

TUULIVOIMAN VAIKUTUKSET MERIKOTKAN (*HALIAEETUS  
ALBICILLA*) LISÄÄNTYMISEEN

TEEMU NIINIMÄKI

Pro gradu -tutkielma  
Itä-Suomen yliopisto  
Biologian laitos  
2013

ITÄ-SUOMEN YLIOPISTO

Biologian laitos

NIINIMÄKI, TEEMU: Tuulivoiman vaikutukset merikotkan (*Haliaeetus albicilla*) lisääntymiseen

Pro-gradu -tutkielma, 31 s.

Kesäkuu 2013

---

Tuulivoima mielletään yleisesti ympäristöystävälliseksi energiantuotantomuodoksi, mutta myös sillä on ympäristövaikutuksia, jotka kohdistuvat muun muassa lintuihin. Tuulivoiman linnustovaikutukset jaetaan yleensä kolmeen osa-alueeseen: häiriö- ja estevaikutukset, elinympäristömuutokset ja törmäysvaikutukset. Vaikutuksia on yleensä pidetty melko vähäisinä, mutta ne voivat olla merkittäviä kohdistuessaan pitkäikäisiin, hitaasti lisääntyviin ja harvalukuisiin lajeihin. Erityisesti petolintujen on paikoin havaittu kärsivän tuulivoimaloista. Suomessa merikotka (*Haliaeetus albicilla*) on yksi todennäköisimmin tuulivoimaloista kärsivä lintulaji, mutta tutkimustietoa asiasta ei ole. Merikotkan osalta törmäykset tuulimyllyihin ovat todennäköisesti kannan suurin uhkatekijä. Opinnäytetyössä selvitettiin tuulivoimaloiden mahdollisia vaikutuksia merikotkan pesintään ja poikasten selviytymiseen pesästä lähdön jälkeen.

Käytössä oli valmiiksi kerätty aineisto merikotkien pesimätiedoista sekä pesästä lähdön jälkeen havaituista poikasista. Opinnäytetyössä analysoitiin pesimätietoihin pohjautuen, onko pesinnänonnistuminen todennäköisempää etäisyyden tuulivoimalaan kasvaessa. Lisäksi tutkittiin onko poikasen selviytyminen pesästä lähdön jälkeen todennäköisempää etäisyyden tuulivoimalaan kasvaessa.

Tilastollista merkitsevyyttä pesimämenestyksen ja tuulivoimalan läheisyyden väliltä ei löytynyt. Pesästä lähteneiden poikasten uudelleen havaitsemisen todennäköisyyden kasvu pesän etäisyyden tuulivoimalaan kasvaessa oli lähellä tilastollisesti merkitsevän tuloksen rajaa. Tutkimustuloksia analysoitaessa on huomioitava, että käytetty aineisto oli pieni. Suuremmalla aineistolla mahdolliset tilastolliset merkitsevyydet olisi saatu esiin. Tuulivoimaloiden määrä on kasvamassa rannikkoalueilla moninkertaisesti ja lisätutkimusta aiheesta tarvitaan ehdottomasti. Suomessa merikotka on eniten julkisessa keskustelussa esillä ollut tuulivoimaloista mahdollisesti kärsivä eläinlaji. On yhteisen edun mukaista, mahdolliset negatiiviset ympäristövaikutukset huomioidaan tuulivoimapuistojen suunnittelussa.

UNIVERSITY OF EASTERN FINLAND

Department of Biology

NIINIMÄKI, TEEMU: Wind power influences on reproduction in white-tailed eagle  
(*Haliaeetus albicilla*)

MSc. Thesis, 31 pp.

June 2013

---

Wind power is usually considered as an environmentally friendly way of energy production but it can also have negative impacts to the environment. Impacts to local and migrating bird populations can be notable if wind turbines are built and located without appropriate planning. Main effects on birds are collision damage, habitat loss and avoidance behavior. Bird mortality is usually estimated low but it can be significant for rare, long-lived species with slow productivity. Many recent studies have showed that raptors are the most vulnerable group of birds.

In Finland the white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) is maybe one of the most vulnerable species for wind turbines. Collision is probably the biggest threatening factor. This master`s thesis examines the possible impacts of wind power to white-tailed eagles breeding success or juveniles survival after leaving the nest.

The material was collected from white-tailed eagle nesting and ringing information database. Adult white-tailed eagles are territorial and in case when wind turbine is located inside their territory, the probability for collision may get higher. Master`s thesis analyzes if there is a difference in breeding success or juvenile white-tailed eagle control probability when distance to the turbine grows.

There was no statistical significance between breeding success and distance to wind turbine. Juveniles control probability was close to the statistical significance. Probability got higher when distance to wind turbine grew. This result shows that there might be correlation and with larger data this possible correlation would have been found. It is good to keep in mind that the number of wind turbines on coastal regions of Finland is growing fast in the future. In Finland white-tailed eagle gets a lot of publicity in the discussion of wind powers negative environmental impacts. It is a benefit for every interest group that the risks are taken into account in the planning of new wind power areas.

## SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO.....	2
2 TUULIVOIMAN LINNUSTOVAIKUTUKSET .....	4
2.1 Tutkimuksia tuulivoiman linnustovaikutuksista.....	4
2.2 Merikotkatutkimus Norjassa .....	6
2.3 Tuulivoimalan aiheuttaman petolintukuolleisuuden syitä.....	7
3 MERIKOTKAN BIOLOGIA.....	8
3.1 Levinneisyys ja tuntomerkkejä.....	8
3.2 Ruokavalio.....	8
3.3 Lisääntyminen .....	9
3.4 Kannan koko ja suojelutyö Suomessa .....	9
4 TUULIVOIMATUOTANNON KEHITYS JA TUOTANTOKAPASITEETTI.....	10
5 AINEISTO JA MENETELMÄT .....	13
5.1 Aineisto.....	13
5.2 Menetelmät .....	14
5.2.1 Pesimämenestys .....	14
5.2.2 Rengastuksen jälkeen havaitut poikaset .....	15
6 TULOKSET .....	16
6.1 Merikotkan reviirit tuulivoima-alueilla .....	16
6.2 Pesimämenestys.....	19
6.3 Rengastuksen jälkeen uudelleen havaitut poikaset.....	21
6.4 Tuulivoimahankkeet merikotkareviirien lähellä.....	22
7 TULOSTEN TARKASTELU .....	23
7.1 Merikotkan reviirit tuulivoima-alueilla .....	24
7.2 Pesinnän onnistuminen ja rengastuksen jälkeen havaitut poikaset .....	24
7.3 Merikotkan reviirit tuulivoimahankealueilla .....	25
8 JOHTOPÄÄTÖKSIÄ.....	25
9 POHDINTAA.....	26
LÄHTEET .....	29

## 1 JOHDANTO

Opinnäytetyössä selvitetään Suomen rannikolla lisääntyvän tuulivoimarakentamisen mahdollisia vaikutuksia merikotkan (*Haliaeetus albicilla*) menestymiseen samoilla alueilla. Tutkielman tavoitteena on selvittää merikotkan pesimätietoihin perustuen aiheuttaako tuulivoimarakentaminen uhan merikotkan menestymiselle Suomen rannikolla nyt tai mahdollisesti tulevaisuudessa. Suomen rannikolla merikotkien pesimäreviirit ja tuulivoimapuistot sijoittuvat usein samoille seuduille.

Tuulivoimaa pidetään yleisesti ympäristöystävällisenä energiantuotantomuotona, mutta myös sillä on ympäristövaikutuksia. Linnuston kannalta epäedulliseen paikkaan sijoitettu tuulivoimala voi aiheuttaa vahinkoa sekä paikalliselle että läpimuuttavalle linnustolle. Vaikutuksia on yleensä pidetty melko vähäisinä, mutta ne voivat olla merkittäviä kohdistuessaan pitkäikäisiin, hitaasti lisääntyviin ja harvalukuisiin lajeihin (Drewitt & Langston 2006). Suomen rannikolla merikotka on yksi todennäköisesti tuulivoimaloista kärsivistä lintulajeista. Vainoista ja ympäristömyrkyistä selvinneen petolinnun kanta on ollut viime vuosikymmeninä kasvussa merenrannikolla. Merikotkan osalta törmäykset tuulimyllyihin ovat todennäköisesti kannan suurin uhkatekijä. Suorien törmäysten lisäksi tuulimyllyn aiheuttamat pyörteet voivat iskeä läheltä lentäviä merikotkia maahan. Merikotka on aikuistuttuaan reviiriuskollinen lintu, joka asuttaa vuoden ympäri samaa reviiriä. Tuulivoimalan sattuessa reviirin sisälle merikotkan riski törmätä voimalan lapaan voi kasvaa. Törmäysriskin lisäksi merikotkapari voi myös häiriintyä tuulivoimalan olemassaolosta sekä tuulivoimalan mukanaan tuomasta liikenteen lisääntymisestä reviirillään. Pesinnän häirintä voi johtaa pesinnän epäonnistumiseen sekä mahdollisesti myös reviirin hylkäämiseen. Reviiriltä tuotettavilla poikasilla on pesästä lähdön jälkeen aikuisten tavoin riski törmätä lapoihin.

Suomessa tuulivoimaloiden vaikutuksia merikotkiin ei ole aikaisemmin tutkittu, mutta Norjassa on tehty mittavaa tutkimustyötä aiheesta (Bevanger ym. 2010). Tutkimuksessa havaittiin, että merikotkat eivät osaa väistää tuulimyllyjen pyöriviä lapoja ja törmäysvaikutus aiheuttaa uhkatekijän paikallispopulaatiolle. Samansuuntaisia tuloksia on saatu petolintujen osalta myös Yhdysvalloissa ja Espanjassa (Smallwood & Thelander 2008, de Lucas ym. 2012). Suomessa tuulivoimarakentaminen tulee lisääntymään lähivuosina, sillä suunnitelmat lisätuulivoimalle ovat mittavia varsinkin rannikkoseuduilla. Suomessa oli vuoden

2011 lopussa 130 tuulivoimalaa (Suomen Tuulivoimayhdistys ry 2012). Valtion vuonna 2008 julkaiseman Energia- ja ilmastostrategian tuulivoimantuotannon tavoitetasoon pääseminen edellyttää 800 uuden tuulivoimalan rakentamista (Tarasti 2012).

Tässä opinnäytetyössä tutkitaan, onko tuulivoimaloiden läheisyydellä merkitystä merikotkan pesimämenestykseen ja poikasten selviytymiseen pesästä lähdön jälkeen. Nollahypoteesi oli, että etäisyys tuulivoimalaan ei vaikuta merikotkan lisääntymiseen. Vaihtoehtoiset hypoteesit olivat seuraavat:

1. Tuulivoimalan läheisyys heikentää merikotkan pesimämenestystä. Pesimämenestys heikentyy, koska vähintään toinen emoista törmää voimalaan. Pesimämenestys voi heikentyä myös siksi, että emolinnut stressaantuvat tuulivoimalan läheisyydestä ja keskeyttävät pesintänsä. Lisäksi tuulivoimala voi vaikuttaa saalislajien runsauteen jos esimerkiksi vesilinnut välttävät pesimistä tai levähtämistä tuulivoimalan läheisyydessä.
2. Tuulivoimalan läheisyys heikentää merikotkan poikasen selviytymismahdollisuuksia pesästä lähdön jälkeen. Poikanen viettää pesästä lähdön jälkeen aikaa pesän läheisyydessä ja riski törmätä voimalaan on huomattavasti suurempi kuin kaukana voimalasta kuoriutuneella poikasella.

Pesimätietoihin perustuvan analyysin lisäksi työssä kartoitetaan miten vireillä olevat tuulivoimahankkeet sijoittuvat maantieteellisesti suhteessa tiedossa oleviin merikotkan reviiereihin. Kaikki vireillä olevat hankkeet eivät tule toteutumaan, mutta mahdollisia tuulivoima-alueiden sijaintitietoja tarkastelemalla saadaan kuitenkin käsitys merikotkalle mahdollisesti aiheutuvan uhkan suuruudesta tulevaisuudessa. Työssä myös selvitetään millä keinoilla tuulivoimarakentamisessa pystytään minimoimaan linnustolle aiheutuvia vaikutuksia. On erittäin tärkeää, että tuulivoimalan suunnittelussa huomioidaan aluetta vakituisesti asuttavat tai lentoreittinä käyttävät linnut. Merikotkan lisäksi muita mahdollisesti tuulivoimasta kärsiviä suuria petolintuja Suomessa ovat kalasääski (*Pandion haliaetus*) ja maakotka (*Aquila chrysaetos*).

## 2. TUULIVOIMAN LINNUSTOVAIKUTUKSET

### 2.1 Tutkimuksia tuulivoiman linnustovaikutuksista

Tuulivoiman vaikutuksia erityisesti linnustolle on tutkittu laajalti viime vuosina. Linnustovaikutukset voidaan jakaa kolmeen osa-alueeseen: häiriö- ja estevaikutukset, elinympäristömuutokset ja törmäysvaikutukset (Fox ym. 2006). Tehdyt tutkimukset osoittavat, että eri lintulajit ja lajiryhmät reagoivat pyöriviin tuulimyllyihin eri tavoin. Lintujen reagointikykyä voimaloihin on havainnointuutilla ja lämpökameroilla. Lähimpänä voimalaa reagoivat varpuslinnut, kauimpana kahlaajat, tiirat sekä vesilinnut (Koop 1997, Jarmo Koistinen 2004 mukaan). Tanskassa tehdyissä tutkimuksissa vesilintujen on havaittu väistävän tuulivoimala-rakennelmia muuttomatkoillaan hyvissä ajoin (Desholm & Kahlert 2005, Larsen & Guillemette 2007). Lämpökameralla tehdyssä tutkimuksessa haahkoja (*Somateria mollissima*) ja hanhia (*Anserinae*) lensi tuulivoimapuiston läheltä yhteensä 200000-300000 yksilöä. Vain 0,9 % yöllä muuttaneista lensi vaarallisen lähellä turbiineja. Päivällä vastaava luku oli 0,6 % (Desholm & Kahlert 2005).

Tuulivoiman vaikutuksia linnustoon on monissa tutkimuksissa pidetty melko vähäisinä. Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa tuulimyllyjen vuosikohtaiset törmäysennusteet ovat vaihdelleet 0,64–1,3 lintua/turbiini välillä (Kikuchi 2008 Vehanen ym. 2010 mukaan). Tuulivoiman vaikutukset voivat kuitenkin olla merkittäviä jos ne kohdistuvat lajeihin, jotka ovat pitkäikäisiä, hitaasti lisääntyviä ja harvalukuisia. Näillä lajeilla negatiiviset vaikutukset voivat ylittää populaatiotasolle (Drewitt & Langston 2006, Carrete ym. 2009). Monissa tutkimuksissa on havaittu, että etenkin petolinnut voivat kärsiä tuulivoimarakentamisesta huomattavan paljon (Hunt 2002, Smallwood & Thelander 2008, de Lucas ym. 2012). Petolinnuilla etenkin törmäysriskin on arvioitu olevan paikoitellen korkea. Törmäyskuolleisuus kuitenkin vaihtelee paljon tutkitun alueen mukaan. Osassa tutkimuksia petolintuvahinkoja ei ole havaittu lainkaan ja osassa vaikutukset ovat olleet paikallisessa mittakaavassa huomattavia (Smallwood & Thelander 2008, Hunt 2002, de Lucas ym. 2012, Bevanger ym. 2010, Kerlinger 2002, Osborn ym. 2002, Walker ym. 2005)

Altamont Passin tuulivoimapuistossa Yhdysvalloissa on 5400 toiminnassa olevaa tuulimyllyä. Petolintukanta on runsaista saaliseläinmääristä johtuen tiheä (Thelander & Rugge 2000, Smallwood & Thelander 2008). Tuulivoimapuiston alueella on tehty linnustovaikutustutkimuksia jo 1980-luvun loppupuolelta asti ja petolintukuolleisuus on

vaihdellut välillä 0,03–0,05 lintua/turbiini/vuosi (Howell & DiDonato 1991, Orrloff & Flannery 1996, Thelander & Rugge 2000 mukaan). Viimeisimmissä maastotutkimuksissa tuulimyllyjen alta löydettiin kuolleita maakotkia yhteensä 54 kappaletta ja tämän tuloksen pohjalta estimoitiin vuotuiseksi kuolleisuudeksi 67 maakotkaa (Smallwood & Thelander 2008). Myös amerikanhiirihaukan (*Buteo jamaicensis*) vuotuinen törmäyskuolleisuus estimoitiin varsin suureksi (188/vuosi) (Smallwood & Thelander 2008). Puiston maakotkapopulaatiota on tutkittu myös radiolähettimillä (Hunt 2002). Kuuden vuoden aikana 42 lähetintä kantavaa maakotkaa törmäsi tuulimyllyihin ja suurin osa kuolleista kotkista oli esiaikuisia yksilöitä tai vaeltelevia aikuisia. Terve populaatio tarvitsee kaikenikäisiä yksilöitä ja siksi esiaikuisten maakotkien kuolleisuus oli huolestuttavaa. Huolimatta törmäyksistä puiston kaikki tunnetut maakotkan reviirit säilyivät edelleen asuttuina (Hunt 2005).

Espanjassa tuulivoimarakentaminen on kovassa kasvussa ja arvioiden mukaan yli puolet Espanjan hanhikorppikotkista (*Gyps fulvus*) elää riskialueella eli alle 30 kilometrin päässä voimalasta (Telleria 2009). Tuulivoimaloiden linnustovaikutustutkimusta on tehty tuulivoimapuistoissa Etelä-Espanjassa (Barrios & Rodriguez 2004, de Lucas ym. 2008, de Lucas 2012, Carrete ym. 2012). Hanhikorppikotkien vuotuisesti kuolleisuudeksi arvioitiin viimeisimmissä, ja laajimmissa tutkimuksissa keskimäärin 0,186/lintua/turbiini (de Lucas ym. 2012). Tuulivoimapuistojen välillä oli eroja törmäystodennäköisyydessä ja suurimmillaan kuolleisuus oli jopa 0,727/lintua/turbiini (de Lucas ym. 2012). Myös puistojen sisällä törmäykset keskittyivät tiettyihin tuulimyllyihin tai tuulimyllyrivistöihin (Barrios & Rodriguez 2004, de Lucas ym. 2012). Tutkimusten mukaan sekä hanhikorppikotkien määrä, että niiden käyttäytyminen vaikuttavat törmäystodennäköisyyteen (Barrios & Rodriguez, de Lucas 2008, Carrete 2012). Kesällä hanhikorppikotkat hyödyntävät korkeutta ottaessaan laaksoista nousevia ilmavirtauksia. Talvella ilmavirtaukset ovat heikompia, pakottaen linnut lentämään mäkien ja kukkuloiden rinteitä ylöspäin, jolloin ne myös törmäävät rinteiden ja selänteiden tuulimyllyihin helpommin (de Lucas ym. 2008). Hanhikorppikotkan lisäksi Espanjassa on tutkittu tuulivoiman vaikutuksia maailmanlaajuisesti erittäin uhanalaisen pikkukorppikotkan (*Neophron percnopterus*) populaatioon. Pikkukorppikotkan törmäystodennäköisyys arvioitiin suhteellisen pieneksi, mutta pienen populaatiokoon vuoksi tuulivoima on suuri uhka lajin tulevaisuudelle Espanjassa (Carrete ym. 2009).



## 2.2 Merikotkatutkimus Norjassa

Smølan saarelle Länsi-Norjassa sijaitsee Norjan suurin tuulivoimapuisto. Puistossa on yhteensä 68 tuulivoimalaa ja se on rakennettu vuosina 2001–2005. Norwegian Institute for Nature Research on tehnyt tuulivoiman ympäristövaikutus-tutkimusta alueella vuodesta 1999 lähtien. Yksi tärkeimmistä tutkimuskohteista on alueen suuri merikotkapopulaatio.

Maastotutkimuksen tuloksena vuosien 2005–2010 aikana löydettiin 39 kuollutta merikotkaa (0,11 merikotkaa/turbiini/vuosi). Kuolleista kotkista 72 prosenttia löytyi keväällä 2,5 kuukauden ajanjaksolla (maaliskuu-kesäkuun alku) (Bevanger ym. 2010). Vuosien 2003–2010 välillä 59 poikaselle asennettiin satelliittilähetin. Suurin osa poikasista pysytteli ensimmäisen talven yli saarella ja vasta keväällä huhti-toukokuussa nuoret linnut siirtyivät pois saarelta. Syksyllä osa linnuista muutti takaisin synnyinseuduilleen. Etenkin naaraat palasivat takaisin usean vuoden ajan.

Riskianalyysin mukaan kevät oli todennäköisintä aikaa törmätä tuulimyllyyn, mutta myös vuorokauden aika vaikutti kotkien törmäämisriskiin. Seurannan perusteella kotkilla havaittiin selkeitä yöpymisalueita. Yöpymispaikkojen ja suuren törmäysriskin välillä on havaittavissa yhteys, sillä suhteessa eniten kotkia tappaneet turbiinit sijaitsevat suosittujen yöpymispaikkojen läheisyydessä. Törmäysriskissä oli alueellisia eroja, sillä 28 prosenttia törmäyksistä tapahtui puiston luoteiskulman 5 turbiiniin (Bevanger ym. 2010).

Merikotkakannan kehitystä on tutkittu aktiivisesti Smølan alueella vuodesta 2002 lähtien. Tutkimuksessa on tarkkailtu aktiivisten reviirien ja poikasmäärän kehitystä sekä tuulivoimapuiston mahdollista vaikutusta kannan kehitykseen. Vuonna 2010 Smølan saarelta löytyi 51 aktiivista merikotkan reviiriä, jotka tuottivat yhteensä 36 poikasta (Bevanger ym. 2010). Tämä oli tutkimusvuosien suurin tulos. Reviirien määrä on laskenut tuulivoimapuiston alueella yhdeksästä neljään reviiriin. Tuulivoimapuiston alueella aktiivisten reviirien määrä on laskenut todennäköisesti siksi, että osa linnuista on törmännyt tuulimyllyihin ja osa vaihtanut reviiriä puiston perustamisesta syntyneen häirinnän vuoksi. Koko Smølan saaren alueella populaatio on vakaa ja lisääntymistehokkuus (poikasia/aktiivinen reviiri) on tutkimuksen aikana kasvanut (Bevanger ym. 2010).

### 2.3 Tuulivoimalan aiheuttaman petolintukuolleisuuden syitä

Tuulivoimarakentamisen vaikutukset petolintujen menestymiseen eivät ole yksiselitteisiä. Petolinnun luontainen käyttäytyminen voi kasvattaa törmäysriskiä tuulimyllyyn. Espanjassa törmäyksiä tapahtui etenkin huonoissa tuuliolosuhteissa hanhikorppikotkien hakeutuessa parhaisiin mahdollisiin virtauksiin tuulimyllyjen lähelle (Barrios & Rodriguez 2004, de Lucas 2008). Myös maakotkan, merikotkan ja amerikanhiirihaukan osalta käyttäytyminen voi olla ainakin osasyynä törmäykseen (Hunt 2002, 2005, Bevanger ym. 2010). Lentäessään petolinnut suuntaavat katseensa yleensä maahan eivätkä siten osaa varoa yläpuolelta tai sivusta heilahtavaa tuulimyllyn lapaa.

Useissa tutkimuksissa havaittiin, että suuri osa törmäyksistä sattui pieneen joukkoon tuulimyllyjä. Tarifassa ongelmamyllyt olivat virtauksiltaan linnuille edullisissa paikoissa. Smølassa ongelmia aiheuttivat etenkin yöpymisaluiden läheisyydessä olevat tuulimyllyt. Kummassakin tapauksessa linnut viettivät paljon aikaa tiettyjen tuulimyllyjen läheisyydessä, jolloin myös todennäköisyys törmäykseen suurempi kuin muualla puistossa. Ongelmilta todennäköisesti vältyttäisiin jos puiston suunnitteluvaiheessa huomioitaisiin suurten petolintujen liikehdintä alueella.

Yhdysvalloissa tehdyissä tutkimuksissa on tutkittu myös tuulimyllymallin vaikutuksia lintukuolleisuuteen. Altamont Passin puistossa matalien tuulimyllyjen on havaittu aiheuttavan korkeita enemmän maakotkakuolemia (Hunt 2002). Tähänkin voi löytyä selitys maakotkan saalistuskäyttäytymisestä, sillä ruohostomailla saalistaessaan maakotkat lentävät tai liitävät matalalla 1–5 metrin korkeudella (Hunt 2002). Samassa tutkimuksessa havaittiin myös, että vaaka-akseliset ”tanskalaisen mallin” tuulimyllyt aiheuttivat enemmän törmäyksiä kuin pystyakseliset tuulimyllyt. On kuitenkin huomioitava, että malli ei välttämättä ole kuolleisuutta nostava tekijä vaan kyse voi olla esimerkiksi paikan valinnasta. Tiettyjä malleja voidaan käyttää niillä paikoilla, joilla törmäystodennäköisyys on maantieteellisistä syistä suuri (Hunt 2002). Tuulimyllyn pyyhkäisyalan halkaisijan ja pyörimisnopeuden kasvun on myös havaittu kasvattavan törmäystodennäköisyyttä (Thelander & Rugge 2003). Pyyhkäisyalan koon on havaittu vaikuttavan, jopa enemmän kuin tuulimyllyjen lukumäärä rivistössä. Samasta puistosta on kuitenkin saatu myös päinvastaisia tuloksia. Kahden pyyhkäisyalaltaan erikokoisen mallin välillä ei havaittu eroja kuolleisuudessa (Howell 1997).

Kirjallisuuden mukaan tuulivoimapuiston sijoittaminen tärkeälle petolintujen muuttoreitille tai alueelle, jolla on vahva paikallinen petolintukanta, on riski. Riskiä kohottavia tekijöitä

voivat olla suuren lintutiheyden lisäksi linnun lajikohtainen käyttäytyminen, yksittäisten myllyjen ja myllyryhmien sijoittaminen vakiintuneille lentoreiteille, vuodenaika, sääolosuhteet sekä turbiinimalli (Hunt 2002, Thelander & Rugge 2003, Barrios & Rodriguez 2004, Hoover 2005, Smallwood & Thelander 2008, Bevanger ym. 2010).

### 3 MERIKOTKAN BIOLOGIA

#### 3.1 Levinneisyys ja tuntomerkkejä

Merikotka on päiväpetolintujen lahkoon (*Accipitriformes*) ja haukkojen (*Accipitridae*) heimoon kuuluva erittäin suurikokoinen ja raskasrakenteinen petolintu. Merikotkan siipiväli on 190–240 cm ja pituus 76–94 cm (Mullarney ym. 1999). Merikotkan siivet ovat leveät ja pitkät sekä kärjistään selvästi harittavat. Merikotkan höyhenpeitteen väritys vaihtelee iän mukaan. Nuoren linnun höyhenpuku ja nokka ovat väriykseltään tummia, mutta iän myötä väritys vaalenee. Aikuisen merikotkan tunnusmerkkejä ovat valkoinen pyrstö sekä keltainen nokka (Mullarney ym. 1999).

Merikotkan elinaluetta on Pohjois-Eurooppa ja Aasia. Itäisimmät populaatiot elävät Kamtsatka niemimaalla Venäjällä sekä Japanissa. Lännessä lintu on levittäytynyt Islantiin ja Grönlantiin asti (Helander & Stjernberg 2002). Suomessa merikotkan pesimäkanta on noin 350 paria (Valkama ym. 2011). Merikotka elää hyvin vaihtelevissa elinympäristöissä. Merenrannikot, kosteikot ja joenrannat ovat tyypillistä asuinaluetta. Grönlannissa ja Norjassa merikotka asuttaa puuttomia rannikoita, kun taas esimerkiksi Itämerellä merikotka rakentaa pesänsä yleensä suureen puuhun (Helander & Stjernberg 2002). Itämerellä merikotkan elinympäristöä on pääasiassa rannikon saaristo, mutta esimerkiksi Suomessa myös sisämaan pesinnät ovat viime vuosina yleistyneet (Valkama ym. 2011). Suomessa merikotka kanta on vahvin Saaristomerellä, Ahvenanmaalla, Merenkurkussa ja Lapissa (Stjernberg ym. 2011). Suomen merikotkakanta on ollut tasaisessa kasvussa viimeisten vuosikymmenten ajan (WWF Suomi 2011) (kuva 1).

#### 3.2. Ruokavalio

Merikotka on ruokavalionsa suhteen generalisti, joka käyttää ravintonaan kaloja, lintuja, nisäkkäitä. Saalislajit ja niiden osuus ruokavaliosta vaihtelevat elinympäristön ja vuodenaajan

mukaan (Koivusaari 1993, Sulkava ym. 1997). Pesivät merikotkat ruokkivat poikasiaan pääasiassa kaloilla ja vesilinnuilla (Sulkava ym. 1997). Saaliskaloista yleisin on hauki (*Esox lucius*). Vesilinnuista merikotkan ruokavalioon kuuluvat esimerkiksi haahka, heinäsorsa (*Anas platyrhynchos*), naurulokki (*Larus ridibundus*) (Sulkava 1997). Merikotkat ovat oppineet hyödyntämään ravintona myös rannikolla nopeasti yleistynyttä merimetsoa (*Phalacrocorax carbo*) (Rusanen ym. 2012). Talvella, kun ravintoa on niukasti tarjolla, merikotkat vierailevat mielellään haaskoilla.

### 3.3 Lisääntyminen

Merikotka saavuttaa sukukypsyyden ja pariutuu 4–6 vuoden iässä. Suomessa merikotkat pesivät mielellään tukevassa puussa rauhallisten, metsäisten saarien sisäosissa Suurikokoinen pesä rakennetaan oksista ja risuista ja se voi olla käytössä vuosikymmeniä (Koivusaari 1993). Merikotkaparin reviirillä on yleensä useita pesiä, joissa linnut pesivät vuorovuosina. Reviirin koko vaihtelee elinympäristön mukaan ja eräänä mittana voidaan pitää sitä pesien etäisyyttä, jolla kaksi merikotkaparia voi tuottaa samana vuonna onnistuneesti jälkeläisiä. Lähimmät havaitut pesinnät ovat olleet muutaman kilometrin päässä toisistaan (Koivusaari 1993). Saksassa GPS-seurannassa olleen merikotkanaaraan reviirin kooksi laskettiin 4,53 neliökilometriä (Krone 2009).

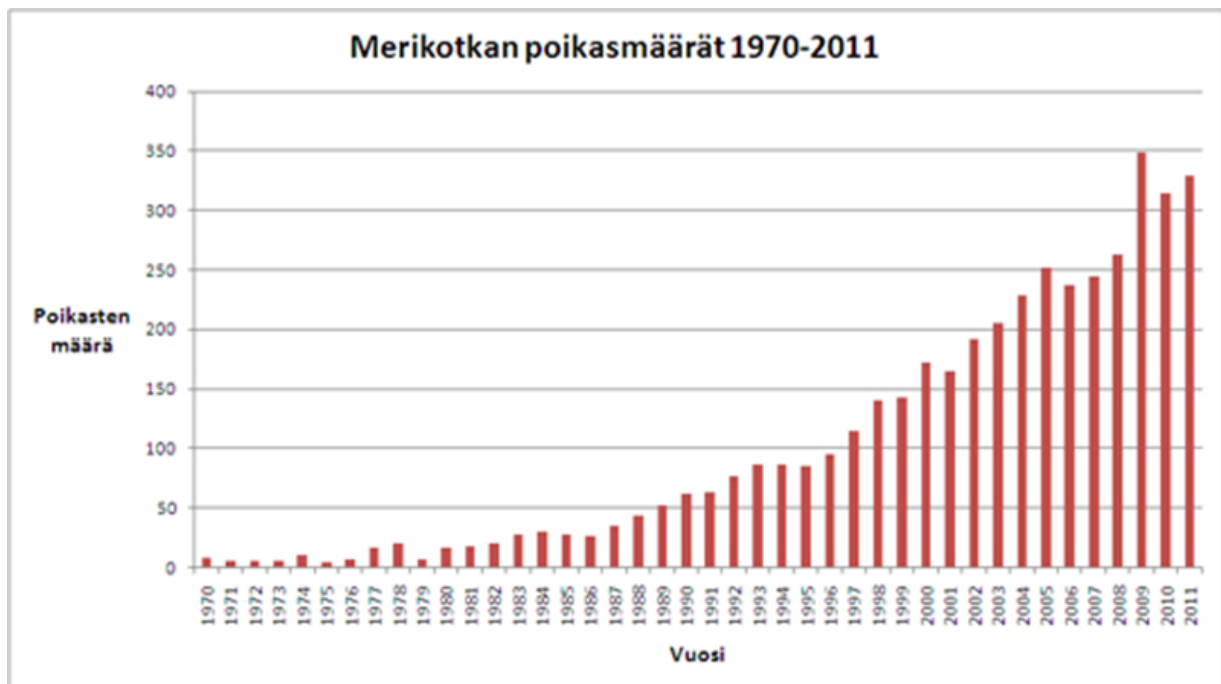
Merikotkanaaras munii yleensä 1–2, joskus myös 3 munaa maaliskuussa. Haudonta-aika kestää keskimäärin 38 vuorokautta (Koivusaari 1993). Poikaset lähtevät pesästä noin kymmenenviikkoisina, mutta ne pysyttelevät silti pesän lähetyvillä emon huomassa vielä kuukauden verran ennen itsenäistymistään. Satelliittiseurannasta on käynyt ilmi, että osa nuorista kotkista liikkuu ensimmäisinä elinvuosinaan pitkiä matkoja ravintoa etsiessään (Saurola ym. 2010). Aikuiset merikotkat puolestaan pysyttelevät reviirillään läpi vuoden (Koivusaari 1993).

### 3.4 Kannan koko ja suojelutyö Suomessa

Suomen merikotkakanta on ihmisen vaikutuksesta kokenut useita takaiskuja ja laji on ollut Suomessa sukupuuton partaalla. Vielä 1800-luvulla merikotka pesi kaikkialla meren rannikolla ja ehkä myös suurimmilla sisäjärvillä (Koivusaari 1983). Petoviha ja merikotkasta maksettava tapporaha kuitenkin hävittivät merikotkan lähes kokonaan 1920-luvulle tultaessa

(Koivusaari 1983). Merikotka koki paikallisen sukupuuton Suomenlahden rannikolla sekä suuressa osassa Pohjanlahtea (Kivirikko 1926–1927, 1940, Pohja-Mykrä ym. 2012 mukaan). Merikotka rauhoitettiin Suomessa vuonna 1926, mutta kanta ei kuitenkaan ehtinyt elpyä ennen kuin se kohtasi uuden uhkan. Ympäristömyrkyt, etupäässä klooratut hiilivedyt DDT ja PCB kertyivät ravintoketjun huipulla olevien merikotkien elimistöön vaikeuttaen lintujen lisääntymistä. Merikotkaa pidettiin 1970-luvun alussa Suomesta sukupuuttoon kuolevana lajina, sillä vain muutama pari pystyi lisääntymään ja kasvattamaan lentopoikasia. Ympäristömyrkkujen lisäksi merikotkan uhkana oli myös metsätalous sekä lisääntynyt vapaa-ajan asutuksen lisääntyminen rannikolla (Koivusaari 1983).

Vuonna 1973 aloitettiin luonnonsuojelujärjestö WWF:n toimesta suojeleohjelma, jonka ansiosta merikotka pelastettiin paikalliselta sukupuutolta. Kotkien talviruokinta on todennäköisesti ollut tärkein syy kannan kasvuun. Puhdasta ruokaa syöneet terveet linnut pystyivät myös tuottamaan elinvoimaisia jälkeläisiä. Tärkeää merikotkien kannalta oli myös ympäristömyrkkujen käyttökielto Itämeren ympäröivissä valtioissa. Onnistuneiden pesintöjen määrä on kasvanut suhteellisen tasaisesti 80-luvun alkupuolelta lähtien (kuva 1) ja vuoden 2010 uhanalaisuusarvioinnissa merikotka on luokiteltu vaarantuneeksi (Rassi ym. 2010). Viime vuosina poikasmäärissä on päästy yli 300 ja huippuvuonna 2009 poikasia kuoriutui ennätykselliset 349 (WWF Suomi 2011) (kuva 1).



Kuva 1. Merikotkien poikasmäärät (kpl/vuosi) Suomessa (WWF Suomi 2011).

#### 4 TUULIVOIMATUOTANNON KEHITYS JA TUOTANTOKAPASITEETTI

Tuulivoiman kaupallinen tuotanto lähti käyntiin 1980-luvun alussa. Ensimmäiset tuulimyllyt olivat kooltaan suhteellisen pieniä lapojen pyyhkäisyalan halkaisijan ollessa noin 20 metriä tuotantotehon 20–60 kilowattia (EWEA 2008). Teknologian kehittyessä tuulimyllyjen koko on kasvanut huomattavasti ja suurimpien nykyään rakennettavien tuulimyllyjen halkaisija on lähes 130 metriä ja tuotantoteho 6 megawattia. Käytetyimmäksi malliksi on vakiintunut Tanskassa kehitetty kolmilapainen roottori (Avis & Maegaard 2008).

Maailmalla tuulivoimatuotanto on viime vuosina ollut kovassa kasvussa. Kansainvälinen tuulivoiman tuotantokapasiteetti oli vuoden 2012 lopussa 282430 megawattia. Suurimpia tuulivoimantuottajia ovat Yhdysvallat ja Kiina (GWEC 2012). Kansainvälinen tuotantokapasiteetin vuotuinen kasvuvauhti on viime vuosina ollut useita kymmeniä prosentteja. Joidenkin ennusteiden mukaan vuonna 2020 tuotantokapasiteetti on 1500000 megawattia ja tuulivoimanosuus maailman sähköntuotannosta vähintään 12 prosenttia (WWEA 2008). Euroopassa tuulivoimantuotantoon panostetaan etenkin Saksassa ja Espanjassa. Saksassa oli vuoden 2012 lopussa tuulivoimaa 3133 megawattia ja Espanjassa 2279 megawattia. Sähköntuotannostaan suurimman osan tuulivoimalla tuottaa kuitenkin Tanska 27,1 prosentin osuudellaan. Suomessa vastaava luku oli 0,6 prosenttia. Koko EU:n sähköntuotantoa tarkasteltaessa tuulivoimanosuus on kasvanut vuosina 2001–2012 2,2 prosentista 11,4 prosenttiin. Merelle rakennettavan tuulivoiman osuus on selkeässä kasvussa tulevina vuosina (EWEA 2011).

Teknologian kehityksen lisäksi tuulivoimatuotannon kannattavuutta ovat lisänneet syöttötariffit, joita käytetään pääasiallisena uusiutuvan energian tukimuotona maailmanlaajuisesti. (Anon 2012). Syöttötariffit ovat valtion takaamia kannusteita uusiutuvan energian lisäämiseen sähköntuotannossa. Syöttötariffeilla taataan sähköntuottajalle tietty tavoitehinta tuotetusta sähköstä maksamalla tukea tavoitehinnan ja markkinahinnan erotuksen mukaisesti (Työ- ja elinkeinoministeriö 2013a).

Suomen ensimmäiset tuulivoimalat pystytettiin Korsnäsiin vuonna 1991. Vuoden 2011 lopussa tuulivoimaloita oli Suomessa 130 ja niiden yhteenlaskettu tuotantokapasiteetti oli 197 megawattia vuodessa (Suomen Tuulivoimayhdistys ry 2012a). Suomen tuulivoimaloiden napakorkeudet vaihtelevat 31–100 metrin välillä. Tulevaisuudessa etenkin avomerelle suunniteltavien tuulimyllyjen koko tulee entisestään kasvamaan. Voimalat on sijoitettu runsastuulisille alueille, useimmiten merenrannikon läheisyyteen. Tuulivoimaa on rakennettu

eniten Ahvenanmaalle Merenkurkkuun sekä Perämeren rannikolle. Avomerellä toimivia voimaloita on Suomessa vasta yksi (Suomen tuulivoimayhdistys ry 2012a).

Tuulivoiman osuus sähköntuotannosta on Suomessa kasvussa, mutta kasvunopeus ei vastaa valtion vaatimuksia ja odotuksia tuulivoiman lisäämisestä. Uusiutuvana ja päästöttömänä energiantuotantomuotona paineet tuulivoimatuotannon lisäämiselle nopealla tahdilla ovat suuret. Tuulivoiman osuus Suomen sähköntuotannosta vuonna 2012 oli 0,6 prosenttia (Energiateollisuus ry 2013). Rakentamisen hidasteita ja esteitä ovat olleet muun muassa lentoesterajoitukset, tuulivoimalan aiheuttamat häiriöt puolustusvoimien aluevalvontajärjestelmään, meluhaitat, rajoitukset tuulivoimalan rakentamisesta teiden läheisyyteen sekä mahdolliset negatiiviset vaikutukset lintuihin ja lepakoihin (Tarasti 2012). Valtion uusiutuvan energian toimintasuunnitelmassa on linjattu, että tuulivoimatuotannon tavoitteena on 6 terawattitunnin tuotanto vuoteen 2020 mennessä ja vuoteen 2025 mennessä 9 terawattituntia (Työ- ja elinkeinoministeriö 2013b). Tavoitteet ovat nykyiseen tuotantovolyyymiin verrattuna mittavia ja niiden saavuttaminen edellyttää huomattavia investointeja etenkin merenrannikon toimiviksi havaituille tuulivoima-alueille. Tuulivoimalan rakentamiseen tähtäviä hankkeita on vireillä 180 kappaletta ja niiden yhteenlaskettu tuotanto on 7790 MW (Suomen tuulivoimayhdistys 2012). Avomerelle suunniteltuja hankkeiden osuus on tästä reilu 3000 MW (Suomen tuulivoimayhdistys 2012). Hankkeen eteneminen esityksestä tuulimyllyn rakentamiseen on pitkä prosessi, joka voidaan jakaa seitsemään osaluueeseen (taulukko 1). Läheskään kaikki vireillä olevat hankkeet eivät toteudu vaan joudutaan hylkäämään ympäristövaikutusten vuoksi tai taloudellisista syistä. Varmasti toteutuviin hankkeisiin voidaan laskea portaille 5,6 ja 7 edenneet hankkeet. Näitä hankkeita oli keväällä 2012 yhteensä 32 (Suomen Tuulivoimayhdistys ry 2012b).

Taulukko 1. Tuulivoimalahankkeen eteneminen suunnitelmasta rakentamiseen

1.	Suunnitelman käyttökelpoisuus arvioidaan
2.	Päätös ympäristövaikutusten arvioinnista alueella tehdään
3.	Ympäristövaikutusten arviointi työn alla
4.	Ympäristövaikutusten arviointi tehty. Spatiaalinen suunnittelu työn alla,
5.	Tuulivoimalan rakentamiseen haetaan lupia
6.	Tuulivoimalan rakentamista valmistellaan
7.	Tuulivoimala rakenteilla

Ympäristövaikutusten arviointi menettelyä sovelletaan hankkeisiin, joiden toteuttamisesta saattaa aiheutua merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia Suomen luonnon ja muun ympäristön erityispiirteiden vuoksi (Ympäristöministeriö 2011). Ympäristövaikutusten arviointi on lakisääteinen menettely tuulivoimahankkeissa, joissa tuulimyllyjen määrä on vähintään 10 tai kokonaisteho 30 megawattia (Ympäristöministeriö 2011). On erittäin tärkeää, että tuulivoimahankkeet on otettu mukaan YVA-asetuksen hankeluetteloon, mutta reunaehdot suoraan menettelyyn tulevien hankkeiden koosta ovat vielä huomattavasti korkeammalla tasolla kuin esimerkiksi luonnonsuojelujärjestöjen yhteisessä esityksessä ehdotettiin (Birdlife Suomi, Suomen luonnonsuojeluliitto, WWF Suomi 2011).

Tuulivoimarakentaminen on ollut Suomessa pitkään vastatuulella, mutta tuulivoiman lisäämiseen tullaan panostamaan lähitulevaisuudessa voimakkaasti. Valtion tavoitteet tuulivoiman lisärakentamiselle ovat mittavia ja voimalahankkeita on vireillä paljon. Tuulivoiman rakentamiselle nopealla aikataululla on myös taloudellisia kannusteita, sillä vuoden 2015 loppuun mennessä valmistuneet voimalat saavat korotettua tuotantotukea (Tarasti 2012).

## 5 AINEISTO JA MENETELMÄT

### 5.1 Aineisto

Merikotkan pesimätietoa on kerätty WWF:n merikotkatyöryhmän toimesta systemaattisesti jo vuodesta 1972 lähtien. Nykyään sähköisessä muodossa oleva Haliaetus-tietokanta sisältää yksityiskohtaista tietoa kaikista Suomessa rengastettavista merikotkan poikasista. Tietokannan aineisto toimi pohja-aineistona opinnäytetyölle. Työn kannalta relevanttia tietoa ovat pesän koordinaatit, pesimistulos, poikasmäärä, pesän rakennusvuosi sekä pesän mahdollinen tuhoutumisvuosi. Pesimätietojen lisäksi merikotkan poikasten liikkeistä pesästä lähdön jälkeen löytyy runsaasti tietoa. Merikotkan poikaset rengastetaan numeroiduilla värirenkailla. Merikotkia havainnoidaan lintuharrastajien toimesta laajalti sekä Suomessa että Ruotsissa. Renkaita luetaan Suomessa erityisesti varta vasten perustetuilla kuvaushaaskoilla. Linnut, jotka on havaittu uudestaan rengastuksen jälkeen eli kontrollit ilmoitetaan kansallisille rengastustoimistoille. Opinnäytetyössä käytettiin aineistona tätä rengastustoimistoilta tietoa rengastuksen jälkeen uudelleen havaituista merikotkista. Merikotkien rengastuksista oli käytettävissä tiedot kaikista vuosien 1991–2011 välillä rengastetuista poikasista.



Pesimätietojen ja rekryyttien lisäksi käytössä oli Suomen Tuulivoimayhdistykseltä saadut vuoden 2010 lopussa toiminnassa olleiden voimaloiden koordinaatit. Näiden lisäksi käytössä oli myös hankeasteella olevien voimaloiden koordinaatit tulevaisuuden näkymien tarkastelua varten. Hankekoordinaatteihin oli merkitty yksi koordinaattipiste mahdollisimman keskeltä suunniteltua puistoa. Hankkeet oli jaettu seitsemään luokkaan niiden etenemisvaiheen mukaan.

## 5.2 Menetelmät

### 5.2.1 Pesimämenestys

Pesimäaineistosta valittiin kaikki reviirit, joilla vähintään yhden pesän etäisyys tuulivoimalaan oli alle 10 kilometriä. Raja-arvoksi valittiin 10 kilometriä merikotkatyöryhmän tuulivoima-ohjeessa mainitun tuulivoimahankkeen vaikutusalueen mukaisesti (WWF Suomi 2010). Vaikutusalueen kasvattamiselle ei ainakaan nykytiedon valossa ole perusteita. Merikotkaparin reviirillä on yleensä useita pesiä, joita merikotkapari käyttää vaihtelevasti eri vuosina. Yhden reviirin pesien määrä vaihteli kerätyssä aineistossa 1–7 pesän välillä. Reviirin etäisyys tuulivoimalaan määritettiin laskemalla keskiarvo kaikista reviirin ensimmäisen pesän löytymisvuoden jälkeen käytössä olleista pesistä. Keskiarvo laskettiin niiden reviirin pesien välillä, joilla oli havaittu vähintään merkkejä pesinnän aloittamisesta (taulukko 2). Pesäntarkastuksessa tuhoutuneeksi merkatut pesät poistettiin keskiarvoista. Pesien etäisyydet reviirin sisällä olivat maksimissaan noin 3 kilometriä. Aineistosta käsiteltävää tietoa on pesinnänaste, joka on koodattu kirjainkoodein pesäntarkastuslomakkeeseen (taulukko 2).

Taulukko 2. Merikotkan pesäntarkastuslomakkeeseen kirjattavat tiedot.

<b>Pesinnänaste</b>
A = Autio - ei näkyvää koristelua
K = Koristeltu - ei tietoa missä vaiheessa pesintä on keskeytynyt
M = Munintakuntoinen - muninta joko todettu tai jäänyt toteamatta
P = Poikaspesä - pesintä edennyt vähintään poikasten kuoriutumiseen asti
R = Poikaspesä - pesintä edennyt vähintään rengastusikäisiin poikasiin asti
L = Poikaspesä - tuottanut lentopoikasia

Pesintä arvioitiin onnistuneeksi kun pesintälomakkeeseen oli merkattu R, L tai P. Pesintä arvioitiin keskeytyneeksi kun lomakkeeseen oli merkattu K tai M. Pesinnän onnistumista oli vaikea arvioida tapauksissa, joissa reviirin pesistä ei ollut löydetty merkkejä pesinnästä. Linnut saattoivat tällöin pesiä vielä löytämättömässä pesässä tai pesintä saattoi olla epäonnistunut. Edellä mainituista syistä johtuen lomakkeen merkintä A eli autio käsiteltiin puuttuvana arvona tilastollisessa analyysissä.

Voimalan läheisyyden vaikutusta pesimämenestykseen analysoitiin logistisella regressiolla. Logistisessa regressiossa selittävänä muuttajana oli pesän etäisyys voimalasta ja selitettävänä muuttujana pesimämenestys (0 = pesintä epäonnistunut ja 1 = pesintä onnistunut). Analyysissä huomioitiin reviirien välinen, emolinnuista sekä elinympäristöstä riippuva vaihtelu, vuosittainen olosuhteista riippuva vaihtelu sekä havaintojen riippuvuus. Analyysissä käytetty malli oli yleistetty lineaarinen sekamalli, jonka satunnaismuuttujia olivat reviiri sekä vuosi. Käytän mallista yksinkertaistettua nimitystä logistinen regressio. Reviirien maantieteellisen sijainnin merkitys pesinnän onnistumiseen selvitettiin jakamalla reviirit sijainnin mukaan kolmeen kategoriaan seuraavasti: 1. Ahvenanmaa, 2. Varsinais-Suomi + Satakunta + Uusimaa ja 3. Merenkurkku + Perämeri.

Voimalan etäisyyden lisäksi tutkittiin myös onko tuulivoimalan perustamisella ollut vaikutusta pesimämenestykseen. Selittävällä muuttujalla oli kaksi kategoriaa: tuulivoimalaa ei alueella ja tuulivoimala alueella. Selitettävä muuttuja oli pesimämenestys. Analyysi tehtiin logistisella regressiolla. Analyysia tehtäessä huomioitiin reviirit ja tarkastusvuosi satunnaismuuttujina. Regression selittävä muuttuja oli kategorinen (ei tuulimyllyä tai tuulimylly).

### 5.2.2 Rengastuksen jälkeen havaitut poikaset

Rengastetuista poikasista saadut havainnot eli kontrollit käsiteltiin seuraavasti. Analyysiä varten havainnosta valittiin ne poikaset, joiden kotipesä oli alle 20 kilometrin päässä voimalasta. Poikasen katsottiin selvinneen voimalasta kun siitä oli saatu havainto eli kontrolli vähintään kolmen kuukauden päästä rengastamishetkestä. Kyseisiä, populaatioon mukaan laskettavia nuoria lintuja kutsutaan rekryyteiksi. Tilastollinen menetelmä oli logistinen regressioanalyysi. Logistisella regressioanalyysillä selvitettiin kasvaako todennäköisyys rekryyttiin pesän etäisyyden kasvaessa voimalaan. Selittävänä muuttujana oli etäisyys

voimalaan ja selitettävä muuttujana kontrollin todennäköisyys (0 = ei kontrollia ja 1 = kontrolli).

Kontrolliaineistoa käytettiin pesimämenestyksen analysointiin siten, että pesintä arviointiin onnistuneeksi vain jos pesän poikasista oli saatu vähintään yksi kontrolli. Menetelmänä oli logistinen regressio siten, että selittävänä muuttujana oli etäisyys voimalaan ja selitettävänä todennäköisyys kontrolliin pesinnän onnistuessa (0 = epäonnistunut pesintä tai poikasia ilman kontrolli ja 1 = kontrolli). Reviirien ja tarkastusvuosien välinen vaihtelu huomioitiin lineaarisen sekamallin satunnaismuuttujina. Tilastolliset analyysit tehtiin SPSS 17.0 ohjelmalla.

## 6 TULOKSET

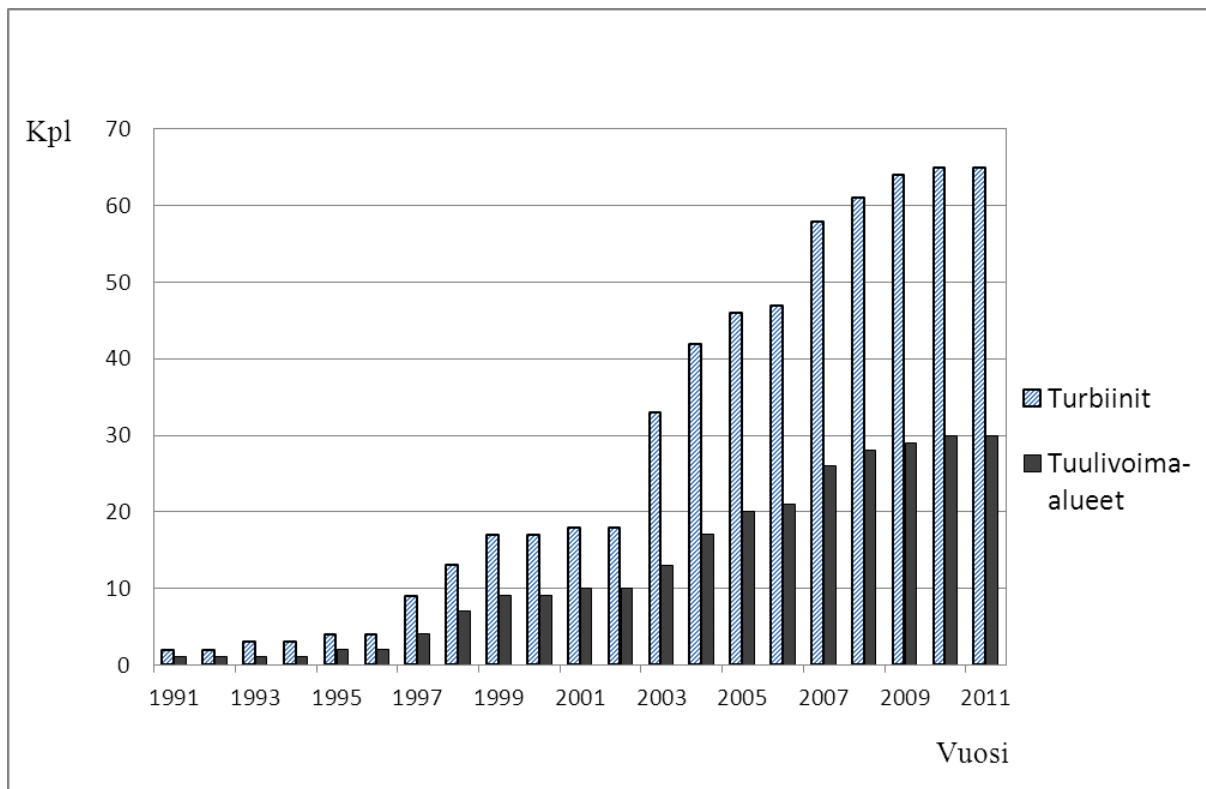
### 6.1 Merikotkan reviirit tuulivoima-alueilla

Tuulivoimaloiden määrä on kasvanut rannikolla melko tasaisesti vuodesta 1997 lähtien ja samalla myös voimalan läheisyyteen olevien reviirien lukumäärä on kasvanut (kuva 2 ja kuva 3). Reviirien lukumäärä oli vuonna 2011 112 ja ne tuottivat ainakin 84 poikasta (taulukko 3). Suurin osa reviireistä oli yli viiden kilometrin päässä voimalasta (kuva 4). Reviirien määrä alle 5 km päässä olevia reviirejä oli 31 ja vuonna 2011 ne tuottivat ainakin 18 poikasta.

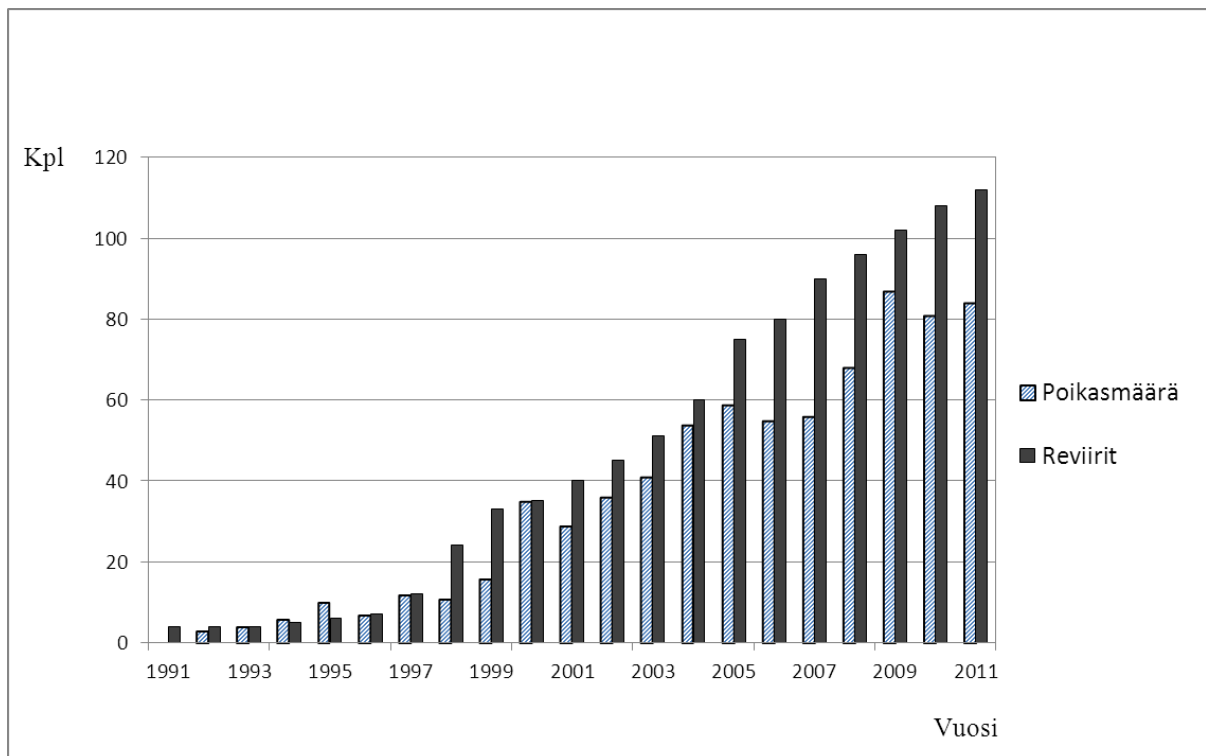
Tuulivoimaloiden läheisyydessä olevat reviirit ovat keskittyneet oletusten mukaisesti merenrannikolle ja erityisesti Ahvenanmaalle (taulukko 4 ja kartta 1).

Taulukko 3. Tuulivoima-alueet ja niiden vaikutusalueella (<10 km etäisyydellä) olevat merikotkan reviirit, pesät ja poikaset vuonna 2011.

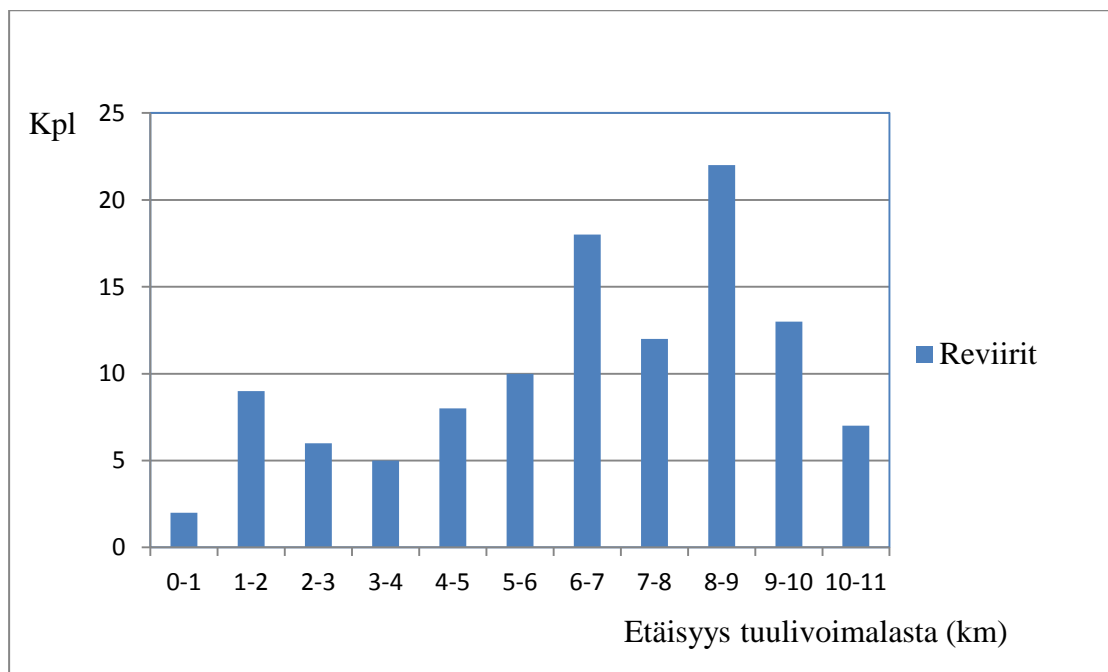
Reviirit	112
Pesät	248
Poikaset	84
Tuulivoima-alueet	30
Yksittäiset tuulimyllyt	65



Kuva 2. Merikotkareviireistä alle 10 kilometrin päässä olevat tuulivoima-alueet sekä turbiinien lukumäärä vuodesta 1991 vuoteen 2011.



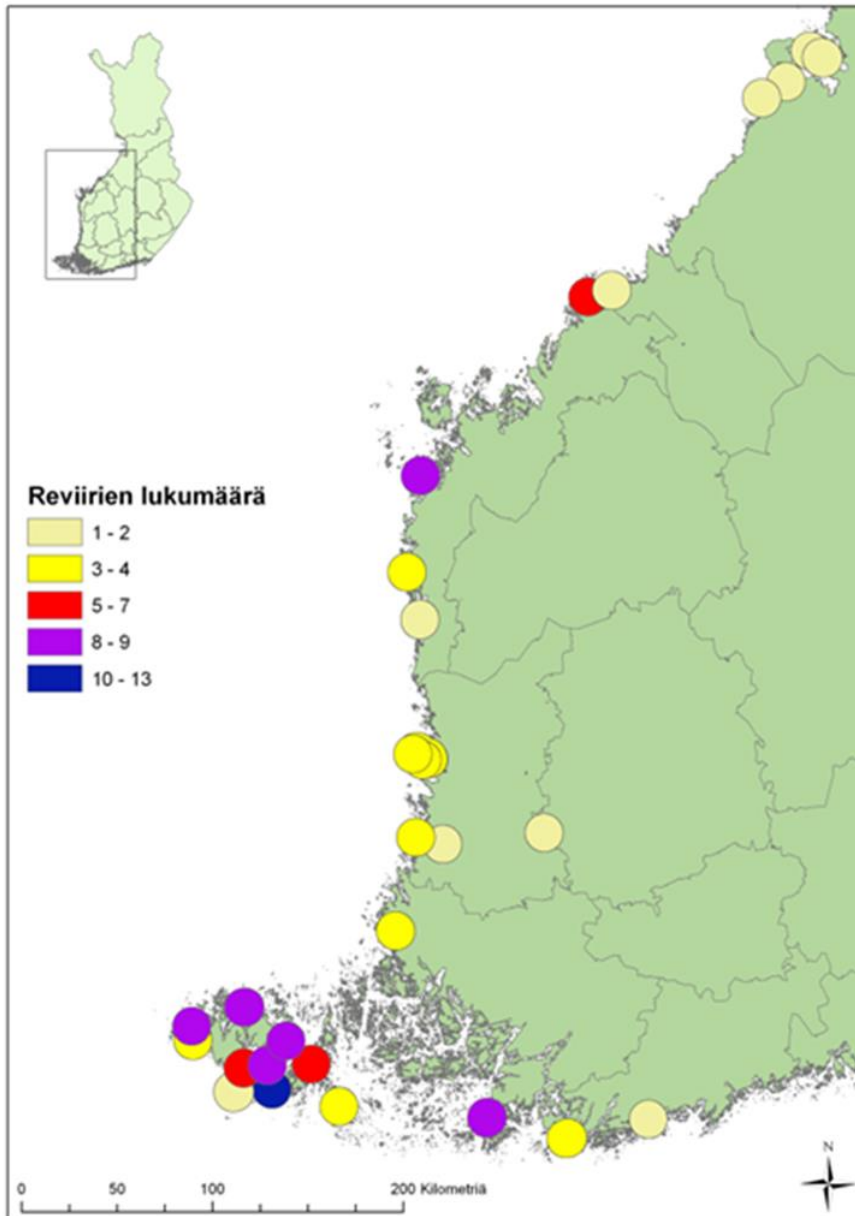
Kuva 3. Merikotkan reviirit ja poikastuotto tuulivoima-alueilla vuodesta 1991 vuoteen 2011. Mukana ovat kaikki reviirit 10 kilometrin säteellä voimaloista.



Kuva 4. Reviirien määrä suhteessa etäisyyteen voimalasta.

Taulukko 4. Tuulivoimalan vaikutusalueella olevat reviirit maakunnittain vuonna 2011.

Maakunta	Reviirit (kpl)
Ahvenanmaa	65
Varsinais-Suomi + Satakunta	19
Merenkurkku + Perämeri	24
Uusimaa	4
Yhteensä	112



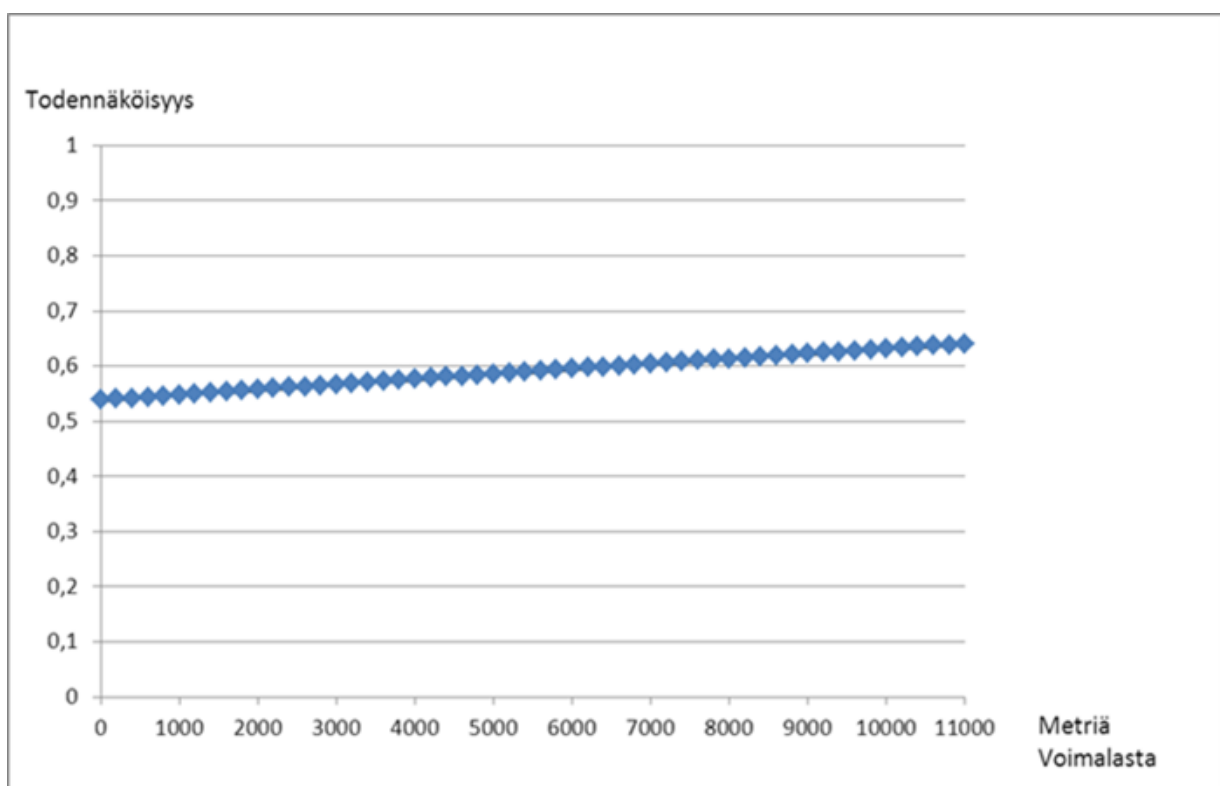
Kartta 1. Tuulivoimalan vaikutusalueella (<10 km etäisyydellä) olevien reviirien sijainti kartalla.

## 6.2 Pesimämenestys

Pesintäyrityksiä (N) oli yhteensä 795, joista 481 oli onnistuneita. Pesinnän onnistumisprosentti oli 60,5. Analyysin mukaan etäisyyden voimalaan kasvaessa 10 kilometrillä todennäköisyys onnistuneeseen pesintään kasvoi 9,3 prosenttia, mutta kasvu ei ollut tilastollisesti merkitsevä. (Logistinen regressio:  $p = 0,170$ , Mallin estimaatti:  $3,859^{-5} \pm 2,810^{-5}$ )(kuva 5). Reviirien maantieteellisellä sijainnilla ei ollut vaikutusta

pesinnänonnistumisprosenttiin. Eteläisten reviirien pesinnänonnistumisprosentti ei ollut ennakoitua mukaisesti parempi kuin pohjoisilla reviireillä (Logistinen regressio:  $p = 0,327$ ).

Pesintäyrityksiä tutkittavilla reviireillä kaiken kaikkiaan 1142, joista onnistuneita oli 689 pesintää. Edellä mainitut luvut pitävät sisällään myös ajan ennen tuulimyllyn rakentamista. Pesintäyrityksiä ennen tuulimyllyjen rakentamista oli 347 ja tuulimyllyjen rakentamisen jälkeen 795. Pesintöjen onnistumisprosentissa ennen tuulimyllyn rakentamista (60,5 %) ja tuulimyllyn rakentamisen jälkeen (60,4 %) ei ollut eroja. Todennäköisyys onnistuneeseen pesintään ei muuttunut tuulimyllyn rakentamisen jälkeen. (Logistinen regressio:  $p = 0,932$ , Mallin estimaatti:  $0,11 \pm 0,132$ ).

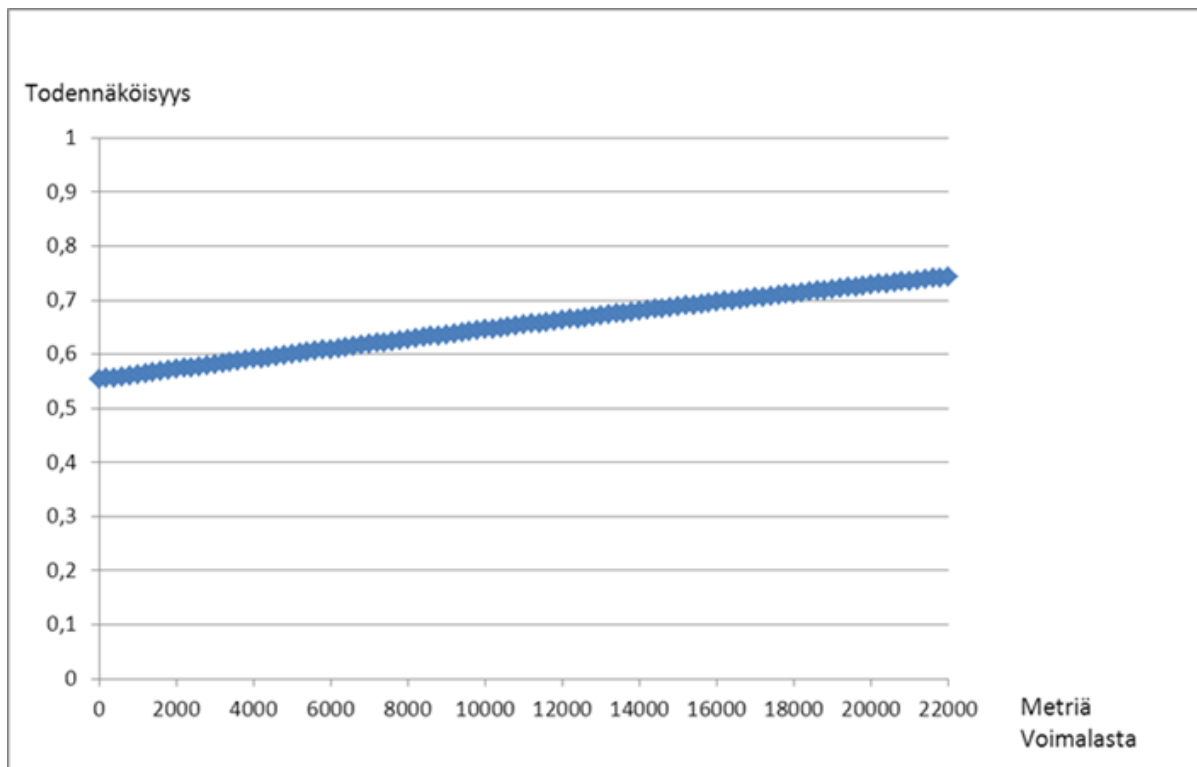


Kuva 5. Todennäköisyys pesinnän onnistumiselle suhteessa etäisyyteen tuulivoimalasta. Funktion arvot on takaisin muunnettu logit-asteikolta.

Kontrolliaineistoon perustuvan pesinnänonnistumisen onnistumisprosentti oli 36,2. Pesinnän onnistumisprosentti ei kuitenkaan kasvanut merkitsevästi etäisyyden tuulimyllyyn kasvaessa (Logistinen regressio:  $p = 0,351$ , Mallin estimaatti:  $2,854^{-5} \pm 2,9724^{-5}$ ).

### 6.3 Rengastuksen jälkeen uudelleen havaitut poikaset

Suomessa rengastettiin vuosien 1991–2011 välillä 3112 merikotkan poikasta. Näistä poikasista saatiin 2031 kontrollia eli 65,2 prosenttia poikasista on havaittu uudestaan. Alle 20 kilometrin päässä toiminnassa olevasta tuulivoimalasta rengastettiin 1153 poikasta, joista saatiin kontrolleja 705. Tämä on 61,1 prosenttia kaikista poikasista. Analyysin mukaan etäisyyden voimalaan kasvaessa 20 kilometrillä, oli 11,8 prosenttia todennäköisempää, että poikanen on tavattu uudestaan. Tilastollisesti merkitsevän tuloksen raja ei alittunut, joten sama tulos voidaan saada sattumalta. Analyysi osoitti kuitenkin lähellä merkitsevää tulosta (Logistinen regressio,  $p = 0,069$ , Mallin estimaatti:  $2,251^{-5} \pm 1,2401^{-5}$ ).

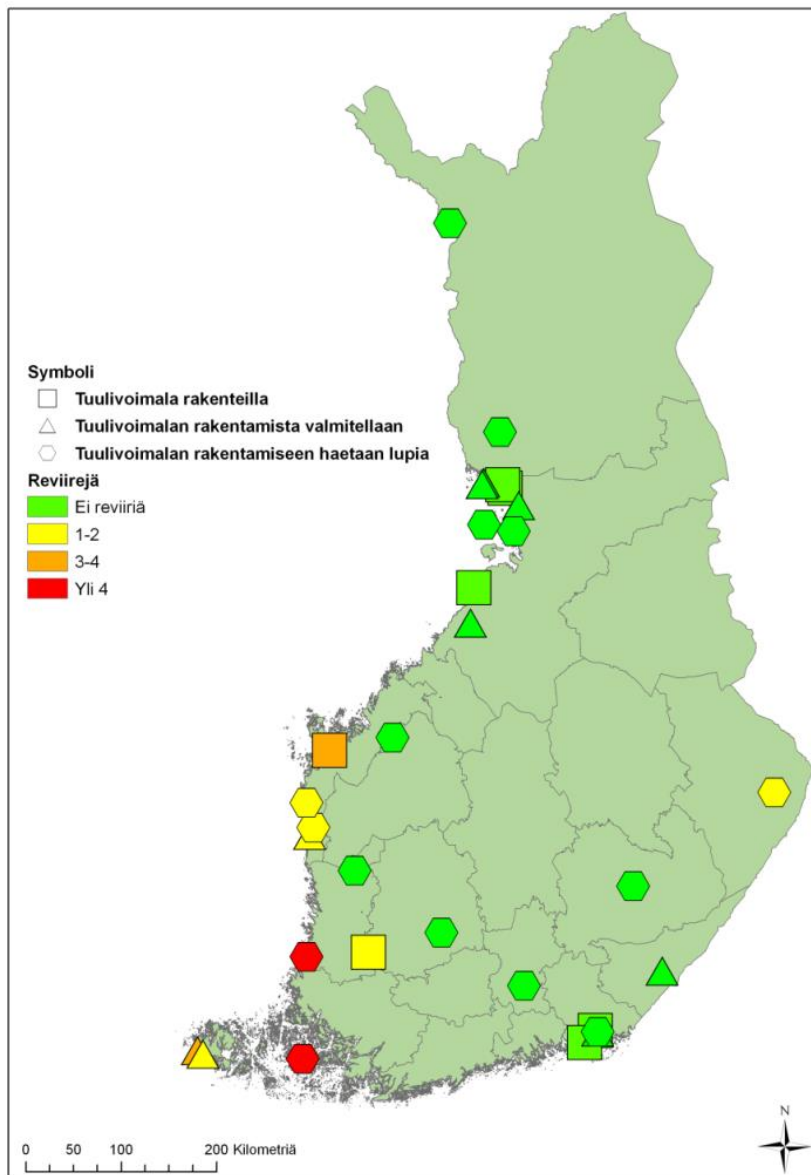


Kuva 6. Todennäköisyys poikasen kontrolliin suhteessa etäisyyteen voimalasta. Funktion arvot on takaisin muunnettu logit-asteikolta.



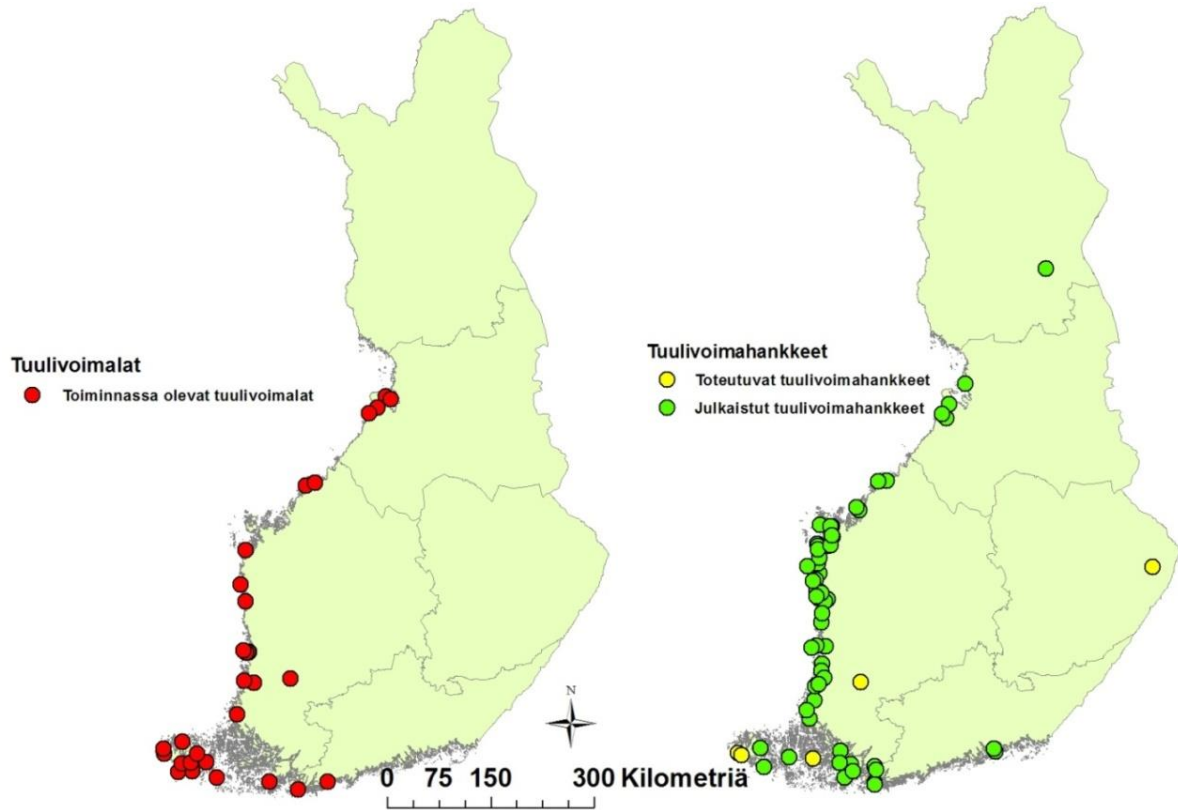
## 6.4 Tuulivoimahankkeet merikotkareviirien lähellä

Vireillä olevista tuulivoimahankkeista toteutuviksi luokiteltavia oli keväällä 2012 rannikolla ja sisämaassa yhteensä 30. Nämä hankkeet olivat edenneet vähintään rakennusluvan hakuun asti. Hankkeista kymmenen sijaitsi alle kymmenen kilometrin päässä merikotkan pesästä (kartta 2).



Kartta 2. Merikotkien reviirit toteutuvien tuulivoimahankkeiden alueella (<10 km etäisyydellä).

Hankkeiden vaikutusalueella eli 10 kilometrin säteellä voimalasta oli yhteensä 26 reviiriä, jotka olivat tuottaneet vuoteen 2012 mennessä 195 poikasta. Vuonna 2011 reviirit tuottivat 10 poikasta. Kaikki reviirit ovat aktiivisia eli viimeisen viiden vuoden aikana reviirin pesiä oli vähintään koristeltu ja suurimmassa osassa myös poikasia oli kuoriutunut.



Kartta 3. Merikotkan reviirit tuulivoima-alueiden lähellä (<10 km etäisyydellä) ja tuulivoimahankealueilla vuonna 2012.

Kaikkiaan 180 vireillä olevasta hakkeesta 68 kappaletta on 10 kilometrin säteellä merikotkan pesästä (kartta 3). Reviirejä alueilla on yhteensä 135. Vuonna 2011 ne tuottivat yhteensä 92 poikasta. Kymmenen kilometrin etäisyyden lisäksi reviirien määrää kartoitettiin myös viiden kilometrin etäisyydellä. Viiden kilometrin etäisyydellä hankealueesta oli 53 reviiriä, jotka tuottivat vuonna 2011 36 poikasta.

## 7 TULOSTEN TARKASTELO

### 7.1 Merikotkan reviirit tuulivoima-alueilla

Merikotkan reviirejä tuulivoimaloiden läheltä (< 10 km) löytyi yllättävän paljon. Poikastuotto näillä alueilla vuonna 2011 oli 25 % koko maan poikastuotosta. Osuus on jo nykyisellään merkittävä ja tulee varmasti kasvamaan tulevaisuudessa. On kuitenkin huomioitava, että yhden reviirin kattama pinta-ala voi olla suuri jos pesiä on reviirillä useita. Merikotkatyöryhmän tuulivoimaohjeen mukaan voimalaa ei tulisi rakentaa alle 2 kilometrin päähän merikotkanpesästä (WWF Suomi 2010). Jos reviirit kartoitetaan tämän ehdottoman varoetäisyyden sisältä, niin reviirien määrä vähenee huomattavasti (N = 10).

### 7.2 Pesinnän onnistuminen ja rengastuksen jälkeen havaitut poikaset

Tutkimuksessa ei löydetty eroja lähellä ja kaukana pesivien kotkien pesimämenestyksessä. Pesimämenestys ei kasvanut tutkimushypoteesin mukaisesti etäisyyden tuulimyllyyn kasvaessa. Pesästä lähteneiden poikasten uudelleen näkemisen todennäköisyys kasvoi suuntaa-antavasti kun etäisyystuulivoimalaan kasvoi (kuva 6). Poikasten todennäköisyys selvitä rekryytiksi oli 11.8 prosenttia suurempi 20 kilometrin etäisyydellä tuulivoimalasta kuin tuulivoimalan läheisyydessä. Merikotkan selviytymisen todennäköisyys siis saattaa kasvaa hitaasti etäisyyden kasvaessa voimalaan. Tilastollisesti merkitsevän tuloksen raja ei ylittynyt mutta tuloksessa on viitteitä siitä, että tuulivoimalalla voi mahdollisesti olla merkitystä poikasten selviytymiseen pesästä lähdön jälkeen.

Tutkimustuloksia tulkittaessa on huomioitava, että erityisen lähellä tuulivoimavoimaloita on melko vähän pesiä. Jos lukumäärä olisi suurempi, tilastollinen merkitsevyys voitaisiin varmistaa. Smølassa, missä merikotkien törmäyksiä tuulimyllyihin on havaittu paljon, tuulimyllyjen määrä ja merikotkien populaation tiheys ovat huomattavasti korkeampia kuin Suomen rannikolla. Smølan tuulivoimapuiston sisällä tai korkeintaan 500 metrin päässä puiston tuulimyllyistä oli 13 merikotkan reviiriä (Bevanger ym 2010). Tuulimyllyjä Smølan puistossa on yhteensä 68. Myös muissa tutkimuksissa tuulimyllyjen määrä ja lintupopulaation

koko olivat huomattavasti suurempia kuin tiheimmillä tuulivoima-alueilla Suomessa (Smallwood & Thelander 2008, de Lucas ym. 2012).

Aineiston pienen koon lisäksi on myös muita tekijöitä, jotka voivat vaikuttaa tulosten luotettavuuteen. Aineistossa voi olla myös subjektiivisia eroja rengastajan pesältä tekemien havaintojen mukaan. Rengastajakohtaisia eroja voi olla esimerkiksi pesinnänasteen määrittelyssä.

Tutkimuksessa ei huomioitu lähekkäisten reviirien mahdollisia vaikutuksia toisiinsa eikä mahdollista iän myötä tapahtuvaa emolintujen poikastuotannon kasvua. Merikotkareviirit voivat kannan kasvun myötä olla nykyään hyvin lähellä toisiaan. Tämä voi vaikuttaa negatiivisesti pesimämenestykseen muun muassa saaliseläinten määrän vähenemisen myötä. Poikastuotannon kasvu saattaa vaikuttaa erityisesti analyysiin pesimämenestyksestä ennen ja jälkeen tuulivoimalan rakentamisen.

### 7.3 Merikotkan reviirit tuulivoimahankealueilla

Hankealueiden tarkastelua suhteessa merikotkan pesiin vaikeuttaa se, että hankealueilta oli saatavissa vain yksi koordinaattipiste puiston tuulimyllyjen keskeltä. Tämä kartoitus antaa kuitenkin viitteitä siitä, mikä tilanne voisi olla tulevaisuudessa jos kaikki hankkeet toteutuvat. Kun hankkeiden lisäksi mukaan laskettiin myös olemassa olevien voimaloiden läheisyydessä pesivät merikotkat, niin reviirejä löytyi yhteensä 180. Nämä reviirit tuottivat yhteensä ainakin 135 poikasta vuonna 2011. Tämä on 41 prosenttia vuonna 2011 löydetyistä poikasista.

## 8 JOHTOPÄÄTÖKSIÄ

Tässä tutkimuksessa merikotkan pesimämenestys ei kärsinyt tuulivoimalan läheisyydestä. Voidaan siis päätellä, että tuulivoimaloista ei vuoteen 2011 mennessä ole ollut merkittävää haittaa merikotkan pesimämenestykselle Suomessa. Emolinnut eivät ole törmänneet tuulimyllyihin usein, eikä pesintöjen havaittu häiriintyneen tuulimyllyn läheisyydessä. Esitetyt väittämät perustuvat oletukseen, että emolinnun törmäys tai tuulimyllyn aiheuttama häiriö johtavat pesinnän epäonnistumiseen.

Poikasten selviytyminen pesästä lähdön jälkeen ei kärsinyt tuulimyllyistä, mutta tulos oli suuntaa antava. Aineiston pieni koko on huomioitava tuloksia tarkasteltaessa. Pesimämenestyksen ja poikasten selviytymisen tutkimukselle ei siis välttämättä ole vielä

riittävästi aineistoa. Tutkimuksessa käytettyjä kymmenen ja kahdenkymmenen kilometrin säteitä merikotkan pesästä tuulivoimalaan kannattaa tulevissa tutkimuksissa pienentää kun aineistoa on käytettävissä enemmän. On todennäköistä, että tässä tutkimuksessa käytetyillä etäisyyksillä mukana tutkimuksessa oli pesiä, joiden emot tai poikaset eivät liiku lainkaan tuulivoimaloiden läheisyydessä. Merikotkien reviirien laajuus vaihtelee elinympäristön mukaan ja emolinnuilla on reviirin sisällä vakiintuneita lentoreittejä. Tutkimuksessa käytetyt etäisyydet ovat kuitenkin perusteltuja, sillä tuulivoiman mahdollisia vaikutuksia ei ole aikaisemmin Suomessa tutkittu. Jos etäisyyksiä olisi lyhennetty, otoskoko olisi pienentynyt entisestään ja tilastollisen analyysin teko ei olisi onnistunut.

Tutkimuksen toistamiselle 5–10 vuoden kuluttua olisi varmasti tarvetta. Tuulivoiman määrä merikotkan suosimilla alueilla tulee lähivuosina kasvamaan. Suomessa vuonna 2011 toiminnassa olevat 130 tuulivoimalaa sijoittuvat varsin hajalleen laajalle alueelle rannikolla. Suunnitteilla olevista hankkeista monet ovat tuulivoimapuistoja, jossa tuulimyllyjen määrä pienellä alueella suuri ja yksittäisten tuulimyllyjen lapojen pituus ja pyyhkäisyala on suuri. Jos suuri tuulivoimapuisto sijoitetaan merikotkan reviirille tai alueelle, jota pesivät merikotkat käyttävät säännöllisesti esimerkiksi saalistusmatkoillaan, todennäköisyys tuulimyllyyn törmäämiseen kasvaa. Tosin tämä oletamus perustuu ulkomaisten tutkimusten tuloksiin, sillä Suomen rannikon kotkien käyttäytymisestä tuulivoimalan läheisyydessä ei ole vielä riittävästi tietoa.

## 9 POHDINTAA

Lisätutkimusta aiheesta tarvitaan. Pesimä- ja poikasaineiston tarkastelun lisäksi on tärkeää avata tutkimusta Suomen merikotkien käyttäytymisestä voimaloiden läheisyydessä. Ulkomailla tehdyt tutkimukset osoittavat, että väärin sijoitettuna voimalat voivat aiheuttaa vahinkoa paikalliselle petolintupopulaatiolle (Bevanger ym. 2010, Smallwood & Thelander 2008, Barrios & Rodriguez 2004, de Lucas ym. 2012). Näistä tutkimuksista ei voida vetää suoria johtopäätöksiä Suomen tilanteeseen. Yhdysvaltojen ruhostomailla maakotkat kärsivät voimaloista siksi, että ne metsästävät tuulivoimapuistossa lentäen matalla. Espanjassa hanhikorppikotkat törmäsivät tuulimyllyihin erityisesti nousevien virtausten alueella. Smølan puuttomalla saarella esimerkiksi lentokorkeus voi olla keskimäärin matalampi kuin puustoisella Itämeren rannikolla. Suomen rannikolla merikotkien elinympäristö on topografialtaan ja eliölajistoltaan hyvin erilainen kuin esimerkiksi Norjan rannikko.

Merikotkien satelliittiseuranta antaa tietoa kotkien liikkeistä ja lentokorkeudesta. Satelliittiseurantatutkimus on jo tällä hetkellä käynnissä ja yhdeksän nuorta merikotkaa on valjastettu lähettimillä. Tuulivoimatutkimuksen kannalta merkittäviä ovat etenkin aikuiset voimalan läheisyydessä reviiriä pitävät yksilöt. Aikuisten merikotkien pyydystäminen lähettimen asennusta varten on kuitenkin erittäin hankalaa eikä siinä ole vielä kevääseen 2013 mennessä onnistuttu. Seurannassa olevat merikotkat eivät ole vielä pariutuneet, mutta vanhimpien merkattujen yksilöiden odotetaan aloittavan pesinnän vuonna 2014. Tutkimuksen kannalta erityisen arvokas olisi aikuinen, voimalan läheisyydessä pesivä koiras, joka päivittäin lentää ravinnonhaussa voimalan läheisyydessä. Näistä linnuista saatava paikannustieto antaisi merkittävää informaatiota merikotkan käyttäytymisestä ja reagoinnista voimalaan. Tuulivoimavaikutusten mallintamisen suurin ongelma nykyään on tiedon puute lintujen lajikohtaisesta käyttäytymisestä tuulimyllyjen läheisyydessä (Fox ym. 2006).

Satelliittiseurannan lisäksi olisi tärkeää toteuttaa kenttätutkimus, jossa rajatun alueen tuulimyllyjen ympäristö kierrettäisiin systemaattisesti törmänneiden lintujen raatoja etsien. Hyvin suunnitellun ja toteutetun tutkimuksen avulla saataisiin tarkkaa tietoa merikotkan törmäyksistä voimaloihin ja törmäystodennäköisyyteen mahdollisesti vaikuttavista tekijöistä kuten lentoreitti, elinympäristö, vuodenaika tai sää.

Suhteuttamalla kenttätutkimusten tuloksia suunnitteilla olevan puiston vaikutusalueen merikotkareviirien määrään sekä hyödyntämällä satelliittiseuranta-aineistoa pystytään mahdollisesti mallintamaan puiston merikotkapopulaatiolle aiheuttamaa haittaa. Toki on huomioitava, että kotkien liikkeet reviirien sisällä ovat aina erilaisia. Mallinnuksen tulokset yhdistettynä aktiiviseen lintujen tarkkailuun voisi mahdollisesti antaa parhaan mahdollisen tiedon merikotkille aiheutuvat haitasta. Lintujen visuaalisen tarkkailun lisäksi voidaan teknologian kehittyessä hyödyntää myös lämpökameroita ja tutkia (Desholm 2003, Desholm ym. 2006).

Hyvällä suunnittelulla törmäysriskiä pystytään pienentämään. Petolintujen törmäykset tuulimyllyihin vähenivät osissa Altamont Passin tuulivoimapuistoa huomattavasti kun vanhoja, matalia tuulimyllyjä korvattiin pienemmällä lukumäärällä suurempia ja tehokkaampia tuulimyllyjä (Smallwood & Karas 2009). Tuulimyllyjen sijoittelussa huomioitiin petolintujen käyttämät lentoreitit sekä muut lintujen paljon käyttämät alueet. Hyvän suunnittelun käytäntöjä ovat muun muassa tuulimyllyjen sijoittaminen mahdollisimman lähelle toisiaan ja tuulimyllyjen sijoittaminen ryhmiin siten, että niiden väliin jää lentoreittejä. Suunnittelussa tulee luonnollisesti myös huomioida rakennusajankohta

sekä huoltoreittien sijainti siten, että aiheutetaan mahdollisimman vähän häiriötä ympäröivälle luonnolle (Drewitt & Langston 2006).

Suomessa merikotka on eniten julkisessa keskustelussa esillä ollut tuulivoimaloista mahdollisesti kärsivä eläinlaji. On yhteisen edun mukaista, mahdolliset negatiiviset ympäristövaikutukset huomioidaan tuulivoimapuistojen suunnittelussa.

## KIITOKSET

Suuret kiitokset pitkäjänteisestä ohjauksesta sekä rakentavista kommentteista ohjaajilleni Heikki Roiniselle (ISY) ja Toni Laaksoselle (TY). Lisäksi kiitokset Heikki Lokille (HY) perehdytyksestä Haliaetus-tietokantaan sekä WWF Suomelle mahdollisuudesta toteuttaa tämä opinnäytetyö.

## LÄHTEET

- Anon. 2012: Renewable Energy Policy Network for the 21st Century 2012. Renewables 2012 – Global Status. [http://www.map.ren21.net/GSR/GSR2012\\_low.pdf](http://www.map.ren21.net/GSR/GSR2012_low.pdf). 30.3.2013.
- Avis, M. & Maegaard, P. 2008: World Wide Wind Turbine Market and Manufacturing Trends. [http://www.folkecenter.dk/mediafiles/folkecenter/pdf/Market\\_and\\_Manufacturer\\_Trends.pdf](http://www.folkecenter.dk/mediafiles/folkecenter/pdf/Market_and_Manufacturer_Trends.pdf). 22.3.2013.
- Barrios, L. & Rodriquez, A. 2004: Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at onshore wind turbines. – *Journal of Applied Ecology* 41: 72-81.
- Bevanger, K., Berntsen, F., Clausen, S., Lie Dahl, E., Flagstad, Ø., Follestad, D. H., Hanssen, F., Johnsen, L., Kvaløy, P., Lunt-Hoel, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, E., Røskoft, E., Steinheim, Y., Stokke, B. & Vang, R. 2010: Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (Bird-Wind), Report on findings 2007-2010. – NINA report 620. – 152 s. Norwegian Institute for Nature Research. Trondheim.
- Birdlife Suomi, Suomen luonnonsuojeluliitto & WWF Suomi 2011: Luonnon ja monimuotoisuuden huomioiminen tuulivoimahankkeissa. [http://www.birdlife.fi/suo\\_jelu/ilmasto/tuuli-yva-ohje.pdf](http://www.birdlife.fi/suo_jelu/ilmasto/tuuli-yva-ohje.pdf). 11.4.2012.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A, Benítez, J.R., Lobón, M. & Donázar J.A. 2009: Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. – *Biological Conservation* 142: 2954–2961.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A, Benítez, J.R., Lobón, M., Montoya, F. & Donázar J.A. 2012: Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures. – *Biological Conservation* 145: 102–108.
- de Lucas, M., Janss., G.F.E., Whitfield, D.P. & Ferrer, M. 2008: Collision fatality on raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. – *Journal of Applied Ecology* 45: 1695-1703.
- de Lucas, M., Ferrer, M., Bechard, M. J. & Muñoz A. R. 2012: Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. – *Biological Conservation* 147: 184-189.
- Desholm, M. 2003: Thermal Animal Detection System (TADS): development of a method for estimating collision frequency of migrating birds at offshore wind turbines. – 25 s. National Environment Research Institute. Tanska.
- Desholm, M. & Kahlert, J. 2005: Avian collision risk at an offshore wind farm. – *Biology Letters* 1: 296-298.
- Desholm, M., Fox, A. D., Beasley, P. D. L. & Kahlert J. 2006: Remote techniques for counting and estimating the number of bird-wind turbine collisions at sea: a review. – *Ibis* 148: 76-89.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. 2006: Assessing the impacts of wind farms on birds. – *Ibis* 148: 29-42.
- Energiategollisuus ry 2013. Sähkön hankinta energialähteittäin. <http://energia.fi/tilastot-ja-julkaisut/sahkotilastot/sahkontuotanto/sahkon-hankinta-energialahteittain>. 30.3.2013.
- Fox, A.D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T. & Petersen, K. 2006: Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. – *Ibis* 148: 129-144.
- Global Wind Energy Council: Global Wind Statistics 2012. [www.gwec.net/.../GWEC-PRstats-2012\\_english.pdf](http://www.gwec.net/.../GWEC-PRstats-2012_english.pdf). 11.2.2013.
- Helander, B. & Stjernberg, T. 2002: Action Plan for the Conservation of the White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*). – 42 s. BirdLife International and Council of Europe.



- Hoover, S. L. & Morrison, M. L. 2005: Behavior of red-tailed hawks in a wind turbine development. – *Journal of Wildlife Management* 69: 150-159.
- Howell, J. A. 1997: Avian Mortality at Rotor Swept Area Equivalents, Altamont Pass and Montezuma Hills, California. – *Transaction of the Western Section of the Wildlife Society* 33: 24-29.
- Howell, J.A. & DiDonato J.E. 1991: Assessment of avian use and mortality related to wind turbine operations, Altamont Pass, Alameda and Contra Costa Counties, California, September 1988 through August 1989. – 168 s. U.S Windpower Inc. Kalifornia.
- Hunt, G. 2002: Golden eagles in a perilous landscape: Predicting the effects of mitigation for wind Turbine Blade-Strike Mortality. – 72 s. California energy commission. Kalifornia.
- Hunt, G. & Hunt, T. 2005: The trend of golden eagle territory occupancy in the vicinity of the Altamont Pass wind resource area: 2005 Survey. – 11 s. California energy commission. Kalifornia.
- Kerlinger, P. 2002: An assessment of the impacts of Green Mountain Power Corporation's wind power facility on breeding and migrating birds in Searsburg, Vermont. – 83 s. National Renewable Energy Laboratory. Colorado.
- Kikuchi, R. 2008: Adverse impacts of wind power generation on collision behavior of bird and anti-predator behavior squirrels. – *Journal for Nature Conservation* 16: 44-45.
- Kivirikko, K. E. 1926–1927: Suomen Linnut I–II. – Werner Söderström Osakeyhtiö. Porvoo.
- Kivirikko, K. E. 1940: Suomen selkärangaiset – Vertebrata Fennica. – Werner Söderström Osakeyhtiö. Porvoo.
- Koistinen, J. 2004: Tuulivoimaloiden linnustovaikutukset. Suomen ympäristö 721. Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto. Helsinki.
- Koivusaari, J. 1983: Merikotka (*Haliaeetus albicilla*). – Teoksessa: Hyytiä, K., Kellomäki, E. & Koistinen, J. (toimittajat) 1983: Suomen lintuatlas: 82-83. SLY:n Lintutieto Oy. Helsinki.
- Koivusaari, J. 1993: Merikotka (*Haliaeetus albicilla*). – Teoksessa: Dick Forsman (toim.), Suomen haukat ja kotkat: 64-79. Kirjapaino Oy West Point. Rauma.
- Koop, B. 1997: Vogelzug und Windenergieplanung. Beispiele für Auswirkungen aus dem Kreis Plön. (Schlewsig-Holstein). – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29: 202-207.
- Krone, O., Berger, A. & Schulte, R. 2009: Recording movement and activity pattern of a White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) by GPS datalogger. – *Journal of Ornithology* 150: 273-280.
- Larsen, J. & Guillemette, M. 2007: Effects of wind turbines on flight behaviour of wintering common eiders: implications for habitat use and collision risk. – *Journal of Applied Ecology* 44: 516-522.
- Mullarney, K., Svensson, L. & Zetterström, D. 1999: Lintuopas – Euroopan ja Välimeren alueen linnut. – 400 s. Albert Bonniers Förlag. Tukholma.
- Orrloff, S. & Flannery, A. 1996: A continued examination of avian mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. California Energy Commission. Kalifornia.
- Osborn, R. G., Dieter, C. D., Higgins, K. F. and Usgaard, R. E. 1998: Bird flight characteristics near wind turbines in Minnesota. – *American Midland Naturalist* 139:29-38.
- Pohja-Mykrä, M., Vuorisalo, T. & Mykrä, S. 2012: Organized persecution of birds of prey in Finland: historical and population biological perspectives. *Ornis Fennica* 89:1-19.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010: Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. – 330 s. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Rusanen, P., Rytteri, T. & Markku Mikkola-Roos 2012: Merimetsokannan kehitys ja vaikutuksia. – *Linnut-vuosikirja* 2011: 116-123.
- Saurola, P., Koivusaari J., Lumme L., Nuuja I. & Stjernberg T. 2010: Minne menet,

- merikotka? – Satelliittiseurannan ensimmäinen vuosi. – Linnut 3: 6-15.
- Smallwood, K.S. & Karas, B. 2009: Avian and bat fatality rates at Old-Generation and repowered wind turbines in California. – *Journal of Wildlife Management* 73: 1062-1071.
- Smallwood, K.S. & Thelander, C. 2008: Bird mortality in the Altamont Pass wind resource area, California. – *Journal of Wildlife Management* 72: 215-223.
- Stjernberg, T., Koivusaari, J., Högmander, J., Nuuja, I. & Lokki, H. 2011: Suomen merikotkat 2009–2010. Linnut-vuosikirja 2010: 18-27.
- Suomen Tuulivoimayhdistys ry 2012a: Tuulivoimalaitokset Suomessa: <http://www.tuuvoimayhdistys.fi/tuulivoimalaitokset>. 2.3.2012.
- Suomen Tuulivoimayhdistys ry 2012b: Tuulivoima hankkeet. <http://tuulivoimayhdistys.fi/hankkeet>. 16.2.2012.
- Tarasti, L. 2012: Tuulivoimaa edistämään – Lauri Tarastin selvitys 13.3.2012. – 65 s. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja 21/2012. Helsinki.
- Telleria, J.L. 2009: Overlap between wind power plants and Griffon Vultures *Gyps fulvus* in Spain. *Bird Study* 56: 268-271.
- Thelander, C. G. & Rugge, L. 2000: Avian Risk Behavior and fatalities at the Altamont wind resource area – March 1998 to February 1999. – 86 s. National renewable energy laboratory. Colorado.
- Thelander, C. G. & Rugge, L. 2003: Avian Risk Behavior and fatalities at the Altamont wind resource area – Period of performance: March 1998 – December. 2000. – 22 s. National renewable energy laboratory. Colorado.
- The European Wind Energy Association: Wind Power Technology. [http://www.ewe.a.org/fileadmin/ewe\\_documents/documents/publications/factsheets/factsheet\\_technology2.pdf](http://www.ewe.a.org/fileadmin/ewe_documents/documents/publications/factsheets/factsheet_technology2.pdf). 15.2.2013
- The European Wind Energy Association: Wind in Power – 2011 European Statistics. [http://www.ewe.org/fileadmin/files/library/publications/statistics/Wind\\_in\\_power\\_2011\\_European\\_statistics.pdf](http://www.ewe.org/fileadmin/files/library/publications/statistics/Wind_in_power_2011_European_statistics.pdf). 15.2.2013.
- Työ- ja elinkeinoministeriö 2013a: Uusiutuvan energian syöttötariffi. <http://www.tem.fi/?s=3256>. 30.3.2013.
- Työ- ja elinkeinoministeriö 2013b: Kansallinen energia- ja ilmastostrategia – Valtioneuvoston selonteko eduskunnalle 20 päivänä maaliskuuta. – 53 s. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja. Helsinki.
- Valkama, J., Vepsäläinen, V. & Lehikoinen, A. 2011: Suomen III Lintuatlas. – Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö. <http://atlas3.lintuatlas.fi>. 20.3.2012.
- Vehanen, T., Hario, M., Kunnasranta, M. & Auvinen, H. 2010: Merituulivoiman vaikutukset rannikon kaloihin, lintuihin ja nisäkkäisiin. Kirjallisuuskatsaus. – 36 s. Riista- ja kalatalous, selvityksiä 17/2010. Helsinki.
- Walker, D., McGrady M., McCluskie A., Madders M., and McLeod D. R. A.. 2005. Resident golden eagle ranging behavior before and after construction of a windfarm in Argyll. – *Scottish Birds* 25:24-40.
- World Wind Energy Association: World Wind Energy Report 2008. <http://www.wwindenergy.org/home/images/stories/worldwindenergyreport2008s.pdf>. 20.1.2012.
- WWF Suomi 2010: Ohje merikotkien huomioon ottamiseksi tuulivoimaloita suunniteltaessa. <http://wwf.fi/mediabank/868.pdf>. 2.3.2012.
- WWF Suomi 2011: Merikotka. <http://www.wwf.fi/maapallomme/uhanalaiset/kotimaiset/merikotka/>. 8.8.2011.
- Ympäristöministeriö 2011: Tuulivoimalat YVA-asetuksen hankeluetteloon 1.6.2011. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=127229&lan=fi>. 27.3.2013.