



Conservation of *Anser erythropus* on European migration route
LIFE 05 NAT/FIN/000105

Kiljuhanhen (*Anser erythropus*) suojeluohjelma

Ympäristöministeriö 2.3.2009



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖMINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT

Kiljuhanhen suojeleohjelma

Sisältö

Tiivistelmä	3
Esipuhe.....	3
1. Johdanto	4
2. Perustiedot kiljuhanhasta	5
2.1. Taksonomia.....	5
2.2. Kiljuhanhen maailmanlaajuinen esiintyminen.....	5
2.3. Populaatiokehitys	7
2.4. Lajin- ja iänmääritys	7
2.5. Muutto ja talvehtiminen.....	7
2.6. Pesimähabitaatit	8
2.7. Ravinto.....	9
2.8. Pesiminen ja lisääntyminen.....	9
2.9. Elinympäristöt pesimäkauden ulkopuolella.....	10
3. Esiintyminen	11
3.1. Pesimäaikainen esiintyminen 20 viime vuoden aikana.....	11
3.2. Pesimäaikainen esiintyminen ennen aktiivista seurantaa.....	12
3.3. Euroopan pesimälintujen muuttoreitit ja nykyiset levähdysalueet	14
3.4. Muutonaikainen runsaus ja aiemmat levähdysalueet.....	16
3.5. Talvehtiminen	17
4. Kannan nykytila	18
4.1. Fennoskandian kiljuhanhikanta.....	18
4.2. Kannan elinkelpoisuus	21
4.3. Syyt kannan taantumiseen ja esiintymisessä havaittuihin muutoksiin.....	21
4.4. Suomessa ja lähialueilla toteutetut suojelutoimet	23
4.5. Kiljuhanhen ottaminen huomioon lainsäädännössä ja kansainvälisissä sopimuksissa.....	24
5. Kiljuhanhen tulevaisuus.....	25
5.1. Uhkatekijät.....	25
5.2. Uhat Fennoskandiassa.....	26
5.3. Uhat muualla vuosikierron aikana	29
5.4. Fennoskandian populaation suojelun kannalta oleelliset tiedon puutteet.....	30
6. Toimenpidesuunnitelma.....	32
6.1 Kiljuhanhelle tärkeiden alueiden suojele ja hoito.....	32
6.2. Metsästys.....	35
6.3. Tarhaus ja istutus	37
6.4. Kansainvälinen toiminta	37
6.5 Lisätutkimustarpeet ja niihin liittyvät toimenpiteet	39
6.6. Toimenpiteiden koordinaatio	41
6.7. Suojeleohjelman toteutumisen mittaaminen.....	42
7. Suojeleohjelman päivitysaikataulu	42
8. Viitteet.....	42
9. Liitteet.....	49

Tiivistelmä

Äärimmäisen uhanalainen kiljuhanhi on tavattu pesivänä Suomessa viimeksi vuonna 1995. Fennoskandian luonnonvarainen kiljuhanhen kokonaiskanta on vain 15–25 paria, vaikka se vielä viime vuosisadalla oli tuhansia pareja. Pohjoismaissa kanta keskittyy vain Norjan pohjoisimmille alueille, missä kiljuhanhet pesivät. Kiljuhanhi on muuttolintu. Pohjoismaissa pesivät linnut talvehtivat pääosin Pohjois-Kreikassa. Kevätmuuttoreitillä niille tärkeimmät tunnetut levähdyskohteet sijaitsevat Unkarissa ja Virossa. Kevätmuuton aikana kiljuhanhet levähtävät myös Suomessa Oulun seudulla. Oulun seudun levähdysalueiden merkitys on kuitenkin viime vuosina vähentynyt ja määrät ovat laskeneet nopeammin kuin muilla levähdysalueilla. Pohjois-Norjan Borsanginvuonon pohjukka toimii paitsi kevätmuuton viimeisenä myös syysmuuton ensimmäisenä levähdyskohteena. Syysmuutolla kiljuhanhet siirtyvät Pohjois-Norjasta Euroopan muuttoreittä talvehtimisalueille tai lentävät ensin itään Venäjälle Kaninin niemimaalle, josta ne muuttavat kohti etelää Kazakstanin levähdysalueiden kautta talvehtimisalueille. Kiljuhanhen suojelemiseksi on tehty runsaasti toimenpiteitä, joiden koordinaatiosta ovat suomalaiset ja norjalaiset kansalaisjärjestöt käytännössä vastanneet. Suojelututkimuksen vuoksi kiljuhanhen elinkierto, esiintyminen ja uhkatekijät tunnetaan varsin hyvin. Fennoskandian kiljuhanhien kannan suurin kuolleisuus- ja uhkatekijä on metsästys. Metsästyskuolleisuus erityisesti muuttomatkan varrella ja talvehtimisalueilla on liian suuri, jotta populaatio kääntyisi kasvuun. Kiljuhanhikannan taantumataustalla on myös muita tekijöitä. Kiljuhanhen suojelutyö on kansainvälinen tehtävä. Toimenpiteiden on oltava oikeita ja kohdennettu kaikkialle muuttoreitin varrelle. Suomessa tärkeitä suojelutoimia ovat levähdysniittyjen hoito, potentiaalisten pesimäalueiden säännölliset inventoinnit sekä toimenpiteet metsästyshäirinnän ja vahingossa metsästyssaaliiksi joutumisriskin minimoimiseksi. Lajin palatessa pesimään on välittömästi ryhdyttävä toimiin pesintämenestyksen maksimimiseksi. Vaikka kiljuhanhea on tutkittu paljon, on lisätutkimukseen ja olemassa olevien aineistojen analysointiin panostettava. Koska kiljuhanhen merkittävimmät uhkatekijät sijaitsevat maamme rajojen ulkopuolella, on panostettava kansainväliseen yhteistyöhön ja muuhun Suomen rajojen ulkopuolella tapahtuvaan kiljuhanhen suojelu- ja tutkimustyöhön.

Esipuhe

Äärimmäisen uhanalainen kiljuhanhi on sukupuuton partaalla Fennoskandiassa. Suomen pesimäkannaksi arvioidaan enää 0-5 paria, ja Suomen Perämeren rannikon kevätlevähdysalueen vuotuiset yksilömäärät ovat pudonneet noin kymmeneen yksilöön. Fennoskandian populaation pelastaminen sukupuutolta on mahdollista vain hyvin suunnitelluin, pikaisin ja määrätietoisin toimenpitein. Kiljuhanhen Suomen suojeluohjelma on laadittu osana nelivuotista (2005–2008) (2005–2008) kansainvälistä EU:n Life Luonto-rahaston tukemaa hanketta (*Conservation of Anser erythropus on European migration route*), jossa kiljuhanhen suojelutoimia toteutetaan sen Euroopan muuttoreitin keskeisillä kohteilla. Samanaikaisesti Suomen suojeluohjelman kanssa on valmisteltu kansainvälistä kiljuhanhen suojeluohjelmaa (Jones ym. 2008). Kiljuhanhen Suomen suojeluohjelman laatimisesta vastuussa ovat olleet BirdLife Suomi ja Suomen ympäristökeskus. Lisäksi laatimisprosessiin ovat osallistuneet WWF Suomi, Metsähallituksen Lapin luontopalvelut ja Ympäristöministeriö. Suojeluohjelman on toimittanut Teemu Lehtiniemi. Kirjoitus-

tai toimitustyöhön ovat lisäksi osallistuneet Juha Markkola, Petteri Tolvanen, Minna Ruokonen, Petri Lampila, Juha Merilä ja Pekka Rusanen.

Suojeluohjelmaa on sen eri vaiheissa lähetetty kommentteille joukolle lajin suojelun kannalta tärkeitä tahoja. Kommentteja luonnoksiin saatiin WWF:n kiljuhanhityöryhmältä, Pohjois-Pohjanmaan Ympäristökeskukselta, Kiljuhanhen ystävät ry:ltä sekä Lauri Kahanpäältä. Heidän työpanoksensa ja kommenttinsa ovat auttaneet ohjelman laadinnassa.

Suojeluohjelman valmiiksi saattaminen on vasta alku Fennoskandian kiljuhanhikannan pelastamisessa. Kiljuhanhen tulevaisuus on kiinni suojeluohjelman toteuttamisesta. Lajin suojelussa korostuu kansainvälinen yhteistyö ja riittävien suojelutoimien kohdentaminen koko muuttoreitille. Kiljuhanhea on suojeltava ympäri vuoden Pohjoisen tuulisilta tuntureilta etelän aurinkoisille kosteikoille ja takaisin.

Teemu Lehtiniemi, BirdLife Suomi ry

Petteri Tolvanen, WWF Suomi

Pekka Rusanen, Suomen Ympäristökeskus

Pekka Sulkava, Metsähallitus, Lapin luontopalvelut

1. Johdanto

Kiljuhanhi on ollut näkyvä osa Suomen alkuperäistä luontoa. Pohjois-Lapissa kiljuhanhi on ollut tavanomainen pesimälaji ja tuhatpäiset kiljuhanhiparvet ovat laiduntaneet Pohjanlahden rantaniittyjä keväin syksyin. Tänä päivänä tilanne on toinen. Koko Fennoskandian kiljuhanhipopulaatio on lähes hävinnyt. Suomesta ei ole varmistettu ainuttakaan pesintää yli vuosikymmeneen mittavista etsinnöistä huolimatta. Syysmuuton aikana kiljuhanhista ei tehdä Suomesta levähdyshavaintoja edes vuosittain. Keväisin kiljuhanhia kuitenkin edelleen levähtää muutamia yksilöitä. Vaikka laji on Fennoskandiassa sukupuuton partaalla, se on pelastettavissa.

Suomalaiset ovat toimineet kiljuhanhen pelastamiseksi jo vuosikymmeniä. Suojelutyö on sisältänyt mm. lajin esiintymisen kartoitusta ja seurantaa, valistusta sekä levähdys- ja pesimäalueiden suojelua ja hoitoa. Toiminta ei ole rajoittunut yksin Suomeen, vaan jo aikaisessa vaiheessa ymmärrettiin, että lajin pelastamiseksi on katsottava myös maamme rajojen ulkopuolelle. Pääosin suomalaisin ja norjalaisin voimin hankitun tietämyksen ansiosta lajista ja sen muuttoreiteistä sekä maakohtaisista uhkatekijöistä ja suojelutarpeesta on hyvin tietoa.

Kiljuhanhen suojelemiseksi on laadittu myös kansainvälisiä suojeluohjelmia (mm. Madsen 1996, Jones ym. 2008). Kansainvälinen yhteistyö ja koko muuttoreitin ongelmiin keskittyvä lähestymistapa on välttämätöntä lajin pelastamiseksi. Toimenpiteet yksin Suomessa eivät riitä. Suojelutyön suurimmat haasteet ovat rajojemme ulkopuolella muuttoreitin varrella ja talvehtimisaalueilla. Suomen ja muiden kehittyneiden maiden on edelleen suunnattava resursseja kiljuhanhen vuosikierron kannalta tärkeissä köyhemmissä maissa tapahtuvaan suojelutyöhön. Tämä suojeluohjelma linjaa ne toimenpiteet, joilla Suomi on mukana Fennoskandian kiljuhanhien suojelutyössä. Ilman aktiivisia, hyvin suunniteltuja ja asianmukaisesti rahoitettuja toimenpiteitä kiljuhanhi katoaa Suomesta ja koko Fennoskandiasta.

Tämä suojeluohjelma on laadittu Fennoskandian kiljuhanhipopulaation pelastamiseksi. Suojeluohjelman tavoitteena on Fennoskandian kiljuhanhikannan pelastaminen sukupuutolta, populaation suotuisan suojelutason saavuttaminen sekä kiljuhanhen palaaminen vakituiseksi osaksi Suomen pesimälinnustoa.

Tämä kiljuhanhen kansallinen suojeluohjelma on valmisteltu osana EU:n LIFE-rahaston tukemaa ”Kiljuhanhen suojelu Euroopan muuttoreitillä” -hanketta (2005–2009). Suojeluohjelman laadinnasta päävastuussa ovat olleet BirdLife Suomi ja Suomen ympäristökeskus. Laadintaan ovat omalla panoksellaan osallistuneet myös WWF Suomi, Suomen kiljuhanhityöryhmä, Metsähallitus ja ympäristöministeriö sekä käsikirjoitusluonnosta eri vaiheissa kommentoineet asiantuntijat muun muassa Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksesta ja Kiljuhanhen ystävät ry:stä.

2. Perustiedot kiljuhanhesta

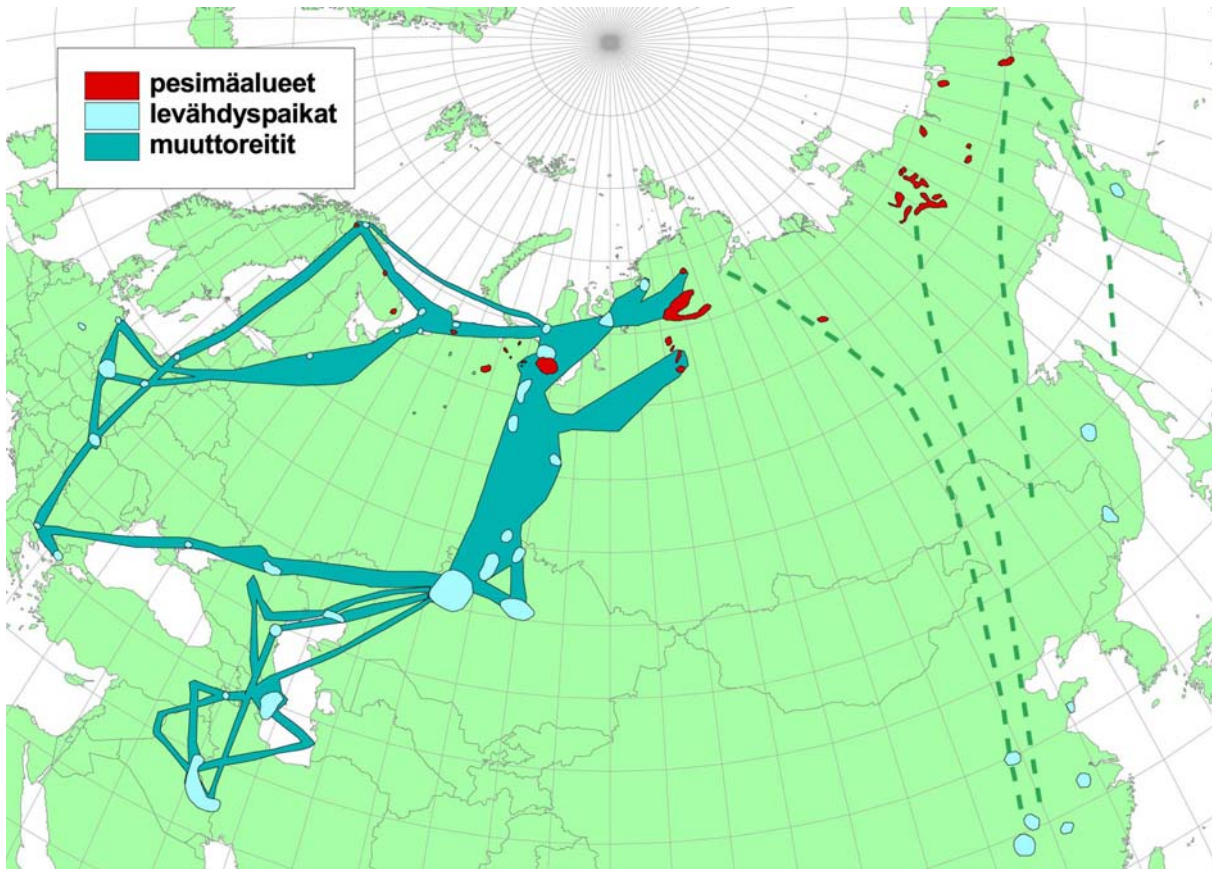
2.1. Taksonomia

Kiljuhanhi (*Anser erythropus*) kuuluu sorsalintujen (*Anseriformes*) lahkoon, sorsien (*Anatidae*) heimoon ja harmaiden hanhien (*Anser*) sukuun. Laajasta levinneisyysalueestaan huolimatta kiljuhanhesta ei tunneta alalajeja. Viimeaikaiset geneettiset tutkimukset (Ruokonen & Lumme 2000, Ruokonen ym. 2004, liite 1) osoittavat, että luonnosta löytyy kolme geneettistä linjaa, jotka ovat syntyneet ilmeisesti viime jääkauden aikana. Nämä geneettiset linjat eroavat toisistaan siinä määrin, että niitä tulisi käsitellä suojelubiologisesti omina toiminnallisina yksikköinä. Nämä yksiköt ovat: 1) Fennoskandian populaatio, 2) läntinen pääpopulaatio ja 3) itäinen pääpopulaatio.

Kiljuhanhen kolme populaatiota ovat pesimäaikaan maantieteellisesti eriytyneitä, ja populaatioiden välillä on eroja myös ekologiassa, muun muassa pesimähabitaatin valinnassa (esim. Ruokonen ym. 2004). Luontaisten populaatioiden lisäksi Pohjois-Ruotsissa pesii istutusperäinen populaatio, joka on geneettisesti läheisempi Venäjän kuin Fennoskandian luontaisen osapopulaation kanssa ja on myös risteytynyt lähilajien kanssa (Ruokonen ym. 2007), ja jonka talvehtimisalue sijaitsee Hollannissa (liite 2). Tässä suunnitelmassa keskitytään Fennoskandian luontaiseen populaatioon ja sen suojeluun.

2.2. Kiljuhanhen maailmanlaajuinen esiintyminen

Kiljuhanhi on palearktisella alueella esiintyvä pitkänmatkanmuuttaja. Sen pesimäalue ulottuu laikuittaisena Fennoskandiasta Itä-Siperiaan. Pääosa maailmanpopulaatiosta on keskittynyt muutamille talvehtimisalueille, joskaan kaikkia talvehtimisalueita ei tunneta. Tunnetut talvehtimisalueet sijaitsevat Kiinassa, Lähi-idässä ja kaakkoisimmassa Euroopassa (kuva 1).



Kuva 1. Kiljuhanhen maailmanlaajuinen esiintyminen. Tunnetut pesimäalueet on kuvattu kartassa punaisella ja muutonaikaiset levähdysalueet ja talvehtimisalueet vaaleansinisellä ja muuttoreitit tummansinisellä. © Norwegian Ornithological Society.

2.2.1. Pesimäalueet

Fennoskandian populaation nykyinen pesimäalue rajoittuu pääosin Pohjois-Norjaan ja Venäjällä Kuolan niemimaalle. Myös Suomessa ja Ruotsissa voi epäsäännöllisesti pesiä yksittäispareja. Parit saattavat vaihtaa vuotuista pesimäpaikkaansa myös maasta toiseen.

Läntisen pääpopulaation, jonka esiintyminen tunnetaan vain osittain, tunnetut pesimäalueet sijaitsevat Uralin pohjoisosissa, Jamalin niemimaan eteläosissa ja Taimyrin niemimaalla. Itäinen pääpopulaatio pesii itäisessä Siperiassa ilmeisen laajalla, mutta tarkemmin tuntemattomalla alueella.

2.2.2. Talvehtimisalueet

Fennoskandian populaatio talvehtii pääosin Kreikassa Evroksen suistossa ja sen läheisillä alueilla. Osa yksilöistä saattaa talvehtia yhdessä läntisen pääpopulaation yksilöiden kanssa Mustanmeren ja Kaspianmeren alueilla sekä Lähi-idässä (Lorentsen ym. 1998, Aarvak & Øien 2003).

Läntisen pääpopulaation talvehtiminen tunnetaan vajavaisesti. Talvehtimisalueissa lienee sääolosuhteista johtuvaa vuosien välistä vaihtelua, mutta tärkeimmät talvehtimisalueet sijaitsevat ilmeisesti Mustanmeren rannikolla ja eteläisellä Kaspianmerellä sekä Azerbaidžanin, Syyrian, Iranin ja Irakin kosteikoilla (Jones ym. 2008). Itäisen pääpopulaation talvehtiminen on pääosin keskittynyt Kiinan Dongtingjärvelle (Barter 2004), mutta talvehtimispaikkoja on todennäköisesti muuallakin.

Hyvin pieniä määriä kiljuhanhia talvehtii myös Keski-Euroopassa (Jones ym. 2008) tundrahanhiparvissa (*Anser albifrons*). Kyseessä lienevät enimmäkseen läntisen pääpopulaation yksilöt, jotka ovat liittyneet tundrahanhiparviin muuttokauden aikana, mutta myös yksittäisten Fennoskandian kiljuhanhien talvehtimisestä Keski-Euroopassa on saatu näyttöä.

2.3. Populaatiokehitys

Kiljuhanhen maailmanpopulaatio on pienentynyt 1900-luvun alkupuolelta alkaen. Venäjän kokonaispopulaatioksi arvioitiin vielä 1980-luvun lopulla noin 100 000 yksilöä (Vinogradov 1990). Nykyinen arvio on tästä vain kolmannes, 28 000–33 000 yksilöä (Wetlands International 2006).

Noin vuosisata sitten Fennoskandiassa pesi vähintään tuhansia pareja kiljuhanhia. Jäljellä on enää arviolta alle 100 paria, joista Pohjoismaissa pesii 15–25 (ks. luku 4.1.) ja Kuolan niemimaalla muutamia kymmeniä pareja (Timonen & Tolvanen 2004). Läntisen pääpopulaation koko on 8 000–13 000 yksilöä (Delany & Scott 2002, Wetlands International 2006) ja itäisen pääpopulaation 20 000 yksilöä (Wetlands International 2006).

Parhaiten tunnetaan voimakkaimmin taantunut Fennoskandian populaatio. Sekä läntisen että itäisen pääpopulaation kantojen tiedetään myös taantuneen, mutta luotettavia arvioita taantumisen suuruudesta pitkällä aikavälillä ei ole.

Suomessa kiljuhanhi esiintyi runsaana sekä kevät- että syysmuuttoaikaan vielä noin vuosisata sitten, mutta muutonaikaisten levähtäjien määrä väheni 1900-luvun alkuvuosikymmeninä ja romahti 1950-luvulla (Soikkeli 1973). Kiljuhanhi oli vielä 1900-luvun alkuvuosikymmeninä melko yleinen pesimälaji Lapissa. Nykyään Suomessa levähtää vain joitakin yksilöitä keväisin (esim. Markkola ym. 2004), eikä lajin pesintää Suomessa ole varmistettu vuoden 1995 jälkeen.

2.4. Lajin- ja iänmääritys

Kiljuhanhen erottaminen runsaslukuisesta ja monilla kiljuhanhen esiintymisalueilla riistalajeihin kuuluvasta tundrahanhesta on hyvin vaikeaa, mikä on eräs suurimpia haasteita kiljuhanhen suojelussa. Kiljuhanhen määrittystä ja erottamista tundrahanhesta ovat käsitelleet seikkaperäisesti Øien ym. (1999). Liitteeseen 3 on koottu lajin tuorein määrittystietous.

2.5. Muutto ja talvehtiminen

Keväällä kiljuhanhet saapuvat Suomeen toukokuussa. Länsirannikolla on havaittu joinakin vuosina huhtikuussa yksittäisiä lintuja, joiden alkuperä on tuntematon. Kiljuhanhet muuttavat ilmeisesti pääosin päivällä (Markkola & Haapala ym., WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisematon aineisto). Pohjois-Pohjanmaalla kiljuhanhen kevätmuuton huipun ajankohta oli 1910-luvulla sama (muuton huippu noin 17.5.) kuin 1980- ja 1990-luvuilla (Merikallio 1919, Markkola julkaisematon aineisto), vaikka kevätlämpötilat olivat nousseet merkittävästi lauhkeassa ja kylmässä vyöhykkeessä samana ajanjaksona (mm. Houghton ym. 1996). 1990-luvun lopulla muutto alkoi aikaistua, ja huippu siirtyi toukokuun 10. päivän tienoille (WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisematon aineisto).

Varsinais-Suomessa kevätmuuton huippu ajoittui 1950-luvulla (Lehikoinen ym. 2003) samalle jaksolle kuin Pohjois-Pohjanmaalla 1910-, 1980- ja 1990-luvuilla. Varsinais-Suomeen kiljuhanhia alkoi kerääntyä enemmän jo huhtikuun viimeisellä viikolla reilua viikkoa ennen varsinaista muuton aloitusta Pohjois-Pohjanmaalla.

Kiljuhanhen syysmuutto alkoi Oulun ja Porin seudulla aikanaan elokuun puolivälissä ja huipentui syyskuussa (mm. von Haartman ym. 1963–66). 1960-luvun lopun jälkeen syyshavaintoja on Suomesta vähän. Fennoskandian pesineet kiljuhanhet lähtevät pesimäpaikoiltaan elokuun puolivälissä ja suuntaavat nyky-

ään Varangin- ja Porsanginvuonoille, mistä matka jatkuu syyskuun alussa itään Kaninin niemimaalle. Talvehtimisalueille kiljuhanhet saapuvat yleensä marras-joulukuussa, ja kevätmuutto käynnistyy helmimaaliskuussa.

2.6. Pesimähabitaatit

Kiljuhanhi on pesinyt laajalla alueella, joka ulottuu Norjan Kõliltä aina Venäjän Kaukoitään. Lajin on todettu pesineen tuntureilla, koivuvyöhykkeessä, avotundran eteläosissa, Pohjoismaiden koivuvyöhykettä vastaavalla Venäjän metsätundralla ja Siperiassa myös taigan pohjoisosissa. Euroopan puoleisella Venäjällä pesimäalue sijaitsee etupäässä avotundralla. Keski-Siperian Taimyrin niemimaalla (71–73° N, 95–96° E) kiljuhanhet pesivät metsätundralla, missä dahurianlehtikuusi (*Larix gmelinii*) on pääpuulaji. Taimyrin itäpuoliset kiljuhanhet kuuluvat itäiseen pääpopulaatioon, joka talvehtii Kiinassa. Ne pesivät ainakin osittain myös taigan puolella (Indigirkajoen laakso, 146° E, Artyukhov & Syroechkovski 1999).

Lännessä itään ja etelästä pohjoiseen siirryttäessä kiljuhanhen pesimäpaikkojen korkeus merenpinnasta vähenee kasvillisuusvyöhykkeiden mukaisesti. Lounaisin säännöllinen pesimäalue sijaitsi aikoinaan Norjan Børgfjellntunturien alueella (65° N, 14° E, Haftorn 1971), missä pesimäpaikkojen korkeus merenpinnasta oli tyypillisesti 700–900 metriä. Suomen lähialueella pohjoisimmassa Ruotsissa pesimäpaikat ovat myös olleet korkealla (750 m) avotunturissa, mutta Enontekiöllä jo alempana (esim. n. 500 m) ja Inarin-Utsjoen Lapissa sekä Ruijassa enää 200–450 metrissä. Varangin niemimaalla ja Petsamossa (1930-luku, Veikko Salkio, suull.) kiljuhanhet pesivät jopa merenrantojen tuntumassa.

Venäjällä ainakin Pienenmaan (Malozemelskaja) tundralta (51° E) itään kiljuhanhet pesivät usein petolin-tujen seuralaisina jokilaaksojen reunojen pahoilla (Morozov 1988, Mineev & Mineev 2004) saaden suojaa joinakin vuosina runsaita naaleja (*Alopex lagopus*) vastaan.

Kölin kiljuhanhihabitaatit ovat Öienin ja Aarvakin (1993) mukaan järvi- ja lampiryhmiä tunturien alialpiinisessa vyöhykkeessä. Niille on tyypillistä vaateliias ja monimuotoinen kasvillisuus sekä paikoin ruohoiset ja heinäiset järvenrantaniityt (Lorentsen & Spjøtvoll 1990). Kallioperä on rosainen, ravinteikas ja helppoliukoinen (Svanholm 1988). Lorentsenin (1994) mukaan nämä piirteet eivät ole niin selviä Ruijassa, mutta sopivat melko hyvin Suomen 1980–1990-lukujen ydinalueeseen.

Suomessa pääosa kannasta on pesinyt Enontekiöllä, Inarissa ja Utsjoella tunturikoivuvyöhykkeen määnynsekaisesta etelä- tai alareunasta pohjoiseen. Poikasaikana kiljuhanhi on täysin sidoksissa vesistöihin, järviin tai lampiryhmiin, mutta muulloin linnut liikkuvat myös tunturiylängöillä ja tasaisilla soisilla alueilla. Pohjoismaiden, Kuolan niemimaan ja Euroopan puoleisen Venäjän sekä läntisimmän Siperian pesimäseuduille on tyypillistä avoimuus ja avaruus. Ruijassa ja pohjoisimmassa Suomessa pesimäpaikat ovat osittain samanlaisia ja samoja kuin pohjoisimpien metsähanhien (*Anser fabalis*).

Suomessa ja Itä-Ruijassa kiljuhanhien on todettu oleskelevan touko-kesäkuun vaihteessa pääosin ohuturpeisilla lettosoilla, jotka ovat tärkeimpiä ruokailupaikkoja, sekä hieman vähemmässä määrin järvien ja lampien rannoilla. Kesän ja pesimäkauden edistyessä suot menettävät merkitystään, ja erityisesti järvien merkitys kasvaa. Siirtyminen vasta myöhemmin isoille järville johtunee siitä, että jäät sulavat ja kasvillisuus kehittyy siellä soita ja pieniä lampia hitaammin. Soilla on siis tärkeä merkitys alkukesän ruokailupaikkoina. Pesimättömät linnut oleskelevat yleisesti lettosoilla ja nummilla myös myöhemmin kesällä (WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisematon aineisto, J. Markkola ym. käsikirjoitus).

Poikueaikana kiljuhanhet oleskelevat maalla vain aivan rantaviivan tuntumassa. Ne suosivat suuria järviä (leveys yli 1 600 m), mutta poikueita tavataan yleisesti myös pienillä järvillä (leveys 200–300 m).

Poikuejärvien maarannan kasvillisuus on pääosin karua. Tyypillisiä piirteitä ovat kivikkoisuus ja kalliisuus sekä rantanummet, jotka tarjoavat ravinnoksi mm. variksenmarjaa (*Empetrum nigrum*). Rantasoita on todettu alle puolella poikuejärvistä ja niistäkin vain noin puolet oli lettoja, vaikka kiljuhanhet suosivat lettoja alkukesällä ruokailupaikkoinaan.

Poikuejärvien vesikasvillisuus on usein melko runsasta. Korkea, jopa 70 cm vedenpinnan yläpuolelle kohoava hyvän suojan tarjoava pullosara (*Carex rostrata*) on poikuejärville tyypillinen. Poikuepaikat ovat useimmiten puuttomia. Ruotsin Lapissa Kølillä kiljuhanhen tyypilliset poikuejärvet ovat pajuviitojen (*Salix ssp*) reunustamia sokkeloisia järviä (esim. Swanberg 1936) ja Euroopan puoleisella Venäjällä (Morozov 1988) pensaikkoisia ja heinikkoisia jokikuruja, mutta tämän tapaiset ympäristöt ovat Suomessa hyvin harvinaisia.

Pesimäseutujaan valitessaan kiljuhanhet välttävät kyliä ja teitä. Pesimäpaikkoja kuvaa myös ympäristön vaihtelevuus (Markkola ym. käsikirjoitus).

2.7. Ravinto

Kiljuhanhi on kasvissyöjä. Se suosii heinäkasveja (*Poaceae*), mutta varsinkin pesimäalueilla ravinto koostuu suureksi osaksi variksenmarjasta ja sarakasveista (*Carex ssp.*). Poikaset syövät myös hyönteisravintoa. Hailuodon levähdysalueella kiljuhanhet suosivat punanataa (*Festuca rubra*) (43 % ravinnosta), järviruokoa (*Phragmites australis*) (30 %) ja luhtakastikkaa (*Calamagrostis stricta*) (13 %) (Markkola ym. 2003). Siikajoen levähdysalueella kiljuhanhen ulosteita oli runsaasti paikoilla, joilla kasvoi melko runsaasti sinikaislaa (*Schoenoplectus tabernaemontani*) (Markkola 2001). Sekä Liminganlahdella (Markkola ym. 1993) että Siikajoella (Markkola 2001) pelloilla käyvät kiljuhanhet ovat ruokailleet timotein (*Phleum pratense*) sängellä.

Pohjoismaiden pesimäalueilla variksenmarjat ovat kiljuhanhien ravintoa sekä loppukesällä että ylivuotisina alkukesällä (Markkola 1992, Markkola ym. 1998a), kuten myös syksyllä niin Porsanginvuonon saarissa (Aarvak & Øien 1996) kuin Varanginvuonollakin (Tolvanen ym. 1998) ja aikoinaan Hailuodossa (Markkola ym. 1998a). Pesimäalueilla myös sarakasveilla ja muilla yksisirkkaisilla on tärkeä merkitys varsinkin alku- ja keskikesällä (Lorentsen & Spjøtvoll 1990, Nettleblatt 1992, Markkola 1992, Markkola ym. 1998a).

Norjan Porsanginvuonon muuttolevähdyspaikalla vuorovesirannan heinä, rönsysorsimo (*Puccinellia phryganodes*), on tärkein kevätrehu, mutta myöhäisinä keväinä sen korvaa ylempänä kasvava ja sulamisvesien ansiosta aikaisemmin kehittyvä nelilehtivesikuusi (*Hippuris tetraphylla*) (Aarvak ym. 1996), jota kiljuhanhien on nähty käyttävän myös syksyllä Kaninin niemimaalla (Tolvanen 1998).

Kiljuhanhet käyttävät muuttoaikoina muita hanhilajeja enemmän luonnonlaitumia (mm. Markkola ym. 2003). Unkarin muuttolevähdyspaikoilla Sterbetz (1978, 1990) havaitsi ylivoimaisesti tärkeimmäksi ravintokasviksi kalkkipitoisten pusta-alueiden natalajin (*Festuca pseudovina*). Azerbaidžanissa ja Armeniassa kiljuhanhien on nähty ruokailevan myös korjatuilla vehnä- (*Triticum aestivum*), ohra- (*Hordeum vulgare*) ja maissipelloilla (*Zea mays*), mutta sielläkin ne ruokailevat mieluummin lammaslaidunnuksen matalana pitämässä arokasvillisuudessa (Lorenzen ym. 1999).

Kiljuhanhille tarjolla olevaan ravintoon ja sen valintaan vaikuttaa paljon se, että ne muuttomatkoilla suosivat laajoja niittyjä.

2.8. Pesiminen ja lisääntyminen

Kiljuhanhet pariutuvat ja alkavat pesiä kolmannen tai neljännen kalenterivuoden kesänä. Pariutuminen tapahtuu talvehtimisalueilla tai kevätmuutonaikaisilla levähdyspaikoilla. Kiljuhanhet rakentavat pesänsä usein vesistöjen läheisyyteen, mutta pesän sijainti kaukanakin vesistöistä ei ole tavatonta. Pesä voi olla avoimesti mättäällä tai tiheän varvikon tai pajukon suojassa (mm. von Haartman ym. 1963–66, Markkola ym., käsikirjoitus). Pohjoismaissa kiljuhanhet pesivät erillisperein, mutta melko lähekkäin. Ne kokoontuvat muninta- ja haudonta-aikana ruokailemaan parviksi ja ruokailevat myös yhdessä metsähanhien kanssa.

Kiljuhanhen pesä on kaivettu syvennys, joka vuorataan kasvinosilla ja untuvilla, joita emo lisää haudonnan edistyessä. Vain naaras hautoo, ja koiras vahtii näköalapaikalla muutaman sadan metrin päässä. Koiraat, ja toisinaan myös naaraat varoittavat petojen tai ihmisten lähestyessä pesää ja lentävät samalla vauhdikkaasti kohti. Ne koukkivat kettujakin (*Vulpes vulpes*) vastaan hyvin rohkeasti ja ajavat korpit (*Corvus corax*) pois (Rosenberg; von Haartmanin ym. 1963–66 mukaan, Cramp & Simmons 1977, Markkola ym. julkaisematon aineisto).

Muninta alkaa touko-kesäkuun vaihteessa. Munia on tavattu 3–7 (keskimäärin 4–5), mutta aineisto voi olla harhainen, koska ei ole tiedossa, onko pesien munamäärä ollut täysi (von Haartman ym. 1963–66, Norderhaug & Norderhaug 1984). Tarhatietojen mukaan haudonta-aika on 26 vuorokautta (Markkola ym. 1998a).

Poikaset lähtevät pesästä heti kuivuttuaan. Poikueet siirtyvät nopeasti vesistöihin ja kerääntyvät usein poikueparviksi. Molemmat emot huolehtivat poikueesta. Poikasten ollessa parin viikon ikäisiä ensin naaras, ja sitten koiras pudottavat siipisulkansa, ja ovat lentokyvyttömiä 4–5 viikkoa. Poikasaikana kiljuhanhet ovat äärimmäisen arkoja.

Poikaset lentävät jo noin 37 vuorokauden iässä (Markkola ym. 1998a). Useimmiten elokuun 10. päivän tienoilla ensin poikaset, sitten naaraat ja viimeisinä koiraat saavuttavat lentokyvyn.

Poikueiden keskikoko oli vuosina 1989–2003 kerättyssä aineistossa noin yhtä poikasta pienempi kuin Norderhaugin & Norderhaugin (1984) aineistossa, jossa keskikoko oli 4,13 poikasta (n=24). Suomen ydinalueella keskikoko oli 2,83 poikasta (n=30) vuosina 1989–1995 (Markkola, Karvonen ym., WWF:n kiljuhanhityöryhmä, julkaisematon aineisto) ja Porsanginvuonolla 2,97 poikasta (n=101) vuosina 1994–2003 (Aarvak & Øien 2004).

Kazakstanin syysmuutonaikaisessa aineistossa poikueiden keskikoko oli 3,3 poikasta (n=66) vuonna 2002 ja 3,1 poikasta (n=87) vuonna 2003 (Aarvak ym. 2004), mutta vain 2,2 poikasta (n=14) vuonna 2000 (Tolvanen ym. 2001).

2.9. Elinympäristöt pesimäkauden ulkopuolella

Pohjoisimmalla kevätlevähdyspaikalla Ruijan Porsanginvuonolla kiljuhanhet laiduntavat mieluiten vuorovesirannan alavalla rönsysorsimoniityllä, syksyisin myös vuonon saarten variksenmarjanummilla (mm. Aarvak & Øien 1996). Varanginvuonon saarella ja joskus mantereellakin kiljuhanhet ovat syksyllä laiduntaneet sekä rönsysorsimoniityillä että kumpareisilla variksenmarjanummilla (Tolvanen ym. 1998). Vienanmeren suun itäpuolella Kaninin niemimaalla syyslevähdyspaikat ovat Mesna- ja Tornajokien suiston laakeita murtovesiniittyjä, ns. laidoja (Tolvanen ym. 1996).

Perämerellä kiljuhanhet suosivat kevätlevähdysalueinaan laajoja matalakasvuisia merenrantaniittyjä ja luonnonlaitumia (mm. Markkola 2001). Hailuodon päälevähdysalueella, missä suurin osa Oulun seudun kautta muuttavista kiljuhanhista levähti 1980-luvun loppupuolelta vuosituhannen vaihteeseen, kiljuhanhet ruokailivat useimmiten pelkästään rantaniityllä ja yöpyivätkin sen rannimmaisella osalla tai vielä ulompana lietteellä, lampareilla tai erillisillä särkillä. Myös mantereen puolella luonnonniittyjen käyttö on ollut yleistä. Liminganlahdella kiljuhanhet vierailivat rantapelloilla aamuisin ja iltaisin 1970-luvulta 1990-luvun puoliväliin, kun niiden aiemmin käyttämä laaja niittyalue ruovikoitui ja matalakasvuisia niittyjä jäi vain kapealti ruovikoiden ulkopuolelle. Siikajoen ja Lumijoen rajoilla, missä suurin osa kiljuhanhista on levähtänyt 2000-luvun alkuvuosina, ne ovat vierailleet aamuisin ja iltaisin pelloilla, mutta pelloilla vietetty aika on ollut vain 5–10 % vuorokaudesta (Markkola 2001, Markkola ym. 2004).

Perämerellä kiljuhanhien käyttämien rantaniittyjen keskimääräinen leveys on 960 m ja satunnaisen vertailuryhmän vain 176 m (Markkola ym. 2003). Kapeimmat oleskeluniityt ovat olleet noin 300 m leveitä. Tyypillisiä laidunpaikkoja ovat mm. vähän ympäristöään korkeammat punanata-suolavihvilä (*Juncus gerardii*)-luhtakastikkaniityt, mutta välillä myös niiden väliset merisaraniityt (*Carex mackenziei*) ja avo-

lietteen reunan harvat meriluikkakasvustot (*Eleocharis uniglumis*) (mm. Markkola 2001). Kiljuhanhet näyttäisivät suosivan primaarisukcessioniittyä, jossa ei ole vielä vahvaa heinäkasvustoa, vaan rantaniityn pioneerikasveja (Juha Markkola henk. koht tiedonanto). Hailuodossa syyslevähdyspaikkoina olivat aikoinaan rantaniittyjen ohella variksenmarjakasvustoiset nummirannat.

Länsi-Virossa kiljuhanhet käyvät keväisin heinäpelloilla etenkin Matsalunlahden pohjoispuolella, mutta oleskelevat suuren osan ajasta merenrantaniityillä Matsalussa ja Haapsalunlahdella ja yöpyvät matalassa vedessä tai saarissa (mm. Tolvanen ym. 2004b). Syksyllä kiljuhanhia on havaittu pelloilla.

Unkarin Hortobágyyn pustalla Sterbetz (1978, 1990) on korostanut kiljuhanhen suosivan luonnontilaisia *Festuca pseudovina* -nataniittyjä, jos sellaisia on tarjolla. Yöpymispaikkoina kiljuhanhet käyttävät pustin kalalammikoita sekä keväällä että syksyllä.

Osa pohjoismaisista kiljuhanhista muuttaa syksyllä Kazakstanin kautta, missä yöpymispaikat ovat ruovikkorantaisia arojärviä ja ruokailupaikat viljan tai heinän sänkipeltoja ja laidunnettuja heinäaroja. Kreikan talviset ruokailuhabitatit ovat mm. suiston laidunnettuja aromaisia osia ja yöpymispaikat suiston laguuneja.

Pesimättömät tai pesinnässään epäonnistuneet kiljuhanhet voivat sulkia kaukanakin kiljuhanhiperheiden sulkimisalueilta. Pesimättömien yksilöiden kerrotaan Kõlillä sulkineen pesiviä lintuja ylempänä tuntureilla. Uusien tutkimusten mukaan Fennoskandian linnut voivat siirtyä sulkimaan jopa 2 500 km itään Siperian tundralla (Lorentsen ym. 1998, Aarvak & Øien 2003, www.piskulka.net). Venäjällä sulkimispaikkojen on sanottu sijaitsevan tundralla 300–400 km pesimäpaikkoja pohjoisempana.

3. Esiintyminen

3.1. Pesimäaikainen esiintyminen 20 viime vuoden aikana

Tässä käsitellään kiljuhanhen esiintymistä pesimäpaikoilla 1980-luvulta nykyhetken eli aikana, jolloin suomalainen, pohjoismainen ja kansainvälinen suojelutoiminta on ollut organisoitua ja inventointeja on tehty järjestelmällisesti. Tätä vanhempia tietoja on käsitelty luvussa 3.2.

Vuosina 1984–1987 inventoinnit tehtiin Inarissa ja Utsjoella noin 1 500 km²:n ja Enontekiöllä noin 2 000 km²:n alueella. Inventointien tuloksena havaittiin yksi kiljuhanhi lennossa heinäkuussa 1984 Enontekiön ylätuntureilla. Vuosina 1988–1993 inventointeja tehtiin Utsjoella ja Inarissa noin 2 000 km²:n ja Enontekiöllä noin 600 km²:n alueella läpikäyden lähes kaikki lammet, jokisuvannot ja suokuviot.

Vuonna 1988 nähtiin ensimmäiset kiljuhanhet myöhemmin tunnetuksi tulleella ns. Suomen ydinalueella Taka-Lapissa, missä vuodesta 1989 lähtien havaittiin vuosittain useita pareja ja poikueita (WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisematon aineisto). Suurin kesäkuussa todettu määrä oli 41 kiljuhanhea, joista noin 15 pesivää paria (v. 1991). Parhaana vuonna (1989) nähtiin 8 poikuetta, ja enimmillään nähtyjä ja jälkien avulla paikannettuja poikueita oli 11 (1991). Viimeisen kerran pesintä todettiin vuonna 1995. Alueella on nähty kiljuhanhia senkin jälkeen, mm. vuonna 1996 kolme aikuista lintua. Myös Itä-Enontekiöllä todettiin jäljistä, jättösulista ja ulosteista kaksi kiljuhanhen pesintää vuonna 1993 (Toivanen 1993).

Vuonna 1990 löydettiin Norjan tärkein pesimäalue Keski-Ruijasta (Bangjord & Broen 1990). Vuonna 1990 alueella tavattiin 6–15 paria, vuonna 1994 4–5 paria (Aarvak & Brøseth 1994) ja vuonna 1995 8 poikuetta (Lorentsen ym. 1998). Kesäkuussa 2006 alueelta löydettiin viikon inventoinnilla 10–11 paria (Karvonen 2006).

Norjassa kiljuhanhia tavattiin 1980-luvulla nykyisen kiljuhanhien ydinalueen itäpuolella, Utsjoen pohjoispuolella, ainakin kahdessa paikassa. Niistä saatiin vihjeitä jo 1970-luvulla, ja pesintöjä varmistettiin useana vuonna 1980- ja 1990-luvuilla. Alueella pesi muutamia pareja, jotka Suomen puolella ja vielä idempänä Norjassa pesivien ohella muodostivat Pohjoismaiden itäisimmän osapopulaation, jonka vuonna

1994 havaittiin kokoontuvan Varanginvuonolle ennen syysmuuttoa. 1980-luvulla kiljuhanhia nähtiin myös läntisimmässä Ruijassa ja Tromsin läänin puolella Enontekiöltä pohjoiseen sekä Varangin niemimaalla (Nakken 1983, 1985).

Vuosina 1997–1999 Enontekiön, Inarin ja Utsjoen kunnissa kartoitettiin yhteensä 2 150 km² vanhoja ja 3600 km² potentiaalisia kiljuhanhen pesimämaastoja. Suomalaiset inventoijat kartoittivat samoina vuosina myös lähialueilla Norjassa yhteensä 1 500 km² mahdollisia kiljuhanhen pesimäalueita (Markkola & Timonen 2000). Yhtään pesintää ei varmistettu, mutta Varanginvuonon havaintojen perusteella Suomesa/Itä-Ruijassa varttui muutamia poikueita, mm. kesällä 1997 5 poikuetta. Tämän osapopulaation lintuja nähtiin vuosina 1997–1999 6–8 paria vuodessa (Markkola & Timonen 2000). Enontekiöllä nähtiin vuonna 1998 12 kiljuhanhea ja 1997 6 todennäköistä; vuoden 1998 linnuissa oli mahdollisesti yksi pesivä pari, muut ilmeisesti pesimättömiä.

Vuosina 2000–2006 Taka-Lapin vanhan ydinalueen liepeillä nähtiin vain yksi kiljuhanhi metsähanhiparvessa (v. 2002) ja Varanginvuonolla 7 yksilöä, todennäköinen poikue (v. 2003).

Ruotsissa alkuperäisen kiljuhanhikannan tulkittiin melkein kokonaan hävinneen jo 1980-luvun lopulla (von Essen 1993, von Essen ym. 1996). Pohjoisimmasta Ruotsista Rostujärven alueelta, kaukana kiljuhanhen tarhakannan istutuspaikoista, on kuitenkin yksittäishavaintoja aivan vuosituhannen vaihteeseen asti.

Kesäkuussa 2001 Kuolan niemimaan tundralla inventoitiin noin 300 km² osin vanhojen ja tai melko epämääräisten vihjeiden perusteella (Timonen & Tolvanen 2004). Alueelta löytyi kaksi yksittäistä kiljuhanhea ja yksi hätäilevä pari. Inventointien perusteella koko Kuolan kannaksi arvioitiin mahdollisesti joitakin kymmeniä pareja.

Venäjällä kiljuhanhia pesii Kuolasta itään ainakin kolmella alueella (mm. Morozov 1988, 2000, Mineev & Mineev 2004). Isonmaan (Bolšezemelskaja) tundran tutkimusalueella kiljuhanhien levinneisyys ja tiheys säilyivät suunnilleen samanlaisina vuosista 1984–1988 vuoteen 1999 (Morozov 1988, 2000), Uralilla taas pesimäalue oli supistunut ja tiheys laskenut samalla aikavälillä jonkin verran. Lännempänä Pienenmaan tundralla, Petšorajoen länsipuolella kiljuhanhien oletettiin jo hävinneen, mutta alueelta löytyi tiheä kanta vuosina 1999–2002 (Mineev & Mineev 2004). Inventoinneissa tavattiin noin 250 yksilöä, ja tiheydet vaihtelivat välillä 0,1–11,8 yksilöä km²:llä. Yleistettynä koko soveliaan alueen kannaksi esitettiin korkeintaan 1 000–1 500 yksilöä. Euroopan puoleisella Venäjällä on todennäköisesti vielä tuntemattomia pesimäpaikkoja.

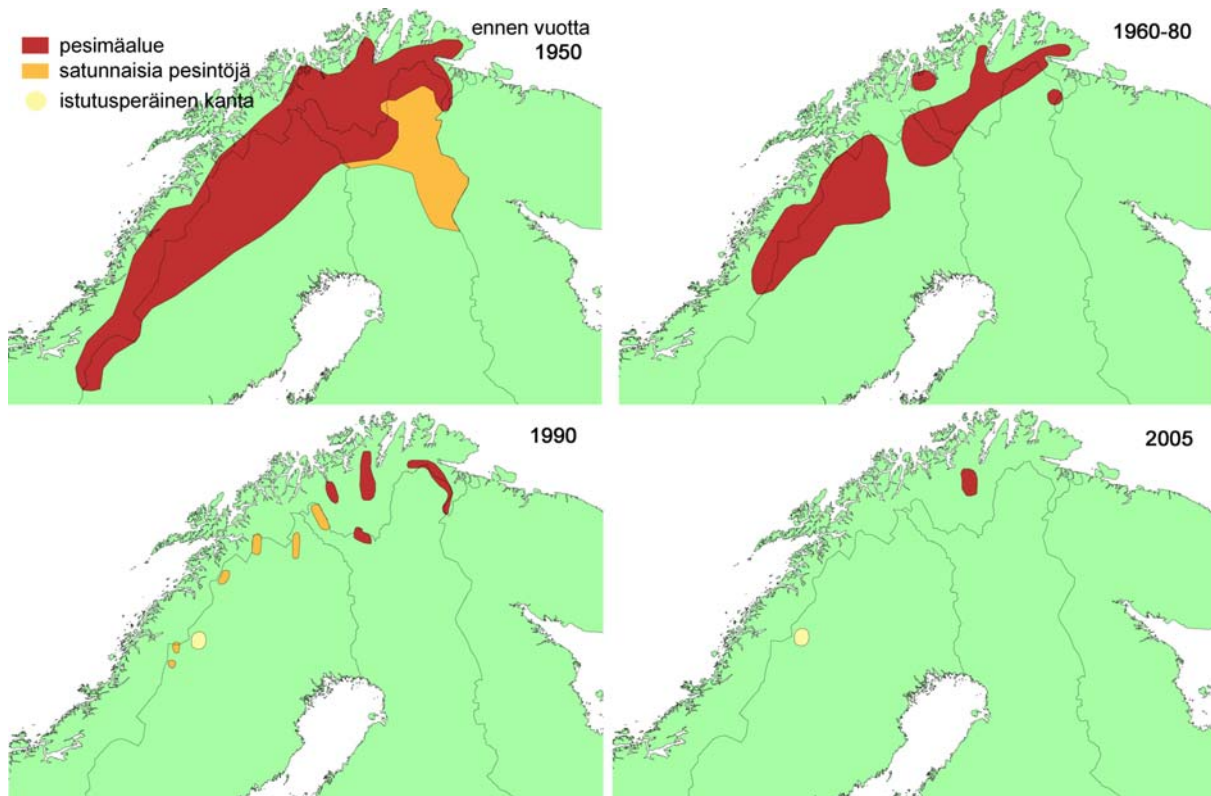
3.2. Pesimäaikainen esiintyminen ennen aktiivista seuranta

Kiljuhanhi on aikoinaan pesinyt koko Pohjois-Euroopan leveydeltä läntisen Norjan tuntureilta Lapin kautta Luoteis-Venäjälle, Uralille ja aina Kaukoitään asti. Lounaisimmat yksittäiset pesimähavainnot ovat Dovretuntureilta (n. 62° 15' N, 9° E, Barth 1964, Haftorn 1971, Aarvak & Øien 1999b). Aikoinaan jatkuvasti asuttu ja melko yhtenäinen pesimäalue alkoi Børgefjelltuntureilta (65° N, 14° E, Haftorn 1971) ja rajan vastapäisiltä Ruotsin tuntureilta (Norderhaug & Norderhaug 1984). Levinneisyysalue on jatkunut Norjassa Pohjois-Tröndelagin ja Nordlandin rajoilta (Børgefjell) Tromsin kautta Finnmarkin lääniin.

Myös Ruotsissa suuri osa pesimäpaikoista on sijainnut Kölin vedenjakajaseudulla Norjan rajaa vasten Västerbottenin ja Norrbottenin lääneissä, mutta ainakin Amartunturien tienoilta (n. 66° N) pohjoiseen aina Suomen rajalle saakka Enontekiön käsivarressa on pesimäalue ollut jopa 100 km leveä vyöhyke. Pohjoisimmassa Norjassa Ruijassa pesimäalueita on ollut vielä leveämmällä vyöhykkeellä, Jäämeren ääreltä Suomen rajalle (mm. Lorentsen 1994) noin 200 km:n leveydellä. Tromsissa, Varangin niemimaalla ja Petsamossa pesimäalue on ulottunut aivan merenrantaan, jopa Petsamon Heinäsaarille saakka (mm. Markkola ym. 1998a).

Suomessa pesimäalue käsitti 1900-luvun alussa Enontekiön, Utsjoen, Inarin, ilmeisesti Muonion ja ainakin osan Kittilää, Sodankylää ja jopa Sallaa ja Kuusamoa (mm. von Haartman ym. 1963–66, Markkola 1983). Kolmessa Tunturi-Lapin kunnassa levinneisyys lienee ollut laaja, mutta etelämpänä pesimäpaikat ovat sijainneet tunturiryhmien ja yksittäisten tunturien yhteydessä. Eteläisin pesimätieto on Itä-Kuusamon luovutetun alueen Mäntyntunturilta vuodelta 1935 (P. Suomalainen; von Haartmanin ym. 1963–1966 mukaan).

Pohjoismaiden sadan vuoden takaisen kiljuhanhikannan arviointi on vaikeaa. Merikallio (1915) arvioi Hailuodon kautta muuttaneen keväällä noin 10 000 yksilöä. Jos tämä luku jaetaan Suomen, Ruotsin ja Norjan kesken siinä suhteessa kuin maissa on sopivaa tunturi- ja tunturikoivuuyöhykettä eteläisintä Norjaa lukuun ottamatta, saadaan Suomeen n. 1 500, Ruotsiin n. 4 500 ja Norjaan n. 4 000 yksilöä. Tämä on varmasti aliarvio, koska kiljuhanhia on muuttanut myös Merenkurkun yli eteläisimmille pesimäpaikoilleen. Myöhemmin Merikallio (1958) arvioi Suomen kiljuhanhen kokonaiskannaksi 2 100 yksilöä ennen toista maailmansotaa ja 200 paria vuonna 1955 (kuva 2).



Kuva 2. Kiljuhanhen pesimäalueet pohjoismaissa ennen vuotta 1950 (ylärivi vasemmalla), 1960–1980 (ylärivi oikealla), 1990-luvun alussa (alarivi vasemmalla) ja vuonna 2005 (alarivi oikealla). © Norwegian Ornithological Society.

Tugarinovin (1941) mukaan kiljuhanhi oli Kuolassa harvinainen rannikolla, mutta yleinen sisämaassa ja vuoristoisilla järvillä (ks. myös Aikio ym. 2000). Sodan jälkeen se pesi vielä mm. Petsamon Heinäsaarilla (Dementiev & Gladkov 1967). Pesintä lienee ollut yleisintä ja säännöllisintä Kuolan itäosissa (Bianki ym. 1993). On todennäköistä, että Euroopan puoleisen Venäjän kiljuhanhikanta on ollut samaa luokkaa kuin Pohjoismaiden, mutta alueiden kannasta tai sen suuruusluokasta ei ole luotettavia tietoja.

1900-luvun alun ja toisen maailmansodan välillä tapahtuneesta kannan pienenemisestä ja levinneisyyden supistumisesta ei ole tietoja pesimäalueilta. Sen sijaan sodan jälkeen kiljuhanhen puuttuminen monilta

aiemmilta pesimäpaikoilta on raportoitu sekä Ruotsista (Curry-Lindahl 1963) että Suomesta (mm. von Haartman ym. 1963–66). Metsä-Lapista esiintymätiedot loppuvat 1950-luvun alussa, ja 1960-luvulta tietoja on enää Enontekiön Käsivarresta ja vähemmän Utsjoelta ja Inarista. Täällä esiintyminen kuitenkin jatkui varmemmin 1960-luvulla ja 1970-luvun alussa (Markkola 1983). Norderhaug & Norderhaug (1984) arvioivat kiljuhanhen levinneisyyden kattaneen 1980-luvun alussa vielä 40–50 % alkuperäisestä levinneisyysalueesta, mutta esiintymät olivat hajallaan ja harvassa.

Ensimmäisen lintuatlaksen aikana 1974–1979 saatiin vain yksi kiljuhanhen poikuehavainto Taka-Lapista. Atlaskirjan valistunut arvaus Suomen kiljuhanhikannasta 1980-luvun alussa oli 10–12 paria (Markkola 1983).

Vuonna 1984 aloitettiin kiljuhanhen esiintymistä koskevat kyselyt ja haastattelut. Ne tuottivat 1960- ja 1970-luvuilta 13 pesä- tai poikuetietoa (Karlin 1985a, Rassi ym. 1986), jotka kuitenkin perustuivat pääosin maallikoiden havaintoihin. Näistä suurin osa oli 1970-luvulta, mm. pesälöytö Utsjoelta vuonna 1978. 1980-luvulta varmoja pesimähavaintoja ei saatu, mutta tietoon tuli 3–4 paria Enontekiön Käsivarressa ja yksi pari Utsjoella vuonna 1982. Vuonna 1986 Pohjoismaiden kannaksi arvioitiin 60–90 paria (Rassi ym. 1986), josta Suomen kannaksi ”muutama” pari.

3.3. Euroopan pesimälintujen muuttoreitit ja nykyiset levähdysalueet

Fennoskandian kiljuhanhipopulaation muutto- ja levähdysalueet tunnetaan pääpiirteissään varsin hyvin (Jones ym. 2008). Aukkoja tiedoissa kuitenkin on, etenkin keskitalven, alkusyksyn ja loppukevään levähdyspaikkojen sekä Kazakstanin muuttoreitin osalta. Liitteessä 5 on esitetty kiljuhanhen tärkeät muuttolevähdysalueet Fennoskandian ulkopuolella.

Pesinnässään onnistuneet Pohjolan kiljuhanhet sulkivat pesimäalueellaan poikasten varttuessa, ja poikueet kokoontuvat elokuun puolivälissä syyskerääntymisalueille Ruijan rannikolle. Näistä selvästi tärkein on Porsanginvuonon perukka (Lorentsen ym. 1999, Aarvak ja Øien 2004), jonne kokoontuvat linnut ovat ainakin valtaosin Norjan puolella pesiviä yksilöitä. Toinen, vielä 1990-luvun puolivälissä tärkeä syyskerääntymisalue sijaitsee Varanginvuonon perukassa (Tolvanen ym. 1998). Varanginvuonon alue on ollut erityisen merkittävä Suomen Lapissa Kaldoaivin erämaa-alueella ainakin vuoteen 1995 asti pesineelle kiljuhanhikannalle (Tolvanen ym. 1998). Siellä säännöllinen vuosittainen syysesintyminen päättyi vuoden 1999 jälkeen, mutta syystarkkailua alueella on jatkettu vuosittain. Elokuussa 2003 syystarkkailussa havaittiin seitsemän kiljuhanhen parvi (ilmeinen poikue) (Kaartinen & Pynnönen 2004).

Mahdollisista muista vanhoistakaan syyskerääntymisalueista Suomen Lapissa tai Ruijassa ei ole tietoa, lukuun ottamatta Petsamon aluetta (Keltikangas & Harala 1938).

3.3.1. Syysmuutto, Euroopan muuttoreitti

Nykykäsityksen mukaan Ruijan kerääntymisalueilta lähes kaikki Pohjolan kiljuhanhet suuntaavat elokuun lopulla Kaninin niemimaalle, Mesna- ja Tornajokien suistoon. Täällä kiljuhanhet viiptyvät syyskuulle asti (Tolvanen 1998).

Kaninin niemimaalta Fennoskandian kiljuhanhet jakaantuvat kahdelle syysmuuttoreitille: toiset lounaaseen Unkarin suuntaan ns. Euroopan muuttoreitille, ja toiset läntisen pääpopulaation muuttoreitille Uralin yli Objoelle ja edelleen Pohjois-Kazakstaniin. Pienehkön satelliittiseuranta-aineiston perusteella on todettu, että yli puolet Fennoskandian linnuista suuntaa Kaninilta Euroopan muuttoreitille, joka johtaa Itä-Unkariin Hortobágyyn levähdysalueelle. Merkittäviä säännöllisiä syysmuutonaikaisia levähdysalueita Kaninin niemimaan ja Hortobágyyn välillä ei tunneta, mutta hajahavaintoja ja satelliittipaikannuksia on mm. Venäjältä Laatokan alueelta, Länsi-Virosta (Silman-Matsalun ja Nigulan-Häädemeesten alueilta), Puolasta ja itäisestä Saksasta (Lorentsen ym. 1998, Lorentsen ym. 1999, Jones ym. 2008). Suomessa ei enää ole syysmuutonaikaisia levähdysalueita.

Unkarin levähdysalue on Fennoskandian kiljuhanhille hyvin merkittävä sekä syksyllä että keväällä. Tärkeimmät ruokailu- ja yöpymispaikat sijaitsevat Hortobágyyn kansallispuiston alueella ja sen välittömässä ympäristössä (esim. Tar 2001). Syksyllä ensimmäiset yksilöt saapuvat Hortobágyyn syyskuun puolivälissä, ja kiljuhanhet viiptyvät alueella ainakin lokakuun puoliväliin asti, leutoina syksyinä viimeiset jopa pitkälle joulukuulle (Tar 2001, 2004). Syksyn suurimmat yksilömäärät lasketaan tavallisesti lokakuun jälkipuoliskolla. Loka-marraskuussa vähäisempiä määriä kiljuhanhia havaitaan säännöllisesti myös muutamilla muilla paikoilla Unkarissa, erityisesti Biharugran ja Kardoskútin alueilla (Farago 1995, Tar 2004, www.piskulka.net).

Hortobágyista kiljuhanhet siirtyvät Kreikkaan Kerkinijärvelle, missä ne viiptyvät marras-joulukuun vaihteeseen – jopa vuodenvaihteeseen asti. Kerkiniltä ne jatkavat Kreikan ja Turkin rajalle Evroksen suistoon. Evroksen tunnetut talvehtimispaikat sijaitsevat Kreikan puolella (Vangeluwe 2004), mutta havaintoja on tehty myös suiston Turkin puoleisen osan suunnalta saapuvista kiljuhanhiparvista (Lampila 1998). Keskitalven kylmien jaksojen aikana kiljuhanhet saattavat siirtyä Evrokselta etelämmäksi, mutta ei tiedetä minne.

3.3.2. Syysmuutto, Kazakstanin muuttoreitti

Toinen syysmuuttoreitti vie Kaninin niemimaalta kaakkoon, Uralin yli Objoelle ja edelleen Pohjois-Kazakstanin aroalueen kosteikoille (Tolvanen & Pynnönen 1998, Tolvanen ym. 1999, 2000, 2004a). Satelliittipaikannusten perusteella Objoen varsilla on levähdysalueita, joista ei ole toistaiseksi tarkempia tietoja.

Pohjois-Kazakstanin levähdysalue on hyvin merkittävä koko kiljuhanhen läntiselle pääpopulaatiolle, ja monet järvet hyvin laajalla alueella ovat tärkeitä kiljuhanhille (Tolvanen ym. 2004a, Jones ym. 2008). Hanhien ruokailualueet sijaitsevat järviä ympäröivillä pelloilla. Merkittävin yksittäinen paikka on vuosien 1996–2003 inventoinneissa ollut Kulykoljärvi Kostanain alueen lounaisosassa (Tolvanen ym. 2004a), mutta ilmasto-olosuhteiden vuoksi järvien vesitilanne vaihtelee, ja eri vuosina eri järvet ovat hanhien suosiossa. Samalla alueella, mutta Venäjän puolella, sekä pohjoisessa että lännessä, on merkittäviä levähdyspaikkoja.

Kazakstanin kautta syksyllä muuttavien Fennoskandian kiljuhanhien uskottiin talvehtivan läntisen pääpopulaation kanssa Kaspianmeren ympäristössä ja Lähi-idässä, mm. Mesopotamiassa (Tolvanen 2005, Jones ym. 2008). Tämä on hyvinkin mahdollista, mutta näyttöä nimenomaan Pohjolan kiljuhanhien talvehtimisesta näillä alueilla ei ole. Sen sijaan syksyllä 2006 kolme satelliittiseurannassa ollutta Kazakstanissa käynnyttä yksilöä jatkoivat matkaansa Kreikkaan, minne ne saapuivat Kaukasuksen pohjoispuolitse.

Ei tiedetä millä perusteella Fennoskandian kiljuhanhet valitsevat syysmuuttoreittinsä. Kuitenkin tiedetään, että samakin yksilö voi eri vuosina valita eri muuttoreitin. Ainoassa todennetussa tapauksessa kiljuhanhinaaras Nieida käytti Euroopan muuttoreittiä niinä syksyinä, jolloin sillä oli poikasia. Pesinnässä epäonnistuttuaan (v. 2006) se käytti Kazakstanin muuttoreittiä, mutta päätyi Kreikkaan talvehtimaan.

3.3.3. Kevätmuutto

Kreikassa talvehtineet Pohjolan kiljuhanhet muuttavat nykytietämyksen mukaan alla kuvattua Euroopan kevätmuuttoreittiä takaisin pesimäalueilleen. Kevätmuutolla ei tunneta säännöllisiä levähdysalueita Kreikan ja Unkarin Hortobágyyn välillä. Kiljuhanhet palaavat Hortobágyyn vuodesta riippuen helmimaaliskuulta alkaen. Suurimmat yksilömäärät saavutetaan huhtikuun alussa, ja viimeiset viivyttelevät alueella huhtikuun jälkipuoliskolle.

Liettuasta Niemenin (Nemunus) suistosta on joitakin kevätmuuton aikaisia havaintoja levähtävistä kiljuhanhista (Stoncius & Markkola 2000), ja kyseessä lienee säännöllinen levähdysalue. Levähtävien yksilöiden määrästä tai levähdysjakson pituudesta ei toistaiseksi ole tietoa. Tuorein havainto tehtiin satelliitti-

seurannan avulla keväällä 2007, kun Norjassa merkitty ja Kreikassa talvehtinut kiljuhanhikoiras paikan-
tui Niemenin suiston alueelle 22.–24.4. (www.piskulka.net).

Pohjoista kohti seuraava tunnettu säännöllinen levähdysalue sijaitsee Länsi-Virossa, Matsalun- ja Haap-
salunlahtien ympäristössä (Tolvanen ym. 2004b). Erityisen merkittäviä paikkoja alueella ovat Ridalan
Haeska sekä Noarootsin Silma, mutta kiljuhanhia on vuosina 1999–2006 havaittu lukuisilla muillakin
paikoilla. Tällä alueella kiljuhanhet levähtävät huhtikuun loppupuolelta toukokuun alkupuolelle.

Kevätmuuton seuraava etappi on Oulun seudun levähdysalue Perämeren rannikolla Hailuodossa, Siikajo-
ella ja Liminganlahdella. Historiallisesti – ja vielä 1990-luvun lopulle asti – merkittävin paikka oli Hai-
luodon kaakkoisosan rantaniityt, mutta 2000-luvulla kiljuhanhet ovat lepäilleet valtaosin mantereen puo-
lella (Markkola ym. 2004). Oulun seudulla 2000-luvulla nopeasti pienentyneet levähtäjämäärät viittaavat
siihen, että valtaosa linnuista muuttaa Oulun seudun ohi pysähtymättä (Luukkonen ym. 2005). Tähän
viittaavat myös kiljuhanhien vatsalaikkujen yksilöllisistä kuvioinneista tehdyt analyysit Viron, Oulun
seudun ja Porsanginvuonon kevätlevähdysalueilla (WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisemat aineisto).

Perämeren jälkeen seuraava – ja samalla viimeinen – merkittävä levähdysalue ennen pesintää on Porsan-
ginvuonon pohjukka, erityisesti Valdakin rantaniityt (Lorentsen ym. 1999, Aarvak & Øien 2004). Varan-
ginvuonolla kiljuhanhien kevätiesiintyminen ei ole säännöllistä, mutta Tenojoen laakson pelloilla ja nii-
tyillä rajan molemmin puolin on 2000-luvulla tavattu yksittäisiä kiljuhanhia ja pareja toukokuun loppu-
puolella – kesäkuun alussa lähes vuosittain (Luukkonen ym. 2005).

3.3.4. Sulkasatomuutto

Pesinnässään epäonnistuneet ja pesimättömät Pohjolan kiljuhanhet jättävät yleensä pesimäalueet jo kes-
kikesällä, ja lentävät sulkimaan pääsääntöisesti Venäjälle Kaninin niemimaalle, Kolgujeville ja jopa
Taimyrille asti (Aarvak & Øien 2003, www.piskulka.net/Satellite%20tracking.htm). Suomen Lapista on
kuitenkin 1990-luvun alkuvuosilta havaintoja myös pesimäalueella sulkineista pesimättömistä yksilöistä.

3.4. Muutonaikainen runsaus ja aiemmat levähdysalueet

Oulun seudulta on tietoa muuttavien kiljuhanhien määrästä aina 1890-luvulta lähtien. Sandman (1892)
kuvasi Hailuodon kautta muuttavia parvia valtaviksi. Ensimmäinen, Einari Merikallion (1910) esittämä
pohjoismaisen populaation kevätkannan kokonaisarvio 1910-luvulta, yli 10 000 yksilöä, pohjautuu Hai-
luodon tienoon muuttajien laskentaan. Kiljuhanhet olivat aikoinaan Oulun seudulla syksyllä kevättä run-
saslukuisempia ja viipyivät seudulla pitempään kuin keväällä. Säännöllinen syysesintyminen loppui
1960-luvulla. Tähän vaikutti kannan hupenemisen lisäksi vesilintumetsästyksen kasvu, minkä takia han-
hien lepäily ei ollut enää mahdollista useimmilla perinteisillä paikoilla.

Varsinais-Suomen merenlahtien laidunniityillä ja niitä reunustavilla pelloilla kiljuhanhia lepäili aikoinaan
säännöllisesti mm. Mynälahdella, Sauvon Tapilanlahdella, Halikonlahdella ja Paimionlahdella (Lehikoi-
nen ym. 2003). 1950-luvulla kiljuhanhia nähtiin joitakin satoja kevään kuluessa, mutta 1960-luvun puo-
lella enää muutamia ja syksyisin ani harvoja (mm. von Haartman ym. 1963–1966, Lehikoinen ym. 2003).

Porin seudulla keväällä havaittujen kiljuhanhien määrä laski vuoden 1953 1 100:sta, vuoden 1962 400
yksilöön, minkä jälkeen havainnot loppuivat vuonna 1970 (Soikkeli 1973). Syksyiset kiljuhanhet katosi-
vat keväisiä nopeammin samaan tapaan kuin Turun seudulla, vaikka kiljuhanhi oli 1920-luvulla ollut Po-
rin seudulla yleisin hanhi nimenomaan syksyllä, mm. 5.9.1920 havaittiin Preiviikinlahdella noin 400 yk-
silöä (E.W. Suomalainen ja Hortling; von Haartmanin ym. 1963–1966 mukaan).

Oulun seudulla kiljuhanhen kevätiesiintyminen jatkui, vaikka muualta laji oli jo kadonnut. Kiljuhanhien
katoaminen muuttolevähdyspaikoilta etelästä alkaen viittaa siihen, että Oulun seudun levähdyspaikat ovat
aina olleet eteläisiä tärkeämpiä, vaikka osa linnuista on varmasti jatkanut Kõlille Merenkurkun kautta.

Toinen mahdollinen selitys on Varsinais-Suomessa ja Porin seudulla lepäilleen kannanosan häviäminen ensimmäisenä (Lehikoinen ym. 2003).

Oulun seudulla havaittiin parhaina päivinä 1960-luvulla noin 200, 1970-luvulla n. 70, 1980-luvulla n. 50 ja 1990-luvulla vajaat 30 kiljuhanhea. WWF:n kiljuhanhityöryhmä on tarkkaillut hanhia järjestelmällisesti vuodesta 1985 lähtien (liite 6). Oulun seudulla (Hailuodossa, Liminganlahdella ja Siikajoen-Lumijoen rajoilla) laskettiin 1985–1988 vuosittain noin 100 yksilöä ja 1990-luvun useimpina vuosina noin 30–40 yksilöä, minkä jälkeen määrä hiipui edelleen 2000-luvulle tultaessa paristakymmenestä vain muutamaan yksilöön.

Ruotsissa kiljuhanhen muuttolevähdyspaikkoja on ollut mm. Uumajan tienoilla ja Norrbottenin rannikolla, mutta määrät ovat 1970-luvun jälkeen olleet hyvin pieniä. Norjan Nordlandin kevätlevähdyspaikat autioituivat 1980-luvun lopulla samaan aikaan, kun pesimähavainnot sekä Nordlandin tuntureilta että niiden kohdalla Ruotsin puolelta loppuivat, ja Perämeren levähtäjämäärä romahti puoleen.

Pohjois-Norjan Porsanginvuonon levähdyspaikka, joka on nykyään Pohjoismaiden tärkein, tuli tietoisuuteen noin vuonna 1972 (Henriksen 1989), ja tarkkailu siellä on ollut jatkuvaa tai lähes jatkuvaa kevään syksyin vuodesta 1990 lähtien (mm. Aarvak & Øien 1999a). Porsanginvuono on kevätmuutolla viimeinen etappi ennen pesimäpaikkoja, ja syksyllä syysmuuton alkukohta.

Porsanginvuonolla levähti 1990-luvun keväänä 56–84 ja syksyinä 39–128 kiljuhanhea (liite 6). Poikueita nähtiin vuosittain 6–17. Porsanginvuonon kevätmäärät olivat Oulun seudun määriä suurempia jo 1990-luvun alussa ja ero on kasvanut Oulun seudun menetettyä merkitystään (vrt. Aarvak & Øien 2004 ja Markkola ym. 2004). Todennäköinen selitys Porsanginvuonon muita levähdysalueita suurempiin hanhimääriin löytyy siitä, että Porsanginvuonolle tulee lintuja myös Kazakstanin muuttoreitiltä idästä (ks. luku 3.3.2.). Muut norjalaiset levähdysalueet menettivät merkityksensä jo ennen 1980-lukua, ja Varanginvuonon syyslevähdyspaikka löytyi vasta vuonna 1994.

Virossa kiljuhanhea pidettiin 1960-luvulle asti säännöllisenä, mutta melko vähälukuisena muuttovieraana kevään syksyin (mm. Leibak ym. 1994). Matsalunlahdelta on kuitenkin havaintoja yhteensä 346 yksilöstä vuosina 1957–1967 (Kumari & Jõgi 1972). Sen jälkeen kiljuhanhia ei juuri nähty ennen 1980-lukua, jolloin useita ruotsalaisperäisiä istukkaita havaittiin valkuposkianhiparvissa (*Branta leucopsis*) (Leibak ym. 1994). Länsi-Viron merkitys varmistui vasta 1990-luvulla (mm. Tolvanen ym. 2004b). Viro on todennäköisesti ollut merkittävä muuttolevähdyspaikka aikaisemminkin, mutta muiden hanhilajien suuren yksilömäärän vuoksi kiljuhanhet ovat saattaneet jäädä huomiotta.

Unkarin Hortobágyyn, Kardoskutin ja Biharurgan alueiden levähdyspaikka on tunnettu pitkään (mm. Strebetz 1968, Sterbetz 1978, 1982, 1983, 1986). Strebetz arvioi jopa 80 000–120 000 kiljuhanhen vierailleen Unkarissa vuosina 1947–1951, mutta nytemmin lukuja on epäilty liian suuriksi. Vuonna 1967 laskettiin vielä 5 000 yksilöä, mutta 1990-luvulla enää satoja (mm. Karvonen 1992, Faragó 1995, 1996). Sterbetzin (1986) mukaan Unkarin suuret kiljuhanhimäärät nähtiin nimenomaan hyvinä poikasvuosina, joita Sterbetz nimittää invasiovuosiksi.

Kazakstanissa, läntisen pääpopulaation muuttoreitillä Vinogradov (1990) arvioi lepäilleen aikoinaan peräti 100 000 kiljuhanhea. Myöhemmin Kuma-Manuchin alueelta on tietoja paljon pienemmistä määristä, kerrallaan muutamasta kymmenestä 600 yksilöön (Khokhlov 1989). Alueelta on vanha pohjoismainen löytö Ruotsin Lapissa heinäkuussa 1953 rengastetusta kiljuhanhesta, joka löytyi syyskuun 1. päivänä 1957 (Höglund 1960, 1962).

3.5. Talvehtiminen

Fennoskandian ja läntisen pääpopulaation kiljuhanhia talvehtii tai on talvehtinut laajalla alueella Balkanilta Uzbekistaniin. Leutoina talvina kiljuhanhia voi talvehtia myös Unkarissa (mm. Jones ym. 2008).

Talvehtimishavaintoja on myös Puolasta ja Saksasta (Øien & Aarvak 2001, Aarvak & Øien 2003, www.piskulka.net).

Pohjoismaiden kiljuhanhet ovat lajin läntisimpiä pesijöitä, ja myös niiden talvehtimisalue on kaikkein läntisin (Höglund 1960, 1962, Lampila 1998, www.piskulka.net). Osa syksyllä Kazakstanin kautta muuttavista Pohjolan kiljuhanhista saattaa talvehtia läntisen pääpopulaation mukana Kaspienmeren alueella ja Lähi-idässä (ks. luku 3.3.2.). Tähän viittaa se, että osaa Porsanginvuonolla keväällä nähtävistä linnuista ei havaita Viron tai Suomen kevätlevähdysalueilla (ks. luku 3.3.3.).

Kreikan ja Turkin rajalla sijaitseva Evroksen suisto on Balkanin pitkäaikaisin ja tunnetuin kiljuhanhen talvehtimisalue (ks. myös luku 3.3.1.). Muita paikkoja, joilta on tuoreitakin havaintoja, ovat Pohjois-Kreikan Kerkinijärvi ja vähemmässä määrin Ismaridajärvi (eli Mitrikoujärvi) sekä Nestosin suisto. Kreikan suurin laskettu kiljuhanhimäärä on 1 630 yksilöä vuodelta 1963 (Handrinos 1991). Vielä vuonna 1973 laskettiin 487 ja vuonna 1988 142 yksilöä (Handrinos 1991), mutta tämän jälkeen on tiedossa vain alle 100 yksilön määriä. Kymmenen viime vuoden ajan Kreikassa havaittujen kiljuhanhien vuotuinen määrä on ollut 30–60 yksilöä (mm. Lampila 1998, Vangeluwe 2004, ks. www.piskulka.net).

Osa Kreikan Evroksella talvehtivista kiljuhanhista käy Turkin puolella, mutta tarkkoja paikkoja ei tunneta. Turkista on vain harvoja talvehtimishavaintoja eri puolilta maata, mutta on mahdollista, että kiljuhanhia talvehtii muuallakin kuin Kreikan rajan tuntumassa, mm. sisämaassa Anatoliassa (mm. Jones ym 2008).

Bulgariassa ja Romaniassa talvehtivien tundra- ja punakaulahanhimassojen (*Branta ruficollis*) joukossa on arveltu talvehtivan jopa 100 kiljuhanhea (N. Petkov suull., Jones ym. 2008). Havainnot koskevat kuitenkin pääosin yksittäisiä yksilöitä, harvemmin muutamia yksilöitä. Näyttää siltä, että kiljuhanhet ovat ennemminkin muiden hanhien joukkoon harhautuneita kuin säännöllisesti talvehtimassa olevia.

Läntisen päämuuttoreitin parhaiten tunnetut talvehtimispaikat, Kizil Agach ja Ag-Gelin, sijaitsevat Azerbaidžanissa, missä talvehtii yhteensä joitakin tuhansia kiljuhanhia. Vuonna 1996 arvioitiin talvehtijoiden määräksi 1 500–7 000 yksilöä (Paynter ym. 1996). Turkmenistanista on havainto noin 400 talvehtivasta yksilöstä maaliskuulta 1999 (Markkola 2000). Arviot Uzbekistanissa talvehtivien yksilöiden määrästä vaihtelevat havaituista 144:stä jopa 2 000–4 000 yksilöön (Kreutzberg-Muchina & Markkola 2000, Kreutzberg-Muchina 2003, Jones ym. 2008). Pieniä määriä talvehtivia kiljuhanhia on viime vuosina nähty tai paikannettu satelliittilähettimen avulla myös monissa muissa Lähi-idän maissa, mm. Syyriassa, Iranissa ja Irakissa.

4. Kannan nykytila

4.1. Fennoskandian kiljuhanhikanta

Pohjolan (Norjan, Suomen ja Ruotsin) luonnonvaraiset kiljuhanhet ovat samaa kantaa, jonka yksilöt saattavat vaihtaa pesimäalueita valtioiden rajoista piittaamatta. Tuorein julkaistu arvio Pohjolan pesivän villin kiljuhanhikannan koosta on 20–30 paria (Tolvanen ym. 2004a). Uusimpien seurantatietojen mukainen arvio on 15–25 pesivää paria. Poikaset ja pesimättömät esiaikuiset linnut mukaan lukien kokonaismäärä on noin 60–80 yksilöä sulkasadon jälkeen alkusyksyllä. Kaikkien parien pesimäaluetta ei tiedetä. Suurin osa Pohjolan kannasta näyttää pesivän Norjan Lapissa (kesien 2006–2007 inventoinneissa pesimäalueella runsaat 10 paria), mutta joitakin pareja pesinee toisinaan myös Suomessa ja Ruotsissa.

Fennoskandian kiljuhanhikanta sisältää Pohjolan lintujen lisäksi Kuolan niemimaalla pesivät linnut. Kuolan kannan todellisesta koosta ei ole juuri tietoa. Timonen & Tolvanen (2004) arvioivat kesän 2001 inventointien perusteella Kuolan niemimaan kannaksi joitakin kymmeniä kiljuhanhipareja.

4.1.1. Pesimäkanta Suomessa

Suomen pesivän kiljuhanhikannan kooksi vuonna 2004 arvioitiin 0–5 paria (Väisänen ja Lehtiniemi 2004). Viimeisin pesintä on varmistettu kesällä 1995 (Tolvanen ym. 1997, Luukkonen ym. 2005). Suomen Lapissa on niin paljon potentiaalista pesimäaluetta, että sen kattava inventointi ei ole mahdollista. Vuoteen 1995 käytössä ollut ydinpesimäaluetta Kaldoaivin erämaa-alueella on inventoitu 2000-luvulla noin joka toinen vuosi ilman suoria havaintoja kiljuhanhista. Kesän 2005 inventoinneissa yhdeltä alueelta löytyi kuitenkin ilmeisiä ylivuotisia kiljuhanhen ulosteita. Pohjois-Lapista, mm. Kaldoaivin alueelta, on saatu 2000-luvulla lähes vuosittain maallikkohavaintoja kiljuhanhipoikueista, mutta mitään niistä ei ole voitu varmistaa. Vielä 1990-luvun alkuvuosina alueella pesi yli 10 kiljuhanhiparia (Osmonen 2002). 1990-luvun puolivälissä Väisänen ym. (1998) arvioivat Suomen pesimäkannan 15 pariksi samalla toden, että arvio saattaa osoittautua liian optimistiseksi. Merikallio (1958) arvioi Suomen 1950-luvun pesimäkannaksi noin 200 paria, ja kokonaiskannaksi ennen toista maailmansotaa noin 2 100 yksilöä.

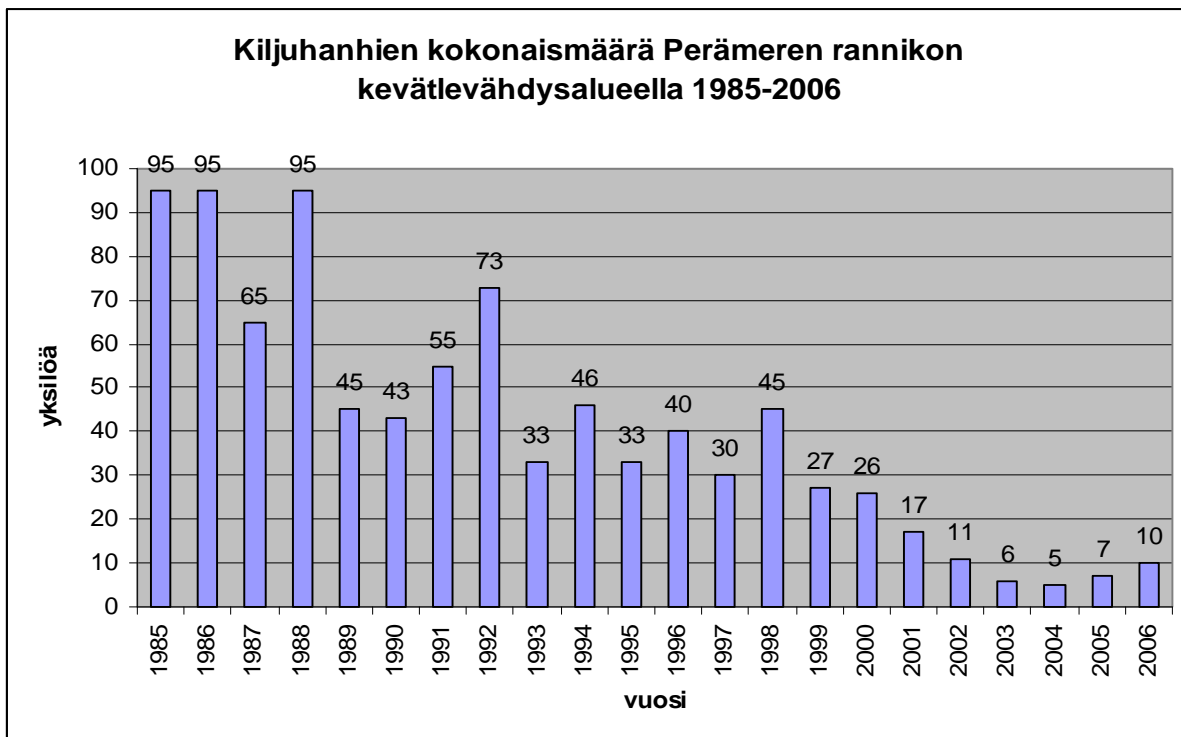
Havaintoja kiljuhanhista potentiaalisessa pesimäympäristössä tai sen läheisyydessä on Suomen Lapista saatu 2000-luvullakin lähes vuosittain, esimerkiksi 11.5.2003 nähtiin Utsjoen Vetsijärvellä aikuinen kiljuhanhipari (Luukkonen ym. 2005).

4.1.2. Perämeren rannikon levähdysalue

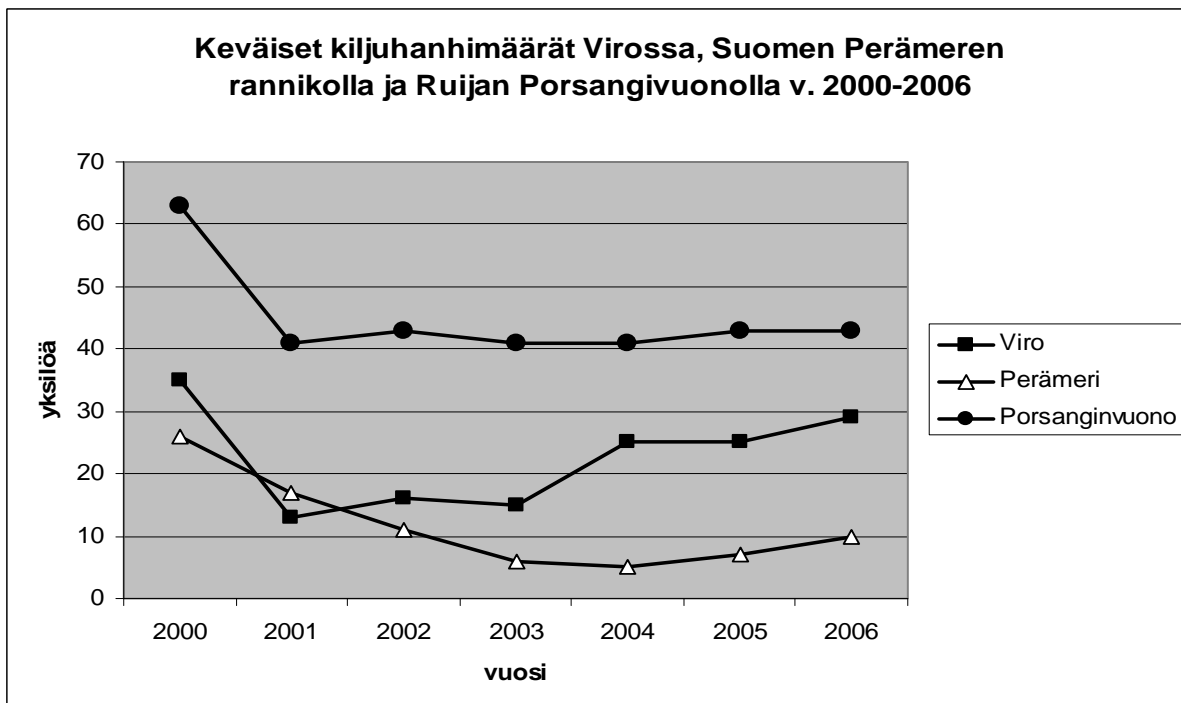
Perämeren rannikko on historiallisesti tärkein levähdysalue (ks. 3.4.) Kymmenen viime vuoden aikana Perämeren rannikon keväiset yksilömäärät ovat edelleen vähentyneet, ja keväinä 2002–2006 alueen kokonaismäärä on ollut enää korkeintaan 10 yksilöä (kuva 3). Yksilömäärien väheneminen Perämeren rannikon levähdysalueella ei kuitenkaan suoraan kuvasta muutoksia tämän kevätmuuttoreitin kannan koossa. Viron ja Norjan Porsanginvuonon keväiset määrät eivät ole pudonneet vastaavalla tavalla, vaan ovat vuosien 2000 ja 2001 välillä tapahtuneen noin 30 % notkahduksen jälkeen pysyneet vakaina (Porsanginvuono) tai jopa kasvaneet (Viro) (kuva 4). Vaikuttaakin siltä, että aiempaa suurempi osa kiljuhanhista on 2000-luvun keväinä muuttanut Viron levähdysalueilta suoraan Lappiin, pysähtymättä Perämeren rannikon levähdysalueella (ks. myös luku 3.3.3.).

On mahdollista, että Perämeren rannikon tunnettujen levähdyspaikkojen tilalle on ilmaantunut jokin uusi levähdysalue, sillä Virossa yksilöllisesti tunnistetut kiljuhanhet ovat olleet kateissa jopa viikon Viron ja Perämeren rannikon tai Viron ja Norjan levähdysalueiden välillä (Luukkonen ym. 2005).

Kiljuhanhen säännöllinen syysesintyminen Perämeren alueella – ja koko Suomessa – on loppunut.



Kuva 3. Kiljuhanhien keväiset kokonaisyksilömäärät Perämeren rannikon levähdysalueella vuosina 1985–2006. (Lähteet: Luukkonen ym. 2005 (vv. 1997–2003), www.piskulka.net (vv. 2004–2006)).



Kuva 4. Kiljuhanhien keväiset kokonaisyksilömäärät Virossa, Suomen Perämeren rannikon levähdysalueella ja Norjan Porsangivuonolla vuosina 2000–2006 (lähteet: Luukkonen ym. 2005 (1997–2003), www.piskulka.net (2004–2006)).

4.2. Kannan elinkelpoisuus

Modernin luonnonsuojelubiologian perusmenetelmiä on ns. elastisuusanalyysi, jonka avulla pystytään arvioimaan, mikä lajin elinkierron vaiheista vaikuttaa eniten populaation kasvukertoimeen (ks. mm. de Kroon ym. 1986, Caswell 1989, Akçakaya 1998, Ehrlén & van Groenendael 1998, Benton & Grant, 1999, Liite 7).

Nuorten kiljuhanhien selviytyvyys on paljon alhaisemmalla tasolla kuin muilla arktisilla hanhilla (mm. Ebbinge 1991) ja ehkä vain noin neljännes selviää ensimmäisestä talvestaan. Aikuisten vuotuinen selviytyvyys (n. 84 %) on myös hiukan alhaisempi kuin muilla hanhilla.

Perämeren aineistosta laskettu pohjoismaisen populaation kasvukerroin oli vuosina 1993–2001 0,974 ja Porsanginvuonon vastaavassa aineistossa 0,970, eli populaatio pieneni keskimäärin noin 3 % vuodessa (Liite 7).

Pienikin muutos aikuisten selviytyvyudessa voi vaikuttaa huomattavasti populaation kasvukertoimeen. Esimerkiksi 10 %:n pudotus aikuisten selviytyvyudessa johtaisi vähintään 7 %:n laskuun kannan kasvukertoimessa, kun taas vastaava pudotus nuorten selviytyvyudessa aiheuttaisi alle prosentin laskun kasvukertoimessa.

Metsästyspaine voi siis näkyä voimakkaasti nuorten kuolleisuudessa, mutta pienikin lisäys aikuisten kuolleisuudessa voi silti olla kohtalokkaampaa kannan kehitykselle. Pesimämenestyksen parantamista huomattavasti tehokkaampi ja helpommin toteutettava suojelutoimi on selviytyvyyden parantaminen talvi- ja muuttovähdysalueilla.

4.3. Syyt kannan taantumiseen ja esiintymisessä havaittuihin muutoksiin

Useissa yhteyksissä (esim. Markkola 1983) on esitetty arveluja Pohjolan kiljuhanhikannan 1900-luvun puolivälissä havaitun romahduksen syistä. Syyksi on arveltu talvehtimisalueella sattunutta katastrofaalista kertaluonteista tapahtumaa, joka olisi aiheuttanut suuren kuolleisuuden lyhyessä ajassa. Näin ei kuitenkaan ole välttämättä tapahtunut.

Kannan havaittu taantuminen sadan viime vuoden aikana on selitettävissä pitkään jatkuneella liiallisella metsästyspaineella: Lampilan (2001) ja Markkolan & Lampilan (käsikirjoitus) mukaan Pohjolan kiljuhanhikannan kasvukertoimen arvo 0.94 (eli kannan pieneneminen noin 6 % vuosittain) riittää selittämään 1900-luvun laskevan kehityksen, mikäli se on pysynyt pitkään samansuuruisena. Erityisesti aikuisten lintujen kuolleisuus on Pohjolan kiljuhanhikannan koon kehitystä määräävä tekijä. Teoreettisesti jo muutaman prosentin väheneminen nykyisessä muuttomatkan aikaisessa kuolleisuudessa riittäisi kääntämään kiljuhanhikannan kasvuun.

Rengaslöytö- ja satelliittiseuranta-aineiston perusteella metsästyksen aiheuttama kuolleisuus riittää yksinään selittämään kannan pienenemisen vielä 1990-luvullakin (taulukko 1): vähintään joka kolmas ja todennäköisesti lähes joka toinen yksilöstä on ammuttu rengastusta seuraavan talvikauden aikana. Kiljuhanhi on lähes kaikissa maissa rauhoitettu laji, minkä vuoksi kaikkia ammuttuja, rengastettuja kiljuhanhia ei todennäköisesti raportoida jälkiseuraamusten pelossa. Perämeren rannikon ja Porsanginvuonon kevät- ja syysseuranta-aineistoihin (1985–1999) perustuvassa tutkimuksessa kiljuhanhien kuolleisuus ensimmäisen talvehtimismatkan aikana (1kv syksy – 2kv kevät) oli 76 %, ja aikuisten (+3kv) kuolleisuus 16 % (taulukko 1, luku 4.2., Liite 7).

Taulukko 1. Norjassa ja Suomessa vuosina 1995–1996 rengastettujen kiljuhanhien kohtalo. (Lähde: Markkola, J. Esitelmä kansainvälisessä kiljuhanhikokouksessa Lammilla 1.4.2005)

	Suomessa rengastetut yksilöt	Norjassa rengastetut yksilöt	Yhteensä

Raportoitu ammutuksi seuraavana talvena	3	1	4 (27 %)
Ilmeisesti ammuttu seuraavana talvena	1	2	3 (20 %)
Petolinnun tappama	1	0	1 (7 %)
Nähty elossa seuraavana keväänä	2	1	3 (20 %)
Kohtalo tuntematon	3	1	4 (27 %)
Yhteensä	10	5	15 (100 %)

Metsästyksen aiheuttama liiallinen kuolleisuus muuttolevähdyks- ja talvehtimisalueilla on mitä todennäköisimmin pääasiallinen syy Pohjolan kiljuhanhikannan noin 100 vuotta jatkuneeseen taantumiseen. Metsästys on määritelty kiljuhanhen kansainvälisissä suojelusuunnitelmissa (Madsen 1996, AEW 2006) selkeästi merkittäväksi yksittäiseksi uhkatekijäksi (ks. luku 5.1.).

Erityisen voimakasta metsästykskuolleisuuden arvioidaan viime vuosikymmeninä olleen levähdysalueilla Venäjällä, Kazakstanissa, Ukrainassa, Azerbaidžanissa ja muualla Keski-Aasian entisissä Neuvostotasavalloissa sekä talvehtimisalueilla Lähi-idässä (mm. Syyria, Iran, Irak). Neuvostoliiton hajoamisen jälkeen monilla kiljuhanhelle aiemmin melko turvallisilla suojelualueilla alettiin metsästä. Luotettavaa tietoa metsästyspaineesta kiljuhanhelle tärkeillä paikoilla on kuitenkin (Kazakstanin Kostanain aluetta lukuun ottamatta) hyvin niukasti. Myös muuttolevähdyks- ja talvehtimishabitaattien väheneminen ja huononeminen ovat varmasti olleet merkittävä osasyy kannan taantumiseen pitkällä aikavälillä.

Kiljuhanhikanta on taantunut samaan aikaan, kun useimmat muut länsipalearktisen alueen hanhilajien kannat ovat runsastuneet 1900-luvun puolivälistä alkaen. Selityksenä tähän eroon pidetään sitä, että kiljuhanhella ei ole lainkaan Länsi- ja Keski-Euroopassa talvehtivia kantoja, toisin kuin mm. tundra-, sepel- ja valkuposkianhella. Taustalla on ajatus, että hanhien ja vesilintujen ja niiden talvehtimisalueiden suojelu sekä ennen kaikkea metsästyksen säätely on ollut Länsi- ja Keski-Euroopassa 1900-luvun puolivälistä alkaen huomattavasti edistyneempää kuin kiljuhanhen muuttoreittien varsilla ja talvehtimisalueilla.

Kiljuhanheen kohdistuva metsästysuhka on pienentynyt merkittävästi nykyisen EU:n alueella jo 1900-luvun puolivälistä alkaen mm. lainsäädännön kehittymisen ansiosta. Erityisesti Pohjoismaissa metsästys ei ole ainakaan noin 30–40 vuoteen ollut ensisijainen uhka kiljuhanhelle, vaikka yksittäisiä (pienelle kannalle kohtalokkaita) laittomia ampumistapauksia saattaa edelleenkin esiintyä.

Suomessa metsästyksellä on ollut todennäköisesti merkittävä vaikutus kiljuhanhen esiintymisen loppumiseen 1900-luvun alkupuolella erityisesti Perämeren rannikon muuttolevähdyksalueella, joka oli tärkeä levähdysalue myös syksyllä. Hailuodon kaakkoisosan rantaniityt olivat kiljuhanhelle erityisen merkittäviä, ja Hailuodon kovaa vesilintujen metsästyspainetta kiljuhanhen päämuuttoaikaan elo-syyskuussa pidetään syynä syysesintymisen loppumiselle ja Perämeren syysmuuttoreitin katoamiselle. Vielä 1990-luvultakin on Hailuodon kaakkoisosasta havainto, jossa syyskuinen kiljuhanhien muuttotarvi yritti laskeutua rantaniitylle, mutta joutui metsästyshäirinnän vuoksi jatkamaan pysähtymättä matkaansa.

Myös Perämeren rantaniittyjen umpeenkasvulla on saattanut olla vaikutusta kiljuhanhikantaan keväisen ruokailuhabitaatin vähenemisen kautta.

Nykytietämyksen perusteella ei ole syytä olettaa, että muutokset kiljuhanhien pesimäalueilla Pohjolassa olisivat ensisijaisia syitä kannan pienenemiseen, koska pesimäalueiden poikastuotto ei ole huolestuttavan alhainen, ja koska muuttomatkojen varsilla metsästyksen aiheuttama kuolleisuus yksinäänkin selittää kannan taantumisen. Pesimäalueiden tunturiluonnossa on kuitenkin tapahtunut merkittäviä muutoksia

sadan viime vuoden aikana, ja myös nämä muutokset ovat osaltaan saattaneet vaikuttaa kiljuhanhen vähenemiseen.

Suomen Lapissa kiljuhanhen pesimäalueiden kannalta merkittävin muutos on tapahtunut porotaloudessa. Porojen (*Rangifer tarandus tarandus*) määrä on moninkertaistunut 1950-luvulta lähtien, ja samaan aikaan ovat loppuneet porojen pitkäät vuodenaikaisvaellukset kesä- ja talvilaitumien välillä yli paliskuntien ja valtakunnan rajojen (Suominen ja Olofsson 2000). Tämä on johtanut ylilaidunnukseen laajoilla alueilla kiljuhanhien potentiaalisilla pesimäpaikoilla.

Ekosysteemin toiminnallisten muutosten välityksellä ylilaidunnuksen arvellaan voivan vaikuttaa myös hanhi- ja vesilintukantoihin mm. pienjyrsijäkantojen vähentyessä pysyvästi, jolloin lintuihin kohdistuva saalistuspaine kohoaa. Kaldoaivin erämaan ydinpesimäalueella, jonka kasvillisuudessa merkit porojen ylilaidunnuksesta ovat helposti nähtävissä, ei lähes 10 vuoden jaksolla 1980–1990-luvuilla ollut yhtään hyvää myyrävuotta (WWF:n kiljuhanhityöryhmän aineisto).

Myös Tunturi-Lappiin viime vuosikymmeninä voimakkaasti levinneen ketun saalistuksella on mahdollisesti ollut negatiivista vaikutusta hanhi- ja vesilintukantoihin. Pienen aineiston perusteella kiljuhanhien poikastuotto Suomen ydinpesimäalueella oli 1990-luvun alkuvuosina sitä huonompi, mitä runsaammin kettuja havaittiin inventoinneissa (Markkola 1998).

4.4. Suomessa ja lähialueilla toteutetut suojelutoimet

Perämerellä kiljuhanhen tärkeimpiä levähdysalueita on hoidettu niittämällä ja laiduntamalla vuodesta 1986 lähtien (mm. Vainio & Kekäläinen 1997, Pessa & Anttila 1998, 2000). Hoidetun alueen pinta-ala on kasvanut koko ajan. Aluksi hoidon piirissä oli vain 30 hehtaaria tärkeimpiä niittyjä, mutta 2000-luvun alussa hoidettiin jo yli 750 hehtaaria lajille potentiaalisia niittyjä Hailuodossa, Siikajoella ja Liminganlahdella (liite 8).

Fennoskandian pesimäalueilla kettu on kiljuhanhen pesimämenestyksen suurimpia uhkia. Kettujen lukumäärä on kasvanut nopeasti, ja näyttää siltä, että hanhet jättävät pesinnän kokonaan väliin niinä vuosina, jolloin kettuja on paljon. Kiljuhanhen perinteisiltä pesimäpaikoilta kettuja on metsästetty erityisluvin jo vuodesta 1994 alkaen. Kettuja ammuttiin alueella 276 yksilöä vuosina 1994–2000. Metsästyksen tuloksena kettujen määrä inventoiduilla kiljuhanhialueilla laski (Markkola & Timonen 2000).

Hyvä ravintotalous ja fyysinen kunto parantavat hanhien munan- ja poikastuotantoa. Tämän vuoksi keihtiin sekä Perämeren muuttolevähdysalueella että todennäköisillä levähdyspaikoilla Inarissa keväistä ohraruokintaa 1990-luvun lopussa. Ruokinta ei onnistunut odotusten mukaan sen paremmin Perämeren rannikolla kuin Lapissakaan (Markkola & Timonen 2000). Perämeren ruokintakohteilla kurjet (*Grus grus*) valloittivat ruokinnan, kun taas Lapissa kiljuhanhia ei lainkaan havaittu kyseisillä alueilla.

Mahdollisten munavarkaiden ja muiden häiriöiden varalta kiljuhanhen perinteisiä pesimäalueita on pidetty inventointien yhteydessä silmällä vuodesta 1989 alkaen. Pesimäalueilla liikkuvien ihmisten määrää ja liikkeitä on tarkkailtu sekä suoraan maastossa että autiotupien vieraskirjojen perusteella. Myös kiljuhanhea saalistavien petojen, kuten ketun, maakotkan (*Aquila chrysaetos*) ja merikotkan (*Haliaeetus albicilla*), esiintymistä on seurattu. Myyränpyyntilinjien avulla pesimäalueilla pyrittiin seuraamaan epäsuorasti kiljuhanhiin kohdistuvaa saalistuspainetta, koska hyvinä myyrävuosina hanhiin kohdistuvan saalistuspaineen oletetaan olevan vähäisempää. Porojen esiintymistä on kartoitettu inventointien yhteydessä, ja kiljuhanhen suoja- ja ravintokasvillisuuden tilaa on seurattu eri tavoin laidunnetuilla alueilla (eri paliskunnat, Suomen ja Norjan puoli) (mm. Markkola & Timonen 2000).

Suomessa kasvatettiin kiljuhanhia Hailuodon ja Hämeenkosken tarhoilla, joista Hämeenkosken tarhalla kasvatusta on edelleen jatkettu. Tarhauksen tuloksena Lappiin istutettiin 148 yksilöä vuosina 1989–1997. Istutuksilla ei saatu aikaan pysyvää kantaa. Geneettisissä tutkimuksissa havaittujen ongelmien vuoksi (liite 2) istutustoiminnasta luovuttiin vuonna 1997. Sittenkin ainakin vuonna 2004 saman tarhakannan

kiljuhanhia istutettiin, vaikka toiminta oli ympäristöhallinnon ja Suomen kiljuhanhityöryhmän linjauksen vastaista.

Kiljuhanhen satelliittiseuranta aloitettiin Suomessa vuosina 1994–1995 ja Norjassa 1995. Satelliittiseurannan avulla on saatu runsaasti lajin suojelun kannalta arvokasta tietoa.

Kiljuhanhen perinteisille syyslevähdysalueille on pyritty saamaan metsästyskielto kiljuhanhen syysmuuton ajaksi. Toistaiseksi metsästysoikeuden haltijat eivät ole suostuneet pysyviin rajoituksiin edes tärkeimmillä alueilla Säärenperän levähdysaluetta lukuun ottamatta. Hailuodon metsästysseura on omalla päätöksellään rajoittanut metsästyskautta, mutta kiljuhanhen päämuuton aikaan syyskuussa metsästys on ollut sallittua lähes vuosittain. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen toimialueen lintuvesillä ja rannikon suojelualueilla on kuitenkin lähes 10 000 hehtaaria metsästysrauhoitusalueita, joten perinteisten syyskerääntymisalueiden tuntumassa on kiljuhanhelle sopivia rauhallisia levähdysalueita (Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, kirjallinen ilmoitus).

4.5. Kiljuhanhen ottaminen huomioon lainsäädännössä ja kansainvälisissä sopimuksissa

4.5.1. Kansallinen lainsäädäntö

Kiljuhanhi rauhoitettiin metsästyslakia tarkentavalla asetuksella vuonna 1969. Vuodesta 1983 kiljuhanhi on kuulunut luonnonsuojelulain piiriin. Luonnonsuojeluasetus (913/2005) määrittelee kiljuhanhen sekä erityisesti suojeltavaksi että uhanalaiseksi lajiksi. Ympäristöministeriön asetuksella (2/2002) kiljuhanhen ohjeelliseksi arvoksi on määritelty 6 391 euroa. Kiljuhanhen tappamisesta tai pesinnän tuhoamisesta jouuu korvaamaan tämän arvon valtiolle mahdollisen muun rangaistuksen lisäksi.

4.5.2. Kansainväliset sopimukset ja lainsäädäntö

Lintudirektiivi

Kiljuhanhi kuuluu lintudirektiivin liitteen I lajeihin. Lintudirektiivi eli luonnonvaraisten lintujen suojelusta annettu direktiivi (Council Directive 79/409/EEC of 2 April 1979 on the Conservation of Wild Birds) määrittelee EU:n jäsenmaiden velvollisuudet lintujen suojelussa. Direktiivin 3 artiklassa todetaan, että ”jäsenvaltioiden on toteutettava kaikki tarvittavat toimenpiteet kaikkien 1 artiklassa tarkoitettujen lintulajien elinympäristöjen riittävän moninaisuuden säilyttämiseksi, ylläpitämiseksi tai palauttamiseksi ennalleen”. Lintudirektiivin liitteen I lajit sekä liitteeseen kuulumattomat muuttavat lintulajit ovat lintudirektiivin perusteella suojeltavien erityissuojelualueiden (SPA-alue) valintaperusteina. Tämä velvoittaa Suomea suojelemaan lintudirektiivin mukaisina erityissuojelualueina kaikki ne kohteet, joissa kiljuhanhia esiintyy säännöllisesti.

Bernin sopimus

Kiljuhanhi on Bernin sopimuksessa määritelty liitteen II lajiksi. Bernin sopimus eli yleissopimus Euroopan luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön sekä niiden elinympäristöjen suojelusta (228/1987) (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats) koskee Euroopan luonnonvaraisten eläinten, kasvien ja niiden ympäristöjen suojelua. Liitteessä II määritellään ne muuttavat lajit, joilla on Euroopassa epäsuotuisa suojelutaso tai lajit, jotka hyötyisivät merkittävästi kansainvälisestä yhteistyöstä niiden suojelemiseksi.

Bonnin sopimus

Kiljuhanhi on Bonnin sopimuksessa määritelty liitteen I lajiksi. Bonnin sopimus eli yleissopimus muuttavien luonnonvaraisten eläinten suojelusta (1317/1988) (Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals Species) koskee muuttavia luonnonvaraisia eläimiä ja niiden elinympäristöjä. Liitteessä I on listattu ne lajit, jotka ovat vaarassa kuolla sukupuuttoon joko koko esiintymisalueeltaan tai

merkittävältä osalta esiintymisaluettaan. Kiljuhanhi kuuluu myös Bonnin sopimuksista AEWA-alasopimuksen liitteeseen 2. AEWA-sopimus (African-Eurasian Migratory Water Bird Agreement) eli sopimus Afrikan ja Euraasian muuttavien vesilintujen suojelemisesta (77/2000) on muuttavien vesilintujen suojelusopimus. Kyseinen liite määrittelee, mitä lajeja alasopimus koskee. AEWAN toimesta kiljuhanhelle laaditaan kansainvälistä suojelusuunnitelmaa länsipalearktiselle alueelle.

Kaikki edellä mainitut ovat sopimuksia, jotka velvoittavat allekirjoittaneita jäsenmaita toimimaan erityistoimia vaativiksi määriteltyjen lajien ja niiden elinpaikkojen ja -ympäristöjen suojelemiseksi. Lintudirektiivi erottuu muista, koska se ulottuu ylikansallisenä lainsäädäntönä kaikkiin EU-maihin ja direktiivin rikkomukset käsitellään EY-tuomioistuimessa.

CITES-sopimus

CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna) on villieläinten ja -kasviston uhanalaisten lajien kansainvälistä kauppaa säätelevä yleissopimus. Tilanteestaan huolimatta kiljuhanhea ei ole mainittu CITES-sopimuksen liitteissä. CITES-sopimus ei näin ollen rajoita kansainvälistä kauppaa kiljuhanhella tai sen osilla. Käytännössä kansainvälistä kiljuhanhikauppaa ei kuitenkaan ole, joten kauppa ei uhkaa kiljuhanhen tulevaisuutta.

4.5.3. Uhanalaisuus

Kiljuhanhi on Suomessa arvioitu äärimmäisen uhanalaiseksi (Rassi ym. 2001). Laji määriteltiin uhanalaisuustarkastelussa vuonna 1990 erittäin uhanalaiseksi (Rassi ym. 1992). Seuraava lintujen kansallinen uhanalaisuustarkastelu on tarkoitus julkaista vuonna 2010. Koska laji on kansallisesti uhanalainen, on se näin ollen myös alueellisesti uhanalainen kaikkialla Suomessa.

Euroopassa kiljuhanhi on määritelty erittäin uhanalaiseksi (BirdLife International 2004) kriteerillä C1, koska Euroopan pesimäpopulaatio on arvioitu pienemmäksi kuin 2 500 lisääntymiskykyistä yksilöä, ja koska lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä on jatkuvasti vähentynyt.

Maailmanlaajuisessa uhanalaisuustarkastelussa kiljuhanhi on arvioitu vaarantuneeksi (BirdLife International 2006). Perusteena arviolle on lajin nopea väheneminen sen tärkeimmillä pesimäalueilla Venäjällä sekä perusteltu uhka vähenemisen jatkumiselle seuraavan 10 vuoden aikana.

5. Kiljuhanhen tulevaisuus

Kiljuhanhen suojelu vaatii ensisijaisesti hyvää kansainvälistä yhteistyötä ja muuttoreitti (fly-way) -ajattelua. Missään yksittäisessä kiljuhanhen elinkierron kannalta tärkeässä maassa tehtävät toimenpiteet eivät yksin pelasta lajia. Kiljuhanhen läntisen pääpopulaation säilymisen kannalta avaintekijät ovat muu-
tonaikainen kuolleisuus, erityisesti aikuiskuolleisuus, ja poikastuotto. Mikäli aikuiskuolleisuus on vähäistä, poikasia tuotetaan riittävästi ja riittävä määrä poikasia selviää lisääntymisikään, populaatio kasvaa. Kiljuhanhen tulevaisuuden kannalta ensisijaisen tärkeää olisi saada syysmuu-
tonaikainen ja talviaikainen metsästyskuolleisuus alhaisemmaksi.

5.1. Uhkatekijät

Kiljuhanhen kansainvälisessä suojelusuunnitelmassa (Jones ym. 2008) merkittäviksi uhiksi todetaan:

- 1) kasvanut aikuiskuolleisuus, joka johtuu ennen kaikkea metsästyksestä, mutta paikoin myös myrkyttämisestä ja välillisesti myös häirinnästä;
- 2) heikko poikastuotto, joka johtuu predaatiosta, häirinnästä ja huonoista sääolosuhteista;
- 3) elinympäristöjen huononeminen ja tuhoutuminen, mikä johtuu lähinnä levähdysalueiden kosteikkojen kuivattamisesta, tundra-alueiden kutistumisesta, maatalouskäytäntöjen tehostumisesta sekä vesistöjen säännöstelystä; sekä

4) mahdollinen perintöaineksen sekoittuminen muiden hanhilajien DNA:lla, joka johtuu luonnonlintujen potentiaalista risteytyä tarhaoloissa perintöainekseltaan heikentyneiden yksilöiden kanssa.

5.2. Uhat Fennoskandiassa

Vaikka Fennoskandian kiljuhanhipopulaatiota on tutkittu paljon, ei tieto alueen uhkatekijöiden merkityksestä ole kattavaa. Uhkatekijät Fennoskandian ulkopuolella tunnetaan ja tiedostetaan paremmin. Populaation säilymisen kannalta merkittävimmät uhat ovatkin hanhien muuttomatkan varrella ja talvehtimisalueilla.

5.2.1. Metsästys

Fennoskandiassa metsästys on uhka sekä suoraan että välillisesti. Hanhia saadaan saaliiksi, mutta metsästystapahtuma myös sinällään lisää hanhiin kohdistuvaa häiriötä, vaikkei kiljuhanhiin kohdistuisikaan. Kiljuhanhi on rauhoitettu kaikissa Pohjoismaissa ja lajin tappamisesta on säädetty melko ankaria seuraamuksia. Metsästyksen liittyviin rikkomuksiin ei Suomessa aina suhtauduta vakavasti (Poliisi 2001), joten on mahdollista, ettei ammuttua kiljuhanhea raportoida eteenpäin, koska asiaa ei pidetä vakavana tai siitä tiedetään seuraavan ankara rangaistus; lisäksi metsästystapahtumilla on harvoin silminnäkijöitä. Pohjoismaissa tapahtuvan metsästyksen vaikutusta kiljuhanheen on siten saatettu aliarvioida.

Norjassa Ruijan pesimäalueilla vesilintujen kevätaikainen metsästys on sallittua Koutokeinon kunnassa. Vaikka Norjassa ei ole hanhien metsästysaikaa keväällä, ammutaan vuosittain tietävästi laittomasti myös hanhia, joten riski sille, että kiljuhanhia jää saaliiksi on olemassa (Jones ym. 2008). Suomen ja Ruotsin Lapissa kaikkalainen lintujen metsästys on kielletty keväällä ja kesällä. Suomessa Pohjois-Lapista ei ole tutkimuksiin perustuvaa tietoa kevätaikaisen vesilintujen salametsästyksen yleisyydestä. Viime vuosilta on kuitenkin yksittäistapauksia mm. keväällä salametsästetyistä metsähanhista (Pekka Sulkava henk. koht. tiedonanto). Kevätaikainen valvonta alueella on vähäistä.

Vesilintujen syysmetsästyskausi alkaa Suomessa, Ruotsissa ja Norjassa elokuun 20. päivä, mihin mennessä kaikki pesinnässään onnistuneet kiljuhanhet eivät ole poistuneet pesimäpaikoilta levähdysalueille, ja toisaalta kiljuhanhien syysmuutto Norjan Porsanginvuonon kerääntymisalueelta itään on käynnissä. Käytännössä kaikki kiljuhanhet poistuvat pesimäalueilta syyskuun alkuun mennessä. Syyskerääntymisalueilla Ruijassa on pieni riski, että kiljuhanhia ammutaan vesilintujahdin yhteydessä. Syksyllä 2005 Porsanginvuonolla kiljuhanhien syysparvesta katosi kaksi nuorta yksilöä, kun alueella oli käynnissä hanhijahti.

Kiljuhanhi on kaikkialla Fennoskandiassa rauhoitettu. Metsähanhi on sen sijaan haluttu ja paljon metsästetty riistalintu, josta kiljuhanhi (erityisesti syksyinen nuori yksilö) on usein vaikeasti erotettavissa varsinkin metsästystilanteessa. Nuori lintu voisi jäädä saaliinakin tunnistamatta, koska siltä puuttuvat lajille tunnusomaiset vatsapuolen tummat laikukuviot ja valkea otsakilpi.

Lainsäädäntö velvoittaa tunnistamaan metsästyskohteen ennen ampumista. Hanhien metsästystä harjoitetaan usein aamu- ja iltahämärässä huonoissa valaistusolosuhteissa, jolloin yksilöiden lajin määrittäminen on hyvin vaikeaa. Esimerkiksi elokuussa 2005 kokenut metsästäjä ampui Ruukissa väritykseltään ja kooltaan täysin riistahanhilajeista poikkeavan punakaulahanhen luullen lintua metsähanheksi. Riski sille, että myös kiljuhanhi ammutaan vahingossa Suomessa, on todellinen.

Suomesta ei ole viime vuosikymmeniltä varmoja tietoja metsästyssaaliiksi joutuneista kiljuhanhista¹. Saaliiksi joutuminen on myös epätodennäköistä, koska kiljuhanhia ei enää levähdä syysmuuton aikana Suomessa (ks. luku 3.4.). Suomalaiset tutkimukset osoittavat metsästyshäirinnän kohdistuvan edelleen

¹ BirdLife Suomelle on tullut 2000-luvulla vihje, jossa kerrottiin nuoren kiljuhanhen tulleen ammutuksi hanhijahdin yhteydessä sekä vihje kevätaikaisesta kesyjen, todennäköisesti istutusalkuperää olleiden, kiljuhanhien parven tappamisesta Enontekiöllä. Vihjeitä ei ole voitu tarkistaa, koska niissä ei ollut tietoja ajasta, paikasta tai tekijästä (T. Lehtiniemi henk. koht. tiedonanto).

voimakkaana sekä metsähanheen (Väyrynen & Väänänen, käsikirjoitus, Väänänen & Väyrynen 2007) että puolisuikeltajasorsiin (Väänänen 2001). Muiden hanhilajien kantojen, etenkin merihanhen kannan kasvun myötä ovat hanhisaaliitkin viime vuosina kasvaneet, ja saalis kertyy aiempaa enemmän Pohjois-Suomen suoalueiden sijaan Pohjanlahden rannikolta (esim. Ermala 2006).

5.2.2. Häirintä

Häirinnän todellinen vaikutus yksilöihin on vaikeasti mitattavaa. Eri lajit ja yksilöt kestävät häiriötä eri tavoin. Kiljuhanhet ruokailevat aktiivisesti kevätlevähdysalueilla ennen pesinnän aloittamista (erityisesti munimaan valmistautuvat naaraat), ja syyskerääntymispaikoilla hankkiakseen vararavintoa muuttoa varten. Pesinnän onnistumisen kannalta emolintujen kunto juuri ennen pesintää on ensiarvoisen tärkeää. Muninta ja haudonta vievät paljon energiaa, ja emolintujen huono kunto voi heijastua heikentyneenä poikastuotona. Liiallinen häirintä levähdysalueilla voi johtaa pesinnän epäonnistumiseen tai jopa pesinnän väliin jättämiseen. Pesimäpaikalla tai sen läheisyydessä tapahtuva merkittävä häiriö voi johtaa paitsi pesinnän epäonnistumiseen, myös pesimäpaikan vaihtamiseen.

Suomen Lapin tunturialueilla matkailu on viime vuosikymmeninä lisääntynyt. Suuret matkailijavirrat kohdistuvat kuitenkin enimmäkseen tietyille kohteille, kuten kansallispuistoihin ja sielläkin lähelle palveluja. Kiljuhanhen pesimäalueilla todennäköisin haitallisen häirinnän lähde on kalastusturistien yleistynyt lentoliikenne vesitasoilla ja helikoptereilla etäisille tunturijärville. Valtaosassa Tunturi-Lappia häirintä on pesimäaikaan vähäistä. Norjassa kiljuhanhen tunnetulla pesimäalueella käy jonkin verran kalastajia ja muita retkeilijöitä, ja alueella on myös kiinteitä paikallisen väestön lähinnä kalastukseen käyttämiä mökkejä, mutta merkittävää kiljuhanhiin kohdistuvaa häirintää ei ole todettu.

Porsanginvuonon kevät- ja syyslevähdysalueella läheisen lentotukikohdan aiheuttama lentoliikenne aiheuttaa häiriötä kiljuhanhille (Madsen 1996), mutta muuten alue on kiljuhanhien kannalta varsin häiriötön ja lisäksi liikkumiskiellossa 1.5.–30.6. sekä 10.8.–20.9. Suomessa Perämeren rannikon keskeisistä muuttolievähdysalueista vain yksi on kiljuhanhen kevätmuuton aikaan liikkumiskiellossa. Muillakaan kohteilla ei ole kuitenkaan todettu kiljuhanhiin kohdistuvaa häirintää.

5.2.3. Pieni populaatiokoko

Fennoskandian kiljuhanhipopulaation pieni koko on itsessään suuri uhkatekijä populaation tulevaisuudelle. Uhkatekijää voimistaa se, että suuri osa populaation yksilöistä kerääntyy samoille pienialaisille muuttolievähdys- ja talvehtimiskohteille, joilla voi esiintyä jopa selvästi yli puolet koko populaation yksilöistä yhdessä parvessa. Myös pesimäalueilla kiljuhanhilla on taipumus kerääntyä samoille alueille, ja poikueet saattavat liittyä useamman perheen poikueparviksi.

Usein pienten populaatioiden ongelmiin liittyy geneettisen satunnaisajautumisen aiheuttama perinnöllisen muuntelun määrän väheneminen ja sukusiitos. Fennoskandian kiljuhanhilla geneettiset ongelmat eivät todennäköisesti ainakaan toistaiseksi ole uhkana kannan pienestä koosta huolimatta. Pohjolan kiljuhanhien (tuman DNA:n) perinnöllisen muuntelun määrä on samalla tasolla kuin Venäjän pesimäpopulaation kiljuhanhilla (Ruokonen ym. 2007). Tämä johtuu siitä, että Pohjolan kiljuhanhinaaraat pariutuvat usein Venäjän paljon runsaslukuisemman pääpopulaation koiraiden kanssa. Noin puolet Pohjolan kannan nykyisistä koiraista on peräisin Venäjän pesimäpopulaatiosta (Ruokonen ym. 2004).

Fennoskandian kiljuhanhien säilymisen kannalta pienen populaatiokoon lyhyen aikavälin ongelmat eivät siis ole ensisijaisesti geneettisiä, vaan ympäristötekijöihin liittyviä. Esimerkiksi Norjan Porsanginvuonolla tai Kreikan talvehtimispaikoilla varsin pienikin öljy-, myrky- tai muu vahinko tai sairaus voisi tappaa tai vahingoittaa kerralla merkittävän osan koko populaatiosta. Tämän kaltaiset satunnaiset, ennalta-arvaamattomat tekijät, voivat nousta populaation säilymisen kannalta olennaisiksi. Satunnaisuolonsa vuoksi näihin tekijöihin varautuminen ja reagoiminen on kuitenkin vaikeaa.

5.2.4. Muutokset elinympäristössä

Pohjoisimman Fennoskandian luonnossa on tapahtunut ja on meneillään merkittäviä muutoksia. Ilmastonmuutoksen vuoksi avointen kiljuhanhen suosimien alueiden määrän on arvioitu vähenevän 28–29 % nykyisestä (Zöckler & Lysenko 2000). Muutos vie kuitenkin kymmeniä vuosia, eikä se ole näin ollen vielä relevantti Fennoskandian populaation lähitulevaisuuden kannalta.

Suomen Lapissa viime vuosikymmenien merkittävin elinympäristön muutos on ollut tunturialueiden kasvillisuuden muuttuminen poromäärien kasvun aiheuttaman voimistuneen laidunnuksen myötä (ks. myös luku 4.3.). Porojen määrän voimakas kasvu ja muutokset poronhoidossa ovat monin tavoin vaikuttaneet tunturiluontoon (Maa- ja metsätalousministeriö 2007). 1990-luvun lopulta alkaen poromäärät ovat hie-man laskeneet, mutta ovat edelleen selvästi suuremmat kuin 1970-luvulla. Norjassa porojen laidunnuspaine kiljuhanhien pesimäalueilla on yleisesti ottaen Suomea pienempi, mutta vertailu on hankalaa erilaisten poronhoitokäytäntöjen takia.

Lumihanhella (*Anser caerulescens*) Pohjois-Amerikassa tehdyssä tutkimuksessa (Cooke ym. 1995) merkittävin pesintöihin vaikuttava eläinlaji oli karibu (*Rangifer arcticus*), jonka laumat tallasivat pesiä ja munia. Fennoskandiassa ei kuitenkaan ole havaintoja siitä, että porot tallasivat pesiä tai että niiden runsastumisella olisi suoraan merkitystä kiljuhanhen säilymiselle.

5.2.5. Risteytyminen

Ruotsin tunturialueella elää tarha-alkuperäinen istutettu kiljuhanhihanhikanta (liite 2), jonka perustamiseen aikanaan käytetyt kiljuhanhiyksilöt ovat alkuperältään pääosin tuntemattomia, ja jonka on todettu risteytyneen tarhassa ainakin tundrahanhen kanssa (Ruokonen ym. 2007). Joukossa uskotaan kuitenkin olleen myös Fennoskandian alkuperäiskantaan kuuluvia yksilöitä (Ruokonen ym. 2007). Fennoskandian luonnonvaraisen populaation geenipoolia uhkaa risteytyminen tämän istutusperäisen kannan yksilöiden kanssa. Viitteitä näiden kantojen sekoittumisesta ei ole, mutta käytännössä se on mahdollista, ja Ruotsin istutuskantaan kuuluvia yksilöitä on tavattu laajalla alueella istutusalueen ulkopuolella mm. Norjassa ja Suomessa. Risteymien todentamista vaikeuttaa kuitenkin se, että risteymäalkuperää olevat yksilöt eivät erotu luonnonkannan yksilöistä ulkonäkönsä suhteen.

5.2.6. Predaatio

Predaation lisääntymisellä ei voida selittää Fennoskandian kiljuhanhikannan taantumista. Vaikka kettu on runsastunut pesimäalueilla, voidaan pesimämenestystä pitää varsin kohtuullisena. Tutkimustulokset kuitenkin osoittavat, että heikkoina pienjyrsijävuosina kiljuhanhien pesimämenestys on huonompi ja kettutiheyksien ollessa suuri kiljuhanhet eivät pesi lainkaan (WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisematon aineisto). Ketun lisäksi merilokin (*Larus marinus*), maakotkan ja merikotkan on esitetty ainakin häirinnän kautta voivan heikentää pesimämenestystä (Jones ym. 2008). Lisäksi vesiympäristössä viihtyvä tulokaslaji minkki (*Mustela vison*) on levinnyt koko Fennoskandiaan ja on potentiaalinen poikastappioiden aiheuttaja.

5.2.7. Levähdysalueiden kunto

1900-luvun jälkipuoliskolla Perämerellä ja myös etelämpänä kiljuhanhen levähdyspaikat kasvoivat suurelta osin umpeen rantalaidunnuksen vähenemisen vuoksi. Nykyään käytännössä kaikkia lajin kannalta aiemmin tärkeitä levähdysalueita hoidetaan aktiivisesti niin Pohjois-Pohjanmaalla, Satakunnassa kuin Varsinais-Suomessakin. Suomen levähdysalueiden kuntoa voidaan nyt pitää varsin hyvänä. Kiljuhanhien levähtäminen kuitenkin lähes loppui 2000-luvulla, jolloin sopivaa habitaattia oli runsaasti niin Hai-luodossa, Liminganlahdella kuin Siikajoellakin.

5.3. Uhat muualla vuosikierron aikana

Metsästys on kiljuhanhen merkittävin uhkatekijä. Tutkimus ja seurantatiedot osoittavat metsästyksen voivan yksinään selittää kiljuhanhikannan taantumisen. Arvioiden mukaan jopa 95 % kiljuhanhen osapopulaatioista kärsii ylimetsästyksestä (Jones ym. 2008). Erityisen voimakasta kiljuhanheen kohdistuvan metsästyspaineen arvellaan viime vuosikymmeninä olleen muuttolevähdysalueilla Venäjällä, Kazakstanissa, Ukrainassa, Azerbaidžanissa ja muualla Keski-Aasian entisissä neuvostotasavalloissa, mutta todennäköisesti Lähi-idän (mm. Syyria, Iran, Irak) talvehtimisalueilla sen merkitys on vieläkin suurempi. Neuvostoliiton hajoamisen jälkeen monilla kiljuhanhen kannalta aiemmin melko turvallisilla suojelualueilla alettiin metsästä. Venäjällä ja useissa muissa entisissä neuvostotasavalloissa hanhien kevätmetsästys on edelleen sallittu. Kevätmetsästyksessä myös kiljuhanhia voi jäädä saaliiksi.

Kiljuhanheen kohdistuvasta todellisesta metsästyspaineesta on kuitenkin niukasti maakohtaista tietoa. Metsästystä ei pidetä ongelmana EU-maissa, vaikka salametsästystä tapahtuu muun muassa Pohjolan kiljuhanhien talvehtimispaikalla Kreikassa Evroksen suistossa, missä metsästys on kiljuhanhialueilla kielletty. Ongelmana ei ole niinkään kiljuhanhen tahallinen metsästäminen; laji on suojeltu ja sen tappaminen on säädetty rangaistavaksi käytännössä kaikissa läntisen populaation esiintymismaissa. Metsästys on ongelma, koska kiljuhanhia ammutaan hanhijahdin yhteydessä erehdyksessä tundrahanhina niissä maissa, joissa kumpaakin lajia esiintyy, ja joissa tundrahanhi on riistalaji. Useimmiten metsästyksen valvonta on lisäksi olematonta, minkä vuoksi ei nähdä käytännön tarvetta lajintuntemuksen parantamiselle.

Metsästys on ongelma myös epäsuorien vaikutustensa vuoksi. Metsästystapahtumassa syntyy aina häirintää, minkä vuoksi kiljuhanhien ruokailu keskeytyy tai ne joutuvat jopa lähtemään ennen aikaisesta muuttol- le, vaikka metsästys ei niihin suoraan kohdistuisikaan. Tällainen häirintä voi vaikuttaa negatiivisesti lintujen kuntoon ja heikentää selviytyvyyttä.

Myrkyttäminen on Fennoskandian populaatiolle uhka sekä muuttoaikoina että talvehtiessä. Myrkkijä käytetään Euroopassa yleisesti pikkunisäkäs-kantojen vähentämiseksi. Ohjeiden mukaisesti käytettyinä myrkyistä ei pitäisi olla uhkaa linnuille, mutta viime vuosinakin on raportoitu pikkunisäkäsmyrkyihin kuolleista linnuista ainakin Saksassa ja Bulgariassa/Romaniassa (Jones ym. 2008). Bulgarian/Romanian tapauksessa kerrotaan kuolleiden hanhien joukossa olleen myös kiljuhanhia. Myrkyttämistä pidetään kuitenkin paikallisena ja koko populaation kannalta vähäisenä ongelmana, mutta koska pohjoismainen populaatio on äärimmäisen pieni koostuen vain muutamasta parvesta, voi myrkytys onnettomuus olla sille tuhoisa.

Häirintää pidetään luokituksestaan keskimääräisenä uhkana. Häirintä voidaan jakaa maataloustuotantoon liittyvään häirintään ja metsästyshäirintään. Maataloustuottajat pelottelevat hanhia aktiivisesti pois viljelyksiltä eri tavoin, muun muassa kaasutykkien avulla. Häirinnän vuoksi linnut eivät voi ruokailla aktiivisesti, minkä vuoksi lintujen kunto saattaa heikentyä. Hanhien karkotus ruokailupaikoilta maatalousympäristöstä voi lisätä kuolleisuutta myös siten, että linnut siirtyvät alueille, joissa metsästyspaine on suuri. Häirintä uhkaa kiljuhanhia käytännössä kaikilla sen levähdys- ja talvehtimisalueilla Viroa etelämpänä.

Maatalouden tehostuminen ja sen aiheuttama maatalousympäristön muuttuminen on merkittävä uhka kiljuhanhelle käytännössä kaikkialla sen muutto- ja talvehtimisalueilla. Kosteikko-, laidun- ja heinäaroalueita on otettu yhä enemmän aktiiviseen viljelykäyttöön. Ei ole kuitenkaan selkeää näyttöä, että maatalouden tehostumisen ja kiljuhanhen vähenemisen välillä olisi osoitettavissa selkeää yhteyttä (Jones ym. 2008). Kiljuhanhi suosii muita hanhia vähemmän viljapeltoja, minkä vuoksi maatalousympäristön muutosten, erityisesti laidunalueiden vähenemisen vaikutukset kiljuhanheen voivat olla muista hanhista poikkeavia.

Kosteikkoja kiljuhanhen talvehtimisalueilla on kuivattu muun muassa Kaspianmeren alueella sekä Mesopotamian soita Irakissa. Vesien säännöstely patojen avulla on myös johtanut kosteikkojen osittaiseen kuivumiseen. Kosteikkojen määrän pienentyessä jäljelle jäävillä kosteikoilla havaitaan yhä suurempia

kerääntymiä. Keskittyminen voi saattaa populaatiot alttiimmiksi metsästykselle ja kasvattaa riskiä mahdollisten tautien leviämiseksi ja vaikutuksille.

Myös muita populaation kannalta vähäpätöisempiä uhkia, kuten kosteikkojen saastuminen, on esitetty (Jones ym. 2008).

5.4. Fennoskandian populaation suojelun kannalta oleelliset tiedon puutteet

Kiljuhanhen kaikkien osapopulaatioiden suojelun kannalta oleellisin tiedon puute on, että edelleenkin osa muuttolevähdys- ja talvehtimisalueista on joko paikallistamatta tai mahdollisten uhkien osalta huonosti tunnettu. Tämä koskee myös muihin osapopulaatioihin verrattuna hyvin tunnettua Fennoskandian kantaa. Alueiden paikantamiseksi tarvitaan edelleen Fennoskandian kiljuhanhien rengastusta ja ennen kaikkea satelliittiseurainta. Uusien alueiden paikantamisen onnistuttua tarvitaan maastoinventointia siihen aikaa, kun kiljuhanhet alueella esiintyvät, sekä suojelutilanteen ja uhkatekijöiden analysointia.

5.4.1. Tiedon puutteet alueiden sijainnissa

- Kaikkien pesimäalueiden sijainti; alueiden suojelustatus ja uhat.
 - o Vuonna 2006 paikallistettiin Norjan ydinpesimäalue, jolla pesivät mahdollisesti jopa kaikki Porsanginvuonolle syksyllä kerääntyvät kiljuhanhet.
 - o Osa kevätmuutolla Virossa ja/tai Suomen Perämeren rannikolla tavattavista linnuista sen sijaan pesinee jossakin muualla. Kiljuhanhien yksilöllisiin vatsalaikkukuvioihin perustuvien tunnistusaineistojen perusteella näyttää siltä, että osaa (joinakin keväänä jopa noin 20 %) Viron ja/tai Perämeren rannikon levähdysalueilla havaituista yksilöistä ei tavata Porsanginvuonolla. Hieman suurempi osa (noin 30 %) yksilöistä tavataan Porsanginvuonolla, mutta ei Virossa eikä Perämerellä. Ennen Porsanginvuonoa seurannasta katoavien kiljuhanhien pesimäalueita ei tiedetä. Myöskään ainoastaan Porsanginvuonolla nähtävien yksilöiden kevätmuuttoreitit ei tiedetä.
- Euroopan syysmuuttoreitillä mahdolliset merkittävät levähdysalueet; alueiden suojelustatus ja uhat.
 - o Venäjän Kaninin niemimaan ja Unkarin Hortobágyin välillä
 - o Kerkinjärven ja Evroksen suiston välillä (Kreikka, Bulgaria)
 - o keskitalven kylmien jaksojen talvehtimispaikat (Länsi-Turkki, Kreikka)
- Kazakstanin syysmuuttoreitillä Kazakstanin ja Kreikan välillä mahdollisesti sijaitsevat levähdysalueet (Etelä-Venäjä, Ukraina, Romania, Bulgaria); näiden alueiden suojelustatus ja uhat.
- Euroopan kevätmuuttoreitillä:
 - o mahdolliset merkittävät levähdysalueet Unkarin Hortobágyin ja Länsi-Viron välillä
 - o mahdolliset merkittävät levähdysalueet Länsi-Viron ja Pohjois-Norjan välillä

5.4.2. Tiedon puutteet tunnetuilla kiljuhanhialueilla

- Venäjän Kaninin niemimaan syyslevähdysalueen suojelustatus ja uhat.
- Venäjällä Kuolan niemimaalla pesivien kiljuhanhiparien lukumäärä.
- Kazakstanin syysmuuttoreitillä Objoen ja sen eteläisten sivuhaarojen varsilta paikallistettujen levähdyspaikkojen merkitys, suojelustatus ja uhat sekä Kazakstanin ja Kreikan väliltä (Etelä-Venäjä, Ukraina) paikallistettujen levähdyspaikkojen merkitys, suojelustatus ja uhat.

- Venäjällä rengastettujen läntisen pääpopulaation yksilöiden satelliittiseurannassa paikallistettujen levähdys- ja talvehtimispaikkojen merkitys, suojelustatus ja uhat.

5.4.3. Puutteet olemassa olevien tietojen varmistamisessa

- Kazakstanin syysmuuttoreitillä sen selvittäminen, jatkaako osa Fennoskandian linnuista talvehtimisalueille Kaspianmeren ympäristöön ja Lähi-itään.

5.4.4. Puutteet olemassa olevien aineistojen analysoinnissa

- Suomen Lapissa kerätty aineisto kiljuhanhen poikastuottoon vaikuttavista tekijöistä (fenologia, takatalvet, kettujen määrä, vaihtoehtoisen saaliin eli pikkunisäkkäiden ja lintujen tiheys, porojen määrä) tulisi käsitellä ja julkaista.
- Aiheuttaako muiden hanhien mahdollinen paikallinen runsastuminen ongelmia vähälukuiselle kiljuhanhelle pesimä-, talvehtimis- tai levähdysalueilla?
- Levähdys- ja pesimäpaikoilla Suomessa kerätty tieto kiljuhanhen käyttäytymisestä, kuten reagointi ihmisten ja petolintujen aiheuttamaan häiriöön tulisi käsitellä ja julkaista.
- Kiljuhanhialueiden kasvillisuudessa tapahtuneet muutokset.

5.4.5. Muut lisätutkimustarpeet

- Muuttolevähdys- ja talvehtimispaikoilla kiljuhanhiparvien tai -ryhmien sijoittuminen hanhilaitumilla suhteessa muihin hanhiin: joutuvatko pienet ja/tai vähälukuiset kiljuhanhet reunoille ja tämän vuoksi esim. alttiiksi metsästykselle (tai pedoille).
- Fenologia muuttolevähdyspaikoilla: miten muuttoaikataulu ja levähdyspaikkojen muutonaikaiset olosuhteet ovat muuttuneet 1900-luvun alusta 1980-luvulle ja 1980-luvulta viime vuosiin, ja miten tilanne kiljuhanhen suojelun kannalta tulee muuttumaan ilmastomallien ennusteiden mukaan.

6. Toimenpidesuunnitelma

Kiljuhanhen suotuisan suojelutason saavuttaminen (ks. 1.0.) edellyttää pitkäjänteistä työtä. Varsin mittavista toteutetuista suojelutoimista (4.4.) huolimatta Fennoskandian kiljuhanhikanta ja Suomessa havaittujen yksilöiden määrä on pienentynyt. Toimenpidesuunnitelman toteuttamisella varmistetaan populaation säilyminen ja kasvaminen populaation suotuisan suojelutason saavuttamiseksi. Kiljuhanhen tarkat esiintymispaikat pidetään salassa. Mahdollisesta hanhien esiintymisestä tiedottamisesta alueiden käyttäjille päätetään tapauskohtaisesti. Aikataulu: kiireellinen 0–3 vuotta, pitkä 1–7 vuotta.

6.1 Kiljuhanhelle tärkeiden alueiden suojelu ja hoito

6.1.1. Pesimäalueet

Kiljuhanhen ei ole todettu pesineen Suomessa vuoden 1995 jälkeen (3.1.). Pesivien parien löytyminen on kuitenkin nykyiselläänkin mahdollista, ja tämän suojeluohjelman tavoitteena on, että kannan toipuessa laji asettuu jälleen vakituisesti Suomeen pesimään. Etukäteen on mahdotonta arvioida aluetta, mihin kiljuhanhet palaavat pesimään. Liitteessä 4. mainittuja alueita, joissa on todettu pesintöjä vuoden 1980 jälkeen, voidaan pitää potentiaalisina pesimäalueina.

Ongelma	Tavoite	Keinot	Vastuutaho	Aikataulu
Lapin perinteisillä kiljuhanhialueilla on melko vahva kettukanta, mikä todennäköisesti uhkaa mahdollisesti asettuvia kiljuhanhia tai mahdollisesti läsnäolollaan estää parien asettumisen pesimään (5.2.6.).	Potentiaalisilla kiljuhanhen pesimäalueilla kettukannan koko ei rajoita kiljuhanhien asettumista.	Perinteisellä kiljuhanhen pesimäalueella (liite 4) sekä muilla potentiaalisilla pesimäalueilla Lapissa tehostetaan jatkuvaa kettupyynnä.	Metsähallitus	kiireellinen
Poromäärän kasvun, ylilaidunnuksen ja siitä johtuvan tunturiluonnon muuttumisen uskotaan heikentävän kiljuhanhen elinmahdollisuuksia (5.2.4.).	Tunturiluonnon tila kiljuhanhen potentiaalisilla pesimäalueilla on hyvä ja mahdollistaa kiljuhanhien elinmahdollisuudet.	Tehdään laajamittainen selvitys tunturiluonnossa taптuneista muutoksista, niiden syistä ja vaikutuksista kiljuhanheen ja muihin vähentyneisiin lajeihin. ² Selvityksen johtopäätösten perusteella ryhdytään tarvittaviin toimenpiteisiin. Seurataan tunturiluonnon pitkäaikaisia muutoksia, erityisesti porojen laidunnuksen vaikutuksia ravintoketjuun potentiaalisilla kiljuhanhen esiintymisalueilla	Rahoittajat: maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö Toteuttaja: yliopisto	pitkä

² VMI, porolaidunseuranta (RKTL ja METLA), kiljuhanhityöryhmän selvitykset.

Turismi (häirintä), mm. kalastusmatkailu mm. lentokonein ja helikopterein ulottuu myös perinteisille kiljuhanhialueille (5.2.2).	Potentiaalisilla kiljuhanhien pesimäalueilla on mahdollisimman vähän ihmisen aiheuttamaa häirintää.	Retkeilyreittien ja -rakenteiden suunnittelussa ja teos- sa kiljuhanhille perinteisesti tärkeät paikat kierretään riittävän kaukaa.	Metsähallitus	kiireellinen
Maastoliikenteen aiheuttama häirintä ulottuu kaikkialle erämaahan	Potentiaalisilla kiljuhanhialueilla on mahdollisimman vähän ihmisen aiheuttamaa häirintää.	Tiedottamisen, valvonnan lisäämisen ja lupien myöntämisen tiukentamisella vähennetään mönkijäliikennettä potentiaalisilla pesimäalueilla.	Metsähallitus	kiireellinen
Kiljuhanhen asettumispaikkaa Suomen tunturialueilla on mahdoton ennustaa, minkä vuoksi toimenpiteiden kohdistaminen on vaikeaa.	Kaikilla Pohjois-Lapin kiljuhanhelle soveliailla suojelualueilla on hoito- ja käyttösuunnitelma, jossa otetaan myös kiljuhanhen suojelu huomioon.	Kaikille potentiaalisille kiljuhanhen pesimäalueille laaditaan hoito- ja käyttösuunnitelmat, joissa on otettu myös kiljuhanhi huomioon. Hoito- ja käyttösuunnitelmat tarkistetaan, etteivät ne ole ristiriidassa kiljuhanhen suojelun kanssa.	Metsähallitus	kiireellinen
Kiljuhanhi ja sen suojelu ei ole yleisesti tunnettua ja tärkeää paikallisille asukkaille ja toimijoille.	Ihmiset ymmärtävät kiljuhanhen suojelun tärkeyden ja hyväksyvät suojelutoimenpiteet.	Kiljuhanhesta ja sen suojelusta toteutetaan informaatiokampanja Pohjois-Lapissa.	Metsähallitus	pitkä
Potentiaalista kiljuhanhen pesimäaluetta on runsaasti, eikä mahdollisesti pesimään asettuvia kiljuhanhia löydetä.	Suomesta löydetään pesivät kiljuhanhet.	Potentiaalisilla kiljuhanhen pesimäalueilla (liite 4) toteutetaan vuosittain inventointeja, jotta mahdolliset Suomessa pesivät kiljuhanhet löydetään mahdollisimman pikaisesti.	Metsähallitus	kiireellinen

Muut tarvittavat toimenpiteet toteutetaan tapauskohtaisesti välittömästi, kun laji havaitaan Suomessa pesivänä (6.1.3.)

6.1.2. Levähdysalueet

Kiljuhanhen viime vuosikymmeninä käyttämät kevätlevähdysalueet ovat pääosin luonnonsuojelulla rauhoitettuja (liite 8).

Ongelma	Tavoite	Keinot	Vastuutaho	Aikataulu
Levähdysalueiden rajaaminen ja tarvittavista rauhoitusmääräyksistä sopiminen on usein vaikeaa.	Kaikki kiljuhanhelle tärkeät luonnonsuojeluohjelmiin kuuluvat alueet on perustettu luonnonsuojelualueiksi rauhoitusmääräyksin, joihin kaikki sitoutuvat	Tehokkaat neuvottelut osapuolten kesken. Valistus lajin suojelusta ja sen keinoista.	Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, ympäristöministeriö	kiireellinen
Kaikilla kiljuhanhen käyttämällä alueilla ei ole lainkaan hoito- ja käyttösuunnitelmaa.	Kaikilla kiljuhanhen käyttämällä alueilla on hoito- ja käyttösuunnitelmat, jotka vastaavat kiljuhanhen suojelun tarvetta.	Kaikille kiljuhanhen käyttämille alueilla laaditaan hoito- ja käyttösuunnitelmat, jotka vastaavat kiljuhanhen suojelun tarvetta.	Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Metsähallitus	kiireellinen

	hen suojelun tarvetta.			
Kaikissa kiljuhanhen käyttämällä alueilla olemassa olevissa hoito- ja käyttösuunnitelmissa ei ole otettu huomioon kaikkia kiljuhanhen suoje- lutarpeita.	Kaikilla kiljuhanhelle tärkeillä alueilla on hoito- ja käyttösuunnitelmat, jotka vastaavat kiljuhanhen suojelun tarvetta. Suunnitel- mia myös tarkistetaan säännöllisesti.	Kaikkien kiljuhanhien käyttämien alueiden hoito- ja käyttösuunnitelmat tarkistetaan ja tarvittaessa niitä muutetaan vastaamaan kiljuhanhen suoje- lutarvetta.	Pohjois-Pohjanmaan ympä- ristökeskus, Metsähallitus	kiireellinen
Hoito- ja käyttösuunnitelmia ei ole pantu kaikilta osin toimeen. ³	Hoito- ja käyttösuunnitelmia toteutetaan asianmukaisesti	Hoito- ja käyttösuunnitelmien toteutumista seurataan aktiivisesti kiljuhanhialueilla ja varmistetaan, että hoito vastaa kiljuhanhien tarpeita.	Metsähallitus, Pohjois- Pohjanmaan ympäristökes- kus	kiireellinen
Kiljuhanhet ovat lopettaneet leväh- tämisen joillakin alueilla, vaikka alueiden hoito vaikuttaa asianmukai- selta.	Kiljuhanhet levähtävät niille tar- koitetuilla alueilla.	Selvitetään, miksi kiljuhanhet eivät enää ruokaile sa- moilla paikoilla kuin aiemmin ⁴ . Kokeillaan joillakin levähdyskohteilla, voidaanko alueista tehdä hanhille houkuttelevampia mm. rikko- malla maankohoamisniityillä maan pintakerrosta pai- koittain.	Pohjois-Pohjanmaan ympä- ristökeskus	kiireellinen
	Levähtävien kiljuhanhien määrä tunnetaan tarkasti.	Seurataan kiljuhanhien levähdysalueita läpi muutto- kauden.	Metsähallitus, Pohjois- Pohjanmaan ympäristökes- kus	kiireellinen

6.1.3. Uusi kiljuhanhen pesimäalue

Mikäli Suomesta löydetään uusi kiljuhanhen pesimäalue, ryhdytään välittömästi paikallisiin toimenpiteisiin kiljuhanhen suojelemiseksi.

Keinot	Vastuutaho	Aikataulu
Alueella aloitetaan koko kiljuhanhien alueella viettämän jakson ajan jatkuva valvonta, jotta <ul style="list-style-type: none"> voidaan selvittää kiljuhanhien käyttämä alue mahdollisimman tarkkaan saadaan selville alueelle mahdollisesti kohdistuva häirintä. 	Metsähallitus	heti
Tehdään luonnonsuojelulain 47 §:n mukainen erityisesti suojeltavan lajin tärkeän esiintymispai- kan rajaamispäätös.	Lapin ympäristökeskus	heti

³ Suojelualueiden hoito- ja käyttösuunnitelmien toimeenpano on puutteellista ja niiltä puuttuu usein rahoitus. Tällä hetkellä maatalouden erityisympäristötuella on otettu laidun-
käyttöön suuria ranta-alueita, mutta se on tapahtunut enemmän maatalouden ehdoin kuin hoito- ja käyttösuunnitelmien ohjaamana.

⁴ kts 2.9. Kiljuhanhet ilmeisesti suosivat primaarisukkesioniittyä.

Aloitetaan alueella ja sen välittömällä lähialueella intensiivinen kettupyynänti kiljuhanhen poikastuoton maksimoimiseksi	Metsähallitus	heti
Alueella kielletään kokonaan pesimäaikainen maastoliikenne (mönkijät)	Metsähallitus	heti
Alueella kielletään kalastusmatkailutoiminta sekä lentoliikenne	Metsähallitus	heti
Huolehditaan, ettei vesilintumetsästystä harjoiteta pesimäalueilla eikä pesimäalueiden läheisillä kertymäalueilla	Metsähallitus	heti
Ryhdytään tarvittaviin toimenpiteisiin porojen aiheuttaman häirinnän ja mahdollisen pesien tallauksen vähentämiseksi	Metsähallitus	heti

6.1.4. Uusi kiljuhanhen levähdysalue

Mikäli Suomesta löydetään uusia kiljuhanhien levähdysalueita, ryhdytään niillä välittömästi toimenpiteisiin kiljuhanhen suojelemiseksi.

Keinot	Vastuutaho	Aikataulu
Alue suojellaan perustamalla siitä luonnonsuojelulain mukainen suojelualue tai sen säilyminen kiljuhanhelle soveliaana turvataan muilla keinoin.	Alueellinen ympäristökeskus	kiireellinen
Kartoitetaan, mitä uhkia alueella on ja laaditaan sille hoito- ja käyttösuunnitelma.	Alueellinen ympäristökeskus	kiireellinen
Otetaan alue mukaan osaksi seurantaa (6.1.2.).	Alueellinen ympäristökeskus, Metsähallitus	heti

6.2. Metsästys

Metsästyslainsäädäntö on pääosin kunnossa, mutta metsästyskäytännössä ja metsästyksen valvonnassa on kehittämistarpeita (5.2.1).

Ongelma	Tavoite	Keinot	Vastuutaho	Aikataulu
Pesineet kiljuhanhet saattavat olla metsästyskauden alussa vielä pesimäpaikoilla.	Kiljuhanhien pesintää tai levähdämistä Suomessa ei häiritä.	Hanhien metsästyksen aloituksen lykkääminen Enontekiön, Utsjoen ja Inarin kunnissa 1.9. saakka. Todennäköisimpien pesimäpaikkojen (liite 4) yhteyteen tehdään vesilintujen ja hanhien metsästysrauhoi-	Metsähallitus, Lapin riistanhoitopiiri	kiireellinen

		tusalueita		
Pohjois-Lapissa tapahtuu kevätaikaista vesilintujen metsästystä.	Laiton metsästys Pohjois-Lapissa loppuu.	Lapissa toteutetaan keväisin informaatiokampanja, jossa kerrotaan kevätmetsästyksen vahingollisuudesta ja laittomuudesta. Kevätaikaista metsästyksen valvontaa lisätään Pohjois-Lapissa. Selvitetään, miten paikallisten vastuuta valvonnassa voidaan lisätä.	Metsähallitus, Lapin Ympäristökeskus, Lapin riistanhoitopiiri	kiireellinen
Syysmetsästyksen valvonta potentiaalisilla kiljuhanhialueilla on vähäistä.	Syysaikainen metsästys ei kohdistu kiljuhanheen.	Metsästyksen valvontaa lisätään Pohjois-Lapissa ja valvonnan lisäämisestä tiedotetaan Selvitetään, miten paikallisten vastuuta valvonnassa voitaisiin lisätä.	Metsähallitus, poliisi, Lapin riistanhoitopiiri	kiireellinen
Hanhien metsästyksessä potentiaalisilla pesimäalueilla ei ole tietoa.	Hanhisaaliin tilastointi Pohjois-Lapissa on tarkkaa.	Kaikille Pohjois-Lapissa metsästäneille asetetaan velvollisuudeksi ilmoittaa vuotuinen riistasaalis RKTL:lle.	Maa- ja metsätalousministeriö, Metsähallitus, Lapin riistanhoitopiiri	kiireellinen
Kiljuhanhen potentiaali joutua tahattomasti metsästetyksi on suuri, koska sitä ei osata erottaa riistalajeista. ⁵	Metsästäjät osaavat erottaa kiljuhanhen riistalajeista.	Toteutetaan jatkuva lajintunnistuksen tärkeyttä korostava kampanja, jonka yhteydessä opetetaan kiljuhanhen erottamista riistalajeista. Pohjoiseen valtion maille myytävien metsästyslupien yhteydessä jaetaan esitettä, jossa kerrotaan kiljuhanhen tunnistamisesta.	Metsähallitus ja Metsästäjien keskusjärjestö, Lapin riistanhoitopiiri, rannikon riistanhoitopiirit	kiireellinen
Kaikilla perinteisillä kiljuhanhen syyslevähdyskohteilla on metsästyshäirintää	Kiljuhanhet alkavat levähtää Suomessa syksyisin.	Kiljuhanhen potentiaalisilla syyslevähdysalueilla lisätään metsästysrauhitusalueiden määrää.	Alueellinen ympäristökeskus, Lapin riistanhoitopiiri, rannikon riistanhoitopiirit	kiireellinen

⁵ Olisi tarpeen arvioida sitä, olisiko luotisaseen suositteluhan hanhien metsästyksessä haulikon sijaan kiljuhanhen kannalta järkevää. Se vähentäisi nopeita metsästystilanteita ja siten väärän lajin ampumisriskiä, hämärämetsästystä ja hetken mielijohteesta ampumista. Toisaalta se mahdollistaa ampumisen pidemmältä etäisyydeltä ja tässä suhteessa voi lisätä arkojen hanhiyksilöiden joutumista saaliiksi, mikäli lajia ei metsästystilanteessa tunnisteta oikein.

6.3. Tarhaus ja istutus

Yksi voimakkaasti vähenevän lajin pelastamiskeinoista on tarhaus- ja istutustoiminta, jota on kiljuhanhen osalta toteutettu Ruotsissa ja Suomessa (2.1., 4.4.). Istutustoimintaa ei tällä hetkellä toteuteta. Tarhaus- ja istutustoiminnassa noudatetaan kansainvälisessä suojelusuunnitelmassa ja sen liitteissä sovittuja toimintatapoja (AEWA 2007, Jones ym. 2008).

Tavoite	Keinot	Vastuutaho	Aikataulu
Kiljuhanhen tarhaus ja istutustoiminta on asianmukaisesti kontrolloitua.	Perustetaan AEWA:n ehdottama tarhaus ja istutustoimintaryhmä, jossa on edustettuina kaikki Pohjoismaat. Työryhmä ohjaa uuden, puhtaan, tulevaisuuden istutusten varalta tarhauskasvatettavan kannan perustamista, ylläpitoa ja mahdollisten istutusten suunnittelua ja toteuttamista.	Ympäristöministeriö	kiireellinen
Fennoskandian populaation perimän säilyminen varmistetaan.	Perustetaan tarhakanta luonnonvaraisista Fennoskandian linnuista, mikäli asiasta tehtävä toteutettavuustutkimus tukee ehdotusta. Em. ryhmä ohjaa hanketta.	Ympäristöministeriö	pitkä
Hybridisaatiota nykyisten tarhakantojen ja luonnonkannan välillä ei tapahdu.	Mitään kiljuhanhen istutustoimintaan liittyviä toimenpiteitä ei toteuteta ennen kuin työryhmä on laatinut suosituksensa. Varmistutaan siitä, ettei istutuksia toteuteta ohjausryhmän linjausten vastaisesti.	Ympäristöministeriö	kiireellinen

Työryhmän laatimien suositusten valmistumisen jälkeen Suomen kansallinen kiljuhanhen suojeluohjelma päivitetään työryhmän suosituksen mukaiseksi, mikäli niiden perusteella on tarvetta muuttaa vahvistettua suunnitelmaa.

6.4. Kansainvälinen toiminta

Suomessa ja muualla Fennoskandiassa pesivien kiljuhanhien elinkierron suurimmat uhat sijaitsevat rajojemme ulkopuolella (ks. 5.3.). Fennoskandian populaation pelastaminen vaatii toimenpiteitä erityisesti Suomen rajojen ulkopuolella. Kansainvälistä yhteistyötä tarhauksessa ja istutuksessa on käsitelty kohdassa 6.3. AEWA:n kansainvälisen suunnitelman toteuttamiseksi perustetaan kansainvälinen kiljuhanhityöryhmä (AEWA 2007, Jones ym. 2008). Kansainvälisen toiminnan tulokset ja kokonaisrahoitus riippuu myös muiden valtioiden ja tahojen panoksesta. Keinojen toteuttamisessa yhteistyö ja monikansallisen työn koordinointi ja yhteinen rahoittaminen on ensiarvoisen tärkeää.

Ongelma	Tavoite	Keinot	Suomen rooli	Kohdemaat	Vastuutaho	Aikataulu
Koko muuttoreittiä tarkastellen Fennoskandian kiljuhanhen suojelutyön	Suojelutoiminta on laadukasta kaikissa kiljuhanhen kannalta	Varmistetaan, että myös ympäristöasioissa vähemmän valistuneissa maissa kilju-	Ohjataan rahoitusta sekä kansainvälistä yhteistyötä asiantuntijaresursseina kiljuhanhityön toteuttamiseksi.	Venäjä, muusta sovi-taan osana	Ympäristöministeriö.	kiireellinen

laatu ja käytettävät resurssit vaihtelevat.	tärkeissä maissa.	hanheen liittyvä suojele- ja tutkimustoiminta on korkealaatuista.	Suomi edistää kansainvälisen suojeleluunnitelman toteutumista myös Suomen rajojen ulkopuolella.	kv-yhteistyötä		
Kansainvälinen suojeletyö ei ole erityisen hyvin koordinoitua.	Kaikkialla kiljuhanhen elinkierron alueilla toimitaan yhteistyössä lajin suojelemiseksi.	Kansainvälistä toimintaa seuraa ja ohjaa työryhmä.	Suomi osallistuu aktiivisesti työryhmän toimintaan ja huolehtii siitä, että työryhmästä tulee kansallisten asiantuntijoiden yhteinen foorumi. Tuetaan aktiivisesti kansainvälistä verkostoitumista kiljuhanhiasiantuntijoiden kesken. Kehittyneiden maiden kesken sovitaan työnjaosta vähemmän kehittyneisiin maihin panostamisessa. Suomi turvaa maamme parhaiden kiljuhanhiasiantuntijoiden osallistumisen työryhmään.	Venäjä, muusta sovitaan osana kv-yhteistyötä	Ympäristöministeriö	kiireellinen
Kiljuhanhia ammutaan yleisesti muutonaikaisilla levähdysalueilla ja talvehtimisalueilla.	Kiljuhanhen metsästyskuolleisuus vähenee huomattavasti.	Valistetaan ⁶ metsästäjiä kiljuhanhen suojelelusta ja tunnistamisesta kaikkialla muuttoreitin varrella. Edistetään metsästysrauhotusalueiden laatimista kiljuhanhen tärkeimmille levähdysalueille.	Yhteistyöhankkeita lajin selviytymisen kannalta avainmaissa. Suomi tekee aloitteen kansainvälisestä kokeilusta, jossa kiljuhanhien muuttoreitimaissa EU:ssa kielletään koeluontoisesti kaikkien Anser-suvun hanhien metsästäminen kahdeksi vuodeksi niissä maakunnissa ja niinä aikoina, kun kiljuhanhia esiintyy. Mikäli kiljuhanhien elossa säilyvyyden voidaan todeta nousevan toimenpiteen ansiosta, pyritään tekemään järjestelyistä pysyviä. Suomi vaikuttaa aktiivisesti EU:ssa metsästyspaineen pienentämiseen tunnetuilla kiljuhanhen esiintymisalueilla.	Suomen lähialueet Venäjällä. Muusta sovitaan osana kv-yhteistyötä, EU-maat	Metsähallitus, ympäristöministeriö	kiireellinen
Hanhien kevätmetsästys on yleistä Venäjällä ja muissa entisissä Neuvos-	Hanhien kevätmetsästys loppuu kaikilla Fennoskandian kannan	Aktiivinen kansainvälinen neuvottelutoiminta vesilintujen kevätmetsästyksen lopet-	Suomi toimii aktiivisesti luomalla painetta hanhien ja vesilintujen kevätmetsästyksen lopettamiseksi Venäjällä ja entisissä Neu-	Venäjä, Kazakstan	Ympäristöministeriö, Maa- ja met-	kiireellinen

⁶ Metsästyslainsäädäntö on kohdealueilla yleisesti kunnossa (Jones ym. 2008).

toliiton maissa, ja kiljuhanhia tulee todennäköisesti ammutuksi sen yhteydessä (5.3.).	muuttoreiteillä.	tamiseksi Venäjällä ja entisissä Neuvostoliiton maissa.	vostoliiton maissa, erityisesti Suomen lähialueilla Venäjällä. ⁷		sätalousministeriö, Suomen Ympäristökeskus	
Kiljuhanhen esiintyminen tunnetaan monissa Itä-Euroopan ja Keski-Aasian maissa vajavaisesti (5.4.1.). Selvitystyöhön pystyvien tutkijoiden määrä on vähäinen useissa maissa.	Kiljuhanhen esiintymisen koko vuodentakieron osalta tunnetaan tarkasti.	Lisätään kiljuhanhiseurantaa ja inventointeja.	Suomalaisia asiantuntijoita lähetetään tekemään selvityksiä huonosti tunnetuilla avainkohteille. Tuetaan paikallisia organisaatioita, jotta selvityksiä pystytään tekemään paikallisin voimin.	Suomen lähialueet Venäjällä. Muista sovittavan osana kv-yhteistyötä	Ympäristöministeriö, Metsähallitus	kiireellinen
Joidenkin tunnettujen kiljuhanhialueiden merkitystä ja uhkatekijöitä ei tunneta (5.4.2)	Kiljuhanhen esiintymispaikkojen merkitys ja uhkatekijät tunnetaan ja uhkatekijät poistetaan.	Selvitetään inventointien avulla huonosti tunnettujen alueiden merkitys ja suojelutilanne kansainvälisen yhteistyön avulla.	Suomalaisia asiantuntijoita lähetetään tekemään selvityksiä huonosti tunnetuille avainkohteille. Tuetaan paikallisia organisaatioita, jotta selvityksiä pystytään tekemään paikallisin voimin. Suomi tekee virallisia aloitteita tai on mukana kansainvälisissä aloitteissa uhkatekijöihin puuttumiseksi.	Sovitaan osana kv-yhteistyötä.	Ympäristöministeriö	kiireellinen
Kiljuhanhien suojelututkimuksen toteuttamiseksi ei ole riittävästi rahoitusta.	Resurssien puute ei rajoita kiljuhanhen säilymisen kannalta tärkeän tutkimuksen tekemistä.	Kansainvälisellä yhteistyöllä hankitaan ylikansallista rahoitusta kiljuhanhitutkimukselle.	Tehdään kartoitus rahoituskanavista, joista voidaan saada tukea suojelupainotteiseen tutkimukseen kiljuhanhen koko levinneisyysalueella.		Ympäristöministeriö	kiireellinen

6.5 Lisätutkimustarpeet ja niihin liittyvät toimenpiteet

Kiljuhanhea on tutkittu paljon viime vuosikymmeninä. Suojelutyön kannalta merkittäviä tiedon aukkoja on edelleen niin Suomessa ja Pohjoismaissa kuin koko levinneisyysalueella (5.4.).

Ongelma	Tavoite	Keinot	Vastuutaho	Aikataulu
---------	---------	--------	------------	-----------

⁷ Leningradin alue, Karjalan tasavalta, Murmanskin alue, Kaliningrad.

Lajin suojelun kannalta tärkeän tutkimuksen toteuttamiseksi ei ole riittäviä resursseja.	Lajin suojelun kannalta tärkeän tutkimuksen tekemiseksi on riittävät resurssit.	Tehdään kartoitus rahoituskanavista, joista voidaan saada rahallista tukea kiljuhanhen suojelututkimukseen. Keskitetään kiljuhanhea koskevaa tutkimusta osaksi ympäristöhallinnon toimintaa.	Ympäristöministeriö, Metsähallitus	kiireellinen
Osa kerätystä aineistosta on analysoimatta ja julkaisematta.	Olemassa olevat aineistot ovat tehokkaassa käytössä.	Kartoitetaan olemassa olevan aineiston käyttökelpoisuus tiedon puutteiden paikkaamiseksi ja tehdään ne analyysit, jotka em. kartoituksessa todetaan mielekkääksi.	tutkijat, Suomen kiljuhanhi-työryhmä	kiireellinen
Useissa Fennoskandian kiljuhanhien muuttoreitin varrella olevissa maissa ei ole riittäviä resursseja perusselvitysten tekemiseen.	Kaikki Fennoskandian kiljuhanhien elinkierron kannalta tärkeät alueet tunnetaan ja tiedetään niiden merkitys, suojelutilanne ja uhat kiljuhanhille.	Kansainvälisen yhteistyön avulla varmistetaan, että olemassa olevia resursseja käytetään tehokkaasti. Suomalaiset tekevät selvityksiä seurannan avulla löytyneiden paikkojen perustietojen selvittämiseksi. Toteutetaan tarpeen mukaan satelliittiseurantaa, jotta voidaan varmistua siitä, että mahdolliset uudet alueet tulevat tietoon.	Ympäristöministeriö	kiireellinen

6.5.1. Kiljuhanhen suojeluun liittyvän tietämyksen lisäämisen kannalta Fennoskandiassa on erityisen tärkeää:

- Päivittää ja julkaista Fennoskandian populaation uhanalaisuusanalyysi (PVA).
- Tutkia merikotkan (ja muiden petolintujen) aiheuttaman saalistuksen/häirinnän vaikutusta (5.4.4).
- Tutkia pikkujyrsijäsyklien, ketun saalistuspaineen, porojen runsauden, säätilojen ja mahdollisten muiden ympäristötekijöiden merkitystä poikastuotolle (5.4.4.).
- Tutkia kiljuhanhen ja muitten hanhilajien suhdetta muuttolevähdyspaikoilla (5.4.5.).
- Tutkia kiljuhanhen käyttäytymispiirteitä: mm. reaktio petoihin, reaktio ihmisiin, pakoetäisyys, ruokailulentojen ajoitus (5.4.4.).
- Jatkaa maastoinventointeja sopivilla pesimäalueilla Kuolan niemimaalla, jotta Fennoskandian populaation koko saadaan selvitettyä nykyistä tarkemmin (5.4.2.).

6.5.2. Fennoskandian ulkopuolelle ensisijaisesti suuntautuva tutkimus

- Hankitaan lisää tietoa kiljuhanhelle tärkeistä alueista (5.4.1., 5.4.2., 5.4.3.)
 - o Toteutetaan satelliittiseurantaa.
 - o Toteutetaan tiedossa olevien ja tulevien alueiden maastoinventointeja.
 - o Arvioidaan kiljuhanhien avainalueiden sopivuutta lajin ekologiisiin vaatimuksiin.

Muita lisätutkimustarpeita on lueteltu luvussa 5.4

6.6. Toimenpiteiden koordinaatio

Suojeluohjelman toteuttamiseksi asianmukainen koordinaatio on välttämätöntä. Koordinaatiota tarvitaan sekä kansallisella tasolla toteutettavien toimenpiteiden osalta että kansainvälisten toimenpiteiden toteuttamisen varmistamiseksi.

Tavoite	Keinot	Vastuutaho	Aikataulu
Kiljuhanhen suojelutyö Suomessa ⁸ on hyvin koordinoitua ja tehokasta.	Suojeluohjelman toteuttamisen edistämisestä vastaa vähintään puolipäiväinen koordinaattori.	Ympäristöministeriö, Metsähallitus	heti
	Suomessa toimii kansalaisjärjestöjä, tutkimuslaitoksia ja hallinnon edustajista koostuva työryhmä, joka ohjaa ja suunnittelee sekä kansallista että kansainvälistä kiljuhanhityötä.	Ympäristöministeriö	heti

⁸ kansainvälinen koordinaatio ks. 6.3. ja 6.4.

6.7. Suojeluohjelman toteutumisen mittaaminen

Kiljuhanhen suojeluohjelman toimenpideosiossa esitetyille toimenpiteille on kullekin kirjattu toteutusai-kataulu (kiireellinen/pitkä). Kiireellinen aikataulu tarkoittaa, että toimenpide toteutetaan kolmen vuoden kuluessa suojeluohjelman hyväksymisestä. Pitkän aikataulun toimenpiteet toteutetaan seitsemän vuoden kuluessa suojeluohjelman vahvistamisesta. Suojeluohjelman toteutumisen tärkein mittari on Fennoskan-dian kiljuhanhien lukumäärä.

Suojeluohjelman toteutumista seurataan aktiivisesti koordinaattorin (ks. 6.6.) toimesta. Kolmen vuoden kuluttua suojeluohjelman vahvistamisesta laaditaan raportti siitä, miten suojeluohjelma on toteutunut. Raportissa käydään yksityiskohtaisesti lävitse kaikki toimenpidesuunnitelman kohdissa 6.1.–6.6. esitetyt toimenpiteet (keinot) ja arvioidaan kuinka hyvin toimenpiteet ovat toteutuneet (0–100 %). Osana raport-tia kirjataan taulukoksi Suomessa suojeluohjelman vahvistamisvuonna ja raportin laatimisvuonna leväh-täneiden ja pesineiden kiljuhanhien lukumäärä sekä sen hetkinen arvio Fennoskandian kannan koosta.

7. Suojeluohjelman päivitysaikataulu

Suojeluohjelman ajantasaisuus tarkistetaan säännöllisesti. Kokonaisvaltainen tarkistus tehdään kymme-nen vuoden päästä suojeluohjelman vahvistamisesta. Ensimmäinen pienempi tarkistus tehdään viiden vuoden kuluttua suunnitelman vahvistamisesta.

8. Viitteet

- Aarvak, T. & Brøseth, H. 1994: Registering på hekkeplass og fangst av dverggås I 1994. – Norsk Ornitologisk Fo-rening, NOF Rapportserie, Rapport no. 1-1994. 34 s.
- Aarvak, T. & Øien, I. J. 1999a: Monitoring and catching of staging Lesser White-fronted Geese at the Valdak Marshes in 1998. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 1998. – WWF Finland Report 10 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-1999: 22–27.
- Aarvak, T. & Øien, I. J. 1999b: New record of Lesser White-fronted Geese with brood in southern parts of Norway. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 1998. – WWF Finland Report 10 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-1999: 56.
- Aarvak, T. & Øien, I. J. 2003: Moulting and autumn migration of non-breeding Fennoscandian Lesser White-fronted Geese Anser erythropus mapped by satellite telemetry. – Bird Conservation International 13: 213–226.
- Aarvak, T. & Øien, I. J. 2004: Monitoring of staging Lesser White-fronted Geese at the Valdak Marshes, Norway, in the years 2001–2003. – Teoksessa: Aarvak, T. ja Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No 20 ja Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004: 19–24.
- Aarvak, T., Øien, I. J. & Nagy, S. 1996: The Lesser White-fronted Goose Monitoring Programme. Annual Report 1996. – NOF Rapportserie. Report No. 7-1996. Norwegian Ornithological Society, Klæbu.
- Abuladze, A. 2004: The occurrence and protection of the Lesser White-fronted Goose in Georgia. – Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report 1-2004: 52–53.
- AEWA 2007: Final report from the Lesser White-fronted Goose negotiation mission in January 2007. Kirje Bert Lenten ja Ser-gey Dereliev, AEWA:n sihteeristö 6.11.2007.
- Aikio, E., Timonen, S., Ripatti, N. & Kellomäki, E. 2000: The status of Lesser White-fronted Goose in the Kola Peninsula, north-western Russia. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fenno-scandian Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 1999. – WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000: 41–32.

- Akçakaya, H. R., 1998: RAMAS Metapop. Viability analysis for Stage-structured Metapopulations (version 3.0). – Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Arkiomaa, A., Pessa, J. & Pynnönen J. 2005: Kiljuhanhen suojelu 2003–2004. – Linnut-vuosikirja 2004: 4–13.
- Artiukhov, A. I. & Syroechkovski, E. E. 1999: New data on distribution of lesser white-fronted goose in the Abyi lowlands (eastern Yakutia). – Casarca 5: 136–143. (in Russian with English summary)
- Bangjord, G. & Broen B. 1990: Lesser White-fronted Goose in surveys in Finnmark. May-June 1990. – NOF-report. Norwegian Ornithological Society. 10 s. (in Norwegian)
- Barter, M. 2004: Winter bird surveys in the Lower Chang Jiang (Yangtse) River basin, China. – Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.). 2004. Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No. 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report No. 1-2004: 52.
- Barth, E. K. 1964: Supplement til Fokstumyra fuglefauna. – Sterna 6: 49–74.
- Benton, T. G. & Grant, A., 1999: Elasticity analysis as an important tool in evolutionary and population ecology. – Trends in Ecology & Evolution 80(2): 19–23.
- Bianki, V. V., Kohanov, V. V., Koriakin, A. S., Krasnov, J. V., Paneva, T. D., Tatarinkova, I. P., Chemiakin, R. G., Shklarevich, F. N. & Shutova, V. 1993: Kuolan-Belomorksin alueen linnut. – Rus. Ornit. Zhurnal.2(4): 491–586. (in Russian)
- BirdLife International 2001: Threatened Birds of Asia: The BirdLife International Red Data Book. – BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. – BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12), Cambridge, UK.
- BirdLife International 2007: <http://www.birdlife.org/datazone/species/index.html?action=SpcHTMDetails.asp&sid=377&m=0>. 15. 1. 2007.
- Both, C. & Visser, M. 2001: Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. – Nature 411: 296–298.
- Caswell, H. 1989: Matrix population models. – Sinauer Association, Sunderland, Mass., USA.
- Cooke, F., Lank, D. & Rockwell, R. 1995: The Snow Geese of la Pérouse Bay: Natural selection in the wild. – Oxford University Press. 320 s.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (ed.) 1977: The birds of the Western Palearctic, 1. – Oxford Univ. Press.
- Curry-Lindahl, K. 1959a: Några djurartens utbredning Djurgeografi. – Atlas över Sverige 45–46: 1–8.
- Curry-Lindahl, K., 1959b: Våra fåglar i Norden. – Natur och Kultur, Stockholm. 557 s.
- Curry-Lindahl, K. 1963: Natur i Lappland. – Svensk Natur: 65–67.
- Dahlbeck, N. 1946: Arbetskarter över djurens utbredning. III – Sveriges Natur 3: 23–25.
- de Kroon, H., Plaisier, A., van Groenendael, J. & Caswell, H. 1986: Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. – Ecology 67: 1427–1431.
- Delany, S. & Scott, D. 2002: Waterbird Population Estimates (3rd edition). – Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Dementiev, G. P. & Gladkov, N. A. (toim.) 1967: Birds of the Soviet Union. Vol. 7: 342–346.
- Ebbinge, B. S. 1991: The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese, wintering the Western Palearctic. – Ardea 79: 197–209.
- Ehrlén, J. & Van Groenendael, J. 1998: Direct Perturbation Analysis for Better Conservation. – Conservation Biology 12: 470–474.
- Ekman, S. 1922: Djurvärldens utbredningshistoria på Skandinaviska halvön. 614 s.
- Ermala, A. 2006: Riistasaalis 2005 - Viltbytet 2005 - Annual Game Bag 2005. – SVT Maa, metsä- ja kalatalous, 2006. 27 s.
- Essen, L. von 1993: Projekt fjällgås. Projektbeskrivning och resultat intill 1992.10.31. – Svenska Jägareförbundet. WWF. 33 s. + 14 liites.
- Essen, L. von, Markkola, J., Aarvak, T. & Øien, I. J. 1996: The Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*) in Fennoscandia. – Poster abstract of Anatidae 2000 in 1994 in Strasbourg. Gibier Faune Sauvage 13: 1313–1314.
- Faragó, S. 1995: Geese in Hungary 1986–1991. Numbers, migration and hunting bags. – IWRB Publication 36: 1–97.
- Faragó, S. 1996: Database of geese in Hungary (1984–1995): A long term monitoring. – Hungarian Waterfowl Publication 2.
- Haartman, L. von, Hildén, O., Linkola, P., Suomalainen, P. & Tenovuo, R. 1963–1972: Pohjolan Linnut värikuvin. –Helsinki.

- Handrinos, G. 1991: Status of geese in Greece. – *Ardea* 79: 175–178.
- Haftorn, S. 1971: Norges fuglar. – Universitetsforlaget, Oslo. 862 s.
- Heinicke, T. & Ryslavy T. 2002: Bird observations in Azerbaijan – Report of an ornithological survey from 24th February to 11th March 2001. – Käsikirjoitus. Michael Succow Foundation for the Protection of Nature. 46 s.
- Henriksen, G. 1989: Gjess I Finnmark – en statusrapport. Fylkesmannen I Finnmark. – Miljøverndelingen. Rapport nr. 33.
- Herva, E. 1980: Kiljuhanhi *Anser erythropus* vielä säännöllinen kevätmuuttaja Liminganlahdella. – Käsikirjoitus. 6 s.
- Houghton, J. T. ym. (toim.) 1996: Climate change 1995. – Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Hyytiä, K., Koistinen, J. & Kellomäki, E. (toim.) 1983: Suomen lintuatlas. – SLYn Lintutieto Oy. Helsinki. 520 s.
- Höglund, N. 1960: Svenska Jägareförbundets viltmärkingar 1957 och 1958. – *Jaktbiologisk Tidskrift* 1: 383.
- Höglund, N. 1962: Svenska Jägareförbundets viltmärkingar 1959 och 1960. – *Jaktbiologisk Tidskrift* 2: 183.
- Jones, T., Martin, K., Barov, B., Nagy, S. (Compilers). 2008. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Western Palearctic Population of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. AEW Technical Series No.36. Bonn, Germany.
- Kaartinen, R. 2001: Monitoring on the Lesser White-fronted Goose staging grounds in the Vængerfjord area in autumn 2000. – Teoksessa Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 2000. – WWF Finland Report 13 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2001: 22–23
- Kaartinen, R. & Pynnönen, J. 2004: Monitoring the autumn migration of Lesser White-fronted Goose in Vængerfjord area, Norway in 2001–2003. – Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report 1-2004: 27–28.
- Karlin, A. 1984: Kiljuhanhitutkimusraportti. – WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisematon raportti.
- Karlin, A. 1985a: Kiljuhanhitutkimusraportti. – WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisematon raportti.
- Karlin, A. 1985b: Katoaako kiljuhanhi iäksi? – *Eläinmaailma* 9/85: 38–42.
- Karlin, A. 1986: Kiljuhanhitutkimusraportti. – WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisematon raportti.
- Karvonen, R. 1992: Kiljuhanhet Unkarissa. Lyhyt matkaraportti Unkarin ja Romanian hanhipaikoille tehdystä tutustumismatkasta loka-marraskuussa 1992. – WWF:n kiljuhanhityöryhmän julkaisematon raportti. 7 s.
- Karvonen, R. 2006: Alkukesän kiljukasinventointi satelliittilähettimin paikallistetulla ydinpesimäalueella 30.5–7.6. 2006. – Kiljuhanhi-LIFE -hanke, sisäinen raportti. 5 s.
- Keltikangas, V. & Harala, A. 1938: Eräitä tietoja ja havaintoja Luttojoen eteläpuolisen Petsamon alueen linnustosta. – *Ornis Fennica* 15 (4): 104–107.
- Khoklov, A. N. 1989: Recent status of Anseriformes fauna of Stravpol region. Ornithological resources of Northern Caucasus. *Stravpol*. s. 103–136. (in Russian)
- Kreuzberg-Muchina, E. & Markkola, J. 2000: New information about wintering Lesser White-fronted Geese in Uzbekistan. Fennoscandian Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 1999. – WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000: 57.
- Kumari, E. & Jögi, A. 1972: Passage of geese through the Baltic area. – Teoksessa: Kumari, E. (toim.): Hanhet Neuvostoliitossa. – Kokoustiedonantoja, Viro, toukokuu 1970. 179 s. (in Russian with English summary).
- Lampila, P. 1998: Monitoring of wintering Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus* in Greece, 8 January – 8 April 1997. – Teoksessa: Tolvanen, P., Ruokolainen, K., Markkola, J. & Karvonen, R.: Finnish Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 1997. – WWF Finland Report No 9: 7–8.
- Lampila, P. 2001: Adult mortality as a key factor determining population growth in Lesser White-fronted Goose. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 2000. – WWF Finland Report 13 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report no. 1-2001: 45–47.
- Lehikoinen, E., Gustafsson, E., Aalto, T., Alho, P., Klemola, H., Normaja, J., Numminen, T. & Rainio, K. 2003: Varsinais-Suomen Linnut – Turun lintutieteellinen yhdistys, Uusikaupunki. s. 112–113.
- Leibak, E., Lilleht, V. & Veromann, H. (toim.) 1994: Birds of Estonia. – Estonian Academy Publishers. Tallinn. 288 s.
- Lorentsen, S.-H. 1994: Dverggås. *Anser erythropus*. – Teoksessa: Gjeshaug, J. O., Thigstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S.: Norsk Fugleatlas. s. 60–61.
- Lorentsen, S.-H. & Spjøtvoll, Ø. 1990: Notes on the food choice of breeding Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. – *Fauna Norvegica Ser. C, Cinclus* 13: 87–88.

- Lorentsen, S.-H., Øien, I. J. & Aarvak, T. 1998: Migration of Fennoscandian Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus* mapped by satellite telemetry. – *Biological Conservation* 84: 47–52.
- Lorentsen, S.-H., Øien, I. J., Aarvak, T., Markkola, J., von Essen, L., Faragó, S., Morozov, V., Syroechkovsky, E. Jr. & Tolvanen, P. 1999: Lesser White-fronted goose *Anser erythropus*. – Teoksessa: Madsen, J., Cracknell, G. ja Fox, T. (toim.): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. – Wetlands International Publication No 48. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. National Environmental Research Institute, Rønde, Denmark. s. 144–161.
- Luukkonen, A. & Markkola, J. 2004: The autumn migration survey of Lesser White-fronted Goose on Bothnian Bay area, Finland, in 2002. – Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report 1-2004: 29.
- Luukkonen, A. (toim.), Markkola, J., Tolvanen, P., Ruokonen, M., Timonen, S., Aarvak, T., Arkiomaa, A., Pessa, J. & Pynnönen, J. 2005: Kiljuhanhen suojelu 2003–2004. – *Linnut-vuosikirja 2004*: 4–13.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2007: Luonnonvaramittarit, porotalous. http://www.mmm.fi/attachments/5fDbyYiFr/5fDi2xxbb/Files/CurrentFile/mittarit_porotalous.pdf 25.1.2007
- Madsen, J. 1996: International action plan for the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*). – Teoksessa: Heredia, B., Rose, L. & Painter, M. (toim.) 1996: Globally threatened birds in Europe. Action plans. – Council of Europe Publishing, BirdLife International.
- Markkola, J. 1983: Kiljuhanhi. – Teoksessa: Hyytiä, K., Kellomäki, E. ja Koistinen, J. (toim.). Suomen lintuatlas. – SLY:n Lintutieto Oy, Helsinki.
- Markkola, J. 1992: Kiljuhanhi (*Anser erythropus*). – Teoksessa: Elo, U. (toim.): Maailman uhanalaiset eläimet. Suomi. – Weilin & Göös. Vantaa. s. 96–99.
- Markkola, J. 1993: Perämeren niityt ja niiden suojelu. – Teoksessa Marttila, O. (toim.): Avoimet perinneympäristöt osana suomalaista luontoa, hoito ja suojelu. V symposiumijulkaisu 23.8.1993. – Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti.
- Markkola, J. 1997: Field work in Lapland in 1997. – Teoksessa: Tolvanen, P., Ruokolainen, K., Markkola, J. & Karvonen, R. (toim.): Finnish Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1997. – WWF Finland Report no 9: 23.
- Markkola, J. 2000: Lesser White-fronted Goose protected in Turkmenia. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted goose conservation project. Annual report 1999. – WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report 1-2000: 57.
- Markkola, J. 2001: Spring staging of Lesser White-fronted Geese on the Finnish Bothnian Bay coast in 2000. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 2000. – WWF Finland Report 13 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2001: 12–16.
- Markkola, J. & Lampila, P.: Elasticity and perturbation analysis of the endangered Nordic lesser white-fronted goose, *Anser erythropus*, population. – *Käsikirjoitus*. 41 s.
- Markkola, J. & Merilä, E. 1998: Hailuodon Ison Matalan - Härkäsäikän luonnonsuojelualueen käyttö- ja hoitosuunnitelmaehdotus. – Conservation of Liminganlahti Wetland Life-Nature project. Oulu. 194 s. + 11 liites. ISBN 952-91-0606-8.
- Markkola, J. & Timonen, S. 2000: Kiljuhanhen suojelu Suomessa. Conservation of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* population in Finland. Loppuraportti. Final activity report of the Life project. – Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue. Ivalo. 70 s.
- Markkola, J., Ohtonen, A., Ojanen, M., Pessa, J., Siira, J. & Hämeenaho, R. 1993: Liminganlahti. – Pohjoinen Kirjapaino Osakeyhtiö Kaleva. Oulu. 163 s. Vuoden luontokirja 1993.
- Markkola, J., Bianki, V. & Zimin, V. 1998a: The Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus*). – Teoksessa: Kotiranta, H., Uotila, P., Sulkava, S. & Peltonen, S.-L. (toim.) 1998: Red Data Book of East Fennoscandia – Ministry of the Environment, Finnish Environment Institute & Finnish Museum of Natural History. Helsinki. s. 220–224.
- Markkola, J., Ohtonen, A. & Karvonen, R. 1998b: Spring staging areas of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* on Bothnian Bay coast: features of spring migration in 1997. – Teoksessa: Tolvanen, P., Ruokolainen, K., Markkola, J. & Karvonen, R. (toim.) 1998: Finnish Lesser White-fronted Goose Conservation Project Annual report 1997. – WWF Finland report no 9: 12–17.
- Markkola, J., Iwabuchi, S., Lei Gang, Aarvak, T., Tolvanen, P. & Øien, I. J. 2000: Lesser White-fronted Goose survey at East Dongting and Poyang lakes in China, February 1999. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. &

- Ruokolainen, K. (eds): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 1999. – WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000: 9–15.
- Markkola, J., Niemelä, M. & Rytönen, S. 2003: Diet selection of lesser white-fronted geese *Anser erythropus* at a spring staging area. – *Ecography* 26: 705–714.
- Markkola, J., Luukkonen, A. & Leinonen, A. 2004: The spring migration of the Lesser White-fronted Goose on the Bothnian Bay coast, Finland, in 2001 and 2002. – Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report 1-2004: 14–18.
- Mela, A. J. & Kivirikko, K. E. 1909: Suomen luurankoiset vertebrata fennica, toinen kokonaan uudistettu painos. – WSOY, Porvoo 1909.
- Merikallio, E. 1910: Flyttar fjällgäsen (*Anser erythropus*) till Lapland över trakterna kring Uleåborg. – *Finnl. Jakt-tidskr.* 15: 81–88, 110–114.
- Merikallio, E. 1915: Fjällgåsens flyttningväg över trakterna kring Uleåborg. – *Finl. Jaktstidskr.* 12: 311–313.
- Merikallio, E. 1958: Finnish birds. Their distribution and numbers. – *Fauna Fennica* 5: 1–181.
- Mineev, O. Y. & Mineev, Y. N. 2004: Distribution of Lesser White-fronted Goose in the Malozemelskaya Tundra in northern Russia. – Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report 1-2004: 44–46.
- Morozov, V. 1988: The Lesser White-fronted Goose in east of Bolshezemelskaya Tundra and Polar Urals. Resources of rare animals in RSFSR, their conservation and use. – Moscow. s. 71–77. (in Russian)
- Morozov, V. 2000: Surveys of Lesser White-fronted Goose in the Bolshezemelskaya Tundra, European Russia, in 1999. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 1999. – WWF Finland Report 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2000: 35–38.
- Morozov, V. & Poyarkov, N.D. 1997: On wintering grounds of Lesser White-fronted Geese (*Anser erythropus*) in Azerbaijan. – *Casarca* 3: 211–214. (in Russian with English summary)
- Nakken, L. I. 1983: Ornitologiske registrering på Finnmarksvidda 1982. Rapport Nr 1. – Fylkesmannen i Finnmark.
- Nakken, L. I. 1985: Ornitologiske registrering i indre Finnmark 1983 og 1984. Rapport Nr 10. – Fylkesmannen i Finnmark.
- Norderhaug, A. & Norderhaug, M. 1984: Status of the Lesser White-fronted Goose, *Anser erythropus*, in Fennoscandia. – *Swedish Wildlife Research*, Vol. 13, No 1: 171–185.
- Osmonen, O. 2002: Kaldoaivin ja Vätsärin erämaa-alueiden linnusto. – *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*, Sarja A, No 139.
- Paynter, D., Aarvak, T. & Sultanov, E. 1996: Conservation of wetland reserves in Azerbaijan. Counts of wintering birds January-February 1996. – *Fauna and Flora International*. Cambridge.
- Pessa, J. & Anttila, I. 1998: Liminganlahden ja Ison Matalan- Maasyvänlahden kestävän käytön yleissuunnitelma. Alueelliset ympäristöjulkaisut 90. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 82 s.
- Pessa, J. & Anttila, I. 2000: Conservation of habitats and species on wetlands. A case of Liminganlahti Life Nature –project in Finland. – *The Finnish Environment. Nature and Natural resources*. Nro 389. 108 s.
- Poliisi 2001: Poliisin erävalvonnan asiantuntijaverkoston selvitys metsästyksen liittyvistä rikoksista sekä metsästyksen valvonnan tilasta. 30.11.2001.
- Rassi, P., Alanen, A., Kemppainen, E., Vickholm, M. & Väisänen, R. 1986: Uhanalaisten eläinten ja kasvien suoje-lutoimikunnan mietintö. II Suomen uhanalaiset eläimet. – *Komiteanmietintö* 1985: 43: 64–65.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. 1992: Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. – *Komiteanmietintö* 1991:30. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim) 2001: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. – *Ympäristö-ministeriö & Suomen ympäristökeskus*, Helsinki.
- Rosenberg, E. 1953: *Fåglar I Sverige*. – Stockholm. 366 s.
- Rosenfeld, S. B. 2001: Feeding ecology of the lesser white-fronted goose in the southern tundra of Yamal in 1998. – *Casarca* 7: 116–129.
- Ruokonen, M. & Lumme, J. 2000: Phylogeography and population genetic structure of the Lesser White-fronted Goose. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien I. J. & Ruokolainen, K. (toim). 2000: Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1999. – WWF Finland Report No. 12 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report No. 1-2000: 51–52.

- Ruokonen, M., Kvist, L., Tegelström, H. & Lumme, J. 2000: Goose hybrids, captive breeding and restocking of the Fennoscandian populations of the Lesser White-fronted goose (*Anser erythropus*). – *Conservation Genetics* 1: 277–283.
- Ruokonen, M., Kvist, L., Aarvak, T., Markkola, J., Morozov, V., Øien I. J., Syroechkovskiy Jr, E., Tolvanen, P., & Lumme, J. 2004: Population genetic structure and conservation of the lesser white-fronted goose *Anser erythropus*. – *Conservation Genetics* 5: 501–512.
- Ruokonen, M., Andersson, A. C. & Tegelström, H. 2007: Using historical captive stocks in conservation. The case of the lesser white-fronted goose. – *Conservation Genetics* 8: 197–207.
- Sandman, J.A. 1892: Fågelfaunan på Karlö och kringliggande skär. Ett bidrag till kännedom om norra Österbottens fågelfauna. – *Meddel. af Societatis pro Fauna et Flora*.
- Scott, D. A. & Rose, P. 1996: Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia. – *Wetlands International Publication* 41. Wetlands International, Wageningen.
- Soikkeli, M. 1973: Decrease in numbers of migrating Lesser White-fronted Geese *Anser erythropus*, in Finland. – *Finnish Game research* 33: 28–30.
- Sterbetz, I. 1978: The feeding ecology of *Anser albifrons*, *Anser erythropus* and *Anser fabalis* in Hungary. – *IWRB Bulletin* 45: 9–16.
- Sterbetz, I. 1982: Migration of *Anser erythropus* and *Branta ruficollis* in Hungary 1971–1980 – *Aquila* 89: 107–114.
- Sterbetz, I. 1983: The trend of migration of wild geese in Hungary in the period 1972–1982. – *Állattani Közlemények* 70: 69–72.
- Sterbetz, I. 1986: Percentage of juvenile Lesser White-fronted Geese (*Anser erythropus*, L. 1758) in Hungary. – *Aquila* 92: 81–88.
- Sterbetz, I. 1990: Variations in the habitat of the Lesser White-fronted Goose (*Anser erythropus* L., 1758) in Hungary. – *Aquila* 96–97: 11–17.
- Stoncius, D. & Markkola, J. 2000: New Lesser White-fronted Goose data from Lithuania. – *Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1999.* – *WWF Finland Report 12 ja Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report no. 1-2000:* 58–59.
- Strebetz, I. 1968: Der zug der Zwerggans auf der ungarischen Puszta. – *Ardea*: 259–266.
- Suominen, O. & Olofsson, J. 2000: Impacts of semi-domesticated reindeer on structure of tundra and forest communities in Fennoscandia: a review. – *Ann. Zool. Fennici* 37: 233–249.
- Swanberg, P.O. 1936: Fjällfåglars paradis. – *Bokförlaget Nature och Kultur. Stockholm.* s. 42–155.
- Tar, J. 2001: The occurrence and protection of Lesser White-fronted Goose in Hortobágy, Hungary in the period 1996–2000. – *Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 2000.* – *WWF Finland Report 13 ja Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report no. 1-2001:* 34–36.
- Tar, J. 2004: Migration of Lesser White-fronted Goose in Hungary and protection of their Hungarian staging sites. – *Teoksessa: Aarvak, T. ja Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003.* – *WWF Finland Report No 20 ja Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004:* 33–35.
- Timonen, S. & Tolvanen, P. 2004: Field survey of Lesser White-fronted Goose at the Kola Peninsula, north-western Russia, in June 2001. – *Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001-2003.* – *WWF Finland Report No 20 ja Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004:* 30–32.
- Timonen S., Markkola, J., Tolvanen, P., Karvonen, R., Lumme, J., Ruokonen, M., Pääläinen, J. & Lampila, P. 1999: Kiljuhanhen suojelu 1997–1998: Perämeren rannoilta Kiinan talvehtimisjärville. – *Linnut-vuosikirja* 1998: 10–22.
- Toivanen, J. 1993: Kiljuhanhet. Enontekiö. 4.–11.8.1993. – *WWF:N kiljuhanhityöryhmän julkaisematon raportti.* 2 s. + 2 karttas.
- Tolvanen, P. 1998: Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* expedition to the Kanin Peninsula in 26 August – 12 September 1996, and the establishment of the Shoininsky Reserve. – *Teoksessa: Tolvanen, P., Ruokolainen, K., Markkola, J. & Karvonen, R.: Finnish Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 1997.* – *WWF Finland Report No 9:* 33–35.
- Tolvanen, P. 2005: Linking Mesopotamia to the Arctic. – *WWF Arctic Bulletin* 4/2005: 21–22.
- Tolvanen, P. & Pynnönen, P. 1998: Monitoring the autumn migration of Lesser White-fronted Goose in NW Kazakhstan in October 1996. – *Teoksessa: Tolvanen, P., Ruokolainen, K., Markkola, J. & Karvonen, R. (toim.):*

- Finnish Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1997. – WWF Finland Report no 9: 19–20.
- Tolvanen, P., Markkola, J., Pynnönen, J. & Karvonen, R. 1997: Kiljuhanhen seuranta ja suojelu. – Linnut-vuosikirja 1996: 2–11.
- Tolvanen, P., Pynnönen, J. & Ruokolainen, K. 1998: Monitoring of Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus* on Skjåholmen (Varangerfjord, Finnmark, Norway) in 1995–1997. – Teoksessa: Tolvanen, P., Ruokolainen, K., Markkola, J. ja Karvonen, R. (toim.): Finnish Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1997. – WWF Finland Report no 9: 30–32.
- Tolvanen, P., Litvin, K. E. & Lampila, P. 1999: Monitoring the autumn staging of Lesser White-fronted Geese in north-western Kazakhstan, October 1998. – Teoksessa: Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Annual report 1998. – WWF Finland Report 10 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report no. 1-1999: 42–46.
- Tolvanen, P., Aarvak, T., Øien, I. J. & Timonen, S. 2004a: Introduction. – Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No 20 ja Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004: 5–8.
- Tolvanen, P., Toming, M. & Pynnönen, J. 2004b: Monitoring of Lesser White-fronted Geese in western Estonia in 2001–2003. – Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No 20 ja Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2004: 9–13.
- Tugarinov, A. J. 1941: Fauna of the USSR, Ptizi, T1, v4, M-L.
- UNEP WCM 2003: Report on the status and perspective of the Lesser White-fronted Goose *Anser erythropus*. – UNEP World Conservation monitoring Centre, Cambridge U.K.
http://www.cms.int/bodies/ScC/12th_scientific_council/pdf/English/Doc_05_Attach2_LwfG_E.pdf
- Vainio, M. & Kekäläinen, H. 1997: Pohjois-Pohjanmaan perinnemaisemat. Alueelliset ympäristöjulkaisut 44. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 245 s.
- Vangeluwe, D. 2004: The entire European breeding population of Lesser White-fronted Goose wintering in the Evros Delta, Greece? – Teoksessa: Aarvak, T. & Timonen, S. (toim.): Fennoscandian Lesser White-fronted Goose conservation project. Report 2001–2003. – WWF Finland Report No. 20 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie Report No. 1-2004: 53–54.
- Vinogradov, V. 1990: *Anser erythropus* in the USSR. – Teoksessa: Matthews, G. V. T. (toim.): Managing Waterfowl Populations. Proc. IWRB Symp., Astrakan, 1989. IWRB Spec. Publ. 12. Slimbridge.
- Virkkula, E. 1926: Valkoinen erämaa. – WSOY, Porvoo. Näköispainos 1999, Iin kotiseutuyhdistys r.y. 176 s.
- Väisänen, R. A. & Lehtiniemi, T. 2004: Bird population estimates and trends for Finland. – Teoksessa: BirdLife International: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status (BirdLife Conservation Series No. 12). – BirdLife International, Wageningen, The Netherlands.
- Väyrynen, E. & Väänänen, V.-M.: Hunting mortality and natal philopatry of the taiga bean goose in Northern Europe – prospects to fly-way level conservation and management. – Käsikirjoitus.
- Väänänen, V.-M. 2001: Numerical and Behavioural Responses of Breeding Ducks to Hunting and Different Ecological Factors. – Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Helsinki.
- Väänänen, V.-M. & Väyrynen, E. 2007: Hanhien metsästys. – Riistapäivät 2007. Riistantutkimuksen tiedote 212: 6–7. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Wetlands International 2006: Waterbird Population Estimates - Fourth Edition. – Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Zöckler, C. & Lysenko, I. 2000: Water Birds on the Edge. First circumpolar assessment of climate change impact on Arctic breeding water birds. – WCMC Biodiversity Series No. 11. WCMC World Conservation Press, Cambridge, U.K.
- Øien I. J. & Aarvak, T. 1993: Status for Dverggås *Anser erythropus* i Fennoskandia. – Norsk Ornitologisk Forening, Rapport NO. 52.
- Øien I. J., Tolvanen, P., Aarvak, T. & Markkola, J. 1999: Kiljuhanhen esiintyminen ja määrittäminen. – Alula 5: 18–23.

9. Liitteet

Liite 1. Kiljuhanhien luonnonpopulaatioiden geneettiset perustiedot.

Liite 2. Fennoskandian tarhakantojen geneettiset perustiedot.

Liite 3. Kiljuhanhen lajin- ja iänmääritys.

Liite 4. Kiljuhanhen pesimäaikaiset esiintymispaikat Suomessa vuoden 1980 jälkeen sekä tiedot alueilla havaituista määristä sekä alueilla toteutetuista inventoinneista ja alueen suojelutilanne (LUOTTAMUKSELLINEN).

Liite 5. Kiljuhanhen tärkeät muuttolevähdysalueet Fennoskandian ulkopuolella (LUOTTAMUKSELLINEN).

Liite 6. Kiljuhanhien määrät ja ikäjakaumat Perämeren rannikolla keväinä 1985–2001, ja Porsangin-vuonolla keväinä 1993–2001 sekä syksyinä 1981, 1987, 1992 ja 1994–2001.

Liite 7. Pohjolan kiljuhanhipopulation selviytyvyys.

Liite 8. Kiljuhanhien muuttolevähdysalueet Suomessa, niillä vuoden 1990 jälkeen havaitut kiljuhanhimäärät ja alueilla toteutetut suojele- ja hoitotoimet (LUOTTAMUKSELLINEN).

Liite 1. Kiljuhanhen luonnonpopulaatioiden geneettiset perustiedot (Ruokonen Minna & Merilä Juha)

Kiljuhanhi kuuluu ns. harmaisiin hanhiin (*Anser*), jotka kaikki ovat evolutiivisesti erittäin läheistä sukua keskenään: lajiutumisaajat sijoittuvat myöhäispliooseeni- ja pleistoseenikausille (2–2.5 miljoonaa vuotta), ollen keskenään läheisimpien lajien kohdalla vain noin 0.5 miljoonaa vuotta (Ruokonen ym. 2000a). Kaikki tutkitut *Anser*-suvun lajit ovat kuitenkin erotettavissa toisistaan mitokondrio-DNA:n avulla, eikä lajien välisiä risteymiä ole löydetty luonnonpopulaatioista geneettisten menetelmien avulla (153 kilju-, 91 tundra-, 142 lyhytnokka- ja 238 metsähanhen luonnonyksilöä tutkittu; Ruokonen ym. 2000a, b, 2004, 2005, 2007a, b, c).

Kiljuhanhen luonnonpopulaatioiden genetiikkaa on tutkittu sekä nykyisiltä pesimä- ja talvehtimisalueilta kerättyjen näytteiden (Ruokonen ym. 2004) että museonäytteiden (Ruokonen ym. 2007a) avulla. Vuosina 1860–1946 Suomesta, Norjasta, Ruotsista ja Kuolan niemimaalta museoihin kerätyt näytteet (48 yksilöä) edustavat kiljuhanhipopulaatioiden kannanlaskua edeltänyttä populaatiota. Mitokondrio-DNA-tutkimusten perusteella geneettisen muuntelun määrä on jo tuolloin ollut erittäin alhainen: erilaisia mitokondriohaplotyyppiä löydettiin vain kaksi, joista toinen on harvinainen (4 % yksilöistä). Vuosina 1988–2000 kerätyistä Fennoskandian kiljuhanhista (105 yksilöä) löydettiin viisi mitokondriohaplotyyppiä. Geneettisen muuntelun määrää kuvaavat diversiteetti- ja heterosyyteetti- arvot kasvoivat samana ajanjaksona 5–6-kertaisiksi (museonäytteet: $h=0.082\pm 0.053$, $\pi=0.0018\pm 0.0019$; nykypopulaatio $h=0.502\pm 0.114$, $\pi=0.0081\pm 0.0054$). Pienissä ja uhanalaistuvissa populaatioissa geneettisen muuntelun määrän odotetaan kuitenkin vähenevän satunnaisajautumisen vaikutuksesta (Wright 1931, Montgomery ym. 2000), joten saatu tulos on odottamaton.

Hanhinaaraat ovat paikkauskollisia, mutta koiraiden tiedetään vaihtavan pesimäpopulaatiota pariutessaan muualta peräisin olevien naaraiden kanssa (Greenwood 1980). Fennoskandian kiljuhanhinaaraiden ja -koiraiden mitokondriohaplotyyppien frekvenssien todettiin poikkeavan toisistaan (Fisherin tarkka testi, $P=0.036$). Kaikki tunnetut naaraat (museonäytteet $N=21$, nykypopulaatio $N=8$) kantoivat samaa haplotyyppiä. Koiraisissa esiintyi enemmän muuntelua: museonäytteessä kaksi yksilöä 19:sta (11 %) ja nykypopulaatiossa viisi kymmenestä (50 %) tunnetuista koiraista kantoi harvinaisia mitokondriohaplotyyppiä. Todennäköisin selitys mitokondriofrekvenssien erolle sukupuolten välillä on naaraiden paikkauskollisuus ja koiraiden immigraatio Fennoskandiaan verrattuna geneettisesti monimuotoisemmasta läntisestä pääpopulaatiosta (Bolšezemelskajan tundra ja Jamalin niemimaa; $h=0.781\pm 0.041$, $\pi=0.0127\pm 0.0076$). Koska harvinaisten haplotyyppien osuus koiraisissa on ajallisesti runsastunut, voidaan arvella myös koirasmigraation määrän runsastuneen. Tämän saattavat selittää muutokset eri pesimäpopulaatioiden yksilöiden välisissä yhteyksissä talvehtimisalueilla parinmuodostuksen aikaan, naaraiden vaikeus löytää puolisoa pienessä populaatiossa tai sukusiitoksen aktiivinen välttäminen.

Koirasimmigraation seurauksena myös tuman geenejä siirtyy Fennoskandiaan, joten sukusiitos ja sen haitalliset vaikutukset eivät todennäköisesti muodosta välitöntä uhkaa populaatiolle, vaikka sen koko onkin äärimmäisen pieni. Tuman DNA-merkkiominaisuuksilla mitattuna geneettisen muuntelun määrä Fennoskandiassa (geneettinen diversiteetti $He=0.517\pm 0.273$) onkin nykyisin samalla tasolla kuin läntisessä pääpopulaatiossa ($He=0.503\pm 0.274$).

Fennoskandian kiljuhanhinaaraissa (joiden kautta mitokondrio-DNA periytyy jälkeläisille) havaittu geneettisen muuntelun puuttuminen osoittaa, että Fennoskandian kiljuhanhipopulaatio on läpikäynyt pullonkaulan jo nykyistä kannanlaskua edeltävänä aikana (Ruokonen ym. 2007a). Jos Fennoskandian populaation mitokondriomuuntelun oletetaan lähtötilanteessa olleen samalla tasolla kuin läntisessä pääpopulaatiossa nykyisin, vaatii muuntelun häviäminen populaatiosta laskennallisesti pullonkaulan, jonka koko olisi ollut esimerkiksi kaksi naarasta ja kesto kolme sukupolvea tai kymmenen naarasta ja kaksikymmentä sukupolvea. Todennäköisesti Fennoskandian pesimäalueiden jääkauden jälkeinen perustajapopulaatio koostuikin vain muutamista yksilöistä. Aikaisemmalla pienellä populaatiokoolla voi olla merkitystä myös

populaation kyvyllä sietää sukusiitosta nykyisin: pullonkaulan aikana haitallisia geenejä voi karsiutua populaatiosta (ns. purging; Crnokrak & Barrett 2002).

Kiljuhanhipopulaatioiden geneettistä erilaistumista on tutkittu lajin koko levinneisyysalueella (Ruokonen ym. 2004). Mitokondriohaplotyyppien jakautumisen perusteella kiljuhanhen pesimäalueiden välillä on merkitsevää erilaistumista ($\phi ST=0.22$, $P<0.0001$). Levinneisyysalue voidaan jakaa kolmeen suojeluyksikköön (management unit; Moritz 1994, ks. myös Lacy 2005): 1) Fennoskandia, 2) läntinen pääpopulaatio (Bolšezemelskajan tundra, Jamalin niemimaa) ja 3) itäinen pääpopulaatio (Taimyrin niemimaa ja sen itäpuoliset alueet). Todennäköisesti asutushistoriasta johtuen geneettiseen rakenteeseen perustuva populaatiojaottelu poikkeaa hieman läntisen ja itäisen pääpopulaation vaihtumisen osalta muuhun tietoon perustuvasta jaottelusta (vrt. 2.1). Suojeluyksikköjen rajaamisen keskeinen merkitys on demografisen itenäisyyden asteen määrittelyssä: kiljuhanhen tapauksessa naaraspaikkauskollisuuden vuoksi on epätodennäköistä, että esimerkiksi Fennoskandian pesimäalueet asutetaan uudestaan lyhyen ajan sisällä, mikäli populaatio kuolee sukupuuttoon ja muiden pesimäalueiden populaatiot pysyvät pieninä. Siksi suojeletoimenpiteet tulee kohdistaa kuhunkin pesimäpopulaatioon erikseen.

Fennoskandian ja maantieteellisesti lähimmän läntisen pääpopulaation välillä on mitokondrio-DNA: n perusteella merkitsevää geneettistä erilaistumista ($\phi ST=0.10$, $P<0.05$). Historiallisesti erilaistuminen lieene ollut vielä suurempaa (museonäyte vs. nykyinen läntinen pääpopulaatio $\phi ST=0.36$, $P<0.0001$). Tuman merkkigeeneissä ei kuitenkaan nykyisin ole havaittavissa merkitsevää erilaistumista Fennoskandian ja läntisen pääpopulaation välillä ($FST=0.02$, N.S.) äskettäin lisääntyneen Venäjältä Fennoskandiaan suuntautuvan koirasimmigraation seurauksena. Ainakaan toistaiseksi geenivirran lisääntymisen ja geneettisen monimuotoisuuden kasvun ei ole huomattu vaikuttavan Fennoskandian populaatiokoon kehitykseen suotuisasti, toisin kuin esimerkiksi Skandinavian sukusiitossa susipopulaatioissa on havaittu (Vilä ym. 2003).

Mikäli Fennoskandian populaation koko pienenee merkittävästi nykyisestä 15–25 pesimäparista (ks. 4.1), tuki-istutusten aloittamisen tarpeellisuuden miettiminen tulee ajankohtaiseksi. Populaation yksilömäärän kasvattamisella voidaan vähentää sukusiitoksen riskiä ja stokastisten tapahtumien, kuten katastrofien ja sairauksien, vaikutusta. Nykyiset istutusprojektit tähtäävät kuitenkin uusien eristyneiden populaatioiden perustamiseen luontoon, eivätkä vaikuta toteutuessaan Fennoskandian luonnonkannan ennusteeseen. Mikäli luonnonkannan selviytymistä halutaan istukkailla edistää, tulisi yksilöitä vapauttaa osaksi Fennoskandian populaatioita. Toisaalta Fennoskandian luonnonkanta uhkaavia tekijöitä ei ole toistaiseksi pystytty poistamaan, joten samat tekijät verottaisivat myös istukkaita.

Viitteet

- Crnokrak, P. & Barrett, S.C.H. 2002: Purging the genetic load: a review of the experimental evidence. – *Evolution* 56: 2347–2358.
- Greenwood, P.J. 1980: Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. – *Animal Behaviour* 28: 1140–1162.
- Lacy, R.C. 2005: Comments on the genetic issues related to the new action plan for the lesser white-fronted goose (LWfG). Lausunto CMS:n (Bonnin sopimus) tieteelliselle komitealle.
- Montgomery, M.E., Woodworth, L.M., Nurthen, R.K., Gilligan, D.M., Briscoe, D.A. & Frankham, R. 2000: Relationships between population size and loss of genetic diversity: comparisons of experimental results with theoretical predictions. – *Conservation Genetics* 1: 33–43.
- Moritz, C. (1994): Defining evolutionarily significant units for conservation. – *Trends in Ecology and Evolution* 9: 373–375.
- Ruokonen, M., Aarvak, T., Andersson, A.-C., Merilä, J. 2007a: Russian males rescue Fennoscandian genetic diversity. – *Käsikirjoitus*.
- Ruokonen, M., Andersson, A.-C. & Tegelström, H. 2007b: Using historical captive stocks in conservation. The case of the lesser white-fronted goose. – *Conservation Genetics* 8: 197–207.
- Ruokonen, M., Aarvak, T. & Madsen, J. 2005: Colonization history of the high-arctic pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*. – *Molecular Ecology* 14: 171–178.

- Ruokonen, M., Kvist, L., Aarvak, T., Markkola, J., Morozov, V., Øien I. J., Syroechkovskiy Jr, E., Tolvanen, P., & Lumme, J. 2004: Population genetic structure and conservation of the lesser white-fronted goose *Anser erythropus*. – *Conservation Genetics* 5: 501–512.
- Ruokonen, M., Kvist, L. & Lumme, J. 2000a: Close relatedness between mitochondrial DNA from seven *Anser* goose species. – *Journal of Evolutionary Biology* 13: 532–540.
- Ruokonen, M., Kvist, L., Tegelström, H. & Lumme, J. 2000b: Goose hybrids, captive breeding and restocking of the Fennoscandian populations of the Lesser White-fronted goose (*Anser erythropus*). – *Conservation Genetics* 1: 277–283.
- Ruokonen, M., Litvin, K. & Aarvak, T. 2007c: Taxonomy of the bean goose – pink-footed goose. – Lähetytty julkaistavaksi.
- Vilà, C., Sundqvist, A.-K., Flagstad, Ø., Seddon, J., Björnerfeldt, S., Kojola, I., Casulli, A., Sand, H., Wabakken, P. & Ellegren, H. 2003: Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. – *Proceedings of the Royal Society London, Series B* 270: 91–97.
- Wright, S. 1931: Evolution in Mendelian populations. – *Genetics* 16: 97–159.

Liite 2. Fennoskandian tarhakantojen geneettiset perustiedot (Ruokonen Minna & Merilä Juha)

Kiljuhanhia on pidetty tarhoissa jo ainakin 1800-luvulta lähtien (mm. Delacour, 1957). Ruotsissa (vuosina 1981–1999) ja Suomessa (1989–1997) istutuksiin käytetyn keskieuropalaisilta lintutarhoilta peräisin olevan tarhakannan historia on tuntematon, sillä tarhakiljuhanhista ei ole ylläpidetty kantakirjoja ja siten myös sukupuut ovat tuntemattomia. Tegelström ym. (2001) ovat selvittäneet Ruotsin tarhakannan lähihistoriaa. Tarhakannan genetiikan tutkiminen on tärkeää, koska luonnonkannan tukemiseen tai uudelleenistutuksiin käytettävän tarhakannan tulee suositusten mukaan olla mahdollisimman samankaltainen alkuperäispopulaation kanssa (Kleiman ym. 1994).

Kiljuhanhen tarhakantojen todettiin kantavan tundrahanhen *Anser albifrons* ja merihanhen *Anser anser* mitokondrio-DNA:ta (Ruokonen ym. 2000b, 2007b). Vieraan lajin mitokondriohaplotyypin esiintyminen kiljuhanhen tarhakannassa voi johtua joko lajien äskettäisestä yhteisestä alkuperästä, lajien risteytymisestä luonnossa tai risteytymisestä tarhaushistorian aikana. Kiljuhanhen ja tundrahanhen - tai muiden hanhilajien välistä - geneettistä sekoittumista ei ole havaittu luonnonyksilöissä (153 kiljuhanhen ja 91 tundrahanhen luonnonyksilöä tutkittu; Ruokonen ym. 2000a, 2000b, 2004, 2007a, 2007b). Todennäköisin selitys onkin kiljuhanhen risteytyminen muiden hanhilajien kanssa tarhaolosuhteissa (Ruokonen ym. 2000b, 2007b).

Hailuodon tarhakannan tutkimuksessa löydettiin neljä yksilöä (27 %), jotka kantoivat tundrahanhen mitokondrio-DNA:ta (mtDNA) (Ruokonen ym. 2000b). Kymmeneltä ruotsalaiselta tarhalla tutkituista 116 kiljuhanhasta 17 % kantoi tundrahanhen mtDNA:ta (Ruokonen ym. 2007b). Ruotsalaisilta tarhoilta löydettiin kolme erilaista tundrahanhen mtDNA-haplotyyppiä, joista yksi oli identtinen Hailuodon tarhasta löytyneen haplotyypin kanssa. Lisäksi tutkittiin 12 luontoon vapautettua ja myöhemmin takaisin tarhaan pyydystettyä kiljuhanhea, jotka olivat peräisin belgialaiselta lintutarhalla. Näistä neljän yksilön (33 %) todettiin kantavan merihanhen mtDNA:ta (Ruokonen ym. 2007b). Nykyisissä tarhakannoissa voidaan siis havaita vähintään neljä itsenäistä risteytymistapahtumaa tundrahanhi- tai merihanhinaaraan ja kiljuhanhikoiraan välillä. Risteytymisiä voi olla tapahtunut useampiakin, sillä kiljuhanhinaaraan risteytymistä muiden lajien koiraiden kanssa ei voida havaita käytetyllä menetelmällä (mitokondriot periytyvät naaraalta jälkeläisille). Tarhakannoissa esiintyvien tundrahanhihaplotyyppien kanssa täsmälleen identtiset haplotyyppit on löydetty myös Ruotsista ja Hollannista kerätyistä tundrahanhen luonnonkannan näytteistä (Ruokonen ym. 2007b), mikä osoittaa risteytymisen tapahtuneen äskettäin.

Kiljuhanhen luonnonkannassa esiintyviä mtDNA-haplotyyppisiä löydettiin tarhakannoista yhteensä kolme (Ruokonen ym. 2000b, 2007b). Näistä haplotyypeistä yksi on Fennoskandian luonnonkannan kiljuhanhissa yleisimpänä esiintyvä haplotyyppi (W1, ks. Ruokonen ym. 2004), ja toinen on yleisin kiljuhanhen itäisellä levinneisyysalueella (E1, ks. Ruokonen ym. 2004). Kolmatta tarhakannassa esiintyvää mitokondriohaplotyyppiä ei ole havaittu nykyisessä kiljuhanhen luonnonpopulaatiossa. Kyseinen haplotyyppi on voinut tulla tarhakantaan Ruotsin luonnonkannasta aikanaan tarhaan tuotujen yksilöiden mukana ja edustaa siten alkuperäistä pesimäpopulaatiota, mutta sitä ei kuitenkaan havaittu Fennoskandiasta ennen kannan laskua kerätyistä yksilöistä (48 museonäytettä Suomesta, Ruotsista, Norjasta ja Kuolan niemimaalta; Ruokonen ym. 2007a).

Ruotsalaisista tarhakannoista tutkittiin myös tuman DNA-merkkiominaisuuksia (mikrosatelliittitoistoalueita), jotka ovat olennaisia tarhakannan käyttökelpoisuuden arvioimiseksi istutuksia ajatellen. Risteymäyksilöiden luotettava tunnistaminen tuman merkkiominaisuuksiin perustuen osoittautui mahdottomaksi: 63 % tutkituista merkkiominaisuuksista oli yhteisiä kilju- ja tundrahanhen luonnonyksilöille (Ruokonen ym. 2007b). Vain tundrahanhessa esiintyvien merkkiominaisuuksien avulla voitiin kuitenkin päätellä, että kiljuhanhen tarhakannan yksilöistä 32 %:lla oli tuman DNA:n perusteella merkkejä risteytymisestä. Yhdistettynä mitokondriotuloksiin kaiken kaikkiaan ainakin 36 %:lla ruotsalaisista tarhakiljuhanhista oli perimässään tundrahanhen merkkiominaisuuksia. Risteymäalkuperää olevien yksilöiden

osuus on todennäköisesti kuitenkin suurempi, mutta lajien samankaltaisuuden vuoksi niitä kaikkia ei pystytä tunnistamaan.

Geneettisen muuntelun määrä oli kiljuhanhen tarhapopulaatioissa lähes yhtä suuri kuin luonnonpopulaatioissa (geneettinen diversiteetti H_e , tarha: 0.478, luonnonpopulaatio: 0.512; Ruokonen ym. 2007b). Vaikka useimmiten tarhapopulaatiot ovat luonnonpopulaatioihin verrattuna geneettisesti vähemmän monimuotoisia perustajavaikutuksen ja geneettisen satunnaisajautumisen seurauksena, kiljuhanhen tarhapopulaation geneettisen monimuotoisuuden selittänee populaation jakautuminen useisiin tarhoihin sekä ennen kaikkea risteytyminen geneettisesti muuntelevamman tundrahanhen kanssa.

Ruotsin tarhapopulaatio on geneettisesti merkitsevästi erilaistunut kiljuhanhen luonnonpopulaatioista (Ruokonen ym. 2007b). Tarhapopulaation ja luonnonpopulaatioiden välinen ero on jopa neljä kertaa suurempi kuin Fennoskandian ja läntisen Venäjän pesimäpopulaatioiden välinen ero. Erilaistumista selittävät tarhakannan perustajavaikutus, satunnaisajautuminen ja risteytyminen tundrahanhen kanssa, sekä luonnonpopulaatioissa kannan laskun seurauksena voimistuva satunnaisajautuminen. Lisäksi tarhakanta on geneettisesti enemmän samankaltainen Venäjän kuin Fennoskandian pesimäpopulaation kanssa. Myös mitokondriotulosten mukaan Fennoskandiassa harvinainen itäinen haplotyyppi esiintyy yleisenä kiljuhanhen mitokondrioita kantavissa tarhakiljuhanhissa (54 %, Ruokonen ym. 2007b).

Kiljuhanhen tarhakantojen genetiikkaa on käsitelty myös kahdessa muussa tutkimuksessa. Näiden tutkimusten tuloksia ei ole kuitenkaan julkaistu tieteellisissä sarjoissa, eikä niitä ole esitetty referointiin tarvittavalla tarkkuudella. Hämeenkosken tarhalla on tutkittu 36 kiljuhanhea ja muutama luonnonyksilö sekä mitokondrio-DNA:ta että tuman merkkiominaisuuksia (RAPD) käyttäen (Kholodova 2001). Neljännes linnuista kantoi tundrahanhen mitokondrioita, ja toinen neljännes tuntematonta mtDNA:ta, joka myöhemmässä tarkastelussa paljastui merihanhen *A. anser* mtDNA:ksi (Kholodova, henkilökohtainen tiedonanto, Kiljuhanhen ystävät 2007). Noin puolella Hämeenkosken tarhakiljuhanhista todettiin siis risteymäalkuperä. Selvityksessä mainitut tuman tutkimustulokset jätetään tässä huomiotta, sillä sovellettua menetelmää ei yleisesti pidetä luotettavana ja käyttökelpoisena (ks. mm. Lacy 2005).

Saksalaisten, suomalaisten ja ruotsalaisten tarhakiljuhanhien genetiikkaa on tarkasteltu selvityksessä, joka sovelsi mitokondrion ja tuman merkkiominaisuuksia (mikrosatelliittitoistoalueita, ISSR) (Wink 2007). Tulosten mukaan 20 % suomalaisista ja ruotsalaisista tarhakiljuhanhista kantaa merihanhen mtDNA:ta, jota saksalaisista tarhalinnuista ei löydetty. Tundrahanhen ja kiljuhanhen luonnonyksilöiden todettiin kantavan samoja mitokondriohaplotyyppisiä. Löydös on ristiriidassa aikaisempien tulosten kanssa (Ruokonen ym. 2000a, 2000b, 2007b). Koska alkuperäisiä sekvenssitietoja tai tutkittua mitokondrioaletta ei ole julkaistu, syytä tuloksissa olevaan ristiriitaan ei voi arvioida. Tuman merkkiominaisuuksien perusteella erotettiin joitain ilmeisiä risteymäyksilöitä, mutta suurimman osan kilju- ja tundrahanhen luonnon- ja tarhayksilöistä todettiin erottuvan toisistaan, kun kaikkia tuman merkkiominaisuuksia tarkasteltiin yhdessä. Tämä onkin todennäköistä, koska risteytyminen ovat tapahtuneet kauan sitten ja risteymäyksilöt ovat edelleen sekoittuneet kiljuhanhien kanssa. Tutkimuksessa ei käytetty risteymäyksilöiden tunnistukseen tarkoitettuja tilastollisia menetelmiä (ns. assignment-testit), eikä tundra- ja merihanhelleminaisten tuman merkkiominaisuuksien yleisyyttä arvioitu.

Nykyiset kiljuhanhen tarhakannat eivät näin ollen sovellu luonnonkantojen tukemiseen tai uudelleen istutuksiin, koska tarhakannat ovat risteytyneet ainakin kahden vieraan lajin kanssa, risteymäalkuperää olevien yksilöiden osuus tarhakannoissa on suuri, ja risteymäyksilöitä löytyy lähes kaikilta tutkituilta tarhoilta. Käytössä olevilla geneettisillä menetelmillä ei pystytä tunnistamaan kaikkia risteymäyksilöitä, joten vanhojen tarhakantojen geneettisen materiaalin puhdistus on mahdotonta (Ruokonen ym. 2007b, Lacy 2005). Ruotsissa on kuitenkin äskettäin perustettu uusi tarhakanta Länsi-Venäjältä pyydystetyistä luonnonyksilöistä (AEWA 2006). Uutta kantaa ylläpidetään luonnonsuojellisten periaatteiden mukaisesti, ja sen käyttö istutuksiin on perustellumpaa kuin aikaisempien risteymäkantojen, mikäli istutuksia katsotaan aiheelliseksi jatkaa.

Viitteet

- AEWA 2006: International Single Species Action Plan for Western Palearctic Population of Lesser White-fronted Goose. Second Draft, version 2.2. – African European Waterbird Agreement (AEWA). 104 s.
- Delacour, J. 1957: *The Waterfowl of the World*, vol. 1. – Country Life Ltd., London.
- Kholodova, M. 2001: Analyses of the captive population of the lesser white-fronted goose, report 2001/2002. Julkaisematon raportti: http://www.math.jyu.fi/~kahanpaa/Kotisivut/AnserErythropus/Report-LWFG11_S.pdf
- Kiljuhanhen Ystävät 2007: http://www.math.jyu.fi/~kahanpaa/Kotisivut/AnserErythropus/lehti2007_2.html
- Kleiman, D.G., Stanley Price, M.R. & Beck, B.B. 1994: Criteria for reintroductions. – Teoksessa Olney, P.J.S., Mace, G.M. & Feistner, A.T.C. (toim.): *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*. – Chapman & Hall, London: 287–303.
- Lacy, R.C. 2005: Comments on the genetic issues related to the new action plan for the lesser white-fronted goose (LWfG). Lausunto CMS:n (Bonnin sopimus) tieteelliselle komitealle.
- Ruokonen, M., Aarvak, T., Andersson, A.-C. & Merilä, J. 2007a: Russian males rescue Fennoscandian genetic diversity. – *Käsikirjoitus*.
- Ruokonen, M., Andersson, A.-C. & Tegelström, H. 2007b: Using historical captive stocks in conservation. The case of the lesser white-fronted goose. – *Conservation Genetics* 8: 197–207.
- Ruokonen, M., Kvist, L., Aarvak, T., Markkola, J., Morozov, V., Øien I. J., Syroechkovskiy Jr, E., Tolvanen, P., & Lumme, J. 2004: Population genetic structure and conservation of the lesser white-fronted goose *Anser erythropus*. – *Conservation Genetics* 5: 501–512.
- Ruokonen, M., Kvist, L. & Lumme, J. 2000a: Close relatedness between mitochondrial DNA from seven *Anser* goose species. – *Journal of Evolutionary Biology* 13: 532–540.
- Ruokonen, M., Kvist, L., Tegelström, H. & Lumme, J. 2000b: Goose hybrids, captive breeding and restocking of the Fennoscandian populations of the Lesser White-fronted goose (*Anser erythropus*). – *Conservation Genetics* 1: 277–283.
- Tegelström, H., Ruokonen, M. & Löfgren, S. 2001: The genetic status of the captive lesser white-fronted geese used for breeding and reintroduction in Sweden and Finland. – Teoksessa Tolvanen, P., Øien, I. J. & Ruokolainen, K. (toim.): *Fennoscandian Lesser White-fronted Goose Conservation Project. Annual report 2000*. – WWF Finland Report 13 & Norwegian Ornithological Society, NOF Rapportserie report no. 1-2001: 37–39.
- Wink, M. 2007: Genetic analysis of breeding stock of LWfG (*Anser erythropus*). – *Kokousesitelmä Goose 2007*, Xanten, Saksa, 29.1.2007. <http://www.piskulkaconf.tk/>

Liite 3. Kiljuhanhen lajin- ja iänmäärittäminen (Lehtiniemi Teemu, Tolvanen Petteri & Markkola Juha)

Kiljuhanhi on harmaista hanhista tummin ja pienin. Se muistuttaa ulkonäöltään eniten tundrahanhea (*Anser albifrons*). Kiljuhanhi on tundrahanhea jonkin verran pienempi, kapeasiipisempi ja pieninokkaisempi. Aikuiset yksilöt erotetaan yksinkertaisesti valkoisen otsalaikun muodon ja kiljuhanhen keltaisen silmärenkaan perusteella. Nuori tundra- ja kiljuhanhi ovat hyvin samannäköisiä, ja parhaat tuntomerkit koon ja muodon ohella ovat kiljuhanhen keltainen silmärengas ja pienempi nokka. Ruokailevat kiljuhanhet ovat usein myös muita hanhilajeja vilkkaampia ja nopealiikkeisempiä, ja löytyvät hanhien sekaparvissa toisinaan myös käyttäytymisen perusteella.

Muodoltaan kiljuhanhi on palleromainen, mutta siro, ja voi tähyssä näyttää yllättävän pitkäkaulaistakin. Pää on pieni ja pyöreä, ja otsa on sekä korkeampi että jyrkempi kuin tundrahanhella. Nokka on pieni, lyhyt (noin 2/3 tundrahanhen nokasta) ja kolmiomainen. Siivet ovat pitkät, ja seisovalla linnulla siivenkärjet ulottuvat selvästi pyrstön kärjen ylitse, tundrahanhella useimmiten pyrstön kärjen tasalle. Lennossa huomio kiinnittyy kiljuhanhen silmiinpistävän pitkiin ja kapeisiin siipiin. Siiven lyöntitiheys on tiheämpi kuin muilla harmailla hanhilla.

Lennossa siiven alapinta on tasaisen tumman harmaanruskea. Siiven yläpinnan vaaleat alueet ovat kuten tundrahanhella: kyynärsiivellä on yksi selvä pitkittäisjuova, joka muodostuu isojen peitinhöyhenten valkeista kärjistä, ja käsisiivellä sekä alula että käsisulkien peitinhöyhenet ovat sinertäväsävyiset. Alaperä on muiden harmaiden hanhien tapaan valkoinen. Pyrstö on tummanruskea valkein reunuksin ja jalat ovat oranssit tundrahanhen tapaan.

Sukupuolet ovat hyvin samannäköiset. Kokenut havainnoitsija voi tunnistaa yhdessä liikkuvien pariskuntien sukupuolet. Koiraat ovat keskimäärin naaraita suurempia, ja niiden kaula on paksumpi ja otsa korkeampi. Naarilla kyljen tumma poikkijuovitus ulottuu pidemmälle eteen rinnan sivuille, ja usein silmän takana erottuu viirumainen varjostuma.

Aikuisen linnun nokka on syvän vaaleanpunainen ja nokan kynsi valkea. Tummanruskeaa silmää kiertää turpea keltainen silmärengas. Nokan alareunasta lähtevä valkea otsakilpi ulottuu useimmilla yksilöillä päälle pään korkeimman kohdan tasalle. Pää ja kaulan yläosa ovat tumman ruskeanharmaat. Kaulan alaosa ja rinta ovat vaalean ruskeanharmaat ja niskassa on kanelin sävyä samaan tapaan kuin lyhytnokkahanhella. Rinnan alaosa vaihtuu vähittäisesti harmaanruskeaan vatsaan. Vatsassa on vaihteleva määrä tummaa laikutusta, joka on yleensä pienimuotoisempaa kuin tundrahanhella. Selkä on tummanruskea, mutta ei kuitenkaan niin tumma kuin pää ja kaulan yläosa.

Pään ja kaulan yleisväritys on – yhdessä nokan, pään ja kaulan profiilin kanssa – tärkeimpiä ja käyttökelpoisimpia tuntomerkkejä kilju- ja tundrahanhen erottamisessa silloin, kun etäisyyttä on liikaa esim. silmärenkaan näkemiseksi (Øien ym. 1999). Valkeaa otsakilpeä lukuun ottamatta kiljuhanhen koko pää ja ylimmät kaksi kolmasosaa kaulasta näyttävät useimmissa olosuhteissa yhtenäisen tummanruskeilta, selvästi tummempilta kuin tundrahanhella. Tundrahanhella päässä on tummanruskeaa vain otsakilven takana kapeana reunuksena, joka kontrastoituu selvästi muuten vaaleanruskeaan päähän ja kaulaan. Kiljuhanhellakin on samanlainen tumma reunus, mutta pään tummuuden takia se ei yleensä erotu selvästi.

Syksyisellä nuorella linnulla lajien väliset erot pään ja kaulan värityksessä ovat vähäisempiä. Nuoren linnun yleisväritys on vähemmän kontrastikas, ja siltä puuttuvat aikuisen otsakilpi ja vatsalaikut. Nuorelle linnulle ominaisten pyöreäkärkisten höyhenten kapealti vaaleat kärjet luovat suomumaista kuviointia selkä- ja vatsapuolelle. Linnun muoto ja koko sekä keltainen silmärengas ovat parhaita eroja nuoreen tundrahanheen. Kiljuhanhen nokka on syvän vaaleanpunainen, kun taas tundrahanhen nokan vaaleanpunainen on sävyiltään hailakampi. Myötävälössä maassa oleskelevat yksilöt voi tunnistaa toisistaan hyvinkin kaukaa (1–1,5 kilometristä) selän ja kyljen takaosan tummuuserosta: tundrahanhella selkä on kylkeä selvästi tummempi, kun kiljuhanhella vastaava tummuusero on vähäinen.

Lokakuulta alkaen nuorelle kiljuhanhelle kehittyy valkea otsakilpi, joka on kevääseen mennessä lähes samankaltainen kuin aikuisella. Keväällä toisen kalenterivuoden kiljuhanhilta puuttuvat tummat vatsalaikut, jotka kehittyvät kesän kuluessa sulkasadon myötä. Myös nuoruuspuvun siipi säilyy ensimmäisen kesän sulkasatoon asti erottuen vanhemman linnun siivestä vaaleamman ruskeana ja kuluneempana.

Kiljuhanhet läpikäyvät siipi- ja pyrstösulkien täydellisen sulkasadon ("sattasen") muiden hanhilajien tapaan kesällä. Siipisulkien sulkasato ajoittuu Fennoskandiassa heinäkuulta elokuulle ja kestää 4–5 viikkoa, minkä ajan linnut ovat lentokyvyttömiä. Kesäisessä sulkasadossa vaihtuu myös valtaosa ruumiinhöyhenistä ja siiven peitinhöyhenistä.

Liite 6. Kiljuhanhien määrät ja ikäjakaumat Perämeren rannikolla keväinä 1985–2001, ja Porsanginvuonolla keväinä 1993–2001 sekä syksyinä 1981, 1987, 1992 ja 1994–2001.

Taulukko 1. Perämeren rannikolla lepäilleet kiljuhanhet vuosina 1985–2001 (Markkola 2001, J. Markkola & WWF:n kiljuhanhityöryhmä, julkaisematonta aineistoa, Markkola & Lampila, käsikirjoitus).

Vuosi	n ad:t	n 2-kv:t	% 2-kv	Kaikki yhteensä
1985	84	11	12	95
1986	88	7	7	95
1987	60	5	8	65
1988	61	34	36	95
1989	35	10	22	45
1990	43	2	4	45
1991	38	17	31	55
1992	61	12	16	73
1993	24	9	27	33
1994	43	3	7	46
1995	32	1	3	33
1996	38	2	5	40
1997	25	5	17	30
1998	39	6	13	45
1999	27	0	0	27
2000	26	0	0	26
2001	17	0	0	17

Taulukko 2. Kiljuhanhien määrä Valdakissa, Porsanginvuonolla, Pohjois-Norjassa keväisin vuosina 1993–2001 (Aarvak & Øien 2004, hieman muotoiltuna).

Vuosi	Ad-parit (sis. mahdolliset 3-kv-yksilöt pareissa)	Yksinäiset ad:t ja mahdolliset 3-kv:t	n 2-kv:t	% 2-kv:t	yhteensä
1993	32		4	5.9	68
1994	26		4	7.1	56
1995	> 25		> 10	> 16.7	> 60
1996	23		10	17.9	56
1997	26		7	11.9	59
1998	38	3* ⁴	5	6.0	84
1999	23	1+2* ⁵	9* ¹	15.5* ²	58
2000	25	3* ⁴ +2* ⁶	8* ³	12.7* ²	63
2001	19	3	0	0	41

*¹ sis. kaksi aikuisten kanssa pariutunutta 2-kv:tä

*² sis. kaksi aikuisten kanssa pariutunutta 2-kv:tä

*³ sis. kaksi 3-kv-lintujen kanssa pariutunutta 2-kv-lintua

*⁴ mahdollisia 3-kv-lintuja

*⁵ sis. kaksi 2-kv-lintujen kanssa pariutunutta ad-lintua

*⁶ sis. kaksi 2-kv-lintujen kanssa pariutunutta 3-kv-lintua

Taulukko 3. Kiljuhanhien ikäjakauma (ad/juv) syksyllä Porsanginvuonolla vuosina 1981, 1987, 1992 ja 1994–2001 (Aarvak & Øien 2004).

vuosi	n aikuiset	n lentopoikaset		n kaikki	keskim. poikuekoko
		n lentopoikaset	% lentopoikasia		
1981	10	18	64.3	28	?
1987	10	18	64.3	28	?
1992	24	34	58.6	58	?
1994	31	33	51.6	64	2.4
1995	61	67	52.3	128	3.9
1996	16	23	59.0	39	2.6
1997	25	32	56.1	57	4.0
1998	29	31	51.6	60	2.8
1999	26	17	39.5	43	2.8
2000	8	2	20.0	10	2.0
2001	24	38	61.3	62	3.2

Liite 7. Pohjolan kiljuhanhipopulaation selviytyvyys. (Markkola Juha & Lampila Petri)

Modernin luonnonsuojelubiologian perusmenetelmiä on ns. elastisuusanalyysi, jonka avulla pystytään arvioimaan, mikä lajin elinkierron vaiheista vaikuttaa eniten populaation kasvukertoimeen (λ) (ks. mm. de Kroon ym. 1986, Caswell 1989, Akçakaya 1998, Ehrlén & van Groenendael 1998, Benton & Grant, 1999). Tätä varten tarvitaan tietoja ikäluokkakohtaisesta selviytyvyydestä sekä pesimämenestyksestä. Usein ongelmana uhanalaisten lajien osalta on tarvittavan tiedon heikko laatu, eikä kiljuhanhi tee tässä suhteessa poikkeusta.

Ihannetilanteessa arviot tulisi perustaa laajaan rengastus- ja kontrolliaineistoon, mutta kiljuhanhesta tällaista ei ole saatavilla suurista ponnistuksista huolimatta. Siksi parhaiten tunnetun pohjoismaisenkin kannan arvot on jouduttu päättämään osin epäsuorasti, esimerkiksi perustuen nuorten lintujen osuuksiin eri aikoihin vuodesta ja kiljuhanhikannan lukumäärän muutoksiin vuodesta toiseen (Markkola & Lampila, käsikirjoitus).

Pesimämenestystä (= nuorten lintujen osuutta) on arvioitu syksyllä heti pesimäkauden jälkeen Valdakisissa, Pohjois-Norjassa. Selviytyvyyden arviointiin paras käytettävissä oleva aineisto on kerätty Perämeren keväisiltä levähdyspaikoilta vuodesta 1985 alkaen, ja myös Valdakin aineistoja on käytetty tässä hyväksi. Porsanginvuonon aineistosta nuorten lintujen kuolleisuus on saatu vertaamalla keväällä saapuvien toisen kalenterivuoden lintujen määrää edellisen vuoden poikasten määrään. Aikuisten lintujen kuolleisuutta on puolestaan arvioitu Perämerellä peräkkäisten vuosien lukumäärien perusteella.

Näihin aineistoihin sisältyy useita epävarmuustekijöitä: kaikkien nuorten lintujen on oletettu palaavan keväällä emojensa matkassa, mikä voi olla virheellinen oletus, ja näin ollen arvio ensimmäisen talven kuolleisuudesta saattaa olla liian korkea. Myös esim. kevään sään vaihtelut saattavat aiheuttaa vaihtelua kiljuhanhien muuttoreiteissä ja siten huomattavaa satunnaisvaihtelua aineistoon. Pitkässä aikasarjassa tämän vaikutus pitäisi kuitenkin tasoittua. Malli perustuu myös olettamukselle, että tiheydestä riippuvat tekijät eivät vaikuta populaatioon. Tällainen oletus on yleensä tehty pienistä ja taantuneista populaatioista, eikä välttämättä ole oikea. Niin ikään on oletettu, että ensimmäisen pesivän ikäluokan pesimämenestys on puolet sitä vanhempien lintujen vastaavasta.

Muiden hanhien tapaan kiljuhanhi on pitkäikäinen ja melko hitaasti lisääntyvä laji. Tarkkaa tietoa sukukypsyysistä ei ole, mutta tarhoilla tehtyjen havaintojen perusteella ensimmäinen pesintä tapahtuu kahden vuoden iässä eli linnun ollessa kolmannella kalenterivuodellaan. On kuitenkin mahdollista, että osa yksilöistä aloittaa pesinnän vasta myöhemmin. Useilla alueilla tehtyjen havaintojen perusteella syyskannasta noin 30–40 % on nuoria, mikä on samaa luokkaa tai korkeampi osuus kuin muilla arktisilla hanhilla. Kiljuhanhi pesii keskimäärin hieman etelämpänä kuin esim. tundrahanhi, mistä johtuen pesimäolosuhteiden ja sen myötä myös poikastuoton vaihtelu on pienempää.

Nuorten kiljuhanhien selviytyvyys sen sijaan on paljon alhaisemmalla tasolla kuin muilla arktisilla hanhilla (mm. Ebbinge 1991) ja ehkä vain noin neljännes selviää ensimmäisestä talvestaan. Tämä viittaa voimakkaaseen metsästyspaineeseen, sillä sorsalinnuilla nuoret yksilöt ovat alttiimpia joutumaan metsästyssaaliiksi. Aikuisten vuotuinen selviytyvyys (n. 84 %) on myös hiukan alhaisempi kuin muilla hanhilla.

Perämeren aineistosta laskettu pohjoismaisen populaation kasvukerroin (λ) oli vuosina 1993–2001 0,974 ja Porsanginvuonon vastaavassa aineistossa 0,970, eli populaatio pieneni keskimäärin noin 3 % vuodessa.

Pienikin muutos aikuisten selviytyvyydessä voi näkyä dramaattisesti populaation kasvukertoimessa. Esimerkiksi 10 %:n pudotus aikuisten selviytyvyydessä johtaisi vähintään 7 %:n laskuun kannan kasvukertoimessa, kun taas vastaava pudotus nuorten selviytyvyydessä aiheuttaisi alle prosentin laskun kasvukertoimessa. Metsästyspaine voi siis näkyä voimakkaasti nuorten kuolleisuudessa, mutta pienikin lisäys aikuisten kuolleisuudessa voi silti olla kohtalokkaampaa kannan kehitykselle. Pesimämenestyksen parantamista huomattavasti tehokkaampi ja helpommin toteutettava suojelutoimi on selviytyvyyden parantaminen talvi- ja muuttolevähdysalueilla. Suojelutoimet (metsästyksen rajoittaminen, alueiden suojeleminen) hyödyttävät luonnollisesti kaikkia ikäluokkia.

Taulukko 1. Pohjolan kiljuhanhipopulaation selviytyvyys. Keskimmaisessä sarakkeessa (B) on annettu kullekin populaatioparametrille (A) arvioitu biologinen maksimiarvo ja suluissa havaittu arvo. Taulukon B-sarakkeen arvot tarkoittavat, että nuorista 23,9 % palaa keväällä, aikuisista 83,7 %. Lisääntymismenestys 0,61 tarkoittaa sitä, että kukin aikuinen naaras saa keskimäärin 0,61 naaraspoikasta vuodessa. Oikeanpuoleisessa sarakkeessa (C) on tarvittava arvo kasvukertoimen $\lambda=1$ (kannan koko pysyy samana) saavuttamiseksi, kun muut arvot pidetään vakioina. Helpoimmin vakaa kanta saavutetaan aikuisten ja nuorten selviytyvyyttä parantamalla.

A. Populaatioparametri	B. Arvioitu maksimiarvo (Havaittu arvo)	C. Vaadittu arvo kasvukertoimen $\lambda=1$ saavuttamiseksi
Nuorten selviytyvyys	0.7–0.8 (0.239)	0.320
Esi aikuisten selviytyvyys	0.90–0.97 (0.837)	(>1)
Aikuisten selviytyvyys	0.90–0.95 (0.837)	0.926
Lisääntymismenestys	<0.7? (0.61)	0.820