

Merituulivoiman vaikutukset rannikon kaloihin, lintuihin ja nisäkkäisiin Kirjallisuuskatsaus

Teppo Vehanen, Martti Hario, Mervi Kunnasranta ja Heikki Auvinen



RIISTA - JA KALATALOUS — SELVITYKSIÄ

17/2010

RIISTA- JA KALATALOUS

S E L V I T Y K S I Ä

1 7 / 2 0 1 0

Merituulivoiman vaikutukset rannikon kaloihin, lintuihin ja nisäkkäisiin Kirjallisuuskatsaus

Teppo Vehanen, Martti Hario, Mervi Kunnasranta ja Heikki Auvinen



Julkaisija:
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
Helsinki 2010

Kannen kuvat: S. Hedgren, M. Kunnasranta ja P. Hyvärinen

Julkaisujen myynti:
www.rktl.fi/julkaisut
www.juvenes.fi/verkkokauppa

Pdf-julkaisu verkossa:
www.rktl.fi/julkaisut/

ISBN 978-951-776-789-7 (painettu)
ISBN 978-951-776-790-3 (verkkojulkaisu)

ISSN 1796-8887 (painettu)
ISSN 1796-8895 (verkkojulkaisu)

Painopaikka: Tampereen Yliopistopaino Oy – Juvenes Print

Sisällys

Tiivistelmä	4
Sammandrag	5
Abstract	6
1. Tuulivoimarakentamisen painopiste rannikolla	7
2. Tuulivoima muuttaa meriluontoa.....	8
2.1. Perustustöistä pysyviä muutoksia elinympäristöön.....	8
2.2. Veden sameneneminen ohimenevää, mutta virtaamamuutos säilyy	9
2.3. Vedenalainen äänimaailma muuttuu.....	10
2.4. Uusi elinympäristö: riuttavaikutus.....	10
2.5. Sähkön siirron vaikutukset.....	11
3. Kalat ja merituulivoima.....	12
3.1. Veden laatu ja sedimentaatio	12
3.2. Melu ja ääni	13
3.3. Valo- ja varjovaikutus	14
3.4. Magneettinen ja sähkömagneettinen kenttä	15
3.5. Elinympäristön muutos.....	16
3.6. Kalastus ja merituulivoima	18
4. Merinisäkkäät ja tuulivoima	19
4.1. Merinisäkkäät Suomessa	19
4.2. Tuulivoiman vaikutukset hylkeisiin	20
5. Linnut ja merituulivoima.....	21
5.1. Törmäysriski.....	21
5.2. Liikkumiseste	23
6. Vaikutukset selville ennen laajoja hankkeita	24
6.1. Kalat, kalakannat ja kalastus	24
6.2. Merinisäkkäät.....	26
6.3. Linnut	28
Viitteet.....	29

Tiivistelmä

Suomessa pyritään lisäämään uusiutuvan energian tuotantoa hiilidioksidipäästöjen vähentämiseksi. Tuulivoiman rakennussuunnitelmia on jo noin 6 000 MW tehon tuottamiseksi merialueella. Suurin osa rakennushankkeista on suunniteltu matalille merialueille rannikolla, mikä tarkoittaa suurien tuulivoimapuistojen perustamista pitkin rannikkoa.

Tuulivoimarakentamisen ympäristövaikutuksista on vähän kokemuksia Itämeren oloissa. Myös muilla merialueilla tuulivoimahankkeet ovat melko uusia ja kokemukset niiden vaikutuksista kaloihin, merinisäkkäisiin ja lintuihin ovat vielä puutteellisia. Yksittäisen voimalan vaikutuksia osataan arvioida, mutta laajojen yhtenäisten tuulivoimapuistojen vaikutusten arviointi on vaikeaa.

Voimaloiden rakennustyöstä aiheutuu veden samennusta ja pysyviä pohjan muutoksia. Ns. riuttaefekti syntyy, kun voimaloita rakennetaan pehmeille pohjille, jonne muodostuu uusi elinympäristö kovia pohjia suosiville eläimille. Voimaloiden rakennusaikana syntyy huomattavia melu- ja muita häiriövaikutuksia, joilla on suoria vaikutuksia kaloihin, merinisäkkäisiin ja lintuihin. Voimaloista ja sähkönsiirrosta aiheutuva sähkömagneettinen säteily voi vaikuttaa kalojen käyttäytymiseen. Tuulivoimaloita suunnitellaan nykyisin matalille, alle 20 metrin syvyisille vesialueille, jotka ovat monen kala-, lintu- ja nisäkäslajin tärkeitä lisääntymis- tai ruokailualueita. Näiden alueiden luontoarvoja ei ole vielä selvitetty. Ennen laajamittaista rakentamista rannikon vesiluonto tulisi tuntea nykyistä paremmin, jotta tuulipuistot voitaisiin sijoittaa alueille, joilla haitat eläimille saataisiin minimoitua ja etenkin vakavat, lajien tai kantojen olemassaolon vaarantavat häiriöt estettyä.

Asiasanat: arviointi, energiantuotanto, kalastus, linnut, merinisäkkäät, rannikko, tuulivoima, uusiutuva energia, ympäristövaikutusten kalat

Vehanen, T., Hario, M., Kunnasranta, M. & Auvinen, H. 2010. Merituulivoiman vaikutukset rannikon kaloihin, lintuihin ja nisäkkäisiin. Kirjallisuuskatsaus. *Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 17/2010*. 36 s.

Sammandrag

I Finland försöker man öka produktionen av förnybar energi i avsikt att minska utsläppen av koldioxid. Redan nu omfattar utbyggnadsplanerna för vindkraft till havs en produktion med en effekt på ca 6 000 MW. Merparten av byggprojekten är planerade att uppföras i grunda havsområden, vilket innebär att det kommer att grundas stora vindkraftsparker längs kusten.

Man har mycket liten erfarenhet av de miljökonsekvenser som den utbyggda vindkraften innebär i de förhållanden som råder i Östersjön. Också i andra havsområden är vindkraftsprojekten relativt nya och man har fortfarande bristande erfarenhet av på vilket sätt de påverkar fiskar, havslevande däggdjur och fåglar. Inverkan av enskilda kraftverk kan uppskattas, men det är svårt att beräkna konsekvenserna av vidsträckt sammanhängande vindkraftsparker.

Byggarbetena vid kraftverken leder till grumling av vattnet och bestående förändring av botten. Då kraftverk byggs på mjuka bottenar uppstår en s.k. reveffekt, vilket innebär att det skapas en ny livsmiljö för djur som föredrar hårda bottenar. Bygget av kraftverken ger upphov till ett betydande buller under byggtiden, liksom även andra störningar med direkta konsekvenser för fiskar, havslevande däggdjur och fåglar. Den elektromagnetiska strålning som förorsakas av kraftverken och elöverföringen kan påverka fiskarnas beteende. Vindkraftverk planeras nuförtiden på grunda, under 20 m djupa, vattenområden, som är viktiga reproduktions- och födoområden för många arter av fisk, fågel och däggdjur. Dessa områdens naturvärden har ännu inte undersökts. Innan en storskalig utbyggnad sker bör man bättre än för närvarande känna till kustens undervattensmiljö, så att vindparkerna kan placeras i områden där olägenheterna för djurlivet minimeras och störningar förhindras, särskilt sådana som allvarligt kan riskera arternas eller stammarnas existens.

Nyckelord: bedömning av miljöpåverkan, energiproduktion, fiskar, fiske, förnybar energi, fåglar, kust, marina däggdjur, vindkraft

Vehanen, T., Hario, M., Kunnasranta, M. & Auvinen, H. 2010. Den havsbaserade vindkraftens inverkan på kustens fiskar, fåglar och däggdjur. *Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 17/2010*. 36 s.

Abstract

The use of renewable energy will be increasing considerably during the coming decades. The Finnish power industry has made plans for building around 6,000 MW of offshore wind power in coastal areas, mainly targeting areas with a water depth of less than 20 metres. The realisation of these plans will mean that at least 1,500 units will be established along the coast in several wind parks.

Information on the effects of wind power on fauna in the Baltic Sea is sparse. Wind power is relatively new in other sea areas, too, and experience of its effect on fish, birds and mammals limited to a short period. The effect of a single tower may prove easier to predict, but assessment of one or more large wind parks along a length of coast presents greater difficulty.

Building wind power in a sea area causes several changes in the environment, some of which carry long-term effects. Dredging during building causes deterioration of water quality and increasing sedimentation in the surroundings. Construction noise may reach levels that can harm living creatures in the immediate vicinity. Noise may also travel far in the water column, during the operational as well as the construction phase. Electromagnetic radiation may affect fish behaviour, e.g. the orientation of migration.

As the bulk of offshore wind power is currently planned for areas with a water depth of less than 10 metres – i.e. often productive habitats important for several fish, bird and mammal species as spawning, nursery or feeding areas – the effects should be known before initiating the building of large wind parks. Inventories of the nature values of these areas are still far from complete. Preference should be given to areas of deeper water or dry land for the location of wind power units, at least until the harmful effects on fish, sea birds and sea mammals have been properly evaluated.

Keywords: energy, fish stocks, fishing, sea birds, sea mammals, wind power

Vehanen, T., Hario, M., Kunasranta, M. & Auvinen, H. 2010. Review on the effects of offshore wind power facilities on fish, sea mammals and sea birds. *Riista- ja kalatalous – Selvityksiä 17/2010*. 36 p.

1. Tuulivoimarakentamisen painopiste rannikolla

Suomi on sitoutunut lisäämään uusiutuvan energian käyttöä vuoteen 2020 mennessä niin, että se muodostaa 38 % käytetystä energiasta. Tavoitteeseen pyritään mm. lisäämällä tuulienergian käyttöä voimakkaasti. Uusiutuvan energian tuotannon edistämiseksi käyttöön on tarkoitus ottaa syöttötariffijärjestelmä. Tällä tavalla Suomi toteuttaa omaa osaansa ilmaston muutoksen hidastamisessa. Koska aikataulu on kiireinen, ovat yksityiset energiantuotantoon pyrkivät yritykset nopeasti kartoittaneet tuulivoimalle sopivia alueita, osin maakunnallisiin kaavoihin perustuen (Uudenmaan liitto 2002, Ympäristöministeriö ym. 2003, Varsinais-Suomen energiatoimisto 2004, Itä-Uudenmaan liitto 2005).

Hallituksen tavoitteena on lisätä tuulivoimaa 2 500 megawattiin (MW) vuoteen 2020 mennessä. Lisäys on erittäin suuri, sillä vuoden 2009 lopussa tuulivoiman määrä oli vain 147 MW, ja se tuotettiin 118 voimalaitoksessa. Suomen tuulivoimayhdistyksen kokoamien tietojen mukaan vuonna 2010 suunnitteilla oli jo yli 9 000 MW:n tehon rakentaminen. Näistä suunnitelmista lähes 70 % sijoittuu merialueelle (Suomen tuulivoimayhdistys 2010), vaikka merelle rakentaminen on kalliimpaa kuin maalle rakentaminen. Syöttötariffijärjestelmän takaama sähkön hintataso tullee vaikuttamaan voimaloiden lopulliseen sijoittamiseen.

Rannikolla tuulivoimarakentamista suunnitellaan nykyisin kustannussyistä alle 20 m syville alueille ja paikkoja haetaan mieluummin alle 10 metrin syvyisiltä alueilta. Pääosa hankkeista suunnitellaan valtion vesialueille. Jos teollisuuden suunnitelmat toteutuvat, nousee rannikolle rakennettavien yksiköiden määrä yli 1 500:aan. Rakennustyö vaikuttaa sekä rakennusaikana että sen jälkeen huomattavasti rannikon matalien vesialueiden luonnonoloihin ja käyttöön. Kiinnostus tuulivoiman rakentamiseen syvemmille vesialueille on viime aikoina lisääntynyt Euroopassa ja suunnitelmia tehdään jopa 30 metrin syvyisiin vesiin. Syvemmille alueille rakentamisella voitaisiin välttää niitä vaikutuksia, joita aiheutuu mataliin vesiin rakentamisesta.

Tuulivoima pyritään sijoittamaan merelle rakennettaessa ns. tuulivoimapuistoihin. Keskitämällä voidaan alentaa muuten kalliin merelle rakentamisen kustannuksia ja saadaan voimaloiden käytöstä paremmin kannattavaa. Tuulivoimapuistot voivat olla varsin laajoja: yhdessä puistossa voi olla satoja yksiköitä, joiden välinen etäisyys on vähintään 500 m. Yksi tuulivoimalaitos tarvitsee käytännössä noin neliökilometrin alan. Matalia, alle 10 metrin syvyisiä vesialueita, on Suomen rannikolla yhteensä noin 11 000 km² ja alle 20 metrin vesialueita noin 19 000 km². Tuulivoimaloiden rakentaminen lähelle rannikkoa tulee vaikuttamaan rannikon luonnonoloihin etenkin Selkä- ja Perämerellä, jonne suurimmat paineet kohdistuvat. Toistaiseksi näiden alueiden luonnonoloja ei ole järjestelmällisesti tutkittu.

Tämän työn tarkoituksena on kuvata eri puolilla maailmaa kerättyä tutkimustietoa merituulivoimaloiden vaikutuksista kaloihin, merinisäkkäisiin ja vesilintuihin. Pyrkimyksenä on myös arvioida, minkälaisia tutkimuksia tulisi sisällyttää ympäristövaikutusten arviointiin merituulivoimaloiden suunnittelun aikana.



Kuva 1. Luodoille pystytetyt tuulivoimalat eivät vaadi pohjan muokkausta. Kuva S. Auvinen.

2. Tuulivoima muuttaa meriluontoa

Tuulivoiman vaikutukset voidaan jakaa rakentamisen (1–3 v), käytön (30–50 v) ja purkamisen aikaisiin vaikutuksiin (1–2 v). Tässä käsitellään rakentamisen ja käytön aikaisia vaikutuksia. On huomioitava, että tähänastiset kokemukset ovat peräisin pääsääntöisesti erilaisista olosuhteista kuin mitkä vallitsevat esimerkiksi Perämeren matalilla merialueilla. Laajoissa merituulivoimapuistoissa rakennusaika saattaa olla jopa yli 10 vuotta, vaikka yksittäiset voimalat saadaankin nopeasti käyttöön.

Voimaloiden vaikutukset ympäristöön voivat olla moninaisia, kuten melu, värinä, elektromagnetismi, magneettiset kentät, kaapelit, sedimentoituminen, valomuutokset, varjostuminen, heijastuminen, päästöt sekä rakennus- ja kunnostustöiden erilaiset häiriövaikutukset. Näillä tekijöillä voi olla sekä suoria että välillisiä vaikutuksia alueen eliöstöön.

2.1 Perustustöistä pysyviä muutoksia elinympäristöön

Tuulivoiman rakentamisen aikaiset työt, erityisesti ruoppaukset, läjitykset ja mahdolliset räjäytystyöt, muuttavat lopullisesti aiempaa elinympäristöä (Bergström ym. 2007). Merelle rakennettavat tuulivoimalat perustuksineen ja sähkökaapeleineen edellyttävät sopivaa vesisyvyyttä ja tietynlaista merenpohjan rakennetta. Esimerkiksi Perämeren alueella vesisyvyyydet 4–15 m soveltuvat nykykalustolla tuulipuistokäyttöön, tätä matalammat alueet on perattava (Pöyry 2009). Rakentamiseen parhaiten soveltuvat pohjatyypit ovat riittävän tasaiset hiekkai- tai sorapohjat (kallistuskulma korkeintaan 1°), tai peruskallio (Pöyry 2009). Näin ollen rakennustöiden vaikutukset kohdistuvat juuri matalikoille, jotka ovat usein merkittäviä kutu- ja poikasalueita kaloille. Rakennustöiden vaikutuksesta merenpohjan rakenne muuttuu ainakin osittain ruoppaustöiden, virtausolosuhteiden muutosten sekä sedimentaation vuoksi.

Yksittäisen voimalayksikön perustamistavasta riippuu, miten suuri on sen vaikutus lähiympäristöön, lähinnä pohjaan ja veden virtauksiin. Perustamistavan valinta riippuu mm. sy-

vydestä ja pohjan ominaisuuksista. Itämerellä myös jääolot vaikuttavat perustamistapaan. Vaihtoehtoisia ratkaisuja on kahta päätyyppiä: paalu- eli monopile-perustus ja kasuuniperustus. Paaluperustuksella tarkoitetaan teräspilarin juntaamista pohjaan. Tiiviiseen maaperään voidaan joutua tekemään lisäksi kalliokaivo, joka voi edellyttää vedenalaisia räjäytyksiä ja louhintaa. Kasuuni on telakalle etukäteen tehty pohjarakenne, joka pystyy pitämään tuuli-voimayksikön pystyssä massavoimallaan. Kasuuniperustus on kalliimpi kuin paaluperustus ja vaatii huomattavasti laajemmat pohjatyöt, jolloin kasuunin ympärille tarvittavaa materiaalia siirretään lähiympäristöstä. Esimerkiksi Tanskassa Horns Rev tuulipuiston alueella yhden tornin kasuuniperustukseen tarvittiin noin 80 000 kuutiometrin ruoppaus työ (Forward 2005). Rakentamisen yhteydessä joudutaan ruoppaamaan ja siirtämään pohja-aineksia myös huolto-aluksille rakennettavia väyliä ja merikaapeleita varten.

2.2 Veden sameneneminen ohimenevää, mutta virtaamamuutos säilyy

Rakentamisen aikana veden laatu muuttuu. Pohjan ruoppaaminen tuulivoimapuiston perustuksia tai sähkökaapeleiden asennusta varten samentaa vettä ja lisää pohjalle kertyvän aineksen määrää. Lisäksi pohjassa mahdollisesti esiintyvät haitta-aineet ja ravinteet voivat lähteä liikkeelle (Middelgrunden Wind Turbine Co-operative 2001).

Kiintoaineen lisääntyminen ja samentuminen on yleensä lyhytaikaista ja riippuvaista esimerkiksi pohjan laadusta (raekoko) sekä veden virtausnopeuksista. Myös ruoppauksessa käytettävällä tekniikalla (mm. imuruoppaus, suljettu kauharakenne) voidaan pienentää sedimentaatiota. Kiintoaine voi kohteesta riippuen levitä sadoista metreistä useiden kilometrien alueelle. Yleensä kiintoainepitoisuudet vedessä pienenevät nopeasti mitä kauemmas ruoppauskohteesta edetään. Kiørboe ja Mohlenberg (1981) havaitsivat 3000–5000 mg/l:n pitoisuuksia heti ruoppauksen läheisyydessä. Yli 100 mg/l:n pitoisuuksia havaittiin 150 metrin ja yli 10 mg/l:n pitoisuuksia 650 metrin etäisyyteen saakka. Yli kilometrin päässä sameusvaikutusta ei enää havaittu. Useissa tutkimuksissa on havaittu, että suuremmista partikkeleista (>0,063 mm) 80 prosenttia jää 200–500 metrin etäisyydelle kohteesta, mutta tätä pienemmät partikkelit voivat kulkeutua pitkiä matkoja olosuhteista riippuen (esim. ICES 2001, Birklund ja Wijsman 2005).

Käytön aikana tuulivoimapuiston vaikutukset veden laatuun liittyvät virtausmuutoksiin sekä rakenteisiin kiinnittyneen biomassan hajoamiseen. Tuulivoimalat vaikuttavat veden virtauksiin muodostamalla uuden saariston. Tuulivoimapuistoissa kahden voimalan väli on noin 500 m, jotta voimalat eivät vaikuttaisi toistensa tuulioloihin liikaa. Voimaloiden välisellä alueella tuuliolojen muutos voi kuitenkin vaikuttaa virtauksiin. Jos tuulivoimalan runkorakenteessa käytetään kiinnittymisen estoon tarkoitettua maalia, ravintoketjuun voi joutua kemikaaleja. Kiinnittymisen estoon käytettävät maalit tappavat kiinnittyvät organismit vapauttamalla hitaasti myrkkyyä, kuten raskasmetalleja (Linley ym. 2007). Vedenalaisia betonirakenteiden pintoja myös eroosiosuojataan silikonipohjaisilla valmisteilla (Calow ym. 1986). Muita tapoja poistaa kantaviin rakenteisiin kiinnittyvää biomassaa on poistaa se ajoittain mekaanisesti. Suomen merialueella biomassan kiinnittyminen kantaviin rakenteisiin ei muodostune ongelmaksi. Joissain tapauksissa ihmisen asettamien vedenalaisten rakenteiden on todettu edistävän haitallisten levien leviämistä (Villareal ym. 2007). Kemikaaleja voidaan toisinaan käyttää myös estämään jään kertymistä roottorin lapoihin.

2.3 Vedenalainen äänimaailma muuttuu

Vedenalaisen melutason mittaamisessa on käytetty useita menetelmiä ja yksiköitä (Vella ym. 2001, Nedwell ja Howell 2004, Wahlberg ja Westerberg 2005 ja esim. <http://channelislands.noaa.gov/sac/pdf/acoustic.pdf>). Vedenalaista äänenpainetta ei voida suoraan verrata vastaavaan ääneen ilmassa. Yleisin tapa on ilmaista ääni äänenpainetasona (engl. *Sound Pressure Level*), joka on äänenpaineen ja vertailupaineen suhteen neliön kymmenkantainen logaritmi kymmenellä kerrottuna. Äänenpaineen yksikkö on desibeli (tunnus dB). Ilmassa referenssipaine on 20 μPa (micropascal) ja vedessä 1 μPa (Di Napoli 2007). 1 Pa:n paineenmuutos vastaa ilmassa noin 94 dB:ä ja vedessä 120 dB:ä (eli 1 Pa vedessä on 120 dB re 1 μPa). Äänenpaine ilmoitetaan tavallisesti yhden metrin päästä lähteestä (@ 1 m). Nedwell ja Howell (2004) skaalaavat 0 dB (re 1 μPa) hyvin hiljaiseksi ääneksi ja 300 dB (re 1 μPa) erittäin voimakkaaksi ääneksi vedessä.

Tuulivoimapuiston aiheuttaman vedenalaisen melun leviämiseen vaikuttaa puiston sijainti, maasto-olosuhteet ja geologia. Melun määrä tuulivoimapuiston alueella lisääntyy jo, kun alueen soveltuvuutta selvitetään: aluksia liikkuu enemmän ja pohjan geologista koostumusta selvitetään erilaisilla menetelmillä. Rakennusvaiheessa suurimmat meluhaitat syntyvät perustusten rakentamisesta. Paalutuksen yhteydessä on mitattu 166–260 dB:n (re 1 μPa) äänenpainetasoja (McKenzie-Maxon 2000, Pile Installation Demonstration Project 2001, Nedwell ym. 2003, Vagle 2003, Thomsen ym. 2006).

Ääni etenee vedessä nopeasti vaimentumatta ja juntauksen melu on kuuluvaa vielä kymmenien kilometrien etäisyydellä (Di Napoli 2007). Pohjan ruoppaus on suhteellisen yleistä tuulivoimapuistojen rakentamisen yhteydessä. Imuruoppauksesta tehdyissä mittauksissa on hetkittäin saavutettu 177 dB:n (re 1 μPa @ 1 m) melutaso. Melua aiheutuu rakennusvaiheessa myös muista töistä, kuten kaapelien laskusta, turbiinitornien asennuksesta ja mahdollisten sukeltajien käyttämistä työkaluista.

Tuulivoimaloiden käyttöikä on vähintään 20–30 vuotta, ja niistä lähtevä ääni muodostaa alueelle käytännössä jatkuvan ympärivuotisen äänilähteen (Tougaard ym. 2009). Tuulivoimaloiden käyntiääni koostuu pääosin lapojen aerodynaamisesta melusta, joka on laajakaistaista (60–4000 Hz) (Di Napoli 2007). Lisäksi sähköntuotantokoneistosta aiheutuu hieman kapeampikaistaista melua. Käytönaikaisesta vedenalaisesta melusta on vain muutamia mittauksia suhteellisen pienistä yksiköistä (<1 MW). Näissä mittauksissa todettiin tuulivoimalayksikön käytönaikaisen melun olevan hyvin matalataajuista ja enimmillään yltävän 153 dB:n (re 1 μPa @ 1 m) melutasoon. Tuulivoimapuiston käytönaikainen melutaso on huomattavasti alhaisempaa ja matalataajuisempaa kuin rakennusaikainen (Madsen ym. 2006). Nykyisin merialueiden huomattavin vedenalaisen ihmislähtöisen melun lähde ovat rahtialukset. Käytännössä rahtialusten äänet peittävät alueella olevien tuulivoimaloiden äänet.

2.4 Uusi elinympäristö: riuttavaikutus

Tuulivoimalan vedenalaiset kovat materiaalit muodostavat uuden keinotekoisin elinympäristön, jolla on merkittäviä vaikutuksia alueen eliöstöön (Petersen ja Malm 2006). Pehmeärakenteiseen merenpohjaan asennettavien uusien, kovien ja aiempaa monimuotoisempien rakenteiden on todettu kykenevän ylläpitämään aiempaa suurempaa kalabiomassaa (Wilhelmsson ym.

1998, Wilhelmsson ja Malm 2008). Syntyy ns. ihmisen aiheuttama riuttavaikutus, jossa lajit levittäytyvät uuteen ihmisen luomaan elinympäristöön. Efektin voimakkuuteen vaikuttaa vedenalaisten rakenteiden monimuotoisuus ja laajuus. Eliöiden lajimäärän ja alueen tuotantokyvyn arvellaan lisääntyvän sitä enemmän, mitä monimuotoisempi ja suurempi riutta on (Menge 1976, Wickens ja Barker 1996). Myös materiaalien laatu sekä niissä mahdollisesti käytettävät suojauskemikaalit ja kiinnittymisenestoaineet voivat vaikuttaa efektin voimakkuuteen. Petersen ja Malm (2006) pitävät riuttaefektiä tuulivoimapuistojen vaikuttavimpana tekijänä ympäristölle. Riutat saattavat toimia myös vieraslajien kiinnittymis- ja leviämispaikkoina.

Tuulivoimalat rakennetaan usein rakennusteknisistä syistä matalikoille, joiden ympäristö voi olla varsin yksipuolinen. Tuulivoimapuiston perustusten betoni- ja metallirakenteet tuovat uutta elinympäristöä, mutta tärkeä merkitys on eroosiosuojauksen määrällä ja laajuudella (Keller ym. 2006, Linley ym. 2007). Eroosiosuojauksen tarve on Suomen merialueella huomattavasti vähäisempää kuin esimerkiksi Pohjanmerellä, jossa vuorovesi aiheuttaa voimakasta eroosiota (Pöyry 2009). Eroosiosuojaus toteutetaan yleensä louhe-lohkareverhoilulla. Esimerkiksi Perämerellä paaluperustuksen tarve ulottuu Suomessa vain muutamien metrien etäisyydelle teräspaalusta (perustuksen ja eroosiosuojauksen kokonaishalkaisija 10–15 m), ja kasuuniperustuksessa kokonaan ympäröivä eroosiosuojaus ei aina ole välttämätön (perustuksen ja eroosiosuojauksen läpimitta enimmillään 30 m; Pöyry 2009). Perustusten monimuotoisuuden jäädessä pienemmäksi jäänee myös riuttaefekti vähäisemmäksi. Toisaalta suhteellisen vakaat olosuhteet Suomen merialueella auttavat eliöstön pysyvää asettumista rakenteisiin. Perämerellä jääolosuhteet aiheuttavat ongelmia, ja esimerkiksi paaluperustus on varustettava jäänsärkijäkartiolla (Pöyry 2009).

2.5 Sähkön siirron vaikutukset

Tuulivoimapuisto muodostuu säteittäisiin syöttöjohtoihin liitetystä voimalaryhmistä, joiden sähköntuotanto kootaan merelle rakennettaviin sähköasemiin (Pöyry 2009). Sisäisten syöttöjohtojen jännitetaso on yleensä alhainen, joitakin kymmeniä kilovoltteja (Pöyry 2009). Merellä sijaitsevan tuulipuiston koko tuotanto siirretään mantereelle korkeammassa jännitteessä (>100 kV) siirtohävikin pienentämiseksi (DENA 2005, Pöyry 2007). Käyttövarmuussyistä siirrossa käytetään yleensä useampaa erillistä kaapelia.

Merituulivoimalaitoksen sisäiset kytkennät ja yhteys sähköverkkoon voidaan hoitaa joko vaihto- tai tasavirtakaapelilla (AC tai DC). Erittäin pitkillä siirtoetäisyyksillä käytetään yleensä tasavirtakaapelia, koska vaihtovirtakaapelin rakentaminen yli 100 km:n etäisyyksillä on kalliimpaa (Pohjolan Voima 2009). Suurjännitteisellä tasavirtakaapelilla (HVDC) on monia etuja vaihtovirtakaapeleihin nähden, mm. pienempi sähköhäviö ja pienempi sähkömagneettinen kenttä (Pöyry 2007). Kaapelirakenne yhdessä vuotavan magneettisuuden kanssa muodostaa kaapelin ulkopuolelle sähkömagneettisen kentän; sähkömagneettiset aallot muodostuvat siis nopeasti värähtelevistä sähkö- ja magneettikentistä. Kentän voimakkuus kuitenkin riippuu kulloinkin kaapelissa ajettavasta virrasta, tasa- tai vaihtovirta, sekä sähkövirran tehosta (NordanVind vindkraft AB 2009, Vatanen 2009). Jos kaapelissa käytetään tasavirtaa, muodostuu kaapelin läheisyyteen magneettikenttä. Vaihtovirtaa käytettäessä syntyy sekä sähkö- että magneettikenttä (Öhman ym. 2007). Tärkeä merkitys syntyvien kenttien voimakkuudelle on

kaapelissa käytetyillä eristysmateriaaleilla (CMACS 2003). Sähkömagneettisen kentän vaikutuksia pyritään estämään teknisin ratkaisuin ja kaivamalla kaapeli pohjaan. Maahan kaivetun kaapelin aiheuttama kenttä riippuu paitsi kaapelin ominaisuuksista myös maaperän geologiasta ja ympäröivän veden sähkönjohtokyvystä (Öhman ym. 2007).

3. Kalat ja merituulivoima

3.1 Veden laatu ja sedimentaatio

Ruoppauksen aiheuttaman sameuden välitön vaikutus on kalojen karkottuminen vaikutusalueelta (Messieh ym. 1981, Johnston ja Wildish 1981). Karkottumiselle on esitetty lajikohtaisia kiintoainepitoisuuden raja-arvoja, jotka ovat 3–100 mg/l, yleisimmin 10–20 mg/l (Engell-Sørensen ja Skyt 2001). Kalojen karkottuminen voi olla väliaikaista tai elinympäristön muuttuessa epäsuotuisaksi myös pysyvää. Myös kalojen fyysiset vauriot ovat karkeita materiaaleja siirreltäessä mahdollisia.

Keller ym. (2006) tiivistävät kiintoaineen vaikutukset kaloihin:

- ruoppauksen välittömässä läheisyydessä veden kiintoainepitoisuudet voivat saavuttaa kaloille ja mädille tappavia pitoisuuksia. Kalan poikaset ja aikuiset todennäköisesti karkottuvat alueelta, mutta suurten pitoisuuksien vuoksi voi esiintyä myös kuolleisuutta
- 150 metrin etäisyydellä kohteesta voidaan saavuttaa yli 150 mg/l:n kiintoainepitoisuuksia. Tämä voi lisätä mädin ja pienpoikasten kuolleisuutta
- 150–600 m etäisyydellä tyypilliset kiintoainepitoisuudet ovat noin 10 mg/l. Negatiivisia vaikutuksia havaitaan vain hyvin herkkillä kalalajeilla ja ne rajoittuvat mätiin ja pienpoikasiin.

Kiintoaineen sedimentaatiolla on myös välillisiä vaikutuksia, jotka kohdistuvat ravintovaroihin ja suojapaikkoihin. Pohjaeläinten määrä voi vähentyä sedimentaation lisääntyessä. Engell-Sørensenin ja Skytin (2001) mukaan pohjaeläinten vähentymisen vaikutus kaloihin on epätodennäköinen, elleivät ravintovarot ole jo aiemmin olleet niukkoja alueella. Myös suojapaikkoina käytettävän kasvillisuuden määrä vähenee sedimentaation lisääntyessä. Vaikutusten kesto riippuu alueen palautumisen kestosta ja laadusta. Toisaalta lisääntynyt sedimentaatio voi myös lisätä ravinteiden määrää alueella, mikä rehevöittää aluetta myöhemmin (Jankowski ja Zielke 1996).

Useimmat kalalajit käyttävät näköaistia saalistuksessa, ja sameus heikentää saalistuskykyä. Tällä on merkitystä erityisesti poikasvaiheessa; poikaset näkevät ja reagoivat saaliiseen hyvin lyhyeltä etäisyydeltä, usein vain joidenkin millimetrien päästä (Bone ym. 1995, Engell-Sørensen ja Skyt 2001). Sillin (*Clupea harengus*) poikasten on havaittu käyttävän vähemmän ravintoa ja kasvavan heikommin, kun kiintoainepitoisuus lisääntyy (Messieh ym. 1981, Johnston ja Wildish 1982). Myös aikuisilla kaloilla ravinnonotto-kyky heikkenee sameuden kasvaessa (Clarke ja Wilber 2000, Dankers 2002). Jos sameutuminen ajoittuu kalojen vaellusaikaan, se voi vaikuttaa myös vaellusten onnistumiseen (Posford Duvivier Environment ja Hill 2001).

Kalan kidukset ovat herkkiä kiintoaineen saostumiselle (Clarke ja Wilber 2000). Periaatteessa kaikki tekijät, jotka kiihdyttävät kalan elintoimintoja ja hengitysfrekvenssiä (esim. korkea lämpötila), altistavat kaloja kiintoaineen vaikutuksille (Engell-Sørensen ja Skyt 2001).

Mäti ja poikasvaiheet ovat aikuisia kaloja herkempiä (Clarke ja Wilber 2000). Yleisimmin on kuvattu mätimunien tukahtuminen, kun kiintoaine laskeutuu pohjalle. Kelluvan mädin, kuten turskalla (*Gadus morhua*), on todettu muuttuvan painavammaksi ja painuvan kohti pohjaa kiintoaineen takertuessa siihen (Birklund ja Wijsman 2005). Samalla kasvaa todennäköisyys joutua hapettomiin olosuhteisiin, altistua mekaanisille vaurioille tai saalistukselle pohjan läheisyydessä (Westerberg ym. 1996). Turskan mädin kuolleisuuden on havaittu lisääntyvän yli 100 mg/l kiintoainepitoisuuksissa (Appelberg ym. 2005).

Pohjalle laskeutuva kiintoaine heikentää kovia alustoja kutualustana käyttävien tai kasvillisuuteen kutevien kalalajien kutuolosuhteita. Mädin kuolleisuus kasvaa useilla makean veden ja murtoveden kalalajeilla 100 mg/l-1000 mg/l:n kiintoainepitoisuuksissa (Auld ja Schubel 1978, Clarke ja Wilber 2000, Engell-Sørensen ja Skyt 2001). Sen sijaan sillin mädin on todettu kestävän suuriakin kiintoainepitoisuuksia (Kjørbe ym. 1981, Messieh ym. 1981, Birklund ja Wijsman 2005).

Kalanpoikaset ovat paikallisempia kuin aikuiset kalat ja täten alttiimpia sameuden ja kiintoaineen vaikutukselle. Poikaset ovat aikuisia kaloja ja jopa mätiä herkempiä hapenottokyvyn heikkenemiselle, kun kiintoaine saostuu kiduksiin. Westerbergin ym. (1996) mukaan turskan poikasilla kuolleisuus oli suurempaa kuin mädin kuolleisuus, ja kuolleisuutta tapahtui jo pienemmissä kiintoainepitoisuuksissa (10 mg/l). Hanssonin (1995) mukaan >100 mg/l:n kiintoainepitoisuudet aiheuttivat sillin poikasille kuolleisuutta.

3.2 Melu ja ääni

Kalat aistivat värähtelyjä sekä kylkiviiva-aistilla että sisäkorvalla. Sisäkorvaan äänenpaineen värähtelyt kulkeutuvat pehmeiden kudosten läpi. Kaikki kalat kykenevät aistimaan värähtelyjä, mutta uimarakko vahvistaa ääniaaltojen kulkeutumista sisäkorvaan. Wahlbergin ja Westerbergin (2005) mukaan kultakalan (*Carassius auratus*) kyky aistia hiljaisinta äänenpainetta vedessä vastaa suurin piirtein ihmisen vastaavaa ilmassa. Useimmat kalalajit aistivat äänenpainetta taajuudella 20 Hz–1 kHz. Kalat voivat kuulla taajuudeltaan matalampia ääniä kuin ihminen.

Melu voi aiheuttaa kaloille fysiologista stressiä, kuolleisuutta, fyysisiä vammoja tai vaikuttaa niiden käyttäytymiseen. Paalutustyöstä (äänenpaine 240 dB re 1 μ Pa @ 1 m) 10–12 metrin päässä häkeissä olleet lohet (*Oncorhynchus* spp.) kuolivat välittömästi aiheutettuun ääneen ja saivat vielä 1000 metrin päässä fyysisiä vammoja (Pile Installation Demonstration Project 2001, Nedwellin ja Howellin 2004 mukaan). Juntauksen ääni onkin sykäyksittäin etenevää äänenpainetta, jossa hetkittäiset maksimit voivat nousta korkeiksi (Nedwell ym. 2003). Engell-Sørensen (2002) arvioi paalutuksen äänenpaineen voivan hetkellisesti vaurioittaa uimarakollisten kalojen, kuten silakan (*Clupea harengus membras*) ja kilohailin (*Sprattus sprattus*), kykyä aistia ääniä. Kovien äänien on todettu voivan irrottaa tai tappaa kalojen äänen aistimiseen käyttämiä soluja kylkiviivan kanavissa (McCauley ym. 2003). Kikuchin (2010) määrittelee rakentamisen aikaisen paalutusäänen kuuluvuusalueeksi noin 80 km äänilähteestä (myös Thomsen ym. 2006).

Milloin äänenpaine vedessä alkaa vaikuttaa kalojen käyttäytymiseen? Nedwell ja Howell (2004) mittasivat turskalle ja lohelle (*Salmo salar*) äänen taajuudesta riippuvan ”äänikynnyksen” pienimpänä äänenpaineena, johon kala reagoi. Kalojen karkottamiseen tarkoitettujen laitteiden tehokkuudesta saatujen kokemusten perusteella he esittivät, että 70 dB:n äänenpaine yli ”äänikynnyksen” aiheuttaa lieviä vaikutuksia ja 90 dB:n ylitys merkittäviä muutoksia kalojen käyttäytymisessä. Esimerkiksi paalutuksen yhteydessä äänenpaine vaimeni 7,5 metrin etäisyydellä selkeästi alle näiden raja-arvojen (26,9 dB). Junttausoperaatiolle on kuitenkin mitattu 190 dB:n (re 1 μ Pa) hetkellisiä maksimiarvoja 400 metrin päässä työskentelystä (Thomsen ym. 2006). Feist ym. (1996) raportoivat paalutustyön äänenpaineen vaikuttavan kyttyrälohen (*Oncorhynchus gorboscha*) ja koiralohen (*O. keta*) poikasten käyttäytymiseen. Myös muista rakentamisen aikaisista töistä, kuten ruoppaamisesta, voi syntyä suhteellisen suurta vedenalaista melua. Tämän vaikutuksista kaloihin ei kuitenkaan ole tarkkoja havaintoja.

Tuulivoimalan käytönaikainen melu ylittää selkeästi vedenalaisen taustamelun. Esimerkiksi Mercer (2001, Linleyn ym. 2007 mukaan) raportoi turbiinien melun niin kovaksi perustusten vieressä, että sukeltajat kärsivät siitä. Äänenpaineen taso 90–119 dB (re 1 μ Pa) (Nedwell ja Howell 2004, Thomsen ym. 2006) aiheuttaa kaloilla käyttäytymismuutoksia ja stressiä. Andersson ym. (2007a) tutkivat kokeellisesti särjen (*Rutilus rutilus*) ja kolmipiikin (*Gasterosteus aculeatus*) mahdollista reaktiota nauhoitettuun tuulivoimalan meluun. Särki luokitellaan kuuloaistiltaan hyväksi (”*hearing specialist*”) ja kolmipiikki kohtalaiseksi (”*hearing generalist*”). Molemmat lajit reagoivat 80–120 dB:n (re 1 μ Pa) äänenpaineeseen tyypillisellä petojen välttämiseen liittyvällä lajiominaisella pakoreaktiolla. Paitsi äänenpaineella myös äänen taajuudella (Hz) oli merkitystä. Nykyisin kalat altistuvat merellä useista eri lähteistä tulevaan meluun, jossa tuulivoimapuistojen melu 85–110 dB (re 1 μ Pa) on Itämeren rannikolla yksi uusi melulähde (Hoffman ym. 2000, Fristedt ym. 2001). Leonhardtin ja Pedersenin (2006) mukaan tuulivoimalan melu ei vaikuttanut kaloihin Horns Revin tuulivoimapuiston alueella Tanskassa.

Hyvin ääniä aistivat kalalajit aistivat tuulivoiman käytönaikaisen melun noin 4 kilometrin etäisyydellä ja huonosti äänenpainetta aistivat lajit noin kilometrin etäisyydellä (Kikuchi 2010). Wahlberg ja Westerberg (2005) arvioivat turskan pystyvän aistimaan tuulipuiston melun tuulennopeudesta riippuen 7–13 km:n päästä ja lohen 0,4–0,5 km:n päästä. Tällä vaikutusalueella stressi ja käyttäytymismuutokset ovat mahdollisia. Wahlberg ja Westerberg (2005) luokittelevat uimarakottomat (esim. hietakampela, *Limanda limanda*) tai hyvin vähän ilmaa uimarakossaan omaavat lajit (esim. lohi) huonoiksi kuulijoiksi. Turskalla ja sillillä on kohtalainen kyky aistia äänenpainetta, ja kultakala mainitaan esimerkkinä hyvästä kuulijasta. Müller-Blenkle ja Lüdemann (2006) totesivat kokeellisesti turskien välttävän tuulivoimalan synnyttämää melua. Käytönaikaisen melun väistämisaikutus ulottunee kuitenkin vain muutamien metrien päähän (Wahlberg ja Westerberg 2005). Kalastajien havaintojen mukaan piikkikampelat (*Psetta maxima*) välttävät kovalla tuulella Vinebyn tuulivoimapuistoa (Engell-Sørensen 2002).

3.3 Valo- ja varjovaikutus

Valo- ja varjovaikutus syntyy tuulivoimalan roottorin pyöriessä ja auringon paistaessa lapojen takaa aiheuttaen vedenpintaan liikkuvan ja vilkkuvan valo-varjo-vuorottelun. Tämän ns. ”varjon vilkkumisen” vaikutusalue riippuu voimalan koosta. Vaikutusalue voi ulottua useiden

satojen ja jopa tuhansien metrien päähän voimalasta, kun auringon kulma on sopiva (Pöyry 2009). Roottorihalkaisijaltaan 80–90 metrin tuulivoimalan valo- ja varjoefektin taajuudeksi on mitattu tyypillisellä nopeudella (15.79 rpm) 0.6–1.0 hertsia (Voll 2006).

Varjon vilkkumisen vaikutuksesta kaloihin ei ole olemassa tutkimustietoa. Ihmisellä valo-varjo-efektin vaikutus riippuu efektin taajuudesta (Harding ym.2008). Epileptisten kohtausten riskin vähentämiseksi suositellaan alle 2.5–3.0 hertsin taajuutta (Verkuijlen ja Westra 1984, Harding ym. 2008).

Kaloilla ylilentävän saalistavan linnun aiheuttama varjostus aiheuttaa pakoreaktion (esim. Giles ja Huntingford 1984). Tuulivoimalan valo-varjo-efekti voi aiheuttaa vastaavan reaktion, jos kala tulkitsee ilmiön merkiksi saalistusuhasta. Reaktiona uhkaan kala voi muuttaa käyttäytymistään (esim. liikkuu vähemmän), vaihtaa elinympäristöään (hakeutuu pois ilmiön alueelta) ja muuttaa ravinnonkäyttöään (esim. keskeyttää ruokailun) (Lima ja Bednekoff 1999, Allouche ja Gaudin 2001, Ferrari ym. 2010). Tätä kautta ilmiö voi esimerkiksi heikentää kalan kasvua. Useiden kalalajien, kuten sillin ja kampelan, poikasilla havaittu ns. ”varjo-efekti” (engl. *shadow effect*) liittyy juuri saalistajien välttämiseen (Blaxter 1968, Forward ym. 1996). Poikasten on havaittu liikkuvan pois päin varjon aiheuttajasta, esimerkiksi syvempään veteen. Näin ollen valo- ja varjoefekti voi häiritä esimerkiksi silakan poikasten sijoittumista vesipatsaassa. Varjon vilkkuminen on kuitenkin vain ajoittaista, ja sen voimakkuus riippuu sääolosuhteista. Esimerkiksi aallokko heikentää valojen ja varjojen vilkkumista merenpinnan rikkoutuessa. Kalat saattavat myös tottua säännölliseen valon ja varjon vaihteluun, jolloin ne eivät tulkitse vaihtelua saalistusuhaksi. Valo- ja varjoefektin ollessa voimakas se voi vaikeuttaa pintavedessä ajoittain ruokailevien kalojen, kuten muikun, ravinnonottoa vaikeuttamalla ravinnon havaitsemista.

3.4 Magneettinen ja sähkömagneettinen kenttä

Sähkönsiirtokaapeleiden muodostamien sähkömagneettisten kenttien voimakkuus on ihmisen kannalta pieni (Fristedt ym. 2001), mutta eläimille, jotka käyttävät ja aistivat sähkömagneettista säteilyä, ne ovat riittävän voimakkaita aiheuttamaan esimerkiksi käyttäytymismuutoksia (Gill 2005). Sähkömagneettisten kenttien vaikutuksesta kaloihin tiedetään hyvin vähän. Kalojen reaktio voi myös olla erilainen staattiseen tasavirta- tai sykkivään vaihtovirtakenttään (Öhman ym. 2007).

Ainakin ankerias (*Anguilla anguilla*) voi aistia tasavirtakaapeleiden tuottamia sähkömagneettikenttiä (Westerberg 2000). Ei ole kuitenkaan selvää, miten sähkömagneettikentät vaikuttavat tai ohjaavat ankeriaan käyttäytymistä. Westerberg (1994) tutki radioseurannalla tuulivoimalan vaikutusta vaellusankeriaitten liikkeisiin Nogensundissa, Ruotsissa. Tuulivoimalan käytöllä (päällä/pois) ei ollut havaittavaa vaikutusta, mutta ankeriaat eivät tulleet lainkaan tuulivoimalan läheisyyteen (<500 m). Tuulivoimalan mahdollista vaikutusta tältä etäisyydeltä ei voitu näin ollen sulkea pois.

Luukalojen kyky aistia magneettikenttiä on tarkimmin kuvattu ankeriaalla ja useilla lohikaloilla. Esimerkiksi ankeriaalla, keltaevätonnikalalla (*Thunnus albacares*) ja kirjolohella (*Oncorhynchus mykiss*) on magneettisuuden aistimiseen soveltuvia kiteitä kudoksissaan (Hanson ym. 1984, Walker 1984, Diebel ym. 2000). Lohella magneettisia kiteitä on kylkiviivassa (Moore ym. 1990). Onkin esitetty, että useat kalalajit käyttävät maapallon magneettikenttää

vaellustensa ohjaamisessa ainakin jossain vaiheessa vaellusta (Wiltschko ja Wiltschko 1995). Kirjallisuudessa esitetyt tulokset eivät kuitenkaan ole yhteneväisiä (Keller ym. 2006).

Ruotsissa Storgrundetin tuulivoimapuiston vaihtovirtakaapeleiden magneettikenttien on suunniteltu maksimituotannossa synnyttävän 5-10 μT kenttävoimakkuuden, mikä vastaa 1/10–1/5 osaa maapallon magneettikentästä (50 μT) (NordanVind vindkraft AB 2009). Maapallon magneettikenttää vastaavia voimakkuuksia on Itämerellä mitattu 6 metrin etäisyydeltä Suomen ja Ruotsin välisestä virtakaapelista (Walker 2001, Gillin 2005 mukaan). Gill (2005) arvelee, että tällainen voimakkuus voi sekoittaa laivan kompassin ja voisi vaikuttaa niihin eläinten suunnistusmekanismeihin, jotka perustuvat maan magneettikenttään (ks. myös Fricke 2000). Pienemmissä kaapeleissa 30–50 μT :n kenttävoimakkuuksia havaitaan yleensä vain alle 1 metrin etäisyydellä kaapelista (Eltra 2000, Hoffmanin ym. 2000 mukaan). Kenttä- tai laboratorio-kokeissa maapallon magneettikenttää vahvempien magneettikenttien ei kuitenkaan ole havaittu estävän ankeriaan liikkumista (Westerberg 2000, Westerberg ja Begout-Anras 2000). On todennäköistä, että esimerkiksi lohen vaellukset eivät ohjaudu pelkästään yhden aistin varassa, kuten maan magneettikentän aistimisen, vaan perustuvat useisiin aisteihin, joiden vaikutus vaihtelee vaelluksen eri vaiheissa (Døving ja Stabell 2003).

Magneettikentillä voi olla vaikutuksia myös kalanpoikasiin. Formicki ym. (2004) havaitsivat kokeellisesti taimenen (*Salmo trutta*) pienpoikasten suuntautuvan magneettikentän suunnan mukaisesti. Toisaalta Yano ym. (1997) eivät havainneet magneettikentän muutoksen vaikuttavan koiralohen poikasiin. Joissakin tutkimuksissa magneettikentillä on ollut vaikutusta myös kalojen fysiologiaan, hormonitasapainoon ja yksilönkehitykseen (Öhman ym. 2007).

Kaiken kaikkiaan tuulivoiman myötä lisääntyvien merenalaisten sähkökaapelien aiheuttamien magneettisten ja sähkömagneettisten kenttien mahdolliset kokonaisvaikutukset kaloihin tunnetaan huonosti. Varovaisuuteen on syytä, sillä esimerkiksi lohjet vaeltavat kutujokiansa kohti Pohjanlahdella melko matalassa vedessä, joten ne voivat olla alttiina sähkökaapeleista johtuville magneettikentän muutoksille.

3.5 Elinympäristön muutos

Suomen rannikolle suunnitellun tuulivoiman vaikutukset merialueilla kohdistuvat kalalajeihin, jotka ovat jossakin elinkierron vaiheessaan riippuvaisia matalasta kivi-, sora- tai hiekkapohjasta, joka toimii joko kutualueena, poikasalueena tai syönnösalueena. Tällaisia tuulivoiman rakentamiseen soveltuvia matalikkoja käyttävät kutu- tai poikasalueinaan esimerkiksi silakka, karisiika (*Coregonus lavaretus* s.l.), muikku (*Coregonus albula*), meriharjus (*Thymallus thymallus*) ja ahven (*Perca fluviatilis*). Kutualueilla pohjan sedimentin koostumuksen tai raekoon muutoksen on todettu voivan heikentää esimerkiksi sillin kudun onnistumista (ICES 2001, Posford Duvier Environment ja Hill 2001, Birklund ja Wijsman 2005). Silakka on sillin Itämeressä elävä alalaji. Sedimentin muutosten on havaittu joko estävän kokonaan kudun tai vähentävän lasketun mädin määrää (de Groot 1979, 1980). Ruoppauksen aiheuttamat ekologiset muutokset ovat kuitenkin hyvin tapauskohtaisia (Phua ym. 2004).

Tuulivoiman tai muun rakentamisen yhteydessä syntyvien vedenalaisten riuttojen uusi elinympäristö ei houkuttele pelkästään kaloja vaan alueella lisääntyy sekä kasvillisuus että pohjaeläinten määrä (Linley ym. 2007). Selkärangattomien ja pintalevien leviäminen on yleensä nopeaa (Bohnsack ja Sutherland 1985, Leonhard 2000). Esimerkiksi sinisimpukan (*Mytilus*

edulis) on havaittu hyödyntävän nopeasti uusia rakenteita kiinnittymisalustanaan (Leonhard ja Pedersen 2006, Langhamer ym. 2009). Levien lisääntyminen houkuttaa kaloja, erityisesti kalanpoikasia (Ambrose ja Swarbrick 1989, Svane ja Petersen 2001), ja lisääntynyt kasvillisuus toimii kutualustana useille lajeille (Gregg 1995). Eliöstön kehittyminen riippuu paikallisista ympäristöolosuhteista. Ensiksi paikan vallanneet voivat jäädä valtalajeiksi, tai eliöstö voi kehittyä usean vuoden kuluessa monimuotoiseksi, usein alueen kallio- ja kivikkorantojen eliöstöä vastaavaksi (Relini ym. 1994, Bacchiocci ja Airolti 2003, Leonhard ja Pedersen 2006, Linley ym. 2007). Pohjanmerellä on havaittu myös rapujen ja hummereiden viihtyvän tuulivoimapuiston rakenteiden läheisyydessä (Linley ym. 2007). Kasvillisuuden ja pohja-eläinten lisääntyminen vaikuttaa myös niitä hyödyntävien kalojen esiintymiseen alueella. Tämän seurauksena on usein havaittu lisäys sekä kalaston biomassassa että monimuotoisuudessa (Luckhurst ja Luckhurst 1978).

Tanskan edustan merialueella (Horns Rev, 80 tuulivoimalaa) myrskyt toimivat hiekkapaperin tavoin puhdistuen tuulivoimaloiden rungot niihin kiinnittyneistä eliöistä (Hoffman ym. 2000). Kirjoittajien mukaan sekä käytettyjen rakenteiden ja materiaalien (yksinkertainen teräspierustus) että voimakkaan eroosion, sedimentaation ja epävakaa merenpohjan vuoksi tuulivoimaloiden rakenteet hyödyttävät alueen kalatuotantoa todennäköisesti vain vähän. Myöhemmät tutkimukset kuitenkin osoittavat kalojen ravinnoksi soveltuvan pohjaeläimistön alueella lisääntyneen moninkertaisesti (Leonhard ja Pedersen 2006). Keller ym. (2006) raportoivat myös alueella esiintyvien kalalajien lisääntyneen myöhempinä vuosina. Kalatiheyksien (pelagiset ja semi-pelagiset lajit) järjestelmällistä lisääntymistä tuulivoimapuistojen läheisyydessä ei ole kaikkuluotauksilla kuitenkaan pystytty varmentamaan suuren vaihtelun vuoksi (Hvidt ym. 2006)

Vedenalaisten rakenteiden luomaan uuteen elinympäristöön siirtyvät ja siinä viihtyvät lajit eivät välttämättä ole alueelle tyypillisiä, vaan lajisto muuttuu (Connell ja Glasby 1999, Connell 2001, Petersen ja Malm 2006, Bulleri ja Airolti 2005). Tieteellisessä kirjallisuudessa keskustellaan myös siitä, lisäävätkö riutat kalatuotantoa vai vain kokoavat yhteen alueen kalastoa (esim. Grossman ym. 1997, Bortone 1998). Kalatuotantoa riutat lisäävät vain, jos kyseinen elinympäristö on ollut rajoittavana tekijänä lajin elinkierrossa (Linley ym. 2007). Kellerin ym. (2006) mukaan Pohjanmerellä tuulivoiman rakenteiden mukanaan tuoma hyöty kalojen lisääntymiselle on erityisesti kovien rakenteiden käyttö kutualustana tällaista alustaa suosivila lajeilla. Suomen merialueella tällaista vaikutusta tuskin havaitaan, koska tuulivoimapuistot rakennetaan usein juuri koville hiekka- ja sorapohjille. Paikallisesti kalat kuitenkin hyötyvät riutasta paitsi suojapaikkana myös lisääntyneenä riuttaefektin tuomana ravintona (esim. Brock ja Kam 1994, Rilov ja Benayahu 1998). Ingerin ym. (2009) mukaan oikein suunniteltuna tuulivoimapuistojen vedenalaisilla rakenteilla on positiivisia vaikutuksia monimuotoisuuteen ja kalabiomassaan ainoastaan sellaisilla alueilla, joita ihminen jo aiemmin on muuttanut.

Riuttaefektin on havaittu lisäävän erityisesti pohjakalojen tiheyksiä (Hueckel ym. 1989). Öhmanin ja Wilhelmssonin (2005) ja Wilhelmssonin ym. (2006) mukaan kalatiheydet tuulivoimalan perustusten läheisyydessä olivat suurempia kuin muualla, mutta lajikirjossa ja monimuotoisuudessa ei ollut eroa. Malmin (2005) mukaan sekä kalatiheys että lajimäärä lisääntyivät tuulivoimapuiston vedenalaisten rakenteiden myötä, mutta vain rakenteiden välittömässä läheisyydessä (<20 m). Erityisesti eri tokkolajien poikaset (Gobidae) sekä kivinilikka

(*Zoarces viviparus*) esiintyivät runsaina. Langhamer ja Wilhelmsson (2009) raportoivat aaltovoiman perustusten rakenteiden lisäävän kalatiheyksiä. Myös kalalajien monimuotoisuus lisääntyi ajan myötä ja voimalan perustusten lähellä tavattiin tyypillisiä kovien pohjien kalalajeja. Kalalajeista esimerkiksi turskakalojen (Gadidae), simppujen (Cottidae), tokkojen (Gobidae), kempeloiden (Pleuronectiformes) ja tuulenkalojen (Ammotyditae) määrän on havaittu kasvavan tuulivoimapuistojen vedenalaisien rakenteiden läheisyydessä (Hoffman ym. 2000, Hvidt ym. 2006, Wilhelmsson ym. 2006, Langhamer ym. 2009).



Kuva 2. Suomen rannikolla leviämässä oleva mustakitatokko (*Neogobius melanostomus*) saattaa hyötyä voimaloiden vedenalaisista rakenteista. Kuva L. Urho.

Merelle rakennettavia tuulivoimapuistoja suunnitellaan hyödynnettäväksi vesiviljelyssä. Vedenalaisia rakenteita ja riuttaefektiä voidaan mahdollisesti hyödyntää esimerkiksi kaupallisten simpukoiden tai merilevän tuotannoissa (Linley ym. 2007, Michler-Cieluch ja Krause 2008). Kalanviljelyssä Pohjanmeren olosuhteissa on ollut esillä esimerkiksi lohen, turskan ja piikkikampelan viljely (Linley ym. 2007). Suomen merialueella vastaavia suunnitelmia ei ole, ja vesiviljelyn mahdollisuudet lienevät vähäisemmät kuin esimerkiksi Atlantilla ja Pohjanmerellä.

Tuulivoimaloiden seuraava sukupolvi, kelluvat tuulivoimalat, ovat tällä hetkellä suunnittelu- ja kokeiluvaiheessa (Musial ym. 2003, Berlo ym. 2010). Myös nämä kelluvat voimalat todennäköisesti houkuttelevat kaloja läheisyyteensä (Wilhelmsson ym. 2006).

3.6 Kalastus ja merituulivoima

Merituulivoiman rakentamisen ja käytön aikaiset vaikutukset kaloihin heijastuvat myös siihen, kuinka kalastuksen harjoittaminen alueella onnistuu. Kalojen karkottuminen tai riuttavaiikutuksesta johtuva kokoontuminen, vaellusten muutokset, lisääntymisen ja ravintotilanteen muutokset vaikuttavat omalla tavallaan kalastettavissa olevien kalojen määrään ja oleskelualueisiin.

Kalastajien mahdollisuus harjoittaa alueella kalastusta saattaa muuttua tuulivoimarakentamisen myötä: tuulivoimapuistoissa liikkuminen, alusten ja rysien ankkurointi sekä liikkumisessa noudatettavat turvaetäisyydet esimerkiksi roottorin lavoista irtoavan jään takia, vaikuttavat kalastusmahdollisuuksiin. Joissain tapauksissa tuulivoimapuisto rakennetaan suoraan perinteisten rysäpaikkojen päälle, jolloin rysien uudelleen sijoittaminen hyvin pyytävään paikkaan voi viedä pitkän ajan. Jotkut pyyntimuodot, kuten pohjatroulaus, voidaan kokonaan kieltää. Joillain alueilla syntyy tämän vuoksi rauhoitusalueita, joilla saattaa olla myönteisiä vaikutuksia kalakantojen lisääntymiseen (Wilhelmsson ym. 2010). Suomen rannikolla ei kuitenkaan ole toistaiseksi ollut tarvetta rajoittaa troolikalastusta. Tuulivoimapuistojen alueella tarvittavat väylät huoltoalusten liikkumista varten saattavat suuresti rajoittaa sitä aluetta, jolla kalastusta etenkin kiinteillä pyydyksillä voidaan harjoittaa.

4. Merinisäkkäät ja tuulivoima

4.1 Merinisäkkäät Suomessa

Itämeressä elää kolme hyljettä: itämerennorppa (*Phoca hispida botnica*), halli (*Halichoerus grypus*) ja kirjohylje (*Phoca vitulina*), joista Suomessa tavataan hallia ja norppaa. Vähälukuisen pyöriäisen (*Phocoena phocoena*) voi nähdä vain harvoin Suomessa. Muutamat havainnot ovat keskittyneet lähinnä Saaristomerelle. Halli ja norppa ovat Itämeren altaan runsaslukuisimmat merinisäkkäät, ja valtaosa niistä elää Suomen, Ruotsin, Venäjän ja Viron merialueilla. Norpan levinneisyys noudattelee varmimmin jäätyviä merialueita. Pääosa (75 %) itämerennorpista elää Perämerellä, noin 15 % Riianlahdella ja loput itäisellä Suomenlahdella ja Saaristomerellä. Valtaosa Itämeren halleista elää 58. leveyspiirin pohjoispuolella.

Sekä halli- että norppakannat romahtivat ensin metsästyksen ja myöhemmin ympäristömyrkköjen seurannaisvaikutusten takia viime vuosisadan puolivälin jälkeen. 1990-luvulta lähtien kannat ovat toipuneet. Pohjoisilla merialueilla hallikanta on kasvanut viime vuosina voimakkaasti. Norppakanta on voimistunut Perämerellä. Eteläisimmillä lisääntymisalueilla norppien runsastumista ei ole havaittu. Halli ja itämerennorppa kuuluvat EU:n luontodirektiivin liitteisiin II ja V. Viimeisimmän EU:n uhanalaisuusarvion mukaan Suomessa hallikannan arvioidaan saavuttaneen suotuisan suojelun tason, mutta norppakannan ei (Anonyymi 2007).

Valtaosa merinisäkkäitä ja tuulivoimaa koskevista tutkimuksista on tehty laajojen tuulivoimapuistojen, kuten Tanskassa Horns Rev ja Nysted/Rodsand -puistojen, perustamisen yhteydessä (mm. Dietz ym. 2000, 2003; Tougaard ym. 2004). Tuulivoimaloiden suorista vaikutuksista halleihin ja kirjohylkeisiin on tutkimuksia eteläiseltä Itämereltä. Hylkeiden on havaittu toisaalta sopeutuvan voimalarakenteisiin ja toisaalta häiriintyvän rakennustoista ja lisääntyneestä ihmisen toiminnasta. Tuulivoimaloiden vaikutuksista norppaan ei ole tiettävästi julkaistuja tutkimustuloksia.

4.2 Tuulivoiman vaikutukset hylkeisiin

Tuulivoimalat lisäävät merialueilla ihmisen aiheuttamaa häiriötä. Voimaloiden vaatiman maa- ja/tai vesialueen rakentaminen, käyttö ja ylläpito sekä ilmassa ja meressä tapahtuva liikennöinti lisäävät merkittävästi yleensä aikaisemmin melko rauhallisten ulkomerialueiden ihmistoimintaa. Hylkeet ovat herkkiä ihmisen aiheuttamalle häiriölle, mutta toisaalta niiden on havaittu tottuvan joihinkin pysyviin ja usein toistuviin häiriölähteisiin. Ihmislähtöisen häiriön stressivaikutukset yksittäisiin eläimiin ovat moninaiset, ja vaikutuksia voi olla mm. valpautukseen, pakokäyttäytymiseen, elinympäristövalintaan, lisääntymiskäyttäytymiseen ja jälkeläisten huoltoon. Ihmisen aiheuttamien häiriötekijöiden vaikutusten tutkiminen ja tulosten tulkinta on kuitenkin sangen haasteellista (Frid ja Dill 2002). Erityisesti hylkeitä koskevia häiriötutkimuksia on tehty varsin vähän.

Tuulivoimaloiden aiheuttamista häiriöistä melun on arvioitu olevan yksi merkittävimpiä haittoja merinisäkkäille (mm. Madsen ym. 2006, Nehls ym. 2007). Merinisäkkäät käyttävät kuuloa ja ääniä monipuolisesti saalistamiseen, suunnistamiseen sekä kommunikointiin ja ovat siten myös alttiita vedenalaisen melun haittavaikutuksille (Richardson ym. 1995). Tuulivoimala luo merinisäkkäiden elinympäristöön uuden äänilähteen, jonka mahdolliset haittavaikutukset voivat pitää sisällään mm. äänilähteen houkuttavan tai karkottavan vaikutuksen, äänien sekoittumisen, merinisäkkäiden omien äänien peittymisen sekä väliaikaisia tai pysyviä kuuloaurioita.



Kuva 3. Luodot kiinnostavat sekä halleja että merituulivoiman rakentajia. Kuva P. Timonen.

Tuulivoimaloiden rakentamisen aikaisella, ajoittain varsin voimakkaalla melulla arvioidaan olevan suurempi vaikutus merinisäkkäisiin kuin voimaloiden varsinaiseen toimintaan liittyvällä melulla (Madsen ym. 2006). Voimaloiden perustöiden aikaisesta paalutuksesta aiheutuvan melun arvioidaan olevan haitallista ja häiritsevää merinisäkkäille. Kuulovaurioita saattaa esiintyä, kun melutaso ylittää 180 dB (re 1 μ Pa), ja merinisäkkäitä häiritseväksi tasoksi arvioidaan 140 dB (re 1 μ Pa) (Nehls ym. 2007). Nehlsin ym. (2007) mukaan melun haittavaikutuksia voidaan rakennusvaiheessa yrittää vähentää erilaisilla teknisillä ratkaisuilla.

Kirjohylkeet pystyivät kuulemaan voimalan toiminnasta aiheutuvan äänen veden alla 100 metristä muutamaan kilometriin. Hylkeet saattavatkin kuulla pyöriäisiä paremmin tuulivoiman toiminnasta aiheutuvia matalia vedenalaisia ääniä ja myös reagoida niihin (Koschinski ym. 2003, Tougaard ym. 2009). Tuulivoimalan toiminnasta aiheutuvien äänien (ilmassa ja vedessä) ei kuitenkaan arvioida aiheuttavan vaurioita merinisäkkäiden kuuloon tai haittaavan merkittävästi niiden kommunikointia (Dietz ym. 2000, Tougaard ym. 2009). Ääni, jonka hylje voi kuulla kilometrin päässä toimivasta tuuliturbiinista, vastaa noin 100 kilometrin päässä kulkevan rahtialuksen ääntä (Madsen ym. 2006).

Tuulivoimaloiden rakentamisen ja käytön vaikutukset voivat olla yksilökohtaisia suoria haittavaikutuksia laaja-alaisempia, jos toimenpiteet vaikuttavat epäsuorasti populaatio- ja ekosysteemitasolla. Esimerkiksi muutokset kalakannoissa näkyvät viiveellä myös niitä saalistavissa pedoissa, kuten hylkeissä. Myös pitkäkestoisen häiriön aiheuttaman stressin haittavaikutukset voivat ilmentyä populaatiotasolla (Frid ja Dill 2002). Kriittisimpiä ovat haittavaikutukset, jotka kohdistuvat hylkeiden elinkierron kannalta tärkeisiin alueisiin ja/tai ajanjaksoihin.

5. Linnut ja merituulivoima

Euroopan rannikoilla on tätä nykyä valmiina ja toiminnassa kymmenkunta isoa merituulipuistoa. Näistä vain neljässä katsotaan tehdyn kunnolliset, tieteelliseen analyysiin pohjaavat selvitykset linnustovaikutuksista (3 Tanskassa, 1 Ruotsissa) (Fox ym. 2006a, b). Juuri linnustovaikutukset ovat olleet tuulivoimalarakentamisessa erityisen huomion kohteena dramaattiselta vaikuttavan törmäysriskin ja muuttolintujen näyttävien vaellusten johdosta.

5.1 Törmäysriski

Nykytietämyksen valossa useimpien lintulajien törmäysriski tuulivoimaloihin on pieni, koska linnut näkevät ja kuulevat ne kaukaa (valkoinen väri, massiivinen olemus, potkurien pitämä melu) ja pyrkivät väistämään ne. Suomessa törmäysmäärän peruslähtökohdaksi on yleensä otettu ympäristöministeriön esittämä 1 kuolemaan johtava törmäys vuodessa yhtä voimalatornia kohti (Koistinen 2004). Luku tulee kertoa erityisillä voimaloiden rakenteen ja sijainnin määräämillä vaikutuskertoimilla sekä lopuksi voimaloiden lukumäärällä, jotta saadaan aluekohtainen törmäysriski. Euroopassa voimalakohtainen törmäysriski on vaihdellut erittäin laajasti: 1.3–64.0 törmäystä vuodessa (Kikuchi 2008).

Törmäysriskin mallintamiseen on myös kehittyneempiä menetelmiä (yhteenveto esim. Chamberlain ym. 2006), mutta kaikkia niitä heikentävät puutteelliset tietomme eri lintulajien väistämiskyvystä ja käyttäytymisestä turbiinien lähellä. Tuulivoimalat ovat paikoin osoittautuneet vaarallisiksi isoille leveäsiipisille lintulajeille, erityisesti kotkille ja muille isoille petolinuille (Barrios ja Rodriguez 2004, Fox ym. 2006b, Follestad ym. 2007). Monet näistä lajeista ovat hitaasti lisääntyviä ja pitkäikäisiä ja niiden populaatiokoot ovat pieniä, jolloin muutaman yksilön äkkinäinen poistuma voimistaa linnustovaikutuksia aivan eri tavalla kuin runsaslukuisilla pikkulinuilla. Pelkkä törmäysriskin mittaaminen ei riitä, vaan olisi mitattava myös vaikutus populaatioon, ns. populaatoriski. Tähän tarvitaan kvantitatiivista tietoa, mitattavia lukuarvoja.

Toistaiseksi hätkähdyttävimmät esimerkit populaatoriskin kasvusta ovat manner- tai saariympäristön tuulipuistoista, jotka on sijoitettu petolintujen reviireille. Petolintujen on todettu käyttävän turbiinien rakenteita tähyystyspaikkoinaan ja altistuvan törmäyksille erityisesti kevään soidinlentelyn aikaan. Norjan länsirannikolla Smølan saariston 68 myllyn tuulipuiston alueella todettiin 28 kuolemaan johtanutta merikotkan (*Haliaeetus albicilla*) törmäämistä myllyjen lapoihin kahden ja puolen vuoden aikana tuulipuiston valmistumisesta (Bevanger ym. 2009, Jakobsen ym. 2010). Osassa törmäyksistä lintu oli hajonnut useaksi kappaleeksi, osassa se oli vahingoittunut vain kyynärsiivestään ja nääntynyt kuoliaaksi. Käsisiivestään lievästi vammautuneiden määrää ei tunneta. Alueen alkuperäisistä 19 merikotkareviiristä autioitui neljäsosa jo tuulipuiston rakentamisvaiheessa, ja muissakin on poikastuotanto alentunut (Follestad ym. 2007). Huonolla voimaloiden sijoittelulla lintujen törmäysriski voikin kasvaa kohtuuttomuuksiin. Espanjassa 190 voimalan puistossa vain 28 turbiinia tappoi yli puolet alueen hanhikorppikotkista (*Gyps fulvus*) (yhteensä 30 kuollutta yksilöä).

Pohjoisella Itämerellä tihentyvän merikotkakannan ympärivuotinen oleskelu eräillä suunnitelluilla tuulipuistoalueilla Merenkurkussa ja Ahvenanmaalla uhkaa merikotkia. Satelliittilähtimin varustettujen nuorten merikotkien ensimmäisen vaellusvuoden lentoreitit Merenkurkussa ja Selkämerellä ovat kulkeneet hyvinkin keskitetysti niillä rannikkokaistaleilla, joilla merituulipuistoja Suomessa parhailaan suunnitellaan (Saurola ym. 2010).



Kuva 4. Suuret petolinnut, kuten merikotka, ovat erityisen alttiita joutua törmäysten uhreiksi tuulipuistoissa. Tämä merikotka kohtasi matkansa pään Gotlannin eteläkärjen Näsuddenin tuulipuistossa. Kuva S. Hedgren.

5.2 Liikkumiseste

Toisin kuin petolinnut, useimmat vesi- ja rantalinnut välttelevät aktiivisesti turbiineja ja tuulipuistoaluetta. Tanskassa noin 70–85 % kuikka-, suula-, mustalintu-, alli- ja tiiraparvista muutti lentosuuntaa jo 1,5–2 km ennen tuulipuistoa ja kiersi sen. Eivät liioin merisorsat uineet tuulipuiston sisään, vaikka alueen matalikot olivat ennen rakentamista olleet niiden paljon käyttämiä ravinnonhankinta-alueita. Ainoastaan lokit ja merimetsot (*Phalacrocorax carbo*) lentelivät tuulipuiston sisällä ja oleskelivat siellä muuttamatta käyttäytymistään. Merimetsot jopa istuskelivat turbiinien rakennelmilla ja kalastelivat suurina nuottakuntina tuulipuistoalueella.

Tanskassa Nystedin merituulipuiston läpi muuttavien 235 000 haahkan (*Somateria mollissima*) törmäysprosentti oli vain 0.02 (45 yksilöä), millä ei katsottu olevan merkittävää populaatiovaikutusta (Fox ym. 2006b). Noin 25 % linnuista lensi kappaleen matkaan puiston sisään, mutta kääntyi pian ulos; muut kaarsivat hyvissä ajoin ohi. Lintujen ylimääräiseksi taipaleeksi matkanteossa koitui noin puoli kilometriä, millä ei arveltu olevan suurta vaikutusta muuttolennon rasitukseen.

Tanskassa on kuitenkin havahduttu merituulipuistojen lukumäärän suureen kasvuun Itämerellä, ja tekeillä on laskelmia kaikkien puistojen tuottamien kiertoliikkeiden kumulatiivi-

sesta vaikutuksesta muuttolintujen energetiikkaan (A. D. Fox, kirj. ilm.). Suomessa erityisesti Oulun ja Kemin välille suunniteltujen 4–5 tuulipuiston katkoton jono tulee muokkaamaan pohjoisten vesi- ja rantalintujen muuttoreittejä. Huomattava osa pohjoisten vesilintujen muutosta Suomen rannikoilla tapahtuu yöllä, jolloin parvien on todettu nousevan ylemmäksi ja siirtyvän mantereeseen ylle (Bergman ja Donner 1964). Näin ne pyrkivät tekemään myös huonon näkyvyyden vallitessa, mutta yllättävien sääilmiöiden sattuessa (kova sade, sumu) muutto yleensä pysähtyy ja linnut laskeutuvat mereen odottamaan. Tanskan tuulipuistojen äärellä muutto kokonaan pysähtyi, kun näkyvyys heikkeni alle kilometriin (Fox ym. 2006b).

Tuulivoimapuistot vaikuttavat myös lintujen ruokailumahdollisuuksiin. Tanskalaiset selvitykset kestivät kuusi vuotta (3 vuotta ennen ja 3 vuotta jälkeen rakentamisen) ja osoittivat selvästi, että tuulipuisto edusti suurimmalle osalle merilinnustoa menetettyä elinympäristöä, samaan tapaan kuin ojitettu suo tai kaadettu metsä mannerluonnossa.

6. Vaikutukset selville ennen laajoja hankkeita

6.1 Kalat, kalakannat ja kalastus

Suomen rannikkoalueiden ja matalikkojen luontoarvoja ei ole järjestelmällisesti kartoitettu. Ministeriöiden ja tutkimuslaitosten yhteistyönä alkanut Vedenalaisen luonnon monimuotoisuuden tutkimus VELMU on toistaiseksi pystynyt kartoittamaan vain pienen osan rannikkoalueista joillakin rannikon osilla. Erityisesti matalat alle 10 metrin vesialueet kuuluvat ulompana rannikolla valaistuun vesikerrokseen, jossa meren pohjan monimuotoisuus on todennäköisesti erityisen suuri. Matalien alueiden luontoarvot tulisikin perusteellisesti selvittää tai suunnata tuulivoimarakentamista syvemmille, vähemmän riskialttiille alueille, esimerkiksi yli 20 metrin syvyysvyöhykkeeseen.

Yksittäisen tuulivoimayksikön kalataloudellisten vaikutusten arviointi voi olla mahdollista ilman laajoja selvityksiä ennen ja jälkeen rakentamisen. Kun on kyse useamman kymmenen yksikön meritulivoimapuistosta, arviointi vaikeutuu huomattavasti. Kun laajennetaan edelleen useamman lähelle toisiaan sijoittuvan laajan tuulivoimapuiston rakentamiseen, kalatalousvaikutusten arviointi on varsin vaikeaa. Näistä tapauksista ei ole olemassa ennen rakentamista ja rakentamisen jälkeen tehtyjä riittävän kattavia tutkimuksia, joiden avulla vaikutuksia voitaisiin arvioida. Suomen rannikolle rakennettavan ensimmäisen laajan tuulivoimapuiston vaikutukset olisivatkin tarpeen selvittää perusteellisesti ennen kuin rakennustoimintaa laajennetaan.

Kalatalousvaikutusten arvioinnissa on selvitettävä tuulivoiman rakentamisesta ja tuulivoimaloiden käytöstä aiheutuvia vaikutuksia yksittäisille kalalajeille (mm. kuulo, ravinnon hankinta, lisääntymiskäyttäytyminen, vaellukset), populaatioille (lisääntyminen, ravintovarot, vaellukset), kalayhteisöille (lajisuhteiden muutos) sekä kalastukselle (ammatti- ja vapaa-ajan kalastus erikseen, liikkuminen, pyydysten käyttö, rysäpaikat, kalojen vaellukset, ankkurointi-kiellot) ja kalastuskulttuurille.

Ruotsin kalatalousviranomaisen (Fiskeriverket) edellyttää ainakin seuraavien seikkojen huomioon ottamista kalatalousvaikutusten arvioinnissa meren tuulivoimarakentamisen yhteydessä:

- alueen syvyys ja pohjan rakenne
- kalayhteisön rakenne
 - esiintyvät lajit
 - käytettävän menetelmän kuvaus
 - selvityksen alueellinen ja ajallinen kattavuus
- alueen käyttö kalojen lisääntymis- ja kasvualueena
 - kutupaikat
 - poikasten ja nuorten kalojen esiintyminen
- kalojen vaellus alueella
- uhanalaisten ja vaarantuneiden lajien esiintyminen
- kalastuksen määrän ja laadun kuvaus
 - ammattikalastus
 - vapaa-ajan kalastus.

Eri rannikon osilla kalayhteisöt voivat olla erilaisia ja reagoida eri tavoin ympäristön muutoksiin. Tämän vuoksi kalatalousvaikutusten arvioinnissa on aina syytä hankkia kaloja ja kalakantoja koskevat tiedot kenttätutkimuksin ja kalastusta koskevat tiedot suoraan kyseisen alueen kalastajilta. Alueiden ja kalayhteisöjen erityispiirteet pitäisi myös ottaa huomioon tutkimussuunnitelmaa tehtäessä. Esimerkiksi Suomen rannikko on kudulle nousevan lohien vaellusreitti myös Pohjanlahden Ruotsin puoleisten jokien lohille. Muun muassa vaelluskäytännön mahdolliset muutokset tulisikin kartoittaa riittävän laajoilla kokeilla ja merkintätutkimuksilla.

Vaikutukselle alttiiksi joutuvien alueiden merkitys kalojen ravinnon hankinnassa on myös tutkittava ympäristövaikutusten arvioinnin yhteydessä, ja kalojen kasvunopeuksien muutoksia on seurattava. Lisääntymisalue selvitysten tulisi kattaa kutu- ja poikasalueet niiden lajien osalta, jotka mahdollisesti voisivat aluetta käyttää.

Tuulivoiman vaikutukset eliöstöön tunnetaan kokonaisuutena huonosti. Kyse ei ole niinkään yksittäisestä vaikutuksesta tai yksittäisen tuulivoimapuiston vaikutuksesta kuin useiden Itämerelle rakennettavien tuulivoimapuistojen ja niiden sähkönsiirron yhteisvaikutuksesta. Tuulivoiman rakentamisen ja käytön eri vaiheiden eri eliöryhmille aiheuttamien vaikutusten arvioinnissa voidaan soveltaa esimerkiksi Wilhelmssonin ym. (2010) esittämää luokittelua vaikutusten keston, alueen laajuuden ja vakavuuden suhteen. Lisäksi otetaan huomioon nykyisen tietämyksen taso.

Lisätiedon tarve tuulivoimapuistojen vaikutuksesta on huomioitu alan kirjallisuudessa. Cohnin (2008) mukaan tulisi toteuttaa pilottikohteita ennen kuin merelle rakennettavien tuulivoimapuistojen määrä lisääntyy huomattavasti. Aaltovoiman tuotannon suunnittelussa tällainen vaikutuksia kartoittava pilottiprojekti on käynnistetty (Lysekil projekti, kotisivut: http://www.el.angstrom.uu.se/forskningsprojekt/WavePower/Lysekilsprojektet_E.html). Linleyn ym. (2007) mukaan tarvitaan nykyistä tarkempaa tieteellistä analyysia puistojen kalastovaikutuksista. Tällainen voisi olla esimerkiksi meta-analyysi nykyisistä tutkimustuloksista.

Tuulivoimapuiston kalastovaikutusten osoittaminen käyttämällä yhtä näytteenottomenetelmää on vaikeaa. Andersson ym. (2007b) vertailee eri menetelmien (sukeltaminen kalastolinjoilta, troolaukset, kaikuluotaukset) antamia täysin erilaisia tuloksia ja painottaa useiden eri menetelmien tarvetta vaikutusten arvioinnissa todellisen vaikutuksen havaitsemiseksi.

Merellisissä olosuhteissa kalaston luontainen vaihtelu on suurta. Vaikutusten arvioinnissa luontaisen vaihtelun erottaminen luotettavasti tuulivoimapuiston vaikutuksesta vaatii tutkimusasetelmalta tehokkuutta. Käytännössä tietoa tulee olla luontaisesta vaihtelusta riittävän pitkältä ajalta (yleensä useita vuosia) ennen vaikutusta (rakentamista) tai/ja seurannan tulee ulottua alueelle, jossa seurattavaa vaikutusta ei esiinny (verrokkialue/kontrollialue). Tällaisia asetelmia ovat kirjallisuudessa esitetyt ennen-jälkeen-verrokki/kontrolli-kohdealue -asetelmat (BACI, before-after-control-impact ja beyond BACI) (Underwood 1994, Osenberg ym. 1994, Schmitt ja Osenberg 1996, Downes ym. 2002, Underwood 2006). Vain tehokas tutkimusasetelma riittävin toistoin (esim. luotauslinjat, sukelluslinjat, verkkoyöt) voi osoittaa tilastollisesti tuulivoimapuistojen mahdolliset vaikutukset kalastoon.

Kun selvitetään vaikutuksia kalastukseen ja kalansaaliiseen, on huolehdittava siitä, että haastattelut ja kalastustiedustelut kohdistetaan riittävän laajalle alueelle ja että tietoa saadaan useimmilta alueen kalastajilta. Ammatti- ja vapaa-ajankalastusselvitykset on tehtävä erikseen ja eri menetelmillä. Ammattikalastajat on syytä haastatella, koska siten saadaan kerättyä paikallista tietoa, joka voi auttaa haittojen vähentämisessä. Esimerkiksi rysäpaikkojen yksityiskohtainen rekisteröinti on tarpeen.

6.2 Merinisäkkäät

Suomalaisten merituulipuistojen ympäristövaikutusten arviointiohjelmissa (YVA) merinisäkkäät on käsitelty lähes poikkeuksetta varsin pintapuolisesti. Monien nyt suunniteltujen ulkomeripuistojen vaikutusalueilla on kuitenkin merkitystä sekä hylkeille että niiden kestäväälle käytölle. YVA-ohjelmissa ei juuri ole esitetty käytännön vaikutusten arviointia, seurantamenetelmiä ja/tai niiden toteuttamista hylkeiden osalta. Arvioinnit ovat lähinnä perustuneet melko pinnalliseen yleistietoon hylkeiden biologiasta ja esiintymisestä.

Halli ja itämerennorppa ovat riistalajeja Suomessa. Hylkeenpyynnillä on Suomen rannikolla pitkät perinteet. Hallin metsästys on aloitettu uudelleen kannan kasvun myötä ja lajia on metsästetty koko 2000-luvun ajan Suomessa ja Ruotsissa. Muualla Itämerellä hylkeitä ei nykyisin metsästetä. Ympäristövaikutusten arviointiohjelmissa ei ole juuri kiinnitetty huomiota niihin tuulivoimaloiden vaikutuksiin, jotka mahdollisesti kohdistuvat rannikoilla tapahtuvaan perinteiseen hylkeenpyyntiin.

Tuulivoimaloiden rakentaminen ja käytön aikaiset suorat ja välilliset vaikutukset hylkeisiin tulee arvioida sekä alueellisesti että ajallisesti. Alueellisesti tärkeimpiä vaikutusten arviointikohteita tuulivoimapuistoissa ja niiden vaikutusalueella ovat hylkeiden lisääntyminen, karvanvaihto-, lepo- ja ruokailualueet. Ajallisesti merkittävämmäksi ajankohdaksi painottuu keuhkokuume ja kevät, jolloin hylkeet lisääntyvät ja myöhemmin vaihtavat karvaansa. Lisääntymisaikaan eläimet ovat tyypillisesti altteimpia eri häiriötekijöille, ja tämän ajanjakson häiriöillä on monesti merkittävä vaikutus yksilön ja koko populaation elinvoimaisuudelle (mm. Dietz ym. 2000, Frid ja Dill 2002). Myös karvanvaihto-aika on hylkeelle energiataloudellisesti vaativa ajanjakso. Ympäristövaikutusarvioinneissa lisääntymis- ja karvanvaihto-aika on merkittävä

myös siksi, että tällöin hylkeet ovat sidoksissa maa- ja jääympäristöihin enemmän kuin muina vuodenaikoina. Myös hylkeiden metsästyksessä kevät on merkittävin ajankohta.

Hylkeiden esiintymisen ja määrien selvitys on tärkeä osa tuulivoimapuistojen ja niiden vaikutusalueiden ympäristövaikutusarviointia. Hyljelaskennat tehdään yleensä karvanvaihtoaikaan, jolloin hylkeet makailevat runsaslukuisimmin maalla tai jäällä. Norppien karvanvaihtoajan huippu ajoittuu huhtikuun puolivälin tienoille, jolloin ne vaihtavat karvaansa viimeisillä jäillä. Hallin karvanvaihto puolestaan sijoittuu touko-kesäkuun vaihteeseen, jolloin ne makailevat laumoissa ulkoluodoilla ja viimeisillä jäillä. Laskentamenetelmistä kustannustehokkaimpia ovat lentolaskennat, mutta myös veneestä tai ilmatyynyaluksista tehtävillä laskennoilla voidaan päästä kohtuullisiin tuloksiin. Laskentoja voidaan tehdä myös muina vuodenaikoina. Hylkeet ovat monesti uskollisia lepo- ja karvanvaihtopaikoilleen, mutta pitkäaikainen häiriö voi johtaa alueen hylkäämiseen (mm. Frid ja Dill 2002). Hylkeiden lepo- ja karvanvaihtopaikojen sekä hylkeitä koskevien suojelualueiden sijoittuminen tuulivoimapuistoon tai sen vaikutusalueelle tulee ottaa huomioon selvityksissä.

Arvioitavan alueen merkitys hylkeiden lisääntymisalueena kuuluu oleellisena osana ympäristövaikutusten selvittämiseen. Itämerennorpan ja hallin poikimisaika sijoittuu helmi-maaliskuuhun ja molempien lajien pääasiallinen lisääntymisympäristö on jää. Halli synnyttää poikasen ajojälle ja norppa lumipesään kiinteämmän jään alueelle. Vähäjäisinä talvina halli poikii myös ulkoluodoille. Suomessa suurin tiedossa oleva hallin maallepoikimisalue on Saaristomeren eteläosassa ja myös Suomenlahdelta on havaintoja maalle poikimisesta. Hallien poikimisalueiden ja poikasmäärien selvittämiseen lentolaskennat maaliskuussa ovat kustannustehokkain menetelmä, mutta myös venelaskennoilla saavutetaan hyviä tuloksia. Norppa on hallia riippuvaisempi jäästä ja lumesta lisääntymisympäristönä. Sen pesimäalueiden ja poikasmäärien selvittäminen on hankalampaa, koska kuutit ovat tyypillisesti näkymättömissä lumipesissä. Norpan pesimäalueiden kartoituksessa voi hyödyntää satelliittikuvia alueen jäätilanteesta sekä myös koulutettuja koiria pesintätiheyksien arviointiin. Myös lentolaskennoilla tapahtuvilla valokuvauksilla huhtikuussa voidaan arvioida alueen soveltuvuutta norpan pesintään.

Hylkeiden vuodenaikaisen liikkumisen ja elinympäristön selvittämiseksi tehokkain menetelmä on radioseuranta. Tämä mahdollistaa yksilöiden tarkan seurannan niiden luontaisessa elinympäristössä. Samalla voidaan arvioida sitä, kuinka eläimet reagoivat mahdollisiin häiriölähteisiin, esimerkiksi välttävätkö hylkeet tiettyjä alueita. Meriolosuhteissa pitkällä etäisyyksillä toimivin menetelmä on satelliittipohjainen seuranta. Erityisesti GPS/GSM-laitteilla voidaan päästä erittäin tarkkoihin tuloksiin hylkeiden elinpiiristä, vaelluksista, lisääntymis-, ruokailu- ja lepoalueista. Vastavia seurantoja tehdään Tanskassa tuulipuistojen vaikutusalueella (mm. Dietz ym. 2003, Tougaard ym. 2004). Muita teknisiä menetelmiä ovat alueiden nettipohjainen videovalvonta, jolla voidaan selvittää esimerkiksi hylkeiden lepo- ja karvanvaihtoalueiden käyttöä ja reagointia eri häiriölähteisiin (Edrén ym. 2003). Lisäksi lähinnä pyöriäisten esiintymisen selvittämiseksi voidaan käyttää akustisia kuuntelulaitteita (Anonyymi 2006).

Seurantoja suunniteltaessa ja toteutettaessa kannattaa hyödyntää jo olemassa olevaa tietoa hylkeiden ekologiasta. Merialueen hylkeistä ja niiden esiintymisestä on seurantatietoa mm. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksella, Metsähallituksella ja Elinkeino- ja ympäristökeskuksilla. Metsähallitus vastaa hylkeidensuojelualueista. Eräs tiedonhankkimiskeino on myös alueellisille intressiryhmille, kuten luontoharrastajille, metsästäjille ja kalastajille, kohdenne-
tut haastattelut ja tiedustelut.

6.3 Linnut

Tanskan ja Ruotsin tulosten valossa YVA-ohjelmien tulisi linnustonselvityksissään paneutua kolmeen perusteemaan:

- turbiinien ja puiston muodostamaan liikkumisesteeseen lintujen reiteillä
- mahdolliseen elinpiirin menetykseen puiston rakentamisen seurauksena
- törmäysriskiin kuolevuustekijänä.

Suomalaiset YVA-konsultit viittaavat usein tulosten analysoinnissa tukeutuvansa ulkomaisten, erityisesti tanskalaisten ja ruotsalaisten, selvitysten tuloksiin. Nämä ovat tietenkin hyödynnettävissä esimerkiksi vertailuissa, mutta niillä ei voi korvata paikallista ympäristönvaikutusarviointia, koska Suomen rannikko, kuten muukin pohjoinen Itämeri, on lintujen tuotantoaluetta, kun taas eteläinen Itämeri on lintujen talvehtimis- ja ns. survival-aluetta. Pohjoisilla pesimäalueilla linnut oleskelevat lyhyen ajan vuodessa hajaantuneina tuhansiksi yhdyskunniksi laajoille saaristoalueille.

Lintujen liikehdintä, sen tarkoitus ja intensiteetti pesimäalueilla ovat toiset kuin talvehtimisalueilla. Ravintoympäristön menettäminen pesimäalueella vaikuttaa lisääntymistulokseen, mutta tuskin vähentää aikuislintumääriä. Linnustovaikutusten selvittäminen pitäisi täällä kohdistaa pesimäbiologiaan. Mikäli kaavailtu tuulipuistoalue osoittautuu edes jokseenkin merkittäväksi ravintoympäristöksi, tulisi lähisaaristoista valita joitakin lintuyhdyskuntia pesimäbiologiseen seurantatutkimukseen. Jos lokkien riippuvuus tuulipuisto-alueen ravintolähteistä ei muutu (kuten Tanskassa kävi), sen pitäisi näkyä muuttumattomina ravintolentoina ja yhtäläisenä poikasten kasvuna ennen ja jälkeen rakentamisen.

Suomessa YVA-ohjelmat teettävät laskentoja vain yhden tai korkeintaan kahden vuoden aikana ennen rakentamisen alkamista, mikä on liian lyhyt aika lintumäärien vaihtelun hahmottamiseksi. Vähintäänkin YVA-ohjelmassa pitäisi olla mukana verrokkialue, johon tuloksia vertaillaan. Lisäksi havainnointitietäisyys suomalaisten tuulipuistoalueiden etäisillä ulapoilla on pakostakin kovin pitkä verrattuna etäisyyksiin, joita Tanskan ja Ruotsin selvityksissä käytettiin. Siellä havainnointitietäisyys oli puolesta kilometristä viiteen kilometriin ja käytössä oli havainnointitorneja, tutkia ja infrapuna-laitteistoa videokameroineen (Desholm ym. 2006).

Tanskalaisten tutkimusten mukaan ruokkilinnut aktiivisesti välttävät lentämästä turbiinirivistöjen läpi. Mikäli tuulipuisto rakennetaan niiden pesimäluotojen ja ravintoalueiden väliin, kalastuslennoista saattaa tulla aikaisempaa pitempiä, ja poikasten ruokkimisurakka saattaa käydä lintuemoille energeettisesti raskaaksi tai jopa ylivoimaiseksi. Esim. riskilän (*Cephus grylle*) pesäpoikas aika on merilinnustossamme poikkeuksellisen pitkä, keskimäärin 36 vrk. Koko sen ajan molemmat emot ovat jatkuvasti kalastamassa ja tuovat poikasille kalan kerrallaan keskimäärin 1–2 tunnin välein (yön tunteja lukuun ottamatta). Poikaset käyttävät pääosan energiasta ensi vaiheessa nilkan kasvuun (Hario 2001). On hyvin helppo mitata, muuttuuko emojen ruokintatiheys sekä poikasten kasvunopeus silloin, kun lähialueelle aletaan rakentaa tuulipuistoa. Nilkan kehitys päättyy jo 20. ikävuorokautena, minkä jälkeen kaikki energia hyödynnetään muiden ruumiinosien kasvuun. Huonossa ravitsemuksessa nilkka jää normaalia lyhyemmäksi, mikä on peruuttamaton ominaisuus ja voi vaikuttaa yksilön ravinnonsaantiin ja kelpoisuuteen. Jos ravinnonsaannin muutos yhdistyy vähitellen kantojen pienenemiseen, on todennäköistä, että tuulipuistohankkeella on linnustovaikutusta.

Kantojen pieneneminen voi johtua siis joko lisääntymistuotoksen heikkenemisestä (rekryytti ei pysty korvaamaan normaalia aikuiskuolevuutta) tai siitä, että linnut ovat siirtyneet muualle. Monitoroimalla riittävän laajoja verrokkialueita voidaan päätellä, ovatko linnut siirtyneet ja löytäneet korvaavia pesintä- ja ravintoalueita. Tiedot pesimäalueista saadaan Suomessa verrattain helposti rannikoiden aktiivisilta lintuharrastusjärjestöiltä. Sitä vastoin linnuston esiintyminen ulappa-alueiden ravintokohteilla (eli suunnitelluilla tuulipuistoalueilla) tunnetaan huonosti tai ei lainkaan. Juuri näiden alueiden merkitystä YVA-ohjelmien tulisi kuitenkin mitata. Käyttämällä pesimäbiologiasta saatavia tunnuslukuja voitaisiin YVA-ohjelmisissä päästä perille merituulipuistojen linnustovaikutuksista Itämeren pohjoisilla tuotantoalueilla.

Merituulipuistoilla ei ole juuri vaikutusta merilinnustukseen, koska useimmat tuulipuistot on suunniteltu sijoitettaviksi avomerelle ja suomalainen merilinnustus tapahtuu saaristossa; ampumapaikat ja –suojat (paahukset) ovat saarilla ja luodoilla, ja linnut ammutaan rantaveteen kuvilta.

Viitteet

- Anonyymi 2006. Pyöriäinen Suomessa. Ehdotus toimenpiteiksi pyöriäisen suojelemiseksi Suomessa. *Suomen ympäristö* 40/2006. 62 s.
- Anonyymi 2007. Itämeren hyljekantojen hoitosuunnitelma. *Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja* 4. 93 s.
- Ambrose, R.F. & Swarbrick, S.L. 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bulletin of Marine Science* 44: 718–733.
- Allouche, S. & Gaudin, P. 2001. Effects of avian predation threat, water flow and cover on growth and habitat use by chub, *Leuciscus cephalus*, in an experimental stream. *Oikos* 94: 481–492.
- Andersson, M.H., Dock-Åkerman, E., Ubral-Hedenberg, R. & Öhman, M.C. 2007a. Swimming behavior of roach (*Rutilus rutilus*) and three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in response to wind power noise and single-tone frequencies. *Ambio* 36: 636–638.
- Andersson, M.H., Gullström, M., Asplund, M.E. & Öhman, M.C. 2007b. Importance of using multiple sampling methodologies for estimating of fish community composition in offshore wind power construction areas of the Baltic Sea. *Ambio* 36: 634–636.
- Appelberg, M., Holmqvist, M., Lagenfelt, I., Lettevall, E., Sparrevik, E., Wahlberg, M. & Westerberg, H. 2005. *Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske. Underlagsrapport 1992–2005*. Fiskeriverket, Göteborg, Sverige. 230 s.
- Auld, A.H. & Schubel, J.R. 1978. Effects of suspended sediments on fish eggs and larvae, a laboratory assessment. *Estuarine and Coastal Marine Science* 6: 153–164.
- Bacchiocchi, F. & Airoldi, L. 2003. Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 1157–1166.
- Barrios, L. & Rodríguez, A. 2004. Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 41: 72–81.
- Bergman, G. & Donner, K. O. 1964. An analysis of the spring migration of the Common Scoter and the Long-tailed Duck in southern Finland. *Acta Zoologica Fennica* 105: 1–59.
- Bergström, L., Westerberg, H., Olofsson, H., Axenrot, T. & Sköld, M. 2007. Revidering av kunskapsläget för vindkraftens effekter på fisket och fiskebestånden. *Finfo: Fiskeriverket Informerar* 2007(6). 31 s.
- Berlo, D., Gabrielson, C., Hanly, S., Parzych, M., Sacco, M. & Sebastian, R. 2010. *Design of scale-model floating wind turbine platforms*. Worcester Polytechnic Institute, B. Sc Degree. 58 s.

- Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Halley, D., Hanssen, F., E., Hoel, P.L., Johnsen, L., Kvaløy, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Steinheim, Y. & Vang, R. 2009. Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Progress Report 2009. *NINA Report* 505. 70 s.
- Birklund, J. & Wijsman, J.W.M. 2005. *Aggregate extraction, A review on the effect on ecological Functions*. Prepared for EC Fifth Framework Programme Project SANDPIT. 54 s.
- Blaxter, J.H.S. 1968. Visual threshold and spectral sensitivity of herring larvae. *The Journal of Experimental Biology* 48: 39–53.
- Bone, Q., Marshall, N.B. & Blaxter, J.H.S. 1995. *Biology of fish*. Second edition. Blackie Academic & Professional, London.
- Bohnsack, J.A. & Sutherland, D.L. 1985. Artificial reef research, A review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science* 37: 11–39.
- Bortone, S.A. 1998. Resolving the attraction-production dilemma in artificial reef research, some yeas and nays. *Fisheries* 23: 6–10.
- Brock, R.E. & Kam, A.K.H. 1994. Focusing the recruitment of juvenile fishes on coral-reefs. *Bulletin of Marine Science* 55: 623–630.
- Bulleri, F. & Airoidi, L. 2005. 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.
- Callow, M.E., Pitchers, R.A. & Milne, A. 1986. The control of fouling by non-biological systems. Teoksessa: Evans, L.V. & Hoagland, K.D. (toim), *Algal Biofouling*. Studies in Environmental Science 28, Elsevier, Amsterdam, ss. 145–158.
- Chamberlain, D.E., Rehfishch, M.R., Fox, A.D., Desholm, M. & Anthony, S.J. 2006. The effects of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148: 198–202.
- Clarce, D.G. & Wilber, D.H. 2000. *Assessment of potential impacts of dredging operations due to sediment resuspension*. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E9). 11 s.
- CMACS 2003. *A baseline assessment of electromagnetic fields generated by offshore windfarm cables*. COWRIE Report EMF - 01-2002. 66 s.
- Cohn, J.P. 2008. How ecofriendly are wind farms? *BioScience* 58: 576–578.
- Connell, S.D. 2001. Urban structures as marine habitats. An experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. *Marine Environmental Research* 52: 115–125.
- Connell, S.D. & Glasby, T.M. 1999. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour. *Marine Environmental Research* 47: 373–387.
- Dankers, P.J.T. 2002. *The behaviour of fines released due to dredging. A literature review*. Delft University of Technology. Hydraulic Engineering Section, Faculty of Civil Engineering and Geosciences. 59 s.
- DENA, Deutsche Energie-Agentur 2005. *Energiewirtschaftliche Planung für die Netzintegration von Windenergie in Deutschland an Land und Offshore bis zum Jahr 2020*. (DENA-Netzstudie) – www.offshore-wind.de/show_article.cfm?id=4593&cid=1348&suchwort=NETZSTUDIE. 342 s.
- Desholm, M., Fox, A.D., Beasley, P.D. & Kahlert, J. 2006. Remote techniques for counting and estimating the number of bird–wind turbine collisions at sea, a review. *Ibis* 148: 76–89.
- Di Napoli, C. 2007. Tuulivoimaloiden melun syntytyvat ja leviäminen. *Suomen Ympäristö* 4/2007. 32 s.
- Diebel, C.E., Proksch, R., Green, C.R., Neilson, P. & Walker, M.M. 2000. Magnetite defines a vertebrate magnetoreceptor. *Nature* 406: 299–302.
- Dietz, R., Teilmann, J. & Henriksen, O.D. 2000. *EIA study of offshore wind farm at Rødsand - Technical report about seals*. Ministry of the Environment and Energy & National Environmental Research Institute, 67 s.
- Dietz, R., Teilmann, J., Henriksen, O.D. & Laidre, K. 2003. *Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry*. NERI Technical report No. 429. Denmark.
- Døving, K.B. & Stabell, O.B. 2003. Trails in Open Waters, Sensory Cues in Salmon Migration. Teoksessa: Collin, S.P. & Marshall, N.J. (toim.), *Sensory processing in Aquatic Environments*. Springer, New York, ss. 39–52.

- Downes, B.J., Barmuta, L.A., Fairweather, P.G., Faith, D.P., Keough, M.J., Lake, P.S., Mapstone, B.D. & Quinn G.P. 2002. *Monitoring ecological impacts. Concepts and practise in flowing waters*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Edrén, S., Teilmann, J., Dietz, R., Henriksen, O. D. & Carstensen, J. 2003. *Remote video registration of seals at Rodsand seal sanctuary*. Ministry of the Environment Denmark. 23 s.
- Eltra 2000. *Beregning og måling af magnetfelter omkring kabler och vindmøller*. Internt notat 2000, 238 s.
- Engell-Sørensen, K. 2002. *Possible effects of the offshore windfarm at Vindeby on the outcome of fishing. The possible effects of electromagnetic fields and noise*. Bio/consult AS. Document No. 1920-003-001-rev. 2. Report to SEAS. 20 s.
- Engel-Sørensen, K. & Skyt, P.H. 2001. *Evaluation of the effect of sediment spill from offshore wind farm construction on marine fish*. Report to SEAS, Denmark. 18 s.
- Feist, B.E., Anderson, J.J. & Miyamoto, R. 1996. *Potential impacts of pile driving on juvenile Pink (Oncorhynchus gorbuscha) and Chum (O. keta) Salmon behaviour and distribution. Pound Sounds Final Report*. University of Washington, School of Fisheries Washington, USA. 32 s.
- Ferrari, M.C.O., Elvidge, C.K., Jackson, C.D., Chivers, D.P. & Brown, G.E. 2010. The responses of prey fish to temporal variation in predation risk, sensory habituation or risk assessment? *Behavioral Ecology* doi,10.1093/beheco/arq023 (Advance access).
- Follestad, A., Flagstad, Ø., Nygård, T., Reitan, O. & Schulze, J. 2007. *Vindkraft og fugl på Smøla 2003–2006*. NINA rapport 248. 78 s.
- Forward, G. 2005. *The potential effects of offshore wind-power facilities on fish and fish habitat. A literature review*. Algonquin Fisheries Assessment Unit. Ontario Ministry of Natural Resources. Mimeo. 12 s.
- Forward, R.P. Jr., Burke, J.S., Rittschof, D. & Welch, J.M. 1996. Photoresponses of larval Atlantic menhaden (*Brevoortia tyrannus* Latrobe) in offshore and estuarine waters, implications for transport. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 199: 123–135.
- Formicki, K., Sadowski, M., Tanski, A., Korzelecka-Orkisz, A. & Winnicki, A. 2004. Behaviour of trout (*Salmo trutta* L.) larvae and fry in a constant magnetic field. *Journal of Applied Ichthyology* 20: 290–294.
- Fox, A.D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T.K. & Petersen, I.B. 2006a. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. *Ibis* 148: 129–144.
- Fox, A.D., Christensen, T.K., Desholm, M., Kahlert, J. & Petersen, I.B. 2006b. *Avoidance responses and displacement*. Danish Offshore Wind – Key Environmental issues. ss. 94–111.
- Fricke, R. 2000. Auswirkungen elektrischer und magnetischer Felder auf Meerestiere in der Nord und Ostsee. Teoksessa: Merck, T. & Nordheim, H.v. (toim.), *Technische Eingriffe in marine Lebensräume*. Workshop des Bundesamtes für Naturschutz- INA Vilm 27.–29. Oktober 1999. – BIN Skripten 29, ss. 41–61.
- Frid, A. & Dill, L.M. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6: 11. [online] URL, <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art11/>
- Fristedt, T., Morén, P. & Söderberg, P. 2001. *Acoustic and Electromagnetic noise induced by wind mills – implications for underwater surveillance systems. Pilot Study*. FOI-R--0233--SE. Swedish Defense Research Agency, Stockholm, Sweden. 13 s.
- Giles, N. & Huntingford, F.A. 1984. Predation risk and inter-population variation in anti-predator behaviour in the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. *Animal Behaviour* 32: 264–275.
- Gill, A.B. 2005. Offshore renewable energy, ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology* 42: 605–615.
- Gregg, K.L. 1995. Comparison of three manufactured artificial reef units in Onslow Bay, North Carolina. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 316–324.
- Groot, de S.J. 1979. The Potential Environmental Impact on Marine Gravel dredging in the North Sea. *Ocean Management* 5: 233–249.
- Groot, de S.J. 1980. The consequences of marine gravel dredging of spawning of herring, *Clupea harengus*. *Journal of Fish Biology* 16: 605–611.
- Grossman, G.D., Jones, G.P. & Seaman, W.J. 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. *Fisheries* 22: 17–23.

- Hansson, S. 1995. En litteraturgenomgång av effekter på fisk av muddring och tippning, samt erfarenheter från ett provfiske inför Stålverk 80. *Tema Nord* 513: 73–84.
- Hanson, M., Karlsson, L. & Westerberg, H. 1984. Magnetic material in European Eel (*Anguilla anguilla* L.). *Comparative Biochemistry and Physiology* 77: 221–224.
- Harding, G., Harding, P. & Wilkins, A. 2008. Wind turbines, flicker, and photosensitive epilepsy. Characterizing the flashing that may precipitate seizures and optimizing guidelines to prevent them. *Epilepsia* 49: 1095–1098.
- Hario, M. 2001. Chick growth and nest departure in Baltic Black Guillemots *Cephus grylle*. *Ornis Fennica* 78: 97–108.
- Hoffmann, E., Astrup, J., Larsen, F. & Munch-Petersen, S. 2000. *Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area*. ELSAMPROJEKT A/S Baggrundsrapport 24. 42 s.
- Hueckel, G., Buckley, J., Raymond, M. & Benson, B. L. 1989. Mitigating rocky habitat loss using artificial reefs. *Bulletin of Marine Science* 44: 913–922.
- Hvidt, C.B., Leonhard, S.B., Klastrup, M. & Pedersen, J. 2006. *Hydroacoustic monitoring of fish communities at offshore wind farms, Horns Rev offshore wind farm, Annual Report 2005*. Bio/Consult AS., Denmark. 54 s.
- ICES 2001. Effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem - Report of the working group on the effects of extraction of marine sediments on the marine ecosystem. *ICES Cooperative Research Report* No. 247. 80 s.
- Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A.C., Grecian, W.J., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J. & Godley, B.J. 2009. Marine renewable energy, potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology* 46: 1145–1153.
- Itä-Uudenmaan liitto & Kymenlaakson liitto 2005. *Tuulivoiman tuotantoon soveliaiden maa- ja merialueiden kartoitus Itä-Uudenmaan ja Kymenlaakson alueilla*. Moniste, 119 s.
- Jacobsen, K.-O., Borg, L. & Johnsen, T.V. 2010. Dønnesfjord vindpark, Hasvik kommune. Konsekvensutredning, deltema naturmiljø. NINA Rapport 541. 37 s.
- Jankowski, J.A. & Zielke, W. 1996. *Data Support for the Deep-Sea Mining Impact Modelling*. Institut für Strömungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen der Universität Hannover. 50 s.
- Johnston, D.W. & Wildish, D.J. 1981. Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus harengus*). *Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology* 26: 307–314.
- Johnston, D.W. & Wildish, D.J. 1982. Effect of suspended sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus harengus* L.). *Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology* 29: 261–267.
- Keller, O., Lüdemann, K. & Kafemann, R. 2006. Literature Review of Offshore Wind Farms with Regard to Fish Fauna. Teoksessa: Zucco, C., Wende, W., Merck, T., Köchling, I. & Köppel, J., *Ecological Research on Offshore Wind Farms, International Exchange of Experiences, PART B, Literature Review of the Ecological Impacts of Offshore Wind Farms*. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany, ss. 47–129.
- Kikuchi, R. 2008. Adverse impacts of wind power generation on collision behaviour of birds and anti-predator behaviour of squirrels. *Journal for Nature Conservation* 16: 44–55.
- Kikuchi, R. 2010. Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine Pollution Bulletin* 60: 172–177.
- Kjørboe, T. & Mohlenberg, F. 1981. Particle selection in suspension-feeding bivalves. *Marine Ecology Progress Series* 5: 291–296.
- Kjørboe, T., Frantsen, E., Jensen, C. & Nohr, O. 1981. Effects of suspended sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 13: 107–111.
- Koistinen, J. 2004. Tuulivoimaloiden linnustovaikutukset. *Suomen ympäristö* 721/2004. 42 s.
- Koschinski, S., Culik, B.M., Henriksen, O.D., Tregenza, N., Ellis, G., Jansen, C. & Kathe, G. 2003. Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Marine Ecology Progress Series* 265: 263–273.

- 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.
- Leonhard, S.B. 2000. *Horns Rev offshore wind power farm. Environmental impact assessment of sea bottom and marine biology*. Report commissioned by ELSAM A/S. 53 s.
- Leonhard, S.P. & Pedersen, J. 2006. *Benthic communities at Horns Rev before, during and after construction of Horns Rev offshore wind farm*. Bio/Consult AS. 89 s.
- Lima, S. L. & Bednekoff, P. A. 1999. Temporal variation in danger drives antipredator behavior.. The predation risk allocation hypothesis. *American Naturalist* 153: 649–659.
- Linley, E.A.S., Wilding, T.A., Black, K., Hawkins, A.J.S. & Mangi, S. 2007. *Review of the reef effects of offshore wind farm structures and their potential for enhancement and mitigation*. Report from PML Applications Ltd and the Scottish Association for Marine Science to the Department for Business, Enterprise and Regulatory Reform (BERR), Contract No, RFCA/005/0029P.
- Luckhurst, B.E. & Luckhurst, K. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology* 49: 317–323.
- 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.
- Malm, T. 2005. *Wind power plants in the sea - A method to locally increase the biodiversity in the Baltic Sea?* - Report to the National Energy Agency, Wind research program. Stockholm University, Department of Botany, Plant ecology. 12 s.
- McCauley R.D., Fewtrell J., & Popper, A.N. 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *Journal of the Acoustical Society of America* 113: 638–642.
- McKenzie-Maxon, C. 2000. *Offshore wind turbine construction, offshore pile-driving underwater and above water noise measurement and analysis*. Report to, SEAS Distribution A.m.b.A, Slagterivej 25, 4690 Haslev, Danmark, Technical Report 00.877.
- Menge, B.A. 1976. Organization of the New England rocky intertidal community, Role of predation, competition, and environmental heterogeneity. *Ecological Monographs* 46: 355–393.
- Mercer, T. 2001. Blyth Offshore Wind Farm, Post-Construction Sublittoral Biological Survey. *Aquatic Environments*. 28 s.
- Messieh, S.N., Wildish, S.N. & Peterson, R.H. 1981. Possible impact of sediment from dredging and spill disposal on the Miramichi Bay herring fishery. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1008. 37 s.
- Michler-Cielucha, T. & Krause, G. 2008. Perceived concerns and possible management strategies for governing ‘wind farm–mariculture integration’. *Marine Policy* 32: 1013–1022.
- Middelgrunden Wind Turbine Co-operative. 2001. Miljøvurdering af vindmøllepark på middelgrunden. Ikke-teknisk resumé af VVM redegørelsen .. 8 s. [online]URL, http://www.middelgrunden.dk/middelgrunden/sites/default/files/public/Ikke_teknisk_resume_af_VVM.pdf
- Moore, A., Freake S. M. & Thomas I. M. 1990. Magnetic particles in the lateral line of the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Philosophical Transactions, Biological Sciences. Royal Society of London, Series B*. 329, 11–15.
- Müller-Blenkle, C. & Lüdemann, K. 2006 Reaction of plaice (*Pleuronectes platessa*) and cod (*Gadus morhua*) to low-frequency sound in an experimental tank. *Journal of Acoustical Society of America* 120: 3327.
- Musial, W.S., Butterfield, S. & Boone, A. 2003. *Feasibility of floating platform systems for wind turbines, preprint*. Report number NREL/CP-500-34874, National Technical Information Service, US Department of Commerce. 11 s.
- Nedwell, J. & Howell, D. 2004. *A review off offshore windfarm related underwater noise sources*. COWRIE, Report No. 544 R 0308. 57 s.

- Nedwell, J.R., Turnpenny A.W.H., Langworthy, J. & Edwards, B. 2003. *Measurements of underwater noise during piling at the Red Funnel Terminal, Southampton, and observations of its effect on caged fish*. Subacoustech Report Reference, 558R0207, Subacoustech Ltd., Hampshire, UK, Technical Report. 33 s.
- Nehls, G., Betke, K., Eckelmann, S. & Ros, M. 2007. *Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of off shore wind-farms*. Collaborative Offshore Windfarm Research, London, U.K. 72 s.
- NordanVind vindkraft AB 2009. *Vindkraftpark Storgundet – kompletterande teknisk- och miljökonsekvensbeskrivning*. NordanVind vindkraft AB. 23 s.
- Osenberg, C.W., Schmitt, R.J., Holbrook, S.J., Abu-Saba, K.E. & Flegal, A.R. 1994. Detection of environmental impacts, natural variability, effect size, and power analysis. *Ecological Applications* 4: 16–30.
- Petersen K.J. & Malm T. 2006. Off shore windmill farms. Threats or possibilities to the marine environment. *Ambio* 35: 29–34
- Phua, C., Akker, van deer S., Baretta, M. & Dalfsen, van J. 2004. *Ecological effects of sand extraction in the North Sea*. The North Sea Foundation. 22 s.
- Pile Installation Demonstration Project 2001. *San Francisco– Oakland Bay Bridge, Fisheries Impact Assessment*, PIDP EA 01208, Caltrans Contract 04A0148, Task Order 205.10.90, PIDP 04-ALA-80-0.0/0.5.
- Pohjolan Voima Oy 2001. *Kokkolan edustan merituulivoimalaitos. Liitännäishankkeiden ympäristövaikutukset*. 16 s.
- Posford Duvivier Environment & Hill, M.I. 2001. *Guidelines on the impact of aggregate extraction on European Marine Sites*. Countryside Council for Wales (UK Marine SACs Project). 125 s..
- Pöyry 2007. *Korsnäsin merituulipuisto. Ympäristövaikutusten arviointiohjelma*. 60 s.
- Pöyry 2009. *Suurhiekan merituulipuisto ja sähkönsiirron reittivaihtoehdot. Ympäristövaikutusten arviointiselostus*. 365 s.
- Relini, G., Zamboni, N., Tixi, F. & Torchia, G. 1994. Patterns of sessile macrobenthos community-development on an artificial reef in the Gulf Of Genoa (Northwestern Mediterranean). *Bulletin of Marine Science* 55: 745–771.
- Richardson, W.J., Greene, C.R. Jr, Malme, C.I. & Thomson, D.H. 1995. *Marine mammals and noise*. Academic Press, San Diego. 576 s.
- Rilov, G. & Benayahu, Y. 1998. Vertical artificial structures as an alternative habitat for coral reef fishes in disturbed environments. *Marine Environmental Research* 45: 431–451.
- Saurola, P., Koivusaari, J., Lumme, T., Nuuja, I. & Stjernberg, T. 2010. Minne menet, merikotka? – satelliitti-merikotkien ensimmäinen vuosi. *Linnut* 45 (3): 6–15.
- Schmitt, R. & Osenberg, C. W. 1996. Detecting ecological impacts. Concepts and applications in coastal habitats. Academic Press, San Diego, USA. 401 s.
- Suomen Tuulivoimayhdistys ry. 2010. *Tuulivoimahankkeet*. Elokuun 20. 2010, <http://www.tuulivoimayhdistys.fi/hankkeet>
- Svane, I. & Petersen, J.K. 2001. On the problems of epibiosis, fouling and artificial reefs, a review. *Marine Ecology* 22: 169–188.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. & Piper, W. 2006. *Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish*. Report for Collaborative Offshore Wind Research into the Environment (COWRIE), Newbury, UK.
- Tougaard, J., Henriksen, O.D. & Miller, L.A. 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines, estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *Journal of Acoustic Society of America* 125 (6): 3766–3773.
- Tougaard, J., Ebbesen, I., Tougaard, S., Jensen, T. & Teilmann, J. 2004. *Satellite tracking of harbour seals on Horns Reef*. Syddansk Universitet. 43 s.
- Underwood A. J. 1994. On Beyond BACI, Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4: 3–15.
- Underwood A. J. 2006. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Austral Ecology* 18: 99–118.

- Uudenmaan liitto. 2002. *Tuulivoiman tuotantoon soveliaiden alueiden kartoitus, vaikutusten arviointi maakunta-avaavotusta varten*. Moniste.
- Vagle, S. 2003. *On the Impact of Underwater Pile-Driving Noise on Marine Life*. Internal Report, Ocean Science and Productivity division, Institute of Ocean Sciences. DFO/Pacific, Canada.
- Vatanen, S. 2009. Tuulivoima – luonnonmukaista energiaa? *RKTL Tutkimuspäivät 2009, Rovaniemi, 17–18.11.2009 (tiivistelmä)*.
- Varsinais-Suomen energiatoimisto. 2004. *Länsituuli-West Wind, selvitys tuulivoiman tuotantoon soveliaista alueista Satakunnassa ja Varsinais-Suomessa*. Moniste.
- Vella, G., Rushforth, I., Mason, E., Hough, A., England, R., Styles, P., Holt, T. & Thorne, P. 2001. *Assessment of the effects of noise and vibration from offshore wind farms on marine wildlife*. ETSU W/13/00566/REP, DTI/Pub URN 01/1341. University of Liverpool, Environmental Research and Consultancy. 107 s.
- Verkuijlen, E. & Westra, C.A. 1984. Shadow hindrance by wind turbines. *Proceedings of the European wind Energy Conference. October 1984, Hamburg, Germany*.
- Villareal, T.A., Hansona, S., Qualiab, S., Jester, E.L.E., Granadec, H.R. & Dickey R.W. 2007. Petroleum production platforms as sites for the expansion of ciguatera in the northwestern Gulf of Mexico. *Harmful Algae* 6: 253–259.
- Voll, B. 2006. *Black Springs wind farm shadow flicker study*. Energreen Wind Pty. Ltd. New South Wales, Australia.
- Wahlberg, M. & Westerberg, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series* 288: 295–309.
- Walker, M.M. 1984. A candidate magnetic sense organ in the yellowfin tuna, *Thunnus albacares*. *Science* 224: 751.
- Walker, T.I. 2001. *Review of Impacts of High Voltage Direct Current Sea Cables and Electrodes on Chondrichthyan Fauna and Other Marine Life*. Basslink Supporting Study No. 29. Marine and Freshwater Resources Institute No. 20. Marine and Freshwater Resources Institute, Queenscliff, Australia.
- Westerberg, H. 1994. Fiskeriundersökningar vid havsbaserat vindkraftverk 1990–1993. *Fiskeriverket. Rapport 5/1994*. 37 s.
- Westerberg, H. 2000. Effect of HVDC cables on eel orientation. Teoksessa: Merck, T. & Nordheim, H.V. (toim.), *Technische Eingriffe in marine Lebensräume*. Workshop des Bundesamtes für Naturschutz- INA Vilm 27.-29. Oktober 1999. BfN Skripten 29, ss. 70–76.
- Westerberg, H. & Begout-Anras, M-L. 2000. Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. *Advances in Fish Telemetry*. Teoksessa: Moore, A. & Russel, I. (toim.), *Proceedings of the Third Conference on Fish Telemetry in Europe*. Norwich, England, 20–25 June 1999. CEFAS, Lowestoft, 10 s.
- Westerberg, H., Rönback, P. & Frimansson, H. 1996. Effects of suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES CM* 1996/E26. s. 13.
- Wickens, J. & Barker, G. 1996. Quantifying complexity in rock reefs. Teoksessa: Jensen, A.C. (toim.), *European artificial reef research*. Proceedings of the 1st EARRN conference, Ancona, Italy, March 1996. Southampton Oceanography Centre, ss. 423–430.
- Wilhelmsson, D. & Malm, T. 2008. Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 459–466.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompson, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullström, M., Patterson Edwards, J.K., Amir, O. & Dubi, A. (toim.) 2010. *Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of off shore renewable energy*. Gland, Switzerland: IUCN. 102 s.
- Wilhelmsson D., Malm T. & Öhman M. 2006. Influence of offshore wind power on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science* 63: 775–784
- Wilhelmsson, D., Öhman, M.C., Ståhl, H. & Shlesinger, Y. 1998. Artificial reefs and dive tourism in Eilat, Israel. *Ambio* 27: 764–766.
- Wiltschko, R. & Wiltschko, W. 1995. *Magnetic orientation in animals*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 297 s.

- Yano, A., Ogura, M., Sato, A., Sakaki, Y., Shimizu, Y., Baba, N. & Nagasawa, K. 1997. Effects of modified magnetic field on the ocean migration of maturing chum salmon, *Oncorhynchus keta*. *Marine Biology* 120: 523–530.
- Ympäristöministeriö, Lapin liitto, Pohjois-Pohjanmaan liitto, Keski-Pohjanmaan liitto & Pohjanmaan liitto 2003. *Tuulivoimatuotannolle soveltuvat alueet Merenkurkun-Perämeren rannikko- ja merialueella*. Moniste. 136 s.
- Öhman, M.C. & Wilhelmsson, D. 2005. VINDREV—*Havsbaserade vindkraftverk som artificiella rev, effekter på fisk*. Vindforsk, FOI/Energimyndigheten. Stockholm. 17 s.
- Öhman, M.C., Sigray, P. & Westerberg, H. 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36: 630–633.



JULKAISIJA

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos

Viikinkaari 4

PL 2

00791 Helsinki

Puh. 0205 7511, faksi 0205 751 201

www.rktl.fi