

Tiirojen, sotkien, naurulokin ja haahkan kannankehitys rannikoilla 1986–2006

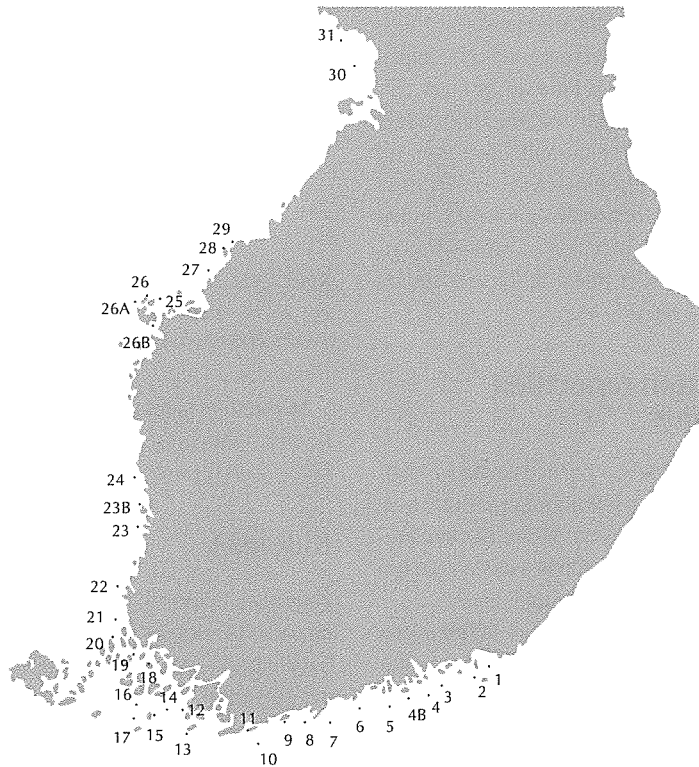
Martti Hario & Jukka Rintala

Saaristolinnustomme kolme runsainta lajia ovat haahka, naurulokki ja lapintiira (Väisänen ym. 1998). Ne ovat runsausjärjestyksessä kärkipäässä kaikilla merialueilla lukuun ottamatta Perämerta, jossa haahkan valta-aseman ottaa tukkasotka, maamme kuudenneksi runsain saaristolintu. Vesi- ja rantalinnustomme yleisessä runsastumisessa saaristolinnusto on ollut erityisasemassa ja se taas on paljolti johtunut em. neljän lajin ylivertaisesta runsastumisesta.

Esittelemme seuraavassa näiden lajien kantojen nykytilan ja osoitamme, ettei tilanne ole enää sama. Otamme katsaukseen mukaan myös kalatiiran ja lapasotkan, koska niiden kannankehitykset kiintoisalla tavalla kietoutuvat sukulaislajien kannanvaihteluihin. Lapintiiran osalta viittaamme myös meneillään olevaan kansainväliseen napal alueiden vuoteen (*International Polar Year*), jolla sirkumpolaaristen maiden ympäristöasioista vastaavat ministeriöt pyrkivät kampanjoimaan arktisten alueiden suojelustrategian puolesta. Kampanjan nimikkolajiksi on valittu lapintiira, joka tunnetusti lentää navalta navalle ja on enemmän auringonvalossa kuin ilmeisesti mikään muu eliö elämänsä aikana. Ns. Arktisen Neuvoston alainen kasvien ja eläinten suojelutyöryhmä (*CAFF, Conservation of Arctic Flora and Fauna*) on kehottanut sirkumpolaarisia maita kartoittamaan lapintiiran populaatiotilanteen ja tarvittaessa tehostamaan lajin suojelua. Kansainvälinen polar-vuosi avattiin juhlallisesti maailman medioissa 1. maaliskuuta 2007.

Aineisto ja menetelmät

Valtakunnallisen saaristolintuseurannan yleiset tavoitteet ja menetelmät on esitetty toisaalla (mm. Hildén 1987, Koskimies & Väisänen 1988). Näytealueita, joiden aineistoja on käytetty tämänkertaisessa katsauksessa, on kaikkiaan 35 kpl (kuva 1). Havainnoijien nimien lisäksi kartakkeen tekstiin (kuva 1) on liitetty tutkittujen saarten lukumäärä kullakin näytealueella sekä kirjallisuusviitteet niistä julkaisuista, joihin osa aineistoista pohjautuu. Kaikilta alueilta ei kaikilta vuosilta ole laskenta-aineistoja, mutta valitut alueet ovat



Kuva 1. Saaristolintuseurannan näytealueet, joilta saatiin aineistoja tähän katsaukseen. Paikannimen perässä on tutkittujen saarten lukumäärä (sulkeissa), julkaisuviitteet ja/tai laskijoiden nimet.

Fig. 1. The study areas along the coasts of Finland from which information on recent changes in seabird numbers were gathered. The number of islands monitored is in brackets, followed by the names of the census takers and/or citations to publications.

Suomenlahti, Gulf of Finland

1. Itäisen Suomenlahden kansallispuisto (85–100, jotka pääosin kans. puistorajauksen sisällä), T. Hokkanen, A. Vuorio, U. Koponen ym.
2. Pernaja, Aspskär (6), H. Malkio ym.
3. Porvoo, Långören (10), M. Hario, K. & H. Selin, P. Muuronen
4. Porvoo, Söderskär (25), M. Hario, J. Apunen, P. Muuronen, K. & H. Selin
- 4B. Sipoo (120), Luostarinen 2003, M. Luostarinen
5. Helsinki (164), M. Luostarinen
6. Espoo (116), M. Luostarinen
7. Itä-Kirkkonummi (16+), P. Pirinen, S. Laukkanen, J. Ceder
8. Kirkkonummi, Rönnskär (16), P. Ikonen, H. Selin ym., Pöyhönen 2002
9. Inkoo, Strömsö (8), J. Niittyä, P. Niittyä
10. Tammisaaren itäinen saaristo (40), Rusanen 2002
11. Hanko, Tvärminne (16 haahkasarta, 60 muuta), M. Kilpi, M. Öst

Lounaissaaristo, SW Archipelago

12. Dragsfjärd, Cullkrona (23), M. Rautkari
13. Dragsfjärd, Vänö (77), Miettinen 1997, M. Nordström, J. & M. Högmänder ym.
14. Nauvo–Parainen, Trollö (36), R. Lemmetyinen, M. Nordström, Mia Rönkä ym.
15. Nauvo, Trunsö (60), J. Högmänder, M. Nordström ym.
16. Korppoo, Brunsjär (n. 65), M. Nordström ym.
17. Korppoo, Jurmo–Utö (n. 65), M. Nordström, J. & M. Högmänder ym.
18. Rymättylä, Aasla (n. 40 km²), Saari 1999, L. Saari
19. Velkua (19), von Numers 1995, M. v. Numers

20. Kustavi (29), R. Blomqvist, R. Tenovuo, Mia Rönkä, P. Alho ym.
21. Lokalhti (17), R. Blomqvist

Pohjanlahti, eteläinen; southern Bay of Bothnia

22. Rauman eteläinen saaristo (12), T. Santamaa ym.
23. Luvia (28), Mäntylä ym. 1993, I. Lilja
- 23B. Pori, Kuuminainen (25), K. Nuotio, K. Helppi, J. Lampolahti ym., Erkkilä & Jutila 1994
24. Merikarvia, Köörttilä (18), M. Saiha
25. Merenkurkku, pohjoinen (148), Pahtamaa 1999, Warén 2000, T. Pahtamaa
26. Mustasaari, Valasaaret (n. 80), J. Hägg, M. Bäck, Warén 2004
- 26A. Mustasaari, Björkögrundén (40), Hildén ym. 1995, T. Pahtamaa
- 26B. Vaasa, Torgrund (40), Pahtamaa 2006

Pohjanlahti, pohjoinen; northern Bay of Bothnia

27. Luoto (65), Jakobsson ym. 2006, R. Wistbacka
28. Pietarsaari (4), R. Wistbacka
29. Kokkola (12), Hongell 2003, H. Hongell
30. Ii, Krunnit (23), Helle ym. 1988, R. A. Väisänen, T. Eskelin
31. Simo–Tornio (n. 150), P. Rauhala

Muita laajoja alueinventointeja, joita on hyödynnetty tässä katsauksessa, olivat Saaristomeren kansallispuiston yhteistoiminta-alueen (Stjernberg 1986, Miettinen 2004), Ahvenanmaan Klävsjärin (Sandelin 2004), Suupohjan rannikon (Byholm 2001), Perämeren kansallispuiston (Rauhala 1999), Liminganlahden (Siira 2002) ja Hangon Tulliniemen (Lehikoinen ym. 2006) laskennat. Nämä eivät kuitenkaan ole pysyviä saaristolintuseurannan näytealueita eivätkä siten sisälly yo. luetteloon.

Taulukko 1. Lapin- ja kalatiiran kannanmuutosten merkitsevyydet (*t*-testisuureet) laskettuna kullekin merialueelle koko ajanjaksolle 1986–2006. Miinus-merkkinen testisuure osoittaa laskevan pitkäaikaistrendin.

Table 1. Significances of index trends (*t* statistics) of the Arctic Tern and the Common Tern in four sea districts during 1986–2006. A minus sign denotes a declining long-term trend.

| | Lapintiira Arctic Tern | Kalatiira Common Tern |
|---|---------------------------|--------------------------|
| Suomenlahti Gulf of Finland | 2.70 ** | 4.76 *** |
| Lounaissaaristo SW Archipelago | 2.98 ** | 0.41 NS |
| Etel. Pohjanlahti South Bay of Bothnia | 0.12 NS | -1.99 * |
| Pohj. Pohjanlahti North Bay of Bothnia | -4.70 *** | -2.97 ** |

*** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, NS ei merkitsevä muutos

*** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, NS non significant change

niitä, joilta laskentoja on eniten, erityisesti vuoden 1997 jälkeen.

Kannanarvioon vaikuttavia tekijöitä

Pesälaskentoihin pohjautuvassa kannanseu-

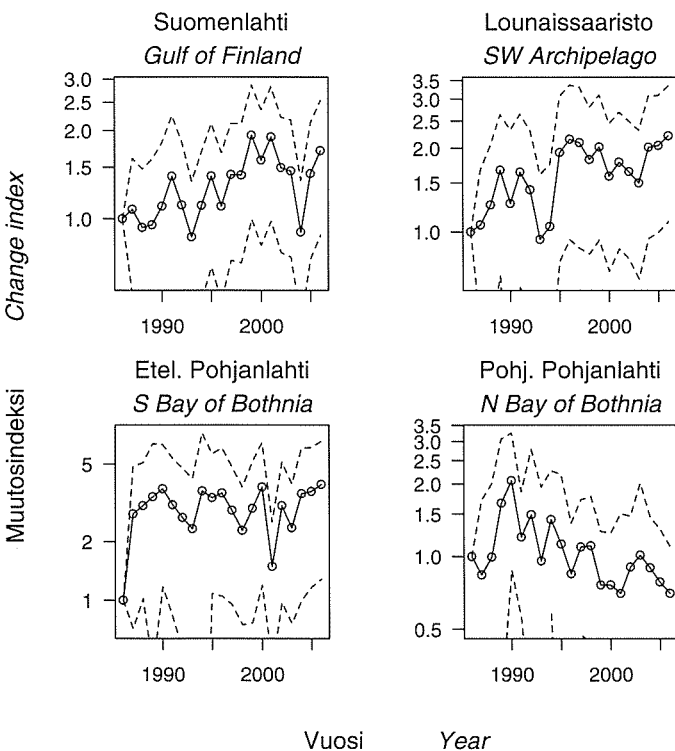
rannassa laskentatekniikka ei aiheuta samanlaisia tulkintavaiveuksia kuin aikuislaskentoihin pohjaavissa seurannoissa, joissa lukumäärien korjaukset tulee suhteuttaa pesimisen vaiheeseen, jossa taas lintujen läsnäolo vaihtelee suuresti. Silti pesälaskentoihin voivat olla ongelmallisia paikoilla, joilla pesien tuhoutumisalttius on suuri. Tämä koskee alavilla ja avoimilla paikoilla pesiviä tiiruja, joilta kesämyrskyt saattavat tuhota kokonaisten kolonioiden munapesät ennen kuin laskija on edes ehtinyt paikalle. Tiirujen runsaudenvaihtelut ovatkin hankalammin tulkittavissa kuin monen muun saaristolinnun.

Hyvä esimerkki on kesältä 2004. Toukokuukuu kovat tuulet, vedennousut ja runsaat sateet pyyhkäisivät tiirayhdyskuntia maisemasta eteläisillä rannikkoalueilla. Etenkään lapintiiran olemattomia pesärakennelmia ei pystytä enää munien huuhtoututtua paikantamaan maastosta, ja kun lähes kaikki kalatiiran korvauspesätkin katosivat, notkahtivat tiirujen parimäärät Suomenlahden ja Saaristomeren seuranta-aineistoissa selvästi (kuvat 2 ja 3). Seuraavana vuonna sääsuhteet olivat paremmat ja kannat "palautuivat", vaikka itse asiassa mitään todellista kannanmuu-

toista ei ollut tapahtunut.

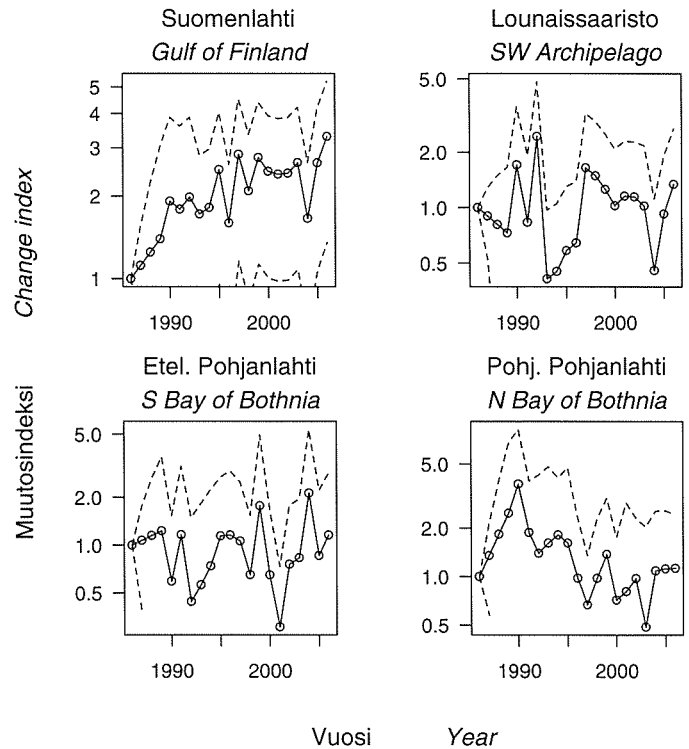
Lapintiiralla ei ole isoa revieriä, ja munapesään panostetaan poikkeuksellisen vähän (muihin lintulajeihin verrattuna). Lapintiira ei pitkäikäisenä lajina tarvitse korvauspesiä eikä yleensä ole enää tavtavissa pesimäpaikalta pesinnän epäonnistuttua vaan lähtee kiertelemään ja vähitellen muuttolle. Jos se muniikin korvauspesän, se ei yleensä "motivoitu" hautomaan sitä loppuun. Kalatiira sitä vastoin tekee yleensä paremman pesärakennelman, joka tulvavesien jäljiltäkin on monesti vielä paikannettavissa. Se onnistuu myös korvauspesinnössään paremmin ja tuottaa keskimäärin enemmän lentopokasia kuin lapintiira. Pahimpina myrskykeinä kalatiiratkin tosin epäonnistuvat ja ovat laskentojen ulottumattomissa, kuten vuonna 2004. Lokit taas ovat täysin toisenlaisia ja pysyttelevät samoilla sijoilla koko kesän — varsinkin kalalokki, joka kerta toisensa jälkeen yrittää korvauspesää edellisen tuhouduttua (M. Luostarinen, kirj. ilm.).

Myös minkkituhot aiheuttavat voimakkaita vaihteluita tiirakannoissa (Nordström 2003). Tiirujen taipumus vaihtaa pesimäluotoa minkin läsnä ollessa saattaa ehkäistä itse



Kuva 2. Lapintiiran kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2006. Ylempi ja alempi 95 %:n luotettavuusraja on merkitty kuviin katkoviivalla (alimmat luotettavuusvälit jätetty piirtämättä). Vuoden 1986 indeksi on asetettu 1:ksi. Huomaa pysty akselin log-asteikko. Vuosille 1986–2006 lasketun koko maan (log-) lineaarisen trendisuoran muutoskerroin = 1.00 ± 0.004 SE (Wald-testisuure = 0.52, DF = 1, $P = 0.471$).

Fig. 2. Population trends of the Arctic Tern in Finnish sea areas, 1986–2006. 95% confidence belts are denoted by dashed lines (lowest limits not shown). The base year is 1986 (index = 1). Note log scale in the y-axis. Total (log-) linear trend calculated over total area and study period yielded the following results: multiplicative slope = 1.00 ± 0.004 SE (Wald-statistics = 0.52, DF = 1, $P = 0.471$).



Kuva 3. Kalatiiran kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2006. Ylempi ja alempi 95 %:n luotettavuusraja on merkitty kuviin katkoviivalla (alimmat luotettavuusvälit jätetty piirtämättä). Vuoden 1986 indeksi on asetettu 1:ksi. Huomaa pysty akselin log-asteikko. Vuosille 1986–2006 lasketun koko maan (log-) lineaarisen trendisuoran muutoskerroin = 1.01 ± 0.005 SE (Wald-testisuure = 4.80, DF = 1, $P = 0.029$).

Fig. 3. Population trends of the Common Tern in Finnish sea areas, 1986–2006. 95% confidence belts are denoted by dashed lines (lowest limits not shown). The base year is 1986 (index = 1). Note log scale in the y-axis. Total (log-) linear trend calculated over total area and study period yielded the following results: multiplicative slope = 1.01 ± 0.005 SE (Wald-statistics = 4.80, DF = 1, $P = 0.029$).

tuhoja, mutta heilauttelee parimääriä laskenta-alueella. Toki minkki usein myös täydellisesti tuhoaa yhdyskuntien pesimätuotoksen, mikä pienentää tulevaa rekryyttiä. Tämä on havaittu mm. itäisellä Suomenlahdella (T. Hokkanen, kirj. ilm.).

Sotkien kannanarvot perustuvat joko pesälaskentoihin (sekä niitä täydentäviin poikuehavaintoihin) tai parilaskentoihin rantavesissä muninta-aikaan. Jälkimmäisissä on otettava huomioon sotkakannoissa vallitseva koirasvaltaisuus (Hildén 1964). Merenkurkussa lapasotkan parilaskennat korjauskertoimiseen ovat antaneet varsin samansuuruisen tuloksen kuin pesälaskennat samoilla paikoilla (Veijalainen 1996). Laakeilla heinikkokareilla ja lähellä vesirajaa sotkan pesät joutuvat helposti vedenkorkeuden vaihteluiden tuhoamiksi, joten parilaskennat saattavat siitäkkin syystä olla sotkalajeille otollisin seurantatapa.

Edellisessä lokkikatsauksessa (Hario & Rintala 2002) naurulokin aineistoja ei vielä ollut käsitelty TRIM-ohjelmalla, vaan kannanmuutoksia kuvailtiin sanallisesti. Tällä kertaa naurulokkiaineisto on jo siinä määrin karttunutta, että olemme laatineet siitä samanlaisen analyysin kuin muistakin lokkilinnuista.

Kannanmuutosindeksit

Kannanmuutokset laskettiin TRIM-ohjelmalla (Pannekoek & van Strien 2003) samaan tapaan kuin aikaisemmissa raporteissamme (esim. Hario & Rintala 2004). Indeksien ja kannanmuutoskertoimien keskivirheiden arvioinnissa huomioimme havaintojen kasautuneisuuden (*overdispersion*), jossa havaittujen lukumäärien hajonta on suurempaa kuin oletetussa Poisson-jakaumassa, ja vuosittaisen havaintojen korrelaatiot (serial correlation, Pannekoek & van Strien 2003).

Tyypilliseen tapaan kannanmuutosindeksien luotettavuusvyöhykkeet muodostuivat varsin leveiksi aineistojen voimakkaan kasautumisen takia, mikä on tavallista varsinkin yhdyskunnittain pesivillä lajeilla. Leveät luotettavuusvälit heikentävät kannanmuutoksen suuruuden arviointia, mutta useimmiten laajat seuranta-aineistot, kuten saaristolintujen seuranta-aineisto, mahdollistavat luotettavat päätelmät kantojen pitkäaikaisuutosten suunnista.

Tutkimme lajiston yleistrendiä sovitamalla kunkin lajin koko aineistoon trendisuoran, jonka muutoskerroin (multiplicative slope) ilmaisee, kuinka moninkertaiseksi kanta keskimäärin vuosittain muuttui suhteessa edellisen vuoden kantaan (vuoden 1986 arvo = 1). Muutoskertoimen merkitsevyyden lasimme Wald-testillä (ks. kuvatekstit, kuvat 2–6; Pannekoek & van Strien 2003, Hario & Rintala 2004).

Tulokset ja tarkastelu

Tiirat

Suomenlahden tiirakannoissa on koko seurantajakson aikana ollut havaittavissa lajisuhteiden hidasta muutosta kalatiiran hyväksi (kuvat 2 ja 3). Suomenlahdella lähes kaikilla seuranta-alueilla kalatiirakannat ovat kasvaneet ja lapintiirakannat nousseet vähemmän.

Saaristomerellä Trollössä kalatiirat ovat vähentyneet samaan tahtiin lapintiirujen kanssa. Kalatiiran Saaristomeren indekseissä ei kuitenkaan havaittu tilastollisesti merkitsevää pitkäaikaisuutosta (taulukko 1, kuva 3).

Saaristomeren ulko-osissa (Vänö, Trunsö, Jurmo–Utö, Brunsjär) kalatiiran kannanmuutokset ovat vaihdelleet alueiden välillä enemmän kuin Suomenlahdella. Esim. Brunsjärillä kalatiirat vähenivät jatkuvasti 1998 lähtien, vaikka lapintiirat pysyivät melko vakaisissa lukemissa, ja laji katosi pesimälinnustosta vuonna 2006. Trunsössä sitä vastoin kanta on jatkuvasti kasvanut samaan tahtiin lapintiiran kanssa.

Pohjoisella Pohjanlahdella kummatkin tiiralajit näkyvät taantuneen, ja eteläisellä Pohjanlahdella lapintiiran kannankasvu ei ollut merkitsevä huolimatta hyppäksenomaisesta noususta vuonna 1987 (taulukko 1, kuva 2). Kalatiiran kanta oli tilastollisesti merkitsevästi hieman laskusuuntainen ($P < 0.05$; taulukko 1).

Aikaisemmassa saaristolintukatsauksessa (Hario 2000) todettu Suomenlahden ja Saaristomeren tiirakantojen nousujohte ja Perämeren laskusuuntaus vuosina 1986–99 näyttävät kuvien 2 ja 3 aineistoissa pysähtyneen, mutta vaikuttavat edelleenkin kokonaistulokseen taulukossa 1. Otaksuttavasti

kokonaiskannat rannikoillamme eivät ole suuresti muuttuneet vuoden 1999 arvioista. Kalatiiran rannikkokanta lienee nyt 10 000 paria ja lapintiiran 60 000 paria. Lapintiiran kokonaiskannassa ei tapahtunut merkitsevää muutosta vuosina 1986–2006, mutta kalatiira sen sijaan kasvoi merkitsevästi keskimäärin hieman yli prosentin vuosivauhdilla (kuva 3, kuvateksti).

Tukkasotka ja naurulokki

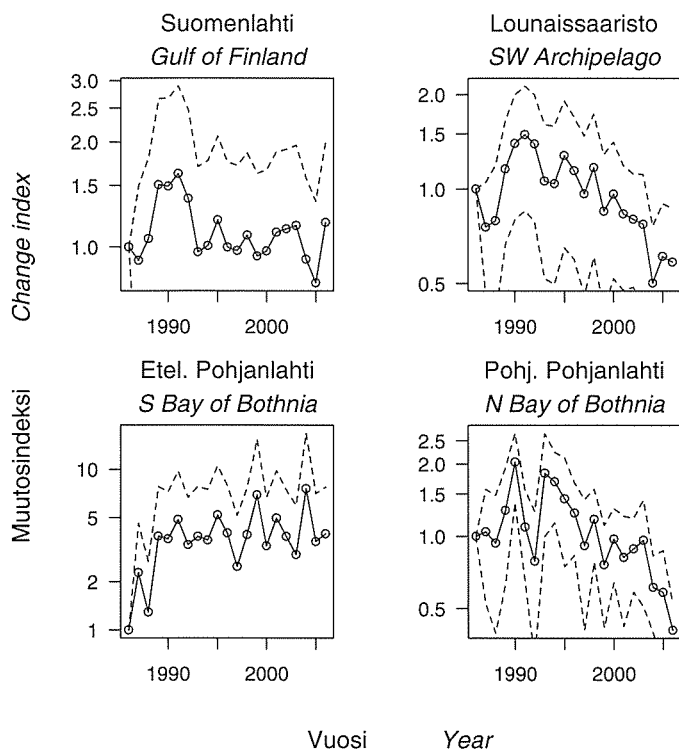
Lounissaaristossa ja Perämerellä tukkasotkakannat ovat pienentyneet hieman alle puoleen 1990-luvun alun parhaista vuosista, kun taas Suomenlahdella näkyy lievä laskusuhdanne ja eteläisellä Pohjanlahdella nouseva trendi. Eteläisellä Pohjanlahdella 1980-luvun lopun tukkasotkalukemat olivat vain noin viidennes verrattuna 1990- ja 2000-lukujen määriin (kuva 4).

Perämeren kansallispuistossa ja Simo–Tornion saaristossa kanta on pudonnut puoleen parhaimmastaan (Rauhala 1999), ja Luodon 65 seurantasaaren tukkasotkakannat ovat taantuneet peräti 74 % vuosina 1990–2006 (Jakobsson ym. 2006). Luodon seuranta-alueen taantuma liittyy paikallisten tiirakantojen taantumiaan. Kokkolan aukottomassa aikasarjassa sitä vastoin kaikkien lajien populaatiokehitys on ollut varsin vakaa (naurulokin vuosivaihteluita lukuun ottamatta). Silti tukkasotka on edelleenkin Perämerellä hyvin runsaslukuinen ja mm. Kemin alueella ylivoimaisesti runsain sorsalintu (Rauhala & Suopajarvi 2002). Tukkasotkakannan kokonaiskanta on aineiston mukaan laskenut merkitsevästi keskimäärin noin 3 %:n vuosivauhtia (kuva 4, kuvateksti).

Naurulokille tyypillisiä ovat vielä jyrkem-



Lapasotka. Kuva: Jorma Tenovuo.



Kuva 4. Tukkasotkan kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2006. Ylempi ja alempi 95 %:n luotettavuusraja on merkitty kuviin katkoviivalla (alimmat luotettavuusvälit jätetty piirtämättä). Vuoden 1986 indeksi on asetettu 1:ksi. Huomaa pystyakselin log-asteikko. Vuosille 1986–2006 lasketun koko maan (log-) lineaarisen trendisuoran muutoskerroin = 0.97 ± 0.004 SE (Wald-testisuure = 62.66, DF = 1, $P < 0.001$).

Fig. 4. Population trends of the Tufted Duck in Finnish sea areas, 1986–2006. 95% confidence belts are denoted by dashed lines (lowest limits not shown). The base year is 1986 (index = 1). Note log scale in the y-axis. Total (log-) linear trend calculated over total area and study period yielded the following results: multiplicative slope = 0.97 ± 0.004 SE (Wald-statistics = 62.66, DF = 1, $P < 0.001$).

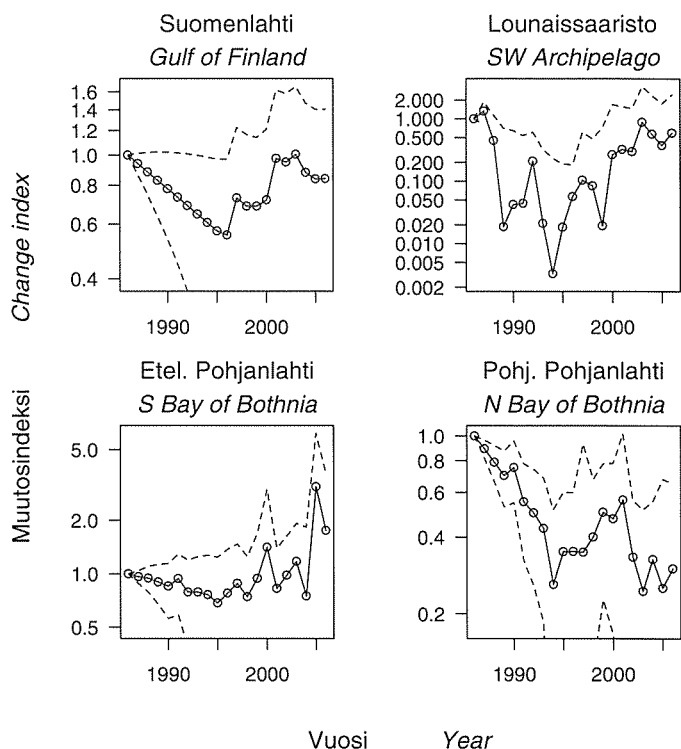
mät esiintymisen vaihtelut kuin tiiroille. Monesti iso yhdyskunta ilmaantuu luodolle, viipyy 3–4 vuotta ja katoaa jälleen (esim. Ulfvens 1993b). Naurulokkia on vanhastaan pidetty suojaavana lajina tukkasotkalle, joka kernaasti pesii sen yhdyskunnissa. Molempien lajien kannankehitystenkin katsottiin käyneen yksiin naurulokin voimakkaan runsastumisen aikaan 1960- ja 1970-luvuilla. Nykyisellään kannankehitykset eivät juuri näytä yhteneviltä (kuvat 4 ja 5). Naurulokin paljon puhuttu taantuminen pysähtyi kaikilla merialueilla 1990-luvun puolivälissä ja kääntyi vaihtelevaan nousuun. Tästä syystä kannan kokonaismuutos ei ollut merkitsevä (kuva 5). Tukkasotka sitä vastoin on joko vähentynyt jatkuvasti tai pysytellyt jokseenkin tasaisissa lukemissa 1990-luvun alusta lähtien.

Saaristomerellä tukkasotka on vähentynyt Trollössä, ja alueen ainoa naurulokkiyhdykskunta on kadonnut. Gullkronassa naurulokit ovat viime vuosina pitäneet hyvin pintansa, joskin vuosivaihtelu on ollut lajityypillisesti jyrkkäpiirteistä. Silti tukkasotkamäärät eivät sielläkään ole enää 1980-luvun huippulukemissa; myös pesimättömien vuosiluokkien

osuus on ollut laskussa (M. Rautkari, kirj. ilm.), mikä viittaa rekryitin pienenemiseen ja mahdollisesti heikentyneeseen poikastuotantoon. Erittäin huono poikastuotto on vallinnut myös pääkaupunkiseudun saaristoissa (Espoo, Helsinki, Sipoo) (M. Luostarinen, kirj. ilm.). Saaristomeren ulko-osissa (Vänä, Trunsö, Jurmo–Utö, Brunskär) ei naurulokkeja juuri pesi, ja tukkasotkakannat myötäilevät tiirujen runsauden vaihteluita, eritoten valtalaji lapintiiran.

Viime vuosikymmenen alkupuoliskolla rannikoiden tukkasotkakanta arvioitiin 22 000 pariiksi (Väisänen ym. 1998). Lounaisaariston ja Perämeren kannanindeksit ovat nykyään suunnilleen puolet silloisista, joten näiden ydinalueiden yhteismäärän (14 000) puolittuminen merkitsisi enää 15 000 parin rannikkokantaa. Sama laskeva suuntaus on todettu yleisesti Euroopassa, ja laji on alustavasti luokiteltu "väheneväksi" (BirdLife 2004).

Naurulokin rannikkokannaksi arvioitiin 1990-luvun alkupuoliskolla 60 000 paria (Väisänen ym. 1998), mikä oli siis pitkäaikaisen laskun jälkeinen tilanne. Voimakkaan



Kuva 5. Naurulokin kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2006. Ylempi ja alempi 95 %:n luotettavuusraja on merkitty kuviin katkoviivalla (alimmat luotettavuusvälit jätetty piirtämättä). Vuoden 1986 indeksi on asetettu 1:ksi. Huomaa pystyakselin log-asteikko. Vuosille 1986–2006 lasketun koko maan (log-) lineaarisen trendisuoran muutoskerroin = 1.00 ± 0.009 SE (Wald-testisuure = 0.60, DF = 1, $P = 0.437$).

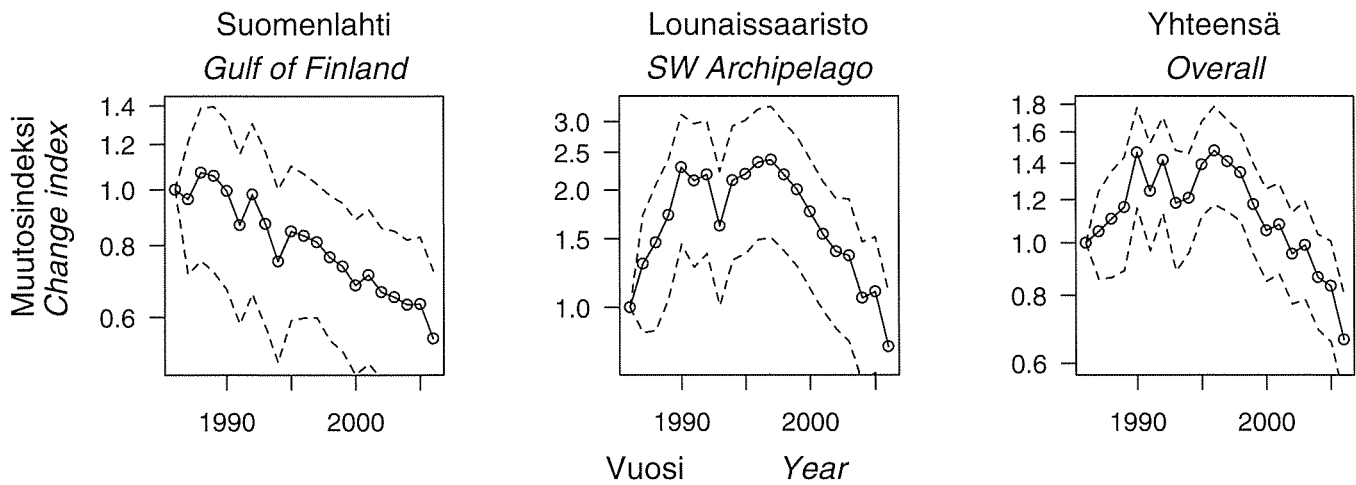
Fig. 5. Population trends of the Black-Headed Gull in Finnish sea areas, 1986–2006. 95% confidence belts are denoted by dashed lines (lowest limits not shown). The base year is 1986 (index = 1). Note log scale in the y-axis. Total (log-) linear trend calculated over total area and study period yielded the following results: multiplicative slope = 1.00 ± 0.009 SE (Wald-statistics = 0.60, DF = 1, $P = 0.437$).

vaihtelun takia nykykantaa on vaikea arvioida, mutta vuosien 1995 ja 2006 välillä parimäärien mediaani muutos näytealueilla on ollut 44 %. Tällä perusteella voitaisiin nykyinen rannikkokanta arvioida noin 85 000 pariiksi. Naurulokki on luokiteltu Suomessa uhanalaiseksi (Rassi ym. 2001). Yleiseurooppalaisittain sen asema on "vakaa" (BirdLife 2004).

Lapasotka

Lapasotka on kenties voimakkaimmin taantunut saaristolintumme parikymmenen viime vuoden aikana. Se on kadonnut pesivänä Suomenlahdelta (T. Hokkanen, suull. ilm.) ja Saaristomereltä (Lehikoinen ym. 2003) ja jokseenkin kokonaan Selkämeren eteläosista.

Eteläisellä Selkämerellä lapasotka alkoi voimakkaasti vähentyä 1990-luvun alkupuoliskolla, jolloin enimmillään pesi vielä 20 paria Rauman ja Eurajoen saaristoissa. Rauman seudun lintuatlaksessa vuosina 2002–04 lapasotkia löytyi enää 3–5 paria (Vasko ym. 2006), ja 2006 oli ensimmäinen vuosi, jolloin Rauman seudulla lajista ei tehty yhtään pesimähavaintoa (R. Sundelin, suull. ilm.).



Kuva 6. Haahkan kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2006. Ylempi ja alempi 95 %:n luotettavuusraja on merkitty kuviin katkoviivalla (alimmat luotettavuusvälit jätetty piirtämättä). Vuoden 1986 indeksi on asetettu 1:ksi. Huomaa pystyakselin log-asteikko. Vuosille 1986–2006 lasketun koko maan (log-) lineaarisen trendisuoran muutoskerroin = 0.98 ± 0.004 SE (Wald-testisuure = 35.90, DF = 1, $P < 0.001$).

Fig. 6. Population trends of the Common Eider in Finnish sea areas, 1986–2006. 95% confidence belts are denoted by dashed lines (lowest limits not shown). The base year is 1986 (index = 1). Note log scale in the y-axis. Total (log-) linear trend calculated over total area and study period yielded the following results: multiplicative slope = 0.98 ± 0.004 SE (Wald-statistics = 35.90, DF = 1, $P < 0.001$).

Porin Preiviikinlahden seuranta-alueella pesi 1980-luvun lopulla vielä 34 paria, vuonna 2001 11 paria, mutta 2006 enää 2 paria (K. Nuotio, kirj. ilm.).

Selkämeren pohjoisosista keskiseen Merenkurkkuun ulottuvalla alueella pesi vuosina 1995–98 85 % Suomen lapasotkakannasta (Veijalainen 1996, 1998), noin 800 paria. Lukumäärä oli ollut jokseenkin sama kymmenen vuotta aikaisemmin. Hieman suppeammalla seuranta-alueella Merenkurkussa kanta oli kuitenkin 37 % pienempi kuin 35 vuotta aikaisemmin tehdyissä laskennoissa. Vuotta 1998 tuoreempia laskentoja ei ydinalueelta valitettavasti ole.

Mualla Merenkurkussa kannankehitys tunnetaan tarkasti Valassaarilta, jossa vielä 1970-luvulla pesi 100–120 paria, mutta nykyään enää pari kolme paria (Warén 2004). Viereisellä Björkögrundenilla kanta oli 1990-luvun lopulla vielä 10–15 paria mutta nykyisin enää viitisen paria (T. Pahtamaa, kirj. ilm.). Vaasan edustan Torggrundin laskentatulokset osoittavat nekin laskusuuntausta: 1988 20 paria, 2000 9, 2005 6 ja 2006 5 paria (Pahtamaa 2006). Pohjoisessa Merenkurkussa laji ei enää pesi (Pahtamaa 1999). Perämerellä lapasotka on hyvin vähälukuisen. Kemin pieni ulkosaaristokanta hupeni vuosikymmenien mittaan, ja atlasvuosina 1999–2001 lajia ei enää tavattu pesivänä (Rauhala & Suopajarvi 2002).

Syitä lapasotkan taantumiseen ei tunneta. Merenkurkku on perinteisesti ollut lapasotkan vahvinta esiintymisalueutta Suomen rannikoilla (samoin Ruotsin puolella). Huolimatta siitä, että lähilajin, tukkasotkan kannat ovat menestyneet kohtalaisen hyvin, lapasotka on arvoituksellisesti huvennut samoilla

paikoin. Tosin lapasotka on mereisempi, ja on otaksuttu, että sen poikuemenestys karrumassa ympäristössä jää huonommaksi kuin sisempänä pesivien tukkasotkien (Ulfvens 1993b). Silti Satakunnan rannikon tarkassa selvityksessä kolmasosa kokonaiskannasta 1990-luvulla (90 paria) pesi suojaisessa sisäsaaristossa ja alavien merenlahtien perukoissa (Lampolahti & Nuotio 2004). Lajin pesimämenestystä ei ole meillä juuri tutkittu. Haldin (1997) arvelee, että Itämeren kannanlasku saattaa heijastella Venäjän tundran heikentyneitä poikastuotantoa, kun läpimuuttavasta kannanosasta liikenee yhä vähemmän rekryyttiä muualle.

Vuoden 2000 uhanalaisuustarkastelussa (Rassi ym. 2001) lapasotkan koko maan kannanarvio oli 1200 paria, ja taantumaksi luokiteltiin 40 prosenttia 40 vuodessa. Pohjois-Suomen kanta on vain puolensataa paria (Väisänen ym. 1998). Kannanarvion ajantasaistaminen edellyttäisi uusintaselvitystä lajin ydinalueella pohjoisella Selkämerellä ja eteläisessä Merenkurkussa.

Haahka

Haahka on yllättävästi yksi jyrkimmin väheneviä saaristolintujamme tällä haavaa. Vuonna 2006 laskennat tehtiin 30 näytealueella, joista 24 oli sellaisia, joilta tietoja on myös kahdelta edelliseltä katsausvuodelta, 1997 ja 2003. Edellisen katsauksen otantaharha (ks. Hario & Rintala 2004) ei enää vaikuta tuloksiin, kun Lounaissaariston kaikki suurimmat näytealueet saatiin tauon jälkeen lasketuiksi.

Tulosten perusteella näytealueiden haahkakannat ovat nyt keskimäärin 46 % (SD 27) pienemmät kuin huippuvuonna 1997 (kuva 6), eli kanta on laskenut noin 200 000 paris-

ta noin 110 000 pariin. Vuoden 2003 arvio sinnitteli vielä 150 000 parissa, ja siitä on nyt tultu alaspäin keskimäärin 28 % (SD 24%). Saaristomeren kanta laski nyt peräti 44 %, Selkämeren – Merenkurkun kanta 23 % ja Suomenlahden 14 %. Millään yksittäisellä näytealueella kanta ei enää noussut vuoden 2003 ja 2006 välillä.

Väheneminen alkoi Suomenlahdella jo 1980-luvun loppupuoliskolla, mutta Suomenlahti on vain levinneisyyden reunaa aluetta ja parimäärältään kymmenesosa kokonaiskannasta. Vasta Saaristomeren ydinalueen 150 000 parin kannan kääntynyt selvään laskuun 1990-luvun puolivälissä koko maan kannankehitys kääntyi laskuun (Hario & Rintala 2004). Pohjanlahdella tilanne on epäselvempi, koska lukumäärät ovat useimmilla näytealueilla kauttaaltaan pienempiä kuin Suomenlahdella; silti kolmen viime vuoden laskeva suuntaus on selvä.

Itämeren haahkakantojen pieneneminen havaittiin Tanskassa jo talven 1999/2000 suurlaskennoissa. Tuolloin Itämeren–Välimeren talvikannat olivat taantuneet 36 % kymmenen vuoden takaisesta (1.2 miljoonasta yksilöstä 760 000 yksilöön) (Desholm ym. 2002). Kun Itämeren lisäksi useimmista sirkumpolaarisista maista oli kantautunut tietoja haahkakantojen heikkenemisestä, kokoontuivat haahkatutkijat huhtikuussa 2002 Viron Roostaan kartoittamaan tilannetta. Roostan Julkilausumassa 40 tutkijaa 15 maasta ilmaisi huolensa kantojen nykytilasta ja suositti lajin siirtämistä Lintudirektiivin liitteen Annex II2 lajistosta ylempään Annex II liitteen lajistoon, jossa lajin epäsuotuisa suojelun taso mahdollistaa kannanhoitosuunnitelman laatimisen yhteisesti kaikille EU-maille.



Haahka. Kuva: JORMA TENOVUO.

Esitys ei ole edennyt EU:n ORNIS-komiteaan asti, mutta lajin kevätmetsästys päättyi Suomessa vuonna 2005 (kevällä 2006 saatiin Suomessa kevätmetsästää enää pieniä määriä alleja).

Haahkan vähenemisen syynä ovat ennen muuta alentunut poikastuotto ja samalla pahimpaan ajankohtaan sattunut naaraskuolevuuden nousu vuosituhannen vaihteessa (Hario & Rintala 2006, 2007). Poikaskuolevuudet ovat laajoja massakuolemia ja etupäässä virusten aiheuttamia. Virusten dynamiikkaa ei tunneta. Virukset ovat lintukannoissa pysyvästi, mutta puhkeaminen näkyväksi epidemiaksi voi osaltaan riippua lintujen vastustuskyvyn heikkenemisestä. Esim. emon huono ravitsemus johtaa siihen, että poikasen saama immuunivaste emolta on tavallista pienempi ja poikanen altistuu viruksen sekundaarisille vaikutuksille (sen oma puolustusjärjestelmä rupeaa kehittyämään vasta noin viikon iässä). Haahkanpoikasia verottanut IBDV-virus on yleismaailmallinen lintuvirus (Hollmén ym. 2000), joka on tavattu mitä moninaisimmissa luonnonlintukannoissa kaikilta mantereilta. Se löydettiin alun perin siipikarjasta, kuten niin monet muutkin lintuvirukset. Kyseessä ei ole lintuinfluenssavirus eikä muutenkaan ihmiseen tarttuva virus.

Viruksille itsessään ei voida mitään; voidaan vain koettaa lieventää sellaisia ympäristötekijöitä, joissa tautiepidemiat nousevat esiin. Itämeren rehevöityminen on tuhoisaa sinisimpukalle, haahkan tärkeälle ravintolajille (Westerbom 2006). Rehevöitymistä voidaan yrittää vähentää. Samoin aikuisikannan varjeltuminen kaikelta ylimääräiseltä kuolevuudelta on tärkeää nyt, kun poikastuo-

tanto on käynyt huonoksi. Poikastuotannon korjaamiseksi emme voi tehdä juuri mitään muuta kuin säästää lisääntymisikäisiä aikuisia. Siten kevätmetsästyksen päättyminen tuli ilmeisen oikeaan aikaan. Eniten aikuisikannan säästymiseen vaikuttaa kuitenkin tanskalaisen metsästysverotuksen pieneneminen: saalismäärät ovat vähentyneet merkittävästi metsästysvuodesta 1993-94 lähtien, keskimäärin runsaan 5 prosentin vuosivauhtia. Tämä on ollut seurausta merisorsametsästyksen suosion laskusta Tanskassa, eli tanskalaisia merisorsametsästäjiä on yhä vähemmän, vaikka saalis/metsästäjä on pysynyt ennallaan (Christensen 2005).

Suomessa on mitattu myös varsin korkeita lyijypitoisuuksia haahkoista, erityisesti Suomenlahdella (Hollmén ym. 1998). Myös akuutteja lyijymyrkytyksiä on todettu (ja löydetty lyijyhauleja lihasmahasta vielä lyijyhaulieliön jälkeenkkin) (Franson ym. 2000). Lyijy saattaa olla juuri niitä tekijöitä, jotka heikentävät naaraan immuunivasteen tuotantoa poikaselle.

Kiitokset

Kiitämme kaikkia saaristolintumiehii ja -naisia pyyteettömästi uurastuksesta Itämeren vanhimman linnustoseurannan ylläpitämiseksi. Kimmo Nuotio tarkisti eräitä tekstin osia ja antoi arvokkaita kirjallisuusviitteitä. Omistamme tämän raportin Ralf Blomqvistin muistolle. Blomqvist oli Kustavin ja Lokalahden linnuston asiantuntija monen vuosikymmenen ajan. Hän menehtyi sairauskohtaukseen Kustavin merialueella elokuussa 2006.

Kirjallisuus

- BirdLife International 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. — Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Byholm, P. 2001: Suupohjan saaristolintukannat. — *Hippiäinen* 31 (1): 4–9.
- Christensen, T. K. 2005: Factors affecting the bag size of the common eider *Somateria mollissima* in Denmark, 1980–2000. — *Wildl. Biol.* 11: 89–99.
- Desholm, M., Christensen, T. K., Scheiffarth, G., Hario, M., Andersson, Å., Ens, B., Camphuisen, C. J., Nilsson, L., Waltho, C. M., Lorentsen, S.-H., Kuresoo, A., Kats, R. K. H., Fleet, D. M. & Fox, A. D. 2002: Status of the Baltic/Wadden Sea population of the Common Eider *Somateria m. mollissima*. — *Wildfowl* 53: 167–203.
- Erkkilä, H. & Jutila, K. 1994: Porin saaristolinnusto 1986–93. — Porin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 1/94.
- Franson, J. C., Hollmén, T., Poppenga, R. H., Hario, M., Kilpi, M. 2000: Metals and trace elements in tissues of Common Eiders (*Somateria mollissima*) from the Finnish archipelago. — *Ornis Fennica* 77: 57–63.
- Haldin, M. 1997: Scaup *Aythya marila*. — Teoksessa: Hagemeyer, E.J.M. & Blair, M.J. (toim.), *The EBCC Atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*, ss. 108–109. Poyser, Lontoo.
- Hario, M. 2000: Haahkan, ruokkilintujen, kalatiiran ja lapintiiran runsaus Suomen rannikolla 1999. — *Linnut-vuosikirja* 1999: 40–50.
- Hario, M. & Rintala, J. 2002: Haahkan ja lokkien kannankehitys rannikoillamme vuosina 1986–2001. — *Linnut-vuosikirja* 2001: 26–36.
- Hario, M. & Rintala, J. 2004: Kyhmyjoutsenen, haahkan ja hanhien kannankehitys rannikoilla 1986–2003. — *Linnut-vuosikirja* 2003: 49–57.
- Hario, M. & Rintala, J. 2006: Fledgling production and population trends in Finnish Common Eiders (*Somateria mollissima*) — evidence for density dependence. — *Canadian Journal of Zoology* 84: 1038–1046.
- Hario, M. & Rintala, J. 2007: No decrease in age of first breeding in a declining Common Eider *Somateria m. mollissima* population. — *Ornis Fennica* (jätetty).
- Helle, E., Helle, P. & Väisänen, R. A. 1988: Population trends among archipelago birds in the Krunnit sanctuary, northern Gulf of Bothnia, in 1939–85. — *Ornis Fennica* 65: 1–12.
- Hildén, O. 1964: Ecology of duck populations in the island group of Valassaaret, Gulf of Bothnia. — *Ann. Zool. Fennici* 1: 153–279.
- Hildén, O. 1987: Saaristolinnuston seurantalutkimus päässyt hyvään alkuun. — *Lintumies* 22: 62–67.
- Hildén, O. & Hario, M. 1993: Muuttuva saaristolinnusto. — *Forssa*. 317 s.
- Hildén, O., Ulfvens, J., Pahtamaa, T. & Hästbacka, H. 1995: Changes in the archipelago bird populations of the Finnish Quark, Gulf of Bothnia, from 1957–60 to 1990–91. — *Ornis Fennica* 72: 115–126.
- Hollmén, T., Franson, J. C., Poppenga, R. H., Hario, M. & Kilpi, M. 1998: Lead poisoning and trace elements in common eiders *Somateria mollissima* from Finland. — *Wildl. Biol.* 4:193–203.
- Hollmén, T., Franson, J. C., Docherty, D. E., Kilpi, M., Hario, M., Creekmore, L. H., Petersen, M. R. 2000: Infectious bursal disease virus antibodies in Eider Ducks and Herring Gulls. — *Condor* 102: 688–691.
- Hongell, H. 2003: Saaristolinnusto muuttuu. — *Ornis Botnica* 19: 61–67.

- Jakobsson, R., Kanckos, M. & Wistbacka, R. 2006: Fågelfaunan i Larsmo skärgård 1990–2004. — Miljönämnden i Larsmo 2006. 124 s.
- Koskimies, P. & Väisänen, R. A. 1988: Linnustonseurannan havainnointiohjeet. — Helsingin yliopiston eläinmuseo. 144 s.
- Lampolahti, J. & Nuotio, K. 2004: Satakunnan lapasotkakanta 1990-luvulla. — Satakunnan Linnut 36: 146–151.
- Lehikoinen, A., Below, A. & Wickman, M. 2006: Tulliniemen luonnonsuojelualueen ja Rusarön ympäristön saaristolinnusto vuonna 2005. — *Tringa* 33: 152–169.
- Lehikoinen, E., Gustafsson, E. ym. 2003: Varsinais-Suomen linnut. — Turun lintutieteellinen yhdistys ry. Turku. 416 s.
- Luostarinen, M. 2003: Yhteenveto linnustoselvityksestä Espoon, Helsingin ja Sipoon merialueilla kesällä 2003. — *Tringa* 30: 114–121.
- Miettinen, M. 1997: Dragsfjärden Vänön ja Korppoon Brunskärin–Åspön seuranta-alueiden pesimälinnusto 1997. — Inventointiraportti, Metsähallitus. 20 s.
- Miettinen, M. 2004: Saaristomeren kansallispuiston ja yhteistoiminta-alueen pesimälinnusto 2000-luvun alussa - katsaus pitkäaikaismuutoksiin. - Käsikirjoitus, Metsähallitus.
- Nordström, M. 2003: Introduced predator in Baltic Sea archipelagos: variable effects of feral mink on bird and small mammal populations. — Turun yliopiston julkaisuja, sarja AII, osa 158 (väitöskirja).
- von Numers, M. 1995: Distribution, numbers and ecological gradients of birds breeding on small islands in the Archipelago Sea, SW Finland. — *Acta Zool. Fennica* 197. 127 s.
- Pahtamaa, T. 1999: Pohjoisen Merenkurkun saaristolinnusto. — Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 97. 91 s.
- Pahtamaa, T. 2006: Torgrundin saaristolinnuston kannankehityksestä 1988–2006. — Käsikirjoitus.
- Pannekoek, J. & van Strien, A. J. 2003: Trim 3 manual (Trends and indices for monitoring data). — Statistics Netherlands, Voorburg, Netherlands.
- Pöyhönen, P. (toim.) 2002: Rönnskärin lintuasema 1961–2001. — Rönnskärin lintuaseman tiedontantoja no. 26. Kirkkonummi.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. — Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 432 s.
- Rauhala, P. 1999: Perämeren kansallispuiston linnusto vuosina 1959–1999. — *Sirri* 24: 32–35.
- Rauhala, P. & Suopajarvi, P. 2002: Kemin Lintuatlas 1999–2001. — Kemin kaupunki. 64 s.
- Rusanen, P. 2002: Tammisaaren itäisen saariston linnusto 2002. — Tammisaaren kaupunki.
- Saari, L. 1999: Haahkan kannankehitys sisäsaaristossa. — *Metsästäjä Nro* 6/1999, ss. 32–33.
- Sandelin, C. F. 2004: Klåvskär. — Yliopistopaino. 47 s.
- Siira, J. 2002: Liminganlahden pesimälinnusto vuosina 1953–2001. — *Linnut-vuosikirja* 2001: 115–126.
- Stjernberg, T. 1986: Saaristolinnusto. — Teoksessa: Lindgren, L. & Stjernberg, T. (toim.), Saaristomeren kansallispuisto, ss. 58–82. WSOY, Porvoo-Helsinki-Juva
- Ulfvén, J. 1993a: Population and colony site dynamics in Black-headed Gulls *Larus ridibundus* breeding on the Finnish west coast. — *Ornis Fennica* 70: 96–101.
- Ulfvén, J. 1993b: Allt färre bergänder. — *Finlands Natur* 2/1993, ss. 30–32.
- Warén, T. 2000: Rönnskärin saariston linnusto 1999 ja saaristolintukantojen muutokset vuosina 1957–99. — Käsikirjoitus. Metsähallitus.
- Warén, T. 2004: Valsörarna. Fågelinventering 2004. — Käsikirjoitus.
- Vasko, V., Lampolahti, J. & Sundelin, R. 2006: Rauman seudun lintuatlas. — Rauman Seudun Lintuharrastajat ry. 134 s.
- Veijalainen, A. 1996: Lapasotkan (*Aythya marila*) esiintyminen Korsnäsin-Maalahden saaristossa 1998 ja Merenkurkun saariston kokonaiskanta. — Länsi-Suomen ympäristökeskus 12.8.1998. 12 + 21 s.
- Westerbom, M. 2006: Population dynamics of blue mussels in a variable environment at the edge of their range. — Faculty of Biosciences, Dept. of Biological and Environmental Sciences, University of Helsinki (väitöskirja).
- Väisänen, R., A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. — Otava, Helsinki. 567 s.

Kirjoittajien osoite / Authors' address
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
PL 6
FIN-00721 Helsinki

Summary: Population trends of sea terns, the Aythya ducks, the Black-headed Gull and the Common Eider on Finnish coasts in 1986–2006

This report summarizes the current results of the Archipelago Bird Census for five selected seabirds along Finnish coasts. The data come from 35 census areas comprising 1,650 islands (Fig. 1).

Population trends were analyzed with the programme TRIM applying log-linear modelling on count data. Confidence intervals can be estimated for the indices illustrating the magnitude of the population changes. Models including one covariate (a sea district divided into four sections: Gulf of Finland, SW Archipelago, southern Bay of

Bothnia and northern Bay of Bothnia) were fitted to counts of the Arctic Tern, the Common Tern, the Tufted Duck, the Black-headed Gull and the Common Eider.

Both sea terns, the Arctic Tern and the Common Tern, have significantly increased in the southern sea districts, whereas in the northern Bay of Bothnia the trends are significantly decreasing (Figs 2–3, Table 1). Despite the parallel trends of the species, the Common Tern seems to have reached a proportionately higher increase in numbers. Currently, both species show a highly fluctuating trend, which is due to the extreme weather changes in summer. The 2004 low in their population trajectories stem from the disastrously heavy rains and stormy winds wiping out many colonies before the monitoring period started in June. The current population estimate is 60,000 pairs of Arctic Terns and 10,000 pairs of Common Terns in the Finnish sea districts.

There are marked lows in the population trend of the Tufted Duck in the north as well as in the SW Archipelago (Fig. 4). These are the core areas of the species on the coast. The current population estimate over the entire coast is 15,000 pairs, which indicates a significant decline (c. 30%) from the previous count result of the 1990s.

After a marked decline during the last two decades, the Black-headed Gull populations seem to be recovering (Fig 5). The species habitually switches colony sites, and sudden colony disappearances make the census results fluctuate. A rough estimate of the current population size is 85,000 breeding pairs.

The Scaup is classified as Vulnerable in the IUCN Red List categories in Finland. The species has disappeared from all the other sea districts except the southern Bay of Bothnia. There the population was estimated at 800 pairs ten years ago. A small (c. 50 pairs) population breeds in Lapland. There is an urgent need for an up-to-date inventory of the species. The reasons for the decline are unclear.

The mid-1990s marked a turning point in the development of the Finnish Common Eider population (Fig. 6). Prior to that, only the populations in the Gulf of Finland had been declining (by 20 % since 1996), but as the growth in the core areas in SW still prevailed (an increase by 29% was noted in 1986–97) no overall decline was yet discernable. At present, populations in SW Archipelago are declining rapidly leading to an increasing rate of decline of the entire Finnish population. Currently, the total Finnish population has nearly halved from that of the peak population in the mid-1990s, being now 110,000 pairs.