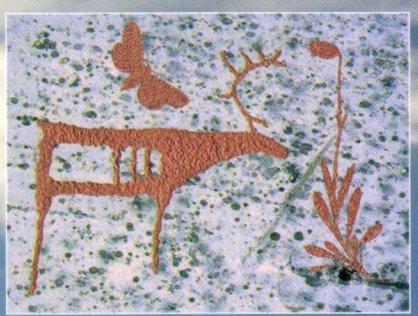
METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 941, 2005

PORONHOIDON JA SUOJELUN VAIKUTUKSET MALLAN LUONNONPUISTOSSA

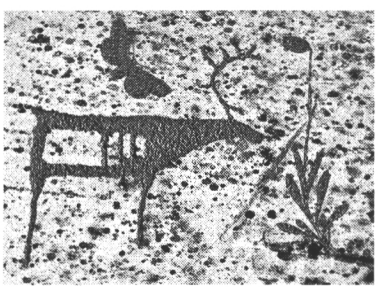


Mikko Jokinen (toim.)

METLA KOLARIN TUTKIMUSASEMA

METSÄNTUTKIMUSLAITOKSEN TIEDONANTOJA 941, 2005

PORONHOIDON JA SUOJELUN VAIKUTUKSET MALLAN LUONNONPUISTOSSA



Mikko Jokinen (toim.)

KOLARIN TUTKIMUSASEMA

Jokinen, M. (toim.). 2005. Poronhoidon ja suojelun vaikutukset Mallan luonnonpuistossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 941. 332 s. ISBN 951-40-1957-1, ISSN 0358-4283.

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema

Yhteystiedot: Mikko Jokinen, Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema, Muoniontie 21, 95900 Kolari.
puhelin: 010 211 3525, faksi: 010 211 3501
sähköposti: mikko.jokinen@metla.fi

Kannen suunnittelu: Mikko Jokinen
Kansikuva ja logo: Mikko Jokinen
Takakannen pikkukuvat: Mikko Jokinen, Panu Välimäki ja Heikki Kauhanen
Taitto: Mikko Jokinen ja Jari Hietanen
Kirjapaino: Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi 2005

Tilaukset: Metla, Vantaan tutkimuskeskus, kirjasto, PL 18, 01301 Vantaa
puhelin: 010 2111, faksi: 010 211 2101

SISÄLLYS

SAATTEEKSI 5

1 JOHDANTO 6

1.1 Mallan luonnonpuiston perustaminen – motiivit ja historia 6
Mikko Jokinen

1.2 Poronhoidon historia Käsivarren Lapissa ja Mallalla 14
Hannu Heikkinen, Mikko Jokinen, Oula A. Valkeapää & Timo Helle

1.3 Tutkimuksen intressit Kilpisjärvellä ja Mallalla 25
Mikko Jokinen

1.4 Konfliktiin johtaneet tekijät 32
Mikko Jokinen & Hannu Heikkinen

1.5 Tutkimushankeen tavoitteet ja toteutuminen 45
Mikko Jokinen

2 EKOLOGINEN TUTKIMUS 49

2.1 Mallan luonnonpuiston luontotyypit 49
Heikki Kauhanen & Jorma Mattsson

2.2 Mallan ja Saanan uhanalaiset putkilokasvit 99
Heikki Kauhanen

2.3 Poron kesälaidunnuksen vaikutus harvinaisiin tunturikasveihin: kasviekologinen perspektiivi Mallan porottomuuden jatkumiseen 139
Lauri Oksanen & Johan Olofsson

2.4 Maaselkärangattomien esiintyminen porojen eriasteisessa laidunnuksessa 157
Juhani Itämies ja Stefan Olberg

2.5 Porolaidunnuksen vaikutus perhosten (Lepidoptera) yhteisörakenteeseen kahdella Pohjois-Fennoskandian tunturilla 179
Panu Välimäki

2.6 Mallan luonnonpuiston linnusto ja poro 228
Aleksi Lehikoinen

3 SOSIOKULTTUURINEN TUTKIMUS 243

3.1 Poronhoidon todellisuus ja reunaehdot 243
Hannu Heikkinen, Mikko Jokinen, Timo Helle & Juha Tornensis

3.2 Asiantuntijoiden käsityksiä Mallan luonnonpuiston arvoista ja mahdollisista tulevaisuuksista 254
Hannu Heikkinen, Mikko Jokinen, Sini Pölkki ja Lotta Jaakkola

4 KOHTI RATKAISUA 296

4.1 Umpisolmu Mallalla: ajatuksia ongelman taustasta ja ratkaisumahdollisuuksista 296
Lauri Oksanen

4.2 Tutkimushankkeen opetuksia ja evästyksiä päätöksentekoon 314
Mikko Jokinen

Huomautukset 318

Čoahkkáigeassu sámegillii 322

English summary 323

Kirjoittajat 324

Hankkeeseen kutsutut asiantuntijat 324

Liitteet 325

SAATTEEKSI

Tämä julkaisu on *Poronhoidon ja suojelun vaikutukset Mallan luonnonpuistossa* -tutkimushankkeen, tuttavallisemmin Malla-hankkeen, loppuraportti. Opuksessa on vuosina 2000-2004 koottu ja tuotettu tutkimustieto, jolla evästetään Mallan luonnonpuistossa virinneen ympäristökiistan päätöksentekoa. Samalla tarjotaan tietoa, joka koskee laajemmin pohjoisia luonnonsuojelualueita, poronhoidon ja suojelun ekologisia vaikutuksia, sekä tieteen, luonnonsuojelun ja porosaamelaisten kulttuuria.

Tutkimushankkeeseen tai sen seuraamiseen on osallistunut vuosien varrella kymmeniä ihmisiä Suomesta, Ruotsista ja Norjasta. Heille parhaimmat kiitokset. On myös syytä kiittää ulkopuolisia rahoittajia, jotka ovat Suomen Akatemia ja Oulun yliopiston Thule Instituutti. Metsäntutkimuslaitos sekä Oulun, Uumajan ja Helsingin yliopistot ovat tarjonneet hankkeen käyttöön asiansa osaavia tutkijoita, varoja heidän ammatillisiin matkoihinsa ja aineellisiin tarpeisiinsa. Kiitos siitäkin.

Tutkimushankkeessa tehty työ on ollut tiivistä ja monitieteistä. Rohkenenkin väittää, että Mallan luonnonpuisto, joka on Suomen ensimmäinen luonnonsuojelualue, tunnetaan nyt paremmin ja monipuolisemmin kuin mikään muu suojelualue maassamme.

Kolarissa talvipäivänseisauksen hämärässä rauhassa

Mikko Jokinen
hankkeen vetäjä

1 JOHDANTO

1.1 Mallan luonnonpuiston perustaminen – motiivit ja historia

Mikko Jokinen

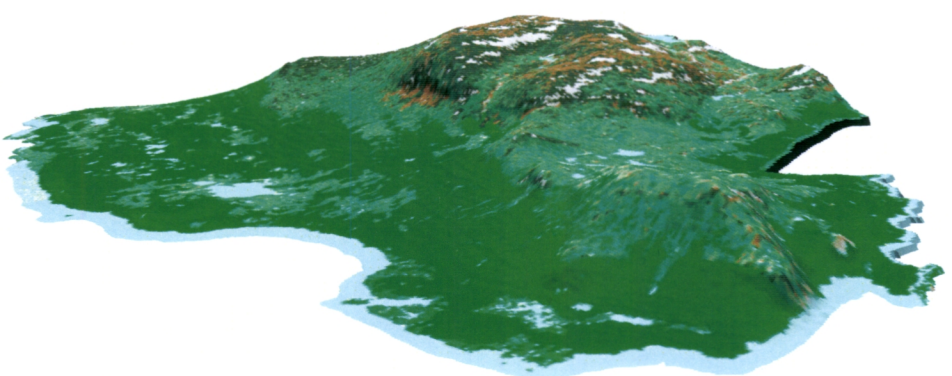
SUOJELUALUEEN PERUSTAMINEN.....6

MALLAN LUONNONPUISTON TARKOITUS.....10

KIRJALLISUUS.....13

SUOJELUALUEEN PERUSTAMINEN

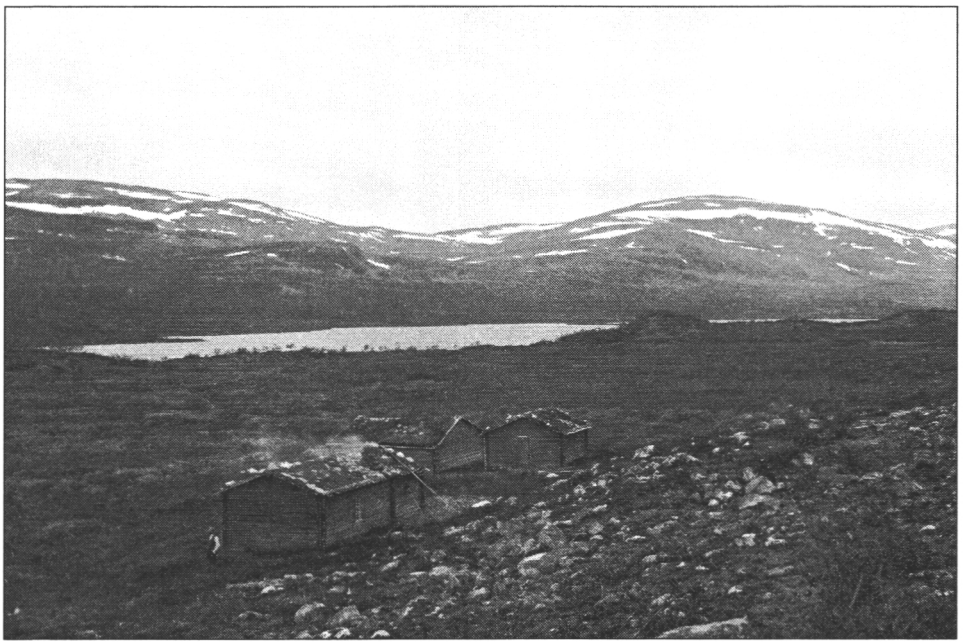
Mallan luonnonpuisto sijaitsee Enontekiön kunnassa Kilpisjärvellä, kolmen valtakunnan rajan tuntumassa ja on kooltaan 3048 hehtaaria. Luonnonpuisto on Suomen ensimmäinen luonnonsuojelualue, ja se perustettiin vuonna 1916. Ajatuksen rauhoitusalueen perustamisesta esitti Muonioon virkatehtäviin siirtynyt valtion aluemetsänhoitaja Justus Montell, joka tuli tunnetuksi innokkaana kasvien ja perhosten kerääjänä.



Kuva 1. Mallan luonnonpuisto, katselusuunta luoteeseen noin 30° horisontin yläpuolelta. Tunturikoivikot esiintyvät kuvassa tummanvihreinä. Osa lumenviipymistä eli jasoista säilyy sulamatta ympärivuotisesti. Kuva: Teppo Hyvönen & Jari Hietanen.

Esityksensä Montell kohdisti vuonna 1914 luonnontieteelliselle *Societas pro fauna et flora Fennica* -seuralle Helsinkiin. Montell oli retkeillyt Kilpisjärven alueella ensimmäistä kertaa vuonna 1910 ja pannut merkille Saanan (*Sáná*) ja Mallan poikkeuksellisen rehevän ja monipuolisen lehto- ja tunturikasvillisuuden (kuva 7). Palattuaan parin vuoden jälkeen seudulle hän kiin-

nitti huomiota tunturikoivikoiden hakkuisiin, jotka olivat hänen mukaansa aiheuttaneet lehtoniittyjen muutoksen siten, että *"nyt on tästä ihanuudesta vain muisto jäljellä"*. Näiden hakkuiden hän ennusti – ilman asiaan puuttumista – leviävän laaksopainanteesta toiseen hävittäen lopulta koko Saanan rinteiden alkuperäisen kasvillisuuden. (Montell 1914a, 1914b.)



Kuva 2. Alkuperäinen Siilastupa sijaitsi Siilasjärven tuntumassa, taustalla tuleva rauhoitusalue. Kuva on vuodelta 1905. Museovirasto.

Hakkuista olivat Montellin mukaan vastuussa läheisen Siilastuvan asukkaat. Siilastupa (kuvat 2 ja 13) oli alkujaan valtion rakennuttama autiotupa, joka tarjosi majapaikan Skibotniin eli Jyykeään ja sieltä Suomeen matkaaville. Siilastupa oli siirretty 1910-luvulle tultaessa Siilasjärven (*Šilisjávri*) tuntumasta Saanan juurelle. Samalla rakennuksesta oli tullut ympärivuotisesti asuttu tunturitupa, jonka asukkaat ja vieraat – Montellin mukaan rahtimiehet, kulkijat, riekonpyytäjät ja salakuljettajat – olivat vastuussa ryöstöhakkuista. Näiden hakkuiden hän pelkäsi ulottuvan myös toistaiseksi säästyneeseen Mallaan. (Montell 1914a, 1914b.)

Montell katsoikin, että "kulttuuri" oli saanut tuhojaan aikaan jopa näinkin syrjäisellä seudulla ja mielenkiintoisten kasviyhdyskuntien pelastamiseksi olisi pikaisesti perustettava rauhoitusalue Mallaan. Montell ei ollut huolissaan vain siilastupalaisten kulttuurista, vaan katsoi alueella porojaan paimentavien saamelaisten puunkäytön ja laidunnuksen olevan niin ikään sopimatonta toimintaa tulevalle suojelualueelle. Montellin käsityksen mukaan saamelaisille ei tullut varata alueelle mitään erioikeuksia eivätkä he tätä ratkaisua vastustaisi, mikäli heitä ei siihen kiihotettaisi:

> *Mitä sitten alueen omistus- tai käyttöoikeuteen tulee, niin kuuluu se eittämättä kokonaan kruunulle. Lappalaisilla on tosin täällä, samoinkuin kaikkialla kruunun tuntureilla, oikeus laiduntaa porojaan, mutta koska tämä lupa on aika ajoin uu-*

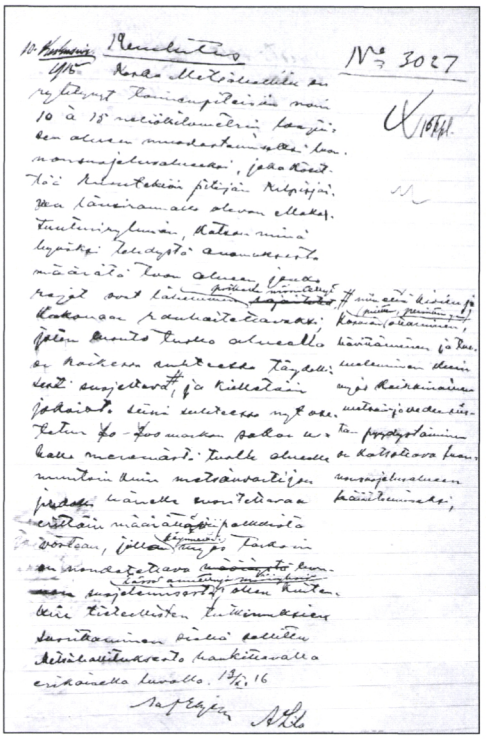
distettava, ei ole mitään, mikä estäisi jotakuta aluetta kokonaan rauhottamasta, jos se näyttäytyy tarpeelliseksi. Ja mitä nyt kysymyksessä olevaan alueeseen tulee, niin ei se ole ensinkään tarpeellinen seudulla nomadisoiville harvalukuisille lappalaisille. Että nämä yhtäkaikki, jos heidät siihen kiihotetaan tulisivat tekemään vastaväitteitä rauhotusta vastaan ja että he aluksi kiellosta huolimatta tulisivat laskemaan poronsa suojellulle alueelle, se on sangen todennäköistä, mutta suurempia tuhotöitä heidän taholtaan olisi tuskin peljättävissä. Missään tapauksessa ei kysymyksen suojatusta alueesta täällä pohjolassa tarvitse raueta lappalaisten mahdolliseen vastustukseen. (Montell 1914b: 153-154.)



Kuva 3. Justus Montell, Mallan rauhoitusalueen 'isä'. Montell tunnettiin intohimoisena kasvien ja hyönteisten kerääjänä ja omalaatuisena persoonana (mm. Järvinen 1962). Oikeanpuoleisessa kuvassa hän on joutunut pilalehti Fyrenin (9/1904) irvailun kohteeksi. Kuvat: Museovirasto.

Montell kuittaa kirjoituksessaan lyhyesti saamelaisten tarpeet ja oikeudet Mallan alueeseen. On hyvin todennäköistä, ettei hän myöskään keskustellut asiasta poromiesten kanssa tai heidän mielipiteitään kysellyt, vaan kommunikoi suoraan Helsinkiin. Tuon ajan metsäviranomaiset olivat usein autoritäärisiä toimijoita, eikä neuvotteleva ja sovitteleva lähestymistapa kuulunut heidän hallintokulttuuriinsa[1]. Tämä asenne ja lähestymistapa – josta ei vieläkään olla päästy kokonaan eroon – on ollut omiaan luomaan epäluuloa ja katkeruutta viranomaisia ja muita 'herroja' kohtaan saamelaisten ja muun paikallisen väestön keskuudessa Lapissa. Menneiden sukupolvien tekemät 'vanhat synnit' ovat usein ylisukupolvisena rasitteena ja käyteaineena tämän päivän ympäristökonflikteissa ja maankäytön suunnittelussa (ks. luku 1.4).

Joka tapauksessa Montellin ehdotus sai vastakaikua niin *Societas pro fauna et flora Fennica* :ssa kuin kruununmaita hallinnoineessa Metsähallituksessa. Mallan rauhoitusalue perustettiin Oulun läänin kuvernöörin Axel Fabian af Enehjelmin kuulutuksella (3.11.1916, n:o 3027), missä todettiin seuraavaa:



Kuva 4. Oulun läänin kuvernöörin kuulutus Mallan alueen rahoittamiseksi vuodelta 1916. Lähde: Oulun maakunta-arkisto.

Koska Metsähallitus on ryhtynyt toimenpiteissään 10 a 15 neliökilometrin laajuisen alueen rauhoittamiseksi luonnonsuojelualueeksi, joka käsittää Enontekiön pitäjän Kilpisjärven länsirannalla olevan Mallan tunturiryhmän, katson minä hyväksi tehdystä anomuksesta määrätä tuon alueen, jonka rajat lähemmin paikallisesti määritetyt, kokonaan rauhoitettavaksi, joten luonto tuolla alueella on kaikessa suhteessa täydellisesti suojeltava niin, että kivien ja kasvien (puiden, pensaiden ym.) ottaminen, hävittäminen ja turmeleminen kuin myös kaikkinainen metsän ja veden riistan pyydystäminen on katsottava luonnonsuojelualueen häiritsemiseksi, ja kielletään jokaista tässä suhteessa nyt asetetun 40-400 markan sakon uhalla menemästä tuolle alueelle muutoin kuin metsänvartijan johdolla hänelle suoritettavaa erittäin määrättävää palkkiota vastaan, jolloin käynneillä on myös tarkoin noudatettava luonnonsuojelemiseksi tässä annettuja määräyksiä, ollen kuitenkin tieteellisten tutkimuksien suorittaminen siellä sallittua Metsähallituksesta hankittavalla erikoisella luvalla. (Oulun läänin…1916.)

Kuvernöörin julistus ei mainitse mitään erikseen poronhoidosta. Ajatus poronhoidon kieltämisestä kuitenkin kuului Montellin ajatuksiin, ja se myös välitettiin poromiehille[9].

Vuonna 1938 Mallan rauhoitusalueesta tuli luonnonpuisto ja vuonna 1941 se siirtyi metsätieteellisen tutkimuslaitoksen (nykyinen Metla) hallintaan. Seuraava Mallaa koskeva juridinen säädös on vuoden 1938 laki luonnonsuojelualueista (83/1938) ja sitä koskeva asetus (84/1938). Asetukset koskivat muitakin kuin Mallan suojelualuetta (muun muassa Pallas-Ounastunturin kansallispuistoa ja Pummangin luonnonpuistoa) ja ne eivät kieltäneet poronhoitoa kansallis- ja luonnonpuistoissa *"sikäli kun se paikkakunnan asukkaille on ollut aikaisemmin sallittua ja välttämätöntä"*. Saman näkökannan vahvisti vuoden 1958 asetus (273/1958) valtionmaiden luonnonsuojelualueista. Myöskään puiston järjestyssäännöissä 1940-1960 luvuilla ei mainita poronhoidosta mitään. Niissä sen sijaan todetaan, että kalastus ja metsästys on kielletty, samoin kasvi- ja eläinnäytteiden keruu ja alueella kulku ilman puistonvartijan lupaa[2].

On tulkinnanvaraista, kuuluiko porolaidunnus niihin kasveja ja eläinkuntaa hävittäviin toimintoihin, joilta kuvernööri julistuksellaan vuonna 1916 halusi Mallan suojella. Tästä tulkinnasta riippuu, kieltävätkö vai sallivatko vuosien 1938 ja 1958 asetukset poronhoidon Mallan luonnonpuistossa. Eräs mahdollinen tulkinta on, että poronhoidon katsottiin satoja vuosia vanhana

elinkeinona kuuluvan alueelle, ja rauhoituksella haluttiin torjua lähinnä polttopuunottoa, kalastusta, metsästystä, kasvien ja muun muassa petolintujen munien keruuta[3].

Toinen mahdollisuus on, että poronhoidon katsottiin ilman muuta kuuluvan niihin toimintoihin, jotka Montellin mukaan alueelta piti saada pois, eikä sitä itsestäänselvyytenä erikseen mainita. Jos kuitenkin lainsäätäjien ja suojelualueen hallinnoijien tarkoitus oli nimenomaan torjua poronhoito Mallassa, on varsin erikoista, ettei poronhoitokieltoa yksiselitteisesti ilmaista aluetta koskevissa rauhoituskuulutuksessa, asetuksissa eikä puiston järjestyssäännöissä ensimmäisen kuuden vuosikymmen ajalla. Toisaalta, katsoessa kuvernöörin käsinkirjoitettua julistusta, johon on tehty useita reunahuomautuksia ja lisäyksiä rivien väleihin (kuva 4), ei voi välttyä ajatukselta, että rauhoitussäännöt on laadittu varsin pikaisesti ja yksityiskohtia tarkemmin pohtimatta.

Vasta vuonna 1981 poronhoito kiellettiin Mallan luonnonpuistossa asetuksen 932/1981 nojalla. Vuonna 1993 kielto viimein kirjattiin luonnonpuiston järjestyssääntöön[4].

Ensimmäinen puistonvartija oli karstulalainen Valde Viik, joka oli saapunut Kilpisjärvelle Boströmin sotarahtiliikenteen myötä ensimmäisen maailmansodan aikana. Viik hoiti tointaan vuosina 1916-1954. Hänen poikansa Urho Viik jatkoi vartijan tehtäviä aina vuoteen 1992 saakka (kuva 6). Viikien perheen jäsenet olivat pitkään ainoita ympärivuotisia asukkaita Kilpisjärvellä.



Kuva 5 Mallan luonnonpuisto Saanalta katsottuna. Kuva: Heikki Kauhanen.

Mallan luonnonpuiston tarkoitus

Mallan luonnonpuistolla on ollut kaksi päätarkoitusta: yhtäältä toimia luonnonsuojelualueena, toisaalta tieteellisiin tutkimuksiin varattuna alueena. Suojeluideaan liittyy ajatus Mallasta näytteenä alkuperäisluontoa, jolla on myös tieteellistä merkitystä.



Kuva 6. Valde ja Urho Viik. Kuvat: Urho Viikin albumi.

Ajatus on kantanut myöhempiin aikoihin saakka. Henttosen, Järvisen ja Laineen (1980) sanoin Malla *"on lähinnä tieteellistä tutkimustyötä varten rauhoitettu keidas, joka pyritään säilyttämään mahdollisimman alkuperäisessä tilassa."*

Puistoa on pidetty tutkimuksen kannalta tärkeänä, koska sen katsotaan edustavan luonnontilaista tunturiluontoa. Luonnontilaisuudella on ymmärretty yleisesti ottaen ihmistoimintojen, joihin osa tutkijoista on lukenut myös poronhoidon, puuttumista (asiasta enemmän ks. luku 3.2).

Mallan puistolle on myös annettu merkittävä luonnonsuojelullinen tehtävä. Alue kuuluu Maailman luonnonsuojeluliiton, IUCN:n (The World Conservation Union) luokittelussa kategoriaan A I, joka kieltää kaiken luontoa muuttavan ihmistoiminnon. Useimmille tutkijoille puisto on epäilemättä merkinnyt 'aidointa' tunturiluontoa, mikä on keskeinen syy sille, että useat tutkimukset ovat sijoittuneet juuri puistoon. Toinen syy on se, että puistossa koejärjestelyjen on ajateltu olevan turvassa muulta maankäytöltä.

Malla ei kuitenkaan edusta tyypillistä tunturiluontoa Suomessa. Jo Montell kiinnitti huomionsa Mallan harvinaisiin kasveihin ja poikkeuksellisen rehevään lehtokasvillisuuteen (kuva 7). Mallan luonnonpuistoa pidetään edelleen arvokkaana paitsi pitkän suojeluhistorian, myös Suomen Lapin oloissa harvinaisen rikkaan kasvi- ja hyönteislajiston vuoksi (kuva 69). Lajiston rikkaudesta ja sitä ylläpitävistä tekijöistä on tarkemmin luvussa 2.

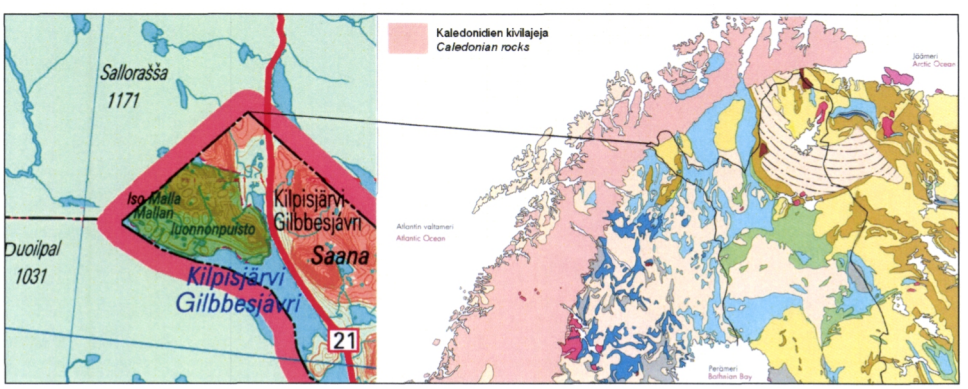
Kalkkivaikutusta tuottavaa dolomiittia ei kuitenkaan esiinny kauttaaltaan yhtenäisenä vyöhykkeenä, vaan pieninä esiintyminä kalliorepeämissä (pahdoissa) ja irtolohkareissa (ks. luku 2.1). Runsaimmat esiintymät ovat Käsivarren luoteisosassa (Malla ja Saana) sekä Käsivarren pohjoisosissa suurtunturialueella (muun muassa *Doskaljávri* ja *Doskalhárji*). (Suuronen & Karinen 2001). Arktisten lajien vaatiman pohjoisuuden korvaa osittain korkeus, ja sen vuoksi niitä esiintyy myös Mallalla (Henttonen ym. 1980). Valtaosa Mallan luonnon-

puiston uhanalaisiksi ja silmälläpidettäviksi luokitelluista putkilokasveista sijaitsee Pikku-Mallalla.



Kuva 7. Mallan ja Saanan rinteillä on poikkeuksellisen reheviä lehtoja. Kuva: Jorma Mattsson.

Ainutkertaisuus ei ole kuitenkaan puhtaasti luontoperäistä. Nykyiset valtioiden väliset rajat pohjoisimmassa Lapissa perustuvat etupäässä vedenjakajiin, ja Käsivarressa Jäämereen suuntautuvien vesistöjen valuma-alueet ovat jääneet Norja puolelle. Toisenlaista periaatetta käyttäen rajat olisi voitu piirtää toisinkin vaikkapa niin, että Skandien vuoristo kalkkivaikutuksineen (kuva 8) olisivat kokonaan jääneet Suomen rajojen ulkopuolelle. Näin ollen Suomen puolelle ei olisi jäänyt kaistaletta ainutkertaista tunturiluontoa, joka kuitenkin rajan toisella puolella on suhteellisen triviaalia – ainakin suomalai-



Kuva 8. Skandien eli Kaledonidien vuoristo raapaisee Suomea käsivarren nipukassa ja sisältää kalkkirikkaita alueita, kuten Mallan luonnonpuiston. Kuvan muokkaus: Mikko Jokinen, karttalähde: Maanmittauslaitos ja Koljonen 1992.

sesta näkökulmasta –, eikä uhanalaisten lajien kansallista suojelukysymystä olisi olemassa. Jossitteleva esimerkki puolustaa paikkaansa siksi, että se osoittaa kuinka luonnontila ja sille annetut merkitykset (ainutkertainen, harvinainen, uhanalainen) ovat kytköksissä ihmisen toimintaan (valtioiden välinen rajankäynti). Asiasta on enemmän luvussa 3.2.

Kirjallisuus

Henttonen, H., Järvinen, A. & Laine, K. 1980. Mallan luonnonpuiston kasveista, linnuista ja nisäkkäistä. *Kilpisjärvi Notes* 3, 1-16.

Järvinen, A.E. 1962. *Viimeisellä vedenjakajalla.* WSOY. Porvoo

Koljonen, T. (toim.) 1992. Suomen Geokemian Atlas osa 2, Moreeni, Geologian tutkimuskeskus, Espoo.

Loikkanen, T., Saarijoki, T. & Wallenius, P. 1997. *Osallistavan suunnittelun opas luonnonvara-ammattilaisille.* Metsähallitus. Vantaa. 86 s.

Montell, J. 1914a. Förslag till naturskyddsområde vid Kilpisjaur. *Mem. Soc. Fauna Flora Fennica* 40:175-181.

Montell, J. 1914b. Ehdotus Kilpisjaurin rannalle perustettavasta luonnonsuojelualueesta. *Luonnon Ystävä* 18: 148-154.

Oulun läänin kuvernööri 1916. *Rauhoitus N:o 3027/1916 Mallan tunturiryhmän rauhoittamiseksi luonnonsuojelualueeksi.* Oulun läänin kuvernööri, Oulu 13.11.1916. Oulun maakunta-arkisto, Oulu.

Raitio, K. 2000. *Ristiriidat ja valta saamelaisalueen maankäytössä ja sen suunnittelussa. Pro gradu* -tutkielma. Helsingin yliopisto, limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. 94 s.

— 2003. Osallistumisestako oikeudenmukainen ratkaisu metsäkiistoihin? Teoksessa: Lehtinen, A. & Rannikko, P. (toim.) Oikeudenmukaisuus ja ympäristö. Gaudeamus, Helsinki. Ss: 195-212.

1.2 Poronhoidon historia Käsivarren Lapissa ja Mallalla

Hannu Heikkinen, Mikko Jokinen, Oula A. Valkeapää & Timo Helle

PORONHOIDON KEHITYS KÄSIVARRESSA 15

MALLA POROLAITUMENA 17

KIRJALLISUUS 23

Suomen poronhoidon historia voidaan jakaa itäiseen ja läntiseen kulttuuriperinteeseen. Itäisen poronhoitokulttuurin perusta juontaa juurensa ns. metsäsaamelaiseen pyyntikulttuuriin, joka oli järjestäytynyt lapinkyliksi eli *siidoiksi*. Tämä poronhoito oli pienimittakaavaista ja palveli kausielinkeinojen kuljetustarpeita. Poro oli veto- ja kantoeläin siirryttäessä kausiasuinpaikoilta toisille metsästys-, kalastus- ja keräilytalouden vuosikierron mukaan. Poroa käytettiin myös houkutuseläimenä peuranpyynnissä ja siitä saatiin nahkaa, luuta ja lihaa omavaraistalouden tarpeisiin. Perhekohtaiset poromäärät olivat pieniä jääden korkeintaan muutamaan kymmeneen, mutta porot olivat toisaalta jakautuneet suhteellisen tasaisesti perheiden kesken. Yleensä porojen annettiin laiduntaa kesäisin vapaana tietyillä määräalueilla (palkinen), joilta ne koottiin syksyllä kyläkunnittain talvipaimennusta ja käyttöä varten. Tässä muodossaan suomalaiset uudisasukkaat omaksuivat poronhoidon metsäsaamelaisilta 1600-luvulla Pudasjärvi-Kuusamo alueella. Myöhemmin suomalaiset kehittivät siitä kansanomaisen paliskuntalaitoksen. (Kortesalmi 1996: 36-41, 187-191; Itkonen 1984b: 115-125)

Pyyntikulttuuriin perustunut lapinkyläjärjestelmä oli toiminnassa myös nykyisen Ylä-Lapin saamelaisilla ennen läntisen paimentolaisporonhoitoperinteen leviämistä (Linkola 1972: 41-42). Se oli alkanut kehittyä mahdollisesti jo ennen 1300-lukua Skandien eli Köli-vuoriston keskiosissa, ja nykyisen Käsivarren alueen se saavutti 1500-luvun aikana (Itkonen 1984b, 115; Pennanen 2000: 168). Paimentolaisporonhoito poikkesi aikaisemmasta pienporonhoidosta, sillä huomattavasti kasvaneita porokarjoja paimennettiin säännöllisesti vuoden ympäri perhe-elämän nivoutuessa poron vuosirytmeihin. Poropaimentolaisuus levisi todennäköisesti sekä uusia laitumia etsineiden porosaamelaisten mukana että paikallisen pyyntiväestön omaksuessa uuden elämäntavan. Kulttuurimuutoksen syyksi on esitetty metsä- ja tunturipeuran nopeaa vähenemistä 1600-luvulla, joka aiheutui todennäköisesti peuranpyynnin lisääntymisestä, kun saamelaisten lisäksi myös suomalaiset uudisasukkaat alkoivat verottaa peurakantaa. Molempien peuranpyyntiä myös tehosti tuliaseiden lisääntyminen. (Itkonen 1984a: 122-128; Näkkäläjärvi 2000: 138-149.) Yksityisomistukseen perustuva porotalous ja saaliin omistukseen perustuva peuratalous sopivat yleensä huonosti toisiinsa. Esimerkiksi porot ja peurat sekoittuvat erittäin herkästi toisiinsa sekä siitos- että saaliseläminä.

1800-luvun alkupuolella saamelainen paimentolaisporonhoito eli suuruuden kauttaan ja perheiden elämää rytmittävät säännölliset vuotuismuutot

eli jutaamiset. Poroja paimennettiin vuoden ympäri ja porojen hallinnassa hyödynnettiin sen luontaisia käyttäytymistapoja ja paimenkoiria. Kesäksi porot vietiin Jäämeren rantojen niemiin ja saariin tai tunturien lumenviipymäalueille. Syyskesällä siirryttiin taas sisämaata kohti ja aloitettiin porojen lypsy seisotusniemissä tai lypsykaarteissa. Elo-syyskuussa siirryttiin sisämaan rykimäalueille ja keskitalvella havumetsärajan talvilaitumille. (Itkonen 1984b: 119-125.) Porosaamelaiset kehittivät porokyläjärjestelmän, jota kutsutaan usein pyyntikulttuurin lapinkylän tapaan siidaksi eli porokyläksi, tai toisinaan tokkakunnaksi. Käytännössä porokylä muodostuu ihmisistä, jotka järjestävät poronhoitotyöt yhdessä suurimman osan vuotta ja hyödyntävät samoja tai rinnakkaisia väljästi periytyviä laidunnusalueita. Porokylien kokoonpano on joustava riippuen lähinnä luonnonolosuhteista ja yhteisön sisäisistä tekijöistä. Porokylät ovat muodostuneet sukulaisuuden perusteella tai niin, että sukulaisuussuhde on syntynyt aikaa myöten paimennuskumppannuden ja avioliittojen myötä. (Linkola 1972: 61-65.) Sukukeskeisyys on tyypillistä porosaamelaiselle kulttuurille, kuten muille paimentolaiskansoille ja väestömäärältään vähäisille ihmisyhteisöille (Harris 2002).

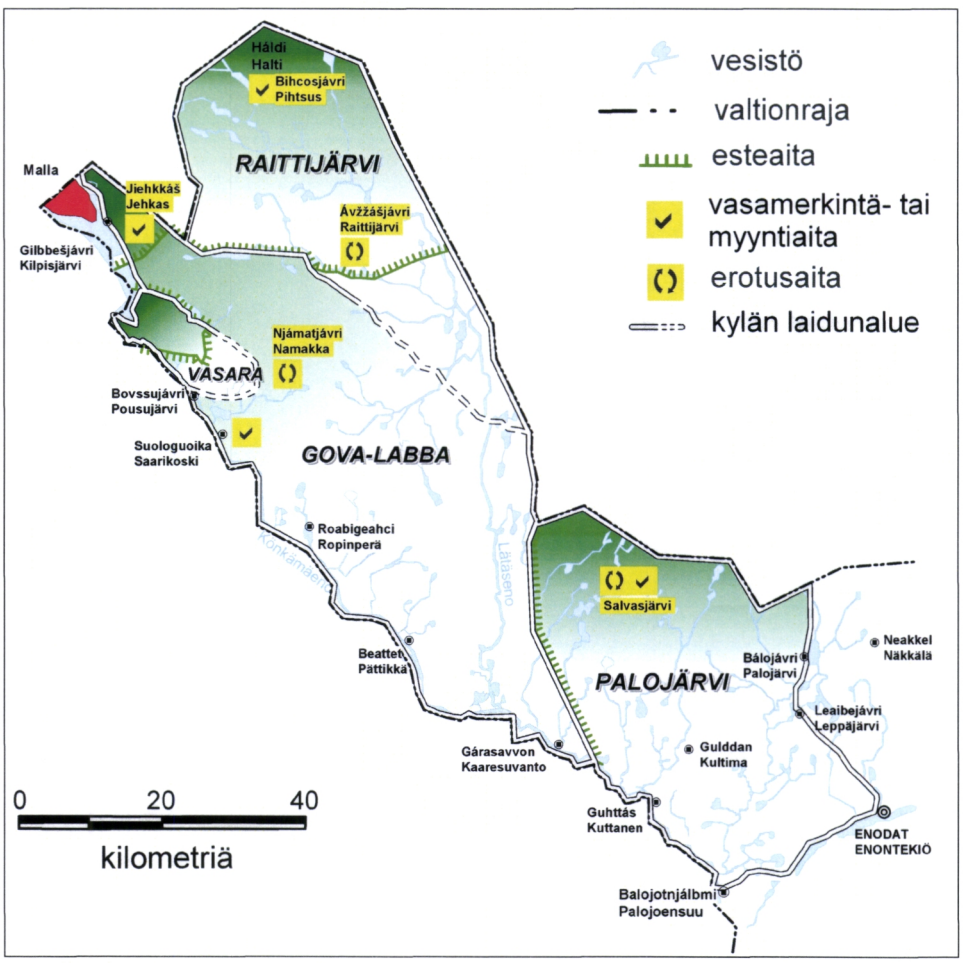
Poronhoidon kehitys Käsivarressa

Nykyinen Käsivarren alue muodostui 1800-luvun alkupuolella Venäjän, Ruotsin ja Tanskan välisissä rajankäynneissä, jotka halkaisivat Könkämäenon molemmin puolin sijainneet lapinkylät Rounalan ja Suonttavaaran. Vuonna 1852 tilanne paheni, kun lakkautettiin vuodesta 1751 voimassa ollut Tanskan ja Ruotsin välinen, Venäjälle periytynyt *lappekodicill*-sopimus, joka oli turvannut vuotuismuutto-oikeuden sisämaan ja Jäämeren rannikon välillä. (Korpijaakko-Labba 2000: 103-106, 133, 142-147.) Vuonna 1889 puolestaan tuli voimaan Ruotsin poronhoitajien kauttakulku- ja laidunnuskielto Suomen suuriruhtinaskunnassa. Tähän aikaan useat Käsivarren porosaamelaiset olivat kirjoilla Ruotsin Karesuvannossa. Läpikulku Keinovuopiosta Siilasvuomaan vielä sallittiin, mutta sekin lakkasi 1900-luvun puolivälissä. Rajasulut jakoivat porolaitumet ja poronhoitajat joutuivat valitsemaan useaan otteeseen valtion, jonka kansalaisia he halusivat olla. Enontekiön porolaitumien sulkeutumisen takia monet perheet muuttivat 1800-luvulla edestakaisin Kautokeinon Karesuvannon välillä, mutta myös etelään Sieppijärvelle, Yli-Tornioon, Tervolaan, sekä Sodankylän Sompioon. (Itkonen 1984b: 124; Itkonen 1984a: 128; Linkola 1972: 53; Korpijaakko-Labba 2000.)

Lapin (nykyisin Käsivarren) paliskunta perustettiin marraskuussa 1893 hieman ennen Oulun läänin kuvernöörin keväällä 1894 järjestämää Enontekiön kappeliseurakunnan porokokousta. Näiden vuosina 1893-1889 järjestettyjen kuulemiskokousten perusteella senaatti antoi vuonna 1898 käskykirjeen paliskuntien perustamisesta vapaan laidunnusoikeuden saamiseksi kruunun metsiin. Kuulutuksena luetulla päätöksellä senaatti virallisti suomalaisalueella kansanomaisesti kehittyneen paliskuntalaitoksen. (Kuulutus... 1898.) Päätöksellä senaatti myös lopullisesti osoitti, ettei se enää tunnustanut saamelaisten vanhoja maaoikeuksia lapinkyliensä maihin, vaan katsoi omistusoikeuden kuuluvan täysimääräisesti kruunulle, joka jakoi nautinta- tai omistusoikeudet eteenpäin (Näkkäläjärvi 2000: 147).

Käsivarren (Lapin) paliskunnan perustaminen ei merkinnyt Enontekiöllä siirtymistä osuuskuntatyyppiseen poronhoitojärjestelmään, jollainen oli kehittynyt monin paikoin eteläisemmällä poronhoitoalueella. Saamelainen porokyläperinne jäi elämään ja on tänäänkin elimellinen osa porosaamelaisten arkea. Käsivarren paliskunnan rooli onkin lähinnä hoitaa viranomaiskontaktit ja kirjanpito. Porokylien johtajat toimivat useimmiten paliskunnan hallituksessa ja ovat myös virallisesti työnjohtajia. Porokylät vastaavat käytännön poronhoitotöiden, kuten talvipaimennuksen, poroerotusten sekä vasamerkintöjen järjestämisestä. Poronomistajat tai sukuryhmät järjestävät yksityisesti mahdollisen lisä- tai hätäruokinnan. (Heikkinen 2002: 113-116, 124.)

Paliskunta vastaa kuitenkin kollektiivisesti porojen aiheuttamista vahingoista ja poronhoitolain ja -asetuksen noudattamisesta. Nämä säädettiin ensikerran vuonna 1932, mutta uudistettiin vuosina 1948 ja 1990. Paliskunta



Kuva 9. Käsivarren paliskunnan porokylien ensisijaiset laidunalueet 2000-luvun alussa. Vihreä väri tarkoittaa lähinnä kesä- ja sulanmaan-aikaiseen laidunnukseen tarkoitettuja alueita. Laidunkierrot ovat pysyneet samantyyppisinä 1950-luvulta eli valtioiden välisten raja-aitojen rakentamisesta, taloasumisen vakiintumisesta ja poronhoidon motorisoitumisesta (1962 eteenpäin) lähtien. (Vrt. Heikkinen 2002: 115). Kylien väliset laidunrajat 'elävät' kuitenkin jatkuvasti. Käsivarressa ja muualla Suomen poronhoitoalueella ei ole tiukasti erikseen määrättyjä talvi- ja kesälaitumia kuten Norjassa.

edustaa poronhoitajia myös ristiriitatilanteissa kuten Mallan luonnonpuiston laidunnuskysymyksessä (poronhoitolaki 1990/848).

Käsivarren paliskunnassa vaikuttaa tällä hetkellä neljä lähinnä tietyn laidunalueen hyödynnykseen perustuvaa siidaa: Palojärvi, Gova-Labba, Raittijärvi ja Vasara (kuva 9). Näistä viimeksi mainittu on eriytynyt vasta 1990-luvulla ja sijaitsee Gova-Labban kylän kesä- ja talvilaidunten välissä (kuva 9). Poronhoitajien talot sijaitsevat yleensä Kilpisjärventien varren kylissä kuten Kivijärvellä, Pousujärvellä, Kaaresuvannossa ja Kuttasessa. Vakiintuneiden talvilaidunten läheisyyteen poronhoitajataloudet ovat rakentaneet paimennuskämppiä. Usein myös vanhat tienvarren talvi- ja kesätalot ovat jääneet paimennuskämpiksi poronhoitajien rakennettua esimerkiksi Kaaresuvantoon poro- tai luontaiselinkeinotilat. (Heikkinen 2002: 113-116)

Malla porolaitumena

Mallan luonnonpuiston kysymys liittyy Gova-Labban ja Vasaran porokylien kesälaidunnukseen. Gova ja Labba olivat alun perin itsenäisiä kyliä, jotka yhtyivät 1950- ja 1960-lukujen vaihteessa. Tärkein alkusyy tähän oli kylien laidunvaihtoehtojen konkreettinen supistuminen valtion raja-aitojen valmistuttua. Tämän takia kylien porot joutuivat laiduntamaan ison osan vuotta liian lähekkäisillä laitumilla. Govan kylään kuului tuolloin esimerkiksi Valkeapäitä, Vasaroita, Kalttopäitä ja Tornensiksia, ja Labban kylään taas Labboja ja Juusoja. Govan kylällä oli poronhoitovuonna 1954-1955 eloporoja 2800 ja Labban kylällä 1300. (Linkola 1972: 73-74, 83-84, 118-119, 122, liite; Heikkinen 2002: 88-89.) Kyläläiset ovat läheistä sukua Ruotsin Könkämän saamenkylän (*sameby*[5]) poronhoitajille. Sukujen historiat polveilevat Käsivarren ympäristössä väljästi nykyisten Ruotsin, Norjan ja Suomen alueilla. Esimerkiksi vuonna 1945 Könkämään (poroja 10 900) kuuluivat muun muassa Hetan, Juuson, Labban, Valkeapään ja Vasaran suvut. Useat Könkämän siidat kulkivat myös Norjan niin sanotuille konsessioalueille molemmin puolin Kilpisjärveä sivuten nykyistä Mallan luonnonpuistoa. Esimerkiksi vuonna 1945 Könkämän Falsnesfjell-siidan (Juusot ja Vasarat) kesälaitumet olivat Rieppejávrilla, jonne siida juti Keinovuopiosta Kilpisjärven pohjoispuolta Siilasvuomaan, josta edelleen Skibotndaleniin. Syksyllä he palasivat takasin samaa reittiä. (Manker 1953: 61, 63-64).

Labbojen kesälaitumet olivat puolestaan 1800- ja 1900-lukujen vaihteessa vielä Juovággessa ja Duoipalissa Norjan ja Ruotsin rajavyöhykkeellä. Täältä he siirtyivät 1900-luvun alussa lähemmäs Govan kylän, eli käytännössä Valkeapäiden ja Vasaroiden kesälaidunalueita, jotka 1900-luvun alkupuolella olivat Saanatunturilta Norjan Sálloraššalle (kuva 12). (Renbeteskommission af... 1917, 88.) Historian käänteistä kertoo, että 1920-luvun lopulla Peeravaaran ympärillä oli Labbojen kesälaidunaita, josta hieman kaakkoon sijaitsee nyt kiistanalainen ja isompi Gova-Labban kylästä eronneen Vasaran perheen kesäaitaus (kuva 9). Yleisestikin Käsivarren porosaamelaisten talvilaitumet olivat tuolloin pitkin Könkämä-Muoniojoen vartta ja eteläisimmät ilmeisesti Labboilla, jotka jutasivat usein vielä Kuttasesta etelään aina Kätkäsuvantoon saakka. (Linkola 1972:

104-108, 112-114, 121.)

Nykyisin Gova-Labban siida on Käsivarren suurin porokylä sekä poromäärällä että porotaloudessa elävillä perheillä mitattuna. 2000-luvun taitteessa 12-14 perheen taloudessa poronhoito näytteli merkittävää ja 1-3 taloudessa pienempää roolia. Vasaran kylä käsittää yhden suurporonomistajan ydinperheen. Gova-Labban vasamerkitykset ovat kesäaidalla katkaistulla Kilpisjärven läheisyydessä Jehkas-tunturin (*Jiehkkáš*) vasa-aidalla (kuva 108). Syksyn erotuksiin porot kootaan Namakan erotuskaarteelle, josta teuraat kuljetetaan kesällä 1998 valmistunutta teurasränniaitaa pitkin Saarikoskelle. Tällä on lastausaita (kuva 10), jota on käytetty myös vasotusaitana. (Heikkinen 2002: 114-116.)



Kuva 10. Myyntitokan tarkastelua Saarikosken aidalla. Kuva: Mikko Jokinen

Arvioitaessa Mallan luonnonpuiston laidunkäytön historiaa ovat oleellisia kysymyksiä milloin, kuinka intensiivisesti ja ketkä alueella ovat laiduntaneet. Näihin kysymyksiin on kuitenkin kirjallisilla lähteillä vaikea vastata, koska Suomen poronhoito kuten sitä edeltänyt peuranpyynti ovat historiallisesti heikosti dokumentoituja. Ensimmäiset, mutta vain Kilpisjärven alueen yleisestä porolaidunkäytön aktiivisuudesta kertovat tiedot, löytyvät Ruotsin valtion vuonna 1913 Väinö Tannerilla teettämästä porolaiduntutkimuksesta. Tämä yksityiskohtainen selvitys kohdistuu Ruotsin puolelle, ja Kilpisjärven osalta voidaan vain todeta alueen molemmin puolin laiduntaneen vuosittain tuhansia sekä Suomen että Ruotsin puolen poroja saamelaisten muuttaessa kesälaitumille Norjaan ja sieltä takaisin. (Renbeteskommission af...1917: 65-116)

1900-luvun alun vilkkaasta laidunnustilanteesta kertoo epäsuorasti myös Justus Montellin ehdotus Mallan suojelualueeksi vuodelta 1914. Montell kiinnitti huomiota Kilpisjärven polttopuuhakkuisiin ja poronhoitoon, ja katsoi,

etteivät kummatkaan toiminnot sopineet tulevalle rauhoitusalueelle. (Montell 1914).

Seuraava kirjallinen maininta löytyy T. I. Itkoselta, joka Suomen lappalaiset (1948b) -teoksessaan kertoo, että Kovan[6] kylä (kaksi Valkeapäätä, yksi Vasara ja kaksi Tornensista) viipyi Mallassa heinäkuussa noin viikon, ja heillä oli laavupuut varattuna Mallalla leiriytymistä varten. Itkosen kuvaus voidaan ajoittaa aikaan ennen toista maailmansotaa, todennäköisesti 1920- tai 30-luvulle. Itkosen tekstistä välittyy kuva, että Mallassa käynti oli säännönmukaista ja kuului vuotuiseen laidunkiertoon. (Itkonen 1984b: 229-230.)

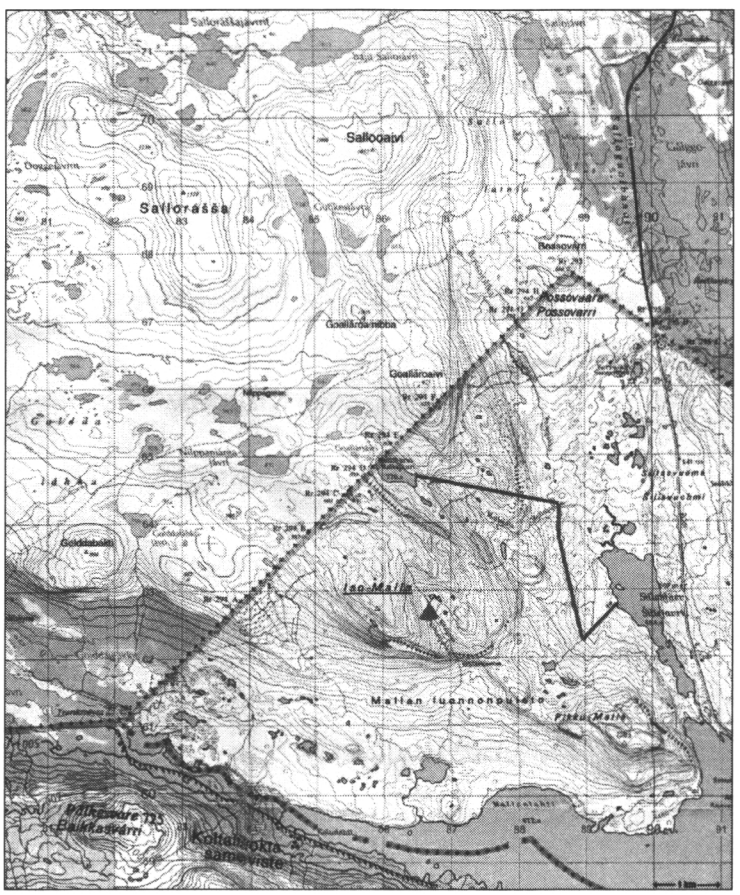
Itkosta seuraava maininta on mielenkiintoinen. Valtion luonnonsuojelutarkastaja Reino Kalliola kirjoittaa Metsätaloudellisessa aikakausilehdessä 1945, että porotokat olisi päästetty Lapin sodan jälkeen Mallaan laiduntamaan, jotta ne samalla polkisivat mahdolliset miinoitukset saksalaisten jäljiltä[7]. Laidunnusta vakavampana takaiskuna Mallan suojeluarvoille Kalliola piti sitä hävitystä, jonka saksalaiset sotilaat linnoitusketjui-



Kuva 11. Nils Tornensis eli Piritan Nilppa oli aikansa kuuluja poromiehiä ja laidunsi Mallalla vielä toisen maailmansodan jälkeenkin. Kuva: Urho Viikin albumi.

neen ja venäläisine sotavankeineen aiheuttivat Kilpisjärvellä. Esimerkiksi Mallan tunturikoivikoiden hän kirjoitti tuhoutuneen huomattavalta osin arviolta 10 000 m^3 suuruisissa hakkuissa[8]. (Kalliola 1945.)

Samaan ajanjaksoon sattuu myös toinen sodan hävityksen todistaja Yrjö Kokko, joka teoksessaan *Poro – muistelus* (1969) kertoo todennäköisesti vuoden 1946 ensimatkastaan Kilpisjärvelle. Kokko mainitsee koomisia elementtejä sisältävässä muisteluksessaan kohdanneensa puistonvartijan luona kortteeranneen Nils Tornensiksen (kutsumanimiltään myös Piritan Nilppa ja Proksin Nilppa, kuva 11), joka antoi välttteleviä vastauksia kun Kokko tiedusteli missä päin tämän tokka laidunsi. Tarinassa porovalokuvia metsästävä Kokko kiipeää Saanalle tähyilemään mahdollisia porotokkia, ja näkeekin sellaisen Mallan lumenviipymällä eli jasalla. Kokko säntää porojen perään Mallalle, missä alueella paimentava Nilppa tokkineen kuitenkin pakenee Kokkoa kadoten porojen kanssa tunturilaen taakse. Myöhemmin Kokko odottelee samaisella jasalla Mallan koivikkovuomissa yöaikaan laiduntavia poroja ja Nilppaa, ja onnistuukin yhyttämään porot ja miehen. Kokon kysyessä miksi Nilppa ajoi tokan häneltä piiloon vastaa Nilppa luulleensa Kokkoa *"joksikin veroherraksi"*. Muisteluksessaan Kokko ei kuitenkaan mainitse tai kommentoi, että poronhoito sinänsä olisi ollut kiellettyä Mallalla. (Kokko 1969: 62-69.) Mahdollisesti Yrjö Kokko ei ollut perillä Mallan poronhoitokiellosta, jota tuolloin ei ollutkaan vielä annettu kirjallisesti.



Kuva 12. Nilpan eli Govan kylän keskeinen kesälaidunalue sijaitsi Salloraššan ja Iso-Mallan välisellä alueella ennen valtioiden välistä poroaitaa 1955. Paimenten laavu oli 1940-luvun lopulla Kitsiputouksen yläpuolella[10].

MALLAN MERKITYS PORONHOIDOLLE

Oula A. Valkeapää

Ennen valtioiden välisiä rajasulkuja vuosina 1852 ja 1889 Mallan kautta mentiin porojen kanssa jäämeren rannikolle asti. Vuoristossa oli viileää sekä lunta, ja porot pääsivät pakoon kesän hellettä ja syöpäläisiä. Kesällä porot etsivätkin lumilaikkuja, joissa voivat rauhassa seisoa ja jäähdytellä paossa syöpälaisiltä. Lumi on porolle tärkeä suojapaikka kesäisin. Ennen rajasulkua Malla oli siis vain kulkureitti kesälaitumille. Rajasulun jälkeen Mallasta tuli merkittävä paimennuspaikka, sillä siellä on lunta kesäisin kaikista pisimpään Kilpisjärven alueella. Lumen viipymäalueiden sulaessa kasvaa kosteassa maassa koko kesän tuoretta ruohoa. Kun pohjoisemmaksi ei enää päässyt, porot jäivät Mallaan. Sotien jälkeen sinne ei enää uskallettu mennä porojen kanssa, sillä virkamiehet olivat asettuneet valvomaan Mallaan perustettua luonnonpuistoa. Ihmiset pelkäsivät joutuvansa vaikeuksiin viranomaisten kanssa. Porojen kulku Mallaan estettiin paimennuksella.

1990-luvun lopulla oli erityisen kuuma ja kuiva kesä ja porot menivät Mallaan, kohti tuoretta ruohoa ja lunta, ja vielä toistaiseksi 'rakentamattomaan' alueeseen. Porot eivät olleet käyneet Mallassa vuosikymmeniin, luotettiin siihen, etteivät ne mene sinne. Toisin kuitenkin kävi ja porojen Mallassa käynti aiheutti valtavan 'hälyn'. Sama toistui seuraavina kesinä, sillä porot oppivat muistamaan Mallan mieluisana paikkana.

Laidunalueet ovat jatkuvasti pienentyneet Kilpisjärven kylän ympäriltä. Kilpisjärven kiihkeä 'kehittyminen' on sitonut yhä laajempia maa-alueita turismin käyttötarkoituksiin. Kun porojen laidunalue pienenee, ne etsiytyvät tuoreille maille, mikäli niitä on. Kun porot löysivät tien Mallaan ja Malla huomattiin mahdollisuutena tukalaan kesälaidunten puutteeseen, syntyi kilpailutilanne eri paimennustokkien välillä siitä, kuka saa Mallassa paimentaa. Mallan suotuisilla kesäolosuhteilla kun on merkittävä vaikutus poron hyvinvointiin, mikä heijastuu pitkälle syksyyn. Kesälaitumilla on selvää taloudellista merkitystä poroelinkeinon kannalta ja se lisää kilpailutilannetta. Hälyä on lisännyt se, että kesälaitumien puute on kiristänyt olemassa olevia jännitteitä alueella elävien poromiesten välillä.

Kilpisjärven alueen luonto on ainutlaatuinen kokonaisuus ja sen merkitys myös saamelaisille on ollut suuri, mutta 'näkymätön'. Maisemassa ei ole monumentteja kertomassa menneestä elämästä. Seutu on ollut kulkureitti ja samalla pyhä. Maisema on jätetty koskemattomaksi, niin kuin saamelaiseen elämänfilosofian mukaan on kuulunut elää. Nyt kun Kilpisjärven kylällä eletään uudenlaisen elämänasenteen innoittamana, maisema täyttyy ihmisten jäljistä.

Toivon, että Mallalla voitaisiin palata entiseen aikaan ja porot voisivat vierailla Mallalla keskikesän kuumimpana aikana. Mallalla on merkitystä yhä ahtaammaksi käyvissä olosuhteissa. Ja Käsivarren alueella elää vielä kokonainen elämäntapa, joka tarvitsee myös tilaa säilyttämään perinteisen elinkeinon historiallisilla alueillaan.

Kirjallisten lähteiden lisäksi onkin turvauduttava paikalliseen muisti- ja perimätietoon. Puistonvartija Urho Viikin mukaan ei voida puhua säännöllisestä laiduntamisesta Mallalla sodan jälkeen. Poromies Piera Tornensiksen, joka nuorena miehenä paimensi Nilpan eli Govan kylässä 1940-luvun lopulla, mukaan Mallassa vielä käytiin sodan jälkeen, mutta laidunnus liittyi ennen muuta Norjan puoleisten vehmaiden ja lumisten tunturien, Salluoaivin ja Salloraššan, käyttöön (kuva 12). Toisinaan porot kävivät kiertämässä myös Iso-Mallan (*Gihccebákti*) (vrt. kuva 107), ja paimenilla oli laavu tukikohtanaan Kitsiputouksen (*Gihccegorži)* yläpuolisella tunturitasanteella.[9] Govan kylän kesäpaimennuksen Saanan ja Sálloraššasan alueella mainitsee myös Väinö Tannerin porolaidunkomissio (Renbeteskommissionen ... 1917).

Salloraššan-Mallan välisen alueen kesälaiduntamisen vakiintuneisuuteen viittaa sekin, että kartoissa Norjan puolella löytyy paikanniminä muun muassa *Nilppagielas* ja *Nilppanjárgajávri* (kuva 12), jotka liittyvät mitä todennäköisimmin juuri Piritan Nilppaan ja hänen kylänsä laidunnukseen.[11] Käänteentekevä muutos kesälaidunnuksessa oli kuitenkin Norjan ja Suomen välisen poroaidan valmistuminen vuonna 1955 (Linkola 1972: 85), jonka jälkeen viimeistään loppui Norjan puoleisen Salloraššan, Iso-Mallan sekä Koltta- ja Siilasvuoman porolaidunnuskäyttö. Poromiehen näkökulmasta valtioiden poroaita *"pilasi koko homman"*[9].

Raja-aidan valmistumisen myötä porojen vierailut puistoon muuttuivat mitä ilmeisimmin satunnaiseksi. Poronhoitajien ja puistonvartija Viikin mukaan 1970- ja 1980-luvuilla poroja on käynyt Mallassa lähinnä talvisin Norjan puolelta. Lisäksi tiedetään muutamien härkien laiduntaneen puiston alueella kesäisin. Vuoden 1995 syksyllä puistossa kävi arviolta muutama sata Vasaran kylän poroa, jolloin asiasta annettiin historian ensimmäinen kirjallinen huomautus, ja porot määrättiin paimennettavaksi pois. Seuraava merkittävämpi käynti tapahtui kesinä 1998 ja 1999, jolloin lähes koko Gova-Labban elo, noin 2000-3000 poroa laidunsi puistossa. Vähäisempiä käyntejä on puistoon kohdistunut tuon tuostakin, ja poromiesten näkemyksen mukaan alueella on vieraillut kolmen valtakunnan poroja eri vuodenaikoihin. Kun vuoden 2000 elokuussa järjestettiin tutkimushankkeen retkeily Mallaan, oli eri-ikäisiä porojen talvi- ja kesäpapanoita, vaamien (pudottavat sarvet kesä-heinäkuussa) sekä hirvaiden (pudottavat sarvet loka-marraskuussa) sarvia nähtävissä Iso-Mallan puolella ja vähemmän Pikku-Mallalla.

Poronhoitajille syntyi tarve käyttää Mallaa uudestaan kesälaitumena pääasiassa kahdesta syystä, joista ensimmäinen oli poronhoitotavan muutos. 1970-luvun lopussa rakennettiin Kilpisjärven alueen Salmivaaran itäpuolelta Čoappejávriin katkaiseva kesälaidunaita talvilaidunten säästämiseksi polkeutumiselta. Näin Käsivarren 'peukalosta' muodostui umpiperä, jossa porot pysyivät vähällä paimentamisella kuivan kesäajan ja poronhoitajat saattoivat viettää kesänsä huolettomammin. Ongelmaksi muodostuivat ravinnon riittäminen, kuivat kaudet ja räkkä varsinkin kesinä, jolloin Jehkasin lumenviipymät sulivat aikaisin. Tämä kysymys muodostui ajankohtaiseksi varsinkin 1990-luvun lopussa, jolloin haluttiin pidentää Kilpisjärven alueen kesälaidunnusta juhannusta seuraavista kahdesta viikosta aina heinäkuun loppuun saakka siidan eteläisempien jäkälikköjen suojelemiseksi.

Laidunnuspainetta helpotti osaltaan 1980-luvulla valtionraja-aidan kehnous, joka mahdollisti laidunnuksen myös Norjan puolella rajavyöhykkeen tuntumassa. Tuolloin parin kilometrin matka Jehkasilta Mallalle ei ollut esteetön kuten nykyisin, vaan pienten vasojen kanssa liikkuvien porojen tiellä olivat Raittijärven porokylän kenttäteurastamon aidat, Siilasvuoman lumiaita sekä Kilpisjärven kaatopaikka kettuineen. 1990-luvun alkupuolella taas poromäärä oli katovuosien jäljiltä pieni, ja Jehkas ja Saana riittivät paremmin kesälaiduntarpeeseen.

Toinen taustatekijä Siilasvuoman sekä Mallan laidunkäyttötarpeen kasvamiseen syntyi hitaasti Kilpisjärven rakentamisen vähentäessä pala palalta poronhoitajien käytössä olevia kesälaitumia. Suurimpana muutoksena oli koko Salmivaaran rakentaminen 1900-luvun lopussa ja kaavoittaminen 2000-luvulla, jolloin sen laidunkäyttö estyi. Käytännössä liikenteen vilkastuminen ja Kilpisjärven rakentaminen poisti 1990-luvun aikana koko rantavyöhykkeen laidunnuskäytöstä. Pienten vasojen kanssa liikkuvat vaatimet käyttävät jopa Saanan etelärinnettä nykyisin huomattavasti vähemmän kuin mitä vielä 1980-luvulla (kuva 108).

Siilasvuoman laidunnuskäytön laajentaminen korvaamaan muita menetyksiä oli taas hankalaa, jos haluttiin kunnioittaa Mallan laidunnuskieltoa. Siilasvuomasta porot siirtyvät liian herkästi puistoon. Ilmeisesti Siilasvuoman laidunnusajan pidentäminen oli Mallan suunnasta puhaltaneen tuulen lisäksi tärkein syy vuonna 1998 porojen karkaamiseen ensimmäisen kerran suurena tokkana Mallan luonnonpuistoon. Poromiesten mukaan poroja ei ajettu puistoon, mutta puistoon menoa ei myöskään aktiivisesti pyritty estämään[12]. Taustalla vaikuttivat jo aiemmin virinneet maankäyttökiistat Kilpisjärvellä (ks. luku 1.4). Vuonna 1999 porot menivät jo suoraan Siilasvuoman yli Iso-Mallan lumenviipymäalueille, ja tämä toistui kesällä 2004 (kuva 21).

Kirjallisuus

Harris, M. & Johnson, O. 2002. *Cultural Anthropology*. Sixth edition. Boston. 370 s.

Heikkinen, H. 2002. *Sopeutumisen mallit - Poronhoidon adaptaatio jälkiteolliseen toimintaympäristöön Suomen läntisellä poronhoitoalueella 1980 - 2000.* Väitöskirja. SKS. Hakapaino.369.

Itkonen T. I. 1984a. *Suomen lappalaiset vuoteen 1945.* Ensimmäinen osa. 2 painos. WSOY. Porvoo. 589 s.

— 1984b. *Suomen lappalaiset vuoteen 1945.* Toinen osa. 2 painos. WSOY. Porvoo. 629 s.

Kalliola, R. 1945. Kilpisjärven seutu sodan jäljiltä. *Metsätaloudellinen aikakausilehti* 9/1945. Helsinki.

Kokko, Y. 1969. *Poro – muistelus.* WSOY. Porvoo. 173 s.

Korpijaakko-Labba, K. 2000. Saamelaisten oikeusasemasta Suomessa – kehityksen pääpiirteet Ruotsin vallan lopulta itsenäisyyden ajan alkuun. *Diedut* No 1/1999. Pohjolan Painotuote Oy. Rovaniemi.

Kortesalmi, J. J. 1996. *Pohjois-Vienan poronhoito – talonpoikien poronhoidon alue, ominaislaatu, ikä, alkuperä ja kehityslinjat vuoteen 1922.* Suomen muinaismuistoyhdistys. Helsinki. 566 s.

Kuulutus: Keisarillisen Suomen senaatin kirje 22.3.1898. (Kirjeen suomennos). OLKA Ej:1 *Poronhoitoa koskevia erilaisia asiakirjoja 1891-1898.* Oulun maakunta-arkisto.

Linkola, M. 1972. *Enontekiön lappalaisten poronomadismi. Poronhoidon ja asutuskuvan kehitys Enontekiön Lapin paliskunnan alueella rajasuluista vuoteen 1965.* Pro-Gradu. Etnologian laitos. Jyväskylän yliopisto.

Manker, E. 1953. *The Nomadism of Swedish Lapps. The Siidas and Their Migratory Routes in 1945.* Koktryckeri Aktiebolag. Uppsala.

Montell, J. 1914. Förslag till naturskyddområde vid Kilpisjaur. *Meddelanden av Societas pro Fauna et Flora Fennica.* H. 40: 175-181.

Näkkäläjärvi, K. 2000. Siita eli lapinkylä yhteisöelämän perustana. Teoksessa: Pennanen, J. & Näkkäläjärvi, K. (toim.) *Siiddastallan - Siidoista kyliin.* Inarin saamelaismuseon julkaisuja n:o 3. Pohjoinen. Oulu. Ss. 138-147.

Pennanen, J. 2000. Suurporonhoito muutti tunturisaamelaisten lapinkyliä. Teoksessa: Pennanen, J. & Näkkäläjärvi, K. (toim.) *Siiddastallan - Siidoista kyliin.* Inarin saamelaismuseon julkaisuja n:o 3. Pohjoinen. Oulu. Ss. 168-169.

Oulun läänin kuvernöörin määräyksestä 11.4.1894 järjestetyn Enontekiön kappeliseurakunnan porokokouksen pöytäkirja. OLKA Ej:1. *Poronhoitoa koskevia erilaisia asiakirjoja 1891-1898.* Oulun maakunta-arkisto.

Renbeteskommissionen af 1913 I:1. Allmänna delen. 1917. (*Toim.*) Väinö Tanner. Kungsliga Boktryckeriet Stockholm.

1.3 Tutkimuksen intressit Kilpisjärvellä ja Mallalla

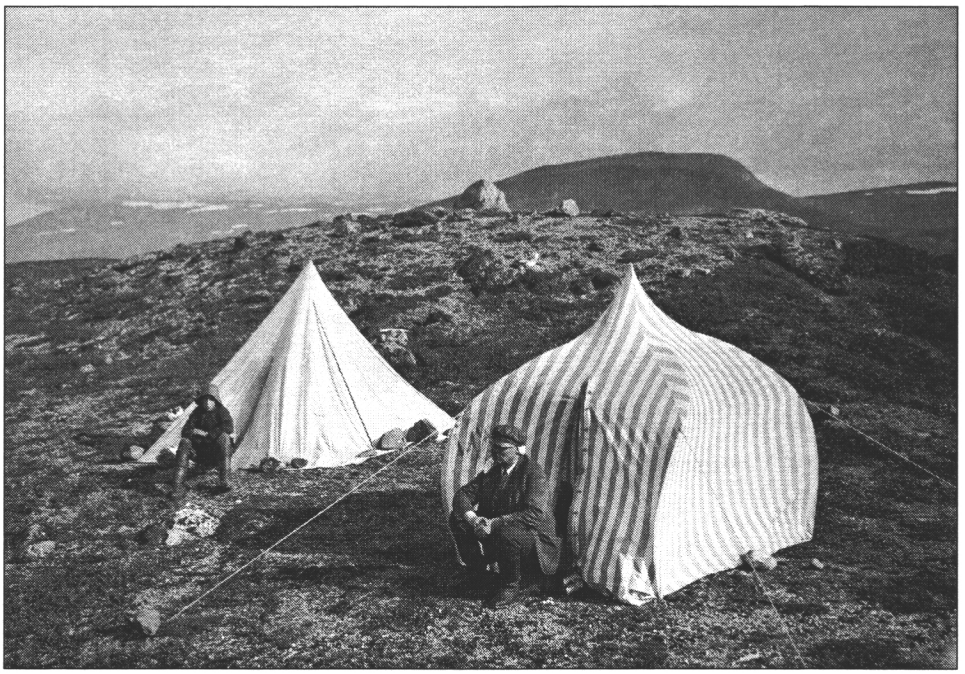
Mikko Jokinen

Kilpisjärvellä on harjoitettu luonnontieteellistä tutkimustyötä noin 150-vuotta. Käsivarren Lapin ensimmäiset tutkimusmatkailijat olivat italialainen Giuseppe Acerbi ja englantilainen Edward Clarke vuonna 1799. Heidän matkansa ei ulottunut Kilpisjärvelle saakka, mutta vuonna 1867 lintutieteilijä J. A. Palmén, hyönteistieteilijä J. R. Sahlberg ja kasvitieteilijä J. P. Norrlin saapuivat ensimmäisinä tunnettuina luonnontieteilijöinä Kilpisjärven alueelle, ja heidän matkaansa tarttui muun muassa useita uusia kasvinäytteitä Helsinkiin vietäväksi (ks. luku 2.2). (Järvinen 2004.)



Kuva 13. Alkuperäisen Siilastuvan edustalla vuonna 1905 vasemmalta Labban kylän poromiehet Tuomas Labba, Nils Labba, Jouni Labba ja Aslak Juuso. Taustalla professori J. E. Rosberg. Kuva: Museovirasto/ E. W. Suomalainen.

1900-luvun alussa tahti kiihtyi. Suomen ensimmäisen maantieteen professorin J. E. Rosbergin maantieteellinen ja mieslukuinen retkikunta vieraili Kilpisjärvellä vuonna 1905 (kuva 13), joka harjoitti luonnontieteen ohella myös rotubiologisia tutkimuksia saamelaisten parissa (Rosberg 1912). Tuolloin alueella aloittivat vierailunsa lintutieteilijät E.W. Suomalainen, Ludwig Munsterhjelm ja monitieteilijä Justus Montell vuonna 1910. Tunnettuja kävijöitä 1930-luvulla olivat eläintieteilijä J.I. Liro ja kasvitieteilijä Heikki Roivainen. (Järvinen 2004, Kullberg 2001.) Tukikohtanaan tutkijat pitivät Siilastupaa, missä heistä huolehti Valde Viikin perhe tarjoten apua myös maastossa (kuva 14).



Kuva 14. Johannes Viik professori J. I. Liron apulaisena ja oppaana Käsivarren erämaassa. Kuva: Urho Viikin albumi.

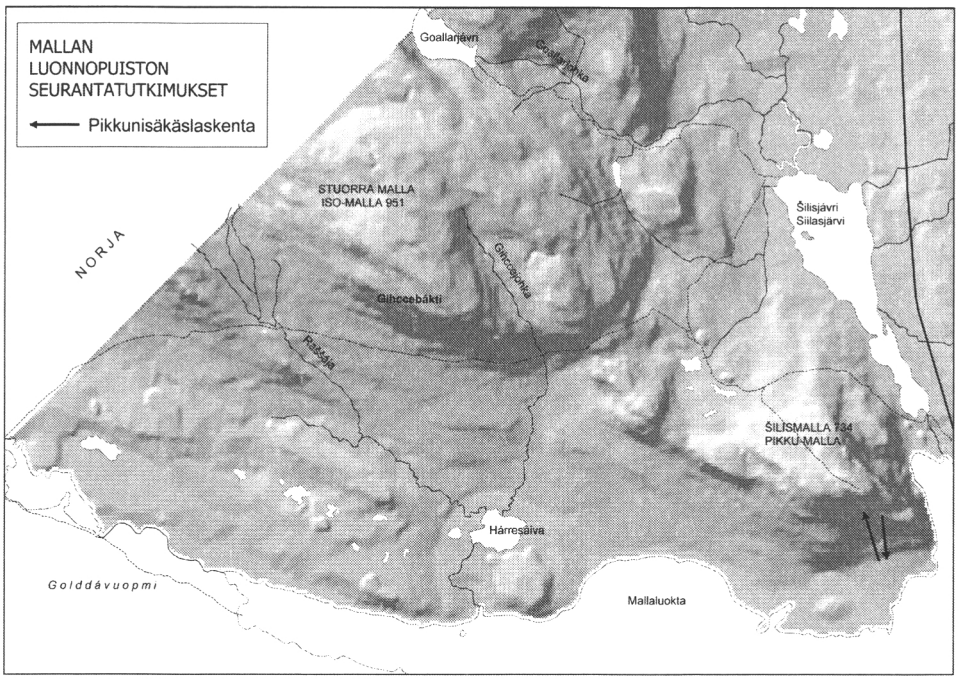
Toisen maailmansodan jälkeen tutkimustoiminta lisääntyi entisestään perille asti rakennetun tien myötä. Helsingin yliopisto vuokrasi Siilastuvalta tilat maasto- ja kirjoitustyötä tekeviä biologeja varten. Omat tilat Helsingin yliopisto sai vuonna 1964 jolloin biologinen asema voidaan katsoa perustetuksi. (Järvinen 2004.)

Kilpisjärven tutkimuksen ensimmäinen vuosisata 1860-luvulta alkaen oli käytännössä luonnontiedettä. Alueella vieraili jonkin verran myös kansatieteilijöitä ja folkloristeja, joista kuuluisin on 1930-luvulla alueella käynyt Samuli Paulaharju. Muuten tieteellinen mielenkiinto kohdistui suomalaisittain ainutlaatuiseen tunturiluontoon.

1990-2000 -luvuilla tieteellinen toiminta on entisestään kasvanut ja monipuolistunut. Alueella vierailee useiden yliopistojen ja tutkimuslaitosten tutkijoita. Biologisen ja metsätieteellisen tutkimuksen lisäksi alueella tehdään luonnon monikäyttöön liittyvää tutkimusta koskien erityisesti poronhoitoa ja matkailua. Myös eri oppiaineiden kulttuurintutkijat ovat löytäneet tiensä Käsivarren nipukkaan. Varsinaisten tutkijoiden lisäksi alueella liikkuu paljon luonnon ja Lapin harrastajia, joista edellisiä ovat varsinkin harvinaisia perhosia himoitsevat keräilijät.

Pitkäaikaistutkimukset

Kilpisjärven biologisista tutkimuksista, joista osa sijaitsee Mallan luonnonpuistossa, tärkeimpänä pidetään yleensä pitkiä aikasarjoja, joista tunnetuin on Olavi Kalelan vuonna 1952 perustamat myyräpyyntilinjat Pikku-Mallalla (Henttonen 2004) (kuva 15). Juuri pitkäaikaistutkimusten turvaaminen on



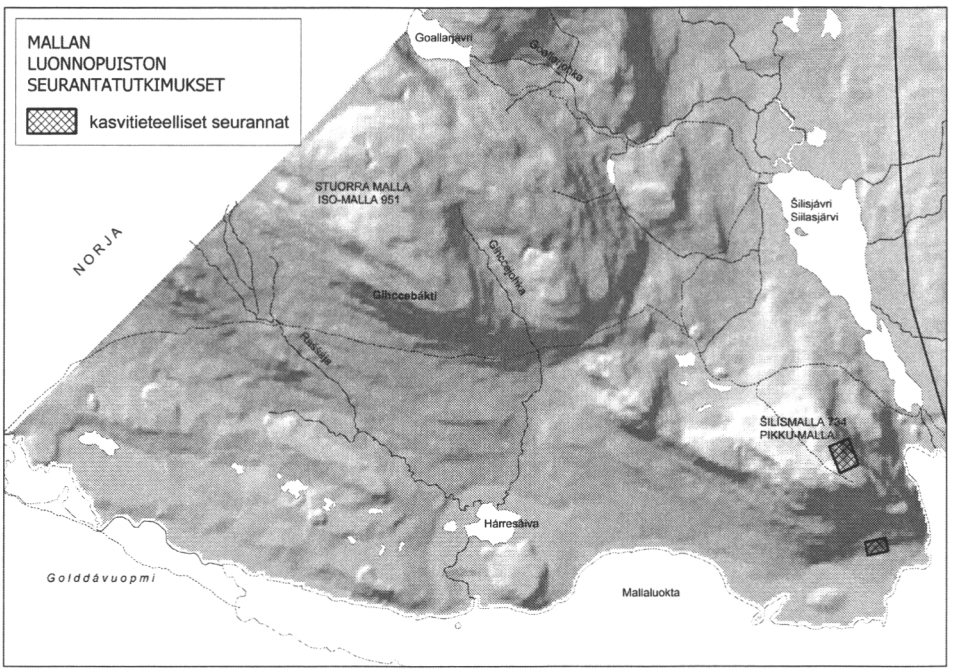
Kuva 15. Pikkunisäkästutkimusten myyrälinjat Mallan luonnonpuistossa.

noussut keskeiseksi argumentiksi vastustettaessa poronhoidon sallimista luonnonpuistossa. Argumentin keskeinen sisältö on ollut (luku 3.2), että sarjojen tulevaisuudelta putoaa pohja, mikäli luonnonolot puistossa laidunnuksen myötä muuttuvat. Sarjoista on vastannut pääsääntöisesti Helsingin yliopiston Kilpisjärven biologinen asema, jonka suunnasta myös voimakkain kritiikki laidunnusta vastaan on tullut.

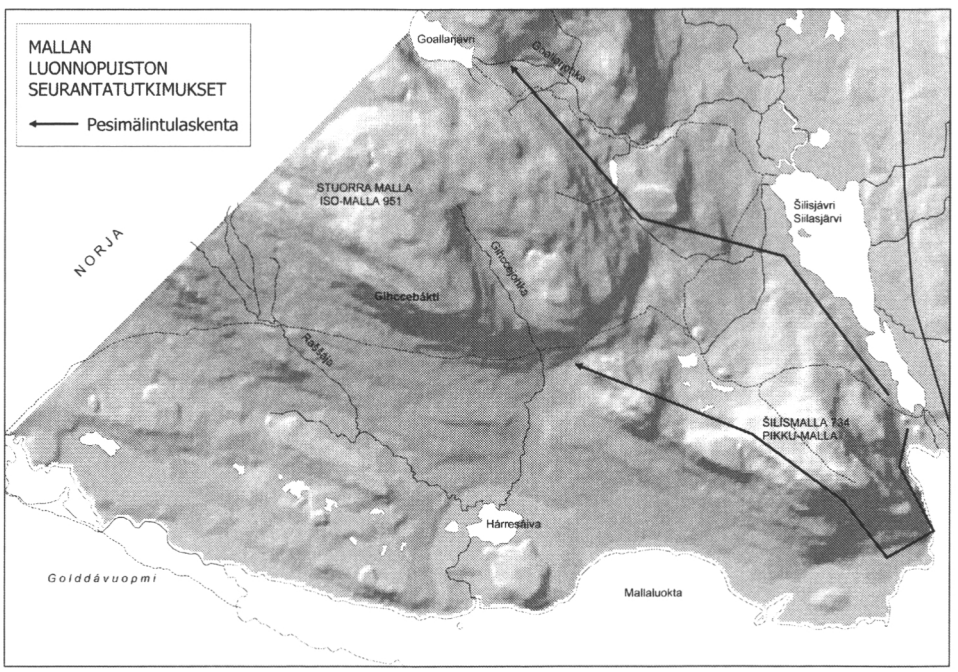
Biologiselta asemalta saatujen tietojen mukaan Mallalla on neljä eri-ikäistä seurantakokonaisuutta, joista vanhin on edellä mainittu Kalelan perustama pikkunisäkästutkimus (kuva 15).

Toiseksi vanhin kokonaisuus on vuonna 1972 käynnistetty kasvitieteelliset seurannat, jota varten puistoon on perustettu koealat (kuva 16). Kasvillisuudessa tapahtuvia muutoksia seurataan myös jääleinikkikoealoilla (kuva 18) ja ilmastomuutokseen liittyvillä ITEX (*international tundra experiment*) koealoilla, missä miniatyyristen kasvihuoneiden alla simuloidaan ja ennustetaan ilmastomuutoksen vaikutuksia kasvillisuuteen (kuva 19). Lisäksi puistossa on seurattu muutoksia pesimälinnustossa, mitä varten puistoon on määritelty laskentalinjat (kuva 17).

Arvioitaessa sitä, voidaanko Mallan luonnonpuisto muodossa tai toisessa avata poronhoidolle tuhoamatta seurantojen jatkuvuutta, ja sitä myöten puiston tutkimuksellisia arvoja, tulee seurantoja tarkastella tapauskohtaisesti. Keskeinen kysymys on aiheuttaisiko laidunnus sellaisia muutoksia niissä luonnon prosesseissa ja ilmiöissä, joita tutkitaan. Kasvillisuusseurannoissa vaikutus on ilmeinen, lintu- ja myyräseurantojen kohdalla kysymys on avoin. Valitettavasti tähän raporttiin ei saatu seurannoista vastaavilta tutkijoilta perusteltua katsausta ja arviota todennäköisistä vaikutuksista. Lintulaskentojen osalta tilanne on kuitenkin se, että Mallalla havaittavassa pesimälinnustossa tapahtuvat muutokset aiheutuvat joka tapauksessa laajalla vaikutusalueel-



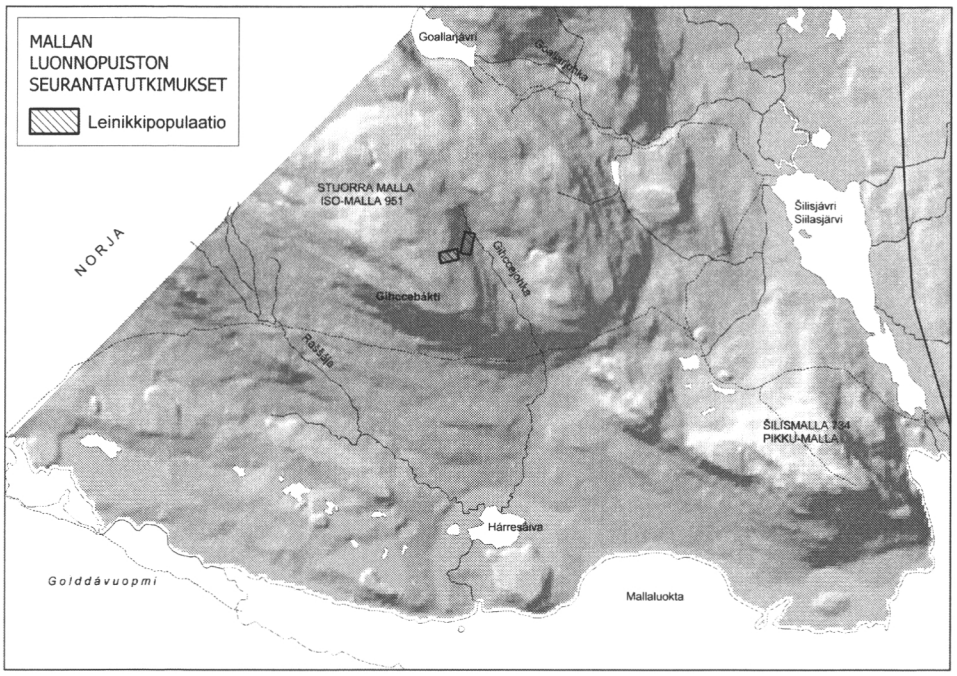
Kuva 16. Kasvitieteellisten seurantojen koealat Pikku-Mallalla.



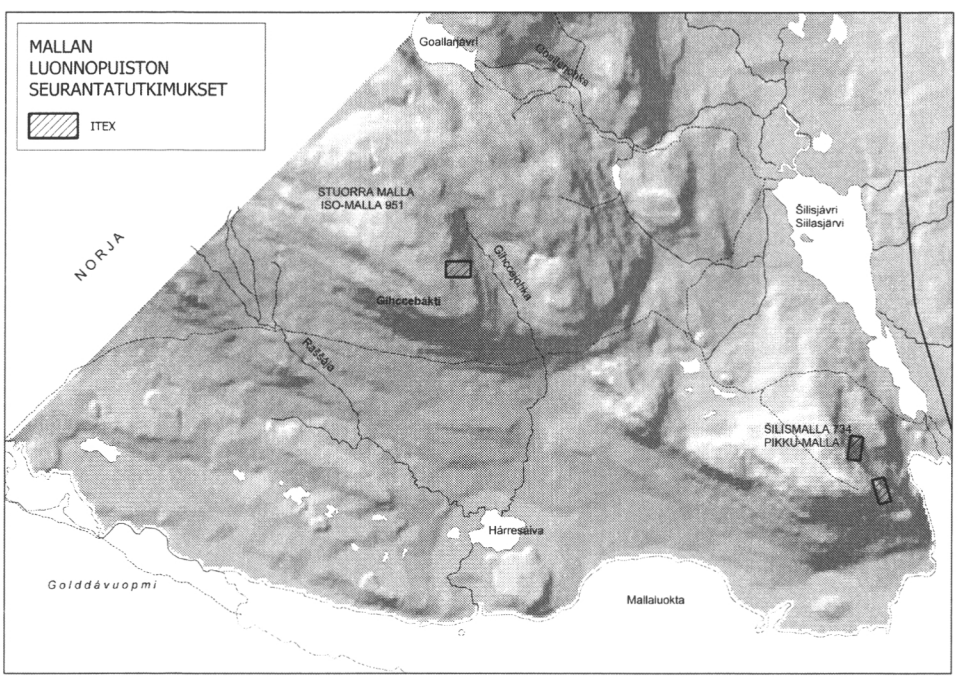
Kuva 17. Pesimälintulaskentojen linjat Mallan luonnonpuistossa.

la ja ylipäätään ovat pohjoisen lajiston osalta suurta (luku 2.6). Havaittuja muutoksia on Mallalla siten perin epävarmaa selittää laidunvaikutuksilla tai niiden puuttumisella.

Kasvillisuusseurantojen osalta tilanne on sikäli yksinkertainen, että pienehköt koealat on helppo aidata ja se kannattaa tehdä siinäkin tapauksessa,



Kuva 18. Jääleinikkipopulaatioiden seurantakoealat Iso-Mallalla Kitsijoen laaksossa.



Kuva 19. ITEX-tutkimusten kasvikoealat Mallan luonnonpuistossa.

että poronhoitoa puistossa ei sallittaisi. On luultavaa, ettei täydellistä porottomuutta voi saavuttaa edes puiston rajoja myötäilevällä esteaidalla (ks. luvut 3 ja 4).

Porolaidunnuksen vaikutuksia tutkimuksellisille arvoille ja erityisesti pitkäaikaisseurannoille tulisi tarkastella perusteellisesti ja tapauskohtaisesti.

Koska tutkimuksen arvon määrittäminen on usein subjektiivinen kysymys - tutkija näkee aina oman työnsä ja kiinnostuksensa kohteen merkittävänä - ei olisi pahitteeksi, jos porolaidunnuksen vaikutusten arviointiin osallistuisi ulkopuolisia asiantuntijoita.

Mallan puiston tutkimuksellisesta arvosta yleisellä tasolla on enemmän luvuissa 3.2. ja 4.1.

Kirjallisuus

Henttonen, H. 2004. Jyrsijätutkimukset ja sopulivaellukset. Teoksessa: Järvinen, A. & Lahti, S. (toim.). Järvinen, A. & Lahti, S. 2004. *Suurtuntureiden luonto – Kilpisjärven biologisen aseman 40-vuotisjuhlakirja.* Palmenia-kustannus. Helsinki. Ss: 133-149.

Kullberg, J. 2001. Perhoset. Teoksessa: Kajala, L. & Loikkanen, T. (toim.). Käsivarren erämaa-alueen luonto ja käyttö. Metsähallitus. Vantaa. Ss: 76-82.

Rosberg, J. E. 1912. Anteckningar om lapparna i Finland. *Suomen maantieteellisen yhdistyksen julkaisuja.* 128 s.

Mallan kasvitieteellisiin pitkäaikaisseurantoihin liittyvää kirjallisuutta

Arft, M., M. D. Walker, J. Gurevitch, J. M. Alatalo, M. S. Bret-Harte, M.,Dale, M. Diemer, F. Gugerli, G. H. R. Henry, M. H. Jones, R. D. Hollister, I. S. Jonsdottir, K. Laine, E. Levesque, G. M., Marion, U. Molau, P. Mölgaard, U. Nordenhäll, V. Raszhivin, C. H. Robinson, G. Starr, A. Stenström, M. Stenström, Totland, P. L. Turner, L. J. Walker, P. J. Webber, J. M. Welker, P. A. Wookey 1999. Responses of tundra plants to experimental warming: meta-analysis of the international tundra experiment. - *Ecological Monographs*: Vol.69, No. 4, pp. 491-511.

Callaghan, T., Körner, C., Heal, O.W., Lee, S.,Cornelisee, J, & co-authors, Arnoo,A., Björn, B., Chapin, F.S., Christensen, T., Danell, K., Grabber, G., Gwynn-Jones, D., Holten, J., Jonasson,S., Laine,K., Molau,U., Muller-Wille, L., Niemelä,P., Panikov, N., Press,M., Riersen, L., Tyler,N, & Woodward, F. 1998. Scenarious for ecosystem responses to global change. In: Heal, O.W. et al., Global change in Europes cold region. *Ecosystems Research Report* No 27. European Commission.pp. 11-63.

Callaghan, T, V., Björn, L. O., Chernov, Y, Chapin, III. F. S., Christensen, T. R., Huntley, B., Ims, R.A., Jolly, D., Johansson, M., Jonasson, S., Matveyeva, N., Panikov, N., Oechel, W. C., Shaver, G. R., Elster, J., Henttonen, H., Laine, K., Taulavuori, K., Taulavuori, E. and Zöckler, C. 2004. Climate Change and UV-B impacts on Arctic Tundra and Polar Desert Ecosystems: Biodiversity, distributions and adaptations of Arctic species in the context of environmental change. - *Ambio* 33:

404-417

Callaghan, T, V., Björn, L. O., Chernov, Y, Chapin, III. F. S., Christensen, T. R., Huntley, B., Ims, R. A., Jolly, D., Johansson, M., Jonasson, S., Matveyeva, N., Panikov, N., Oechel, W. C., Shaver, G. R., Elster, J., Jonsdottir, I. S., Laine, K., Taulavuori, K., Taulavuori, E. and Zöckler, C. 2004. Climate Change and UV-B impacts on Arctic Tundra and Polar Desert Ecosystems: Responses to projected changes in climate and UV-B at the species level. - *Ambio* 33: 418-435.

Callaghan, T., Lars Olof Björn, Yuri Chernov, Terry Chapin, Torben Christensen, Brian Huntley, Rolf Ims, Dyanna Jolly, Nadya Matveyeva, Nicolai Panikov, Walter Oechel, Gus Shaver, Josef Elster, Heikki Henttonen, Margareta Johansson, Sven Jonasson, Ingibjörg S. Jónsdóttir, Kari Laine, Sibyll Schaphoff, Stephen Sitch, Kari Taulavuori, Erja Taulavuori, Christoph Zöckler. 2004. Arctic Tundra and Polar Desert Ecosystems (Chapter 7). In: *Arctic Climate Impact Assessment.* Cambridge University Press. 161 pp. in press.

Forbes, B., Tolvanen, A. & Laine, K. 2005. Rates and processes of natural regeneration in disturbed habitats. In: Wielgolaski, F-E., (*toim.*) Plant growth, herbivory and human impact in Nordic mountain birch ecosystems. *Ecological Studies* 180. Springer Verlag, in press.

Laine, K., Skre,O. & Wielgolaski, F-E. (eds. and authors) 2003. *Human interactions with mountain birch ecosystem: Implications for sustainable development.* Final report. EU QLK5-CT-1999-01515. Oulu 2003.128 pp.

Laine, K. & Henttonen, H. 1983. The role of plant production in microtine cycles in northern Fennoscandia. - *Oikos* 40: 407-418.

Virtanen, R., Henttonen, H. & Laine,K. 1997. Lemming grazing and structure of a snowbed community - a long-term experiment at Kilpisjärvi, Finnish Lapland. - *Oikos* 79: 55-166.

Wielgolaski, F.E. (*toim. & toim.* board Sonesson, M., Karlsson, S., Laine, K., Aradottir, A. & S. Odum). 2001 *Nordic Mountain Birch Ecosystems.* Unesco & The Parthegon Publishing Group. New York-London. 420 *s.*

Tolvanen, A., Forbes, B.C., Rytkönen, K.E. and Laine, K. 2001. Regeneration of dominant plants after short-term pedestrian trampling in sub-arctic plant communities. In: Wielgolaski, F.E. (*toim.*) Nordic Mountain Birch Ecosystems. *Man and The Biosphere series* 27. Unesco & The Parthegon Publishing Group. pp. 359-368.

Welling, P. & Laine, K. 2002. Regeneration by seeds in alpine meadow and heath vegetation in sub-arctic Finland. - *Journal of Vegetation Science* 13: 217-226.

Welling, P., Tolvanen, A. & Laine, K. 2004, The Alpine Soil Seed Bank in Relation to Field Seedlings and Standing Vegetation in Subarctic Finland – *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 36: 229-238. (in press for May issue 2004).

1.4 Konfliktiin johtaneet tekijät

Mikko Jokinen & Hannu Heikkinen

MUUTOKSET MAANKÄYTÖSSÄ JA KIISTAN SOSIOKULTTUURINEN LUONNE.....32

PAIKALLISTA PORODIPLOMATIAA.....34

SAANAN JA JEHKASIN TIEKIISTAT.....34

PSYKOLOGISET TEKIJÄT.....35

SAAMELAISET NOSTAVAT PROFIILIAAN.....36

POROT MALLAAN!.....37

TILANTEEN KÄRJISTYMINEN JA NEUVOTTELUJEN ALKU.....40

KIISTAN OSAPUOLET.....42

KIRJALLISUUS.....43

MUUTOKSET MAANKÄYTÖSSÄ JA KIISTAN SOSIOKULTTUURINEN LUONNE

Poronhoidon osalta Mallan kysymys liittyy lähinnä laitumien riittävyyteen maankäytön ja poronhoidon muuttuessa. Tutkijoiden näkökulmastakonfliktiin liittyy myös ammatillisia kysymyksiä, kuten käynnissä olevien tutkimusten ja pitkäaikaisseurantojen turvaaminen. Kiistan taustalta löytyy myös joukko psykologisia ja kulttuurisia tekijöitä, joiden ymmärtäminen on niin ikään välttämätöntä ratkaisua haettaessa.

1800-luvun rajasulkujen (ks. luku 1.2) jälkeen seuraava merkittävä muutos maankäytössä Kilpisjärvellä oli 1900-luvun alussa Skibotniin ja sieltä takaisin kohdistunut rahtiliikenne, joka lisäsi alueen polttopuunkäyttöä, mihin seikkaan kiinnitti huomiota jo Justus Montell (1914) tehdessään ehdotuksen Mallan luonnonsuojelualueesta. Rahtiliikenne saavutti massiiviset mittasuhteet vuosina 1916-17, jolloin Karl Boström oy:n välitysliike alkoi hoitamaan liikennettä Tornion ja Skibotnin välillä. Tuhansia hevosia ja ajureita käsittänyt liikenne rahtasi tavaraa ensimmäistä maailmansotaa käyvän Venäjän tarpeisiin. (Leinonen 1982.) Kilpisjärvellä se tarkoitti muun muassa laajoja polttopuuhakkuita, jonka seurauksena Saanan länsipuolinen rinne muuttui lähes puuttomaksi.

Seuraavan suuren muutoksen maisemaan toi toinen maailmansota ja silloin rakennettu Kilpisjärven maantie. Saksalaiset joukot vankeineen olivat

hakanneet huomattavan osan puiston tunturikoivikoista polttopuiksi (ks. luvut 1.1 ja 1.2). Tien tulo puolestaan merkitsi muutosta, sillä alue oli nyt paljon helpommin saavutettavissa esimerkiksi matkailun tarpeisiin. Kilpisjärven matkailuhotelli perustettiinkin heti sodan jälkeen vuonna 1947.

Kehitystä yritettiin kuitenkin jarruttaa vielä 1950-luvulla, muun muassa hylkäämällä vuokra- ja liiketonttianomuksia, jotka kohdistuivat Kilpisjärvelle ja Käsivarteen. Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen (nykyinen Metla) virkamiehet ja muun muassa valtion luonnonsuojeluvalvoja Reino Kalliola katsoivat, että *"Kilpisjärven seutu on sekä elinkeinollisten edellytystensä että luonnonsuojelun ja matkailun vuoksi sekä lappalaisten elinpiirinä aluetta, jonne ei ole syytä ulottaa yksityistä asutusta ja liiketoimintaa"*[13]. Tutkimuslaitos myös katsoi, että ainoa terve elinkeino alueella oli poronhoito. Maatalouteen, pyyntiin ja kaupankäyntiin perustuva kiinteä asutus (uudisasutus) johtaisi vain ajan myötä salakuljetuksen harjoittamiseen ja keinotteluun.[14] Myös Enontekiön kunnanvaltuusto otti vuonna 1952 kannan, että uudisasutusta ei tulisi lisätä Käsivarressa enempää[15]. Taustalla oli pelko, että usein taloudellisesti kannattamaton uudisasutus olisi vain rasite köyhälle kunnalle.

Näillä linjauksilla on erityistä historiallista mielenkiintoa siksi, että kehitys lopulta kulki juuri päinvastoin. Hotellin ja maantien myötä matkailijavirrat alkoivat suuntautua alueelle ja Kilpisjärven taajama hiljalleen kasvaa. Kuitenkin vielä 1970-luvulla esimerkiksi Rajavartiolaitos siirsi rajamiehiä pois Kilpisjärveltä, jos nämä ryhtyivät perheellisiksi. Tiettävästi tällä pyrittiin siihen, että Kilpisjärvelle ei muodostuisi laajempaa pysyvää asutusta lapsiperheineen, jolloin kunnan ja yhteiskunnan tulisi myös hoitaa lasten koulutus[16]. Sittemmin Enontekiön kunta on pyrkinyt nimenomaan lisäämään liiketoimintaa ja rakentamista Kilpisjärvellä[17]. Kilpisjärven kasvu kiihtyi etenkin 1980-luvulla luoden uusia luonnonkäyttötapoja ja ristiriitoja[18]. 2000-luvun alussa rakentaminen on entisestään vilkastunut, ja tähänastinen huippu lienee saavutettu vuonna 2004.

Poronhoito ole enää Käsivarren Lapin tai Enontekiön kunnan johtava elinkeino ja verotulojen lähde. Vielä 1920-30 lukujen taitteessa porosaamelaiset määriteltiin Enontekiön varakkaimmaksi ja parhaiten voivaksi väestönosaksi. Heidän osuutensa kunnan väkiluvusta oli vain 12 %, mutta he maksoivat pitäjän kunnallisveroista 40 % ja valtionveroista 60%. (Rosberg ym. 1931.) Porosaamelaiset vastasivat tavallaan myös köyhäinavusta toimittamalla lihaa vähävaraisimpiin talouksiin. Lihatoimitukset korvattiin työsuorituksilla, kuten porohärkien hoitamisilla tai tarjoamalla talvikortteeri. Käytäntöön liittyi oleellisesti saamelaisten ja talollisten väliset väärtisuhteet. (Linkola 1972, Itkonen 1948.)

Nykyisin porotalous vastaa enää murto-osasta kunnan verotuloista ja moni poromies on osan vuodesta työttömyyskortistossa[19]. Aiempaan nähden poronhoitajien sosioekonominen asema on kokenut melkoisen muutoksen, missä entisestä elättäjästä on tullut – ainakin jossain määrin – elätettävä. Tämä muutos on epäilemättä myös vaikuttanut paikallistasolla poronhoitajien ja muun väestön keskinäisiin suhteisiin, sekä poronhoitoa koskevaan yleiseen asenneilmastoon.

Paikallista porodiplomatiaa

1970-1980 -luvuilla Käsivarren ja Norjan puolen poromiehet harjoittivat vielä 'porodiplomatiaa' , mihin kuului rajan ylittäminen puolin ja toisin. Kyse oli epävirallisesta laitumien vaihdosta ja saamelaisten perinteisestä tavasta hoitaa asioita paikallistasolla ohi virallisten kanavien. Esimerkiksi 1980-luvun lopulla Bålin kylän, jonka talviasunnot sijaitsevat Kilpisjärven läheisyydessä Gálggojávrin rannalla (kuva 12), porot vierailivat useasti Suomen puolella[20]. 1970-80-luvun myös Mallan talvilaidunnusoikeuden luovuttamisesta Bålin kyläryhmälle käytiin enemmän tai vähemmän vakavia neuvotteluja Käsivarren poromiesten kesken. Vastineeksi Suomen puolen poromiehet olisivat saaneet laiduntaa kesäisin Norjassa.

Rajanylityskäytäntöä pyrittiin kuitenkin hillitsemään sakoilla uhkaamalla ja raja-aitaa kunnostamalla. 1990-luvulle tultaessa tämä laajemminkin pohjoisella poronhoitoalueella vallinnut käytäntö lakkasi, kun toisen maan puolella tapahtuneista laidunnuksista alettiin langettaa sakkorangaistuksia. Esimerkiksi Käsivarren paliskunnan Raittijärven kylä laidunsi hankalana talvena 1998-99 Norjan puolella, mistä seurasi tuntuvat sakot. Valtioiden välinen raja on tällä hetkellä poronhoidon kannalta jyrkempi kuin koskaan aiemmin.

Porodiplomatia tarjosi pelivaraa laidunresurssien käytössä ja jakamisessa, mutta käytännön lakattua on tultu tilanteeseen, jossa joudutaan tukeutumaan tiukasti oman valtion sisällä sijaitseviin laitumiin

Saanan ja Jehkasin tiekiistat

1990-luvulla Kilpisjärvellä kiisteltiin erilaisista tiehankkeista. Mahtipontisin suunnitelma tuli kilpisjärveläiseltä yrittäjältä, joka - tosissaan tai puolivakavissaan - esitti ajatuksen Saanan päälle rakennettavasta tiestä ja hotellista. Esitys otettiin ainakin sen verran vakavasti, että siitä sukeutui julkinen keskustelu medioita myöten[21]. Asetelmassa yrittäjä oli vastakkain poronhoitajien, Helsingin yliopiston Kilpisjärven biologisen aseman ja muun luontoväen kanssa. Tietä tai hotellia ei kuitenkaan rakennettu ja kiista hiipui, mutta uutta oli tulossa.

1990-luvun alkupuoliskolla syntyi uusi konflikti viimelumien hiihtoalueen tiestä[22]. Suomen hiihtoliitto, Enontekiön kunta ja muutama kilpisjärveläinen matkailuyrittäjä halusivat kunnostaa Saanan pohjoispuolella kulkevan ns. saksalaistien Jehkas-tunturin lumenviipymäalueille saakka, jotta Suomen hiihtomaajoukkue pääsisi sinne autoilla harjoittelemaan touko-kesäkuussa. Hankkeesta toivottiin matkailutuloja, työmahdollisuuksia ja verotuloja kuntaan.

Hanketta vastustivat Käsivarren paliskunta, biologinen asema ja Saamelaiskäräjät. Vastustajat pelkäsivät tien myötä alueelle ilmestyvän ennen pitkää myös hiihtoharjoitteluun kuulumatonta toimintaa. Poromiehet olivat huolissaan kesämerkintäalueen (kuva 108) tulevaisuudesta, biologit tutkimusalueestaan ja tunturiluonnon suojelusta, ja Saamelaiskäräjät saa-

melaisten poronhoidosta ja maaoikeuksista. Lopulta Metla antoi vuonna 1999 luvan tien keveään kunnostamiseen. Asetetut ehdot tien kunnostamiselle eivät kuitenkaan hankkeen puuhamiehille kelvanneet, ja hanke hautautui ainakin toistaiseksi.

Biologinen asema ja Käsivarren paliskunta eivät kuitenkaan tyytyneet päätökseen, vaan hakivat Lapin ympäristökeskukselta vuonna 2000 maastoliikennekieltoa Saanatunturiin ja sen välittömään ympäristöön. Sen tarkoituksena oli mitä ilmeisemmin torjua Jehkasin tien kunnostuksesta tehty lupapäätös ja rajoittaa vapaa-ajan kelkkailua Kilpisjärvellä. Hanketta asettuivat puoltamaan Saamelaiskäräjät ja Lapin luonnonsuojelupiiri. Asiaa vastustivat muun muassa useat paikalliset toimijat, Enontekiön kunta, Metsähallitus ja Metsäntutkimuslaitos. Ympäristökeskus ei hyväksynyt hakemusta ja Korkein hallinto-oikeus vahvisti ympäristökeskuksen päätöksen 31.12.2001. Kaavailtu maastoliikennekielto ei siten toteutunut.

1990-luvun maankäyttökiistat ja Jehkasin tiehankkeen 'kompromissitappio' vaikuttivat osaltaan siihen, että Käsivarren paliskunta ja erityisesti Gova-Labban kyläryhmä nosti esille Mallan kysymyksen jo Jehkasin tiekiistan aikana. Silloinen poroisäntä esitti - enemmän tai vähemmän vakavissaan - että viimelumien tien kunnostamiselle voitaisiin antaa periksi, mikäli poronhoitajille taattaisiin pääsy Mallaan. Tällaiseen kaupankäyntiin maanhaltija Metlalla ei ollut mahdollisuuksia, mutta käyty keskustelu osoitti, että Mallan poronlaidunnuskysymys on yhteydessä laajempiin saamelaisalueen maankäyttöä ja -omistusoikeutta koskeviin kysymyksiin.

Poromiesten, Kilpisjärven biologisen aseman ja luonnonsuojelijoiden tavoitteet ovat olleet yhteneväiset monissa ympäristökiistoissa. Kilpisjärvelle ja Käsivarren Lappiin on vuosien varrella suunniteltu enemmän tai vähemmän tosissaan rakennushankkeita, joita biologit ja poromiehet ovat yhdessä vastustaneet. Näistä esimerkkinä on muun muassa Saivaaran (*Čáivárri*) UKK-muistomerkin rakentamista koskenut kiista. Mallan tapaus onkin ensimmäinen maankäyttökysymys, jossa poromiesten ja Kilpisjärven biologisen aseman intressit ovat menneet ristiin.

Psykologiset tekijät

Mallan luonnonpuiston konfliktia ei voi syvällisesti ymmärtää, jollei myös paneudu toimijoiden välisiin suhteisiin nyt ja menneessä. Saamelaisilla on vuosisatojen saatossa kehittynyt epäluulo ylipäätään muualta tulleita ihmisiä ja erityisesti vallankäyttöä edustavaa virkakuntaa kohtaan. Ylisukupolvista epäluuloa ovat epäilemättä ruokkineet menneisyydessä koetut vääryydet milloin verottajien, vainolaisten tai metsäherrojen toimesta. Varautunut asenne ei ole yksinomaan saamelaisten ominaisuus, vaan sitä tavataan muuallakin Suomen maaseudulla ja ylipäätään siellä, missä kohtaavat yhtäältä paikallistason ja keskushallinnon, toisaalta vallankäytön edustajat ja muut kansalaiset. Epäluulo on tavallisesti sitä suurempi mitä on osapuolten keskinäinen kulttuurinen etäisyys tai ero yhteiskunnan hierarkiassa. Pohjoissuomalaisen

mentaliteetin mukaan "herroja on epäiltävä aina - metsäherroja yli kaiken", kuten Anne Ruuttu-Vasala (2004) lainaa Pentti Haanpäätä (1956), ja otsikoi rahvaan ja metsähallintoon suhteita käsittelevän väitöskirjatutkimuksensa.

Kun metsäherra Justus Montell (kuva 3) teki aloitteensa Mallan suojelualueen perustamisesta, ei hän tiettävästi kommunikoinut saamelaisten poronhoitajien kanssa, vaan helsinkiläisen tieteellisen seuran *Pro Societas Fauna et Flora Fennica*:n ja Metsähallituksen kanssa (Lakari 1917). Eri osapuolten tasaarvoinen huomioiminen kommunikaatiossa ja osallistava suunnittelu, joita tänä päivänä peräänkuulutetaan maankäytön suunnitteluun (mm. Daniels & Walker 2001), eivät kuuluneet Montellin, hänen aikalaisten virkamiesten eikä vielä heidän seuraajiensakaan toimintatapoihin[23].

Autoritäärinen asenne ja kommunikaation puute ovatkin omiaan herättämään katkeruutta ja epäluuloa. Montellinkin rauhoitustoimet herättivät aikoinaan pahaa verta Käsivarren poronhoitajissa. Poromies Nils Tornensis eli Piritan Nilppa oli perimätiedon mukaan kovin vihainen Montellille ja pyrki muun muassa värväämään Viikin perheen pikkupoikia kiusan- ja vahingontekoon Kilpisjärvelle leiriytynyttä Montellia kohtaan[24].

Epäluulojen voittaminen ei käy käden käänteessä ja se vaatii myös aikaa ja otollista asennetta. Kuulu radiotoimittaja ja nimismies Juhani Lihtonen (Lihtos-Jussa) toimi aikoinaan paljon Käsivarren saamelaisten parissa ja totesi, että hänen täytyi seitsemän vuotta tyhjentää saamelaisten ulkohuusseja, ennen kuin he alkoivat todella luottaa häneen[25]. Myös tämän päivän herrat kohtaavat työssään sukupolvien perintönä virkakuntaan kohdistuvan epäluulon tai katkeruuden. Toisaalta myös virkamiehet ja tutkijat, osoittavat monesti myötäsyntyistä epäluottamusta poromiehiä kohtaan. Ylenpalttinen hyväuskoisuus ei ole järkevää, mutta turhan usein 'vanhat synnit' ja perityt asenteet kummittelevat vielä tänäkin päivänä ja ovat nähtävissä useissa Lapin valtionmaiden käyttöä koskevissa kysymyksissä.

Eräs käsillä olevan tutkimushankkeen sosiaalisista tavoitteista oli nimenomaan parantaa kommunikaatiota saamelaisten poronhoitajien, tutkijoiden ja virkamiesten välillä. Tässä onnistuttiin ainakin osittain (tarkemmin s. 45). Poromiehet kokivat myönteiseksi asiaksi sen, että he pääsivät mukaan hankkeeseen ja ylipäätään ilmaisemaan näkemyksiään[26]. Myös se, että osa tutkijoista vieraili poromiesten luona - milloin tunturissa laavussa tai poromiesten kotona - koettiin tärkeänä ja kommunikaatiota lähentävänä tekijänä[27]. Ylisummaan oli tärkeää, että keskusteluita käytiin monenlaisissa ympäristöissä ja tiloissa. Osallistavassa suunnittelussa ja konfliktien hallinnassa on tärkeää, että neuvotteluja käydään tiloissa, jotka ovat kaikille osapuolille riittävän neutraaleja tai eivät ainakaan yksipuolisesti edusta jonkin osapuolen 'kotikenttää' (Daniels & Walker 2001).

Saamelaiset nostavat profiiliaan

Mallan ja Käsivarren maankäyttökonfliktien taustalla on nähtävissä laajemmat saamelaisten maaoikeuksiin ja kansalliseen heräämiseen liittyvät yh-

teiskunnalliset prosessit, jotka vauhdittuivat varsinkin 1970-luvulta alkaen. Tuolloin perustettiin saamelaisten parlamentaarisen elimen saamelaiskäräjien edeltäjä saamelaisvaltuuskunta, saamelaisradion toiminta vilkastui, tutkimusta edustava Saamelaisinstituutti perustettiin, ja saamelaistaiteilijoiden määrä kasvoi vilkkaasti. Monet taiteilijat, kuten Gova-Labban siidan jäsen Nils-Aslak Valkeapää, käsittelivät teoksissaan (Valkeapää 1971) saamelaisten asemaa suhteessa valtakulttuurin. Alkanutta ajanjaksoa saamelaisten historiassa onkin kutsuttu 'saamelaisrenessanssiksi'. (Lehtola 2000.)

Saamelaisia on vanhastaan kuvattu 'sovinnollisiksi sopeutujiksi', jotka konflikteja välttäen ovat pyrkineet sopeutumaan niin ympäröivien kansojen esittämiin vaatimuksiin kuin pohjoisen luonnon ankariin olosuhteisiinkin (Aikio 2000). Myös Gova-Labban poromiesten mukaan vanhemman polven saamelaiset olivat hyvin arkoja viranomaisten suhteen ja pyrkivät välttämään konfliktia ja ylipäätään kanssakäyntiä viranomaisasioissa, jos suinkin mahdollista[28]. Nuoremman polven saamelaiset ovat puolestaan omaksuneet korkeamman profiilin poliittisessa vaikuttamisessa. Käännekohtana oli Altan voimalakiista, jossa yhdistyivät sekä luonnonsuojelulliset teemat että saamelaisten oikeudet. Saamelaiset ottivat käyttöön mielenosoituksen ja kansalaistottelemattomuuden keinot, ja kiista vaikutti merkittävästi saamelaisten itsetuntoon ja identiteettiin. (Lehtola 1997.)

Onkin ilmeistä, että niin Jehkasin kuin Mallan kiistan taustalta löytyy saamelaisten poromiesten lisääntynyt aktiivisuus ja rohkeus puolustaa oikeuksiaan ja intressejään, sekä pyrkimys vaikuttaa maankäyttöpäätöksiin. Vanhempaa ja varovaisempaa sukupolvea on seurannut poromiesten nuorempi polvi, joka aiempaa herkemmin nostaa esiin havaitsemiaan epäkohtia ja epäoikeudenmukaisuuksia. Ilmiö on yleinen koko Ylä-Lapissa, jossa viime vuosina on kiistelty muun muassa hakkuiden ja mahdollisen kaivostoiminnan eduista ja haitoista. Suojametsäkysymyksen ja luonnonsuojeluun liittyvien argumenttien rinnalle on noussut nimenomaan saamelaisten maanomistukseen ja poronhoidon kautta alkuperäiskansan kulttuurinharjoittamiseen liittyvät oikeudelliset kysymykset (Veijola 1998).

Porot Mallaan!

Vuosien 1955-1995 välisenä aikana poroja ei ainakaan suuremmissa määrin käynyt puistossa kesäaikaan. Norjan puolen Bålin porokylä juti toisinaan 1980–90 -luvun talvina porojen kanssa puiston poikki Ruotsissa sijaitseville talvilaitumille. Porot myös toisinaan tulivat lumen alle peittyneen raja-aidan yli puistoon kaivamaan jäkälää. Poroelo käsitti tuolloin tuhansia poroja, mutta puistoon kohdistunut laidunnuspaine jäi kuitenkin suhteellisen vähäiseksi.[29] Suomen puolen poromiesten mukaan Norjan poromiehet eivät pyrkineet aktiivisesti estämään porojen menoa puistoon sydäntalven hiljaisina aikoina, jolloin valvonta oli vähäisempää ja puistossa ei liikkunut tutkijoita[30]. Talvisin puistossa on vieraillut satunnaisesti poroja myös Suomen puolelta (kuva 20).

Satunnaisia vierailuja puistoon ovat tehneet myös Ruotsin Könkämän

kylän porot. Suomen puolelta porojen kerrottiin vierailleen puistossa silloin tällöin Siilasvuomaa laidunnettaessa. Muutamien härkien kerrottiin jopa asustaneen kesäaikoina puiston alueella. Erilaisia porojen jälkiä (talvi- ja kesäpapanoita sekä sarvia) löytyikin varsinkin Iso-Mallan puolelta tutkimushankkeen retkeilyllä syksyllä 2000.



Kuva 20. Biret ja Per-Henrik Tornensis tarkkailevat poroja helmikuussa 1996 Iso-Mallan päällä. Porot olivat poromies Juha Tornensiksen mukaan paenneet saalistavaa maakotkaa Siilasvuomasta Mallan luonnonpuistoon paljakalle. Asiasta uutisoi Lapin Kansa 17.3.1996. Kuva: Juha Tornensis.

Ilmeisesti ensimmäinen mittava sulanmaan aikainen laidunnus puistossa 1950-luvun jälkeen toteutui syksyllä 1995, kun puistossa vieraili syksyllä arviolta tuhatkunta poroa noin viikon ajan. Kyseessä oli Gova-Labban siidaan kuuluvan yhden perheen porot. Tapaus oli tiettävästi ensimmäinen, jolloin poromiehiä kehotettiin kirjallisesti ajamaan porot pois puistosta. Kyseisenä vuonna aktivoitui myös keskustelu porojen aiheuttamista haitoista puiston luonnolle ja toisaalta poromiesten oikeudesta laiduntaa puistossa.

Tilanne kärjistyi julkiseksi kiistaksi vasta vuonna 1998, kun Gova-Labban poroelo karkasi Siilasvuomasta Mallan puiston puolelle heinäkuun puolessa välissä. Valta-osa poroista saatiin parin viikon sisällä pois puistosta, mutta pieni osa elosta jäi puistoon pidemmäksi aikaa. Vasta elokuun alkuun mennessä porot saatiin muutamia yksilöitä lukuun ottamatta takaisin Jehkasin puolelle vasojen korvamerkintää varten. Viimeisiä hirvaita haettiin syyskuussa puistosta pois kivääriin kanssa, jotteivät ne olisi jääneet väärille alueille muun tokan siirryttyä jo huomattavasti etelämmäksi. Huhtikuussa 1999 yhden Gova-Labban kylään kuuluvan perheen poroja ruokaili Siilasvuomassa, josta ne välillä siirtyivät puiston puolelle kaivamaan. Kyseessä oli muutama sata poroa. Kyseistä laidunnuksesta ei kuitenkaan noussut julkista keskustelua.

Kesällä 1999 toistuivat edellisen kesän kuviot. Porot menivät uudelleen

Siilasvuomasta Iso-Mallaan. Tuolloin poroja oli vasat mukaan luettuna noin 3000. Viikon kuluessa porot saatiin ajettua takaisin Jehkasille. Varsinkin Siilasvuomassa saattoi havaita porojen aiheuttamaa maaston kulumista kosteikoilla, koska porot oli ajettava väkisin koirien avulla puistosta, ja Siilasvuomasta porot karkasivat useita kertoja takaisin Iso-Mallalle. Tuuli toi lumen ja rehevän laitumen hajun puistosta, ja muutenkin porot pyrkivät kulkemaan petojen ja räkän takia vastatuuleen.



Kuva 21. Poroja ruokailemassa ja sääskiä paossa Iso-Mallalla heinäkuussa 2004. Taustalla näkyvät Käsivarrentie ja Siilasjärvi. Kuva: Antero Järvinen.

Kesät 2000-2003 olivat porovapaita. Osaltaan tähän vaikutti kesien sääolosuhteet, jotka eivät luoneet erityisiä paineita puistoon menolle. Ratkaisevampaa oli todennäköisesti kuitenkin se, että poroja aktiivisesti paimennettiin käännyttämällä ne Kilpisjärven tien tuntumassa takaisin Jehkasin puolelle. Tutkimushankkeen käynnistymisen myötä (tarkemmin s. 1.5) vuonna 2000 oli sovittu eräänlaisesta 'työrauhasta', ja poromiehet olivat myös motivoituneita paimennustyöhön, ja he myös kohdistivat tutkimushankkeeseen ja sen tuloksista tehtävään päätöksentekoon varovan myönteisiä odotuksia.

Syksyllä 2003 meni Vasaran kylän poroja ja kesällä 2004 Gova-Labban poroja jälleen Mallaan (kuva 21). Kylän poroelo saapui poikkeuksellisen myöhään heinäkuun puolivälissä Kilpisjärven tuntumaan kesämerkintäalueelle. Kesä oli muutenkin varsin poikkeuksellinen, sillä tunturimittarin toukat söivät suurelta osin Käsivarren Lapin puhtaaksi tunturikoivun, ja jopa vaivaiskoivun ja lehdistä (kuva 22). Tuhoilta säästyneitä koivikoita löytyi lähinnä jokivarresta, Kilpisjärvellä muun muassa Siilasvuomasta ja Mallan luonnonpuistosta. Koivun lehdet ovat porojen keskeistä kesäravintoa (Haukioja & Heino 1974), joten tunturimittarituhoilla on luonnollisesti huomattava merkitys myös poronhoidon kannalta.

Vuonna 2004 poroja oli puistossa enimmillään arviolta 2000 noin parin vuorokauden ajan. Suurin osa poroista saatiin parin päivän jälkeen ajettua pois puistosta, mutta Siilasjoen tuntumassa elo 'katkesi', ja osa poroista saa-

tiin Jehkasiin, osa jäi viikoksi ruokailemaan Siilasvuomaan.[31]



Kuva 22. Tunturimittarin toukkien syömiä koivikoita Kilpisjärvellä heinäkuussa 2004. Kuvassa etualalla näkyvät Saanan etelänpuoleiset rinteet on kaluttu lähes tyystin, Mallassa on vielä vihreitä syömättömiä alueita. Kuvat: Mikko Jokinen.

Tilanteen kärjistyminen ja neuvottelujen alku

Porojen mentyä Mallaan 1990-luvun lopulla kärjistyi myös tapahtumaa koskenut keskustelu. Vastakkainasettelua edisti poronhoitajien ja joidenkin tutkijoiden erilaiset tulkinnat tapahtuneesta sekä neuvottelematta tapahtunut yksipuolinen tiedottaminen. Esimerkiksi biologinen asema esitti, että poronhoitajat ajoivat porot tahallaan Mallaan. Gova-Labban kylän näkökanta oli puolestaan, että porot karkasivat Siilasvuomasta Mallaan, koska normaali laidun Jehkasilla kuivui molempina kesinä ja puistosta tuuli toi tuoreen laitumen ja lumen hajun. Vuonna 1999 porot taas osasivat reitin ja hakeutuivat suoraan Siilasvuoman poikki Mallaan. Tilanteeseen vaikutti myös kyseisinä kesinä Kilpisjärventien mittava kunnostusurakka sekä muut rakennushankkeet, joiden takia Saanan laidunnuskäyttö oli erittäin vähäistä, sekä edellisissä luvuissa kuvatut yhteiskunnalliset tekijät.

Erimielisyyttä oli myös Mallan oletetusta porottomuudesta. Poronhoitajien mukaan valtionraja-aidoista ja laidunnuskiellosta huolimatta puistossa oli vieraillut poroja aivan viime vuosiin saakka. Eriäviä näkemyksiä esitettiin säännönmukaisen laidunnuskäytön historiallisesta ajankohdasta, mittakaavasta ja yleensäkin laidunkäytön tarpeesta. Esitettiin myös epäily, että Mallaa ei oltu koskaan laajemmin käytetty tai tarvittu porolaitumena, ja jos tarvetta nyttemmin on, se on syntynyt Jehkasin viimelumen hiihtoalueen tiehankkeen myötä.[32]

Henkilökohtaiselle tasollekin lopulta kärjistyneitä näkemysristiriitoja oli

myös tutkijoiden ja luonnonsuojelijoiden kesken. Osa tutkijoista ei hyväksynyt millään tavalla luonnonpuistoon poron ja poronhoidon vaikutuksia, sillä niiden katsottiin heikentävän luonnontilaisuutta. Varsinkin kiistan alussa esitettiin, että porot vaarantaisivat tai jopa tuhoaisivat kokonaan puiston alueelta uhanalaiset ja harvinaiset putkilokasvit, ja ylipäätään uhkaisivat luonnon monimuotoisuutta. Poroja pidettiin yleisesti (tutkijoiden ja luontoharrastajien keskuudessa) uhkana harvinaisille perhosille ja jopa puiston linnustolle. Poronhoitoa Mallalla vastustaneet tutkijat pelkäsivät myös poron vaarantavan pitkäaikaisseurannat, jotka oli suunniteltu toteutettaviksi porottomissa olosuhteissa. Porojen arveltiin myös häiritsevän tulevia tutkimuksia. Mallaa pidettiin arvokkaana verrokkialueena tutkittaessa poron laidunnusvaikutuksia Suomessa. Biologiselle asemalle luonnonpuiston tutkimuksellinen ja tiedepoliittinen merkitys entisestään korostui kun yksikkö haki rahoitusta laajenemiselle, joka toteutui vuonna 2003.[33]

Osa tutkijoista ja luonnonsuojelijoista puolestaan katsoi tunturipeuran seuraajan poron vaikutuksineen kuuluvan luonnontilaiseen ja tietyn asteisen laidunnuksen myös sopivan luonnonpuiston tavoitteisiin. Poron poistamisella ajateltiin tuotettavan luontoa, joka ei ollut aitoa tai jota ei ole muualla kuin Mallalle luodussa keinotekoisessa ympäristössä. Kaikki eivät myöskään kokeneet poron vaarantavan tutkimustoimintaa, vaan lähinnä vaativan erityisratkaisuja, joita sovelletaan muulla poronhoitoalueella tehtävässä tutkimuksessa. Pelkästään Mallan käyttämistä laiduntutkimusten verrokkialueena koettiin niin ikään ongelmallisena, koska Mallan kaltaista kalkkivaikutteista tunturiluontoa on vain hyvin rajallisilla alueilla ja suurimaksi osaksi Norjan ja Ruotsin puoleisella Kölivuoriston ns. ylityöntölaatan itäreunalla. Kuluneina vuosikymmeninä tehdyt tutkimukset eivät kertoisi laidunnetun ja laiduntamattoman tunturiluonnon eroista, koska näitä tutkimuksia ei oltu suunniteltu tätä tutkimusongelmaa ratkaisemaan. (Näitä kysymyksiä on tarkasteltu lähemmin luvuissa 1.3, 2.2, 2.3 ja 4.1).

Kiistan kärjistymisestä edesauttoi persoonalliset tekijät, ja onkin ilmeistä, että Mallasta pitkälti "riitelevät miehet eivätkä asiat". Kärkäs sanailu ja 'henkilökemioihin' liittyvät tekijät vaikeuttivat avaintoimijoiden keskinäistä ja julkista vuorovaikutusta. Konfliktin osapuolet eivät perustelleet omia näkemyksiään riittävän avoimesti ja perusteellisesti varsinkaan silloin, kun eri osapuolet olivat läsnä. Tämä johti tarpeettomaan leiriytymiseen ja siihen, että osapuolet joutuivat tahoillaan arvailemaan, mitä muut ajattelivat tai ajoivat takaa. Haluttomuus kahden tai monenkeskisiin keskusteluihin oli ilmeistä, ja tämä oli omiaan luomaan epäluuloja, vastakkainasetteluja ja virheellisiä käsityksiä. Esimerkiksi käsillä oleva tutkimushanke pyrittiin leimaamaan tutkijapiireissä eräänlaiseksi teatteriksi, jonka todellinen tarkoitus oli tieteen varjolla ajaa saamelaispolitiikkaa ja sallia poronhoito Mallalle.

Myös paikallisesti huomattiin, ettei Mallan kysymys ollut helposti ratkaistavissa puoleen tai toiseen. Gova-Labban ja Vasaran porokylien välit olivat tulehtuneet molempien siidojen katsoessa Mallan kuuluvan heidän perinteisiin nautinta-alueisiinsa. Esimerkiksi Vasaroiden päämies ilmoitti julkisesti, että Malla kuuluu heidän suvulleen, ja jos Gova-Labban porojen sallitaan laiduntaa Mallalla, hän tuo porot sinne seuraavaksi. Näin uhkana oli Mallan joutuminen osaksi kylien jo muutoinkin vaikeaa laidunnuskilpailua, joka jatkuessaan haittaa kaikkia Kilpisjärvellä toteutettavaksi ajateltuja lai-

dunratkaisuja. Mallaan liittyvät kiistakysymykset osoittautuivat tutkijoiden ja poromiesten välisiksi, tutkijoiden välisiksi ja poromiesten välisiksi. Monimutkainen soppa oli valmis.

Maanhaltijan roolissa olleelle Metsäntutkimuslaitokselle alkoi kohdistua paineita tehdä asialle jotakin, erityisesti biologisen aseman suunnalta. Ratkaisuna esitettiin, että puisto aidattaisiin myös sen itäiseltä ja Suomen sisällä kulkevalta rajalta. Aidan myötä Mallasta olisi tullut suurin kokonaan poroilta eristetty alue Pohjoismaissa. Metla myös esitti poromiehille ajatuksen puiston aitaamisesta, jolloin Siilasvuoman koivikoita voisi hyödyntää paremmin laidunnukseen[34]. Ajatus eteni vuoden 1999 aikana niin pitkälle, että aitatolpat jo veistettiin ja ehdittiin kuljettaa Kilpisjärvelle aidanrakennusta varten[35].

Ehdotus ei kuitenkaan innostanut poromiehiä ja Käsivarren paliskunta otti asiaan kielteisen kannan. Asiaa pohdittiin yhdessä Metsäntutkimuslaitoksen edustajien kanssa helmikuussa 1999. Tuolloin paliskunta esitti näkemyksen, että heillä on ikimuistoinen laidunnusoikeus kaikkiin Käsivarren alueen laitumiin, myös Mallaan. Lisäksi poromiehet toivoivat, että aitaamista ainakin lykättäisiin. Neuvotteluja asiasta päätettiinkin jatkaa.[36]

Neuvotteluja jatkettiin saman vuoden syksyllä. Tuolloin sovittiin eräänlainen 'herrasmiessopimus', jonka mukaan poromiehet lupasivat pyrkiä pitämään porot pois puistosta, ja Metsäntutkimuslaitoksen viranomaiset puolestaan jäädyttää aitaamishankkeen toistaiseksi. Tuolloin esitettiin myös ajatus siitä, että koko kysymystä olisi tutkittava tieteellisesti. Poromiehiä askarrutti mitä perusteita laidunnuskiellolle on ja miten porojen laidunnus heikentää puiston suojeluarvoja. He myös epäilivät onko poron kielteisiä vaikutuksia kenties liioiteltu. Pienten harvinaisten kasvien suojelu oli (ja yhä edelleen on) poromiehille perin abstrakti kysymys ja riittämättömän tuntuinen syy kieltää poronhoito jollain alueella.

Neuvottelujen yhteydessä todettiin, että varsinaista tutkimustietoa porojen tuottamista mahdollisista uhkista on hyvin vähän. Aiemmat tulkinnat näyttivät perustuvan pikemminkin olettamuksiin kuin tutkittuun tietoon. Kasvien suojelun lisäksi haluttiin tietoa poronhoidon reunaehdoista ja siitä, millaisia tutkimuksellisia arvoja ja näkökulmia puistoon todella liittyy. Edelleen haluttiin tutkimuksin keinoin selvittää, miten eri intressit olisivat mahdollisesti yhteen sovitettavissa, ja mitä ratkaisuvaihtoehtoja kiistaan olisi löydettävissä. Lopulta sovittiin, että asiaa koskevaa monitieteistä tutkimushanketta aletaan suunnitella ja sille haetaan rahoitusta[37]. Tämä toteutuikin vuoden 2000 alusta.

Kiistan osapuolet

Kun tilanne 1990-luvun lopulla kärjistyi, oli yleinen käsitys että kiistassa ovat vastakkain tutkijat (luonnonsuojelijat) ja poromiehet. Tutkijat assoisioituivat ennen kaikkea Helsingin yliopiston biologiseen asemaan, joka on merkittävä alueellinen toimija ja ottanut myös voimakkaasti kantaa Kilpisjärven maankäyttöpäätöksiin 1980-luvulta alkaen. Näin on ollut myös Mallan kiistassa. Poromiesten käsityksissä tutkijat yleensä nähtiin kiistakumppaneina asiassa, mikä selittyy luontevasti historiallisilla seikoilla aina Montellin ajoista ja asenteista alkaen (ks. luku 1.1).

Metsäntutkimuslaitoksen rooli Mallan kysymyksessä on toimia alueen hallinnoijana ja sovittelevana viranomaisena. Sen lisäksi Metla on osallistunut kysymykseen tutkimuksen keinoin, jota käsillä oleva tutkimushanke edustaa. Vaikka itse tutkimushanke perustettiinkin Metlaan, on sen tutkijoista valtaosa muista tutkimusinstituutioista (ks. kirjoittajat, s. 324).

Poronhoitajat, joita kiista varsinaisesti koskee, ovat Gova-Labban ja Vasaran kylän ihmisiä. Kiistassa virallinen porotalouden edustaja ja neuvottelukumppani on Käsivarren paliskunta.

Alkuasetelma mielettiin siis varsin yksioikoisesti tutkijat vs. poromiehet, mutta hankkeen edistyessa ja vuosien vieriessä konfliktin asetelma on osoittautunut monipolvisemmaksi. Kiista on laajentunut tutkijakunnan sisälle ja ehkä kärkevimpiä näkemyseroja löytyykin juuri tutkimusmaailman parista. Kielteisimmän kannan poronhoidon sallimiseen on omaksunut biologinen asema, muiden hankkeeseen osallistuneiden tutkijoiden tai asiantuntijoiden suhde laidunnukseen on joustavampi tai myönteinen. Ulospäin välittynyt kuvaa on muuttanut myös se tosiasia, että myös poronhoidon sisällä on kiistoja, jotka vaikuttavat Mallan kysymykseen ja ratkaisemiseen. Vuonna 2005 ollaankin tilanteessa, missä tutkijoiden ja poromiesten välillä on skismaa, ja poromies- ja tutkijakunta käyvät sisäisiä kiistojaan.

Kirjallisuus

Aikio, S. 2000. Jälkisanat. Teoksessa: Pennanen, J. & Näkkäläjärvi, K. (toim.). *Siiddastallan – Siidoista kyliin. Luontosidonnainen saamelaiskulttuuri ja sen muuttuminen.* Pohjoinen. Ss. 260-264.

Daniels, S. E. & Walker, G.B. 2001. *Working through environmental conflict – the collaborative learning approach.* Westport. 299 s.

Haanpää, P. 1956 . *Kootut teokset* II. Keuruu.

Haukioja, E. & Heino, J. 1974. Birch consumption by reindeer (Rangifer tarandus) in Finnish Lapland. *Kevo Subarctic Res. Stat.* 11: 22-25.

Heikkinen H. 2002. *Sopeutumisen mallit - Poronhoidon adaptaatio jälkiteolliseen toimintaympäristöön Suomen läntisellä poronhoitoalueella 1980 - 2000.* Suomalaisen Kirjallisuuden Seura. Helsinki. 369 s.

Kokko, Y. 1969. *Poro - muistelus.* Porvoo. 173 s.

Järvinen, A.E. 1962. *Viimeisellä vedenjakajalla.* WSOY. Porvoo

Lakari, O. J. 1917. Mallan tunturiryhmän julistaminen luonnonsuojelusalueeksi. *Metsätaloudellinen aikakauskirja,* laajempi painos, vihko 2. Suomen metsänhoitoyhdistys. Helsinki. Ss. 70-74.

Lehtola, V-P. 1997. *Saamelaiset – historia, yhteiskunta, taide.* Kustannus-Puntsi. Inari. 136 s.

— 2000. Saamenmaan kansallinen herääminen. Teoksessa: Pennanen, J. & Näkkäläjärvi, K. (toim.). *Siiddastallan – Siidoista kyliin. Luontosidonnainen saamelaiskulttuuri ja sen muuttuminen.* Pohjoinen. Ss. 248-249.

Leinonen, K. 1982. *Käsivarren reitti Venäjän huollossa ensimmäisen maailmansodan aikana.* Oulun yliopisto, Historian laitos. Eripainossarja ; n:o 74. Ss. 248-331.

Linkola, M. 1972. *Enontekiön lappalaisten poronomadismi - Poronhoidon ja asutuskuvan kehitys Enontekiön Lapin paliskunnan alueella rajasuluista vuoteen 1965.* Pro-Gradu. Etnologian laitos. Jyväskylän yliopisto.

Manker, E. 1953. *The Nomadism of Swedish Lapps. The Siidas and Their Migratory Routes in 1945.* Koktryckeri Aktiebolag. Uppsala.

Renbeteskommissionen af 1913 I:1. Allmänna delen. 1917. (*Toim.*) Väinö Tanner. Kungsliga Boktryckeriet Stockholm.

Rosberg, J. E., Hldén, K. & Mikkola, E. 1931. *Suomenmaa - Osa 9:2 : Oulun lääni.* Porvoo. 472 s.

Ruuttu-Vasala, A. 2004. *"Herroja on epäiltävä aina - metsäherroja yli kaiken". Metsähallituksen ja pohjoissuomalaisten kanssakäyminen kruunumetsissä vuosina 1851-1900.* Oulun yliopisto, Historian laitos. 329 s.

Valkeapää, N-A. 1971. *Terveisiä Lapista.* Otava. Helsinki. 143 s.

Veijola, P. 1998. *Suomen metsänrajametsien käyttöja suojelu.* Metsäntutkimuslaitos. Kolari. 171 .

1.5 Tutkimushankkeen tavoitteet ja toteutuminen

Mikko Jokinen

Päätös Mallan tutkimushankkeen käynnistämisestä tehtiin syksyllä 1999. Ensimmäiset työt, jotka liittyivät luonnonpuiston elinympäristöjen kartoittamiseen (luku 2.1) aloitettiin kesällä 2000. Samaisena vuonna alettiin hakea hankkeelle rahoitusta ja siinä onnistuttiinkin, kun hanke-esitys hyväksyttiin Suomen akatemian luonnon varojen kestävän käytön tutkimusohjelma *Sunaren* osaksi. Ohjelma käynnistyi vuonna 2001.

Tutkimushankkeelle asetettiin kaksi keskeistä tavoitetta. Hankkeen tuli tuottaa tietoa niistä ekologisista ja kulttuurisista tekijöistä ja todennäköisistä vaikutuksista, mitä mahdolliseen porolaidunnukseen tai sen kieltämiseen luonnonpuistossa liittyisi. Tarkoituksena oli ennustaa niitä vaikutuksia – menetyksiä tai saavutuksia – joita maankäyttöratkaisut toisivat muassaan. Tälle tiedolle oli valmis tilaus Metsäntutkimuslaitoksen ja Ympäristöministeriön virkamiehiltä, joiden tehtävänä on valmistellla päätös ympäristökonfliktin ratkaisemiseksi.

Hankkeelle asetettiin myös laajempia tieteellisiä tavoitteita kuin tiedon tuottaminen juuri Malla-kiistan ratkaisemiseksi. Kuten edellä on mainittu, osoittautui, että porolaidunnuksen vaikutuksista uhanalaisiin ja harvinaisiin putkilokasveihin, samoin kuin perhosfaunaan ja linnustoon tiedettiin loppujen lopuksi vain vähän. Aiemman tiedon kokoaminen ja uuden tiedon hankkiminen olivat hankkeen keskeisiä päämääriä. Näitä tuloksia esitellään luvussa 2.

Kulttuurintutkimuksen tehtävänä oli tarkastella saamelaisen poronhoidon reunaehtoja ja toimintatapoja alueella, sekä Mallan luonnonpuistoon ja ylipäätään pohjoisiin luonnonsuojelualueisiin liittyviä arvoja ja odotuksia. Keskeinen tavoite hankkeen sosiokulttuuriselle osiolle oli tulkata eri osapuolten näkemyksiä ja pyrkiä ymmärtämään, mistä konfliktissa on viime kädessä kysymys. Poronhoidon, luonnonsuojelun ja tieteen kulttuurin ymmärtäminen on tärkeää, mikäli aiotaan löytää kestäviä ratkaisuja paitsi Mallan tapaukseen, myös pohjoisten monikäyttöalueiden maankäyttöpäätöksiin laajemminkin. Tehtäviin kuului myös Mallan puiston käyttöhistorian selvittäminen. Näitä tuloksia esitellään luvuissa 1 ja 3.

Arkaluontoinen aihe

Lähtökohtana tutkimushanketta perustettaessa oli osallistaa kaikki keskeiset osapuolet, jotta turhalta ja vahingolliselta klikkiytymiseltä vältyttäisiin. Tässä voidaan katsoa onnistuttaneen vain osittain. Kilpisjärven biologisen aseman tutkijoita ei saatu mukaan varsinaiseen tutkimustyöhön[38], mikä on valitettavaa kun ottaa huomioon aseman keskeisen roolin kiistassa ja Kilpisjärvellä tehtävässä biologisessa tutkimuksessa (Järvinen & Lahti 2004). Tutkimusaihe ja lähestymistapa nähtiin ilmeisesti ylipäätään kielteisinä.

Tutkimusaiheen herkkyydestä kertoo sekin, että osallistuminen tutkimukseen koettiin liian arkaluontoiseksi ja henkilösuhteita vaarantavaksi, kuten eräs luonnontieteilijä asian ilmaisi. Malla-kysymysten tieteellisen tarkastelun myötä tutkija pelkäsi joutuvansa hankaliin sosiaalisiin tilanteisiin ja kritiikin kohteeksi. Kun vuonna 2000 hanketta käynnistettiin ja tutkimusryhmää koottiin, irtisanoutui eräs hankkeen asiantuntija yhteistyöstä. Häntä oli informoitu, että projekti oli naamioitu tieteelliseksi hankkeeksi, jonka tosiasiallinen tarkoitus on vain tehdä saamelaispolitiikkaa ja saada porot puistoon. Asiasta keskusteltiin sähköpostitse ja lopulta päästiin yhteisymmärrykseen hankkeen motiiveista ja yhteistyö jatkui. Kuvaavaa episodissa oli se, että hanke pyrittiin tietoisesti mustamaalaamaan sekä se, että voimakkaat käsitykset tilanteesta muodostuivat ilman julkista keskustelua tai kommunkaatiota hankkeen vetäjän ja tutkijoiden kanssa. Avoimen keskustelun puute ja juoksuhautoihin kaivautuminen on vaivannut paitsi Malla-prosessia myös ympäristökonflikteja yleensä (Kyllönen ym. 2005).

Toimintatavat

Hankkeen varsinaisiin tutkimuksiin osallistui 14 tutkijaa ja toistakymmentä avustajaa. Tutkijat olivat Metsäntutkimuslaitoksesta, Oulun, Helsingin, Uumajan ja Tromssan yliopistoista. Varsinaisten tutkijoiden lisäksi hankkeen parissa vaikutti vajaa kymmenkunta mukaan pyydettyä asiantuntijaa yliopistoista, Suomen akatemiasta ja Käsivarren paliskunnasta (ks. s. 324). Heidän roolinsa oli toimia eräänlaisena ohjausryhmänä, joka kommentoi hankkeen



Kuva 23. Lauri Oksanen esitelmöi hankkeen loppuseminaarissa Kilpisjärven biologisella asemalla vuonna 2003. Kuva: Mikko Jokinen.



Kuva 24. Malla-hankkeen asiantuntijaseminaari pidettiin Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusasemalla vuonna 2004. Kuva: Mikko Jokinen.

työskentelyä ja asiakysymyksiä. Osa asiantuntijoista omaksui aktiivisen roolin osallistumalla keskusteluun, seminaareihin ja tutkimustulosten kommentointiin, osa tyytyi passiivisempaan sivustaseuraajan asemaan.

Tutkimushanke järjesti vuosina 2000-2003 kaikkiaan neljä tutkimusseminaaria Kilpisjärvellä ja Kolarissa, missä tuoreita tutkimustuloksia esiteltiin ja käytiin keskusteluja Malla-kysymyksen tiimoilta. Mukana oli myös poronhoitajia Gova-Labban ja Vasaran porokylistä. Maaliskuussa 2004 järjestettiin vielä erillinen asiantuntijaseminaari Rovaniemellä, jonka tarkoituksena oli esitellä tuloksia päättäjille ja poliitikoille sekä käydä keskustelua asiasta. Läsnä oli tutkijoiden ja poromiesten lisäksi Ympäristöministeriön, Maa- ja metsätalousministeriön, Saamelaiskäräjien, Käsivarren paliskunnan ja Paliskuntain yhdistyksen edustajia.

Keskeinen kommunikaation ja tiedottamisen väline oli hankkeen sähköpostilista, johon kuului yli 40 henkilöä poromiehistä virkamiehiin ja eri tieteenalojen tutkijoihin. Listalla tiedotettiin tapahtumista ja käytiin keskustelua – välillä kiivastakin – hankkeen tuloksista ja ylipäätään Mallaan liittyvistä kysymyksistä. Postilista oli tärkeä lisä keskustelukanaviin ja sinne lähetetyt sähköpostiviestit asiantuntijatutkimuksen tausta-aineistoa. Valtaosa listalaisista tyytyi vain lukemaan viestejä, aktiivisia kirjoittajia ja keskustelunkävijöitä oli listalla kymmenkunta.

Myös henkilökohtaisilla tapaamisilla[39] varsinkin poromiesten kanssa oli tärkeä osuus kommunikaatiossa ja tutkimusaineiston keruussa. Tapaamisia oli tunturissa laavuissa ja porotöihin osallistumisen merkeissä sekä yksityisasunnoissa. Se, että tutkija poistuu omalta reviiriltään (työhuone, tutkimuslaitos) ja laskeutuu norsunluutornista lähestymällä poromiehiä heidän omassa ympäristössään on tärkeää, jotta saamelaisten ja 'herrojen' välisiä kulttuurisia jännitteitä voidaan lieventää. Toisaalta poromiehet osoittivat tyytyväisyytensä, että pääsivät mukaan tutkimushankkeeseen sekä osallistumaan niihin akateemisiin tilaisuuksiin, joissa tuotetaan tie-

toa heidänkin elämäänsä vaikuttavia maankäyttöpäätöksiä varten. Tämä sinänsä selvältä tuntuvat asetelma ei suinkaan ole toteutunut menneinä vuosikymmeninä.

Kirjallisuus

Järvinen, A. & Lahti, S. 2004. *Suurtuntureiden luonto – Kilpisjärven biologisen aseman 40-vuotisjuhlakirja.* Palmenia-kustannus. Helsinki. 229 s.

Kyllönen, S., Colpaert, A., Heikkinen, H. Jokinen, M., Kumpula, J., Marttunen, M., Muje, K. & Raitio, K. 2005. Conflict Management as a Means to the Sustainable Use of Natural Resources. *Silva Fennica.* Toimitettu käsikirjoitus.

2 EKOLOGINEN TUTKIMUS

2.1 Mallan luonnonpuiston luontotyypit

Heikki Kauhanen & Jorma Mattsson

JOHDANTO 49
AINEISTO JA MENETELMÄT 50
PERUSTEITA 50
ILMAKUVATULKINTA JA MAASTOTYÖT 51
MALLAN LUONNONPUISTON YLEISKUVAUS 52
Kallioperä ja maankamara 52
Vedet 55
Ilmasto ja säätyypit 55
Lumipeite 56
Kasvillisuuden vyöhykkeisyys 57
Ihmisen toiminta 59
LUONTOTYYPIT 60
Tunturikoivikot 60
Tunturikankaat 62
Kivennäispohja 72
Suot ja kosteikot 75
Vesistöt 79
Muut luontotyypit 81
NATURA 2000-LUONTOTYYPIT 90
MUITA TULOKSIA 90
TULOSTEN TARKASTELU 91
KIITOKSET 93
KIRJALLISUUS 93

JOHDANTO

Erilaiset kartoitukset ja inventoinnit ovat oiva työväline alueellisen ympäristötiedon hankinnassa. Kasvillisuuskartoitukset palvelivat alkuaikoina vain tieteellistä tutkimusta, mutta 1970-luvulla niistä tuli maankäytön suunnittelun apuvälineitä (Toivonen & Leivo 1997). Suojelualueiden hoitoa ja käyttöä

ohjaavien suunnitelmien pohjana ovat perusselvitykset kyseisten alueiden luonnonoloista. Kasvillisuuskartoitusten tehtävänä on antaa tietoa alueiden kasvillisuustyypeistä, niiden runsaudesta ja alueellisesta sijoittumisesta (Eeronheimo ym. 1992).

Ruotsissa toteutettiin tunturialueiden kasvillisuuskartoitus jo 1970-luvulla (Ihse ja Wastenson 1975). Suomen Lapissa tehtiin 1980-luvulla laajahkoja kasvillisuuskartoituksia Pyhätunturin kansallispuistossa (Matero 1987) ja Kevon luonnonpuistossa (Heikkinen ja Kalliola 1989). Pallas-Ounastunturin kansallispuiston kasvillisuus kartoitettiin viime vuosikymmenellä (Eeronheimo 1992). Uudentyyppistä kartoitusta edustaa koko Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston kattava luontokartoitus (Sihvo 2001, 2002).

EU:n luontodirektiivi edellyttää, että kukin jäsenvaltio esittää kohteita eurooppalaiseen suojelualueverkkoon, jota kutsutaan nimellä Natura 2000. Esitetyistä kohteista kerätään yhdenmukaista luontotyyppi- ja lajitietoa yhteiseen tietokantaan ja jäsenvaltioilla on velvollisuus selvittää luontodirektiivissä määritettyjen luontotyyppien esiintyminen, määrä ja edustavuus sekä määrittää Natura-verkostoon esitettyjen alueiden luonnontila (Airaksinen & Karttunen 1998).

Mallan luonnonpuiston putkilokasvisto kartoitettiin 1960-luvulla (Federley 1969). Malla-hankkeen käynnistysvaiheessa ilmeni, että kasvillisuuden luokitteluun perustuvaa kartoitusta ei ollut olemassa. Hankkeen kiireisimpiä tehtäviä olikin käynnistää puiston luontokartoitus, johon päädyttiin seikkaperäisen kasvillisuuskartoituksen asemesta. Tämän työn keskeisenä tavoitteena on tuottaa perustiedot Mallan luonnonpuiston yleispiirteistä. Kartoituksen oli määrä jo hankkeen aikana palvella muuta hankkeessa tehtävää tutkimusta. Kerättyä aineistoa voidaan hyödyntää myös puiston hoidossa, sen kestävän käytön suunnittelussa, opetuksessa ja sen tulisi vastata myös EU:n luontodirektiivin synnyttämiin tietotarpeisiin.

Tutkimusalue

Mallan luonnonpuisto sijaitsee Käsivarren Lapin luoteiskärjessä (69°04'N, 20°40'E). Luoteisosassaan puisto rajoittuu Norjan rajaan ja lounaassa sen raja myötäilee muutaman kilometrin matkalla Ruotsin rajaa. Etelässä ja kaakossa puistoon sisältyy kaistale Kilpisjärven ranta-aluetta. Kartalla puiston pinta-ala on 30,5 km^2. Koska alue on jyrkkäpiirteistä vuorimaastoa, maankamaran todellinen pinta-ala on huomattavasti suurempi.

Aineisto ja menetelmät

Perusteita

Kartoitustyön alkuvaiheessa asetimme tavoitteeksi eri käyttäjäryhmille kelvollisen luontotyyppikartan, jonka luokkamäärä olisi noin 15-20. Todellisuudessa luonto on täydellinen tilkkutäkki, erikokoisten osa-alueiden summa.

Osa-alueiden väliset rajat voivat olla selkeitä, mutta myös vähitellen, ilman selkeää rajaa muuttuvat jatkumot ovat yleisiä. Kun osa-alueita ryhdytään kartoittamaan ja tyypittelemään, raja on piirrettävä johonkin. Tässä työssä sovittiin pienimmän osa-alueen kooksi yksi aari eli 10 x 10 m (vrt. Kotiluoto & Toivonen 1997). Luonnossa esiintyy myös pistemäisiä kohteita, jotka ovat kartoituksessa huomioimisen arvoisia. Tällaisia ovat muun muassa lähteet, siirtolohkareet ja ihmisen rakennelmat. Eräät kohteet, esimerkiksi kalliojyrkänteet, saattavat olla riittävän pitkiä, mutta liian kapeita kartan mittakaavassa esitettäviksi. Tällaisia kohteita on kartalla suurennettava keinotekoisesti.

Kartta itsessään asettaa joitakin reunaehtoja sekä esitystavalle että luokittelulle. Jotta kartta on selkeä ja helposti luettavissa, luokkien lukumäärän tulee olla riittävän pieni. Näin kokonaisuus on hallittavissa, jolloin tarkasteltavan alueen luonnosta voidaan erottaa sellaisia kokonaisuuksia, joita on muuten vaikea havaita. Myös värien ja merkkien on oltava selkeitä ja johdonmukaisia. Vedet kuvataan sinisinä, kangasluokat maaruskan helein värein, kivennäismaat harmaan eri sävyillä, tunturikoivikot vihreän eri sävyillä ja lumilaikut valkeina.

Viimeaikaisissa luontotyyppikartoituksissa on käytetty useampiportaista luokittelua. Tässä työssä pyrimme yksi- tai kaksiportaiseen tyypittelyyn siten, että pääluokka sisältää muutaman alaluokan. Erilaisia tunturikoivikoita on kolme, samoin soita mutta tunturikankaita on neljä. Mallan luontotyyppikartoitus on yleispiirteinen ja pyrkii tavoittamaan sikäläisen tunturiluonnon olennaisimmat erityispiirteet. Ilmakuvasta erotettavia ja tarvittaessa maastossa tarkennettavia alueita kuvaavat tyypit rajoitetaan tässä työssä pariinkymmeneen. Niitä voidaan kutsua biotoopeiksi, luontotyypeiksi tai elinympäristöiksi, lyhyesti luokiksi tai tyypeiksi. Kartoituksen tavoitteena on kuvata tarkasteltavan alueen luonnon monimuotoisuutta, kaiken perustana olevaa maankamaran monimuotoisuutta (geodiversiteettiä, vrt. Johansson 2000) ja sitä heijastavaa elävän luonnon kirjoa (biodiversiteettiä) luokittelun ja tyypittelyn keinoin. Tarkastelukulmamme on yleistävä, ei erittelevä. Tunturikoivu (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) on tässä työssä ainoa yksittäinen kasvilaji, jonka esiintymiin perustuu kokonainen pääluokka.

Biotooppikartta on tämän julkaisun liitteenä takakannen taskussa.

Ilmakuvatulkinta ja maastotyöt

Tässä raportissa olevat kuviot ja luokitus perustuvat oikaistuun väri-infra- eli vääräväri-ilmakuvaan ja sen tulkintaan maastosta kerätyn tukialueaineiston avulla. Ilmakuvan oikaisun teki Kari Mikkola ERDAS Imagine -ohjelmalla Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusasemalla (ERDAS LCC 2002). Se tapahtui Maanmittauslaitoksen 25 m + 25 m – maastokorkeusmallin avulla. Ilmakuva on otettu 24.7.2000, jolloin vallitsi epätavallisen selkeä sää. Kuvan pienin erotuskyky on 0,5 m. Kuva työstettiin työaseman tiedostoksi ja siitä tehtiin aluksi ohjaamaton luokitus, jota käytettiin kenttätyön alkuvaiheessa. Maastotyöt toteutettiin pääasiallisesti kesinä 2000-2002 ja pieniä korjausselvityksiä vielä 2003. Maastotöihin osallistuivat Rauno Ovaskainen, Kuisma Ranta, Heikki Kauhanen ja Jorma Mattsson Metsäntutkimuslaitoksen Kolarin tutkimusasemalta. Vuosina 2000-2001 etsittiin eri maastotyypeille tukialueet GPS-sijainteihin perustuen. Amerikkalaiset olivat juuri poistaneet

satelliittiensa tarkkuuteen kohdistuneen häirinnän, jolloin sijaintitietoja saatiin muutaman metrin tarkkuudella.

Tulkinta-avaimina käytettyjä tukialueita hankittiin maastossa yhteensä 45. Kunkin alueen putkilokasvilajisto kirjattiin maastolomakkeille. Valtalajit kirjattiin alueen painopisteestä 3 metrin säteellä ja kuvion avainlajeja ja harvinaisuuksia laajemmaltakin alueelta. Yhteensä lomakkeille kirjattiin 194 lajia. Yksittäisiä kuvioita tuli kartalle lähes 1500. Tunturikoivuista mitattiin valtapituus ja pohjapinta-ala relaskoopilla. Lisäksi arvioitiin puuston latvuspeittävyys. Puuston runkotilavuus saatiin hieskoivun kuutiointitaulukoista (vrt. Mikkola 1984). Maastolomakkeeseen kirjattiin myös kunkin tukialueen rinnesijainti aurinkoon nähden (ekspositio), vallitseva rinnekaltevuus asteina, arvio talvisesta lumitilanteesta, maankamaran kosteus loppukesällä ja GPS-sijainti korkeuslukeman kera. Jokaisesta tukialueesta otettiin diafilmille yleiskuva ja tarvittaessa myös lähikuva kenttäkerroksesta.

Tämän jälkeen Jorma Mattsson teki ilmakuvasta valopöytätyönä tukialueisiin pohjautuvan alustavan luokitusehdotuksen ja vielä kuvatiedostosta ohjatun luokituksen. Sen jälkeen Teppo Hyvönen digitoi jokaisen kuvion jo tehdyn luokituksen päälle läpinäkyvänä ns. layer-karttana käyttäen työaseman pääohjelmana *MapInfo Professional*´in 6.0-versiota (MapInfo 2000). Hän laati myös puiston kolmiulotteisen maastomallin ja teki lisäksi kasvihavaintojen paikkatietokannan.

Kartan nimistöä on lisätty haastattelemalla Urho Viikiä, Viktor Mannelaa ja Kilpisjärven seudulla tavattuja saamelaisia. Paikannimet on kirjattu alkuperäiskielellä tunturisaameksi. Alustava kuviokartta oli käytettävissä jo kesällä 2001, jolloin sitä voitiin tarkistaa ja täydentää maastotyönä. Piirustus- ja karttatekniset muutokset tehtiin pääasiassa vuoden 2002 aikana (Hyvönen, Mattsson). Vielä loppukesällä 2003 tehtiin muutamia lehtokoivikoihin liittyviä pikkumuutoksia (Ranta, Mattsson). Nämä muutokset karttaan teki työasematyönä Jari Hietanen Kolarin tutkimusasemalla. Maastokäyntejä tarvittiin vielä kesällä 2004, kun edellisenä vuonna alkanut tunturimittarituho laajeni Kilpisjärven alueelle ja aina Mallan koivikoihin saakka. Nimistön oikeellisuutta on kommentoinut Nils-Henrik Valkeapää ja kirjoitusasua Kaarina Vuolab-Lohi Kotimaisten kielten tutkimuskeskuksesta. Kartan ulkoasusta vastaavat artikkelin kirjoittajat.

Mallan luonnonpuiston yleiskuvaus

Kallioperä ja maankamara

Kilpisjärven alue on Suomen oloissa ainutlaatuinen, sillä Skandinavian suurtunturit (Kaledonidit) ulottuvat Suomen puolelle vain pienellä alueella Käsivarren Lapin luoteiskärjessä (kuva 8). Sen kaakkoispuolella on ikivanha pohjagneissialue eli peruskallio. Kaledonidien kerroskivilajit ovat tämän gneissipatjan päällä. Alin kerros erottuu erityisen selvästi Saanan alarinteillä savikivinä ja -liuskeina. Sen päällä on hiekkakiveä ja ohut kerros myös dolomiittia, joka näkyy paikoin vain metrin paksuisena juovana ylityöntölaatan pahtareunan alaosassa (kuva 25). Pahtalaatan yläosa on kovaa arkoosikvart-



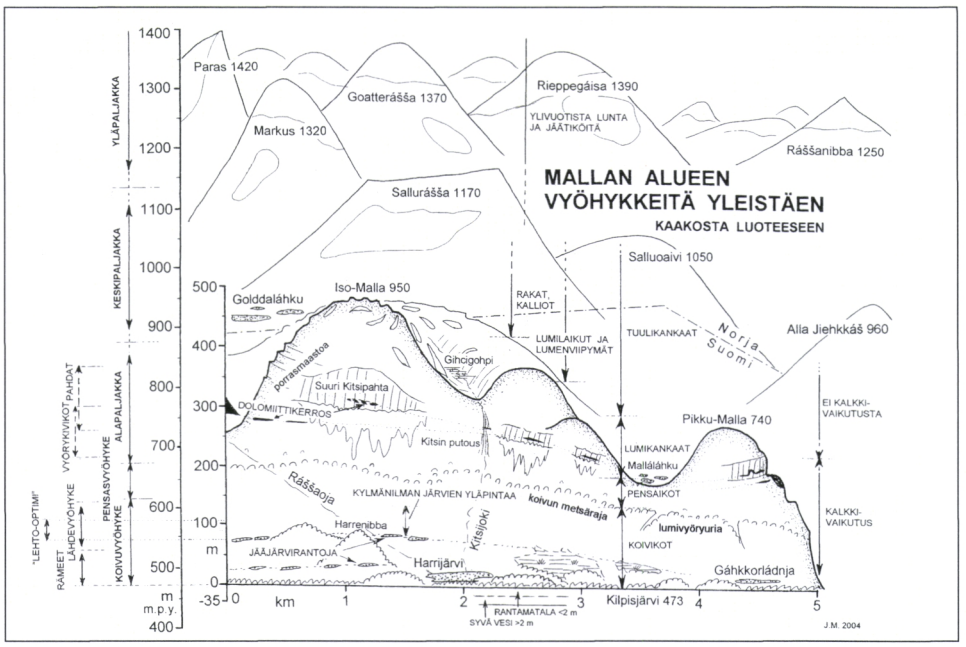
Kuva 25. Kasvillisuutta rikastuttava dolomiitti tulee pintaan Pikku-Mallan pahtatörmässä. Kuva: Heikki Kauhanen.

siittia, joka suojaa alempia kerroksia eroosiolta (Uusinoka 1980, Lehtovaara 1995). Tämä jyrkännereuna näkyy laajalti myös Mallan luonnonpuiston laaksokoivikoiden yläpuolella. Pikku-Mallan kohdalla ylityöntölaatan reuna kiertyy pohjoiseen, kunnes Saanan kohdalla jälleen kiertää lähes koko tunturin hyvin näyttävänä.

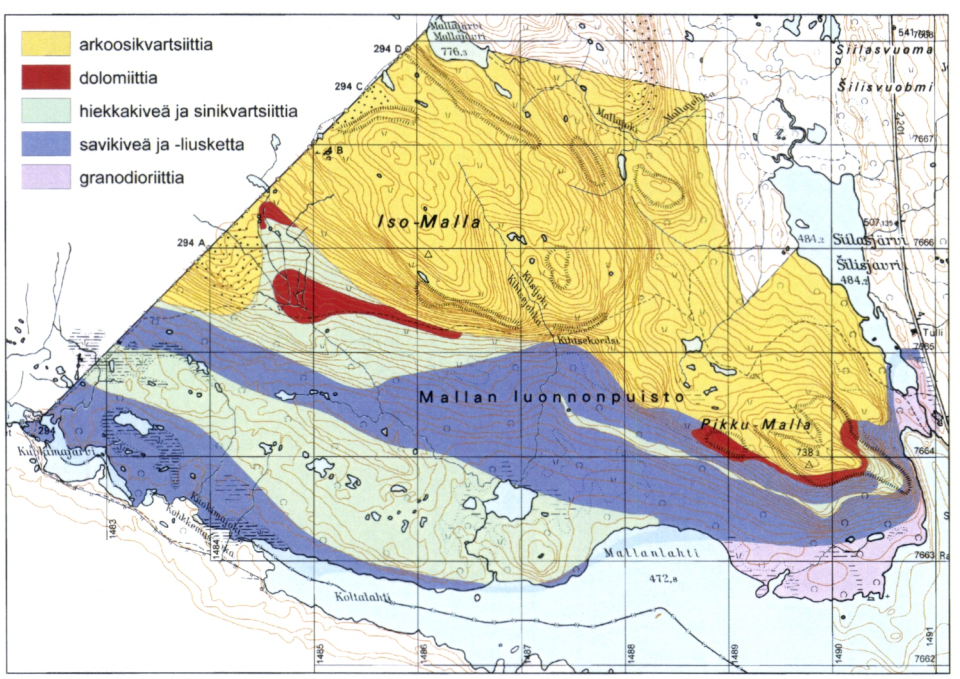
Mallan puistoalueen korkein kohta on Iso-Mallan laella. Itse asiassa laella on kymmenkunta kalliolakea, joiden korkeuslukemat vaihtelevat välillä 933-951 m. Satelliittipaikantimella mitattu ja seudun vaa´ituspisteiden avulla korjattu korkeimman laen lukema on 951 m. Suurin korkeusero (478 m) Mallan puiston alueella on Kilpisjärven (472,8 m) rannasta Iso-Mallan huipulle. Pikku-Mallan lakikorkeus on 734 m, joten huippu ulottuu vain alapaljakalle. Sen sijaan Iso-Mallan lakialue on keskipaljakkaa. Vasta Norjan puolella on 1200-1400 metrin yläpaljakkaan ulottuvia lumipeitteisiä huippuja (kuva 26).

Sijainti korkealla yhdessä pohjoisuuden kanssa merkitsee tuntureiden lakialueilla alhaisia lämpötiloja ja suuria lämpötilan vaihteluja kesälläkin. Sulamisen ja jäätymisen vuorottelu puolestaan aiheuttaa pakkasrapautumista. Rinteillä ja lakialueilla on laajoja rakkakenttiä (saameksi *rašša*). Jyrkillä rinteillä esiintyy lumivyöryjä ja pahtojen alle syntyy kivien vyörykeiloja. Paikoin kivikot ovat hyvinkin louhikkoisia ja vaikeakulkuisia. Kilpisjärven rannoilla ja purojen varsilla liikkuva vesi ja jäät vievät irtomaan mukanaan ja pyöristävät rantakiviä. Vanhoja Kilpisjärven ja laaksonpäiden pienten jääjärvien muinaisrantakivikkoja ja rantahyllyjä löytää monilta rinteiltä niin Siilasvuoman kuin *Golda*-vuomankin puolelta (vrt. Lagercrantz 1953b). Ylimpänä ovat 'Skibotn-vaiheen' rantamerkit 502-528 metrin tasalla, sen alla 'Storfjord-vaihe' (n. 493 m) ja nykyinen taso (473 m) edustaa 'botnista vaihetta' (Eronen 2004, Seppälä 2004).

Mallan alueella ei ole kasvipeitteettömiä hiekkamaita lainkaan ja moreeniakin on yllättävän vähän, enimmäkseen ohuelti kallioperän päällä. Irtomaa koostuu yleisesti muinaisten laaksojäätiköiden ja laaksonseinämien väliin kerrostuneista jäätikkövirtojen kasaamista maakerrostumista. Lähin ranta-



Kuva 26. Mallan ja lähialueiden korkeusvyöhykkeet.



Kuva 27. Mallan luonnonpuiston kallioperä. Kartta on piirretty Lehtovaaraan (1995) tietojen mukaan. Kuva: Jorma Mattsson ja Jari Hietanen. © Maanmittauslaitos, lupa n:o 250/MYY/04

hietikko on välittömästi puiston koillispuolella Siilasjärven pohjoispäässä. Saman järven itäpuolella, puiston tuntumassa on ilmakuvassakin selvästi erottuva harjujakso. Dyynejäkään ei ole löytynyt puiston alueelta. Suot ovat hyvin nuoria ja turvekerrokset vähäisiä tai lähes olemattomia. Paikoin on laajojakin turvekumpuesiintymiä. Suot ovat kivisiä, vetisten kivikuoppien leimaamia eikä jänteisyyttä ole lainkaan. Irtomaan vähäisyydestä johtuen ei pakkasen aiheuttamia kuviomaitakaan ole kartalle merkittäväksi asti. Pieniä lajittumattomia monikulmioita on Mallatuntureiden välisessä satulassa. Alueen tunturilaet ovat ikiroudassa kymmenien metrien paksuudelta (Seppälä 2004).

Tuntureiden laet ovat kallion, kivikon ja ohutlumisten kangaslaikkujen eli tuulenpaljastamien tilkkutäkkiä. Moreeni- ja kivikkokumpujen laet ovat paljaana tuulialana alamaissakin. Pitkälle kesään säilyvien lumilaikkujen alta paljastuu niiden tasoittamia lumijättö- tai lumenviipymäalueita. Ikilunta tai jäätikköä ei Suomen puolella ole, kuten välittömästi valtakunnan rajojen takana Norjan ja Ruotsin puolella.

Vedet

Mallan luonnonpuiston alueella on parisataa ilmakuvassakin näkyvää pikkulampea ja järveä. Siilasjärvi ei sisälly puiston vesiin, koska puistonraja myötäilee sen läntistä rantaviivaa. Kilpisjärvi on suurin yhtenäinen vesialue, sillä puiston raja kulkee 100 m rantaviivan järvenpuolella (Laki eräiden luonnonsuojelualueiden perustamisesta valtionmaille 38/1938). Jäättömiä vedet ovat varmuudella vain heinä-elokuun ajan (vrt. Lagercrantz 1953a). Esimerkiksi vuonna 2003 Kilpisjärvi vapautui jääpeitteestään juhannusaattoa edeltävänä päivänä. Mallan vedet ovat niukkaravinteisia ja hyvin kirkkaita. Näkösyvyyttä on yli 5 m, Kilpisjärvessä yleisesti 9 m. Jopa vääräväri-ilmakuvassa, jossa vedet ovat tavallisimmin mustia, erottuu vaaleampi rantakaistale parin metrin syvyyteen asti. Vesistöistä onkin nyt voitu erottaa matala rantavyöhyke.

Laaksojen kupeilla on koivuvyöhykkeen yläosassa tai jyrkempien rinteiden alataitteessa hyvin usein kostea lähdevyöhyke tai upottavaa tihkumaa. Turvekerroksen puuttuessa sellaista aluetta ei luokitella suoksi. Ikiroudan liepeillä voi esiintyä vetistä, upottavaa 'elohiekkaa'. Suomessa sitä on vain hyvin pienialaisesti ylhäällä lumilaikkujen sulamisvesien tuntumassa. Keväisten tulvien lisäksi suurtuntureiden alueella esiintyy myös sade- ja helletulvia, kun alkukesän satunnainen helle tai runsas sade nopeuttavat lumilaikkujen sulamista.

Ilmasto ja säätyypit

Pohjoisuus ja korkeussijainti näkyvät tyypillisesti vallitsevissa säätiloissa ja paikallisilmastossa. Koivumetsien yläraja on vain 50-100 m Kilpisjärven pintaa ylempänä eli 550-600 m merenpinnasta. Mallan alueella säätilan nopea vaihtelu on tyypillistä sekä kesällä että talvella. Ympäri vuoden sula Jäämeri on varsin lähellä, vain noin 50 kilometrin päässä. Kilpisjärven alue on mereisten ja mantereisten tyyppisäiden kohtaamisalueella (vrt. Järvinen 1987, Oksanen & Virtanen 1995). Kasvukauden pituus on noin 100 vrk, mikä on pienin arvo koko Fennoskandian alueella (Tuhkanen 1980). Vuosina 1951-1985

heinäkuun keskilämpötila oli 10,6 °C (vaihteluväli 5,51 - 13,25°), tammikuun -14,1 (-9,23 - -19,82°) ja koko vuoden -2,6 (1,60 - -6,97°). Vuotuinen sademäärä oli jaksolla 1961-1985 keskimäärin 422,0 mm (± 82,9 mm). Keskimääräinen lumensyvyysmaksimi oli jakson 1962-1985 aikana 91,3 cm. Sademäärän vuotuiset vaihtelut ja lämpötilan vuorokautiset vaihtelut ovat Kilpisjärven alueella huomattavan suuria (Järvinen 1987). Korkeuden lisääntyessä lämpötila laskee kesäkuukausina tuntureilla 0,35-0,45°C /100 m (Eurola ym. 1986).

Paikallissään vaihtelut ovat suuria Kilpisjärven alueella. Kun tunturissa sataa, naapurilaaksossa tai järven vastarannalla voi paistaa aurinko. Samoin myrskytuulien riehuessa tunturilla Kilpisjärven tasolla voi paistaa aurinko ja puhallella huomattavasti heikompi tuuli. Äkkiä nouseva sumu, saameksi *murku*, on Yliperän tuntureilla tyypillinen sääilmiö kautta vuoden.

Tuntureilla rinteen viettosuunta vaikuttaa suuresti kasvuolosuhteisiin. Etelänpuoleinen paahderinne on lämpimämpi ja pitempään lumeton kuin pohjoisen suuntaan viettävä varjorinne. Lämpötilat laskevat korkeuden lisääntyessä, mutta laaksoissa saattaa tuulettomina öinä syntyä käänteinen lämpötilanne, kun kylmä ilma valuu laaksonpohjalle. Varsinkin talvisin näiden 'kylmänilmanjärvien' syntyminen on tavallinen ilmiö tunturialueilla. Lämpöoloiltaan edullisin kasvupaikka Kilpisjärven alueella onkin tuntureiden alarinteellä, ei laaksonpohjalla. Niinpä esimerkiksi Mallan lehtokoivikot eivät esiinny laaksonpohjalla vaan pääosin vähän ylempänä. Ensilumi tulee tavallisesti jo elokuun lopulla ja jo lokakuun alussa tunturien laet ja ylärinteet ovat valkeiden lumikalottien peitossa. Pysyvän lumipeitteen Mallan alue saa lokakuun puolivälin jälkeen (Federley 1969).

Lumipeite

Lumipeitteen paksuus ja kesto vaihtelevat maastokohdasta toiseen korkokuvan pienoispiirteiden mukaan (Kalliola 1973). Tämä näkyy hyvin muun muassa kasvillisuudesta. Etenkin paljakalla lumipeitteen paksuus ja kesto ovat tärkeimpiä kasvillisuustyypin määräytymistä sääteleviä tekijöitä (Kalliola 1973, Haapasaari 1982). Ääritapauksia edustavat yhtäältä talvisinkin lähes paljaat tuulenpieksemät eli kulutuskankaat, ja toisaalta parhaimmillaan monimetrisen lumivaipan peittämät lumenviipymät. Viimemainituilla lumisuoja on hyvin tehokas, mutta lyhentää samalla kasvukautta (Eurola ym. 1980, Hiltunen 1980).

Suojattomille kuperille ja tasaisille pinnoille kertyy vain ohut lumipeite, joka sulaa jo aikaisin keväällä. Paksuimmat nietokset puolestaan kerääntyvät suojanpuoleisten rinteiden painanteisiin. Lumi peittää myös tuulenpuoleisten rinteiden painanteet. Kasvillisuuskin vaikuttaa lumen jakaumaan. Koivikossa on paksumpi lumipeite kuin avoimilla mailla samalla korkeudella, koska puusto pysäyttää tuulen juoksuttamaa lunta.

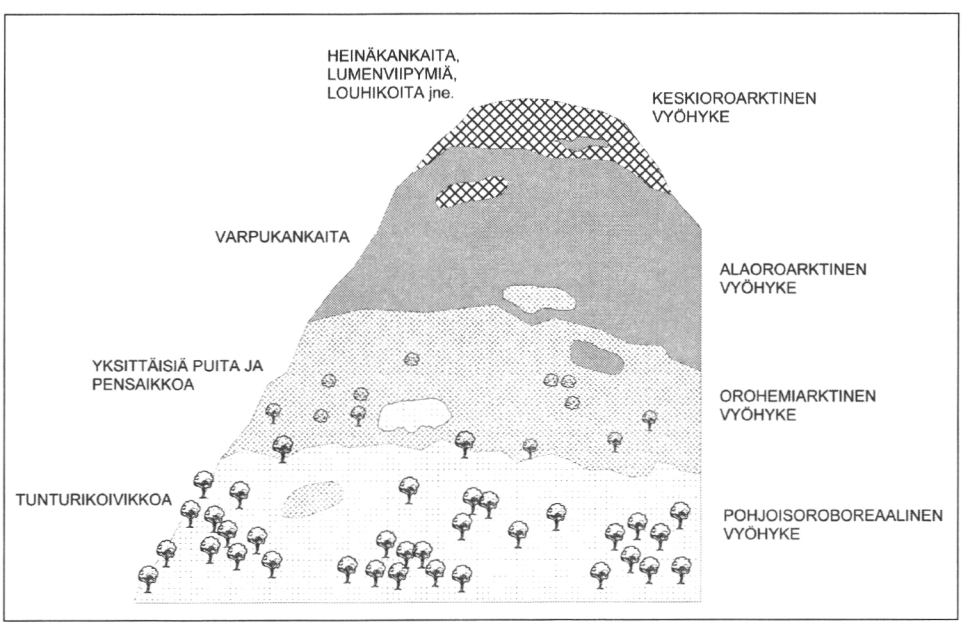
Lumipeitteen paksuus vaikuttaa kasvupaikan keskeisiin ympäristötekijöihin, kuten kasvukauden pituuteen, maaperän kosteuteen, paljastumisajankohtaan ja talvehtimisolosuhteisiin (Haapasaari 1982). Lumisuojalla tai sen puuttumisella on erityisen suuri merkitys lopputalvesta ja varhaiskeväällä, jolloin lämpötilojen vaihtelu on suurta ja kasveja uhkaa voimakkaan säteilyn ja tuulen yhteisvaikutuksesta syntyvä kevätahava. Tunturipaljakan kasvit onkin jo vanhastaan jaettu kahteen suurryhmään: kionofobisiin eli lunta kart-

taviin ja kionofiilisiin eli lumen suojaa vaativiin (Gjærevoll & Bringer 1965). Vastaavasti tunturipaljakan kasvillisuus voidaan jakaa vähä- ja runsaslumisiin yhdyskuntiin (Eurola ym. 1980).

Kasvillisuuden vyöhykkeisyys

Korkeuden lisääntyessä lämpöolosuhteet muuttuvat epäedullisemmiksi. Tämä ilmenee kasvillisuudessa lajiston, kasviyhdyskuntien ja kasvumuotojen muutoksina. Muutokset ovat yleensä vähittäisiä, mutta metsänrajalla olosuhteet muuttuvat jyrkästi. Metsän suojaavan ja tasoittavan vaikutuksen puuttuessa pinnanmuotojen vaihtelun vaikutus korostuu (Kalliola 1973). Paljakan äärevissä olosuhteissa puuvartisetkin kasvit ovat matalakasvuisia ja metsäkasvillisuus väistyy paljakalle sopeutuneen arktis-alpiinisen (oroarktisen) lajiston tieltä.

Tuntureiden rinteillä voidaan erottaa samanlaista vyöhykkeisyyttä kuin pohjoiseen siirryttäessä (kuva 28). Metsän peittämät alarinteet luetaan oroboreaaliseen vyöhykkeeseen. Metsän ja luontaisesti puuttoman paljakan välissä on metsätundraa eli orohemiarktinen vyöhyke (Ahti ym. 1964, Ahti ym. 1968, Haapasaari 1982). Matalat, harvassa kasvavat koivut ja koivuryhmät ovat ominaisia tälle puustoisen ja puuttoman alueen vaihtumisvyöhykkeelle. Maisemaa leimaa täällä vaivaiskoivu- ja myös pajupensaikkojen runsaus. Selvimmin näiden kahden vyöhykkeen kangaskasvillisuustyypit eroavat toisistaan kenttäkerroksen perusteella. Monet orohemiarktisille kasviyhdyskunnille ominaiset arktis-alpiiniset lajit ovat koivumetsävyöhykkeessä harvinaisia tai puuttuvat kokonaan (Haapasaari 1982, 1988). Tällaisia lajeja ovat esimerkiksi lapinkastikka (*Calamagrostis lapponica*), lapinkuusio (*Pedicularis lapponica*), lapinorvokki (*Viola biflora*), lumijäkkärä (*Gnaphalium supinum*), lääte (*Saussurea alpina*), sielikkö (*Loiseleuria procumbens*), tunturikohokki (*Silene acaulis*), tun-



Kuva 28. Kasvillisuuden korkeusvyöhykkeisyys Kilpisjärven alueella. Mallan luonnonpuistossa keskioroarktinen vyöhyke esiintyy vain Iso-Mallalla. Kuvan toteutus: Jari Hietanen.

turilieko (*Diphasiastrum alpinum*), tunturisara (*Carex bigelowii*), tunturivihvilä (*Juncus trifidus*), tähkäpiippo (*Luzula spicata*), uuvana (*Diapensia lapponica*) ja vaivaispaju (*Salix herbacea*). Pohjakerroksen lajistossa erot ovat vähäisempiä. Metsätundran yläpuolella on varsinainen paljakka, joka jaetaan tavallisesti kolmeen korkeusvyöhykkeeseen: ala-, keski- ja yläpaljakkaan. Selvimmin vyöhykkeisyys ilmenee jyrkillä rinteillä, missä vyöhykkeet ovat kapeampia kuin loivilla rinteillä.

Mallan luonnonpuiston kasvillisuus voidaan jakaa kahteen päävyöhykkeeseen, tunturikoivikoihin ja paljakkaan. Koivumetsän yläraja mutkittelee rinteen viettosuunnasta ja maaperätekijöistä riippuen noin 550-600 m korkeudella merenpinnasta. Koivuvyöhykkeen harvapuustoinen yläosa, orohemiarktinen vyöhyke, on Mallan jyrkillä rinteillä kapea.

Alarinteiden koivikot ovat ruohoisuuden leimaamia tuoreita ja lehtomaisia. Ylempänä ja kuivemmilla paikoilla variksenmarja-mustikkavaltaiset tyypit ovat vallitsevia. Tunturikoivu (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) on metsävyöhykkeessä niin merkittävä valtalaji ja selvästi ilmakuvista erottuva, että biotooppiluokittelussa metsävyöhykkeen kankaat nimetään tässä työssä puuston mukaan. Koivuvyöhykkeen yläpuolella on alapaljakkaa (ala-alpiininen eli alaoroarktinen vyöhyke), jonka yläraja sijoittuu mustikan levinneisyyden perusteella 800-850 metrin tasolle. Sen yläpuolella on keskipaljakka (keskialpiininen eli keskioroarktinen vyöhyke), missä vallitsevat tuulenpieksemät ja lumenviipymät. Keskipaljakassa lumenviipymän syntyyn riittää vajaan metrin lumikerros, joka ei sula kokonaan touko-kesäkuun aikana. Kilpisjärven tasalla vastaava ilmiö vaatisi Eurolan ym. (1986) mukaan neljän metrin lumikerroksen.

Eurola ym. (1986) laskivat Mallan luonnonpuiston itäpuolella sijaitsevan Jehkas-tunturin eri korkeusvyöhykkeille vuosien 1968-1980 säähavainnoista kynnysarvon 0°C ylittäviä lämpösumma-arvoja. Koivikossa lämpösummaksi saatiin tuolloin 1063° (vaihteluväli 841-1273°C). Korkeuden lisääntymisen aiheuttama lämpösumman lasku oli 93°C/100 m. Tällä laskutavalla tunturilaen lämpösummaksi (960 m, vrt. Iso-Mallan n. 950 m) tuli hieman yli 600 °C, keskipaljakan alarajalle noin 730 °C ja metsänrajalle 950 °C. Kertoimella 0,42 päästään näistä arvoista kasvukauden tehoisaan lämpösummaan (kynnysarvona 5°C), ja esimerkiksi alapaljakan ylärajalla se on noin 300 °C (Eurola ym. 1986).

Tunturikoivikon yläraja voi olla myös ilmastollisesti määräytyvää metsänrajaa alempana. Toistuvat lumivyöryt ja ennen kaikkea rinteen kivisyys alentavat metsänrajaa. Sodanaikaisten hakkuiden jäljiltä raja voi olla vieläkin aukkoinen. Kulojen mahdollista vaikutusta ei tunneta.

Havupuita ei Kilpisjärven alueella kasva nykyisissä ilmasto-oloissa (vrt. Eronen & Hyvärinen 1980). Norjan Skibotn-laaksossa on mäntymetsää, mutta vain lähellä merenpintaa. Suomen puolella männyn metsänraja on lähellä Kaaresuvantoa, lähes 100 km:n etäisyydellä Kilpisjärveltä.

Kilpisjärven alue sijaitsee pohjoisboreaalisen vyöhykkeen puolimereisen ja puolimantereisen lohkon rajalla (Hämet-Ahti 1963, Haapasaari 1988, Oksanen & Virtanen 1995). Eurola (1999) sijoittaa koko Kilpisjärven alueen Vuono-Lappiin. Suomen suoaluejaossa alue kuuluu orohemiarktisten soiden ja palsasoiden alueeseen (Eurola ym. 1995). Seudun arktisuutta kuvastaa maapeitteen ohuus, kivisyys, routiminen ja näistä aiheutuva podsolimaannoksen

puuttuminen (Eurola 1999). Se, kuinka paljon olot kuvastavat enemmän pohjoisuutta kuin korkeutta, jää yksittäisten ilmiöiden kuvaamisen varaan. Kilpisjärveltä löytää viitteitä kummastakin. Seutu kuuluu Enontekiön Lapin eliömaakuntaan. Välittömästi eteläpuolella oleva Ruotsin alue kuuluu sikäläiseen 'Tornion Lapinmaahan' (*Torne lappmark*), Norjan puoli vastaavasti 'Tromssan provinssiin' (*Troms provins*) (Mossberg & Stenberg 2005).

Ihmisen toiminta

Lakiin perustuva Mallan rauhoitus ei suojellut puistoa ihmisen toiminnalta toisen maailmansodan aikana. Perääntymisvaiheessa 1944 saksalaiset linnoittautuivat Kilpisjärven tuntureille, myös Mallan luonnonpuistoon. Saksalaisten joukkojen jäljiltä puistoon jäi teitä, suuri leirialue Malla-joen alajuoksulle sekä tähystyspesäkkeitä ja korsuja eri puolille puistoa (kuva 60). Suurimmat koivut hakattiin rakennustarpeiksi ja polttopuiksi (Kalliola 1945).



Kuva 29. Mallan luonnonpuistossa ja Kilpisjärven pohjoispään ympärillä on vielä runsaasti saksalaisarmeijan jäänteinä korsuja ja tulipesäkkeitä talvelta 1944 ja 1945. Luhistunut saksalaiskorsu kesällä 2002. Kuva: Heikki Kauhanen.

Mallan kasvillisuuden palautuminen sota-ajan vaurioista on ollut hyvin hidasta. Federley (1969) kirjoittaa 1960-luvun tilanteesta seuraavasti: "*Huolimatta siitä, että tästä on kulunut jo 20 vuotta, kauden toiminnan jäljet näkyvät yhä alueella. Tiet ovat varsin näkyviä ja olisivat ajettavissa, elleivät sillat olisi tuhoutuneet. Parakkien ja teltanpohjien jäännökset ovat jäljellä ja useat korsuista kelpaavat edelleen sateensuojiksi. Kestää varmasti ainakin 20 vuotta lisää, ehkä enemmän, ennen kuin pahimmat jäljet alkavat kadota.*" Kasvillisuuden palautumisen osalta

Federleyn arvio on osoittautunut varovaiseksi. Henttonen ym. (1980) toteavat, että *"leirien rauniot ovat nykyään miltei samanlaiset kuin 35 vuotta sitten"*. Omat havaintomme vuosina 2001-2003 osoittavat, että jäljet näkyvät maastossa yhä selvästi ja muutamissa korsuissa voivat tutkijat tänäkin päivänä suojautua sateelta (kuva 29).

Mallan luonnonpuiston alueen käytön historiasta on kerrottu laajemmin tämän julkaisun johdantoluvussa.

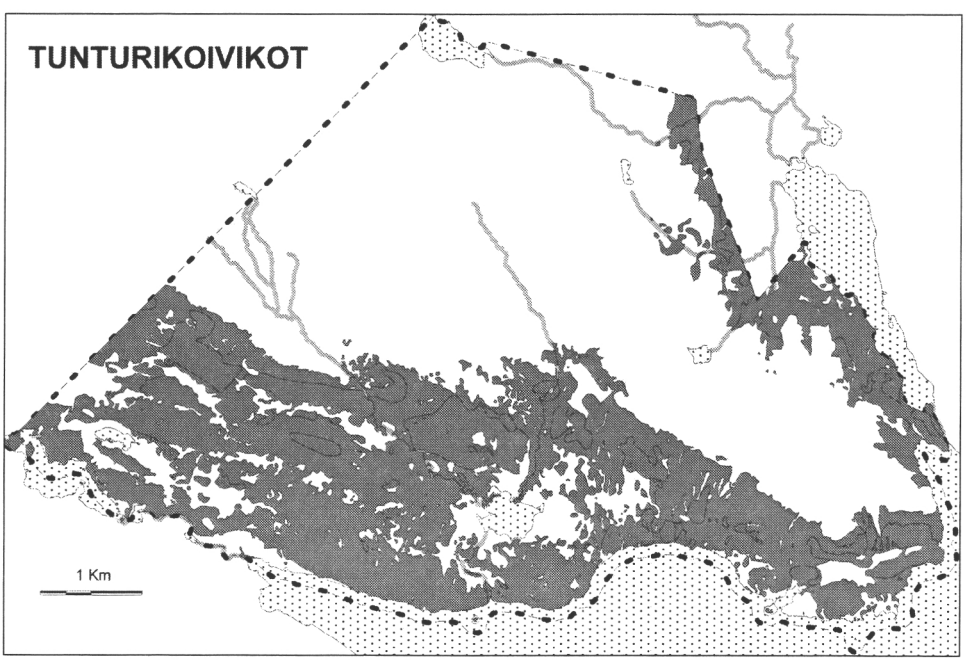
Luontotyypit

Tunturikoivikot

Hämet-Ahti (1963) erottaa pohjoisimman Fennoskandian tunturikoivikoissa kolme alavyöhykkettä: (1) mantereiset subalpiiniset, (2) oseaaniset subalpiiniset ja (3) submaritiimiset koivikot. Ensin mainitut vallitsevat Lapin sisäosien ilmastollisesti mantereisilla tunturialueilla muodostaen metsänrajan tunturipaljakkaa vastaan 300-500 metrin korkeudessa. Yleisiä metsätyyppejä ovat subalpiininen variksenmarja-jäkälä -tyyppi (sELiT) ja subalpiininen variksenmarja-mustikka -tyyppi (sEMT).

Mereiset tunturikoivikot vallitsevat Köli-vuoriston merenpuoleisilla rinteillä. Kilpisjärven leveydellä niitä tavataan keskimäärin 200-550 metrin korkeudella. Näille ominainen piirre on tuoreiden kangasmetsien runsaus. Valtaosa tämän alavyöhykkeen koivikoista lukeutuu subalpiiniseen ruohokanukka-variksenmarja-mustikka -tyyppiin (sCoEMT).

Puolimereisiä (submaritiimisia) koivikoita esiintyy samoilla alueilla kuin tunturien mereisiä koivikoita (oseaanisia subalpiinisia), mutta viimeksi



Kuva 30. Tunturikoivikot Mallan luonnonpuistossa.

mainittuja alempana, meren tasolta noin 200 metrin korkeuteen. Koivut saavuttavat usein 10-12 m korkeuden ja ovat enimmäkseen yksirunkoisia. Tätä alavyöhykettä luonnehtivat tuoreet ruohokanukka-variksenmarja-mustikka -tyypin (CoMT) koivikot. Lehtomaiset kankaat ja lehdot ovat yleisiä alemmilla korkeuksilla (Hämet-Ahti 1963).

Mikkolan & Sepposen (1986) mukaan Kilpisjärven alueen yleisin ja laaja-alaisin metsätyyppi on subalpiininen variksenmarja-mustikka -tyyppi (sEMT). Tuoreemmilla kankailla vallitsee puolimereinen subalpiininen ruohokanukka-variksenmarja-mustikka -tyyppi (sCoEMT), kun taas tuoreimmilla alarinteillä valta-asemassa ovat lehtomaiset koivikot sekä runsasruohoiset ja rehevät lehdot. Ruohokanukan (*Cornus suecica*) ja pykäsammalten (*Barbilophozia*) runsaus ilmentävät mereisyyttä Kilpisjärven seudun koivikoissa (Hämet-Ahti 1963, Federley & Vuokko 1980, Mikkola & Sepponen 1986, Eurola 1999). Karuilla ja usein vähälumisilla sekä tuulisilla kasvupaikoilla vallitsee subalpiininen variksenmarja-jäkälä -tyyppi (sELiT).

Yhteensä tunturikoivikoita on Mallan luonnonpuistossa 1140 ha eli 37% puiston pinta-alasta (kuva 30, taulukko 1). Niille ominainen erityispiirre on rehevyys, mikä ilmenee latvuskerroksen sulkeutuneisuutena ja ruohokasvien runsautena aina lehtomaisuuteen asti. Ero itäisemmän Enontekiön koivikoihin on huomattava, mikä johtuu lievästi mereisestä ilmastosta ja dolomiittia sisältävän kallioperän ravinnevaikutuksista. Kilpailukarsinta ei ole vielä väljentänyt Mallan tasaikäisiä, noin 60-vuotiaita koivikoita eikä luonut aukkoja ja sen myötä monimuotoisuutta metsän sisälle. Paikoin nämä metsät ovat hyvin kosteapohjaisia ja ryteikköisiä. Lumien kallistamat rungot, pökkelöt, vesaisuus ja puiden monirunkoisuus tekevät nämä metsät hankalakulkuisiksi. Koivun rungolla kasvavista ruskokarveista (*Parmelia olivacea, P. septentrionalis*) päätellen koivikoissa on talvella yli metrinen lumipeite.

Taulukko 1. Mallan luonnonpuiston luontotyypit. Taulukon pahtojen ja puronvarsikasvillisuuden alat ovat piirrosteknisistä syistä ylisuuria. Summat on koostettu kartan pikseleistä. Pääluokkien summat (vesistöt ja koosteluokka "muuta" mukaan lukien) on kursivoitu ja laskettu alaluokistaan.

luontotyyppi	ha yhteensä	kuvioita yhteensä	keskimääräinen kuviokoko (ha)	tyypin osuus % kokonaisalasta
Tunturikoivikot	1138,7	182	6,3	37,4
lehtokoivikot	180,6	20	9,0	5,9
tuore koivikko	883,6	68	13,0	29,0
karu koivikko	74,5	94	0,8	2,4
Kankaat	1225,2	495	2,5	40,2
ruohoinen lumikangas	58,8	17	3,5	1,9
varpuinen lumikangas	220,1	238	0,9	7,2
tuore tuulikangas	364,2	35	10,4	12,0
karu tuulikangas	582,1	205	2,8	19,1
Suot ja kosteikot	151,1	152	1,0	5,0
neva tai letto	37,8	95	0,4	1,2
räme	75,9	53	1,4	2,5
tihkumaa, lähdevyöhyke	37,4	4	9,4	1,2
Kivennäispohja	237,9	282	0,8	7,8
pahta	<20,5	23	<0,9	<0,7
kivikko	13,2	26	0,5	0,4
kalliomaasto	204,2	233	0,9	6,7
vesistöt	190,2	216	0,9	6,2
Muuta	104,4	169	0,6	3,4
puronvarsikasvillisuus	<1,8	4	<0,5	<0,1
porrasmaasto	60,2	2	30,1	2,0
lumilaikku	40,1	159	0,3	1,3
lumivyöryura	2,3	4	0,6	0,1
yhteensä	3047,5	1496	2,0	100

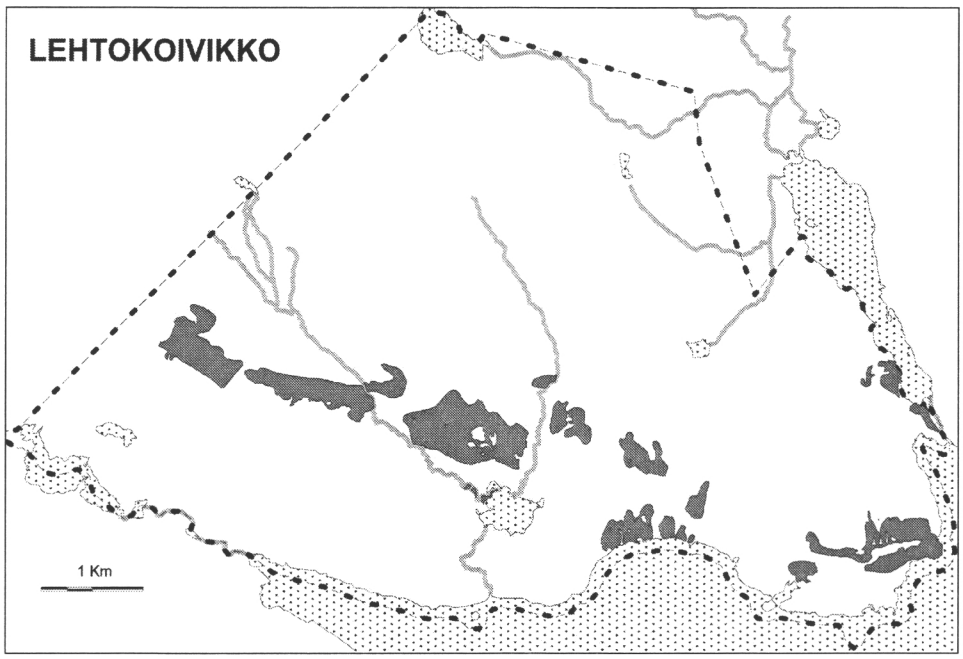
Lehtokoivikko

Tämä luokka on sulkeutuneen tai lähes sulkeutuneen lehtomaisen tunturikoivikon ja lehdon luontotyyppi. Latvuspeittävyys on yli 50%, valtapituutta on 7-11 m ja runkopuuta on jopa 40 m^3/ha. Puut ovat enimmäkseen yksirunkoisia. Rehevää kenttäkerrosta vallitsevat korkeat ruohot. Sen ilmentäjälajeja ovat muun muassa kullero (*Trollius europaeus*), metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*), lapinlemmikki (*Myosotis decumbens*), huopaohdake (*Cirsium helenioides*) ja puna-ailakki (*Silene dioica*) sekä heinistä tesma (*Milium effusum*) ja nuokkuhelmikkä (*Melica nutans*) (vrt. Meriluoto & Soininen 1998). Putkilokasvien ja niistä erityisesti ruohojen lajimäärä on suuri. Metsän pohja on paikoin kosteaa, lähes korpimaista lähteikköä tai tihkumaa. Eurolan ja Virtasen (1991) luokittelemat matalaruoholehdot (MaRhT), korkearuoholehdot (KoRhT) ja suursaniaislehdot (SaT) sisältyvät tähän luontotyyppiin.

Lehtomaisia koivumetsiä ja lehtoja on Mallan luonnonpuiston alueella yhteensä 181 ha eli 6% puiston kokonaisalasta. Niitä on alhaalla kalkkipitoisten valumavesien varrella ja hieman ylempänä lämpötaloudellisesti edullisemmilla alarinteillä, tuulettomien ja hallaisten kesäöiden luonnehtimien kylmänilmanjärvien ylälaidalla. Yhdessä Saanan lehtokoivikkojen kanssa tätä Kilpisjärven pohjoiskulmausta voidaan Suomen oloissa pitää alueellisena lehtokeskuksena. Puiston länsiosassa, lähinnä *Golda*-vuoman yläosassa on metsiköitä, joista löytyy jopa harvinaisia, järeän ja jäkäläisen ikipuuston piirteitä.



Kuva 31. Lehtokoivikkoa Pikku-Mallan itärinteellä. Kuva: Heikki Kauhanen.



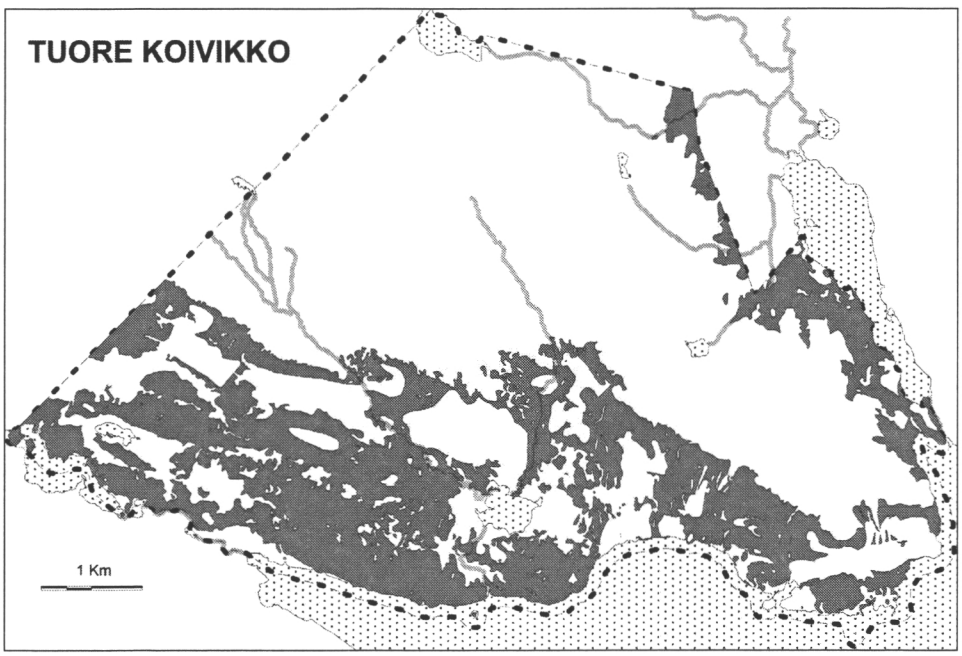
Kuva 32. Lehtokoivikkojen sijainti Mallan luonnonpuistossa.

Tuore koivikko

Tuore koivikko on lehtomaista koivumetsää selvästi kuivempaa ja usein avonaisempaakin. Selkeä ero on myös monilajisen korkearuohoston puuttuminen. Kenttäkerroksen valtalajeja ovat mustikka ja ruohokanukka. Ilmakuvalta tämän tyypin erottaminen lehtokoivikoista on vaikeaa ilman maastokartoitusta. Latvuspeittävyys on useimmiten 10-50%, mutta metsiköt voivat olla tiheämpiäkin. Valtapituus on vielä jopa 8 m, mutta tähän luokkaan sisältyy myös matalampia monirunkoisia koivikoita. Runkopuun tilavuus saattaa olla jopa 30 m^3/ha, mutta yleensä selvästi pienempi. Mikkolan (1984) mittaama Kilpisjärven mereisten koivikoiden keskiarvo 18,1 m^3/ha lienee kuvastanut näiden tuoreiden, mustikkatyypin koivikoiden runkopuun määrää 1980-luvun alussa. On kuitenkin ilmeistä, että runkotilavuus on lisääntynyt viimeisten kahden vuosikymmenen aikana, sillä alueen koivikot ovat sodanaikaisten hakkuiden jäljiltä vielä järeytymisvaiheessa. Siilasvuomassa on polttopuita hakattu jo ennen sotiakin siinä määrin, että Siilastupa piti siirtää sieltä Kilpisjärven rannalle (Korpinen 1958).

Tuoreita, lähinnä ruohokanukka-mustikkatyypin puolimereisiä koivikoita on erityisen runsaasti *Golda*-lahden ja *Goahkkemaš*-järven rannalla Mallan luonnonpuiston lounaisosissa. Pikku-Mallan ympäristössä niitä on topografiasta johtuen kapeammalla alueella kuin lännempänä. Puiston itäosan ja länsiosan koivikoiden välillä on rakenteellisia eroja. Itäosan koivikot ovat sodanaikaisten hakkuiden jäljiltä tasaikäisiä eivätkä ole vielä kehityksessään ehtineet päätevaiheeseen. Sen sijaan puiston länsiosa säästyi saksalaisten hakkuilta, joten siellä on järeämpää puustoa. Laaksonpohjan aukkoisuus siellä johtunee soista, saamelaisten polttopuuhakkuista ja mahdollisesti varhaisista kuloistakin. Tuore koivikko on puiston laajin yksittäinen luontotyyppi, yhteensä 884

ha peittää puiston alueesta 29 % (taulukko 1). Kuvioiden keskimääräinen koko on 13,0 ha. Hämet-Ahdin (1963) luokituksessa tähän luontotyyppiin sisältyvät subalpiinisen ruohokanukka-variksenmarja-mustikkatyypin (sCoEMT) ja subalpiinisen variksenmarja-mustikkatyypin (sEMT) koivikot.



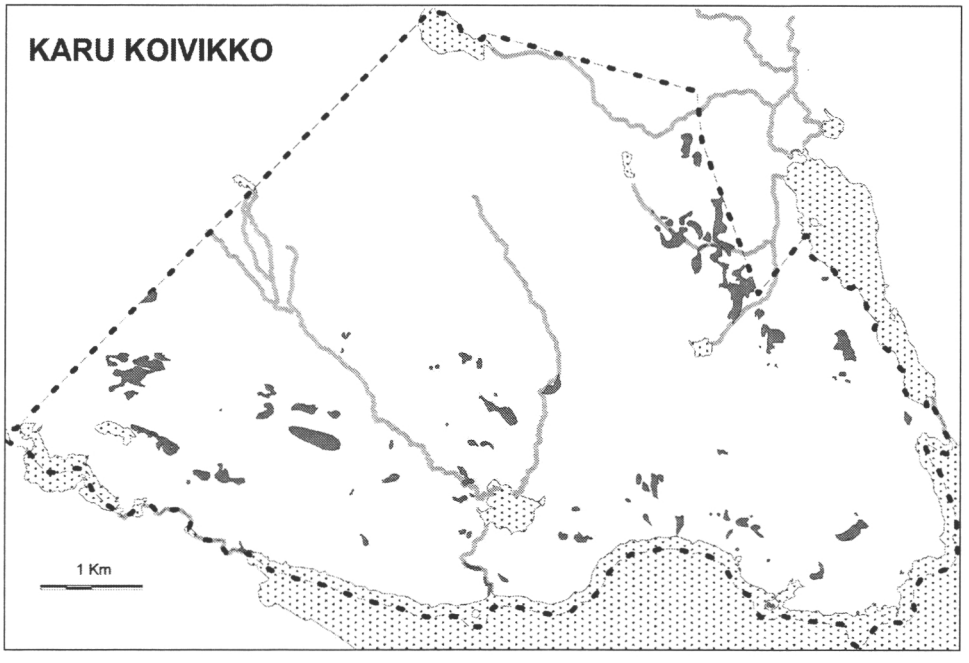
Kuva 33. Tuoreiden koivikoiden sijainti Mallan luonnonpuistossa.

Karu koivikko

Tämän tyypin koivikoita tavataan pääasiassa rinteillä metsän ylärajalla. Laaksojen pohjalla karuja koivikoita esiintyy esimerkiksi kivisyyden vuoksi karuilla paikoilla sekä kumpareiden ja harjanteiden tuulisemmilla ja kuivemmilla lakiosilla. Karuissa koivikoissa latvuspeittävyys on enimmillään 5-10%, joten tämä tyyppi on ilmakuvastakin helposti erotettavissa muista tyypeistä. Runkopuun määrä on enintään 5 m^3/ha. Muutaman metrin korkuiset puut ovat yleensä mutkaisia, alarinteen suuntaan kallistuneita ja monirunkoisuudesta johtuen pensasmaisia. Toinen latvuskerros tai vesakerros voi olla vallitsevan lumirajan alapuolella. Kenttäkerrosta luonnehtivat variksenmarja ja mustikka. Heinät hyötyvät latvuskerroksen avonaisuudesta. Mikkolan (1984) ja Mikkolan & Sepposen (1986) mukaan Hämet-Ahdin (1963) luokituksessa tämän luontotyypin vastineita ovat subalpiininen variksenmarja-jäkälätyyppi (sELiT) ja subalpiininen variksenmarja-jäkälä-seinäsammaltyyppi (sELiPlT).

Mallan luonnonpuistossa karuja, harvapuustoisia koivikoita on harvakseltaan alamaiden kuivilla kumpareilla ja Siilasjärven puolella metsänrajan läheisyydessä. Viimeksi mainitulla alueella koivikot ovat ilmeisesti saksalaisten harventamia. Karuissa oloissa koivikko ei ole vielä täysin toipunut, vaan on jäänyt aukkoiseksi. Näitä koivikoita on yhteensä 75 ha (2,4%). Toisin kuin itä- ja koillisrinteillä, tuntureiden etelärinteillä ei ole karuja, metsävyöhykkeen ja paljakan välisen vaihtumisvyöhykkeen koivikoita. Tämä johtuu siitä, että

maaston kivisyys ja pahta eivät jätä tilaa karulle koivumetsävyölle.



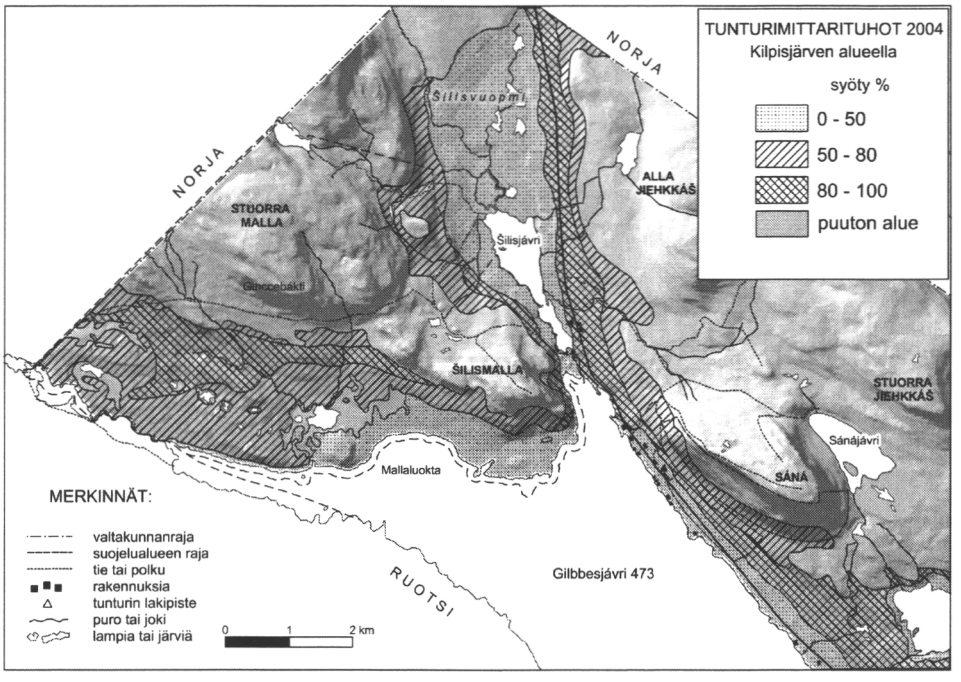
Kuva 34. Karujen koivikoiden sijainti Mallan luonnonpuistossa.

Tunturimittarin massaesiintyminen 2004

Käsivarren Lapissa havaittiin kesällä 2003 merkkejä tunturimittarin (*Epirrita autumnata*) massaesiintymisestä. Paljaaksi syötyjä koivikoita oli mm. Ropinsalmen alueella. Kesällä 2004 mittaritoukkien massaesiintyminen laajeni lähes koko Käsivarren alueelle ulottuen myös Mallan ja Saanan koivikoihin. Pohjoisessa syönti ulottui jonkin matkaa Norjan puolelle ja etelän suunnalla aina Torniojärven eteläpuolelle. Kesäkuun viimeisinä päivinä alkanut paljaaksi syönti eteni nopeasti ja johti siihen, että Kilpisjärven alueen koivikot olivat lehdettömiä lähes koko heinäkuun ajan. Uusien lehtien puhjettua koivikot vihertyivät kuitenkin nopeasti elokuun ensimmäisen viikon aikana. Kaksi viikkoa myöhemmin vihreä väri oli vallitsevana aina pahimmin syötyjä alueita myöten. Käynti Saanan rinnekoivikoissa osoitti kuitenkin, että uudet lehdet korvasivat syönnistä aiheutuneet lehtimassan menetykset vain vähäisessä määrin.

Mittaritoukkien syönnissä on alueellisten erojen lisäksi myös huomattavaa paikallista vaihtelua. Kesällä 2004 syönti oli lievintä alavimmilla alueilla eli Kilpisjärven rantakoivikoissa ja Siilasvuomassa (kuva 35). Täystuhovyöhyke syntyi Saanalla koivuvyöhykkeen keskiosiin, jonka yläpuoliset metsänrajakoivikot olivat lievemmin syötyjä. Saanan tilanteesta poiketen Iso-Mallan loivasti viettävän etelärinteen laajalla koivualueella syönti oli voimakkainta metsävyöhykkeen yläosassa, aarni- ja lehtovyöhykkeessä. Täystuhovyöhykkeen ja lievästi syötyjen rantametsien väliin muodostui kohtalaisen voimakkaasti syöty (50-80 %) vyöhyke. Täystuhoalueella mittaritoukkien syönti kohdistui myös pensas- ja kenttäkerrokseen. Saanan lounaisrinteellä syöntijäljet

olivat erityisen selvät mustikkakasvustoissa.



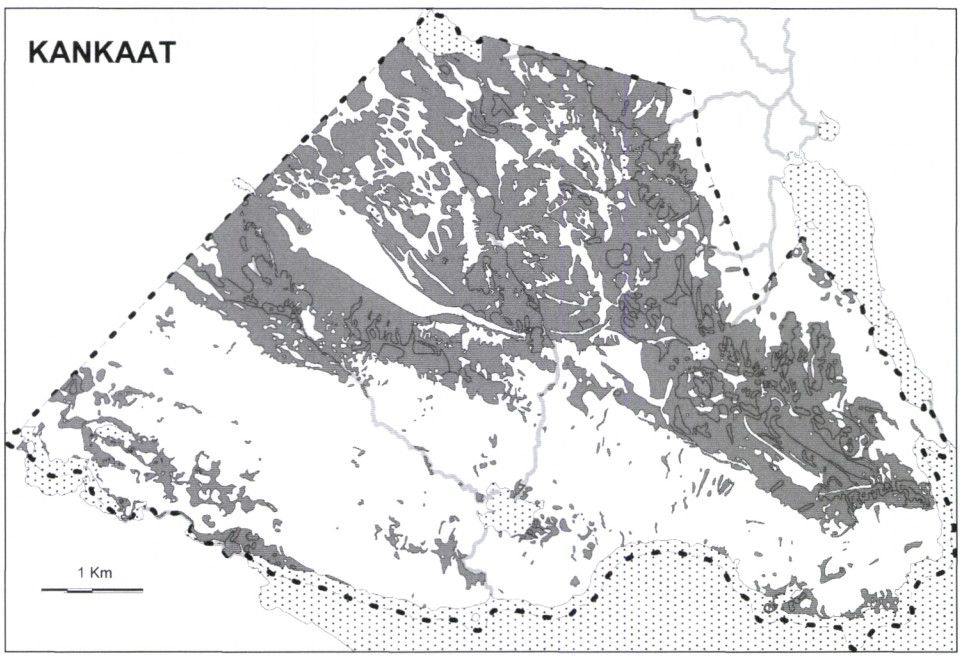
Kuva 35. Tunturimittarituhot Kilpisjärvellä vuonna 2004.

Tunturikankaat

Tunturikankaat vallitsevat siellä, missä puut eivät enää tule toimeen. Suurimmillaan niiden valta on alapaljakassa, mutta niitä esiintyy myös alempana. Metsävyöhykkeessä pysyviä tunturikankaita on erityisesti suurten järvien rannoilla, jotka eivät syystä tai toisesta ole sopivia koivun vakiintumiselle (Josefsson 1990). Tunturikankaat ovat varpujen, sammalien ja jäkälien muodostamia kasviyhteisöjä. Heiniä ja ruohokasveja on vähemmän. Alapaljakan lajistossa on paljon samoja piirteitä kuin alempana metsävyöhykkeessä, mutta kenttäkerros saa tuntuvan lisän oroarktiseen kasvistoainekseen kuuluvista lajeista (Haapasaari 1988). Korkeuden lisääntyessä paljakan kasvillisuus muuttuu pienempikuvioiseksi. Tunturikankaiden rinnalle ilmaantuu uusia luontotyyppejä, kuten tuulenpieksemiä, lumenviipymiä ja tunturiniittyjä. Paljakalla esiintyy myös luontotyyppejä, joiden kivennäisalusta on suurelta osin vailla kasvipeitettä. Tällaisia ovat pahdat eli kallioseinämät, rakkakivikot, vyörysoraikot ja osa kallioalueista. Vähäisemmässä määrin näitä voi esiintyä myös metsävyöhykkeessä.

Tunturikankaissa on suurta ympäristöolosuhteista ja vallitsevasta kasvilajistosta riippuvaa vaihtelua. Pelkästään karuja kankaita on luokiteltu Fennoskandian pohjoisosista kymmenittäin (Haapasaari 1988). Luonnossa vallitsevaa vaihtelua on tässä työssä yksinkertaistettu siten, että lumitilanteen mukaan on tehty kahtiajako *lumikankaiksi* (ruohoinen ja varpuinen lumikangas) ja *tuulikankaiksi* (tuore ja karu tuulikangas). Ylä-Lapin tunturimaaston

kasvuolosuhteet määräytyvät suuressa määrin kasvukauden pituuden perusteella. Myöhään sulava lumi lyhentää kasvukautta, mutta talvella lumipeitteen paksuus edesauttaa monivuotisten kasvien selviämistä (Eurola ym. 1980, 1986). Maankamarasta johtuvat (edafiset) tekijät lisäävät luonnonkirjoa (vrt. Eurola ym. 2003). Erilaisia kankaita on Mallan luonnonpuistossa yhteensä 1225 ha eli 40% kokonaisalasta (taulukko 1). Keskimääräinen kuviokoko on 2,5 ha ja kuvioita on kaikkiaan 495.



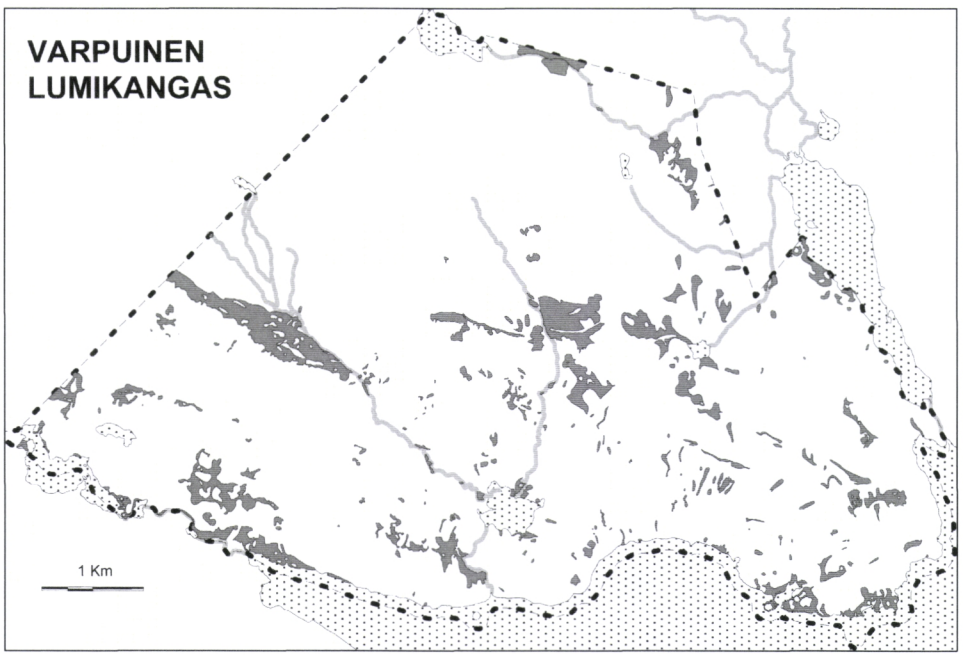
Kuva 36. Kankaat Mallan luonnonpuistossa.

Varpuinen lumikangas

Tämä luontotyyppi on runsaan ja myöhään sulavan lumen maastoa. Varpuvaltaisten kankaiden lisäksi tähän tyyppiin luetaan tässä tutkimuksessa myös pensaikkoalueita, joita luonnehtivat tasalatvaiset vaivaiskoivukasvustot, katajikot (lapinkataja, *Juniperus communis* ssp. *nana*), pajukot ja matalat, vain lumen suojassa kasvavat tunturikoivuvesaikot. Varpujen ja pensaiden korkeus vaihtelee talvisen lumipeitteen antamasta suojasta riippuen 0,2 metristä 0,7 metriin. Lunta on selvästi vähemmän kuin alempana koivikossa, mutta enemmän kuin tuulikankailla. Pensaikko ja varvikko voivat olla hyvinkin tiheitä, mutta kasvustojen väleissä on aukkoja. Pohjakerros koostuu sammalista, joita varpukerros suojaa kuivumiselta. Maisemassa tämä luontotyyppi näkyy tummanvihreänä, katajikot hyvinkin tummina. Nämä laikut ovat orohemiarktista vaivaiskoivu-seinäsammal -tyypin (*Betula nana - Pleurozium schreberi*) pensaikkovyöhykettä tyypillisimmillään ja Haapasaaren (1988) mukaan. "Älä pidä kiirettä -varpuna" voi olla myös pohjanvariksenmarja (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*).

Varpukankaat ovat selvästi välittävä tyyppi lumenviipymien ja tuulenpieksemien välillä. Eniten tätä luontotyyppiä on Iso-Mallan alarinteillä,

mutta huomattavan laajoina kuvioina sitä esiintyy myös Kilpisjärven rannan läheisyydessä. Varpukankaat vapautuvat lumesta viimeistään kesäkuun puolivälissä, lämpiminä keväinä aikaisemmin, kylminä myöhemmin. Kylmä tarkoittaa tuntureilla myös lumista takatalvea, joka voi yllättää kesäkuussa. Varpukankaita on Mallan luonnonpuistossa yhteensä 220 ha (7% pinta-alasta).



Kuva 37. Varpuiset lumikankaat Mallan luonnonpuistossa.

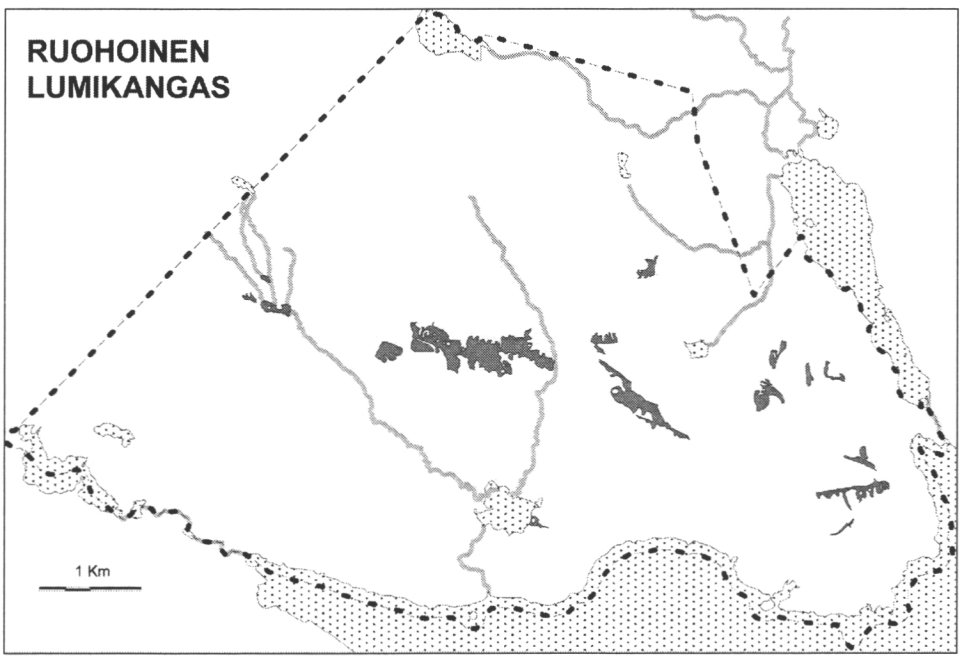


Kuva 38. Pohjansinivalvatti- ja tunturihiirenporrasvaltaista, ruohoisiin lumikankaisiin kuuluvaa korkearuohostoa Iso-Mallan etelärinteellä. Kuvat: Heikki Kauhanen.

Ruohoinen lumikangas

Tämä luontotyyppi on monimuotoinen riippuen kasvuoloista ja vallitsevista kasvilajeista. Sitä on ylhäällä jyrkilläkin rinteillä, mutta se voi esiintyä myös alhaalla puronvarressa. Vallitsevana piirteenä on matalaruohoisuus. Valta-

lajistoon kuuluvat lapinorvokki (*Viola biflora*), tuoksusimake (*Anthoxanthum odoratum*), jäkki (*Nardus stricta*), kääpiöpaju (*Salix reticulata*) ja paikoin mustikkakin. Paikoitellen kasvillisuudessa on niittymäinen leima. Kasvilajiston koostumus ja monimuotoisuus määräytyvät kasvukauden pituuden sekä maaperän kosteuden ja ravinteisuuden mukaan. Mallalla kalkkivaikutus on ravinteisuutta lisäävä tekijä. Tämän luokan kosteussuhteet vaihtelevat lumenviipymästä tihkumaan.



Kuva 39. Ruohoiset lumikankaat Mallan luonnonpuistossa.

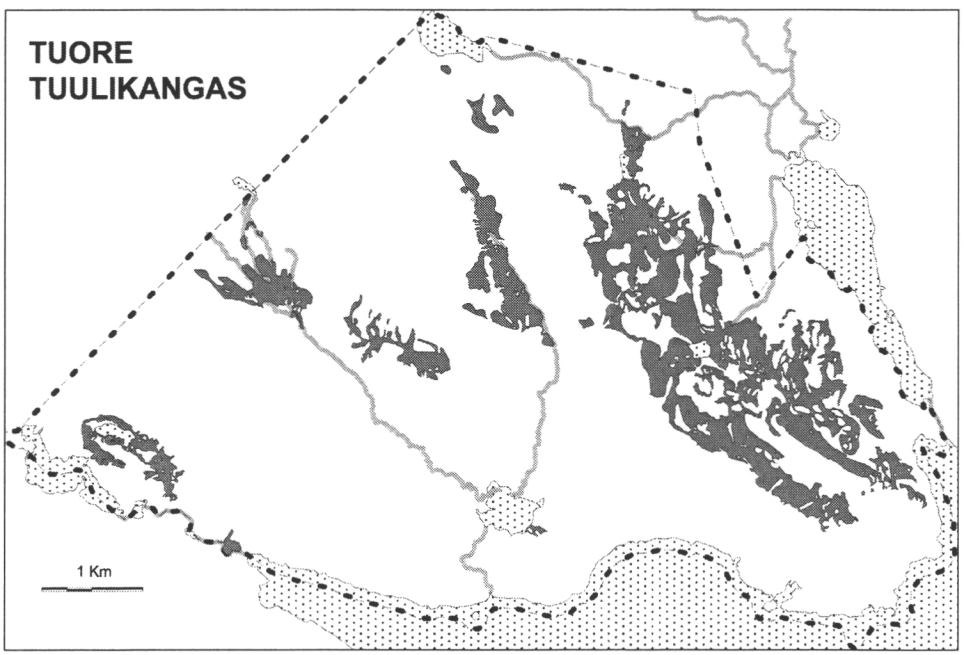
Ruohoisiin lumikankaisiin lukeutuu tunturiniittyjä, lumenviipymiä ja korkearuohostoja. Näitä korkea- tai matalaruohoisia kankaita on Mallan luonnonpuistossa verraten vähän, yhteensä 17 kuviota ja vain 59 ha (2 %). Eniten niitä esiintyy metsänrajan yläpuolella jyrkkien rinteiden juurella.

Tuore tuulikangas

Vallitseva valtalaji antaa yleisilmeen tälle paljakan kangastyypille, jota esiintyy myös laaksoissa kumpareiden laella. Valtalajina voi olla liekovarpio (*Cassiope tetragona*), pohjanvariksenmarja tai kalkkivaikutuksen piirissä lapinvuokko (*Dryas octopetala*). Kasvustot ovat suojaavan lumikerroksen ohuudesta johtuen matalia, mutta tiheitä ja mätästäviä. Valtalajien vuorottelu muiden lajien tai kasvittomien laikkujen kanssa tekee kasvillisuudesta laikkuista.

Tuore, ravinteinen tuulikangas on hyvin moni-ilmeinen Mallan ja Saanan olosuhteissa. Niitä esiintyy pääasiassa alapaljakalla. Pääosa Pikku-Mallan sekä Pikku- ja Iso-Mallan välisestä satulasta, *Mallálahku*n paljakka-alueesta on tätä tuoretta tuulikangasta. Maanpinnan peittää pinnanmyötäisesti ja laikkuisesti pohjanvariksenmarja, liekovarpio, lapinvuokko tai joku muu varpukasvi, joskus ruohokasvikin. Ylempää valuvat sulamisvedet ja korke-

uden myötä lisääntyvä kivisyys ja kalliopintojen yleistyminen tekevät kasvipeitteestä hyvin laikkuisen. Kallioiden väleissä on suojaisia koloja, joissa esiintyy varjo- ja paahderinteitä pienoiskoossa. Osa tämän tyypin kankaista on dolomiittikerroksen kalkkivaikutuksen piirissä. Tuoreita tuulikankaita on puistossa yhteensä 364 ha (12%). Keskimääräinen kuviokoko on 10,4 ha ja kuvioita yhteensä 35.



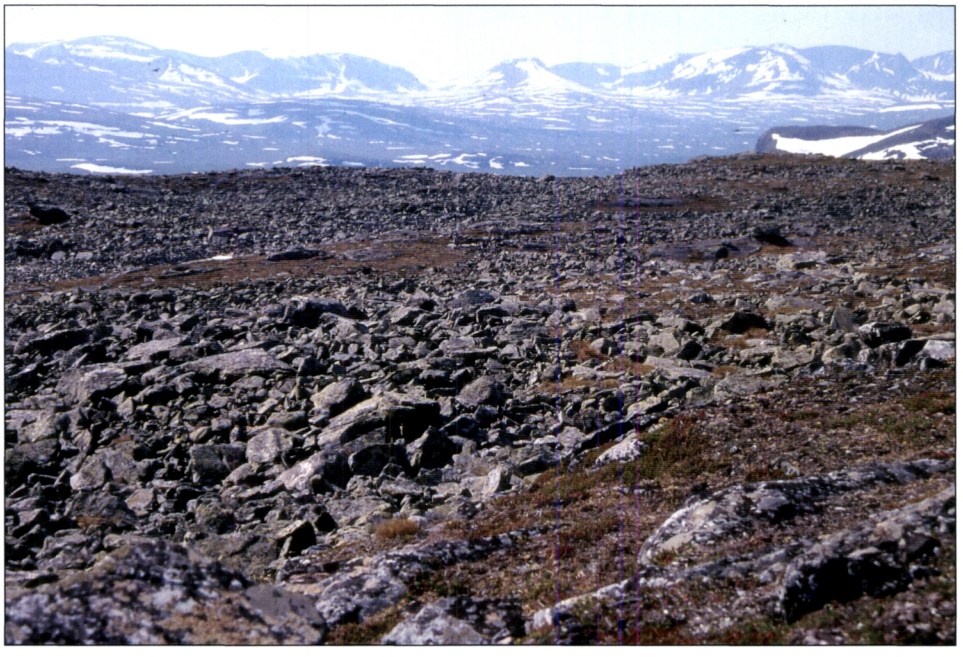
Kuva 40. Tuoreet tuulikankaat Mallan luonnonpuistossa.

Karu tuulikangas

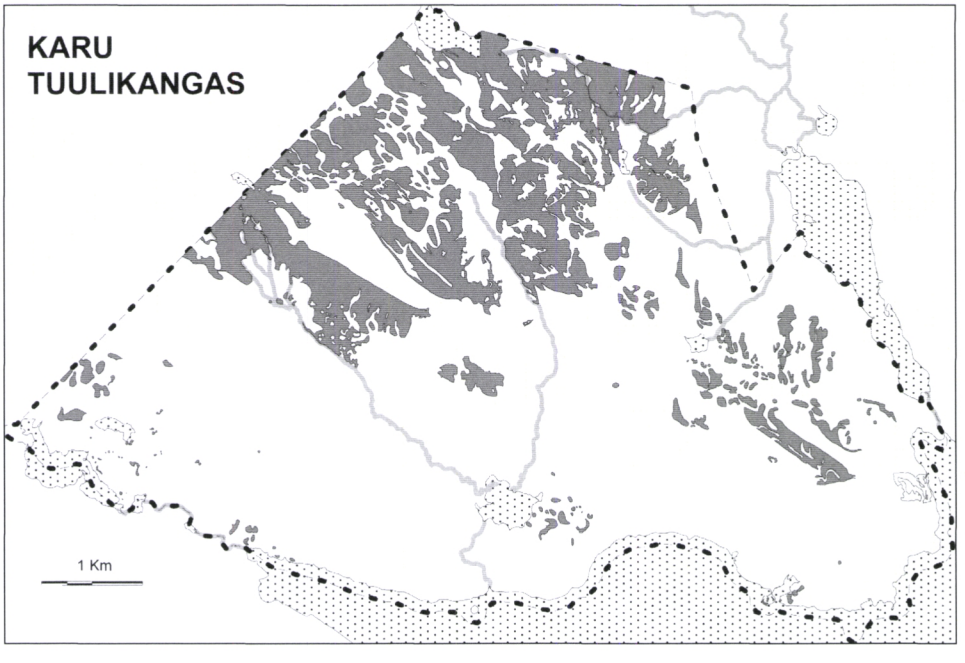
Tätä luontotyyppiä tapaa pääasiassa keskipaljakalla. Lajistossa on matalia, karun tunturikankaan heiniä ja saroja (riekon-, tunturisara) patjamaisten varpukasvien (sielikkö, uuvana) ja jopa ruohojen (tunturikohokki) kasvustoja. Pohjanvariksenmarja ja riekonmarja kasvavat muiden lajien tapaan maanmyötäisesti. Maasto on karun kuivaa, jäkälälaikkujen kirjavoimaa. Kivien, kallioiden ja kangaslaikkujen vuorottelusta johtuen tämä tyyppi on pienipiirteistä, mikä aiheuttaa tulkintaongelmia. Nämä ylhäällä sijaitsevat tuulikankaat erottuvat vääräväri-ilmakuvissa heikosti kellertävinä laikkuina sinertävien kallioiden ja kivikkojen seassa. Kuvaamamme tyyppi on verrattavissa Haapasaaren (1988) arktiseen pohjanvariksenmarja - lapalumijäkälä (*Empetrum - Cetraria nivalis*) -tyyppiin.

Karu tuulikangas eli tuulenpieksämä (kuva 41) on selvästi keskipaljakalle tyypillinen biotooppi. Sitä on Mallan luonnonpuistossa yhteensä 582 ha eli 19%. Kuviokoko on keskimäärin 2,8 ha ja kuvioita kaikkiaan 205. Sitä on lähes viidennes koko puiston pinta-alasta, pääasiassa Iso-Mallan rinteillä ja laella. Keskipaljakka karuine tuulikankaineen on ohuen lumen peitossa jo lokakuun alussa. Tuntureilla on silloin luonteenomaiset lumikalottinsa, kun

laaksot ovat vielä lumettomia yöllä sataneen lumen ja pakkaskuuran sulaessa päivisin pois. Monista syistä karu tuulikangas on Mallan luonnon karuin ja elämän kannalta vaativin luontotyyppi. Pienialaisina laikkuina tätä tyyppiä on myös laaksoissa, mutta siellä yleensä vain avonaisten soiden keskellä tai lähellä aavan Kilpisjärven rantaa olevien kumpareiden lakiosissa.



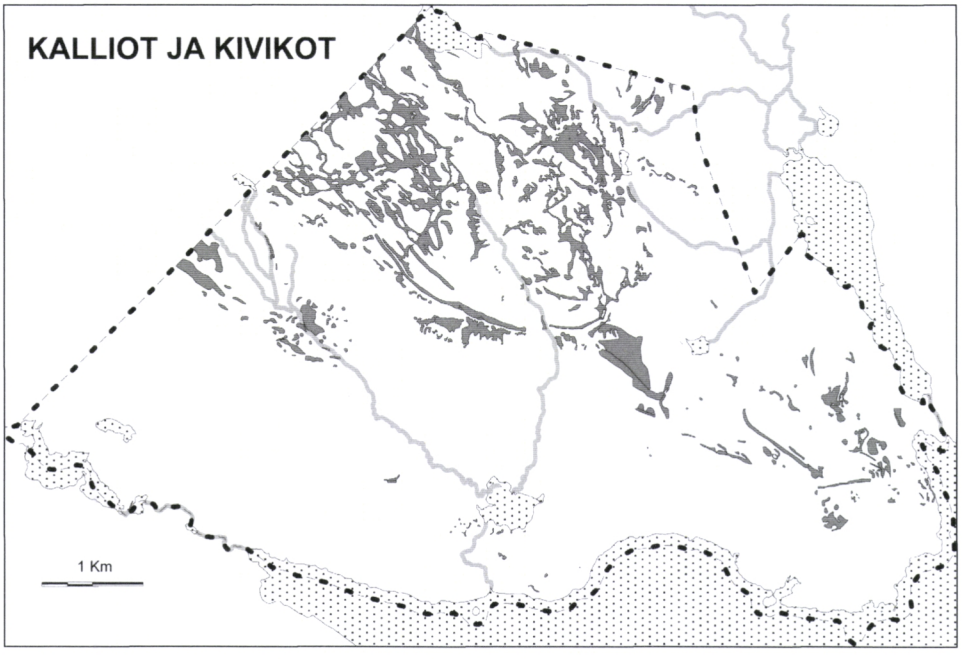
Kuva 41. Karun tuulikankaan ja kivikon muodostamaa mosaiikkia Iso-Mallan lakialueella. Kuva: Jorma Mattsson.



Kuva 42. Karut tuulikankaat Mallan luonnonpuistossa.

Kivennäispohja

Kallioita ja louhikoita esiintyy Kilpisjärven alueella erityisen runsaasti paljakkavyöhykkeessä. Tunturien rinteillä ja osaksi lakialueillakin on vaaka-asentoisia liuskepinkkoja paljastuneina (vrt. Lehtovaara 1995). Mallan ja Saanan Kaledonidi-törmässä on pystysuoria pahtoja, jotka saattavat olla kymmenien metrien korkuisia. Jokien ja purojen uomissa on koskipaikoilla veden paljastamia kallioita. Metsävyöhykkeessä pahdat, kivikot, louhikot ja kalliopaljastumat ovat pienempialaisia.



Kuva 43. Kalliot ja kivikot Mallan luonnonpuistossa.

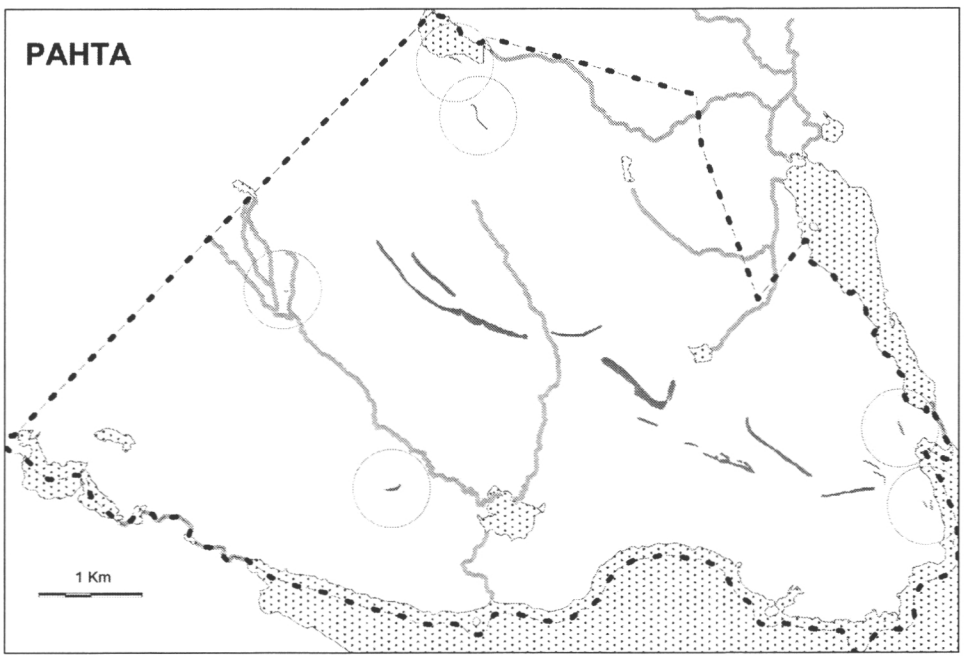
Pahta

Kalliojyrkänteet eli pahdat ovat Kilpisjärven alueelle tyypillisiä ja näkyviä maiseman osia. Varsinkin ylityöntölaatan reunan seinämät Mallan ja Saanalla alueella ovat tunnettuja ja kirjallisuudessa usein kuvattuja. Luontotyyppinä pahta on riippuvainen ennen kaikkea seinämän viettosuunnasta ja kivilaadusta. Täysin erilaisista olosuhteista johtuen paahderinteillä menestyvät eri kasvilajit kuin varjorinteillä. Samoin dolomiittipahdat eroavat lajistoltaan jyrkästi silikaattijyrkänteistä. Myös kiviaineksen kiinteydellä on oma merkityksensä. Kaledonidi-törmässä esiintyvä saviliuske kestää eroosiota huomattavasti huonommin kuin kvartsiitti. Pakkasrapautuminen irrottaa kiviainesta synnyttäen seinämään kouruja ja alas lohkareikkoa.

Tässä tutkimuksessa pidetään pahtana rinteitä, jotka ovat jyrkkyydeltään yli 45 astetta. Näin jyrkillä rinteillä irtomaat ovat yleensä aikojen kuluessa pudonneet alas ja kalliopinta on paljastunut. Eroosio jyrkentää pahtaa koko ajan lisää ja paljastaa kivilajille tyypillisen lohkopinnan. Pystysuoria ja varsinkin

koveria seinämiä on Mallan luonnonpuistossa kuitenkin vähänlaisesti.

Näyttävin Mallan luonnonpuiston pahdoista on ´Suuri Kitsipahta´ (*Stuorra Gihččebákti*), joka sijaitsee jokseenkin koko luonnonpuiston maantieteellisessä keskipisteessä. Pikku-Mallan itäsivulla on kokonainen sarja pahtoja aina järven rantaan asti. Pienempiä, kartassa näkymättömiä pahtoja on siellä täällä tunturien rinteillä muuallakin.



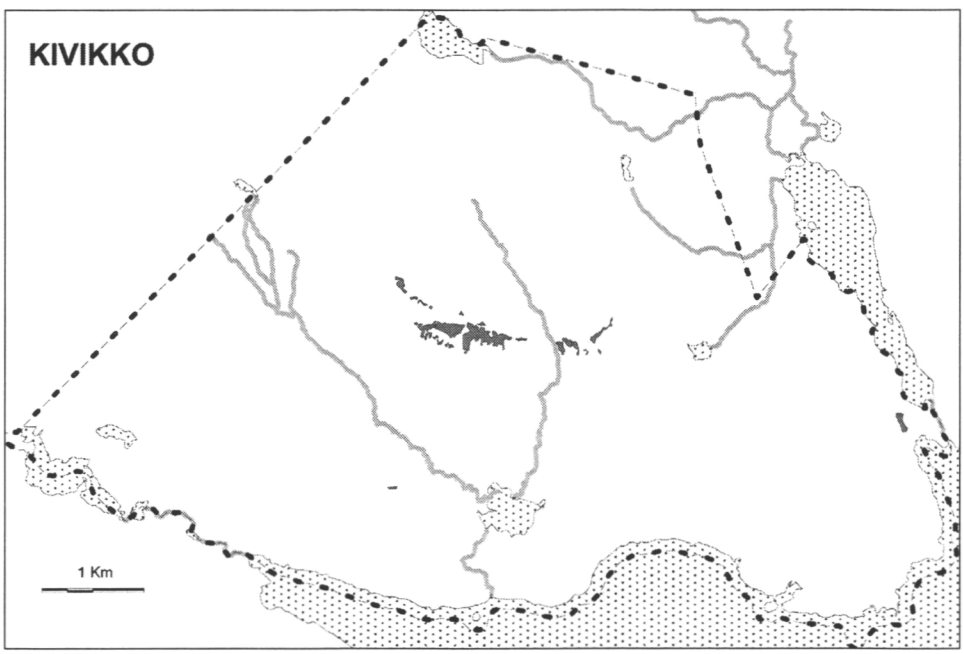
Kuva 44. Pahdat Mallan luonnonpuistossa.

Ilmakuvissa pahdat erottuvat yleensä luomansa varjon avulla. Pahdoista ei tosiasiallisesti voi esittää millään karttaprojektiolla eikä missään mittakaavassa kunnollista pinta-alaa, vain sijaintitietoja. Pystysuoria ja jyrkkiä seinämiä pitää karttaesityksissä leventää keinotekoisesti, mutta loivemmista pahdoista voidaan saada mitattavissa olevia arvoja esiin. Tässä tutkimuksessa Mallan luonnonpuiston pahtojen kokonaispinta-alaksi saatiin noin 20,5 ha. Tämä on kuitenkin yliarvio, koska karttateknisistä syistä pahtoja on levennetty. Todellisia, pystysuuntaisia pinta-aloja ei mitattu.

Kivikko eli rakka

Kivikoita eli rakkoja on Yliperän tuntureilla siinä määrin, että ne hallitsevat maisemaa monin paikoin. Kivikot ovat periaatteessa samanlaisia, mutta niitä muodostavat varsin monet geologiset ja geomorfologiset tapahtumasarjat. Lakirakat voivat olla pyöreäkivisiä tai levymäisiä, kivet toistensa lomassa olevia kiviaineksen liuskeisuudesta riippuen. Pakkanen ja jäätyvä vesi irrottaa, kääntelee ja paloittelee niitä. Rinteiden alla on kivikeiloja, joiden viuhka yleensä kapenee alaspäin. Vain suurimmat lohkareet ovat vierineet kauemmas. Jyrkkien rinteiden alla voi olla isolohkareista louhikkoakin. Suurimmat, jopa kesämökin kokoiset kivet erottuvat maisemassa ja ovat mahdollisesti

mannerjään kuljettamia siirtolohkareita nuorempia. Ne ovat liikkumattomia omine paahde- ja varjosivuineen. Kaikkia voi kutsua siirtolohkareiksi, alas pudonneitakin. Virtaava vesi, aallot ja liikkuvat jäät lajittelevat, pyöristelevät ja siirtävät kiviä. Rannoilla ja purojen varsilla on omia kivivöitään. Kuopissa jäätyvä vesi muodostaa soille ja notkoihin ns. kivikuoppia. Rantavesissä esiintyy kivikkoriuttoja. Kivikot ovat lähes kasvittomia ja ilman rupijäkäliäkin, jos virtaava vesi, aallot ja jäät puhdistavat niitä vuosittain. Matalissa rantavesissä ja puroissa kivien päällyslevät runsastuvat lyhyen kesän aikana. Voidaan puhua jopa näiden rantojen ja purojen 'kausilevistä'.



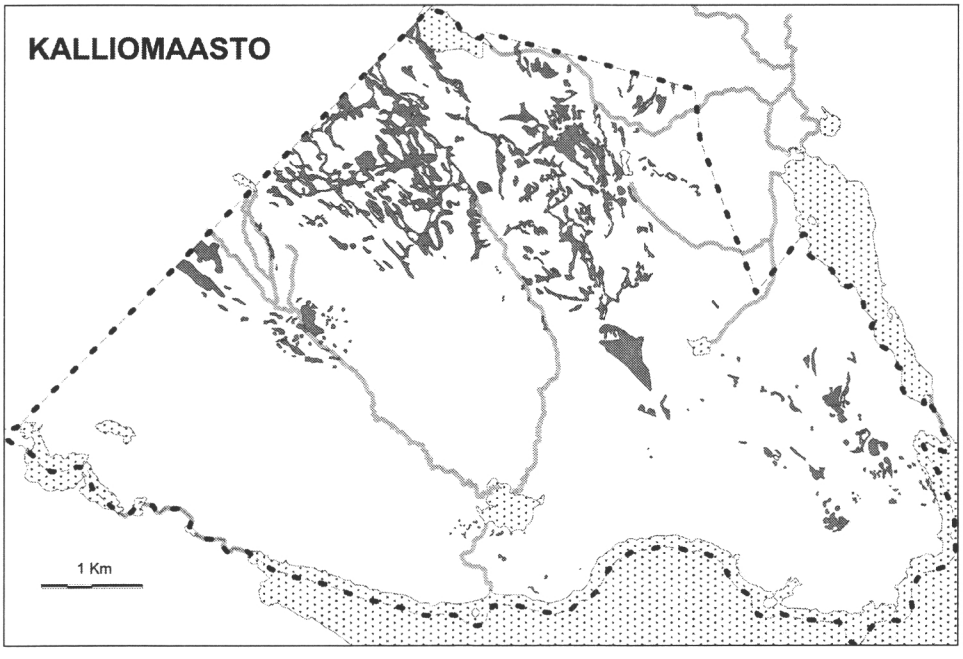
Kuva 45. Kivikot eli rakat Mallan luonnonpuistossa.

Mallan alueella on erilaisia puhtaita kivikoita yhteensä vain 13 ha (0,4%). Käytännössä tämän luontotyypin osuus on huomattavasti suurempi (vrt. Eurola ym. 2003). Ensinnäkin jyrkkien rinteiden vyörykivikoiden pinta-ala on kartassa esitettyä suurempi. Toiseksi kivisiä maita, puronvarsia, rinteiden kivijuovia, nykyisiä ja muinaisia rantakivikoita, soiden kivikuoppia, kuviomaiden alkeita yms. on lähes kaikkialla, koivikoissa ja kangasmaillakin. Pienialaisuutensa vuoksi niitä on hyvin vaikea ottaa mukaan omana luontotyyppinään kartan mittakaavassa. Todellista louhikkoa on vain pienen Siilaspahdan alaosa aivan puiston itäkärjessä sekä osia 'Suuren Kitsipahdan' vyörykeiloissa. Puiston itäpuolella on paljon laajempia louhikoita Saanan vyörykivikoissa.

Kalliomaasto

Kasviton tai niukan kalliokasvillisuuden verhoama laaja kivipinta edustaa kalliomaastoa. Sileitä silokallioita on runsaasti jääkauden jäljiltä, mutta on myös kuutio- tai rakomaisia murroksia kivilajista johtuen. Tunturien lakipis-

teissä voi olla eroosiojäänteinä tornimaisia linnakalliota, ns. tooreja. Mallan alueella ne ovat varsin vaatimattomia. Kartoituksessa käytetyn minimialuekoon (10 x 10 m) vuoksi pienet, yksittäiset kalliopinnat eivät näy kartalla.



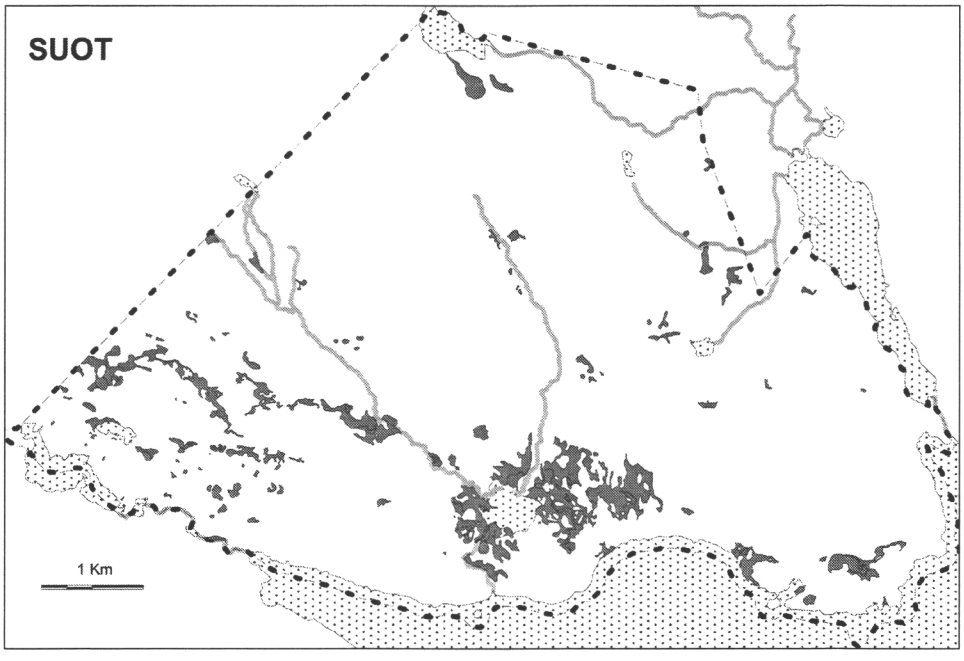
Kuva 46. Kalliomaastot Mallan luonnonpuistossa.

Kalliomaasto on kivikoiden tapaan pienimuotoista tilkkutäkkiä. Mallan puistossa paljaat kalliot keskittyvät tunturipaljakoille, varsinkin Iso-Mallan lakialueelle. Siellä jääkausi on paljastanut kalliopintaa ja sen jälkeen sulamisvedet ovat pitäneet ja pitävät kalliopinnat puhtaina. Vallitseva kova kivilaji arkoosikvartsiitti (Lehtovaara 1995) on kestävää rapautumisen suhteen. Mannerjään hiomat silokalliot ja erilaiset lohkopinnat ovat tyypillisiä. Laaksoissa kallioperää peittävät erilaiset laaksonpeitteet (virtakerrostumat), moreenit, kivikot ja kasvipeite. Kallioiden luonnehtimaa kalliomaastoa on Mallan alueella yhteensä 204 ha (7%).

Suot ja kosteikot

Rinteiden alpiiniset suot ovat ohutturpeisia ja kalkkipitoisesta kallioperästä johtuen lettomaisia (Toivonen & Vuokko 1972). Tunturialueilla suotyyppien vaihtelu on pienempää kuin etelämpänä havumetsäalueella. Esimerkiksi korvet puuttuvat pientä koivua kasvavaa lettokorpea lukuun ottamatta. Ylä-Lapin erikoisuutta ovat palsasuot, mutta niitä Mallan luonnonpuistossa ei ole. Jotkut laaksojen pounikkomaiden turvekummut saattavat olla palsojen esiasteita. Niiden korkeus jää kuitenkin alle metrin ja sisällä oleva jää sulaa yleensä loppukesällä. Lähteisyys on ominaista Mallan tunturisoille. Monet niistä ovat riippuvaisia yläpuolella sulavien lumilaikkujen vesistä. Puistossa on myös kosteikkoja, jotka eivät ole varsinaista suota, vaan jokseenkin epä-

määräistä tihkumaa ja lähdevyöhykettä (vrt. Eurola ym. 2003). Soita ja mainittuja kosteikkoja on Mallan luonnonpuistossa yhteensä 151 ha (5% kokonaisalasta). Kuvioita on kaikkiaan 152 ja niiden keskikoko on 1,0 ha (taulukko 1). Koska haihtuminen on vähäistä Mallan alueella vallitsevassa kosteassa ja kylmässä ilmastossa, olosuhteet soistumiselle ovat otolliset. Toisaalta Mallan alueella on tekijöitä, jotka jarruttavat tai rajoittavat soistumista, kuten jyrkkä topografia, kivisyys, irtomaan vähäinen paksuus ja myös sen vähäinen osuus kokonaisalasta.



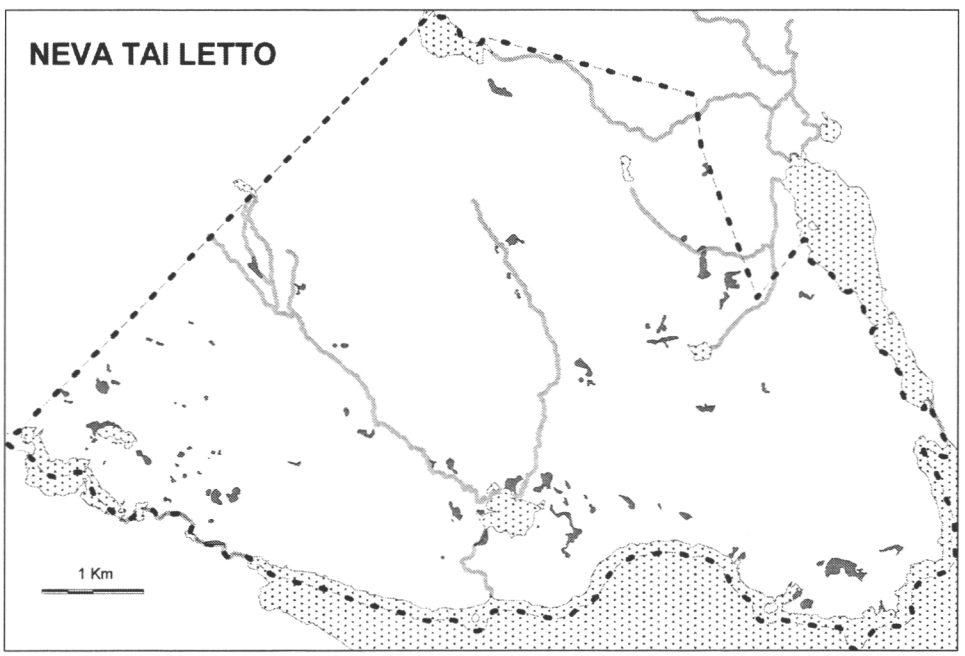
Kuva 47. Suot Mallan luonnonpuistossa.

Neva tai letto

Tähän ryhmään kuuluu saravaltaisia soita, joiden keskellä on usein avovesirimpi. Ilmakuvissa ne ovat vesipinnasta johtuen tummia, lampimaisia. Syksyllä nämä suot erottuvat maisemassa kullankeltaisina. Valtalajistoon kuuluvat tavallisimmin pullo- tai kiiltosara (*Carex rostrata* tai *C. saxatilis*). Punertavat, lähteisyyttä ilmentävät sammalet, kuten sirppisammalet ja kuirisammal (*Limprichtia* sp., *Warnstorfia* sp., *Calliergon* sp.) ovat tyypillisiä näille soille (Eurola ym. 1995 s. 21, Eurola 1999 s. 44).

Nevat ja letot ovat avoimia soita (vrt. Tuominen ym. 2001), joissa ei ole koivuja, ei pensaita eikä varpujakaan. Niissä vallitsevat sarat: aapa-, pullo-, jouhi- tai vesisara (*Carex rotundata, C. rostrata, C. lasiocarpa* tai *C. aquatilis*) valtalajina. Keskemmällä voi olla rahkasilmä tai avonainen rimpikin ja sillä rahkareunus. Näitä karuja nevalaikkuja on yleisesti, mutta pienialaisina tunturien notkoissa ja satuloissa. Useimmat niistä ovat liian pieniä kartassa esitettäviksi. Suurimmat ovat Mallatunturien välisessä satulassa. Lettomaisia, ravinteisia suolaikkuja on erityisesti Iso-Mallan etelärinteellä ja puiston lou-

naisosassa. Näille soille tyypillisiä putkilokasveja ovat kultarikko, tupasluikka, lettopaju, mähkä, sysisara, kiiltosara, hapsisara (*Carex capillaris*), punakko, kirjokorte, hentokorte ja siniyökönlehti (*Pinguicula vulgaris*) (vrt. Federley 1969). Kymmenet pikkujärvet ja lammet kielivät alueella olevista suppamaisista tai laakeista painanteista. Osa painanteista on soistunut. Tunturikoivun luonnehtimia koivulettoja tai lettokorpia ei ole alueelta ilmoitettu tai niitä ei ole vielä löydetty. Nevoja ja lettoja on Mallan alueella yhteensä 38 ha (1%) ja 95 kuvion keskikoko on vain 0,4 ha.



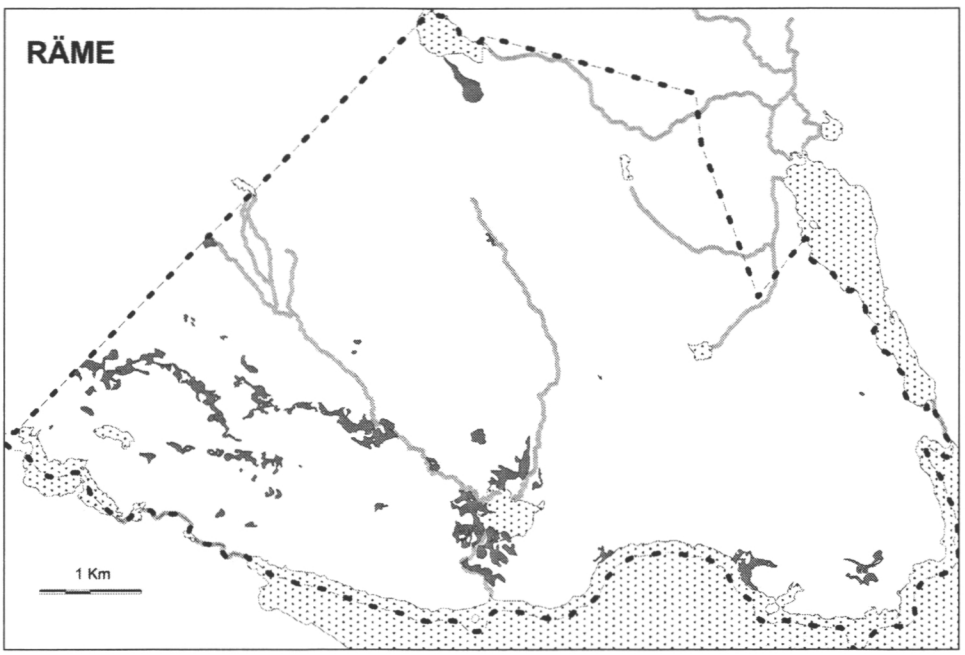
Kuva 48. Nevat ja letot Mallan luonnonpuistossa.

Räme

Varpuiset ja pajukkoiset suot on maastossa helppo tunnistaa, mutta ilmakuvassa ne sekoittuvat helposti varpuisiin tai ruohoisiin lumikankaisiin. Stereokuvaparin avulla suon tunnistaa lähes vaakasuorasta pinnastaan. Sen sijaan kankaita esiintyy jyrkilläkin rinteillä. Rämeet ovat usein kivisiä, jolloin kivikuopissa on vettä. Turvepeite on hyvin ohut tai pieniä turvekumpuja ja pounikkoa on monin paikoin. Jänteisyyttä näillä soilla ei ole. Tämän tyypin suot voivat muodostaa pieniä aukkoja tunturikoivikkoon. Keskipaljakalla ei varpurämeitä esiinny. Federleyn (1969) mukaan purojuoteissa on pajuja sekä tupas- ja mätässaran (*Carex nigra* ssp. *juncella* tai *C. cespitosa*) muodostamia kaulamättäitä. Toisinaan rämeitä reunustavat pajukot.

Räme on monimuotoinen varpusuo, jolle on tyypillistä varpujen (vaivaiskoivu, suopursu, juolukka, pohjanvariksenmarja ym.) lisäksi pajut ja pounikkoisuus. Myös lähteet ja erilaiset pounujen väleissä tai kyseisen alueen ylälaidalla olevat tihkumaat ovat yleisiä Mallan rämeille. Mättäillä kasvaa pohjavariksenmarjaa ja suomuurainta. Puiston kaakkoiskulma on

rämeille otollisinta aluetta Mallan alueella. Tavallisimmin räme on monenlaisten pounu-, väli- ja rimpipintojen vaihtelua. Ne ovat monimuotoista ja pienipiirteistä suoluonnon yhdistymää Tunturi-Lapinkin oloissa. Jänteitä ei ole, mutta niiden alkeita löytyy eräältä puiston kaakkoiskulmauksen suolta, *Gierragašvuohppi*-lahden itäpuolelta. Rämeitä on yhteensä 76 ha (2,5%). Kuvioiden määrä on 53, ja niiden keskikoko on 1,4 ha.



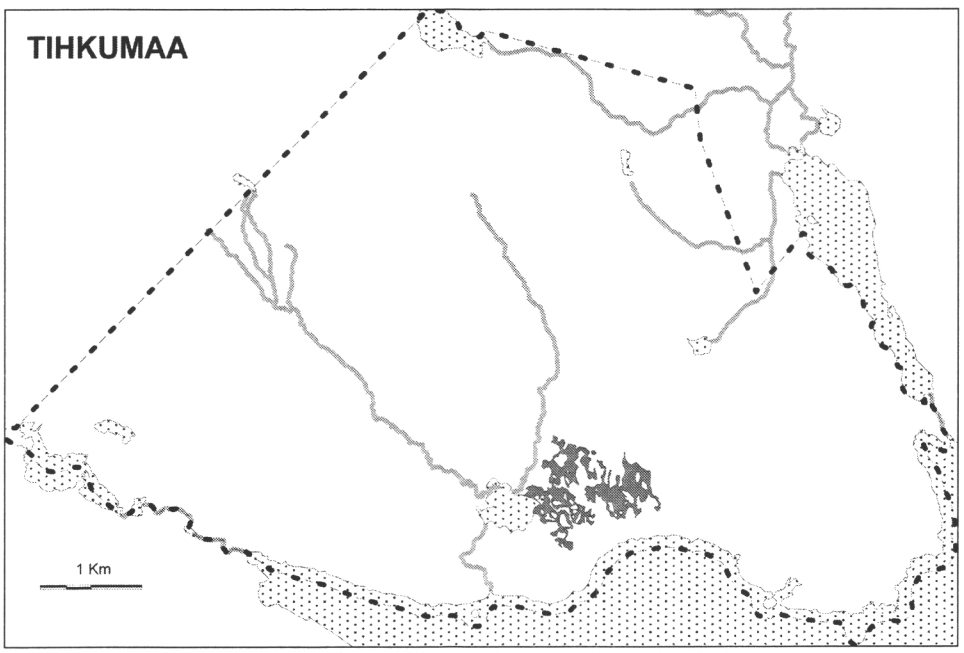
Kuva 49. Rämeet Mallan luonnonpuistossa.

Tihkumaa

Lähteisen tihkumaan ja lähdevyöhykkeen tunnistaa verkkomaisesta purouomastosta, joka alkaa alueen yläosasta ja soistuu alaosissaan. Lähdevyöhyke ja vettyneet tihkumaa sijaitsevat tietyllä korkeustasolla koivikon yläosassa tai laajan rinteen alataitteessa. Edellytyksenä on, että ylempänä on vesien kertymäalaa, rinnettä. Maapohja on märkää, mutta ei turvepeitteistä suota. Kasvillisuus on rehevää, mutta ei korkeaa suurruohostoa. Kasvipeite ei ole täysin sulkeutunutta, mikä tarjoaa elinmahdollisuuksia heikoille kilpailijoille. Ruohovartisia tunturialueen erikoisuuksia (esimerkiksi rikkoja) on harvakseltaan, mutta lajisto on monipuolinen. Osa alueesta voi olla mättäikköä. Paikoitellen esiintyy yksittäisiä paju- ja katajapensaita. Skandinavian tuntureiden laaksonpäiden tihkumaiden laajat rinnepajukot, ns. harmaapajukot puuttuvat tai ovat pienialaisia ja ennen kaikkea matalakasvustoisia, valtalajeina tunturi- ja pohjanpaju (*Salix glauca* ja *S. lapponica*).

Tihkumaat ja lähdevyöhykkeet sijaitsevat laajahkojen rinteiden alataitteissa alueilla, missä rinne tasoittuu selvästi ja irtomaan osuus lisääntyy. Varsin luonteenomaista tämä on Mallan alueen eteläosissa. Täällä on myös Kilpisjärven jääjärvivaiheen rantamuodostumia useana vyöhykkeenä, jotka

näkyvät kartalla epämääräisinä lampi- ja suolinjoina. *Hárresáiva*-järven itäpuolella on laaja erilaisten tunturimaan suoyhdistymien, lähdevyöhykkeiden ja tihkumaiden sokkelikko. Niistä tehtiin tarkempi kartoitus, mutta saatu osa-aluejako merkittiin karttaan vain katkoviivoin ilman eri selitystä. Pääkartalla se kuvataan tihkumaana, mutta ruskeana suon yleisvärityksellä. Tämä alue vaatisi selkeästi jatkoselvityksiä. Alueen koko on 37 ha (1%). Erityisesti lähdevyöhykkeitä on muuallakin yleisesti, mutta ne ovat pienialaisia ja jäävät aarin vähimmäiskokoa pienemmiksi. Lisäksi niitä on vaikeaa kartoittaa ilman tehokasta maastotyötä. Löytämistä tosin helpottaa niille tyypillinen sijainti.



Kuva 50. Tihkumaat Mallan luonnonpuistossa.

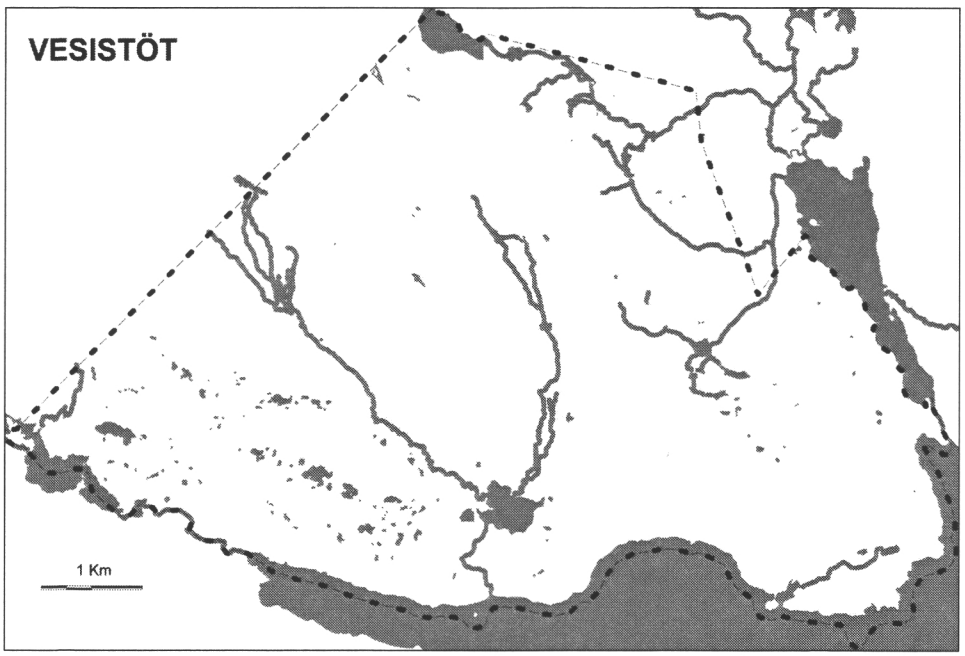
Vesistöt

Mallan luonnonpuiston alueella on parisataa pikku lampea ja järveä. Suurin järvi on Kilpisjärvi, jonka rantavedet kuuluvat 100 metrin leveydeltä puistoon. Kartoituksessa on erotettu ilmakuvista erottuvat matalikot ja rantamatalat omaksi luontotyypikseen. Se sisältää alle 2 metrin syvyiset alueet. Ilmakuvassa erottuva puro on otettu mukaan omana, paksuna viivanaan. Käytännössä vesistöluokkaan sisältyvät syvä vesi, matala vesi ja puro tai joki.

Järviä ja yli aarin pikkulampia, Kilpisjärvi mukaan lukien, laskettiin Mallan puiston alueelta yhteensä 216 kpl. Niiden keskikoko (ilman Kilpisjärveä) on 0,37 ha, yhteisala 75 ha ja vaihteluväli 1,56 ha. Valtaosa näistä on noin aarin kokoisia pikkulampia. Näistä arvoista erillään on suurin vesiallas Kilpisjärvi eli sen puistoon kuuluva 100 metrin rantavyöhyke, jonka pinta-ala on 115 ha. Kilpisjärvi mukaan lukien Mallan luonnonpuiston vesistöjen kokonaisala on 190 ha (6,2%). Mallajärven (*Mallajávri)* Suomen puoleinen osa on 15,6 ha (koko järvi 16,5 ha) ja *Hárresáiva* 15,3 ha. Muut ovat pienempiä.

Kilpisjärven alueen järvet ovat saratyypin järviä. Sammalten osuus vesi-

kasveista on huomattava ja tunturilakien lammissa ne ovat ainoita makrofyyttejä. V. Virtasen (1996) jaottelun mukaan alueen järvet ja lammet voidaan ryhmitellä seuraavasti: 1. tunturilakien lohkarelammikot, 2. paljakan kirkasvetiset karut lammet, 3. paljakan saralammet, 4. syvät tunturijärvet, 5. koivuvyöhykkeen saralammet ja 6. koivuvyöhykkeen harjannelammet.



Kuva 51. Vesistöt Mallan luonnonpuistossa.

Järvissä ja paljakkalammissa jäät sulavat myöhään. Kilpisjärvi vapautuu jääpeitteestään tavallisesti kesäkuun puolivälissä. Vielä heinäkuun alussa se hohkaa kylmyyttä hellepäivänäkin. Silloin puiston alueella viimeisenä jäistä vapautuva Iso-Mallan korkeimman kalliolaen kupeessa oleva aarin lohkarelammikko on yleensä vielä osaksi jään peitossa. Uudestaan se jäätyy jo syyskuun lopulla. Sen sijaan iso ja syvä Kilpisjärvi, joka varastoi runsaasti lämpöä kesällä, jäätyy vasta marraskuussa, eikä kaikkina vuosina vielä silloinkaan.

Mallan luonnonpuiston kalastosta

Käsivarren Lapissa tavataan 18 kalalajia, joista suurin osa ei ole kyennyt levittäytymään suurtuntureiden korkealla sijaitseviin vesiin eikä pystyisi elämäänkään niiden tarjoamissa karuissa olosuhteissa (Lehtonen 2004). Korkeimmalla merenpinnasta elää heikkona kilpailijana tunnettu nieriä (*Salvelinus alpinus*), joka on löytänyt optimaalisen elinympäristön sieltä, missä muiden kalalajien on vaikea sinnitellä. Mallan luonnonpuistoon osittain tai kokonaan sisältyvissä vesissä monipuolisin kalasto on kirkasvetisessä ja erittäin niukkaravinteisessa Kilpisjärvessä (Tolonen ym. 1999). Siinä esiintyvät siian (*Coregonus lavaretus*), nieriän, harjuksen (*Thymallus thymallus*) ja taimenen (*Salmo trutta*) lisäksi made (*Lota lota*),

kirjoeväsimppu (*Cottus poecilopus*), mutu (*Phoxinus phoxinus*), hauki (*Esox lucius*) ja ahven (*Perca fluviatilis*).

Lumensulamisvesiä altaaseensa keräävä Mallajärvi on kalaton. Korkean sijaintinsa (776 m) vuoksi se ei tarjoa elinmahdollisuuksia monellekaan kalalajille, ja kalojen luonnollisen leviämisen estää Siilasjärveen jyrkästi laskeva Mallajoki koskineen. Alhaalla, puiston eteläosassa sijaitsevassa Harrisaivossa on ennen ollut runsas taimen- ja harjuskanta. Nykyään kalakannan pääosakkaita ovat hauki ja made, kun taas harjus ja taimen ovat vähälukuisia. Harrisaivosta laskevassa purossa on sekä harjuksia että tammukoita. Puiston lounaiskulman Kuohkimajärvessä on runsaasti siikaa, mutta siinä on myös haukia ja harjuksia. Kilpisjärveen laskevassa Kuohkimajoessa samoin kuin Kuohkimajärveen laskevassa purossa on tammukoita. Niitä esiintyy myös Pikku-Mallan ja Iso-Mallan välisessä satulassa sijaitsevissa ja Siilasjärveen laskevissa lammissa. (Kalastoa koskevia suullisia tietoja ovat kertoneet Urho Viik 8.7.2001, Viktor ja Toivo Mannela 19.7.2001.)

Muut luontotyypit

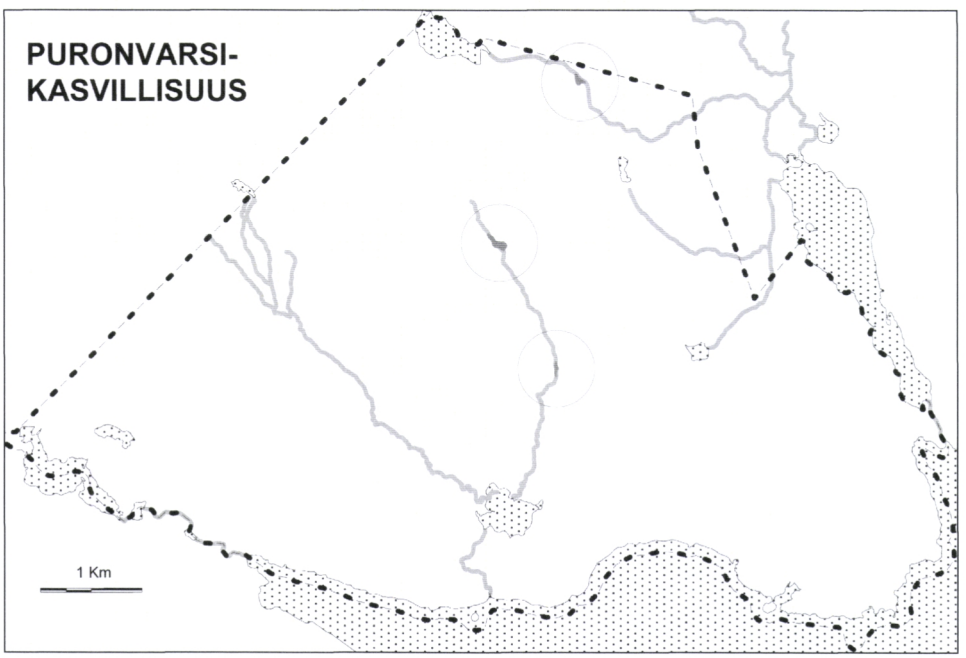
Puronvarsikasvillisuus

Purojen varsilla on paikoin erotettavissa kapea, nauhamainen puronvarsikasvillisuuden luontotyyppi. Tähän luokkaan sisältyvät kuviot ovat puuttomia. Kasvillisuus vaihtelee heinä- ja saravaltaisista niityistä (kuva 52) reheviin ruoho- ja saniaiskasvustoihin. Alkukesällä tämä luontotyyppi on tulvaveden vaikutuspiirissä.



Kuva 52. Puronvarsiniittyä. Kuva: Jorma Mattsson.

Puronvarsikasvillisuuden kapeita kaistoja löytyy Mallan luonnonpuiston alueelta hyvin vähän. Muutamat yksittäiset kohteet ovat Kitsijoen (*Gihcejohka*) varrella alueen eteläosassa ja Mallajoen (*Mallajohka*) varrella puiston pohjoisreunalla. Kalliokynnyksiä ja -kapeikkoja, jotka patoaisivat puronvarteen pieniä irtomaatasanteita, ei juurikaan ole. Mainittujen kynnysten ja porttien puuttuminen näkyy myös roudan aiheuttamien kuviomaiden puuttumisena. Neljän puronvarsikasvillisuuteen sisällytetyn kuvion yhteispinta-ala 1,8 ha (alle 0,1%) voi olla liian suuri, vaikka pienet alueet eivät olekaan mukana. Tämä johtuu siitä, että kartalla esitettyjä kuvioita on karttateknisistä syistä levennetty.



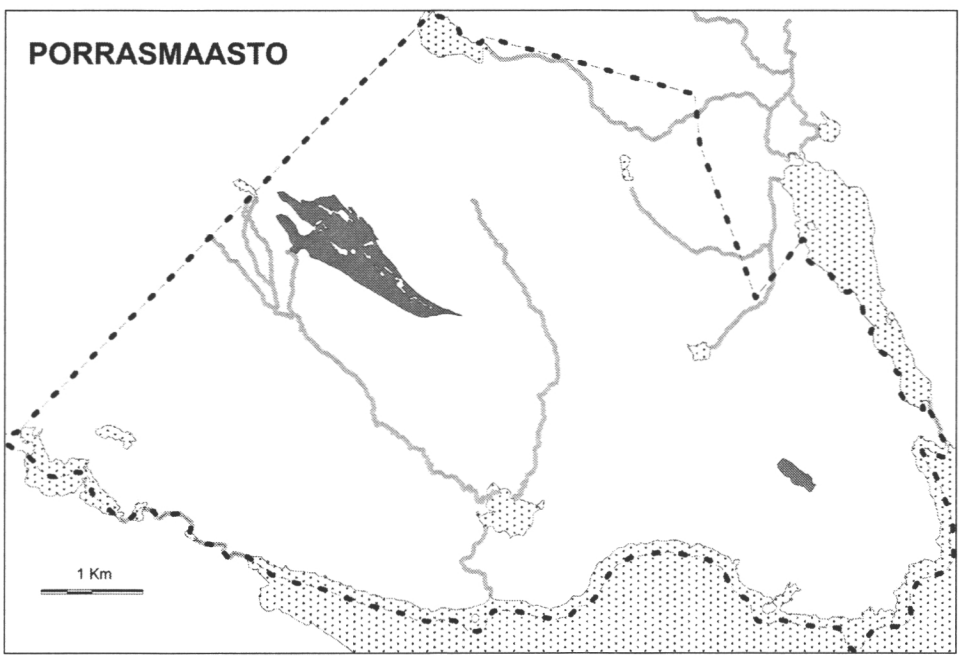
Kuva 53. Puronvarsikasvillisuus Mallan luonnonpuistossa.

Porrasmaasto

Yliperän tuntureilla ja myös Mallan alueella on jyrkillä rinteillä paikoin hylly-pahta -juovaisuutta, jolloin elinympäristöt ovat olosuhteiden vuorottelua. Tällaiselle alueelle on ominaista suuri paikallinen maankamaran monimuotoisuus (vrt. Johansson 2000). Etenkin kaltevilla hyllyillä esiintyy maan valumista (solifluktiota). Hyllyjen sisäosissa on kosteutta ja turvettakin, ulkoreunat ovat kuivempia ja tuulieroosion muokkaamia. Varjorinteiden hyllyillä ja tasanteilla lumi säilyy pitkään ja niillä on lumen aiheuttamia lumenviipymätasanteita. Kuivilla hyllyillä on jäkälälaikkuja. Tällainen 'terassikasvillisuus' on ongelmallinen tyyppi monestakin syystä. Ensinnäkään tätä luontotyyppiä ei ole aikaisemmin kuvattu. Merkittävä ongelma on myös tällaisen maaston rajaaminen kartalle ilmakuvasta, jossa pikkupahdat näkyvät huonosti. Suuremmassa mittakaavassa yksittäiset hyllyt voitaisiin kenties kuvata kangaslaikkuina ja seinämät pahtoina. Vaihettumisalueet, joilla hyllyt kapenevat,

ovat pahtavaltaisia. Toisaalta siellä, missä pahdat loivenevat, vallitsee kangaskasvillisuus. Olemme nimenneet tämän luontotyypin porrasmaastoksi.

Porrasmaasto on, kuten edellä on todettu, varsin koosteinen luontotyyppi. Tällaista maastoa löytää parhaiten isojen pahtojen päistä, joissa rinne alkaa loiventua, mutta kallioreunuksia on vielä näkyvissä. Suurin alue on 'Suuren Kitsipahdan' länsijatkeena ja toinen Pikku-Mallan lounaissivulla. Myös puiston pohjoiskulmauksessa, Mallajärven ylälaakson varjorinteellä on viitteitä porrasmaastosta, mutta se jätettiin rajausongelmien vuoksi pois. Tämän rajausteknisesti ongelmallisen luontotyypin kahden kuvion yhteispinta-alaksi saatiin 60 ha (2%).



Kuva 54. Porrasmaasto Mallan luonnonpuistossa.

Lumilaikku

Mallan luonnonpuistossa on Iso-Mallan rinteillä runsaasti lumilaikkuja eli jasoja (saameksi *jassa*), jotka säilyvät pitkälti heinäkuulle. Vielä kesä-heinäkuun vaihteessa kolmannes alueesta on lumen peitossa. Näkymä Norjan puolelta tarjoaa enemmän lunta kuin paljasta maata samaan aikaan. Runsassateisina talvina lunta voi kerrostua niin paljon, että osa lumenviipymistä ei sula lainkaan viileinä kesinä. Iso-Mallan itärinteellä, Kitsijoen latvan ns. riippuvan laakson länsilaidalla oleva iso laikku ei ole sulanut kokonaan "miesmuistiin".

Lumet itsessään ovat kasvittomia, mutta eivät elottomia. Lumen pinnalla ja pintaosissa elää monenlaisia karaistuneita hyönteisiä ja lumileviä, jopa muutama lumisienilajikin (Eurola 1980). Lumen sulaminen rikastuttaa alapuolisia lumijättöalueita ja rinnemaita alempanäkin sulamisvesien muodossa. Eräät kylmien vesien kostuttamiin ympäristöihin erikoistuneet kasvit, kuten jäälei-nikki (*Ranunculus glacialis*) ja lumileinikki (*R. nivalis*), löytyvät varmimmin

suurten lumilaikkujen tuntumasta. Lumilaikkujen välittömässä ympäristössä vallitsee lyhyeen kasvukauteen sopeutuneiden kasvilajien muodostama lumenviipymäkasvillisuus. Jasat vetoavat myös poroihin, jotka hakeutuvat sinne räkkää pakoon. Lisäksi laikkujen reunamien sulamisvesialueet tarjoavat poroille vehmaan ruokailupaikan, joka on arvossaan etenkin kuivina ja kuumina kesinä (asiasta enemmän luvuissa 1.2 ja 3.1).



Kuva 55. Iso-Mallan itärinteen jasa ei sula kesäkuumallakaan. Katso myös kuva 85. Kuva: Jorma Mattsson.

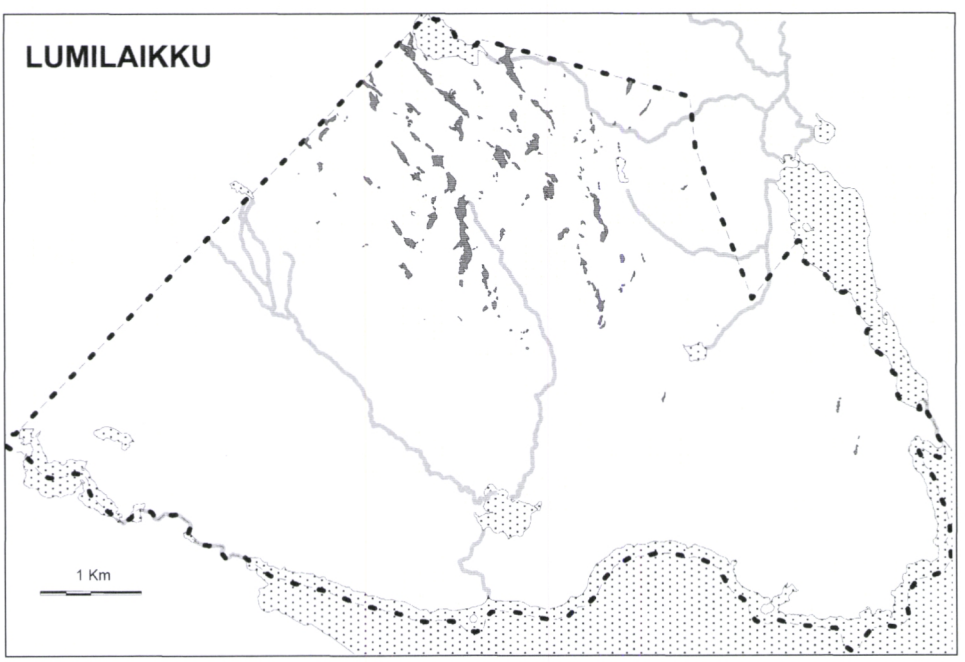
Lumilaikkujen määrä ja pinta-alat ovat suuresti riippuvaisia kertyneen lumen määrästä ja sulan kauden lämpötiloista, ennen kaikkea kevään edistymisestä ja kesän tulosta. Tässä kartoituksessa kuvatut lumilaikut on rajattu heinäkuun lopulla 2000 kuvatun ilmakuvan perusteella. Koska lumen sulamista on tapahtunut vielä kuvausajankohdan jälkeenkin, kartalla lumilaikut on kuvattu suurempina kuin ne ovat pienimmillään kesän lopulla. Tästä syystä tämän luontotyypin kuviot sisältävät sekä monivuotisia lumilaikkuja että niiden alta paljastuvaa lumenviipymäkasvillisuutta. Kesän lämpimyydestä huolimatta vuonna 2000 oli runsaasti lumilaikkuja niinkin myöhään kuin heinäkuun lopulla. Lumen runsaus antaa selviä viitteitä siitä, että suurimmat lumilaikut ovat monivuotisia. Kitsijoen riippuvan ylälaakson länsilaidalla sijaitsevan, edellä mainitun suuren lumilaikun koko oli kuvausajankohtana 5,7 ha. Heinäkuun alussa 2003 sama laikku oli paksuimmillaan vielä noin 5 m. Tätä lumilaikkua ylläpitää Norjanmereltä puhaltavat länsituulet runsaine lumisateineen, jolloin lunta kasaantuu rinteen suojapuolelle monen metrin kerrokseksi.

Lumimaiden kasvillisuus riippuu lumen sulamisajankohdasta, maaperän kosteuden säilymisestä ja maalajista (Gjærevoll 1956). Kasvillisuuden perusteella lumenviipymät jaetaan tavallisesti kolmeen päätyyppiin: niittymäisiin, vaivaispaju- ja sammallumenviipymiin. Kesä-heinäkuun vaihteessa lumen

alta paljastuvien lumimaiden kasvillisuus on niittymäistä, heinä- ja saravaltaista (Federley 1972, Federley & Vuokko 1980). Pitempään lumen alla ovat pienten varpujen ja ruohojen luonnehtimat lumenviipymät. Näitä molempia esiintyy Iso-Mallan rinteillä keskioroarktisessa vyöhykkeessä. Erittäin myöhään sulavat ja epäsäännöllisesti sulavat lumenviipymät ovat sammalten



Kuva 56. Niukkaa lumenviipymäkasvillisuutta Iso-Mallan koillisrinteellä heinäkuussa 2001. Kuva: Jorma Mattsson.



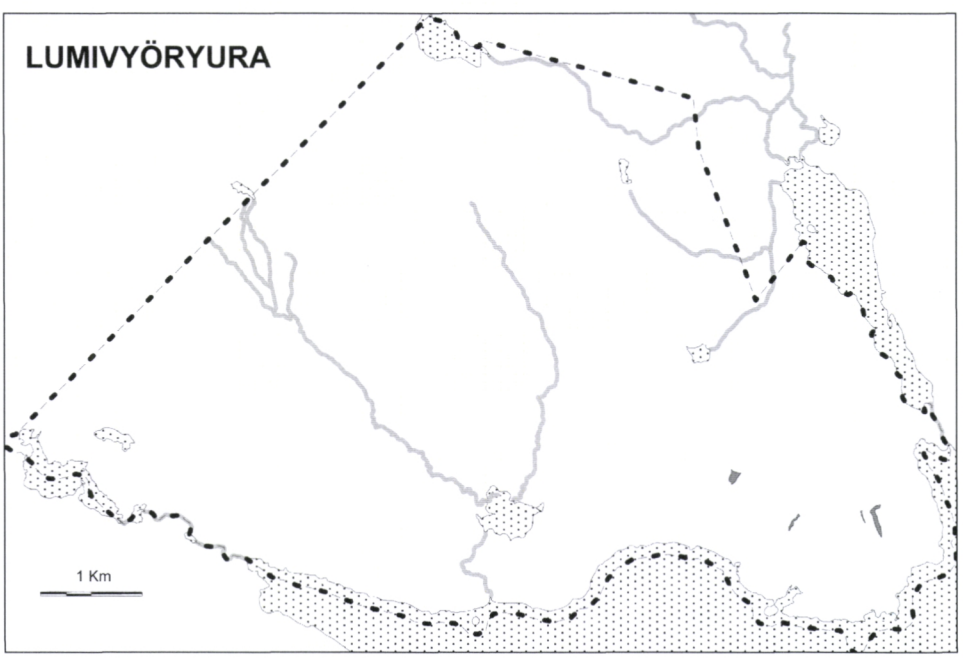
Kuva 57. Lumilaikut eli jasat Mallan luonnonpuistossa.

ja maksasammalten valtaamia ja putkilokasvit puuttuvat lähes kokonaan. Tunnuslajina on maksasammaliin kuuluva paljakkakuurasammal (*Anthelia juratzkana*).

Tässä tutkimuksessa käytetyssä ilmakuvassa on erikokoisia lumilaikkuja yhteensä 159 kpl, joiden kokonaispinta-ala on 40 ha (1,3%) ja kuvioiden keskikoko vain 0,3 ha. Lähes kaikki sijaitsevat Iso-Mallan lakialueella tai lähirinteillä keskipaljakassa. Juhannuksena 2003 koko alueesta oli kolmannes lumen peitossa, mutta keskikesän hellejakson aikana laen lumimosaiikki suli nopeasti. Jäljelle jäivät varsinaiset kesän yli säilyvät lumilaikut ja lumikankaat (lumenviipymäalueet).

Lumivyöryura

Mallan luonnonpuistosta, kuten Saanaltakin löytyy myös elinympäristö, joka näkyy tunturikoivikon yläreunan kielekkeisyytenä. Nämä alaspäin kapenevat urat ovat keväisten lumivyöryjen aikaansaannoksia. Näille alueille on yhteistä yläosan jyrkähkö noin 30 asteen rinne ja etelän ja lounaan välinen rinnesuunta. Loppukeväällä paisterinteeseen porottava aurinko yhdessä öisin jäätyvän lumipinnan kanssa saa lumet herkästi liikkeelle. Jyrkempään rinteeseen lumet eivät kerrostu liukupinta-uusi lumi -kerroksiksi ja loivemmassa ne sulavat paikalleen. Vyöryurien kenttäkerros on muutoin samanlainen kuin niiden ympäristössä, mutta puuston kaatuminen muuttaa valaistusoloja vuosiksi eteenpäin, mikä heijastuu lajien välisiin suhteisiin. Heinien ja ruohojen runsastuessa paikalle kehittyy heinävaihe. Tämä luontotyyppi edustaa muuttuvaa seurantovaihetta, mutta vyöryjen toistuessa luontotyyppikin on pysyvämpi.



Kuva 58. Lumivyöryurat Mallan luonnonpuistossa.

Lumivyöryuria on Mallan luonnonpuistossa vain neljä, kaikki Pikku-Mallan etelä- ja lounaisrinteellä. Laajin vyöryalue on melko tuore, kauas järvellekin näkyvä, Pikku-Mallan etelärinteeseen syntynyt ura. Se on yläpäästään 100 m leveä ja pituutta sillä on noin 280 m. Kuvion ylälaidalla, ts. lumen lähtöalueella rinteen kaltevuus on 30-40°, heti sen alapuolella 28° ja vielä kuvion alaosassakin noin 12°. Vyöry tapahtui pintavyörynä poikkeuksellisesti joulukuun lopulla 1989, jolloin vallitsi lumi- ja räntäsateinen suojasää (Seppä & Shemeikka 1991). Pikku-Mallan lakiosan koillissivulla tunnetaan myös yksittäinen sohjuvyöry. Sohjuvirta on vedensekaista lumivyöryä, joka voi liikkua hyvinkin loivassa rinteessä. Tämä Pikku-Mallan sohjuvirtauoma on kuitenkin jyrkkä, noin 30°. Vähäisen pinta-alan vuoksi sitä ei ole merkitty karttaamme.

Kalkkivaikutus

Kilpisjärven alueella ohut dolomiittikerros tulee esiin ylityöntölaatan reunatörmässä (kuva 25). Pahtajyrkänteen kerroksena se ei erotu ilmakuvassa, joten sen piirtämisessä kartalle on turvauduttu kenttähavaintoihin ja uuteen geologiseen karttaan (kuva 27). Norjan rajan tuntumassa dolomiittialue laajenee leveäksi maastovyöhykkeeksi, jopa kahdeksi. Tämä tulee näkyviin puron latvauomaverkostossa ja veden puhdistamilla kalliopaljastumilla. Dolomiitin esiintymistä ilmentää myös alueen kasvillisuus. Tässä kartoituksessa dolomiittivyöhyke ja pahdan dolomiittikerros saa oman, muista poikkeavan rasteritunnuksensa. Pahdoilla sitä on keinotekoisesti levennetty havaittavuuden vuoksi. Elinympäristönä tämä luokka tai tyyppi on kalkinvaatijoiden ja -suosijoiden kasvupaikkaa. Mallan luonnonpuistossa ei ole dolomiittipahtojen alla dolomiittikivien viuhkaa kuten Saanan rinteillä.

Kalkkivaikutus ilmenee Mallan luonnonpuistossa vain dolomiittikerroksen alapuolella. Maastoltaan vaihtelevilla rinteillä kalkkipitoiset vedet ohjautuvat painanteisiin ja uomiin. Väliin jäävät, koholla olevat kaistat voivat olla tuoreita, mutta eivät niin ravinteisia kuin uomat. Kasvillisuus kalkinvaatijoineen ja -suosijoineen ilmentää tilannetta kussakin maastokohdassa. Mallan luonnonpuistossa on laajempikin alue, joka on samaa dolomiittivyöhykettä kuin pahtaseinämän kerrostuma. Norjan rajan tuntumassa sijaitsevassa ylänkölaaksossa, ´Rakkaojan´ (*Raššaája*) latvaviuhkan alueella on edellä mainitut kaksi dolomiittipaljastumaa. Siellä kalkkikerros on ilmeisesti maanpinnan myötäisesti paksuhkona kerroksena. Purojen latvahaaroja katoaa kallion sisään ja ilmaantuu alempana uudestaan esiin. Aluetta voi Suomen oloissa pitää ainutlaatuisena luontotyyppinä, karstialueena (kuva 59). Maisemassa näkyy myös dolomiittikallion paljastumia ja lohkareita. Kalkkialustalle tyypillistä kasvillisuutta ja myös hyönteisiä on laajalla alueella. Toinen vastaavanlainen karstialue löytyy lähempää Haltitunturia (*Háldi*), Poroenon (*Boazoeatnu*) laakson pohjoissivulta (Ohlsson 1959). Siellä Toskaljärven (*Doskaljávri*) sivulaaksossa isohko puro katoaa maan sisään ilmaantuakseen runsaan sadan metrin päässä jälleen esiin. Samaten ´Rakkaojan´ latvahaara ilmaantuu suoraan kolmimetrisen kalkkipahdan alta esiin. Kummallakin mainitulla alueella geologinen ympäristö on aivan sama, sillä molemmat sijaitsevat ylityöntölaatan reunassa.



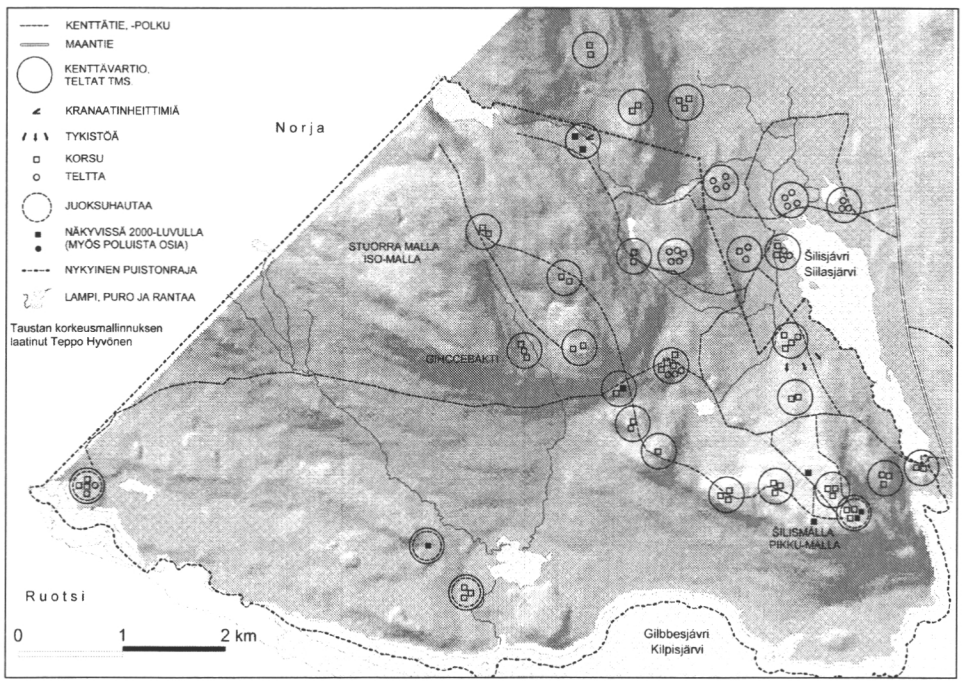
Kuva 59. Kalkkipahta ja sen alitse virtaava karstijoki Mallan luonnonpuistossa. Kuva: Jorma Mattsson.

Ihmisen vaikutus

Kilpisjärven koillisrantaa myötäilevä maantie on lähimmillään parin sadan metrin etäisyydellä puiston itärajasta. Lähimpään yksittäiseen asumukseen, tullin rivitaloon on matkaa puolisen kilometriä ja kylän pohjoislaita on vajaan kilometrin etäisyydellä. Siilasjärvi, Kilpisjärvi ja niiden välinen joki erottavat puiston maantiestä ja kylästä. Puiston läpi on rakennettu retkeilijöitä varten polku pitkospuineen. Puiston lounaiskulmassa, Kuohkimajärven rannalla on yhdistetty valvonta- ja autiotupa. Lähinnä puiston itäosan koivikossa ja paljakka-alueilla on vielä jäljellä saksalaisten sodanaikaisia kenttäteitä ja varustuksia. Nämä ovat pistemäisiä tai nauhamaisia kohteita eikä niitä kuvata kartalla erillisenä luontotyyppinä.

Kulttuurivaikutus näkyy Mallan alueella lähinnä sodanaikaisen saksalaistoiminnan jälkinä luonnossa (kuva 29). Vanhoja kenttäteitä ja -polkuja on vielä maastossa näkyvissä. Yksi niistä on 10,2 kilometrin merkitty retkeilypolku puiston halki Siilasjärven eteläpäästä Kolmen valtakunnan pyykille. Joitakin korsuja, tunturilaen pesäkkeitä ja piikkilankajätteitä on yhä näkyvissä paljakkavyöhykkeessä ja tunturikoivikosta löytyy vanhoja pakkauslaatikoita ja tynnyreitä. Metsävyöhykkeessä saksalaisten toiminta näkyy tunturikoivikon tasaikäisyytenä ja aukkoisuutena puiston itäpuoliskossa. Lapin sodan aikana 1944-1945 kului paljon puuta varusteluun ja lämmitykseen (Kalliola 1945).

Alueen puustossa ja kangaslaikkujen sijainneissa lienee nähtävissä myös sotia edeltäneiden hakkuiden ja kulojen jälkiä, mutta nämä ovat lähes selvittämättä (Korpinen 1958). Ihmisen toiminta on tuonut Kilpisjärven alueelle ainakin 80 putkilokasvilajia, niistä kymmenkunta on kulkeutunut saksalaisten mukana (Federley & Vuokko 1980, Virtanen 1993).



Kuva 60. Saksalaisten asemat 1.5.1945 laaditun piirroksen mukaan Mallan luonnonpuiston alueella (Lähde: Kilpisjärven saksalaisasemat 1945).

Nykyinen retkeilykäyttö Mallan alueella ei ole aiheuttanut kuloja. *Goahkkemaš*-järven autiotuvalla, Kolmen valtakunnan pyykin lähellä vierailee ja myös yöpyy kävijöitä lähes päivittäin kevään hiihtokautena, kesällä ja ruska-aikana. Otos tuvan vieraskirjasta osoittaa, että siellä kävi jakson 9.4.-17.7.2001 aikana ainakin 1122 henkeä eli keskimäärin 10,5 henkeä päivässä. Todellinen kävijämäärä on vielä suurempi, sillä kaikki eivät kirjoita nimeään vieraskirjaan. Kävijävirta katkesi mainittuna vuonna vain parin viikon ajaksi (18.5.-3.6.), jolloin vallinneen kelirikon aikana tuvalla ei käynyt ketään. Kolmesti päivässä liikennöivä vesibussi kuljettaa kesän matkailukaudella rajapyykille hakeutuvia retkeilijöitä. Näistä pieni osa kävelee takaisin retkeilypolkua pitkin. Polun kosteimpiin osiin on rakennettu pitkospuut helpottamaan kulkua ja vähentämään maaston kulumista. Muualla polku on jo varsin kulunut ja näkyy selvästi ilmakuvassa. Pikku-Mallan pohjoissivulla se on levittäytynyt laajaksi kulku-urastoksi. Roskaamis- ja leiriytymisongelmia ei Mallan alueella ole. Järjestyssäännön mukaan puiston alueella ei saa poiketa sivuun polulta. Liikkuminen polkujen ulkopuolella on luvanvaraista ja sidoksissa puistossa tehtävään tutkimustyöhön.

Porojen laidunnus puistossa on kielletty asetustasolla vuodesta 1981 lähtien. Satunnaisia poroja vierailee kuitenkin sekä lumikaudella että sulan maan aikana. Suurempia tokkia on puistossa vieraillut viimeksi kesinä 1998, 1999

ja 2003. Tämä näkyy vielä monin paikoin kasvillisuuteen tallattuina polkuina. Hyvin säilyneistä ulosteista päätellen poroja on vieraillut Pikku-Mallan alueella myös talvella. Porojen vaikutusta Mallan kasvillisuuteen on arvioitu luvuissa 2.2 ja 2.3. Aiemmin laidunnuksen vaikutusta kalkkivaikutteiseen tunturiluontoon on tutkittu Mallan välittömässä läheisyydessä Saanan rinteillä (Siekkinen 1995, Eskelinen 2002).

Natura 2000-luontotyypit

Mallan luonnonpuistossa esiintyviä Natura 2000-luontotyyppejä (Airaksinen & Karttunen 1998) ovat tuntureiden vyörysoraikot ja -lohkareikot, tunturijoet ja purot penkereineen, tunturikankaat, tunturipajukot, karut tunturiniityt, tuntureiden rehevät puronvarsisuot ja tunturikoivikot. Pinta-alaltaan merkittävimpiä ovat tunturikankaat ja tunturikoivikot. Tuntureiden rehevät puronvarsisuot, joita esiintyy pienialaisina Mallan ja Saanan kalkkipitoisten kivilajien alueella, on luokiteltu EU:n luontodirektiivissä erityisen tärkeisiin luontotyyppeihin. Mallan luontotyyppien luonnontila on erinomainen, koska liikkuminen puistossa on rajoitettu polulle. Myöskään porojen satunnainen vierailu puistossa ei ole merkittävässä määrin kuluttanut kasvipeitettä. (Porojen kuulumisesta luonnontilaan ks. luvut 3.2 ja 3.2).

Muita tuloksia

Paikannimiä saatiin kilpisjärveläisiä ja maastossa tavattuja saamelaisia haastattelemalla kartalle 34 kappaletta. Lisäksi muita nimiä saatiin 12 ja 6 nimeä on esitetty eräänlaisina työniminä, jotka eivät ole toistaiseksi vakiintuneet laajemmassa käytössä. Kaikkiaan nimistö on huomattavasti runsaampi kuin aiemmissa kartoissa julkaistu. Kaikille nimille etsittiin tunturisaamen nykyisen kirjoitusasun mukainen nimi. Kilpisjärven alueella on runsaasti myös suomenkielisten käyttämiä nimiväännöksiä, esimerkkinä *Silisjávri* (alkup.), Siilasjärvi (väännös) ja Liekojärvi (todennäköinen käännös).

Maastotöiden aikana löytyi kaksi Mallan luonnonpuistolle uutta kasvilajeja: kalkkimaariankämmekkä (*Dactylorhiza fuchsii*,) ja rimpiruostevilla (*Eriophorum russeolum* ssp. *russeolum*). Kalkkimaariankämmekän lajinmäärityksen varmisti näytteestä Henry Väre Helsingin yliopiston Luonnontieteellisestä keskusmuseosta. Kaikkiaan maastotyössä kirjattiin muistiin 194 putkilokasvilajia. Sammalia ja jäkäliä määritettiin lajin tarkkuudella vain poikkeustapauksessa.

Koska Mallan luonnonpuiston rajat on kuvattu julkaistuissa kartoissa toisistaan poikkeavalla tavalla, maastotyö aloitettiin tarkistamalla puiston rajat vanhojen rajapyykkien GPS-sijaintien avulla. Tarvittavat asiakirjakopiot saatiin Oulun maakunta-arkistosta (Oulun läänin kuvernööri 1916, Pehkonen 1927) ja Lapin maanmittauskonttorista (Laki eräiden luonnonsuojelualueiden perustamisesta valtionmaille 83/1938). Julkaistuista kartoista löytyikin rajasijainnin vaihtelua todelliseen rajaan verraten kymmenistä metreistä hieman yli sataan metriin puoleen tai toiseen. Vasta tämän jälkeen oli mahdollista saada esiin työkartoilla myös puiston todellinen pinta-ala osa-alueineen.

Tulosten tarkastelu

Metsäntutkimuslaitoksen hallinnoimilla suojelualueilla on aikaisemmin tehty perinteinen kasvillisuuskartoitus Pyhätunturin kansallispuistossa (Matero 1987) ja numeerinen kasvillisuuskartta Pallas-Ounastunturin kansallispuistoista (Eeronheimo ym. 1992). Tässä esitettävä vuosina 2000-2003 toteutettu työ poikkeaa edellä mainituista siinä, että Mallan luonnonpuiston luontotyyppejä tarkasteltiin kokonaisuuksina, ei pelkästään kasvitieteellisinä yksikköinä. Tässä tutkimuksessa on etsitty uutta tarkastelukulmaa kuvioiden rajaukseen ja työssä tuotetuille luokille on pyritty löytämään mahdollisimman kuvaavat suomenkieliset nimitykset. Nykyään on tarvetta myös yleistäville alueellisille kuvauksille eikä yksinomaan eritteleville töille, joissa pyritään yhä pienempiin yksiköihin ja luokkiin.

Tunturikoivikoiden luokittelussa tuoreen kankaan ja lehtokoivikon erottaminen toisistaan ilmakuvan avulla osoittautui työlääksi. Mallan alueella esiintyy latvuspeitoltaan lähes sulkeutuneita koivikoita, josta johtuen kenttäkerroksen vaikutus väräväri-ilmakuvan sävyihin on luokittelun kannalta liian heikko. Käytännössä lehdot pitää erottaa tuoreista metsistä riittävän kattavalla kenttätyöllä, esimerkiksi verkkomaisen linja-arvioinnin avulla. Siihen ei tämän tutkimuksen aikana ollut mahdollisuuksia. Maastokäynnit antoivat vielä vuonna 2003 aihetta karttamuutoksiin Iso-Mallan ja Kilpisjärven välisellä metsäalueella. *Golda*-lahden ja *Goahkkemaš*-järven rantametsät siirrettiin lehtoluokasta tuoreiden koivikoiden luokkaan. Nämä ovat selvästi puolimereisiä ruohokanukka-mustikka -tyypin (CoMT) koivikoita. Toisaalta Mallalahden (*Malláluokta*) rantalehtoa ja Pikku-Mallan etelärinteen lehtoja laajennettiin. Nämä ovat kalkkivaikutuksen piirissä ja ovat selvästi ravinteisia ja kosteita lehtomaisia koivikoita ja lehtoja, joiden tyyppilajeja ovat kookkaat ruohokasvit.

Tunturikoivikoiden runkotilavuuksista on julkaistua tietoa hyvin vähän, eikä arviointiin sopivia relaskooppitaulukoita ole saatavilla. Mikkola (1984) on laskenut Saanan koivikoissa yksittäisten puiden tilavuuksia hieskoivuaineistoista johdetulla tilavuusfunktiolla. Lehtomaisen koivikon runkotilavuudeksi Mikkola ja Sepponen (1986) mainitsevat 37 m^3/ha, ja kullero-kurjenpolvi -tyypin lehdon runkotilavuudeksi Mikkola (1984) on saanut lähes 53 m^3/ha. Kirjallisuudesta ei löydy myöskään mainintoja tunturikoivun muodostamista aarniometsistä. Sellaisten vanhojen metsien löytäminen on vaikeaa, sillä polttopuiden ikiaikaisen harsintahakkuun, tunturimittarituhojen ja porojen laiduntamisen vuoksi vanhat koivikot puuttuvat tunturilaaksoista koko Lapin alueella (Mattsson 1988). Valikoivina laiduntajina porot riipivät koivuista juuri puhjenneita lehtiä alkukesästä. Luokitellessaan Luoteis-Fennoskandian tunturikoivikoita Hämet-Ahti (1963) ei kuvannut lehtokoivikoiden tyyppejä, mutta Mikkola (1984) mainitsee Saanalta kaksi lehtotyyppiä. Kivinen (2002) nimeää Kevon luonnonpuiston lehdot kosteiksi metsiksi, mikä kuvastaa varsin hyvin tilannetta myös Mallan alueella. Saamenkielinen vastine lehdolle on *rohtu*. Tämän tutkimuksen tuloksena voimme todeta, että rehevät koivikot Kilpisjärven pohjoispään ympärillä Mallan ja Saanan alarinteillä edustavat alueellista lehtokeskusta Suomen oloissa. Niiden tarkempi rajaus kartalla ja seikkaperäisemmät tyyppikuvaukset vaativat lisäselvityksiä.

Tunturimittarin massaesiintyminen ja koivujen syönti lehdettömäksi kesällä 2004 saattaa aiheuttaa lähivuosina huomattavia muutoksia Mallan ja Saanan koivikoissa. Koska syksyllä 2004 munivien perhosten määrä oli suurempi kuin edellisenä syksynä, Kilpisjärven alueen koivikot saattavat menettää lehtensä myös vuonna 2005. Tuhon voimakkuus on suuressa määrin riippuvainen edeltävän talven lämpötiloista, sillä tunturimittarin munien on todettu tuhoutuvan alhaisissa lämpötiloissa, joita esiintyy etenkin sellaisilla alueilla, joihin muodostuu kylmänilmanjärvi. Paljaaksi syönti kahtena peräkkäisenä kesänä vaarantaa koivujen toipumisen ja voi johtaa eriasteiseen metsän harventumiseen. Pahimmassa tapauksessa koivumetsä voi muuttua sekundääriseksi paljakaksi kuten tapahtui 1960-luvulla Utsjoella (Kallio & Lehtonen 1973).

Tuoreiden ja karujen tuulikankaiden avulla saatiin ala- ja keskipaljakka selkeästi erilleen ja näkyviin kartalle. Tuoreissa ja karuissa lumikankaissa löytyi määrittelyongelmia runsaasti, mutta maastotyyppien kuvaus eteni kartoituksen edistyessä. Laaja tihkumaa- ja suoyhdistymäalue Harrisaivosta (*Hárresáiva*) itään ja Mallalahden pohjoispuolella erotettiin omaksi kokonaisuudekseen ja sen osa-alueet rajattiin kartalle katkoviivoin. Eri osia ei kuitenkaan selosteta kartan selitteessä. Tältä alueelta tarvitaan tarkempi, näyteruutuihin perustuva selvitys, jotta kyseisen suoyhdistymän erilaiset osat voitaisiin kuvata perinteisin suoluokittelun menetelmin (vrt. Eurola ym. 1995). Nimeäminen luontotyypiksi tai -tyypeiksi vaatii sen jälkeen oman arviointinsa. On myös mahdollista, että puiston laajasta lounaisosasta löytyy lettolaikkuja enemmänkin kuin olemme kartalla kuvanneet.

Alueen kallioperägeologiasta on julkaistu tuore kartoitus 1990-luvulla (Lehtovaara 1995). Sen sijaan alueelta ei ole saatavana uutta geomorfologista kokonaisnäkemystä karttana. Tannerin (1907) laaja työ ja samoin Lagercrantzin (1953b) työ ovat peräisin varhaiselta ajalta, jolloin tutkijoilla ei ollut ilmakuvia käytössään. Geomorfologisen kartan puuttumisen vuoksi maastokäynneillä oli tarkasteltava ja tulkittava ympäristöä myös geomorfologin näkökulmasta. Erityisesti Kilpisjärven jääjärvivaiheet rantamuodostumineen, rinneprosessit, routiminen kuviomaineen jne. edellyttäisivät aiheisiin keskittyvää tutkimusta ja saatujen tulosten yhteenvetoa (vrt. Tanner 1907, Ohlsson 1964, Kujansuu 1967, Eronen & Hyvärinen 1980, Söderman 1980 ja Hellemaa 1991).

´Ison Kitsipahdan´ eteläpuolelta löytyi kesällä 2002 retkeilypolun alapuolelta kalkinsuosijalajistosta saatujen vihjeiden perusteella pieniä dolomiittikalliopaljastumia. Saanan etelärinteellä on dolomiittia näkyvissä selvästi kahdella eri korkeudella. Lehtovaara (1995) arvelee, että Saanan etelärinteen alempi kalkkipahta on ylhäältä muinoin alas vyöryneen jättimäisen laatan osa. Myös Mallan alempi paljastuma antaa viitteitä kahdesta erillisestä dolomiittikerroksesta. Toisaalta kyseessä voi olla paksu maanpinnan suuntainen kalkkikerros, joka on poimuttumisen ja eroosion yhteisvaikutuksesta saattanut paikoitellen paljastua, kun muualla paksut kivikerrokset peittävät sen. Eroosion tuloksena puiston länsiosassa on nähtävissä ´Rakkaojan´ latvalaakson karstialue, joka on erillisen geologisen selvityksen arvoinen kohde. Laakson alapahdan luona on tyypillisiä kalkkikalliossa tapahtuvan eroosion synnyttämiä pienmuotoja. Pikku-Mallan itärinteen yläosassa puolestaan on laaja dolomiittipaljastuma mannerjään hiomine pyöreine muotoineen (kuva

27). Se lienee silokalliona maassamme ainutlaatuinen, sillä eroosio ei ole vieläkään jättänyt jälkiään kallion jään hiomaan pintaan.

Mallan luonnonpuistossa on kolme toisistaan poikkeavaa ylälaaksoa. Kaikki sijaitsevat paljakka-alueella. Rakkaojan laakso on laakea, rehevä ja avautuu etelään. Kitsijoen putousten yläpuolella on riippuva ylälaakso, jonka suu on ylhäällä alamaan koivikoiden yläpuolella. Kilpisjärven päälaakso on jäätikkövirtojen eroosion vuoksi syventynyt niin, että sivulaaksot sijaitsevat nykyään päälaaksoa ylempänä. Kitsijoen ylälaaksossa alapaljakan kangaskieleke ulottuu pitkälle Iso-Mallan keskiosan lumilaikuille. Alaosan tasainen tunturiniitty on puiston ainoa alue, jossa kalliokynnys on padonnut taakseen laajemman irtomaatasanteen. Sen takana laaksonperä kohoaa jyrkästi ylös lumi- ja jääleinikkien suosimalle korkeudelle. Laakso avautuu etelään ja sen yläosa ulottuu keskipaljakkaan. Kolmantena on Mallajärven riippuva laakso puiston pohjoiskolkassa. Tämä on kokonaan pohjois- eli varjorinnettä. Luminen laakso jatkuu järven takana pitkälti Norjan puolelle avautuen siellä laajaksi keskipaljakan ylängöksi (saameksi *láhku*). Taustalla ovat Norjan lumitunturit. Mallajärven laskujoen yläosassa on pari vesiputousta. Ylempi putoaa porrasmaisesti ja on alkukesälläkin osaksi lumilaikkujen alla. Alempi on noin viiden metrin huntumainen pystyputous.

Mallan luonnonpuiston luontotyyppien kartoitus ja niistä tuotettu kartta ovat pilottityötä, jossa kohteena on Suomen oloissa erikoislaatuinen tunturiluonto. Tällä alueella eivät maassamme perinteisesti käytetyt kuvaukset ole yleistettävissä, eivätkä edes muualla Lapissa käytetyt. Pohjoisboreaaliselle vyöhykkeelle tyypillisiä soita ja metsiä ei Mallan alueella ole. Toisaalta tunturikoivikoita ei kaikissa yhteyksissä mielletä metsäalueeksi. Saamelaisille järeä, polttopuukokoinen tunturikoivikko on kuitenkin aina ollut *soahkevuovdi´a*, koivumetsää (Mattsson 1987). Havumetsäaluetta vähäisemmästä tutkimuksesta johtuen tunturikoivualueella lehdot ja vanhat metsät ovat jääneet hyvin vähälle huomiolle. Tässä työssä annetaan eräitä sijaintiesimerkkejä Suomen puolella epätyypillisen rehevistä koivumetsistä ja myös vanhasta tunturikoivumetsästä. Lisäselvitykset ovat kuitenkin tarpeen erityisesti lehtojen tyypittelyn ja vanhojen koivikoiden iänmäärityksen osalta. Tähän on hyvät mahdollisuudet, sillä Metsäntutkimuslaitoksen ja Helsingin yliopiston Kilpisjärven tutkimusyksiköt ovat aivan Mallan luonnonpuiston tuntumassa.

Kiitokset

Kiitämme Hannu Heikkistä, Risto Virtasta ja Henry Värettä käsikirjoituksen parannusehdotuksista.

Kirjallisuus

Airaksinen, O. & Karttunen, K. 1998. Natura 2000-luontotyyppiopas. Suomen ympäristökeskus. *Ympäristöopas* 46: 1-193.

Eeronheimo, H., Virtanen, R., Sippola, A.-L., Sepponen, P., Salmela, S. &

Pikkupeura, R. 1992. Pallas-Ounastunturin kansallispuiston kasvillisuus - Ounastunturin Pyhäkeron alue. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 427. Rovaniemi. 120 s.

ERDAS LCC 2002. ERDAS field guide, 6. painos. ERDAS LCC, Atlanta, Georgia.

Eronen, M. 2004. Kilpisjärven seudun synty. Teoksessa: Järvinen, A. & Lahti, S. toim. 2004. Suurtuntureiden luonto. Palmenia-kustannus, Helsinki. Ss. 49-63.

Eronen, M. & Hyvärinen, H. 1980. Kilpisjärvi - jääkaudesta nykyaikaan. *Luonnon Tutkija* 84: 7-10.

Eskelinen, A. 2002. Tunturikasvillisuuden muutokset suhteessa poron kesälaidunnukseen Saanan luonnonsuojelualueella. *Pro gradu*, Oulun yliopiston Kasvitieteen laitos. Oulu. 47 s. + 5 liitettä.

Eurola, S. 1980. Kilpisjärven seudun lumilevistä. *Luonnon Tutkija* 84: 52-53.

Eurola, S.1999. Kasvipeitteemme alueellisuus. *Oulanka Reports* 22. Oulu. 116 s.

Eurola, S., Huttunen, A. & Kukko-Oja, K. 1995. Suokasvillisuusopas. *Oulanka Reports* 14: 1-84.

Eurola, S., Huttunen, S. & Welling, P. 2003. Enontekiön suurtuntureiden (68°45´-69°17´N; 20°45´-22°E) paljakkakasvillisuus. *Kilpisjärvi Notes* 17: 1-26.

Eurola, S., Kyllönen, H. & Laine, K. 1980. Lumen ekologisesta merkityksestä kasvillisuudelle Kilpisjärven alueella. *Luonnon Tutkija* 84: 43-48.

Eurola, S., Kyllönen, H. & Laine, K. 1986. Kilpisjärven Jehkats-tunturin luonnosta. II. Lämpö-, - lumi- ja maaperäekologiaa. *Kilpisjärvi Notes* 9: 7-12.

Eurola, S. & Virtanen, R. 1991. Key to the vegetation of the northern Fennoscandian fjelds. *Kilpisjärvi Notes* 12: 1-28.

Federley, B. 1969. Kärlväxtfloran i Malla naturpark. *Pro gradu*, Institutionen för botanik vid Helsingfors universitet. Helsingfors. 223 s.

Federley, B. & Vuokko, S. 1980. Kilpisjärven seudun kasvillisuus ja kasvisto. *Luonnon Tutkija* 84: 15-18.

Gjærevoll, O. 1956. The plant communities of the Scandinavian alpine snowbeds. *Det Kgl. Norske Videnskabens Selskabs Skrifter* 1: 1-405.

Gjærevoll, O. & Bringer, K.-G. 1965. Plant cover of the alpine regions. *Acta Phytogeographica Suecica* 50: 257-268.

Haapasaari, M. 1982. The oligotrophic heathlands of the Kilpisjärvi district. *Kilpisjärvi Notes* 7: 1-16.

Haapasaari, M. 1988. The oligotrophic heath vegetation of northern Fennoscandia and its zonation. *Acta Botanica Fennica* 135. 219 s. + 23 tables.

Heikkinen, R. & Kalliola, Risto 1989. Vegetation types and map of the Kevo

Nature Reserve, northernmost Finland. *Kevo Notes* 8: 1-39 + vegetation map 1:50 000.

Hellemaa, P. 1991. Tuulen vaikutus deflaatioon ja lumen kinostumiseen Kilpisjärven alueella. *Terra* 103: 309-316.

Henttonen, H., Järvinen, A. & Laine, K. 1980. Mallan luonnonpuiston kasveista, linnuista ja nisäkkäistä. *Kilpisjärvi Notes* 3: 1-16.

Hiltunen, R. 1980. Tuulenpieksemän ja lumenviipymän lämpötila- ja lumioloista Pikku-Mallalla. *Luonnon Tutkija* 84: 23-25.

Hämet-Ahti, L. 1963. Zonation of the mountain birch forests in northernmost Fennoscandia. Ann. Bot. Soc.´*Vanamo*´ 34 (4): 1-127.

Häyrén, E. 1917. Norra Finlands första naturskyddsområde, Malla fjäll vid Kilpisjaur. *Terra* 29: 195-197.

Ihse, M. & Wastenson, L. 1975. Flygbildstolkning av fjällvegetation - en metodstudie för översiktlig kartering. *Statens naturvårdsverk PM* 596. 133 s.

Johansson, C. red. 2000. Geodiversitet i nordisk naturvård. *Nord* 2000:8. Nordiska Ministerråd & Nordisk Råd, København. 149 s.

Josefsson, M. 1990. The geoecology of subalpine heaths in the Abisko Valley, northern Sweden. A study of periglacial conditions. *UNGI Rapport* Nr 78, 1-180.

Järvinen, A. 1987. Basic climatological data on the Kilpisjärvi area, NW Finnish Lapland. *Kilpisjärvi Notes* 10: 1-16.

Kallio, P. & Lehtonen, J. 1973. Birch forest damage caused by Oporinia autumnata (Bkh.) in 1965-66 in Utsjoki, N. Finland. *Reports from the Kevo Subarctic Research Station* 10: 55-69.

Kalliola, Reino 1945. Kilpisjärven seutu sodan jäljiltä. *Metsätaloudellinen aikakausilehti* 9/1945. Helsinki.

Kalliola, Reino 1973. Suomen kasvimaantiede. WSOY, Porvoo-Helsinki. 308 s.

Kilpisjärven saksalaisasemat 1945. 1. divisoonan esikunnassa 1.5.1945 laadittuja karttapiirroksia saksalaisten talviasemista Kilpisjärven maastossa. 1:100 000 -karttaotteita, Sota-arkisto (anon., arkistonumerot puuttuvat), Helsinki.

Kivinen, S. 2002. Kasvillisuustyyppien levinneisyyden mallintaminen ja malleihin vaikuttavat tekijät. Esimerkkinä Kevon luonnonpuiston suot ja kosteat metsät. *Pro gradu*, Turun yliopiston Maantieteen laitos. 95 s. + 22 liites.

Korpinen, L. 1958. Ihmisen toiminnan vaikutuksesta kasvistoon Kilpisjärven seudulla. *Pro gradu*, Helsingin yliopiston Kasvitieteen laitos. Helsinki. 180 s. + 151 liites.

Kotiluoto, R. & Toivonen, H. 1997. Kaukokartoitusmenetelmät, kasvillisuuden tyypittely ja kuviokoko kasvillisuuskartoituksessa. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja* A 82. Vantaa. 73 s.

Kujansuu, R. 1967. On the deglaciation of western Finnish Lapland. *Bulletin de la Commission Géologique de Finlande* 232: 1-98.

Lagercrantz, C.-L. 1953a. An essay on the hydrography of Lake Kilpisjärvi. *Fennia* 76 (2): 3-16.

Lagercrantz, C.-L. 1953b. Om geomorfologien i Kilpisjärvitrakten i Enontekis Lappland. *Fennia* 76 (2): 121-127.

Laki eräiden luonnonsuojelualueiden perustamisesta valtionmaille 83/1938. Helsinki 18.2.1938. (Mallan luonnonpuiston rajat 4 §.)

Lehtonen, H. 2004. Enontekiön kalat ja kalastus. Teoksessa: Järvinen, A. & Lahti, S. (toim.). Suurtuntureiden luonto. Kilpisjärven biologisen aseman 40-vuotisjuhlakirja. Palmenia-kustannus, Helsinki. s. 151-168.

Lehtovaara, J. 1995. Kilpisjärven ja Haltin kartta-alueiden kallioperä. Suomen geologinen kartta 1:100 000, kallioperäkarttojen selitykset. Geologian tutkimuskeskus. Espoo. 64 s. + Suomen geologisen kartan lehdet 1823 ja 1842.

Lindén, J. 1943. Bidrag till kännedom om vegetation och flora inom Enontekis Lappmarks björk- och fjällregioner. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 63 (1): 1-82.

MapInfo 2000. MapInfo Professional 6.0, User´s guide 1-4. New York.

Matero, S. 1987. Pyhätunturin kansallispuiston kasvillisuuskartta. *Pro gradu*, Turun yliopiston Maantieteen laitos. 76 s. + 1 liites. ja liitekartta 1: 20 000.

Mattsson, J. 1987. Ihmisen vaikutus Utsjoen metsänrajametsiin. *Pro gradu*, Turun yliopiston Maantieteen laitos. Turku. 123 s.

Mattsson, J. 1988. Ihmisen vaikutus metsänrajametsiin Euroopan pohjoiskärjessä. *Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosaston julkaisuja* D 38. Helsinki. 239 s.

Meriluoto, M. & Soininen, T. 1998. Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt. Tapio. 192 s.

Mikkola, K. 1984. Pintakasvillisuuden, puuston ja eräiden ympäristötekijöiden suhteet Luoteis-Enontekiön tunturikoivikoissa. *Pro gradu*, Helsingin yliopiston Kasvitieteen laitos. Helsinki. 120 s.

Mikkola, K. & Sepponen, P. 1986. Kasvupaikkatekijöiden ja kasvillisuuden suhteet Luoteis-Enontekiön tunturikoivikoissa. *Folia Forestalia* 674: 1-30.

Montell, J. 1914. Förslag till naturskyddsområde vid Kilpisjärvi. *Mem. Soc. Fauna Flora Fennica* 40: 175-181.

Mossberg, B. & Stenberg, L. 2005. Suuri Pohjolan kasvio. Tammi. 928 s. Suomentaneet ja Suomen oloihin soveltaneet Seppo Vuokko ja Henry Väre.

Ohlsson, B. 1959. Ett karstefenomen vid Toskaljärvi i nordligaste Enontekiö.

Terra 71:1, 17-25.

Ohlsson, B. 1964. Frostaktivität, Verwitterung und Bodenbildung in der Fjeldgegenden von Enontekiö, Finnisch Lappland. *Fennia* 36:1.

Oksanen, L. & Virtanen, R. 1995. Topographic, altitudinal and regional patterns in continental and suboceanic heath vegetation of northern Fennoscandia. *Acta Botanica Fennica* 153: 1-80.

Onsilo, O. 1938. Pöytäkirja rajankäynnistä Mallatunturin luonnonpuiston ympärillä 8.8.1938. 20 s. + 2 karttaliitettä (1:20 000 ja 1:100 000). Oulun maakunta-arkisto, Oulu.

Oulun läänin kuvernööri 1916. Rauhoitus N:o 3027/1916 Mallan tunturiryhmän rauhoittamiseksi luonnonsuojelualueeksi. Oulun läänin kuvernööri, Oulu 13.11.1916. Oulun maakunta-arkisto, Oulu.

Pehkonen, E. 1927. Oulun läänin maaherran päätös kevätmuuttotiestä (kohta c) Keinovuopiosta Suomen - Norjan rajalle, Oulu 22.7.1927. 22 s. Oulun maakunta-arkisto, Oulu.

Seppä. H. & Shemeikka, P. 1991. Havaintoja Kilpisjärven lumivyörystä ja sohjuvirroista. *Terra* 103: 141-147.

Seppälä, M. 2004. Kilpisjärven alueen maanpinnan muodoista. Teoksessa: Järvinen, A. & Lahti, S. toim. 2004. Suurtuntureiden luonto. Palmenia-kustannus, Helsinki. Ss: 65-75.

Siekkinen, M. 1995. Porolaidunnuksen vaikutus tunturikasvillisuuteen Saanan luonnonsuojelualueella. *Pro gradu*, Oulun yliopiston Kasvitieteen laitos. Oulu. 78 s.

Sihvo, J. 2001. Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontokartoitus. Loppuraportti osa 1: Projektikuvaus. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja* A 130. 1-54.

Sihvo, J. 2002. Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ja Urho Kekkosen kansallispuiston luontokartoitus, Loppuraportti osa 2: Ylä-Lapin luontotyypit. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja.* Sarja A 130. 1-91.

Sippola, A-L. 1989. Suojelualueiden hoidon ja käytön tutkimustarpeet. Teoksessa: Poikajärvi, H., Sepponen, P. & Varmola, M. (toim.). Tutkimus luonnonsuojelualueilla. *Folia Forestalia* 736: 12-17.

Suomalainen, E. 1911. Kilpisjärvi, luonnontutkijan paratiisi. *Luonnon Ystävä* 15 (2): 33-46.

Söderman, G. 1980. Slope processes in cold environments of northern Finland. *Fennia* 158: 83-152.

Tanner, V. 1907. Zur geologischen Geschichte des Kilpisjärvi-Sees in Lappland. *Fennia* 25.3.

Toivonen, H. & Leivo, A. 1997. Kasvillisuuskartoituksessa käytettävä kasvillisuus- ja kasvupaikkaluokitus - kokeiluversio. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A 14. Vantaa. 1-96.

Toivonen, H. & Vuokko, S. 1972. Suomen luonnon- ja kansallispuistojen kas-

villisuudesta ja kasvistosta. *Suomen Luonto* 76: 93-114.

Tolonen, A., Kjellman, J. & Lappalainen, J. 1999. Diet overlap between burbot (*Lota lota* (L.)) and whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in a subarctic lake. Annales Zoologici Fennici 36: 205-214.

Tuhkanen, S. 1980. Climatic parameters and indices in plant geography. *Acta Phytogeographica Suecica* 6. Uppsala. 110 *s.*

Tuominen, S., Eeronheimo, H. & Toivonen, H. toim. 2001. Yleispiirteinen biotooppikartoitus. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja* B 57. Vantaa. 1-60.

Uusinoka, R. 1980. Kilpisjärven alueen kallioperästä ja sen vaikutuksesta pinnanmuodostukseen. *Luonnon Tutkija* 84: 2-6.

Virtanen, R. 1993. Kehtokatkero Kilpisjärvellä. Lutukka 9: 134.

Virtanen, V. 1996. Tunturilammikoiden vesisammaleet Kilpisjärven alueella. *Pro gradu*, Helsingin yliopiston ekologian ja systematiikan laitos, Hydrobiologian osasto. Helsinki. 33 s. + 3 liitettä.

2.2 Mallan ja Saanan uhanalaiset putkilokasvit

Heikki Kauhanen

JOHDANTO 99

TUTKIMUSALUE, AINEISTO JA MENETELMÄT 101

Tutkimusalueen sijainti 101
Kasviston erityispiirteet 102
Menetelmät 105

TULOKSET 109

Mallan luonnonpuisto 109
Saanan alue 118

TULOSTEN TARKASTELU 126

Mallan luonnonpuisto 126
Uhanalaisten kantojen kehitys 1960-luvun jälkeen 127
Lajiston suojelu ja uhkatekijät 127

UHANALAISET PUTKILOKASVIT LAIDUNNETULLA JA LAIDUNTAMATTOMALLA ALUEELLA 128

Yleiset lähtökohdat 128
Malla-Saana -vertailun ongelmia 130
Poron kesäravinnosta 130
Uhanalaisten suhde laidunnukseen 131
Lajikohtaisia päätelmiä 132

KIITOKSET 134

KIRJALLISUUS 135

JOHDANTO

Saanan jyhkeä olemus ja kasviharvinaisuudet ovat jo kauan vetäneet kävijöitä Kilpisjärven seudulle. Alueen kasvistoa on tutkittu 1800-luvulta lähtien, joskin varhaisimmilta tutkijoilta on jäänyt melko vähän julkaistua tietoa. Ensimmäisen tutkimusretken varsinaiseen Käsivarteen ja sen suurtuntureille tekivät suomalaiset biologit vuonna 1867 (Väre & Virtanen 2001). Retkikunnan kasvitieteilijänä toimineen A.J. Malmbergin kyseisellä retkellä keräämiä näytteitä on taltioitu Suomen herbaarioihin, mm. lapinalppiruusu (*Rhododendron lapponicum*) Saanalta. Myös J.P. Norrlin keräsi samalla retkellä muutamia

näytteitä. Viime vuosisadan alkupuolella Muonion metsänhoitaja J. Montell retkeili paljon Käsivarressa tutkien erityisesti Saanaa ja Mallatuntureita (Väre & Virtanen 2001). Alueen ainutlaatuisuudesta vakuuttuneena hän teki aloitteen Mallan suojelemiseksi (Montell 1914a, 1914b).

Montellin jälkeen tietämys Mallan ja Saanan kasvilajistosta on lisääntynyt monien alueella retkeilleiden tutkijoiden ansiosta (Alm & Fries 1925, Kallio 1949, Jalas 1949, Kaisila 1950, Hämet-Ahti 1963, Federley 1971, Toivonen & Vuokko 1972, Federley & Vuokko 1980, Henttonen ym. 1980). Käsivarren varsinainen kasvituntija oli H. Roivainen, joka teki alueelle toistakymmentä retkeä vuosien 1935 ja 1977 välillä (Väre & Virtanen 2001). Hänen tavoitteenaan oli kirjoittaa Käsivarren kasvisto, mutta työ jäi kesken. Mallan luonnonpuistosta on tehty 1960-luvulla koko puiston kattava putkilokasvikartoitus senaikaisine paikkatietoineen (Federley 1969). Saanan alueelta ei ole julkaistu vastaavanlaista kartoitusta, mutta sieltä kerättyjä näytteitä on talletettu runsaasti kasvimuseoiden kokoelmiin. Museonäytteiden perusteella Saana on ollut suuren mielenkiinnon kohteena erityisesti 1930- ja 1950-luvuilla (Kämäräinen 1998).

Kapean laakson toisistaan erottamat Malla ja Saana muodostavat melko yhtenäisen tutkimuskokonaisuuden. Tällä alueella esiintyy runsaasti maassamme harvinaisia tunturikasveja, joiden esiintymät liittyvät Skandinavian tuntureiden laajempaan levinneisyysalueeseen. Monet näistä esiintyvät Suomessa vain Käsivarren suurtuntureilla tai ovat rajoittuneet yksinomaan Mallalle ja Saanalle. Montell (1914a, 151) kuvaa osuvasti alueen floristista rikkautta kirjoittaessaan Pikku-Mallan länsipuolisesta laaksosta: *"Tällä vain joidenkuiden hehtaarien laajuisella alueella esiintyy suurin osa Kilpisjaurin kasvistoa ikään kuin kasvitieteelliseen puutarhaan ahdettuna"*.

Malla rauhoitettiin vuonna 1916 säilyttämään Suomen oloissa ainutlaatuista tunturiluontoa, ja vuonna 1938 alueelle perustettiin Suomen ensimmäinen luonnonpuisto. Kansainvälisen biodiversiteettisopimuksen ja EU:n luontodirektiivin velvoitteiden myötä maamme vanhimmasta suojelualueesta on viime aikoina tullut entistä merkittävämpi. Vuoden 2003 lopulla Mallasta tuli osa alpiinisen alueen Natura 2000 –verkostoa, kun EU:n komissio hyväksyi sen lopullisesti Naturaan (Järvinen 2004). Osa Saanan rinteistäkin on suojelun piirissä: lounaisrinteen koivuvyöhykkeessä on lehtojensuojelualue ja paljakkavyöhykkeessä luonnonsuojelualue. Saana on porolaidunnuksen piirissä, mutta Mallan luonnonpuistossa porojen laiduntaminen on ollut kielletty vuodesta 1981 lähtien.

Porolaidunnuksen kasvillisuusvaikutuksista on julkaistu viimeisten vuosikymmenien aikana lukuisia julkaisuja. Saanalla laidunnuksen aiheuttamia kasvillisuusmuutoksia ovat tutkineet Siekkinen (1995) ja Eskelinen (2002). Poron ravintovalikoimaan tiedetään kuuluvan runsaat 200 lajia (Warenberg ym. 1997), eräiden arvioiden mukaan jopa yli 300 lajia. Yksittäisten kasvilajien merkityksestä poron ravintona on julkaistua tietoa lähinnä yleisenä esiintyvistä lajeista (Warenberg 1982, Warenberg ym. 1997). Harvinaisiin ja pienikokoisiin lajeihin on kiinnitetty vähemmän huomiota tai niitä ei ole tutkimuksissa huomioitu lainkaan.

Koska Mallan ja Saanan uhanalaiset putkilokasvit ovat lähes poikkeuksetta kalkkia suosivia tai vaativia lajeja, niiden esiintyminen Fennoskandian poronhoitoalueella on rajoittunut maaperätekijöiltään parhaille alueille. Niiden

kelpaavuudesta poron ravinnoksi löytyy hyvin vähän mainintoja kirjallisuudesta. Myös niiden tallauskestävyydestä on yllättävän vähän julkaistua tutkimustietoa. Siekkisen (1995) lajikohtaiseen tarkasteluun sisältyy viisi uhanlaista lajia ja Eskelisellä (2002) vain yksi laji. Tähänastiset tutkimukset ovatkin keskittyneet ensisijaisesti lajiryhmien ja poron välisiin suhteisiin. Tällaisten tutkimusten antamista tuloksista voidaan tehdä epäsuoria päätelmiä, mutta luotettavaa tietoa yksittäisten lajien laidunnusvasteesta tai kelpaavuudesta poron ravinnoksi ne eivät tarjoa.

Suomessa on luokiteltu uhanalaisiksi 180 putkilokasvia, joista tunturilajien osuus on 8,4 % (Rautiainen ym. 2002). Silmälläpidettävistä putkilokasveista (93 lajia) yli viidesosa (21,5 %) on tunturipaljakalla kasvavia harvinaisia lajeja, joiden uhkana on lähinnä populaatioiden pienuudesta johtuva häviämisriski. Edellä mainittua suurempi osa tunturikasveista luokiteltaisiin Suomessa vaarantuneiksi, ellei arvioinnissa olisi otettu huomioon naapurimaiden kantoja (Rautiainen ym. 2002).

Suurten porotokkien vierailu Mallan luonnonpuistossa 1990-luvun lopulla synnytti huolen uhanalaisten lajien tulevaisuudesta. Laidunnuksen ja suojelun yhteensovittamiseen tähtäävissä keskusteluissa kävi ilmi, että uhanalaisten lajien esiintymisestä Mallan luonnonpuistossa tarvittiin ajantasaista tietoa. Malla-hankkeen edistyessä ilmeni tarvetta kartoittaa myös laidunnuksen piirissä olevan Saanan uhanalaiset putkilokasvit.

Tämän tutkimuksen tavoitteeksi asetettiin paikantaa valtakunnallisesti uhanalaisiksi ja silmälläpidettäväksi luokiteltujen putkilokasvien esiintymät Mallan luonnonpuistossa ja Saanan alueella sekä antaa yleiskuva niiden esiintymisestä kyseisillä alueilla. Tutkimuksessa hankitun ajantasaisen tiedon on määrä auttaa populaatioissa mahdollisesti tapahtuneiden tai tapahtuvien ajallisten muutosten toteamista ja laidunnuksesta niille mahdollisesti koituvan riskin tai hyödyn arviointia. Toissijaisena tarkoituksena oli tutkia kyseisten lajien vastetta porolaidunnukseen ja löytää tutkimuksen kohteena olevasta lajijoukosta mahdolliset hyötyjät ja kärsijät.

Tutkimusalue, aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueen sijainti

Malla ja Saana sijaitsevat Kilpisjärven pohjoispuolella, Enontekiön Lapin luoteisosassa. Alueen korkeimman kohdan (Saana) sijainti on 69°02'38" N, 20°51'42" E. Tutkimusalueelta puuttuvat havupuut kokonaan. Tunturikoivu onkin ainoa metsää muodostava puulaji. Havupuiden puuttuminen johtuu sekä pohjoisuudesta että alueen korkeussijainnista. Suurin osa tutkimusalueesta on 500 metrin yläpuolella; korkeimmalle kohoavat Iso-Malla (951 m) ja Saana (1029 m). Korkeuserot ovat suurimmillaan Saanan lounaisrinteellä, joka kohoaa yhden karttakilometrin matkalla yli puoli kilometriä Kilpisjärven (472.8 m) pinnasta.

Tutkimusalueelle ominaisia piirteitä ovat pinnanmuotojen suuri vaihtelu, huomattavat korkeusvaihtelut, kalkkipitoisten kivilajien runsaus ja valtameren läheisyys. Sekä Mallatunturit että Saana sijaitsevat Kaledonidisen vuori-

jonon reunavyöhykkeessä, jota luonnehtivat lähes vaaka-asentoiset ylityöntölaatat ja niiden alla olevat sedimenttikivet (Uusinoka 1980, Manner & Tervo 1988, Lehtovaara 1995). Reunatörmä pahtoineen ja dolomiittipaljastumineen hallitsee maisemia luoden edellytykset vaateliaalle ja monipuoliselle kasvistolle. Saanalla tämä pahta ulottuu luoteisrinteeltä tunturin kaakkoispään kautta aina pohjoisrinteelle saakka. Pahtatörmän ja metsänrajan välisellä jyrkällä rinteellä on laajoja, helposti rapautuvasta saviliuskeesta syntyneitä vyörysora-alueita.

Kasvillisuutta rikastuttaa myös lännestä levittäytyvä mereinen ilmasto, joka sekoittuu Kilpisjärven alueella itäiseen mantereisuuteen (Henttonen ym. 1980). Vuoriston itäsivulla Malla ja Saana ovat suojassa Atlantilta kulkeutuvilta runsailta sateilta, mutta Skibotndalenia ja Signaldalenia pitkin valtameren kosteus tunkeutuu ajoittain voimakkaanakin Kilpisjärven altaaseen. Tämä näkyy ennen kaikkea sään epävakaisuutena mutta myös kasvillisuudessa. Mereisen ilmaston vaikutuspiirissä tavataan kalliotierasammalta (*Rhacomitrium lanuginosum*) ja kynsisammalten (*Dicranum*) leimaamaa kangaskasvillisuutta (Haapasaari 1988, Eurola ym. 2003).

Metsäkasvillisuuden vyöhykejaossa tutkimusalue kuuluu Vuono-Lappiin (Kalela 1958, 1961), jota pidetään pohjoisboreaalisen vyöhykkeen läntisenä, mantereista Tunturi-Lappia mereisempänä lohkona (Hämet-Ahti 1963, Ahti ym. 1964, Ahti ym. 1968, Eurola 1978, Påhlsson 1984, Oksanen & Virtanen 1995, Eurola 1999). Korkearuoholehdot ja lehtomaiset kankaat ilmentävät lohkon mereisyyttä, varpukankaat sen mantereisuutta. Conradin mantereisuusindeksillä mitattuna Kilpisjärven allas ympäristöineen on lievästi mereinen (Tuhkanen 1980, Tuhkanen 1984).

Kilpisjärven aluetta hallitsevat tunturikoivumetsät ja puuttomat tunturikankaat. Mallan luonnonpuistosta 37 % on koivumetsän peitossa, ja tunturikankankaiden osuus on 40 % (ks. luku 2.1). Saanalla tunturikankaiden osuus on vielä suurempi. Soiden merkitys on edellä mainittuihin luontotyyppeihin verrattuna vähäinen, varsinkin Saanalla. Suot ovat pienialaisia, ohutturpeisia ja dolomiittipitoisen kallioperän ansiosta rehevän lettomaisia. Etenkin Iso-Mallalla ja Saanalla on runsaasti kivennäispohjaisia luontotyyppejä kuten pahtoja, kivikoita ja kalliomaastoa. Niiden osuus Mallan luonnonpuiston pinta-alasta on 7,5 %. Luvussa 2.1 on yksityiskohtaisempi kuvaus Mallan luonnonpuiston pinnanmuodoista ja kasvillisuudesta.

Kasviston erityispiirteet

Mallan ja Saanan kasvipeitteeseen vaikuttavat monet tekijät, joista tärkeimpiä ovat pohjoisuus, korkeussuhteet, mereisyys, edafiset tekijät ja ihmisen vaikutus. Pohjoisuus merkitsee ennen kaikkea lämpötilan alenemista, kasvukauden lyhenemistä ja muutoksia valaistusoloissa (Henttonen ym 1980). Korkeuden lisääntyminen saa aikaan samansuuntaisia ympäristötekijöiden muutoksia kuin pohjoisuus, mutta se merkitsee myös lisääntyvää tuulisuutta ja epätasaisempaa lumipeitettä (Mäkinen 1981). Valtaosa tutkimusalueesta on 500-1000 metriä merenpinnan yläpuolella, alavimmat alueet hieman 470 metrin yläpuolella.

Monipuolinen lajisto

Vaikka Mallan ja Saanan alueet ovat pinta-alaltaan varsin pieniä, niiden kasvilajisto on poikkeuksellisen runsas. Pois lukien voikukat (*Taraxacum spp.*) ja keltanot (*Hieracium spp.*) Mallan alueella on tavattu hieman yli 300 lajia sekä joukko risteymiä ja alalajeja (Federley 1969). Pinnanmuotojen suuresta vaihtelusta johtuen erilaisia elinympäristöjä on tarjolla runsaasti. Sopivia kasvupaikkoja löytyy niin metsälajeille kuin alhaisiin lämpötiloihin ja lyhyeen kasvukauteen sopeutuneille arktisille lajeille. Eräät eteläisyyttä ilmentävät lajitkin, kuten metsämaitikka (*Melampyrum sylvaticum*) ja sudenmarja (*Paris quadrifolia*), menestyvät Mallan ja Saanan koivikoissa. Korkeustekijällä on vaikutusta paitsi lämpötilaan myös kasvien vedensaantiin. Esimerkiksi Iso-Mallan lumenviipymät huolehtivat valumavesien välityksellä kosteuden riittävyydestä myös alempana sijaitsevilla alueilla. Kuivempia elinympäristöjä löytyy tuntureiden itäsivuilta ja ennen kaikkea paisterinteiden jyrkänteiltä ja pahdanjuurilta.

Kilpisjärven alueella esiintyy runsaasti maassamme harvinaisia kasvilajeja, jota selittää suurelta osin erikoislaatuinen kallioperä. Pelkästään putkilokasvien joukossa harvinaisuuksia on kymmeniä. Sijainti Kölivuoriston itäreunalla, jossa dolomiittikerros tulee esille, tarjoaa vaateliaille kalkkikasveille suotuisia kasvupaikkoja. Mallan luonnonpuistossa ja Saanalla on tavattu 11 valtakunnallisesti uhanalaista ja yli 20 silmälläpidettävää putkilokasvilajia. Alueella esiintyy myös neljä EU:n direktiivilajia: lapinleinikki (*Ranunculus lapponicus*), lettorikko (*Saxifraga hirculus*), pahtahietaorvokki (*Viola rupestris ssp. relicta*) ja tundrasara (*Carex holostoma*).

Koivumetsien lajisto

Tunturikoivikot ulottuvat kivennäismaiden peittämillä rinteillä Kilpisjärven rannasta aina 600-650 m korkeudelle. Metsäalueella näkyy sekä kalkin että mereisyyden vaikutus. Mereisyys ilmenee tuoreiden kangasmetsien ja lehtojen runsautena sekä kuivien, jäkälävaltaisten metsien niukkuutena (Hämet-Ahti 1963). Sitä ilmentää myös ruohokanukan (*Cornus suecica*) runsaus. Mereiset koivikot ovat runsasruohoisia, parhaimmillaan reheviä korkearuoholehtoja, joita esiintyy tuntureiden eteläsivulla, kalkkivaikutuksen piirissä olevilla alarinteillä. Yleisinä aluskasvillisuudessa esiintyvät kullero (*Trollius europaeus*), metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*) , lapinlemmikki (*Myosotis decumbens*), huopaohdake (*Cirsium helenioides*) ja puna-ailakki (*Silene dioica*), pohjansinivalvatti (*Cicerbita alpina*), tesma (*Milium effusum*) ja nuokkuhelmikkä (*Melica nutans*). Harvinaisimpia seuralaisia ovat suippohärkylä (*Polystichum lonchitis*), tunturipoimulehti (*Alchemilla alpina*) ja lapinorvokki (*Viola biflora*).

Arktis-alpiininen lajisto

Puuton, metsänrajan yläpuolinen alue on Mallalla pääasiassa varpukankaiden vallitsemaa alapaljakkaa. Keskipaljakkaa on Iso-Mallan ja Saanan laella. Puuttomassa tunturissa rinnesuunta vaikuttaa suuresti olosuhteisiin. Pohjoisen puoleisten rinteiden hitaasti sulava lumipeite viilentää ilmaa ja lyhentää

kasvukautta, minkä seurauksena korkeusvyöhykkeet ovat alempana kuin etelärinteillä. Tästä johtuen pienialaisia, keskipaljakan lajistolle sopivia elinympäristöjä löytyy jopa Pikku-Mallan koillisrinteeltä.

Saanan lisäksi alpiininen ja arktinen kasvistoaines ovat hyvin edustettuina Mallankin lajistossa, vaikka puiston alueella ei ole yli 1000 metriin kohoavia tuntureita. Alpiinisia lajeja ovat mm. lapinvuokko (*Dryas octopetala*), liesu (*Cryptogramma crispa*) ja lapinalppiruusu (*Rhododendron lapponicum*). Arktista ainesta Mallalla edustavat karvakuusio (*Pedicularis hirsuta*), liekovarpio (*Cassiope tetragona*), arnikki (*Arnica angustifolia,* kuva 65), napapaju (*Salix polaris*), tummakallioinen (*Erigeron humilis*), lapinkynsimö (*Draba lactea*) ja iturikko (*Saxifraga foliolosa*).

Kalkkilajisto

Mallan ja Saanan omaleimainen kasvisto on ennen kaikkea dolomiittipitoisen ja helposti rapautuvan kallioperän tulosta. Karbonaattialustalla puskurointi happamoitumista vastaan on voimakasta, jonka seurauksena maaperä on emäksisempi ja pH-luku korkeampi kuin silikaattialustalla (Räsänen 1997, Virtanen & Eurola 1997, Eurola 1999). Tällä on edullisia vaikutuksia muun muassa kasvien ravinteidenottoon ja typpeä yhteyttävien bakteerien esiintymiseen (Syrjänen 2002). Happamuutta puskuroivan kalsiumkarbonaatin vaikutusta tehostaa Kilpisjärven alueella se, että kallioperä on laajoilla alueilla paljastuneena tai vain ohuelti irtainten maalajien peitossa (vrt. Piirainen & Piirainen 1991).

Mallan luonnonpuistossa on kalkkia vaativia tai sitä suosivia lajeja 73 eli lähes neljännes koko puiston lajistosta (Federleyn 1969). Kilpisjärven alueen kaltaisia, kalkin ansiosta kasvistollisesti rikkaita alueita on Ruotsin puolella mm. Pältsalla, Torniojärven länsipään molemmin puolin ja Padjelantan alueella. Kasvillisuuden luokittelu rikkaaksi edellyttää joidenkin kalkkia vaativien lajien esiintymistä (Andersson ym. 1985). Tällaisilla alueilla on säännönmukaisesti kalkinvaatijoiden seuralaislajeina kalkinsuosijoita, jotka eivät kuitenkaan yksinään riitä rikkaan lajiston kriteeriksi.

Mallan ja Saanan kasvilajistossa kalkinvaatijoita ovat mm. kaljukiviyrtti (*Woodsia glabella*), viherraunioinen (*Asplenium viride*), hirssisara (*Carex panicea*), kalliosara (*Carex rupestris*), nokisara (*Carex fuliginosa ssp. misandra*), varvassara (*Carex glacialis*), rusonätä (*Minuartia rubella*), tunturinätä (Minuartia stricta), lapinkynsimö, lumikynsimö (*Draba nivalis*), tunturikynsimö (*Draba fladnizensis*), mätäsrikko (*Saxifraga cespitosa*), ruijanpahtahanhikki (*Potentilla chamissonis*), lapinvuokko, lapinalppiruusu, otasilmäruoho (*Euphrasia salisburgensis*), tunturiorho (*Chamorchis alpina*), kiirunankello (*Campanula uniflora*), arnikki, pahta-ailakki (*Silene wahlbergella*), sopulinkallioinen (*Erigeron borealis*) ja tummakallioinen.

Kalkinsuosijoita Mallalla ja Saanalla kasvaa runsaasti, mm. mähkä (*Selaginella selaginoides*), kirjokorte (*Equisetum variegatum*), hentokorte (*Equisetum scirpoides*), ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*), tunturikiviyrtti (*Woodsia alpina*), suippohärkylä, kolmikkovihvilä (*Juncus triglumis*), tähkäkaura (*Trisetum spicatum*), tesma, villapääluikka (*Trichophorum alpinum*), mustasara (*Carex atrata*), hapsisara (*Carex capillaris*), sysisara (*Carex atrofusca*), kiiltosara (*Carex saxatilis*), valkokämmekkä (*Pseudorchis albida ssp. straminea*), kirkiruoho

(*Gymnadenia conopsea*), verkkopaju (*Salix reticulata*), napapaju, lettopaju (*Salix myrsinites*), tunturikohokki (*Silene acaulis*), tunturiängelmä (*Thalictrum alpinum*), sinirikko (*Saxifraga oppositifolia*), kultarikko (*Saxifraga aizoides*), pahtahietaorvokki, vuorolehtihorsma (*Epilobium davuricum*), tunturikatkero (*Gentiana nivalis*), varputädyke (*Veronica fruticans*) ja punakko (*Bartsia alpina*).

Kilpisjärven alueella kalkin vaikutus näkyy tunturikankailla, tunturiniityillä, pahdoilla, pahtojen juurella, kivikoissa, vieläpä alarinteen koivuvyöhykkeessä ja soilla. Erotuksena kalkkiköyhien alueiden varpukankaista Mallalla ja Saanalla lapinvuokkokankaiden lajisto on runsas ja joukossa on todellisia tunturikasviharvinaisuuksia. Lapinvuokon seuralaisina kasvavat mm. sinirikko, mätäsrikko, varputädyke, tunturihärkki (*Cerastium alpinum*), keväthanhikki (*Potentilla crantzii*), verkkopaju, liekovarpio ja mustasara. Harvinaisuuksista tunturikankailla esiintyvät arnikki, kiirunankello ja lapinalppiruusu.

Kosteammilta mailta löytyy kenties lajirikkain kasvillisuustyyppi, kalkkivaikutteinen matalaruohoniitty, jonka tyyppilajeja ovat niittyleinikki (*Ranunculus acris* ssp. *borealis*), tunturinurmikka (*Poa alpina*) ja tuoksusimake (*Anthoxanthum odoratum*). Näissä kasviyhteisöissä on runsaasti kalkinsuosijoita kuten lumileinikki (*Ranunculus nivalis*), tunturiängelmä, lääte (*Saussurea alpina*), tunturikallioinen (*Erigeron uniflorus*), tunturikohokki, kultarikko, vilukko (*Parnassia palustris*) ja punakko. Harvinaisuuksia edellisten seurassa ovat pahta-ailakki ja karvakuusio.

Myös kalliohyllyillä ja vyörysoralla kasvaa monia harvinaisempia tunturikasveja. Näitä ovat mm. monet kynsimöt kuten iso- (*Draba daurica*), kallio- (*Drana norvegica*), lapin- ja lumikynsimö, kohokkikasveista norjanarho (*Arenaria norvegica*), pahta-ailakki, ruso- ja tunturinätä sekä tunturihärkki. Kallioseinämillä viihtyvät myös arnikki, ruijanapahtahanhikki ja varputädyke.

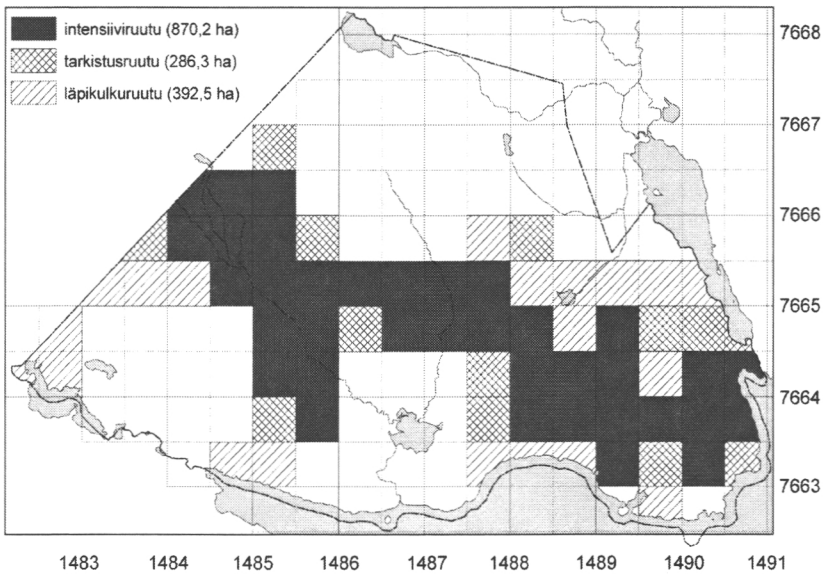
Menetelmät

Maastotyöt Mallalla

Uhanalaisten kartoitustyö aloitettiin vuonna 2002, jolloin keskityttiin Mallan luonnonpuiston lajistoon. Järjestelmällisen tiedonkeruun ja kartoituksen kohteeksi valittiin valtakunnallisesti uhanalaiset ja silmälläpidettävät putkilokasvit. Esiintymistietoja kirjattiin muistiin myös muista harvinaisista kasveista. Tutkimuksen lähtöaineistona oli Federleyn (1969) putkilokasvikartoitus täydennettynä sitä vanhemmilla havainnoilla. Havaintoihin liittyvät paikkatiedot muunnettiin koordinaateiksi ja havainnot koottiin Excel-tiedostoon. Näiden tietojen pohjalta uhanalaiset lajit kirjattiin ruuduittain maastotyössä käytettyyn karttaan. Kasvitiedoilla täydennetyn kartan avulla maastoryhmä hahmotti uhanalaisten kasvien keskittymät ja myös eri lajien esiintymisruudut. Tarkempia sijaintitietoja ei ollut käytettävissä. Levinneisyystarkastelussa käytettiin samaa ruutukokoa kuin Federley (1969) eli puisto jaettiin 140:een neljännesneliökilometrin (0,5 x 0,5 km) ruutuun.

Intensiivisen tutkimuksen kohteeksi valittiin se osa puistosta, josta oli tiedossa uhanalaislöytöjä. Koska Mallan uhanalaisten lajien esiintyminen on yhteydessä kallioperän dolomiittiin, koko kalkkivaikutteinen alue sisällytettiin tutkimusalueeseen. Tästä syystä tarkasteluun otettiin myös alustavan

rajauksen naapuriruutuja. Tutkimusaluetta laajennettiin erityisesti alarinteen puolelle, missä kalkkivaikutus ulottuu valumavesien mukana huomattavan etäälle kalliopaljastumista. Tällaisella rajauksella tutkimusalueeseen sisältyi 69 ruutua, joiden yhteispinta-alaksi tuli 15,5 km² eli hieman yli puolet koko puistosta (kuva 61).



Kuva 61. Uhanalaisten kasvien kartoituksessa vuonna 2002 tarkastetut ruudut Mallan luonnonpuistossa.

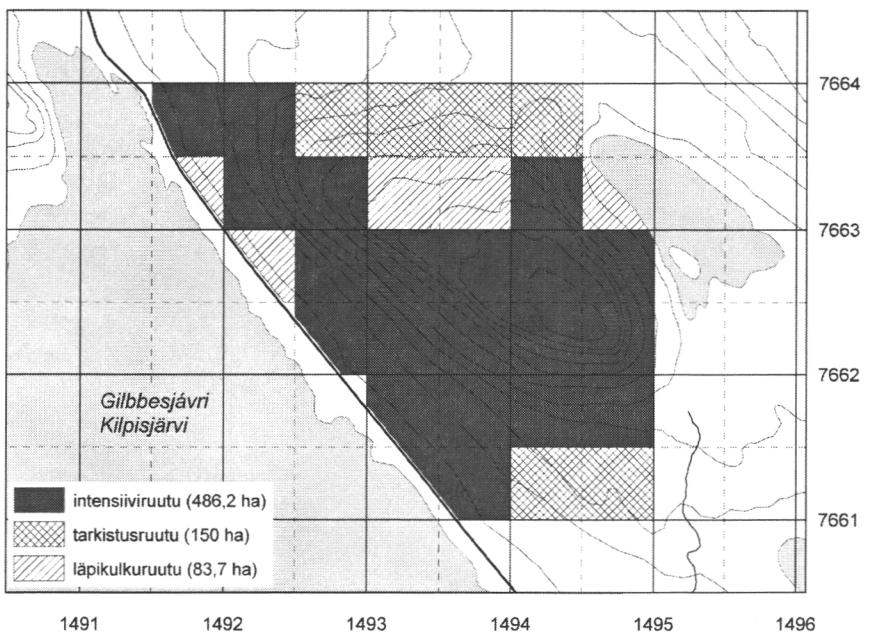
Maastotyön tavoitteeksi asetettiin uhanalaisten lajien kaikkien todennäköisten kasvupaikkojen ja kasviston kannalta muiden mielenkiintoisten kohteiden tarkastaminen. Etsintää tehostettiin siten, että kolmehenkinen maastoryhmä liikkui rintamuodostelmassa. Jyrkänteillä ja pahdoilla yksi eteni mahdollisuuksien mukaan seinämällä, toinen kulki seinämän juurella ja kolmas seinämän alapuolisella rinteellä. Eniten käytettiin aikaa niissä ruuduissa, joissa dolomiitti esiintyy pinnassa. Maaston vaikeakulkuisuuden ja pienkasvupaikkojen lukuisuuden vuoksi aikaa tarvittiin eniten kallioseinämien alueilla. Sen sijaan yhtenäisempien koivikko- ja pensaikkoruutujen tutkimiseen käytettiin aikaa vähemmän.

Jokaisesta uhanalaisen tai silmälläpidettävän lajin esiintymästä laskettiin tai arvioitiin yksilömäärä, mikäli mahdollista fertiilit yksilöt erikseen. Lisäksi kirjattiin paikan koordinaatit, kasvupaikka ja tärkeimmät seuralaislajit. Harvinaisten, pieninä yksilömäärinä esiintyvien lajien osalta kirjattiin erillisinä havaintoina lähekkäinkin sijaitsevat osapopulaatiot.

Jokaisesta uhanalaisen tai silmälläpidettävän lajin esiintymästä laskettiin tai arvioitiin yksilömäärä, mikäli mahdollista fertiilit yksilöt erikseen. Lisäksi kirjattiin paikan koordinaatit, kasvupaikka ja tärkeimmät seuralaislajit. Harvinaisten, pieninä yksilömäärinä esiintyvien lajien osalta kirjattiin erillisinä havaintoina lähekkäinkin sijaitsevat osapopulaatiot.

Saanalla

Vuonna 2003 kartoitustyön kohteena oli koko Saanan alue (kuva 62), vain pieni alue itärinteen alaosasta jäi rajauksen ulkopuolelle. Ensisijaisena tavoitteena oli tutkia ne alueet, joilla esiintyy kalkkivaikutusta. Lounais- ja etelärinteen koivumetsät sisällytettiin tutkimusalueeseen, koska kalkkivaikutus ulottuu Saanan jyrkillä rinteillä valumavesien välityksellä etäällekin dolomiittilaatasta (vrt. Räsänen 1997). Erityistä huomiota kiinnitettiin vähemmän tutkittuun koillisrinteeseen, missä dolomiittilaatta tulee uudelleen esiin pahtatörmässä.



Kuva 62. Uhanalaisten kasvien kartoituksessa vuonna 2003 tarkastetut ruudut Saanan alueella.

Maastotyössä käytettiin samaa menetelmää kuin Mallalla. Tutkimusalue jaettiin neljännesneliökilometrin ruutuihin (0,5 x 0,5 km), jotka tarkastettiin harvana rintamana edeten. Reitille sattuneiden kohteiden lisäksi tarkastettiin sivuun jääneet mielenkiintoisilta näyttävät kohteet. Ruudut, joissa kalkkivaikutus oli selvästi havaittavissa, tutkittiin perusteellisimmin ja kuljettiin läpi vähintään kaksi kertaa. Joidenkin siirtymäreiteille osuneiden lounaisrinteen ruutujen läpi kuljettiin yli viisi kertaa.

Yksittäisten esiintymien rajaamisessa oli ajoittain vaikeuksia Saanan lounaisrinteen laajoilla niitty- ja liuskesora-alueilla. Tästä syystä runsaana esiintyvien lajien (esim. varputädyke) laajan esiintymän laikkuja ei käsitelty erillisinä löytöinä vaan yhtenä mosaiikkimaisena kokonaisuutena. Koska Saana on laidunnettua aluetta, aikaisemmin mainittujen tietojen lisäksi jokaisesta uhanalaislöydöstä kirjattiin arvio siitä, onko kyseinen paikka laiduntavien porojen ulottuvilla. Pahtaseiniltä ja suurten lohkareiden päältä löytyneet esiintymät luokiteltiin sellaisiksi, jotka eivät joudu porojen tallattaviksi.

Aineiston käsittely

Maastokauden jälkeen tutkittujen alueiden ruudut jaettiin havainnointitehokkuuden perusteella kolmeen luokkaan: intensiivi-, tarkastus- ja läpikulkuruutuihin (kuva 61). Ensin mainituissa liikuttiin tutkimustarkoituksessa vähintään kaksi kertaa. Tarkastusruuduiksi luettiin ne, jotka tutkittiin kertaalleen läpi kulkien. Läpikulkuruutujen kautta siirryttiin varsinaiselle tutkimusalueelle. Viimemainittuun luokkaan sisältyy sellaisiakin ruutuja, joiden läpi kuljettiin siirtymätaipaleilla useita kertoja, mutta reippaan matkavauhdin vuoksi havainnointi oli vähäistä. Mallan luonnonpuistossa oli intensiiviruutuja 36 (870 ha), tarkastettuja ruutuja 13 (286 ha) ja läpikulkuruutuja 20 (392 ha). Saanan tutkimusalueen 30 ruudusta 20 luokiteltiin intensiivi- (486 ha), kuusi tarkastus- (149 ha) ja neljä läpikulkuruuduiksi (84 ha).

Maastohavaintojen koordinaattitietoja tarkistettaessa lähekkäiset osakasvustot yhdistettiin, jos saman lajin kaksi esiintymää sijaitsi enintään 20 m etäisyydellä. Laajahkoja kasvustoja muodostavien lajien kohdalla erillisten esiintymien minimietäisyydeksi valittiin 30 m. Tämän jälkeen maastoaineistosta tuotettiin ArcGis-ohjelmalla lajikohtaiset kartat havainnollistamaan kunkin lajin esiintymistä tutkimusalueella. Kartalle luotiin kansallisen koordinaattijärjestelmän mukainen ruudukko, jossa ruutukoko on 0,5 x 0,5 km. Lajien mahdollisen runsastumisen tai taantumisen tarkastelua varten Mallan lajikarttoihin sisällytettiin myös 1960-luvun löytötiedot (Federley 1969). Saanan aineistoilla tällaista vertailua ei voitu tehdä, koska vanhoista löydöistä ei ole riittävän tarkkoja sijaintitietoja.

Virhelähteistä

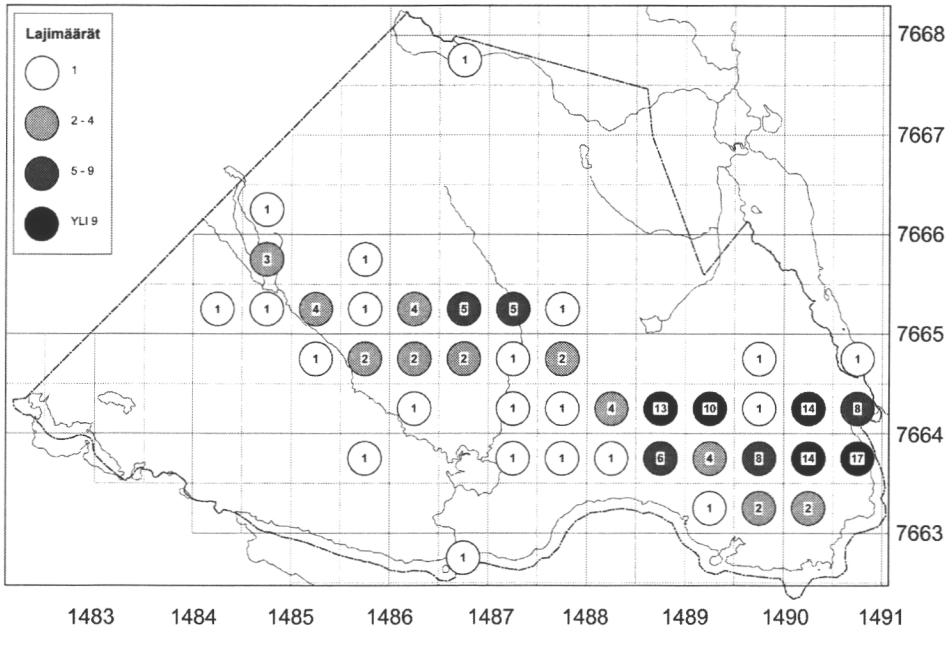
Käytettävissä olleet resurssit eivät mahdollistaneet tutkimusalueen tarkastamista aari aarilta. Onkin todennäköistä, että osa uhanalaisten lajien kasvupaikoista on jäänyt havaitsematta. Myös tutkimuksen ulkopuolelle jääneissä ruuduissa saattaa olla joitakin uhanalaisten lajien esiintymiä. Tähän viittaa sattumanvarainen pahta-ailakkilöytö läpikulkumatkalla Kilpisjärven rantaan. Suon laidalla kasvaneet ailakit havaittiin yllättäen sellaisella alueella, missä ei aikaisemman tiedon mukaan esiintynyt uhanalaisia kasveja lainkaan.

Tulosten tarkastelussa on huomioitava myös lajien erilaiseen havaittavuuteen liittyvät virhetekijät. Pienten lajien pienet, yhden tai muutaman yksilön esiintymät osoittautuivat ongelmallisiksi. Sen sijaan kookkaat lajit, kuten arnikki, pahtahanhikki ja suippohärkylä, tulivat havaituiksi kohtalaisen etäältä. Pienikokoisten, vaikeammin havaittavien lajien, kuten kynsimöiden ja nätien, löytöprosentti lienee alhaisempi kuin isokokoisten kasvien. Lisäksi jotkut kynsimöesiintymät jätettiin huomioimatta siksi, että paahteisilla kasvupaikoilla kuivuudesta kärsineiden yksilöiden tunnistaminen oli epävarmaa. Määritysongelmien vuoksi pohjankallioinen jätettiin kokonaan tehokkaan seurannan ulkopuolelle. Lajista tehtiin joitakin epävarmoja havaintoja, joita ei ole huomioitu tuloksissa. Tästä syystä tiedot pohjankallioisen nykytilasta ovat hyvin puutteellisia. Mallalla lapinalppiruusun havaitsemista vaikeutti maastotöiden ajoittuminen lajin kukinnan jälkeiseen aikaan.

TULOKSET

Mallan luonnonpuisto

Tutkimuksen alkaessa Mallan luonnonpuistosta oli löytötietoja 10 valtakunnallisesti uhanalaisesta ja 20 silmälläpidettävästä putkilokasvilajista. Tämän tutkimuksen aikana löytyi puistolle uutena lajina tunturinuppisara (*Carex arctogena*), joten uhanalaisten ja silmälläpidettävien määrä nousi 31 lajiin. Aikaisemmin tavatuista lajeista jäi vuoden 2002 maastoetsinnöissä löytymättä seuraavat seitsemän lajia: pohjannoidanlukko (*Botrychium boreale*), hentokatkero (*Gentianella tenella*), tunturiorho (*Chamorchis alpina*), kultakynsimö (*Draba alpina*), metsänemä (*Epipogium aphyllum*), himmeävilla (*Eriophorum brachyantherum*) ja lumihaarikko (*Sagina nivalis*). Luontotyyppikartoituksen yhteydessä Jorma Mattsson löysi puistolle uutena lajina kalkkimaariankämmekän (*Dactylorhiza fuchsii*), joka lienee syytä luokitella Enontekiön Lapissa alueellisesti uhanalaiseksi. Laji tunnetaan sen verran puutteellisesti, että sen uhanalaisuutta ei ole kyetty arvioimaan (Rautiainen ym. 2002).



Kuva 63. Uhanalaisten putkilokasvien lajimäärä tutkimusruuduittain Mallan luonnonpuistossa. Aineistoon sisältyvät sekä vanhat että uudet havainnot.

Tässä tutkimuksessa kartoitettu alue sisältää 69 neljännesneliökilometrin ruutua, joiden yhteinen pinta-ala on 1549 ha (kuva 61). Intensiiviruutujen osuus koko tutkimusalueesta on 56,2 %, tarkastusruutujen 18,5 % ja läpikulkuruutujen 25,3 %. Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja löytyi 30 ruudusta, mikä on noin 61 % intensiivi- ja tarkastusruutujen yhteispinta-alasta. Kyseiset lajit esiintyvät läpi puiston itälaidalta aina Norjan rajalle saakka. Näiden vaa-

teliaiden lajien esiintyminen rajoittuu kuitenkin verraten kapealle alueelle, ylityöntölaatan reuna-alueelle ja sen alapuoliselle rinteelle (kuva 63). Köyhiä, yhden lajin ruutuja oli kaikkiaan 20. Vain viidessä ruudussa tavattiin vähintään 10 näistä kasviharvinaisuuksista. Kaikki viisi ruutua ovat Pikku-Mallan alueella, sen länsi-, etelä-, kaakkois- ja itärinteellä.

Uhanalaiset lajit

Lajikohtaisessa esittelyssä mainitaan tieteellisen nimen jälkeen uhanalaisuusluokka uusimman uhanalaisuusarvioinnin (Rautiainen ym. 2002) mukaan (EN = erittäin uhanalainen, VU = vaarantunut, NT = silmälläpidettävä, RT = alueellisesti uhanalainen), lajin kuuluminen Euroopan unionin habitaattidirektiiviin (DIR) ja kuuluminen kansainvälisten vastuulajien luetteloon (VL).

Lajien sijainnit on esitetty karttaliitteessä sivuilla 326-329.

Norjanarho (*Arenaria norvegica*) EN

Norjanarho on tutkimusalueella erittäin harvinainen ja sitä tavattiin vain yhdellä kasvupaikalla, Pikku-Mallan länsipuolisella selänteellä. Se kasvaa siellä alapaljakan dolomiittipitoisella, osittain kallioisella tuulikankaalla. Aukkoisen kasvipeitteen ansiosta tälle pienelle lajille on tarjolla kilpailuvapaita laikkuja. Kesällä 2002 esiintymässä oli noin 100 yksilöä. Aikaisemmin laji on tavattu Mallalla vuosina 1924 ja 1949, mutta Federley (1969) ei tavannut sitä 1960-luvulla. Norjanarho on Suomessa hyvin harvinainen tunturikasvi, joka tunnetaan Mallan lisäksi vain Saanatunturilta (Rautiainen ym. 2002). Skandinavian tuntureilla norjanarhoa esiintyy katkonaisesti vuoriston eteläosasta Ruijaan. Ruotsissa norjanarho on uhanalainen.

Arnikki (*Arnica angustifolia*) VU

Arnikkia löydettiin kahdesta paikasta Pikku-Mallan länsipuolelta, yhteensä yli 700 yksilöä. Valtaosa kasvaa samalla dolomiittiselänteellä kuin norjanarho ja pienempi esiintymä on hieman idempänä, selänteeltä notkoon viettävällä rinteellä. Suuremmassa esiintymässä oli kesällä 2002 noin 670 steriiliä ja 23 kukkivaa yksilöä. Arnikki on tavattu Mallalla jo viime vuosisadan alkupuolella (Montell 1914). Federley (1969) löysi lajin Pikku-Mallalta kahdesta paikasta. Suomessa arnikki kasvaa Käsivarren suurtuntureiden ala- ja keskipaljakalla sekä metsävyöhykkeen rotkolaaksoissa Inarin Lapissa ja Koillismaalla (Rautiainen ym. 2002). Fennoskandiassa arnikkia esiintyy Kölivuoriston pohjoisosissa sekä Petsamon tuntureilla ja Kuolan niemimaalla. Laji on uhanalainen Kuolan niemimaalla, Ruotsissa se on luokiteltu silmälläpidettäväksi.

Pohjannoidanlukko (*Botrychium boreale*) VU, VL

Perinnebiotooppeja suosiva pohjannoidanlukko on tavattu 1960-luvulla Iso-Mallan etelärinteellä yhden ruudun alueella kolmessa eri paikassa hienorakeisella vyörysoralla (Federley 1969). Tämän kartoituksen yhteydessä lajia ei tavattu. Suomessa pohjannoidanlukon esiintymät ovat pääasiassa pohjoisessa ja ulkosaaristossa. Norjassa ja Ruotsissa se esiintyy harvakseltaan ja melko harvinaisena suuressa osassa maata. Pohjannoidanlukko kasvaa

harvinaisena myös Kuolan niemimaalla sekä Karjalan tasavallassa ja on molemmilla alueilla uhanalainen.

Metsänemä (*Epipogium aphyllum*) VU

Epäsäännöllisesti kukkivasta ja vaikeasti havaittavasta metsänemästä ei ole kirjallisuudessa mainintaa Mallalta. Myöskään Federley (1969) ei mainitse siitä mitään. Tässä tutkimuksessa metsänemää ei havaittu, vaikka maastotyöt tehtiin lajin kukinta-aikana. Metsänemä kuuluu kuitenkin puiston lajistoon, sillä se on viime vuosina tavattu Pikku-Mallan itärinteen tunturikoivikossa (Rauni Partanen, suullinen tieto). Suomessa ja Ruotsissa metsänemä kasvaa harvinaisena koko maassa, Norjassa siellä täällä. Ruotsissa laji kuuluu silmälläpidettäviin.

Sopulinkallioinen (*Erigeron borealis*) VU

Sopulinkallioinen kasvaa harvinaisena Mallan alueella. Lajista tehtiin vain muutama epävarma löytö Pikku-Mallalta. Yhtäkään esiintymää ei voitu varmentaa, koska näytteitä ei kerätty. 1960-luvulla löytyi pieni esiintymä Pikku-Mallan läntisen laen dolomiittikalliolta. Oksasen ja Olofssonin tutkimuksessa (luku 2.3) pohjankallioinen osui kahdessa paikassa kasvillisuusruutuun. Suomessa pohjankallionen kasvaa vain Käsivarren suurtuntureilla. Fennoskandiassa sitä on koko Skandinavian tunturialueella ja erillinen esiintymä Hiipinän alueella, Kuolan niemimaalla.

Otasilmäruoho (*Euphrasia salisburgensis*) VU

Otasilmäruoho kasvaa Pikku-Mallan dolomiittipitoisella tuulipaljakalla seuralaisinaan arnikki ja norjanarho. Tämän noin 100 yksilön esiintymän lisäksi löytyi muutaman yksilön esiintymiä kalliopaljastumalta ja kalliohyllyiltä. Pikku-Mallan alueella tämä laji (7 esiintymää, noin 150 yksilöä) tavattiin kolmessa ruudussa. On mahdollista, että otasilmäruoho kasvaa myös Iso-Mallan pahdan juurella, missä teimme siitä kaksi epävarmaa havaintoa. Lajin on tiedetty kasvaneen Mallalla jo Montellin (1935) ajoista lähtien. 1960-luvulla sitä löytyi kahdesta ruudusta lapinvuokkokankaalta, kalliolta ja kallionraoista (Federley 1969). Otasilmäruoho kasvaa Suomessa vain Käsivarren Saana- ja Mallatuntureilla (Rautiainen ym. 2002). Fennoskandiassa lajin esiintymät keskittyvät Kölivuoriston pohjoisosaan, mutta sitä kasvaa hyvin harvinaisena myös Etelä-Norjassa.

Hentokatkero (*Gentianella tenella*) VU

Hentokatkeroa ei löydetty tässä tutkimuksessa Mallan alueelta. Myöskään Federley ei tehnyt siitä yhtään havaintoa. Viimeinen löytö lienee 1910-luvulta (Montell 1914), joten lajin nykyisestä esiintymisestä Mallan luonnonpuistossa ei ole varmuutta. Suomessa hentokatkero tunnetaan vain Saanalta ja Pikku-Mallalta (Rautiainen ym. 2002). Skandinavian tuntureilla sillä on kaksi esiintymiskeskusta; sitä on tavattu myös Kuolan niemimaan itärannikolla.

Rusonätä (*Minuartia rubella*) VU

Rusonätä kasvaa Pikku-Mallan alueella enimmäkseen kalliohyllyillä. Neljän ruudun alueelta löytyi kahdeksan pientä esiintymää, joissa oli yhteensä 35 yksilöä. Yksi löytö tehtiin tuulipaljakalta ja yksi vyörysoralta. Federley

(1969) löysi tämän lajin kolmesta ruudusta. Suomessa rusonätä kasvaa hyvin harvinaisena Käsivarren suurtuntureilla. Fennoskandiassa tämän lajin levinneisyys on bisentrinen pääpainon ollessa Kölivuoriston pohjoisosassa.

Tunturikeulankärki (*Oxytropis lapponica*) EN

Tunturikeulankärki on maamme harvinaisimpia kasvilajeja. Sitä kasvaa ainoastaan Mallan luonnonpuistossa ja sielläkin sitä on tavattu varsin suppealla alueella Pikku-Mallan rinteellä. Tämän tutkimuksen yhteydessä löytyi kolme esiintymää paisterinteen Dryas-kankaalta ja yksi hyvin pieni esiintymä sulkeutuneelta kankaalta, yhteensä noin 120 yksilöä. Aikaisemmin sitä on laskettu Pikku-Mallalta noin sata yksilöä (Federley 1971) ja 1984 satoja yksilöitä (Ryttäri & Kettunen 1997). Mallan esiintymä on tunnettu 1920-luvulta lähtien (Alm & Fries 1925). Skandinavian tuntureilla tunturikeulankärki kasvaa etelästä Länsi-Ruijaan saakka.

Pahtahietaorvokki (*Viola rupestris* ssp. *relicta*) EN, DIR, VL

Pahtahietaorvokki (kuva 66) on Skandinavian pohjoisilla tuntureilla kasvava Norjalle, Ruotsille ja Suomelle kotoperäinen alalaji. Sen kasvupaikat ovat puurajan tuntumassa olevilla jyrkänteillä ja vyörysorarinteillä. Tässä tutkimuksessa löydettiin neljä pientä esiintymää Pikku-Mallan dolomiittijyrkänteen raoista ja hyllyiltä, yhteensä noin 50 ruusuketta. Tarkemmalla etsinnällä laji saattaisi löytyä myös Pikku-Mallan itärinteen vyörysoralta, mistä sitä on löytynyt 1960-luvulla. Federley (1969) löysi pahtahietaorvokkia kaikkiaan kuudesta ruudusta. Varhaisin tieto lajin esiintymisestä Mallalla on peräisin 1920-luvulta (Alm & Fries 1925). Kaikki Suomen esiintymät ovat Mallalla ja Saanalla. Pahtahietaorvokki on EU:n direktiivilaji ja Suomen vastuulaji. Lajin Euroopan kannasta on Suomessa alle 10 %. Ruotsissa laji luetaan silmälläpidettäviin.

Silmälläpidettävät lajit

Ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*) NT

Ketonoidanlukko kasvaa harvinaisena ja vähälukuisena sekä Iso-Mallan että Pikku-Mallan kalliohyllyillä, pahtojen juurella ja suurruohostossa. Yhdeksän ruudun alueelta löytyi 14 pientä esiintymää, joissa oli yhteensä runsaat 20 yksilöä. 1960-luvulla yksi esiintymä löytyi puiston pohjoislaidalta, jota aluetta ei tämän tutkimuksen aikana tarkastettu. Ketonoidanlukkoa esiintyy meillä kedoilla ja niityillä koko maassa. Laji on harvinaistunut laidunnuksen vähennyttyä. Ruotsissa ja Norjassa ketonoidanlukko on tunturialueita myöten jokseenkin yleinen, Kuolan niemimaalla se on harvinainen.

Kiirunankello (*Campanula uniflora*) NT

Kiirunankelloja kasvaa Pikku-Mallan itärinteellä, mistä löytyi neljä pientä esiintymää, yhteensä 30 yksilöä. Suurin yksilömäärä löytyi Dryas-kankaalta, muut esiintymät ovat sammaleisella kalliolla, sammaleisen lohkareen päällä ja pahtahyllyllä niittykasvillisuuden seassa. 1960-luvulla löytyi yksi 11 kukkivan yksilön kasvusto (Federley 1969), mutta 1910-luvulla sitä on löydetty useammasta paikasta Pikku-Mallan rinteiltä (Montell 1914). Suomessa lajin levinneisyys rajoittuu Käsivarren suurtuntureille. Skandinavian tuntureilla

kiirunankelloa kasvaa sekä etelä- että pohjoisosissa.

Tunturinuppisara (*Carex arctogena*) NT
Pieni kahden yksilön kasvusto löytyi kesällä 2002 Kitsiputouksen yläpuolelta kostealta kalliolta. Tunturinuppisara on Mallan luonnonpuistolle uusi laji, sillä kirjallisuustietojen mukaan sitä ei ole Mallalla tavattu aikaisemmin. Suomessa laji esiintyy harvinaisena Tunturi-Lapissa (EnL ja InL). Skandinavian tuntureilla tunturinuppisaralla on kaksi levinneisyyskeskusta, mutta painopiste on selvästi pohjoisessa.

Sysisara (*Carex atrofusca*) NT
Silmälläpidettävistä kasveista sysisara on Mallalla kolmanneksi runsain laji. Sille on tarjolla runsaasti sopivia kasvupaikkoja Iso- ja Pikku-Mallan jyrkänteiden alapuolisilla rinnemailla, jonne kalkkivaikutus ulottuu dolomiittialueilta valuvien vesien muodossa. Sysisaraa löytyi 16 ruudusta yhteensä 23 esiintymää ja yli 800 mätästä. Yleisin elinympäristö ovat tunturisuot, mutta laji viihtyy myös rinteiden valuvesiuomissa, tihkumailla ja purojen varsilla. Pieniä esiintymiä löytyi kalliohyllyiltä ja jopa kallioseinämän raoista. 1960-luvulla sysisara löytyi puistoalueen 15 ruudusta. Suomessa sysisara kasvaa vain Käsivarren suurtuntureiden alueella. Fennoskandiassa sitä on koko Skandinavian tunturialueella ja Kuolan niemimaan pohjoisrannikolla.

Nokisara (*Carex fuliginosa* ssp. *misandra*) NT
Nokiasaran 17 esiintymää ja noin 400 mätästä keskittyvät Pikku-Mallan paljakka-alueelle. Tälle lajille tyypillisiä kasvupaikkoja ovat kosteat kalliohyllyt ja -terassit, mutta sitä kasvaa myös Dryas-kankaalla. Nokiasara kasvaa myös Iso-Mallalla, missä sitä tavattiin Ison Kitsipahdan hyllyllä luontotyyppikartoituksen yhteydessä kesällä 2001. 1960-luvulla nokisara löytyi kolmesta Pikku-Mallan ruudusta ja Iso-Mallalta yhden ruudun alueelta Federley (1969). Sysisaran tavoin nokisara kasvaa meillä vain Käsivarren suurtuntureilla. Fennoscandiassa sillä on Skandinavian tuntureilla selvästi bisentrinen levinneisyys. Lisäksi sitä esiintyy Hiipinätuntureilla, Kuolan niemimaalla.

Tunturiorho (*Chamorchis alpina*) NT
Tunturiorho, kalkkipitoisten tunturikankaiden ja -niittyjen pieni kämmekkäkasvi, on kauan sitten tavattu Pikku-Mallalta, mutta sitä ei löydetty tämän tutkimuksen aikana, ei myöskään 1960-luvulla. Mallalta on Lagercrantzin keräämä museonäyte (Federley 1969). Suomessa tunturiorhon levinneisyys rajoittuu Kilpisjärven seudun tuntureille, Skandinavian tuntureilla sillä on heikosti bisentrinen levinneisyys.

Kultakynsimö (*Draba alpina*) NT
Kultakynsimö on tavattu 1930-luvulla Iso-Mallalla Kitsijoen varrelta, mutta tätä kasvustoa ei ole löydetty sen jälkeen (Ryttäri & Kettunen 1997, Rautiainen ym. 2002). Näin ollen esiintymän nykytilasta ei ole tietoa. Suomessa hyvin harvinaista kultakynsimöä kasvaa Käsivarren luoteisosan suurtuntureilla keskipaljakassa. Skandinavian tuntureilla kultakynsimöä kasvaa sekä etelä- että pohjoisosissa. Kuolan niemimaalla se on harvinaisuutensa vuoksi luokiteltu uhanalaiseksi (Kotiranta ym. 1998).

Tunturikynsimö (*Draba fladnizensis*) NT

Tunturikynsimö on Mallan alueella hyvin harvinainen ja vähälukuinen kalliokasvi. Tämän tutkimuksen aikana löytyi vain kaksi yhden yksilön kasvustoa Pikku-Mallalta. 1960-luvulla sitä löytyi muutamia yksilöitä. Laji on löydetty Mallalta jo viime vuosisadan alkupuolella (Montell 1914). Suomessa tunturikynsimö kasvaa Kilpisjärven alueella, Skandinavian tunturialueella sillä on bisentrinen levinneisyys. Lisäksi se kuuluu Kuolan Hiipinätuntureiden lajistoon.

Lapinkynsimö (*Draba lactea*) NT

Lapinkynsimö kasvaa edellisen tavoin hyvin vähälukuisena Pikku-Mallan dolomiittikallioiden hyllyillä ja halkeamissa. Tässä tutkimuksessa löydettiin kuusi kasvustoa, joissa oli yhteensä kymmenkunta yksilöä. 1960-luvulla lapinkynsimöä löytyi yksittäisiä yksilöitä kahden ruudun alueelta (Federley 1969). Tämä laji on tunnettu Mallalta jo viime vuosisadan alussa (Montell 1914). Tunturikynsimön tavoin lapinkynsimö kasvaa meillä vain Kilpisjärven alueella; 0Skandinavian tuntureilla se on heikosti bisentrinen. Kuolan Hiipinätuntureilla sillä on vähäinen esiintymä.

Lumikynsimö (*Draba nivalis*) NT

Lumikynsimö löytyi kahden edellä mainitun kynsimön tavoin vain Pikku-Mallalta, missä se kasvaa kuivilla kalliohyllyillä ja -halkeamissa. Tässä tutkimuksessa löytyi viisi kasvustoa ja yhteensä noin 60 yksilöä. Federley (1969) löysi 1960-luvulla yksittäisiä yksilöitä kahdesta Pikku-Mallan ruudusta. Suomessa lumikynsimön levinneisyys rajoittuu Kilpisjärven suurtuntureille. Skandinavian tuntureilla sillä on bisentrinen levinneisyys, lisäksi sitä kasvaa Petsamon rannikkotuntureilla.

Himmeävilla (*Eriophorum brachyantherum*) NT, VL

Lajia ei tavattu tämän tutkimuksen yhteydessä. 1960-luvulla löytyi pieni esiintymä Siilasjärven länsirannan lettosuolta. Himmeävilla kasvaa Suomessa harvinaisena Tunturi-Lapista Keski-Suomeen saakka. Ruotsissa ja Norjassa laji on harvinainen sekä tuntureilla että metsäalueella. Kuolan niemimaalla on hajanaisia esiintymiä, lisäksi lajia tavataan Paanajärven alueella ja Laatokan Karjalassa.

Kalliosirkunjyvä (*Lappula deflexa*) NT

Kalliosirkunjyvä kasvaa Pikku-Mallalla hyvin harvinaisena pahtahyllyllä ja pahdan juurella. Elokuussa 1999 löytyi Pikku-Mallan itärinteen dolomiittiseinämältä muutaman yksilön kasvusto, jota ei enää löytynyt tämän tutkimuksen aikana. Kesällä 2002 kyseinen kasvupaikka oli vaivoin tunnistettavissa, sillä se oli muuttunut kallioseinämästä irronneen dolomiittilohkareen aiheuttaman sortuman vuoksi. Sirkunjyväkasvusto lieneekin jäänyt sortuman alle. Vuonna 2002 löytyi pieni esiintymä pahdan juurelta (Kurtto 2003). Suomessa kalliosirkunjyvä on hyvin harvinainen. Sillä on kaksi esiintymää Käsivarren tuntureilla, yksi Inarissa, kymmenkunta Utsjoella, yksi Kuusamossa ja kolme Etelä-Suomessa. Itärajan takana kalliosirkunjyvä kasvaa Petsamon rannikkotuntureilla, Kutsan alueella, Paanajärvellä ja Laatokan pohjoispuolella.

Tunturinätä (*Minuartia stricta*) NT

Tunturinädän 12 kasvustoa, joissa oli yhteensä noin 50 mätästä, keskittyvät Pikku-Mallan alueelle. Useimmat niistä ovat kalliohyllyillä, mutta yksittäisiä esiintymiä löytyi myös tihkumailta, vyörykivikosta ja tuulipaljakalta. Federley (1969) löysi tämän lajin kolmesta Pikku-Mallan ruudusta. Suomessa tunturinätä on hyvin harvinainen ja kasvaa vain Käsivarren suurtuntureilla. Skandinavian tuntureilla sillä on heikosti bisentrinen levinneisyys. Kuolan niemimaalla tunturinätä on hyvin harvinainen.

Suippohärkylä (*Polystichum lonchitis*) NT

Silmälläpidettävistä kasveista suippohärkylä kuuluu Mallan luonnonpuistossa kolmen runsaslukuisimman joukkoon. Tätä saniaista löytyi alapaljakalta ja koivuvyöhykkeestä 16 ruudun alueelta kaikkiaan 24 kasvustoa , yhteensä noin 270 pehkoa. Suippohärkylän tyypillisiä kasvupaikkoja ovat jyrkkien rinteiden vyöryurien suurruohostot, kivikot, dolomiittikalliot ja lehtopainanteet. Muutama pieni ja kitukasvuinen kasvusto löytyi kallionraoista. Suomessa suippohärkylä kasvaa harvinaisena Enontekiön, Inarin ja Kittilän Lapissa, mutta Skandinavian tuntureilla se on jokseenkin yleinen. Kuolan niemimaalla tällä lajilla on hajanaisia esiintymiä.

Ruijanpahtahanhikki (*Potentilla chamissonis*) NT

Mallan alueelta löytyi kolme pahtahanhikkikasvustoa (noin 30 yksilöä), jotka lähemmässä tarkastelussa osoittautuivat ruijanpahtahanhikiksi. Kaikki kasvustot ovat Pikku-Mallan itärinteen kuivilla pahtahyllyillä, kaksi koivuvyöhykkeessä ja yksi alapaljakassa. Federley (1969) ilmoittaa kolmen ruudun alueelta joitakin pahtahanhikkilöytöjä, mutta arvelee, että löytöjä voitaisiin pitää Kilpisjärven alueelle aikaisemmin tuntemattomana ruijanpahtahanhikkina. Suomessa laji esiintyy Käsivarren suurtuntureilla, Utsjoen tuntureilla ja Kuusamossa. Skandinavian tuntureilla tämän arktisen lajin levinneisyys rajoittuu pohjoiseen. Lisäksi sitä tavataan Petsamon rannikolla, Hiipinätuntureilla ja Kutsan-Paanajärven alueella. Ruijanpahtahanhikki on uhanalainen Muurmanskin alueella ja Karjalan tasavallassa.

Valkokämmekkä (*Pseudorchis albida ssp. straminea*) NT

Valkokämmekkä on Mallan luonnonpuistossa selkeästi Dryas-kankaiden ja tunturiniittyjen laji. Vähäisessä määrin sitä löytyi myös vaivaiskoivu- ja pajuvaltaisista pensaikoista. Valkokämmekkä kasvaa sekä Pikku-Mallan että Iso-Mallan alueella. Kahdeksan ruudun alueelta löytyi kaikkiaan 20 kasvustoa, yhteensä yli 550 yksilöä. Joinakin vuosina valkokämmekkä on poikkeuksellisen runsas kuten kesällä 1963, jolloin sitä löytyi yksin Pikku-Mallan etelärinteeltä useita satoja yksilöitä (Federley 1969). Suomessa valtaosa esiintymistä on Käsivarren suurtuntureilla, muutama erillinen esiintymä Utsjoen tuntureilla. Laji esiintyy Skandinavian tuntureilla etelästä pohjoiseen, Petsamon rannikkotuntureilla ja Hiipinätuntureilla.

Lapinalppiruusu (*Rhododendron lapponicum*) NT

Lapin alppiruusu kuuluu Pikku-Mallan Dryas-kankaiden lajistoon. Tässä tutkimuksessa löytyi vain kolme esiintymää Pikku-Mallan itärinteen tunturikankailta ja kalliohyllyiltä. Lämpimän kesäkuun vuoksi lapinalppiruusu

kukki tutkimusvuonna 2002 varjoisimmillakin kasvupaikoilla ennen heinäkuun maastotyökautta, mikä epäilemättä näkyy löytöjen vähyytenä. Federley (1969) ilmoittaa löytäneensä lajin kuuden ruudun alueelta. Suomessa lajin esiintymät keskittyvät Käsivarren suurtuntureille, muutama pienialainen esiintymä tunnetaan Utsjoen tuntureilta (Mäkinen & Kallio 1979). Skandinavian tuntureilla lapinalppiruusulla on kaksi esiintymiskeskusta.

Lumihaarikko (*Sagina nivalis*) NT

Lumihaarikko lienee Mallalla hyvin harvinainen. Kesällä 2002 löytyi vain yksi melko niukka esiintymä Pikku-Mallan läntisen , kalkkipitoisen selänteen alueelta (Kurtto 2003). Viime vuosisadan alkupuolelta on Lagercrantzin elokuussa 1919 keräämä näyte, mutta 1960-luvulla lajia ei tavattu Mallalla (Federley 1969). Lumihaarikko on ennen kaikkea Käsivarren suurtuntureiden kasvi, mutta sitä on myös Utsjoella Ahkojohkan yläjuoksulla ja Tenojoen laaksossa (Mäkinen ym. 1982). Laji on levinnyt yli koko Skandinavian tunturialueen ja Ruijan kautta levinneisyysalue ulottuu Petsamon rannikkotuntureille.

Pahta-ailakki (*Silene wahlbergella*) NT

Pahta-ailakki (kuva 67) kuuluu Mallan harvinaisuuksiin: Pikku-Mallan alueelta löytyi yhdeksän kasvustoa, yhteensä 45 yksilöä. Nimensä mukaisesti tämä kasvi suosii pahtahyllyjä, mutta se menestyy toisenkinlaisessa elinympäristössä. Mallan alueella sitä kasvaa myös kallioseinämän raoissa ja Dryas-kankaalla. Alapaljakan esiintymistä poiketen yksi kasvusto löytyi suon laidalta koivuvyöhykkeen alaosasta. Mallan pahta-ailakkilöydöistä on kirjallisuustietoja Montellin (1914) ajoista lähtien. 1960-luvulla tämä kasvi löytyi puiston neljästä ruudusta. Pahta-ailakin levinneisyys rajoittuu meillä Käsivarren suurtuntureille, Skandinavian tuntureilla sillä on kaksi esiintymiskeskusta. Petsamossa sitä on tavattu Kalastajasaarennossa (Hulten 1971).

Varputädyke (*Veronica fruticans*) NT

Varputädyke (kuva 68) on Mallan silmälläpidettävistä lajeista runsaslukuisin ja kasvaa suippohärkylän tavoin koko kalkkivaikutteisella alueella. Tämä laji tavattiin 11 ruudussa ja 27 kasvuston arvioitu yksilömäärä oli lähes 3200. Varputädyke on puoliavoimien, heikosti kilpailtujen kasvupaikkojen kasvi, joten sitä tavattiin eniten kalliopaljastumilla, dolomiittikallioiden hyllyillä, dolomiittilohkareilla, vyörysoralla ja pahdan juurella. Vähäisempiä kasvustoja löytyi Dryas-kankaalta ja korkearuohostojen aukoista. 1960-luvulla varputädykekasvustoja löytyi 12 ruudusta (Federley 1969). Suomessa laji kasvaa harvinaisena Käsivarren suurtuntureilla. Muualla Fennoskandiassa varputädyke kasvaa koko Skandinavian tunturialueella Itä-Ruijaan saakka, Kuolan Hiipinätuntureilla ja Paanajärven alueella.

Kaljukiviyrtti (*Woodsia glabella*) NT

Tämä kalliohalkeamissa ja -hyllyillä kasvava pieni saniainen on Mallan alueella harvinainen. Pikku-Mallalta löytyi viisi kasvustoa ja lännempää yksinäinen esiintymä alemman Kitsiputouksen seinämältä. 1960-luvulla kaljukiviyrttiä löytyi viiden ruudun alueelta. Käsivarren tuntureiden lisäksi kaljukiviyrtti kasvaa meillä Inarin Lapissa, Kittilän Lapissa ja Kuusamossa. Skandinavian tuntureilla sen levinneisyys rajoittuu tunturialueen pohjois-

osaan. Sitä kasvaa myös Petsamon rannikkotuntureilla, Hiipinätuntureilla ja Kutsan-Paanajärven alueella.

Alueellisesti uhanalaiset lajit (RT)

Alueellisesti uhanalaisista lajeista Mallan luonnonpuistossa on tavattu suokeltto (*Crepis paludosa*), kivikkoalvejuuri (*Dryopteris filix-mas*) ja kesämaksaruoho (*Sedum annuum*). Näitä lajeja ei tässä tutkimuksessa varsinaisesti etsitty, mutta harvinaisuuksia ja uhanalaisten lajien seuralaisia kirjatessa näistäkin tehtiin merkintöjä. Kivikkoalvejuuri tavattiin vain kerran ja kesämaksaruoho muutamassa paikassa, mutta suokelttoa ei tavattu lainkaan. Viimemainittu löytyi 1960-luvulla kolmen ruudun alueelta, kivikkoalvejuuri yhdestä ruudusta ja kesämaksaruoho neljästä ruudusta (Federley 1969).

Direktiivilajit (DIR)

Puistossa on todettu kolme EU:n luontodirektiivin liitteen II lajia. Edellä esitellyn valtakunnallisesti uhanalaisen pahtahietaorvokin lisäksi muut tähän ryhmään kuuluvat lajit ovat lapinleinikki (*Ranunculus lapponicus*) ja lettorikko (*Saxifraga hirculus*). Kahdesta viimeksi mainitusta lajista on vain vuosikymmenien takaisia tietoja, joten populaatioiden nykytilasta ei ole tietoa. Lapinleinikki löytyi 1960-luvulla soistuneesta rantapensaikosta Pikku-Mallan eteläpuolelta ja lettorikosta on Lagercranzin näyte vuodelta 1919 (Federley 1969).

Kansainväliset vastuulajit (VL)

Mallan luonnonpuistosta on löydetty yhdeksän putkilokasvia, jotka ovat Suomen kansainvälisiä vastuulajeja. Uhanalaisten, silmälläpidettävien ja direktiivilajien yhteydessä esiteltyjen himmeävillan, lapinleinikin, lettorikon, pahtahietaorvokin ja pohjannoidanlukon lisäksi karvayökönlehti (*Pinguicula villosa*), kellosinilatva (*Polemoniun acutiflorum*), pohjanpalpakko (*Sparganium hyperboreum*) ja äimäruoho (*Subularia aquatica*) kuuluvat tähän ryhmään.

Varpurämeillä ja rannoilla kasvava karvayökönlehti on tavattu 1960-luvulla yhteensä 28 ruudun alueella, kellosinilatva tulvarantojen pajukoissa kolmen ruudun alueella, pohjanpalpakko järvissä, lammissa ja lätäköissä yhteensä 16 ruudun alueella ja äimäruoho yhden sulamisvesilammikon pohjalla (Federley 1969).

Uhanalaisten lajien elinympäristöt

Mallan uhanalainen putkilokasvilajisto on morfologisilta ominaisuuksiltaan ja kasvupaikkavaatimuksiltaan erilaisista lajeista koostuva varsin epäyhtenäinen ryhmä. Yhtä lajia lukuun ottamatta kaikkia yhdistävä tekijä on suhde kalkkiin. Ainoastaan metsänemää ei lueta kalkinsuosijoiden tai -vaatijoiden joukkoon. Laji lienee kuitenkin heikko kalkinsuosija, koska se esiintyy runsaimmillaan kalkkialueilla (taulukot 2 ja 3).

Taulukko 2. Mallan luonnonpuiston uhanalaisten putkilokasvien esiintyminen eri elinympäristöissä.

	tunturikangas	tunturiniitty	rinnesoraikko	kalliopaljastuma	kallioseinä	kivikko	tihkumaa	suo	pensaikko	koivumetsä
Norjanarho	x									
Arnikki	x		x							
Pohjannoidanlukko			x							
Metsänemä										x
Pohjankallioinen	x			x						
Otasilmäruoho	x			x	x					
Hentokatkero	x	x								
Rusonätä	x		x		x					
Tunturikeulankärki	x									
Pahtahietaorvokki					x					

Taulukko 3. Mallan luonnonpuiston silmälläpidettävien putkilokasvien esiintyminen eri elinympäristöissä.

	tunturi-kangas	tuntu-riniitty	rinneso-raikko	kalliopal-jastuma	kallioseinä	kivikko	tihkumaa	suo	pensaikko	koivu-metsä
Ketonoidanlukko		X			X					
Kiirunankello		X		X	X					
Tunturinuppisara				X						
Sysisara				X	X		X	X		
Nokisara	X	X		X	X					
Tunturiorho	X	X								
Kultakynsimö				X						
Tunturikynsimö					X					
Lapinkynsimö					X					
Lumikynsimö			X		X					
Himmeävilla								X		
Kalliosirkunjyvä					X	X				
Tunturinätä	X		X	X	X		X			
Suippohärkylä		X			X	X			X	X
Ruijanpahtahanhikki					X					
Valkokämmekkä	X	X						X	X	
Lapinalppiruusu	X				X					
Lumihaarikko					X					
Pahta-ailakki	X		X		X			X		
Varputädyke	X	X	X	X	X					
Kaljukiviyrtti					X					

Saanan alue

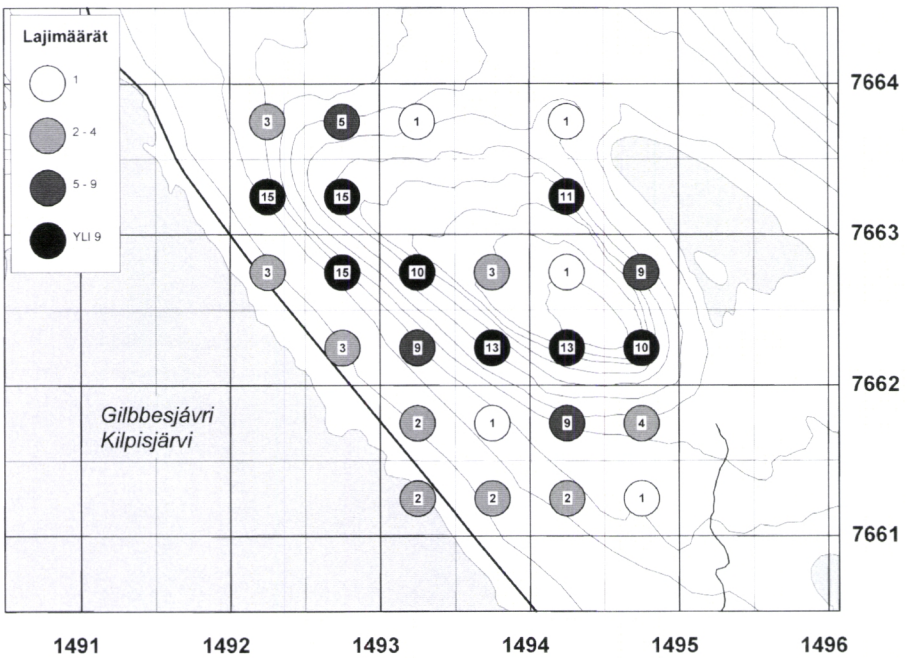
Tutkimusalue sisältää 31 ruutua, joiden yhteinen pinta-ala on 722,1 ha. Koska tutkimusalue rajattiin lounaassa maantiehen, osa ruuduista on muita pienempiä. Tunturin koillispuolellakin on yksi vajaa ruutu, joka rajoittuu Saanajärven rantaan. Tarkimmin tutkitut intensiiviruudut (489,8 ha) kattavat 67.8 % koko tutkimusalueesta, tarkastusruutujen (148,6 ha) osuus on 20.6 % ja läpikulkuruutujen (83,7 ha) 11.6 %.

Saanalta tunnetaan yhteensä 33 uhanalaista tai silmälläpidettävää lajia, joista kesän 2003 maastotutkimuksissa löytyi 27 lajia. Löytymättä jäivät tund-

rasara (*Carex holostoma*), kultakynsimö (*Draba alpina*), oikullisesti kukkiva metsänemä (*Epipogium aphyllum*), otasilmäruoho (*Euphrasia salisburgensis*), lumihaarikko (*Sagina nivalis*) ja villatunturitädyke (*Veronica alpina* ssp. *pumila*).

Uhanalaisia ja silmälläpidettäviä lajeja löytyi 25 ruudusta eli kahta lukuun ottamatta kaikista ruuduista, jos tarkasteluun ei sisällytetä läpikulkuruutuja. Kyseisten lajien pääkeskittymä on Saanan lounaissivun paljakka-alueella, josta useimpien lajien esiintymät jatkuvat itärinteen kautta koillisrinteelle. Näiden vaateliaiden lajien esiintyminen näyttää rajoittuvan ylityöntölaatan reunapahdoille ja niiden alapuolisille rinnesoraikoille ja -niityille. Saanan lakialueen kolmesta ruudusta ei löytynyt uhanalaisia lajeja lainkaan. Yhden lajin ruutuja oli ainoastaan neljä, kun taas kahdeksasta ruudusta löytyi vähintään 10 uhanalaista lajia. Näistä viisi ruutua on tunturin paahdesivulla (lounais- ja etelärinne), yksi itärinteellä ja yksi koillisrinteellä.

Lajien sijainnit on esitetty liitteessä 2.



Kuva 64. Uhanalaisten putkilokasvien lajimäärä tutkimusruuduittain Saanan alueella. Aineistona ovat uudet havainnot.

Uhanalaiset lajit

Norjanarho (*Arenaria norvegica*) EN

Norjanarhoa kasvaa Saanalla kalkkipahdan hyllyillä ja erityisesti pahdan alapuolisen rinteen nauhamaisilla vyörysorakaistaleilla. Kaikki viisi esiintymää ovat tunturin paisterinteellä. Yhdestä esiintymästä laskettiin 70 tupasta; kokonaismäärä on arviolta yli 300 yksilöä. Lukuun ottamatta pahtahyllyillä kasvavia yksilöitä norjanarhot ovat porojen laiduntamalla alueella ja löyhän kasvualustan vuoksi hyvin alttiita tallauksen aiheuttamille vaurioille.



Kuva 65. Arnikin turvapaikkoja ovat kalkkivaikutteiset kallioseinät ja –hyllyt.

Arnikki (*Arnica angustifolia*) VU

Saanalta löytyi kolme arnikkiesiintymää, kaikki tunturin paistesivulta. Yksi kasvusto on varpuisella tunturikankaalla, toinen pienen kallioseinämän päällä ja kolmas vyörysoralla paahteisen pahtaseinän hyllyllä. Viimemainitulla paikalla tavattiin 28 kukkivaa ja 233 steriiliä yksilöä. Yhteensä Saanalta löytyi 323 arnikkiyksilöä. Runsain esiintymä on täydellisesti suojassa porojen tallaukselta, sen sijaan ensin mainittu sijaitsee laidunnetulla alueella. Kallioseinämän räystäällä sijaitsevat arnikit ovat porojen ulottuvilla, mutta sijaintinsa vuoksi tuskin joutuvat tallatuiksi. Mukaan lukien Kämäräisen (2001) ilmoittamat kaksi havaintoa arnikki on viime vuosina löytynyt Saanalla viidestä ruudusta.

Metsänemä (*Epipogium aphyllum*) VU

Lajia ei löydetty kesän 2003 tutkimuksissa. Epäsäännöllisesti kukkiva metsänemä on vaikeasti havaittava, mutta sitä on viime vuosina tavattu Saanan alarinteen koivikossa lähellä maantietä (Rauni Partanen, suullinen tieto).

Sopulinkallioinen (*Erigeron borealis*) VU

Sopulinkallioinen jätettiin kesän 2003 maastotöissä muita lajeja vähemmälle huomiolle, koska lajin tunnistaminen ilman näytteiden keruuta osoittautui mahdottomaksi. Tämä laji esiintyy kuitenkin Saanalla. Uhanalaisrekisterissä on muutamia löytöjä 1980- ja 1990-luvulta ja kasvimuseoiden kokoelmissa on useita näytteitä aikaisemmilta vuosikymmeniltä. Tämän tutkimuksen yhteydessä kerätty, sopulinkallioiseksi epäilty näyte samoin kuin Jorma Mattssoninkin keräämä *Erigeron*-näyte varmistuivat sopulinkallioiseksi.

Otasilmäruoho (*Euphrasia salisburgensis*) VU

Yhtään varmaa esiintymää ei löytynyt kesän 2003 tarkastuksissa. Väre (2003) ja Kämäräinen (2001) ovat kuitenkin löytäneet neljä esiintymää Saanan etelärinteeltä, jossa sitä esiintyy melko runsaasti kalkkipahdan alapuolella (830-900 m) jyrkällä, osaksi soraisella ja rakkaisella rinteellä.

Hentokatkero (*Gentianella tenella*) VU

Hentokatkero löytyi kahdesta paikasta Saanan lounaisrinteeltä, yhteensä vain kolme yksilöä. Kasvualustana on paljas kivennäismaa, toinen paikka on polun varrella ja toinen liuskesorakeilan alueella. Näiden lisäksi samalta rinteeltä, mutta idempää löytyi kaksi esiintymää kesällä 2002 (Väre 2003).

Rusonätä (*Minuartia rubella*) VU

Rusonätää tavattiin eri puolilla tunturia pohjoisrinnettä lukuun ottamatta. Kesällä 2003 löytyi 31 esiintymää, ja aikaisemmin neljä muuta esiintymää (Kämäräinen 2001). Pääosa esiintymistä on keskipaljakalla, loput alapaljakalla paitsi yksi koivuvyöhykkeessä dolomiittilohkareella. Laji kasvaa monenlaisilla heikosti kilpailluilla paikoilla kuten kalliohyllyillä, dolomiittilohkareilla ja -seinillä, vyörysoralla ja -lohkareikoissa sekä kivennäismaapaljastumissa. Yhteensä lähes 400 tupasta.

Sopulintunturitädyke (*Veronica alpina* ssp. *pumila*) CR

Tämä harvinaisuus ei löytynyt kesän 2003 etsinnöissä. Yksi esiintymä tunnetaan tunturin itärinteeltä, missä sitä kasvaa runsaasti ylityöntölaatan pahdan alapuolella vyörysoraikolla ja kallionraoissa (Kurtto 2003).

Pahtahietaorvokki (*Viola rupestris* ssp. *relicta*) VU, DIR, VL

Kesän 2003 kartoituksessa löytyi 8 esiintymää, ja edellisenä kesänä kaksi muuta (Väre 2003). Pahtahietaorvokki on avoimien, lämpimien paikkojen laji, jolle Saanan laajat liuskesora-alueet ja kalkkiseinämät tarjoavat sopivia kasvupaikkoja. Esiintymät keskittyvät metsänrajan läheisyyteen, paljakan alaosiin ja koivuvyöhykkeen yläosan aukkopaikkoihin. Kaksi pientä esiintymää löytyi poikkeuksellisen korkealta, noin 950 m korkeudelta. Toisella paikalla orvokit kasvavat kivirakassa ja toisella kalkkipahdan juurella. Runsaimmat esiintymät (50-60 yksilöä) ovat metsänraja-alueella. Saanan populaation koko on tähänastisten löytöjen perusteella hieman yli 200 yksilöä.



Kuva 66. Suomessa vain Mallalla ja Saanalla kasvava pahtahietaorvokki kuuluu Euroopan yhteisön tärkeinä pitämiin kasvilajeihin.

Silmälläpidettävät lajit

Ketonoidanlukko (*Botrychium lunaria*) NT

Laidunmailla ja niityillä viihtyvän ketonoidanlukon 12 esiintymää keskittyvät Saanan lounaaseen viettävälle paisterinteelle. Etsinnöissä löytyi yhteensä 131 yksilöä. Runsain esiintymä (44 yksilöä) löytyi kalliosaraniityltä. Saanan kalkkirikkaassa ympäristössä tälle lajille on tarjolla monenlaisia kasvupaikkoja. Lajia tavattiin myös lapinvuokkokankaalla, kalliolla, kallionraoissa, dolomiittilohkareilla, paljastuneella mineraalimaalla, poropolkujen varsilla ja vyörysoralla.

Kiirunankello (*Campanula uniflora*) NT

Saanan koillisrinteeltä löytyi kolme esiintymää, joista yksi kalliohyllyllä, toinen liekovarpiokankaan dolomiittilohkareella ja kolmas pikkupahdan kallionraossa. Runsain esiintymä koostui lähes 40 yksilöstä ja kaikissa oli yhteensä vajaat 60 yksilöä.

Tunturinuppisara (*Carex arctogena*) NT

Saanan luoteisosan lakiselänteellä tavattiin kaksi esiintymää kallioalueen kosteissa painanteissa 770-780 m korkeudella. Runsaammassa esiintymässä oli muutamia kymmeniä mättäitä. Lisäksi yksi kivenraossa kasvava mätäs tavattiin Saanan pohjoisrinteeltä Skirhasjohkan latvauomasta (Kurtto 2003).

Sysisara (*Carex atrofusca*) NT

Kesän 2003 kartoituksessa löytyi 20 esiintymää, joista noin puolet olivat 40-50 mättään esiintymiä. Muiden ilmoittamia löytöjä on neljä (Kämäräinen 2001, Kurtto 2003). Kaikki 24 esiintymää ovat tunturin lounais- ja etelärinteellä. Sysisara kasvaa Saanalla monenlaisella alustalla ja monenlaisissa paikoissa: niityillä, lähteiköissä, ohutturpeisilla soilla, vuotomailla, kalliohyllyillä, liuskesoralla ja vyörysoraurissa. Pääosa esiintymistä on koivuvyöhykkeessä, mutta runsaita esiintymiä on myös paljakkavyöhykkeessä aina 760 m korkeudelle saakka. Yhteensä arviolta runsaat 500 tupasta.

Nokisara (*Carex fuliginosa* ssp. *misandra*) NT

Nokisara näyttää esiintyvän Saanalla vielä runsaampana kuin sysisara. Tämän tutkimuksen yhteydessä löytyi kaikkiaan 35 esiintymää eri puolilta lounaisrinnettä, mutta myös runsaasti itä- ja koillisrinteeltä. Myös länsi- ja pohjoisrinteeltä löytyi yksi esiintymä. Näiden lisäksi Väre (2003) on löytänyt kolme esiintymää tunturin koillis- ja itärinteeltä. Yhteensä 38 esiintymässä on yli 700 mätästä. Sysisaran tavoin nokisara kasvaa monenlaisissa paikoissa kuten tihkumaalla, kalliohyllyllä, vyörysoralla, niityllä, lapinvuokkokankaalla, raviineissa ja jopa kallioseinämän halkeamissa. Kaikki Saanan esiintymät ovat metsänrajan yläpuolella ala- ja keskipaljakassa (690-950 m).

Tundrasara (*Carex holostoma*) NT, DIR

Kesän 2003 etsinnöissä ei tundrasaraa löytynyt. Edellisenä vuonna löytyi tunturin pohjoisrinteeltä niukahko esiintymä lievästi soistuneilta, valuvesien kostuttamilta kalliopinnoilta (Kurtto 2003). Tundrasara kasvaa myös Saanan laella, mistä on näyte Oulun yliopiston kasvimuseon kokoelmissa (SYKE 2003).

Sukassara (*Carex microglochin*) NT

Sukassara on ilmeisesti hyvin harvinainen Saanalla. Vain yksi esiintymä löytyi lounaisrinteen alapaljakalta, kostealta tihkumaalta noin 700 m korkeudelta. Paikalla on noin aarin alalla useita repaleisia 2-3 neliömetrin laikkuja. Kasvualustana on liuskesora.

Tunturiorho (*Chamorchis alpina*) NT

Tunturiorhoa kasvaa Saanan lounaisrinteen luoteisosassa paljakan alalaidalla 670-690 m korkeudella, mistä sitä löytyi kuusi esiintymää. Kasvupaikka vaihtelee kosteasta saraniitystä lapinvuokkokankaaseen ja vyörysoraan. Runsain esiintymä koostui 55 yksilöstä. Näiden lisäksi yksi esiintymä tunnetaan hieman alempaa (620 m), missä kasvaa useita yksilöitä valuvesien kastelemalla tupaslukkapinnalla. Tunturiorhoja löytyi kaikkiaan noin 140 yksilöä.

Kultakynsimö (*Draba alpina*) NT

Lajia ei löydetty kesällä 2003. Kultakynsimö on kerätty Saanalta vuonna 1867. Esiintymää ei ole tavattu 1900-luvulla (Ryttäri ja Kettunen 1997), joten lajin säilymisestä Saanalla ei ole varmuutta.

Tunturikynsimö (*Draba fladnizensis*) NT

Tunturikynsimön 23 esiintymästä valtaosa on keskipaljakalla, Saanan lounais-, itä- ja koillisrinteillä. Muutama esiintymä löytyi alapaljakalta. Tunturikynsimön Saanan kasvupaikat ovat kalliohyllyillä, pahtaseinän rakosissa, kivikoissa, vyörysoralla ja kivennäismaapaljastumissa. Kaikki esiintymät ovat pieniä, runsaimmillaan 11 yksilöä ja yhteensä noin 90 yksilöä.

Lapinkynsimö (*Draba lactea*) NT

Saanan koillisrinteellä tavattiin kaksi pientä esiintymää, toinen kivellä ja toinen ylityöntölaatan pahtaseinän kalliohyllyllä. Edellisessä oli kaksi tupasta ja jälkimmäisessä isohko, 12-kukkaperää käsittävä tupas.

Lumikynsimö (*Draba nivalis*) NT

Lumikynsimöä löytyi muutamia esiintymiä Saanan lounais- ja etelärinteeltä, mutta laji näyttää viihtyvän paremmin varjoisammilla itä- ja koillisrinteillä. Kesän 2003 etsinnöissä löytyi 20 esiintymää ja edelliseltä kesältä on yksi löytö (Väre 2003). Lumikynsimöä tavattiin liuskesoralla, kalliohyllyillä, lohkareilla ja paljastuneella mineraalimaalla. Tämä laji muodostaa lähes kaikkialla yhden tai muutaman tuppaan kasvustoja, runsaimmillaan eräs vyörysoraesiintymä käsitti yli 20 tupasta. Yhteensä Saanalla tavattiin noin 80 tupasta.

Villatunturikallioinen (*Erigeron uniflorus* ssp. *eriocephalus*) NT

Noin 50 kukkivan yksilön kasvusto tavattiin lounaisrinteen alapaljakan kallioisella liuskesoralla. Tämä alalaji on tavattu aikaisemmin samalla rinteellä kahdessa eri paikassa (Kämäräinen 2001). Tunturin pohjoisrinteellä on niukka esiintymä, jossa kallioiset kasvavat kallionraossa (Kurtto 2003).

Tunturinätä (*Minuartia stricta*) NT

Kesällä 2003 löytyi 9 erillistä esiintymää, lisäksi edellisenä kesänä viisi muuta esiintymää Väre (2003). Kaikki löytämämme esiintymät ovat pieniä, yhden tai muutaman tuppaan sisältäviä, runsaimmillaan 5 tupasta. Kaikissa 14 paikannetussa esiintymässä on arviolta vain muutamia kymmeniä tuppaita. Tunturinätä kasvaa avoimilla paikoilla, missä kasvipeite on rikkonainen kuten kallioseinämillä, vyörysoralla, tunturikankaan kivennäismaapaljastumilla ja dolomiittilohkareilla.

Suippohärkylä (*Polystichum lonchitis*) NT

Kartoituksen yhteydessä löytyi 11 erilliseksi luokiteltua esiintymää, lisäksi kaksi löytöä kesällä 2001 (Kämäräisen 2001), yhteensä noin 150 pehkoa. Kaikki esiintymät ovat Saanan lounaisrinteellä enimmäkseen metsänrajan tuntumassa. Tyypillisimmillään tämä laji kasvaa kivien katveessa vyöryränneissä eli raviineissa. Vyörysora-alustalla pehkot ovat kitukasvuisia, kun taas suurruohostoissa kasvaa kookkaita pehkoja. Yksi esiintymä löytyi alarinteen lehtokoivikosta.

Ruijanpahtahanhikki (*Potentilla chamissonis*) NT

Kesällä 2003 löytyi ruijanpahtahanhikiksi kirjattuja esiintymiä viisi, lisäksi yksi vuonna 2001 (Kämäräisen 2001). Kaikki kasvupaikat ovat paahteisella lounaisrinteellä enimmäkseen ylityöntöpahdan seinähyllyillä ja raoissa sekä pahdan juurella lohkareiden päällä. Yhteensä noin 160 yksilöä (ruusuketta).

Pahtahanhikki (*Potentilla nivea*) NT

Kesän 2003 hankikkiesiintymistä kahdeksan määritettiin pahtahanhikiksi. Lisäksi yksi esiintymä löytyi edellisenä vuonna (Väre 2003). Osa näistä löydöistä saattaa tarkemmissa tutkimuksissa kuitenkin osoittautua ruijanpahtahanhikiksi. Pahtahanhikki kasvaa samanlaisilla paikoilla kuin ruijanpahtahanhikki, mutta sitä tavattiin pahtaseinän alapuolellakin, rakkakivikossa ja vyörysoralla. Yhdeksässä esiintymässä tavattiin yhteensä noin 40 yksilöä.

Valkokämmekkä (*Pseudorchis albida ssp. straminea*) NT

Valkokämmekkä on verraten tavallinen näky Saanan lounaisrinteen paljakkavyöhykkeessä metsänrajalta aina 800 korkeudelle saakka. Laji esiintyy siellä täällä myös koivuvyöhykkeessä. Kriteeriemme perusteella tälle lajille saatiin yhteensä 40 erilliseksi katsottavaa esiintymää, kesän 2003 tutkimuksissa löytyi 36 ja lisänä ovat Kämäräisen (2001) ilmoittamat 4 esiintymää. Tyypillisiä kasvupaikkoja ovat tunturikankaat (lapinvuokko- ja liekovarpiokangas), tunturiniityt ja tihkuiset pinnat, mutta pienempiä esiintymiä löytyi myös kalliohyllyltä, sammaleiselta kiveltä, kivenkolosta sekä liuskekallio- ja -sorarinteestä. Runsain esiintymä (130 yksilöä) tavattiin lapinvuokkokankaalla. Kaikissa esiintymissä tavattiin yhteensä lähes 700 yksilöä.

Lapinalppiruusu (*Rhododendron lapponicum*) NT

Yhteensä 17 esiintymää, joista 15 lounaisrinteellä, yksi luoteisrinteellä ja yksi laella pahtaseinän partaalla. Saanalla lajin kasvupaikkoja ovat tunturikankaat (erityisesti lapinvuokko- ja liekovarpiokankaat) ja niityt. Löydetyt esiintymät ovat alapaljakalla 700-800 metrin korkeudella, ainoa lakialueen

kasvusto on kuitenkin keskipaljakalla (990 m). Laji kasvaa pienialaisina yhtenäisinä kasvustoina tai harvakseltaan laajemmalle alalle levittäytyneenä. Lapinalppiruusun yksilömääriä ei arvioitu, koska pensasmaisesta kasvutavasta johtuen emme löytäneet helposti erotettavaa yksikköä.

Lumihaarikko (*Sagina nivalis*) NT

Lumihaarikko ei löytynyt kesän 2003 maastoinventoinnissa, mutta Kurton (2003) mukaan sitä kasvaa niukasti Saanan luoteisrinteellä tunturikankaaseen kuluneessa aukossa.

Pahta-ailakki (*Silene wahlbergella*) NT

Valkokämmekän ja varputädykkeen kanssa pahta-ailakki kuuluu Saanalla kolmen runsaimman uhanalaisen putkilokasvin joukkoon. Kesällä 2003 sitä löytyi 39 esiintymää ja aikaisempina kesinä neljä muuta esiintymää (Kämäräisen 2001, Kurtto 2003). Tämä laji keskittyy selvästi lounaisrinteelle ja alapaljakkaan, mutta muutamia esiintymiä on myös keskipaljakalla. Yksi esiintymä löytyi tunturin lounaispahdan yläpuolelta lähes 1000 metrin korkeudelta. Laji kasvaa myös koivuvyöhykkeessä, alin esiintymä löytyi pieneltä rinnesuolta 520 m korkeudelta. Pahta-ailakin tyypillisin kasvupaikka Saanalla ovat tunturiniityt, mutta sitä löytyy myös vuotomailta, vyörysoralta ja kivikoista. Sen sijaan pahtaesiintymiä ei Saanalla tavattu. Runsain esiintymä (200 kukkivaa yksilöä) oli heinä- ja saravaltaisella niityllä. Kaikkien esiintymien yhteinen yksilömäärä ylittää 1100 yksilöä.



Kuva 67. Pahta-ailakki esiintyy runsaimmillaan Saanan lounaisrinteen tunturiniityllä.

Varputädyke (*Veronica fruticans*) NT

Varputädyke on yleisin Saanan uhanalaisista putkilokasveista. Se kasvaa lounaisrinteen paljakkavyöhykkeessä lähes kaikkialla, missä on sille sopiva, kasvipeitteeltään epäyhtenäinen tai rikkonainen alue. Laji keskittyy selvästi tunturin paisteisille lounais- ja etelärinteille. Lounaisrinteellä se esiintyy nauhamaisesti toisaalta paljakkavyöhykkeen alaosassa ja toisaalta keskipaljakan alaosassa ylityöntölaatan pahtaseinän alapuolella. Näiden väliin jäävä alue on enimmäkseen niittykasvillisuuden peittämä eikä tarjoa varputädykkeelle kelvollisia kasvupaikkoja. Sen sijaan etelärinteellä laji esiintyy yhtenäisemmin alhaalta ylös vyörysorarunsauden ja kalkkipaljastumien ansiosta. Paikoin varputädyke esiintyy niin laajoina, vaikkakin epäyhtenäisinä kasvustoina, että yksilömäärien laskeminen ei ollut mahdollista. Yhteensä 43 esiintymää, 39 löytyi kesän 2003 tutkimuksissa ja neljä muuta kesällä 2001 (Kämäräiseltä

2001). Runsaimmillaan sitä löytyi vyörysorarinteen liuskesoralta, yhteensä noin 700 yksilöä 7 aarin laajuisessa kasvustossa. Varovainen arvio kaikilla paikoilla tavatuista varputädykkeistä ylittää 3000 yksilöä.



Kuva 68. Varputädyke on Mallan ja Saanan silmälläpidettävistä lajeista runsaslukuisin.

Kaljukiviyrtti (*Woodsia glabella*) NT

Yhteensä 13 pientä esiintymää, joista puolet lounaisrinteen luoteisosassa ja puolet tunturin koillisrinteellä. Kaikki esiintymät ovat paljakkavyöhykkeessä 650 m korkeudelta 850 m saakka. Tyypillisiä kasvupaikkoja ovat kallioseinämien ja kivien raot, mutta laji kasvaa myös kivien koloissa, dolomiittilohkareilla ja vyörysoralla.

Tulosten tarkastelu

Mallan luonnonpuisto

Mallan luonnonpuisto kuuluu kasvistollisesti rikkaaseen Skandinavian suurtuntureiden alueeseen. Puiston putkilokasvisto on Suomen oloissa poikkeuksellisen rikas (yli 300 lajia). Kallioperän kalkkivaikutuksen ja pinnanmuotojen suuren vaihtelun ansiosta Mallan geodiversiteetti luo hyvät puitteet elollisen luonnon monimuotoisuudelle. Puistosta löytyy sopivia elinympäristöjä karujen ympäristöjen kalkinkarttajista aina vaateliaimpiin kalkinvaatijoihin saakka.

Mallan alueella on tavattu 31 valtakunnallisesti uhanalaista ja silmälläpidettävää lajia. Puistossa kasvaa neljä EU:n direktiivilajia ja yhdeksän Suomen

kansainvälistä vastuulajia. Mallan kasvistollinen arvo perustuu ensisijaisesti siihen, että sen lajistoon sisältyy poikkeuksellisen paljon maassamme harvinaisia kalkkilajeja. Muutamat näistä ovat harvinaisia koko Fennoskandian alueella. Puistolla on kansallisesti katsottuna suurin merkitys tunturikeulankärjen suojelussa, sillä kaikki tämän lajin tunnetut esiintymät ovat Mallalla.

Uhanalaisten kantojen kehitys 1960-luvun jälkeen

Mallan uhanalaisten kasvien populaatioissa tapahtuneita muutoksia viimeisen 40 vuoden aikana voidaan tarkastella, kun verrataan vuoden 2002 kartoituksen tuloksia Federleyn (1969) tuloksiin. Kuvista 3-6 ilmenee, että monen lajin kohdalla osa 1960-luvulla todetuista esiintymistä jäi löytymättä. Toisaalta monelle lajille löytyi uusia esiintymiä. Tällaisia lajeja ovat mm. sysisara ja suippohärkylä. Muutamien lajien osalta vertailua ei voi tehdä siksi, että lajin esiintyminen puistossa on yhden tai kahden satunnaisen löydön varassa. Tällaisten esiintymien uudelleen löytäminen ilman tarkkoja sijaintitietoja (koordinaatteja) on hyvin epätodennäköistä.

Pahtahietaorvokin löytyminen vain kahdesta ruudusta viitannee lievään taantumiseen. Federleyn (1969) mukaan tämä laji esiintyy sekä vyörysoralla että kalliohyllyillä. Kaikki kesän 2002 pahtahietaorvokkiesiintymät löytyivät kalliohyllyiltä tai pahdan juurelta. Muiden lajien esiintymisessä ei ole havaittavissa huomattavia muutoksia. Kuten 1960-luvulla tunturiorho jäi löytymättä tälläkin kertaa. Tämän lajin karttaan piirretyt kaksi pistettä perustuvat vanhoihin, kenties satunnaisiin löytöihin. Lapinalppiruusun osalta kartoitustulos on epäilemättä aliarvio, koska tämä laji oli ehtinyt kukkia ennen maastoinventointeja. Steriilissä vaiheessa tämän varvun havaitseminen muun varvikon seasta on varsin vaikeaa.

Lajiston suojelu ja uhkatekijät

Ympäristön muutos voi hävittää nopeasti yksilömäärältään suurenkin mutta pinta-alaltaan suppean esiintymän (Rautiainen ym. 2002). Mallan luonnonpuisto joutui Lapin sodan aikana suuren muutoksen kohteeksi, kun saksalaiset linnoittautuivat alueelle ja hakkasivat huomattavan osan koivumetsistä. Tulevaisuudessa mahdollinen ilmaston lämpeneminen voi olla monille lajeille todellinen uhka, joka koskee etenkin puurajan yläpuolisten alueiden kasveja ja kasviyhdyskuntia. Paljakalla kasvavien lajien on mahdollista levitä vain ylöspäin tunturin rinnettä, ja monet lajit ovat Suomessa jo nykyään ylärajoillaan, yli 900 m korkeudella merenpinnasta. Suomessa on yli 1 000 m korkeudella olevia lakialueita Enontekiön Lapin luoteisosassa, sielläkin vain parikymmentä. Koska niiden yhteinen pinta-ala on pieni, eivät ne ilmaston lämmetessä tarjoa tunturikasveille pakopaikkoja (Rautiainen ym. 2002).

Mallan uhanalaiset kasvit ovat olleet jo kauan suojelun piirissä. Retkeilijöiden liikkuminen on ohjattu siten, että suojelullisesti arvokkaimmat alueet jäävät suhteellisen etäälle retkeilypoluista. Porojen laiduntaminen puistossa on vähentynyt 1950-luvun jälkeen ja vuoden 1981 kiellon jälkeen se on ollut satunnaista. Viime vuosikymmenen lopulla puistossa vieraili iso porotokka kahtena kesänä, minkä seurauksena maastoon syntyi jonkin verran uusia polkuja.

Suurimmassa vaaravyöhykkeessä ovat sellaiset lajit, joiden populaatio käsittää vain yhden esiintymän tai pienen yksilömäärän. Tällaisen lajin kohtaloksi voi muodostua jokin satunnainen tekijä kuten pahdan sortuminen. Koska poroilla on esteetön pääsy tutkimusalueelle, suurten porotokkien vierailu puistossa on mahdollista tulevaisuudessakin. Tällöin eräät Mallan uhanalaisista putkilokasveista saattavat vaarantua. Mikään näistä lajeista ei tiettävästi kuulu porolle tärkeisiin ravintokasveihin, joten syödyksi tuleminen ei ole suuri uhka. Uhanalaisista arnikki ja kiirunankello sekä muista harvinaisuuksista jääleinikki saattavat joutua poron suuhun. Mikäli syönti tai tallaus tapahtuu ennen siementen kypsymistä, laidunnus voi estää siemenellisen lisääntymisen jopa kokonaan, ellei maaperässä ole merkittävää siemenvarastoa aikaisemmilta vuosilta.

Tallatuiksi tai syödyiksi joutuvat erityisesti ne kasvit, joiden esiintymät ovat laiduntavien porojen ulottuvilla. Mallan uhanalaisista lajeista tallaukselta ovat turvassa pääasiassa kallioseinämillä ja -hyllyillä kasvavat lajit. Tällaisia ovat pahtahietaorvokki, ketonoidanlukko, tunturikynsimö, lapinkynsimö, lumikynsimö, ruijanpahtahankikki ja kaljukiviyrtti. Eräillä lajeilla kuten nokisaralla, rusonädällä, tunturinädällä, pahta-ailakilla ja varputädykkeellä osa esiintymistä on porojen ulottumattomissa, osa ulottuvilla. Heikoimmin tallausta kestävät arnikki ja lapinalppiruusu, kun taas lievästä tallauksesta hyötyjiä lienevät pienet, avoimien kasvupaikkojen lajit kuten norjanarho, otasilmäruoho ja nädät (ruso- ja tunturinätä).

UHANALAISET PUTKILOKASVIT LAIDUNNETULLA JA LAIDUNTAMATTOMALLA ALUEELLA

Yleiset lähtökohdat

Porolaidunnuksen vaikutukset ilmenevät monella tavalla sekä kasviyhteisö- että lajitasolla. Voimakkaan laidunnuspaineen aiheuttamia muutoksia on todettu erityisesti itiökasvien vallitsemissa (Väre ym. 1995, 1996), mutta myös heinä-, ruoho- ja varpuvaltaisissa yhteisöissä (Siekkinen 1995, Bråthen & Oksanen 2001, Olofsson ym. 2001). Joissakin tutkimuksissa on selvitetty yksittäisten kasvilajien ja laidunnuksen välisiä suhteita, mutta niissä on tarkasteltu tiettyjä poron ravintokasveja (Warenberg 1982) tai tiettyjä kasviyhteisöjä. Uhanalaisten kasvien suhteesta porolaidunnukseen on edelleen niukasti tietoa, sillä harvinaisuutensa vuoksi kyseiset lajit sisältyvät harvoin tutkimuksen kohdelajeihin.

Suurissa tokissa liikkuva poro jättää kasvillisuuteen näkyviä syönti- ja tallomisjälkiä. Norjan rannikon tunturikoivikossa kesälaidunnuksen todettiin alentavan aluskasvillisuuden maanpäällistä biomassaa, mutta vain suosituilla ravintokasveilla (Bråthen & Oksanen 2001). Kilpisjärven alueella porolaidunnuksen vaikutus ilmenee kasvillisuuden kuluneisuutena Saanalla ja eheytenä lähes laiduntamattomalla Mallalla. Mallankin alueella on satunnaisesti vierailleiden porojen jäljiltä heikkoja polkuja, mutta enemmän on merkkejä elottomien voimien kulutuksesta.

Porot vaikuttavat kasvillisuuteen myös epäsuorasti ympäristön fysikaalisten ja kemiallisten muutosten välityksellä (Olofsson ym. 2001). Lajien väliseen kilpailuun vaikuttavat ympäristömuutokset saattavat olla nopeita tai hitaita ja huomaamattomia. Morfologisilta ja lisääntymisbiologisilta ominaisuuksiltaan erilaiset kasvilajit reagoivat yleensä eri tavalla biomassan menetykseen ja varsinkin tallaukseen. Monivuotisille kasveille koituu laidunnuksesta yleensä suuremmat menetykset kuin yksivuotisille. Matalakasvuiset ja vankkajuuriset kasvit taas kestävät tallausta paremmin kuin kookkaat pinnallisesti juurtuvat kasvit. Monet poron ravintovalikoimaan kuulumattomat kasvit puolestaan hyötyvät niiden kilpailijoihin kohdistuvasta syönnistä ja tallauksesta (Eurola 1985, Oksanen & Virtanen 1997). Avoimia kasvupaikkoja suosivat heikot kilpailijat hyötyvät kasvipeitteen rikkoutumisesta.

Yksittäisten kasvilajien vaste herbivoriaan voi riippua elomuodosta, morfologiasta ja kyvystä vastata ravinteiden lisääntymiseen maaperässä (Chapin 1980, Mulder 1999, Tolvanen ym. 2001). Välttääkseen herbivorian haitat, kasvin tulisi (a) kestää hyvin tallausta, (b) omata voimakas kompensaatiokasvu ja (c) sisältää runsaasti puolustusaineita. Eurolan (1985) mukaan kookkaat, isolehtiset, pinnallisen juuriston ja heikon lisääntymiskyvyn omaavat lajit kärsivät kulutuksesta. Kärsijöitä ovat myös pitkäikäiset kasvit, joilla on monivuotiset lehdet. Hyötyjiä ovat puolestaan matalat, syvän juuriston ja hyvän lisääntymiskyvyn omaavat lajit. Samoin lyhytikäiset, tehokkaan suvullisen lisääntymisen omaavat lajit hyötyvät kulutuksesta. Samankin kasvilajin vaste muuttuu kasvuolosuhteiden muuttuessa. Kuivilla alueilla kasvit kärsivät herkemmin kulutuksen haitoista kuin kosteilla alueilla, missä niiden uudistuminen on tehokkaampaa.

Heinämäiset kasvit kestävät hyvin tallausta, sillä ne pystyvät nopeasti kompensoimaan biomassan menetystä (McNaughton 1983, Jónsdóttir 1991, Olofsson ym. 2001). Ne eivät kuitenkaan sisällä runsaasti puolustusaineita (Chapin & Shaver 1988). Ikivihreillä varvuilla on erilainen strategia selvitä herbivoriasta. Ne ovat huonoja kompensoimaan menetyksiä ja kestävät huonosti tallausta, mutta saattavat sisältää runsaasti puolustusaineita (Chapin & Shaver 1988). Laidunnuksen vaikutusta koskevia päätelmiä voidaan yleisellä tasolla tehdä kasvien morfologisten ja lisääntymisbiologisten ominaisuuksien pohjalta. Eräissä tutkimuksissa on kuitenkin saatu viitteitä siitä, että tällä menetelmällä ei saada kaikkien lajien osalta luotettavaa tietoa (Siekkinen 1995, ks. luku 2.3).

Kasvillisuuden kulutus oli Kilpisjärven alueella voimakkainta 1980-luvulla, jolloin Käsivarren paliskunnan poromäärä oli suurimmillaan. Sen jälkeen poromäärä on vähentynyt dramaattisesti (luku 3.1). Alimmillaan se laski lähes neljännekseen, mutta on palautunut noin puoleen 1980-luvun huipusta. Vähentyneen laidunnuspaineen seurauksena Saanalla on todettu merkittävää elpymistä jäkälien runsaudessa, varsinkin kuluneimmilla kasvillisuustyypeillä (Eskelinen 2002). Myös jäkälien ja sammalien lajimäärät ovat kasvaneet. Sen sijaan heinämäisten kasvien määrät ovat laskeneet kaikilla kasvillisuustyypeillä. Hyvän kompensaatiokykynsä ja tehokkaan lisäravinteiden hyväksikäyttökykynsä vuoksi heinämäiset kasvit hyötyvät yleensä voimakkaasta laidunnuksesta ja taantuvat laidunnuksen vähennyttyä. Ruohojen kokonaismäärässä ei Saanalla ole tapahtunut merkittäviä muutoksia, mutta joidenkin yksittäisten lajien runsauksissa on havaittu muutoksia (Eskelinen 2002). Pieni,

kalkkialustaa vaativa hentokorte (*Equisetum scirpoides*) on runsastunut erityisesti matalaruohoniityllä. Myös tunturikohokki, hidaskasvuinen patjakasvi, on runsastunut kasvupaikoillaan. Tämän tallausta heikosti kestävän lajin on aiemminkin todettu hyötyvän laidunnuksen poissulkemisesta (Wielgolaski 1975).

Malla-Saana -vertailun ongelmia

Laiduntamaton Malla ja laidunnettu Saana tarjoavat tutkimukselle mielenkiintoisen vertailuparin, sillä ne sijaitsevat ilmastollisesti ja geologisesti samalla alueella.

Joiltakin ominaisuuksiltaan nämä alueet eroavat toisistaan, mikä on otettava vertailussa huomioon. Saana on noin 80 metriä korkeampi kuin Iso-Malla, joten paljakkavyöhykkeen suhteellinen osuus on Saanalla suurempi kuin Mallalla. Harvinaisten kasvien kannalta erityisen merkittävä on dolomiittijuonteen korkeussijainti. Se on Saanalla huomattavasti ylempänä kuin Mallalla, minkä seurauksena Saanalla on kalkkivaikutteista paljakkaa runsaasti ja kalkin vaikutus ulottuu laajemmalle kuin Mallalla. Edelleen jyrkänne, jossa dolomiitti tulee pintaan on Saanalla pitempi kuin Mallalla. Dolomiitin vaikutus näyttää Saanalla voimakkaammalta myös rinteen kuluneisuuden vuoksi (Siekkinen 1995), mikä johtuu osaksi laidunnuksesta. Kasvien kannalta Saanan eduksi on luettava myös herkästi rapautuvan saviliuskekerroksen paksuus, jonka ansiosta avoimia kasvupaikkoja tarvitseville, heikoille kilpailijoille on runsaasti sopivaa elinympäristöä.

Vertailua vaikeuttaa myös se, että tässä tutkimuksessa ei ole toistoja. Tutkimuksen alkuperäinen tarkoitus olikin selvittää uhanalaisten putkilokasvien esiintyminen Mallan luonnonpuistossa ja tarkastella 1960-luvun jälkeen tapahtuneita muutoksia. Vasta tutkimuksen puolivälissä Saana sisällytettiin ongelmanasetteluun. Kartoituksen tuloksista voidaan kuitenkin saada suuntaa-antavia viitteitä laidunnuksen ja/tai laiduntamattomuuden vaikutuksista yksittäisten lajien menestykseen. Mikäli joku laji menestyy Saanan rinteiden laidunnetuilla biotoopeilla, se on joko indifferentti porolaidunnuksen suhteen tai hyötyy siitä. Toisaalta kasvupaikkojen rajoittuminen porojen ulottumattomissa oleville biotoopeille antaa viitteitä siitä, että kyseinen laji kärsii laidunnuksesta.

Poron kesäravinnosta

Kesälaidunnuksen on todettu vähentävän poron suosimien heinien ja ruohojen maanpällistä biomassaa korkearuohoniityillä (Bråthen & Oksanen 2001) sekä pystyjen ja kookkaiden ruohojen määrää lumenviipymillä (Oksanen & Virtanen 1995, Virtanen 1998). Erityisen mieluisia porolle ovat suo-, ranta- ja muiden kosteiden kasvupaikkojen kasvit. Kasvin osista lehdet ovat halutuimpia, mutta monet kasvit kelpaavat porolle kokonaan. Sellaisia ovat mm. järvikorte (*Equisetum fluviatile*), kultapiisku (*Solidago virgaurea*), kurjenjalka (*Potentilla palustris*), maitohorsma (*Epilobium angustifolium*), muurain (*Rubus chamaemorus*), lääte, niittysuolaheinä (*Rumex acetosa ssp. acetosa*), nurmitatar (*Bistorta vivipara*) ja raate (*Menyanthes trifoliata*) (Warenberg ym. 1997). Keväisin poro kaivaa mielellään suo- ja vesikasvien maavarsia ja juuria. Mieluisaa

ravintoa ovat myös maitohorsman ja väinönputken (*Angelica archangelica*) juuret sekä rätvänän (*Potentilla erecta*) mehevät maavarret (Warenberg ym. 1997).

Erityisen mielellään porot syövät nuoria versoja ja mehevien ruohokasvien lehtiä. Nuoruusvaiheessa väinönputki ja varsinkin pohjansinivalvatti ovat niin maistuvaa rehua, että pienialaisissa kasvustoissa laiduntavien porojen jäljille jää vain varrentynkiä (omat havainnot). Porolle mieluisia ravintokasveja on eri kasviyhteisöissä, mutta erityisen voimakas laidunnuspaine kohdistuu lumenviipymiin. Niiden kasvillisuus tarjoaa erittäin ravitsevaa ruokaa ja sulamattomat lumilaikut antavat suojaa kuumuutta ja räkkää vastaan (Edenius ym. 2003).

Monet tuntureilla kasvavat ruohokasvit ovat ravintoarvoltaan erinomaisia ja hyvänmakuisia (Skjenneberg & Slagvold 1968.). Harvakseltaan kasvavatkaan lajit eivät ole turvassa poroilta, koska porot napsivat niitä suuhunsa kulkiessaan alueen läpi. Mallan ja Saanan uhanalainen lajisto koostuu pääasiallisesti pienikokoisista kasveista, joten muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta ne eivät sisältyne poron ravintokasveihin. Kookkaammista lajeista arnikki, himmeävilla, kiirunankello, noki- ja sysisara, pahta-ailakki, sopulinkallioinen sekä valkokämmekkä saattavat joutua poron suuhun. Biomassan menetyksestä kärsivät eniten siemenellisestä lisääntymisestä riippuvaiset arnikki, kiirunankello ja sopulinkallioinen, jos ne tulevat syödyiksi ennen siementen kypsymistä. Saramaiset kasvit ovat poroille tärkeää ravintoa keväällä ja syksyllä (Warenberg ym. 1997), mutta ne sietävät laidunnusta paremmin kuin ruohokasvit. Hernekasvit ovat typpi- ja valkuaisainepitoisuutensa vuoksi poroille mieluisaa syötävää, joten Pikku-Mallalla kasvava tunturikeulankärki lukeutunee myös poron ravintokasveihin. Saniaisista porolle kelpaavat vain muutamat pehmeälehtiset lajit. Monivuotinen suippohärkylä nahkeine, teräväkärkisine lehdyköineen ei kuulu siihen joukkoon.

Uhanalaisten suhde laidunnukseen

Suurten korkeuserojen ja vaihtelevan topografian vuoksi Mallalla ja Saanalla on kasveille tarjolla monenlaisia kasvupaikkoja. Jyrkimmillä rinteillä, louhikoissa ja varsinkin pahtajyrkänteillä on ympäristöjä, jotka ovat lähes tai kokonaan porolaidunnuksen ulkopuolella. Uhanalaisten kasvien joukossa on useita kallioseinämillä ja -hyllyillä kasvavia lajeja, jotka välttyvät tallaamiselta kasvupaikkansa ansiosta. Jotkut lajit esiintyvät erilaisissa biotoopeissa siten, että osa kasvustoista on porojen ulottumattomissa ja osa alttiina tallaukselle. Joillekin lajeille taas kasvupaikka ei tarjoa lainkaan suojaa, jolloin niiden selviytyminen laidunnetussa ympäristössä perustuu muihin tekijöihin. Tarkasteltavassa joukossa on myös lajeja, jotka hyötyvät laidunnuksen synnyttämästä häiritystä ympäristöstä. Tällaisissa tapauksissa laidunnus voi parantaa siementaimien itämismahdollisuutta (luku 2.3) tai tarjota elintilaa voimakkaampien lajien taantuessa laidunnuksen vaikutuksesta.

Vaikeapääsyisten kalliokasvupaikkojen ansiosta tallaukselta ovat turvassa lähinnä ketonoidanlukko, kynsimöt, hankikit, kaljukiviyrtti ja Mallalla myös pahtahietaorvokki. Nokisaralla, rusonädällä, tunturinädällä, pahta-ailakilla ja varputädykkeellä osa esiintymistä on porojen ulottumattomissa, osa niiden ulottuvilla. Herkimpiä tallausvaurioille ovat isokokoinen arnikki

ja ainavihanta ja hitaasti uudistuva lapinalppiruusu. Lievän ja kohtuullisen laidunnuksen aiheuttamasta häiriöstä hyötyvät eniten pienet, avoimien kasvupaikkojen lajit kuten norjanarho, otasilmäruoho ja nädät.

Lajikohtaisia päätelmiä

Kilpisjärven alueella kasvaa kaikkiaan 36 valtakunnallisesti uhanalaista ja silmälläpidettävää putkilokasvia. Lähes kaikki niistä suosivat tai vaativat kalkkipitoista alustaa, ja muutamaa lajia lukuun ottamatta ne esiintyvät maassamme hyvin suppealla alueella. Nämä lajit ovat niin harvinaisia ja vähälukuisia, että vain muutama laji on sattunut aikaisempien laiduntutkimusten näyteruutuihin (Siekkinen 1995, Eskelinen 2002). Useimmat Kilpisjärven alueen uhanalaisista kasveista esiintyvät sekä Pikku-Mallalla että Saanalla. Vain kalliosirkunjyvä ja tunturikeulankärki puuttuvat Saanalta, kun taas pahtahanhikki, sopulintunturitädyke, sukassara, tundrasara ja villatunturikallioinen puuttuvat Pikku-Mallalta.

Mallalle ja Saanalle yhteisistä lajeista arnikkia, suippohärkylää ja sysisaraa tavattiin huomattavasti enemmän Mallalla. Näyttää ilmeiseltä, että vaarantuneeksi luokitellulla arnikilla on paremmat edellytykset menestyä laiduntamattomalla Mallalla kuin laidunnetulla Saanalla. Viimemainitun kolmesta esiintymästä yksi on tunturikankaalla osittain katajapensaan suojassa, kaksi muuta ovat pahtaseinän hyllyillä. Mallan ainoa tässä tutkimuksessa löydetty, mutta hyvin runsas arnikkiesiintymä on kalkkivaikutteisella tuulipaljakalla. Kyseinen esiintymä on laidunnuksen puuttuessa säilynyt tässä suojattomassa ja ilmeisen herkässä ympäristössä. Viime vuosina Pikku-Mallan populaatio on kasvanut merkittävästi. Elokuussa 1999 paikalla tavattiin muutamia kymmeniä yksilöitä, kolme vuotta myöhemmin paikalta löytyi yli 600 yksilöä (omat havainnot). Tunturikasveilla kukinta ja siementuotanto vaihtelevat voimakkaasti ja ovat suurimmillaan lämpiminä kesinä (Kyllönen ja Laine 1980). Vuosina 1999-2002 kesälämpötilat olivat Lapissa keskimääräistä korkeampia, mikä selittänee osittain arnikin runsaan siementuotannon ja steriilien yksilöiden nopean runsastumisen. Mallan arnikkipopulaation menestyminen liittynee myös laiduntamattomuuteen, sillä tämä isokokoinen ruohokasvi ei kestä tallaamista. Jos kukat syödään tai kukkivat yksilöt taittuvat tallauksen vaikutuksesta ennen siementen kypsymistä, pienten populaatioiden siemenellinen lisääntyminen voi estyä jopa kokonaan.

Suippohärkylän ja sysisaran osalta ero selittynee sillä, että Mallalla on runsaammin sopivia kasvupaikkoja. Suippohärkylä suosii erityisesti jyrkänteen alle syntyneitä kapeita vyöryrännejä, joiden pohjalla se kasvaa kivien kupeella ja välissä, usein suurruohojen seassa. Sysisaralle Mallan alue taas tarjoaa runsaasti ohutturpeisia soita ja valuvesialueita.

Kilpisjärven alueen uhanalaisista kasveista peräti 11 lajin populaatiot ovat Saanalla runsaampia kuin Mallalla. Tämän lajijoukon muodostavat kaljukiviyrtti, ketonoidanlukko, lapinalppiruusu, pahtahanhikki, pahta-ailakki, pahtahietaorvokki, ruijanpahtahanhikki, rusonätä, tunturikynsimö, tunturinuppisara ja tunturiorho. Epäilemättä tämä ilmentää Saanan erikoislaatuisuutta vaateliaiden kasviharvinaisuuksien turvapaikkana, mutta osittain tämä ero saattaa johtua laidunnusvaikutuksista.

Erityisen merkittävä ero on pahta-ailakin runsaudessa: Saanalla tavattiin

kesällä 2003 noin 1100 yksilöä, mutta Mallalta löytyi edellisenä kesänä vain 45 yksilöä. Tunturikasvien kukinnan suuri vuosien välinen vaihtelu ei selitä näin suurta eroa. Saanalla pahta-ailakki suosii tunturiniittyjä, mutta Mallalla se esiintyy hajallaan eri biotoopeilla. Runsain esiintymä Mallan alueella tavattiin häiriintyneellä alustalla, jyrkän rinteen vyörymaa-alueella. Pahta-ailakin runsaus Saanalla johtunee suurelta osin tunturiniittyjen määrästä, joka on moninkertainen verrattuna Mallan alueeseen. Inventointitulosten perusteella on vaikea arvioida pahta-ailakin mahdollista laidunnushyötyä, mutta se näyttää kestävän kohtuullisen laidunnuksen. Tutkimuksen aikana Saanan pahta-ailakkipopulaatiossa ei näkynyt porojen syöntijälkiä eikä tallausvaurioita.

Muista Saanalla runsaina esiintyvistä lajeista pahtahanhikki, ruijanpahtahanhikki ja tunturikynsimö kasvavat kuivilla paikoilla pahtahyllyillä ja kallioseinämien juurella. Niiden esiintymät ovat joko porojen ulottumattomissa tai kuivilla paikoilla, joiden niukahko ja epäyhtenäinen kasvipeite tuskin houkuttelee poroja. Myös kaljukiviyrtti kasvaa kallioseinämillä ja lohkareiden halkeamissa eikä näin ollen joudu porojen tallauksen kohteeksi.

Ketonoidanlukko, pahtahietaorvokki ja tunturiorho näyttävät hyötyvän laidunnuksesta. Pienikokoisina ne eivät pysty kilpailemaan isojen kasvien kanssa, joten ne ovat selvästi puoliavoimien paikkojen kasveja. Tunturinuppisara esiintyy Saanan lakialueella melko runsaana, joskaan ei kovin laajalla alueella. Tämän lajin niukkuus Mallalla johtunee yksinkertaisesti siitä, että siellä on keskialpiinista vyöhykettä huomattavasti vähemmän kuin Saanalla. Lapinalppiruusun runsaus Saanalla on yllättävää, koska monivuotisina ja hidaskasvuisina kasveina varvut kärsivät tallauksen aiheuttamasta versonosien menetyksestä huomattavasti enemmän kuin heinät ja ruohot. Tämä varpu oli suhteellisen runsas Saanan lapinvuokkokankailla ja tuulenpieksämillä jo muutama vuosi kovimman laidunnuspaineen jälkeen, mutta Pikku-Mallalla sitä ei esiintynyt vastaavilla biotoopeilla lainkaan (Siekkinen 1995). Siekkinen (1995) arveleekin, että tämä laji saattaisi ainoana varpuna hyötyä kulutuksesta. Toisaalta lapinalppiruusun yleisyyttä Saanalla saattaa selittää myös tallauksen vaikutuksesta parantunut kalkin saatavuus.

Niistä lajeista, jotka esiintyvät likipitäen yhtä runsaina sekä Mallalla että Saanalla norjanarho, kultakynsimö, lapinkynsimö, lumikynsimö, otasilmäruoho, tunturinätä, lumihaarikko ja varputädyke kasvavat luontaisesti avoimilla kasvupaikoilla. Pienikokoisina ne eivät kuulune porolle tärkeiden ravintokasvien joukkoon, vaikka pienuus yksinään ei tee kasvista merkityksetöntä. Muun muassa tärkkelyspitoinen nurmitatar on pienestä koostaan huolimatta haluttua ruokaa lumettomana kautena. Edellä mainitut matalakasvuiset lajit kestävät tallausta paremmin kuin korkeaversoiset ruohot. Tässä ryhmässä kynsimöt ovat kalliolajeja, joten tallominen ei niitä uhkaa. Kultakynsimön säilymisestä ei ole tietoa, sillä kummaltakin alueelta on tiedossa yksi vanha löytö. Muut viisi lajia esiintyvät Saanalla porojen laiduntamilla kasvupaikoilla, mutta sietävät lievää tallausta. Kasvillisuuden aukkopaikkoja ja runsaasti elintilaa tarjoavaa vyörysora-alustaa suosivina lajeina nämä ilmeisesti hyötyvät siitä, että laidunnus ylläpitää kasvillisuutta avoimena.

Maassamme hyvin harvinainen norjanarho näyttää löytäneen sopivia kasvupaikkoja sekä laidunnetussa että laiduntamattomassa ympäristössä. Saanalla se suosii selvästi laajoja vyörysora-alueita. Mallalla, missä saviliuskeesta syntynyttä vyörysoraa on vähän, tämä laji on löytänyt jalansijan

kalkkivaikutteiselta tuulipaljakalta. Nokisarakasvustoja löytyi Saanalta lähes kolme kertaa enemmän kuin Mallalta, mutta Mallan parin suuren kasvuston ansiosta populaatioiden yksilömäärissä ei ole suurta eroa. Nokisaran kasvupaikat ovat osittain jyrkillä rinteillä ja kallioseinämien terasseilla, joten laidunnuksella ei liene tälle lajille merkitystä. Nokiasaran tavoin valkokämmekällä on Saanalla enemmän esiintymiä kuin Mallalla, mutta populaatiot ovat yhtä vahvoja: Mallalta löytyi yli 550 yksilöä ja Saanalta noin 630 yksilöä. Keskikorkeana ruohona tämä laji saattaa kärsiä tallauksesta, mutta kesällä 2003 siitä ei havaittu selviä merkkejä. On mahdollista, että porotiheyden huomattava aleneminen ja tallauksen väheneminen selittävät vaurioiden vähäisyyden.

Hentokatkero esiintyy Kilpisjärven alueella hyvin harvinaisena: Saanalta löytyi kolmesta paikasta vain muutamia yksilöitä, Mallalta ei lainkaan. Tämä pienikokoinen laji tarvitsee kasvipeitteen aukkopaikkoja ja näyttää hyötyvän kasvipeitteen rikkoutumisesta.

Oksanen ja Olofsson (luku 2.3) tapasivat Mallan luonnonpuistossa Suomen punaisen kirjan lajeja näytealojensa läheisyydessä olevilla pahtakasvupaikoilla, mutta otannan kohteena olleilta lapinvuokkokankailta ja matalaruohoniityiltä kyseiset lajit puuttuivat. He esittävätkin ajatuksen, että kesälaidunnuksella on positiivinen nettovaikutus näiden lajien menestymiseen pahtojen ulkopuolisilla kasvupaikoilla. Oksasen ja Olofssonin mielestä porottoman tilan jatkuminen Mallalla on todellinen uhkatekijä useille harvinaisille tunturikasveille. Myös uhanalaisten putkilokasvien kartoitus antaa viitteitä siitä, että eräiden lajien osalta laiduntamattomuus vähentää sopivien kasvupaikkojen määrää ja sitä kautta rajoittaa kyseisten lajien runsautta luonnonpuiston rajojen sisällä. Kun kysymystä tarkastellaan koko Kilpisjärven alueen näkökulmasta, uhka on vähäinen, sillä uhanalaisille kasveille sopivien kasvupaikkojen tarjonnassa laidunnettu Saana ja laiduntamaton Malla täydentävät toisiaan.

Kiitokset

Tämän tutkimuksen valmistuminen on vaatinut monen ihmisen työpanosta. Noora Hänninen ja Reijo Kallunki uurastivat kahtena kesänä maastossa etsimässä uhanalaisia kasveja. Ilman heidän apuaan kartoitustyö ei olisi onnistunut. Pentti Raittimo ja Kuisma Ranta kyyditsivät kartoitusryhmää veneellä Kilpisjärven yli. Noora Hänninen avusti kerätyn havaintoaineiston käsittelyssä. Teppo Hyvönen teki mittavan taustatyön Mallan lajikohtaisten karttojen tuottamisessa. Jari Hietanen viimeisteli Mallan kartat, teki Saanan lajikartat ja avusti muiden kuvien teossa. Henry Väreeltä sain Federleyn (1969) aineistoon sisältyvien uhanalaisten kasvien koordinaattitiedot. Arto Kurtto, Hannu Kämäräinen ja Henry Väre antoivat auliisti Mallalla ja Saanalla tekemänsä uhanalaislöydöt käyttööni. Heidi Kaipiainen poimi Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) rekisteriin tallennetut tiedot Saanalla tavatuista uhanalaisista kasveista. Rauni Partaselta sain arvokkaita sijaintitietoja ja opastusta maastoetsintöihin. Risto Virtanen ja Henry Väre tekivät käsikirjoitukseeni monia parannusehdotuksia. Esitän kaikille lämpimät kiitokseni saamastani avusta.

KIRJALLISUUS

Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1964. Luoteis-Euroopan kasvillisuusvyöhykkeistä ja kasvillisuusalueista. *Luonnon Tutkija* 68:1-28.

Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern *Europe. Ann. Bot. Fennici* 5:169-211.

Alm, C-G. & Fries, Th. C. E. 1925. Floristiska anteckningar från Karesuando och Enontekis socknar. *Botaniska Notiszer* 19(2):250-262.

Andersson, L., Rafstedt, T. & von Sydow, U. 1985. Fjällens vegetation. Norrbottens län. En översikt av Norrbottenfjällens vegetation baserad på vedgetationskartering och naturvärdering. *Statens Naturvårdsverk. Rapporter*, 160 s.

Bråthen, K. A. & Oksanen, J. 2001. Reindeer reduce biomass of preferred plant species. *Journal of Vegetation Science* 12:473-480.

Chapin, F.S. III. 1980. Nutrient allocation and responses to defoliation in tundra plants. *Arctic and Alpine Research* 12:553-563.

Chapin, F.S. III. and Shaver, G.R. 1988. Differences in carbon and nutrient fractions among arctic growth forms. *Oecologia* 77:506-514.

Edenius, L., C. P. Vencatasawmy, C. P., Sandström, P. and Dahlberg, U. 2003. Combining satellite imagery and ancillary data to map snowbed vegetation important to reindeer. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 35 (2):150–157.

Eskelinen, A. 2002. Tunturikasvillisuuden muutokset suhteessa poron kesälaidunnukseen Saanan luonnonsuojelualueella. *Pro gradu*, Oulun yliopiston Kasvitieteen laitos. Oulu. 47 s. + 5 liitettä.

Eurola, S. 1978. Kasvillisuuden suurjako Lapissa. *Acta Lapponica Fenniae* 10: 26-30.

Eurola, S. 1985. Retkeily ja luonnon kuluminen. Kuusamon Natura -85 tilaisuuden esitelmä 9.7.1985. Moniste. 5s.

Eurola, S. 1999. Kasvipeitteemme alueellisuus. *Oulanka Reports* 22. Oulu. 116 s.

Eurola, S., Huttunen, S. & Welling, P. 2003. Enontekiön suurtuntureiden (68°45´-69°17´N;20°45´-22°E) paljakkakasvillisuus. *Kilpisjärvi Notes* 17:1-26.

Federley, B. & Vuokko, S. 1980. Kilpisjärven seudun kasvillisuus ja kasvisto. *Luonnon Tutkija* 84:15-18.

Federley, B. 1969. Kärlväxtfloran i Malla naturpark. *Pro gradu*-työ. Helsingin yliopisto, kasvitieteen laitos.

Federley, B. 1971. Oxytropis lapponica (Wahlenb.) Gay och dess förekomst i Finland. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 47:33-37.

Haapasaari, M. 1988. The oligotrophic heath vegetation of northern

Fennoscandia and its zonation. *Acta Botanica Fennica* 135:1-219.

Henttonen, H., Järvinen, A. & Laine, K. 1980. Mallan luonnonpuiston kasveista, linnuista ja nisäkkäistä. *Kilpisjärvi Notes* 3:1-16.

Hulten, E. 1971. Atlas över växternas utbredning i Norden. Kartografiska institutet, Stockholm. 531 s.

Hämet-Ahti, L. 1963. Zonation of the mountain birch forests in northernmost Fennoscandia. *Ann. Bot. Soc. ´*Vanamo´ 34(4):1-127.

Jalas, J. 1949. Floristisches aus Lapponia enontekiensis, Lapponia tornensis und Troms fylk. *Archivum Societatis ´Vanamo´* 2:90-96.

Jónsdóttir 1991. Effects of grazing on a tiller and population dynamics in a clonal sedge (*Carex bigelowii*). *Oikos* 62:177-188.

Järvinen, E. 2004. Hallitus päätti Natura-alueista. *Ympäristö* 18(1):10-11.

Kaisila, J. 1950. Fenologisia havaintoja Kilpisjärveltä (EnL) vuosina 1948-49. *Archivum Societatis ´Vanamo´* 4(2):141-143.

Kalela, A. 1961. Waldvegetationszonen Finnlands und ihre klimatische Paralleltypen. *Archivum Societatis ´Vanamo´* 16 Supplementum:65-83.

Kallio, P. 1949. Eräitä kasvitietoja Kilpisjärveltä ja Tornionjokivarrelta. *Archivum Societatis ´Vanamo´* 2:51-55.

Kotiranta, H., Uotila, P., Sulkava, S. & Peltonen, S-L. (eds.) 1998. *Red data book of East Fennoscandia.* Ministry of the Environment, Finnish Environment Institute & Botanical Museum , Finnish Museum of Natural History. Helsinki. 351 pp.

Kurtto, A. 2003. Kilpisjärvellä 2002 tapaamani valtakunnallisesti uhanalaiset ja silmälläpidettävät kasvit. Moniste. Helsingin yliopisto, Luonnotieteellinen keskusmuseo, Kasvimuseo. 3 s.

Kyllönen, H. & Laine, K. 1980. Tunturikasvillisuuden vuotuisista vaihteluista Kilpisjärvellä. *Luonnon Tutkija* 84:19-23.

Kämäräinen, H. 1998. Kilpisjärven mahtava Saana - kasviparatiisi. *Lutukka* 14:80-87.

Kämäräinen, H. 2001. SW- ja SSW-Saanalla havaitut kasvit 4.-12.7.2001. Moniste. 9 s.

Lehtovaara, J. 1995. Kilpisjärven ja Haltin kartta-alueiden kallioperä. Suomen geologinen kartta 1:100 000, kallioperäkarttojen selitykset. Geologian tutkimuskeskus. Espoo. 64 s. + Suomen geologisen kartan lehdet 1823 ja 1842.

Manner, R. & Tervo, T. 1988. Lapin geologiaa. Lapin maakuntaliitto, Rovaniemi. 188 s.

McNaughton, SJ (1983): Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* 40: 329-336.

Montell, J. 1914a. Ehdotus Kilpisjaurin rannalle perustettavasta luonnonsuo-

jelualueesta. *Luonnon Ystävä* 18:148-154.

Montell, J. 1914b. Förslag till naturskyddsområde vid Kilpisjaur. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 40:175-181.

Montell, J. 1935. Några för Finlands flora nya fjällväxter. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 10:381-382.

Mulder, C.P.H. 1999. Vertebrate herbivores and plants in the Arctic and Subarctic: effects on individuals, populations, communities and ecosystems. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2: 29-55.

Mäkinen, Y. 1981. Inarin Lapin kasvistokartoitus. *Luonnon Tutkija* 85:84-90.

Mäkinen, Y., Kallio, P. 1979. The vascular plants of Inari Lapland, Finland. *Kevo Notes* 4: 1-45.

Mäkinen, Y., Kallio, P., Laine, U. & Nurmi, J. 1982. Vascular flora of Inari Lapland. 5. Urticaceae - Caryophyllaceae. *Report from the Kevo Subarctic Research Station* 18: 10-94.

Oksanen, L. & Virtanen, R. 1995. Topographic, altitudinal and regional patterns in continental and suboceanic heath vegetation of northern Fennoscandia. *Acta Botanica Fennica* 153:1-80.

Oksanen, L. & Virtanen, R. 1997. Adaptation to disturbance as a part of the strategy of arctic and alpine plants: perspectives for management and restoration. Teoksessa: Crawford, R.M.M. (toim.) Disturbance and Recovery in Arctic Lands. Kluwer Academic Publisher. Netherlands. Ss: 91-113.

Olofsson, J., Kitti, H., Rautiainen, P., Stark, S. and Oksanen, L. 2001. Effects of summer grazing by reindeer on composition of vegetation, productivity and nitrogen cycling. *Ecography* 24(1):13-24.

Piirainen, M. & Piirainen, P. 1991. Enontekiön Ropin kasveista ja kasvillisuudesta. *Lutukka* 7:87-96.

Påhlsson, L. (*toim.*) 1984. Naturgeografisk regionindelning av Norden. *Nordiska Miniszterrådet*. 289 s.

Rautiainen, V-P., Ryttäri, T., Kurtto, A. ja Väre, H. (toim.) 2002. Putkilokasvien uhanalaisuuden arviointi - lajikohtaiset perustelut. *Suomen ympäristö* 593, 194 s.

Ryttäri, T. & Kettunen, T. (toim.) 1997. Uhanalaiset kasvimme. Suomen ympäristökeskus & Kirjayhtymä Oy, Helsinki. 335 s.

Räsänen, S. 1997. Kasvillisuuden ja kasvupaikkatekijöiden suhteet eri korkeusvyöhykkeillä Saanatunturilla. *Pro gradu*, Oulun yliopiston Maantieteen laitos. Oulu. 52 s.

Siekkinen, M. 1995. Porolaidunnuksen vaikutus tunturikasvillisuuteen Saanan luonnonsuojelualueella. *Pro gradu*, Oulun yliopiston Kasvitieteen laitos. Oulu. 78 s.

Skjenneberg, S. & Slagvold, L. 1968. Reindriften og dens naturgrunnlag.

Universitetsforlaget, Oslo.

SYKE 2003. Saanan uhanalaiset putkilokasvit (Excel-tiedosto). Suomen ympäristökeskus.

Toivonen, H. & Vuokko, S. 1972. Suomen luonnon- ja kansallispuistojen kasvillisuudesta. *Luonnon Tutkija* 76:93-114.

Tolvanen, A., Forbes, B.C., Rytkönen, K.E. and Laine, K. 2001. Regeneration of dominant plants after short-term pedestrian trampling in subarctic plant communities. Teoksessa: Wielgolaski, F. E. (*toim.*). *Nordic mountain birch ecosystems. Man and the biosphere systems* 27. UNESCO, Paris. s. 359-368.

Tuhkanen, S. 1980. Climatic parameters and indices in plant geography. *Acta Phytogeographica Suecica* 67: 1-110.

Tuhkanen, S. 1984. A circumboreal system of climatic-hydrogeographical regions. *Acta Botanica Fennica* 127:1-50.

Uusinoka, R. 1980. Kilpisjärven alueen kallioperästä ja sen vaikutuksesta pinnanmuodostukseen. *Luonnon Tutkija* 84:2-6.

Warenberg, K. 1982. Reindeer forage plants in the early grazing season. Growth and nutritional content in relation to climatic conditions. *Acta Phytogeographica Suecica* 70:1-76.

Warenberg, K., Danell, Ö., Gaare, E. ja Nieminen, M. 1997. Porolaidunten kasvillisuus. Helsinki. 112 s.

Wielgolaski, F. E. 1975. Comparison of plant structure on grazed and ungrazed tundra meadows. Teoksessa: Wielgolaski, F. E. (toim.) Fennoscandian tundra ecosystems. Part 1. Plants and micro-organisms. Springer, Berlin-Heidelberg-New York, s. 86-93.

Virtanen, R. 1998. Impact of grazing and neighbour removal on a heath plant community, transplanted onto a snowbed site, NW Finnish Lapland. – *Oikos* 81: 359-367.

Väre, H. 2003. Kasvihavaintoja Saanalta vuonna 2002. Sähköpostiviesti 27.5.2003.

Väre, H. & Virtanen, R. 2001. Enontekiön kasvistotutkimuksen historiaa. Luonnontieteellinen keskusmuseo, http://www.fmnh.helsinki.fi.

Väre, H., Ohtonen, R. and Mikkonen, K. 1996. The effect and extent of heavy grazing by reindeer in oligotrophic oine heaths in northeastern Fennoscandia. *Ecography* 19:245-253.

Väre, H., Ohtonen, R. and Oksanen, J. 1995. Effects of reindeer grazing on understory vegetation in dry *Pinus sylvestris* forests. – *Journal of Vegegetation Science* 6: 523-530.

2.3 Poron kesälaidunnuksen vaikutus harvinaisiin tunturikasveihin: kasviekologinen perspektiivi Mallan porottomuuden jatkumiseen

Lauri Oksanen & Johan Olofsson

Johdanto 139

Tutkimusalue ja menetelmät 141

Alueen yleispiirteet 141

Tutkimuspisteiden otanta 142

Tutkimusmenetelmä 144

Tulokset 145

Tulosten tarkastelua 150

Käytännön johtopäätöksiä Malla-kysymyksen suhteen 151

Tulosten rajoituksista käytännön johtopäätösten kannalta 151

Metapopulaatiodynamiikka ja Mallan kasviston suojelu 152

Lopuksi 153

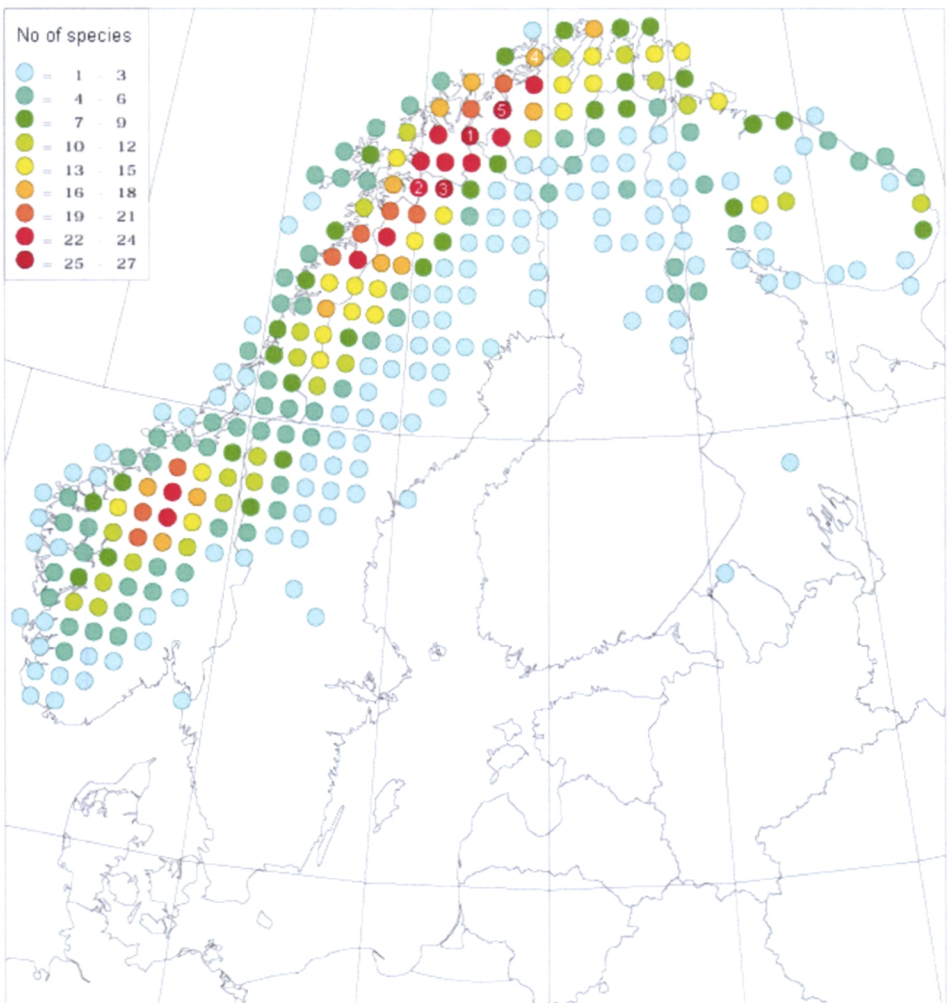
Kiitokset 154

Kirjallisuus 154

Johdanto

Lajeja suojeltaessa on aina syytä hallita niiden 'syntysanat' eli se, millaisessa ympäristössä ja millaisten valintapaineiden alla ne ovat kehittyneet. Tunturei den ja tundran lajiston kehitys tapahtui pitkien jääkausien ja lyhyehköjen interglasiaalien vaihdellessa. Jääkausien aikana tundraa oli pääasiassa keskileveysasteilla, joilla kallioperä on pääsääntöisesti varsin kalkkipitoista. Tästä johtuen useimmat arktiset ja boreaaliset kasvilajit ovat sopeutuneet kalkkiperäiseen, pH:ltaan neutraaliin tai emäksiseen kasvualustaan, kun taas happamaan alustaan sopeutuneita, pohjoisia kasvilajeja on niukasti (Dynesius ja Jansson 2000, Pärtel 2002). Toisena tärkeänä kasvilajistoa muovaavana

tekijänä olivat suuret laiduntavat nisäkkäät. Pohjoiset tundrat olivat evoluution kannalta vielä 'eilen' eli n. 10 000 vuotta sitten todellisia Serengetejä sekä laiduntavien eläinten lajirunsauden että ilmeisesti myös niiden populaatiotiheyksien suhteen. Suurten laiduntajien sukupuutto oli ilmiselvästi ihmistoiminnan seuraus ja edusti seurauksineen ensimmäistä todella suurta ihmisen aiheuttamaa ympäristömuutosta kylmillä alueilla (Kurtén 1969, Zimov et al. 1995).



Kuva 69. Kalkista hyötyvien tunturikasvien esiintyminen Pohjoismaissa Atlas Florae Europaea kartoituksen perusteella, joka kattaa nyt n. 20% siemenkasvilajistosta (Jalas et al. 1972-99). Luvut viittaavat kenttätutkimuksen suorituspaikkoihin (ks. kuva 70): 1. Pikku-Malla, Iso-Malla ja Saana, 2. Geađgečorro ja Boazuvárri, 3. Vággečohkka, 4. Jeahkkir, 5. Jávreoaivvit

Nyt harvinaiset tunturikasvimme joutuvat elämään kovin toisenlaisessa ympäristössä. Kallioperä on Pohjoismaissa enimmäkseen hapan ja ravinneköyhä, poikkeuksina vain pienehköt kalkkirikkaat ja ilmastoltaan paikallismantereiset alueet Etelä-Skandinaviassa sekä Pohjoisten Skandien itärinteillä (kuva 69). Maaperäolojen suhteen vastaavaan tilanteeseen arktinen kasvistomme on joutunut jokaisen interglasiaalikauden aikana. Useimpien pohjois-

ten laiduntajien sukupuuton vuoksi nykyinen interglasiaalikausi poikkeaa kuitenkin kaikista edeltäjistään. Toisaalta ihmistoiminnan mukanaan tuoma laidunnus on ollut jo viikinkiaikana (todennäköisesti vielä paljon aikaisemminkin) intensiivistä eteläisellä lajirikkaalla alueella, jossa laidunnusta pidetäänkin yleisesti tunturikasvillisuutta rikastuttavana tekijänä (Nordhagen 1943, Dahl 1957). Pohjoisessa taas poro on pääasiallinen laiduntaja runsaslajisella alueella, vaikka myös lammastaloutta harjoitetaan alueen Norjan puoleisessa osassa. Suhtautuminen poroon on kuitenkin pääsääntöisesti varsin toisenlainen - myös Norjan puolella, jossa perinteistä, karjamajojen (säterien) käyttöön pohjaavaa karjataloutta on totuttu pitämään positiivisena tekijänä tunturiluonnon monimuotoisuuden ja lajirikkauden kannalta.

Poronhoitoon liittyykin seikkoja, jotka tekevät tämän eron ymmärrettäväksi. Hitaasti uusiutuvasta ja kollektiivisesti käytetystä luonnonvarasta - talvilaitumien jäkälistä - riippuvaisella porolla on varsin rajuja kannanvaihteluita, joiden jakso on n. 30 vuoden pituinen (Oksanen 1998). Jokainen porokannan huippuvaihe tuntuu ulkopuolisen silmin katsottuna ennennäkemättömän korkealta, koska harvalla on tarkkaa muistikuvaa 30 vuoden takaisista tapahtumista. Suurissa tokissa liikkuva poro vaikuttaa kasvillisuuteen sekä syömällä että tallomalla, ja tokan jälkeensä jättämä tunturi voi olla varsin ikävän näköinen. Myös kulttuuritekijät voivat vaikuttaa tutkijoiden asenteisiin. Karjamajoihin perustuva tunturikarjanhoito on ollut niin erottamaton osa norjalaista maataloutta, että useilla norjalaisella tutkijoilla on ollut henkilökohtainen kosketus tähän tunturien käyttömuotoon. Kun karjamajat ovat usein myös majoituskäytössä, aukeaa tämä tunturiluonnon käyttömuoto helposti muillekin. Poronhoitoa taas harjoittaa vierasta kieltä puhuva ja ulkopuolisiin epäluuloisesti suhtautuva kansa, johon on aluksi vaikea saada kosketusta. Tavoitteemme on selvittää, onko kielteiselle suhtautumiselle poronlaidunnukseen myös ekologisia perusteita.

Tutkimusalue ja menetelmät

Alueen yleispiirteet

Olemme tutkineet poron vaikutusta harvinaisten tunturikasvien esiintymiseen käyttämällä hyväksi Pohjoiskalotin lajirikkaiden osien välisiä eroja laidunnuspaineen osalta. Näiden erojen pääsyynä on erilainen suhtautuminen talvimaiden kesäaikaiseen laidunnukseen. Norjassa suhtautuminen on tiukan kielteistä. Talvimaiden kesälaidunnuskiellon rikkojaa odottavat kovat virallisia rangaistukset (sakot) ja usein niitäkin kovemmat epäviralliset sanktiot. (Jäkäliköillä palkivien vieroporojen varastamista ei pidetä kovin vakavana rikkeenä.) Porot pidetäänkin kesäisin varsin suppeilla kesämailla, jotka on yleensä aidattu (elleivät vesiesteet aja samaa asiaa). Turhalta tallonnalta säästyvät Sisä-Ruijan jäkäliköt elättävät varsin korkeita porokantoja. Näin ollen kesälaidunnus on varsin intensiivistä Länsi-Ruijan ja Pohjois-Tromsin rantatuntureilla ja saarilla, jotka ovat Sisä-Ruijassa talvehtivien porojen saavutettavissa ilman kohtuuttoman pitkiä jutaamismatkoja. Tyypilliset kesätiheydet alueella 1990-luvun aikana olivat 10-30 lukuporoa neliökilometriä kohti (Ok-

sanen et al. 1995, Bernes 1996). Ruotsin Lapissa periaate on sama kuin Norjassa, mutta suhtautuminen talvimaiden kesäaikaiseen käyttöön ei ole läheskään yhtä tiukkaa. Norjan puoleisten saarien ja niemien käyttöoikeus on ajan mittaan hävinnyt, joten Ruotsin saamelaisten käytössä ei yksinkertaisesti ole sellaisia helposti rajattavia aluekokonaisuuksia, joilla poroja olisi mahdollista pitää koko kesän. Tämän vuoksi tyypilliset porotiheydet Ruotsin tuntureilla olivat 1990-luvulla 3-10 poroa neliökilometriä kohti (Bernes 1996). Suomen puolella laidunnus on suuressa määrin ympärivuotista, joten turha jäkälikköjen talloontuminen on vähentänyt niiden kantokykyä. Käsivarressakin, jossa vuodenaikaista laidunkiertoa on yritetty ylläpitää, porotiheydet ovat tämän vuoksi olleet melko vaatimattomalla tasolla, lukuun ottamatta lyhyttä huippukautta 1980-luvun lopulla. Koko paliskunnan tasolla tiheydet olivat 1990-luvulla 1-2 poroa neliökilometriä kohti (Bernes 1996). Tunturialueilla kesäiset tiheydet ovat luonnollisesti tätä korkeammat, mutta silti tuskin edes Ruotsin Lapille tyypillisellä tasolla. Nollatasoa edustaa Mallan Luonnonpuisto, josta porot on yritetty pitää poissa jo puiston perustamisesta lähtien, mikä on 1960-luvulta alkaen myös onnistunut suhteellisen hyvin (ks. luku 1.2).

Tutkimuksen kannalta tilanne on sikäli antoisa, että kesäiset porotiheydet vaihtelevat runsaslajisen alueen sisällä. Oleellista on myös se, että erot perustuvat ensisijaisesti lainsäädäntöön ja poronhoitokäytännössä oleviin eroihin eri maiden välillä. Näin porotiheyksiä voi perustellusti tarkastella riippumattomana muuttujana ja lajirunsautta riippuvana muuttujana. Mikäli erot perustuisivat vapaasti liikkuvien porojen tai peurojen biotoopinvalintaan, tulkinnat muuttuisivat paljon ongelmallisemmiksi. Alueen ravinteisuus voisi tällöin sekä houkutella poroja/peuroja että suosia harvinaisia tunturikasveja, jolloin näiden muuttujien välistä korrelaatiota ei voisi tulkita syy-seuraus -suhteeksi. Kunkin valtakunnan sisäisissä vertailuissa tämä riski on tietenkin edelleen olemassa, joten tulosten selkeä tulkittavuus riippuu siitä, että laidunnuspaineissa olevat erot ovat pääsääntöisesti valtakuntien välisiä.

Huolimatta kuulumisestaan kolmeen eri valtioon, tutkimusalue on ilmastollisesti ja geologisesti varsin yhtenäinen. Se edustaa Skandien verrattain mantereista itäreunaa, jossa dolomiittirikkaat vanhimmat kerrostumat paljastuvat ja jossa suhteellisen niukkasateinen ilmasto pitää ravinteet kasvien saavutettavissa myös kalliopaljastumien ulkopuolella.

Tutkimuspisteiden otanta

Suurimman ongelman työn suunnittelussa aiheutti otanta. Koska koko runsaslajisella alueella on vain yksi laiduntamaton tunturi – Malla – oli otanta sovitettava tähän tosiasiaan. Toisaalta Mallaa ei ole otostettu satunnaisesti (tai edes satunnaisuutta mukaillen) mistään ennalta määritellystä tilastollisesta populaatiosta. Malla rauhoitettiin, koska Justus Montell (1914) ihastui alueen rehevyyteen ja lajirunsauteen ja katsoi (osin täysin aiheellisesti), että Norjan kauppaan liittyvä vilkas ihmistoiminta oli aiheuttamassa jyrkkää ympäristömuutosta alueella. Poronhoitoon kiinnitettiin tässä vaiheessa vähemmän huomiota, ja senkin kohdalla huomio kiinnittyi ensisijaisesti silloiseen poronhoitoon kiinteästi kuuluneeseen runsaaseen poltto- ja rakennuspuun käyttöön.

Satunnaista Mallan kohdalla oli vain se, mihin osaan pohjoisten suurtun-

turien lajirikasta itäreunaa Suomen alueeseen v. 1809 liitetty uloke - Käsivarsi - sattui osumaan ja miten suureksi tämä kiila muodostui. Tähän vaikuttivat erinäiset poliittiset prosessit. Ensinnäkin se, miten Ruotsi ja Tanska sattuivat jakamaan kiistanalaisen alueen Pohjoiskalotilla, jossa rajan sovitut määrittelykriteerit (päävedenjakajan kulku ja 'faktiset posessiot' eli Ruotsin hallinto Kautokeinolla, Karasjoella, Inarissa ja Utsjoella) joutuivat jyrkkään ristiriitaan keskenään, toiseksi Suomen Sodan loppuvaiheet, jotka saivat Venäjän tinkimään aluksi vaaditusta, Kainuunjokea (Kalix älv) noudattavasta rajalinjasta.



Kuva 70. Tutkimusalueen kartta ja tutkimuspisteiden sijainti.

Perustimme otannan ajatukseen, että Käsivarren muotoutuminen on tulkittavissa satunnaisprosessiksi. Tutkimuskohteiden valinnan pääperiaate oli, että pyrimme katsomaan Skandien kalkkirikkaan reunamuodostuman muita osia Montellin silmin ja valitsemaan vertailukohteiksi ne tunturit, joiden lajirikkaudesta ja rehevyydestä Montell olisi todennäköisesti innostunut, jos Käsivarsi olisi sattunut rajoittumaan johonkin muuhun Skandien lajirikasta itäreunaa puhkovan laaksomuodostelmaan. Kultakin alueelta kelpuutimme enintään kolme tutkimuspistettä, jos ne sijaitsivat 50-300 m puurajan yläpuolella ja laakson eri sivuilla tai jos yksi edusti tunturijakson itäreunaa, toinen taas jonkin 'ikkunan' (tunturijakson sisäisen peruskalliopaljastuman) laitaa. Täysin laiduntamatonta Pikku-Mallaa ja jossain määrin laidunnettua Iso-Mallaa käsiteltiin kahtena eri tutkimuspisteenä laidunnustilanteessa olevan eron vuoksi. Näillä perusteilla otannan kohteiksi muodostui kahdeksan tutkimuspistettä (kuva 70), joista kolme sijaitsi Tornionjärven alueella Ruotsin Lapissa, kolme Kilpisjärven rannoilla Suomen Lapissa, ja kaksi Norjan puo-

lella - yksi Tromssissa (Raisi/Jávreoaivvit) ja yksi Ruijassa (Alta/Jeahkkir). Tutkimuspisteiden valinnassa Malla tuli samalla alueen maantieteelliseksi keskipisteeksi: kolme tutkimuspistettä sijaitsi Mallan pohjoispuolella, kolme taas eteläpuolella. Lisäksi otimme pisteiden valinnassa huomioon sen, että Mallan tuli edustaa keskitasoa myös vuotuisen sademäärän ja puurajasta mitatun korkeuden osalta.

Raisin/Jávreoaivvien kohdalla jouduimme tyytymään hieman valittua kriteeriä korkeammalla olevaan kohteeseen matalammalla olevien dolomiittipaljastumien puutteessa. Tämän kompensoimiseksi pohjoisempi Norjan puolen piste (Alta/Jeahkkir) valittiin ilmastollisen puurajan alapuolelta, laidunnuksen avoimena pitämältä nummialueelta, jossa yksittäisiä koivuja kasvoi porojen saavuttamattomissa olevissa kasvupaikoissa. Tällä tutkimuspistiden sijoittelulla pyrimme eliminoimaan tulkintaa häiritsevät satunnaiskorrelaatiot (korkeudessa, lajipoolin suuruudessa tai alueiden biomaantieteellisessä sijainnissa olevat systemaattiset erot, jotka voisivat korreloida laidunnuspaineen kanssa vaikeuttaen tulosten tulkintaa).



Kuva 71. Jávreoaivvin kesä ja syys/talvilaitumet erottava poroaita, jonka molemmin puolin koealat sijaitsivat (ks. myös kuva 84).

Tutkimusmenetelmä

Kustakin tutkimuspisteestä otostettiin neljä 10 m x 2 m näyteruutua. Tunturiin noustessa valittiin lähtökohdaksi ensimmäinen kohdattu dolomiittipaljastuma, joka oli vähintään 50 m, mutta enintään 300 m, puurajan yläpuolella. Näyteruutu otostettiin paljastuman keskikohdalta, niin että sen yläreuna oli 2 m paljastuman alareunan alapuolella, paljastuman keskipisteen kohdalla. Näyteruutu asetettiin suoraan rinnettä alas, pitkä sivu kohtisuorassa korkeuskäyriä vasten. Tällä menetelmällä otostuksen pääkohteeksi tuli lapinvuokkokankaiden ja matalaruohoisten kalkkiniittyjen muodostama

biotooppikompleksi. Seuraavat ruudut otostettiin lähimpien dolomiittipaljastumien tuntumasta vastaavalla tavalla. Reunaehtona oli että kunkin ruudun oli oltava vähintään 100 m päässä edellisestä. Kultakin alueelta otostettiin neljä näyteruutua.

Näyteruudut jaettiin 20:een 1 m x 1 m pienruutuun, joista jokaisesta määritettiin kaikki niillä kasvavat putkilokasvilajit. Kunkin lajin runsausluvuksi kussakin tutkimuspisteessä saatiin näin se pikkuruutujen määrä, jolla ko. lajia esiintyi (max. 80). Kullekin tutkimuspisteelle laskettiin tyypilliset lajirunsautta kuvaavat tunnusluvut: lajien kokonaislukumäärä, Shannon-Wiener monimuotoisuusindeksi ja Smith-Wilson tasaisuusindeksi (Krebs 1998, ks. myös Olofsson & Oksanen 2005). Näiden koko lajiston monimuotoisuutta kuvaavien tunnuslukujen lisäksi tarkastelimme myös niiden lajiryhmien runsautta, joiden suojeleminen tuntui luontevalta Suomen kalkkituntureille perustetun suojelualueen tavoitteelta: Toisin sanoen lajiryhmien runsautta tarkastelimme tunturikasvien, kalkista hyötyjien ja Suomen punaisen listan lajien kannalta sekä laajasti (kategoriat 1-4) että suppeasti (kategoriat 1-3) tulkittuna. Näiden ryhmien osalta laskimme kaikkien lajien runsauslukujen summan kultakin alueelta (ryhmien rajauskriteereinä Mossberg et al. 1992, Hultén 1971, Nilsson 1986, Ryttäri and Kettunen 1997). Suomen punaisen listan lajeista poistimme vielä ne lajit, joita ei ole havaittu Käsivarren alueella (*Gymnocarpium robertianum, Gentianella campestris ssp. campestris and Allium schoenoprasum var. sibiricum*). Näin saatu Käsivarren harvinaisuuksien lista on sikäli keskeisessä asemassa johtopäätösten kannalta, että sen lajit kuuluvat automaattisesti Mallan lajipooliin, mutta saattavat osin puuttua muiden alueiden (varsinkin verraten lajiköyhän Altavuonon/Jeahkkirin) lajistosta. Jos näiden lajien esiintyminen korreloi positiivisesti laidunnuksen kanssa, on syy-seuraussuhde ilmeinen.

Laidunnusta kvantifioitiin laskemalla kuinka monessa pikkuruudussa per näyteruutu oli maatumattomia poronpapanoita. Lukumäärästä (lisättynä yhdellä) otettiin luonnollinen logaritmi, jota käytimme laidunnuspaineen indeksinä. Logaritmisen transformaation pääsyy oli, että näin saatiin alueet jakautumaan tasaisemmin laidunnusakselille. Tämä on biologisesti järkevää, sillä laidunnuksen vaikutusten voi odottaa olevan ei-lineaarisia. Esimerkiksi pienikin laidunnus voi ratkaisevasti parantaa siementaimien itämismahdollisuutta. Toinen peruste oli tilastollinen. Jos alueet olisivat jakautuneet kovin epätasaisesti laidunnusakselille, olisi syntynyt pseudoreplikaation omainen tilanne regression heijastaessa ääripäiden välistä suhdetta, jolloin laidunnuksen suhteen äärevän Jávreoaivvin tutkimuspisteen vaikutus olisi voinut kohtuuttomasti korostua. Kuvasimme aineiston rakenteen kuvattiin DCA: n avulla ja testasimme akseleiden korrelaatiot laidunnusindeksin kanssa. Ordinaationanalysit toteutettiin CANOCO-ohjelmapaketin avulla (ter Braak 1998). Testatessa laidunnuksen vaikutusta kasvillisuuteen tilastollisina yksikköinä olivat alueet, eivät yksittäiset näyteruudut.

Tulokset

Papanaindeksi vahvisti porolukuihin perustuneen arvion eri alueiden välisistä laidunnuspaineen eroista. Käytännössä laiduntamattoman Pikku-Mal-

lan ja erittäin lievästi laidunnetun Iso-Mallan jälkeen vähiten laidunnettuja tutkimuspisteitä olivat Saana ja Tornionjärven eteläpuoliset tunturit Abiskon seudullassa. Laidunnus oli voimakkaampaa Tornionjärven pohjoispuolella ja Alta-vuonon seudulla, ja voimakkainta Jávreoaivvin alueella. Valtakuntien välinen laidunnuspaineen ero (Suomi < Ruotsi < Norja) oli siis varsin selvä (taulukko 4). DCA:n ykkösakseli, joka selitti pääosan kasvillisuuden vaihtelusta, korreloi voimakkaasti laidunnusindeksin kanssa. Kasvillisuudessa havaittu vaihtelu oli siis pääosin yhteydessä porotiheyksien vaihteluun (taulukko 5). Kakkosakseli, joka erotti Altavuonon/Jeahkkirin muusta aineistosta, oli yhteydessä korkeustekijään.

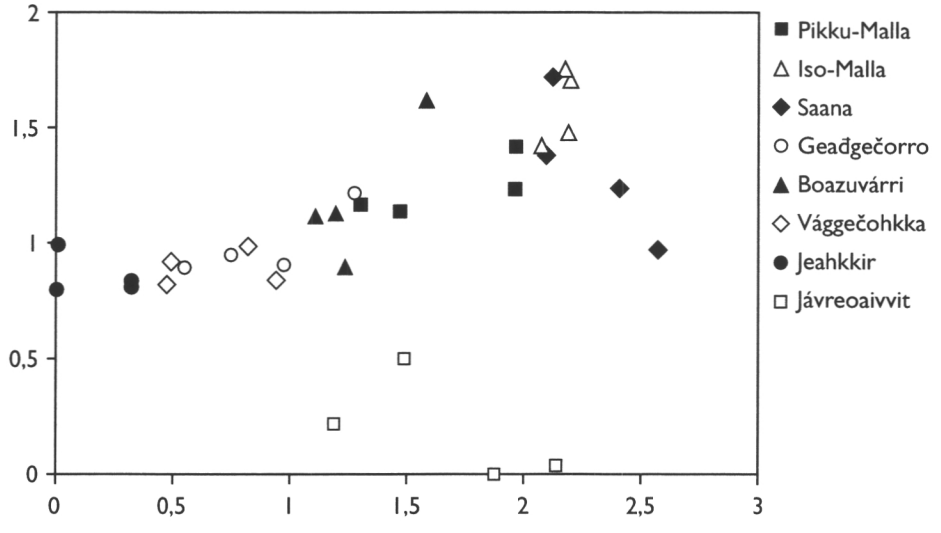
Taulukko 4. Kohdealueiden sijainti, korkeus merenpinnasta, sademäärä (sääasemat: 1 = Kilpisjärvi, 2 = Katterjokk, 3 = Abisko, 4 = Ankerlien, 5 = Porsa Gruber), kartoitettujen tunturikasvien, kalkinsuosijoiden ja kalkkia suosivien tunturikasvien lajiluku siinä Atlas Florae Europae (Jalas et al. 1972-99) ruudussa, johon kohdealue kuuluu (ruutujen keskiarvo, jos kohdealueen etäisyys ruutujen välisestä rajasta < 5 km) sekä laidunnuspaine virallisten tilastojen (poroja km^2:lla, Bernes 1996) ja papanaindeksin mukaan. Jávreoaivvin porotiheydet on korjattu ottamalla huomioon ko. siidan (Čohkkolat-Birtavárri) kesälaitumien kokoa koskeva kertaluokkavirhe Bernesin kartassa.

kohdealue	sijainti	korkeus merenp. (ja puu-rajasta)	sadanta (mm/v)	tun-turi lajit (pooli)	kalkki lajit (pooli)	k+t lajit (pooli)	poroja km^2:lla	papanaindeksi	
								raaka	loggat-tu
Pikku-Malla	N69 05', O20 45'	640 (90)	450 (1)	**49**	32	27	0	0	0
Iso-Malla	N69 05', O20 40'	700 (150)	450 (1)	49	32	27	0	0.75	0.56
Saana	N69 00', O20 50'	720 (170)	450 (1)	48	30	25	1-2	2	1.10
Geađgečorro	N68 24', O18 20'	700 (200)	848 (2)	47	30	24	5-10	2	1.10
Boazuvárri	N68 16', O18 32'	780 (130)	330 (3)	47	31	25	5-10	2.5	1.25
Jeahkkir	N70 27', O23 47'	200 (-50)	748 (4)	40	21	18	5-10	4.0	1.61
Vággečohkka	N68 24', O19 05'	760 (160)	330 (3)	47	31	25	3-5	4.5	1.70
Jávreoaivvit	N69 31', O21 15'	860 (360)	455 (5)	47	31	25	>10	15	2.77

Taulukko 5. Ensimmäisten neljän akselin ominaisarvot ja näiden akselien selitysasteet DCA-analyyseissä sekä akselien ja tarkasteltujen ympäristömuuttujien väliset korrelaatiot.

akseli	1	2	3	4
Ominaisarvo	0.347	0.188	0.114	0.062
Yhteisön rakenne:				
selitysaste (%)	15.8	8.5	5.2	2.8
kumulatiivinen selitysaste (%)	15.8	24.3	29.5	32.3
Laji-ympäristömuuttuja -suhteet:				
selitysaste (%)	31.5	15.7	-	-
kumulatiivinen selitysaste (%)	31.5	47.2	-	-
Regressiokertoimet:				
porotiheys (loggattu papanaindeksi)	-0.4291	-0.2349	0.1152	0.1056
vuotuinen sademäärä	-0.1489	-0.0152	-0.2242	-0.1752
korkeus merenpinnasta	-0.2382	0.3408	-0.0867	-0.1002
ekspositio	0.0642	0.0126	0.1558	0.027

Huolimatta laidunnuksen ja kasvillisuuden koostumuksen välisestä tilastollisesta yhteydestä, mikään kasvillisuuden lajirunsauden tai monimuotoisuuden tunnusluku ei ollut mitenkään sidoksissa laidunnuspaineeseen. Näiden tunnuslukujen avulla ei siis olisi voinut päätellä mitään laidunnuksen ja kasvillisuuden välisestä suhteesta - ei edes tällaisen suhteen olemassaoloa (kuva 73, taulukko 6). Toisaalta laidunnuspaine korreloi merkitsevästi kalkinsuosijoiden ja Suomen uhanalaisten kasvien (tiukasti määriteltyinä, kategoriat 1-3) runsauksien kanssa (kuva 74, taulukko 6). Huomion arvoista on, ettei Pikku-Mallan ruuduista löytynyt lainkaan näitä lajeja, vaikka niitä kasvoikin läheisillä kallionpaljastumilla. Isolta Mallaltakin saimme vain yhden tiukasti määritellyn punaisen listan lajin, (sopulinkallioisen-*Erigeron boreale*) aineistoomme, joka löytyi kahdelta Iso-Mallan näytealalta. Laidunnusindeksin korrelaatio tunturikasvien ja väljästi määriteltyjen uhanalaisten kasvien lajirunsauden kanssa oli samansuuntainen, mutta ei ylittänyt merkitsevyysrajaa.



Kuva 72. DCA-pohjainen ordinaatiokaavio, yksikköinä näytelalat (32 näytealaa 8:lta kohdealueelta.

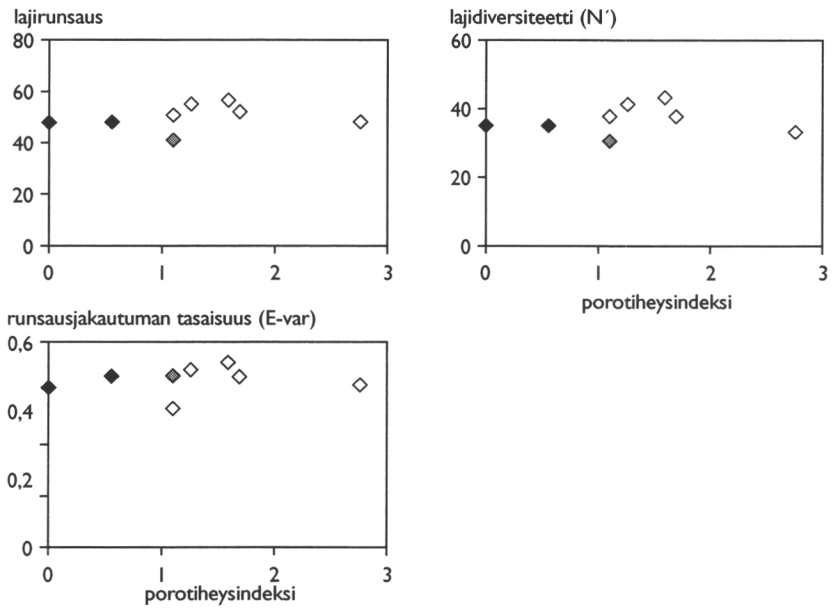
Yksittäisten lajien esiintymisessä oli niin suurta alueellista vaihtelua, ettei niiden osalta voi tehdä tilastollisesti päteviä päätelmiä. Koska lukijaa kiinnostanee se, mitkä lajit vaikuttivat tilastollisesti merkitsevien trendien syntymiseen, esitämme (taulukko 7) kaikkien jonkun Pohjoismaan punaisen listan lajistoon kuuluvien lajien ja näitä lajeja sisältävien, ekologisesti ja morfologisesti yhtenäisten sukujen esiintymisen näytealoillamme neljällä lievimmin (Pikku-Malla, Iso-Malla, Saana, Geađgečorro) ja neljällä voimakkaimmin (Boazuvárri, Jeahkkir, Vággečohkka, Jávreoaivvit) laidunnetulla tunturilla. Tuloksista (taulukko 7) näemme esimerkiksi sen, että Suomen direktiivilaji pahtahietaorvokki (*Viola rupestris* ssp. *relicta*) esiintyi vain neljän voimakkaimmin tutkimuspisteen näyteruuduilla. Kaikki ne erot, joita voi pitää edes suhteellisen selväpiirteisinä (ruutujen lukumäärien suhde käsittelyjen välillä vähintään 2:1) olivat voimakkaimmin laidunnettujen tunturien hyväksi.

Taulukko 6. Lineaariset regressiot loggatun papanaindeksin ja laskettujen lajirunsauksien ja monimuotoisuusindeksien välillä. Taulukko 3. Lineaariset regressiot loggatun papanaindeksin ja laskettujen lajirunsauksien ja monimuotoisuusindeksien välillä. Shannon-Wiener indeksi esitetty eksponenttimuodossa (N'), joka on herkempi pienille eroille kuin perusmuoto (H'). Rivi 'Uhanalaiset (laaja)' viittaa Suomen laajan punaisen listan (uhanalaisuuskategoriat 1-4) lajien runsauteen, Käsivarressa esiintymättömät lajit poistettu listalta. 'Uhanalaiset (suppea)' viittaa vastaavalla tavalla Suomen suppean punaisen listan (kategoriat 1-3) lajien runsauteen. Kvadraattiset regressiot eivät minkään muuttujan kohdalla lisänneet oleellisesti selitysastetta.

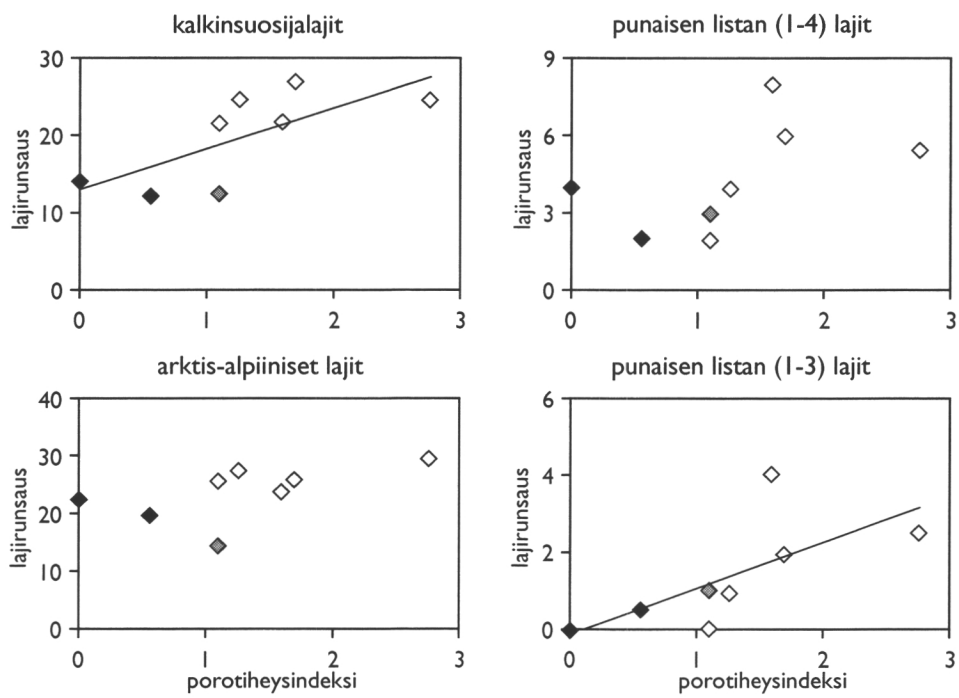
		R^2	d.f.	F	P
lajirunsaus	lineaarinen	0.073	6	0.47	0.518
Shannon-Wiener N'	lineaarinen	0.006	6	0.038	0.851
tasaisuus	lineaarinen	0.022	6	0.14	0.723
kalkkilajien runsaus	lineaarinen	0.510	6	6.3	0.047
tunturilajiston runsaus	lineaarinen	0.310	6	5.17	0.151
uhanalaiset (laaja)	lineaarinen	0.287	6	2.214	0.171
uhanalaiset (suppea)	lineaarinen	0.512	6	6.3	0.046

Taulukko 7. Jossain Pohjoismaassa punaisella listalla olevan lajin tai näitä lajeja sisältävän, ekologisesti yhtenäisen suvun esiintyminen neljällä laiduntamattomalla tai lievästi laidunnetulla kohdealueella (Pikku-Malla, Iso-Malla, Saana, Geađgečorro) ja neljällä voimakkaimmin laidunnetulla kohdealueella (Boazuvárri, Vággečohkka, Jeahkkir, Jávreoaivvit). Luvut viittaavat niiden pikkuruutujen kokonaislukumäärään, joilta ko. taksonia on tavattu. Laidunnuksensuosintaindeksi (LSI) on laskettu seuraavasti $LSI = 100(N_i-N_v)/max(N_i, N_v)$, jossa N_i on niiden pikkuruutujen lukumäärä, joilla ko. taksonia kohdattiin neljällä intensiivisimmin laidunnetulla kohdealueella, ja N_v on vastaava luku neljälle lievimmin laidunnetulle kohdealueelle. Mukaan on otettu ne taksonit, joiden edustajia on tavattu vähintään kymmenestä pikkuruudusta.

taksoni	lievästi laidunnettu	voimakkaasti laidunnettu	LSI
Viola rupestris ssp. relicta	0	20	+100
Armeria maritima ssp. Sibirica (A. scabra)	0	14	+100
Veronica fruticans	2	19	+89
Euphrasia salisburgensis	7	58	+88
Rhododendron lapponicum	4	26	+85
Minuartia spp.	6	35	+83
Chamorchis alpina	4	7	+57
Antennaria spp.	31	48	+35
Erigeron spp.	36	55	+35
Bothrychium spp.	10	10	0
Campanula uniflora	67	42	-37



Kuva 73. Laidunnusindeksin suhde lajirunsauteen (species richness, lajien keskimääräinen lukumäärä per näyteala), Shannon-Wiener N'-indeksiin (species diversity) ja Simpson-Wilson tasaisuusindeksiin (evenness). Mallaa edustavat kohdealueet (Pikku-Malla ja Iso-Malla) mustina pisteinä.



Kuva 74. Laidunnusindeksin suhde tunturi- ja kalkkilajien sekä Suomen punaisen listan laajan laajan (kategoriat 1-4) ja suppean (kategoriat 1-3) version lajiston runsauteen eri kohdealueilla. Mallaa edustavat kohdealueet (Pikku Malla ja Iso Malla) mustina pisteinä. Luvut edustavat kunkin tutkimuspisteen näytealojen keskimääräisiä lajimääriä.

Tulosten tarkastelua

Saamiemme tulosten valossa ei voi mitenkään odottaa, että poron laidunnus olisi pääsääntöisesti haitaksi harvinaisten tunturikasviemme säilymiselle. Kaikki viittaa päin vastaiseen tilanteeseen. Aineistossamme näkyvä, laidunnuksen ja harvinaisten tunturikasvien runsauden välinen suhde oli selkeän positiivinen, siitäkin huolimatta että laidunnuspaine voimakkaimmin laidunnetulla Norjan puolen alueella oli aivan toista suuruusluokkaa kuin missään Suomen Lapissa. Tulokset tuntuvat ymmärettäviltä, kun otamme huomioon tunturikasvistomme 'syntysanat' eli tämän lajistomme evoluution aikana vallinneen kovan laidunnuspaineen (Kurtén 1969, Zimov et al. 1995), ja sen suhteellisen intensiivisen laidunnuksen, joka kuuluu nykyisenkin tundran luonnontilaan (Tihomirov 1959, Oksanen ja Oksanen 2000). Tämä voidaan päätellä pitkälti jo uhanalaisten tunturilajiemme ulkomuodon ja lisääntymisbiologian perusteella (Oksanen ja Virtanen 1997). Lisäksi harvinaisuuksia muistuttavat lajit ovat kärsineet kasvinsyöjänisäkkäiden poistosta sekä Kilpisjärven että Ruijan Iešjávrin ympäristön tuntureilla tehdyissä kokeissa (Virtanen 1988, 2000, Virtanen et al. 1997 Oksanen ja Moen Moen 1994, Moen and Oksanen 1998, Olofsson et al. 2002).

Korrelaatioille voi tietenkin aina esittää vaihtoehtoisia tulkintoja, mutta ainakin Suomen punaisen listan lajien kohdalla uskottavia vaihtoehtoisia selityksiä on vaikea löytää. Nämä lajit kuuluvat Mallan lajipooliin ja tapasimme niitä Mallalla jopa aivan näytealojemme tuntumassa olevilla pahtakasvupaikoilla. Sen sijaan otannan kohteena olleelta lapinvuokkokankaiden ja matalaruohoisten niittyjen muodostamalta kompleksilta ne puuttuivat Pikku-Mallan ruuduilta, ja Iso-Mallaltakin löysimme tähän ryhmään kuuluvan lajin (sopulinkallioisen) vain kahdelta näytealalta. Kun samat lajit esiintyivät suhteellisen runsaina voimakkaasti laidunnettujen tunturien näytealoilla, tuntuu ilmeiseltä, että poron kesälaidunnuksella on positiivinen nettovaikutus näiden lajien menestymiseen pahtojen ulkopuolisilla kasvupaikoilla. Erityisen selvältä tämä tuntuu direktiivilajimme pahtahietaorvokin kohdalla, jonka tyyppikasvupaikkoja – matalaruohoisia sorakkoniittyjä – oli muodostunut eniten voimakkaimmin laidunnetuilla tuntureilla (ks. taulukko 4).

On kuitenkin todettava, että tuloksiamme voi Suomen punaisen listan lajienkin osalta pitää luotettavina vain kollektiivisella tasolla. Ryhmä ei ole ekologisesti mitenkään yhtenäinen, ja siihen kuuluu myös laidunnuksesta ilmiselvästi kärsivä lajeja (esimerkiksi jääleinikki, *Ranunculus glacialis*). Lisäksi useimmista Suomen punaisen listan lajeista ei saatu lainkaan havaintoja tai havaintojen määrä oli niin vähäinen, ettei näiden lajien suhteesta laidunnukseen voi tulostemme perusteella päätellä mitään. On myös otettava huomioon se, että laidunnuksen ja tietyn kasvilajin menestyksen välinen suhde voi olla monimutkainen ja riippua laidunnuspaineen lisäksi myös laidunnuksen ajoittumisesta ja laidunnuspaineen vaihtelusta. Tämä tuntuisi luontevalta sellaisten lajien osalta, jotka ovat suhteellisen kookkaita mutta toisaalta yksittäisversoisia ja täysin riippuvaisia siemenellisestä lisääntymisestä.

Lajitasolla olemme siis edelleen paljolti 'tietopohjaisen arvailun' varassa. Luotettavan lajikohtaisen tiedon tuottamiseksi tarvitsemme olemassa olevien kokeen luontoisten tilanteiden tehokasta hyväksikäyttöä ja kokeellista tutkimusta, jossa laidunnuspainetta manipuloidaan ja jossa harvinaisia kasveja

siirrostetaan eri tavoin laidunnetuille kasvupaikoille. Tällainen työ on juuri käynnistynyt johdollamme Jávreoaivvin lajirikkaalla alueella, jonka halkaiseva, kesämaan ja muuttovyöhykkeen välinen poroaita (kuva 84) edustaa 'tahatonta koetta' ja antaa erinomaiset lähtökohdat varsinaiselle kokeelliselle tutkimukselle. Vaikka tulokset ovat alustavia, ne tukevat alueiden välisestä vertailusta johdettuja päätelmiä. Useiden harvinaisten lajien osalta aita muodostaa selvän rajan runsaan ja harvan esiintymisen välille, esiintymien keskittyessä voimakkaasti laidunnetulle alueelle, mutta esimerkiksi jääleinikkiä on silmiinpistävän vähän kaikkein voimakkaimmin laidunnetulla alueella.

Joidenkin lajien kohdalla Jávreoaivvin havaintomme eivät vastanneet odotuksiamme. Arnikki (*Arnica angustifolia)* ja rikkileinikki (*Ranunculus sulphureus*) ovat suhteellisen kookkaita, yksittäisveroisia ja siemenellisestä lisääntymisestä riippuvia kasveja. Molempien olettaisi siis viihtyvän parhaiten kesälaitumen sisäosissa, missä laidunnuspaine vaihtelee porotokkien liikkeiden mukaan. Useimmat havaitsemamme arnikit kasvoivat kuitenkin harjujen päällä lievästi laidunnetulla syyslaitumella, kun taas rikkileinikkiä oli erityisen runsaasti kaikkein tallotuimmilla alueilla, missä monet yksilöt näyttivät kyllä sortuvan poron sorkkien alle, mutta siementaimien hyvä menestys riitti pitämään yksilötiheydet korkeina. Ennen siirtoistutusten suorittamista näihin havaintoihin on tietenkin suhtauduttava varauksella – ne voivat johtua osin myös muiden kasvupaikkatekijöiden vaihtelusta alueella, mutta havainnot viittaavat silti siihen, että morfologiaan ja lisääntymisbiologiaan pohjaava päättely ei lajitasolla riitä antamaan luotettavaa tietoa laidunnuksen vaikutuksista.

Eräs mielenkiintoinen sivutulos on havainto normaalisti käytettyjen monimuotoisuusindeksien rajoituksista. Pelkkien indeksien avulla ei olisi lainkaan voinut päätellä laidunnuksen edesauttavan harvinaisten lajien säilymistä ja lisäävän alueellista monimuotoisuutta (γ-diversiteettiä). Paikallisen monimuotoisuuden (α-diversiteetin) ja alueellisen monimuotoisuuden välinen yhteismitattomuus indikoi esimerkiksi että EU-hankkeiden yhteydessä suosituksi tullut BioAssess-metodi, jossa lajiston monimuotoisuutta kuvataan ottamalla satunnaisotoksia eri taksoneista ja laskemalla näistä erilaisia indeksejä, ei välttämättä anna relevanttia tietoa alueiden suojeluarvon arvioimiseksi.

Käytännön johtopäätöksiä Malla-kysymyksen suhteen

Tulosten rajoituksista käytännön johtopäätösten kannalta

Edellä esitettyjen tulosten ja päätelmien soveltamisessa Malla-kysymyksen ratkaisuun on selkeitä rajoituksia. Hankkeen kasviekologisen osan aikataulu ja resursointi eivät olleet realistisia ottaen huomioon kysymyksen monimutkaisuuden. Harvinaisten tunturikasvien kannalta optimaalisen laidunnuspaineen luominen Mallalle vaatisi tarkkaa lajikohtaista tietoa (esimerkiksi kunkin lajin esiintymien tarkkaa kartoitusta Jávreoaivvin aluetta jakavan poroaidan tuntumassa, siirtokokeita), jota kaukana toisistaan olevien alueiden välinen vertailu ei edes periaatteessa voi tuottaa. Myös Mallan floristinen kartoitus tulisi toistaa niin suurilla resursseilla, että harvinaisten kasvien

mahdollinen häviäminen aikaisemmilta kasvupaikoiltaan, mihin hankkeen floristisen osan (luku 2.2) tulokset viittaavat, olisi ehdottoman varmasti todennettu.

Resurssien puute ja epärealistisen tiukka aikataulu olivat hankkeen lähtötilanteessa ymmärrettäviä. Hanke perustui sille Suomessa yleisesti vallalla olleelle käsitykselle, että poron laidunnus on potentiaalinen uhka Mallan harvinaisille tunturikasveille, kun taas porottoman tilanteen jatkumista ei pidetty luonnonsuojelullisesti ongelmallisena. Ristiriita koettiin poronhoidon ja luonnonsuojelun väliseksi. Ongelmaa lähdettiin ratkaisemaan tutkimalla porolaidunnuksen ja luonnonsuojelun eli tässä tapauksessa lähinnä laiduntamattomuuden potentiaaliset vaikutukset Mallan luonnonpuistoon. Tähän kysymykseen olisi ollut suhteellisen helppo vastata käytettävissä olevilla resursseilla, jos kysymyksen perustana ollut oletus negatiivisesta suhteesta laidunnuspaineen ja harvinaisten tunturikasvien menestyksen välillä olisi ollut realistinen.

Vaikka tulostemme yksityiskohtaisesta tulkinnasta voidaan kiistellä, ne osoittavat ilmiselvästi, ettei mitään tällaista yksiselitteisen negatiivista suhdetta ole olemassa. Emme löytäneet myöskään mitään selkeää optimitasoa, jonka ylittävä laidunnuspaine alkaisi vaikuttaa negatiivisesti harvinaisten kasvien menestymiseen. Tällainen optimitaso on tietenkin olemassa, mutta se näyttää useiden lajien osalta ylittävän Pohjoiskalotilla tavattavan laidunnuspaineen enimmäistason. Optimaalisessa laidunnuspaineessa ja laidunnustavassa on todennäköisesti myös huomattavaa lajienvälistä vaihtelua Suomen uhanalaisen tunturilajiston osalta. Mallan luonnonsuojelullisesti optimaalisen käytön ongelma on siis osoittautunut huomattavasti monitahoisemmaksi kuin mitä hankeen lähtötilanteessa saattoi odottaa.

Metapopulaatiodynamiikka ja Mallan kasviston suojelu

Ongelman monitahoisuudesta huolimatta viittaavat tuloksemme selvästi siihen että porottoman tilan jatkuminen Mallalla on useiden harvinaisten tunturikasvien kohdalla todellinen uhkatekijä. Monet harvinaiset tunturikasvit ovat kylläkin toistaiseksi selviytyneet pahta- ja harjannekasvupaikoilla (luku 2.2). Näillä paikoilla kasvien välinen kilpailu on lievää ja siemenelliselle lisääntymiselle sopivaa maata on olemassa laidunnuksesta riippumatta. Tämä ei kuitenkaan takaa lajien pitkäaikaisia elinmahdollisuuksia Mallalla. Pienet populaatiot ovat aina alttiina erilaisille satunnaistekijöille, joiden tuloksena populaation voi hävitä. Harvinaisten lajien suojelua on siksi aina tarkasteltava metapopulaatioperspektiivistä käsin (Hanski ja Gyllenberg 1993).

Lajin säilymisen turvaa vain se, että uusia populaatiota syntyy samaa vauhtia kuin entisiä tuhoutuu. Populaatioiden suuruus vaikuttaa sekä niiden oletettavissa olevaan elinikään että uusien populaatioiden syntymisnopeuteen (mitä suuremmat populaatiot, sitä enemmän siemeniä ne tuottavat). Ei ole siis samantekevää kasvaako esimerkiksi direktiivilajiamme pahtahietaorvokkia vain kalliopahdoilla, kuten Mallalla näyttää olevan laita, vai onko lajilla laajoja kasvustoja myös pahdan alustan sorakkoniityillä, joita laidunnetuille tuntureille muodostuu. Ero ei ole vain esteettinen, vaan sillä on suora yhteys lajin pitkäaikaisen säilymisen todennäköisyyteen.

Metapopulaatiodynamiikan ongelma konkretisoitui äskettäin jos, kuten

näyttää, kalliosirkunjyvän (*Lappula deflexa)* ainoa populaatio Mallalla tuhoutui pahdan sortuessa (luku 2.2) Muitakin selvästi huolestuttavia merkkejä on luettavissa Mallan uhanalaisten kasvien kartoituksen tuloksista. Pohjoismaissa erittäin suppealla alueella esiintyvä nokisara (*Carex fuliginosa* ssp. *misandra*) näyttää menettäneen kasvupaikkansa Isolla Mallalla. Koska kyseinen laji on kookas ja helposti tunnistettava, lajin häviämistä puiston tästä osasta voinee pitää todellisena. Lisäksi puistosta näyttää hävinneen kultakynsimö (*Draba alpina*) ja tunturiorho (*Chamorchis alpina*). Vaikka nämä lajit ovatkin kohtuullisen yleisiä runsaskalkkisilla tuntureilla, on tällaistenkin lajien häviäminen (tai niin voimakas harvinaistuminen, ettei lajia intensiivisestä etsinnästä huolimatta löydetty) selvä osoitus sekä metapopulaatiodynamiikan todellisuudesta että pienikokoisten lajien kilpailuherkkyydestä.

Lopuksi

Tiukalla aikataululla suoritettu soveltava tutkimushanke, jossa pyritään vastaamaan ennalta asetettuun kysymykseen, poikkeaa oleellisesti normaalista tieteellisestä tutkimuksesta, jossa kysymys valitaan tieteensisäisillä perusteilla ja hankkeen aikataulu suhteutetaan ratkaistavan kysymyksen antamiin vaateisiin. Malla-hankkeen luontoisissa määräaikaistutkimuksissa onkin käsittääksemme hyväksyttävä se, että hankkeen tuottama uusi empiirinen tieto voi vain jossain määrin täydentää olemassa olevaa tietopohjaa.

Tarkastellessamme poronlaidunnuksen suhdetta Mallalla kasvavien harvinaisten tunturikasvien populaatio- ja metapopulaatiodynamiikkaan on käsittääksemme ensin määriteltävä harvinaisuuskäsite, mikä ei Mallan tapaisen valtakunnan äärialueen kohdalla ole triviaali ongelma. Alueella kasvaa 'kansallisia harvinaisuuksia': lajeja joita esiintyy runsaasti Pohjois-Fennoskandiassa ja joiden harvinaisuus Suomen puitteissa perustuu maantieteellisiin seikkoihin - siihen, että esiintymien pääpaino on Atlanttisilla alueilla (esim. sinivalvatti, *Cicerbita alpina*) tai korkeilla tuntureilla (esim. jääleinikki, *Ranunculus glacialis*), joita on niukasti Suomen rajojen sisäpuolella. Mallalla kasvaa kuitenkin myös koko Pohjoiskalotilla harvinaisia lajeja, joiden paikalliset populaatiot ovat selvästi eriytyneet päälajista (esim. pahtahietaorvokki, *Viola ruperstris* ssp. *relicta).* Valintatilanteessa on käsittääksemme priorisoitava jälkimmäisiä, koska niiden säilyminen on oleellista maailman luonnon monimuotoisuuden kannalta.

Poron vaikutusta arvioitaessa on myös hyvä muistaa, että häiriöttömässä luonnossa vallitsee olemassaolon taistelu, jossa kunkin kasvupaikan oloissa vahvin kilpailija pyrkii syrjäyttämään muut lajit (Cajander 1906, 1909, 1916). Tästä johtuen kohtuullisen usein toistuva häirintä luo yleensä parhaat edellytykset luonnon monimuotoisuudelle ja harvinaisten lajien säilymiselle (Grime 1973, Connell 1978). Laumoissa liikkuvat porot ja peurat synnyttävät tämäntyyppistä häirintää (Tihomirov 1959), eivätkä Käsivarren porotiheydet ole oleellisesti Kanadan tundran peuratiheyksiä korkeampia (Oksanen et al. 1995, Bernes 1996, Crête 1999). Omat tuloksemme ovat sopusoinnussa näiden periaatteellisten näkökohtien kanssa. Porojen poistaminen Mallalta ei näin ollen käsittääksemme edusta harvinaisten tunturikasvien suojelun kannalta rationaalista toimenpidettä.

Kysymys Mallasta porottomana vertailualueena ja näin ollen mielenkiintoisena kokeellisena tilanteena on kokonaan toisen luontoinen. Tätä pohdittaessa on kuitenkin hyvä muistaa, että vastaava poronpoistokoe on mantereisen Metsä- ja Tunturi-Lapin osata suoritettu jättiläismäisessä mittakaavassa Suomeen liittyvissä Venäjän Lapin osissa (Väre et al. 1995), mereisten tunturien osalta taas niissä Pohjois-Norjan osissa (Ofoten-Vesterålen; Nordlandin rannikko), joista alueita perinteisesti käyttäneet Ruotsin saamelaiset suljettiin pois ja joissa talvilaidunten puute on estänyt paikallisen poronhoidon kehityksen (Bernes 1996). Mallan kohdalla ongelmana on lisäksi otannan epämääräisyys, johon tämän hankkeenkin puitteessa törmäsimme. Mallalla törmäämme myös eettiseen ongelmaan. Porojen poistaminen tunturista edustaa varsin radikaalia ympäristönmuutosta, eikä ole käsittääksemme ainakaan itsestään selvää, että tämäntyyppistä kokeellista toimintaa voitaisiin sallia luonnonsuojelualueella, jossa kasvaa koko Pohjois-Euroopan puitteissa harvinaisia kasvilajeja.

Kiitokset

Suurkiitokset Raino Lampiselle ja Tapani Lahdelle, jotka laativat kuvan 69 Atlas Florae Europaeae -hankkeen aineiston pohjalta. Lars-Göran Ek, Karin Nilsson ja Per Nilsson suorittivat huomattavan oan konkreettisista maastotöistä. Risto Virtasen, Christina Skarpen, Hannu Heikkisen ja Henry Väreen kommentit auttoivat tekstin muotoilussa. Čohkkolatin poromiesten positiivisesta suhtautumisesta ekologiseen tutkimukseen oli suurta apua Jávreoaivveilla. Päärahoittajana olleen Suomen Akatemian lisäksi myös SJFR:n (Skogs- och Jordbruks Forskningsråd) ja NFR:n (Naturvetenskapliga Forskningsråd) tukemilla hankkeilla on ollut oleellinen vaikutus päättelymme taustalla olevan tutkimustiedon syntymiseen. Lisäksi asiaa ovat auttaneet EU-komission rahoittaman LACOPE-hankkeen (EVKV2-2001-00259) antamat alustavat tulokset.

Kirjallisuus

Bernes, C. 1996. Arktisk miljö i Norden: orörd, exploaterad, förorenad? - *Naturvårdsverket & Nordiska Ministerrådet* (Nord 1966:21). Kööpenhamina & Tukholma (240 ss).

Cajander, A. K. 1906. Kasvien välinen taistelu luonnossa - *Luonnon Ystävä* 9: 296-300.

Cajander, A. K. 1909. Über die Waldtypen. - *Acta Forestalia Fennica* 1:1-175.

Cajander, A. K. 1916. *Metsänhoidon perusteet*. Werner Söderström OY, Porvoo, Finland

Connel, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. - *Science* 199: 1302-1310.

Crête, M. 1999. The distribution of deer biomass in North America supports

the hypothesis of exploitation ecosystems. – *Ecology Letters* 2: 223-227.

Dahl, E. 1957. Rondane: mountain vegetation in south Norway and its relation to the environment. - *Skrifter av den Norske Videnskaps-Akademin.* I Matematisk-Naturvidenskaplig Klasse 1956:1-347.

Dynesius, M. and Jansson, R. 2000. Evolutionary consequences of changes in species' geographical distributions driven by Milankovich climate oscillations. - *Proc. Natl. Acad. Sci.* USA 97: 9115-9120.

Grime, J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. - *Nature* 242:344-347.

Hanski, I. & Gyllenberg, M. 1993. Two general metapopulation models and the core-satellite hypothesis. – *American Naturalist* 142: 17-41.

Krebs, C. J. 1998. *Ecological methodology.* - Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA.

Kurtén, B. 1969. *Istiden.* International Book Production, Stockholm, Sweden

Moen, J. & Oksanen, L. 1998. Long-term exclusion of foliovorous mammals in two arctic-alpine plant communities: a test of the hypothesis of exploitation ecosystem. – *Oikos* 82: 333-346.

Montell, J. 1914. Förslag till naturskyddsområde vid Kilpisjaur. - *Meddelanden av Societas pro Fauna et Flora Fennica.* H. 40: 175-181.

Mossberg, B., Stenberg, L. & Ericsson, S. 1992. *Den nordiska floran.* Wahlström & Widstrand, Stockholm, Sweden.

Nordhagen, R. 1943. Sikisdalen og Norges fjellbeiter. – *Bergens Museums Skrifter* 22:1-612. Bergen

Nilsson, Ö. 1986. *Nordisk fjällflora.* Bonniers. Stockholm. 272 s.

Oksanen, L. 1998. Naturförhållanden och dynamik inom den fennoskandiska fjäll- och tundravärlden. Teoksessa: O. Olsson, M. Rolén & E. torp, toim. Hållbar utveckling och biologisk mångfald i fjällregionen. Forskningsrådsnämnden, Stockholm. Ss. 123-159.

Oksanen, L. and Moen, J. 1994. Predictability of plant responses to the exclusion of grazers in three Fennoscandian tundra habitats. - *Écoscience* 1: 31-39.

Oksanen, L., Moen, J. and Helle, T. 1995. Timberline patterns in northermost Fennoscandia: the importance of climate and grazing. - *Acta Botanica Fennica* 153:93-105.

Oksanen, L. and Oksanen, T. 2000. The logic and realism of the hypothesis of exploitation ecosystems. - *American Naturalist* 155: 703-723.

Oksanen, L. and Virtanen, R. 1997. Adaptation to disturbance as a part of the strategy of arctic and alpine plants: perspectives for management and restoration. Teoksesssa: R.M.M Crawford, *toim.* Disturbance and recovery in arctic lands. Kluwer Academic Publishers, den Haag. Ss: 91-113

Olofsson, J., Moen, J. and Oksanen, L. 2002. Effects of herbivory on competition intensity and species diversity in two arctic-alpine tundra communities with different productivity. - *Oikos* 96:507-515.

Olofsson, J., and Oksanen, L. 2005. Effects of reindeer density on plant diversity in the Fennoscandian mountain chain. - Teoksessa: J.E. Haugerud (ed). Proceedings of 11th Arctic Ungulate Congress, Saariselkä, Finland, 2003. *Rangifer.* Painossa.

Pärtel, M. 2002. Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. - *Ecology* 83: 2361-2366.

ter Braak, C.J.F. 1998. *Canoco Reference Manual.*

Tihomirov, B. A. 1959. *Vzajmosvjazi životnogo mira i rastitel´nogo pokrova tundry.* - Trudy Botaničeskij Institut V. L. Komarova. Akademija Nauk SSSR, Moskova.

Väre, H., Ohtonen, R. and Oksanen, J. 1995. Effects of reindeer grazing on understory vegetation in dry Pinus sylvestris forests. - *Journal of Vegetation Science* 6: 523-530.

Virtanen, R. 1998. Impact of grazing and neighbour removal on a heath plant community, transplanted onto a snowbed site, NW Finnish Lapland. - *Oikos* 81: 359-367.

Virtanen, R. 2000. Effects of grazing on above-ground biomass on a mountain snowbed, NW Finland. *Oikos* 90: 295-300.

Virtanen, R., Henttonen, H. and Laine, K. 1997. Lemming grazing and structure of a snowbed plant community - a long term experiment at Kilpisjärvi, Finnish Lapland. - *Oikos* 79: 155-166.

Zimov, S. A., V. I. Chuprynin, A. P. Oreshko, F. S. Chapin, J. F. Reynolds, and M. C. Chapin 1995. Steppe-tundra transition: a herbivore-driven biome shift at the end of the Pleistocene. *American Naturalist* 146: 765-794

2.4 Maaselkärangattomien esiintyminen porojen eriasteisessa laidunnuksessa

Juhani Itämies ja Stefan Olberg

Tiivistelmä 157

Johdanto 158

Aineisto ja menetelmät 158
Tutkimusalueet 158
Tutkimusjärjestelyt ja näytteiden keruu 159
Aineiston käsittely ja tilastolliset analyysit 160

Tulokset 162
Havaintoaineisto 162
NMDS -ordinaatio 164
Yksilömäärä 165
Lajimäärä ja monimuotoisuus 166
Lajikohtainen tarkastelu 169

Tulosten tarkastelua 172
Kovakuoriaiset 172
Juoksuhämähäkit 173

Loppupäätelmät 175
Kovakuoriaiset 175
Juoksuhämähäkit 176

Kirjallisuus 176

Tiivistelmä

Maaselkärangattomien mahdollisia lajistomuutoksia porojen laiduntamilla ja lähes laiduntamattomilla alueilla tutkittiin Enontekiön Lapissa vertaillen Saanaa (laidunnettu) ja Mallaa (laiduntamaton) sekä Norjan puolella Jávreoaivvin alueella poroaidan erottamia kesäaikana laidunnettua ja lähes laiduntamatonta aluetta. Aineistoa kerättiin kesinä 2001 ja 2002 yhteensä 80 kuoppapyydyksellä, jotka muodostivat neljä asetelmaa kullekin tutkimusalueelle. Tarkemmin selvitellyiksi ryhmiksi valittiin kovakuoriaiset (Coleoptera) ja juoksuhämähäkit (Araneae, Lycosidae). Kovakuoriaisten kokonaissaalis oli 8490 yksilöä ja juoksuhämähäkkien vastaavasti 725.

Porojen vaikutuksesta mahdollisesti hyötyviä kovakuoriaislajeja oli 13 ja taantuvia yhdeksän. Lähes kaikki lajit olivat petoja, joten lajien biologian kautta ei eroja pystytty selittämään. Suomessa uhanalaisia lajeja tavattiin vain yksi, lapinnirppu (*Apion brundini*). Tunturikurjenherneen (*Astragalus alpinus)* juurissa elävänä kuoriaisena se saattaa hyötyä porojen laidunnuksesta, jos se edesauttaa tämän kasvilajin runsastumista.

Loppupäätelmänä voidaan kovakuoriasaineiston osalta todeta, että ryhmän lajistolliset ja yksilömäärälliset muutokset porojen laidunnukseen näyttävät olevan neutraaleja, eli ei ole juurikaan merkitystä onko alueella poroja vai ei. Jávreoaivvin kesän aikana laidunnetun alueen ja poroaidan eteläpuolisen lähes laiduntamattoman alueen kohdalla voidaan nähdä juoksuhämähäkkien saaliiden vähenevän laidunnetulla alueella huomattavasti. Selvästi taantuvat lajit olivat *Arctosa alpigena* ja *Pardosa palustris*.

Johdanto

Kun porojen vaikutusta tunturiluontoon Saanan-Mallan alueella alettiin tutkia, yhdeksi kohderyhmäksi otettiin maanpinnan selkärangattomat niiden helpon pyydystettävyyden johdosta. Tarkemmin selvitettäviksi kohteiksi valittiin kovakuoriaiset (Coleoptera) ja juoksuhämähäkit (Araneae, Lycosidae). Kovakuoriaiset on hyvin monilajinen lahko, jossa on monentyyppisiä ekologisia ryhmiä. Puhtaita herbivoreja eli kasvinsyöjiä siinä mielessä kuin esimerkiksi perhosissa (Lepidoptera), ei niiden joukossa ole kovinkaan monta. Monimuotoisuutensa johdosta voisi olettaa, että kovakuoriaiset reagoisivat melko herkästi elinympäristönsä muutoksiin. Juoksuhämähäkit puolestaan ovat petoja, jotka saalistavat väijymällä, hyppäämällä ja juoksemalla. Lajimäärä on huomattavan pieni verrattuna kovakuoriaisiin, mutta toisaalta eri lajien ympäristövaatimukset ovat melko tarkkoja, joten niidenkin yhteisön rakennemuutokset voivat kuvastaa elinympäristön pieniäkin eroja.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueet

Tutkimus suoritettiin vuosina 2001–2002 pohjoisimmassa Suomessa Kilpisjärvellä (69°02–03'N, 020°43–51'E) Saanan luonnonsuojelualueella ja Mallan luonnonpuistossa sekä Norjassa Jávreoaivvin alueella (69°30'N, 021°17–18'E). Tutkitut tunturit sijaitsevat samalla Raistunturin (*Raisduottar*) ylänköalueella ja ovat ilmastollisesti samankaltaisia (Oksanen & Virtanen 1995, ks. luku 2.3).

Mallan rauhoitusalue on perustettu vuonna 1916 alkuperäisen tunturiluonnon suojelemiseksi ja tieteellisen tutkimuksen tarpeisiin. Rauhoitusajatus sisälsi myös poronhoidon kieltämisen (Montell 1914). Poronhoito jatkui kuitenkin Mallalla aktiivisena vielä 1950-luvulle (Kokko 1969) ja muuttui sen jälkeen satunnaiseksi (ks. tarkemmin luku 1.2). Saanan luonnonsuojelualue perustettiin vuonna 1988 (Väisänen & Somerma 1988), mutta poronhoitoa

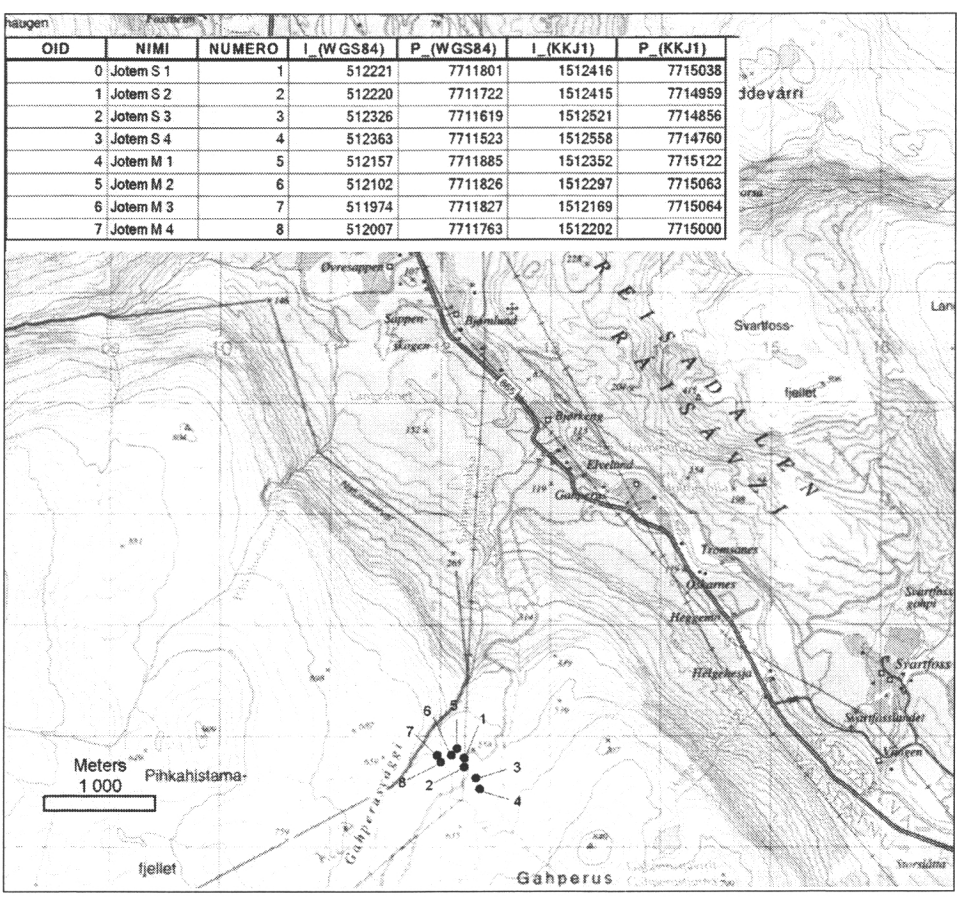
Saanan luonnonsuojeluasetus ei rajoittanut.

Jávreoaivvin tutkimusalueen halkoo 1960-luvulla pystytetty aita erottaen syys-/kevätlaitumet kesälaitumista, mikä mahdollistaa kesäaikaisen laidunnuksen pitkäaikaisten ympäristömuutosten tutkimisen. Poron kesäaikaisen laidunnuksen vaikutukset kasvillisuuteen ovat erityisen merkittäviä kesälaitumella aivan laitumia erottavan aidan läheisyydessä (Oksanen 1978). Alue on tehokkaasti laidunnettu ja tallattu, koska poroilla on taipumus kulkea aidan suuntaisesti (Skjenneberg & Slagvold 1968).

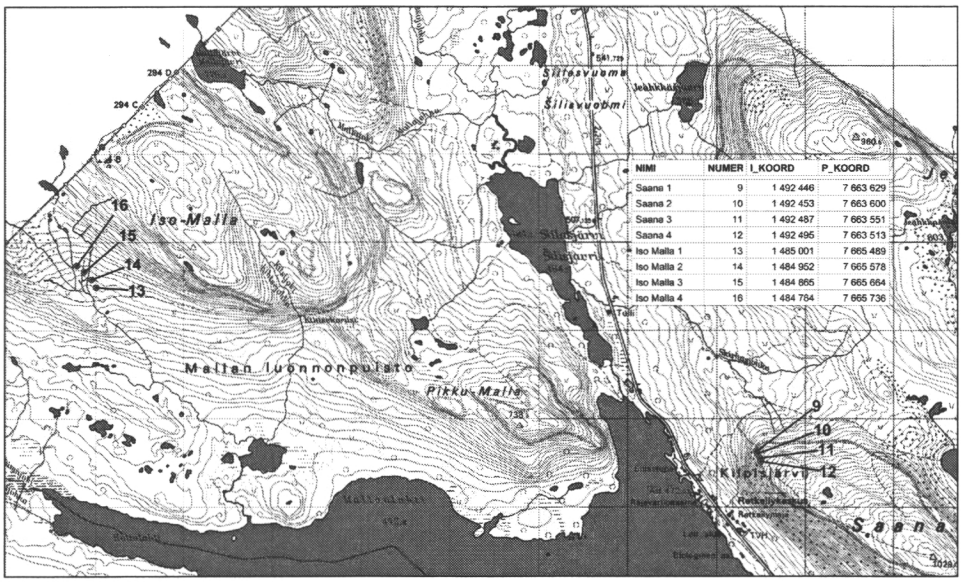
Tutkimusjärjestelyt ja näytteiden keruu

Aineistoa kerättiin koko kesäkauden kattavilla kuoppapyynneillä vuosina 2001 (3./4.7.–15./16.9.) ja 2002 (13./14.6.–24./26.9.). Kahden vuoden pyyntiin päädyttiin varsinkin pohjoisessa havaittavien selkärangattomien voimakkaiden kannanvaihteluiden ja joinakin vuosina pitkään vallitsevien epäedullisten sääolojen vaikutuksien tasaamiseksi. Kullekin tutkimusalueelle [Jávreoaivvin kesälaidun (JL1–JL4), Jávreoaivvin syys-/kevätlaidun (JE1–JE4) Malla (M1–M4) Saana (S1–S4)] sijoitettiin subalpiiniseen vyöhykkeeseen neljä 2*2m^2 koekenttää, jotka koostuivat neljästä neliön kulmiin ja yhdestä keskelle asetetusta kuoppapyydyksestä (kuva 75 ja 76).

OID	NIMI	NUMERO	I_(WGS84)	P_(WGS84)	I_(KKJ1)	P_(KKJ1)
0	Jotem S 1	1	512221	7711801	1512416	7715038
1	Jotem S 2	2	512220	7711722	1512415	7714959
2	Jotem S 3	3	512326	7711619	1512521	7714856
3	Jotem S 4	4	512363	7711523	1512558	7714760
4	Jotem M 1	5	512157	7711885	1512352	7715122
5	Jotem M 2	6	512102	7711826	1512297	7715063
6	Jotem M 3	7	511974	7711827	1512169	7715064
7	Jotem M 4	8	512007	7711763	1512202	7715000



Kuva 75. Kuoppapyydysten sijainti Norjan Jávreoaivvilla.



Kuva 76. Kuoppapyydysten sijainnit Mallalla ja Saanalla. © Maanmittauslaitos, lupa n:o 250/MYY/04.

Koekentät pyrittiin tutkimusalueilla asettelemaan siten, että mahdollisista abioottisista syistä johtuvat yhteisötason erot olisivat mahdollisimman pieniä. Jávreoaivvin koekentät sijaitsivat sekä kesälaitumella että syys-/kevätlaitumella saman rehevän sulavesivaikutteisen notkon laidalla, jolloin ne olivat porojen kesäaikaista laidunnusta lukuun ottamatta hyvin samankaltaisessa ympäristössä. Mallan koekentät sijaitsivat Iso-Mallan länsiosassa, etelään viettävässä ja kalkkivaikutteen seurauksena erityisen rehevässä laajassa purolaaksossa. Vastaavasti Saanan koekentät asetettiin tunturin koillisosan lounaaseen viettävällä rinteellä sijaitsevalle ravinteikkaalle, tihkuvesivaikutteiselle pitkänomaiselle pahdanalusniitylle, joka rajoittui alaosastaan laajaan rakkakivikkoon.

Käytetyt kuoppapyydykset olivat suuhalkaisijaltaan 76 mm olevia 200 ml:n muovipurkkeja, joiden pyytävän reunan pituus oli 24 cm, jolloin viiden pyydyksen asetelmien reunapituus oli 120 cm. Kuoppapyydykset kaivettiin maahan tarkasti reunojaan myöden ja niiden ylle asetettiin noin 2 cm:n korkeudelle katos suojaamaan pyyntejä sadevedeltä, linnuilta ja poroilta. Keräysnesteenä pyydysten pohjalla käytettiin näytteen pilaantumisen estämiseksi kylläistä suolaliuosta, johon oli lisätty hieman pesuainetta veden pintajännityksen poistamiseksi. Noin kuukauden välein toistettujen koentojen yhteydessä vaihdettiin aina uusi keräysastia nesteineen.

Aineiston käsittely ja tilastolliset analyysit

Pyynneistä tavoitettujen kovakuoriaisten (Coleoptera) ja juoksuhämähäkkien (Araneae: Lycosidae) yksilömäärät laskettiin ja ne pyrittiin määrittämään lajitasolle. Erityisen vaikeasti määritettävissä ryhmissä tyydyttiin sukutasoiseen erotteluun. Kunkin koekentän yksittäisten kuoppapyydysten yhdistetyllä aineistolla kuvattiin kentän selkärangattomien yhteisöä. Kovakuoriaisista tutkittiin petojen, sienirihmastoja ravintonaan käyttävien ja kasveja ravintonaan

käyttävien lajiryhmien vastetta kokonaisyhteisötarkastelun lisäksi erikseen, koska ekologialtaan eroavat lajit tai lajiryhmät voivat reagoida laidunnukseen toisistaan poikkeavasti eivätkä käytetyt monimuotoisuuden tunnusluvut (lajimäärä, Shannonin-Wienerin -indeksi) huomioi näytteen lajeja (ks. Krebs 1999). Kasvinsyöjistä tutkittiin lisäksi erikseen siemeniä ravintonaan käyttävien lajien ryhmä. Tilastollisessa käsittelyssä Saanaa ja Mallaa sekä Jávreoaivvin kesä- ja syys-/kevätlaidunta käsiteltiin kahtena erillisenä parina alueiden abioottisista eroista johtuen. Kovakuoriaisten ekologisiin ryhmiin luokittelu tehtiin seuraavien lähteiden pohjalta Strand (1946), Horion (1949) ja Lindroth (1985, 1986).

Yhteisötason eroja lähestyttiin moniulotteisella skaalauksella (NMDS-ordinaatio), mikä sopii hyvin yhteisötason erojen karkeaan hahmotteluun (Quinn & Keough 2002). MDS-ordinaatiossa havaintopisteet (koekentät) esitetään pistediagrammina, jossa x- ja y-akseleina ovat menetelmän luomat uudet muuttujat (Cox & Cox 1994). MDS-konfiguraatiossa lähempänä toisiaan sijaitsevat näytealat ovat yhteisörakenteeltaan samankaltaisempia kuin kaukana toisistaan sijaitsevat kentät.

Yksityiskohtaisempi tarkastelu aloitettiin absoluuttisten yksilö- ja lajimäärien vertailuilla käytännössä laiduntamattomien ja kesäaikana laidunnettujen alueiden välillä. Yksilömääriä tarkasteltiin myös niiden yksittäisten lajien osalta, joita havaittiin vähintään seitsemän yksilöä. Ekologisista kovakuoriaisryhmistä verrattiin lisäksi näytekokoon suhteutettua lajimäärää, mikä kuvaa absoluuttisia lukuja paremmin kunkin ryhmän osuuksia kovakuoriaisyhteisöissä laidunkäytöltään erilaisilla alueilla. Havaitut laji- ja yksilömäärät ilmoitetaan alueittain koekenttien keskiarvona ± yksi keskiarvon keskivirhe.

Lajimäärän lisäksi yhteisöjen monimuotoisuutta kuvattiin Shannonin-Wienerin -indeksillä: $H' = -\Sigma[p_i * \lg(p_i)]$, missä p_i on lajin i osuus näytteessä. Koska indeksin arvo riippuu lajimäärän lisäksi yksilöiden jakautumisesta lajien kesken, arvojen vertailu on yksiselitteistä vain mikäli yksilöt jakautuvat verrattavissa yhteisöissä lajien kesken yhtä tasaisesti. Tasaisuutta mitattiin Jackardin indeksillä, mikä suhteuttaa havaitun diversiteetin (H') näytteen hypoteettiseen maksimaaliseen diversiteettiin: $J' = H'/\lg(s)$, missä s on havaittujen lajien lukumäärä.

Saanan ja Mallan, sekä Jávreoaivvin kesä- ja syys-/kevätlaitumen samankaltaisuutta havaituissa yksilö- ja lajimäärissä, Shannonin-Wienerin -indeksillä mitatuissa monimuotoisuuksissa ja tasaisuuksissa testattiin parametrisella t-testillä, joka on tehokkaimpia testejä kahden otoksen keskiarvojen vertailuun. Yksittäisten lajien runsauden vertailuun käytettiin jakaumasta riippumatonta Mannin-Whitneyn U-testiä, koska varsinkaan harvalukuisempien lajien osalta parametrisille testaukselle asetetut ehdot eivät täyttyneet (ks. Ranta ym. 1994). Testien suorittaminen jokaiselle lajille erikseen on perusteltua, sillä lajeja voidaan pitää erillisinä yksiköinä, joiden vasteet ovat toisistaan riippumattomia. Tilastolliset testit suoritettiin SPSS for Windows 10.0 -tilastolaskentaohjelmalla.

Laidunnuksen suhteen neutraaleiksi luokitellaan lajit, jotka esiintyvät verrattavilla alueilla yhtä runsaana laidunkäytöstä riippumatta tai esiintyessään vain joko Kilpisjärvellä tai Jávreoaivvilla laidunkäytöltään erilaisten alueiden välillä ei havaita kuin korkeintaan suuntaa-antava ero ($p = 0{,}057$). Laidunnuksen suhteen runsastumisen tai taantumisen ehdoksi molemmilla alueilla

runsaina esiintyville lajeille asetetaan tilastollisesti merkitsevä ($p < 0,05$) ero vähintään toisella alueella. Lisäksi merkitseväksi eroksi riittää, jos havaitut yksilömäärät eroavat vähintään suuntaa-antavasti toisella alueella esiintymiskuvan ollessa selvästi samansuuntainen toisellakin alueella. Vain toisella alueella havaittavat lajit luokitellaan laidunnuksen suhteen joko taantuviksi tai runsastuviksi mikäli niiden yksilömäärät eroavat laidunkäytön suhteen riskitasolla $p < 0,014$.

Tulokset

Havaintoaineisto

Kovakuoriaisaineisto koostui 93 lajilleen määritetystä ja kuudesta suvulleen määritetystä taksonista. Sukutasolle määritetyt taksonitkin edustavat todennäköisemmin kukin vain yhtä lajia (taulukko 8). Kovakuoriaisten kokonaisyksilömäärä oli 8490. Vuosien 2001 sekä 2002 vastaavat yksilö- ja lajimäärät olivat 4776 ja 77 sekä 3715 ja 92. Saanalla havaittiin yhteensä 1754 yksilöä ja 64 lajia, Mallalla 2405 yksilöä ja 56 lajia, Jávreoaivvin kesälaitumella 2362 yksilöä ja 54 lajia sekä Jávreoaivvin syys-/kevätlaitumella 1969 yksilöä ja 48 lajia.

Juoksuhämähäkkiaineisto koostui 739 yksilöstä ja 10 lajista (taulukko 9). Vuosien 2001 sekä 2002 vastaavat yksilö- ja lajimäärät olivat 367 ja 7 sekä 358 ja 9. Saanalla havaittiin yhteensä 71 yksilöä ja 7 lajia, Mallalla 452 yksilöä ja 5 lajia, Jávreoaivvin kesälaitumella 37 yksilöä ja 2 lajia sekä Jávreoaivvin syys-/kevätlaitumella 179 yksilöä ja 3 lajia.

Taulukko 8. Tarkasteltu kovakuoriaislajisto ja yksilömäärä koealoittain. Luokittelu ravinnon mukaan: p=peto, s=siementen syöjä, f=fungivori eli sienen syöjä, c=lannansyöjä, h=herbivori eli kasvinsyöjä, j= orgaaninen jäte, sa= kaarnansyöjä. Koealat: JL=Jávreoaivvin kesälaidun, JE=Jávreoaivvin syys-/kevätlaidun, M=Malla, S=Saana. (Taulukko jatkuu sivuilla 166-167).

lajit	ravinto	koealat																yht.
		JL1	JL2	JL3	JL4	JE1	JE2	JE3	JE4	M1	M2	M3	M4	S1	S2	S3	S4	
Absidia schoenherri	h					1	3	1		1		2		2				10
Acidota crenata	p	1							1									2
Acidota quadrata	p	7	2	14	5	2	6	14	21	7	22	11	15	30	9	5	1	171
Agabus sp.	p				1													1
Agathidium arcticum	f	2					5		3					4	1			15
Amara alpina	s	39	17	47	49	6	72	117	49			28	4					428
Amara brunnea	s					1	7	1									2	11
Amara praetermissa	s									20		28	5		2			55
Amara quenseli	s	1	1				1					2	1				12	18
Anopleta depressicollis	p	2				1			1	1							1	6
Anthophagus alpinus	p	15	2	27	24	12	27	43	25	69	4	29	4	26	66	85	138	596
Anthophagus omalinus	p			1							2	4	5					12
Aphodius lapponum	c				1													1
Aphodius piceus	c													2				2
Apion brundini	h										1	3	1		5		2	12
Atheta fungi	p		2												3	5	5	15
Atheta graminicola	p	13	15	21	48	4	5						3		2	1		112
Atheta sibirica	p	4	2	9	4	1	2	11	1				1					35
Atheta spp.	p	2	1		1										1			5
Atomaria sp.	f															1		1
Boreaphilus henningianus	p	37	28	24	109	29	50	63	110	9	18	2	6	13	10	12	7	527

lajit	ravinto	koealat															yht.
		JL1	JL2	JL3	JL4	JE1	JE2	JE3	JE4	M1	M2	M3	M4	S1	S2	S3	S4	
Bryoporus cernuus	p			1														1
Bryoporus rugipennis	p			1					2							1		4
Byrrhus arietinus	h					2						2						4
Byrrhus fasciatus	h		2				2	1									1	6
Byrrhus pilula	h					1												1
Byrrhus sp.	h		1				1											2
Calathus micropterus	p																1	1
Carabus glabratus	p									1								1
Carabus problematicus	p		1					1	1									3
Catops alpinus	f									1		1						2
Chephalocousya nivicola	p	8	0	2	4	1	3	2	3							1		24
Choleva lederiana	f									1	2	1	2	10	16	15	46	93
Corticaria longicollis	f														3			3
Corticaria saginata	f											1			1		4	6
Corticaria umbilicata	f														10	3	1	14
Cryptophagus sp.	f					1	1	2		2		2		1	1	2	1	13
Cylletron nivale	p	4	4			1			1				1					11
Cymindis vaporariorum	p		1					6							1		1	9
Deliphrum tectum	p										9			2				11
Epuraea sp.	f											1						1
Eucnecosum brachypterum	p	23	6	52	56	14	12	19	8	45	26	68	54	48	5	14	1	451
Eucnecosum brunnescens	p	12	1		9	16	39	62	64	64	70	84	76	5	8	2	1	513
Geodromicus longipes	p	116	98	66	172	8	3	1	3	2		1		8	50	39	10	577
Gonioctena arctica	h	1		1		1	1	4	1	5		1						15
Gonioctena linnaeana	h						3			1								4
Gonioctena pallida	h						1				1				2	3	1	8
Helophorus flavipes	h						1											1
Helophorus glacialis	h	3	2		1	3				4	1	3						17
Hippodamia arctica	p						2											2
Hydnobius spinipes	f	2	1		1					1		3	1				2	11
Hylastes brunneus	sa													1	1			2
Hypera obovata	h														3			3
Hypnoidus rivularius	h	20	8	1	4	1		7	19	1		8	22			28	5	124
Leiodes punctulata	f									1		11		3	11	2	58	86
Lepyrus quadrinotatus	h												1					1
Lesteva monticola	p		4	1		1	2				1							9
Liogluta alpestris	p	156	83	148	201	86	57	184	81	147	1	658	186	2	38	2	1	2031
Liogluta granigera	p										3	2			1			6
Liogluta microptera	p									10	18	24	35	141	59	79	74	440
Loricera pilicornis	p		1	1	2						5							9
Malthodes sp.																1		1
Mannerheimia arctica	p	23	3		1	133	9	69	47	66	11	69	13	91	93	2		630
Miscodera arctica	p	13	9	4	1	1	45	14	7	1							17	112
Mycetoporus erichsonianus	p	7				1				2		2	5	5	3	8	9	42
Mycetoporus inaris	p																2	2
Mycetoporus maeklini	p													1		1	2	4
Mycetoporus monticola	p	2		2	2	5	3	3	6	18	24	25	20	16	2		1	129
Mycetoporus mulsanti	p													23				23
Mycetoporus niger	p												1		1			2
Mycetoporus nigrans	p						5				4	5	1	1	1		1	18
Mycetoporus punctus	p													2	1	1	2	6
Mycetoporus splendidus	p													4		1		5
Nebria rufescens	p		2	3	1													6
Nevraphus coronatus	f													1				1
Notiophilus aquaticus	p	12	11	25	40	12	26	9	5	3	2	5	3	2		4	7	166
Notiophilus germinyi	p													2	8	1	1	12
Olophrum boreale	p	1	3	2	1								1					8
Omalium caesum	p	1	14	9	2	2		1		4	1	11	5	2	5			57
Othiorhyncus nodosus	h				4	4	5	2	1			2			1		1	20
Othius lapidicola	p													2	2	1		5
Othius melanocephalus	p										1							1
Oxypoda annularis	p	3				2	2		2	5		8	2	8	5			37

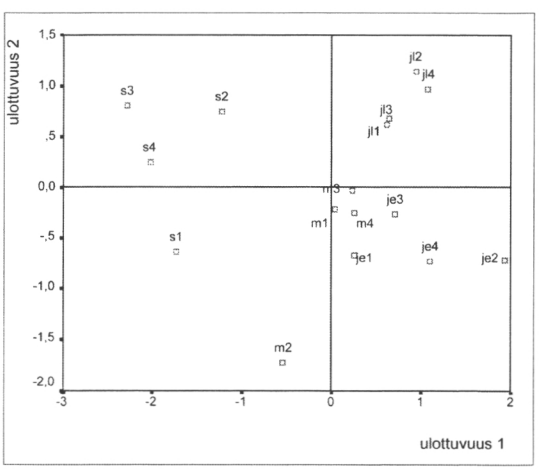
lajit	ravinto	koealat																yht.
		JL1	JL2	JL3	JL4	JE1	JE2	JE3	JE4	M1	M2	M3	M4	S1	S2	S3	S4	
Oxypoda procerula	p		2								1							3
Oxypoda spectabilis	p		1			1			1	5		3	2	9		3	1	26
Patrobus assimilis	p	21	11	33	20	26	16	14	24	3	7	5	9					189
Patrobus septentrionis	p	12	31	51	54	9	6	5	12						2	4		186
Pelophila borealis	p			3														3
Philhygra arctica	p	7	9	8	11	1				2	2	1	8					49
Podabrus obscuripes	h								1									1
Ptinus tectus	j															1		1
Quedius fulvicollis	p										7	4	3					14
Quedius molochinus	p														1			1
Rhagonyca limbata	h																2	2
Rhynchaenus foliorum	h	1		6	1													8
Tachinus elongata	p	4			9					3	8	18	13	5	12	1	3	76
Tachinus proximus	p										1							1
Tachyporus abdominalis	p				1													1
Tachyporus obscurellus	p													9	9	20	44	82
Thanatophilus lapponicus	j				1													1
Trichocellus cognatus	p	3	1															4
yhteensä		**578**	**380**	**563**	**841**	**390**	**423**	**656**	**500**	**505**	**253**	**1138**	**509**	**481**	**455**	**349**	**469**	**8490**

Taulukko 9. Tarkasteltu juoksuhämähäkkilajisto ja yksilömäärä koealoittain. Koealat: JL=Jávreoaivvin kesälaidun, JE=Jávreoaivvin syys-/kevätlaidun, M=Malla, S=Saana.

lajit	koealat																yhteensä
	JL3	JL1	JL2	JL4	JE1	JE2	JE3	JE4	M1	M2	M3	M4	S1	S2	S3	S4	
Acantholycosa norvegica															1	11	**12**
Alopecosa aculeata									5								**5**
Arctosa alpigena					3	2	3	2	1			1					**12**
Pardosa amentata									19	35	12	56	1				**123**
Pardosa hyperborea													6	7			**13**
Pardosa eiseni	1												1		1	9	**12**
Pardosa palustris	5	6	10	14	41	42	48	38	123	28	62	109	5	10		5	**546**
Pardosa sphagnicola										1				1			**2**
yhteensä	**6**	**6**	**10**	**14**	**44**	**44**	**51**	**40**	**148**	**64**	**74**	**166**	**13**	**18**	**2**	**25**	**725**

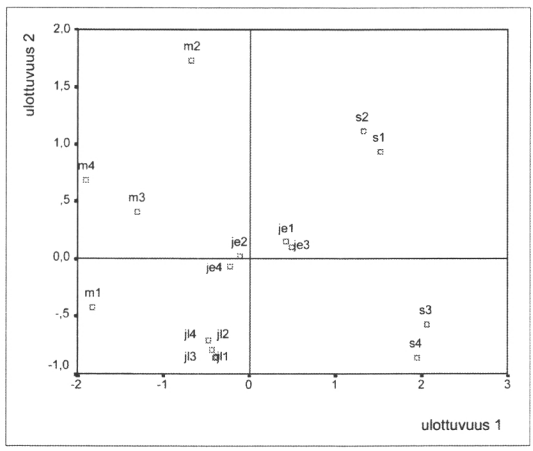
NMDS -ordinaatio

NMDS –ordinaation perusteella laidunnetun Saanan kovakuoriaisyhteisö eroaa aineistoa kaikkein voimakkaimmin luokittelevan tekijän (ulottuvuus 1) suhteen kaikista muista alueista (kuva 77). Myös Jávreoaivvin kesälaitumen yhteisö eroaa toisen ulottuvuuden suhteen laiduntamattomista alueista. Sen sijaan kesäaikana käytännössä laiduntamattomat Malla ja Jávreoaivvin syys-/kevätlaidun painottuvat kuvaajassa oikealle ja alas ollen toistensa suhteen



Kuva 77. Kovakuoriaisten nmds-kuva (molemmat vuodet).

samankaltaisempia kuin suhteessa laidunnettuihin aloihin, vaikka vaikuttavatkin eroavan toisistaan lievästi ensimmäisen ulottuvuuden suhteen. Kesäaikana laiduntamattomien alojen sisäistä hajontaa lisää etenkin M2, joka sijoittuu muista erilleen varsinkin toisen ulottuvuuden suhteen.

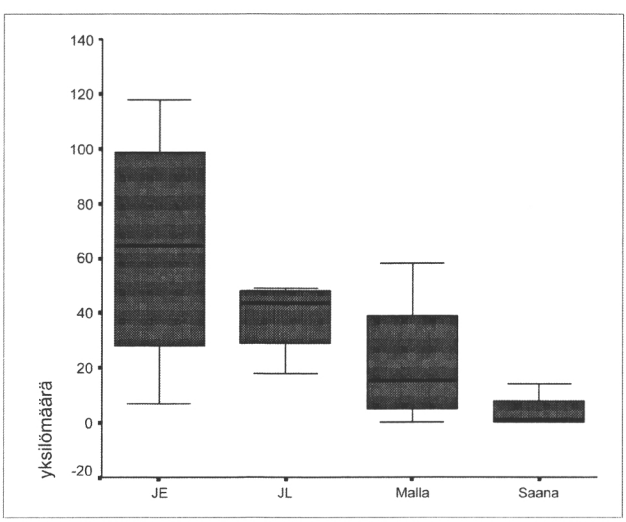


Kuva 78. Juoksuhämähäkkien nmds-kuva (molemmat vuodet).

Kuten kovakuoriaistenkin kohdalla, myös juoksuhämähäkkiyhteisöt vaikuttavat eroavan Saanan ja Mallan sekä Jávreoaivvin laidunkäytöltään erilaisten alueiden välillä (kuva 78). Kuitenkaan selvää kummankaan ulottuvuuden suuntaista samankaltaisuutta laidunkäytöltään vertailukelpoisten Jávreoaivvin ja Kilpisjärven näytealojen välillä ei ole. Jávreoaivvilla laidunluokkien sisäinen vaihtelu on suhteellisen vähäistä ja ero luokkien välillä syntyy lähinnä toisen ulottuvuuden suhteen. Sen sijaan Kilpisjärvellä sekä Saanan että Mallan tutkimusalueiden sisäinen vaihtelu on suurta ja niiden välinen ero selittyy aineistoa voimakkaimmin luokittelevan tekijän suhteen.

Yksilömäärä

Kovakuoriaisten havaittu keskimääräinen koealakohtainen yksilömäärä ei eronnut Saanan (438,5±30,3) ja Mallan (601,3±188,7) välillä. Kilpisjärven aluetta vastaavasti, Jávreoaivvin kesä- (590,5±94,9) ja syys-/kevätkäytössä (492,3±59,3) olevienkaan laidunalueiden välillä ei havaittu eroa kovakuoriaisten runsaudessa. Petojen, kasvin syöjien ja sienirihmastoja ravintonaan käyttävien kovakuoriaisten runsaudet eivät myöskään eronneet laidunkäytöltään erilaisten vertailualueiden kesken. Ainoastaan siemeniä ravintonaan käyttävien kovakuoriaisten runsaus vaikutti systemaattisesti alhaisemmalta kesäaikana laidunnetuilla kuin



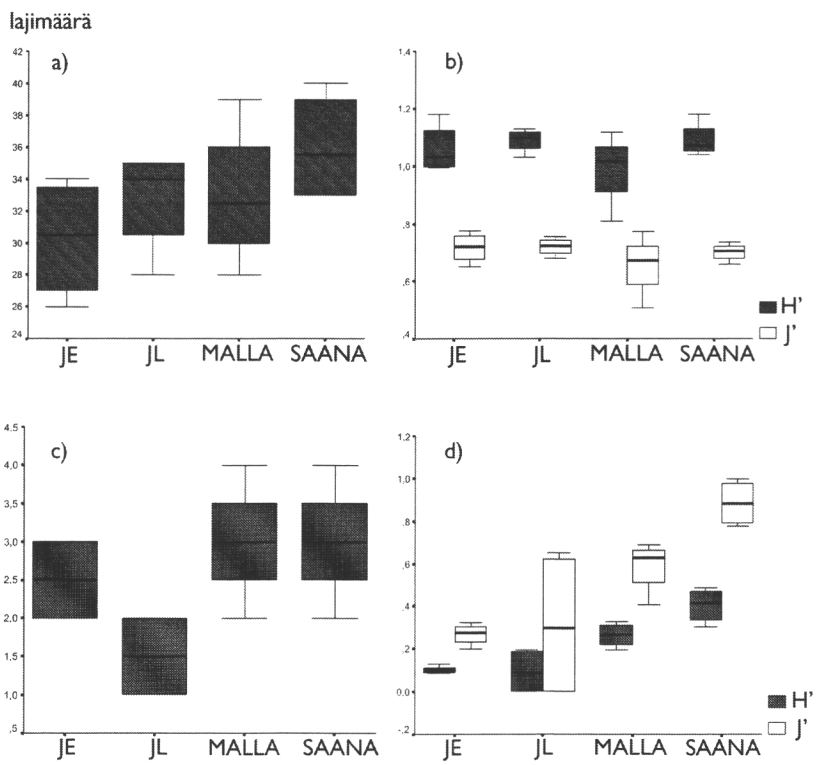
Kuva 79. Siemeniä ravintonaan käyttävien kovakuoriaisten yksilömäärät eri alueilla.

laiduntamattomilla alueilla, vaikka erot Saanan ja Mallan ($t = 1{,}372$; $df = 6$; $p = 0{,}119$) ja Jávreoaivvin tutkimusalueiden ($t = 1{,}017$; $df = 6$; $p = 0{,}348$) välillä eivät olleet tilastollisesti merkitseviä (kuva 79).

Sen sijaan juoksuhämähäkkien runsaus oli alhaisempi sekä Jávreoaivvin kesä- kuin syys-/kevätlaitumella että laidunnetulla Saanalla kuin Mallalla. Saanalla juoksuhämähäkkejä havaittiin keskimäärin 14,5±4,8 ja Mallalla 113,0±25,7 yksilöä ($t = 3{,}760$; $df = 3{,}212$; $p = 0{,}029$). Vastaavasti Jávreoaivvin kesälaitumella havaittiin 9,3±1,8 ja syys-/kevätlaitumella 44,8±2,3 hämähäkkiyksilöä ($t = 12{,}206$; $df = 6$; $p = 0{,}000$). Kummallakin alueella erot havaituissa yksilömäärissä selittyvät pääosin *Pardosa palustris* -lajilla, joka esiintyi huomattavan runsaana laiduntamattomilla alueilla (ks. Lajikohtainen tarkastelu).

Lajimäärä ja monimuotoisuus

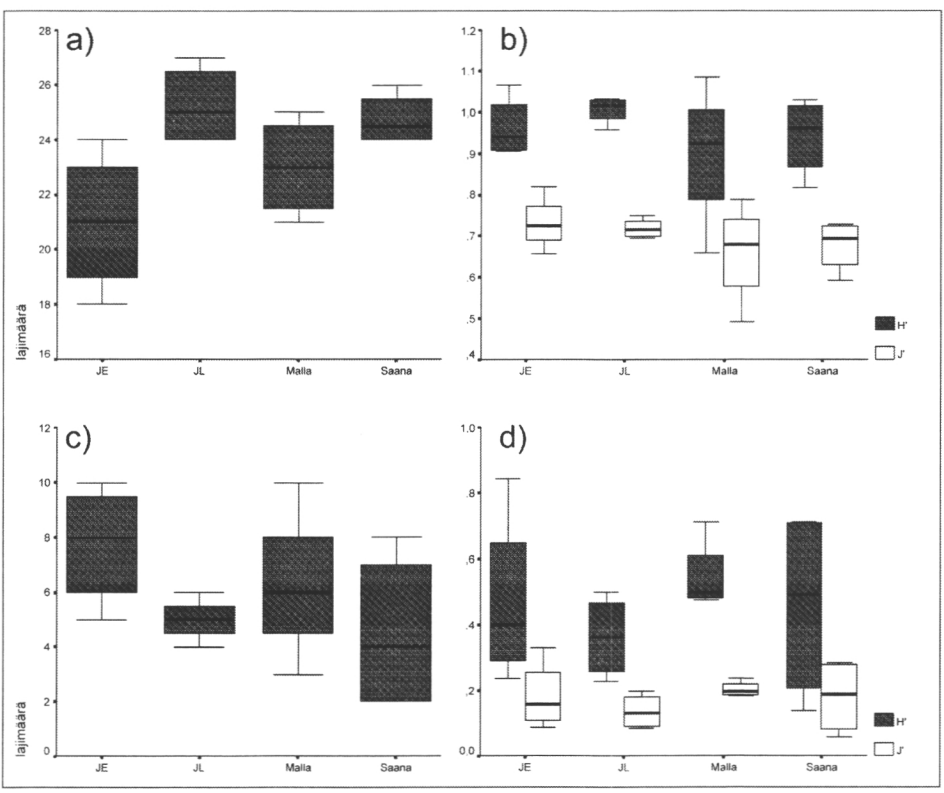
Koealoilla havaittu kovakuoriaisten keskimääräinen kokonaislajimäärä ei eronnut Saanan (36,0±1,8) ja Mallan (33,0±2,3) eikä Jávreoaivvin kesä- (32,8±1,7) ja syys-/kevätkäytössä (30,3±1,9) olevien laidunalueiden välillä (kuva 80). Myöskään kovakuoriaisyhteisöjen Shannonin-Wienerin -indeksillä mitattu monimuotoisuus ja yksilöiden jakautuminen lajien kesken eivät eronneet laidunkäytön suhteen kummallakaan tutkimusalueella (kuva 80b; taulukko 12).



Kuva 80. Kovakuoriaisten kokonaislajimäärä ja –diversiteetti eri alueilla.

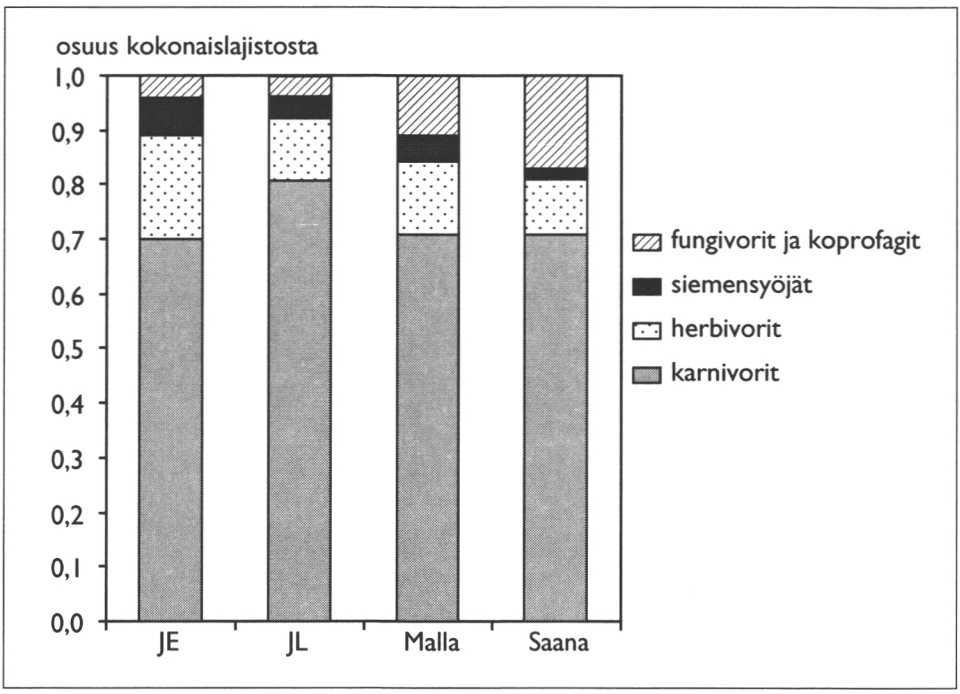
Kasveja ravintonaan käyttävien kovakuoriaisten yhteisöjen lajirikkaus ei eronnut Saanan ja Mallan välillä, mutta Jávreoaivvilla näitä lajeja tavattiin suuntaa-antavasti enemmän syys-/kevät laitumella (7,8±1,1) kuin kesäaikana laidunnetulla alueella (5,0±0,4) ($t = 2{,}328$; $df = 6$; $p = 0{,}59$) (kuva 81c). Kyseisissä kovakuoriaisyhteisöissä yksilöt olivat myös jakautuneet havaittujen lajien kesken yhtä tasaisesti (kuva 81d). Vaikka lajimäärän suhteen Jávreoaivvin laidunalueet erosivat lähes merkitsevästi, kasveja ravintonaan käyttävien kovakuoriaisten yhteisöjen monimuotoisuudet eivät kuitenkaan eronneet vertailtavien laidunkäytöltään erilaisten alueiden välillä.

Jávreoaivvilla petokovakuoriaisten keskimääräinen lajirikkaus oli suurempi kesäaikana laidunnetulla alueella (25,3±0,8) kuin syys-/kevät laitumella (21,0±1,3) ($t = -2{,}847$; $df = 6$; $p = 0{,}029$) (kuva 81a). Kilpisjärvellä Saanan (25,8±0,5) ja Mallan (23,0±0,9) välillä ei ollut merkitsevää eroa tässä suhteessa, vaikka lievä samankaltainen suuntaus oli havaittavissa. Kuten ei kasvinsyöjienkään kohdalla, myöskään verrattujen petokovakuoriaisyhteisöjen välillä ei ollut eroa yksilöiden jakautumisen eikä monimuotoisuuden suhteen (kuva 81b).



Kuva 81. a) petolajimäärä, b) petodiversiteetti, c) herbivorilajimäärä, d) herbivoridiversiteetti (kovakuoriaiset).

Sienirihmastoja ravintonaan käyttäviä kovakuoriaislajeja havaittiin Saanalla keskimäärin 6,0±0,4, Mallalla 3,8±1,4, Jávreoaivvin kesälaitumella 1,4±0,5 ja syys-/kevätlaitumella 1,3±0,3. Kesäaikana laidunnettujen ja käytännössä laiduntamattomien alueiden välillä ei ollut näiden lajien määrän suh-



Kuva 82. Ravinnonkäytöltään erilaisten kovakuoriaisten lajiryhmien suhteelliset keskimääräiset osuudet laidunpaineeltaan erilaisilla alueilla.

teen eroa. Vastaavasti niiden muodostamien yhteisöjen monimuotoisuudet ja tasaisuudet olivat samankaltaisia alueen laidunkäytöstä riippumatta.

Kovakuoriaislajimääriltään tutkitut laidunkäytöltään poikkeavat alueet ovat samankaltaisia, ainoastaan kasveja ravintonaan käyttävien lajien ja petojen määrät eroavat jonkin verran Jávreoaivvin laidunalueiden välillä. Myös ekologisten ryhmien osuudet kokonaislajistosta tukevat pääpiirteissään samaa näkemystä (kuva 82). Jávreoaivvilla petojen osuus oli kesälaitumella suurempi kuin syys-/kevätlaitumella (80 % vs. 70%) ($t = -2{,}581$; $df = 6$; $p = 0{,}042$), mutta sekä Saanan että Mallan yhteisöistä 71% oli petoja. Sen sijaan kasveja ravintonaan käyttävien kovakuoriaislajien, mukaan lukien siemensyöjät, osuus oli Jávreoaivvilla pienempi kesäaikana laidunnetulla alueella kuin syys-/kevätlaitumella (16 % vs. 26%) ($t = 3{,}392$; $df = 6$; $p = 0{,}015$). Yhteneväisestä suuntauksesta huolimatta kasvien syöjien osuus ei eronnut Saanan ja Mallan välillä merkitsevästi (12 % vs. 19 %) ($t = 1{,}281$; $df = 6$; $p = 0{,}248$). Sienirihmastoja ja jätöksiä ravintonaan käyttävien kovakuoriaisten osuus kokonaislajistosta ei eronnut Jávreoaivvin kesä- ja syys-/kevätlaitumen välillä (4 % vs. 4 %) eikä Saanan ja Mallan välillä (17 % vs. 11 %) ($t = -1{,}736$; $df = 3{,}182$; $p = 0{,}176$).

Juoksuhämähäkkien havaittu keskimääräinen lajimäärä oli suurempi Jávreoaivvin syys-/kevät laitumella (2,5±0,3) kuin kesäaikana laidunnetulla alueella (1,5±0,3) ($t = 2{,}449$; $df = 6$; $p = 0{,}05$), mutta Mallan ja Saanan välillä havaitut lajimäärät eivät eronneet (3,0 vs. 3,0) (kuva 82). Jávreoaivvin laidunkäytöltään poikkeavien alueiden juoksuhämähäkkiyhteisöjen Shannonin-Wienerin -indeksillä mitattu monimuotoisuus ja yksilöiden jakautuminen lajien kesken eivät kuitenkaan eronneet. Kilpisjärvellä sen sijaan Saanan hämähäkkiyhteisön monimuotoisuus vaikutti korkeammalta kuin Mallan

vastaava (t = -2,705; df = 6; p = 0,035), mutta vertailukelpoisuutta heikentää Saanan yhteisössä havaittu Mallan yhteisöä korkeampi tasaisuus (t = -3,612; df = 6; p = 0,011).

Taulukko 10. Kovakuoriaisten lajikohtaiset jakaumat.

laji	Kilpisjärvi				Jávreoaivvit			
	Saana	Malla	$U_{4,4}$	p	JL	JE	$U_{4,4}$	p
Amara brunnea	(0,3	0)			0	2,3	2,0	0,057
Anthophagus omalinus	0	2,8	5,0	0,057	(0,3	0)		
Atheta fungi	3,3	0	2,0	0,057	(0,5	0)		
Atheta graminicola	(0,8	0,8)			24,3	2,3	0	0,014
Choleva lederiana	21,8	1,5	0	0,014				
Corticaria umbilicata	3,5	0	2,0	0,057				
Eucnecosum brachypterum	17,0	48,3	2,0	0,057	34,3	13,3	4,0	n.s.
Eucnecosum brunnescens	4,0	73,5	0	0,014	5,5	45,3	0	0,014
Geodromicus longipes	26,8	0,8	0	0,014	113,0	3,8	0	0,014
Helophorus glacialis	0	2,0	2,0	0,057	1,5	0,8	5,0	n.s.
Liogluta microptera	88,3	21,8	0	0,014				
Mannerheimia arctica	46,5	39,8	8,0	n.s.	6,8	64,5	1,0	0,029
Mycetoporus erichsonianus	6,3	2,3	1,5	<0,057	1,8	0,3	7,5	n.s.
Mycetoporus monticola	4,8	21,8	0	0,014	1,5	4,3	0	0,014
Mycetoporus punctus	1,5	0	0	0,014				
Nebria rufescens					1,5	0	2,0	0,057
Notiophilus germinyi	3,0	0	0	0,014				
Olophrum boreale	(0	0,3)			1,8	0	0	0,014
Omalium caesum	1,8	5,3	3,5	n.s.	6,5	0,8	2,0	0,057
Othius lapidicola	1,3	0	2,0	0,057				
Patrobus septentrionis	(1,5	0)			37,0	8,0	0,5	<0,029
Philhygra arctica	0	3,3	0	0,014	8,8	0,3	0	0,014
Quedius fulvicollis	0	3,5	5,0	0,057				
Rhynchaenus foliorum					2,0	0	2,0	0,057
Tachyporus obscurellus	20,5	0	0	0,014				

Taulukko 11. Juoksuhämähäkkien lajikohtaiset jakaumat.

	Kilpisjärvi				Jávreoaivvit			
laji	Malla	Saana	$U_{4,4}$	p	JE	JL	$U_{4,4}$	p
Acantholycosa norwegica	0	3,0	4,0	n.s.				
Arctosa alpigena	(0,5	0)			1,8	0	0,0	0,014
Pardosa amentata	30,5	0,3	0,0	0,014				
Pardosa eiseni	0	2,8	2,0	0,057	(0	0,5)		
Pardosa hyperborea	0	3,3	4,0	n.s.				
Pardosa palustris	80,5	5,0	0,0	0,014	42,3	8,8	0,0	0,014

Lajikohtainen tarkastelu

Yhteensä 55 kovakuoriaislajia otettiin lajikohtaiseen tarkasteluun. Asetetun runsausehdon täyttävinä näistä esiintyivät Kilpisjärvellä 41 ja Jávreoaivvilla 31 lajia. Näistä lajeista laidunnuksen suhteen neutraaleja oli 74,5 %, laidunnuksesta mahdollisesti hyötyviä 20 % ja siitä kärsiviä 5,5 %. Laidunnuksen suhteen vähintään suuntaa-antavasti eroavien lajien tulokset on esitetty taulukossa 10.

Sekä Kilpisjärvellä että Jávreoaivvilla runsaana havaituista kovakuoriaisista *Eucnecosum brunnescens* ja *Mycetoporus monticola* esiintyivät runsaampa-

na kesäaikana käytännössä laiduntamattomilla alueilla. Lisäksi *Mannerheimia arctica* esiintyi selvästi runsaampana Jávreoaivvin syys-/kevät laitumella kuin kesälaitumella, mutta Kilpisjärvellä lajin runsaudessa ei havaittu eroa Saanan ja Mallan välillä. Edellisten lisäksi sekä *Eucnecosum brachypterum* ja *Helophorus glacialis* mahdollisesti esiintyvät Mallalla runsaampana kuin Saanalla, mutta erot näiden runsauksissa olivat vain suuntaa-antavia.

Taulukko 12. Yhteisötason testauksen testisuureet ja merkitsevyystasot

lajiryhmä		Jávreoiavvit		Kilpisjärvi	
kovakuoriaiset		t (df = 6)	p	t (df = 6)	p
kokonaislajisto	yksilömäärä	-0,878	0,413	0,852	0,427
	lajimäärä	-0,984	0,363	-1,039	0,339
	H'	-0,607	0,566	-1,405	0,210
	J'	-0,088	0,933	-0,793	0,458
pedot	yksilömäärä	-1,269	0,251	1,081	0,321
	lajimäärä	-2,847	0,029	-1,698	0,140
	H'	-1,081	0,321	-0,443	0,673
	J'	0,349	0,739	-0,244	0,815
kasvinsyöjät	Yksilömäärä	1,113	0,308	1,095	0,316
	Lajimäärä	2,328	0,059	0,843	0,432
	H'	0,737	0,489	0,556	0,559
	J'	0,800	0,454	0,395	0,706
sienirihmaston syöjät	yksilömäärä	0,908	0,399	-1,932	0,102
	lajimäärä	0,000	1,000	-1,567	0,168
	H'	-1,019	0,348	-0,908	0,399
	J'	-1,019	0,348	-0,208	0,842
hämähäkit		t (df≠6)	p	t (df≠6)	p
kokonaislajisto	yksilömäärä	12,206	0,000	3,760 (3,212)	0,029
	lajimäärä	2,449	0,050	0,000	1,000
	H'	0,139	0,898	-2,705	0,035
	J'	-0,233 (3,130)	0,830	-3,612	0,011

Vain toisella tutkimusalueella runsaista kovakuoriaislajeista mahdollisesti kesäaikana laiduntamattomilla alueilla runsaampana esiintyivät Kilpisjärvellä vain Mallalla havaitut *Anthophagus omalinus* ja *Quedius fulvicollis* sekä Jávreoaivvilla vain syys-/kevälaitumella havaittu *Amara brunnea*.

Kilpisjärven ja Jávreoaivvin yhteisistä yksilömääräehdon täyttävistä lajeista *Geotromicus longipes* esiintyi systemaattisesti runsaampana kesäaikana laidunnetuilla alueilla. Lisäksi *Mycetoporus erichsonianus* esiintyi suuntaa-antavasti runsaampana Saanalla kuin Mallalla. Jávreoaivvillakin suuntaus oli selvästi samansuuntainen, vaikka Kilpisjärven aluetta heikompi. Myös *Omalium caesum* vaikutti runsaammalta kesäaikana laidunnetulla alueella Jávreoaivvilla, mutta Kilpisjärven havainnot eivät tukeneet tätä käsitystä.

Vain Jávreoaivvilla runsaina havaituista lajeista *Atheta graminicola, Olophrum boreale* ja *Patrobus septentrionis* esiintyivät runsaampana kesä- kuin syys-/kevätlaitumella. Näistä erityisesti jälkimmäisen esiintymiskuva oli myös Kilpisjärvellä samansuuntainen, sillä kaikki yksilöt havaittiin kesäaikana laidunnetulla Saanalla. Vain Kilpisjärvellä runsaina havaituista lajeista *Atheta fungi* esiintyi suuntaa-antavasti runsaampana Saanalla kuin Mallalla. Myöskään Jávreoaivvilla ei tämän lajin yksilöitä tavattu kesäaikana laidunnetun alueen ulkopuolella.

Yksinomaan Kilpisjärven alueella havaituista lajeista *Choleva lederiana, Liogluta microptera, Mycetoporus punctus, Notiophilus germinyi* ja *Tachyporus obscurellus* esiintyivät runsaampana laidunnetulla Saanalla kuin Mallalla. Edellisistä kolmen jälkimmäisen tapaan, ainoastaan Saanalla vaikuttivat esiintyvän sekä *Corticaria umbilicata* että *Othius lapidicola*, mutta yksilöiden epätasaisen koekenttiin jakautumisen seurauksena erot runsaudessa olivat vain suuntaa-antavia. Vastaavasti Jávreoaivville luonteenomaisista kovakuoriaislajeista sekä *Nebria rufescens* että *Rhynchaenus foliorum* havaittiin vain kesäaikana laidunnetulla alueella.

Vain yhden runsaana esiintyneen kovakuoriaislajin kohdalla esiintymiskuva oli selvästi ristiriitainen tutkimusalueiden välillä. *Philhygra arctica* esiintyi Kilpisjärvellä runsaampana Mallalla kuin säännöllisesti laidunnetulla Saanalla, mutta Jávreoaivvilla havaittu keskimääräinen yksilömäärä oli moninkertainen kesäaikana laidunnetulla alueella verrattuna syys-/kevätlaitumeen.

Testatuista petokovakuoriaisista (n = 38) 19 lajin (50 %) runsaus ei eronnut millään tavalla laidunkäytöltään erilaisten alueiden välillä. Sen sijaan kuusi lajia (16 %) esiintyi ainakin toisella tutkimusalueella vähintään suuntaa-antavasti harvalukuisempana ja 13 lajia (34 %) runsaslukuisempana kesäaikana laidunnetulla kuin laiduntamattomalla alueella. Kasveja ravintonaan käyttävistä lajeista (n = 7) 5 lajin (71 %) runsaus ei ollut riippuvainen laidunkäytöstä kummallakaan alueella. Yksi laji (14 %) esiintyi ainakin toisella tutkimusalueella sekä vähintään suuntaa-antavasti harva- että runsaslukuisempana laidunkäytön suhteen. Sienirihmastoja ja ulosteita ravintonaan käyttävistä kovakuoriaislajeista (n = 6) kaksi (33 %) vaikutti esiintyvän runsaampana kesäaikana laidunnetuilla alueilla loppujen neljän (67 %) ollessa laidunkäytön suhteen täysin neutraaleita.

Siemeniä ravintonaan käyttävistä kovakuoriaislajeista (n = 4) *Amara brunnea* vaikutti esiintyvän runsaampana Jávreoaivvin syys-/kevätlaitumella kuin kesäaikana laidunnetulla alueella. Vastaavasti *Amara alpina* havaittiin Kilpisjärvellä vain käytännössä laiduntamattomalla Mallalla. Lisäksi *Amara praetermissa* -yksilöiden havaitussa keskimääräisessä määrässä oli Saanan (0,5±0,5) ja Mallan (13,3±6,5) koekenttien välillä moninkertainen, mutta tilastollisesti korkeintaan suuntaa-antava, ero ($U_{4,4}$ = 2,5; $p < 0,091$). Kyseiseen ryhmään kuuluvista lajeista täysin neutraalisti laidunnukseen vaikuttaa suhtautuvan vain *Amara quenseli*, jota havaittiin sekä kesäaikana laiduntamattomilla että laidunnetuilta alueilta molemmilla tutkimusalueilla.

Juoksuhämähäkeistä kuusi lajia esiintyi ainakin toisella tutkimusalueella riittävän runsaina tilastollisiin analyyseihin, joiden tulokset on esitetty taulukossa 11. Ainoastaan *Pardosa palustris* esiintyi runsaana molemmilla tutkimusalueilla. Lajin esiintyminen painottui voimakkaasti kesäaikana laiduntamattomille alueille sekä Kilpisjärvellä että Jávreoaivvilla. Kilpisjärvellä havaitut *Acantholycosa norvegica, Pardosa hyperborea* tavattiin vain laidunnetulla Saanalla, mutta erot runsaudessa tuntureiden välillä eivät olleet merkitseviä. Kuitenkin suuntaa-antavasti runsaampana Saanalla kuin Mallalla esiintyi *Pardosa eiseni*, jota tavattiin myös Jávreoaivvilla vain kesäaikana laidunnetulla alueella. Sen sijaan *Arctosa albigena* esiintyi runsaimmillaan Jávreoaivvin syys-/kevätlaitumella ja tätä vastaavasti ainoat Kilpisjärven yksilöt havaittiin Mallalla. Myös vain Kilpisjärvellä havaittu *Pardosa amentata* esiintyi selvästi runsaampana Mallalla kuin kesäaikana laidunnetulla Saanalla.

Tulosten tarkastelua

Hyönteisten vuosien väliset kannanvaihtelut ovat moninkertaisia. Valtaosa lajeista noudattaa jonkinlaista aaltoilevaa fluktuaatiota, missä aallon pituus näyttää kasvavan pohjoista kohti, eli jos etelässä huippu ja katovuodet seuraavat toisiaan noin neljän vuoden välein, niin pohjoisessa tuo rytmi muuttuu kuusi tai jopa seitsenvuotiseksi (Linnaluoto & Koponen 1980, Marttila 1992, Itämies ym. 1993). Tässä tutkimuksessa kovakuoriaisten pyyntiä tehtiin kaksi perättäistä vuotta, mikä ei vielä anna varmastikaan täyttä kuvaa koko lajistosta. Lajistotutkimus ei kuitenkaan ollut työn päätarkoitus, joten itse alkuperäiseen kysymykseen voidaan tätäkin aineistoa käyttää. Jälkimmäisenä vuonna havaittu suurempi lajimäärä voi juuri kytkeytyä sen kesän pidempään keruujaksoon, mutta myös jälkimmäisen kesän säiden 'edullisuus' eli lämpö on voinut vaikuttaa tulokseen. Toisaalta mitä pohjoisemmaksi mennään sitä vaihtelevammaksi myös esimerkiksi kesän pituus tulee, ja lajien on kuitenkin oltava liikkeellä ja lisäännyttävä. Aineistoa onkin pääsääntöisesti käytetty molempien vuosien saaliit yhdistettynä, jolloin kesien eron vaikutus peittyy. Se, että pyyntiä voitiin kuitenkin suorittaa kahtena peräkkäisenä kesänä, vähentää yhden poikkeuksellisen kesän mahdollisesti aiheuttamaa harhaa. Yhdenkin kesän aineistoa olisi voitu toki käyttää, koska pyyntiponnistus oli kaikilla alueilla sama ja tutkimusalueet oletettiin vertailukelpoisiksi.

Kovakuoriaiset

Merkittävää on se, kuinka peräkkäisinä vuosina samankin paikan saalismäärissä voi olla melkoista heilahtelua suhteessa muiden asetelmien lukuihin. Vuonna 2001 lajimäärien heittely tutkimusalueiden välillä oli suurempaa kuin seuraavana vuonna. Alueiden sisällä suurinta vaihtelu oli Mallalla 2002 ja pienintä Jávreoaivvin laidunnetulla alueella samana vuonna.

MDS-ryhmittelyssä havaittuja asetelmien poikkeamia muista alueista ja jossain määrin myös oman alueensa muista pisteistä selittävät hyvin pitkälti yksittäisten lajien äkilliset runsastumiset tai vähenemiset tai jopa puuttumiset. Ilmiselvinä "syyllisinä voidaan vielä erikseen todeta vuoden 2001 tuloksissa seuraavat lajit. JL2 asetelman yksi erikoisuus oli *Eucnecossum brachypterum* lajin puuttuminen; JL4:ssä puolestaan *G. longiceps ja Boreaphilus henningianus* olivat poikkeuksellisen runsaita; M2 *L. alpestris*-lajia tavattiin vain yksi yksilö; Saanan asetelmien välillä oli huomattavaa vaihtelua yksilömäärissä useiden lajien kohdalla. 2002 aineistosta puolestaan voidaan erityisesti todeta; M2 *L. alpestris* puuttuu ja *Mannerheimia arctica*a vähän; JL4 *Atheta graminicola*a runsaasti. Kokonaisaineiston ryhmittelyssä ilmiselviä poikkeamien aiheuttajia olivat: M2 *A. praetermissa* puuttuu ja *L. alpestris* vain 1 yksilö; M3 *Amara alpina*a runsaasti samoin *L. alpestris* ja *Leiodes punctulata*; JE1 *Mannerheimia arctica* hyvin runsas; JL2 ja JL4 poikkeamat aiheutuvat useamman lajin painopisteeroista; Saanan asetelmien välillä kokonaisaineistossakin on isoja runsauseroja usean lajin kohdalla.

Mikä on sitten porojen mahdollinen vaikutus kovakuoriaisfaunaan? Huolimatta suuresta saalismäärästä, ei kovin montaa lajia ollut lopulta sellaisia, että lajitason saaliit olisivat olleet merkittävän runsaita, mikä luonnollisesti

heikentää testien tulosta. Kokonaisuutena ajatellen taantuvien ja hyötyvien lajien, olivat ne sitten suoraan porojen aiheuttamia tai jostain muusta satunnaisesta syystä johtuvia, lukumäärä oli lähes samaa luokkaa. Laveasti tulkiten hyötyjiä oli hieman enemmän. Poroilla on mieltymys käyttää ruohovartisten kasvien kukintoja ravinnokseen (Danell ym. 1994, Oksanen suullinen tiedonanto), mikä osaltaan selittänee siemeniä ravintonaan käyttävien kovakuoriaislajien taantumisen laidunnetuilla alueilla. Toisaalta petojen lukumäärän lisääntyminen laidunnetuilla alueilla voi todennäköisimmin olla yhteydessä porojen ulosteissa eläviin moniin selkärangattomien ryhmiin, erityisesti kaksisiipisiin, joita petokovakuoriaiset hyödyntävät ravintonaan.

Kummassakaan ryhmässä ei ollut varsinaisia uhanalaisia lajeja, vaikka toki harvinaisia pohjoisia kylläkin. Ainoa Suomen uhanalaisten kovakuoriaislajien listoilla oleva oli lapinnirppu (*Apion brundini*), joka luetaankin silmälläpidettäviin lajeihin (Rassi ym. 2001).Frekvenssipisteluettelossa se saa täydet 100 pistettä (Rassi 1993), mikä tarkoittaa, että lajilla on korkeintaan kolme tunnettua esiintymää Suomessa. Lapinnirppu elää tunturikurjeenhernen juurissa (S. Olberg henkilökohtainen tiedonanto) ja sitä tavataan useimmiten kasvin kuolleiden lehtien alta (Gønget 1997). Siten se saattaa hyötyä porojen laidunnuksesta, sillä edellytyksellä, että tunturikurjeenherne lisääntyy tällaisilla paikoilla.

Juoksuhämähäkit

Seuraavassa lajeja tarkastellaan aakkosjärjestyksessä vertaamalla aikaisempiin tutkimustuloksiin niiden levinneisyydestä ja biologiasta. Näin voidaan osaltaan selittää nyt havaittuja asioita.

Acantholycosa norvegica: Laji oli valikoiva esiintymisensä suhteen, sillä sitä tavattiin lähinnä vain Saanan nelosasetelmasta. Se on tuntureiden laji, joka on tyypillinen koivuvyöhykkeen kivirakoilla, mutta esiintyy myös havumetsävyöhykkeessä kelohongilla (Holm 1947). Kleemola (1962) on todennut lajin n. 800 metrin korkeudelta kivirakalta Jollonoaivilta ja Palmgren (1965) Pallaksen alueelta tunturin ja ylänköalueiden rakkakiviympäristöistä. Koponen (1976) luokittelee lajin tunturinummien asukiksi erittelemättä sen tarkemmin ympäristövaatimuksia. Levinneisyys Suomessa on pohjoiseen painottunut ollen Kuusamosta ylöspäin. Saanan 3. Ja 4. asetelma ovat selvästi lähempänä rakkakivikkoa kuin muut kaksi ja tästä syystä *A. norvegica* lajia saatiin lähinnä näistä. Jávreoaivvin tutkimusalueella ei kivirakkoja ollut asetelmien läheisyydessä lainkaan.

Alopecosa aculeata (Clerck): Tämän lajin vähäinen saalis saatiin pelkästään Mallan ykkösasetelmasta, mutta merkille pantavaa on, että yksilöitä tuli kuitenkin kumpanakin vuonna. Koko maan laji, joka viihtyy metsissä suosien kuivia, avoimia paikkoja (Holm 1947, Immonen & Itämies 1994, Similä & Itämies 2000). Lajia tavataan aivan pohjoisessa myös koivu- ja mäntymetsässä (Koponen 1975). Kleemolan (1962) aineistosta Enontekiön pohjoisosista laji puuttuu, mikä tukee sitä, että se esiintyy enemmänkin metsäisillä alueilla. Myös rahkasammalsoilta sitä on tavattu (Kronestedt 1990) samoin kuin metsien lähellä olevilta niityiltä (Itämies & Ruotsalainen 1985). *A. aculeata* ei ole enää varsinaisesti tunturilaji, mikä selittänee sen vähäistä saalista.

Arctosa alpigena (Doleschal): Laji oli selvästi keskittynyt Jávreoaivvin

vähän laidunnetulle tutkimusalueelle, vaikka pari yksilöä saatiin myös Mallalta. Se on tyypillinen turvesoiden asukki, joka tavallisimmin elelee *Sphagnum*-mättäissä (Holm 1947, Palmgren 1965, Koponen 1968, Itämies & Jarva-Kärenlampi 1989, Similä & Itämies 2000). Tunturissa se esiintyy purojen varsilla kivien alla sekä siellä täällä kosteilla tunturikankailla (Holm 1947). Kleemola (1962) ilmoittaa sen Luossujärveltä n. 800 metrin korkeudelta. Laji on levinnyt koko maahan (Palmgren 1939). Omien havaintojeni mukaan laji kaivaa tunturinummilla maahan luonteenomaisen n. 2 cm syvyisen seitillä vuoratun putken, missä lymyilee ja mistä käsin saalistaa. Se ei siis tule kovin runsaana kuoppapyydyksiin, eli vähäinenkin saalis on jo hyvä osoitus lajin esiintymisestä vakinaisena paikalla. Jávreoaivvin aineiston perusteella näyttää kärsivän porojen laidunnuksesta. Syynä mitä ilmeisimmin on se, että laidunnuksen seurauksena sammal- ja jäkäläkerros on kulunut pois, missä tilanteessa laji ei pysty rakentamaan suojaputkistojaan maahan. Kilpisjärven vähäinen saalis ei mahdollista johtopäätösten tekoa lajin osalta.

Pardosa amentata (Clerck): Laji luonnehti selvimmin Mallan aineistoa. Se on eräs Suomen yleisimpiä lajeja tässä heimossa ja hyvin monenlaisilla habitaateilla viihtyvä. Erityisesti se suosii niitty- ja kivikkorantoja, mutta se on runsas myös viljelysmailla ja niityillä (Holm 1947, 1983, Itämies & Ruotsalainen 1985, Caselius & Itämies 1993). Soilta se sen sijaan puuttuu lähes täysin (Palmgren 1939). Hauge & Wiger (1980) ovat Kaakkois-Norjassa todenneet lajin runsaana noin 900 metrin korkeudella sijaitsevan suon ja tiheän koivikon rajamailla. Holmin (1947) mukaan laji esiintyy Lapissa usein purojen lähistöllä. Kleemola (1962) ei mainitse lajia Enontekiön aineistossaan. Palmgren (1965) sen sijaan toteaa sen Pallastunturin alueella olevan yleinen metsärajan kummallakin puolella sekä tunturinsuolta että kiviseltä rannalta. Koposen (1976) Kevon aineistossa lajia ei esiintynyt. Samaten laji puuttui etelänorjalaisesta tunturiaineistosta (Hauge et al. 1978). Mallan asetelmien sijainti pikku purojen välimaastossa selittää hyvin *P. amentata* lajin runsautta siellä, koska laji on mieltynyt erilaisten vesistöjen rantamiin.

Pardosa eiseni Thorell: Laji näytti myös luonnehtivan Saanan asetelmia, vaikkakin yksilömäärät olivat alhaisia. Se esiintyy erityisesti Lapissa muun muassa kuivilla paikoilla koivumetsävyöhykkeessä, paljakalla ja nummilla aina 1300 m:n korkeuteen asti (Holm 1947). Palmgren (1965) on todennut sen esiintyvän lukuisimmin kivisillä tunturinummilla, mutta myös mäntymetsissä Olostunturin maastossa. Koponen (1975) totesi lajin Kevolla yhdeksi yleisimmistä lajeista, jota tavattiin lähinnä tunturikoivu- ja mäntykankailla. Vuotoksen suunnitellulla allasalueella Kemin lapin itäosissa lajia tavattiin kuivasta mäntymetsästä (Similä & Itämies 2000). Sitä tavataan eteläisemmässäkin Suomessa lähinnä soilla (Mannila 1981, Caselius & Itämies 1993). Lajin puuttuminen Mallan aineistosta selittynee alueen kosteammalla luonteella. Sen sijaan hieman yllättävää on sen vähäisyys Jávreoaivvin tunturinummen aineistossa.

Pardosa hyperborea Thorell: Lajin vähäinen saalis kertyi Saanan ykkös ja kakkosasetelmista. Tämänkin lajin kohdalla voidaan kuitenkin huomioida se, että yksilöitä tuli molempina vuosina. Laji on tyypillinen pohjoisten soiden asukas; erityisesti se elelee *Sphagnum*-mättäillä (Holm 1947, Palmgren1965, Itämies & Jarva-Kärenlampi 1989). Koposen (1975) aineistossa Kevolta *P. hyperborea* oli runsain Lycosidae heimon laji suosien avointa koivumetsää ja

suota. Etelä-Norjan tuntureilla sen on myös todettu olevan yleinen tunturien koivuvyöhykkeessä (Hauge & Refseth (1979). Lajia on tavattu kuitenkin esimerkiksi Pallastunturin korkeimmilta huipuilta (Palmgren 1965). Täysin ahtaasti se ei kuitenkaan ole sidoksissa soihin, sillä esimerkiksi Similä & Itämies (2000) tapasivat lajin Vuotoksen alueella hyvin monenlaisilta paikoilta, tosin sielläkin keskittyen soille. Eteläisessä Suomessa se on vielä ahtaammin suosidonnainen (Palmgren 1939). Lajin täydellinen puuttuminen kolmelta muulta tutkimusalueelta on yllättävää.

Pardosa palustris (Linnaeus): Huolimatta siitä, että *P. palustris* oli niinkin runsaana kumpanakin vuonna, oli silläkin omat "suosikki" ympäristönsä. Se oli melko selvästi Mallan ja Jávreoaivvin vähän laidunnetun alueen laji. Sitä tavataan niityillä ja rannoilla, tunturissa jopa puurajan yläpuolella (Holm 1947), ja se esiintyy korkeimmillakin huipuilla (Palmgren 1965). Koposen (1975) aineistossa laji oli toiseksi runsain suosien erityisesti avoimia alueita, esimerkiksi tunturinummia. Etelä-Norjassa sen on todettu esiintyvän oligotrofisilla soilla (Hauge et al. 1978). Se on melko eurytooppinen suosien kuitenkin avoimia, muttei paljaita elinympäristöjä (Caselius & Itämies 1993, Similä & Itämies 2000). Jávreoaivvin laidunnettu alue on ilmiselvästi liian paljaaksi kulutettu tämän lajin kannalta, ja ehkä Saanan alhaiset yksilömäärät kielivät myös samasta asiasta.

Pardosa sphagnicola (Dahl): Vain kaksi yksilöä joutui kuoppapyydyksiin. Laji on hyvin stenotooppinen ja sen voi löytää lähinnä vain rahkasoilta (Koponen 1968, 1978, Holm & Tongiorgi 1970, Itämies & Jarva-Kärenlampi 1989). Vuotoksen alueella laji oli heimonsa runsain keskittyen soille, mutta jonkin verran sitä tavattiin myös niityiltä (Similä & Itämies 2000). Tongiorgi (1966) on todennut Italiassa sen esiintyvän vuoristossa 1000 ja 2000 metrin korkeudella. Perämeren pohjoisosan saarilla lajia tavataan kosteilla rantaniityillä (Caselius & Itämies 199). Kuhmossa puolestaan Immonen & Itämies (1994) totesivat sen esiintyvän järvien rantaniityillä. Laji esiintyy koko maassa (Koponen 1968, 1978). Vähäinen saalis viittaa siihen, että kyse oli harhailijoista, jotka olivat eksyneet varsinaisen elinalueensa ulkopuolelle.

LOPPUPÄÄTELMÄT

Kovakuoriaiset

Koko aineistossa oli 13 lajia, joiden voidaan sanoa esiintyvän runsaampina niillä alueilla, joissa on poroja. Vastaavasti yhdeksän lajia näyttää taantuvan samoilla paikoilla. Biologian kautta ei tälle asialle saada selitystä, koska kummassakin ryhmässä lähes kaikki lajit ovat petoja. Hyötyjissä on kaksi siementensyöjää ja taantuvissa yksi siementensyöjä ja yksi kasvinsyöjä petojen lisäksi. Tulosten syvällistä tulkintaa vaikeuttaa se, että varsinkin pohjoisten kovakuoriaisten biologiasta tietomme ovat vielä vajavaisia. Kaiken kaikkiaan kovakuoriaislajiston suhde porojen laidunnukseen näyttäisi tämän tutkimuksen perusteella olevan jotakuinkin neutraali. Emme voi väittää, että lajisto hyötyisi merkittävästi porojen laidunnuksen aiheuttamasta habitaatin muutoksesta, mutta emme voi myöskään väittää, että lajisto kärsisi.

Juoksuhämähäkit

Jávreoaivvin kesän aikana laidunnetun alueen ja poroaidan eteläpuolisen lähes laiduntamattoman alueen kohdalla voidaan nähdä juoksuhämähäkkien saaliiden vähenevän laidunnetulla alueella huomattavasti. Selvästi taantuvat lajit olivat *Arctosa alpigena* ja *Pardosa palustris*. Toisaalta mitään korvaavaa lajia ei näytä tulevan tilalle. Kilpisjärvellä Saanan ja Mallan välillä havaitut erot näyttävät selittyvän lajien sellaisilla elinympäristövaatimuksilla (muun muassa kivirakka, niittymäinen puron ympäristö), että porojen laidunnuksella ei niihin ole merkitystä. Kilpisjärven alueella juoksuhämähäkkien esiintymisellä ja porojen laidunnuksella ei siten näyttäisi olevan yhteyttä, mutta sen sijaan Jávreoaivvin alueella on selvä negatiivinen vaikutus nähtävissä.

Kiitokset: Panu Välimäki ansaitsee tunturin kokoiset kiitokset siitä kärsivällisestä työstä, jolla tästäkin aihepiiristä muokattiin luettava raportti. Mikko Pentinsaari antoi arvokkaita tietoja kovakuoriaisten ekologiasta, mistä hänelle lämmin kiitos. Pentti Raittimo auttoi maastotöissä ansaiten myös kiitokset.

Kirjallisuus

Caselius, R. & Itämies, J. 1993. The wolf-spider fauna (Araneae, Lycosidae) on the island in the northern Bothnian Bay and on the mainland coast. -*Bothnian Bay Reports* 6: 3-22.

Cox, T. F. & Cox, M. A. A. 1994. *Multidimensional scaling*. Chapman & Hall, London.

Danell, K., Utsi, P.-M., Palo, P. T. & Eriksson, O. 1994. Food plant selection by reindeer in relation to plant quality. -*Ecography* 17: 153-158.

Hauge, E., Hågvar, S. & Ostbye, E. 1978. Pit-fall catches of surface-active arthropods in some high mountain habitats at Finse, south Norway. III. The species of Araneida. -*Norw. J. Ent.* 25:207-220.

Hauge, E. & Refseth, D. 1979. The spider fauna of 5 alpine and subalpine habitats in the Jotunheimen area, Southern Norway. -*Fauna Norv. Ser.* B. 26:84-90.

Hauge, E. & Wiger, R. 1980. The spider fauna (Araneae) from 12 habitats in the Vassfaret region, south-eastern Norway. -*Fauna. Norv. Ser.* B 27: 60-67.

Holm, Å. 1947. Svesk spindelfauna. 3. Egentliga spindlar. *Araneae. Fam.* 8-10, Oxyopidae, Lycosidae, Pisauridae. -8 ss. Stockholm.

Horion, A. 1949. *Käferkunde für Naturfreunde.* Vittorio Klostermann. Frankfurt am Main. 292 ss.

Gønget, H. 1997. The Brentidae (Coleoptera) of Northern Europe. -*Fauna Entomologica Scandinavica* 34:1-287.

Immonen, K. & Itämies, J. 1994. Wolf spiders (Araneae, Lycosidae) on four

habitats in Kuhmo, Central Finland. -*Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 70:87-95.

Itämies, J. & Jarva-Kärenlampi, M.-L. 1989. Wolf spiders (Araneae, Lycosidae) on the bog at Pulkkila, Central Finland. -*Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 65:103-108.

Itämies, J. & Ruotsalainen, M. 1985. Wolf spiders (Araneae, Lycosidae) in three habitats at Hämeenkyrö, SW Finland. - *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 61:45-54.

Itämies, J. Pulliainen, E. & Siekkinen, J. 1993. Fluctuations in the catches of *Epirrita autumnata*, (Lepidoptera, Geometridae) in eastern Finnish Forest Lapland. -*Oecologia Montana* 2: 19-22.

Kleemola, A. 1962. Spiders from the northernmost part of Enontekiö. -*Arch. Soc. Zool. Bot. Fennicae "Vanamo"* 16:128-135.

Kokko, Y. 1969. *Poro - muistelus*. Porvoo. 173 s.

Koponen, S. 1968. Über die Evertebrata-Fauna (Mollusca, Chilopoda, Phalangida, Araneae und Coleoptera) von Hochmooren in Südwest-Häme. -*Louinais-Hämeen Luonto* 29: 12-22.

Koponen, S. 1975. Spider Populations in a Subalpine Birch Forest. Pp 66-72. In: Wielgolaski, F.E. (*Toim.*):*Eological studies.Analaysis and Synthesis*, Vol. 17 Fennoscandian Tundra Ecosystems, Part 2. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. Printed in Germany.

Koponen, S. 1976. Spider fauna (Araneae) of Kevo area, northernmost Finland. -Rep. *Kevo Subarctic Res. Stat.* 13:48-62.

Koponen, S. 1978. Kuusamon soiden hämähäkkilajistosta. -*Acta Univ. Oulu* A 68, Biol. 4:209-214.

Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. 2. painos. Addison Wesley Congman inc.

Kronestedt, T. 1990. Separation of two species standing as Alopecosa aculeata (Clerck) by morphological,behavioural and ecological characters, with remarks on related species in the pulverulenta group (Araneae, Lycosidae). *Zool.Scripta* 19: 203-225.

Lindroth, C.H. 1960. *Catalogus Coleopterorum Fennoscandiae et Daniae*. Lund. 476 pp.

Lindroth, C.H. 1985. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. -*Fauna Entomologica Scandinavica* 15:1-225.

Lindroth, C.H. 1986. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. -*Fauna Entomologica Scandinavica* 15:233-497.

Linnaluoto, E.T. & Koponen, S. 1980. Lepidoptera of Utsjoki, northernmost Finland. -*Kevo notes* 5:1-68.

Lundberg, S. 1995. *Catalogus Coleopterorum Sueciae*. 224 pp. Naturhistoriska riksmuseet & Entomologisk föreningen i Stockholm.

Marttila, O. 1992. *Yöperhosten (Lepidoptera: Drepanoidea, Geometroidea,*

Bombycoidea, Sphingoidea, Noctuoidea) lennon ajoittuminen ja sen yhteys tehoisaan lämpösummaan. Kymmenen vuoden (1981-1990) valorysäseuranta Joutsenossa. Moniste. Etelä-Karjana Allergia- ja Ympäristöinstituutti. Joutseno. 31 ss.

Montell, J. 1914. Förslag till naturskyddsområde vid Kilpisjaur. - *Meddelanden av Societas pro Fauna et Flora Fennica.* H. 40: 175–181.

Oksanen, L. 1978. Lichen grounds of Finnmarksvidda, northern Norway, in relation to summer- and winter grazing by reindeer. - *Reports of Kevo Subarctic Research Station* 14: 64–71.

Oksanen, L. & Virtanen, R. 1995. Topographic, altitudinal and regional patterns in continental and suboceanic heath vegetation of northern Fennoscandia. - *Acta Botanica Fennici* 153: 1–80.

Palmgren, P. 1939. Die Spinnenfauna Finnlands I. Lycosidae. -*Acta Zool. Fennica* 25:1-86.

Palmgren, P. 1965. Spinnenfunde aus der Fjeldgruppe Pallas-tunturi sowie aus Muonio und Enontekiö. -*Societas Scientiarum Fennica, Commentationes Biologicae* XXVII.:3-9.

Quinn, G. P. & Keough, M. J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologist*, kappale 18: Multidimensional scaling and cluster analysis. Cambridge University Press, Cambrigde. s. 473–493.

Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1994. *Biometria - tilastotiedettä ekologeille.* Yliopistopaino, Helsinki. 569 s.

Rassi, P. 1993. *Suomen kovakuoriaisten (Coleoptera) frekvenssipisteet* 1.1.1960-1.1.1990. Frequency score of Coleoptera in Finland 1.1.1960-1.1.1990. WWF.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. 2001. *Suomen lajien uhanalaisuus 2000.* -Ympäristöministeriö. Edita Oyj, helsinki 2001. 432 ss.

Similä, M. & Itämies, J. 2000.Wolf spider fauna (Araneae, Lycosidae) around the planned Vuotos reservoir area in northern Finland in the summer 1994. -*Oulanka Reports* 23: 41-52.

Skjenneberg, S. & Slagvold, L. 1968. *Reindriften og dens naturgrunnlag.* Universitetsforlaget, Oslo.

Strand, A. 1946. Nord-Norges Coleoptera. *Tromsø Museums Årshefter* 67:1-629 (In Norwegian).

Tongiorgi, P. 1966. Italian Wolf spiders of the Genus Pardosa (Araneae: Lycosidae). -*Bull. Of the Museum of Comparative Zoology* 134:275-333.

Vik, A. 1991. *Catalogus Coleopterorum Norvegica.* 157 pp. Stig Otto Hansen, Larvik. (In Norwegian).

Väisänen, R. & Somerma, P. 1988. Kaksi uutta perhosten kannalta merkittävää suojelualuetta - Saana ja Annjalonji. - *Baptria* 13(4): 75–89.

2.5 Porolaidunnuksen vaikutus perhosten (Lepidoptera) yhteisörakenteeseen kahdella Pohjois-Fennoskandian tunturilla

Panu Välimäki

JOHDANTO 180

AINEISTO JA MENETELMÄT 182

Tutkimusalueet 182

Tutkimusalueiden rajaus ja näytealat 183

Perhosaineiston keruu 185

Kasvillisuusaineiston keruu 186

Aineiston käsittely ja tilastolliset analyysit 186

TULOKSET 189

Havaintoaineisto 189

NMDS-ordinaatio 189

Yksilömäärä 190

Lajimäärä 192

Perhosten lajimäärää selittävät ympäristömuuttujat 196

Perhosyhteisöjen monimuotoisuus 199

Lajikohtainen tarkastelu 200

Kilpisjärven alueella säännöllisesti tavatut uhanalaiset ja silmälläpidettävät perhoslajit 203

Yksilömäärien vaihtelu laidunpaineeltaan erilaisilla alueilla ravintokasvien suhteen 204

JOHTOPÄÄTÖKSET 208

ARVIO POROLAIDUNNUKSEN VAIKUTUKSISTA KILPISJÄRVELLÄ TUTKIMUSAJANJAKSOLLA HAVAITTUIHIN UHANALAISIIN JA SILMÄLLÄPIDETTÄVIIN PERHOSLAJEIHIN 212

KIITOKSET 221

KIRJALLISUUS 221

JOHDANTO

Kiinnostus laidunnuksen joko yksittäisiin lajeihin tai lajiryhmiin kohdistuviin vaikutuksiin on lisääntynyt viime vuosina. Lisähuomion taustalla on usein perinteisen maatalouden tuottamien ns. perinneympäristöjen ja niihin sidonnaisten eliöiden Euroopan laajuinen uhanalaistuminen, mikä yhdistetään maatalouden menetelmien muutoksiin ja tehostumiseen (Warren & Kirkland 1997, Mortimer ym. 1998). Laidunnuksen on todettu lisäävän hyönteisyhteisöjen monimuotoisuutta (Mutanen 2002) tai lajien ja lajiryhmien yksilötiheyttä (Danell & Huss-Danell 1985, Roininen ym. 1994, 1997, Hjälten & Price 1996, Olofsson & Strengbom 2000), mutta toisaalta vaikutukset voivat olla myös päinvastaisia (Haukioja & Niemelä 1977, Leather ym. 1987, Gibson ym. 1992, Rambo & Faeth 1999, Balmer & Erhardt 2000).

Laidunnus voi vaikuttaa kasveja syövien selkärangattomien yhteisöihin joko suoraan tai välillisesti (Stewart 2001). Suora vaikutus syntyy laiduntajien kilpaillessa samoista resursseista kuin kasveja ravintonaan käyttävät selkärangattomat (Baines ym. 1994). Epäsuorat vaikutukset syntyvät, jos laiduntajat muokkaavat kasviyhteisöjen rakennetta, saatavilla olevien kasvien biomassaa, kasvutapaa tai kemiallista rakennetta (Baines ym. 1994, Putman ym. 1989, Bryant ym. 1991, Stewart 2001). Laidunnus saattaa myös muokata elinympäristön abioottisia ominaisuuksia, mikä välillisesti heijastuu selkärangattomiin lajeihin tai niiden yhteisöihin (Suominen 1999, Suominen ym. 1999, Luoto ym. 2001). Vaikutusmekanismien luonne ja voimakkuus eivät riipu ainoastaan laidunnuksen intensiteetistä (Roininen ym. 1994, Ausden & Treweek 1995, Krause & Raffa 1995, Morris 2000, Di Giulio ym. 2001), vaan mahdollisesti myös laiduntavasta eläinlajista (Olff & Richie 1998, Olofsson 2001, Stewart 2001).

Suurista nisäkäslaiduntajista poro (*Rangifer tarandus tarandus*) kuuluu luonnollisena osana pohjoisen Fennoskandian luontoon (Oksanen ym. 1995), missä poronhoito on merkittävimpiä maankäytön muotoja, sillä asutuksen ja maatalouden ulkopuolella olevat alueet ovat pääsääntöisesti laidunkäytössä (ks. luku 2.3). Porojen laidunnus muokkaa tuntureiden kasviyhteisöjen rakennetta, mikä vaikuttaa mahdollisesti sekä suoraan että välillisesti muiden kasvinsyöjien käytettävissä oleviin resursseihin (Olofsson 2001). Perhoset sopivat laidunvaikutusten tutkimiseen, sillä niiden yhteisörakenteen muutokset seuraavat kasvillisuudessa tapahtuvia muutoksia (Mutanen 2002). Lisäksi hyönteisten vaste on usein voimakkaampi ja nopeampi kuin kasvien (Mortimer ym. 1998) ja muiden eläinten, joiden sukupolven pituus on hyönteisiä pidempi. Perhosten (Lepidoptera: Micropterigidae–Noctuidae) ja porojen laidunnuksen interaktioita ei ole aikaisemmin tutkittu yhteisötasolla tunturiympäristössä, vaikka mahdollinen liikalaidunnus on nähty merkittävimpänä yksittäisenä uhkatekijänä tunturiympäristöön sidonnaisten perhoslajien selviämiselle (Somerma 1997).

Arktisilla alueilla elävät suuret nisäkäslaiduntajat, poro mukaan lukien, suosivat kesäravintonaan ruohovartisia ja kesävihantia puuvartisia kasveja, mutta välttävät ikivihreitä puuvartisia kasveja (Danell ym. 1994, Mulder 1999, Olofsson 2001). Näkyvin muutos porojen laiduntamien alueiden kasvillisuudessa on pääasiallisena talviravintona olevien jäkälien väheneminen. Myös vaivaiskoivu (*Betula nana*) ja monet muut varvut vähenevät poron

kesäaikaisen laidunnuksen seurauksena, mutta heinäkasvillisuus sen sijaan runsastuu ja paljaan mineraalimaan osuus sekä kasvillisuuden lajirikkaus kasvaa (Olofsson 2001). Pajujen ja koivujen jatkuva laidunnus myös hidastaa lehtipuiden uudistumista (Oksanen ym. 1995). Olofssonin ym. (2001) mukaan poron intensiivisen laidunnuksen, käsittäen sekä suoran kasvien syönnin että tallautumisen, seurauksena usein varpukasvillisuuden hallitsema tunturinummi voi pitkällä aikavälillä vaihettua jopa ruohovartisten kasvien hallitseman steppiympäristön kaltaiseksi (ks. myös Zimov ym. 1995 ja luku 2.3). Kesäaikainen laidunnus voi siis puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien kustannuksella suosia ruohovartisilla eläviä lajeja lisäämällä näiden laji- ja yksilömäärää, koska ne riippuvat usein saatavilla olevan ravinnon määrästä (Balmer & Erhardt 2000, Luoto ym. 2001).

Monet perhoslajit käyttävät toukkana ravintonaan korkeintaan muutamia kasvilajeja. Erityisesti ns. pikkuperhosissa (Micropterigidae – Pyralidae) on monia vain yhteen kasvilajiin tai jopa sen tiettyyn osaan sidoksissa olevia lajeja. Tämän seurauksena laajan perhosjoukon ravintokohteisiin kohdistuva intensiivinen laidunnus voi heijastua perhosyhteisöjä köyhdyttävästi kyseiseen ravintoon sidonnaisten perhoslajien taantuessa ravintokilpailun seurauksena (ks. myös Hanski ym. 1996, Jantunen ym. 1996). Lieväkin laidunpaine voi paikallisesti vaikuttaa haitallisesti osaan perhoslajistoa, koska alhaisina yksilötiheyksinä laiduntaessaan porot käyttävät saatavilla olevaa ravintoa valikoivasti (Olofsson ym. 2001). Varsinkin kukintoja ja siemeniä syövät perhoslajit voivat olla herkkiä laidunnukselle (ks. Nieminen & Kaitila 2000), koska porot suosivat näitä kasvinosia ravintokohteinaan (Lauri Oksanen, suullinen tiedonanto). Porot voivat myös epähuomiossa syödä tai talloa perhosten varhaisempia kehitysasteita, mutta ainakin kukintojen ulkopuolisten perhostoukkien syönti ja tallautuminen lienee merkitykseltään vähäistä. Intensiivisen laidunpaineen aikana porojen valikoivuus vähenee, jolloin koko kasvillisuus voi häiriytyä voimakkaasti, mikä luonnollisesti heijastuu perhosyhteisöihin köyhdyttävästi.

Laidunnuksen kaltainen vakaaseen kasviyhteisöön kohdistuva ulkoinen häiriötekijä yleensä heikentää hallitsevien kasvilajien valta-asemaa, jolloin myös harvinaisemmat ja kilpailukyvyltään heikommat kasvilajit voivat säilyä (Caswell & Cohen 1993, Olff & Ritchie 1998, Rambo & Feath 1999) tai runsastua (luku 2.3). Häiriön intensiteetistä riippuen syntyy myös eri uusiutumisvaiheessa olevia laikkuja, jolloin sukkession alku- ja loppuvaiheen kasvilajit voivat alueella säilyä samanaikaisesti (Huston 1979). Howe (1994) onkin todennut suurten nisäkkäiden kohtuullisen laidunpaineen lisäävän kasviyhteisöjen monimuotoisuutta. Mikäli porojen laidunnus lisää tunturikasvillisuuden monimuotoisuutta (ks. Olofsson 2001, Olofsson ym. 2001), myös perhosyhteisöjen monimuotoisuus mahdollisesti kasvaa, sillä alemman trofiatason monimuotoisuus heijastuu oletettavasti myös seuraavan ylemmän tason monimuotoisuuteen (esimerkiksi Murdoch ym. 1972, Root 1973).

Herbivorian indusoima puolustusvaste kasveissa vaikuttaa hyönteispopulaatioiden dynamiikkaan (Neuvonen ym. 1988, Haukioja 1991, Krause & Raffa 1995, Karban & Baldwin 1997), koska sekä yleensä haitallisten terpenoidien ja fenolien määrä että ravinnetasapainon muutokset vaikuttavat ravintokasvien kelpaavuuteen (Redak & Cates 1984, Raffa ym. 1998). Tunturiympäristössä merkittävistä perhosten ravintokasveista ainakin tunturikoivu (*Betula pubes-*

cens ssp. *tortuosa*) (Haukioja & Niemelä 1977) ja pajut (*Salix* spp.) (Rhoades 1985) kykenevät reagoimaan nopeasti vihreisiin osiinsa kohdistuvaan laidunnusta vastaavaan häiriöön. Heinäkasveille kemiallinen puolustus on merkityksettömämpää, sillä laidunnuksen aiheuttama solukon menetys korvautuu puuvartisiin verrattuna taloudellisemmin nopealla kasvulla (McNaughton 1983). Puolustusmekanismeista huolimatta puuvartisillakin elävät hyönteiset voivat runsastua (Danell & Huss-Danell 1985, Hjälten & Price 1996, Olofsson & Strengbom 2000) ja menestyä paremmin laidunnetuilla kuin laiduntamattomilla puilla (Niemelä ym. 1984, Roininen ym. 1994, 1997). Erityisesti intensiivisen laidunnuksen aiheuttamat kasvuhäiriöt heikentävät kasvien kemiallista puolustusta, lisäävät hyönteisille edullisten ravinteiden määrää ja aiheuttavat kasvin kannalta haitallisia rakenteellisia muutoksia. (Danell & Huss-Danell 1985, Krause & Raffa 1995, Hjältén & Price 1996, Roininen ym. 1997, Olofsson & Strengbom 2000, ks. myös Morris 2000).

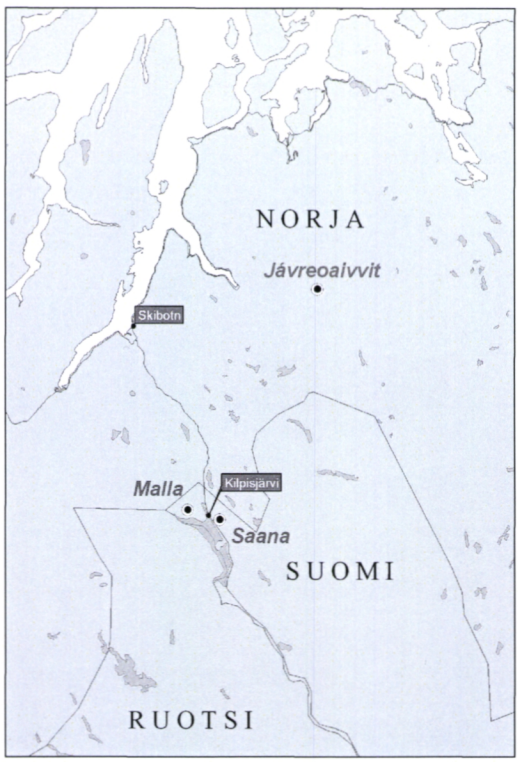
Intensiivinen laidunnus lisää ruohovartisten kasvien ja paljaan mineraalimaan suhteellisia osuuksia tundralla (Olofsson ym. 2001) lisäten samalla kenttäkerroksen läpi tunkeutuvan auringon säteilyn määrää. Muutos voi heijastua perhosyhteisöihin, koska ravintoerikoistumisen lisäksi monet lajit ovat herkkiä elinympäristönsä mikroilmastollisille tekijöille. Oletettavasti ympäristön rakenteellisten muutoksien vaikutukset korostuvat pohjoisessa, missä suuri osa lajistosta elää äärirajoillaan (Thomas ym. 1999). Lisääntyneen säteilyn seurauksena maaperän päivälämpötila kasvaa, mikä on edullista monille selkärangattomille (Thomas ym. 1986, Ausden & Treweek 1995, Suominen ym. 1999, Luoto ym. 2001). Toisaalta tuulen ja haihdunnan vaikutuksilta suojaavan varpu- ja jäkäläkerroksen heikentyessä ympäristön kosteusolosuhteet muuttuvat (Zimov ym. 1995) ja mikroilmasto äärevöityy, joista varsinkin kosteuden muutos vaikuttaa vaihtelevasti eri lajien selviämiseen ja siten myös lajistokoostumukseen (Kuussaari ym. 2003).

Tutkimuksen tarkoituksena on ensisijaisesti selvittää sekä kesäaikana poron laiduntamien ja laidunkäytön ulkopuolisten alueiden perhosyhteisöjen eroja että arvioida Mallan luonnonpuiston mahdollisen laidunnuksen merkitystä alueen perhoslajiston kannalta. Merkittävimmän luonnonsuojelullisen mielenkiinnon vuoksi tarkastelu keskittyi erityisesti uhanalaisiin lajeihin. Lisäksi tutkittiin perhos- ja kasvilajiston interaktioita, millä selvitettiin mahdollisten laidunvaikutusmekanismien merkitystä tundralla.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueet

Tutkimus suoritettiin vuonna 2003 pohjoisimmassa Suomessa Kilpisjärvellä (69°02–03'N, 020°43–51'E) Saanan luonnonsuojelualueella ja Mallan luonnonpuistossa sekä Norjassa Jávreoaivvin alueella ((69°30'N, 021°17–18'E) (kuva 83). Mallan luonnonpuistossa tutkimusalue rajattiin koskemaan vain Pikku-Mallaa. Tutkitut tunturit kuuluvat samaan ylänköalueeseen (Raisduottar) ja ovat ilmastollisesti hyvin samankaltaisia (Oksanen & Virtanen 1995, luku 2.3).



Kuva 83. Porolaidunnuksen vaikutuksia perhosyhteisöihin selvittävän työn tutkimusalueet Kilpisjärvellä ja Norjassa vuonna 2003.

Mallan rauhoitusalue on perustettu vuonna 1916 alkuperäisen tunturiluonnon suojelemiseksi ja tieteellisen tutkimuksen tarpeisiin. Rauhoitusajatus sisälsi myös poronhoidon kieltämisen (Montell 1914). Poronhoito jatkui kuitenkin Mallan luonnonpuistossa aktiivisena vielä 1950-luvulle (Kokko 1969) ja muuttui sen jälkeen satunnaiseksi (ks. tarkemmin luku 1.2). Saanan luonnonsuojelualue perustettiin vuonna 1988 (Väisänen & Somerma 1988). Poronhoidon rajoittamista kyseinen Saanan luonnonsuojeluasetus ei kuitenkaan käsitellyt.

Mallan luonnonpuistossa ja Saanan luonnonsuojelualueella elää tunnetusti Pohjois-Suomen olosuhteissa poikkeuksellisen monipuoliset perhosyhteisöt (Krogerus 1972, Saarenmaa 1980, Väisänen & Somerma 1988), siksi Mallan mahdollisen laidunnuksen vaikutuksien arvioiminen on suojelubiologisesti ensiarvoisen tärkeää. Perhosyhteisöjen monipuolisuus lienee seurausta emäksisen dolomiittikallion rapautumisen tuottamasta ravinteikkaasta maaperästä, mikä yhdistetään rikkaaseen ja vaateliaaseen kasvistoon (Du Rietz 1924).

Jávreoaivvin tavallisin kasvillisuustyyppi on arktinen Empetrum-Dicranum-Lichen -tyypin nummi. Tutkimusalueen halkoo 1960-luvulla pystytetty aita, mikä erottaa eläinten kevät-/syyslaitumet kesälaitumista ja mahdollistaa laidunnuksen pitkäaikaisten ympäristömuutosten tutkimisen luonnonkokeita vastaavissa olosuhteissa. Kevät-/syyslaitumella näkyy vähäisiä merkkejä poroista, kuten esimerkiksi jätöksiä ja sorkkien painautumia, mutta häiriöt kasvillisuudessa eivät ole silminnähtäviä. Poron vaikutukset kasvillisuuteen ovat erityisen merkittäviä kesälaitumella aivan laitumia erottavan aidan läheisyydessä. Alue on tehokkaasti laidunnettu ja tallattu, koska poroilla on taipumus kulkea aidan suuntaisesti (Skjenneberg & Slagvold 1968). Toisaalta 100 metrin päässä aidasta poron vaikutus kasvillisuuteen on jo merkittävästi vähäisempää (Oksanen 1978).

Tutkimusalueiden rajaus ja näytealat

Vertailukelpoiset tutkimusalueet kullakin tunturilla rajattiin siten, että mahdollisista abioottisista syistä johtuvat yhteisötason eroavaisuudet olisivat mahdollisimman pieniä. Koska maaperän ravinteikkuus vaikuttaa kasviyh-

teisöihin (Du Rietz 1924) ja mahdollisesti sitä kautta myös kasveja jossakin elinkierron vaiheessa ravintonaan käyttävien eläinten yhteisöihin, tutkimus keskitettiin Saanalla ja Mallalla vain ravinteikkaimmille alueille, joko suoraan dolomiittikallioiden päälle tai niiden alapuolisille valuma-alueille. Jávreoaivvin tutkimusalue on maaperältään samaa yhtenäistä tunturinummea, siksi ravinnetaso ei oletettavasti ole merkittävästi erilainen laidunalueita erottavan aidan eri puolilla.



Kuva 84. Kesälaitumen ja kevät-/syyslaitumen erottava aita Jávreoaivvilla. Kuva: Mikko Jokinen (katso myös kuva 71).

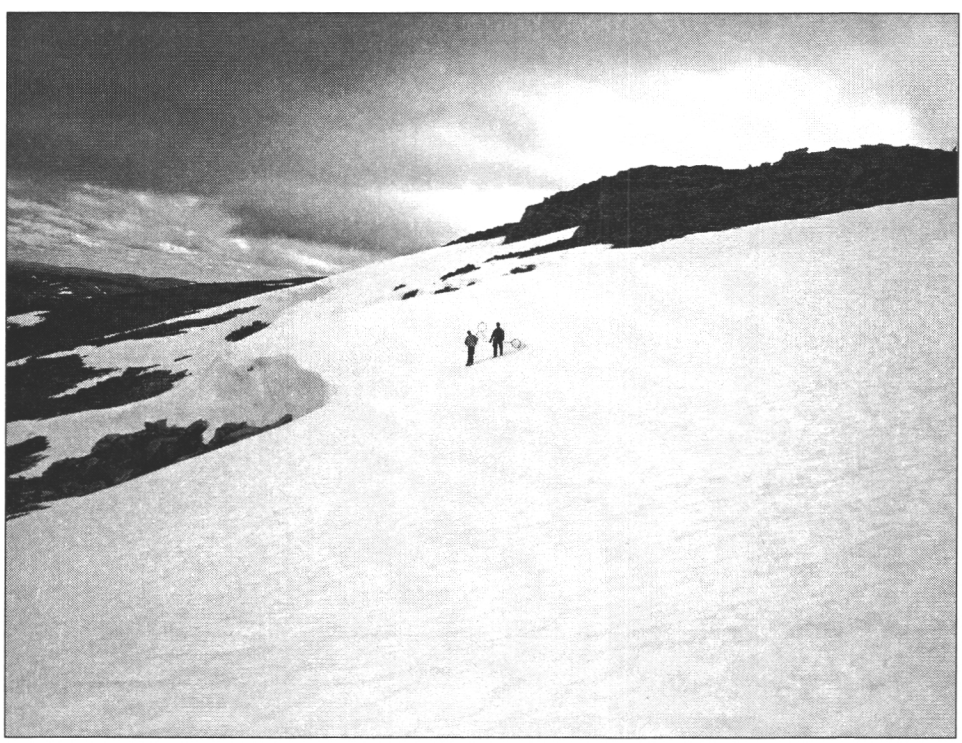
Tutkimusalueiden vertailukelpoisuus varmistettiin näytteenottoalojen maaperän pH -arvojen samankaltaisuudella. Perhosyhteisöihin saattaa kasvillisuuden muutoksen kautta vaikuttaa myös alueen korkeus merenpinnasta ja puurajasta (luku 2.3), siksi tutkimusalueet rajattiin subalpiiniseen vyöhykkeeseen Kilpisjärvellä 650–850 mpy ja Jávreoaivvilla 600–700 mpy vähintään 50 metriä puurajan yläpuolelle. Monet hyönteislajit ovat tarkkoja elinympäristön mikroilmastosta, johon vaikuttaa lämpökertymän kautta esimerkiksi rinteen ekspositio ja topografia (Morris ym. 1994, Luoto ym. 2001). Vertailukelpoisuuden säilyttämiseksi tutkimusalueet rajattiin vain kaakon ja lounaan välille viettäviin rinteisiin.

Sekä laidunnetulle Saanalle että nykyisin käytännössä laiduntamattomalle Pikku-Mallalle sijoitettiin vertailukelpoisuusehdot täyttäville alueille satunnaisesti viisi näytealaa. Jávreoaivville perustettiin 12 näytealaa, jotka jaettiin kolmeen eri laidunluokkaan. Neljä aloista sijoitettiin kevät-/syyslaitumelle vähintään 400 metrin etäisyydelle laidunalueita erottavasta aidasta (kesäaikana laiduntamattomat, JE), toinen nelikkö kesälaitumelle aivan aidan

läheisyyteen (kesäaikana intensiivisesti laidunnettu, JK) ja kolmas nelikkö kesälaitumelle vähintään 500 metrin etäisyydelle aidasta, missä näkyvät muutokset kasvillisuudessa olivat vähäisiä (kesäaikana kevyesti laidunnettu, JL) (kuva 84). Näytealojen etäisyys toisistaan oli vähintään 200 m. Kaikki näytealat pyrittiin muotoilemaan pinta-alaltaan 2500 neliömetrin neliöiksi. Mikäli näytealoja jouduttiin maastonmuotojen takia muotoilemaan, pinta-ala pidettiin vakiona.

Perhosaineiston keruu

Perhosaineisto kerättiin yhdistetyllä kenttähaavinta- ja pistelaskentamenetelmällä 24.6.–11. 7. 2003 välisenä aikana, mikä kattoi ainakin osan useimpien alueella elävien perhoslajien lentoajoista. Tuntureiden perhosyhteisöt koostuvat suurimmilta osiltaan pikkuperhosista, joiden yhteisöjen tutkimiseen kenttähaavinta soveltuu erityisen hyvin (Mutanen 2002). Menetelmällä tosin tavoitetaan tehokkaasti vain kasvillisuudessa oleskelevia hyönteisiä (Southwood 1978), minkä vuoksi havaintoaineistoa täydennettiin laskemalla myös haavinnan aikana näytealalla havaitut ja varmuudella tunnistetut aktiivisesti lentävät perhosyksilöt. Tutkimuksessa käytetty lajinimistö on uusimman Suomen perhosten luettelon (Kullberg ym. 2002) mukainen.



Kuva 85. Perhosten haavintaa Mallalla heinäkuussa 2003. Kuva: Panu Välimäki.

Käytännössä kolme henkilöä haavivat (kuva 85) samanaikaisesti maanmyötäisellä (sivun pituus 41 cm) tiheäsilmäisellä kenttähaavilla siten, että koko näyteala tuli käydyksi läpi tarkasti. Yksi näytteenotto kesti 20 minuuttia. Menetelmän tehokkuus ja valikoivuus eivät ole riippuvaisia henkilöi-

den välisistä eroista, koska sama ryhmä suoritti näytteenoton joka alalla. Lisäksi menetelmällä saadaan nopeasti suhteellisen suuri pyyntiponnistus (1 henkilötyötunti/20 min), mikä on tärkeää ilmastollisesti epävakailla alueilla, missä vallitseva säätila saattaa muuttua hyvin nopeasti. Saanan ja Mallan ruuduilla näytteenotto toistettiin muutaman päivän välein yhteensä neljä kertaa (Mallalla: 24.6., 26.6., 1.7., 7.7. ja Saanalla: 25.6., 29.6., 2.7., 11.7.). Jávreoaivvilla laskenta toistettiin epävakaiden sääolosuhteiden vuoksi vain kolme kertaa (30.6., 8.7., 10.7.). Näytteenottoa suoritettiin vain aurinkoisina päivinä tai hetkinä, jolloin oli riittävän tuuletonta (≤5 m/s), lämpötila riittävän korkea (≥15°C) ja kasvillisuus kuivaa. Näytteenotto ajoitettiin päiväaktiivisten lajien aktiivisimpaan lentoaikaan. Haavinta aloitettiin aikaisintaan klo 10.00 aamukasteen kuivuttua ja sitä ei jatkettu myöhempään kuin kello 17.20. Auringon mennessä pilveen näytteenotto keskeytettiin välittömästi ja sitä jatkettiin normaalisti keskeytystä edeltäneestä tilanteesta auringon tultua uudelleen esiin.

Kasvillisuusaineiston keruu

Kasvillisuusaineisto kerättiin vuonna 2003 kesä- ja heinäkuun taitteessa kasvillisuuden ollessa rehevimmillään. Näytealoilta arvioitiin kasvilajien peittävyysprosentit yhdeksältä tasaisesti sijoitetulta 0,25 m^2 pikkuruudulta. Koska tutkimusalueilla esiintyy hyvin vähän yksittäisille heinä- (Poaceae spp.) tai saralajeille (*Carex* spp.) erikoistuneita perhoslajeja, tyydyttiin näiden kasvien kohdalla heimo- ja sukutasoiseen erotteluun. Putkilokasvien lisäksi arvioitiin sammalten ja jäkälien peittävyys sekä paljaan mineraalimaan osuus. Myös kasvillisuuden korkeus mitattiin kunkin kasviruudun keskipisteestä. Näytealan kasvillisuutta kuvattiin kyseisen alan pikkuruutujen lajikohtaisten peittävyyksien ja pikkuruutujen keskipisteestä mitattujen kasvillisuuden korkeuksien keskiarvoilla. Keskimääräisen peittävyysaineiston lisäksi listattiin kaikki näytealalla tavatut kasvilajit, millä kuvattiin näytealan kasvilajirikkautta.

Aineiston käsittely ja tilastolliset analyysit

Analyyseissä näytteenottokertojen havainnot yhdistettiin kuvaamaan kunkin näytealan perhosyhteisöä. Rarefaktioanalyysissä kutakin tutkimusaluetta (Saana, Malla, JE, JL, JK) kuvattiin yhdellä, alueen erillisten näytealojen yhdistetyllä aineistolla. Havaittujen absoluuttisten yksilö- ja lajimäärien vertailussa jätettiin huomioimatta Jávreoaivvin ruudun JL2 havainnot, koska ala oli pitkittyneen lumenviipymän seurauksena tutkimusaikana eri fenologisessa vaiheessa kuin muut näytealat. Toukka-aikaisen pääasiallisen ravintokohteen perusteella luokiteltujen ekologisten ryhmien vastetta tutkittiin kokonaisyhteisötarkastelun lisäksi erikseen, koska biologialtaan erilaisten lajien tai lajiryhmien vasteet laidunnukseen ovat mahdollisesti erilaisia eivätkä käytetyt yhteisörakenteen tunnusluvut (lajimäärä, Shannonin-Wienerin -indeksi) huomioi näytteen sisältämiä lajeja (ks. Krebs 1999). Saanaa ja Mallaa sekä Jávreoaivvin kesä- ja kevät-/syyslaidunta käsiteltiin kahtena erillisenä parina, koska vertailukelpoisuudelle asetetut ehdot abioottisten tekijöiden ja lajistokoostumuksen samankaltaisuudesta eivät toteutuneet.

Perhoslajit luokiteltiin joko ruohovartisilla tai puuvartisilla kasveilla

eläviksi. Lisäksi puuvartisilla elävistä perhoslajeista käsiteltiin erikseen ikivihreillä ja kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävät lajit. Kesävihantina puuvartisina pidettiin kasveja, jotka pudottavat suuren osan lehdistään vuosittain (*Betula* spp., *Salix* spp., *Vaccinium myrtillus, V. uliginosum*). Vastaavasti ikivihreiksi luokiteltiin lajit, joissa ainakin osa lehdistä säilyy vihantana ympäri vuoden (*Andromeda polifolia, Arctostaphylos uva-ursi, Dryas octopetala, Empetrum nigrum, Juniperus communis, Vaccinium vitis-idaea*). Perhosten ravintokasvitiedot ovat peräisin useasta lähteestä (Emmet, 1979, Mikkola ym. 1985, Kyrki & Karvonen 1984, Marttila ym. 1990, Skou 1991, Svensson 1993, Kaitila 1996, Tangen 1996, Tolman & Lewington 2001, Silvonen & Sundell 2000), joiden paikoitellen ristiriitaisesta tulkinnasta on etsitty perhosharrastajien kasvatuskokemuksiin ja lajien esiintymiskuvaan nojaten todennäköisimmät pääasialliset ravintokasvit.

Yhteisötason eroja lähestyttiin moniulotteisella skaalauksella (MDS -ordinaatio), mikä sopii hyvin yhteisötason erojen karkeaan hahmotteluun (Quinn & Keough 2002a). MDS -ordinaatiossa havaintopisteet (näytealat) esitetään pistediagrammina, jossa x- ja y-akseleina ovat menetelmän alkuperäisestä aineistosta luomat uudet muuttujat (Cox & Cox 1994). Lopullisessa konfiguraatiossa lähempänä toisiaan sijaitsevat näytealat ovat yhteisörakenteeltaan samankaltaisempia kuin kaukana toisistaan sijaitsevat alat. Koska havaintopisteiden etäisyyksien ja dissimilariteettien välinen suhde oli epälineaarinen, käytettiin NMDS -ordinaatiota (non-metric MDS). Menetelmä vastaa todellisuutta paremmin kuin muut ordinaatiomenetelmät (Minchin 1987). NMDS -ordinaatiossa konfiguraation vastaavuutta todellisuuteen kuvaava ns. stressiarvo mittaa aineistossa havaittua havaintopisteiden etäisyyksien järjestystä laskennallisten dissimilariteettien perusteella ennustettuun järjestykseen. Mitä pienempi stressiarvo on, sitä paremmin kyseinen konfiguraatio heijastaa verrattavien yhteisöjen todellista rakennetta. Pienin stressiarvo saadaan toistamalla iteraatiota satunnaisista lähtöarvoista eri ulottuvuuksilla. Tulosten havainnollisuuden säilyttämiseksi käytettiin kahta ulottuvuutta.

Yksityiskohtaisempi analyysi aloitettiin yksilö- ja lajimäärien vertailuilla käytännössä laiduntamattomien ja kesäaikana laidunnettujen alueiden välillä. Kokonaisyksilömäärää kuvattiin absoluuttisella havaittujen yksilöiden määrällä. Ekologisten ryhmien kohdalla verrattiin myös havaittuun näytekokoon suhteutettuja yksilö- ja lajimääriä, mitkä kuvaavat absoluuttisia lukuja paremmin kunkin ryhmän osuuksia perhosyhteisöissä laidunnuksen suhteen erilaisilla alueilla. Havaittuihin yksilömääriin liittyvät tulokset ilmoitetaan alueittain näytealojen keskiarvona ± yksi keskiarvon keskivirhe.

Yksilömääriltään erilaisten näytteiden lajimäärien suora vertailu ei välttämättä ole mielekästä, koska vähälukuisia lajeja tavataan todennäköisemmin vain suurissa näytteissä, jolloin havaittu lajimäärä kasvaa näytekoon kasvaessa (Peet 1974, Di Giulio ym. 2001). Tästä johtuen Saanan ja Mallan sekä Jávreoaivvin kesä- ja kevät-/syyslaitumen lajirikkautta tutkittiin uudelleenotantaan perustuvalla rarefaktiomenetelmällä (Heck ym. 1975, Raup 1975), mikä sopii yksilömääriltään erilaisten, mutta lajistokoostumuksiltaan samantapaisten näytteiden vertailuun (Krebs 1999). Käytännössä vertailualueen aineistosta poimitaan satunnaisesti eri kokoisia näytteitä ja usean iteraation tuloksena saadaan tuotettua teoreettinen yksilö- ja lajimäärän suhdetta kuvaava taksonikertymäfunktio 95 % luottamusrajoineen. Luottamusväli rajaa sen alueen,

johon tiettyä näytekokoa vastaava lajimäärä sijoittuu 95:ssä tapauksessa 100:sta. Jos vastealueilla havaittu todellinen taksonimäärä sijoittuu vertailualueen samaa näytekokoa vastaavan 95 % luottamusvälin ulkopuolelle, voidaan alueiden lajimäärien olettaa eroavan riskitasolla $p < 0,05$.

Näytealakohtaisen perhoslajimäärän ja mitattujen ympäristömuuttujien välisiä suhteita tutkittiin askeltavalla usean muuttujan regressioanalyysilla, koska näiden interaktioita ei voitu ennustaa. Usean muuttujan regressioanalyysi selittää yhdessä muuttujassa havaittua vaihtelua usean selittävän muuttujan avulla (Ranta ym. 1994). Ensiksi etsittiin ympäristömuuttujista parhaiten kokonaislajimäärää selittävät tekijät. Jatkossa keskityttiin ekologisten ryhmien, Krogeruksen (1972) mukaan (sub-)alpiinisten ja Kilpisjärven aineistossa myös Rassin ym. (2001) mukaan uhanalaisten perhosten lajimäärään vaikuttavien tekijöiden selvittämiseen, jolloin monikertaiseen testaukseen liittyvää tyypin I virheen riskiä pienennettiin regressionmallin merkitsevyystason mukauttamisella sekventiaalisella Bonferroni-korjauksella (Holm 1979, ks. Quinn & Keough 2002b). Krogeruksen (1972) listaa täydennettiin julkaisun jälkeen löydetyillä (sub-)alpiinisilla lajeilla. Selittäviä näytealakohtaisia muuttujia olivat: maaperän pH, korkeus merenpinnasta (mpy), kasvillisuuden monimuotoisuus (H'), kasvilajimäärä, paljaan mineraalimaan osuus (%), jäkälien peittävyys (%), kasvillisuuden keskikorkeus (cm) ja ruohovartisten kasvien suhteellinen osuus (%), mikä laskettiin niiden peittävyyden osuutena putkilokasvien kokonaispeittävyydestä. Yksittäisten tekijöiden selitysmalliin sisällyttämisen ehdoksi asetettiin $p < 0,05$. Selittävien muuttujien vaikutusta testattiin erikseen lineaarisella regressioanalyysillä, missä yksittäisen tekijän vaikutus voidaan erottaa mahdollisista yhdysvaikutuksista testaamalla muiden selittävien muuttujien ja selitettävän muuttujan välisen regression tuottamia standartoimattomia residuaaleja tarkasteltavaa muuttujaa vastaan. (ks. Kuussaari ym. 1996, Välimäki & Itämies 2003).

Lajimäärän lisäksi yhteisöjen monimuotoisuutta kuvattiin myös näytealakohtaisella Shannonin-Wienerin -indeksillä: $H' = -\Sigma[p_i * lg(p_i)]$, missä p_i on lajin i osuus näytteessä. Indeksin arvo on sidonnainen havaittuun lajimäärään sekä yksilöiden jakautumiseen lajien kesken. Siksi arvojen vertailu on yksiselitteistä vain mikäli yksilöt jakautuvat yhteisöissä lajien kesken yhtä tasaisesti. Tasaisuutta mitattiin Jackardin indeksillä, mikä suhteuttaa havaitun diversiteetin (H') näytteen hypoteettiseen maksimaaliseen diversiteettiin: $J' = H'/lg(s)$, missä s on havaittujen lajien lukumäärä.

Otosten noudattaessa normaalijakaumaa Kolmogorovin-Smirnovin -testin mukaan, Saanan ja Mallan välistä samankaltaisuutta havaittujen yksilöiden määrässä, Shannonin-Wienerin -indeksillä mitatussa monimuotoisuudessa ja tasaisuudessa testattiin parametrisella t-testillä, joka on tehokkaimpia testejä kahden otoksen keskiarvojen vertailuun (Ranta ym. 1994). Koska Jávreoaivvilla havaitut yksilömäärät olivat suhteellisen pieniä ja yksilöt jakautuivat epätasaisesti saman laidunluokan näytealojen kesken, havaintoaineisto ei täyttänyt parametriselle testaukselle asetettuja ehtoja (ks. Ranta ym. 1994). Siksi vastaavat kolmen otoksen vertailut suoritettiin ei-parametrisella Kruskalin-Wallisin -testillä, minkä jälkeisenä *a posteriori* -testinä laidunluokkien pareittaisissa vertailuissa käytettiin Dunnin testiä.

Yhteisötason tarkastelun lisäksi selvitettiin yksittäisten lajien vastetta. Tarkastelussa huomioitiin vain lajit, joita havaittiin vähintään kuusi yksilöä.

Kuten yhteisötason tarkastelussakin, kunkin lajin havaitun yksilömäärän lisäksi laskettiin lajin suhteellinen osuus kunkin näytealan havaintoaineistossa. Lajien yksilömäärien samankaltaisuutta Saanan ja Mallan välillä testattiin jakaumasta riippumattomalla Mannin-Whitneyn U -testillä (ks. Ranta ym. 1994). Jávreoaivvin kevät-/syyslaitumen ja kahden kesälaidunluokan samankaltaisuutta testattiin Kruskalin-Wallisin -testillä ja Dunnin *a posteriori* -testillä. Testien suorittaminen jokaiselle lajille erikseen on perusteltua, sillä lajeja voidaan pitää erillisinä yksiköinä, joiden vasteet laidunnukseen ovat toisistaan riippumattomia.

Lajikohtaista analyysiä täydennettiin tutkimalla ravintokasvien saatavuuden vaikutusta perhosten yksilömääriin joitakin tunturiperhosten kannalta merkittävimpiä ravintokohteita esimerkkeinä käyttäen, millä voidaan selittää myös ekologisen perhosryhmien välillä mahdollisesti havaittavia eroja. Ravintokasvikohtaisesti käsiteltävät perhoslajit on luokiteltu oletetun ensisijaisen ravintokohteen mukaisesti, mutta myös toissijaisten ravintokohteiden määrä tutkimusalueilla on huomioitu tarkastelussa.

Tilastolliset testit suoritettiin SPSS for Windows 10.0 -tilastolaskentaohjelmalla Kruskalin-Wallisin -testejä ja Dunnin *a posteriori* -testejä lukuunottamatta, jotka suoritettiin Microsoft Excel -ohjelmistoon pohjautuvalla Kruskal-Wallis & Dunn -ohjelmamoduulilla (© Seppo Rytkönen).

Tulokset

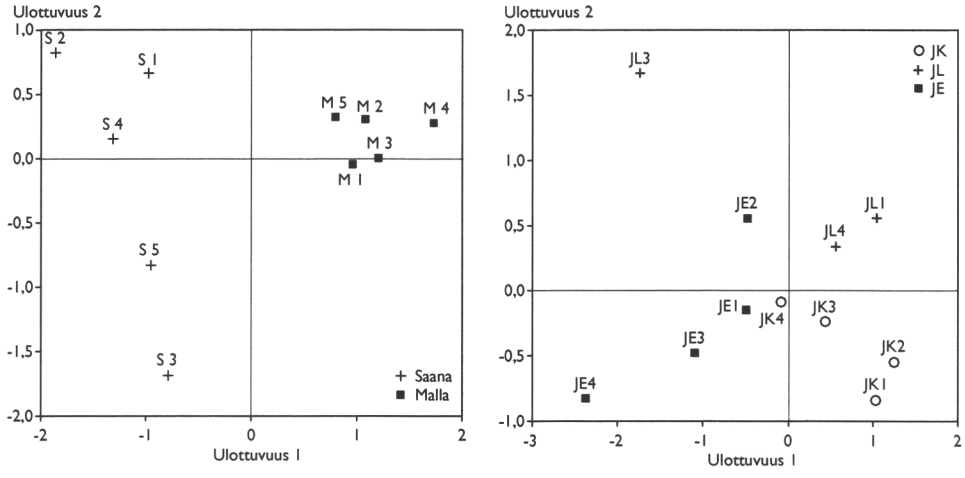
Havaintoaineisto

Yhteensä näytealoilla havaittiin 4752 perhosyksilöä 98 lajista. Saanan havaintoaineisto käsitti 2415 perhosyksilöä 68 perhoslajista ja Pikku-Mallan aineisto koostui 1320 yksilöstä ja 63 perhoslajista. Jávreoaivvin havaintoaineisto koostui seuraavasti: kevät-/syyslaitumella 505 yksilöä ja 32 lajia, kesäaikana kevyesti laidunnetulla 273 yksilöä ja 28 lajia, intensiivisesti laidunnetulla 239 yksilöä ja 33 lajia.

NMDS-ordinaatio

NMDS –ordinaation perusteella Saanan ja Mallan perhosyhteisöt eroavat selvästi toisistaan, Saanan näytealojen sijoittuessa kuviossa vasemmalle ja Mallan ylös ja oikealle (kuva 86a). Lisäksi tiheäksi muodostelmaksi sijoittuvat Mallan näytealat ovat keskenään perhoslajiston suhteen samankaltaisempia kuin Saanan alat. Saanan näytealojen välistä hajontaa lisää varsinkin saana 3, joka sijoittuu muista näytealoista selvästi erilleen. Jávreoaivvilla laidunpaineluokista ei muodostu NMDS –kuviossa yhtä selvästi toisistaan erottuvia keskittymiä, minkä perusteella eri intensiteetillä laidunnetut alueet eivät eroa yhteisörakenteeltaan yhtä selvästi kuin Kilpisjärvellä (kuva 86b). Kuitenkin laidunnetut näytealat sijoittuvat pääsääntöisesti aineistoa voimakkaimmin luokittelevan tekijän (ulottuvuus 1) suhteen kuviossa oikealle laiduntamattomien keskittyessä vasemmalle. Lisäksi kevyesti laidunnetun alueen ja kevät- / syyslaitumen päällekkäisyys johtuu ainoastaan yhdestä yhteisörakenteeltaan

laidunnettuja näytealoja muistuttavasta ruudusta (JE2), muiden sijoittuessa toisen ulottuvuuden suhteen omaan erilliseen ryhmäänsä.



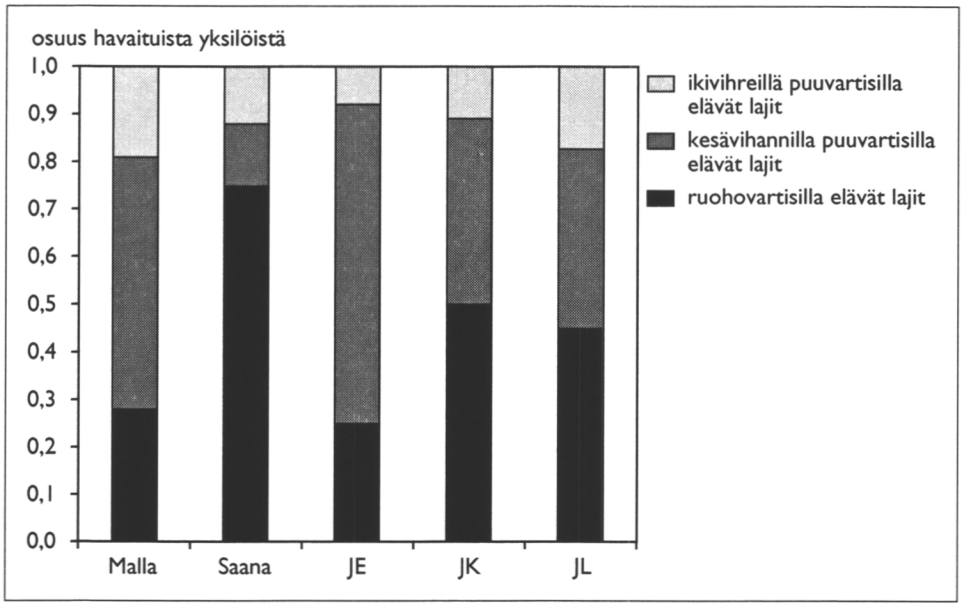
Kuva 86. NMDS –ordinaatiokuva perhosyhteisöjen rakenteesta (vasen kuva) Kilpisjärven Saanalla (laidunnettu) ja Mallalla (erittäin kevyesti laidunnettu) sekä (oikea kuva) Jávreoaivvilla (JE = kevät-/syyslaidun, JL = kesäaikana kevyesti laidunnettu alue ja JK = kesäaikana intensiivisesti laidunnettu alue).

Kuitenkin laidunnetut näytealat sijoittuvat pääsääntöisesti aineistoa voimakkaimmin luokittelevan tekijän suhteen (ulottuvuus 1) kuviossa oikealle laiduntamattomien keskittyessä vasemmalle. Lisäksi kevyesti laidunnetun alueen ja kevät- / syyslaitumen sekoittuminen johtuu vain yhdestä yhteisörakenteeltaan laidunnettuja näytealoja muistuttavasta ruudusta (JL2), muiden sijoittuessa toisen ulottuvuuden suhteen omaan erilliseen ryhmäänsä.

Yksilömäärä

Havaitut keskimääräiset yksilömäärät erosivat eri alueiden välillä huomattavasti. Saanan näytealoilla havaittiin keskimäärin 483,0±30,4 ja Mallalla 264,0±16,9 perhosyksilöä ($t = -6,298$; $df = 8$; $p < 0,001$). Saanalla ruohovartisilla kasveilla elävien perhoslajien yksilöitä havaittiin sekä absoluuttisesti (348,2±32,8 vs. 68,4±9,9) että havaittuun yksilömäärään suhteutettuna (71,6 % vs. 25,9 %) enemmän kuin Mallalla (yksilömäärä: $t = -8,153$; $df = 8$; $p < 0,001$; suhteellinen yksilömäärä: $t = -10,599$; $df = 8$; $p < 0,001$) (kuva 87).

Sen sijaan puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien yksilöitä havaittiin Mallalla (185,4±16,8) keskimäärin runsaammin kuin Saanalla (118,4±10,3) ($t = 3,399$; $df = 8$; $p = 0,009$). Myös havaittuun yksilömäärään suhteutettuna Saanalla puuvartisilla elävien lajien yksilöitä oli Mallaa (25,0 % vs. 70,2 %) vähemmän ($t = 9,697$; $df = 8$; $p < 0,001$). Ikivihreillä puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien suhteelliset yksilömäärät eivät kuitenkaan eronneet tuntureiden välillä ($t = 0,975$; $df = 8$; $p = 0,218$), vaan ero puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien suhteellisessa yksilömäärässä on seurausta Saanan Mallaa merkittävästi alhaisemmasta kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävien lajien suhteellisesta yksilömäärästä (12,0 % vs. 51,4 %) ($t = 6,382$; $df = 8$; $p < 0,001$).



Kuva 87. Ruohovartisilla, kesävihannilla ja ikivihreillä puuvartisilla kasveilla toukkana elävien perhoslajien yksilöiden suhteelliset osuudet kokonaisyksilömäärästä tutkimusalueittain [JE = Jávreoaivvit (kevät-/syyslaidun), JL = Jávreoaivvit (kesäaikana kevyesti laidunnettu), JK = Jávreoaivvit (kesäaikana intensiivisesti laidunnettu)].

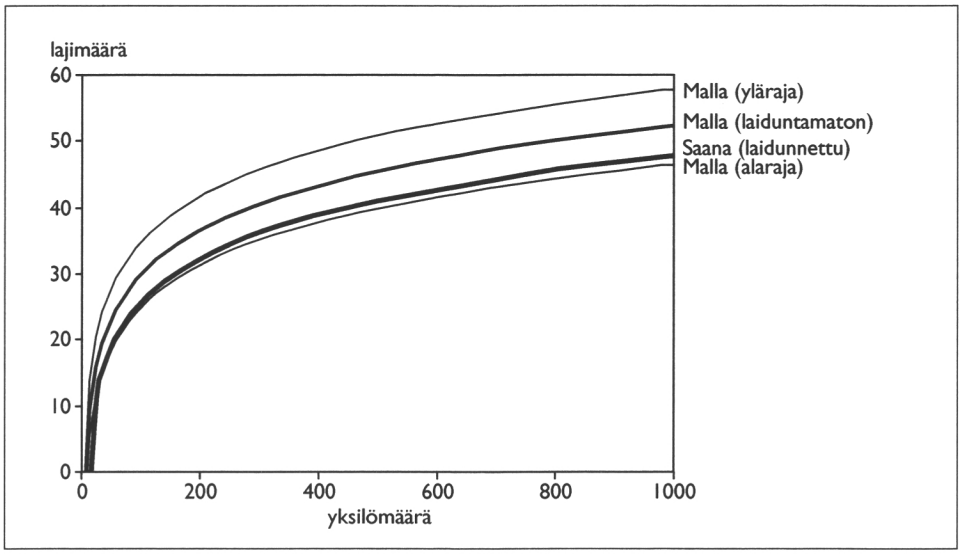
Jávreoaivvin kevät-/syyslaitumella havaittiin näytealoilla keskimäärin 126,0±21,7 yksilöä ja vastaavasti kesäaikana kevyesti laidunnetulla ja intensiivisesti laidunnetulla 76,0±5,0 ja 59,8±5,3 yksilöä (H_c = 8,909; df = 2; p = 0,012). Ainoastaan kevät-/syyslaitumen ja kesäaikana intensiivisesti laidunnetun alueen ero perhosten yksilömäärässä oli merkitsevä (p < 0,005). Ruohovartisilla kasveilla elävien perhoslajien yhteenlaskettu keskimääräinen yksilömäärä ei eronnut laidunluokkien välillä (JE: 34,3±13,5; JL: 23,3±4,3; JK: 27,7±2,6) (H_c = 0,516; df = 2; p = 0,773), mutta suhteellinen yksilömäärä oli erilainen (H_c = 5,653; df = 2; p = 0,059) (kuva 87). Kesäaikana intensiivisesti laidunnetulla alueella tavattiin suhteellisesti enemmän ruohovartisilla kasveilla elävien perhoslajien yksilöitä kuin kevät-/syyslaitumella (46,6 % vs. 22,1 %) (p < 0,02).

Myös puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien yhteenlaskettu keskimääräinen yksilömäärä erosi laidunluokkien välillä (H_c = 6,615; df = 2; p = 0,037). Päinvastoin kuin ruohovartisilla kasveilla elävät perhoslajit, puuvartisilla elävät lajit esiintyivät runsaimmillaan absoluuttisella yksilömäärällä mitattuna kevät-/syyslaitumella verrattuna kesäaikana intensiivisesti laidunnettuun (87,5±20,5 vs. 30,3±3,3) alueeseen (p < 0,02). Ikivihreillä puuvartisilla kasveilla kehittyneiden perhosten absoluuttinen määrä (H_c = 0,776; df = 2; p = 0,678) ja suhteellinen osuus (H_c = 0,269; df = 2; p = 0,874) eivät eronneet, vaan puuvartisilla elävien perhosten runsaudessa havaittu ero laidunpaineen suhteen selittyy Kilpisjärveä vastaavasti kesävihannilla puuvartisilla elävien perhosten runsauden vaihtelulla (H_c = 7,981; df = 2; p = 0,018). Kevät-/syyslaitumella havaittiin enemmän kesävihannilla puuvartisilla eläviä yksilöitä kuin kesäaikana intensiivisesti (74,3±17,5 vs. 22,5±3,5) (p < 0,02) ja kevyesti laidunnetuilla (74,3±17,5 vs. 23,3±2,9) (p < 0,02) alueilla, mutta suh-

teellisesti kevät-/syyslaidun erosi vain kevyesti laidunnetusta alueesta (58,7 % vs. 32,5 %) ($p < 0,02$).

Lajimäärä

Saanalla havaittiin tutkimuksen aikana 68 ja Mallalla 63 perhoslajia. Perhoslajimäärässä ei ole merkitsevää eroa tuntureiden välillä, sillä Saanan havaittu lajimäärä pysyy näytekoosta riippumatta näytealojen yhdistetyllä aineistolla suoritetun rarefaktioanalyysin tuottaman Mallan laskennallisen taksonikertymäfunktion 95 % luottamusvälin sisäpuolella (kuva 88).



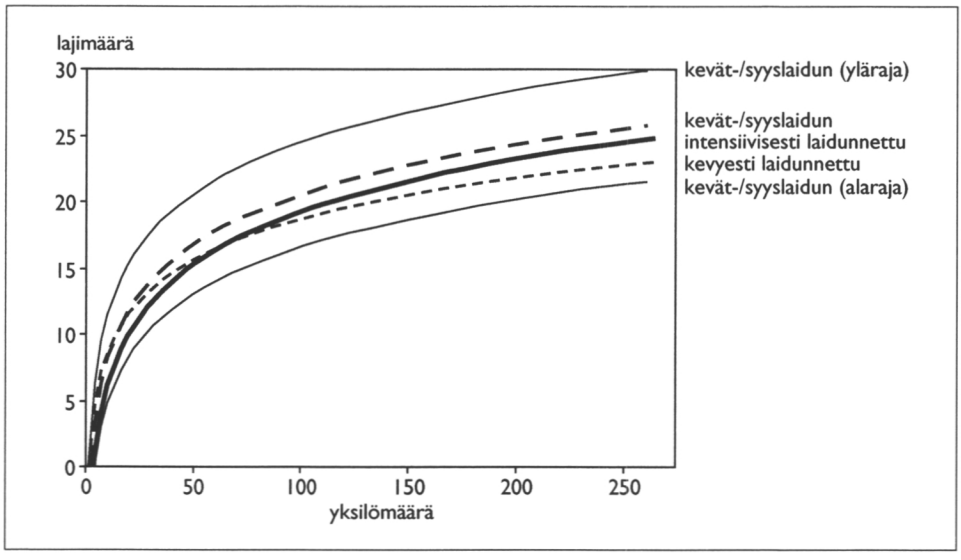
Kuva 88. Perhosten yksilö- ja lajimäärän suhde Saanalla ja Mallalla.

Jávreoaivvin kevät-/syyslaitumella havaittiin yhteensä 32, kesäaikana kevyesti laidunnetulla alueella 28 ja intensiivisesti laidunnetulla vyöhykkeellä 33 perhoslajia. Kevät-/syyslaitumella lajimäärä vaikuttaa kertyvän lievästi vertailualueita nopeammin, mutta lajimäärä ei eroa laidunluokkien välillä merkitsevästi (kuva 89).

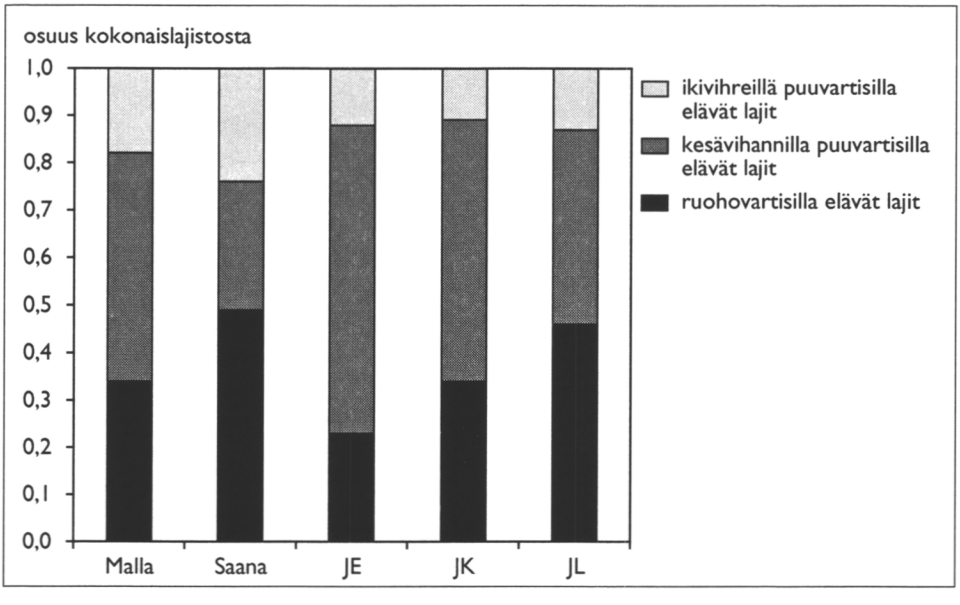
Myös ruohovartisia kasveja toukkaravintonaan käyttävien perhosten lajimäärä näyttää kasvavan intensiivisen laidunnuksen vyöhykettä lukuun ottamatta sekä Kilpisjärven että Jávreoaivvin kesäaikana laidunnetuilla alueilla jonkin verran vertailukohtana olevia laiduntamattomia alueita jyrkemmin, mutta lajimäärät eivät kuitenkaan eroa merkitsevästi kesäaikaisen laidunpainegradientin suhteen (kuva 91 ja kuva 92).

Puuvartisia kasveja ravintonaan käyttävien perhosten lajimäärä sen sijaan eroaa Jávreoaivvin laidunluokkien välillä ollen alhaisempi kesäaikana kevyesti laidunnetulla alueella kuin kevät-/syyslaitumella (kuva 94). Samansuuntaisesta trendistä huolimatta laidunnetun Saanan ja käytännössä laiduntamattoman Mallan välillä ei ole merkitsevää eroa näiden perhoslajien määrässä (kuva 93). Kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävien perhosten lajimäärässä Jávreoaivvin laidunluokkien välinen ero on samanlainen kuin

kaikki puuvartisilla elävät lajit mukaan luettuina, mutta Saanan ja Mallankin välinen ero on näiden lajien osalta merkitsevä ja korostuu siis lajistoa kokonaisuudessaan käsittelevää analyysiä selvemmäksi (kuva 95 ja kuva 96).



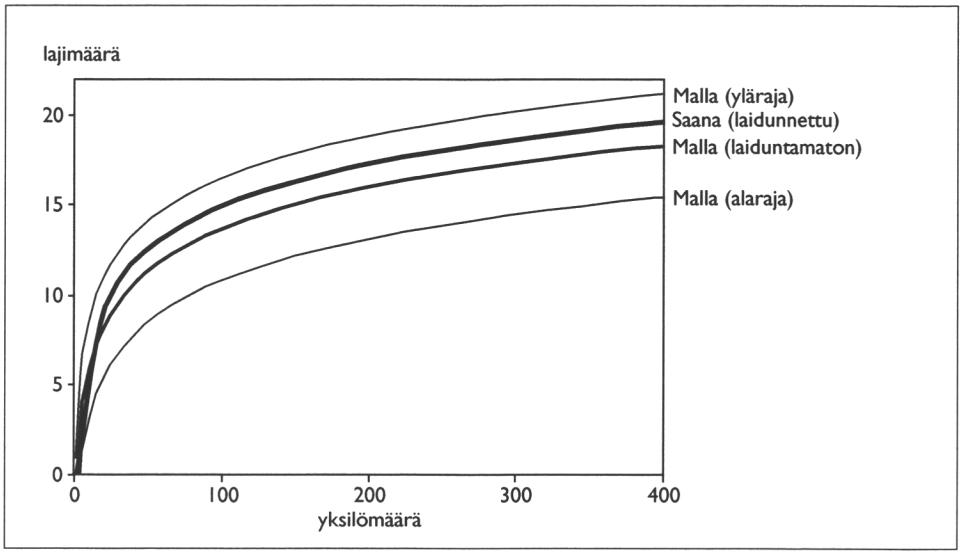
Kuva 89. Perhosten yksilö- ja lajimäärän suhde Jávreoaivvin laidunpaineeltaan erilaisilla alueilla.



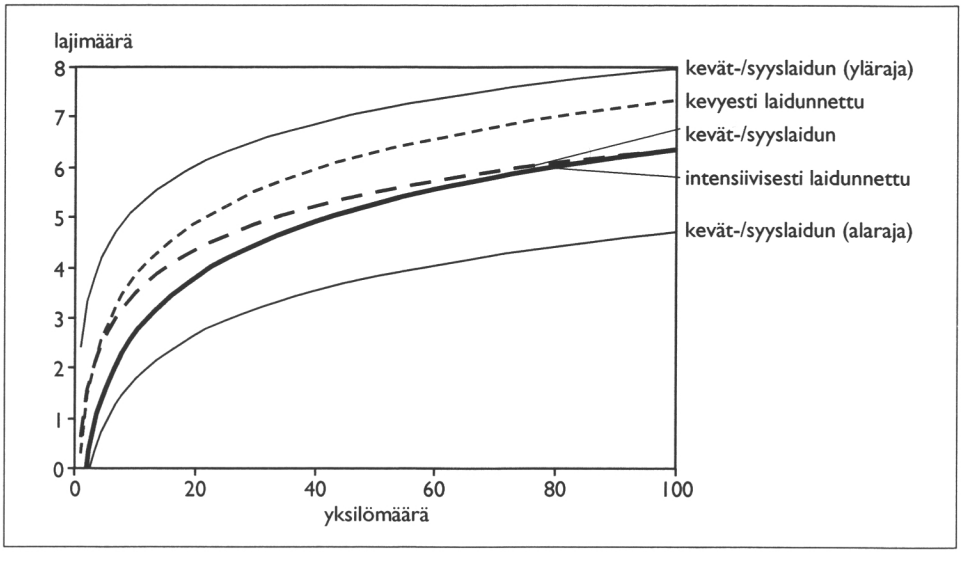
Kuva 90. Ruohovartisilla, kesävihannilla ja ikivihreillä puuvartisilla kasveilla toukkana elävien perhoslajien osuudet kokonaislajistosta tutkimusalueittain. JE = Jávreoaivvit (kevät-/syyslaidun), JL = Jávreoaivvit (kesäaikana kevyesti laidunnettu), JK = Jávreoaivvit (kesäaikana intensiivisesti laidunnettu).

Kokonaislajimääriltään sekä Saana ja Malla että Jávreoaivvin eri laidunluokat ovat hyvin samankaltaiset, mutta ekologisten ryhmien keskimääräiset suhteelliset osuudet tutkimusalueiden perhosyhteisöissä eroavat toisistaan (kuva 90). Ruohovartisilla kasveilla elävien perhoslajien osuus havaituista lajeista oli Saanalla keskimäärin suurempi kuin Mallalla (45,4% vs. 30,5%) (t =

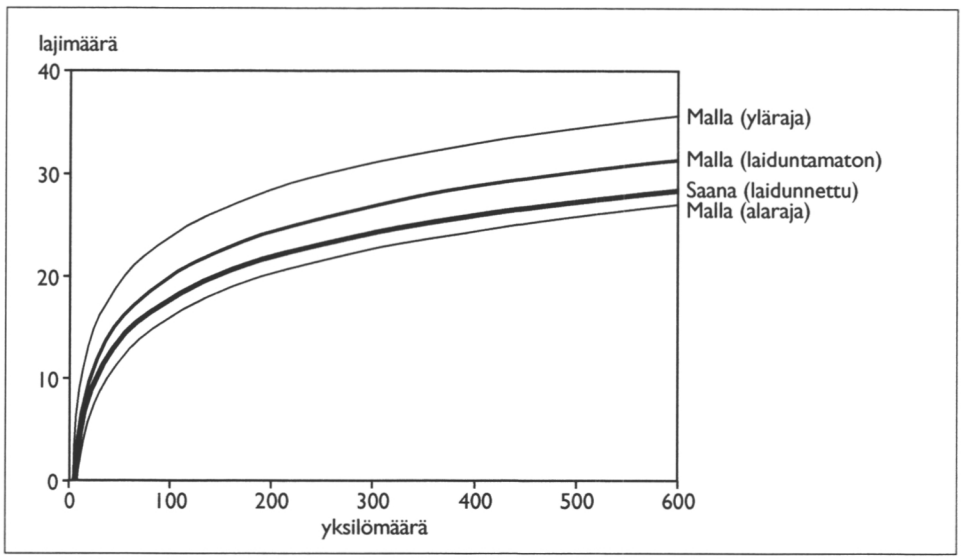
-3,250; df = 8; p = 0,012). Myös Jávreoaivvilla ruohovartisilla elävien perhoslajien osuus erosi laidunpaineen suhteen (H_c = 5,295; df = 2; p = 0,071). Kevät-/syyslaitumella näiden lajien osuus oli pienempi kuin kesäaikana kevyesti laidunnetulla (19,7 % vs. 40,0 %) (p < 0,05) ja suuntaa-antavasti pienempi kuin intensiivisesti laidunnetulla alueella (19,7 % vs. 30,7 %) (p < 0,10). Perhosryhmien osuutta vastaavasti ruohovartisten kasvien suhteellinen peittävyys oli korkeampi Saanalla kuin Mallalla (t = -2,270; df = 8; p = 0,053) ja Jávreoaivvin kesäaikana kevyesti laidunnetulla alueella kuin kevät-/syyslaitumella (H_c = 6,962; df = 2; p = 0,03; JE vs. JL: p < 0,02).



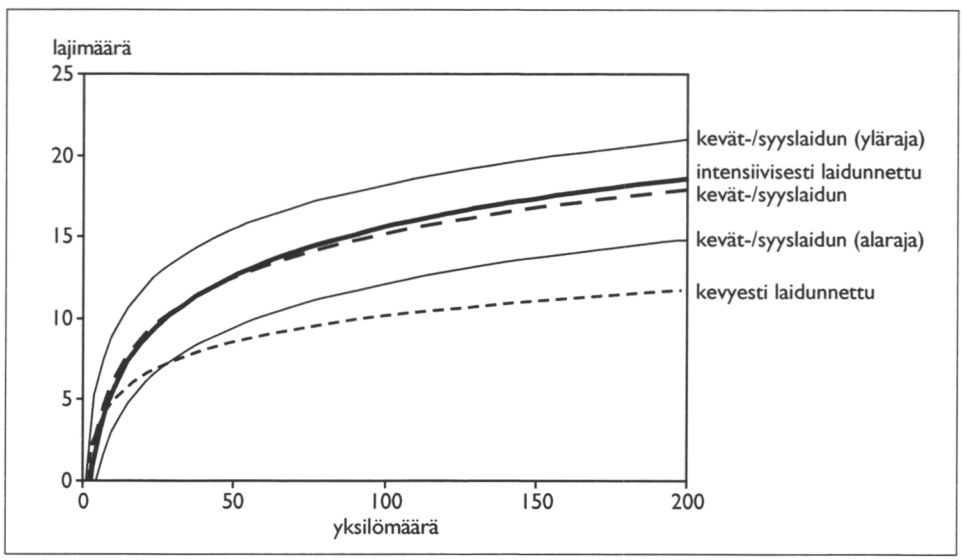
Kuva 91. Ruohovartisilla kasveilla elävien perhosten yksilömäärän suhde lajimäärään Saanalla ja Mallalla.



Kuva 92. Ruohovartisilla kasveilla elävien perhosten yksilömäärän suhde lajimäärään Jávreoaivvin laidunpaineeltaan erilaisilla alueilla.



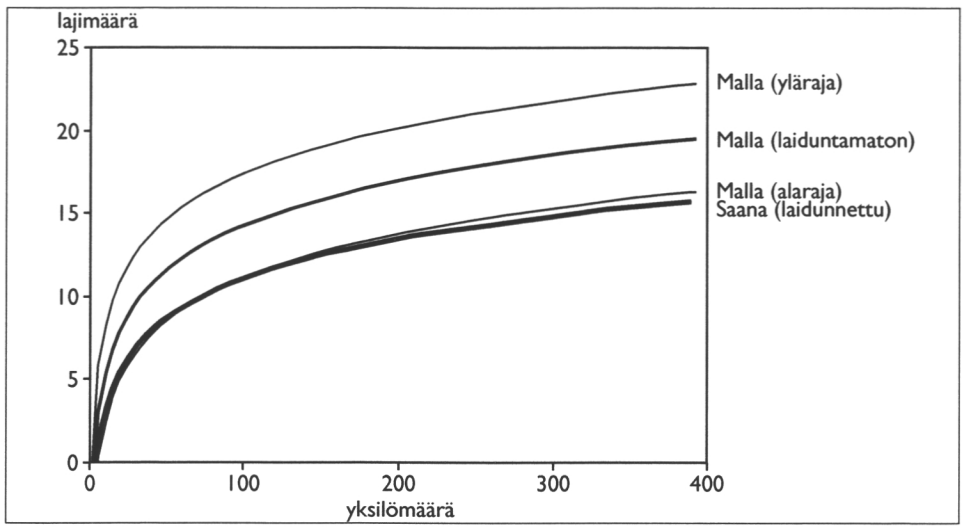
Kuva 93. Puuvartisilla kasveilla elävien perhosten yksilömäärän suhde lajimäärään Saanalla ja Mallalla.



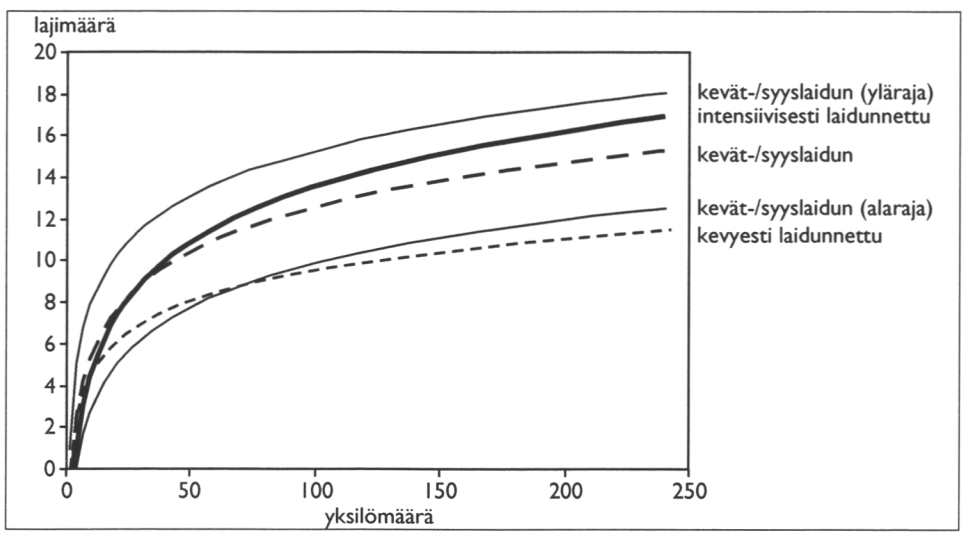
Kuva 94. Puuvartisilla kasveilla elävien perhosten yksilömäärän suhde lajimäärään Jávreoaivvin laidunpaineeltaan erilaisilla alueilla.

Puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien osuus kokonaislajistosta oli pienempi Saanalla kuin Mallalla (48,9 % vs. 62,3 %) ($t = 3{,}602$; $df = 4{,}987$; $p = 0{,}016$) ja Jávreoaivvin kesäaikana kevyesti laidunnetulla alueella kuin kevät-/syyslaitumella (53,5 % vs. 73,0 %) ($p < 0{,}01$). Varsinkin kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien osuus kokonaislajistosta väheni laidunpaineen kasvaessa. Saanalla ryhmää edustaa 23,2 % havaituista lajeista ja Mallalla vastaavasti 42,6 % ($t = 5{,}354$; $df = 8$; $p = 0{,}001$). Jávreoaivvillakin ero laidunluokkien välillä oli merkitsevä ($H_c = 6{,}000$; $df = 2$; $p = 0{,}049$). Kesäaikana kevyesti laidunnetulla alueella kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien osuus lajistosta oli pienempi kun kevät-/syyslaitumella (33,9 %

vs. 54,5 %). Myös ikivihreillä puuvartisilla kasveilla elävien lajien osuus erosi Saanan ja Mallan kesken (t = -2,334; df = 8; p = 0,048), mutta ei Jávreoaivvin laidunluokkien välillä (H_c = 0,625; df = 2; p = 0,665).



Kuva 95. Kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävien perhosten yksilömäärän suhde lajimäärään Saanalla ja Mallalla.



Kuva 96. Kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävien perhosten yksilömäärän suhde lajimäärään Jávreoaivvin laidunpaineeltaan erilaisilla alueilla.

Perhosten lajimäärää selittävät ympäristömuuttujat

Kilpisjärven näytealoilla havaittiin keskimäärin 36 perhoslajia (vaihteluväli 26–43). Parhaiten lajimäärän vaihtelua näytealojen kesken selitti regressioanalyysin mukaan putkilokasviyhteisön monimuotoisuus (H') (R^2 = 0,49; $F_{1,8}$ = 7,62; p = 0,025) (taulukko 13). Jávreoaivvin näytealoilla havaittiin keski-

määrin 19 lajia (vaihteluväli 14–25). Näytealojen välinen vaihtelu lajimäärän suhteen oli selvästi pienempää kuin Kilpisjärvellä eikä mikään mitatuista ympäristömuuttujista selittänyt merkitsevästi kokonaislajimäärän eikä (sub)alpiinisten perhoslajien määrän vaihtelua.

Taulukko 13. Ympäristömuuttujat, jotka selittävät perhosryhmien lajimäärien vaihtelua näytealojen välillä Kilpisjärvellä (A 1) ja Jávreoaivvilla (A 2) askeltavan usean muuttujan regressioanalyysin mukaan.

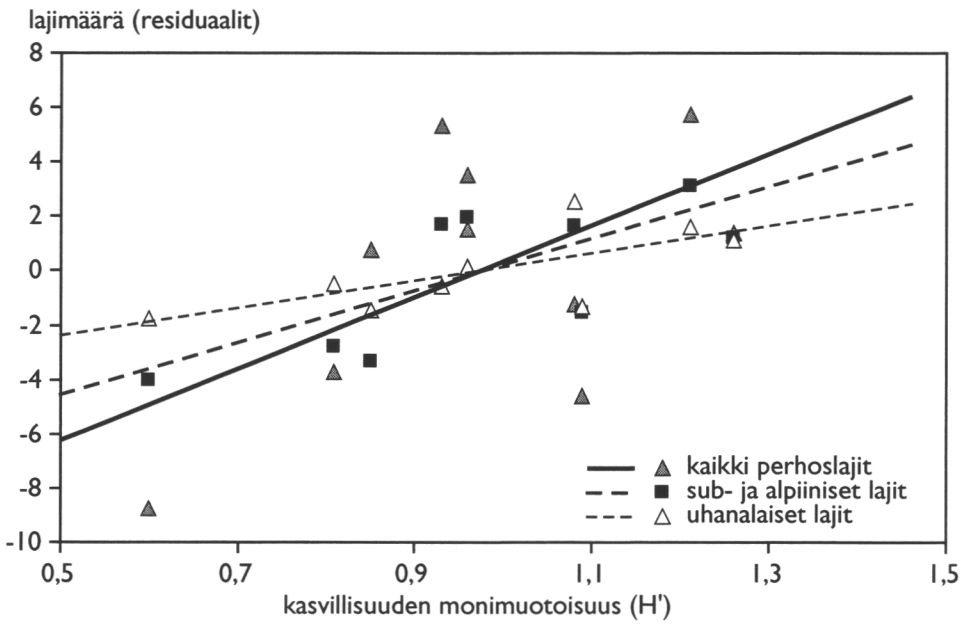
perhosryhmä	A	Malli: R^2; $F_{df1,df2}$; P	α	selittävät muuttujat	B	t	P
perhoslajimäärä	1	0,488; 7,627; 0,025	0,05	vakio	18,80	2,97	0,018
				kasvidiversiteetti	17,63	2,76	0,025
(sub-)alpiiniset lajit	1	0,892; 28,968; 0,000	0,013	vakio	-31,9	-4,50	0,003
				korkeus (mpy)	0,05	6,26	0,002
				kasvidiversiteetti	11,58	3,52	0,01
ruohovartisilla kasveilla elävät lajit	1	0,597; 11,853; 0,009	0,025	vakio	8,12	4,42	0,002
				ruohov. suhteellinen peittävyys	34,53	3,44	0,009
	2	0,658; 17,346; 0,002	0,017	vakio	0,20	0,18	0,864
				kasvilajimäärä	0,18	4,17	0,002
puuvartisilla kasveilla elävät lajit	1	0,463; 6,885; 0,03	0,05	vakio	16,57	11,69	0,000
				kasvien korkeus	0,44	2,624	0,03
	2	0,598; 13,392; 0,005	0,025	vakio	15,31	12,11	0,000
				ruohov.suhteellinen peittävyys	-13,4	-3,67	0,005
uhanalaiset lajit	1	0,88; 25,75; 0,001	0,017	vakio	-18,9	-4,77	0,002
				korkeus (mpy)	0,03	4,44	0,003
				kasvidiversiteetti	6,07	3,29	0,013

Perhosten lajimäärä kasvoi kasvillisuuden monimuotoisuuden suhteen Kilpisjärvellä (kuva 97). (Alpiinisten ja subalpiinisten ($R^2 = 0,89$; $F_{2,7} = 8,97$; $p < 0,001$) sekä Suomessa uhanalaisten perhosten ($R^2 = 0,88$; $F_{2,7} = 25,75$; $p = 0,001$) lajimäärien vaihtelua Kilpisjärvellä selitti kasvillisuuden monimuotoisuuden lisäksi myös näytealan korkeus merenpinnasta (mpy), vaikka korkeus pyrittiin mahdollisuuksien mukaan vakioimaan näytealoja perustettaessa. Kun korkeuden vaikutus lajimäärään kontrolloitiin, myös sekä (sub-)alpiinisten ($R^2 = 0,53$; $F_{1,8} = 9,00$; $p = 0,017$) että uhanalaisten lajien ($R^2 = 0,50$; $F_{1,8} = 8,126$; $p = 0,021$) havaittu määrä Kilpisjärven näytealoilla kasvoi putkilokasviyhteisön monimuotoisuuden kasvaessa.

Ruohovartisilla kasveilla elävien perhosten havaittu näytealakohtainen lajimäärä vaihteli Kilpisjärvellä välillä 5–23 ja Jávreoaivvilla välillä 3–7. Ruohovartisten kasvien suhteellinen peittävyys oli ainoana merkitsevänä ympäristömuuttujana mallissa, mikä selitti suurimman osan näillä kasveilla elävien perhosten lajimäärän vaihtelusta Kilpisjärven näytealojen välillä ($R^2 = 0,60$; $F_{1,8} = 11,85$; $p = 0,009$).

Ruohovartisilla kasveilla elävien perhoslajien määrä kasvoi niiden ravintokasvien suhteellisen peittävyyden kasvaessa (kuva 98). Jávreoaivvilla kyseisen perhosryhmän näytealojen välistä vaihtelua selitti parhaiten putkilokasvien kokonaislajimäärä ($R^2 = 0,66$; $F_{1,9} = 17,35$; $p = 0,002$). Kasvilajimäärän

noustessa myös ruohovartisilla kasveilla elävien perhoslajien havaittu määrä kasvoi. Toisin kuin Kilpisjärvellä, ruohovartisten kasvien suhteellinen peittävyys ei selittänyt merkitsevästi näillä elävien perhosten lajimäärän vaihtelua Jávreoaivvilla, vaikka tekijät korreloivat keskenään samansuuntaisesti (r_S = 0,716; n = 11; p = 0,013).

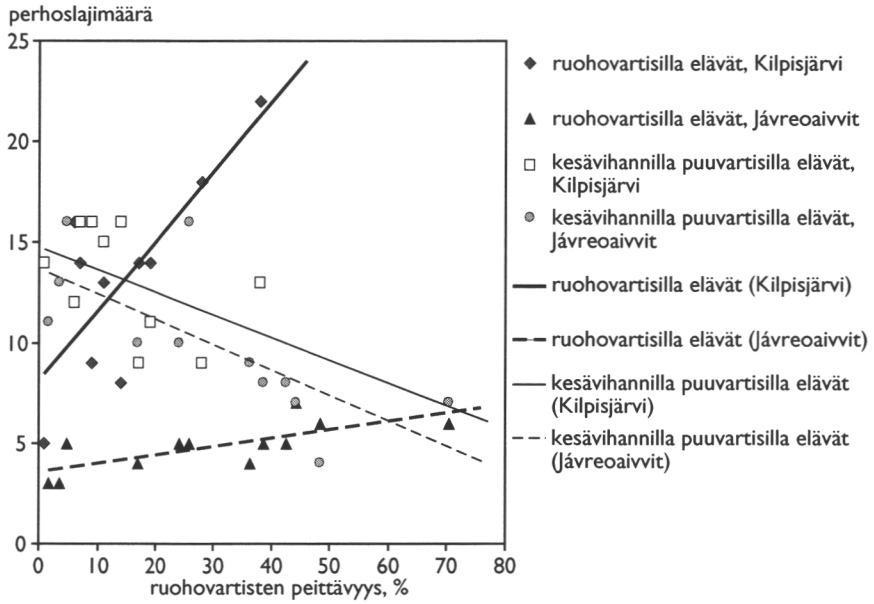


Kuva 97. Kasvilajiston monimuotoisuuden vaikutus havaittuun perhoslajimäärään Kilpisjärvellä. Residuaalit kokonaislajimäärän, (sub-)alpiinisten lajien määrän, Suomessa uhanalaisten lajien määrän ja näytteenottoalan korkeuden (mpy) välisistä regressioista putkilokasvien monimuotoisuutta vastaan.

Puuvartisilla kasveilla elävien perhosten havaittu näytealakohtainen lajimäärä vaihteli Kilpisjärvella välillä 17–24 ja Jávreoaivvilla välillä 7–18. Parhaiten havaittua vaihtelua Kilpisjärvellä selitti kasvillisuuden keskikorkeus (R^2 = 0,46; $F_{1,8}$ = 6,89; p = 0,03) ja Jávreoaivvilla ruohovartisten kasvien suhteellinen peittävyys (R^2 = 0,60; $F_{1,9}$ = 13,39; p = 0,005). Kasvillisuuden keskikorkeden vaikutus puuvartisilla elävien perhosten lajimäärään Kilpisjärvellä oli positiivinen. Ruohovartisten kasvien peittävyyden kasvaessa puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien määrä pieneni Jávreoaivvilla. Ilmiö korostuu kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien kohdalla, joiden lajimäärä vähenee voimakkaimmin ruohovartisten kasvien peittävyyden kasvaessa (R^2 = 0,53; $F_{1,9}$ = 9,02; p = 0,015). Kilpisjärvelläkin kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien määrä vaikutti suhtautuvan ruohovartisten kasvien suhteelliseen peittävyyteen samoin, mutta trendi ei ollut tilastollisesti merkitsevä (R^2 = 0,21; $F_{1,8}$ = 2,091; p = 0,186).

Ikivihreillä puuvartisilla kasveilla elävien perhosten lajimäärään ruohovartisten kasvien peittävyys ei näyttänyt vaikuttavan kummallakaan tutkimusalueella. Jávreoaivvilla tähän vaikuttivat sekä jäkälien suhteellinen peittävyys että kasvillisuuden monimuotoisuus (R^2 = 0,56; $F_{2,9}$ = 27,12; p < 0,001).

Kasvillisuuden monimuotoisuuden vaikutus kyseiseen perhosryhmään Jávreoaivvilla oli positiivinen, kuten muidenkin perhosryhmien lajimäärään Kilpisjärvellä.



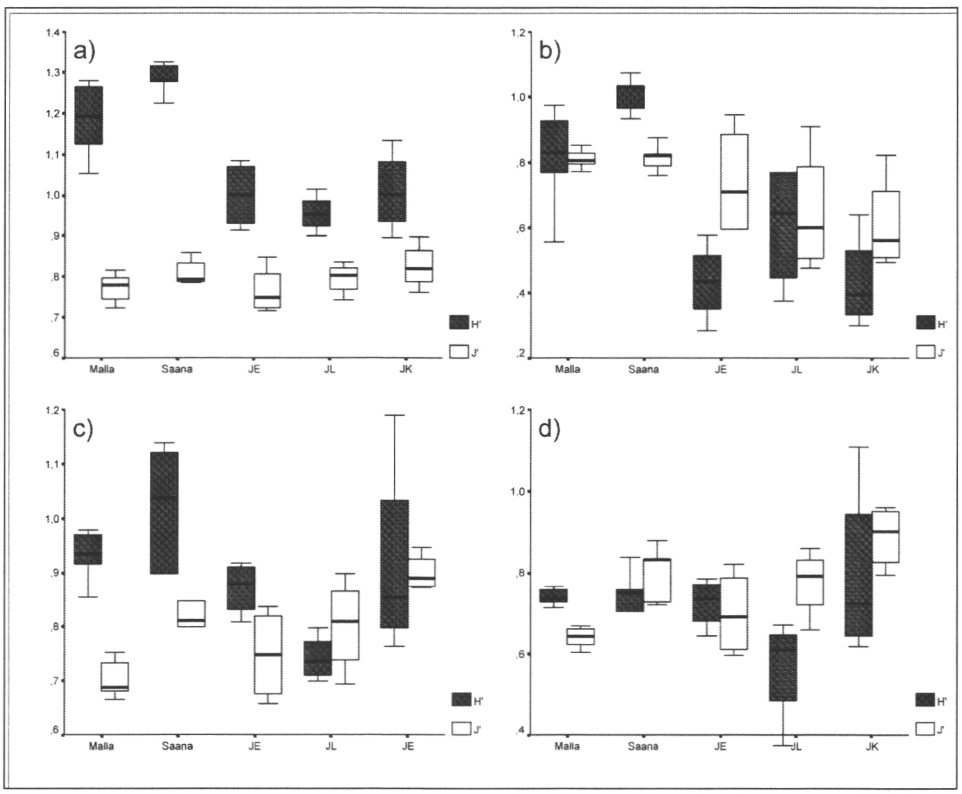
Kuva 98. Ruohovartisten kasvien peittävyyden vaikutus sekä ruohovartisilla että kesävihannilla puuvartisilla elävien perhoslajien määrään Kilpisjärvellä (Saana ja Malla) ja Jávreoaivvilla.

Perhosyhteisöjen monimuotoisuus

Perhosyhteisöjen monimuotoisuus Shannonin-Wienerin indeksillä mitattuna ei eronnut Saanan ja Mallan ($t = -2{,}198$; $df = 8$; $p = 0{,}059$) eikä Jávreoaivvin laidunluokkien välillä ($H_c = 0{,}731$; $df = 2$; $p = 0{,}694$) (kuva 99a). Perhosyhteisöjen diversiteettiä vastaavasti kasvillisuuden monimuotoisuus ei eronnut Kilpisjärven tuntureiden kesken ($t = -1{,}446$; $df = 8$; $p = 0{,}186$), mutta sen sijaan Jávreoaivvilla ero laidunluokkien välillä oli merkitsevä ($H_c = 5{,}692$; $df = 2$; $p = 0{,}05$). Putkilokasvillisuus oli monimuotoisempaa kesäaikana kevyesti laidunnetulla alueella verrattuna kevät-/syyslaitumeen ($p < 0{,}05$) ja intensiivisesti laidunnettuun vyöhykkeeseen ($p < 0{,}05$)

Saanalla ruohovartiset kasvit ylläpitivät monimuotoisempaa perhoslajistoa kuin Mallalla ($t = -2{,}529$; $df = 8$; $p = 0{,}035$) (kuva 99b). Jávreoaivvilla ero laidunpainegradientin suhteen ei ollut merkitsevä ($H_c = 2{,}354$; $df = 2$; $p = 0{,}308$), vaikkakin saman suuntainen. Sen sijaan puuvartisiin kasveihin sidonnaisen perhoslajiston monimuotoisuus ei eronnut Saanan ja Mallan välillä ($t = -1{,}545$; $df = 5{,}412$; $p = 0{,}179$), vaikka yhteisön tasaisuus oli Saanalla korkeampi ($t = -3{,}054$; $df = 8$; $p = 0{,}016$) (kuva 99c). Javreoaivvillakin puuvartisilla kasveilla elävien lajien yhteisössä yksilöiden jakautuminen lajien kesken erosi laidunluokittain ($H_c = 6{,}000$; $df = 2$; $p = 0{,}049$), mutta merkittävästi vain kevät-/syyslaitumen ja kesäaikana intensiivisesti laidunnetun alueen välillä ($p < 0{,}02$). Vertailukelpoisuudelle asetetun tasaisuuksien yhteneväisyysehdon

täyttävän mielekkään parin muodostivat kevät-/syyslaidun ja kesäaikana kevyesti laidunnettu alue, joista kesällä laiduntamattomalla alueella elää monimuotoisempi puuvartisiin kasveihin sidonnainen perhoslajisto ($p < 0,02$).



Kuva 99. (a) Perhosten kokonaislajiston, (b) ruohovartisilla, (c) puuvartisilla ja (d) kesävihanilla puuvartisilla kasveilla elävien lajien yhteisöjen keskimääräinen monimuotoisuus (H') ja tasaisuus (J') tutkimusalueittain [JE = Jávreoaivvit (kevät-/syyslaidun), JL = Jávreoaivvit (kesäaikana kevyesti laidunnettu), JK = Jávreoaivvit (kesäaikana intensiivisesti laidunnettu)].

Mallalla kesävihannillakin puuvartisilla kasveilla elävän perhoslajiston monimuotoisuutta laski Saanan yhteisöä matalampi tasaisuus (J') ($t = -4,690$; $df = 5,150$; $p = 0,005$) (kuva 99d). Tästä huolimatta Mallan yhteisö oli yhtä monimuotoinen kuin Saanankin ($t = -0,403$; $df = 8$; $p = 0,698$). Jávreoaivvilla kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävien perhoslajien yhteisön monimuotoisuus oli alhaisempi kevyesti kesäaikana laidunnetulla alueella kuin kevät-/syyslaitumella ($p < 0,02$). Ikivihreisiin puuvartisiin kasveihin sidonnaisten perhoslajien yhteisöjen monimuotoisuus ei sen sijaan eronnut laidunpaineen suhteen ($H_c = 1,520$; $df = 2$; $p = 0,468$). Kuitenkin Saanalla ikivihreillä puuvartisilla kasveilla elävä perhosyhteisö oli Mallan vastaavaa monimuotoisempi ($t = -3,718$; $df = 8$; $p = 0,006$).

Lajikohtainen tarkastelu

Yhteensä 51 perhoslajia otettiin lajikohtaiseen tarkasteluun. Tilastollisten analyysien kannalta riittävän runsaina näistä esiintyivät Kilpisjärvellä 49 ja

Taulukko 14. Lajikohtaiset erot havaituissa keskimääräisissä (1)yksilömäärissä ja (2)prosentuaalisissa osuuksissa Saanan ja Mallan välillä (Mannin-Whitneyn U-testi) sekä Jávreoaivvin laidunluokkien välillä (Kruskalin-Wallisin ja Dunnin a posteriori –testi) (JE = kevät-/syyslaidun, JK = kesäaikana intensiivisesti laidunnettu, JL = kesäaikana kevyesti laidunnettu).

perhoslaji ja toukkavaiheen ravintokasvi	Perhoslajien keskimääräinen absoluuttinen ja suhteellinen yksilömäärä alueittain									
	Malla ja Saana			Jávreoaivvit						
	M[1,2]	S	P≤	JE	JK	JL	P≤	JE vs. JK	JE vs. JL	JK vs. JL
Aethes deutschiana	[1]11,6	3,6	0,03	2,5	3,0	1,3	n.s.			
(*Pedicularis lapponica*)	[2]4,5	0,8	0,01	2,0	5,9	2,4	n.s.			
Altenia perspersella	[1]1,6	0	0,05							
(*Empetrum nigrum*)	[2]0,5	0	0,05							
Ancylis unguicella	[1]0	16,2	0,01							
(*Calluna vulgaris*)	[2]0	3,4	0,01							
Apotomis lemniscatana	[1]2,6	0	0,01	2,5	0,25	0	0,01	0,02	0,01	n.s.
(*Betula* spp.)	[2]1,0	0	0,01	2,3	0,4	0	0,02	0,05	0,01	n.s.
Boloria napaea	[1]0	17,2	0,01	(0	0	0,3	n.s.)			
(*Polygonum viviparum*)	[2]0	3,5	0,01	(0	0	0,6	n.s.)			
Catoptria furcatella	[1]2,6	14	0,01	(0	0,3	0	n.s.)			
(*Festuca ovina*)	[2]1,0	2,8	n.s.	(0	0,4	0	n.s.)			
Colias hecla	[1]0,4	23,6	0,01							
(*Astragalus* spp.)	[2]0,1	5,1	0,01							
Colias tyche	[1]2,2	36,4	0,01							
(*Astragalus* spp.)	[2]0,8	7,4	0,01							
Elophos vittaria	[1]1,2	0	0,02	1,5	0,25	0	0,02	0,05	0,01	n.s.
(*Betula* spp.)	[2]0,5	0	0,02	1,1	0,6	0	0,05	n.s.	0,02	n.s.
Epiblema simplonianum	[1]0,4	4,0	0,04							
	[2]0,2	0,8	n.s.							
Epinotia tetraquetrana	[1]			1,25	0	0	0,01	0,01	0,02	n.s.
(*Betula* spp.)	[2]			1,1	0	0	0,01	0,01	0,01	n.s.
Eupithecia intricata	[1]29,6	8,2	0,04	2,5	2,5	9,0	n.s.			
(*Juniperus communis*)	[2]10,5	1,7	0,03	2,0	3,8	10,6	n.s.			
Grapholita aureolana	[1]6,2	41,2	0,01	1,5	0	0	0,03	0,02	0,02	n.s.
(*Astragalus alpinus*)	[2]2,3	8,6	0,01	1,1	0	0	0,03	0,05	0,05	n.s.
Hadula melanopa	[1]6,6	8,4	n.s.	7,0	4,0	1,3	0,05	n.s.	0,05	n.s.
(*Empetrum nigrum*)	[2]2,6	2,0	n.s.	5,3	7,6	4,1	0,07	n.s.	n.s.	0,05
Incurvaria vetulella	[1]0,8	5,2	0,01	3,0	1,0	9,0	0,05	n.s.	n.s.	0,02
	[2]0,3	1,1	0,02	2,6	1,9	11,8	0,05	n.s.	0,05	0,02
Macaria fusca	[1]2,2	21,0	0,01	0,8	1,0	0	n.s.			
(*Vaccinium uliginosum*)	[2]0,9	4,3	0,02	0,7	1,6	0	n.s.			
Nemophora bellela	[1]6,2	0,2	0,03	9,8	0,5	0	0,02	n.s.	0,01	n.s.
(*Betula nana*)	[2]2,4	0,04	0,03	7,4	0,8	0	0,01	0,05	0,01	n.s.
Oeneis norna	[1]0	36,4	0,01							
(*Poaceae* spp.)	[2]0	7,5	0,01							
Parornix polygrammella	[1]2,4	0,4	0,02	0,5	0,5	1,0	n.s.			
(*Betula nana*)	[2]0,9	0,08	0,01	0,4	0,8	1,0	n.s.			
Phiaris schultziana	[1]23,2	9,6	0,010,0	18,3	5,8	12,0	0,04	0,02	n.s.	n.s.
(*Vaccinium* spp.)	[2]9,2	2,1	1	15,8	9,4	13,4	n.s.			
Pieris napi	[1]7,2	45,2	0,01	0	0	1,7	0,04	n.s.	0,05	0,05
(Brassicaceae spp.)	[2]2,8	8,9	0,01	0	0	1,8	0,01	n.s.	0,01	0,01
Plutella hyperboreella	[1]0	2,8	0,02							
(*Arabis alpina*)	[2]0	0,5	0,02							
Plutella xylostella	[1]1,6	0,2	0,04	0	1,3	1,3	0,05	0,05	n.s.	n.s.
(Brassicaeae spp.)	[2]0,6	0,04	0,03	0	2,3	3,5	0,06	0,05	0,05	n.s.
Polopeustis altensis	[1]0,4	41,2	0,01							
(*Astragalus alpinus*)	[2]0,2	8,3	0,01							
Psodos coracina	[1]22,8	7,2	0,03	5,0	2,8	2,0	0,04	n.s.	0,02	n.s.
(*Betula nana*)	[2]9,3	1,6	0,03	4,6	4,8	1,8	n.s.			
Pyrgus andromedae	[1]2,0	7,0	0,04							
(*Dryas octopetala*)	[2]0,7	1,5	n.s.							
Rheumaptera subhastata (*Betula, vaccinium* spp.)	[1]59,6	8,6	0,01	28,8	6,3	6,3	n.s.			
	[2]22,3	1,9	0,01	20,8	10,2	10,5	n.s.			
Scopula ternata	[1]1,4	0	0,01	(0	0,75	0,3	n.s.)			
(*Vaccinium uliginosum*)	[2]0,5	0	0,01	(0	1,5	0,3	n.s.)			
Sophronia gelidella	[1]0	3,4	0,02							
(*Dryas octopetala*)	[2]0	0,7	0,02							
Xanthorhoe fluctuata	[1]3,2	7,8	0,04	(0	0	0,3	n.s.)			
(Brassicaceae spp.)	[2]1,2	1,6	n.s.	(0	0	0,9	n.s.)			

Jávreoaivvilla 23 lajia. Näistä lajeista laidunnuksen suhteen neutraaleja oli 45 %, laidunnuksesta mahdollisesti hyötyviä 31 % ja siitä kärsiviä 24 %. Laidunnuksen suhteen eroavien lajien tulokset on esitetty taulukossa 14. Eri tavoilla laskettujen yksilömäärien tulokset olivat hyvin samansuuntaisia, siksi tulevissa kappaleissa keskitytään lähes poikkeuksetta absoluuttisten yksilömäärien vertailuun.

Sekä Kilpisjärvellä että Jávreoaivvilla havaituista perhosista kaikkiaan viisi lajia esiintyi runsaampana kesäaikana käytännössä laiduntamattomilla alueilla, vaikka ravintokasvien puuttuminen ei rajoittanut esiintymistä. Näistä *Apotomis lemniscatana, Elophos vittaria, Nemophora bellela* ja *Psodos coracina* suosivat Jávreoaivvilla vain kevät-/syyslaidunta, mutta *Phiaris schultziana* vältti vain intensiivisesti laidunnettua vyöhykettä. Vain Kilpisjärvellä runsaina tavatuista perhoslajeista *Altenia perspersella* ja *Scopula ternata* esiintyivät runsaslukuisempana lähes laiduntamattomalla Mallalla kuin Saanalla. Toisaalta harvat *S. ternata* -yksilöt havaittiin Jávreoaivvilla vain kesäaikana laidunnetulla alueella. Jávreoaivvin omaleimaisista lajeista *Epinotia tetraquetrana* havaittiin vain kevät-/syyslaitumella.

Edellisten lisäksi viisi lajia esiintyi tutkimusalueesta riippuen joko runsaampana tai vähintään yhtä runsaana kesäaikana laiduntamattomilla kuin laidunnetuillakin alueilla. *Aethes deutschiana, Eupithecia intricata, Parornix polygrammella* ja *Rheumaptera subhastata* olivat runsaampia Mallalla kuin Saanalla, mutta Jávreoaivvilla yhtä runsaita laidunluokasta riippumatta. Tosin *Rheumaptera subhastatan* havaittu keskimääräinen yksilömäärä oli nelinkertainen kevät-/syyslaitumella verrattuna kumpaankin laidunnettuun alueeseen. *Hadula melanopa* sen sijaan suosi kesäaikana laiduntamatonta kevät-/syyslaidunta Jávreoaivvilla, mutta esiintyi toisaalta yhtä runsaana Kilpisjärven tuntureilla.

Kilpisjärven ja Jávreoaivvin yhteisistä yksilömääräehdon täyttävistä lajeista *Incurvaria vetulella* ja *Pieris napi* näyttivät hyötyvän kesäaikaisesta laidunnuksesta esiintyen systemaattisesti runsaampana kesäaikana laidunnetuilla alueilla. *Incurvaria vetulellan* kohdalla ero keskimääräisessä yksilömäärässä kevät-/syyslaitumen ja kesäaikana kevyesti laidunnetun alueen välillä oli ainoastaan suuntaa-antava, mutta merkitsevä näytealoilla havaittuun yksilömäärään suhteutettuna.

Vain Kilpisjärvellä runsaana havaituista lajeista *Ancylis unguicella, Boloria napaea, Catoptria furcatella, Colias hecla, C. tyche, Epiblema simplonianum, Oeneis norna, Plutella hyperboreella, Polopeustis altensis, Pyrgus andromedae, Sophronia gelidella* ja *Xanthorhoe fluctuata* olivat runsaslukuisempia Saanalla kuin Mallalla. Näistä lajeista *B. napaea, C. furcatella* ja *X. fluctuata* tavattiin myös Jávreoaivvilla, missä näiden yksilöitä havaittiin vain kesäaikana laidunnettavilta alueilta, mutta havaitut yksilömäärät eivät riittäneet laidunluokkien välisen mahdollisen eron todentamiseen. Myös *Macaria fusca* esiintyi runsaslukuisempana Saanalla kuin Mallalla. Lajin runsaus ei tosin eronnut Jávreoaivvin laidunluokkien välillä, mutta yksilömäärän muutos oli samansuuntainen.

Kahden runsaana esiintyneen lajin kohdalla havainnot olivat ristiriitaiset tutkimusalueiden välillä. *Grapholita aureolana* esiintyi runsaampana Saanalla kuin Mallalla, mutta puuttui Jávreoaivvin kesäaikana laidunnetuilta alueilta. Päinvastoin kuin edellinen, *Plutella xylostella* oli runsaampi Mallalla kuin Saanalla, mutta harvalukuisempi Jávreoaivvin kevät-/syyslaitumella kuin

kesäaikana laidunnettavilla alueilla.

Kilpisjärven alueella säännöllisesti tavatut uhanalaiset ja silmälläpidettävät perhoslajit

Kilpisjärven alueella säännöllisesti esiintyvistä tuntureilla elävistä uhanalaisista ja silmälläpidettävistä lajeista (26 lajia) tavattiin tutkimusaikana 22 lajia (taulukko 15). Lajeista 3 on luokiteltu äärimmäisen uhanalaiseksi (CR), 5 erittäin uhanalaiseksi (EN), 7 vaarantuneeksi (VU) ja 7 silmälläpidettäväksi (NT). Näistä perhoslajeista Saanalla havaittiin 20, joista 7 lajia vain näytealojen ulkopuolella. Mallalla havaittiin 14 uhanalaista tai silmälläpidettävää perhoslajia, joista 4 ainoastaan näyteruutujen ulkopuolella.

Taulukko 15. Kilpisjärven alueella tutkimusaikana vuonna 2003 havaitut Rassin ym. (2001) mukaan uhanalaiset ja silmälläpidettävät perhoslajit.

laji	uhanalaisuus	havaittu yksilömäärä näytealoilla		havaittu näytealojen sisä- / ulkopuolella	
		Malla	Saana	Malla	Saana
Aristotelia heliacella	CR	-	2	-	+
Coleophora unigenella	CR	1	1	+	+
Sophronia gelidella	CR	-	17	-	+
Agriades glandon ssp. *aquilo*	EN	7	105	+	+
Catastia marginea	EN	-	7	-	+
Eupithecia fennoscandica	EN	-	-	-	+
Argyroploce aquilonana	EN	34	26	+	+
Stenoptilia islandica	EN	1	-	+	+
Coleophora svenssoni	VU	-	-	-	+
Colias hecla ssp. *sulitelma*	VU	2	118	+	+
Colias tyche ssp. *werdandi*	VU	11	182	+	+
Entephria flavicinctata	VU	-	-	+	-
Entephria nobiliaria	VU	-	-	-	+
Lycaena phlaeas ssp. *polaris*	VU	-	-	-	+
Perizoma minoratum	VU	-	-	+	+
Lasionycta leucocycla ssp. *dovrensis*	NT	-	-	+	+
Argyroploce noricana	NT	2	11	+	+
Plutella hyperboreella	NT	-	14	-	+
Pyrgus andromedae	NT	10	35	+	+
Stigmella dryadella	NT	2	-	+	-
Sympistis nigrita ssp. *zetterstedtii*	NT	9	9	+	+
Syngrapha hochenwarthi	NT	-	1	+	+

Näytealoilla havaituista uhanalaisista lajeista yksikään ei näytä taantuvan laidunnuksen vaikutuksesta, mutta sen sijaan *Sophronia gelidella, Colias hecla, C. tyche, Plutella hyperboreella* ja *Pyrgus andromedae* vaikuttavat runsastuvilta kevyen laidunnuksen suhteen (ks. myös taulukko 14). Näistä lajeista ainoastaan *Sophronia gelidella*a ja *Plutella hyperboreella*a ei havaittu Mallalla, vaikka jälkimmäinen siellä elääkin (Väisänen & Somerma 1988). Myös *Agriades glandon, Argyroploce noricana* ja *Catastia marginea* saattavat kuulua laidunnuksesta hyötyviin perhoslajeihin, sillä niitä havaittiin ainakin näennäisesti runsaammin Saanalla kuin Mallalla.

Muista uhanalaisista perhoslajeista *Aristotelia heliacella, Coleophora svenssoni, Lycaena phlaeas ssp. polaris, Eupithecia fennoscandica* ja *Entephria nobiliaria* havaittiin tutkimusaikana vain Saanalla. Toisaalta *Entephria flavicinctata* ja *Stigmella dryadella* havaittiin vain Mallalla. Näistä kumpikin esiintyy myös

Saanalla, joskaan ei välttämättä yhtä runsaana kuin Mallalla (Pekka Robert Sundell; pekka.sundell@faunatica.fi ja Jari-Pekka Kaitila; jari.kaitila@perhostutkijainseura.fi). Vastaavasti vain Saanalla tavatuista lajeista *Entephria nobiliaria* esiintyy suhteellisen runsaana myös Mallalla (Silvonen & Sundell 2000).



Kuva 100. Saanan ja Mallan lapinvuokkokankailla usein runsaana tavattava lapinvuokkovarsikoi (*Tinagma dryadis*). Kuva: Jussi Murtosaari.

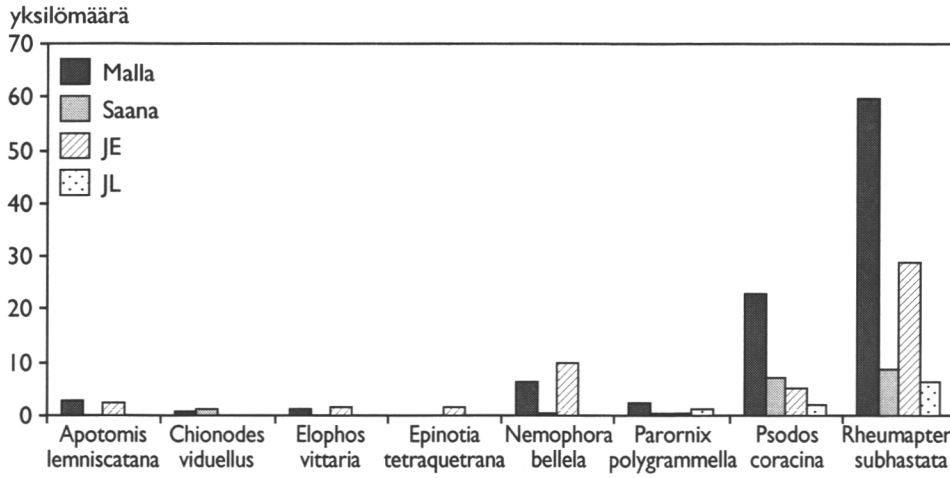
Tutkimuksen yhteydessä havaitsematta jääneistä uhanalaisista perhoslajeista *Cauchas breviantennella, Xestia lyngei* ja *Loxostege ephippialis* esiintyvät nykyään vain Saanalla (Väisänen & Somerma 1988), vaikka näistä jälkimmäistä on aiemmin tavattu yksittäin myös muilla alueen tuntureilla (Krogerus 1972). Edellisistä poikkeavasti *Tinagma dryadis* (kuva 100) esiintyy normaalisti runsaana molemmilla tuntureilla (Krogerus 1972, Väisänen & Somerma 1988), vaikka erityisen alhaisten kantojen vuoksi jäikin nyt havaitsematta.

Yksilömäärien vaihtelu laidunpaineeltaan erilaisilla alueilla ravintokasvien suhteen

Erot toukkien ravintokasvien peittävyyksissä selittävät yksilömäärissä havaittua eroa Saanan ja Mallan välillä 13 lajikohtaisesti tarkastellulla perhosella. Muiden yksilömääriltään eroavien perhoslajien (n = 15) kohdalla ravintokasvien määrä ei sen sijaan eroa merkittävästi näiden tuntureiden välillä, vaikka näistä 9 lajin ravintokasvien saatavuus onkin suuntaa-antavasti erilainen ($p < 0,07$). Jávreoaivvilla yksilömääriltään kevät-/syyslaitumen ja kesälaidunluokkien välillä eroavista 11 perhoslajista 8 kohdalla myös ravintokohteiden määrä erosi yksilömäärien mukaisesti.

Ruohovartisilla kasveilla elävistä perhosista (n = 20) 50 % (10 lajia) suhtautui laidunnukseen neutraalisti, 45 % (9) vaikutti hyötyvän ja vain *Aethes deutschiana* (5 %) näytti kärsivän laidunnuksesta (ks. taulukko 14). Mahdollinen taantuminen ei selity ravintokasvien määrällisellä erolla Saanan ja Mallan ($U_{5,5} = 11,500$; $p = 0,841$) tai Jávreoaivvin laidunpaineluokkien ($H_c = 1,286$; df = 2; $p = 0,526$) välillä. Kesävihannilla puuvartisilla kasveilla pääsääntöisesti elävistä lajeista (n = 16) 38 % (6) suhtautui laidunnukseen neutraalisti, mutta 56 % (9) näistä lajeista vaikutti taantuvan. Ryhmässä vain *Macaria fusca* (6 %) esiintyi runsaampana laidunnetulla Saanalla kuin Mallalla, mutta laji elääkin myös variksenmarjalla (*Empetrum nigrum*) (Mikkola ym. 1985). Ikivihreillä puuvartisilla kasveilla elävistä perhoslajeista (n = 10) luokiteltiin neutraaleiksi 40 % (4). Mahdollisesti runsastuvia ja taantuvia lajeja ryhmässä oli molempia 30 % (3).

Tutkimuksessa havaittiin yhteensä 16 pääsääntöisesti koivuilla (*Betula* spp.) elävää perhoslajia, joista kuusi esiintyi runsaana molemmilla tutkimusalueilla. Näistä lajeista *Apotomis lemniscatana, Elophos vittaria, Nemophora bellela* ja *Psodos coracina* esiintyivät harvalukuisempana laidunnetuilla alueilla sekä Kilpisjärvellä että Jávreoaivvilla (kuva 101). *Parornix polygrammella* ja *Rheumaptera subhastata* esiintyivät runsaampana Mallalla kuin laidunnetulla Saanalla, mutta yhtä runsaina Jávreoaivvilla laidunpaineesta riippumatta,

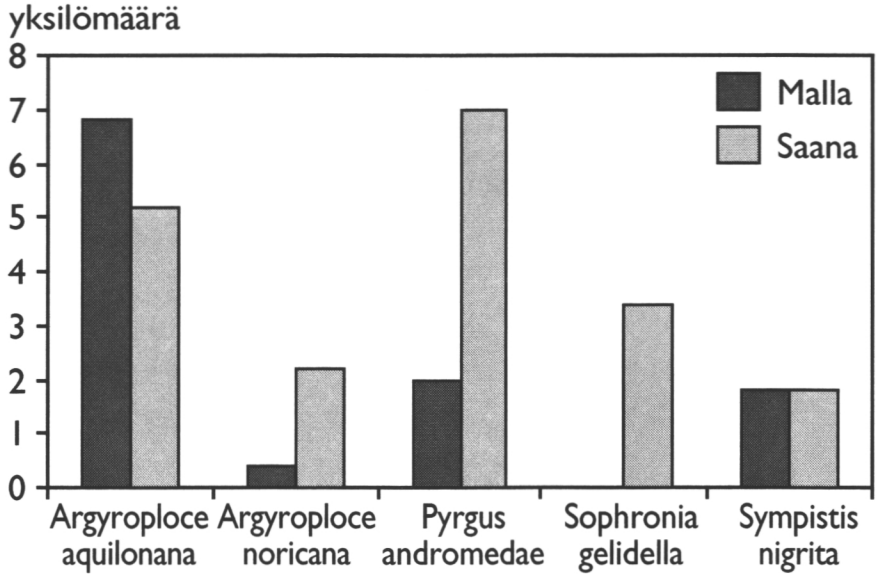


Kuva 101. Koivuilla (*Betula spp.*) elävien perhoslajien keskimääräiset yksilömäärät tutkimusalueittain [JE = Jávreoaivvit (kevät-/syyslaidun), JL = Jávreoaivvit (kesäaikana kevyesti laidunnettu), JK = Jávreoaivvit (kesäaikana intensiivisesti laidunnettu)].

vaikka varsinkin *R. subhastatan* esiintymiskuva oli samansuuntainen. Vain Jávreoaivvilla tavatun *Epinotia tetraquetranan* esiintyminen painottui myös kevät-/syyslaitumelle. Käytännössä edellisten lajien esiintymiskuva selittyy ravintokasvien runsaudella, sillä koivujen peittävyys oli alhaisempi laidunnetuilla alueilla sekä Kilpisjärvellä ($U_{5,5}$ = 2,00; $p < 0,016$) että Jávreoaivvilla (H_c = 6,269; df = 2; p = 0,044; JL vs. JE: $p < 0,05$). *Elophos vittaria* elää koivujen lisäksi myös puolukalla (*Vaccinium vitis-idaea*), mutta ravintokasvien yhteenlaskettukin määrä oli lajin esiintymiskuvan mukaisesti alhaisempi laidunnetuilla alueilla Kilpisjärvellä ($U_{5,5}$ = 4,00; $p < 0,043$) ja Jávreoaivvilla (H_c = 6,269; df = 2; p = 0,044; JL vs. JE: $p < 0,05$). Kilpisjärvellä havaittu *Chionodes viduellus* näytti olevan ainoa pääsääntöisesti koivuilla elävä perhoslaji, joka oli täysin neutraali laidunnuksen suhteen, vaikka sen ravintokasvien määrä oli alhaisempi Saanalla kuin Mallalla ($U_{5,5}$ = 0,000; $p < 0,004$).

Mustikalla (*Vaccinium myrtillus*) ja juolukalla (*V. uliginosum*) eläviä perhoslajeja havaittiin Kilpisjärvellä 9 ja Jávreoaivvilla 7. Yhteisistä lajeista *Ancylis myrtillana, Xanthorhoe spadicearia* ja *Phiaris schultziana* esiintyivät runsaana molemmilla alueilla. Huolimatta ravintokasvien määrän samankaltaisuudesta Kilpisjärven ($U_{5,5}$ = 5,000; p = 0,075) ja Jávreoaivvin (H_c = 2,192; df = 2; p = 0,334) laidunluokkien välillä, *P. schultziana* esiintyi runsaampana Mallalla kuin Saanalla. Yksilömäärä ei kuitenkaan eronnut Jávreoaivvin syys-/kevätlaitumen ja kevyesti kesäaikana laidunnetun alueen välillä, mutta intensiivisesti laidunnetulla alueella laji oli muita alueita harvalukuisempi. Vain Kilpisjärvellä runsaista lajeista *Albulina optilete* ja *Incurvaria oehlmanniella*

esiintyivät yhtä runsaana kummallakin tunturilla noudattaen ravintokasvien esiintymiskuvaa. *Phiaris schultzianan* tapaan myös *Scopula ternata* esiintyi runsaampana Mallalla kuin Saanalla.

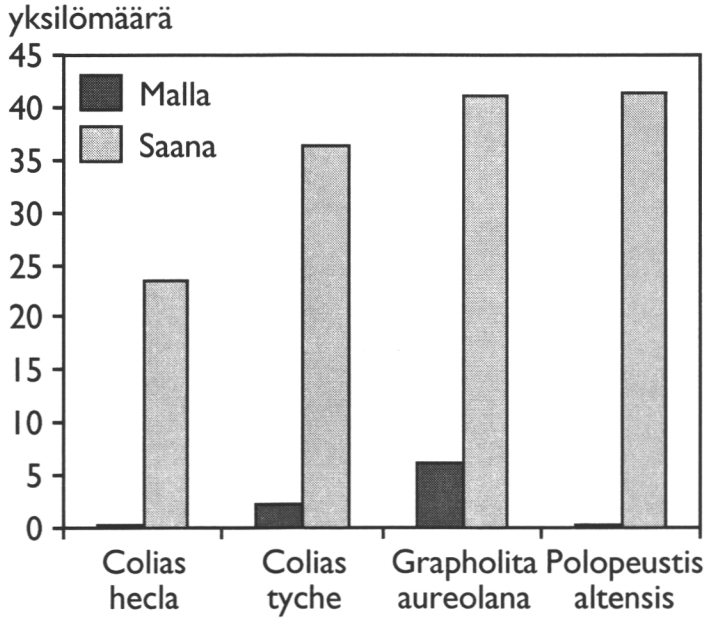


Kuva 102. Lapinvuokolla (*Dryas octopetala*) elävien perhoslajien havaitut keskimääräiset yksilömäärät Kilpisjärven tutkimusalueilla.

Kahdeksan Kilpisjärvellä havaittua perhoslajia elää lapinvuokolla (*Dryas octopetala*). Mahdollisesti ravinnon niukkuuden vuoksi lajisto puuttuu Jávreoaivvin aineistosta. Lapinvuokon peittävyys ei eronnut Saanan ja Mallan välillä ($U_{5,5}$ = 6,000; p = 0,111), mutta viidestä runsaana tavatusta perhoslajista *Pyrgus andromedae* (ravintokasvi varmentamaton) ja *Sophronia gelidella* esiintyivät runsaampana laidunnetulla Saanalla (kuva 102), missä myös *Argyroploce noricana* vaikutti olevan runsaimmillaan ($U_{5,5}$ = 4,5; p < 0,074). Sen sijaan *Argyroploce aquilonana* ja *Sympistis nigrita* vaikuttavat elinympäristön laadun suhteen edellisiä väljemmiltä esiintyen suhteellisen runsaina kummallakin tunturilla. Lisäksi yksittäin havaittiin *Coleophora unigenella*a, *Stigmella dryadella*a ja *Aristotelia heliacella*a, joista jälkimmäinen tunnetaan vain Saanalta (ks. Väisänen & Somerma 1988).

Ristikukkaisiin (Brassicaceae spp.) sidoksissa olevia perhoslajeja havaittiin Kilpisjärvellä 4 ja Jávreoaivvilla 3. *Pieris napi* esiintyi sekä Kilpisjärvellä että Jávreoaivvilla runsaampana kesäaikaisen laidunnuksen alaisilla alueilla. Muista yhteisistä lajeista *Xanthorhoe fluctuata* esiintyi Saanalla Mallaa runsaampana ja myös Jávreoaivvin molemmat yksilöt havaittiin laidunnetulla alueella. Edeltävien lajien tapaan, Kilpisjärvellä havaittu *Plutella hyperboreella* oli myös runsaampi säännöllisesti laidunnetulla Saanalla. Näiden perhoslajien runsaus noudattaa ravintokasvien määrää, sillä ristikukkaisten peittävyys Jávreoaivvilla oli suurempi kesäaikana laidunnetulla alueella kuin kevät-/syyslaitumella (H_c = 7,333; df = 2; p = 0,026; JE vs. JL: p < 0,02). Kilpisjärvelläkin samansuuntainen ero ristikukkaisten määrässä oli lähes merkitsevä ($U_{5,5}$ = 5,000; p < 0,075). Ristikukkaisilla elävistä lajeista vain *Plutella xylostella*n esiin-

tymiskuva oli ristiriitainen. Useimmilla ristikukkaisilla elävänä vaeltajalajina sen runsaus ei indikoi ympäristön laatua, koska lajin esiintymiskuva määräytynee ennemminkin vaellusaikaisten ilmavirtojen suuntauksen mukaan.



Kuva 103. Tunturikurjenherneellä *(Astragalus alpinus)* ja peuranvirnalla *(A. frigidus)* elävien perhoslajien havaitut keskimääräiset yksilömäärät Kilpisjärven tutkimusalueilla.

Ruohovartisista kasveista tunturikurjenherneellä (*Astragalus alpinus*) ja/tai peuranvirnalla (*A. frigidus*) eläviä perhoslajeja havaittiin Kilpisjärvellä 6. Runsaina havaitut *Colias hecla, C. tyche, Grapholita aureolana* ja *Polopeustis altensis* esiintyivät kummallakin tunturilla, mutta jokainen oli runsaampi Saanalla kuin Mallalla (kuva 103), mikä mahdollisesti selittyy laidunnetun Saanan suuremmalla ravintokohteiden määrällä ($U_{5,5} = 0{,}000$; $p < 0{,}004$). Edellä mainituista lajeista Jávreoaivvilla esiintyi vain *Grapholita aureolana*, joka Kilpisjärvestä poiketen esiintyi vain kesäaikana laiduntamattomalla kevät-/syyslaitumella. Lajin esiintymiskuva Jávreoaivvilla perustuu ravintokasvin (*Astragalus alpinus*) puuttumiseen kesäaikana laidunnetuilta alueilta, mikä selittää tutkimusalueiden välisen ristiriidan lajin esiintymisessä (ks. Lajikohtainen tarkastelu).

Heinäkasveilla (Poaceae spp.) eläviä perhoslajeja havaittiin Kilpisjärvellä 4 ja Jávreoaivvilla 5. Ainoana lajina *Erebia pandrose* esiintyi kummallakin alueella yleisenä. Lajin runsaus ei eronnut Saanan ja Mallan ($U_{5,5} = 8{,}000$; $p = 0{,}421$) eikä Jávreoaivvin laidunpaineluokkien välillä ($H_c = 0{,}069$; $df = 2$; $p = 0{,}966$). Myös *Eana osseana* esiintyi tilastollisesti yhtä runsaana molemmilla Kilpisjärven tuntureilla, vaikka Saanalla havaittiin 20 yksilöä Mallan 2 vastaan ($U_{5,5} = 7$; $p > 0{,}111$). Myöskään ravintokasvien saatavuus ei eronnut Kilpisjärvellä ($U_{5,5} = 5{,}000$; $p < 0{,}075$) eikä Jávreoaivvin laidunluokkien ($H_c = 4{,}902$; $df = 2$; $p = 0{,}086$) kesken kuin korkeintaan suuntaa-antavasti. Tästä huolimatta yhteisistä lajeista *Catoptria furcatella* vaikutti hyötyvän laidunnuksesta Kilpisjärvellä ja Jávreoaivvillakin lajia tavattiin vain intensiivisesti laidunnetulla alueella.

Myös vain Kilpisjärvellä havaittu *Oeneis norna* esiintyi selvästi runsaampana laidunnetulla Saanalla. Lisäksi Jávreoaivvin lajeista *Crambus lathoniellus* ja *Elachista parasella* havaittiin ainoastaan kesäaikana laidunnetuilla alueilla, mutta *Catoptria maculalis* myös kevät-/syyslaitumella.

Johtopäätökset

Selvimmin porojen laidunnuksen vaikutukset perhosten yhteisörakenteessa näkyvät lajistokoostumuksen muutoksina – joidenkin lajien ja lajiryhmien taantumisena tai runsastumisena. Ruohovartisilla kasveilla elävien perhosten yhteisöjen Shannonin-Wienerin -indeksillä mitattu monimuotoisuus vaikutti korkeammalta kesäaikana laidunnetuilla alueilla ja varsinkin näiden lajien suhteellinen osuus kokonaislajistoista kasvoi kesäaikaisen laidunpainegradientin suhteen sekä Kilpisjärvellä että Jávreoaivvilla. Toisaalta erityisesti kesävihantiin puuvartisiin kasveihin sidonnaisten perhosten lajimäärä oli laidunnetuilla alueilla laiduntamattomia alueita alhaisempi. Lisäksi varsin monen tähän ryhmään kuuluvan yksittäisen lajin runsaus vaikuttaa taantuvan laidunnuksen vaikutuksesta. Kuitenkin Kilpisjärvellä esiintyvien Suomessa uhanalaisten perhoslajien (Rassi ym. 2001) vaste laidunnuksen suhteen vaikuttaa olevan lähes poikkeuksetta joko neutraali tai jopa positiivinen.

NMDS-ordinaation mukaan säännöllisesti laidunnetun Saanan ja käytännössä laiduntamattoman Mallan perhosyhteisöt eroavat rakenteeltaan selvästi toisistaan. Jávreoaivvillakin kevät-/syyslaitumen perhosyhteisö vaikutti eroavan yhtä näytealaa lukuun ottamatta kevyesti kesäaikana laidunnetun alueen yhteisöstä. Koska perhoslajisto vaikutti suurelta osin määräytyvän kasvillisuuden mukaan (ks. myös Mutanen 2002), kevät-/syyslaitumen näytealan 2 (JE2) perhosyhteisön samankaltaisuus kevyesti laidunnettuihin näytealoihin verrattuna selittynee alan halkovalla purolla, sillä laiduntamattomillekin alueille voi kosteisiin puronotkoihin muodostua laitumille ominaista ruohovaltaista kasvillisuutta (Lauri Oksanen, suullinen tiedonanto).

Kevät-/syyslaitumen ja intensiivisesti laidunnetun vyöhykkeen perhosyhteisöjen samankaltaisuus Jávreoaivvilla johtuu osittain koeasetelmasta, sillä intensiivisen laidunnuksen vyöhykkeelle siirtyy yksilöitä myös läheiseltä kevät-/syyslaitumelta. Siirtymiseen vaikuttaa oletettavasti myös kesälaitumen suurempi mesikasvien määrä, mikä houkuttelee aikuisena ravintoa käyttäviä perhosia (ks. Luoto ym. 2001, Kuussaari ym. 1996). Intensiivisesti laidunnetulla vyöhykkeellä havaitun pienen yksilömäärän vuoksi jo muutaman ulkopuolisen yksilön saapuminen muuttaa havaittua yhteisörakennetta merkittävästi. Laidunnuksen vaikutuksia arvioitaessa onkin yksiselitteisempää keskittyä vain Saanan ja Mallan sekä Jávreoaivvin kevät-/syyslaitumen ja kesäaikana kevyesti laidunnetun alueen vertailuun. Intensiivisesti laidunnetun alueen jättäminen vähemmälle huomiolle tasaa myös Kilpisjärven ja Jávreoaivvin laidunpaine-eroista johtuvaa vaihtelua.

Kilpisjärvellä perhosten havaittu näytealakohtainen lajimäärä lisääntyi kasvillisuuden monimuotoisuuden kasvaessa. Vastaava tuottajien ja ensimmäisen asteen kuluttajien välinen positiivinen korrelaatio onkin tavallista (Murdoch ym. 1972, Root 1973, Hunter & Price 1992, Siemann ym. 1998, Knops ym. 1999, Kruess & Tschrantke 2002). Laiduntamattomien ja kesäaikana

laidunnettujen alueiden perhosyhteisörakenteessa havaitut eroavaisuudet eivät kuitenkaan selity laidunnuksesta monipuolistuvan kasvillisuuden seurauksena kasvavan perhosten lajimäärän tai diversiteetin eroilla, vaikka Howe (1994) ennustaa suurten nisäkäslajien laidunnuksen yleisesti monipuolistavan kasviyhteisöjä. Laidunnuksen vaikutukset kasviyhteisöissä saattavatkin monimuotoisuutta selvemmin näkyä pienten ja kilpailukyvyltään heikoimpien kasvilajien runsastumisena (luku 2.3). Vastaavasti laidunnuksen vaikutuksia perhosyhteisön rakenteeseen ei ehkä pitäisikään lähestyä kokonaislajimäärän tai -diversiteetin kautta, vaan keskittyä ekologisten lajiryhmien tai yksittäisten lajien vasteisiin.

Lajimäärältään runsaimpana ekologisena ryhmänä kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävät perhoset reagoivat laidunnukseen muita ryhmiä voimakkaammin. Sekä Kilpisjärvellä että Jávreoaivvilla kesävihannilla puuvartisilla elävien perhoslajien määrä oli alhaisempi laidunnetuilla kuin kesäaikana laiduntamattomina pidetyillä alueilla, minkä seurauksena myös näiden lajien suhteellinen osuus kokonaislajistoista pieneni laidunnuksen vaikutuksesta. Lajimäärän väheneminen lienee seurausta kasvillisuuden muutoksista, sillä niiden ravintokohteiden osuus tunturien kasviyhteisöissä pienenee yleisesti laidunnusintensiteetin kasvaessa (Olofsson 2001). Jávreoaivvilla oli viitteitä myös siitä, että lajimäärän lisäksi laidunnus saattaa laskea kesävihannilla puuvartisilla elävien perhosyhteisöjen monimuotoisuutta, vaikka monimuotoisuus ei eronnutkaan Saanan ja Mallan välillä. Toisaalta Mallan ja Saanan vertaaminen tässä ei ole yksiselitteistä, sillä valtalajien suuresta yksilömäärästä johtuva yksilöiden epätasainen jakautuminen lajien kesken laskee Mallan yhteisön monimuotoisuutta suhteessa Saanaan. Ikivihreillä puuvartisilla kasveilla elävien perhosten lajimäärään tai yhteisöjen monimuotoisuuteen laidunnuksella ei sen sijaan ollut vaikutusta Jávreoaivvilla, mutta Saanalla ikivihreillä puuvartisilla elävä perhosyhteisö oli Mallaa monimuotoisempi. Tutkimusalueiden eroa voidaan selittää Jávreoaivvilta puuttuvilla lapinvuokolla (*Dryas octopetala*) elävillä perhoslajeilla, jotka esiintyivät poikkeuksetta joko yhtä runsaana tai runsaampana laidunnetulla Saanalla kuin Mallalla.

Ruohovartisilla kasveilla elävien perhoslajien määrä ei eronnut kummallakaan tutkimusalueella, vaikka ruohovartisten kasvien suhteellinen osuus kasvillisuuden kokonaispeittävyydestä oli kesäaikana laidunnetuilla alueilla suurempi kuin laiduntamattomilla, kuten Zimov ym. (1995) ja Olofsson (2001) ovat esittäneetkin. Kuitenkin ravintokasvien suhteellisen osuuden mukaisesti kyseisen perhoslajiston osuus kokonaislajistosta oli suurempi laidunnetuilla alueilla. Lisäksi laidunnetulla Saanalla ruohovartisilla kasveilla elävä perhosyhteisö oli Mallan yhteisöä monipuolisempi. Jávreoaivvillakin suuntaus laidunpainetta vastaan oli samanlainen, joskin Kilpisjärven aluetta heikompi. Jávreoaivvin ja Kilpisjärven välinen ero saattaa selittyä alueiden mahdollisesti erilaisilla lajistopooleilla. Maaperältään karummalla Jávreoaivvilla havaittu lajisto koostui pääosin puuvartisilla kasveilla elävistä perhosista. Vaikka olosuhteet muuttuisivat laidunnuksen seurauksena ruohovartisilla elävien perhoslajien kannalta suotuisemmaksi, yhteisön vaste on läheisten lähdepopulaatioiden puuttuessa vaimea tai ainakin hyvin hidas. Mahdollisesti samasta syystä myös ruohovartisten kasvien peittävyyden ja niillä elävien perhosten lajimäärän korrelaatio oli Jávreoaivvilla Kilpisjärveä vaimeampi.

Uusien lajien immigraatioon ja kolonisaatioon vaikuttavat monet tekijät

(Hanski ym. 1996, Välimäki & Itämies 2003), minkä vuoksi ympäristömuutokset heijastuvat todennäköisesti lajimäärää herkemmin paikallisten lajien runsaudessa. Elinolosuhteiden parantuessa paikallispopulaatioiden koko voi kasvaa nopeasti, mutta toisaalta elinolosuhteiden heikentyessä lajit voi selvitä yksilömääriltään taantuvina vielä pitkäänkin. Ainoastaan Kilpisjärvellä havaittujen lajien yksilömäärien vertailun tuloksia laidunnuksen suhteen voidaan pitää vain suuntaa-antavina, sillä erot tuntureiden välillä voivat johtua tuntureiden rakenteellisista eroista ja koska paikallispopulaatioden kannanvaihteluiden samanaikaisuus on epävarmaa. Toisaalta maantieteellisesti läheisinä alueina Saana ja Malla ovat vertailukelpoisempia ryhmä- ja ravintokasvikohtaisten perhosyksilömäärien tarkastelussa, koska yksittäisten lajien vaikutus ei ole yhtä merkittävä kuin suorassa lajikohtaisessa vertailussa. Lisäksi Kilpisjärven ja Jávreoaivvin alueiden tulosten yleinen samankaltaisuus vahvistaa käsitystä siitä, että ekologisten ryhmien välillä havaittujen erojen taustalla on muutakin kuin vain Saanan ja Mallan väliset, poronhoidosta riippumattomat, erot.

Vallitseva laidunpaine ei vaikuttanut ainakaan vähentävän perhosten yleistä runsautta kummallakaan tutkimusalueella, mutta selvästi verrokkina olleita laiduntamattomia alueita niukemmin perhosia havaittiin Jávreoaivvin intensiivisesti laidunnetulla vyöhykkeellä. Ilmeisesti pitkäaikainen intensiivinen laidunnus onkin haitallista erityisesti hyönteisille (Morris 1967, 1969, Ausden & Treweek 1995). Yleisen runsauden samankaltaisuudesta huolimatta, kevyemminkin laidunnetuilla alueilla havaittiin kesävihannilla puuvartisilla kasveilla kehittyneitä perhosyksilöitä laiduntamattomia alueita vähemmän. Toisaalta ruohovartisilla kasveilla kehittyneitä perhosia havaittiin joko suhteellisesti tai absoluuttisesti enemmän kesäaikana laidunnetuilla alueilla, mikä korvaa puuvartisten kasvien vähenemisestä seuraavan näihin kasveihin sidonnaisen perhosten taantumisen.

Ruohovartisilla kasveilla elävät perhoslajit näyttävät siis ryhmänä hyötyvän nykyistä vastaavasta laidunnuksesta. Näistä lajeista jopa 95 % esiintyi joko yhtä runsaana tai runsaampana kesäaikana laidunnetuilla kuin laiduntamattomilla alueilla. Perhosten alueellinen runsaus riippuu usein niiden ravintokohteiden määrästä (esimerkiksi Luoto ym. 2001), mikä selittääkin havaitun ruohovartisilla kasveilla elävien perhosten yleisen runsastumisen laidunnuksen suhteen. Merkittävistä ravintokohteista esimerkiksi ristikukkaisilla (Brassicaceae spp.) ja hernekasveilla (*Astragalus alpinus, A. frigidus*) elävät paikalliset perhoslajit olivat lähes poikkeuksetta runsaampia laidunnetuilla alueilla. Ainoastaan *Grapholita aureolana*n esiintyminen Jávreoaivvilla oli poikkeava, mikä selittyy ravintokasvin puuttumisesta kesälaitumelta. Pääsääntöisesti ruohovartisilla kasveilla elävistä perhoslajeista vain lapinkuusion (*Pedicularis lapponica*) ja punakon (*Bartsia alpina*) kukinnoilla ja siemenillä elävä *Aethes deutschiana* vaikutti taantuvan laidunnuksen vaikutuksesta, vaikka ravintokasvien runsaus ei eronnutkaan laidunkäytön suhteen. Koska porot suosivat erityisesti ruohovartisten kasvien kukintoja ravintonaan, kukintojen ja siemenien syöjät saattavat olla erityisen herkkiä laidunnuksen suhteen suoran ravintokilpailun tai epähuomiossa tapahtuvan toukkien syönnin seurauksena, kuten Nieminen & Kaitila (2000) ennustavat. Sama ilmiö on havaittu empiirisesti pukinjuurella (*Pimpinella saxifraga*) elävillä perhoslajeilla (Juha Pöyry; juha.poyry@vyh.fi).

Paitsi lajimäärältään, kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävät perhoset näyttävät taantuvan myös yksilömäärällä mitattuna, sillä sekä Jávreoaivvilla että Kilpisjärvellä näiden yksilöiden osuus havaintoaineistoissa oli kesäaikana laidunnetuilla alueilla laiduntamattomia alhaisempi. Lisäksi lähes 60 % näistä oli lajikohtaisen tarkastelun mukaan vähälukuisempia laidunalueilla. Varsinkin ryhmä- ja osin myös lajikohtainen yksilömäärävaihtelu laidunluokkien välillä noudattaa ravintokohteiden saatavuudessa havaittuja eroja, kuten ruohovartisillakin kasveilla elävien perhoslajien kohdalla. Kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävän tunturilajiston kannalta merkittävistä ravintokasveista esimerkiksi koivujen (*Betula* spp.) määrä vähenee laidunnuksen myötä. Vastaavasti kahdeksasta koivuilla elävästä runsaasta perhoslajista vain yksi vaikuttaa laidunnuksen suhteen neutraalilta muiden taantuessa. Toisaalta esimerkiksi mustikalla (*Vaccinium myrtillus*) ja juolukalla (*V. uliginosum*) elävistä lajeista puolet vaikuttaa taantuvan, loppujen ollessa neutraaleita ravintokasvejaan vastaavasti.

Ekologisten ryhmien laji- ja yksilömäärät sekä yksittäisten lajien yksilömäärät vaikuttavat yleisesti noudattavan ravintokohteidensa runsautta eri tavalla laidunnetuilla alueilla. Muutokset perhosyhteisöjen rakenteessa laidunnettujen ja laiduntamattomien alueiden välillä ovat siis todennäköisimmin seurausta laidunnuksen aiheuttamista kasviyhteisöjen rakenteellisista muutoksista (ks. Olofsson 2001, Olofsson & Oksanen 2005). Toisaalta yksittäisten perhoslajien ja niiden ravintokohteiden runsauksien suhteet vaihtelevat yleissäännöistä poikkeavasti, jolloin myöskään suoran ravintokilpailun ja laiduntamisen sivutuotteena tapahtuvan varhaisempien kehitysasteiden vaurioittamisen merkitystä ei voi kokonaan sulkea pois. Koska porot pääsääntöisesti karttavat ravintonaan ikivihreitä puuvartisia kasveja (ks. Danell ym. 1994, Mulder 1999), suora ravintokilpailu ja tallautumisuhka eivät kohdistu näillä eläviin perhoslajeihin samalla tavalla kuin ruohovartisilla ja kesävihannilla puuvartisilla eläviin lajeihin. Uhanalaisten tunturiperhoslajien kannalta merkittävällä lapinvuokolla (*Dryas octopetala*) elävistä runsaana tavatuista lajeista (n = 5) kaksi tai kolme vaikutti runsastuvan laidunnuksen seurauksena, vaikka ravintokasvin runsaus ei eronnut Saanan ja Mallan näytealojen välillä. Mahdollisesti Saanalla on runsaammin lapinvuokolla eläville perhosille soveliasta elinympäristöä näytealojen ulkopuolella kuin Mallalla, mikä selittäisi havaitun eron edellä mainittujen lajien ja siten myös ikivihreillä puuvartisilla elävän perhosyhteisön monimuotoisuuden suhteen. Toisaalta näiden paahteisimpia soraikoita suosivien perhoslajien runsastuminen voi olla seurausta myös laidunnuksen tuottamista abioottisten tekijöiden muutoksista, sillä laidunnuksen on todettu kenttäkerroksen avoimuutta kasvattamalla lisäävän maahan asti ulottuvan lämpösäteilyn määrää (Olofsson 2001), mikä parantaa yleisesti hyönteisten elinympäristön laatua (Ausden & Treweek 1995, Thomas ym. 1999, Nieminen & Kaitila 2000).

Kilpisjärvellä havaittiin 22 Rassin ym. (2001) mukaan uhanalaista tai silmälläpidettävää perhoslajia, mikä entisestään korostaa alueen merkitystä lajistoltaan poikkeuksellisen arvokkaana alueena (ks. Krogerus 1972, Saarenmaa 1980, Väisänen & Somerma 1988). Edustava otos harvinaisista ja suojelullisesti arvokkaista perhoslajeista tukee myös käytetyn otantamenetelmän soveltuvuutta yhteisötason tutkimuksiin tunturiympäristössä. Säännöllisesti alueella tavatusta 26 uhanalaisesta lajista, jonka ravintovalikoima tunnetaan

riittävällä varmuudella (n = 23), 14 elää pääsääntöisesti ruohovartisilla ja 9 ikivihreillä puuvartisilla kasveilla. Molemmat lajiryhmät vaikuttavat olevan intensiteetiltään nykyisen kaltaisen laidunnuksen suhteen joko neutraaleita tai hyötyviä. Näistä lajeista *Aristotelia heliacella, Eupithecia fennoscandica, Perizoma minoratum ja Sympistis nigrita* elävät laidunpaineen suhteen herkillä kukinnoilla tai siemenillä. *Aristotelia heliacella* ja *Sympistis nigrita* elävät kuitenkin poron ravintovalikoimaan kuulumattomalla lapinvuokolla (*Dryas octopetala*), johon sidonnaiset perhoslajit eivät vaikuta kärsivän laidunnuksesta. Havaituista uhanalaisista ja silmälläpidettävistä lajeista *Colias hecla, C. tyche, Plutella hyperboreella, Pyrgus andromedae ja Sophronia gelidella* esiintyivät vuonna 2003 runsaampana laidunnetulla Saanalla kuin Mallalla. Lisäksi *Entephria nobiliaria, E. flavicinctata* ja *Stenoptilia islandica* elävät pääsääntöisesti kalliopahdoilla porojen ulottumattomissa.

Jos laidunnuksen vaikutuksia tarkastellaan perhosyhteisöjen lajimäärän, monimuotoisuuden ja yksilörunsauden tai vain uhanalaisten ja silmälläpidettävien lajien kannalta, Kilpisjärven alueen nykyistä keskimääräistä laidunpainetta vastaavan säädellyn poronhoidon salliminen Mallan luonnonpuistossa ei tämän tutkimuksen perusteella vaikuta vaarantavan alueen luonto- tai suojeluarvoa. Kilpisjärven alueella tavattavat uhanalaiset perhoslajit esiintyvät poikkeuksetta laidunnetulla Saanalla, mutta vain osa tästä lajistosta on edustettuna myös Mallalla. Täten Mallan ja Saanan välisen vertailun ongelmista huolimatta lienee selvää, että alueen uhanalaisten perhoslajien populaatioiden elinvoimaisuus ei kärsi ainakaan voimakkaasti nykytasoisesta laidunpaineesta. Sen sijaan, jos tarkastelu kohdistetaan kesävihannilla puuvartisilla eläviin perhoslajeihin, laidunnus näyttää olevan perhosyhteisöjen kannalta haitallista. Kilpisjärven alueella esiintyvät kesävihannilla puuvartisilla kasveilla elävät lajit ovat kuitenkin poikkeuksetta suhteellisen laajalle levinneitä ja paikoitellen runsaita ja siten yleisen suojelubiologisen mielenkiinnon kannalta merkityksettömämpiä kuin alueen uhanalaiset perhoslajit.

Arvio porolaidunnuksen vaikutuksista Kilpisjärvellä tutkimusajanjaksolla havaittuihin uhanalaisiin ja silmälläpidettäviin perhoslajeihin

Seuraavissa kappaleissa käsiteltävien lajien uhanalaisuus- ja elinympäristöluokitus on uusimman uhanalaisarvioinnin (Rassi ym. 2001) ja levinneisyys Suomen perhosten luettelon (Kullberg ym. 2002) mukainen. Lajikohtainen esiintymisaluekuvaus koskee vain Kilpisjärven lähialuetta ja perustuu sekä vuoden 2003 tutkimukseen että tutkimusajanjaksolla kertyneisiin havaintoihin ja kirjoittajan aiempiin kokemuksiin ellei erikseen toisin mainita. Ravintokasvitiedot noudattavat samaa linjaa kuin muussakin tekstissä (ks. luku Aineiston käsittely ja tilastolliset analyysit).

Lapinvuokkohohtokoi, ***Aristotelia heliacella*** (Herrich-Schäffer, 1854)	
Uhanalaisuusluokka	CR (äärimmäisen uhanalainen)
Maakuntahavainnot	Le (***Lapponica Enontekiensis*** – Enontekiön Lappi)
Elinympäristöt	Tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot sekä tunturikankaat
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin yksittäin ja vain Saanan paljakka-alueen lapinvuokkokankaalla, missä se esiintyi suhteellisen runsaana 1999. Kyseisestä lajista ei ole myöskään aiempia havaintoja Saanan ulkopuolelta. Lajin tunnettu esiintymisalue on pääosin porojen laidunnuksen vaikutuksen alaisena.
Ravintokasvi	Lapinvuokko (***Dryas octopetala***) (Kaitila 1996)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Vaikka lajin toukka elää ravintokasvinsa kukinnoissa, kevyt laidunnus ei todennäköisesti vaikuta lajin esiintymiskuvaan. Toukka syö ainoastaan alkukesällä, jolloin porot eivät yleisesti ole tuntureilla. Lisäksi lapinvuokko ei kuulu varsinaisesti porojen ravintovalikoimaan. Myöskään tallautuminen ei liene kovin merkittävä uhkatekijä toukille, mutta ympäristön avoimuuden lisääntyminen voi parantaa lajin elinolosuhteita maanpintaan pääsevän lämpösäteilyn lisääntymisen seurauksena.
Lapinvuokkopussikoi, ***Coleophora unigenella*** (Svensson 1966)	
Uhanalaisuusluokka	CR (äärimmäisen uhanalainen)
Maakuntahavainnot	Le, (***Li - Lapponica inariensis*** – Inarin Lappi, havainto virheellinen)
Elinympäristöt	Tunturikankaat sekä tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Laji havaittiin sekä Saanan että Mallan paljakka-alueiden lapinvuokkokankailla. Lajin tunnetut esiintymisalueet ovat pääosin molemmilla tuntureilla periaatteessa porojen saavutettavissa.
Ravintokasvi	Lapinvuokko (***Dryas octopetala***) (Kyrki & Karvonen 1984)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista: Kevyt laidunnus ei todennäköisesti vaikuta lajin esiintymiseen, sillä ravintokasvi ei kuulu porojen pääasialliseen ravintovalikoimaan. Kehitysasteiden tallautuminen kovan laidunpaineen aikana voi vaikuttaa negatiivisesti lajin selviämiseen, mutta ympäristön avoimuuden lisääntyminen voi toisaalta parantaa lajin elinolosuhteita maanpintaan pääsevän lämpösäteilyn lisääntymisen seurauksena.
Lapinvuokkoväkäskoi, ***Sophronia gelidella*** (Nordman, 1941)	
Uhanalaisuusluokka	CR (äärimmäisen uhanalainen)
Maakuntahavainnot	Le
Elinympäristöt	Tunturikalliot, -louhikot, ja -kivikot sekä tunturikankaat
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Laji havaittiin vain Saanan paljakka-alueen lapinvuokkokankailla. Lajia ei ole havaittu muualla aiempina vuosinakaan. Tunnettu esiintymisalue on pääosin poron laidunnuksen vaikutuksen alaisena.
Ravintokasvi	Esiintymiskuvan ja kotelosta kasvatetun yksilön perusteella lapinvuokko (***Dryas octopetala***) (Kaitila 1996)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Kevyt laidunnus ei todennäköisesti vaikuta lajin esiintymiseen, sillä ravintokasvi ei kuulu porojen pääasialliseen ravintovalikoimaan. Kehitysasteiden tallautuminen kovan laidunpaineen aikana voi vaikuttaa negatiivisesti lajin selviämiseen, mutta ympäristön avoimuuden lisääntyminen voi toisaalta parantaa lajin elinolosuhteita maanpintaan pääsevän lämpösäteilyn lisääntymisen seurauksena.

Tundrasinisiipi, ***Agriades glandon*** (Prunner, 1798) ssp. ***aquilo*** (Boisduval, 1832)	
Uhanalaisuusluokka	EN (erittäin uhanalainen)
Maakuntahavainnot	Le, Li
Elinympäristöt	Tunturipaljakat sekä kalkkikalliot ja -louhokset
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Laji havaittiin sekä Saanan että Mallan paljakka-alueiden dolomiittikallioiden ja -soraikoiden välittömässä läheisyydessä. Saanalla laji näyttää esiintyvän neljällä tai viidellä ja Mallalla kahdella erillisellä alueella. Merkittävä osa Saanan esiintymisalueista sijaitsee topografialtaan jyrkillä ja usein louhikoiden ympäröimillä alueilla, jotka ovat luonnostaan käytännössä porojen ulottumattomissa. Mallankin esiintymät ovat osittain porojen ulottumattomissa, vaikka niistä Saanaan verrattuna suurempi osa sijaitseekin periaatteessa laidunnukselle alttiissa ympäristössä.
Ravintokasvi	Ravintokasvi: Lajin on oletettu elävän tunturikurjenherneellä (***Astragalus alpinus***) (Marttila ym. 1990, Svensson 1993), mikä perustunee lähilajien ravintokasvivalikoimaan. Norjassa ravintokasviksi on myöhemmin todettu sinirikko (***Saxifraga oppositifolia***) (Tangen 1996). Tolmanin ja Lewingtonin (2001) mukaan laji elää kultarikolla (***Saxifraga aizoides***). Rikot (***Saxifraga spp.***) selittävät lajin esiintymiskuvaa Suomessa parhaiten.
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista: Kevyt laidunnus ei vaikuta lajin esiintymiskuvaan, sillä tunnetut esiintymät sijaitsevat ainakin osittain porojen ulottumattomissa jyrkän topografiansa seurauksena. Myöskään vuosien 1986–1991 nykyistä merkittävästi korkeampi laidunpaine ei vaikuttanut lajin runsauteen Saanalla (Juha Pöyry; juha.poyry@vyh.fi). Lämpimiä ja lähes kasvittomia elinympäristöjä suosivana lajina tundrasinisiipi hyötynee ympäristön avoimuuden ja paljaan mineraalimaan osuuden kasvamisesta laidunnuksen vaikutuksesta. Pieninä ja matalakasvuisina avoimilla louhikoilla ja soraikoilla kasvavina lajeina rikotkaan eivät oletettavasti ainakaan kärsi lievästä laidunnuksesta. Rikoille kelvollisen kasvualustan pinta-ala saattaa jopa lisääntyä, mikä vahvistaa tundrasinisiiven esiintymistä. Toisaalta varhaisempien kehitysasteiden tallautuminen kovan laidunpaineen aikana voi vaikuttaa negatiivisesti lajin selviämiseen alueilla, jotka ovat porojen saavutettavissa.
Tervakoisa, ***Catastia marginea*** (Denis & Schiffermüller, 1775)	
Uhanalaisuusluokka	EN (erittäin uhanalainen)
Maakuntahavainnot	Sa (***Savonia australis*** – Etelä-Savo), Sb (***Savonia borealis*** – Pohjois-Savo), Kb (***Karelia borealis*** – Pohjois-Karjala), Ok (***Ostrobottnia ultima*** – Perä-Pohjanmaa), Le, Li
Elinympäristöt	Tunturikalliot, -louhikot, ja -kivikot, tunturikankaat, kuivat niityt ja kedot sekä tuoreet niityt
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Laji havaittiin vain Saanan etelärinteen rehevissä sulavesivaikutteisissa puronotkoissa koivuvyöhykkeen ylärajan suurruohostoissa ja alapaljakan matalakasvuisilla niityillä. Käsivarren alueella laji tunnetaan Saanan lisäksi vain Annjalonjilta (Krogerus 1972, Väisänen & Somerma 1988). Lajin esiintymisalue Saanalla on kauttaaltaan porojen laidunnuksen alaisena.
Ravintokasvi	Tuntematon, todennäköisesti ruohovartinen putkilokasvi (Marko Mutanen; marko.mutanen@oulu.fi).
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Todennäköisimmin lievästä laidunnuksesta hyötyvä perhoslaji. Laidunnus voi vaikuttaa lajin esiintymiskuvaan positiivisesti elinympäristöjen laadun parantumisen ja pinta-alan lisääntymisen kautta, sillä se vähentää varjostavaa pensaikkoa ja estää pajukoitumista pitäen lajin umpeenkasvulle herkät elinympäristöt avoimena.

Tunturipikkumittari, *Eupithecia fennoscandica* (Knaben, 1949)	
Uhanalaisuusluokka	EN (erittäin uhanalainen)
Maakuntahavainnot	Lkoc (Lapponia kittilensis – Kittilän Lappi), Le, Li
Elinympäristöt	Hietikkorannat, tunturikalliot, -louhikot, -kivikot ja ruderaattialueet, tienvieret sekä ratapenkereet
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin vain Saanan etelärinteen avoimilla hienojakoisilla vyörysoraikoilla koivuvyöhykkeen yläkolmanneksen alueella (yksi yksilö myös kalliopahdan tyvellä). Yksittäishavainnon perusteella laji mahdollisesti esiintyy harvalukuisena myös Mallalla (Jari-Pekka Kaitila; jari.kaitila@perhostutkijainseura.fi). Lajin esiintymisalue Saanalla on jyrkimpiä kohtia lukuun ottamatta kauttaaltaan porojen laidunnuksen vaikutuksen alaisena.
Ravintokasvi	Pikkutervakko (***Lychnis alpina***) (Mikkola ym. 1985, Svensson 1993)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Todennäköisimmin laidunnuksesta hyötyvä perhoslaji. Laidunnus ja porojen tallaamisesta johtuva maanpinnan kulutus estää puuston uusiutumisen nykyisin avoimilla vyörysoraikoilla ja lisää mahdollisesti lajin kannalta soveliaan elinympäristön pinta-alaa. Toisaalta kukintoja ja siemenkotia syövät toukat voivat kärsiä porojen mieltymyksestä käyttää yleisesti kukintoja ravintokohteinaan. Pikkutervakon kukat näyttävät kuitenkin useimmiten olevan koskemattomia.
Tunturikirjokääriäinen, *Argyroploce aquilonana* (Karvonen, 1932)	
Uhanalaisuusluokka	EN (erittäin uhanalainen)
Maakuntahavainnot	Le, Li
Elinympäristöt	Tunturikankaat sekä tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Esiintyminen Kilpisjärvellä: Lajia havaittiin suhteellisen runsaasti sekä Saanan että Mallan paljakka-alueilla dolomiittikallioiden päällisillä lapinvuokkokankailla ja -louhikoilla. Sekä Saanalla että Mallalla osa tunnetuista esiintymisalueista on periaatteessa porojen saavutettavissa ja osa jyrkän topografian seurauksena porojen ulottumattomissa.
Ravintokasvi	Varmentamaton, esiintymiskuvan perusteella todennäköisesti lapinvuokko (***Dryas octopetala***)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Laidunnuksella ei liene merkittävää vaikutusta lajin esiintymiskuvaan, sillä laji näyttää suosivan luontaisesti avoimia ympäristöjä, jotka ainakin osittain ovat laidunnuksen ulottumattomissa.
Tunturisulkanen, *Stenoptilia islandica* (Staudinger, 1857)	
Uhanalaisuusluokka	EN (erittäin uhanalainen)
Maakuntahavainnot	Le
Elinympäristöt	Tunturikalliot, -louhikot, -kivikot sekä tunturikankaat
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Laji havaittiin sekä Saanalla että Mallalla lähinnä tihkuvesivaikutteisilla pahdanalusniityillä ja kalliohyllyillä sekä toisaalta kalkkivaikutteisilla avoimilla pahdanalussoraikoilla. Useimmat lajin tunnetuista esiintymisalueista ovat jyrkän topografiansa seurauksena porojen ulottumattomissa. Varsinkin Mallalla, missä suurin osa lajin esiintymisalueesta sijaitsee Pikku-Mallan pohjoisrinteen dolomiittijyrkänteillä ja jyrkänteiden välisillä kalliohyllyillä.
Ravintokasvi	Mätäsrikko (***Saxifraga cespitosa***) (Svensson 1993), ehkä muutkin rikot (***Saxifraga spp.***)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Laidunnus ei vaikuta lajin esiintymiskuvaan, sillä esiintymisalueet ovat suurelta osin käytännössä porojen ulottumattomissa.

Kurjenhernepussikoi, ***Coleophora svenssoni*** (Baldizzone, 1985)	
Uhanalaisuusluokka	VU (vaarantunut)
Maakuntahavainnot	Le, Li
Elinympäristöt	Hietikkorannat ja tunturiniityt
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Tutkimuksessa havaittiin vain yksi yksilö Saanan paljakka-alueella dolomiittijyrkänteen yläpuolisella lapinvuokkokankaalla. Mallalta lajia ei tunneta. Havaintojen niukkuuden seurauksena, lajin esiintymiskuva on Saanallakin epäselvä.
Ravintokasvi	Tunturikurjenherne (***Astragalus alpinus***) (Svensson 1993, Jukka Tabell; jtabell@saunalahti.fi)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Niittymäisen ympäristön laajentuminen laidunnuksen seurauksena voi vaikuttaa lajin esiintymiskuvaan positiivisesti, koska lähilajiensa (***Coleophora partitella, C. conspicuella, C. pyrrhulipennella***) tapaan lämpöä suosivana lajina kurjenhernepussikoi hyötynee ympäristön avoimuudesta. Toisaalta suora ravintokilpailu ja varhaisempien kehitysasteiden tallautuminen voi heikentää lajin elinmahdollisuuksia. Lajin toukka miinaa lähinnä kasvin ylälehdillä, mutta talvehtii aivan verson tyvellä (Jukka Tabell; jtabell@saunalahti.fi). Ylälehdillä kahtena peräkkäisenä vuotena miinaava toukka on pitkään alttiina kesäaikaiselle laidunnukselle. Nykyisellä pääesiintymisalueellaan Tenojoen rantasomerikoilla ja hiekkapohjaisilla niityillä lajin kanta vaikuttaa kuitenkin kohtuullisen vakaalta, vaikka alueet ovat porojen kesäaikaisen laidunnuksen alaisina. Vallitseva laidunpaine lieneekin nettovaikutukseltaan neutraali. Toisaalta laji kärsinee intensiivisestä laidunnuksesta, sillä vuosina 1986–1991 poromäärien ollessa Kilpisjärvellä huipussaan, kurjenhernepussikoita havaittiin vain porojen ulottumattomissa olevilla kalkkilouhikoilla (Jari-Pekka Kaitila; jari.kaitila @perhostutkijainseura.fi).
Lapinkeltaperhonen, ***Colias hecla Lefebre,*** 1836 ssp ***sulitelma Aurivillius***, 1890	
Uhanalaisuusluokka	VU (vaarantunut)
Maakuntahavainnot	Le, Li
Elinympäristöt	Hietikkorannat ja tunturiniityt
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Esiintyminen Kilpisjärvellä: Laji havaittiin sekä Saanan että Mallan tuorepohjaisilla niittymäisillä alueilla lähinnä alapaljakalla. Esiintymisalueet ovat periaatteessa porojen saavutettavissa kummallakin tunturilla. Laji esiintyi Saanalla runsaampana kuin Mallalla.
Ravintokasvi	Peuranvirna (***Astragalus frigidus***) (Marttila ym. 1990), Tunturikurjenherne (***Astragalus alpinus***) (Svensson 1993)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Todennäköisimmin kevyestä laidunnuksesta hyötyvä, mutta herkästi kasvavasta laidunpaineesta kärsivä perhoslaji. Laidunnuksen vaikutuksesta lajin kannalta soveliaan elinympäristön pinta-ala mahdollisesti kasvaa ja laatu paranee, sillä laidunnus lisää yleisesti ruohovartisten kasvien suhteellista osuutta ja estää avoimien alueiden umpeenkasvua. Saanalla laji taantui voimakkaasti ja oli ainakin näennäisesti kokonaan kateissa vuosien 1986–1991 välisen intensiivisen laidunvaiheen jälkeisinä vuosina 1990-luvun lopulle saakka. Vaikka esiintymiskuvan muutosta ei voida suoraan kytkeä silloiseen laidunnusintensiteettiin, poron suosimalla ravintokohteella toukka-aikana elävänä lajina kuitenkin kärsinee liikalaidunnuksesta suoran ravintokilpailun ja toukkien tuhoutumisen seurauksena, kuten edellinenkin laji.

Tunturikeltaperhonen, *Colias tyche* (Boeber, 1812 ssp. ***werdandi Zetterstedt***, 1839)	
Uhanalaisuusluokka	VU (vaarantunut)
Maakuntahavainnot	Le
Elinympäristöt	Tunturiniityt sekä kalkkikalliot ja -louhokset
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin laajalti sekä Saanan että Mallan paljakka-alueilla, mikä voi osin johtua lajin voimakkaasta liikkumisesta. Lajin elinympäristöt ovat suurimmilta osiltaan periaatteessa porojen saavutettavissa molemmilla tuntureilla. Saanalla laji esiintyi runsaampana kuin Mallalla.
Ravintokasvi	Kurjenherneet (***Astragalus spp.***) (Marttila ym. 1990, Svensson 1993)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Todennäköisimmin kevyestä laidunnuksesta hyötyvä perhoslaji. Laidunnuksen vaikutuksesta lajin kannalta soveliaan elinympäristön pinta-ala mahdollisesti kasvaa ja laatu paranee, samoin kuin edelliselläkin lajilla. Kahden edeltävän perhoslajin tapaan kurjenherneillä elävänä lajina tunturikeltaperhonen voi kärsiä liikalaidunnuksesta suoran ravintokilpailun ja toukkien tuhoutumisen seurauksena. Saanalla tunturikeltaperhonen esiintyy koko subalpiinisessa vyöhykkeessä koivurajan yläosasta jyrkän kalliopahdan juurelle, kun taas lapinkeltaperhosen pääesiintyminen rajoittuu selvästi alapaljakalle. Kalliopahdan juurella ja louhikoissa olevat esiintymät ovat vaikeammin porojen tavoitettavissa, jolloin ne mahdollisesti säilyvät suuremmalla todennäköisyydellä intensiivisen laidunnusvaiheen aikana kuin lapinkeltaperhosen pääosin tunturiniityillä olevat esiintymät, siksi tunturikeltaperhonen ei liene yhtä herkkä laidunpaineen suhteen kuin lähilajinsa. Oletuksen mukaisesti tunturikeltaperhosen kanta Saanalla ei vaikuttanut taantuvan edes 1980- ja 1990-lukujen taitteen intensiivisen laidunnusvaiheen aikana.
Pahtapohjanmittari, *Entephria flavicinctata* (Hübner, 1813)	
Uhanalaisuusluokka	VU (vaarantunut)
Maakuntahavainnot	Le
Elinympäristöt	Tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Laji havaittiin vain Pikku-Mallan pohjoisrinteen alemmalla kalliopahdalla koivuvyöhykkeen yläosassa. Laji esiintyy myös Saanan kalliopahdalla ja etelärinteen vyörysoraikoilla, joskin ilmeisesti selvästi vähälukuisempana kuin Pikku-Mallalla (Väisänen & Somerma 1988, Pekka Robert Sundell; pekka.sundell@faunatica.fi). Tunnetut esiintymät ovat jyrkän topografiansa seurauksena käytännössä kokonaan porojen ulottumattomissa kummallakin tunturilla.
Ravintokasvi	Ruusujuuri (***Rhodiola rosea***) (Silvonen & Sundell 2000)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Poron laidunnus ei vaikuta lajin esiintymiskuvaan, sillä tunnetut esiintymisalueet ovat porojen ulottumattomissa.
Kurupohjanmittari, *Entephria nobiliaria* (Herrich-Schäffer, 1852)	
Uhanalaisuusluokka	VU (vaarantunut)
Maakuntahavainnot	Le
Elinympäristöt	Tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin yksi yksilö Saanan etelärinteen louhikossa. Laji esiintyy kuitenkin suhteellisen runsaana sekä Saanan etelärinteen että Mallan pohjoisrinteen jyrkillä kalliopahdoilla (Silvonen & Sundell 2000). Lajin tunnetut esiintymisalueet ovat jyrkän topografiansa seurauksena käytännössä porojen ulottumattomissa kummallakin tunturilla.

Ravintokasvi	Sinirikko (***Saxifraga oppositifolia***) (Svensson 1993), kultarikko (***S. aizoides***) (Silvonen & Sundell 2000) ja mahdollisesti myös muut rikot (***Saxifraga spp.***)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Porojen laidunnus ei vaikuta lajin esiintymiskuvaan, sillä tunnetut esiintymisalueet ovat porojen ulottumattomissa.
Pohjanpikkukultasiipi, ***Lycaena phlaeas*** (Linnaeus, 1761) ssp. ***polaris*** (Courvoisier)	
Uhanalaisuusluokka	VU (vaarantunut)
Maakuntahavainnot	Lkoc, Le, Li
Elinympäristöt	Kuivat niityt ja kedot, ruderaattialueet, tienvieret ja ratapenkereet sekä niitty- ja luhtarannat
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin vain Saanan etelärinteen hienojakoisilla vyörysoraikoilla koivuvyöhykkeen yläkolmanneksen alueella ja toisaalta Kilpisjärven maantien pientareilla. Lajia on mahdollisesti havaittu aiemmin myös Mallalla (Väisänen & Somerma 1988).
Ravintokasvi	Niitty- ja ahosuolaheinä (***Rumex acetosa, R. acetosella***) (Marttila ym. 1990, Svensson 1993)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Todennäköisimmin kevyestä laidunnuksesta hyötyvä perhoslaji. Laidunnus ja porojen tallaamisesta johtuva maanpinnan kulutus parantanee lajin elinolosuhteita pitämällä vyörysoraikot avoimena ja mahdollisesti lisäämällä soveliaan elinympäristön pinta-alaa. Laji kestänee myös kohtalaisen korkeaa laidunpainetta, sillä intensiivinen laidunnus kasvattaa erityisen lämpimiä alueita suosivan lajin elinympäristöille tyypillisen avoimen mineraalimaan osuutta.
Pohjannauhamittari, ***Perizoma minoratum*** (Treitschke, 1828)	
Uhanalaisuusluokka	VU (vaarantunut)
Maakuntahavainnot	Le, Li
Elinympäristöt	Hietikkorannat, sora- ja kivikkorannat sekä tunturikosteikot
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin sekä Saanalla että Mallalla kosteissa ruohovaltaisissa sulavesivaikutteisissa puronotkoissa koivuvyöhykkeen yläkolmanneksen alueella sekä alapaljakalla. Yksilöitä havaittiin myös Saanan koivuvyöhykkeen soilla. Kaikki tunnetut esiintymät ovat periaatteessa porojen saavutettavissa.
Ravintokasvi	Silmäruohot (***Euphrasia spp.***), mutta esiintymiskuvan perusteella myös punakko (***Bartsia alpina***) (Mikkola ym. 1985)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Laidunnuksen vaikutukset ovat todennäköisesti voimakkaasti riippuvaisia laidunnuksen intensiteetistä. Ruohovaltaisten avoimehkojen alueiden lisääntyminen ja säilyminen pensoittumatta parantaa elinympäristöjen laatua, jolloin laidunnus on lajin kannalta edullista. Toisaalta kukkia ja siemeniä toukka-aikana syövänä lajina pohjannauhamittari lienee erityisen herkkä nykytilanteeseen verrattuna jo vähäisenkin laidunpaineen nousun suhteen (***vrt. Aethes deutschiana***, ks. myös Nieminen & Kaitila 2000), sillä porot suosivat juuri näitä kasvinosia ravinnonlähteinään. Lajin jo ennestäänkin harvalukuinen kanta Saanalla taantuikin 1986–1991 välisen intensiivisen laidunnusvaiheen aikana.
Tunturikirjoyökkönen, ***Lasionycta leucocycla*** (Staudinger, 1857) ssp. ***dovrensis*** (Wocke, 1864)	
Uhanalaisuusluokka	NT (silmälläpidettävä)
Maakuntahavainnot	Le
Elinympäristöt	Tunturiniityt sekä tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot

Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin varmuudella vain Saanan tunturiniityillä, mutta suurella todennäköisyydellä myös Mallalla, missä lajin tiedetään myös esiintyvän (Pekka Robert Sundell; pekka.sundell@faunatica.fi). Osittain lajin pääosin yöaikaan tapahtuvasta lennosta ja ilmeisen laajasta liikkuvuudesta johtuen, lajin esiintymiskuva varsinkin lisääntymisalueiden osalta on epäselvä. Krogeruksen (1972) mukaan laji suosii tunturikohokin (***Silene acaulis***) ja lapinvuokon (***Dryas octopetala***) hallitsemia soraikoita.
Ravintokasvi	Ravintokasvi: Epävarma, mahdollisesti lapinvuokko (***Dryas octopetala***) (Svensson 1993) tai kurjenherneet (***Astragalus*** spp.) (Skou 1991)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	
Kalkkikirjokääriäinen, *Argyroploce noricana* (Herrich-Schäffer, 1851)	
Uhanalaisuusluokka	NT (silmälläpidettävä)
Maakuntahavainnot	Le, Li
Elinympäristöt	Tunturikankaat sekä tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin ensisijaisesti sekä Saanan että Mallan paljakka-alueilla avoimen mineraalimaan pirstomilla lapinvuokkokankailla dolomiittikallioiden ja -louhikoiden välittömässä läheisyydessä. Osa lajin tunnetusta esiintymisalueesta sijaitsee käytännössä porojen ulottumattomissa, luontaisesti avoimilla kalliotasanteilla. Suurimmilta osiltaan elinalueet ovat kuitenkin periaatteessa porojen saavutettavissa kummallakin tunturilla. Lajin runsaudessa ei havaittu merkitsevää eroa Saanan ja Mallan välillä.
Ravintokasvi	Varmistamaton, esiintymiskuvan perusteella todennäköisesti lapinvuokko (***Dryas octopetala***) (ks. myös Svensson 1993).
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Laidunnuksella ei liene merkittävää vaikutusta lajin esiintymiskuvaan, sillä laji näyttää suosivan luontaisesti avoimia ja jyrkän topografian seurauksena porojen ulottumattomissa olevia ympäristöjä.
Tunturikaalikoi, *Plutella hyperboreella* (Strand, 1902)	
Uhanalaisuusluokka	NT (silmälläpidettävä)
Maakuntahavainnot	Le
Elinympäristöt	Tunturikankaat sekä tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Laji havaittiin vain Saanan paljakka-alueella sekä rehevissä sulavesivaikutteisissa niittypainanteissa että kuivilla dolomiittilouhikoilla ja -soraikoilla. Lajin elinalueet ovat Saanan pohjoisrinteen vaikeakulkuisimpia louhikoita lukuun ottamatta kauttaaltaan poron laidunnuksen alaisina. Laji tunnetaan myös Mallan luonnonpuiston alueelta (Väisänen & Somerma 1988).
Ravintokasvi	Tunturipitkäpalko (***Arabis alpina***), mahdollisesti myös muut ristikukkaiskasvit (***Brassicaceae*** spp.)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Todennäköisimmin kevyestä laidunnuksesta hyötyvä perhoslaji. Laidunnuksen vaikutukset luontaisesti avoimilla dolomiittilouhikoilla elävien yksilöiden suhteen merkityksettömiä. Sen sijaan ruohovaltaisen kasvillisuuden lisääntyminen pensaikon kustannuksella ja kasvillisuuden yleinen madaltuminen laidunnuksen vaikutuksesta vaikuttanee lajin esiintymiskuvaan positiivisesti.

Tunturikirjosiipi, *Pyrgus andromedae* (Wallengren, 1853)	
Uhanalaisuusluokka	NT (silmälläpidettävä)
Maakuntahavainnot	Le
Elinympäristöt	Tunturikankaat sekä kalkkikalliot ja -louhokset
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin suhteellisen runsaana sekä Saanan että Mallan paljakka-alueiden dolomiittikallioiden matalakasvuisilla lapinvuokkokankailla. Tunnetut esiintymisalueet ovat suurimmilta osiltaan periaatteessa porojen saavutettavissa. Saanalla laji esiintyi runsaampana kuin Mallalla.
Ravintokasvi	Varmistamaton, ravintokasviksi on ehdotettu tunturipoimulehteä (***Alchemilla glomerulans***) (Marttila ym. 1990), mutta lajin esiintymiskuvaa selittää paremmin lapinvuokko (***Dryas octopetala***)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Lievällä laidunnuksella ei liene merkittävää vaikutusta lajin esiintymiskuvaan. Joskin avoimen ja matalakasvuisen alueen lisääntyminen saattaa kasvattaa lajille soveliaan elinympäristön pinta-alaa.
Lapinvuokkokääpiökoi, *Stigmella dryadella* (Hofmann, 1868)	
Uhanalaisuusluokka	NT (silmälläpidettävä)
Maakuntahavainnot	Ks (***Regio kuusamoënsis*** – Koillismaa), Le
Elinympäristöt	Tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot sekä tunturikankaat, kalliorannat ja kalkkikalliot ja -louhokset
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia havaittiin yksittäin vain Mallan paljakka-alueen lapinvuokkokankailla, mutta lajin tiedetään esiintyvän myös Saanalla (Väisänen & Somerma 1988). Lajin tunnetut esiintymisalueet ovat periaatteessa suurelta osin porojen saavutettavissa.
Ravintokasvi	Lapinvuokko (***Dryas octopetala***) (Emmet, 1979, Svensson 1993)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Lievä laidunnus ei vaikuta lajin esiintymiseen ainakaan ravintokasvin määrän muutoksen kautta. Suomen mittakaavassa laji vaikuttaa suosivan kallioiden tai kivien päällisiä paahteisia lapinvuokkomättäitä, minkä perusteella laji vaatii tai ainakin suosii lämpötaloudeltaan erityisen edullisia ympäristöjä. Laidunnus voi siis vaikuttaa lajin esiintymiskuvaan edullisesti ympäristöjen avoimuuden ja sen seurauksena kasvavan maanpintaan pääsevän lämpösäteilyn kautta.
Pörhönopsayökkönen, *Sympistis nigrita* (Boisduval, 1840) ssp. ***zetterstedtii*** (Staudinger, 1857)	
Uhanalaisuusluokka	NT (silmälläpidettävä)
Maakuntahavainnot	Le, Li
Elinympäristöt	Tunturikalliot, -louhikot ja -kivikot sekä kalkkikalliot ja -louhokset
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Lajia sekä Saanan että Mallan paljakka-alueen dolomiittilouhikoiden välittömässä läheisyydessä sijaitsevilla avoimen mineraalimaan pirstomilla lapinvuokkokankailla. Lajin tunnetuista elinalueista suuri osa on jyrkän topografiansa ja louhikkoisuutensa seurauksena käytännössä porojen ulottumattomissa.
Ravintokasvi	Lapinvuokko (***Dryas octopetala***) (Svensson 1993)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Toukkana kukinnoissa elävänä lajina pörhönopsayökkönen voisi periaatteessa kärsiä voimakkaastikin porojen laidunnuksesta. Poroilla ei kuitenkaan liene merkittävää vaikutusta lajin esiintymiskuvaan, sillä suuri osa sen esiintymisalueesta on luontaisesti avointa porojen ulottumattomissa olevaa louhikkoa.

Kupariyökkönen, *Syngrapha hochenwarthi* (Hochenwarth, 1785)	
Uhanalaisuusluokka	NT (silmälläpidettävä)
Maakuntahavainnot	Obb (***Ostrobottnia borealis pars borealis*** – Pohjois-Pohjanmaa), Ks, Lkoc, Le, Li
Elinympäristöt	Kuivat niityt ja kedot sekä joenrannat ja tunturiniityt
Esiintyminen Kilpisjärvellä	Laji havaittiin kohtalaisen runsaana Saanan koivuvyöhykkeen yläosissa ja alapaljakalla rehevissä sulavesivaikutteisissa painanteissa, mutta vain yksittäin Mallan vastaavissa ympäristöissä. Lisäksi lajia tavattiin Saanan tunturikoivikon soilla. Laji esiintyy runsaana myös Saanan ja Jeähkatsin välissä virtaavan puron rantaniityillä. Lajin esiintymisalue Kilpisjärvellä on periaatteessa porojen saavutettavissa.
Ravintokasvi	Tunturikurjenherne (***Astragalus alpinus***) (Svensson 1993) ja todennäköisesti myös peuranvirna (***A. frigidus***)
Arvio mahdollisista laidunnusvaikutuksista	Todennäköisimmin lievästä laidunnuksesta hyötyvä perhoslaji. Laidunnus vähentää pensaikon määrää ja estää pajukoitumista, mikä lisää lajille soveliaan suhteellisen matalakasvuisen ruohovartisten kasvilajien hallitseman elinympäristön pinta-alaa. Intensiivisen laidunnuksen aikana laji kuitenkin kärsinee suorasta ravintokilpailusta.

Kiitokset

Kiitokset maastotöihin osallistuneille Petri Hirvoselle, Tiina Knollille ja Tomi Mutaselle, joista TM osallistui myös tutkimuksen suunnitteluun ja käsikirjoituksen kommentointiin. Suomen Ympäristöpalvelu Oy suoritti maaperäanalyysit. Kiitokset myös kokemuksensa käyttööni antaneille henkilöille: Juhani Itämies, Marko Mutanen, Jari-Pekka Kaitila, Heikki Kauhanen, Lauri Oksanen, Juha Pöyry, Pekka Robert Sundell ja Jukka Tabell.

Kirjallisuus

Ausden, M. & Treweek, J. 1995. Grasslands. Teoksessa: Sutherland, W. J. & Hill, D. A. (toim.) *Managing Habitats for Conservation. Cambridge University Press, Cambridge*. s. 197–229.

Baines, D., Sage, R. B. & Baines, M. M. 1994. The implications of red deer grazing to ground vegetation and invertebrate communities of Scottish native pinewoods. – *Journal of Applied Ecology* 31: 776–783.

Balmer, O. & Erhard, A. 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: rethinking conservation practices. – *Conservation Biology* 14: 746–757.

Bryant, J. P., Danell, K., Reichardt, P. B., Clausen, T. A. & Werner, R. A. 1991. Effect of mammal browsing on the chemistry of deciduous woody plants. Teoksessa: Tallamy, D. W. & Raupp, M. J. (toim.). *Phytochemical induction by herbivores*. John Wiley & sons, New York. s. 135–154.

Caswell, H. & Cohen, J. E. 1993. Local and regional regulation of species-area relations: a patch-occupancy model. Teoksessa: Ricklefs, R. E. & Schluter, D. (toim.). *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives.* University of Chicago Press, Chicago. s. 99–107.

Cox, T. F. & Cox, M. A. A. 1994. *Multidimensional scaling*. Chapman & Hall, London.

Danell, K. & Huss-Danell, K. 1985. Feeding by insects and hares on birches earlier affected by moose browsing. – *Oikos* 44: 75–81.

—, Utsi, P.-M., Palo, T. & Eriksson, O. 1994. Food plant selection by reindeer in relation to plant quality. – *Ecography* 17: 153–158.

Di Giulio, M., Edwards, P. J. & Meister, E. 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grassland: the roles of management and landscape structure. – *Journal of Applied Ecology* 38: 310–319.

Du Rietz, G. E. 1924. *Studien über die Vegetation der Alpen, mit Derjenigen Skandinaviens verglichen.* – Veröffentl. D Geobot. Inst. Rübel I.

Emmet, A. M. 1979. *A field guide to the smaller British Lepidoptera.* The British Entomological and Natural History Society. 271 s.

Gibson, C. W. D., Brown, V. K., Losito, L. & McGavin G. C. 1992. The response of invertebrate assemblies to grazing. – *Ecography* 15: 166–176.

Hanski, I., Moilanen, A., Pakkala, T. & Kuussaari, M. 1996. The quantitative incidence function model and persistence of an endangered butterfly metapopulation. – *Conservation Biology* 10: 578–590.

Haukioja, E. 1991. Induction of defences in trees. – *Annual review of Entomology* 36: 25–42.

— & Niemelä, P. 1977. Retarded growth of a geometric larva after mechanical damage to leaves of its host plant. – *Annales Zoologici Fennici* 14: 48–52.

Heck, K. L., Van Belle, G., Simberloff, D. 1975. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. – *Ecology* 56: 1459–1461.

Hjälten, J. & Price, P. W. 1996. The effect of pruning on willow growth and sawfly population densities. – *Oikos* 77: 549–555.

Holm, S. 1979. A simple sequentially rejective multiple test procedure. – *Scandinavian Journal of Statistics* 6: 65–70.

Howe, H. F. 1994. Managing species diversity in tallgrass prairie: assumptions and implications. – *Conservation Biology* 8: 691–704.

Hunter, M. D. & Price, P. W. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. – *Ecology* 73: 724–732.

Huston, M. A. 1979. A general hypothesis of species diversity. – *American Naturalist* 113: 81–101.

Jantunen, J., Marttila, O., Saarinen, K. & Arminen, L. 1996. *Punakeltaverkkoperhosen (Eurodryas aurinia) elinympäristön hoito joutsenolaisella metsälaitumella: Kunnostus ja ensimmäisen laidunnuskauden tulokset*. Etelä-Karjalan Allergia- ja Ympäristöinstituutti, Joutseno. 9 s.

Kaitila, J.-P. 1996. Suomen jäytäjäkoiden (Gelechiidae) elintavat. - *Baptria* 21: 81–105.

Karban, R. & Baldwin, I. T. 1997. *Induced Responses to Herbivory*. University of Chicago Press, Chicago.

Knops, J. M. H., Tilman, D., Haddad, N. M., Naeem, S., Mitchell, C. E., Haarstad, J., Ritchie, M. E., Howe, K. M., Reich, P. B., Siemann, E. & Groth, J. 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. - *Ecology Letters* 2: 286–293.

Kokko, Y. 1969. *Poro - muistelus*. Porvoo. 173 s.

Krause, S. C. & Raffa, K. F. 1995. Defoliation intensity and larval age interact to affect sawfly performance on previously injured Pinus resinosa. - *Oecologia* 102: 24–30.

Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. 2. painos. Addison Wesley Congman inc.

Krogerus, H. 1972. The invertebrate fauna of the Kilpisjärvi area, Finnish Lapland. 14. Lepidoptera. - *Acta Societas pro Fauna et Flora Fennica* 80: 189–222.

Kruess, A. & Tscharntke, T. 2002. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. - *Conservation Biology* 16: 1570–1580.

Kullberg, J., Albrecht, A., Kaila, L. & Varis, V. 2002. Checklist of Finnish Lepidoptera. - *Sahlbergia* 6: 45–190.

Kuussaari, M., Nieminen, M. and Hanski, I. 1996. An experimental study of migration in the Glanville fritillary butterfly Melitaea cinxia. - *Journal of Animal Ecology* 65: 719–801.

— , Ryttäri, T., Heikkinen, R., Manninen, P., Aitolehti, M., Pöyry, J., Pykälä, J. & Ikävalko, J. 2003. Voimajohtoaukeiden merkitys niittyjen kasveille ja perhosille. - *Suomen ympäristö* 638: 1–65.

Kyrki, J. & Karvonen J. 1984. The biology of Coleophora unigenella (Lepidoptera, Coleophoridae). - *Notulae Entomologicae* 64: 51–53.

Leather, S. R., Witt, A. D. & Forrest, G. I. 1987. Insect-induced chemical changes in young lodgepole pine (Pinus concorta): the effect of previous defoliation on oviposition, growth and survival of the pine beauty moth, Panolis flammea. - *Ecological Entomology 12*: 275–281.

Luoto, M., Kuussaari, M., Rita, H., Salminen, J., von Bornsdorff, T., 2001. Determinants of distribution and abundance in the Clouded apollo butterfly: a landscape ecological approach. - *Ecography* 24: 601–617.

Marttila, O., Haahtela, T., Aarnio, H. & Ojalainen, P. 1990. *Suomen päiväperhoset*. Kairisto Oy, Hämeenlinna. 362 s.

McNaughton, S. J. 1983. Compensatory growth as a response to herbivory. - *Oikos* 40: 329–336.

Mikkola, K., Jalas, I. & Peltonen, O. 1985. *Suomen Perhoset, Mittarit I.* Tampereen Kirjapaino Oy, Tampere. 260 s.

Minchin, P. R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. - *Vegetatio* 69: 89–107.

Montell, J. 1914. Förslag till naturskyddsområde vid Kilpisjaur. - *Meddelanden av Societas pro Fauna et Flora Fennica*. H. 40: 175–181.

Morris, M. G. 1967. Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. I. Responses of some phytophagous insects to cessation of grazing. - *Journal of Applied Ecology* 4: 459–474.

— 1969. Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. II. The heteropterous fauna. - *Journal of Applied Ecology* 6: 475–487.

— 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. - *Biological Conservation* 95: 129–142.

— , Thomas, J. A., Ward, L. K., Snazell, R. G., Pywell, R. F., Stevenson, M. J. & Webb, N. R. 1994. Re-creation of early-successional stages for threatened butterflies - an ecological engineering approach. - *Journal of Environmental Management* 42: 119–135.

Mortimer, S. R., Hollier, J. A. & Brown, V. K. 1998. Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. - *Applied Vegetation Science* 1: 101–114.

Mulder, C. P. H. 1999. Vertebrate herbivores and plants in the Arctic and the subarctic: effects on individuals, populations, communities and ecosystems. - *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2: 29–55.

Murdoch, W., Evans, F. & Peterson, C. 1972. Diversity and pattern in plants and insects. - *Ecology* 53: 819–829.

Mutanen, T. 2002. Pikkuperhoset perinnemaisemien indikaattoreina. *Pro gradu* -tutkielma. Oulun Yliopisto. 41 s.

Neuvonen, S., Hanhimäki, S., Suomela, J. & Haukioja, E. 1988. Early season damage to birch foliage affects the performance of a late season herbivore. - *Journal of Applied Entomology* 105: 182–189.

Niemelä, P., Tuomi, J., Mannila, R. & Ojala, P. 1984. The effects of previous damage on the quality of Scots pine foliage as food for diprionid sawflies. - *Zeitschrift für andgewandte Entomologie* 98: 33–43.

Nieminen, M. & Kaitila, J.-P. 2000. Saaristomeren kansallispuiston niittyjen ja hakojen perhoset. - Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja Sarja A 111: 1–221.

Oksanen, L. 1978. Lichen grounds of Finnmarksvidda, northern Norway, in relation to summer- and winter grazing by reindeer. - *Reports of Kevo Subarctic Research Station* 14: 64–71.

— , Moen, J. & Helle, T. 1995. Timberline patterns in northmost Fennoscandia. Relative importance of climate and grazing. - *Acta Botanica Fennici* 153: 93–105.

— & Virtanen, R. 1995. Topographic, altitudinal and regional patterns in continental and suboceanic heath vegetation of northern Fennoscandia. - *Acta Botanica Fennici* 153: 1–80.

Olff, H. & Ritchie, M. E. 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. - *Trends in Ecology and Evolution* 13: 261–265.

Olofsson, J. 2001. *Long term effects of herbivory on tundra ecosystems.* PhD-dissertation. Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University. s. 1–49.

— , Kitti, H., Rautiainen, P., Stark, S. & Oksanen, L. 2001. Effects of summer grazing by reindeer on composition of vegetation, productivity and nitrogen cycling. - *Ecography* 24: 13–24.

— & Strengbom, J. 2000. Response of galling invertebrates on Salix lanata to reindeer herbivory. - *Oikos* 91: 493–498.

Olofsson, J., and Oksanen, L. 2005. Effects of reindeer density on plant diversity in the Fennoscandian mountain chain. - Teoksessa: J.E. Haugerud (ed). Proceedings of 11th Arctic Ungulate Congress, Saariselkä, Finland, 2003. *Rangifer.* Painossa.

Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 285–307.

Putman, R. J., Edwards, P. J., Mann, J. C. F., How, R. C. & Hill, S. D. 1989. Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. - *Biological Conservation* 47: 13–32.

Quinn, G. P. & Keough, M. J. 2002a. *Experimental design and data analysis for biologist, kappale 18: Multidimensional scaling and cluster analysis.* Cambridge University Press, Cambrigde. s. 473–493.

— & Keough, M. J. 2002b. *Experimental design and data analysis for biologist, kappale 3: Hypothesis testing.* Cambridge University Press, Cambridge. s. 32–57.

Raffa, K. F., Krause, S. C. & Reich, P. B. 1998. Long-term effects of defoliation on red pine suitability to insects feeding on diverse plant tissues. - *Ecology* 79: 2352–2364.

Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1994. *Biometria - tilastotiedettä ekologeille.* Yliopistopaino, Helsinki. 569 s.

Rambo, L. L. & Faeth, S. H. 1999. Effect of Vertebrate grazing on plant and insect community structure. - *Conservation Biology* 13: 1047–1054.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. *Suomen lajien uhanalaisuus 2000.* Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus,

Helsinki. 432 s.

Raup, D. M. 1975. Taxonomic diversity estimation using rarefaction. – *Palaeobiology* 1: 333–342.

Redak, R. A. & Cates, E. G. 1984. Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii) – spruce budworm (Choristoneura occidentalis) interactions: the effects of nutrition, chemical defences, tissue phenology, and tree physical parameters on budworm success. – *Oecologia* 62: 61–67.

Rhoades, D. F. 1985. Offensive-defensive interactions between herbivores and plants: their relevance in herbivore population dynamics and ecological theory. – *American Naturalist* 125: 205–238.

Roininen, H., Price, P. W. & Tahvanainen, J. 1994. Does the willow bud galler, Euura mucronata benefit from hare browsing on its host plants? Teoksessa: Price, P. W., Baranchicov, Y. & Mattson, W. J. (toim.). *The ecology, physiology and evolution of gall-forming insects*. UDSA Forest Service General Technical Report. s. 12–26.

— , Price, P. W. & Bryant, J. P. 1997. Response of galling insects to natural browsing by mammals in Alaska. – *Oikos* 80: 481–486.

Root, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (Brassica oleraceae). – *Ecological Monographs* 43: 95–124.

Saarenmaa, H. 1980. Piirteitä Kilpisjärven alueen perhosfaunasta. – *Luonnon Tutkija* 84: 54–55.

Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J. & Ritchie, M. 1998. Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. – *American Naturalist* 152: 738–750.

Silvonen, K. & Sundell, P. R. 2000. Kurupohjanmittarin (Entephria nobiliaria) esiintyminen Kilpisjärven alueella ja tietoja lajin biologiasta. – *Baptria* 25: 85–91.

Skjenneberg, S. & Slagvold, L. 1968. *Reindriften og dens naturgrunnlag*. Universitetsforlaget, Oslo.

Skou, P. 1991. Nordens Ugler. – *Danmarks Dyreliv Bind* 5: 1–566.

Somerma, P. 1997. Suomen uhanalaiset perhoset. – *Ympäristöopas* 22: 1–336.

Southwood, T. R. E. 1978. *Ecological methods* 2. painos. Chapman & Hall, London.

Stewart, A. J. A. 2001. The Impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. – *Forestry* 74: 259–270.

Suominen, O. 1999. Impact of cervid browsing and grazing on the terrestrial gastropod fauna in the boreal forests of Fennoscandia. – *Ecography* 22: 651–658.

— , Danell, K. & Bergström, R. 1999. Moose, trees, and ground-living invertebrates: indirect interactions in Swedish pine forest. – *Oikos* 84:

215–226.

— , Niemelä, J., Martikainen, P., Niemelä, P. & Kojola, I. 1999. Impact of reindeer on ground-dwelling Carabidae and Curculionidae assemblages. – *Annales Universitatis Turkuensis Serie* A II Tom. 122: 95–114.

Svensson, I. 1993. *Fjärilkalender*. Kristianstad. 124 s.

Tangen, P. 1996: Ny naeringsplante for dagsommerfuglen Agriades aquilo. – *Insekt-Nytt* 21:7–10.

Thomas, J. A., Rose, R. J., Clarke, R. T., Thomas, C. D. & Webb, N. R. 1999: Intraspecific variation in habitat availability among ectothermic animals near their climatic limits and their centres of range. – *Functional Ecology* 13: 55–64.

— , Thomas C. D., Simcox, D. J., Clarke, R. T. 1986. Ecology and declining status of the Silver-spotted Skipper butterfly (Hesperia comma) in Britain. – *Journal of Applied Ecology* 23: 365–380.

Tolman, T. & Lewington, R. 2001. *Butterflies of Europe*. Princeton University Press. 536 s.

Väisänen, R. & Somerma, P. 1988. Kaksi uutta perhosten kannalta merkittävää suojelualuetta - Saana ja Annjalonji. – *Baptria* 13(4): 75–89.

Välimäki, P. & Itämies, J. 2003. Migration of the Clouded Apollo butterfly (Parnassius mnemosyne) in a network of suitable habitats – effects of patch characteristics. – *Ecography* 26: 679–691.

Warren, M. & Kirkland, P. 1997. Declining UK butterflies should benefit from agri-environment schemes. – La Cañada – *Newsletter of the European forum on nature conservation and pastoralism* 8: 9–11.

Zimov, S. A., Chuprynin, V. I., Oreshko, F. S., Chapin III, F. S., Reynolds, J. F. & Chapin, M. C. 1995. Steppe-tundra transition: a herbivore-driven biome shift at the end of the Pleistocene. – *American Naturalist* 146: 765–794.

2.6 Mallan luonnonpuiston linnusto ja poro

Aleksi Lehikoinen

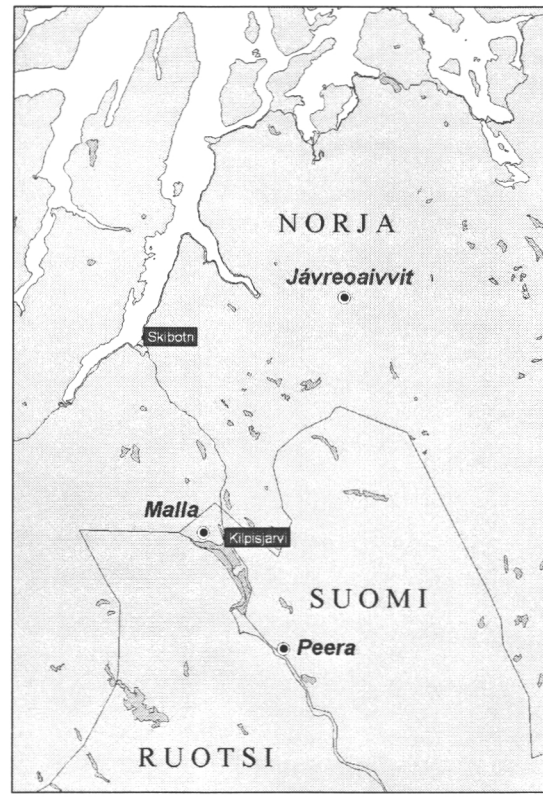
JOHDANTO 228
AINEISTO JA MENETELMÄT 229
Linnustovertailu Jávreoaivvin poroaidan eri puolilla 229
Mallan ja Peeran lintulaskennat 230
TULOKSET 231
Linnusto Jávreoaivvin poroaidan eri puolilla 231
Mallan linnusto 232
Mallan ja Peeran tunturikoivikkolinnuston vertailu 233
TULOSTEN TARKASTELU 234
Linnustot eri laidunnuspaineisilla alueilla 234
Mallan linnusto ja poron mahdolliset linnustovaikutukset linnustoon 236
Suurten herbivorien linnustovaikutuksista 237
Poroaidat lintujen kuolinsyynä 238
YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET 239
KIITOKSET 239
KIRJALLISUUS 240

JOHDANTO

Porojen (*Rangifer tarandus*) on epäilty vaikuttaneen monien lintulajien kannanvaihteluihin. Esimerkiksi osasyyksi pulmusen ja tunturikiurun kantojen romahdukseen on esitetty lisääntynyttä porolaidunnusta (Väisänen ym. 1998). Porojen vaikutukset lintukantoihin voivat olla monenlaisia. Porot voivat vaikuttaa lintujen pesintään välittömästi tallaamalla tai syömällä munia ja poikasia. Välillisesti porot voivat muokata kasvillisuutta ja siten muuttaa lintulajien pesimähabitaatteja ja mikroilmastoa epäedullisempaan muotoon. Laidunnuksen on todettu vähentävän kasvien peittävyyttä, korkeutta ja biomassaa (esimerkiksi Manseau ym. 1996). Siten lintuja suojaavan kasvillisuuden väheneminen voi altistaa ne helpommin petojen saaliiksi (esimerkiksi Jenkins & Watson 2001). Porolaidunnus voi myös vaikuttaa monien Lapin lintujen ravintona käyttämien hyönteisten määriin (Väisänen ym. 1998).

Epäilyistä huolimatta porojen varsinaisia vaikutuksia linnustoon ei juuri

ole tutkittu eikä porojen linnustovaikutusten laajuutta tunneta. Porolaidunnuksen on todettu muuttavan paljakalla kasvillisuutta siten, että puuvartisten varpujen ja pensaiden sekä jäkälien määrä vähenee ja heinien määrä lisääntyy (Olofsson ym. 2001). Laidunnuksen aiheuttamista kasvillisuusmuutoksista voisi olla hyötyä avoimien alueiden lintulajeille kuten esimerkiksi niittykirviselle. Vastaavasti kasvillisuusmuutokset voisivat haitata pensaikkoisilla alueilla viihtyviä lintulajeja kuten sinirintaa ja lapinsirkkua.



Kuva 104. Tutkimusalueet.

Pajunen (2001) totesi Enontekiössä porolaidunnuksen vähentävän huomattavasti riekon pajuherbivoriaa. Riekot suosivat talvella pajun versoja, joita porot eivät olleet syöneet. Kilpisjärven alueella riekkojen talviravinnosta merkittävä osuus koostuu pajujen oksista ja silmuista (Uotila ym. 1980). Koska porojen laidunnus vaikuttaa riekkojen talviravinnon määrään, voi laidunnusvoimakkuus siten vaikuttaa riekkojen selviytymiseen talvesta.

Tässä tutkimuksessa vertailen lintujen parimääriä kahdella porojen voimakkaasti laiduntamalla ja kahdella lievästi laidunnetulla alueella sekä kartoitan kirjallisuuden perusteella porolaidunnuksen mahdollisia linnustovaikutuksia. Tutkimusalueet sijaitsevat Norjan Jávreoaivvilla, Mallan luonnonpuistossa ja Peeralla Käsivarren Lapissa (kuva 104). Saadut tulokset olen suhteuttanut Mallan luonnonpuiston porolaidunnuskysymykseen. Arvioin myös Mallan linnuston parimäärät, jotka on viimeksi arvioitu vuosien 1979–1986 linjalaskentojen perusteella (Järvinen & Rajasärkkä 1989).

Aineisto ja menetelmät

Linnustovertailu Jávreoaivvin poroaidan eri puolilla

Tein tutkimuksen Norjassa Jávreoaivvin (69° 29′ N, 21° 15′ E) tunturipaljakalla (kuva 84), jonka itä-länsi -suuntainen poroaita jakaa porojen kesä- ja kevät/syyslaitumiin. Kesälaitumen puolella (aidan pohjoispuoli) laidunnus on kasvuaikana voimakasta ja alue on syyslaidunta selvästi heinikkoisempi. Kevät-

ja syyslaitumella laidunnus on keväisin vähäistä paksun lumikerroksen takia ja syksyisin porot eivät juuri pysähdy laiduntamaan poroaidan läheisyyteen talvehtimisalueilleen siirtyessään. Siten poroaidan kevät- ja syyslaitumen puoleinen lähiympäristö on vain lievästi laidunnettu, ja alue on kesälaidunta huomattavasti varvikkoisempaa. Selvimmillään kasvillisuuserot ovat noin 100 m etäisyydellä poroaidasta (Olofsson ym. 2001).

Keräsimme tutkimusaineiston toisena laskijana toimineen Mikko Putkosen kanssa linjalaskentamenetelmällä (ks. Järvinen ym. 1986), jossa pääsarka oli laajennettu 100 m levyiseksi. Laajensimme pääsarkaa, jotta lintuaineistoa kertyisi enemmän. Avoimella tunturipaljakalla 100 m pääsaran havainnointi on huomattavasti helpompaa ja luotettavampaa kuin esimerkiksi metsissä. Suoritimme laskennat aikaisin aamulla 21.–23.6.2003. Laskentakilometrejä kertyi aidan molemmille puolille 16 km. Suoritimme laskennat samanaikaisesti poroaidan molemmin puolin samaan suuntaan edeten siten, että laskijan ja aidan väliin jäi puolet linjalaskennan pääsarasta eli 50 m. Rajasimme pääsaran ulkopuolisen alueen, joka alkoi 100 m poroaidasta, apusaraksi. Merkitsimme ohilentävät apusaran linnut sen laskijan puolelle, josta linnut olivat tulleet. Jotta laskijoiden väliset havainnointierot eivät painottuisi tuloksissa laskimme vuorotellen eri puolilla aitaa. Kuljettujen reittien koordinaatit tallennettiin GPS-satelliittipaikantimella.

Vertasin poroaidan eri puolien pääsaran ja tutkimussaran (pää- ja apusarka) lajikohtaisia lintumääriä toisiinsa. Näiden lisäksi vertasin aidan eri puolien kokonaispari- ja lajimääriä keskenään. Käytin tulosten analysoinnissa χ^2 –yhteensopivuustestiä.

Mallan ja Peeran lintulaskennat

Mallan luonnonpuistossa porojen laidunnus on ollut vähäistä (ks. luku 1.2), kun taas läheisellä Vasaran kylän alueella (Peera, 68° 53′ N, 21° 05′ E, ks. kuva 9) porot ovat saaneet laiduntaa vapaammin. Laidunnuspainetta Peerassa voidaan luonnehtia suureksi, sillä arviolta 300-800 poron tokka on käyttänyt pientä 75 km^2 aidattua aluetta vuodesta 1992.[42] Kyseessä on kiistan-alainen Vasaran kylän aita.

Vertasin Mallan tunturikoivikossa vuosina 2000–2003 tehtyjen linjalaskentojen lintuyksilömääriä (linjaa tunturikoivikossa yhteensä 21,5 km) Peeralla samoina vuosina tehtyihin linjalaskentojen tuloksiin (linjaa tunturikoivikossa yhteensä 20.9 km). Laskijoina toimivat Heidi Björklund (vuosi 2000), Aleksi Lehikoinen (2001 ja 2003), Pirkka Aalto (2002) ja Mikko Putkonen (2003). Aineistot ovat Luonnontieteellisen keskusmuseon Eläinmuseon linja-arkistosta. Käytin tulosten analysoinnissa χ^2-yhteensopivuustestiä

Selvitin Mallan luonnonpuiston (69° 04′ N, 20° 40′ E) linnuston laskemalla alueella linjalaskentoja (neljä linjaa, yhteensä 20,9 km) aikavälillä 18.-25.6.2003. Arvioin linjalaskentojen antamien lintutiheyksien avulla Mallan luonnonpuistossa pesivien lintulajien parimäärät, joita täydensin harvalukuisten lajien osalta muutamilla vuoden 2003 laskentojen ulkopuolisilla sekä vuosien 2000–2002 linjalaskentojen havainnoilla. Arvion parimäärät kolmen eri habitaatin perusteella, tunturikoivikko, tunturinummi ja tunturirakka. Mallan noin 30 km^2 suuruisesta luonnonpuistosta nämä habitaatit peittivät seuraavasti: tunturikoivikko luonnonpuistosta arviolta 15,9 km^2, tunturinum-

mi 8,9 km^2 ja tunturirakka 4,2 km^2 (arviot tehty Arcview -paikkatieto-ohjelman avulla). Loppu osa luonnonpuiston pinta-alasta on lampien peitossa.

Tulokset

Linnusto Jávreoaivvin poroaidan eri puolilla

Laskenta-alue sijaitsi Jávreoaivvin (Norja) tunturialueen paljakalla, jossa lintutiheydet ja -lajimäärä ovat luonnostaan melko alhaisia. Vertailua varten riittävä aineisto kertyi vain seuraavista, runsaslukuisimmista lajeista: tylli, kapustarinta, lapinsirri, niittykirvinen, kivitasku ja urpiainen. Laskentojen lintuyksilömäärät, ja runsaimpien lajien aidan eri puolisten yksilömäärien vertailu, sekä tiheydet pääsaran perusteella on esitetty taulukossa 16. Runsaslukuisista linnuista vain tyllillä (kuva 105) havaittiin merkitsevä runsausero aidan eri voimakkuudella laidunnettujen puolien välillä (runsaampi laidunnetulla puolella, $\chi^2 = 5{,}12$, $P = 0{,}024$). Myöskään kokonaisyksilö- ja lajimäärät eivät poikenneet aidan eri puolilla.

Taulukko 16. Lintuparimäärät linjalaskennoissa Norjassa Jávreoaivvin tunturiylängöllä pää- ja tutkimussaralla porojen voimakkaasti laiduntamalla kesälaitumella ja niukasti laidunnetulla kevät/syyslaitumella. Runsaslukuisimmilla lajeille on lisäksi esitetty testisuure ja P-arvo kuvaamaan eroja eri laidunnuspaineisilla alueilla. Alueen lintutiheydet on laskettu pääsaran perusteella runsaslukuisimmille lajeille (laskettua linjaa 16 km/laidun).

laji	pääsarka				tutkimussarka				tiheys
	laidunnuspaine		χ^2	P	laidunnuspaine		χ^2	P	paria/ km^2
	suuri	pieni			suuri	pieni			
kiiruna *Lagopus mutus*	0	0			1	1			
tylli *Charadrius hiaticula*	27	16	2,81	0,09	33	17	5,12	0,02	13,4
keräkurmitsa *C. morinellus*	3	0			8	10			0,9
kapustarinta *Pluvialis apricaria*	12	23	3,46	0,06	35	44	1,02	0,31	10,9
merisirri *Calidris maritima*	0	0			1	0			
lapinsirri *C. temminkii*	17	16	0,03	0,86	28	21	1,00	0,32	10,3
suosirri *C. alpina*	0	0			0	3			
suokukko *Philomelo pugnax*	0	0			0	12			
taivaanvuohi *Gallinago gallinago*	0	1			1	3			
punajalkaviklo *Tringa totanus*	0	1			0	3			
tunturikihu *Stercorarius longicaudus*	0	0			0	5			
niittykirvinen *Anthus pratensis*	42	41	0,01	0,91	60	72	1,09	0,30	25,9
sinirinta *Luscinia svecica*	1	1			1	5			0,6
kivitasku *Oenanthe oenanthe*	12	7	1,32	0,25	23	20	0,21	0,65	5,9
pajulintu *Phylloscopus trochilus*	0	0			1	2			
järripeippo *Fringilla montifringilla*	0	0			1	2			
urpiainen *Carduelis flammea*	6	8	0,28	0,59	16	26	2,38	0,12	4,4
lapinsirkku *Calcarius lapponicus*	0	0			1	3			
pulmunen *Plectrophenax nivalis*	1	0			1	1			0,3
yhteensä yksilöitä / kokonaistiheys	121	114	0,21	0,65	211	250	3,30	0,07	72,8
yhteensä lajeja	9	9	0,00	1,00	15	18	0,03	0,71	

Taulukko 17. Mallan luonnonpuiston linnuston parimääräarviot vuonna 2003, yksilömäärät vuoden 2003 linjalaskennoissa ja tiheysarviot (paria/km2) linjalaskentojen pääsaran perusteella tunturikoivikossa, -nummella ja -rakalla. Asteriskilla (*) merkittyjen harvalukuisten lajien parimääräarvio perustuu yksittäishavaintoihin eikä linjalaskentojen antamiin tiheyksiin.

laji	arvioitu parimäärä	yksilöitä linjalla		tiheydet pääsaran mukaan		
		pääsarka	tutkimus-sarka	koivikko	tunturi-nummi	tunturi-rakka
kaakkuri *Gavia stellata**	2-4					
pilkkasiipi *Melanitta fusca**	1					
ampuhaukka *Falco columbarius**	1-3		1			
riekko *Lagopus lagopus*	43	1	8	2,7	0,0	0,0
kiiruna *L. mutus*	26	1	5	0,0	0,0	6,2
keräkurmitsa *Charadrius morinellus**	3-5		3			
kapustarinta *Pluvialis apricaria*	38	2	20	0,0	4,3	0,0
jänkäkurppa *Lymnocryptes minimus**	1		1			
taivaanvuohi *Gallinago gallinago**	5		4			
punajalkaviklo *Tringa totanus**	1-2		1			
valkoviklo *T. nebularia**	2-5		1			
liro *T. glareola**	5		2			
rantasipi *Actitis hypoleucos**	3-7		2			
käki *Cuculus canorus**	20-30	1	12	0,0	2,1	0,0
niittykirvinen *Anthus pratensis*	323	16	70	2,7	32,0	0,0
västäräkki *Motacilla alba**	2-5					
keltavästäräkki *M. flava**	20-40	1	4			
koskikara *Cinclus cinclus**	1					
rautiainen *Prunella modularis*	20-40		4			
sinirinta *Luscinia svecica*	122	6	23	5,4	4,3	0,0
leppälintu *Phoenicurus phoenicurus*	20-50		7			
kivitasku *Oenanthe oenanthe*	98	5	24	0	8,6	6,2
sepelrastas *Turdus torquatus**	4-5					
räkättirastas *T. pilaris*	302	7	23	19,0	0,0	0,0
laulurastas *T. philomelos**	2-10		1			
punakylkirastas *T. iliacus*	320	8	39	19,0	2,1	0,0
ruokokerttunen *Acrocephalus schoenobaenus**	1-5					
pajulintu *Phylloscopus trochilus*	1064	26	126	67,0	0,0	0,0
harmaasieppo *Muscicapa striata**	1-5					
kirjosieppo *Ficedula hypoleuca**	0-5		1			
hömötiainen *Parus montanus**	1-10					
talitiainen *P. major**	1-5					
varis *Corvus corone**	0-3		2			
korppi *C. corax**	0-1					
järripeippo *Fringilla montifringilla*	889	21	70	56,0	0,0	0,0
urpiainen *Carduelis flammea*	1607	40	157	96,0	6,4	6,2
tundraurpiainen *C. hornemanni*	127	3	3	8,0	0,0	0,0
lapinsirkku *Calcarius lapponicus**	1-5		1			
pulmunen *Plectrophenax nivalis*	44	2	14	0,0	2,1	6,2
pajusirkku *Emberiza schoenobaenus**	10-20		3			
yhteensä lajeja	**40**	**15**	**30**			
kokonaisparimäärä / kokonaistiheys	**5131-5281**	**140**	**632**	**275,8**	**61,9**	**24,8**

Mallan linnusto

Mallan luonnonpuiston alueelta löytyi vuonna 2003 yhteensä 40 pesivää tai todennäköisesti pesivää lintulajia, joiden lisäksi hyvinä myyrävuosina piekana ja mahdollisesti tuulihaukka pesivät alueella. Vuonna 2003 pikkunisäkkäiden tiheydet olivat Kilpisjärven alueella hyvin alhaiset[43], minkä vuoksi piekanan perinteisesti asuttamat pahdat olivat autioita. Viisi yleisintä

Mallan pesimälintulajia olivat runsaimmasta alkaen urpiainen, pajulintu, järripeippo, niittykirvinen ja punakylkirastas. Mallan pesimälajien parimäärät, linjalaskennoissa havaitut yksilöt ja paritiheydet tunturikoivikossa, -nummella ja -rakalla on esitetty taulukossa 17.

Taulukko 18. Peeran ja Mallan linjalaskennoissa vuosina 2000–2003 havaitut parimäärät, kokonaisparimäärät ja lajimäärät eriteltynä pää- ja tutkimussaran mukaan. Runsaslukuisemmilla lajeilla on esitetty χ^2-testisuure ja P-arvo kuvaamaan alueiden välisiä eroja. Peeralla linjaa laskettiin 20,9 km ja Mallalla 21,5 km.

laji	pääsarka				tutkimussarka			
	Peera	Malla	χ^2	P	Peera	Malla	χ^2	P
piekana *Buteo lagopus*						4		
tuulihaukka *Falco tinnunculus*						1		
ampuhaukka *F. columbarius*						3		
riekko *Lagopus lagopus*	3	4			6	16	4,3	0,039
kapustarinta *Pluvialis apricaria*					1	1		
jänkäkurppa *Lymnocryptes minimus*						1		
taivaanvuohi *Gallinago gallinago*	2				5	5		
pikkukuovi *Numenius phaeopus*						1		
punajalkaviklo *Tringa totanus*						1		
valkoviklo *T. nebularia*					1	2		
liro *T. glareola*	4				12	10	0,24	0,621
rantasipi *Actitis hypoleucos*	1				4	6		
käki *Cuculus canorus*		1			19	21	0,1	0,822
pohjantikka *Picoides tridactylus*						1		
räystäspääsky *Delichon urbica*					5			
niittykirvinen *Anthus pratensis*	20	1	17,8	<0,001	37	17	8	0,005
lapinkirvinen *A. cervinus*	2				2			
västäräkki *Motacilla alba*					1			
keltavästäräkki *M. flava*	22		22,6	<0,001	39	7	23,2	<0,001
koskikara *Cinclus cinclus*						2		
rautiainen *Prunella modularis*		2				15	14,6	0,007
sinirinta *Luscinia svecica*	20	11	2,9	0,090	46	45	0,1	0,808
leppälintu *Phoenicurus phoenicurus*		5			23	19	0,5	0,477
sepelrastas *Turdus torquatus*						3		
räkättirastas *T. pilaris*	2	23	17,0	<0,001	10	54	29	<0,001
laulurastas *T. philomelos*						1		
punakylkirastas *T. iliacus*	6	13			25	68	18,7	<0,001
ruokokerttunen *Acrocephalus schoenobaenus*						1		
pajulintu *Phylloscopus trochilus*	96	60	9,4	0,002	366	272	16,7	<0,001
harmaasieppo *Muscicapa striata*					1	1		
kirjosieppo *Ficedula hypoleuca*					2	1		
hömötiainen *Parus montanus*	1				1	1		
talitiainen *P. major*		1			2	1		
harakka *Pica pica*					5			
varis *Corvus corone*		1			5	3		
korppi *C. corax*					4	1		
järripeippo *Fringilla montifringilla*	31	51	4,3	0,038	158	169	0,1	0,728
vihervarpunen *Carduelis spinus*					1			
urpiainen *C. flammea*	30	49	4,0	0,044	75	204	56	<0,001
tundraurpiainen *C. hornemanni*		3				3		
punatulkku *Pyrrhula pyrrhula*					1			
lapinsirkku *Calcarius lapponicus*	1				1			
pajusirkku *Emberiza schoenobaenus*	2	1			17	9	2,7	0,101
lajeja	**16**	**15**	**1,2**	**0,273**	**30**	**36**	**2,3**	**0,127**
yksilöitä	**243**	**226**	**0,1**	**0,795**	**875**	**970**	**0,4**	**0,534**

Mallan ja Peeran tunturikoivikkolinnuston vertailu

Mallan ja Peeran laskentojen perusteella alueiden linnustot poikkesivat toisistaan, joskaan kokonaisyksilömäärien ero alueiden välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevä (tutkimussaralla, $\chi^2 = 2{,}33$, $P = 0{,}13$). Myöskään havaitut lajimää-

rät eivät eronneet toisistaan (tutkimussaralla, $\chi^2 = 0{,}39$, $P = 0{,}53$). Mallalla ja Peeralla laskennoissa havaittujen lintuyksilöiden määrät on esitetty pää- ja tutkimussaran mukaan taulukossa 18. Mallalla merkitsevästi runsaampina esiintyivät riekko, rautiainen, räkätti- ja punakylkirastas sekä urpiainen. Vastaavasti Peeralla havaittiin merkitsevästi enemmän niittykirvisiä, keltavästäräkkejä, pajulintuja ja järripeippoja (vain pääsaralla) (taulukko 18). Linjalaskentojen habitaattimääritelmien perusteella Peeran tunturikoivikon todettiin olevan hieman Mallaa karumpi (taulukko 19).

Taulukko 19. Tunturikoivikkojen rehevyys Mallalla ja Peeralla vuosien 2002 ja 2003 linjalaskennoissa linjalaskentojen habitaattiluokittelun (Järvinen ym. 1986) perusteella.

tunturikoivikon tyyppi	Malla		Peera	
	laskentametriä	osuus	laskentametriä	osuus
karuhko-kuiva	1280	6 %	2150	10 %
kuivahko	5835	27 %	10260	49 %
tuore	11175	52 %	8300	40 %
lehtomainen	3240	15 %	210	1 %
yhteensä	**21530**	**100 %**	**20920**	**100 %**

Tulosten tarkastelu

Linnustot eri laidunnuspaineisilla alueilla

Norjan tunturiylängöllä Jávreoaivvilla ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja lintumäärissä voimakkaasti laidunnetun ja niukasti laidunnetun alueen välillä. Sen sijaan niukasti laidunnetun Mallan linnusto poikkesi voimakkaammin laidunnetun Peeran linnustosta selvästi. Eroja ei voi kuitenkaan suoraan pitää yksin porojen aiheuttamina, sillä alueet poikkeavat toisistaan myös yleispiirteiltään. Peera on Mallaa soisempi ja Mallalla tunturikoivikko on keskimäärin hieman rehevämpää kuin Peeralla. Vaikka verratut lintumäärät laskettiinkin vain tunturikoivikosta, vaikuttaa määriin myös tunturikoivikon ulkopuolinen habitaatti. Muun muassa keltavästäräkin runsaus Peeralla selittyy alueen soisemmalla ympäristöllä. Sen sijaan niittykirvisten runsaus Peeralla voisi hyvin johtua porojen laidunnuksesta. Laidunnuksen myötä tunturikoivikko on voinut muuttua avoimemmaksi ja siten niittykirviselle sopivammaksi. Vastaavasti laidunnuksen aiheuttama kasvillisuuden avoimuus voi altistaa riekot herkemmin petojen saaliiksi, kuten Skotlannissa on todettu teerillä (Baines 1996). Riekkojen on todettu käyttävän ravinnokseen pajuja, joita porot eivät ole laiduntaneet (Pajunen 2001). Riekkojen talviaikaisesta ravinnosta pajujen osuus saattaa olla jopa noin puolet (Uotila ym. 1980), joten porolaidunnus voi vaikuttaa riekkojen selviytymiseen talvesta. Mallalla riekkojen talvikuolleisuus saattaa olla alhaisempaa paremman ravintotilanteen takia kuin ympäröivillä alueilla. Riekkojen runsaus Mallalla voi osin selittyä myös sillä, että Mallalla ei saa metsästää toisin kuin Peeralla.

Porojen laidunnuksen on todettu lisäävän äkämiä aiheuttavien hyönteisten määrää (Olofsson & Strengbom 2000) ja äkämiä aiheuttavien hyönteisten diversiteetin on todettu olevan korkeimmillaan lievän laidunnuspaineen alueilla (Suominen & Olofsson 2000). Mikäli porolaidunnus lisää hyönteisten

määrää, voisi se selittää pajulinnun ja järripeipon korkeammat yksilömäärät voimakkaammin laidunnetulla Peeralla. Toisaalta hyönteisravintoa käyttävät punakylki- ja räkättirastaat sekä urpiaiset olivat huomattavasti runsaampia Mallan alueella. Mallan rastasrunsaus voi myös johtua alueen rehevämmistä tunturikoivikoista ja siitä, että alueella on enemmän ampuhaukkoja. Rastaiden on todettu pesivän tunturikoivikossa ampuhaukkojen pesien lähellä löyhinä yhdyskuntina. Tämä johtuu siitä, että ampuhaukka ei saalista juurikaan pesänsä lähellä ja tarjoaa samalla vieressä pesiville rastaille turvaa pedoilta (Cramp 1988). Rautiaisen runsaus Mallalla saattaa johtua siitä, että Malla sijaitsee lähempänä Norjan reheviä vuonojen rinnemetsiä, joissa rautiainen on melko yleinen (Gjershaug ym. 1994).



Kuva 105. Tylli (*Charadrius hiaticula*) esiintyi runsaslukuisempana voimakkaammin laidunnetulla alueella. Kuva: Aleksi Lehikoinen.

Norjan ja Suomen eri tutkimusalueiden vertailusta voidaan sanoa, että lintujen valitessa pesimäpaikkaansa porojen aiheuttamalla mahdollisella kasvillisuusmuutoksella ei liene suurta merkitystä. Asiaa on vaikea, joskaan ei mahdotonta tutkia, sillä pesimäpaikan valintaan vaikuttavat hyvin monet tekijät, jotka vaihtelevat vuosittain (esimerkiksi sää, tunturikoivun siemensato, myyräsyklit, pedot) (Järvinen 1990, Järvinen & Rajasärkkä 1992, Väisänen ym. 1998). Lisäksi sopivien kontrollialueiden löytäminen voi olla ongelma. Alueiden tulee olla riittävän suuria, jotta aineistoa saadaan riittävästi ja niiden tulisi olla maastoltaan samankaltaisia ja tarpeeksi lähellä toisiaan, jotta linnusto ei eroaisi maantieteellisistä syistä. Esimerkiksi tämän tutkimuksen Mallan ja Peeran tapauksessa 25 km:n etäisyys vertailualueiden välillä oli ilmeisesti liian suuri.

Vaikka porojen laidunnus ei vaikuttaisikaan lintujen pesimäpaikan valintaan, niin poro voi vaikuttaa pesintöjen onnistumiseen tallaamalla pesät tai jopa syömällä munat (Cooke ym. 1995) sekä vaikuttamalla hyönteissyöjälintujen ravintoon. Esimerkiksi porojen ulosteissa elää lantakuoriaisia (Lipkow 1992), joiden merkitystä linnustolle ei tunneta. Etelä-Norjassa, missä porojen

laidunnus on vähäistä eikä maasto ole siten voimakkaasti kulunutta, tunturikiurun (*Eremophila alpestris*) populaatio ei ole romahtanut kuten muualla Skandinaviassa (Gjershaug ym. 1994).

Mallan linnusto ja poron mahdolliset vaikutukset linnustoon

Mallan luonnonpuiston pesimälinnuston ovat viimeksi arvioineet viimeksi Järvinen & Rajasärkkä (1989) vuosina 1979–1986 tehtyjen linjalaskentojen perusteella. Tässä arviossa on suuria eroja vuoden 2003 parimääräarvioon, jotka suureksi osaksi johtuvat voimakkaista vuosien välisistä vaihteluista sekä hyvien pikkujyrsijävuosien ajoittumisesta pidemmälle laskentajaksolle. Esimerkiksi vuonna 2003 pikkujyrsijöiden ollessa vähissä Mallalla ei pesinyt yhtään piekanaa tai tunturikihua ja kanalintutiheydetkin olivat alhaisemmat kuin aiemmassa arviossa. Huonoina pikkunisäkäsvuosina petojen saalistuspaine kohdistuu vaihtoehtoiseen saaliiseen eli pohjoisessa Suomessa riekkoon ja kiirunaan ja Tunturi-Lapissa riekkopopulaatioiden on todettu vaihtelevan myyräsyklien mukaan (esimerkiksi Väisänen ym. 1998). Huomioitavaa on, että 1980-luvulla Mallalla oli vielä pieni räystäspääsky-yhdyskunta, joka sittemmin on hävinnyt ja mahdollisesti siirtynyt Saanan rinteeseen, jossa laji nykyään pesii. Poroilla ei yhdyskunnan häviämiseen liene osuutta.

Poron mahdollisia linnustovaikutuksia ajatellen on tärkeintä keskittyä uhanalaisiin lajeihin. Mallan alueella pesi tuoreimman uhanalaisuusluokittelun (Rassi ym. 2001) perusteella yksi uhanalainen laji: ampuhaukka (vaarantunut, VU) sekä valtakunnallisesti silmälläpidettävistä (NT) lajeista kaakkuri, keräkurmitsa, käki, koskikara, kivitasku ja sepelrastas. Vastaavasti Euroopan unionin lintudirektiivin liitteen I lajeista (79/409/EEC) Mallalla pesii kaakkuri, ampuhaukka, keräkurmitsa, kapustarinta, liro ja sinirinta. Näistä sepelrastas pesii Suomessa lähinnä vain käsivarren tunturipaljakalla, ja Mallan noin viisi paria kattaa noin 3 % koko Suomen kannasta (Väisänen ym. 1998). Järvinen & Pietiäinen (1982) ja Järvinen & Rajasärkkä (1989) tosin arvioivat Mallan luonnonpuiston sepelrastaspopulaation kattavan 15–20 % Suomen kokonaispopulaatiosta. Mallan sepelrastaat eivät suinkaan ole vähentyneet, vaan ero selittyy sillä, että Suomen sepelrastaspopulaatio on arvioitu nykyisin suuremmaksi kuin 15–20 vuotta sitten.

Mallan uhanalaisista ja EU-lintudirektiivin lajeista vain ampuhaukka pesii pääasiassa puissa ja käki loisii muiden pesiin, muiden lajien ollessa maapesijöitä. Maapesijöiden munat ja poikaset ovat alttiimpia porojen tallomiselle kuin puupesijöiden. Koskikara pesii jokien jyrkissä penkereissä ja sepelrastas jyrkillä tunturipahdoilla, joissa kummassakin porojen tallausvaikutus on vähäistä tai olematonta. Samoin kivitaskun pesät säästynevät tallaukselta, sillä laji pesii syvällä kivien koloissa. Silmälläpidettävistä tai lintudirektiivin maapesijöistä siis lähinnä kaakkurin, keräkurmitsan, kapustarinnan, liron ja sinirinnan pesinnät saattavat kärsiä porojen tallauksesta. Näistä etenkin kaakkuri saattaisi kärsiä, koska laji pesii lähellä rantaa, johon porot usein pakkaantuvat kuten aidan viereen. Kaakkurilla on myös em. lajeista alhaisin poikastuotto vain 1–2 munaa paria kohden. Lisäksi kaakkurilla on pitkä haudonta-aika (Cramp & Simmons 1977), joka kasvattaa tallautumisriskiä. Yksittäisillä pesien tuhoutumisilla ei populaation kannalta ole juuri merkitystä, sillä pesintöjä tuhoutuu muistakin syistä, kuten petojen ja kylmyyden vaikutuksesta.

Toistuvat pesien tuhoutumiset laajoilla alueilla voivat kuitenkin johtaa lajin taantumiseen. Tämä edellyttäisi suurien porotokkien vuosittain toistuvaa pitempijaksoista häiriötä alueella pesintäkauden aikana.

Toistuva häirintä Mallan alueella ei todennäköisesti vähentäisi alueen lintumääriä, jos vain ulkopuolisilla alueilla poikastuotto on riittävää korvaamaan häirityn alueen tappiot. Pesinnässään epäonnistuneet linnut ovat herkempiä vaihtamaan pesimäaluettaan kuin pesinnässään onnistuneet (esimerkiksi Jackson 1994, Schmidt 2001, Thompson & Hale 1989). Pohjoisilla pesimälinnuilla on lisäksi melko heikko pesimäpaikkauskollisuus, johtuen esimerkiksi voimakkaiden myyräsyklien ja tunturikoivun siemensadon aiheuttamista vuosittaisista vaihteluista, joskin poikkeuksiakin löytyy esimerkiksi suuret jalohaukat (esimerkiksi Järvinen & Rajasärkkä 1989, 1992, Järvinen 1990, Väisänen ym. 1998). Vähäisestä pesimäpaikkauskollisuudesta johtuen moni lintuyksilö pesii harvoin samalla alueella kahtena vuonna peräkkäin ja vaihtuvuus eri pesimäalueiden välillä on siten ilman häirintääkin suurta. Lintujen voimakkaasta vaihtuvuudesta johtuen ulkopuolisten alueiden linnuston voimakkaammat muutokset heijastuisivat todennäköisesti myös Mallan linnustossa. Siten porot voisivat vaikuttaa Mallan linnustoon, vaikka eivät siellä laiduntaisikaan.

Suurten herbivorien linnustovaikutuksista

Suurten kasviherbivorien laidunnuksella on todettu olevan suuria vaikutuksia linnustoon. Asiaa on tutkittu jonkin verran pääasiassa ulkomailla, joskaan ei juuri poroilla. Pohjoismaista tunturipaljakkaa ja laidunnusta parhaiten vastaava alue löytynee Britannian ylämailta, jossa on tutkittu melko paljon lampaiden ja sikäläisen peuralajin vaikutusta linnustoon. Voimakas laidunnuspaine voi aiheuttaa hyvin merkittäviä linnustomuutoksia, jotka käyvät ilmi seuraavissa kirjallisuudesta poimituista esimerkeistä.

Jenkins & Watson (2001) tutkivat lintupopulaatioita Skotlannin kanalintunummilla. He totesivat usean kahlaajalajin (meriharakka *Haematopus ostralegus*, töyhtöhyyppä *Vanellus vanellus* ja isokuovi *Numenius arquata*) runsastuneen rajusti lisääntyneen lammaslaidunnuksen muuttaessa kanervanummea tasaiseksi heinikoksi. Vastaavasti kanalinnut (peltopyy *Perdix perdix*, nummiriekko *Lagopus lagopus scoticus* ja teeri *Tetrao tetrix*) taantuivat alueella dramaattisesti parissa kymmenessä vuodessa ja katosivat tutkimusalueelta lopulta kokonaan. Laidunnus vähensi korkeiden maakasvien ja nummikasvien lehdistöjä.

Bainesin (1996) totesi teerien pesintämenestyksen olevan Skotlannin kangasmailla korkeampi alueilla, jossa oli vähän lampaiden tai saksanhirven (*Cervus elaphus*) laidunnusta. Suurten herbivorien tiheyksien pysyessä alhaisina kenttäkerroksen kasvillisuuden todettiin kehittyvän teerille suotuisaksi tarjoten runsaasti sopivaa hyönteisravintoa ja suojaa.

Fuller ym. (2002) havaitsivat töyhtöhyypän, isokuovin, taivaanvuohen, kiurun (*Alauda arvensis*), vuorihempon (*Carduelis flavirostris*) ja kantojen taantuneen rajusti Britannian Ylämaalla kahdella tutkimusalueella 1970-luvulta 1990-luvun lopulle. Yksittäistä syytä ei osattu tutkimuksessa esittää ja epäiltiin, että taantuminen johtuu useista tekijöistä, muun muassa maitokarjan

vähentymisestä ja lammaslaitumien lisääntymisestä. Maitokarjan etuna oli alhaisemman laidunnuspaineen lisäksi se, että karja pääsi laitumille vasta kun monien kahlaajien esimerkiksi töyhtöhyypän poikaset olivat jo ehtineet kuoriutua ja pesät välttyivät näin tallaantumiselta.

Etelä-Englannissa kiurun todettiin taantuvan alueilla, joilla laidunnuspaine oli voimakasta. Syiksi epäiltiin, että näillä alueilla matala kasvillisuus ei tarjonnut enää suojaa pedoilta, ravintoa oli vähemmän ja pesät tallaantuivat herkemmin (Wakeham-Dawson ym. 1998). Norjassa tehdyssä tutkimuksessa karjan laiduntamalla alueella valtaosa lintulajeista taantui, mutta kaksi avoimiin ympäristöihin sopeutunutta lajia runsastuivat (Mysterud & Mysterud 2000).

Söderström ym. (2001) tutkivat Ruotsissa 20 laitumen linnustoa eri voimakkuudella laidunnetuilla alueilla. Pienet alle 30 g hyönteissyöjät hyötyivät voimakkaasti laidunnetuista alueista, kun taas suurikokoiset hyönteissyöjät (yli 30 g) suosivat kohtalaisesti laidunnettuja alueita. Syyksi tähän eroon epäiltiin sitä, että suurikokoisten hyönteissyöjien suosima ravinto, suurikokoiset hyönteiset, ovat runsaampia kun laidunnuspaine on keskinkertainen. Voimakkaasti laidunnetuilla alueilla taas pienikokoisia hyönteisiä on enemmän, koska näitä saalistavia isoja hyönteisiä on vähemmän (Söderström ym. 2001).

Vaikka edellä mainittujen tutkimusten tuloksia ei voikaan suoraan yleistää koskemaan muiden herbivorien kuten porojen linnustovaikutuksia, voidaan niiden perusteella kuitenkin todeta, että laiduntavien kasviherbivorien määrällä on merkitystä lintukantoihin sekä pienessä että suuressa mittakaavassa. Siten porojen linnustovaikutukset ovat ilmeisiä koko poronhoitoalueella, joskin vaikutusten todennäköisyys pohjoisella tunturialueella on selvästi korkeampi kuin etelämpänä, jossa puissa pesivien lintujen osuus on suurempi ja kasvillisuuden uusiutumiskyky parempi.

Poroaidat lintujen kuolinsyynä

Poronhoitoon liittyy myös eräs lintuihin vaikuttava tekijä, poroaidat, joihin lintujen on todettu usein törmäilevän. Norjan Finnmarkissa tutkittiin lintujen kuolemaan johtaneita törmäyksiä poroaitaan eri aitatyypeillä. Riekot ja kiirunat olivat selvästi suurin törmäilijäryhmä käsittäen 85 % kaikkiaan yli 250 löydetystä uhrista. Eri aitatyypeillä ei havaittu olevan vaikutuksia törmäilyriskiin. Arviolta 1,4 ± 0,5 se riekkoa ja kiirunaa kuoli vuosittain yhtä kilometriä poroaitaa kohden (Bevanger & Brøseth 2000). Arvio oli saman suuruinen kuin Skotlannissa on todettu lammas- tai peura-aitoihin törmänneillä nummiriekoilla (1,1 ± 1,3 sd) (Baines & Summers 1997). Alueen kanalintutiheyden todettiin vaikuttavan törmäilyjen määrään. Törmäilyjen ei kuitenkaan arvioitu vaikuttavan populaation kokoon merkittävästi. Tekijät suosittelivat kuitenkin turhien poroaitojen purkamista ja sitä, että uusia aitoja suunniteltaessa kanalintujen liikkumiset otettaisiin huomioon (Bevanger & Brøseth 2000).

Lintujen aitoihin törmäileminen tulee siis ottaa huomioon harkittaessa Mallan luonnonpuiston aitaamista, varsinkin kun Mallan alueella riekko- ja kiirunatiheydet ovat korkeita. Riekko ja kiiruna ovat ihmisenkin kannalta merkittäviä lintulajeja, sillä niitä saa metsästää, joskaan metsästäminen ei ole sallittua Mallan alueella. Ilman aitaa etenkin Mallan alueen riekot voisivat

helpommin liikkua alueen ulkopuolelle. Järvinen ja Rajasärkkä (1989) ovat esittäneet, että Mallan luonnonpuistolla ja suojelualueilla yleensäkin on tärkeä tehtävä riistalintujen suojaisina lisääntymisalueina.

Toisaalta juuri kanalintujen on todettu Brittein saarilla taantuneen voimakkaan laidunnuksen takia. Porolaidunnuksesta huolimatta Suomen Lapissa riekkokannat ovat pysyneet voimakkaista vuosittaisista vaihteluista huolimatta vakaimpina koko Suomessa (Väisänen ym. 1998). Joka tapauksessa mikäli Malla aiotaan aidata, olisi järkevää seurata aidan aiheuttamia kuolemaan johtaneita törmäilyjä parina ensimmäisenä vuotena.

Yhteenveto ja johtopäätökset

Porojen laidunnuksen aiheuttamalla kasvillisuusmuutoksilla ei havaittu selviä vaikutuksia lintujen pesimäpaikan valintaan. Porot voisivat kuitenkin vaikuttaa pesintämenestykseen muun muassa tallaamalla munat tai poikaset. Mallan uhanalaisista tai EU:n lintudirektiivin lajeista tämä koskisi lähinnä kaakkuria, keräkurmitsaa, kapustarintaa, liroa ja sinirintaa.

Suuret kasviherbivorit voivat merkittävästi vaikuttaa laidunnuksellaan linnustoon, mutta tätä ei ole juurikaan tutkittu poroilla. Porolaidunnus saattaa vaikuttaa riekkojen talvikuolleisuuteen. Etenkin suurten porotokkien laidunnuksen ja tallauksen vaikutus lintujen pesimämenestykseen tulisi selvittää.

Lapin linnuilla on yleinen taipumus heikkoon pesimäpaikkauskollisuuteen ja vuosittainen vaihtuvuus linnustossa on suurta. Tämän takia porojen mahdollisesti laajoilla alueilla aiheuttamat linnustomuutokset heijastuisivat pienempien alueiden, kuten Mallan linnustoon vaikka porot eivät näillä laiduntaisikaan.

Poroaitoihin törmäilyn on todettu olevan kohtalaisen yleinen kuolinsyy etenkin kanalinnuilla, joskaan kuolleisuudella ei ole todettu olevan merkitystä populaatiotasolla. Törmäilyjen estämiseksi tarpeettomat poroaidat tulisi poistaa aina maastosta. Aitoihin törmäily tulee ottaa myös huomioon uusia aitoja suunniteltaessa.

Kiitokset

Risto A. Väisänen auttoi koeasetelmien suunnittelussa ja antoi käyttööni luonnontieteellisen eläinmuseon linjalaskenta-aineistoa sekä runsaasti hyviä neuvoja. Mikko Putkonen avusti linjalaskenta-aineiston keräämistä maastokautena 2003. Mikko Jokinen, Antero Järvinen, Markus Piha, Mari Pihlajaniemi, Risto A. Väisänen ja Panu Välimäki kommentoivat käsikirjoitusta. Kiitokset heille kaikille.

KIRJALLISUUS

Baines, D. & Summers, R. W. 1997. Assesment of bird collions with deer fences in Scottish forests. — *Journal of Applied Ecology* 34: 941–948.

Bevanger, K. & Brøseth, H. 2000. Reindeer Rangifer tarandus fences as a mortality factor for ptarmigan Lagopus spp. — *Wildlife Biology 6*: 121–127.

Cooke, F., Rockwell, R. & Lank, D. 1995. *The Snow Geese of la Pérouse Bay.* — Natural Selection in the Wild, Oxford.

Council directive on the conservation of wild birds; 79/409/EEC of April 1979 — OJ L 103 (2/4/79). Täydennykset ja muutokset: Commission directive amending council directive 79/409/EEC on the conservation of the wild birds (91/244/EEC). — OJ L 115 (8/5/91). Council directive 94/24/EEC amending annex II to directive 79/409/EEC on the conservation of the wild birds — OJ L 164 (30/6/94), Suomen liittymissopimuksen liitteet. — OJ C 241 (29/8/94).

Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (toim.) 1977. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. *The Birds of the Western Palearctic.* Volume I Ostrich to Ducks. — Oxford University Press. Oxford, New York.

Cramp, S. (toim.) 1988. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. *The Birds of the Western Palearctic.* Volume V Tyrant Flycatchers to Thrushes. — Oxford University Press. Oxford, New York.

Fuller, R. J., Ward, E., Hird, D. & Brown, A. F. 2002. Declines of ground-nesting birds in two areas of upland farmlands in the south Pennies of England. — *Bird Study* 49: 146–152.

Gjershaug, J. O., Thingstad, P. G., Eldøy, S. & Byrkjelund, S. 1994. Norsk fugleatlas. — *Norska Ornitologisk Förening*, Klæny. 551 s.

Jackson, D. B. 1994. Breeding dispersal and site-fidelity in three monogamous wader species in the Western Isles, U.K. — *Ibis* 136(4): 463–473.

Jenkins, D. & Watson, A. 2001. Bird numbers in relation to grazing on a grouse moor from 1957–61 to 1988–98. — *Bird Study* 48: 18–22.

Järvinen, A. 1990. Changes in the abundance of birds in relation to small rodent density and predation rate in Finnish Lapland. — *Bird Study* 37: 36–39.

Järvinen, A. & Pietiäinen, H. 1982. The breeding land bird comunity of the Malla nature reserve, northwestern Finnish Lapland. — *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 58: 21–26.

Järvinen, A. & Rajasärkkä, A. 1989. Mallan luonnonpuiston linnustollinen arvo. — *Folia Forestalia* 736: 40–43.

Järvinen, A. & Rajasärkkä, A. 1992. Population fluctuations in two northern land bird communities: effects of habitat, migration strategies and

nest-site. — *Ornis Fennica* 69: 173–183.

Järvinen, O., Koskimies, P. & Väisänen, R. A. 1986. Maalintujen linjalaskentaohjeet. — Teoksessa Koskimies, P. & Väisänen, R. A.: *Linnustoseurannan havainnointiohjeet*. Helsingin yliopiston eläinmuseo. 2. painos. s. 27–35.

Lipkow, E. 1992. Staphylinidae (Coleoptera), Aphodius (Coleoptera: Scarabaeidae), and Ptiliidae (Coleoptera) in dung of reindeer (Rangifer tarandus) of northern Finland (English summary). — *Faunistisch Oekologische Mitteilungen* 6(7–8): 331–334.

Manseau, M., Hout, J. & Crête, M. 1996. Effects of summer grazing by caribou on composition and productivity of vegetation: community and landscape level. — *Journal of Ecology* 84: 503–513.

Mysterud, A. & Mysterud, I. 2000. Okologiske effekter av husdyrbeiting i utmark: III. Pavirkning pa mindre pattedyr, fugler og virvellose dyr. English summary: Ecological effect of domestic ruminant grazing: III. Influence on small mammals, birds and invertebrates. — *Fauna Oslo* 53(2): 106–116.

Olofsson, J. & Strengbom, J. 2000. Response of galling invertebrates on Salix lanata to reindeer herbivory. — *Oikos* 91(3): 493–498.

Olofsson, J., Kitti, H., Rautiainen, P., Stark, S. & Oksanen, L. 2001. Effects of summer grazing on composition of vegetation, productivity and nitrogen cycling. — *Ecography* 24: 13–24.

Pajunen, A. 2001. *Porolaidunnuksen vaikutus kiiltopajuun (Salix phylicifolia) sekä sen lintu- ja hyönteisherbivoriaan. — Pro gradu*. Biologian laitos, Oulun yliopisto. 49 s.

Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. *Suomen lajien uhanalaisuus* 2000. — Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 432 s.

Schmidt, K. A. 2001. Site fidelity in habitats with contrasting levels of nest predation and brood parasitism. — *Evolutionary Ecology Research* 3(6): 633–648.

Suominen, O. & Olofsson, J. 2000. Impact of semi-domesticated reindeer on structure of tundra and forest communities in Fennoscandia. — *Annales Zoologici Fennici* 37(4): 233–249.

Söderström, B., Pärt, T. & Linnarsson, E. 2001. Grazing effects on between-year variation of farmland bird communities. — *Ecological Applications* 11(4): 1141–1150.

Thompson, P. S. & Hale, W. G. 1989. Breeding site fidelity and natal philopatry in the redshank Tringa totanus. — *Ibis* 131(2): 214–224.

Uotila, H., Nyholm, E. S. & Helminen, M. 1980. Kiirunan ja riekon talviravinnosta Kilpisjärvellä. — *Suomen riista* 28: 59–66.

Väisänen, R., A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. *Muuttuva pesimälinnusto*. — Otava, Helsinki. 567 s.

Wakeham-Dawson, A., Szoskiewicz, K., Stern, K. & Aebischer, N. J. 1998. Breeding skylarks Alauda arvensis on environmentally sensitive area arable reversion grass in southern England: survival-based and experimental determination of density. — *Journal of Applied Ecology* 35: 635–648

3 SOSIOKULTTUURINEN TUTKIMUS

3.1 Poronhoidon todellisuus ja reunaehdot

Hannu Heikkinen, Mikko Jokinen, Timo Helle & Juha Tornensis

Porotalous luontosidonnaisena elinkeinona.....243

Poronhoito Käsivarren paliskunnassa ja kesälaidunnus Kilpisjärvellä.....244

Siida-järjestelmän merkitys laidunresurssien hallinnassa.....250

Kirjallisuus.....251

Porotalous luontosidonnaisena elinkeinona

Poronhoitoon liittyy monia piirteitä, joiden sovittaminen modernin yhteiskunnan vaatimuksiin ei ole helppoa. Esimerkiksi poronhoidon taloudellinen tuotto on alhainen ja epävarma nykytalouden mittakaavassa. Poronlihan reaalituottajahinta oli huipussaan 1980-luvun alkupuoliskolla, mutta on sen jälkeen pudonnut tästä kolmannekseen (Heikkinen 2002). Poronhoitajille epäedullista hintakehitystä on selitetty sillä, että sen jälkeen kun valtiovallan määräämä korkein sallittu poroluku on saavutettu, teuraat on myytävä millä hinnalla tahansa, jotta vältyttäisiin korkeimman sallitun poroluvun ylittämisestä johtuvista taloudellisista sanktioista. Tämä ei kuitenkaan selitä hintatason pysyvältä näyttävää pudotusta, vaan taustalla on osaltaan globalisaation luoma uusi markkinatilanne. Poronliha joutuu muun muassa kilpailemaan toisaalta eksoottisten, meille uusien liha-alan erikoistuotteiden, ja toisaalta arkiruokana poroa huomattavasti halvemman, Uudessa Seelannissa tarhatun saksanhirven kanssa.

Poronhoito on edelleen varsin luontosidonnainen elinkeino. Luontosidonnaisuus subarktisissa olosuhteissa tarkoittaa muun muassa sitä, että porontalouden tuotos yleensäkin vaihtelee vuosittain huomattavasti, mikä olennaisesti vaikeuttaa sopeutumista nykyiseen velkainvestointiyhteiskuntaan (Heikkinen 2002). Lähinnä talvisista lumiolosuhteista johtuvat kannanvaihtelut ovat tyypillinen piirre niin poron villille kantamuodolle kuin muillekin pohjoisille sorkkaeläimille (Saeter 1997). Tasaista tulonmuodostusta tavoittelevan nykyaikaisen porotalouden kannalta ne ovat kuitenkin katastrofaalisia.

Porotalouden ristiriitaista asemaa yhtäältä luonnonjärjestelmien ja toisaalta modernia yhteiskunnan säätelyn piirissä kuvastaa sekin, että kannanvaihteluihin liittyvää kuolleisuuden kasvua eivät nykyiset eläinsuojelukäsitykset kään hyväksy. Kun lehtiin ilmestyi uutisia Käsivarren paliskunnan porojen nälkäkuolemista 1990-luvun alun vaikeina lumitalvina, eläinsuojelujärjestöt

valmistautuivat keräyksiin hätäruokinnan järjestämiseksi. Porojen nälkäkuolemat yhdistettiin yksiviivaisesti julkisuudessa samanaikaisesti käytyyn keskusteluun porojen ylilaidunnuksesta.

Porojen talviruokinta on keino, jolla poronhoito on pyrkinyt sekä pienentämään kannanvaihteluita että sopeutumaan muun maankäytön aiheuttamiin muutoksiin. Sillä on takanaan jo yli 30 vuoden historia. Vanhoissa metsissä runsaimpana esiintyvän, poroille kevättalvella tärkeän lupon väheneminen, laukaisi etelässä liikkeelle tehokkaaseen talviruokintaan perustuvan poronhoidon kehittymisen (Helle & Saastamoinen 1979). Ruokinnan teki puolestaan mahdolliseksi laki pellonvarausjärjestelmästä ('peltojen paketointi') vuodelta 1968, jonka tavoitteena oli lähinnä maidon tuotannon vähentäminen. Viljelijälle maksettiin korvaus siitä, että peltoja ei käytetty karjan rehun tuottamiseen. Poroille pakettipeltojen heinän sai kuitenkin syöttää.

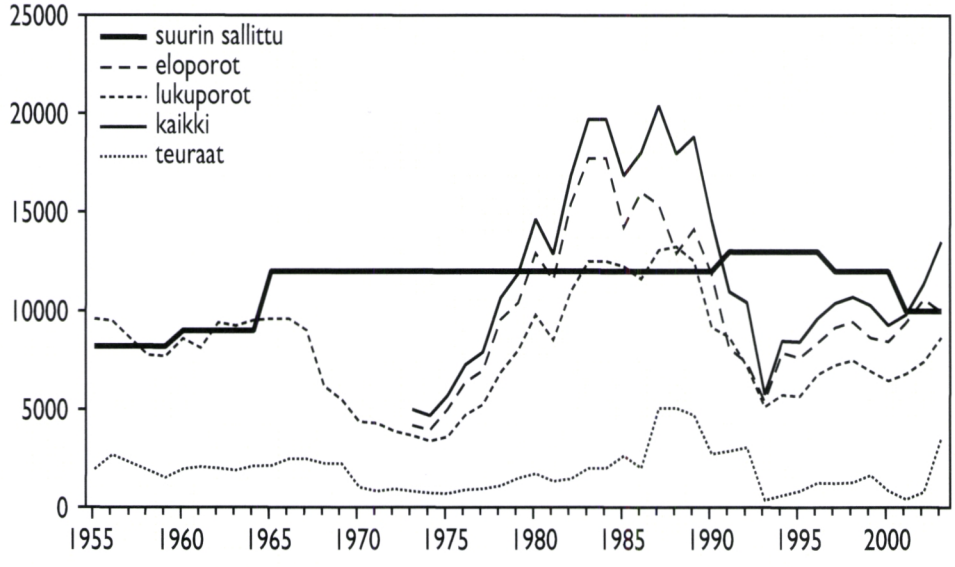
Porojen talviruokinta on levinnyt vuosikymmenten kuluessa lähes yli koko poronhoitoalueen. Mahdollisuudet taloudellisesti järkevään ruokintaan vaihtelevat suuresti. Parhaat ne ovat luonnollisesti etelässä ja heikoimmat pohjoisessa, missä ruokinta perustuu ainakin osittain ostorehuun, ja missä rehunjakelukustannukset ovat korkeat laajoilla tiettömillä alueilla. Syytä on myös huomata, että nykyisellä poronlihan tuottajahinnalla kannattavan ruokinnan järjestäminen on huomattavasti vaikeampaa kuin 1980-luvun alkupuoliskolla, jolloin ruokinta alkoi yleistyä.

Pohjoisessa talviruokinnan tavoitteet ovatkin toisenlaiset kuin etelässä. Ensinnäkin ruokinnalla pyritään estämään vaikeista lumioloista johtuvat porokadot ja pitämään vakaana poronomistukseen liittyvät voimasuhteet sekä omistaja- että tokkakuntatasolla. Normaalitalvina ruokinnalla helpotetaan porojen ravinnonsaantia kevättalvella vahvimman lumipeitteen ja teräshankien aikana, mikä näkyy myös parantuneena vasomistuloksena. Varautuminen ruokintaan edellyttää myös uudelleen normaalikäytännöksi tullutta tokkapaimennusta. Paimennusta taas helpottaa kevytkin lisäruokinta, jolla myös varmistetaan poron kyky hyödyntää tarvittaessa aloitettu täysimääräinen ruokinta.

Poronhoito Käsivarren paliskunnassa ja kesälaidunnus Kilpisjärvellä

Käsivarren paliskunnan poronhoidossa talviruokinta oli harvinaista ennen syksyn 1998 maapohjan jäätymistä. Tällöin noin puolet Käsivarren poroista otettiin talviruokintaan. Historiallisesti Käsivarren poromäärä onkin vaihdellut huomattavasti katojen ja nousukausien välillä. Suuria katovuosia oli etenkin 1960- ja 1970- sekä 1980- ja 1990-lukujen taitteissa (kuva 106). Kadot liittyvät selkeästi maanpinnan jäätymiseen syystalven vaihtelevissa sääoloissa sekä toisaalta poikkeuksellisen vahvaan, vasta myöhään keväällä sulavaan lumipeitteeseen (Helle ym. 2001). Jäätikkötalvien esiintyminen on ollut viimeisten 40 vuoden aikana stokastista, ts. ne ovat olleet seuraus monien säätekijöiden satunnaisesta samanaikaisuudesta. Lumipeitteen syvyys sen sijaan liittyy jaksottaisiin Pohjois-Atlantin reuna-alueilla esiintyviin talvisäiden vaihteluihin. Poronhoidolle erityisen edullinen helppoluminen jakso alkoi

1970-luvun puolivälissä ja päättyi 1980-luvun lopulla. Sen aikana porokanta kasvoi suunnilleen samalla tavalla Suomen, Ruotsin ja Norjan poronhoitoalueilla (Helle & Kojola 2003). Yhteinen piirre oli, että aiemmat teurastuskäytännöt eivät pystyneet estämään kannan kasvua, mistä puolestaan oli seurauksena yleisesti todettu jäkälälaidunten kuluminen. Käsivarressa ilmiö ei ollut kuitenkaan täysin uusi, sillä paliskunnan vuosikertomuksissa on mainintoja jäkälikön 'syöpymisestä' jo 1950-luvulta alkaen.



Kuva 106. Käsivarren paliskunnan poromäärien kehitys 1955–2003.

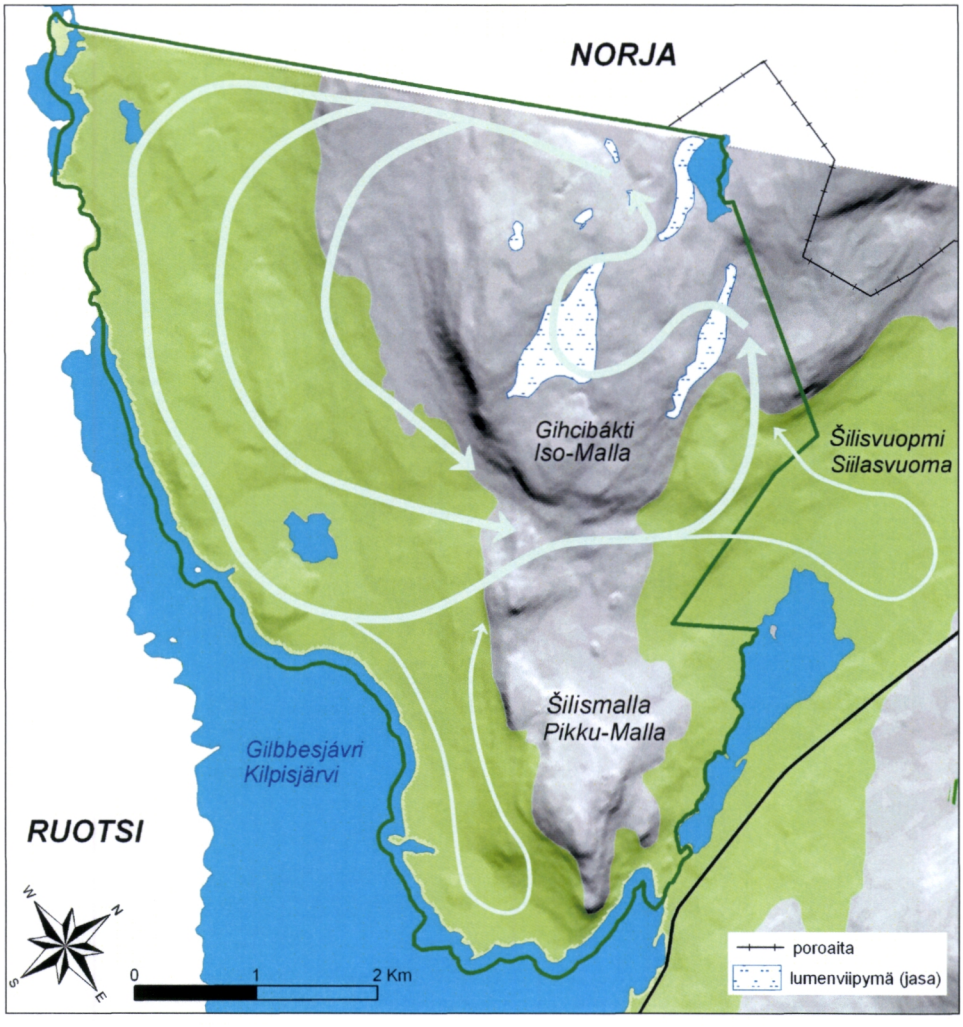
Vuodet 2000–2004 ovat olleet Käsivarressa taas erinomaisia luonnonolosuhteiden puolesta. Vuodesta 2001 lähtien suurin sallittu poromäärä Käsivarressa alennettiin 10 000 eloporoon (syksyllä teurastusten jälkeen eloon jätetyt) ja pakkoteurastuksiin jouduttiin jo seuraavina syksyinä 2002 ja 2003. Käsivarren poroista noin puolet omistaa Gova-Labban (4000) ja Vasaran (1000) kylät[44].

Käsivarren paliskunnassa ei ole mahdollisuuksia omaan rehuntuotantoon, joten luonnonlaidunten riittävyys on alueen porohoidolle elintärkeää. Kilpisjärven alue kokonaisuudessaan on lähinnä kesälaidunta (kuva 12). Porojen eristäminen kesäajaksi Kilpisjärven alueelle laidunkiertoaidalla liittyy kuitenkin myös talvilaidunten hoitoon, sillä tämän poronhoidon kriittisimmän elementin, käytännössä jäkäläkankaiden, paha kuluminen liittyy usein kesäaikaiseen tallaamiseen. (Pegau 1968, Oksanen 1978.)

Eristämällä porot kesän kuivimman kauden ajaksi, juhannuksesta heinäkuun loppuun Kilpisjärvelle, pyrkivät poronhoitajat estämään poroja polkemasta paliskunnan sisäosien jäkälikköjä ja käyttämästä näitä jäkälikköjä ravintonaan aikana, jolloin nopeammin uusiutuvaa kasvibiomassaa on runsaasti saatavilla. Porot kuormittavat jäkäläkankaita syksyllä kiima-aikana, mutta tätä jäkälikköjen lisäkuormitusta on vaikea välttää, koska porojen kiima-alueiden valinta on vaikeasti ihmisten ohjailtavissa. Lisäksi syksyllä jäkäläkankaat tarjoavat runsaan sienisadon, joka vaikuttaa oleellisesti myös porojen teuraspainoon ja vararavinnon kerääntymiseen rasvoihin (ns. *pinta*)

talvea varten. Jäkälikköjen polkeutumien syksyllä ei kuitenkaan ole niin laajamittaista kuin kesällä, koska porojen ei tuolloin tarvitse paeta syöpäläisiä ja jäkäliköt ovat syyssateiden jäljiltä useimmiten kosteita.

Kilpisjärven ympäristö on perinteisesti[45] ollut lähinnä kesälaidunaluetta. Hyvän kesälaitumen edellytyksenä on porolle kelpaavien ravintokasvien riittävyys sekä paikat, joissa poro voi suojautua räkältä (vertaimevät tai porossa loisivat hyönteiset) (Helle 1982). Räkkäsuojat voivat olla hyvin monenlaisia, mutta jos niitä ei ole, porot palkivat, ts. yrittävät päästä eroon kiusankappaleistaan juoksemalla ja laukkomalla. Käsivarren paliskunnan pohjoisosissa porot pyrkivät räkkäaikana yleisimmin tuulisiin tuntureihin, ja jos mahdollista, lumenviipymäalueille eli *jasoille* (kuva 107). Käyttäytymispiirre on yleinen niin poroilla (Itkonen 1948, Kokko 1969, Andersen & Nilsen 1998, Ryd 2001) kuin karibuilla (Downes et al. 1986, Ion & Kersaw 1989, Walsh et al. 1992).



Kuva 107. Porojen vuorokautinen laidunnuskierto puistossa kesäaikaan. Yöllä porot laskeutuvat ruokailemaan vehmaisiin koivikkovuomiin (vihreä alue), ja nousevat päiväsaikaan kuumuutta ja sääskiä pakoon Iso-Mallan tuuliselle paljakalle lumenviipymien ääreen. Porot pysyttelevät pääsääntöisesti Pikku-Mallan paljakan ulkopuolella. Vrt. kuva 108.

Pahiten poroja piinaavat kuumat ja kuivat kesät pitkine hellejaksoineen. Räkän aiheuttama stressi vähentää vaadinten maidontuotantoa, mikä yhdessä suoran hyönteishaitan kanssa saa aikaan vasojen kasvun pysähtymisen ja nostaa myös kuolleisuutta (Nieminen & Eloranta 1982). Kuumat räkkäkesät näkyvät selvästi etenkin vasojen syyspainoissa. Kaldoaivin paliskunnasta Utsjoelta vuosina 1974-2003 kerätyssä aineistossa urosvasojen vuotuiset teuraspainojen keskiarvot vaihtelivat 15 kg ja 26 kg välillä (Helle & Kojola 1994, Helle julkaisematon). Parhaiten vuosien välistä vaihtelua selittää juuri räkän intensiteetti. Kaldoaivista porolle soveliaat pitkälle kesään säilyvät lumilaikut puuttuvat. Onkin todennäköistä, että siellä, missä lumilaikkuja on tarjolla, vuosivaihtelut ovat pienemmät ja painot ovat suhteellisesti korkeammat. Lumenviipymäalueiden tarkkaa taloudellista merkitystä on vaikea arvioida, mutta se voi olla merkittävä.

Lumenviipymäalueisiin liittyy myös tärkeitä ravitsemuksellisia näkökohtia. Sulavaan jäänreunaan ilmestyy pitkälle kesään ravintoarvoltaan korkealaatuisinta ravintoa (Saether 1985, Langvatn & Albon 1986, Virtanen 2000) ja porot saavat tarvitsemansa veden joko lumesta tai sulamisvesistä.

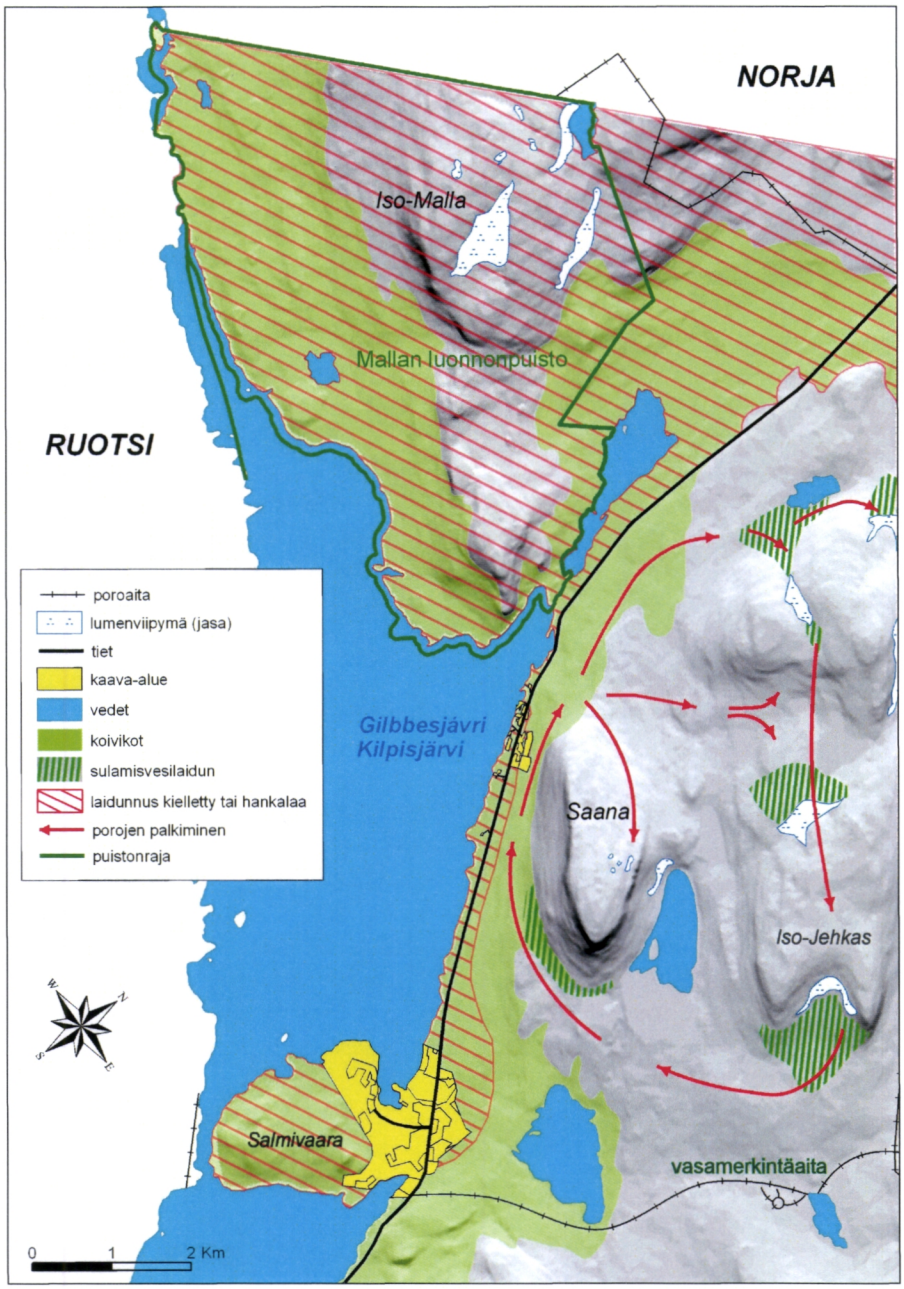
Ravinnon saatavuuden ja räkältä suojaisten laidunten kannalta Käsivarren parhaat kesälaitumet sijaitsevat Porovuomasta pohjoiseen Haltin ja Govddosgáisin ympäristössä sekä Kilpisjärvellä. Näistä Haltin ympäristö kuuluu Raittijärven (Kaijukan) 1900-luvun alussa syntyneen porokylän laidunalueisiin. Kilpisjärvi ja Siilasvuoma ovat taas Gova-Labban ja Vasaroiden perinteistä nautinta-aluetta (kuva 9) .

Kesälaidunnuksen kannalta Iso-Malla koivikkoineen on ylivertainen verrattuna sekä Pikku-Mallaan että nykyiseen lailliseen kesälaitumeen Jehkasilla ja Saanalla. Kesinä 1998, 1999 ja 2004, jolloin Gova-Labban tokka kävi puistossa, kohdistui laidunnuspaine ensisijaisesti Iso-Mallan alueelle (kuva 107). Heinäkuussa 2004, jolloin suuri osa Käsivarren koivikoista oli tunturimittarin toukkien syömiä, porot laidunsivat Siilasvuomassa, josta ne siirtyivät useaan otteeseen myös luonnonpuiston puolelle Iso-Mallan paljakoille ja puistossa sijaitseviin koivikkoihin.

Kilpisjärven rakentamisen ja Mallan laidunnuskiellon seurauksena iso osa Kilpisjärven alueesta on vaikeasti laidunnettavissa (kuva 108). Saanan puoleista osaa häiritsee lähinnä alueen vilkas turistikäyttö, johon oman lisänsä tuo alueella kohtalaisen aktiivinen tutkimustoiminta. Siilasvuoman laidunkäyttöä hankaloittaa tullin sekä Kilpisjärventien liikenne ja Mallan luonnonpuisto. Jotta porojen pääsy Mallalle voitaisiin varmuudella estää ilman hankalasti kunnossapidettäviä aitarakennelmia, paimennuspaikat (käytännössä laavut) olisi sijoitettava Iso-Mallan idänpuoleisten harjanteiden ja Pikku-Mallan pohjoisrinteen paljakalle. Tällöin porot ehdittäisiin kääntää ajoissa takaisin Siilasvuomaan, missä koivikon tiheyden takia paimentamisessa jouduttaisiin hyödyntämään myös koiria. Paimennuspaikka olisi oltava myös Kilpisjärven tienlaidassa lähellä tullia, jotta porojen siirtyminen Norjan puolelle voitaisiin estää. Ongelmalliseksi jäisi kuitenkin porojen kuljettaminen Kilpisjärventien yli räkältä suojaan Jehkasin lumilaikuille.

Lumilaikut, lumenviipymien alapuoliset kosteikot ja vallitseva tuulensuunta ovat tärkeimmät nykyistä Jehkasin ja Saanan laidunkäyttöä ohjaavat tekijät. Porojen varsinaista laidunnusta ei ohjailla kovinkaan tarkasti Kilpisjärven alueen katkaisevan laidunkiertoaidan sisäpuolella. Porot pyri-

tään kuitenkin pitämään paljakalla Kilpisjärventien itäpuolella. Tienvarren koivikoiden laajamittaista laidunnusta haittaa ensisijaisesti paimentamisen vaikeutuminen näköyhteyden katketessa.



Kuva 108. Porojen kesälaiduntaminen ja sitä rajoittava maankäyttö Kilpisjärvellä. Poronhoidon kannalta keskeistä on laiduntamiskelpoisen tunturikoivikon olennainen vähentyminen. Vrt. kuva 12,

Porot saavat valita laitumensa melko vapaasti kesä-heinäkuun vaihteesta, jolloin ne tuodaan Kilpisjärven alueelle aina heinäkuun puoleen väliin saakka, jonka jälkeen porot kootaan vasamerkintöjä varten ja ohjataan takaisin syyslaitumien puolelle. Porojen palkimisessa on olennaista, että ne pakenevat

räkkää tuulen suunnasta riippuen esimerkiksi Saanan etelärinteen ison pahdan nousuvirtausten alle tai jopa Saanan päälle, jossa on usein myös pieniä lumenviipymiä eli jasoja jäljellä heinäkuun alkupuolella. Porot laskeutuvat vähäsääskisiltä lumilaikuilta tai tuulisilta lakipaljakoilta laiduntamaan räkän rauhoittuessa Saanan etelärinteelle tai Jehkasin lumenviipymien alapuolisille sulamisvesien kosteina pitämille rinneniityille. Varsinkin ennen Kilpisjärven kylän ja tien vilkastumista porot suosivat myös Kilpisjärven rantaa sen tuulisuuden ja runsaan kasvillisuuden takia (kuva 108).

Nykytilanteessa on olennaista se, että laiduntamiskelpoiset vehmaat tunturikoivikot ja lumenviipymäalueet kosteine sulamisvesilaitumineen ovat radikaalisti vähentyneet muun maankäytön lisääntyessä. Nykyisin esimerkiksi Saanan laki ja etelärinne ovat vilkkaassa turistikäytössä varsinkin suuremman poromäärän laidunkäyttöä ajatellen. Lisäksi Kilpisjärven rannan laiduntamisen paikoin estää tai vakavasti vaikeuttaa lähes kauttaaltaan Kilpisjärventien liikenne sekä leviävä rantarakentaminen. Vanhasta kesälaidunalueesta Salmivaara on kokonaan jäänyt pois käytöstä rakentamisen myötä, ja uusi vuonna 2003 hyväksytty kaava ja siihen liittyvät laajentamissuunnitelmat tulevat todennäköisesti supistamaan entisestään Saanan koivikkorinteiden kesälaiduntamista. Tämän alueen tärkeydestä kertoo sekin, että 1920-luvulla kyseisellä alueella sijaitsi Aslak Juuson eli Kaijukan loppukesän laidunnukseen tarkoitettu aitaus[46].

Muutokset ovat tapahtuneet pinta-alaltaan suppealla maantieteellisellä alueella, jos tarkastelun lähtökohdaksi otetaan koko Käsivarren paliskunnan alue. Tilannearvio kuitenkin muuttuu, kun huomioidaan se seikka, että muutokset ovat toteutuneet kesälaidunnuksen kannalta strategisesti ja luonnontieteellisesti tärkeällä alueella Käsivarren peukalossa, missä pelivaraa on hyvin vähän.

Tuoreessa kirjallisuuskatsauksessaan Weladji & Forbes (2002) ovat kuvanneet useiden uusien maankäyttömuotojen vaikutuksia porojen ja peurojen elinympäristöihin ja niiden mahdollisia seurauksia eläinten elinkiertoihin (kasvu, lisääntyminen ym.) ja populaatiodynamiikkaan. Matkailuun liittyvä luonnon virkistyskäyttö sekä sen edellyttämä infrastruktuuri vaikuttavat sekä villien peurojen että porojen laitumen valintaan ja käyttöön. Poroa koskevia tapaustutkimuksia on tehty Norjassa ja Suomessa. Norjassa on havaittu porojen välttelevän erityisesti vasoma-aikana voimalinjoja, tiestöä ja turistikeskuksia. (Vistnes & Nelleman 2001).

Suomessa matkailurakentamisen ja ulkoilukäytön vaikutuksia on tutkittu Saariselällä. Porojen alueellista jakautumista suhteessa virkistyskäytön intensiteettiin selvitettiin ensimmäisen kerran vuonna 1986 ja toistamiseen vuonna 2000. Molemmissa töissä kävi ilmi, että porokanta oli kesällä erittäin vahvasti urosvoittoinen intensiivisimmän matkailukäytön alueella (0-5 km matkailukeskuksesta) (Helle & Särkelä 1993, Haapalehto 2001), mikä osoittaa toisaalta muuallakin todettua urosten parempaa sopeutumiskykyä häiriötekijöihin ja toisaalta vaadintokan pyrkimystä hakeutua alueille, joilla häirintä on vähäistä. Vuoden 1986 inventoinnissa todettiin talven osalta, että jäkälälaitumina tärkeissä mäntymetsissä porotiheydet kasvoivat ulkoilukäytön intensiteetin laskiessa ja näyttivät vakiintuvan vasta 10-15 km etäisyydellä matkailukeskuksesta, ts. alueella, joka ei kuulu enää hiihtoajan normaaliin päiväkäyttöalueeseen. Siellä tiheydet olivat noin 2,5 -kertaiset lähialueeseen verrattuna.

Vuoden 2000 uusintainventoinnissa todettiin tilanteen pysyneen ennallaan kuitenkin sillä poikkeuksella, että porotiheydet olivat päiväkäyttöalueen (5-10 km matkailukeskuksesta) tunturipaljakoilla korkeammat kuin 14 vuotta aikaisemmin. Todennäköisin selitys lienee porojen tottuminen erilaisiin ihmistoimintoihin. Tämä edellyttää kuitenkin porojen yleistä kesyyntymistä, mikä Ivalon paliskunnassa sijaitsevalla tutkimusalueella liittyy selkeästi jokatalviseen maasto- tai tarharuokintaan.

Saariselän tai norjalaistutkimusten tulokset ovat tuskin suoraan soveltamiskelpoisia arvioitaessa matkailurakentamisen ja virkistyskäytön vaikutuksia porojen käyttäytymiseen Kilpisjärven ympäristössä. Saariselän matkailukeskuksen kävijämäärät ovat suuruudeltaan aivan toista kertaluokkaa Kilpisjärveen verrattuna, mutta Saariselällä porot sopeutuvat häiriöihin paremmin säännöllisestä talviruokinnasta johtuvan kesyyntymisensä ansiosta. On kuitenkin huomattava, että Kilpisjärven ympäristössä etäisyydet merkittävimpien häiriökohteiden ja potentiaalien laidunalueiden tai räkkäsuojien välillä ovat vain muutamista sadoista metreistä muutamaan kilometriin, minkä vuoksi häiriövaikutukset eivät ole eliminoitavissa.

Siida-järjestelmän merkitys laidunresurssien hallinnassa

Saamelaisen poronhoidon ja poronhoitokulttuurin keskeisiä piirteitä on *siidan* eli porokylän (tokkakunnan) merkitys yksikkönä, jonka piirissä työtehtävät ja laidunresurssit jaetaan (ks. luku 1.2) Siidan muodostaa tavallisesti tiettyjen sukujen yhteenliittymä. Sukukeskeinen ajattelu ja sukulaisuussuhteiden perusteella tehdyt ratkaisut ja arvioinnit ovat porosaamelaiselle kulttuurille tunnusomaisia, kuten myös useille muille paimentolaiskulttuureille ja ns. luonnonkansoille (Harris 2002).

Porokylän sukukoostumus voi olla muuttumaton pitkäänkin, mutta siida-järjestelmälle on luonteenomaista, että uusia osakkaita liittyy ja vanhoja saattaa siirtyä esimerkiksi naapurikylään. Lisäksi kokonaan uusia siidoja syntyy ja vanhoja häviää. Näin on käynyt myös Käsivarren paliskunnan alueella (Linkola 1972). Järjestelmä on siis varsin dynaaminen. Käsivarren paliskunnassa on nykyisin neljä siidaa (kuva 9).

Siidojen toimintaan kuuluu – etenkin länsisaamelaisessa poronhoitokulttuurissa – ajoittain esiintyvä voimakas kilpailu laidunresursseista. Voimasuhteiden muuttuessa porokylät pyrkivät laajentumaan naapurisiidojen alueille, mikä ei suinkaan aina suju ristiriidoitta. Klassinen esimerkki Käsivarresta on Kaijukka, joka aloitti köyhänä pororenkinä, kohosi nopeasti merkittäväksi poronomistajaksi, perusti oman kylän valtaamalla itselleen laidunmaita, ja saavutti valtaporomiehen ja ulkomaailman ihaileman 'Käsivarren patriarkan' aseman. Ongelmitta ei Kaijukankaan uranousu sujunut, vaan hän joutui suoranaiseen porosotaan muun muassa Norjan puolen saamelaisten kanssa, jotka tappoivat Kaijukan poroja kostona porovarkauksista, joihin he katsoivat Kaijukan syyllistyneen. (Linkola 1972.) Asiaa on kuvannut myös kirjailija Yrjö Kokko kaunokirjallisessa teoksessaan *Neljän tuulen tie* (1948).

Poronhoidon järjestäytymisen kannalta kylien ja sukujen väliset sosiaaliset suhteet ovat avainasemassa. Mikäli ristiriitoja kylien välillä esiintyy, pyritään muun muassa laiduntamaan riittävän etäällä kiistakumppanin tokasta *mas-*

taamisen eli tokkien sekoittumisen välttämiseksi. Mastaamisen riskinä on omien porojen 'häviäminen' naapurin tokkaan ja se merkitsee myös lisätyötä.

Suomen poronhoitolain mukaan virallinen ja lainvaltainen poronhoitoyksikkö on kuitenkin paliskunta, ei siida tai tokkakunta. Paliskunnalla on omat poronhoitolaissa määritellyt tehtävänsä ja vastuualueensa, kuten esimerkiksi kirjanpito- ja tilitysvelvollisuus myydyistä poroista sekä poronhoitosuunnitelmien laatiminen. Saamelaisalueen paliskunnissa - kuten Käsivarressa - vallitseekin tilanne, jossa poronhoitoa ohjaa kaksitasoinen tai rinnakkainen järjestelmä: perinteinen siidajärjestelmä sekä lakisääteinen paliskuntaorganisaatio.

Yhteisten luonnonvarojen hallinnointiteorioiden kannalta tilanne on ongelmallinen, koska luonnonresurssien hyödynnyksen edut ja haitat, kuten myös sääntöjen rikkomisen tulot ja menot kohdistuvat eri osapuoliin. Mallakiistan kaltaisessa tilanteessa hyödyntäjä tai säännön rikkoja on esimerkiksi porokylä tai poromies, mutta valtion määräämät sanktiot maksaa paliskunta eli kaikki yhdessä. Rakenteellisesti tällainen järjestelmä on perin huono, ja ympäristöpolitiikan näkökulmasta vertautuu tilanteeseen, jossa tehdas saastuttaa järven tai voimayhtiö hyödyntää turvesuon, mutta valtio maksaa järven puhdistuksen ja suon entisöinnin. Järjestelmä vapaan luonnonvarojen hyödynnysoikeuden (free access) kanssa on varmin tapa taata ns. *"tragedy of common pool"* -tilanteen toteutuminen. (Vrt. Ostrom et.al. 1994, Hanna et.al. 1996, Baden et.al. 1998.)

Etsittäessä käytännön ratkaisuja Mallan kiistaan, on oleellista tiedostaa ja ymmärtää siidajärjestelmän toimintaa ja sen asettamia sosiokulttuurisia reunaehtoja. Tällä hetkellä Mallaan pyrkii kaksi kilpailevaa kyläryhmää - Gova-Labba ja Vasara - jotka eivät voi laiduntaa samanaikaisesti samoilla alueilla, ainakaan tätä kirjoitettaessa. Tämä asettaa omat haasteensa ja rajoitteensa mahdollisille ratkaisuille, joita pohditaan luvussa 3.2

KIRJALLISUUS

Andersen, J. R. & Nilsen, A. 1998. Do reindeer aggregate on snow patches to reduce harassment by parasitic flies or to termoregulation. *Rangifer* 18: 1-15.

Baden, J. A. & Noonan, D. S. (Eds.) 1998. *Managing the Commons.* 2nd. *Toim.* Indiana University Press. USA. 243 s.

Downes, C. M., Theberge, J. B. & Smith, S. M. 1986. The influence of insects on distribution, microhabitat choice, and behavior of the Burwash caribou herd. *Canadian Journal of Zoology* 64: 622-629.

Haapalehto, M. 2001. *Matkailun vaikutus porojen laidunten käyttöön ja kulumiseen Saariselällä.* - Opinnäytetyö, Rovaniemen Ammattikorkeakoulu 2001.

Hanna, S. S., Folke, C. & Mäler, K-G. (Eds.) 1996. *Rights to Nature. Ecological, Economic, Cultural, and Political Principles of Institutions for the Environment.* Island press. USA. 298 s.

Harris, M. & Johnson, O. 2002. *Cultural Anthropology*. Boston. 369 s.

Heikkinen H. 2002. *Sopeutumisen mallit - Poronhoidon adaptaatio jälkiteolliseen toimintaympäristöön Suomen läntisellä poronhoitoalueella 1980 - 2000.* Väitöskirja. Suomalaisen Kirjallisuuden Seura. Helsinki. 369 s.

Helle, T., Kojola, I. & Timonen, M. 2001. Lumipeitteen vaikutus Käsivarren porolukuihin: mikä on Pohjois-Atlantin säävaihtelun (NAO) merkitys? – *Suomen Riista* 47: 75-85.

Helle, T. & Saastamoinen, O. 1979. The winter use of food resources of semi-domesticated reindeer in northern Finland. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 95(6): 1-27.

Helle, T. & Kojola, I. 2003. *Population trend synchrony of semi-domesticated reindeer in Fennoscandia.* – The 11th Arctic Ungulate Conference, Saariselkä August 24.-28, 2003. unpublished abstract.

Helle, T. 1982. *Poron ja peuran jäljillä.* Kirjayhtymä, Helsinki. 160.

Helle, T. & Kojola, I. 1994. Body mass variation in semidomesticated reindeer. *Canadian Journal of Zoology* 72: 681-688.

Helle, T. & Särkelä, M. 1993. The effects of outdoor recreation on range use by semi-domesticated reindeer. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 123-133.

Ion, P. G. & Kersaw, G. P. 1989. The selection of snow patches as relief habitat by woodland caribou (Rangifer tarandus caribou), MacMillan Pass, Selwyn/Mackenzie Mountains, N. W. T., Canada. *Arctic and Alpine Research* 21: 203-211.

Itkonen, T. 1948. *Suomen lappalaiset vuoteen 1945.* Osa II. WSOY. Porvoo.

Kokko, Y. 1948. *Neljän tuulen tie.* Porvoo. 425 s.

— 1969. *Poro – muistelus.* Porvoo. 173 s.

Langvatn, R. & Albon, S. E. 1986. Geographic clines in body weight of Norwegian red deer: a novel explanation of Bergmann's rule. *Holarctic Ecology* 9: 285-293.

Linkola, M. 1972. *Enontekiön lappalaisten poronomadismi – Poronhoidon ja asutuskuvan kehitys Enontekiön Lapin paliskunnan alueella rajasuluista vuoteen 1965.* Pro-Gradu. Etnologian laitos. Jyväskylän yliopisto.

Nieminen, M. & Eloranta, E. 1982. Vasakato on vakava asia. *Poromies* 1982(4): 15-21.

Oksanen, L. 1978. Lichen grounds of Finnmarksvidda, northern Norway, in relation to summer and winter grazing by reindeer. *Reports from Kevo Subarctic Research Station* 14: 64-71.

Ostrom, E., Gardner, R., Walker, J. 1994. *Rules, Games, & Common-Pool Resurces.* The University of Michigan Press. USA. 369 s.

Pegau, R. 1968. Reindeer range appraisal in Alaska. Arctic 21: 225-259.

Ryd, Y. 2001. *Snö – en renskötare berettar.* Ordront. Stockholm. 326 s.

Saether, B.-E. 1985. Annual variation in carcass weight of Norwegian moose in relation to to climate along a latitudinal gradient. *Journal of Wildlife Management* 49: 977-983.

Saeter, B.-E. 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 143-149.

Virtanen, R. 2000. Effects of grazing on above-ground biomass on a mountain snowbed. *Oikos* 90: 295-300.

Vistnes, I. & Nelleman, C. 2001. Avoidance of cabins and power transmission lines by semi-domestic reindeer during calving. *Journal Wildlife Management* 65: 915-925.

Walsh, N. E., Fancy, S. G., McCabe, T. R. & Pank, L. F. 1992. Habitate use by the Porcupine herd during insect harassment. *Journal of Wildlife Management* 56: 465-473.

Weladji, R. & Forbes, B. 2002. Disturbance effects of human activities on Rangifer tarandus habitat: implications for life history and population dynamics. *Polar Geography* 26 (3): 171-186.

3.2 Asiantuntijoiden käsityksiä Mallan luonnonpuiston arvoista ja mahdollisista tulevaisuuksista

Hannu Heikkinen, Mikko Jokinen, Sini Pölkki ja Lotta Jaakkola

JOHDANTO 254
Teoreettinen tausta 255
Tutkimusongelma, aineisto ja menetelmät 259
TULOKSET 263
Haastattelututkimus 263
Asiantuntijapaneeli: Mallan luonnonpuiston tulevaisuusskenaariot ja käyttöä koskevat argumentit 277
LUONNONSUOJELUN KULTTUURI - ASIANTUNTIJATUTKIMUKSEN LOPPUPÄÄTELMIÄ 290
KIRJALLISUUS 293

JOHDANTO

Tutkimushankkeen sosiokulttuurisen kokonaisuuden toinen tehtävä oli tutkia asiantuntijoiden käsityksiä Malla-kysymyksen sosiaalisista, kulttuurisista ja ekologisista ulottuvuuksista. Asiantuntijoilla tarkoitetaan tässä yhteydessä henkilöitä, jotka työnsä tai ammattinsa puolesta ovat erikoistuneet Lapin ja pohjoisten alueiden suojelukysymyksiin, ja mahdollisesti perehtyneet Mallan luonnonpuiston problematiikkaan. He ovat tutkijoita (biologit ja ympäristötutkijat), luonnonsuojeluasioita käsitteleviä viranomaisia Suomessa, Norjassa ja Ruotsissa (Metsähallitus, Ympäristöministeriö, Maa- ja metsätalousministeriö skandinaaviset vastineineen), kansalais- ja ammatillisten järjestöjen aktiiveja (WWF, Suomen luonnonsuojeluliitto, Paliskuntain yhdistys, Saamelaiskäräjät ja niiden vastineet.) Nämä henkilöt myös usein aktiivisesti vaikuttavat suojelualueiden maankäyttöpäätöksiin.

Tutkimuskysymykset kohdistuivat niihin määrittelyihin ja perusteluihin, joita esiintyi vuosina 1998-2001 käydyissä julkisissa keskusteluissa koskien Mallan käyttöä, suojeluin ja porolaidunnuksen vaikutuksia ja ympäristökiistan ratkaisumahdollisuuksia. Tutkimuksen työhypoteesi ja kannustin oli olettamus, että asiantuntijoiden kulttuurinen tausta – eli heidän omaksumansa käsitykset esimerkiksi luonnontilasta ja siitä millä ehdoilla se saavutetaan – vaikuttaa ratkaisevalla tavalla millaisia uhkia ja mahdollisuuksia he arvelevat kohdistuvan tunturiluontoon ja erityisesti Mallan alueeseen. Suomen tilanteen suhteuttamiseksi tutkimukseen otettiin mukaan asiantuntijoita myös Ruotsista ja Norjasta.

Laajemmassa erityisesti Suomea koskevassa osiossa keskityttiin Ylä-Lapin (Utsjoki, Enontekiö ja Inari) kysymyksiin. Koska tutkimuksen päämielenkiinto liittyi Mallan luonnonpuistoon, tutkimus painottui Käsivarren alueen kannalta olennaisiin aiheisiin. Varsinaisten tunturialueiden lisäksi tutkimusintressi ulotettiin myös lähialueiden, kuten koivikkovuomien, jokilaaksojen ja soiden käyttöä koskeviin käsityksiin. Tässä luvussa tunturiluonto ymmärretään väljästi tarkoittaen myös edellä mainittuja luontotyyppejä.

Mallan kiistan alkuvaiheissa havaittiin, että useat tutkijat ymmärsivät ja arvostivat Mallan aluetta koskemattomana luonnontilaisena alueena, eräänlaisena alkuperäisen tunturiluonnon viimeisenä näytteenä, minkä vuoksi siellä haluttaan harjoittaa ja myös suojella luonnontieteellistä tutkimusta. Aluevalintaa perusteltiin muun muassa sillä, että luonnon prosesseista saadaan luotettavinta tietoa kun ihmisvaikutus on mahdollisimman vähäistä. Mallan ajateltiin olevan *luonnontilassa*, mikä on myös luonnonpuistojen keskeinen idea ja tavoite.

Luonnontilaisuuden käsite on tutkimuksen piirissä yleisesti käytetty, mutta usein heikosti määritelty. Lähempi tarkastelu osoitti, että Malla-kysymyksen eri toimijoilla oli käsitteelle toisistaan poikkeavia sisältöjä, ja tämä taas puolestaan näytti määrittävän sitä, mikä tilanne tai toiminto ymmärrettiin suojelutavoitteiden kannalta hyväksyttäväksi. Muita keskeisiä käsitteitä olivat *luonnon monimuotoisuus* ja *kestävyys*, joita ahkerasti viljellään tieteellisessä ja poliittisessa ympäristökeskustelussa. Näiden käsitteiden sisältöjä päätettiin tutkia järjestelmällisesti, koska oli luultavaa, että sitä kautta eksplikoituvat myös näkemyserojen (esimerkiksi mikä toiminta on Mallalla hyväksyttävää) taustalla piilevät kulttuuriset merkitykset.

Tutkimus järjestettiin kahtena kokonaisuutena, joista ensimmäisessä kartoitettiin ja vertailtiin tunturialueiden luontoon ja erityisesti Mallan luonnonpuistoon liittyviä kulttuurisia merkityksiä ja arvoja. Toisessa osiossa testattiin näitä määrittelyitä konkreettisilla tunturiluonnonsuojeluun liittyvillä kysymyksillä. Käsitemäärittelyt muotoiltiin väitelauseiksi ja skenaarioiksi, joiden kelpoisuutta ja seurannaisvaikutuksia asiantuntijat arvioivat internetsovelluksena toteutetussa delfoi-asiantuntijapaneelissa.

Teoreettinen tausta

Tieteenaloja, jotka tutkivat ihmisyhteisöjen tilaa, toimintaympäristöä ja todellisuuskuvaa kutsutaan kulttuuri- ja yhteiskuntatieteiksi, tai kokoavasti ihmistieteiksi. Nykyisin näissä vallitsevaa tutkimussuuntausta voi nimittää jälkimodernismiksi tai konstruktivismiksi. Tämä suuntaus keskittyy tarkastelemaan sitä, kuinka ihmiset ymmärtävät ja merkityksellistävät todellisuutta koskevia ilmiöitä, asioita ja esineitä, ja kuinka ymmärrys kehittyy sosiaalisessa vuorovaikutuksessa ja edelleen ohjaa toteutuvaa käyttäytymistä. (Layton 1998, Berger & Luckman 1967.) Kulttuuriantropologi Clifford Geertziä (1973) mukaillen ihminen elää ja ymmärtää itsensä, ympäristönsä ja toimintansa punomiensa merkitysten verkon kautta. Sosiaalisen toiminnan ja todellisuuden välisen suhteen hän esittää lainaten klassikkososiologi Max Weberiä: *"events are not just there and happen, but they have a meaning and happen because of that meaning"*.

Kognitiivinen antropologia, jonka tutkimustuloksia hyödynnettiin tämän

asiantuntijatutkimuksen teoreettisena viitekehyksenä, on tyypillinen konstruktivistinen tutkimussuuntaus. Se tutkii nimenomaan ihmisyhteisöjen, niiden ympäristöjen ja inhimillisen ajattelun välistä suhdetta (D'Andrade 1995), ja on erityisen kiinnostunut yksilöiden ja yhteisöjen todellisuutta koskevista käsityksistä. Tieteiden kentässä kognitiivinen antropologia sijoittuu kulttuuriantropologian ja kognitiotieteen välimaastoon. Kulttuuriantropologiasta on omaksuttu näkemys ihmisestä läpeensä kulttuurisena ja sosiaalisena olentona ja se, että kulttuuri on yhteisöominaisuus. Kognitiotieteestä on puolestaan omaksuttu näkemys, että yksilön ajatteluprosessit - miten tieto rakentuu, omaksutaan, tulkitaan ja sovelletaan - ovat ensiarvoisen tärkeitä ihmisen käyttäytymisen selittämisen ja ymmärtämisen kannalta. (Kamppinen ym. 2001.)

Näistä lähtökohdista kognitiivisen antropologian painopiste asettuukin ihmisten keskenään jakamien kulttuuristen merkitysten ja sosiaalisen todellisuuden tutkimukseen (Strauss & Quinn 1997). Yhteinen, jaettu tieto on kulttuurin lähtökohta. Kulttuuri onkin kognitiivisen antropologian parissa määritelty kokoelmaksi tietoa, uskomuksia ja käsityksiä, joiden avulla yksilöt voivat toimia sosiaalisesti hyväksyttävällä ja ymmärrettävällä tavalla (Goodenough 1957). Vaikka yksilöt ajattelevat itsenäisesti, olennainen osa jo mahdollisista ajatussisällöistä kaavoittuu yksilöä ympäröivässä sosiaalisessa vuorovaikutuksessa. Kulttuurisilla merkityksillä ei siten tarkoitetakaan samaa mieltä olemista, vaan sitä että, kohde tunnistetaan ja ymmärretään riittävän harmonisesti, jotta siitä voidaan käydä esimerkiksi yhteisön sisäistä keskustelua. Tyypillisiä osamerkityksistä koostuvia laajempia ajattelujärjestelmiä ovat puolestaan esimerkiksi uskonnot ja tieteet. Näille on yhteistä se, että molemmista vallitsee suhteellisen laaja ja yhteisön sisäisen keskustelun mahdollistava yksimielisyys, joka ei kuitenkaan takaa yhtä mieltä olemisista keskusteltaessa tietojärjestelmän yksittäisistä osista tai niiden suhteesta toisiinsa. Päinvastoin, kiistat näyttävät olevan sitä kärjistyneempiä, mitä pienemmästä ja tarkemmin rajatusta yhteisöstä ja tietojärjestelmästä tai toisille lähekkäisistä ajattelutavoista on kysymys.

Konkreettinen toimintakaan ei ole yksilön vapaasti valittavissa, vaikka mielellämme kuvittelemme ajattelevamme suhteellisen itsenäisesti muotoilemiemme käsityksien, halujen ja arvojen pohjalta. Ihminen on edelleen siinä mielessä tyypillinen laumaeläin, että sen käyttäytymistä säätelee ja valvoo ensisijaisesti muu sosiaalinen ryhmä normeineen. Käyttäytymisemme ja ajattelun sisältöjen muodostuminen on tietenkin nykyihmisellä huomattavan monimutkainen prosessi. Ihminen eroaa muista eläimistä siinä, että 'lauman' toimintaa säätelee monimutkainen tulkintojen ja neuvottelujen kokonaisuus, kulttuuri. Pääasiallisesti viettipohjaisten ja geneettisesti luonnonvalinnan kautta muuttuvien toimintamallien ohella valintojamme ohjaa voimakkaasti kulttuuri, joka ilmenee ja välittyy joukkoviestimissä, koulutuksessa, laeissa sekä esimerkiksi tieteellisissä julkaisuissa. Nämä kaikki ovat osa nykyistä sosiaalista vuorovaikutusta, jossa opimme sekä tietoisesti että tiedostamattomasti ne ajattelumallit, jotka taas muotoilevat toteutuvaa käyttäytymistämme. Käyttäytymisemme rakentuminen on siten tietoista että tiedostamatonta, kuten sosiaalinen kontrollikin, jolla ohjaamme sekä omaa että muiden käyttäytymistä ja jopa sitä mitä voi ajatella ja mitä ei.

Käyttäytymisen ymmärtämisessä on olennaista huomioida oppimisky-

kymme, ja sen kautta tapahtuva kulttuurinen muutosprosessi. Ihmistutkimus ei voi perustua kokeellisen luonnontieteen ideaaliin toistettavine koejärjestelyineen. Ihmistutkimus on osa kulttuuria ja sen muuttumista. Tutkimus itsessään muuttaa tutkimuskohdetta ja usein sen tavoite on edesauttaa tutkitun kohteen muutosta esimerkiksi sosiaalisesti hyväksyttävämpään muotoon. Näin on myös tässä tutkimuksessa. Asiantuntijoiden käsitykset muuttuivat todennäköisesti jo haastattelutilanteessa heidän jäsentäessään ajatteluaan kommunikoitavaan muotoon. Toisaalta uudet haasteet, tutkimukset, poliittinen vuorovaikutus jne. ovat edelleen muuttaneet ja edelleen muuttavat asiantuntijoiden ajattelua ja sen ilmenemismuotoja, kuten julkituotuja perusteluja. Tämä on tieteen keskeinen ideakin.

Tässä mielessä esitettyjä asiantuntijatutkimuksen tuloksia ei pidä lukea muuttumattomina totuuksina, vaan esiintymisyhteydessään ilmitulleiden ajattelumallien uudelleen tulkintana. Tutkimuksen tarkoitus on edistää yhteisymmärrystä tuomalla esiin erilaisia tapoja jäsentää ympäristöä. Riippumatta siitä pidetäänkö ihmistä luonnon osana vai ulkopuolisena, luontoa suojellaan joka tapauksessa ensisijaisesti ihmisen haittavaikutuksilta, ja suojelun motivaatio on usein säästää pala luontoa ihmiselle ihmisen määrittämässä muodossa. Näin on, vaikka luonnonsuojeluperusteeksi määriteltäisiinkin luonnon itseisarvo. Tässä mielessä luonnonsuojelu on kulttuurista toimintaa ja mitä otollisin kohde myös ihmistutkimukselle.

Kulttuurinen malli

Elollisista olioista lähes kaikki ovat niin sanottuja kognitiivisia järjestelmiä eli ne kykenevät rekisteröimään ja suuntaamaan toimintaansa ympäristöstä saamansa tiedon avulla. Kognitiivisessa antropologiassa ihmisen käsittelemästä tiedosta käytetään usein käsitettä merkitys - *meaning* (Strauss & Quinn 1997). Mielemme toiminnan ymmärtämiseksi on ensisijaista huomata, että se ei ole juurikaan verrattavissa tietokoneeseen. Tieto ei siis varastoidu mieleen erillisinä tietoyksiköinä, eikä tieto koostu binääristä nollista ja ykkösistä – kyllä/ei käsitepareista. Ihmisellä tietoyksiköt järjestyvät toisiinsa assosioituneiksi ja toisista tietoyksiköistä riippuvaisiksi systeemeiksi eli *merkitysjärjestelmiksi*. Usein niitä kutsutaan yksilötasolla tutkittuina *kognitiivisiksi* ja yhteisötasolla *kulttuurisiksi malleiksi*. Näistä jälkimmäinen tarkoittaa merkitysjärjestelmää, joka on tai jonka osat ovat vähintään tunnistettuja useammalle yksilölle. Kognitiiviset mallit ovat puolestaan konkreettisesti yksilön mieleen jäsentyneitä tapoja ajatella ja tulkita ympäristöhavaintoja. Kognitiiviset mallit syntyvät ja muuttuvat havaintoprosessin välityksellä ja toimivat eräänlaisina esikäsitellyn tiedon yhteen assosioituneina oletusarvoina. (Shore 1996, Kamppinen et al. 1994.)

Kognitiiviset ja kulttuuriset mallit antavat ihmisille eräänlaisen ympäristön ja havaintojen tulkitsemisen mahdollistavan esitiedon – tulkintaviitekehyksen. Mieli kokoaa ja assosioi tietoa yhteen automaattisesti. Mieli koostaa havaittavan maailman kaoottisen informaatiomäärän hallittavaan muotoon ja antaa esikäsiteltyä tietoa siitä kuinka ympäristössä on toimittava. Molemmat mallit ovat usein tiedostamattomia. Ihminen tulee toimeen ilman, että hänen täytyisi aktiivisesti miettiä mitä toimintamallia kulloinkin noudattaa tai mihinkä ympäristöärsykkeeseen on reagoitava ja miten. Mallit ohjaavat

ajattelua ja niiden avulla kykenemme tekemään valintoja ja käsittelemään huomattavasti suurempaa tietomäärää mikä olisi muuten mahdollista aivojemme 'laskentakapasiteetilla'. Kognitiiviset ja kulttuuriset mallit ovat myös keskenään riippuvaisia. Sosiaalisessa vuorovaikutuksessa välitämme toisille oman ajattelumme malleja ja kokoamamme havaintojemme pohjalta uusia malleja. (Shore 1996, Heikkinen 2002.) Tästä prosessista Bradd Shore (1991) käyttää käsitettä kulttuurin kaksi syntymää: syntymä yksilöllisesti koettuna ja sen välittyminen edelleen osaksi sosiaalista todellisuutta.

Tarkasti ottaen vasta sosiaalisesti jaettuina, kulttuurisiksi malleiksi kehittyneinä, yksilöiden kognitiiviset mallit auttavat toimimaan yhteisön jäseninä tietyssä ympäristössä. Hyviä esimerkkejä meille tutuista sekä yksilötasolla että sosiaalisella tasolla jäsentyvistä kulttuurista malleista ovat yksiavioisuus, oikeanpuoleinen liikenne tai vaikka työ- ja vapaa-aika. Kulttuuriset mallit eivät ole kenenkään yksityistä omaisuutta, vaan ne kuuluvat sosiaaliseen todellisuuteen. Mallien sisältö on yhteisön jakamaa tietoa ympäröivästä maailmasta ja tavoista toimia siinä. Kollektiivisuudesta huolimatta malleja voidaan selvittää, hahmotella ja rakentaa haastattelemalla yhteisön yksittäisiä jäseniä, koska haastattelussa yksilö vastaa sosiaalisessa vuorovaikutuksessa kehittyneiden kulttuuristen merkitysten kautta. Analyysitekniikan puolestaan on keskityttävä etsimään haastatteluista yhteiset nimittäjät ja useammalle yksilölle tyypilliset ajattelumallit ja ilmiöiden kytkemiset yhteen tai toisistaan riippuvaisiksi (Quinn & Holland 1987). Mallit eivät ole kuitenkaan ikuisia vaan ne syntyvät, muuttuvat ja lopulta kuolevat. Tässä mielessä kulttuuristen mallien analysointi ja rakentaminen on kuin ohikiitävän hetken valokuvaamista. (Shore 1996.)

Kulttuurin (sekä muistin, abstraktin päättely- ja kuvittelukyvyn) ansiosta ihmisen ei tarvitse opetella kaikkea yrityksen ja erehdyksen kautta. Perusluonteiset todellisuuden ymmärtämisen ja siinä sosiaalisesti ymmärrettävästi toimimisen työkalut ovat valmiina yhteisön kulttuurijärjestelmässä. Ne opitaan pääosin automaattisesti osana kulttuuriin kasvamista. Tosin nykyisin yhä enemmän myös koulutusjärjestelmät ja globalisoituva joukkoviestintä toimivat tiedostetusti ja tiedostamatta kulttuurikasvattajan roolissa. Kulttuuriset ja kognitiiviset mallit ovatkin yksi tapa kuvata yhteyttä yksilön ja yhteisön ymmärryksen välillä. Ajattelemme yksilöinä, mutta ajattelumme mielekäs sisältö ja muun muassa merkitykselliset tavoitteet ovat yhteisöllisesti määrittyviä. (Kamppinen et al. 1995, 2001.)

Yhteisössä voi kuitenkin vaikuttaa samasta ilmiöstä useampikin vaihtoehtoinen kulttuurinen malli (Quinn & Holland 1987) ja nämä mallit tavallaan ovat myös kilpailuasetelmassa keskenään. On perusteltua olettaa, että esimerkiksi luonnontilaiseen tai monimuotoiseen luontoon kuuluvista eliölajeista eri instituutioille ja sosiaalisille ryhmille kehittyy erilaisia, mutta yhteisön sisäisesti jaettuja kulttuurisia malleja. Samoin yhteisön jäsenillä voi olla keskenään poikkeavia kognitiivisia malleja, jotka eivät välttämättä ole edes ymmärrettäviä muille yhteisön jäsenille puhumattakaan sellaisten yhteisöjen jäsenistä, jotka eivät kuulu samaan sosiaaliseen vuorovaikutusverkostoon. Myös yksilöllä itsellään voi olla useampi malli samasta ilmiöstä, ja ne voivat olla hyvinkin ristiriitaisia ja toimia ajattelun eri tasolla. Mallien esiintyminen ja vaikutus ei siten olekaan yksiselitteistä. Oppimamme rinnakkaisten ja osin kilpailevienkin kulttuuristen mallien aktivoituminen näyttääkin riippuvan

käytännössä esimerkiksi asiayhteydestä, taustakonflikteista, keskustelukumppanista ja keskusteltavaan ilmiöön tai henkilöön liittyvistä tunnelatauksista. Haastattelutilanteessa kysymys itsessään jo jäsentää ja jopa valikoi aktivoituvaa mallia.

Käsikirjoitus eli skripti

Käsitettä käsikirjoitus (*script*) käytetään kuvaamaan kulttuurista mallia, joka tulee esiin toiminnallisena kaavana. Lyhyesti määriteltynä käsikirjoitus:

> *"on rakenne, joka kuvaa johonkin tilanteeseen kuuluvia soveliaita tapahtumainkulkuja. Käsikirjoitus koostuu aukkopaikoista ja niiden täyttämistä koskevista vaatimuksista. Käsikirjoitus on yhteenkytkeytyneiden osien muodostama kokonaisuus, ja yhden aukkopaikan täyttö vaikuttaa siihen, mitä muissa paikoissa voi olla." (Schank & Abelson 1977.)*

Käsikirjoituksessa tapahtumat tai asiantilat seuraavat toisiaan muodossa T_1-T_N. Ne ohjaavat toimintaamme ja antavat mentaalisia karttoja vaihtoehtojen verkostossa suunnistaville yksilöille ja ryhmille (Kamppinen ym. 2001). Ne eivät ole yksittäisten tapahtumien muistamista vaan pikemminkin tietoa siitä, mitä eri tilanteissa yleensä tapahtuu (Mandler 1984). Käsikirjoitusten avulla osaamme ennustaa miten eri tilanteet todennäköisesti etenevät. Käsikirjoitus sisältää tietoa syyseuraussuhteista, joten niiden avulla on mahdollista kuvitella ja ainakin tuntea tulevaisuus hallittavaksi. Käsikirjoituksia kutsutaankin toisinaan *skenaarioiksi* (Lakoff 1987). Käsikirjoitusten yleisyystaso vaihtelee hyvin abstrakteista, kuten: *"kestävä kehitys saavutetaan kun toimintamme ei heikennä tulevien sukupolvien mahdollisuuksia"* aina konkreettisiin skripteihin: *"syksyllä porot kootaan erotuksiin, ja jos lunta tulee paljon niin poroja paimennetaan tokassa, kunnes vasonta on ohi"* (soveltaen Kamppinen ym. 2001).

Käsikirjoituksia jäljittämällä päästään selville siitä millaisten perusolettamusten (esimerkiksi jos p niin q, tai jos p niin ei q) varassa eri prosessien oletetaan etenevän. Nämä olettamukset ovat todellisuutta koskevaa inhimillistä tietoa, jonka perustella tehdään tilannearvioita, arvopäätelmiä ja viimein myös toimintasuunnitelmia. Tulevaisuusarvioiden kannalta on keskeistä olla perillä tärkeimmistä käsikirjoituskokoelmista, joiden perusteella ihmiset ja laajemmin ottaen yhteiskunta tekee ratkaisujaan.

Tutkimusongelma, aineisto ja menetelmät

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää millaisia käsityksiä asiantuntijoilla on tunturialueiden ja erityisesti Mallan luonnonpuiston luonnontilaisuudesta, kestävästä käytöstä ja arvoista. Tutkimusongelman keskeiset osakokonaisuudet muotoiltiin teemoiksi:

- mitä luonnontilaisuudella ymmärretään?
- mitä pidetään tavoiteltava luonnontilana ja miksi?
- miten tavoiteltava luonnontila saavutetaan tai menetetään?
- millaisia erityisarvoja ja intressejä pohjoisiin luonnonsuojelualueisiin liittyy?

- millaisia erityisarvoja Mallan luonnonpuistoon liittyy, millaisia vaikutuksia eri toiminnoilla on näihin arvoihin?
- mitä toimintoja puistossa voidaan sallia?

Tutkimuksen työhypoteesi oli, että asiantuntijoilla on samankaltaisten kokemusten, koulutuksen ja sosiaalisen vuorovaikutuksen kautta muotoutuneita jaettuja käsityksiä edellä mainituista teemoista. Edelleen näiden kulttuuristen käsitysten oletetaan ratkaisevalla tavalla ohjaavan asiantuntijoiden ajattelua ja toimintaa, ja antavan sisällön yhteiskunnassa vallitsevien ja asiakokonaisuutta koskevien kestävyyden tulkinnoille.

Tutkimusaineisto muodostui kahdesta kokonaisuudesta: 1) haastattelututkimuksesta ja 2) asiantuntijapaneelista.

Haastattelumenetelminä hyödynnettiin pääasiassa strukturoituja ja puolistrukturoituja haastatteluita, joissa noudatettiin systemaattisen kulttuurintutkimuksen periaatteita (Kamppinen 1995). Myös osallistuvalla havainnoinnilla oli merkitystä haastattelukysymysten muotoilussa sekä aineiston tulkinnassa. Havainnointia on tehty koko Malla-kiistan aikana (ks. luku 1.4) vuodesta 1999 alkaen, ja tätä aineistoa on täydentänyt Mikko Jokisen osallistuminen ulkopuolisena tutkijana Metsähallituksen Ylä-Lapin luonnonvarasuunnitteluprosessiin ja siihen liittyviin kokouksiin vuosina 1999-2000. Tutkimuskysymyksiä laadittaessa hyödynnettiin aineistona ylipäätään Mallasta käytyä keskustelua, jota käytiin muun muassa tutkimushankkeen sisäisellä sähköpostilistalla.

Ensimmäisessä vaiheen haastattelututkimukseen asiantuntijat valittiin lumipallo-otannalla, jossa ensimmäisiltä informanteilta kysytään muita varteenotettavia haastateltavia (Bernard 1995). Vaara, että tutkimukseen valikoituu vain 'samanhenkisiä', vältettiin poimimalla otokseen asiantuntijoita, joiden tiedettiin eroavan sekä mielipiteiltään että ammatilliselta taustaltaan.

Haastattelut tehtiin vuosina 2000-2002. Ruotsin ja Norjan haastattelut suoritti Lotta Jaakkola 2000-2001, Suomen Sini Pölkki ja Mikko Jokinen 2001-2002. Skandinaavisista asiantuntijoista:

- oli naisia 2 ja miehiä 10 henkilöä
- ikäjakauma oli 29–55 vuotta
- tutkijoita oli 4 ja virkamiehiä 8 henkilöä
- luonnontieteellinen koulutus 9:llä henkilöllä
- yhteiskuntatieteellinen ja luonnontieteellinen koulutus oli 2 henkilöllä
- muu koulutus yhdellä henkilöllä

Vuonna 2003 analyysin yhteydessä Ruotsina ja Norjan informanteille kohdennettiin täydentävä sähköpostikysely, jossa esitettiin ns. aikakonekysymys (ks. edempänä), jolla jäljitettiin asiantuntijoiden käsitystä milloin luonnontilaisuus on vallinnut tunturialueilla täydellisimmillään. Tämä kysymys oli osoittautunut hedelmälliseksi suomalaisten asiantuntijahaastatteluiden yhteydessä.

Suomalaisista asiantuntijoista:

- oli naisia 9 ja miehiä 8 henkilöä
- ikäjakauma oli 32-55 vuotta
- tutkijoita oli 11 ja virkamiehiä 6 henkilöä
- luonnontieteellisen koulutus oli 15 henkilöllä
- yhteiskuntatieteellinen tai humanistinen koulutus oli kahdella henkilöllä

Luonnontieteellisesti kouluttautuneiden haastateltavien suuri lukumäärä heijastaa suoraan luonnontieteellisen taustan omaavien suurta osuuttaan tunturiluontoon liittyvistä tutkijoista ja virkamiehistä. Yhteiskunnallisen, humanistisen tai kahden tieteenalan opintoja suorittaneet henkilöt ovat harvinaisia, ja muodostivat myös omasta mielestään koulutuksellisesti poikkeavan ryhmän. Heitä kuitenkin pyrittiin saamaan tietoisesti mukaan näkökulmien laajentamiseksi. Kyse ei ole siis 'asiantuntijapopulaation' satunnaisotoksesta vaan tarkoituksenmukaisessa otannasta (*purposive sampling*) (Bernard 1995).

Haastatteluiden pohjana toimi strukturoitu lomake ja temaattinen runko, jota noudattaen haastattelussa edettiin asiakokonaisuudesta toiseen. Lomakkeen täyttämisen lisäksi informantteja pyydettiin perustelemaan vastauksensa. Suullisten perusteluiden myötä keskustelu haastattelutilanteessa lisääntyi, ja menetelmää voidaan itse asiassa pitää teemahaastatteluna.[47] Kysymysten esittämisjärjestys ei myöskään ollut tiukka, vaan sitä muunneltiin haastattelun etenemisen mukaan. Haastattelujen keräämistä jatkettiin, kunnes uutta tietoa ei enää ilmennyt (aineiston kyllääntymispiste). Monipuolisilla aineistonkeruumenetelmillä pystyttiin pureutumaan kokonaisvaltaisesti itsestään selvyyksinä esitettyjä syy-seurausmalleja (esimerkiksi "*matkailu tai poronhoito vaarantaa monimuotoisuuden ja luonnontilan*") jäsentäviin käsityksiin ja perustelujen rakenteisiin. (Bernard 1995, Alasuutari 1994.)

Aineistojen analyysi perustui ensisijaisesti tekstianalyyseihin, joiden tulkintaa tuki havaintoaineisto. Haastattelut litteroitiin ja analyysia varten tekstit siirrettiin NVivo -tietokoneohjelmaan, joka on laadullisen aineiston analyyseihin laadittu työkalu (Luomanen & Räsänen 2000). Ohjelma toimi työympäristönä, jossa oli kätevä järjestellä vastauksia erojen, yhteisten piirteiden tai haastateltujen taustamuuttujien perusteella. Lopulta eroista ja yhtenevyyksistä rakennettiin kulttuuriset mallit, jotka vaikuttivat kaavoittavan haastateltujen ajattelua. Tietokoneohjelma toimi lähinnä tutkijan tulkintaa ja aineiston käsittelyä systematisoivana työkaluna, joka helpottaa merkitysten havainnointia ja luokittelua. Varsinaisen analyysin ja tulkinnan tekee aina tutkija itse. Haastatteluissa jäljitetyt ja esiinnousseet kulttuuriset merkitykset jäsennettiin edelleen teoreettisen viitekehyksen mukaisiksi kulttuurisiksi malleiksi.

Haastattelut ruotsalaisten ja norjalaisten asiantuntijoiden parissa tehtiin ensin, minkä jälkeen työtä jatkettiin Suomessa seuraavana vuonna. Haastattelurunko ja kysymykset kehittyivät prosessin aikana, ja aineistot ovat siten vain osittain vertailukelpoiset. Siksi myös tulokset esitetään Suomen ja Ruostin ja Norjan osalta eri luvuissa.

Tutkimusaineiston toisen kokonaisuuden muodostaa *delfoi-asiantuntijapaneeli*, joka toteutettiin internetissä. Menetelmän tarkoitus on saada asiantuntijat arviomaan tulevaisuuden kehityskulkuja, mahdollisuuksia ja uhkakuvia eräänlaisessa paneelissa, missä muiden asiantuntijoiden vastaukset ovat esillä. Asiantuntijoiden arvioista, argumentaatiosta ja kommentoinneista voidaan taas rakentaa uusia skenaarioita asiantuntijoiden arvioitaviksi. Tällaisella argumentoivalla delfoi-sovelluksella rajataan tulevaisuuden riskejä ja rakennetaan malleja valintoja seuraavista oletettavista tapahtumainkuluista. (Kuusi ym. 1998, Kuusi 2002.)

Asiantuntijapaneeliin kutsuttiin sähköpostitse 48 suomalaista henkilöä, joiden tiedettiin tutkivan ja/tai vaikuttavan keskeisellä tavalla Yläi-Lapin luonnonsuojelualueiden käyttöön, sekä perehtyneen ainakin jollain tasolla Mallan luonnonpuiston kysymykseen. Otantana toimi tutkimuksen tässäkin osiossa tarkoituksenmukainen otanta (Bernard 1995), jolla mukaan pyrittiin saamaan teeman kannalta relevantteja asiantuntijoita. Relevanttiuden kriteerinä käytettiin henkilön asemaa päätöksentekijänä ja tieteellisenä asiantuntijana, mikä saatiin selville haastattelujen, osallistuvan havainnoinnin ja erilaisten hakemistojen, kuten ministeriöiden ja tutkimuslaitosten henkilöstöhakemistojen avulla. Kutsutut asiantuntijat olivat työ- ja ammattitaustaltaan tutkijoita, virkamiehiä, poliitikkoja ja kansalaisjärjestöjen edustajia. Otannassa oli myös Malla-hankkeen tutkijat ja asiantuntijat. Paneeliin osallistui kaikkiaan 15 henkilöä. Paneeliin vastattiin nimettömänä.

Paneeli jakaantui kahteen osioon: yleistä luonnonsuojelualueiden tulevaisuutta ja Mallan luonnonpuistoa koskevaan osaan. Molemmissa asiantuntijoita pyydettiin arviomaan skenaarioita, jotka perustuivat julkisesti ehdotettuihin visioihin tai jo tehtyihin maankäyttöratkaisuihin. Heidän tuli arvioida myös skenaarion vaikutusta luonnonsuojelualueiden luonnontilaisuuteen, biologiseen monimuotoisuuteen sekä tiettyyn toimintoon (esimerkiksi monimuotoisuuden suojeleminen). Lisäksi kysyttiin skenaarion keskeisiä sivuvaikutuksia, toivottavuutta ja toteutumisen todennäköisyyttä. Kysymyksen lopussa oli vastauslokero täsmentävää kommentointia varten. Luonnonsuojelualueita yleisesti koskevien skenaarioiden tavoite oli kartoittaa ja verrata asiantuntijoiden tämänhetkistä periaatteellista suhtautumista luonnonsuojelualueiden ajankohtaisiin maankäyttökysymyksiin.

Mallaa koskevassa osiossa asiantuntijoita pyydettiin arvioimaan ensin luonnonpuiston käyttöä ja suojelua koskevien julkituotujen argumenttien pätevyyttä asteikolla pätevä/epäpätevä. Mikäli vastaaja katsoi argumentin epäpäteväksi, pyydettiin häntä perustelemaan kantansa ja omin sanoin muotoilemaan vasta-argumentin.

Viimeisessä osiossa pyydettiin asiantuntijaa arvioimaan erilaisia Mallan kysymykseen tarjottuja ratkaisuvaihtoehtoja ja niiden mahdollisia seurausvaikutuksia luonnontilaan, monimuotoisuuteen, tutkimuksellisiin arvoihin, poronhoitoon, sosiaaliseen kestävyyteen. Lisäksi pyydettiin arvioimaan skenaarion toteutumisen todennäköisyyttä, toivottavuutta ja erikseen sitä, mikä ratkaisuista olisi toivottavin. Vapaamuotoisilla kom-

menteilla oli mahdollista täsmentää ja täydentää omaa vastausta.

Aiempien vastausten määrällinen jakauma oli esillä kysymysten vieressä, mikä on delfoi-menetelmän keskeinen idea. Vastaajalla oli siten mahdollisuus verrata omien vastaustensa suhdetta muihin paneelin anonyymeihin osallistujiin. Vastaajilla ei kuitenkaan ollut mahdollista lukea muiden asiantuntijoiden kirjallisia kommentteja, mikä voidaan katsoa käytettävänä olleen delfoi-sovelluksen heikkoudeksi.

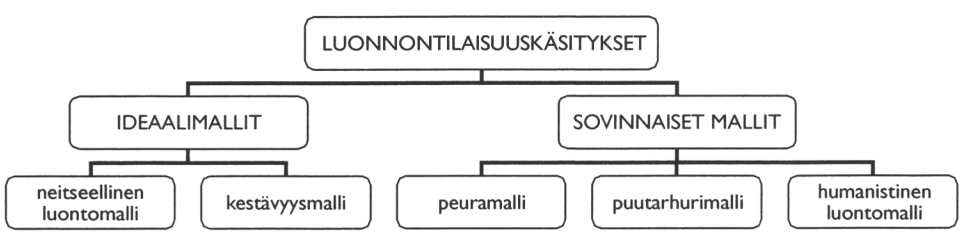
Havaintojen alhaisesta määrästä johtuen aineistoa ei käsitelty tilastollisin menetelmin, vaikka suoria jakaumia voikin tarkastella myös määrällisesti. Olennaisempi informaatio sisältyi vastausten perusteluihin, kommentteihin ja testattujen argumenttien pätevyysarvioihin, jotka analysoitiin laadullisen tutkimuksen menetelmin, kuten haastatteluaineistokin. Paneelin aineisto täydensi haastatteluaineistoa ja tuki tulkintoja, joiden perusteella kulttuuriset mallit muotoiltiin.

Seuraavassa esitellään ensin haastattelututkimuksen tulokset ja aineistosta jäsennetyt kulttuuriset mallit. Haastateltuun viitataan numerolla. Vastaajan henkilöllisyyden tunnistamisen mahdollistavat erisnimet ja muut viittaukset on poistettu. Haastatteluesimerkkejä on myös muokattu luettavampaan muotoon oikomalla kieliasua ja poistamalla kielellisiä toistoja tai sivujuonteita. Tekstin nimikirjaimet LJ, SP ja MJ viittaavat haastattelijoihin, ja "I" informanttiin. Jälkimmäisessä kappaleessa käydään läpi asiantuntijapaneelin tulokset.

Tulokset

Haastattelututkimus

Seuraavassa on esitetty haastatteluaineistojen perusteella, ja osin asiantuntijapaneelin tuloksien tulkintojen avulla jäsennetyt luonnontilaisuutta koskevat kulttuuriset mallit (kuva 109). Kulttuuriset mallien jaottelussa sovellettiin teoreettisesta kirjallisuudesta peräisin oleviin ideaalimallien (Haila 1995) ja sovinnaisten mallien (Shore 1996) päätyyppejä. Tämän jälkeen vastauksia yhdistävän keskeisen sisällön perusteella rakennettiin alamallit, jotka nimettiin ydinajatuksensa mukaan.



Kuva 109. Luonnontilaisuutta koskevat kulttuuriset mallit.

Ideaalimallit edustavat käsitystä täydellisestä luonnontilaisuudesta. Ideaalimallien kaltaista luontoa ei välttämättä oleteta olevan olemassa, vaan se saat-

taa olla Hailan (1995) sanoin *"intuitiivinen näkemys siitä miltä luonnontilaisen luonnon tulisi näyttää"*. Ideaalimallin mukainen luonnontilaisuus (tai sen lähikäsite alkuperäisluonto) on pikemminkin mahdollisuus kuin jossain joskus vallinnut konkreettinen tila. Tässä mielessä luonnontilainen tai alkuperäinen luonto on olemassa vain kulttuurisena mallina sosiaalisessa todellisuudessa. Hahmotellun ideaalimallin mukaiseen luonnontilaan hyväksyttiin erittäin vähäinen ihmisvaikutus *(peuramalli)* tai sitä ei hyväksytty lainkaan *(neitseellinen luontomalli)*. Luonnontilaisuuden katsottiin vallinneen tunturialueilla kauan sitten, heti jääkauden jälkeen tai ennen poronhoidon alkamista.

Ideaalimallien rinnalla esiintyvät merkityskokonaisuudet nimettiin *sovinnaisiksi (conventional) malleiksi*. Termi on lainattu Bradd Shorelta (1996). Hänen mukaansa sovinnaisten kulttuuristen mallien muotoutumiseen vaikuttaa erityisesti sosiaalinen palaute, positiivinen tai negatiivinen. Sovinnaisen mallin sisältö on yleisesti hyväksytty jaettu käsitys ja käytäntö. Esimerkiksi tavoiteltava luonnontilaisuus ei monasti ole sama asia kuin ideaalinen luonnontilaisuus. Sovinnaiset mallit ovat eräänlaisia kompromisseja siitä, mitä periaatteessa voisi luonnontilaisuus olla. Tästä kertoo myös susien siirtoistutuksia koskeva lainaus:

> *I: Ei kai sitä kukaan voi kiistää, etteikö se olisi luontaisempi tilanne, mutta se ei vain ois hyväksyttävää." (asiantuntija 14)*

On tärkeää huomata, että informantit eivät kanna vain yhtä mallia. Samalla henkilöllä saattoi ilmetä kilpailevia malleja, jotka aktivoituvat eri tilanteissa. Haastatteluissa tämä ilmeni jopa samassa virkkeessä. Malleihin sisältyy myös yhteisiä merkityksiä ja ne ovat siten limittäisiä. Asiayhteydestä riippuen nämä ideaalimallit aktivoituvat ja kilpailevat sovinnaisten mallien kanssa, ja haastatteluissa ilmenevät joskus jopa samassa virkkeessä. Siten ideaalimallit ja sovinnaiset mallit kilpailevat keskenään arkisessa päätöksenteossa ja valintatilanteissa.

Sovinnaisten mallien (kestävyys-, puutarhuri- ja humanistinen luontomalli) mukaisessa ajattelussa ihmistä ei pyritäkään voimakkaasti erottamaan luonnosta, vaan tietyillä ehdoilla inhimilliset toiminnot ja niiden vaikutukset mahtuvat luonnontilaisuuden reunaehtoihin. Keinot, motiivit ja perustelut kuitenkin vaihtelevat mallista toiseen, joiden perusteella ne erotettiin ja nimettiin omiksi malleikseen.

Seuraavassa tulosten kuvailu etenee siten, että ensin kuvaillaan mallin perusmuoto, jonka jälkeen tarkastellaan miten mallit näkyvät aineistossa. Haastatteluotteet sisältävät usein aineksia monesta mallista eli käytännössä ajattelutavoista, joten kaikki mallit kannattaa pitää mielessä sitaatteja lukiessa.

Neitseellinen luontomalli

Ideaalimallien selkein ilmentymä nimettiin *neitseelliseksi luontomalliksi*. Keskeisimpänä tekijänä mallissa on ihmisen erottaminen luonnosta ja luonnontilaisuuden käsitteestä, mikä myös erottaa neitseellisen luontomallin selkeästi muista malleista. Luonto ja kulttuuri nähtiin toisilleen vastakkaisina, ja luonto määriteltiin inhimillisen kulttuurin ulkopuoliseksi. Ihmisen saapuessa luonnontilaisuus heikkenee tai suorastaan häviää.

Neitseellisessä luonnontilassa tunturiluonnon nähtiin olleen heti jääkauden jälkeen, ajalla ennen ihmisen saapumista. Ihmisen saapuessa tunturialueelle luonnontilaisuus loppui[48].

Neitseellinen luontomalli tuli esille vain harvoin asiayhteyksissä, jotka käsittelivät arkisia tai vakiintuneita luonnonkäytön muotoja. Malli aktivoitui teoreettisissa pohdinnoissa, kuten voidaanko kalastusta hyväksyä jos tavoitteena on tutkia luonnontilaista vesistöä, tai mistä historiallisesta ajanjaksosta ideaalimallin mukainen luonnontilainen luonto on löydettävissä.

I: Mutta metsästyksellä sinänsä on hyvin pitkä historia, se historia itse asiassa niin pitkä kun ihmisiä yleensä on ollut ja näin ollen näen sen kyllä hyvin tarpeellisena perinteisenä elinkeinona pohjoisessa. Keinot vain sitten pitää löytää, miten se pidetään tasapainossa ja hallittuna eli niin sanotusti kestävänä.

MJ: Kestävyyden kannalta tietysti on tärkeätä miten metsästetään, kalastetaan. Jos mä palaan vielä tähän tutkimusteemaan, eli jos haluat – leikimme ajatuksella – että olisit vaikka limnologi tai muu vesien tutkija, ja haluaisit tutkia luonnontilaista vesistöä, niin olisiko kalastus kaikessa muodossaan häiriötekijä? Vai katsoisitko, että koska kalastusta on harjoitettu niin pitkään, niin se sinne ikään kuin kuuluu yhtenä muuttujana?

I: Kyllä sulkisin kalastuksen ehdottomasti pois silloin jos tarvitaan luonnontilainen vesiekosysteemi […]. Se ei ole ollenkaan sillä tavalla ihmisen hallinnassa tasapaino. Ja sama juttu tietysti metsästyksen osalta, että jos halutaan ihan luonnontilainen ekosysteemi, mitä siis ymmärrän luonnontilaisuudella. Sinänsähän siitä voisi spekuloida ja filosofoida pitkäänkin, mutta noin perusasetelmiltaan, että ihminen ei suoraan ja välittömästi vaikuta siihen ekosysteemiin. (asiantuntija 9)

Peuramalli

Toinen ideaalimalli nimettiin peuramalliksi. Ihminen on tässä mallissa osa luontoa, laji lajien joukossa, mikä erottaa mallin neitseellisestä luontomallista. Tämän tyyppisissä vastauksissa luonnontilaisuus löydettiin kuitenkin kaukaisesta esimodernista ajasta, jolloin ihmisiä oli tunturialueella vähän ja luonnon hyödyntämiskeinot nykykatsannossa tehottomat. Taustalla on ajatus luonnon kanssa tasapainossa elävästä 'ekosysteemikansasta'[49].

Peuramallissa luonnontilaisuus vallitsi tunturialueella villipeuran aikaan eli ennen suurporonhoidon aloittamista. Osa vastaajista katsoi, että luonnontilaisuus lakkasi jo kun ihminen kesytti villipeuran poroksi. Peuran kesyttäminen oli siten rajapyykki luonnontilaisuuden historiassa. Ihmisen luonnonkäytön ei sinänsä nähty heikentävän luonnontilaisuutta vaan oleellista oli hyödyntämisen aste. Hyväksyttävää on, jos ihminen metsästää, kalastaa ja keräilee vain sen minkä omavaraistaloudessaan käyttää. Malli on sukua Margules ja Usherin (1981) määritelmälle, jonka mukaan tietyn alueen ihmispopulaation toiminta on luonnonmukaista silloin, kun se tulee toimeen paikallisilla resursseilla ja alueen luonnonresursseja käytetään vain paikallisten asukkaiden tarpeisiin.

I: Jos me filosofisesti mietitään sitä asiaa niin siinä jonkun asteista kalastusta kestää, koska mun mielestä ihminen on osa luontoa. Elikkä onkimisen, ja ehkä jopa näistä luonnonmateriaaleista tehdyt verkot.

MJ: Niin, riittävän tehottomat?

I: Tehottomat. Riittävän tehottomat kalastuskeinot se (luonnontilaisuus) kärsii. Ja nimenomaan paikallisen kalastelun, niiden ihmisten jotka elää siinä habitaatissa. Niiden elämään kuuluvan kalastuksen, jossa ei kalasteta muuta kuin omaks ruuaksi. Heti kun se menee myyntiin, niin se on manipulointia. (asiantuntija 15)

Peuramalli aktivoitui asiantuntijoilla erityisesti aikakonekysymyksen yhteydessä, eli kysyttäessä miltä ajalta löytyy luonnontilaisin tunturiluonto. Seuraavasta sitaatista voidaan lukea, kuinka asiantuntijan mukaan luonnontilaisuus vallitsi tunturialueella ajalla ennen poronhoidon aloittamista. Luonnontilaisuus alkoi heikentyä ihmisen kesytettyä peuran.

SP: Otetaan tämmönen aikakone-esimerkki. Eli missä luonnontilaisin luonto sinun mielestäsi on. Jos ois aikakone voisit matkustaa sinne. Mistä ajasta se löytyy ja millainen luonto siellä on.

I: Sitten pitäs mennä jonnekin tonne 1500-luvulle tai siitä sitten taakse päite. Elikkä sillon 1500-luvullahan vasta käynnisty saamelaisporonhoito, esimerkiksi Suomen puolella sai alkunsa tämä paimentolaisuus. Ja sillon alko muuttua se luonnontila siitä kun poro kesytettiin. Sinne luvulle suurin piirteen.

SP: Eli kun ihmisen vaikutus on pieni ja tunturipeuroja...

I: Niin, kyllä se on ehkä minusta se luonnontila. (asiantuntija 2)

Kestävyysmalli

Kestävyysmallissa luonnontilaisuuden ennallaan säilymisen ehto oli, että tietyllä (luonnon)alueella tapahtuvan toiminnan voidaan katsoa olevan kestävää. Asia argumentoitiin yleensä tässä järjestyksessä. Kestämättömäksi luokitellun toiminnon, mikä yleensä asian näkemistä vahingollisena tai vastenmielisenä, keskeisiä seurauksia oli luonnontilaisuuden heikkeneminen. Tällainen toiminto on esimerkiksi vapaa-ajan moottorikelkkailu, jonka (kestämättömien, sietämättömien) meluhaittojen katsotaan heikentävän luonnontilaa.

Kestävyysmallilla on osin kilpailevia ulottuvuuksia: ekologinen, taloudelliseen, sosiaalinen ja kulttuuriseen. Näkökulmat on epäilemättä omaksuttu alan (kestävyyskysymyksen) ammattiajattelusta. Kestävyysmallin kantaja tarkastelee eri ulottuvuuksia etsien jokaista ulottuvuuden vaatimaa tasapainotilaa.

Tämän mallin mukaan kestävyys toteutuu, silloin, kun 1) luonnonvarojen 'pääomiin' ei kosketa, 2) ekosysteemin palautuvuus ei kärsi ja 3) toiminta on sekä taloudellisesta että sosio-kulttuurisesta näkökulmasta siedettävää. Asiantuntijoiden käsitykset kuitenkin vaihtelevat melkoisesti siitä, mitä tämä tarkoittaa käytännössä. Yhteistä eksperteille kuitenkin on, että kestävyyden tavoittelun ajatellaan edellyttävän yhteiskunnan voimakasta roolia: säädök-

siä, lakeja, kontrollia, jatkuvaa kantojen tarkkailua ja niin edelleen.

Vedotessamme kestävyyteen joudumme tekemään tavallisesti arvovalinnan nykyisten ja tulevien sukupolvien tarpeiden tyydyttämisen, sekä ekologisen että sosio-kulttuurisen kestävyyden välillä. Tässä mallissa ekologisen kestävyyden saavuttamista pidettiin mainituista ulottuvuuksista oleellisimpana. Kestävyysmallin kannattaja arvottaa usein tulevia sukupolvia, nykyisten sukupolvien kustannuksella. Esimerkiksi poronhoidon kestävyyden mittarina pidettiin laidunten kantokykyä, ja ruokinnan - jolla yleisesti ottaen pyritään korjaamaan verrattain lyhytkestoista vaikeaa laiduntilannetta ja suojelemaan tässä ajassa toimivien poromiesten taloutta - katsottiin joko heikentävän tai ainakin toimivan indikaattorina luonnontilaisuuden heikkenemisestä.

Ensimmäisessä kestävyysmallia kuvailevassa sitaatissa informantti pohtii sitä, kuinka paljon ihmisvaikutuksia voidaan sallia luonnontilaiseen luontoon. Luonnontilaisuus toteutuu, ellei ekologisen kestävyyden rajoja ylitetä.

I: Tietenkin tässä nyt automaattisesti lähtee hakemaan kaikkia määritelmiä mitä on lukenu, näitä Yrjö Hailan ja näitten määritelmät siitä, että luonnonkäyttö yksinkertaisesti on vääjäämätöntä. Mutta oleellista on se, että missä kulkee se raja, että luonnon oma uudistumiskyky menetetään tai luonnon oma kestävyys menetetään. Et kyllä varmaan johonkin sen tyyppiseen määritelmään kallistuisin. (asiantuntija 5)

Kestävyysmalli sallii ihmisen läsnäolon ekosysteemissä ja tietyillä ehdoilla suorastaan vaatii ihmisen panosta järjestelmän hoidossa. Oleellista on kuitenkin se, ettei ihminen kuluta luonnon 'pääomaa', ainoastaan tuoton 'kärkeä' (eli 'korkoa'). Kestävä pyynti on mahdollista kantojen jatkuvan tarkkailun avulla. Toimintojen sosiaalinen kestävyys edellyttää muita yhteiskunnallisia järjestelmiä, kuten petokorvaukset.

I: Mun mielestä ne (metsästys ja kalastus) tietyssä määrin kuuluu siihen luontoon et koska petojen määrä on vähentyny niin jonkun siellä on niitä herbivoreja pyydettävä. Siinä metsästyksessä pääasiassa on kysymys siitä, et siinä pyydetään se kannan kärki, joka varmasti muutenkin tulis kuolemaan sitten joko tauteihin tai loisiin. Et se on tavallaan sitä populaatioitten säätelyä mikä on ennen sitten hoituu muuten. Ja esimerkiks jäniksen ja hirven kohdalla niin se on aivan välttämättömyyskin että niin tehdään. Ja kalastus, no kaikissa näissä pyyntihommissa niin se pitää seurata tarkasti että ollaan ajan hermolla, että ei ylitetä luonnon kantokykyä et se pyytäminen on tietyissä rajoissa. (asiantuntija 16)

I: Yleisesti ottaen tietysti olen ollut sitä mieltä että suurpedot kuuluu tänne ja ne on aina olleet täällä. Kyllä niitä kuuluu olla ja suojella ja sen takia meillä on poronhoidon kanssa korvaussysteemit ja niitä kokoajan mietitään, kehitetään. (asiantuntija 11)

Puutarhurimalli

Toinen sovinnainen malli nimettiin puutarhurimalliksi, sillä siinä ihmisen rooli luontoa hoivaavana ja manipuloivana toimijana on voimakas, ja luon-

nonsuojelualueet nähdään aktiivisen hoidon kohteina, eräänlaisina puutarhoina. Tutkimuksella on keskeinen rooli, ja sen tehtävänä on tuottaa tietoa aidosta ja tavoiteltavasta luonnontilasta, ja keinoista millä tuo tila voidaan saavuttaa. Tavoiteltavan luonnontilan katsotaan usein vallinneen menneillä vuosisadoilla, ja luonto halutaan palauttaa mielikuvan mukaiseen, *alkuperäiseen* tilaan.

Puutarhurimallin mukaisessa ajattelussa luonnontilaisuutta saadaan aikaan perustamalla erityisiä luonnonsäästiöitä, joissa luonnonprosessit vallitsevat ja ihmisen toiminta on vähäistä. Luonnonsuojelualueiden hoitoa on käsitellyt esimerkiksi Dobson (1996). Hän pohtii, onko parempi toteuttaa ns. *laissez-faire* politiikkaa eli jättää luonnonsuojelualue oman onnensa nojaan ja olettaa sen etenevän kohti luonnontilaisuutta. Vai onko parempi hoitaa aluetta aktiivisesti tuomalla ja poistamalla lajeja tai luomalla elinympäristöjä? Yleispätevää vastausta Dobson ei anna, vaan esittää toimenpiteiden olevan aina tapauskohtaisia ja riippuvat erityisesti suojelualueen koosta. Puutarhurimallissa luonnonsäästiöitä kuitenkin hoidetaan, niihin tuodaan ja niistä viedään lajeja, väärät lajit eliminoidaan ja elinympäristöjä muutetaan esimerkiksi kulottamalla.

Puutarhurimallille on tyypillistä lajien arvottaminen. Tutkimus- ja muuhun tietoon nojautuvien mielikuvien perusteella tiettyjen lajien katsotaan olevan alkuperäisempiä kuin toisten, ja alkuperäisiä pyritään palauttamaan luonnontilaisuuden vahvistamiseksi. Mallin kantajilla oli verrattain selkeä käsitys siitä, millainen luonnontilaisen tunturiluonnon tulisi koostumuksen ja rakenteen olla. Tästä taas seurasi, että suuntautuminen puutarhurointiin on suorasukaista ja itsevarmaa. Puutarhurimallin kannattaja on tehnyt arvovalinnan ajattelussaan. Hänellä on mielessään tietty aika, jota aikaisemmat lajit ovat alkuperäisiä ja siten suojelun arvoisia kun taas uudemmat tulokkaat ovat arvottomia *haitakkeita*. Lajien alkuperäisyyden ongelmasta on kirjoittanut mm. Pykälä (2001).

SP: Suurpetojen suojelu on seuraavana.

I: Et sopiiko luontoon?

SP: Luonnontilaan. Voiko pitää luonnontilaisena luontona sitä (suurpetoja) jos suojellaan?

I: Kyllä sitä voidaan pitää luonnontilaisena jos ajatellaan sillä tavalla, että sillä suojelulla tavallaan palautetaan se luonnontila sille tietylle alueelle mistä ne yleensä ihmisen toimesta ne pedot on sieltä hävitetty. Katsotaan että jos se on alkutilanne niin ilman muuta niitä pitäs sitten suojella ja saada se normaalitilanne sitten tuntureilla esimerkiksi…

Vois tulla normaalimmaksi se tilanne jos siellä olisi joku petoeläin joukossa.

SP: Normaalimmaksi?

I: Niin, lähemmäksi luonnontilaa." (asiantuntija 2)

Puutarhurimallia kuvaavassa haastatteluotteessa asiantuntija jäsentää luonnontilaisuutta aluksi neitseellisen luontomallin mukaisesti. Hänen mukaansa Suomesta ei löydy enää luonnontilaisia alueita, sillä viimeistään kaukokulkeumat varmistavat inhimillisen kosketuksen jokaisessa kolkassa.

Tämän jälkeen aktivoituu puutarhurimalli, jossa ihminen kykenee voimistamaan luonnontilaisuutta metsästämällä "vääriä" lajeja.

I: Jos aivan tiukasti määritellään luonnontilaa niin eihän meillä ole luonnontilassa olevaa luontoa täällä Suomessa. Oikeestaan voi olla jossain pistemäisesti, mutta aivan tiukan määritelmän mukaan ei ole, koska kaukokulkeutuma, ilman epäpuhtaudet heikentävät luonnontilaa. Että jos tästä lähdetään liikkeelle. Mut toisaalta, kyllähän ihminen kuuluu osana luontoon. Ne on osa luontoa joten tietyssä määrin ihmisen vaikutus täytyy hyväksyä myös tähän luonnontilainen - määritelmään.

SP: No, seuraavana on metsästys ja kalastus. Mikä on niitten vaikutus luonnontilaan?

I: Joo, molemmilla voidaan vaikuttaa aika paljonkin sekä haitallisesti että hyödyllisesti. Ihmisillä on mahdollisuus säädellä eläinkantoja sekä metsästämällä että kalastamalla. Jos nyt ajatellaan jotain maahan tuotua, tai muualta levinnyttä lajia, sanotaan nyt tuodaan vaikka Pohjois-Amerikasta lajia tänne, joka ei kuulu tähän tuota ekosysteemiin niin sillä ei ole omaa ekolokeroa täällä... No sillon voidaan säännöstellä ja tämä on sitten positiivista vaikutusta tämmönen. (asiantuntija 6)

Humanistinen luontomalli

Kolmas asiantuntijoiden jakama sovinnaisen malli nimettiin humanistiseksi luontomalliksi. Malli muistuttaa kestävyysmallia ja on osittain sen kanssa päällekkäinenkin. Humanistisen luontomallin mukaisessa ajattelussa ei eroteta ihmistä ja kulttuuria luonnosta. Luonto, kulttuurit, ihmiset ja ihmisten käsitykset luonnontilaisesta tunturiluonnosta muuttuvat. Tästä syystä mallin kantajien on mahdotonta määritellä luonnontilaa joksikin tietyksi tilaksi, johon pyritään tai joka löytyisi jostain tietystä ajasta ja johon voisi palata. Alla oleva sitaatti kuvaa hyvin humanistisen luontomallin luonnontilakäsitystä. Luonto muuttuu jatkuvasti, joten ei ole mielekästä edes etsiä alkuperäistä luonnontilaa.

I: Niin, aivan kuin olisi olemassa joku luonnontila joka ois vaikka numerolla 0 et se ois alkuperänen luonnontila niin mistä sitä lähtisi sitten hakemaan? Et Lappi ei oo ollu mitään erämaata, et täälläkin on ollu asutusta siis vuosisatoja, vuosituhansia voi sanoa.[...] Mikä se on se luonnontila, et en näe että on olemassa mahollisuutta palata mihinkään nolla luonnontilaan. (asiantuntija 5)

Mallissa painottuu ekologisen ulottuvuuden sijasta sosio-kulttuurinen ulottuvuus, missä kestävyyden keskeinen kriteeri on paikallisten asukkaiden elinkeinojen turvaaminen. Perinteisen biologisen monimuotoisuuden rinnalla humanistisessa luontomallissa suojellaan myös kulttuurista monimuotoisuutta, jolla tarkoitetaan vanhan, perinteisen elämäntavan tukemista ja suojelua. Vaakakuppiin laitettuna vähemmistökulttuurien suojelu saattoi ohittaa jopa lajiensuojelun. Eräs biologi esitti, että suurpedot, kuten susi ja ahma, ovat uhanalaisia tunturialueella, mutta samoin on paimentolaisporonhoito. Tässä perustelussa petokantoja katsottiin voitavan elvyttää poronhoitoalueen ulkopuolella, mutta poronhoidon onnistuvan vain poronhoitoalueella.

SP: No otetaas vielä lopuks tällanen ajatusleikki. Nyt on käytettävissä aikakone ja saat matkustaa luonnontilasimpaan luontoon. Mistä se löytyy vai tarvitaanko siihen aikakonetta?

I: Millon se on ollu luonnontilanen? Se on epäilemättä jääkauden jälkeen. Mut että jos sitä nyt ois kymmenen tuhatta vuotta sitten ja luonnontilaa ois runsaasti ja ois tietonen, että ihmisiä ois jo olemassa niin mä luulen että sitä muutaman vuoden päästä odottas, että millonhan ne tulevat. Ne muut.

SP: Eli se löytyy sieltä kaukaa, kun ihmisen vaikutus on pieni.

I: Niin, jos nyt näitä määritelmiä siinä aattelee niin mut että se ei oo musta kuitenkaan se tavoteltava luonnontila, että ihminen siivotaan mahollisimman tarkkaan pois sieltä niin luonnontila ois sillon parempi. Kyllä siinä tulee ilman muuta tää kulttuurinen, kulttuuridiversiteetti niinkun tasa-arvosena. Siinä suhteessa tätä Naess-filosofiaa kyllä kannatan. Se on luontokeskeistä niin se on myös tietyllä tavalla kulttuurikeskeistä, kulttuuri-itseisarvoa, panen yhteläisyysmerkin luonnon monimuotosuuden ja kulttuurisen monimuotosuuden väliin. Että tuota, ei musta sitä ihmistä saa sieltä poistaa.

SP: Eli periaatteessa sitä aikakonetta ei tarvita.

I: Ei. (asiantuntija 7)

Seuraavassa haastatteluotteessa asiantuntijan mukaan luonnontilaisuus säilyy ennallaan kalastuksesta huolimatta, sillä ihmiskulttuuria on mahdotonta erottaa luonnosta ja luonnontilaisuudesta. Sosiaalinen ulottuvuus on määrittelyssä myös tärkeä.

"SP: Ja mitenkäs kalastus, otan siitä esimerkin, oletetaan että olet vesistötutkija, haluat tutkia luonnontilaista järveä niin sallitko sinne kalastuksen?

I: Kyllä. Sallisin. Mutta tää lähtee koko ajan tästä varmaan just tästä näkemyksestä että luonto on kulttuurinen eli että en todellakaan voi nähdä, että olis semmosta järveä mihin ihminen ei olisi jo tavalla tai toisella vaikuttanut. Ja mulle sosiaalinen kestävyys on aivan yks oleellinen juttu eli et se paikallisen ihmisen toimintamahollisuuet on huomioitu siinä luonnonkäytössä. Eli siksi esimerkiksi kalastuksen hyväksyisin." (asiantuntija 5)

Neitseellisen luontomallin ja humanistisen luontomallin voi ymmärtää jatkumon kahtena ääripäänä, jossa edellinen sulkee ihmisen ja hänen vaikutuksensa kokonaan, jälkimmäinen taas näkee ihmisen kulttuurin osana luontoa ja ekosysteemiä (kuva 110).



Kuva 110. Luontomallien jatkumo.

Ruotsalaiset ja norjalaiset asiantuntijat

Skandinaavisissa haastatteluissa tunturialueet saavat kaksi päämerkitystä suhteessa ihmisen asemaan. Yhtäältä ne nähdään kylminä ja laajoina huonon tuoton alueina, lähes asumattomina kulttuurin reuna-alueina. Näkemys lähestyy länsimaista erämaakäsitystä (*wilderness*), johon sisältyy ajatus koskemattomista ja ihmisen asuttamattomista takamaista.

I: Suuria, kylmiä alueita ja siellä tuulee paljon, on varsin kylmää ja niin edelleen. [...] Muistuttavat selvästi joutomaita tuotannollisesi ajatellen. Ainakin metsätaloudellisessa mielessä. (asiantuntija R2).

Toisen päälinjan mukaan tunturialueet ovat ihmisen hyödyntämää monikäyttöympäristöä, mikä yleisesti ottaen on lähempänä paikallisten asukkaiden näkemystä tunturialueista. Asiantuntijat eivät kuitenkaan mieltäneet tunturialueita vain paikallisten ihmisten resurssina ja nautinta-alueena, vaan sitä pidetään yhteisenä kansallisomaisuutena. Osittain tämän takia informantit katsoivat, ettei alueiden käyttöä koskevaa päätöksentekoa voida jättää yksin paikalliselle saamelaiselle tai muulle väestölle. Yhteishallintoa paikallisten organisaatioiden ja valtionhallinnon kesken pidetään parhaana vaihtoehtona.

Tunturiluonto nähdään myös kulttuurimaisemana, johon ihminen on vaikuttanut tuhansien vuosien ajan, ja tämä vaikutus katsotaan olennaiseksi osaksi ympäristöä. Olennaista on, että luonnon hyödyntäminen on kevyttä ja vähän jälkiä jättävää, sillä tunturiluonnon ajatellaan edustavan myös "*viimeistä suurta* (suhteellisen) *koskematonta seutua*", kuten Suomessa. Ihmisen vaikutus nähdään vähäisenä ja tunturiseudut luonnontilaisina.

Luonnontilaisuus ei ole naapurimaidenkaan asiantuntijoille yksiselitteinen, koherentti käsite. Kuten Suomessakin, teoriassa luonnontilaisuutta pidetään aidoimpana jos ihminen ei ole osana ekosysteemiä. Käytännössä kuitenkin myönnettiin, ettei tällaista tilannetta ole kuitenkaan ollut sitten viimeisimmän jääkauden.

I: Tämä hyvin lyhyt vaihe, tarkoitan viimeisimmän jääkauden jälkeistä aikaa sen jälkeen kun metsästäjät saapuivat alueelle. Otaksuttavasti, suurin piirtein niin pian kuin suuret määrät peuroja vaelsi alueelle. Silloin on ihminen alkanut niitä metsästämään ja vaikuttamaan peurakantojen suuruuteen verottamalla kantaa. Siten luonnollisen, ilman ihmisen vaikutusta olevan poro/peuratiheyden tietäminen on vaikeaa. Sitä vastoin tiedän, että peurat ovat olleet osa (tunturiluontoa) koko ajan ja peura/poro on sopeutunut osaksi. Tarkoitan, että tunturiluonto ilman peuraa/poroja on tynkäjärjestelmä ilman ekosysteemin avainlajeja. (R4)

Historiallisessa katsannossa luonnontilaisuuden katsotaan kukoistaneen melko täydellisenä silloin, kun ihmisen luonnonhyödyntämisen tekniikka oli esimodernia. Tällä tarkoitetaan varsinkin saamelaisten poronhoitoa, johon ei vielä kuulunut moottoriajoneuvot, jolloin judettiin laitumelta toiselle vuodenaikojen mukaan ja omavaraistaloudessa sopeuduttiin luonnon rytmeihin.

I: Koska ihmiset ovat biologisina olentoina osa luontoa, kuten minä ajattelen sen vapaassa luonnossa (frinatur) tai luonnontilaisessa luonnossa, voi ihminen käydä retkeilemässä, poimia marjoja, kalastaa, metsästää ja korjata satoa kotieläimineen. Silloin siihen kuuluu myös poronhoito ja porotalous, missä ei ole käytetty motorisoituja apuvälineitä, kuten Finnmarkissa 400-500 vuotta ennen 1960-lukua. Ennen poronhoitoa oli satoja vuosia villien tunturipeurojen pyyntiä, joka ei häirinnyt luonnon omia rytmejä. Suljen pois motorisoidun poronhoidon siihen (luonnontilaisuuteen) kuuluvaksi ja sisällytän poronhoidon, jossa ei käytetä motorisoituja apuvälineitä. (N3)

Tämä, ihmisen tiettyyn kulttuurihistorialliseen vaiheeseen ja teknologiaan sitova luonnontilaisuuden määritelmä, nimettiin *museoimismalliksi*. Luonnontilaisuuden säilymisen edellytys on, että ihmisen toiminta perustuu esimoderneihin ratkaisuihin. Näitä ratkaisuja ovat lihasvoimin tapahtunut porojen paimennus, nomadinen asuintapa, sekä (riittävän tehoton) kalastus ja metsästys ilman nykyaikaista tekniikkaa. Malliin kuuluu myös luonnonolosuhteista riippuvat suuret poromäärien vaihtelut, joita ei pyritä tasoittamaan hätäruokinnan tai porojen lääkinnän avulla. Museoimismallin mukaisen ihmistoiminnan ajatellaan tuottavan myös suurimman mahdollisen monimuotoisuuden ja näin ollen maksimaalisen käyttöarvon. Haastattelujen mukaan korkea luonnon monimuotoisuus ilmentää myös luonnontilaisuutta ja mahdollistaa luonnonvarojen kestävän käytön.

I: Luonnontilaisuutta on syytä tavoitella siksi, että se takaa suurimman biologisen monimuotoisuuden, joka yleisesti ottaen mahdollistaa pitkäaikaiseen 'sadonkorjuun' (höstinga). (N2)

Skandinaaviset asiantuntijat käyttävät yleisesti termiä 'vapaaluonto' (*frinatur*), jonka merkitys on verrattain yhdenmukainen luonnontilaisuuden kanssa. Vapaaluonnolla ymmärretään ihmisen vähän tai ei lainkaan manipuloimaa luontoa, jossa luontokappaleet saavat elää 'luonnollista' elämää ja luonnonprosessit edetä 'vapaasti'. Vapaaluonnon käsite korvaa termiä *villmark* (*wilderness*-'villimaa'), ja kuvaa myös paikallisten ihmisten näkökulmasta paremmin alueen luonnetta.

I: Norjalainen ympäristöhallinto käyttää sanaa villmark [...] mikä on jotain villiä, jotain pelottavaa. Mutta poronhoitajille, kalastajille ja ulkoilmaihmisille ei vapaaluonto ole mitään villiä luontoa. Se on turvallinen, koska me tunnemme sen, olemme tuttuja sen kanssa, tiedämme miten siellä tulee toimia, emme koe sitä vaaralliseksi emmekä villiksi. [...] Oikeastaan koko Finnmarksvidda on kulttuurimaisemaa. [...] Mutta se tavallinen ihmiskäyttö, luonnonvarojen 'sadonkorjuu', sitä voidaan harjoittaa ilman, että vahingoitetaan luontoa ja monimuotoisuutta, luonnon omia rytmejä. Ja siksi tarkoitan että on parempi käyttää termiä vapaaluonto, sillä luonto elää vapaasti. (N3).

Norjalaisten ja ruotsalaisten asiantuntijoilta voitiin erottaa myös eräänlainen *tavoiteltavan (ideaalin) luonnontilan malli.* Tunturialueilla tämä on eräänlainen monikäyttöympäristö, jota määrittää maan ja luonnonvarojen kestävä käyttö. Tunturiluonto on myös itseisarvo, mutta sen kokonaismerkitystä kas-

vattavat sen ihmiselle tarjoamat resurssit. Varovainen ihmistoiminta ei uhkaa luonnontilaisuutta, jos käytöstä ei jää näkyviä, pitkäaikaisia jälkiä (vrt. museoimismalli). Sen sijaan teollinen toiminta, teiden tai vesistöjen rakentaminen eivät sovi alueille, joiden toivotaan pysyvä luonnontilaisina.

I: Siellä (luonnontilaisella alueella) diversiteettiaste on korkea, on tilaa useammille käyttäjille, siellä on tilaa myös muulle käytölle kuin poronhoidolle. [...] Luonnontilaisuudesta, se on tapa ajatella että korjataan ylijäämää (N2).

I: Johtuen niistä käytännöllisistä syistä, että me olemme riippuvaisia ekosysteemipalveluista, riippuvaisia ravinnekierrosta, ravinteiden otosta ja orgaanisen materiaalin hajoamisesta, saamme tuntureilta lääkkeitä (tarkoittanee lääkekasveja), sieniä jotka kasvavat tuntureilla. Ja se (tunturiluonto) on hyväksi ihmiselle virkistyksellisessä mielessä, raittiina ilmana. Sillä on myös oma arvo, ilman ihmistä, ja se on melkein uskonkysymys. (N6)

Mallin keskeisiä kulttuurisia merkityksiä ovat "pienipiirteinen" ja "perinteinen" käyttö. Pienimittakaavaiseksi toiminnaksi ymmärretään esimerkiksi paikallisten virkistyskäyttö, metsästys ja kalastus, sekä pienet matkailijaryhmät. Sen sijaan massaturismi ymmärretään kestämättömäksi ja siten luonnontilaa heikentäväksi toiminnoksi. Ajattelutapa on lähellä suomalaisten asiantuntijoiden *kestävyysmallia.*

Osalla skandinaavisia asiantuntijoita havaittiin ajattelutapa, joka lähenee suomalaisten asiantuntijoiden haastatteluista analysoitua *humanistista luontomallia.* Luontoon kohdistuvat ihmisperäisiä vaikutuksia oikeutettiinkin aitouden käsitteen kautta. Aito toiminto on alueelle jo vuosisatoja sitten vakiintunut luonnonkäyttömuoto, kuten poronhoito. Vaikka poronhoito itsessään on muuttunut radikaalistikin, sen katsotaan lähtökohtaisesti edelleen kuuluvan luonnontilaan, vaikka osa nykytekniikan tuottamista jäljistä ei tukisikaan luonnontilaisuuden ideaa. Mutta koska poronhoito mielletään aidoksi, myös moottoriajoneuvojen työkäyttö poronhoidossa hyväksytään herkemmin kuin huvikäyttö.

I: Minä ymmärrän asian siten että tunturiluonnolle, joka on luonnontilassa on tyypillistä erilaiset aktiviteetit, jotka ovat pitkäkestoisia.[...] Se voi olla kalastusta, metsästystä, [...] laidunnusta. Metsätalouden suhteen olen hieman pidättäytyväinen. (N2)

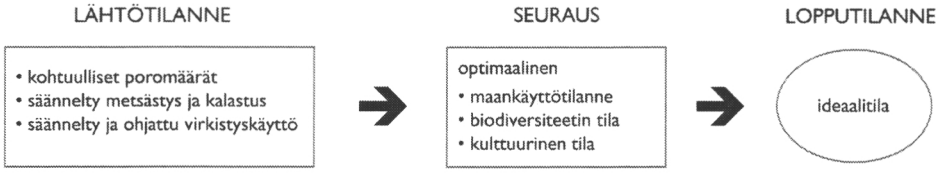
Poronhoidon katsotaan kuuluvan tunturialueille, koska se on yksi harvoista tavoista hyödyntää ja 'jatkojalostaa' tunturialueiden tarjoamia niukkoja resursseja vanhan perinteen hengessä. Poronhoito myös ylläpitää luonnon monimuotoisuutta, jonka ajatellaan määrällisesti tai laadullisesti heikkenevän, jos poronhoito tyystin lakkaa. Poronhoidon tulee kuitenkin olla "kohtuullista", mikä tarkoittaa ennen kaikkea laitumia liiaksi kuluttavien poromäärien välttämistä ja moottoriajoneuvojen hillittyä käyttöä.

Pohjoismaisia eroja ja yhtäläisyyksiä

Ruotsalaisten ja norjalaisten asiantuntijoiden ajattelusta löytyi myös yhtymäkohtia suomalaisten asiantuntijoiden puutarhurimalliin. Yhteistä on

ajatus, että ihminen voi parantaa luonnontilaa esimerkiksi ennallistamalla, eli palauttamalla tai ylläpitämällä alueilla esiintyneitä tai esiintyviä kasvi- ja eläinlajeja tai elinympäristöjä.

Monimuotoisuuden, luonnontilaisuuden tai tavoiteltavan luonnontilan saamien merkitysten kohdalla voidaan nähdä nyanssieroja suomalaisten ja skandinaavisten asiantuntijoiden välillä. Ruotsissa ja Norjassa luonnontilaisessa luonnossa ajatellaan biologisen monimuotoisuuden kukoistavan, mikä on myös keskeinen tavoite siinä missä luonnon monikäyttökin. Vakiintuneiden toimintojen - poronhoidon, kalastuksen, metsästyksen, virkistyskäytön ja luontomatkailun - ajatellaan menestyvän parhaiten monimuotoisessa luonnossa. Epäsuoria hyötyjä luonnontilainen tunturiluonto tarjoaa taas ekosysteemin puskurivaikutuksen ansiosta. (Vrt. Saastamoinen 1995, Ovaskainen 2001).



Kuva 111. Tavoiteltavan luonnontilan käsikirjoitus.

Suomalaiset asiantuntijat tekevät selvemmän eron biologisesti monimuotoisen ja luonnontilaisen tunturiluonnon välille. Tavoitteena ne nähdään toisilleen ajoittain jopa vastakkaisina, mikä ilmenee esimerkiksi perinnebiotooppien, kuten Tenojokivarren lammashakojen, ylläpitämisen yhteydessä. Toisaalta *luonnontilaista* tai *oikeaa monimuotoisuutta* (alkuperäisluonnon ja alkuperäiskulttuurin yhtäaikainen esiintyminen ajassa ja tilassa) pidettiin toivottavana, säilytettävänä ja palautettavan arvoisena, kun taas keinotekoisen monimuotoisuuden lisääminen sai kielteisen vastaanoton. Huonona pidettiin varsinkin tietylle alueelle aiemmin tuntemattomien eliölajien istuttamista. Myös uusien lajien leviäminen - silloin kun se mielletään ihmisen edesauttamaksi kuten ilmastomuutoksen yhteydessä - tulkittiin ei-luonnolliseksi ja aktiivisesti estettäväksi.

'Alkuperäinen luonnontilaisuus' tai alkuperäisluonto on useimmille asiantuntijoille luonnontilaisuuden kulmakivi. Sen keinotekoinen eli ihmisen toimesta palauttaminen on suotavaa erityisesti, kun luonnontila on muuttunut ihmisen takia, mutta joskus myös silloin, kun luonto näyttää muuttuvan ilman ihmistäkin ei-toivottuun suuntaan. Tästä esimerkkinä on naalikannan romahtaminen tunturialueella, johon yhtenä pääsyyllisenä pidetään ketun leviämistä ja naalin pesäkolojen valloittamista. Tutkijat eivät kuitenkaan ole yksimielisiä siitä, onko ketun leviäminen ollut luonnollista sopeutuvamman eläimen voittokulkua, seurausta ihmisen metsästyskulttuurin muutoksista tai välillisesti ilmastomuutoksen aikaansaannosta, vai aiheutunut kaikista näistä yhdessä (Kaikusalo ym. 2000). Niin tai näin, varsinkin puutarhurimallin kantajat ovat valmiit vähentämään kettukantaa tavoitellessaan naalille otollista luonnontilaa Fennoskandiassa.

Aika on luonnontilan ja monimuotoisuuden alkuperäisyyttä ja aitoutta määritettäessä keskeinen lähtökohta. Vastausten perusteella voidaan olettaa, että alkuperäisluonto ja -kulttuuri sijoitetaan 500-1000 vuotta sitten vallinneisiin olosuhteisiin. Monille suomalaisille asiantuntijoille rajapyykki on suurporonhoidon synty tai tuliaseiden käyttöönotto. Skandinaavisille kollegoille ratkaiseva muutos oli 1960-luvulta alkanut luontaistalouden motorisoituminen. Alkuperäisyyttä ei määritelty aikaan ennen jääkautta. Viimeinen jääkausi näyttää eräällä tavalla 'nollaavan' tilanteen.

Suomalaisten peuramallin mukaan tunturipeuran kesyttäminen poroksi merkitsi siirtymistä alkuperäisluonnosta kohti ihmisen manipuloimaa luonnontilaa. Poroa ei Suomessa mielletä samalla tavalla luontokappaleeksi kuin peuraa. Ruotsalaiset ja norjalaiset asiantuntijat sen sijaan näyttävät ajattelevan toisin. Suurporonhoitokaan ei itsessään edusta heille alkuperäisluontoon kuulumatonta elementtiä, vaan useimmiten poro katsotaan tunturipeuran täysivaltaiseksi seuraajaksi. Suomessa suurporonhoidon ekosysteemivaikutuksia pidetään varsin yleisesti 'luonnottomina' ja kielteisinä, kuten Mallakeskusteluissa on ilmennyt. Näkemyksen on tiivistänyt Antero Järvinen poikkitieteellisessä humanistin eläinkirjassaan (2000: 60) toteamalla, että *"Tunturit pelkäävät kuollakseen poroja"*.

Tulosten poikkeavuus oli siksi mielenkiintoinen, että päätettiin varmistaa etteivät erot johdu siitä, että Suomessa oli käytössä osin erilaiset haastattelukysymykset kuin Ruotsissa ja Norjassa, mistä asiantuntijahaastattelut aloitettiin. Suomalaisten asiantuntijoiden peuramallin sisältämät ajatukset tulivat esille erityisesti aikakone-kysymyksen yhteydessä, joten tämä kysymys päätettiin esittää jälkikäteen skandinaavisille informanteille sähköpostitse ja siihen saatiin vastaus neljältä henkilöltä.

Varmistava kysymys tuki aiempia havaintoja. Naapurimaissa vanhakantaisen suurporonhoidon ajatellaan ylläpitäneen tai jopa tuottaneen luonnontilaisuutta. Rajapyykki on poronhoidon modernisoituminen tai, kuten eräs informantti määrittelee, valtioiden väliset rajasulut, jotka vähitellen katkaisivat perinteiset porojen ja poronhoitajien muuttoreitit, joiden myös ajatellaan vastanneen villipeurojen vastaavia reittejä. Näin norjalainen asiantuntija matkaisi aikakoneella:

> *I: Menisin aikaan ennen rajasulkua Pohjoiskalotilla vuonna 1852 (ensiksi Norjan ja Suomi/Venäjän välillä, ja vuodesta 1919 Norjan ja Ruotsin välillä). Tuolloin porojen luonnolliset muuttoreitit tuhoutuivat. Ennen intensiivisen poronhoidon alkua (1400-1500-luvuilta) voidaan ajatella vallinneen toisenlaisen luonnontilaisuuden, mutta villipeurat voivat myös kuluttaa laidunalueita yksittäisillä alueilla muuttoreittien varrelta ja talvilaidunalueilla. Tämä riippuu peurakannan/tokan koosta. N7.*

Kaikissa maissa asiantuntijat tähdentävät luonnon kestävän käytön tärkeyttä. Kestävyyden ulottuvuuksista painottuu erityisesti ekologinen kestävyys, mikä johtunee useimpien asiantuntijoiden luonnontieteellisestä koulutuksesta. Skandinaavisten asiantuntijoiden keskuudessa sosiaalinen kestävyys tuli esille ideaalin luonnontilaisuuden mallissa, jonka tavoitteena on monikäyttöympäristö. Tässä korostetaan mahdollisuutta harjoittaa paikallisia elinkeinoja, niin kauan kun käyttö pysyy kohtuulliseksi mielletyllä tasolla.

Vertailtaessa norjalaisten ja ruotsalaisten asiantuntijoiden kulttuurisia malleja vastaaviin suomalaisiin on hyvä muistaa, että naapurimaissamme tunturialueiden suhteellinen osuus kokonaispinta-alasta on aivan toista luokkaa kuin Suomessa, ja tämä voi selittää sitä, että niiden merkitys vaikuttaa arkipäiväisemmältä kuin Suomessa. Tunturiluonnon, ja eritoten Skandien kalkkivaikutteisten tuntureiden vähäisyys Suomessa on osaltaan vaikuttanut siihen, että esimerkiksi Mallan luonnonpuistoon liittyy voimakkaita intohimoja ja suojeluvaatimuksia (vrt. Montell 1914).



Kuva 112. Vanhan Petsamon paksut jäkäliköt ovat peurattoman ja porottoman luonnon tulos, ja edustavat monelle suomalaisille tutkijalle aitoa ja tavoiteltavaa luonnontilaa. Ideaan vaikuttaa epäilemättä paksujen, Suomen Lapissa harvinaisten jäkäliköiden estetiikka. Pehmeällä tunturipetillä Pauliina Poikonen. Kuva: Heikki Kauhanen.

Haastatteluiden perusteella skandinaaviset asiantuntijat näkivät alueiden totaalisen eristämisen ihmistoiminnalta hyväksi tutkimustiedon lisäämisen kannalta. Eristämisen ei kuitenkaan katsottu lisäävän luonnontilaisuutta, sillä suljettu tila on myös ihmisen luoma ja säätelemä. Tällöin esimerkiksi alueelle kuuluvaksi katsotut peuran (tai poron) laidunnusvaikutukset poistetaan. Osalla suomalaisia asiantuntijoita taas esiintyi näkemys, jossa alueen eristäminen lisäisi luonnontilaisuutta lyhyellä aikavälillä kasvillisuuden ja jäkäliköiden elpyessä. Pitkällä aikavälillä luonto muuttuisi taas 'epänormaalin hyväksi', jolloin sitä ei myöskään voitaisi pitää luonnontilaisena. 'Hyvä' viittasi tässä yhteydessä paksuun, tyvestään jo lahoavaan jäkälämattoon, jollainen on mahdollista kehittyä porottomilla ja peurattomilla alueilla, kuten venäjänpuoleisella rajavyöhykkeellä vanhan Petsamon alueella (kuva 112). Loppujen lopuksi venäjän jäkäliköt ovat mahdollistaneet metsäpeuran sukupuuttoon

hävittäminen 1800-luvun lopulla ja Neuvostoliiton väestösiirrot toisen maailmansodan jälkeen, joka lakkautti kolttasaamelaisten poronhoidon Suomen rajan tuntumasta. Nykyisin alueelta puuttuu suurikokoinen jäkäliä kuluttava kasvinsyöjä. Moni suomalainen tutkija ja asiantuntija näyttää havaintojemme mukaan pitävän näitä alueita luonnontilaisina verrattuna Suomen poronhoitoalueen kuluneisiin jäkälälaitumiin. Harva on kuitenkaan oivaltanut, että tuloksen on mahdollistanut suomalaisten, norjalaisten ja venäläisten uudisasukkaiden sekä saamelaisten peurojen sukupuuttoon johtanut pyynti, suurporonhoidon omaksuminen 1800-luvulla sekä Stalinin Neuvostoliiton kolttasaamelaisiin kohdistuneet väestönsiirrot toisen maailmansodan jälkeen.

Ihmisen aktiivinen rooli tai toimenpide sinänsä ei ratkaise aina ajatellaanko sen edistävän tai haittaavan luonnontilaisuutta. Sen tekee usein toiminnan motiivi. Esimerkiksi kalojen istuttaminen kalastusmahdollisuuksien lisäämiseksi ei edistä luonnontilaisuutta, mutta uhanalaisten tai vaarantuneiden lajien palauttaminen tai metsän polttaminen palolajistolle otollisten ympäristöjen lisäämiseksi edistää luonnontilaisuutta. Tieteen päämääriä ja tiedon intressin edistämistä pidetään yleisesti itseisarvoina ja paikkaansa puolustavina, ja näitä tavoitteita harvoin kyseenalaistetaan.

Asiantuntijapaneeli: Mallan luonnonpuiston tulevaisuusskenaariot ja käyttöä koskevat argumentit

Seuraavassa on esitetty delfoi-asiantuntijapaneelin tuloksia. Paneeli käsitti kaksi osiota: yleisen Ylä-Lapin luonnonsuojelualueita koskeneen osion sekä Mallan luonnonpuistoon keskittyneen osion. Tässä julkaisussa keskitytään tarkastelemaan jälkimmäistä ongelmakenttää.

Vastanneiden taustatiedot

Paneeliin osallistui kaikkiaan 15 henkilöä 46 kutsutusta. Heistä 10 henkilöä määritteli itsensä asiantuntijaksi Ylä-Lapin luonnonsuojelukysymyksiin ja 5 henkilöä kohtalaisesti perehtyneeksi. Vastanneista 7 ilmoitti olevansa Mallan ongelmakentän asiantuntija, 5 kohtalaisesti asiaan perehtynyt ja heikosti perehtyneitä oli 2 henkilöä.

Vastaajien ikäjakauma oli 36-56 vuotta. Mukana oli 11 miestä ja 4 naista. Vastaajien toimialat olivat seuraavat: tutkimus (N=11), viranomaistoiminta (5), opetus (4), yksityissektori (2), poliittinen toiminta (1) ja kansalaisjärjestöt (4). Vastaajaa pyydettiin mainitsemaan kaikki alat, joilla hän toimii. Vastaajista 8 henkilöä ilmoitti edustavansa luonnontieteitä ja 1 henkilö kulttuurintutkimusta.

Pätevinä pidetyt argumentit

Paneelissa asiantuntijoita pyydettiin arvioimaan Mallan luonnonsuojeluvalintoja koskevia väitelauseita. Testattavat väitteet koostettiin Mallan luonnonpuistoa koskevasta keskustelusta, jotka olivat tulleet esille Malla-hankkeen kokouksien yhteydessä, hankkeen sähköpostilistalla käydyistä keskusteluista ja väittelyistä, muusta julkisesta keskustelusta ja ajattelusta, asiantuntijahaas-

tatteluista sekä kirjallisuudesta.

Asiantuntijat arvioivat kutakin väitelausetta asteikolla pätevä/epäpätevä. Arvioinnin jälkeen internet-lomakkeessa oli varattu tila väitelausetta kiistäville vasta-argumenteille. Osa vastaajista käytti vasta-argumenteille varattua tilaa myös esitetyn väitelauseen puoltamiseen. Argumentin jälkeen on käsitelty yleisimmät vasta-argumentit. Kaikki argumentit alkuperäisessä esittämisjärjestyksessään ja vastausjakaumineen on esitetty taulukkossa 20.

Koska paneeliin osallistui vain 15 asiantuntijaa, eli vastausten analysoinneissa voida käyttää tilastollisia menetelmiä. Vastausjakaumien määrällinen tarkastelu kuitenkin sisältää oman mielenkiintonsa, ja seuraavassa on esitetty argumentit luokiteltuina pätevinä pidettyihin, epäpätevinä pidettyihin ja ristiriitaisiin argumentteihin, joilla tarkoitetaan niitä väittämiä, joiden kohdalla asiantuntijoiden vastaukset jakaantuivat voimakkaimmin. Päteväksi tai epäpäteväksi luokittelun kriteerinä oli, että vähintään 67% vastaajista (N on vähintään 10) oli samaa mieltä.

Itse tutkimusongelman ja aineiston tulkinnan kannalta kiintoisin muuttuja ei niinkään ole vastausjakauma vaan perustelut ja kommentit, joita informantit argumenttien kohdalla esittivät. Kommentit on esitetty seuraavassa sellaisenaan.

Argumentti: Mallan luonnonpuisto on viimeisiä jäänteitä Suomen alkuperäisluonnosta. Siksi puiston nykyistä käyttötarkoitusta ei pidä muuttaa.	pätevä N 13	epäpätevä N 2
Vasta-argumentit ja kommentit: ▪ Kysymys on älytön. Siihen ei voi vastata annetuilla vaihtoehdoilla! ▪ Tässä kai lähdetään siitä, että puisto on lain mukaan ollut kokonaan poronhoidon ulkopuolella. Käytännössä näin ei käsittääkseni kuitenkaan ole ollut, vaan puistoa on silloin tällöin käytetty kun laidunolosuhteet muualla ovat olleet heikot. Tärkeintä olisi nähdäkseni säästää kasvillisuudeltaan arvokkaimmat alueet. ▪ Paras vasta-argumentti on se, että alueen porottomuus edustaa ainutlaatuista koetta, josta pitäisi ottaa hyöty irti muuttamalla koejärjestelyä (Mallan ositus laidunnettuihin ja laiduntamattomiin lohkoihin aitojen replikaattien luomiseksi.) ▪ Luonnonpuistot on perustettu nimenomaan tutkimuksen tarpeisiin. ▪ Kysely on huono, sillä se ei salli parempia perusteluja väittämän pohjaksi. Tämä ongelma koskee koko kyselyä eikä yksittäistä kohtaa. ▪ Pääsääntöisesti pätevä argumentti, mutta myös poro kuuluu alkuperäisluontoon tietyllä intensiteetillä. Tutkimuksissa tarvitaan poron laidunnusvaikutukselta suljettujakin alueita vertailualoina, mutta Malla ei ole useimpiin suomalaisiin tutkimuksiin sopiva vertailuala, koska se on niin epätyypillistä suomalaista luontoa. ▪ Malla ei ole erillinen saareke vaan siihen ovat vaikuttaneet merkittävästi ihmistoiminta ja alueella harjoitettu poronhoito.		

Argumenttia kritisoitiin välillä varsin voimakkain sanavalinnoin. Osa epäili esimerkiksi Mallan porottomuutta, ja huomautti paikallisen poronhoidon vaikuttaneen Mallan luontoon. Tästä syystä kritisoitiin Mallan ajattelemista ihmistoiminnoista vapaana erillisenä saarekkeena. Yksi vastaajista pohti alkuperäisluonnon käsitettä ja esitti poron kuuluvan siihen tietyllä intensiteetillä. Väitelausetta puoltavana argumenttina taas esitettiin, että puisto on perustettu tutkimuksen tarpeisiin, joten tutkimuksellisten näkökulmien on oltava määräävinä Mallan suojeluperusteissa. Mallan status porolaidunnuksen kontrollialueena kuitenkin kumottiin, sillä Mallan luontoa pidettiin harvinaisen rehevänä poikkeuksena Suomen poronhoitoalueella. Tutkimusjärjestelyjä ehdotettiin parannettaviksi osittamalla Malla laidunnettuihin ja laiduntamattomiin lohkoihin.

Argumentti: Vaikka poro onkin pitkään puuttunut Mallan puistosta lähes kokonaan, on siellä tehdyillä tutkimuksilla tieteellistä arvoa koesarjojen pitkäikäisyyden vuoksi. Koesarjoja tulee voida jatkaa samoissa olosuhteissa tulevaisuudessakin.	pätevä **13**	epäpätevä **2**

Vasta-argumentit ja kommentit:

- Totta kai tutkimuksilla on tieteellistä arvoa, koska niitä voidaan käyttää vertailtaessa millaista luonnontilan kehittyminen on lähes ilman poroa. Pitäisikö Malla sitten kokonaisuudessaan säilyttää poronhoidon ulkopuolella jatkossakin? Tutkimuksellisia perusteita on kyllä mielestäni siitä lähtökohdasta, että meillä on varsin vähän alueita joilla porolaidunnusta ei ole tai se on vähäistä.
- Ei riitä syyksi KOKO Mallan pitämiselle porottomana. Niitä havaintosarjoja, joihin porottomuus oleellisesti vaikuttaa, ei ole tehty kaikkialla puistossa. Järkevästi toteutetulla osituksella voisi turvata sekä keskeisten havaintosarjojen jatkuvuuden että parantaa koejärjestelyä 'isossa kokeessa' (=porojen poiston vaikutus tunturiluontoon).
- Periaatteessa kyllä. Mielestäni pitää kuunnella ja kunnioittaa tutkijoiden näkemyksiä.
- Vastaustila ei salli perusteluja, sillä se on varattu vasta-argumenteille.
- Sen vaan sanon, että ei pelkästään pitkäaikaistutkimukset tarvitse turvakseen sitä poroilta laiduntamattomuutta vaan myös uusien tutkimusten koejärjestelytkin ovat pohjanneet siihen, että Mallan luonnonpuistossa poronlaidunnus ei ole sallittua. Viime vuosina siihenkään ei ole enää voinut luottaa. Koesarjoja pitää voida tehdä laajemmalla alueella, jotta niiden tuloksia voidaan yleistää tunturiluontoon laajemminkin. Nyt koesarjojen vapausaste vertailualueiden puuttuessa on lähes 0. Toki tehdyillä tutkimuksilla on referenssiarvoa.

Nykyisissä suhteellisen porottomissa olosuhteissa tehtyjä tutkimuksia pidettiin tieteellisesti arvokkaina. Vasta-argumenttina esitettiin, että tutkimustulosten edustavuus on mietittävä tarkkaan. Mallan porottomuutta perusteltiin sillä, että aikaisempien tutkimusjärjestelyiden lisäksi myös uudet tutkimusjärjestelyt puiston alueella nojaavat suhteellisen porottomiin olosuhteisiin.

Argumentti: Vuorottelevalla laidunnuspaineella (välillä paine suuri, välillä nolla) tietyssä osassa puistoa voitaisiin simuloida tunturipeuran vaikutusta luontoon ja siten lisätä alueen tutkimuksellista arvoa.	pätevä **12**	epäpätevä **3**

Vasta-argumentit ja kommentit:

- Lieneekö tarpeen tai helppoa, kasvillisuus reagoi hitaasti, runs. laidunnettuja vertailualueita on jo aika paljon. Käytännön syillä tätä voisi perustella paremminkin, eli sallia laidunnus joissakin osissa jos sääolosuhteet poronhoidolle erittäin huonot.
- Luonnontila paranisi, monimuotoisuus lisääntyisi, mutta ositus olisi vaikea.
- Niin voitaisiin, mutta tämäntapaista tutkimusta voitaisiin varmaankin tehdä muuallakin kuin Mallalla.
- Voi se riippuu niin järjestelyistä. Jos porot itse saavat koko pohjoiskalotin alueella valita laidunpainealueensa itse, lähestytään ehkä jotakin simulaatiota. Ihmisen valitessa alueita ollaan jo kaukana luonnontilasta - eihän ihminen tiedä tunturipeuran tai edes poron kriteerejä ja priorisointeja "vapaassa maisemassa".
- Väite on sinänsä pätevä, mutta jos noin halutaan toimia, pitäisi rakentaa aidat puistoon, mikä tietysti olisi kovin luonnonmukaista.
- Vaikka luonnonpuisto on varattu tutkimuksia varten, sinne en sallisi edes pieni muotoista simulointikoetta, sillä paikallisten saamelaissukujen väliset jännitteet ovat liian suuret.
- Koejärjestelyt tultaisiin tuhoamaan hetkessä laittamalla omat porot sinne (naapurikateus; kenen poroilla koe tehtäisiin)
- Keskenään vihoissaan olevat suvut kyllä pitävät huolen siitä, etteivät kokeet tule onnistumaan.
- Miksi pilata turhan takia upeaa puisto?
- Onko tähän simulointiin mitään tarvetta, silla hyvin tiedetään porojen yli-/laidunnuksen vaikutukset tunturiluontoon?

Vastaajat epäilivät poron ja tunturipeuran tunturiluontoon kohdistamien vaikutuksien eroavan. Toinen vahva epäilys kohdistui poronhoitajasukujen välisiin kaunoihin. Riitojen oletettiin estävän kestävät laidunnusjärjestelyt, joita voitaisiin taas käyttää tutkimusjärjestelyiden perusoletuksina. Argumenttia taas puolustettiin käytännön laiduntarpeella sekä luonnontilaisuuden ja monimuotoisuuden edistämisellä. Vastauksissa esitettiin myös, että ylilaidunnettuja vertailualueita on tunturialueella jo riittävästi, joten Mallaa ei tarvita porojen laidunnusvaikutusten toteamiseen.

Argumentti: Mallan puisto on vanhaa saamelaisaluetta, missä poroja on aiemmin laidunnettu. Mikäli poronhoito kielletään jatkossa, tulee menetetystä laidunmaasta saada asianmukainen korvaus.	pätevä 12	epäpätevä 3

Vasta-argumentit ja kommentit:

- Hyvin vaikea kysymys. ei kantaa.
- Tähän en etsimälläkään löydä järkevää vasta-argumenttia, ellei sellaiseksi katsota käytännön vaikeutta osoittaa, keltä (miltä yhteisöltä) maa aikanaan riistettiin ja kenelle korvaus kuuluu.
- Kohtuullinen korvaus on paikallaan.
- On epäselvää, onko Mallaa koskaan käytetty poroalueena, vrt Valde Viikin kertomaa.
- Niputettu huonosti asioita yhteen.
- Ei kai se edellytä sitä, että kun puisto olisi laiduntamaton, että siitä pitäisi ruveta maksamaan korvausta.
- Mistä se korvaus tulisi, sillä alueella kesälaidunten puute ei ole ongelma ja talvilaitumenakaan se ei ratkaise mitään, koska Mallalle ei luonnostaankaan kuulu jäkälätyypin kankaat. Näin ollen sinne ei synny jäkäliköitä talvilaitumiksi.
- Sitä paitsi onko laidunnettu niin kuin kuvitellaan, Malla on luonnostaan vaikeasti laidunnettava pieni laikku (järvet rajaavat sitä tehokkaasti).
- Laidunnusfaktat puuttuvat.

Vasta-argumenteissa pohdittiin käytännön vaikeutta osittaa, kenelle Mallan alue on alun perin kuulunut ja on näin ollen oikeutettu saamaan korvauksia menetetystä laidunmaasta. Toisaalta epäiltiin myös, onko Mallaa ylipäätään käytetty koskaan porolaitumena. Yhdessä argumentissa taas mietittiin sitä onko laidunnus tai laiduntamattomuus ensinkään huomioitava korvausperuste.

Argumentti: Mallan aluetta ei voida pitää luonnontilaisena, jos tunturipeuran seuraaja poro puuttuu puistosta. Mallassa tehdyt tutkimukset antavat näin ollen harhaanjohtavan kuvan tunturiluonnosta.	pätevä 10	epäpätevä 5

Vasta-argumentit ja kommentit:

- Kysymys on epäpätevä. Tunturipeuran laidunnus poroihin verrattuna pientä. Karkulaisporot ovat aina laiduntaneet Mallalla (vastannevat peuraa).
- Vaihtoehdoissa saisi olla mukana "ei kantaa" -vaihtoehto. Tutkimuksia tulkitessa voidaan toki ottaa huomioon se, että laidunnus puistossa on ollut hyvin vähäistä. On myös mielenkiintoista verrata ei-laidunnettua aluetta laidunnettuun.
- Jos ei olla tekemässä seurantaa, vaan halutaan käyttää Mallaa kokeena, niin argumentilta putoaa pohja - edellyttäen että design-ongelmat ratkaistaan (aidot toistot).
- Nykymuotoisen porotalouden vaikutusten rinnastaminen luonnontilaisen tunturipeurapopulaation vaikutuksiin on kaikella tavalla asiatonta.
- Tunturipeuramäärät olleet kokonaan eri mittaluokkaa kuin nykyiset poromäärät.
- Muistaakseni Urho W. kertoi joskus, ettei Malla ole koskaan ollut poroille "luontaisesti mieluisaa" aluetta.
- Villit peurat ja paimennetut porot kuitenkin kaksi eri asiaa.
- "Poropitoisia" vertailualoja löytyy puiston ulkopuolelta runsain määrin.
- Puiston pitäminen absoluuttisesti poroista tyhjänä lienee aika mahdoton tehtävä, joten aina sinne yksittäisiä "peuran korvikkeita" pääsee "luonnontilaisuutta lisäämään".
- Tunturipeurakauden luonnontilaisuutta ei luonnollisestikaan saavuteta, koska kyseinen laji on hävitetty Lapista. Sitä ei saavuteta myöskään porojen avulla, mutta voidaan jollakin tavoin simuloida.
- Tutkimuksen kannalta Malla on kuitenkin lähinnä luonnontilaisuutta ilman poronhoitoa, koska porot kuitenkin vierailevat satunnaisesti puistossa.
- On muistettava, että lajien esiintyminen luonnossakin on laikuittaista, eivät ne ole tasaisesti jakautuneet alueelle.
- Porotkaan eivät esiinny tasaisesti alueella. - aina on luonnossa laikkuja, joista puuttuu jokin laji.
- Malla on voinut hyvinkin olla vuosisatojen saatossa tällainen laikku, luonnon olot luontevasti rajaavat sen sellaiseksi laikuksi
- Suomessa on jo riittävästi porojen ylilaiduntamaa aluetta ja Malla on niitä harvoja alueita, jotka ovat säilyneet tuholta. Nykyinen poronhoito on niin intensiivistä, että se kuluttaa herkän alueen luonnon tehokkaasti.

Eniten pohdittiin sitä, ovatko poronhoidon ja tunturipeuran luontoon kohdistamat vaikutukset verrattavissa keskenään. Esimerkiksi villipeurojen määrän esitettiin olleen huomattavasti nykyistä poromäärää alhaisempi. Vastauksissa epäiltiin myös Mallan totaalista porottomuutta ja kommentoitiin, että puistoon karkailee jatkuvasti yksittäisiä poroja *"luonnontilaisuutta lisäämään"*. Vasta-argumentiksi esitettiin myös, ettei luonnossakaan laidunnus

jakaudu tasaisesti, vaan laidunnuspaine kohdistuu aina tiettyihin alueisiin voimakkaammin kuin toisiin. Näin ollen Malla porottomanakin antaa oikean kuvan luonnontilaisesta, laidunnukseltaan laikuittaisesta, tunturiluonnosta.

Argumentti: Koesarjojen jatkaminen ei edellytä koko puiston rauhoittamista poronhoidolta. Lisäksi porovapaat koesarjat kertovat vain millaista poroton tunturiluonto on.	pätevä **10**	epäpätevä **5**
Vasta-argumentit ja kommentit: • Jälleen älytön kysymys! • Osittain näin on, mutta täysin porotontakin tutkimusaluetta tarvitaan. • Mallan puisto niin pieni alue suuren kokonaisuuden (Suomen lapin tunturiporonhoitoalue) reunassa, ettei sen pilkkominen porollisiin ja porovapaisiin alueisiin ole mielekästä. • Poropitoisia vertailualueita löytyy puiston ulkopuolelta. • Kyllä se vaan edellyttää kunnollisen alueen olemista tutkimuksessa. • On niin monta kertaa esitetty, että kokeet voidaan rajata häkeillä, niin kuitenkaan ei voida tehdä monien linjalaskentaan perustuvien kokeiden osalta. • Mallan poroilta laiduntamattomuus on ollut helppo herbivoritutkijoiden koejärjestelyjen kannalta, koska porot on jo pois eliminoitu ja on voitu keskittyä muiden herbivorien ja kasvien välisten vuorovaikutusten tutkimiseen. • Tällaisia koejärjestelyjä varten tulee varata riittävästi tilaa. • Mallan puisto on niin pieni, että koko puisto edellyttää porojen rajaamista sen ulkopuolelle. • Tutkimuksiin tarvitaan nyt ja tulevaisuudessa monipuolisesti erilaisia biotooppeja ja se voidaan taata vain riittävän suurella alueella eli Mallan luonnonpuistolla.		

Vasta-argumenttina esitettiin lähinnä Mallan pientä kokoa, joka estää järkevät osittamiset laiduntamattomiin ja laidunnettuihin osiin.

Argumentti: Mallalla ei tule sallia poronhoitoa, koska laidunnuksesta kärsiviä lajeja ei suojella muualla pohjoismaisella poronhoitoalueella.	pätevä **10**	epäpätevä **5**
Vasta-argumentit ja kommentit: • Mallan lajisto on paljolti kalkkikasvillisuutta, joka on meillä harvinaista mutta varsin yleistä muualla Skandeilla. Se luultavasti säilyy siellä laidunnuspaineesta huolimatta. Toisaalta Venäjän puolella Suomen rajan tuntumassa on laajoja alueita joissa ei ole porolaidunnusta. • Edelleen poronhoidon säätelyllä pääsäisiin ehkä näidenkin lajien suojelussa eteenpäin. • Koko tunturialue ei suinkaan ole poronhoidon piirissä. Poronhoito on erittäin vähäistä Itä-Ruijassa, Tromsin etäosissa ja lähes koko Nordlandissa (talvilaidunten niukkuuden vuoksi) ja tietenkin koko eteläisellä tunturialueella (n. 50% Skandien kokonaispinta-alasta). Osa näistä alueista on tietenkin lampaanhoidon piirissä, mutta ei suinkaan koko seutu. En osaa myöskään kylmiltään sanoa yhtään harvinaista tunturikasvia, jonka säilymistä poronhoito uhkaisi. Pohjolan tunturikasvillisuuden helmet, kuten Padjelantan seutu, ovat päinvastoin olleet perinteisesti erittäin intensiivisen kesälaidunnuksen kohteina. • Tämä on totta: porottomia kontrollialueita on todella vähän. Hardangerviddan laaja lampaaton alue on mielenkiintoinen tutkimusalue. • Peruste poronhoitajille maksettavaan korvaukseen. • Väite ei sovi poronhoidon kieltämisen perusteeksi, koska Ruotsissa ja Norjassa laidunnuksesta kärsivät lajit esiintyvät laajemmilla alueilla Kölivuoriston ansiosta. Näin ollen populaatiot kestävät paremmin laidunnuksen. Jos meillä aiheutuu laidunnuksen kieltämisestä huomattavaa uhkaa uhanalaisille lajeille, meidän on tehtävä naapurimaista riippumattomia ratkaisuja. Kyseessä on kansallinen monimuotoisuuden säilyttäminen. • Osittain asia on noin, mutta... • Tarkastelutavasta riippuu miten asia nähdään, Suomen näkökulmasta näitä meillä olevia lajeja tulisi suojella tehokkaammin • Tietyt laidunnukselle herkät lajit ja niiden suppeahkot esiintymisalueet voidaan riittävän hyvin turvata laidunnukselta esim. aitaamalla.		

Vasta-argumenteissa esitettiin, että laidunnuksesta kärsiviä kasveja esiintyy laajasti muualla Kölivuoriston alueella. Tarpeen vaatiessa laidunnuksesta kärsivät lajit voidaan turvata Mallalla aitaamalla. Erään vastaajan mukaan kontrolloitu poronhoito olisi taas paras vaihtoehto kasvien kannalta. Argumenttia puolestaan tuettiin porottomien kontrollialueiden tarpeella. Toisaalta esitettiin myös, että suojeluperusteen noudattamisesta aiheutuu korvausperuste poronhoitajille.

Epäpätevinä pidetyt suojeluargumentit

Argumentti: Porottomuus Mallalla vaarantaisi puiston harvinaisiin kasveihin perustuvat kansalliset suojelutavoitteet.	pätevä **4**	epäpätevä **11**
Vasta-argumentit ja kommentit: ▪ En voi vastata, vastaus vaatisi tarkempaa tietoa kasvilajistosta ja sen ekologiasta. ▪ Kuinka niin...? ▪ Silloin se vaarantaisi vain harvinaisiin kasveihin perustuvat kansalliset suojelutavoitteet ilman poroa: tilanne jossain määrin absurdi. Ei ole tietoa miten villipeuran/poron laidunnuksen puuttuminen estäisi tiettyjen harvinaisten lajien esiintymisen. ▪ En ota kantaa. ▪ Enpäs tunne tätä juttua kyllin hyvin vastatakseni mitään. ▪ Yksittäisten uhanalaisten, porosta hyötyvien lajien levinneisyyttä en tunne, mutta olettaen, että em. lajeista niitä, jotka Mallalla esiintyvät, esiintyy muuallakin poronhoitoalueella, ei alueen porottomuudesta aiheudu korvaamatonta vahinkoa. ▪ Päinvastoin: porottomuudesta hyötyvät (tai jopa sitä vaativat lajit) olisivat turvassa porottomalla Mallalla. ▪ Harhaanjohtava asioiden muotoilu. ▪ Mallan harvinaisten/uhanalaisten kasvien populaatiot ovat niin pieniä, että ne voivat tuhoutua hetkessä porolaidunnuksen seurauksena. ▪ Alueella olevat kasvipopulaatiot ovat muuallakin suhteellisen pieniä. ▪ Malla on ollut pääsääntöisesti poroton jo pitkään, joten siellä nyt menestyvät harvinaiset kasvit pärjäävät ko. olosuhteissa ilman poronlaidunnusta.		

Vasta-argumenteissa kiinnitettiin huomiota epävarmuuteen, joka koskee uhanalaisten kasveihin laidunnusvaikutuksia, sekä siihen, että Mallan harvinaiset ja uhanalaiset kasvipopulaatiot ovat pienuutensa takia erityisen herkkiä laidunnuksen negatiivisille vaikutuksille. Kommenteissa huomioitiin myös, että Mallan kasvillisuus on jo osoittanut säilyvänsä ilman poron laidunnusvaikutuksia.

Argumentti: Mallalla tulee harjoittaa poronhoitoa, sillä puiston laidunnuksesta hyötyvät kasvit ovat Suomessa erittäin uhanalaisia tai vaarantuneita.	pätevä **5**	epäpätevä **10**
Vasta-argumentit ja kommentit: ▪ Kuten Kauhasen taulukosta näkyy, on hyötyjiä ja kärsijöitä. Epäpätevä argumentti. ▪ Tuollaista hyötynäkökohtaa on vaikea ymmärtää ja ylipäänsä vastakkainasettelua poro vs. muu fauna ja flora. ▪ Ylilaidunnus muuttaa tunturiluontoa yleensä siten, että tietyt, tyypilliset lajit yleistyvät. ▪ En löydä. ▪ En ota kantaa. ▪ Tällä alueella on riittävästi laidunnettua aluetta, jolla ne laidunnuksesta hyötyvät kasvit menestyvät. ▪ Toisaalta Mallalla olevat laidunnuksesta hyötyvät uhanalaiset/vaarantuneet populaatiot ovat niin pieniä, että ne voivat tuhoutua laidunnuksen myötä. Sitä paitsi poron laidunnuksen puute ei ole hävittänyt yhtään Mallan luonnonpuistossa esiintynyttä kasvilajia (asiasta faktatietoja) vaan päinvastoin. ▪ En osaa sanoa, onko puistossa laidunnuksesta hyötyviä kasveja, jotka olisivat Suomessa erittäin uhanalaisia tai vaarantuneita. Jos on, niin sitten tämä on yksi argumentti lisää poronhoidon sallimisen puolesta.		

Vasta-argumenteissa huomioitiin, että Mallan kasvistossa on sekä laidunnuksesta hyötyviä että siitä kärsiviä. Samoin kuin edellisessä argumentissa, tässäkin huomautettiin kasvipopulaatioiden olevan pienuutensa takia erityisen herkkiä laidunnuksen negatiivisille vaikutuksille. Vasta-argumenttina esitettiin puolestaan, ettei laidunnuksen puute ole todistettavasti hävittänyt lajeja, vaan päinvastoin. Laidunnuksen tai sen puuttumisen "todistettuja" vaikutuksia ei kuitenkaan täsmennetty. Kommentit myös osoittivat, ettei kaikilla vastaajilla ollut täysin selvää käsitystä laidunnuksesta hyötyvistä ja kärsivistä lajeista.

Ristiriitaisen vastaanoton saaneet argumentit

Argumentti: Mallan puiston eristäminen poronhoidolta on välttämätöntä, jotta voidaan tutkia mahdollisimman luonnontilaista tunturiluontoa.	pätevä **8**	epäpätevä **7**
Vasta-argumentit ja kommentit: ▪ Porot ovat olleet osa Fennoskandian tunturiluontoa tuhansien vuosien ajan. Poronhoidon rajaaminen pois ei siten ole tällä argumentilla perusteltua, vaan argumentti tulisi muotoilla toisin (..jotta voidaan tutkia millaista tunturiluonto olisi ilman poron vaikutusta). ▪ Luonnontilainen poro kuuluu myös luonnontilaiseen tunturiluontoon. ▪ Mikäli poro (ja sen mukana ihminen) ei ole mukana, niin pyritään vaan ideaaliin luonnontutkimukseen joka ei huomioi ihmisekologiaa lainkaan. ▪ Poronhoidon harjoittamista voitaisiin kuitenkin rajoittaa siten, ettei hyväksytä kesäisiä moottorikulkuajoneuvoja Tunturiluontoon on aina jollain tavalla kuulunut poron villi sukulainen, tunturipeura ja sen laidunnuksen puuttuminen kokonaan alueelta ei vastaa alueen luonnontilan historiaa. Se, miten ja milloin porot voivat laiduntaa puistossa on kuitenkin pohdiskelun arvoinen asia. ▪ Poroton tunturi ei ole luonnontilainen! ▪ Riittävän laajoja poroilta suljettuja kontrollialueita tarvittaneen tutkimuksen tarpeisiin. ▪ Tunturi luontoon kuuluu laiduntajat. ▪ Mitä aitaaminen tuo tullessaan - eristymistä, joka jo sinänsä muuttaa luonnontilaisuutta - toiset lajit voivat konsentroitua laikulle ja toiset eivät pääse sille ollenkaan. ▪ Ei asia kyllä ihan niin yksioikoinen ole. ▪ Kysymys on huonosti aseteltu. ▪ Keskeistä on poronhoidon intensiteetti. Sopivalla tasolla, kontrolloituna poronlaidunnus lisää ja ylläpitää alueen monimuotoisuutta. Tunturipeura on liikkunut alueella vuosisatoja.		

Vastanneista argumenttia piti pätevänä kahdeksan ja epäpätevänä seitsemän. Vasta-argumentit keskittyivät pääasiallisesti siihen, että poro tai muu sen kokoluokkaan kuuluva kasvinsyöjä kuuluu luonnontilaiseen tunturiluontoon. Argumenttia pidettiin kuitenkin pätevänä, jos halutaan tutkia millaista tunturiluonto on ilman suurten kasvinsyöjien vaikutusta.

Argumentti: Poroja on kaikkialla Lapissa ja myös saamelaisten tulee osallistua luonnonsuojeluun. Mallan rauhoittaminen ei ole liian suuri uhraus eikä erillisiä korvauksia tarvita.	pätevä **8**	epäpätevä **7**
Vasta-argumentit ja kommentit: ▪ Saamelainen luonnonsuojelu on mukana poronhoidon harjoittajien lyhyemmän ja pidemmän aikavälin laidunkäytänteinä jo perinteenä opittuna. ▪ Poikkeaa keskushallinnollisesta luonnonsuojelusta (metsähallituksen) ja -tutkimuksesta (metla) Suojelu valtion varoin on eri asia kuin suojelu yksittäisten ryhmien kustannuksella. Neuvottelemalla on tässäkin asiassa syytä edetä, ei yksipuolisin päätöksin. ▪ Jos isäntä Matti Möttöseltä viedään maita moottoritietä rakennettaessa, ei argumentiksi kelpaa että kaikkien on kannettava korsi kekoon, vaikka argumentti sinänsä on OK. M. M. kantaa kortensa kekoon veronmaksajana. Maan menetyksestä hänen kuuluu saada asian mukainen korvaus. Muutoin haitat jakautuisivat räikeän epäoikeudenmukaisesti. Sama koskee niitä, joille Malla perinteisesti kuuluu (käsittääkseni Govva-Labboille). Se on iso pala heidän kesämaistaan. Tämä tulee korvata. Korvauksen maksamisesta eri tarkoituksiin lunastetuista maista Govva-Labbat osallistuvat jo nyt veronmaksajina. ▪ Toivottavaa tietysti olisi, että saamelaiset osallistuisivat nykyistä aktiivisemmin yhteisiin luonnonsuojeluponnistuksiin. ▪ Saahan metsänomistajakin korvauksen, kun hänen metsäänsä rauhoitetaan luonnonsuojelualueeksi. Yläperän saamelaisten poronhoitajien asema on kyllä ihan eri kuin eteläisten harrastelijoiden. ▪ Myös tekoaltaiden rakentamisesta korvataan poronhoitajille menetyksiä. ▪ Jos lähdetään korvausperiaatteelle, korvauksia tulisi jakaa muistakin menetetyistä alueista, jotka ovat kaventaneet poronhoitoa esim. tiestöt, reitistöt taajamat jne. ▪ Lapin mittakaavassa ei ole kyse suuresta asiasta, mutta kun Mallan suojelun kustannukset kohdistuvat käytännössä yhteen tokkakuntaan, niin heille tämä on merkittävä taloudellinen menetys. ▪ Malla on ilmeisen tärkeä porojen laidunnuksille kuivina ja kuumina kesinä, jolloin korvaavaa aluetta ei Yliperältä löydy. Mikäli vasat ja vaatimet eivät loppukesästä pääse Mallan alueelle syömään joutuvat ne talvehtimaan huonokuntoisina mikä näkyy teuraspainossa ja seuraavan talven heikkona vasasyntyvyytenä.		

Vasta-argumenttina esitettiin, että luonnonsuojelun on tapahduttava valtion varoin yhteisestä kassasta, ei yksityisten kustannuksella. Vastauksissa ilmaistiin myös luottamusta siihen, että poronhoitajat suojelevat elinkeinon harjoittamisensa takia porolaitumiaan. Argumenttia puollettiin taas päinvastaisella väitteellä, jonka mukaan myös saamelaisten on osallistuttava luonnonsuojeluun. Vastauksissa pohdittiin myös sitä, että jos lähdetään korvauslinjalle, niin korvauksia tulisi maksaa myös muista menetetyistä, kuten teiden tai taajamien alle jääneistä laidunalueista.

Argumentti: Mallalla ei tule sallia poronhoitoa, koska nykyinen lajisto takaa parhaiten ekosysteemin eheyden.	pätevä **7**	epäpätevä **8**
Vasta-argumentit ja kommentit: ▪ Ei ehkä näin yksiselitteistä. ▪ Tunturipeura lienee kuulunut lajistoon ennen poron kesyyntymistä. ▪ Kuitenkin on hyvä säilyttää yksi alue missä poron laidunnusta ei ole yhtä suurella intensiteetillä kuin muualla Lapissa. Joko kokonaan ilman tai laidunkierrolla. ▪ Mitä tarkoittaa "ekosysteemin eheys"? Tässä tapauksessa olisi ehkä parempi puhua lajiston monimuotoisuudesta. Kauhasen Heikin taulukosta näkee, ettei tähän ole yksiselitteistä vastausta... ▪ Argumentti on joiltain osin pätevä. ▪ Liikkuminen moottorikulkuajoneuvoilla kesäkauden kasvuaikana voisi aiheuttaa kasvistolle lähtemättömiä vaurioita. ▪ Mallan alueen ekosysteemin luonnonmukaisuuden kannalta on syytä yrittää pitää poronhoito jotenkin mukana, vaikkakin suunniteltuna ja rajoitettuna. ▪ Harvinaiset lajit ovat pääsääntöisesti pieniä ruohoja, jotka normaalisti hyötyvät laidunnuksesta ja muustakin häirinnästä. ▪ En ota kantaa. ▪ Ekosysteemi voi toimia ehyesti myös porojen läsnä ollessa. Silloin ekosysteemi on vain erilainen. ▪ Ekosysteemin eheys ja luonnon tasapaino ovat samanlaisia harhakäsitteitä, ei tuollaiseen voi vastata. ▪ Väite on parempi kuin vasta-argumentti, ei asia ole näin yksioikoinen. ▪ Hmm... ekosysteemin eheys on melko arveluttava käsite. Vain muutos on pysyvää ja poro kuuluu alueen ekosysteemiin. ▪ Vertailukohtana tulee olla ekosysteemin tila viimeisten 200 - 300 vuoden ajalta. Tällöin laidunnus on ollut olennainen tekijä lajiston määräytymisen ja sopeutumisen kannalta.		

Vasta-argumentit keskittyivät siihen, että tunturipeuran ja poron katsottiin kuuluvan vaikutuksineen tuntureiden ekosysteemeihin. Sinällään käsitettä "ekosysteemin eheys" kritisoitiin harhaanjohtavaksi ja epämääräiseksi. Esimerkiksi ekosysteemin esitettiin voivan toimia eheästi, vaikka alueella onkin porolaidunnusta.

Argumentti: Poronhoitoa ei voida tutkimussyistä sallia Mallalla, vaikka poro periaatteessa kuuluukin luontoon. Käytännön poronhoidon vaikutukset luontoon poikkeavat oleellisesti villipeuran luontoon kohdistamista vaikutuksista.	pätevä **9**	epäpätevä **6**
Vasta-argumentit ja kommentit: ▪ Poronhoito on sallittava puistossa niin, että se vastaa mahdollisimman hyvin villin tunturipeuran laidunnusta. Joitain osia (käytännössä koealueita) puistosta voidaan myös yrittää pitää täysin laidunnuksen ulkopuolella. ▪ Riippuu ihan siitä, MITEN poronhoito toteutetaan. Jos poron annetaan liikkua puistossa lyhyen aikaa suurina tokkina, vaikutus vastaa villipeuran vaikutusta. Oleellinen ristiriita on siinä, että mahdollisimman 'peuramaisesti' toteutettu poronhoito ei anna mahdollisuutta koejärjestelyjen kannalta optimaaliseen ositukseen. Ainoastaan keskeiset seurannan kohteet voisi tällöin suojata poroilta. ▪ Ensimmäinen lause: poroa ei tulisi kokonaan rajata pois koska rajat muuttavat aina luontoa ks. aiemmin. ▪ Käytännön poronhoidolla on varmasti oma villipeurasta eroava nyanssinsa luonnossa. ▪ Vastaus on oikeastaan epäpätevä – pätevä. ▪ Tietynlainen, rajattu poronhoito voitaisiin sallia pitkien tutkimussarjojen vaarantumatta. Keinoja: koealojen aitaaminen porojen laidunnusvaikutuksen ulkopuolelle ja porojen lyhytaikaisen laiduntamisen salliminen muualla (esim. 2000 poroa 2-3 viikkoa kesässä). ▪ Itse asiassa tämähän voisi olla parannusta nykytilanteeseen, jossa porot silloin tällöin karkaavat puistoon tallomaan ja syömään satunnaisesti joka tapauksessa. ▪ Vähäinen, kontrolloitu laidunnuspaine on parempi monimuotoisuuden kannalta kuin ei ollenkaan laidunnusta.		

Vasta-argumenttina esitettiin, että suurina laumoina toteutettu tunturipeurojen laidunnusvaikutuksia jäljittelevä laidunnuskoe osassa puistoa olisi toivottavaa, monimuotoisuutta lisäävää ja luonnontilaisuutta jäljittelevää. Tällaista koetilannetta pidettiin porottomuutta luonnollisempana ratkaisuna, ja siten tutkimustenkin kannalta kannatettavampana. Argumenttia taas puolustettiin esittämällä uudelleen poron ja tunturipeuran vaikutusten poikkeavan toisistaan liian paljon, että luontaisen laidunnuksen simulointi onnistuisi.

Argumentti: Vuorotteleva laidunnus ei ole realistinen vaihtoehto, sillä laidunnus- ja rauhoitusvuoroista ei kuitenkaan päästä eri osapuolten välillä sovintoon, ja tilanne riistäytyy käsistä.	pätevä **9**	epäpätevä **6**
Vasta-argumentit ja kommentit: ▪ Eiköhän niistä voitaisi sopia eli tämä argumentti ei pätevä. ▪ Laidunnuksen järjestelyn suunnittelu ja sopiminen ovat varteenotettavia vaihtoehtoja niin kauan kuin eri osapuolilla on tahtoa kokeilla niitä. ▪ Kun kyseessä on luonnonsuojelulain nojalla rauhoitettu alue, ei sovintoon edes tarvitse päästä. Porosaamelaisille voidaan yksinkertaisesti sanella ehdot, joiden täyttäminen on Mallan käytön edellytys. Jos ehtojen vastaista toimintaa esiintyy, lupa voidaan vetää takaisin. Tässä hommassa saa tietenkin varautua siihen että ajoittain 'korvat ovat kuumina' - mutta tiettyä paineiden kestämistä saa odottaa lakeja valvovilta tahoilta. ▪ Asun paikkakunnalla ja tiedän tasan tarkkaan millaiset on jännitteet, tilanne on suoraan sanottuna räjähdysaltis. Siksi argumentti on täysin pätevä. ▪ Eihän tässä ole mitään menetettävää ja parhaimmillaan voidaan löytää molempia osapuolia hyödyttävä sopuratkaisu. Siis mielestäni kannattaa ilman muuta yrittää asiaa ennen kuin tuomitsee sitä suuntaan tai toiseen.		

Argumenttia piti pätevänä yhdeksän ja epäpätevänä kuusi. Vasta-argumenttina esitettiin luottamus siihen, että laidunnuksen ehdoista voidaan sopia poronhoitajien kanssa. Toisen väittämän mukaan poronhoitajille esitettiin voitavan sanella laidunnusoikeuden saamisen ehdot, joiden noudattaminen on Mallan alueen käytön edellytys. Puoltavana argumenttina esitettiin, ettei vuorotteleva laidunnus ole mahdollista poronhoitajasukujen välisten kaunojen takia.

Argumentti: Mallalla ei tule sallia poronhoitoa, koska nykyinen lajisto edustaa parhaiten alkuperäisluontoa.	pätevä **9**	epäpätevä **6**
Vasta-argumentit ja kommentit: ▪ Mitä on "alkuperäisluonto". Onko se sitä mitä oli ennen poronhoidon alkamista? Emme todellakaan tiedä millainen lajisto oli ennen sitä. ▪ Poro laiduntaa noin 350 eri kasvia, ei ole tutkimusta jonka mukaan se olisi hävittänyt jonkun tietyn kasvilajityypin kokonaan ▪ En löydä yrittämälläkään. ▪ Mielestäni tämä ei ole joko-tai -tyyppinen kysymys. ▪ Kivikaudelta. ▪ Osittain asia on näin, mutta onhan siinä paljon muutakin. ▪ Ks. edellä: rajoitettu poronhoito voitaisiin sallia koska (1) se ei vaarantaisi pitkäaikaisseurantoja, jotka olisi aidattu laidunnuksen ulkopuolelle ja (2) koska poro tunturipeuran jälkeläisenä kuuluu alueen luontoon. ▪ Kontrolloitu laidunnus on olennainen osa Mallan ekosysteemidynamiikkaa viimeisten satojen vuosien ajan.		

Tätä argumenttia piti pätevänä yhdeksän ja epäpätevänä kuusi. Keskeisinä vasta-argumenttina esitettiin, että poro kuuluu tunturiluontoon, ja että alkuperäisluonnon käsite on epämääräinen.

Taulukko 20. Mallan luonnonpuistoa koskevien argumenttien pätevyys paneelin osallistuneiden asiantuntijoiden mukaan. N=15.

argumentti	pätevä kpl	epäpätevä kpl
Mallan luonnonpuisto on viimeisiä jäänteitä Suomen alkuperäisluonnosta. Siksi puiston nykyistä käyttötarkoitusta ei pidä muuttaa.	13	2
Mallan puiston eristäminen poronhoidolta on välttämätöntä, jotta voidaan tutkia mahdollisimman luonnontilaista tunturiluontoa.	8	7
Mallan aluetta ei voida pitää luonnontilaisena, jos tunturipeuran seuraaja poro puuttuu puistosta. Mallassa tehdyt tutkimukset antavat näin ollen harhaanjohtavan kuvan tunturiluonnosta.	10	5
Vaikka poro onkin pitkään puuttunut Mallan puistosta lähes kokonaan, on siellä tehdyillä tutkimuksilla tieteellistä arvoa koesarjojen pitkäikäisyyden vuoksi. Koesarjoja tulee voida jatkaa samoissa olosuhteissa tulevaisuudessakin.	13	2
Koesarjojen jatkaminen ei edellytä koko puiston rauhoittamista poronhoidolta. Lisäksi porovapaat koesarjat kertovat vain millaista poroton tunturiluonto on.	10	5
Poronhoitoa ei voida tutkimussyistä sallia Mallalla, vaikka poro periaatteessa kuuluukin luontoon. Käytännön poronhoidon vaikutukset luontoon poikkeavat oleellisesti villipeuran luontoon kohdistamista vaikutuksista.	9	6
Vuorottelevalla laidunnuspaineella (välillä paine suuri, välillä nolla) tietyssä osassa puistoa voitaisiin simuloida tunturipeuran vaikutusta luontoon ja siten lisätä alueen tutkimuksellista arvoa.	12	3
Vuorotteleva laidunnus ei ole realistinen vaihtoehto, sillä laidunnus- ja rauhoitusvuoroista ei kuitenkaan päästä eri osapuolten välillä sovintoon, ja tilanne riistäytyy käsistä.	9	6
Mallan puisto on vanhaa saamelaisaluetta, missä poroja on aiemmin laidunnettu. Mikäli poronhoito kielletään jatkossa, tulee menetetystä laidunmaasta saada asianmukainen korvaus.	12	3
Poroja on kaikkialla Lapissa ja myös saamelaisten tulee osallistua luonnonsuojeluun. Mallan rauhoittaminen ei ole liian suuri uhraus eikä erillisiä korvauksia tarvita.	8	7
Mallalla ei tule sallia poronhoitoa, koska nykyinen lajisto edustaa parhaiten alkuperäisluontoa.	9	6
Mallalla ei tule sallia poronhoitoa, koska nykyinen lajisto takaa parhaiten ekosysteemin eheyden.	7	8
Mallalla ei tule sallia poronhoitoa, koska laidunnuksesta kärsiviä lajeja ei suojella muualla pohjoismaisella poronhoitoalueella.	10	5
Porottomuus Mallalla vaarantaisi puiston harvinaisiin kasveihin perustuvat kansalliset suojelutavoitteet.	4	11
Mallalla tulee harjoittaa poronhoitoa, sillä puiston laidunnuksesta hyötyvät kasvit ovat Suomessa erittäin uhanalaisia tai vaarantuneita.	5	10

Kannatetut ratkaisuvaihtoehdot

Paneelissa testattiin asiantuntijoilla myös visioituja ratkaisuvaihtoehtoja eli skenaarioita Mallan konfliktiin. Vaihtoehdot oli poimittu aiempien kysymysten tapaan Mallan kysymystä koskevista keskusteluista, kirjoituksista ja pohdinnoista. Eksperttien tehtävä oli puntaroida ratkaisuesityksen vaikutusta luonnontilaan, monimuotoisuuteen, puiston tutkimuksellisiin arvoihin, poronhoitoon ja sosiaaliseen kestävyyteen. Lisäksi he arvioivat skenaarion toteutumisen toivottavuutta ja todennäköisyyttä.

Seuraavassa on esitetty ratkaisuvaihtoehtojen (skenaarioiden) arvioinnit siinä järjestyksessä, kuin niiden toivottiin toteutuvan.

Skenaario A, joka edustaa 0-ratkaisua, oli yllättäen esitetyistä ratkaisuista kaikkein toivotuin: sitä kannatti seitsemän vastaajaa. Vaihtoehdon toivottavuutta perusteltiin sillä, että molemmat sekä luonto että poronhoito ovat jo sopeutuneet Mallan porottomuuteen ja tämä jo stabilisoitunut tilanne sortuisi, mikäli käyttömuotoja muutettaisiin. Vaihtoehtoa kommentoitiin myös

niin, että porojen satunnaiset vierailut vähentävät laiduntamattomuuden negatiivisia haittoja puiston ekosysteemissä. Päinvastaista näkökulmaa edustivat kommentit, joiden mukaan sopimuksenvaraiseen laidunnuskieltoon ei voi enää luottaa, ja puisto ei tule pysymään porottomana ilman aitaa.

Taulukko 21. Skenaario A.

Skenaario A: Mallan luonnonpuiston rajalle ei rakenneta esteaitoja eikä tehdä muutoksia puiston järjestyssääntöihin (poronhoito kielletään jatkossakin, ns. 0-vaihtoehto).				
Todennäköinen vaikutus:	**Vastausjakaumat N kpl**			
luonnontilaan	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	4	4	1	6
monimuotoisuuteen	lisääntyy	ei vaikutusta	vähentyy	en osaa sanoa
	3	8	1	3
tutkimuksellisiin arvoihin	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	8	3	1	3
paikallisen poronhoidon edellytyksiin	paranevat	ei vaikutusta	heikkenevät	en osaa sanoa
	1	12	1	1
sosiaaliseen kestävyyteen: konfliktialttius	kasvaa	ei vaikutusta	vähenee	en osaa sanoa
	4	4	1	6
toteutumisen toivottavuus	toivottavaa	ei kantaa	ei toivottavaa	
	7	5	3	
toteutumisen todennäköisyys	todennäköistä	ei kantaa	epätodennäköistä	
	7	7	1	

Seitsemän vastannutta katsoi nykytilanteen jatkamisen myös todennäköisimmäksi vaihtoehdoksi. Sen sijaan arviot Mallan nykyisen tilanteen jatkamisen vaikutuksista monimuotoisuuteen ja luonnontilaisuuteen menivät joko ristiin, tai niitä ei osattu arvioida tai todettiin ettei muuttujien arvoissa tapahdu mitään muutoksia kun käyttö pysyy ennallaan. Kahdeksan totesi kuitenkin tutkimuksellisten arvojen paranevan, ja 12 vastanneista ei nähnyt 0-vaihtoehdon vaikuttavan mitenkään poronhoidon harjoittamiseen.

Taulukko 22. Skenaario B.

Skenaario B: Osassa Mallan luonnonpuistoa sallitaan kesäaikainen poronhoito sovitun suuruisella poromäärällä ja sovitun pituisena ajanjaksona				
Todennäköinen vaikutus:	**Vastausjakaumat N kpl**			
luonnontilaan	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	9	2	4	0
monimuotoisuuteen	lisääntyy	ei vaikutusta	vähentyy	en osaa sanoa
	11	0	3	1
puiston tutkimuksellisiin arvoihin	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	7	0	4	4
paikallisen poronhoidon edellytyksiin	paranevat	ei vaikutusta	heikkenevät	en osaa sanoa
	9	5	0	1
sosiaaliseen kestävyyteen: konfliktialttius	kasvaa	ei vaikutusta	vähenee	en osaa sanoa
	4	1	6	4
toteutumisen toivottavuus	toivottavaa	ei kantaa	ei toivottavaa	
	6	4	5	
toteutumisen todennäköisyys	todennäköistä	ei kantaa	epätodennäköistä	
	1	7	7	

Skenaario B:tä, jota voi luonnehtia kompromissivaihtoehtoa, piti toivottavana kuusi asiantuntijaa ja ei-toivottavana viisi. Sen sijaan epätodennäköisenä sitä piti seitsemän ja toiset seitsemän jättivät kantansa määrittelemättä. Kommenteissa skenaariota luonnehdittiin sosiaalisesti kestävimmäksi ja monimuotoisuuden kannalta parhaaksi vaihtoehdoksi. Lisäksi valtaosa vastaajista (9) katsoi luonnontilaisuuden ja (11) monimuotoisuuden voimistuvan Mallan puistossa skenaarion toteutuessa. Yhdeksän vastannutta arveli poronhoidon edellytystenkin paranevan. Skenaarion vastustusta sen sijaan herätti epäilys poronhoitajien kyvystä sopia ja pysyä sovituissa laidunjärjestelyissä.

Taulukko 23. Skenaario C.

Skenaario C: Mallan luonnonpuisto aidataan, mutta Norjan puolelta pyritään valtion toimesta vuokraamaan tai vaihtamaan korvaavia laidunalueita				
Todennäköinen vaikutus:	**Vastausjakaumat N kpl**			
luonnontilaan	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	3	**2**	**3**	**7**
monimuotoisuuteen	lisääntyy	ei vaikutusta	vähentyy	en osaa sanoa
	2	**3**	**4**	**6**
puiston tutkimuksellisiin arvoihin	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	5	**2**	**3**	**5**
paikallisen poronhoidon edellytyksiin	paranevat	ei vaikutusta	heikkenevät	en osaa sanoa
	9	**2**	**1**	**3**
sosiaaliseen kestävyyteen: konfliktialttius	kasvaa	ei vaikutusta	vähenee	en osaa sanoa
	4	**1**	**6**	**4**
toteutumisen toivottavuus	toivottavaa	ei kantaa	ei toivottavaa	
	5	**10**	**0**	
toteutumisen todennäköisyys	todennäköistä	ei kantaa	epätodennäköistä	
	2	**5**	**8**	

Kolmanneksi toivottavin vaihtoehto oli Skenaario C, joka tarjoaa kompensaatiota menetettävistä laitumista. Ajatusta piti toivottavana kolmannes vastanneista. Kaiken kaikkiaan vaihtoehtoon ei juuri osattu ottaa kantaa tai kannanotot olivat ristiriitaisia. Kommenteista saattoi päätellä, ettei vastaajilla ollut käsitystä vaihtoehdon realistisuudesta ja poronhoidon tarpeista. Arviot vaikutuksista luonnontilaisuuteen ja monimuotoisuuteen olivat myös ristiriitaisia tai niihin ei otettu kantaa. Tutkimuksellisten arvojen (5), poronhoidon edellytysten (9) ja sosiaalisen kestävyyden (6) sen sijaan odotettiin paranevan Mallan alueella laidunten vuokraamisen seurauksena

Epäsuositut ratkaisuvaihtoehdot

Vähiten suosiota saavutti skenaario D, joka ehdottaa poronhoitokiellon lakkauttamista kokonaisuudessaan. Kautta linjan kommenteissa korostui luottamuksen puute poronhoitajien kykyyn järjestää laidunkäyttö sosiaalisesti ja ekologisesti kestävällä tavalla ilman ulkopuolista säätelyä. Skenaarion tulevaisuuden vaikutukset määriteltiin pääsääntöisesti negatiivisiksi. Skenaariota pitikin ei toivottavana ja epätodennäköisenä 11 asiantuntijaa. Monimuotoisuuden ja luonnontilaisuuden odotti heikkenevän 12 vastannutta ja sosiaalisen kestävyyden 10. Ympärivuotisen porolaidunnuksen seurauksena 13 vastaajaa katsoi puiston tutkimuksellisten arvojen heikkenevän. Toisaalta

poronhoidon edellytysten odotti paranevan kuusi vastannutta ja seitsemän piti vaikutuksia neutraaleina.

Taulukko 24. Skenaario D.

Skenaario D: Mallan luonnonpuistossa sallitaan ympärivuotinen porolaidunnus muun poronhoitoalueen tapaan				
Todennäköinen vaikutus:	**Vastausjakaumat N kpl**			
luonnontilaan	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	1	0	12	2
monimuotoisuuteen	lisääntyy	ei vaikutusta	vähentyy	en osaa sanoa
	1	1	12	1
puiston tutkimuksellisiin arvoihin	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	1	0	13	1
paikallisen poronhoidon edellytyksiin	paranevat	ei vaikutusta	heikkenevät	en osaa sanoa
	6	7	0	2
sosiaaliseen kestävyyteen: konfliktialttius	kasvaa	ei vaikutusta	vähenee	en osaa sanoa
	10	2	0	3
toteutumisen toivottavuus	toivottavaa	ei kantaa	ei toivottavaa	
	2	2	11	
toteutumisen todennäköisyys	todennäköistä	ei kantaa	epätodennäköistä	
	1	3	11	

Toiseksi vähiten toivottu oli skenaariota E, 1990-luvun lopulla jo melkein toteutettu ratkaisu, joka aitaisi puiston kokonaisuudessaan poronhoidon ulkopuolelle. Aidan rakentamista piti toivottavana kaksi, ei toivottavana kuusi ja seitsemän jätti kantansa määrittelemättä. Aidan rakentamista todennäköisenä piti neljä, ja epätodennäköisenä viisi asiantuntijaa. Viisi vastannutta totesi aidan vaikuttavan myös negatiivisesti luonnontilaisuuteen ja toiset viisi jätti kantansa määrittelemättä. Vaikutuksia monimuotoisuuteen pidettiin neutraaleina tai niitä ei osattu määritellä. Sosiaalisen kestävyyden vahvistumista oletti kuusi vastanneista ja heikkenemistä neljä. Tutkimuksellisten arvojen vahvistumista odotti viisi ja seitsemän piti vaikutuksia neutraaleina. Vaikutukset poronhoitoon todettiin enimmäkseen neutraaleiksi.

Taulukko 25. Skenaario E.

Skenaario E: Mallan luonnonpuisto aidataan kokonaisuudessaan siten, että porojen pääsy puiston alueelle estyy				
Todennäköinen vaikutus:	**Vastausjakaumat N kpl**			
luonnontilaan	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	3	2	5	5
monimuotoisuuteen	lisääntyy	ei vaikutusta	vähentyy	en osaa sanoa
	2	4	3	6
puiston tutkimuksellisiin arvoihin	edistää	ei vaikutusta	heikentää	en osaa sanoa
	5	7	2	1
paikallisen poronhoidon edellytyksiin	paranevat	ei vaikutusta	heikkenevät	en osaa sanoa
	1	10	3	1
sosiaaliseen kestävyyteen: konfliktialttius	kasvaa	ei vaikutusta	vähenee	en osaa sanoa
	8	4	1	2
toteutumisen toivottavuus	toivottavaa	ei kantaa	ei toivottavaa	
	2	7	6	
toteutumisen todennäköisyys	todennäköistä	ei kantaa	epätodennäköistä	
	4	6	5	

Kommenteista saattoi päätellä, että aitaa puolustettiin eniten tutkimuksellisilla näkökulmilla kuten vanhojen seurantatutkimusten säilymisellä ja tutkimusten järjestämisen helpottumisella. Porottoman lähtökohdan säilymisen nähtiin vaativan aidan rakentamista. Tunteelliseen näkökulmaan taas vedottiin sanoin: *"porottoman aarteen säilyttäminen"*.

Esitettyjen viiden skenaarion jälkeen kysyttiin vielä erikseen skenaarioiden toivottavuutta kysymyksellä *"Mikä esitetyistä vaihtoehtoista olisi toivottavin?"*, jolloin vastaajilla oli mahdollista ilmaista kantansa nähtyään koko tarjonnan. Toivottavimmiksi esitettiin skenaariot A eli nykyisen tilanteen säilyttäminen ennallaan (7 vastausta) sekä skenaario B, joka sallisi kesälaidunnuksen osassa puistoa sovitun pituisena ajanjaksona (6 vastausta). Kaksi vastaajaa ilmoitti toivottavimmaksi skenaarioksi aidan rakentamisen (skenaario E). Toivottavuuden uudelleenarviointi muutti tilannetta siten, että skenaario E (aitaaminen) nousi kolmanneksi ohi skenaario C:n (kompensaatiomalli). Huomion arvoista kuitenkin on, että aidan rakentaminen (N=6) oli vapaan poronhoitooikeuden ohella (N=11) myös jyrkimmin vastustettu ratkaisuvaihtoehto. Ääriratkaisut saivat siten eniten osakseen vastustusta paneeliin osallistuneessa asiantuntijajoukossa.

Luonnonsuojelun kulttuuri - asiantuntijatutkimuksen loppupäätelmiä

Asiantuntijat näyttävät melko yleisesti luottavan ihmisen kykyyn simuloida ja jopa parantaa luonnontilaisia prosesseja. Tämä on laajemmin asiantuntijakulttuurin ja luonnonsuojelun kulttuuriin kuuluva piirre (Dobson 1996). Luonnontilan ajatellaan olevan palautettavissa mahdollisimman aitoon ja alkuperäiseen korjaamalla ihmisen tekemiä virheitä. Tässä on kuitenkin ristiriita toiseen vallitsevaan, usein intuitiivisesti esiin nousevaan kulttuuriseen malliin, jossa keskeinen toimija on 'luonto', jonka oletetaan järjestävän parhaiten tilansa ilman ihmisen vaikutusta.

Luonnon manipulointi ja ennallistaminen nauttii laajaa hyväksyntää. Halukkuutta luonnontilan korjailuun esiintyi useissa skenaariopohdinnoissa, mutta erityisesti se oli havaittavissa Mallan luonnonpuistosta esitettävien argumenttien yhteydessä. Asiantuntijoilla esiintyi kuitenkin melko erilaisia perusteluita luonnon muokkaamiselle. Erot näkyivät varsinkin yleisemmän tason ja konkreettisten kuten Mallaan tai Kevon luonnonpuistoon (Heikkinen ym. 2005) liittyvien kysymysten välillä. Näkemyserot perustuvat myös henkilökohtaisiin tunnesiteisiin tai intresseihin, joita tutkijoilla ja muille asiantuntijoilla – siinä missä muillakin kansalaisilla – muodostuu tiettyyn alueeseen.

Käsitys alkuperäisestä tai luonnontilaisesta luonnosta vaihtelee asiantuntijoittain. Ei ole jäljitettävissä yksiselitteisesti täydellistä luonnontilaa, joka olisi yhteisesti hyväksyttävillä toimilla palautettavissa. Poro on tästä hyvä esimerkki. Siinä missä laidunnuksen jäljet edustavat yhdelle asiantuntijalle luonnon pilaantumista tai luonnon tilanheikkenemistä, merkitsevät ne toiselle henkilölle varsin luonnollisia ja asiaankuuluvia prosesseja tunturiluonnossa.

Juuri Mallalla nämä näkemyserot paljastuvat. On selvää, että poroelo jät-

tää laiduntaessaan näkyvät jäljet rehevään ja korkeaan lehtokasvillisuuteen. Osaa tämän tutkimuksen asiantuntijoista nämä jäljet puistattavat koska ne ovat ristiriidassa omaksuttujen esteettisten arvojen kanssa, joihin kuuluu Mallan koskemattomuus. Mieleen on jäänyt keskustelu kasvitieteilijän kanssa vuonna 1998, jolloin ensimmäistä kertaa pitkään aikaan suurempi poroelo oli käynyt kesäaikaan Mallalla. Vaikka tutkija arvioi ettei porolaidunnus uhkaa lajiston säilymistä ja ole siinä mielessä luonnonsuojelullinen ongelma, oli hänen mielestään "jälki pahan näköistä". Vastaavasti toinen tutkija totesi, että hän vastustaa poronhoitoa siksi "kun Lappi on niin kalutun näköinen" (vrt. kuva 112).[50] Vaikuttaakin siltä, että monelle suomalaiselle tutkijalle poro on luonnontilaisuuden kannalta ongelmallinen tapaus. Eritoten neitseelliseksi mielletyssä ja tarkoitetussa Mallan luonnonpuistossa poro on esteettinen virhe.

Toki asian voi nähdä toisinkin, kuten Lauri Oksanen kirjoittaa luvussa 4.1. Laidunnuksen jäljet voi ymmärtää myös esteettisesti miellyttäväksi kulttuuriympäristöksi (kuva 113) samaan tapaan, kuin Etelä-Suomen kedot ja niityt.

Asiantuntijatieto ja -näkemykset eivät perustu pelkästään tieteellisiin tuloksiin tai päättelyyn (ks. luku 4.1). Siten esitettyjä tavoitetiloja (esimerkiksi Mallan porottomuus tai laiduntaminen) ei voi tyhjentävästi perustella tieteellisillä tosiseikoilla. Käsitteiden ja vallitsevien luonnontilojen saamat tulkinnat vaihtelevat voimakkaasti, ja vaihtelun eräs tärkeimpiä syitä on luultavasti se, ettei näiden käsitteiden tulkintaan vaikuttavia tunneseikkoja ja subjektiivisia näkemyksiä olla hyväksytty keskusteluun fakta-näkökulmien rinnalle. Toinen syy on se, ettei keskustellussa käytettyjen käsitteiden merkityseroja ole riittävästi tiedostettu tai hyväksytty, vaan on tukeuduttu ajatukseen, että on olemassa objektiivisia tieteellisiä yksiselitteisiä tulkintoja, jotka eivät keskustelua ja sopimuksenvaraisuutta kaipaa. Tosiasiassa myös tieteellinen tieto on kulttuurista ja rakentuu neuvotteluiden kautta, kuten muukin inhimillinen tieto ja informaatio.

Luonnonsuojeluperusteiden ilmaiseminen yleiskäsitteitä käyttäen, mutta tarkemmin määrittelemättä näyttää saavan aikaan pahoja väärinkäsityksiä. Esimerkiksi puhuttaessa luonnon monimuotoisuuden turvaamisesta tai luonnontilaisuudesta keskustelijat käyttävät samoja termejä, mutta tarkoittavat eri asioita. Keskustelun edetessä ilman käsitemäärittelyä ja tulkintaa ristiriidat painuvat herkästi henkilökohtaiselle tasolle, jolloin ihmiset alkavat riidellä asioiden sijaan. Tätä umpisolmua on myöhemmin vaikea aukaista.

Olisi enemmän kuin suotavaa, että luonnonsuojeluun liittyvää arvokeskustelua alettaisiin käydä avoimemmalta pohjalta niin, että sekä tunneseikat että faktat otetaan huomioon, tunnistetaan ja tunnustetaan. Prosessien läpinäkyvyyden ja kulttuurierojen edellyttämän tulkinnan tulisi olla perusperiaatteita suojelu- ja maankäyttösukeskusteluissa.

Konfliktien hallitsemiseksi ja ratkaisemiseksi avoimesta kommunikaatiosta ja toimijoiden kohtaamisesta huolehtiminen on avainasemassa. Koska avainkäsitteiden samat merkityssisällöt vaihtelevat jo pienen asiantuntijajoukon parissa, on peruteltua olettaa, että kirjo on vielä laajempaa maallikkojen parissa. Jos maankäyttöpäätöksen tavoitteena on

esimerkiksi luonnontilaisuuden ylläpitäminen olisi kyseinen käsite huolellisesti määriteltävä ja perusteltava. Tällöin on selvitettävä esimerkiksi kohdealueen luonnonhistoria ja ihmistoiminnan historia perinpohjaisesti. Olisi myös määriteltävä se, millaisia kulttuurisia vaikutuksia sallimme luonnontilaiseen luontoon, ja millä kriteereillä eliölajit arvotetaan ihmisvaikutuksen seurauksiksi (tulokaslajit, varhaistulokkaat, myöhäistulokkaat) tai luonnontilaisiksi lajiksi (Vrt. Pykälä 2001). Esimerkiksi Mallan tutkimushankkeen aikana käydyissä keskusteluissa ja polemiikissa esitettiin ajatus, että poro tuottaa "väärää monimuotoisuutta", eli toisin sanoen laidunnusvaikutukset mahdollistavat muun muassa sellaisten hyönteislajien esiintymisen (ja korkeamman biodiversiteetin), joka ei tuntureille tai luonnonpuistoon kuulu.

Itse asiassa asiantuntijoiden luonnontilaisuuskäsitystä jäsentävä neitseellinen luontomalli sekä sisään rakentunut halukkuus puuttua luonnontilassa havaittuihin epäkohtiin on niin vahva, että luonnonpuistoja varten olisi hyvä luoda oma 'luonnontilaisen monimuotoisuuden' -käsite. Käsite tulisi sitoa tiettyyn ajanjaksoon ja lajit arvotettaisiin luonnontilaiseen monimuotoisuuteen kuuluviksi tai kuulumattomiksi selkeillä perusteilla. Näin ennallistamistoimet ja muu luonnonsuojelualueiden luontoon puuttuminen saattaisi kestää kriittisempää tieteellistä tarkastelua. Näin ainakin varmistettaisiin, että keskusteltaisiin samasta asiasta.

Mallan puiston eristäminen kulttuurivapaaksi, luonnontilaiseksi alueeksi on myös tieteenfilosofisesti ongelmallinen tavoite. Aidan rakentaminen, joilla porot pyrittäisiin pitämään kokonaan poissa, on jo sinänsä kulttuurinen toiminto, jolla on vaikutusta alueen luontoon. Jos aidalla pyrittäisiin porojen täydelliseen eristämiseen, tulisi sen olla useita metrejä korkea, että se ei peity talvella kinoksiin ja myös kestää massiiviset lumikuormat. Tuollainen aita estäisi (ehjänä pysyessään) myös muidenkin eläinten, kuten hirvien, pääsyn alueelle. Aitaaminen on kulttuurisidonnainen ratkaisu samalla tavalla kuin porojen vieminen Mallaan.

Asiantuntijatutkimuksen tuloksia tulkittaessa on syytä vielä kerran korostaa ihmistoiminnan, kulttuurin ja sosiaalisenvuorovaikutukset roolia asiantuntijoidenkin käsityksien muodostumisessa. Malla-keskustelun alkamisesta vuonna 1998 mielipiteiden ja esitettyjen perustelujen muutos onkin ollut huomattava. Osa alkuperäisistä aidan kannattajista on ilmoittanut vastustavansa ainakin aidan tekemistä, osa poronhoidon sallimisen puoltajista on tullut varovaisemmiksi ja osa entistä varmemmiksi. Osalla on taas tapahtunut radikaali täyskäännös esimerkiksi Mallan suojelullisen arvon ymmärtämisessä harvinaisten ja uhanalaisten kasvien kannalta. Myös luonnontilaisuuden ja kestävyyden käsitteitä ei pidetä enää niin itsestään selvinä ja niiden tapauskohtainen määrittely on lisääntynyt. Myös tunteiden vaikutuksista keskustellaan yhä enemmän luonnonsuojeluperusteita määriteltäessä. On luultavaa, että jos asiantuntijapaneeli järjestettäisiin nyt, kolmen vuoden jälkeen, olisivat tulokset ainakin osin erilaiset.

Tässä esitellyn asiantuntijatutkimuksen motivaatio ei – ainakaan ensisijaisesti – ollut selvittää kuinka paljon tietyt väittämät saavat kannatusta ja ovat kenties siksi totta. Demokratia ja äänestäminen eivät ole järin luo-

tettavia keinoja selvittää tieteellisiä totuuksia. Käsillä olevan tutkimuksen tarkoitus on ollut pikemminkin selvittää ja tulkita asiantuntijoiden omaksumia arvoja, jotta julkisuudessa esitetyt näkemykset ja vaatimukset ymmärrettäisiin, ja kiistelevillä osapuolilla olisi paremmat edellytykset ymmärtää mistä lähtökohdista vastapeluri asioita tarkastelee.

Asiantuntija- ja luonnonsuojelukulttuuri ovat muutoksessa. Tähän voimme olla tyytyväisiä, koska tärkein syy asennemuutokseen Mallakysymyksen ympärillä näyttää olevan tiedon lisääntyminen kommunikaation ohella. Huolestuvampaa olisi, jos käsitykset olisivat niin tiukasti uskonkappaleiden kaltaisia, ettei lisääntyvä tieto ja ymmärrys muuttaisi asiantuntijoiden ajattelua. Vaikka tiedon lisääntyminen ei ehkä poistakaan mielipide-eroja, antaa se päätöksenteolle ratkaisevasti paremmat ja kestävämmät eväät.

Kirjallisuus

Alasuutari, P. 1994. *Laadullinen tutkimus.* Tampere. 281.

Bernard, H. R. 1995. *Research methods in Anthropology – Qualitative and quantitative approaches.* Thousand Oaks. 584 s.

Berger L.P. & Luckman, T. 1967. *The Social Construction of reality: at Treatice in Sociology of Knowledge.* USA. 219 s.

Carpelan, C. 2003. Inarilaisten arkeologiset vaiheet. Teoksessa: Lehtola, V-P. (toim.) *Inari – Aaanaar: Inarin historia jääkaudesta nykypäivään.* Inarin kunta. Inari. Ss: 28-95.

D'Andrade, R. 1995. *The Development of Cognitive Anthropology.* Cambridge University Press. Cambridge. 272 s.

Dobson P. A. 1996. *Conservation and Biodiversity.* Scientific American Library. New York. 264 s.

Goodenough, W. H. 1957. Cultural Anthropology and Linguistics. Teoksessa: Garvin, P.L. *Report of the seventh annual round table meetings on linguistics and language study.* Georgetown university press. Washington D.C. Ss. 167-177.

Geertz, C. 1973. *The Interpretation of Cultures.* Basic Books Inc. New York. 470 s.

Grönfors, M. 1982. *Kvalitatiiviset kenttätyömenetelmät.* WSOY, Juva. 233 s.

Haila, Y. 1995. *Kestävän kehityksen luontoperusta. Mitä päättäjien tulee tietää ekologiasta.* Suomen Kuntaliitto, Helsinki. 89 s.

Heikkinen, H. 2002. *Sopeutumisen mallit. Poronhoidon adaptaatio jälkiteolliseen toimintaympäristöön Suomen läntisellä poronhoitoalueella 1980-2000.* Suomalaisen Kirjallisuuden Seura. Helsinki. 369 s.

Heikkinen, H., Jokinen, M. & Pölkki, S. 2005. *Luonnontilassa -asiantuntijoiden käsityksiä tunturialueiden luonnontilaisuudesta.* Metsätieteen aikakau-

sikirja. Toimitettu käsirjoitus.

Hirsijärvi, S. & Hurme, H. 1982. *Teemahaastattelu.* 2. Korjattu painos. Kyriiri Oy, Helsinki. 144 s.

Hirsijärvi, S., Remes, P. & Sajavaara, P. 1998. *Tutki ja kirjoita.* Kirjayhtymä Oy, Helsinki. 432 s.

Järvinen, A. 2000. *Ihmiset ja eläimet: »humanistin eläinkirja».* Wsoy. Helsinki. 273 s.

Kaikusalo, A., Mela, M. & Henttonen, H. 2000. Katoaako naali Suomesta? *Suomen Riista* 46: 57-65.

Kamppinen, M. & ym. 1994. *Kaaos & Kosmos Osa 1. Kognitiivisen kulttuurintutkimuksen perusteet.* Turun yliopiston täydennyskoulutuksen julkaisuja A:29. 194 s.

Kamppinen, M. 1995. Kaaos & Kosmos. *Osa 2: Kognitiivisen kulttuurintutkimuksen metodiikka ja metodologia.* Turun yliopiston täydennyskoulutuskeskus. Turku. 128 s.

Kamppinen, M., Jokinen, M. & Saarimaa, R. 2001. Kognitio ja kulttuuri. Teoksessa: Saariluoma, P., Kamppinen, M. & Hautamäki, A. (toim.) *Moderni kognitiotiede.* Gaudeamus. Helsinki. 173-202.

Kuusi O., Kaivo-Oja J., Linturi H. 1998. *Delfoi I. Professional Delphi Scan 1.0: Käyttäjän opas.* Tulevaisuuden tutkimuskeskus. Turku. 30 s.

Kuusi, O. 2002. Delfoi-menetelmä. Teoksessa: Kamppinen, M., Kuusi, O. & Söderlund, S. 2002. *Tulevaisuudentutkimus – perusteet ja sovellukset.* Suomalaisen Kirjallisuuden Seura. Helsinki. Ss. 202-225.

Lakoff, G. 1987. *Women, Fire and Dangerous Things – What Categories Reveal about the Mind.* Chicago University of Chicago Press. Chicago and London. 614 s.

Layton, R. 1998. An Introduction to Theory in Anthropology. Cambridge University Press. United Kingdom. 241 s.

Luomanen, J. & Räsänen, P. 2000. Tietokoneavusteinen laadullinen analyysi ja QSR Nvivo -ohjelmisto. *Sosiologian tutkimuksia A23.* Turun yliopisto. 179 s.

Mandler, J. M. 1984. *Stories, Scripts and Scenes: Aspects of Schema Theory.* Lawrence Erlbaum Assoaciates, New Jersey. 132 s.

Margules, C. & Usher, M. 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. Teoksessa: Biological conservation 24: 115-128.

Massa, I. 1994. *Pohjoinen luonnon valloitus. Suunnistus ympäristöhistoriaan Lapissa ja Suomessa.* Gaudeamus. Tampere. 297 s.

Montell, J. 1914. Förslag till naturskyddområde vid Kilpisjaur. *Meddelanden av Societas pro Fauna et Flora Fennica.* H. 40: 175-181.

Ovaskainen, V. (toim.) 2001. Metsien markkinattomien hyötyjen taloudellinen arvottaminen. Teoksessa: Kangas, J. & Kokko, A. (toim.). Metsän

eri käyttömuotojen yhteensovittaminen. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 800, s. 201-255.

Pykälä , J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristö* 495. Suomen ympäristökeskus. Vammalan kirjapaino. 205 s.

Quinn N. & Holland D. (toim.) 1987. *Cultural models in Language and Thought.* Cambridge University Press. Cambridge. 400 s.

Saastamoinen, O. 1995. Kohti Suomen metsien kokonaisarvoa: Teoreettinen kehikko ja kokeellisia laskelmia. Joensuun yliopisto. Metsätieteellinen tiedekunta. *Tiedonantoja* 36:1-39.

Schank, R.C. & Abelson, R.P. 1977. *Scripts, Plans, Goals and Understanding.* Lawrence Erlbaum Associates, Publishers. Hillsdale, New Jersey. 248 s.

Shore, B. 1991. Twice-born, once conceived: meaning construction and cultural cognition. *American anthropologist* vol. 93. no 1: 9-27.

— 1996. *Culture in Mind. Cognition, Culture and the Problem of Meaning.* Oxford University Press. USA. 428 s.

Strauss C. & Quinn, N. 1997. *A Cognitive Theory of Cultural Meaning.* Cambridge. UK. 323 s.

4 KOHTI RATKAISUA

4.1 Umpisolmu Mallalla: ajatuksia ongelman taustasta ja ratkaisumahdollisuuksista

Lauri Oksanen

Tieteestä, odotuksista ja asenteista.....296

Tunturiluonnon suojelun ja Malla-ongelman lähtökohdista....297

Porolaidunnus ja alkuperäisen tunturiluonnon suojelu.....300

Tunturikasvien suhde porolaidunnukseen: mihin voimme luottaa?.....302

Porolaidunnus ja biologinen tutkimus Kilpisjärven alueella.....305

Loppupäätelmät.....307

Kiitokset.....310

Kirjallisuus.....311

Tieteestä, odotuksista ja asenteista

Mallan tulevaisuudesta keskusteltaessa on toistuvasti törmätty kysymykseen, onko Malla-hanke pystynyt tuottamaan varmaa tieteellistä tietoa, jonka pohjalta Malla-kysymys voitaisiin luotettavin ja objektiivisin perustein ratkaista. Oman käsitykseni mukaan tällainen kysymyksenasettelu on jo lähtökohdiltaan kolmella tavoin virheellinen. Ensinnäkin tiede ei koskaan voi antaa yksiselitteistä perustaa tietyn käytännön kysymyksen ratkaisun valinnan puolesta eikä sitä vastaan. Tiede voi vain selvittää niitä seurauksia, joita kullakin valinnalla voi odottaa olevan. Toiseksi tieteen antamat ennusteet ovat aina epävarmoja; tämä on koko tieteenfilosofian keskeisin sisältö. Tiede voi periaatteessa tuottaa vain havaintoaineistoja, niistä johdettuja hypoteeseja ja näiden hypoteesien testejä, joiden tulokset saattavat lisätä tai vähentää hypoteesin uskottavuutta. Kaikkein vakiintuneimmatkin, hyväksyttyinä teorioina pidetyt hypoteesit ovat joutuneet väistymään, kun uudet ennusteet eivät olekaan toteutuneet ja jokin kilpaileva ajatusrakennelma on tuottanut paremmin toteutuvia ennusteita (Popper 1963, Lakatos 1972). Kolmanneksi, tiede on pitkäjännitteinen prosessi, jossa yhdellä kolmivuotisella tutkimushankkeella ei edes periaatteessa voi olla kovin ratkaisevaa merkitystä. Tieteellinen ymmärrys kasvaa, kun asetamme ratkaistavissa oltavia kysymyksiä, laadimme näitä koskevia hypoteeseja, ja alistamme hypoteesit kriittisten testien kohteik-

si. Kolme vuotta on varsin lyhyt aika edes yhden tällaisen testin suorittamisen kannalta.

Tieteellisen tiedon epävarmuuden periaatteellinen ongelma on erityisen keskeinen ekologian tapaisen nuoren tieteenalan kohdalla. Jokainen alalla kauemmin toiminut tutkija tietää, miten monet opiskeluaikana opitut 'totuudet' ovat muuttuneet vanhoiksi harhaluuloiksi tai parhaimmillaankin jonkin oleellisesti laajentuneen teoriakokonaisuuden osiksi; useimmat meistä ovat itsekin olleet aikaansaamassa näitä muutoksia. Juuri tässä on käsittääkseni ekologian viehätys. Ainakin omalla kohdallani ratkesi aluksi vaikealta tuntunut valinta ekologian ja fysiikan välillä, kun vertasin tuolloisia (60-luvun lopun) fysiikan ja ekologian oppikirjoja toisiinsa. Fysiikassa tarjottiin valmista tietoa ja selkeästi jäsentyneitä kokonaisuuksia. Ekologian kirjat taas olivat epäyhtenäisiä ja haparoivasti kirjoitettuja ja sisälsivät runsaasti loogisia ristiriitaisuuksia, joten tekemistä ja haasteita tuntui riittävän.

Ekologiassa on tosin edetty pitkälle tuolloin vallinneesta tilanteesta, mutta varsinkin käytännön neuvoja antaessamme meidän on edelleen muistettava, että edustamme nuorta tieteenalaa, jossa monesta keskeisestäkin kysymyksestä voi hyvin perustein olla monta mieltä. Tiedon epävarmuuden ongelma muodostuu erityisen akuutiksi, kun ratkaistavana on vahvoja arvolatauksia sisältävä kysymys. Tällöin jokainen helposti ainakin aluksi valitsee mahdollisten hypoteesien joukosta sen, joka sopii parhaiten omiin arvoihin. Tämä on sinänsä luonnollista. Asiassa ei olekaan mitään huomauttamista, jos jokainen arvostaa toistensa valintoja, tiedostaa epävarmuustekijän olemassaolon, suhtautuu kriittisesti kaikkiin 'totuuksiin' ja on valmis arvioimaan kantansa uudelleen, jos saadut tulokset tukevat jotain vaihtoehtoista 'totuutta'. Ristiriitatilanteen käsittely helpottuu myös huomattavasti, jos keskustelun osapuolet kertovat omista arvolähtökohdistaan, jolloin kunkin valitsemat lähtökohdat tulevat ymmärrettäviksi ja keskinäisen kunnioituksen säilyttäminen on helpointa.

Tunturiluonnon suojelun ja Malla-ongelman lähtökohdista

Mallasta käydyssä keskustelussa ollaan käsittääkseni oltu täysin eri linjoilla jo lähtöoletusten kohdalla - ja tämä ristiriita on osin johtunut lähtökohdista, joita kukin on tahollaan pitänyt itsestään selvinä eikä ehkä huomannut edes ajatella, että asioita voi nähdä toisinkin. Tunturiluontoa voi ajatella joko alkuperäisluontona tai kulttuuriluontona. Omalla kohdallani jälkimmäinen oletus on aina ollut luonnollisempi lähtökohta. Taustalla lienee se tosiasia, että tunturiretkeilyni lähtöpisteenä olivat Etelä-Skandinavian suurtunturit, jotka olivat tuolloin (50-luvun lopulla ja 60-luvun alussa) intensiivisessä laidunnuskäytössä, mikä heijastui myös luonnossa. Puurajan ja sitä usein huomattavasti alemman metsänrajan välillä levittäytyi laaja vyöhyke, jossa suurikokoisia koivuja kasvoi yksittäin tai pieninä ryhminä, ja pajukkojen sijasta puronvarret olivat niitynkasvillisuuden hallussa. Nämä piirteet on helppo tulkita laidunnuksesta johtuviksi (Ellenberg 1978, Emanuelsson 1987, Oksanen et al. 1995, Olofsson et al. 2001, Herder et al. 2004). Laidunnuksen voimakasta vai-

kutusta tunturiluontoon ei suinkaan mielletty kielteiseksi. Päin vastoin: monet harvinaiset tunturikasvit esiintyivät runsaina laidunnetuilla tuntureilla ja laiduntalouden taantumista ja siitä aiheutuvine kasvillisuuden muutoksineen pidettiin pahana ympäristöongelmana, varsinkin harvinaisten tunturikasvien suojelun kannalta. Tämän, aluksi sormituntumaan perustuneen näkökannan tukena on nyt selkeää tutkimustietoa (Moen & Øien 2002). Pohjoisen tuntureilla vastaavaa kulttuuriluontoa muovaamassa ovat olleet porot - sisämaassa yksin, rannikolla ja saarilla yhdessä lampaiden ja osin myös muunkin karjan kanssa (kuva 113), eikä laidunnus näytä ainakaan oleellisesti haittaavan harvinaisten tunturikasvien menestystä (ks. luku 2.3)



Kuva 113. Porojen intensiivisesti laiduntamaa tunturiluontoa Sievjun (Seilannin) saarella Länsi-Ruijassa. Huomaa puiden ja pensaiden puuttuminen tasaisilta kasvupaikoilta, kun taas kivien päällä ja poron kannalta vaikeasti laidunnettavassa rinnerakassa koivuja on runsaasti aivan kuvassa näkyvien tunturinharjojen päälle asti. Kuva: Lauri Oksanen.

Odotukseni Mallan suhteen olivat tämän lähtökohdan mukaiset: odotin tulevani Linnansaarta vastaavalle kulttuuriluonnon suojelualueelle, jossa pyrittäisiin säilyttämään tunturiluontoa sellaisena miksi 1800-luvun suurporonhoito siihen liittyvine polttopuuhakkuineen oli sen muovannut. Olin täysin tyrmistynyt nähdessäni alueen todellisen tilan. Vielä käsittämättömämmäksi asia muodostui kun tajusin, ettei tilanne suinkaan johtunut Mallaa koskevan kiinnostuksen puutteesta Käsivarren paliskunnassa. Hyviä kesälaitumia, joihin poron tuotto perustuu, on ilmastoltaan mantereisella Enontekiön alueella erittäin niukasti (Oksanen & Virtanen 1995). Yhdessä läheisen Jehkasin kanssa Malla muodostaakin Suomen Lapin oloissa poikkeuksellisen 'henkireiän', jossa Atlantin mereinen vaikutus luo poroille suotuisia kesälaitumia suhteellisen matalillekin tuntureille. Mallan erityispiirteenä oleva kalkkivaikutteisten kasvupaikkojen runsaus lisää sen arvoa kesälaitumena.

Mallan porottomuuden syyksi osoittautui yllätykseksi luonnonsuojeli-

joiden täysin kielteinen kanta alueen laidunnuskäyttöön. Nykyisen konfliktin siemen näkyykin jo Suomen Luonnon poronumerossa, jossa Jouni Labba (1977) toteaa Mallan luonnonpuiston haittaavan poronhoitoa lohkaisemalla huomattavan osan Suomen puolelle jääneistä vähistä kesälaitumista. Toimitus kommentoi tätä huomauttamalla, että Mallalla on täytynyt kieltää poronhoito alueen aran kasvillisuuden suojelemiseksi. Perusteeksi Mallan porottomuudelle vedottiin Montellin (1914) kirjoituksiin, jotka olivat oman tuolloisenkin käsitykseni mukaan ekologisesti täysin pätemättömiä. Lisäksi Montellin ylimielisen herraskaisesti muotoillut lausumat (ks. s. 8), joiden mukaan Lapin tunturien laidunnusoikeus oli valtion antama etu, jonka valtio voi myös halutessaan lakkauttaa, loukkasivat oikeuskäsitystäni. Näkemykseni johtui periaatteista, jotka omaksuin kauan ennen kuin olin kuullutkaan verotuntureista tai edes tiedostanut sitä, että saamelaiset ovat yhä olemassa kieleltään ja kulttuuriltaan selkeästi erillisenä kansanryhmänä. Etelä-Norjan tuntureilla retkeillessäni olin tottunut siihen, että tunturit kuuluvat niitä laituminaan käyttävälle maalaisväestölle ja että tunturiretkeily on jokamiehenoikeuden nojalla tapahtuvaa liikkumista yksityismailla. Tältä pohjalta tuntui luonnolliselta odottaa, ettei paikallisväestön oikeuksia voi vastikkeetta kaventaa, vaan yleisen edun nimissä tapahtuvat muutokset tehdään yhteisymmärryksessä paikallisväestön kanssa, ja mahdolliset haitat korvataan – kuten esimerkiksi Hardangerviddan ja Jotunheimenin kansallispuistojen kohdalla on käsittääkseni tehtykin.

Pohjoisten tunturien osalta sekavat omistusolot ja se, ettei historiallisilla lapinkylillä ole tällä hetkellä selkeitä vastineita johtivat tunnetusti maiden joutumiseen muodollisesti valtioiden haltuun, mutta tämä mielletään ainakin Ruotsissa ja Norjassa yleisesti epäkohdaksi, jota yritetään korjata. Ruotsissa ongelmaa on korjattu siten, että nykyisille lapinkylille on annettu erittäin vahvat ja monessa suhteessa eksklusiiviset käyttöoikeudet tunturiseudun maihin ja vesiin, Norjassa taas siten, että valtion hallinto pitkälti noudattaa porokylien toivomuksia; nyt asiaan haetaan syvempää ratkaisu erityisen Ruijanlain (Finnmarkslov) muodossa. Odotin, että Suomessakin ainakin sivistyneistö mieltäisi Lapin tunturien nykyisen laidunnusoikeuden moraaliseksi perusteeksi omistusoikeuden, jonka täysimittainen palauttaminen voi nykyään olla vaikeaa, mutta johon liittyneiden nautintaoikeuksin vastikkeeton kaventaminen on ilmiselvä vääryys, johon kukaan ei halua syyllistyä.

Mallan porottomuus oli siis jo 1970-luvulla oman käsitykseni mukaan paha kaksoisvirhe. Luonnonsuojelun kannalta porojen poistaminen Mallalta oli käsittääkseni haitallista – niin luonnonsuojelun perusidean kuin estetiikankin osalta. Lisäksi alueen historia edusti käsittääkseni oikeudenmukaisuusnäkökohtia ajatellen erittäin ikävää perintöä, josta halusini päästä eroon mahdollisimman nopeasti. Keskusteltuani asiasta silloisen Suomen Luonnonsuojeluliiton johdon kanssa jouduin kuitenkin toteamaan, että olimme tämän kysymyksen kohdalla täysin 'eri planeetoilta', eikä jatkokeskustelu tuntunut mielekkäältä. Jätinkin Mallan ongelmat sikseen ja keskityin muihin kysymyksiin. Kun Mallan tilanne pohjoisessa käydyissä keskusteluissa joskus otettiin esimerkiksi luonnonsuojelijoiden täydellisestä mahdottomuudesta, vastasin että historia aina jättää jäänteitä, joista ei heti päästä eroon. Olin vilpittömästi vakuuttunut siitä, että Mallan ongelma voitaisiin laajan yksimielisyyden vallitessa poistaa päiväjärjestyksestä, kunhan vain vanha

sukupolvi lukkiutuneine asenteineen väistyy uuden tieltä. Näillä odotuksilla lähdin mukaan Malla-hankkeeseen. Hankkeen edistyessä olen joutunut hämmästykseksi toteamaan, että Mallan porottomuus monella taholla edelleen mielletään positiiviseksi ja jopa tärkeäksi. Toisaalta tämän kannan edustajat ovat jättäytyneet syrjään hankkeesta, eivätkä ole esittäneet kannalleen perusteita, jotka olisin kokenut ymmärrettäviksi. Toivoisinkin, että tämä kirjoitus saa päinvastaista kantaa edustavat biologit tarttumaan näppäimistöönsä ja esittämään omat perusteensa, jotta rationaalinen keskustelu Malla-kysymyksestä saataisiin viimein käyntiin.

Porolaidunnus ja alkuperäisen tunturiluonnon suojelu

Näkemys tunturiluonnosta kulttuuriluontona ei tietenkään ole ainoa mahdollinen. Mikäli tuntureilla halutaan kulttuuriluonnon sijasta suojella todella alkuperäistä luontoa, on kuitenkin ensin pystyttävä määrittelemään alkuperäisen luonnon käsite operatiivisesti. Tämä kysymys on muissa yhteyksissä osoittautunut erittäin vaikeaksi, koska luonto on ollut jatkuvien muutosten kohteena ja koska ihmisellä on ollut huomattava vaikutus luontoon koko holoseenikauden eli viimeisen jääkauden jälkeisen ajan. Jopa pleistoseenin lopulla tapahtunut pohjoisten laiduntajien joukkosukupuutto, jolla on ollut erittäin voimakas vaikutus pohjoisten alueiden kasvillisuuteen kohdistuvaan laidunnuspaineeseen, lienee pääosin ihmistoiminnan seuraus (Kurtén 1969, 1971 , Zimov et al. 1995). Alkuperäiseen tunturiluontoon liittyvä laidunnuspaine on siis erittäin vaikeasti määriteltävissä oleva käsite, jonka sisältö riippuu siitä, miten kaukaa menneisyydestä haluamme etsiä sitä todellista luonnontilaa ja minkä kannan otamme tällä hetkellä kiistanalaisiin tieteellisiin kysymyksiin.

Amerikassa käydyissä keskustelussa vastaavien pohdintojen todettiin johtavan umpikujaan. Ongelman ratkaisuksi alkuperäisen luonnontilan käsite on yksinkertaisesti määritelty siksi tilaksi, joka vallitsi luonnossa ennen valkoisen miehen saapumista. Tämän kriteerin suoraviivainen soveltaminen Euroopan oloissa on vaikeaa, koska Euroopan historiassa ei ole vastaavaa, jyrkkää murrosta. Saman ajatuskuvion voi kuitenkin soveltaa myös meidän oloihimme, koska luonnonsuojelun lähtökohta on kaikkialla ollut sama. Teollistumisen ja siihen liittyvien raskaiden maankäyttömuotojen levitessä sivistyneistön keskuudessa heräsi huoli perinteisen, luonnontilaiseksi koetun luonnon ja siihen liittyvien esteettisten arvojen säilymisestä. Tähän huoleen kytkeytyi jo aluksi myös huoli harvinaisten tai harvinaistuvien eläin- ja kasvilajien tulevaisuudesta. Vaikka silloisen sivistyneistön ekologian taju oli puutteellinen ja heidän suhtautumisen muuhun väestöön oli meille vieras ja tuomittavakin, oli heidän halunsa jättää arvokkaaksi koettua luontoa tuleville sukupolville vilpitön ja ihailtava, ja kelvannee edelleen luonnonsuojelun lähtökohdaksi.

Jos otamme luonnontilan operatiiviseksi määritelmäksi sen tilanteen, joka 1800-luvun puolivälissä oli muodostunut luonnon omien prosessien ja erilaisten perinteisten maankäyttömuotojen yhteisvaikutuksen tuloksena, niin sekä kaskeavat ja laiduntavat talonpojat että suurporonhoitoa harjoittavat saamelaisnomadit pitää rinnastaa Amerikan 'punaisiin miehiin' joiden vaikutus

luontoon on osa suojelun kohteena olevaa luonnontilaa. Tästä lähtökohdasta käsin ei alkuperäisen luonnon ja kulttuuriluonnon suojelun välille synny tunturiseudun kohdalla minkäänlaista ristiriitaa.

Alkuperäisyyden kriteerin voi tietenkin asettaa kauemmas aika-akselille, mutta mitä kauemmas menneisyyteen haluamme luonnonsuojelualueilla palata, sitä epävarmemmalta pohjalta joudumme rekonstruoimaan palautettavan 'alkuperäisen' luonnon, ja sitä jyrkemmin tämän kriteerin mukainen alkuperäistila voi poiketa luonnosta sellaisena kun siitä on konkreettista historiallista kokemusta. Eräs mahdollinen alkuperäisyyden määritelmä on se, että ihmisen vaikutus lajistoon hyväksytään tapahtuneena tosiasiana, mutta kaikki suora ihmistoiminnan vaikutus nykyisten eliöyhteisöjen dynamiikkaan eliminoidaan. Näin määritelty luonnontila muodostaa sinänsä mielenkiintoisen koetilanteen, vaikkakaan tällainen tila ei välttämättä vastaa mitään luonnossa aikaisemmin ollutta tilannetta.

Näin määriteltyyn alkuperäistilaan kuuluvat sekä peurat/porot että niitä saalistavat suurpedot. Malla on kuitenkin aivan liian pieni alue tällaisen ekosysteemin muodostamiseksi, joten Mallan osalta relevantti kysymyksenasettelu tästä lähtökohdasta käsin on se, mille tasolle häiriötön suurpetojen, villipeurojen ja kasvillisuuden vuorovaikutus rajoittaisi peurakannan. Tähän voi vastata tarkastelemalla Pohjois-Amerikan kaributiheyksiä nyt, kun karibupopulaatiot ovat toipuneet tuliaseiden voimin tapahtuneesta riistometsästyksestä, joka vielä 1960-luvulla muodosti akuutin uhan lajin säilymiselle (Kelsall 1968). Varsinaisella metsäalueella nykyisetkin kaributiheydet ovat suurpetojen vaikutuksesta johtuen verraten alhaiset, joten havumetsäseutujen luonnonsuojelualueilla voisi tällä perusteella vaatia porokantojen huomattavaa supistamista (Bergerud 1988, Crête & Manseau 1996). Sen sijaan tundralla ja metsänrajaseudussa kaributiheydet ovat suunnilleen Käsivarren paliskunnan porotiheyksiä vastaavalla tasolla (Crête 1999, Crête & Manseau 1996). Rajoittavana tekijänä tundralla ja metsänrajaseudussa on ravinto. Kesäravinnolla on yllättävää kyllä huomattava merkitys tässä yhteydessä ja kesälaidunnuksen vaikutus tunturikasvillisuuteen on erittäin voimakas (Crete & Huot 1993). Syynä tunturi- ja metsäseutujen väliseen eroon on se, että metsäseudussa on peurojen lisäksi suhteellisen runsaasti muutakin saalista, ja tämä monipuolinen saaliskanta elättää suhteellisen tiheitä suurpetokantoja. Tundralla taas suurpedot ovat täysin karibun varassa, eivätkä karibukannatkaan ole metsäseudun kriteereillä kovin runsaita alueen niukkatuottoisuudesta johtuen. Kun karibut lisäksi porojen tavoin liikkuvat laumoina, ei suurpedoille ole tarjolla lisääntymisaikana oleellista paikallista saalista, jota emo voisi luotettavasti löytää pesän lähistöltä. Tämän vuoksi tundran suurpetokannat ovat alhaiset ja niiden vaikutus karibuihin on lähes olematon.

Sekä oman (Oksanen & Oksanen 2000) että Crêtenkin (1999) käsityksen mukaan tämä tundran ja metsäseutujen välinen ero heijastaa yleisempää periaatetta, jonka mukaan karujen alueiden kasvinsyöjänisäkkäät ovat pääsääntöisesti ravintorajoitteisia, kun taas rehevimmillä alueilla luonnontilaiset kasvinsyöjäkannat ovat petojen rajoittamia. Jos ravintorajoitteisuus vastaa todellista luonnontilaa, niin luonnonsuojelun nimissä porokannat pitäisi tunturiseudussa pitää *tiheämpinä* kuin mitä poronhoidon kannalta on optimaalista, sillä lihantuotto on parhaimmillaan kun populaation tiheys on selvästi ravinnon asettamaa maksimitasoa alempi. Tältä pohjalta arvioiden

Mallan porottomuus edustaa raskasta puuttumista luonnontilaan, mitä luonnonsuojelualueella ei missään tapauksessa voi hyväksyä. Poron poistamisen tekee erityisen arveluttavaksi se, että poro on aikanaan lajirunsaan pohjoisen suurkasvinsyöjälajiston viimeinen edustaja tuntureillamme (ks. Kurtén 1969, 1971), ja tällaiset suuren toiminnallisen ryhmän viimeiset edustajat ovat usein avainlajin (*keystone species*) asemassa. Tällaisen lajin poistamisella voi olla voimakkaita kielteisiä vaikutuksia monen muun lajin elinmahdollisuuksiin. Tältä pohjalta näyttää ilmeiseltä, ettei porojen poistamista tai edes poronlaidunnuksen oleellista rajoittamista Mallalla voi perustella myöskään alkuperäisen luonnon suojeluluun nojaavilla kriteereillä.

Tunturikasvien suhde porolaidunnukseen: mihin voimme luottaa?

Kuten edellä esitin ovat omat, ekologian teoriasta lähtevät pohdintani johtaneet siihen, että pidän voimakasta laidunnuspainetta oleellisena osana karujen alueiden (tundran, tunturien, arojen, puoliaavikkojen) luonnontilaa, johon näiden alueiden kasvit ovat sopeutuneet ja jota useimmat lajit myös menestyäkseen vaativat (Oksanen & Virtanen 1997). Myös kokeellinen tutkimus osoittaa, että laiduntajien poistaminen tuntureilta aiheuttaa nopeita kasvillisuusmuutoksia ja kasvien välisen kilpailun kiristymistä, mikä ilmiselvästi vaarantaa ainakin pienikokoisten lajien säilymisen (Moen & Oksanen 1998, Olofsson et al. 2002, Virtanen 1988, 2000, Virtanen et al. 1997a). Harvinaisten tunturikasvien runsauden ja laidunnuspaineen välinen positiivinen korrelaatio (ks. 2.3) sopii hyvin yhteen tämän periaatteellisen näkemyksen ja edellä mainittujen kokeellisten tulosten kanssa.

Toisaalta on muistettava johdannossa esittämäni seikka. Ekologia on nuori tiede, ja kaiken ekologisen tiedon epävarmuus on otettava huomioon käytännön ongelmien ratkaisuvaihtoehdoista keskusteltaessa. Jotain on kuitenkin Montellin kirjoituksista kuluneen vuosisadan aikana opittu, eikä tätä voi täysin sivuuttaa Mallan problematiikkaa pohdittaessa. Oleellisin, käsittääkseni kiistaton edistysaskel liittyy häiriöttömän luonnon dynamiikan ymmärtämiseen. Murros alkoi itse asiassa jo Montellin aikana, kun Cajander (1906) osoitti, ettei kasvillisuuden kannalta ulkoisten häiriöiden poistaminen suinkaan johda kaikkien lajien kukoistukseen. Se johtaa olemassaolon taisteluun, jossa kyseisen kasvupaikan oloissa vahvin kilpailija pyrkii syrjäyttämään muut lajit ja yleensä varsin pitkälle onnistuukin tässä. Juuri tämän periaatteen pohjalta Grime (1973) ja Connell (1978) johtivat kohtuullisen häirinnän teorian (*Theory of Intermediate Disturbance*). Teorian mukaan lajirunsaus on suurimmillaan niillä kasvupaikoilla, joilla häirintä on tarpeeksi toistuvaa ja voimakasta estääkseen Cajanderin (1906) *"winner takes it all"* -periaatteen toteutumisen, mutta ei niin voimakasta, etteivät muutkin kuin äärimmäisen voimakkaaseen häirintään sopeutuneet lajit tulisi toimeen.

Kohtuullisen häirinnän teorian pätevyyttä pidetään nykyään kiistattomana, mutta käytännön toimintaohjeeksi teoria on varsin ylimalkainen. Kasvillisuuden suhde häirintään muodostuu lukuisten eri tavoin häirintään ja kilpailuun sopeutuneiden lajien vasteiden yhteisvaikutuksesta, joten laji-

runsauden kannalta optimaalinen häirinnän taso riippuu niistä oloista, joihin kasvupaikan lajisto on sopeutunut. Teorian ylimalkaisuudesta seuraa myös lajirunsauden ja häirinnän välistä yhteyttä kuvaavan käyrän muotoa koskeva epävarmuus. Käyrä voi olla selkeästi huipukas, jollaisena se myös normaalisti oppikirjoissa kuvataan. Käyrällä voi kuitenkin yhtä hyvin olla laaja, lähes kaikki kyseisellä kasvupaikkatyypillä tavattavat häirinnän tasot kattava 'lakitasanne', jolloin teoria muuttuu käytännön kannalta mielenkiinnottomaksi. Lisäksi kokonaislajimäärä ei välttämättä ole selvässä yhteydessä harvinaisten ja näin ollen erityistä suojelua kaipaavien lajien runsauteen. Nämä ongelmat ovat tunturikasvillisuuden kohdalla varsin todellisia (ks. luku 2.3). Kasviston suojelun kannalta optimaalisen ratkaisun löytäminen edellyttää tämän vuoksi yksityiskohtaisempaa tarkastelua.

Laidunnuksesta kiistattomasti kärsiviä lajeja ovat kunkin kasvupaikan oloissa vahvimmat kilpailijat. Näitä edustaa metsävyöhykkeessä koivu (Oksanen et al. 1995), alapaljakan rehevimmillä kasvupaikoilla eri pajulajit (Olofsson et al. 2001, Herder et al. 2004), äärevemmillä kasvupaikoilla todennäköisesti tiheimpiä mattoja muodostavat varvut, osin myös paksuja patjoja muodostavat sammalet (Virtanen 2000, Virtanen et al. 1997ab) ja jäkälät (Dahl 1957), ja ylätunturin rakassa jääleinikki (Olofsson et al. 1999). Täysin kiistattomasti laidunnuksesta ja hyötyviä kasveja ovat taas silmäruohojen ja tunturikatkeron kaltaiset yksivuotiset kasvit, matalakasvuiset heinät ja sarat, kaikkein pienikokoisimmat, siemenellisestä lisääntymisestä riippuvat kaksisirkkaiset (mm. useimmat arhot, nädät ja haarikot), sekä matalakasvuiset maksasammalet, pikarijäkälät ja rupijäkälät (Oksanen & Virtanen 1995, Moen & Oksanen 1998, Olofsson et al. 2001 2002, Virtanen 2000, Virtanen et al. 1997a). Lajiston suojelun kannalta voimme havaita, että edelliseen ryhmään kuuluvat lajit ovat järkiään yleisiä Pohjolan tuntureilla, kun taas jälkimmäiseen ryhmään kuuluu monia harvinaisia tunturilajeja.

Monet harvinaiset tunturilajit eivät kuitenkaan kuulu kumpaankaan ryhmään, eikä niiden suhde laidunnukseen todennäköisesti ole yksiselitteisen kielteinen tai myönteinen, vaan riippuu sekä kasvupaikasta että laidunnuksesta. Sama laji, joka on tuulipaljakalla vahva kilpailija ja kärsii lievästäkin laidunnuksesta voi suotuisemmilla kasvupaikoilla olla laidunnuksesta riippuvainen, koska näillä kasvupaikoilla kasvaa vielä kookkaampia kasveja, jotka häiriöttömän kilpailun vallitessa helposti syrjäyttäisivät kyseisen lajin. Laidunnus ei myöskään ole mikään yksiselitteinen ympäristötekijä, koska laiduntajien vaikutus kasvillisuuteen riippuu sekä laidunnuksen intensiteetistä että sen frekvenssistä. Luonnontilaa arvioitaessa onkin katsottava myös sitä, millä tavoin peurat käyttäytyvät.

Kotieläimistämme poiketen peurat ovat erittäin liikkuvia laumaeläimiä (Kelsall 1968), ja peuralauman taakseen jättämä tundra on usein perin pohjin myllerretty (Tihomirov 1959). Tällainen keskittyminen tilassa merkitsee väistämättä hajaantumista ajassa. Mitä suurempina ja tiiviimpinä laumoina laiduntava eläin liikkuu, sitä harvemmin tällainen lauma kulkee tietyn alueen läpi. Tällaisen laidunnuksen tuloksena onkin sukkession käynnistäminen. Suurelta osin tuhoutuneen kasvipeitteen toipuminen alkaa hengissä säilyneiden kasvien (pääsääntöisesti vahvajuurakkoisten ruohovartisten lajien) levittäytymisellä. Samaan aikaan alkavat maaperän 'siemenpankeissa' olevat siemenet itää (Welling 2002) ja runsaasti kevyitä leviäimiä tuottavat kasvit

saapuvat paikalle. Tämän jälkeen kasvillisuus alkaa sulkeutua, ja kasvien välinen kilpailu kiristyy. Tämä sukkessio näyttää tunturiseudun rehevillä kasvupaikoilla juuttuvan vuosikymmeniksi niittyvaiheeseen, koska pajujen ja koivun siemenet ovat erittäin pieniä, eivätkä menesty kilpailussa isokokoisten ruohojen kanssa (kuva 114). Peurojen tai porojen kesälaiduntamilla tunturi- ja tundra-alueilla tällainen pitkäaikainen sukkessio ei useinkaan ehdi lopputulokseensa, ennen kuin peura- tai porotokan seuraava vierailu palauttaa sukkessio lähtöpisteeseensä. Tämän vuoksi lähes pajuttomat korkearuohoiset niityt kuuluvat peurojen ja porojen laiduntamaan tunturiluontoon.



Kuva 114. Lähes pajutonta suurruohoniittyä alueella, jota laidunnettiin intensiivisesti 1960-luvun puolivälin saakka, mutta joka on siitä lähtien ollut laiduntamattomana. Pajupensaikkoja on muodostunut vain niille kasvupaikoille, joilla luonnolliset tekijät (purojen varret) tai ihmistoiminta (voimalinja) on luonut häirittyjä laikkuja, ja joissa pajujen siementaimet ovat päässeet alkuun.

Lampaiden ja muiden suhteellisen paikallaan pysyvien laiduntajien harjoittama valikoiva näykkiminen poikkeaa vaikutukseltaan täysin edellä kuvatusta. Jatkuva, mutta intensiteetiltään alhainen laidunnus ei käynnistä sukkessiota eikä avaa uusia kasvupaikkoja kuin aivan pienessä mittakaavassa. Sen sijan se vaikuttaa kasvien väliseen kilpailutilanteeseen selektiivisenä hävikkinä, jonka täsmällisempi luonne riippuu sekä laiduntajasta että tarjolla olevista kasveista. Pääsääntönä on hävikin kohdistuminen ensisijaisesti suurikokoisiin, pehmeäversoisiin kasveihin. Kulleron tapaisten suurikokoisten ja pehmeäversoisten ruohojen kohdalla näiden kahden erilaisen laidunnustyypin vaikutus on todennäköisesti täysin päinvastainen, vaikka laidunnuspaine olisi vuotuisena keskiarvona mitattuna täsmälleen sama.

Lajiston suojelua ajateltaessa ei käsittääkseni kannatakaan juuttua siihen,

pitääkö Mallaa laiduntaa vai ei. Vastaus tähän kysymykseen on mielestäni yksiselitteisen myönteinen, riippumatta siitä tarkastellaanko tuntureita kulttuuriluontona vai alkuperäisenä luontona ja riippumatta siitä, miten alkuperäisen luonnon käsite operatiivisesti määritellään. Laidunnuksen intensiteetin suhteen on otettava huomioon se, että Käsivarren porotiheydet ovat jäkälämaiden ympärivuotisesta laidunnuksesta johtuen jo nyt Skandinavian tunturijakson muihin osiin verrattuna alhaiset (Bernes 1996, Oksanen et al.1995), joten porojen määrällinen rajoittaminenkaan ei käsittääkseni ole perusteltavissa. Päähuomio pitäisi käsittääkseni kiinnittää siihen, *miten* Mallaa tulisi laiduntaa, jotta laidunnuksen positiiviset vaikutukset maksimoitaisiin ja negatiiviset vaikutukset minimoitaisiin.

Eräs ehdotettu kompromissi, jonka mukaan Iso-Malla avattaisiin varovaiselle laidunnukselle ja Pikku-Malla pidettäisiin porottomana, on käsittääkseni tässä suhteessa erittäin huono. Tämä ratkaisu merkitsisi toteutuessaan sitä, että juuri suhteellisen matalalla sijaitsevat kalkkirikkaat alueet, joilla poron potentiaali luoda uusia kasvupaikkoja uhanalaisille lajeille on suurin, jätettäisiin laiduntamatta. Lisäksi laidunnuksen 'varovaisuus' merkinnee juuri sen tyyppistä näykintälaidunnusta, joka on mahdollisimman haitallinen suurikokoisille ruohoille eikä juurikaan avaa uusia kasvupaikkoja kilpailuherkille lajeille. Parempaan tulokseen harvinaisten lajien ja esteettisesti arvokkaiden ruohojen kannalta päästäisiin käsittääkseni sallimalla määrällisesti rajoittamaton poronlaidunnus kuumimpina kesinä, kun taas muina kesinä koko alue pidettäisiin edelleen suljettuna, jolloin laidunnuspaine vaihtelisi ajassa. Tämä vastaisi käsittääkseni sekä todellista luonnontilaa että porotalouden etuja, koska Mallan tapaisen alueen merkitys korostuu juuri kuumina kesinä.

Porolaidunnus ja biologinen tutkimus Kilpisjärven alueella

Malla-keskustelun edetessä luonnonsuojelua koskevat näkökohdat ovat saaneet yhä vähemmän tilaa; päähuomio on enenevässä määrin kiinnitetty Mallan vaihtoehtoisten käyttömuotojen vaikutukseen alueella harjoitettavan biologiselle tutkimukselle. Eräs keskusteluissa usein esiin tuotu aspekti on Mallan potentiaalinen merkitys porottomana vertailualueena poron vaikutusta tutkittaessa. Tätä mahdollisuutta Malla-hankkeessa on yritetty käyttää hyväksi (Olofsson & Oksanen 2005, ks. luvut 2.2 ja 2.3). Näin saatujen tulosten tulkintaa haittaa kuitenkin se, ettei Mallaa ole otostettu mistään ennalta määritellystä tilastollisesta populaatiosta eikä Mallan kasviston ja kasvillisuuden kehitystä porojen poistamisen jälkeen ole kunnolla dokumentoitu. Näin ollen sekä tilassa että ajassa tapahtuvat vertailut ovat epävarmalla pohjalla. 'Malla-kokeen' luotettavuutta voitaisiinkin oleellisesti parantaa avaamalla alue porotaloudelle ja perustamalla avainbiotoopeille toisteisia näytealoja, jotka satunnaistettaisiin porottomiksi aitauksiksi ja avoimiksi vertailualoiksi.

Porottomuutta puoltavaksi pääargumentiksi on asiantuntijahaastattelujen (luku 3.2) mukaan noussut alueella suoritettava seurantatutkimus ja muut tutkimushankkeet, joiden kohdalla porot nähdään haittatekijöiksi. Näiden hankkeiden osalta on ensinnäkin todettava, että mikäli poroista koituva

haitta on huomattava eikä se ole poistettavissa pienehköillä aitauksilla, niin Kilpisjärvellä tehtävä tutkimus poikkeaa oleellisesta muualla Tunturi-Lapissa suoritettavasta biologisesta tutkimuksesta. Mikään muu tunturiseudun biologinen asema ei ole nähnyt tarpeelliseksi varata käyttöönsä kymmenien neliökilometrien suuruista porotonta aluetta. Herkkiä laitteita vaativia ekofysiologisia töitä varten on yleensä olemassa pienehköjä aidattuja alueita asemien tuntumassa. Normaali kenttätyö suoritetaan porojen laiduntamassa maastossa, ellei tutkimuksen kohteena ole nimenomaan poron vaikutus, jolloin aitauksia tietenkin tarvitaan koejärjestelyn osana. Kilpisjärven suuntaan ei käsittääkseni myöskään kohdistu kovin suurta painetta aseman perinteisten käyttäjäryhmien ulkopuolelta. Tästä voinee päätellä, etteivät monetkaan Tunturi-Lapissa työskentelevät ekologit kaipaa porottomia alueita töittensä suorituspaikoiksi.

Laidunnus voi periaatteessa tietenkin muodostua ongelmaksi sellaisille seurantatutkimuksille, jonka kohteena oleva organismiryhmä on erityisen laidunnusherkkä ja jota koskeva seurantatutkimus on jostain syystä satuttu aloittamaan Mallalla poronlaidunnuksen lakattua. Esimerkiksi tästä on usein otettu Kilpisjärvellä suoritettava pikkunisäkästutkimus (ks. luku 1.3). Kuitenkin kyseinen seuranta alkoi jo 40-luvulla ja vakiintui metodeiltaan vuonna 1952 (Laine & Henttonen 1983), jolloin Malla oli vielä suhteellisen normaalissa laidunnuskäytössä (luku 1.2). Jos laidunnus tai sen puuttuminen vaikuttaisi ratkaisevasti seurannan tuloksiin, pitäisi myös laidunnuksen lakkaamisen haitata tulosten tulkittavuutta. Tällaista haittaa ei käsittääkseni ole havaittu. Ongelmaa lieventää sekin, että Mallan käytön muutosten voi odottaa heijastuvan Mallan ja Saanan linjojen välisissä eroissa, joten ongelman pitäisi olla hallittavalla tasolla.

Linnuston osalta huoli tuntuu lievästi sanoen liioitellulta. Riekkojen, urpiaisten ja muiden tiukasti koivuun tai pajuun sidoksissa olevien lintujen määrät tietenkin laskisivat jonkun verran, avomaita suosivien lintujen tiheydet todennäköisesti nousisivat vastaavasti, mutta tällaiset ennustettavissa olevat virhelähteet on helppo huomioida pitkäaikaistrendejä analysoidessa. Lehikoisen inventointitulokset (luku 2.6) viittaavat lisäksi siihen, että poron vaikutukset pesimälinnustoon ovat melko vaatimattomat. Jopa varsin rankasti laidunnetun Peeran linnusto poikkeaa Mallan linnustosta lähinnä sellaisten aspektien osalta, jotka ovat helposti tulkittavissa ilmaston ja biotooppijakautuman eroista johtuviksi.

Jäljelle jäävät kasviseurannat, joiden kohdalla huoli on ymmärrettävissä. Perustelluimmalta huoli tuntuu jääleinikkiseurannan kohdalla, koska laji on tunnetusti laidunnusherkkä ja valtaa havaintojeni mukaan nopeasti uusia kasvupaikkoja alueilla, joilta porolaidunnus on loppunut. Mallan jääleinikkikasvustot ovatkin varmaan runsastuneet poronlaidunnuksen loputtua, ja taantunevat jyrkästi, jos alue avataan poronhoidolle. Jääleinikit sijaitsevat kuitenkin Iso-Mallalla, joten Pikku-Mallan jättäminen laidunnuksen ulkopuolelle ei ole erityisen rationaalinen ratkaisu näiden kasvustojen suojaamiseksi. Relevantimpi toimenpide on aidata seurannan kohteena olevat kasvustot Iso-Mallalla.

Muiden, alempana olevien kasviseuranta-alueiden kohdalla laidunnuksen aiheuttamat ongelmat eivät ole yhtä helposti hahmotettavissa. Laidunnukseen liittyvät järjestelyt saattavat kuitenkin haitata seurannan tulosten tulkin-

taa siinä tapauksessa, että Malla avataan poronhoidolle vain poikkeuksellisen kuumina kesinä. Tällöin laidunnuksen ja säätilan välille muodostuisi paikallinen korrelaatio, jota ei muualla olisi. Kasveja ei kuitenkaan oman kokemukseni mukaan ole edes teknisesti mahdollista tutkia tarkkaan niin suurilla näytealoilla, ettei näiden aitaaminen olisi helppo tehtävä. Kesäkautta varten rakennetut pienet aidat voi myös helposti maastouttaa, joten aitauksista ei pitäisi aiheutua huomattavia haittoja puiston muulle käytölle.

Pikkunisäkkäiden dynamiikkaa, kasvien kukkimisrytmejä ja pesimälinnustoa koskevan seurantatutkimusten kohdalla tulisi huomata myös Mallan porottomuudesta johtuvat ongelmat. Kaiken seurantatutkimuksen perusideana on se, että kohdealue alue edustaa jotain laajempaa kokonaisuutta (referenssialuetta), jolle saadut tulokset on yleistettävissä. Mallan osalta luonnollisen referenssialueen muodostaa Skandien pohjoisosa, jota kaikkialla Mallan ulkopuolella käytetään porolaitumena, ja joka on ollut tunturipeuran luonnollista kesälaidunta jääkauden loppumisesta lähtien. Poron poistaminen on merkinnyt sitä, että Mallalla on luotu sekä seurantatutkimuksen alkuvaiheessa vallinneesta tilanteesta että muiden referenssialueen osien tilasta jyrkästi poikkeava tilanne. Tästä johtuen Mallalla saatujen seurantatulosten yleistettävyys on kyseenalainen sekä ajassa että tilassa.

Loppupäätelmät

Käsittääkseni kaikkien ajateltavissa olevien luonnonsuojelullisten lähtökohtien perusteella päädytään väistämättä siihen, että Mallan säännöstelty avaaminen poronhoidolle olisi tämänhetkisen tiedon pohjalta alueen hoidon kannalta optimaalinen ratkaisu. Oleellisinta ei tässä yhteydessä ole poromäärien rajoittaminen vaan se, että alueen laidunnuskäyttö vaihtelee eikä ole jokavuotista. Tähän päädytään ainakin ottamalla lähtökohdaksi peurojen luonnollisen liikehdinnän, mutta myös perinteiseen suurporonhoitoon kuului laidunnuspaineen ajallinen vaihtelu. Tämäntyyppinen laidunnus on myös käsitykseni mukaan tällä hetkellä käytettävissä olevan tiedon pohjalta optimaalinen ratkaisu useimpien harvinaisten kasvien ja esteettisesti arvokkaiden suurruohojen kannalta. Ajoittain voimakas laidunnus vähentäisi pajujen ja nuorien tunturikoivujen runsauksia, kun taas ruohot toipuvat tällaisesta käsittelystä nopeasti rehevillä kasvupaikoilla ja kerran toivuttuaan tehokkaasti tukahduttavat pajujen ja koivujen siementaimet. Karummilla kasvupaikoilla ajoittain voimakas laidunnus taas vaikuttaisi kielteisesti sammaliin, varpuihin ja suurikokoisiin ruohoihin ja loisi näin ollen kasvutilaa pienikokoisemmille lajeille, joihin useimmat harvinaisuutemme kuuluvat. Lisäksi ajoittain voimakas laidunnus lisäisi kasvupaikan ravinteisuutta sekä nopeuttamalla ravinnekiertoa (Olofsson et al. 2001, 2004) että todennäköisesti myös aiheuttamalla eroosiota, joka levittää kalkkivaikutusta laajemmalle.

Nämä vaikutukset näkyvät hyvin poroaitojen lähistöillä, joilla jopa lapinorvokin kaltainen, laidunnuksen suorista vaikutuksista kärsivä laji (Moen & Oksanen 1998) voi pitkällä tähtäimellä hyötyä laidunnuksesta, koska laidunnuksen epäsuorat suotuisat vaikutukset (parempi ravinnetilanne, paremmat lisääntymismahdollisuudet) painavat vaa'assa enemmän kuin laidunnuksen suorat, kielteiset vaikutukset (kuva 115). Toisaalta useimmat laidunnuksesta

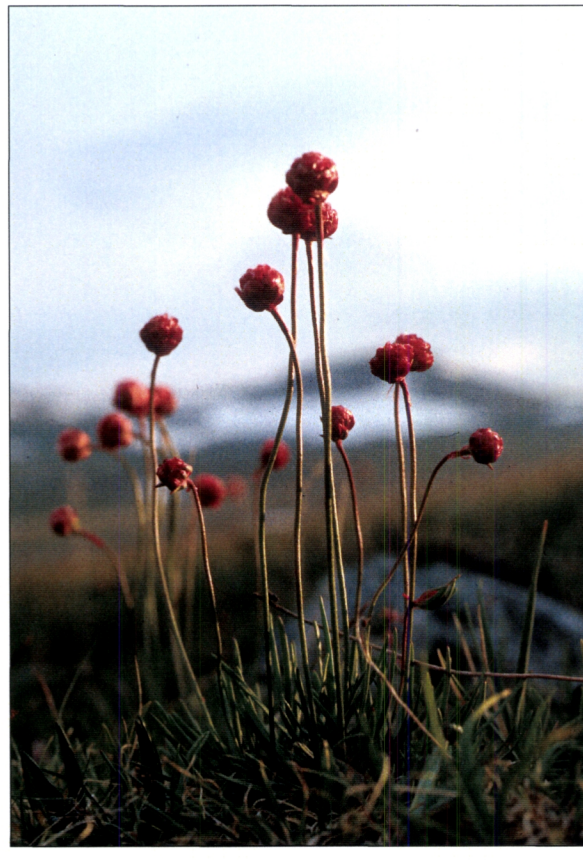
selvästi hyötyvätkin harvinaisuudet lisääntyvät vain siemenistä, ja kukinnot ovat poron mieliruokaa. Laiduntamattomista vuosista lienee siis näillekin lajeille hyötyä, koska siementuotanto onnistuu silloin parhaiten. Tätä tutkitaan parhaillaan kokeellisesti Käsivarren ylängön eli Raisduottarin norjanpuoleisissa osissa, pääasiallisena tutkimuskohteena tunturilaukkaneilikka (kuva 116). Tämä laji, samoin kuin moni muukin tunturiluontomme harvinaisuus, näyttää matalalla sijaitsevien lehtiensä ja tukevan juurakkonsa ansioista kilpailuherkältä ja hyvin laidunnusta kestävältä ja vaatinee lisääntyäkseen rikottua maata. Toisaalta kasvin kukinta ei näytä onnistuvan kasvupaikoilla, joilla laidunnus on jatkuvasti erittäin voimakasta. Työhypoteesimme, jota olemme juuri alkaneet testata kokeellisesti, on että laji hyötyy nimenomaan intensiivisen laidunnuksen ja laiduntamattomien jaksojen vaihtelusta



Kuva 115. Kasvillisuutta poroaidan molemmilla puolilla ravinteisuudeltaan keskitasoa edustavalla kasvupaikalla Jávreoaivvilla (ks. kuva 103). Intensiivisesti kesälaidunnettua puolta (oikealla) luonnehtii runsas heinä- ja ruohokasvillisuus; mm. keltakukkaista lapinorvokkia (Viola biflora) kasvaa runsaasti. 60-luvulta asti käytännössä laiduntamattomalla puolella (vasemmalla) taas vallitsee mustikan ja kurjenkanervan luonnehtima varvikko, josta ruohot puuttuvat lähes kokonaan.

Oma visioni Mallasta ajoittain intensiivisesti laidunnettuna, ajoittain laiduntamattomana alueena on johdettu ensisijaisesti luonnonsuojelullisista näkökohdista, koska luonnon suojeleminen on käsittääkseni luonnonpuistojen päätehtävä. Mikäli tähän ratkaisuun yhdistetään tiettyjen kasviseurantakokeiden aitaus, on luonnonsuojelullisten näkökohtien yhteensovittaminen tutkimuksen häiriöttömän jatkuvuuden kanssa käsittääkseni suhteellisen helppoa. Hieman suuremmassa mittakaavassa tapahtuva aitaaminen antaisi myös mahdollisuudet poron vaikutuksen tutkimiseen kunnollisen koesuunnittelun avulla, mihin Mallan vertaaminen ympäröiviin tuntureihin antaa vain rajoitetut mahdollisuudet. Toisaalta jokainen poroton aitaus edustaa sekä esteettistä haittaa että poikkeamaa alueen luonnontilasta, miten tämä

ikinä määritelläänkin. Aitauskysymyksessä onkin käsittääkseni keskeisin ongelma luonnonpuistojen kahden käyttötarkoituksen - luonnonsuojelun ja tutkimuksen - välisen konfliktin ratkaiseminen. Tässä on perimmiltään kysymys ristiriidassa olevista arvoista, joiden väliseen punnintaan tiede ei voi antaa vastausta.



Kuva 116. Eräs tunturiluontomme harvinaisuuksista, tunturilaukkaneilikka (*Armeria scabra*) voimakkaasti laidunnetulla kasvupaikalla Jávreoaivvin poroaidan tuntumassa.

Edellä esitetty visio perustuu ensi sijassa ekologisiin näkökohtiin. Mallakysymyksen eettinen puoli liittyy epäkohtiin, jotka Suomen valtio voisi käsittääkseni helposti poistaa muutoinkin kuin avaamalla Mallan poronhoidolle. Kulttuuriaspekteistaan huolimatta poronhoito on ennen kaikkea elinkeino ja taloudellisen toiminnan muoto. Kaiken taloudellisen toiminnan kohdalla pätee se, että arvokkaastakin hyödykkeestä voi luopua, jos luopumisesta saa menetettyä hyötyä vastaavan korvauksen. Lisäksi poronhoitoa harjoitetaan myös Norjan puolella, sielläkin ensisijaisesti taloudellisena toimintana. Kesälaitumen hyödykearvo on Norjan puolella selvästi vähäisempi, koska rannikko on pitkä ja talvilaidunten puute rajoittaa poromääriä, varsinkin Skibottenin laakson lounaispuolella. Mallaa vastaavien kesälaidunten vuokraaminen Sállorašša-Rieppegáisin alueelta (kuva 11) tulisikin valtiolle todennäköisesti huomattavasti halvemmaksi kuin Mallan laidunnuskiellosta aiheutuvan menetyksen suora rahallinen korvaaminen.

Mikään maanvaihto tai korvaus ei kuitenkaan korvaa puuttuvan laidunnusvaikutuksen ekologisia seurauksia, jotka oman käsitykseni mukaan ovat kielteisiä sekä tunturiluontoon liittyvien esteettisten arvojen että lajiston monimuotoisuuden kannalta – erityisesti jos pääpaino pannaan harvinaisten lajien säilymisen varmistamiselle. Näkemykseni pohjalla olevat tieteelliset näkökohdat ovat tietenkin epävarmoja, samoin kuin kaikki muukin 'tieteellinen tieto'. Niiden pohjana on kuitenkin oma 30 vuotta jatkunut tutkimustyö, jossa keskeisimpänä kysymyksenä on ollut luontaisen laidunnuksen vaikutus tunturien ja tundran kasvipeitteeseen. Malla-hanke muodostaa tietenkin tässä kokonaisuudessa vain pienen osan, mutta sen yhteydessä saadut tulokset ovat sopusoinnussa muiden ryhmäni saamien tulosten kanssa. Tunturin ja tundran kasvisto on käsittääkseni aivan ilmeisesti voimakkaan luontaisen laidunnuspaineen muovaama, koska alueet ovat tarpeeksi tuottavia ylläpitämään huomattavia kasvinsyöjäkantoja, mutta pääsääntöisesti eivät niin tuottavia, että pedot pystyisivät rajoittamaan kasvinsyöjiä oleellisesti ravintoresurssien määräämää tasoa alemmas (Oksanen & Oksanen 2000). Tundran laiduntajista selkeästi tärkeimpiä ovat pikkujyrsijät ja sorkkaeläimet – joita Euraasiassa ja suuressa osassa Pohjois-Amerikkaa edustaa enää vain peura/poro (Tihomirov 1959, Wielgolaski 1975, Batzli et al. 1980). Näiden kahden ryhmän keskeinen asema perustuu käsittääkseni ensisijaisesti siihen, että talviravintoa on selvästi eniten tarjolla niille kasvinsyöjille, jotka ovat joko tarpeeksi pieniä liikkuakseen lumen alla tai tarpeeksi suuria potkiakseen lumen pois ravintokasvien päältä.

Näiden kahden ryhmän väliset suhteet ovat käsittääkseni ravintokilpailun muovaamat, joten kummallakin on selvästi erilainen tapa käyttää resursseja hyväksi ja tästä johtuen myös erilainen vaikutus kasvipeitteeseen Molemmat ryhmät vaikuttavat kasvillisuuteen tavalla, joka toisinaan näyttää tuhoisalta, mutta tämä tuho on osa alueen luontaista dynamiikkaa, eikä sen poistaminen suinkaan suojele harvinaisia tunturilajeja vaan todennäköisesti saattaa ne entistä uhanalaisempaan asemaan. Sopulin kohdalla tämä ymmärretään hyvin. Vaikka sen vaikutus lumenviipymien kasvipeitteeseen näyttää toisinaan erittäin rankalta, ei kukaan ole käsittääkseni vakavasti vaatinut tunturisopulien poistamista Mallalta alueen aran kasvipeitteen suojelemisen nimissä. Olisi käsittääkseni luonnollista laajentaa tämä näkemys laajentaa myös sorkkaeläimiä koskevaksi.

Oman käsitykseni mukaan ehdottamani ratkaisu – Mallan avaaminen poronhoidolle erityisen kuumina kesinä ilman määrällisiä rajoituksia yhdessä tiettyjen koealojen ja mahdollisesti myös edustavien biotooppinäytteiden aitaamisen kanssa - onkin sekä luonnonsuojelun, poronhoidon ja sosiokulttuurisen kestävyyden kannalta hyvin perusteltu ratkaisu.

Kiitokset

Kiitän EU-komission rahoittaman LACOPE-hankkeen (EVKV2-2001-00259) tarjoamasta taloudellisesta tuesta.

KIRJALLISUUS

Batzli, G. O., White, R. G., McLean, S. F. Jr., Pitelka, F. A. and Collier, B. D. 1980. The herbivore-based trophic system. - Teoksessa: Brown, J., Miller, P. C. and Bunnell (eds). An arctic ecosystem: the coastal tundra at Barrow, Alaska. Dowden, Hutchinson & Ross, Stroudsburg, Pennsylvania, pp 335 - 410.

Bergerud, A.T. 1988. Caribou, wolves, and man. – Trends in Ecology and Evolution 3: 68-72.

Bernes, C. 1996. Arktisk miljö i Norden: orörd, exploaterad, förorenad? - Naturvårdsverket & Nordiska Ministerrådet (Nord 1966:21). København & Stockholm. 240 Ss.

Cajander, A. K. 1906. Kasvien välinen taistelu luonnossa. – Luonnon Ystävä 9: 296-300.

Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – Science 199: 1302-1310.

Crête, M. 1999. The distribution of deer biomass supports the hypothesis of exploitation ecosystems. Ecology Letters 2: 223-227.

Crête, M. and J. Huot 1993. Regulation of a large herd of migratory caribou: Summer nutrition affects calf growth and body reserves of dams. Canadian Journal of Zoology 7: 2291-2296.

Crête, M., and M. Manseau 1996. Natural regulation of cervidae along a 1000 km latitudinal gradient: change in trophic dominance. Evolutionary Ecology 10: 51-62.

Dahl, E. 1957. Rondane: Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. -Skrifter av den Norske Videnskaps-Akademin, I: Matematisk-Naturvidenskaplig Klasse 1956(3): 1-347.

Ellenberg, H. 1978. Die vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 2nd Edition. – Ulmer, Stuttgart.

Emanuellson, U. 1987. Human influences on the vegetation of the Torneträsk area during the last three centuries – Ecological Bulletins 38: 95-111.

Grime, J. P. 1973. Control of species density in herbaceous vegetation. - J. Environ. Manag. 1: 151-161.

Herder, M. den, Virtanen, R. and Roininen, H. Effects of reindeer browsing on tundra willow and its associated insect herbivores. Journal of Applied Ecology 41:870-879.

Kallio, P. & Lehtonen, J. Birch forest damage caused by Oporinia autumnata (Bhk.) in 1965-66 in Utsjoki, N Finland. Reports from Kevo Subarctic Research Station 14: 38-63.

Kelsall, J. P. 1968. The migratory barren ground caribou of Canada. - Dept. Indian Affairs and Northern Developement & Canadian Wildlife Service, Bulletin 3. Ottawa. (340 ss).

Kurtén, B. 1969. Istiden. International Book Production, Stockholm, Sweden.

Kurtén, B. 1971. The age of mammals. Weidenfeld & Nicholson, London.

Labba, J. 1977. Saamelaisporonhoito Suomen Lapissa. – Suomen Luonto 36: 78-80.

Laine, K. and Henttonen, H. 1983. The role of plant production in microtine cycles of northern Fennoscandia. - Oikos 40: 407-415.

Lakatos, I. 1972. Falsification and the methodology of scientific research programmes. - Teoksessa: Lakatos, I. and Musgrave, A. (toim.), Criticism and the growth of knowledge. Cambridge University press, Cambridge, ss. 91-196.

Moen, J. and Oksanen, L. 1998. Long-term exclusion of folivorous mammals in two arctic-alpine plant communities: a test of the hypothesis of exploitation ecosystems. - Oikos 82: 333-346.

Montell, J. 1914. Förslag till naturskyddsområde vid Kilpisjaur. - Meddelanden av Societetas pro Fauna et Flora Fennica. 40: 175-181.

Moen, A. & Øien, D. I. 2002. Ecology and survival of Nigritella nigra, a threatened orchid species in Scandinavia. - Nordic Journal of Botany 22: 435-461.

Oksanen, L., Moen, J. and Helle, T. 1995. Timberline patterns in northermost Fennoscandia: the importance of climate and grazing. - Acta Bot. Fennica 153:93-105.

Oksanen, L., and Oksanen, T. 2000. The logic and realism of the hypothesis of exploitation ecosystems. - American Naturalist 155: 703-723.

Oksanen, L. and Virtanen, R. 1995. Topographic, altitudinal and regional patterns in heath vegetation of northern Fennoscandia. - Acta Bot. Fennica 153:1-80.

Oksanen, L. and Virtanen, R. 1997. Adaptation to disturbance as a part of the strategy of arctic and alpine plants: perspectives for management and restoration. – Teoksessa: R.M.M Crawford (*toim.*) Disturbance and recovery in arctic lands. Kluwer Academic Publishers, den Haag. ss 91-113

Olofsson, J., Kitti, H., Rautiainen, P. Stark, S., and Oksanen, L. 2001. Impact of summer grazing by reindeer on vegetation structure, productivity and nutrient cycling in the North Fennoscandian tundra. – Ecography 24:13-24.

Olofsson, J., Moen, J. and Oksanen, L. 1999. On the balance between positive and negative plant interactions in harsh environments. - Oikos 86: 539-543.

Olofsson, J., Moen, J. and Oksanen, L. 2002. Effects of herbivory on competition intensity and species diversity in two arctic-alpine tundra communities with different productivity. - Oikos 96:507-515

Olofsson, J., and Oksanen, L. 2005. Effects of reindeer density on plant diversity in the Fennoscandian mountain chain. - Teoksessa R. E.

Haugerud, (toim.). Proceedings of 11th Arctic Ungulate Congress, Saariselkä, Finland, 2003. Rangifer. painossa.

Olofsson, J., Stark, S., and Oksanen, L. 2004. Herbivore influence on ecosystem processes in tundra. – Oikos 105: 386-396.

Popper, K. 1963. Conjectures and refutations. Harper & Row, New York.

Tihomirov, B. A. 1959. Vzajmosvjazi životnogo mira i rastitel´nogo pokrova tundry. - Trudy Botaničeskij Institut V. L. Komarova. Akademija Nauk SSSR, Moskva.

Zimov, S. A., V. I. Chuprynin, A. P. Oreshko, F. S. Chapin, J. F. Reynolds, and M. C. Chapin 1995. Steppe-tundra transition: a herbivore-driven biome shift at the end of the Pleistocene. -American Naturalist 146: 765-794.

Virtanen, R. J. 1998. Impact of grazing and neighbour removal on a heath plant community transplanted onto a snowbed site, NW Finnish Lapland. - Oikos 81: 359-367.

Virtanen, R. J. 2000. Effects of grazing on above-ground biomass on a mountain snowbed, NW Finland. - Oikos 90: 295-300

Virtanen, R. J., H. Henttonen, and K. Laine 1997a. Lemming grazing and structure of a snowbed plant community - a long-term experiment at Kilpisjärvi, Finnish Lapland.- Oikos 79: 155-166.

Virtanen, R. J., P. A. Lundberg, J. Moen, and L. Oksanen. 1997b. Topographic and altitudinal patterns in plant communities on European arctic islands. - Polar Biology 17: 95-113.

Welling, P. 2002. Regeneration by seeds and vegetation structure in alpine plant communities, subarctic Finland. Tohtorinväitöskirja, Oulun yliopisto.

Wielgolaski, F. E. 1975. Functioning of Fennoscandian tundra ecosystems. - Teoksessa Wielgolaski, F. E. (toim), Fennoscandian tundra ecosystems. Part 2. Animals and Systems analysis (Ecological Studies 17). Springer-Verlag, Berlin, ss. 301 - 326.

4.2 Tutkimushankkeen opetuksia ja evästyksiä päätöksentekoon

Mikko Jokinen

Eri tieteenalojen annin ja tutkimusten kokoaminen tiettyä kysymystä valottavaksi synteesiksi on haastava tehtävä. Haastava on myös vastuullisen päättäjän tehtävä, jonka tulisi tehdä ratkaisunsa hyödyntämällä luotettavinta tarjolla olevaa tietoa ja noudattamalla oikeaksi katsomiaan arvoja ja yhteiskunnassa vallitsevia pelisääntöjä eli lakeja ja asetuksia.

Seuraavassa on vedetty tiivistetysti yhteen tutkimushankkeen keskeisiä tuloksia ja pohdittu mitä prosessi kokonaisuudessaan on opettanut ja jättänyt mieleen. Tulosten yksinkertaistaminen ja puristaminen tiiviiseen muotoon tekee niille aina väkivaltaa, joten seuraavia taulukoita suositellaan käytettäväksi vain aiempien lukujen yhteydessä.

Mallan alueen vakiintuneita avaintavoitteita ja arvoja ovat luonnonsuojelu, luonnontilaisuus, tieteelliset tutkimukset, porolaiduntaminen ja sosiaalinen kestävyys (taulukko 26). Näillä toiminnoilla ja arvoilla on historiallista jatkuvuutta ja ne on omaksuttu myös luonnonpuiston keskeisiksi perusperiaatteiksi poronhoitoa lukuunottamatta.

Taulukko 26. Mallan luonnonpuiston arvot ja tavoitteet.

MALLAN LUONNONPUISTON ARVOT JA TAVOITTEET		
arvo/tavoite	**tavoitteen sisältö**	**huomautuksia**
uhanalaisten eliölajien - eritoten putkilokasvien - suojelu	Turvata luonnonpuistossa esiintyvien Suomessa uhanalaisten eliölajien säilyminen tulevaisuudessa.	Uhanalaiset lajit, jo pelkästään kasvit, menestyvät erilaisten olosuhteiden vallitessa, eikä yhtä optimitilaa ole. Kaikkien lajien kukoistusta ei voi maksimoida. Ks. luvut 2.2 -2.6 ja 4.1.
puisto luonnontilaisena alueena	Ylläpitää puistossa tutkimuksen ja luonnonsuojelun vuoksi olosuhteita, joiden perusteella alue voidaan tulkita luonnontilaiseksi. Sisältää ajatuksen puistosta 'koskemattomana alkuperäisluontona'.	Luonnontilaisuus on sopimuksenvarainen asia ja Mallalla eritoten porojen (peurojen) suhteen. Ks. luvut 1.3, 3.2 ja 4.1.
pitkäaikaisseurannat	Turvata puistossa käynnissä olevien pitkäaikaisseurantojen jatkuvuus.	Turvaaminen tarkoittaa sellaisten ihmisperäisten toimintojen eliminoimista, joilla on välitön muutosvaikutus mitattaviin asioihin. Ks. luku 1.3
puisto poronpoistokokeena	Hyödyntää puistoa tai sen osia tutkimuksessa, jossa tarkastellaan porottoman tunturiluonnon eroja luonnoltaan vastaaviin, mutta laidunnettuihin alueisiin.	Referenssialueet puuttuvat. Ks. luvut 1.3, 2.2, 3.2. ja 4.1.
puisto porolaitumena	Hyödyntää puistoa porolaitumena erityisesti kesäaikaan.	Ks. luvut 1.1, 1.2, 1.4, 3.1. ja 4.1.
sosiaalinen ja kulttuurinen kestävyys	Järjestää puiston käyttö siten, että mitkään avaintavoitteet eivät kohtuuttomasti kärsi.	Osa tavoitteista ja arvoista ovat ristiriitaisia eivätkä voi toteutua yhtäaikaisesti. Kestävyys on siten suhteellista ja edellyttää käytännössä kompromisseja, kompensaatioita, korvauksia tai kokonaan uusia toimintatapoja. Ks. luvut 1.1, 1.4, 3.2. ja 4.1.

Kuinka eri ratkaisuvaihtoehdot sitten vaikuttaisivat näihin tavoitteisiin, mikä olisi viisasta ja oikeudenmukaista hallintoa ja maankäyttöpolitiikkaa? Seuraavassa on käyty läpi niitä vaihtoehtoja, joita Malla-hankkeen seminaa-

reissa, keskusteluissa, asiantuntijatutkimuksessa ja viranomaisten pohdinnoissa on nostettu esiin (taulukko 27). Kyse on pelkistetystä ennusteesta, jonka on laatinut tämän kirjoittaja kaiken sen tiedon pohjalta, mitä vuosien varrella on asian ympäriltä karttunut. Tähän tietoon, niin tieteellistä kuin se onkin, liittyy aina epävarmuustekijöitä, mitä Lauri Oksanen on käsitellyt luvussa 4.1.

Taulukko 27. Arvio ja yhteenveto eri ratkaisuvaihtoehtojen todennäköisistä vaikutuksista puiston tavoitteisiin.

ESITETYT RATKAISUVAIHTOEHDOT	TAVOITTEET JA ARVOT						
	uhanalaisten eliölajien - eritoten putkilokasvien - suojelu	**puisto luonnontilaisena alueena**	**pitkäaikaisseurannat**	**puisto poron-poistokokeena**	**alue porolaitumena**	**sosiaalinen kestävyys**	**huomautus**
Puistoa ei aidata eikä poronhoitoa sallita (0-vaihtoehto)	Kielteisiä ja myönteisiä vaikutuksia lajitasolla, lajistomäärissä tuskin dramaattisia muutoksia[i].	Puistossa vierailisi todennäköisesti enemmän tai vähemmän poroja satunnaisesti. Aidattomuus tukisi luonnontilaisuutta.	Vaikutus myönteinen tai ei vaikutusta.	Vaikutus myönteinen (olettaen, että porot eivät jatkuvasti vieraile puistossa).	Kielteinen vaikutus, heikentää vasojen kesäajan kasvuoloja.	Konflikti jatkuu tulevaisuudessakin.	Arvio perustuu olettamukseen että porot eivät juurikaan vieraile puistossa.
Puisto aidataan	Sama kuin yllä.	Aita estäisi porojen pääsyn kesäaikaan ja voisi estää tai tappaa muita eläimiä.	Vaikutus myönteinen tai kielteinen, ja osalle seurannoista ei vaikutusta.	Vaikutus myönteinen.	Kielteinen vaikutus, heikentää vasojen kesäajan kasvuoloja.	Konflikti jatkuu tulevaisuudessakin.	Arvio perustuu olettamukseen että porot eivät lainkaan vieraile puistossa.
Laidunnus sallitaan muun poronhoitoalueen tapaan, kasviseurannat aidataan	Sama kuin yllä.	Poroja olisi puistossa joka vuosi.	Vaikutus kielteinen lähinnä lintulaskentojen kannalta, mahdollisesti myös piennisäkässeurannoille.	Vaikutus myönteinen.	Kielteinen vaikutus, heikentää vasojen kesäajan kasvuoloja.	Konflikti jatkuu tulevaisuudessakin.	
Laidunnus sallitaan keskimäärin joka toinen tai kolmas kesä 2-3 viikkoa Iso-Mallan puolella, Pikku-Malla aidataan	Sama kuin yllä.	Järjestely simuloisi toimiessaan tunturipeurojen oletettua laidunnuspainetta.	Vaikutus kielteinen lähinnä lintulaskentojen kannalta.	Vaikutus kielteinen laidunnutetulla alueella.	Myönteinen vaikutus.	Myönteinen, mikäli porokylät kykenevät sopimaan laidunnusvuoroista, eikä asetelma kärjistä ristiriitoja.	Edellyttää aitarakenteita puiston sisään, ja porojen tallaus & laidunnus aiheuttaa kulumista aidan vierustaan.
Puisto aidataan, mutta korvaavia laidunalueita hankitaan Norjasta	Sama kuin yllä.	Aita torjuisi laidunnusvaikutukset kesäaikaan ja voisi estää tai tappaa muita eläimiä.	Vaikutus myönteinen tai ei vaikutusta.	Vaikutus myönteinen.	Myönteinen vaikutus, mikäli toimivat laidunvaihdot tai -korvaukset toteutuvat	Konfliktialttius vähenee tai poistuu.	Edellyttää sopimukseen pääsyä Norjan viranomaisten ja Norjan puolella sijaitsevan Bålin porokylän kanssa.

[i] Katso erityisesti luvut 2.2-2.6 ja 4.1.

Nyt tiedetään enemmän

Vaikka tutkimuksen tuottama tieto onkin aina epävarmaa, ja 3-4 vuotta kovin lyhyt aika sen koostamiseen ja tuottamiseen, on tilanne nähdäkseni parantunut huomattavasti 1990-luvun lopun asetelmista. Vaikka avoimia kysymyksiä piisaa jatkossakin, on tietomme Mallan luonnonpuistosta ja Malla-kiistasta on huimasti lisääntynyt. Aiempi tietämyksemme oli ratkaisevasti ohuempaa, mutta - mielenkiintoista kyllä - näkemykset Mallan hyväksyttävästä maankäytöstä eivät. Varsin yleinen oli asiantuntijoiden, puoliekspertttien ja maallikoidenkin mustavalkoinen käsitys, että porolaidunnus tuhoaisi Mallan luonnon ja tutkimukset. Törmäsimme[52] jopa siihen, että biologian opiskelijat olivat omaksuneet kursseilla käsityksen, että jos Lapissa ei olisi poroja, olisi luonto kuin Mallalla. Poron rinnastamisella tuholaiseen on yli satavuotinen historia joka palautuu metsänrajakysymyksiin (Veijola 1998) ja myös poromiehet ovat oppineet, että tutkijapiireissä usein näin asiasta ajatellaan.

Nyt tiedämme, että asia ei ole näin yksioikoinen, ja se on tämän tutkimushankkeen keskeisintä antia. Laidunnuksen vaikutukset uhanalaiseen tai muuten kiinnostavaan lajistoon ovat positiivisia, neutraaleja ja kielteisiä. Vallitseva paradigma ainakin Suomessa näyttää yhä olevan, että poronhoito nykymuodossaan systemaattisesti pilaa tunturiluontoa ja on suorastaan vakava uhka luonnonsuojelulle. Ennustan paradigman muutosta, missä tällä tutkimushankkeella on oma merkityksensä.

Olemmekin tilanteen edessä, jossa meidän tulee *valita* minkä lajien, elinympäristöjen tai toimintojen haluamme kukoistavan Mallalla. Kaikkea emme voi samanaikaisesti saada. Sitä mitä Mallalla tai jossain muualla pitää tehdä, ei voi tutkimuksen keinoin ratkaista. Tieteenfilosofi David Hume totesi jo ammoin (1739), ettei sillä miten asiat ovat voi perustella sitä miten asioiden tulisi olla (nk. Humen giljotiini). Niinpä tässä julkaisussa ei voi osoittaa *tutkimukseen vedoten* ainoaa ja oikeaa ratkaisua Mallan luonnonpuiston ympäristökiistaan. Ratkaisunteko kuuluu väistämättä julkisen päätöksenteon eli politiikan piiriin, joka toivon mukaan kykenee hyödyntämään tutkimustuloksia ja osin niihin pohjautuvaa argumentointia. Tämän väistämättömän inhimillisen kytkennän osoittaminen, ymmärtäminen ja julkituominen on sekin tutkimushankkeen oleellinen tulos.

Inhimillisistä tekijöistä on silloinkin kysymys, kun keskustelussa ja argumentoinnissa voimakkaasti keskitytään tiettyihin asioihin, kuten harvinaisiin kasveihin, poronhoidon edellytyksiin tai saamelaisten oikeuksiin. Malla-hankkeessa on vuosien varrella vaikuttanut oman alansa eksperttejä, joilla on jopa vuosikymmeniä jatkunut henkilökohtainen ja intohimoinen suhde osaamaansa ja harrastamaansa asiaan. Malla ja Lappi ovat monelle miehelle ja naiselle hyvin henkilökohtainen asia. Tuolloin voi olla vaikea arvioida kuinka hallitseva oma asia tai intressi todella on ja minkä kannalta. Ihmisillä on näkökulmansa ja todellisuuskokemuksensa[53]. Hankkeen seminaareissa ja keskusteluissa tämä näkökulmasidonnaisuus ilmeni muun muassa siinä, että tutkijat jaksoivat intohimoisesti ja loputtomasti keskustella ja väitellä tiettyjen pienikokoisten kasvilajien

tulevaisuudesta poromiesten ihmetellessä *"ovatko ne kasvit todella noin tärkeitä"*. Vastaavasti poromiehen ajattelun keskiössä on oma työ, kokemusmaailma ja porokarjan menestyminen. Poromies Jouni A. Labban sanoin: *"ne* (tutkijat) *ajattelevat vain kasvejaan ja me ajattelemme porojamme"*.

Miten tästä eteenpäin? Tutkimushanke on tehnyt tehtävänsä ja seuraavaksi on päätöksenteon vuoro. Prosessi etenee todennäköisesti siten, että Mallan aluetta hallinnoivat Metsäntutkimuslaitoksen virkamiehet laativat ehdotuksen ratkaisuksi, johon ylempi viranomainen Ympäristöministeriö mahdollisesti tarttuu. Ratkaisuehdotus (tai niiden vaihtoehdot) lähtevät aikanaan lausunnoille asianomaisille tahoille. Mikäli ratkaisuun sisältyy Mallan luonnonpuistoa koskevan asetuksen muuttaminen, edellyttää se myös eduskunnan ja presidentin hyväksyntää. Asia jää herrain haltuun.



Kuva 117. Mallan luonnonpuisto maaliskuussa. Kuva: Mikko Jokinen.

Kirjallisuus

Hume, D. 1739/1978. A treatise of human nature. Edited by Selby-Bigge, L.A. Clarendon Press Oxford. 743 s.

Veijola, P. 1998. *Suomen metsänrajametsien käyttö ja suojelu*. Metsäntutkimuslaitos. Kolari. 171 s.

HUOMAUTUKSET

[1] Eikä kuulunut vielä pitkään aikaan. Vasta 1980-luvun lopulla on metsähallinto avautunut siten, että kansalaisilla on ollut mahdollista päästä vaikuttamaan metsienkäyttöä koskeviin kysymyksiin ja esimerkiksi Metsähallitus on ottanut osallistuvan suunnittelun – prosessin, jossa kansalaisilla on mahdollisuus ilmaista mielipiteensä suunnittelun yhteydessä – maankäyttöä ohjaavaksi työkaluksi (Loikkanen ym. 1997). Metsähallituksen osallistavan suunnittelun toimivuutta on kuitenkin kritisoitu (Raitio 2000 ja 2003).

[2] Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema.

[3] Munien keruusta käsivarren Lapissa kts. Järvinen, A. 1991. Linnut liitävi sanoja - romanttinen tietokirja lintuperinteestä. Otava. Ss:77-82.

[4] Metsäntutkimuslaitoksen hallinnoimien kansallis- ja luonnonpuistojen järjestyssääntöjä päivitettiin vuonna 1993, jolloin edellinen Mallaa koskeva järjestyssääntö vuodelta 1960 kirjoitettiin uudelleen ja porolaidunnuskielto mainittiin. (Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema).

[5] Ruotsin *sameby* on itsenäinen poronhoitoyksikkö. Samebyn hallinnollinen vastine Suomessa on paliskunta.

[6] Nykyinen kirjoitusasu on Gova.

[7] Poromiehillä oli kuitenkin käsitys, ettei Mallalla ollut miinoja. Piera Tornensiksen (s. 1928) suullinen tiedonanto Mikko Jokiselle Kaaresuvannossa 23.2.2004.

[8] Kalliolan kertomuksen saksalaisten hakkuista on vahvistanut (suullinen tiedonanto 18.2.2004) puistonvartija Urho Viik, joka vuonna 1945 oli 15-vuotias. Tuolloin puistovartijan tehtäviä hoiti hänen isänsä Valde Viik. Viikin perhe ajoi sodan jälkeen saksalaisten polttopuukasoja Mallasta oman taloutensa käyttöön Siilastuvalle.

[9] Piera Tornensiksen suullinen tiedonanto Mikko Jokiselle Kaaresuvannossa 23.2.2004.

[10] Sama kuin edellä.

[11] Sama kuin edellä.

[12] Juha Tornensiksen suullinen tiedonanto Malla-asiantuntijaseminaarissa Rovaniemellä 9.3.2004.

[13] Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen vastaus anomukseen saada liiketontti Kilpisjärven alueelta. Kirjelmä n:o 834, päivätty 2.8.1950. Metsäntutkimuslaitos.

[14] Metsätieteellisen tutkimuslaitoksen kirjelmä n:o 760, päivätty 23.4.1951. Metsäntutkimuslaitos.

[15] Ote Enontekiön kunnanvaltuuston 27.6.1952 pidetyn kokouksen pöytäkirjasta. Metsäntutkimuslaitos.

[16] Rajamies Aarne Kultiman suullinen tiedonanto puhelimessa 15.8.2003.

[17] Vuonna 2003 Enontekiön kunta valmisteli kaavaehdotusta Kilpisjärvelle, joka osaltaan mahdollistaisi alueen melkoisen kasvun erityisesti matkailun osalta. Kaava toteutuessaan takaisi rakentamispotentiaalin, joka lisäisi kylän volyymin (matkailuyritysten vuodepaikoilla, uusilla matkailun, kaupan ja teollisuuden työpaikoilla ja asukkailla mitattuna) 2-3 kertaiseksi.

[18] Ympäristön ja kulttuurin muutoksesta kertoi jo Markku Lehmuskallion ohjaama ja vuonna 1983 valmistunut osittain fiktiivinen dokumenttielokuva *Skierri – vaivaiskoivun maa.* Elokuvassa käsiteltiin rakentamiseen liittyviä uhkia kesälaidunmaille, sekä porosaamelaisen kulttuurin ja valtakulttuurin yhteentörmäystä ja erilaisia oikeuskäsityksiä. Elokuvassa esiintyvät porosaamelaiset olivat pääsääntöisesti Gova-Labban kylästä, johon kuului myös elokuvan tuottaja oli siidan kuuluva Jouni S. Labba.

[19] Enontekiön elinkeinoasiamiehen Simo Alaruikan suullinen tiedonanto helmikuussa 2004. Poronhoidon tuottamia verotuloja tai muita taloudellisia vaikutuksia kuntatasolla ei ole kuitenkaan selvitetty. Ilmeistä silti on, että luontaiselinkeinojen taloudellinen merkitys on ratkaisevasti vähentynyt viimeisten vuosikymmenien aikana.

[20] Rajamies Aarne Kultiman suullinen tiedonanto puhelimessa 15.8.2003. Samoin poromies Juhán Duomma Labban suullinen tiedonanto Kolarissa 14.9.2003.

[21] Muun muassa Lapin Kansa 17.2.1990 kirjoitti aiheesta otsikolla "Saanan tiestä aiheutuu häiriötä poronhoidolle".

[22] Muun muassa Helsingin Sanomat 21.10.1994.

[23] Erikoisena persoonana tunnetulla Julius Montellilla (1869-1954) oli ilmeisesti kaksijakoinen suhde paikalliseen väestöön Lapissa. Tästä kertoo metsänhoitaja-eräkirjailija A. E. Järvinen (1962), joka toimi Montellin alaisena Muoniossa 1910-luvulla. Järvisen mukaan Montell mielellään puhui 'takamaalaisten' ja kyläläisten hölmöydestä, vaikka toisaalta osoitti kiintymystä paikallisiin ihmisiin.

[24] Juha Tornensiksen suullinen tiedonanto puhelimessa 20.8.2003.

[25] Toimittaja Eero Haapalan suullinen tiedonanto tammikuussa 2003.

[26] Juha Tornesiksen puheenvuoro tutkimushankkeen seminaarissa Kilpisjärvellä 5.9.2001.

[27] Juha Tornensis Jehkas-tunturissa 22.7.2003.

[28] Muun muassa Juha ja Vilhelm Tornensiksen suulliset tiedonannot Jehkas-tunturissa 22.7.2003.

[29] Eläkkeellä olevan puistonvartija Urho Viikin suullinen tiedonanto puhelimitse 12.8.2004

[30] Juha Tornensiksen suullinen tiedonanto Kilpisjärvellä 28.7.2004

[31] Arvio poromääristä ja tapahtumain kulusta perustuu Gova-Labban poromiesten ja Metlan puistonvartijoiden arvioihin. Suurempiakin poromääriä – aina 4000 ja 5500 poron – esitettiin heinäkuussa 2004. Vastaavasti aiempina vuosina arviot ovat vaihdelleet aina sen mukaan, mikä on arvioijan suhde poronhoitoon tai puistossa vierailleiden porojen omistajiin. Sääntö näyttää olevan, että mitä kielteisempi suhde, sitä suuremmaksi on arvioitu laiduntaneiden porojen määrä. Sama koskee selityksiä, miksi porot ovat menneet puistoon (ks. seuraava luku).

[32] Esimerkiksi biologisen aseman johtaja Antero Järvinen on esittänyt Lapin Kansan (3.11.2003) mukaan, että tarpeelle laiduntaa Mallassa ei ole luonnontieteellistä perustaa.

[33] Amanuenssi Rauni Partanen totesi Malla-hankkeen seminaarissa 11.10.2002 Kolarissa, että Mallan puiston vaarantuminen uhkaa myös Helsingin yliopiston biologisen aseman tulevaisuutta tilanteessa, jossa toiminnan ja tilojen laajentumista

oli perusteltu Helsingin yliopiston suuntaan puiston ainutlaatuisuudella ja tämän ainutlaatuisuuden tuomilla tutkimusmahdollisuuksilla. Puiston vaarantuminen viittasi mitä ilmeisemmin poronhoidon sallimiseen.

[34] Metsäntutkimuslaitoksen lausuntopyyntö Mallan poroaidasta Käsivarren paliskunnalle 12.1.1999. Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema.

[35] Asiasta uutisoi Helsingin Sanomat 15.5.2000.

[36] Muistio Mallan luonnonpuiston aidan rakentamista koskevasta neuvottelutilaisuudesta 23.2.1999. Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema.

[37] Muistio Mallan luonnonpuiston aidan rakentamista koskevasta neuvottelutilaisuudesta 10.11.1999. Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema.

[38] Biologinen tutkimusasema tosin käynnisti omat kasvitieteelliset tutkimukset Mallalla vuonna 2002, mutta ne eivät valitettavasti valmistuneet ainakaan tähän raporttiin. Taustalla oli epäily Johan Olofssonin ja Lauri Oksasen tutkimusryhmän tuloksista (ks. luku 2.3), joita alustavasti esiteltiin hankkeen seminaarissa Kilpisjärvellä 2001. Tuossa yhteydessä biologinen asema myös ilmoitti perustavansa omat tutkimuksensa.

[39] Koskee tutkijoista erityisesti Mikko Jokista ja Hannu Heikkistä.

[40] Paikka puuton laidunnuksesta johtuen, mutta poron saavuttamattomissa paikoissa koivuja 250 m:n korkeuteen asti.

[41] Bernesin (1996) antama tiheys perustuu sallitun kesälaitumen virallisille rajoille. Todellisuudessa porot pidetään aidan avulla alueella, joka vain n. 30% sallitusta.

[42] Käsivarren paliskunnan poroisännän Tuomas I. Palojärven suullinen tiedonanto 24.9.2003.

[43] Kilpisjärven biologisella asemalla pikkunisäkkäiden elävänäpyyntiä harjoittaneen biologian opiskelijan Tuomas Heikkilän suullinen tiedonanto kesäkuussa 2003 sekä Helsingin yliopiston pikkunisäkästutkijan Paavo Hellstedtin suullinen tiedonanto elokuussa 2003.

[44] Gova-Labban porokylän osalta perustuu Käsivarren paliskunnan antamiin tietoihin ja Vasaran porokylän osalta Nils-Matti Vasaran suulliseen tiedonantoon 8.4.2004. Vasaran mukaan heidän kesäaidassaan Peeralla laiduntaa vasat mukaan lukien kesäaikana yhteensä 1700 poroa.

[45] Perinteisyys tarkoittaa tässä yhteydessä vuosien 1852 ja 1889 rajasulkujen luomaa tilannetta, missä jutaminen merenrantaan kesäksi ei ollut enää mahdollista Suomen puolen saamelaisille. Kilpisjärven seutu ja läheiset Norjan tunturit vakiintuivat kesälaidunalueeksi Govan ja Labban kylille 1900-luvulle tultaessa. (Linkola 1972.) Sitä ennen Kilpisjärven seutu on ollut tiettävästi laitumena lähinnä kevät- ja syysmuuttojen yhteydessä.

[46] Suullinen tiedonanto 9.3.2004, Juha Tornensis. Kaijukan renkinä ja paimennuskumppanina Saanan rinteen aitauksessa toimi Juha Tornensiksen vaari Ville Vuopionperä.

[47] Strukturoidussa eli lomakehaastattelussa haastattelu tapahtuu siten, että kysymysten ja väitteiden järjestys on etukäteen määrätty (Hirsijärvi ym. 1998). Teemahaastattelussa taas haastateltavan annetaan vastata vapaasti ja tutkijan tehtävänä on seurata, että ennalta valitut teema-alueet tulevat käsitellyiksi (Hirsijärvi ja Hurme 1982, Grönfors 1982).

[48] Ihminen vaikutti tosin arkeologisen tietämyksen mukaan nykyisten tunturialueiden ekologiaan käytännössä jo jääkauden aikana, sillä harvat ihmispopulaatiot seurasivat vetäytyvää jäänreunaa muun muassa metsästämällä peuroja ja rannikolla hylkeitä (Carpelan 2003).

[49] Termi on poimittu Ilmo Massalta (1994).

[50] Viittaa Mikko Jokisen käymiin keskusteluihin asiantuntijoiden kanssa vuosina 1998-2003.

[51] Katso erityisesti luvut 2.2-2.6 ja 4.1.

[52] Hannu Heikkisen suullinen tiedonanto 22.3.2004, joka liittyy Suomen Akatemian Sunare-konferensissa vuonna 2002 käytyihin keskusteluihin.

[53] Ja yli-inhimillisten luonnollisten olioiden (kasvit, eläimet, sienet) intresseistä kykenemme sanomaan vain vähän koska emme pysty näistä asioista neuvottelemaan. Voimme vain olettaa, että muillakin eliöillä on pyrkimys elää ja lisääntyä häiriintymättä.

ČOAHKKÁIGEASSU SÁMEGILLII

Boazodoalu ja suodjaleami váikkuhusat Malla luonddumeahcis – dutkanfidnu álggahuvvui j. 2001 čielggadeami várás bohccuid guođoheami dahje dan váiluma jáhkkehahtti ekologalaš ja sosiokultuvrralaš čuovvumušaid. Ášši duogážin lei 1990 – logu loahpas bohciidan birasriidu bohccuid guođoheamis luonddumeahci viidodagas, gos dat lei gildojuvvon. Giehtaruohttasa bálgosa boazosápmelaččat gehčče, ahte guovlu galggašii fas gullat guohtoneatnamiidda, oassi biologain ja luonddusuodjaleaddjiin vuostálaste jurdaga garrasit ja einnostedje guovllu luonddu- ja dutkanárvvuid duššat, juos guođoheapmi lea lobálaš.

Malla suodjalanguovlu vuođđuduvvui j. 1916 meahccedikšu Justus Montell álgagis. Montell evttohusa mielde maiddái boazodoallu gildojuvvui guovllus iige áššis ráđđádallon sápmelaččaiguin. Dát ovttas viidásut virgeválddálaš hálddahuskultuvrrain lážii vuođu bahčavuhtii, muhto guođoheapmi joatkašuvai suodjalanguovllus jaskesvuođas álo 1950 – logu rádjai. Dan maŋŋá Mallas eai lean bohccot olus 1990 – logu rádjai, goas stuorát ealut guhto luonddumeahcis geassit. Nuppástusa duohken lei eará eanageavaheami lassáneapmi Gilbbesjávrri geasseguohtoneatnamiin, boazodoalu ekonomalaččat váttes dilli ja kulturnuppástusat, sihke sápmelaččaid lassánan aktiivvalašvuohta bealuštit iežaset intreassaid.

Dutkanfidnu álggadettiin lei fámus almmolaš áddejupmi, ahte bohccuid guohtun systemáhtalaččat ja mearkkašahtti mearis áitá luonddumeahci áitatvuloš bohccesáttuid ja beaiveloddešlájaid. Ođđa dutkanbohtosiid mielde dát áddejupmi gávnnahuvvui leat boastut. Bohccuid guohtumis leat nu miehtemielalaš go negatiivvalaš váikkuhusat šlájaide, ja máŋggat šlájat leat oalle neutrálat bohcco ektui. Buot šlájaid bures birgema ii sáhte juksat seammaáigásaččat guhto bohccot doppe dahje eai, nu ahte iešalddes gártá mearriduvvot makkár luondu ja šlájat háliduvvojit luonddumeahccái.

Šlájaid suodjaleami dáfus lea mihtilmas guođoheami mearri ja dan dávjodat. Vurohallan intensiivvalaš geasseguohtuma ja ráfáidahttinjagiid gaskkas livčči jáhku mielde buoremus dilli suodjalanulbmiliid dáfus. Fásta juohkejahkásaš alla guođohandeaddu dahje guođoheami dievaslaččat váilun livčče jáhkkimis suodjaleami dáfus fuonimus molssaeavttut.

Malla luonddumeahccái laktásit goittotge earáge árvvut ja intreassat, go hárvenaš ja áitatvuloš šlájaid suodjaleapmi. Luonddumeahcci galgá bálvalit dieđalaš dutkama, Giehtaruohttasa boazosápmelaččaide dat ovddasta divrras geasseguohtoneatnama ja guvlui laktásit nana persovnnalaš dovddut ja figgamušat, main leamaš guovddáš rolla birasriiddus. Malla rivttes geavahanvuogis leat ruossalasoainnut maiddái dutkiid ja sierra boazosiiddaid gaskkas. Gulahallama heajos dássi leamašan okta ášši, mii dagahii ja doalai konflivtta.

Malla luonddumeahci geavaheami gierdama eaktun lea dat, ahte dutkanvejolašvuođat ja suodjalanárvvut eai duššaduvvo, ja ahte boazodoalu dárbbut dovddastuvvojit ja dain fuolahuvvo.

Boahttevuođas dárbbašuvvo rahpasut ságastallan, árvomihttomeriid kritihkalaš guorahallan ja báikkálaš doaibmiid viidásut vejolašvuohta go ovdal oassálastit eanageavaheami plánemii ja dan guoski mearrádusdahkamii sihke vásttu váldimii.

ENGLISH SUMMARY

The research project The effects of reindeer grazing and nature conservation on strict nature reserve Malla was launched in 2001 to investigate the possible ecological and socio-cultural consequences of reindeer herding or lack of it. The background of the project is provided by an environmental conflict that took place in the late 1990s when large herds of reindeer entered the nature reserve. The local Sámi people were of the opinion that grazing should be permitted as it had been in the past while some researchers and conservationists were vehement in their opposition to this, arguing that the conservation and scientific values of the reserve would be destroyed.

Malla strict nature reserve was established in 1916 following the initiative of forester Justus Montell. At the time, no negotiations were entered into with the Sámi people and this constituted the foundation bitter feelings that remain to this day. Nevertheless, reindeer were grazed in the area in secret up to the 1950s. Since then and up to the late 1990s Malla has been more or less free of reindeer. The reason for the change lies in changes in land-use patterns in the area, the economic recession and cultural changes of reindeer herding. Moreover, Sámi people have been more active in defending their interests as indigenous people since the 1960s.

When the project was launched, the prevailing opinion was that grazing does constitute a large-scale threat to rare and endangered vascular plants and butterfly species. In the light of the latest research knowledge, this argument has become untenable. Grazing does disturb or threaten some species, but others benefit from it or are neutral to it. Ultimately, we cannot have all the species in their greatest numbers and we need to decide what species and what kind of an environment we want to support.

The key aspect for conservation of biodiversity is to keep the grazing pressure at an optimal state. The best situation would probably be to have the intensity of grazing vary from high to zero on a temporal scale. Continuous high pressure, as well as the total lack of grazing, are probably the worst scenarios.

Malla strict nature reserve is also loaded with objectives and values other than the conservation of rare species. It was established as an area for scientific experiments, while for the Sámi people it represents an important summer pasture area and many people project attach personal interests and emotions to the area. These interests and emotions play important roles in the conflict. There is also disagreement among researchers and reindeer herders as to what is the correct way to use the reserve. The lack of communication between the stakeholders is a key factor that has kept the conflict on the boil.

For sustainable development and use of the Malla area it is crucial that scientific and conservation values are taken care of along with the needs of reindeer herding. In future we need more open communication, critical reviewing of the goals and objectives, and greater opportunities for local people to participate in land-use planning and decision-making.

KIRJOITTAJAT

Hannu Heikkinen, FT, Oulun yliopisto

Timo Helle, dos., Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema

Juhani Itämies, dos., Oulun yliopisto, eläinmuseo

Lotta Jaakkola, MMM, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema

Mikko Jokinen, MMM, Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema

Heikki Kauhanen, FM, Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema

Aleksi Lehikoinen, FM, Helsingin yliopisto

Jorma Mattsson, FL, Metsäntutkimuslaitos, Kolarin tutkimusasema

Lauri Oksanen, professori, Uumajan yliopisto

Stefan Olberg, FM, Tromssan yliopisto

Johan Olofsson, FT, Uumajan yliopisto

Sini Pölkki, MMM, Helsingin yliopisto

Juha Tornensis, varaporoisäntä, Käsivarren paliskunta

Oula A. Valkeapää, poromies, Käsivarren paliskunta

Panu Välimäki, FM, Oulun yliopisto

HANKKEESEEN KUTSUTUT ASIANTUNTIJAT

Antero Järvinen, dos., asemanjohtaja, Helsingin yliopisto, Kilpisjärven biologinen asema

Jouni A. Labba, poromies, Käsivarren paliskunta

Juhán-Duomma Labba, poromies, Käsivarren paliskunta

Kaisa Korpijaakko-Labba, OT, Suomen Akatemia

Tuomas I. Palojärvi, poroisäntä, Käsivarren paliskunta

Rauni Partanen, FM, amanuenssi, Helsingin yliopisto, Kilpisjärven biologinen asema

Kuisma Ranta, metsätal.ins., puistonhoitaja, Metsäntutkimuslaitos

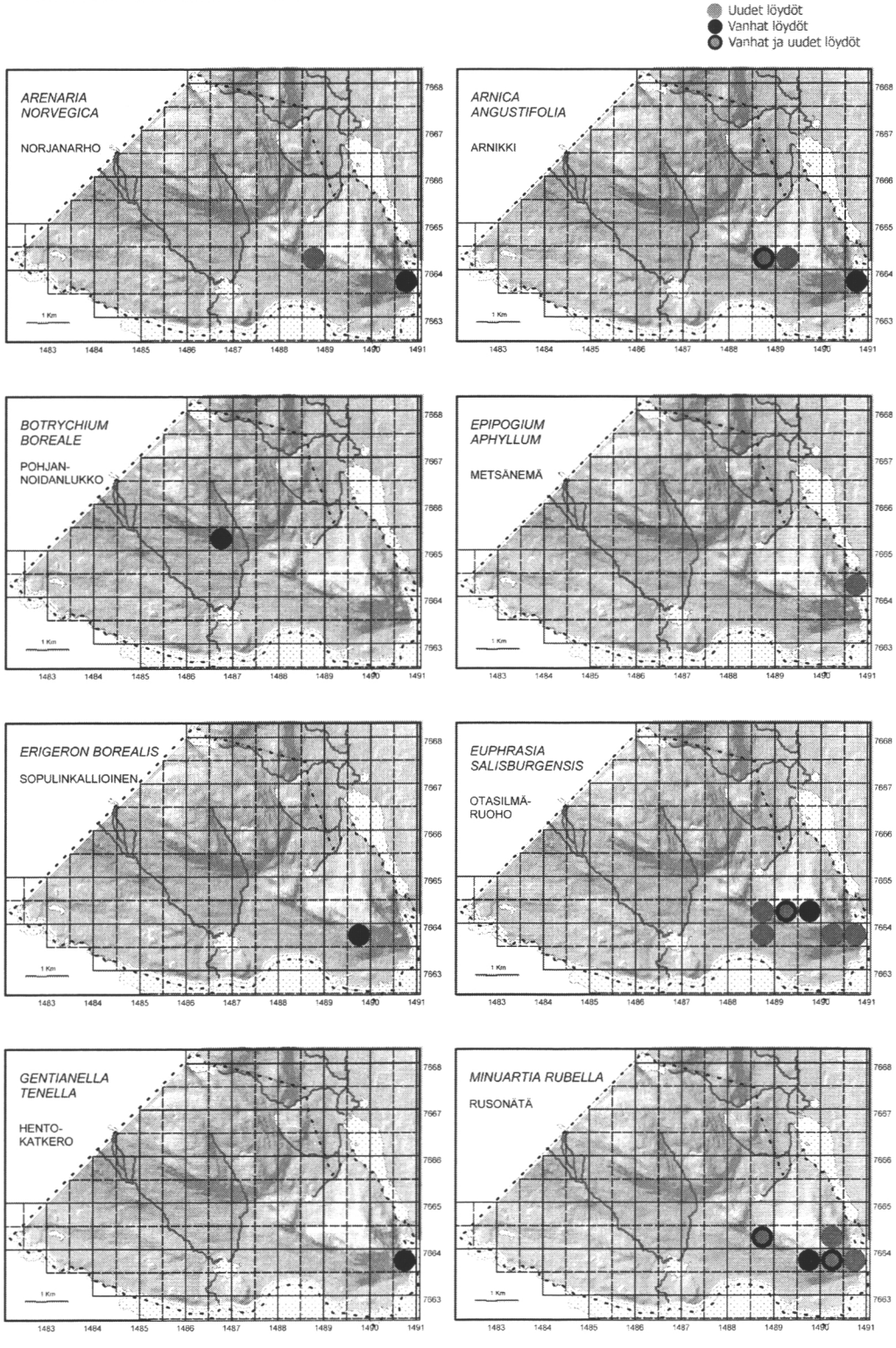
Marja-Liisa Sutinen, professori, Metsäntutkimuslaitos

Risto Virtanen, FT, ylintendentti, Oulun yliopisto, kasvitieteellinen museo

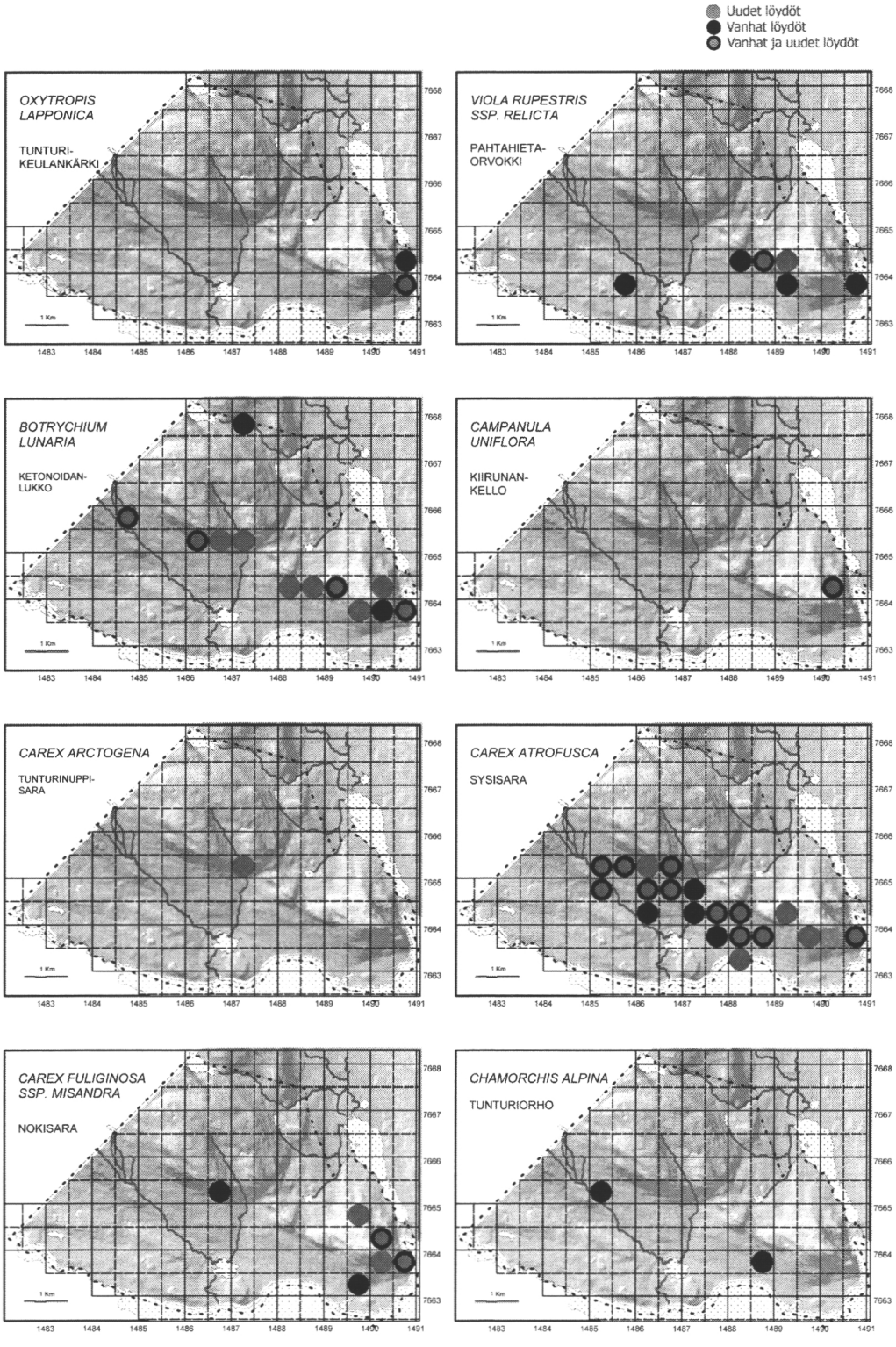
Henry Väre, FT, ylintendentti, Helsingin yliopisto, luonnontieteellinen keskusmuseo

LIITTEET

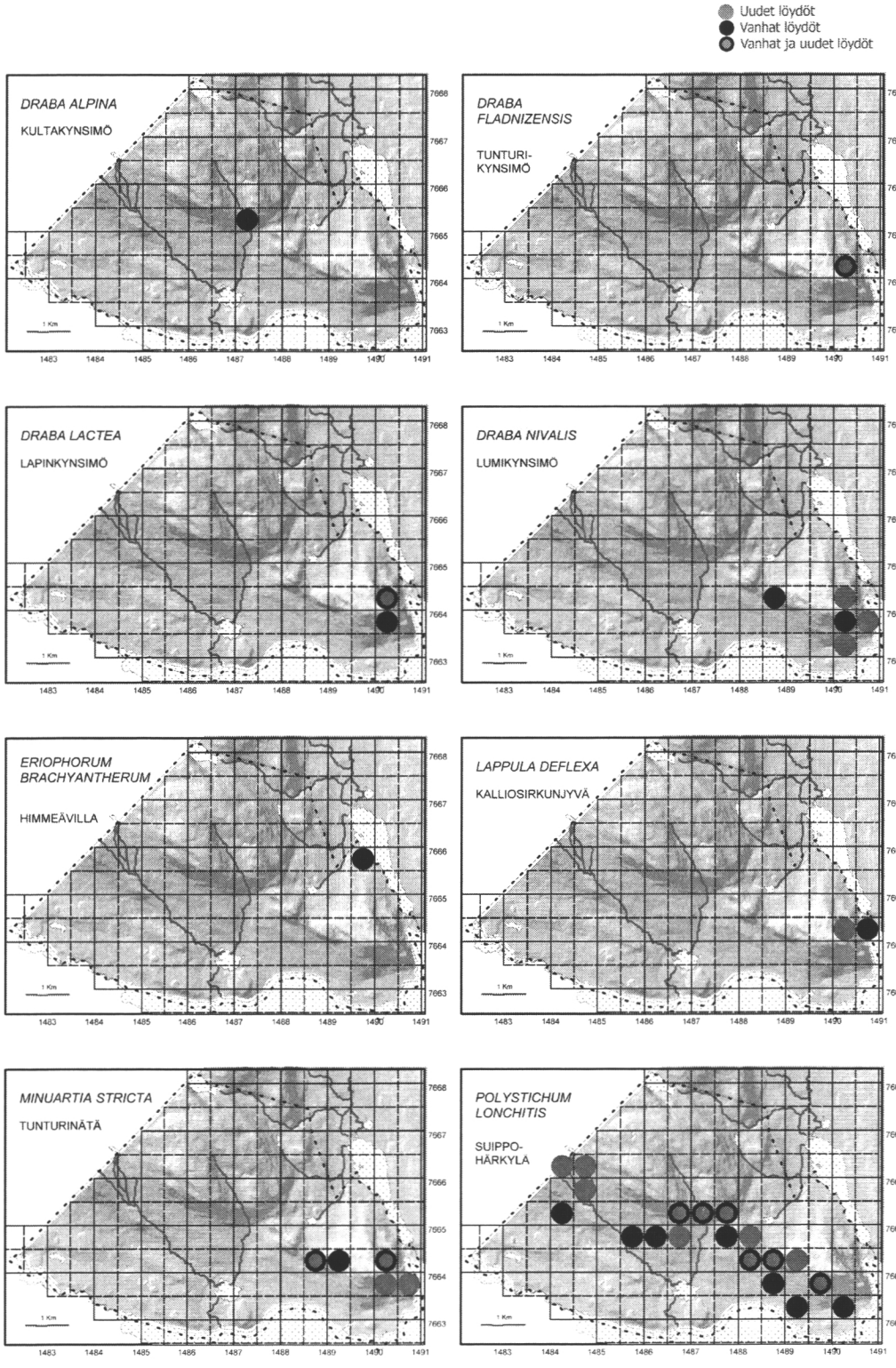
LIITE 1: UHANALAISET PUTKILOKASVIT MALLAN LUONNONPUISTOSSA.



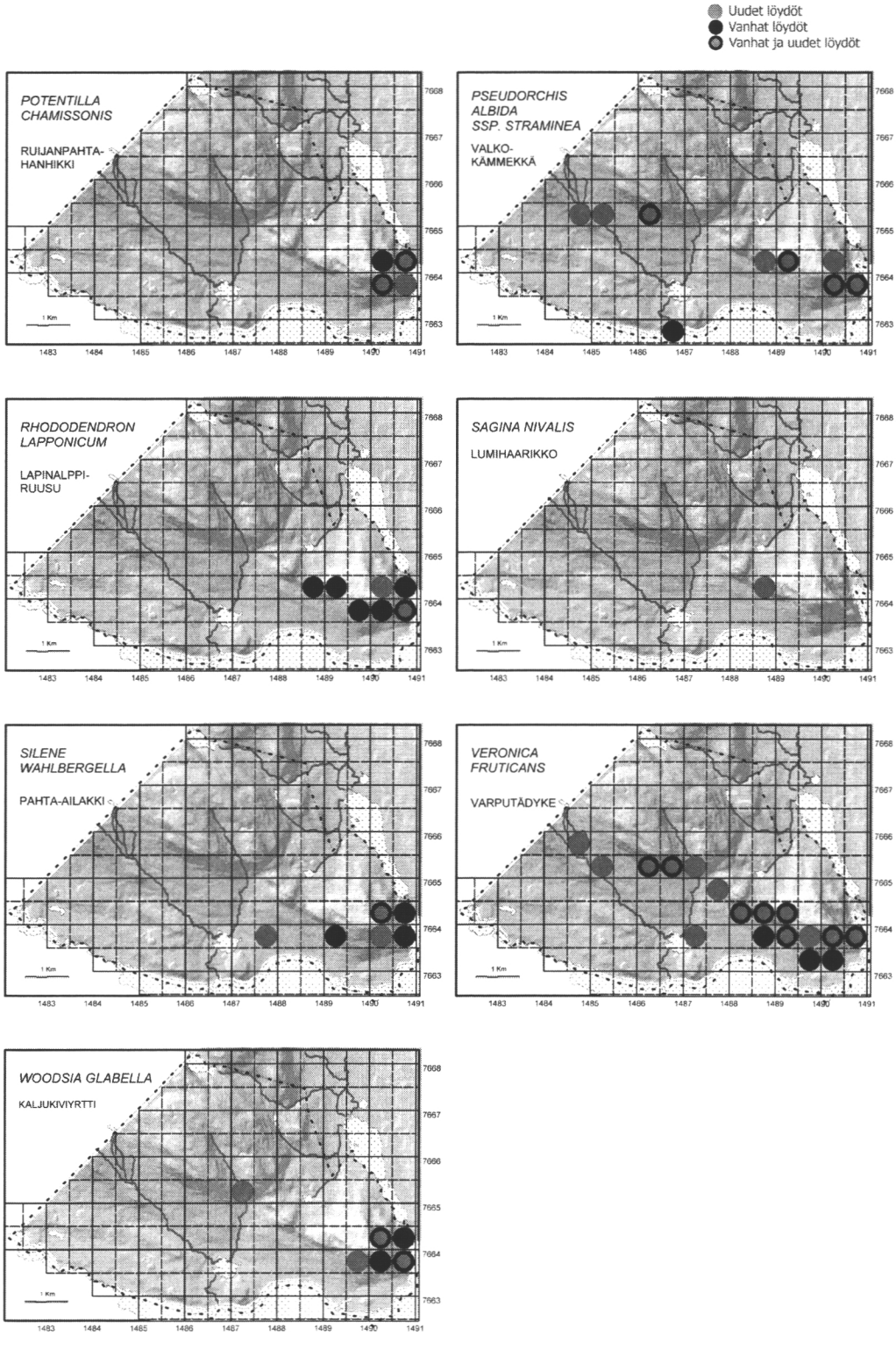
Liite 1: Uhanalaiset putkilokasvit Mallan luonnonpuistossa.



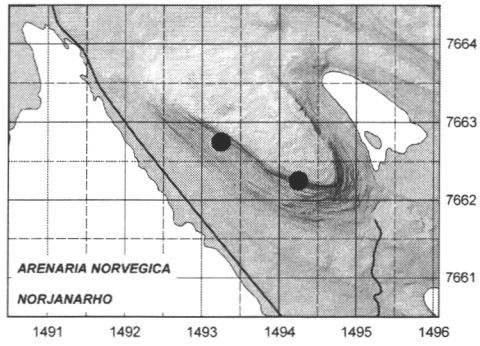
Liite 1: Uhanalaiset putkilokasvit Mallan luonnonpuistossa.

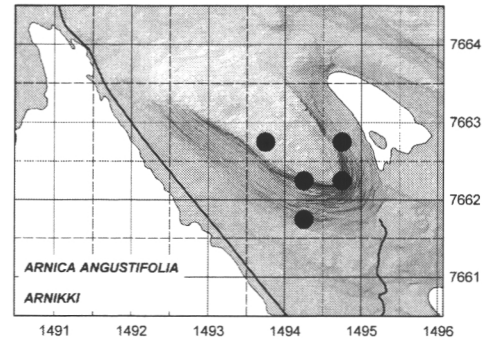


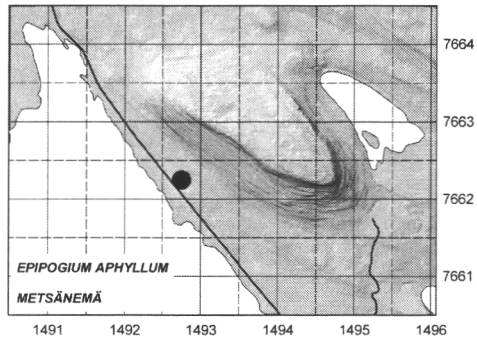
Liite 1: Uhanalaiset putkilokasvit Mallan luonnonpuistossa.

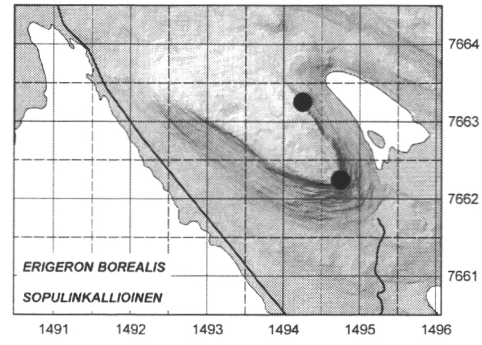


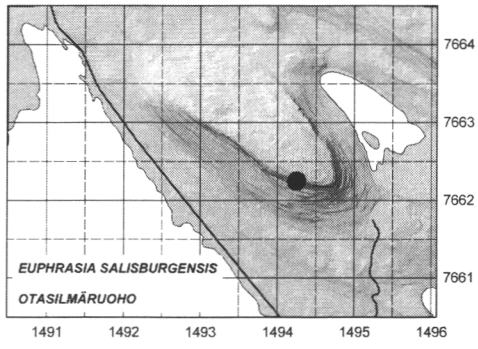
Liite 2: Uhanalaiset putkilokasvit Saanalla.

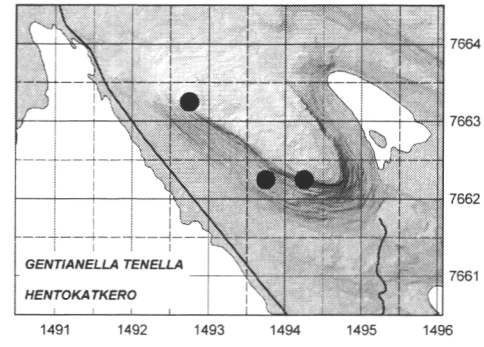


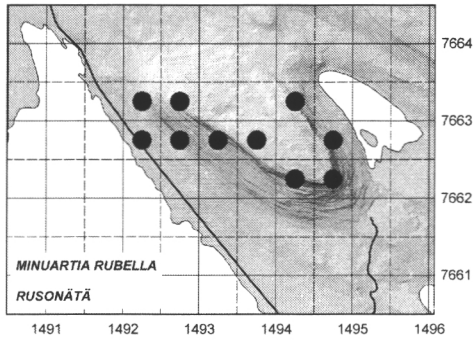


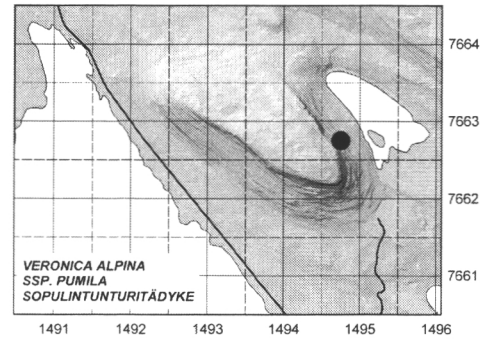




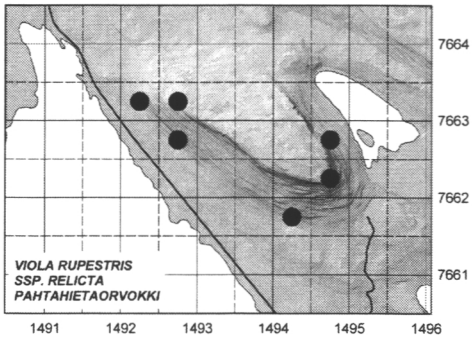


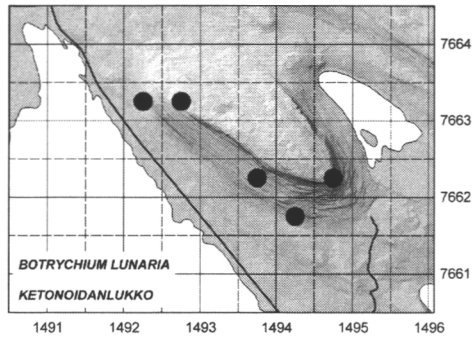


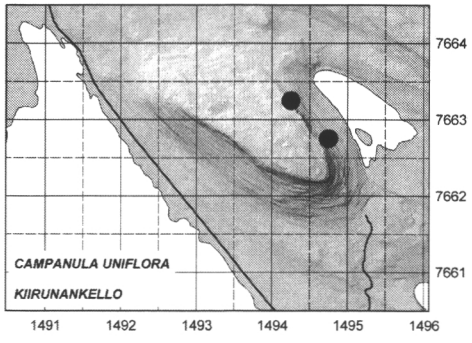


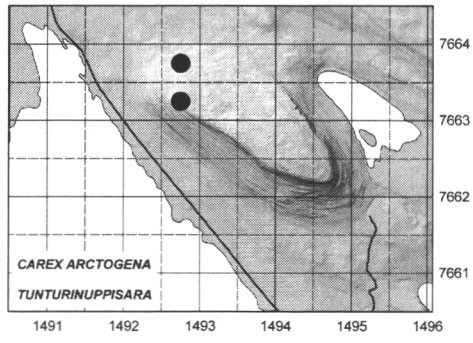


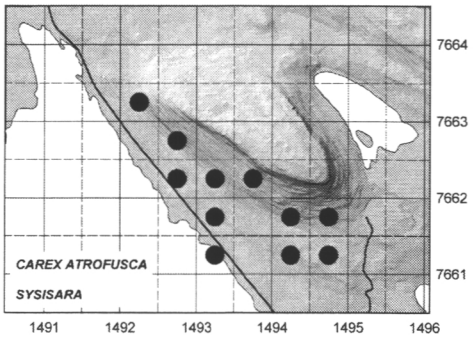
Liite 2: Uhanalaiset putkilokasvit Saanalla.

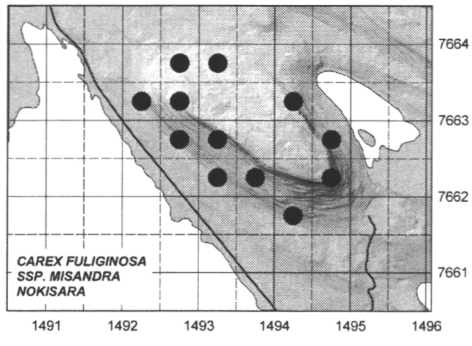


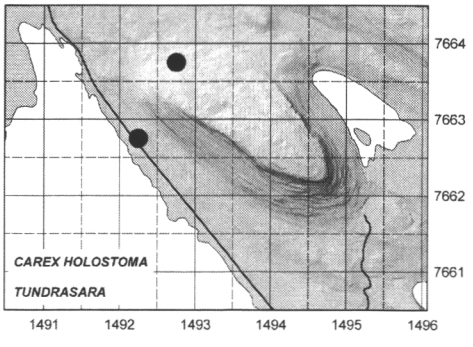


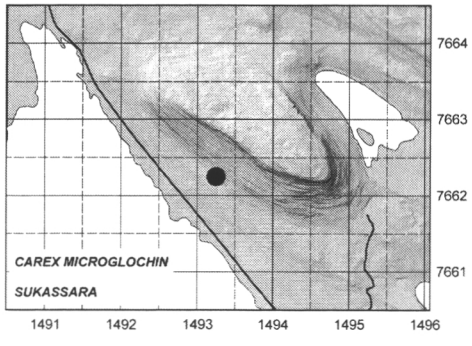




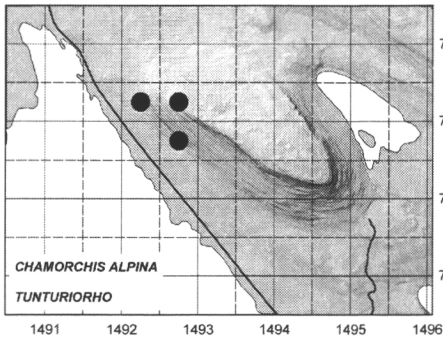


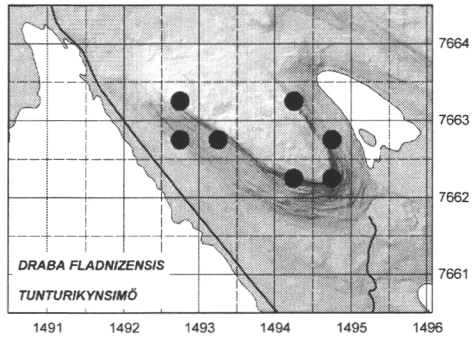


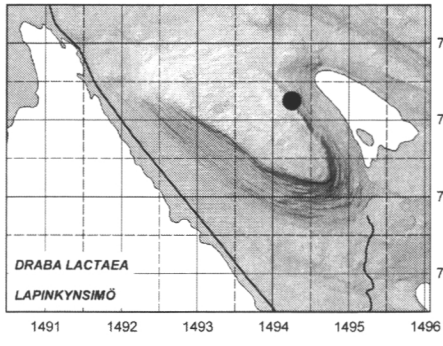


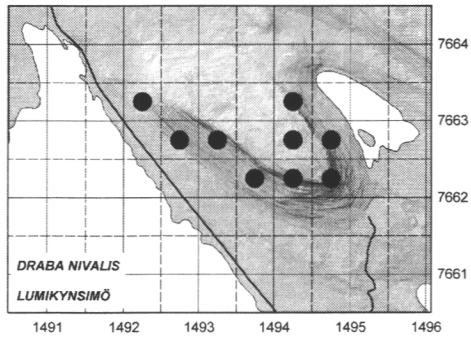


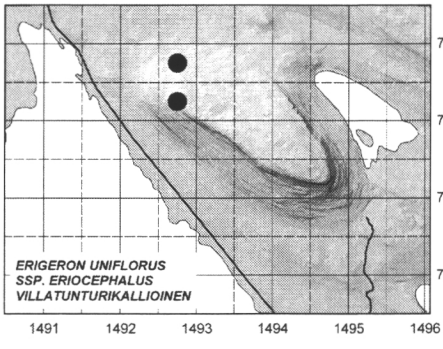
Liite 2: Uhanalaiset putkilokasvit Saanalla.

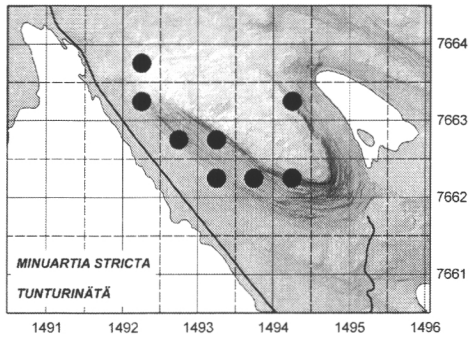


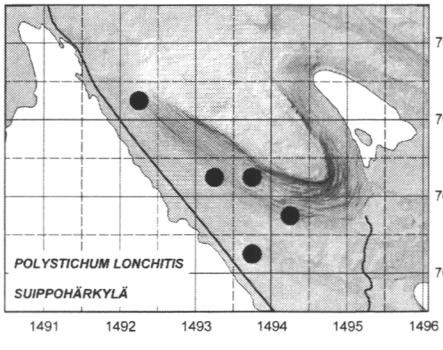


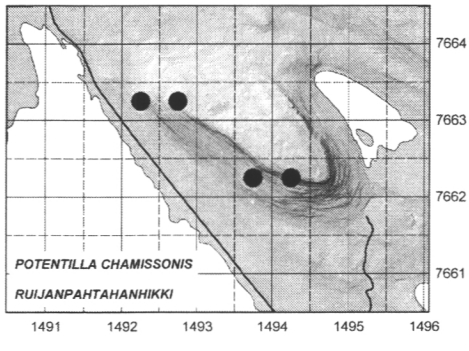




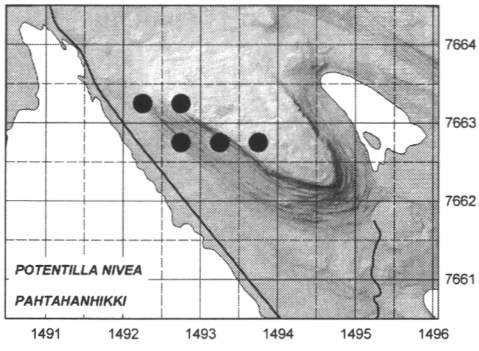


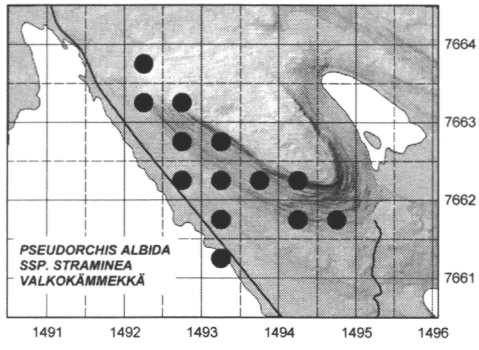


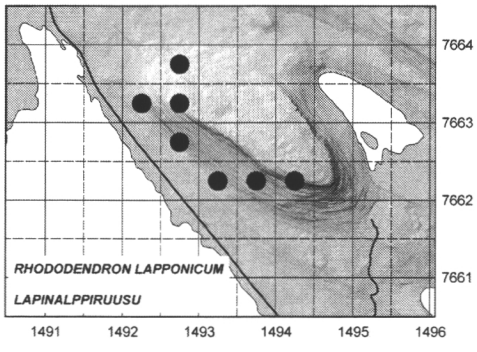


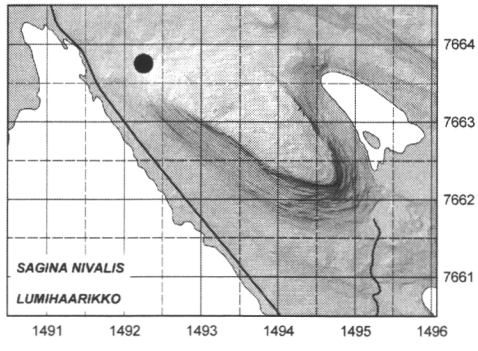


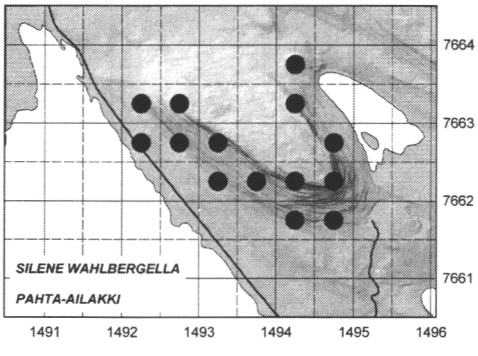
Liite 2: Uhanalaiset putkilokasvit Saanalla.

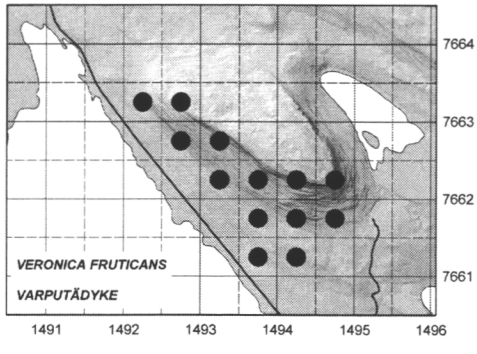


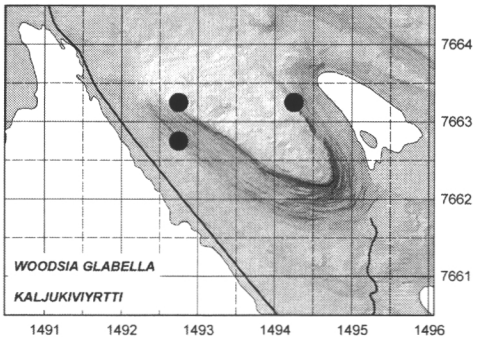


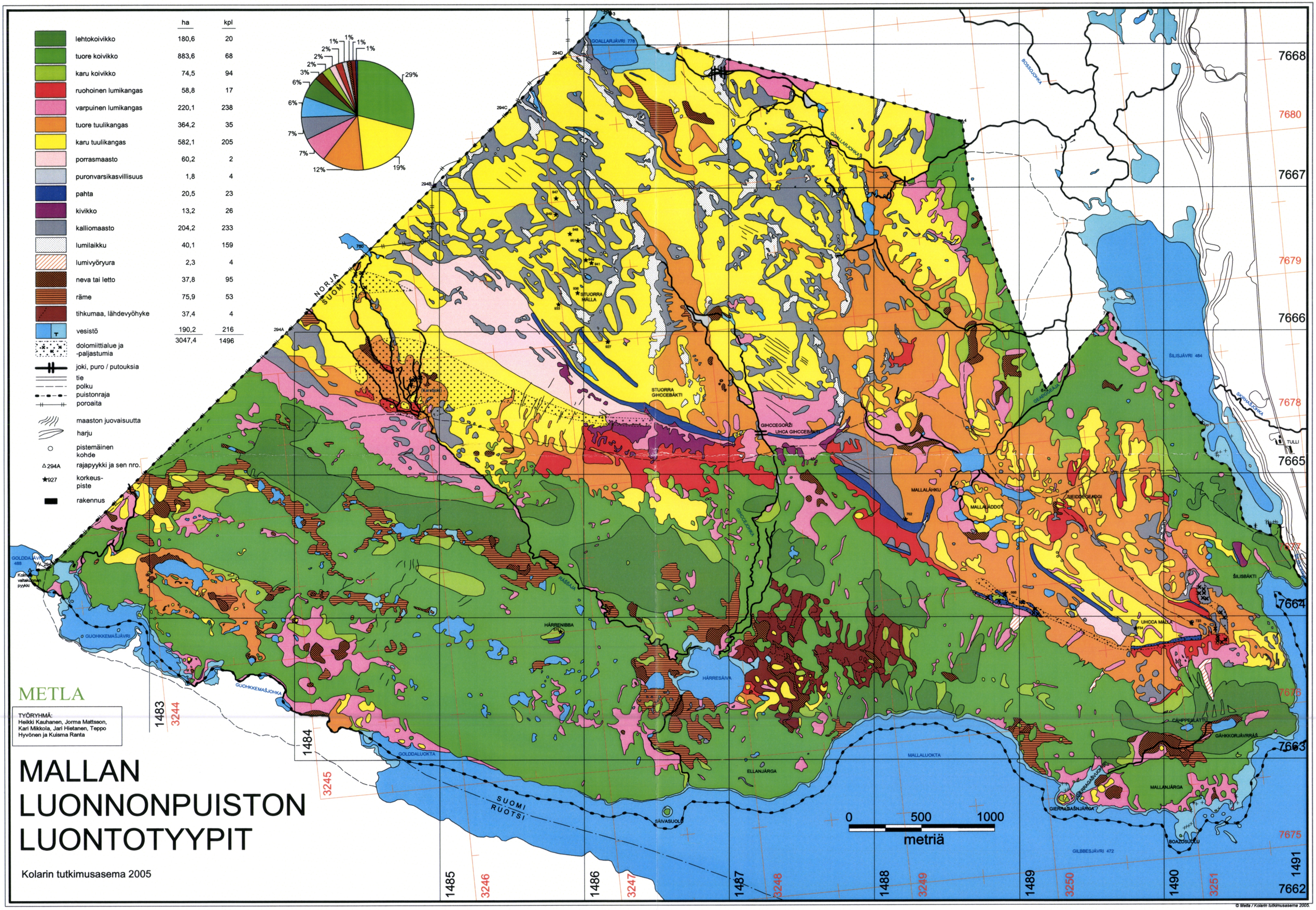












ha
kpl
lehtokoivikko 180,6 20
tuore koivikko 883,6 68
karu koivikko 74,5 94
ruohoinen lumikangas 58,8 17
varpuinen lumikangas 220,1 238
tuore tuulikangas 364,2 35
karu tuulikangas 582,1 205
porrasmaasto 60,2 2
puronvarsikasvillisuus 1,8 4
pahta 20,5 23
kivikko 13,2 26
kalliomaasto 204,2 233
lumilaikku 40,1 159
lumivyöryura 2,3 4
neva tai letto 37,8 95
räme 75,9 53
tihkumaa, lähdevyöhyke 37,4 4
vesistö 190,2 216
3047,4 1496
dolomiittialue ja -paljastumia
joki, puro / putouksia
tie
polku
puistonraja
poroaita
maaston juovaisuutta
harju
pistemäinen kohde
294A rajapyykki ja sen nro.
927 korkeus-piste
rakennus
29%
19%
12%
7%
7%
6%
6%
3%
2%
2%
2%
1%
1%
1%
1%
NORJA
SUOMI
SUOMI
RUOTSI
GOALLARJÁVRI 778
STUORRA MÁLLA
STUORRA GIHCCEBÁKTI
GIHCCEGORŽI UHCA GIHCCEBÁKTI
MALLALÁHKU
MALLALÁDDOT
SIEIDDEGEADGI
ŠILISJÁVRI 484
ŠILISBÁKTI
UHCCA MÁLLA
HÁRRENIBBA
HÁRRESÁIVA
ELLANJÁRGA
SÁIVASUOLU
MALLALUOKTA
GOLDDALUOKTA
GUOHKKEMAŠJÁVRI
GUOHKKEMAŠJOHKA
GOLDDAJÁVRI 488
GIERRAGAŠNJÁRGA
MALLANJÁRGA
BOAZOSUOLU
GILBBESJÁVRI 472
CÁHPPESLÁTTU
GÁHKKORJÁVRRÁŠ
TULLI
7668
7680
7667
7679
7666
7678
7665
7664
7663
7675
7662
1483
3244
1484
3245
1485
3246
1486
3247
1487
3248
1488
3249
1489
3250
1490
3251
1491
0 500 1000
metriä
METLA
TYÖRYHMÄ:
Heikki Kauhanen, Jorma Mattsson, Kari Mikkola, Jari Hietanen, Teppo Hyvönen ja Kuisma Ranta
MALLAN
LUONNONPUISTON
LUONTOTYYPIT
Kolarin tutkimusasema 2005
© Metla / Kolarin tutkimusasema 2005







Poronhoidon ja suojelun vaikutukset Mallan luonnonpuistossa – tutkimushanke käynnistettiin vuonna 2001 selvittämään porolaidunnuksen tai sen puuttumisen todennäköisiä ekologisia ja sosiokulttuurisia seurauksia. Taustalla oli 1990-luvun lopulla puhjennut ympäristökiista porolaidunnuksesta puiston alueella. Käsivarren paliskunnan porosaamelaiset katsoivat, että alue tulisi saattaa takaisin laidunnuksen piiriin, osa biologeista ja luonnonsuojelijoista vastusti ajatusta jyrkästi ja ennusti alueen luonto- ja tutkimusarvojen tuhoutuvan, mikäli laidunnus sallitaan.

Tutkimushankkeen käynnistyessä oli vallalla yleinen käsitys, että porolaidunnus järjestelmällisesti uhkaa puiston uhanalaista putkilokasvi- ja perhoslajistoa. Tämä käsitys on uusien tutkimustulosten myötä osoittautunut virheelliseksi. Laidunnuksella on sekä myönteisiä että kielteisiä vaikutuksia lajistoon, ja monet lajit ovat varsin neutraaleja suhteessa poroon. Kaikkien lajien kukoistusta ei voi saavuttaa samanaikaisesti, joten viime kädessä joudutaan päättämään millaista luontoa ja lajistoa puistoon halutaan.

Mallan luonnonpuistoon liittyy kuitenkin muitakin arvoja ja intressejä, kuin lajiston suojelu. Puiston tulee palvella tieteellistä tutkimusta, Käsivarren porosaamelaisille se edustaa arvokasta kesälaidunta ja alueeseen liittyy voimakkaita henkilökohtaisia tunteita ja pyrkimyksiä, jotka ovat näytelleet keskeistä roolia ympäristökiistassa.

Mallan luonnonpuiston käytön kestävyyden edellytys on se, ettei tutkimuksellisia edellytyksiä ja suojeluarvoja turmella, ja että poronhoidon tarpeet tunnustetaan ja niistä huolehditaan. Jatkossa tarvitaan avoimempaa keskustelua, arvopäämäärien kriittistä tarkastelua ja paikallistason toimijoille entistä laajempaa mahdollisuutta osallistua maankäytön suunnitteluun, sitä koskevaan päätöksentekoon sekä vastuunkantoon.

ISBN 951-40-1957-1
ISSN 0358-4283