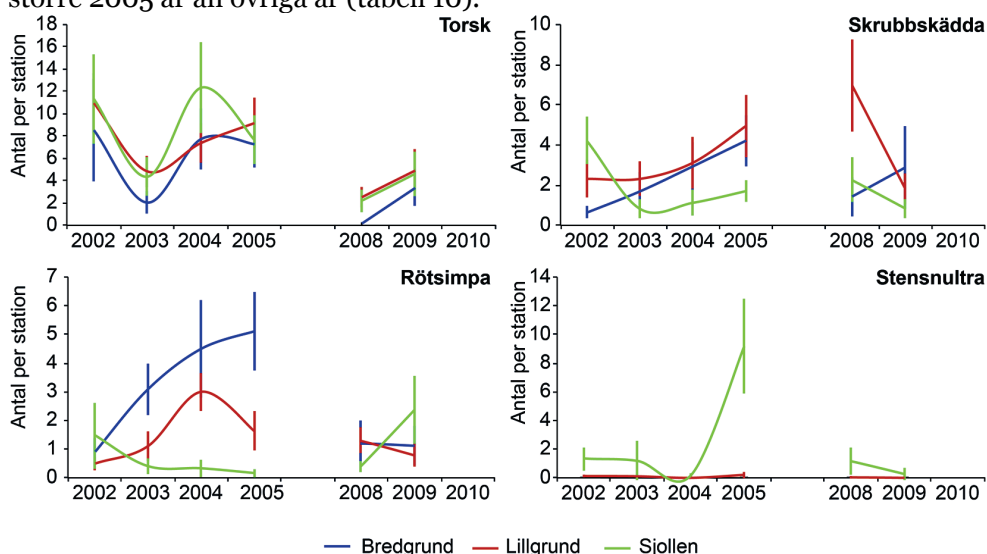
Fångstantalet av skrubbskädda var högst på Lillgrund, medan arten fångades i relativt lika antal i de två referensområdena (figur 30). På Lillgrund noterades den högsta fångsten år 2005 och 2008 (tabell 10). I de två referensområdena förekom ingen signifikant skillnad mellan år, förutom en relativt hög förekomst av skrubbskädda noterades under det första året av studier (2002) på Sjollen.

Rötsimpa

Förekomsten av rötsimpa var högst på Bredgrund i söder och lägst på Sjollen längst i norr (figur 30). På Lillgrund och Bredgrund noterades de största fångsterna av rötsimpa år 2004 respektive 2003–2005. Fångsten av rötsimpa på Sjollen var störst år 2002 och 2010 (tabell 10).

Stensnultra

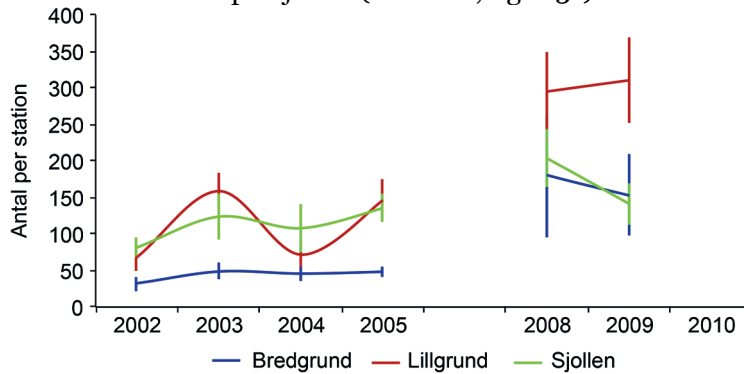
Stensnultra förekom i högst antal per station på Sjollen, medan den fångades i ett begränsat antal på Lillgrund och inte alls på Bredgrund (figur 30). På Lillgrund var fångsten av stensnultra lika mellan år, medan den på Sjollen var större 2005 än övriga år (tabell 10).



Figur 30. Årsvisa resultat från provfiske med nätlänkar under hösten. Antal individer i medeltal per station och år för torsk, skrubbskädda, rötsimpa och stensnultra på Lillgrund samt referensområdena Bredgrund och Sjollen åren 2002–2009. Provfisket med nätlänkar utfördes inte år 2010. Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall.

Strandkrabba

Strandkrabban var den till antalet dominerande arten vid provfisket både före och efter anläggningen (64–97 % av det totala individantalet). På både Lillgrund och Bredgrund var fångsten av strandkrabba större efter anläggningen än under baslinjestudien, medan antalet fångade strandkrabbor var lika mellan år på Sjollen (tabell 10, figur 31).



Figur 31. Resultat från provfiske med nätlänkar under hösten. Fångsten av strandkrabba i medelantal per station och år på Lillgrund och de två referensområdena Bredgrund och Sjollen åren 2002-2009. Provfisket med nätlänkar utfördes inte år 2010. Vertikala linjer anger 95 % konfidensintervall.

Längdfördelningen hos torsk.

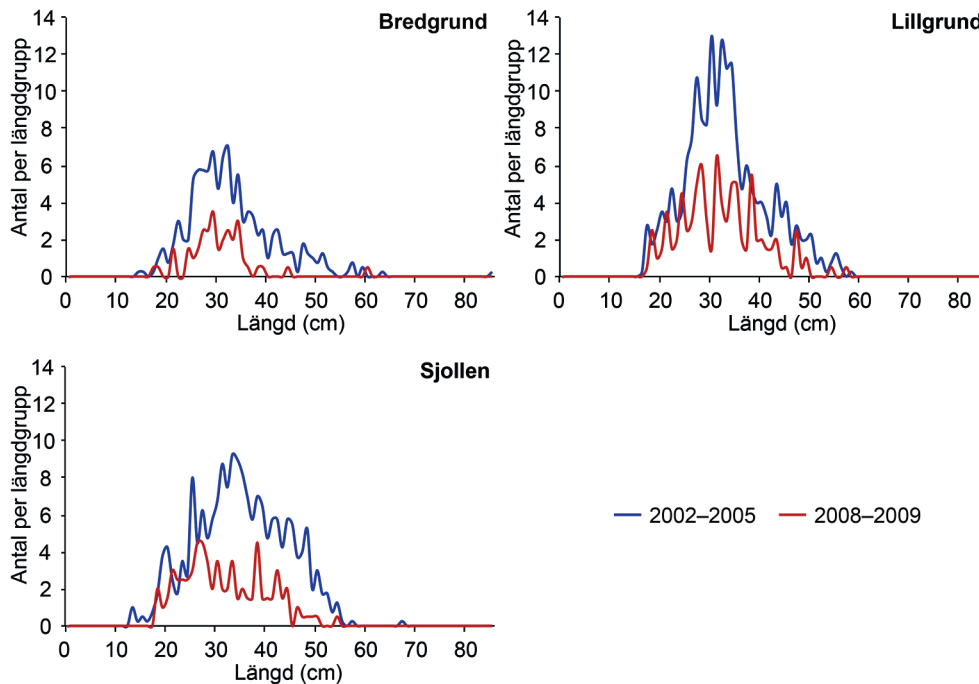
Torsken vid Lillgrund var under hösten år 2008 och 2009 mindre till storleken än den var i samma område under baslinjeperioden¹³ (Figur 12). Även i referensområdena var torsken mindre till storleken under 2008 och 2009 än den var under baslinjeperioden¹⁴. Längdfördelningen hos torsk vid Lillgrund 2008 och 2009 skiljer sig dock inte signifikant från längdfördelningen hos torsk på Sjollen samma år¹⁵. Däremot skiljer sig längdfördelningen vid Lillgrund och Sjollen jämfört med den vid Bredgrund¹⁶ (figur 32).

¹³ Tvåsidigt Z-test, Lillgrund; Medelvärde för fördelningen 2008-2009 i jämförelse med fördelningen 2002-2005 $n=86$, $Z=2,96$, $p=0,003$.

¹⁴ Tvåsidigt Z-test, Medelvärde för fördelningen 2008-2009 i jämförelse med fördelningen 2002-2005. Bredgrund; $n=86$, $Z=3,87$, $p<0,001$, Sjollen; $n=86$, $Z=3,99$, $p<0,001$.

¹⁵ Tvåsidigt Z-test; Medelvärde för fördelningen 2008-2009 vid Lillgrund i jämförelse med fördelningen vid Sjollen, $n=86$, $Z=0,86$, $p=0,39$.

¹⁶ Tvåsidigt Z-test; Medelvärde för fördelningen 2008-2009 vid Lillgrund och Sjollen i jämförelse med fördelningen vid Bredgrund. Lillgrund vs Bredgrund; $n=86$, $Z=3,32$, $p<0,001$, Bredgrund vs Sjollen; $n=86$, $Z=-2,89$, $p=0,004$.



Figur 32. Jämförelse mellan torskens längdfördelning före och efter anläggningen av vindkraftsparken, enligt fångsten vid provfiske med nätlänkar, separat för Lillgrund och de två referensområdena Bredgrund och Sjollen.

Diskussion

Avsikten med provfiskerna var att få kunskap om det bottennära fisksamhället på Lillgrund, för att kunna se om det skett förändringar i artsammansättning och mängd fisk i området efter anläggningen av vindkraftsparken.

Undersökningarna har genomförts med ryssjor och nätlänkar. Dessa metoder fångar olika delar av det bentiska fisksamhället. Två referensområden valdes ut för att kunna belysa förändringarna på Lillgrund i relation till mer övergripande förändringar i det bentiska fisksamhället i Öresund.

Genomförandet av provfiskerna med ryssjor och nätlänkar fungerade generellt taget väl även om det tidvis varit problem med att stora mängder strandkrabba fastnat i näten. Den stora mängden strandkrabba i fångsten kan ha påverkat fångsten av fisk, genom att dessa i större grad kunnat undvika näten eller genom att strandkrabban kan ha tagit bort fisk som fångats i näten. Resultaten bedömdes ändå vara tolkningsbara, men med en viss försiktighet.

Resultaten visar att det inte skett några kraftiga förändringar i artsammansättning eller mängd fisk i området efter anläggningen av vindkraftsparken. I de fall förändringar i artsammansättning eller antal har observerats, har dessa även observerats i minst ett av referensområdena. Detta antyder att mängden fisk inom vindkraftsparken i första hand påverkats av samma övergripande faktorer som i referensområdena, snarare än av skeenden inom vindkraftsparken.

En påtaglig förändring under undersökningsperioden var en ökande förekomst av strandkrabba. Strandkrabban ökade såväl på Lillgrund som vid referensområdena, men den relativa förändringen var högre på Lillgrund. Det är sannolikt att strandkrabban gynnas av att den lätt hittar gömställen vid vindkraftverkens fundament med omgivande gravitationsskydd, där den kan

undgå att bli uppäten av rovdjur. Ökningen var tydlig under de två första åren av drift, medan fångsten av strandkrabba under det tredje året av drift var likartad den under några av åren av baslinjestudier. Det är intressant att jämföra det observerade mönstret med observationer vid de artificiella reven vid Vinga utanför Göteborg (Andersson och Bergström 2007). I detta område syntes efter tre år en ökning hos framför allt hummer och torsk, samtidigt som mängden av deras bytesdjur, framför allt strandkrabba och andra mindre kräftdjur, minskade. Ökningen av hummer och torsk förklarades av en ökad tillgång på skydd och föda i de artificiella strukturerna, men även av ett minskat fisketryck eftersom de artificiella reven omfattades av fiskeförbud. Det är möjligt att en liknande effekt skulle kunna uppstå på Lillgrund på sikt. På basen av befintliga data kunde dock ingen ökning i den totala mängden torsk observeras.

Det mest tydliga resultatet var att det skett en aggregation av fisk i närheten av vindkraftverken, framför allt av torsk och gulål (men inte skrubbskädda trots att även den var relativt vanlig i provfisket). Responsen är dock relativt svag och begränsad till området närmast fundamenten. Eftersom ingen ökning av mängden fisk observerades inom vindkraftsparken som helhet, återspeglar resultatet mest sannolikt en omfördelning av fisk inom området, snarare än en förändrad produktivitet eller en inflyttning av fisk från omkringliggande områden.

En jämförelse av olika påverkansfaktorer visade att fiskens fördelningsmönster på Lillgrund i högre grad kunde förklaras av vindkraftparkens närvaro än av områdets naturliga topografi (djupförhållanden). Den tydligaste effekten var att den fysiska närvaron av fundamenten hade en aggregerande effekt på fisk. Analysen indikerade även ett samband mellan mängden fisk och den lokala ljudmiljön, i alla fall för vissa arter, med en minskad förekomst av fisk vid högre ljudnivåer. Den tydligaste responsen hos enskilda arter sågs hos tånglake och ål. Hos torsk sågs ingen respons i förhållande till ljudnivå, och hos rötsimpa och strandkrabba sågs ett samband endast under hösten. Eftersom ljudnivån beräknades på basen av effekten i vindkraftparken, som är korrelerad med vindhastighet, kan resultaten potentiellt även återspegla en effekt av vindhastighet. Resultaten överensstämmer dock med resultat från provfisket vid vindkraftverket Svante i Östersjön, där man noterade en attraktion till vindkraftverket under både drift och stillastående, men med en relativt tydligare effekt när vindkraftverket stod stilla (Westerberg 1994). Omfattningen av effekten av ljud var dock lägre än aggregationseffekten till närområdet för tornen. Resultaten kan tolkas som att fisken aggregerades till området nära vindkraftverken under samtliga förhållanden, men att effekten var relativt svagare under förhållanden med högre ljudnivåer.

Resultaten från de redovisade studierna återspeglar resultaten för arter som kan fångas i de provfiskeredskap som användes (ryssjor och nät). I studien har inte ingått fiskarter som antingen är för små för att fångas i dessa redskap, eller som har ett levnadssätt som gör att de inte fångas, till exempel i fria vattnet levande fiskarter. I samband med dykning vid vindkraftverken har man dock observerat en förhöjd förekomst av småfisk i samma område, framför allt svart smörbult (Mathias Andersson, muntlig information). Både strandkrabba och

dess mindre fiskarter är intressant föda för rovfisk, och kan potentiellt öka vindkraftparkens attraktionsvärde som födosöksområde för större rovfisk över tid. Det vore lämpligt att återbesöka vindkraftparken efter några år för att följa den långsiktiga utvecklingen av fisksamhället, och se om den observerade ansamlingen av vissa fiskarter nära vindkraftverken fortsatt, och eventuellt tilltagit till att även omfatta kvantitativa effekter. En av förutsättningarna för en sådan utveckling är att uttaget av fisk, till exempel genom fiske eller predation från marina däggdjur och fiskätande fågel, inte ökar i området.

Pelagisk (i fria vattnet levande) fisk

Inledning

De pelagiska fiskarterna utgör större delen av fiskbiomassan i Öresund. Pelagisk fisk är fisk som huvudsakligen förekommer i den fria vattenvolymen. De dominerande pelagiska arterna i Öresund är sill (*Clupea harrengus*) och skarpsill (*Sprattus sprattus*).

Fisket efter sill är betydelsefullt både för det svenska och det danska yrkesfisket i området. Det totala svenska fisket i sundet utgörs till cirka 90 % av sill. Sillen gör säsongsmässiga vandringar genom Öresund mellan lek- och uppväxtområden i Östersjön respektive Skagerrak och Kattegatt (Beister 1979; ICES 1983; Jönsson & Beister 1979; Kalejs & Ojaveer 1989; Otterlind 1984; Otterlind 1987). I Öresund förekommer också skarpsill i stor mängd. Fisket efter denna art är dock begränsat i sundet men arten har stor betydelse till exempel som föda åt torsk. Även makrill, som är en pelagisk fiskart förekommer i Öresund, men ett begränsat fiske bedrivs efter denna art. Sillen som fångas i Öresund tillhör framför allt den västbaltiska sillen, eller Rügen-sillen, som under våren leker i västra Östersjön kring ön Rügen. Rügensillen vandrar norrut genom Öresundsund efter leken vid Rügen under februari–april. Under sommaren är den i Skagerrak och nordöstra Nordsjön. I augusti–september vandrar den ned till Öresund där den övervintrar innan den vandrar vidare söderut för att leka.

Förväntad påverkan

Undervattensbuller från vindkraftparker i Öresund vid full drift bedöms teoretiskt kunna höras av bland annat sill på avstånd upp till 16 km (se kapitlet om akustik). Sill hör till de fiskarter som har speciella anpassningar för att överföra ljud från simblåsa till inneröra och har ett förhållandevis brett hörselspektrum (figur 4). Graden av påverkan från yttre ljudstörning är beroende av fiskens beteende. Om fisken använder ljudbilden aktivt, till exempel vid lek, orientering eller för att undvika predatorer, kan en reaktion komma redan vid låga ljudnivåer. Om ljudet inte innebär någon specifik information för fisken kan reaktionen komma först på mycket kort avstånd. (Wahlberg och Westerberg 2005). Se avsnittet om akustik.

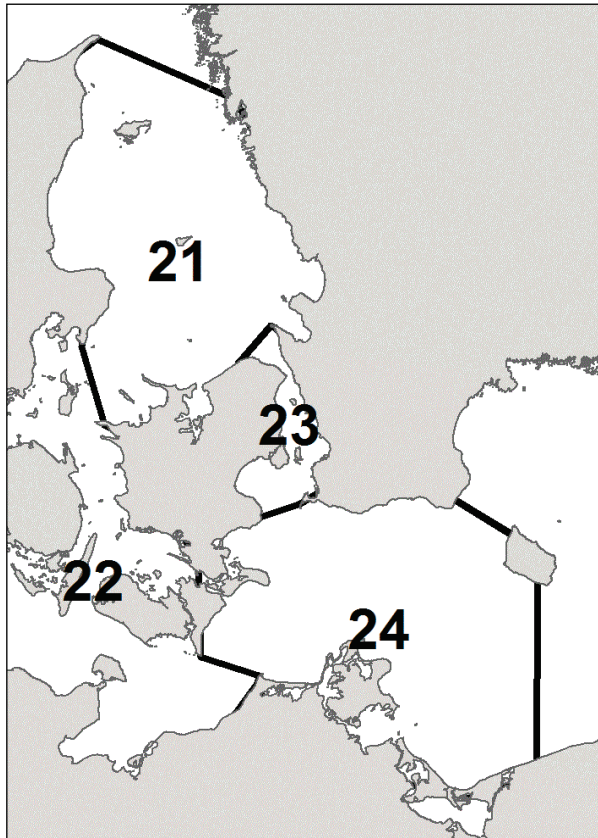
För att undersöka eventuell påverkan av vindkraftparken vid Lillgrund på pelagisk fisk, framför allt på Rügensillens förflyttning till och från sina lekplatser i Östersjön, gjordes hydroakustiska undersökningar innan anläggningen av vindkraftparken. Resultaten från baslinjeperioden visade att den statistiska styrkan var låg när det gäller möjligheten att upptäcka skillnader mellan år. Den statistiska styrkan var ännu lägre för att hitta skillnader mellan områden. Efter samråd med tillsynsmyndigheten beslutades att momentet med hydroakustik skulle utgå helt under driftperioden och ersättas med fiskestatistik och studier av eventuella förändringar av fiske-mönstret. En beskrivning av tillgängliga resultat från de hydroakustiska undersökningar som utfördes finns i rapporten från baslinjestudien (Lagenfelt m.fl. 2006).

Metodik

Yrkesfiskets fångststatistik

Undersökningsmaterialet bestod av fångststatistik från det svenska yrkesfisket som baseras på fiskararens loggboksföring av daglig fångst. Eftersom det varit totalt trålfiskeförbud i Öresund sedan 1932 ingår inte fångster med trål- eller vadredskap i resultaten utan sammanställningen gäller sillgarn (redskap nr 721). Data för ICES subdivision 23 (område Öresund) i loggboksdatan användes (figur 33). Sättpositionerna för garnen, och fångsterna, filtrerades efter ”innanför” och ”utanför” ett avstånd på 10 km från vindkraftparken, vilket antogs vara det avstånd på vilket sill skulle kunna detektera ljudet från vindkraftparken (se kapitlet om akustik). I loggboken anges sättpositionerna i grader och hela minuter (en distansminut = 1 852 meter), vilket ger en noggrannhet för sättpositionerna på ± 926 meter.

Urvalet av fångststatistik gjordes för de tre månader per år då det huvudsakliga fisket efter sill bedrivs, september, oktober och november månader. Cirka 60 % av fångsterna sker under dessa månader. Fångstdata för tre treårsperioder har bearbetats. Perioden före etableringen av vindkraftparken, åren 2003–2005 (baslinjeperioden) och perioden efter etableringen av vindkraftparken, åren 2008–2010 (driftperioden). Eftersom ljudbilden i området även påverkas av Öresundsförbindelsen (figur 35) inkluderades även information från en period före Öresundsförbindelsens anläggningsarbeten (åren 1993–1995) för att bättre kunna tolka förändringar i fiskemönstret i Öresund även i relation till denna förändring. Öresundsförbindelsen anlades under perioden 1995-11-01–2000-05-31, och togs i drift 2000-06-01 (Appelberg m.fl. 2005). Data analyserades med avseende på antalet fiskeredskap, antalet meter garn som användes samt fångsten och fångsten per ansträngning.



Figur 33 Fångstområdeskarta med ICES subdivisioner (SD) nr 21–24. Inlagt är också de statistikrutor som används av yrkesfisket. © Ulf Bergström.

Fiskeoberoende statistik

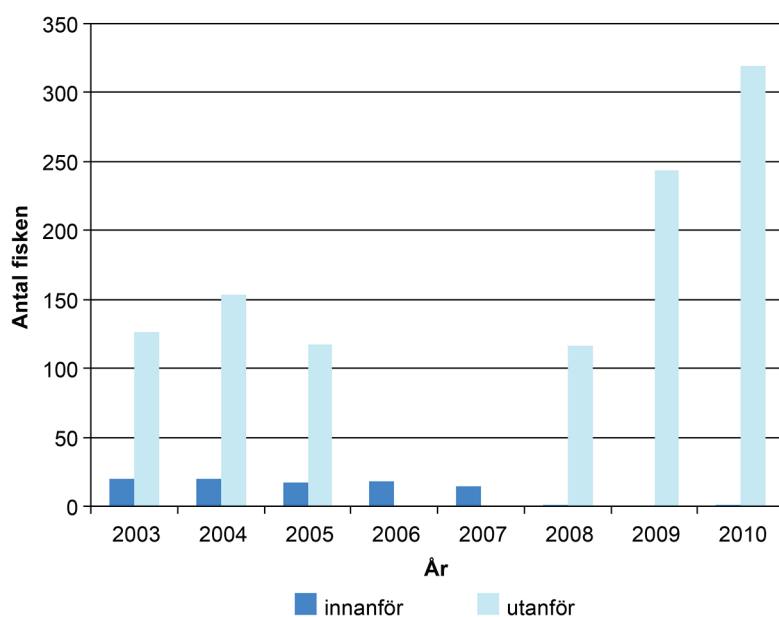
Informationen om fiskeoberoende tätheter av sill (antalet individer och biomassa) har hämtats från ICES HAWG REPORT 2010 "Herring in Subdivisions 21–24" (västra Östersjön och södra Kattegatt). Informationen om vuxen fisk (3 år och äldre) kommer från hydroakustiska undersökningar utförda av Danmark och Tyskland under september-oktober och som rapporteras internationellt genom ICES. Sillarvsdata är från Greifswalder Bodden och angränsande områden (SD 24). Undersökningarna genomförs här varje vecka under lekperioden (mars/april till juni). Det använda indexet definieras som totala antalet larver som nått 20 mm längd. Preliminära data för 2010 har erhållits från ICES.

Resultat

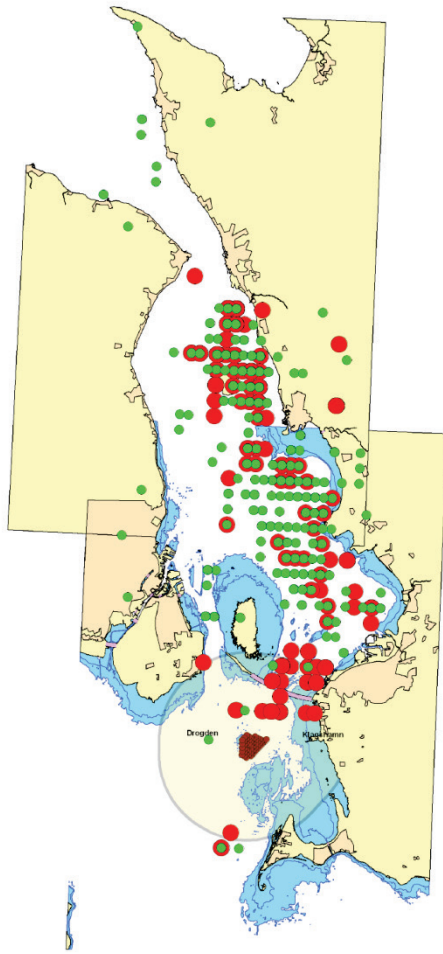
Yrkesfiskets fångststatistik

Antalet registrerade fisken varierade mellan 117 och 153 per år i den del av Öresund som karaktäriserades som "utanför" det område där sillen förväntades detektera ljudet från vindkraftparken (området norr om Sjollen och Öresunds-förbindelsen) under baslinjeåren (2003–2005). Under 2008 var antalet fisken ungefär desamma i detta område. Åren 2009 och 2010 ökade antalet fisken kraftigt i detta område, och var uppe i 319 år 2010 (figur 34 och 35). Fisket i området "innanför" det område där sillen förväntades detektera ljudet från

vindkraftparken (området söder om Sjollen och Öresunds-förbindelsen) låg på 17 till 20 fisken under baslinjeåren och upphörde i stort sett helt under driftåren (2008–2010).

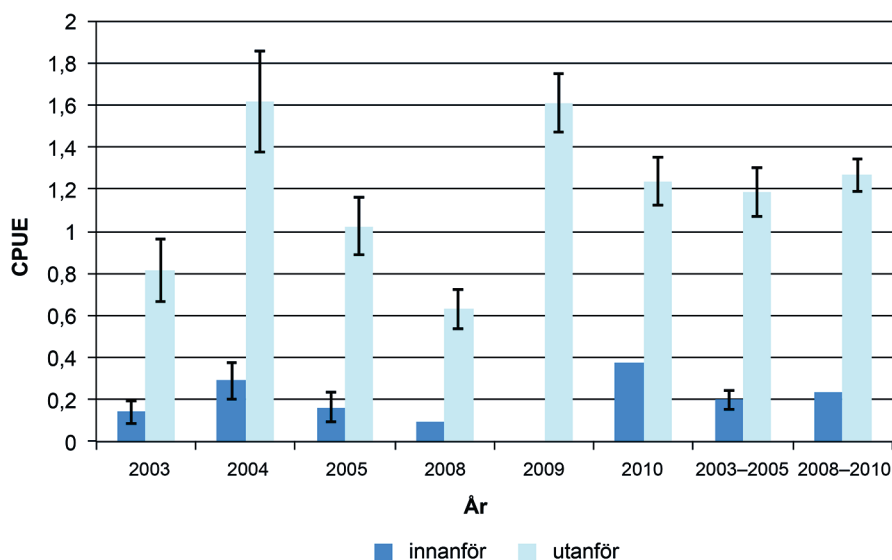


Figur 34 Antalet registrerade fisketillfällen/ fisken med sillgarn/ strömmingsskötar för ICES subdivision 23 (fångstområde Öresund) perioden 2003 till 2010. "Innanför" respektive "utanför" utgör områden där sillen förväntas detektera respektive inte detektera ljudet från vindkraftparken (se texten). Baslinjen innefattar åren 2003 till 2005 och driftfasen åren 2008 till 2010. Åren 2006 och 2007 ingick inte i analyserna.



Figur 35 Antalet registrerade fisketillfällen/ fisken med sillgarn/ strömmingsskötar för ICES subdivision 23 (fångstområde Öresund) perioden 2003 till 2010. Området "Innanför" där sillen förväntas detektera ljudet från vindkraftparken är markerat med en ljus gul buffertzona (cirkel) runt vindkraftparken. Baslinjen innefattar åren 2003 till 2005 (röda prickar) och driftfasen åren 2008 till 2010 (gröna prickar). © Sjöfartsverket tillstånd nr 09-03671.

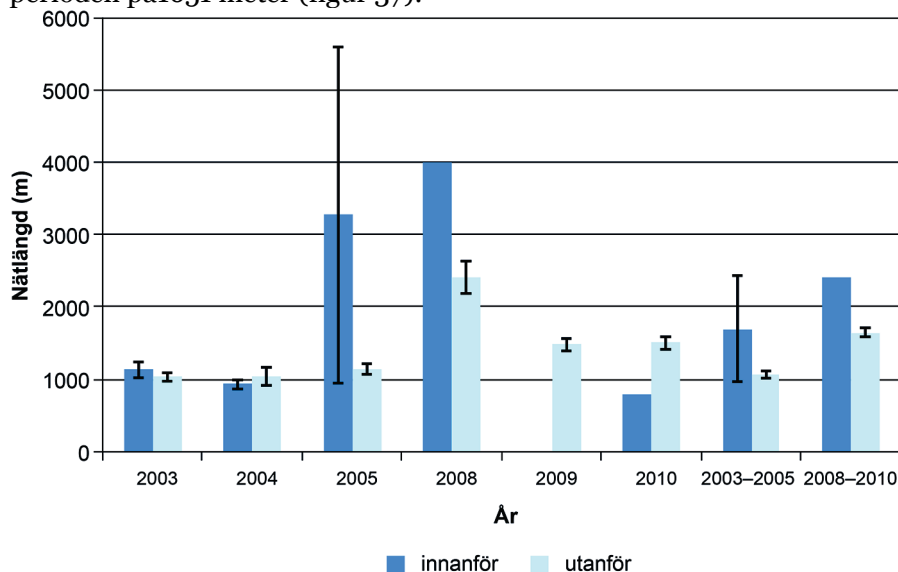
Fångsten per ansträngning låg under baslinjeåren i området "innanför" på mellan 0,14 och 0,28 kg sill per meter garn och i den övriga delen av Sundet på mellan 0,82 och 1,6 kg. Fångsten per ansträngning söder om Sjollen och Öresundsförbindelsen (området för vindkraftparken) var alltså endast 16 till 18 procent av den norr om Sjollen och Öresundsförbindelsen (figur 35). Det mycket låga antalet fisken i närområdet till vindkraftparken gör att det inte går att skatta årliga fångster per ansträngning under driftåren. I området "utanför" var fångsten per ansträngning inom samma storleksordning, mellan 0,63 och 1,6 kg sill per meter garn, under driftåren som under baslinjeåren, trots det avsevärt ökade antalet fisken (figur 34) och en signifikant ökad garnlängd (figur 36). Medelfångsten per ansträngning i området "innanför" under de tre baslinjeåren var 0,20 kg sill per meter garn och för de tre driftåren 0,24 kg sill per meter garn. Motsvarande siffror för området "utanför" var 1,2 kg sill per meter garn respektive 1,3 kg sill per meter garn (figur 36).



Figur 36. Fångst av sill (kg per meter garn och ansträngning) för ICES subdivision 23 (fångstområde Öresund) baslinjeåren 2003–2005 respektive driftåren 2008–2010. Medelvärde $\pm$ 95 % konfidensintervall. För åren 2008 och 2010 ingick endast ett fiske per år de aktuella månaderna. Inget fiske bedrevs 2009.

Variationen i hur många meter nät som använts i området "innanför" var delvis stor under baslinjeåren (figur 37). På grund av den begränsade mängden fisken i området under driftåren var det inte möjligt att göra motsvarande beräkning för dessa år, men enstaka fisken med upp till 4000 meter garn förekom. Medellängden nät under baslinjeåren var 1700 meter och under driftåren 2400 meter (baserat på få data).

I området "utanför" varierade årsmedelvärdet från 1040 meter till 1137 meter under baslinjeåren med ett medelvärde på 1070 meter. Under driftåren förekom värden från 1482 meter till 2407 meter med ett medelvärde för hela perioden på 1651 meter (figur 37).



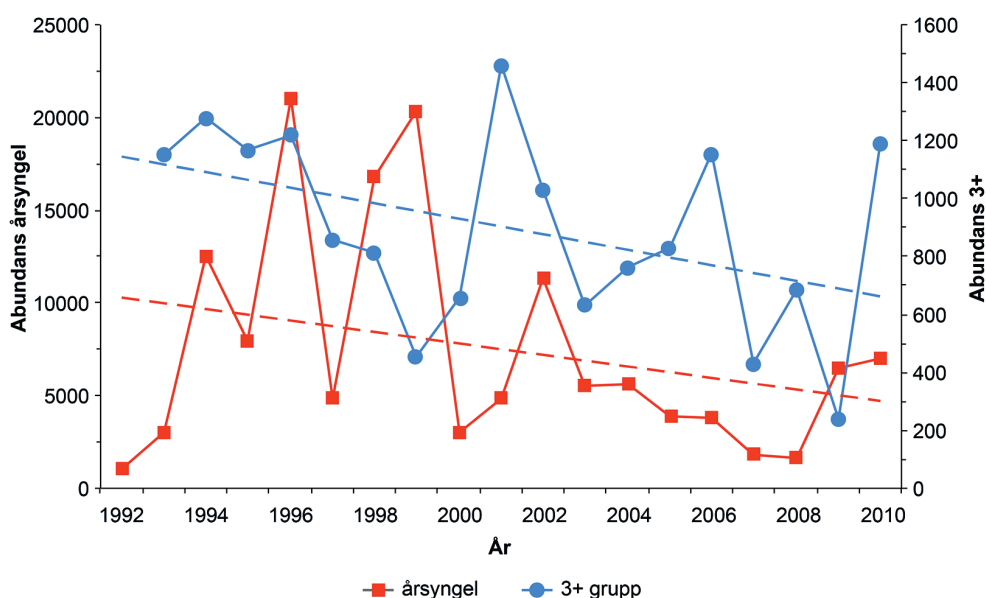
Figur 37. Nätlängden (meter) för sillgarn/ strömmingsskötar inom ICES subdivision 23 (fångstområde Öresund) baslinjeåren 2003–2005 respektive drift åren 2008–2010. Medelvärde $\pm$ 95 % konfidensintervall. För åren 2008 och 2010 ingick endast ett fiske per år de aktuella månaderna. Inget fiske bedrevs 2009.

Fiskeberoende statistik

Inverkan av på sillens vandringsbeteende skulle kunna få konsekvenser för både vandrigen mellan Skagerrak/Kattegatt och Östersjön via Öresund och rekryteringen i västra Östersjön.

Rekryteringsframgången (förekomsten av larver) är ett index som används för att skatta den potentiella framtida biomassan av adult fisk. Man kan förvänta sig att rekryteringsframgången har betydelse för förekomsten av vuxen sill i Öresund två till tre år senare då larverna börjat vandra till Öresund och blivit könsmogna. Vid två års ålder är ungefär en femtedel av sillarna mogna för att delta i leken (ICES HAWG 2010). Andelen könsmogen sill ökar till 75 % vid 3 års ålder och alla sillar är könsmogna när de är fem år eller äldre.

På basen av data från ICES gick det inte att fastställa något samband mellan antalet sillar 2 år eller äldre och antalet årsyngel motsvarande antal år tidigare, för något av de studerade åren (figur 38). Inte heller sågs något samband mellan lekbiomassan hos föräldragenerationen av sill och antalet årsyngel.



Figur 38. Abundansen (antal i miljoner) av vuxen sill (3+-grupp) och sillarver (årsyngel = 0-grupp). Abundansen av sillyngel (antal 0-grupp) är hämtat från ICES-undersökning i Greifswalder Bodden (~Rügensillens lekområde) med angränsande områden (SD 24). Abundansen av adult sill (3+ -grupp) är hämtat från ICES undersökningar i södra Kattegatt, Öresund-Bälten och västra Östersjön (SD21-24) (ICES HAWG 2010). Preliminära data för år 2010 har erhållits från ICES. De avtagande trenderna är inte signifikanta ($P > 0,05$).

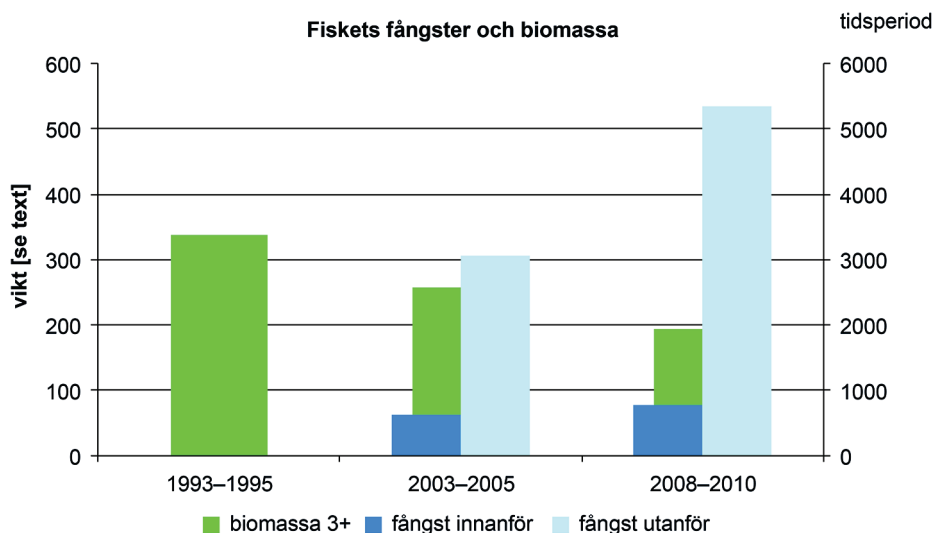
Abundansen av årsyngel perioden 1992-2010 visade en tendens till en minskning som dock inte var signifikant enligt $p < 0,05$ ¹⁷ (figur 38). Tendensen var som starkast för perioden 1993–2010¹⁸. Även i abundansen av adulter (3+ -gruppen) sågs en tendens till en minskning¹⁹.

¹⁷ Linjär regression, $r = -0,285$ $n = 19$, $p = 0,236$

¹⁸ Linjär regression, $r = -0,431$ $n = 18$, $p = 0,074$

¹⁹ Linjär regression, $r = -0,425$ $n = 18$, $p = 0,079$

En jämförelse mellan baslinjeperioden (2003–2005) och driftfasen (2008–2010) för vindkraftparken samt en period före byggandet av Öresundsförbindelsen (1993–1995) (figur 39) visade att biomassan av vuxen sill (3+) i område SD 21-24 var högst perioden före byggandet av Öresundsförbindelsen, för att sedan avta ($r^2 = 0,995$). Den avtagande trenden var dock inte signifikant för hela tidsperioden 1993–2010²⁰.



Figur 39. Biomassa [1000 tal ton] av vuxen sill (3+) inom ICES SD 21–24 enligt ICES HAWG (2010, preliminära data för 2010), under tre tidsperioder (summavärden); före Öresundsförbindelsen 1993–1995, baslinjeperioden för vindkraftparken 2003–2005 och driftfasen för vindkraftparken 2008–2010. Fångstuttaget av sill [kg] inom närområdet till vindkraftparken (fångst innanför) jämfört med övriga Öresund (resten av SD 23 = fångst utanför).

Diskussion

Rügensillens förekomst och fisket efter denna pelagiska art uppvisar stora svängningar mellan åren. Flera olika faktorer kan påverka dess bestandsstorlek och det är svårt att särskilja eventuella effekter av etableringen av vindkraftparken efter bara tre års drift.

Att sillfisket i stort upphör inom en zon som sträcker sig 10 km (+1000 m) ut från vindkraftparken sammanfaller väl med förbudet för drivgarnsfiske i Östersjön. Under 2005 inleddes utfasningen av drivgarnsfisket. Från och med den 1 januari 2008 blev det förbjudet att ha drivgarn ombord eller använda drivgarn för fiske (FIFS 2006:29). Under 2007 fick svenska fiskefartyg använda drivgarn i Östersjön om de haft drivgarnstillstånd under 2006.

Drivgarnsförbudet förklarar dock inte varför fisket efter sill inom övriga området för SD 23 (norr om Sjollen och Öresundsförbindelsen) ökat kraftigt. Under baslinjeåren 2003–2005 bedrevs i genomsnitt cirka 130 fisken per år inom området norr om Sjollen och Öresundsförbindelsen, och år 2010 registrerades drygt 300 fisken. Fångsten per ansträngning var oförändrad under driftåren jämfört med baslinjeåren (2003–2005) medan nätlängden

²⁰ Linjär regression baserat på log-transformerade data, $r = -0,411$, $n = 18$, $p = 0,090$

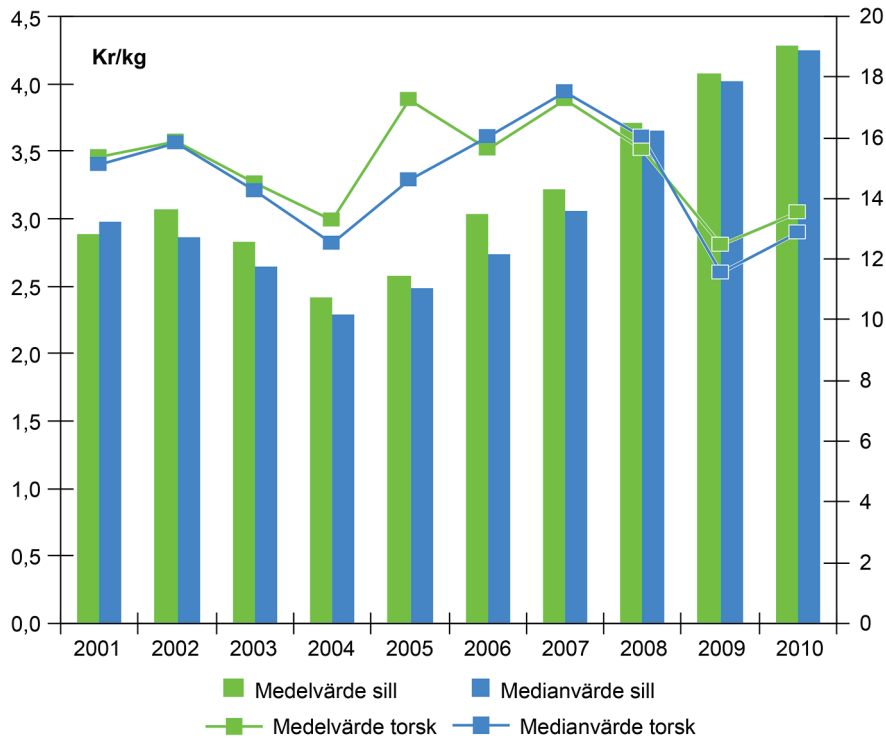
ökade med cirka 50 procent. Ökningen kunde inte förklaras av förändringar i kvotutrymmet för hur mycket sill som får fiskas. Sillkvoten för subdivision 22-24 minskade linjärt från drygt 10 000 ton år 2005 till knappt 3000 ton år 2011²¹.

En förklaring skulle kunna vara att fiskarena ändrat inriktning i vilka arter de fiskar efter. Detta skulle kunna ske dels på grund av ett ökat pris på sill jämfört med annan fisk, eller att sill av någon anledning blivit lättare att fånga än tidigare. En analys av de priser yrkesfiskaren får för sillen per kg i förstahandsled (grossistled) visade att sillpriserna ökat från drygt 2 kr per kg år 2004 till drygt 4 kr per kg år 2010 (figur 40). Pristrenderna för sill var likartade på sydkusten och västkusten. Analysen visar också på att priserna för torsk i grossistled låg relativt stabilt över tiden (2001–2010), med något högre priser för torsken på västkusten än på sydkusten. Vad gäller driftperioden för vindkraftparken (2008–2010) visade prisanalysen att fiskarena fick bättre betalt för sillen per kg år 2009 och 2010 än år 2008, samtidigt som de fick lägre ersättning per kg torsk under samma år.

Mycket pekar på att det ändrade fisket efter sill i Öresund var en effekt av framför allt den gynnsamma prisutvecklingen för sill. Detta ger dock inget svar på om sillen bromsas upp i sin vandring på grund av buller från Öresundsförbindelsen och/ eller vindkraftparken. Ljudbilden från bron sammanfaller med det område där sillen förväntas detektera ljudet från vindkraftparken (figur 35).

Om det är så att mer sill uppehåller sig norr om Öresundsförbindelsen senare år kan detta bero antingen på att sillpopulationen ökat i storlek eller att sillens vandring genom Öresund bromsats upp. Eftersom sillbeståndet i Öresund utgörs huvudsakligen av vuxen sill kan man förvänta sig att förändringar i lekframgång i västra Östersjön skulle påverka mängden sill i Öresund några år efter leken. ICES data visade dock inte på några signifikanta samband mellan tätheten av sillyngel i västra Östersjön och antalet/ biomassa av vuxen sill (3 år eller äldre) ett antal år senare i Öresund. En tendens fanns dock till att beståndet utvecklats negativt under tidsperioden 1993–2010 (figur 38).

²¹ Linjär regression, $r = -0,957$, $n = 7$, $p = 0,00072$



Figur 40. Fiskpriser i förstahandsled (grossistpris) för sill och torsk (medelpris kr/kg) och områdena Sydkusten respektive Västkusten.

Det är svårt att särskilja eventuella effekter på grund av vindkraftparken från förbud mot drivgarnsfiske och tillkomsten av Öresundsförbindelsen, eftersom motsvarande upplösning i fångststatistik saknas för åren före bronns tillkomst (före 1995). Av slutrapporten för Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske framgår dock att det inte entydigt går att visa några resultat på att Rügensillens vandring har påverkats av bron, efter tre års driftstudier (2000–2003) (Appelberg m.fl. 2005).

Fiskvandring

Inledning

Öresund utgör ett viktigt område för flera storskaligt vandrande fiskarter som passerar mellan Östersjön och västerhavet som till exempel Rügensillen (se kapitlet om pelagisk fisk) och horngädda. I kontrollprogrammet har fokuserats på ålen vars rekrytering till och från Östersjöns uppväxtområden sker genom Öresund och Bälten. Ålen är rödlistad och klassad som akut hotad (CR) (Gärdenfors m.fl. 2010) i Sverige och enligt Internationella naturvårdsunionen (IUCN). Att inte kunna utesluta påverkan på ålens lekvandring måste bedömas som allvarligt och medför en tonvikt på risker och kvarstående osäkerheter i det följande.

Ål som påbörjat sin lekvandring till Sargassohavet kallas blankål. Den är mörk på ryggen, vit på buken och har lagrat fett för att klara den långa vandringen till lekområdet (Tesch 2003). Vad som styr blankålen på dess vandring ut mot lekområdet är inte fullt klarlagt. Flera teorier finns som innefattar orientering efter olika komponenter av det jordmagnetiska fältet, strömförhållande och användande av smak- och luktsinne (Tesch 1973, Tesch & al 1992, Westin 1998, Westerberg 1979). Blankålar har ett relativt förutsägbart vandringsmönster ut ur Östersjön. Vandrigen sker söderut i Östersjön och norrut genom Öresund samt Stora och Lilla Bält (Tesch 1973, Tesch & al 1991, Westerberg, & al 2007, Sjöberg 2004; Svärdson 1976).

Förväntad påverkan

De störningar som skulle kunna påverka de lekvandrande ålarna från vindkraftetableringar till havs är sådana som ger ändringar i vandringshastighet eller vandringsriktning. Den huvudsakliga effekten av ett begränsat hinder, som exempelvis en vindkraftpark, är att ålen väljer att ta en annan väg. Även begränsade lokala störningar kan ha betydelse för långvandrande fiskarter som ål. Vid upprepade störningar kan den sammantagna effekten bli betydande. Det finns och planeras ett antal vindkraftsanläggningar längs ålens vandringsväg i och ut från Östersjön.

Syftet med den här studien var att under de tre första åren av drift klargöra om vindkraftanläggningen vid Lillgrund påverkar lekvandringen av ål genom Öresund, och i så fall hur.

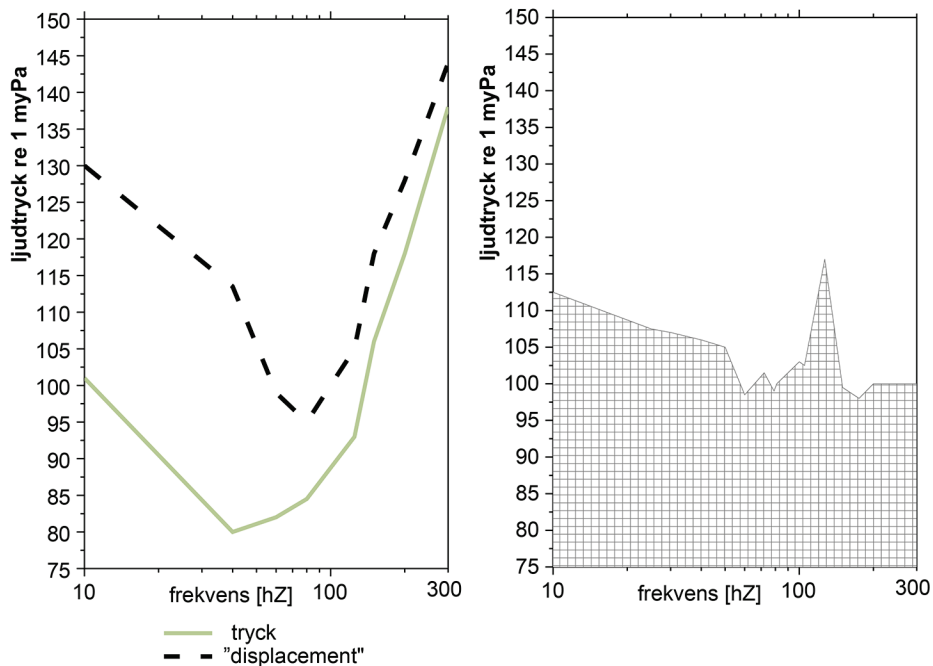
Undersökningarna har utförts under förhållanden som motsvarar kommersiell drift av en vindkraftpark som helhet, inkluderande ljudalstring, elektriska fält och fysisk struktur. För att bedöma betydelsen av effekterna från en vindkraftpark är följande frågeställningar viktiga:

1. Hur stor andel av de ålar som satts ut söder om vindkraftparken korsar det potentiella vandringshindret?
2. Hur passerar ålen i förhållande till det potentiella hindret (vandringsmönster)?
3. Hur lång tid tar det för ålen att passera det potentiella hindret (förflyttningshastighet)?

Påverkan på ål av ljud och magnetfält

Kunskapen om inverkan av elektromagnetiska likströmsfälts påverkan på lekvandrande ål är idag tämligen god. Likströmsfält medför en kursändring hos den vandrande ålen som är kopplad till summan av jordmagnetiska fältet och det inducerade magnetfältet från kabeln (Westerberg och Begout-Anras 2000, Öhman m.fl. 2007)). Avvikelsen i kurs medför främst ökad tidsåtgång för vandringen. Fält från växelströmskablar medför också en fördröjning av blankåls vandring, men utan att mekanismen för detta är känd (Westerberg och Lagenfelt 2008).

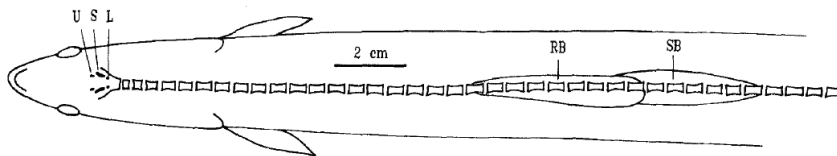
När det gäller vibrationer och ljud finns det fortfarande stora kunskapsluckor vad gäller hur fisk påverkas. I följande stycke görs en kort genomgång av ålars relation till ljud. Ål har simblåsa och kan detektera både ljudvågens partikelacceleration och tryckvåg (se avsnittet om fiskhörsel). För ålens ljudupplevelse dominerar partikelaccelerationen vid låga frekvenser (under cirka 50 Hz), medan tryckdetektionen är som bäst vid simblåsans resonansfrekvens (storleksordningen hundra Hertz). Simblåsan är viktig för hörsel vid högre frekvenser. I frekvensbandet 50–200 Hz (figur 41), kan ålen detektera både ljudtryck och acceleration (Sand 1992). Ålen tycks enligt Jerkø m.fl. (1989) ha en bättre hörselkänslighet än vad som anatomiskt går att förklara, eftersom man inte känner till några specialiserade mekanismer för hur ljudet leds från simblåsa till innerörat hos ålen (figur 42). I den ljudmiljö som Öresund utgör kan ålen förväntas detektera vindkraftparken på ett avstånd av 250 meter vid 60 % produktion och en kilometer vid full produktion (Andersson m.fl. 2011) (Se också avsnitten om akustik och fiskhörsel). Information om på vilken nivå ålar förväntas reagera på ljud saknas i litteraturen, förutom att ål påverkas starkt och skräms undan av infraljud (under 20 Hz) om partikelaccelerationen är högre än cirka $0,01 \text{ m/s}^2$ (Sand m.fl. 2001). Denna nivå av partikelrörelser förekommer dock endast inom några meters avstånd från ett vindkraft fundament (Sigray m.fl. 2009).



Figur 41. Vänster figur: Hörbarhetsströklar för ljudtryck hos ål mätt i rör i laboratorium (omräknat och fritt efter Jerkø m.fl. 1989). "Displacement" i vänstra figuren ger ett mått på accelerationen. Höger figur: Den inlagda skuggningen med spetsen markerar en av de dominerande frekvenserna som alstras i vindkraftparken. Ljudet från vindkraftparken vid Lillgrund har en topp vid 127 Hz som orsakas av turbinernas växellåda. Frekvensen ligger väl inom ålens hörbarhetsområde även utanför vindkraftparkens fysiska utsträckning (fritt efter Andersson m.fl. 2011).

456

H. Jerkø et al.: Hearing in eel



Figur 42. Simblåsans position i förhållande till innerörat hos en 50 cm lång ål. Simblåsan hos ål består av två delar secretory bladder (SB) och resorbent bladder (RB) (= ductus pneumaticus). Innerörats delar: L, lagena; S, sacculus; U, utriculus. Direkt tagen ur Jerkø m.fl. 1989, figur 1.

Påverkan på ål och ålarnas beteende kan vara olika under ålens olika livsstadier. Den uppväxande gulålen kan teoretiskt reagera annorlunda på ljud än den lekvandrande ålen. I provfisken som utförts vid Lillgrunds vindkraftpark, riktade efter bentisk fisk, fångades gulål. Dessa fångster är högre i vindkraftparken jämfört med utanför (Bergström m.fl. 2011).

Statistiska utvärderingar av fångstdata för blankål i området kring vindkraftverket vid Nordersund i Hanöbukten visade en signifikant minskning av fångsten närmast söder om vindkraftsverket vid höga vindstyrkor (Westerberg 1997). Något klart orsakssamband har inte påvisats, och minskningen i fångst kan även vara en direkt effekt av vind och hydrografiska förhållanden som är oberoende av vindkraftverket.

Förutom vindkraftparken och fartygstrafik, finns i Öresund möjlig påverkan på blankålsvandring i form av Öresundsförbindelsen, en bottenförlagd gasledning mellan Klagshamn och Danmark samt ett antal sjökablar av olika slag. Då yrkesfisket, som tidigare medfört en betydande dödlighet, minskat genom regleringar, ökar betydelsen av andra antropogena verksamheter.

Metodik

Direkta mätningar av fiskvandring i havsområden är tekniskt svåra. Märkningar med konventionella fiskmärken är relativt billiga men ger otillräcklig information. Sådana undersökningar kan enkelt påvisa om det föreligger ett absolut vandringshinder, men att kvantifiera fördröjningar av vandringen eller om vandringsvägen förskjuts på ett sätt som påverkar fiskens fortsatta reproduktionsframgång är svårt. Telemetrispårning med båt ger direkta beteendeobservationer, men statistiskt blir underlaget i allmänhet begränsat då kostnaden för varje spårning är hög.

De teoretiska ändringar av förutsättningarna för fiskvandring som en vindkraftpark kan innebära är också av intresse. De viktigaste omgivningsfaktorer som har betydelse för fiskars orientering är akustiska, kemiska och visuella stimuli. Hur buller och vibrationer från Lillgrunds vindkraftpark kan uppfattas av fiskar har studerats med hjälp av ljudmätningar på olika avstånd från vindkraftverken med olika driftsintensitet (Andersson m.fl. 2011).

Två olika metoder användes för att följa ålens vandring. Åren 2001 till 2004 spårades ålarna aktivt en och en från båt och åren 2005, 2008 till 2010 fanns ett automatiserat system med fasta mottagare tillgängligt.

Aktiv telemetri

Spårningen av blankålar märkta med ultraljudssändare gjordes från följebåt med en hydrofon typ Vemco VR28 eller en 4-kanalsmottagare och en hydrofon av märket Vemco VH40 med piezoelement som känner av ljudsignalen separat i fyra 90-graders sektorer. Hydrofonen var monterad på undersökningsfartygen Sabella eller Ancylus. För registrering av data användes programmet Vemco TRACK28. Vid spårningarna användes ultraljudssändare som hade frekvenser på 51–77 kHz och en pulsperiod på 1–2 s. Hörbarheten för sändarna var cirka 200 meter i de trafikerade områdena och men upp mot 800 meter runt själva Lillgrund.

Telemetriförsök utfördes under perioden från sista dagarna i augusti till och med november under varierande strömförhållanden och månfaser. Ålarna sattes ut i ett område söder om Lillgrund (figur 45). Eftersom blankålen är aktiv i mörker startade spårningarna efter mörkrets inbrott. Spårningen avslutades efter att blankålen passerat grundområdet, om kontakten med blankålen tappats eller om inte blankålen rört sig mer än cirka 0,1 sjömil (cirka 200 m) på en timme. Spårningstidens längd varierade från en till nio timmar. För de flesta blankålarna var spårningstiden från två till sju timmar. Fartygets position registrerades kontinuerligt med differentiell GPS med en noggrannhet som var bättre än 10 m. Vid de flesta spårningarna var ultraljudsmottagaren och GPS kopplade till en dator så att tidpunkt, position och signalstyrka i vardera kanalen loggades för varje puls från sändaren. Manuell positions-

bestämning har använts när störning från navigationsutrustning eller annan kringutrustning omöjliggjorde automatisk registrering av data från sändaren på blankålen. Fartygets position noterades regelbundet varannan eller var femte minut beroende på rörelsehastighet hos blankålen och signal-brusförhållandet.

Erfarenheterna från tidigare försök med aktiv spårning från båt tyder på att ålens vandring inte påverkas av följebåten (Tesch, Westerberg och Karlsson 1991, Westerberg och Begout-Anras 2000).

Passiv telemetri

Att använda passiv detektering av ålrörelser med kodade sändare i transekter med fasta mottagare ger möjlighet att få information för flera ålar samtidigt. Detaljeringsgraden i informationen är dock begränsad eftersom endast tidpunkt för passage av ett visst område kan fås. Metoden förutsätter därför att man har en inledande uppfattning om ålens tilltänkta vandringsriktning. Inför sista försöksperioden 2010 fanns tillgänglig information om ljudutbredningen under vatten runt vindkraftparken, varför detta års upplägg modifierades för att särskilt kunna detektera ålens beteende i relation till denna.

Ålarna märktes med akustiska sändare av fabrikat Vemco modell V13 eller Thelma Biotel typ 13S (figur 43). Sändarna ger en kodad signal med randomiserat tidsmellanrum i intervallet 30 till 60 sekunder vid frekvensen 69 kHz och signalstyrkan ungefär 150 dB re 1 µPa, 1 m. Flera olika sändare kan registreras utan att störa varandra även om de befinner sig samtidigt i ett område. Ålarnas rörelser registrerades med hjälp av hydrofonmottagare av modellen Vemco VR2 eller VR2W (figur 44). En datalogger i hydrofonbojen registrerade tidpunkt och position för varje individuell blankåls passage. Därigenom kunde blankålarnas passagemönster vid vindkraftparken bestämmas. Mottagarna sattes ut under september–oktober månad och togs upp i december månad.

Sändarna fästes utvändigt med rostfri sutur framför ryggfenan (figur 3). Sändarnas vikt i vatten var under 6 gram. De enskilda ålarna varierade i vikt mellan 0,625 till 2,14 kg vid märkningarna. En sändarvikt mindre än en procent av blankålsens vikt bedöms inte utgöra någon väsentlig störning för fisken (Westerberg 1983). En fördel med den passiva metoden är också att ålarna vid behov kan återhämta sig en längre tid efter märkningen och därefter ge användbara data (vid den aktiva spårningen övergavs ålar som inte omedelbart var aktiva). Ingen bedövning av blankålarna gjordes innan märkning eftersom bedövning av blankål (utifrån tidigare erfarenheter) bedöms vara stressande för fisken. Blankålarna var i god kondition vid både märkning och utsättning. Cirka 40 % av alla detekterade ålar observerades vid transekten 26 km norr om utsättningsplatsen under 2008 och 2009.

Under åren 2001 till 2004 förekom ålar med vikter mellan 0,5–1,2 kg. Även de minsta var blanka men användes inte för märkningarna.



Figur 43a. Ålar med kodade ultraljudsändare för registrering i fasta mottagare (passiv telemetri, foto Ingvar Lagenfelt).



Figur 43b. Ål med "hemmagjord" ultraljudsändare för båtspårning (aktiv telemetri, foto Ingvar Lagenfelt).

Detektionsavståndet för hydrofonen testades i anslutning till försöken. Under av fartygstrafik relativt ostörda perioder var sannolikheten för detektion hög på 700 till 900 m avstånd.

Försök utfördes även i och i anslutning till farleden Flintrännen i syfte att simulera sämsta tänkta mottagningsförhållande. Vid fartygstrafik i samband med passage av ett stort, eller två stora mötande, Ro-Ro/passagerarfartyg var detektion av varje enskild hel kodserie, relativt osannolik på upp till något hundratal meter under mellan 30 till 60 minuter. Det passerar varje dygn i medeltal cirka 11 fartyg i Flintrännen varav två per natt utgörs av den aktuella relativt stora typen (passagetid cirka kl 18 och 23, lördagar cirka 19 och 24). Under förutsättning att ålen inte undviker fartygets närhet eller kölvattnet, kan det teoretiskt inte uteslutas att ålar som passerar farleden samtidigt med att fartyg gör det kan undgå detektion. Risker för att i praktiken totalt missa en passerande märkt ål är dock liten då märket sänder ut minst en kodserie per minut. Risker för missar är även likartad under baslinje och driftfas. Bullret från samma fartyg undersöktes inom 20–4000 Hz området (tabell 2).

När hydrofonbojen togs upp ur vattnet överfördes registrerad data till dator med en induktiv länk eller blåtand. Analys av passagetider gjordes med programmet "VUE" och i Excel. I många fall registrerades signalen från ultraljudsändaren på två, eller flera, hydrofonbojar samtidigt i samband med att ålen passerat en transekt. Tidpunkten för passagen kunde i bästa fall bestämmas med en tidsprecision om några minuters osäkerhet genom att det uppstod ett minimum i antalet ping när sändaren var som närmast mottagarna och signalen interfererade med bottenekot.

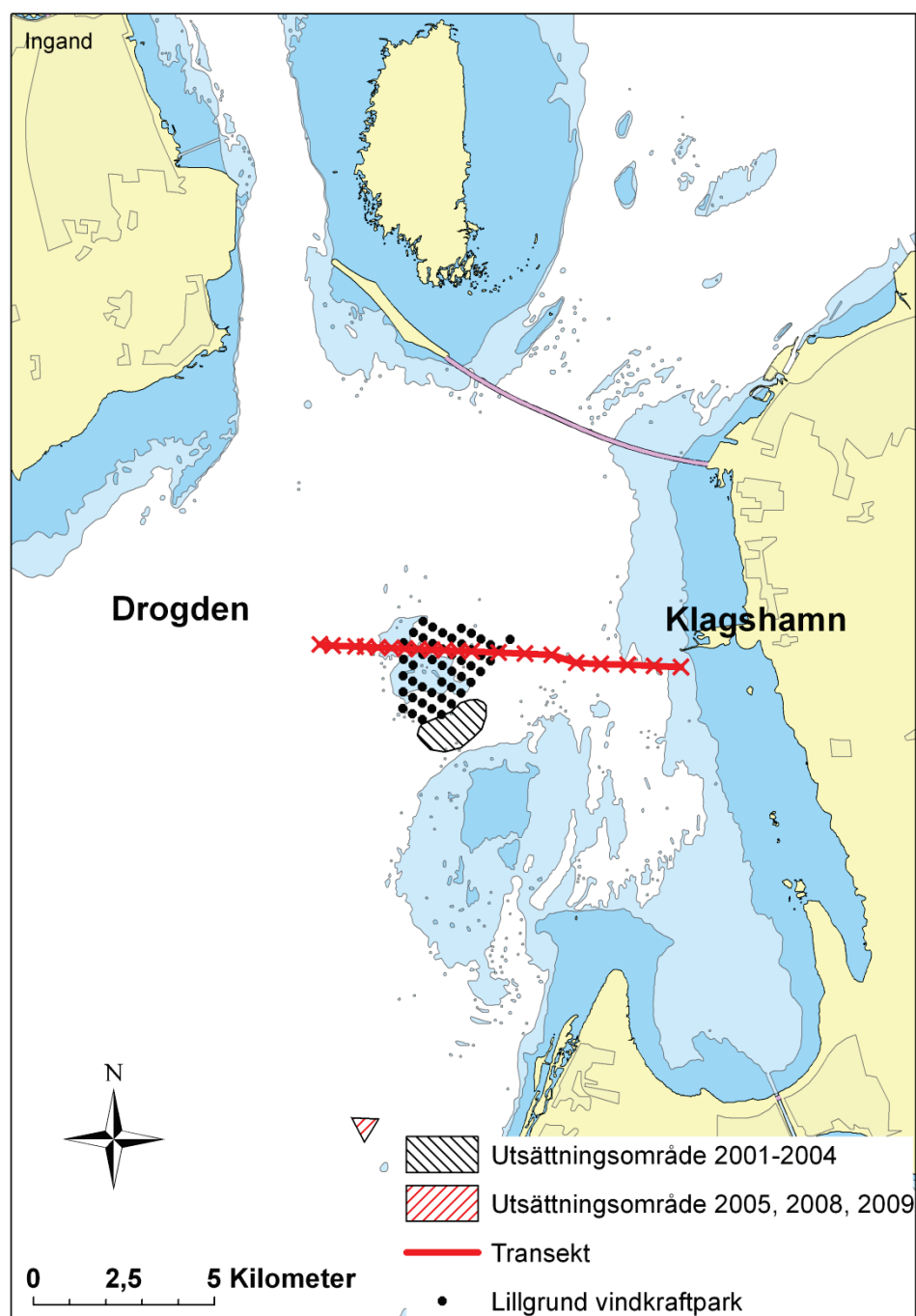
Mottagarnas placering och transektens utformning 2005, 2008 och 2009 och utsättnings-området för de märkta ålarna framgår i figur 45. Tre mottagare från området inne i vindkraftparken under 2008 återfanns aldrig. Information från centrala delen av mottagningsområdet för dessa mottagare saknas. Vid den statistiska test som genomförts har antingen resultaten hela år 2008 utgått eller dessa tre mottagare uteslutits samtliga år. Vid illustrationen i figur 49. har medelvärdet för övriga mottagare inom vindkraftparken använts.

Avståndet mellan utsättningsområde för ålarna och vindkraftparken var relativt långt. Försöket designades så att ålarna skulle hinna etablera en tydlig simriktning och simhastighet innan de förväntades detektera vindkraftparken. Nackdelen med detta blev att vandringen mäts på en sträcka där vindkraftparken endast förväntas inverka på en del av sträckan. Analysen av vandringstiden blir därmed beroende av att inga genomgripande förändringar i omgivningen sammanfaller med tillkomsten av vindkraftparken.

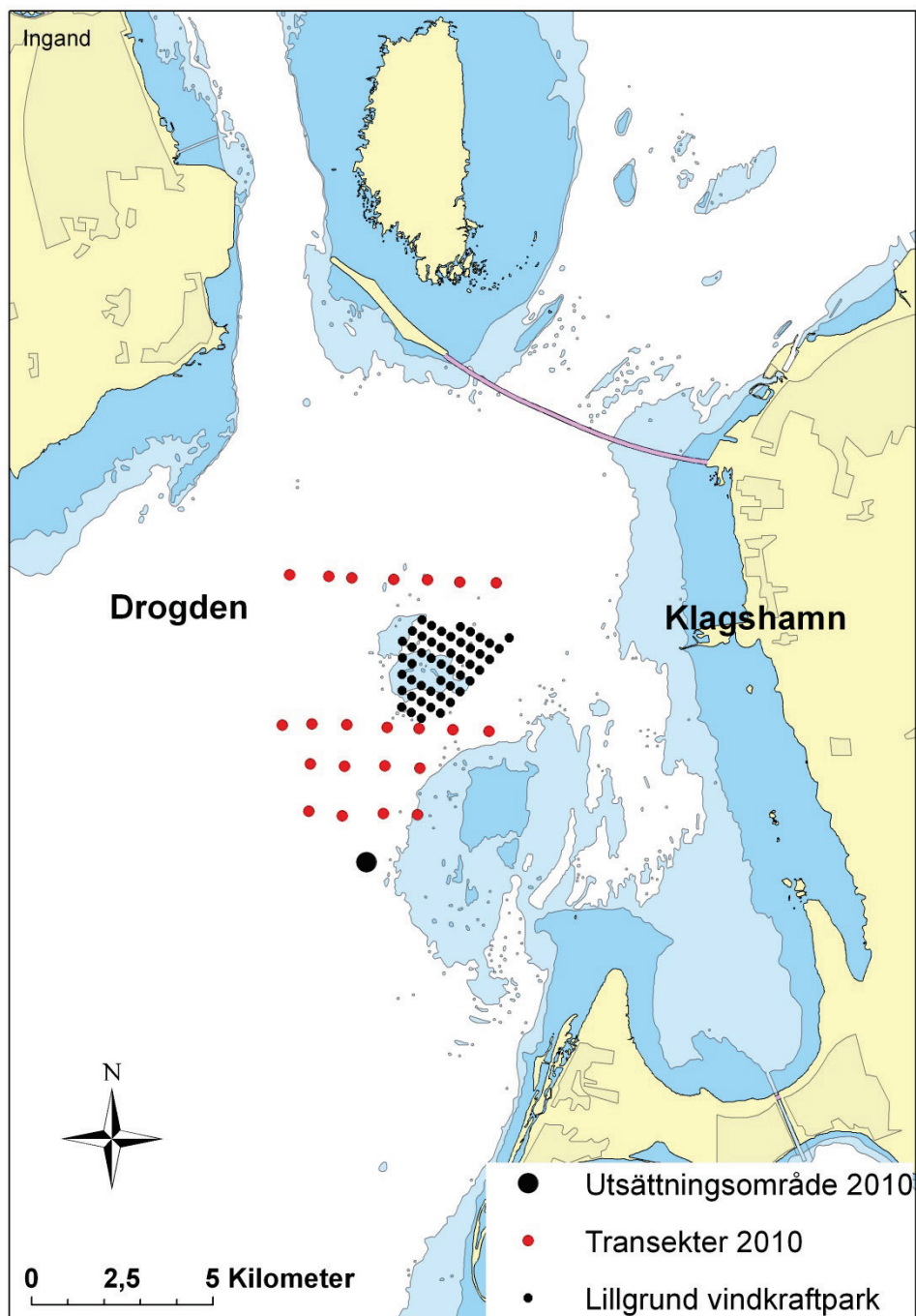
Mönstret av mottagare under 2010 och den då använda märk- och utsättningsytan framgår av figur 46. Under 2010 var målsättningen att studera vandringen i ett havsområde där vindkraftparken ingår och ett närliggande område väster om densamma.



Figur 44. En hydrofonboj VR2 med flytkula och ankringslina (foto Ingvar Lagenfelt).



Figur 45. Översiktskarta över Öresund med Lillgrunds vindkraftpark. Utsättningsområde för de märkta blankålarna samt placeringen av registrerande ultraljudsmottagare i en transekt genom vindkraftparken är markerade. Det rödmarkerade triangulära utsättningsområdet användes 2005, 2008 och 2009. Även i utsättningsområdet användes registrerande mottagare. © Sjöfartsverket tillstånd nr 09-03671.



Figur 46. Översiktskarta över Öresund med Lillgrunds vindkraftpark med upplägget 2010. Utsättningsområde för de märkta blankålarna samt placeringen av registrerande ultraljudsmottagare i fyra transekter inramande vindkraftparken är markerade. © Sjöfartsverket tillstånd nr 09-03671.

Ålarna

Ålarna som användes för telemetriundersökningarna fångades i ålbottengarn vid Smygehamn öster om utsättningsområdet natten före märkning. Blankålarna förvarades mörkt och fuktigt i luft och fuktigt gräs/tång ombord på fartyget R/V Sabella som användes för arbetena. Samtliga ålar längdmättes och

vägdes. Vikten och storleken på ålarna indikerar att alla var honor. Endast ålar som bedömdes vara i vandringsfas, så kallade blankålar, användes.

Blankålararna märktes med ultraljudssändare omedelbart före spårningen. Vid märkningen hölls blankålens huvud täckt med en fuktig trasa. Direkt efter märkningen släpptes blankålararna tillbaka till havet inom ett utsättningsområde söder om vindkraftparken (figur 45 för åren 2001 till 2009 och figur 46 för 2010). Utsättningsområdet för den märkta ålen år 2005, 2008 och 2009, på 11 km avstånd från vindkraftparkens sydspets, valdes för att med säkerhet utesluta att ålen redan från starten kunde upptäcka och påverkas av vindkraftparken. När det kunde göras sannolikt på vilket avstånd ål kan detektera de bullernivåer som vindkraftparken orsakar, flyttades utsättningsområdet närmare vindkraftparken för att fler ålar skulle kunna detekteras. Märkningen gjordes dagtid men i helt övervägande delen av fallen startade ålen sin vandring först under dygnets mörka del.

Märkdagarna för de totalt 280 ålarna spreds ut i tid under vandringsperioden de tre åren för att erhålla variation i både omvärldsparametrar och produktion i vindkraftparken (tabell 11). De första märkningarna genomfördes i början på oktober månad och de sista under första halvan av november månad. Sammantaget märktes ål vid 14 tillfällen med 13 till 33 individer per dag. Antalet märkta blankålar dimensionerades för att kunna göra jämförelser av vandringsbeteendet under varierande vind- och produktionsförhållanden i vindkraftparken (se inledning).

Tabell 11. Märkdagar och antal märkta blankålar under baslinje och driftfas.

	Ar	Datum		Antal
baslinje	2001	4–7 okt	aktiv	4 ^A
	2002	1–2 okt	aktiv	2
	2003	25 aug–4 sept	aktiv	11 ^B
	2004	11 nov	aktiv	8 ^C
	2005	15–20 okt	passiv	31 ^D
	summa			56
driftfas	2008	1 okt	passiv	25
		3 okt	passiv	25
		17 okt	passiv	15
		8 nov	passiv	22
	2009	8 okt	passiv	17
		19 okt	passiv	33
		21 okt	passiv	17
		22 okt	passiv	13
		3 nov	passiv	27
		5 nov	passiv	16
	2010	14 okt	passiv	13
		15 okt	passiv	18
		26 okt	passiv	23
		29 okt	passiv	13
	summa			277

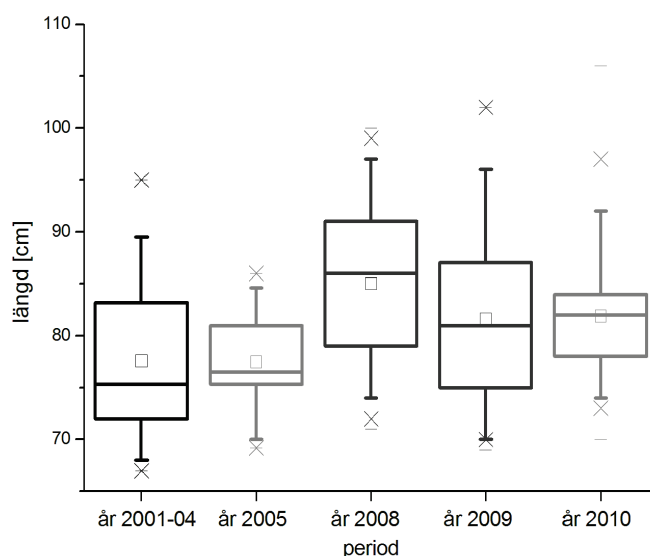
^A varav en inte påbörjade vandring inom 60 minuter och inte ingår i resultaten

^B varav sex inte påbörjade vandring inom 60 minuter och inte ingår i resultaten

^C varav tre inte påbörjade vandring inom 60 minuter och inte ingår i resultaten

^D samt två stycken utsatta i Kalmarsund och passerade transekt där 4–6 okt 2005

Totalt märktes 25 blankålar i telemetriförsöken under perioden 2001–2004. De använda blankålarna var blanka honor med längder mellan 60–100 cm (figur 47). Under 2005 var medellängden 78 cm och längder mellan 64 och 95 cm förekom. Längden hos ålarna år 2008 var 85 cm i medeltal, och de följande två åren 81 till 82 cm som medellängd (figur 47). Längsta individerna var en meter eller strax däröver alla tre åren (2008–2010) och de minsta ålarna som märktes var mellan 69 och 71 cm långa. Längderna bedöms därmed inte ge upphov till skillnader mellan åren.



Figur 47. Längden hos de märkta blankålarna. Åren 2001 till 2004 innefattar de ålar som spårats från båt. Boxarna redovisar median samt kvartiler (25 och 75 % percentiler), spröten 5 % percentiler och × 1 % percentiler. — max- och min- samt □ medelvärde.

Bearbetning och statistiska analyser

Som mått på ljudnivån i vindkraftparken används ett tvåtimmarsmedelvärde för vindkraftparkens produktion. Resultaten analyserades med utgångspunkt från de ljudmätningar som utförts vid Lillgrunds vindkraftpark och i Öresund (Andersson m.fl. 2011). Vindkraftparken ger full effekt vid cirka 12 m/s och ljudemissionen planar då ut vid sitt maximum. Vid 60 % av maxeffekten, motsvarande 9 m/s vindstyrka har ljudnivån halverats. Ålarna kan då teoretiskt detektera vindkraftparken på en kilometers avstånd respektive 250 meter.

De snabba variationerna i driftförhållande i vindkraftparken gjorde det svårt att göra en koppling mellan vandringsbeteende och till exempel hög och låg produktion. Perioder helt utan produktion i vindkraftparken var mycket få och omfattade endast kortare perioder under försöken. För att erhålla ett tillräckligt stort statistiskt underlag, för att kunna studera eventuell koppling mellan vandringsbeteende och driftstatus/produktion, har resultaten från baslinjeåret 2005 slagits samman med resultat från 2008 och 2009 då vindkraftparken producerar mindre än 20 % av maximala produktionen (SGL park power average). Sammanslagningen bedöms inte negativt inverka på analysen, även om den innebär att ålar från år 2005 med kraftig blåst ingår i gruppen mindre än 20 %. Detta då ljudbilden i området vid Lillgrund inte

påverkades/ förändrades av vindstyrkan på samma sätt före, som efter det att vindkraftparken kom på plats. Ljudbilden vid Lillgrund var mer oberoende av vindstyrkan före vindkraftparkens tillkomst, och mer beroende efter. Vid en produktion på 20 procent eller lägre av den maximala, motsvarande cirka 6 m/s vindstyrka, kan de lekvandrande ålarna teoretiskt upptäcka tonen från växellådan på ett avstånd understigande 100 meter från vindkraftverkens fundament. (Beräknat enligt ekvationen för figur 10, jämför figur 11.)

Data från transekterna år 2005, 2008 och 2009 bearbetades dels genom att totala antalet *registreringar* av individuella ålar räknades, dels genom att antalet klara *passager* noterades. (Definierat som ett kort minimum i antalet mottagna signaler.) Den genomsnittliga produktionen i vindkraftparken under två timmar före och under passagen registrerades för respektive ål.

Informationen om *registrerade* ålar (passager och detektioner utan passage sammantaget) ger en något annorlunda infallsvinkel än enbart rena passager. Bland annat ingår här ålar som tvekar eller fördröjs och senare passerar i en annan del av transekten. Till exempel kan en registrering inom området för vindkraftparken ge en fördröjd passage eller registrering i transekten utanför vindkraftparken.

För att studera om det fanns en koppling mellan vandringsbeteende och driftstatus/produktion i vindkraftparken sammanställdes uppgifterna i kontingenstabeller med de nominala variablerna område (innanför respektive utanför vindkraftparken) och drifttillstånd (mer eller mindre än 20 % av vindkraftparkens maximala produktion).

Områdena "innanför" respektive "utanför" vindkraftparken definieras av avståndet till första mottagaren utanför vindkraftparkens fysiska avgränsning vilket ger 7 mottagare inom området inklusive den som stod på västra gränsen. Under 2008 förlorades tre mottagare inne i vindkraftparken. Två olika beräkningssätt användes vid de statistiska testerna för att hantera avsaknaden av dessa. Vid jämförelsen alla tre åren (2005, 2008 och 2009) ingick inte mottagare med motsvarande positioner som de tre förlorade hade 2008. Jämförelsen mellan åren 2005 och 2009 innefattade alla mottagare.

Eventuella skillnader i frekvensen av registreringar respektive passager undersöktes med χ^2 -test (test av om antalet observationer i olika kategorier skiljer sig från en förväntad fördelning). I fall då testuppställningen enbart innefattade två kategorier, en frihetsgrad, gjordes en korrektion i beräkningen av testvariabeln (Yates korrektion), för att minska risken för att bedöma en fördelning som signifikant skild från den teoretiska när den inte är det (ett typ I-fel). Analyserna utfördes i Statistica version 8.0.

Eventuella skillnader i vandringstid från utsättningspunkten till transekten inne i och utanför vindkraftparken testades med ANOVA rangsumma Kruskal-Wallis (icke-parametriskt). Eventuella skillnader, eller interaktionseffekter, mellan grupperna testades med t-test, efter att först ha testats för normalfördelning (och homogena varianser) enligt Kolmogorov-Smirnov. Analyserna utfördes i Statistica version 8.0. Kompletterande analyser har gjorts med ANOVA där F-värde ersatts av en Wald χ^2 fördelning och med antagande av Gammafördelning i stället för normalfördelning i statistikprogrammet SAS. För analys av kontinuerliga samband användes linjär regression.

Den observerade hastigheten för ålarna är vektorsumman av ålens simhastighet och vattenströmmen. Data för vattenström erhöles från en fast ekolodsströmmätare (acoustic doppler current profiler, ADCP) placerad vid Drogden av Farvandsvæsenet i Danmark. I beräkningarna användes halvtimmesvärden från en meters djup, då undersökningar med data-registrerande märken visar att blankålen till övervägande del simmar precis under ytan (se till exempel Westerberg m.fl. 2007). Under en period 2010 var mätningen ur funktion. Under denna period passerade en ål. För denna saknas därför strömdata.

Resultat

Baslinjestudien

Totalt under baslinjestudien sattes 56 blankålar ut, fördelat på aktiv spårning (25 stycken) och på passiv spårning (31 stycken; tabell 12). Av dessa gjordes totalt 25 registreringar av blankålar som nått eller passerat transekten över Lillgrund. Under hela baslinjeperioden passerade totalt 19 av dessa 56 blankålar (cirka 34 %) transektlinjen.

Nio av de 15 aktivt spårade blankålarna, som lämnat utsättningsområdet åren 2001 till 2004, bedömdes ha kommit inom detektionsavstånd till den tänkta transektlinjen. I figur 48 illustreras hur de märkta ålarna rörde sig runt Lillgrund före vindkraftparken. Redovisade ålar är exempel på ålar som rört sig väster och öster om grundet, och där kontinuerliga positioner utan något avbrott finns för hela spårningstiden. För en av dessa (grått spår i figuren, ål nr 9103) påbörjades spårningen SO om Lillgrund den 15 oktober 2003 kl 20.31 och avslutades den 16 oktober kl 03.09 vid Pepparholmen. Även övriga 3 spår som illustreras hade vid spårningens slut en nordlig kurs. En av de 15 aktivt spårade ålarna visade ett avvikande beteende och simmade med en rak sydlig kurs i tre timmar.

Under hösten 2005 användes passiva mottagare i en transekt och området vid Falsterbo användes för utsättning av blankålarna. Detta år blev cirka 30 % av de utsatta ålarna detekterade vid Lillgrund. Under denna spårning passerade 10 blankålar från den ordinarie utsättningen och därtill även två blankålar från en tidigare utsättning av 60 individer i Kalmarsund (Westerberg m.fl. 2006) förbi Lillgrund. De två ålarna från Kalmarsund nådde till transekten i Öresund 22–23 dygn efter utsättningen. En av dessa individer registrerades i transekten vid två tillfällen och ingår i det redovisade passagemönstret.

Driftfasen

Totalt märktes 280 blankålar under driftfasen och information fanns från 107 möten mellan ålar och vindkraftparken.

Antalet utsatta blankålar under driftfasens första två år (2008 och 2009) var totalt 210 varav 59 ålar (cirka 28 %) detekterades i transekten. Eftersom några ålar detekterades flera gånger finns information från 76 tillfällen, inkluderande två ålar som passerade transekten två gånger. Antalet ålar som ingår i beräkningarna varierar beroende på tillgänglig kringinformation och på med vilken noggrannhet passagetid med mera kunnat bestämmas.

Under år 2010 märktes 70 blankålar och 29 samband mellan ål och vindkraftparken registrerades (cirka 41 %). I den nordligaste transekten (transekt nr fyra, norr om vindkraftparken) registrerades endast 7 av ålarna. En av dessa registrerades inte före passagen av vindkraftparken (tabell 12). Totalt fyra ålar under driftsperioden återvände till utsättningsområdet efter att ha detekterats vid vindkraftparken.

Tabell 12. Antal transekter, antal utsatta märkta blankålar och antal blankålar som passerande i transekten/transekterna genom vindkraftparken totalt. Utöver detta förekom ett antal som detekterades utan att passera.

	År	Telemetri	Antal transekter	Utsatta (antal)	Passerade transekt (antal)	Återvänt till utsättningsområdet
Driffas	2010	passiv	4	70	30	1
	2009	passiv	1+start	123	28	3
	2008	passiv	1+start	87	35	0
Baslinje	2005	passiv	1+start	31	10 +3 ^B	0
	2004	aktiv	1 ^C	8	1 ^A	
	2003	aktiv	1 ^C	11	5 ^A	
	2002	aktiv	1 ^C	2	2 ^A	
	2001	aktiv	1 ^C	2	1 ^A	

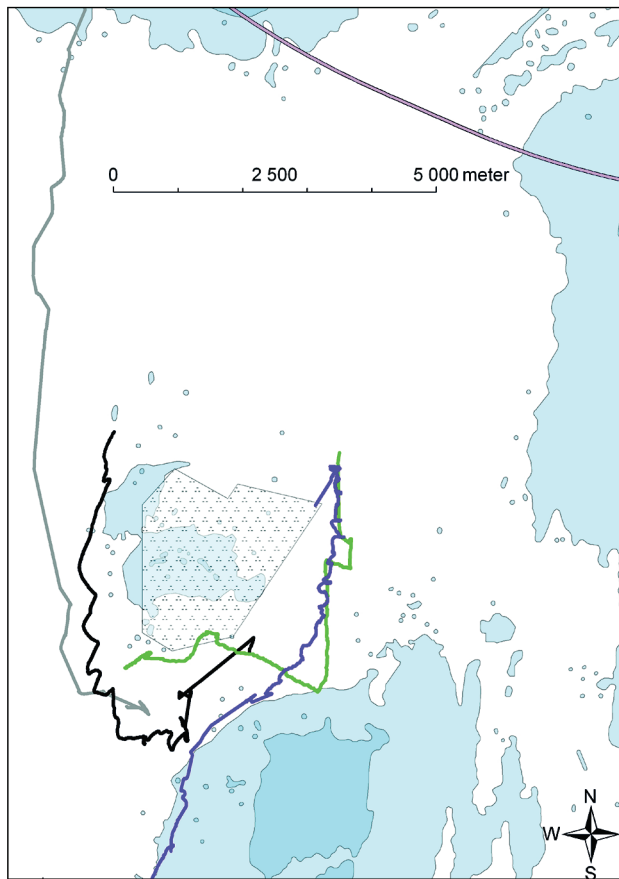
^ABeräknat utifrån kalibrering av ultraljudsräckvidd vid provområdet genomfört 2005. Ej jämförbart utsättningsområde.

^BInformation finns från ytterligare tre passager av två blankålar som registrerats från annat telemetriförsök samma år (Westerberg och Lagenfelt 2006).

^CSimulerad transekt beräknad med hjälp av kalibrering av signalhörbarhet i området.

Passagemönster

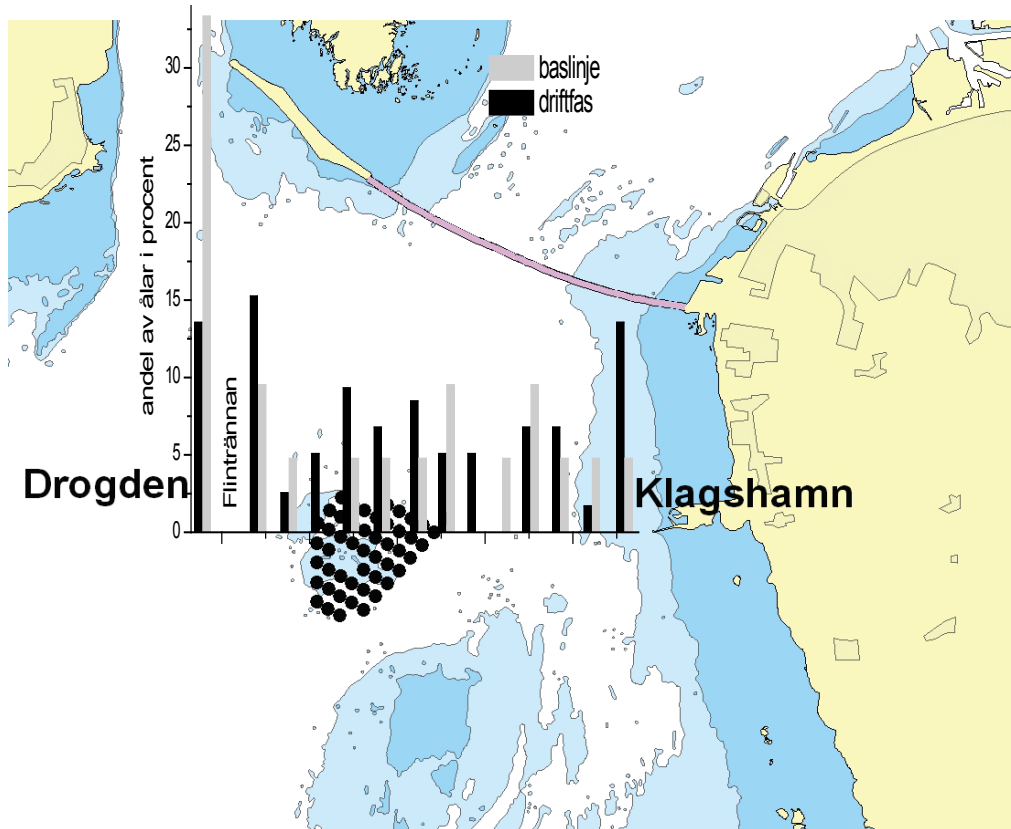
Av de blankålar som märktes och sattes ut 2001 till 2004 sydost om Lillgrund beräknades nio ha passerat transektlinjen. Samtliga gjorde det efter att ha påbörjat en nordlig vandring ganska snart efter utsättningen. Utsättningsområdet var beläget relativt nära grundområdet Södra Lillgrund och blankålarna passerade antingen till väster eller öster om grundet (figur 48). Vandringbeteendet var relativt likartat för dessa ålar som alla följde grundområdets kontur. Ytterligare en blankål som påbörjade en nordlig vandring och en som vandrade mellan Lillgrunds båda delar skulle möjligen ha kunnat passera transektlinjen om de kunnat följas längre. Den enda ål som uppvisade ett egentligt avvikande beteende var den som påbörjade en rak vandring söderut.



Figur 48. Exempel på vandringsmönster från aktiv spårning av blankål. Spåren utgör den efterföljande båtens positioner, ålens position avviker som mest ett par hundra meter. Två, av de tre, ålar som passerade den planerade vindkraftparkens östra sida visas. Vindkraftparken har illustrerats men spårningarna är från baslinjeperioden.

De tretton ålpassager som registrerades år 2005 var spridda över transektens bredd med en tyngdpunkt i den djupaste delen längst västerut mot Drogden (figur 49).

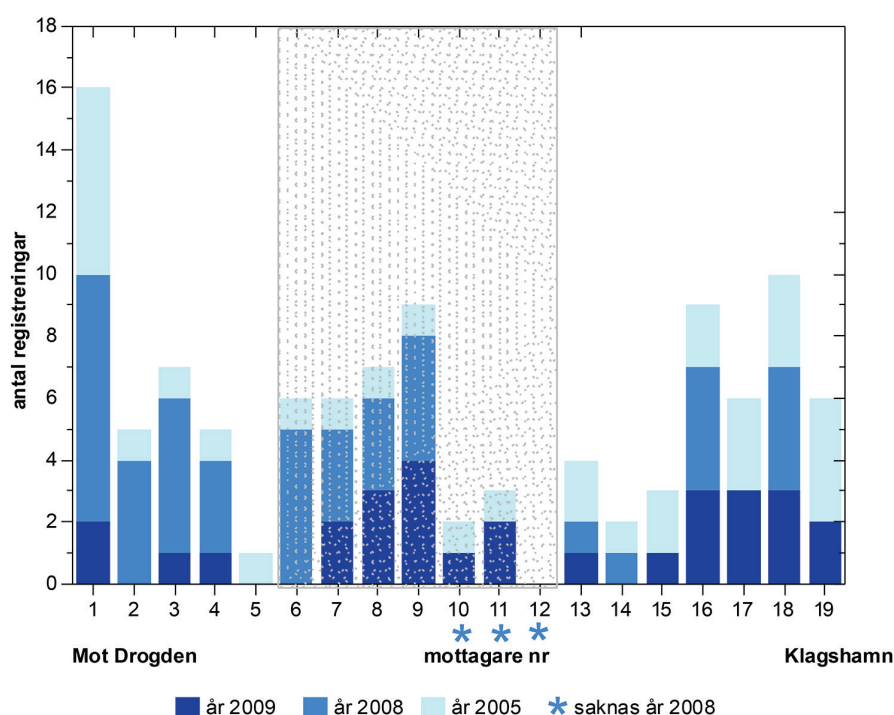
Under åren 2008 och 2009 fördelades ålpassagera relativt jämnt räknat per sjömil längs den öst-västliga transekten. En något större andel av ålarna passerade dock på båda sidor om farleden Flintrännan nära den danska gränsen vid Drogden under både driftfasen och hela baslinjeperioden (cirka 31 % respektive cirka 43 %). Något större andel av ålarna registrerades även som passerande i transektens allra östligaste del nära Klagshamn under driftfasen, nästan 14 %, jämfört med baslinjeperioden, knappt 5 % (figur 49).



Figur 49. Passagemönster i väst-östlig riktning för blankålar under baslinjeperioden och driftfasen. I data ingår 24 ålar åren 2001–2005 och 58 ålar under åren 2008 och 2009. Olika märkningsområden har använts åren 2001–2004 och efterföljande år (jämför kartan i figur 45). I figuren används ett relativt mått på antal ålpassager som har kompenserats med 1,4 ålar per sjömil för sträckan med bortfall av tre mottagare år 2008. © Sjöfartsverket tillstånd nr 09-03671.

Jämför man antalet registrerade ålar (passager och detektioner utan passage sammantaget) (figur 50, inkluderande alla data) innanför respektive utanför vindkraftparken erhålls inga signifikanta skillnader enligt $p < 0,05^{22}$. De låga p -värdena ($0,05 < p < 0,10$) indikerar dock att sannolikheten är olika att en observation ska hamna i en viss rad i en kolumn, att den inte är densamma för alla rader. Detta gäller både vid jämförelse med två eller tre år (tabell 13). För att se vilka celler i tabellen som avviker från det förväntade värdet, och som därmed orsakar ett ”högt” värde på testvariabeln (χ^2) studerades de förväntade frekvenserna och chi-två-värdena i varje cell. Analysen indikerar/tyder på att ett lägre antal ålar än förväntat förekommer innanför vindkraftparken vid lägre produktion ($< 20\%$ av den maximala) och att ett större antal ålar än förväntat förekommer innanför vindkraftparken vid högre produktion ($> 20\%$ av den maximala).

²² χ^2 -test med Yates korrektion, $0,05 < p < 0,10$.



Figur 50. Spridningsmönster för registrering, passage eller detektion, av blankålarna i transekten genom vindkraftparken under åren 2005, 2008 och 2009. Ålarna är fördelade efter vilken mottagare de passerat, eller befunnit sig närmast. Data i denna figur är ej korrigerade för olika mottagaravstånd då detta inte är möjligt för ålar som registreras men ej passerar transekten. Gråskuggat område avgränsar den del av transekten som ligger inom vindkraftparken. Figuren är baserad på all data (jämförande tester på två urval av data redovisas i tabell 13).

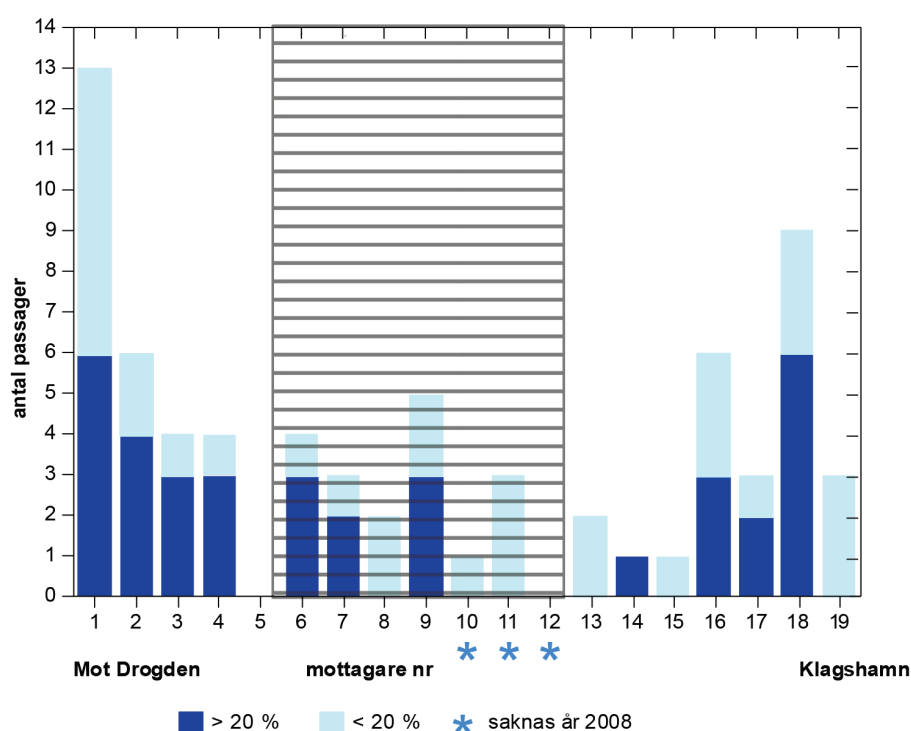
Tabell 13. Antal registrerade ålar innanför och utanför vindkraftparkens fysiska begränsning vid en medelproduktion över respektive under 20 % av vindkraftparkens maximala timmedelproduktion. Vid jämförelsen mellan alla tre åren ingår inte mottagare från positioner där data saknades för år 2008 (korrigerad $\chi^2=3,74$ och $p=0,0531$). Jämförelsen mellan åren 2005 och 2009 innefattar alla mottagare (korrigerad $\chi^2=2,98$ och $p=0,0841$).

År 2005, 2008 och 2009				År 2005 och 2009			
		Driftförhållande				Driftförhållande	
Område	<20 %	>20 %		Område	<20 %	>20 %	
Innanför	4	24	28	Innanför	6	12	18
Utanför	27	47	74	Utanför	27	17	44
	31	71	102		33	29	62

Om ålarnas vägval påverkas av storleken på produktionen i vindkraftparken skulle ålarnas geografiska passage över transekten variera med denna.

En jämförelse mellan observerad och förväntad frekvens av ålpassager innanför och utanför vindkraftparkens fysiska avgränsning under perioder med en produktion över respektive under 20 % av den maximala visar dock inte på några signifikanta skillnader²³ (figur 51 inkluderande alla data, tabell 14 test av två urval ur data).

²³ χ^2 -test med Yates korrektion, $p>0,1$.



Figur 51. Antal ålpassager innanför och utanför vindkraftparkens fysiska avgränsning under perioder med produktion över 20 procent av den maximala (> 20 %) och perioder med under 20 procent av den maximala produktionen (< 20 %). Gråskuggat område avgränsar den del av transekten som ligger inom vindkraftparken. Figuren är baserad på all data (jämförande tester på två urval av data redovisas i tabell 14).

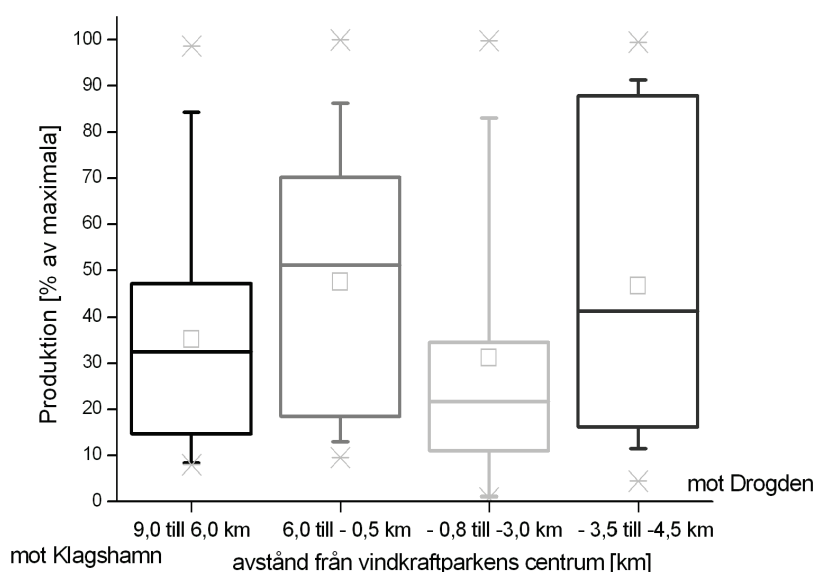
Tabell 14. Antal ålpassager innanför och utanför vindkraftparkens fysiska begränsning vid en medelproduktion över respektive under 20 % av vindkraftparkens maximala timmedelproduktion. Vid jämförelsen alla tre åren ingår inte mottagare med motsvarande positioner som de tre förlorade hade 2008 (korrigerad $\chi^2=0,01$ och $p=0,9343$). Jämförelsen mellan åren 2005 och 2009 innefattar alla mottagare (korrigerad $\chi^2=0,00$ och $p=0,9831$).

	År 2005, 2008 och 2009				År 2005 och 2009		
	Driftförhållande				Driftförhållande		
Område	<20 %	>20 %		Område	<20 %	>20 %	
Innanför	6	8	14	Innanför	9	2	11
Utanför	24	28	52	Utanför	22	7	29
	30	36	66		31	9	40

Djup- och strömförhållanden är olika på de båda sidorna om vindkraftparken. Den djupare Drogdensidan har dessutom frekvent fartygstrafik i nära anslutning till vindkraftparken. Växelströmskabeln från vindkraftparken in till land går mot Klagshamn. En mer detaljerad analys av informationen som speglar denna asymmetri för åren 2008–2009, avseende var på transekten ålarna passerat i relation till produktionen, ger inga signifikanta skillnader²⁴

²⁴ Envägs ANOVA, log- transformerade produktionsvärden efter test för normalfördelning (enligt Kolmogorov-Smirnov), medelvärde $p=0,15$.

(figur 52.) Transekten har i analysen delats upp i fyra delintervall, utifrån mittpunkten i vindkraftparken, med avstånden anpassade så att antalet ålar är lika många i samtliga intervall; 0,8–3,0 km och -3,5–4,5 km österut (mot Klagshamn) och 0,5–6,0 km samt 6,0–9,0 km västerut (mot Drogden). Ålpassager skedde i samtliga fyra delzoner under tid när vindkraftparken var i full produktion. Mätt som medianvärde och percentiler (25–75 %) passerade fler ålar i den västra delen av transekten närmare centrum av vindkraftparken vid lägre produktion, jämfört med motsvarande östra sida. Västerut skedde den enda passagen under tid när vindkraftparken ej producerade alls i det inre intervallet (0,8–3,0 km). För östra sidan av transekten, mot Klagshamn, verkade situationen vara annorlunda. Medianvärdet på produktionen var högst vid ålarnas passage i transektavsnittet mellan -0,5 och 6,0 km österut.



Figur 52. Ålarnas passageavstånd i relation till produktionen i vindkraftparken 2008 och 2009. Boxarna redovisar median samt kvartiler (25 och 75 % percentiler), spröten 5 % percentiler och × 1 % percentiler. — max- och min- samt □ medelvärde.

Av de totalt 70 blankålar som märktes 2010 registrerades 30 stycken i någon av de fyra transekterna. Av dessa 30 registrerade ålar registrerades 7 stycken inom det område som täcktes av den sista, nordligaste, transekten (tabell 15). En av dessa hade dock inte påträffats söder om vindkraftparken och utgick därför.

För att kunna karaktärisera blankålens beteende måste individen registreras vid minst tre mottagare. Beteendet delades schematiskt i fyra typer av vandringsmönster i relation till vindkraftparken:

1. Ålen registrerades rörande sig söder om parken för att sedan registreras i den nordligaste transekten.
2. Ålen registrerades rörande sig söder om parken med mer eller mindre nordlig kurs utan att sen ha registrerats norr om parken.
3. Ålen registrerades rörande sig söder om parken utan att ha nordlig kurs och utan att sen ha registrerats norr om parken.
4. Ålen gjorde en runda söder om parken tillbaka till utsättningsområdet.

Sex ålar uppvisade beteende som kan karaktäriseras enligt punkt 1 ovan d.v.s. de passerade vindkraftparken eller nära denna.

Det mest förekommande beteendet var enligt punkt 2 ovan. Sexton ålars rörelser tolkades röra sig enligt detta mönster. En individ rörde sig enligt punkt 3, som en rent öst–västlig förflyttning. En individ rörde sig enligt punkt 4 och beskrev en oval i det område som täcktes av mottagarna söder om vindkraftparken.

I figur 53 har ett försök att beskriva varje individuell åls rörelsemönster gjorts. Individens registreringar har använts som punkter i ett diagram varefter en anpassad (β -spline) linje dragits mellan punkterna. Diagrammen visar 8 ålar vardera ordnade efter tre nivåer på maximal medelproduktion (beräknat på en tidsperiod om 2 timmar) i vindkraftparken: låg under 13 %, mellan 13 och 20 % och mer än 20 %.

Av de ålar som haft en kurs med nordlig komponent, som inte har passerat parkområdet (punkt 2 ovan) verkar två varianter överväga (figur 53). Flera individer uppvisade en rakt nordlig kurs i diagrammens nedre vänstra hörn som motsvarar den djupaste delen av området (jfr kartor figur 45–46). Andra individer i diagrammens nedre högra fjärdedel hade ett inslag av en östlig komponent. Detta motsvarar på en karta den grundare delen av området som täcks av mottagarna och det avgränsas av Bredgrund i öster. Dessa individer hamnar vid Klagshamn om de följer kusten norrut.

I tabell 15 nedan testades beteendekategorierna mot produktionen i vindkraftparken. Ingen signifikant skillnad i beteende kunde säkerställas²⁵. Inte heller vid en geografisk uppdelning (tabell 16) av undersökningsområdet i två hälfter, varav den ena innefattade vindkraftverken och det andra området väster om, kunde en statistisk skillnad i beteende säkerställas²⁶.

Tabell 15. Test av förekomsten av olika beteendetyper år 2010 i relation till Lillgrundsområdet år 2010 vid produktion över 20 procent av maximala (>20 %) respektive under 20 procent (<20 %) i vindkraftparken. För beteendekategorier, se texten.

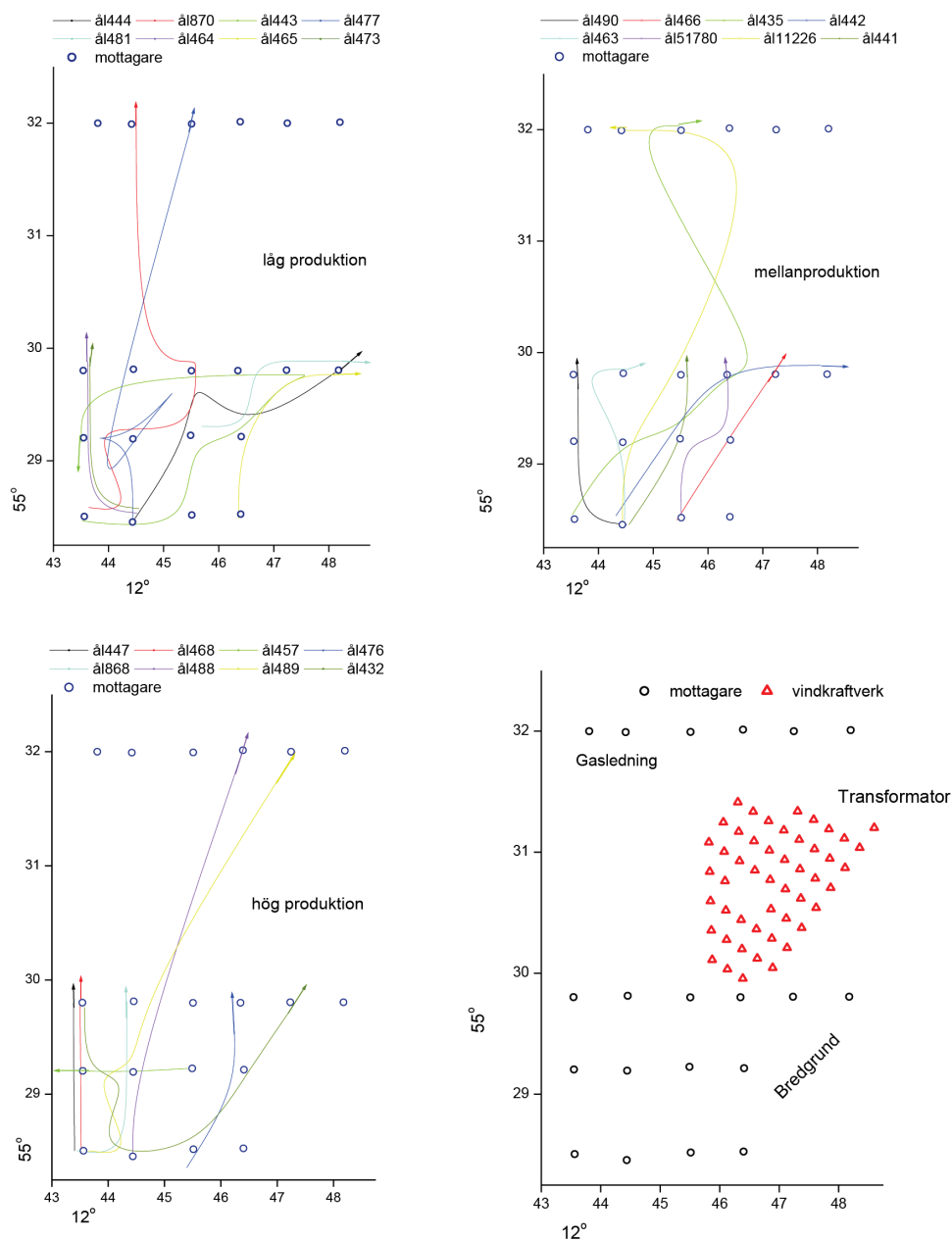
Beteende	Produktion	
	<20 %	>20 %
Typ 1	4	2
Typ 2	7	5
Typ 3 + 4	5	1

²⁵ χ^2 -test=0,092, $p>0,05$.

²⁶ χ^2 -test=0,276, $p>0,05$.

Tabell 16. Test av förekomsten av olika beteendetyper år 2010 i relation till vindkraftparken och till delområdet väster om vindkraftparken. För beteendekategorier, se texten.

Beteende	Väster om vindkraftparken	Vid och genom området för vindkraftparken
Typ 1	3	3
Typ 2	7	5
Typ 3 + 4	2	4

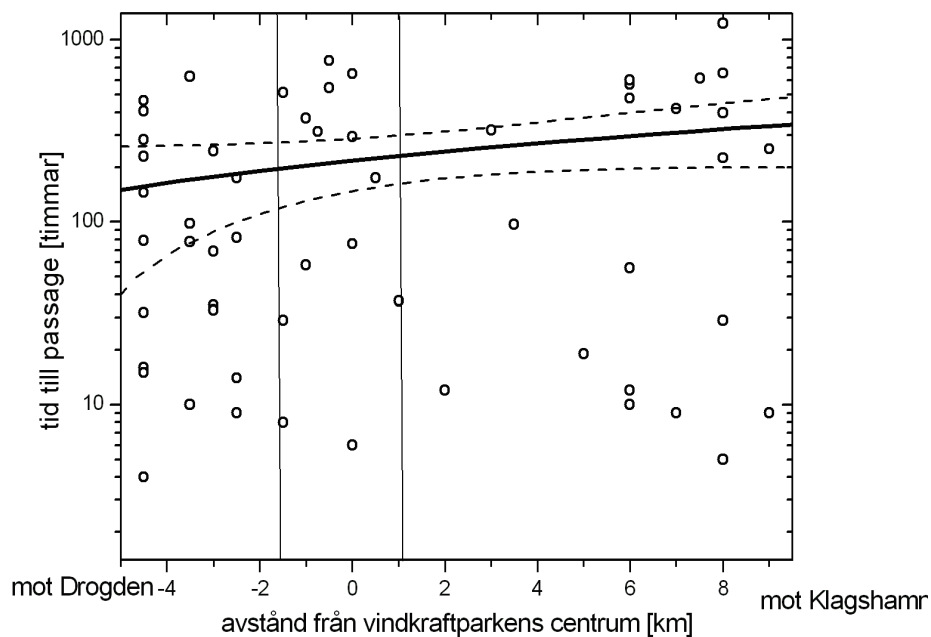


Figur 53. Schematiska diagram över rörelserna hos de 24 ålar som registrerades vid minst tre tillfällen. I varje graf har åtta ålars simmönster illustrerats. Uppdelningen på de olika figurerna baseras på produktionen i vindkraftparken. Ålarnas positioner har ritats in som punkter varefter en anpassad (β -spline) linje dragits mellan punkterna för att illustrera ålarnas rörelser. Diagrammet nere till höger ger en geografisk orientering i området.

Förflyttningstid

Elproduktionen i vindkraftparken varierar kraftigt med tiden och variationerna sker snabbt. Skillnaden i medelproduktion per timme mellan två på varandra följande timmar kan vara stor.

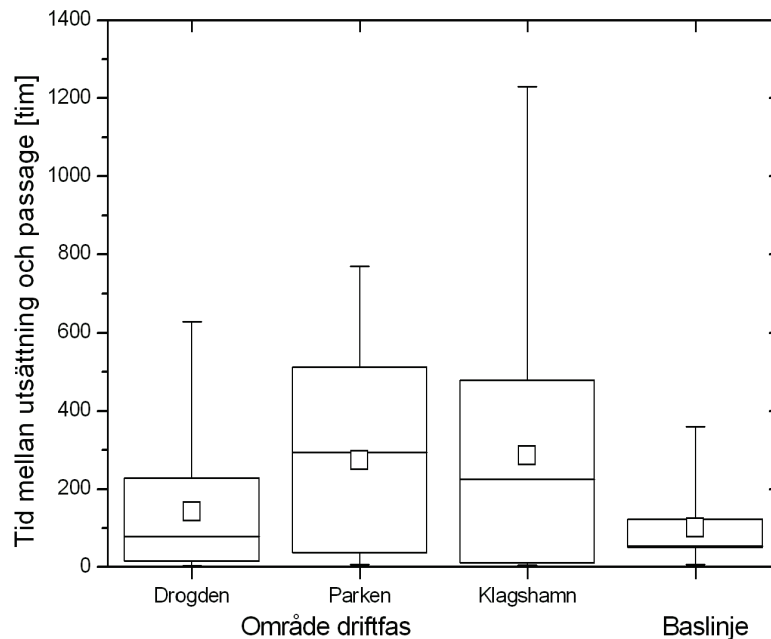
För 57 blankålar åren 2008–2009 fanns relativt väl bestämda passagetider över transekten. Det skiljde stort i tid från märkning och utsättning till passage av transekten med mottagare för de olika ålarna. För en av ålarna från 2008–2009 saknas produktionsdata för vindkraftparken och för denna har vinddata använts som produktionsunderlag. Den kortaste tiden för passage av transekten med mottagare var 4 timmar efter märkning och utsättning. De längsta registrerade tiderna motsvarade ungefär en månad, över 1000 timmar (figur 55). De ålar som gick ut mot Drogden passerade transekten snabbast. I alla tre zonerna (markerade i figuren) tog förflyttningen mer än 385 timmar för en fjärdedel av individerna. För flera individer tog förflyttningen 4 till 8 dygn (49–96 h). De ålar som gick i den djupare delen ut mot Drogden förflyttade sig något snabbare än övriga ålar, men skillnaden var inte signifikant (figur 54).



Figur 54. Sambandet mellan avstånd från vindkraftparken och tid mellan utsättning och passage. Data för åren 2008–2009. För att få maximal upplösning på y-axeln (tid till passage) användes logaritmerade värden. Horisontell linje = linjärt samband mellan parametrarna med osäkerheten för linjens ekvation markerad. (Linjär regression $r=0,175$, $n=57$, två punkter sammanfaller, $p=0,193$.)

Förflyttningstiden jämfördes mellan tre olika delar av transekten, eftersom dessa skiljer sig åt i sina yttre förutsättningar (se figur 55). Till exempel är Drogdensidan djupare, vilket påverkar bland annat ljudutbredningen, och har frekvent fartygstrafik i nära anslutning, medan växelströmskabeln från vindkraftparken in till land går mot Klagshamn. Data från baslinjen utgjorde en fjärde kategori. Från år 2005 fanns 10 blankålar där tiden från utsättning till passage var väl definierad. Data testades i alla fyra kombinationerna men inga

signifikanta skillnader fanns. (ANOVA rangsumma, Kruskal-Wallis, $H=2,56$ och $p=0,46$.)



Figur 55. Förflyttningstid [timmar] från utsättningsplatsen till passage av transekten med mottagare för åren 2005 (baslinje), 2008 och 2009 (driftfas). Data från baslinjestudien 2005 är från Lagenfelt m.fl. (2006). Vindkraftparken innefattar området från mittlinje och 1,5 km åt båda håll. Boxarna redovisar median samt kvartiler (25 och 75 % percentiler), spröten 5 % percentiler och $\times$ 1 % percentiler.
— max- och min- samt $\square$ medelvärde.

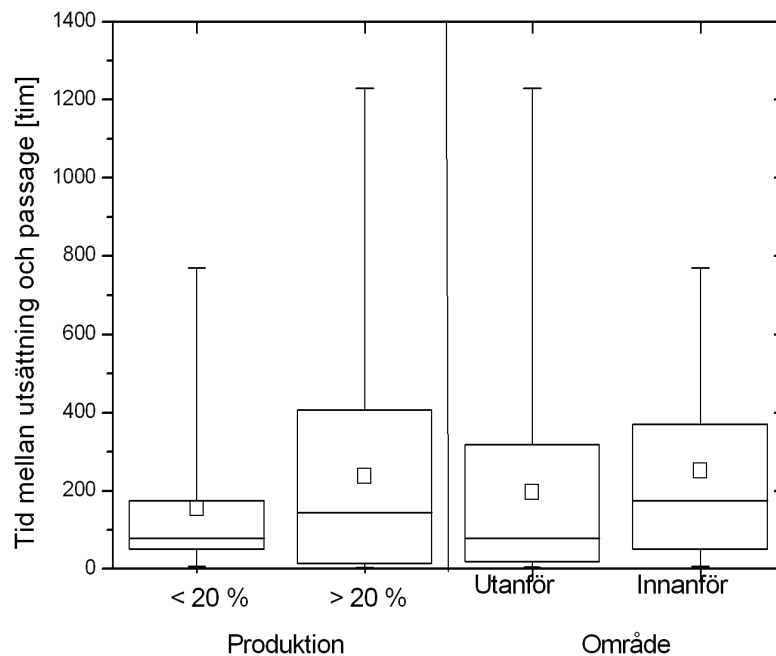
För att studera om det fanns en koppling mellan förflyttningstid och produktion i vindkraftparken sammanställdes förflyttningstiderna i kontingenstabeller med de nominala variablerna område (innanför respektive utanför vindkraftparken, definierat i figur 54) och drifttillstånd (mer eller mindre än 20 % av vindkraftparkens maximala produktion). Samtliga ålar är inkluderade i testen (figur 56) inklusive de som passerar utanför vindkraftparken då mekanismen bakom fördröjningen kan vara att den först närmat sig parken (utan att ha kommit nära nog att registreras, se diskussion) och senare passerat utanför. Begränsande för testen har varit antalet ålar som registrerats innanför vindkraftparken vid produktionstillståndet mindre än 20 % (6 stycken). Totalt ingår 67 ålar i underlaget, då antalet vid olika analyser kan variera utifrån kvaliteten på data och frågeställning.

Ingen skillnad i förflyttningstid kunde kopplas till de två produktionsnivåerna²⁷ (figur 56 vänster halva.) Den (icke signifikanta) skevheten i datamängden som speglas i avståndet mellan medianvärdet och 25 och 75 % percentiler skulle dock med stöd av tidigare erfarenhet kunna tolkas som att ett

²⁷ t-test log-transformerade värden, medelvärde $p=0,83$, spridning $p=0,10$, även ANOVA: Wald $\chi^2=1,31$, $p=0,252$.

antal ålar faktiskt fördröjs vid en produktion över 20 % av den maximala (se diskussion). Ingen skillnad i förflyttningstid kopplad till om passagen ägde rum i vindkraftparken eller utanför kunde ses²⁸ (skevheten i datamängden är här heller inte lika markerad)(figur 56 höger halva).

I figur 56 redovisas enbart variablerna Produktion och Område, men tester har även utförts på interaktionen mellan variablerna Produktion och Område (Område Innanför respektive Utanför × Produktion < 20 % respektive > 20 %, sammantaget fyra varianter). Testerna visar inte på några signifikanta interaktionseffekter²⁹. Den skevhet i datamängd i relation till medianvärdet (illustrerat som percentiler 25 och 75 %) som finns för variabeln Produktion (< 20 % och > 20 %) kvarstår dock. Det är därför möjligt att produktionen i vindkraftparken kan ha större effekt på ålens vandringstid än var i området (längs transekten) den passerar.



Figur 56. Förflyttningstid i relation till två produktionsnivåer (< 20 % respektive > 20 % av den maximala) samt förflyttningstid relaterad till om passagen ägde rum i vindkraftparken eller utanför. Data för 2005, 2008 och 2009. Boxarna redovisar median samt kvartiler (25 och 75 % percentiler), spröten 5 % percentiler och × 1 % percentiler.
— max- och min- samt □ medelvärde.

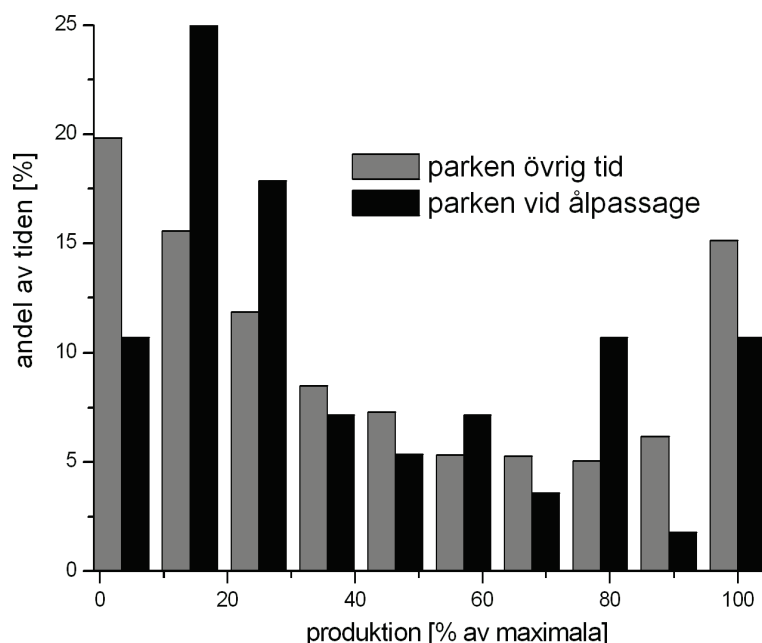
Spridningen i förflyttningstid (se figur 56, percentiler 25 och 75 %) kan dock medföra att en större andel av ålarna (48 %) vid den högre produktionsnivån (större än 20 % av maximala) använder mer än en vecka för förflyttningen, jämfört med 28 % av ålarna vid den lägre produktionsnivån (mindre än 20 % av maximala, från underlagsdata till figur 54).

²⁸ t-test log-transformerade värden, medelvärde $p=0,33$, spridning $p=0,95$, även ANOVA: Wald $\chi^2=2,04$, $p=0,154$.

²⁹ ANOVA: Wald $\chi^2=2,69$, $p=0,101$.

Passagetidpunkt

Blankålar passerade transekten med mottagare under samtliga produktionsförhållanden i vindkraftparken. Medianvärdet på produktionen för perioder med ålpassage var cirka 34 % av maximala vilket var ungefär det samma som under övriga timmar, 33 %. För de 40 timmar med detektion utan ålpassage var produktionen något lägre, drygt 20 %. Inga större skillnader förelåg i maximal medelproduktion per timme mellan timmar med ålpassage, utan ålpassage eller åldetektion. Det fanns inget entydigt sambandet mellan tidsåtgången från ålens utsättning till passage av transekten med mottagare och vindkraftparkens produktion åren 2008 och 2009 (figur 57, tabell 15).



Figur 57. Produktionen i vindkraftparken under ålvandringssäsongen åren 2008 till 2010, beräknad på basen av heltimmes-medelvärden ($n = 4750$ för vindkraftparken som helhet och $n = 63$ för timmar med ålpassage). Skillnaden i produktion mellan perioder med ålpassage och övrig tid är inte signifikant (χ^2 -test, $p=0,492$).

Passagetider i relation till ålens längd och vattenströmmen.

Ålens förflyttningshastighet har ett teoretiskt samband med individens *längd*. Ålens optimala simhastighet är enligt litteraturen 0,77 gånger ålens totala längd (referens via Clevestam m.fl. 2011). I data från åren 2008–2010 fanns dock inget samband mellan ålens längd och dess beteende i relation till vindkraftparken. Längden på de blankålar som detekterades utan att passera, som detekterades vid passage respektive inte detekterades alls vid transekterna var likartad (medelvärde 81,5 cm, 81,5 cm respektive 83 cm). Såväl den största ålen (106 cm lång) som den minsta (69 cm lång) fanns bland dem som ej detekterades alls. Förflyttningstiden från utsättningsplatsen vid Falsterbo var heller inte kortare för de stora individerna än för de mindre (tabell 17).

De dominerande *vattenströmmarna* vid Drogden har en riktning 45° (under 42% av tiden) eller rakt motsatt, 225° (under 26% av tiden). Blankålarnas

vandring pågick oberoende av strömsituationen, även om vandringshastigheten kanske skulle tänkas påverkas. Strömförhållandena under perioder med ålpassage över transekten avvek dock inte från strömförhållandena under övriga perioder. Även under de perioder då ålar detekterades någonstans i transekten utan att passera var strömsituationen likartad. Den nordgående komponenten av strömmen, det vill säga den komponent ålen upplevde som med eller motström, var ungefär densamma under perioder när ål passerade vindkraftparken som när inga ålar detekterades. Medianvärdet för nordkomponenten under hela mätperioden var drygt 1,3 m/s.

Inget entydigt samband sågs mellan tiden från ålens utsättning till passage av transekten med mottagare och storleken på nordkomponenten av strömmen åren 2008 och 2009 (tabell 17). Data från år 2010 var inte fullt jämförbara med tidigare år men kunde omräknas via simhastigheten. Inte heller när dessa data inkluderades fanns någon signifikant koppling till nordkomponenten av vattenströmmen³⁰. Spridningen var mycket stor oavsett vilka data som användes.

För att kvantifiera hur ålens längd, nordkomponenten av vattenströmmen och produktionen i vindkraftparken sammantaget och enskilt inverkar på förflyttningstiden (tiden från utsättning till passage av transekten med mottagare genom vindkraftparken) genomförs en multipel regressionsberäkning för åren 2008 och 2009. Förklaringsgraden (korrelationskoefficienten r i kvadrat*100) var genomgående låg (tabell 17).

Tabell 17. Sambandet mellan ålens förflyttningstid (tid från utsättning till passage av transekten med mottagare genom vindkraftparken) och vindkraftparkens produktion (medelproduktion under 2 timmar), ålens längd och nordkomponent av vattenströmmen i Öresund analyserad tillsammans genom multipel linjär regression samt genom enkel linjär regression var för sig. Data från 2008 och 2009.

	Parametrarna sammantaget			Parametrarna var för sig		
	Signifikansnivå P=	Korrelations koefficient, $r =$	n	Signifikansnivå P=	Korrelations koefficient, $r =$	n
produktion	0,670	0,0147	62	0,557	0,070	73
längd	0,221			0,198	0,153	73
nordström	0,571			0,473	0,091	65

Diskussion

Diskussionen om eventuell påverkan på ålens vandring utgår ifrån den akuta situationen för arten. Bara att en störning på ålvandring inte är osannolik måste i sig ses som allvarligt, bland annat i ljuset av att fler vindkraftparker eventuellt kommer att byggas längs ålens vandringsvägar.

Inga tidigare undersökningar där spårning av blankålsvandring genomförts vid vindkraftparker har påträffats i litteraturen. En sammanställning där det ingår en bedömning av aspekter på vindkraft och miljö gjordes nyligen av Wilhelmsson m.fl. (2010). Riskerna för påverkan från vindkraft bedömdes i denna som små på fisksamhället som helhet, både vad avser maskering av

³⁰ Linjär regression, $r = 0,0455$, $n=93$, $p=0,665$

viktig ljudinformation och av elektromagnetiska fält, men för båda aspekterna påpekas den begränsade kunskapen i dagsläget. Särskilt påpekas avsaknaden av information av långtidseffekter av den under driftfasen förändrade ljudmiljön.

Eventuell inverkan från vindkraftparken vid Lillgrund på vandrande blankål skulle kunna komma från de ljud och vibrationer som produktionen och strukturer orsakar eller från elektromagnetiska fält. Vad gäller de elektriska och magnetiska fälten finns information om ålars förväntade reaktioner på dessa (se avsnittet om påverkan på ål av ljud och magnetfält). Publicerad litteratur (av vetenskapligt granskad kvalitet) om blankåls reaktioner på ljud och vibrationer saknas dock i stort sett. Ål kan enligt beräkningar ovan inom föreliggande arbete uppfatta ljud från vindkraftparken vid Lillgrund på upp till cirka en kilometers avstånd. På vilket avstånd ljud orsakar en reaktion hos blankålar är inte klarlagt (se inledningen). Att ljud har betydelse för ål antyds av att de själva har möjlighet att alstra ljud genom sin simblåsa.

Omgivningsljud i havet utgör allmänt ett viktigt stimuli för fiskars rumsliga uppfattning, för att de ska kunna orientera sig i förhållande till stränder och öar där ljudet från strandsvall och brytande vågor ger information om kustlinjer som kan detekteras på relativt långa distanser (Lagardère m.fl. 1994; Simpson m.fl. 2005; Fay 2009).

En alternativ förklaring till påverkan från elektriska fält och vibrationer skulle kunna vara påverkan på ålarnas ljudbild av omgivningen. Om ålarna använder sig av ljudmiljön under vatten för orientering, skulle förändringar i denna kunna störa deras navigering under lekvandringen. Om dessutom upplösningen i blankålsens bild av den omgivande ljudmiljön på avstånd inte ger möjlighet att urskilja enskilda vindkraftverk skulle vindkraftparken fungera som en punktkälla och kunna utgöra ett hinder för vandringen även om ljudtrycket inte är kraftigt nog för att skrämma den. Dessa villkor skulle kunna gälla vid till exempel kraftig vind och hög produktion. Simriktningen hos blankålen skulle då kunna ändras och/eller ålen fördröjas varvid ålen förbrukar för vandring och fortplantning nödvändig energi som inte kan ersättas. Varje fördröjning för de lekvandrande ålarna leder till minskad lekframgång och att mängden ålyngel kan komma att minska i lekområdet. I värsta fall kan den sammantagna fördröjningen under lekvandringen medföra att energin inte räcker till förflyttningen då energimarginalerna för ålen från Östersjön kan vara mycket små trots att ålen är en effektiv simmare (se Clevestam m.fl. 2011 om de begränsade energireserverna hos ål).

Resultaten visar på att vindkraftparken vid Lillgrund inte utgör något definitivt vandringshinder för lekvandrande ål som kommer i kontakt med parken. Ungefär lika stor andel av de utsatta blankålarna, en tredjedel, passerade transektlinjen med mottagare åren 2001 till 2005 (baslinjeperioden) respektive åren 2008 till 2009 (driftperioden). Att statistiskt påvisa en genomsnittlig störning var svårt med tanke på de stora individuella skillnaderna i ålens vandringshastighet. Med tanke på att ålen är en starkt hotad fiskart, har en extremt lång vandringsväg (med många potentiella hinder att passera), som dessutom ska utföras på samma energireserv (ålen slutar äta när den blir blankål) är det viktigt att även beakta tendenser till påverkan på vandringen.

En jämförelse mellan observerad och statistiskt förväntad frekvens av ålpassager innanför och utanför vindkraftparkens avgränsning under perioder med en produktion över respektive under 20 % av den maximala visar inte på några signifikanta skillnader (tabell 14). De låga p-värdena ($0,05 < p < 0,10$) för antalet registrerade ålar (passager och detektioner utan passage sammantaget) innanför respektive utanför vindkraftparken indikerar/tyder dock på att ett lägre antal ålar än förväntat förekommer innanför vindkraftparken vid lägre produktion (under 20 %) och att ett större antal ålar än förväntat förekommer innanför vindkraftparken vid högre produktion (över 20 %, tabell 13).

Tolkningen av resultaten påverkas av hur vindkraftparkens avgränsning definieras och av vilka mekanismer som eventuellt påverkar ålarna. Det finns en gränzon med okänd bredd runt vindkraftparken där ålarna kan registrera till exempel ljud utan att reagera. Denna gräns läge kan variera med produktionen i vindkraftparken men också med nivån på bakgrundsbruset. I den ljudmiljö som Öresund utgör kan ålen förväntas detektera vindkraftparken på ett avstånd av 250 meter vid 60 % produktion och en kilometer vid full produktion. Avståndet mellan vindkraftverken är mellan 300 m och 400 m.

Osäkerheten gäller både på vilket avstånd ålar maximalt kan uppfatta och/eller reagera på vindkraftparken när de närmar sig söderifrån och på vilket avstånd de sedan passerar vindkraftparken. En spekulation kan vara att vindkraftparkens fysiska strukturer vid låg produktion utgör distinkta punktkällor som ålen kan lägesbestämma medan vid hög produktion vindkraftparken som helhet flyter samman till en ljudkuliss.

Upptäcker ålarna vindkraftverken först på mycket nära håll och inte ändrar kurs får andra faktorer som strömhastigheten över grundområdet betydelse och kan göra att vistelsen inne i området blir kortvarigare och registreringarna blir färre. Vid hög produktion kan ålarna tveka och/eller väja och registreras nära eller inom området för att sedan senare möjligen registreras vid transekten utanför vindkraftparken.

Jämför detta med resultaten för bentisk fisk (se avsnittet diskussion) där analysen indikerade ett samband mellan mängden fisk och den lokala ljudmiljön, med en minskad förekomst jämfört med förväntad av fisk vid högre ljudnivåer där den tydligaste responsen sågs hos tånglake och gulål.

Mediantiden för ålarnas förflyttning från utsättning till passage av mättransekten var densamma oavsett om vindkraftparken var i drift eller inte. Spridningen i förflyttningstid (illustrerad i figur 56, 25 och 75 % percentilernas avstånd från medianvärdet) kan dock medföra att en större andel av ålarna (48 %) vid den högre produktionsnivån (större än 20 % av maximala) använder mer än en vecka för förflyttningen, jämfört med 28 % av ålarna vid den lägre produktionsnivån (mindre än 20 % av maximala). Skillnaden kan i det begränsade materialet bero på slumpen. Inom tidigare undersökningar vid både olika typer av kablar och vid Öresundsbron (Westerberg m.fl. 2008, Westerberg m.fl. 2006, Appelberg m.fl. 2005, Westerberg, m.fl. 2000,) förekommer dock enstaka ålar med ett generellt avvikande beteende vid störning som medför att vandringstiden förlängs. Denna typ av avvikelse är dock svår att statistiskt säkerställa med ett så begränsat antal ingående individer som under hundra stycken. Statistiska svårigheten i materialet visas

till exempel av att vid okorrigerad χ^2 test blir skillnaden i förflyttningshastighet mellan produktionsnivåerna statistiskt säkerställd. Ålens vandring (från uppväxt till lekområde) tar totalt sett cirka 5,2–6,5 månader (22–27 veckor). En veckas försening motsvarar i detta sammanhang en förlängning av vandringstiden med knappt fem procent. Blankålar som fördröjs i slutet av vandringssäsongen kan möjligen tvingas vänta till nästa och på så vis förlora ytterligare av sin energireserv. Idealfallet för tolkningen av studierna av ålvandring hade varit om det funnits möjlighet att som referens starta och stoppa driften i vindkraftparken utöver att använda data från baslinjestudien.

Avvikelse i vandringsbeteendet och vandringsväg som kan inverka på energiförbrukningen hos de enskilda ålarna förekom i materialet, men inom varje kategori av avvikelse förekom få ålar. Ingen skillnad i passagernas fördelning till exempel inom respektive utanför området för vindkraftparken går därmed att säkerställa statistiskt. Exempel på avvikande beteende under driftfasen var att blankålar simmade in mot land/Klagshamn eller återvände till utsättningsområdet (fyra ålar av 280 uppvisade det sistnämnda beteendet, cirka 1,4 %). Även innan vindkraftparken anlades förekom dock blankålar som passerade nära in vid land, vilket visas av att här tidigare bedrivits fiske med fasta ålfiskeredskap (Appelberg m.fl. 2005). Fångstuppegifterna från de fasta ålfiskena säger dock inget om hur stor andel av blankålarna som valt att gå denna väg. Även under baslinjens aktiva ålspårningar förekom enstaka avvikelser från förväntat vandringsbeteende. Bland annat simmade en av 56 ålar rakt söderut, i stället för norrut.

Att ett stort mått av individuellt beteende förekommer hos de lekvandrande ålarna visas vid flera undersökningar med till exempel aktiv spårning av enskilda ålar med följeboat eller med datalagrade märken (Westerberg & Begout-Anras 2000; Appelberg m.fl. 2005; Westerberg m.fl. 2006; Westerberg m.fl. 2007). En stark vandringsdrift borde göra att ålen inte reagerar på störningar analogt med att fisk inte överger viktiga lek- eller uppväxtområden trots ofördelaktiga miljöförhållanden (Beale & Monaghan 2004, Bejder m.fl. 2009). Men svårigheter i navigation och orientering skulle ändå kunna orsaka störningar trots motivationen. Upprepade störningar av ålens lekvandring genom Östersjön, med flera sjöförlagda lik- och växelströmskablar, planerade och befintliga vindkraftparker, fartygstrafik och broar skulle sammantaget kunna medföra att en stor andel av ålarna försenas i sin resa.

De saknade mottagarna under 2008 bidrog också till svårigheten att statistiskt tolka resultaten då de drabbade just det område där det för tester begränsade antalet observationer gjordes. Spår av kraftig mekanisk påverkan på botten där dessa mottagare funnits observerades vid dykning på plats. Vid bearbetningen definierades eventuell påverkan från driften i vindkraftparken som mindre respektive större än 20 % av maximal produktion, i stället för som kommande från vindkraftparken i sig. Detta medförde att antalet observationer blev godtagbart då resultat från perioder med låg produktion jämte baslinjen kunde inkluderas i analysen.

Övergripande diskussion

Lillgrund vindkraftpark ligger i Öresund placerad centralt i ett viktigt område för fisk och fiske. Den smala korridor som Öresund utgör mellan Kattegatt och Östersjön är en viktig vandringsled för ett flertal fiskarter framför allt ål och Rügensill.

De största effekterna av en vindkraftpark på sin omgivning kan förväntas vid anläggandet, men även närvaron av själva vindkraftparken och restriktioner på eventuellt andra aktörer inom området (som exempelvis yrkesfiskare, sjöfart, med flera) kan ha en påverkan. Den här rapporten fokuserar på effekter av driftfasen, då effekterna av anläggningsfasen liknar dem vid andra exploateringsverksamheter i vatten, och får anses tämligen kända.

Tidigare sammanställningar om havsbaserad vindkraft har pekat ut tillkomsten av hårdbottenssubstrat, genom fundamenten med tillhörande erosionsskydd, och en förändrad ljudmiljö i området som de potentiellt viktigaste effekterna under driftfasen. Direkta empiriska studier av dessa effekter är dock fortfarande relativt få. Effekter skulle även kunna uppstå till följd av förändrade elektromagnetiska fält inom området, men här är mindre känt med tanke på att överledning sker med växelström, som genererar svaga elektromagnetiska fält.

Vad är effekten av Lillgrunds vindkraftpark och vilken ny kunskap har kontrollprogrammet bidragit med vad gäller påverkan på fisk?

Undersökningar under de första tre år som vindkraftparken varit i drift visar på att effekterna så här långt varit begränsade.

Bland de tydligaste resultaten utgör den attraktionseffekt (reveffekt) som vindkraftfundamenten med tillhörande erosionsskydd har på bottenlevande fisk. Ett flertal studier finns som visar på artificiella konstruktioners förmåga att attrahera fisk (för en sammanfattning, se Wilhelmsson m.fl. 2006). Vindkraftverken kan fungera både som artificiella rev (utgår från botten och uppåt) och som *Fish Aggregating Devices* (FADs) (utgår från ytan och neråt), genom att konstruktionerna går genom hela vattenpelaren. Ökningen i antal fiskar på ett artificiellt rev behöver dock inte vara ett resultat av ökad produktion utan kan bero på att befintliga djur i närområdet söker sig dit (Bohnsack 1996). Resultaten för Lillgrund återspeglar mest sannolikt en omfördelning av fisk inom vindkraftparken som helhet. Responsen var dock relativt svag och begränsad till området närmast fundamenten (upp till 50–160 m från vindkraftverket). Undersökningar finns som visar att artificiella revkonstruktioner kan påverka pelagisk (i fria vattnet levande) fisk och större bentisk (bottennära) fisk på flera hundra meters avstånd (Grove m.fl. 1991), upp till 400 m (Wilhelmsson m.fl. 2009).

I dagsläget är erfarenhetsbaserade studier från havsbaserade vindkraftverk i drift fortfarande få, även internationellt. De exempel som finns visar på en snabb kolonisering av fisk och marina evertebrater på de artificiella hårdbottenssubstraten och likt Lillgrund en mer eller mindre uttalad

omfördelning av fiskssamhället i området för vindkraftparken, från jämn till mer fläckvis förekommande.

Enligt Jensen (2002) tar det cirka fem år innan stabila faunasamhällen utvecklats efter det att artificiella hårdbottenstrukturer anlagts. Studier av evertebrater (rygggradslösa djur) på artificiella stenrev utanför Göteborg (Sveriges västkust), visade att artrikedomen på revens grundare delar (12–20 m) efter fem år motsvarade cirka 80 % av den på naturliga hårdbottnar (Egriell m.fl. 2007). Efter två månader fanns det dock lika många fiskarter på reven som på naturliga hårdbottnar och efter 5 ½ månad var tätheten av fisk densamma på reven som på naturliga hårdbottnar.

Undersökningar vid vindkraftparken Horns rev³¹ (Danmark) (Leonhard m.fl. 2011) sju år efter uppförandet visade på en ökad förekomst av fiskarter knutna till rev (som stensnula, tånglake och sjurygg) till följd av ökad födotillgång (som amfipoder och blåmusslor), men inte på någon attraktionseffekt vad gäller stor bentisk eller pelagisk fisk. Den uteblivna ökningen av stor rovfisk inom området för vindkraftparken tros vara kopplad till avsaknaden av smörbultfiskar som utgör en viktig födoresurs för större fisk, både bentisk och pelagisk. Vindkraftparken vid Horns rev ligger exponerat för västliga vindar, och studier av piggvarens födoval indikerar att smörbult saknas i vågexponerade öppna kustområden (Sparrevohn & Stottrup 2008 i Leonhard 2011). Då provfiskena bedrevs med 110 m långa översiktsnät, och fångsterna integrerades över hela sträckan, kan även detta ha bidragit till erhållet resultat.

Akustiska telemetriförsök vid den havsbaserade vindkraftparken Egmond aan Zee³² (OWEZ) (Holland) visar att åtminstone delar av torskpopulationen (juvenil torsk) attraheras till fundamenten (Winter m.fl. 2010). Ingen stor torsk observerades inom området för vindkraftparken i deras undersökning, vilket eventuellt kunde förklaras av att vindkraftparken varit i drift enbart drygt ett år när telemetriförsöken startade. Motsvarande märknings och telemetriförsök med tunga (plattfisk) visade likt Lillgrund inte på någon attraktion till fundamenten

Undersökningar (bland annat akustiska telemetriförsök) vid Belgiska vindkraftverk³³ visar att den revliknande miljön/goda födotillgången kring vindkraftverken under delar av året drar till sig höga tätheter av fiskarter som torsk och skäggorsk (Reubens m.fl. 2010 i Degraer m.fl. 2011, Reubens m.fl. i Degraer m.fl. 2011). Tätheterna av de båda fiskarterna var låga (få individer) under våren, som störst under sommaren och minskade sedan åter under hösten. En ökad födotillgång anges även kunna vara en förklaring till de högre tätheter av juvenil vittling som under hösten 2010 observerades i anslutning till vindkraftverken (Vandendriessche m.fl. i Degraer m.fl. 2011). Höga tätheter av födosökande juvenil vittling har även observerats kring fundamenten vid North Hoyle vindkraftpark (UK) (May 2005).

³¹ Danmark; Horns rev 1, 80 installerade verk á 2 MW, i drift år 2003.

³² Holland; Egmond aan Zee (OWEZ), 48 installerade verk á 3 MW, i drift 2007.

³³ Belgien; Thorntonbank, 6 installerade verk (54 planerade) á 5 MW, i drift 2009. Bligh Bank; 56 installerade verk (110 planerade) á 3 MW, i drift (2010) 2011.

En påtaglig förändring för Lillgrund var en ökande förekomst av strandkrabba under driftperioden för vindkraftparken. Ett flertal studier vid andra vind- och vågkraftparker visar på att framför allt krabbor gynnas av den revliknande miljö som fundamenten med tillhörande erosionsskydd erbjuder, strandkrabba (*Carcinus maenas*) (Nystedt vindkraftpark, Maar m.fl. 2009) (vågkraftverk, Wilhelmsson m.fl. 2009) och nagelkrabba (*Thia scutellata*) (North Hoyle vindkraftpark, May 2005). Vid belgiska vindkraftverk märktes ingen motsvarande ökning i förekomst av krabbor, men väl noterades att individstorleken hos simkrabba (*Liocarcinus holsatus*) och hästräka (sandräka) (*Crangon crangon*) generellt var större i trålfångsterna 2010 inom området för vindkraftparken än inom referensområdena (Vandendriessche m.fl. i Degraer m.fl. 2011). Detta kan förklaras av antingen ökad födotillgång eller ett ökat predationstryck på mindre individer.

De ljudmätningar som utförts visar att Lillgrund vindkraftpark signifikant bidrar till ljudbilden i Öresund både vad avser bredfrekvent buller från vindkraftparken som helhet och vad gäller enskilda frekvenser (genom vibrationer från växellådor). Den ökade bullernivån kan leda till ökad stress hos fisk, även om fisken kan välja att stanna kvar om tillgången på skydd och föda överväger nackdelarna, men kan även leda till att långvandrande fiskarter som blankål och Rügensill undviker området för vindkraftparken. Det finns inget i resultaten från provfiskena vid Lillgrund som indikerar stresseffekter hos den bentiska fisken. Dock gjordes inga analyser av stressämnen (kortisol- och glukoshalt m.fl.) i blod och blodplasma.

Resultaten från kontrollprogrammet vad gäller analyserna av yrkesfiskets fångster av sill (pelagisk fisk), med kraftigt ökat fiske norr om Sjollen och Öresundsförbindelsen under driftperioden, skulle kunna antyda att Rügensills vandring påverkats av Lillgrunds vindkraftpark. Bedömningsunderlaget är dock inte tillräckligt för att kunna bekräfta om så är fallet. Rumsliga skillnader i yrkesfiskets fångster av sill fanns även före vindkraftparken kom på plats, med cirka en femtedel så höga fångster per ansträngning söder om Öresundsförbindelsen som norr om denna. Även de ekolodningar som utfördes under baslinjeperioden (2003–2005) visar på lägre mediantätheter av sill under hösten i när- och kärnområdet för vindkraftparken, jämfört med referensområdet vid Ven i norra delen av Öresund (Lagenfelt m.fl. 2006).

Ingen statistisk säkerställd effekt av vindkraftparken sågs på blankålarnas förflyttningstid, från utsättningsområdet i söder till passage av transekten med mottagare vid vindkraftparken. Med tanke på ålens hotade situation som fiskart kan dock även tendenser till påverkan på dess lekvandring vara viktigt att ta fasta på i ett fortsatt arbete. En fördröjning av lekvandringen för enstaka individer (ökad förflyttningstid vid större produktion) skulle kunna medföra en minskning i ålreproduktionen. Även avvikelser i fördelningen av registrerade ålar, inom området för vindkraftparken utifrån statistiskt förväntat vid låg (färre ålar än förväntat) och hög (fler ålar än förväntat) elproduktion, skulle kunna tyda på att enstaka ålar har svårare att navigera förbi vindkraftparken vid högre elproduktion. Sådana skillnader är svåra att statistiskt säkerställa och har begränsad effekt vid ett enstaka hinder, men kan leda till effekter på populationsnivå vid upprepade hinder och störningar.

Om en eventuell påverkan i så fall beror på elektromagnetiska fält eller ljudbilden är svårt att särskilja, då båda faktorernas påverkansområden kan sammanfalla. Ett förhållande som skiljer Lillgrunds vindkraftpark från flertalet andra (befintliga och planerade) vindkraftparker är att fundamenten står relativt tätt; Lillgrund (2,3 MW) mellanrum 300–400 meter jämfört med exempelvis Horns rev (2 MW) 560 meter och Egmond aan Zee (OWEZ) (3 MW) 650 meter. Den täta placeringen gör att vindkraftparken har en energieffektivitet på 77 % (av vad vart och ett vindkraftverk enskilt sammantaget skulle kunna generera) (Dahlberg 2009), men skulle även kunna medföra ökade svårigheter för vandrande fisk att särskilja mellanrummen mellan de enskilda fundamenten vid ökande produktion.

Westerberg & Lagenfelt (2008) har visat på att blankålar kan fördröjas i sin vandring när de passerar över växelströmskablar, dock utan att kunna ge några fysiologiska förklaringar till fenomenet. I deras studie var den genomsnittliga fördröjningen vid passage av 130 kV-kabeln 40 minuter, och den relativa minskningen av simhastighet ökade vid ökande elektrisk ström i kabeln. Betraktat som enskild anläggning utgör varken nämnda växelströmskabel eller Lillgrunds vindkraftpark några större hinder för ålens 7000-km långa vandring till lekområdet i Sargassohavet, även om ett visst antal av ålarna som passerar området fördröjs i vandringen. Kumulativt kan dock en upprepad påverkan leda till effekter på långvandrande fisk som blankål, framför allt för ål från Östersjön, som har ett stort antal potentiella hinder att passera på sin väg till Sargassohavet.

Hur viktig är eventuell påverkan från Lillgrunds vindkraftpark i relation till andra faktorer?

Den påverkan en vindkraftpark i drift har på det marina ekosystemet beror till stor del på hur det lokala ekosystemet ser ut före och efter anläggandet av vindkraftparken. I områden där tillgången på hårbottenssubstrat är god, kommer fundamenten från vindkraftverken sannolikt att leda till mer begränsade effekter än i områden med sandbotten (av den typ som huvudsakligen finns i Öresund).

För vindkraftparken vid Horns rev uppskattade Leonard & Pedersen (2006) att tillgången på föda för fisk direkt runt turbinområdet ökade med en faktor på cirka 50 efter att hårbottenssubstratet introducerats jämfört med en befintlig sandbottenyta. En ökad produktion vid fundamenten leder till en ökad avsättning av suspenderat material i lä bakom vindkraftfundamentet, där vattenrörelser hejdas, med risk för lokala förändringar i det bentiska samhällets struktur och biologiska mångfald (Malm och Engkvist 2011, Coates m.fl. i Degraer m.fl. 2011).

Undersökningar vid Belgiska vindkraftverk har även visat att vindkraftverkens artificiella revstrukturer kan stärka invasiva arters strategiska position genom att fungera som hoppstenar ”stepping-stone” i områden där hårbottenssubstrat utgör en bristvara (Kerckhof m.fl. i Degraer m.fl. 2011). Framför allt var detta uppenbart för obligata tidvattenarter där efter tre år åtta av 17 arter var främmande för södra Nordsjön.

Frågan om hur effekterna av vindkraftparken uppfattas och bedöms, som exempelvis ökade skydds- och födomöjligheter för fisk, beror på vilka ekologiska mål som fastställts för området. I marina skyddade områden kan tillförseln av artificiella konstruktioner och den förändrade ljudmiljön uppfattas som negativt utifrån vad som är tänkt att skyddas. I andra, av mänskliga aktiviteter mer påverkade områden, kan en vindkraftpark öppna upp för förbättringar av miljön (Inger m.fl. 2009).

Resultaten från Lillgrunds vindkraftpark är ett exempel på vilka toner och ljudnivåer en vindkraftpark kan generera. Dessa resultat är inte nödvändigtvis giltiga för ett annat område och för en annan vindkraftpark. Exempelvis varierar ljudbilden som produceras från ett vindkraftverk (både vad gäller område och årstid) beroende på typ av fundament, bottensammansättning, vattendjup och eventuell förekomst av språngskikt. När det gäller typ av fundament kan material och storlek göra att ljudet från växelådan dämpas olika mycket, vilket leder till varierande ljudnivåer (Ødegaard & Danneskiold-Samsøe 2000, ÅF-Ingemansson 2007). Detta har ännu inte visats i väl utförda, jämförbara mätningar men en studie av två olika Belgiska vindkraft-anläggningar, en med 5 MW turbiner på gravitationsfundament och en med 3 MW turbiner på monopile fundament av stål har visat att vindkraftverk på gravitationsfundament (likt Lillgrund) låter mindre än vindkraftverk som står på stålfundament (Norro m.fl. i Degraer m.fl. 2011). Lillgrund vindkraftpark ligger även placerad i ett av de mest hårdtrafikerade områdena för sjöfarten längs den svenska kusten, vilket innebär att ljudet från vindkraftparken (exklusive den dominanta tonen som kommer från växelådan) på tämligen kort avstånd når nivåer motsvarande bakgrundsljudet. Det finns heller inga absoluta värden för på vilket avstånd olika fiskarter kan detektera vindkraftparken, utan det är en uppskattning som gäller på för platsen aktuella förhållanden och i relation till de olika arternas hörselförmåga.

Förändringar i ekosystemet kan även uppstå på grund av ändrad närvaro av aktörer i ett område. Exempelvis kan förändringar av fisketrycket leda till stora förändringar för ekosystemet som helhet. Framför allt är förekomsten av stor rovfisk viktig, då de har en viktig strukturerande roll som toppkonsument i svenska kustekosystem (Moksnes m.fl. 2008, Eriksson m.fl. 2009). Inom området för Lillgrunds vindkraftpark råder inga speciella restriktioner för fisket utöver vad som gäller för Öresund i allmänhet. Förekomsten av stor rovfisk som torsk är dock relativt god i Öresund, till följd av att trål- och vadfiske av sjösäkerhetsskäl har varit förbjudet sedan 1932 (Bergström m.fl. 2007, Svedäng m.fl. 2004). Till vilken grad en fiskpopulation kan dra nytta av ett skyddsområde är avhängigt av hur stor andel vuxen fisk som söker sig hit och hur stor andel av populationen som långvarigt uppehåller sig inom området. Även om området för Lillgrunds vindkraftpark (som upptar en yta av cirka 4,6 km²) för Öresunds del inte skulle fylla någon funktion som fiskfredningsområde, kan den attraktionskraft fundamentens artificiella bottenstruktur har på fisk medföra att exempelvis stor torsk blir mer lättfångad än tidigare.

Marina anläggningar för förnyelsebar energi kan innebära en betydande antropogen påverkan på de marina ekosystemen (Inger m.fl. 2009). Den sammanlagda påverkan vi ser idag är resultatet av ett flertal faktorer. Påverkan

kommer även att vara kumulativ om antalet anläggningar ökar. I takt med utbyggnaden kommer positiva och negativa effekter på havsvattenmiljön att interagera på komplexa sätt, som kan vara svåra att förutsäga. Det är därför viktigt att fokus i den fortsatta planeringen och riskbedömningen ligger på ett större ekosystemperspektiv, än på effekterna av den enskilda anläggningen (som exempelvis Lillgrund).

Tack

Många personer har deltagit i projektet under de år det pågått. Till alla dessa, och till besättningarna på de olika båtarna, ålfiskare och andra som hjälpt till, riktas ett stort tack. Thomas Davy, Jesper Kyed Larsen, Stig Lundin, Malin Aarsrud, Malin Hemmingson, Charlott Stenberg, Erland Lettevall, Erik Sparrevik, Jan Anderson, Håkan Westerberg, Leif KG Persson, Tomas Olsson, Kenneth Olsson-Karemo, Fredrik Larson, Bengt Johansson, Frida Gustavsson, Peter Ahlander, Benny Thorsson, Bo Landin, Michael Palmgren, Stina Bertilsson, Ulf Bergström, Henrik Lindahl och Tomas Lindros.

Till dessa nämnda lite slumpvis utvalda kommer flera andra.

Referenser

- Ainslie, M. A., de Jong, C. A. F., Doi, H. S., Blacqui re, G. & Marasini, C., 2009. Assessment of natural and anthropogenic sound sources and acoustic propagation in the North Sea. TNO report, TNO-DV 2009 Co85, Haag, Nederländerna. (www.noordzeeloket.nl).
- Andersson, J., Bergström U., 2007. Hummerrevsprojektet slutrapport 2007, Delprojekt: provfisker med n t och ryssj r. Länsstyrelsen Västra Götalands län, rapport 2007:40.
- Andersson, M. H., Dock-Åkerman, E., Ubr l-Hedneberg, R.,  hman, 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.
- Andersson, M. H., Sigray, P., & Persson, L. K. G., 2011. Undervattensljud från en havsbaserad vindkraftpark och dess påverkan på fisk. Vindval. Naturvårdsverket Rapport 6436. ISBN 978-91-620-6436-5, 39 s.
- Angantyr, L. A., Rasmussen, J., Göransson, P., Jeppesen, J. P., Svedäng, H., 2007. Fisk i Öresund.  resundsvattensamarbetet. 2007. 69 s.
- Appelberg, M., Holmqvist, M., Lagenfelt, I., Lettevall, E., Sparrevik, E., Wahlberg, M., & Westerberg, H., 2005.  resundsf rbindelsens inverkan på fisk och fiske, Underlagsrapport 1992–2005, Fiskeriverket, Göteborg, Sverige. (www.fiskeriverket.se/download/18.../oresund_webb.pdf).
- Arveson, P. T., & Vendittis, D. J., 2000. Radiated noise characteristics of a modern cargo ship. J. Acoust. Soc. Am. 107 (1), pp.118–129.
- Bass, A. H., & Ladich, F., 2008. Vocal – Acoustic communication: From neurons to behavior, In *Fish bioacoustics*, edited by Webb, J. F., Fay, R. R. and Popper, A. N. (Springer-Verlag, New York), pp. 253–278.
- Beale, C. M., & Monaghan, P., 2004. "Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice," Anim. Beha. 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, Mar. Ecol. Prog. Ser. 395, 177–185.
- Bergström, L., Sundqvist, F., Bergström, U., 2012. Effekter av en havsbaserad vindkraftpark på fördelningen av bottennära fisk. En studie vid Lillgrunds vindkraftpark i Öregrund. Vindval. Naturvårdsverket Rapport 6485. ISBN 978-91-620-6485-3, 37 s.
- Bergström, U., Ask, L., Degerman, E., Svedäng, H., Svensson, A., & M. Ulmestrand, 2007. Effekter av fredningsområden p  fisk och kr ftdj r i svenska vatten. Fiskeriverket Finfo 2007:2, 34 s.
- Berkenhagen, J., D ring, R., Fock, H. O., Kloppmann, M. H. F., Pedersen, S. A., Shulze, T., 2010. Decision bias in marine spatial planning of offshore wind farms: problems of singular versus cumulative assessments of economic impacts on fisheries. Marine Policy (2010), doi:10.1016/j.marpol.2009.12.004
- Betke, K., 2006. Measurement of underwater noise emitted by offshore wind turbines at Horns Rev and Nysted, research report from ITAP – Institut f r technische und angewandte Physik GmbH, Oldenburg, Germany. (www.vattenfall.dk/da/file/Measurement_of_underwater_noise_7840991.pdf).

- Birklund, J., Povlsen, E., Riber, H. och Dahl S.Ø., 1992. Öresund Konsekvensvärdering. Underlagsrapport 2. Öresundskonsortiet.
- Bohnsack, J.A., 1996. Maintenance and recovery of reef fishery productivity. In: Reef fisheries (eds. Polunin NVC, Roberts CM). Chapman & Hall, London. pp 283–314.
- Bohnsack, J.A., Harper, D. E., McClellan, D. B., and Hulsbeck, M., 1994. Effects of reef size on colonisation and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. *Bulletin of Marine Science*, 55: 796–823.
- Bohnsack, J.A., and Sutherland, D. L., 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science*, 37: 11–39.
- Carlsson, C., Hansen, J. B., Angantyr, L. A., Vedel, A., 2006. Öresunds vegetation. Öresundsvattensamarbetet. 2006. ISBN 91-631-9784-7. 59 s.
- Chapman, C. J., & Hawkins, A.D., 1973. A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L., *J. comp. Physiol.* 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), *Comp. Biochem. Physiol.* 47A, 371–385.
- Clarke, D.G., Dickerson, C., & K., Reine., 2003. Characterization of underwater sounds produced by dredges. In *Proceedings of the Third Specialty Conference on Dredging and Dredged Material Disposal*, May 5–8, 2002, Orlando, Florida.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analyses and interpretation. 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, England.
- Clevestam, P. D., Ogonowski, M., Sjöberg, N. B. and Wickström, H., 2011. Too short to spawn? Implications of small body size and swimming distance on successful migration and maturation of the European eel *Anguilla anguilla*. *Journal of Fish Biology*, 78:1073–1089. doi: 10.1111/j.1095-8649.2011.02920.x .
- CMACS, 2003. A baseline assessment of electromagnetic fields generated by offshore windfarm cables. COWRIE Report EMF - 01-2002 66.
- 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). *Mar. Pollut. Bull.* 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.
- Dahl, S.Ø., Horsted, J., Bjerre, F., och Petersen, H.M., 1992. Östersjöns vattenmiljö. Underlagsrapport nr 1. Öresundskonsortiet, COWIconsult/Vandkvalitetsinstitutet (VKI) Miljökonsekvensbeskrivning för Öresundsförbindelsen.
- Dahlberg, J.-Å., 2009. Assessment of the Lillgrund Windfarm, Power Performance Wake Effects, Lillgrund Pilot Project, Vattenfall Vindkraft AB, 21858-1 September 2009.
- 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*. *Aquacult.* 288, 337–343.
- Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B., (Eds.) 2011. Offshore wind farms in Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and target monitoring. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management

- Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 157 pp. + annex.
- Diekmann, R. & Möllmann, C (Eds) Bergström, L., Flinkman, J., Gårdmark, A., Kornilovs, G., Lindegren, M., Müller-Karulis, B., Plikshs, N., Pöllumäe, A., 2010. Integrated Ecosystem Assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. ICES Cooperative Research Report no 302. 89 pp.
- Egriell, N., Ulmestrand, M., Andersson, J., Gustavsson, B., Lundälv, T., Erlandsson, C., Jonsson, L., Åhsberg, T., 2007. Hummerrevsprojektet, slutrapport 2007. Konstgjorda rev i Göteborgs skärgård, (år 2002–2007). Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport 2007:40, 128 s.
- 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.
- Enger, P.S., 1967. Hearing in herring,” Comp. Biochem. Physiol. 22, 527–538.
- Enger, P.S., Karlsen, H. E., Knudsen, F. R., & Sand, O., 1993. Detection and reaction of fish to infrasound, ICES Mar. Sci. Symp. 196, 108–112.
- Eriksson, B.K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., Råberg, S., Snickars, M., 2009. Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. Ecological Applications 19: 1975–1988.
- 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.
- Fay, R.R., 1969. Behavioral audiogram for the goldfish. J. Aud. Res. 9, 112–121.
- Grove, R.S., Nakamura, M., and Sonu, C.J., 1991. Design and engineering of manufactured habitats for fisheries enhancement. In Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries. Ed. by W. Seaman, and L. M. Sprague. Academic Press, ISBN 0-12-634345-4. 285 pp.
- Gärdenfors, U. (ed.), 2010. Rödlstade arter i Sverige 2010 – *The 2010 Red List of Swedish Species*. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Hammar, L., Andersson, S., Rosenberg, R., 2008. Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Naturvårdsverkets rapport 5828, p 105.
- 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.
- Hawkins, A.D., 1993. Underwater sound and fish behavior. In: *Behaviour of Teleost Fishes*, second ed. Edited by Pitcher, T.J. (Chapman & Hall, New York) pp 129–169.
- Hawkins, A.D., & Johnstone, A.D.F., 1978. The hearing of the Atlantic salmon, *Salmo salar*, J. Fish. Biol. 13, 655–673.
- Hildebrand, J.A., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean, Mar. Ecol. Prog. Ser. 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, J. Exp. Biol. 211, 1504–1511.

- Inger, R. Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A.C., Grecian, W.J., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J. and B.J., Godley, 2009. Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research J. Appl. Ecol. 46 1145–53.
- Jensen, A., 2002. Artificial reefs in Europe: perspective and future. ICES J. Mar. Sci. 2002, 59 (Suppl.), pp. 3–13.
- Jepsen, N., Koed, A., Thorstad, E.B. och E. Baras. 2002. Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? Hydrobiologia 483: 239–248.
- Jeppsson, J., Larsen, P.E. & Å., Larsson, 2008. Technical Description Lillgrund Wind Power Plant, Vattenfall Vindkraft AB, 21858-1 September 2008, 78 s.
- Jerkø, H., Turunen-Rise, I., Enger, P.S. & Sand, O., 1989. Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*). J. Comp. Physiol. A 165, 455–459.
- Jørgensena, R., Handegard, N. O., Gjøsæter, H., & Slotteb, A., 2004. Possible vessel avoidance behaviour of capelin in a feeding area and on a spawning ground. Fish. Res., 69, 251–261.
- Kalmijn, A.J., 1988. Hydrodynamic and acoustic field detection. Från: Atema J., Fay R.R., Popper A.N., Tavolga W.N., (red.): Sensory biology of aquatic animals. Springer-Verlag, New York. S. 83–130.
- Karlsen, H.E., 1992a. Infrasound sensitivity in the plaice (*Pleuronectes platessa*), J. Exp. Biol. 171,173–187.
- Karlsen, H.E., 1992b. The inner ear is responsible for detection of infrasound in the perch (*Perca fluviatilis*), J. Exp. Biol. 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*. J. Exp. Biol. 207, 4185–4193.
- 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.
- Kasuman, A.O., 2008. Sounds and sound production in fishes, J. Ichthy. 48(11), 981–1030.
- Kikuchi, R., 2010. Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. Mar. Pollut. Bull. 60, 172–177.
- Knudsen, F.R., Enger, P.S., & Sand, O., 1992. Awareness reactions and avoidance to sound in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. J. Fish Biol. 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*), Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 51, 1258–1264.
- Lagenfelt, I., Sparrevik, E., Andersson, J., Lettevall, E., Bergström, U., Bergström, L., 2006. Fiskundersökningar vid Lillgrund, Baslinjestudier vid Lillgrunds vindkraftpark Underlagsrapport 1992–2005. 33 s.
- Leonhard, S.B., Stenberg, C. & Stottrup, J. (Eds.), 2011. Effect of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities. Follow-up Seven Years after Construction. DTU Aqua, Orbicon, DHI, NaturFocus. Report commissioned by the Environmental Group through contract with Vattenfall A/S. 65 pp. + appendices.
- Leonhard, S.B. and Pedersen, J., 2006. Benthic communities at Horns Rev. Before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. Final report Annual Report 2005. Vattenfall, 2006. pp. 89 + appendices.
- 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)

- Malm, T. & och R., Engkvist, 2011. Bentiska processer på och runt artificiella strukturer i Sveriges kustvatten. Vindval. Naturvårdsverket Rapport 6414. ISBN 978-91-620-6414-3, 35 s.
- Maar, M., Bolding, K., Petersen, K.J., Hansen, L.S.J. & Timmermann, K., 2009. Localeffects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. *Journal of Sea Research* 62: 159–174.
- 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, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 309, 279–295.
- May, J., 2005. Post-construction results from the North Hoyle offshore wind farm. Paper for the Copenhagen offshore wind international conference, Project Management Support Services Ltd, 10 pp.
- McCauley, R. D., Fewtrell, J., & Popper, A. N., 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears, *J. Acoust. Soc. Am.* 113, 638–642.
- Mitson, R.B. (red.), 1995. Underwater noise of research vessels. Review and recommendations. ICES CCR. 61 s.
- Moksnes, P-O., Gullström, M., Tryman, K., Baden, S., 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos* 117: 763–777.
- 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%2006-08_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) p 214.
- Nedwell, J. & Howell, D., 2003. Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from off-shore 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 s.
- Nedwell, J. & Howell, D., 2004. A review of offshore windfarm related underwater noise sources. COWRIE Report No 544 R 0308, 57 s.
- Olsen, K., 1971. Effect of vessel noise in purse seining. Från: Kristjonsson H., (red.): Modern Fishing Gear of the World. Fishing News Ltd., London. S. 291–294.
- Pickering, A.D., 1993. Growth and stress in fish production. *Aquaculture*, 111, 51–63.
- Popper, A.N., & Fay, R.R., 2010. Rethinking sound detection by fishes, *Hearing. Res.* doi:10.1016/j.heares.2009.12.023.
- Popper, A.N., & Hastings, M.C., 2009. The effect of anthropogenic sources of sound on fishes, *J. Fish Biol.* 75, 455–489.
- Robinson, S.P., Theobald, P. D., Lepper, P.A., Hayman, G., Humphrey, V.F., Wang, L-S., & Mumford, S., 2011. Measurement of underwater noise arising from marine aggregate operations. Proceedings from the second international conference – The effects of noise on aquatic life in Cork, Ireland, *in press*.
- Rollo, A., Andraso, G., Janssen, J., & Higgs, D., 2007. Attraction and localization of round goby (*Neogobius melanostomus*) to conspecific calls, *Behaviour* 144, 1–21.

- Sand, O., 1992. Hørsel og sidelinjesans. Från: Døving K.B., Reimers E., (red.): Fiskens fysiologi. John Griegs forlag, Oslo. S. 92–105.
- Sand, O., & Karlsen, H.E., 1986. Detection of infrasound by the Atlantic cod, J. Exp. Biol. 125, 197–204.
- Sand, O., P.S. Enger, H.E. Karlsen, F.R. Knudsen 2001. Detection of infrasound in fish and behavioral responses to intense infrasound in juvenile salmonids and European silver eels: a minireview. Am Fish Soc Symp 26:183–193.
- Schuijf, A. & Hawkins, A.D., 1983. Acoustic distance discrimination by the cod. Nature 302, 143–144.
- Schuijf, A., & Buwalda, R.J.A., 1980. Underwater localization – a major problem in fish acoustics, In: *Comparative Studies of Hearing in Vertebrates* edited by Popper, A.N., and Fay, R.R. (Springer-Verlag, New York), pp. 43–77.
- 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>).
- Seaman, W., 2007. Coastal Artificial Habitats for Fishery and Environmental Management and Scientific Advancement in K. Tsukamoto, T. Kawamura, T. Takeuchi, T. D. Beard, Jr. and M. J. Kaiser, eds. *Fisheries for Global Welfare and Environment, 5th World Fisheries Congress 2008*, pp. 335–349.
- Simpson, S.D., Meekan, M., Montgomery, J., McCauley, R., & Jeffs, A., 2005. Homeward sound. *Science* 308, 221.
- Sjöberg, N., 2004. Blankålmärkning – till hjälp att förstå blankålens migration i östersjön. Examensarbete. Uppsala Universitet och Fiskeriverket.
- Sjöfartsverket, 2008. Årsrapport 2008, Sjöfartsverket, Norrköping, Sverige, s 80.
- 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. *Fish. Res.*, 78, 359–367.
- 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 ecol. evol.* 25(7), 419–427.
- Small, B. C., 2004. Effect of dietary cortisol administration on growth and reproductive success of channel catfish. *J. Fish Biol.* 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, *J. Exp. Biol.* 209, 4193–4202.
- Sonny, D., Knudsen, F. R., Enger, P. S., Kvernstuen, T., & Sand, O., 2006. Reactions of cyprinids to infrasound in a lake and at the cooling water inlet of a nuclear power plant. *J. Fish Biol.* 69, 735–748.
- 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, *Mar. Fish. Res./Haiyang Shiuchan Yanjiu* 22, 62–68.
- Svedäng, H., Hagberg J., Börjesson P., Svensson A. och Vitale F., 2004. Bottenfisk i Västerhavet – Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekområden vid den svenska västkusten. Fiskeriverket, Finfo 2004:6.
- Svärdson, G., 1976. The decline of the Baltic eel population. Report from the Institute of the Freshwater Research, Drottningholm 55: 136–143.
- Tesch, F.W., 1973. Der Aal. Hamburg och Berlin. Verlag Paul Parey.
- Tesch, F.W., 2003. The eel Thorpe J.E. (red). Blackwell Science Ltd, Oxford. 336 s.

- Tesch, F.W., Wendt, T. & Karlsson, L., 1992. Influence of geomagnetism on the activity and orientation of eel, *Anguilla anguilla*, as evident from laboratory experiment, *The Ecology of Freshwater Fish*, 1: 52–60.
- Tesch, F.W., Westerberg, H. & Karlsson, L., 1991. Tracking studies on migrating silver eels in the central Baltic. *Meeresforschung/Reports on marine Research* 33(2–3): 183–196.
- Thomsen, F., Lüdenmann, K., Kafemann, R. & Piper, W., 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Rapport från COWRIE, Storbritannien, 62 s.
- Thoresson, G., 1996. Metoder för övervakning av kustfiskbestånd. Kustlaboratoriet, Fiskeriverket. Kustrapport 1996:3.
- Tougaard, J., & Damsgaard-Henriksen, O., 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125 (6), 3766–3773.
- Unosson, O., 2009. Offshore Cable Installation – Lillgrund. Lillgrund Pilot Project. Energimyndigheten 30 s.
- Urick, R.J., 1983. *Principles of underwater sound*, 3 ed, (Peninsula Publishing, McGraw-Hill, Los Altos, California).
- Vindval. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Verksamheter-med-miljopaverkan/Energi/Vindkraft/Vindval/>
- Wahlberg, M. & Westerberg, H., 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series* 288, 295–309.
- Wahlberg, M. och Westerberg, H., 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from Wake Effects, Lillgrund Pilot Project, Vattenfall Vindkraft AB, 21858-1 September 2009.
- Webb, J.F., Montgomery, J.C. & Mogdans, J., 2008. Bioacoustics and the lateral line stimuli, In *Fish bioacoustics*, edited by Webb, J. F., Fay, R. R. and Popper, A. N. (Springer-Verlag, New York) pp. 145–182.
- Westerberg, H. & Lagenfelt, I., 2006. Åltelemetri: Förstudie i Kalmar sund 2005. Fiskeriverket, arbetsrapport Vindval. 13 s.
- Westerberg, H., Lagenfelt, I., & Svedäng, H., 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. *ICES J. Mar. Res.* 64: 6 s.
- Westerberg, H., Lagenfelt, I., Andersson, I., Wahlberg, M., & Sparrevik, E., 2006. Inverkan på fisk och fiske av SwePol Link, Fiskeriundersökningar 1999–2006. Fiskeriverket.
- Westerberg, H. & Begout-Anras, M.-L., 2000. Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. In Moore, A and Russel I (Eds) *Advances in fish telemetry. Proc. 3 Conf. Fish Telem. CEFAS*, Lowestoft. pp 149–158.
- Westerberg, H. & I., Lagenfelt, 2008. Sub-sea power cables and migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 369–375.
- Westerberg, H., 1983. Metodproblem vid telemetrastudier av fisk. Information från Sötvattenslaboratoriet. Fiskeristyrelsen. 18 s.
- Westerberg, H., 1997. Havsbaserat vindkraftsverk vid Nordersund: Effekter på blankålsfisket. PM 970404. Fiskeriverkets Kustlaboratorium.
- Westerberg, H., 2001. Inverkan på fisket, provotidsundersökningar vid Baltic Cable. Fiskeriverket.
- Westerberg, H., 1979. Counter-current orientation in the migration of the European eel. *Rapports et Procé-verbaux des Réunions – Conseil International Pour L’Exploration de la Mer* 174:134–143.

- Westin, L., 1998. The spawning migration of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.) with particular reference to stocked eel in the Baltic. *Fisheries Research* 38:257–270.
- 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 pp. (http://www.iucn.org/about/work/programmes/marine/marine_resources/?5713/Greening-blue-energy-identifying-and-managing-the-biodiversity-risks-and-opportunities-of-offshore-renewable-energy)
- Wilhelmsson, D., 2009. Aspects of offshore renewable energy and the alterations of marine habitats. PhD Thesis, University of Stockholm, 56 pp.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., & M. C., Öhman, 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 63:775–784.
- Wilhelmsson, D., Öhman, M.C., Ståhl, H. and Shlesinger, Y., 1998. Artificial reefs and dive tourism in Eilat, Israel. *Ambio*. 27:764–766.
- Winter, H.V., Aartsw, G., van Keeken, O.A., 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). IMARES – institute for Marine Resources & Ecosystem Studies. Report number Co38/10. 50 pp. (http://www.noordzeewind.nl/files/Common/Data/OWEZ_R_265_T1_20100916_Residence_time_cod_sole_OW EZ.pdf).
- Zeddis, D.G., Fay, R.R., Alderkas, P.W., & Shaub, K.S., 2010. Sound source localization by the plainfin midshipman fish, *Porichthys notatus*, *J. Acoust. Soc. Am.* 127, 3104–3113.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Smith, G.M., 2007. *Analysing ecological data*. Springer Science+ Business Media, LLC.
- ÅF-Ingemansson, 2007. Fundamentoptimering, PM 12-02425-07112700, Vindval fundamentoptimering. Ljud från fundament vid byggnation och i driftsskedet. 17 s.
- Ødegaard & Danneskiold-Samsøe A/S, 2000. Degn U: Rødsand Offshore Wind Farm. EIA Technical Background Report. Underwater Noise. Offshore Wind Turbines – VVM. Underwater noise measurements, Analysis, and Predictions. SEAS Distribution A.m.b.A., Denmark.
- Öhman, M., Sigray, P., Westerberg, H., 2007. Offshore windmills and the effects electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36: 630–633.
- Öresundsvattensamarbetet, 2008. Statusrapport för Öresunds Havsmiljö. 2002–2007. 31 s. www.oresundvand.dk.

Bilaga

Appendix 1

Artsammansättning i antal per station av de olika arterna fångade i fisket med ryssjor vid vindkraftparken (Lillgrund), samt referensområdena Bredgrund (södra referensområdet) och Sjollen (norra referensområdet) under baslinjestudien 2002–2005 samt efter att vindkraftparken tagits i drift 2008–2010.

Art	LILLGRUND					BREDGRUND					SJOLLEN				
	2002	2003	2004	2005	2008	2009	2010	2002	2003	2004	2005	2008	2009	2010	2010
FISKAR															
Bergvar	0,04	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blänkål	0	0	0,04	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0
Grässnuitra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gulåb	0,42	0,63	0,63	0,18	1,14	0,92	0,47	0,29	0,17	0	0,14	0,56	0,28	0	0,83
Kantnålsfisk obestämd	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0
Större havsnål	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mindre havsnål	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oxsimpa	0,08	0,17	0,21	0,15	0,22	0,69	0,36	0,13	0,21	0,42	0,26	0,47	1,44	2,17	0,14
Paddtorsk	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Piggvar	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rödspotta	0,38	0,13	0,13	0,15	1,14	0,92	0,28	0,42	0,33	0,16	0,31	0,67	0,14	0,25	0,22
Sandskädda	0	0,08	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0,03	0,03	0	0,08	0
Sill	0	0	0	0	0,11	0	0,03	0	0	0	0,11	0,03	0,03	0,08	0,17
Sjuygg	0,21	0,04	0	0,03	0	0,03	0	0,04	0,04	0	0	0	0	0	0
Skarpsill	0	0	0	0	0	0,0278	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03
Skrubbskädda	0,04	0	0,25	0,03	0,36	0,36	0,17	0,08	0,17	0,32	0,11	0,50	0,17	0,47	0
Skäggsimpa	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0,08	0,08
Skarsnuitra	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Slätvar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Större kantnål	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stensnuitra	0,13	0,13	0,17	0,15	1,64	0,61	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0,83
Svart smörbult	0	0,04	0,29	0,03	0,53	0,58	0	0,08	0	0,42	0,03	0,89	0,89	0,03	0
Tejslefisk	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0
Tobis (kust-havs-)	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0,03	0,03	0	0
Torsk	1,63	1,96	1,79	2,91	2,06	2,78	1,67	1,38	1,13	0,68	1,00	0,14	0,42	0,72	0,03
Tånglake	1,63	3,08	7,25	6,67	6,39	9,94	8,83	4,54	6,92	15,47	9,94	8,75	29,17	12,11	6,00
Tångsnälla	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0,06	0	0	0	0
Tångspigg	0,46	0,21	0,33	0,15	0,44	0,39	0,47	0,54	0,46	0,16	0,14	0,53	0,56	0,50	0
Äkta tunga	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08
Fisker totalt	5,00	6,54	11,13	10,45	14,11	17,42	12,31	7,58	9,50	17,63	12,00	12,89	33,31	16,44	9,61
Antal fiskindivider	120	157	267	345	508	627	443	182	228	335	420	464	1199	592	346
Antal fiskarter	10	11	10	10	12	15	9	10	9	7	9	13	14	12	13
KRAFTDJUR															
Strandkrabba	0,75	5,88	5,75	2,15	15,61	14,69	6,31	0,13	1,83	1,74	0,46	5,08	1,94	1,89	4,31
Kräddjur totalt	0,75	5,875	5,75	2,1515	15,611	14,694	6,3056	0,125	1,8333	1,7368	0,4571	5,0833	1,9444	1,8889	4,3056
Antal kräftdjursindivider	18	141	138	71	562	529	227	3	44	33	16	183	70	68	155
Antal kräftdjursarter	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Antal oströda stationer	24	24	24	33	36	36	36	24	24	19	35	36	36	36	36

*Samma art i olika livsstadier.

Appendix 2

Artsammansättningen i antal per station av de olika arterna fångade i fisket med nätlänkar vid vindkraftparken (Lillgrund), samt referensområdena Bredgrund (södra referensområdet) och Sjollen (norra referensområdet) under baslinjestudien 2002–2005 samt efter att vindkraftparken tagits i drift 2008–2009.

Art	LILLGRUND					BREDGRUND					SJOLLEN				
	2002	2003	2004	2005	2009	2002	2003	2004	2005	2009	2002	2003	2004	2005	2009
FISKAR															
Abborre	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gulä	0,04	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0
Kanthaläsk fisk obestämd	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0
Oxsimpa	0,71	1,05	0,54	1,21	0,87	0,82	1,26	0,28	0,61	0,93	0,46	0,09	0,08	0,04	0,16
Piggar	0,04	0,11	0,04	0,17	0,04	0,18	0	0,56	0,39	0,21	0,08	0	0,04	0	0
Rödspotta	0,13	0	0,46	0,71	0,17	0,18	0,09	0,06	0,50	0,07	0,69	0	0	0,13	0,21
Rötsimpa	0,50	1,11	3,00	1,63	1,30	0,91	3,09	4,50	5,11	1,21	1,46	0,41	0,33	0,17	0,39
Sandskädda	0,46	0,05	0,54	0,17	0,61	0,57	0	1,56	0,11	0,64	1,00	0	0,17	0,17	0,21
Sill	0,96	0,11	0	0	0,17	6,36	0,04	0,06	0,06	0,64	0,65	0	0	0	0
Skarpsill	0,04	0	0,04	0,13	0	0	0	0	0	0	0,15	0	0	0	0
Skrubbskädda	2,33	2,32	3,13	4,96	6,96	0,64	1,70	2,94	4,22	1,43	4,23	0,82	1,13	1,71	0,84
Skäggsimpa	0	0,11	0,21	0,04	0,13	0	0,04	0	0,11	0	0	0,14	0,08	0	0,79
Skärnultra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,37
Slätvar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0
Stensultra	0,13	0,11	0	0,21	0,04	0	0	0	0	0	1,31	1,18	0,17	9,17	0,26
Svart smörbult	0,83	0,37	0	0,50	0,26	0,27	0	0,06	0	0,07	0,69	0,32	0	0,38	0,05
Tobis (kust/havs-)	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0
Torsk	10,92	4,84	7,38	9,17	2,52	8,55	2,04	7,72	7,28	0,14	11,31	4,36	12,33	7,67	4,63
Tånglake	0,04	0,11	0,25	0,21	0,13	0	0,04	0	0,06	0,07	0	0	0	0	0,16
Vitling	0,25	0	0	0	0,04	0	0,22	0,11	0,06	0	0,15	0	0	0	0
Äkta tunga	0,17	0	0	0	0,96	0,27	0	0	0,06	0,36	0,38	0	0	0,04	0
Öring	0	0	0,04	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fisker totalt	17,54	10,26	15,63	19,08	14,30	18,27	8,57	17,89	18,61	5,86	21,92	7,32	14,33	19,42	11,05
Antal fiskindivider	421	195	375	458	329	201	197	322	335	82	285	161	344	466	210
Antal fiskarter	15	11	11	12	15	10	10	11	13	12	12	7	8	8	11
KRÄFTDJUR															
Strandkrabba	67,29	158,74	71,75	146,21	295,35	310,57	31,82	48,65	45,78	48,33	81,15	123,77	107,96	135,50	204,00
Kräfdjur totalt	67,29	158,74	71,75	146,21	295,35	310,57	31,82	48,65	45,78	48,33	81,15	123,77	107,96	135,50	204,00
Antal kräftdjursindivider	1615	3016	1722	3509	6793	7143	350	1119	824	870	1055	2723	2591	3252	4692
Antal kräftdjursarter	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Antal oströrda stationer	24	19	24	24	23	23	11	23	18	14	13	22	24	24	19

Fiskundersökningar vid Lillgrund vindkraftpark

Slutredovisning av kontrollprogram för fisk och fiske 2002–2010

Lillgrunds vindkraftpark togs i drift under år 2008, och är den idag största fullföljda satsningen på havsbaserad vindkraft i Sverige.

Rapporten behandlar vindkraftparkens bidrag till ljudbilden i Öresund, effekter på botten nära och i fria vattnet levande fiskarter, samt effekter på den lekvandrande blankålen. Den innehåller även en litteraturomgång i övergripande diskussion.

Kontrollprogrammet vid Lillgrund har medfört en värdefull ökning av kunskapen om hur havsbaserad vindkraft kan påverka fisk. Programmet har även satt fokus på behovet av studier över längre tidsperioder och kumulativ påverkan på exempelvis långvandrande fisk som blankål.

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att rapporten kan fungera som ett viktigt underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt i planerings- och tillståndprocesser för vindkraft.

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:18

ISBN 978-91-87025-42-6

Havs- och vattenmyndigheten
Postadress: Box 11 930, 404 39 Göteborg
Besök: Gullbergs Strandgata 15, 411 04 Göteborg
Tel: 010-698 60 00
www.havochvatten.se

**Havs
och Vatten
myndigheten**

