

Hoitotoimien vaikutus Etelä-Suomen kosteikkojen linnustoon

Petteri Lehikoinen
Helsingin yliopisto
Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta
Biotieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia
Pro gradu -tutkielma
Marraskuu 2013



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Laitos – Institution – Department Biotieteiden laitos	
Tekijä – Författare – Author Petteri Lehikoinen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Hoitotoimien vaikutus Etelä-Suomen kosteikkoiden linnustoon			
Oppiaine – Läroämne – Subject Ekologia ja evoluutiobiologia			
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu – tutkielma		Aika – Datum – Month and year Marraskuu 2013	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 43
Tiivistelmä – Referat – Abstract <p>Kosteikot ovat biodiversiteetiltaan yksi maailman rikkaimmista habitateista. Kosteikkojen ja niillä elävien vesilintujen tuottamien ekosysteemipalvelujen laajuuteen ja tärkeyteen on havahduttu vasta viime aikoina. Kosteikkoja ja niiden linnustoa uhkaavat maailman laajuisesti maankäyttö sekä makeiden vesistöjen pilaantuminen. Viimeisen vuosisadan aikana maailman kosteikkojen määrä on vähentynyt puoleen ja niiden tila on heikentynyt. Kosteikkolinnuston elinolosuhteet ovat heikentyneet ja linnusto on taantunut. Kosteikkoja rakentamalla ja kunnostamalla on voitu parantaa linnuston elinolosuhteita. Etenkin keinotekoisten kosteikkojen merkitys on ollut suuri luontaisten kosteikkojen tilan heikkenemisen myötä. Vain vähän tiedetään miten luonnollisten kosteikkojen hoitotoimet vaikuttavat linnustoon paikallisella tasolla. Niukasti tietoa on myös saatavilla päättäjille hoitotoimien kustannustehokkuudesta.</p> <p>Tässä työssä tutkittiin Etelä-Suomen kosteikkojen hoitotoimien vaikutuksia levähtävään ja pesivään linnustoon. Työn tarkoituksena oli selvittää eri hoitotoimien vaikutuksia ravinnonhankinnaltaan erilaisiin lintukiltoihin ja -ryhmiin. Yhtenä tutkimuksen päätavoitteena oli luoda käsitys hoitotoimien kustannustehokkuudesta sekä mihin resursseja kannattaa käyttää.</p> <p>Tutkimusalue käsitti 21 Etelä-Suomen linnustollisesti arvokasta kosteikkoa. Kosteikkoja kunnostettiin vuosina 2004–2012 kahdessa hoitajaksoissa. Hoitajaksoja ennen ja niiden jälkeen kosteikkojen pesivä ja levähtävä linnusto selvitettiin. Suomen ympäristökeskus vastasi hoitotoimista ja linnustolaskennoista Uudenmaan ja Kymenlaakson ELY-keskusten kanssa. Kosteikkoja kunnostettiin pääasiassa avoimuutta lisäämällä laidunnuksen, puustonraivauksen, niiton ja äestyksen sekä ruoppauksen avulla. Muutolla levähtävä linnusto selvitettiin läpi muuttokauden noin viiden päivän välein suoritettujen laskentojen avulla ja pesivä linnusto selvitettiin viiden käyntikerran kartoitusmenetelmällä. Kohteiden linnut eriteltiin hoidettuihin osa-alueisiin sekä niiden ulkopuolelle jääviin hoitamattomiin osa-alueisiin. Kontrollialueina toimivat hoitamattomat kohteet ja osa-alueet. Lasketut linnut yhdistettiin ravinnonhankintansa perusteella kymmeneen kiltaan, jotka olivat puolisukeltajasorsat, sukeltajasorsat, kalansyöjävesilinnut, joutsenet, hanhet, kahlaajat, naurulokki, rantakanat ja kaulushaikara, avomaavarpuksilinnut sekä pensaston ja ruovikon varpuksilinnut. Kolmea viimeksi mainittua kilttaa tarkasteltiin vain pesimäaikana. Eriksen tarkasteltiin kansallisesti uhanalaisia sekä lintudirektiivin liitteen I lajeja. Hoitotoimien sekä niihin käytettyjen kokonaiskustannusten vaikutuksia kiltakohtaisesti lintumääriin tarkasteltiin lineaarisilla sekamalleilla.</p> <p>Syysmuuttoaineistossa kaikkien lintukiltojen määrät kasvoivat niitto- ja äestysalan myötä; laidunnuspinta-ala lisäsi hanhien ja kahlaajien lukumääriä. Kaikkien kiltojen lukumääriä lisäsi laidunala keväällä, lisäksi niitto- ja äestys- sekä ruoppausala lisäsivät kahlaajien lukumääriä. Kalansyöjien lukumäärät vähenivät ruoppausalan kasvun myötä, mutta yhteys oli tilastollisesti vain suuntaa antava. Pesimäaineistossa ruoppausala x kilta-interaktio osoittautui tilastollisesti merkitseväksi, mutta kiltakohtaisesti tarkasteltuna vaikutukset olivat suuntaa antavia; rantakanat ja kaulushaikara runsastuivat ja kalansyöjävesilinnut vähenivät. Sekä uhanalaisten että lintudirektiivin liitteen I lajien lukumääriä kasvatti laidunnus keväällä ja syksyllä. Hoitotoimiin käytettyjen kokonaiskustannusten suhteen runsastuivat syksyllä puolisukeltajasorsat, hanhet ja kahlaajat. Keväällä kokonaiskustannuksilla oli positiivinen yhteys puolisukeltajasorsien, kahlaajien ja naurulokin lukumääriin. Pesimäaineistossa kokonaiskustannukset kasvattivat naurulokin lukumääriä. Suuntaa-antavasti kokonaiskustannukset lisäsivät rantakanojen ja kaulushaikaran määriä sekä vähensivät kalansyöjävesilintujen määriä.</p> <p>Erityisesti huomioitavaa on, että hoitotoimilla havaittiin vain positiivisia merkitseviä tuloksia lintukiltoihin. Laidunnus oli tärkein yksittäinen hoitotoimi, mikä liittyy sen ympäristöä monipuolistavaan vaikutukseen. Hoitotoimista eniten hyötynyt kilta oli kahlaajat, mutta kaikki kilat hyötyivät jostain hoitotoimesta. Hoitotoimien positiiviset vaikutukset liittyivät avoimuuden lisääntymiseen sekä karjan läsnäoloon, jotka voivat parantaa lintujen ruokailuolosuhteita sekä lisätä turvallisuutta. Kokonaiskustannukset paljastivat että naurulokki ja puolisukeltajasorsat hyötyivät hoitotoimista kokonaisuutena, sillä ne eivät poikenneet muista killoista yksittäisiä hoitotoimia tarkasteltaessa. Vähiten hyötyivät sukeltajasorsat sekä kalansyöjävesilinnut.</p> <p>Tutkimus osoittaa, että hoitotoimilla voidaan parantaa taantuneiden kosteikkolintujen elinolosuhteita. Koska hoitokohteet ovat Etelä-Suomen parhaimpia lintuvesiä, on hoitotoimien biologinen merkitys suuri. Vaikutukset eivät ole pelkästään kansalliset, vaan kunnostuksesta hyötävät Suomenlahden muuttoreittiä pitkin pohjoiseen muuttavat kosteikkolinnut – aina Siperiaan asti. Yksi tärkeimmistä huomioista on, että hoidon loputtua kosteikkojen tila heikkenee. Hoitoa tulisi jatkaa, jottei saatuja hyötyjä menetettäisi. Tulevaisuudessa olisi tärkeää suunnitella mittavat hoitotoimet myös tutkimuksen kannalta, jolloin hoitotoimien vaikutuksia voitaisiin tutkia tarkemmin. Tärkeää olisi löytää keinot sukeltajasorsien ja kalansyöjien elinolojen parantamiseksi.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Suomenlahden muuttoreitti, kosteikot, kunnostus, lintukillat, hoitotoimet, laidunnus, niitto, ruoppaus, kokonaiskustannus			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisor FT Aleksis Lehikoinen & FT Kim Jaatinen			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Sisällys

1. Johdanto	1
2. Tutkimusasetelma.....	5
2.1 Aineiston kuvaus.....	5
2.2 Hoitotoimien logiikka.....	6
2.3 Hoitotoimien laajuus	7
2.4 Linnustolaskennat.....	8
2.4 Lintujen muuttoaineisto	11
2.5 Pesimälaskennat ja muokkaus analyysjä varten.....	15
2.6 Hoitotoimet analyysissä.....	15
2.7 Tilastolliset analyysit.....	16
2.7.1 Ekologiset mallit.....	17
2.7.2 Kustannusmalli	18
3. Tulokset.....	19
3.1 Ekologiset mallit.....	19
3.1.1 Syksyiset levähtäjämäärät.....	19
3.1.2 Keväiset levähtäjämäärät	20
3.1.3 Pesimäkausi.....	22
3.1.4 Uhanalaiset ja direktiivilajit.....	23
3.2 Kustannusmallit	24
3.2.1 Lintukiltojen vaste kustannuksiin.....	24
3.2.2 Uhanalaiset ja direktiivilajit sekä hoitotoimien kustannukset	27
4. Tulosten tarkastelu	28
4.1 Ekologinen tarkastelu	28
4.1.1 Kohteen luonne.....	28
4.1.2 Hoitotoimet.....	29
4.2 Kustannukset	32
4.3 Tutkimuksen heikkoudet.....	34
5. Yhteenveto ja johtopäätökset.....	37
6. Kiitollisuuteni	38
7. Lähteet	39

1. Johdanto

Kosteikot ovat eliöstöltään yksi maailman monimuotoisimpia habitaatteja, mutta niiden arvoa ja merkitystä ympäristömme monimuotoisuuden ja toimivuuden ylläpitäjinä on alettu ymmärtää vasta viime vuosikymmeninä (Fraser & Keddy 2005). Maailman matalien rannikko- ja sisämaavesistöjen tarjoamien ekosysteemipalvelujen sekä luonnon pääoman on laskettu käsittävän yli kolmanneksen koko maapallon arvosta (Constanza ym. 1997, Zedler 2003). Kosteikkojen arvo koostuu paitsi niiden roolista maapallon monimuotoisuuden tukipilarina, myös vaikutuksesta hydrologiseen kiertoon mm. makean veden lähteinä, ravinteiden kierrättäjinä ja tulvien tasaajina. Kosteikkojen arvoa kasvattaa myös niiden linnusto. Kosteikkolintujen tarjoamat ekosysteemipalvelut ovat mittavat, vaikkakin niiden roolia on ylenkatsottu (Green & Elmberg 2013). Vesilinnut toimivat monella tapaa luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjinä, haitallisten lajien torjujina sekä ympäristön tilan ilmentäjinä, joskin vielä niiden rooli on tunnistamaton. Ympäristön hoidon lisäksi vesilinnuilla on kiistaton kulttuurillinen arvo metsästyksen, matkailun, taiteen ja virkistymisen kautta niin alkuperäis- kuin länsimaisillekin kansoille (Green & Elmberg 2013).

Makeiden vesistöjen tilan heikentyminen, maankäyttömuutokset sekä ilmastonmuutos ovat kolme suurinta maailman biodiversiteettiä uhkaavaa tekijää (Leadley ym. 2010). Uhkista kaksi ensimmäistä koskettavat suoraan kosteikkoja ja niiden linnustoa, joka on riippuvainen vesiympäristöistä pesimä-, levähdys- ja talvehtimisalueinaan. Viimeisen vuosisadan aikana yli puolet maailman kosteikoista on kadonnut, ja jäljellä olevien tila on heikentynyt ihmistoiminnan seurauksena (Ma ym. 2010).

Maailmanlaajuisesti kosteikkojen linnustoa uhkaavat monet tekijät, joista mittavimpia ovat kosteikkojen katoaminen ja tilan heikkeneminen. Kosteikkojen kuivaaminen ja täyttö maanviljelyksen, rakentamisen tai metsänhoidon vuoksi ovat suurimmat kosteikkoja hävittävät tekijät (Fraser & Keddy 2005). Merkittävimmät kosteikkojen tilaa heikentävät seikat puolestaan ovat vesistöjen rehevöityminen sekä vieraslajit (Fraser & Keddy 2005). Monet tutkimukset osoittavat liiallisen tuottavuustason kasvun – yleensä lisääntyneiden ravinnepäästöjen myötä – olevan haitallista vesilinnuille yksittäisissä vesistöissä (esim. Hansson ym. 2010, Hargeby ym. 1994, Suter 1994). Vaikutusmekanismit eivät ole kuitenkaan täysin selvillä. Ne liittyvät rehevöitymisen aiheuttamiin muutoksiin uposlehtisen

kasvillisuuden sekä särkikalojen runsaudessa, jotka puolestaan vaikuttavat vesilinnuille tärkeän ravinnon, pohjaeläinten, runsauteen (Hargeby ym. 1994, Pöysä ym. 2012).

Rehevöityminen johtaa usein veden samentumiseen kasviplanktonin runsastuessa, mikä heikentää uposlehtisen kasvillisuuden elinoloja vähentämällä vedenpinnan alle tunkeutuvan valon määrää (Wetzel 2001). Vähentynyt uposlehtinen kasvillisuus heikentää kasvinsyöjävesilintujen ruokailuolosuhteita ja välillisesti muidenkin vesilintukiltojen oloja. Uposlehtinen kasvillisuus lisää pohjaeläinten monimuotoisuutta ja biomassaa, mistä hyötyvät pohjaeläimiä ravinnokseen käyttävät vesilinnut (Hargeby ym. 1994). Erityisesti vesilintujen poikasille pohjaeläinten saatavuus on tärkeää, sillä valkuaisainepitoinen ravinto on välttämätöntä kasvun ja hengissä säilyvyyden kannalta (Nummi ym. 2010). Rehevöitymisen on todettu lisäävän vesistön kalabiomassaa ja muuttavan kalayhteisöä särkikalavoittoisemmaksi (Olin ym. 2002). Runsaan särkikalayhteisön on todettu vähentävän pohjaeläinten, makrolevien ja vesikasvien määrää ja vaikuttavan negatiivisesti kasveja ja selkärangattomia ravinnokseen käytäviin vesilintuihin (Haas ym. 2007).

Vesistön morfologia ja fysikaalis-kemialliset ominaisuudet vaikuttavat vesistöjen käyttökelpoisuuteen kosteikkolinnuille (esim. Ma ym. 2010). Koska lintujen on helppo siirtyä vesistöltä toiselle lentäen, voivat ne valita vesistön, joka parhaiten vastaa niiden vaatimuksia (Newton 2008). Vesilinnuston onkin todettu indikoivan vesistöjen ekologista tilaa sekä tuottavuustasoa (Sammalkorpi ym. 2010). Syy-seuraus -suhteeksi käännettynä vesistön ominaisuuksien on todettu vaikuttavan vesilinnuston kokoonpanoon ja runsauteen niin talvehtimis- (mm. Suter 1994), levähdys- (Hansson ym. 2010) kuin pesimäalueilla (mm. Nilsson & Nilsson 1978). Tämän vuoksi vesilintujen on etsittävä uusi pesimä- tai muutonaikainen levähdysalue, jos niiden aiemmin käyttämän vesistön olosuhteet huononevat (Newton 2008).

Levähdys- ja ruokailualueiden laadulla voi olla myös kauaskantoisempia vaikutuksia lintujen elinkierrossa. Vesilinnuilla ja kahlaajilla muuton aikaisen tai muuttoa edeltävän hyvän ruumiillisen kunnon on todettu lisäävän lintujen selviytyvyyttä ja pesimämenestystä (mm. Drent ym. 2003, Pace & Afton 1999, Pfister ym. 1998). Tästä johtuen tärkeiden ruokailualueiden heikentyneet elinolot voivat näkyä lintujen siirtymisen lisäksi korkeampana koulleisuutena sekä heikentyneenä pesimämenestyksenä. Näiden keskeisten demografisten

tekijöiden ollessa suoraan kytköksissä lintukantojen kehitykseen (esim. Baker ym. 2004), on ilmeistä miten keskeisiä hyvälaatuiset vesistöt ovat vesilintu- ja kahlaajakannoille

Kosteikkolintujen elinolot ovat heikentyneet maailmanlaajuisesti (mm. Ma ym. 2010). Sama suuntaus vallitsee todennäköisesti myös Suomessa. Tuorein lintujen uhanalaistarkastelu (Mikkola-Roos ym. 2010b) ja sitä tukeva 3. lintuatlas (Valkama ym. 2011) ovat paljastaneet, että Suomen kosteikko- ja suolinnusto on taantunut viime vuosikymmeninä huomattavasti. Verrattuna edelliseen tarkasteluun kasvoi uhanalaisten vesilintujen määrä kahdesta kuuteen ja kahlaajien viidestä yhdeksään (Rassi ym. 2001, Rassi ym. 2010). Vaikkei useamman taantuneen riistavesilinnun suojelun tila ole suotuisa, metsästyspaine ei selitä viimeaikaisia vesilintukantojen taantumisia (Pöysä ym. 2012). Taantumisen syyt liittyvät sen sijaan vesilintujen habitaatinvalintaan ja elinympäristön muutoksiin, sillä rehevien vesistöjen vesilinnusto on taantunut Suomessa voimakkaammin kuin karujen vesistöjen (Pöysä ym. 2012). Kosteikkojen linnustollinen arvo on laskenut myös suojelualueillamme viimeisinä vuosikymmeninä (Ellermaa & Lindén 2011). On merkittävää, että linnuston suojeluarvon lasku on ollut hitaampaa kosteikoilla, joilla on suoritettu vähäisiä hoitotoimia mittavampaa peruskunnostusta, jonka avulla alueita on pyritty palauttamaan niiden aiempaan tilaan esim. umpeenkasvua estämällä (Ellermaa & Lindén 2011).

Rakentamalla keinotekoisia kosteikkoja ja muokkaamalla niitä linnustolle soveltuviksi on onnistuttu luomaan kosteikkolinnuille hyvin soveltuvia habitaatteja, joiden merkitys on suuri maailmanlaajuisen kosteikkojen katoamisen ja heikentymisen vuoksi (Ma ym. 2010). Jotta kosteikkoja rakennettaessa ja kunnostettaessa saavutettaisiin tavoitellut hyödyt, tarvitaan kattavaa tietoa koko kosteikkoekosysteemin toiminnasta, ja huomioon on otettava monimuotoisen kosteikkolinnuston vaatimukset (Ma ym. 2010). Maantieteelliset olot, kosteikkojen tyyppi ja tarkoitus sekä tilan heikkenemisen intensiteetti vaikuttavat tarvittavien toimenpiteiden määrään ja laatuun. Tulevaisuudessa alueelliset tutkimustulokset tulevat olemaan tärkeässä asemassa kosteikkolinnuston tilan kohentamiseksi. Niiden avulla voidaan ennustaa eri toimenpiteiden vaikutusta kosteikkolinnustolle ja tuomaan tietoa niistä paikallisten päättäjien saataville (Ma ym. 2010). Kosteikkojen kunnostusmenetelmien vaikutusten selvittäminen on erityisen tärkeää, jotta paikalliset päättäjät voivat saada olemassa olevilla resursseilla mahdollisimman suuren hyödyn. Luontaiset kosteikot ovat yleensä luonteeltaan ja eliöstöltään rakennettuja kosteikkoja monimuotoisempia, ja hoidon vaikutus niihin tunnetaan puutteellisesti verrattuna keinotekoiseen ihmisen perustamiin

kosteikkoihin. Siksi huomio tulisi kiinnittää erityisesti miten kunnostustoimet vaikuttavat luontaisten kosteikkojen tilaan (Ma ym. 2010).

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää, miten kunnostustoimet ovat vaikuttaneet Suomenlahden muuttoreitin varrella sijaitsevien linnustollisesti arvokkaiden kosteikkojen levähtävään ja pesivään linnustoon. Suomenlahti sijaitsee keskellä Pohjanmeri – Itämeri – Viananmeri -muuttoreittiä, jonka kautta muuttaa vuosittain miljoonia vesilintuja ja kahlaajia Länsi-Euroopan talvialueiden ja boreaalisten ja arktisten pesimäalueiden välillä (Boere ym. 2006, Ellermaa & Pettay 2004). Siten kosteikkojen olosuhteilla on vaikutusta laajan kansainvälisen alueen pesimälinnustoon. Alueen kosteikkoja kunnostettiin vuosien 2004–2012 aikana. Hoidetut kohteet ovat Natura 2000 -verkostoon kuuluvia SPA-alueita (Special Protected area), jotka ovat EU:n lintudirektiivin edellyttämiä suojelualueita. Niiden tarkoitus on turvata lintujen suotuisan suojelun taso, ja kohteiden hyvän tilan ja ympäristöllisen laadun ylläpito on siksi erityisen tärkeää. Tutkimuskohteet sijaitsevat pohjoisen Suomenlahden muuttoreitin varrella ja kunnostuksilla on pyritty muodostamaan toiminnallinen linnustonsuojeluverkosto alueen läpi muuttavalle kosteikkolinnustolle. Tämän työn ensisijainen tarkoitus on arvioida tehtyjen hoitotoimien vaikutusta kosteikkojen pesiviin ja muutolla levähtäviin lintuihin. Toinen tärkeä tavoite on luoda havaittujen vaikutusten perusteella käsitys eri hoitotoimien tehokkuudesta eri lintukilloille Suomenlahden alueella. Tutkimuksen kysymykset ja hypoteesit ovat:

- 1) Onko kunnostuksella vaikutusta eri kosteikkolintukiltojen runsauteen kohteilla? Perustuen Ellermaan & Lindénin (2011) tietoon peruskunnostuksen vaikutuksesta kosteikkojen suojelupistearvoihin hypoteesini on: a) kunnostustoimet lisäävät lintujen kokonaismäärää, ja b) killoilla on erilaiset vasteet hoitotoimiin.
- 2) Hyötyvätkö Suomessa uhanalaisiksi luokitellut tai EU:n lintudirektiivin erityissuojelua tarvitsevat lajit hoitotoimista? Hypoteesini on, että uhanalaisten lintujen vaste hoitotoimiin seuraa sen killan vastetta, johon ne kuuluvat.
- 3) Saako rahalle vastinetta? Hypoteesini on: a) lintujen määrä lisääntyy investoitujen määrärahojen myötä, ja b) käytettyjen määrärahojen vaikutus riippuu tarkasteltavasta killasta mukailen hypoteesia 1b.

2. Tutkimusasetelma

Aineiston keruun ja suunnittelun on tehnyt Suomen ympäristökeskus yhteistyössä Uudenmaan ja Kaakkois-Suomen ympäristökeskusten kanssa. Hoitotoimet on tehty pääosin EU:n Life-hankkeen yhteydessä laadittujen Natura 2000-verkoston kuuluvien kohteiden hoito- ja käyttösuunnitelmien mukaan palvelemaan parhaiten kohteiden kasvien ja eläinten, erityisesti lintujen vaatimuksia (Priha & Korkeamäki 2007).

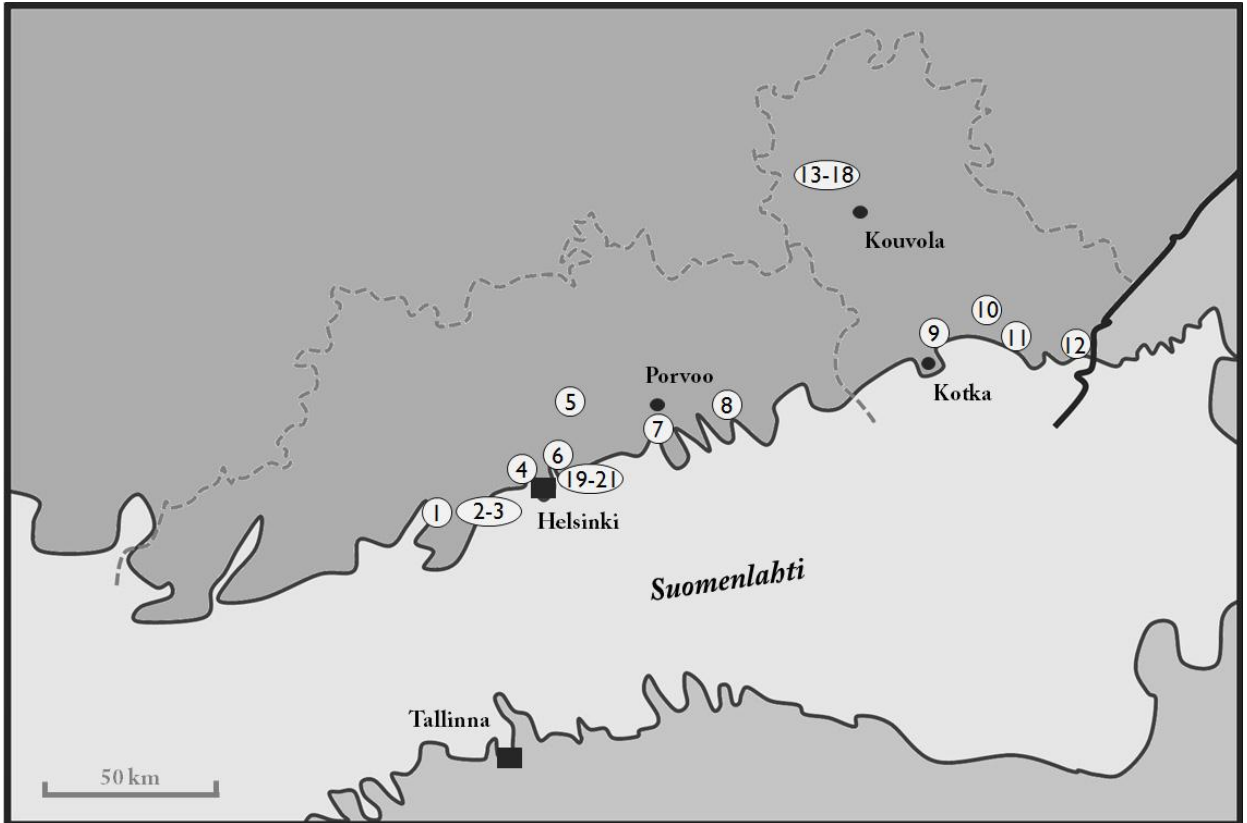
Tutkimuksessa tarkastellaan luonnollisten kosteikkojen linnustoa kahtena peräkkäisenä ajanjaksona, joiden aikana kohteiden hoitotoimet on tehty. Kohteiden linnusto on selvitetty ennen hoitotoimenpiteitä sekä niiden jälkeen. Tutkimusasetelman etuna on, että tarkastelu voidaan tehdä kohdekohtaisesti, jolloin voidaan olettaa, ettei kyseisen ajanjakson aikana kohteen luonne ja käyttökelpoisuus linnustolle ole muuttunut muuten kuin hoitotoimien osalta. Kaikilla kohteilla ei ole tehty hoitotoimia molempina ajanjaksoina, ja hoitamattomina jaksoina nämä kohteet toimivat kontrollialueina.

2.1 Aineiston kuvaus

Tutkimusjakso kesti vuoden 2003 syksystä vuoden 2012 syksyyn ja koostui kahdesta hoitajaksoista (2004–2006 & 2007–2012). Hoitajaksoina kohteita kunnostettiin eri hoitotoimenpiteillä ja pesivä ja muutolla levähtävä linnusto selvitettiin ennen hoitotoimia ja niiden jälkeen (ks. kohdat 2.3 ja 2.4). Tutkimusalue koostui 21 kosteikosta, joista yksitoista sijaitsi Uudellamaalla ja kymmenen Kymenlaaksossa (kuva 1). Tutkimuskohteista kuusi toimi kontrollialueina, joilla ei tehty lainkaan hoitotoimia.

Muuttolinnustoa selvittäessä hoidetut tutkimuskosteikot jaettiin osa-alueisiin, jotka olivat joko hoidettuja tai hoitamattomia. Koska hoitotoimet olivat yleensä melko pienialaisia, ei vaikutusten oletettu ulottuvan laajalle. Hoidetut osa-alueet sijaitsivat 500 metrin säteellä hoitotoimista. Hoidettujen osa-alueiden ulkopuolelle jäivät alueet muodostivat kohteilla hoitamattomat osa-alueet, jotka toimivat kontrollialueina. Osalla hoitokohteista oli useampi hoidettu osa-alue, jos hoitoja oli tehty yli kilometrin etäisyydellä toisistaan. Myös hoitamattomia osa-alueita oli kohteilla useampi, jos niitä erotti toisistaan maa-alue tai hyvin kapea salmi. Kaikkiaan muuttolinnustoa tarkasteltiin 32 osa-alueella, joista hoidon piirissä oli ensimmäisellä jaksolla 17 ja toisella 13 (taulukot 1 & 2)

Pesimälinnusto selvitetiin kohteilla ilman osa-aluejakoa ennen ensimmäistä hoitajaksoa ja sen jälkeen. Kolme kohteista oli mukana vain pesimälinnustoa tarkasteltaessa ja toimivat kontrollialueina. Näiden kohteiden – Porvarinlahti, Bruksviken sekä Torpviken – linnustoa on seurattu Helsingin Vuosaaren sataman rakentamisen yhteydessä (Yrjölä ym. 2012).



Kuva 1. Suomenlahden muuttoreitin varrella sijaitsevat kosteikot, joista valtaosaa on kunnostettu Life-hankkeessa ja jotka muodostivat tutkimuksen funktionaaliset kohteet:

- | | |
|---|---|
| 1. Saltfjärden, Kirkkonummi | 12. Kirkon-Vilkkiläntura, Virolahti |
| 2. Norra Fladet, Kirkkonummi | 13. Jaalanlahti, Kouvola |
| 3. Morsfjärden, Kirkkonummi (kontrollialue) | 14. Kyrölahti, Kouvola |
| 4. Laajalahti, Espoo | 15. Lintukymi, Kouvola |
| 5. Tuusulanjärvi, Tuusula ja Järvenpää | 16. Mukulanlahti, Iitti (kontrollialue) |
| 6. Vanhankaupunginlahti, Helsinki | 17. Suolalahti, Kouvola |
| 7. Porvoonjoen suisto, Porvoo | 18. Tervolanlahti, Iitti (kontrollialue) |
| 8. Pernajanlahti, Pernaja | 19. Bruksviken, Helsinki (kontrollialue) |
| 9. Salminlahti, Kotka ja Hamina | 20. Porvarinlahti, Helsinki (kontrollialue) |
| 10. Kirkkojärvi, Hamina | 21. Torpviken, Helsinki (kontrollialue) |
| 11. Pappilansaari-Lupinlahti, Hamina | |

2.2 Hoitotoimien logiikka

Kohteilla suoritettiin pääosin umpeenkasvua estäviä hoitotoimenpiteitä. Ruovikon ja pensaikon raivaamisen ja avoimen alan lisäämisen oletetaan lisäävän avoimia habitaatteja

vaativien kiltojen (kahlaajat, avomaavarpuksilinnut) pesimäkantaa ja muutolla levähtävien yksilöiden lukumäärää. Avoimuuden lisääminen vähentää ruovikossa ja pensaikossa pesivien varpuslintujen pesimäbiotooppia, minkä vuoksi näiden oletetaan taantuvan hoitotoimien myötä. Vesikasvien poiston ja ruoppauksen oletetaan vaikuttavan sukeltajasorsien lukumäärään ja diversiteettiin, sillä suuremman avoimen vesialan on todettu lisäävän vesilintujen runsautta ja lajimäärää (Paracuellos 2006, Paracuellos & Telleria 2004). Avoveden reunamien avoimuus voi parantaa myös avovedestä riippuvien vesilintulajien turvallisuutta muuttoaikoina, sillä vesilinnut pystyvät paremmin tarkkailemaan ympäristöönsä ja havaitsemaan lähestyvät pedot kauempaa. Toisaalta runsas ilmaversoiskasvillisuus hyödyttää monien vesilintujen pesintää (mm. Sammalkorpi ym. 2005, Sánchez-Zapata ym. 2005), minkä vuoksi hoitotoimet voivat heikentää pesimäolosuhteita. Monet vesilintulajit ovat pesimäaikaan lentokyvyttömiä ja ilmaversoiskasvillisuus voi myös tarjota niille suojaa pedoilta. Millään kohteella ei kuitenkaan poistettu ilmaversoista vesikasvillisuutta kokonaan, minkä vuoksi pesimä- ja suojapaikkoja pitäisi jäädä runsaasti hoitotoimien jälkeenkin.

2.3 Hoitotoimien laajuus

Toimenpiteet ja niiden laajuudet eri jaksoina on esitetty taulukoissa 1 ja 2.

Umpeenkasvaneita niittyjä niitettiin ja äestettiin ensimmäisellä hoitajaksolla 12 kohteella yhteensä keskimäärin 127 ha vuosittain, joka vastasi 45,1 % näiden kohteiden maa-alasta. Toisella hoitajaksolla niitettiin ja äestettiin kahdeksalla kohteella yhteensä keskimäärin 33 ha vuosittain (5 % kohteiden maa-alasta). Kahdeksalla kohteella laidunnettujen rantaniittyjen pinta-alojen vuosittaiset keskiarvot olivat ensimmäisellä jaksolla yhteensä 131 ha (18,6 %) ja toisella 201 ha (28,5 %). Laidunnuspaine oli keskimäärin (\pm keskihajonta) $0,93 \pm 0,35$ lehmää / ha. Puustoa ja pensaikkaa poistettiin ensimmäisellä jaksolla yhteensä 78 hehtaarin alalta yhdeksällä kohteella, toisella jaksolla 4,3 ha kahdella kohteella. Avovesialueiden aikaansaamiseksi poistettiin vesikasvillisuutta ruoppaamalla ja leikkaamalla ensimmäisellä hoitajaksolla yhteensä 108 hehtaarialta 11 kohteella, mikä vastasi 17,9 % kohteiden vesialueesta. Toisella jaksolla vesikasveja poistettiin 21 hehtaarialta neljällä kohteella (10 % kohteiden vesialasta). Lisäksi niittyjen kosteusoloja ennallistettiin tukkimalla ja hajauttamalla vanhoja ojia.

Hoitotoimien kustannukset olivat ensimmäisellä hoitokaudella 1,15 miljoonaa euroa, joista ruoppauskustannusten osuus oli 34,3 %, laidunnuksen 33,0 %, niiton 21,7 %, puuston raivauksen 7,6 % ja äestyksen 3,4 %. Toisella jaksolla hoitokustannukset olivat 705 000 euroa, joista laidunnuksen osuus 80,2 %, niiton 14,6 %, ruoppauksen 2,7 %, äestyksen 1,8 % ja puuston raivauksen 0,8 %.

2.4 Linnustolaskennat

Levältävien lintujen määrät selvitettiin kaikilla kohteilla koko muuttokauden ajan kolmena syksynä ja keväänä käyttäen apuna kiikaria ja kaukoputkea sekä vakioituja havainnointipisteitä ja laskentamenetelmiä (Rusanen ym. 2005). Linnut merkittiin kullekin osa-alueelle sijaintinsa mukaan. Syksyn muuttokauden levähtäjämäärät laskettiin aikavälillä 15.7.–15.11. 20 päivänä noin viiden päivän välein ennalta määrätyn laskentakalenterin mukaan. Laskennat suoritettiin syksyinä 2003, 2006 ja 2012. Kevään muuttokautena laskentoja tehtiin 15 päivänä aikavälillä 1.4.–28.5. niin ikään noin viiden päivän välein. Kevätlaskentojen vuodet olivat 2004, 2007 ja 2012. Uudenmaan kohteilla suoritettiin ylimääräinen kevätlaskenta maaliskuun lopussa 2007 aikaisesta keväästä johtuen.

Koko kohteen kattavat pesimälinnustoselvitykset tehtiin vuosina 2004 ja 2007 kaikilla kohteilla. Maalinnusto selvitettiin viiden laskentakerran kartoituksena (Rusanen ym. 2005) ja vesilinnusto muuttolaskentojen yhteydessä Koskimiehen ja Väisäsen (1988) ohjeiden mukaisesti.

Taulukko 1. Funktionaalisten kohteiden ja osa-alueiden pinta-alat sekä hoitotoimien laajuus ja kustannukset kesällä 2006. Kohde 12 puuttuu, koska se jätettiin tarkastelun ulkopuolelle puutteellisten laskentojen vuoksi.

Paikka	Osa-alue	Maa-ala (ha)	Vesi-ala (ha)	Hoitotoimien laajuus (ha)					Kustannukset (€)				Yht.
				Niitto ja äestys	Laidunnus	Karja (lkm)	Puuston poisto	Ruoppaus	Niitto- ja äestys	Laidunnus	Puuston poisto	Ruoppaus	
1 Saltfjärden	1	129,4	5,6	25	25	30	6,8	0	29500	90000	11000	7000	137500
	2	50	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Norra Fladet	3	44	21	25	32	20	10,4	0	33000	62000	3000	0	98000
	4	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Morsfjärden	5	13	119	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Laajalahti	6	70,5	102,5	36,5	30	20	0	0	52000	59500	0	0	111500
	7	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Tuusulanjärvi	8	30	55	0	0	0	4	14	0	0	1500	26000	27500
	9	20	135	0	0	0	2	5	0	0	4000	41000	45000
	10	27	63	0	0	0	8	4	0	0	11000	90000	101000
6 Vanhankaupunginlahti	11	193	92	37	32	50	0,8	0,27	24500	54000	2500	44000	125000
	12	133	206	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Porvoonjoen suisto	13	75	48	21,5	19	15	0	10	20000	16000	0	37000	73000
	14	15	70	0	8	8	0	0	0	27000	0	0	27000
	15	105	390	0	0	0	6,7	0	0	0	8000	0	8000
8 Pernajanlahti	16	105	50	8,6	35	30	6	10	34000	65000	5000	20000	124000
	17	15	70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Salminlahti	18	31	151	9,6	0	0	7	0	11800	0	8640	0	20440
10 Kirkkojärvi	19	50	72	7,7	0	0	0	33	23600	0	0	39600	63200
	20	96	15	0	0	0	12,5	5	0	0	15374	45360	60734
11 Pappilansaari-Lupinlahti	21	20	129	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	22	15	117	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	23	6	107	4,6	0	0	5,2	0	11800	0	6396	0	18196
13 Jaalanlahti	27	46	39	7	0	0	3	9	11300	0	3700	13500	28500
14 Kyrönlahti	28	20	20	0,3	0	0	0	6	500	0	0	9000	9500
15 Lintukymi	29	13	55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16 Mukulanlahti	30	27	98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17 Suolalahti	31	15	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18 Tervolanlahti	32	22	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19 Bruksviken	33	23	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20 Porvarinlahti	34	50	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21 Torpviken	35	17	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Taulukko 2. Funktionaalisten kohteiden ja osa-alueiden pinta-alat sekä hoitotoimien laajuus ja kustannukset kesällä 2012. Kohde 10 puuttuu, koska se jätettiin tarkastelun ulkopuolelle puutteellisten laskentojen johdosta. Myös kontrollikohteet 19–21 puuttuvat taulukosta, koska pesimäaineistoa ei tarkasteltu jälkimmäisellä hoitajaksolla.

Paikka	Osa-alue	Maa-ala (ha)	Vesi-ala (ha)	Hoitotoimien laajuus (ha)						Kustannukset (€)				Yht.
				Niitto ja äestys	Laidunnus	Karja (lkm)	Puuston poisto	Ruoppaus	Niitto- ja äestys	Laidunnus	Puuston poisto	Ruoppaus		
1 Saltfjärden	1	129,4	5,6	0	45	35	0	0	0	0	168000	0	0	168000
	2	50	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Norra Fladet	3	44	21	5	32	20	0	0	0	4000	87000	0	0	91000
	4	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 Morsfjärden	5	13	119	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4 Laajalahti	6	70,5	102,5	3	30	20	0	0	0	8000	72500	0	0	80500
	7	0	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 Tuusulanjärvi	8	30	55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	20	135	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	10	27	63	0	0	0	0,3	0	0	0	0	2000	0	2000
6 Vanhankaupunginlahti	11	193	92	8	24,7	32	0	0	0	5000	67500	0	0	72500
	12	133	206	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7 Porvoonjoen suisto	13	75	48	5	19	8	0	0	0	10000	40000	0	0	50000
	14	15	70	0	8	8	0	0	0	0	35000	0	0	35000
	15	105	390	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8 Pernajanlahti	16	104,8	50,2	8	35	30	4	0	0	25000	89000	3500	0	117500
	17	15	70	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9 Salminlahti	18	31	151	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11 Pappilansaari-Lupinlahti	21	20	129	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	22	15	117	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	23	6	107	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	24	19	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12 Kirkon-Vilkkiläntura	25	5	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	26	73	15	6	0	0	0	0	0	14391	6058	0	0	20449
	27	46	39	15	0	0	0	3	0	20250	0	0	3240	23490
14 Kyrönlahti	28	20	20	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2835	2835
15 Lintukymi	29	13	55	0	0	0	0	7,5	0	0	0	0	6750	6750
16 Mukulanlahti	30	27	98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17 Suolalahti	31	15	100	0	0	0	0	7,5	0	0	0	0	6075	6075
18 Tervolanlahti	32	22	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

2.4 Lintujen muuttoaineisto

Hoitotoimien vaikutuksia linnustoon tarkasteltiin kahtena ajanjaksona. Ensimmäinen ajanjakso käsitti vuodet 2003–2007, jolloin lintulaskennat tehtiin ennen ja jälkeen hoitotoimenpiteiden. Toisella jaksolla 2007–2012 hoitotoimia jatkettiin useimmilla kohteilla, mutta osalla niistä luovuttiin. Myös toisella jaksolla verrattiin hoitotoimia lintulaskentoihin ennen ja jälkeen hoitotoimenpiteiden. Muuttoaikojen laskennat tehtiin syksyllä 2003, 2006 ja 2012 sekä keväällä 2004, 2007 ja 2012.

Sekä kevään että syksyn levähtäjämääriä tarkasteltiin kausikohtaisina summina lintukilloittain. Killat muodostettiin lintujen ravinnonhankinnan ja ravinnon mukaan seuraaviksi funktionaaliseksi ryhmiksi: puolisukeltajasorsat, sukeltajasorsat, kalaa syövät vesilinnut, joutsenet, hanhet, kahlaajat ja naurulokki. Kilttoihin kuuluvat lajit sekä niiden kausikohtaiset yksilömäärät on esitetty taulukossa 3. Kilttojen yksilösummiin laskettiin lajilleen määrittämättömät lukumäärähavainnot, mikäli ne kuuluivat yksiselitteisesti tiettyyn kilttaan. Laajempia määriä olivat suvulle määritetyt *Anas* (puolisukeltaja), *Anser* (hanhi), *Anser/Branta* (hanhi) sekä laajemman lajikirjon sisällään pitävä pienikokoinen kahlaaja.

Lisäksi tarkasteltiin kansallisesti uhanalaisia lajeja (Rassi ym. 2010) ja EU:n lintudirektiivin I liitteen lajeja (EU 2010) omina ryhminään, sillä Life-hankkeiden yksi päätavoitteista on ylläpitää luonnon monimuotoisuutta. Harvalukuisina lajeina uhanalaisten ja direktiivilajien vasteet eivät välttämättä erotu kiltakohtaisessa tarkastelussa, jossa killan vaste määräytyy helposti yleisten ja runsaimpien lajien mukaan.

Kosteikkojen linnuista varpuslinnut, rantakanat ja kaulushaikara päätettiin jättää muuttokausien tarkastelun ulkopuolelle, sillä ne ovat hankalasti havaittavia tavalla, jolla levähtäjämäärät laskettiin. Harmaahaikara jätettiin tutkimuksen ulkopuolelle, sillä sen kannat ovat voimakkaassa kasvussa. Kannankasvu saattaisi johtaa tilastolliseen artefaktiin, sillä hoitotoimien ajalliset muutokset saattaisivat korreloida haikarakantojen ajallisen vaihtelun kanssa ilman kausaalista yhteyttä. Petolintujen, muiden lokkien ja tiirojen katsottiin käyttävän kosteikkoja hieman eri näkökulmasta valittuihin kilttoihin nähden. Lajiryhmät eivät myöskään edusta perinteisintä kosteikkolinnustoa Suomenlahdella. Naurulokki on

kosteikoiden avainlaji, jonka pesimäkoloniat tarjoavat vesilinnuille suojaa pedoilta (mm. Väänänen 2000), minkä takia sitä tarkasteltiin omana kiltanaan.

Syksyn kausisummia laskettaessa kilttojen 1–5 lukumääristä poistettiin kahden ensimmäisen laskennan (n. 15.–22.7.) yksilömäärät, sillä vesilintujen muuttoliikkeen on todettu alkavan vasta heinäkuun lopussa–elokuun alussa (Lehikoinen & Vähätalo 2000). Näin ollen loppukesän lintujen katsottiin olevan pesiviä eikä kertovan muutolla levähtävien lintujen habitaatinvalinnasta. Kevään summista jätettiin puolestaan pois vesilintupoikueet, jotka kertovat myös enemmän pesivistä kuin levähtävistä linnuista. Naurulokin kevätkauden summissa ei huomioitu kahta viimeistä laskentaa (n. 21.–28.5.), sillä tähän mennessä naurulokin kevätmuuttokausi on pääosin ohitse (Lehikoinen & Vähätalo 2000).

Aineiston kattavuudessa on aukkoja, sillä kaikilla kohteilla ei voitu suorittaa kaikkia laskentakertoja. Yhteensä puuttuvia laskentakertoja oli 46 kpl (2,6 % kaikista laskennoista). Syksyllä niitä puuttui 31 kpl (3,2 %) ja keväällä 15 kpl (1,6 %). Kymenlaakson kohteilta (kohteet 9–18) yhtä lukuun ottamatta puuttuu syksyn 2012 laskennoista 1–3 laskentaa ja keväältä 2012 viiden kohteen laskentakausi on paria laskentaa vaille täydellinen.

Resurssipulan vuoksi laskennoista luovuttiin näillä kohteilla ensisijaisesti syyskauden 2012 kahdella ensimmäisellä tai viimeisellä kerralla. Näin niiden vaikutus syksyn lintusummiin oli pienempi kuin jättämällä laskentoja tekemättä kesken viikkaimman muuttokauden. Syksyn ensimmäisiä laskentoja ei tarkasteltu vesilintujen muuttoaineistossa, ja niiden suorittamatta jättäminen vaikutti analyseissä vain kahlaajien määriin. Syksyn viimeisissä laskennoissa puolestaan kahlaajien ja vesilintujen määrät olivat yleensä pieniä ja laskentojen puuttumisen todellinen vaikutus levähtäjämääriin oli vähäinen. Kevätkauden puuttuvat laskennat olivat valtaosin kauden ensimmäisiä laskentoja, jolloin lintujen lukumäärät olivat yleensä pieniä. Uudenmaan kohteilla (1–8) tehtiin keväällä 2007 ylimääräinen laskenta maaliskuun lopussa, sillä kevät oli poikkeuksellisen aikainen ja ensimmäiset vesilinnut aloittivat muuttonsa normaalia aiemmin. Kymenlaaksossa aikaistettuun laskentakautteen ei ollut tarvetta, sillä jääolosuhteet olivat idempänä ankarammat.

Puuttuvien laskentojen vaikutusten vähentämiseksi kausikohtaiset lajisummat jaettiin suoritettujen laskentojen lukumäärällä ennen yhdistämistä kiltakohtaisiksi kausisummiksi. Tämä parantaa kausien vertailua keskenään, vaikka niillä olisi suoritettu eri määrä laskentoja. Joillakin kohteilla puuttui tallennuksessa tapahtuneiden virheiden vuoksi yksittäisten lajien

laskentakohtaisia summia, ja myös näiden vaikutus voitiin minimoida vähentämällä lajin laskentakertoja. Mikäli laskentoja puuttui enemmän kuin kolme kevään ja neljä syksyn laskentakautta kohden, jätettiin kohteen tarkastelu kyseisen kauden osalta tekemättä. Muuttokausien osalta kahdella kohteella ei voitu tarkastella molempia ajanjaksoja puutteellisten laskentojen vuoksi. Ensimmäisen jakson tarkastelu ei ollut syksyn osalta mahdollista Virolahden Kirkon-Vilkkilänturalla, sillä syksyn 2003 laskennoissa ei ollut laskettu koko tulevaa hoitoaluetta, tai sitä ei ollut eritelty muista alueista. Haminan Kirkkojärvellä puolestaan tarkastelusta luovuttiin jälkimmäisen jakson muuttoaineiston osalta, sillä levähtävää linnustoa ei selvitetty syksyllä 2012 lainkaan ja keväälläkin vain pesimälinnuston kartoitusten yhteydessä kahdeksana kertana.

Taulukko 3. Tarkasteltavat lintukillat sekä niihin kuuluvat lajit ja otoskoot (n) eri tarkastelukausina. Sarakkeessa Status on mainittu mikäli laji on uhanalainen (U) tai lintudirektiivin I-liitteen laji (D). Merkki – tarkoittaa, ettei tietoja ollut saatavilla tai lajia/kiltaa ei tarkasteltu kyseisenä kautena.

Kilta	Laji	Tieteellinen nimi	Status	n			
				syksy	kevät	parimäärä	
Puolisukeltaia-sorsat	haapana	<i>Anas penelope</i>		15336	30189	174	
	harmaasorsa	<i>A. strepera</i>		1633	216	3	
	tavi	<i>A. crecca</i>		22609	26229	166	
	sinisorsa	<i>A. platyrhynchos</i>		46526	36012	950	
	jouhisorsa	<i>A. acuta</i>	U	374	2095	3	
	heinätavi	<i>A. querquedula</i>	U	60	391	33	
	lapasorsa	<i>A. clypeata</i>		4350	3192	111	
	ristisorsa	<i>Tadorna tadorna</i>	U	7	13	1	
	Sukeltajasorsat	punasotka	<i>Aythya ferina</i>	U	2434	6545	99
		tukkasotka	<i>A. fuligula</i>	U	11055	25489	140
lapasotka		<i>A. marila</i>	U	229	36	0	
ruskosotka		<i>A. nyroca</i>		0	1	0	
haahka		<i>Somateria mollissima</i>		0	58	0	
alli		<i>Clangula hyemalis</i>		223	9	0	
mustalintu		<i>Melanitta nigra</i>		207	4	0	
pilkkaasiipi		<i>Melanitta fusca</i>		7	3	0	
telkkä		<i>Bucephala clangula</i>		5449	14841	342	
pikku-uikku		<i>Tachybaptus ruficollis</i>	U	4	2	0	
Kalansyöjä-vesilinnut	mustakurkku-uikku	<i>Podiceps auritus</i>	U, D	19	36	1	
	nokikana	<i>Fulica atra</i>		25080	16168	614	
	uivelo	<i>Mergellus albellus</i>	D	615	3021	0	
	tukkakoskelo	<i>M. serrator</i>		13	205	12	
	isokoskelo	<i>M. merganser</i>		1832	22529	78	
	kaakkuri	<i>Gavia stellata</i>	D	7	26	0	
	kuikka	<i>G. arctica</i>	D	49	150	0	
	silkkiuikku	<i>Podiceps cristatus</i>		7639	23841	1198	
	härkälintu	<i>P. grisegena</i>		144	537	45	
	merimetso	<i>Phalacrocorax carbo</i>		480	1307	0	
Joutsenet	kyhmyjoutsen	<i>Cygnus olor</i>		3582	4477	74	
	laulujoutsen	<i>C. cygnus</i>	D	789	6687	10	
	pikkujoutsen	<i>C. columbianus</i>	D	20	615	0	
Hanhet	metsähanhi	<i>Anser fabalis</i>		1153	677	0	
	lyhytnokkahanhi	<i>A. brachyrhynchos</i>		1	1	0	
	tundrahanhi	<i>A. albifrons</i>		1635	31	0	
	merihanhi	<i>A. anser</i>		11200	1777	2	
	lumihanhi	<i>A. caerulescens</i>		3	0	0	
	kanadanhanhi	<i>Branta canadensis</i>		5925	2713	9	
	valkoposkihanhi	<i>B. leucopsis</i>	D	98157	1591	0	
	sepelhanhi	<i>B. bernicla</i>		5	0	0	
Kahlaajat	punakaulahanhi	<i>B. ruficollis</i>		2	0	0	
	meriharakka	<i>Haematopus ostralegus</i>		62	567	0	
	pikkutylli	<i>Charadrius dubius</i>		112	312	10	

	tylli	<i>C. hiaticula</i>		247	173	0
	kapustarinta	<i>Pluvialis apricaria</i>	D	82	13	0
	tundrakurmitsa	<i>P. squatarola</i>		8	12	0
	töyhtöhyppä	<i>Vanellus vanellus</i>		11301	4601	70
	isosirri	<i>Calidris canutus</i>		1	0	0
	pikkusirri	<i>C. minuta</i>		60	2	0
	lapinsirri	<i>C. temminckii</i>	U	53	183	0
	kuovisirri	<i>C. ferruginea</i>		40	0	0
	suosirri ¹	<i>C. alpina</i> ¹		462	3	0
	jänkäsirriäinen	<i>Limicola falcinellus</i>		5	27	0
	tundravikla	<i>Tryngites subruficollis</i>		1	0	0
	suokukko	<i>Philomachus pugnax</i>	U, D	2278	1846	0
	jänkäkurppa	<i>Lymnocyptes minimus</i>		61	83	0
	taivaanvuohi	<i>Gallinago gallinago</i>		2647	2693	197
	heinäkurppa	<i>G. media</i>	U, D	2	0	0
	lehtokurppa	<i>Scolopax rusticola</i>		1	3	0
	mustapyrstökuiri	<i>Limosa limosa</i>	U	1	9	0
	punakuiri	<i>L. lapponica</i>	D	26	0	0
	pikkukuovi	<i>Numenius phaeopus</i>		0	30	0
	kuovi	<i>N. arquata</i>		66	855	18
	mustaviklo	<i>Tringa erythropus</i>		122	426	0
	punajalkaviklo	<i>T. totanus</i>		55	1069	76
	lampiviklo	<i>T. stagnatilis</i>		0	1	0
	valkoviklo	<i>T. nebularia</i>		359	1205	0
	metsäviklo	<i>T. ochropus</i>		125	355	14
	liro	<i>T. glareola</i>	D	3014	5899	0
	rantasipi	<i>Actitis hypoleuca</i>		450	874	95
	karikukko	<i>Arenaria interpres</i>	U	1	0	0
	vesipääsky	<i>Phalaropus lobatus</i>	U, D	0	9	0
Naurulokki	naurulokki	<i>Larus ridibundus</i>		4218	68689	2684
Rantakanat ja	kaulushaikara	<i>Botaurus stellaris</i>	D	-	-	39
kaulushaikara	luhtakana	<i>Rallus aquaticus</i>		-	-	87
	luhtahuitti	<i>Porzana porzana</i>	D	-	-	30
	pikkuhuitti	<i>P. parva</i>	D	-	-	2
	ruisräikkä	<i>Crex crex</i>	D	-	-	8
	liejukana	<i>Gallinula chloropus</i>	U	-	-	14
Avomaavarpuslinnut	kiuru	<i>Alauda arvensis</i>		-	-	33
	niittykirvinen	<i>Anthus pratensis</i>		-	-	188
	keltävästäräkki	<i>Motacilla flava</i>	U	-	-	202
	sitruunavästäräkki	<i>M. citreola</i>	U	-	-	8
	västäräkki	<i>M. alba</i>		-	-	122
	pensastasku	<i>Saxicola rubetra</i>		-	-	100
	kivitasku	<i>Oenanthe oenanthe</i>	U	-	-	4
Pensaston ja	satakieli	<i>Luscinia luscinia</i>		-	-	183
ruovikon	pensassirkkalintu	<i>Locustella naevia</i>		-	-	12
varpuslinnut	viitasirkkalintu	<i>L. fluviatilis</i>		-	-	8
	ruokosirkkalintu	<i>L. luscinoides</i>	U	-	-	5
	ruokokerttunen	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>		-	-	3502
	viitakerttunen	<i>A. dumetorum</i>		-	-	16
	luhtakerttunen	<i>A. palustris</i>		-	-	44
	rytikerttunen	<i>A. scirpaceus</i>		-	-	627
	rastaskerttunen	<i>A. arundinaceus</i>		-	-	98
	pensaskerttu	<i>Sylvia communis</i>		-	-	193
	viiksitimali	<i>Panurus biarmicus</i>		-	-	48
	pikkulepinkäinen	<i>Lanius collurio</i>	D	-	-	27
	punavarpunen	<i>Carpodacus erythrinus</i>		-	-	224
	pajusirkku	<i>Emberiza schoeniclus</i>		-	-	1404
Yhteensä				294713	321653	14457

¹Suosirriä ei luettu mukaan EU:n lintudirektiivin liitteen I lajeihin tässä tutkimuksessa, koska liitteessä esiintyvä alalaji *schinzii* on Suomessa hyvin harvinainen eikä esiinny hoitokohteilla.

2.5 Pesimälaskennat ja muokkaus analyysjä varten

Pesimälinnustoa tarkasteltiin vain ensimmäisenä hoitojaksona, ja laskennat suoritettiin pesimäkausiina 2004 ja 2007. Tarkastelu tehtiin levähtävää linnustoa laajemmin ottamalla mukaan myös lintukillat rantakanat ja kaulushaikara, avomaavarpuslinnut sekä pensaston ja ruovikon varpuslinnut (taulukko 3). Tarkastelussa kohteita ei jaettu osa-alueisiin, kuten muuton aikaisessa, vaan koko kohdetta tarkasteltiin yhtenä kokonaisuutena. Hoitotoimien oletettiin heikentävän pesimäolosuhteita osalla lintukilloista tai vähentävän niiden pesimäbiotooppia. Näin voitiin selvittää onko esim. pensaikon ja ruovikon raivauksella vaikutusta kyseisen habitaatin varpuslintujen parien lukumäärään koko kohteella. Kohteista yhdistettiin 2 ja 3 (Norra Fladet ja Morsfjärden) sekä kaikki Pyhäjärven kohteet 13–18 (Jaalanlahti, Kyrölahti, Lintukymi, Mukulanlahti, Suolalahti ja Tervolanlahti). Yhdistämisen jälkeen pesimälinnustoa tarkasteltiin yhteensä 15 kohteella.

Pesimälintuaineistossa oli puutteita muuttoaineiston tapaan. Tietoja puuttui vain yksittäisiltä lajeilta toiselta laskentakaudelta; yhdenkään lajin parimäärätieto ei puuttunut molemmilta kausilta. Mikäli yksittäisen puutteellisen lajin osuus koko kohteen killan parimäärästä oli alle 10 %, jätettiin laji pois tarkastelusta kyseiseltä kohteelta. Mikäli yhden puutteellisen lajin osuus oli yli 10 % koko killan parimäärästä puutteettomissa laskennoissa, tai useammasta kuin yhdestä killan lajista puuttui paritieto, jätettiin koko kiltta tarkastelematta kyseisellä kohteella. Puuttuvia paritietoja oli yhteensä 13 kpl (0,8 %) kaikista paritiedoista, mutta kahdella kohteella pensaikon- ja ruovikon varpuslintukillan tarkastelusta luovuttiin useiden puuttuvien lajikohtaisten paritietojen vuoksi.

2.6 Hoitotoimet analyyseissä

Yksinkertaisinta olisi ollut verrata lintulaskentojen tuloksia ja suoritettujen hoitotoimien laajuutta vuosittain. Tämä ei kuitenkaan ollut mahdollista, sillä hoitotoimia on tehty läpi jaksojen, mutta lintulaskennat tehtiin ennen hoitojaksoja ja niiden jälkeen. Tarkasteltaessa laidunnuksen sekä niiton ja äestyksen vaikutuksia lintumääriin analyyseissä käytettiin vain edellisen kesän hoitotoimien pinta-alaa. Näin tehtiin, sillä ruohovartinen kasvillisuus peittää kasvukauden aikana alleen avoimet alat ja hoidon vaikutus vuoden takaa on todennäköisesti vähäinen. Linnustolaskentakausina 2003–2004 ja 2006–2007 hoitotoimien määrä

analyseissä oli sama kevään syksyin, koska laskennat tehtiin ensin syksyllä ja sitten keväällä. Vuonna 2012 lintulaskennat tehtiin kuitenkin ensin keväällä, jolloin lintumääriä selittävinä tekijöinä käytettiin kesän 2011 hoitotoimia. Syksyn osalta käytettiin kesän 2012 hoitotoimien tietoja.

Puuston raivaamisessa sekä vesikasvien poistossa selittävänä tekijänä oli koko edeltävän jakson hoitoalojen summa, sillä vaikutusten oletettiin olevan pidempiaikaisia kuin niiton ja äestyksen sekä laidunnuksen. Koska puusto kasvaa ruovikkoa hitaammin, eri vuosina poistetun puuston pinta-alat eivät ole päällekkäisiä kuten laidunnuksessa tai niitossa.

Hoitotoimien kustannusten suuruudet eivät olleet käytettävissä vuoden tarkkuudella, vaan analyseissä selittävänä tekijänä käytettiin jakson yhteiskustannuksia hoitotoimittain.

Laitumen aitaamisen kustannukset laskettiin mukaan molempiin hoitajaksoihin, vaikka aidatuilla kohteilla olikin kyse kertsajoituksesta, joka ajoittui ensimmäiselle hoitajaksole.

Näin pyrittiin parantamaan jaksojen välisen vertailun luotettavuutta ja analyysien selkeyttä, sillä jaksolta toiselle kantautuvia efektejä ei otettu huomioon.

2.7 Tilastolliset analyysit

Hoitotoimien laajuuden ja niihin käytettyjen varojen vaikutusta linnustoon tarkasteltiin lineaarisilla malleilla. Lineaarinen malli sovittaa selitettävän ja selittävien muuttujien arvojen suhteen suoran siten, että havaittujen arvojen ja suoran välisten residuaalien neliöiden summa on pienin mahdollinen. Kunkin päätekijän muodostaman suoran kulmakertoimen perusteella voidaan arvioida selittävän muuttujan vaikutusta, mikäli suora poikkeaa nollahypoteesista tilastollisesti merkitsevästi. Tilastollisesti merkitseväksi tuloksena pidettiin sitä, että havaittu selittävän tekijän vaikutus poikkeaa yli 95 % todennäköisyydellä siitä oletuksesta, että päätekijällä ei ole vaikutusta selitettävään muuttujaan (mallin antama p-arvo tekijälle on alle 0,05). Luokkamuuttujan eri luokille kulmakertoimet ovat oletuksellisesti samat, ellei luokkamuuttujan ja jonkun muun selittävän tekijän välillä ole interaktiota.

Tässä tutkimuksessa käytettävä aineisto ei kuitenkaan täytä regressioanalyysin olettamusta havaintojen riippumattomuudesta, sillä saman kohteen eri muuttujien arvoja mitattiin useaan kertaan. Tämä havaintojen riippumattomuus voidaan ottaa huomioon käyttämällä lineaarista sekamallia (Eng. *linear mixed model*). Sekamalleja käytetään tarkasteltaessa sekä

kiinteitä (Eng. *fixed effects*) että satunnaisia (Eng. *random effects*) tekijöitä. Kiinteät tekijät ovat ennalta päätettyjä käsittelyjä, joiden tasoon voidaan vaikuttaa ja joiden tason vaihtelun vaikutusta vastemuuttujaan tarkastellaan. Satunnaiset tekijät puolestaan minimoivat pseudoreplikaation tuottamia ongelmia, kuten havaintojen keskinäisen riippuvuuden aiheuttamia pulmia.

Tässä tutkimuksessa rakennettiin sekä ekologisia malleja että kustannusmalleja. Ekologisissa malleissa tarkasteltiin lintumäärien vaihteluun vaikuttavia hoitotoimia ja kustannusmalleissa tarkasteltiin hoitokustannusten vaikutusta lintumääriin. Ekologisten ja kustannusmallien lähtömalleissa oli samat muuttujat jokaisena tarkasteltavana kautena (ks. tarkemmin 2.7.1 ja 2.7.2). Varsinainen käyttömalli, ts. paras lineaarinen sekamalli selvitettiin F-testin avulla poistamalla mallista portaittain vähiten tilastollisesti merkitsevä tekijä, kunnes kaikkien tekijöiden p-arvo oli alle 0,05. Tässä tapauksessa F-testin nollahypoteesi on, että selittävien tekijöiden kulmakerroin on yhtä kuin nolla (0). Mikäli testi osoittaa nollahypoteesimme olevan mitä todennäköisimmin väärä ($p < 0,05$), osoittaa se, että sekamallin arvioima kulmakerroin poikkeaa tilastollisesti. Noudattaaksemme mallien olettamusta reiduaalien normaalijakaumasta vastemuuttujan lintumäärät logaritimuunnettiin kaikissa malleissa. Kaikki tilastolliset analyysit tehtiin ohjelmalla R (R Development Core Team 2009).

2.7.1 Ekologiset mallit

Ekologisissa malleissa tarkasteltiin hoitotoimien laajuuksien vaikutuksia lintukiltojen yksilömääriin ja sitä sovellettiin selvittämään hoitotoimien vaikutusta sekä pesimä- että muuttolinnustoon. Näiden lisäksi tarkasteltiin omilla ekologisilla malleilla uhanalaisluokiteltuja sekä lintudirektiivin liitteen I lajeja. Ekologisissa lähtömalleissa käytettiin seuraavia kiinteitä tekijöitä: lintujen määrä ennen hoitotoimia, maa-ala, vesiala, kilta, niiton- ja äestyksen yhteisala, laidunala, ruoppausala, poistetun puuston ala sekä killan ja hoitotoimien interaktio. Satunnaisena tekijänä malleissa oli kohde, sillä samalta kohteelta oli useimmiten kolme havaintoa, jotka eivät olleet keskenään riippumattomia. Kiinteistä tekijöistä kilta oli luokkamuuttuja ja muut jatkuvia muuttujia. Tässä tutkimuksessa killan ja hoitotoimen välinen interaktio kertoo, että eri kiltojen vasteet poikkeavat toisistaan ko. hoitotoimen kohdalla. Mikäli vaste-eroa ei ole, kaikki killat reagoivat kyseiseen hoitotoimeen samalla tavalla.

Jokaiseen käyttömalliin oli sisällytetty lintumäärä ennen hoitotoimia sekä kilta, mutta muuten tekijöitä voitiin poistaa käyttömallista niiden tilastollisen merkitsemättömyyden mukaan. Lintumäärä, joka havaittiin ennen hoitotoimia tuli olla mukana käyttömallissa, jotta kohteen lintumäärät itsessään eivät vaikuttaisi arvioihin hoitotoimien vaikutuksista linnustoon. Koska yksi tutkimuksen pääkysymyksistä oli hoitotoimien vaikutus eri kiltoihin, tuli myös killan olla mukana lopullisessa käyttömallissa. Muiden kuin kilta-hoitotoimi - interaktioiden ei katsottu olevan tutkimuksen kannalta oleellisia, joten niitä ei tarkasteltu. Tilasto-ohjelmalla R on valittava kiltojen päävaikutuksia ja interaktioita tarkasteltaessa jokin verokkikilta, johon muiden kiltojen vasteita verrataan. Verokkikillaksi valittiin tämän vuoksi kilta, jonka vaste kyseiseen hoitotoimeen oli pienin mahdollinen ja siten lähimpänä nollahypoteesia. Tilastollista eroavaisuutta arvioitiin siten vertaamalla muiden kiltojen vastetta verokkikilltaan.

Uhanalaisia ja direktiivilajeja tarkasteltiin omissa malleissaan. Ne olivat muuten yhtenäisiä ekologisen mallin kanssa, mutta kiltoja oli vain yksi, minkä vuoksi kilta-hoitotoimi - interaktiota ei tarkasteltu.

2.7.2 Kustannusmalli

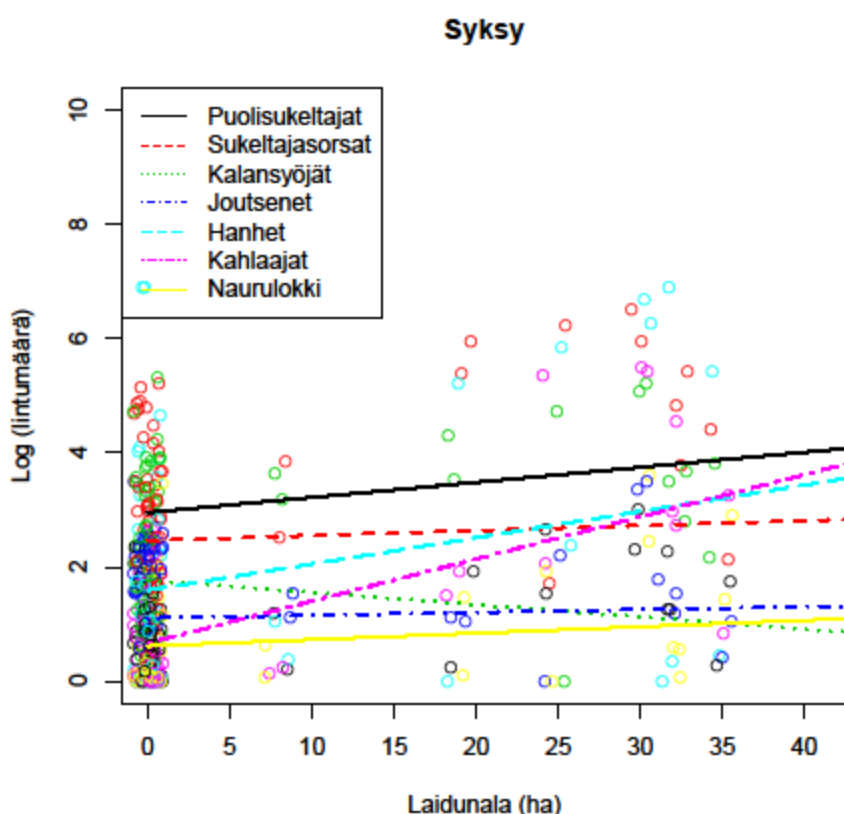
Kustannusmallissa tarkasteltiin koko hoitojaksona käytettyjen varojen määrän vaikutusta pesiviin ja muuttaviin lintuihin sekä uhanalaisiin ja lintudirektiivin I liitteen lajeihin ekologisen mallin tapaan. Kustannuksia tarkasteltiin vain kokonaissummana, koska yksittäisten hoitotoimien vaikutusta tarkasteltiin ekologisessa mallissa. Kustannusmallin lähtömalli oli pitkälti sama kuin ekologisen mallin, mutta hoitotoimet korvasi hoitojakson kokonaiskustannus sekä sen interaktiot kiltojen kanssa. Satunnaisena muuttujana kustannusmallissa oli kohde, kiinteinä jatkuvina muuttujina lintumäärä ennen hoitotoimia, maa-ala, vesiala, kokonaiskustannus sekä kiinteänä luokkamuuttujana kilta.

3. Tulokset

3.1 Ekologiset mallit

3.1.1 Syksyiset levähtäjämäärät

Syksyllä hoitotoimien jälkeisiä levähtävien lintujen logaritmuunnettuja määriä selittivät parhaiten kohteen maa-ala (LMM: $b = 0,005$, $F_{1,379} = 33,85$, $p < 0,0001$), niiton ja äestyksen yhteispinta-ala (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,379} = 4,62$, $p = 0,03$) sekä laidunalueen pinta-ala (LMM: $b = 0,005$, $F_{1,379} = 7,24$, $p = 0,007$). Kaikkien kulmakertoimien (b) ollessa positiivisia voidaan todeta näiden hoitotoimien lisäävän lintujen määrää. Laidunalan ja killan interaktio osoitti, että lintukiltojen vasteet laidunalan muutoksiin ovat erilaisia ($F_{6,379} = 7,60$, $p < 0,0001$; kuva 2). Myös lintujen määrä ennen hoitotoimia (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,379} = 166,28$, $p < 0,0001$) sekä kilta ($F_{6,379} = 33,12$, $p < 0,0001$) vaikuttivat merkittävästi lintujen määriin.



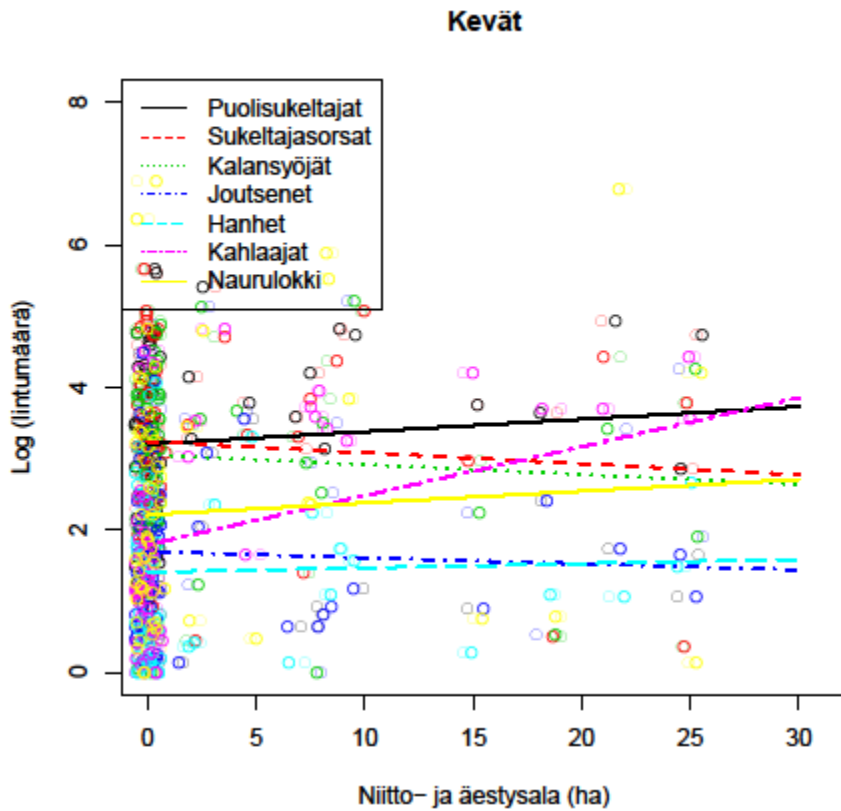
Kuva 2. Laidunalan vaikutus eri kiltojen syksyisiin levähtäjälukumääriin.

Laidunalan ja kiltojen yhteisvaikutusta arvioitiin asettamalla joutsenet verrokkikillaksi, sillä joutsenten vaste laidunalan muutoksiin oli heikoin ja lähimpänä nollahypoteesia (kuva 2). Nollahypoteesin mukaan laidunalalla ei olisi mitään vaikutusta, ts. sen kulmakerroin olisi 0. Hanhet (kilta x laidunala -interaktio: $b = 0,041$, $t = 2,57$, $p = 0,01$) sekä kahlaajat (kilta x laidunala -interaktio: $b = 0,069$, $t = 4,38$, $p < 0,001$) poikkesivat merkitsevästi joutsenten vasteesta, ja molemmat hyötyivät laidunalan lisäämisestä (kuva 2).

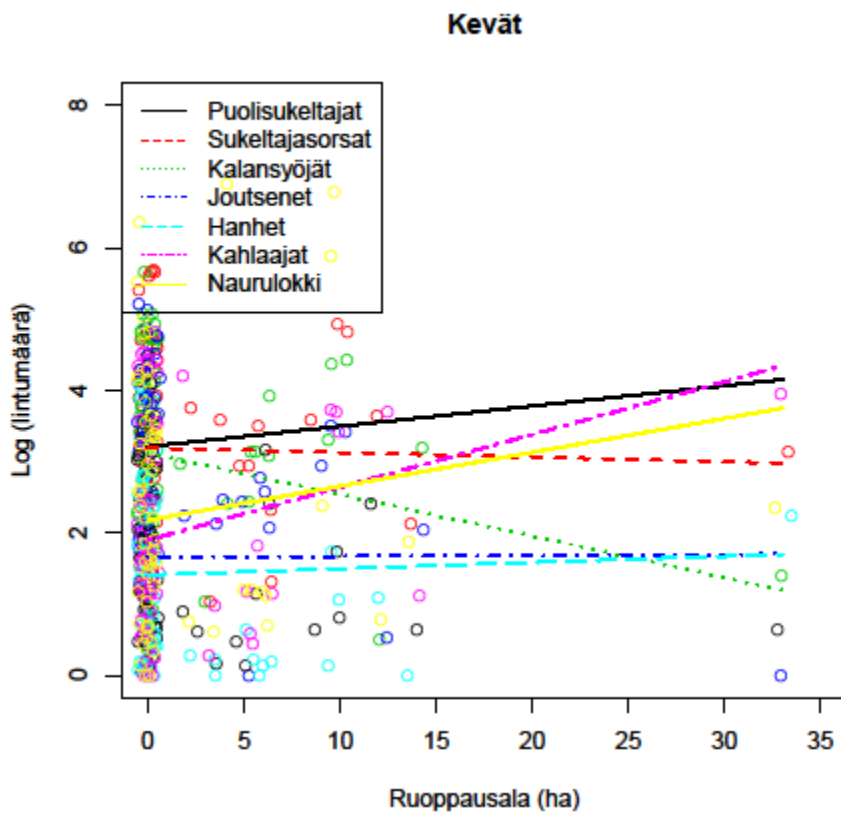
3.1.2 Keväiset levähtäjämäärät

Kevään levähtävien lintujen logaritmuunnetut määrät olivat negatiivisesti yhteydessä maa-alaan (LMM: $b = -0,004$, $F_{1,392} = 35,14$, $p < 0,0001$). Niiton ja äestyksen yhteisalan päätekijä oli tilastollisesti merkitsevä (LMM: $b = -0,008$, $F_{1,392} = 9,17$, $p = 0,003$), mutta koska killat reagoivat eri tavoin niiton ja äestyksen yhteisalaan (kilta x niitto- ja äestysala -interaktio: $F_{6,392} = 5,54$, $p < 0,0001$), ei päätekijän kulmakerrointa pidä tulkita, vaan on tarkasteltava killakohtaisia vasteita (kuva 3). Lintumäärää lisäsi vesiala (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,392} = 8,39$, $p = 0,004$) sekä laidunala (LMM: $b = 0,047$, $F_{1,392} = 39,70$, $p < 0,0001$). Ruoppausalan ja kiltojen interaktio oli merkitsevä (kilta x ruoppausala -interaktio: $F_{6,392} = 3,34$, $p = 0,003$; kuva 4), vaikka ruoppauksen päävaikutus (LMM: $b = 0,001$, $F_{1,392} = 1,59$, $p = 0,21$) ei sitä ollutkaan. Mitä enemmän lintuja oli hoitotoimia ennen, sitä enemmän niitä oli myös hoitojen jälkeen (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,392} = 225,88$, $p < 0,0001$). Eri killat olivat myös runsaudeltaan erilaisia ($F_{6,392} = 35,65$, $p < 0,0001$).

Tarkasteltaessa eri kiltojen vasteita sekä niittoon ja äestykseen että ruoppaukseen käytettiin kevään ekologisessa mallissa interaktioiden verrokkikiltana joutsenia (kuvat 3 & 4). Kahlaajien lukumäärä oli positiivisessa yhteydessä niiton ja äestyksen yhteisalaan (kilta x niitto- ja äestysala -interaktio: $b = 0,077$, $t = 3,89$, $p = 0,0001$; kuva 3) sekä ruoppausalaan (LMM: $b = 0,073$, $t = 2,22$, $p = 0,027$; kuva 4). Kalansyöjälinnut vähenivät ruoppausalan myötä, mutta tilastollinen merkitsevyys oli vain suuntaa antava (LMM: $b = -0,060$, $t = -1,82$, $p = 0,070$; kuva 4).



Kuva 3. Niitto- ja äestysalan vaikutus eri lintukiltojen keväisiin levähtäjämääriin.



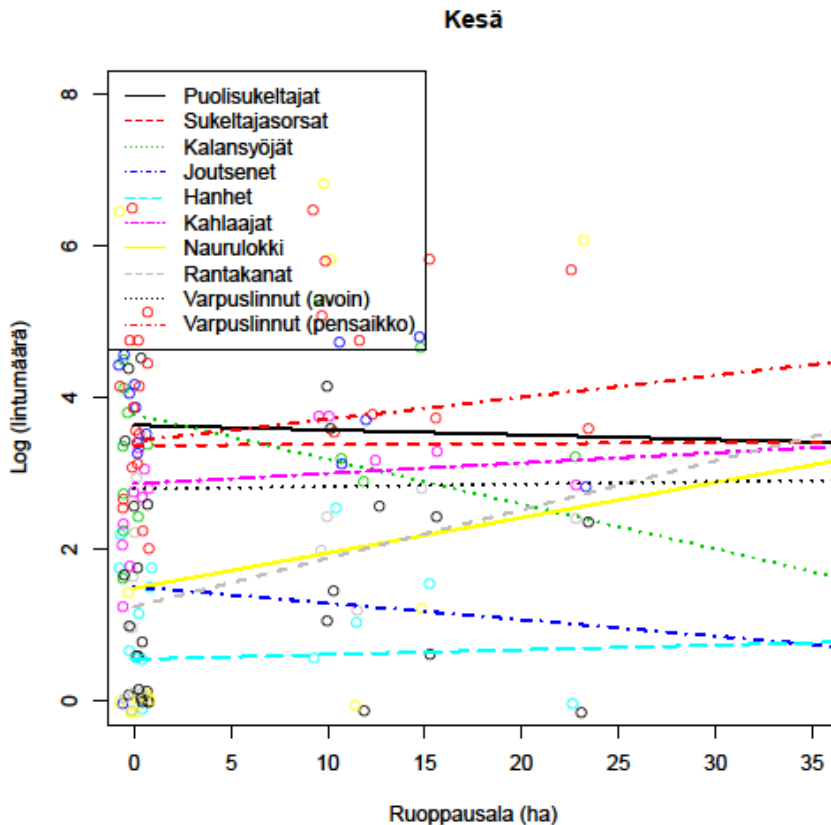
Kuva 4. Ruoppausalan vaikutus lintukiltojen keväisiin levähtäjämääriin.

3.1.3 Pesimäkausi

Tilastollisesti merkitsevä ruoppaus x kiltta -interaktio ($F_{9,114} = 2,27$, $p = 0,022$) osoitti, että eri pesivien lintujen vasteet ruoppaukseen olivat kilttojen kesken erilaisia (kuva 5), vaikka ruoppausalan päävaikutus ei ollut merkitsevä (LMM: $b = 0,001$, $F_{1,11} = 0,59$, $p = 0,46$).

Pesimälinnuston parimääriä lisäsivät kohteen maa-ala (LMM: $b = 0,001$, $F_{1,11} = 8,21$, $p = 0,015$) ja vesiala (LMM: $b = 0,003$, $F_{1,11} = 11,56$, $p = 0,006$). Myös hoitotoimia edeltävä lintumäärä oli positiivisessa yhteydessä hoidon jälkeisiin lintumääriin (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,114} = 170,64$, $p < 0,0001$).

Ruoppausalan vaikutusta eri lintukiltoihin tarkasteltaessa verrokkikiltana käytettiin sukeltajasorsia (kuva 5). Yhdenkään killan vaste ruoppausalaan ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevä, mikä voi johtua vertailusta verrokkikilttaan eikä nollahypoteesiin. Suuntaa antavasti ruoppaus suosi rantakanojen ja kaulushaikaran kilttaa (LMM: $b = 0,063$, $t = 1,94$, $p = 0,055$) ja haittaisi kalansyöjiä (LMM: $b = -0,060$, $t = -1,86$, $p = 0,065$; kuva 5). Lisäksi naurulokki näytti hyötävän ruoppauksesta, mutta havaittu vaste ei poikennut sukeltajasorsien vasteesta tilastollisesti merkitsevästi (LMM: $b = 0,045$, $t = 1,40$, $p = 0,17$; kuva 5). Näiden kolmen killan selvästi muita suuremmat kulmakertoimet luultavimmin ajoivat ruoppausala x kiltta -interaktion merkitsevyyttä F-testissä, vaikkeivät itse eronneetkaan merkitsevästi verrokkikillan vasteesta. Pesimäaineisto oli muuttoaineistoihin verrattuna pieni (taulukko 3), joten tilastollisen merkitsevyyden puute saattaa johtua otoskoosta.



Kuva 5. Ruoppausalan vaikutus lintukiltojen pesivään parimäärään.

3.1.4 Uhanalaiset ja direktiivilajit

Uhanalaisia ja direktiivilajeja tarkasteltiin omissa analyyseissään lintukiltojen muutto- ja pesimäaineiston tapaan. Pesimäaineiston rajallisesta otoskoosta johtuen ei havaittu tilastollisesti merkitseviä yhteyksiä.

Ainoa hoitotoimi, joka vaikutti merkitsevästi uhanalaisiksi luokiteltujen lintujen (ks. taulukko 3) syksyn levähtäjämääriin oli laidunala (LMM: $b = 0,030$, $F_{1,39} = 11,73$, $p = 0,002$). Tämän hoitotoimen lisäksi hoitotoimia edeltävät lintumäärät selittivät hoitotoimien jälkeisiä määriä (LMM: $b = 0,049$, $F_{1,39} = 46,51$, $p < 0,0001$).

Keväällä uhanalanaisten lajien yksilömääriin vaikutti positiivisesti kohteen vesiala (LMM: $b = 0,010$, $F_{1,40} = 5,62$, $p = 0,023$) sekä laidunala (LMM: $b = 0,079$, $F_{1,40} = 6,21$, $p < 0,0001$). Maa-ala puolestaan vaikutti uhanalanaisten lajien yksilömääriin negatiivisesti (LMM: $b = -0,014$, $F_{1,40} = 5,48$, $p = 0,024$). Keväälläkin uhanalanaisten lintujen määrät olivat sitä

suuremmat, mitä enemmän uhanalaisia lintuja havaittiin ennen hoitotoimia (LMM: $b = 0,007$, $F_{1,40} = 28,74$, $p < 0,0001$).

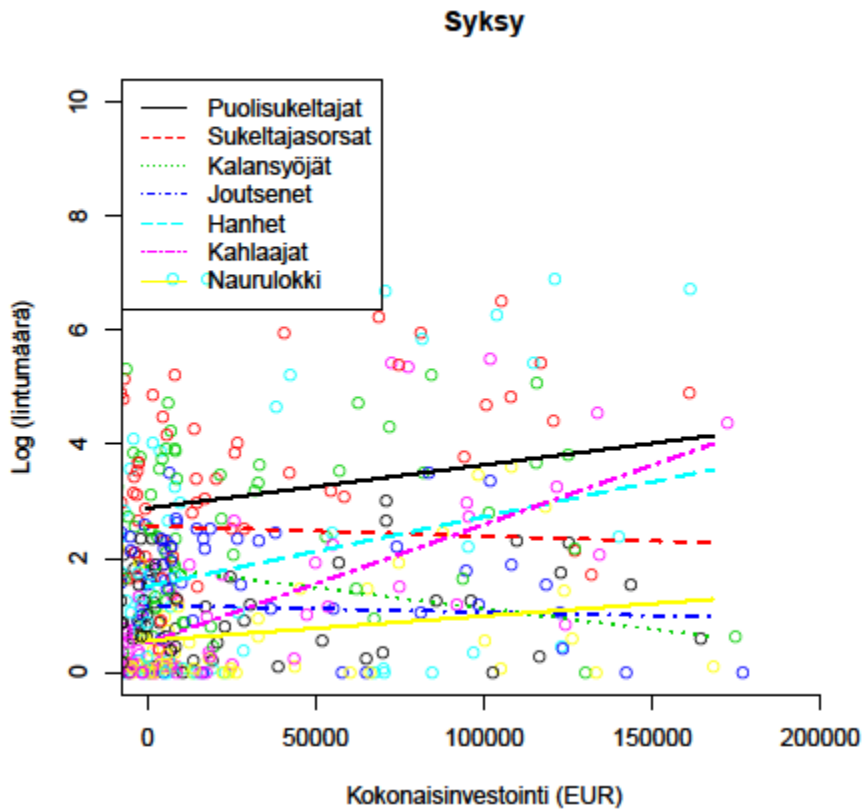
Lintudirektiivin liitteen I lajit runsastuivat laidunalan kasvaessa sekä syksyllä (LMM: $b = 0,045$, $F_{1,38} = 5,06$, $p = 0,030$) että keväällä (LMM: $b = 0,033$, $F_{1,41} = 8,30$, $p = 0,006$). Myös maa-ala kasvatti direktiivilajien lukumääriä syksyllä (LMM: $b = 0,017$, $F_{1,38} = 24,31$, $p < 0,0001$) ja keväällä (LMM: $b = 0,004$, $F_{1,41} = 13,84$, $p < 0,001$). Direktiivilajienkin ekologisessa mallissa lintujen määrät ennen hoitotoimia selitti lintumääriä hoitotoimien jälkeen syksyin (LMM: $b = 0,001$, $F_{1,38} = 11,92$, $p = 0,001$) keväin (LMM: $b = 0,033$, $F_{1,41} = 26,42$, $p < 0,0001$).

3.2 Kustannusmallit

3.2.1 Lintukiltojen vaste kustannuksiin

Syksyn kustannusmallin mukaan lintujen lukumäärään vaikuttivat merkitsevästi maa-ala (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,380} = 34,32$, $p < 0,0001$), kokonaiskustannukset (LMM: $b = -0,0000012$, $F_{1,380} = 7,33$, $p = 0,007$), kilta ($F_{6,380} = 33,93$, $p < 0,0001$) sekä kilta x kokonaiskustannus-interaktio (LMM: $b = 0,033$, $F_{6,380} = 26,42$, $p < 0,0001$), mikä osoittaa kustannusten vaikuttavan eri tavoin eri kiltoihin (kuva 6). Lintumäärä ennen hoitoja kasvatti yleisesti lintumäärää hoitojen jälkeen (LMM: $b = 0,005$, $F_{1,380} = 167,90$, $p < 0,0001$).

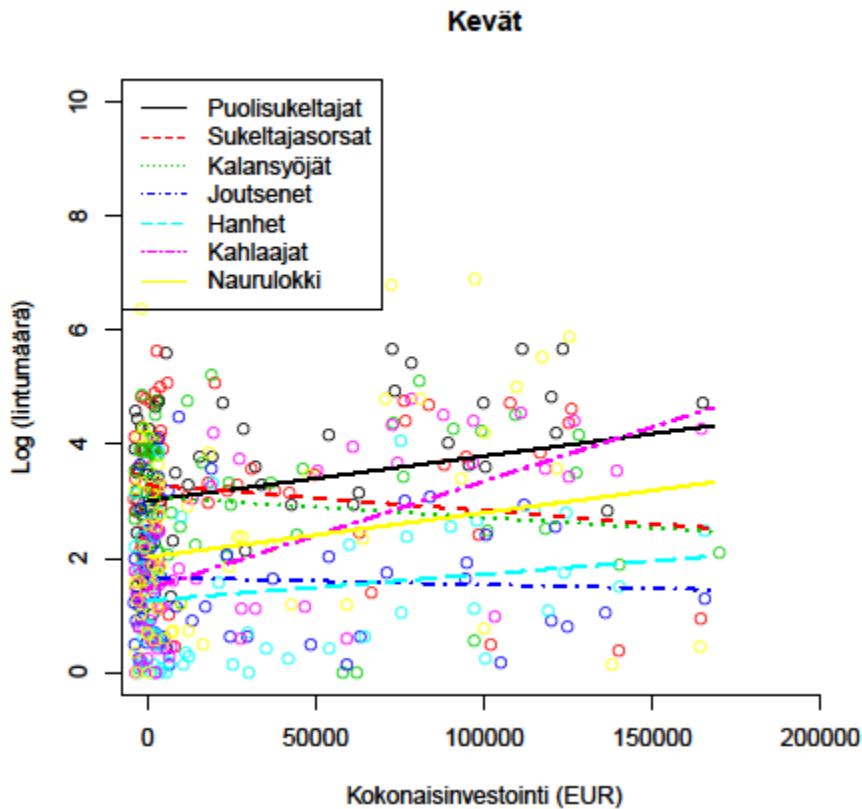
Joutsenten vasteeseen verrattaessa hoitotoimiin käytettyjen varojen suhteen runsastui kolme kiltaa: puolisuikeltajasorsat (LMM: $b = 0,0000088$, $t = 3,55$, $p = 0,045$), hanhet (LMM: $b = 0,000014$, $t = 1,46$, $p = 0,003$) ja kahlaajat (LMM: $b = 0,000022$, $t = 5,05$, $p < 0,0001$) (kuva 4).



Kuva 6. Lintukiltojen yksilömäärien muutokset hoitotoimiin investoitujen varojen suhteen syksyllä.

Kevään muuttokauden lintumääriin vaikuttivat samat tekijät kuin syksyllä: lintumäärä ennen hoitoja (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,401} = 207,04$, $p < 0,0001$), maa-ala (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,401} = 29,01$, $p < 0,0001$), kilta (LMM: $F_{6,401} = 35,23$, $p < 0,0001$; kuva 7), kokonaiskustannus (LMM: $b = -0,0000013$, $F_{1,401} = 7,94$, $p = 0,005$) sekä kokonaiskustannus x kilta -interaktio (LMM: $F_{6,401} = 9,16$, $p < 0,0001$; kuva 7).

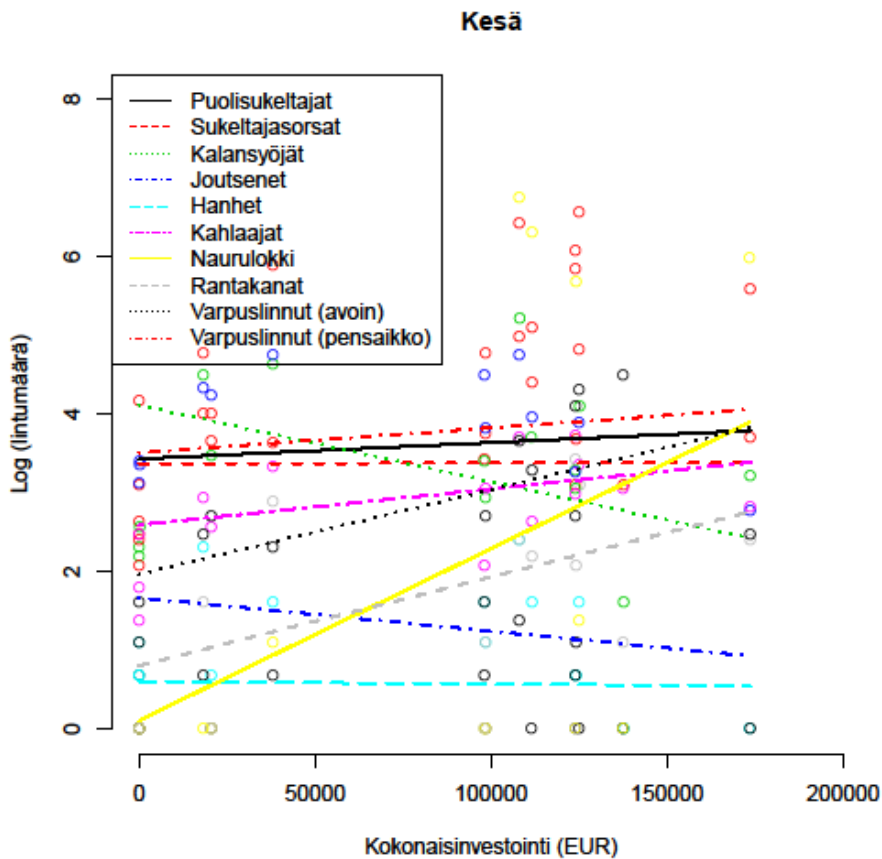
Joutsenten verrokkikillan vasteesta erosivat puolisuikeltajasorsat (LMM: $b = 0,0000091$, $t = 2,36$, $p = 0,019$), kahlaajat (LMM: $b = 0,000020$, $t = 5,25$, $p < 0,0001$) sekä naurulokki (LMM: $b = 0,0000091$, $t = 2,35$, $p = 0,019$), jotka kaikki runsastuivat kokonaiskustannusten myötä (kuva 7).



Kuva 7. Eri lintukiltojen vasteet hoitotoimiin käytettyihin kokonaiskustannuksiin keväällä.

Pesimäkauden kokonaiskustannusmallissa parimäärään vaikuttivat vesiala (LMM: $b = 0,003$, $F_{1,114} = 15,18$, $p = 0,003$), maa-ala (LMM: $b = -0,00026$, $F_{1,114} = 10,59$, $p = 0,008$), kilta (LMM: $F_{9,114} = 17,58$, $p < 0,0001$; kuva 8), parimäärä ennen hoitoa (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,114} = 205,53$, $p < 0,0001$) sekä kilta x kokonaiskustannus -interaktio (LMM: $F_{9,114} = 4,84$, $p < 0,0001$; kuva 8), jonka vuoksi myös kokonaiskustannus (LMM: $b = <0,0001$, $F_{1,114} = 4,13$, $p = 0,067$) oli mallissa mukana, vaikei vaikuttanutkaan parimääriin kuin suuntaa antavasti.

Pesimäkauden kokonaiskustannuksen ja lintukillan yhteisvaikutuksen tarkastelussa pienin vaste havaittiin sukeltajasorsilla, joita käytettiin verrokkikiltana (kuva 8). Sukeltajasorsien vasteesta poikkesi merkitsevästi vain naurulokki, joka runsastui investointien myötä (LMM: $b = 0,000022$, $t = 3,81$, $p < 0,001$; kuva 8). Kaulushaikaran ja rantakanojen kilta (LMM: $b = 0,000011$, $t = 1,97$, $p = 0,051$) sekä avomaan varpuslinnut (LMM: $b = 0,000011$, $t = 1,88$, $p = 0,063$) runsastuivat suuntaa antavasti (kuva 8). Kalansyöjävesilinnut puolestaan vähenivät suuntaa antavasti (LMM: $b = 0,00001$, $t = -1,72$, $p = 0,088$; kuva 8).



Kuva 8. Kokonaiskustannusten vaikutus pesivien lintukiltojen parimääriin.

4.2.2 Uhanalaiset ja direktiivilajit sekä hoitotoimien kustannukset

Uhanalaisilla lajeilla syysmuuton aikaisiin lintumääriin vaikuttivat lintumäärä ennen hoitoa (LMM: $b = 0,049$, $F_{1,38} = 43,97$, $p < 0,0001$) sekä maa-ala (LMM: $b = 0,003$, $F_{1,38} = 6,30$, $p = 0,016$), muttei kokonaiskustannukset (LMM: $b = 0,0000048$, $F_{1,38} = 2,37$, $p = 0,13$).

Keväällä merkitsevät tekijät uhanalaisille lajeille olivat lintumäärät ennen hoitoa (LMM: $b = 0,014$, $F_{1,41} = 30,00$, $p < 0,0001$), vesiala (LMM: $b = 0,006$, $F_{1,41} = 5,11$, $p = 0,029$) sekä kokonaiskustannukset (LMM: $b = 0,0000068$, $F_{1,41} = 6,64$, $p = 0,014$), jotka kasvattivat näiden lukumäärää.

Lintudirektiivin I liitteen lajien kustannusmallissa selittävät tekijät olivat sekä syksyllä että keväällä lintumäärä ennen hoitotoimia (LMM Syksy: $b = 0,002$, $F_{1,38} = 12,38$, $p = 0,001$; LMM Kevät: $b = 0,33$, $F_{1,41} = 23,52$, $p < 0,0001$) sekä maa-ala (LMM Syksy: $b = 0,019$, $F_{1,38} = 23,38$, $p < 0,0001$; LMM Kevät: $b = 0,007$, $F_{1,41} = 12,54$, $p = 0,001$). Hoitotoimiin käytetyt varat eivät selittäneet havaittuja muutoksia direktiivilajien lukumäärissä syksyllä

(LMM: $b = 0,0000086$, $F_{1,38} = 2,30$, $p = 0,14$) eikä keväällä (LMM: $b = 0,0000045$, $F_{1,41} = 1,74$, $p = 0,19$).

Pienessä uhanalaisten tai direktiivilajien pesimäaineistossa ei hoidon kokonaiskustannuksella havaittu merkitseviä vaikutuksia.

4. Tulosten tarkastelu

4.1 Ekologinen tarkastelu

4.1.1 Kohteen luonne

Yleisesti ottaen lintumääriin vaikutti kohteen luonne, jota kuvasivat analyseissä maa- ja vesialan laajuus sekä lintumäärät ennen hoitotoimia. Kaikkien kiltojen yksilömäärillä oli positiivinen yhteys maa-alaan syksyllä, vesialaan keväällä sekä vesi- ja maa-alaan kesällä. Keväällä lintujen lukumäärillä oli negatiivinen yhteys maa-alaan. Useissa tutkimuksissa on osoitettu, että alan lisääntyessä myös yksilö- ja lajimäärät kasvavat (esim. MacArthur & Wilson 1967, Suter 1994), mutta on vaikeampi selittää mistä syksyn ja kevään väliset erot johtuvat. Syksyllä kuivalla maalla voi olla enemmän ravintoa kasvukauden jälkeen kuin mitä keväällä talven jäljiltä. Useimmat ravintokohteet (selkärangattomat ja kasvit) säilynevät paremmin veden alla, jossa lämpötila ei laske pakkasen puolelle. Lisäksi kiltojen ravinnonhankinta eroaa toisistaan (Suter 1994) ja voi olla syynä eriäville tuloksille maa- ja vesialan vaikutuksista eri kausina. Syksyllä Suomen etelärannikolla tavataan rannoilla ruokailevia kahlaajia yleensä huomattavasti enemmän kuin keväisin (esim. Lehikoinen & Vähätalo 2000) ja myös monet puolisuikeltajasorsat hankkivat ravintonsa veden ja maan rajapinnasta (Guillemain & Fritz 2002, Holm & Clausen 2006). Kesällä tarkastelussa oli mukana muuttokausista poiketen maalla esiintyviä kiltoja, mikä voi selittää sitä, että molemmat elementit lisäsivät lintujen määrää. On mahdollista, että sekä maa- että vesiala ilmentävät kumpikin kohteen kokonaisalaa, sillä miltei kaikki kohteet koostuvat vesialasta ja sitä reunustavasta maakaistaleesta. Näin ollen toisen elementin pinta-alan kasvu tarkoittaa yleensä myös toisen kasvua. Toisaalta monille lajille näiden rajapinta saattaa olla avaintekijä ravinnon hankinnassa. Muut killat kuin kalansyöjät ja suikeltajasorsat hankkivat pääsääntöisesti ravintonsa joko matalasta vedestä puolisuikeltamalla ja kahlaamalla, tai

maalta läheltä vesirajaa. Rajapinta kasvaa ainakin vesialan kasvaessa ja voi siten selittää myös maalla ruokailevien lajien runsautta.

Uhanalaiset lajit olivat runsaampia keväällä isommilla vesialueilla. Havaintoa tukee tutkimustulokset, joiden mukaan harvalukuiset ja specialistiset vesilinnut ovat runsaampia suorialaisemmilla vesistöillä (Paracuellos 2006, Paracuellos & Telleria 2004). Syksyllä maa-eikä vesialalla havaittu tilastollista merkitystä uhanalaisten lintujen määrään. Direktiivilajit puolestaan hyötyivät maa-alan lisääntymisestä kevään syksyin. Uhanalaisten ja direktiivilajien ryhmät koostuvat elintavoiltaan ja -vaatimuksiltaan erilaisista lajeista. Ryhmien välinen ero vesi- ja maa-alan suhteen voi johtua niiden erilaisista lajikoostumuksista ja lajien runsauksista.

4.1.2 Hoitotoimet

Huomion arvoista on, että hoitotoimilla oli vain positiivisia merkitseviä vaikutuksia linnustoon. Laidunnuksen vaikutus oli selkeästi suurempi kuin muiden yksittäisten hoitotoimien. Se lisäsi keväällä kaikkien kiltojen yksilömäärää ja syksyllä siitä hyötyivät hanhien ja kahlaajien killat. Lisäksi se oli ainut yksittäinen hoitotoimi, joka runsastutti sekä uhanalaisia että direktiivilajeja kevään syksyin. Laidunnuksen osuus hoitotoimista etenkin toisella hoitotaksalla oli suuri (taulukot 1 & 2), mikä luultavimmin korostaa sen vaikutusta. Kohtuullisen laidunnuksen on oletettu olevan keskeisin tapa ylläpitää ekologista monimuotoisuutta avoimilla ympäristöillä ympäri vuoden (Vickery ym. 2001). Laidunnuksen seurauksena syntyy vaihtelevan korkuista kasvillisuutta, mikä lisää ympäristön monimuotoisuutta ja luo edellytykset monipuolisemmalle linnustolle tarjoamalla vaihtelevaa suojaa ja ravintoa (Buckingham ym. 2006, Vickery ym. 2001). Erikorkuinen kasvillisuus pitää sisällään erilaisia hyönteisyhteisöjä (Buckingham ym. 2006, Dittrich & Helden 2012) ja alueilla, joilla laidunnuspaine ei ole liian suuri, esiintyy myös enemmän linnuille kelpaavia kasvien siemeniä (Buckingham ym. 2006). Laidunnuksen ja kasvillisuuden monipuolistamisen lisäksi laiduntajilla on muitakin lintuja hyödyttäviä vaikutuksia. Eläinten läsnäolon ja lannan on todettu lisäävän hyönteisten runsautta ja ravintoa linnuille (Dittrich & Helden 2012, Møller 2001). Karjan läsnäolon on todettu myös kasvattavan lintujen pesyekokoa, poikasten selviytyvyyttä, kasvua ja kuntoisuutta (Kentie ym. 2013, Møller 2001, Tiainen ym. 1989). Karjan pesimätuottoa parantava vaikutus liittyy sen ylläpitämään runsaaseen

hyönteisyhteisöön, joka on tärkeä ravintokohde kasvaville poikasille. Verrattuna niittoon ja ruoppaukseen on laidunnuksella ja laiduntajilla mitä ilmeisimmin useampia hyviä vaikutuksia linnustolle. Tätä tukevat myös tämän tutkimuksen tulokset, joiden mukaan laidunnuksen vaikutukset levähtävälle ja harvalukuisellekin lajistolle ovat muita hoitotoimia voimakkaampia.

Tässä tutkimuksessa ei laidunnuksella havaittu olevan vaikutusta pesiviin lintukiltoihin, vaikka pesivän linnuston on todettu siitä yleisesti hyötyvän (mm. Kentie ym. 2013, Møller 2001, Tiainen ym. 1989). Myöskään niitolla ei ollut vaikutusta pesiviin lintuihin, vaikka avoimuuden oletettiin lisäävän myös avomaalajien parimääriä. On huomattavaa, että kahlaajat olivat selvästi eniten hoitotoimista hyötynyt kilta muuttoaikoina, mutta niiden pesiviin parimääriin ei hoitotoimilla havaittu olevan vaikutusta. Kiltakohtaiset parimäärät ovat pienempiä kuin yksilömäärät muuttoaikoina ja Etelä-Suomessa pesiviä kahlaajalajeja on verrattain vähän (taulukko 3). Niinpä tilastollisten vasteiden puuttuminen voi johtua aineiston vähäisyydestä. Laidunnuksella voi tosin olla myös haitallisia vaikutuksia pesivälle linnustolle etenkin ollessaan liian voimakasta. Hoitokohteilla karjanmäärä vaihteli välillä 0,42–1,56 lehmää / ha keskiarvon (\pm keskihajonta) ollessa $0,93 \pm 0,35$. Pakanen ym. (2011) havaitsivat laidunnuspaineella olevan vaikutusta kahlaajien pesimätuottoon pesien tallautuessa haudontavaiheessa. Tallautumisriskiä lisäsi pesän pinta-ala, mutta riski pieneni, mikäli emot puolustivat pesää karjan lähestyessä. Kokeellisen tutkimuksen keinotekoisista etelänsuosirrin pesistä tallautui noin 80 % kolmiviikkoisen haudontajakson aikana karjatiheyden ollessa 0,83 yksilöä / ha. Tuhoutuminen oli erityisen suurta laidunnuksen ensimmäisen viikon aikana ja väheni seuraavina viikkoina. Pakanen ym. (2011) korostavatkin, että vaikka laidunnuspaine olisi vain heikko tai kohtalainen, tulisi kiinnittää huomiota sen aloittamisajankohtaan, jotta voitaisiin välttää lintujen pesien talloutuminen. Ylilaidunnuksen on todettu köyhdyttävän biologista monipuolisuutta (Buckingham ym. 2006, Vickery ym. 2001), mahdollisesti lisäävän pienpetojen saalistusta (Villar ym. 2013) sekä vinouttavan poikastuoton sukupuolijakaumaa (Prior ym. 2011). Tässä tutkimuksessa tarkasteltujen hoitokohteiden laidunnuspaine on ollut vaatimaton, joskin osalla kohteista suurempi kuin Pakasen ym. (2011) havaitseman suuren tallautumisriskin aiheuttama laidunpaine. Laidunnus on aloitettu useimmilla kohteilla toukokuun loppupuolella, jolloin valtaosa linnuista on hautomassa ja Pakasen ym. (2011) esittämän tiedon valossa on eittämättä mahdollista, ettei laidunnus ole hyödyttänyt kahlaajien pesintää. Toisaalta parimäärät on tulkittu emojen lukumäärän perusteella, eikä

Pakasen ym. (2011) tutkimuksissa esitetä laidunnuksen vähentävän pesivien kahlaajien parimäärää. Korostan pesimäaineiston olevan vähäinen monimutkaisiin analyysihin, ja olisi ennen aikaista tämän tiedon perusteella mustamaalata laidunnuksen vaikutusta pesimälinnustoon, sillä se ei osoita myöskään negatiivista vaikutusta avomaan kiltoihin – kahlaajiin tai avomaan varpuslintuihin.

Avoimuuden lisääminen ruoppauksen, laidunnuksen sekä niiton ja äestyksen avulla runsastutti useimpia kiltoja muuttoaikoina, mikä tukee tutkimuksen hypoteeseja. Kaikki killat runsastuivat niiton ja äestyksen vaikutuksesta syksyllä; keväällä siitä hyötyivät kahlaajat sekä hanhet, jotka viihtyvät huomattavasti paremmin matalassa kuin korkeassa kasvillisuudessa (Milson ym. 1998). Niiton ja äestyksen positiivinen vaikutus esimerkiksi sukeltajasorsiin ja kalansyöjiin on erikoinen, mutta voinee selittyä yleisen avoimuuden lisääntymisenä. Avoimella vesilintujen on helpompi huomata lähestyvät pedot ja siksi kohde voi olla niille entistä houkuttelevampi, jos sen rannoilta on poistettu ruovikkoa ja muuta korkeaa kasvillisuutta. Tätä näkemystä tukee Suterin (1994) havainto siitä, että Sveitsissä talvehtivat telkät, puolisyökeltajat ja kalansyöjävesilinnut olivat runsaampia vesistöillä, joiden rannoilla ei kasvanut ruovikoita. Toisaalta niitosta hyötyneiden kiltojen kasvaneet yksilömäärät voivat houkuttaa kohteelle laskeutumaan myös muiden kiltojen edustajia, sillä lintupaljous voi kieliä muuttavalle linnulle hyvästä ruokailualueesta (Goodale ym. 2010). Suuri lintumäärä tarjoaa myös turvaa pedoilta, sillä mitä enemmän muita yksilöitä on ympärillä, sitä pienempi on pääluvunmukainen todennäköisyys jäädä pedon saaliiksi (Foster & Treherne 1981, Hamilton 1971, Turner & Pitcher 1986).

Ruoppauksesta hyötyivät vain kahlaajat keväällä, mutta suuntaa antavasti se runsastutti kaulushaikaran ja rantakanojen kilttaa pesimäaikaan. Kahlaajat ovat saattaneet hyötyä ruoppauksesta kohteilla, joilla ilmaversoinen vesikasvillisuus on vallannut alaa, mikäli ruoppaaminen on muodostanut niille sopivia levähdys ja ruokailualueita esimerkiksi ruovikon reunoille. Pohjois-Amerikassa tundrasirrien *Calidris mauri* on todettu välttelevän nousuveden ylintä rantaviivaa näköesteen vuoksi (Pomeroy 2006), vaikka ravintokohteet olivat runsaimpia juuri tällä alueella. Ylimmän rantaviivan kohdalla oleva näköeste mahdollisti petolintujen yllätyshyökkäykset ja saaliiksi jäämisen riski oli suurin lähimpänä estettä. Tämän vuoksi kaikki kahlaajat ruokailivat 100–600 metrin päässä ylimmästä rantaviivasta (Pomeroy 2006). Vedessä kasvava korkea kasvillisuuskin voi olla ruokaileville kahlaajille näköeste, minkä vuoksi ne saattavat olla yleisempiä kohteilla, joilla vesikasvillisuutta on raivattu. Rantakanoja ja

etenkin kaulushaikaraa on puolestaan saattanut hyödyttää vesikasvillisuuden ja avointen alueiden lisääntynyt mosaiikkimaisuus, sillä kaulushaikara saalistaa vedestä kaloja ja muita selkärankaisia, jotka eivät välttämättä liiku niin runsaina keskellä tiheitä vesikasvustoja.

Ruoppauksella oli kalansyöjien lukumäärään suuntaa antava vähentävä vaikutus keväisin ja kesäisin, millä voi olla biologista merkitystä tilastollisesta merkitsemättömyydestään huolimatta. Ruoppauksessa ja vesikasvien poistossa käytettävät kaivinkoneet ja mekaaniset laitteet sekoittavat pohjaa ja vesikerrosta, mikä samentaa vettä ja voi heikentää näköaistin avulla saalistavien kalansyöjien ravinnonhankintaa. Iso- ja tukkakoskelolle veden kirkkauden on todettu olevan tärkeää saalistamisessa (Hildén 1964). Tätä tukee myös tutkimus, joka osoittaa kalaa syövien vesilintujen olevan runsaampia vesistöillä, joilla saaliin havaittavuus on korkea (Eriksson 1985). Tässä yhteydessä havaittavuus riippui saaliin runsaudesta sekä veden kirkkaudesta. Jos saalista ei ollut runsaasti, heikensi veden samentuminen kalastusolosuhteita, mutta menestyksenkäs saalistus oli mahdollista myös sameassa vedessä, jos saalista oli hyvin runsaasti tarjolla.

Puuston poisto oli ainut hoitotoimi, jolla ei havaittu olevan vaikutusta lintumääriin. Alueet, joilta puustoa poistettiin, olivat yleisesti hyvin pieniä, ja näissäkin tapauksissa puusto raivattiin yleensä laidunnuksen tai niiton tieltä.

4.2 Kustannukset

Kokonaiskustannukset kuvaavat kaikkiin hoitotoimiin uhrattuja resursseja, minkä vuoksi kokonaiskustannusten vaikutusta tarkasteltaessa voidaan arvioida koko hoito-ohjelman onnistuneisuutta ja vaikutusta lintukiltoihin. Tutkimuksen hypoteesin mukaisesti kahlaajien kiltta hyötyi selvästi hoitotoimenpiteistä muuttoaikoina. Umpeenkasvaneilla kosteikoilla on vain hyvin vähän paikkoja, joilla kahlaajat voivat levähtää ja ruokailla ja siten pienikin avoimuuden lisääminen voi muuttaa kohteen käyttökelpoisuutta kahlaajille merkittävästi. Pesimäaikainen kahlaajien vaste osoittaa lievää kasvua hoitotoimiin sijoitetun rahamäärän kasvaessa, ja vaikkei se olekaan tilastollisesti merkitsevä, ei kahlaajien killan voida sanoa taantuneen pesimäaikoina hoitotoimista johtuen. Sen sijaan pensaikon ja ruovikoiden varpuslintujen oletettiin taantuvan hoitotoimien myötä, sillä avoimuuden lisääminen

poistaisi paljon näille lajeille sopivaa habitaattia. Tulokset kuitenkin osoittivat, että pensaikon ja ruovikon varpuslintukillan linnut lisääntyivät hieman hoitotoimiin sijoitetun rahamäärän kasvaessa. Tämä yllättävä tulos, jossa parimäärät eivät laskeneet vaikka pesimäbiotooppia katosi hoitotoimien myötä, saattaa johtua kohteiden parantuneesta laadusta näille killoille. Huomattavaa on, että kokonaiskustannusten kasvu lisäsi naurulokin lukumäärää keväällä ja kesällä sekä puolisukeltajien lukumäärää syksyllä ja keväällä. Yksittäiset hoitotoimet eivät paljastaneet näiden kiltojen runsastumista, mikä kertoo hoitotoimien kokonaisuuden hyödyttäneen niitä. Kokonaiskustannuksiin nähden yksikään kilta ei taantunut merkitsevästi muutto- tai pesimäkausiin, joskin kalansyöjien parimäärän väheneminen oli suuntaa antavaa. Valtaosa kiltojen kulmakertoimista oli positiivisia, ja vaikeivät ne olleetkaan kaikki tilastollisesti merkitseviä, voi hoitotoimien biologinen merkitys lintumääriä kasvattavina tekijöinä olla siitä huolimatta merkittävä.

Kalansyöjät sekä sukeltajasorsat hyötyivät tutkimuksen valossa selvästi vähiten hoitotoimista. Näiden kiltojen on epäilty kärsivän eniten vesistöjen rehevöitymisen aiheuttamista muutoksista (Sammalkorpi ym. 2005, Ellermaa & Lindén 2011) ja useiden sukeltajasorsien on todettu taantuneen huomattavasti viime vuosikymmenten aikana (Mikkola-Roos ym. 2010b, Pöysä ym. 2012). Hoitotoimien ei havaittu vaikuttaneen pesiviin sukeltajasorsiin, eikä tehdyllä hoidolla välttämättä voida suoraan parantaa niiden elinoloja. Mikäli sukeltajasorsien taantuminen johtuu vesistöjen rehevöitymisestä ja sen aiheuttamasta ruokailuolosuhteiden heikentymisestä, on ymmärrettävää, ettei tässä tutkimuksessa havaittu niiden hyötyvän hoitotoimista. Avoimuuden lisääminen maalla ja vedessä ei juuri vaikuta vesistön tuotantotason kasvuun, joka vaatisi toisenlaiset hoitotoimet pysähtyäkseen. Rehevöityminen on prosessi, joka pitkään jatkuttuaan ylläpitää itse itseään (Wetzel 2001). Kun vesistö altistuu liialliselle ravinnekuormalle, tuotanto kasvaa ja hajotettavaa ainesta kertyy sedimenttiin yhä enemmän. Runsa hajotettava aines yhdessä vesistön kerrostuneisuuden kanssa johtaa kesällä ja talvella pohjanläheiseen hapettomuuteen. Hapettomuuden myötä sedimenttiin varastoituneet ravinteet vapautuvat eliöille käyttökelpoisessa muodossa takaisin vesipatsaaseen. Vaikka vesistöön päätyvien ravinteiden määrää vähennetään merkittävästi, ns. sisäinen ravinnekuormitus pitää vesistön kasvanutta tuotantotasoa yllä pitkään, joskin elpymistä voidaan nopeuttaa hapettamalla alusvettä sekä biomanipulaatiolla (Jeppesen ym. 2012). Kohteilla tehdyt hoitotoimet voivat kuitenkin epäsuorasti parantaa sukeltajasorsien

pesimäolosuhteita, sillä hoitotoimien myötä runsastuneet naurulokkikoloniat tarjoavan suojaa pesiville sukeltajasorsille (Väänänen 2000).

Hypoteesimme avoimen vesialan kasvusta sukeltajasorsia hyödyttävänä seikkana ei saanut tukea tässä tutkimuksessa. Sen sijaan sukeltajasorsat osoittivat lievää taantumista (ei tilastollisesti merkitsevä) muuttoaikoina hoitokohteilla, mutteivät pesimäaikaan, mikä voi myös kieliä, että hoitotoimista ja runsastuneista naurulokkikolonioista on ollut hyötyä niille.

Tarkastelu kokonaiskustannusten vaikutuksista uhanalaisiin ja direktiivilajeihin paljasti, että hoitotoimet eivät lisänneet pelkästään yleisiä lajeja. Uhanalaiset lajit runsastuivat tilastollisesti merkitsevästi keväällä kokonaiskustannuksiin nähden. Uhanalaisten lajien syksyinen, ja direktiivilajien keväinen ja syksyinen vaste kokonaiskustannuksiin nähden oli positiivinen. Vaikkei runsastuminen ollutkaan tilastollisesti merkitsevä, voi se kieliä hoitotoimien positiivisesta vaikutuksesta, sillä keväällä vaikutus oli merkitsevä. Hoitotoimia voidaan pitää onnistuneina, koska ne ovat parantaneet uhanalaisten kosteikkolintujen oloja keväällä, jolloin linnut valmistautuvat pesintään. Pienikin parannus uhanalaisten ja direktiivilajien elinoloissa on merkittävä, sillä nämä lajit kaipaavat kipeimmin suojelua.

Yksittäisenä hoitotoimena laidunnus vei suurimman osan hoitoihin sijoitetuista varoista, ja sen vaikutukset olivat kaikista voimakkaimmat. Myös ruoppaukseen ja niittoon käytetyt varat olivat suuret ja nämä olivat laidunnuksen lisäksi ainoat hoitotoimet, joilla oli merkitsevä positiivinen vaikutus linnustoon. Tietysti suuri rahapanos kertoo sen, että näitä toimia on suoritettu kohteilla eniten ja todennäköisesti siksi niiden vaikutus on voimakkain. On kuitenkin tärkeää voida todeta, ettei rahaa ole käytetty turhaan, vaan käytetyillä varoilla on myös saatu toivottuja tuloksia ja niistä ovat hyötäneet yleisten lintujen lisäksi myös uhanalaiset lajit.

4.3 Tutkimuksen heikkoudet

Tutkimuksen heikkouksiin kuuluu epätäydellinen tutkimusasetelma. Kaikilla hoitokohteilla ei tehty kaikkia hoitotoimia, minkä vuoksi kohteet ovat hoitolohkoina epätäydellisiä.

Lineaarinen sekamalli parantaa tulosten tarkastelua käsitellessään kohteiden sisäisiä riippuvuussuhteita, mikä vähentää kohteiden välistä vääristymää ja parantaa aineiston

käyttökelpoisuutta. Koska kohteiden väliset vaikutukset on huomioitu lineaarisessa sekamallissa, voidaan kiinteitä tekijöitä tarkastella laajemmin kuin pelkästään kyseisen kohteen sisällä. Lineaarisen sekamallin huono puoli tässä tapauksessa on se, että mallien selitysasteen laskeminen on haasteellista, ja näin ollen tilastollisesti merkitsevien tulosten biologisen merkitsevyyden arvioiminen on myös haastavampaa. On kuitenkin myös pidettävä mielessä tutkimuksen aineiston vajaavaisuudet ja niiden merkitys tilastolliseen luotettavuuteen. Näin ollen tilastollisen merkitsevyyden saavuttaminen voidaan katsoa haasteelliseksi, mutta kuten kuvaajista (kuvat 2–8) käy ilmi, tulosten biologinen merkitsevyys on useimmiten myös selkeä ja looginen.

Tutkimuksessa käytetyt kontrollialueet olivat monessa tapauksessa melko lähellä hoidettuja kohteita, kuitenkin aina yli 500 metrin etäisyydellä. Hoitotoimilla oli monessa tapauksessa linnustoa runsastuttava vaikutus, mikä voi johtua myös siitä, että kontrollialueilla normaalisti levähtävät tai pesivät linnut siirtyivät hoitokohteille eikä levähtävien lintujen määrä varsinaisesti kasvanut, vaan vain siirtyi paikasta toiseen. Tässäkin tapauksessa havaittu tulos on silti merkittävä, sillä linnut hakeutuvat parhaille ruokailu- ja pesimäalueille (Newton 2008) ja hoitotoimien voidaan todeta kasvattaneen alueen kapasiteettia levähtävien lintumäärien ylläpitäjinä. Toisaalta mukana oli kohteita, joilla hoito oli lopetettu sekä kohteita, joiden lähellä hoitotoimia ei ollut tehty lainkaan, ja on hyvin todennäköistä, että levähtävä ja pesivä linnusto on runsastunut kokonaisuudessaan tutkimuskohteilla.

Hoitotoimien korreloituneisuus esti joidenkin mahdollisesti ekologisesti merkittävien tekijöiden tarkastelun. Esimerkiksi karjan määrä ja laidunalueen koko olivat kohteilla keskenään liian korreloituneita ($r = 0,94$), jotta ne olisi voinut pitää mukana samassa mallissa. Metsästyksenkään vaikutusta syksyisiin levähtäjämääriin ei voitu tarkastella, sillä metsästys oli vahvasti sidoksissa kohteen hoitamattomuuteen; ts. kohteilla, joilla metsästys oli sallittu, ei ollut juuri tehty hoitotoimia. Vesilinnut katoavat metsästyksen aiheuttaman häiriön vuoksi usein elokuun lopussa kohteilta, joilla metsästys on sallittua (Väänänen 2001). Metsästyksen merkityksen tarkastelu tieteellisesti olisi voinut olla arvokasta, sillä se olisi voinut antaa vastauksen kysymykseen onko mielekästä tehdä hoitotoimia alueilla, joilla metsästys on sallittua. Norjassa esimerkiksi havaittiin häirinnän pakottaneen levähtävät lyhytnokkahanhet siirtymään heikompileatuille ruokailualueille, mikä vähensi lintujen kuntoisuutta, johti alentuneeseen poikastuottoon, suurempaan kuolleisuuteen ja lopulta kannan kasvun ehtymiseen (Drent ym. 2003, Madsen 1995). Madsen (1995) osoitti myös, että etenkin

riistalajit runsastuivat ja viihtyivät pidempään alueilla, joilla kiellettiin metsästys syksyllä ja näistä kohteista syntyi viidessä vuodessa maan tärkeimmät lintukosteikot. Näiden tutkimusten valossa ei metsästyskohteiden hoito ole välttämättä kannattavaa. Toisaalta metsästys rajoittuu syksyyn, mutta hoitotoimet voivat parantaa elinoloja myös keväisin ja kesäisin. Edelleen voidaan kuitenkin pohtia, kannattaisiko hoitoresurssit sijoittaa vain kohteisiin, joilla myös syksyisin saavutettaisiin suurin hyöty.

Moninaiset hoitotoimet eri voimakkuuksilla ja yhdistelmillä suoritettuna voivat ehkä tuottaa harhatuloksia, joissa havaittu vaste tulkitaan sattumalta johtuvaksi toisesta hoitotoimesta. Analyyseissä käytetyt hoitotoimet eivät kuitenkaan olleet keskenään liian korreloituneita ($r < 0,7$) ja suuri osa analyysien tuloksista oli tilastollisesti erittäin merkitseviä ($p < 0,001$) tai lähellä sitä, mikä vähentää harhatulosten mahdollisuutta.

Analyysien määrä tutkimuksessa oli huomattava, sillä tuloksia saatiin yhteensä 14 lineaarisesta sekamallista. Näin monen analyysin tulokinnassa tilastollisen I tyyppin virheen tekemisen mahdollisuus kasvaa. Toisin sanoen vaikka tulos olisi tilastollisesti merkitsevä ($p < 0,05$), on todennäköisyyden mukaan joka kahdeskymmenes johtopäätös väärä, sillä oikea nollahypoteesi hylätään sattumalta saadun epätodennäköisen tuloksen perusteella. Tässäkin tapauksessa virheen todennäköisyyttä vähentää se, että iso osa tuloksista, joiden mukaan nollahypoteesi hylättiin, oli tilastollisesti erittäin merkitseviä ($p < 0,001$) tai lähellä sitä. Lisäksi useissa eri malleissa samat tekijät nousivat esille, mikä lisää myös tulosten luotettavuutta.

Kiltakohtainen tarkastelu lisää aineiston tehoa analyyseissä kasvattamalla tarkastellun yksikön otoskokoa, muttei mahdollista lajikohtaisia johtopäätöksiä. Monissa killoissa on yksi tai muutama selvästi killan muita lajeja runsaampi laji, joiden lukumäärien muutokset voivat määrätä koko killan vasteen. Tämän vuoksi harvinaisia ja erityisesti suojelua tarvitsevia lajeja tarkasteltiin omana joukkonaan, vaikeivät näidenkään ryhmien sisällä lajit ole täysin yhdenvertaisia runsausluokaltaan. Yhdistelystä huolimatta uhanalaisten ja direktiivilajien pesimäaineisto oli todennäköisesti liian pieni osoittaakseen kaikkia hoitotoimien vaikutuksia. Tulosten tarkastelua heikensi se, että kiltojen vastetta ei voitu tarkastella nollahypoteesia vasten, vaan vertailu kohdistettiin tiettyyn verrokkikilltaan. Kuitenkin useimmissa tapauksissa verrokkikillan kulmakerroin oli hyvin lähellä nollaa, eikä poikennut suuresti nollahypoteesista.

Biologinen merkitys sille, verrataanko vasteita verrokkikiltaan vai nollahypoteesiin, lienee pieni.

5. Yhteenveto ja johtopäätökset

Kosteikkolinnuston on todettu taantuneen voimakkaasti kosteikkojen heikentyneen tilan myötä Suomessa viimeisinä vuosikymmeninä (mm. Mikkola-Roos ym. 2010a, Ellermaa & Linden 2011). Tämä tutkimus osoittaa, että hoitotoimilla voidaan parantaa kohteiden käyttökelpoisuutta tietyille kosteikkolintukilloille sekä uhanalaisille ja erityisesti suojelua tarvitseville lajeille. Merkittävää on se, että hoidon vaikutus lisäsi tiettyjen lintukiltojen määrää molemmilla hoitotaksilla. Tämä viittaa siihen, että pitkäaikaisella hoidolla saadaan aikaan parempia tuloksia, mistä on todisteita myös muualta Euroopasta (esim. Faria ym. 2012). Mikäli lintukiltojen havaittu runsastuminen johtuu parantuneista ruokailuolosuhteista, voi hoitotoimilla olla vaikutuksia jopa populaatiotasolla, sillä linnut voivat valmistautua paremmin muuttoon, pesintään ja talvehtimiseen. Lintujen ollessa paremmassa kunnossa myös niiden selviytyvyys ja poikastuotto kasvavat (Dufour ym. 1993, Haramis ym. 1986, Morrison 2006). Ottaen huomioon että hoidetut kohteet ovat Suomen etelärannikon merkittävimpiä lintukosteikoita, ovat havaitut hoitotoimien vaikutukset merkittäviä kosteikkolinnuston suojelulle sekä luonnon monimuotoisuuden säilymiselle, sillä ne parantavat kansallisesti tärkeitä lintuvesiä ja hyödyttävät koko muuttoreitin lintuja.

Monien vesilintulajien on todettu viivyttäneen syysmuuttoaan (Lehikoinen & Jaatinen 2012) ja aikaistaneen kevätmuuttoaan (Rainio ym. 2006). Myös niiden talvialueet ovat siirtyneet pohjoisemmaksi (Nilsson 2008, Lehikoinen ym. 2013). Tämä voi tarkoittaa tulevaisuudessa sitä, että Suomen kosteikkojen merkitys vesilintujen vuodenkierrolle kasvaa, sillä ne viettävät enemmän aikaa pohjoisessa. Tämä tarkoittaisi myös sitä, että kosteikkojen hoidon tarve sekä merkitys kasvavat. On mahdollista, että uusia tärkeitä talvehtimiskohteita voidaan ja joudutaan kunnostamaan, jotta ne pystyisivät ylläpitämään etelämpää talvehtimaan siirtyneet suuremmat lintumäärät.

Tutkimuksen tulokset viittaavat siihen, että kosteikkojen hoidon loppuessa kohteen lintumäärät vähenevät lähelle hoitoa edeltävää tasoa. Tuloksien mukaan hoitojen jatkaminen on siis tärkeää, jottei sijoitetuilla resursseilla saavutettuja hyötyjä menetettäisi. Laidunnus osoittautui hyväksi ja mahdollisesti niittoa monipuolisemmaksi tavaksi ylläpitää avoimuutta. Perustettujen laitumien ylläpitäminen on helppoa – joskaan ei halpaa. Kuitenkin kun laidun on kertaalleen perustettu, laskevat siitä aiheutuneet kulut, mitä ei tässä tutkimuksessa huomioitu. Todellisuudessa laidunnus on perustamisen jälkeen kustannustehokkaampaa kuin tässä tutkimuksessa esitetään, sillä huomattavat aitauskustannukset ovat kertaluonteisia, ja aitojen ylläpito suhteellisen halpaa.

Kaikkia kiltoja eivät hoitotoimet kuitenkaan hyödyttäneet. Etenkin sukeltajasorsien joukossa on useita uhanalaisia lajeja, joiden kannat ovat taantuneet viime vuosina. Tulevaisuudessa tulisi etsiä toimia, joilla myös sukeltajasorsien oloja voitaisiin parantaa. Mikäli sukeltajasorsien ahdinko johtuu rehevöitymisestä, voisivat hoitotoimia olla tehostettu ja pitkäjänteinen ravinteiden vähentäminen kosteikkojen valuma-alueilla sekä mittava poistokalastus kosteikoilla.

Koska kosteikkolintujen esiintyminen riippuu pitkälti niille tarjolla olevan ravinnon määrästä ja laadusta, voivat hoitotoimenpiteet avustaa myös muiden lajiryhmien monimuotoisuutta. Hoitotoimien vaikutuksia eri taksonille tulisikin selvittää. On myös tärkeää, että mittavat kunnostustoimet ja niiden vaikutuksien seuranta suunniteltaisiin tutkimuksen kannalta huolella jo ennen hoitotoimien aloitusta. Tällöin hoitotoimien vaikutuksia voitaisiin tarkastella suuremmalla varmuudella virhelähteiden vaikutuksen vähentyessä. Mittaviin hankkeisiin käytetään huomattavia määriä yhteisiä varoja, ja jotta varat käytettäisiin hyödyllisesti, on ensisijaisen tärkeää, että on olemassa tutkimukseen perustuvaa tietoa siitä, mihin varat kannattaa käyttää.

6. Kiitollisuuteni

Olen hyvin iloinen Suomen ympäristökeskuksen tarjoamasta mahdollisuudesta tehdä opinnäytetyö tästä laajasta aineistosta ja mielenkiintoisesta aiheesta. Erityinen kiitos kuuluu Markku Mikkola-Roosille, Pekka Rusaselle sekä Ilpo Huolmanille, jotka auttoivat auliisti aineiston kanssa painimisessa sekä siihen perehtymisessä. Suuri kiitos myös kaikille aineistoa

keränneille ammattitaitoisille lintulaskijoille, joiden kommentit olivat arvokkaita aineistoa käsitellessä.

Lämpimin kiitollisuuteni kuuluu ohjaajilleni Aleksi Lehikoiselle ja Kim Jaatiselle, jotka ovat jakaneet aikaansa niinäkin hetkinä, jolloin se on ollut vähissä. Ilman tukeanne ja ällistyttäviä tietotaitojanne en olisi kyennyt tähän työhön tässä laajuudessa. Erityisen kiitollinen olen ystäväydestänne, jota en toivo tämän työn rasittaneen.

Kiitos Hannu Pietiäiselle gradu-kurssilla tarjoamista neuvoista sekä tekstin oikoluvusta.

Unohtaa ei sovi myöskään kaikkia teitä kurssikavereitani ja ystäviäni, jotka tarjositte ideoita ja tarkennuksia tekstiin sekä jaoitte mukavia hetkiä ankeinkin päivinä.

7. Lähteet

- Baker, A. J. Gonzalez, P. M., Piersma, T., Niles L. J., de Lima Serrano do Nascimento, I., Atkinson, P. W., Clark, N. A., Minton, C. D. T., Peck, M. K. & Aarts, G. 2004: Rapid population decline in Red Knots: fitness consequences of decreased refueling rates and late arrival in Delaware Bay — *Proceedings of the Royal Society B* 271: 875–882.
- Boere, G.C., Galbraith, C.A. & Stroud, D.A. (toim.) 2006: *Waterbirds around the world*. — The Stationery Office, Edinburgh. 960 s.
- Constanza, R., d'Arge, R. de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. — *Nature* 387: 253–260.
- Dittrich, A. D. & Helden A. J. 2012: Experimental sward islets: the effect of dung and fertilisation on Hemiptera and Araneae. — *Insect Conservation and Diversity* 5: 46–56.
- Drent, R., Both, C., Green, M., Madsen, J. & Piersma T. 2003: Pay-offs and penalties of competing migratory schedules. — *Oikos* 103: 274–292.
- Dufour, K. W., Ankney, C. D. & Weatherhead, P. J. 1993: Condition and vulnerability to hunting among Mallards staging at Lake St-Clair, Ontario. — *Journal of Wildlife Management* 44: 428–437.
- Ellermaa, M. & Lindén A. 2011: Suomen linnustonsuojelualueiden tila: suojelu on unohdettu ja linnut voivat huonosti. — *Linnut vuosikirja 2010*: 143–165.
- Ellermaa, M. & Pettay, T. 2004: Pöösaspean niemen arktinen muutto syksyllä 2004. — *Linnut-vuosikirja 2005*: 94–107.
- Eriksson, M. O. G. 1985: Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. — *Ornis Scandinavica* 16: 1–7.
- EU 2010: Directive 2009/147/Ec of The European Parliament and of The Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds (codified version) — *Official Journal of the European Union (OJEU)* 26.1.2010 L 20/7.

- Faria, N., Rabaça, J. E. & Morales, M. B. 2012: The importance of grazing regime in the provision of breeding habitat for grassland birds: The case of the endangered little bustard (*Tetrax tetrax*). — *Journal for Nature Conservation* 20: 211–218.
- Foster, W. A. & Treherne, J. E. 1981: Evidence for the dilution effect in the selfish herd from fish predation on a marine insect. — *Nature* 293: 466–467.
- Fraser, L. H & Keddy P. A. 2005: *The world's largest wetlands: Ecology and conservation*. — Cambridge University Press, Cambridge. 500 s.
- Goodale, E., Beauchamp, G., Magrath, R. D., Nieh, J. C. & Ruxton, G. D. 2010: Interspecific information transfer influences animal community structure. — *Trends in Ecology and Evolution* 25: 354–361.
- Green, A. J. & Elmberg, J. 2013: Ecosystem services provided by waterbirds. — *Biological Reviews*, doi: 10.1111/brv.12045
- Guillemain, M. & Fritz, H. 2002: Temporal variation in feeding tactics: exploring the role of competition and predators in wintering dabbling ducks. — *Wildlife Biology* 8: 81–90.
- Haas, K., Köhler, U., Diehl, S., Köhler, P., Dietrich, S., Holler, S., Jaensch, A., Niedermaier, M. & Vilsmeier, J. 2007: Influence of fish on habitat choice of water birds: A whole system experiment. — *Ecology* 88: 2915–2925.
- Hamilton, W. D. 1971: Geometry for selfish herd. — *Journal of Theoretical Biology* 31: 295–311.
- Hansson, L.-A., Nicolle, A., Brönmark, C., Hargeby, A., Lindström, Å. & Andersson, G. 2010: Waterfowl, macrophytes, and the clear water state of shallow lakes. — *Hydrobiologia* 646: 101–109.
- Haramis, G. M., Nichols, J. B., Pollock, K. H. & Hines, J. E. 1986: The relationship between body mass and survival of wintering Canvasbacks. — *Auk* 103: 506–514.
- Hargeby, A., Andersson, G., Blindow, I. & Johansson, S. 1994: Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. — *Hydrobiologia* 279/280: 83–90.
- Hildén, O. 1964: Ecology of duck populations in the island group of Valassaaret, Gulf of Bothnia. — *Annales Zoologici Fennici* 1: 153–279.
- Holm, T., E. & Clausen, P. 2006: Effects of water level management on autumn staging waterbird and macrophyte diversity in three Danish coastal lagoons. — *Biodiversity and Conservation* 15: 4399–4423.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Lauridsen, T., Davidson, T. A., Liu, Z., Mazzeo, N., Trochine, C., Ozkan, K., Jensen, H. S., Trolle, D., Starling, F., Lazzaro, X., Johansson, L. S., Bjerring, R., Liboriussen, L., Larsen, S., Landkildehus, F., Egemose, S. & Meerhoff, M. 2012: Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: Recent advances and future challenges. — *Advances in Ecological Research*. 47: 411-488. Academic press.
- Kentie, R., Hooijmeijer, J. C. E. W., Trimbos, K. B., Groen, N. M. & Piersma T. 2013: Intensified agricultural use of grasslands reduces growth and survival of precocial shorebird chicks. — *Journal of Applied Ecology* 50: 243–251.
- Koskimies, P. & Väisänen, R. A. 1988: *Linnustonseurannan havainnointiohjeet (2.painos)*. — Helsingin yliopiston eläinmuseo, Helsinki.
- Krapu, G. 1981: The role of nutrient reserves in Mallard reproduction. — *Auk* 98: 29–38.
- Leadley, P., Pereira, H. M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarrés, J. F., Proença, V., Scharlemann, J. P. W., Walpole, M. J. 2010: *Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services* — Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 50. 132 s.
- Lehikoinen, A., Jaatinen, K., Vähätalo, A., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., Hearn, R., Holt, C. A., Hornman, M., Keller, V., Nilsson, L., Langendoen, T., Tománková, I., Wahl,

- J. & Fox, A. D. 2013: Rapid climate driven shifts in wintering distribution of waterfowl. — *Global Change Biology* 19: 2071–2081.
- Lehikoinen, A. & Jaatinen, K. 2012: Delayed autumn migration in northern European waterfowl — *Journal of Ornithology* 153: 563–570.
- Lehikoinen, A. & Vähätalo, A. 2000: Lintujen muuton ajoittuminen Hangon lintuasemalla vuosina 1979–1999. — *Tringa* 27: 150–226.
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B. & Chen, J. 2010: Managing Wetland Habitats for Waterbirds: An International Perspective — *Wetlands* 30: 15–27.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967: *The theory of island biogeography*. — Princeton University Press. 203 s.
- Madsen, J. 1995: Impacts of disturbance on migratory waterfowl. — *Ibis* 137: 67–74.
- Mikkola-Roos, M., Lehtiniemi, T. & Tiainen, J. 2010a: Uhanalaisten lintujemme määrä kasvoi rajusti. — *Linnut* 45: 4–11.
- Mikkola-Roos, M., Tiainen, J., Below, A., Hario, M., Lehikoinen, A., Lehikoinen, E., Lehtiniemi, T., Rajasärkkä, A., Valkama J., & Väisänen, R. A. 2010b: *Linnut*. — Julkaisussa: Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.). *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 320–331.
- Milson, T. P., Ennis, D. C., Haskell, D. J., Langton, S. D. & McKay H. V. 1998: Design of grassland feeding areas for waders during winter: the relative importance of sward, landscape factors and human disturbance. — *Biological Conservation* 84: 119–129.
- Morrison, R. I. G. 2006: Body transformations, condition, and survival in Red Knots *Calidris canutus* travelling to breed at Alert, Ellesmere Island, Canada. — *Ardea* 94: 607–618.
- Møller, A. P. 2001: The effect of dairy farming on barn swallow *Hirundo rustica* abundance, distribution and reproduction. — *Journal of Applied Ecology* 38: 378–389.
- Newton, I. 2008: *The Migration Ecology of Birds* — Academic Press, London. 976 s.
- Nilsson, L. 2008: Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967–2006. — *Ornis Svecica* 18: 135–226.
- Nilsson, S. G., & Nilsson I. N. 1978: Breeding bird community densities and species richness in lakes. — *Oikos* 31:214–221.
- Nummi, P., Pöysä, H., Elmberg, J., Dessborn, L. & Sjöberg, K. 2010: Ravinnon ja ympäristön merkitys puolisuokeltajasorsien poikueille. — *Suomen Riista* 56: 16–25.
- Olin, M., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P. & Ylönen, O. 2002: Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. — *Journal of Fish Biology* 60: 593–612.
- Pace, R. M. & Afton, A. D. 1999: Direct recovery rates of Lesser Scaup banded in north-west Minnesota: sources of heterogeneity. — *Journal of Wildlife Management* 63: 389–395.
- Pakanen, V.-M., Luukkonen A. & Koivula, K. 2011: Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. — *Biodiversity Conservation* 20: 2057–2073.
- Paracuellos, M. & Telleria, J. L. 2004: Factors affecting the distribution of a waterbird community: The role of habitat configuration and bird abundance. — *Waterbirds* 27: 446–453.
- Paracuellos, M. 2006: How can habitat selection affect the use of a wetland complex by waterbirds? — *Biodiversity and Conservation* 15: 4569–4582.
- Pfister, C., Kasprzyk, M. J. & Harrington, B. A. 1998: Body fat levels and annual return in migrating Semipalmated Sandpipers. — *Auk* 115: 904–915.

- Pomeroy, A. C. 2006: Tradeoffs between food abundance and predation danger in spatial usage of a stopover site by western sandpipers, *Calidris mauri*. — *Oikos* 112: 627–637.
- Priha, M. & Korkeamäki, E. 2007: Suomenlahden muuttoreitillä sijaitsevien lintuvesien hoito. Lintulahdet Life (LIFE03NAT/FIN/000039). Loppuraportti 1.7.2003–30.6.2007. — Uudenmaan ympäristökeskus. 76 s.
- Prior, G. L., Evans, D. M., Redpath, S., Thirgood, S. J. & Monaghan, P. 2011: Birds bias offspring sex ratio in response to livestock grazing. — *Biology Letters* 7: 958–960.
- Pöysä, H., Rintala, J., Lehikoinen, A. & Väisänen R. A. 2012: The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland. — *European Journal of Wildlife Research* 59: 245–256.
- Rainio, K., Laaksonen, T., Ahola, M., Vähätalo, A. V. & Lehikoinen, E. 2006: Climatic responses in spring migration of boreal and arctic birds in relation to wintering area and taxonomy. — *Journal of Avian Biology* 37: 507–515.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (toim.) 2010: Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010. — Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. — Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 432 s.
- R Development Core Team 2009: R: A Language and Environment for Statistical Computing. — R Foundation for Statistical Computing, Vienna. ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org>.
- Rusanen, P., Aalto, T., Mikkola-Roos, M., Nuotio, K. & Pessa, J. 2005: Seurannan kehittäminen ja suositukset lintuvesillä. — Teoksessa: Mikkola-Roos, M. ja Niikkonen, T.: Kosteikkojen kunnostuksen ja hoidon parhaat käytännöt kuudella Life-kohteella Suomessa - Life CO-OP -hankkeen tulokset. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 149: 82–90.
- Sammalkorpi, I., Mikkola-Roos, M. & Lammi, E. 2010: Density, biomass and relations of feeding guilds of aquatic birds as indicators of the ecological state of lakes. — *The Global Environmental Change: Messages from birds: Sixth Environment Symposium of the Maj and Tor Nessling Foundation in cooperation with BirdLife Finland*: 17.-19.11.2010, Hanasaari; Espoo, Finland. The Abstract book, Maj and Tor Nessling Foundation, BirdLife Suomi – Finland. s. 19.
- Sammalkorpi, I., Mikkola-Roos, M. & Lammi, E. 2005: Kalaston merkitys linnuille lintuvesissä ja vesiensuojelukosteikoissa. — *Linnut-vuosikirja 2004*: 145–149.
- Sánchez-Zapata, J. A., Anadón, J. D., Carrete, M., Giménez, A., Navarro, J., Villacorta, C. & Botella, F. 2005: Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: implications for the design of irrigation facilities. — *Biodiversity and Conservation* 14:1627–1639.
- Suter, W. 1994: Overwintering waterfowl on Swiss lakes: how are abundance and species richness influenced by trophic status and lake morphology? — *Hydrobiologia* 279/289: 1–14.
- Tiainen, J., Hanski, I. K., Pakkala, T., Piironen, J. & Yrjölä, R. 1989: Clutch size, nestling growth and nestling mortality of the Starling *Sturnus vulgaris* in south Finnish agroenvironments. — *Omis Fennica* 66 : 41–48.
- Turner, G. F. & Pitcher, T. J. 1986: Attack abatement – a model for group protection by combined avoidance and dilution. — *American Naturalist* 128: 228–240.

- Valkama, J., Vepsäläinen, V. & Lehikoinen, A. 2011: Suomen III Lintuatlas. — Luonnontieteellinen keskusmuseo ja ympäristöministeriö. <<http://atlas3.lintuatlas.fi>> (viitattu 16.10.2012).
- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J. & Brown, V. K. 2001: The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. — *Journal of Applied Ecology* 38: 647–664.
- Villar, N., Lmabin, X., Evans, D., Pakeman, R. & Redpath, S. 2013: Experimental evidence that livestock grazing intensity affects the activity of a generalist predator. — *Acta Oecologica* 49: 12–16.
- Väänänen, V.-M. 2001: Hunting disturbance and the timing of autumn migration in *Anas* species. — *Wildlife Biology* 7: 3–9.
- Väänänen, V.-M. 2000: Predation risk associated with nesting in gull colonies by two *Aythya* species: observations and an experimental test. — *Journal of Avian Biology* 31: 31–35.
- Wetzel, R. G. 2001: *Limnology: lake and river ecosystems*. – 3. painos. Academic Press, San Diego. 1006 s.
- Yrjölä, R., Kontiokorpi, J., Luostarinen, M., Santaharju, J., Sarvanne, H., Tanskanen A. & Vickholm, J. 2012: Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2011 – Vuoden 2011 tulokset ja vuosien 2001–2011 seurannan yhteenveto. — Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 10/2012. 108 s.
- Zedler J. B. 2003: Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. — *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 65–72.