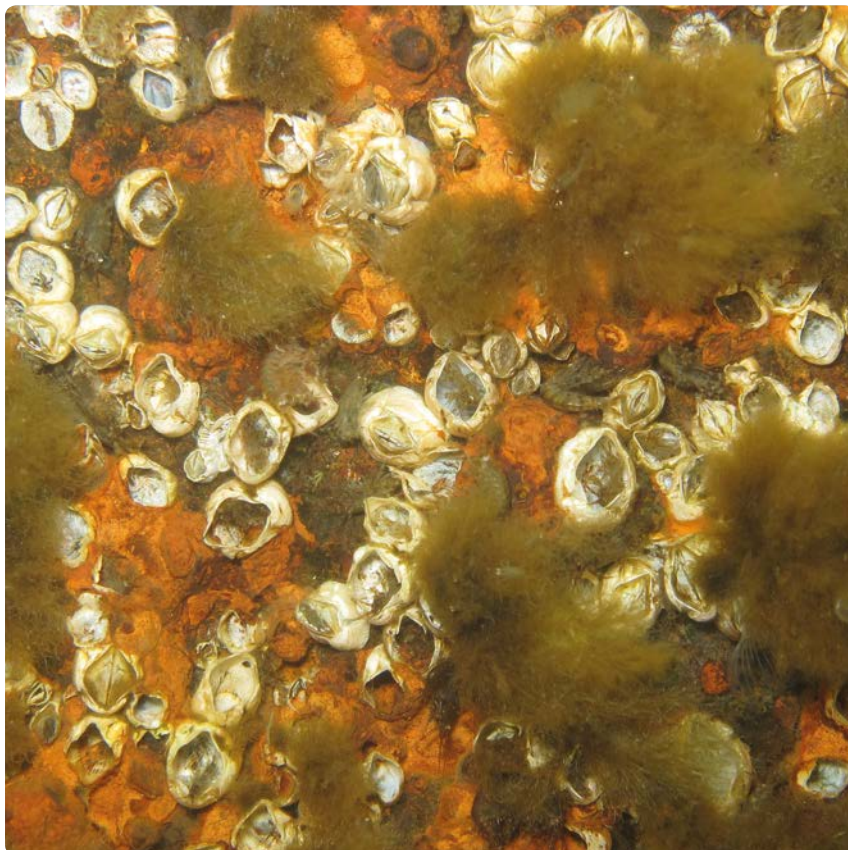


Kontrollprogram för vindkraft i vatten

Sammanställning och granskning, samt
förslag till rekommendationer för
utformning av kontrollprogram

CAROLINA ENHUS, HANNA BERGSTRÖM, ROGER MÜLLER,
MARTIN OGONOWSKI OCH MARTIN ISÆUS

RAPPORT 6741 • JANUARI 2017



Kontrollprogram för vindkraft i vatten

Sammanställning och granskning,
samt förslag till rekommendationer för
utformning av kontrollprogram

Carolina Enhus
Hanna Bergström, Roger Müller, Martin Ogonowski
och Martin Isæus

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

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

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6741-0

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2017

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2017

Omslagsfoto: Nicklas Wijkmark



Förord

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och förmedla vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö.

Programmets två första etapper 2005–2014 resulterade i ett 30-tal forskningsrapporter samt fyra så kallade syntesarbeten. I syntesrapporterna sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter nationellt samt internationellt inom fyra områden: människors intressen, fåglar och fladdermöss, marint liv och däggdjur på land. Resultaten har bidragit till underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt planerings- och tillståndprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar.

I Vindvals tredje etapp, som inleddes 2014 och pågår till 2018, ingår även att förmedla erfarenheter och ny kunskap från parker som är i drift. Resultat från programmet ska också komma till användning i tillsyn och kontrollprogram samt myndigheters vägledning.

Liksom tidigare ställer Vindval höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapporter och publicering av projektens resultat. Den här rapporten har skrivits av Carolina Enhus, M.Sc. akvatisk ekologi, Hanna Bergström, B.Sc. biologi, Roger Müller, fil.dr limnologi, Martin Ogonowski, fil. dr akvatisk ekologi, samt Martin Isæus, fil. dr marin ekologi. Samtliga arbetade vid rapporttillfället på AquaBiota Water Research.

Författarna svarar för eventuella slutsatser och rekommendationer.

Innehåll

FÖRORD	3
1 SAMMANFATTNING	7
2 SUMMARY	9
3 INLEDNING	11
3.1 Avgränsningar	11
3.2 Rapportstruktur	12
4 VINDKRAFT I VATTEN	13
4.1 Havsbaserad vindkraft i Sverige och Europa	13
4.1.1 Vindkraft i sjöar	14
4.1.2 Framtidsutsikter	14
4.2 Etablering av vindkraft i vatten	15
4.2.1 Tillståndsprocessen	15
4.2.2 Kontrollprogram	18
4.3 Vindkraft och miljöpåverkan	20
4.3.1 Bottensamhälle	21
4.3.2 Fisk	22
4.3.3 Marina däggdjur	23
4.3.4 Fågel	23
5 BEFINTLIGA KONTROLLPROGRAM	25
5.1 Sammanställning av kontrollprogram	25
5.1.1 Sverige	26
5.1.2 Europa	29
5.2 Sammanfattning av granskade vindkraftsparker och undersökningar	38
6 IDENTIFIERADE MILJÖEFFEKTER	42
6.1 Sammanfattning av miljöeffekter	42
6.1.1 Påverkansfaktorer och effekter	42
6.1.2 Typ av effekt och osäkerheter	45
6.1.3 Tidsmässig skala	48
6.2 Bottensamhälle	50
6.2.1 Förlust/tillkomst av habitat	50
6.2.2 Trålningsförbud	56
6.2.3 Sedimentspridning	56
6.2.4 Elektromagnetiska fält	57
6.3 Fisk	57
6.3.1 Fisksamhälle	58
6.3.2 Pelagisk fisk	61
6.3.3 Fisk kopplad till trålning och trålningsskydd	62
6.3.4 Vandrande fisk	63
6.3.5 Elkänslig fisk	64

6.4	Marina däggdjur	64
6.4.1	Tumlare	65
6.4.2	Säl	70
6.4.3	Riskreducerande åtgärder – undervattensljud	74
6.5	Fågel	74
6.5.1	Fysiskt hinder	75
6.5.2	Undervattensljud	82
6.5.3	Trofiska interaktioner	82
7	FÖRSLAG TILL REKOMMENDATIONER FÖR UTFORMNING AV KONTROLLPROGRAM	83
7.1	Riskreducerande åtgärder i anläggnings- och driftsfasen	83
7.2	Förväntad påverkan	85
7.2.1	Mål och frågeställning	85
7.2.2	Struktur för övervakning av ekosystemkomponenter	85
7.3	Provtagningsdesign	87
7.4	Statistisk styrka	88
7.5	Rumslig och tidsmässig skala	90
7.5.1	Bottensamhälle	91
7.5.2	Fisk och skaldjur	91
7.5.3	Marina däggdjur	91
7.5.4	Fågel	92
7.6	Osäkerheter och kunskapsluckor	93
7.7	Sammanfattande förslag till rekommendationer	94
8	DISKUSSION OCH SLUTSATSER	96
	ORDLISTA	99
	KÄLLFÖRTECKNING	100

1 Sammanfattning

Denna rapport har tagits fram med finansiering av kunskapsprogrammet Vindval. Rapporten syftar till att svara på projektmålen gällande granskning och utvärdering av befintliga kontrollprogram, lista de miljöeffekter som upptäckts, samt att ge förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram.

Den havsbaserade vindkraften har utvecklats både tekniskt och geografiskt de senaste 25 åren. Inklusiv de parker som var under byggnation fanns det år 2015 totalt 84 havsbaserade vindparker i Europa, fördelat på elva länder. Idag placeras majoriteten av vindkraft i saltvattensområden som Nordsjön, Östersjön och andra havsområden i norra Europa. Etablering av vindkraft till havs medför ett ingrepp och en påverkan på den marina miljön och de organismer som lever där. Kunskapen om hur etablering och drift av havsbaserad vindkraft påverkar det marina livet varierar beroende på organismgrupp, påverkantyp, område och skala. Olika typer av påverkan uppkommer under de olika faserna av ett vindkraftsverks livstid. Vilken typ av påverkan som sker är beroende av vilket typ av fundament verket etableras med, vilka miljöförhållanden som råder, samt vilka berörda arter som finns i det specifika området. För att dokumentera och synliggöra de potentiella effekter som verksamheten kan ha på den marina miljön upprättas kontrollprogram för uppföljning av arter och miljöeffekter.

Kontrollprogrammen i denna sammanställning kommer från vindkraftsparker med en rad likheter och olikheter, i bland annat havsområde, storlek, fundamenttyp och tid sedan driftstart. De absolut mest omfattande kontrollprogrammen i Sverige utgörs av de kontrollprogram som upprättades för Lillgrund, där alla djurgrupper utom marina däggdjur undersöktes. För de europeiska länder som granskades varierar antalet insamlade (befintliga) dokument mellan de olika vindkraftsparkerna. För de båda relativt stora parkerna Egmond aan Zee och Prinses Amalia i Nederländerna har omfattande undersökningar utförts för samtliga organismgrupper, medan dokumenten för danska och brittiska parker varierar i omfattning.

Den mest undersökta påverkansfaktorn i granskade kontrollprogram för bottensamhälle och fisk är *förlust/ tillkomst av habitat*, för marina däggdjur *undervattensljud* och för fågel *fysiskt hinder*. En jämförelse mellan Vindvals syntesrapport (Bergström m.fl. 2012) och resultaten från sammanställda kontrollprogram visar att omfattningen av de påverkansfaktorer som redovisades i syntesrapporten i stort sett gäller även för de granskade kontrollprogrammen. Graden av påverkan har dock justerats något åt det mindre hållet för några påverkansfaktorer utifrån resultaten i befintliga kontrollprogram.

Kontrollprogrammen visar att hårbottenlevande arter etablerar sig på fundamenten, men efter olika lång tid. Vilka arter som dominerar beror på en rad faktorer, såsom djup, salthalt, exponeringsgrad och strömmar, och skillnader förekommer mellan parker i olika områden. Generellt verkar inverkan

på mjukbottenlevande djur på större skala vara liten, trots etableringen av nya hårda substrat. Dock ses lokala förändringar kring fundamenten, kopplade till etableringen av arter nya för området, strömförhållanden m.m. Gällande fisk är det inte helt tydligt om tillkomsten av habitat (reveffekten) ökar biomassan i området eller om det snarare handlar om en omfördelning av befintlig biomassa. Resultaten från insamlade kontrollprogram visar att flertalet fiskarter vid flera vindparker har tydliga rumsliga och säsong- och/eller dygnsberoende variationer i utbredningsmönster. I många områden är eventuella effekter på fisksamhället svåra att skilja från den naturliga variationen i området. I några fall påvisades möjliga effekter av trålningsskydd, men för andra parker sågs ingen effekt jämfört med referensområdena. Kontrollprogrammen för marina däggdjur tyder på att effekterna generellt är park- eller områdesspecifika. Majoriteten av undersökningarna visar att djuren undviker området i anläggningsfasen, men sedan återkommer när parken är i drift. Detta kan dock ta olika lång tid, och i några fall återhämtar populationen i området sig inte alls. I ett fall var tumlaraktiviteten högre inne i parkområdet, vilket är i motsats till tidigare resultat för andra parker. Effekten på fågel av parkens fysiska närvaro verkar vara väldigt artspecifik. Fåglarna undviker generellt parken i anläggningsfasen, men under driftsfasen undviker vissa arter parken och vissa attraheras av den. I några fall verkar fåglarna ha ändrat sin rumsliga utbredning i förhållande till parken. Flyttande fåglar väjer generellt för området, vilket bidrar till en ökad flygsträcka men också en minskad kollisionsrisk. Hur nära fåglarna flyger parken verkar variera mellan dag och natt för vissa arter, samt är beroende av vilka väderförhållanden som råder (dimma till exempel). Kollisionsrisken anses liten för majoriteten av arter, och de få fåglar som förolyckas påverkar sannolikt inte populationen i de specifika områdena.

Vindkraftparker i olika områden skiljer sig med avseende på fysiska och geografiska förutsättningar, och den påverkan som behöver följas upp beror av vilka arter eller organismgrupper som finns i det specifika området. Därför varierar behovet av kontrollprogrammets omfattning för olika vindkraftparker och områden. Det är viktigt att redan i ett tidigt skede undersöka och skaffa information kring vilka ekosystemkomponenter (arter, artkomplex eller biotoper) som förekommer i området där vindkraften planeras, vilka aktiviteter som troligen kommer att utföras, samt vilken påverkan som aktiviteterna kan tänkas leda till för respektive ekosystemkomponent, det vill säga att ha en tydlig frågeställning. Valet av provtagningsdesign bör baseras på den naturliga variationen hos berörd ekosystemkomponent, typ av förväntad påverkan, samt krav på statistisk styrka. Det är av stor vikt att anpassa kontrollprogrammets rumsliga och tidsmässiga skala efter vilka arter/organismgrupper som möjligen kan påverkas, samt av vilken påverkan. Det är även viktigt att redogöra för och följa upp de kunskapsluckor och osäkerheter som förekommer.

Resultatet av denna rapport bidrar med ny information kring miljöeffekter av vindkraft i vatten, samt belyser de utmaningar som finns kopplade till uppföljning av vindkraftens effekter på akvatiskt liv. De förslag till rekommendationer som ges i rapporten syftar till att underlätta tillämpningen av tillsyn och kontrollprogram och utgöra ett underlag för väl avvägda och transparenta beslut vid etablering av vindkraft i vatten.

2 Summary

This report has been financed by the scientific program Vindval. The report aims to answer the project objectives regarding review and evaluation of existing monitoring programs, list the environmental impacts identified, and to make recommendations for design of future monitoring programs.

Offshore wind power has developed rapidly the last 25 years. 84 offshore wind farms in eleven countries were under construction or operational year 2015. The majority of wind farms are today placed in Northern Europe, mainly the North Sea, but also in the Baltic Sea. Knowledge of how the establishment and operation of offshore wind affects marine life varies depending on the specific organisms, type of impact factor and the spatial and temporal scale. Different types of impacts occur during the different phases of a wind turbine's lifetime. Which kind of impact that may occur depends on the type of foundation established, environmental conditions, as well as the species found in that specific area. In order to document and highlight the potential impact of wind power on the marine environment monitoring programs are established.

Monitoring programs in this compilation comes from wind farms with a number of similarities and differences, including geographic area, size, type of foundation and time since establishment. The most extensive monitoring programs in Sweden consists of the monitoring programs that was established at Lillgrund, where all animal groups except marine mammals were examined. The number of collected (existing) documents for the European countries vary, with the monitoring programs for Egmond aan Zee and Prinses Amalia of the Netherlands being the most extensive.

The most studied impact factor in the audited monitoring programs for program for benthic communities and fish are habitat loss, for marine mammals' underwater noise and for birds' physical barriers. A comparison between Vindval synthesis report (Bergström et al 2012) and the results compiled in the present study shows that the extent of the impact factors presented in the synthesis report basically also applies to the reviewed monitoring programs. However, the impacts has been adjusted slightly based on the results of existing monitoring programs.

The monitoring programs show that hard bottom species establish on the foundations. The dominating species depend on environmental factors such as depth, salinity, wave exposure and currents. The impact on infauna is generally low, but local differences and changes can be seen around the foundations. Regarding fish, it is not entirely clear if the so called reef effect is a result of increased biomass or rather redistribution of existing biomass in the area. The results collected from the monitoring programs shows that most species of fish at several wind farms have distinct spatial, seasonal and diurnal variations in distribution patterns. In many areas, the potential effects on the fish community is difficult to distinguish from the natural variation in the area. Marine mammals monitoring programs suggests that the effects are generally

park or area specific. The majority of the studies show that the animals avoid the area during the construction phase, but then return when the park is in operation. However, the magnitude and temporal scale of recovery differs between areas and species. In one case, porpoise activity was higher inside the park area, which is in contrast to previous results for other parks. Impacts on birds seems species and area specific. Birds generally avoid the park in the construction phase, and the response in the operational phase differs between species. In some cases, the birds seem to have changed their spatial distribution in relation to the park. Migratory birds generally avoid the area, which contributes to an increased flight distance but also a reduced risk of collision. Collision risk is considered small for the majority of species, and the few birds that die are not likely to affect the population in specific areas.

Wind farms in different regions show differences in regard to physical and geographical conditions, and the impact that needs to be monitored depends on which species or organism groups that are found within that specific area. It is important to examine and obtain information about the ecosystem components (species, habitats) that are present in the area where wind power is planned, which activities are likely to be carried out and the impact that activities may lead to for the respective ecosystem component, ie, to have a clear hypothesis. The choice of sampling design should be based on the natural variation of affected ecosystems components, the type of expected impact, and requirements for statistical power. It is essential to adapt the monitoring program to the spatial and temporal scale for which species and species groups could possibly be affected, depending on type of impact. It is also important to account for and monitor uncertainties and aspects where there is a lack of knowledge.

The result of this report contributes with new information on the environmental impacts of wind power in aquatic environments, as well as highlighting the challenges related to environmental monitoring of wind farms. The recommendations given aims to facilitate the implementation of monitoring programs and provide a basis for balanced and transparent decision within the establishment of wind farms in marine and lake environments.

3 Inledning

Världens första havsbaserade vindkraftpark, kallad Vindeby, uppfördes i Danmark år 1991. Havsbaserad vindkraft har sedan dess blivit en väl etablerad energikälla i flera länder, särskilt i Europa. Sverige har på grund av sin långa och relativt grunda kust, tillsammans med goda vindförhållanden, stor potential för havsbaserad vindkraft. Vindkraftsetableringar till havs är idag betydligt dyrare än på land, vilket är en av anledningarna till Sveriges relativt få havsbaserade parker. Förändrade ekonomiska förutsättningar skulle dock kunna bidra till en utökning av den havsbaserade vindkraften i Sverige. Etablering av vindkraft till havs medför ett ingrepp och en påverkan på den marina miljön och de organismer som lever där. Kunskapen om hur etablering och drift av havsbaserad vindkraft påverkar det marina livet varierar beroende på organismgrupp, påverkantyp, område och skala. Storskaliga och kumulativa miljöeffekter av havsbaserad vindkraft är fortfarande relativt okända.

Denna rapport har tagits fram genom finansiering av kunskapsprogrammet Vindval. Rapporten syftar till att svara på projektmålen gällande granskning och utvärdering av befintliga kontrollprogram, lista de miljöeffekter som upptäckts, samt att ge förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram.

Rapporten är uppdelad i enlighet med projektets huvudsyften:

- Granskning och utvärdering av befintliga kontrollprogram
 - Sammanställning av beslutande kontrollprogram för vindkraft i vatten i Europa, samt granskning och utvärdering av dessa.
 - Sammanställning av observerade miljöeffekter uppdelat på bottenmiljö, fisk, marina däggdjur och fågel.
- Förslag till rekommendationer för framtida kontrollprogram
 - Förslag till rekommendationer för hur kontrollprogram bör utformas för att kunna detektera miljöeffekter baserat på ovan sammanställd information.

Rapporten ska bidra med information för att underlätta tillämpningen av tillsyn och kontrollprogram och utgöra ett underlag för väl avvägda och transparenta beslut vid etablering av vindkraft i vatten.

3.1 Avgränsningar

Detta projekt fokuserar på miljöeffekter och kontrollprogram för organismgrupperna bottenmiljö, fisk, marina däggdjur och fågel. Projektet fokuserar på Sverige och Europa, eftersom norra Europa står för mer än 91 % av världens havsbaserade kapacitet¹.

¹ <http://www.gwec.net/global-figures/global-offshore/>

I uppdragsspecifikationen ingick att granska och utvärdera beslutande kontrollprogram i Sverige som sammanställts av Jönköpings länsstyrelse (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2015). Vid genomgång av detta material visade det sig att inga kontrollprogram för havsbaserad vindkraft samlats in inom projektet. Vid kontakt med författarna klargjordes det att länsstyrelserna var ålagda att rapportera befintliga kontrollprogram till projektet, men att inga havsbaserade kontrollprogram inkommit. Eftersom Jönköpings läns sammanställning inte innehåller några marina kontrollprogram utesluts denna fråga från vår granskning.

Ett annat Vindval-projekt sammanställer effekter på fågel och fladdermöss från land- och havsbaserad vindkraft, (Rydell m.fl. 2016, in prep.). Det finns således visst överlapp mellan fågelprojektet och denna rapport.

3.2 Rapportstruktur

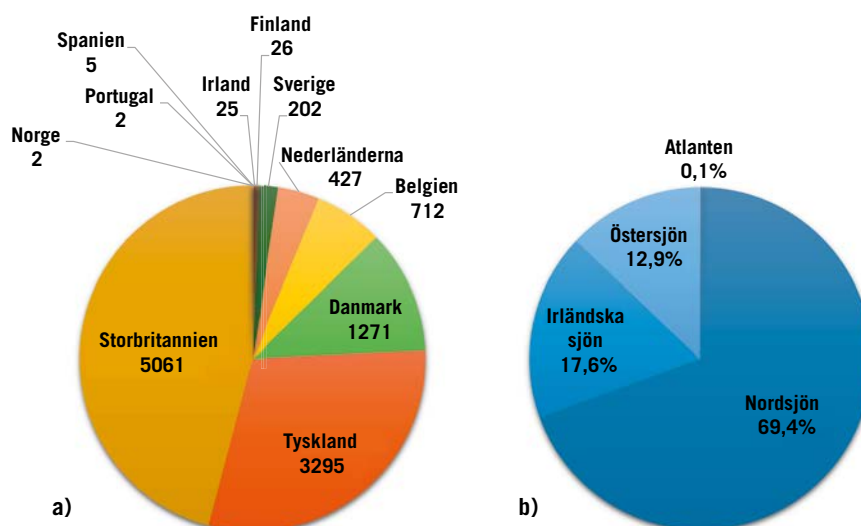
Rapporten är uppdelad i fyra huvuddelar. I den första delen ges en bakgrund till vindkraft i vatten i Sverige och Europa. Den andra delen beskriver tillvägagångssätt och resultat för insamling och granskning av befintliga kontrollprogram. I den tredje delen redogörs för de miljöeffekter som identifierats i granskade kontrollprogram. Den sista delen utgörs av förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram för vindkraft i vatten, med utgångspunkt i de två tidigare kapitlen.

I denna rapport används delvis begreppet *biotisk ekosystemkomponent* i enlighet med Hogfors 2015. Begreppet används allmänt inom arbete med bl.a. marin grön infrastruktur, naturvärdesbedömning och havsplanering. En ekosystemkomponent kan vara alltifrån en art (till exempel alfågel), ett artkomplex (till exempel vandrande fisk) eller en biotop (till exempel blåmusselbiotop).

4 Vindkraft i vatten

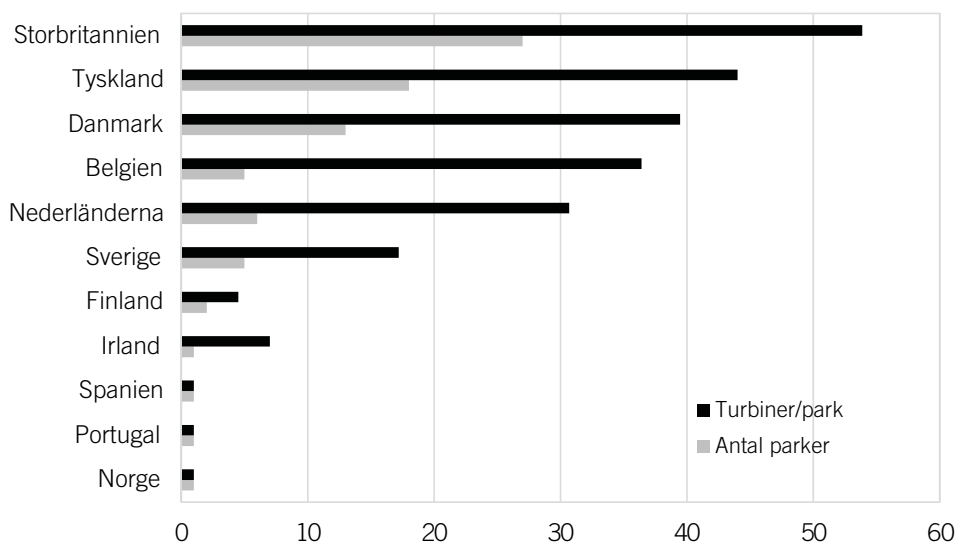
4.1 Havsbaserad vindkraft i Sverige och Europa

Den havsbaserade vindkraften har utvecklats både tekniskt och geografiskt de senaste 25 åren. Sett ur ett europeiskt perspektiv utgjorde havsbaserade installationer 24 % av total installerad kapacitet 2015, vilket pekar på den ökande betydelsen av havsbaserad vindkraft (Figur 1a, EWEA 2015). Den totala kapaciteten för Europa uppnådde 11 GW i början av 2016 (EWEA 2016). I dagsläget är majoriteten av installerad kapacitet belägen i Nordsjön, följt av Irländska sjön och Östersjön (Figur 1b). Storbritannien och Tyskland anses vara de två ledande nationerna, baserat på ländernas stora andel installerade och planerade projekt, samt regeringarnas positiva framtidssyn gällande havsbaserad vindkraft.



Figur 1. Installerad total kapacitet (MW) havsbaserad vindkraft per land (a) och andel (%) per havsområde (b) (EWEA 2016).

Inklusive de parker som var under byggnation fanns det år 2015 totalt 84 havsbaserade vindparker i Europa, fördelat på 11 länder (Figur 2, EWEA 2016). Totalt 3230 turbiner var installerade, varav 80 % utgjordes av pålade fundament och 9,1 % av gravitationsfundament. Majoriteten av parker och turbiner återfinns i Storbritannien och Tyskland, tätt följt av Danmark. Sverige kom då på sjätte plats med sina fem havsbaserade parker, som i dagsläget har minskat till fyra parker på grund av nedmontering av en park. Den totala kapaciteten för all vindkraft i Sverige uppgår till 5 425 MW, varav 212 MW är från vindkraft i vatten (med en produktion på ca 688 GWh, år 2013), vilket motsvarar ca 8 % av landets totala elkonsumtion. Flera projekt planeras i Sverige, men de åtta parker som fått tillstånd har inte byggts, främst på grund av att aktörerna anser att det är svårt att täcka produktionskostnaderna.



Figur 2. Antal parker och turbiner per park i Europa 2016 (EWEA 2016).

4.1.1 Vindkraft i sjöar

Idag placeras majoriteten av vindkraft i vatten i saltvattensområden som Nord-sjön, Östersjön och andra havsområden i norra Europa. Fördelarna med att installera vindkraftparker i sötvattensområden och sjöar kan bland annat vara en minskad korrosionseffekt av saltvatten, vilket kan förlänga livslängden för vindkraftverkets komponenter och således minska kostnaden för underhåll². Vidare underlättas konstruktions- och designarbetet då varken tidvatteneffekter eller större vågor förekommer i dessa akvatiska miljöer (gäller även för Sveriges havsområden). Utveckling av vindkraft i sötvattensområden medför troligen även lägre kostnader i anläggningsfasen jämfört med havsbaserade projekt, på grund av de ofta komplexa krav som ställts på havsbaserade fundament, samt den mer exponerade miljön i havet (havsnivåer, vågor m.m.).

Vindpark Vänern i Gässlingegrund, är ett exempel på sjöbaserad vindkraft. Parken installerades 2009 och är lokaliserad i Sveriges största sjö Vänern. Vindkraftverken är etablerade på 3 till 13 meters djup. Ytterligare 20 vindkraftverk har fått tillstånd att byggas i norra Vänern, vid Stenkalles grund, några kilometer sydväst om den befintliga vindparken.

Generellt är det svårt att hitta information kring vindkraft i sjöar, eftersom det är så pass ovanligt förekommande. Dock kan antas att vindkraft i sjöar medför liknande påverkan på det akvatiska livet som vindkraft till havs. Beroende på sjöns storlek och vattenutbyte m.m. borde dock vissa skillnader förekomma med avseende på den rumsliga spridningen av påverkansfaktorer så som undervattensljud och sedimentspridning..

4.1.2 Framtidsutsikter

År 2030 förväntas den totala kapaciteten för havsbaserad vindkraft vara 150 GW, motsvarande 14 % av EUs sammanlagda elkonsumention (EWEA

² <http://www.trilliumpower.com/environment/the-great-lakes/>

2013). Nya ramar för stödjande lagstiftning och nya offshore-innovationer måste utvecklas för djupare vatten för att fånga den stora potential som finns för vindkraft i Atlanten, Medelhavet och djupa vatten i Nordsjön. De kommersiella undervattenskonstruktioner som finns idag är ekonomiskt begränsade till djup på max 50 meter (tillämpningar för djupa vatten tar vid för djup större än 50 m). Den europeiska havsbaserade vindkraftsindustrin är i sin linda och har stor potential för kostnadsreduktioner och teknisk innovation. Det sker en ökad utveckling av djuphavskonstruktioner för djup över 50 m för att öppna upp marknadspotentialen (EWEA 2013). Förutom trenden mot djupare vatten utvecklas också större turbiner.

EWEA (2013) förutspår att 40 GW kapacitet från offshore vindkraft kan vara operativ i Europeiska vatten år 2020, med en produktion upp mot 148 TWh (under rätt förutsättningar), vilket är tillräckligt för att försörja 39 miljoner hushåll. Fram till 2020 kommer den största utvecklingen kvarstå i Nordsjön och Östersjön. Vidare förutspås att 150 GW vindkapacitet kan vara installerad offshore till 2030, vilket kan förse 145 miljoner hushåll med el. Havsbaserad vindkraft kommer stå för 60 % av de nya årliga installationerna och gå om den landbaserade marknaden. EWEA har identifierat projekt på 141 GW i Europeiska vatten (online/under byggnation/ planerade), varav 16 % (22 GW) kommer finnas i Atlanten och 11 % (16 GW) i Medelhavet.

Vid 2050 kan havsbaserad vindkraft uppnå en kapacitet på 460 GW, producera 1813 TWh och bidra till en energiförsörjning i Europa där 50 % utgörs av vindkraft, förutsatta att det sker en utveckling av djupvattenskonstruktioner. I Portugal, Frankrike och Spanien ses idag en utveckling av djupvattenskoncept och planer finns även på Malta och i Italien för flytande turbiner.

4.2 Etablering av vindkraft i vatten

Valet av lokalisering är en central del vid etablering av vindkraftsanläggningar där den enskilt viktigaste faktorn är tillgången på vindenergi. Därefter är närheten till elnätet samt elnätets kapacitet av stor betydelse. Det är viktigt att minska risken för skador på arter och värdefulla områden och att begränsa intressekonflikter. Anläggningsområdet bör därmed väljas i samråd med berörda organisationer, myndigheter och övriga som kan komma att bli berörda. Hänsyn ska alltid tas till lokala natur-, landskaps- och kulturvärden, och särskilda regler och hänsyn gäller för värden och områden som bevaras med stöd av lagstiftning.

4.2.1 Tillståndsprocessen

Vid byggnation av vindkraft i vatten i Sverige berörs flera lagar och det krävs tillstånd för miljöfarlig verksamhet och vattenverksamhet enligt kapitel 9 respektive 11 i miljöbalken (MB). Tillstånd om miljöfarlig verksamhet söks normalt hos länsstyrelsen, prövningen kan dock inkluderas direkt i prövningen vid mark- och miljödomstolen (MMD) då en verksamhetsutövare söker tillstånd för vattenverksamhet enligt 11 kap. 9 b§ MB. Även kommunens

tillstyrkan krävs vid byggnation i vattenområden inom Sveriges territorialgräns, vilket innebär att prövningsmyndigheten endast får ge tillstånd till anläggning av vindkraft om kommunen där anläggningen avser uppföras har tillstyrkt det. Dock kan regeringen ge verksamheten tillåtelse (med stöd av 17 kap. 6§ MB) om det är särskilt viktigt att verksamheten upprättas. Enligt lagen (1966:374) om Sveriges sjöterritorium sträcker sig territoriet 12 nautiska mil (ca 22,2 km) från kusten. Havsområdet utanför territorialgränsen utgörs av Sveriges ekonomiska zon och föreskrivs av regeringen. Användning och uppförande av anläggningar och andra inrättningar med kommersiellt syfte, exempelvis etablering av vindkraft, i Sveriges ekonomiska zon kräver tillstånd av regeringen enligt 5§ lagen (1992:1140) om Sveriges ekonomiska zon. Oftast provas tillståndet av MMD och ansökan ska innehålla en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) som tas fram enligt reglerna i 6 kap. MB. Vidare krävs tillstånd enligt kontinentalsockellagen för undersökning av havsbotten och nedläggning av kablar vid etablering i allmänt vatten och i den ekonomiska zonen. Tillstånd krävs för att borra eller på annat sätt undersöka kontinentalsockeln och ansökan lämnas till näringsdepartementet. Om undersökningen medför borrhning eller sprängning ska en MKB tas fram enligt förfarandet i 6 kap. MB. Det sker också en prövning enligt ellagen. För mer information om de lagar, förordningar och föreskrifter som kan vara aktuella under tillståndsprocessen, se www.vindlov.se.

En dialog eller samråd med berörda myndigheter och lokala intressen om lämpliga områden inleder själva ärendegången vid etablering av vindkraft i vatten. Därefter görs undersökningar av botten på de platser som är aktuella för kabeldragning och fundament, varpå prövning kan ske enligt olika lagrum. Särskilda regler gäller då skyddad natur berörs och man bör redan i planeringsfasen utreda om den aktuella platsen omfattas av reglerna om områdesskydd i 7 kap. MB. Förekomsten av områdesskydd och artskydd måste tas med i planeringen vid ansökan om tillstånd eller anmälan enligt MB och i ansöknings- eller anmälningshandlingar måste det redovisas om skyddade områden eller arter berörs. Frågor om Natura 2000-områden och strandskydd provas samtidigt vid tillståndsprövningen.

TILLSTÅND FÖR VATTENVERKSAMHET

Enligt 11 kap. MB är vindkraftverk i vattenområden vattenverksamhet och omfattas således av särskilda krav på miljöprövning och tillstånd. Tillstånd till vattenverksamhet söks hos MMD enligt 11 kap. 9 b § MB. Den som söker tillstånd måste ha rådighet över det aktuella vattenområdet, det vill säga ha rätten att förfoga över vattnet inom det område där man planerar bedriva verksamheten. Det är den sökandes ansvar att skaffa sig rådighet och Kammarkollegiet företräder staten och lämnar rådighetstillstånd på allmänt vatten (Sjöfartsverket har rådighet över allmänna farleder och allmänna havsområden). Eftersom vindkraftsverksamhet innebär åtgärder på havsbotten krävs tillstånd av regeringen. Även dragning av ledningar/kablar och vägar över vattendrag kan komma att kräva tillstånd eller anmälan enligt miljöbalken (bl.a. 11 kap. 9§).

SAMRÅD

En miljökonsekvensbeskrivning (MKB) ska ingå i tillståndsansökan och processen inleds med att verksamhetsutövaren vänder sig till länsstyrelsen för samråd samt till tillsynsmyndigheten (om det inte är länsstyrelsen). Ett samrådsunderlag lämnas av den sökande till länsstyrelsen och till ansvarig kommunal nämnd när kommunen är tillsynsmyndighet. I de fall som verksamheten medför betydande miljöpåverkan ska sökande samråda med en större krets, såsom övriga statliga myndigheter, den allmänhet och de kommuner och organisationer (exempelvis Naturvårdsverket) som kan tänkas bli berörda. Länsstyrelsen anger omfattning och inriktning av MKB:n i samband med samrådet (i 6 kap. MB framgår hur samråd ska genomföras).

ANSÖKAN OM TILLSTÅND

En skriftlig ansökan om tillstånd till vattenverksamhet lämnas in till mark- och miljödomstolen (i 22 kap. 1§ MB anges vad som ska ingå i ansökan) varvid MMD beslutar om prövningsavgift och begär in eventuella kompletteringar. Om MMD gör bedömningen att samtliga ansökningshandlingar är kompletta tar domstolen upp ansökan till prövning. Då en MKB upprättats kungörs den tillsammans med tillståndsansökan, varpå exemplar av ansökan och kungörelse skickas till berörda myndigheter. En MKB godkänns av MMD som skriver tillståndsdomen som därefter kungörs.

MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNING (MKB)

Enligt 6 kap. MB syftar MKB:n till att beskriva och identifiera både direkt och indirekt påverkan som den planerade verksamheten eller en åtgärd kan komma att medföra på såväl djur, växter, människor, luft, mark, vatten, landskap, klimat och kulturmiljö som på hushållning med vatten, mark och den fysiska miljön i övrigt, samt på annan hushållning med energi, råvaror och material. Syftet är också att möjliggöra en samlad bedömning av effekterna på miljö och människors hälsa. Miljökonsekvensbeskrivningen bekostas och upprättas av verksamhetsutövaren. Även dragning av strömkablar och vägar till anläggningen kan komma att omfattas av krav på MKB. Både ansökan om tillstånd och MKB ska vara tillgänglig för allmänheten som kan uttala sig om dokumenten innan ärendet/målet prövas.

I en MKB ska diskussioner om alternativ vara beskrivna och motiven för valda alternativ ska vara lättbegripliga (i 6 kap. 7§ MB regleras vad som ska ingå i en MKB för verksamheter och åtgärder). Det finns en rad obligatoriska punkter som alltid ska ingå i en MKB då den aktuella verksamheten kan innebära betydande miljöpåverkan:

- Beskrivning av verksamheten, uppgifter om omfattning, lokalisering och utformning.
- Beskrivning av planerade åtgärder för att undvika, avhjälpa eller minska skadliga effekter samt av åtgärder som förhindrar att verksamheten bidrar till att en miljökvalitetsnorm enligt 5 kap MB överträds.

- Uppgifter som krävs för att bedöma och påvisa huvudsaklig effekt på miljö, människors hälsa, hushållning med vatten och mark samt övriga resurser som verksamheten kan komma att medföra.
- Redovisning av alternativa utformningar och alternativa platser (om sådana är möjliga) tillsammans med beskrivning av konsekvenserna av att verksamheten kommer till stånd samt motivering till varför man valt ett visst alternativ.
- Icke-teknisk sammanfattning.

En MKB ska alltid innehålla uppgifter som behövs för prövning enligt 7 kap. 28 b och 29 §§ MB för verksamheter som kan komma att påverka miljön i ett Natura 2000-område. Vidare kan ytterligare uppgifter vara önskvärda i en MKB, exempelvis antaganden som gjorts och eventuella osäkerheter och brister i metoder.

BESLUT

Vanligtvis är det MMD som meddelar dom gällande större anläggningar i vatten. Domen meddelas inom två månader efter att huvudförhandling avslutats, om inte synnerliga skäl föreligger, där varje part underrättas skriftligen. Domen grundas på innehållet i handlingarna i det aktuella målet. Vid bedömningen av eventuella krav som ska ställas på verksamhetsutövaren med hänsyn till skyddet för miljö, hälsa och säkerhet tillämpas olika bestämmelser i miljöbalken och förordningar som tillkommit med stöd av balken (till exempel 1 kap. 1§ om miljöbalkens mål, 5 kap. 3§ om att säkerställa att miljö kvalitetsnormer uppfylls m.fl.).

4.2.2 Kontrollprogram

När ett godkännande beslut inkommit från en mark- och miljödomstol eller myndighet bör verksamhetsutövaren verkställa, kontrollera och genom förebyggande åtgärder följa besluten samt kontrollera hur miljön påverkas. Verksamhetsutövaren bör genom s.k. egenkontroll säkerställa att MB efterlevs för att främja en hållbar utveckling. Egenkontrollen bör anpassas efter typ och storlek på verksamheten samt efter möjlig påverkan på människor eller miljö. Egenkontrollen innefattar ett ansvar att självständigt följa miljöbalkens regler och de domar och beslut som myndigheter eller domstolar fattat. Ansvaret innebär också att verksamhetsutövaren ska:

- översätta dessa regler och beslut till tillämpliga konkreta åtgärder
- genomföra skyddsåtgärder och försiktighetsmått
- fortlöpande undersöka/hålla sig kunnig om verksamhetens miljöpåverkan

Verksamhetsutövaren bör löpande inhämta kunskaper om hur verksamheten påverkar miljön i ett helhetsperspektiv. Verksamhetsutövaren har hela ansvaret att visa tillsynsmyndigheten att hänsynsreglerna i MB efterföljs (2 kap. § 1 MB), och några dokument är extra viktiga att följa:

- Miljöbalken 26 kap. § 19 (SFS 1998:808)
- Förordningen om verksamhetsutövers egenkontroll (SFS 1998:901)
- Naturvårdsverkets Allmänna råd om egenkontroll (NFS 2001:2)
- Föreskrifter om mätningar och provtagningar i vissa verksamheter (NFS 2000:15).

Normalt regleras vissa delar av egenkontrollen i ett kontrollprogram. Det kan till exempel handla om hur uppföljningen av villkor ska genomföras och vilka mätningar och provtagningar som ska utföras. Så långt som möjligt bör innehållet i kontrollprogrammet bestämmas i samband med tillståndsgivningen. Även i de fall där det finns ett kontrollprogram så har verksamhetsutövaren ansvar för hela egenkontrollen, det vill säga även för de delar som inte omfattas av kontrollprogrammet. I Naturvårdsverkets allmänna råd om egenkontroll [26 kap. 19 § MB och förordningen (1998:901) om verksamhetsutövers egenkontroll] (NFS 2001:2) beskrivs egenkontroll som *sådana aktiviteter, rutiner, åtgärder m.m. som en verksamhetsutövare på egen hand har att planera, genomföra och följa upp enligt 26 kap. 19 § MB och enligt föreskrifter meddelade med stöd av denna bestämmelse*. Kontrollprogram avser *en handling som myndigheten kan begära, där verksamhetsutövaren beskriver hela eller vissa delar av egenkontrollen*.

Tillsynsmyndigheten har befogenhet att kräva in förslag till kontrollprogram och när tillsynsmyndigheten granskat förslaget föreläggs verksamhetsutövaren att utföra kontroll i enlighet med kontrollprogrammet. Tillsynsmyndigheten har dock ingen skyldighet att godkänna eller fastställa förslaget, men däremot bör tillsynsmyndigheten reagera på ett förslag. Ett kontrollprogram som upprättats av verksamhetsutövaren och godkänts av tillsynsmyndigheten är ett bra hjälpmedel för att uppfylla den lagstadgade egenkontrollen och en hjälp för tillsynsmyndigheten i tillsynsarbetet. Kontrollprogrammen bör följa de identifierade miljöaspekter som anges i miljökonsekvensbeskrivningen. För vindkraft i vatten betyder det i praktiken att kontrollprogram ska upprättas för att följa upp den eventuella påverkan som kan ske på den marina miljön och dess organismer. Kontrollprogrammen ger också viktig kunskap som kan tas tillvara nästa gång en havsbaserad vindkraftpark ska byggas. Enligt Förordningen (1998:901) om verksamhetsutövers egenkontroll ska verksamhetsutövaren bland annat genomföra de provtagningar och mätningar som behövs för att ha tillräcklig kunskap om hur verksamheten påverkar miljön. I de fall en miljöfarlig verksamhet omfattas av tillståndsplikt enligt 9 kap. MB ska verksamhetsutövaren varje år lämna en miljörapport till tillsynsmyndigheten, för att redovisa de åtgärder som vidtagits för att uppfylla villkoren i tillståndsbeslutet.³

³ <http://www.vindlov.se/sv/steg-for-steg/stora-anlaggningar/drift/Egenkontroll-och-miljorapport/>

4.3 Vindkraft och miljöpåverkan

Olika typer av påverkan uppkommer under de olika faserna av ett vindkrafts-verks livstid. Vilken typ av påverkan som sker beror också på vilken typ av fundament verket etableras med, vilka miljöförhållanden som råder, samt vilka berörda arter som finns i det specifika området. Flertalet studier har undersökt effekterna av havsbaserad vindkraft på det marina livet (Wilhelmsson m.fl. 2010, WWF 2014). Forskningsprogrammet Vindval utkom 2012 med en stor syntesrapport kallad *Vindkraftens effekter på marint liv* (Bergström m.fl. 2012). Syntesrapporten sammanställer förväntade påverkansfaktorer på bottenområde, fisk och marina däggdjur, och anger också påverkans rums-liga och tidsmässiga skala, samt osäkerhet i bedömningen (Tabell 1). Studien poängterar att kunskapsluckor finns gällande storskalig påverkan från havs-baserad vindkraft.

Tabell 1. Påverkansfaktorer identifierade i Vindvals syntesrapport (Bergström m.fl. 2012).

	Påverkansfaktorer	Säkerhet i bedömningen (1 = låg, 4 = hög)	Rumslig utbredning	Tidsmässig omfattning	Grad av påverkan på populationer och samhällen
Bottenområde	Akustiska störningar under anläggningsfasen	2	Stor	Kort	Liten
	Spridning av sediment under anläggningsfasen	3	Stor	Kort	Liten
	Introduktion av nytt habitat	4	Mycket lokal	Lång	Måttlig
	Elektromagnetiska fält	3	Mycket lokal	Lång	Liten
	Utestängning av fåglar	3	Stor	Lång	Måttlig-Stor
	Organisk anrikning på botten	3	Mycket lokal	Lång	Måttlig
Fisk	Akustiska störningar under anläggningsfasen	3	Stor	Lång	Måttlig-Stor
	Spridning av sediment under anläggningsfasen	3	Stor	Kort	Liten
	Introduktion av nytt habitat	3	Lokal	Lång	Liten-måttlig
	Störning av driftsbuller och båttrafik	2	Stor	Lång	Liten-måttlig
	Elektromagnetiska fält	2	Lokal	Lång	Liten-måttlig
	Attraktion av rovdjur	1	Stor-Mycket stor	Lång	Måttlig
	Förändrat fiske	2	Stor-Mycket stor	Lång	Måttlig-Stor
Marina däggdjur	Akustiska störningar under anläggningsfasen	2	Mycket stor	Kort	Stor
	Störning av driftsbuller och båttrafik	2	Mycket stor	Lång	Liten
	Elektromagnetiska fält	1	Lokal	Lång	Liten

Kunskapsläget gällande påverkan på marina och akvatiska ekosystem från havsbaserad vindkraft, med fokus på bottensamhälle, fisk och marina däggdjur, sammanställdes i en studie av Bergström m.fl. (2014). Genom att analysera vilka påverkansfaktorer som nämns flest antal gånger i en stor litteraturgenomgång, valdes påverkansfaktorer ut för anläggningsfasen och driftsfasen. De faktorer som inkluderades för anläggningsfasen var; *akustisk störning* och *ökad sedimentspridning*, och för driftsfasen; *tillkomst av habitat*, *skydd från fiskeriverksamhet* och *elektromagnetiska fält*. Effekten på marina arter har sedan bedömts på en skala mellan 1 och 3 avseende (i) tidsmässig utbredning, (ii) rumslig utbredning, samt (iii) arternas känslighet. Summan av kriterierna är sedan en indikator för total påverkan i det specifika fallet, där ett värde av 3–4 indikerar en låg påverkan, 5–6 en medelpåverkan och 7–9 en stor påverkan. Även säkerheten i bedömningen anges. Resultaten visar på störst påverkan från pålningsljud på marina däggdjur i anläggningsfasen (negativ påverkan), uteslutning av fiskeriverksamhet för fisk och bottensamhälle (positiv påverkan) och tillkomst av habitat för fisk (positiv påverkan). Vissa skillnader förekommer mellan de svenska havsområdena. Författarna drog slutsatsen att anläggningsfasen generellt förknippas med negativ påverkan, medan driftsfasen kan innebära både negativa och positiva effekter beroende på de lokala miljöförhållandena och rådande förvaltningsmål. Trots att analysen utfördes på tre svenska delområden med olika artsammansättning och förekomst kunde generella mönster ses. De största osäkerheterna i analysen uppkom för undervattensljud i driftsfasen samt för uteslutning av fiskeriverksamhet och effekter på ekosystemen över lång tid.

4.3.1 Bottensamhälle

Sammanfattningsvis kan sägas att de påverkansfaktorer som anses ha störst betydelse för bottensamhälle främst är *förlust/tillkomst av habitat* (Bergström m.fl. 2012, 2014). *Förlust/tillkomst av habitat* och *sedimentspridning* sker i anläggningsfasen, då botten förbereds inför etableringen av fundamenten. Effekterna från dessa två faktorer är tidsmässigt olika. Genom sediment-spridning kan påverkan ske genom övertäckning av fastsittande djur och växter, där effekten kan vara till exempel kvävning. Effekterna anses ändå vara relativt små och tidsmässigt kortsiktiga. Effekterna från *förlust/tillkomst av habitat* anses vara små rent geografiskt men ha en tidsmässigt lång effekt (Wilhelmsson m. fl. 2010). Den största effekten från *förlust/tillkomst av habitat* är att nytt, hårt substrat introduceras. I en mjukbottenmiljö ändras då bottenförhållandena och hårbottenarter kan etablera sig på de nya strukturererna (Bergström m.fl. 2012). Påverkan kan också ske genom trålningsskydd, genom att vindkraftparker utgör ett skydd mot bottenrålning vilket på längre sikt skulle kunna leda till ökat artantal och täthet för vissa bottenlevande arter (Mangano m.fl. 2014, Coates m.fl. 2016).



Bild 1. Eremitkräfta i ribbeblad (*Delesseria sanguinea*) på västkusten (foto: Martin Isæus, AquaBiota Water Research).

4.3.2 Fisk

Påverkan på fisk från havsbaserad vindkraft kan ske i både anläggningsfasen och driftfasen, främst kopplat till *undervattensljud* och *sediment-spridning* (Wilhelmsson m.fl. 2010, Bergström m.fl. 2012). Havsbaserade vindkraftparker har även möjligheten att fungera som s.k. artificiella rev, och studier har visat att fisk aggregeras vid denna typ av undervattensstrukturer (Wilhelmsson m.fl. 2006). Parkerna skulle också potentiellt kunna utgöra en barriär för vandrande fisk, så som ål. Om bottentrålning tidigare förekom på platsen kan etableringen av en vindkraftpark leda till minskad trålning inom området. Påverkan från trålningsskydd sker under längre tid, där effekterna kan vara att parken fungerar som en yngelkammare som utgör ett skydd mot predatorer, vilket kan leda till ökad överlevnad och storlek för vissa arter (Bergström m.fl. 2012).

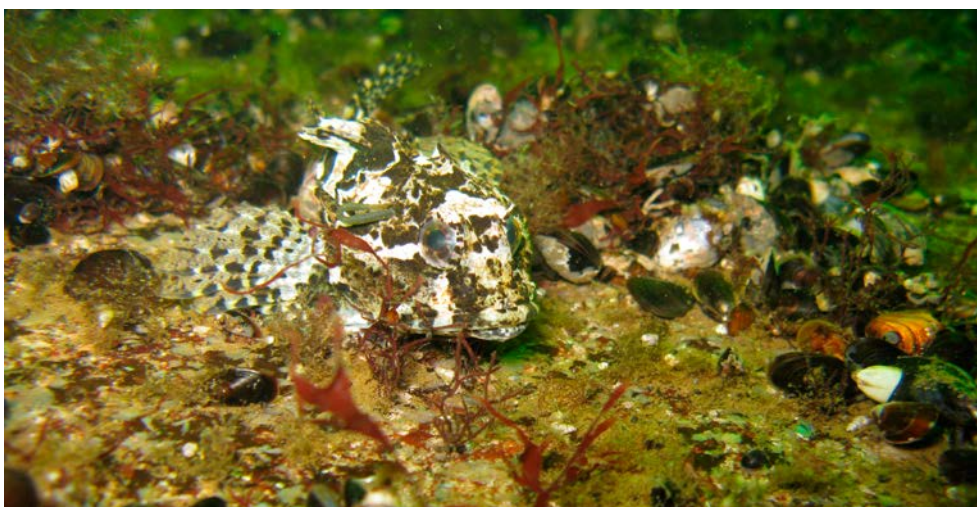


Bild 2. Oxsimpa (*Taurulus bubalis*), kilrödbladd (*Coccotylus truncatus*) och blåmusslor (*Mytilus edulis*) vid Örnö i Stockholms skärgård (foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research).

4.3.3 Marina däggdjur

Den absolut största påverkan på marina däggdjur sker kopplat till *undervattensljud* i anläggningsfasen, särskilt i det fall pålade fundament används (Bergström m.fl. 2012, Enhus m.fl. 2012). Ljudnivåerna vid driftsfasen är generellt lägre, men sker under längre tid. För mer information kring hörseln hos olika marina däggdjur, samt olika ljudkällor kopplat till havsbaserad vindkraft, se bland annat Enhus m.fl. (2012).



Bild 3. Gråsälar (*Halichoerus grypus*) i Stockholms ytterskärgård (foto: Nicklas Wijmark, AquaBiota Water Research).

4.3.4 Fågel

Påverkan på fågel från vindkraft i vatten anses främst vara *förlust/tillkomst av habitat* och *fysiskt hinder*, både i anläggnings- och driftsfasen. Fågel är inte inkluderat i Bergström m.fl. (2012), men behandlas i en annan syntesrapport kallad *Vindkraftens effekter på fåglar och fladdermöss* som berör både terrestra och akvatiska vindkraftsparker (Rydell m.fl. 2011). Studien visar att påverkan från störning av vindkraftverk (både terrestra och marina) inte visar några entydiga resultat. Negativa effekter har observerats för alla studerade grupper av fåglar, och avsaknad av effekter verkar också förekomma inom alla grupper, med vissa skillnader mellan olika delar av året kopplat till häckningsperioder. Syntesrapporten för fågel visar att marina arter som till exempel lommar och en del havsfåglar så som sulor tydligt undviker vindkraftsparker, åtminstone under de första åren efter etablering. Måsfåglar och skarvar visar däremot ett ökat användande av parken, troligen på grund av att fundamenten erbjuder sittplatser (Rydell m.fl. 2011).



Bild 4. En grupp ejdrar (*Somateria mollissima*) (foto: Nicklas Wijkmark, AquaBiota Water Research).

5 Befintliga kontrollprogram

Kontrollprogram för vindkraft i vatten syftar till att dokumentera och synliggöra de potentiella effekter som verksamheten kan ha på den akvatiska miljön. I Sverige upprättas kontrollprogram i enlighet med verksamhetsutförarens egenkontroll (se avsnitt 4.2.2. *Kontrollprogram*). Nedan beskrivs metodiken för insamling av kontrollprogram inom detta projekt, samt en sammanfattning av vilka kontrollprogram som samlats in per land och vindkraftpark.

5.1 Sammanställning av kontrollprogram

Kontrollprogram samlades in från vindkraftsparker i Sverige och Europa, för organismgrupperna bottensamhälle, fisk, marina däggdjur och fågel. Insamlingen av europeiska kontrollprogram skedde till största del genom internetbaserade sökningar med en rad olika sökord. Svenskt material samlades in genom internetsökningar, samt genom kommunikation med verksamhetsutövare och utförare av kontrollprogram. Alla insamlade dokument och internetlänkar sparades i ett Excel-format med information om bl.a. vilken park och havsområde dokumentet gäller, typ av dokument, samt en rad parametrar kopplade till parkernas fysiska förutsättningar.

Vid insamlingen av kontrollprogram visade det sig svårt att hitta kontrollprogram för sjöbaserad vindkraft. De enda dokument som hittades var för vindpark Vänern i Sverige. Gällande de kontrollprogram som samlades in för Europa visade sig en stor del vara på andra språk än engelska och insamlade dokument från Tyskland utgörs generellt av kontrollprogram skrivna på tyska. Att översätta dessa kontrollprogram rymdes inte inom tidsplanen, och dokumenten uteslöts därför ur granskningen. Fokus lades på kontrollprogram som skrivits på svenska, engelska och danska. Insamlade kontrollprogram granskades sedan med fokus på de potentiella miljöeffekter som observerats eller inte observerats för varje enskild park. Resultaten sammanställdes i en metadatafil (Excel samt textformat). I Excel-dokumentet anges, utöver parkens fysiska egenskaper, parametrar kopplade till de undersökningar som genomförts inom kontrollprogrammen (Tabell 2).

Tabell 2. De parametrar som information angetts för vid granskning av befintliga kontrollprogram.

	Parametrar	Parametrar forts.
Geografiska	Land	Biologiska Organismgrupp
	Havsområde	Art
	Park	Metodologiska Påverkansfaktor
Fysiska	Fundamenttyp	Krav/förväntad påverkan
	Antal turbiner	Antal effektområden
	Kapacitet	Antal referensområden
	Djup	Metod fält
Rumsliga	Area	Antal stationer
	Avstånd till land	Slumpad design
Tidsmässiga	Baslinjeår	Poweranalys
	Driftsstart	Resultat Påverkan
	Undersökningsår	
	Antal övervakningsår	

5.1.1 Sverige

Den första havsbaserade vindkraftsparken i Sverige var Bockstigen som stod klar år 1998 i Östersjön, väster om Gotlands södra udde. Åren efter byggdes två mindre parker, Yttre Stengrund och Utgrunden 1. Den första större parken i Sverige, Lillgrund i Öresund, blev klar 2007. Vindpark Vänern sattes i drift 2009 och den senaste byggda parken, Kårehamn utanför Ölands norra kust, togs i bruk 2013. I svenska vatten finns i dagsläget fyra havsbaserade vindkraftsparkar som är i drift, och dessa är Lillgrund, Bockstigen, Utgrunden 1 och Kårehamn (Tabell 3). Yttre Stengrund monterades ned under 2015.

Tabell 3. Havs- och sjöbaserade parker i Sverige som granskades inom detta projekt.

Park	Fundamenttyp	Antal turbiner	Kapacitet (MW)	Area (km ²)	Totalhöjd (m)	Avstånd från land (km)
Lillgrund	Gravitation	48	110,4	6	115	7
Kårehamn	Gravitation	16	48	2	136	3,8
Utgrunden 1	Monopile	7	10,5	2	100	12,5
Bockstigen	Monopile	5	2,75	–	60	4
Yttre Stengrund	Monopile	5	10	–	96	4
Vindpark Vänern	Gravitation	10	30	3	140	3,5

För svenska parker kunde befintliga dokument samlas in via internet eller kommunikation med verksamhetsutövaren, och nedan redovisas samtliga befintliga dokument. Variationen i kontrollprogrammets omfattning är stor för de olika parkerna. Generellt ligger fokus på sjöfågel och flyttfågel. Den svenska parken med överlägset mest omfattande kontrollprogram sett till antal undersökta organismgrupper är Lillgrund.

LILLGRUND

Vindkraftsparken Lillgrund är belägen ca 7 km sydost om Öresundsbron och togs i drift 2007. Parken består av 48 vindkraftverk på gravitationsfundament, med en samlad kapacitet av 110 MW. Dokumenten som samlades in för Lillgrunds vindkraftspark består av miljökonsekvensbeskrivningar och kontrollprogram för bottensamhälle, fisk och fågel (Tabell 4). Baslinjestudierna utfördes mellan 2001 och 2006, och kontrollprogrammen mellan 2006 och 2010, med viss variation beroende på organismgrupp. Inga undersökningar gällande potentiell påverkan på marina däggdjur utfördes vid Lillgrund, troligen på grund av att parken utgörs av gravitationsfundament.

Tabell 4. Insamlade dokument för Lillgrunds vindkraftspark.

	Ja	Nej
MKB	x	
Bottensamhälle	x	
Fisk	x	
Marina däggdjur		x
Fågel	x	

KÅREHAMN

Vindkraftparken Kårehamn utanför Ölands östra kust sattes i drift 2013, och består av 16 vindkraftverk med en samlad kapacitet på 48 MW. Gravitationsfundamenten ligger på 8–20 meters djup. För vindpark Kårehamn samlades miljökonsekvensbeskrivning och ”kontrollprogram” i Excel-format in, i vilka det anges vad som bör följas upp i anläggnings- och driftsfas enligt miljödomstolen. I dokumenten för både byggskedet och driftsfasen anges att följande parametrar kopplade till naturmiljö ska följas upp: flyttfåglar, fladdermöss, ålvandring och sedimentspridning. Effekterna från påverkan anses irrelevanta eftersom parken består av gravitationsfundament. Påverkan på övrig fauna (bottenfauna, sälar, fiskbestånd utöver ål m.m.) redovisas i miljökonsekvensbeskrivningen som obefintlig eller liten, varför kontrollprogrammet för driftsfasen inte omfattar dessa organismer. Befintliga kontrollprogram för Kårehamn utgörs således av studier av blankålvandring mellan år 2011 och 2013 och sjöfågel och rovfågel mellan 2011 och 2014 (Tabell 5).

Tabell 5. Insamlade dokument för Kårehamns vindkraftpark.

	Ja	Nej
MKB	x	
Bottensamhälle		x
Fisk	x	
Marina däggdjur		x
Fågel	x	

UTGRUNDEN 1

Vindkraftparken Utgrunden 1 består av 7 vindkraftverk med en samlad kapacitet på 10,5 MW. Verken står på monopilefundament på 7–10 meters djup, och sattes i drift 2000. Planer finns på en utbyggnation av ytterligare 24 vindkraftverk, kallade Utgrunden 2 men ingen miljökonsekvensbeskrivning kunde hittas för denna. De dokument som finns för Utgrunden 1 utgörs endast av baslinjestudier och kontrollprogram för fågel mellan åren 1999 och 2003, samt en studie av fåglars nattflygningar 2006–2008 (Tabell 6). En forskningsstudie analyserade fisk vid Utgrunden 1 och Yttre Stengrund (Öhman och Wilhelmsson 2003), men eftersom studien inte är ett kontrollprogram som löper över tid uteslöts den ur vidare granskning.

Tabell 6. Insamlade dokument för Utgrunden 1.

	Ja	Nej
MKB		x
Bottensamhälle		x
Fisk		x
Marina däggdjur		x
Fågel	x	

BOCKSTIGEN

Vindkraftpark Bockstigen utanför Gotland är Sveriges första havsbaserade vindkraftpark, och sattes i drift 1998. Parken utgörs av fem pålade turbiner på ca 6 meters djup. Parken har en samlad kapacitet på 2,75 MW. De dokument som samlades in för Bockstigen erhöles främst från länsstyrelsen på Gotland (Tabell 7). Dokumenten finns arkiverade i pappersformat hos länsstyrelsen, och består av kontrollprogram från 1997, samt sälobservationer och miljörapporter mellan åren 1996–1999, respektive 1997–1999. Även en miljökonsekvensbeskrivning från den ursprungliga ansökan finns i länsstyrelsens arkiv, där fokus uteslutande ligger på potentiell påverkan på säl. Inga dokument rörande övriga arter eller organismgrupper hittades inom denna sammanställning. Gällande uppföljning av påverkan på bottensamhället anges det i kontrollprogrammet från 1997 att inget särskilt kontrollprogram behöver upprättas för uppföljning av bottenförhållandena före och efter anläggning av parken. Detta förklaras med att elkabeln som förbinder vindkraftparken med land inte kommer att läggas ned i havsbotten utan ska vila ovanpå botten.

Tabell 7. Insamlade dokument för Bockstigen.

	Ja	Nej
MKB	x	
Bottensamhälle		x
Fisk		x
Marina däggdjur		x
Fågel	x	

YTTRE STENGRUND

Yttre Stengrund är den första havsbaserade vindkraftparken i världen som har monterats ned. Parken var belägen i Kalmarsund och bestod av 5 vindkraftverk med en total kapacitet på 10 MW som togs i drift 2001. På grund av ekonomiska och tekniska anledningar avvecklades parken under senare år, och de sista turbindelarna togs bort under 2015. Under 2016 ska sju kilometer kablar plockas upp från havsbotten. För nedmonteringen av Yttre Stengrund krävdes inga uppföljande kontroller avseende miljön, enligt uppgift från Maria Hassel på Vattenfall. De enda dokument gällande eventuella miljöeffekter från Yttre Stengrund utgörs av den fågelstudie som utfördes för Utgrunden 1 (Pettersson 2005), där Yttre Stengrund ingår i analysen (Tabell 8). En forskningsstudie analyserade fisk vid Utgrunden 1 och Yttre Stengrund (Öhman och Wilhelmsson 2003), men eftersom studien inte är ett kontrollprogram som löper över tid uteslöts den ur vidare granskning.

Tabell 8. Insamlade dokument för Yttre Stengrund.

	Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB	x
	Bottensamhälle	x
	Fisk	x
	Marina däggdjur	x
	Fågel	x

VINDPARK VÄNERN

Vindpark Vänern är Sveriges enda sjöbaserade vindkraftpark, belägen på 3–13 meters djup vid Gässlingegrund. Parken sattes i drift 2009 och består av 10 vindkraftverk med en samlad kapacitet på 30 MW. Dokumenten som samlades in för Vindpark Vänern består av kontrollprogram och rapporter gällande fågel, fisk och bottensamhälle (Tabell 9). Baslinjeundersökningar utfördes 2005, och kontrollprogram för driftsfasen föreslås omfatta provfiske och dykundersökningar. Gällande fågel har undersökningar under åren 2006 och 2007 visat att andelen fågel som flyger i västlig riktning över Grässlingegrund är mycket liten. Därför har påverkan från parken på utflygande fåglar ansetts vara mycket liten eller obefintlig, och uppföljning av sträckande fågel har undantagits i fortsatta kontrollprogram.

Tabell 9. Insamlade dokument för vindpark Vänern.

	Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB	x
	Bottensamhälle	x
	Fisk	x
	Marina däggdjur	x
	Fågel	x

5.1.2 Europa

Eftersom det i dagsläget finns relativt få havsbaserade parker i Sverige samlades dokument rörande miljöeffekter in även från europeiska länder där havsbaserad vindkraft förekommer. Insamlingen fokuserades på kontrollprogram och grundades på internetsökningar. Kriterierna var att det skulle vara dokument skrivna på danska eller engelska, eller med en engelsk sammanfattning. Totalt samlades en stor mängd dokument in, och av dessa bedömdes 42 kontrollprogram vara användbara i den fortsatta granskningen. Dessa kontrollprogram kom till största del från Storbritannien, Danmark, Nederländerna och Belgien.

STORBRITANNIEN

I Storbritannien har havsbaserad vindkraft förekommit sedan år 2000. Landet gick om Danmark 2008 som ledare i kapacitet (antal megawatt) och är idag världsledande i fråga om både årliga och växande anläggningar. I Storbritannien fanns i början av 2016 totalt 27 havsbaserade parker (EWEA 2016). Inom detta projekt granskades kontrollprogram från sex parker med avseende på påverkan på den marina miljön (Tabell 10).

Tabell 10. Havsbaserade parker i Storbritannien som granskades inom detta projekt.

Park	Fundamenttyp	Antal turbiner	Kapacitet (MW)	Area (km ²)	Totalhöjd (m)	Avstånd från land (km)
Thanet	Monopile	100	300	35	115	17,7
Robin Rigg	Monopile	58	174	18	125	11
Gunfleet Sands	Monopile	48	172,8	16	128,5	7,4
Barrow	Monopile	30	90	10	120	7,5
Kentish Flats	Monopile	30	90	10	115	8,5
Scroby Sands	Monopile	30	60	10	100	3,5
Burbo Bank	Monopile	25	90	10	137	6,4

Thanet

Thanet är med sina 100 vindkraftverk och kapacitet på 300 MW just nu en av världens största havsbaserade vindkraftsparker. Parken är belägen på 20–25 meters djup utanför den östligaste delen av Kent och togs i drift 2010. Vindkraftverken är fästa i botten med monopilefundament. Dokumenten som samlades in för Thanet vindkraftspark rör främst miljökonsekvensbeskrivningar, samt ett kontrollprogram för fågel från 2013 (Tabell 11). I miljökonsekvensbeskrivningen inför byggnationen av Thanet-parken anges att området inte är av stor vikt för marina däggdjur (Thanet Offshore Wind Ltd 2005). De arter som vistas i området är tumlare, öresvin och gråsäl. I miljökonsekvensbeskrivningen hänvisas det till att tidigare studier av påverkan på marina däggdjur i konstruktionsfasen inte visat några storskaliga effekter på dessa arter, varför den potentiella effekten bedöms som obetydlig eller liten. Sammanfattningsvis bedöms enligt miljökonsekvensbeskrivningen påverkan av vindkraftsparken som liten för alla organismgrupper.

Enligt the Marine Management Organisation MMO (2014) var kontrollprogramrapporterna för Thanet inte färdigställda 2013, men hur det ser ut idag är oklart då få dokument hittades genom internetsökningarna. Endast kontrollprogram för fågel återfanns i samband med denna sammanställning.

Tabell 11. Insamlade dokument för Thanet.

	Ja	Nej
MKB	x	
Bottensamhälle		x
Fisk		x
Marina däggdjur		x
Fågel	x	

Robin Rigg

Robin Rigg är Skottlands första vindkraftpark, bestående av 58 vindkraftverk med en samlad kapacitet på 174 MW, som togs i drift 2010. Parken är belägen på en sandbank med rörligt substrat och utgörs av monopilefundament på 4–11 meters djup. Insamlade dokument för Robin Rigg utgörs av en miljökonsekvensbeskrivning, samt kontrollprogram för bottensamhälle, fisk, fågel och marina däggdjur (Tabell 12).

Tabell 12. Insamlade dokument för Robin Rigg.

	Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB	x
	Bottensamhälle	x
	Fisk	x
	Marina däggdjur	x
	Fågel	x

Gunfleet Sands

Vindparkerna Gunfleet Sands 1 och 2 ligger i havet ca 7 km utanför Essex. Parken består av totalt 48 vindkraftverk med en kapacitet på 173 MW och togs i drift 2009. Vindkraftverken är fästa med monopilefundament på 2–15 meters djup. Dokumenten som finns tillgängliga är miljökonsekvensbeskrivningar för Gunfleet Sands 1 (GE Wind Energy 2002) och motsvarande för Gunfleet Sands 2 (DONG Energy 2007). Endast kontrollprogram för fågel hittades inom ramarna för denna sammanställning (Tabell 13). Båda miljökonsekvensbeskrivningarna är omfattande och bedömer sannolikheten för potentiella effekter på det marina livet kopplat till olika påverkansfaktorer. För bottensamhälle bedömdes den största påverkan ske genom förlust/tillkomst av habitat. Fisk och skaldjur, samt marina däggdjur bedömdes påverkas mest av undervattensljud i anläggningsfasen. För fågel bedömdes påverkan från vindkraftparken vara liten för alla parametrar. I miljökonsekvensbeskrivningen rekommenderas olika riskreducerande åtgärder, främst kopplat till undervattensljud i anläggningsfasen.

Tabell 13. Insamlade dokument för Gunfleet Sands.

	Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB	x
	Bottensamhälle	x
	Fisk	x
	Marina däggdjur	x
	Fågel	x

Barrow

Vindkraftparken Barrow ligger i Irländska sjön längst Englands västra kust och sattes i drift 2006. Parken är belägen på 15–20 meters djup och består av 30 vindkraftverk (monopile) med en total kapacitet på 90 MW. De dokument som samlades in för vindkraftparken Barrow består främst av kontrollprogram för byggfasen, rörande bottensamhälle, fisk, fågel och marina däggdjur (Tabell 14). Ett dokument med riktlinjer för kontrollprogrammen finns med i sammanställningen, det är dock oklart om detta är en miljökonsekvensbeskrivning eller inte. Baslinjestudier utfördes mellan 2004 och 2006 för nämnda organismgrupper.

Tabell 14. Insamlade dokument för Barrow.

		Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB	x	
	Bottensamhälle	x	
	Fisk	x	
	Marina däggdjur	x	
	Fågel	x	

Kentish Flats

Vindkraftparken Kentish Flats ligger i Södra Nordsjön, vid kusten utanför Kent. Parken sattes i drift 2005 och består av 30 vindkraftverk (monopile) på 3–5 meters djup, med en total kapacitet på 90 MW. Dokumenten som samlades in är kontrollprogram för samtliga organismgrupper (Tabell 15). Även en rad olika studierapporter rörande bl.a. fåglar och makrobentisk ekologi finns tillgängliga.

Ingen miljökonsekvensbeskrivning för Kentish Flats kunde hittas online, men i miljökonsekvensbeskrivningen för en utbyggnation av den befintliga parken (Vattenfall 2011) bedömdes påverkan på bottensamhället generellt som liten för alla påverkansfaktorer. Den största påverkan på fisk bedömdes vara för sill i anläggningsfasen i samband med pålningsljud. Riskreducerande åtgärder rekommenderas, såsom anpassning av tiden för byggnation för att undvika de tider på året som sillen leker i området. Påverkan från elektromagnetiska fält ansågs vara liten och författarna hänvisar till generell brist på kunskap. Två arter av marina däggdjur har noterats kring området, och påverkan på dessa arter bedömdes som liten för alla faktorer utom pålningsljud vid anläggningsfasen. Författarna rekommenderar att riskreducerande åtgärder vidtas vid byggnation, och om rekommendationen följs bedöms påverkan som liten även för undervattensljud. Gällande fågel hänvisas i miljökonsekvensbeskrivningen till pågående studier av fågel i området.

Tabell 15. Insamlade dokument för Kentish Flats.

		Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB		x
	Bottensamhälle	x	
	Fisk	x	
	Marina däggdjur	x	
	Fågel	x	

Scroby Sands

Vindkraftparken Scroby Sands består av 30 monopilefundament, på 0–10 meters djup utanför Englands östra kust. Parken togs i drift 2004 och har en samlat kapacitet på 60 MW. Insamlade dokument för Scroby Sands består av ett kontrollprogram för miljö- och ekosystemprocesser, samt rapporter (och en artikel) gällande säl (Skeate och Perrow 2005, Skeate m.fl. 2012) och fågel (Perrow m.fl. 2011) (Tabell 16).

Tabell 16. Insamlade dokument för Scroby Sands.

		Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB		x
	Bottensamhälle		x
	Fisk		x
	Marina däggdjur	x	
	Fågel	x	

Burbo Bank

Vindkraftparken Burbo Bank är belägen i Liverpoolbukten, England och utgörs av 25 vindkraftverk (monopile) med en total kapacitet på 90 MW som sattes i drift 2007. 2010 påbörjades planeringen för en utbyggnation av vindkraftparken med en beräknad kapacitet på 169–234 MW, kallad Burbo Bank Extension. Dokumenten som samlades in för Burbo Bank består bland annat av miljökonsekvensbeskrivningar från 2002, samt kontrollprogram för byggfasen från 2007/2008, vilken inkluderar bottensamhälle, fisk och fågel (CMACS 2008) (Tabell 17). I miljökonsekvensbeskrivningen ges rekommendationer om övervakning av marina däggdjur. För utbyggnationen av Burbo Bank Extension finns miljökonsekvensbeskrivningar från 2013 gällande fisk och skaldjur, fågel, marina däggdjur och bottensamhälle. I miljökonsekvensbeskrivningen för Burbo Bank Extension anges att ingen övervakning av marina däggdjur genomfördes under etableringen av Burbo Bank (DONG Energy 2010). Sedan dess har hårdare lagstiftning kring marina däggdjur antagits. Om detta kommer att följas upp i kommande kontrollprogram är okänt.

Tabell 17. Insamlade dokument för Burbo Bank.

		Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB	x	
	Bottensamhälle	x	
	Fisk	x	
	Marina däggdjur		x
	Fågel	x	

DANMARK

Den allra första vindkraftparken i världen till havs uppfördes år 1991 i Danmark (Vindeby) och landet var störst på marknaden fram till år 2008 då Storbritannien tog över som ledare i kapacitet (antal megawatt) för havsbaserad vindkraft. I Danmark fanns i början av 2016 totalt 13 havsbaserade parker (EWEA 2016). Inom detta projekt granskades kontrollprogram från fem parker med avseende på effekter på den marina miljön (Tabell 18).

Tabell 18. Havsbaserade parker i Danmark som granskades inom detta projekt.

Park	Fundamenttyp	Antal turbiner	Kapacitet (MW)	Area (km ²)	Totalhöjd (m)	Avstånd från land (km)
Horns rev 2	Monopile	91	209,3	33	114,5	32,6
Nysted 2	Gravitation	90	207	34	115	8,8
Horns rev 1	Monopile	80	160	20	110	14–20
Nysted 1	Gravitation	72	165,5	26	110,2	10,8
Sprogø	Gravitation	7	21	–	115	10,6

Horns rev 1 och 2

Vindparkerna Horns rev 1 och 2 är belägna på det grunda sandområdet Horns rev i östra Nordsjön utanför Danmarks västligaste punkt. Horns rev 1 togs i drift 2002, och består av 80 vindkraftverk med en samlad kapacitet av 160 MW. Horns rev 2 togs i bruk 2009, bestående av 91 vindkraftverk med en samlad kapacitet av 209 MW. Båda parkerna består av pålade monopilefundament. Sammanställningen innehåller ett stort antal dokument, med bland annat miljökonsekvensbeskrivningar för båda parkerna (Tabell 19). För Horns rev 1 samlades kontrollprogram för alla organismgrupper in. För Horns rev 2 hittades endast kontrollprogram för marina däggdjur och fågel inom denna sammanställning.

Tabell 19. Insamlade dokument för Horns rev 1 och 2.

		Horns rev 1		Horns rev 2	
		Ja	Nej	Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB	x		x	
	Bottensamhälle	x			x
	Fisk	x			x
	Marina däggdjur	x		x	
	Fågel	x		x	

Nysted 1 och 2

Nysted 1, även kallad Rödsand, består av 72 vindkraftverk (gravitations-fundament) som sattes i drift 2003. Parken har en samlad kapacitet på 166 MW. Nysted 1 ligger i Östersjön, 10 km från kusten, på ett djup av 6–9,5 m. Nysted 2 sattes i drift 2010 och består av 90 vindkraftverk (gravitation) med en samlad kapacitet på 207 MW. Insamlade dokument för Nysted 1 består av en rad dokument och kontrollprogram för alla organismgrupper. Insamlade dokument för Nysted 2 består till största del av kontrollprogram för fågel och tumlare. För båda parkerna finns miljökonsekvensbeskrivningar tillgängliga (Tabell 20).

Tabell 20. Insamlade dokument för Nysted 1 och 2.

		Nysted 1		Nysted 2	
		Ja	Nej	Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB	x		x	
	Bottensamhälle	x			x
	Fisk	x			x
	Marina däggdjur	x		x	
	Fågel	x		x	

Sprogø

Sprogø är en relativt liten park i centrala Stora Bält, bestående av sju vindkraftverk med en samlad kapacitet av 21 MW. Parken består av gravitations-fundament, och sattes i drift 2009. Stora Bält inrymmer, tillsammans med bland annat Lilla Bält, bland Europas högsta tätheter av tumlare och utgör en del av de skyddade områdena inom Natura 2000-nätverket. Insamlade dokument för Sprogø består av miljökonsekvensbeskrivningar, samt ett kontrollprogram för tumlare (Tabell 21). Inga övriga kontrollprogram kunde hittas för Sprogø inom denna sammanställning.

Tabell 21. Insamlade dokument för Sprogø.

		Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB	x	
	Bottensamhälle		x
	Fisk		x
	Marina däggdjur	x	
	Fågel		x

NEDERLÄNDERNA

Nederländerna hade i början på 2016 sex operativa havsbaserade vindparker. Den första vindkraftparken som byggdes i Nordsjön utanför Nederländernas kust är Egmond aan Zee som blev klar år 2006, följt av Prinses Amalia vindpark år 2008. Inom ramarna för detta projekt var det kontrollprogram från dessa två parker som kunde granskas med avseende på potentiella miljöeffekter (Tabell 22).

Tabell 22. Havsbaserade parker i Nederländerna som granskades inom detta projekt.

Park	Fundamenttyp	Antal turbiner	Kapacitet (MW)	Area (km ²)	Totalhöjd (m)	Avstånd från land (km)
Prinses Amalia vindpark	Monopile	60	120	17	–	19–24
Egmond aan Zee	Monopile	36	108	24	115	10–18

Egmond aan Zee

Vindkraftparken Egmond aan Zee ligger utanför Nederländernas norra kust, och består av 36 vindkraftverk med en samlad kapacitet på 108 MW som togs i drift 2007. Verken är fästa med monopilefundament, samt erosionsskydd, på 16–21 meters djup. Parken byggdes delvis med syftet att undersöka eventuella effekter på den marina miljön. Ett omfattande övervakningsprogram upprättades, bestående av undersökningar gällande effekter från vindparken på fisk, individuellt beteende för fisk i vindparken, undervattensljud från vindparken i driftsfas, knubbsälars habitatval i Holländska kustområden, samt effekter från vindparken på tumlare. Insamlade dokument för Egmond aan Zee består således av en rad omfattande kontrollprogram och övriga rapporter för bottensamhälle, fisk, marina däggdjur och fågel (Tabell 23).

Tabell 23. Insamlade dokument för Egmond aan Zee.

	Ja	Nej
MKB		x
Kontrollprogram Bottensamhälle	x	
Fisk	x	
Marina däggdjur	x	
Fågel	x	

Prinses Amalia

Vindparken Prinses Amalia togs i drift 2008 och är belägen i Nordsjön utanför Nederländernas kust. Parken består av 60 vindkraftverk med en samlad kapacitet på 120 MW. Fundamenten är pålade monopile, på 19–24 meters djup. De dokument som samlats in för vindparken är omfattande kontrollprogram för bottensamhälle, fisk, marina däggdjur och fågel (Tabell 24).

Tabell 24. Insamlade dokument för Prinses Amalia vindpark.

	Ja	Nej
MKB		x
Kontrollprogram Bottensamhälle	x	
Fisk	x	
Marina däggdjur	x	
Fågel	x	

BELGIEN

I Belgien har havsbaserad vindkraft förekommit sedan år 2009 då Thornton Bank fas 1 togs i bruk. Landet rankas som den fjärde största marknaden för havsbaserad vindkraft i världen. Trots att Belgien har mindre än 100 km kustlinje är det ett banbrytande land när det kommer till utveckling av havsbaserad vindkraft, med en total kapacitet på 712 MW. Idag har Belgien fem vindkraftparker till havs som är kopplade till elnätet (Tabell 25). Inom ramarna för detta projekt analyserades kontrollprogram för Belwind och Thornton Bank.

Tabell 25. Havsbaserade parker i Belgien som granskades inom detta projekt.

Park	Fundamenttyp	Antal turbiner	Kapacitet (MW)	Area (km ²)	Totalhöjd (m)	Avstånd från land (km)
Belwind	Monopile	55	165	13	117	46
Thornton Bank	Gravitation	54	325	–	157	27

Belwind och Thornton Bank

Vindparken Belwind ska byggas i två faser, där den ena fasen är i drift sedan 2010. Fas 1 består av 55 vindkraftverk (monopile) med en samlad kapacitet av 165 MW. Fas 2 ska bestå av 50 fundament. Thornton Bank består av 54 vindkraftverk (gravitationsfundament) med en total kapacitet på 325 MW. Parken byggdes i tre faser där den första fasen bestod av sex turbiner och fas två och tre av ytterligare 48 turbiner.

Första övervakningsfasen (2005–2012) började året innan den förväntade anläggningen av de första fundamenten vid Thornton Bank. Enheten MUMM (The Management Unit of the North Sea Mathematical Models) vid Kungliga Belgiska institutet för Naturvetenskap koordinerar övervakningen, bland annat kopplat till undervattensljud, hårbottenfauna, radardetektion av fågel och marina däggdjur. MUMM samarbetar med flera olika institut och gruppen har släppt en rad rapporter kopplat till övervakningen av havsbaserade parker i Belgien (Tabell 26). Insamlade dokument för de båda parkerna går till viss del ihop med varandra. Många dokument är på nederländska, varför de engelska review-rapporter som finns använts i första hand (Degraer m.fl. 2012). På grund av de språkliga svårigheterna, har parkerna uteslutits ur vissa delar av den vidare analysen.

Tabell 26. Insamlade dokument för Belwind och Thornton bank.

		Belwind		Thornton Bank	
		Ja	Nej	Ja	Nej
Kontrollprogram	MKB		x		x
	Bottensamhälle	x		x	
	Fisk	x		x	
	Marina däggdjur	x		x	
	Fågel	x		x	

5.2 Sammanfattning av granskade vindkraftsparker och undersökningar

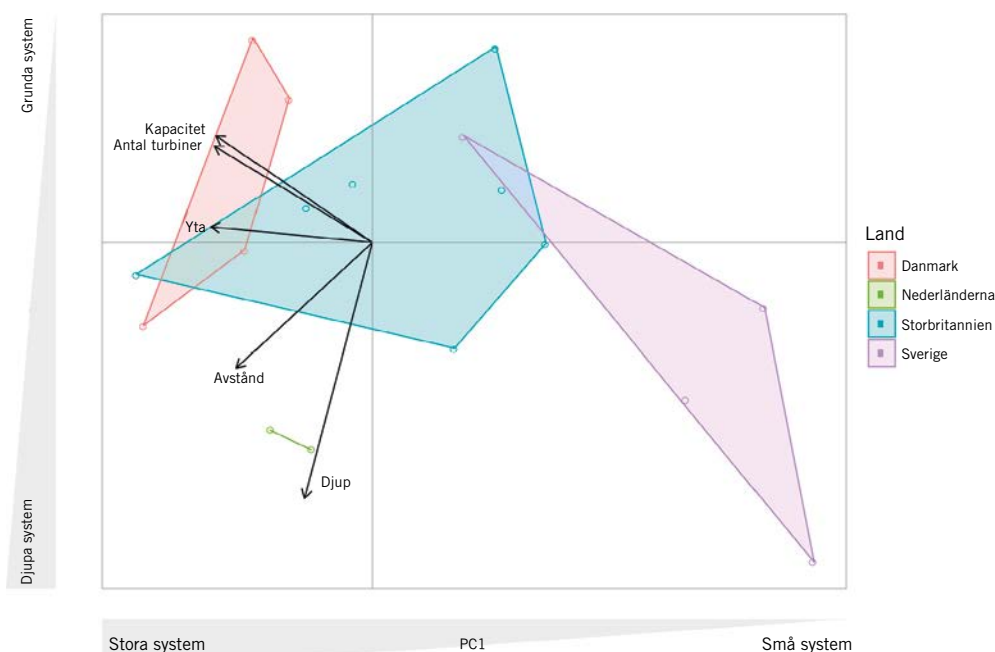
Kontrollprogrammen och effektstudierna i denna sammanställning kommer från vindkraftsparker med en rad olikheter, i bland annat havsområde, storlek, fundamenttyp och tid sedan driftstart. Trots stora skillnader i dessa och andra parametrar finns vissa likheter mellan de olika parkerna. För att illustrera och tydliggöra *geografiska och fysiska* skillnader och likheter utfördes en *Principal Component Analysis* (PCA) i statistikprogrammet R (2013) för de vindkraftsparker som granskats inom detta projekt (Figur 4). Syftet med analysen var att få en överblick över parkernas olika fysiska och geografiska likheter och skillnader, för att möjligen koppla dessa parametrar till de miljöeffekter som setts i insamlade kontrollprogram. Detta visade sig dock svårt, på grund av komplexiteten i insamlat material, där olika organismgrupper och arter uppvisade stor variation i påverkan eller icke-påverkan (se avsnitt 6. *Identifierade miljöeffekter*). Det är även viktigt att ha i åtanke att flera olika faktorer styr etableringen av vindkraft till havs, så som dominerande vindriktning och olika länders regelverk. Resultaten från PCA:n visas ändå nedan, för att beskriva de vindkraftsparker för vilka kontrollprogram samlats in inom detta projekt.

En PCA är en kvantitativ multivariat metod som visar samband och skillnader mellan ett flertal variabler som beskriver ett flertal system. I vårt fall beskrivs skillnader och likheter mellan olika vindkraftssystem (vindkraftsparker) genom följande fem variabler:

- (1) antalet turbiner [–]
- (2) kapacitet [MW]
- (3) vindparkens yta [km²],
- (4) vattendjup [m]
- (5) avstånd från land [km].

Resultaten från den statistiska analysen visar att 87 % av variabiliteten mellan de olika vindkraftsparkerna kan beskrivas med två PCA-komponenter (PC1, PC2) för denna uppsättning variabler (om fler variabler skulle användas för att beskriva parken blir även variabiliteten större och det kanske inte längre skulle räcka med två komponenter). Den första komponenten (PC1) beskriver 65 % av variabiliteten mellan parker med avseende på de olika parkernas storlek: det vill säga (1) antal turbiner, (2) kapacitet och (3) yta. Genom att lägga till den andra komponenten (PC2) kan 22 % av den resterande variabiliteten beskrivas. Vattendjupet (4) förklarar mest av denna variabilitet, vilket tyder på att skillnader i parkens storlek inte relaterar mycket till skillnader i vattendjupet vid de olika parkerna. Avståndet från land relaterar till både vattendjup och parkernas storlek.

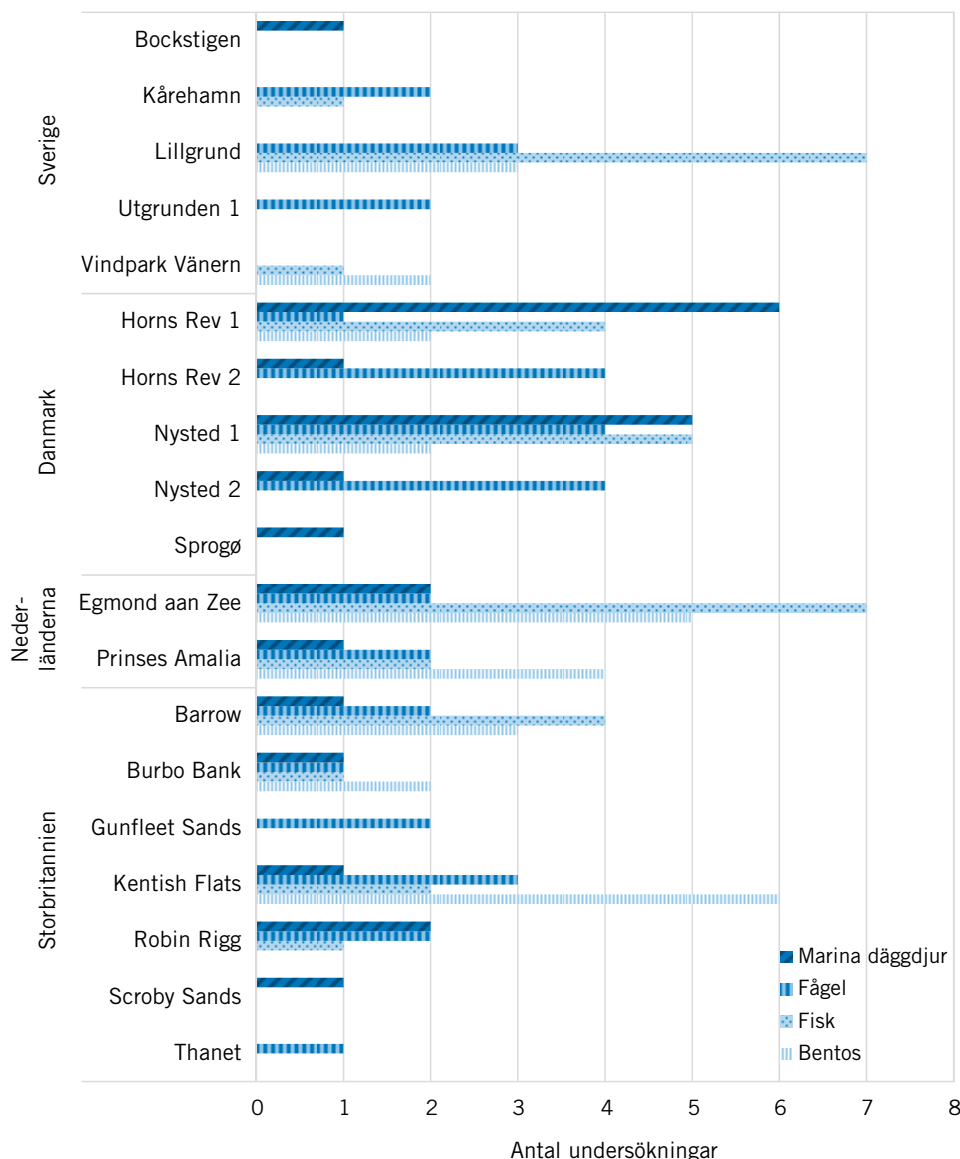
För att illustrera det geografiska sambandet mellan de olika vindkraftsparkerna visas de i olika färger beroende på i vilket land parken återfinns (Figur 3). En linje omsluter systemens yttre punkter, och en yta däremellan i motsvarande färg synliggör detta ytterligare: Danmark har de största parkerna, vilka ligger relativt långt bort från land och i relativt grunda vatten (röd). Storbritannien har flest parker som är medelstora i förhållande till parker i övriga länder. De två parkerna i Nederländerna är etablerade i relativt djupa vatten, och endast en park i Sverige ligger djupare. Sverige har relativt små parker jämfört med de andra länderna.



Figur 3. Skillnader mellan olika vindkraftssystem (vindparker) undersöktes med hjälp av *Principal Component Analysis*. Analysen genomfördes i R där figuren genereras med hjälp av ett tilläggs-paket som skrevs av M. Horikoshi och Y. Tang ("ggfortify"). PC1 relaterar till variabler som beskriver systemets storlek (kapacitet, antal turbiner, yta) medan PC2 relaterar till systemets placering (avstånd och djup). De olika färgerna representerar vilket land systemet är etablerat i.

Skillnader förekommer även i antal undersökningar per park och i antalet insamlade dokument (Figur 4). Som nämnts tidigare finns ingen garanti att alla befintliga dokument för europeiska parker samlats in i denna litteratur-sammanställning, utan granskningen utgår från de dokument som funnits tillgängliga via internet. För svenska parker samlades förmodligen alla befintliga dokument in, via kommunikation med vindkraftsbolag, länsstyrelser och utförare. Kontrollprogrammen från svenska parker fokuserar generellt på fågel, och undersöker sällan flera organismgrupper parallellt. De absolut mest omfattande kontrollprogrammen i Sverige, sett till organismgrupp utgörs av dem som upprättades för Lillgrund, där alla djurgrupper utom marina däggdjur undersöktes. För de europeiska länder som granskades varierar antalet

insamlade (befintliga) dokument mellan de olika vindkraftsparkerna. För de båda relativt stora och djupa (Figur 4) parkerna Egmond aan Zee och Prinses Amalia i Nederländerna har omfattande undersökningar utförts för samtliga organismgrupper, medan dokumenten för danska och brittiska parker varierar i omfattning. I några fall förekommer ett visst överlapp då två eller flera parker övervakats inom samma kontrollprogram. Jämförelse mellan Figur 4 och 5 tyder på att de relativt större vindkraftparkerna i Nederländerna kräver mer omfattande kontroll än de mindre parkerna i till exempel Sverige.



Figur 4. Antal undersökningar (kan vara flera undersökningar per kontrollprogram) per park och organismgrupp inom granskade kontrollprogram.

En rad olika inventeringsmetoder har använts vid de olika parkerna. För bottenområde är de vanligaste olika dyk- och/eller videoundersökningar och bottenhugg. Fisk undersöks generellt med olika typer av nätprovtagning, trålning och/eller hydroakustik. Fågel inventeras oftast med flyg/båtobservationer och radar- och/eller laserspårning, och marina däggdjur med passiv akustisk övervakning och flyg/båtobservationer. Generellt sett stärks resultaten avsevärt i de fall där kombinerade undersökningar använts för en enskild organismgrupp. I några fall har undersökningsmetodiken ändrats under kontrollprogrammets gång, vilket försvårar möjligheten till att säkerställa orsaken till en eventuell förändring.

Av de totalt 112 undersökningar inom kontrollprogrammen som granskats inom detta projekt, anges det i ca 33 % att en *power*-analys har utförts och i ca 10 % att en slumpad undersökningsdesign använts. Det är dock viktigt att ha i åtanke att olika organismgrupper undersöks på olika sätt, och tillämpningen av statistisk styrka varierar där efter.

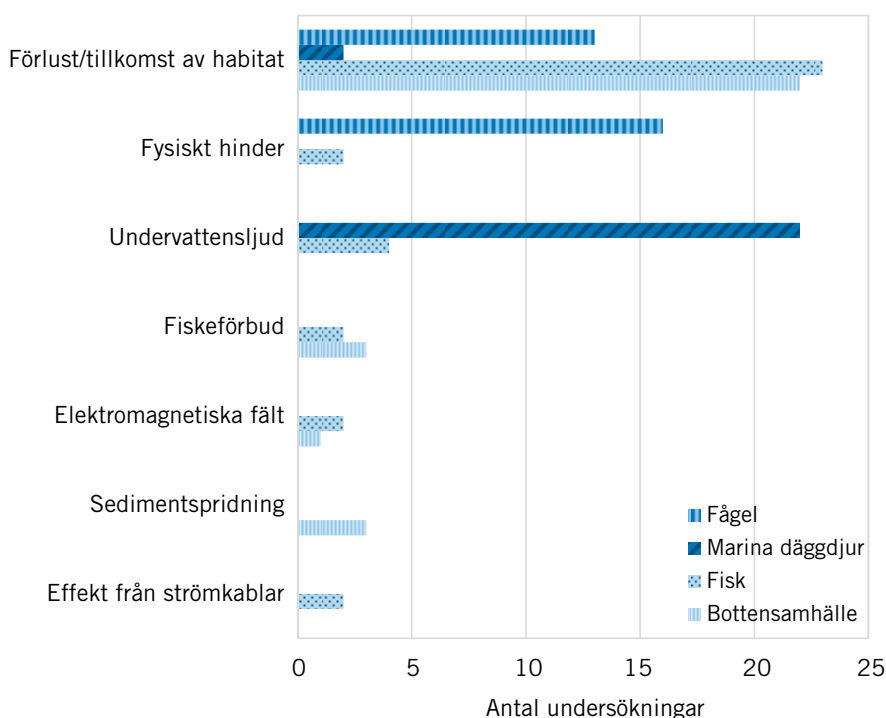
6 Identifierade miljöeffekter

I detta kapitel redovisas de miljöeffekter som beskrivits i insamlade kontrollprogram. Först ges en sammanfattning av miljöeffekterna i alla granskade kontrollprogram, och sedan detaljerade beskrivningar av miljöeffekter per organismgrupp och park i avsnitt 6.2. till 6.4.

6.1 Sammanfattning av miljöeffekter

6.1.1 Påverkansfaktorer och effekter

Totalt sett, i alla analyserade kontrollprogram för alla parker är *förlust/tillkomst av habitat* den påverkansfaktor som undersökts för alla organismgrupper (Figur 5). Den mest undersökta påverkansfaktorn per organismgrupp är för bottenmiljö och fisk *förlust/tillkomst av habitat*, för marina däggdjur *undervattensljud* och för fågel *fysiskt hinder*.



Figur 5. Antal undersökningar per påverkansfaktor inom sammanställda kontrollprogram.

BOTTENSAMHÄLLE

Etableringen av havsbaserad vindkraft, särskilt på mjuka substrat, bidrar i förlängningen till den s.k. reveffekten genom att tillföra hårda och vertikala ytor där arter kan fästa sig. Effekten leder generellt till större antal och ökad biomassa av fastsittande djur och växter i området, vilket kan leda till ändrad (ökad) födotillgång för mer mobila arter såsom fisk och fågel. I majoriteten av insamlade kontrollprogram har anläggandet av fundamenten inneburit en

tillförsel av hårt substrat i en annars mjuk/sandig miljö, och den absolut mest undersökta påverkansfaktorn för bottensamhälle är *förlust/tillkomst av habitat* (bl.a. Leonhard m.fl. 2005). I samtliga fall har hårdbottenlevande arter etablerat sig på fundamenten, men efter olika lång tid. Vilka arter som dominerar beror på en rad faktorer, såsom djup, salthalt, exponeringsgrad och strömmar, och skillnader förekommer mellan parker i olika områden (bl.a. Birklund 2006, Kerckhof m.fl. 2012). Generellt verkar inverkan på mjukbottenlevande djur vara liten, trots etableringen av nya hårda substrat (bl.a. CMACS 2008). Dock ses lokala förändringar kring fundamenten kopplade till etableringen av nya arter, ökad biomassa, strömförhållanden m.m. I flera fall har arter som inte funnits i området tidigare etablerat sig på eller kring fundamenten.

FISK

Även för fisk är den absolut mest undersökta påverkansfaktorn i insamlade dokument *förlust/tillkomst av habitat* (reveffekt). Gällande fisk är det inte helt tydligt om reveffekten ökar biomassan i området eller om det snarare handlar om en omfördelning av befintlig biomassa. I några fall sågs en ökad förekomst av fisk nära fundamenten, vilket troligen berodde på en omfördelning av fisk i området (Bergström m.fl. 2013). Vid Horns rev 1 sågs en högre artdiversitet av fisk nära fundamenten, och en rad nya revfiskar återfanns i området efter byggnation (Leonhard m.fl. 2011). Resultaten från insamlade kontrollprogram visar att flertalet fiskarter vid flera vindparker har tydliga säsons- och/eller dygnsberoende variationer i utbredningsmönster. Även olika rumsliga skillnader förekommer, med variationer i artförekomst och täthet mellan parkernas olika sidor (nord, ost, syd, väst) eller med olika djup (Leonhard m.fl. 2006). I många kontrollprogram uppvisar fisksamhällena en naturligt stor variation, och eventuella effekter är svåra att skilja från den naturliga variationen i området. I några fall påvisades en större storlek för några arter inne i parken jämfört med utanför, troligen en effekt av trålningsskydd (van Hal 2014), men för andra parker sågs ingen effekt jämfört med referensområdena (Leonhard m.fl. 2011). Generellt analyseras flera påverkansfaktorer tillsammans i kontrollprogrammen, för att se effekter på fisksamhället i helhet, vilket gör effekterna från enskilda påverkansfaktorer svåra att särskilja. Andra påverkansfaktorer som undersöktes i insamlade kontrollprogram för fisk är *undervattensljud*, *elektromagnetiska fält* och *fysiskt hinder* (barriäreffekt). Studierna kring *sedimentspridning* och *elektromagnetiska fält* är få inom denna sammanställning och det är svårt att dra några generella slutsatser. Effekterna från dessa påverkansfaktorer anses i insamlade dokument vara små, varför omfattande undersökningar sällan utförts.

MARINA DÄGGDJUR

Kontrollprogram för marina däggdjur fokuserar generellt på *undervattensljud*, i anläggnings- och driftsfasen. Resultaten tyder på att effekterna på marina däggdjur generellt är park- eller områdesspecifika. Majoriteten av undersökningarna visar att djuren undviker området i anläggningsfasen, men sedan

återkommer när parken är i drift (bl. a. Tougaard m.fl. 2006a, Teilmann m.fl. 2006a, 2012). Detta kan dock ta olika lång tid, och i några fall återhämtar populationen i området sig inte alls (Teilmann m.fl. 2006a, b). För Egmond aan Zee påvisades ökad aktivitet av tumlare inne i parken (Scheidat m.fl. 2012), vilket är i motsats till tidigare resultat för andra parker. Vid Nysted 2 påvisades en mindre rumslig påverkan än förväntat, med stor sannolikhet kopplat till att en stor sandbank nära parken fungerade som en ljudbarriär (Teilmann m.fl. 2012). Flertalet studier uppmärksammar även potentiell påverkan från mänsklig aktivitet i området, som i några fall verkar ha förlängt återhämtningstiden för marina däggdjur i området. Detta undersöks dock inte specifikt och är svårt att dra några generella slutsatser kring.

FÅGEL

Insamlade kontrollprogram för fågel undersöker främst påverkansfaktorerna *förlust/tillkomst av habitat* och *fysiskt hinder* (barriäreffekt och kollisionsrisk). Effekterna av parkens fysiska närvaro (*förlust av habitat*) verkar vara väldigt artspecifika (Leopold m.fl. 2012), där vissa arter undviker parken till olika grad, vissa påverkas inte alls, och några attraheras av parken. Resultaten stämmer i stort överens med den tidigare syntesrapporten för fågel (Rydell m.fl. 2011). Inom kontrollprogrammet för fågel vid Kentish Flats sågs först en antydning till tillvänjning av parken för lom, men senare resultat visar på en fortsatt nedgång (Vattenfall 2014). I några fall verkar vissa arter även ha ändrat sin rumsliga utbredning i förhållande till parken (Leopold m.fl. 2012) och i några områden sågs en koppling mellan fåglarnas utbredning i området relaterat till deras föda (eg. musslor som etablerat sig på fundamenten) (Petersson 2005). Flyttande fåglar väjer generellt för området, vilket bidrar till en ökad flygsträcka men också en minskad kollisionsrisk. Hur nära parken fåglarna flyger verkar variera mellan dag och natt för vissa arter, och beror på rådande väderförhållanden (till exempel dimma). Kollisionsrisken anses liten för majoriteten av arter, och de få fåglar som förolyckas påverkar sannolikt inte populationen i de specifika områdena.

JÄMFÖRELSE MED VINDVALS SYNTESRAPPORT

En jämförelse gjordes mellan Vindvals syntesrapport (Bergström m.fl. 2012) och resultaten från sammanställda kontrollprogram (Tabell 27). Jämförelsen visar att omfattningen av de påverkansfaktorer som redovisades i syntesrapporten i stort gäller även för de granskade kontrollprogrammen. Graden av påverkan har dock justerats något utifrån resultaten i befintliga kontrollprogram, oftast åt de mindre hållet. Det är dock viktigt att ha i åtanke att alla arter inom en organismgrupp inte behöver påverkas på samma sätt av en viss påverkansfaktor. Graden av påverkan i tabellen representerar snarare ett ”medelvärde” för påverkan, där till exempel måttlig påverkan kan innefatta både attraktion och undvikande för olika arter inom samma organismgrupp. I tabellen redovisas även klasser som beskriver hur ofta påverkansfaktorerna undersökts i befintliga kontrollprogram, från minst till mest. Klasserna kan ses som ett mått på säkerheten i bedömningen av påverkan.

Tabell 27. Jämförelse mellan påverkansfaktorer i Vindvals syntesrapport (Bergström m.fl. 2012) och resultaten från granskade kontrollprogram. Blå text illustrerar en uppdaterad bedömning, samt de påverkansfaktorer som lagts till den ursprungliga tabellen. Fågel ingick inte i syntesrapporten 2012.

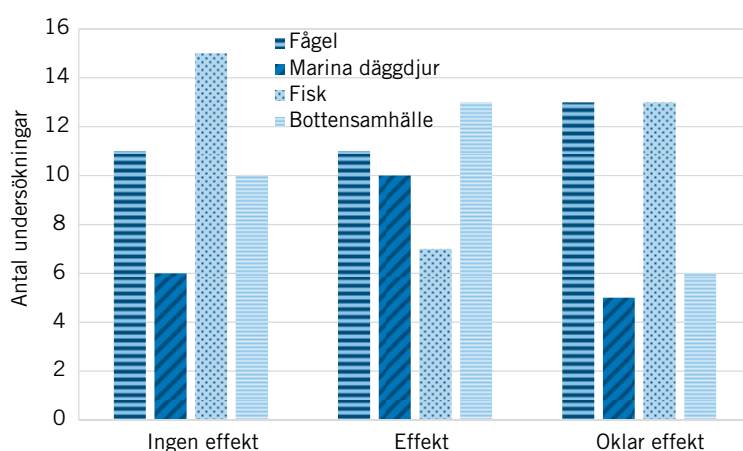
	Vindvals syntesrapport					Uppdatering från kontrollprogram			
	Påverkansfaktorer	Säkerhet	Rumslig utbredning	Tidsmässig omfattning	Grad av påverkan	Undersöks i kontrollprogrammen	Rumslig utbredning	Tidsmässig omfattning	Grad av påverkan
Bottensambälle	Akustiska störningar under anläggningsfasen	2	Stor	Kort	Liten	Minst	Stor	Kort	Liten
	Spridning av sediment under anläggningsfasen	3	Stor	Kort	Liten	Mindre	Stor	Kort	Liten
	Introduktion av nytt habitat	4	Mycket lokal	Lång	Måttlig	Mest	Mycket lokal	Lång	Måttlig
	Elektromagnetiska fält	3	Mycket lokal	Lång	Liten	Minst	Mycket lokal	Lång	Liten
	Utestängning av fåglar	3	Stor	Lång	Måttlig-Stor	Mindre	Stor	Lång	Liten-Måttlig
	Utestängning av trålning	-	-	-	-	Mer	Stor	Lång	Liten
	Organisk anrikning på botten	3	Mycket lokal	Lång	Måttlig	Minst	Mycket lokal	Lång	Måttlig
Fisk	Akustiska störningar under anläggningsfasen	3	Stor	Lång	Måttlig-Stor	Mer	Stor	Lång	Måttlig
	Spridning av sediment under anläggningsfasen	3	Stor	Kort	Liten	Minst	Stor	Kort	Liten
	Introduktion av nytt habitat	3	Lokal	Lång	Liten-Måttlig	Mest	Lokal	Lång	Liten
	Störning av driftsbuller och båttrafik	2	Stor	Lång	Liten-Måttlig	Mer	Lokal	Lång	Liten
	Elektromagnetiska fält	2	Lokal	Lång	Liten-Måttlig	Mindre	Lokal	Lång	Liten
	Attraktion av rovdjur	1	Stor-Mycket stor	Lång	Måttlig	Minst	Stor-Mycket stor	Lång	Måttlig
	Förändrat fiske	2	Stor-Mycket stor	Lång	Måttlig-Stor	Mindre	Stor-Mycket stor	Lång	Liten-Måttlig
Marina däggdjur	Akustiska störningar under anläggningsfasen	2	Mycket stor	Kort	Stor	Mest	Mycket stor	Kort	Stor
	Störning av driftsbuller och båttrafik	2	Mycket stor	Lång	Liten	Mest	Stor	Lång	Måttlig
	Elektromagnetiska fält	1	Lokal	Lång	Liten	Nej	Lokal	Lång	Liten
	Introduktion av nytt habitat	-	-	-	-	Mindre	Stor	Lång	Måttlig
Fågel	Akustiska störningar under anläggningsfasen	-	-	-	-	Minst	Stor	Kort	Liten
	Introduktion av nytt habitat	-	-	-	-	Mer	Stor	Lång	Måttlig
	Fysiskt hinder	-	-	-	-	Mest	Mycket stor	Lång	Måttlig
	Kollisionsrisk	-	-	-	-	Mest	Lokal	Lång	Liten

6.1.2 Typ av effekt och osäkerheter

Resultaten från de granskade kontrollprogrammen visar generellt att många olika typer av effekter kan uppstå kopplat till etableringen av vindkraft i vatten (här främst marina parker). I kontrollprogrammen finns resultat från vindparker som uppvisar effekt, ingen effekt, samt oklar effekt för olika arter och organismgrupper (Figur 6). Effekt inkluderar här både *positiv* och *negativ* effekt, eftersom det generellt är svårt att dra slutsatser kring vad som kan anses vara en positiv effekt, samt att en positiv effekt för en art kan bidra till en negativ effekt för en annan. Effekten kan även vara positiv och negativ för olika arter inom samma organismgrupp.

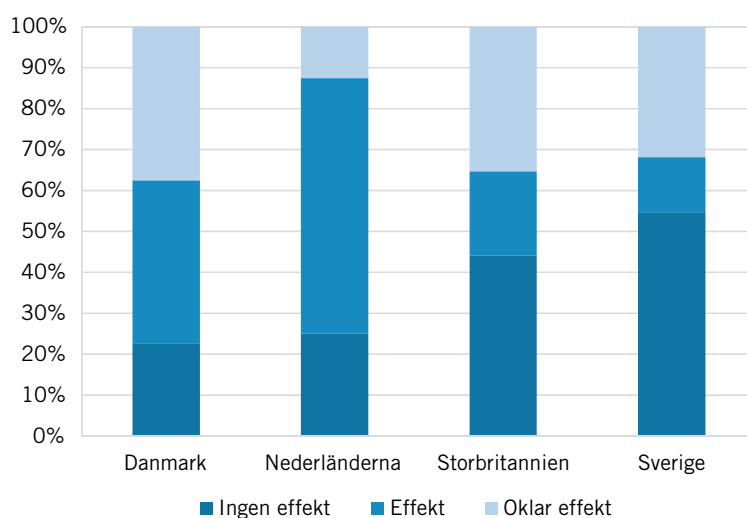
I denna rapport avser:

- *Effekt* de fall där utförarna av kontrollprogrammet anger att en effekt har uppkommit för en specifik art eller artgrupp till följd av vindparken.
- *Ingen effekt* de fall där utförarna av kontrollprogrammet anger att ingen effekt har uppkommit för en specifik art eller artgrupp till följd av vindparken.
- *Oklar effekt* innebär att utförarna av kontrollprogrammet inte säkert (signifikant) kan säga om någon effekt uppstått (till exempel på grund av fel undersökningsdesign eller för lite data) eller om den effekt som uppkommit inte kan skiljas från naturlig variation i området.



Figur 6. Typ av effekter (effekt, ingen effekt och oklar effekt) som setts i svenska och europeiska kontrollprogram per organismgrupp.

Noterade effekter skiljer sig även något mellan kontrollprogram från olika länder (Figur 7). Andelen undersökningar som anger *ingen effekt* är störst i Sverige och minst i Danmark, medan andelen undersökningar med *oklar effekt* är störst i Danmark och Storbritannien.



Figur 7. Andelen (%) av de olika effekttyperna som setts i analyserade kontrollprogram per land.

Resultaten visar tydligt att det ofta finns osäkerheter förknippade med de effekter eller icke-effekter som anges i befintliga kontrollprogram. I en stor del av kontrollprogrammen kan den förändring som setts inte skiljas från naturlig variation i området. Detta anges bero på undersökningens design och tidsmässiga utbredning innan och efter konstruktion. I många fall har ingen effekt upptäckts. Detta kan bero på att ingen effekt finns, att programmet har designats felaktigt eller att det inte har löpt över tillräckligt lång tid. I flera fall har olika effekter ("positiv" eller "negativ") setts för samma organismgrupp vid olika parker, eller inom samma park uppdelat på fas (anläggning/drift) eller på artnivå. Exempelvis finns fall där etableringen av en vindpark tillsynes inte haft någon påverkan alls på artantal eller utbredning av fåglar, och fall där några arter attraheras av parken och andra undviker den, och vissa fall där gradvis tillvänjning/återhämtning skett.

Klassningen avspeglar endast det som står i kontrollprogrammets slutsatser, och det är viktigt att ha i åtanke att de effekter eller icke-effekter som anges i kontrollprogrammen beror av undersökningens design och frågeställning, vilka gränsvärden för påverkan/förändring som tillämpats, samt författarnas bedömning i det enskilda fallet. I många fall undersöks till exempel bottensamhället i förhållande till ett liknande referensområde över tid och i flertalet av dessa fall har ingen skillnad mellan områden setts. Undersökningsuppställningen resulterar således i *ingen effekt*, även om bottensamhället vid parken ändrats från ett mjukbottensamhälle till ett hårbottensamhälle.

Eftersom programmen löpt över olika lång tid och många påverkansfaktorer undersöks tillsammans (till exempel för fisk) var det inte helt lätt att bryta ut effekter i anläggnings- och driftsfasen. Den påverkansfaktor som gick att bryta ut var undervattensljud för marina däggdjur (Tabell 28).

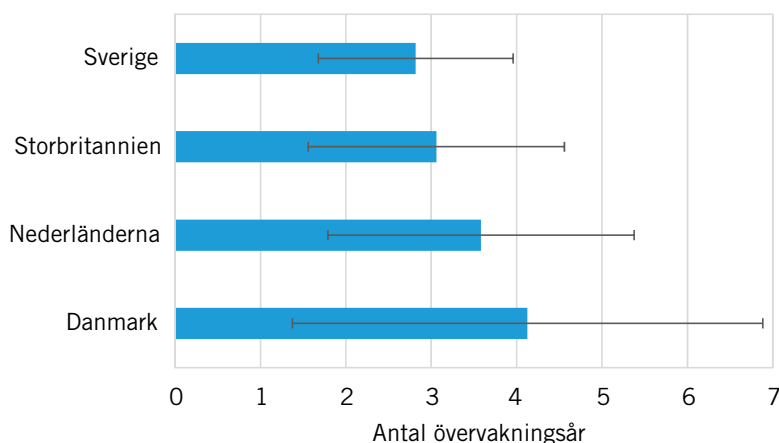
Tabell 28. Effekter på marina däggdjur i anläggnings- och driftsfasen i insamlade kontrollprogram.

Art	Park	Fundamenttyp	Effekt (undvikandebeteende/minskat antal)		Riskreducerande åtgärder
			Anläggning	Drift	
Gråsäl	Nysted 1	Gravitation	Ja	Nej	Ja
Knubbsäl	Bockstigen	Monopile	Möjligen	Nej	Oklart
Knubbsäl	Scroby Sands	Monopile	Ja	Ja	Oklart
Knubbsäl	Horns rev 1	Monopile	Ja	Nej	Ja
Knubbsäl	Nysted 1	Gravitation	Ja	Nej	Ja
Knubbsäl	Egmond aan Zee	Monopile	Ja	Nej	Oklart
Tumlare	Horns rev 1	Monopile	Ja (pålning)	Nej	Ja
Tumlare	Nysted 1	Gravitation	Ja (pålning)	Ja (antydning till återhämtning)	Ja
Tumlare	Nysted 2	Gravitation	Ingen information	Nej	Ja
Tumlare	Horns rev 2	Monopile	Ja	Nej	Ja
Tumlare	Sprogo	Gravitation	Nej	Nej	Oklart
Tumlare	Thornton Bank	Gravitation	Ja	Nej	Oklart
Tumlare	Egmond aan Zee	Monopile	Ingen information	Nej (snarare positiv)	Ja
Tumlare	Robin Rigg	Monopile	Troligen ja	Troligen nej	Ja
Tumlare	Prinses Amalia	Monopile	Ingen information	Nej	Oklart
Tumlare	Kentish Flats	Monopile	Ingen information	Nej	Oklart
Tumlare	Barrow	Monopile	Ingen information	Troligen nej	Oklart

För samtliga vindparker sågs undvikandebeteende för marina däggdjur i anläggningsfasen, särskilt kopplat till pålning. I de flesta fall återkom djuren i området efter timmar eller dagar, men i några fall har återhämtningen skett gradvis och långsamt (exempelvis vid Nysted 1 där tumlare fortfarande inte hade återhämtat sig två år efter driftstart (Teilmann m.fl. 2006a)).

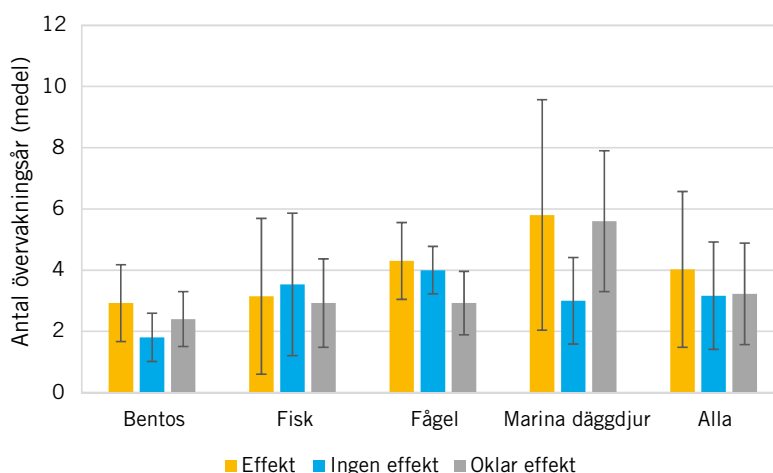
6.1.3 Tidsmässig skala

Viss skillnad förekom mellan länderna i hur länge kontrollprogrammen löpt över tid från driftstart (Figur 8). Skillnaden är dock relativt liten sett i medelantal år för alla undersökningar per land, där Sverige har de kortaste kontrollprogrammen (< 3 år) och Danmark de längsta (> 4 år). Bland de insamlade dokumenten utgörs de längsta kontrollprogrammen av övervakning av marina däggdjur vid Nysted 1, där undersökningar pågått i elva år (1995–2005).

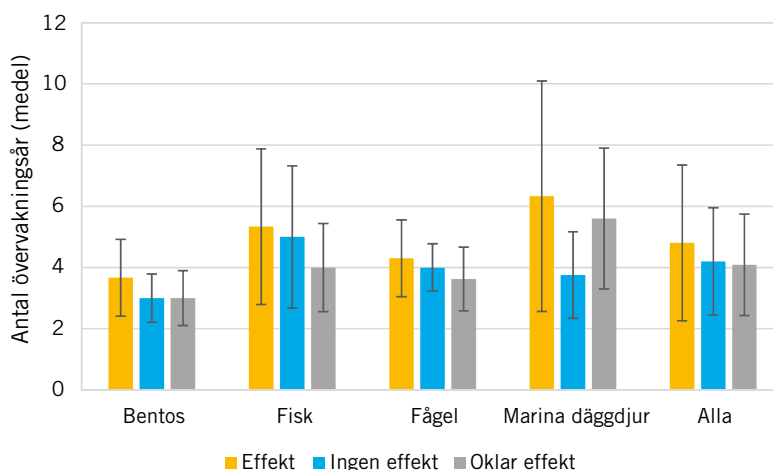


Figur 8. Antal övervakningsår från driftstart (medel och standardavvikelse för alla undersökningar) per land.

Ett något oväntat resultat var att ingen direkt koppling mellan antal övervakningsår (medel per organismgrupp) och effekt kunde ses, även om de osäkra resultaten tenderar att komma från kontrollprogram som löpt under något kortare tid (Figur 9). Resultaten kan tyda på att kontrollprogrammen, oavsett tidsmässig längd, är designade på ett sätt som inte möjliggör tydliga resultat. Alternativt kan resultatet tolkas som att effekterna för till exempel marina däggdjur (återhämtning i driftsfasen) är områdesspecifika och i några fall relativt osäkra även efter lång tid (se även Tabell 28). Även när de kontrollprogram som löpt under mindre än två år tas bort, ses ingen tydlig skillnad i resultat (Figur 10). Tidsstapeln för *effekt* på marina däggdjur utgörs här främst av kontrollprogrammet för tumlare vid Nysted 1 som pågått under 11 år och påvisat långsam återhämtning i driftsfasen. *Oklar effekt* för marina däggdjur utgörs främst av osäkerheter kring påverkan från övrig mänsklig störning i driftsfasen.



Figur 9. Antal övervakningsår (medel och standardavvikelse) per organismgrupp och effekt.



Figur 10. Antal övervakningsår > 2 år (medel och standardavvikelse) per organismgrupp och effekt.

Gällande kontrollprogrammets längd är det dock viktigt att ha i åtanke att vissa program fortfarande pågår, eller att senare undersökningar/dokument kanske inte ännu finns tillgängliga via internet. Flera kontrollprogram visar även tydligt att resultaten för övervakning kan ändras över tid. Botten-samhället genomgår en succession och mognadsprocess under flera år efter etableringen av havsbaserad vindkraft. Fisk, marina däggdjur och fågel som påverkas i anläggningsfasen kan sedan återkomma helt, eller delvis till området, och anpassar i vissa fall sin rumsliga utbredning efter parken. Trofiska interaktioner sker också över tid, där arterna påverkar varandra direkt eller indirekt i avseende på födotillgång och predation, antingen positivt eller negativt för den specifika arten. Några studier berör trofiska effekter, direkt eller indirekt. Vid Scroby Sands minskade sillen i området till följd av höga pålningsljud, vilket påverkade födotillgången för småtärna (Perrow m.fl. 2011).

6.2 Bottensamhälle

De effekter som förväntas i kontrollprogrammets inledande frågeställningar gällande bottensamhälle är bland annat förändrat habitat (tillkomst av hårt substrat), förändrad samhällsstruktur, påverkan på artantal och artfördelning/utbredning (vertikal och horisontell zoner) och effekter från trålningsförbud (ökad storlek och överlevnad för enskilda individer). För bottensamhälle presenteras resultaten uppdelat per påverkansfaktorerna *förlust/tillkomst av habitat*, *sedimentspridning*, *trålningsskydd* och *elektromagnetiska fält*.



Bild 5. Pelare bevuxen av bland annat havstulpan (foto: Nicklas Wijkmark, AquaBiota Water Research).

6.2.1 Förlust/tillkomst av habitat

Dykundersökningar utfördes 2004, 2005 och 2013 vid **Vindpark Vänern** (Notini och Bengtsson 2014). Området kännetecknas av ett exponerat läge, med en botten bestående av blandade substrat. Resultaten från baslinjen och undersökningen år 2013 överensstämde i stort, och visade att produktionen av bottenlevande flora och fauna var låg, och minskade med djup och ökande avstånd från land. Den dominerande faunan var insektslarver, och algsamhället var diverst men med en låg biomassa. Inga signifikanta skillnader mellan åren kunde ses gällande antalet bottenlevande makroorganismer på motsvarande djup jämfört med värdena från 2005. Den största skillnaden var bottenfaunans sammansättning i augusti 2005 och 2013 där andelen maskar och kräftdjur hade ökat och insektslarverna minskat. Författarna drar slutsatsen att vindparken inte mätbart påverkat det biologiska livet på bottenarna vid Gässlingegrundet.

Bottensamhället vid vindparken **Horns rev 1** följdes upp innan, under och efter konstruktion av parken (Leonhard m.fl. 2005). Både vindparksområdet och referensområdena utgörs av relativt homogena bottenförhållanden, dominerat av sand och inget organiskt material. Gällande infauna kan det naturliga

samhället i området klassas som ett *Goniadella-Spisula*-samhälle (havsborstmaskar och musslor). I likhet med andra sublittorala sandbankar i Nordsjön var djursamhället vid Horns rev väldigt varierande, heterogent och svårt att jämföra med andra sandbankar och i angränsning till djupare vatten. Mobil fauna såsom krabbtaska (*Cancer pagurus*) och eremitkräfta (*Paguridae*) återfanns ofta på botten. Betydande och signifikanta skillnader i samhällsstrukturen noterades i parkområdet mellan år 2001 till 2003 och 2004. Dock sågs ingen signifikant skillnad i biomassa eller förekomst mellan 1999 och 2005. Överlag sågs ingen signifikant skillnad i förekomst eller biomassa för karaktärsarterna mellan år 1999 och 2005. Den skillnad som sågs antas bero på naturlig variation i området, och inte på etableringen av vindparken. Ingen skillnad i bottensamhälle sågs mellan olika avstånd från turbinerna. Precis vid fundamenten sågs dock en viss skillnad i bottensamhällets struktur, vilket troligen beror på olika hydrodynamiska förhållanden på olika sidor av fundamentet. Skillnad sågs även i utbredningsmönstren för musslor inom och utanför parken, vilket troligen beror på en effekt av fåglars födosökmönster.

Den största påverkan från etableringen av Horns rev 1 är helt klart förlusten av naturliga sandhabitat och tillhörande mjukbottensamhälle och introduktionen av nytt, hårt substrat. De alger och djur som etablerat sig på fundamenten uppvisar en tydlig tidsmässig och rumslig variation i utbredningsmönster. Vegetation hittades oftare på själva monopilefundamenten jämfört med på erosionsskydden. Endast ett fåtal arter återfanns på stenarna i erosionsskydden, och då främst i grundare områden, men totala täckningsgraden ökade från år 2003 och framåt. En typisk vertikal zonering sågs på fundamenten, dominerat av olika tarmalgsarter (*Ulva sp.*). Tydliga förändringar sågs i vegetationssamhället från 2003, särskilt i skvalpzonen och de övre delarna av fundamenten. Den initiala vegetationen, dominerad av fintrådiga alger, ersattes av mer permanent vegetation av grönalger (tarmalger). Rödalger (*Polysiphonia fibrillose*), purpurtång (*Porphyra umbilicalis*) och grönalger (*Chaetomorpha linum*) tillkom senast 2005. För grönalger ökade djuputbredningen från 2003 och framåt.

För hårdbottenlevande djur återfanns en signifikant skillnad i samhällsstruktur mellan olika fundament. Variation i förekomst av de dominerande kräftdjursarterna (*Jassa marmorata* och *Caprella linearis*) var den huvudsakliga anledningen till denna vertikala och rumsliga skillnad. Stora skillnader i vertikal zonering och utbredningsmönster av djur på fundamenten sågs efter den initiala kolonisationen 2003. I skvalpzonen förekom en i princip helt dominerande population av fjädermygga *Telmatogeton japonicus*, med en stor ökning sedan 2003. Nedanför skvalpzonen, i den sublittorala zonen dominerade små och stora individer av blåmussla (*Mytilus edulis*). Skillnader i utbredning och förekomst av blåmussla och havstulpaner (*Balanus crenatus*) och predatorn vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*) tyder på att sjöstjärnan är den största kontrollerande faktorn för den vertikala och horisontella utbredningen av dess bytesarter. Vid fundamentens bas minskade förekomsten av de initiala kolonisatorerna (*Pomatoceros triqueter* och *Tubularia indivisa*) över tid, troligen på grund av konkurrens med eller predation från andra arter.

Parkens hårda substrat visade sig fungera som en barnkammare för ett flertal arter, och särskilt för krabbtaska (*Cancer pagurus*) där andelen juvenila krabbor vid turbinerna ökade markant mellan 2003 och 2005.

Successionen i hårdbottensamhället var påbörjad, men kommer att fortgå till samhället nått ett stabilt läge, vilken kan ta längre tid än 5–6 år beroende på olika miljöfaktorer såsom stormar och hårda vintrar. Ett flertal arter återfanns inom parken, som inte återfunnits i danska vatten tidigare, exempelvis märllkräftorna *Jassa marmorata* och *Caprella mutica* och fjädermyggglarven *Telmatogeton japonicus*. Några hotade och rödlistade arter återfanns också, såsom ringmasken *Sabellaria spinulosa* och nässeldjuret *Sertularia cupressina*.

Bottensamhället vid **Nysted 1** undersöktes med avseende på förändrat habitat och påväxt på bottenfundamenten av vissa hårdbottenorganismer (Birklund 2006). Blåmussla (*Mytilus edulis*), havstulpaner (*Balanus improvisus*) och några associerade kräftdjursarter (*Gammarus sp.*, *Corophium insidiosum* och *Microdeutopus gryllotalpa*) dominerade påväxtsamhället 2003–2005. Den snabba tillväxten av musslor sen 2003 hade nästan helt trängt bort andra evertebrater och makroalger. En monokultur av musslor hade utvecklats på fundamenten 2005. Biomassan var liknande för fundamenten och referensområdet med hårdbottenmiljö. Biomassan på erosions-skyddnen var dock endast en tredjedel av biomassan i referensområdet. Den hämmade föryngringen och tillväxten av musslor på erosionsskyddnen beror troligen på kvävning till följd av sedimentspill och resuspension av sedimenten på grund av tung fartygstrafik i anläggningsfasen. Påväxtsamhället har varit liknande i alla väderstreck från fundamenten sen 2003, dock sågs en skillnad på själva fundamentpelarna med ökad djup 2003–2005. Diversiteten i makroalgsamhället var låg och dominerades av rödalger, både i parken och i referensområdet, vilket beror på den låga salthalten i området. Artrikedomen och biomassan för makroalger var störst mellan 2003 och 2004. Makroalger förekom mest på erosionsskyddnen 2005, på grund av konkurrens med musslor. Några av de dominerande rödalgerna förekom både i parken och referensområdet, men några arter återfanns på djupare vatten i referensområdet, och dessa förekom inte eller nästan inte på erosionsskyddnen i parken. Under kommande år antas biomassan av blåmussla på erosionsskyddnen gå mot den biomassa som återfanns i referensområdet. Konkurrensen om utrymme mellan musslor och makroalger kommer att öka på erosionsskyddnen under kommande år, men de förväntas samexistera på skyddnen i framtiden.

För fastsittande hårdbottenarter vid **Thornton Bank** startade den ekologiska successionen snabbt, med inte mindre än 49 etablerade arter bara ett par månader efter installationen av gravitationsfundamenten, inklusive ett antal främmande arter, särskilt i tidvattenzonen (Kerckhof m.fl. 2012). Jämfört med stålfundamenten (monopile) vid parken **Belwind** sågs vissa likheter. Ungefär 50 % av den totala artpoolen (41 av 78 taxa) delades mellan de båda parkerna, och dominerades av märllkräftan *Jassa herdmani* med upp till 90 000 ind./m². Andra dominerande arter i båda vindparkerna var vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*) och märllkräftan *Stenothoe valida*. De första åren av

övervakningsperioden uppvisade parkerna likheter, särskilt avseende rörliga arter. Likheten var dock mindre för fastsittande arter såsom havsborstmasken *Pomatoceros triqueter* och hydroiden *Clytia hemisphaerica*, och olikheterna ökade med tiden. Gravitationsfundamenten huserade även ett större antal arter jämfört med monopilefundamenten (70 taxa jämfört med 49 arter). Förekomsten av kustlevande, mjukbottenarter såsom musslorna *Abra alba* och *Mysella (Kurtiella) bidentata* vid gravitationsfundamenten vid Thornton Bank bidrog också till olikheterna mellan de båda parkerna.

Naturliga mjukbottensamhällen påverkas av 1) strömmar, vilket ger förändringar i etableringsmönstren för makrobentos-larver, 2) sediment-sammansättning, vilket ger förändringar i passande habitat för bottenlevande organismer, 3) lokal produktion, vilket ökar födotillgången för bentiska arter. Coates m.fl. (2012) påvisade denna effekt för gravitationsfundamenten vid Thornton Bank, där påverkan sträckte sig ca 15 meter ut från fundamenten. Resultaten från året efter (Degraer m.fl. 2012) visade hur påverkansområdet ökat till ca 50 meter från erosionsskydden. En gradient av stark effekt nära fundamenten hade minskat till liten/ingen effekt vid 100 meter från fundamenten. Den sydvästligaste transekten uppvisade till exempel:

1. Minskad mediankornstorlek in mot fundamentet (400 µm vid 100 meters avstånd till 250 µm vid 1 meters avstånd),
2. Ökad täthet av större bottenlevande ryggradslösa djur (exklusive vanlig stjärnebjörna) från 2 000 ind./m² (100 m) till ca 9 000 ind./m² (15 m),
3. Ökad artrikedom från 10 spp./0,1 m² (100 m) till 23 spp./0,1m² (25 m),
4. Signifikant förändring av samhällets sammansättning från det naturliga *Nephtys cirrosa*-samhället (kindkrokgäling) till ett samhälle som påminner om det rika, kustnära *Abra alba*-samhället karakteriserat av havsborstmasken *Spiophanes bombyx*.

Mönstren var särskilt tydliga i sydvästlig – nordöstlig riktning, vilket kan förklaras av vak-effekten beroende av fundamentens placering i förhållande till tidvattenströmmarna.

Bottenlevande arter följdes upp vid vindparken **Egmond aan Zee** med undersökningar 2008 och 2011 (Bouma och Lengkeek 2012), med avseende på *tillkomst/förlust av habitat*. Information samlades även in kring de arter som lever i fundamentens erosionsskydd (ca 25 m i diameter). Under 2008 och 2011 identifierades totalt 55 arter på monopilefundamenten och 35 arter i erosionsskyddslagren. Resultaten visar att vissa skillnader finns mellan fundamenten i vilka arter som dominerar, men generellt ser mönstret liknande ut, även jämfört med studier från andra parker, till exempel Horns Rev i Danmark (Leonhard m.fl. 2005). Vid Horns Rev identifierades dock generellt mer alger och tång, jämfört med Egmond aan Zee där endast grönalger och rödalgssläktet *Porphyra* hittades. Små kräftdjur bidrog mest till det totala artantalet vid Egmond aan Zee år 2011, följt av musslor, stjärnor och havsborstmaskar. En tydlig ökning i artantal hade skett mellan februari 2008 och

september 2011. Musslor bidrog mest till den totala biomassan (i medel 83 % av totala biomassan), följt av anemoner. Erosionsskydden innehöll generellt en hög densitet av organismer, så som anemoner, sjöstjärnor, små kräftdjur och mossdjur. Artsammansättningen i erosionsskydden skiljde sig från andra områden inne i vindparksområdet. I håligheterna identifierades en mix av arter karakteristiska för sandiga bottenar såväl som hårbottenorganismer (som fallit från fundamenten och/eller erosionsskyddslagren). I andra områden av vindparken förekom endast arter karakteristiska för sandiga substrat.

Hårbottenlevande djur vid vindpark **Prinses Amalia** undersöktes med avseende på *förlust/tillkomst av habitat* och *reveffekt* vid fyra fundament år 2011 och 2013 (Vanagt och Faasse 2014). Resultaten visar att den totala densiteten av djur varierade mellan 142 och 1,5 miljoner exemplar/m² med upp till 1,4 miljoner kräftdjur och densiteten var 3 till 10 gånger högre år 2013 jämfört med 2011. Mönstren för biodiversitet, förekomst och zonerings av fauna var likt de som påträffades 2011. De högre värdena av densitet och biomassa jämfört med 2011 kan indikera att hårdsubstratsamhället har mognat, sex år efter byggnation av vindparken.

I parken återfanns också den i Södra Nordsjön utrotningshotade arten Europeiskt ostron (*Ostrea edulis*), vilket tyder på att parken kan spela en viktig roll för artens överlevnad. Författarna konkluderar att det är tydligt att de nya hårda substraten skapar möjligheter för värdefull flora och fauna att etablera sig i ett område där de tidigare inte kunnat göra det.

Vindparken **Robin Rigg** är belägen på en sandbank med rörligt substrat, och i baslinjestudien visades en låg artrikedom av bottenlevande djur för området. Faunan utgörs av kortlivade bottenlevande arter som tolererar sedimentstörning, så som havsborstmasken *Nephtys cirrosa* och kräftdjuret *Bathyporeia elegans*. Undersökningar genomfördes år två efter driftstart och data jämfördes baslinjeundersökningen 2001 och 2002 (Rutherford och Lancaster 2013). Den dominerande biotopen var *Nephtys cirrosa* and *Bathyporeia spp. in infralittoral sand* (SS.SSa.IFiSa.NcirBat), vilket är karakteristiskt för denna typ av högenegimiljöer. Under anläggningsfasen sågs en rumslig förändring av habitatet med en ökande förekomst av biotopen *Abra prismatica*, *Bathyporeia elegans* and *polychaetes in circalittoral fine sand* (SS.SSa.CFiSa.ApriBatPo), men i driftfasen har biotopen SS.SSa.IFiSa.NcirBat återkommit igen. Enligt undersökningarna 2012 finns det inget som tyder på en signifikant effekt av vindparken på fisk eller bentisk fauna i eller nära parkområdet. De förändringar som noterats anses bero på naturlig variation i denna typ av område.

I kontrollprogrammet för bottenmiljön vid vindparken **Kentish Flats** bedömdes eventuella effekter från påverkansfaktorerna *förlust/tillkomst av habitat* och *sedimentspridning* (Vattenfall 2009). De förväntade effekterna var endast lokal förlust eller störning av bottenhabitat, och inga signifikanta effekter på bottenmiljön till följd av anläggning av turbiner, kablar osv kunde ses. Studien visar på en naturlig variabilitet i de biologiska samhällena i effektområdet under studieperioden. Som förväntat sågs endast små förändringar

vid fundamenten och erosionsskydden. Inga storskaliga förändringar som kan kopplas till byggnation eller drift av vindparken har kunnat bevisas efter jämförelse och analys av bentisk data insamlat under perioden 2002 till 2007.

En tydlig biologisk zonering av monopilefundamenten observerades (EMU 2008). Förväntad och observerad effekt stämde således överens, då liknande mönster setts för artificiella undervattensstrukturer i tidigare studier. En snabb kolonisering av fundamenten hade ägt rum, dominerat av hårbottenarter såsom blåmussla (*Mytilus edulis*), havstulpaner, nässeldjur, svampar och anemoner, samt associerade rovdjursarter (till exempel vanlig sjöstjärna, *Asterias rubens*). Blåmussla var den art som stod för största andelen biomassa av alla arter.

Bottensamhället vid vindpark **Barrow** undersöktes 2006 och 2008 med fokus på påverkansfaktorn *förlust/tillkomst av habitat* och kolonisering av monopilefundamenten (BOWind 2008a). Typiska hårbottenarter såsom havstulpan, musslor och anemoner koloniserade fundamenten vid båda undersökningstillfällena. Vid undersökningen 2008 kunde dock en mognad av monopilesamhället noteras jämför med undersökningen 2006. Författarna poängterar att insamlade data är beskrivande och semikvantitativa och att inga statistiska analyser därför har kunnat göras. Inga naturvärdesarter eller främmande arter återfanns vid undersökningarna 2008. Det finns inga planer för vidare provtagning av fastsittande djur vid vindkraftpark Barrow efter den senaste undersökningen 2008.

Vid vindparken **Burbo Bank** utfördes studier av infauna med huggare (CMACS 2008). De parametrar som undersöktes för epibentos var förekomst, artrikedom (diversitetsindex) och förekomst av infauna, biomassa (litoralzon), samt identifiering av biotop. Resultaten visar på en förändring av evertebratsamhället mellan 2005 och 2006, med en tydlig minskning av vanliga arter. Minskningen var särskilt tydlig i de centrala delarna av vindkraftparken och väster om parken där andelen lera i sedimenten även hade ökat från 2005. Även bottentrålning utfördes i samband med byggnationen av Burbo Bank, och en tydlig minskning av förekomsten av bottenlevande evertebrater och infauna mellan 2005 och 2006 noterades. I båda dess fall drogs dock slutsatsen att förändringarna troligen beror på naturlig variation i ett dynamiskt och heterogent område, och att det är osannolikt att byggnationen av vindkraftparken skulle ha bidragit till negativa förändringar så snart efter anläggningsfasen. Resultaten från 2006 påminner om resultaten från miljökonsekvensbeskrivning 2002, vilket stödjer författarnas slutsats om naturlig variation. Författarna rekommenderar att vidare undersökningar bör utföras för att följa upp eventuella förändringar över tid.

År 2006 utfördes en översiktlig biotopklassificering av området för kabelläggning, samt provtagning med sedimentprovtagare. Förändringar noterades i artsammansättning, -antal och biomassa mellan provtagningen i juli och november, men inga slutsatser kan dras om förändringen beror på kabelläggningen eller säsongsbaserade skillnader, och författarna har därför rekommenderat vidare provtagning året efter.

6.2.2 Trålningsförbud

Bottensamhället vid **Egmond aan Zee** undersöktes i förhållande till potentiella effekter av det trålningsförbud som råder inom parken (Bergman m.fl. 2012). Data från baslinjen 2003, samt data från 2007 (då förbudet infördes), jämfördes med data från 2011. Ingen skillnad i total förekomst, biomassa och total årsproduktion för bottensamhällen i vindparken jämfört med referensområdena, där regelbundet fiske förekommer, kunde påvisas vid studien 2011, fem år efter fiskeförbud infördes i vindparken. Musslan *Spisula solida* var den enda arten bland nio andra trålningskänsliga arter som hade en högre förekomst i vindparken jämfört med två av de sex referensområdena. Skallängden hos musslan *Tellina fabula* och skalbredden hos musslan *Ensis americanus* var större i vindparken än i tre av referensområdena (dock visade det sig att fyra andra molluskararter hade de största dimensionerna i ett av referensområdena). Den högre artdiversiteten, den ökade förekomsten av *Spisula solida*, och den största storleken av *Tellina fabula* och *Ensis americanus* som påvisades i vindparken jämfört med referensområden kan indikera en återhämtning av det lokala bottensamhället.

Mjukbottenlevande djur undersöktes vid vindpark **Prinses Amalia** (Vanagt och Faasse 2014), sex år efter konstruktion, och jämförts med resultaten från baslinjen 2003 och en studie som utfördes 2012 (Lock m.fl. 2014). Vindparken visades inte ha några signifikanta negativa effekter på mjukbottensamhället. Densitet och artrikedom av makrobentisk fauna från turbinplatsen var ett mellanting mellan det norra och det södra referensområdet, medan inga signifikanta skillnader observerades i index för biologisk mångfald, och inte heller angående biomassa. Ingen av de förväntade effekterna av minskad fiskeaktivitet kunde detekteras, så som att parken skulle utgöra ett skydd mot predatorer genom fiskeförbud. Ingen ökning i storlek för hjärtsjöborre (*Echinocardium cordatum*) inom parken kunde ses. Författarna resonerar dock kring om sex års övervakning är för kort tid för att se dessa effekter, eller om frågeställningen är felaktig.

6.2.3 Sedimentspridning

Få insamlade kontrollprogram analyserar effekterna från sedimentspridning på bottensamhälle. Om detta beror på att dokumenten inte hittades inom denna sammanställning, eller att undersökningar gällande sedimentspridning inte utförts är oklart. Inom kontrollprogrammet för **Kentish Flats** (Vattenfall 2009) undersöktes koncentrationen av miljögifter i ostron före och efter kabelinstallationen för parken. Enligt resultaten finns det inga bevis på att vindparken medfört någon effekt på ansamling av föroreningar. En liten ökning av suspenderat material under installation av exportkablar kunde dock detekteras och ett relativt litet område påverkades.

Vid vindpark **Lillgrund** undersöktes påverkan från sedimentspridning i relation till ålgräs (*Zostera marina*) och blåmussla (*Mytilus edulis*) (Toxicon 2010). Ingen negativ effekt kopplad till anläggningsarbetet kunde noteras för de undersökta arterna i förhållande till sedimentspridning. Dock förekom

en minskning av ålgräs i några fall, men detta antas bero på en övergripande regional nedgång av ålgräs, snarare än en effekt av vindkraftparken. Vid undersökningen av blåmussla 2006 sågs aldrig någon sedimentövertäckning, varför täckningsgradsbedömningar av blåmussla bedömdes onödiga att genomföra.

6.2.4 Elektromagnetiska fält

Få insamlade kontrollprogram analyserar effekterna från elektromagnetiska fält på bottenmiljö. Om detta beror på att dokumenten inte hittats inom denna sammanställning, eller att undersökningar gällande elektromagnetiska fält inte utförts är oklart. Vid vindpark **Lillgrund** undersöktes påverkan från elektromagnetiska fält i relation till mjukbottenlevande djur (Toxicon 2010). Ingen tydlig påverkan från vindkraftparken kunde noteras, och den lilla påverkan som förekom antas bero på andra faktorer än påverkan från elektromagnetiska fält.

6.3 Fisk

De påverkansfaktorer som antas ha potentiell påverkan på fisk är *under-vattensljud, förlust/tillkomst av habitat, sedimentspridning, trålningsskydd* och *elektromagnetiska fält*. Få insamlade kontrollprogram för fisk analyserar dock de olika påverkansfaktorerna separat, eftersom de olika effekterna kan vara svåra att skilja från varandra. Därför redovisas dokumenterade effekter för olika påverkansfaktorer tillsammans i detta avsnitt, inom de mer generella grupperna fisksamhälle, pelagisk fisk, fisk kopplad till trålning och trålningsskydd, vandrande fisk, samt elkänslig fisk.



Bild 6. Tånglake (*Zoarces viviparus*) i Gävleborgs län (foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research).

6.3.1 Fisksamhälle

Fiskundersökningar utfördes vid vindparken **Lillgrund** mellan 2008 och 2010 och resultaten jämfördes med resultaten från baslinjeundersökningen 2002–2005, med avseende på påverkansfaktorerna *undervattensljud* (buller), *förlust/tillkomst av habitat* och *fysiskt hinder* (Bergström m.fl. 2013). Ingen övergripande effekt på fisksamhällets artrikedom, artsammansättning eller mängden fisk kunde noteras. Dock visade flera arter av bottenlevande fisk en ökad förekomst i närområdena jämfört med längre ifrån vindkraftverken. Författarna drar slutsatsen att detta troligen beror på en omfördelning av fisk inom parken, snarare än en förändrad produktivitet eller inflyttning av fisk.

Vid vindparken **Horns rev 1** utfördes provfiske med standardnät som ett komplement till bottenfaunaprovtagningen (Leonhard m.fl. 2011). En markant ökning av antalet individer och arter observerades från mars till september varje år, vilket kan tyda på säsongsberoende förflyttningar till området kring turbinerna, troligen kopplat till födosök. Uppskattningsvis (med hänsyn till stor variation i infaunans biomassa) har tillgången på föda för fisk och andra rovdjur ökat med en faktor av 50 till ca 483 kg (DW) till följd av etableringen av hårda substrat, jämfört med den normala födotillgången av mjukbottenfauna i vindparksområdet. När hela vindkraftsområdet tas i beaktande uppskattas ökningen i biomassa till endast 38 ton, eller ca 7 % av den totala biomassan i området. Dock anses en ökning av fiskproduktionen i samband med förekomsten av det hårda substratet möjlig.

Introduktion av hårdbottenssubstrat resulterade i en högre artdiversitet nära turbinerna med en tydlig rumslik (horisontell) distribution, vilket var mest tydligt under hösten när de flesta arter registrerades. Nya revfiskar såsom stensnultra (*Ctenolabrus rupestris*), tånglake (*Zoarces viviparus*) och sjurygg (*Cyclopterus lumpus*) hade etablerats i det introducerade revområdet. Väldigt få smörbultar (*Gobiidae*) fångades nära vindparken, och den tydliga frånvaron av arten föreslås vara kopplad till de hydrografiska förhållandena i vindparksområdet som påverkar förekomsten av pelagiska och bottenlevande fiskarter. Den ökade födotillgången av bentisk epifauna som utvecklats på det introducerade hårda substratet tros ha bidragit till en omfördelning av fiskansamlingar från en jämn till en mer fläckvis fördelning i området.

Fisksamhället vid Horns rev 1 undersöktes även med hydroakustik längs fyra transekter som täckte både effekt- och kontrollområdet. Både horisontella och vertikala inspelningar utfördes. Användningen av en horisontellt orienterat ekolod var identiskt med de studier som gjordes under 2004 och 2005. Metoden tillät detektion av fisk nära eller omkring varje fundament. Introduktion av hårt substrat och en högre komplexitet relativt den homogena sandbotten som är karakteristisk för Nordsjön resulterade i mindre förändringar i fisksamhälle och artdiversitet. Förändrade tätheter av de vanligast förekommande fiskarterna vitling (*Merlangius merlangus*) och sandskädda (*Limanda limanda*), observerades efter uppförandet av vindparken, men avspeglade främst den allmänna trenden av dessa fiskpopulationer i Nordsjön. På grund av signifikanta tidsmässiga variationer och fläckighet i distributions-

mönstret av fisktäthet och biomassa påvisades inga generella signifikanta förändringar i förekomst eller spridningsmönster av pelagisk och bottenlevande fisk under undersökningarna, varken mellan kontrollområdet och vindparken eller inne i effektområdet mellan fundamenten.

Fisksamhället uppvisar tydliga säsongsberoende variationer, med högst artdiversitet och förekomst på våren jämfört med hösten. Antalet individer och arter tycks också öka med ökande djup.

Fisk vid **Nysted 1** undersöktes med horisontell hydroakustisk övervakning och nätfiske med avseende på förekomst, distribution, biomassa och storlek kopplat till vindparken 2005 (Leonhard m.fl. 2006). Totalt 16 fiskarter fångades i nätfisket, bland annat de semi-pelagiska arterna kusttobis (*Ammodytes tobianus*), tobiskung (*Hyperoplus lanceolatus*) och torsk (*Gadus morhua*), och de pelagiska arterna skarpsill (*Sprattus sprattus*), strömming (*Clupea harengus*) och vitling (*Merlangius merlangus*). Sjustrålig smörbult (*Gobiusculus flavescens*) i stora stim observerades av dykare, nära och på läsidan av fundamenten. Totalt registrerades 18 388 fiskar i samband med de akustiska undersökningarna, varav lite mer än hälften registrerades under natten (i mörker) och lite mindre än hälften på dagen (i dagsljus). På regional skala visar resultaten att tätheten av fisk var större väster om och i parkens västra delar vid dagsljus, med ett omvänt mönster på natten med störst tätheter i parkens östra delar. En statistisk signifikant skillnad sågs mellan parken och referensområdena, med än fler små fiskar inne i parken vid mörker. Generellt återfanns en statistiskt signifikant korseffekt mellan tidsmässiga och rumsliga utbredningsmönster av fiskbiomassa och tätheter. På lokal skala hittades ingen större skillnader i täthet eller biomassa. Strömgränser verkade spela en stor roll för fiskens utbredningsmönster i området, och fisken aggregerades till dessa gränser inne i parken.

Överlag tyder resultaten på att fisksamhället vid Nysted påverkas av en rad olika abiotiska och biotiska faktorer, bortsett från potentiella effekter från vindparken. Undersökningar utförda vid Nysted visar generellt en hög tidsmässig och rumslig variation i densitet, biomassa och längdfördelning av pelagiska och semi-pelagiska fisksamhällen inne i vindkraftområdet, liksom i referensområdena. Inga stora, generella slutsatser kunde dras gällande regionala effekter av vindparken gällande fiskars utbredningsmönster vid jämförelse mellan vindparken och referensområden. Den effekt som hittades är dygnsmonster för småfisk, med högre tätheter i parken under natten och omvänt förhållande under dagen. Inga lokala skillnader hittades i rumslig eller tidsmässig utbredning av fisksamhället i förhållande till fundamenten.

Vid **Egmond aan Zee** baserades övervakningsmetoden för fisksamhälle på s.k. BACI-design, med provtagning före och efter byggnation av parken. Vid alla tillfällen utfördes provtagning inne i parken och vid tre referensområden (van Hal m.fl. 2012). På mindre skala noterades tydliga skillnader mellan det nya artificiella hårda substratet och den sandiga botten. Stora samlingar fisk observerades nära fundamenten främst under sommaren, vilket kan bero på närvaro av makrill (*Trachurus trachurus*). En signifikant högre förekomst

av bl.a. torsk (*Gadhus Morhua*), krabbtaska (*Cancer pagurus*) och rötsimpa (*Taurulus bubalis*) observerades vid erosionsskydden nära fundamenten. Tvärtom observerades en lägre förekomst för plattfiskar såsom tunga (*Solea solea*), sandskädda (*Limanda limanda*) och spätta (*Pleuronectes platessa*), samt för vitling (*Merlangius merlangus*). För de fyra sistnämnda arterna kan anläggningen av vindparken ha lett till en nästintill försumbar minskning av habitat.

Tydliga skillnader i användningen av habitat i vindparken av olika arter noterades. Resultaten bekräftade de effekter man förväntades kunna se, det vill säga det hårda substratet lockade vissa fiskarter (bl.a. torsk *Gadus morhua*), medan vissa plattfiskarter undvek erosionsskydden vid fundamenten då deras naturliga habitat utgörs av sandiga bottenar som de kan gräva ned sig i.

Överlag verkar närvaron av vindparken ha begränsad, om ens någon effekt, på fiskesamhället i den Nederländska kustzonen. Lokala fördelar kan förekomma för vissa arter genom en kombination av nytt habitat och uteslutet fiske.

Icke-migrerande fisk undersöktes vid vindparken **Robin Rigg** med bottenrålning före, under och efter konstruktion av parken (Walls m.fl. 2012, 2013). Totalt fångades 39 fiskarter och 64 arter av evertebrater. De vanligaste fiskarterna var ung rödspätta (*Pleuronectes platessa*), sandskädda (*Pleuronectes limanda*) och vitling (*Merlangius merlangus*). En viss minskning för vitling kunde noteras, särskilt under anläggningsår ett. Dock pågick väldigt lite arbete under denna period, varför det är svårt att härleda förändringen till en effekt av parken. Denna slutsats stöds även av att det fanns en låg korrelation mellan artansamlingar och avstånd från turbinerna för fisk. Robin Rigg ligger i ett högdynamiskt och varierande område, med en förväntad hög naturlig variation i samhällets storskaliga sammansättning. I detta fall är det svårt att avgöra om de förändringar som setts beror på naturlig variation eller påverkan från vindparken.

Fisksamhället vid vindparken **Kentish Flats** undersöktes i förhållande till påverkansfaktorerna *förlust/tillkomst av habitat* (reveffekt), samt *undervattensljud* i driftsfasen (undvikande beteende) år 2004–2006 (Vattenfall 2009). Fångst per ansträngning (CPUE) var högre i vindparksområdet än i referensområdet för de flesta arter (oavsett vilken fiskemetod som användes). Fluktuationer i fångstnivå förekom men ansågs bero på naturlig variation. De små effekter som setts är små och tidsmässigt kortvariga. Ingen stor eller tidsmässigt lång effekt av byggnation av vindparken kunde påvisas.

Förekomsten av fisk vid **Burbo Bank** undersöktes i anslutning till anläggningsfasen (CMACS 2008). Resultaten visar en ökning av antal individer och arter mellan 2006 och 2007. Artsammansättningen var till stor del liknande mellan åren, dock fångades en rad arter (till exempel rockor och plattfisk) 2007 som inte fanns i fångsten 2006.

Fisksamhället vid **Barrow** undersöktes mellan 2004 och 2007 i relation till påverkansfaktorn *förlust/tillkomst av habitat* (BOWind 2008b). Ingen signifikant skillnad mellan åren hittades för diversitet och förekomst av de fiskar

och evertebrater som undersöktes. Ingen skillnad sågs heller i storlek och mognad av kommersiella fiskarter. I några fall noterades skillnad i könsfördelning för fisk inom och utanför parken, dock beror detta inte på vindkraft-parken enligt de statistiska analyser som utfördes.

Gällande undervattensljud i driftsfasen vid vindparken Barrow, uppmättes värden på mellan 112 och 135 dB re. 1 μ Pa under mättningsperioden 2006–2007 (BOWind 2008c). Undersökningen konkluderar att det förekom en marginell ökning av lågfrekvent ljud vid enskilda vindturbiner. Ljudet kunde detekteras upp till ett avstånd på ca 600 m från källan. Utanför denna gräns på 600 m anses ljudet vara likvärdigt med bakgrundsnivån för undervattensljud i denna region. Resultaten jämfördes med hörseltröskeln för marina arter i området, och slutsatsen drogs att det är osannolikt att den relativt låga ljudnivån från vindkraftparken skulle kunna leda till beteendeförändringar (undvikande beteende) hos fisk eller marina däggdjur i regionen. Den relativt högre ljudnivån i och omkring vindkraftparken anses vara inom gränserna för naturlig variation inom denna typ av grunda havsområden.

6.3.2 Pelagisk fisk

Effekter av havsbaserad vindkraft i drift på pelagisk fisk undersöktes vid **Utgrunden 2** och närliggande områden 2005–2006 (Axenrot och Didrikas 2012). De parametrar som undersöktes var effekter på fisktäthet och artfördelning, samt effekter på fiskars beteende nära fundamenten. Resultaten visar att vindkraftsområdet och det närliggande referensområdet hade lägre fisktäthet än referensområdet längre bort, med signifikanta skillnader för spigg (*Gasterosteidae*), skarpsill (*Sprattus sprattus*), juvenil och vuxen sill (*Clupea harengus*). För större fiskar (torsk och lax) observerades ingen statistiskt signifikant skillnad i fisktäthet mellan områden. Någon positiv effekt på täthet av fisk sågs inte (ingen reveffekt). Studien bygger dock inte på BACI-design och resultaten visar således att skillnader förekommer mellan områdena, men vad dessa skillnader beror på går inte att svara på.

Det pelagiska fisksamhället vid **Egmond aan Zee** undersöktes genom ekolodning, med avseende på förekomst, täthet och artsammansättning (van Hal m.fl. 2012). Undersökningar utfördes 2003, 2007 och 2011, vid totalt fem tillfällen. Ingen signifikant skillnad i förekomst av fisk observerades mellan de tre studieperioderna (april), vilket tyder på att vindparken varken attraherar eller skrämmar bort fisk. De signifikanta trender som observerades över tid överensstämde mellan samtliga områden, med en initial minskning mellan 2003/2004 och 2007 följt av en ökning från år 2007 till 2011. Resultaten pekar på en storskalig förändring i det lokala fisksamhället över den studerade tidsperioden som inte är orsakad av vindparken. Observerade skillnader i förekomst och rumslig utbredning av pelagisk fisk inne i och utanför vindparksområdet kan sannolikt bero på naturlig migration och beteenderelaterade faktorer såsom temperatur, salinitet, tillgång på föda och strömmar.

Undersökningarna av arter på en större skala påvisade inte några signifikanta effekter av vindparken på förekomsten av fisk i vindparksområdet jämfört med referensområdena, det vill säga byggnationen av vindparken

och fiskeförbud i området har inte lett till någon märkbar förändring i förekomsten av berörda arter. Längdsammansättningen av de fiskar som fångades in under studierna visade bara en liten ökning av längd för två pelagiska arter, skarpsill (*Sprattus sprattus*) och ansjovis (*Engraulis encrasicolus*), vilket antas bero på att parken kan utgöra ett skydd mot predatorer.

Individuell uppehållstid och beteendemönster undersöktes för tunga (*Solea solea*) och torsk (*Gadus morhua*) år 2008 (Winter m.fl. 2010). Detektionsstationer installerades på havsbotten och 40 fiskar av varje art förseddes med transmittorer. En del av den yngre torskpopulationen visade sig spendera långa perioder i vindparksområdet, det är dock oklart om det berodde på skillnader i beteende mellan unga och vuxna fiskar eller på grund av vindparkens ”unga” ålder. Om en utveckling eller kolonisering av en bofast population av vuxna fiskar hade skett kunde inte avgöras.

6.3.3 Fisk kopplad till trålning och trålningsskydd

Särskilda studier utfördes för tobis (*Ammodytidae*) vid **Horns rev 1** (Leonhard m.fl. 2011), och resultatet indikerar att byggnation av vindparken kan ha haft en positiv påverkan på arten i effektområdet under en kort period (ett år efter byggnation), men ingen effekt kunde detekteras efter en längre period (7 år efter byggnation). En ökad förekomst av tobis i effektområdet ett år efter byggnationen berodde främst på en ökning av unga fiskar. Detta kan eventuellt förklaras av en mindre frekvensökning av sedimentpartiklar eller förändrad förekomst av predatorer, vilket kan ha varit en temporär effekt under byggfasen (till exempel buller från pålningsarbetet kan ha resulterat i undvikandebeteende bland fiskar, inkl. predatorer såsom torsk). Studien indikerar att vindparker varken utgör ett hot eller en fördel för tobis i kustnära områden dominerat av större tobis. Förbud mot fiske inne i vindparksområdet och en kumulativ effekt av flera vindparker liknande marina skyddade områden kan vara fördelaktigt för rekrytering av större tobis via rehabilitering av störda havsbottnar. Men ingen effekt från förändrat fisketryck detekterades i denna studie på grund av lokaliseringen av kontrollområdet vilket inte var utsatt för intensiv trålning varken före eller efter etableringen av Horns Rev 1.

Fisk vid **Prinses Amalia** vindpark undersöktes med avseende på effekter från trålningsförbud på bottenlevande och bottennära fisk. Förväntade effekter ansågs vara att parken utgör ett skydd mot fiske, vilket kan leda till ökad överlevnad och i förlängningen ett ökat antal individer och fler stora fiskar (van Hal 2013, 2014). Bottenlevande fisk (här sjötunga *Solea solea*, rödspätta *Pleuronectes platessa*, sandskädda *Pleuronectes limanda*, piggrvar *Scophthalmus maximus*, skrubbskädda *Platichthys flesus* och slätvar *Scophthalmus rhombus*) undersöktes genom bottenrålning (beam trawl) inom parken i oktober 2013 (van Hal 2014). Insamlade data jämfördes med data från det nederländska övervakningsprogrammet för bottenlevande fisk 2004–2013. 27 arter fångades inom parken och alla återfanns även i data från det nationella övervakningsprogrammet. Resultaten visar att andelen stor fisk

var större inom parken än utanför. Artsammansättningen var den samma inne i och utanför parken, men resultaten gällande fiskarnas storlek antyder att hypotesen om ökad överlevnad och större individer inom parken stämmer.

Bottennära fisk (här strömming *Clupea harengus*, skarpsill *Sprattus sprattus*, makrill *Scomber scombrus*, torsk *Gadus morhua*, kolja *Melanogrammus aeglefinus*, vitling *Merlangius merlangus*, vitlinglyra *Trisopterus esmarkii* och gråsej *Pollachius virens*) undersöktes genom bottentrålning (benthic otter trawl) 2013 (van Hal 2013), och data jämfördes med data från ICES internationella bottentrålningsundersökningar de senaste tio åren (2004–2013). Begränsningar i data ledde till att inga tillräckliga analyser kunde utföras för att avgöra om en effekt av vindparken fanns eller inte. De analyser som gjordes visade dock inga skillnader mellan artantal eller fångst per ansträngning (CPUE) inom parken och utanför. 17 fiskarter fångades i vindparken, och alla dessa återfanns också i befintlig tråldata från området. Den skarpsill och strömming som fångades inom vindparken var större än utanför parken, men eftersom data var så begränsat kunde inga slutsatser om detta dras. Författarna anser det mer troligt att detta beror på slump än en effekt av vindparken. Endast en torsk fångades inom parken, vilket skiljer sig från resultat från andra parker där en positiv effekt för torsk har setts genom att de attraheras av fundamenten (van Hal m.fl. 2012). Dock utfördes fisket en bit från själva fundamenten, i de sandigare delarna mitt i parken. Data skiljer sig heller inte från de nationella trålningsdata där antalet torsk i området också är lågt. Resultaten från parken visar även på en viss positiv effekt för tobiskung (*Hyperoplus lanceolatus*), som till stor del lever nedgrävd i sedimenten. Arten skulle kunna gynnas av den skyddade miljö som parken utgör, men data är för begränsad för att dra några slutsatser om detta. Det generella antagandet att parken skulle utgöra ett skydd för fiskarter och att antal och storlek skulle öka inom parken varken stöds eller förkastas av resultaten från denna studie. Dock poängterar författarna att data är för begränsad för att dra några statistiskt säkerställda slutsatser.

6.3.4 Vandrande fisk

Eventuell påverkan från elektromagnetiska fält på ålens (*Anguilla anguilla*) vandringsmönster analyserades vid Lillgrund (Bergström m.fl. 2013), men ingen tydlig effekt kunde noteras eftersom det är svårt att särskilja denna påverkan från exempelvis förändringar i ljudbilden. Ålens vandringshastighet visade inget linjärt samband med storleken på produktionen i parken, men författarna hänvisar till kunskapsbrist gällande effekter av elektromagnetiska fält på vandrande fisk. Eventuellt undvikandebeteende för pelagisk fisk (sill) undersöktes vid Lillgrund genom att analysera fångststatistik från det svenska yrkesfisket (Bergström m.fl. 2013). Resultaten från studien indikerar att Lillgrunds vindkraftspark kan ha påverkat sillens (Rügensillens) vandring, men andra faktorer kan även ha bidragit vilket gör det svårt att påvisa tydliga orsakssamband.

Studier över blankålsvandring utfördes vid **Kårehamns** vindkraftpark år 2011 och 2013 (Stenqvist m.fl. 2014). 20 ålar (*Anguilla anguilla*) märktes och släpptes vid fem tillfällen ungefär samma tid på året och dygnet för båda åren, och studerades sedan genom s.k. passiv akustisk telemetri. Resultaten från studierna tyder inte på något bestämt vandringsstråk över området. Inga effekter av vindkraftparken på varken ålens vandringsmönster eller vandringshastighet kunde hittas vid jämförelse mellan baslinjen 2011 och driftsfasen 2013. Författarna konkluderar dock att det är viktigt att ha i åtanke att studien bygger på data från endast två år och att resultatet troligen påverkas av andra faktorer (till exempel väder och strömförhållanden) än enbart vindkraftsparken. Slutsatsen dras att det inte är troligt att ålens vandring påverkas av vindkraftsparken vid låg produktion (< 20 % av teoretisk maxproduktion). Data från tidsperioder med kraftigare vindförhållanden och hög produktion (> 50 %) i vindkraftsparken är begränsad, vilket gör det svårt att uttala sig om eventuell påverkan vid högre produktionsförhållanden.

6.3.5 Elkänslig fisk

Elkänslig fisk undersöktes längst kabeldragningen för **Robin Rigg** (Walls m.fl. 2012, 2013) och förekomsten av broskfiskar var generellt låg, med endast 43 individer under hela studieperioden (80 trålningar). Ingen signifikant skillnad hittades mellan övervakningsåren.

Påverkan från elektromagnetiska fält på fisk vid parken **Burbo Bank** diskuteras övergripande i kontrollprogrammet från 2008 (CMACS 2008). Det maximala värdet för inducerad ström vid Burbo Bank beräknas vara lägre än 100µV/m. Över denna gräns är det teoretiskt möjligt att hajar och rockor kan påverkas. Slutsatsen dras att påverkan från elektromagnetiska fält på arter såsom hajar, rockor och ålar troligen är liten, även om det finns vissa kunskapsluckor. Dessa arter inkluderas därför i övervakningen av fisk och studien av elektromagnetiska fält anses vara avslutat. Den eventuella kopplingen mellan elektromagnetiska fält och evertebrater undersöks inte alls inom kontrollprogrammet.

I undersökningarna av fisksamhället vid **Barrow** (BOWind 2008b) hänvisar författarna till undersökningarna vid Burbo Bank (CMACS 2008), som visar att effekterna från elektromagnetiska fält troligen är låg i denna region. Författarna konkluderar därför att ingen revision av kontrollprogrammet för Barrow behövs.

6.4 Marina däggdjur

Nedan presenteras identifierade miljöeffekter för tumlare och säl i granskade kontrollprogram. Majoriteten av kontrollprogram fokuserar på påverkans-typen *undervattensljud*, men även *förlust/tillkomst av habitat* och *mänsklig störning*.



Bild 7. Gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Stockholms skärgård (foto: Nicklas Wijkmark, AquaBiota Water Research).

6.4.1 Tumlare

UNDERVATTENSLJUD – ANLÄGGNING OCH DRIFT

Tumlare (*Phocoenidae*) vid **Horns rev 1** undersöktes före, under och efter byggnation med s.k. tumlardetektorer, T-PODs (Tougaard m.fl. 2006a). T-POD-data visade ingen signifikant minskning i förekomst i området i helhet under byggnation. Den enda signifikanta skillnaden mellan perioder var mellan semi-drift och drift, mätt i porpoise-positive-minutes (PPM). PPM nådde lägsta medelvärdet under hela övervakningsperioden under semi-drift. Inga starka slutsatser bör dras baserad på denna observation då det finns relativt stora luckor i tidsserierna vid T-POD inspelningarna, speciellt under baslinje och byggnationsfasen. Trots att kontrollprogrammet fokuserade på att detektera övergripande effekter av byggnation och drift av vindparken på tumlare, var det ändå möjligt att dokumentera effekter för en enskild aktivitet: pålning. T-POD data indikerar att tumlare lämnade hela Horns Rev-området, eller ändrade sitt akustiska beteende som svar på impulsljudet från pålningsarbetet. Resultaten indikerar således en allmänt svag effekt av byggarbetet på tumlare, med mer specifika effekter kopplade till pålningsarbeten. Under det första året av drift återvände tumlarantalet till samma nivåer som vid baslinjestudien. Det finns inga indikationer för att driften av vindparken skulle ha någon effekt på tumlare.

Tumlare vid Horns rev 1 inventerades också från båt (Tougaard m.fl. 2006a). Slutsatserna från båtundersökningarna är svaga, men överensstämmer med T-POD resultaten. Data från båtobservationerna indikerar en svag negativ lokal effekt av vindparken under byggarbetet, men annars inga dramatiska förändringar. Data från både T-POD- och båtstudierna i helhet indikerar fler tumlare i området under driftperioden jämfört med någon annan studieperiod inklusive baslinjen. De två dataseten är helt oberoende och därmed styrks slutsatsen avsevärt: en svag minskning av förekomst av tumlare under byggnation och semi-drift och ingen eller icke signifikanta skillnader i distributionen mellan vindparken och referensområdena vid den operativa vindparken, vid jämförelse med baslinjeperioden.

Resultaten för tumlare vid **Horns rev 1** analyserades tillsammans med resultat från övervakningen vid **Nysted 1** mellan 1999 och 2005 (Teilmann, m.fl. 2006a). En tydlig minskning av ekolokaliseringsaktivitet av tumlare påvisades vid Nysted under byggnation och drift av vindparken. Effekten varade efter två år av drift, men med indikation på en långsam, gradvis återhämtning. En tydlig men kortlivad effekt av pålning observerades med större effekt vid Nysted 1 (flera dagar) än Horns Rev 1 (timmar). Vid Nysted, ett område med lägre tumlartäthet, påvisades starka negativa reaktioner under byggfasen, då djuren lämnade vindparksområdet nästan helt och hållet. Referensområdet 10 km bort verkade också påverkas. Liknande reaktioner som för Horns Rev i akustisk aktivitet observerades under pålningsarbeten. Återhämtning från pålning tog signifikant längre tid vid Nysted 1 än vid Horns Rev 1. Efter två års drift hade tumlaraktiviteten i referensområdet återgått till baslinjenivåer, men aktiviteten i vindparksområdet var fortfarande lägre än väntat. En förklaring kan vara att området vid Nysted är ett mindre viktigt habitat för tumlare jämfört med Horns Rev och att konkurrens om föda således är större vid Horns rev. Vid Nysted har tumlare inte nödvändigtvis ett stort behov av att söka efter föda i ett område med störningar. Tumlare runt Nysted är inte speciellt intresserade av området och undviker eller simmar runt platsen om det förekommer störningar. En annan förklaring är att Nysted är beläget i ett relativt skyddat område, medan Horns Rev har en högre exponering för vågor och vind med högre bakgrundsljud som följd. Den relativa ljudnivån från turbinerna är därmed högre och hörbar för tumlare på längre avstånd vid Nysted än vid Horns Rev. Sammanfattningsvis visar resultaten på a) starka reaktioner på pålning vid båda parker, b) svaga reaktioner för hela konstruktionsfasen vid Horns rev 1, c) starka reaktioner för hela konstruktionsfasen vid Nysted 1, d) ingen reaktion i driftsfasen vid Horns rev 1 och e) att den starka reaktionen vid Nysted 1 kvarstår två år efter konstruktionen, men med viss antydan till återhämtning.

Vid Nysted 1 utformades kontrollprogrammet för att se om djuren undvek vindparksområdet under byggnations- och driftperioden. Därmed är det inte möjligt att avgöra vilken specifik faktor såsom buller, närvaron av turbiner, båttrafik eller förändrad tillgänglighet på föda/bytesdjur som bär ansvaret för de observerade effekterna. Det enda undantaget är pålningsarbetet där signifikant effekt observerades för tumlare. Det är sannolikt att den viktigaste negativa effekten på tumlare var en kombination av störning från olika byggnationsaktiviteter, inklusive båttrafik, med associerat undervattensljud, såväl som störning på havsbotten med resuspension av sediment m.m. Sekundära effekter, där arter av bytesfiskar avskräcktes av byggnationsaktiviteter är också möjliga. Det finns inga tydliga förklaringar till den långsamma återhämtningen vid Nysted 1 och varför liknande effekt inte observerades vid Horns Rev 1. Huruvida skillnad i byggnationsmetoder mellan de två vindparkerna (pålade fundament vid Horns Rev och gravitationsfundament vid Nysted) påverkade tumlare på olika sätt är okänt.

Vid **Nysted 2** undersöktes en potentiell minskad förekomst av tumlare i området med autonomisk akustik (T-PODs) (Teilmann m.fl. 2012). Ingen förändring i ekolokaliseringsaktivitet sågs för området mellan baslinjestudien och driftsfasen. Ingen skillnad sågs heller jämfört med de tre referensområdena, det vill säga eventuella förändringar var liknande för alla områden. Det fanns heller ingen signifikant skillnad i tumlaraktivitet kopplat till ljudnivå, vilket troligen kan förklaras av att ljuden från vindparken maskeras av den generellt höga ljudnivån i området, eller att ljuddetektorerna var placerade vid ett avstånd på 350 – 450 m mellan vindturbinerna. Inga kumulativa effekter hittades vid analys av data från **Nysted 1 och 2**. Den gradvisa återhämtningen av tumlare vid Nysted 1 verkade oberoende av konstruktionen av Nysted 2. En liknande effekt som den vid Nysted 1 förväntades vid Nysted 2, och det finns ingen tydlig förklaring till den uteblivna effekten. Författarna spekulerar kring betydelsen av ökade ljudnivåer eller förändringar i födotillgång under baslinjen. En förklaring kan även vara att tumlarförekomsten redan var låg i området, möjligen på grund av en barriäreffekt av Nysted 1 som kan ha påverkat tumlarnas förflyttning längst kusten i östvästlig riktning.

Tumlare vid **Horns rev 2** följdes upp under anläggningsfasen med avseende på de förväntade effekterna undvikandebeteende under pålningsarbete och minskat antal djur i närområdet under byggfas (Brandt m.fl. 2009). För att kunna bestämma den temporala och spatiala skalan vid vilken en effekt är märkbar använde man sig av passiv akustisk övervakning för detektion av ekolokaliseringssklick från tumlare (T-PODs). Undersökningsperioden inkluderade en månad av baslinjestudier innan pålningsarbeten påbörjades och fyra månader under vilka pålning utfördes nästan kontinuerligt. Resultaten visar att procenten av PPM/dag minskade från baslinjeperioden till pålningsperioden vid T-POD:arna nära byggplatsen, medan ingen effekt eller en liten ökning påvisades på längre avstånd. Den relativt långa återhämtningsperioden nära byggområdet var nästan lika lång som tidsperioden mellan pålningsaktiviteterna, vilket resulterade i att tumlaraktiviteten och möjligen densiteten minskade nära byggplatsen under de fem månader som pålning ägde rum. Författarna drar dock slutsatsen att tumlartätheterna i området kunde förväntas återgå till normala nivåer en till två dagar efter avslutad byggnationen. Perioderna där tumlare undvek området var betydligt större än för Horns rev 1 och än vad som förväntades enligt miljökonsekvensbeskrivningen för Horns rev 2, medan geografiska skillnaden var betydligt mindre. Detta mönster kan bero på skillnader i topografi och således ljudtransmission mellan områdena, eller olika lämpliga habitat. Riskreducerande åtgärder, där man använde sig av skrämselanordningar för att hålla djur borta från området, där fysisk skada kan inträffa, verkar ha varit ett lyckat grepp. Baserat på ljudmätningar nära anläggningsplatsen kan skada ha skett på ett avstånd upp till 2 km. Inga djur detekterades närmare platsen än 3 km, vilket kan visa på att de riskreducerande åtgärder som vidtogs var effektiva.

Tumlare vid **Sprogø** undersöktes med tumlardetektorer mellan åren 2008 och 2010 (före, under och efter konstruktion) med avseende på förlust/tillkomst av habitat, och den förväntade effekten att förekomsten av tumlare

i området skulle minska (Tougaard och Carstensen 2011). Studien visar en stor och stabil förekomst av tumlare i centrala Stora Bält, vilket överensstämmer med flera andra studier där olika metoder har använts. Ingen statistisk signifikant effekt av vindparken på förekomsten av tumlare kunde påvisas. Vindparken är relativt liten och ingen pålning har skett under byggnationen (gravitationsfundament). Vidare kan andra mänskliga aktiviteter som genomförts tidigare i området ha medfört störningar som påverkat förekomsten av tumlare. Det är därmed svårt att dra slutsatser huruvida vindparken i sig bidragit till resultatet. Vissa djur kan ha tidigare erfarenhet av byggarbeten och hållit sig borta från området av ren vana då störningsnivån (från till exempel båttrafik, bottentrålning) och bakgrundsljudnivån generellt är ganska hög i området.

Tumlare undersöktes vid **Thornton Bank** (Haelters m.fl. 2012) med passiv akustisk övervakning (PAM) och flyginventering. Tumlartätheterna var höga i området när Belwind anlades. Flygundersökningar resulterade i en uppskattad (modellerad) störning på ca 22 km (2000 till 3800 tumlare). Detta bekräftades av noll tumlardetektioner nära pålningsplatsen direkt efter pålningsstart. Tolv till 14 timmar efter pålningsavslut återvände tumlare tillfälligt till området. Efter andra pålningstillfället sågs i princip ingen sådan återkomst. Författarna diskuterar kring huruvida pålningen är den enda förklaringen till tumlarnas ändrade utbredningsmönster, eller om båttrafik i området spelar in (kan ha skrämt bort tumlare redan innan pålningen startade). Tumlarna återvände till området någon dag efter avslutat pålningsarbete.

Vid **Egmond aan Zee** undersöktes direkt död av tumlare från pålningsljud i anläggningsfasen genom studier av strandade tumlare i området (Leopold och Camphuysen 2008). Författarna poängterar att frågeställningen är komplex, och använde sig av två typer av tillvägagångssätt. I den första studien analyserades antalet strandade tumlare i området (troligt "impact area" för vindparken) genom en jämförelse av tidigare data, samt data från omkringliggande områden. I den andra studien analyserades de strandade tumlarnas inneröron för att se eventuella skador, relaterat till referensområden och tumlare som samlats in tidigare. På grund av innerörats känsliga morfologi drogs slutsatsen att organet kan ha skadats av nedfrysning och tining inför analysen, och inga tydliga slutsatser kunde dras. I kombination med resultaten från analysen av strandade tumlare, och det faktum att pålningen ägde rum under sommarmånaderna när tumlartätheterna i området är låga, samt att pålning föregicks av riskreducerande åtgärder ("pinger"), drogs slutsatsen att pålning i anläggningsfasen av vindparken inte bidragit till någon signifikant ökning av tumlarnas dödlighet.

Ingen övervakning gällande påverkan på tumlare under anläggningsfasen utfördes under denna delstudie (Scheidat m.fl. 2012), men tidigare studier har visat effekt (Horns rev till exempel). Resultaten från Egmond aan Zee tyder dock på att ingen påverkan skett (vilket anses osannolikt med tanke på likheterna med Hons rev) eller att tumlarna återhämtade sig relativt snabbt. Författarna hänvisar även till möjligheten att tumlare i området kan ha påver-

kats negativt av konstruktionen av den närliggande parken **Prinses Amalia** (ca 9 km) under tidsperioden 2006–2008, och därför hittats inom Egmond aan Zee. Men detta undersöks inte närmare.

Potentiell förändrad förekomst och utbredning av tumlare vid **Robin Rigg** undersöktes genom observationer av individantal och arter från båt (Canning m.fl. 2013). Alla undersökningar gjordes i samband med de fågelstudier som utfördes i området där totalt tio transektlinjer seglades vid vilka man gjorde observationer. Ingen baslinjestudie utfördes innan parken byggdes. Studier under byggfasen påbörjades 2008 och fortsatte varannan månad fram till år 2010. Under driftsfasen utfördes studier en gång i månaden under två års tid (2010–2012). Insamlade observationsdata för tumlare är komplex, och djupare analyser pågick vid rapporttillfället (2013). Resultaten tyder initialt på att tumlare undvek området under anläggningsfasen, men har sedan ökat i antal under driftsfasen.

UNDERVATTENSLJUD – ENDAST DRIFT

Tumlare vid **Horns rev 1** och **Nysted 1** i driftsfas undersöktes med tumlar-detektorer under två år (Diederichs m.fl. 2008). Vissa skillnader i utbredningsmönster för tumlare mellan dag och natt noterades för båda parkerna, vilket antas bero på fiskars utbredningsmönster vid turbinerna. Resultaten tyder på att vindparkerna i drift smälter samman med tumlarnas habitat och verkar inte frambringa någon tydlig reaktion.

För att undersöka om driften av vindparken **Egmond aan Zee** har påverkat förekomsten av tumlare i området utfördes undersökningar under baslinjestudien 2003–2004 (T_0) och under perioden 2007–2009 (T_1) (Scheidat m.fl. 2012). Studien visar att tumlarobservationer är väldigt väderberoende, och att det bästa sättet att följa upp tumlare kopplat till havsbaserad vindkraft är genom akustisk övervakning med T-PODs. Tumlare undersöktes med permanent utplacerade T-PODs som samlade in data dygnet runt. Undersökningen följde s.k. BACI-design, och resultaten jämfördes mellan de båda studietillfällena och med närliggande referensområden. Resultaten visar på en stor säsongsvariation i tumlarförekomster, med fler djur under höst/vinter/vår än under sommarmånaderna, för båda undersökningsperioderna. Tumlarförekomsterna ökade mellan T_0 och T_1 för alla stationer vilket stämde överens med en ökad förekomst av tumlare i det nederländska kustområdet under samma tid. För T_0 (före byggnation) fanns ingen rumslig skillnad i förekomst av tumlare mellan vindparksområdet och de två referensområdena. Vid den uppföljande undersökningen (T_1) hade dock en förändring i utbredningsområde skett mellan vindparken och referensområdena. Högre akustisk aktivitet noterades inom vindkraftsparken än utanför, vilket troligen är kopplat till en ökad förekomst av tumlare i området. Orsaken bakom ökningen av tumlare i vindparken kunde inte fastställas, men kan kopplas till en ökad födotillgång via reveffekt från fundamenten och fiskeförbud inne i vindparken. Den ökade akustiska aktiviteten inne i vindparken är i motsats till resultat från andra havsbaserade vindparker. Detta tyder på att resultat från en vindpark

inte nödvändigtvis kan appliceras på eller stämmer överens med resultaten för andra vindparker lokaliserade i olika områden. T-POD resultaten visar ett starkt och signifikant säsongsmönster i ekolokaliseringsaktivitet hos tumlare för alla fyra indikatorer. De flesta akustiska mätningarna spelas in under vintermånaderna (dec-mars) och få under sommaren (nästan inga detektioner alls i maj och juni). Säsongstrenden är generellt likadan mellan baslinjestudien och effektstudien. Mönstret skiljer sig från områden norrut såsom den Tyska bukten och Horns Rev där de högsta densiteterna observeras under sommar-månaderna.

Tumlar undersöktes i driftsfasen inom vindparken **Prinses Amalia** och i ett referensområde 5,5 km norr om parken med tumlardetektorer (CPOD) mellan september 2009 och september 2010 (van Polanen Petel m.fl. 2012). Två detektorer placerades inom parken och två inom referensområdet. Resultaten visar en högre aktivitet i mars och december och minst aktivitet under april-maj. En GAMM-modell användes för att jämföra data mellan områdena, och resultaten visar ingen skillnad i akustisk aktivitet mellan områdena, vilket tyder på ingen effekt av parken i driftsfas. Dock finns ingen information (data) kring marina däggdjur innan eller under byggnation.

Gällande undervattensljud vid **Kentish Flats** så bekräftar resultaten i kontrollprogrammet antagandena från miljökonsekvensbeskrivningen (Vattenfall 2009) där effekten av driftljud väntades vara av en så pass liten magnitud att inga signifikanta effekter skulle förekomma på varken fisk eller marina däggdjur. Ljudnivån från vindkraftparken beräknas öka bakgrundsljudet i området med maximalt 3 dBht, vilket anses vara så lågt att inga effekter på marina arter är troliga (Vattenfall 2009).

Gällande undervattensljud i driftsfasen vid vindpark **Barrow**, uppmättes värden på mellan 112,4 och 135,3 dB re. 1 µPa under mätperioden 2006–2007 (BOWind 2008c). Undersökningen konkluderar att det förekom en marginell ökning av lågfrekvent ljud vid enskilda vindturbiner. Ljudet kunde detekteras upp till ett avstånd på ca 600 m från källan. Utanför denna gräns på 600 m anses ljudet vara likvärdigt med bakgrundsnivån för undervattensljud i denna region. Resultaten jämfördes med hörseltröskeln för marina arter i området, och slutsatsen drogs att det är osannolikt att den relativt låga ljudnivån från vindkraftparken skulle kunna leda till beteendeförändringar (undvikande-beteende) hos fisk eller marina däggdjur i regionen. Den relativt högre ljudnivån i och omkring vindkraftparken anses vara inom gränserna för naturlig variation inom denna typ av grunda havsområden.

6.4.2 Säl

MÄNSKLIG STÖRNING

För de svenska parkerna finns endast kontrollprogram för marina däggdjur vid **Bockstignens** vindkraftpark. Kontrollprogrammet från 1997 gäller främst uppföljning av påverkan på säkolonierna vid Näsrevet och Killingholm. Påverkan antas främst uppkomma i samband med anläggningsarbetet, men författarna påpekar att uppföljning även bör ske åren efter anläggning för

att undersöka eventuell påverkan från servicearbeten och drift av vindkraft-parken. Uppföljningen utgörs främst av sälobservationer (säl i vatten och på land) och dokumentation av detta och en rad tillhörande parametrar, så som störningens intensitet. Månaden innan påbörjat anläggningsarbete skulle observationer utföras tre gånger i veckan. Från och med en vecka innan anläggning skulle observationer ske varje dag i ca två månader framöver, till arbetet anses avslutat. Efter anläggningsfasen skulle observationer utföras en gång per vecka under den isfria delen av året, fram till sommaren 1999.

Resultaten från uppföljningen av gråsäl vid Bockstigen tyder på en lägre förekomst av gråsäl (*Halichoerus grypus*) under delar av 1997 och 1998 (Sundberg och Söderman 1999). Det är inget som pekar på att vindparken skulle vara orsaken till detta, utan snarare olika väderfaktorer så som hård vind från vissa håll, samt ogynnsamma vattennivåer. Korttidseffekter sågs dock relaterat till mänsklig påverkan, som till exempel båt- och helikoptertrafik (delvis direkt kopplat till parken). Antalet gråsäl i området minskade temporärt och sälarna blev mer rastlösa. I studien sågs även ett skifte i användningen av de två olika tillhållningsplatserna, vilket troligen beror på störningseffekter. Störning från mänsklig aktivitet anses således vara ett potentiellt hot mot säl, särskilt vid återkommande störning där sälarna inte hinner återhämta sig eller återvända till sin tillhållningsplats.

UNDERVATTENSLJUD

Resultat från uppföljning av säl vid **Bockstigen** användes tillsammans med resultat från två andra parker, Middelgrunden och Vindeby i Danmark, för att undersöka påverkan av undervattensljud från tre olika turbintyper på knubbsäl (*Phoca vitulina*) och vanlig tumlare (*Phocoena phocoena*) i driftsfasen (Tougaard m.fl. 2009). Hörbarheten var låg för tumlare ca 20–70 meter från fundamentet, medan hörbarheten för knubbsäl sträckte sig från <100 meter upp till flera kilometer. Beteendepåverkan anses osannolik för tumlare, förutom om de befinner sig väldigt nära fundamenten. Beteendepåverkan på knubbsäl kan inte uteslutas för avstånd på några hundra meter. Författarna drar dock slutsatsen att det är osannolikt att ljudet skulle nå skadliga nivåer på något avstånd från turbinen. Det anses även osannolikt att ljudet från turbinerna skulle maskera sälars och tumlars akustiska kommunikation.

I kontrollprogrammet för säl vid **Scroby Sands** (Skeate och Perrow 2005) jämfördes sälobservationer (flygfoto) från 2004 och 2005 med baslinjestudier genomförda 2002 och 2003. Kontrollprogrammet avslutades 2005. Vindkraftparken ligger ca 2 km norr om ett område som används av både knubbsäl (*Phoca vitulina*) och gråsäl (*Halichoerus grypus*). Resultaten visar att artsammansättningen i området ändrades signifikant mellan åren, med mer gråsäl i området 2004 jämfört med 2003, och 2005 jämfört med 2002 och 2003. Detta förklaras med en nationell populationsökning, samt en stark fortplantningssäsong 2003. Gällande knubbsäl så noterades en signifikant minskning av förekomst för knubbsäl i området mellan 2004 och 2002, samt minskad reproduktionsframgång 2004. Ingen signifikant skillnad hittades

dock mellan data från 2005 jämfört med 2002 och 2004, vilket indikerar att nedgången var temporär. Dock minskade antalet observationer av knubbsäl över tid, vilket kan bero på en rad olika faktorer, så som naturlig variation (nationell nedåtgående trend på grund av sjukdom eller kumulativa effekter av atropogen påverkan), konkurrens med gråsäl, ökad båttrafik eller påverkan från stormar på kutarnas överlevnad under reproduktionsperioden. Författarna rekommenderar fortsatt övervakning av knubbsäl i området, för att se om populationen återhämtar sig.

En artikel följer upp sälarna vid **Scroby Sands** (Skeate m.fl. 2005, 2012). Artikeln fastställer en signifikant nedgång i sälobservationer i området. Multi-variata analyser pekar på att nedgången inte är kopplad till miljömässiga faktorer eller populationstrender. Författarna drar slutsatsen att nedgången beror på pålning i anläggningsfasen, och att knubbsälen (*Phoca vitulina*) har haft svårt att återhämta sig på grund av dess känslighet mot fartygstrafik, samt konkurrens med gråsäl (*Halichoerus grypus*) i området.

Säl i vid **Horns rev 1** undersöktes genom satellitletometri (Tougaard m.fl. 2006b). Satellitspårarna visade inga tecken på avskräckande effekt under byggarbetet vid en skala av 10 km, vilket är inom vidden för satellitspårningens noggrannhet. Inga negativa effekter observerades då vindparken sattes i drift, men metoden medför begränsningar som kräver att eventuella effekter måste vara stora för att kunna avläsas. Sälarna befann sig inne i vindparksområdet under driftperioden, men på grund av metoden som användes kunde man inte dra några slutsatser angående effekter på individens beteende. Inga slutsatser kunde heller dras angående effekter på sälarna av vindparken. Det innebär inte att inga effekter existerade, men på grund av begränsningarna i de metoder som användes, skulle effekterna behövt vara väldigt påtagliga för att kunna detekteras i data. Sälarna observerades konsekvent vid nästan alla undersökningar, men alltid i låga antal, vid ett fåtal fall observerades fler än 10 individer/dag. Då inga vuxna gråsäl (*Halichoerus grypus*) observerades, antog man att alla observationer utgjordes av knubbsäl (*Phoca vitulina*). På grund av det låga antalet observationer och den stora variationen mellan observationsundersökningarna, gjordes inget statistiskt test av skillnad i rumslig utbredning. Visuella observationer av säl från båtundersökningarna visade att sälarna observerades inne i vindparksområdet i ungefär samma antal som för omgivande vatten. Ett undantag var under byggperioden vår och sommar 2002, då färre sälarna observerades inne i och i vindparkens direkta närområde. Inga observationer gjordes inne i vindparken under dagar då pålningsarbete pågick. Sälarna höll sig sannolikt borta från byggplatsen på grund av de höga undervattensljud som genererades av pålningsarbetet. Då väldigt få sälarna observerades och på grund av variation i observationer mellan undersökningarna gjordes inga statistiska tester på skillnader i rumslig utbredning. Övervakningsprogrammet för säl i Horns rev-området är en del av ett stort övervakningsprogram som täcker alla viktiga aspekter av miljöpåverkan av två vindparker, Horns Rev och Nysted. Sälövervakning nämns inte i dokumentet "Förslag till kontrollprogram" (ur MKB:n för Horns Rev 1, år 2000).

En viss del av området kring **Nysted 1** ingår i sälarnas födosöksområde. Ingen generell förändring i beteende till havs eller på land kunde kopplas till vindparken (Teilmann m.fl. 2006b). Den enda effekten som detekterades på land var en minskning av vilande sälar under pålningsarbetet vid Nysted 1. Båtttransekter (observationer) vid Horns Rev vindpark styrker denna observation, då inga sälar observerades i vindparken under pålningsarbeten.

Ingen förändring i distributionshastighet (sälar som flyr till vattnet) sågs mellan baslinje- byggnation- och driftperioderna. Antalet sälar på land ökade 12,5 % från baslinjen till byggperioden. Sälar observerades under både baslinje och byggperioden vid 5 av 12 månader. Under byggnationsåren 2002–2003 observerades en signifikant minskning av antalet sälar på land mellan april 2002 till april 2003, medan data från maj, juni och juli visade en ökning från 2002 till 2003. Inga signifikanta skillnader påvisades i augusti. Resultaten tyder på att byggnationen av vindparken ca 4 km bort från sälreservatet generellt hade ingen eller en väldigt liten effekt på förekomsten av sälar på land. Slutsatsen att gråsäl (*Halichoerus grypus*) flyttar mellan en rad olika platser innebär att de kan välja alternativa tillhållningsplatser och födoområden när störning pågår. Knubbsäl (*Phoca vitulina*) däremot rörde sig endast mellan Nysted och de andra tillhållningsplatserna vid en lagun norr om vindparksområdet, vilket tyder på att de inte använder alternativa tillhållningsplatser.

Potentiell förändrad förekomst och utbredning gråsäl (*Halichoerus grypus*) vid **Robin Rigg** undersöktes genom observationer av individantal och arter från båt (Canning m.fl. 2013). Alla undersökningar gjordes i samband med de fågelstudier som utfördes i området där totalt tio transektlinjer seglades vid vilka man gjorde observationer. Ingen baslinjestudie utfördes innan parken byggdes. Studier under byggfasen påbörjades 2008 och fortsatte varannan månad fram till år 2010. Under driftsfasen utfördes studier en gång i månaden under två års tid (2010–2012). Antalet gråsäl var lågt för alla studietillfällen, och ingen ingående analys av data var därför möjlig.

En studie undersökte antal och utbredning av knubbsäl (*Phoca vitulina*) i Nederländerna i relation till olika miljöfaktorer (naturliga och antropogena) och vindparken **Egmond aan Zee** (Brasseur m.fl. 2012). Studien använde sig av en stor mängd data (sälobservationer och märkning, telemetri, av sälar) för att skapa en modell över vilka habitat sälarna föredrar. Resultaten visar att sälarna (alternativt sälarnas byten) föredrar områden nära tillhållningsplatser, relativt grunda områden, samt sediment med lågt lerinnehåll. Två kartor togs fram – en för relativ förekomst, och en för potentiella födosöksområden. Syftet med studien var delvis att undersöka effekter av Egmond aan Zee på knubbsäl i området. Tre huvudsakliga resultat presenteras: 1. Sälar är mindre vanliga nära fartygsaktivitet (endast stora fartyg finns med i analysen), 2. Pålning av fundamenten kan ha påverkat sälarnas utbredning (inga märkta sälar närmade sig området under denna tid) och 3. Effekten från vindparken i drift kunde inte definieras tydligt av denna studie (de märkta sälarna utökade sin utbredning mot vindparksområdet igen efter anläggningsfasen). I tillägg till punkt två konkluderar författarna att sälarna norr om anläggningsplatsen

höll sig på ett avstånd av ca 40 km från pålningsaktiviteten, vilket inte överensstämmer med Kastein m.fl. (2006) där sälar förväntas reagera på pålning på upp till 80 km. Norr om Egmond aan Zee finns dock en stor sandbank som författarna föreslår kan ha fungerat som en ljudbarriär, men de hänvisar till att ytterligare studier behövs. Söder om anläggningsplatsen höll sälarna sig på ett avstånd på ca 120 km.

6.4.3 Riskreducerande åtgärder – undervattensljud

Vid flera vindkraftparker har riskreducerande åtgärder vidtagits i anläggningsfasen för att försöka minimera påverkan på marina däggdjur vid pålning av fundamenten. Vid både **Horns rev** och **Nysted** vidtogs riskreducerande åtgärder för att skydda sälar och tumlare från pålningsljud (Leonhard m.fl. 2006a, Teilmann m.fl. 2006). Åtgärderna bestod först i en så kallad ”ramp up procedure” där pålningsstyrkan ökas gradvis för att ge djuren i området en chans att fly innan högre pålningsstyrkor nås. Senare användes främst tumlar- och sälskrämmor s.k. ”pingers”. Vid **Egmond aan Zee** utfördes den största delen av byggnationen under sommaren när tumlartätheten i området är låg (Leopold m.fl. 2008). Under byggnation användes även både ”ramp up procedure” och tumlarskrämmor. Vid **Robin Rigg** användes både tumlar- och sälskrämmor, samt ”ramp up procedure”. Vid pålningen hölls även utkik efter marina djur för att kunna avbryta pålningen tills djuren lämnat området. För övriga parker är det oklart om riskreducerande åtgärder vidtogs, och vilka det i så fall var.

6.5 Fågel

Fågel är den mest undersökta organismgruppen i sammanställda kontrollprogram, särskilt i svenska områden. Kontrollprogrammen för fågel fokuserar generellt på faktorerna *förlust av habitat* och *fysisk hinder*.

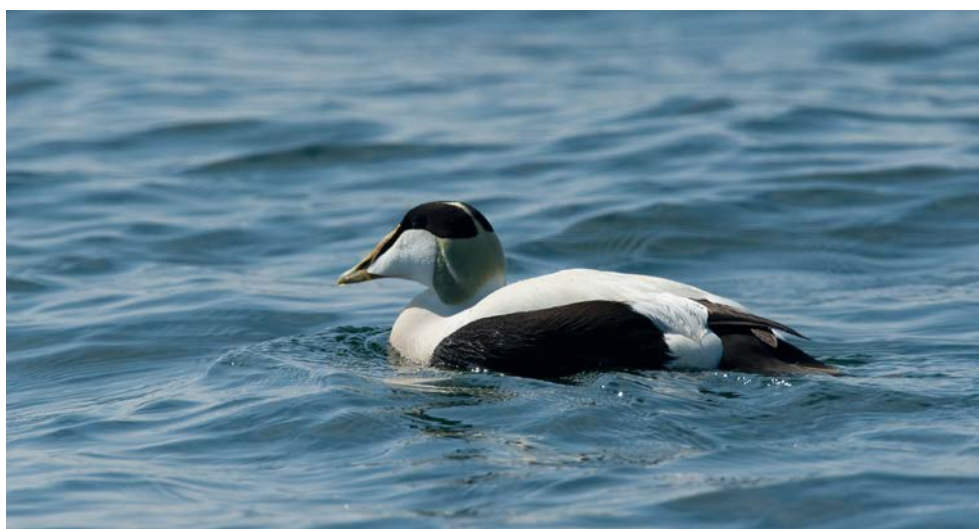


Bild 8. Ejder (*Somateria mollissima*) (foto: Nicklas Wijkmark, AquaBiota Water Research).

6.5.1 Fysiskt hinder

KOLLISIONSRISK OCH UNDVIKANDEBETEENDE

Slutrapporten för övervakning av fågel vid **Kårehamns** vindkraftpark (JP Fågelvind 2014) redovisar resultaten från fågelinventeringar utförda 2011–2014. Syftet med studierna var att jämföra hur fåglarna flög i området före respektive efter byggnation av vindkraftparken. Förutom sjöfåglar har även sträcket av rovfåglar studerats, i synnerhet hur och var havsörnarna flyger. Den påverkansfaktor som undersöktes var *fysiskt hinder*, kopplat till undvikandebeteende och kollisionsrisk. Resultaten av studien indikerar att Kårehamns vindkraftpark inte medför någon större kollisionsrisk eller påverkan på fåglar i området. Sträckande sjöfåglar flyger huvudsakligen närmare Ölands kust och oftast på lägre höjder än lägsta rotorhöjd (34 m över vattenytan). En liten del av flockarna (4–15 %) noterades göra justeringar vid eller före passage av vindkraftverken, vilket bedöms som en liten påverkan då fåglarna inte flyger några längre omvägar eller direkt riskerar att kollidera med verken. Havsörn (*Haliaeetus albicilla*) bedöms inte beröras av vindkraftparken. För övriga flyttande rovfåglar sker huvudsträcket efter Ölands kust. Inga rovfåglar noterades flyga vid vindkraftverken.

Under åren 1999–2003 utfördes en fågelstudie i södra Kalmarsund, i anslutning till vindkraftparkerna **Utgrunden** och **Yttre Stengrund** (Petersson 2005). Studien baseras på observationer av sjöfåglarnas flyttningsmönster genom sunden, och deras reaktioner vid möte med vindkraftverken. Slutsatserna från studien visar bland annat att Utgrundens vindkraftpark har förskjutit flyttningskorridoren för vårsträckande ejdrar (*Somateria mollissima*) mot öster, in mot Ölandskusten. Ingen storskalig förändring av flyttningskorridoren har skett under höststräcket. Majoriteten av alla ejdrar, och andra flyttande sjöfåglar, undviker vindkraftparkernas närområden. Fåglarna påbörjar undvikandemanövern 1–2 km innan vindkraftparkerna, vilket medför en marginell höjning av energiförbrukningen för hela flyttresan. Kollisionsrisken är generellt liten, och innebär i förlängningen ca en förolyckad sjöfågel per vindkraftverk och år. De servicebåtar som används i området verkar utgöra en större störningskälla för sjöfågel (rastnings- och övervintringsområde) än själva vindkraftverken. Studien visar även att födotillgången, i detta fall blåmussla (*Mytilus edulis*), avgör var inom ett grundområde som sjöfåglarna väljer att uppehålla sig. Fåglarna har god förmåga att söka upp och utnyttja platserna med störst födotillgång, och verkar inte hindras av vindkraftverken i sitt födosök.

Småfåglars och sjöfåglars nattflygningar radarbevakades vid **Utgrundens** fyr mellan åren 2006 och 2008 (Vindval 2011). Nattlig fågelflyttning till havs sker generellt på högre höjder än dagtid för både småfåglar och sjöfåglar, vilket gör att risken att kollidera med vindkraftverken (oftast ca 150 m höjd) ökar markant. Resultaten från studien visar att sjöfåglar väjer för vindkraftverken, med vissa avståndsskillnader relaterat till tid på dygnet och om dimma förekommer i området eller inte. Studien kan inte påvisa att risken för kollisioner är vare sig större eller mindre än vad tidigare genomförda studier

visat. De allra flesta småfåglarna flyger över vindkraftverken på nätterna, men spridningen för var dessa småfåglar flyger är stor. En grov uträkning av de nattflyttande småfåglarnas kollisionsrisk visar att 16 småfåglar (av de ca en halv miljon småfåglar som passerar just det området per år) skulle kunna förolyckas genom kollision med parken.

Kontrollprogrammet för fågel vid **Lillgrunds** vindkraftpark utfördes mellan 2007 och 2010 och resultaten jämfördes med baslinjen från 2001–2006 (Nilsson och Green 2011). Den påverkansfaktor som undersöktes var *fysiskt hinder* (undvikandebeteende och kollisionsrisk) för flyttande fåglar, samt rastande och övervintrande fåglar. Ingen storskalig påverkan på flyttfåglar kunde noteras, dock förekom en kraftig minskning i antalet fåglar som passerar över själva Lillgrund. För rastande och övervintrande fåglar noterades ett visst undvikandebeteende i början av parkens tillkomst, men sedan syntes tecken på invänjning av området för fågel. Författarna konkluderar att processen troligen är mer komplex än vad som initialt antagits.

År 2005 startade ett tvåårsprojekt för att undersöka kollisionsrisken för flyttfågel vid **Horns rev 1** i Nordsjön och **Nysted** i Östersjön (Blew m.fl. 2008). Data samlades in med hjälp av vertikal och horisontell radar, kombinerat med visuella och akustiska observationer från båt. Eftersom fokus låg på flyttande fågel lades undersökningarna till förflyttningsperioderna i mars och maj, samt september till november. Resultaten visar att endast en fraktion av de fåglar som flyttar sig över vindkraftområdet kommer nära vindkraftverken. En stor del av sjöfåglarna (pelagiska arter, svanar, gäss och andra) undviker parken på stor skala. De arter som förflyttar sig nära parken under dagtid (sjöorre *Melanitta nigra*, ejder *Somateria mollissima*, storskarv *Phalacrocorax carbo*, tärnor *Sternidae* m.fl.) visar ett tydligt, men inte totalt, undvikande av parken. Sammanfattningsvis kan sägas att de ovan nämnda fågelgrupperna undviker vindparken och är således inte i riskzonen för kollision med vindkraftverken. Dock påverkas de istället av förlust av habitat och barriäreffekt. I motsats till detta besöker måsar och icke-migrerande skarv parken regelbundet, vilket visar att de tar tillvara området som en ny födoresurs även om de också utsätts för en viss kollisionsrisk. Detta gäller även det låga antalet rovfåglar som aktivt flyger genom vindparken. Ett stort antal sångfåglar korsar Östersjön och Nordsjön varje år, oftast under goda väderförhållanden. Trots att de generellt flyger på en relativt hög höjd (> 300 m) är en andel av fåglarna i riskzonen för kollision med vindkraftverken. Studien visar på undvikandebeteende dagtid för dessa fåglar, medan resultaten för nattetid är oklara. Studien har inte visat på ett tydligt aktivt undvikandebeteende, vilket indikerar att responsen sker relativt nära verken och fåglarna antas flyga in i parken precis som de gör på land (Rydell m.fl. 2011). Kollisionsrisken för sångfåglar antas vara liten, men ökar troligen vid dåliga väderförhållanden.

Migrerande fågel vid **Horns rev 1 och 2** har undersökts med avseende på undvikandebeteende och minskad förekomst av fågel i området (Skov m.fl. 2012). På grund av den allmänt låga densiteten av migrerande fåglar vid de två vindparksområdena genomfördes räkningar kontinuerligt. Observatorerna

använde kikare och teleskop och dokumenterade arter, flockstorlek, flyghöjd och flygriktning. Migrerande fågel, individantal, flockaltitud, flockstorlek, beteende m.m. undersöktes genom realtidsspårning med radar (horisontell) och avståndsmätning med laser. Kvantitativa bedömningar av barriäreffektens styrka genom användning av multivariata modeller dokumenterade en koncentration av flygvägar runt vindparkerna och en signifikant lägre tendens för fåglar att flyga mot vindparkerna på närmre avstånd. Framträdande barriäreffekter och en reducerad risk för kollision med turbinerna vid Horns rev 1 och 2 kunde utvärderas för de flesta nyckelarter. Havssulor (*Morus bassanus*) observerades vid Horns rev 2 trots det faktum att arten inte tidigare dokumenterats vid Horns rev 1. För alla huvudarter bedömdes barriäreffekten vara partiell då ingen art helt övergav vindparkerna.

Detaljerade flygbanor erhållna genom att kombinera både radar- och rangefinder-teknikerna möjliggjorde en uppskattning av kollisionsrisker för utvalda arter, inkl. migrerade landfåglar och stationära havsfåglar. Sannolikheten för kollision bestämdes i två modeller: en multipel regressionsmodell som generaliserar flyghöjd som en funktion av väder och avstånd till vindparken, samt en kollisionsriskmodell som uppskattar det potentiella antalet dödsoffer till följd av kollision med de två vindparkerna vid Horns Rev. Altitudprofilerna för majoriteten av arterna visade en preferens för låghöjdsflygning, speciellt för havsfåglarna då en övervägande del dokumenterades flyga under rotorerna när de närmade sig de två vindparkerna. Endast större måsfåglar såsom gråtrut (*Larus argentatus*), havstrut (*Larus marinus*) m.fl. samt rovfåglar, duvor och sparvar flög generellt vid rotorhöjd i närheten av vindparkerna. En högre kollisionsnivå kunde ses för alla bedömda arter, förutom små måsar, för Horns rev 2 jämfört med Horns rev 1. Höjden på den lägre rotortoppen över havsytan (10 m högre för Horns rev 1 än Horns rev 2) verkar utgöra en viktig designfaktor i att minska kollisionsrisken hos sjöfåglar. Med tanke på kollisionsmodellen för migrerande fåglar baseras två av modellparametrarna på väldigt få data, och då de representerar fåglars beteende inne i vindparken och interaktioner med rotorbladen bör de beräknade kollisionerna endast betraktas som approximationer; proportionen som försöker korsa området utan att uppvisa undvikandebeteende och sannolikheten att bli träffad av rotorbladen.

Trots det relativt höga antalet uppskattade kollisioner för undersökta arter anses påverkan på populationsnivå vara icke signifikant. Därför kan de potentiella kollisionerna vid Horns rev 1 och 2 anses vara mindre problematiska jämfört med den påverkan som rapporterats för rovfåglar vid Nysted 1 och 2.

Vid **Horns rev 1** och **Nysted 1** har fågel undersökts med avseende på effekterna undvikandebeteende, förändrat flyttmönster, ökad flygsträcka, minskad/ökad förekomst av fåglar i området och minskad överlevnad på grund av kollision med rotorblad eller andra strukturer på vindkraftverken eller allvarliga skador på grund av turbulens (Petersen m.fl. 2006). Resultaten visade fåglar i allmänhet undvek Nysted, men resultaten var väldigt artspecifika. Vissa arter (till exempel lommar och sulor) sågs i princip aldrig flyga mellan verken och

vissa sågs sällan flyga mellan verken (till exempel sjöorre *Melanitta nigra*), medan andra endast visade lite undvikandebeteende. Fåglarna rörde sig generellt i utkanten av vindkraftparken och verkade föredra att flyga runt snarare än mellan verken. Undvikandebeteendet beräknades förlänga flygperioden med motsvarande 0,5–0,7 % av den normala flygansträngningen för ejder (*Somateria mollissima*) som förflyttar sig genom Nysted. Författarna konkluderar att resultaten från radarstudien visar att fåglar generellt uppvisar ett undvikandebeteende gentemot båda parkerna, trots artspecifika skillnader. Andelen fåglar som närmar sig och/eller passerar parkområdena har minskat efter konstruktion jämfört med baslinjen. Förändringar i flygriktning skedde närmare verken på natten, vilket kan tyda på att fåglarna har svårigheter att upptäcka parken vid mörker och kan leda till att en större andel fåglar flyger genom parken på natten.

Även om ändringen i arternas utbredning är en direkt konsekvens av habitatförlust är det viktigt att ta hänsyn till det område som påverkas (födotillgång) i förhållande till tillgängliga områden utanför parken. För de arter som undersökts vid Horns rev 1 och Nysted 1 är denna andel relativt liten, och således troligen av liten biologisk relevans. Dock kan byggnationen av flera parker bidra till kumulativa effekter som tillsammans har en större effekt.

Gällande kollisionsrisk har författarna dragit slutsatsen att även om undvikandebeteende har en lokal effekt leder det även till lägre kollisionsrisk för fåglar. Radarstudien visar att fåglar kan undvika parken på upp till 5 km avstånd och att över 50 % av fåglarna som flyger mot parken undviker att passera genom den. Studien visar även att många fåglar flyger ned mellan turbinerna och därmed minskar kollisionsrisken. Ingen art kom ens nära den ökning av årlig dödlighet (1 %) orsakad av kollisioner med Nysted 1 som skulle krävas för att riskreducerande åtgärder skulle behöva vidtas.

Ökat antal kollisioner av landmigrerande fåglar med vindkraftverk har undersökts vid Nysted 2 med visuell observation (teleskop, kikare), avståndsmätning med laser och Real-time radar tracking (Skov m.fl. 2012). Sammanfattningsvis pekar alla bevis på att det finns ett generellt mönster av attraktion av rovfåglar till Nysted 2, och en väderberoende kollisionsrisk, snarare än en risk i samband med vissa arter av rovfåglar. I allmänhet verkar kollisionsrisken för rovfåglar vid vindkraftparken vara högst under perioder av dåligt sikt och motvind.

Fågel kring **Kentish Flats** undersöktes i förhållande till påverkansfaktorn *fysiskt hinder*, vilket här innebär kollisionsrisk och undvikandebeteende. Kontrollprogrammet för fågel har löpt över relativt lång tid, och den senaste rapporten för undersökningarna är från 2014 (Vattenfall 2014). Antalet lommar har fortsatt att minska inom parkområdet, i linje med resultaten från tidigare år. Tidigare studier hade indikerat att en viss tillväxning av vindparksområdet höll på att ske, men detta styrks inte av resultaten från 2011–2013. Potentiell kollisionsrisk förblir låg för de arter som är av särskilt intresse för bevarande (Vattenfall 2009). De flesta dokumentationer av flyghöjder över rotorhöjd (20 m över havet) representerades av måsar och gråtrutar (*Larus argentatus*).

Kontrollprogrammet för fågel vid **Gunfleet Sands** genomfördes mellan 2007 och 2010 och resultaten jämfördes med baslinjestudien från 2002 och 2005 (Percival 2010). Den påverkansfaktor som bedömdes var *fysiskt hinder*, det vill säga kollisionsrisk och undvikandebeteende. Generellt för alla år var att antalet fåglar i området var lågt. En minskning av antalet lommar i området noterades under åren för konstruktion av vindkraftparken. Ett minskat antal fåglar i området kan dels förklaras av minskad födotillgång i området, dels av byggnation av vindparken. Antalet fåglar som observerades flyga på högre höjder genom vindparken var lågt och utgör troligtvis inte en signifikant kollisionsrisk. Författaren hänvisar till att fullständiga och detaljerade analyser ska göras i slutet av den kommande, treåriga övervakningsperioden.

I kontrollprogrammet för fågel vid **Thanet** undersöktes påverkansfaktorn *fysiskt hinder/barriäreffekt* (Vattenfall 2013). En statistisk signifikant minskning av antalet lommar, sillgrisslor (*Uria aalge*) och tordmule (*Alca torda*) har påvisats efter byggandet av vindparken. För lommar anses orsaken vara närvaron av vindparken medan resultaten för de andra två arterna är tvetydiga (med minskningar i hela undersökningsområdet, inklusive referensområdet).

Fågel vid **Barrow** undersöktes mellan 2007 och 2008 och ingen förändring i förekomst eller utbredning av arter kunde ses vid jämförelsen av innan och efter konstruktion (BOWind 2008c). Inga kollisioner med vindturbiner noterades (fåglarna flyger i detta fall generellt på höjder nedanför rotorbladens nedersta gräns), och därför rekommenderas att denna parameter inte följs upp i kommande undersökningar. Totala antalet fåglar i området tycks inte ha minskat och således bedömdes påverkan från vindkraftparken vara liten.

FÖRÄNDRAD UTBREDNING

Sjöfåglars utbredning kring **Horns rev 1** undersöktes mellan 1999 och 2005 (Petersen och Fox 2007). I slutet på 2005 och början på 2006 genomfördes ytterligare sex undersökningar kopplade till miljökonsekvensbeskrivningen för **Horns rev 2**. Resultaten från dessa studier visade att utbredningen av lommar och sjöorre (*Melanitta nigra*) påverkats till stor grad av vindparken vid Horns rev. Under slutet av 2006 och början av 2007 rapporterades ökande antal av sjöorre inne i parken, och baserat på dessa iakttagelser genomfördes fyra nya undersökningar av sjöfåglars utbredning i området mellan januari och april 2007 (Petersen och Fox 2007). Data från januari – april 2007 visar att sjöorre var den vanligaste arten i området, följt av gråtrut (*Larus argentatus*), ejder (*Somateria mollissima*) och lommar. Sjöorrens utbredning ändrades dramatiskt mellan åren 1999 och 2007, av andra anledningar än vindparkens närvaro, vilket omöjliggör en BACI-analys. Analysen i rapporten bygger därför på data mellan 2004 och 2007. Mellan 2004 och 2007 sågs en ökning i andelen sjöorre som befann sig inom parken. Författarna drar därför slutsatsen att sjöorre kan förekomma i höga tätheter mellan vindturbiner till havs, men att det kan ta ett antal år efter konstruktion. Det kan dock inte uteslutas att detta beror på förändringar i fåglarnas födotillgång, snarare än en förändring i fåglarnas beteende. Sjöorre fanns i princip inte i området innan parken

byggdes, och det går inte att säga hur många fåglar som funnits i området 2007 om parken inte byggts. Det fanns inga indikationer på att lommar, som tidigare antagits undvika parken och parkens närhet, hade ändrat sin utbredning i relation till parken.

Fågeltätheter och utbredning har undersökts efter konstruktion av **Horns rev 2** mellan 2011 och 2012 (Petersen m.fl. 2013). Den vanligaste arten i området var sjöorre (*Melanitta nigra*), med upp till 187 000 observerade individer i mars 2011, vilket gör platsen internationellt viktig för arten. Dykänder var vanliga i området, och den dominerande arten var smålom (*Gavia stellata*) (> 90 % av alla lomobservationer). Gråtrut (*Larus argentatus*) var den vanligaste måsfågeln, men tretåig mås (*Rissa tridactyla*) och dvärgmå (Hydrocoloeus minutus) var också vanligt förekommande inom området. Tordmule (Alca torda) och sillgrissla (*Uria aalge*) var vanligast i områdets västra delar. Studien fokuserar på sjöorre och andra dykarter. För jämförelse valdes data från 10 undersökningar ut från 2005–2007. Resultaten visar att trots att den totala förekomsten av lom var liknande mellan före och efter konstruktion, förekom tydliga skillnader i utbredningsområden inom vindparken. Tätheterna ökade i de västligaste områdena medan signifikant minskning i tätheter sågs inne i och omkring Horns rev 2. Orsaken till minskningarna 10 km från parken är oklara, men omfördelningen nära parken beror troligen på parkens närvaro.

Totala förekomsten av sjöorre i området var snarlik före och efter anläggningsfasen, men återigen sågs tydliga skillnader i artens utbredning. Den största förändringen var att förekomsten av sjöorre hade minskat i ett område av ca 100 km² kring Horns rev 2, samt i kustområdet väst om Skallingen. Tätheten hade ökat söder om Horns rev 1, öster om Horns rev 2 och i de västra och nordvästra delarna av studieområdet. Det finns ingen tydlig förklaring till minskningen av sjöorre i de östra delarna av studieområdet, men minskningarna i direkt anknytning till det område där Horns rev 2 anlades kan förklaras av parken. Förekomsten av sjöorre minskade med i medel 5 901 fåglar inom vindparken, vilket motsvarar 1,1 % av flygvägspopulationen. Medelförekomsten efter konstruktion var 13 193 fåglar färre än innan konstruktion, inom vindparken och i ett buffertområde 2 km omkring de yttersta turbinerna. Medelskillnaden i förekomst före och efter konstruktion i det område på 50 km² runt vindparken där signifikant minskning skett uppskattas till 10 996 färre fåglar, vilket motsvarar ca 2 % av flygvägspopulationen.

Minskad förekomst samt förändrad distribution av alfågel (*Clangula hyemalis*) i vindparksområdet (kumulativ effekt) undersöktes med flygtransekter vid **Nysted 1 och 2** (Petersen m.fl. 2013). En signifikant minskning av fåglar noterades för Nysted 2 mellan 2003–2007 och 2013. Minskningen sågs även för andra grunda områden efter konstruktion, varför andra orsaker än vindparken kan antas ligga bakom minskningen. Resultaten pekar på en omfördelning av fåglar efter konstruktionen av Nysted 1 och 2, men inga tecken på en allmän minskning (eller ökning) i antalet alfåglar kunde ses genom de olika

faserna. Den kumulativa effekten på alfågeltäthet i och runt Nysted 1 och 2 kommer sannolikt att vara additiv. En synergistisk effekt skulle kunna vara möjlig, medan en kompenserande effekt är osannolik.

Vid parken **Thonton Bank** såg attraktion av havsfågel, främst dvärgmå (Hydrocoloeus minutus), fisktärna (Sterna hirundo) och kentsk tärna (Sterna sandvicensis) (Vanermen m.fl. 2012, Brabant m.fl. 2012). Effekten sågs dock när parken fortfarande var endimensionell (sex turbiner i en rad). Den två-dimensionella parken **Belwind** visade på både attraktion (fiskmå (Larus canus) och gråtrut (Larus argentatus)) och undvikande (sillgrissla (Uria aalge) och havssula (Sula bassana)) beroende på art.

Fågel vid parken **Egmond aan Zee** undersöktes 2002–2004 och 2007–2010 enligt BACI-design (Leopold m.fl. 2011). I kontrast med förväntad påverkan visar resultaten inga stora effekter på fåglar i Nederländska vatten. Vindparken är dock lokaliserad på en plats som inte är särskilt rik på fågel. Storskarv (Phalacrocorax carbo) visade en tydlig beteendereaktion på närvaron av vindparkerna då arten attraherades i ganska stora antal längre ut till havs, där den inte förekommit tidigare. Kontinuerliga flygningar av grupper med storskarv förekom till och från land (eller vindparken), särskilt under parningssäsongen då vindparken fungerade som en utpost för födosök till havs. I en sista sammanfattande rapport (Hartman m.fl. 2012) har det konkluderats att den sammantagna effekten på havsfågel från Egmond aan Zee är låg. Kollisionsrisken anses liten, ingen storskalig störning har noterats och inte heller någon barriäreffekt. Dock sågs undvikandebeteende, särskilt för pelagiska fågelarter. Kollisionsrisken för dessa arter är små, men i de scenarier där större vindkraftparker byggs kan risken för störning och undvikandebeteende öka.

Fågel vid **Prinses Amalia** och **Egmond aan Zee** undersöktes mellan 2007 och 2012 (Leopold m.fl. 2012). De erhållna resultaten från den senaste studien är i linje med den tidigare bedömningen (som enbart baseras på närvaro/frånvaro-data). Man kunde påvisa att skarvar attraheras till vindparken medan undvikandebeteende detekterades för de flesta andra havsfåglar. Resultaten för de flesta måsfåglar är oklara. Sammanfattningsvis uppvisade de flesta lokala fågelarterna någon typ av reaktion på parkerna, antingen attraktion eller undvikande. Resultaten visar att parkerna förskjutit utbredningen för ett antal arter, ingen art var dock helt frånvarande från parkområdena.

Vid **Robin Rigg** finns inga starka bevis för att vindparken skulle medföra negativa effekter på den lokala fågelpopulationen (Canning m.fl. 2013). Medan sillgrissla (Uria aalge) och smålom (Gavia stellata) undvek området under byggperioden verkar deras närvaro under driftsfasen återgått till de nivåer som var innan byggnation. Vissa arter har visat sig attraheras till vindparksområdet, troligtvis eftersom turbinstrukturerna utgör pinnar från vilka fåglar kan utgå ifrån i jakten på fisk (detta gäller främst arter som skarv och gråtrut Larus argentatus). Få fåglar detekterades vid rotorhöjd och kollisionsrisken för samtliga arter bedöms vara väldigt låg.

Området kring **Burbo Bank** inrymmer generellt ett litet antal fågelarter och individer (SeaScape Energy 2007). På grund av det låga antalet fåglar var det inom kontrollprogrammet inte möjligt att säkerställa eventuella skillnader i utbredning och förekomst av arter inom vindkraftparken och referensområdena mellan 2005 och 2006. Det enda undantaget var storskarv (*Phalacrocorax carbo*) som visade en ökad förekomst inom vindkraftparken 2006.

6.5.2 Undervattensljud

En fågelstudie vid **Egmond aan Zee** riktade sig specifikt mot att undersöka de potentiella effekterna av undervattensljud på särskilt känsliga havsfåglar (Leopold och Kees 2009). Pålning av fundamenten ägde rum mellan april och juli 2006. Försiktighetsåtgärder vidtogs för att mildra potentiell påverkan på havsfågel, till exempel så kallad "ramp-up" där ljudstyrkan ökar över tid för att hinna skrämma bort djur i området. Fågelobservationer genomfördes under pålningen, och inga känsliga arter observerades under denna tid. Några arter rörde sig i området (främst trutar och tärnor), men uppvisade inga tydliga reaktioner på pålningsarbetet. Således sågs inga effekter av pålning på havsfågel, troligen på grund av arbetets timing och användandet av riskreducerande åtgärder.

6.5.3 Trofiska interaktioner

Småtärna (*Sternula albifrons*) vid **Scroby Sands** undersöktes under en femårsperiod, 2002–2006 (Perrow m.fl. 2011). Studien relaterar förekomsten av småtärna till förekomsten av sill (*Clupea harengus*), i en analys av trofiska förhållanden mellan arterna som predator och byte. Multivariat modellering indikerade en tydlig nedgång i förekomsten av årsyngel från 2004 och framåt, som inte kunde förklaras av miljöfaktorer. Intensiv pålning av monopilefundamenten under vinterlektiden för sill anses vara orsaken till nedgången. Denna nedgång i sill korrelerar väl med en minskning av småtärnas födoframgång. Resultaten från vissa år visar på minskad förökningsframgång för småtärna, vilket indikerar en effekt på koloniskala. Författarna rekommenderar att riskreducerande åtgärder genomförs vid anläggning av pålade fundament, med avseende på tid och varaktighet för pålningen, samt övervakning av känsliga arter under lång tid.

7 Förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram

Vindkraftparker i olika områden skiljer sig åt med avseende på fysiska och geografiska förutsättningar, och den påverkan som behöver följas upp beror på vilka arter eller organismgrupper som finns i det specifika området. Därför varierar behovet av omfattning för övervakning mellan olika vindparker. Flertalet länder i Europa har kommit längre än Sverige med avseende på antal och storlek av havsbaserade parker. Erfarenheter kan hämtas från kontrollprogrammen i bl.a. Storbritannien, Nederländerna och Danmark (och Tyskland som dock inte analyserats inom detta projekt), vilka är betydligt mer omfattande än de från svenska parker. År 2014 kom en stor rapport från MMO (Marine Management Organisation) som har sammanställt och analyserat data från havsbaserade parker i brittiska vatten (MMO 2014). Syftet var att ge en överblick av vilka dokumenterade direkta och indirekta effekter som setts, om de mål som satts upp för övervakningen varit relevanta och uppnåbara, samt ge rekommendationer för att förbättra övervakningen av parkerna. Rapporten ger en bra överblick av vilka parametrar som är viktiga att ta hänsyn till vid upprättandet av kontrollprogram, oavsett havsområde, och fokuserar på vikten av parametrarna osäkerhet och signifikans. Rekommendationer ges för riktlinjer förknippade med övervakningens rumsliga och tidsmässiga skala, och resultaten kan med fördel anpassas efter svenska områden.

Nedan ges generella förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram utifrån den information som sammanställts inom granskningen av kontrollprogram inom detta projekt, med stöd från MMO-rapporten (MMO 2014) och tidigare studier gällande fågel (Rydell m.fl. 2011, Haas m.fl. 2015).

7.1 Riskreducerande åtgärder i anläggnings- och driftsfasen

En stor del av den negativa påverkan som kan uppkomma vid etablering av vindkraft i vatten, kan undvikas eller mildras med hjälp av s.k. riskreducerande åtgärder. Den absolut största påverkan vid etablering av vindkraft i vatten sker i anläggningsfasen, särskilt kopplat till *undervattensljud* (buller) vid pålning av fundamenten. Påverkan sker främst på marina däggdjur och en rad riskreducerande åtgärder kan vidtas för att minska påverkan på djur i området. Den absolut viktigaste åtgärden (och kanske enklaste) för att minska påverkan på marina däggdjur är val av årstid för etableringen, för att undvika känsliga perioder så som rekryteringsperioder. För att minimera påverkan på säl kan etableringen förläggas till pälsovningsperioden då sälarna är som mest beroende av land. Även s.k. skrämselekniker har testats för att ge marina däggdjur en chans att fly området innan pålningen startar för fullt.

Vid själva byggnationen finns flera olika bullerdämpande lösningar som testats i havsmiljö, bl.a.:

- Luftbubbelskärmar (Bubble curtain), skapas genom att pumpa ned luft till botten.
- Olika former av skyddsmantlar (Pile sleeve), exempelvis genom användning av en dubbelvägg i pålarna eller skal av gummi.
- Kassuntekniker (Caisson/Kofferdämme), där bygget sker genom användning av en vattentät kista runt fundamentet.
- Skärmar av gasfyllda ballonger (Hydro Sound Dampers).

Anläggningsarbetet kan förutom pålning innebära undervattensljud från till exempel sprängning och seismisk inventering (prospektering). Förslag på riskreducerande åtgärder vid sprängning har sammanställts av bl.a. Karlsson m.fl. (2004) och JNCC m.fl. (2010), och kan vara till exempel att minimera laddningsvikten, placera sprängladdningar i borrhåll istället för i öppet vatten och att börja med den minsta och avsluta med den största laddningen för att ge marina däggdjur en chans att lämna området. Förslag på internationella riktlinjer för industriell seismisk inventering har sammanställts av Weir & Dolman (2007) och kan exempelvis vara att använda ljuddämpare för att minska energin på oönskade frekvenser. För mer detaljerad information kring riskreducerande åtgärder, se bl.a. Gordon m.fl. (2007), OSPAR (2009), Koschinski och Lüdemann (2011), samt Enhus m.fl. (2012).

Under 2015/2016 har en vägledning för reglering av undervattensljud vid pålning tagits fram (Andersson m.fl. 2016). Syftet med studien var att ta fram ett vetenskapligt underlag för ljudet från pålning i havet och dess påverkan på det marina livet. Slutmålet var att utifrån den vetenskapliga information som finns idag ge förslag på ljudnivåer för skador och negativ påverkan som sedan kan användas för att ta fram begränsningsvärden för reglering av undervattensbuller anpassade för svenska vatten och arter. Vägledningen utgör en viktig informationskälla vid etablering och uppföljning av vindkraft till havs.

Det finns även en rad åtgärder som kan vidtas för att minska sediment-spridning, till exempel att hänsyn tas till tidvattenströmmar i de fall det är relevant eller att använda avskärmningsskydd för exempelvis grunda områden eller känslig flora och fauna. Det är också viktigt att kontinuerligt mäta mängden sediment i vattenmassan och upphöra med arbetet så snart uppsatta gränsvärden överskrids. Påverkan från elektromagnetiska fält kan minskas genom tekniker som minskar magnetfältets storlek eller minskar värmeemissionen. Genom att exempelvis använda treledarkablar för att leda växelström kan magnetiska fält reduceras till så låga nivåer att inga effekter på marint liv har påvisats (Kling m.fl. 2001).

Rydell m.fl. (2011) ger förslag på åtgärder som kan vidtas för att minimera negativa påverkan av vindkraft på fågel i planerings- och anläggningsfasen, där val av plats för etableringen lyfts fram som det mest verkningsfulla sättet. God planering och undvikande av högriskområden så som häckningsplatser anges som det första steget för att minimera negativ påverkan på fåglar. Rydell m.fl. (2011) redogör även för en modell för tidig handläggning och planering i samband med uppförandet av vindkraftverk, där områden (lägen)

klassas i tre klasser: 1. Högrisklägen, 2. Osäkra lägen, samt 3. Lågrisklägen. Kategori 2 kräver generellt mer omfattande fältinventering och omsorgsfull prövning.

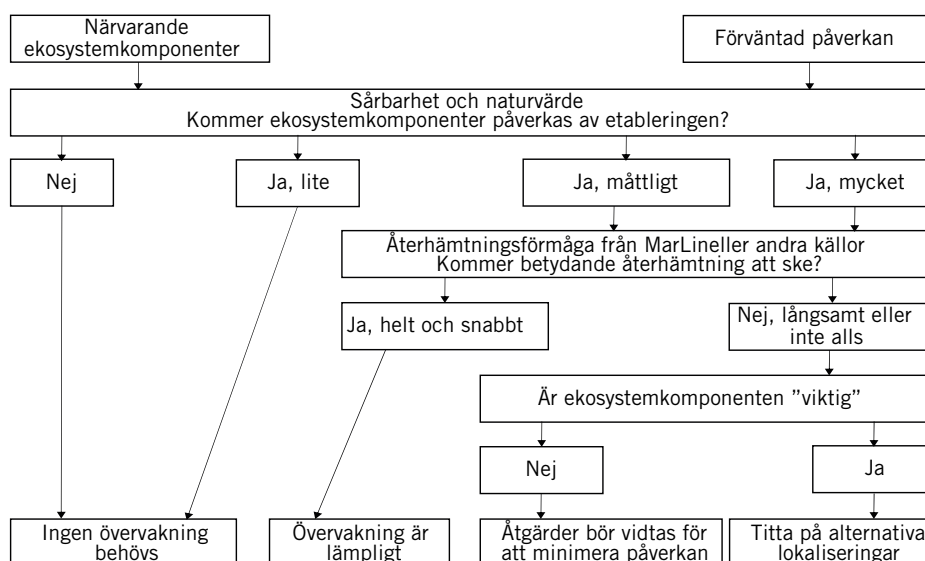
7.2 Förväntad påverkan

7.2.1 Mål och frågeställning

Syftet med ett kontrollprogram är, rent juridiskt, att se till att de villkor som satts upp för tillståndet till verksamheten efterlevs (för mer information se avsnitt 4.2.2. *Kontrollprogram*). Kontrollprogram bör ha tydliga mål och en tydlig frågeställning kring vilka effekter som kan förväntas för vilken ekosystemkomponent (art, artkomplex, biotop) och därmed bör följas upp i kontrollprogrammet. Information kring detta finns generellt beskrivet i miljökonsekvensbeskrivningen som utförts i ett tidigare skede och det är att rekommendera att de parametrar som anges i miljökonsekvensbeskrivningen följs upp inom kontrollprogrammet (se avsnitt 4.2. *Eablering av vindkraft i vatten*) även om det rent juridiskt inte är ett krav. Genom att definiera tydliga frågeställningar kan undersökningen designas för att svara på dessa. Frågeställningarna bör beskrivas i planeringen av övervakningen samt i efterföljande övervakningsrapporter.

7.2.2 Struktur för övervakning av ekosystemkomponenter

Hiscock m.fl. (2002) föreslår ett schematiskt tillvägagångssätt för att tydliggöra ifall övervakning bör ske eller inte, kopplat till arters förväntade respons på förväntad påverkan. I Figur 11 presenteras en modifierad version av detta schematiska tillvägagångssätt. I figuren används ordet ekosystemkomponent, vilket kan vara alltifrån en art (till exempel alfågel), ett artkomplex (till exempel vandrande fisk) eller en biotop (till exempel blåmusselbiotop) (Hogfors 2015).



Figur 11. Schematiskt tillvägagångssätt för bedömning av när en ekosystemkomponent bör övervakas eller inte, modifierad från Hiscock m.fl. (2002).

Flera projekt har tagit fram generella sårbarhetsmatriser för marina arter, baserat på artens känslighet och återhämtningsförmåga (bl.a. The Marine Life Information Network (MarLIN, <http://www.marlin.ac.uk/>)). Återhämtningsförmåga bedöms enligt MarLin från det att påverkan upphört och utifrån återhämtningspotential baserat på artens reproduktionsbiologi (Tabell 29).

Tabell 29. Bedömning av återhämtningsförmåga enligt Hischock m.fl. (1999).

Klass	Definition
Ingen	Återhämtning är inte möjlig
Mycket låg	Delvis återhämtning är först möjlig efter 10 år och total återhämtning kan ske efter över 25 år eller aldrig
Låg	Delvis återhämtning sker sannolikt inom 10 år och full återhämtning efter 25 år
Medel	Delvis återhämtning sker sannolikt inom 5 år och full återhämtning efter 10
Hög	Total återhämtning kommer ske men kan ta månader eller år, upp till 5 år
Mycket hög	Total återhämtning sker sannolikt inom några veckor upp till 6 månader
Omedelbar	Återhämtning sker omedelbart eller inom några dagar

Att använda denna typ av beslutsträd kan vara en bra grund för att bestämma vilka arter som bör övervakas, direkt eller indirekt. Särskilt fokus bör läggas på ekosystemkomponenter med högt natur- och/eller bevarandevärde och särskilt viktiga områden såsom lekområden eller häckningsplatser (ofta säsongsb beroende) som är i riskzonen för att påverkas. Det är också av stor vikt att ta hänsyn till en arts hela utbredningsområde i förhållande till det område som kan påverkas, för att bedöma om påverkan kan ha effekt på populationsnivå. Frågor som bör ställas är exempelvis:

- Vilka habitat/miljöer med högt naturvärde finns i området?
- För vilka organismgrupper kan påverkan förväntas få en negativ effekt?
- Kommer särskilt viktiga och/eller säsongsb beroende arter eller områden att påverkas, och på vilken skala?
- Hur stor är den påverkade arealen jämfört med arten/organismgruppens hela utbredningsområde? Kan påverkan ha effekt på populationsnivå?

Det är viktigt att ha god kännedom om det område där vindkraften planeras, för att i största möjliga mån ta hänsyn till de arter som finns där och för att kunna anpassa övervakningen därefter. I Sverige varierar bottensamhällets och fisksamhällets artrikedom mellan havsområden, med en avtagande gradient norrut. Ju längre norrut man kommer desto sötare havsvatten och fler sötvattensarter. På västkusten däremot dominerar marina arter, och artrikedomen är större. I Östersjön avtar även artrikedomen för bottensamhälle med ökande djup. På västkusten finns dock till exempel känsliga korallsamhällen på relativt stora djup.

De marina däggdjursarter som regelbundet uppehåller sig i svenska vatten är vanlig tumlare (*Phocoena phocoena*), gråsäl (*Halichoerus grypus*), knubbsäl (*Phoca vitulina*) och vikare (*Pusa hispida*). Vikare förekommer främst i Bottenviken, men har vid några tillfällen hittats längre söderut. Gråsäl finns

i hela Östersjön och är sällsynt på västkusten. Knubbsäl förekommer både i Öresund, Skagerak, Kattegatt och i en liten population i Kalmarsund. Tumlare förekommer främst på Västkusten och i Egentliga Östersjön. Sammanlagt har åtta skyddsvärda områden identifierats för tumlare i svenska vatten (Carlström och Carlén 2016):

- (1) Jyllands nordspets som nyttjas av Skagerrakpopulationen.
- (2) Fladen och Lilla Middelgrund, (3) Stora Middelgrund och norra Öresund, samt (4) sydvästra Östersjön. Dessa områden nyttjas främst av Bälthavspopulationen, åtminstone under sommaren. Ingen analys gjordes av viktiga områden för tumlare i sydvästra Östersjön under vinterhalvåret.
- (5) Hanöbukten, (6) söder om Öland (7), Midsjöbankarna och Hoburgs bank, samt (8) Norra Öland, vilka nyttjas av Östersjöpopulationen.

För mer information kring tumlares rumsliga och tidsmässiga utbredning i Östersjön och Stora Bält, se Carlström och Carlén (2016), samt åtgärdsplanen för tumlare i Östersjön⁴.

I dagsläget pågår kartering av den marina miljön i Sverige på olika skalor (läns- och havsplaneområdesnivå). Tillgången på underlag varierar med organismgrupp och geografiskt område. I Sverige finns yttäckande utbredningskartor för en rad marina ekosystemkomponenter i länen Västernorrland (Florén m.fl. 2012), Stockholm och Södermanland (Nyström Sandman m.fl. 2013a,b), Östergötland (Carlström m.fl. 2010), Blekinge och Skåne (Wijkmark m.fl. 2015a,b), samt vissa utsjöbankar (Naturvårdsverket 2008, 2010, 2012) och andra mindre eller större områden. Inom Havs- och vattenmyndighetens arbete med kartunderlag för grön infrastruktur sammanställdes information kring vilka yttäckande art- och habitatutbredningskartor som finns i Sverige idag (Enhus och Hogfors 2015, Wijkmark och Enhus 2015). Inom ett annat projekt sammanställdes data från marinbiologiska inventeringar i Sverige, och rapporten ger en bra överblick över den nationella datatillgången för botten-samhällen 2016 (Thunell m.fl. 2016). Generellt kan diverse GIS-analyser användas för att geografiskt beskriva den påverkan som potentiellt kan ske vid etablering av vindkraft i vatten, kopplat till ekosystemkomponenters rumsliga utbredning.

7.3 Provtagningsdesign

Valet av provtagningsdesign bör baseras på vilken organismgrupp som ska övervakas, den naturliga variationen hos berörd ekosystemkomponent, typ av förväntad påverkan, samt krav på statistisk styrka. Generellt rekomen-

⁴ http://www.ascobans.org/sites/default/files/document/MOP8_2016-3_JastarniaPlan_inclAnnex.pdf

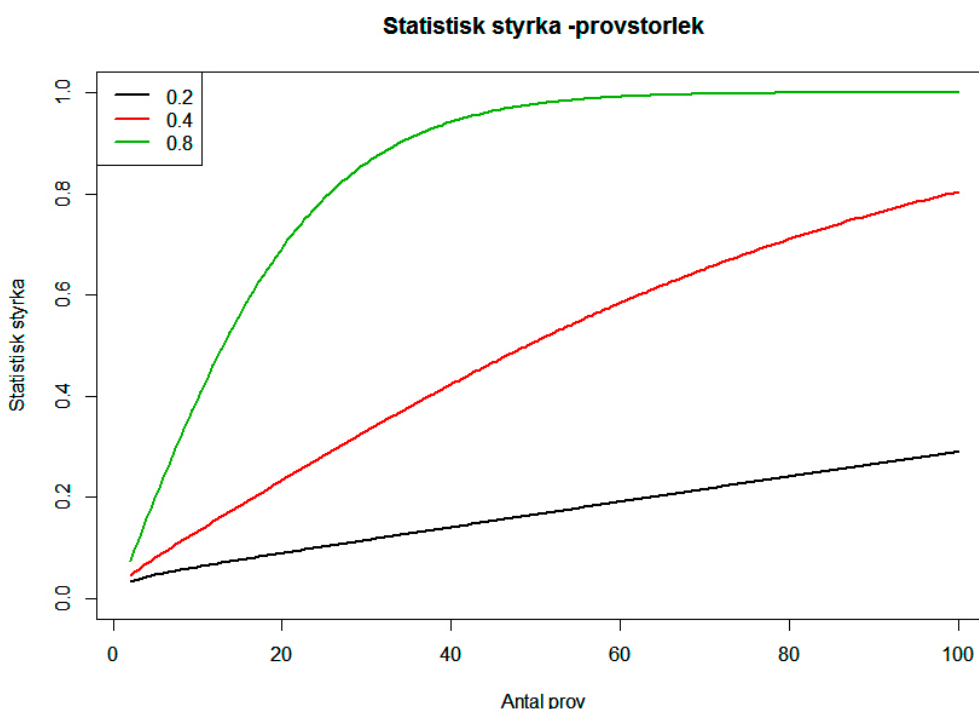
deras att en s.k. BACI-design (Smith 2013) efterföljs. BACI står för Before-After-Control-Impact, vilket betyder att undersökningar ska ske före, under och efter byggnation, samt att undersökningar ska göras i både påverkansområdet och referensområden (ska vara likvärdiga men oberoende). BACI-design används ofta inom miljöövervakning och anses vara en bra design för att upptäcka förändringar kopplade till mänsklig påverkan. Dock kan andra typer av provtagningsdesign vara lämpliga beroende på vilken påverkanfaktor som ska följas upp. Ellis och Schneider (1996) redogör för en rad olika provtagningsdesigner, bland annat olika typer av BACI-design, och s.k. BAG-design (Before-After-Gradient). Kontrollprogrammet bör designas så att potentiella effekter kan knytas till en specifik påverkan på en art/organismgrupp eller habitat och så att hänsyn tas även till andra möjliga orsaker till påverkan.

Vilken inventeringsmetod som bör användas är starkt beroende av vilken organismgrupp som avses. Att gå in i detalj på provtagningsmetoder för alla organismgrupper ligger utanför detta projekt, men generellt bör lämplig metod väljas för den ekosystemkomponent som ska undersökas. Exempelvis kan bottensamhällen undersökas med dyk- eller dropvideoinventering eller bottenhugg. Pelagisk fisk kan undersökas med trålning eller hydroakustik, och bottenlevande fisk med trålning eller olika typer av nätfiske. Marina däggdjur undersöks generellt med olika typer av båt- och/eller flyginventeringar. För kartläggning och analys av tumlare används generellt olika typer av tumlardetektorer. Fågel undersöks generellt genom olika radar- och/eller satellittekniker med avseende på fåglarnas flygrörelser och hur dessa förändras över tiden. Flygrörelser används också för att bedöma kollisionsrisker. Mer information om de undersökningsmetoder som använts inom sammanställda kontrollprogram finns under avsnitt 6. *Identifierade miljöeffekter.*

7.4 Statistisk styrka

Genom att definiera vilken påverkan som kan anses negativ och vilken förändring som kan tillåtas, kan kontrollprogrammet designas med rätt antal provpunkter för att med minsta möjliga osäkerhet svara på vilka effekter/förändringar som skett över tid. Svensson m.fl. (2011) har gett rekommendationer för dimensionering av uppföljningsprogram i skyddade områden, inklusive resonemang kring kostnad och omfattning för att nå en viss precision med en rad olika mätmetoder och mätvariabler. Vanligen används stickprovsmetoder och medelvärden inom miljöövervakning i marin miljö, vilket gör att de data som erhålls är förknippade med en viss osäkerhet. Osäkerheten beror av variation i den parameter som mäts (till exempel täckningsgrad eller artantal) och av stickprovets storlek, men kan i sig användas för att dra slutsatser om hur mycket det skattade medelvärdet avviker från det faktiska medelvärdet. Svensson m.fl. (2011) har redogjort för en rad statistiska beräkningar som kan användas inom miljöövervakning för att precisera osäkerhet beroende av stickprovets storlek. Ett sätt att precisera osäkerhet är att

bestämma vilken statistisk styrka (*power*) ett uppföljningsprogram ska ha när det gäller att upptäcka en förändring av en viss magnitud (effektstorlek); det vill säga sannolikheten att upptäcka en statistisk skillnad om den verkligen finns. Med andra ord innebär en hög statistisk styrka att avsaknad av effekt med hög sannolikhet är sann och inte en effekt av undermålig provtagning. Figur 12 visar hur provstorleken ökar med ökande statistisk styrka samtidigt som det blir svårare att uppnå en tillfredsställande nivå av statistisk styrka då små förändringar från referensvärdet önskas detekteras. En vanlig ambitionsnivå i detta sammanhang är att med 80 % styrka kunna upptäcka en sann förändring på 20 % (Carstensen 2007, Wikner m.fl. 2008).



Figur 12. Statistisk styrka som en funktion av provstorlek vid olika nivåer av effektstorlek, det vill säga magnitud avvikelse från tröskelvärde. Hög effektstorlek innebär en stor avvikelse och låg vice versa. Effektstorleken är uttryckt som antalet standardavvikelser från ett givet tröskelvärde (svart, röd och grön linje – minskande effektstorlek). Det krävs alltså färre prov för att med hög statistisk styrka kunna detektera stora avvikelser jämfört med små.

Variabler med låga medelvärden kräver en mycket större insats, oberoende av variabler och metodik. Till exempel kan det vara önskvärt att med hög sannolikhet kunna detektera relativt små avvikelser (< 20 %) hos en skyddsvärd art medan större avvikelser skulle kunna accepteras för en vanlig art som också har en god kapacitet att snabbt återhämta sig efter en störning. Den exakta nivån av precision i dessa sammanhang är således svårbestämd och kommer att behöva anpassas efter expertbedömning i varje enskilt fall.

För att beräkna statistisk styrka inför design av kontrollprogram behövs en uppfattning av de enskilda ekosystemkomponenternas rumsliga och tidsmässiga variation vilket normalt sett kan erhållas från en mindre pilotstudie eller under initieringsfasen av kontrollprogrammen. Data samlas generellt in

inom arbetet med miljökonsekvensbeskrivningen, och kan utgöra ett underlag för att beräkna statistisk styrka. Om data på denna variation inte finns att tillgå skulle även data från liknande områden kunna användas.

I de fall en föregående *power*-analys inte har kunnat genomföras rekommenderas att så görs retrospektivt efter kontrollprogrammets planerade avslut. Om det då konstateras att den statistiska styrkan för att detektera en given effekt är låg ($< 80\%$), bör mätningar fortsätta tills tillräcklig *power* uppnås. En sådan ansats är dock inte att föredra då grundläggande felaktigheter i kontrollprogrammets design kan innebära att tillfredställande *power* aldrig kommer uppnås inom rimliga tidsramar. Det är därför av yttersta vikt att kontrollprogrammets upplägg noga planeras och företrädesvis föregås av en pilotstudie och *a priori* analys av statistisk styrka.

Det bör också poängteras att beräkningar av statistisk styrka traditionellt har använts i samband med s.k. univariata test där responsvariabeln har varit en enskild ekosystemkomponent, till exempel förändring i fiskbiomassa. Vid multivariata test, som i många fall är kraftfullare då till exempel förändringar i samhällsstrukturen undersöks, har inte alltid *power*-beräkningar genomförts utan resultaten har tolkats visuellt och utifrån expertkunskap om området i fråga (MMO 2014). Numera finns dock metoder för att beräkna statistisk styrka även för multivariata analyser (Irvine m.fl. 2011) och *power* bör därför användas.

7.5 Rumslig och tidsmässig skala

Det är av stor vikt att anpassa kontrollprogrammets rumsliga och tidsmässiga skala efter vilka arter/organismgrupper som möjligen kan påverkas, samt av vilken påverkansfaktor, till exempel buller eller sedimentation. Sammanställningen av befintliga kontrollprogram visade att säsongs- och dygnsberoende skillnader i utbredning och tätheter finns för flera arter, särskilt fisk och marina däggdjur. I uppföljningen är det viktigt att skaffa kunskap om, och ta hänsyn till dessa eventuella skillnader för att kunna jämföra data mellan olika säsonger eller år på ett korrekt sätt. För vissa ekosystemkomponenter med stor naturlig variation i utbredningsmönster och tätheter kan det finnas anledning att undersöka området mer än ett år före byggnation, för att underlätta urskiljningen mellan effekter från parken och naturlig variation. Det kan även vara nödvändigt med mer än ett referensområde för att ytterligare underlätta analysen av naturlig variation eller annan påverkan i ett större område. Nedan ges en kort sammanfattning av förslag till rekommendationer gällande uppföljningens rumsliga och tidsmässiga skala per organismgrupp. Förslagen till rekommendationer baseras delvis på MMO (2014) och bör anpassas efter områdes- och parkspecifika förutsättningar, samt efter vilka arter som förekommer på platsen.

7.5.1 Bottensamhälle

I de kontrollprogram som samlats in inom detta projekt har i dagsläget inga storskaliga effekter setts för bottensamhällen kopplat till vindkraft i vatten. I rapporten från MMO (2014) rekommenderas att fokus för övervakningen bör omdirigeras till:

- ekosystemkomponenter av särskilt bevarandevärde enligt BACI-design, med metoder och tidsskalor lämpliga för den specifika ekosystemkomponenten ekologiska karaktär
- främmande arter, genom lokala studier av fundament
- effekter över lång tid i vindparksområdet och dess närhet.

7.5.2 Fisk och skaldjur

För övervakning av effekter i anläggningsfasen rekommenderar MMO (2014) övervakning för de arter som troligen kommer att påverkas eller där kunskapsbrist råder. Undersökningarnas periodicitet och rumsliga skala bör vara områdesspecifik, och baseras på baslinjedata från flera år för att kunna skilja en potentiell påverkan från naturlig variation i området.

Vikten av övervakning i anläggningsfasen ökar med etableringen av stora parker, för vilka den rumsliga och tidsmässiga påverkan blir större. MMO (2014) rekommenderar BAG-design (Before-After-Gradient) (Ellis och Schneider 1996) för uppföljning av påverkan från undervattensljud i anläggningsfasen. För övervakning av effekter i driftsfasen (till exempel reveffekt, elektromagnetiska fält, hydrografiska förändringar) rekommenderas provtagning på större skala, samt under år 1, 5 respektive 10 från driftstart (istället för år 1, 2 och 3 i nuvarande praxis) för att bäst detektera effekter över lång tid. Det kan vara nödvändigt att öka antalet replikat för att bättre förstå den naturliga variationen i ett område och öka den statistiska styrkan i analysen.

7.5.3 Marina däggdjur

Övervakningsdesignen för marina däggdjur bör vara områdes- och artspecifik, men några generella riktlinjer kan ges. Eftersom marina däggdjur generellt uppvisar inom-årsvariationer i tätheter och/eller i vilka områden de uppehåller sig i kan fleråriga baslinjestudier vara nödvändiga. Undersökningarna bör utformas så att orsaken till en eventuell förändring säkert kan särskiljas från effekter från parken. Analyser av statistisk styrka bör utföras (till exempel baserat på baslinjedata) för att kunna upptäcka en förändring av en viss storlek. Övervakningens periodicitet bör ta hänsyn till säsongsberoende skillnader och till exempel utföras månatligen. Övervakningens rumsliga skala bör innefatta en relevant del av vindparken för att kunna undersöka eventuella förändringar i djurens utbredning i förhållande till parken. Från kontrollprogram i Europa har det visat sig svårt att bedöma effekter på populationsnivå för marina däggdjur från en enskild park, och fokus bör därför läggas på osäkerheter, särskilt gällande effekter i anläggningsfasen och på vilket sätt och efter hur lång tid arterna återhämtar sig. Övervakningen av marina däggdjur bör anpassas efter svenska förhållanden och efter vilka arter som finns i det specifika området.

7.5.4 Fågel

Kontrollprogrammets rumsliga och tidsmässiga skala för fågel beror på område, de fåglar som förekommer, samt områdesspecifika egenskaper som påverkar fåglarnas utbredning. Vid etablering av havsbaserad vindkraft är det framförallt två situationer som kan ge effekter på fågellivet: dels när verk placeras nära häckningsplatser med stora kolonier av fåglar (på fastland eller på öar) eller vid koncentrationer på övervintringsområden, och dels när verk placeras där många fåglar passerar som förbiflygande. Hittills har svenska fågelstudier fokuserat mycket på fåglarnas rörelser i förhållande till verk (bl.a. Nilsson och Green 2011). Utifrån flygrörelser har man sedan bedömt kollideringsrisk.

Haas m.fl. (2015) föreslår att undersökningar på land av kortsiktiga effekter bör utföras 2 år före och 2 år efter en vindkraftsetablering. För vissa arter av särskilt intresse, till exempel långlivade fåglar som rovfåglar, vadare och lommar, kan det vara aktuellt att göra undersökningar av långtidseffekter med glesare intervall, exempelvis ett år under perioden 3–5 år och ett år under perioden 8–10 år efter en vindkraftsetablering. Vid kontrollprogram till havs är det nästan enbart långlivade fågelarter som undersöks och därför bör långtidseffekter upp till 10 år efter driftstart studeras (pers. komm. Richard Ottvall).

FÖRLUST AV HABITAT, STÖRNING

Tidigare studier föreslår att undersökningsområdet bör vara sex gånger större än vindparkens ”fotspår” (Camphuysen m.fl. 2004), eller att buffertzoner bör användas runt vindparken, som ökar enligt olika storleksklasser med ökad storlek på parken (Jackson och Whitfield 2011). Dock finns resultat från Kentish Flats som tyder på att sådana områden potentiellt kan vara för små för att beskriva utbredningen och omfördelningen av fåglar i relation till parken (Rexstad och Buckland 2012). MMO (2014) rekommenderar därför att övervakningsområdets storlek bör vara olika för olika parkområden, baserat på en *power*-analys av data från baslinjestudierna för den specifika parken.

Hur ofta undersökningar bör ske för att upptäcka en förändring (relativt undersökningsmetod) bör baseras på *power*-analys. MMO (2014) föreslår relativt omfattande förstudier för att täcka in inom-årsvariation av berörda arter, samt att analyser bör genomföras årligen i driftsfasen, för att utvärdera kontrollprogrammets effektivitet, samt för att avgöra om eventuella effekter/förändringar kräver fortsatt övervakning efter tre år (eg. överenskommen övervakningsperiod). Svenska forskningsprojekt (Haas m.fl. 2015, Rydell 2016 in prep.) tycker dock inte att det alltid behöver göras så omfattande studier vid kontrollprogram som beskrivs i MMO (2014). Viktigare är att de undersökningar som genomförs är väl utförda (pers. komm. Richard Ottvall).

Betydelsefulla platser för rastande fåglar är ofta väl kända, och det är därför sällan nödvändigt med förstudier av koncentrationer av rastande fåglar. Ibland kan det dock finnas anledning att inkludera förekomsten av rastande

fåglar i ett kontrollprogram (Haas m.fl. 2015). Oftast är det redan i förväg känt var det finns koncentrationer av fåglar och därför behövs sällan förstudier för att undersöka just detta. I vissa fall kan det dock vara angeläget att studera individers flygrörelser från och till häckningsöar om verk planeras i närheten av en häckningsplats för en hotad art.

KOLLISIONSRISK OCH BARRIÄREFFEKT

Inom ett kontrollprogram till havs är det sannolikt ofta lämpligt att undersöka fåglarna i området med avseende på flygrörelser och hur dessa förändras över tid. Som nämnts ovan används flygrörelser också för att bedöma kollisionrisker. Även enligt MMO (2014) bör fokus i övervakningen gällande kollisionrisk läggas på att ta fram värden för antalet fåglar som kan utsättas för kollisionrisk (antal som flyger genom ett område och flyghöjd) och hur detta värde förändras under de olika faserna av vindparkens livstid. Resultatet av kollisionriskanalysen kan användas för att avgöra om ytterligare övervakning krävs eller inte. Data bör samlas på ett sådant sätt att hänsyn kan tas till årliga variationer i kollisionrisk.

Baserat på granskningen av kontrollprogram verkar kollisionrisken generellt vara låg för alla arter, och inga effekter på populationsnivå förväntas. Det bör därför diskuteras hur stora resurser som bör läggas på denna typ av övervakning.

Gällande barriäreffekt bör fokus i övervakningen läggas på att ta fram värden för antalet fåglar som kan utsättas för barriäreffekt, andelen av dessa som undviker vindparken, samt eventuellt ökade flygsträckor (och energiförbrukning) kopplade till vindparken (MMO 2014). Data bör samlas på ett sådant sätt att hänsyn kan tas till årliga variationer i kollisionrisk. Vid etablering av flera stora parker i samma havsområde ökar troligen vikten av denna typ av analys.

7.6 Osäkerheter och kunskapsluckor

Osäkerheterna och kunskapsluckorna är fortfarande stora för vissa ekosystemkomponenter och påverkansfaktorer. De eventuella osäkerheter kring påverkan som anges i miljökonsekvensbeskrivningen bör följas upp i kontrollprogrammet, särskilt i de fall där osäkerheter förekommer gällande eventuell påverkan på känsliga och/eller naturvärdesarter. Generellt bör data samlas in på ett sådant sätt att osäkerheter gällande parkens påverkan minskar. Vid utformningen av frågeställningen bör hänsyn tas till befintliga forskningsresultat och kontrollprogram, för att kunna identifiera vilka ekosystemkomponenter som ska studeras och vilka kunskapsluckor gällande påverkan från vindkraft i vatten som finns. Kunskapen kring kumulativa effekter, trofiska interaktioner och effekter över längre tid är fortfarande bristfällig.

7.7 Sammanfattande förslag till rekommendationer

Att ge specifika förslag till rekommendationer för varje organismgrupp visade sig inom detta projekt vara komplext, eftersom de effekter som som setts inom befintliga kontrollprogram är områdes- eller artspecifika. Här återges dock en sammanfattning av de aspekter som är bra att tänka på vid upprättande av kontrollprogram för vindkraft i vatten (Tabell 30). Generellt bör fokus läggas på att formulera tydliga frågeställningar och beräkna statistisk styrka (*power*) för de undersökningar som ska utföras. Information kring de ekosystemkomponenter som finns i området kan generellt erhållas från miljökonsekvensbeskrivningen samt befintliga undersökningar i området (kan hämtas från till exempel SMHI:s databas SHARK⁵). I Tabell 31 sammanfattas de övergripande fokusområden som framkommit i denna rapport, samt degenerella aspekter som kan ges per organismgrupp.

Tabell 30. Aspekter som är viktiga att ta hänsyn till vid upprättande och genomförande av kontrollprogram för vindkraft i vatten.

Frågeställningar	Undersökningen bör ha tydliga och definierade frågeställningar utgående från baslinjestudier och med avseende på vilka förväntade effekter som ska följas upp.
Särskilt fokus	Frågeställningarna bör beskrivas i planeringen av övervakningen samt i efterföljande övervakningsrapporter. Fokus bör läggas på arter eller habitat av särskilt fokus, kopplade till naturvärde eller särskild känslighet för störning. Fokus bör läggas på påverkansfaktorer där negativa effekter setts, t.ex. marina däggdjur och undervattensljud i anläggningsfasen Fokus bör läggas på att vidta relevanta riskreducerande åtgärder. Det bör finnas tydliga krav på vilken grad av (negativ) förändring som kan accepteras.
Statistisk styrka	Baslinjestudier bör utföras i området, möjligen flera år. En power-analys bör utföras innan undersökningarna påbörjas för att säkerställa statistisk styrka. En vanlig ambitionsnivå i detta sammanhang är att med 80 % styrka kunna upptäcka en sann förändring på 20 %. Data bör samlas in på ett sådant sätt att osäkerheter gällande parkens påverkan minskar.
Design	Kontrollprogrammen bör följa en design som möjliggör jämförelser mellan data före, under och efter etableringen, t.ex. BACI-design. Kontrollprogrammen bör hålla en kvalitet och ett upplägg som möjliggör uppföljning av effekter efter lång tid.
Resultat	Identifierade effekter bör redovisas tydligt tillsammans med en analys kring om dessa effekter beror på parkens närvaro eller inte. Den eventuella effekt som ses bör sättas i proportion till artens hela utbredningsområde och effekter på populationsnivå.

⁵ <http://www.smhi.se/klimatdata/oceanografi/havsmiljodata>

Tabell 31. Generella fokusområden vid uppföljning av vindkraft i vatten.

	Bottensamhälle	Fisk och skaldjur	Marina däggdjur	Fågel
Fokus	Främmande arter	Kunskapsbrist	Undervattensljud i anläggningsfasen	Förlust av habitat, störning
	Arter med särskilt bevarandevärde	Arter med särskilt bevarandevärde	Återhämtning i driftsfasen - mänsklig störning	Återhämtning i driftsfasen - artspecifik
	Effekter över lång tid		Eventuella förändringar i djurens utbredning i förhållande till parken	Eventuella förändringar i djurens utbredning i förhållande till parken
Kontrollprogram	Anpassning efter vilka arter som finns i området, t.ex. havsområdesnivå	Områdesspecifik övervakning	Områdesspecifik övervakning	Områdes- och artspecifik övervakning
	Anpassning efter djup	Baslinjestudier från flera år - naturlig variation	Anpassning efter vilka arter som finns i området	Olika stora övervakningsområden för olika parkområden, baserat på en power-analys av data från baslinjestudierna för den specifika parken
		Undervattensljud i anläggningsfasen - BAG-design	Riskreducerande åtgärder, t.ex. val av årstid, ljuddämpning.	Kollisionsrisk - behövs övervakning eller inte?
		Övervakning under år 1, 5 respektive 10 från driftstart (istället för år 1, 2 och 3 i nuvarande praxis)	Baslinjestudier från flera år - naturlig variation och säsongsberoende skillnader	

8 Diskussion och slutsatser

Resultatet av granskningen av vindparker och kontrollprogram för vindkraft i vatten (eg. havsbaserad vindkraft) i Sverige, Storbritannien, Danmark, Nederländerna och Belgien visar på en rad skillnader i vindparkernas geografiska och biologiska förutsättningar, vilket naturligtvis också påverkar de effekter som setts på den marina miljön. För sjöbaserad vindkraft hittades endast dokument från en park, Vindpark Väneren, vilket gör att generella slutsatser för sjöbaserad vindkraft är svåra att dra. Det kan dock antas att de resultat som framkommit för havsbaserade parker går att anpassa för sjöbaserad vindkraft, dock med viss försiktighet kopplat till olikheterna i de miljöförhållanden som råder mellan limniska och marina miljöer.

Resultaten visar att de effekter som uppstår av vindkraft i vatten är beroende av en rad faktorer, såsom parkens fysiska parametrar, olika miljövariabler i området, artspecifika reaktioner och interaktioner mellan arter. Effekterna varierar med organismgrupp och påverkansfaktor, men även inom organismgrupper beroende på arternas biologi. Generellt kan sägas att påverkan på bottenmiljöerna överlag är liten och sker på lokal skala, men hänsyn bör tas till värdefulla arter, trofiska effekter (interaktioner mellan arter) och förändring över lång tid. För fisk är effekterna från en specifik påverkansfaktor svåra att urskilja, och ofta undersöks fisksamhället i helhet kopplat till parken. På samhällsnivå är effekterna av vindkraft generellt små, men effekter kan förekomma på mindre skala och för vissa fiskarter. Fisk uppvisar ofta dygns-, säsongs- och årstidsvariationer i antal och täthet (samt utbredning), vilket är viktigt att ta hänsyn till i kontrollprogrammen för att kunna urskilja eventuella effekter från vindparken från naturlig variation i området. Marina däggdjur påverkas främst av pålningsljud i anläggningsfasen, och verkar sedan återhämta sig helt eller delvis i driftsfasen beroende på område. Dock är kunskapsluckorna kring återhämtningens rumsliga och tidsmässiga skala fortfarande stora. Till vilken grad marina däggdjur påverkas av undervattensljud från vindkraftparker verkar också vara kopplat till bakgrundsnivån för ljud i det specifika området. Marina däggdjur i områden med högre bakgrundsljud påverkas troligen mindre av en parks närvaro, jämfört med mindre exponerade områden, eftersom ljuden från parken maskeras av befintliga ljudkällor i området. Dock kan det antas att djur i området med högt bakgrundsljud redan är helt eller delvis påverkade av undervattensljud från andra källor. Effekterna på fågel är art- och områdesspecifika. Fåglarna undviker generellt parken i anläggningsfasen, och återhämtningen är artspecifik. I några fall verkar fåglarna ha ändrat sin rumsliga utbredning i förhållande till parken. Kollisionsrisken verkar generellt vara liten, och har troligen ingen effekt på populationsnivå, men den kumulativa effekten av många marina vindkraftparker är fortfarande bristfälligt utredd.

Resultaten från granskningen av kontrollprogram visar tydligt på en rad osäkerheter och utmaningar vid uppföljning av påverkan. Genom att formulera tydliga frågeställningar för förväntad påverkan och designad undersökning, baserad på det som anges i miljökonsekvensbeskrivningen (MKB) för parken, stärks de slutsatser som kan dras i kontrollprogrammet. I de granskade kontrollprogrammen för svenska parker följs generellt de parametrar som anges i MKB:n. Att avgöra om de förväntade effekterna i MKB:n följs upp i kontrollprogrammen för europeiska parker visade sig i vissa fall svårt, delvis eftersom de inte alltid redogör för vilka parametrar som ska följas upp och varför, och delvis eftersom MKB:erna inte alltid fanns tillgänglig via internet. För alla länder varierar omfattningen av miljökonsekvensbeskrivningarna beroende på park, och en viss koppling finns till parkens ålder och storlek, där äldre och mindre parker tenderar att ha en mindre omfattande MKB och således ett mindre omfattande kontrollprogram. Det är av stor vikt att MKB:n genomförs på ett tydligt och genomarbetat sätt och följer de nationella riktlinjer som finns, för att underlätta fortsatt övervakning inom kontrollprogrammen.

Flertalet studier har svårt att urskilja en eventuell förändring av till exempel artantal eller biomassa från naturlig variation i området, vilket i flera fall anges bero på för dåliga dataunderlag eller för kort tidsmässig längd på undersökningar före byggnation av vindparken. Ett flertal kontrollprogram saknar baslinjestudier, men om detta beror på att studierna inte varit tillgängliga via internet eller om de helt enkelt saknas är svårt att svara på. I några fall framgår det av kontrollprogrammet om baslinjestudier utförts, men inte alltid, vilket kan anses vara en brist.

Baserat på resultaten från granskade kontrollprogram ges här generella förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram, som bör anpassas efter organismgrupp och område. Initialt är det viktigt att definiera vilken påverkan som kan anses negativ och vilken förändring som kan tillåtas. Kontrollprogrammen kan då designas med rätt antal provpunkter för att med minsta möjliga osäkerhet (*power*) svara på vilka effekter/förändringar som skett över tid.

Trots att det i dagsläget finns information från kontrollprogram i en rad länder är kunskapsluckorna fortfarande stora gällande effekter på större skala och effekter över tid såsom trofiska interaktioner. Påverkan på en art kan ha konsekvenser för en annan sett i ett större ekosystemperspektiv, men även på lokal skala. Få studier undersöker kopplingar mellan arter, vilket kan anses vara en brist. De få kontrollprogram som undersöker trofiska interaktioner över tid visar att denna typ av interaktioner har betydelse för den samlade påverkan från etablering av havsbaserad vindkraft. Marina arter såsom fågel och fisk styrs till stor del av födotillgång och kan påverkas avsevärt, positivt eller negativt, om deras naturliga miljö och födokällor ändras. Vid utformning av framtida kontrollprogram är det viktigt att ta hänsyn till detta.

Få studier undersöker effekterna av flera parker tillsammans över tid. I framtiden när större parker byggs är det viktigt att ta hänsyn till detta i relation till effekter på populationsnivå, och påverkan från längre tidsmässig störning såsom buller, samt ökade barriäreffekter av flera stora parker tillsammans. Särskilt i relation till arter som rör sig över stora områden. I dagsläget är kunskapen om detta bristfällig.

Resultatet av denna rapport bidrar genom sin sammanställning av studier och resultat från kontrollprogram, med ny information kring miljöeffekter av vindkraft i vatten, samt belyser de utmaningar som finns kopplade till uppföljning av vindkraftens effekter på akvatiskt liv. De förslag till rekommendationer som ges från detta projekt syftar till att underlätta tillämpningen av tillsyn och kontrollprogram, och utgöra ett underlag för väl avvägda och transparenta beslut vid etablering av vindkraft i vatten.

Ordlista

Bentisk art	Art som lever på eller i havsbotten.
Bestånd	En eller flera populationer inom ett visst område.
Biomassa	Sammanlagd vikt av en viss växt eller djurart inom ett bestämt område. Används för att beskriva förekomst per bottenyta eller vattenvolym.
CPUE	Fångst per ansträngning (fiske).
Epibentos	Arter som lever på havs- eller sjöbotten. Kan vara både rörliga och fastsittande.
GIS	Geografiska InformationsSystem.
Infauna	Djur som lever i havs- eller sjöbotten.
Juvenil	Ung individ som lämnat larvstadiet, men ännu inte uppnått könsmogen ålder.
Limnisk miljö	Sötvattensmiljö.
Sublittoral	Området under strandområdet (littoralen) ned till ca 200 meters djup, alltid täckt av vatten.
Makroalg	Alg som växer på botten och som kan ses med blotta ögat utan mikroskop.
Makrobentos	Större bottenlevande ryggradslösa djur.
MW	Megawatt = 10 ⁶ watt.
Pelagisk art	Art som lever i den fria vattenmassan. Se bentisk.
Population	En grupp individer av en viss art som lever inom ett visst område under en viss tidpunkt.
Salinitet	Salthalt.
Samhälle	Arter av växter, djur och mikroorganismer inom ett visst geografiskt område.
Semi-pelagisk fisk	Fiskar som ibland förekommer i den fria vattenmassan och ibland vid botten, till exempel torsk.
Trofiska interaktioner	Interaktioner mellan arter i olika trofnivåer (till exempel fisk och dess föda). Interaktionerna kan vara negativa eller positiva.

Källförteckning

Andersson, M.H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B.L., Hammar, J., Persson, L.K.G., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A. 2016. Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning. Vindval Rapport 6723.

Axenrot, T. och Didrikas T. 2012. Effekter av havsbaserad vindkraft på pelagisk fisk. Naturvårdsverkets rapport 6481.

Bergman, M., Duineveld, G., Daan, R., Mulder, M., Ubels, S. 2012. Impact of OWEZ wind farm on the local macrobenthos community. OWEZ_R_261_T2_20121010.

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

Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R., Åstrand Capetillo, N. 2012. Vindkraftens effekter på marint liv. Naturvårdsverkets rapport 6488 från Vindval.

Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Åstrand Capetillo, N., Wilhelmsson, D. 2014. Effects of offshore wind farms on marine wildlife—a generalized impact assessment. Environ. Res. Lett. 9 034012 (12pp).

Birklund, J. 2006. The Hard Bottom Communities on Foundations in Nysted Offshore Wind Farm and Schönheiders Palle in 2005 and Development of the Communities in 2003-2005. ENERGI E2 A/S. Final report.

Blew, J., Hoffmann, M., Nehls, G., Henning, V. 2008. Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark - Part I: Birds. Final Report 2008.

Bouma, S., Lengkeek, W. 2012. Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ) - Including results of samples collected in scour holes. Final report, report nr 11-205.

BOWind 2008a. Barrow Offshore Wind Farm Monopile Ecological Survey. Report No 08/J/1/03/1321/0825.

BOWind 2008b. Barrow offshore wind farm – Pre and Post-Construction Fisheries Surveys. P40120/26, November 2008 (Rev 2).

BOWind 2008c. Barrow Offshore Wind Farm - Post Construction Monitoring Report. FLS-034378.

- Brabant, R., Vigin, L., Stienen, E.W.M., Vanermen, N. & Degraer, S. 2012. Radar research on the impact of offshore wind farms on birds: Preparing to go offshore. pp. 111-126.
- Brandt, M.J., Diederichs, A., Nehls, G. 2009. Harbour porpoise responses to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. Final Report to DONG Energy.
- Brasseur, S., Aarts, G., Meesters, E., van Polanen Petel, T., Dijkman, E., Cremer, J., Reijnders, P. 2012. Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms. Report Number OWEZ R 252 T1 20120130.
- Camphuysen, C. J., Fox, A. D., Leopold, M. F., and Petersen, I. K. 2004. Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K.: a comparison of ship and aerial sampling methods for marine birds, and their applicability to offshore wind farm assessments. NIOZ report to COWRIE (BAM – 02-2002), Texel.
- Canning, S., Lye, G., Kerr, D. 2013. Analysis of Marine Ecology Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland (Operational Year 3) Technical Report Chapter 3: Birds. Report: 1029455.
- Carlström, J. & Carlén, I. 2016. Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten. AquaBiota Report 2016:04. 90 pp.
- Carlström, J., Florén, K., Isaeus, M., Nikolopoulos, A., Carlén, I., Hallberg, O., Gezelius, L., Siljeholm, E., Edlund, J., Notini, S., Hammersland, J., Lindblad, C., Wiberg, P. & Årnfelt, E. 2010. Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden. Länsstyrelsen Östergötland, rapport 2010:9.
- Carstensen, J., 2007. Statistical principles for ecological status classification of Water Framework Directive monitoring data. Marine Pollution Bulletin 55: 3–15.
- CMACS 2008. Burbo Offshore Wind Farm - Construction Phase, Environmental Monitoring Report.
- Coates, D., Vanaverbeke, J. & Vincx, M. 2012. Enrichment of the soft sediment macrobenthos around a gravity based foundation on the Thorntonbank pp. 41-54.
- Coates, D.A., Kapasakali, D-A., Vincx, M., Vanaverbeke, J. 2016. Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. Fisheries Research, 179: 131-138.
- Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B., (Eds.) 2012. Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management

Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. 155 pp. + annexes.

Diederichs, A., Henning, V., Nehls, G. 2008. Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark - Part II: Harbour porpoises. Final Report 2008.

DONG Energy 2007. Gunfleet Sands 2 Offshore Wind Farm - Environmental Statement.

DONG Energy 2010. Burbo Bank Extension Offshore Wind Farm – Environmental impact assessment. Scoping report.

Ellis, J.I., Schneider, D.C. 1996. Evaluation of a gradient sampling design for environmental impact assessment. Environmental Monitoring and Assessment 48: 157–172.

EMU 2008. Kentish Flats Offshore Wind Farm Turbine Foundation Faunal Colonisation Diving Survey. Report No 08/J/1/03/1034/0839.

Enhus, C. & Hogfors, H. 2015: Kartunderlag för marin grön infrastruktur – behovsanalys, datasammanställning och bristanalys. AquaBiota Report 2015:05. 62 pp.

Enhus, C., Carlström, J., Didrikas, T., Näslund, J., Lillehammer L., Norderhaug, KM. 2012. Strategisk konsekvensutredning av förnybar energiproduktion i Norges havsområden - Delutredning 3: Bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. AquaBiota Rapport 2012:01.

EWEA 2013. Deep Water - The next step for offshore wind energy. A report by the European Wind Energy Association - July 2013. ISBN: 978-2-930670-04-1.

EWEA 2016a. Wind in power: 2015 European statistics. <http://www.ewe.org/fileadmin/files/library/publications/statistics/EWEA-Annual-Statistics-2015.pdf>

Florén, K., Nikolopoulos, A., Fyhr, F., Nygård, L., Hammersland, J., Lindblad, C., Wiberg, P. & Isaeus, M. 2012. Modellering av Västernorrlands marina habitat och naturvärden. Rapport 2012:03.

GE Wind Energy 2002. Gunfleet Sands Offshore Wind Farm Environmental Statement. GE Gunfleet Ltd.

Gordon, J., D. Thompson, D. Gillespie, M. Lonergan, S. Calderan, B. Jaffey, & V. Todd. 2007. Assessment of the potential for acoustic deterrents to mitigate the impact on marine mammals of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. Page 82.

Haas, F., Ottvall, R., Green, M. 2015. Metodkatalog för fågelinventering vid Vattenfalls vindkraftsprojektering i Sverige. Vattenfall 2015, version 2015-09-25.

Haelters, J., Van Roy, W., Vigin, L. & Degraer, S. 2012. The effect of pile driving on harbour porpoises in Belgian waters. pp. 127-143.

Hammar L., Andersson, S. & Rosenberg, R. 2008. Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Naturvårdsverket rapport 5828 från Vindval.

Hartman, J.C., Krijgsveld, K.L., Poot, M.J.M., Fijn, R.C., Leopold, M.F., Dirksen, S. 2012. Effects on birds of Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ) - An overview and integration of insights obtained. NoordzeeWind report nr OWEZ_R_233_T1_20121002, Bureau Waardenburg report nr 12-005

Hiscock, K., Tyler-Walters, H. & Jones, H. 2002. High Level Environmental Screening Study for Offshore Wind Farm Developments – Marine Habitats and Species Project. Report from the Marine Biological Association to The Department of Trade and Industry New & Renewable Energy Programme. (AEA Technology, Environment Contract:W/35/00632/00/00.)

Hogfors, H. 2015. Marin grön infrastruktur – naturvärdesbedömning, nyckelfaktorer och påverkansfaktorer. AquaBiota Report 2015:06. 34 sid.

Hvidt, C.B., Brunner, L. and Knudsen, F.R. 2005. Hydroacoustic monitoring of fish communities in offshore wind farms. Annual Report 2004, Horns Rev Offshore Wind Farm. Elsam Engineering A/S, Frederica, Denmark.

Jackson, D. and Whitfield, P. 2011. Guidance on survey and monitoring in relation to marine renewables deployments in Scotland. Volume 4. Birds. Unpublished draft report to Scottish Natural Heritage and Marine Scotland.

JNCC. 2010. The protection of marine European Protected Species from injury and disturbance – Guidance for the marine area in England and Wales and the UK offshore marine area.

JP Fågelvind 2014. Fågelstudie vid Kårehamn vindkraftpark. På uppdrag av E.ON Wind Karehamn AB.

Karlsson, R.-M., H. Alström, & R. Berglind. 2004. Miljöeffekter av undervattenssprängningar. Page 80. Totalförsvarets forskningsinstitut.

Kerckhof, F., Rumes, B., Norro, A., Houziaux, J.-S. & Degraer, S. 2012. A comparison of the first stages of biofouling in two offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. pp. 17-39.

Kling, Å., Olvstam, M.-L., Rosell, M. & Törnkvist, M. 2001. Kabelanslutning av havsbaserad vindkraft. Tillståndsprövning och miljöpåverkan. Report No. Stockholm. 63.

Koschinski, S., & Lüdemann, K. 2011. Stand der Entwicklung schallminimierender Maßnahmen beim Bau von Offshore-Windenergieanlagen.

Leonhard, S.B., Hvidt, C.B., Klaustrup, M., Pedersen, J. 2006. Hydroacoustic monitoring of fish communities at offshore wind turbine foundations, Nysted Offshore Wind Farm at Rødsand, Annual Report 2005. Doc. no.: 2646-03-003 Rev2.doc.

Leonhard, S.B., Pedersen, J., Moeslund, B. 2005. Benthic Communities at Horns Rev Before, During and After Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm - Final Report. Annual Report 2005.

Leonhard, S.B., Stenberg, C. & Støttrup, 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 Vindkraft A/S.

Leopold, M. F., Camphuysen, K. 2008. Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact porpoises? IMARES, Report number C091/09.

Leopold, M.F., van Bemmelen, R., Zuur, A. 2012. Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. Report number C151/12.

Leopold, M.F., Dijkman, E.M., Teal, L. 2011. Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) (T-0 & T-1, 2002-2010). Report nr. C187/11.

Lock, K., Faasse, M., Vanagt, T. 2014. An assessment of the soft sediment fauna six years after construction of the Princess Amalia Wind Farm. eCOAST report 2013002.

Länsstyrelsen i Jönköpings län. 2015. Kontrollprogram för vindkraft – ett projekt finansierat av Energimyndigheten.

Mangano, M.C., Kaiser, M.J., Porporato, E.M.D., Lambert, G.I., Rinelli, P., Spanò, N. 2014. Infaunal community responses to a gradient of trawling disturbance and a long-term Fishery Exclusion Zone in the Southern Tyrrhenian Sea. *Continental Shelf Research*, 76: 25–35.

MMO 2014. Review of post-consent offshore wind farm monitoring data associated with licence conditions. A report produced for the Marine Management Organisation, pp 194. MMO Project No: 1031. ISBN: 978-1-909452-24-4.

Naturvårdsverket 2008. Utbredning av arter och naturtyper på utsjögrund i Östersjön - En modelleringsstudie. Rapport 5817.

Naturvårdsverket 2010. Undersökning av Utsjöbankar - Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Rapport 6385.

Naturvårdsverket 2012. Utbredning av marina arter och naturtyper på bankar i Kattegatt - En modelleringsstudie. Rapport 6489.

Nilsson, L. och Green, M. 2011. Birds in southern Öresund in relation to the wind farm at Lillgrund.

Notini, M. och Bengtsson, R. 2014. Hårdbotteninventering vid Gäslinge-grundet 2013. Tronerud Miljö & Natur.

Nyström Sandman A, Didrikas T, Enhus C, Florén K, Isaeus M, Nordemar I, Nikolopoulos A, Sundblad G, Svanberg K, Wijkmark N. 2013a. Marin Modellering i Stockholms län. AquaBiota Rapport 2013:10. 76 sid

Nyström Sandman A, Didrikas T, Enhus C, Florén K, Isaeus M, Nordemar I, Nikolopoulos A, Sundblad G, Svanberg K, Wijkmark N. 2013b. Marin Modellering i Södermanlands län. AquaBiota Rapport 2013:09. 72 sid.

OSPAR. 2009. Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. Biodiversity series. OSPAR Commission, protecting and conserving the North-East Atlantic and its resources, 2009.

Percival, S. 2010. Gunfleet Sands offshore wind farm: ornithological monitoring 2009-10.

Perrow, M., Gilroy, J. J., Skeate, E. R., Tomlinson, M. L. 2011. Effects of the construction of Scroby Sands offshore wind farm on the prey base of Little tern *Sternula albifrons* at its most important UK colony. Marine Pollution Bulletin 62 (2011) 1661–1670.

Petersen, I.K., Christensen, T.K., Kahlert, J., Desholm, M. & Fox, A.D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark NERI Report Commissioned by DONG energy and Vattenfall A/S.

Petersen, K., Fox, A.D. 2007. Changes in bird habitat utilization around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter - Report request. Commissioned by Vattenfall A/S.

Petersen, K., Mackenzie, M.L., Rexstad, E., Kidney, D., Nielsen, R.D. 2013. Assessing cumulative impacts on long-tailed duck for the Nysted and Rødsand 2 offshore wind farms. Report commissioned by E.ON Vind Sverige AB.

Pettersson, J. 2011. Småfåglars och sjöfåglars nattflyttning vid Utgrundens havsbaserade vindkraftpark - en studie med radar i södra Kalmarsund. Vindvals Rapport 6413.

Pettersson, J. 2005. Havsbaserade vindkraftverks inverkan på fågellivet i södra Kalmarsund – En slutrapport baserad på studier 1999–2003.

R Development Core Team. 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

- Rexstad, E. and Buckland, S. 2012. Displacement analysis boat surveys Kentish Flats. SOSS 1A Project Report. Centre for Research into Ecological and Environmental Modelling, University of St. Andrews.
- Rydell, J., Engström, H., Hedenström, A., Kyed Larsen, J., Pettersson, J., Green, M. 2011. Vindkraftens påverkan på fågel och fladdermöss – Syntesrapport. Vindvals rapport 6467.
- Rydell, J., Ottvall, R., Pettersson, S. och Green, M. 2016, in prep. Uppdatering av syntesrapporten Vindkraftens effekter på fåglar och fladdermöss – inklusive en sammanställning av resultat från svenska kontrollprogram om påverkan från vindkraft på fåglar och fladdermöss.
- Scheidat, M., Aarts, G., Bakker, A., Brasseur, S., Carstensen, J., Wim van Leeuwen, P., Leopold, M., van Polanen Petel, T., Reijnders, P., Teilmann, J., Tougaard, J. and Verdaat, H. 2012. Assessment of the Effects of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) for Harbour Porpoise (comparison T0 and T1). OWEZ_R_253_T1_20120202, IMARES C012.12.
- SeaScape Energy. 2007. Burbo Offshore Wind Farm, Construction Phase – Environmental Monitoring Report.
- Skeate, E. och Perrow, M. 2005. Scroby Sands Seal Monitoring: Analysis of the 2005 post-construction aerial surveys. Econ.
- Skeate, E., Perrow, M., Gilroy, J. J. 2012. Likely effects of construction of Scroby Sands offshore wind farm on a mixed population of harbour Phoca vitulina and grey Halichoerus grypus seals. Marine Pollution Bulletin 64 (2012) 872–881.
- Skov H., Leonhard, S.B., Heinänen, S., Zydelis, R., Jensen, N.E., Durinck, J., Johansen, T.W., Jensen, B.P., Hansen, B.L., Piper, W., Grøn, P.N. 2012. Horns Rev 2 Monitoring 2010-2012. Migrating Birds. Orbicon, DHI, Marine Observers and Biola. Report commissioned by DONG Energy.
- Smith, E.P. 2013. BACI design. Ecological Statistics.
- Stenqvist, M., Cederberg, D., Norrgård, J. 2014. Blankålsvandring vid Kårehamnporten - sammanställning av 2011 och 2013 års studier. Sweco Environment AB, på uppdrag av E.ON Wind Karehamn AB. Uppdrag 1331242.
- Sundberg, J. och Söderman, M. 1999. Windpower and Grey Seals: An impact assessment of potential effects by sea-based windpower plants on a local seal population. Department of Animal Ecology, Uppsala University.
- Svensson, J.B., Gullström, M., Lindegård, M. 2011. Dimensionering av uppföljningsprogram: komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden. Havsmiljöinstitutets rapport nr 2011:3.

- Teilmann, J., Tougaard, J., Carstensen, J. 2006a. Summary on harbour porpoise monitoring 1999-2006 around Nysted and Horns Rev Offshore Wind Farms. Report to Energi E2 A/S and Vattenfall A/S.
- Teilmann, J., Tougaard, J., Carstensen, J. 2012. Effects on harbour porpoises from Rødsand 2 offshore wind farm. Report commissioned by E.ON Vind Sverige.
- Teilmann, J., Tougaard, J., Carstensen, J., Dietz, R., Tougaard, S. 2006b. Summary on seal monitoring 1999-2006 around Nysted and Horns Rev Offshore Wind Farms. Technical report to Energi E2 A/S and Vattenfall A/S.
- Thanet offshore wind farm Ltd 2005. Thanet offshore wind farm – environmental statement. Non-technical summary.
- Tougaard, J. and Carstensen, J. 2011. Porpoises north of Sprogø before, during and after construction of an offshore wind farm. NERI commissioned report to A/S Storebælt. Roskilde, Denmark.
- Tougaard, J., Damsgaard Henriksen, O. and Miller, L. 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. J. Acoust. Soc. Am. 125, 3766.
- Tougaard, J., Jacob Carstensen, Mary S. Wisz, Martin Jespersen, Jonas Teilmann, Nikolaj Ilsted Bech. 2006a. Harbour Porpoises on Horns Reef Effects of the Horns Reef Wind Farm Final Report to Vattenfall A/S.
- Tougaard, J., Tougaard, S., Cording Jensen, R., Jensen, T., Teilmann, J., Adelung, D., Liebsch, N., Müller, G. 2006b. Harbour seals at Horns Reef before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. Final report to Vattenfall A/S.
- Toxicon 2010. Lillgrund Offshore Wind Farm - Environmental Monitoring of Marine Flora & Fauna. Report 019-10.
- Walls, R, Dr. Chris Pendlebury, Dr. Jane Lancaster, Dr Sarah Canning, Dr Gillian Lye, Fraser Malcolm, Deborah Kerr, Laura Givens and Victoria Rutherford. 2013. Analysis of Marine Ecology Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland (Operational Year 3), Technical Report, Executive Summary and Introduction. Report: 1029455.
- Walls, R, Dr. Chris Pendlebury, Dr. Jane Lancaster, Dr. Gillian Lye, Dr. Sarah Canning, Fraser Malcolm, Victoria Rutherford, Laura Givens, and Amy Walker. 2012. Analysis of Marine Ecology Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland (Operational Year 2), Technical Report, Executive Summary and Introduction. Report: 1012206.
- van Hal, R. 2013. Roundfish monitoring - Princess Amalia Wind Farm. Report number C117/13-A.

van Hal, R. 2014. Demersal Fish Monitoring - Princess Amalia Wind Farm. Report number C125/14.

van Hal, R., Couperus, B., Fassler, S., Gastauer, S., Griffioen, B., Hintzen, N., Teal, L., van Keeken, O., Winter, E. 2012. Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW) – Fish community. IMARES Report C059/12.

van Polanen Petel, T., Geelhoed, S., Meesters, E. 2012. Harbour porpoise occurrence in relation to the Prinses Amalia windpark. Report number C177/10.

Vanagt, T. and Faasse, M. 2014. Development of hard substratum fauna in the Princess Amalia Wind Farm- Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009.

Vanermen, N., Stienen, E.W.M., Onkelinx, T., Courtens, W., Van de Walle, M., Verschelde, P. & Verstraete, H. 2012. Seabirds & Offshore Wind Farms: Monitoring Results 2011. pp. 85-109.

Vattenfall 2009. Kentish Flats Offshore Wind Farm - FEPA Monitoring Summary Report. March 2009.

Vattenfall 2011. Kentish Flats Offshore Wind Farm Extension – Draft Environmental Statement. Section 32: Summary.

Vattenfall 2013. Thanet Offshore Wind Farm - Ornithological Monitoring 2012-2013. Final report.

Vattenfall 2014. Kentish Flats Offshore Wind Farm: Diver Surveys 2011-12 and 2012-13.

Wier, C. and Dolman, S.J. 2007. Comparative Review of the Regional Marine Mammal Mitigation Guidelines Implemented during Industrial Seismic Surveys, and Guidance Towards a Worldwide Standard. *Journal of International Wildlife Law and Policy*, 10:1–27.

Wijkmark, N & Enhus, C. 2015. Metodbeskrivning för framtagande av GIS-karta för en nationellt övergripande bild av marin grön infrastruktur.

Wijkmark, N., Enhus, C., Isaeus, M., Lindahl, U., Nilsson, L., Nikolopoulos, A., Nyström Sandman, A., Näslund, J., Sundblad, G., Didrikas, T. & Hertzman, J. 2015a. Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport: 2015/06. ISSN: 1651–8527.

Wijkmark, N., Enhus, C., Nilsson, L., Nikolopoulos, A., Näslund, J., Nyström Sandman, A. & Isaeus, M. 2015b. Marin inventering och modellering i Skåne län. Länsstyrelsen Skåne län.

Wikner, J., Kronholm, M., Sedin, A., Appelberg, M., Bignert, A., Leonardsson, K. och G. Forsgren Johansson. 2008. Strategi för kontrollerande övervakning av kustvatten i Bottenvikens vattendistrikt. Länsstyrelsen Västerbotten. Meddelande 1 2008.

Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompson, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullström, M., Patterson Edwards, J.K., Amir, O. and Dubi, A. (eds.) (2010). Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of offshore renewable energy. Gland, Switzerland: IUCN. 102pp.

Wilhelmsson, D., T. Malm, & M. C. Öhman. 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 63:775–784.

Winter, H. V., Aarts, G., van Keeken, O. A. 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). Report number OWEZ_R_265_T1_20100916.

WWF 2014. Environmental Impacts of Offshore Wind Power Production in the North Sea – A Literature Overview.

Kontrollprogram för vindkraft i vatten

RAPPORT 6741

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6741-0
ISSN 0282-7298

Sammanställning och granskning, samt förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram

CAROLINA ENHUS, HANNA BERGSTRÖM, ROGER MÜLLER,
MARTIN OGONOWSKI OCH MARTIN ISÆUS

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

Här sammanställs information kring de miljöeffekter som identifierats i kontrollprogram för vindkraft i vatten, med fokus på Sverige, Danmark, Storbritannien, Nederländerna och Belgien. Resultaten påvisar både områdes- och artspecifik påverkan. Påverkan på botten-samhället är generellt liten, med lokala förändringar kring fundamenten. För fisk är den potentiella påverkan i många fall svår att skilja från naturlig variation i området. Marina däggdjur påverkas främst i anläggningsfasen, särskilt kopplat till undervattensljud vid pålning av fundamenten. Fågel undviker generellt området i anläggningsfasen, och uppvisar artspecifik påverkan i driftsfasen, där några arter undviker parken och några attraheras av den. Åtgärder så som val av årstid för etableringen och olika ljuddämpande tekniker vid pålning bör vidtas för att minimera påverkan i anläggningsfasen.

Informationen från befintliga kontrollprogram används i rapporten för att ge förslag på rekommendationer vid utformning av kontrollprogram för vindkraft i vatten. Viktiga aspekter är bland annat att ha tydliga frågeställningar kring förväntad påverkan, samt att beräkna statistisk styrka för att med en viss säkerhet kunna dra slutsatser om etableringens påverkan på den akvatiska miljön.

Kunskapsprogrammet Vindval samlar in, bygger upp och förmedlar fakta om vindkraftens påverkan på den marina miljön, på växter, djur, människor och landskap samt om människors upplevelser av vindkraftanläggningar. Vindval erbjuder medel till forskning inklusive kunskaps-sammanställningar och synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft.

