

Haahkan ja lokkien kannankehitys rannikoilla 1986-2007

Martti Hario & Jukka Rintala



Kalalokki *Larus canus* on menestynyt muita lokkeja paremmin. Kuva: TAPIO SOLONEN

Suomen saaristolintukannat ovat pääosin kasvaneet koko sen ajan, jona maassamme on tehty systemaattista linnuston seurantaa (Hildén & Hario 1993). Parhaimmillaan rannikoillamme pesi 2000-luvun taitteessa noin puoli miljoonaa saaristolintuparia, mikä on kymmenkertainen määrä 1930-luvun lopun tilanteeseen nähden. Myös lajimäärä kasvoi 1940-luvun 25:stä nykyiseen 32:een. Suurin osa nykyisestä kokonaisuksilömäärästä koostuu muutamasta korostuneen runsaslukuisesta lajista, kuten haahkasta, kalalokista, naurulokista ja lapintiirasta, joiden parimäärät ovat kymmenissä tuhansissa. Vähälukuisia lajeja on kuitenkin paljon, ja keskirunsaan lajin kannankoko on vain 4550 paria (32 lajia; 1990-luvun alussa 3100 paria, 29 lajia).

Eniten ovat viime aikoina runsastuneet suurikokoiset lajit merimetso, valkoposkihanhi, kyhmyjoutsen ja kanadanhanhi. Vaikka niiden kannankasvu onkin ollut ripeätä ja ne ovat monin paikoin maiseman (ja tiedotusvälineiden) hallitseva elementti, ne ovat silti kokonaisuutensa vähemmistönä, vasta hiljan keskirunsaan lajin rajan ylittäneenä. Saaristolinnuston todellisia valtakantajia ovat nimittäin haahka ja lokit. Näiden kannan-

vaihteluiden dynamiikka hallitsee saaristolinnuston kokonaiskuva.

Kuvaan 1 on hahmoteltu saaristolinnuston neljän pääryhmän kantakäyrät 1930-luvulta nykypäivään. Kuvasta ilmenee, että lokkilintujen ja sorsalintujen vallitsevuus (dominanssi) on kasvanut huomasti ja että ne ovat muodostaneet saaristolinnuston ehdottoman valtaenemmistön 1950-luvulta lähtien. Kuvasta ilmenee myös tämänhetkinen sorsalintujen lähinnä haahkan - hälyttävä väheneminen.

Kuva 1. Neljän linturyhmän kokonaiskantojen kehitys Suomen rannikoilla 1930-luvulta nykypäivään (ylhäältä alas: sorsalinnut, lokkilinnut, ruokkilinnut, kahlaajat). Saaristolintuseurantaa edeltävän ajan tiedot on poimittu kirjallisuudesta: 1930-luvun tiedot pääosin Bergmanilta (1948), 1950-60-luvun Bergmanilta (1969) ja Merikalliolta (1955) sekä 1970-luvun Hyytiältä ym:lta (1983) ja Koskimieheltä (1989). Merisorsien jyrkkä nousu ja lasku juontuvat haahkakan vaihteluista.

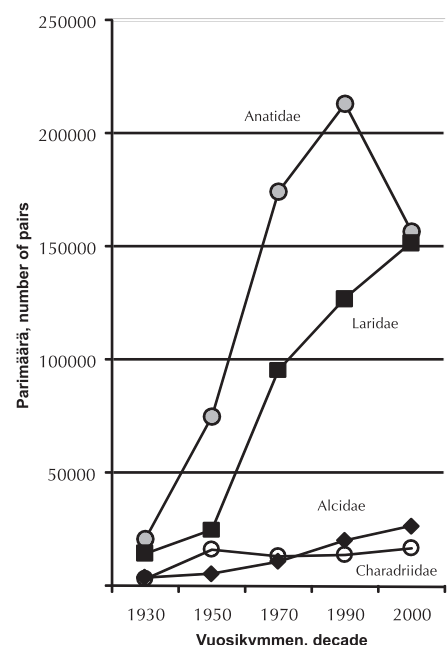
Fig. 1. Decadal trends in the numbers of breeding pairs of the four main seabird groups along Finnish coasts from the 1930s to present days. The trajectory of the seaduck depicts the rise and fall of the Common Eider *Somateria mollissima*, formerly the most numerous seabird in the Baltic Sea.

Suomen rannikoilla haahkan vallitsevuus 11 sorsalinnun joukossa oli enimmillään lähes 80 %. Tätä nykyä se on laskenut 60 %:iin. Muista sorsalinnuista tukka- ja lapsotka ovat nekin viime vuosina taantuneet (Hario & Rintala 2007), mutta muut lajit ovat pysyneet jokseenkin vakaina tai hanhien tapaan runsastuneet. Haahkakantojen laskun myötä myös saaristolinnuston kokonaisparimäärä on ensi kertaa laskussa sitten 1940-luvun.

Tässä katsauksessa esittelemme haahkan ja "isojen" lokkien kantojen nykytilan. Lokeista olemme jättäneet pois naurulokin, koska siitä oli perusteellinen katsaus viime Linnut-vuosikirjassa (Hario & Rintala 2007). Naurulokin rannikkokannathan ovat pitkän tauon jälkeen kasvussa, ja arvioimme kannan kooksi viime vuonna noin 85 000 paria.

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 36 kpl (kuva 2). Havainnoijien nimien



lisäksi kartakkeen tekstiin 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 niitä, joilta laskentaja on eniten.

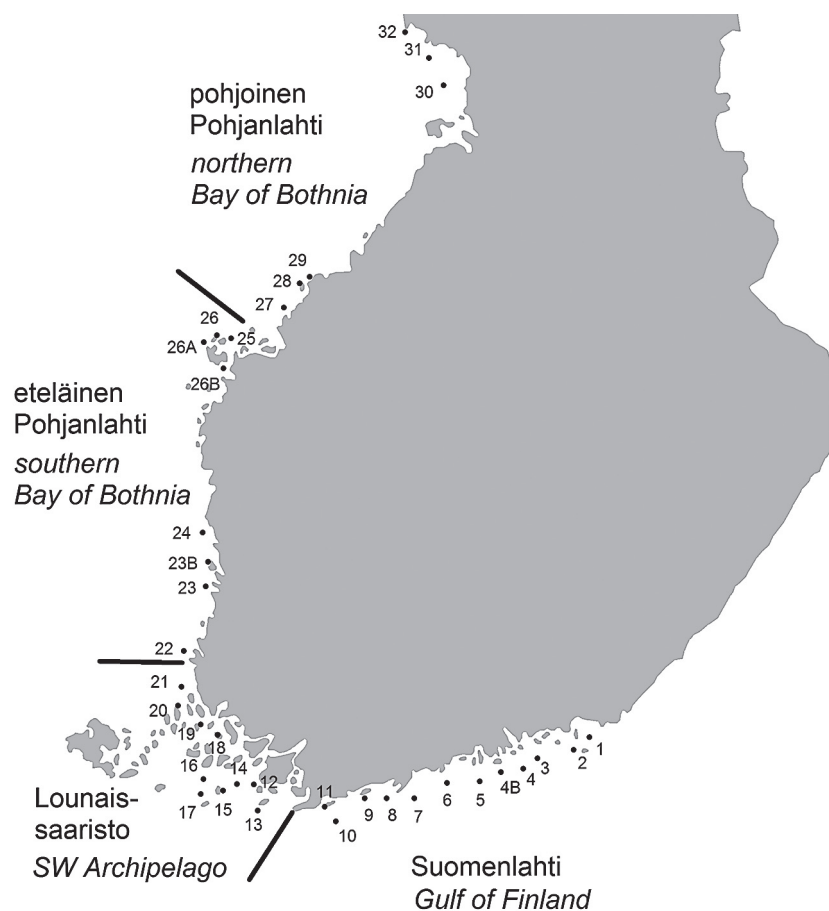
Kannanmuutosindeksit

Kannanmuutokset laskettiin TRIM-ohjelmalla (Pannekoek & van Strien 2003) samaan tapaan kuin aikaisemmissa raporteissamme (esim. Harjo & Rintala 2004). Indeksien ja kannanmuutuskertoimien keskipvirheid arvioinnissa otimme huomioon havaintojen kasautuneisuuden (*overdispersion*), jossa havaittujen lukumäärien hajonta on suurempaa kuin oletetussa Poisson-jakaumassa, ja vuosittaisten havaintojen korrelaatiot (*serial correlation*) (Pannekoek & van Strien 2003).

Laskimme indekseille 95 %:n luotettavuusvyöhykkeet indeksien keskipvirheid perusteella (indeksi \pm 1.96 SE, ks. Pannekoek & van Strien 2003). Mitä lähempänä toisiaan ylempi ja alempi 95 %:n raja on, sitä luotettavampi kannanmuutosarvio saadaan. Leveätkin vyöhykkeet mahdollistavat luotettavat päätelmät kantojen pitkäaikaismuutosten suunnista.

Laskimme lokkilajiston yleistrendit sovitamalla kunkin lajin koko aineistoon kaikki vuodet kattavan trendisuoran, jonka muutoskerroin (*multiplicative slope*) ilmaisee, kuinka moninkertaiseksi kanta keskimäärin muuttui suhteessa edellisen vuoden kantaan (vuoden 1986 arvo = 1). Yleistrendin muutoskerroin ilmaisee keskimääräisen vuosittaisen muutoksen kyseisenä ajanjaksona.

Muutuskertoimen avulla laskimme nykyisen kannan koon käyttämällä lähtökohtana 1980- ja 1990-lukujen taitteen kannan kooka (ks. Hildén & Harjo 1993, Väisänen ym. 1998). Kokonaiskannanmuutoksen arvioinnissa muutoksen suuruuteen vaikuttaa voimakkaammin sen merialueen kanta, josta pesähavainnot saatiin eniten. Yleistys saattaa olla joissakin tapauksissa turhan karkea, koska todellisessa kannassa on todennäköisesti tapahtunut pienempää tai suurempaa poikkeamaa suoraviivaisesta yleissuuntauksesta. Toisaalta indeksien luotettavuusvyöhykkeet olivat usein niin leveät, että käyttämämme konservatiivinen yleistys kannankehityksestä oli perusteltua (vrt. edellinen kappale). Yleistrendin testaamiseen käytimme t-testiä ja merialueiden välisten trendierojen testaamiseen Wald-testiä (Pannekoek & van Strien 2003, Harjo & Rintala 2004).



Kuva 2. Saaristolintuseurannan näytealueet, joilta saatiin aineistoja tähän katsaukseen. Paikannimen perässä on tutkittujen saarten lukumäärä (sulkeissa), julkaisuviitteet ja/tai laskijoiden nimet.

Fig. 2. The study areas along the coasts of Finland from which information on recent changes in seabird numbers was available. The number of islands monitored is given in brackets, followed by the persons who carried out the censuses and/or citations to relevant publications.

Suomenlahti, Gulf of Finland

1. Itäisen Suomenlahden kansallispuisto (85–100, jotka pääosin kansallispuistorajauksen sisällä), T. Hokkanen, A. Vuorio, U. Koponen ym.
2. Pernaja, Aspskär (6), H. Malkio ym.
3. Porvoo, Långören (10), M. Harjo, K. & H. Selin, P. Muuronen
4. Porvoo, Söderskär (25), M. Harjo, 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. Ilkonen, H. Selin ym., Pöyhönen 2002
9. Inkoo, Strömsö (8), J. Niittyä, P. Niittyä
10. Tammisaaren itäinen saaristo (40), Rusanen 2002
11. Hanko, Tvärminne (16 haahkasaarta, 60 muuta), M. Kilpi, M. Öst

Lounais-saaristo, SW Archipelago

12. Dragsfjärd, Gullkrona (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. Lokalahti (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, Valassaaret (n. 80), J. Hägg, M. Bäck, Warén 2004
- 26A. Mustasaari, Björkögrund (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), Rauhala & Suopajärvi 2002, P. Rauhala
32. Perämeren kansallispuisto (37), Rauhala 2007, P. Rauhala

Muita laajoja alueinventointeja, joiden tietoja on hyödynnetty tässä katsauksessa, olivat Saaristomeren kansallispuiston yhteistoiminta-alueen (Stjernberg 1986, Miettinen 2004), Turunmaan saariston (E. Lehtikoinen ym. 2003), Ahvenanmaan Klävsjärin (Sandelin 2004), Suupohjan rannikon (Byholm 2001), Hangon Tulliniemen (A. Lehtikoinen ym. 2006b) ja Porvoon seudun (Leivo 2007) laskennat. Nämä eivät kuitenkaan ole pysyviä saaristolintuseurannan näytealueita eivätkä siten sisälly yo. luetteloon.

Tulokset ja tarkastelu

Haahka

Peräti yhdeksän suurinta Lounaisaariiston näytealuetta jäi vuonna 2007 laskematta, joten haahkan aineisto on selvästi hatarammalla pohjalla kuin edellisessä katsauksessa. Laskua parimäärissä vuoden 1997 huipusta oli tämänkertaisessa otoksessa keskimäärin 40 % (SD = 25). Viime vuonna näiden samojen alueiden vähenemä oli keskimäärin 31 %, joten voitaneen todeta, että rannikon haahkakanta on jatkanut laskuaan. TRIM-analyysi osoittaa runsaan 60 %:n laskua kaikkien merialueiden yhdistetyssä kantaikäyrässä kuvassa 3. Nykykanta voitaisiin arvioida 80 000 – 100 000 pariiksi.

Kuvasta 3 näkyy myös, että haahkakantojen lasku on kiihtynyt Lounaisaariistossa,

lajin suomalaisella ydinalueella. Suomenlahdella haahka on tasaisesti vähentynyt jo nykyisen seurantaprojektin alusta (1986) lähtien. Pohjanlahden kantojen poukkoilu tuskin on pelkästään pienestä aineistosta aiheutunutta harhaa, koska 95 %:n luotettavuusvyöhyke ei ole sietämättömän leveä (kuva 3). Vaikka aineisto on pieni, kannanvaihtelut ovat ilmeisesti olleet melko synkronisia eri näytealueiden välillä, jolloin myös luotettavuusvyöhyke muodostui melko kapeaksi. Lieneekö jopa hieman jaksottaiselta näyttävä vaihtelu säännönmukaista populaatiodynamiikkaa? Mielikuvitusta käyttäen Pohjanlahden käyrästä voi nähdä 8-vuotis-tyyliä muistuttavan kannanvaihtelun dynamiikan ainakin 13 viime vuoden aineiston perusteella. Levinneisyysalueen äärialueella pesivät yksilöt voivat myös olla herkempiä

esimerkiksi säätekijöiden vuosivaihteluille kuin etelässä pesivät linnut, mikä saattaisi selittää pohjoisen kannan suhteellisen voimakkaat vuosivaihtelut (ks. jäljempänä).

Säätelytekijänä lentopoikastuotto

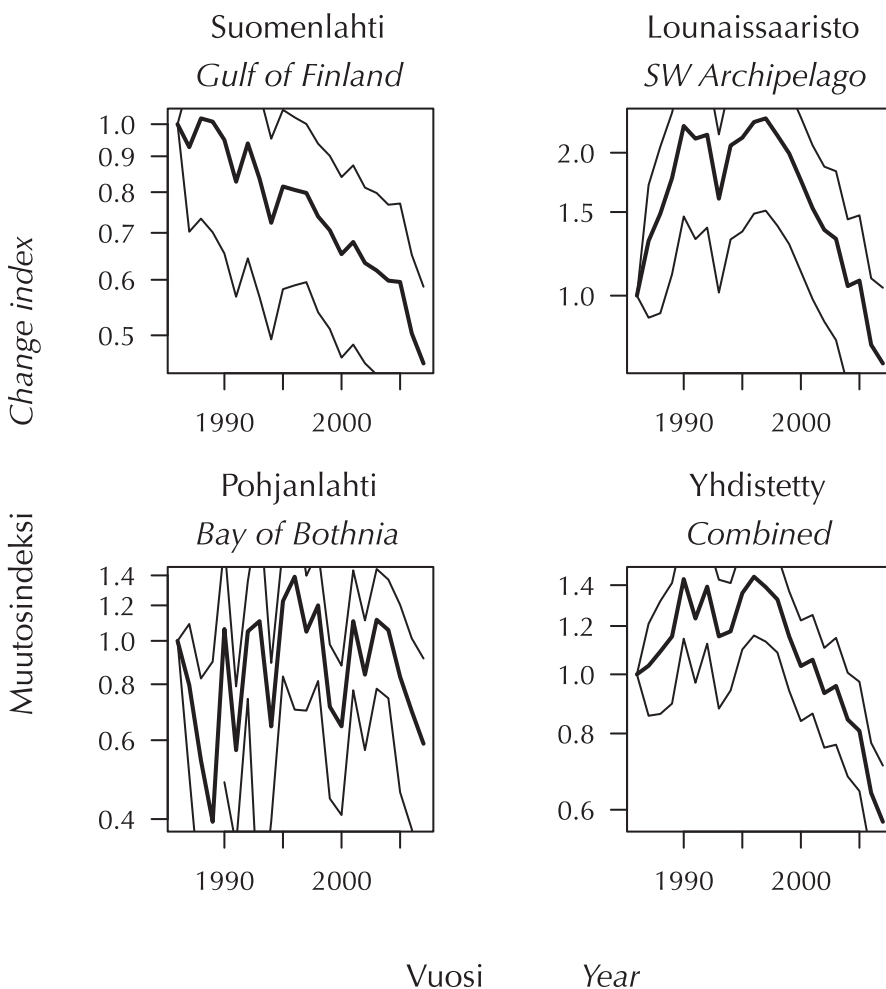
Haahkakantojen lasku on todettu muuallakin Itämeren–Vattimeren alueella (Desholm ym. 2002). Viime katsauksessamme selostimme ilmiön taustoja ja mahdollisia syitä. Sitten on valmistunut Itämeren ensimmäinen haahkan eloonjäävyysanalyysi Söderskärin kannasta (M. Hario, M. J. Mazerolle, P. Sauro, julkaisematon). On ilmeistä, että haahkakantojen säätelytekijänä on lentopoikastuotto, käytännössä voimakkaasti vaihteleva untuvikkokuolleisuus. Sen selitysaste kannanvaihtelulle on huomattavan korkea, 61 % (Hario & Rintala 2006), kun taas aikuiskuolleisuuden selitysaste on vain 1 %.

Ero selittyy osaltaan aikuisten eloonjäävyyden vuosivaihtelun kapeudella (44 vuoden aineistossa 10 prosenttiyksikköä), mutta pääosin sillä, ettei eloonjäävyys ole tiheydestä riippuvaa, toisin kuin lentopoikastuotto. Haahka on pitkäikäinen, hitaasti lisääntyvä merilintu ja sillä on vakaa (verkkainen) populaatiokehitys. Tällaisten lajien eliniän odote on pitkä, ja populaatiokoko säilyy koko ajan lähellä ympäristön kantokyvyn ylärajaa. Tällöin "vapaita paikkoja" jää vähän, eikä suurta rekrytointijoukkoa tarvita (esim. Hanski ym. 1998).

Vaikuttaako ilmasto haahkan eloonjäävyyteen?

Elinkiertoteorian yleisen periaatteen mukaan vaihtelun määrä on pienin ominaisuudessa, joka suurimmin vaikuttaa kelpoisuuteen eli haahkalla juuri eloonjäävyydessä. Sitäkin yllättävämpää on, että em. analyysissä Söderskärin naaraisten eloonjäävyys oli erittäin merkittävässä määrin mallinnuksen ainoan ympäristömuuttujan eli ilmaston vaikutuksen alainen. Ilmastomuuttujana käytimme kuuluisaa NAO:a eli Pohjois-Atlantin oskillaatiota, joka kuvaa suurilmaston vaihteluita ("heilahduksia") Pohjois-Atlantilla ja sen läheisillä manneralueilla (lähemmin, esim. Rinne ym. 1999). Lyhyesti sanottuna NAO-rytmi vaikuttaa Euroopassa matalapaine–korkeapaine-vyöhykkeiden kulkuraitoihin ja sitä tietä talven ankaruuteen vs. leutouteen.

Haahkan eloonjäävyys laskee NAO-indeksin ollessa positiivinen, ts. mitä lauhemmaksi, tuulisemmiksi ja märemmiksi Itämeren talvet käyvät, sitä suurempaa on kuolevuus. Tämä yhteys tapahtuu kuitenkin 1-3 vuoden viiveellä. Tosin eloonjäävyyden vaihteluväli on vielä pieni, kuten edellä todettiin, mutta



Kuva 3. Haahkan kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2007. Ohuet viivat osoittavat indeksien 95 %:n luotettavuusvyöhykkeet. Indeksilukujen vaihteluvälin ulkopuolelle menevät 95 %:n rajat on jätetty piirtämättä. Vuoden 1986 indeksi on asetettu lukuun yksi, johon verrataan jälkimmäisten vuosien indeksejä. Jos tietyn vuoden luotettavuusväli ei kata lukua yksi, kannanmuutos on tilastollisesti merkitsevä suhteessa vuoteen 1986 ($P < 0.05$). Huomaa y-akselin log-asteikko.

Fig. 3. Population trends of the Eider in the Finnish archipelago in 1986–2007. Thin lines denote the upper and lower 95% confidence limits of indices. Confidence lines exceeding the range of corresponding index numbers were not drawn. The base year is 1986 (index = 1). A population change in relation to 1986 is statistically significant ($P < 0.05$) if the confidence belt of a certain year does not cover index number one. Note log scale on the y-axis.

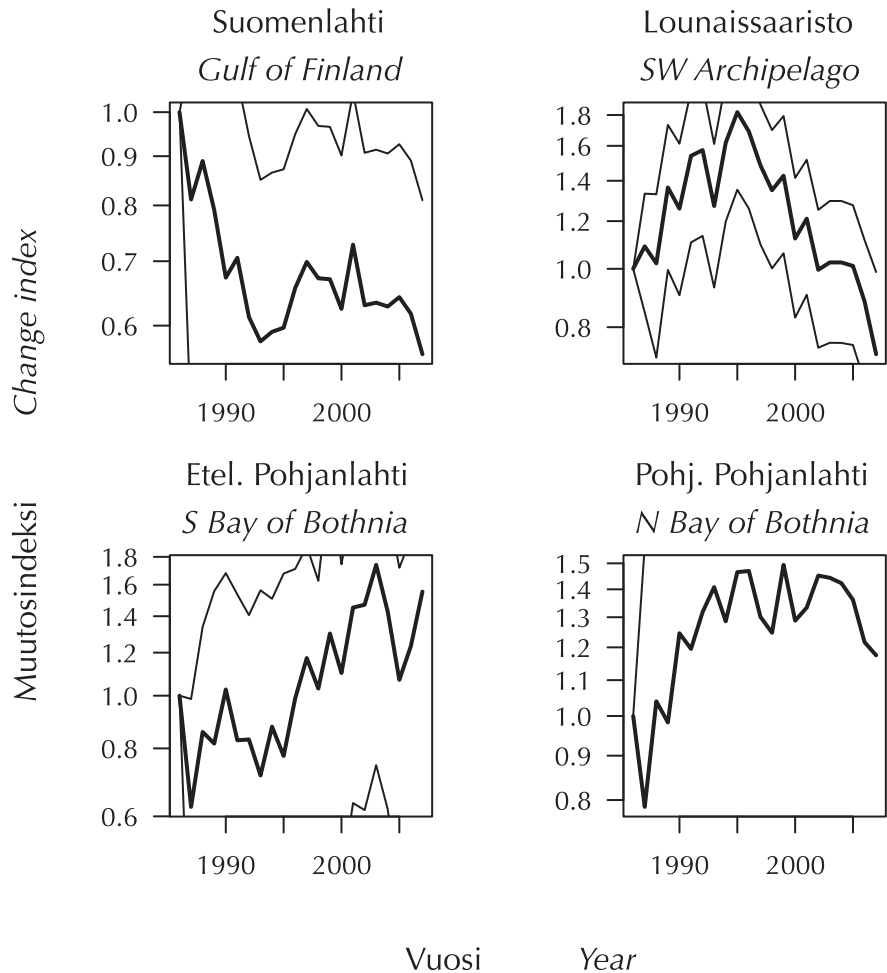
ilmiö on ilmiselvästi olemassa. Syynä ei ole sää sinänsä, sillä lauhoina talvina eloonjäävyyden otaksuisi olevan suurempaa. Ongelmallista on viiveen tulkitseminen. Jokin patogeeni tai viivästynyt rekrytointi voisi liittyä asiaan, mutta ilmiön todellista luonnetta ei vielä tunneta.

Huonontuvatko ravinto-olot?

Toisin kuin muualla Pohjois-Atlantin meriympäristössä, Itämeressä moni kohta ekosysteemissä nousee tai kaatuu suolapitoisuuden mukaan. Suolapitoisuus riippuu yhtäältä Tanskan salmien läpi epäennustettavasti tulevista merivesipulssseista ja toisaalta sadanasta ja makean veden virtaamasta Itämeren valuma-alueelta.

NAO ei korreloi kovinkaan näytävästi Itämeren suolapulssien kanssa, mutta se korreloi valuma-alueelta tulevan makean veden määrän kanssa parin kuukauden viiveellä (Hänninen ym. 2000). Itämeren suolapitoisuus puolestaan vastaa makean veden saantoon alle vuoden viiveellä (suolapitoisuus laskee, kun makea vesi enentyy). Suolapitoisuus on enimmäkseen laskenut 30 viime vuoden aikana ja lähestyy nyt historiallista pohjalukemaansa (HELCOM 2007). Suolan vähyys on jo nyt muuttanut eläinplanktonlajistoa ja romahduttanut kalakantoja (HELCOM 2007). Myös haahkan tärkeä ravintokohde sinisimpukka voi huonosti alhaisessa suolapitoisuudessa (Westerbom 2006).

NAO:n ilmentämä talvien lauhaus (NAO-indeksi positiivinen) on jatkunut jo epänormaalin pitkään. Tuleeko tämä vähitellen vaikuttamaan ravinto-oloihin tai muuten alentamaan aikuisten haahkojen eloonjäävyyttä, jää nähtäväksi. Mikäli poikastuotanto ei olennaisesti parane, ollaan vakavan tilanteen edessä. NAO-indeksin positiivisuus ei ole vaikuttanut myönteisesti Söderskärin eikä Tvärminnen lentopoikastuotantoon. Kuitenkin on saatu viitteitä nuorten lintujen osuuden kasvusta tanskalaisen haahkan metsästyksen saaliissa lauhoina talvina sekä lauhojen talvien myönteisestä vaikutuksesta naaraiden kuntoindeksiin 13 vuoden aikana Tvärminnessä (Lehikoinen ym. 2006a). NAO-indeksi pysyy nykynäkymin edelleen positiivisena. Kun malleihin otetaan mukaan kasvihuoneilmiön voimistuminen, NAO-indeksi on positiivinen vielä ainakin seuraavat neljä vuosikymmentä (Paeth & Hense 1999)! Sinä aikana se ehättää vähitellen heikentämään haahkanaaraiden eloonjäävyyttä siten, että "paikkoja" rupeaa vapautumaan yhä enemmän ja rekrytyä tarvitaan lopulta enemmän kuin hitaasti lisääntyvä laji pystyy tuottamaan.



Kuva 4. Merilokin kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2007 (vrt. kuva 3). Vuosille 1986–2007 lasketun koko maan (log-) lineaarisen trendisuoran muutoskerroin = 0.990 ± 0.004 SE ($t = -2.70$, $P < 0.01$).

Fig. 4. Population trends of the Great Black-backed Gull in the Finnish archipelago in 1986–2007 (cf. Fig. 3). The annual rate of change for the (log-) linear trend was 0.990 ± 0.004 SE ($t = -2.70$, $P < 0.01$), calculated over total area and study period.

Merilokki

Toisin kuin vuoden 2001 vielä melko vakaassa tilanteessa (Hario & Rintala 2002), etelärannikon merilokkikannat ovat nopeasti pienenevässä. Suomenlahden poukkoileva trendi on kääntynyt laskuun, ja Lounaissaariston lasku on äitynyt suoranaiseksi syökykierteeksi (kuva 4). Pohjanlahden kanta näyttäisi kasvaneen liki puolella ja Suomenlahden kanta vastaavasti pienentyneen puoleen 1990-luvun alun tilanteesta. Kokonaiskantamme on Lounaissaariston suurten lukumäärien painumisen vuoksi vähentynyt vajaan prosentin vuosivauhtia ja on nyt noin viidenneksen pienempi kuin seurannan alkuaikoina, eli noin 2300 paria. Kanta jakaantuu aikaisempaa tasaisemmin Pohjanlahden ja eteläisten rannikkoalueiden kesken.

Suomenlahdella merilokki on taantunut nimenomaan keskisellä Suomenlahdella (Inkoosta Porvooseen), mutta pysynyt melko vakaana itäisen ja läntisen Suomenlahden

näytealueilla (Wald-testisuure = 15.87, $P = 0.0001$). Lounaissaariston näytealueilla laji on vähentynyt lähes kaikkialla, harvoina poikkeuksina ovat Trollö ja Kustavin suurimmat koloniat. Vähentyminen ei koske siis enää pelkästään Gullkronan aluetta ja muita Turun kaatopaikkapyyntin vaikutuspiirissä olevia alueita (ks. Nummelin ym. 1997).

Eteläisellä Pohjanlahdella kannat ovat paikoin pysyneet melko vakaina Selkämeren alueella (mm. Kuuminaisissa ja Luviolla), mutta kasvaneet tuntuvasti Rauman saaristossa (Sundelin 1992, Vasko ym. 2006) ja Merenkurkussa (Pahtamaa 1999) ja erityisesti Valassaarilla. Kokkolasta pohjoiseen koko Perämeren rannikko on huomattavan vakaan kannan aluetta, ja määrät ovat jatkuvasti melko pieniä (esim. Hongell 2003, Jakobsson ym. 2006, Rauhala 2007).

Suomenlahden ja Lounaissaariston kantojen laskusuuntauksen taustalla ovat varmaankin kannanrajotustoimet, Suomenlahdella sel-

vemmin vasta vuodesta 2004 alkaen. Saaristolaisväestön huvettua merilokin pesiä ei enää tarkoituksellisesti hävitetä, ja laji on erittäin tehokas lisääntyjä. Vanhakantaisen vainon tilalla ovat uuden ajan kannanrajoitustoimet, joista varsinkin Turun seudun kaatopaikkapyynti on ollut ilmeisen tehokasta. Uudenmaan rannikon metsästyssuorat vähentävät pesiviä merilokkeja jonkin verran ampumalla, mutta Uudellamaallakin vuoden 2004 jälkeinen kannanlasku on seurausta etupäässä pesimäajan ulkopuolisesta kaatopaikkapyyntistä. Linnustonsuojelun kannalta suunnitelmallinen, valvottu kaatopaikkapyynti on parempi vaihtoehto kuin summittainen ammuskelu, jossa lajinmäärityksestä ei aina ole takeita.

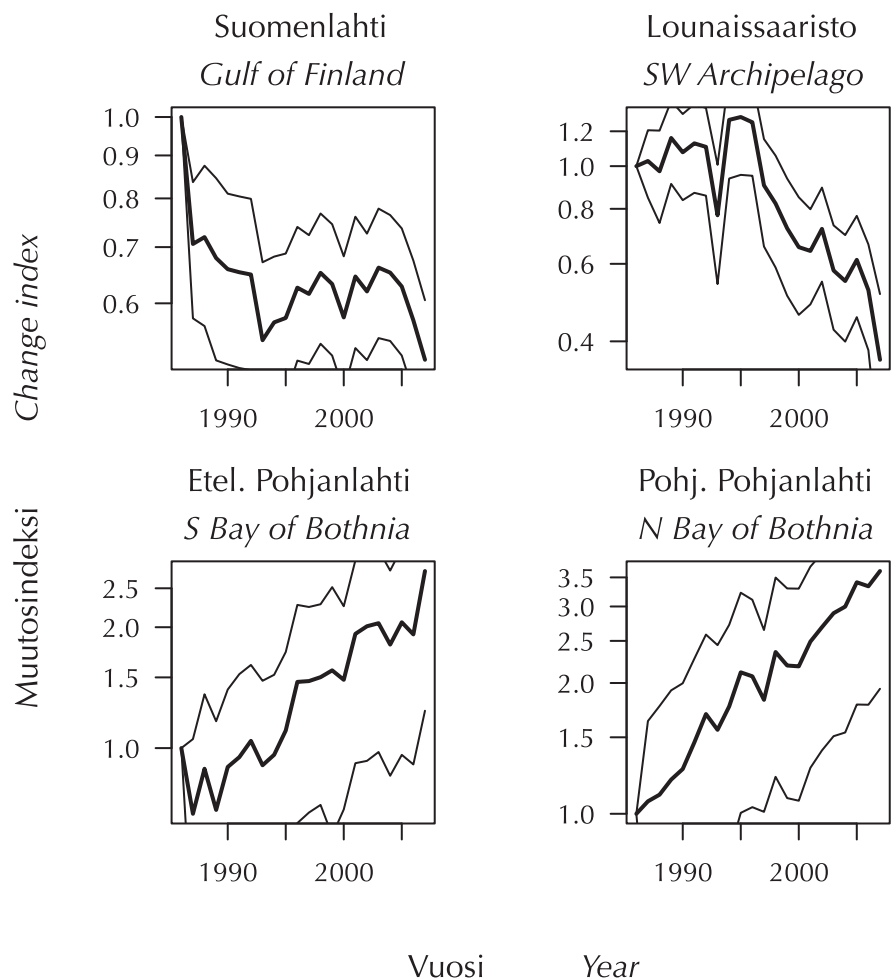
Merilokki on tehokas kalastaja, jolle Itämeren rehevöityminen on tuonut runsaat ravintolähteet. Ihmistoiminnan seurauksena myös talviaikainen ravinnonsaanti on helpottunut (taajamien pilkkiavantojen tähteet, kaatopaikat). Merilokkikannat saadaan helposti kääntymään uuteen nousuun heti kun niin halutaan.

Harmaalokki

Pohjanlahden harmaalokkikannat ovat kasvaneet kolminkertaisiksi sitten seurannan aloitusvuoden 1986 ja Lounaisaarisiston kanta on samaan aikaan laskenut 65 % (kuva 5). Suomenlahden kannan poukkoileva nousujohte 1990-luvun alusta taittui vuonna 2004 selvään laskuun. Pohjanlahden voimakkaan nousun johdosta rannikon kokonaiskannan vähenemä on kuitenkin vain 3 % ja kannan koko on jokseenkin ennallaan, vajaassa 30 000 parissa.

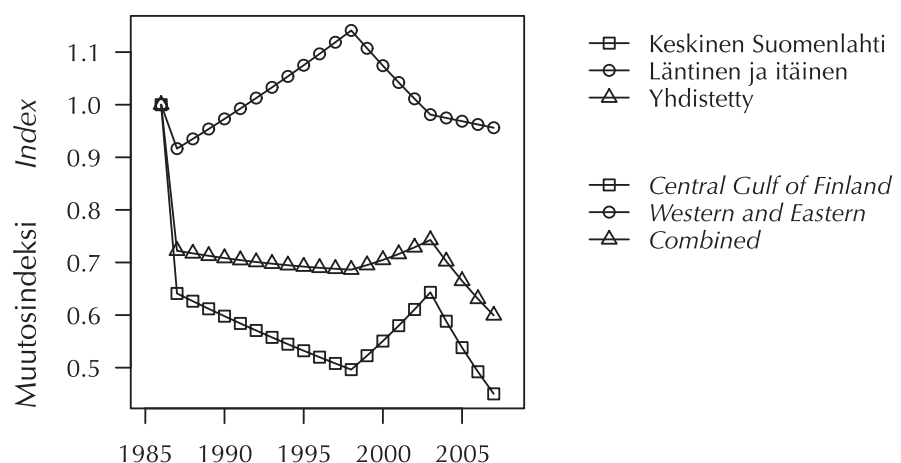
Harmaalokin kuuluisa valloitus näyttää siten etelärannikolla pääosin päättyneen, mutta se jatkuu voimallisena Pohjanlahdella. Laji levittäytyi rannikoillemme 45 vuodessa (Kilpi 1988), mutta on vasta nyt saavuttamassa Perämeren, kiintoisasti enimmäkseen yksittäisperein, korkeintaan pienryhmin. Sama levittäytymisen vaihe ja sama levittäytymiskuva on raportoitu monin paikoin sisävesiltäkin (esim. Linkola 2003).

Lounaisaarisiston nykyiseen kannanlaskuun on eittämättä merkittävänä syynä suunnitelmalliset kannanrajoitustoimet Turun Topinojan kaatopaikalla. Valikoivalla loukkupyyntillä on pienennetty kasvavia harmaalokkikantoja ja siten yritetty vähentää niiden hättävaiikutuksia muulle linnustolle (Nummelin ym. 1997). Myös Suomenlahden rannikolla kaatopaikkapyyntiä ja muita kannan rajoitustoimia tehtiin 1970- ja 1980-luvuilla (mm. Kilpi 1980), mutta sittemmin toiminta oli pysähdyksissä parinkymmenen vuoden ajan, kunnes kaatopaikkapyynti vuonna 2004 aloitettiin keskeisellä Uudellamaalla uudelleen. Syynä oli harmaalokin pesimäalueil-



Kuva 5. Harmaalokin kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2007 (vrt. kuva 3). Vuosille 1986–2007 lasketun koko maan (log-) lineaarisen trendisuoran muutoskerroin = 0.998 ± 0.003 SE ($t = -0.52$, ei merkitsevä)

Fig. 5. Population trends of the Herring Gull in Finnish sea areas in 1986–2007 (cf. Fig. 3). The annual rate of change for the (log-) linear trend was 0.998 ± 0.003 SE ($t = -0.52$, NS), calculated over total area and study period.



Kuva 6. Harmaalokin kannanmuutos Suomenlahdella vuosina 1986–2007. TRIM-analyysi tehtiin askeltavalla (stepwise) periaatteella (Pannekoek & van Strien 2003), jossa vain tilastollisesti merkitsevät (Wald-testi) muutokset kannankehityksessä tulostettiin; näin ollen kunkin alueen indeksien aikasarjat muuttavat suuntaansa vain vuosien 1986, 1987, 1998 ja 2003 kohdalla.

Fig. 6. Trends of Herring Gull within Gulf of Finland in 1986–2007. TRIM analysis was performed using a stepwise procedure, in which only statistically significant changes in trends were accepted. Hence, each index series has turning points only at years 1986, 1987, 1998, and 2003.

la harjoittama selkälökin poikasten saalistus, joka oli vähitellen yleistynyt kannassa sellaisiin mittoihin, ettei yksittäisiä saalistajia enää kyetty osoittamaan saati täsmäpoistamaan (tarkempi erittely selkälökin vähenemisen mekanismeista ja harmaalökin osuudesta siinä, ks. Hario 2003). Poistamalla saalistajayksilöt pesimäyhdyskunnista saatiin Söderskärin selkälökkien poikastuotto kohoamaan, mutta saalistajien jäljittäminen oli suuritöistä ja edellytti koko pesimäkauden kestävää tiivistä kenttätyötä. Tällaiseen ei ollut käytännön mahdollisuutta muualla keskisellä Suomenlahdella, joten kaatopaikkapyynti katsottiin viimeiseksi mahdollisuudeksi koettaa pelastaa selkälökin poikastuotto.

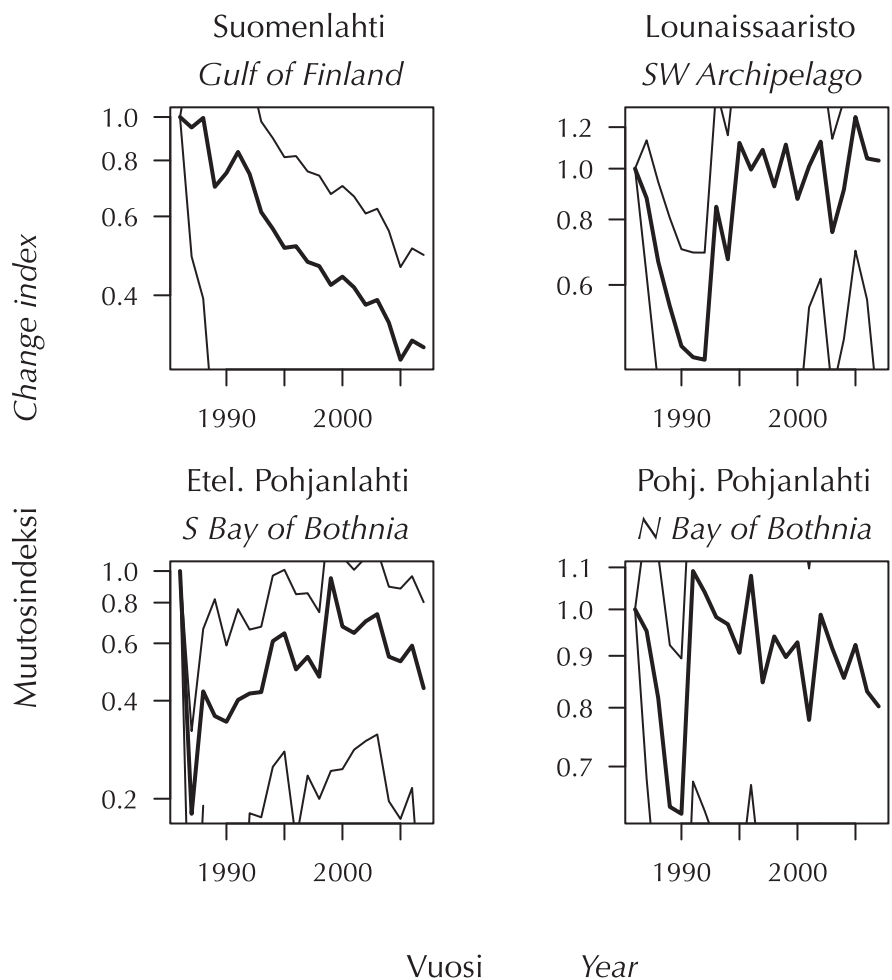
Vuosien 2004-2007 kaatopaikkapyyntin vaikutukset näkyvät Suomenlahden kantaikäyrän taitumisena alaspäin vuodesta 2004 (kuva 6). Pudotus on koskenut nimenomaan keskisen Suomenlahden näytealueita Inkoon ja Porvoon välillä muun Suomenlahden kannanosan pysyessä muuttumattomana (Wald-testisuure = 18.73, $P = 0.0001$).

Selkälökki

BirdLife Suomen jäsenyhdistyksilleen teettämässä "Vuoden projektilaji" -kampanjassa selkälökin rannikkokanta arvioitiin vuonna 2003 noin 5300 pariksi (Ellermaa 2004). Kampanjassa pyrittiin mahdollisimman tarkoin selvittämään jäsenyhdistysten toimialueiden selkälökkien parimäärä. Arvio oli tarkempi kuin aikaisemmat ja myös selvästi suurempi, mikä juontui paremmasta kattavuudesta. Siten kannat eivät olleet välttämättä kasvaneet, vaan edelliset arviot ovat olleet aliarvioita (Ellermaa 2004).

Selkälökin taantuman katsottiin kuitenkin tuolloin vähintäänkin pysähtyneen. Samaa osoittivat vuoden 2001 saaristolintuseuran tulokset, joissa kokonaiskanta rannikolla oli pysynyt jokseenkin vakaana läpi 1990-luvun (Hario & Rintala 2002). Käsillä olevat uusimmat tulokset (kuva 7) osoittavat rannikon selkälökkikantojen kuitenkin hitaasti taantuvan. Kokonaiskannan muutos 1990-luvun alun tilanteesta on 12 %, ja hyvin karkea arviomme nykykannan kooksi on noin 5000 paria.

Suomenlahden suuntaus tosin on ollut kattottomasti laskeva, mutta nyt myös useimmilla Pohjalahden näytealueilla parimäärät ovat pienentyneet, mm. Porin rannikolla, Luodossa, Valassaarilla ja Kokkolassa. Merenkurkusta ei ole muita tuoreita tietoja siten vuoden 2003 kuin Torgrundin lievä laske. Perämeren pohjukassa Simon-Tornion alueen kannanrippeet sitä vastoin ovat säilyneet entisissä lukemissa. Lounaisaari-



Kuva 7. Selkälökin kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2007 (vrt. kuva 3). Vuosille 1986–2007 lasketun koko maan (log-) lineaarisen trendisuoran muutoskerroin = 0.994 ± 0.005 SE ($t = -1.23$, ei merkitsevää).

Fig. 7. Population trends of the Lesser Black-backed Gull in Finnish sea areas in 1986–2007 (cf. Fig. 3). The annual rate of change for the (log-) linear trend was 0.994 ± 0.005 SE ($t = -1.23$, NS), calculated over total area and study period.

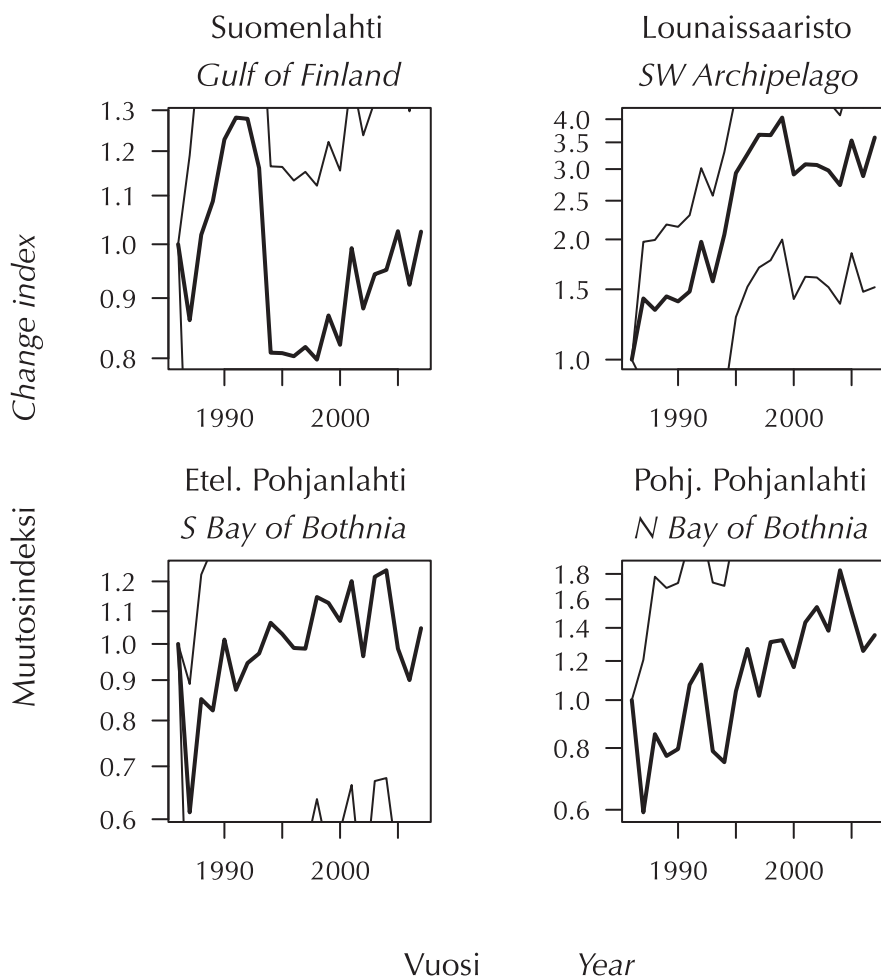
näytealueilla parimäärät ovat vaihdelleet voimakkaasti; useimmilla kanta on pienentynyt juuri parin viime vuoden aikana.

Suomenlahden kantaikäyrää muovaa pääasiassa kaksi suurta osa-alueita: Itäisen Suomenlahden kansallispuisto lähialueineen sekä keskisen Suomenlahti. Jälkimmäinen muodostuu kahdeksasta melko suuresta näytealueesta (yht. 475 saarta, ks. kuva 2), joilla pesii yhteensä puolitoistasataa selkälökiparia. Itäisen Suomenlahden kansallispuiston (100 saarta) kanta on seurannan kuluessa laskenut 2200 parista 570 pariin, mutta toiveita herättää viime vuosien selvästi parantunut poikastuotto (Hokkanen 2006). Sama koskee keskisen Suomenlahden eräitä alueita (M. Luostarinen, kirj. ilm.).

Selkälökin ongelmina ovat edelleenkin harmaalökin harjoittama poikassaalistus ja ympäristömyrkyt. Poikassaalistus on sitovasti osoitettu populaatiobiologisissa tutkimuksissa paitsi Söderskärillä myös Itäisen

Suomenlahden kansallispuistossa (Hario & Jokinen 1993), Uudenkaarlepyyn saaristossa (R. Wistbacka, suull. ilm.) ja Helsingin saaristossa (M. Luostarinen, kirj. ilm.).

Selkälökki on rannikolla edelleenkin etupäässä kalansyöjä ja omaksuu vain hitaasti uusia ravinnonhankintatapoja. Kalaravinnosta, varsinkin silakasta, ovat peräisin sen korkeat PCB-pitoisuudet, ja DDE-pitoisuudet ovat pääosin Afrikan talvehtimisalueilta (Hario 2006). Selkälökki on kuitenkin vähitellen hakeutunut rannikoillakin kaatopaikoille (Holmström 2007), mutta vasta pienessä määrin verrattuna sisämaahan. Tosin sisämaan eräiden kaatopaikkojen isot määrät ovat kerääntymisiä hyvin laajoilta alueilta (Juvaste ym. 2005), eikä kaatopaikkojen merkitystä paikallisten pesimäkantojen ravintotaloudesta tunneta. Tämän selvittämistä ovat omiaan vaikeuttamaan "kaatopaikkalökökien" vaikea löydettävyyttä lähijärviltä (esim. Linkola 2003) ja renkaiden vaikea luettavuus pesimäpaikoil-



Kuva 8. Kalalokin kannankehitys Suomen merialueilla vuosina 1986–2007 (vrt. kuva 3). Vuosille 1986–2007 lasketun koko maan (log-) lineaarisen trendisuoran muutoskerroin = 1.013 ± 0.004 SE ($t = 3.49$, $P < 0.001$).

Fig. 8. Population trends of the Common Gull in Finnish sea areas in 1986–2007 (cf. Fig. 3). The annual rate of change for the (log-) linear trend was 1.013 ± 0.004 SE ($t = 3.49$, $P < 0.001$), calculated over total area and study period.

la (Juvaste ym. 2005). Ympäristömyrkykuormituksen mahdollisina keventäjinä kaatopaikoilla voisi ajatella olevan merkitystä. Joitakin merkkejä on ollut DDE-pitoisuuksien alenemisesta Suomenlahden selkälökeissa, mikä saattaisi liittyä orgaanisten halogeeniyhdisteiden kokonaiskuormituksen alenemiseen, mutta silti dioksiini-tyyppisten PCB-yhdisteiden pitoisuudet ovat edelleenkin hyvin korkeita (M. Hario & J.-P. Hirvi, julkaisematon).

Kalalokki

Toisin kuin isommat lokit, kalalokki on kaikkialla runsastunut (kuva 8). Kokonaiskanta on kasvanut yli prosentin vuosivauhtia ja rannikon kannat ovat 31 % suuremmat kuin seurannan alussa, nyt yhteensä noin 55 000 paria.

Suomenlahdella paikallisia vähenemisiä on todettu saariston ulko-osien pienemmällä näytealueilla (Aspskär, Söderskär, Rönnskär), kun taas sisäsaaristossa ja kaikkein suurimmilla näytealueilla kannat ovat kasvaneet

(Itäisen Suomenlahden kansallispuisto, pääkaupunkiseutu). Lounaissaariston kanta on peräti kolminkertaistunut.

Pohjanlahdella kalalokki on viime aikoina runsastunut tasatahtia naurulokin kanssa; runsaussuhteet vaihtelevat paikallisesti. Selkämeren näytealueilla kalalokki on yleensä runsaampi. Perämerellä naurulokki on runsaampi ulkosaaristossa, jonne se mahdollisesti on siirtynyt ruovikkolahtien minkkien ja supikoirien ulottumattomiin (ks. Hannila ym. 2000, Jakobsson ym. 2006). Kalalokin kaikkinaisen menestymisen taustalla on sen hajautettu esiintyminen kaikenlaisissa biotoopeissa. Se on myös sinnikäs korvauspesijä, ja vain ääritapauksissa yhdyskunnat siirtyivät (mm. minkin vaikutuksesta, Kilpi 1995, Nordström 2003). Kalalokki on kuitenkin naurulokkiin verrattuna erittäin paikkausallinen ja populaatiokehitykseltään vakaa (Virkkala 2006). Yleiseurooppalaisittain se on kuitenkin luokiteltu "vähentyneeksi"

(BirdLife International 2004), ja sille ollaan laatimassa omaa suojelusuunnitelmaa.

Kirjallisuus

- BirdLife International 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. — BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12), Cambridge, UK.
- Byholm, P. 2001: Suupohjan saaristolintukannat. — Hippiäinen 31 (1): 4–9.
- Bergman, G. 1948: Om antalet skärgårdsfåglar vid våra kuster. — Skärgårdsboken. Nordenskiöld-Samfundet i Finland, ss. 460–470.
- Bergman, G. 1969: Linnut ja saaristomme. — Söderström & Co, Helsinki. 241 s.
- 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.
- Ellermaa, M. 2004: Selkälökkivuosi toi uutta tietoa selkälökistä. — Tiira 3/2004: 8–9.
- Erkkilä, H. & Jutila, K. 1994: Porin saaristolinnusto 1986–93. — Porin ympäristönsuojelulautakunnan julkaisu 1/94.
- Hannila, J., Hongell, H. & Tikkanen, H. 2000: Keski-Pohjanmaan merenrantalinnusto. — Ornis Botnica 18: 13–48.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998: Ekologia. — WSOY. Juva. 580 s.
- Hario, M. 2003: Mikä vei selkälökki? — Linnut 38(3): 16–20.
- Hario, M. 2006: Diurnal attendance of nominate Lesser Black-backed Gulls *Larus f. fuscus* at a Ugandan lake – implications for the conservation of a globally threatened subspecies. — Bird Conservation International 16 (4): 293–297.
- Hario, M. & Jokinen, M. 1993: Selkälökkitutkimus Itäisen Suomenlahden kansallispuistossa vuonna 1992. — Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A No 6, 16 s.
- 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 mollissima*) - evidence for density dependence. — Canadian Journal of Zoology 84: 1038–1046.
- Hario, M. & Rintala, J. 2007: Tiroiden, sotkien, naurulokin ja haahkan kannankehitys rannikoilla 1986–2006. — Linnut-vuosikirja 2006: 36–42.
- HELCOM 2007: Climate change in the Baltic Sea area. Thematic Assessment 2007. <http://www.havet.nu/?d=186&id=54640279>.
- 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. 1987: Saaristolinnuston seurantalutkimus päässyt hyvään alkuun. — Lintumies 22: 62–67.
- Hildén, O. & Hario, M. 1993: Muuttuva saaristolinnusto. — Omakustanne. Forssan kirjapaino. 317 s.
- Hildén, O., Ulfvén, 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.
- Hokkanen, T. 2006: Kymenlaakson saaristolinnusto tutkimuskohteena. — *Rengastajan vuosikirja* 2006: 2–6.
- Holmström, H. 2007: Luontoelämyksiä Pohjois-Espoon lokkiruokinnalla – ja vähän luonnonsuojelua siinä ohessa. — *Tringa* 34: 102–111.
- Hongell, H. 2003: Saaristolinnusto muuttuu. — *Ornis Botnica* 19: 61–67.
- Hyytiä, K., Kellomäki, E. & Koistinen, J. (toim.) 1983: Suomen lintuatlas. — SLY:n Lintutietö Oy. Helsinki. 520 s.
- Hänninen, J., Vuorinen I. & Hjelt, P. 2000: Climatic factors in the Atlantic control the oceanographic and ecological changes in the Baltic Sea. — *Limnology and Oceanography* 45: 703–710.
- Jakobsson, R., Kanckos, M. & Wistbacka, R. 2006: Fågelfaunan i Larsmo skärgård 1990–2004. — *Miljönämnden i Larsmo* 2006. 124 s.
- Juvaste, R., Kangasniemi, M. & Koskinen, H. 2005: Pirkanmaan selkä- ja harmaalokkien populaatiot ja muutto. — *Linnut-vuosikirja* 2004: 139–144.
- Kilpi, M. 1980: Harmaalokkien räjähdytys. — *Tringa* 7: 116–119.
- Kilpi, M. 1988: Breeding and movements of the Herring Gull *Larus argentatus* in the northern Baltic: strategies for reproduction and survival of a successful species. — *Väitöskirja*, Helsingin yliopisto, Helsinki.
- Kilpi, M. 1995: Breeding success, predation and local dynamics of colonial Common Gulls *Larus canus*. — *Ann. Zool. Fennici* 32: 175–182.
- Koskimies, P. & Väisänen, R. A. 1988: Linnustoseurannan havainnointiohjeet. — Helsingin yliopiston eläinmuseo, Helsinki. 144 s.
- Koskimies, P. 1989: Distribution and numbers of Finnish breeding birds. — SLY:n Lintutietö Oy, Helsinki. 76 s.
- Lehikoinen A., Kilpi, M. & Öst, M. 2006a: Winter climate affects subsequent breeding success of common eiders. — *Global Change Biology* 12: 1355–1365.
- Lehikoinen, A., Below, A. & Wickman, M. 2006b: Tulliniemen luonnonsuojelualueen ja Russarön ympäristön saaristolinnusto vuonna 2005. — *Tringa* 33: 152–169.
- Lehikoinen, E., Gustafsson, E. ym. 2003: Varsinais-Suomen linnut. — Turun lintutieteellinen yhdistys ry., Turku. 416 s.
- Leivo, M. 2007: Porvoon seudun lintuatlas 2003–2005. — Porvoon seudun lintuyhdistys ry., Porvoo. 102 s.
- Linkola, P. 2003: Lintujen havainnointi suurilla selkävesillä. Esimerkinä laskenta Längelmävedellä 1999. — *Linnut-vuosikirja* 2002: 138–144.
- Luostarinen, M. 2003: Yhteenveto linnustoselvityksestä Espoon, Helsingin ja Sipoon merialueilla kesällä 2003. — *Tringa* 30: 114–121.
- Merikallio, E. 1955: Suomen lintujen levinneisyys ja lukumäärä. — Otava, Helsinki. 192 s.
- Miettinen, M. 1997: Dragsfjärdin Vänön ja Korpoo Brunskärin–Aspön 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. — *Väitöskirja*, Turun yliopiston julkaisuja, sarja AII, osa 158.
- 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: 1–127.
- Nummelin, J., Laine, J. & Jokinen, M. 1997: Harmaalokin kaatopaikkapyynti ja sen vaikutus lajin kannan kehitykseen. — *Ympäristö ja Terveys* 5/1997: 46–49.
- Paeth, H. & Hense, A. 1999: Climate change signals in the North Atlantic Oscillation. — *CLIVAR Exchanges* 4: 25–29.
- Pahtamaa, T. 1999: Pohjoisen Merenkurkun saaristolinnusto. — *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*, Sarja A 97: 1–91.
- 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.
- Rauhala, P. 2007: Perämeren kansallispuiston pesimälinnusto 1960–2006. — *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*, Sarja A 167: 1–68.
- Rauhala, P. & Suopajarvi, P. 2002: Kemin Lintuatlas 1999–2001. — *Kemin kaupunki*. 64 s.
- Rinne, J., Koistinen, J. & Saltikoff, E. (toim.) 1999: Suomalainen sääkirja – etananasta El Niñoon. — 2. painos. Otava, Helsinki. 253 s.
- Rusanan, P. 2002: Tammisaaren itäisen saariston linnusto 2002. — *Tammisaaren kaupunki*.
- Saari, L. 1999: Haahkan kannankehitys sisäsaaristossa. — *Metsästäjä* 6/1999: 32–33.
- Sandelin, C. F. 2004: Klåvskär. — *Yliopistopaino*, Helsinki. 47 s.
- Sundelin, R. 1992: Merilokki Rauman saaristossa. — *Satakunnan Linnut* 20: 203–207.
- Stjernberg, T. 1986: Saaristolinnusto. — *Teoksessa*: Lindgren, L. & Stjernberg, T. (toim.), Saaristomeren kansallispuisto, ss. 58–82. WSOY, Porvoo-Helsinki-Juva.
- 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.
- Westerbom, M. 2006: Population dynamics of blue mussels in a variable environment at the edge of their range. — *Väitöskirja*, Helsingin yliopisto, Helsinki.
- Virkkala, R. 2006: Spatiotemporal variation of breeding gull species in a boreal lake complex in Finland: Implications for conservation. — *Biol. Conserv.* 128: 447–454.
- Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998: Muuttuva pesimälinnusto. — Otava, Helsinki. 567 s.

Kirjoittajien osoite / Authors' address
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos
PL 2
FI-00791 Helsinki

Summary: Population trends of the Common Eider and four gull species in Finnish coastal areas in 1986–2007

This report summarizes the results of the Archipelago Bird Census for five selected seabirds along Finnish coasts. Data was collected from 36 census areas comprising 1,700 islands (Fig. 2). Population trends were analyzed with a computer program (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 (sea district, comprising four classes: Gulf of Fin-

land, SW Archipelago, southern Bay of Bothnia and northern Bay of Bothnia) were fitted on data based on nest counts.

The mid-1990s marked a turning point in the development of the Finnish Common Eider population (Fig. 3). Prior mid-90s, only the populations in the Gulf of Finland had been declining (by 20% since 1996), but as population growths in the core areas in SW still prevailed (an increase by 29% was noted in 1986–97) no overall decline was yet discernable. At the present stage, also the populations in SW Archipelago are declining rapidly, leading to an accelerating decline of the entire Anatidae group (Fig. 1). The recorded decline is the most drastic change that has taken place in the Finnish archipelago bird fauna since the 1940s. The total Finnish eider population has reduced with more than 50% compared to the peak population size in the mid-1990s, being currently 80,000–100,000 pairs.

Concurrently with declining numbers of human settlements in the archipelagos, numbers of Great Black-backed Gulls increased from the 1960s onwards to 1980s. Firm persecution by humans has been diminishing, but systematic culling on refuse tips on the southern coast has decreased the numbers (Fig. 4). The present population estimate is 2,300 pairs. Most pairs breed solitarily on small rocks, mainly confined to the outermost archipelago. Great Black-backed Gulls breed early in spring and are not much affected by the leisure boating or other recreational activities in the archipelago.

There is a pronounced opposite trend in the southern coast population of Herring Gulls as compared with the west coast population (Fig. 5). Gulleries in the Gulf of Finland started to show marked declines already in the 1980s, and those in SW Archipelago did so from 1997 onwards, whereas populations along the Bay of Bothnia are increasing. Currently, the declines of southern populations are strongly mediated by the culling campaigns on refuse tips around the cities of Turku and Helsinki (Fig. 6). Yet, due to the 3-fold increase of the west coast populations, there is no overall change in the entire coastal population in Finland. The present population estimate is 30,000 pairs.

The well-known decline of the nominate Lesser Black-backed Gull has continued in the south, whereas local recoveries have taken place in the Bay of Bothnia (Fig. 7). According to the latest assessment of all local populations around the coasts, the Lesser Black-backed Gull was considered slightly more numerous than was previously thought. The total coastal population is now estimated at 5,000 pairs.

Herring Gulls preying on chicks is a locally important decimating factor. Ultimately, the reproduction is most affected by innate diseases of the chicks, making them unable to digest food. Neither food deficiencies in the environment nor failure in parental behaviour have been detected. Occurrence of diseases is connected with high levels of PCBs and DDE in chick liver.

During 1986–2007 there has been a persistent increase of Common Gull numbers over most of the coast (Fig. 8). The present population size of the entire coast numbers about 55,000 Common Gull pairs, constituting a 30% increase compared with the situation at the beginning of the monitoring period. The species is the most abundant gull in most sea districts. Only in the northern Bay of Bothnia is it outnumbered by the Black-headed Gull.