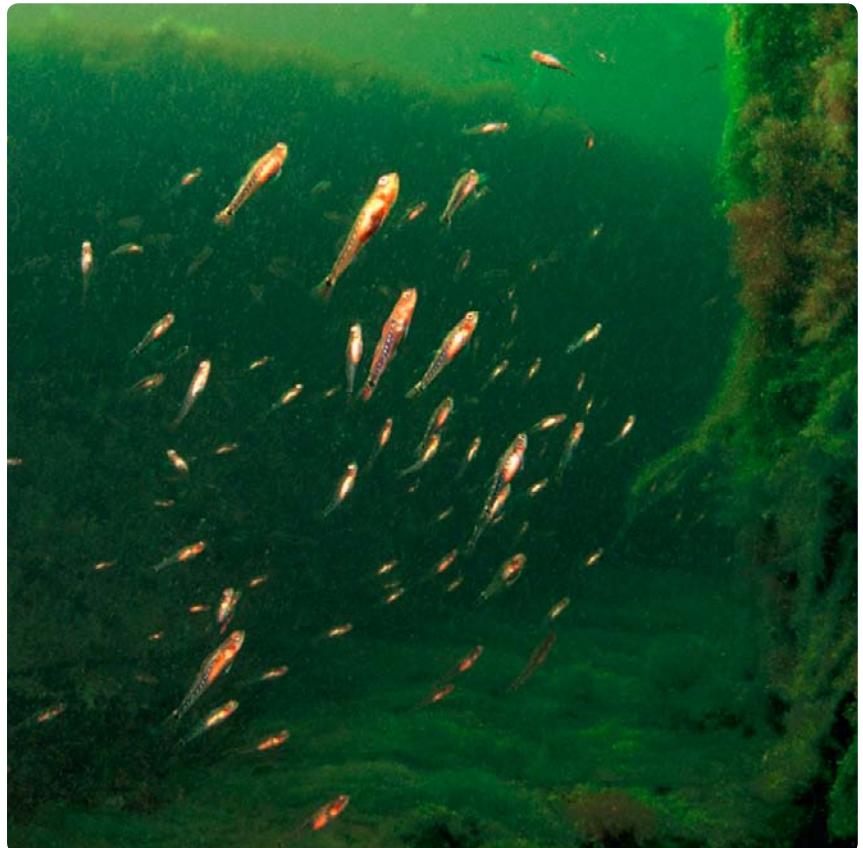


Vindkraftens effekter på marint liv

En syntesrapport

LENA BERGSTRÖM, LENA KAUTSKY, TORLEIF MALM, HANS OHLSSON,
MAGNUS WAHLBERG, RUTGER ROSENBERG & NASTASSJA ÅSTRAND CAPETILLO

RAPPORT 6488 • MARS 2012



Vindkraftens effekter på marint liv

Lena Bergström¹, Lena Kautsky^{2,3}, Torleif Malm³, Hans Ohlsson⁴,
Magnus Wahlberg⁵, Rutger Rosenberg⁶ & Nastassja Åstrand Capetillo³

¹ Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

² Botaniska institutionen, Stockholms universitet

³ Stockholms universitets marina forskningscentrum

⁴ wpd Offshore Stockholm AB

⁵ Fjord & Bælt, Danmark

⁶ Institutionen för biologi och miljövetenskap,
Göteborgs universitet/Marine Monitoring AB

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/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 978-91-620-6488-4

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2012

Elektronisk publikation

Omslagsfoto: Ulf Bergström och Mathias Andersson



Förord

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

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

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

För att säkra kvalitén på redovisade rapporter ställer Vindval höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapportering och publicering av projektens resultat.

Denna rapport är resultatet från syntesprojektet kring effekter av vindkraft på marint liv. Rapporten har skrivits av Lena Bergström, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. Lena Kautsky Botaniska institutionen, Stockholms universitet och Stockholms universitets marina forskningscentrum. Torleif Malm Stockholms universitets marina forskningscentrum. Hans Ohlsson wpd Offshore Stockholm AB. Magnus Wahlberg, Fjord & Bælt, Danmark, Rutger Rosenberg, Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs Universitet/Marine Monitoring AB och Nastassja Åstrand Capetillo, Stockholms universitet. Skribenterna svarar för innehållet i rapporten.

Vindval i mars 2012

Den 1 juli 2011 inrättades Havs- och vattenmyndigheten (HaV) och det är nu denna myndighet, som från Naturvårdsverket tagit över ansvaret på central nivå för frågor om den havsbaserade vindkraftens miljöpåverkan och för planering av våra havsområdets framtid. HaV ansvarar även för det svenska internationella marina samarbetet i EU och regionala marina kommissioner som HELCOM och OSPAR

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	11
1. INLEDNING	15
1.1 Litteratur och användningsområde	16
1.2 Rapportens upplägg	17
2. LIVSMILJÖER OCH ARTER I SVENSKA HAVSOMRÅDEN	18
2.1 Västerhavet	20
2.1.1 Fisk i Västerhavet	20
2.1.2 Marina däggdjur i Västerhavet	23
2.1.3 Bottenlevande djur och växter i Västerhavet	23
2.2 Egentliga Östersjön	24
2.2.1 Fisk i Egentliga Östersjön	26
2.2.2 Marina däggdjur i Egentliga Östersjön	28
2.2.3 Bottenlevande djur och växter i Egentliga Östersjön	28
2.3 Bottniska viken	30
2.3.1 Fisk i Bottniska viken	32
2.3.2 Marina däggdjur i Bottniska viken	35
2.3.3 Bottenlevande djur och växter i Bottniska viken	35
3. HAVSBASERAD VINDKRAFT – BEHOV OCH EGENSKAPER	37
3.1 Anläggningsfasen	37
3.1.1 Gravitationsfundament	38
3.1.2 Monopile-fundament	39
3.1.3 Elanslutning	41
3.1.4 Vindkraftverk	43
3.2 Driftsfasen	44
3.3 Avvecklingsfasen	46
4. EFFEKTER AV VINDKRAFT PÅ MARINA ORGANISMER OCH SAMHÄLLEN	47
4.1 Effekter på fisk	48
4.1.1 Akustiska störningar under anläggningsfasen	48
4.1.2 Spridning av sediment under anläggningsfasen	51
4.1.3 Introduktion av nytt habitat	52
4.1.4 Störning från driftsbuller och båttrafik	54
4.1.5 Elektromagnetiska fält	55
4.1.6 Attraktion av rovdjur	57
4.1.7 Förändrat fiske	57
4.2 Effekter på marina däggdjur	58

4.2.1	Akustiska störningar under anläggningsfasen	58
4.2.2	Störning från driftsbuller och båttrafik	59
4.2.3	Elektromagnetiska fält	60
4.3	Effekter på bottenlevande djur och växter	60
4.3.1	Akustiska störningar under anläggningsfasen	60
4.3.2	Spridning av sediment under anläggningsfasen	60
4.3.3	Introduktion av nytt habitat	62
4.3.4	Elektromagnetiska fält	64
4.3.5	Främmande arter	65
4.3.6	Utestängning av fåglar	66
4.3.7	Organisk anrikning på botten	68
5.	ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA PÅVERKAN	69
5.1	Fisk	69
5.2	Marina däggdjur	69
5.3	Bottenlevande djur och växter	70
6.	KUNSKAPSLUCKOR	72
6.1	Fisk	73
6.2	Marina däggdjur	73
6.3	Bottenlevande djur och växter	74
ARTER OCH ORGANISMGRUPPER		75
Fisk		75
Marina däggdjur		76
Bottenlevande djur och växter		76
Alger		76
Vattenväxter		77
Övriga arter		77
Fåglar		77
ORDLISTA		78
KÄLLFÖRTECKNING		80
Elektroniska källor		94

Sammanfattning

Precis som i många andra länder förväntas en utbyggnad av vindkraft i Sverige under de närmaste decennierna. Expansionen drivs bland annat av stigande elpriser och behovet av ökad produktion av förnybar el. I Sverige har havsbaserad vindkraft med en total effekt på ungefär 2500 MW fått tillstånd och ytterligare 5500 MW är under utveckling. Exempel på vindkraftsprojekt med färdiga tillstånd är Storgrundet med en effekt på 265 MW, Stora Middgrund med en effekt på 860 MW och Kårehamn med en effekt på 48 MW. I dag utgör Lillgrund i Öresund med sina 48 vindkraftverk och 110 MW i installerad effekt, Sveriges störstahavsbaseerade vindkraftpark.

Inför denna förväntade expansion är det viktigt att undersöka vindkraftens miljöeffekter, och hur eventuella negativa effekter kan minimeras. Över 600 studier, huvudsakligen vetenskapliga artiklar, men även rapporter från företag och myndigheter, ligger till grund för slutsatserna och rekommendationerna i denna syntesrapport om påverkan av vindkraft på det marina livet i svenska havsområden.

Livsmiljöer och arter i svenska havsområden

Sveriges havsområden karakteriseras av en unik salthaltsgradient som varierar från Skagerraks marina förhållanden till närmast limniska miljöer i Bottenviken. Det råder även stora skillnader mellan områden med avseende på miljöfaktorer såsom ljusstillsförelse, temperatur och vågexponering. Detta medför variationer i artsammansättning, dominans av olika populationer samt strukturskillnader hos växt- och djursamhällen. I rapporten ges därför miljöbeskrivningar separat för tre geografiska områden: Västerhavet (Kattegatt och Skagerrak), Egentliga Östersjön och Bottniska viken (Bottenviken och Bottenviken). Rapportens fokus är på förekomst av arter och samhällen inom det djupintervall som är av störst intresse för etablering av havsbaserad vindkraft i Sverige idag.

Havsbaserad vindkraft

I Sverige används främst två typer av fundament: gravitationsfundament och monopile-fundament, vilka i dagsläget också är de mest kommersiellt gångbara. Havsbaserade vindkraftsprojekt påverkar miljön på olika sätt under anläggningsfasen, driftsfasen och avvecklingsfasen. Anläggningsfasen bedöms medföra de största miljöeffekterna, då höga ljudnivåer och sedimentspridning kan påverka marina organismer. Under driftsfasen, som är den klart längsta fasen, förväntas barriäreffekter och förändringar i den naturliga miljön. Avvecklingsfasen kan på nytt medföra ökat buller och sedimentspridning i området i och runt parken.

Effekter på marina organismer och samhällen

Eftersom miljöförhållanden varierar mellan olika platser, och över tid, är det svårt att göra allmängiltiga bedömningar av påverkan på livet i havet. Det gör att väl utformade förstudier och kontrollprogram i den lokala miljön blir desto viktigare. Platsspecifika undersökningar minimerar också risken att kostsamma åtgärder sätts in i onödan. Allmänt gäller att anläggning och avveckling av havsbaserade vindkraftverk bör planeras så att känsliga reproduktionsperioder för marina arter undviks. Motsvarande hänsynstagande kan även behövas vid anläggning i områden som är viktiga uppväxt- och lekområden, eller känsliga miljöer såsom utsjöbankar med höga naturvärden. Nedan följer effekter som, utifrån befintlig kunskap och tillgänglig litteratur, kan påverka marina organismer och samhällen. Varje effekt har bedömts efter hur länge, och i vilken skala, den påverkar det marina livet inom ett vindkraftsområde.

Akustiska störningar under anläggningsfasen

När monopile-fundament pålas ned i botten alstras mycket höga ljud som sprids i vattnet. Torsk och sill kan potentiellt uppfatta ljud från pålningsarbeten på 80 kilometers avstånd, och fysiska skador och död kan inträffa vid avstånd på några meter från anläggningsplatsen. Vid alla typer av arbeten som medför buller kan flyktreaktioner hos fisk förväntas inom avstånd på någon kilometer från källan. Den största risken för betydande skador på fiskpopulationer föreligger om anläggningen överlappar med viktiga rekryteringsmiljöer för hotade eller svaga populationer. Bland de marina däggdjuren är tumlare den art som har påvisats kunna få både sämre hörsel och stort beteende av ljud i samband med pålning. Det finns inga studier som tyder på långvariga negativa effekter på någon av de svenska sälarterna. Generella slutsatser om effekterna av ljud under pålning på ryggradslösa djur går inte att dra, då gruppen är alldeles för stor och mångformig. De få studier som finns visar att ostron är relativt känsliga, medan musslor inte ens påverkas av mycket höga ljudnivåer. Effekter av pålningsljud kan minimeras genom att till exempel successivt öka kraften och ljudet vid pålning, så att större djur som fisk, säl och tumlare skräms och hinner lämna anläggningsområdet.

Spridning av sediment

Muddringsarbeten vid anläggning av gravitationsfundament, och kabeldragning mellan verken och till land, kan medföra att sediment virvlar upp och sprids i vattenmassan. Hur mycket sediment som sprids beror på sedimenttyp, vattenströmmar och vilken muddringsmetod som används. En ökad koncentration av sediment i vattnet kan påverka framför allt fiskyngel och larvstadier negativt. Ryggradslösa djur är ofta anpassade till uppvirvling av sediment eftersom det förekommer naturligt i deras miljö. Vid anläggningsarbeten av en vindkraftpark sker spridningen av sediment oftast under en kort period. Effekterna är även relativt små, bland annat därför att bottenmaterialet brukar vara grovkornigt. Den samlade bedömningen är därför att sediment-spridning är ett begränsat problem för de flesta djur- och växtsamhällen.

Introduktion av nytt habitat

Vindkraftverkens fundament kan fungera som konstgjorda rev och locka till sig många fiskarter, särskilt runt gravitationsfundament med erosionsskydd, eftersom dessa ger den lokala miljön en mer komplex struktur. Till en början sker en omfördelning av fisk från närliggande områden, men över en längre tidsperiod kan även en ökad fiskproduktion vara möjlig, om vindkraftparken täcker en relativt stor yta och fisketrycket är lågt. Erosionsskyddets struktur kan öka den lokala förekomsten av kräftdjur, såsom hummer och krabba, genom att utgöra skydd och öka tillgången på föda. Ett exempel på en art som kan öka lokalt kring fundamentstrukturer i Västerhavet och Egentliga Östersjön är blåmusslan. Vilka arter som kommer att dominera beror främst på salthalten i området. Det finns inga studier som visar att fundamentstrukturerna i dagsläget skulle underlätta spridningen av främmande arter till svenska havsområden. Den totala ytan nytt habitat som fundamenten utgör i havsmiljön är relativt liten.

Driftsbuller och båttrafik

Under driftsfasen medför underhållsarbeten av vindkraftverken en viss ökning av båttrafiken i området samtidigt som verken alstrar ljud som sprids i vattnet. Hur fiskar reagerar på driftsbuller och båttrafik varierar, men resultat från studier tyder på att ljudpåverkan under driftsfasen av en vindkraftpark är liten på de flesta arter. Det saknas dock studier om effekter av långvarig stress på grund av en förhöjd ljudnivå och effekter av ljudstörning på fiskens lekbe-teende. Framför allt tumlare, men även sälar, är känsliga för ljudstörningar. I dagsläget finns inga belägg för en negativ effekt av ljud under driftsfasen på populationer av marina däggdjur. Både ljudet vid stormar, och motorljud från fartygstrafik, överstiger ofta driftsbullret från vindkraftverk.

Elektromagnetiska fält

Under driftsfasen alstrar kablarna från ett vindkraftverk ett magnetfält som avtar med avstånd från kabeln. Den förväntade effekten på de flesta fiskarter är låg, men eftersom påverkan pågår under hela driftsfasen bör risken beaktas i områden av betydelse för vandrande fiskarter. Inga studier visar huruvida de marina däggdjuren påverkas av de elektromagnetiska fält som kan uppstå i en vindkraftpark. De få studier som utförts på ryggradslösa djur tyder på att elektromagnetiska fält runt vanliga transmissionskablar inte påverkar arternas reproduktion eller överlevnad.

Utestängning av fåglar

Fåglar undviker vanligtvis inte områden nära vindkraftparker. Ett undantag är flera vanliga dykänder, som ofta undviker att vistas i vindkraftparker och håller ett säkerhetsavstånd på minst 500 meter till ett turbintorn. I Östersjön är den vanligaste födan för dessa dykänder blåmusslor. De områden i svensk ekonomisk zon där en storskalig utbyggnad av vindkraft kan få den största påverkan på populationer av dykänder, och därmed indirekt på bottenlevande

arter, är utsjöbankarna i centrala Egentliga Östersjön, främst Hoburgs Bank och Norra Midsjöbanken där två tredjedelar av Europas alfågelbestånd övervintrar. Hur omfattande påverkan skulle kunna bli kommer att bero på parkens totala yta och avståndet mellan turbintornen. Storskaliga studier behövs för att ta reda på om effekten skulle kunna leda till betydande förändringar för bottenlevande djur och växter.

Kunskapsluckor

Forskningsresultat om enstaka verk eller små parker ligger till grund för denna syntesrapport, vilket i många fall är tillräckligt för att göra bedömningar av vilken påverkan som kan förväntas på olika grupper av marina organismer. Däremot saknas kunskap om hur en storskalig vindkraftsutbyggnad långsiktigt kommer att påverka olika marina ekosystem. Det är inte möjligt att extrapolera kunskap framtagen för ett enskilt verk, eller en vindkraftpark, för att nå denna kunskap. Därför behövs studier där förändringar i stora parker följs under långa tidsperioder. Påvisade effekter bör även vägas samman och relateras till andra mänskliga aktiviteter, samt till dagens behov att öka användningen av förnybar energi och minska miljöpåverkan. Då en storskalig etablering av vindkraft förväntas i många länder runt Östersjön och i Nordsjön, finns ett behov av ett samordnat internationellt forskningsprogram till exempel i form av ett tvärvetenskapligt EU-projekt.

Summary

As in many other countries, an expansion of wind power is expected in Sweden during the coming decades. The expansion is driven by rising prices on electricity and the need for an increased production of renewable energy. Since wind conditions at sea are good and relatively constant, several offshore wind farms are planned in Swedish waters. Offshore wind power with a total effect of about 2500 MW has been granted permission and additionally 5500 MW are being planned for in Sweden. Examples of granted projects are Storgrundet with an effect of 265 MW, Stora Middelgrund with an effect of 860 MW and Kårehamn with an effect of 48 MW. Today Sweden's largest offshore wind farm is Lillgrund in Öresund with its 48 turbines with an installed effect of 110 MW.

Prior to this expected expansion, it is important to investigate the environmental impact of offshore wind power, and how possible negative effects can be minimized. This synopsis about the impact of wind power on the marine life in Swedish waters, is based on more than 600 studies, most of which are scientific articles, but also reports by companies and authorities.

Habitats and species in swedish marine areas

The Swedish marine areas are characterized by a unique salinity gradient that varies from the marine conditions in Skagerrak to almost limnic environments in the Gulf of Bothnia. There are also vast differences between areas in terms of environmental factors such as light supply, temperature and wave exposure. This entails variation in species composition, dominance by different populations and structural differences in plant and animal communities. Therefore, this synopsis provides environment descriptions of three widely separated marine areas: the Western sea (Kattegat and Skagerrak), the Baltic Proper and the Gulf of Bothnia (Bothnian Sea and Bothnian Bay). The main focus is on occurrence of species and communities within the depth interval that is of interest for establishing offshore wind power in Sweden.

Offshore wind power

There are mainly two types of foundation structures used in Sweden today: gravitational foundations and monopile foundations. These are also the most commercially viable. Offshore wind farm projects affect the environment in different ways during installation, operation and decommissioning. The installation stage is assessed to have the largest impact on the environment, since high noise levels and sediment dispersal can affect marine organisms. A wind farm in operation can cause barrier effects as well as changes in the natural environment. The decommissioning phase can again enhance noise levels and lead to sediment dispersal in the park and its adjacent area.

Effects on marine organisms and communities

Since marine environmental conditions vary between different locations as well as over time, it is difficult to make universal assessments of the effects of offshore windpower. This increases the importance of well-designed pilot studies and monitoring programs of the local environment. Also, location-specific surveys minimize the risk that costly measures are used when they are not needed. In general, installation and decommissioning of offshore wind farms should be planned so that sensitive reproductive periods for marine species are avoided. Particular consideration might also be needed for constructions in important growth and spawning areas for fish and marine mammals, or specific environments, such as offshore banks with high nature values. Below is a list of the effects that according to existing knowledge and accessible literature might affect marine organisms and communities. Each effect has been assessed after how long, and to what scale, it affects the marine life in the wind farm area.

Acoustic disturbances during the installation

As monopile foundations are being driven into the sea floor, a lot of noise is generated that spreads in the water. Cod and herring can potentially perceive noise from pile driving at a distance of 80 kilometers, experiencing physical damage and death at just a few meters from the place of installation. For all types of work involving noise, flight reactions in fish are expected within a distance of about one kilometre from the source. The greatest risk of significant harm to fish populations exists if the installation overlaps with important recruitment areas for threatened or weak populations. Among the marine mammals, porpoises have proved to get both impaired hearing and behavioural disturbances from noise associated with pile driving. There are no studies indicating any long-term negative effects on any of the Swedish seal species. It is not possible to draw any general conclusions of the effects on invertebrates from pile driving noise, since the group is too large and diverse. The few studies that exist, however, show that oysters are relatively sensitive, whilst mussels are not affected at all. The effects of high noise levels can be reduced by, for example, successively increasing the power and thus the noise at piling, so that larger animals such as fish, seal and porpoises are intimidated at an early stage and leave the construction area well before high noise levels are reached.

Sediment dispersal

Dredging work during the construction of gravitational foundations, and wiring between the turbines and land, can cause sediment from the bottom to whirl up and disperse in the water mass. The amount of sediment dispersed depends on the type of sediment, water currents and which dredging method is being used. Increased concentrations of sediment in the water affect mainly fish fry and larval stages negatively. Invertebrates are often adapted to re-suspension of sediment, since it naturally occurs in their environment. The sediment dispersal at the construction of a wind farm is often confined to a short period.

The effects are also relatively small due to the fact that the bottom sediment is usually coarse-grained. The overall assessment is therefore that sediment dispersal is a limited problem for most animal and plant communities.

Introduction of a new habitat

The foundations of wind turbines can function as artificial reefs and attract many fish species, particularly around gravitational foundations that have a structurally complex erosion protection. At first there is often a redistribution of fish from nearby areas to the wind power foundations, but over time an actual increased fish production within the park is possible, as long as the park is large enough and the fishing pressure is low. The structure of the erosion protection can mean local positive effects for crustaceans such as lobster and crab, by functioning as shelter as well as increasing their foraging area. One example of species that seems to increase locally around foundation structures in the Western Sea and the Baltic Proper is the blue mussel. Which species that will dominate depends on the salinity in the area. There are no studies showing that the foundation structures may facilitate the distribution of new species to Swedish marine areas. The total amount of hard bottom surface formed by the foundations and their structures is relatively small.

Turbine noise and boat traffic

Maintenance work of the wind turbines causes a certain increase in boat traffic in the area of an operating wind farm. Also, different parts of the turbines generate noise that spreads through the water. The reactions of fish on noise from turbines and boat engines vary, but study results indicate that the effect on most species from noise in a wind farm is low. There are, however, no studies on the long-term effects of stress due to an increased noise level and effects of noise disturbance on fish spawning behavior. Especially porpoises, but to some extent even seals, are sensitive to noise disturbance. Today there are no studies showing negative effects of the on-going sounds in a wind farm on populations of marine mammals. The noise of both storms and engines from ships often exceeds the noise generated by wind farms in operation.

Electromagnetic fields

The cables leading from a wind turbine generates a magnetic field that decreases with distance from the cable. The expected effect on most fish species is low, but since the effect is on-going throughout the entire operational stage, the risk should be considered in areas that are important to migrating fish species. No studies have been found that show how electromagnetic fields affect marine mammals. The few studies that have been found on invertebrates indicate that the electromagnetic fields around common transmission cables have no effect on either reproduction or survival.

Exclusion of birds

Most birds do not avoid wind farm areas. An exception is several common diving ducks that avoid flying or swimming within wind farms and keep a safe distance of at least 500 meters to a turbine tower. The most common food for these species in the Baltic Sea is blue mussels. Areas within the Swedish economic zone where a large-scale expansion of wind power would have the greatest effect on the ducks, and thereby indirectly affect the benthic community, are the offshore banks in the central Baltic Proper, mainly Hoburg Bank and Northern Midsjö Bank, where two thirds of the oldsquaw populations in Europe overwinters. The level of impact will depend on the total area of the park, and the distance between the turbine towers. Large-scale studies are needed in order to assess if the effect might lead to substantial changes for the benthic community.

Gaps of knowledge

The basis of this synopsis is research results from studies concerning single wind turbines or small wind farms, which in many cases is enough to assess the effects that can be expected on different groups of marine organisms. However, there is a lack of knowledge on how the large-scale wind power development will affect marine ecosystems in the long term. Since it is impossible to extrapolate knowledge based on a single wind turbine or wind farm, further studies are needed where changes in larger parks are followed over long periods of time. Identified effects should also be weighed and put in relation to other human activities, as well as to today's need of increasing the use of renewable energy and reduce environmental pollution. Since a large-scale expansion of wind power is expected along the coasts of many countries around the Baltic Sea and in the North Sea, there is a need for a coordinated international research program, for example an interdisciplinary EU-project.

1. Inledning

I en tid av global uppvärmning och stigande energipriser ökar behovet av förnybara energikällor. Vinden framstår som en ideal energikälla eftersom utvinningen ger mycket små utsläpp av växthusgaser och andra miljöstörande ämnen (Martínez m.fl. 2009).

En omfattande utbyggnad av vindkraft pågår i hela världen, särskilt i Västeuropas industrialiserade och tätbebyggda länder. Trots att vindkraften anses vara en ren energikälla kan den orsaka problem då den konkurrerar om utrymme med andra mänskliga aktiviteter på land, och kan uppfattas som störande då verken skymmer horisonten. I många europeiska länder pågår därför en omfattande uppbyggnad av havsbaserad vindkraft. Genom att bygga till havs kan dessutom mer energi utvinnas per tidsenhet och större verk kan uppföras än på land eftersom konstruktionen inte är begränsad av vägnätets kapacitet.

Sveriges relativt billiga elpriser har gjort att lönsamheten för havsbaserad vindkraft varit låg. Den ökande integreringen av Nordens elnät med det europeiska nätet, och den planerade tyska kärnkraftsavvecklingen kommer sannolikt att driva upp elpriserna och göra det ekonomiskt möjligt att bygga ut den havsbaserade vindkraften även i Sverige. I skrivande stund har havsbaserad vindkraft med en sammanlagd effekt på ungefär 2500 MW fått tillstånd i Sverige, och ytterligare 5500 MW är under utveckling. Exempel på vindkraftsprojekt med färdiga tillstånd är Storgrundet med en effekt på 265 MW, Stora Middelgrund med en effekt på 860 MW och Kårehamn med en effekt på 48 MW. I dag utgör Lillgrund i Öresund med sina 48 vindkraftverk och 110 MW i installerad effekt, Sveriges största havsbaserade vindkraftpark. För aktuell information om havsbaserade vindkraftsprojekt i Europa finns databasen Global Offshore Wind Farms (www.4coffshore.com/offshorewind).

Inför denna förväntade expansion är det viktigt att undersöka om vindkraften medför några negativa miljöeffekter och hur dessa i så fall kan motverkas. Under sju år (2005 - 2012) har forskningsprogrammet Vindval utfört undersökningar med detta som målsättning. Vindval är ett samarbetsprogram mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket, där den förstnämnda finansierar och den andra driver programmet. Den totala budgeten omfattar ungefär 70 miljoner kronor fördelat på två programperioder. Programmet har finansierat ett trettiotal projekt, varav drygt hälften knyter an till havsbaserad vindkraft (faktaruta 1). I slutet av den senaste programperioden startade Vindval fyra syntesprojekt för att sammanställa den kunskap som genererats inom programmet och i andra studier. Denna syntesrapport är resultatet av ett av projekten och handlar om effekter av vindkraft på det marina livet under vattenytan. De övriga tre projekten har sammanställt kunskap om påverkan på fåglar och fladdermöss, däggdjur på land och människors intressen.

1.1 Litteratur och användningsområde

Slutsatserna och rekommendationerna i denna syntes är huvudsakligen baserade på publicerad vetenskaplig litteratur men också i mindre utsträckning på rapporter från företag och myndigheter i Sverige och utlandet. För information om havsbaserad vindkraft i Sverige kommer uppgifterna från rapporter framtagna inom kunskapsprogrammet Vindval, och för beskrivningar av livsmiljöer kommer fakta från Naturvårdsverkets utsjöbanksinventeringar (Naturvårdsverket 2006, 2010). Information från utlandet är tagen från rapporter publicerade inom vindkraftsprojekt i Danmark (genom Energistyrelsen, Dong Energy och Vattenfall) och Storbritannien (genom den brittiska databasen COWRIE; Collaborative Offshore Wind Research Into The Environment). IUCN-rapporten; ”Greening Blue Energy: identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of offshore renewable energy” (Wilhelmsson m.fl. 2010), har varit en viktig inspirationskälla. Redovisningen av bedömningar av vindkraftens effekter har till exempel utformats efter den struktur som används i IUCN-rapporten.

Informationen i syntesen kan fungera som underlag vid miljökonsekvensbeskrivningar och i planerings- och tillståndsprocesser på lokal, regional och nationell nivå. Den kan också ge kunskap till alla som vill veta mer om de biologiska aspekterna vid anläggning av havsbaserad vindkraft i svenska havsområden.

Faktaruta 1

RAPPORTER FRÅN VINDVAL OM PÅVERKAN PÅ MARINT LIV

Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft (Naturvårdsverket 5828)
Hur vindkraftverk påverkar livet på botten – en studie före etablering av vindkraft (Naturvårdsverket 5570)
Bentiska processer på och runt artificiella strukturer i Sveriges kustvatten (Naturvårdsverket 6414)
Havsbaserad vindkraft - ekologiska risker och möjligheter (rapportering 2011)
Effekter på fisk av marina vindkraftparker (Naturvårdsverket 5580)
Vindkraftens effekter på ålvandring (Naturvårdsverket 5569)
En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs (Naturvårdsverket 5856)
Studier på småfisk vid Lillgrund vindpark (Naturvårdsverket 5831)
Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk i Bottniska viken (Naturvårdsverket 5924)
Partikelrörelser uppmätta vid ett vindkraftverk. Akustisk störning på fisk i anslutning till vindkraftverk (Naturvårdsverket 5963)
Akustisk störning på marint liv i anslutning till vindkraftverk – en fortsättning vid Lillgrund (rapportering 2011)
Effekt av pålningsljud på fiskbeteende (rapportering 2011)
Effekter av en havsbaserad vindkraftpark på fördelningen av bottennära fisk (Naturvårdsverket 6485)
Effekter av havsbaserad vindkraft på pelagisk fisk (rapportering 2011)
GIS-baserade metoder för att kartlägga fiskars livsmiljöer i grunda havsområden (Naturvårdsverket 6427)
Blankålsvandring – Vindkraft och växelströmsfält (rapportering 2011)

1.2 Rapportens upplägg

Syntesrapporten består av sex kapitel. Detta första kapitel är en beskrivning och sammanfattning av projektet. I det följande kapitlet beskrivs marina livsmiljöer i Sveriges havsområden, med fokus på livsmiljöer som är av intresse för etablering av vindkraftparker. I kapitel tre beskrivs den havsbaserade vindkraften ur det tekniska perspektivet, med avseende på anläggning, drift och avveckling. Kapitel fyra behandlar förväntad påverkan från havsbaserad vindkraft på det marina livet. Baserat på befintlig kunskap beskrivs de olika sätt som havsbaserad vindkraft kan påverka organismer och samhällen i havet, följt av en bedömning av påverkans storlek i rummet och över tid. I tabell 2 finns läsanvisningar om var i rapporten respektive påverkan presenteras. I kapitel fem redovisas möjliga åtgärder för att minska vindkraftens miljöpåverkan. I det sista kapitlet ges en kort presentation av de kunskapsluckor som identifierats under syntesarbetets gång. Allra sist, finns en lista på de arter som nämns i rapporten och en ordlista.

2. Livsmiljöer och arter i svenska havsområden

Sveriges havsområden karakteriseras av en unik salthaltsgradient som varierar mellan oceaniska förhållanden i Skagerrak till närmast limniska miljöer i Bottenviken (karta 1). Även temperatur och ljus skiljer sig mycket från de tempererade områdena i söder till de subarktiska förhållandena i norr, där isen ofta täcker kustområdena sex månader om året. Dessa naturligt skilda miljöförhållanden medför stora variationer hos växt- och djurlivet. En stor artrikedom i Västerhavet övergår i en betydligt mer sparsam, men unik blandning av salt- och sötvattensarter i Östersjön. Därför delas denna miljö- och artbeskrivning upp efter följande havsområden: Västerhavet (Kattegatt och Skagerrak), Egentliga Östersjön och Bottniska viken (Bottenhavet och Bottenviken).

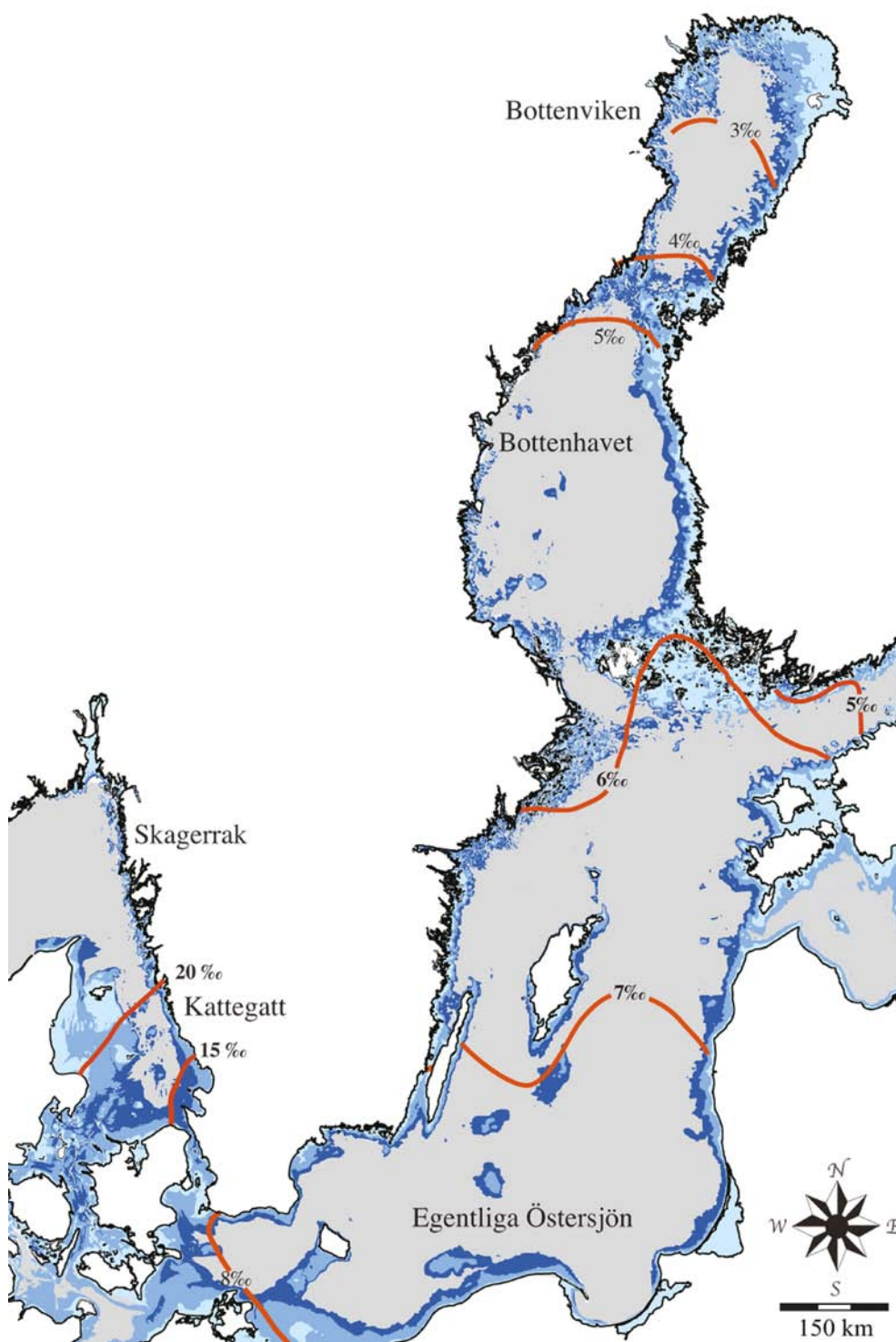
Då vindkraftverk till havs främst etableras inom djupintervallet 5 - 40 meter ligger fokus på beskrivningar av undervattensmiljöer inom detta djupintervall och de arter av ryggradslösa djur, fiskar och marina däggdjur som tillsammans med växter och alger formar de naturliga samhällena där. Delar av rekommendationerna kan eventuellt tillämpas vid anläggning av vindkraft i sötvatten, förutsatt att djur- och växtsamhällena liknar de som behandlas i den här rapporten.

Grunda områden till havs, så kallade utsjöbankar, är av speciellt intresse för etablering av havsbaserad vindkraft i Sverige. Det beror på att vindtillgången vid bankarna är mycket god, samtidigt som bottendjupen är måttliga. Utsjöbankar definieras oftast som grunda sand- eller blockområden som omges av djupare vatten. De ligger vanligtvis långt från kusten vilket gör att de är mindre påverkade av mänskliga aktiviteter, såsom näringstillförsel från jordbruk och andra föroreningar, än mer kustnära områden.

Faktaruta 2

RÖDLISTADE ARTER

ArtDatabankens rödlista är en redovisning av svenska arters överlevnadsmöjligheter. Inom rödlistan klassas arter som: nationellt utdöda (RE), akut hotade (CR), starkt hotade (EN), sårbara (VU) eller nära hotade (NT). Det kan även råda kunskapsbrist angående arten (DD). Vilka bedömningar som gjorts för de rödlistade arter som nämns i rapporten framgår i artlistan på sida 75. För den senaste klassningen se: www.artfakta.se.



Karta 1. Djup och ytvattnets salthalt i svenska havsområden. Färgerna anger områden med olika bottendjup: ljusblå = djup mellan 0 och 20 meter, mellanblå = djup mellan 20 och 30 meter, mörkblå = djup mellan 30 och 40 meter och grå = områden djupare än 40 meter. Havsbaserad vindkraft etableras vanligtvis på djup mellan 5 och 40 meter.

2.1 Västerhavet

Västerhavet omfattas av Skagerrak och Kattegatt, två områden som på många sätt utgör vitt skilda havsmiljöer. Skagerrak har ett medeldjup på hela 220 meter, medan Kattegatt är ett grunt havsområde med ett medeldjup på endast 23 meter. Den svenska kusten i Skagerrak domineras av ett skärgårdsområde med många klippöar, medan kusten längs Kattegatt är relativt sandig, grund och öppen mot havet. Det översta vattenskiktet i Kattegatt, liksom Skagerraks östra delar, består ner till ett djup av cirka 10 - 20 meter av bräckt vatten från Östersjön. Här varierar salthalten från omkring 15 promille i söder till över 25 promille i norr. Det ytligare vattenskiktet avgränsas nedåt av ett tydligt språngskikt (haloklin). Under detta språngskikt, samt även i västra Skagerrak finns vatten från Nordsjön med en salthalt på cirka 32 - 35 promille, det vill säga helt marin miljö.

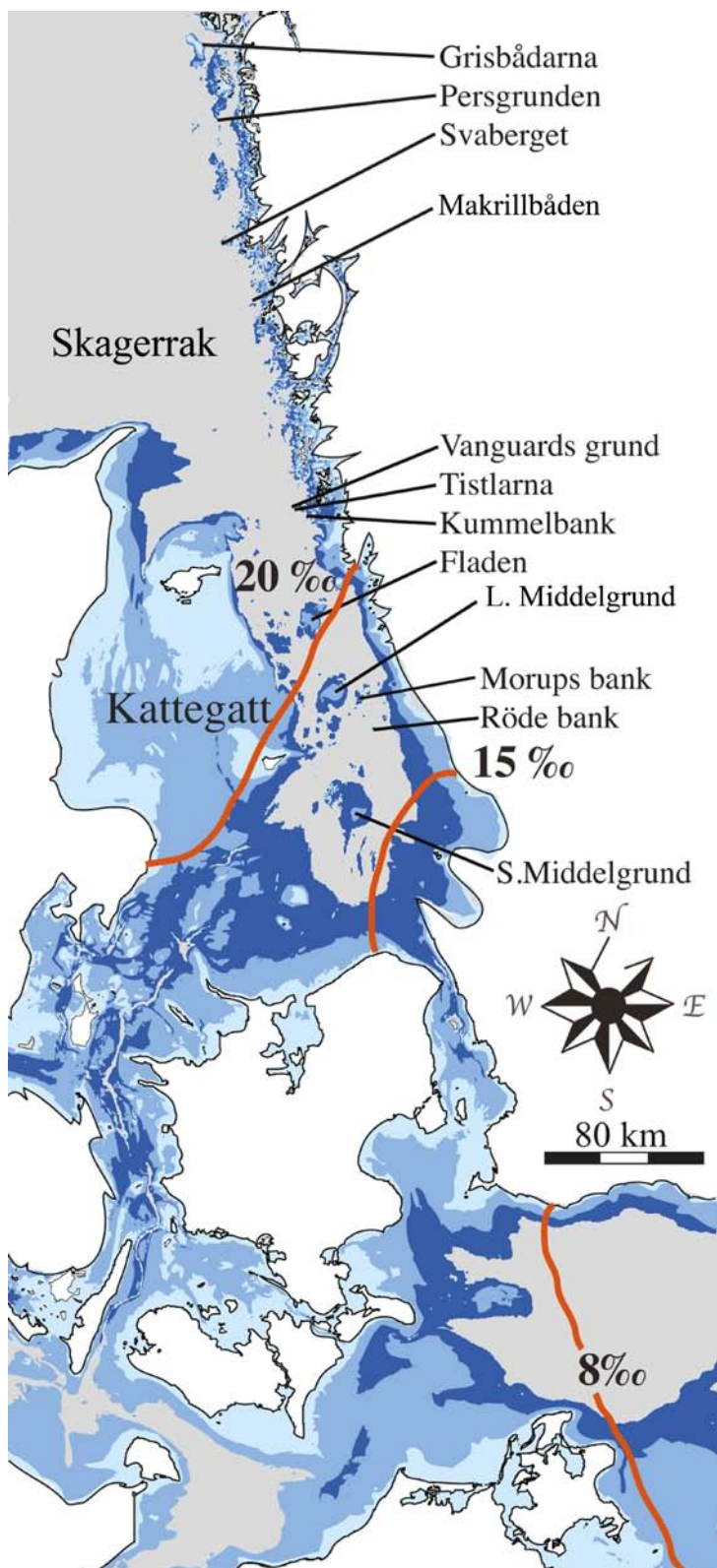
Kattegatts utsjöbankar består till stor del av berg, skalgrus och sten. Bottnar bestående av så kallad maerl (lösiggande kalkalger) som bedöms särskilt skyddsvärda finns också i dessa trakter. De större utsjöbankarna är Fladen, Groves Flak, Lilla Middelgrund och Stora Middelgrund samt grundområdena kring Läsö, se karta 2. I Skagerrak finns endast ett fåtal mindre bankar. De flesta utsjöbankarna i Västerhavet har höga naturvärden och en hög biologisk mångfald (Naturvårdsverket 2006, 2010). Enligt utsjöbankarnas naturvärdesbedömning (Naturvårdsverket 2010) hade Svaberget utanför Smögen det högsta samlade naturvärdet i Skagerrak. I Kattegatt hade Fladen som ligger nordväst om Varberg den högsta artrikedomen och även ett stort antal rödlistade arter.

2.1.1 Fisk i Västerhavet

ARTANTAL OCH ARTSAMMANSÄTTNING

Västerhavet är det artrikaste av Sveriges havsområden när det gäller fisk. Tillgänglig information över fiskens utbredning i grunda havsområden är betydligt mer detaljerad för Kattegatt än för Skagerrak, eftersom det saknas inventeringar av fisk vid Skagerraks utsjöbankar. Denna beskrivning återger därför till största del resultat från studier i Kattegatt. Baserat på de yttre miljöförhållandena, framför allt den högre salthalten, förväntas fisksamhället i Skagerrak vara mer artrikt och ha en högre produktionspotential än det i Kattegatt. Flera lokala bestånd längst Västerhavets kust är idag starkt reducerade, och på många platser är bestånden helt försvunna. Den främsta anledningen till detta är ett för högt fisketryck. Exempel på arter som påverkats starkt är torsk, kolja och bleka (Fiskeriverket 2011).

Omkring 80 marina fiskarter beräknas föröka sig i svenska vatten (Gärdenfors 2010). Hur stort antal fiskarter som påträffas vid en viss inventering beror dock på vilken metod som används. Till exempel noterades totalt 70 fiskarter på och i närheten av utsjöbankar vid inventeringar i Kattegatt under 2000-talet. Av dessa noterades 40 arter vid ryssjefisken, 30 arter vid bottenrålningar och 45 arter i samband med dykinventeringar och



Karta 2. Utsjöbankar i Västerhavet. Färgerna i kartan anger områden med olika bottendjup: ljusblå = djup mellan 0 och 20 meter, mellanblå = djup mellan 20 och 30 meter, mörkblå = djup mellan 30 och 40 meter och grå = områden djupare än 40 meter.

bottenfaunaprovtagningar. I Västerhavet registrerades totalt 86 fiskarter i Fiskeriverkets databas för provfisken med fasta redskap åren 2009 - 2010 (Fiskeriverket 2011). Några vanliga arter på Kattegatts utsjöbankar var torsk, sandskädda, stensnultra, glyskolja, rödspotta, fenknot, vitling och fjärsing (Naturvårdsverket 2010).

Till de sällsynta och minskande fiskarterna, som behöver särskilt hänsynstagande vid planering och riskbedömning, räknas för Västerhavet ett tjugotal arter enligt ArtDatabankens rödlista. Av dessa är nio broskfiskar, det vill säga hajar eller rockor (Gärdenfors 2010). Vid inventeringar av utsjöbankar i Kattegatt påträffades av de rödlistade arterna framför allt torsk, ål, havskatt, lyrtorsk, långa, sjurygg, vitling och tånglake, men även fyrtömmad skärlånga, kolja, långa och pigghaj (Naturvårdsverket 2010).

SÄRSKILT VIKTIGA LIVSMILJÖER FÖR FISK

När det gäller fiskens rumsliga fördelning i Kattegatt finns en generell effekt av djup, så att grundare områden är både mer artrika och individrika än djupare områden. Artrikedomen är oftast högre i områden med högre salinitet, närvaro av bottenströmmar och klarare vatten (Fredriksson m.fl. 2010).

Fisken kan vandra över ett stort område under sin uppväxtperiod, men tenderar att återsamlas vid den plats där den föddes när den ska föröka sig (Svedäng m.fl. 2007). Det gör att lokala lekområden kan ha en avgörande betydelse för mängden fisk i ett mycket större område än själva lekområdet. Beteendet att återvända till sitt uppväxtområde vid tidpunkten för reproduktion kallas för homing-beteende. Det kan leda till en genetisk särpräglning av individer och fiskpopulationer från olika lekområden.

Västerhavet innehåller en blandning av fisk från lokala bestånd och fisk från bestånd som leker längre bort, i Nordsjön eller i vissa fall Östersjön, och som använder Västerhavet som uppväxtområde. Sill, torsk, makrill, rödspotta, näbbgädda och sjurygg är exempel på arter som representeras av både bestånd som vandrar in från närliggande havsområden och av lokala fiskbestånd. Även ålyngel som förs in med havsströmmar från Atlanten till Västerhavet bottenfaller längs västkusten (Fiskeriverket 2011).

Grunda livsmiljöer längs kusten, såsom hårda bottnar eller öppna sand- och lerbottnar, är särskilt viktiga lekområden för fisk. Informationen om lekområden på utsjöbankar är förhållandevis begränsad. Kända lekområden för torsk i Kattegatt är Lilla och Stora Middelgrund, Morups bank och ett område längs hallandskusten som sträcker sig från Falkenberg och söderut mot Laholmsbukten (Vitale m.fl. 2007). En annan vanlig art som är beroende av utsjöbanksmiljöer för sin reproduktion är sillen, som lägger sina ägg på bottnar med sand, grus eller sten samt i vissa fall på vegetation. Äggen klibbar fast mot underlaget och ventileras av vattenströmmen. Sillen i Skagerrak och Kattegatt består av flera olika bestånd från lekområden i Nordsjön, västra Östersjön eller lokala bestånd. På utsjöbankarna i Kattegatt och i Skagerrak, främst på områden mellan Sotenäset och Väderöarna, liksom utanför Orust, Tjörn och Hisingen finns lokala lekområden för sill (Rosenberg m.fl. 1982).

Vid naturvärdesbedömningen av utsjöbankarna i Kattegatt jämfördes fisk-samhällen på sex bankar: Fladen, Lilla Middelgrund, Tislarna, Morups bank, Röde bank och Stora Middelgrund (Naturvårdverket 2010). De största sammanlagda naturvärdena för fisk noterades vid Fladen, men även Lilla Middelgrund bedömdes ha genomgående höga naturvärden. En separat jämförelse gjordes för enbart de delar av utsjöbankarna som var grundare än 20 meter. Även då noterades de högsta naturvärdena på Fladen, men Morups bank kom på andra plats. De övriga bankarna som ingick i jämförelsen hade jämförbara värden när det gäller fisk, med undantag för Röde Bank som rankades lägst (Naturvårdsverket 2010).

2.1.2 Marina däggdjur i Västerhavet

Västerhavets däggdjur utgörs främst av tumlare och knobbsäl. Tumlarna har inventerats två gånger under de senaste femton åren: 1994 och 2005 (Teilmann m.fl. 2008). Det finns idag cirka 14 000 tumlare i hela Kattegatt och i västra Östersjön (Teilmann m.fl. 2008). Det kan jämföras med att antalet vid inventeringen år 1994 uppskattades till 22 000 djur. Även om denna nedgång inte är statistiskt säkerställd så har den skapat en hel del oro över tumlarbeståndens status i dessa farvatten. Beräkningarna för Skagerrak från den senaste inventeringen har inte publicerats, men förmodligen rör det sig om ungefär lika många djur som i Kattegatt.

Det finns cirka 15 000 knobbsäl i Västerhavet (Karlsson m.fl. 2010). Västkustens knobbsälsbestånd är uppdelade på stora kolonier vid Kosteröarna, Väderöarna, Nidingen och Hallands Väderö. Dessutom finns mindre, spridda uppehållsplatser längs hela västkusten och i de danska områdena. Knobbsälarna kommer upp ur vattnet för att torka ut pälsen, vila sig och ge di till kuten i maj - juni, och för att byta päls i augusti. Knobbsälarna gör långa födosöksvandringar från kolonierna och kan därför påträffas i hela det inre kustområdet mellan Skåne och Bohuslän.

Förutom tumlare och knobbsäl så finns det ett fåtal gråsäl i Västerhavet. De gör ibland uppehåll på Kosteröarna och vid danska Anholt i Kattegatt. Dessa gråsäl härstammar förmodligen från bestånd i Nordsjön snarare än från Östersjön (Härkönen m.fl. 2007). Vid Sveriges och Danmarks sydligaste sälkolonier; Måkläppen vid Falsterbo och Rødsand vid danska Lolland-Falster, finns däremot ett 50-tal gråsäl som hör till Östersjöpopulationen (Härkönen m.fl. 2007).

2.1.3 Bottenlevande djur och växter i Västerhavet

På botten djupare än 20 meter medför den relativt stabila salthalten i södra Kattegatt och upp till norra Skagerrak, att bottenfaunans artsammansättning och individantal är någorlunda likartade i de båda områdena. På en typisk sådan botten med god syretillgång är det vanligt att hitta ungefär 70 djurarter per kvadratmeter, fördelade på omkring 4000 individer och med en total vikt på cirka 150 gram våtvikt. De vanligaste djurgrupperna är musslor, kräftdjur, borstmaskar och tagghudingar. Kommersiellt viktiga kräftdjur, som hummer,

havskrafta och räka, återfinns i Sverige endast i Skagerrak och Kattegatt eftersom deras utbredning begränsas av låga salthalter i Östersjön. Ovanför språngskiktet är variationen i salthalt, vågexponering och temperatur större, vilket påverkar djursamhällets artsammansättning och antal och medför större variationer än under språngskiktet (Rosenberg m.fl. 2004).

Hallandskusten är exponerad för västliga vindar och bottenarna ner till 20 meters djup är erosionsbottenar eller transportbottenar, vilket innebär att de består främst av sand och grus, till skillnad från djupare bottenar som främst karakteriseras av mer finkornig sand och lera. Den regelbundna påverkan av vind och vågor i de grundare områdena gör att även djurens täthet och biomassa är lägre än på djupare bottenar. På bottenar grundare än tre meter finns relativt få arter, men deras produktivitet kan på många platser vara mycket hög under sommarmånaderna. Det är främst kräftdjur såsom räkor och märlkräftor, samt olika arter av musslor som står för den höga produktionen och medför att de grunda områdena är mycket viktiga som uppväxtplatser och skafferier för många fiskar. Skillnader i vattenstånd som orsakas av tidvatten är som mest 25 centimeter i Skagerrak. Kraftiga vindar i samband med förändringar i hög- och lågtryck kan dock orsaka betydligt större förändringar av vattenståndet, och ge skillnader i storleksordningen en meter eller något mer.

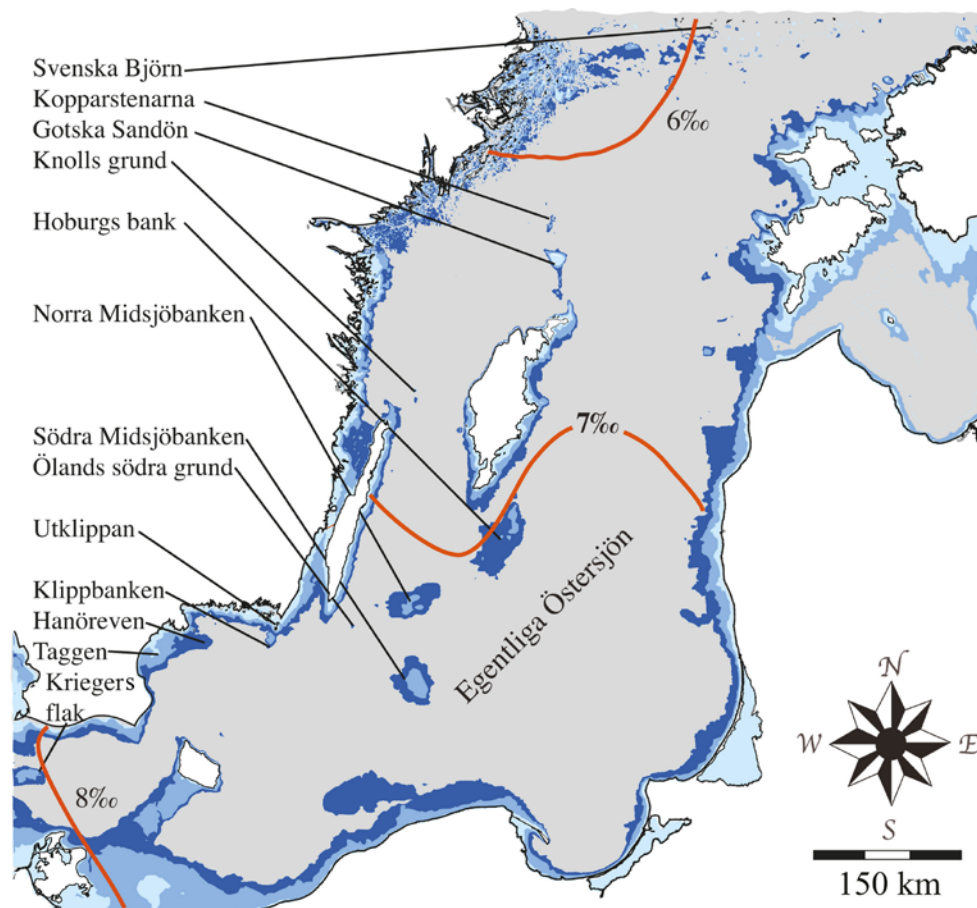
Om det finns tillräckligt med lämpliga substrat på en hård botten, begränsas fastsittande makroalger främst av hur djupt ljuset kan nå. Utbredningen kan mycket generellt beskrivas som att grönalger dominerar närmast ytan, under dessa växer främst brunalger och djupast finns flest rödalger. Utöver ljus så styrs algernas utbredning även av tillgången på näringsämnen och konkurrensen om utrymme. I områden med klart vatten kan vissa alger växa ner till 25 - 30 meters djup. Även de mikroskopiska planktonalgerna, som utgör födobasen för flertalet marina djur, är beroende av ljuset för sin fotosyntes och finns därför generellt i störst mängd ovanför språngskiktet. De vanligaste djuren på klippbottenar är blåmusslor, havstulpaner, sjöpungrar, svampar och ibland olika mjuka och hårda koralldjur.

2.2 Egentliga Östersjön

Östersjön är ett grunt hav som endast står i förbindelse med Nordsjön och Atlanten genom de smala danska sunden (Seifert m.fl. 2001). Havsvatten tränger med oregelbundna intervaller in genom sunden, och ansamlas framför allt i Östersjöns djupaste områden eftersom det saltare vattnet är tyngre än det bräckta. I ytvattnet är salthalten bara en femtedel av salthalten i världshaven eftersom det späds ut av sötvatten från älvar, floder och andra vattendrag (Winsor m.fl. 2001). Den låga salthalten ger Östersjön en mycket speciell fauna och flora, som består av marina arter, sötvattensarter och ett fåtal brackvattensspecialister. Antalet arter är relativt lågt, men några av dem förekommer i stora mängder (Bonsdorff 2006, Ojaveer 2010). Östersjön saknar tidvatten, men vattenståndsvariationer med upp till två meters amplitud kan förekomma. De viktigaste faktorerna som påverkar havsnivån är lufttryck,

vind- och isförhållanden (Hunicke och Zorita 2008). Perioder med högt vattenstånd är vanliga mellan oktober och mars, och längre perioder med lågt vattenstånd inträffar ofta under våren (Malm och Kautsky 2003).

De drygt tio områden som Naturvårdsverket har definierat som utsjöbankar i Egentliga Östersjön ligger minst tio sjömil från närmaste landformation, se karta 3. De flesta bankar är omkring tio meter djupa, men en del kan ligga så djupt som 30 meter under vattenytan (Naturvårdsverket 2010). De flesta av grunden är uppbyggda av glacial lera och täckta av rörligt moränmaterial, block, sten, grus och sand (Naturvårdsverket 2006). Vågornas påverkan på substratet är påtagliga och på sandbottnar har böljeslagsmärken observerats ned till 30 meters djup (Naturvårdsverket 2006). Hoburgs bank tillsammans med Norra- och Södra Midsjöbankarna är de grundområden som, enligt Naturvårdsverkets inventeringar, har högst naturvärden. Det beror till stor del på bankarnas unika geomorfologi och deras stora ytor med viktiga habitat (Naturvårdsverket 2010).



Karta 3. Utsjöbankar i Egentliga Östersjön. Färgerna i kartan anger områden med olika bottendjup: ljusblå = djup mellan 0 och 20 meter, mellanblå = djup mellan 20 och 30 meter, mörkblå = djup mellan 30 och 40 meter och grå = områden djupare än 40 meter.

2.2.1 Fisk i Egentliga Östersjön

ARTANTAL OCH ARTSAMMANSÄTTNING

I Östersjön förekommer marina fiskarter ofta sida vid sida med sötvattensarter, särskilt i kustområdet. Den totala artrikedomen är lägre än i Västerhavet eftersom utbredningen av flera marina arter begränsas av låg salthalt. Samtidigt tillkommer en hel del sötvattensarter. För Egentliga Östersjön noterades totalt 66 fiskarter i Fiskeriverkets databas för provfisken med fasta redskap under perioden 2009 - 2010 (Fiskeriverket 2011). I kustområdena dominerar sötvattensarter såsom abborre och karpfiskar. De marina arterna sill (strömming), skarpsill och torsk är vanliga i utsjöområden, men vandrar ofta in till kustområdet för att söka föda, och sillen vandrar även mot kusten för sin reproduktion.

I samband med provfisken med nät vid Östersjöns utsjöbankar under 2000-talet noterades 16 fiskarter, men det totala antalet fiskarter är sannolikt högre. Resultatet från ett provfiske är starkt knutet till vilket redskap som används, och flera arter, framför allt smala eller småvuxna arter och starkt stationära arter, noteras inte vid provfisken med nät. De vanligaste arterna som förekom i provfisket var skrubbskädda, torsk och piggvar. Vid inventeringar av djupare bottenar med bottentrål var torsk den klart dominerande arten, och utgjorde 90 - 100 procent av det totala antalet individer i fångsten (Naturvårdsverket 2010).

Rödlistade fiskarter förekom allmänt på samtliga utsjöbankar, framför allt torsk. Andra rödlistade arter som påträffades var sjurygg och tånglake, med högst förekomst vid Gotska Sandön och Hoburgs bank, samt vitling som förekom sparsamt på Hanöbanken. För den senaste klassningen enligt rödlistan 2010, se artlistan på sida 79. Andra arter som observerades vid utsjöbankarna och som är av intresse vid planeringsfrågor var sik, rödspätta och piggvar. Dessa arter är inte rödlistade men har en osäker beståndssituation i delar av Östersjön (Fiskeriverket 2011, Gärdenfors 2010). Hajar och rockor finns inte i Östersjön.

SÄRSKILT VIKTIGA LIVSMILJÖER FÖR FISK

Fiskens utbredning i Östersjön är starkt beroende av rådande miljöförhållanden där salthalten har störst betydelse. Salthalten varierar dels geografiskt så att den minskar inåt i Östersjön, men den varierar även över tid. I Östersjön kan långa perioder med hög salthalt övergå i perioder med lägre salthalt vilket kan påverka områdenas artsammansättning (Diekmann och Möllmann 2010). Under år med högre salthalt kan de marina arterna nå längre in i Östersjön och vice versa. Förekomsten av fisk i grunda utsjöområden påverkas även av djup, bottentopografi och närvaron av bottenströmmar. Det finns dock inget generellt mönster för alla arter, utan responsen i förhållande till dessa faktorer varierar mellan olika arter. Analyser av fiskens utbredningsmönster antyder även att mängden fisk är högre på större avstånd från land. Detta kan reflektera en respons på naturliga skillnader i miljöförhållanden, men även skillnader i mänsklig påverkan, till exempel att fisketrycket är högre i kustområdet (Bergström m.fl. 2011).

Utsjöbankarnas betydelse som lek- och uppväxtområde under olika årstider är i många fall inte dokumenterad. Få utsjöbankar är undersökta och de inventeringar som har utförts är endast representativa för den säsong när undersökningen utfördes. Den information som finns visar att vissa av utsjöbankarna är viktiga reproduktionsområden för en del fiskarter. Till exempel noterades hög förekomst av lekmogen piggvar på fyra utsjöbankar, främst i de grundare delarna, i samband med provfisken under försommaren (Naturvårdsverket 2010). Piggvaren leker under tidig sommar, vilket sammanfaller med tiden när provfisken utfördes. Det är möjligt att utsjöbankarna på motsvarande sätt besöks av andra arter under andra delar av året. De grunda och relativt produktiva utsjöbankarna är sannolikt goda uppväxtområden för ett flertal arter, speciellt för arter med marint ursprung såsom torsk. Även om sötvattensarter kan vistas i öppet hav under uppväxtperioder och vid övervintring, förekommer de huvudsakligen i kustnära områden där de har sina reproduktionsområden (Ljunggren m.fl. 2010).



Bild 1. Vid en inventering återfanns lekmogen piggvar på flera utsjöbankar i Egentliga Östersjön (foto: Inge Lennmark).

Vid naturvärdesbedömningen av utsjöbankarna i Egentliga Östersjön jämfördes tio områden; Norra Midsjöbanken, Ölands södra grund, Hoburgs bank, ett område vid östra Gotland, Gotska Sandön, Klippbanken, Utklippan, Hanöreven, Taggen och ett område sydväst om Taggen, se karta 3. De högsta naturvärdena för fisk noterades på Hoburgs bank och det mer kustnära området vid östra Gotland, men även på Norra Midsjöbanken noterades höga värden. De områden som hade lägst naturvärden var Taggen och ett område sydväst om Taggen. När enbart områden grundare än 20 meter vid varje utsjöbank jämfördes så förändrades utfallet något, så att Norra Midsjöbanken fick högst värden följt av Hoburgs bank (Naturvårdsverket 2010).

2.2.2 Marina däggdjur i Egentliga Östersjön

Marina däggdjur påverkas inte direkt av skillnader i salthalt och syrekonzentration i Östersjön. Däremot styrs utbredning och artsammansättning hos deras föda av sådana miljöfaktorer, vilket ger effekter på däggdjurspopulationerna och kan leda till säsongsförflyttningar. Östersjöns bestånd av marina däggdjur har varierat under de senaste 100 åren. I början av 1900-talet fanns livskraftiga bestånd av både tumlare och gråsälar i Östersjön, men på grund av jakt, miljögifter, bifångst och när det gäller tumlare, även långa vintrar med mycket is, decimerades populationerna kraftigt och nådde i slutet av 1960-talet mycket låga nivåer (Berggren och Arrhenius 1995, Hårding och Härkönen 1999). Under 1960-talet infördes regelverk för jakt och miljögiftsutsläpp, vilket har bidragit till att gråsälsbestånden har återhämtat sig. Idag finns det över 20 000 gråsälar i Östersjön (Karlsson m.fl. 2010). Förutom gråsälar så finns ett mycket litet (ett par hundra djur) men livskraftigt bestånd av knubbsäl i Kalmarsund. Dessa knubbsälar är rödlistade eftersom populationen har en låg genetisk variation (Gärdenfors 2010).

Tumlarna i Östersjön har inte återkommit i samma takt som gråsälarna. Bifångst och 1990-talets kraftiga isvintrar är troligtvis några av anledningarna. Även de närliggande bestånden i Danmark verkar minska. Det är möjligt att återhämtningen av tumlare i Östersjön är beroende av invandring från Kattegatt och att populationerna i Kattegatt och de danska områdena inte är tillräckligt stora för att stödja en återkolonisering av Östersjön. Idag uppskattas antalet tumlare i hela Egentliga Östersjön uppgå till maximalt ett par hundra djur (Berggren m.fl. 2002, Loos m.fl. 2010). Andra valarter förekommer endast som tillfälliga gäster i Östersjön.

2.2.3 Bottenlevande djur och växter i Egentliga Östersjön

Sammansättningen av bentiska organismer i Östersjöns kustområden beror på kuststräckans utformning, och påverkas av miljöfaktorer såsom temperatur och salthalt samt förekomst av is- och vågerosion.

Från Södra Roslagen till Norra Småland utgörs kusten till stor del av en sprickdalsterräng med stort inslag av klippstränder. Utanför kustlinjen finns en vidsträckt skärgård som når sin största omfattning utanför Stockholm. Skärgården glesnar utanför Östergötland samtidigt som kustlinjen bryts upp av flera mil långa vikar som präglar landskapet ner till norra Smålands kust vid Tjusts och Misterhults skärgårdar (Nordiska Ministerrådet 1984). Landhöjningen i Egentliga Östersjöns skärgårdar är påtaglig men minskar söderut. Från Oskarshamn och söderut sker i stället en viss landsänkning (Ågren och Svensson 2007).

Kuststräckan från mellersta Småland till nordöstra Blekinge är jämn, med vidsträckta och kalkrika grusstränder och få och låga öar (Nordiska Ministerrådet 1984). Blekinges kust består av urberg med rikligt med kustklippor. Utanför kusten finns en relativt smal skärgård. Skärgården är som bredast vid Karlskrona, där några stora öar avskärmar breda inre fjärdar. Öster om Karlshamn är kusten djupt flikig (Nordiska Ministerrådet 1984).

Den gotländska kalkplatån sluttar svagt åt sydost. Nordvästra kusten utgörs av en hög klintkust som stupar brant i havet, medan östra kusten huvudsakligen utgörs av en flack moränkust omväxlande med sandstränder. Utanför ostkusten ut till tio meters djup går kalkhällen i dagen (Nordiska Ministerrådet 1984, Malm och Isaeus 2005). Även Öland utgörs av en låg kalkplatå som sluttar svagt åt öster och åt norr med en klintkust på nordvästra sidan. Ostkusten är flack och öppen och kalkhällen går i dagen ut till 15 m djup, cirka tre kilometer från land (Nordiska Ministerrådet 1984, Malm och Isaeus 2005). Öppna långgrunda stränder med sand och morän dominerar östra och södra Skånes kuster. Klippkuster förekommer sporadiskt, till exempel vid Stenshuvud och Baskemölla. Vid Skånes kust sker en landsänkning med medföljande erosion, främst längs sydkusten (Nordiska Ministerrådet 1984).

Salthalten ökar från cirka sex promille i södra Kvarnen till cirka åtta promille i södra Öresund (Winsor m.fl. 2001). Från Ålands hav och söderut ökar antalet marina organismer successivt (Bonsdorff 2006, Ojaveer 2010). Den marina fröväxten ålgräs har sin nordgräns i Ålands hav och bildar stora ängar på cirka en till fem meters djup utmed den svenska Östersjökusten. Arten förekommer främst på sandiga och relativt vågexponerade lokaler (Boström m.fl. 2003) och består i norra Egentliga Östersjön endast av stora, mycket gamla kloner (Reusch m.fl. 1999). Utmed hela kuststräckan domineras de utsötade inre vikarna av sötvattensarter (Selig m.fl. 2007, Hansen m.fl. 2008). Mjuka, grunda bottenar i skyddade vikar täcks av rotade kärleväxter som till exempel olika natearter, axslinga och vattenmöja och ett antal arter kransalger varav flera är rödlistade (Gärdenfors 2010). Den största gruppen ryggradslösa djur i skyddade vikar utgörs av larvstadier till olika insekter (Hansen m.fl. 2008).

En art som anses ha stor ekologisk betydelse, och är en så kallad nyckelart i Östersjön är blåstången. Under rätt förutsättningar växer tången i tätta bälten längs klippor och hårda bottenar, och utgör både skydd och matplats för många arter och larvstadier. I Gryts skärgård i Östergötland samexisterar blåstång med sågtång och från mellersta Öland och söderut är de två arterna tydligt bältesbildande på våg-exponerade lokaler med blåstång i den övre zonen (Malm m.fl. 2001). På många platser i ytterskärgårdarna fortsätter de hårda bottenarna betydligt djupare än tångens maximala djuputbredningsgräns som varierar mellan 10 och 15 meters djup. På dessa djupa hårda bottenar förekommer ett samhälle som domineras av blåmusslor och fintrådiga rödalger (Malm och Isaeus 2005). På platser där blåstången försvunnit kan detta rödalgs- och musselsamhälle expandera upp till fyra eller fem meters djup där rödalger ersätts av bruna och gröna fintrådiga algarter (Malm och Isaeus 2005). Öland och Gotlands kuster domineras helt av hårbottensamhällen. Det är bara i ett fåtal vikar som ålgräs och andra rotade vattenväxter har en större utbredning. De förr så dominerande tångbestånden har längs många kuststräckor ersatts av fintrådiga algsamhällen men framförallt längs sydöstra Öland finns fortfarande stora områden med sågtång (Malm och Isaeus 2005). Sammansättningen av algsamhällena utmed Skånes kust liknar på många

platser östra Ölands och Gotlands samhällen. Blåstång och sågtång växer på block och klippor och på större djup dominerar rödalger och musslor (Olsson 1999). På sandiga bottenar finns stora ängar med ålgräs. Utmed långa sträckor av sydkusten är dock det sandiga substratet så rörligt att högre växtlighet saknas helt (Olsson 2004).



Bild 2. Blåmusselsamhällen breder ut sig på Egentliga Östersjöns utsjöbankar (foto: Inge Lennmark).

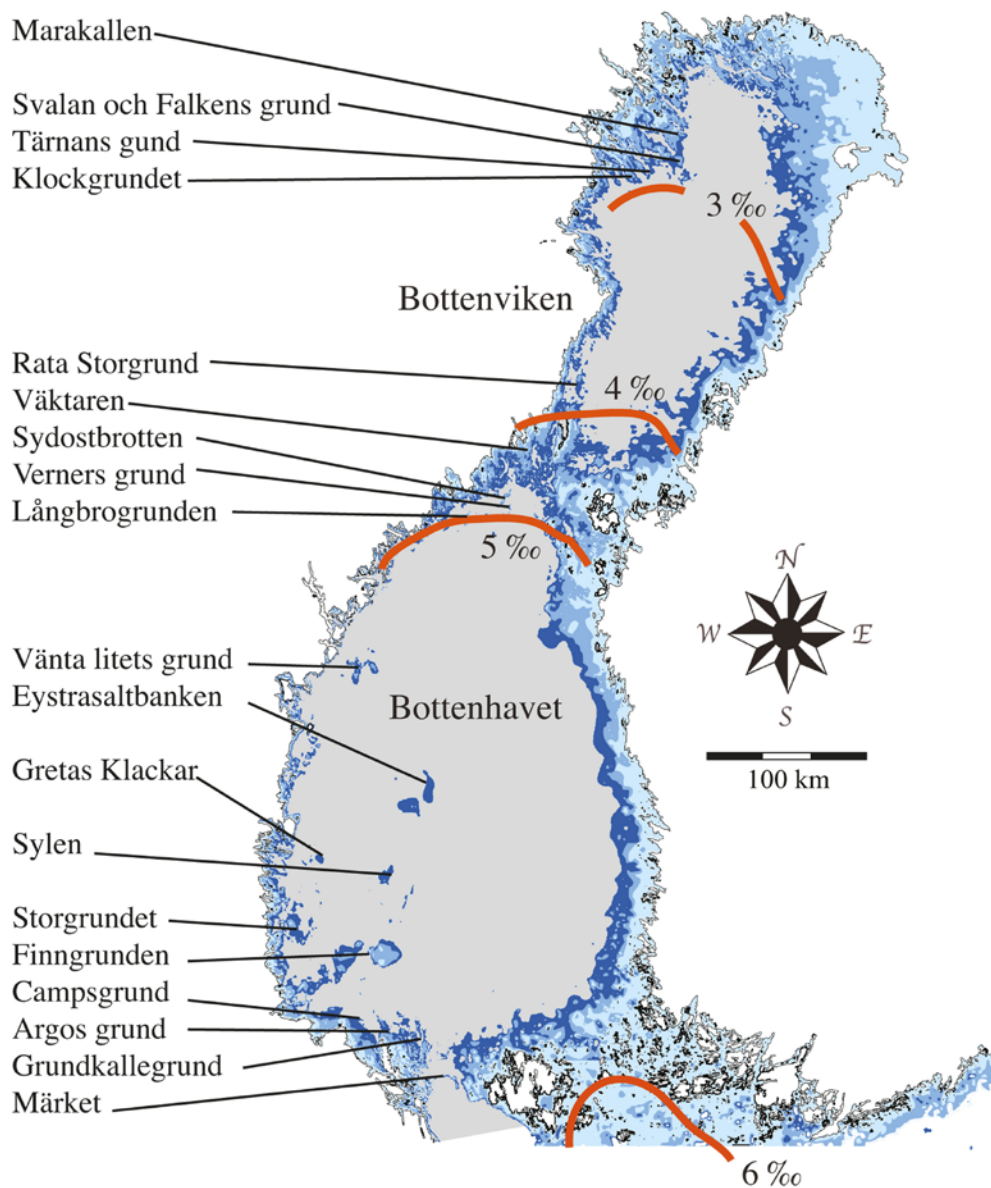
På utsjöbankarna i Egentliga Östersjön återfinns ett samhälle av fintrådiga alger, främst fjäderslick, rödris och grovsläke. De stora blåmusselsamhällena som breder ut sig på bankarna utgör en viktig födokälla för dykänder (Naturvårdsverket 2006). I Naturvårdsverkets inventering av utsjöbankar i Egentliga Östersjön noterades inga rödlistade ryggradslösa djur eller makroalger (Naturvårdsverket 2010). Däremot är de naturliga bottensamhällenas artsammansättning i dessa grundområden unika i världen (Naturvårdsverket 2010), både genom sin blandning av marina- och sötvattensarter, och genom deras specialanpassning till den låga och stabila salthalten.

2.3 Bottniska viken

Bottniska viken består av Bottenviken i norr och Bottenhavet i söder. Bottenvikens kust är långgrund och flikig med omväxlande grus-, sand- och klapperstenstränder. Längst i norr från Piteå till Haparanda, och i söder runt Umeå, finns breda kustslätter med skogsklädda skärgårdar. Landskapet mellan Piteå och Umeå består av bergkullterräng med öppna kuster (Nordiska Ministerrådet 1984). Landhöjningen är i hela området påtaglig, cirka 10 millimeter per år (Ågren och Svensson 2007).

I Bottenhavet präglas Västernorrlands och Norra Medelpads kuster av höga berg som på flera håll stupar brant i havet. Kusten är flikig med mycket djupa fjärdar. De inre fjärdarna domineras av sand- och lersediment vilka gradvis övergår till morän- och klapperstenstränder ut mot havet. I de yttre områdena är även klippor vanliga (Nordiska Ministerrådet 1984).

Södra Norrlandskusten från södra Medelpad till Norra Gästrikland, är en småkuperad klipp- och moränkust med stort inslag av klapperstenstränder. Kusten blir gradvis flackare söderut. Kustlinjen är till stora delar flikig med ett glest band av stora och små öar. På flacka kuststräckor är landhöjningen påtaglig. Kuststräckan längs Gävlebukten och Norra Roslagen är en flack moränkust som endast i södra delen har inslag av klippor. Skärgården är



Karta 4. Utsjöbankar i Bottniska viken. Färgerna i kartan anger områden med olika bottendjup: ljusblå = djup mellan 0 och 20 meter, mellanblå = djup mellan 20 och 30 meter, mörkblå = djup mellan 30 och 40 meter och grå = områden djupare än 40 meter.

smal men örik, med mest skogsklädda öar (Nordiska Ministerrådet 1984). Landhöjningen är drygt en halv meter per hundra år, vilket i hög grad påverkar den flacka kusten (Ågren och Svensson 2007).

2.3.1 Fisk i Bottniska viken

ARTANTAL OCH ARTSAMMANSÄTTNING

I Bottniska viken är den relativa betydelsen av sötvattensarter högre än i Egentliga Östersjön. I öppet vatten är dock marina arter vanligast, representerade framför allt av strömming (sill) men även av vassbuk (skarpsill). Övriga marina arter förekommer framför allt i södra Bottenhavets yttre vattenområden, särskilt under år med högre salthalt när till exempel torsk vandrar in från Egentliga Östersjön (Diekmann och Möllmann 2010).

Vid provfisken med nät på utsjöbankarna i Bottenhavet påträffades totalt 11 fiskarter. De vanligaste arterna var strömming, skarpsill, tånglake och hornsimpa. Vid ett provfiske på utsjöbanken Marakallen i Bottenviken påträffades 7 arter. Den vanligaste arten var hornsimpa, men även strömming och sik var vanliga. De övriga arterna som påträffades var nors, siklöja, abborre och gers (Naturvårdsverket 2010). I Bottniska viken registrerades totalt 29 fiskarter i Fiskeriverkets databas över provfisken med fasta redskap under 2009 - 2010 (Fiskeriverket 2011).

Av de rödlistade arterna är framför allt tånglake vanlig på utsjöbankar i Bottenhavet. Vid provfisken vid Storgrundet noterades en hög frekvens av tånglakehonor med befruktad rom, främst på djup mindre än 10 meter, vilket tyder på att grundet utgör ett reproduktionsområde för tånglake (Storgrundet



Bild 3. Tånglaken är listad som nära hotad enligt ArtDatabankens rödlista 2010. Den var en av de vanligaste arterna som fiskades upp vid provfiske med nät på utsjöbankar i Bottenhavet (foto: Inge Lenmark).

Offshore AB 2009). Vid Marakallen i Bottenviken noterades inga rödlistade arter. Förekomsten av sik vid Marakallen var dock relativt hög. Siken har uppvisat minskande bestånd och en minskad tillväxt i Bottniska viken under 2000-talet (Florin 2011). Även om arten inte är rödlistad finns det orostecken relaterade såväl till fisketrycket som till påverkan på dess lekområden vid kusten av övergödning och byggnation. Arten kan även ha missgynnats av de senare årens relativt höga vattentemperaturer (Gärdenfors 2010, Naturvårdsverket 2010).

SÄRSKILT VIKTIGA LIVSMILJÖER FÖR FISK

Bottniska vikens sötvattensarter leker i kustområdet, exempelvis i skyddade havsvikar, nära sötvattensutflöden och på översvämmade strandängar. Den främsta lekperioden är under tidig vår och försommar (Ljunggren m.fl. 2010), men till exempel siklöja och sik leker främst i kustnära områden under tidig höst (Kaljuste och Heimbrand 2009). Lax och vissa stammar av sik vandrar regelbundet mellan uppväxtområden i öppet vatten och sina lekområden vid kusten eller uppe i älvarna (Saulamo och Neumann 2002). Av de marina arterna i Bottniska viken leker strömming i såväl grunda utsjöområden som i kustområdet, medan torsken inte reproducerar sig i Bottniska viken.

Strömmingen, som är en särskilt viktig art i Bottenhavet, kan leka i olika typer av områden, men den optimala miljön för lek anses ofta vara nära djupa områden som snabbt grundar upp mot mer skyddade miljöer (Aneer 1989, Karås 1993). Leken sker främst under vår och försommar, men även höstlekande strömming förekommer. Denna tidsmässiga uppdelning kan vara genetiskt betingad eller styras av vattentemperatur, så att temperatur och tillgång på föda påverkar hur snabbt strömmingen uppnår lekmognad. Samtidigt tycks inte reproduktionen vara framgångsrik vid för höga vattentemperaturer (Aneer 1985, Rajasilta 1992, Rajasilta m.fl. 1997). Utanför lekperioden vistas strömmingen i sådana vattenmassor som ger bäst förutsättningar för födosök och tillväxt i relation till rådande vattentemperaturer, med ett temperaturoptimum strax under +15° C (Karås 1993). Vid hydroakustiska undersökningar i Bottenhavet under vårvintern observerades merparten av strömmingen vid typiska övervintringsområden på djupare vatten, framför allt inom 50 - 90 meters djup, och arten förekom endast sparsamt vid utsjöbankarna (Kaljuste m.fl. 2009). Vid nätprovfisken på Finngrundet i maj månad var strömmingen dock vanligt förekommande (Nikolopoulos och Wikström 2007), och 94 - 97 procent av strömmingen i fångsten var lekmogen (Naturvårdsverket 2010).

Andelen utsjöbankar som har inventerats i Bottniska viken är för låg för att det ska gå att göra generella förutsägelser om fiskens utbredningsmönster. Detta gäller framför allt i Bottenviken, där provfisken endast har utförts vid Marakallen. En jämförelse av naturvärden på de tre största utsjöbankarna i södra Bottenhavet, Finngrundet Östra banken, Finngrundet Västra banken och Storgrundet, visar på stora likheter i fisksamhällets struktur och sammansättning. Artrikedomen var dock något högre på Finngrundets västra bank än i de övriga områdena (Naturvårdsverket 2010). Vänta Litets grund i norra

Bottenhavet hade relativt sett något lägre naturvärden, vilket dock kan bero på att området provfiskades vid en påtagligt lägre vattentemperatur. Vid en hydroakustisk undersökning utförd under våren var mängden fisk ungefär lika stor på Vänta Litets grund som på Storgrundet och Västra banken. Större strömming var vanligare i de norra och mellersta delarna än i de södra delarna av Bottenhavet (Naturvårdsverket 2010, Kaljuste m.fl. 2009).

Fisksamhället på Marakallen i Bottenviken hade en likartad biologisk mångfald och artsammansättning som utsjöbankarna i södra Bottenhavet och tätheten av fisk var lika hög eller högre. I området förekommer ingen marin rovfisk men däremot abborre som är en sötvattensrovfisk. Utsjöbanken Marakallen och ett område väster om denna, Norrströmsgrundet, ingick under 2009 i en övergripande hydroakustisk undersökning där utsjöbankar och mer kustnära områden jämfördes sinsemellan. Vid dessa undersökningar noterades totalt sju fiskarter, där de vanligaste arterna var strömming och sik. De övriga arter som noterades var siklöja, skarpsill, nors, gers och hornsimpa. Siklöjan var mer allmän kustnära än vid utsjöbankarna vid tidpunkten för undersökningen, vilket beror på att den utfördes vid lektiden för siklöja. Den geografiska fördelningen av strömming var relativt jämn. De arter som var vanligare vid utsjöbankarna än i kustområdet var sik, skarpsill och gers. Det totala individantalet och biomassan var likartade i kust och utsjö (Kaljuste och Heimbrand 2009).



Bild 4. I Bottniska viken lever många sötvattensarter, bland annat rovfisken abborre (foto: Inge Lennmark).

2.3.2 Marina däggdjur i Bottniska viken

De två marina däggdjur som dominerar i Bottniska viken är vikare och gråsäl. Tumlare och andra valar är ytterst ovanliga. Det finns mellan 7000 och 11000 vikare i hela Östersjön, varav den största delen av det svenska beståndet uppehåller sig i Bottniska viken (Karlsson m.fl. 2010). Vikaren anses vara en ishavsrelikt, med ursprung i Arktis, som blivit kvar i Östersjön efter den senaste istiden (Amano m.fl. 2002). Den föder sina ungar i hålrum i isen och livnär sig mest på mindre stimfisk såsom skarpsill, strömming och löja. Dessutom äter vikaren en hel del ryggradslösa djur, till exempel räkor och isopoder såsom skorv.

Vikare och gråsäl är specialiserade på att föda sina ungar på isen. I Bottniska viken genomför gråsälarna och vikarna säsongsbundna vandringar vars utsträckning beror på årstiden, isens utbredning och bytesfiskens rörelser. Denna säsongsvariation är dåligt beskriven i litteraturen, men både gråsäl och vikare kan förflytta sig mycket långa avstånd under kort tid. Det har emellertid aldrig dokumenterats att någon av dessa arter, eller den lilla populationen knobbsäl i Kalmarsund, skulle ha förflyttat sig ut i Kattegatt.

2.3.3 Bottenlevande djur och växter i Bottniska viken

Salthalten stiger från mindre än en promille i de norra skärgårdarna av Bottenviken till cirka fyra promille i Norra Kvarkens södra del (Winsor m.fl. 2001). Det är en för låg salthalt för de flesta marina organismer och för hög för många sötvattensarter. Den naturliga biologiska mångfalden är därför låg (Bergström och Bergström 1999). De grunda bottenarna längs hela kusten utsätts varje år för en kraftig nötning av havsisen vilket ytterligare förhindrar etableringen av hårdbottenlevande marina arter (Perus m.fl. 2007). Ett fåtal större organismer återfinns på sten och block, till exempel näckmossa, grönlick och sötvattenssvamp (Pettersson 2007). Den bottenlevande floran och faunan härstammar främst från sötvatten och är koncentrerad till mjuka och sandiga bottenar. Kärlväxter och kransalger dominerar floran och artantalet är störst i de norra skärgårdarna och minskar söderut med den stigande salthalten (Pettersson 2007).

Salthalten i Bottenhavet stiger från cirka fyra promille i Norra Kvarken till cirka sex promille i Ålands hav (Winsor m.fl. 2001). Havsis förekommer nästan varje år i kustområdena men tjockleken på isen är mindre än i Bottenviken och därmed blir nötningen ofta inte lika omfattande (Perus m.fl. 2007). Många bottenlevande organismer som är knutna till hårda bottenar i Östersjön och dominerande längre söderut, till exempel den släta havstulpanen, blåmusslan, rödris, gaffeltång, blåstång och den nyligen beskrivna smaltången (Bergström m.fl. 2005) har sina nordutbredningsgränser i Norra Kvarken eller strax söder därom (Bergström och Bergström 1999). Smaltång förökar sig genom kloning och är endemisk för Östersjön (Pereyra m.fl. 2009) vilket gör att den kan vara känslig för miljöförändringar och därmed extra skyddsvärd (Bergström m.fl. 2005). I de utsötade inre vikarna längs hela kuststräckan dominerar rotade vattenväxter, kransalger och andra sötvattensarter.

Inom gruppen kransalger finns ett antal rödlistade arter (se Gärdenfors 2010).

I Bottenhavets utsjöbanksområden når vegetationen ner till cirka 20 meters djup (Naturvårdsverket 2010), vilket är betydligt djupare än i kustzonen (Perus m.fl. 2007). På de grunda bankarna i södra Bottenhavet som till viss del går upp till ytan, har stora områden med blåstång och smaltång observerats (Naturvårdsverket, 2010). Grunden i Bottniska viken är artfattiga. Under 10 meters djup utgörs samhällena i stort sätt av monokulturer av ishavstofs med enstaka exemplar av rödris och blåmusslor (Naturvårdsverket 2010). Vänta Litets grund utanför Sundsvall har enligt inventeringar täta musselpopulationer.

3. Havsbaserad vindkraft – behov och egenskaper

Vilken påverkan ett vindkraftsprojekt har på omgivningen beror till stor del på valet av konstruktion och byggnadsförfarande. Valet av konstruktion bestäms utifrån vilka yttre faktorer som konstruktionens olika delar ska stå emot. Ett havsbaserat vindkraftverk måste, utöver konstruktionens egna laster, tåla stora påfrestningar från vågor, stark vind och ibland is.

Vindkraftverkets tekniska uppbyggnad gör att krafter tas upp av konstruktionen på olika sätt vilket påverkar dimensionering och utformning av fundamentet. För att optimera konstruktionen ur miljö-, tekniskt- och ekonomiskt perspektiv, är det därför viktigt att vindkraftverkets egenskaper fastställs innan fundamentet konstrueras.

Påverkan av vindkraftsprojekt till havs kan delas in i tre huvudfaser: anläggningsfas, driftsfas och avvecklingsfas. Under anläggningsfasen, som ger upphov till akustiska störningar, spridning av sediment och introduktion av nytt habitat, är påverkan på det marina livet störst. Dessa effekter bedöms i kapitel 4. I detta kapitel diskuteras effekterna ur sitt tekniska perspektiv.

Anläggningen av en vindkraftpark föregås alltid av en omfattande planerings- och tillståndsprocess. För vindkraftparken Storgrundet utanför Söderhamn påbörjades samråd och platsundersökningar år 2006. Tillstånd beviljades slutligen av mark- och miljööverdomstolen år 2011, och byggstart planeras tidigast kunna ske år 2014. Flera lagar berörs vid vindparksanläggningar till havs: miljöbalken, plan- och bygglagen, kontinentalsockellagen, ellagen och kulturmiljölagen. På Naturvårdsverkets hemsida finns en webbvägledning för utförande och granskning av en miljökonsekvensbeskrivning för ett vindkraftsprojekt.

3.1 Anläggningsfasen

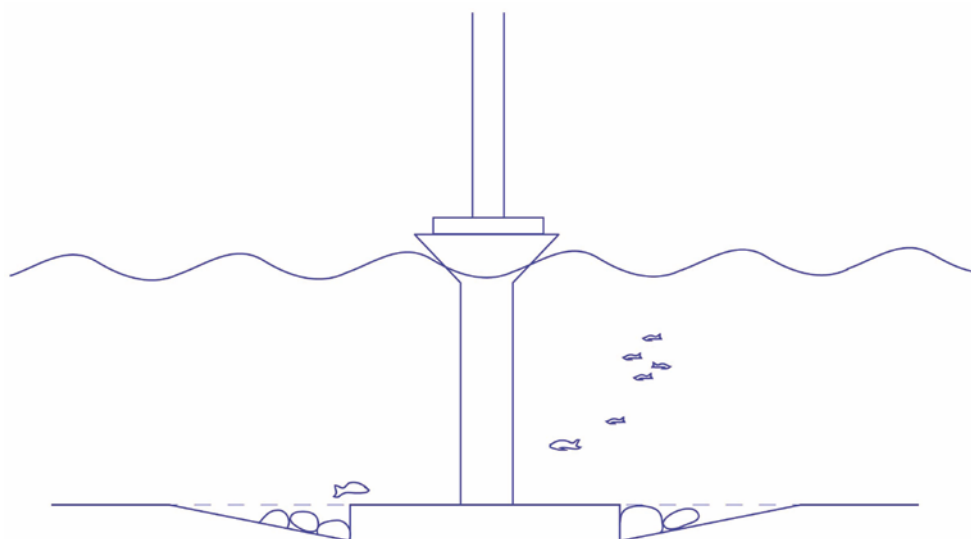
Anläggningen av havsbaserade vindkraftverk inleds med detaljerade geotekniska undersökningar av platsen där verken ska stå, och där kabelvägarna som förbinder vindkraftverken och elnätet ska dras (Hammar m.fl. 2008a). Innan placering för fundament och elkablar fastställs undersöks botten för att säkerställa att inga arkeologiska fynd kommer till skada.

I Sverige används främst två typer av fundament: gravitationsfundament (figur 1) och monopiles (figur 2). Dessa två är i dagsläget också de mest kommersiellt gångbara, men det finns ett flertal olika fundamenttekniker tillgängliga för vindkraft till havs. Den snabba utvecklingen av havsbaserad vindkraft, och det stora intresset för tekniken som drivs av ökade elpriser och behovet av att minska påverkan på klimatet, har medfört att större vattendjup tas i anspråk. Det har i sin tur påskyndat utvecklingen av tripods och fundament med flera ”ben” som exempelvis fackverksfundament. Utanför Norges kust, på mycket

stora vattendjup, testas flytande fundament som hålls på plats med vajrar som sträcker sig från fundamentets nedersta punkt, cirka 100 meter under vattenytan och ned till botten. På en del platser, till exempel utanför Portugals kust, testas flytande fundament även för grundare vatten. Nedan beskrivs metoder för anläggning av gravitationsfundament och monopiles. Tekniken liknar den som används vid anläggningsförfarandet av andra kommersiella typer av fundament.

3.1.1 Gravitationsfundament

Ett gravitationsfundament är en struktur som tack vare sin egen vikt är tillräckligt stabil för att motstå de olika laster som vind, vågor och is ger upphov till. För att skydda fundamentet mot skador från packis under kalla vintrar är gravitationsfundamenten ofta timglasformade så att den övre vinkeln kan bryta bort is. Av logistiska skäl måste gravitationsfundament prefabriceras på land. Tillverkningen sker generellt enligt två principer; antingen i en torrdocka eller på land. Gjutning av fundament kan också ske direkt på en pråm som ett alternativ till en plats på land. De färdiga fundamenten transporteras sedan till anläggningsplatsen, flytande i separata delar, eller på pråmar. När fundamenten kommit på plats fylls de med ballast, till exempel olivinsten, vilket betyder att ett helt fundament kan väga 3000 - 7000 ton. Fundamenten kräver i stort sett alltid någon form av erosionsskydd för att hindra att vattenrörelser underminerar förankringen (SGS 2005). Innan krossmassorna läggs dit, förbereds botten så att den är jämn och fast, vilket kan kräva en del grävning. Fundamentet ska helst stå 0,5 till 1 meter under intilliggande botten för att få rätt tryck på fundamentet.



Figur 1. Schematisk skiss över gravitationsfundament av betong (skalor och dimensioner är inte proportionerliga).

NÄR ANVÄNDS GRAVITATIONSFUNDAMENT?

Gravitationsfundament av betong har en relativt stor bas vilket medför en hög belastning i sidled på grund av vattenrörelser. För traditionella gravitationsfundament stiger kostnaden för både tillverkning och installation exponentiellt med djupet. Därför är gravitationsfundament av betong huvudsakligen ett alternativ för grundare bottnar. Tekniskt sett är dock djupare installationer möjliga (SGS 2005) och det finns fundament anpassade för 20 - 30 meters djup, som bland annat uppförts i ett belgiskt vindkraftsprojekt på Thornton Bank i Nordsjön (EWEA 2007). För att underlätta djupare installationer, har även gravitationsfundament av stål utvecklats (DWIA 2003).

Eftersom gravitationsfundament inte kräver någon djupare förankring, kan de anpassas till flera olika bottensubstrat genom justering av basens diameter. Det medför att tekniken kan anpassas för såväl stenbotten och blockrik terräng, som för bottnar med stabilt (välpackat) sediment. Vid bottnar med mest löst sediment, såsom lera, är denna typ av fundament inte lämpliga (SGS 2005). Tekniken för fundamenttypen är idag väl beprövad, och har till exempel använts vid vindkraftparkerna i Nysted, Vindeby och Tunø Knob i Bälthavet, Middelgrunden i Kattegatt, Lillgrund i Öresund och vid Thornton utanför Belgien.

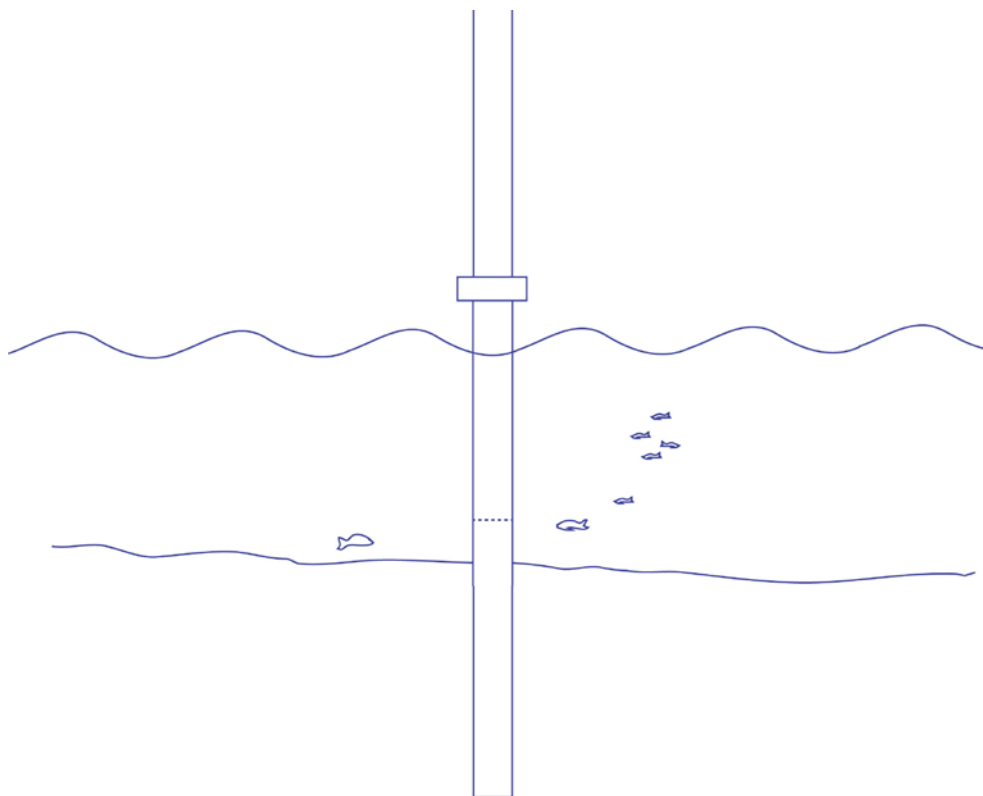
3.1.2 Monopile-fundament

Monopiles kan användas på de flesta platser och är idag den vanligaste typen av fundament. De består av ett enkelt stålrör (pile) som försänks djupt ned i botten genom pålning eller borrar. Det senare alternativet är främst aktuellt på hårda och/eller blockrika bottnar.

Fundamentets diameter och förankringsdjup kan anpassas efter belastningen. Även om vattenrörelser kan gräva ut bottensediment så är monopilefundament inte lika beroende av erosionsskydd som gravitationsfundament. Tekniken är relativt enkel och kräver oftast ingen förbehandling av botten förutom för erosionsskyddet, däremot krävs pålningsredskap med stor lyftkapacitet under anläggandet. En monopile kan vara upp till sju meter i diameter medan till exempel en tripod, kan bestå av tre mindre piles med en diameter på två meter vardera.

Vid pålning påverkas omgivningen främst av det ljud som den hydrauliska hammaren (pile-driver) alstrar. Anläggandet påbörjas genom att ett så kallat Jack – upfartyg eller pråm placerar sig ovanför infästningspunkten och hålls i position, exempelvis via datorstyrda ankarlinor. Därefter sätts fundamentets pile i position via kranar och den hydrauliska hammaren förs på plats. Pålningen sker genom tunga slag där styrka och slagfrekvens anpassas efter rådande förhållanden tills fundamentet nått önskat djup i sedimentet. Om stenblock eller andra ogenomträngliga substrat påträffas, avbryts pålningen och ett borrhuvud används för att komma igenom materialet så att pålningen kan återupptas. Antalet slag, slagens styrka, och behovet av borrar beror på bottensubstrat, förankringsdjup och fundamentets diameter. Därför kan anläggningen variera mycket mellan olika vindkraftparker och mellan

enskilda fundament (tabell 1). Efter avslutad pålning förs monopile-fundamentets övre del (transition piece) på plats och anläggningsarbetet avslutas (Dalén personlig kommunikation).



Figur 2. Schematisk skiss över monopile-fundament av stål (skalor och dimensioner är inte proportionerliga).

Då borrning används för att anlägga monopiles, sker det via ett foderrör (i vissa fall kan monopilen fungera som foderrör). Foderröret är en metallisk struktur som är något bredare än borren. Dess uppgift är att vägleda borren och borrkronan genom luft, vatten och mjuka material. Det har även som funktion att förhindra att material från borrhningen sprids okontrollerat, och att material utanför foderröret ska tränga in och påverka borrhningen. Foderröret hålls på plats med en ram som sitter monterad på den pråm eller det fartyg som används.

Det borrhkax som bildas skickas upp genom foderröret med en vatten- och luftblandning som cirkuleras under borrhningen. Vid behov kan sedimentspridning reduceras med olika former av "kjolar" eller samlas upp på pråmar eller med geotextilier. När borrhningen är slutförd installeras monopilen och utrymmet mellan monopile-fundamentet och intilliggande berg eller annat hårt material tätas med murbruk.

PÅLNINGS LJUD VID ANLÄGGNING AV MONOPILE-FUNDAMENT

I tabell 1 sammanfattas mätningar av pålningsljud under anläggandet av monopile-fundament vid Utgrunden i Sverige, North Hoyle i Skottland och Horns Rev i Danmark. Ljudstyrkan kan både mätas som den samlade ljudenergin (SEL) under hela ljudpulsens, eller som den kraftigaste intensitetstoppen, peak-värdet. Båda enheterna har relevans för att utvärdera effekten av ljudet på marina djur. Mätningarna visar att pålningsljuden kan ha mycket olika källstyrka i olika anläggningsförfaranden. Läs om hur effekterna av ljud kan minskas i kapitel 5.

Tabell 1. Pålningsljud vid anläggning av monopile-fundament.

Vindkraftverk	Diameter (m)	Avstånd (m)	Frekvensintervall med förhöjd ljudnivå (Hz)	Energitäthet, SEL (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$)	Ljudintensitet (dB re 1 μPa peak)	Referens
Utgrunden	3	30	4-20000	184	203	ØDS 2000
		320	4-20000		183	ØDS 2000
North Hoyle	4	955	40-1000		192	Nedwell & Howell 2004
		1881	40-1000		185	Nedwell & Howell 2004
Horns Rev	4	230	<100-100000		185	Tougaard m.fl. 2008
		930	<100-100000		178	Tougaard m.fl. 2008

NÄR ANVÄNDS MONOPILE-FUNDAMENT?

Monopile-fundament kan användas på stenblandad botten och vid anläggning på sand eller lera med ett fast underliggande skikt. Tekniken är mindre lämplig vid hög förekomst av block, på berghäll eller där mjuk lera förhärskar i alla skikt (SGS 2005). Vid stenig botten eller enstaka block används borrar för att möjliggöra fortsatt pålning. Monopile-fundament har hittills varit ett ekonomiskt alternativ ned till djup på 20 - 25 meter (SGS 2005, WPD 2005). I Västerhavet baseras konstruktionens dimensioner för ett givet djup, på belastning från havsrörelser såsom vågor, medan det kraftiga trycket från packis istället reglerar dimensionerna för monopile-fundament i Östersjön (DWIA 2003). Detta kan tänkas medföra att kostnaden per djup ökar mer med djupet i Östersjön än i Västerhavet och andra isfria havsområden. I områden med rörelser i sedimentet, såsom drivande sandbottnar, har monopile-fundament särskilda fördelar eftersom fundamentet försänks djupt (10 - 40 m) ned i bottenmaterialet (SGS 2005). Några vindkraftparker som innehåller monopile-fundament är Arklow Bank i Irländska sjön, Horns Rev, Scroby Sands och Kentish Flats, alla i Nordsjön, och Utgrunden i Östersjön.

3.1.3 Elanslutning

Den elektricitet som en vindkraftpark producerar samlas normalt ihop via en transformatorstation till en eller flera transmissionskablar. Genom omvandling till en högre spänningsnivå vid vindkraftparken kan antalet transmissions-

kablar mot land reduceras och totala förluster minskas. Transmissionskabeln, alternativt kablarna, förbinder vindkraftparken med det allmänna elnätet. Antalet kablar, samt kablarnas spänningsnivå beror på vindkraftparkens storlek och avståndet till land.



Bild 5. Installation av transformatorstation vid Lillgrund (foto: Hans Blomberg/Vattenfall).

Sjökabeln utförs som treledar växelströmskabel med optisk fiberkabel för kommunikation. Strömledarna i kabeln är tillverkade av koppar eller aluminium. Isoleringsmaterialet är plast och kabeln är mekaniskt skyddad genom en yttre armering av stål.

Sjökablarna är i regel av den längd och storlek att specialgjorda fartyg krävs för transport och nedläggning. Nedläggningen av sjökablar kräver en noggrann analys av botten och fastställande av vilka risker som måste beaktas, till exempel is, strömförhållanden, fartygstrafik och trålfiske. Riskerna avgör vilka delar som bör skyddas genom nedgrävning eller övertäckning. Vid landföringspunkten förläggs kablarna djupare i botten för att klara påverkan från is och vågor.

Teknikerna som används för att placera kabeln i bottenmaterialet är antingen plogning, spolning eller grävning. Används plog så är problem med grumling mindre än om gräv- eller jettekniker såsom spolning används. I båda fallen är målet att så stor mängd som möjligt av bottenmaterialet återförs och läggs över kabeln. På platser där det kan vara svårt att gräva kan kabeln också övertäckas med betongblock.

SPRIDNING AV SEDIMENT UNDER ANLÄGGNINGSFASEN

Muddring, borrarbeten och kabeldragning under anläggning av vindkraftparker till havs innebär ett spill av sedimentpartiklar som uppehåller sig under en kortare eller längre tid i vattenmassan (Hammar m.fl. 2009). Det kan medföra att organiskt material, näringsämnen och eventuellt föroreningar som varit bundna i sedimentet, sprider sig till det omgivande vattnet.

Vid anläggning av gravitationsfundamenten i vindkraftparken vid Lillgrund uppmättes sedimentkoncentrationen i vattnet till 10 mg/l på 200 meters avstånd från källan (DHI 2006). Sedimentspillet från muddermassorna beräknades till 4,8 procent (DHI 2006). Men vid de flesta byggarbeten till havs, såsom hamnarbeten, bro- och tunnelbyggen muddras botten. I en studie av Bonsdorff (1984) återges mätvärden på 10 - 40 mg/l i omgivande vatten vid olika muddringsarbeten i finländska skärgården. I enstaka fall uppmättes halter på 100 - 200 mg/l och i extremfall upp till 400 mg/l. Även andra mänskliga aktiviteter, såsom fartygstrafik och bottenstrålning vid fiske, orsakar sedimentspridning.

En anledning till varför många arter överlever sedimentspridning är att en viss bakgrundsgrumling är vanlig i alla vattenområden. Sedimentpartiklar kan virvla upp från botten av naturliga orsaker, till exempel vid stormar eller på grund av bottenströmmar. I Öresund uppmättes värden på 0 - 2 mg/l vid lugnt väder, och upp till 40 mg/l vid tidpunkter med ökad vindstyrka (Valeur 2001). Från finska Bottenhavet och Bottenviken rapporteras bakgrundsvärden på 2 - 10 mg/l (Bonsdorff m.fl. 1984). På både så kallade erosions- och transportbottnar är uppvirvling av sedimentpartiklar vanligt, speciellt i samband med blåsigt väder.

Miljöeffekter av grumling på grund av anläggning av vindkraftsfundament och kabeldragning, bör sättas i perspektiv till andra arbeten som utförs, samt naturliga grumlingsnivåer. Havsbaserad vindkraft byggs ofta på utsjöbankar där bottenmaterialet är relativt grovt, eftersom de naturligt utsätts för kraftiga vattenrörelser. Det medför att organismer inte kommer att utsättas för sedimentterande partiklar på samma sätt som i grunda kustnära miljöer med ett lösare sediment. För påverkan på organismer av sedimentspridning läs kapitel 4, och för åtgärder som kan minska effekterna av muddring läs kapitel 5.

3.1.4 Vindkraftverk

Efter att fundamentet kommit på plats och elkablar är dragna genom fundamentet påbörjas installationen av vindkraftverken. Det finns tre vanliga installationssätt för själva vindkraftverket. Rotorn kan monteras på land, transporteras till anläggningsplatsen och monteras på uppfört torn och maskinhus. Rotor, maskinhus och torn kan monteras ihop på land och transporteras sedan som sammansatt konstruktion till platsen för montage på fundamentet. Bladen kan även monteras, ett och ett, på uppfört maskinhus på plats, vilket är mer komplicerat till havs än på land. Monteringen kan ske antingen med hjälp av olika pråmlösningar eller med fartyg som oftast måste använda stödben för att kunna genomföra säkra lyft. De viktigaste begränsningsfaktorerna vid monteringen är vindriktningsförändringar och våghöjd.



Bild 6. Installation av vindkraftverk vid Lillgrund (foto: Hans Blomberg/Vattenfall).

3.2 Driftsfasen

Under driftsfasen begränsas verksamheten vid vindkraftverken till båttrafik i samband med schemalagd service och underhåll, samt oplanerade reparationer. I huvudsak skiljer sig drift av vindkraftverk till havs från vindkraftverk på land på två punkter:

- Arbete till havs begränsas av väderförhållandena som kan omöjliggöra åtkomst till vindkraftverken.
- Verksamhet till havs är dyrare, så betydelsen av planering och dimensionering av komponenter som kan minimera behov av service ökar.

DRIFTSBULLER OCH BÅTTRAFIK

Vindkraftverken är utrustade med avancerade övervakningssystem för att underhåll på ett så effektivt sätt som möjligt ska förebyggas och behovet av transporter minskas. Transporter till och från vindkraftparken sker normalt med mindre fartyg, men även helikopter kan vara ett alternativ under förhållanden när det är svårt att lägga till vid vindkraftverket. Fartygstrafiken ger upphov till en viss ökning av undervattensljud. Ljudstyrkor och frekvenser varierar beroende på vilka fartyg som används vid underhållsarbetet. Att använda svävare som underhållsfartyg vid perioder med isbeläggning reducerar ljudet som sprids i vattnet (Blackwell 2005). Större reparationer av vindkraftverken görs i regel med hjälp av kranförsedda fartyg med eller utan stödben.

Undervattensljudet i en vindkraftpark i drift beror dels på typen av vindkraftverk, dels på typ av fundament. Ljudet härstammar från enskilda komponenter på vindkraftverken, till exempel växellådan, generatoren och bladrotationen. Om framtida undersökningar visar att ljudet måste dämpas för att minska påverkan på det biologiska livet, så är det en teknisk fråga som kan beaktas vid konstruktionen.

Det är viktigt att jämföra ljudpåverkan från en vindkraftpark med påverkan från andra mänskliga aktiviteter som också ökar ljudnivån och undervattensbuller. Båt- och fartygstrafik genererar till exempel brus under vattnet i samma frekvensområden som vindkraftverk under driftsfasen, och kan maskera driftsljuden på relativt långa avstånd (Madsen m.fl. 2006, Andersson 2011). Det är förstås svårt att jämföra framtidens olika energiförsörjningssystem med varandra men att inte bygga ut den havsbaserade vindkraften, skulle kunna leda till annan exploatering för att utvinna energi, och därmed en ökad fartygstrafik i svenska farvatten samt eventuellt en ökning av användandet av fossila bränslen. För effekter av ljud från driftsbuller och båttrafik läs kapitel 4, och för åtgärder som kan minska effekterna av ljud läs kapitel 5.

ELEKTROMAGNETISKA FÄLT

Elektriska och magnetiska fält uppkommer bland annat när el produceras, transporteras eller förbrukas och finns därmed i havsmiljön liksom på land (Svenska Kraftnät 2010). Både magnetiska och elektriska fält avtar i styrka och storlek med avståndet till ledningen.

Inom en havsbaserad vindkraftpark alstras ett magnetfält på grund av strömstyrkan i kabeldelar och elektriska komponenter. Kablarnas magnetfält skiljer sig inte från övriga kablar som elektrifierar skärgårdsmiljön eller förbinder Sverige med andra länder. Det största magnetiska fältet är det statiska jordmagnetiska fältet vars fältstyrka uppnår 50 μT i Sverige. Beroende på i vilken riktning ström leds genom en kabel, kan det jordmagnetiska fältet antingen förstärkas eller försvagas. Magnetfältet är störst rakt ovanför kabeln, blir svagare i sidled, och avtar med avstånd från kabeln. Storleken på magnetfältet beror på hur ledarna inom kabeln är placerade. Genom att 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). En viss temporär effekt där till exempel ålar tillfälligt ändrar riktning har påvisats från studier kring likströmskablar och deras eventuella effekter på fiskar som navigerar genom att använda sig av det jordmagnetiska fältet. Läs mer i avsnitt 4.1.5.

Elektriska fält uppstår då en ledare påläggs spänning. Under luftledning på land kan ett elektriskt fält alstras mellan marken och strömlinorna, men avtar snabbt i styrka och avskärmas av vegetation och byggnader. Inom en kabel isoleras det elektriska fältet innanför kabelväggarna, och sprids därmed inte till omgivningen (Kling m.fl. 2001).

Kabelanslutning utgör en betydande del av tillståndsprövningen vid ansökan om anläggning av en vindkraftpark. Bland annat krävs tillstånd enligt miljö-

balken, koncession enligt ellagen, bygglov enligt plan- och bygglagen och rätt att utnyttja vattenområdet. Sjökablar ligger nedsänkta i botten på många platser i svenska kustområden. Vid bedömningar av miljöeffekterna av elektromagnetiska fält, bör därför framläggas att vindkraftprojektering inte är det enda som innebär kabeldragning i svenska havsområden.

3.3 Avvecklingsfasen

Att avveckla ett vindkraftverk till havs är mer komplicerat än på land. Metoden som används beror på vilken typ av fundament som ska avvecklas. Hänsyn måste också tas till den kringliggande marina miljön och den kunskap som finns vid avvecklingstillfället. För monopilefundament kapas vanligtvis fundamentet av någon eller några meter under bottenytan. Pelaren kan sedan lyftas upp hel på en transportbåt. Bortskaffandet bedöms ta 1,5 dagar per vindkraftverk.

För gravitationsbaserade fundament är vikten av stor betydelse. Det finns tre möjliga metoder för bortskaffandet. Ett alternativ är att använda sig av undervattensskärverktyg för att fördela konstruktionen till mer lätthanterliga delar och därefter förflytta dessa från platsen. De kan bearbetas med hydraulhammare eller betong-sax. Ett annat alternativ är att genom sprängning göra konstruktionen mindre och därmed lättare att transportera. Ett tredje alternativ är att ta bort ballasten och sedan använda en pump för att ersätta vattnet på insidan av fundamentet med luft. Fundamentet kan sedan bogseras till land. Kostnaden för denna delaktivitet beror framförallt på vilken båt som behövs och varaktigheten av operationen. Vanligtvis används i detta skede samma båttyp som användes vid uppförandet av konstruktionen.

4. Effekter av vindkraft på marina organismer och samhällen

Havsbaseerade vindkraftverk längs nordvästra Europas kuster uppförs inom djupintervallet 5 - 40 meter, men etableringsdjupet kommer med framtida teknik troligtvis kunna vara djupare än så. Idag begränsas dock etableringen till kustområden och utsjöbankar (4COffshore 2011). Vindkraftsindustrin föredrar att bygga på sandiga bottnar med ett måttligt inslag av sten och block. Sådana bottnar är lämpliga för anläggning av både gravitationsfundament och monopiles.

Etablering av havsbaserad vindkraft innebär givetvis förändringar som kan påverka den naturliga miljön. I detta kapitel tas de påverkansfaktorer upp som enligt litteraturen har en effekt på fisksamhällen, marina däggdjur eller bottenlevande djur och växter (bentos). Dessa grupper påverkas på ett eller annat sätt av anläggning, drift eller avveckling av havsbaserad vindkraft.

Baserat på befintlig kunskap har varje effekt bedömts efter om den är märkbar på 10, 100, 1000 eller mer än 1000 meter från ett turbintorn, och om den påverkar under anläggningsfasen, under driftsfasen eller om den är permanent. Bedömningarna avser varje enskild effekt för sig, och tar inte hänsyn till kombinationer av flera effekter samtidigt eller påverkan från andra störningar i miljön som till exempel fartygstrafik eller trålning.

Samtliga förstudier som har genomförts inom Vindval pekar på att lokala miljöförhållanden är av stor betydelse för vilka effekterna blir på det marina livet. Detta gör det svårt att generalisera resultat från ett område till ett annat, speciellt när det gäller bottensamhällen och reveffekter (Malm 2006), men även på fisksamhällen (Hansson 2006). Resultaten från undersökningar visar på den stora betydelsen av väl genomförda förstudier och vikten av att hitta ett jämförbart kontrollområde för att kunna fastställa påverkan från vindkraftsetablering och studera miljöpåverkan på kort och lång sikt. När plats-specifika undersökningar har genomförts kan hänsynstagandet anpassas, till exempel kan det krävas särskilt skydd av en utrotningshotad art eller förbud att bygga under vissa tidpunkter på året. Dessutom minimerar noggranna undersökningar risken att åtgärder för att minska vindkraftens effekter vidtas i onödan.

Faktaruta 3. Kriterier för bedömningar av vindkraftens effekter på marint liv.

BEDÖMNINGSKRITERIER

Följande kriterier har använts vid bedömningar av vindkraftens effekter på marint liv i svenska havsområden:

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN

- 1:** Litteraturen är mycket begränsad och kunskap saknas för en vetenskapligt grundad bedömning.
- 2:** Litteraturen ger en möjlig grund för en vetenskapligt grundad bedömning, men resultaten från olika studier kan delvis vara motsägande.
- 3:** Litteraturen ger en god grund för en vetenskapligt grundad bedömning.
- 4:** Kunskapsbasen är mycket god och ger en säker bedömning.

RUMSLIG UTBREDNING

Mycket lokal: Effekterna är märkbara högst 10 meter från varje vindkraftverksfundament.

Lokal: Effekterna är märkbara upp till 100 meter från varje vindkraftverksfundament.

Stor: Effekterna är märkbara upp till 1000 meter från varje vindkraftverksfundament. Effekterna är märkbara inom hela parkområdet.

Mycket stor: Effekterna är märkbara mer än 1000 meter från varje vindkraftverksfundament. Effekterna är märkbara även utanför vindkraftparken.

TIDSMÄSSIG OMFATTNING

Kort: Effekten varar bara under anläggningsfasen.

Lång: Effekten varar under hela driftsfasen.

Permanent: Effekten kvarstår efter det att vindkraftverken avvecklats.

OMRÅDE SOM BEDÖMNINGEN ÄR RELEVANT I

A: Västerhavet

B: Egentliga Östersjön

C: Bottniska viken

GRAD AV PÅVERKAN PÅ POPULATIONER OCH SAMHÄLLEN

Liten: Små eller obetydliga effekter på samhällen och populationer.

Måttlig: Förändringar i proportionen av olika arter, men ingen förändring av samhällets funktion.

Stor: Förändring av samhällets struktur, till exempel genom utestängning av viktiga arter eller introduktion av nya arter som påverkar den ursprungliga miljön och dess funktion. (Kriterier utformade efter IUCN-rapporten, se Wilhelmsson m.fl. 2010).

4.1 Effekter på fisk

4.1.1 Akustiska störningar under anläggningsfasen

För att kunna beräkna vid vilka avstånd fisk kan påverkas av ljudkällor har modeller över ljudspridning under vattnet kombinerats med kunskap om hur olika fiskar hör och hur de reagerar på ljud. Thomsen m.fl. (2006) bedömde till exempel att sill och torsk sannolikt kan uppfatta ljud från pålning på mer än 80 kilometers avstånd och att lax och plattfisk hör ljud på några kilometers avstånd från källan.

Tabell 2. Vindkraftens påverkan på fisk, marina däggdjur och bottenlevande djur och växter.

	Faktorer som påverkar marina organismer (sidhänvisning)	Säkerhet i bedömning (1 = låg, 4 = hög)	Bedömning av effekt			
			Rumslig utbredning	Tidsmässig omfattning	Havsområde som bedömningen är relevant i	Grad av påverkan på populationer och samhällen
Fisk	Akustiska störningar under anläggningsfasen (48)	3	Stor	Kort	Alla	Måttlig - Stor
	Spridning av sediment under anläggningsfasen (51)	3	Stor	Kort	Alla	Liten
	Introduktion av nytt habitat (52)	3	Lokal	Lång	Alla	Liten - Måttlig
	Störning från driftsbuller och båttrafik (54)	2	Stor	Lång	Alla	Liten - Måttlig
	Elektromagiska fält (55)	2	Lokal	Lång	Alla	Liten - Måttlig
	Attraktion av rovdjur (57)	1	Stor - Mycket stor	Lång	Alla	Måttlig
	Förändrat fiske (57)	2	Stor - Mycket stor	Lång	Alla	Måttlig - Stor
Marina däggdjur	Akustiska störningar under anläggningsfasen (58)	2	Mycket stor	Kort	Alla	Stor
	Störning från driftsbuller och båttrafik (59)	2	Mycket stor	Lång	Alla	Liten
	Elektromagnetiska fält (60)	1	Lokal	Lång	Alla	Liten
Bottenlevande djur och växter	Akustiska störningar under anläggningsfasen (60)	2	Stor	Kort	Alla	Liten
	Spridning av sediment under anläggningsfasen (60)	3	Stor	Kort	Alla	Liten
	Introduktion av nytt habitat (62)	4	Mycket lokal	Lång	AB	Måttlig
	Elektromagnetiska fält (64)	3	Mycket lokal	Lång	Alla	Liten
	Utestängning av fåglar (66)	3	Stor	Lång	AB	Måttlig - Stor
	Organisk anrikning på botten (68)	3	Mycket lokal	Lång	AB	Måttlig

Det finns dock få direkta studier på hur fisk uppfattar eller reagerar på starka ljudnivåer under vattnet. Starka ljudnivåer leder sannolikt till flyktreaktioner så att fisken avlägsnar sig från området om den har möjlighet (Nedwell och Howell 2003, Mueller-Blenkle m.fl. 2010, Andersson 2011). Yngel och tidiga levnadsstadier av fisk har en begränsad flyktförmåga och är troligtvis minst lika känsliga som vuxna individer för akustiska störningar (Wahlberg och Westerberg 2005).

I områden med en ökad bullernivå kan fiskens möjlighet att uppfatta naturliga ljud i omgivningen begränsas. Det kan påverka dess orientering, byteslokalisering och inbördes kommunikation negativt. Effekten är troligtvis störst om den inträffar under fiskens lek, eller om fiskens födosök förhindras under tillväxtperioder för tidiga livsstadier. Vid mycket kraftiga ljudnivåer kan fisken påverkas direkt av de snabba tryckförändringarna i vattnet, vilket kan leda till fysiska skador eller död (Nedwell och Howell 2003). Hörselorganen i sig kan skadas, men även simblåsan och blodkärl kan sprängas av plötsliga tryckförändringar (McCauley m.fl. 2003). Effekten av kraftiga tryckförändringar i vattnet är välkänd från så kallat dynamitfiske som bygger på att fisken dör eller förlamas av kraftiga ljud.

Vid experiment där fisk exponerades för luftkanonljud, som påminner mycket om de ljud som skapas vid pålning, uppstod direkta skador på fiskens inneröra. Dessa skador var i vissa fall kroniska och i andra fall tillfälliga (Popper och Hastings 2009). Vid direkta observationer i samband med pålning upptäcktes skador på fisk på ett avstånd av några meter från ljudkällan (Popper och Hastings 2009). Försök med fisk i nätkassar visade att vissa fiskarter förändrade sitt beteende när de utsattes för uppspelade pålningsljud (Mueller-Blenkle m.fl. 2010, Andersson 2011). Resultaten antydde även att pålning kan påverka fiskens fördelning inom ett område på några 100 meter upp till några kilometer.

Risken för skada på fiskpopulationer är särskilt hög om området för anläggningen överlappar med viktiga rekryteringsmiljöer för hotade arter eller svaga populationer. Ljudstörningar skulle då kunna medföra en risk för populationen, eftersom även enstaka år av misslyckad rekrytering kan ha konsekvenser för artens möjlighet att fortleva i området.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Effekter av akustiska störningar på fisk under anläggningsfasen beror på vilken typ av arbeten som utförs. Den största risken föreligger i samband med pålning, där direkta skador i form av vävnadsskador och död kan inträffa. Sådana effekter sker sannolikt inom avstånd mindre än 100 meter från ljudkällan. Vid alla typer av arbeten kan flyktreaktioner förväntas inom avstånd på någon kilometer.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 3

Faktaruta 4. Fiskars hörsel.

HUR HÖR FISK?

Baserat på vilken typ av simblåsa en fisk har, brukar arter delas upp i tre grupper: icke-specialister som inte har någon simblåsa, generalister med simblåsa men utan någon speciell förbindelse till innerörat, och specialister som antingen har ett ben mellan simblåsan och innerörat eller extra luftsäckar vid innerörat. Denna gruppering är dock alltför förenklad (Popper och Fay 2011). Det finns över 30 000 fiskarter, och endast ett tiotal av dessa har studerats i detalj med avseende på hörsel. Både innerörats och simblåsans anatomi varierar kraftigt mellan olika fiskar. Därför finns det troligtvis fler specialiseringar och variationer mellan olika arter. Hörselförmågan hos samma individ av fisk kan dessutom variera mellan olika tillfällen, till exempel beroende på hur mycket luft som finns i simblåsan, och eventuellt också på hur gammal fisken är (Popper m.fl. 2003, Popper och Fay 2011).

Alla fiskar har öron. Öronen sitter inne i kraniet och består av ett labyrintsystem (vestibularsystemet) och ett antal otolitorgan. Vestibularsystemet detekterar rotations-acceleration, och otolitorganen känner av linjär acceleration. När fisken vibreras i ett ljudfält så uppstår det en relativ rörelse mellan den tyngre kalkstenen, otoliten, och de hårceller som den vilar på. De fiskarter som hittills undersökts uppfattar accelerationen av ett ljudfält ned till mycket låga frekvenser (under 1 Hz), och upp till 50 - 100 Hz. Känsligheten är någorlunda liknande hos olika fiskarter, med tröskelvärden omkring 10^{-4} - 10^{-5} m/s².

Många arter använder dessutom simblåsan för sin hörsel. När fisken exponeras för ljud börjar simblåsan vibrera på grund av tryckförändringarna i ljudfältet. Vibrationerna fortplantar sig till otolitorganet som detekterar rörelserna. På så sätt kan en fisk med simblåsa inte bara upptäcka accelerationen i ljudfältet, utan också ljudtrycket. Simblåsans utseende och funktion skiljer sig dock mycket mellan olika fiskarter, och en del arter saknar simblåsa helt och hållet (Popper m.fl. 2003). Karpfiskar och malar har en speciell benförbindelse mellan simblåsan och det inre örat, som gör att de är speciellt bra på att uppfatta ljudtryck. Andra arter, som till exempel sillfiskar, har gasbubblor vid innerörat, som gör att vibrationerna leds effektivt till det inre örat. Generellt har sådana så kallade hörselspecialister lättare att uppfatta ljudtryck, och de kan även uppfatta ljud med högre frekvenser än andra fiskarter.

4.1.2 Spridning av sediment under anläggningsfasen

Erfarenheter av hur fisk påverkas av sedimentspridning finns från olika marina byggnationer och från experimentella studier. Den främsta risken är att uppvirvlat sediment fastnar på fiskens gälar och minskar eller stryper fiskens syreintag (Lake och Hinch 1999). Larvstadier är särskilt känsliga, eftersom de har större gälar och en högre syreförbrukning i förhållande till sin kroppsvikt (Auld och Schubel 1978, Partridge och Michael 2010). Höga halter av sediment kan potentiellt påverka överlevnaden hos fiskens rom genom att påverka dess densitet eller genom övertäckning (Rönnbäck och Westerberg 1996).

Fiskens larvstadier är även känsliga eftersom de har en starkt begränsad förmåga att förflytta sig från, eller undvika områden med hög sedimenthalt (Knudsen m.fl. 1992, Wahlberg och Westerberg 2005), vilket vuxen fisk har betydligt lättare för (Westerberg m.fl. 1996). Vid övervakning av fisk i samband med anläggningen av gravitationsfundamenten vid Lillgrundens vindkraftpark i Öresund noterades dock ingen påverkan på fiskens fördelning trots att halterna sediment uppmättes till 10 mg/l (Hammar m.fl. 2008b). Varken vid

mätningar efter 1 dygn eller efter 1 månad kunde någon påverkan på förekomsten av juveniler eller på enstaka arter beläggas.

Effekten av sedimentsspridning i samband med anläggningen av vindkraftparker är vanligen kortvarig, eftersom anläggning främst sker på botten som domineras av tyngre substrat, såsom grus och sand, som inte sprids så lätt i vattenmassan. Vindkraftverk placeras dock ofta i områden med relativt god vattengenomströmning vilket gör att sedimentpartiklar kan spridas relativt långt, samtidigt som de späds ut i vattenmassan. Även en modellering över spridning av partiklar från ett kalkhaltigt sediment, som stannar längre i vattenmassan, tyder på relativt lokala (0,09 procent av parkytan) och kortvariga effekter (60 timmar) i den här typen av miljö (Didrikas och Wijkmark 2009). Läs mer om vad som kan ge upphov till sedimentsspridning i vattenmassan i avsnitt 3.1.5.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

En ökad koncentration av sediment i vattenmassan i samband med muddring och borrhning kan påverka framför allt fiskyngel och larvstadier, speciellt vid långvarig exponering. Sedimentmaterial sprids oftast bara under en kort period, men avstånden på spridningen i vattenmassan varierar beroende på sedimenttyp och vattenströmmar.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 3

4.1.3 Introduktion av nytt habitat

Fisk attraheras gärna till fasta strukturer i vattnet. Troligtvis gynnas de av skyddet som själva strukturen innebär. Bytesfisk kan lättare undgå upptäckt, och vissa rovfiskar kan få en ökad möjlighet att jaga ostört. Fisken kan också lockas till strukturerna för att söka föda, om förekomsten av dess föda är högre där än i omgivningen. På många platser placeras föremål såsom skrotade fartyg eller andra artificiella konstruktioner ut på havsbotten för att attrahera fisk, vilket ökar ett områdes värde för såväl rekreativ dykning som fiske (Wilhelmsson m.fl. 1998, Claudet och Pelletier 2004, Seaman 2007, Egriell m.fl. 2007). Dessa reveffekter har även konstaterats vid konstruktioner som till exempel oljeplattformar, vågbrytare, bryggpålar och pontoner, men även vindkraftverksfundament (Wilhelmsson m.fl. 2006a 2006b, 2010, Maar m.fl. 2009). En unik egenskap hos reveffekten som ett vindkraftsfundament medför, är att de sträcker sig från havsbotten och ända upp till vattenytan. Sådana så kallade *Fish attracting devices* (FAD), kan innebära en ytterligare attraktion av fisk till området (Fayram och de Risi 2007).

Hammar m.fl. (2008b) utvärderade erfarenheter från olika typer av vindkraftverk och konstaterade att sannolikheten för en ansamling av fisk vid vindkraftverk var högre om de hade en komplex struktur, och till exempel omgavs av erosionsskydd. Effekten blir troligtvis störst i områden som har en låg ursprunglig komplexitet, som sand- och lerbotten. För pelagisk fisk blir effekten dessutom viktigare med ökande vattendjup (Schröder och Orejas m.fl. 2006).

Vid dykinventeringar nära vindkraftverk i Egentliga Östersjön konstaterades en ökad förekomst av småfisk i närheten av vindkraftsfundament, framför allt justrålig smörbult. Även provfisken vid den för närvarande största vindkraftsparken i Sverige, Lillgrund i Öresund, visade på en ansamling av fisk i vindkraftverkens närområde. Däremot visade provfisken i vindkraftparken som helhet inte på några generella förändringar i mängden fisk under de tre första driftåren jämfört med tiden före anläggningen och med referensområden. Här fanns det dock vissa skillnader mellan arter (Bergström m.fl. 2012a).

I studier från vindkraftparken vid Horns Rev vid Jyllandskusten har tecken på förändringar även på populationsnivå observerats. Arter som kusttobis, torsk, vitling och sjötunga visade inte bara en ökad ansamling nära vindkraftverken, utan även en ökning i vindkraftparken som helhet (Hvidt och Brunner m.fl. 2005, Dong Energy m.fl. 2006).

När en ny struktur sätts ut i havet omfördelar sig fisken, det vill säga den simmar till strukturen från närliggande områden där mängden fisk minskar i motsvarande grad. Om tillgången på skydd och föda är god och utvecklingen pågår under en längre tid, kan överlevnaden av småfisk och fiskens tillväxthastighet öka. Det skulle kunna leda till en ökning av mängden fisk i området som helhet. Sannolikheten att en sådan produktivitetsökning inträffar beror på lokala förhållanden (Bohnsack 1989), framför allt på om miljön vid vindkraftverken är mer gynnsam för arterna än omgivande miljöer. Två andra viktiga faktorer är att området har en tillräcklig storlek, samt att utvecklingen kan pågå utan andra yttre störningar. En ökad ansamling av fisk kan till exempel medföra att fisken blir lättare att fånga om det är tillåtet med fiske nära strukturen. Mängden fisk kan på motsvarande sätt även påverkas av fiskätande fågel eller däggdjur, om dessa ökar i området.

Vindkraftparkens lokalisering och ekologiska omgivning är därmed viktig för att kunna avgöra den förväntade effekten. Introduktionen av nya strukturer i havet kan medföra en ökad produktivitet och artrikedom i ett område som tidigare varit utarmat eller på annat sätt utsatt för negativ mänsklig påverkan. Omvänt så kan introduktionen medföra vissa risker i opåverkade områden, framför allt i känsliga eller naturligt artfattiga miljöer. I sådana miljöer kan en reveffekt innebära en störning, eftersom ekosystemet i högre grad frångår sin naturliga struktur. En annan effekt är om strukturerna attraherar nya arter som har negativ påverkan på övriga arter och även kan underlätta spridningen vidare till nya områden. Den svartmunnade smörbulten har exempelvis etablerat sig i Sverige under senare tid, framför allt i hamnområden, och skulle kunna trivas i miljöer av den typ som skapas vid vindkraftverk (www.frammandearter.se). Läs mer om främmande arter i avsnitt 4.3.5.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Vindkraftverkens fundament kan fungera som konstgjorda rev och locka till sig många fiskarter, speciellt om de omges av erosionsskydd eller på andra sätt har en hög strukturell komplexitet. Oftast sker en omfördelning av fisk från närliggande områden där mängden fisk minskar i motsvarande grad, men på

sikt är en ökad produktion möjlig under vissa förhållanden. Om den långsiktiga effekten är positiv eller negativ kommer i hög grad bero på vindkraftparkens lokalisering och miljöförhållanden i dess omgivning.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 3

4.1.4 Störning från driftsbuller och båttrafik

Fiskens ljuduppfattning skiljer sig på många sätt från människans och andra däggdjurs, och olika fiskarter uppfattar ljud på olika sätt (faktaruta 4). Även det sätt som fisken reagerar på ljudet varierar, dels beroende på art, dels beroende på individens hormonella och beteendemässiga status. Till exempel kan samma fisk reagera på ett sätt under sin lekperiod och på ett annat sätt under födosök, eller beroende på årstid, och så vidare. Det går inte heller att utesluta att en viss inlärning kan förekomma. Det är därför svårt att göra generaliserande slutsatser av fiskars reaktion på buller. Även ljudets specifika karaktär påverkar reaktionen, till exempel ljudets frekvens, intensitet och hur länge det varar.

Ljudet från vindkraftverk i drift är inte så starkt att det kan orsaka direkta hörselskador hos fisk, inte ens när fisken uppehåller sig mycket nära fundamenten (Wahlberg och Westerberg 2005, Mueller-Blenkle m.fl. 2010, Andersson 2011). En del studier visar att vissa fiskarter, till exempel unga laxfiskar (Sand m.fl. 2001) kan hålla sig borta från kraftiga lågfrekventa ljud av hög intensitet (Wahlberg och Westerberg 2005, Mueller-Blenkle m.fl. 2010, Andersson 2011). En sådan effekt är i så fall mest sannolik inom ett fåtal meter från ljudkällan.

Inom Vindval har några studier undersökt ljudpåverkan på fisk. Enligt Sigray m.fl. (2009) är den komponent av ljudet som karaktäriseras av partikelrörelser, ohörbar för de studerade fiskarterna bortom 10 meter från fundamentet. I ett laboratorieförsök påverkades vare sig mört, abborre eller öring av ljud av samma styrka som det som uppmätts på 80 meters avstånd från ett vindkraftverk (Båmstedt m.fl. 2009). De tre fiskarna representerar arter med olika hörselanatomi (faktaruta 4).

Det finns idag inga studier som med tillfredsställande kvalitet kan visa att fisk påverkas negativt av ljud från vindkraftverk i drift, även om det är svårt att visa att de aldrig skulle påverkas negativt. Den samlade bilden av dagens kunskapsläge indikerar dock endast små effekter på fisk av ljud från vindkraftverk i drift, speciellt i relation till andra potentiella effekter, såsom rev-effekter och andra fysiska förändringar av livsmiljön. Detta beskrivs i en artikel av Ehrich m.fl. (2006) för tyska vattenområden i Nordsjön och Östersjön. Frågan om hur fisk påverkas av ljudmiljön omkring vindkraftverk är dock ofta återkommande vid planeringsärenden, speciellt om området överlappar med särskilt viktiga livsmiljöer för fisk. Till exempel i Kattegatt är de lokala torskpopulationerna starkt reducerade och på vissa platser helt försvunna (Fiskeriverket 2011). Torskar kommunicerar genom ljud, både för att lokalisera varandra och genom att använda specifika ljud under själva leken (Nordeide och Kjellsby 1999). Det är i dag inte känt huruvida ljud från

vindkraftverk kan påverka torskens lek negativt inne i parken. Frågan har en lägre relevans i Östersjön, eftersom torsken där leker på djupare vatten som inte är aktuella för etablering av vindkraft, och använder grundare områdena framför allt för födosök. Resultat från provfisken vid Lillgrundens vindkraftpark i Öresund visade att torsken inte undvek området under sitt födosök (Bergström m.fl. 2011). Efter en tvåårig övervakningsstudie av en Holländsk vindkraftpark, Egmond aan Zee, fastställdes att torskar till och med sökte skydd inom parken (Lindeboom 2011).

En vanlig art i Östersjön som eventuellt skulle kunna störas av ljud från en vindkraftpark i drift är sillen, som också har god hörsel förmåga. Speciellt under sillens lekperiod när den ansamlas i stim är kommunikationen mellan fiskarna viktig. Dessutom leker sillen ofta på grunda bottnar som även kan vara av intresse för vindkraftsetablering. I dagsläget finns inga studier som visar om sillens lek skulle påverkas av närheten till en vindkraftpark. I samband med provfisken vid Utgrundens vindkraftpark i Kalmarsund fångades dock individer med rinnande rom och mjölke i vindkraftverkens närområde (T. Didrikas, personlig kommunikation).

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Reaktionen på påverkan från driftsbuller och båttrafik varierar mellan olika fiskarter. Den samlade bilden idag indikerar att effekten på de flesta arter är låg. Effekter av långvarig stress på grund av en förhöjd ljudnivå och effekter av ljudstörning på fiskens lekbeteende har inte studerats.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 2

4.1.5 Elektromagnetiska fält

De magnetiska fält som uppstår inom en vindkraftpark kan potentiellt påverka fisk om de stör fiskens orienteringsförmåga, medan de elektriska fälten teoretiskt sett skulle kunna påverka fiskens förmåga att lokalisera bytesdjur och/eller artfränder. Ålen anses vara den fiskart som är mest känslig för elektromagnetiska fält i svenska vatten. Eftersom den navigerar med hjälp av det jordmagnetiska fältet under sin vandring till lekområden i oceanen kan den sannolikt detektera elkablar under vattnet och reagera på dem. Studier tyder på att störningar från elkablar på det jordmagnetiska fältet faktiskt leder till viss felorientering hos vandringsål och ålyngel. Ål som passerade en likströmskabel (enkelledare med återledning genom vattnet) avvek från sin kurs med upp till några hundra meter (Westerberg och Begout-Anras 2000). Däremot märktes inga tydliga effekter vid en kabel med parallell metallisk återledning, vare sig på ålens vandring eller på simaktiviteten hos lax och öring (Westerberg m.fl. 2006). En fördröjande effekt på ålens vandring påvisades även i närheten av en växelströmskabel i Östersjön (Westerberg och Lagenfelt 2008). Studier av ålens vandringsbeteende har även utförts i närheten av Lillgrundens vindkraftpark i Öresund, och visat att ål kan ändra sitt vandringsbeteende i närheten av vindkraftparken. Studierna fokuserade dock på effekter

av vindkraftparken som helhet, det vill säga att det inte var möjligt att separera till exempel effekten av elektromagnetiska fält, ljud och ändrad topografi från varandra, och den individuella variationen mellan ålar var stor (Westerberg och Lagenfelt 2008, Bergström m.fl. 2012b).



Bild 7. Vid studier av vandringsål i närheten av Lillgrunds vindkraftpark noterades att en del ålar undvek området. Det gick dock inte att urskilja vilken effekt av vindkraftparken som orsakade beteendet (foto: Inge Lennmark).

Broskfiskar kan potentiellt påverkas av inducerade elektriska fält från elkablar, eftersom de använder ett elektriskt sinne vid födosök och lokalisering av andra fiskar. Experimentella studier har visat att broskfiskar kan förväxla signaler från elektriska kablar med signaler från deras bytesdjur, vilket skulle kunna påverka fisken negativt om vindkraftparken etableras i ett viktigt födosöksområde. Enligt Gill m.fl. (2005) attraheras broskfiskarna till lägre fältstyrkor av inducerade elektriska fält, men undviker högre fältstyrkor. Läs mer om elektromagnetiska fält i avsnitt 3.2.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Den förväntade effekten av elektromagnetiska fält på de flesta fiskarter är låg, men påverkan pågår under hela driftsfasen och kunskapsunderlaget är relativt svagt. På grund av den ökade användningen av elektriska kablar i havsmiljön bör risken för kumulativa effekter beaktas.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 2

4.1.6 Attraktion av rovdjur

På samma sätt som en reveffekt kan attrahera fisk till närområdet för ett vindkraftverk, kan fiskätande däggdjur och fågel attraheras till området för att söka föda, förutsatt att de inte avskräcks från området av andra orsaker. Dessa kan i så fall ha betydligt lättare att hitta fisk nära vindkraftsparken jämfört med i omkringliggande områden. En ökad ansamling av fiskätande däggdjur och fågel kan påverka mängden fisk i området negativt, men ha en positiv effekt på rovdjurens själva. Eftersom både fåglar och marina däggdjur kan ha vidsträckta födosöksområden, kan effekten vara relativt omfattande.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING

Attraktion av fiskätande fåglar och däggdjur skulle kunna ha en effekt på fiskesamhället och det lokala ekosystemet genom effekter på födoväven.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 1

4.1.7 Förändrat fiske

I vissa fall kan förändrade fiskemönster i ett område där en vindkraftspark anläggs medföra effekter på fiskbestånden. Vilket fiske som tillåts regleras i varje enskilt fall, och i första hand av ägaren till verksamheten. Det är därför inte möjligt att göra en allmänt giltig bedömning av vilka förändringar som kan förväntas. Det kan i vissa fall vara motiverat att begränsa fiske inom en vindkraftspark för att inte riskera skada på anläggningen, framför allt på de elektriska kablarna. En sådan begränsning berör i första hand fiske som vidrör havsbotten, såsom bottenrålning och i vissa fall även fiske med bottenfasta redskap. Inom större vindkraftparker där avståndet mellan turbinerna är stort, kan det vara möjligt att tråla inom parken utan att äventyra anläggningens driftsäkerhet.

Den förväntade effekten av fiskerestriktioner är relativt låg på kvotbelagda arter, eftersom fisket på dessa arter sannolikt kommer att riktas till andra områden i stället. Bestånden kan dock potentiellt gynnas på längre sikt, om de växer sig starka lokalt och därefter sprider sig till närliggande områden (Dayton m.fl. 1995, Jennings och Kaiser 1998, Kaiser m.fl. 2006). En förutsättning för att detta ska inträffa är dock att området som inte fiskas är tillräckligt stort för att fisken ska kunna tillbringa en stor del av sin tid där, vilket betyder att effekten är mest sannolik för lokala arter (Palumbi 2004).

Inom vindkraftparker där fiske är tillåtet kan intresset för att fiska nära fundamenten öka. Detta kan leda till ökad dödlighet hos fisk, genom att öka sannolikheten för en enskild fisk att bli fångad. Effekten skulle i första hand påverka arter av intresse inom fritidsfiske, samt arter inom yrkesfisket som inte är kvotbelagda.

Om trålförbud inrättas i ett område som tidigare varit utsatt för trålning kan andra bottenlevande arter, som är hårt utsatta av bottenrålningens bieffekter, gynnas (Thrush och Dayton 2002). Områden som är föremål för bottenrålning

är idag dock ofta ointressanta för etablering av vindkraftparker, eftersom de i första hand etableras och projekteras i områden innanför trålgränsen och på grundare bottenar.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Det är inte möjligt att göra en allmänt giltig bedömning av vilka förändringar som kan förväntas på grund av förändrat fiske i vindkraftsområdet. Om fiskerestriktioner införs så ökar sannolikt mängden fisk i vindkraftparken och potentiellt även i dess närområde, särskilt om det även sker en reveffekt. Ett ökat fiske påverkar sannolikt mängden fisk negativt på motsvarande sätt.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 2

4.2 Effekter på marina däggdjur

4.2.1 Akustiska störningar under anläggningsfasen

Tumlare och till viss del även sälar är känsliga för ljudstörningar (Richardson m.fl. 1995). Under anläggningsfasen uppstår olika former av buller, både från ökad båttrafik och vid undervattensarbete med pumpar och spolapparatur. Vid pålning av så kallade monopile-fundament uppstår extremt kraftiga ljudpulser som kan vara skadliga och störande för sälar och tumlare under vattnet och på relativt långa avstånd (Carstensen m.fl. 2006, Tougaard m.fl. 2009, Brandt m.fl. 2011). Speciellt tumlare har visat på både beteendeförändringar och hörselskador vid den typ av ljud som uppstår vid etableringen av en del vindkraftverk. Genom att studera utbredningen av tumlare med flygtransekter och så kallade akustiska loggare, som registrerar närvaron av tumlare via deras ekolokaliseringssignaler (Carstensen m.fl. 2006) undersöktes om etableringen av havsbaserade vindkraftverk hade någon effekt på tumlares utbredning i ett område. Det visade sig att tumlare kunde bli bortskrämda på grund av pålningsljud på tiotals kilometers avstånd (Tougaard m.fl. 2008, Brandt m.fl. 2011). Dessutom indikerar försök med tumlare att de kan få temporära hörselskador av ljud som påminner om pålningsljud vid nivåer som är långt under de som påvisats ge liknande effekter på andra marina däggdjur eller fisk (Lucke m.fl. 2009).

Sälar verkar vara mindre känsliga för undervattensljud än tumlare. Trots noggranna studier av knubbsälars beteende vid etableringen av vindkraftsanläggningar i Nysted, Horns Rev och längre ned i den Tyska bukten, har inte några signifikanta långvariga effekter på vare sig knubbsäl eller gråsäl påvisats (Tougaard m.fl. 2003, Edren m.fl. 2004, Avelung m.fl. 2006). Under konstruktionsfasen kan båttrafik samt luft- och vattenburet buller störa sälar, men det är oklart om detta har någon stor betydelse för sälpopulationen, förutom möjligtvis under födsel- och digivningsperioden i juni. Parningsritualen som sker under vattnet innehåller en hel del ljudkommunikation (van Parijs m.fl. 2000), så det finns en viss risk att undervattensbuller kan skrämna sälarna och maskera deras egen kommunikation.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Tumlare har uppvisat både hörsselförsämringar och beteendemässiga förändringar på grund av pålningsljud i samband med anläggning av vindkraftsfundament. För sälar finns inga studier som visar att påverkan skulle medföra långvariga eller betydelsefulla effekter.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 2

4.2.2 Störning från driftsbuller och båttrafik

Under driftsfasen alstrar speciellt turbinernas rotation ett lågfrekvent buller som genom tornet leds ned i vattnet (Lindell och Rudolphi 2003, Brandt m.fl. 2011). Vid Nysted vindkraftverkspark i Danmark genomfördes kontrollerade mätningar av tumlaraktiviteten i området före, under och efter anläggningen av vindkraftsfundament i jämförelse med ett kontrollområde. Studien visade att även efter etableringen av vindkraftsparken var tumlaraktiviteten reducerad jämfört med den i kontrollområdet (Carstensen m.fl. 2006). Det är fortfarande oklart om denna effekt är reell eller om den beror på något problem med försöksmetodiken. En osäkerhet är om de områden som användes som kontroll var representativa för tumlarutbredningen (Carstensen m.fl. 2006). Resultaten är förvånande eftersom ljuden under driftsfasen är relativt låga och förmodligen bara svagt hörbara för tumlare som simmar igenom området (Madsen m.fl. 2006, Tougaard m.fl. 2009). Liknande mätningar vid Horns Rev vid danska västkusten visade att tumlarna återetablerade området så snart anläggningsfasen var över (Tougaard m.fl. 2004), trots att anläggningsförfarandet var mer brusgenererande där (pålade monopile-fundament) än vid Nysted (nedsänkta gravitationsfundament). I en studie från Holland ökade antalet tumlare i ett område efter anläggningen av en vindkraftspark (Scheidat m.fl. 2011). Författarna till studien tror att denna effekt möjligen beror på att området har en lägre bullernivå än omgivande farvatten, eftersom båttrafiken i vindkraftsområdet är förbjuden (Scheidat m.fl. 2011). Detta visar att effekterna på marina däggdjur av etablering av vindkraftparker kan vara långt mer komplexa än det som kan sammanfattas genom analyser av direkta påverkansfaktorer.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Buller från den ökade båttrafiken vid en vindkraftspark i drift kan tänkas ha en viss negativ effekt på marina däggdjur. Dock finns det fortfarande få eller inga belägg för att tumlare och sälar påverkas signifikant negativt av ljud från båtar eller driftsbuller. Effekten av ökad båttrafik i en vindkraftspark kommer att vara försvinnande liten i jämförelse med den generella ökningen av båttrafik i svenska farvatten.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 2

4.2.3 Elektromagnetiska fält

Det finns mycket lite data på huruvida sälar och tumlare kan detektera elektriska och magnetiska fält. Nya resultat tyder på att åtminstone en delfinart känner av elektriska fält (Czech-Damal 2011). Om detta också gäller tumlare, knubbsäl och gråsäl har inte studerats.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 1

4.3 Effekter på bottenlevande djur och växter

4.3.1 Akustiska störningar under anläggningsfasen

Kunskapen om effekterna av höga ljud på ryggradslösa djur är begränsad och bygger i huvudsak på amerikansk grå litteratur sammanställd av Moriyasu m.fl. (2004). Gruppen ryggradslösa djur är dessutom så stor och mångformig att det är omöjligt att generalisera effekterna av höga ljud. Även inom en enskild klass av kräftdjur som storkräftor (Malacostraca), har signifikanta skillnader i tolerans mot höga ljud observerats. Till exempel påverkades inte krabbarten *Metacarcinus magister*, av seismiska explosioner medan den blå simkrabban, *Callinectes sapidus*, var mycket känslig för ljud av samma styrka (Moriyasu m.fl. 2004). Skalet på kammusslan *Chlamys islandica* sprack av explosionerna, medan överlevnaden hos ostron och blåmussla, två vanligt förekommande arter på grunda botten utmed den svenska kusten, i de flesta studierna inte påverkades signifikant. Det finns dock mindre undersökningar som visar på en viss påverkan på ostron (Moriyasu m.fl. 2004). Inom Vindval har effekterna av lågfrekvent ljud (motsvarande det som alstras under driftsfasen) på bland annat ormstjärnor, sandräkor och limfjordsmusslor undersökts (Wikström och Granmo 2008). Inga betydande effekter på någon av arterna fastställdes, men musslans grävaktivitet var högre under de första mätningarna för att återgå till normal nivå efter 48 timmar.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 2

4.3.2 Spridning av sediment under anläggningsfasen

Under anläggning av havsbaserad vindkraft och även i samband med avvecklingen, finns risk för en kortvarig resuspension, det vill säga att sediment och andra partiklar virvlas upp från botten. Hur stor areal som kan påverkas beror på typen av sediment, vattenomsättning, strömmar i området, samt vilken typ av fundament som används (Hammar m.fl. 2009). I ett område med god vattenomsättning kommer sedimentpartiklar att spridas långt samtidigt som de späds ut, medan partiklar i ett mer instängt område kommer att förbli mer stillastående.

För att uppföra ett gravitationsfundament behöver botten oftast muddras vilket orsakar mer resuspension än vid anläggning av monopiles. När stora mängder partiklar sjunker till botten påverkas fastsittande filtrerande arter och makroalger. Ett tunt sedimentlager på en hård bottenyta kan förhindra

att sporer eller larver fäster sig på botten (Berger m.fl. 2003). Infauna, det vill säga djur som lever nedgrävda i sedimentet, och sjögräs som växer på mjuka bottenar, är generellt sett tåligare för resuspension än arter som lever på hårda bottenar (Vermaat m.fl. 1997). Sjögräsarter, som ålgräs, klarar till exempel av relativt stora mängder sedimentmaterial utan att påverkas negativt jämfört med till exempel arter av tång och tare (Vaselli m.fl. 2008). Norra Egentliga Östersjöns ålgräsängar bör dock skyddas. De består nämligen av en eller några få kloner, vilket betyder att den genetiska diversiteten i ängarna är låg och medför att ålgräset är dåligt rustat för miljöförändringar. Ett exempel är den ålgräsplanta som bildar en äng på över 6000 m² vid Åland och som uppskattas vara cirka 1000 år gammal (Reusch m.fl. 1999). En störning i miljön skulle i värsta fall kunna slå ut stora delar av beståndet.



Bild 8. Ålgräs tål att täckas av relativt höga mängder sediment, men vissa ängar består av gamla individer av en och samma klon som kan vara extra känsliga för störningar (foto: Inge Lennmark).

Vid Lillgrunds vindkraftpark i Öresund noterades endast lokala, kortvariga effekter av sedimentation på bottenfaunan (Dong Energy m.fl. 2006). De förväntade effekterna av sedimentation på bottenlevande organismer är ofta relativt låga, eftersom vindkraftparker ofta anläggs på sådana bottenar som har en naturligt hög omblandning av sediment eller där huvuddelen av sedimentet utgörs av grus och sand. Dessa sedimentfraktioner sjunker snabbt och sprids därför inte särskilt långt. Även en modellering av spridning av ett kalkhaltigt sediment, som är de potentiellt mest problematiska eftersom dessa partiklar stannar längre i vattenmassan, tyder på relativt lokala (0,09 procent av parkytan) och kortvariga effekter (60 timmar) (Didrikas och Wijkmark 2009).

Dragningen av starkströmskablar från vindkraftparken in till land innebär också en risk för att bottenmaterial virvlas upp och bottensamhällena störs (Austin m.fl. 2004). Studier av djupa mjukbottnar med ett rikt djurliv visar dock att de långsiktiga förändringarna är mycket små (Andrulewicz m.fl. 2001). Däremot kan återhämtningen av grunda sjögräsängar efter grävnings- och muddringsarbeten vid till exempel kabeldragnings ta längre tid (Di Carlo och Kenworthy 2008), och i miljöer med mycket kraftiga vattenrörelser kan en öppning i vegetationen leda till erosion av bottensubstratet runt kabeln (Whitfield m.fl. 2002).

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Sediment i vattenmassan kan kortvarigt påverka bottenlevande marina organismer. Befintliga studier visar att effekten som regel är lokal, men omfattningen beror på typen av sediment och lokala strömförhållanden. Effekter på organismer som lever nedgrävda är mindre undersökta, men tycks vara begränsade och lokala. Många djur är anpassade till resuspension av sediment, eftersom det är en naturlig del av deras livsmiljöer på erosions- och transportbottnar. Vid kabeldragnings i grunda vikar med mjukt bottensediment bör särskild hänsyn tas till kransalgsängar och i vissa havsområden till ålgräsbestånd.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 3

4.3.3 Introduktion av nytt habitat

Etablering av vindkraft i områden med huvudsakligen sandiga och leriga mjukbottnar ökar arealen av hårt substrat eftersom fundamentstrukturerna är gjorda i betong eller av stål. Enligt beräkningar täcker turbintornens fundament dock endast en obetydlig del av en parks totala bottenyta (Hammar m.fl. 2008a). Vid Lillgrunds vindkraftpark i Södra Öresund, som omfattar cirka 4,5 km², var till exempel det totala tillskottet av nytt hårt substrat cirka 0,1 procent av parkens yta (Malm och Engkvist 2011).

Även om biomassan av filtrerande organismer ofta är signifikant högre på fundamenten jämfört med på omgivande naturliga bottnar (Wilhelmsson och Malm 2008, Malm och Engkvist 2011) blir det totala tillskottet av filtrerande organismer i en vindkraftpark litet. Persson (1983) uppskattade att filtrerande djur på en grund mjukbotten i södra Östersjön hade en biomassa på cirka 90 gram per kvadratmeter. Om liknande mängder av djur förekommer på mjukbottnar inom Lillgrunds vindkraftpark innebär det att den totala biomassan av filtrerande djur skulle öka med cirka 3 procent efter byggnationen.

Artsammansättningen varierar också beroende på vilket material fundamentet är byggt av. Det lokala djursamhället har visat sig vara artfattigare på fundament av stål (Wilhelmsson och Malm 2008) jämfört med fundament av betong (Qvarfordt m.fl. 2006), även om biomassan inte behöver vara lägre.

Vilka arter och hur många individer som kan komma att etablera sig på fundamenten beror främst på i vilket havsområde vindkraftverket är placerat.

I norra Bottenviken saknar de fastsittande marina organismerna betydelse och sötvattensarter som hydroider och mossdjur (bryozoer) förekommer bara i låga biomassor (Kautsky och Foberg 2001). Vindkraftsfundament i dessa havsområden kommer därför sannolikt inte att förändra bottenmiljöns biologiska mångfald, sammansättning och produktion. Längre söderut och i Egentliga Östersjön är det främst blåmusslor och slät havstulpan samt ett fåtal arter av fintrådiga alger och hydroider som etablerar sig på hårda ytor. I Västerhavet finns en mycket stor mångfald av organismer knutna till hårt substrat. Blåmusslorna blir större än i Östersjön på grund av det saltare vattnet, men konkurrens med sjöpungr (Khalaman och Komendantov 2007) och rovdjur som sjöstjärnor (Saier 2001, Zettler och Pollehne 2006) begränsar populationernas storlek. På grund av brist på data är det svårt att generellt ange hur djursamhällen utvecklas på vindkraftsfundament i Västerhavet. Troligtvis uppstår betydande lokala och regionala skillnader, som en följd av skillnader i vågpåverkan, djup och lokala salthaltsförhållanden.

I marin miljö har ytornas makro- och mikrostruktur stor betydelse för vilka organismer som kommer att etablera sig på fundamenten. De flesta arters larvstadier föredrar att fästa sig på räfflade ytor, men vissa organismer som till exempel den släta havstulpanen etablerar sig på släta ytor (Berntsson m.fl. 2004). Ytornas kemiska egenskaper verkar däremot sakna betydelse för vilka organismer som etablerar sig (Guarnieri m.fl. 2009). I den strandnära zonen, det vill säga där det finns tillräckligt med solljus för fotosyntes, växer stora alger på horisontala ytor medan vertikala ytor domineras av filtrerande djur (Southgate m.fl. 1984). Vid vilken årstid fundamenten placeras i havet kan initialt påverka samhällets sammansättning, men skillnaderna jämnas ut efter ett par år när de vanligaste arterna har nått sin maximala biomassa (Qvarfordt m.fl. 2006, Langhamer m.fl. 2009).

Erosionsskyddet runt ett fundament består ofta av sten och block i olika storlekar. Det blir därmed strukturellt mer komplex än fundamentet och erbjuder livsmiljöer för ett stort antal arter (Charton och Ruzafa 1998). Rörliga, frisimmande arter, som olika kräftdjur, använder hålrummen mellan blocken som skydd och för födosök (Steneck 2006, Moore m.fl. 2010). Det har också visats experimentellt att artrikedomen hos den rörliga faunan ökar med antalet lager block och därmed den ökande tillgången på skyddande miljöer (Takada 1999). I Västerhavet kommer effekter av erosionsskydden antagligen att vara störst för arter som hummer och krabba som ofta begränsas av tillgång på utrymme och speciellt håligheter i sin naturliga miljö (Jensen m.fl. 1994, om hummer, Sheehan m.fl. 2008, om krabba).

En svensk erfarenhet av så kallade reveffekter finns från de artificiella reven vid Vinga. Vid en utbyggnad av Göteborgs hamn år 2002 - 2005 tippades sprängsten på djupen 20 - 37 meter i Göta älvs flodmynningsområde. Sprängstenen bildade åsar som kan liknas vid konstgjorda rev eller steniga delar av en utsjöbank. En uppföljning av hur det marina livet utvecklades i området visade att reven under de första fem åren koloniserades av 159 olika taxa (Länsstyrelsen 2007). Kräftdjur, till exempel hummer, attraherades till

reven och förekom i större antal där än i referensområdena. Hummer uppvisade en snabb kolonisationstakt och fanns på reven redan fyra månader efter det att konstruktionen var färdig. Reven omfattades även av fiskerestriktioner vilket kan ha bidragit till skillnader i artsammansättning och artantal i jämförelse med referensområdena.

Andra artificiella rev som studerats avseende etablering av djur är de vågkraftverk som sedan några år finns i en experimentanläggning utanför Lysekil. Fundamenten av betong är tre meter i diameter och en meter höga, samt försedda med rektangulära hål. Resultaten visar att krabbtaska attraherades till håligheter och antalet fiskar och fiskarter var större vid fundamenten än i referensområdet (Langhamer och Wilhelmsson 2009).

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Etablering av vindkraftparker, som för det mesta sker på sandiga eller leriga bottenar, leder på svenska västkusten och i Egentliga Östersjön till en mycket lokal ökning av fastsittande ryggradslösa djur på turbintorn och erosions-skydd. Vilka arter som kommer att dominera beror framför allt på salthalten i havsområdet. Det totala tillskottet av hårt substrat är litet och påverkan bedöms främst bli lokal runt fundament och erosionsskydd.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 4



Bild 9. Kräftdjur som till exempel skorvar, påverkades enligt en undersökning inte av magnetfält med samma styrka som det som uppstår kring en vanlig sjökabel (foto: Inge Lennmark).

4.3.4 Elektromagnetiska fält

Antalet studier av ryggradslösa djurs tolerans för elektromagnetiska fält är få. Bochert och Zettler (2004) studerade överlevnad, samt storlek och mängd av avkomma, hos sandräka, slamkrabba, skorv och blåmussla i ett magnet-

fält med styrkan 3,5 mT. Efter tre månader kunde inga signifikanta effekter observeras på någon av dessa arter. Den magnetiska intensitet som används i experimentet motsvarar nivån på ytan av den vanligaste likströmskabeln som används i Östersjön (Bochert och Zettler 2004). Vid en ännu högre magnetisk intensitet, 40 mT, påverkades produktionen av zooider, det vill säga förökningsdelar, hos den vanliga klubbhydroiden (Karlsen och Aristharkhov 1985). Så höga nivåer uppnås dock inte runt kablar från havsbaserade vindkraftverk.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

De få studier som har gjorts tyder på att elektromagnetiska fält inte har någon långtidspåverkan på vanligt förekommande kräftdjur eller blåmusslor. Utifrån resultaten bedöms effekter på bottenfauna vara mycket små eller obefintliga, vid de nivåer som finns runt kablar.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 3

4.3.5 Främmande arter

En möjlig effekt av den introduktion av nytt habitat som en vindkraftsutbyggnad till havs innebär, är en ökad spridning av främmande arter. Den pågående urbaniseringen av kustlandskapet, med många typer av artificiella konstruktioner (Glasby och Connell 1999), anses ofta bidra till att främmande organismer knutna till hårda bottenar lättare kan etablera sig (t ex Bulleri och Airolidi 2005).

Exempel på filtrerande arter som etablerat sig på hårda bottenar i svenska kustvatten under de senaste 150 åren är den släta havstulpanen, vandringsmusslan och klubbpolypen (Leppäkoski m.fl. 2002). Då många främmande arter kommer med ballastvatten sprider de sig oftast först till artificiella ytor i närheten av hamnområden och fartygsrutter (Tyrrell och Byers 2007). I kustområden där tillgången på naturliga hårda bottenstrukturer är begränsad är det tänkbart att vindkraftparker skulle kunna gynna en vidare spridning av främmande hårbottenarter med planktoniska livsstadier. Samtidigt är den procentuella ökningen av hårbottenytorna mycket liten.

Hur långt en art kan spridas beror i hög grad på hur länge larver, sporer och andra förökningsdelar lever i den fria vattenmassan, och på hur havsströmmarna förflyttar dem. Undersökningar av oljeplattformar visar ett tydligt samband mellan avståndet mellan plattformarna och vilka arter som förekommer (Page m.fl. 2008).

På vindkraftverk i Danmark och i Kalmarsund har stora mängder larver och puppor från den centimeterstora japanska fjädermygga hittats i skvalpzonen, där den livnär sig på fintrådiga alger (Brodin och Andersson 2009). Någon ekologisk effekt av denna fjädermygga har hittills inte dokumenterats.



Bild 10. Slät havstulpan är en av de första kända främmande arterna i Östersjön. Numera finns den i nästan hela havsområdet (foto: Inge Lennmark).

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Det är svårt att förutsäga en ny arts påverkan på ekosystemet eftersom varje art har sin egen spridningsbild och bildar specifika interaktioner med andra arter. I dagsläget medför troligtvis inte vindkraftsfundament någon ökad risk att nya arter introduceras i svenska havsområden eftersom tillskottet av hårt substrat är mycket litet. Om flera parker anläggs i närheten av varandra skulle risken kunna öka.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 3

4.3.6 Utestängning av fåglar

Efterhand som de havsbaserade vindkraftsparkerna ökar i antal och storlek, ökar även fragmenteringen av havslevande fåglars livsmiljöer, vilket har blivit en allt viktigare fråga för forskning och miljövård (West och Caldow 2005). Påverkan på fåglar skulle även kunna leda till andra effekter på födoväven i parkområdet (Polis och Sears m.fl. 2000).

Studier visar till exempel att dykänder konsumerar en betydande del av de filtrerande djuren i många områden, främst musslor av olika arter (Baird och Milne 1981, Hilgerloh 1997). Täta flockar av dykänder kan därmed strukturera de bentiska djursamhällena genom att påverka mängd och storlek på musslor på såväl hårda (Guillemette m.fl. 1996, Hamilton 2000, Vaitkus och Bubinas 2001) som mjuka bottenar (Lewis m.fl. 2007). Den viktigaste födan för dykänder i Egentliga Östersjön är blåmusslor (Nyström och Pehrsson m.fl. 1991). Blåmusslor dominerar Östersjöns strandnära samhällen samtidigt som de är små och tunnskaliga (Kautsky 1982), och antagligen lättare för fåglarna att äta än Nordsjöns större musslor.

Faktaruta 5. Främmande arter.

FRÄMMANDE ARTER I SVENSKA VATTEN

Bottniska viken

På grund av den låga salthalten klarar få marina arter av att etablera sig i Bottniska viken. Slät havstulpan är den enda främmande arten som hittats på fundamentstrukturer här.

Egentliga Östersjön

Egentliga Östersjön är naturligt artfattig och har en låg stabil salthalt. Det är också ett ungt havsområde dit nästan alla arter har vandrat någon gång under de senaste 10 000 åren. Denna invandring pågår fortfarande. Fler än 30 marina djurarter har kommit in i centrala och norra Egentliga Östersjön genom mänskliga aktiviteter, till exempel i båttransporters ballastvatten. Några av arterna som lever på hårda bottenar hör till problematiska påväxtarter, såsom klubbpolypen och zebramusslan. Hittills har bara en nyligen introducerad art hittats på fundament: den japanska fjädermyggan. En annan art som numera finns i nästan hela Östersjön är slät havstulpan som kom till Östersjön under 1800-talet. Havstulpanen skapar främst problem när den sätter sig på båtskrov.

Västerhavet

De flesta nya arter som under de senaste 100 - 150 åren har etablerat sig i kustzonen på svenska västkusten är fastsittande hårbottenarter. Bland de stora algerna är japansk sargassotång vanlig i hamnar men även i tångbältet utmed hela Bohuslänskusten. Andra arter är ishavstång, ostrontjув och flera rödalgsarter som till exempel grov agaralg och grönalgsarter som till exempel kodium. Dessa är marina arter som inte klarar av att etablera sig i Egentliga Östersjön eller Bottenviken. Till de ryggradslösa djuren som har etablerat sig på svenska västkusten hör även det japanska jätteostronet och ostronpest. Troligtvis kommer arterna från Frankrike där de ingår i olika typer av akvakulturer.

Den geografiska fördelningen av fågelflockar bestäms av tillgången och tillgängligheten på föda, till exempel dykdjup och strömmar (Smaal m.fl. 2001, Kaiser m.fl. 2002). Stora populationer av dykänder övervintrar och söker föda längs kuster och på utsjöbankar (Livezey 1995), det vill säga områden som ofta är intressanta för etablering av havsbaserad vindkraft (Kaiser m.fl. 2002). De mest talrika arterna i dessa områden är ejder, alfågel, sjöorre och svärta (Brager m.fl. 1995). Dessutom övervintrar sjöfåglar som till exempel lommar i samma havsområden som dykänderna (Garthe och Huppopp 2004).

Det är sedan länge känt att dykänder är känsliga för mänskliga aktiviteter, främst fartygstrafik, och att de undviker platser med hög störningsfrekvens (Kaiser m.fl. 2002, Kenow och Korschgen m.fl. 2003) även om tillgången på föda är god (Guillemette m.fl. 1996). Svärta, som anses vara den känsligaste arten, har visats hålla ett säkerhetsavstånd på cirka 1,5 kilometer till fartyg (Kaiser m.fl. 2002). Speciellt när möjligheten att fly området är begränsad, till exempel under ruggning, kan beteenden påverkas av mänsklig störning. Tiden fåglarna söker föda kan bli kortare eller ändras till tidpunkter på dagen då det är mindre fördelaktigt att söka föda (Merkel m.fl. 2009).

De studier som gjorts i befintliga vindkraftparker, främst i Danmark, visar att dykänder undviker dessa, både under flyttning och under vinteruppehållet (Guillemette och Larsen 2002, Larsen och Guillemette 2007, Masden m.fl. 2009). I Nysted vindkraftpark i södra Danmark minskade antalet ejdrar

med mer än 80 procent direkt efter att parken uppförts (Kahlert m.fl. 2004, Desholm och Kahlert 2005). Inom parkområdet minskade dessutom antalet fåglar ytterligare åren efter det att vindkraftverken togs i bruk (Stewart m.fl. 2005).

Även om flera studier visar på dykandernas ekologiska betydelse i littoral samhällen så saknas studier som visar om, och i så fall hur, störning på fågelflockarna påverkar det bentiska samhället. I de vindkraftparker som har studerats har man dock noterat att mängderna av filtrerande djur, främst blåmusslor och havstulpaner, ökat efter uppförandet av parken jämfört med referensområdena, samtidigt som biomassorna av makroalger, främst olika arter av rödalger, minskat (Wilhelmsson och Malm 2008, Maar m.fl. 2009, Malm och Engkvist 2011). Ökningen av filtrerarnas biomassa och antal är inte bara begränsad till fundamentstrukturer och dess omedelbara närhet, utan förändringar i den bentiska samhällsstrukturen har observerats i hela parken på Lillgrund i södra Öresund, även på block och sten flera hundra meter från närmaste kraftverk (Malm och Engkvist 2011). Det är dock inte klarlagt om dessa förändringar är en effekt av minskad konsumtion från fåglar inom parken eller har någon annan orsak.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

De områden i svensk ekonomisk zon där en storskalig vindkraftsutbyggnad skulle kunna få störst påverkan på bentiska samhällena genom effekter på fågelpopulationer och på födoväven, är utsjöbankarna i centrala Östersjön, främst Hoburgs Bank och Norra Midsjöbanken där två tredjedelar av Europas alfågelbestånd, cirka en miljon djur, övervintrar (Brager m.fl. 1995). Effekten kommer att bero på hur stort område som bebyggs, och även avståndet mellan tornen.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 3

4.3.7 Organisk anrikning på botten

På Svenska västkusten och i Egentliga Östersjön kan nedfallna musslor och annat organiskt material ansamlas vid basen av turbintornen, något som kan påverka artsammansättningen av organismer i sedimentet (Zettler och Pollehne 2006, Wilhelmsson och Malm 2008). Bankar med döda musslor täckta av svavelvätebakterer noterades exempelvis kring fundamenten vid dykning vid Utgrund i södra Kalmarsund (Wilhelmsson och Malm 2003). Mängden nedfallet organiskt material är dock liten i förhållande till hela parkytan.

SAMMANFATTANDE BEDÖMNING:

Dött material som ramlar av vindkraftsfundamentet kan ge en mycket lokal anrikning av organiskt material på botten. Under vissa omständigheter, till exempel om vindkraftverket står på en botten med liten vattenomblandning finns viss risk för syrebrist.

SÄKERHET I BEDÖMNINGEN: 3

5. Åtgärder för att minska påverkan

Det finns olika sätt att minska effekterna av havsbaserad vindkraft på det marina livet. Både genom tekniska metoder, och genom god kunskap om havsmiljön i det aktuella området och om organismerna som lever där. För att övervaka och följa upp effekterna av ingrepp i den naturliga miljön utförs olika typer av miljökontrollprogram. I ansökan om lov för etablering av en havsbaserad vindkraftpark bör bland annat ett förslag till kontroll av verksamheten, förslag till skyddsåtgärder och en miljökonsekvensbeskrivning ingå. Miljökontrollprogrammen innebär vanligtvis att miljöundersökningar utförs före och efter påverkan i ett område, och att resultaten jämförs med motsvarande undersökningar i minst två likartade men opåverkade områden (referensområden). De eventuella förändringar som upptäcks i det påverkade området kan därmed kartläggas och kvantifieras i relation till utvecklingen i referensområdena, och underlätta utarbetandet av åtgärder för att mildra effekterna på miljön.

5.1 Fisk

Risken för skador på fiskarter och fiskbestånd i samband med anläggningsarbeten bör begränsas genom att undvika skadliga ljudnivåer, och genom att anpassa anläggningen i tid och rum för att inte påverka viktiga rekryteringsperioder eller livsmiljöer för särskilt känsliga fiskarter. Innan planerad intensiv ljudpåverkan kan åtgärder vidtas för att skrämma iväg fisken från närområdet, till exempel med varnande akustiska signaler. För att minimera risken för skador är åtgärder för att begränsa omfattningen av ljudspridning motiverade under både anläggning och drift. Till exempel kan det som på engelska kallas för "ramp-up procedure" användas vid pålning. Det innebär att de första pålningarna görs med lättare slag för att successivt ökas till full styrka. På det viset styrs ljudpåverkan så att djur i närheten har möjlighet att vänja sig eller fly området, innan ljudet når skadliga nivåer.

Sedimentspridning bör undvikas i viktiga rekryteringsmiljöer för fisk och under tidpunkter för reproduktion. Planeringen bör ta hänsyn till risken för påverkan från elektromagnetiska fält från kabelnätet, både inom parken och vid anslutningen till land. Tekniska alternativ för minsta möjliga påverkan bör tillämpas. Risken för negativ beståndsutveckling hos fisk på grund av ökat fiske inom parken bör följas upp fortlöpande under vindkraftparkens driftsfas så att åtgärder kan sättas in om fisketrycket bedöms bli för högt.

5.2 Marina däggdjur

En åtgärd för att minska påverkan från anläggning, drift och avveckling av havsbaserad vindkraft på marina däggdjur skulle kunna vara att visa hänsyn vid anläggning nära uppehållsområden för små och känsliga bestånd och

Faktaruta 6

MINSKA LJUDPÅVERKAN UNDER ANLÄGGNINGSFASEN

- Djur kan skrämmas iväg innan anläggningsarbetet påbörjas. Genom en så kallad "ramp-up" procedur kan de första hammarlagen vid pålning vara lättare, så att man ger djur en chans att flytta sig från området innan arbetet uppgår till full slagstyrka och därmed maximal ljudstörning.
- Anläggningen kan planeras så att bullrande verksamhet blir så kort som möjligt, exempelvis genom att minimera antalet transporter.
- Båttransporter som passerar känsliga områden kan minimeras och hastigheten begränsas.
- Tidpunkter för anläggningsarbete planeras så att ljudpåverkan på djurlivet minimeras, med särskild hänsyn till fiskars och sälars lekperioder.
- För att minska ljudpåverkan under anläggningsfasen, kan vid behov fundamentet omgärdas av bubbelridåer, eller andra konstruktioner som dämpar ljudet.

under perioder för reproduktion. Framförallt bör tumlarna i Östersjön, knubbsälsbeståndet i Kalmarsund och de få gråsälar som lever i Västerhavet beaktas särskilt.

Precis som för fisk kan effekter av akustiska störningar på marina däggdjur reduceras med hjälp av olika åtgärder. Genom att successivt öka kraften i slagen vid pålning får djuren tid att fly området innan skadliga ljudnivåer uppnås. Det finns även så kallade ljudskrämmor som kan användas för att varna tumlare och sälar. Ett annat sätt, vars verkningsgrad varierar mellan olika tekniska utformningar, är att avskärma pålningsljudet med luftbubblor.

Det är svårare att göra någonting åt de låga men kontinuerliga bullernivåerna under hela driftsfasen av vindkraftsparken. Eventuellt kan framtidens generatorer utvecklas så att de avger lägre ljud och så att mängden ljud som sprids ned i vattnet minskar. En annan lösning som har diskuterats är att klä in vindkraftsfundamenten i ljudabsorberande material. Att satsa på någon av lösningarna verkar dock omotiverat innan man med säkerhet vet om, och i så fall hur, bullereffekter under driftsfasen skadar det marina djurlivet. Effekten av elektromagnetiska fält anses så liten på marina däggdjur att inga åtgärder för att minska påverkan behövs.

5.3 Bottenlevande djur och växter

Särskild hänsyn vid etablering av vindkraft bör tas i de nordliga delarna av Egentliga Östersjön där det växer ålgräs. Orsaken är att de består av en eller ett fåtal kloner, blir mycket gamla och kan få svårt att återhämta sig vid störningar. Kabeldragning till land bör om möjligt ske så att påverkan på kransalgsängar minimeras, eftersom gruppen innehåller arter som anses vara sårbara. Åtgärder för att minska spridning av sediment i samband med muddringsarbeten minskar risker för överlagring av bottenlevande djur. För botten-samhället finns inga särskilda tidpunkter då påverkan från sedimentsspridning är mindre.

Faktaruta 7

MINSKA SPRIDNING AV SEDIMENT UNDER ANLÄGGNINGSFASEN

- Utför noggranna analyser av botten karaktär och innehåll av giftiga substanser, för att minimera spridning av farliga ämnen och sedimentpålagring i samband med muddring.
- Föreligger risk för betydande miljöpåverkan bör metoder för att samla in uppvirvat material användas.
- Planera arbetet efter de vindar och vattenströmmar som råder vid anläggningstillfället, för att minimera ackumulationseffekter från arbete på flera platser i området.

6. Kunskapsluckor

Den snabba utvecklingen av vindkraft till havs bidrar till en ökad industrialisering av havslandskapet. Även om den svenska satsningen hittills har varit blygsam finns det ett behov av att betrakta utbyggnaden av vindkraft i ett bredare europeiskt perspektiv. Inom en relativt nära framtid förväntas ett mycket stort antal vindkraftparker med tusentals kraftverk att vara etablerade längs nordvästra Europas kuster, från Normandie i Frankrike till långt in i Bottenviken, men även på grundområden i Nordsjön och Östersjön.

Det är också högst troligt att en framtida teknikutveckling kommer att leda till att djupare områden än idag kan tas i anspråk för vindkraft. En sådan teknikutveckling kan medföra ytterligare geografisk expansion av parkerna. Påverkan på sådana, djupare havsmiljöer har inte behandlas i denna rapport.

Hur havets resurser utnyttjas har fått stor uppmärksamhet de senaste åren. Det beror bland annat på att människans användning och intresse av de varor och tjänster som havet erbjuder ständigt ökar. Uppmärksamheten gällde först de kustnära vattnen men omfattar numera i allt större utsträckning även utsjöområden. I Sverige bereds för närvarande en lag om havsplanering som beräknas träda i kraft den 1 juli 2012. För sådan planering krävs ett utvecklat biologiskt underlag, bland annat med avseende på områden av intresse för vindkraft.

STORSKALIG PÅVERKAN

Förståelsen om hur storskalig vindkraftsetablering påverkar marina ekosystem på en regional skala kan inte extrapoleras från kunskaper framtagna för ett enstaka verk eller en vindkraftpark. Här behövs ny kunskap om möjlig påverkan på större skalor, hur en storskalig etablering påverkar de marina växt- och djursamhällena och vilka förändringar som sker i större parker över lång tid.

SAMMANVÄG EFFEKTER

Effekterna på miljön bör också vägas mot andra mänskliga aktiviteter, så att nytta och kostnader för olika åtgärder, kan inkluderas som en del av planeringsunderlaget. Ett vindkraftverk med en effekt på 3 MW kan i ett bra vindläge utvinna 7500 MWh el per år. Man möjliggör därmed en minskad elproduktion från kolkraft och åstadkommer:

- minskade utsläpp av koldioxid med ca 7500 ton,
- minskade utsläpp av svaveldioxid med cirka 5 ton,
- minskade utsläpp av kväveoxider med cirka 3 ton.

(Energimyndigheten, 2012)

Vindkraftens miljöpåverkan bör därför också ses ur ett klimatperspektiv, där vindkraftsutbyggnaden skulle kunna bespara miljöresurser och minska klimatpåverkan. Enligt regeringens slutbetänkande i Vindkraftsutredningen (SOU 1999:75), skulle vissa miljömål lättare uppnås om Sverige ersatte delar av den icke-förnybara elproduktionen med vindkraft.

SAMARBETE

Då en storskalig etablering av vindkraft förväntas i många av länderna runt Östersjön och Nordsjön finns ett behov av att arbeta internationellt med frågor om vindkraftens effekter på marina ekosystem. En naturlig väg skulle vara att initiera ett tvärvetenskapligt internationellt forskningsprogram, till exempel inom ramen för de marina kommissionerna HELCOM och OSPAR. För att uppnå en god helhetsbild är det lämpligt att vidareutveckla det arbete med sammanvägd bedömning av potentiella effekter på marina system som initierats i och med detta och andra liknande projekt internationellt (t. ex. Wilhelmsson m.fl. 2010). Nedan presenteras några av de kunskapsluckor som identifierats för fisk, marina däggdjur och bottenlevande djur och växter.

6.1 Fisk

Baserat på dagens kunskapsläge är den generella bilden att vindkraftparker till havs är förenliga med hållbara fisksamhällen, förutsatt att vissa villkor uppfylls. Ett område som behöver utvecklas är den långsiktiga planeringen av havsmiljön, för att säkerställa en lämplig lokalisering av vindkraftparkerna, och för att undvika risker för negativa kumulativa effekter. Uppföljningar av den långsiktiga utvecklingen i de vindkraftparker som är i drift behövs för att öka kunskapen om hur reveffekter kan påverka fisksamhället, och för att kunna identifiera lämpliga åtgärder för att säkerställa en positiv utveckling. En annan viktig fråga är att möjliggöra fortsatta studier av hur fisken reagerar på olika typer av undervattensljud, helst ur ett sammanfattande perspektiv där effekter på fisk av ljud från vindkraftparker sätts i relation till ljud från andra mänskliga källor, till exempel båttrafik nära farleder.

6.2 Marina däggdjur

Den största effekten på marina däggdjur uppstår under anläggningsfasen av havsbaserad vindkraft, och framför allt vid pålning av monopile-fundament eftersom det medför ljudspridning under vattnet. Det saknas dock information om hur marina däggdjur, speciellt tumlare, reagerar på olika typer av ljud. De få undersökningar som har gjorts visar att tumlare kan bli skrämde av pålningsljud på mycket långa avstånd (Tougaard m.fl. 2009) men om det har en stor betydelse för tumlarnas överlevnad, och hur fort tumlarna vänjer sig vid dessa typer av ljud, är inte studerat. Tumlare påverkas möjligen av ljud på olika sätt under olika årstider och kanske också under olika tider på dygnet. Kunskap om detta skulle vara användbar för att utveckla åtgärder som minimerar påverkan, och säkrar livskraftiga bestånd av marina däggdjur i svenska havsområden.

6.3 Bottenlevande djur och växter

För att öka kunskapen om påverkan från vindkraft på bottenlevande organismer skulle det vara värdefullt med fortsatta studier av reveffekter, och speciellt vilka förändringar som sker under längre tidsperioder. Detta gäller både för de arter som gynnas av komplexa strukturer i och runt fundament och för sambanden mellan bottenlevande fastsittande djur och de djur som livnär sig på dem, samt för interaktioner mellan de arter som utvecklas först när vindkraftverket funnits ett antal år. Denna kunskap skulle vara användbar för att utveckla fundament som gynnar arter som krabba och hummer och kan även ge en miljö som gynnar olika fiskarter och deras födoorganismer.

Arter och organismgrupper

Arter och organismgrupper som nämns i rapporten listas både på svenska och med sitt vetenskapliga namn. Om en art har etablerat sig i Sverige utifrån, markeras den som främmande. Rödlistade arter kan vara; akut hotade (CR), starkt hotade (EN), sårbara (VU) eller nära hotade (NT) (Gärdenfors 2010).

Fisk

Abborre	<i>Perca fluviatilis</i>
Bleka (lyrtorsk) (CR)	<i>Pollachius pollachius</i>
Fenknott	<i>Chelidonichthys lucernus</i>
Fjärsing	<i>Trachinus draco</i>
Fyrtömmad skärlånga	<i>Enchelyopus cimbrius</i>
Gers	<i>Gymnocephalus cernuus</i>
Glyskolja	<i>Trisopterus minutus</i>
Guldfisk	<i>Cyprinus carpio</i>
Havskatt (EN)	<i>Anarhichas lupus</i>
Hornsimpä	<i>Trigloporus quadricornis</i>
Kolja (EN)	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>
Kusttobis	<i>Ammodytes tobianus</i>
Lax	<i>Salmo salar</i>
Långa (EN)	<i>Molva molva</i>
Makrill	<i>Scomber scombrus</i>
Nors	<i>Osmerus eperlanus</i>
Näbbgädda	<i>Belone belone</i>
Pigghaj (CR)	<i>Squalus acanthias</i>
Piggvar	<i>Psetta maxima</i>
Rödspotta	<i>Pleuronectes platessa</i>
Sandskädda	<i>Limanda limanda</i>
Sik	<i>Coregonus sp.</i>
Siklöja	<i>Coregonus albula</i>
Sill (strömming)	<i>Clupea harengus</i>
Sjorygg (NT)	<i>Cyclopterus lumpus</i>
Sjötunga	<i>Solea solea</i>
Skarpsill (vassbuk)	<i>Sprattus sprattus</i>
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>
Stensnultra	<i>Ctenolabrus rupestris</i>
Sjustrålig smörbult	<i>Gobiusculus flavescens</i>
Svartmunnad smörbult (Främmande)	<i>Neogobius melanostomus</i>
Torsk (EN)	<i>Gadus morhua</i>
Tånglake (NT)	<i>Zoarces viviparus</i>
Vitling (VU)	<i>Merlangius merlangus</i>
Ål (CR)	<i>Anguilla anguilla</i>
Öring	<i>Salmo trutta</i>

Marina däggdjur

Gråsäl	<i>Halichoerus grypus</i>
Knubbsäl (Östersjöbestånd) (VU)	<i>Phoca vitulina</i>
Tumlare (VU)	<i>Phocoena phocoena</i>
Vikare (NT)	<i>Pusa hispida</i>

Bottenlevande djur och växter

Ryggradslösa djur

Blåmussla	<i>Mytilus edulis/trossulus</i>
Blå simkrabba	<i>Callinectes sapidus</i>
Havsanemon	Actiniaria
Havskräfta	<i>Nephrops norvegicus</i>
Hummer	<i>Homarus gammarus</i>
Japansk fjädermygga (Främmande)	<i>Telmatogeton japonicus</i>
Jätteostron (Främmande)	<i>Crassostrea gigas</i>
Kammussla	<i>Chlamys islandica</i>
Klubbhydroid	<i>Clava multicornis</i>
Klubbpolyp (Främmande)	<i>Cordylophora caspia</i>
Koralldjur	Anthozoa
Krabbtaska	<i>Cancer pagurus</i>
Limfjordsmussla	<i>Abra nitida</i>
Märkräfta	Amphipoda
Ormstjärna	<i>Amphiura filiformis</i>
Ostron	<i>Ostrea edulis</i>
Ostronpest (Främmande)	<i>Crepidula fornicata</i>
Räfflad havstulpan	<i>Semibalanus balanoides</i>
Nordhavsräka	<i>Pandalus borealis</i>
Sandräka	<i>Crangon crangon</i>
Sjöpung	Ascidacea
Sjöstjärna	<i>Asterias rubens</i>
Skorv	<i>Saduria entomon</i>
Slamkrabba	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>
Slät havstulpan (Främmande)	<i>Balanus improvisus</i>
Storkräftor	Malacostraca
Sötvattenssvamp	<i>Ephydatia fluviatilis</i>
Vandringsmussla (Främmande)	<i>Dressenia polymorpha</i>
Övrig krabba	<i>Metacarcinus magister</i>

Alger

Blåstång	<i>Fucus vesiculosus</i>
Fjäderslick	<i>Polysiphonia fucoides</i>
Gaffeltång	<i>Furcellaria lumbricalis</i>
Grovsläke	<i>Ceramium virgatum</i>
Grönslick	<i>Cladophora</i>
Ishavstofs	<i>Sphacelaria arctica</i>

Ishavstång (Främmande)	<i>Fucus evanescens</i>
Kodium (Främmande)	<i>Codium fragile</i>
Kiselalg	<i>Bacillariophyta</i>
Fingertare	<i>Laminaria digitata</i>
Skräppetare	<i>Laminaria hyperborea</i>
Grov agaralg (Främmande)	<i>Gracilaria vermiculophylla</i>
Rödris	<i>Rhodomela confervoides</i>
Sargassotång (Främmande)	<i>Sargassum muticum</i>
Smaltång	<i>Fucus radicans</i>
Sågtång	<i>Fucus serratus</i>

Vattenväxter

Axslinga	<i>Myriophyllum spicatum</i>
Kransalger	Characeae
Nate	Potamogeton
Näckmossa	<i>Fontinalis antipyretica</i>
Vattenmöja	<i>Ranunculus aquatilis</i>
Ålgräs	<i>Zostera marina</i>

Övriga arter

Svavelbakterie	<i>Beggiatoa</i>
----------------	------------------

Fåglar

Alfågel	<i>Clangula hyemalis</i>
Ejder (NT)	<i>Somateria mollissima</i>
Lommar	<i>Gavia spp</i>
Sjöorre	<i>Melanitta nigra</i>
Svärta (NT)	<i>Melanitta fusca</i>

Ordlista

Barlast: Last som tas in för att stabilisera ett fartyg när det inte är fullastat. Under segelfartygens tid var det oftast sten, numera används vatten.

Bentisk art: Art som lever på eller i havsbotten. Se pelagial.

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.

Bräckt vatten: Vatten med låg salthalt, varken sött eller salt. Enligt definition mellan 0,5 och 30 promille.

Ekonomisk zon: Zon utanför territorialvattengränsen där en kuststat har exklusiv rätt till exploatering av samtliga naturresurser, maximalt 200 nautiska mil.

Erosionsbotten: Bottnar utsatta för vågpåverkan, där grovt material som sand, grus och sten dominerar. Se transportbotten.

Filtrerare: Djur som lever av att äta partiklar som de fångar ur vattnet.

Geomorfologi: Läran om landformationernas form och struktur.

Haloklin: Gräns mellan vattenmassor med olika salthalt. Se språngskikt.

Homing-beteende: Förekommer hos vissa fiskarter och innebär att en fisk när den blir könsmogen återvänder till det område där den föddes och växte upp för att föröka sig.

Juvenil: Ung individ som lämnat larvstadiet, men ännu inte uppnått könsmogen ålder.

Klon: Individer av en växt, makroalg eller djur som alla härstammar från en och samma individ och som därmed har en låg genetisk variation.

Kumulativa: Successivt adderande.

Kustvatten: vattenområde som sträcker sig till skärgårdens yttersta öar.

Limnisk art: Art som lever i sötvatten.

Littoral: Strandområdet, ofta definierat som den zon där vattendjupet tillåter fotosyntes.

Maerl: Lösiggande kalkalger. Bildar större eller mindre klumpar.

Monokultur: Ett växt- eller djursamhälle som bara består av en enda art.

MW: Megawatt = 10^6 watt.

Olivinsten: Bergart uppbyggd huvudsakligen av magnesiumjärnsilikat $(\text{Mg,Fe})_2\text{SiO}_4$. Används som barlastmaterial inuti vindkraftsfundament.

Pelagisk art: Art som lever i den fria vattenmassan. Se bentisk.

Plankton: Organism som lever fritt svävande i vattenmassan.

Population: En grupp individer av en viss art som lever inom ett visst område under en viss tidpunkt.

Ruggning: Process då fåglars fjäderdräkt byts ut.

Ryssja: Ett fångstredskap som består av en nätstrut som hålls utspänd av ett antal bågar.

Salinitet: Salthalt.

Samhälle: Arter av växter, djur och mikroorganismer inom ett visst geografiskt område.

Skalgrus: Grus av skal och skalfragment av främst musslor, snäckor och havstulpaner.

Språngskikt: Gräns mellan vattenmassor med olika temperatur eller salthalt.

Tempererad: Klimatzonen mellan Arktis och subtropikerna.

Trålgränsen: Gräns för hur nära kusten trålfiske får bedrivas. Den varierar men ligger vanligen cirka 4 nautiska mil från kusten.

Transportbottnar: Bottnar med oregelbunden deposition och borttransport av finmaterial och blandade sediment. Se erosionsbotten.

Trofisk kaskad: Process som beskriver hur förändringar fortplantar sig genom hela näringskedjan som en följd av förändringar i topprovdjurens antal.

Utsjö: Öppet hav.

Zooider: Förökningsdelar hos klubbhydroiden.

Källförteckning

- Amano, M., Hayano, A. & Miyazaki, N. (2002) Geographic variation in the skull of the ringed seal, *Pusa hispida*. Journal of Mammalogy. 83:370-380.
- Andersson, M. H. (2011). Offshore wind farms – ecological effects of noise and habitat alteration on fish. Doktorandavhandling, Stockholms Universitet.
- Andrulewicz, E., Napierska, D. & Otremba, Z. (2001) The environmental effects of the installation and functioning of the submarine Swepol link hvdc transmission line: A case study of the polish marine area of the Baltic Sea, Stockholm, Sweden, p 337-345
- Aneer, G. (1985). Some speculations about the Baltic herring (*Clupea harengus membras*) in connection with the eutrophication of the Baltic Sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 83-90.
- Aneer, G. (1989) Herring (*Clupea harengus* L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic sea. Fisheries Research. 8:169-195.
- Auld, A. H. & J. R. Schubel (1978). Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment. Estuarine, Coastal and Shelf Science 6: 153-164.
- Austin, S., Wyllie-Echeverria, S. & Groom, M.J. (2004). A comparative analysis of submarine cable installation methods in northern Puget sound, Washington. Journal of Marine Environmental Engineering. 7:173-183.
- Avelung, D., Kierspel, A.M., Liebsch, N., Müller, G. & Wilson, R.P. (2006). Distribution of Harbour Seals in the German Bight in Relation to Offshore Wind Power Plants. Offshore Wind Energy; Research on Environmental Impacts. J. Köller, J. Köppel and W. Peters. Berlin-Heidelberg Springer: 65-75.
- Baird, D. & H. Milne (1981). Energy-flow in the Ythan estuary, Aberdeenshire, Scotland. Estuarine, Coastal and Shelf Science 13(4): 455-472.
- Berger, R., E. Henriksson, Kautsky, L. & Malm T. (2003). Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germ-lings in the Baltic Sea. Aquatic Ecology 37(1): 1-11.
- Berggren, P., & Arrhenius, F. (1995). Sightings of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Swedish waters before 1990. Rep. Int. Whal. Commn. (special issue 16): 109-122.
- Berggren, P., Wade, P.R., Carlstrom, J. & Read, A.J. (2002) Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region. Biological Conservation. 103:313-322.
- Bergström, L. & Bergström, U. (1999) Species diversity and distribution of aquatic macrophytes in the Northern Quark, Baltic Sea. Nordic Journal of Botany. 19:375-383.

Bergström L, Lagenfelt I, Sundqvist F, Andersson I, Andersson M H, Sigraay P, (2012b). Fiskundersökningar vid Lillgrund vindkraftpark – Slutredovisning av kontrollprogram för fisk och fiske 2002-2010. På uppdrag av Vattenfall Vindkraft AB. Havs och Vattenmyndigheten (i tryck).

Bergström, L., Sundqvist, F., Bergström, U. (2012a). Effekter av en havsbaserad vindkraftpark på fördelningen av bottennära fisk. En studie vid Lillgrund vindkraftpark i Öregrund. Vindval. Naturvårdsverket Rapport 6485. ISBN 978-91-620-6485-3, 37 s.

Bergström, L., Tatarenkov, A., Johannesson, K., Jönsson, R. & Kautsky, L. (2005). Genetic and morphological identification of *Fucus radicans* sp. nov. (Fucales, Phaeophyceae) in the brackish Baltic Sea. J. Phycol. 41:1025-38.

Bergström, U., Carlén, I., Isaeus, M., & Bergström, L. (2011). GIS-baserad modellering för att kartlägga viktiga livsmiljöer för fisk i utsjöområden. Naturvårdsverkets rapport 6427 från Vindval.

Berntsson, K. M., Jonsson, P.R., Larsson, A. I. & Holdt, S. (2004). Rejection of unsuitable substrata as a potential driver of aggregated settlement in the barnacle *Balanus improvisus*. Marine Ecology Progress Series 275: 199-210.

Blackwell, S. B. & C. R. Greene (2005). Underwater and in-air sounds from a small hovercraft. Journal of the Acoustical Society of America 118 (6): 3646-3652.

Bochert, R. & Zettler, M.L. (2004). Long-term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields. Bioelectromagnetics. 25:498–502.

Bohnsack, J. A. (1989). Are high densities of fishes on artificial reefs the result of habitat limitation or behavioural preference? . Bulletin of Marine Science 44: 934-941.

Bonsdorff, E. (2006). Zoobenthic diversity-gradients in the Baltic Sea: Continuous post-glacial succession in a stressed ecosystem. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.

Bonsdorff E, Karlsson O, & Leppäkoski E (1984). Ecological Changes in the Brackish Water Environment of the Finnish West Coast Caused by Engineering Works. Ophelia Supp. 3:33-44.

Boström, C., Baden, S., & Krause-Jensen, D., (2003). The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green, E.P., Short, F.T., Spalding, M.D. (Eds.), World Atlas of Seagrasses: Present Status and Future Conservation. California Press, Berkley, pp. 27–37.

Brager, S., Meissner, J. & Thiel, M. (1995). Temporal and spatial abundance of wintering Common Eider *Somateria mollissima*, long-tailed duck *Clangula hyemalis*, and common scoter *Melanitta nigra* in shallow-water areas of the southwestern Baltic Sea. Ornis Fennica 72(1): 19-28.

- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G. (2011) Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns reef II offshore wind farm in the Danish north sea. *Marine Ecology Progress Series*. 421:205-216.
- Brodin, Y. & H. M. Andersson (2009). The marine splash midge *Telmatogon japonicus* (Diptera; Chironomidae)—extreme and alien? *Biological Invasions*. 11: 1311–1317.
- Bulleri, F. & Airoidi, L. (2005a) Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile ssp. tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology*. 42:1063-1072.
- Båmstedt, U., Larsson S. & Stenman Å. (2009). Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk i Bottniska viken. Naturvårdsverkets rapport 5924 från Vindval.
- Carstensen, J., Henriksen, O. D. & Teilmann, J. (2006). Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series* 321: 295-308.
- Charton, J. A. G. & A. P. Ruzafa (1998). Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. *Marine Ecology* 19(2): 111-128.
- Claudet, J. & Pelletier, D. (2004) Marine protected areas and artificial reefs: Review of the interactions between management and science. *Aquatic Living Resources*. 17:129-138.
- Czech-Damal, N. U., A. Liebschner, L. Miersch, G. Klauer, F. D. Hanke, C. Marshall, G. Dehnhardt, & W. Hanke (2011). Electroreception in the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*). *Proceedings of the Royal Society B*, in press.
- Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T. & Hofman, R.J. (1995) Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*. 5:205-232.
- Desholm, M. & J. Kahlert (2005). Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters* 1(3): 296-298.
- DHI. 2006. Spill Monitoring at Lillgrund, DHI Water & Environment, Horsholm.
- Di Carlo, G. & Kenworthy, W.J. (2008) Evaluation of aboveground and belowground biomass recovery in physically disturbed seagrass beds. *Oecologia*. 158:285-298.
- Didrikas, T. & Wijkmark, N. (2009) Möjliga effekter på fisk vid anläggning och drift av vindkraft park på storgrundet. Report No. 2009:2 Stockholm.

- Diekmann, R. & Möllmann, C. (Eds.) Bergström, L., Diekmann, R., Flinkman, J., Gårdmark, A., Lindegren, M., Müller-Karulis, B., Möllmann, C., Plikshs, M., & Pollumae, A. (2010). Integrated Ecosystem Assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. ICES Co-operative Research Report. 302.
- Dong Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority, The Danish Forest & Nature Agency (2006) Danish offshore wind- key environmental issues. Prinfo Holbæk-Hedehusene, Denmark. 244 p.
- DWIA. (2003). www.windpower.org, Danish Wind Industry Association.
- Edren, S. M. E., Teilman, J., Dietz, R. & Carstensen, J. (2004). Effects from the construction of Nysted Offshore Wind Farm on Seals in Rødsand Seal Sanctuary based on remote video monitoring. Technical report to Energi E2 A/S Roskilde. 33 pp.
- Ehrich, S., M. H. F. Kloppmann, A. F. Sell, & U. Böttcher (2006). Distribution and assemblages of fish species in the German waters of North and Baltic Seas and Potential Impact of Wind Parks. I: J Köller, J Köpper och W Peters (editors): Offshore Wind Energy, Research on Environmental Impacts, Springer, New York, pp 149-180.
- Egriell, N. (2007) Hummerrevsprojektet slutrapport. Report No. 2007:40, Länsstyrelsen i västra Götalands Län. Göteborg. 68 pp
- EWEA. (2007). Offshore Wind 2007 Conference & Exhibition, European Wind Energy Association, Berlin.
- Fayram, A. H. & A. de Risi (2007). The potential compatibility of offshore wind power and fisheries: An example using bluefin tuna in the Adriatic Sea. *Ocean & Coastal Management* 50(8): 597-605.
- Fiskeriverket (2010). Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten – Resursöversikt 2010.
- Fiskeriverket. (2011). Fiskbestånd och miljö i hav och sötvatten – Resurs- och miljööversikt 2011.
- Florin, A-B. (2011). Biologiskt underlag till fredningsområde i Södra Bottenhavet för att skydda havslekande sik. REMISS IN PREP
- Fredriksson, R., Bergström, U., och Bergström, L. (2010). Kartläggning av viktiga livsmiljöer för fisk på grunda områden i Kattegatt - rumsliga modeller baserade på provfisken vid utsjöbankar och vid kusten. Fiskeriverkets informationsserie FINFO 2010:4
- Garthe, S. & O. Huppopp (2004). Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41(4): 724-734.

- Gill, A. B., Glyne-Phillips I., Neal K.J. & Kimber J.A. (2005). The potential effects of electromagnetic fields generated by sub-sea power cables associated with offshore windfarm developments on electrically and magnetically sensitive marine organisms – a review. Final report. 57 s.
- Glasby, T.M. & Connell, S.D. (1999) Urban structures as marine habitats. 28:595-598.
- Guarnieri, G., A. Terlizzi, Bevilacqua, S. & Frascchetti, S. (2009). Local vs regional effects of substratum on early colonization stages of sessile assemblages. *Biofouling* 25(7): 593-604.
- Guillemette, M. & J. K. Larsen (2002). Postdevelopment experiments to detect anthropogenic disturbances: The case of sea ducks and wind parks. *Ecological Applications* 12(3): 868-877.
- Guillemette, M., A. Reed, A. & Himmelman, J. H. (1996). Availability and consumption of food by common eiders wintering in the Gulf of St Lawrence: Evidence of prey depletion. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 74(1): 32-38.
- Gärdenfors, U (ed.) (2010). Rödlistade arter i Sverige 2010 – The red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hamilton, D. J. (2000). Direct and indirect effects of predation by common eiders and abiotic disturbance in an intertidal community. *Ecological Monographs* 70(1): 21-43.
- Hammar L., Andersson, S. Rosenberg, R. (2008a). Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Naturvårdsverket rapport 5828 från Vindval.
- Hammar, L., Wikström, A., Börjesson P. och Rosenberg R. (2008b). Studier på småfisk vid Lillgrund vindpark. Effekstudier under konstruktionsarbeten och anläggning av gravitationsfundament. Naturvårdsverkets rapport 5831 från Vindval.
- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R., Granmo, Å. (2009). Miljöeffekter vid muddring och dumpning – En litteratursammanställning. Naturvårdsverkets rapport 5999.
- Hansen, J. P., Wikström, S. A. & Kautsky L. (2008). Effects of water exchange and vegetation on the macroinvertebrate fauna composition of shallow land-uplift bays in the Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 77(3): 535-547.
- Hansson S. (2006). Effekter på fisk av marina vindkraftparker. Naturvårdsverkets rapport 5580 från Vindval.
- Hilgerloh, G. (1997). Predation by birds on blue mussel *Mytilus edulis* beds of the tidal flats of Spiekeroog (southern North Sea). *Marine Ecology-Progress Series* 146(1-3): 61-72.

- Hunicke, B. & Zorita, E. (2008) Trends in the amplitude of Baltic Sea level annual cycle. *Tellus Series a-Dynamic Meteorology and Oceanography*. 60:154-164.
- Hvidt, C. B., Brunner, L. & Knudsen F. R. (2005). Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities in Offshore Wind Farms. Annual Report 2004, Horns Rev Offshore Wind Farm: 33.
- Hårding, K., & Härkönen, T. (1999). Development in the Baltic grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Pusa hispida*) populations during the 20th century. *Ambio* 28: 619-627.
- Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., & Reijnders, P. (2007). Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. *NAMMCO SCi Publ. vol. 6*: 57-68.
- Jennings, S. & Kaiser, M.J. (1998) The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*. 34:201-352.
- Jensen, A., Collins, K. J., Free, E. K. & Bannister, C. A (1994). Lobster (*Homarus gammarus*) movement on an artificial reef: the potential use of artificial reefs for stock enhancement. *Crustaceana* 67: 198-212.
- Kahlert, J., Petersen, I. K., Fox, A. D., Desholm, M. & Clausager I.(2004). Investigations of Birds During Construction and Operation of Nysted Offshore Wind Farm at Rødsand. Annual status report 2003. . INERI Report. Rønde, Denmark, National Environmental Research Institute: 82.
- Kaiser, M. J., Elliott, A., Galanidi, M., Ivor, E., Rees, S., Caldow, R., Stillman, R., Sutherland, W. & Showler, D. (2002). Predicting the displacement of common scoter *Melanitta nigra* from benthic feeding areas due to offshore windfarms. Anglesey, UK: 280.
- Kaiser, M.J., Clark, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J. & Karakassis, I. (2006) Global analysis and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*. 311:1-14.
- Kaljuste, O., Blass, M. och Söderberg, K., (2009). Research report from the Bothnian Sea spring survey (Vårsurvey, 16-25.03.2009), Fiskeriverkets Kustlaboratorium, 19 s.
- Kaljuste, O., & Heimbrand, Y. (2009). Research report from the Bothnian Bay Vendace Survey (07-12.09.2009), Fiskeriverkets kustlaboratorium, 19 s
- Karlsen, A.G. & Aristarkhov, V.M. (1985). The effect of constant magnetic field on the rate of morphogenesis in a hydroid *Clava multicornis* (forskal). *Zurnal obscej biologii*. 5:686-690.
- Karlsson, O., Bäcklin, M-B., & Härkönen, T. (2010). Sälpopulationer och hälsa. *Havet* 2010: 94.
- Karås, P. (1993). Fiskrekrytering i Bottniska Viken. *Kustrapport* 1993:4, 29 s.

- Kautsky, H. & Foberg, M. (2001). Strandnära växt- och djursamhällen i grunda vikar i Råneå skärgård 1999. Länsstyrelsen i Norrbotten. Luleå. 57 pp.
- Kautsky, N. (1982). Growth and size structure in a Baltic *Mytilus edulis* population. *Marine Biology* 68(2): 117-133.
- Kenow, K. P., Korschgen, C. E., Nissen, J. M., Elfessi, A. & Steinbach, R. (2003). A voluntary program to curtail boat disturbance to waterfowl during migration. *Waterbirds* 26(1): 77-87.
- Khalaman, V. V. & A. Y. Komendantov (2007). Mutual effects of several fouling organisms of the White Sea (*Mytilus edulis*, *Styela rustica*, and *Hiatella arctica*) on their growth rate and survival. *Russian Journal of Marine Biology* 33(3): 139-144.
- Kling, Å., Olvstam, M.-L., Rosell, M. & Törnkvist, M. (2001) Kabelanslutning av havsbaserad vindkraft. Tillståndsprövning och miljöpåverkan. Report No. Stockholm. 63.
- Knudsen, F. R., Enger, P. S. & Sand, O. (1992). Awareness reactions and avoidance responses to sound in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* 40(4): 523-534.
- Lake, R. G. & S. G. Hinch (1999). Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(5): 862-867.
- Langhamer, O. & Wilhelmsson, D. (2009). Colonisation of fish and crabs of wave energy foundations and the effects of manufactured holes- a field experiment. *Marine Environmental Research*. 68:151-157.
- Langhamer, O., Wilhelmsson, D. & Engström J. (2009). Artificial reef effect and fouling impacts on offshore wave power foundations and buoys – a pilot study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 82:426-432.
- Larsen, J. K. & M. Guillemette (2007). Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. *Journal of Applied Ecology* 44(3): 516-522.
- Leppäkoski, E., Gollasch, S., Gruszka, P., Ojaveer, H., Olenin, S. & Panov, V. (2002). The Baltic a sea of invaders. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59(7): 1175-1188.
- Lewis, T. L., Esler, D. & Boyed W. S. (2007). Effects of predation by sea ducks on clam abundance in soft-bottom intertidal habitats. *Marine Ecology-Progress Series* 329: 131-144.
- Lindeboom, H.J. (2011). Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environ. Res. Letters* 6.
- Lindell, H. & E. Rudolphi (2003). Utgrunden off-shore wind farm measurements of underwater noise. Göteborg, Ingemansson Technology A/S: 30.

- Livezey, B. C. (1995). Phylogeny and evolutionary ecology of modern sea-ducks (Anatidae, *Mergini*). *Condor* 97(1): 233-255.
- Ljunggren, L., Olsson, J., Nilsson, J., Stenroth, P., Larsson, P., Engstedt, O., Borger, T., & Sandström, O. (2010). Våtmarker som rekryteringsområden för gädda i Östersjön – erfarenheter och rekommendationer från ett forskningsprojekt. *Finfo* 2011:1, 64 s.
- Loos, P. (2010). Opportunistic sightings of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea at large – Kattegat, Belt Sea, Sound, Western Baltic and Baltic Proper. ASCOBANS 17th Advisory Committee Meeting, Cornwall, UK, 21-23 April 2010, AC17/Doc. 5/05.
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P. A., Blanchet, M. A. (2009). Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *Journal of the Acoustical Society of America* 125(6): 4070-4070.
- Länsstyrelsen Västra Göta Län. (2007). Hummerprojektet 2002-2007. Rapport 2007: 41. 1-12 p.
- Maar, M., Bolding, K., Petersen, K.J., Hansen, L.S.J. & Timmermann, K. (2009). Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. *Journal of Sea Research* 62(2-3): 159-174.
- Malm T. (2006). Hur vindkraftverk påverkar livet på botten en studie före etablering. Naturvårdsverkets rapport 5570 från Vindval.
- Malm, T. & Kautsky, L. (2003). Differences in life-history characteristics are consistent with the vertical distribution pattern of *Fucus serratus* and *Fucus vesiculosus* (Fucales, Phaeophyceae) in the central Baltic Sea. *J. Phycol.* 39:880–7.
- Malm, T. & Isaeus, M. (2005) Distribution of macroalgal communities in the central Baltic Sea. *Annales Botanici Fennici*. 42:257-266.
- Malm, T. & R. Engkvist (2011). Bentiska processer på och runt artificiella strukturer i Sveriges kustvatten. Naturvårdsverkets rapport 6414 från Vindval.
- Malm, T., Kautsky, L. & Engkvist, R. (2001) Reproduction recruitment and geographical distribution of *Fucus serratus* L in the Baltic Sea. *Botanica Marina*. 44:101-108.
- Martínez, E., Sanz, F., Pellegrini, S., Jiménez, E. & Blanco, J. (2009). Life-cycle assessment of a 2-MW rated power wind turbine: CML method. *Int J Life Cycle Assess* 14: 52-63.
- Madsen, P.T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K. & Tyack, P. (2006) Wind turbine underwater noise and marine mammals implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*. 309:279-295.

Masden, E. A., Haydon, D. T., Fox, A. D., Furness, A. D., Bullman, R. & Desholm, M. (2009). Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science* 66: 746-753.

McCauley, R.D., Fewtrell J. & Popper A.N. (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *J Acoust Soc Am* 113: 638–642.

Merkel, F. R., Mosbech, A. & Riget, F. (2009). Common Eider *Somateria mollissima* feeding activity and the influence of human disturbances. *Ardea* 97(1): 99-107.

Moore, C. H., Harvey, E. S. & Van Niel, K. 2010). The application of predicted habitat models to investigate the spatial ecology of demersal fish assemblages. *Marine Biology* 157(12): 2717-2729.

Moriyasu, M., Allain, R., Benhalima, K. & Claytor, R. (2004). Effects of seismic and marine noise on invertebrates: A literature review. *Ottawa*. 2004/126: 47.

Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigra, P., Wood, D.T. & Thomsen, F. (2010) Effects of Pile-driving Noise on the Behaviour of Marine Fish. COWRIE Ref: Fish 06-08, Technical Report 31st March 2010.

Naturvårdsverket (2006). Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Rapport 5576.

Naturvårdsverket (2010). Undersökning av utsjöbankar. Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Rapport 6385.

Nedwell, J. & Howell D. (2003). Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from off-shore wind turbines and its impact on marine wildlife: initial measurements of underwater noise during construction of offshore wind-farms, and comparison with background noise. COWRIE Report No 544 R 0424, 68 s.

Nedwell, J. & Howell D. (2004). A review of offshore windfarm related underwater noise sources. COWRIE Report No 544 R 0308, 57 s.

Nikolopoulos, A., och Wikström, S., (2007). Provfiske av demersal fisk vid Finngrundan maj och augusti 2007, AquaBiota Water Research AB, 47 s.

Nordeide, J.T. & Kjellsby, E. (1999) Sound from spawning cod at their spawning grounds. *ICES Journal of Marine Science*. 56:326-332.

Nordiska ministerrådet (1984) Naturgeografisk regionindelning av Norden
Nordiska ministerrådet, Stockholm.

Nyström, K. G. K., Pehrsson, O. & Broman, D. (1991). Food of juvenile Common Eiders (*Somateria mollissima*) in areas of high and low salinity. *Auk* 108(2): 250-256.

- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B. R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, M. L. Zaiko, A. (2010). Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *Plos One* 5 (9).
- Olsson, P. (1999). Undersökning av fintrådiga alger i öresund och längs sydkusten - en metodikstudie. Report No. Landskrona. 22
- Olsson, P. (2004). Inventering av ålgräsängar. Report No. 112/04 Toxicon. Landskrona. 33 pp.
- Page, H. M., Culver, C. S., Dugan, J. E. & Mardian, B. (2008). Oceanographic gradients and patterns in invertebrate assemblages on offshore oil platforms. *ICES Journal of Marine Science* 65(6): 851-861.
- Palumbi, S.R. (2004). Marine reserves and ocean neighborhoods: The spatial scale of marine populations and their management. *Annual Review of Environment and Resources*. 29:31-68.
- Partridge, G. J. & R. J. Michael (2010). Direct and indirect effects of simulated calcareous dredge material on eggs and larvae of pink snapper *Pagrus auratus*. *Journal of Fish Biology* 77(1): 227-240.
- Pereyra, R. T., Bergström, L., Kautsky, L. & Johannesson, K. (2009). Rapid speciation in a newly opened postglacial marine environment, the Baltic Sea. *BMC Evol. Biol.* 9:70.
- Persson, L.E. (1983). Temporal and spatial variation in coastal macrobenthic community structure, Hanö bay (southern Baltic). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 68:277-293.
- Perus, J., Bäck, A. & Strand, Å. (2007). Gränsregion kvarken översikt och tillämpningsmöjligheter av tillgängligt fjärrkarteringsdata i Kvarkenregionens kust- och havsområden. Rapport från kvarken under ytan, ett Interreg - projekt. Report No. Vasa, Finland. 41.
- Pettersson, U. (2007). Särskilt skyddsvärda marina miljöer i bottenviken, norrbottens län. Report No. Luleå. 60
- Polis, G. A., Sears, A. L. W., Huxel, G. R., Strong, D. R. & Maron, J. (2000). When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends in Ecology & Evolution* 15(11): 473-475.
- Popper, A.N. & Fay, R.R. (2011) Rethinking sound detection by fishes. *Hearing Research*. 273:25-36.
- Popper, A. N., R. R. Fay, C. Platt, & O. Sand (2003). Sound detection mechanisms and capabilities of teleost fishes. *Sensory Abilities of Aquatic Animals* In: 3-38.
- Popper, A.N., & M. Hastings (2009). The effects of human-generated sound on fish. *Integrative Zoology* 4: 43-52.

- Qvarfordt, S., Kautsky, H. & Malm, T. (2006). Development of fouling communities on vertical structures in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 67:618-628.
- Rajasilta, M. (1992). Relationship between food, fat, sexual maturation and spawning time of Baltic herring (*Clupea harengus membras*) in the Archipelago Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 644-654.
- Rajasilta, M., Paranko, J. & Laine, P. (1997). Reproductive characteristics of the male herring in the northern Baltic Sea. *J. Fish. Biol.* 51: 978-988.
- Reusch, T.B.H., Bostrom, C., Stam, W.T. & Olsen, J.L. (1999) An ancient eel-grass clone in the Baltic. *Marine Ecology-Progress Series*. 183:301-304.
- Richardson, W. J., Greene, C. R., Malme, C. I., Thomson, D. H., Moore, S. & Wursig, B. (1995). *Marine mammals and noise*. London, Academic Press.
- Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson CH, Cederwall H, & Dimming A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions; a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 49:728-739.
- Rosenberg R. (1982). Några lekplatser för sill i Skagerrak och Kattegatt. *Medd. f. Havs- och Vattenforskningsinstitutet* 283:1-8.
- Rönnbäck, P. & Westerberg H. (1996). Sedimenteffekter på pelagiska fiskägg och gulesäckslarver. *Fiskeriverket, Kustlaboratoriet*.
- Saier, B. (2001). Direct and indirect effects of seastars *Asterias rubens* on mussel beds (*Mytilus edulis*) in the Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 46(1): 29-42.
- Sand, O., P. S. Enger, H. E. Karlsen, & F. R. Knudsen (2001). Detection of infrasound in fish and behavioral responses to intense infrasound in juvenile salmonids and European silver eels: a minireview. *American Fisheries Society Symposium* 26: 183-193.
- Saulamo, K. & Neuman, E. (2002). Local management of Baltic fish stocks – significance of Migrations. *Finno* 2002:9.
- Scheidat, M., J. Tougaard, S. Brasseur, J. Carstensen, T. van Polanen Petel, J. Teilmann, & P. Reijnders (2011). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters* 6: 025102.
- Schröder, A., Orejas, C. & Joschko, T. (2006). Benthos in the vicinity of piles: FINO 1 (North Sea). *Offshore Wind Energy; Research on Environmental Impacts*, J. Köller, J. Köppel and W. Peters. Berlin-Heidelberg, Springer.
- Seaman, W. (2007). Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisheries. *Hydrobiologia*. 580:143-155.

- Seifert, T. Tauber, F. & Kayser, B. (2001) A high resolution spherical grid topography of the Baltic Sea – 2nd edition, Baltic Sea Science Congress.
- Selig, U., Eggert, A., Schories, D., Schubert, M., Blumel, C. & Schubert, H. (2007). Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the southern Baltic Sea. *Ecological Indicators*. 7:665-678.
- SGS. (2005). Support Structure Concepts. pp. 13, SGS Group, Report to Vattenfall.
- Sheehan, E. V., Thompson, R. C., Coleman, R. A. & Attrill, M. J. (2008). Positive feedback fishery: Population consequences of crab-tiling on the green crab *Carcinus maenas*. *Journal of Sea Research* 60: 303-309.
- Sigray, P., Andersson, M., & Fristedt T. (2009). Partikelrörelser i vatten vid ett vindkraftverk. Akustisk störning på fisk. Naturvårdsverkets rapport 5963 från Vindval.
- Smaal, A., Craeymeersch, J. & Kamermans, P. (2001). Is Food Shortage the Cause of Eider Duck Mortality? Shellfish and Crab Abundance in the Dutch Wadden Sea 1994 - 1999. *Wadden Sea Newsletter* 1: 35-38.
- Southgate, T., Wilson, K., Cross, T. F., Myers, A. A. (1984). Recolonization of a Rocky Shore in SW Ireland Following a Toxic Bloom of the Dinoflagellate, *Gyrodinium aureolum*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 64(2): 485-493.
- Steneck, R. S. (2006). Possible demographic consequences of intraspecific shelter competition among American lobsters. *Journal of Crustacean Biology* 26(4): 628-638.
- Stewart, G. B., Pullin, A. S. & Coles, C. F. (2005). Effects of wind turbines on bird abundance. *Systematic Review*. Birmingham, Centre for Evidence-Based Conservation. 4: 1-49.
- Storgrundet Offshore AB, (2009). Vindkraftpark Storgrundet. Miljökonsekvensbeskrivning, 145 s.
- Svedäng, H., Righton, D., Jonsson, P. (2007). Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: natal homing is the prime stock-separating mechanism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 345: 1–12.
- Takada, Y. (1999). Influence of shade and number of boulder layers on mobile organisms on a warm temperate boulder shore. *Marine Ecology-Progress Series* 189: 171-179.
- Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I. K., Berggren, P., & Desportes, G. (2008). High-density areas for harbour porpoises in Danish waters. NERI Technical Report NO. 657.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. & Piper, W. (2006). Effects of off-shore wind farm noise on marine mammals and fish. London, U.K. : 62.

- Thrush, S. F. & P. K. Dayton (2002). Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 449-473.
- Tougaard, J., Henriksen, O.D. & Miller, L.A. (2009). Underwater noise from three offshore wind turbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 3766-3773.
- Tougaard, J., Ebbesen, I., Tougaard, S., Jensen, T. & Teilmann, J. (2003). Satellite tracking of harbour seals on Horns Reef. Use of the Horns Reef wind farm area and the North Sea. Technical report to Techwise A/S, Biological Papers from the Fisheries and Maritime Museum, Esbjerg. No. 3. Roskilde: 43.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Henriksen, O.D., Teilmann, J. & Hansen, R.J. (2004). Harbour Porpoises on Horns Reef - Effects of the Horns Reef Wind Farm. Annual Status Report 2003. Roskilde, Department of Arctic Environment DDH-Consulting: 23.
- Tougaard, J., Madsen, P. T. & Wahlberg, M. (2008). Underwater noise from construction and operation of offshore wind farms. *Bioacoustics* 17: 143-146.
- Tyrrell, M. C. & J. E. Byers (2007). Do artificial substrates favor non-indigenous fouling species over native species? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 342(1): 54-60.
- Vaitkus, G. & A. Bubinas (2001). Modelling Of Sea Duck Spatial Distribution In Relation To Food Resources In Lithuanian Offshore Waters Under The Gradient Of Winter Climatic Conditions. *Acta Zoologica Lituanica* 11(3): 288-301.
- Valeur JR, Jensen A (2001) Sedimentological research as a basis for environmental management: The Øresund fixed Link. *The Science of the Total Environment* 266:281-289
- Van Parijs, S. M., Hastie, G. D., & Thompson, P. M. (2000). Display area size, tenure and site fidelity in the aquatic mating male harbour seal. *Can. J. Zool.* 78: 2209-2217.
- Vaselli, S., Bertocci, I., Maggi, E. & Benedetti-Cecchi, L. (2008) Effects of mean intensity and temporal variance of sediment scouring events on assemblages of rocky shores. *Marine Ecology Progress Series.* 364:57-66.
- Vermaat, J. E., Agawin, N. S. R., Fortes, M. D., Uri, J. S., Duarte, C. M., Marbà, N., Enríquez, S., van Vierssen, W. (1997). The capacity of seagrasses to survive increased turbidity and siltation: the significance of growth form and light use. *Ambio* 26: 499-504.
- Vitale, F., Borjesson, P., Svedang, H., & Casini, M. (2007). The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. *Fisheries Research* 90: 36-44.

- Wahlberg, M. & Westerberg, H. (2005). Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*. 288:295-309.
- West, A. D. & R. W. G. Caldow (2005). The development and use of individuals-based models to predict the effects of habitat loss and disturbance on waders and waterfowl. *Ibis* 148:158-168
- Westerberg, H. & Begout-Anras M-L. (2000). Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. Proc. 3rd conference on fish telemetry in Europe. Norwich 20–25 Juni, 1999.
- Westerberg, H. & Lagenfelt, I. (2008) Sub-sea power cables and the migration behaviour of the european eel. *Fisheries Management and Ecology*. 15:369-375.
- Westerberg H., Lagenfelt I., Anderson I., M W. & Sparrevik E. 2006. Inverkan på fisk och fiske av SwePol Link: Fiskundersökningar 1999–2006. Fiskeriverket. (opublicerad rapport, 2006-11-15). 106 s.
- Westerberg, H., P. Rönnbäck & H. Frimansson. (1996). Effects of suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES ASC1996(CM 1996/E:26)*: 1–13.
- Whitfield, P.E., Kenworthy, W.J., Hammerstrom, K.K. & Fonseca, M.S. (2002). The role of storms in the expansion of disturbances initiated by motor vessels on subtropical seagrass-coral banks. *Journal of Coastal Research*. 37:86–99.
- Wikström A. & Granmo Å. (2008). En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs. Naturvårdsverkets rapport 5856 från Vindval.
- Wilhelmsson, D. & T. Malm (2008). Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79(3): 459-466.
- Wilhelmsson, D., Malm, T. & Öhman, M. (2006a). The influence of offshore wind power on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science* 63: 775-784:
- Wilhelmsson, D., Yahya, S. . & Öhman, M. C. (2006b) Effects of high-relief structures on cold-temperate fish assemblages: a field experiment. *Marine Biology Research* 2: 136-147.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompson, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullström, M., Patterson Edwards, J.K., Amir, O. & Dubi, A. (eds.) (2010). *Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of off shore renewable energy*. Gland, Switzerland: IUCN. 102 pp.
- Wilhelmsson, D., Öhman, M.C., Ståhl, H. & Shlesinger, Y. (1998). Artificial reefs and dive tourism in Eilat, Israel. *Ambio*. 27:764-766.
- Winsor, P., Rodhe, J. & Omstedt, A. (2001). Baltic Sea ocean climate: An analysis of 100 yr of hydrographic data with focus on the freshwater budget. *Climate Research*. 18:5-15.

WPD. (2005). Preliminary Study on Foundation Concepts in relation to Kriegers Flak II and Pilotprojekt Vindval. pp. 15, WPD Scandinavia AB, Report to Vattenfall.

Zettler, M. L. & F. Pollehne (2006). The impact of Wind Engine Constructions on Benthic Growth Patterns in the Western Baltic. Offshore Wind Energy Research on Environmental Impacts. J. Köller, J. Köppel and W. Peters. Berlin Heidelberg, Springer Verlag: 201-222.

Ågren, J. & Svensson, R. (2007) Postglacial land uplift model and system definition for the new Swedish height system 2000. Report No., Lantmäteriet Gävle. 124

ØDS. (2000). Offshore Wind-Turbine Construction - Offshore Pile-Driving Underwater and Above-water Noise Measurements and Analysis, Odegaard & Danneskiold-Samsøe A/S, Copenhagen.

Elektroniska källor

4COffshore. www.4coffshore.com/offshorewind

ArtDatabankens rödlista 2010. www.artfakta.se

COWRIE Databas. www.offshorewind.co.uk/Pages/Data_Management/

Informationscentralerna för Bottniska viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet. www.frammandearter.se

Naturvårdsverkets webbvägledning om MKB för vinkraftprojekt.
www.naturvardsverket.se/sv/Start/Verksamheter-med-miljopaverkan/Energi/Vindkraft/Webbvagledning-om-MKB-for-vindkraftprojekt/

Svenska Kraftnät. www.svk.se/Miljo/Magnetfalt

Vindlov. www.vindlov.se

Vindkraftens effekter på marint liv

RAPPORT 6488

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6488-4
ISSN 0282-7298

En syntesrapport

LENA BERGSTRÖM, LENA KAUTSKY, TORLEIF MALM, HANS OHLSSON,
MAGNUS WAHLBERG, RUTGER ROSENBERG & NASTASSJA ÅSTRAND CAPETILLO

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

Precis som i många andra länder förväntas en utbyggnad av vindkraft till havs i Sverige de närmaste decennierna.

Rapporten samlar befintlig kunskap om effekter av vindkraft på marina organismer och föreslår åtgärder för att minska påverkan. Fokus ligger på miljöer i Västerhavet, Egentliga Östersjön och Bottniska viken och de arter som lever inom det djupintervall som är intressant för etablering av vindkraft. De största effekterna uppstår vid pålning och muddringsarbeten i samband med anläggning, då ljud och sediment sprids i vattnet. Under driftsfasen kan fundamentens strukturer locka till sig fisk och lokalt öka förekomsten av kräftdjur och blåmusslor. Påverkan från elektromagnetiska fält och ljud under driftsfasen, överstiger inte den påverkan som fartygstrafik eller befintliga sjökablar medför. De flesta negativa effekter kan minimeras genom lämpliga teknikåtgärder och god kännedom om det biologiska livet i anläggningsområdet.

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

