

# Luontomatkailun vaikutukset kasvillisuuteen ja maaston kulumiseen Pallas–Yllästunturin kansallispuistossa



Pekka Sulkava  
Metsähallitus, Luontopalvelut  
Peuratie 15  
99400 Enontekiö

Yrjö Norokorpi  
Metsähallitus, Luontopalvelut  
PL 8016  
96101 Rovaniemi

**Kansikuva:** Kulutuskestävyydeltään heikoilla luontotyypeillä kuten kuivilla hiekkapohjaisilla kankailla ja puustoisilla soilla jo pienet kävijämäärät aiheuttavat kasvillisuuden muuttumista laajalla alueella.  
Kuva Mäntyrovan ja Torassiepin väliseltä polulta Rautuvuomalta, jossa kulkee vuosittain noin 1 700 kävelijää.  
Kuva: Pekka Sulkava.

Tämän raportin julkaisemiseen on saatu tukea Euroopan unionin Life Ympäristö -rahastosta.



© Metsähallitus 2007

ISSN 1235-6549

ISBN 978-952-446-561-8 (pdf)

Pekka Sulkava ja Yrjö Norokorpi (toim.)

---

# Luontomatkailun vaikutukset kasvillisuuteen ja maaston kulumiseen Pallas–Yllästunturin kansallispuistossa



METSÄHALLITUS

# KUVAILULEHTI

JULKAISIJA	Metsähallitus	JULKAISUAIKA	31.8.2007
TOIMEKSIANTAJA		HYVÄKSYMISPÄIVÄMÄÄRÄ	
LUOTTAMUKSELLISUUS	Julkinen	DIAARINUMERO	
SUOJELUALUETYYPPI/ SUOJELUOHJELMA	Kansallispuisto		
ALUEEN NIMI	Pallas–Yllästunturin kansallispuisto		
NATURA 2000-ALUEEN NIMI JA KOODI	Pallas–Ounastunturin kansallispuisto FI 1300101		
ALUEYKSIKKÖ	Lapin luontopalvelut		

TEKIJÄ(T)	Pekka Sulkava ja Yrjö Norokorpi (toim.)
JULKAISUN NIMI	Luontomatkailun vaikutukset kasvillisuuteen ja maaston kulumiseen Pallas–Yllästunturin kansallispuistossa
TIIVISTELMÄ	<p>Tässä tutkimuksessa selvitettiin virkistyskäytön ja siihen liittyvien tekijöiden vaikutuksia kasvillisuuden kulumiseen ja muuttumiseen Pallas–Yllästunturin kansallispuiston retkeilyreiteillä ja taukopaikoilla sekä laskettelurinteillä ja hiihtoreiteillä. Tutkimus liittyy Euroopan unionin ”Landscape Laboratories” Life-hankkeeseen.</p> <p>Taukopaikkojen ja polkujen kulumisen laajuus ja voimakkuus riippuivat merkittävästi käyntikertojen määrästä ja luontotyyppistä. Erityisen herkkiä ympäristöjä olivat tunturikankaat ja kuivat, jäkälävaltaiset metsät sekä tunturikoivikot. Kestävimpiä olivat kuivahkon kankaan mäntyvaltaiset metsätyyppit. Luontotyyppin kulumiskestävyys riippui olennaisesti kasvillisuudesta. Herkimpiä lajeja olivat ikivihreät varvut, erityisesti variksenmarja (<i>Empetrum nigrum</i>). Heinäkasvit, kuten kylänurmikka (<i>Poa annua</i>), näyttynurmikka (<i>P. pratensis</i>) ja lampaannata (<i>Festuca ovina</i>), olivat kestävimpiä ja ne korvasivat osittain vapautunutta kasvutilaa. Palvelurakenteiden sijoittelulla voitiin vaikuttaa kuluneen pinta-alan laajuuteen taukopaikoilla.</p> <p>Parhaita kulumisen indikaattorilajeja olivat tunturikankailla kurjenkanerva (<i>Phyllodoce caerulea</i>), vaivaiskoivu (<i>Betula nana</i>) ja kynsisammalet (<i>Dicranum</i> spp.), joiden peittävyys oli suurin lievän kulumisen alueella. Tunturikoivikoissa ja karuilla tunturiniityillä heinät ja sarat ilmensivät parhaimmin kulumisen voimakkuutta. Luonnonmetsissä metsätyyppin avainlajit olivat herkimpiä indikaattorilajeja.</p> <p>Laskettelurinteillä kasvillisuuden runsaussuhteet muuttuivat merkittävästi erityisesti kuivalla variksenmarjakankaalla ja myös tuoreen kankaan mustikkatyyppillä. Variksenmarjan peittävyys väheni voimakkaasti. Varpukasvien väheneminen korvautui osittain heinä- ja sarakasveilla. Ne peittivät jossain määrin myös syntyneitä kivennäismaan paljastumia. Ohuen lumikerroksen tai alustan kohouman kohdilla kasvillisuus vaurioitui eniten. Hiihtoreiteillä ei ilmennyt olennaisia muutoksia kasvillisuudessa. Paksu lumikerros ennen latujen kunnostamista suojasi hyvin kasvillisuutta.</p> <p>Tutkimuksessa kehitettiin ja testattiin taukopaikkojen ja retkeilyreittien kulumisen mittaus- ja seurantamenetelmiä, joita voidaan soveltaa muillakin alpiinisen ja boreaalisen vyöhykkeen retkeilykäyttöalueilla.</p>

AVAINSANAT	luontomatkailu, virkistyskäyttö, kasvillisuus, ympäristövaikutukset, kuluminen		
MUUT TIEDOT			
SARJAN NIMI JA NUMERO	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 166		
ISSN	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-446-561-8
SIVUMÄÄRÄ	75 sivua	KIELI	suomi (with English summary)
KUSTANTAJA	Metsähallitus	PAINOPAIKKA	
JAKAJA	Metsähallitus, luonnonsuojelu	HINTA	

# PRESENTATIONSBLAD

UTGIVARE	Forststyrelsen	UTGIVNINGSDATUM	31.8.2007
UPPDRAGSGIVARE		DATUM FÖR GODKÄNNANDE	
SEKRETESSGRAD	Offentlig	DIARIENUMMER	
TYP AV SKYDDSOMRÅDE/ SKYDDSPROGRAM	nationalpark		
OMRÅDETS NAMN	Pallas–Yllästunturi nationalpark		
NATURA 2000 -OMRÅDETS NAMN OCH KOD	Pallas–Yllästunturi nationalpark FI 1300101		
REGIONAL ENHET	Lapplands naturtjänster		
FÖRFATTARE	Pekka Sulkava och Yrjö Norokorpi (red.)		
PUBLIKATION	Naturturismens inverkan på växtlighet och terrängslitage i Pallas–Yllästunturi nationalpark		
SAMMANDRAG	<p>Syftet med studien var att utreda vilken inverkan rekreationsbruket och dess anknyttande faktorer har på växtlighetens slitage och förändring på Pallas–Yllästunturi nationalparks utflyktsleder och rastplatser samt utförsäkningsbackar och skidleder. Studien ingår i EU:s Life-projekt ”Landscape Laboratories”.</p> <p>Omfattningen och styrkan på slitaget på rastplatserna och stigarna var starkt beroende av antalet besök och på naturtypen. Särskilt känsliga miljöer var fjällens momarker och torra, lavdominerade skogar samt fjällbjörkskogar. De mest tåliga var talldominerade skogstyper på torrare momark. Naturtypens tålighet mot slitage berodde också till avgörande del på växtligheten. De känsligaste arterna var vintergröna risväxter, framför allt kråkbär (<i>Empetrum nigrum</i>). Gräsväxter som vitgröe (<i>Poa annua</i>), ängsgröe (<i>P. pratensis</i>) och fårsvingel (<i>Festuca ovina</i>) var tåligare och erövrade delvis den frigjorda växtytan. Storleken på den slitna ytan på rastplatserna kunde påverkas genom utplaceringen av servicekonstruktionerna.</p> <p>De bästa indikatorarterna för slitaget på fjällens momarker var lappljung (<i>Phyllodoce caerulea</i>), dvärgbjörk (<i>Betula nana</i>) och kvastmossor (<i>Dicranum</i> spp.), vilkas utbredning var störst på områden med lätt slitage. I fjällbjörkskogar och på karga fjällängar var det gräs och starr som bäst återspeglade slitagets styrka. I naturskogar var skogstypens nyckelarter de känsligaste indikatorarterna.</p> <p>I utförsäkningsbackarna ändrades växtlighetens riklighet avsevärt framför allt på karg mo med kråkbär och även på frisk mo av blåbärstyp. Kråkbärstäckningen minskade kraftigt. Risväxternas minskning ersattes delvis av gräs- och starrväxter. De täckte i viss utsträckning även den mineraljord som avtäckts. Växtligheten tog störst skada där snötäcket var tunt eller vid upphöjningar i underlaget. Vid skidlederna framkom inga väsentliga förändringar i växtligheten. Om snölagret var tjockt innan spåren iordningsställdes skyddades växtligheten väl.</p> <p>Studien utvecklade och testade mättnings- och uppföljningsmetoder för slitage av rastplatser och utflyktsleder, som kan tillämpas på andra utflyktsområden i det alpina bältet och barrskogsbältet.</p>		
NYCKELORD	naturturism, rekreationsbruket, växtlighet, miljökonsekvens, slitage		
ÖVRIGA UPPGIFTER			
SERIENS NAMN OCH NUMMER	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 166		
ISSN	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-446-561-8
SIDANTAL	75 sidor	SPRÅK	finska (med engelsk referat)
FÖRLAG	Forststyrelsen	TRYCKERI	
DISTRIBUTION	Forststyrelsen, naturskydd	PRIS	

# DOCUMENTATION PAGE

PUBLISHED BY	Metsähallitus	PUBLICATION DATE	31.8.2007
COMMISSIONED BY	Metsähallitus	DATE OF APPROVAL	
CONFIDENTIALITY	Public	REGISTRATION NO.	
PROTECTED AREA TYPE	National Park		
NAME OF SITE	Pallas–Yllästunturi National Park		
NATURA 2000 SITE NAME AND CODE	Pallas–Yllästunturi National Park FI1300101		
REGIONAL ORGANISATION	Natural Heritage Services Lapland		
AUTHOR(S)	Sulkava, P. and Norokorpi, Y. (eds.)		
TITLE	Impact of nature tourism on vegetation and erosion in the Pallas–Yllästunturi National Park		
ABSTRACT	<p>The purpose of the study was to survey the impact of recreational activities and related factors on the deterioration of and changes to vegetation at hiking trails, rest points, downhill ski slopes and cross-country ski trails in the Pallas–Yllästunturi National Park. The study is a part of the European Union’s “Landscape Laboratories” Life project.</p> <p>The extent and degree of deterioration at rest points and trails were significantly linked to the number of visits and the type of habitat. Particularly vulnerable environments were alpine heathlands and dry, lichen-dominated forests, as well as mountain birch groves. The hardiest were pine-dominated, moderately dry mineral soil forests. A habitat type’s resistance to deterioration was significantly dependent on the vegetation. The most vulnerable species include evergreen shrubs, particularly crowberry (<i>Empetrum nigrum</i>). Grasses, such as annual bluegrass (<i>Poa annua</i>), smooth meadow grass (<i>P. pratensis</i>) and sheep fescue (<i>Festuca ovina</i>), were the hardiest, and they partly colonised the freed-up spaces. It was determined that the location of service facilities can affect the extent of deterioration at rest points.</p> <p>The expansion of paths on alpine heathlands was best indicated by blue heath (<i>Phyllodoce caerulea</i>), dwarf birch (<i>Betula nana</i>) and <i>Dicranum</i> mosses, whose cover was most extensive in areas with less deterioration. In mountain birch stands and barren alpine meadows, the intensiveness of deterioration was best indicated by tall grasses and sedges. In natural forests, the most sensitive indicator species were the key species of the forest site type in question.</p> <p>A statistically significant change was detected in the relative abundance of vegetation on downhill ski slopes in dry <i>Empetrum</i> type mineral soil sites in particular and also in mesic mineral soil sites of the <i>Myrtillus</i> type. The crowberry cover decreased considerably. The decrease in shrubs was, in part, substituted by tall grasses and sedges. These also covered, to a certain degree, patches where mineral soil was revealed. The vegetation deteriorated the most at sites with thin snow cover or an elevation in the ground. No significant changes in vegetation were detected on cross-country ski trails. Thick snow cover prior to preparation of the trails provided adequate protection for the vegetation.</p> <p>During the study, methods for measuring and monitoring deterioration at rest points and trails were developed and tested, and they can be adapted to other recreational areas in alpine and boreal zones.</p>		
KEYWORDS	nature tourism, recreational use, vegetation, environmental change, deterioration		
OTHER INFORMATION			
SERIES NAME AND NO.	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 166		
ISSN	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-446-561-8
NO. OF PAGES	75 pages	LANGUAGE	Finnish (with English summary)
PUBLISHING CO.	Metsähallitus	PRINTED IN	
DISTRIBUTOR	Metsähallitus, Natural Heritage Services	PRICE	

# Esipuhe

Metsähallitus on kehittänyt kestäväen luontomatkailun mittareita suojelualueiden käytön ohjaamiseksi vuodesta 2003. Pallas–Ounastunturin kansallispuisto toimi pilottialueena erityisesti ekologisten mittareiden kehittämisessä. Tämä julkaisu on kooste ja tiivistelmä kolmesta opinnäytetyöstä, jotka tehtiin vuosina 2003–2006. Näiden tutkimusten tarkoituksena oli selvittää matkailun vaikutuksia alueen luontoon, erityisesti kasvillisuuteen ja luontotyypeihin sekä boreaalisessa että alpiinisessa vyöhykkeessä. Tutkimusten suunnittelusta ja toteutuksesta vastasivat opinnäytetyön tekijät sekä erikoissuunnittelija FT Pekka Sulkava ja silloinen kansallispuiston johtaja, dosentti Yrjö Norokorpi. Lisäksi useat Metsähallituksen työntekijät osallistuivat taustatietojen keräämiseen.

Pallas–Ounastunturin kansallispuisto lakautettiin 1.2.2005 ja samana päivänä perustettiin Pallas–Yllästunturin kansallispuisto (laki 1430/2004). Uuden kansallispuiston rungon muodostavat vuonna 1938 perustettu Pallas–Ounastunturin kansallispuisto ja Ylläs–Pallaksen vanhojen metsien suojeluohjelma-alue (ks. liite 1).

Tutkimukset tehtiin Metsähallituksen Lapin luontopalveluiden sekä Jyväskylän ja Joensuun yliopistojen rahoituksella. Myös Euroopan unionin Life-hanke ”Matkailualueet maisemalaboratorioina – työvälineitä kestäväen matkailun edistämiseen” (Tourist Destinations as Landscape Laboratories – Tools for Sustainable Tourism) tuki näiden selvitysten tekemistä.

## Alkuperäiset julkaisut

Antila, Elina 2005: Hiihtoreittien ja laskettelurinteiden aiheuttamat kasvillisuusmuutokset Pallas–Ounastunturin kansallispuistossa. Pro gradu -työ, Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. 70 s.

Koivuniemi, Pilvi 2006: Retkeilijöiden aiheuttama kasvillisuuden kuluminen ja roskaantumisen Pallas–Ounastunturin taukopaikoilla. Pro gradu -työ, Jyväskylän yliopisto, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 58 s.

Soininen, Leena 2005: Natura 2000 -luontotyyppien kasvillisuuden ja polkujen kulumisen Pallas–Ounastunturin retkeilyreiteillä. Pro gradu -työ, Jyväskylän yliopisto, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. 107 s.





# Sisällys

<b>1 Kasvillisuuden kulumisen ja muutokset sekä roskaantuminen kansallispuiston retkeilyreittien taukopaikoilla .....</b>	<b>11</b>
1.1 Johdanto .....	11
1.2 Aineisto ja menetelmät .....	12
1.2.1 Kulumisen laajuuden selvittäminen .....	12
1.2.2 Alueen kasvillisuuskartoitus .....	12
1.2.3 Roskaantumisen ja puustovaurioiden selvittäminen .....	13
1.2.4 Käyntikertojen määrän arviointi .....	13
1.3 Tulokset .....	13
1.4 Tulosten tarkastelu .....	15
1.4.1 Kuluneet alueet ja niihin vaikuttavat tekijät .....	15
1.4.2 Luontotyyppien kulumiskestävyys .....	16
1.4.3 Kasvilajien kulumiskestävyys .....	16
1.4.4 Keinoja kulumisen vähentämiseksi .....	17
1.4.5 Roskaantuminen taukopaikoilla .....	19
1.4.6 Taukopaikkojen seuranta tutkimus ja muutoksen mittarit .....	19
1.5 Yhteenveto .....	20
1.6 Deterioration and changes to vegetation and littering at rest points located on hiking trails in the Pallas–Yllästunturi National Park .....	21
<b>2 Natura-luontotyyppien kasvillisuuden kulumiskestävyys kansallispuiston retkeilyreiteillä .....</b>	<b>22</b>
2.1 Johdanto .....	22
2.2 Aineisto ja menetelmät .....	23
2.3 Tulokset .....	25
2.3.1 Natura-luontotyyppien kulumiskestävyys .....	25
2.3.2 Reittien kuluneisuus .....	26
2.3.3 Ilmentäjälajit .....	27
2.3.4 Puustovauriot, roskaisuus ja sivupolut .....	33
2.4 Tulosten tarkastelu .....	35
2.4.1 Natura-luontotyyppien kulumiskestävyys .....	35
2.4.2 Reittien kuluneisuus .....	37
2.4.3 Ilmentäjälajit .....	38
2.4.4 Puustovauriot, roskaisuus ja ylimääräiset polut .....	39
2.5 Yhteenveto .....	40
2.6 Vegetation's susceptibility to deterioration along hiking trails in Natura habitat types in the Pallas–Yllästunturi national park .....	40
<b>3 Kasvillisuuden kulumisen ja muutokset kansallispuiston laskettelurinteillä ja hiihtoreiteillä .....</b>	<b>42</b>
3.1 johdanto .....	42
3.2 Kasvillisuuden talviseen kulumiseen vaikuttavat tekijät .....	43
3.2.1 Kasvillisuuden ominaisuudet .....	43
3.2.2 Ympäristön ominaisuudet .....	45
3.2.3 Lumen tiivistäminen .....	46
3.3 Aineisto ja menetelmät .....	47
3.3.1 Laukukeron laskettelurinne .....	47
3.3.2 Hiihtoreittiaineisto .....	49

3.3.3 Hypoteesit ja aineiston tilastollinen analysointi.....	49
3.4 Tulokset .....	50
3.4.1 Laukukeron laskettelurinne .....	50
3.4.2 Hiihtoreitit .....	56
3.5 Tulosten tarkastelu .....	58
3.5.1 Elomuoto ja kasvin talviaikainen kulumisherkyys.....	58
3.5.2 Kasvupaikan merkitys kasvillisuuden muutoksille.....	60
3.5.3 Menetelmä.....	61
3.6 Johtopäätökset .....	61
3.7 Yhteenveto.....	62
3.8 Deterioration and changes to vegetation on downhill ski slopes and cross-country ... ski routes in the Pallas-Yllästunturi national park .....	63

<b>Lähteet.....</b>	<b>64</b>
---------------------	-----------

#### **Liitteet**

Liite 1 Tutkimusalueen kartta .....	71
Liite 2 Taukopaikkamalli joentörmä.....	72
Liite 3 Taukopaikkamalli polunvarsi.....	73
Liite 4 Laukukeron laskettelurinteiden kasvillisuusinventoinnin lajit kasviheimoitain elomuotoihin luokiteltuina .....	74

# 1 Kasvillisuuden kuluminen ja muutokset sekä roskaantumisen kansallispuiston retkeilyreittien taukopaikoilla

*Pilvi Koivuniemi*

## 1.1 Johdanto

Kansallispuistojen tarkoituksena on lajiston ja luontotyyppien suojelun ohella tarjota hyvät puitteet virkistyskäytölle. Luontomatkailun ja luonnonsuojelun väliset ongelmat ilmenevät monesti taukopaikoilla, joilla kävijät viettävät enemmän aikaa kuin poluilla. Suunnitteluhenkilökunnan tehtävänä on rakentaa riittävä palveluvarustus tulipaikkoineen ja jätehuoltoineen mutta samalla minimoida retkeilijöiden vaikutus ympäristöön. Tasapainon löytäminen kahden kilpailevan tavoitteen välillä vaatii suunnittelijoilta runsaasti tietoa virkistyskäytön vaikutuksista.

Pohjoisilla alueilla lisääntyvä luontomatkailu aiheuttaa alueen hoidolle vaativampia haasteita kuin etelämpänä, koska herkkä pohjoinen luonto ei kestä yhtä suuria turistimääriä. Pohjoisen luonnon kyky palautua ennalleen häiriön jälkeen on heikompi, mikä johtuu mm. lyhyestä kasvukaudesta, hitaasta hajoamisprosessista sekä lajien vähäisyydestä (Sippola 1996, Tolvanen ym. 2005). Maaston kuluminen on yksi selvimmän havaittavista ympäristömuutoksista virkistysalueilla. Kulumisprosessissa kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuus sekä humuskerros tuhoutuvat osittain tai kokonaan tallauksen seurauksena. Kuluminen johtuu ensisijaisesti retkeilijöiden tallausvaikutuksesta, mutta polkupyörät, hevoset ja moottoriajoneuvotkin aiheuttavat huomattavia kulumisvaurioita sellaisilla alueilla, joilla nämä käyttömuodot ovat yleisiä (Cole 1992, Jämbäck 1996). Pintakasvillisuus voi kulua myös talvella. Laskettelu, hiihto ja tamppauskoneet puristavat lunta kokoon, jolloin kasvillisuus voi vaurioitua ja kasvuolot heiketä (Hemmi 1995). Voimakas tallaaminen voi johtaa eroosio-ongelmien syntyyn sekä vähentää maiseman esteettistä arvoa (Koivula 2000).

Taukopaikoilla tallausvaikutus on suurimmillaan matkailun palvelurakenteiden, kuten tupien, laavujen, nuotiopaikkojen ja huoltorakennusten,

ympäriällä. Yleensä rakenteiden välittömään ympäristöön muodostuu tallauksen seurauksena ydinalue, I-vyöhyke, jonka maaperä on tiivistynyt ja kasvillisuus lähes kokonaan tuhoutunut. Ydinaluetta ympäröi II-vyöhyke, jossa kasvillisuus on vähentynyt ja muuttunut (mm. Hoogesteger 1976, Holmes & Dobson 1976, Stohlgren & Parsons 1986, Cole 1992). Autiotupien ympäristön kulumista on tutkittu Saariselällä, Pallaksella sekä Ruotsin Torniossa (Hoogesteger 1976, 1984, Rautio ym. 2001, Trast 2001). Hoogesteger (1976) toteaa kasvillisuusmuutoksen pinta-alan kasvavan selvästi tuvan käytön lisääntyessä. Kun käyntikertojen määrä kasvaa, II-vyöhykkeen pinta-ala kasvaa nopeammin kuin ydinvyöhykkeen pinta-ala. Äskettäin rakennetuilla tuvilla ydinalueen laajeneminen on käynnissä, koska tallausta kestävää lajistoa ei ole vielä kulkeutunut paikalle. Siksi myös kulunut kokonaispinta-ala saattaa uusilla tuvilla olla suurempi kuin vanhoilla.

Kävijöiden määrä, kasvillisuuden herkkyyden sekä maaston kaltevuus vaikuttavat kasvillisuuden ja maaperän kulumisnopeuteen poluilla ja taukopaikoilla (Hoogesteger 1976, Cole 1992, Koivula 2000). Muutosvauhti vaihtelee eri kasvillisuustyypeillä tallauksen voimakkuuden mukaan. Metsätyypeistä kestävämpiä ovat tavallisesti puolukka- ja mustikkatyyppin kankaat (Kellomäki 1973). Myös paljon heinäkasveja sisältävät kasvillisuustyyppit kestävät hyvin tallausta (Cole 1995a). Tunturikankaiden luontotyyppit puurajan yläpuolella ovat herkempiä kuin vastaavanlaiset metsäiset luontotyyppit, koska kasvuolot paljakalla ovat ankarammat (Hoogesteger 1984, Hemmi 1995). Tyypilliset metsälajit, mm. variksenmarja, metsäsammalet ja jäkälät, eivät kestä voimakasta tallausta. Metsälajistoon kuuluu joitakin kestäviä heinä-, sammal- ja ruoholajeja mm. lampaannata ja nuokkuvarstasammal, joita esiintyy runsaana taukopaikkojen ympäristössä. Nämä lajit hyötyvät maaperän paljastumisesta, kilpailun vähenemisestä ja muuttuneesta ravinnetasapainosta (Streeter 1971, Hoogesteger 1976). Lisäksi retkeilijöiden jalkineissa kulkeutuu kestävien eteläisten tulo-

kaslajien siemeniä taukopaikoille (Hoogesteger 1976).

Roskaantuminen ja puiden vaurioituminen ovat kulumisen ohella selvimpiä merkkejä taukopaikan käytöstä. Ahdin (1990) tekemän tutkimuksen mukaan Lapin retkeily- ja luonnonsuojelualueiden polut, nuotiopaikat ja autiotuvat ovat melko roskaantuneita. Autiotuvilla roskaa laskettiin olleen jopa 97 kpl sadan neliömetrin alueella. Syinä roskaantumiseen ovat usein opastuksen puutteellisuus sekä jätepisteiden huono sijoittelu. Puuvaurioita syntyy, kun retkeilijät katkovat oksia ja repivät tuohta sytykkeeksi. Puiden kasvua haittaa myös maaperän tiivistyminen ja juurien paljastuminen.

Matkailun ja luonnonsuojelun ristiriidoista, kasvillisuuden kulumisesta, eroosion voimistumisesta ja ympäristön saastumisesta on tehty lukuisia tutkimuksia eri puolilla maailmaa (Stohlgren & Parsons 1986, Scott & Kirkpatrick 1994, Arnesen 1999, Monz 2002). Vaikka aikaisemmat tutkimustulokset maaston ja kasvillisuuden kulumisesta ovat sovellettavissa monenlaisille luontotyypeille (Cole 1995b), on tärkeää kerätä aluekohtaista tietoa jokaisen luonnonsuojelu- ja virkistysalueen kävijämääristä ja ympäristömuutosten etenemisestä. Näin voidaan suunnitella ja parantaa alueen taukopaikka- ja polkuverkostoa sekä ohjata retkeilijöitä tarvittaessa kestävämmille alueille (Cole 1992, Monz 2002).

Tässä raportissa selvitettiin käyntikertojen määrän, alueen käyttöiän ja luontotyyppin vaikutusta taukopaikan ympäristön kulumiseen ja roskaantumiseen. Lisäksi tutkittiin, mitkä luontotyypit, kasvillisuustyyppit ja niillä esiintyvät kasvit ovat herkkiä kulumiselle ja miten taukopaikkojen ympäristömuutoksia voitaisiin tutkia, ehkäistä ja vähentää.

## 1.2 Aineisto ja menetelmät

### 1.2.1 Kulumisen laajuuden selvittäminen

Kulumistutkimuksessa mitattiin ensin lähes kasvittomaksi kuluneen alueen eli I-vyöhykkeen ja muuttuneen kasvillisuuden alueen eli II-vyöhykkeen laajuus autiotuvan, kodan, laavun tai nuotiopaikan ympäriltä. Alueet mitattiin rakennuksen sivusta ja kulumista jokaiseen pää- ja väli-ilmansuuntaan. Mittaukseen käytettiin 20 metrin rullamittaa ja kompassista katsottiin ilmansuunta.

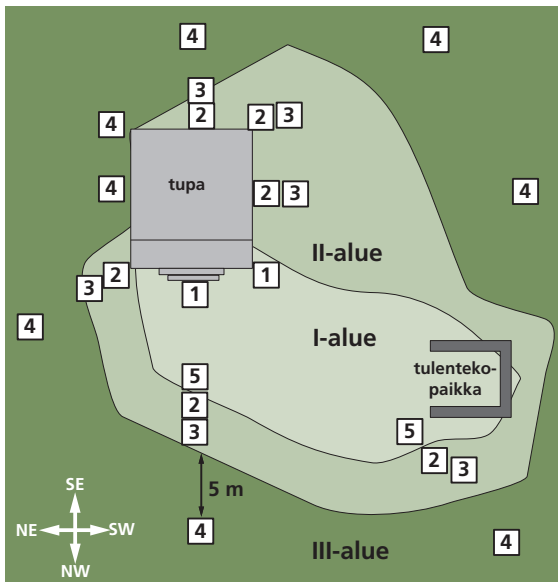
I-vyöhykkeen mittausta tehtiin rakennuksen seinästä ensimmäisiin selviin kasvillisuuslaikkuihin asti. Siitä kohdasta jatkettiin II-alueen mittausta suoraan alkuperäisen, muuttumattoman kasvillisuuden rajaan (III-vyöhyke), lähimpään polkuun tai kohdalle osuneeseen rakennukseen saakka. Koska I-aluetta esiintyy yleensä vain rakennusten sisäänkäynnin edessä, siitä saatiin vain muutama mittaustulos rakennusta kohden. II-alue alkoi siten usein suoraan rakennuksen vierestä. Jotta kulunut pinta-ala saatiin kartoitetuksi tarkasti, I- ja II-vyöhykkeiden mittausta tehtiin leiripaikan mukaan joko nuotiopaikan, pöytäryhmän tai huolto-rakennuksen ympärille alueen päärakennuksen lisäksi.

Kulumisen kokonaislaajuuden määrittämistä varten leiripaikasta piirrettiin kaavakuva millimetripaperille. Rakennuksen sivut, nuotoringin halkaisija sekä matkat rakennukselta nuotiopaikalle, pöytäryhmälle ja huoltorakennukselle mitattiin. Rakenteet sijoitettiin paperille oikeassa mittasuhteessa ja I- ja II-vyöhykkeet piirrettiin niiden ympärille mittaustuloksia hyödyntäen. Piirroskuva vielä paranneltiin ja oikaistiin silmämääräisen arvion mukaan leiripaikan ympäristössä esimerkiksi lisäämällä kuvaan yksittäisiä puuryhmiä sekä selventämällä vyöhykerajoja. Kaavakuvasta voitiin helposti laskea I- ja II-vyöhykkeiden sekä rakennusten pinta-alat. Leiripaikan ympäristön eroosiovauriot määriteltiin viisiasteisella luokituksella:

- 1 = ei merkkiä kuluneesta maaperästä, kasvillisuus kulunut vähän
- 2 = kiviä näkyvissä, kasvillisuus kulunut pois
- 3 = humuskerros kulunut pois, kivennäismaa paljastunut
- 4 = kivennäismaata huuhtoutunut ja kulkeutunut paikoin
- 5 = kivennäismaata kulkeutunut huomattavasti

### 1.2.2 Alueen kasvillisuuskartoitus

Taukopaikan kasvillisuus selvitettiin peittävyysprosenttiruutuina I-, II- ja III-vyöhykkeiltä. Ruutuna käytettiin tarkoitusta varten tehtyä 50 cm x 50 cm muoviputkikehikkoa. Kehikko asetettiin maahan, ja sisään jääneen kasvillisuuden peittävyysprosentti arvioitiin lajikohtaisesti. Kasvillisuusruutuja tehtiin 1–5 jokaiseen pää- ja väli-ilmansuuntaan rakennuksen sekä nuotiopaikan,



**Kuva 1.** Kasvillisuuden peittävyysruudut 1–5 Mustakeron autiotuvan ympärillä. Kuvasta puuttuvat nuotiopaikan ympärille tehdyt ruudut.

pöytäryhmän tai huoltorakennuksen ympärille (kuva 1). 1-ruudut sijoitettiin mittauskohtiin rakennuksen viereen, paljaaksi kuluneelle I-vyöhykkeelle. Jos ympäristöstä puuttui I-vyöhyke, 1-ruudut jätettiin tekemättä. Jos taas I-vyöhyke ulottui yli kahden metrin päähän rakennuksesta, tehtiin I- ja II-vyöhykkeen rajalle, I-vyöhykkeen sisäreunaan ruutu 1,5 (kuva 1, numero 5).

2-ruudut mitattiin I- ja II-vyöhykkeen rajalle, II-vyöhykkeen puolelle. Jos alueelta puuttui I-vyöhyke, 2-ruudut sijoitettiin rakennuksen viereen. 3-ruudut asetettiin II-vyöhykkeelle, heti 2-ruutujen perään. Vertailevat kontrolliruudut eli 4-ruudut tehtiin muuttumattoman kasvillisuuden III-vyöhykkeelle, viisi metriä II-vyöhykkeen rajasta poispäin. Jos II-vyöhyke loppui rakennukseen tai polkuun, 4-ruutu voitiin hakea myös kauempaa, muuttumattoman kasvillisuuden alueelta. Tavoitteena oli mitata yhteensä 15 3–5 ruudun sarjaa yhdeltä taukopaikalta.

### 1.2.3 Roskaantumisen ja puustovaurioiden selvittäminen

Roskaantumisselvitystä varten leiripaikan ympäristöstä kerättiin kaikki tupakantumppeja suuremmat jätteet. Keräysalueeksi rajattiin kulunut alue ja sitä ympäröivä 10 metrin vyöhyke.

Roskat laskettiin ja luokiteltiin 15 eri luokkaan: paperiroskat, pahviroskat, WC-paperit, kierrätyspullot, palautusmetallitölkit, tupakantumpit, ongelmajätteet, metalliroskat, lasiros-

kat, muovit, romut, tuhkat, biojätteet, ulosteet ja muut roskat.

Roskien määrä jaettiin kuluneen alueen pinta-alalla, jolloin saatiin roslien määrä sataa neliometriä kohden. Leiripaikan jätehuoltoa selvitettiin laskemalla ja luokittelemalla alueen jätteidenkäsittelypisteet. Leirialueen puusto tarkastettiin kuluneelta alueelta ja sitä ympäröivältä 10 metrin vyöhykkeeltä. Männyn, kuusen, koivun ja muiden puiden vauriot laskettiin. Vauriot luokiteltiin kolmeen luokkaan:

- 1 = vain vähäisiä vaurioita, pikkuoksia katkottu, yksittäinen naula, pintanaarmuja
- 2 = keskinkertainen vaurio, pintanaarmuja, nauloja, paljon katkottuja oksia
- 3 = vakava vaurio, paljon arpia, suuria, runkoon saakka ulottuvia oksan katkeamia tai kuorivaurioita.

### 1.2.4 Käyntikertojen määrän arviointi

Pallas–Ounaksen alueen kokonaiskäyntikertojen määrä selvitettiin 17 infrapunalaskurin avulla, jotka oli sijoitettu puiston tulo- ja lähtöväylille. Talviaikaan laskurit olivat hiihtoreiteillä, alkukesällä laskurit siirrettiin kesäreiteille. Lomakemuotoisella kävijätutkimuksella selvitettiin kävijävirtojen suuntautumista ja retkeilijöiden mielipiteitä puiston palvelujen toiminnasta. Eri alueiden laskuritietoja ja haastattelulomakkeiden tietoja verrattiin keskenään, jolloin saatiin käyntikertojen määrät tietyille alueille. Taukopaikkojen käyntikertojen määrä selvitettiin laskemalla yhteen taukopaikan alueelle tulevien ja lähtevien reittien kulkijat. Oletettiin, että retkeilijät lähes aina poikkeavat yöpymään tai levähtämään reitin varrella olevalle taukopaikalle. Saatu luku jaettiin kahdella sillä oletuksella, että meno- ja tulovirta jakautuu tasan puoliksi kummallekin reitille pitkillä aikavälillä.

## 1.3 Tulokset

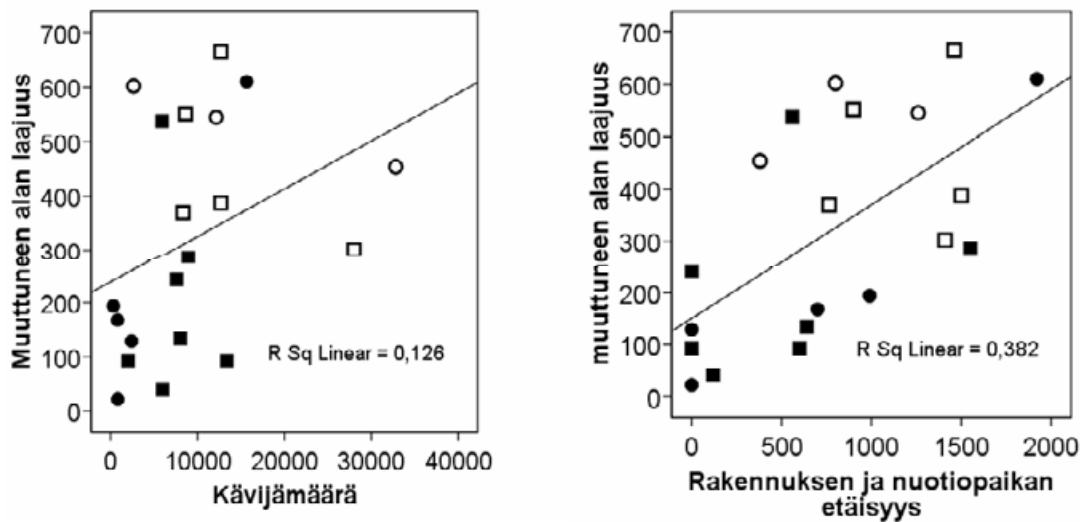
Kuluneen pinta-alan laajuus 20 tutkitulla taukopaikalla oli keskimäärin 321 m<sup>2</sup>. I-vyöhykkeen laajuudeksi määritettiin keskimäärin 86 m<sup>2</sup> ja II-vyöhykkeen 235 m<sup>2</sup>. I- ja II-vyöhykkeiden pinta-alojen laajuus ei ollut toisistaan riippuva. Tärkeimpiä kulumisen laajuuteen vaikuttavia tekijöitä oli kävijöiden määrä (kuva 2). Mitä

enemmän retkeilijöitä vieraili taukopaikalla, sitä kuluneempaa maaperä ja kasvillisuus olivat. Suurten autiotupien ympäristö oli pienempiä leiripaikkoja kuluneempaa. Myös rakennusten sijoittelulla oli selvä yhteys kulumisen laajuuteen. Jos nuotiopaikka, huoltorakennus ja päärakennus olivat kaukana toisistaan, taukopaikan kokonaiskuluminen oli suurempaa kuin jos rakennukset olivat toistensa välittömässä läheisyydessä (kuva 2). Alueen käyttöiällä ei sen sijaan ollut tilastollisesti merkittävää yhteyttä kuluneen alueen kokonaislaajuuden kanssa.

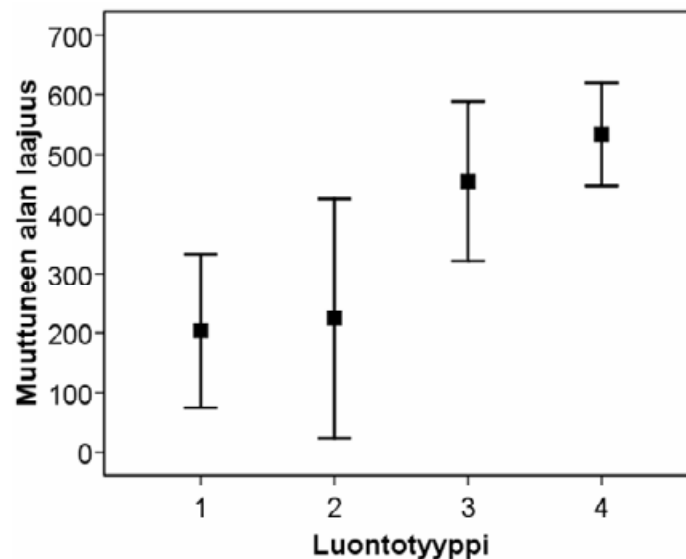
Taukopaikan luontotyyppillä oli muiden tekijöiden ohella vaikutusta kuluneen alueen laajuuteen.

Tunturikankaat ja tunturikoivikot olivat kuluneet boreaalisia metsiä enemmän. Selvimmin ero oli nähtävissä tuoreen boreaalisen metsän ja tunturikankaan välillä (kuva 3).

Tietyt kasvilajiryhmät kestivät talleausta paremmin kuin toiset. Heinäkasveja esiintyi runsaana II-vyöhykkeen ruuduilla 2 ja 3. Erityisen kestäviä olivat kylänurmikka (*Poa annua*), niittynurmikka (*P. pratensis*) ja lampaannata (*Festuca ovina*). Kylänurmikkaa kasvoi eniten vanhoilla leirialueilla, joilla oli paljon kävijöitä. Varpukasvit hävisivät nopeasti I-vyöhykkeeltä. II-vyöhykkeellä varvuissa näkyi vaurioita ja peittävyysprosentti oli selvästi alhaisempi kuin kontrolliruuduilla. Mus-



Kuva 2. Kuluneen alueen laajuuteen (m<sup>2</sup>) vaikuttavat tekijät: käyntikertojen määrä vuodessa, päärakennuksen ja nuotiopaikan etäisyys toisistaan. Luontotyypit on merkitty kuvaan symbolein: musta neliö tarkoittaa tuoretta boreaalista metsää, musta ympyrä on kuivahko boreaalinen kangasmetsä, avoin neliö on tunturikoivikko ja avoin ympyrä tarkoittaa tunturikangasta.



Kuva 3. Hajontakuviot muuttuneen alan laajuudesta (m<sup>2</sup>) ja luontotyypeistä 95 prosentin luottamusvälillä. Luontotyypit ovat: 1. tuore boreaalinen metsä, 2. kuivahko boreaalinen metsä, 3. tunturikoivikko ja 4. tunturikangas.

tikka (*Vaccinium myrtillus*) kesti tallausta puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) ja variksenmarjaa (*Empetrum nigrum*) paremmin. Sammalissa ja ruohoissa oli sekä herkkiä metsälajeja että kulu-tusta kestäviä sekundaarilajeja. Sammalia esiintyi eniten kontrolliruuduilla sekä 3-ruuduilla. Metsä-sammalet, esimerkiksi kerrossammal (*Hylocomium splendens*) ja seinäsammal (*Pleurozium schreberi*), olivat hyvin herkkiä tallaukselle, mutta kulosam-malta (*Ceratodon purpureus*), karhunsammalia (*Polytrichum* spp.) ja nuokkuvarstasammalta (*Pohlia nutans*) esiintyi I-vyöhykkeellä.

Taukopaikat olivat jonkin verran roskaantu-neita. Keskimäärin taukopaikoilta kerättiin 39 tu-pakantumpia suurempaa roskaa. Roskaisimpia alueita olivat paljon käytetyt, vanhat ja kuluneet leiripaikat. Roskien määrä korreloi positiivisesti kuluneen alan laajuuden, leiripaikan käyttöön se-kä käyntikertojen määrän kanssa. Roskia oli myös enemmän suurilla autiotuvilla kuin laavu- ja ko-tapaikoilla tai pienillä tuvilla. Huoltorakennuk-sen jätehuoltopisteen etäisyys päärakennuksesta ei vaikuttanut taukopaikan roskaisuuteen. Myös-kään jätepisteiden määrä ja jätteidenkäsittelyn opastus taukopaikalla eivät vähentäneet roskien määrää maastossa. Puuvaurioita löytyi keskimää-rin kolmesta puusta taukopaikalla. Puuvaurioiden määrään ei vaikuttanut taukopaikan ikä, käynti-kertojen määrä tai muuttuneen alueen laajuus.

## 1.4 Tulosten tarkastelu

### 1.4.1 Kuluneet alueet ja niihin vaikuttavat tekijät

Kasvillisuuden ja maaperän kulumisen poluilla ja taukopaikoilla on tärkeimpiä mittareita tutkit-taessa kävijöiden aiheuttamia ympäristömuutok-sia luonnonsuojelu- ja retkeilyalueilla. Taukopai-koille ei vain pysähdytä levähtämään vaan siellä saatetaan viettää useampia päiviä teltailemalla ja tekemällä päiväretkiä lähiympäristöön. Tallaus-vaikutus voi siten olla intensiivistä. Colen (1992) mukaan jo 200 tallauskertaa vuodessa leiripaikan ympäristössä riittää aiheuttamaan näkyviä kasvil-lisuusmuutoksia. Herkillä luontotyypeillä muu-tokseen riittää viiden yön telttailu vuodessa (Cole & Marion 1985). Tallautuneen kasvillisuuden ohella tyypillisen leiripaikan tunnistaa kulunees-ta maaperästä ja paljastuneesta kivennäismaasta. Leiripaikan puissa saattaa olla vaurioita, ympäris-

tössä lojuu roskaa ja epävirallisia nuotiopaikkoja on perustettu.

I-vyöhykettä eli ydinaluetta esiintyi taukopai-koilla päärakennuksen ja huoltorakennuksen sis-äänkäynnin edessä sekä nuotiopaikan ympärillä. Stohlgrenin ja Parsonsin (1986) mukaan I-vyö-hykkeen maaperässä on vähemmän humusta ja ravinteita, mm. tyypeä, kaliumia ja magnesiumia, kuin vertailualueiden maaperässä. Maaperä myös sisälsi vähemmän kosteutta verrattuna kontrolli-alueeseen. Tallauksen ja sen seurausvaikutusten vuoksi kasvillisuuden peittävyys sekä kasvilajien määrä jäi ydinalueella alhaisemmaksi kuin ym-päroivällä II-vyöhykkeellä.

Muuttuneen kasvillisuuden alueella eli II-vyö-hykkeellä kasvillisuutta oli selvästi jäljellä, mutta sen peittävyys oli alhaisempi kuin kontrollivyö-hykkeellä. Kasvit olivat usein vaurioituneet nä-kyvästi: lehtiä oli repeytynyt pois ja haarat olivat katkeilleet. II-vyöhykkeelle oli myös ilmaantunut tallausta kestäviä tulokaslajeja. Vaikka Stohlgren ja Parsons (1986) ovat tutkimuksissaan todenneet II-vyöhykkeen kasvillisuuslaikkujen ja humusker-roksen estävän maaperän tiivistymistä, lisäänty-nyttä ravinteiden huuhtoutumista ja pintamaan eroosiota voi silti ilmetä. Yleisesti II-vyöhykkeen laajuuteen vaikuttivat sekä kävijöiden määrä että alueen ikä, vaikkakaan jälkimmäisen riippuvuus ei ollut tilastollisesti merkitsevä laajan hajonnan vuoksi. Vanhoilla tuvilla II-vyöhyke oli suurempi kuin nuorilla tuvilla. Tämä johtuu osittain I-vyö-hykkeen kasvittumisesta sekä kävijöiden käyttä-män alueen laajentumisesta.

Vaikka I- ja II-vyöhykkeiden erottelu antaa mahdollisuuden kulumisilmiön lähempään tar-kasteluun, muuttuneen pinta-alan selvittämisellä saadaan taukopaikan kulumisesta kokonaisvaltais-ta tietoa, jota voidaan paremmin soveltaa hoidon ja käytön suunnittelussa. Lisäksi aikaisemmissa tutkimuksissa käsitellään enemmän kokonaispin-ta-alan kuin I- tai II-vyöhykkeiden kulumista. Leirialueen kulumiseen vaikuttavat useat vuo-rovaikutussuhteessa olevat tekijät ja usein onkin vaikeaa eritellä yhden tietyn tekijän vaikutusta muista (Cole 1992). Tekijöiden tärkeyttä ei siis voitu asettaa järjestykseen. Kävijöiden aiheutta-ma tallausvaikutus on kuitenkin yksi selvimmistä muutoksen aiheuttajista. Suosituilla taukopaikoil-la kulunut maapinta-ala oli näkyvästi laajempi kuin vähän käytetyillä paikoilla. Samansuuntaisia tuloksia on saanut mm. Karjalainen (1994), Cole

(1992), Kellogg (1985) ja Hoogesteger (1976). Hoogesteger toteaa vielä, että kesäkävijät vaikuttavat kulumiseen talvikävijöitä enemmän. Suurten autiotupien ympäristö näytti kulumisen pienien tupien ja taukopaikkojen ympäristöä enemmän. Suuria auto- ja varaustupia on rakennettu suositusten reittien ja kohteiden varrelle, koska niillä käy enemmän retkeilijöitä.

Taukopaikan rakennusten sijoittelu vaikuttaa kulumisen määrään. Jos päärakennus, huoltorakennus ja nuotiopaikka ovat kaukana toisistaan, tallatuksi tulee suurempi alue. Erityisesti päärakennuksen ja nuotiopaikan etäisyys vaikuttaa selvästi alueen laajuuteen. Polkujen muodostuminen saattaa tosin vähentää kokonaiskulumista suosituilla alueilla. Hoogesteger (1984) toteaa muuttuneen pinta-alan jäävän suhteellisen alhaiseksi, jos autiotuvan ympäristössä kulkeminen kanavoituu nopeasti poluille. Polut ovat kulumisen vähentäjinä merkityksellisiä erityisesti silloin, kun taukopaikan rakennusten välimatkat ovat pitkiä. Lähekkäin olevien rakennusten ympäristössä tallausvaikutus on niin voimakasta, että polut leviävät helposti laajahkoiksi kuluneiksi alueiksi.

#### 1.4.2 Luontotyyppien kulumiskestävyys

Eri luontotyyppien kulumiskestävyys eroja. Colen (1992) mukaan luontotyyppi ja käyntikertojen määrä yhdessä vaikuttavat kasvillisuuden vaurioiden ja kulumisen laajuuteen. Kestävillä luontotyypeillä on kaksi eri strategia: niillä on joko kyky vastustaa tallauksen aiheuttama vahingoittumista tai kyky palautua nopeasti tallausvaikutuksen jälkeen (Cole 1995a, 1995b, 1995c, Monz 2002). Kulumista huonoimmin kestävät luontotyypit ovat yleensä hyvin kuivia, kuten jäkäläkankaat, tai hyvin kosteita, kuten suot, joilta puuttuvat edellä mainitut ominaisuudet (Hemmi 1995, Arnesen 1999). Ukkola (1995) on luokitellut luontotyypit kulumiskestävyysperusteella herkkiin ja kestäviin tyyppiin. Märät suot kuuluvat ensimmäiseen luokkaan, joka kuluu jo muutamasta tallauskerrasta. Suot, ruohovaltaiset metsät ja kuivat kankaat ovat luokassa kaksi. Näiden tyyppien kulumiskestävyys on heikko. Luokkaan kolme kuuluvat kuivahkot kankaat, ja luokkaan neljä kuuluvat tallausta parhaiten kestävät tuoreet kangasmetsät. Myös Kellomäen (1975) tutkimuksissa tuoreiden mustikkatyyppien kankaiden kulumiskestävyys oli

suurempi kuin kuivahkojen ja kuivien variksenmarja- ja jäkälävaltaisten kankaiden.

Tunturikankaiden luontotyypit ovat herempiä kulumiseen kuin vastaavanlaiset metsäiset luontotyypit (Hoogesteger 1984). Pallaksen–Ounaksen alueella tehdyissä tutkimuksissa merkittävä ero oli havaittavissa vain tuoreen boreaalisen kangasmetsän ja avoimen tunturikankaan välillä. Jälkimmäisellä kulumisen oli huomattavan voimakasta. Muiden tyyppien, tunturikoivikoiden ja kuivahkojen kankaiden, väliltä ei todettu merkittäviä eroja. Tunturikankailla ja tunturikoivikoilla oli kuitenkin suuntaus kulumiseen enemmän kuin metsäisillä luontotyypeillä. Lähes kaikki tunturikankaiden ja tunturikoivikoiden muuttajat olivat keskiarvoa suurempia, jolloin kulumisvaikutukset olivat niillä suurempia kuin muilla tyypeillä.

#### 1.4.3 Kasvilajien kulumiskestävyys

Eri kasvilajien kulumiskestävyystutkimukset ovat keskittyneet lähinnä kasvimorfologisiin ja kestävyyttä parantaviin ominaisuuksiin. Colen (1995a) mukaan morfologiset ominaisuudet selittävätkin yli 50 prosenttia kasvilajien kestävyystä. Kestävimpä kasveja ovat matalat ja mätäsmäisesti kasvavat heinät. Myös mattomaiset ja ruusukkeiset monivuotiset ruohokasvit ovat osoittautuneet kestäviksi tallausta vastaan (Hoogesteger 1984, Kellogg 1985, Stohlgren & Parsons 1986). Karhean paksut lehdet ja varret parantavat kasvin kulumiskestävyttä (Cole 1987a, Arnesen 1999). Helposti vahingoittuvia ovat pystyt varvut ja ruohomaiset pensaat. Kestävyys perustuu pitkälti myös kasvien talvehtimistapaan. Maanpinnan matalatalvehtijat kestävätkin heikosti tallausta, mutta pinnan alla juurakkona, sipulina tai siemenenä talvehtijoissa on paljon kestäviä lajeja (Cole 1995a).

Lajien ja lajiryhmien kestävyys eroja (Kellomäki 1973, Hoogesteger 1976, Stohlgren & Parsons 1986, Cole 1995a, 1995b, 1995c, Törn ym. 2006) Tämän aineiston tulokset tukevatkin aikaisempia tutkimuksia. Varpukasvit olivat arkoja ja hävisivät tallauksen lisääntyessä. I-vyöhykkeeltä ne puuttuivat lähes täysin. Mustikka (*Vaccinium myrtillus*), puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) ja variksenmarja (*Empetrum nigrum*) kestävätkin heikosti tallausta ja ne olivat yleensä hävinneet päärakennuksen lähiympäristöstä. I-vyöhykkeen varpujen peittävyys oli alle puoli prosenttia, mutta 2- ja 3-ruuduis-



sa niiden määrä oli noin viisitoista prosenttia. Muuttumattomalla alueella varpujen peittävyys oli keskimäärin yli kuusikymmentä prosenttia. Colen (1987a) mukaan paksut lehdet parantavat kasvin kulumiskestävyyttä, mutta tässä tutkimuksessa ohutlehtinen mustikka näytti kestävän talleusta hieman paksulehtistä puolukkaa paremmin. Pystyvartinen variksenmarja kesti vielä huonommin talleusta kuin puolukka ja mustikka.

Sammalissa ja ruohoissa oli sekä herkkiä metsälajeja että kestäviä tulokaslajeja. Pitkälehtiset ja ohutvartiset metsäsammalet, kerros- ja seinäsammal (*Hylocomium splendens* ja *Pleurozium schreberi*), olivat hyvin herkkiä eikä niitä esiintynyt päärakennuksen ympäristössä kuin pieniä määriä. I-vyöhykkeellä seinäsammalen jäänteitä ei esiintynyt lainkaan. Sen sijaan paksuvartiset ja lyhytlehtiset metsäsammalet, kuten karhunsammalet (*Polytrichum* spp.) ja kynsisammalet (*Dicranum* spp.) saattoivat kasvaa runsaina II-vyöhykkeellä. Niiden kasvutapa oli kuitenkin erityyppinen kuin metsässä. Tallatulla alueella ne kasvoivat matalina tiukoissa paakuissa. Näitä sammalia ei määritetty lajeittain ja onkin todennäköistä, että talleusta sietivät vain tietyt kynsi- ja karhunsammallajit. Maksasammaliin kuuluvaa keuhkosammalta (Marchantiaceae) sekä nuokkuvarsta- ja kulosammalta (*Pohlia nutans* ja *Ceratodon purpureus*) kasvoi usein kitukasvuina I-vyöhykkeellä ja yleisenä II-vyöhykkeellä. Tyypillisesti ne olivat mattomaisia ja matalia, jolloin talleus ei kyennyt rikkomaan niiden rakennetta.

Heinäkasvit kestivät jatkuvaa talleusvaikutusta. Heiniä esiintyikin runsaana muuttuneella II-vyöhykkeellä sekä vähäisiä määriä paljaaksi kuluneella I-vyöhykkeellä. Suurin osa heinistä oli alueelle luontaisesti kuulumattomia tulokas- eli sekundaarilajeja. Tulokaslajeille on tyypillistä se, että ne kasvavat ja leviävät suhteellisen nopeasti pienten siemenien avulla ja menestyvät erityisesti häiriöalttiissa ympäristöissä, missä kilpailu ei ole voimakasta (Kellogg 1985). Kuitenkin tunturialueilla sekundaarilajiston kulkeutuminen taikopaikoille on hidasta. Yleensä niitä esiintyy vain yli kahdeksan vuotta vanhoilla leirialueilla (Hoogesteger 1976). Pallaksen–Ounaksen alueella tutkituilla taikopaikoilla kasvoi runsaasti tulokaslajeja. Kylänurmikkaa (*Poa annua*) esiintyi erityisesti vanhoilla taikopaikoilla, joilla oli paljon kävijöitä. Myös niittynurmikan (*Poa pratensis*) esiintyminen riippui olennaisesti alueen iästä.

Uusille leiripaikoille ei ollut vielä ehtinyt kulkeutua tulokaslajeja. Muita taikopaikoilla yleisesti esiintyviä tulokaslajeja olivat ahosuolaheinä (*Rumex acetosella*), niittyleinikki (*Ranunculus acris*), polkusara (*Carex brunnescens*), punanata (*Festuca rubra*), ratamo (*Plantago major*), siankärämä (*Achillea millefolium*), valkoapila (*Trifolium repens*) ja voikukka (*Taraxacum* sp.).

Taikopaikkojen nurmettumista ja tulokaslajien ilmestymistä voidaan pitää joko positiivisena tai negatiivisena ilmiönä. Hoogestegerin (1976) mukaan talleuksen aiheuttama häiriötä voidaan pienentää edistämällä sekundaarilajiston syntyä. Tulokaslajeista muodostuva sekundaarinen kasvillisuus saa taikopaikan ympäristön kestäväksi estäen eroosion leviämistä ja maaperän kulumista. Beardsley ym. (1974) jopa ehdottaa nurmensiemenen kylvämistä ja maaperän lannoitusta suosituilla taikopaikoilla. Kylvetty nurmi vaatii kuitenkin kastelujärjestelmän ja jatkuvan hoitamisen, eikä menetelmä sovi suomalaisen kansallispuisto- ja eräretkeilyperinteeseen. Kellogg (1985) ja Marionin ym. (1986) mukaan tulokaslajien leviämistä olisi kontrolloitava, koska niiden ilmestyminen heikentää suojelualueiden luonnontilaisuutta. Tulokaslajit saattavat levitä taikopaikoilta luontoon ja vallata elintilaa alkuperäisiltä kasvilajeilta. Sekundaarilajeja voidaankin käyttää indikaattoreina, kun halutaan selvittää taikopaikkojen kestävyys ja mahdollinen liikakäyttö.

#### 1.4.4 Keinoja kulumisen vähentämiseksi

Useiden tutkimusten mukaan (Cole & Marion 1985, Stohlgren & Parsons 1986, Cole 1995c) taikopaikkojen määrän minimointi ja telttailun keskittäminen vain muutamalle kohteelle estää paremmin alueen kulumista kuin taikopaikkojen hajauttaminen. Retkeilijöitä ohjeistetaan leiriytymään jo talleuksen vaikutuksesta vahingoittuneille taikopaikoille, jolloin kasvittoman ydinvyöhykkeen kokonaispinta-alaa estetään laajenemasta muualla puistossa. Hyvin suositut alueet kuluvat kuitenkin nopeasti, jolloin voidaan joutua harkitsemaan taikopaikan sulkemista. Stohlgren & Parsons (1986) ehdottavat kierrätysmallia, jossa osa taikopaikoista on suljettuna palautumassa ja osa käytössä. Tämä tuskin toimisi varsinkaan Pohjois-Suomen oloissa, jossa kasvien ja maaperän palautuminen vaurioista on hyvin hidasta. Monz

(2002) ehdottaa tundra-alueille hajauttamismallia, jossa valmiita polkuja tai taukopaikkoja ei ole. Retkeilijät itse valitsevat reittinsä ja leiripaikkansa mahdollisimman vähäisin ympäristömuutoksien. Hajauttamismalli on käytännöllinen kuitenkin vain silloin, kun retkeilijöitä on vähän ja tallausvaikutus pysyy pienenä esim. hankalasti saavutettavilla erämaa-alueilla.

Taukopaikat tulisi sijoittaa vain tallauksenkestäville luontotyypeille. Ohjaamalla virkistyskäyttöä kestävämmille luontotyypeille vähennetään tallauksen aiheuttamia vaikutuksia: maaperän ja kasvillisuuden kulumista sekä eroosiota. Jotkut luontotyypit vaurioituvat jopa 30 kertaa herkemmin kuin toiset (Cole 1995a), joten luontotyypin valinnassa on oltava huolellinen. Pallaksen–Ounaksen alueella toteutetussa tutkimuksessa kestävimiksi luontotyypeiksi osoittautuivat tuoreet puolukka-mustikkavaltaiset sekametsät. Tunturikankaat kannattaisi jättää rakentamatta, koska ne kuluvat selvästi metsäisiä tyyppiä enemmän. Tunturikankailla kulunut maaperä näkyy pitkälle ja aiheuttaa esteettistä haittaa. Hoogestegerin (1976) mukaan niittymäiset jokivarret olisivat hyviä sijoituspaikkoja autiotuville. Myös Colen (1995a, 1995b, 1995c) tutkimusten mukaan taukopaikat sopivat heinä- ja saravaltaisille kasvillisuustyypeille. Hyvin kuiville, jäkälä- ja variksenmarjavaltaisille alueille ei ole suotavaa rakentaa taukopaikkoja, koska jäkälät ja pystyt, puuvartiset varvut vahingoittuvat helposti.

Palveluvarustuksen oikealla sijoittamisella voidaan vähentää selvästi tallauksen aiheuttamaa kulumista. Päärakennus, nuotiopaikka ja huoltorakennus tulisi rakentaa lähelle toisiaan, jolloin minimoidaan kävelyn tarve rakennusten välillä (liite 2). Nuotiopaikan sijoittamisessa täytyy kuitenkin huomioida paloturvallisuustekijät, kuten riittävän turvavälin jättäminen rakennuksiin sekä vesipisteen läheisyys. Hoogestegerin (1976) mukaan autiotuvan ja vesistön välinen alue kuuluu yleensä muuttuneeseen vyöhykkeeseen. Tulipaikan järkevä sijainti olisikin päärakennuksen ja vesipisteen (yleensä puro, joki tai järvi) välissä, jolloin yhdistettäisiin kulkeminen sekä vesipisteelle että nuotiopaikalle. Monilla retkeilyalueilla huoltorakennukseen on sijoitettu sekä puuvarasto, jätepisteet että käymälä. Huolto- ja päärakennuksen välillä kuljetaan paljon, joten kulkemisen kannalta huoltorakennus kannattaisi sijoittaa lähelle päärakennusta. Mahdollisten hajuhaittojen

sekä hygienia-asioiden takia käymälän tulee kuitenkin olla riittävän etäisyyden päässä päärakennuksesta. Käymälä voidaan sijoittaa myös erikseen, kauemmaksi muista rakennuksista. Silloin on huolehdittava, että kulku kanavoituu yhdelle polulle eikä laajenna muuttunutta aluetta entisestään. Taukopaikan rakennelmat voidaan rakentaa myös retkeilyreitille varrelle, jolloin kaikki kulkeminen taukopaikalla keskittyy jo valmiiksi kuluneelle polulle (liite 3).

Taukopaikoilla risteilee paljon polkuja, jotka kanavoivat kulkemista ja estävät osaltaan muuttuneen vyöhykkeen jatkuvaa laajenemista (Hoogesteger 1976). Siksi polut pitäisi perustaa ja merkitä valmiiksi uusille taukopaikoille. Taukopaikoillakin polkuja voi kattaa pitkospuilla. Siten estetään maaperän kulumista erityisesti kosteilla ja kuiville luontotyypeillä. Saunan ympärillä pitkospuut ovat käytännölliset, varsinkin jos viemärointi on huono ja vesi valuu maaperään. Jos taukopaikka sijaitsee rinteessä, esim. joentörmällä, kulumisriski on hyvin suuri (Hoogesteger 1976). Rinteesiin kannattaakin rakentaa portaita, joilla kulu- tus on helppo rajata halutulle alueelle. Rantaan voi rakentaa laudoista tai luonnonkivistä pienen laiturin tai tasanteen, joka estää rantapenkereen kulumista. Jäät ja tulvavedet tosin kuluttavat rantaa keväisin ja massiiviset rakennelmat saattavat rikkoutua ja kulkeutua alajuoksulle.

Muuttunutta vyöhykettä laajentaa erityisesti intensiivinen telttailu taukopaikan ympäristössä. Maaperän kuluessa kivet ja juuret paljastuvat, jolloin telttapaikka hylätään ja etsitään uusi, kasvillisuuden peittämä paikka kauempaa. Telttailua pitää rajoittaa osoittamalla tiettyjä leiriytymispaikkoja, joiden ulkopuolelle ei saa pystyttää telttaa. Telttailualueen voi rajata esim. matalalla riukuaidalla. Kivien ja juurten aiheuttamaa maaperän epätasaisuutta voi parantaa kuorihakkeella tai kutterilastulla. Telttapaikkojen salaojittamisella estetään veden kertyminen kuoppiin ja painanteisiin. Taukopaikalle voi rakentaa myös puisia telttailualustoja, jotka mahdollistavat telttailun kivisessäkin maastossa lähellä muita taukopaikan rakenteita. Siirrettäviä telttailualustoja on käytössä ainakin Koloveden kansallispuistossa ja Kevon luonnonpuistossa Utsjoella.

Liiallisen kulumisen ja häiriöiden estämiseksi kansallispuistoihin on ajoittain harkittu aluekohtaisia käyttörajoituksia ja pääsymaksuja. Rajoitukset ja maksut toimitettiin kuten metsästy- ja

kalastusluvut, jolloin jokaisen retkeilijän olisi luonnastettava itselleen retkeilykortti (Silvennoinen & Tyrväinen 2001). Suomessa ja muissa Pohjoismaissa luonnossa liikkumista on kuitenkin aina hallinnut jokamiehenoikeus, jonka perusteella retkeily on yleensä mahdollista ja maksutonta. Huhtalan ym. (2001) laatimassa kyselyssä kansalaiset olivat haluttomia maksamaan pääsystä virkistysalueelle, mutta autiotupien ja tulipaikkojen käyttömaksuihin suhtauduttiin suopeasti. Suurin osa vastaajista oli kuitenkin tyytyväinen nykyjärjestelmään, jossa yhteiskunta maksaa virkistyspalvelujen kustannukset. Jos palveluita muutettaisiin maksulliseksi, saattaisi retkeily siirtyä maksuttomille alueille.

Suuret ryhmät aiheuttavat enemmän vahinkoa virkistysalueilla kuin yksittäiset retkeilijät. Colen (1992) mukaan 10 hengen seurue tuhoaa taukopaikan kasvillisuutta 25 kertaa suuremman määrän kuin kahden retkeilijän ryhmä. Yhtenä vaihtoehtona kansallispuistojen liikakäytölle pidetään ryhmäkoon rajoittamista. Tiukkoja rajoituksia on kuitenkin hankalaa ja kallista valvoa. Retkeilijät voivat myös kokea rajoitukset jokamiehenoikeuden vastaisina. Kantokyvyn rajoilla olevat kansallispuistot ja suojelualueet voivat kuitenkin antaa ryhmäkoon suosituksia, jolloin suuret ryhmät, kuten leirikoulut ja vaellusriippileirit, luultavasti hakeutuisivat retkeilemään muille alueille. Suuria ryhmiä voi myös porrastaa, jolloin samaan aikaan alueella saisi kulkea vain yksi isompi joukko. Suurten ryhmien tulisi ilmoittautua ennakoon, jolloin virkistysalueen henkilökunta pystyy antamaan ryhmille omat vaellusajat.

#### 1.4.5 Roskaantuminen taukopaikoilla

Roskaisimpia alueita puistossa olivat paljon käytetyt ja kuluneet taukopaikat. Myös alueen ikä vaikutti roskaantumiseen. Roskia löytyi enemmän vanhoilta kuin uusilta taukopaikoilta. Roskia oli enemmän suurten autiotupien ympäristössä kuin laavu- ja kotapaikoilla tai pienillä tuvilla. Jätehuollon ongelmana olivat varsinkin autiotupien edustojen pienet roskat, tupakantumpit ja pakkauspaperit sekä metallit. Usein myös jätteiden lajittelu oli epäonnistunut, jolloin pullonkeräyspisteestä ja tuhka-astiasta löytyi sinne sopimattomia jätettä. Jätepisteiden määrä taukopaikalla ei näyttänyt vähentävän roskien määrää alueen ympäristössä. Roskia oli enemmän niillä tauko-

paikoilla, joissa jätehuolto pisteitä oli vähintään viisi. Myöskään tuhka-astian olemassaolo ei vähentänyt tuhkakasojen määrää taukopaikan ympäristössä. Lajittelupisteet sijaitsevat suosituilla ja suurilla taukopaikoilla, joten on oletettavaa, että roskaisuus johtui suuresta käyntikertojen määrästä eikä lajittelupisteiden lukumäärästä. Kävelymatkan pituus päärakennukselta lajittelupisteelle ei vaikuttanut roskien määrään taukopaikalla.

Kansallispuistoissa pyritään roskattomaan retkeilyyn. Maatuvat jätteet voidaan kompostoida käymälässä tai kompostissa ja palavat jätteet tulisi polttaa. Muuten retkeilijöiden odotetaan tuovan itse omat roskansa pois maastosta. Roskattoman retkeilyn myötä kansallispuistoissa pyritään kehittämään jätteiden lajittelun ohjeistusta (Metsähallitus 2005). Jokaisella taukopaikalla tulisi olla jäteopaste, jossa kerrotaan paikan jätehuollosta, jätepisteiden sijainnista, retkeilijöiden omatoimisuudesta ja roskattomasta retkeilystä. Roskaantumisen liittyi suoraan käyntikertojen määrään ja alueen kokoon. Suurimmilla autiotuvilla oli eniten opasteita mutta myös eniten roskaavia kävijöitä. Tämä havainto ei kuitenkaan tarkoita, että jäteopastus olisi turhaa. Ilman ohjeita roskia saattaisi olla taukopaikoilla vieläkin enemmän.

#### 1.4.6 Taukopaikkojen seuranta tutkimus ja muutoksen mittarit

Taukopaikoille olisi hyvä perustaa seurantaohjelma, jolla ympäristömuutoksia inventoitaisiin muutaman vuoden välein. Näin suunnittelijat saisivat tietoa taukopaikan tilan muuttumisesta ja pystyisivät tarvittaessa laatimaan suunnitelmia tilanteen parantamiseksi. Seurantaohjelmalla voitaisiin myös vertailla eri virkistysalueiden taukopaikkoja. Seurantaohjelman pitäisi olla selkeä ja nopea toteuttaa maastossa. Yhden lomakkeen pitäisi riittää taukopaikkaa kohden. Ohjelman tulisi olla luotettavasti toistettava, jolloin mittauksista saadaan sama tulos tekijästä riippumatta. Cole (1983) on suunnitellut Yhdysvaltojen oloihin soveltuvan taukopaikkojen seurantaohjelman, jossa keskitytään tiettyjen muuttujien mittaamiseen ja tutkimiseen. Tärkeimmiksi muuttujiksi mainitaan paljaaksi kuluneen alueen pinta-ala, taukopaikan kokonaispinta-ala, paljastuneen mineraalimaan pinta-ala, taukopaikan puhtaus, puuvauriot, juurien paljastuminen ja kasvillisuuden muutokset.

Virkistysalueiden suunnittelijat ovat kehittäneet erilaisia taukopaikkaluokituksia (mm. Frissel 1978, Ormio 1981), joilla taukopaikan tila voidaan ilmaista luokittelusteikolla. Yleensä käytetään luokitusta yhdestä viiteen, jossa kuntoluokka yksi edustaa hyvin vähän muuttunutta taukopaikkaa ja kuntoluokka viisi tarkoittaa voimakkaasti kulunutta ja suljettavaa taukopaikkaa. Luokittelussa käytetään helposti havaittavia indikaattoreita, kuten maaperän kulumista, mineraalimaan ja juurien paljastumista sekä kuolleiden puiden lukumäärää. Luokittelu on helppo ja nopea tapa, kun halutaan arvioida useita taukopaikkoja ja vertailla niitä keskenään (Frissel 1978). Tosin yksi luokittelumuuttuja ei anna kovin kattavaa tietoa muutoksen syistä eikä perusteista. Luokittelusta on kuitenkin apua hoidon ja käytön suunnittelussa muiden ympäristömuutosmittareiden ohella.

Suurimpia ongelmia taukopaikoilla on maaperän kuluminen. Kuluneen maaperän pinta-ala onkin hyvä indikaattori, kun halutaan määritellä taukopaikan käytön intensiteettiä. Myös Colen (1992) mukaan tärkein muutoksen määrittäjä on kuluneen maaperän laajuus. Kuluneesta alueesta on hyvä piirtää pohjapiirros millimetripaperille, jolloin mittaamalla syntyneet epätasallisuudet voidaan oikaista piirtäen. Pohjapiirroksista nähdään alueen leviämisen suuntaus sekä lasketaan kätevästi kuluneen maan kokonaispinta-ala. Vuosien kuluessa piirrettyjä pohjapiirroksia on myös helppo vertailla keskenään.

Taukopaikoilla kasvavia tulokaslajeja eli sekundaarikasveja voidaan käyttää indikaattoreina muutoksen määrittelyssä. Indikaattoriksi valittavan lajin pitäisi olla yleisesti esiintyvä ja laajalle levinnyt, jotta se kasvaisi mahdollisimman monella tutkittavalla taukopaikalla. Lisäksi indikaattorin prosenttipeittävyyden pitäisi olla suuri kuluneella alueella, jotta ilmiöstä saataisiin tilastollinen varmuus (Kellogg 1985). Indikaattorina voisi käyttää esim. kylänurmikan tai lampaannadan prosenttipeittävyyttä. Lampaannataa puoltaa sen esiintyminen lähes kaikilla taukopaikoilla, mutta kylänurmikka on monikäyttöisempi, koska se reagoi käyntikertojen määrään ja yleisty vanhoilla taukopaikoilla. Indikaattorilaji voi olla myös alueella luontaisesti esiintyvä kasvilaji, joka häviää ensimmäisenä tallausvaikutuksen lisääntyessä. Selvittämällä tämän indikaattorilajin prosenttipeittävyys taukopaikan ympäristössä voitaisiin ennustaa I- ja II-vyöhykkeiden leviäminen ja leviämisen nopeus.

Indikaattorilajin pitäisi olla herkkä kulutukselle ja hyvin yleinen. Sitä tulisi kasvaa jokaisella tutkittavalla taukopaikalla. Mustikka voisi olla yksi tällainen laji. Mustikan peittävyys luontotyypistä riippuen oli noin 20 % tutkituilla alueilla. Peittävyyden pudotessa esimerkiksi 10 prosenttiin on vaarana muuttuneen alueen laajeneminen ja sekundaarisen kasvillisuuden leviäminen. Säännöllisillä mustikan peittävyysmittauksilla voidaan seurata taukopaikan tilan kehittymistä.

## 1.5 Yhteenveto

Tutkimuksessa selvitettiin käyntikertojen määrän, alueen käyttöä ja luontotyypin vaikutusta taukopaikan ympäristön kulumiseen ja roskaantumiseen. Lisäksi tutkittiin, mitkä luontotyypit, kasvillisuustyypit ja niillä esiintyvät kasvit ovat herkkiä kulumiselle ja miten taukopaikkojen ympäristömuutoksia voitaisiin seurata, ehkäistä ja vähentää.

Retkeilykäytön aiheuttamassa kulumisprosessissa kenttä- ja pohjakerroksen kasvillisuus sekä humuskerros tuhoutuivat osittain tai kokonaan. Taukopaikan rakenteiden välittömään ympäristöön muodostui paljaaksi kulunut I-vyöhyke ja sen ympärille muuttuneen kasvillisuuden II-vyöhyke. Kuluneen pinta-alan laajuus oli 20 tutkitulla taukopaikalla keskimäärin 321 m<sup>2</sup>, josta I-vyöhykkeen osuus oli 27 %. Kulumisen laajuus riippui merkittävästi käyntikertojen määrästä ja luontotyypistä. Alueen käyttöillä ei ollut merkittävää yhteyttä kuluneen pinta-alan laajuuteen. Erityisen herkkiä ympäristöjä olivat tunturikankaat ja kuivat, jäkälävaltaiset metsät sekä tunturikoivikot. Kestävimpiä olivat kuivahkon kankaan mäntyvaltaiset metsätyypit.

Kenttäkerroksesta hävisivät nopeasti käytön alettua ikivihreät varvut: variksenmarja (*Empetrum nigrum*) ja puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*). Pohjakerroksen herkimpiä lajeja olivat metsäsammalet: kerrossammal (*Hylocomium splendens*) ja seinäsammal (*Pleurozium schreberi*). Vapautunutta kasvutilaa täyttivät osittain II-vyöhykkeellä kestävät heinälajit: kylänurmikka (*Poa annua*), niittynurmikka (*P. pratensis*) ja lampaannata (*Festuca ovina*). Kylänurmikkaa kasvoi eniten vanhoilla leirialueilla, joilla oli paljon kävijöitä. Suurin osa heinälajeista oli alkuperäiselle kasvupaikalle kuulumattomia tulokas- eli sekundaarilajeja. Näitä voidaan käyttää kasvillisuuden ku-

lumisen indikaattorilajeina samoin kuin herkästi kuluvia lajeja.

Rakenteiden sijoittelulla voitiin vaikuttaa kulumiseen laajuuteen ja voimakkuuteen. Jos rakenteet esim. sijoitettiin lähellä toisiaan tai polun varrelle, kulkeminen keskittyi valmiiksi kuluneelle alueelle. Rakenteilla, kuten pitkospuilla, sekä käytävien ja telttailupaikkojen jäsentelyllä ja rajaamisella voitiin myös vähentää maaperän kulumista. Kaikkein herkimpiä ympäristöjä tulee välttää kokonaan retkeilykäytössä. Kuluneen maaperän ohella taukopaikoilla ilmeni jonkin verran puiden vaurioitumista ja roskaisuutta.

Tutkimuksessa kehitettiin ja testattiin mittaus- ja seurantamenetelmää, jota voidaan soveltaa muillakin alpiinisen ja borealisen vyöhykkeen retkeilykäyttöalueilla. Niiden taukopaikoille on suositeltavaa perustaa seurantaohjelma pysyvine koealoineen, jotta taukopaikan ympäristömuutoksia voidaan inventoida tarkasti muutaman vuoden välein. Näin suunnittelijat saavat säännöllisesti tietoa taukopaikan tilan muuttumisesta ja pystyvät tarvittaessa laatimaan suunnitelmia muutosten ehkäisemiseksi.

## 1.6 Deterioration and changes to vegetation and littering at rest points located on hiking trails in the Pallas–Yllästunturi National Park

The purpose of the study was to determine what impact the following factors have on the deterioration of and littering in the surroundings of rest points: the number of visits, how long an area has been used, and the habitat type. The intention was also to study which habitat and vegetation types, as well as the plants that appear therein, are vulnerable to deterioration and how changes to rest point environments can be monitored, prevented and reduced.

In the deterioration process caused by recreational use, herb-layer and ground-layer vegetation, as well as the humus layer, have been either partially or completely destroyed. The areas in the immediate vicinity of rest points that have completely deteriorated constitute Zone I, and the changed vegetation surrounding that environment Zone II. In the 20 rest points studied, the extent of the deteriorated area averaged 321 m<sup>2</sup>, with Zone I accounting for 27 per cent. There was a statistically significant correlation between

the extent of the deterioration and the number of visits and habitat type. The length of time the area has been used had no significant connection to the extent of deterioration in an area. Particularly vulnerable environments were alpine heaths and dry, lichen-dominated forests, as well as mountain birch groves. The hardiest were pine-dominated, moderately dry mineral soil forests.

Evergreen shrubs located on the terrain level were destroyed quickly when the area in question was in active use: namely, crowberry (*Empetrum nigrum*) and lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea*). The most vulnerable ground-layer vegetation species were the forest mosses fern moss (*Hylocomium splendens*) and Schreber's feathermoss (*Pleurozium schreberi*). Areas in Zone II where space became available for new vegetation were taken over by the following hardy grasses: annual bluegrass (*Poa annua*), smooth meadow grass (*P. pratensis*) and blue fescue (*Festuca ovina*). The most abundant annual bluegrass stands were found in old camping grounds that had a high number of visitors. Most of the tall grasses were not originally part of the vegetation found there, and are therefore considered secondary species. They, as well as vulnerable species, can be used as indicator species to determine the extent to which the vegetation has deteriorated.

The location of structures was shown to affect the extent and degree of deterioration, for example, by situating them close to each other or near paths, whereby passage was then directed to areas already in a state of deterioration. By using structures such as boardwalks, and by organising and marking off campsites, soil erosion can be further reduced. The most vulnerable environments should be completely off limits for recreational use. In addition to soil erosion, some damage to trees and littering was detected at rest points.

During the study, measuring and monitoring methods were developed and tested, and they can be adapted to other recreational areas in alpine and boreal zones. It is recommended that a monitoring programme with permanent plots be established at such rest points so that environmental changes can be precisely inventoried every few years. This would provide planners with regular information on the changes that occur at rest points and enable them to devise plans to prevent changes, if needed.

## 2 Natura-luontotyyppien kasvillisuuden kulumiskestävyys kansallispuiston retkeilyreiteillä

*Leena Soininen*

### 2.1 Johdanto

Pallas–Ounastunturin kansallispuisto liitettiin Suomen Natura 2000 -suojelualueverkostoon alpiinisen vyöhykkeen alueiden joukossa vuonna 2003. Boreaalisen vyöhykkeen alueet hyväksyttiin verkostoon vuoden 2005 alussa. Natura-luontotyytit ovat Euroopan yhteisön tärkeinä pitämiä luontotyyppiä, jotka ovat yhteisön alueella harvinaisia, pienialaisia tai esiintymisalueensa ominaispiirteitä hyvin edustavia. Natura-luontotyyppien suojelutaso tulee EU:n luontodirektiivin mukaan säilyttää suotuisana, jolloin luontotyyppin luontainen levinneisyys, rakenne ja toiminta säilyvät ja samalla tulee suojelluksi luontotyyppille ominainen lajisto (Airaksinen & Karttunen 2001).

Pallas–Ounastunturin alueen vuosittainen käyntikertojen määrä on noin 125 000 (Sulkava ym. 2004) ja koko Pallas–Yllästunturin kansallispuiston yli 300 000. Kaikkiaan Suomen kansallispuistojen kävijämäärät ovat kaksinkertaistuneet viimeisen 10 vuoden aikana (Fotiou ym. 2003). Kansallispuistojen tehtävänä on suojelutavoitteiden lisäksi palvella ympäristökasvatusta, opetusta ja yleistä luonnontuntemusta ja -harrastusta sekä luonnon ehdoilla tapahtuvaa virkistystä (Metsähallitus 2002). Retkeilykäytön yhä kasvaessa on alueen käyttö suunniteltava ekologisesti kestäväksi, jotta lajien ja luontotyyppien suotuisa suojelutaso säilyy.

Pohjoinen ja erityisesti alpiininen kasvillisuus on herkkää kulumaan ankaran elinympäristön, lyhyen kasvukauden, lajien vähäisyyden, kasvien hitaan kasvun ja nopeasti lisääntyvien kasvilajien puuttumisen vuoksi (Forbes ym. 2001, Tolvanen ym. 2005). Jopa suhteellisen vähäinen, pienen mittakaavan häiriö voi aiheuttaa välittömän ja pysyvän muutoksen herkkään kasvillisuuteen ja maaperään. Kasvillisuuden tallauskestävyys sekä tallaamisen aiheuttaman muutoksen nopeus kuitenkin vaihtelevat luontotyyppin mukaan. Keskiravinteiset kasvillisuustyytit kestävät yleensä

kulutusta parhaiten, kuivat ja karut sekä tuoreet ja ravinteiset tyytit huonoimmin (Kellomäki & Saastamoinen 1975). Kasvillisuuden kulutuskestävyyteen vaikuttavat luontotyyppin maaperän ominaisuudet, alueen koko, kasvilajien väliset vuorovaikutussuhteet, kuten valo- ja ravinnekilpailu, kasvien rakenne ja kasvutapa sekä kulu- van ja uusiutuvan biomassan suhde (Cole 1987b, Monz 2002). Näihin taas vaikuttavat kulutuksen määrä ja laatu, ajankohta, lajien ekologinen sopeutuminen kasvupaikan oloihin sekä eri kasvilajien morfologiset, organologiset ja anatomiset ominaisuudet.

Kasvillisuus, sen elinvoimaisuus ja siinä ilmenevät vauriot ilmentävät luontotyyppin tilaa. Tallaamisen aiheuttamien suorien vaikutusten – kasvillisuuden kulumisen – lisäksi on polkujen käytöllä myös epäsuorat vaikutuksensa. Tallattu maaperä vaikeuttaa kasvien ravinteidenottoa maan huokostilavuuden pienentyessä ja kasvupaikkaominaisuuksien samalla heiketessä. Voimakkaan tallaamisen seurauksena vähentyvä tai häviävä pintakasvillisuus ja humuskerros johtavat eroosioon, jonka tärkeimpänä aiheuttajana tuntuureilla on sade- ja sulamisvesi. Samalla puiden juuret joutuvat alttiiksi mekaanisille vaurioille ja kuivuudelle ja niiden kasvu hidastuu (Nylund ym. 1979). Tallaamisen vaikutuksesta myös kasvien infektiotaltius kasvaa. Retkeilyn vaikutuksiin voidaan lukea myös kävijöiden luontoon heittämät roskat. Kasvillisuudessa lojuvat roskat aiheuttavat esteettisen haitan lisäksi kasvillisuuden vähenemistä roskien alla.

Jokaisella luontotyyppillä ja ekosysteemillä on oma kantokykynsä ja rajansa kestää kulutusta ja käyttöä. Luontotyyppin suurin mahdollinen ihmisen aiheuttama muutos, joka ei muuta tyyppiä toiseksi, on erilainen ja riippuu alueen käytön voimakkuudesta, laadusta ja ajallisesta vaihtelusta, alueen kasvillisuudesta, eläimistöä, pinta-alasta ja sijainnista (Hammit & Cole 1998). Ainakin yleisimmille kansallispuiston Natura-luontotyypeille olisi tarpeen löytää sopiva kävijämäärä, jonka aiheuttama häiriö luontotyyppillä ei vielä muuta

sitä toiseksi. Sen mitoittamiseksi tarvitaan kasvillisuustutkimuksia koko Natura-luontotyyppin kunnan seuraamiseksi. Sopiva kasvi-indikaattori ilmentää sekä tallauskestävyyttä että toipumiskykyä tallauksen jälkeen (Gallet & Rozé 2001). Jokaisessa kasviyhteisössä on eri tavoin häiriöön reagoivia lajeja ja siten eri luontotyypeille on mahdollista löytää omat indikaattorilajinsa (Kellogg 1985). Kun retkeilyn aiheuttamaa muutosta ilmentäviä kasveja tai kasviyhteisöjä seurataan alueen luontotyypeillä, on kävijävirrat mahdollista ohjata kulumiskestävyydeltään paremmille alueille ennen kuin luontotyyppin suurimman sallitun muutoksen raja ylitetään.

Suomessa ei tällaisia ekologisen kestävyyden biologisia, kasvillisuuden muutokseen perustuvia indikaattoreita ole aikaisemmin määritetty. Koska luontomatkailu kasvaa voimakkaasti, on tarpeen selvittää mm. kansallispuistojen retkeilyreittien eri Natura-luontotyyppien kasvillisuuden muutosten riippuvuutta käyttöpaineesta.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää Pallas–Ounastunturin alueen kesä- ja talvireittien kuluneisuutta ja Natura-luontotyyppien kulumiskestävyyttä sekä löytää niille soveltuvia kulumista ilmentäviä kasvilajeja. Samalla selvitettiin, voiko reittien kulumista arvioida luotettavasti luokitteluasteikolla. Lisäksi tutkittiin kävijöiden ja muiden käyttäjien, mm. poronhoidon ja kämppuhuollon, aiheuttamia vaikutuksia kesä- ja talvireiteillä. Tavoitteena oli kehittää menetelmiä, joita voitaisiin soveltaa myös muilla pohjoisilla

retkeilykäytössä olevilla suojelualueilla. Tutkimus oli osa Metsähallituksen kestävä luontomatka- lunkin kehittämistä, jonka tavoitteena on luoda kestävä luontomatka- lunkin periaatteiden toteutumista kuvaavat mittarit.

## 2.2 Aineisto ja menetelmät

Luontotyyppien kulumisaineistoon otettiin mukaan Pallas–Ounastunturin alueen viralliset kesä- ja talvireitit sekä muutama muu kävijöiden suosima polku. Kaikilta reiteiltä paikannettiin ja määritettiin Natura-luontotyyppit, joihin reitin käyttö mahdollisesti vaikuttaa. Luontotyyppin läpi kulkevan polun kuluneisuus, juurivauriot sekä maaperän eroosio arvioitiin luokitteluasteikolla. Luokitteluun sovellettiin Trastin (2001) käyttämää kolmiportaista retkeilyreittien kulumis-, juurivaurio- ja eroosioluokitusta, josta tehtiin oma ohjeistus (Soininen 2004). Kulumis- ja eroosioluokkiin lisättiin kaksi lisäluokkaa (taulukko 1). Polun varren puiden vauriot laskettiin jokaiselta puulajilta erikseen (mänty, koivu, kuusi ja muut) kolmiportaisella luokitteluasteikolla. Lisäksi laskettiin polkua risteävät mönkijäurat ja tavalliset polut, ylimääräiset nuotiopaikat sekä pääpolun rinnalla kulkevien sivupolkujen pituus askelmittalla. Luontotyyppillä esiintyvät roskat laskettiin noin viiden metrin etäisyydeltä polun kummaltakin puolelta ja ne luokiteltiin jätetyypin mukaan. Luontotyyppi valokuvattiin myöhempien tarkasteluiden mahdollistamiseksi.

**Taulukko 1.** Retkeilyreittien kulumis-, juurivaurio- ja eroosioluokitus.

<b>Kulumisaste</b>
1 = polku tuskin havaittavissa, vähäistä kasvipeitteen/karikkeen vähenemistä
2 = polku havaittavissa, kasvipeite vähentynyt, karike hienontunut
3 = polku selvästi havaittavissa, kasvipeite vähentynyt, karike hienontunut, paljasta maata näkyvissä vähän
4 = kasvillisuus/karike lähes kokonaan tuhoutunut, paljon paljastunutta kivennäismaata
5 = eroosio selvää, paljon paljastuneita kiviä ja juuria
<b>Puuston juurivauriot</b>
1 = ei paljastuneita juuria tai vain vähän
2 = juurista paljastunut noin puolet yli 30 cm:n matkalta
3 = huomattavasti paljastuneita juuria, $\frac{3}{4}$ juuren paksuudesta paljastunut yli 30 cm:n matkalta, eroosio huomattava
<b>Eroosio</b>
1 = ei merkkiä kuluneesta maaperästä, kasvillisuudessa enintään hyvin vähän kulumista
2 = kulunut alue, kiviä näkyvissä, kasvillisuutta paikoin jäljellä
3 = kulunut alue, paljastuneiden kivien osuus suuri, kasvillisuutta jäljellä niukasti
<b>Puuvauriot (kpl)</b>
1 = ei vaurioita/vain vähäisiä vaurioita, pikkuoksia katkottu, yksittäinen naula, pintanaarmuja
2 = keskinkertainen vaurio, pintanaarmuja/nauloja/oksan katkeamia paljon
3 = vakava vaurio, arpia paljon, suuria, puuhun saakka ulottuvia oksan katkeamia tai kuorivaurioita



Kuva 4. Ruutujen sijainnit ja numerointi

Reitin varrella esiintyvät luontotyypit määritettiin Natura-luontotyyppioppaan (Airaksinen & Karttunen 2001) mukaan. Lisäksi arvioitiin Natura-luontotyyppien edustavuus ja luonnontila sekä määritettiin Natura-luontotyyppien tarkempi ja enemmän Suomen luontoa kuvaava metsä-, suo- tai kasvillisuustyyppi. Metsätyyppien määrittämiseen käytettiin Kalelan metsätyyppi-luokitusta (Kalliola 1973), soiden tyyppitykseen Oulun yliopiston suokasvillisuusopasta (Eurola ym. 1995) ja tuntureiden kasvillisuustyyppien Oulun yliopiston tunturikasvillisuusopasta (Eurola & Virtanen 1989).

Polkujen ja luontotyyppien kulumishavain-toja verrattiin vuosina 1997 ja 2002 kerättyihin polkujen kulumisen seurantamittauksiin. Vuoden 1997 aineistossa oli mitattu kansallispuiston pääreittien leveys 20 metrin välein (Fyhr 1997). Mittauskohdissa oli mitattu myös pääpolun vierellä kulkevien sivupolkujen lukumäärä ja leveys. Vuoden 2002 aineistossa oli pääpolun leveysmit-tauksen lisäksi mitattu 20 metrin välein myös polun syvyys keskeltä. Seuranta-aineistoissa oli otettu kiinnepohdiksi pääreittien kämpät ja a-tiotuvat sekä noin kilometrin välein tallennetut yhtenäiskoordinaatit (Väisänen 2002).

Kasvillisuuden kulumista mitattiin yhteensä 16:lla kansallispuiston retkeilyreitillä, joista 14 oli

kesäreittejä ja 2 talvireittejä. Maastotyöt tehtiin 18.6.–7.9.2003. Yhteensä 17 kasvillisuusnäytealasta 6 oli Natura-luontotyyppiltään tunturikankaalla, 5 borealisessa luonnonmetsässä, 3 tunturikoivikossa, 1 karulla tunturiniityllä, 1 harjumetsässä ja 1 saniaislehdossa. Yksi tunturikoivikoista ja yksi saniaislehto olivat talvireiteillä, muut olivat kesäreiteillä. Kaksi näytealoista oli samalla reitillä.

Kasvillisuuden kulumista mitattiin 50 cm x 50 cm:n kokoisella koeruudulla, jonka sisään jäävien kasvien peittävyysprosentit arvioitiin silmämääräisesti lajeittain. Tällöin kasvillisuuden yhteis-peittävyys voi olla yli 100 %. Neljä koeruutua sijaitsivat linjalla eri etäisyydellä polusta; keskellä polkua (ruutu 1), polun ulkoreunalla, aivan polussa kiinni (ruutu 2), 50 senttimetrin päässä polun ulkoreunasta (ruutu 3) ja 5 metrin päässä polun ulkoreunasta (ruutu 4). Kauimmainen ruutu toimi kontrollina edustaen Natura-luontotyyppien alkuperäistä ja muuttumatonta kasvillisuutta. Jos mitattava polku oli yli kaksi metriä leveä, otettiin lisäksi näyte polun reunan sisäpuolelta (ruutu 1,5 (numerointi 5)) (kuva 4). Nämä ruudut toistettiin polulle 15 kertaa viiden metrin välein. Näytealat kuvattiin digikameralla ja niiden alku- ja loppupään koordinaatit merkittiin muistiin, jotta samoja mittausruutuja voitaisiin seurata myöhempinä vuosina.



## 2.3 Tulokset

### 2.3.1 Natura-luontotyyppien kulumiskestävyys

Pallas–Ounastunturin alueella kesä- ja talvireiteillä esiintyi kaikkiaan 24 eri Natura-luontotyyppiä. Yleisimpiä tyyppisiä olivat luonnonmetsät, tunturikankaat, puustoiset suot ja tunturikoivikot. Näitä tyyppisiä oli reiteistä yli 80 %. Suurin osa alueen muista luontotyypeistä oli pienialaisia ja harvalukuisia lukuun ottamatta pikkujokia ja -puroja sekä tunturijokia ja -puroja (taulukko 2).

Kulumisen suhteen kaikkein herkimmät luontotyypit olivat kesäreittien tunturikankaat, tunturikoivikot, lehdot ja karut tunturiniityt, joissa kaikissa polkujen keskimääräinen kuluneisuusaste luokiteltiin vähintään luokkaan 3 (polku selvästi havaittavissa, kasvipeite vähentynyt, karike hienontunut, kivennäismaata näkyvissä vähän). Myös tunturijoet ja -purot sekä harjumetsät olivat kuluneet keskimäärin luokan 3 tasolle. Vain vaihettumis- ja

rantasoiden, metsäluhtien ja lettojen kulumisaste oli enintään 1 (taulukko 3). Talvireiteillä vain runsaslajiset jäkkiniityt olivat kuluneet keskimäärin luokan 3 tasolle. Toisaalta täysin kulumattomiakaan luontotyyppisiä ei talvireiteillä ollut, vain humuspitoisten lampien ja järvien, lähteiden ja lähdesoiden sekä kulttuurialueiden polut olivat keskimäärin luokkaa 1 (polku tuskin havaittavissa, vähäistä kasvipeitteen/karikkeen vähenemistä) (kuva 5).

Juurivaurioita oli kesäreiteillä eniten harjumetsissä ja luonnonmetsissä, joissa kummassakin juurivaurioaste oli keskimäärin yli 2 (juurista paljastunut noin puolet yli 30 cm:n matkalta) (taulukko 3). Vähiten juurivaurioita oli karuilla tunturiniityillä, kosteilla suurruohoniityillä, runsaslajisilla jäkkiniityillä ja tunturipajukoissa (taulukko 3). Talvireiteillä juurivaurioita esiintyi vain tunturikoivikoissa ja luonnonmetsissä, joissa vaurioaste oli vähän yli 1. Muilla tyypeillä juurivaurioita ei esiintynyt (taulukko 3).

Kesäreittien eroosioaste oli korkein eli yli 3 tunturikankailla, joilla humuskerros oli kulunut

**Taulukko 2.** Pallas–Ounastunturin alueella mitattujen kesä- ja talvireittien kokonaispituudet sekä niiden osuuksien lukumäärä ja jakauma Natura-luontotyypeittäin.

Natura-luontotyyppi	Kesäreitit		Talvireitit		Yhteensä		
	Pituus (m)	Lkm	Pituus (m)	Lkm	Pituus (m)	Lkm	Osuus %
Luonnonmetsät	51 520	201	42 026	161	93 546	362	37
Tunturikankaat	36 411	39	11 970	33	48 381	72	18
Puustoiset suot	7 908	109	29 983	170	37 892	279	15
Tunturikoivikot	17 347	45	8 102	33	25 449	78	10
Vaihettumis- ja rantasuot	813	12	16 503	98	17 315	110	7
Aapasuot	3 019	27	5 843	22	8 862	49	3
Karut tunturiniityt	3 812	10	1 597	5	5 409	15	2
Tunturipajukot	241	5	3 810	9	4 050	14	2
Karut kirkasvetiset lammet ja järvet	0	0	2 966	8	2 966	8	1
Tunturikivikot	1 563	11	1 125	4	2 688	15	1
Lehdot	1 348	13	441	8	1 789	21	1
Humuspitoiset lammet ja järvet	0	0	1 780	11	1 780	11	1
Harjumetsät	1 309	2	0	0	1 309	2	1
Kulttuurialue	890	5	147	2	1 036	7	< 1
Pikkujoet ja purot	203	34	729	59	933	93	< 1
Kosteat suurruohoniityt	390	6	321	5	712	11	< 1
Metsäluhdot	112	1	578	6	691	7	< 1
Tunturijoet ja -purot	152	11	422	21	574	32	< 1
Runsaslajiset jäkkiniityt	60	2	244	2	304	4	< 1
Runsaslajiset tuoreet ja kuivat niityt	230	1	0	0	230	1	< 1
Kuivat nummet/kangaskedot	0	0	117	2	117	2	< 1
Silikaattikalliot	97	1	0	0	97	1	< 1
Letot	10	1	10	1	20	2	< 1
Lähteet ja lähdesuot	0	0	4	1	4	1	< 1
<b>Yhteensä</b>	<b>127 436</b>	<b>536</b>	<b>128 717</b>	<b>661</b>	<b>256 154</b>	<b>1 197</b>	<b>100</b>

**Taulukko 3.** Pallas–Ounastunturin alueen Natura 2000 -luontotyyppien keskimääräiset kulumis-, juurivaurio- ja eroosioasteet kesä- ja talvireiteillä. Mikäli luontotyyppin polku on kokonaisuudessaan pitkostettu, on kulumis- ja eroosioaste 0. Juurivaurioiden luokitus on 0, jos luontotyyppillä ei esiinny puita ja siten juuria.

Natura 2000 -luontotyyppi	Kuluneisuusaste	Kesä		Talvi		
		Juuri- vauriot	Erosio- aste	Kuluneisuus- aste	Juuri- vauriot	Erosio- aste
Luonnonmetsät	2,9	2,2	2,4	1,7	1,1	1,2
Tunturikankaat	3,5	1,9	3,2	1,4	1,0	1,2
Puustoiset suot	2,6	1,9	1,9	1,3	1,0	1,0
Tunturikoivikot	3,2	1,8	2,7	1,6	1,1	1,2
Vaihettumis- ja rantasuot	1,0	0,0	1,0	1,2	0,0	1,0
Aapasuot	1,5	0,0	1,0	1,2	1,0	1,0
Karut tunturiniityt	3,1	1,0	2,6	1,2	1,0	1,0
Tunturipajukot	3,0	1,0	2,0	1,4	1,0	1,0
Karut kirkasvetiset lammet ja järvet	–	–	–	1,3	0,0	1,4
Tuntureiden vyörysoaikot ja -lohkareikot	1,5	0,0	1,3	1,3	0,0	1,0
Lehdot	3,1	2,0	2,4	1,5	1,0	1,0
Humuspitoiset lammet ja järvet	–	–	–	1,0	1,0	1,0
Harjumetsät	3,0	2,5	3,0	–	–	–
Kulttuurialue	2,8	1,3	2,5	1,0	1,0	1,0
Pikkujoet ja -purot	2,2	2,0	1,6	1,2	0,0	1,0
Kosteat suurruohoniityt	2,0	1,0	1,5	1,4	1,0	1,2
Metsäluhdat	1,0	0,0	1,0	1,3	0,0	1,0
Tunturijoet ja -purot	3,0	0,0	2,0	1,2	0,0	1,1
Runsaslajiset jäkkiniiityt	2,0	1,0	1,0	3,0	1,0	2,5
Runsaslajiset tuoreet ja kuivat niityt	2,5	2,0	2,0	–	–	–
Kuivat nummet/kangaskedot	–	–	–	1,5	1,0	1,0
Silikaattikalliot	3,0	0,0	3,0	–	–	–
Letot	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	1,0
Lähteet ja lähdesuot	–	–	–	1,0	1,0	1,0

pois ja kivennäismaa paljastunut. Vähiten eroosiota ilmeni hyvin kosteilla luontotyypeillä, kuten aapasoilla, vaihettumis- ja rantasoilla sekä metsäluhdissa (taulukko 3). Talvireiteillä polkujen eroosioaste oli yleisesti pienempi, vain runsaslajisilla jäkkiniiityillä se oli yli 2 (kiviä näkyvissä, kasvillisuus kulunut pois). Muilla talvireittien tyypeillä eroosioaste oli keskimäärin 1–2 (taulukko 3).

Käyntikertojen määrä lisäsi polun kulumisastetta sekä kesä- että talvireiteillä (taulukko 4). Kesäreiteillä kävijöiden vaikutus oli selvästi suurempi. Päällystämättömillä talvireiteillä käyntikertojen määrä lisäsi myös juurivaurioiden määrää ja eroosioastetta, koska reittejä käytettiin ainakin satunnaisesti myös kesällä.

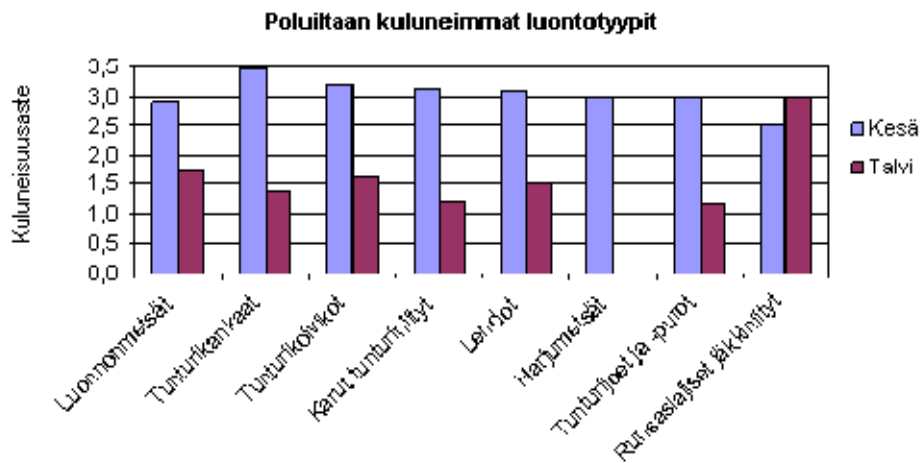
Käyntikertojen määrä vaikutti seitsemällä yhteensä 24 luontotyyppistä kesä- tai talvireittien kulumiseen, juurivaurioiden määrään tai eroosioon. Luonnonmetsien talvireiteillä käyntikertojen määrä lisäsi polun eroosiota ja yhteisillä

talvi- ja kesäreiteillä polun ikä lisäsi kulumis- ja eroosioastetta. Tunturikankailla käyntikertojen määrä lisäsi sekä kesä- että talvireittien kulumista. Talvireiteillä myös eroosioaste kasvoi suoraan verrannollisesti käyntikertojen määrään. Juurivaurioita ei talvireiteillä havaittu.

Tunturikoivikoiden talvireiteillä käyntikertojen määrän kasvu nosti sekä eroosioastetta että juurivaurioiden määrää. Puustoisten soiden kesäreiteillä kasvava käyntikertojen määrä näytti vähentävän sekä kulumista että juurivaurioiden määrää, mikä selittyy yhä parempien pitkospuiden rakentamisella. Harvinaisemmista luontotyypeistä kosteiden suurruohoniittyjen talvireiteillä käyntikertojen lisääntyminen nosti polun kulumisastetta. Myös tunturijokien ja -purojen penkereiden eroosioaste nousi käyntikertojen määrän kasvaessa talvireiteillä.

**Taulukko 4.** Kävijämäärän vaikutus kesä- ja talvireittien polkujen kuluneisuuteen, juurivaurioiden määrään ja eroosioon kaikilla luontotyypeillä yhdessä. Pearsonin korrelaatio. Otsokokona on kaikki reittityypillä esiintyvät luontotyyppilajit. Puustoa ei esiinny kaikilla tyypeillä.

			r	p	N
Kesä	Kävijämäärä x	kuluneisuus	0,11	0,049	334
		juurivauriot	-0,10	0,071	314
		eroosio	0,00	0,945	334
Talvi	Kävijämäärä x	kuluneisuus	0,15	< 0,000	615
		juurivauriot	0,20	< 0,000	429
		eroosio	0,24	< 0,000	615



**Kuva 5.** Kesä- ja talvireittien keskimääräinen kuluneisuusluokka Natura-luontotyypeittäin.

### 2.3.2 Reittien kuluneisuus

Pallas–Ounastunturin alueen suosituimpien reitkeilyreittien kuluneisuutta selvitettiin vuoden 2003 aineiston lisäksi vuosina 1997 ja 2002 kerättyjen mittausaineistojen avulla. Näistä yhdeksästä reitistä kolmen leveys oli suurentunut vuosien 1997 ja 2002 aikana (taulukko 5).

Käyntikertojen kasvaessa polut levenivät vuoden 1997 aineiston mukaan (Spearmanin korrelaatio,  $r = 0,765$ ;  $p = 0,016$ ;  $N = 9$ ). Samalla lisääntyi pääpolun rinnalla kulkevien ylimääräisten polkujen määrä ja yhteenlaskettu leveys ( $r_s = 0,83$ ;  $p = 0,005$  ja  $r_s = 0,81$ ;  $p = 0,009$ ;  $N = 9$ ).

Yhdistämällä vuosien 2002 ja 2003 mittausaineistot saatiin yhteensä 37 pistettä kansallispuiston pääreiteiltä, joiden Natura-luontotyyppi sekä kulumis- ja polkuparametrit tiedetään. Nämä pisteet kohdistuivat yhteensä seitsemälle eri Natura-luontotyypille, joista tunturikankaat, luonnonmetsät ja tunturikoivikot olivat yleisimpiä. Tunturikankailla ja luonnonmetsissä vuosien 2003 ja 2002 mittaukset vastasivat toisiaan polun leveyden sekä kuluneisuus- ja eroosioluokan

suhteen. Käyntikertojen kasvaessa sekä kuluneisuusaste että ylimääräisten polkujen keskileveys ja -syvyys lisääntyvät.

### 2.3.3 Ilmentäjälajit

#### Tunturikankaat

Natura-luontotyyppien alpiinisia ja boreaalisia tunturikankaita oli kasvillisuuden kulumisaloista yhteensä kuusi, jokainen omalla reitillään. Näistä neljä oli variksenmarjakankaita ja kaksi kurjenkanervakankaita. Kasvillisuuden kulumisen oli kaikilla kasviryhmillä voimakkainta polulla olevilla ruuduilla, ruuduissa 1 ja/tai 5. Toisaalta heinien suurin peittävyys oli myös polulla, ruudussa 5. Muuten eri kasviryhmien peittävyys pääosin kasvoi etäisyyden polkuun kasvaessa ollen suurin kontrolliruudussa. Varpujen peittävyys oli tunturikankailla kuitenkin suurin 50 cm polun reunan ulkopuolella, ruudussa 3 (kuva 6). Lähes kaikkien kasviryhmien lajirunsaus kasvoi, kun etäisyys polkuun kasvoi. Vain heinien pienin lajirunsaus oli ruudussa, jossa niiden peittävyys oli suurin

**Taulukko 5.** Pallas–Ounastunturin alueen retkeilyreittien leveyden muutos vuosina 1997–2002. N = mittausten määrä kyseisellä reitillä. Pareittainen t-testi.

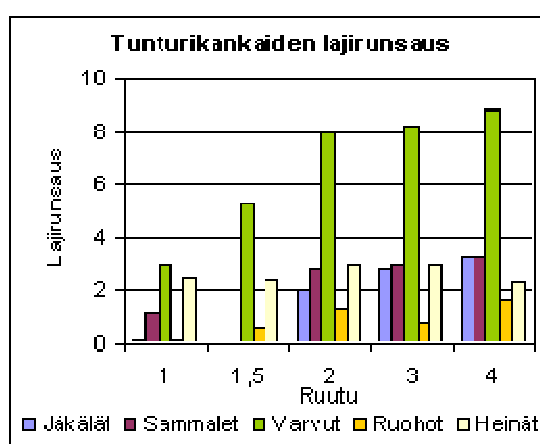
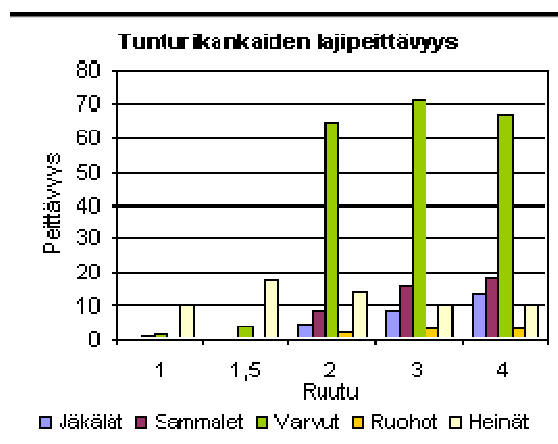
Reitti	Leveys 1997		Leveys 2002		t	p	N
	x (cm)	sd	x (cm)	sd			
Pallas–Nammalakuru	235	93,7	216	73,6	1,73	0,086	103
Nammalakuru–Montellin maja	163	132,6	134	78,9	0,93	0,366	18
Montellin maja–Hannukuru	158	66,0	172	55,4	-2,00	0,048	116
Hannukuru–Pahakuru	102	42,2	113	45,5	-1,45	0,154	40
Pahakuru–Sioskuru	169	86,6	209	60,2	-6,15	< 0,000	173
Sioskuru–Pyhäkero	203	109,9	229	69,1	-1,83	0,072	67
Pyhäkero–kansallispuiston raja	159	64,4	166	45,4	-0,58	0,563	42
Mäntyrova–Pallas	57	29,1	69	24,7	-4,18	< 0,000	187
Pyhäjoen luontopolku	67	29,2	62	25,9	1,02	0,312	73

(kuva 6). Tunturikankaiden kasvillisuutta hallitsivat varvut sekä peittävydeltään että lajistoltaan.

Pallas–Ounastunturin alueen tunturikankaiden kasvillisuudessa on kasvillisuustyypistä riippumatta runsaasti tallauksesta häiriintyneitä lajeja. Tunturikankaille yhteistä oli jäkälien heikko tallauskestävyys. Jäkälät esiintyivät pieninä peittävyysinä vielä puolen metrin päässä polun reunasta. Myös seinä-, kynsi- ja karhunsammalet (*Pleurozium schreberi*, *Dicranum* spp., *Polytrichum* spp.) olivat kulumisherkkiä lajeja (kuva 7).

Tunturikankailla kynsisammal muodosti merkittävän osan polun ulkoreunan kasvillisuudesta. Sen peittävyys oli suurin pohjakerroksen lajeista lievän kulutuksen alueilla. Voimakkaasti tallatulla polulla sitä ei esiintynyt, ja tallaamattomilla alueilla sen peittivät muut sammal- ja jäkälälajit. Siten kynsisammalen peittävyys erot indikoivat selvästi polun kulumista. Tunturikankaiden polku-

jen ulkoreunalla varpujen, kuten kurjenkanervan (*Phyllodoce caerulea*), vaivaiskoivun (*Betula nana*) ja joillain aloilla myös mustikan (*Vaccinium myrtillus*), peittävyys oli tallaamatonta kontrollialaa selvästi suurempi (kuva 7). Puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) ja variksenmarja (*Empetrum nigrum*) sitä vastoin olivat tunturikankailla kulumisherkkiä. Niiden peittävyys oli suurin tallaamattomalla alalla. Myös kurjenkanervan ja paikoin vaivaiskoivun runsaus polun ulkoreunalla indikoivat polun kulumisastetta. Metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) ei esiintynyt runsaana tunturikankailla, mutta esiintyessään sekin oli tallaukselle herkkä. Heinistä lampaannata (*Festuca ovina*) sieti hyvin kulutusta. Se kasvoi runsaimpina keskellä polkua. Lampaannata edustaakin tunturikankaiden kasvillisuudessa tallaukseen sopeutuvaa, kestäväää sekundaarilajistoa (LaPage 1967). Lampaannadan ja metsälauhan suhdetta tunturikankaiden



**Kuva 6.** Tunturikankaiden kasvillisuuden lajipeittävyys ja lajirunsaus kasviryhmittäin eri etäisyydellä polusta. Ruutujen numerointi: 1 = polun keskiosa, 1,5 = polun sisäreuna; 2 = polun ulkoreuna; 3 = 50 cm polun ulkoreunasta; 4 = 500 cm polun ulkoreunasta.

poluilla voi pitää hyvänä polun kulumisen indikaattorina. Tallauksen alkuvaiheessa metsälauha jäi jäljelle vain suojaisemmilta alueilta, mutta tallauskäytön jatkuessa tasaisena lampaannata näytti valtaavan vähitellen kulumisen alueen (kuva 8).

### Luonnonmetsät

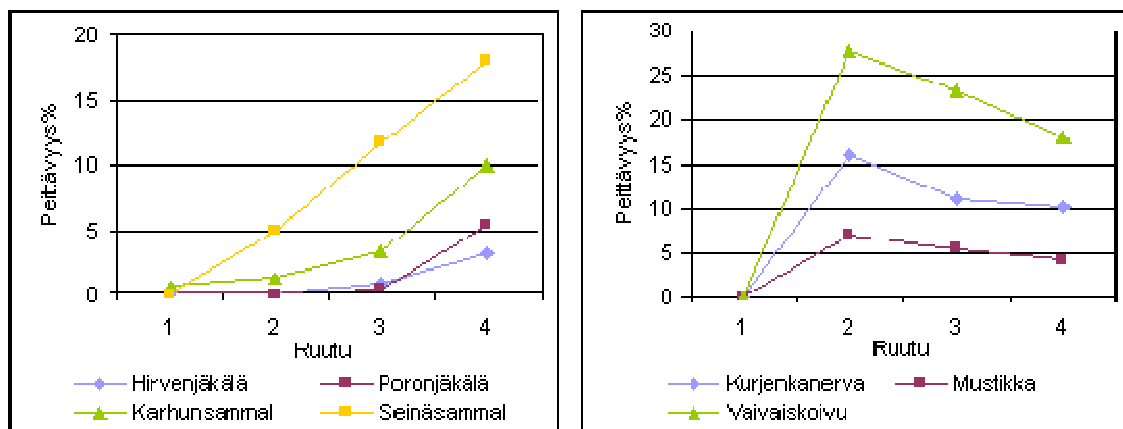
Kasvillisuuden seuranta-aloista viisi sijaitsi borealisissa luonnonmetsissä. Näistä kaksi oli tuoreessa kerrossammal-mustikkatyypin (*Hylocomium-Myrtillus*-tyyppi, HMT) ja kaksi kuivassa variksenmarja-puolukkatyyppin kangasmetsässä (*Empetrum-Vaccinium*-tyyppi, EVT) sekä yksi kuivahkolla kankaalla. Borealisiin luonnonmetsiin kuuluivat kaikki Pallas–Ounastunturin alueen yleisimmät metsätyypit.

Borealisten luonnonmetsien kasvillisuuden peittävyys oli keskimäärin suurinta puolen metrin päässä polun reunasta (kuva 9). Pienin kasvillisuuden peittävyys oli polun sisäreunalla ruudussa 1,5. Kasviryhmistä vain jäkälän peittävyys oli pienin keskellä polkua. Myös lajirunsaus oli pienin polun sisäreunalla ja suurin puolen metrin

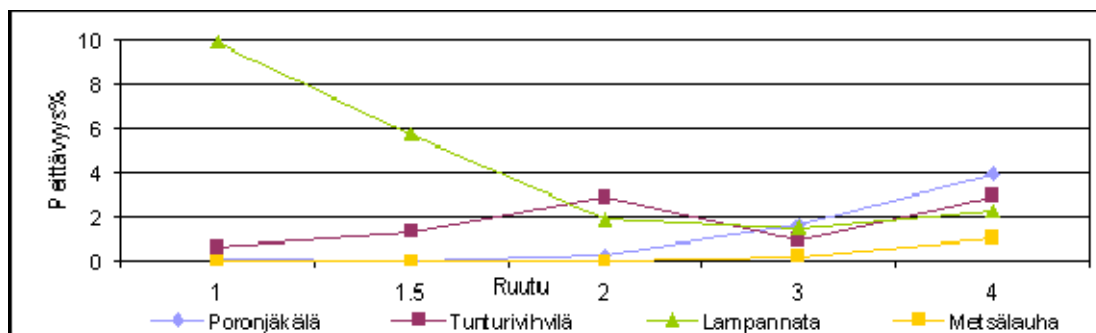
päässä polusta. Sammalien ja heinien peittävyys oli kuitenkin suurempaa polun ulko- ja sisäreunoilla (kuva 9). Polun ulkopuolella koko lajiston runsaus ei kuitenkaan vaihdellut paljon. Varvut ja sammat vallitsivat luonnonmetsien kasvillisuudessa sekä lajirunsaudessa että peittävyysessä.

Luonnonmetsien kasvillisuudessa ei ollut yhtä runsaasti kulumiselle herkkiä lajeja kuin tunturikankailla. Lisäksi muutokset olivat eri kasvillisuustyypeillä yhtenäisempiä kuin tunturikankailla. Pohjakerroksen vallitsevia lajeja olivat kuluneilla alueilla kulossammal (*Ceratodon purpureus*), nuokkuvarstasammal (*Pohlia nutans*), törmähiekkasammal (*Pogonatum urnigerum*) ja kynsisammalet (*Dicranum* spp.) sekä talleamattomilla alueilla seinä- ja kerrossammal (*Hylocomium splendens*) (kuva 10).

Jäkälä esiintyi hyvin vähän eikä niiden peittävyys vaihdellut mainittavasti kulumisen mukaan. Vain Pahtavaaran tutkimusalalla alueen pohjoisosassa poronjäkälän (*Cladina* spp.) peittävyys oli runsas. Kaikilla tutkimusaloilla, joilla poronjäkälää esiintyi, sen peittävyys oli suurin polun ulkopuolisilla ruuduilla (kuva 11). Kent-



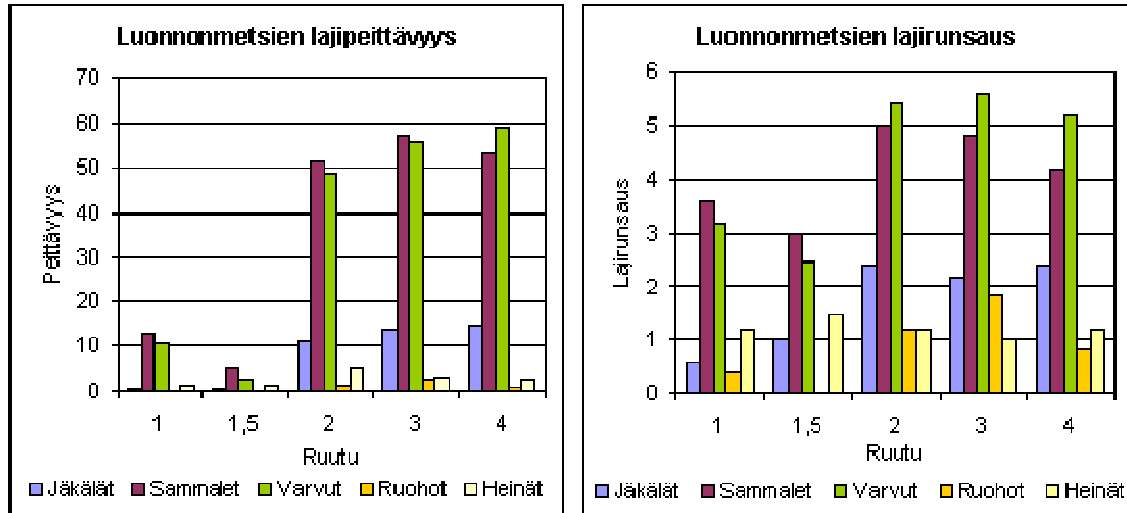
Kuva 7. Tyypillisen borealisen ja alpiinisen tunturikankaan kasvilajien peittävyysien muutos tallauksen vaikutuksesta; esimerkki Pyhäkeron tunturikankaalta.



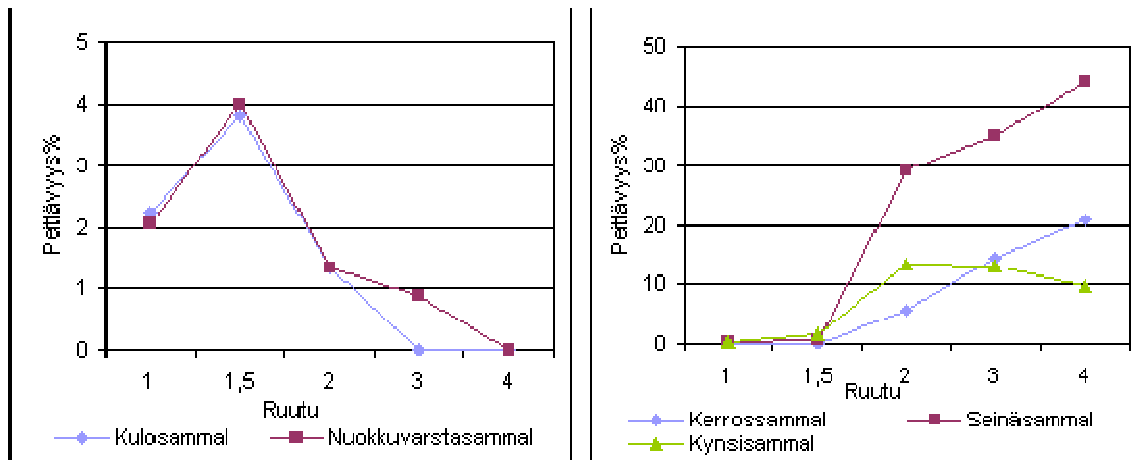
Kuva 8. Lampaannadan ja metsälauhan peittävyysien muutos tallauksen vaikutuksesta tunturikankaalla; esimerkki Keimiötunturilta.

täkeroksessa vallitsivat varvut. Puolukan peittävyys oli luonnonmetsien kuivilla ja kuivahkoilla metsätyypeillä runsainta puolen metrin päässä polusta eli lievän kulutuksen alueella. Puolukan kulumiskestävyys oli selvästi parempi kuivilla ja kuivahkoilla luonnonmetsien kankailla kuin tun-

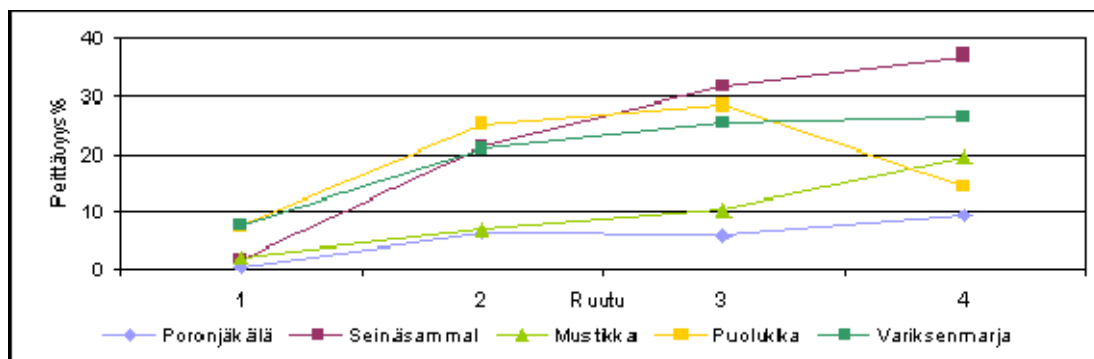
turikankailla. Varvuista mustikan ja variksenmarjan peittävyys ei vaihdellut polun ulkopuolella. Ne kasvoivat runsaina jo polun ulkoreunalla kuivilla ja kuivahkoilla kankailla (kuva 11). Varvuista vanamon (*Linnaea borealis*) peittävyys oli tuoreilla metsätyypeillä runsaampi polun ulkoreunan



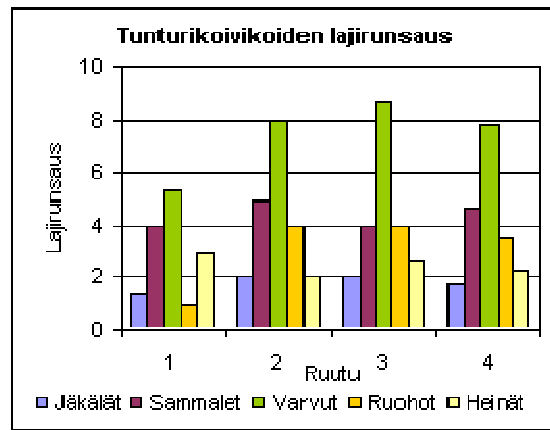
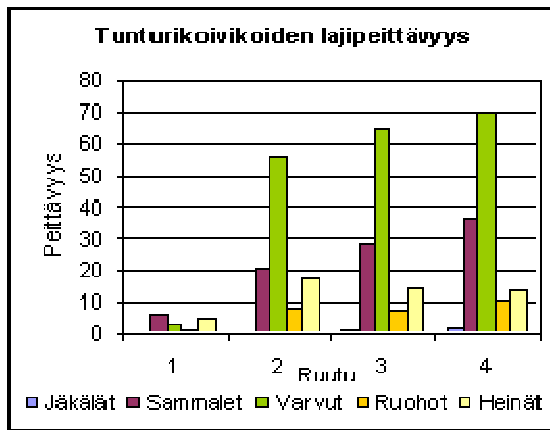
Kuva 9. Luonnonmetsien kasvillisuuden keskimääräinen peittävyys ja lajirunsaus kasviryhmittäin eri etäisyydellä polusta.



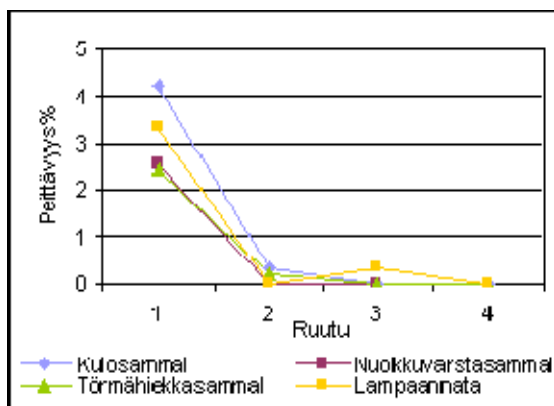
Kuva 10. Tyypillisen boreaalisen luonnonmetsän pohjakerroksen sammalien peittävyys eri etäisyydellä polusta; esimerkki Vuontispiirtin boreaalisen luonnonmetsän näytealalta.



Kuva 11. Kuivan metsätyypin varpukasvillisuuden peittävyys eri etäisyydellä polusta; esimerkki Mäntyrovanvuoman EVT:n borealisesta luonnonmetsästä.



Kuva 12. Tunturikoivikoiden kasvillisuuden lajipeittävyys ja lajirunsaus kasviryhmittäin eri etäisyydellä polusta.



Kuva 13. Tunturikoivikoiden kasvillisuuden keskimääräinen peittävyys eri etäisyydellä polusta; lajit joiden peittävyys oli suurimmillaan keskellä polkua; esimerkki Lommoltunturin tunturikoivikosta.

lähellä kuin tallaamattomalla alueella. Vanamo luultavasti hyötyi polun ulkoreunan vähentyneestä sammalpeitteestä ja kasvoi siten runsaampana lievästi kuluneella alueella.

Luonnonmetsän kasvillisuudessa ei esiintynyt yhtä selviä kulumisen indikaattorilajeja kuin tunturikankailla. Kasvupaikan ravinteisuudesta riippumatta kynsisammalen peittävyys oli suurin polun ulkoreunalla, vaikka peittävyys olikin seinäsammalta pienempi. Kuivilla metsätyypeillä puolukan peittävyys oli puolen metrin päässä polusta suurempi kuin mustikan ja variksenmarjan.

### Tunturikoivikot

Tunturikoivikot olivat Pallas–Ounastunturin alueella kolmanneksi yleisin Natura-luontotyyppi. Tunturikoivikoissa sekä lajirunsaus että peittävyys olivat suurimmat kontrollirudulla (kuva 12). Kasviryhmistä jäkälät ja heinät olivat

peittävyydeltään runsaimpia polun ulkoreunalla, sammalet ja varvut kontrollirudulla. Ruohojen peittävyys oli suurin puolen metrin päässä polusta.

Tunturikoivikoiden kasvillisuudessa oli runsaasti tallauksesta häiriintyneitä lajeja. Selkeiden mallien löytämisestä eri lajien kulumiskestävyydelle vaikeutti kuitenkin tutkimusalojen vähäisyys (kolme tutkimusalaa). Poluilla esiintyivät peittävyydeltään runsaimpina kulosammal, törmähiekkasammal, nuokkuvarstasammal ja lampaannata. Näiden lajien peittävyys laski talleamatonta aluetta kohti. Törmähiekkasammalen peittävyys suhteessa muihin lajeihin oli kuitenkin hyvin pieni, ja myös erot sen peittävydessä eri etäisyydellä polusta olivat pienet. Nuokkuvarstasammal ja lampaannata sitä vastoin kestivät tallausta hyvin, kuten muillakin Natura-luontotyypeillä (kuva 13).

Puolukka, metsälauha, seinäsammal ja kynsisammal olivat herkkiä tallaukselle samoin kuin tunturikankailla. Näiden lajien peittävyys oli suurin talleamattomalla alueella. Sen sijaan variksenmarjan ja mustikan peittävyys olivat suunnilleen samoja polun ulkopuolisilla alueilla, kuten luonnonmetsissäkin. Tunturikoivikoissa tiheä puusto esti luonnonmetsien puuston tavoin retkeilijöiden kulkemisen polun ulkopuolella ja siten polun leventymisen. Siksi mustikka ja variksenmarja esiintyivät runsaana myös aivan polun vieressä (kuva 14).

Kulumista ilmentävistä kasvilajeista ei hahmottunut kovin selkeitä indikaattorilajeja vähäisen aineiston vuoksi. Tunturikoivikoissa voi ainakin osittain soveltaa tunturikankaiden indikaattorilajeja. Lampaannadan ja metsälauhan

suhde ilmensi alueen käyntikertojen määrää, kuten myös tunturikoivikoissa. Sen sijaan puolukan ja kynsisammalen suhde ei tämän aineiston perusteella vastaa peittävyiden muutoksia siten kuin tunturikankailla.

### Harjumetsät

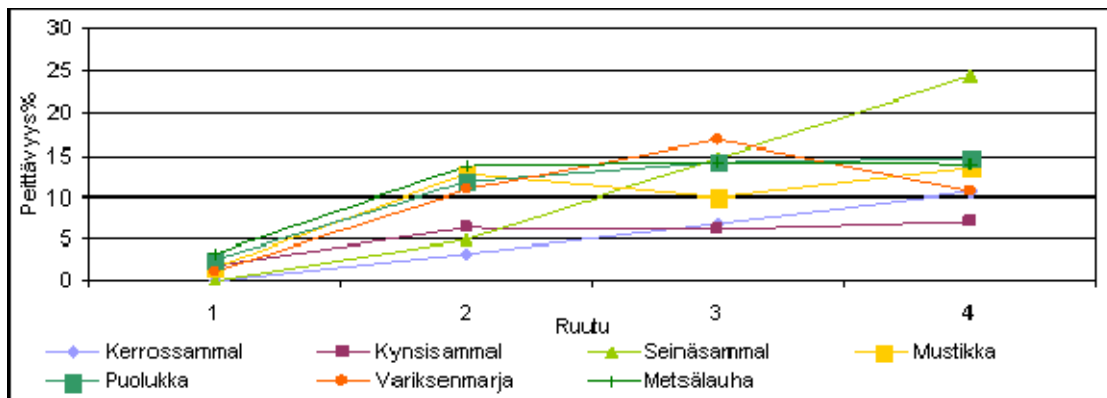
Harjumetsät edustivat Pallas–Ounastunturin alueen reittien harvinaisimpia luontotyyppisiä. Ne kuuluvat Natura-tyypityksessä harjumuodostumien metsäisiin luontotyyppisiin. Tässä tutkimuksessa oli ainoana harjumetsänä Pippovuoman suopolulla oleva Pippoharju, joka oli variksenmarja-puolukkatyyppin metsää. Edustavuus näytealalla oli Natura-luontotyyppioppaan mukaan merkittävä. Harjulajeja alueella edusti lähinnä sianpuolukka (*Arctostaphylos uva-ursi*).

Pippoharjun kasvillisuus oli kauttaaltaan niin peittävydeltään kuin lajistoltaankin vähäistä. Myös muihin luontotyyppisiin verrattuna harjumetsä oli kasvillisuudeltaan kaikkein köyhin (kuva 15). Peitteellisintä kasvillisuus oli kont-

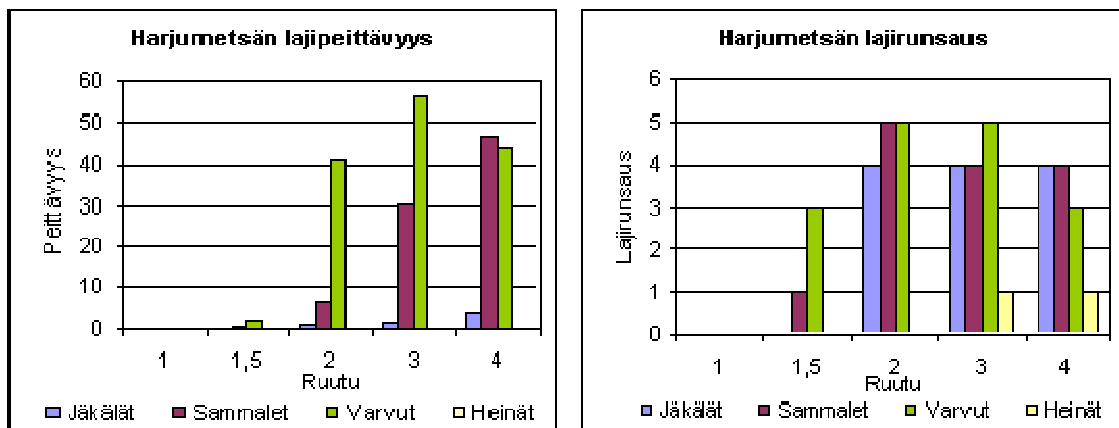
rolliruudussa, missä jäkälät, sammalet ja heinät esiintyivät runsaimpina. Varvut olivat runsaimmillaan puolen metrin päässä polusta. Ruohoja ei Pippokankaan kasvituuduilla tavattu lainkaan, ja jäkäläenkin osuus peittävydestä oli hyvin pieni. Lajirunsaus oli pienin polulla eikä se vaihdellut polun ulkopuolisilla ruuduilla (kuva 15). Keskellä polkua ja polun sisäreunalla kasvillisuutta ei käytännössä ollut lainkaan.

Harjumetsän kasvillisuus oli niukkaa ja sen lajit reagoivat talleamiseen. Polku oli näytealalla hyvin leveä ja täysin kasvipeitteetön (kuva 15). Vain polun sisäreunalla esiintyi harvalukuisena sianpuolukkaa. Kasvien peittävyys oli suurin talleamattomalla alueella, missä poronjäkälää, mustikkaa ja kynsisammalta esiintyi yleisimmin. Puolukan, variksenmarjan ja kerrossammalen peittävydet olivat runsaimmat puolen metrin päässä polusta. Sianpuolukka oli peittävinä polun ulkoreunalla, missä myös puolukka ja variksenmarja olivat yleisiä.

Harjumetsässä kulutusta indikoi lähinnä polun sisä- ja ulkoreunalla kasvava sianpuolukka.

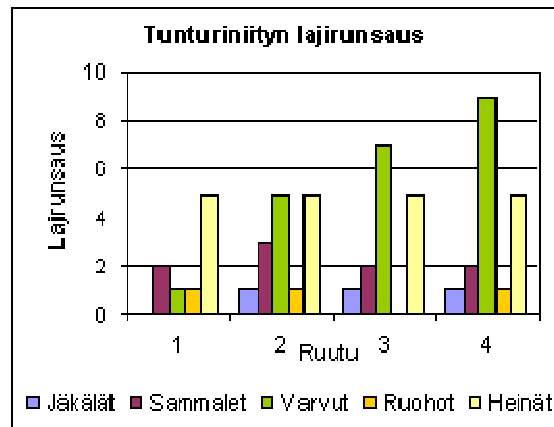
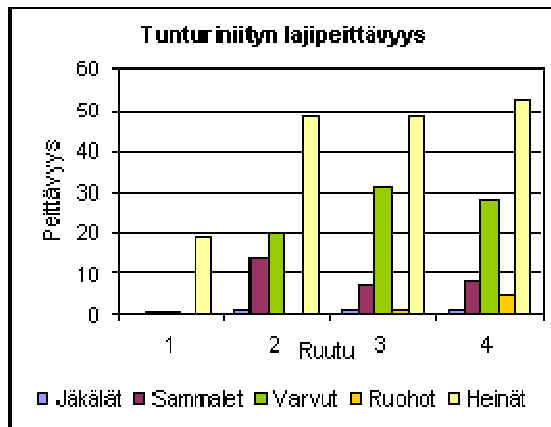


Kuva 14. Tunturikoivikoiden yleisimpien talleukseen reagoivien kasvilajien peittävyys eri etäisyydellä polusta; esimerkiksi Lommoltunturin tunturikoivikon näytealalta.

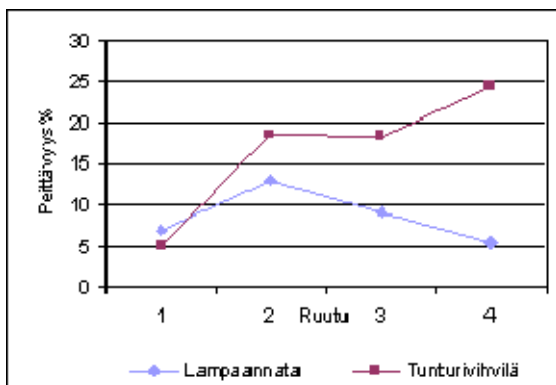


Kuva 15. Harjumetsän kasvillisuuden lajipeittävyys ja lajirunsaus kasviryhmittäin eri etäisyydellä polusta.





Kuva 16. Tunturiniityn kasvillisuuden lajipeittävyys ja lajirunsaus kasviryhmittäin eri etäisyydellä polusta.



Kuva 17. Karun tunturiniityn heinälajien peittävyys eri etäisyydellä polusta Laukukerolla.

Kasvillisuus oli kulutukselle hyvin herkkää, ja siten kaikki tallaaminen aiheutti luontotyypillä näkyvää kulumista. Kulumismuutos oli nopeaa. Siten indikaattorilajien käyttö harjumetsissä ei ilmennä kulumisen eri vaiheita.

### Karut tunturiniityt

Karut tunturiniityt edustivat harjumetsien ohella Pallas–Ounastunturin alueen reittien harvinaisimpia luontotyyppisiä. Tähän tutkimukseen valittu tunturiniitty sijaitsi Laukukeron kautta alueen korkeimmalle huipulle, Taivaskerolle kulkevalla reitillä. Laukukeron tunturiniitty kuului tarkemman Natura-luontotyyppityksen mukaan alpiinisiin ja boreaalisiin silikaattialustan niittyihin. Tunturiniityn lajirunsaus ja kasvipeittävyys olivat pienimmillään keskellä polkua ja runsaimmillaan kontrolliriuudussa (kuva 16). Heinien osuus oli jokaisella ruudulla suurin, varvut olivat kuitenkin lajirunsaain ryhmä polun ulkopuolisilla ruuduilla. Ruohojen osuus oli polun keskiriutua lukuun ot-

tamatta kaikilla ruuduilla pienin. Sammalia esiintyi eniten polun ulkoreunalla, missä niiden peittävyys ja lajirunsaus olivat suurimmillaan (kuva 16).

Karulla tunturiniityllä oli nähtävissä sama varpujen jakautuminen polun tallauskäytön mukaan kuin muillakin tunturityypeillä. Kurjenkanerva ja mustikka viihtyivät parhaiten lievästi kuluneella alueella puolen metrin päässä polusta, kun taas variksenmarja ja puolukka olivat runsaimpia täysin tallaamattomalla alueella. Myös kynsisammal oli runsaimmillaan puolen metrin päässä polusta. Varvut ja sammalet olivat tunturiniityllä kuitenkin peittävyydeltään varsin vähäisiä ja erot eri kulumisasteiden välillä olivat pieniä. Luontotyypillä vallitsevatkin sarat ja heinät: tyyppille ominainen tunturivihvilä (*Juncus trifidus*) sekä sekundaarinen lampaannata. Nämä kasvit esiintyivät yhtä runsaina polulla, mutta polun ulkoreunalta lähtien niiden peittävydessä ilmeni eroavuutta. Tunturivihvilä oli runsaimmillaan täysin tallaamattomalla alueella, missä lampaannadan peittävyys oli samaa suuruusluokkaa kuin varvuilla (kuva 17).

Karulla tunturiniityllä tallauksen vaikutuksia indikoivat samat lajit kuin tunturikankailla. Tunturiniityillä etenkin lampaannadan suhde muihin heiniin ilmensi kulumista.

### 2.3.4 Puustovauriot, roskaisuus ja sivupolut

Puustovaurioiksi laskettiin maalatut reittimerkit, latukoneiden raapimajäljet sekä kävijöiden aiheuttamat vauriot. Kesä- ja talvireiteillä esiintyneet puustovauriot luokiteltiin kolmeen luokkaan vaurioasteen mukaan. Lieviä (luokka 1) vaurioita oli kesäreiteillä enemmän kuin talvireiteillä

(taulukko 6). Keskinertaisia (luokka 2) vaurioita ilmeni enemmän talvireiteillä. Vakavia (luokka 3) vaurioita ei havaittu ollenkaan. Kaikkiaan puustovaurioita todettiin enemmän kesäreittien puissa. Puustovaurioita oli kaikilla reiteillä keskimäärin alle kolme kilometriä kohti.

Kesä- ja talvireiteiltä havaitut roskat luokiteltiin 15 eri ryhmään. Yhteensä paperiroskia, tölkkejä, tupakantumpeja ja muoviroskia oli merkitsevästi enemmän kesä- kuin talvireiteillä. Keskimäärin roskia oli yli kolme kappaletta kilometrillä. Tölkkejä ja muoviroskia oli enemmän talvireiteillä ja paperiroskia, tupakantumpeja ja muita roskia enemmän kesäreiteillä (taulukko 7). Käyntikertojen lisääntyessä paperiroskien, wc-paperin, tupakantumppien ja biojätteen määrä kasvoi.

Puiston reiteillä havainnoitiin myös mönkijäuria ja sivupolkujen sekä pääpolun rinnalla sijaitsevien ylimääräisten polkujen ja nuotiopaikkojen määrää. Niiden määrä oli suurempi kesä- kuin talvireiteillä (taulukko 8). Pääpolkua risteävien mönkijäurien määrällä ei ollut eroa kesä- ja talvireittien välillä.

Käyntikertojen määrä vaikutti talvireiteillä ja osin kesäreiteilläkin poluilta lähtevien mönkijäurien ja sivupolkujen määrään. Nuotiopaikkojen määrä ei riippunut käyntikertojen määrästä. Luonnonmetsien kesäreiteillä käyntikertojen määrä lisäsi sivupolkujen määrää ja talvireiteillä vähensi. Tunturikankailla talvireittien sivupolkujen määrä kasvoi suoraan verrannollisesti käyntikertojen määrään. Pääpolkua risteävien mönkijäurien määrän kasvaessa lisääntyi ylimääräisten polkujen määrä luonnonmetsien, tunturikoivikoiden ja karujen tunturiniittyjen kesäreiteillä ja tunturikoivikoiden talvireiteillä sekä sivupolkujen määrä luonnonmetsien kesä- ja talvireiteillä. Ylimääräisten polkujen lisääntyessä kasvoi myös sivupolkujen määrä tunturikankaiden ja luonnonmetsien talvireiteillä.

Mönkijäurien määrän lisääntyessä kasvoi talvireittien eroosioaste tunturikankailla, tunturijokien ja -purojen penkereillä sekä tunturikoivikoissa. Myös kulumisaste ja puuston juurivaurioiden määrä kasvoivat mönkijäreittien lisääntyessä tunturikoivikoiden talvireiteillä.

**Taulukko 6.** Puustovaurioiden erot kesä- ja talvireittien kesken. I-luokan vaurioita on enemmän kesäreiteillä, II-luokan vaurioita talvireiteillä. Kaikkiaan kesäreiteillä on vaurioita enemmän. Regressioanalyysi ja t-testi.

Vauriot		Lkm/km	N	Keskiarvo (lkm)	SD	F	p	df
I-luokka	Kesä	3,1	536	1,7	6,6	11,93	0,001	1 195
	Talvi	2,4	661	0,9	4,9			
II-luokka	Kesä	0	536	0,0	0,1	33,30	< 0,000	1 195
	Talvi	0,4	661	0,2	1,5			
Yhteensä	Kesä	3,1	536	3,3	13,2	7,56	0,008	1 195
	Talvi	2,8	661	2,1	10,3			

**Taulukko 7.** Kesä- ja talvireittien roskien yhteislukumäärät.

	Kesä	Talvi	Yhteensä
Roskia/km	3,5	3,4	3,5
Roskien absoluuttinen lkm	450	436	886
Reittien yhteispituus (km)	127	129	256

**Taulukko 8.** Pääpolkua risteävien mönkijäurien, polulta haarautuvien sivupolkujen, polun rinnalla kulkevien ylimääräisten polkujen ja ylimääräisten nuotiopaikkojen määrä kesä- ja talvireiteillä. Mann-Whitneyn U-testi, N = 1 197, joista kesäreittejä 536 ja talvireittejä 661.

	Kesä		Talvi		z	p
	x	SD	x	SD		
Mönkijäurat	0,1	0,45	0,1	0,40	-1,488	0,137
Sivupolut	0,2	0,60	0,0	0,28	-5,026	< 0,000
Ylimääräiset polut	56,7	406,36	4,2	61,41	-12,045	< 0,000
Nuotiopaikat	0,0	0,32	0,0	0,08	-2,65	0,008

## 2.4 Tulosten tarkastelu

### 2.4.1 Natura-luontotyyppien kulumiskestävyys

Pallas–Ounastunturin Natura-luontotyypeistä suurin osa oli pienialaisia ja harvalukuisia. Luontotyypeistä 16 esiintyi puiston reiteillä kaikkiaan alle kolmen kilometrin matkalla ja näistä 10 alle kilometrin matkalla. Nämä harvalukuiset luontotyytit olivat herkimpiä luontotyyppisiä kulumaan juuri pienialaisuutensa vuoksi. Niiden kasvillisuuden muutoksia vaellus- ja hiihtokäytössä on tarpeen seurata ja kosteimmat niistä on kesäreiteillä pitkostettava. Herkimpien luontotyyppien osalta reitin siirtäminen kokonaan pois on kasvillisuuden suojelemiseksi paras vaihtoehto. Talvikäytöstä ei kosteimmilla luontotyypeillä ollut tämän tutkimuksen mukaan haittaa.

#### *Tunturikankaat*

Voimakkaimmin kuluneet kesäreitit sijaitsivat seuraavilla Natura-luontotyypeillä: tunturikankaat ja tunturikoivikot sekä lehdot ja karut tunturiniityt. Tunturikankailla myös polun eroosioaste oli suurin. Tunturikankaat ja karut tunturiniityt vallitsevat Pallas–Ounastunturin pääreitillä Hetta–Pallas noin 55 km:n pituudelta. Polku on puiston suosituin kesäreitti, jota kulkee reitin osan mukaan vaihdellen 4 000–26 000 jalkaparia vuosittain (Sulkava ym. 2004).

Hetta–Pallas-reitin varrella esiintyvät tunturikankaat ovat laajoja, ja siten yhden luontotyyppilaidun sisällä polun kulumisaste vaihtelee. Hajontaa voi yhden tyyppialueella olla vähäisestä kasvipeitteen ja karikkeen vähenemisestä (luokka 1) koko kasvillisuuden puuttumiseen polulta ja runsaaseen kivennäismaan paljastumiseen (luokka 5). Tunturikankaiden polkujen kulumisasteen keskiarvo oli 3,5 ja eroosioasteen keskiarvo 3,2, mikä oli luontotyypeistä kaikkein kulunein ja erodoitunein. Eroosiota lisäsi myös polun leveys.

Tunturikankaiden polun käyttöiällä ei ollut vaikutusta polun kulumiseen tai eroosioon. Tunturikankailla polkujen kulumisen vaikutukset ilmenivät nopeasti uuden polun käyttöönoton jälkeen. Muutos kasvipeitteessä hidastui polun iän myötä voimakkaasta käytöstä huolimatta. Sen sijaan sivupolkujen leveys kasvoi käyntikertojen määrän mukaan, koska retkeilijät voivat liikkua

rinnakkain puuston estämättä. Sivupolkujen lukumäärä ei kuitenkaan riippunut käyntikertojen määrästä.

Tunturikankaiden polut olivat kokonaisuudessaan hyvin leveitä ja kuluneisuus sekä eroosio näyttivät etenevän. Kävijämäärien yhä kasvaessa polut tulisikin kunnostaa niin, että retkeilijät pysyisivät niillä. Kun polku on hyväkuntoinen, ei pääpolun rinnalle synny sivupolkuja eikä kasvillisuus kulu. Tunturikankailla kulunut kasvillisuus palautuu hitaasti ja vanhat polut näkyvät maastossa kauas. Polkujen kulumista voidaan vähentää myös hyvällä viitoituksella ja valistamalla retkeilijöitä luontotyyppien kulumisherkkyydestä ja tarpeesta käyttää vain polkuja.

#### *Tunturikoivikot*

Tunturikoivikoissa kesäreittien kuluneisuus- ja eroosioaste olivat lähes yhtä suuret kuin tunturikankailla, koska nekin sijaitsevat pääosin suositun Hetta–Pallas-reitin varrella. Koivikoiden kasvillisuus on herkkää kulumaan ja hitaasti uusiutuvaa. Käyntikertojen määrällä ei kuitenkaan ollut olennaista vaikutusta polkujen leveyteen, juurivaurioihin tai eroosioon. Tiheä koivikko estää kulkemisen polun ulkopuolella, jolloin taluspaine kohdistuu polun syvenemiseen. Juuret ovat suurelta osalta paljaana heti polun perustamisesta alkaen. Polkujen sorastus estäisi juurien vaurioitumista ja polun kulumista.

Tunturikoivikoiden talvireiteillä puuston juurivaurioiden määrä oli luonnonmetsien ohella muita luontotyyppisiä korkeampi. Käyntikertojen määrä lisäsi talvireiteillä juurivaurioiden määrää ja eroosioastetta. Myös mönkijäurat lisäsivät juurivaurioita ja eroosioastetta. Tunturikoivikoiden keskimääräinen kuluneisuusluokka, juurivaurioiden määrä ja eroosioaste olivat talvireiteillä kuitenkin paljon vähäisemmät kuin kesäreiteillä.

#### *Karut tunturiniityt*

Tunturiniityt ovat Hetta–Pallas-reitillä tunturikankaita ja -koivikoita paljon pienialaisempia ja laikuttaisia sekä maaperältään hieman kosteampia ja kasvillisuudeltaan heinä- ja saravaltaisia, tuulensuojaisia alueita. Niiden muita luontotyyppisiä suurempi kulumisaste ei vastaa aikaisempia tutkimustuloksia heinälajien ja niittyjen hyvästä kulumiskestävydestä (mm. LaPage 1967). Syynä tähän

ovat pohjoisten alueiden lyhyt kasvukausi ja koko kasvukauden ajan jatkuva kävijävirta sekä nopeasti uusiutuvien ruoholajien puuttuminen. Tunturiniityt sijaitsevat pääosin korkealla tunturirinteillä kansallispuiston vilkkaimmalla vaellusreitillä Pallas-hotellilta Nammalakuruun. Kasviyhteisöllä ei siten ole aikaa uusiutua (Emanuelsson 1984).

Karujen tunturiniittyjen säilyttämiseksi tuntureilla kulkevat polut tulisi kunnostaa, jolloin polun reunamilla ja ulkopuolella kävely vähenisi ja kasvillisuus säilyisi. Polkujen siirtäminen tunturiniittyjen ulkopuolelle on hankalaa kivikkoisuuden ja rinteen jyrkkyyden vuoksi, ja jäljet näkyvät maastossa pitkään siirtämisen jälkeen.

### *Lehdot*

Kesäreittien kuluneita luontotyyppisiä olivat myös lehdot, joiden kuluneisuus, juurivaurioiden määrä ja eroosio olivat muita tyyppisiä korkeammat. Lehdot olivat pienialaisia ja sijoittuivat yleensä purojen läheisyyteen. Ruohovaltainen kasvillisuus on herkästi kuluva eikä kestä voimakasta talleuspainetta (Kellomäki & Saastamoinen 1975). Lehtojen korkea kasvillisuus on vaurioille alttiimpaa kuin matala kasvillisuus (Cole 1995b, Cole & Spildie 1998). Tallauksen jatkuessa heinien osuus kasvillisuudessa kasvaa, alkuperäinen lajisto vähenee ja kasvillisuus muuttuu. Ruohojen onkin todettu olevan jäkälien ohella kulutukselle kaikkein herkin lajiryhmä (Kellomäki & Saastamoinen 1975). Lisäksi lehtojen kostea maaperä lisää niiden kulumisherkkyyttä (Willard & Marr 1970).

Pallas–Ounastunturin alueen lehtolaikut olivat kesäreittien osalta suurimmaksi osaksi pitkostatettuja. Toisaalta pitkostatamattomat alueet olivat varsin kuluneita, erodoituneita ja juurivauriot olivat melko pahoja. Lehtojen kasvillisuuden ja maaperän suojelussa olennaista olisi kesäreittien pitkostataminen.

### *Tunturijoet ja -purot*

Tunturijokien ja -purojen kesäreitit olivat kuluneet keskimääräistä voimakkaammin. Tunturijokien ja -purojen yli oli rakennettu siltoja, mutta niiden rantapenkereet olivat usein suojaamatta. Näiden alueiden ruohokasvillisuus oli kulumiselle herkkää eikä kestänyt talleuspainetta (Kellomäki & Saastamoinen 1975). Lisäksi puronvarsien

kivikkoisuus lisäsi polkujen kulumista. Yleensä kesäreitit kulkivat suoraan puron yli eikä puron penkerettä pitkin, mikä vähensi ruohokasvillisuuden kohdistuvaa talleuspainetta. Talvireittejä oli kuitenkin johdettu puron päältä tai reunamia myöten, mikä aiheutti puronvarsien kulumista.

Tunturijoet ja -purot ovat kansallispuiston alueella pienialaisia, mutta runsaslukuisia. Ne lisäävät alueen monimuotoisuutta ja elättävät runsaasti mm. alpiinisiä purosammallajeja (Airaksinen & Karttunen 2001). Suojelun kannalta olisi tärkeää, että kesäreiteillä puronvarsien ruohokasvillisuus suojataan pitkospuin ja siltojen avulla riittävän kauas uomasta. Lisäksi talvireitit olisi suunnattava pois puroista ja niiden penkereiltä.

### *Harjumetsät*

Harjumetsiä oli puiston reiteillä kaksi: Pippoharjulla sekä Torassieppi–Mäntyrova-reitillä. Sekä niiden kuluneisuus- ja eroosio-aste että juurivauriot olivat keskimääräistä selvästi suurempia. Harjujen maalaji on kulutusta ja eroosiota heikosti kestävää lajittunutta hiekkaa, mikä heikentää myös kasvillisuuden kulumiskestävyttä (Kaakinen ym. 1982). Varsinkin Pippovuoman harjulla polku oli leventynyt paikoin koko kapean harjun levyiseksi. Harjumetsien kulumiskestävyys voidaan rinnastaa jäkäläkankaisiin, jotka ovat kulumiselle kaikkein arimpia luontotyyppisiä jäkälien hitaan uusiutumisen vuoksi (mm. Holmström 1970).

Pippovuoman suopolku kulkee Pippoharjun kautta. Harjumetsän edes nykyisen edustavuuden säilyttämiseksi olisi hyvä, jos reitti suopolulta harjumetsään voitaisiin sulkea ja korvata muuta kautta johdetulla reitillä.

### *Jäkkiniityt*

Talvireiteillä runsaslajisten jäkkiniittyjen kuluneisuus- ja eroosio-asteet olivat kaikkein suurimmat. Jäkkiniityt olivat harvalukuisia ja sijaitsivat saman talvireitin varrella Pallas-hotellilta Sarvijärven laavulle. Reitti kulki lähes kokonaan tuoreessa luonnonmetsässä, jossa esiintyi välillä humuspitoisia lampia ja jäkkiniittyjä. Reitti ei sovellu kesävaellukseen reitin alussa olevan jyrkän rinteen vuoksi. Polku oli kuitenkin kehittynyt jäkkiniityillä selvästi seurattavaksi vaikkakin kapeaksi. Polkua on aikoinaan kuljettu Raattaman kylään, mutta nykyisin se on pääasiassa purojen käytös-

sä. Suojelutoimenpiteisiin ei seurannan lisäksi ole kyseisillä niityillä tarvetta.

### *Kosteat suuruuhoniityt*

Talvireittien kosteilla suuruuhoniityillä kulumisaste nousi käyntikertojen määrän myötä. Nämä tyypit olivat pienialaisia ja harvalukuisia, mutta talvireiteillä pitkostamattomia. Suuruuhoniityt ovat kosteutensa ja kasvillisuutensa pystyn kasvutavan puolesta kulumiselle herkkiä (Cole 1995b, Sippola 1996). Tervo (2003) on todennut tuoreiden kasvupaikkojen olevan kestävydeltään heikoimpia nimenomaan talvikäytössä. Kosteiden suuruuhoniityjen keskimääräinen kulumisaste ei kuitenkaan talvireiteillä ollut korkea. Poluilla oli havaittavissa vain vähäistä kasvipeitteen kulumista ja karikkeen hienontumista. Lisäksi ne sijoittuivat kansallispuiston melko vähän käytetyille hiihtoreiteille. Alhaisen käyttöasteensa puolesta kosteat suuruuhoniityt eivät vaadi erityisiä suojelutoimia. Talviaikaisen käytön vaikutuksia kasvillisuuteen on kuitenkin hyvä seurata.

### *Puustoiset suot*

Kansallispuiston soiden kesäreitit olivat pääosin pitkostettuja. Tilastollisissa analyysissä huomiointiin vain ne laikut, joilla pitkospuita ei ollut. Keskimääräinen kulumisaste oli puustoisten soiden kesäreiteillä korkeimpia kaikista poluista. Vanhoilla poluilla kulumisen oli vähäisempää kuin uusilla poluilla. Paksun turvekerroksen vuoksi puiden juuret eivät olleet mainittavasti vaurioituneet. Puustoisten soiden kesäreiteillä polun kulumisaste ja puuston juurivauriot olivat suuremmat niillä reiteillä, joilla oli pienet kävijämäärät, kuin reiteillä, joilla oli paljon kävijöitä. Kulumisen vähäisyys puustoisilla soilla suurista kävijämääristä huolimatta oli aikaisempiin soiden kulumiskestävyystuloksiin nähden ristiriitainen ja saatu tulos voi osoittaa pitkospuiden riittämättömyyttä koko suolaikun ja kostean maaperän yli erityisesti vähän käytetyillä poluilla. Koska puustoiset suot ovat muihin luontotyyppeihin nähden hyvin kosteita, on niiden kulumiskestävyys muita tyyppejä paljon matalampi (Willard & Marr 1970). Puustoisten soiden suojelemiseksi tallausvaikutuksilta pitkosten rakentaminen on tarpeen.

### *Luonnonmetsät*

Natura-luontotyyppi ”luonnonmetsät” on käsitteenä laaja ja siihen sisältyvät lehtoja lukuun ottamatta kaikki Pallas–Ounastunturin alueen metsätyypit. Luonnonmetsät olivat kansallispuiston reittien kaikkein yleisin luontotyyppi. Lukumääräisesti eniten puiston reiteillä esiintyi seinäsammal-mustikka- (HMT) ja variksenmarja-puolukkatyypin (EVT) metsiä. Luonnonmetsien kesäreitit olivat kuluneet keskimääräistä vähemmän. Juurivaurioiden määrä oli kuitenkin korkein. Se johtui luontotyypin muihin verrattuna tiheämmästä puustosta sekä herkästi kuluvasta kasvillisuudesta ja humuskerroksesta. Polkujen eroosioaste oli muihin luontotyyppeihin verrattuna keskiluokkaa.

Käyntikertojen määrä vaikutti luonnonmetsien kesäreittien polkujen leveyteen ja keskisyvyyteen vuoden 2002 kuluneisuusmittausten mukaan. Reitin ikä vaikutti polun kuluneisuuteen ja myös eroosioon. Mitä enemmän kävijöitä polulla on, sitä leveämmäksi ja syvemmäksi polku aikaa myöten kuluu. Samalla kasvipeitteen palautumiskyky heikkenee. Kasvipeitteen hävittyä kokonaan eroosio voimistuu ja polku erodoituu sade- ja sulamisvesien vaikutuksesta ilman suuria retkeilijämääriäkin.

Luonnonmetsien talvireitit eivät olleet erityisen kuluneita, ja niiden juurivauriotkin olivat vähäisiä. Talvireittien kulumisen johtui pääasiassa kesäaikaisesta vaelluskäytöstä, vaikka reittejä ei ole merkitty sitä varten. Luonnonmetsien polut olivat suurimmaksi osaksi hyväkuntoisia ja helppokulkuisia. Niiden kulumisen etenemistä on kuitenkin hyvä seurata niin kesä- kuin talvireiteillä.

#### 2.4.2 Reittien kuluneisuus

Yhdeksästä Pallas–Ounastunturin alueen pääreitistä kolmen leveys oli kasvanut vuosien 1997 ja 2002 välisenä aikana. Reitit Montellin maja–Hannukuru ja Pahakuru–Sioskuru ovat luontotyyppiltään lähes kokonaan tunturikangasta. Kumpikin reitti on yli 12 kilometriä pitkä ja vähintään 150 cm leveä. Reitit ovat toistensa jatkeena, joten niillä kulkevat suurimmaksi osaksi samat vaeltajat. Pahakurusta Sioskuruun reitti on kokonaan tunturikangasylässä ja ylittää yli 500 m korkean Siosvaaran. Soistuneilla alueilla reitti on pitkostettu. Melko helppokulkuinen polku oli leventynyt viidessä vuodessa 40 senttimetriä

lähes 210 senttimetriin. Reitillä Montellin ma- ja–Hannukuru on runsaasti kivikkoisia, jyrkkiä nousuja ja laskuja. Polku oli leventynyt 15 cm viidessä vuodessa.

Kolmas selvästi leventynyt polku oli Pallak- selta Mäntyrovan päivätuvalle kulkevalla reitillä. Reitti on lähes kokonaan luonnonmetsässä eikä suuria korkeuseroja ole. Reitti on 5 km pitkä. Polku oli leventynyt keskimäärin 10 cm viiden vuoden aikana. Se oli kuitenkin edelleen kapeahko, alle 70 cm vuonna 2002.

Käyntikertojen määrä korreloi sekä vuoden 1997 pääpolkujen leveyden että sivupolkujen määrän ja niiden yhteenlasketun leveyden kanssa kansallispuiston pääreiteillä. Pääreittien kulumisen näyttää jatkuvan edelleen käyntikertojen määrän mukaan. Mitä enemmän on kävijöitä ja mitä kuluneempi polku on, sitä todennäköisemmin retkeilijät kävelevät rinnakkain ja hakevat parempaa jalansijaa. Avarilla tunturikankailla on helppoa kulkea vierekkäin, vaikkei polun leveys aivan riittäisi. Pääpolun rinnalle syntyy sivupolkua, jotka tunturikankailla saattavat seurata pääpolkua koko luontotyypin alusta loppuun. Suosituimpien reittien levenemisen estämiseksi tulisi polut kunnostaa hyväkuntoisiksi.

Tunturikankailla polulle luokiteltu kuluneisuus- ja eroosioaste vastasivat polun leveyttä. Kuluneisuusaste vastasi lisäksi polun keskimääräistä syvyyttä. Siten luokitteleva polun kuluneisuusarviointi toimi hyvin tunturikankailla. Myös luonnonmetsissä polun kuluneisuusaste ja leveys vastasivat toisiaan, joten luonnonmetsissä polkujen kulumista oli mahdollista seurata luokituksen avulla. Polkujen kuluneisuusluokitus säästää työläiltä polkumittauksilta mutta antaa silti luotettavan kuvan polun kulumisen kehittymisestä. Tarkoista ohjeista huolimatta luokitusasteikko on kuitenkin subjektiivinen ja määrittäjästä riippuvainen.

### 2.4.3 Ilmentäjälajit

Kasvilaji, jonka peittävyys kasvaa lievän kuluneisuuden alueella, voi ilmentää alueen vaurioitumista ennen kuin eroosiovaikutus kasvaa liian voimakkaaksi kasvillisuuden uusiutumiseksi (Kellogg 1985). Lisäksi sopiva indikaattorilaji on kyllin laajalle levinnyt, jotta se voi esiintyä kulloisellakin alueella. Lajin tulee esiintyä vain vähäisessä määrin talleamattomilla alueilla, mutta sen on voimistuttava selvästi kulumisen edetessä (Kellogg

1985). Tähän kuvaukseen sopivat Pallas–Ounas- tunturin tunturikankailla kynsisammalet, kurjenkanerva ja vaivaiskoivu, tunturikoivikoissa ja karuilla tunturiniityillä lampaannata, metsälauha ja tunturivihvilä.

Kulumista ilmentävien kasvilajien käyttö arvioinnissa on nopeaa ja tehokasta, jos ne toimivat luotettavasti. Polun ulkoreunalla, lievän kulutuksen alueella esiintyvät kasvit ennakoivat polun levenemistä. Kurjenkanervan ja vaivaiskoivun runsaampi peittävyys lievän kulutuksen alueella tunturikankailla osoittaa polun mahdollisen levenemisen laajuutta, koska polku levenee todennäköisesti ainakin sinne asti, missä näiden lajien peittävyys on muita lajeja suurempi.

Lampaannadan ja metsälauhan tai tunturivihvilän peittävyys ovat suunnilleen yhtä suuret lievän kulutuksen alueella. Talleamattomalla alueella metsälauhan tai tunturivihvilän peittävyys on lampaannataa suurempi, voimakkaasti taltatulla päinvastoin. Kynsisammalien peittävyys on lievän kulutuksen alueella suurempi kuin talleamattomalla ja voimakkaasti taltatulla alueella. Muihin sammallajeihin verrattuna sitä on kuitenkin vähemmän, mikä hankaloittaa määrittämistä. Jos kynsisammalia käytetään polun kulumisen indikaattorina, täytyy niiden peittävyyttä seurata sekä polulla, polun reunalla että kontrollialueella. Siten kynsisammalien käyttö ilmentäjänä on muita tässä tutkimuksessa todennettuja ilmentäjälajeja tehottomampi ja hitaampi.

Luonnonmetsistä ja harjumetsistä ei löytynyt toimivia ilmentäjälajeja. Ilmentäjälajien löytämiseksi tulee luonnonmetsien kasvillisuuden kulumista tutkia metsätyyppikohtaisesti. Harjumetsät sen sijaan kuluvat niin nopeasti, ettei kasvillisuus ehdi näyttää muutoksen suuntaa.

Kun kasvillisuuden ja kasvilajien peittävyyttä käytetään polun kulutuksen arviointiin ja ennakointiin, on otettava huomioon virkistysalueen ominaispiirteet. Vaikka jokin laji ilmentäisi hyvin jollain alueella, ei se välttämättä ilmennä yhtä hyvin toisella. Siksi on tärkeää, että kasvilajien ilmentämiskyky on varmaa. Lisäksi polut syntyvät uudelle alueelle hyvin nopeasti käytön jatkuessa tasaisena ja voimakkaana. Siten on ilmeistä, että polku kuluu nopeammin kuin sen kasvillisuudessa tapahtuvat muutokset ilmenevät. Lampaannata edustaa tunturialueilla tulokaslajia, joka on levinnyt alueelle mm. retkeilijöiden kengänpohjissa. Sen leviäminen alueelle on hidasta ja tapahtuu

polun käytön ollessa vähäistä ja pitkäkestoista. Lampaannata ilmestyy vasta lähes paljaalle maan pinnalle, kun polku on jo syntynyt ja levittäytyy hiljalleen polun reunoille asti. Siten metsälauhan tai tunturivihvilän ja lampaannadan peittävyyksien suhdetta ei välttämättä voi sellaisenaan käyttää kulumisen ennustamiseen.

#### 2.4.4 Puustovauriot, roskaisuus ja ylimääräiset polut

##### *Puustovauriot*

Puustovaurioita oli kaikkiaan Pallas–Ounastunturin reiteillä hyvin vähän. Kesäreiteillä vaurioita oli talvireittejä enemmän, vaikkakin suurin osa niistä oli lieviä. Mukaan laskettiin myös puihin maalatut reittimerkit, mitkä eivät kuitenkaan aiheuta varsinaista vahinkoa luontotyyppille. Suurin osa lievistä vaurioista johtuikin näistä pienistä maalimerkeistä. Nykykäytännön mukaan puihin ei tehdä maalimerkkejä, vaan reitit merkitään erillisin puupaaluin. Keskin kertaiset vauriot johtuivat pääasiassa latukoneista, ja niitä esiintyi vain talvireiteillä.

##### *Roskat*

Pallas–Ounastunturin alueella oli kaikkiaan hyvin vähän roskaa, keskimäärin alle neljä roskaa reittikilometrillä. Roskien vähydestä huolimatta käyntikertojen määrällä oli suora riippuvuus paperiroskien, wc-papereiden, tupakantumppien ja biojätteen määrään. Luultavasti maatuvisi luokiteltavia jätteitä pidetään ikävänä kuljettaa mukana. Ilmeisesti niiden kuvitellaan häviävän luonnosta pian. Tupakantumppeja ei ole totuttu kuljettamaan mukana ja pienuutensa vuoksi niiden ei uskota aiheuttavan haittaa puistossa. Muoviroskat olivat talvireiteillä lähinnä latuviitojen pudonneita ja hajonneita merkkinauhoja, eivätkä niinkään retkeilijöiden jättämiä. Roskien suurempi määrä puiston kesäreiteillä johtuu siitä, että puiston suosituimmat reitit ovat kesäreittejä, joilla kävijöiden viipymä on huomattavasti suurempi kuin talvella.

Pallas–Ounastunturin kansallispuiston vanhassa hoito- ja käyttösuunnitelmassa ohjataan ja kannustetaan retkeilijöitä hävittämään jätteensä luontoa säästämällä ja jälkiä jättämättä: polttaen, kompostoiden ja kotiin kuljettaen (Penttilä ym. 1998). Tämä retkeilijöiden valistuneisuus ja viit-

seliäisyys näkyy puiston kesä- ja talvireittien roskien vähäisyydessä. Toisaalta maatuvisien jätteiden, kuten wc-papereiden ja biojätteen, huolellisessa hävittämisessä on retkeilijöillä vielä opetettavaa. Selkeä opastus retkeilijöille ja muille puiston käyttäjille, erityisesti poromiehille, sekä ohjeistus taukopaikoilla ja luontokeskuksissa jätteiden kuljettamisesta pois riittänee.

##### *Ylimääräiset polut ja nuotiopaikat*

Pääpolun rinnalla kulkevia ylimääräisiä polkuja ja pääpolulta haarautuvia sivupolkuja oli kesäreiteillä enemmän kuin talvireiteillä. Kesäreitit sijaitsevat kansallispuistossa suurimmaksi osaksi tunturikankaalla, missä rinteet ovat jyrkkiä ja kivisiä eikä puusto ole estämässä retkeilijöiden kulkemista rinnakkain. Niiltä on helppo poiketa omille reiteille. Kävijämäärän kasvaessa sivupolkujen määrä lisääntyi luonnonmetsien kesäreiteillä. Talvireiteillä esiintyvät sivupolut olivat lähes aina mönkijöiden uria. Mönkijäurien määrän kasvaessa pääpolun rinnalla kulkevien ylimääräisten polkujen määrä ja polun kuluneisuus lisääntyivät. Mönkijöillä ajettiin suosituimmilla reiteillä erityisesti tunturikankailla. Ylimääräisiä polkuja syntyy, kun mönkijöillä kierretään vaikeimmat maaston kohdat. Osa retkeilijöistä käyttää niin syntyneitä uria.

Mönkijäliikenteellä oli kokonaisuudessaan selvät vaikutukset Pallas–Ounastunturin Natura-luontotyyppien kesä- ja talvireittien kuluneisuuteen, eroosioon ja ylimääräisten polkujen määrään. Pääosin mönkijöiden jäljet kulkivat pitkin reittejä. Kosteilla luontotyypeillä leveiden pyörien aiheuttamat vahingot olivat pahimmat ja leveimmät, koska märimpiä kohtia kierretään kerta toisen jälkeen eri paikasta. Suurimmat ja näkyvimät vaikutukset mönkijöillä oli talvireittien soilla. Myös tunturijoet ja -purot vaurioituvat mönkijäliikenteessä: talvireiteillä latureitti kulkee usein pitkin puroa, jolloin niiden penkereet vahingoittuvat laajalti, kun samoja reittejä ajetaan vielä kesällä mönkijöillä. Myös lehdot kuuluivat herkästi vaurioituviin Natura-luontotyyppisiin, joissa mönkijäliikennettä ei tulisi sallia ollenkaan.

Kansallispuiston huolto hoidetaan pääosin talvella moottorikelkoilla; mönkijöitä käytetään mahdollisimman vähän. Puiston huoltoreitit sijoittuvat lisäksi suurimmaksi osaksi kesä- ja talvi-

reittien ulkopuolella. Mönkijöiden jäljet syntyvätkin miltei yksinomaan poronhoitotöissä. Niiden käyttö on sallittu poronhoitotöissä.

Poluilla esiintyviä ylimääräisiä nuotiopaikkoja oli lähinnä vain kesäreiteillä. Kaikkiaan luvattomia tulipaikkoja oli puistossa harvassa ja ne sijoituivat kesäreiteillä pääosin yhden reitin varrelle. Tälle reitille oli aineiston keruuta edeltävänä talvena rakennettu pitkospuut.

## 2.5 Yhteenveto

Tutkimuksessa selvitettiin Natura-luontotyypeillä sijaitsevien retkeilyreittien vaikutusta kasvillisuuden ja polkujen kulumiseen, kasvillisuuden kulumiskestävyyttä sekä kulumista ilmentäviä indikaattorilajeja Pallas–Yllästunturin kansallispuistossa. Samalla inventoitiin puustovaurioita ja roskaisuutta. Maastotyöt tehtiin kesä-syyskuussa 2003. Tutkimus oli osa Metsähallituksen kestävä luontomatkailun kehittämistä, jonka tavoitteena on luoda kestävä luontomatkailun periaatteiden toteutumista kuvaavia mittareita.

Polkujen kuluneisuutta arvioitiin luokitteluasteikolla jokaisella Pallas–Ounastunturin alueen kesä- ja talvireitin Natura-luontotyyppillä. Luokitteluaineistoa verrattiin vuosien 1997 ja 2002 polkumittausaineistoihin. Kasvillisuuden kulumista seurattiin kuudella eri luontotyyppillä ja neljällä eri etäisyydellä polusta. Kuluneimpia luontotyyppisiä olivat erityisesti alpiiniset ja boreaaliset tunturikankaat, joiden kasvillisuus oli herkkää kulumaan ja hitaasti uusiutuva. Lähes yhtä herkkiä kulumiselle olivat tunturikoivikot, karut tunturiniityt ja boreaaliset lehdot. Vähiten olivat kuluneet talvireittien pienialaiset luontotyyppit. Käyntikertojen määrä vaikutti kesäreiteillä tunturikankaiden ja luonnonmetsien polkujen kulumiseen, talvireiteillä vain luonnonmetsien kulumiseen. Tunturikankailla ja luonnonmetsissä kuluneisuutta voitiin arvioida luotettavasti kuluneisuusluokituksella.

Tunturikankaiden käytetyimmillä osuuksilla polun kokonaisleveys oli keskimäärin 230 cm. Levenemismuutos oli muutama senttimetri vuodessa. Metsäosuuksilla polkujen leveys oli keskimäärin alle 80 cm. Tunturikankailla polun kuluminen ilmeni nopeasti käyttöönoton jälkeen herkkien varpujen, kuten variksenmarjan (*Empetrum nigrum*), tuhoutuessa. Muutos kasvi-  
peitteessä hidastui polun iän myötä käytöstä riip-

pumatta, mutta sivupolkuja saattoi syntyä lisää ja niiden leveys kasvaa. Tunturikankailla polkujen leviämistä ilmensivät parhaiten kurjenkanerva (*Phyllodoce caerulea*), vaivaiskoivu (*Betula nana*) ja kynsisammal (*Dicranum* spp.), joiden peittävyys olivat suurimmat lievän kulutuksen alueella kasvittomaksi kuluneen polun vieressä. Luonnonmetsien kasvillisuuden kulumista ilmensivät paremmin metsätyypin avainlajit kuin luontotyyppien indikaattorilajit. Tunturikoivikoissa ja karuilla tunturiniityillä heinät, erityisesti lampaannata (*Festuca ovina*), metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) ja tunturivihvilä (*Juncus trifidus*), ilmensivät parhaimmin kulumista siten, että ne valtasivat alkupeiräiseltä kasvillisuudelta vapautunutta alaa. Harjumetsissä ei löydetty sopivia ilmentäjälajeja.

Puustovaurioiden ja roskien määrät olivat Pallas–Ounastunturin alueella hyvin vähäiset. Ylimääräisiä polkuja syntyi puiston reiteille lähinnä mönkijöiden käytön seurauksena. Niillä ajetaan puiston alueella pääasiassa poronhoitotöissä. Kestävä luontomatkailun saavuttamiseksi tulisi hankalakulkuisista poluista saada hyväkuntoisia ja kannustaa retkeilijöitä kulkemaan viitoitetuilla poluilla. Kosteimmat Natura-luontotyyppit tulisi pitkosta huolellisesti ja herkimmat luontotyyppit sulkea käytöltä.

Tutkimuksessa kehitettiin ja testattiin polkujen kulumisen mittaus- ja seurantamenetelmää, jota voidaan soveltaa muillakin alpiinisen ja boreaalisen vyöhykkeen retkeilykäyttöalueilla. Seuranta on suositeltavaa kohdentaa eri Natura-luontotyyppille siten, että se kattaa ne käyttöasteen ja kulumisherkkyyden mukaisesti. Seurantarvetta on erityisesti kesäreiteillä.

## 2.6 Vegetation's susceptibility to deterioration along hiking trails in Natura habitat types in the Pallas–Yllästunturi National Park

The objective of the study was to determine the impacts of hiking trails located in Natura habitats on the deterioration of vegetation and erosion along the trails, as well as how well the vegetation could resist such impacts, and to find indicator species showing deterioration in the Pallas–Yllästunturi National Park. At the same time, tree damage and pollution was inventoried. Field work was carried out from June to September of 2003. The study forms part of the



development of Metsähallitus's sustainable nature tourism, the goal of which is to establish indicators describing how the principles of sustainable nature tourism are realised.

In all summer and winter trails in the Pallas–Ounastunturi area's Natura habitats, the degree of a trail's deterioration was determined according to a rating system. The compiled material was compared with data from measurements carried out in 1997 and 2002. The deterioration of vegetation was monitored in 6 different habitat types, and at 4 different distances from the trails. The most-altered habitat types were alpine and boreal heaths, whose vegetation proved vulnerable to deterioration and slow to regenerate. Mountain birch groves, nutrient-poor fell meadows and boreal herb-rich forests were nearly as vulnerable. Small-scale habitat types along winter trails showed the least damage. The number of visits to an area affected the level of deterioration on summertime trails in alpine heaths and natural forests, while on winter routes the number of visits only had an impact on the deterioration of natural forests. The level of deterioration in alpine heaths and natural forests was reliably estimated using the deterioration rating system.

The average total width of trails on the most-used paths along alpine heaths was 230 cm. The paths expanded at a rate of a few centimetres per year. The average width of trails in forests was less than 80 cm. Deterioration along alpine heath paths appeared soon after trampling, and could be seen in the destruction of sensitive shrubs such as crowberry. The vegetation showed fewer changes with age, regardless of use, but side trails seem to have increased in number, and their width is increasing. Expansion of paths on alpine heaths was best indicated by blue heath (*Phyllodoce caerulea*), dwarf birch (*Betula nana*) and *Dicranum* mosses, whose cover was most extensive in areas with less deterioration, near paths that had been rendered bare of vegetation. Key species of the forest site type were better than the indicator species of the habitat type for indicating deterioration of vegetation in natural forests. In mountain birch stands and barren alpine meadows, the degree of deterioration was best indicated by tall grasses, particularly sheep fescue (*Festuca ovina*), wavy hair-grass (*Deschampsia flexuosa*) and three-leaved rush (*Juncus trifidus*), in that they colonised the spaces that became freed-up from the original

vegetation. No suitable indicator species were found in esker forests.

Damage to trees and the amount of litter were very low in the Pallas–Ounastunturi area. Excess trails appeared in park routes, mostly as a result of all-terrain vehicles, which are used in the park primarily for reindeer husbandry. To achieve sustainable nature tourism, trails that are difficult to traverse should be improved and people using the area should be encouraged to stay on marked trails. The wettest Natura habitats should be thoroughly equipped with boardwalks, and the most delicate habitat types should be made off-limits to the public.

During the study, methods for measuring and monitoring deterioration along trails were developed and tested, and they can be adapted to other recreational areas in alpine and boreal zones. It is recommended that the monitoring be focused on different Natura habitat types in such a way that all are adequately covered according to the degree of use and vulnerability to deterioration. The need for monitoring is especially high on summer routes.

# 3 Kasvillisuuden kulumisen ja muutokset kansallispuiston laskettelurinteilla ja hiihtoreiteillä

*Elina Antila*

## 3.1 Johdanto

Luonnonsuojelu on kansallispuiston perustamisen päätarkoitus. Muita käyttömuotoja ovat virkistys, luonnonharrastus ja tutkimus siten, etteivät suojelutavoitteet vaarannu (Luonnonsuojelulaki 1096/1996). Kansallispuistot ovat vetovoimaisia luontomatkailukohteita, joiden käyntikertojen määrät ovat kasvaneet huomattavasti kuluneiden parinkymmenen vuoden aikana. Pallas–Ounastunturin kansallispuistossa kävi 1990-luvun lopulla vuosittain noin 100 000 vierailijaa, mikä oli 2,5–4 kertaa enemmän kuin 20 vuotta aiemmin (Penttilä ym. 1998). Matkailu ja alueellinen toimeentulo luovat edellytyksiä luonnonsuojelun kehittämiseksi (Hemmi 1995), mutta matkailijamäärien kasvu myös lisää palvelurakentamisen, liikenteen sekä aktiviteettien aiheuttamia ympäristövaikutuksia. Matkailun ja luonnonsuojelun yhteensovittamisessa onkin syntynyt ristiriitaa: samalla kun matkailu tukeutuu pohjoisen luonnon vetovoimatekijöihin, se uhkaa kasvullaan herkkää luonnontilaa. Kasvuksen lyhyden, lajien vähäisyyden ja biologisen hajoamisprosessin hitauden vuoksi pohjoinen kasvillisuus on kulumiselle herkkää ja häiriöstä palautuminen on hidasta (Huntington 2001). Tunturipaljakalla myös maaperää sitova puusto puuttuu, jolloin rinnemaiden alkavaa eroosiota on vaikea pysäyttää. Useat Lapin matkailukeskuksista on rakennettu huonosti kulutusta kestäville alueille (Sippola 2001).

Hemmi (1995) määrittää luontomatkailun kestävän kehityksen periaatteita noudattavaksi matkailuksi. Tällöin luonnon kantokyky ei ylitä eikä luonnon monimuotoisuus heikkene matkailun seurauksena. Luontomatkailuun liittyy elämän kunnioittaminen ja pyrkimys luonnonympäristön tarjoamaan aitoon elämiseen: luonto on tärkein vetovoimatekijä ja resurssi, jonka säilyminen on keskeistä. Luontomatkkoja tekee noin 40 % suomalaisista (Pouta & Sievänen 2001).

Luontomatkapäivistä 10 % kuluu hiihdon ja 5 % lasketteluun parissa. Hiihto onkin suosituin talvimatkailun muoto, jota harrastaa vuosittain lähes puolet suomalaisista. Laskettelu, lumilautailua tai Telemark-hiihtoa harrastaa 18 % väestöstä.

Kesäaikaisen matkailun vaikutusta kasvillisuuden ja maanpinnan kulumiselle on tutkittu runsaasti (esimerkiksi Bayfield 1971, Kellomäki & Saastamoinen 1975, Cole 1995a ja 1995b, Tolvanen ym. 2001, Tervo 2003), kun taas talvimatkailun aiheuttamia muutoksia on selvitetty paljon vähemmän. Lumikelkkujen ja rinnekoneiden kasvillisuusvaikutuksista on tehty tutkimuksia mm. Alpeilla (Grabherr 1985, Mosimann 1985, Pignatti 1993), Skotlannissa (Bayfield 1971 ja 1980), Pohjois-Amerikassa (Felix ym. 1992, Forbes 1992, Emers ym. 1995), Venäjällä (Baiderin 1980 ja 1983) ja Uudessa Seelannissa (Fahey ym. 1999a ja 1999b). Suomen hiihtokeskuksissa tehdyt tutkimukset rajoittuvat toistaiseksi Pallas–Ounastunturin kansallispuistossa tehtyyn selvitykseen hiihtoreittien kasvillisuuden kulumisesta (Tervo 2003).

Talvimatkailun vaikutukset näkyvät selvästi maisemassa, jota hiihto- ja moottorikelkkareitien ja rinteiden raivaus, hissit ja aidat sekä ravintola- ja vuokraamotilat ym. palvelurakenteet muuttavat pysyvästi. Maiseman muutoksen kokeminen on myös subjektiivista (Sippola 1996). Kasvillisuuden paikoittainen kuluneisuus Pallaksen Laukukeron laskettelurinteilla huomattiin jo 1980-luvulla tehdyn kulutuskestävyysselvityksen (Kemiläinen & Kukko-Oja 1988) ja 1990-luvun alun kasvillisuuskartoituksen yhteydessä (Hytönen 1999). Pallaksen matkailualueen kehittämisen yhteydessä kysymys laskettelualueen tulevaisuudesta on tullut jälleen ajankohtaiseksi. Matkailun ekologisen kestävyys turvaaminen edellyttää, että kansallispuistoissa kehitetään niin kesä- kuin talvimatkailunkin aiheuttamien ympäristövaikutusten seuranta.

Tämä tutkimus toteutettiin osana Metsähallituksen vuonna 2002 käynnistämää kestävän luontomatkailun hanketta, jossa kehitetään kestävän

luontomatkailun indikaattoreita luonnonsuojelua ja erämaa-alueille. Hankkeen taustalla on Valtioneuvoston vuonna 2002 tekemä periaatepäätös toimintaohjelmasta luonnon virkistyskäytön ja luontomatkailun kehittämiseksi (Valtioneuvosto 2003). Kestävän luontomatkailun hankkeessa rakennetaan luontomatkailun yleisiä periaatteita ja käytäntöjä sekä edistetään luontomatkailun kestävyyttä kehittämällä ympäristövaikutusten mittausta- ja seurantajärjestelmää. Pallas–Yllästunturin kansallispuisto on yksi kestävän luontomatkailun mittareiden kehittämisen pilottialueista.

Ympäristövaikutusten mittaussuunnitelman lähtökohdaksi on 1980-luvun puolivälissä USA:ssa kehitetty luonnonvarojen käytön suunnittelu- prosessi, hyväksyttävän muutoksen rajat (*Limits of Acceptable Change* eli LAC). LAC-menettelyn tavoitteena on puiston tilan säilyttäminen asetettujen rajojen sisällä. Menettelyssä hahmotetaan kansallispuiston luonnon nykytila, verrataan nykytilaa valittuun tavoitettiin sekä seurataan puiston tilassa tapahtuvia muutoksia (Cole & McCool 1998a). LAC-prosessi eroaa siten selvästi perinteisestä ja asiantuntijavetoisesta, ympäristön kantokykyyn perustuvasta suunnittelusta, joka tähtää tavallisimmin virkistyskäytön rajoittamiseen (Cole & McCool 1998b). Metsähallituksessa LAC-menettelyllä selvitetään luontomatkailun ekologisia, sosiaalisia ja taloudellisia vaikutuksia ja valitaan niille hyödyllisimmät mittarit. Pilot-tihankkeiden perusteella vuonna 2003 valittiin Metsähallituksen yleiset tavoitteet sekä yhteisesti ja aluekohtaisesti käyttöön otettavat valinnaiset mittarit. Hiihtoreittien ja laskettelurinteiden kasvillisuusinventoinnit kuuluvat Pallaksella käyttöön otettuihin ekologiisiin mittareihin, joihin kuuluvat myös esimerkiksi retkeilyreittien kulu-neisuusmittaukset, kävijätutkimus ja -laskenta, jäteseuranta, vesistöjen laadunseuranta ja riistakolmiolaskennat.

Tutkimuksessa selvitettiin suosituimpien talvi-matkailumuotojen, hiihdon ja laskettelun, vaikutusta pintakasvillisuuden kulumiseen ja muihin muutoksiin Pallas–Ounastunturin alueella Pallas–Yllästunturin kansallispuistossa. Laskettelurinteiden mittaukset tehtiin Laukukerolla viidellä eri kasvillisuustyyppillä eri korkeusvyöhykkeillä. Hiihtoreittien mittaukset kohdistuivat tuoreiden ja kuivahkojen kankaiden rinteille ja tasamaalle. Mittaustuloksia vertailtiin neljä vuotta aikaisemmin tehtyyn selvitykseen hiihtoreiteilla.

## 3.2 Kasvillisuuden talviseen kulumiseen vaikuttavat tekijät

### 3.2.1 Kasvillisuuden ominaisuudet

#### *Kilpailustrategia*

Allokaatioperiaatteen mukaisesti jokaisen kasvin kohdalla otollisimmat ympäristöolot mahdollistavat maksimaaliseen hiilen, typen ja fosforin ym. biomassan rakennusaineiden keräämisen sekä lisääntymismenestyksen (Fitter & Hay 1987). Koska tarjolla olevat resurssit ovat rajalliset, samanlaiset kasvupaikkavaatimukset omaavien kasvien on kilpailtava valosta, vedestä ja ravinteista (Burrows 1990). Ajan mittaan kasviyhteisön rakenteessa tapahtuu muutoksia, joiden seurauksena myös elinympäristön rakenne, kuten kosteus-, varjostus- ja ravinneolot, muuttuvat. Tätä kutsutaan sukkessioksi (Grime 2001). Olennaista on kasvin fenotyyppinen reagointi stressiin, jota aiheuttavat kasvien välinen kilpailu ja biomassaa vähentävät abioottiset tai bioottiset häiriöt, kuten kasvinsyöjät, kasvitaudit, kuivuus tai eroosio.

Primäärisukcession alkuvaiheessa ravinteita ja vettä on maassa niukasti ja lämpöolot ovat äärevät. Silloin resurssienkäytöltään säästäväiset, hidaskasvuiset ja hyvin stressiä kestävät lajit, kuten jäkälät, menestyvät parhaiten (Grime 2001). Häiriön paljastamalle kivennäismaalle ilmestyykin ensimmäisenä pieniä jäkäläitä. Myös esimerkiksi karhunsammalet (*Polytrichum* spp.) ovat tyypillisesti primäärisukcession lajeja (Ulvinen ym. 2002). Kilpailijat taas ovat huonoja sopeutujia, ja ne pärjäävät hyvin häiriöttömissä olosuhteissa, joissa kasvien välinen kilpailu on ainoa stressin lähde (Grime 2001).

Sukcession edetessä kilpailijoiden mahdollisuudet paranevat verrattuna muutoksiin hitaasti reagoiviin stressinsietäjiin ja siementuotannolla huonosti suurta kuolleisuutta kompensoiviin häiriönsietäjiin. Ensimmäisiä jäkäläitä seuraavat patjamaiseksi levittäytyvät seinäsammalet (*Pleurozium schreberi*) ja kynsisammalet (*Dicranum* spp.), sitten metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) ja muut tuppaina kasvavat heinät. Siinä vaiheessa etenkin jäkälät ja osa sammalista taantuu. Lopulta kasvillisuudessa vallitsevat tyypilliset kilpailijat: eräät puuvartistet kasvit ja monivuotiset ruohot ja sammalet (Burrows 1990, Grime 2001). Puuvartistista ensimmäisinä ilmaantuvat mustikka

(*Vaccinium myrtillus*), pihlaja (*Sorbus aucuparia*) ja koivu (*Betula* spp.).

Luonnontilassa nopeakasvuismat puuvartistet lajit korvautuvat edelleen stressiä, kuten varjostusta, sietävillä lajeilla, mm. ikivihreillä varvuilla. Rinnekoneen ja laskettelun tai hiihdon vaikutus kuitenkin muuttaa kasvillisuuden luonnetta ylläpitäen proklimmaksiksi kutsuttua tilaa (Burrows 1990), jossa vallitsevana kasvillisuutena säilyvät kilpailijat. Kehitys on sekundäärisukkesiota, jossa kasvillisuus uudistuu vakiintuneeseen kliimaksikasvillisuuteen syntyneisiin erisuuruisiin aukkoihin. Nopeakasvuiset häiriönsietäjät kykenevät tuottamaan nopeasti paljon siemeniä, minkä vuoksi ne uusiutuvat tehokkaasti häiriön jälkeen (Grime 2001). Muun muassa tuppaina kasvavien heinien peittävyys kasvaa suhteessa luonnontilaiseen kasvillisuuteen. Hiihto- ja laskettelutoiminta on rajoitettuna osana vuotta ilmenevä, yleensä lievä häiriö, jota luonnehtii keskivahva kilpailun taso. Tämä saattaa suosia kilpailua sietäviä häiriönsietäjiä (competitive ruderals), jotka ovat hitaammin kasvavia ja myöhemmin kasvukaudella kukkivia kuin puhtaat häiriönsietäjät (Grime 2001). Toistuvan ja hyvin vahvan stressin alaisena menestyvät kuitenkin vain stressinsietäjät, eli jotkin jäkälä- ja sammallajit, kääpiövarvut ja pienet heinä- ja ruohokasvit.

### *Kasvutapa ja elomuoto*

Baiderinin (1983) mukaan laskettelurinteillä ilmenee kolmentyyppisiä lajeja: heikentyneitä, menestyviä ja muutokselle neutraaleja. Todennäköisimmin heikentyviä ovat puuvartistet kasvit sekä eräät ruohot. Kasvin kulutuskestävyyttä voidaan selittää sille ominaisella elomuodolla ja morfologisilla ominaisuuksilla. Elomuotojakoa käytetään yleisesti pohjoisten alueiden kasvillisuusinventoinneissa (esimerkiksi Tolvanen ym. 2001, Tervo 2003, Cole 1995a ja 1995b). Jako perustuu kasvien fysiologiseen ja morfologiseen samankaltaisuuteen eli siihen, että joidenkin taksonomisesti erilaisten kasvien ulkonäkö ja ekologiset vaatimukset muistuttavat toisiaan.

Elomuotojako pohjautuu esimerkiksi talvehtivien silmujen sijaintiin. Kryptofyyteillä eli piilotalvehtijoilla talvehtivat silmut ja juurakot ovat hyvin suojattuina maan sisällä. Monivuotiset sara-, heinä- ja vihviläkasvit sekä ruohot taas ovat pääosin hemikryptofyyttejä, joilla talvehtivat

silmut sijaitsevan maan pinnan tuntumassa. Näiden puolipiilijöiden on todettu kestävän talvista lumen tiivistämistä eli tamppausvaikutusta hyvin (Bayfield 1980, Cole 1995b). Matalatalvehtivia kamefyyttejä taas ovat esimerkiksi lehtensä pudottavat ja ikivihreät puuvartistet varvut (Havas & Sulkava 1987). Myös kasvunopeus voi olla elomuotojaottelun taustalla: esimerkiksi heinäkasvit ovat nopeakasvuisia ja tehokkaita yhteyttäjiä. Jopa kaksi kolmasosaa niiden biomassasta on maan pinnan alapuolella juuristona, mikä helpottaa kasvua häiriön jälkeen (Grime 2001).

Elomuotorajauksen ongelmana on, että se yhdistää yksittäiseen toiminnalliseen ryhmään morfologialtaan ja kasvutavaltaan hyvinkin erilaisia kasvilajeja. Morfologiset ominaisuudet eli kasvin koko ja rakenne vaikuttavat sen kykyyn vastustaa tamppausta ja toipua siitä. Morfologiaan perustuvaa luokittelua käytetäänkin elomuotojaon rinnalla (Chapin ym. 1996). Elomuoto ja morfologia selittävät talleamisvaikutusta vaihtelevasti eri lajeilla: aiempien tutkimustulosten perusteella heinät ja ruohot reagoivat elomuotoina hyvin yhdenmukaisesti tamppausvaikutukseen (Kellomäki & Saastamoinen 1975, Tolvanen ym. 2001). Niiden peittävyys tavallisesti kasvaa lievän tai kohtalaisen häiriön seurauksena (Emers ym. 1995, Tervo 2003). Varpukasveilla morfologiset ominaisuudet ilmentävät tamppauskestävyyttä todennäköisesti paremmin. Varvuista mustikka uusiutuu parhaiten. Lievän tai kohtalaisen tallauksen on todettu lisäävän nopeasti uusien versojen kasvua mustikalla heti häiriön jälkeen (Emanuelsson 1984, Tolvanen ym. 2001). Palkoksen hiihtoreitti-inventoinneissa talviaikainen kulutus kuitenkin vähensi mustikan peittävyttä (Tervo 2003).

Ikivihreiden varpujen heikko kulumiskestävyys on todettu monissa tutkimuksissa (Emanuelsson 1984, Felix ym. 1992, Forbes 1992, Emers ym. 1995). Etenkin variksenmarja (*Empetrum nigrum*) uudistuu hitaasti, mikä johtuu hitaasta kasvutavasta ja vähäisestä biomassan varastoitumisesta maanpinnan alle (Emanuelsson 1984, Tolvanen ym. 2001). Skotlannin vuorilla variksenmarjan on todettu leviävän kivennäismaalakuilla noin metrin 50 vuodessa (Burrows 1990). Mätäskasveilla, kuten sieliköllä (*Loiseleuria procumbens*), biomassassa on pääasiassa maan pinnan yläpuolella, mikä tekee niistä alttiimpia kulumiselle (Cole 1995b, Bayfield 1971, Fahey ym.

1999b). Pensasmaiset, puuvartiset kasvit kestävät huonosti tamppaamisen ja laskettelun aiheuttamaa mekaanista kulutusta (Kemiläinen & Kukko-Oja 1988, Forbes 1992). Vaivaiskoivu (*Betula nana*) (Emanuelsson 1984, Tolvanen ym. 2001) ja kataja (*Juniperus communis*) (Bayfield 1971, Tolvanen ym. 2001) näyttäisivätkin olevan herkkiä kulutukselle. Myös pohjakerroksen sammal- ja jäkäläkajien vähentymisestä talvisen moottoriajoneuvoilla ajon seurauksena on tutkimustuloksia (Emers ym. 1995, Forbes 1992). Jäkälät toipuvat yleensä hitaasti kulutuksesta (Grabherr 1985, Fahey ym. 1999b). Sammalet taas näyttävät reagoivan tamppaukseen myöhästyneesti, mitä selittää ainakin osittain kenttäkerroksen kasvillisuuden suojaava vaikutus (Tolvanen ym. 2004).

### **Kokonaislajimäärä**

Diversiteetin oletetaan lisäävän eliöyhteisön vakautta (Krebs 1994). Runsaslajinen elinympäristö toipuukin häiriöistä paremmin kuin vähälajinen (Burrows 1990). Tunturikasvillisuus on tyypillisesti vähälajista, jolloin pienikin monimuotoisuuden väheneminen yksinkertaisen eliöyhteisön rakenteessa saattaa aiheuttaa suuria muutoksia. Toisaalta yksittäiset lajit saattavat olla toisia tärkeämpiä vakauden säilymisen kannalta. Kohtuullisen häiriön teorian mukaan kliimasyhteisö ei välttämättä ole lajirikkain suksiosiovaihe (Burrows 1990). Monimuotoisuus voi olla huipussaan suksiosion keskivaiheilla, jolloin yhteisö koostuu pioneirilajien, kilpailijoiden ja kliimaksilajien yhdistelmästä. Siten kokonaislajimäärä usein kasvaa keskivoimakkaan häiriön seurauksena (Krebs 1994, Hannerz 1996).

Maaperä, kasvupaikan rehevyys, mikroilmasto ja mantereisuus–mereisyys-suhde säätelevät lajien levinneisyyttä alueellisella tasolla (Molau 2003). Kasvillisuus reagoikin alueellisesti vaihtelevasti kulutukseen. Moottorikelkoilla ajon on todettu vähentävän kokonaislajimäärää Pohjois-Amerikan tundralla (Forbes 1992). Laskettelurinteillä ja hiihtoreiteillä kokonaislajimäärän on todettu joko pysyneen ennallaan (Fahey ym. 1999a, Tervo 2003) tai vähentyneen (Pignatti 1993).

### **3.2.2 Ympäristön ominaisuudet**

Ympäristön ominaisuuksilla, etenkin kasvupaikalla ja lumikerroksen paksuudella, on merkitys-

tä kasvillisuuden talviselle kulumiskestävyydelle. Kosteilla ja rehevillä kasvupaikoilla kasvillisuuden kyky vastustaa tamppausvaikutusta on yleensä huono, mutta ravinteiden saatavuus ja tehokas kasvullinen uudistuminen edesauttavat kasvillisuuden toipumista häiriöstä. Kuivien kasvupaikojen kasvillisuus taas on usein sietokykyistä, mutta se toipuu hitaasti (Emers ym. 1995). Etenkin kuivat jäkäläkankaat ja puurajan yläpuoliset karut tunturikankaat uusiutuvat hitaasti (Bayfield 1971). Kuivan kasvupaikan vallitseva kasvillisuus muodostuu ikivihreistä varvuista, joiden kasvupotentiaali häiriön seurauksena on heikko (Emanuelsson 1984, Felix ym. 1992, Emers ym. 1995).

Kaikkein kosteimmat kasvupaikat, suot, näyttäisivät olevan herkimpiä talviaikaiselle kulumiselle (Bayfield 1980, Grabherr 1985, Emers ym. 1995). Pallaksen aikaisemmissa hiihtoreittiinventoinneissa latu-ura vaikutti kasvillisuuteen selvimmän tuoreella kasvupaikalla, kun taas kuivat kankaat olivat kestävimpiä (Tervo 2003). Talvimatkailun kasvillisuusvaikutus poikkeaa selvästi kesäaikaisesta tallausvaikutuksesta, jossa kuivahko kasvupaikka vaikuttaisi kestäväksi kesäaikaista retkeilyä parhaiten ja kuiva kasvupaikka huonoiten (Tervo 2003). Puolukkatyyppin kangas on kesäretkeilylle suhteellisen kestävä (Kellomäki & Saastamoinen 1975).

Lumikerroksen paksuuden merkitys kasvillisuuden kulumisherkkyydelle on todettu monissa tutkimuksissa (Baiderin 1980, Emers ym. 1995, Fahey ym. 1999b). Felix ym. (1992) ovat Pohjois-Amerikan tundralla tekemiensä tutkimusten pohjalta esittäneet lumikerroksen kriittiseksi rajaksi lumikelkkailussa 25 cm, jolla mätäskasvillisuuden kulumisen ei ylitä 25–50 prosenttia. Kuivilla kasvupaikoilla 45 cm:n lumikerros näyttäisi johtavan jo alle 25 %:n kulumiseen, mutta kosteilla kasvupaikoilla samaan tulokseen päästään, kun lumikerroksen paksuus on vähintään 72 cm. Kaikkein kosteimmat kasvupaikat, etenkin suot, ovat herkimpiä kulumiselle, ja ne edellyttävät paksuinta lumisuoja (Grabherr 1985, Emers ym. 1995).

Lumikerroksen paksuutta tietyllä alueella säätelevät olennaisesti topografiset erot. Ympäristöstään erottuvilla, kuperilla rinteillä lumikerros on ohut. Paikoin kasvillisuuden suojana on vain jääkerros (Havas & Sulkava 1987). Tunturipaljalla ilmenee lumenviipymiä eli painanteita, joilla kasvukausi jää lyhyeksi lumen sulassa myöhään,

sekä tuulenpieksämiä, joita leimaa tuulisuus ja ohut talvinen lumikerros. Lumenviipymien kasvillisuutta ovat lumensuosijat eli chionofilit, kun taas tuulenpieksämien chionofobinen kasvillisuus on sopeutunut tuuleen, routaan, ääreviin ilmasto-oloihin ja vähäiseen talviseen lumisuojaan (Eurola ym. 1980, Haapasaari 1988). Lumen tiivistämisen vaikutukset näkyvät kivennäismaan paljastumina etenkin kummuilla ja harjanteilla (Felix ym. 1992, Mosimann 1985, Rixen ym. 2003). Laukerolla laskettelon aiheuttama kulutus kohdistuu esimerkiksi sulavesiuomien ja maanvieremäärven reunoille, nielu-uomiin ja vuotomaakielekkeisiin Vatukurun puoleisella itärinteellä (Kemiläinen & Kukko-Oja 1988).

### 3.2.3 Lumen tiivistäminen

Jo ohut lumikerros toimii eristeenä vähentäen talviaikaisen kulutuksen vaikutusta (Bayfield 1971, Havas & Sulkava 1987). Talvimatkailun aiheuttamat kasvillisuuden muutokset ovatkin vähäisempiä kuin kesäaikaisen virkistyskäytön aiheuttamat (Kellomäki & Saastamoinen 1975, Tervo 2003, Tolvanen ym. 2004). Pallaksella tehty vaellus- ja hiihtoreittien kasvillisuustutkimus osoitti, etteivät kasvillisuuden ominaispiirteet säilyneet kesäaikaisen tallauksen seurauksena millään kasvupaikalla, kun taas kasvillisuuden erot hiihtoreittien ja kontrollien välillä olivat pienet (Tervo 2003).

Tunturikasvillisuus toipuu kuitenkin tunnettusti hitaasti kulutuksesta (Huntington 2001). Forbes (1992 ja 1998) on todennut moottoriajoneuvojen arktiselle kasvillisuudelle aiheuttaman kertaluonteisenkin häiriön jälkien kestävän jopa vuosikymmeniä. Pelkkä laskettelu ei vaikuta merkittävästi lumen rakenteeseen tai kasvillisuuteen, mutta yhdessä koneellisen lumen tiivistämisen kanssa vaikutus on selvä (Fahey ym. 1999a). Rinnekoneen vaikutus lumen rakenteeseen vastannee moottorikelkan vaikutusta, jota on tutkittu etenkin Pohjois-Amerikassa (Felix ym. 1992, Forbes 1992, Emers ym. 1995). Sekä rinnekone että moottorikelkka tiivistävät lunta rikkoen sen kiderakenteen ja muuttaen ekologisia olosuhteita lumessa ja maan pinnassa. Rinnekoneen vaikutus kasvillisuuteen voidaan jakaa kahteen tyyppiin: 1) rinnekoneen aiheuttama suora fyysinen vahinko sekä 2) epäsuora, lumen tiivistymisestä johtuva vaikutus. Suorat kasvillisuusvaikutukset syntyvät, kun rinnekoneen telat pääsevät kuopaisemaan

kasvillisuutta ja kivennäismaata kohdissa, joissa lumikerros on ohut. Kasvillisuus murskautuu tai leikkaantuu paikoin telojen tai puskulevyn alla ja kivennäismaan paljastumat lisääntyvät. Ilmiö on havaittavissa yleisesti laskettelualueilla (Grabherr 1985, Mosimann 1985, Bayfield 1980, Fahey ym. 1999a). Kun kasvillisuus kuluu ja kivennäismaata paljastuu, ei tiivistynyt humuskerros kykene tehokkaasti läpäisemään vettä, mikä johtaa pintavalunnan lisääntymiseen. Lisäksi tuulen aiheuttama pintalämpötilojen vaihtelu korostuu kasvittomilla paikoilla. Seurauksena on kasvava eroosioriski (Grabherr 1985, Felix ym. 1992).

Tiivistetyn lumen ominaisuudet eroavat merkittävästi luonnonlumesta, sillä se on kymmeniä kertoja luonnonlunta tiiviimpää ja kovempaa (Fahey ym. 1999b). Huokoisuuden väheneminen heikentää lumen vedenpidätyskykyä, ja lisäksi ilmatilan vähentyessä kaasujenvaihto lumessa heikentyy. Tämän vuoksi lumen lämmönjohtavuus kasvaa, ja tiivistyneen lumikerroksen alla oleva maanpinta jäähtyy jopa 5–7 kertaa luonnonolosuhteita kylmemmäksi (Baiderin 1983). Seurauksena on 7–10-kertainen paleltumisriski, jonka seurauksille ovat herkkiä pakkasenarat kasvit, kuten mustikka. Maa tampatun lumen alla myös jäätyy tavallista epätasaisemmin, aikaisemmin ja syvempään sekä sulaa myöhemmin keväällä. Muuttuneet kosteusolot aiheuttavat pintavalunnan lisääntymistä ja eroosioriskiä. Lumenalaisten olosuhteiden muuttuminen saattaa aiheuttaa hapenpuutetta ja lisätä kasvillisuuden paleltumien, solukkovaurioiden tai kasvitautien määrää (Rixen ym. 2003). Lumenalaista hapenpuutetta ilmenee tampatuilla laskettelurinteillä yleisesti etenkin loppupalvesta (Newesely ym. 1994). Alhaisen lämpötilan ja hapenpuutteen yhdistelmä on erityisen vahingollinen kasvillisuudelle. Kasvien vaurioituminen tai jopa kuolema onkin todennäköisempää, kun tiivistäminen tehdään vuosikymmeninä. Tällöin lähelle maan pintaa syntyvä jääkerros estää hapen kulkeutumisen maahan. Myös maaperäbakteerien määrä vähenee merkittävästi lumen tiivistämisen seurauksena (Meyer 1993).

Toistuva lumen tiivistäminen vaikuttaa kasvillisuuteen epäsuorasti vähentäen kasvillisuuden peittävyttä ja muuttaen lajien runsaussuhteita (Felix ym. 1992, Pignatti 1993, Emers ym. 1995, Fahey ym. 1999a). Tiivistäminen voi muun muassa myöhästyttää kasvien kukintaa ja vaikeuttaa kasvien lisääntymistä siemenistä, mikä johtaa

yksivuotisten kasvien peittävyys pienenee. Laskettelurinteillä aikaisin kukkivat lajit menestyvät huonommin ja syyslajit paremmin (Baiderin 1980 ja 1983). Kivennäismaan paljastumien lisääntyminen ja kasvillisuuden runsaussuhteiden muutos näkyy nopeimmillaan jo vuoden kuluttua lumen tiivistämisen aloittamisesta (Fahey ym. 1999b). Vaurioituneen kasvillisuuden toipuminen on hyvin hidasta (Grabherr 1985). Luontaisen kasvillisuuden kyky vastustaa lumikelkalla ajon tiivistävää vaikutusta vähenee muutamassa vuodessa (Felix ym. 1992, Emers ym. 1995). Toistuva lumen tiivistäminen johtaaakin sietokykyisemmän kasvillisuuden runsastumiseen. Siksi vuosikymmenten tamppauksen jälkeen elävän kasvillisuuden peittävyys kasvaa tamppauksen ensivuosisista (Fahey ym. 1999b).

### 3.3 Aineisto ja menetelmät

#### 3.3.1 Laukukeron laskettelurinne

Pallas–Ounastunturin alue kansallispuistossa sijoittuu kasvimaantieteellisesti pääosin Metsä-Lapin kasvillisuusvyöhykkeelle, mutta alueen kasvillisuudessa on piirteitä myös Peräpohjolan ja Tunturi-Lapin vyöhykkeistä. Puiston alueella sekoittuvat eteläiset ja pohjoiset lajit (Penttilä ym. 1998). Puiston ytimenä on Ylläkseltä Ounastunturille ulottuva tunturijono. Laskettelurinteet sijoittuvat Pallastuntureiden Laukukerolle, jonka huippu ulottuu 758 metrin korkeudelle merenpinnasta. Tunturi on melko loivarinteinen ja pyöreälakinen, ja lakiosien rakkakivikko lukuun ottamatta pääasiainen maalaji on moreeni, joka on kulutuskestävyydeltään hyvää (Kemiläinen & Kukko-Oja 1988).

Tunturipaljakkaa pidetään tavallisesti arktisen ja boreaalisen vyöhykkeen välisenä vaihettumisvyöhykkeenä (Haapasaari 1988, Virtanen & Euroola 1996). Sille on tyypillistä puuttomuus sekä kasvillisuuden suojautuminen kylmää vastaan matalalla, kääpiökasvuisella, patjamaisella, tupasmaisella tai ruusukemaisella kasvutavalla. Myös laikuttaisuus leimaa tunturikasvillisuutta (Fitter & Hay 1987). Suurin osa arktisissa oloissa kasvavista kasveista on monivuotisia, sillä ilmasto on liian epävarma yksivuotisten kasvien edellyttämän jatkuvan ja riittävän kukkimisen ja siementuotannon turvaamiseksi (Burrows 1990). Laukukeron tunturipaljakka on pääosin alapaljakkaa, jolla hal-

litseva kasvillisuustyyppi on variksenmarjakangas. Alapaljakalla esiintyy tavallisia pohjoisten metsien lajeja, kuten varpu- ja pajukasveja, katajaa, sammalia ja jäkäliä.

Kasvillisuustyypeistä mustikka- ja vaivaiskoi-vukankaat ovat paksulumisten (lumikerroksen paksuus yli 80 cm) paikkojen tyyppisiä, joilla esiintyy usein lumenviipymän kasveja, kuten sammalvarpiota (*Cassiope hypnoides*), lumijäkkrää (*Gnaphalium supinum*) ja vaivaispajua (*Salix herbacea*) sekä pohjakerroksen maksasammalia (Hepaticae) ja kynsisammalia (Euroola ym. 1980, Euroola & Virtanen 1989). Laukukeron rinteillä varsinaisia lumenviipyymiä ei ole, ja kasvillisuutta dominoi kohtalaista lumikerrosta vaativa mustikka. Sen sijaan Vatikuru on erityisen hyvä esimerkki lumenviipymästä. Siellä tavataan yleisistä lumenviipymän putkilokasveista mm. lumijäkkrää, haproa (*Oxyria digyna*), närvänää (*Sibbaldia procumbens*) ja vaivaispajua.

Tuulenpieksämällä viihtyvälle chionofobiselle kasvillisuudelle tyypillistä ovat pienet, kovat ja kestävät lehdet, jotka estävät veden haihtumista (Haapasaari 1988). Laukukeron variksenmarjakankaiden tuulenpieksämällä varpukasvillisuuden ja jäkälien peite on aukkoista, ja paljasta kivennäismaata ja kiviä on paikoin näkyvissä. Tyypillisiä lajeja ovat variksenmarja, riekonmarja (*Arctostaphylos alpina*), puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*), sielikkö (*Loiseleuria procumbens*), kuivuutta kestävät heinät, kuten lampaannata (*Festuca ovina*) ja tunturivihvilä (*Juncus trifidus*), sekä pohjakerroksen tunturilupot (*Alectoria* spp.), lapa- (*Cetraria nivalis*) ja kourulumijäkälät (*C. cucullata*), poronjäkälät (*Cladina* spp.), poronkuppijäkälä (*Solorina crocea*), tina- (*Stereocaulon* spp.) ja korallijäkälät (*Sphaerophorus* spp.).

Talvimatkailulla on Pallaksella vahvat perinteet, sillä se on Suomen vanhin laskettelukeskus ja alueellisena laskettelukeskuksena hyvin tunnettu. Vanhin hiihtohissi perustettiin Laukukerolle vuonna 1969 (Annanpalo 1998). Vuosittain laskettelijoita käy runsaat 20 000 (Ilola & Järvi- luoma 1998), mikä on huomattavasti vähemmän kuin kotimaan suurimmissa keskuksissa (Matkailun edistämiskeskus 1990). Pallaksen hiihtokeskus on jokseenkin poikkeuksellinen muihin Lapin hiihtokeskuksiin verrattuna. Ensinnäkin Laukukeron hissit ja laskettelurinteet sijoittuvat kansallispuiston alueelle. Lisäksi laskettelurinteiden pohjia ei ole perustamisvaiheessa muokattu

(A. Jääskeläinen, henk.koht. tiedonanto 2004), kuten on tapahtunut pääasiallisesti muissa Lapin hiihtokeskuksissa. Rinteet ovat luonnostaan melko tasaisia ja vähäkivisiä. Laukukerolla on siten mahdollista tutkia lumen tiivistämisen ja laskettelun vaikutusta luonnontilaiselle kasvillisuudelle. Rinteitä ei myöskään lumeteta koneellisesti, mutta lumen keräämiseen käytetään lumiaitoja. Lumen sulaminen ei laskettelurinteillä keväisin mainittavasti viivästy, jolloin kasvillisuuden toipumiselle jää aikaa lähes koko kasvukausi.

Laskettelurinteet sijoittuvat 420–740 metriin, ja ne ovat aivan alimpia osiaan lukuun ottamatta puutonta tunturikangasta. Tämä tekee niistä hyvin tuulelle alttiita. Laskettelurinteitä on yhteensä 9 ja hissejä 2. Laskettelukausi on suhteellisen lyhyt: se kestää lumitilanteen mukaan noin kolme kuukautta, helmikuun alkupuolelta huhtikuun loppuun saakka. Lumiolot ovat merkittävien Pal-laksen laskettelukauden pituutta säätelevä tekijä. Rinteet sijoittuvat osittain tunturikivikkoon, jolla tamppauksen aloittaminen vaatii huomattavan lumikerroksen. Kausi 2003–2004 oli lumioiloiltaan keskiverto. Laskettelu ja säännöllinen tamppaus voidaan aloittaa, kun lunta on rinteissä vähintään 15–20 cm. Lumen tiivistämisen tavoitteena on tasaisen lumikerroksen aikaansaaminen, mikä parantaa rinteiden laskettavuutta. Rinne-

koneiden avulla lunta voidaan siirrellä rinteessä ja sitoa lumimassa paremmin rinteeseen. Rinteet tammataan tavallisesti kerran vuorokaudessa. Pal-laksella on kaksi rinnekonetta, jotka ovat vuodelta 1987 ja joiden paino on noin 7 000–8 000 kg. Lumikerroksen paksuus vaihtelee huomattavasti ajankohdan, korkeuden ja mikrotopografian mukaan. Lapissa lumipeite on yleensä paksuimmillaan maaliskuuhuhtikuun vaihteessa (Havas & Sulkava 1987). Mikrotopografian aikaansaamat erot käyvät ilmi Laukukerolla 14.4.2004 tehdyistä lumen paksuuden mittauksista. Tällöin lumikerros oli tuulisella huipulla 30 cm, mutta suojaisilla notkopaikoilla ja alarinteillä paikoin yli 110 cm. Keskimäärin lunta oli noin 70 cm.

### *Kasvipeiteruutujen mittaaminen*

Laskettelurinteiden koealoja sijoitettiin viidelle eri kasvillisuustyypille. Näitä olivat havumetsävyöhykkeen seinäsammal-mustikkatyyppin kangas (HMT) (Kuusipalo 1996) sekä seuraavat paljakkatyyppit: mustikkakangas (Mkg), variksenmarja- ja mustikkakankaan mosaiikki (E+Mkg), variksenmarjakangas (Ekg) sekä vaivaiskoivu-sammalkangas (BnBrKg) (Eurola & Virtanen 1989). HMT:lle, Mkg:lle ja E+Mkg-sekatyyppille perustettiin kullekin yhdet koealaryppäät (n = 48),

**Taulukko 9.** Tutkimukseen valittujen Laukukeron kasvillisuustyypien kuvaukset (Eurola & Virtanen 1989, Kuusipalo 1996). HMT oli ainoa tutkimuksen metsätyypeistä, muut kasvillisuustyypit olivat paljakkatyyppisiä.

Kasvillisuustyypit	Kasvupaikka	Tyypikasvillisuus
HMT	tuore	Seinäsammal-mustikkatyyppi; Peräpohjolan perusmetsätyypit, pääpuulaji kuusi. Kenttäkerroksessa hallitsevat mustikka, joukossa puolukkaa ja variksenmarjaa, ruohoista tavallisimpia ovat ruohokanukka, metsäimarre, kultapiisku, maitikat ja metsätähti, pohjakerroksessa ovat hallitsevina seinä- ja kerrossammalet.
Mkg	tuore	Mustikkakangas; Vallitsevien varpujen, mustikan, puolukan ja kurjenkanervan, yhteispeittävyys yhtä suuri tai suurempi kuin variksenmarjan ja vaivaiskoivun. Ruohoista kultapiisku, metsätähti ja tunturikeltano yleisiä. Pohjakerroksessa sammalet tavallisesti jäkäliä runsaampia.
BnBrKg	tuore	Vaivaiskoivu-sammalkangas; Kasvillisuudessa vallitsevat vaivaiskoivu sekä kataja ja pohjanpaju, samat ruohot tavallisia kuin Mkg:lläkin, pohjakerroksessa sammalet hallitsevia, myös jäkälien osuus voi olla huomattava.
E+Mkg	kuiva	Variksenmarja-mustikkakankaan mosaiikki; Mustikka- ja variksenmarjakankaan sekatyypit, tunnusomainen kasvillisuus ilmenee usein laikuina.
Ekg	kuiva	Variksenmarjakangas; Variksenmarja vallitseva varpu, mutta myös vaivaiskoivu, sielikkö, puolukka ja juolukka yleisiä, pohjakerroksessa jäkälet sammalia runsaampia.



Ekgl:lle neljät (n = 192) ja BnBrKg:lle kahdet koealaryypät (n = 80). Kasvillisuustyyppijako perustui kansallispuistossa vuosina 1987–1992 tehtyyn kasvillisuuskartoitukseen (taulukko 9). Koealaryypät sijoitettiin seuraaville korkeusvyöhykkeille: 1 = 440–490 m, 2 = 490–540 m, 3 = 540–590 m, 4 = 590–640 m, 5 = 640–690 m, 6 = 690–740 m.

Aineiston keruu tehtiin kesällä 2004. Perustettuja koeruutuja oli kolmea tyyppiä: tampattuja, tamppaamattomia kontrolleja ja tamppaamattomia luonnontilaisia. Rinteisiin perustettiin yhteensä 9 koealarypäästä, joista jokainen muodostui 16 toistosta. Kaikille rinnekoaloille perustettiin 16 ruudun kontrolliryypät sekä toista vaivaiskoivu-sammalkankaan koealaa lukuun ottamatta 16 ruudun luonnontilaiset ryypät, yhteensä 416 ruutua.

Menetelmänä käytettiin yhden neliömetrin kokoista pistefrekvenssikehikkoa (PinPoint), jonka sisään oli viritetty 100 lankojen leikkauspistettä. Jokaiselta leikkauspisteeltä luettiin osumien lukumäärä kutakin kasvi-, sammal- ja jäkälälajia kohti. Myös karikkeen (kuollut lehti-, neulas-, puu- tms. orgaaninen aines), kivien ja kivennäismaan paljastumien (täysin kasviton kohta) osumat luettiin. Lopuksi kirjattiin kaikki kehikon sisällä esiintyvät lajit, joita ei osunut koeruudun pisteisiin, eli joiden peittävyys ruudukossa oli alle 1 %. Nämä alle 1 %:n peittävyydet käsiteltiin analyyseissä 0,25 %:n peittävyyksinä. 16 kontrollin ryypäs sijoitettiin vähintään 10 m:n päähän tampatun rinteiden reunasta, kasvillisuustyyppiltään ja mikrotopografialtaan lähemmin rinnekoaloja vastaavalle puolelle. Pystytyssuunta oli sama kuin rinnekoaloilla. Luonnontilaiset koealat sijoitettiin alueille, joilla lunta ei tiivistetty. Kasvillisuustyyppien sijoittumisesta ja korkeusvyöhykkeiden asettamista rajoista johtuen osa luonnontilaisista koealoista perustettiin erisuuntaiselle rinteelle kuin jolla rinne- ja kontrolliruudut sijaitsivat. Pääosin luonnontilaisien koealaryypäiden etäisyys rinne- ja kontrollikoealoista oli alle 150 metriä.

### 3.3.2 Hiihtoreittiaineisto

Hiihtoreittiaineisto käsittää 159 vuonna 2001 pysyviksi koealoiksi perustettua koealaa, jotka inventointiin uudelleen kesällä 2004. Tervon (2003) tutkimuksessa testattiin neljän tekijän vaikutusta kasvillisuuteen. Näitä olivat kasvupaik-

ka (tuore, kuivahko tai kuiva), käyttövuodenaika (kesäreitti tai hiihtoreitti), reitin ikä (vanha tai uusi) ja korkokuva (rinne tai tasamaa). Uudelleeninventoinneissa tarkasteltiin kasvupaikan ja korkokuvan merkitystä.

Uudelleen inventoidut koealat sijaitsivat havumetsävyöhykkeen hiihtoreiteillä tuoreella ja kuivahkolla kankaalla. Vanha hiihtoreitti oli perustettu 1980-luvun lopulla ja uudet hiihtoreitit 1990-luvun lopulla. Kasviruudut olivat kooltaan 30 x 50 cm (Tervo 2003), ja molempien vuosien inventoinneissa käytettiin pistefrekvenssimenetelmää, jossa kultakin koeruudulta inventoitiin 50 pistettä. Pallas–Ounastunturin alueella on yhteensä n. 200 km hiihtoreittejä (Penttilä ym. 1998). Lumen tiivistäminen tutkituilla hiihtoreiteillä tehdään samoilla rinnekoneilla, joilla laskettelurinteitäkin hoidetaan.

### 3.3.3 Hypoteesit ja aineiston tilastollinen analysointi

Laskettelurinteiden ja hiihtoreittien kasvillisuusaineistot käsiteltiin erillisinä aineistoina. Tarkastelussa käytettiin kasvillisuuden jakoa kuuteen elomuotoon, joita olivat lehtensä pudottavat varvut, ikivihreät varvut, heinät, ruohot, sammalet ja jäkälät. Lisäksi tarkasteltiin kasvittoman pohjakerroksen tunnuksia eli karikkeen ja kivien peittävyyttä ja kivennäismaan paljastumia. Koska elomuoto näyttäisi selittävän tallaamisvaikutusta vaihtelevasti eri lajeilla, päädyttiin laskettelurineaineiston kasvillisuutta tarkastelemaan myös kasviheimotasolla. Tunturikasvillisuudessa valitsevia varpukasveja tarkasteltiin lajeittain sen selvittämiseksi, ovatko tietyt varvut talviaikaiselle kulumiselle herkempiä. Kuhunkin elomuotoon kuuluvat kasvit on lueteltu kasviheimoitain liitteessä 4. Tutkimuksessa selvitettiin seuraavien hypoteesien paikkansapitävyyttä:

1. Laskettelurinteiden ja hiihtoreittien kasvillisuus eroaa luonnontilaisesta kasvillisuudesta: lumen tiivistäminen sekä laskettelu tai hiihto vaikuttavat kasvillisuuteen muuttamalla lajien runsaussuhteita.
2. Kasvillisuuden kulumisherkkyyteen vaikuttavat kasvin elomuoto, morfologiset ominaisuudet ja kasvustrategia: puuvartiset kasvit, etenkin ikivihreät varvut, ovat herk-

kiä kulutukselle, heinät ja ruohot runsastuvat rinteillä kontrolliin ja luonnontilaiseen verrattuna.

3. Laskettelurinteillä ilmenee eroosiota. Kivennäismaan paljastumien ja kivien peittävyys on rinteillä suurempi kuin kontrolli- ja luonnontilaisilla ruuduilla.
4. Kasvillisuustyyppi vaikuttaa laskettelurinteen kulumiseen: kuivimmat kasvillisuustyytit, variksenmarjakangas ja mustikka-variksenmarjakankaan sekatyypit, kuluvat selvimmin.

Laskettelurinneaineiston tilastollisessa analysoinnissa käytettiin parametrisiä varianssi- ja kovarianssianalyysijä. Koska pistefrekvensseihin perustuvassa aineistossa prosenttiosuudet olivat osin hyvin pieniä ja jakaumat painottuivat lähelle nollaa, eivät varianssien yhtäsuuruudet täysin toteutuneet. Jotta aineisto voitiin analysoida parametrisin menetelmin, tuli heinien, ruohojen ja kasvittoman pohjakerroksen peittävyyksille tehdä arcsin-muunnos. Arcsin-muunnoksella prosenttiluvuista saadaan aikaan havaintosarja, jonka jakauma on lähes normaali (Ranta ym. 1991). Muunnosta varten prosenttiosuudet muutettiin suhteellisiksi osuuksiksi  $P$ , joiden vaihteluväli oli 0–1.

Hiihtoreittiaineiston analyysissä käytettiin ei-parametrisiä menetelmiä. Kesän 2004 kasvillisuusanalyysien tuloksia tarkasteltiin Mann-Whitneyn  $U$ -testillä, ja eri vuosien tuloksia verrattiin Wilcoxonin ei-parametrisellä testillä. Wilcoxonin testi vastaa parametristä parittaista  $T$ -testiä, mutta sen käyttö ei edellytä jakaumien normalisuutta (Ranta ym. 1991). Sillä laskettiin eri vuosien vertailtavien peittävyksien erotusten suuruudet ja suunnat, ja saatiin näin tietoa kasvipopulaatioiden välisistä eroista.

### *Virhelähteet*

Laskettelurintetutkimuksen koealat eivät sijoituneet tasaisesti kaikille kasvillisuustyypeille. Kuivat variksenmarjakankaat esiintyvät Laukukerolla tuoreen kasvupaikan kasvillisuustyyppiä runsaampina. Tuoreiden kasvupaikkojen kasvillisuustyytit ovat pienialaisempia ja ne painottuvat Laukukeron alaosiin. Seinäsammal-mustikkatyypille (HMT), mustikkakankaalle (Mkg) ja variksenmarja-mustikkatyypin mosaiikille (E+Mkg) perustettiin kullekin vain yhdet rinne-, kontrolli- ja luonnontilaiset koealaryppäät ( $n = 48$ ). Lisäksi vaivaiskoivu-sammalkankaan rinnekoelaoille vyöhykkeessä 5 ei voitu perustaa luonnontilaista koealarypystä. Luonnontilaisia koealoja perustettiin eri puolille Laukukukeroa. Koealat jouduttiin sijoittamaan osin pohjoisrinteille, yli 200 metrin päähän rinne- ja kontrolliruuduista, jolloin kasvupaikat eivät täysin vastanneet etelä- ja itärinteille sijoitettuja koe- ja kontrolliruutuja.

Hiihtoreittien kasvillisuusaineiston keräsivät vuonna 2004 eri henkilöt kuin vuonna 2001. Vuosien välillä työvaiheissa ilmenneiden erojen ja virheiden mahdollisuutta ei voida sulkea pois tuloksista. Hiihtoreittien uudelleeninventoinnissa Pallaksen koealoilla huomattiin lisäksi koealalinjan kulkevan paikoin kokonaan hiihtoreittilinjan vieressä tai tampatun alueen rajalla. Tampatun vyöhykkeen sijainti hiihtoreitillä vaihtelee vuosittain jonkin verran. Siten koealat eivät aina osu sille hiihtoreittien kaistaleelle, jolla lunta tiivistetään. Koealalinjan vieressä oli myös havaittavissa kivennäismaan paljastumia, jotka olivat aiheutuneet kesäaikaisesta mönkijällä ajosta. Mönkijäura ei kuitenkaan sijainnut koealalinjalla eikä sillä siten ollut merkitystä inventoinnin tuloksiin.

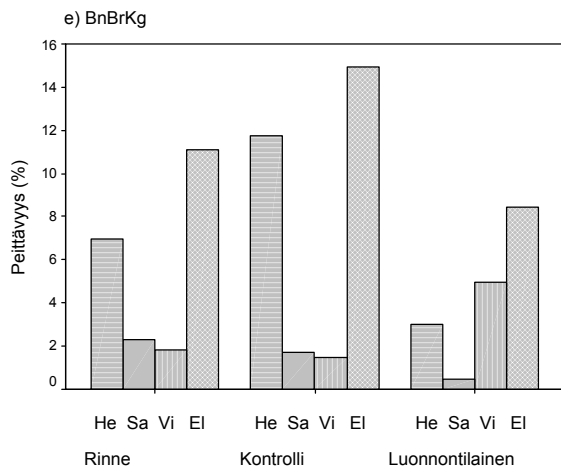
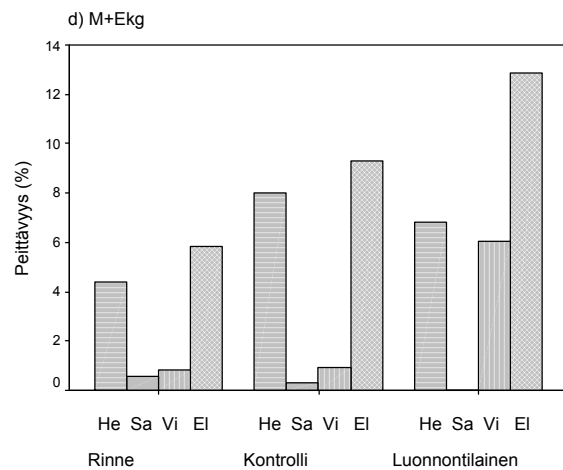
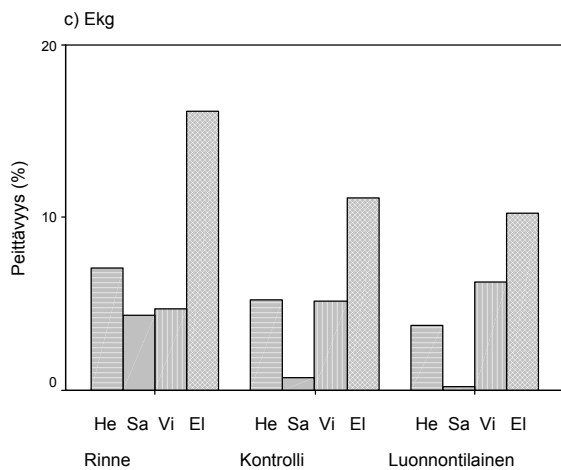
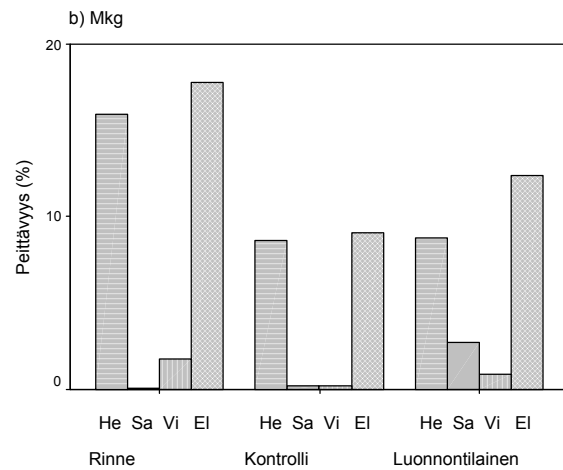
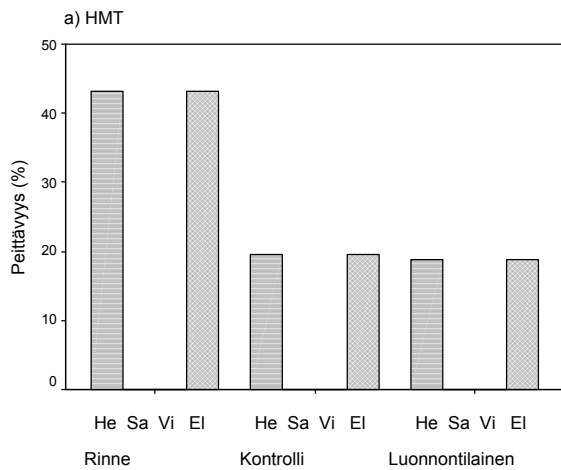
Hiihtoreitin iän merkitystä ei uudelleeninventoidussa aiheistossa voida tarkastella, sillä kuivan kasvupaikan uudet koealat jouduttiin jättämään vertailun ulkopuolelle. Kaikki uudelleeninventoidut vanhojen reittien koealat sijaitsivat Pallaksella ja kaikki uusien reittien koealat Vuontiskerolla. Hiihtoreittituloksissa nähtävä ero otoskoossa uran ( $n = 80$ ) ja kontrolliruutujen ( $n = 79$ ) välillä johtuu siitä, että yksi kuivahkon kankaan kontrolliruuduista jätettiin uudelleeninventoinnissa pois aineistosta, koska se sijaitsi veden täyttämässä painanteessa.

Hiihtoreitin iän merkitystä ei uudelleeninventoidussa aiheistossa voida tarkastella, sillä kuivan kasvupaikan uudet koealat jouduttiin jättämään vertailun ulkopuolelle. Kaikki uudelleeninventoidut vanhojen reittien koealat sijaitsivat Pallaksella ja kaikki uusien reittien koealat Vuontiskerolla. Hiihtoreittituloksissa nähtävä ero otoskoossa uran ( $n = 80$ ) ja kontrolliruutujen ( $n = 79$ ) välillä johtuu siitä, että yksi kuivahkon kankaan kontrolliruuduista jätettiin uudelleeninventoinnissa pois aineistosta, koska se sijaitsi veden täyttämässä painanteessa.

## **3.4 Tulokset**

### **3.4.1 Laukukeron laskettelurinne**

Heinien elomuodon peittävyys oli laskettelurinteellä kontrollia suurempi tuoreen kasvupaikan HMT:lla ja Mkg:lla, mutta M+Ekg-sekatyypillä heinien peittävyys oli kontrollissa suurempi kuin rinteellä (kuva 18). Heinät suosivat tuoreen kasvupaikan kasvillisuustyyppiä peittävyuden olles-



**Kuva 18.** Heiniä elomuodon peittävyys rinteä, kontrollin ja luonnontilaisen alan koealoilla kasvillisuustyypeittäin. He = heinät, Sa = sara, Vi = vihvilät, EI = elomuoto yhteensä.

sa suurin HMT:lla, kun taas sara- ja vihviläkasvit keskittyivät kuivalle kasvupaikalle. Sarakasveja oli rinteellä kontrollia ja luonnontilaisia koealoja runsaammin Ekg:lla (taulukko 10), mutta vihviläkasveilla peittävydet eivät eronneet merkittävästi rinteä ja kontrollin välillä.

Ruohokasvien peittävyys vaihteli kasvillisuustyyppin mukaan talvikki- ja sikurikasveja lukuun ottamatta. Se oli suurin HMT:llä ja pienin variksenmarja-mustikkakankaan sekatyypillä. Kasvil-

lisuustyypeistä HMT:lla peittävyys oli rinteellä kontrollia suurempi (taulukko 11). Kasviheimoilta ruutuluokkien välillä syntyi merkittäviä eroja esikko-, kanukka-, kuusama- ja oravanmarjakasveilla, ja näistä oravanmarjaa lukuun ottamatta kaikkien peittävyys oli suurin rinteellä (taulukko 11). Rinne- ja kontrolliruodut erosivat merkittävästi luonnontilaisista ruoduista lähes kaikkien lajien peittävyksissä, mutta rinteä ja kontrollin välinen ero oli merkittävä ainoastaan esikko- ja

**Taulukko 10.** Heinien elomuodon sekä eriteltyinä heinä-, sara- ja vihviläkasvien peittävyysien vertailu laskettelurinteen, kontrollin ja luonnontilaisen alan koealoilla kasvillisuustyypeittäin, varianssianalyysin merkitsevät erot merkitty. +/- -merkki ilmaisee peittävyysien eron suunnan.

		Heinäkasvit		Sarakasvit		Vihviläkasvit		Elomuoto	
		SE	P	SE	P	SE	P	SE	P
HMT	rinne - kontr	0,056	<0,001-					0,056	<0,001-
	rinne - luonn	0,056	<0,001-					0,056	<0,001-
Mkg	rinne - kontr	0,033	0,004-					0,034	0,001-
	rinne - luonn	0,033	0,001-					0,034	0,035-
Ekg	rinne - kontr			0,025	0,004-				
	rinne - luonn	0,023	<0,001-	0,023	<0,001-			0,027	0,032-
M+Ekg	rinne - kontr	0,034	0,017+						
	rinne - luonn					0,036	<0,001+	0,029	<0,001+
	kontr - luonn					0,036	<0,001+		
BnBrKg	rinne - kontr	0,030	0,018+						
	rinne - luonn	0,036	0,008-			0,034	0,003+		
	kontr - luonn	0,036	<0,001-			0,034	0,002+	0,038	0,040-

**Taulukko 11.** Ruohokasvien elomuodon ja siihen kuuluvien kasviheimojen peittävyysien vertailu laskettelurinteen, kontrollin ja luonnontilaisen alan koealoilla kasvillisuustyypeittäin, varianssianalyysin merkitsevät erot merkitty. +/- -merkki ilmaisee eron suunnan.

	HMT			Mkg			Ekg			M+Ekg	BnBrKg	
	rinne- kontr	rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- kontr	rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- kontr	rinne- luonn	kontr- luonn	kontr- luonn	rinne- luonn	kontr- luonn
Esikkokasvit												
SE	0,024	0,024	0,024					0,007	0,007	0,011	0,020	0,020
P	<0,001-	<0,001-	0,030+					0,001-	0,031-	0,038-	<0,001-	<0,001-
Kanukkakasvit												
SE	0,060	0,060	0,060									
P	0,017-	<,001-	<0,001-									
Kuusamakasvit												
SE				0,039	0,039	0,039		0,018	0,018	0,032	0,031	0,031
P				0,040-	0,000-	0,005-		<0,001-	0,001-	0,018-	<0,001-	<0,001-
Naamakukkaiskasvit												
SE		0,019	0,019		0,024						0,016	0,016
P		<0,001+	<0,001+		0,017-						0,003-	0,039-
Oravanmarjakasvit												
SE		0,014	0,014									
P		<0,001+	<0,001+									
Asterikasvit												
SE							0,009	0,009				
P							0,001+	0,001+				
Elomuoto												
SE	0,019	0,055						0,019	0,020	0,037	0,030	0,027
P	<0,001-	<0,001-						<0,001-	0,002-	0,012-	<0,001-	<0,001-

kanukkakasveilla HMT:lla, kuusamakasveilla Mkg:lla, asterikasveilla Ekg:lla ja kuusamakasveilla M+Ekg-sekatyyppillä. Pääosin peittävyys erosi runsastuivat rinteillä kontrolliin verrattuna. Poikkeuksena olivat jotkut ruohokasvilajit kuivalla kasvupaikalla: vanamon peittävyys oli rinteessä kontrollia pienempi mustikka-variksenmarjakaan sekatyyppillä (M+Ekg) ja kultapiiskun variksenmarjakankaalla (Ekg).

Lehtensä pudottavat varvut suosivat tuoreita kasvupaikkoja. HMT:lla ja Mkg:lla elomuodon keskimääräinen peittävyys oli kolminkertainen kuivan kasvupaikan tyyppien peittävyys nähden. Pääosan elomuodon peittävyys muodostivat mustikka ja vaivaiskoivu. Elomuodon keskimääräinen peittävyys oli Mkg:lla suurin luonnontilaisilla ruuduilla ja muilla kasvillisuustyypeillä kontrollissa. Laskettelurinne ja kontrolli erosivat tarkastelluista lajeista merkitsevästi kuitenkin ainoastaan musti-

kan ja pajukasvien peittävyden osalta. Mustikan peittävyys oli HMT:lla vähentynyt rinteessä kontrolliin verrattuna, pajukasvit taas olivat runsastuneet variksenmarjakankaalla (taulukko 12).

Ikivihreiden varpujen peittävyys koostui lähinnä variksenmarjan ja puolukan peittävydestä. Se oli suurempi kuivilla kasvupaikoilla kuin tuoreilla. Sielikköä ja sianpuolukkaa esiintyi vain kuivilla kasvupaikoilla ja kanervaa vain häiriintymättömällä koelaloilla. Laskettelurinteiden vaikutus ikivihreiden varpujen elomuodon peittävyteen näkyi kuivan kankaan kasvillisuustyypeillä, joilla

peittävyys oli pienempi kuin kontrolliruuduilla ja luonnontilaisilla ruuduilla. Merkitsevä ero johdettiin ennen kaikkea variksenmarjan peittävyden pienemisestä laskettelurinteillä (taulukko 13). Kuitenkin kurjenkanerva oli variksenmarjakan laskettelurinteillä runsastunut verrattuna muihin ruutuluokkiin ja puolukka Mkg:lla ja HMT:lla. Vähiten laskettelurinteillä oli merkitystä peittävyksille BnBrKg:lla, jolla ero rinne- ja kontrolliruutujen välillä ei ollut merkitsevä yhdelläkään ikivihreällä varpulajilla.

**Taulukko 12.** Lehtensä pudottavien varpujen elomuodon ja siihen kuuluvien kasvien peittävyksiin vertailu laskettelurinteen, kontrollin ja luonnontilaisen alan koelaloilla kasvillisuustyyppittäin, varianssianalyysin merkitsevät erot merkitty. +/- -merkki ilmaisee eron suunnan.

	HMT		Mkg		Ekg			M+Ekg		BnBrKg kontr- luonn
	rinne- kontr	rinne- luonn	rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- kontr	rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- luonn	kontr- luonn	
Mustikka										
Std Error	5,902	5,902	4,876	4,876		1,130	1,130	3,896		
P	0,008+	0,014+	0,001+	<0,001+		0,011-	0,002-	0,006+		
Koivukasvit										
Std Error			5,507					4,817		
P			0,032-					0,020-		
Juolukka										
Std Error										1,627
P										0,026+
Pajukasvit										
Std Error					0,489	0,489				
P					0,049-	0,015-				
Elomuoto										
Std Error	5,661	5,661		8,900						
P	0,010+	0,009+		0,031+						

**Taulukko 13.** Ikivihreiden varpujen elomuodon ja lajien peittävyksien vertailu laskettelurinteen, kontrollin ja luonnontilaisen alan koelaloilla kasvillisuustyyppittäin, varianssianalyysin merkitsevät erot merkitty. +/- -merkki ilmaisee eron suunnan.

	HMT		Mkg		Ekg			M+Ekg		
	rinne- kontr	rinne- luonn	rinne- kontr	rinne- luonn	rinne- kontr	rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- kontr	rinne- luonn	kontr- luonn
Variksenmarja										
Mean difference			-18,875	-19,250	-15,125	-9,250		-23,000	-16,438	
Std Error			5,967	5,967	3,521	3,521		5,309	5,309	
P			0,008+	0,007+	<0,001+	0,023+		0,002+	0,001+	
Puolukka										
Mean difference	11,625	13,438	5,500	8,688		-4,5			9,563	13,750
Std Error	3,337	3,337	1,938	1,938		1,650			3,390	3,390
P	0,023-	0,008-	0,018-	<0,001-		0,018+			0,024-	<0,001-
Kurjenkanerva										
Mean difference					3,656		-7,297		-8,250	
Std Error					1,479		1,479		2,355	
P					0,0291-		0,000+		0,011+	
Elomuoto										
Mean difference				-19,063	-13,563	-16,656		-29,688	-15,125	
Std Error				6,013	4,509	4,509		6,616	6,616	
P				0,008+	0,007+	0,001+		0,002+	0,012+	

Käytetyn elomuotojaon ulkopuolelle jäivät kenttäkerroksen kasviheimoista liekokasvit, alvejuurikasvit, mäntykasvit ja sypressikasvit. Kasvillisuustyyppi selitti parhaiten alvejuuren peittävyttä, sillä tuoreen kasvupaikan laji metsäimmarre esiintyi HMT:lla runsaana. Tällä kasvupaikkatyyppillä alvejuurikasvien peittävyys oli rinteessä huomattavasti suurempi kuin kontrollissa ( $p < 0,001$ ) ja luonnontilaisilla ruuduilla ( $p < 0,001$ ). HMT:n lisäksi alvejuurikasveja esiintyi vain muutamalla ruudulla Ekg:lla. Myös mäntykasvien eli männyn ja kuusen taimien peittävyys oli suurin HMT:lla. Kuivalla kasvupaikalla niitä esiintyi vain muutamalla kontrolliruudulla. Havupuun taimien peittävyys oli kaikilla kasvillisuustyypeillä kontrollissa rinnekoealoja suurempi. Ero oli kuitenkin merkitsevä ainoastaan mustikka-variksenmarjakankaan sekatyypillä ( $p = 0,035$ ), minkä lisäksi HMT:lla esiintyi havupuun taimia luonnontilaisilla ruuduilla rinnettä enemmän ( $p < 0,001$ ). Liekokasveja esiintyi runsaimmin kuivalla variksenmarjakankaalla. Ruutuluokalla ei kuitenkaan ollut merkitystä sen tai sypressikasvien peittävyksiin millään kasvillisuustyyppillä.

Sammalten keskimääräinen peittävyys oli kaikilla kasvillisuustyypeillä pienin luonnontilaisilla koealoilla. Laskettelurinteellä sammalia esiintyi merkitsevästi kontrollia vähemmän HMT:lla ja Ekg:lla (taulukko 14). HMT:lla ero näkyi tarkastelluista lajeista maksasammalilla ja seinäsammalella. Lisäksi rinnekoealoilla ei esiintynyt

lainkaan kerrossammalta. Ekg:lla kynsisammalen peittävyys oli rinteessä kontrollia pienempi. Muista sammallajeista poiketen karhunsammalen peittävyys oli molemmilla kasvillisuustyypeillä rinteessä kontrollia suurempi.

Jäkälälajeista runsain oli torvijäkälä, jonka peittävyys oli suurin kuivan kasvupaikan koealoilla (kuva 19). Myös poronjäkälää esiintyi hyvin yleisesti. Koko elomuodon peittävyys oli suurin kuivan kasvupaikan kasvillisuustyypeillä Ekg ja M+Ekg. Elomuodon peittävyys oli keskimäärin pienin rinteessä ja suurin luonnontilaisilla ruuduilla, mutta rinne- ja kontrolliruudut erosivat toisistaan merkitsevästi ainoastaan Ekg:lla. Tarkastelluilla lajeilla rinteiden ja kontrollin väliset erot olivat merkitseviä vain kuivan kankaan kasvillisuustyypeillä (taulukko 15). HMT:lla ruutuluokalla ei selittänyt yhdenkään jäkälälajin peittävyttä. Selvimmin peittävydet vähentyivät kontrolliin verrattuna variksenmarjakankaan laskettelurinteillä. Hirvenjäkälät lisääntyivät muista jäkälästä poiketen kuivan kasvupaikan laskettelurinteillä, ja lisäksi M+Ekg:lla torvijäkälä esiintyi rinteillä kontrollia runsaampana.

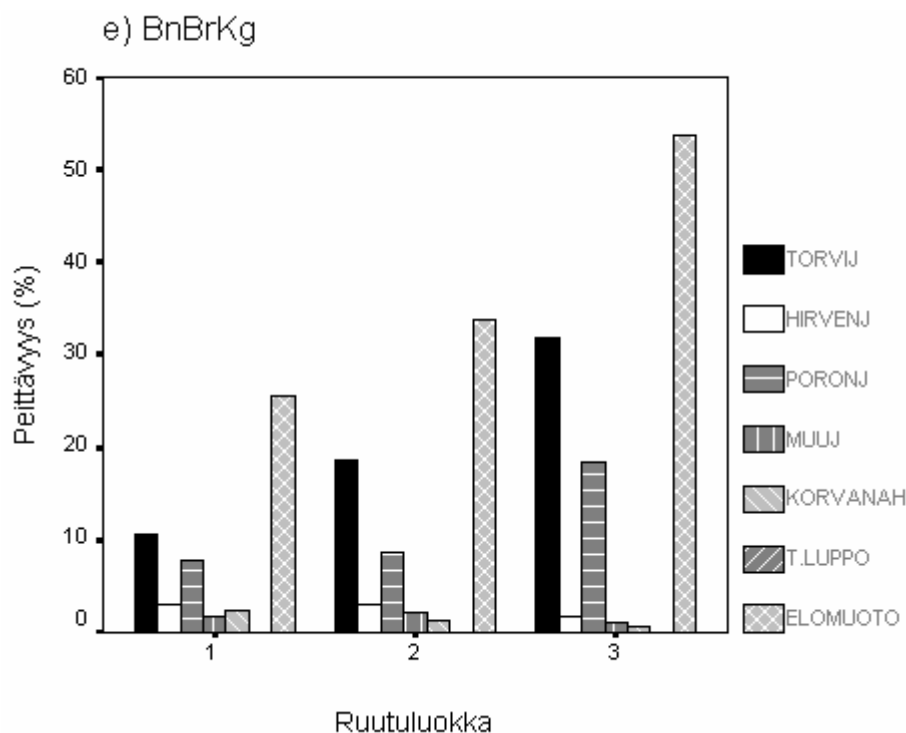
Kasvillisuustyypeistä lajimäärä oli suurin BnBrKg:lla. Rinne- ja kontrolliruutujen välillä kokonaislajimäärä ei merkitsevästi eronnut millään kasvillisuustyyppillä. Ainoastaan Mkg:n luonnontilaisilla koealoilla oli keskimäärin vähemmän lajeja kuin rinteellä ( $p = 0,002$ ) ja kontrollissa ( $p = 0,013$ ).

**Taulukko 14.** Sammalten elomuodon ja yksittäisten lajien peittävyksien vertailu laskettelurinteeseen, kontrolliin ja luonnontilaisen alan koealoilla mustikka-sammalkankaalla ja variksenmarjakankaalla, varianssianalyysin merkitsevät erot merkitty.-/+ -merkki ilmaisee eron suunnan.

	rinne- kontr	HMT rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- kontr	Ekg rinne- luonn	kontr- luonn
Karhunsammal						
Std Error	3,266			1,683		
P	0,042-			0,002-		
Kynsisammal						
Std Error				2,356	1,729	2,370
P				<0,001+	0,002+	0,021-
Seinäsammal						
Std Error	6,048	4,725	6,959			1,623
P	<0,001+	0,022+	<0,001-			0,028-
Maksasammal						
Std Error	6,347	4,125				
P	<0,001+	<0,001+				
Elomuoto						
Std Error	7,990	7,990	7,990	4,268		4,144
P	<0,001+	<0,001+	<0,001-	<0,001+		<0,001-

**Taulukko 15.** Jäkälien elomuodon ja yksittäisten lajien peittävyysien vertailu laskettelurinteen, kontrollin ja luonnontilaisen alan koaloilla kasvupaikkatyypeittäin, varianssianalyysin merkitsevät erot merkitty. -/+ -merkki ilmaisee peittävyysien eron suunnan.

	Mkg		Ekg			M+Ekg			BnBrKg	
	rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- kontr	rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- kontr	rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- luonn	kontr- luonn
Torvijäkälä										
Std Error	1,682	1,682		2,547	2,547	5,315		5,315	7,050	4,729
P	0,026+	0,002+		0,001+	0,028+	0,003-		0,001+	<0,001+	0,024+
Hirvenjäkälä										
Std Error			0,889				1,278			
P			0,003-				0,038-			
Poronjäkälä										
Std Error	1,906	1,542	1,407	1,407			2,912	2,337	2,337	
P	0,026-	0,038-	<0,001+	<0,001+			0,001-	<0,001+	<0,001+	
Muu jäkälä										
Std Error			1,444	1,571	1,717		1,576			
P			0,018+	<0,001+	<0,001+		0,007-			
Korva- ja nahkajäkälä										
Std Error			0,159							
P			0,047+							
Elomuoto										
Std Error			4,204	3,337	3,840				7,130	7,130
P			0,036+	0,000+	0,000+				<0,001+	0,018+



**Kuva 19.** Jäkälien peittävyys rinteen (1), kontrollin (2) ja luonnontilaisen alan (3) koaloilla vaivaiskoivu-sammalkankaalla (BnBrKg)

Kivennäismaan paljastumien keskimääräinen osuus pintakasvillisuuden mitta-aloilla oli tuoreella kasvupaikalla lähes 1 % ja kuivalla kasvupaikalla 3–4 % maksimin ollessa 38 %. Maan paljastumia esiintyi rinteen ohella paikoin myös

kontrollissa ja luonnontilaisilla ruuduilla, mutta niiden osuus oli kaikilla kasvillisuustyypeillä suurin rinteessä. Ero ruutuluokkien välillä oli merkitsevä ainoastaan variksenmarjakankaalla (taulukko 16).

**Taulukko 16.** Kivennäismaan paljastumien, paljastuneiden kivien ja karikepinnan osuuksien vertailu laskettelurinteiden, kontrollin ja luonnontilaisen alan koealoilla kasvillisuustyypeittäin, varianssianalyysin merkitsevät erot merkitty. -/+ -merkki ilmaisee peittävyksien eron suunnan.

	HMT		Ekg		M+Ekg	BnBrKg	
	rinne- kontr	rinne- luonn	rinne- kontr	rinne- luonn	kontr- luonn	rinne- luonn	kontr- luonn
Kivennäismaan paljastumat							
Std Error			0,020	0,018			
P			0,001-	0,001-			
Kivet							
Std Error	0,025	0,025			0,035	0,017	0,013
P	0,035-	0,035-			0,030-	0,017-	0,022-
Karike							
Std Error	0,080						
P	0,023-						

Myös paljastuneiden kivien peittävyys oli kuivan kasvupaikan kasvillisuustyypeillä selvästi tuoreita kasvupaikkoja suurempi, ja eniten niitä esiintyi Ekg:lla. Kivien peittävyys oli suurin rinteessä ja pienin luonnontilaisilla ruuduilla Mkg:ta ja M+Ekg:ta lukuun ottamatta. Ero rinne- ja kontrolliruutujen välillä oli kuitenkin merkitsevä vain HMT:lla, jolla paljastuneita kiviä oli pelkästään rinteessä. Kiviä oli myös M+Ekg-sekatyyppin luonnontilaisilla ruuduilla kontrollia enemmän. Pelkän karikepinnan peittävyys oli pääosin rinnekoaloilla kontrollia suurempi, mutta keskimääräinen ero ruutuluokkien välillä oli pieni. Se oli merkitsevä kasvillisuustyypeistä vain HMT:lla, jolla peittävyys oli suurin luonnontilaisilla koeruuduilla ja pienin rinneruuduilla.

Nuorimmalla laskettelurinteellä kasvillisuus poikkesi vähiten kontrolli- ja luonnontilaisista ruuduista. Kyseisen rinteiden variksenmarjakankaan koealoilla ruutuluokkien välillä ei ollut merkitseviä eroja millään kenttäkerroksen kasviheimoista. Pohjakerroksen sammalten peittävyys ei merkitsevästi eronnut rinne- ja kontrollikoealojen välillä, mutta jäkälistä poronjäkäliä ( $p = 0,030$ ) ja muu jäkälä -ryhmän jäkäliä ( $p = 0,015$ ) oli kontrollissa rinnettä enemmän. Kivennäismaan paljastumia esiintyi rinteessä kontrollia enemmän ( $p = 0,029$ ), ja kivien peittävyys oli selvästi pienempi kuin muilla variksenmarjakankaan laskettelurinteillä. Saman rinteiden vaivaiskoivu-sammalkankaan koealalla kenttäkerroksen kasviheimojen ja kasvittoman pohjakerroksen tunnusten peittävydessä ei ollut eroa rinteiden ja kontrollin välillä.

Kasvillisuuden muutos oli selvin vanhimalla laskettelurinteellä, joka sijaitsi variksenmarjakankaalla. Sen koealoilla kenttäkerroksen asterikasvien ( $p = 0,004$ ), juolukan ( $p = 0,042$ ),

mustikan ( $p = 0,003$ ) ja variksenmarjan ( $p = 0,036$ ) peittävydet olivat laskettelurinteellä kontrollia pienemmät. Pajukasveja ( $p = 0,028$ ) ja kurjenkanervaa ( $p < 0,001$ ) oli sen sijaan rinteellä kontrollia enemmän. Pohjakerroksen lajeista kynsisammalen ( $p < 0,001$ ) ja poronjäkälien ( $p = 0,001$ ) peittävydet olivat rinteessä kontrollia pienemmät. Hirvenjäkälien peittävyys oli laskettelurinteellä kontrollia suurempi ( $p = 0,005$ ). Kasvittoman pohjamaan tunnuksista kivennäismaan paljastumien peittävyys oli rinteellä kontrollia suurempi ( $p = 0,001$ ).

### 3.4.2 Hiihtoreitit

Vuoden 2004 inventointitulosten mukaan hiihtoreiteillä ei ollut merkittävää vaikutusta kasvillisuuden kokonaispeittävyteen. Elomuodoista ainoastaan sammalen peittävyys oli kuivahkolla kankaalla hiihtouralla suurempi kuin kontrollissa. Lisäksi kasvittoman pohjakerroksen tunnuksista karikkeen peittävyys oli tuoreella kankaalla kontrollissa uraa suurempi (taulukko 17). Topografian muodoillakaan (rinne tai tasamaa) ei ollut mainittavaa merkitystä peittävyksiin hiihtoreiteillä. Ainoastaan lehtensä pudottavien varpujen peittävyys oli kuivahkolla kankaalla hieman suurempi tasamaalla ( $p = 0,043$ ). Kokonaislajimääriin hiihtoreiteillä ei ollut vaikutusta kummallakaan kasvupaikalla.

Tutkitut koealat sijaitsivat Pallaksella ja Vuontiskerolla, noin 15 kilometrin päässä toisistaan. Eri alueille sijoittuvien koealojen vertailu osoitti, että alueen merkitys elomuotojen peittävyksille oli ruutuluokan merkitystä selvempi. Pallaksen kasvupaikka oli hieman Vuontiskeron kasvupaikkaa kuivempi. Alue vaikutti myös kasvillisuuden kulu-



miseen hiihtoreiteillä. Sammalten runsastuminen kuivahkolla kankaalla näkyi ainoastaan Pallaksen koealoilla, lisäksi jäkälät runsastuivat vain Vuontiskeron kuivahkon kankaan koealalla. Karikkeen peittävyys oli tuoreen kankaan rinnekoaloilla kontrollia pienempi ainoastaan Pallaksella.

### Vuosien 2001 ja 2004 inventointitulosten vertailu

Kahden vuoden inventointituloksia verrattiin Wilcoxonin ei-parametrisellä testillä (taulukko 18). Kunkin elomuodon kohdalla negatiivinen

erotus osoittaa niiden vertailuparien määrän, joilla peittävyys oli suurempi ensimmäisessä mittauksissa, ja positiivinen erotus niiden vertailuparien määrän, joilla peittävyys oli suurempi jälkimmäisissä mittauksissa. Tasan-kohta ilmaisee niiden vertailuparien määrän, joilla ei ollut muutoksia.

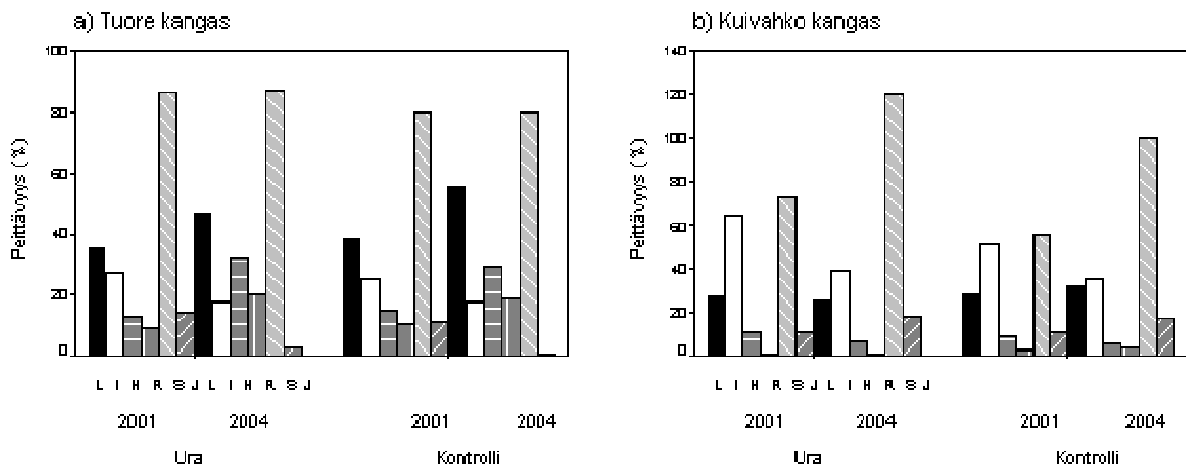
Kahden eri vuoden tulokset erosivat selvemmin kuin hiihtoura ja tamppaamattomat kontrollit uudelleeninventoinnissa. Tuoreen kasvupaikan tamputuilla hiihtoreiteillä mittausvuodella oli merkitystä kasvillisuuden elomuotojen peittävyyksille sammalia lukuun ottamatta sekä

**Taulukko 17.** Eri elomuotojen ja kasvittoman pohjakerroksen peittävyysien vertailu hiihtoreittien uran ja kontrollin koealoilla vuonna 2004 tuoreella (n = 80) ja kuivahkolla (n = 79) kasvupaikalla. lp = lehtensä pudottavat varvut ja ikiv = ikivihreät varvut. Merkitsevät erot on lihavoitu.

	Tuore				Kuivahko			
	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	P
<b>Elomuodot</b>								
Lp	712,0	1 532,0	-0,847	0,397	598,0	1 418,0	-1,786	0,074
Ikiv	758,0	1 578,0	-0,404	0,686	739,0	1 519,0	-0,402	0,687
Heinät	730,5	1 550,5	-0,673	0,501	770,5	1 590,5	-0,098	0,922
Ruohot	787,0	1 607,0	-0,129	0,897	623,5	1 443,5	-1,717	0,086
Sammalet	701,0	1 521,0	-0,953	0,341	503,5	1 283,5	-2,713	<b>0,007</b>
Jäkälät	781,0	1 601,0	-0,195	0,845	708,0	1 488,0	-0,708	0,479
<b>Kasviton pohjakerros</b>								
Karike	515,5	1 335,5	-2,741	<b>0,006</b>	584,5	1 404,5	-1,919	<b>0,054</b>
Maa	781,0	1 601,0	-0,555	0,579	780,0	1 560,0	0,000	1,000
Kivi	740,0	1 560,0	-1,754	0,079	741,0	1 521,0	-1,405	0,160
<b>Lajimäärät</b>								
Lajit yht.	697,0	1 517,0	-1,004	0,315	775,5	1 555,5	-0,045	0,964
Pohjakerros	740,5	1 560,5	-0,590	0,555	645,0	1 425,0	-1,355	0,175
Kenttäkerros	790,5	1 610,5	-0,093	0,926	583,0	1 403,0	-1,977	<b>0,048</b>

**Taulukko 18.** Kasvillisuuden elomuotojen peittävyysien ja elottoman pohjamaan tunnuksien vertailu mittauskertojen 2001 ja 2004 välillä hiihtoreiteillä kasvupaikoittain. Wilcoxonin ei-parametrinen testi. Negatiivinen erotus = vertailuparien määrä joissa peittävyys suurempi v. 2001; Positiivinen erotus = vertailuparien määrä joissa peittävyys suurempi v. 2004. lp = lehtensä pudottavat varvut ja ikiv = ikivihreät varvut. Merkitsevät erot on lihavoitu.

	Lp	Ikiv	Heinät	Ruohot	Sammalet	Jäkälät	Karike	Maa	Kivi
<b>Tuore</b>									
Neg. erotus, kpl	25	14	27	22	18	2	2	0	0
Pos. erotus, kpl	12	23	8	5	22	18	38	1	0
Tasan	3	3	5	13	0	20	0	39	40
N yhteensä	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	-2,861	-2,234	-4,243	-3,449	-0,208	-3,250	-5,472	-1,000	
	<b>0,004</b>	<b>0,026</b>	<b>0,000</b>	<b>0,001</b>	0,835	<b>0,001</b>	<b>0,000</b>	0,317	
<b>Kuivahko</b>									
Neg. erotus, kpl	16	29	13	6	2	17	3	3	1
Pos. erotus, kpl	21	11	14	12	37	20	37	0	2
Tasan	3	0	13	22	1	3	0	37	37
N yhteensä	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	-0,264	-2,931	-0,673	-0,525	-4,983	-1,540	-5,237	-1,604	
	0,792	<b>0,003</b>	0,501	0,600	<b>0,000</b>	0,124	<b>0,000</b>	0,109	



Kuva 20. Kasvillisuuden elomuotojen peittävyudet tuoreen (a) ja kuivahkon (b) kankaan ura- ja kontrolliruuduilla vuosien 2001 ja 2004 inventoinneissa. Lyhenteet: L = lehtensä pudottavat varvut, I = ikivihreät varvut, H = heinät, R = ruohot, S = sammalet ja J = jäkälät.

pohjamaan tunnuksista karikkeen peittävyydelle (taulukko 18). Selkeimmin erosivat karikkeen ja sammalen peittävyudet. Lehtensä pudottavien varpujen, heinien ja ruohojen peittävyudet olivat ensimmäisissä mittauksissa suuremmat, ikivihreiden varpujen, jäkälän ja karikkeen peittävyudet taas jälkimmäisissä (kuva 20). Kuivahkolla kasvupaikalla ikivihreiden varpujen peittävyys oli ensimmäisenä vuonna suurempi ja sammalten ja karikkeen peittävyudet pienemmät. Kivien ja kivennäismaan paljastumien peittävyyksissä ei ollut merkitseviä eroja kummallakaan kasvupaikalla. Kokonaislajimäärä oli vuoden 2004 inventoinneissa hieman aikaisempia tuloksia suurempi molemmilla kasvupaikoilla ( $p < 0,001$ ). Vain kuivahkon kankaan kenttäkerroksen lajien osalta ero ei ollut merkitsevä. Käytännössä muutos oli hyvin pieni: noin yksi tai kaksi lajia ruudulla. Se johtuu pienistä eroista lajinmäärityksen tarkkuudessa (uudelleeninventoinnissa saatiin joitakin uusia ruoho- ja heinäkasvilajeja).

Tuoreella kasvupaikalla kasvillisuuden elomuotojen peittävyudet erosivat keskimäärin 42 %, kuivahkolla kasvupaikalla vastaava ero oli 28 %. Pienillä peittävyyksillä suhteelliset erot olivat paikoin huomattavat: esimerkiksi tuoreella kasvupaikalla vajaan kymmenen prosentin ero arvioidussa jäkälän peittävyudessa johti 85 %:n suhteelliseen eroon, ja suuruudeltaan alle 1 lajin ero pohjakerroksen kokonaislajimäärässä johti 27 %:n suhteelliseen eroon tulosten välillä. Kasvittoman pohjamaan peittävyyksistä merkittävimmin erosi karikkeen peittävyys. Tuoreella kankaalla ero oli jopa 78 % ja kuivahkolla 64 %. Huomattavaa on,

että ero karikkeen peittävyudessa näkyi selvästi myös kontrolliruuduilla.

### 3.5 Tulosten tarkastelu

#### 3.5.1 Elomuoto ja kasvin talviaikainen kulumisherkyys

Hiihtoreittien vaikutus kasvillisuuteen oli verrattain pieni: vain sammalet runsastuivat kuivahkolla kankaalla kontrolliin nähden. Tämä johtuu siitä, että hiihtoreittien tamppaus aloitetaan vasta helmikuussa, jolloin lunta on runsaasti. Lumikerros suojaa hyvin kasvillisuutta eikä löyhärakenteinen pakkaslumi tiivisty kovinkaan tiukkaan kasvillisuuden päälle.

Laskettelurinteiden kasvillisuudessa ilmeni huomattavia muutoksia kasvilajiston määrällisissä suhteissa, vaikka kokonaislajimäärä pysyi suunnilleen samana. Heinät menestyivät elomuotona hyvin laskettelurinteillä. Ne ja ruohokasvit ovat tehokkaasti uusiutuvia kasveja, jotka levittäytyvät häiriön seurauksena syntyneille kivennäismaan paljastumille (Grime 2001). Etenkin sarat kestävät talvista lumen tiivistämistä yleensä hyvin (Bayfield 1980, Cole 1995b, Emers ym. 1995). Heinäkasvit poikkesivat kasvupaikka-vaatimustensa vuoksi sara- ja vihviläkasveista. Niiden peittävyys lisääntyi tuoreen kasvupaikan laskettelurinteillä, sarakasvien peittävyys taas ainoastaan kuivalla kasvupaikalla. Myöskään ruohokasvit eivät olleet herkkiä laskettelurinteiden vaikutuksille. Ne runsastuivat laskettelurinteillä kontrolliin verrattuna merkitsevästi seinäsam-

mal-mustikkatyypin kankaalla (HMT), jonka valoisalla, eteläsuuntaisella rinteellä etenkin ruohokanukka ja metsäimmarre esiintyivät runsaina. Putkilokasvien ja alvejuuren peittävyys on todettu lisääntyvän joitakin vuosia häiriön jälkeen etenkin rehevällä kasvupaikalla (Hannerz 1996). Ruohokasveilla elomuotojaon käyttö on hyvin perusteltua. Yksittäisten kasviheimojen peittävyys ovat tavallisesti hyvin pieniä, eikä niiden tilastollinen analysointi erillisinä olisi aina mahdollista luotettavasti.

Ikivihreiden varpujen herkkyys talviaikaiselle kulutukselle vaihteli lajeittain ja niiden kokonaispeittävyys väheni laskettelurinteillä kahdella kasvillisuustyyppillä viidestä: variksenmarjakankaalla ja mustikka-variksenmarjakankaan sekatyypillä. Ikivihreiden varpujen kulutuskestävyyttä pidetään yleisesti heikkona (Emers ym. 1995, Felix & Reynolds 1989). Niihin kuuluu pitkäikäisiä ja kestäviä, mutta hitaasti uusiutuvia ja kasvavia lajeja. Erityisesti variksenmarjan peittävyys väheni kuivan kasvupaikan kasvillisuustyypeillä sekä mustikkakankaalla (Mkg). Puolukan peittävyys sen sijaan hieman kasvoi tuoreella kasvupaikalla, joten se hyötyi vallitsevien lehtensä pudottavien varpujen peittävyysvähenemisestä. Patjamaisesti kasvavat sielikkö ja kurjenkanerva eivät osoittautuneet herkiksi laskettelurinteiden vaikutuksille.

Lehtensä pudottavista varvuista mustikka oli ainoa laji, jonka peittävyys väheni merkittävästi kontrolliin verrattuna. Ero oli selvin HMT:lla. Lisäksi juolukan ja mustikan peittävyys vähenivät vanhimmalla rinteellä, joka sijaitsee kuivan kasvupaikan variksenmarjakankaalla. Vaivaiskoiivu ei oletusten vastaisesti osoittautunut herkäksi lumen tiivistämiselle. Tulokset olivat siten vain osittain samansuuntaisia aiempien tutkimusten kanssa, joissa puuvartisten kasvien on todettu heikentyvän lumen tiivistämisen seurauksena (Baiderin 1980 ja 1983, Emanuelsson 1984, Tolvanen ym. 2001).

Myös pohjakerroksen lajistossa ilmeni huomattavia muutoksia laskettelurinteillä. Sammalten elomuodon peittävyys väheni Ekg:lla ja HMT:lla ja jäkälän peittävyys Ekg:lla. Sammalista vähenivät maksa- ja kynsisammalet. HMT:lla rinteen ja kontrollin välisen eron taustalla lienee puuston poistamisesta johtunut mikroilmaston muutos. Varsinkin maksasammalet vaativat kosteat kasvuolosuhteet, joten lisääntynyt auringonpaiste

on niille haitallista (Tuomikoski 1948). Lumen sulamisajankohdan mahdollisella pitkittymisellä sen sijaan ei pitäisi olla vaikutusta maksasammaaliin, sillä niiden on todettu sietävän jopa useamman vuoden kestävästä yhtäjaksoista lumipeittoa (Ulvinen ym. 2002). Karhunsammal poikkesi muista lajeista, sillä sen peittävyys oli laskettelurinteillä kontrollia suurempi. Karhunsammal on sukcession alkuvaiheen laji, joka leviää kohtalaisen tehokkaasti ja viihtyy avoimilla paikoilla, kivennäismaan paljastumilla ja jopa kalliopinnoilla (Tuomikoski 1948, Ulvinen ym. 2002). Sen on todettu häiriön, kuten avohakkuun, yhteydessä jossain määrin korvaavan herkempiä sammalia (Hannerz 1996). On myös mahdollista, että sammalten peittävyys väheneminen edistää ruohokasvien ja heinien itämistä ja parantaa siten niiden kilpailukykyä. Tällöin lumen tiivistämisellä olisi samankaltainen vaikutus kuin kasvinsyöjien laidunnuksella (Hyppönen ym. 1997). Pohjakerroksen lajeista myös hirvenjäkälet runsastuivat kuivien kankaiden laskettelurinteillä kontrolliin verrattuna.

Kasvillisuuden muutokset laskettelurinteillä ja hiihtoreiteillä johtuvat lähinnä lumen koneellisesta tiivistämisestä, mutta mahdollisesti pienessä määrin myös perustamisen aiheuttamasta varjostus- ja kosteusolojen muutoksesta puuston poistamisen seurauksena. Muutamia metrejä leveällä latu-uralla kuivahkon kankaan sammalten peittävyys oli hieman runsaampi kuin varjoisammalla kontrolliosalla, mutta puuttoman paljakan laskettelurinteillä eräät jäkälä- ja sammallajit taantuivat kuivalla variksenmarjakankaalla. Pohjakerroksen lajien herkkyys variksenmarjakankaan laskettelurinteillä verrattuna metsävyöhykkeen hiihtoreiteihin selittyy pääosin koalojen sijoittumisella korkealle ja karulle paljakalle, jossa humuskerros on ohut.

Käytetty kasviheimotasanto antoi elomuotoja-koon perustuvaa tarkastelua yksityiskohtaisempaa tietoa laskettelurinteiden kasvillisuusvaikutuksista. Tarkastelu toi elomuodon sisällä esiin kasviheimojen välisiä eroja, jotka pelkässä elomuototarkastelussa olisivat jääneet toteamatta. Morfologiset ominaisuudet näyttivätkin selittävän elomuotoa paremmin talviaikaisen kulutuksen vaikutusta varpukasveihin. Alueen kasviyhteisön yksinkertainen rakenne ja vähälajisuus mahdollistavat hyvin tunturikasvillisuuden tarkastelun kasvilajikohtaisesti.

### 3.5.2 Kasvupaikan merkitys kasvillisuuden muutoksille

Hiihtoreittien uudelleeninventoinnin perusteella kumpikaan tarkasteltu kasvupaikka (kuivahko ja tuore) ei osoittautunut herkäksi talviaikaiselle kulumiselle, sillä hiihtoreitit vaikuttivat vain sammalen peittävyksiin kuivahkolla kankaalla. Tulokset poikkesivat perustamisvuoden tuloksista, joissa tuore kasvupaikka osoittautui kuivahkoa herkemäksi hiihtoreittien vaikutukselle: ikivihreiden varpujen ja sammalten peittävydet lisääntyivät ja lehtensä pudottavien varpujen peittävyys väheni kontrolliin verrattuna (Tervo 2003).

Laskettelurinteiden inventoinneissa kuiva kasvupaikka ei hypoteesin vastaisesti osoittautunut selvästi tuoretta kasvupaikkaa herkemäksi talviaikaiselle kulumiselle. Lumen tiivistämisen vaikutus kasvillisuuteen oli erittäin merkitsevä paljakan variksenmarjakankaalla (Ekg) sekä seinäsammal-mustikkatyyppin (HMT) metsätyypillä. Molemmilla kasvillisuustyypeillä vallitsevan varpulajin peittävyys oli vähentynyt olennaisesti verrattuna kontrolliin. Ekg:lla variksenmarjan lisäksi pohjakerroksen jäkälien ja sammalten peittävydet pienenevät ja sarakasvien sekä kivennäismaan paljastumien peittävydet kasvoivat. HMT:n laskettelurinteellä mustikan peittävyys väheni ja paljastuneiden kivien osuus kasvoi kontrolliin verrattuna, minkä lisäksi metsäimarretta, ruohokanukkaa, pihlajaa, puolukkaa sekä heinäkasveja esiintyi selvästi kontrollia runsaammin.

Lumen tiivistämisen vaikutus laskettelurinteillä ilmeni kasvillisuustyypeistä vähiten vaivaiskoivu-sammalkankaalla (BnBrKg), jossa kasvillisuus ei yhdenkään elomuodon osalta merkitsevästi poikennut kontrollista. Kivennäismaan paljastumia esiintyi ainoastaan toisen koealan rinneruuduilla. Luonnonoloissa vaivaiskoivu-sammalkankaat vaativat vähintään keskivahvan lumikerroksen. Laukukeron vaivaiskoivukankailla lumen paksuus oli kevättalvella 2004 70–110 cm, mikä riitti hyvin suojaamaan kasvustoa. Lisäksi vaivaiskoivukankaat ovat pääosin loivia ja tasaisia ja ne sijoittuvat suojaisille etelän ja idän suuntaisille rinteille. Ohutlumisilla kumpareilla, missä lumipeite oli edellä mainittua ohuempi, vaivaiskoivukasvusto oli kuitenkin paikoin kulunut.

Kivennäismaan paljastumia oli rinteessä kontrollia enemmän kaikilla kasvillisuustyypeillä. Ero oli erittäin merkitsevä yleisimmällä kasvillisuus-

tyypillä eli variksenmarjakankaalla. Paljastumien syntyminen altistaa maan erodoitumiselle erityisesti jyrkissä rinnepaikoissa. Erodoitumisriskiä lisää lumettoman ajan huoltoajo rinteillä. Kivennäismaan paljastumien lisääntyminen Ekg:n rinteillä ilmentää kasvillisuuden suuremman kulumisherkkyyden lisäksi sen hitaampaa toipumiskykyä häiriön jälkeen verrattuna tuoreisiin kasvupaikkoihin (Krebs 1994, Burrows 1990). Kivisyttä oli eniten variksenmarjakankaalla, mutta niiden paljastuminen oli laskettelurinteellä kontrollia merkitsevästi suurempi vain HMT:lla. Sekä kivennäismaan että kivien paljastumia ilmeni laikuittain. Kivennäismaan paljastumat olivat tavallisia ympäristöstään erottuvilla, kuperilla rinteenosilla ja kumpareilla. Paikoin kasvillisuus oli kulunut rinnekoneen vaikutuksesta koko rinteen leveydeltä.

Kolmasosa luonnontilaisista koelaoista jouduttiin pystyttämään Laukukeron pohjoispuolelle, yli 200 m:n päähän rinne- ja kontrollikoealaryypäistä. Kasvupaikan olosuhteiden erilaisuuden vuoksi luonnontilaiset ruudut eivät ole täysin vertailukelpoisia etelä- ja itärinteillä sijaitsevien rinne- ja kontrolliruutujen kanssa. Luonnontilaisilla ruuduilla ruohojen peittävydet olivat noin neljä kertaa pienemmät kuin kontrolliruuduilla, kun taas jäkälien ja kurjenkanervan peittävydet olivat rinnettä ja kontrollia suuremmat. Kanervaa esiintyi vain luonnontilaisilla ruuduilla, ja lisäksi M+Ekg:n ja BnBrKg:n luonnontilaisilla koelaoilla esiintyi runsaammin vihviläkasveja ja vähemmän heinäkasveja kuin muilla ruutuluokilla. Tulokset ovat kuitenkin suuntaa-antavia.

### 3.5.3 Menetelmä

Hiihtoreiteillä vuosien välisten erojen taustalla lienee osittain subjektiivinen tekijä. Eri inventoijien mittausten välisten erojen on todettu olevan useimmiten suurempia kuin kasvillisuuden luonnollinen vuosittainen vaihtelu (Klimeš 2003). Erityisesti pohjakerroksen peittävyksien arviointi on aiemmissa tutkimuksissakin todettu hankalaksi (Tonteri 1990, Klimeš 2003). Vaihtelun taustalla vaikuttavat silmänvarainen arviointi ja kehikon sijoittaminen koelalla. Silmänvaraisen arvioinnin eroihin vaikuttaa yksittäisen lajin peittävyys ja morfologiset ominaisuudet sekä kasvilajien sekoittamisen mahdollisuus (Tonteri 1990, Klimeš 2003). Kasvien hyvä tuntemus

tunnetusti vähentää eroja (Kennedy & Addison 1987). Vaikeasti arvioitavia ovat varsinkin ne kasvit, joilla on hyvin erikokoisia tai laajalle alueelle levittäytyviä lehtiä, paljon puuvartisia osia suhteessa lehtimassaan (esimerkiksi pajut) tai maata pitkin kiemurteleva varsi (esimerkiksi vanamo) (Kennedy & Addison 1987, Klimeš 2003, Tonteri 1990). Hiihtoreitti-inventoinneissa vaihtelu näkyi kenttäkerroksen kasvillisuudessa selkeimmin ikivihreillä varvuilla. Etenkin puolukan peittävyysarviointi on jo aiemmin todettu vaikeaksi ja arvioitsijoiden välisten tulosten hajonta suureksi silloinkin, kun kyseessä ovat kokeneet arvioitsijat (Tonteri 1990).

Myös koeruudun koolla on merkitystä inventointitulokselle: eri arvioitsijoiden tulosten hajonta on suurin pienillä ruuduilla ja se pienenee käytettävän kehikon koon kasvaessa (Klimeš 2003). Hiihtoreiteillä käytetyn 30 x 50 cm kehikon luotettavuus lienee jonkin verran pienempi kuin laskettelurinteillä käytetyn yhden neliömetrin kehikon. Lisäksi kokonaisvaihteluun sisältyy sekä vuosien välistä vaihtelua että yksittäisten vuosien sisäistä vaihtelua, sillä saman henkilön eri vuosina tekemiin peittävyysarviointeihin voi sisältyä jopa 10 %:n vaihtelu (Kennedy & Addison 1987). Kun vielä verrataan samoilla koelaoilla mutta eri vuosina ja eri inventoijien tekemiä arviointeja, tulisi vertailussa varautua vähintään 20 %:n epävarmuuteen. Tämä tarkoittaa, että kasvillisuudessa tapahtuvan muutoksen pitää olla merkittävää, jotta se otetaan huomioon tuloksissa.

Pistefrekvenssi-menetelmää pidetään perinteistä, silmänvaraiseen prosentuaalisen peittävyysarviointiin perustuvaa menetelmää luotettavampana. Ennen vuoden 2004 uudelleeninventointeja pistefrekvenssikehikon käyttöön saatiin perehdytys vuonna 2001 inventoinnit tehneeltä henkilöltä, jolloin vuosien vertailukelpoisuuden edellytykset paranivat. Pistefrekvenssikehikon käytössä on riski virheelliseen sijoittamiseen koelalla, ja lisäksi kehikon ruudukko saattaa painaa etenkin korkeampaa heinä- ja varpukasvillisuutta muuttaen kasvillisuuden kerroksellista sijoittumista ruudukolla. Hiihtoreitti-inventoinneissa käytössä oli 20 cm:n jaloilla varustettu kehikko ja laskettelurinteellä 30 cm:n pituiset jalat, jotka estivät hyvin kasvillisuuden lakoontumista. Tuloksissa korostuu eri inventoijien arviointien keskinäisen kalibroinnin merkitys. Tulosten vertailussa ilmenneet suurehkot erot inventointivuoi-

sien välillä vähentävät hiihtoreitti-inventointien tulosten luotettavuutta. Luotettavuutta olisi parantanut suurempi otos ja isompi mittauskehikko. Toisaalta kustannukset rajoittavat etenkin suuren inventointikehikon (1 m<sup>2</sup>) käyttöä, sillä menetelmä on perinteiseen silmämääräiseen arviointiin nähden aikaa vievä.

### 3.6 Johtopäätökset

Laskettelurinteille perustettujen kasvillisuusruutujen ja niiden ympäristöön perustettujen kontrolli- ja luonnontilaisten kasvillisuusruutujen vertailu osoitti laskettelurinnetoiminnan muutaneen kasvillisuuden peittävyysuhteita selvästi erityisesti kuivalla tunturikankaalla eli variksenmarjakankaalla, joka on yleisin kasvillisuustyyppi Pallaksen laskettelurinteillä. Rinteillä oli havaittavissa myös kasvillisuuden leikkaantumista sekä kivennäismaan ja kivien paljastumista. Kasvillisuuden kulumiseroja selittivät sekä mikrotopografiset muodot, kasvillisuuden ominaisuudet että kasvillisuustyyppi.

Hiihtoreitti-inventoinnit eivät osoittaneet hiihtoreiteillä olevan merkittävää vaikutusta kasvillisuuden peittävyysiin. Myöskään maastonmuodoilla ei hiihtoreiteillä ollut merkittävää vaikutusta kasvillisuuden kulumiselle. Sen sijaan laskettelurinteillä pinnanmuodoilla oli kasvillisuustyyppiäkin suurempi merkitys kasvillisuuden kulumiselle. Ympäristöstään koholla olevat, tuulelle alttiit rinteenkohdat, kuten kummut ja uomat, kuluivat ohuen lumikerroksen vuoksi keskimääräistä voimakkaammin. Samoilla paikoilla ilmeni yleisesti kivennäismaan ja kivien paljastumia. Alkuperäinen kasvillisuus korvautui osittain paremmin kulumista kestäville lajeille, kuten heinillä ja karhunsammallajeilla, mutta pahoin kulu- neet laikut pysyivät edelleen kasvipeitteettöminä. Laskettelurinteillä lumen tiivistäminen vähensi selvimmin variksenmarjan ja eräiden sammal- ja jäkälälajien peittävyysä.

Laskettelukauden pituus ja tamppauksen intensiteetti rinteillä vaikuttanevat kasvillisuuden kulumiseen. Laukukerolla lunta tiivistetään suhteellisen lyhyen aikaa vuodesta eikä rinteitä lumeteta, jolloin lumipeitteinen aika ei pite- ne kovinkaan paljon. Oleellista talvimatkailun kasvillisuusvaikutusten torjumisessa onkin, että lumen tiivistäminen aloitetaan vasta, kun lunta on riittävästi suojaamaan kasvillisuutta ja että

rinteiden suunnittelussa pyritään välttämään tuulelle alttiita, ympäristöstään korkeampana erotuvia kohtia. Talvella tapahtuvan virkistyskäytön vaikutukset levittyvät laajalle tunturiluontoon ja maisemaan erityisesti laskettelurinnetoiminnassa, mikä heikentää alueen luonnontilaista maisemaa. Pallaksella luonnonrauha ja luonnontilaisuus ovat keskeisiä vetovoimatekijöitä. Matkailualueen kehittämisessä olisikin siksi aiheellista selvittää matkailijoiden ja paikallisten maisemavostuksia ja lisääntyvän talvimatkailun aiheuttaman maiseman muutoksen vaikutusta alueen vetovoimaisuuteen.

Hiihtoreiteillä lumen tiivistämisellä oli ilmeisesti suurin vaikutus reitin perustamista seuraavien muutaman vuoden aikana ja sen jälkeen muutokset jäivät vähäisiksi. Niinpä uudelleeninventointi ei osoittanut kivennäismaan ja kivien paljastumien lisääntyneen aikaisempaan inventointiin verrattuna. Talvimatkailu ei aiheuta samalla tavoin selvästi erottuvia kasvillisuusvaikutuksia hiihtoreiteillä kuin retkeily maastossa kesäreiteillä.

### 3.7 Yhteenveto

Työssä tutkittiin hiihtoreittien ja laskettelurinteiden vaikutusta kasvilajistoon, kasvillisuuden kulumiseen ja kulumisherkkyyteen Pallas–Ounastunturin alueella Pallas–Yllästunturin kansallispuistossa. Tutkimuksessa selvitettiin laskettelurinteiden ja hiihtoreittien kasvillisuuden muutoksia sekä vertailtiin niitä mahdollisimman häiriintymättömään tilanteeseen. Laskettelurinteillä tarkasteltiin kasvillisuustyyppin (5 tyyppiä), rinteiden käyttöä (vanha tai uusi) ja korkeusvyöhykkeen (1–6 korkeusluokkaa) vaikutusta kulumisherkkyyteen. Hiihtoreittiaineistossa selvitettiin kasvupaikan (tuore tai kuivahko) ja maaston muodon (rinne tai tasamaa) merkitystä. Tuloksia verrattiin neljä vuotta aiemmin tehtyihin mittauksiin. Analysointia varten kasvillisuus jaettiin kuuteen elomuotoon (heinät, ruohot, lehtensä pudottavat ja ikivihreät varvut, sammalet ja jäkälät). Laskettelurinteiden kasvillisuus analysoitiin myös kasviheimoittain ja varpukasvilajeittain.

Laskettelurinteillä kasvillisuuden runsaussuhteet muuttuivat merkittävästi tuoreen kankaan mustikkatyyppillä ja kuivalla variksenmarjankaalla (Ekg). Varvuista variksenmarjan peittävyys väheni selvästi sekä kuivalla kasvupaikalla että mustikkatyyppillä. Tuoreella kankaalla mustikan

peittävyys pieneni merkittävästi. Varpukasvien väheneminen korvautui osittain heinäkasveilla jälkimmäisellä ja sarakasveilla edellisellä kasvupaikalla. Ne peittivät jossain määrin myös syntyneitä kivennäismaapaljastumia. Pohjakerroksessa karhunsammal ja hirvenjäkäliä korvasivat osin herkempiä lajeja. Ruohojen kulumiskestävyys oli melko hyvä.

Laskettelurinteellä mikrotopografia ja lumikerroksen paksuus näyttivät selittävän kasvillisuuden kulumista kasvillisuustyyppiä enemmän. Ohuen lumikerroksen tai alustan kohouman kohdilla kasvillisuus vaurioitui eniten. Laskettelurinteiden kuivilla kankailla syntyi merkittävästi kivennäismaapaljastumia (vaihteluväli 3–38 % inventointiruutujen pinta-alasta) ja tuoreella kankaalla vastaavasti kivien ja kärkepinnan paljastumia kasvillisuuden tuhoutuessa. Maaston korkeus ei vaikuttanut suoraan kasvillisuuden kulumisherkkyyteen.

Hiihtoreittien uudelleeninventointi ei osoittanut tuoreen tai kuivahkon kasvupaikan kasvillisuuden eroavan tilastollisesti merkittävästi kontrollista. Kasvillisuuden elomuodoista vain sammalet runsastuivat kuivahkon kasvupaikan hiihtoreiteillä kontrolliin verrattuna. Inventointivuodella oli suuri merkitys tuloksille: perustamisvuoden ja uudelleeninventoinnin tulokset erosivat merkittävämmän kuin hiihtoreitti- ja kontrolliruodut uudelleeninventoinneissa. Paksu lumikerros suojasi tehokkaasti kasvillisuutta ja maaperää lumen tiivistämiseltä talvireiteillä. Niillä ei ilmennyt eroosiota. Maaston muodot eivät vaikuttaneet merkittävästi talvireitin kulumiseen. Kokonaislajimäärä ei muuttunut millään kasvillisuustyyppillä.

### 3.8 Deterioration and changes to vegetation on downhill ski slopes and cross-country ski routes in the Pallas–Yllästunturi National Park

The study examined the impact of cross-country ski routes and downhill ski slopes on plant species, on the deterioration of vegetation and on the susceptibility to deterioration in the Pallas–Ounastunturi area in the Pallas–Yllästunturi National Park. Changes in the vegetation on downhill ski slopes and cross-country ski routes were surveyed and compared with reference sites that were as undisturbed as possible. On downhill ski slopes,

the effect of the vegetation type (5 types), how long the slope has been in use (new vs. old) and the altitude zone (1–6 altitude classes) on the susceptibility to deterioration were examined. As regards the ski route data, the significance of the growing site (mesic or moderately dry) and the gradient of the terrain (slope or even ground) were studied. The results were compared with measurements carried out four years earlier. For the analyses, vegetation was classified into six categories (tall grasses, small grasses, deciduous and evergreen shrubs, mosses and lichens). On downhill ski slopes, the vegetation was also analysed in terms of plant families and shrub species.

A statistically significant change was detected in the relative abundance of vegetation on downhill ski slopes in mesic mineral soil sites of the *Myrtillus* type and in dry *Empetrum* type (Ekg) mineral soil sites. As regards shrubs, the crowberry cover clearly decreased both in dry growing sites and in *Myrtillus* type sites. In mesic mineral soil forests, a statistically significant decrease was detected in the *Myrtillus* cover. The decrease in shrubs was in part substituted by tall grasses in the former sites and by sedges in the latter sites. These also somewhat covered patches where mineral soil was revealed. In the ground layer, *Polytrichum* mosses and *Cetraria* lichens in part replaced more sensitive species. Small herbs showed a fairly good resistance to deterioration.

On downhill ski slopes, microtopography and the thickness of snow cover appeared to better explain deterioration than the type of vegetation. The vegetation deteriorated the most at sites with thin snow cover or an elevation in the ground. Significant areas of mineral soil were revealed on downhill ski slopes in dry mineral soil site types (range of variation 3–38% of the surface area in the inventoried grid squares) as the vegetation was destroyed. Similarly, areas of stones and detritus were revealed at mesic mineral soil site types. The ground elevation did not have a direct impact on the vegetation's susceptibility to deterioration.

A re-inventory of the cross-country ski routes did not indicate a statistically significant difference from the reference sites in the vegetation at mesic or moderately dry growing sites. As regards vegetation classes, only mosses increased on cross-country ski routes on moderately dry growing sites compared with the reference sites. The year of the inventory had a great impact on the results:

the difference between the results of the year of establishment and those of the re-inventory was more significant than the difference between the ski route and reference squares in the re-inventories. A thick snow cover effectively protected the vegetation and ground from the compacting of snow on routes used during winter. No erosion was found at these sites. The gradient of the terrain did not have a statistically significant effect on the deterioration of wintertime routes. The total number of species did not change in any of the vegetation types.

# Lähteet

- Ahti, J. 1990: Lapin retkeilyalueiden roskaantumisen ja sen muutokset 1983–1989. Pidä Lappi Siistinä ry. 86 s.
- Airaksinen, O. & Karttunen K. 2001: Natura-luontotyyppiopas. – Suomen ympäristökeskus, ympäristöopas 46. 193 s.
- Annanpalo, H. (toim.) 1998: Pallas–Ounas. — Metsäntutkimuslaitos ja Suomen Matkailuliitto, Helsinki. 256 s.
- Arnesen, T. 1999: Vegetation dynamics following trampling in grassland and heathland in Soelendet Nature Reserve, a boreal upland area in Central Norway. –Nordic Journal of Botany 1: 47–69.
- Baiderin, V. V. 1980: Experimental modelling of ecological consequences of winter recreations. – Soviet Journal of Ecology 11(3): 140–46.
- 1983: Winter recreation and subnival plant development. – Soviet Journal of Ecology 13(5): 287–291.
- Bayfield N. G. 1971: Some effects of walking and skiing on vegetation at Cairngorm. – Teoksessa: Duffy, E & Watt, A.S. (toim.), The scientific management of animal and plant communities for conservation. 11th Symposium of the British Ecological Society, University of East Anglia, Norwich, England. S. 469–485.
- 1980: Replacement of vegetation on disturbed ground near ski lifts in Cairngorm Mountains, Scotland. – Journal of Biogeography 7: 249–260.
- Beardsley, W. G., Herrington, R. B. & Wagar, J. A. 1974: Recreation site management: How to rehabilitate a heavily used campground without stopping visitor use. –Journal of Forestry. May 1976: 279–281.
- Burrows, C. J. 1990: Process of vegetation change. – Unwin Hyman, London. 551 s.
- Chapin, F., Bret-Harte, M., Hobbie, S. & Zhong, H. 1996: Plant functional types as predictors of transient responses of arctic vegetation to global change. – Journal of Vegetation Science 7(3): 347–358.
- Cole, D. N. 1983: Monitoring the condition of wilderness campsites. – US Department of Agriculture and Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station Ogden, UT. Research Paper INT-302. February 1983.
- 1987a: Research on soil and vegetation in wilderness: A state-of-knowledge review. – Proceedings of the National Wilderness Research Conference Issues, State-of-knowledge and Future Directions, USDA Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, UT. S. 135–177.
- 1987b: Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in Western Montana, USA – Biological Conservation 40: 219–244.
- 1992: Modeling wilderness campsites: factors that influence amount of impact. –Environmental Management 16(2): 255–264.
- 1995a: Experimental trampling of vegetation I. Relationship between trampling intensity and vegetation response. – Journal of Applied Ecology 32: 203–214.
- 1995b: Experimental trampling of vegetation II. Predictors of resistance and resilience. – Journal of Applied Ecology 32: 215–224.
- 1995c: Disturbance of natural vegetation by camping: Experimental applications of low-level stress. –Environmental Management 19(3): 405–416.



- & Marion, J. L. 1985: Wilderness campsites impacts: changes over time. – National Wilderness Research Conference, Fort Collins, CO, July 23–26.
- & McCool, S. F. 1998a: Limits of acceptable change and natural resources planning: When is LAC useful, when is it not? – Teoksessa: McCool, S. F. & Cole, D. N. (toim.), Proceedings – Limits of acceptable change and related planning processes: progress and future directions, Missoula, MT, USA, May 1997. Tech. Rep. INT-GTR-371: 70–72.
- & McCool S. F. 1998b: Experiencing limits of acceptable change: Some thoughts after a decade of implementation. – Teoksessa: McCool, S. F. & Cole, D. N. (toim.), Proceedings – Limits of acceptable change and related planning processes: progress and future directions, Missoula, MT, USA, May 1997. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-371: 73–78.
- & Spildie, D. R. 1998: Hiker, horse and llama trampling effects on native vegetation in Montana, USA. – *Journal of Environmental Management* 53: 61–71.
- Emanuelsson, U. 1984: Ecological effects of grazing and trampling on mountain vegetation in northern Sweden. – Department of plant ecology, University of Lund, Sweden. 40 s.
- Emers, M., Jorgenson, J. C. & Reynolds, M. K. 1995: Response of arctic tundra plant communities to winter vehicle disturbance. – *Canadian Journal of Botany* 73: 905–917.
- Eurola, S. & Virtanen, R. 1989: Tunturikasvillisuusopas. – Oulun yliopiston kasvitieteen laitoksen monisteita 39. 41 s.
- , Huttunen, A. & Kukko-oja, K. 1995: Suokasvillisuusopas, – Oulanka Reports 14. 85 s.
- , Kyllönen, H. & Laine, K. 1980: Lumen ekologisesta merkityksestä kasvillisuudelle Kilpisjärven alueella. – *Luonnon tutkija* 84: 43–48.
- Fahey, B., Wardle, K. & Weil, P. 1999a: Environmental effects associated with snow grooming and skiing at Treble Cone Ski Field. Part 1. Vegetation and soil disturbances. – *Science for conservation* 120 B: 1–48.
- , Wardle, K. & Weil, P. 1999b: Environmental effects associated with snow grooming and skiing at Treble Cone Ski Field. Part 2. Snow properties on groomed and non-groomed slopes. – *Science for conservation* 120 B: 49–62.
- Felix, N. A., Reynolds, M. K., Jorgenson, J. C. & DuBois, K. E. 1992: Resistance and resilience of tundra plant communities to disturbance by winter seismic vehicles. – *Arctic and Alpine Research* 24: 67–77.
- Fitter, A. H. & Hay, R. K. M. 1987: *Environmental physiology of plants*. – Academic Press; London. 423 s.
- Forbes, B. C. 1992: Tundra disturbance studies I: long term effects of vehicles on species richness and biomass. – *Environmental Conservation* 19 (1): 48–68.
- 1998: Cumulative impacts of vehicle traffic on high arctic tundra: soil temperature, plant biomass, species richness and mineral nutrition. – *Nordicana* 57: 269–274.
- , Ebersole, J. J. & Strandberg, B. 2001: Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar arctic ecosystems. – *Conservation Biology* 15: 954–969.
- Fotiou, S., Lundvall, P., Salonen, N., Sievänen, T., Suopajärvi, L. 2003: Sustainable ecotourism – Integration of conservation and usage in Natura areas. – Suomen ympäristökeskus 651. 80 s.
- Frissell, S. S. 1978: Judging recreation impacts on wilderness campsites. – *Journal Of Forestry*. August 1978: 481–483.
- Fyhr, P. 1997: Retkeilyreittien kuluminen Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa. – Tutkielma, Rovaniemen metsäoppilaitos, Rovaniemi. 38 s.

- Gallet, S. & Roze, F. 2001: Resistance of Atlantic heathlands to trampling in Brittany (France): influence of vegetation type, season and weather conditions. – *Biological Conservation* 97: 189–198.
- Grabherr, G. 1985: Damage to vegetation by recreation in the Austrian and German Alps. – Teoksessa: Bayfield, N. G. & Barrow, G. C. (toim.), *The ecological impacts of outdoor recreation in mountain areas in Europe and North America*. – *Recreational Ecology Research Group Report* 9: 100–110.
- Grime, P. J. 2001: *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. 2. p. – John Wiley & Sons, Chichester. 417 s.
- Haapasaari, M. 1988: The oligotrophic heath vegetation of northern Fennoscandia and its zonation. – *Acta Botanica Fennica* 135: 1–219.
- Hammit, W. E. & Cole, D. N. 1998: *Wildland recreation: Ecology and management*. John Wiley & Sons, Chichester. 361 s.
- Hannerz, M. 1996: *Vegetation succession after clearcutting and shelterwood cutting*. – Department of Ecology and Environmental research, Swedish University of Agricultural Sciences. Report 84. 27 s.
- Havas, P. & Sulkava, S. 1987: *Suomen luonnon talvi*. – Kirjayhtymä, Helsinki. 222 s.
- Hemmi, J. 1995: *Ympäristö- ja luontomatkailu*. – Vapaa-ajan konsultit, Virolahti. 357 s.
- Holmes, D. O. & Dobson, H. E. M. 1976: *Ecological carrying capacity research: Yosemite National Park: Part I*. – US Department of Commerce, National Technical Information Service PB270-955. 247 s.
- Holmström, H. 1970: *Eräiden Etelä-Suomen vapaa-aika-alueiden kasvillisuuden kulutuskestävyyden tutkimus*. – Helsingin seutukaavaliitto, Länsi-Uudenmaan seutukaavaliitto, Lounais-Suomen seutukaavaliitto, Västra Nylands regionplansförbund, Itä-Uudenmaan seutukaavaliitto. 53 s.
- Hoogesteger, M. 1976: *Kasvillisuuden muuttuminen Koilliskairan autiotupien ympärillä*. – *Silva Fennica* 10(1): 40–53.
- 1984: *The effect of trampling on vegetation at four cottages in Torne Lapland, Northern Sweden*. – *Reports of the Kevo Subarctic Research Station* 19: 25–34.
- Huhtala, A., Horne, P., Ovaskainen, V. & Sievänen, T. 2001: *Kansallispuistojen arvo vai virkistyspalveluiden hinta – miten mitata rahassa valtion tuottamattomia hyötyjä?* – Teoksessa: Sievänen, T. (toim.), *Luonnon virkistyskäyttö 2000*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802.
- Huntington, H. P. (toim.) 2001: *Arctic flora and fauna. Status and conservation*. – Arctic Council Program for the Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF). Edita, Helsinki. 272 s.
- Hyppönen, M., Penttilä, T. & Poikajärvi, H. (toim.) 1997: *Poron vaikutus metsä- ja tunturiluontoon*. Tutkimusseminaari Hetassa 1997. – Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 678. 141 s.
- Hytönen, M. 1999: *Matkailualueen kehittämisen maisemalliset suositukset – tapaustutkimus Pallastuntureille*. – Teknillinen korkeakoulu, Arkkitehtiosasto, raportti. 131 s.
- Ilola, H. & Järviluoma, J. 1998: *Levin ja Pallaksen matkailijat kevättalvella, kesällä ja ruska-aikaan 1997*. – Lapin yliopiston matkailun osaamiskeskuksen tiedotteita 98(3). 29 s.
- Jämbäck, J. 1996: *Tarkastelukulmia matkailun ekologiseen kantokykyyn: luonnon kulutuskestävyys ja kuluminen*. – Teoksessa: Saarinen, J. & Järviluoma, J. (toim.), *Luonto virkistys- ja matkailuympäristönä*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 619: 143–163.

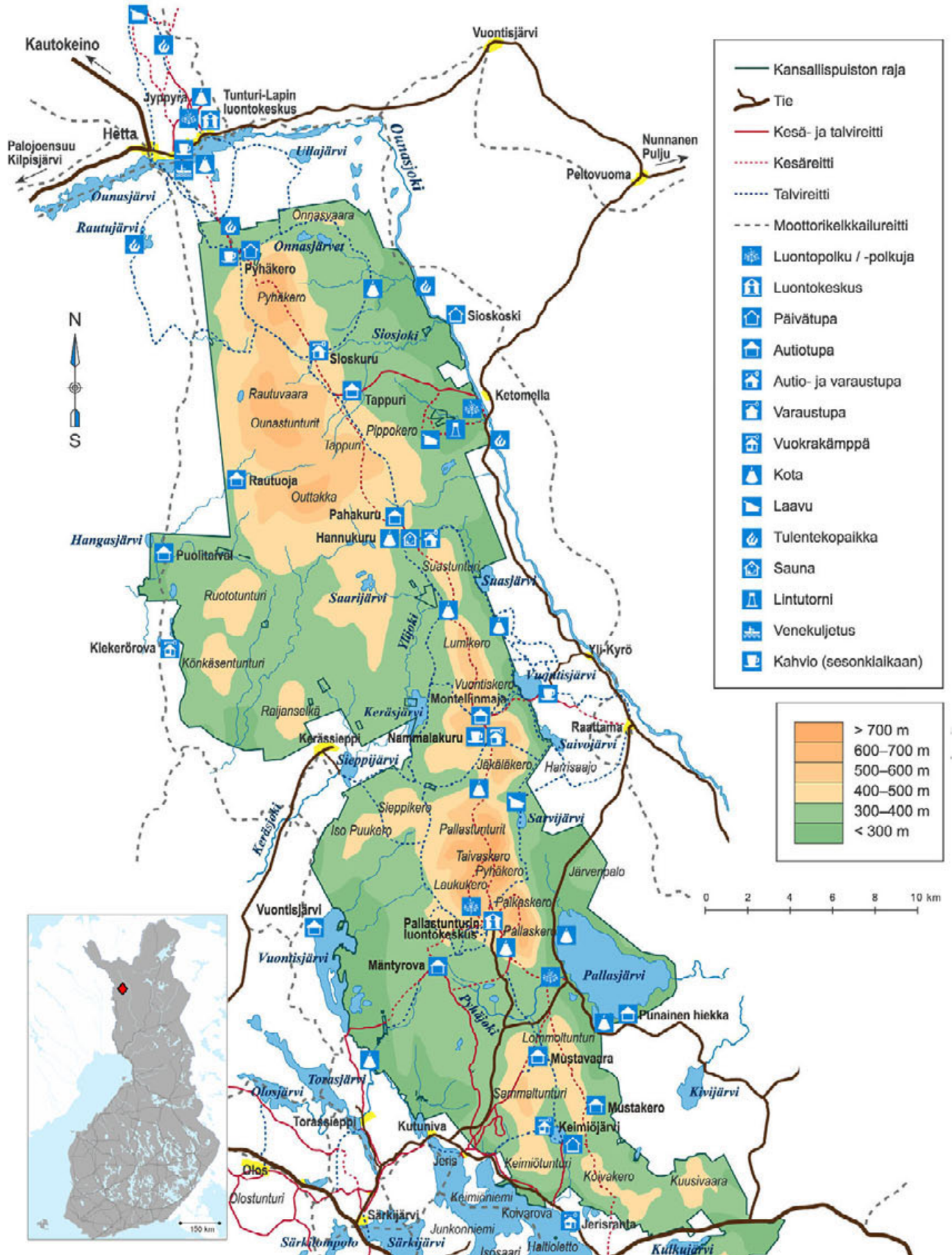
- Kaakinen, E., Ryyänen, P. & Savola, M. 1982: Pudasjärven Syötteen alueen kasvillisuuskar-toitus ja sen käytännön sovellutukset alueen matkailu- ja virkistyskäyttöä varten. – Oulun yliopisto kasvitieteen laitoksen monisteita 16. 43 s.
- Kalliola, R. 1973: Suomen kasvimaantiede. – WSOY, Porvoo. 308 s.
- Karjalainen, E. 1994: Maaston kuluminen Seitsemisen kansallispuistossa. – Metsä-hallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 21. 43 s.
- Kellogg, E. A. 1985: Indicator species for as-sessing overuse of campsites. – Northwest Science 59(2): 115–121.
- Kellomäki, S. 1973: Tallaamisen vaikutus mus-tikkatyyppin kuusen pintakasvillisuuteen. –Silva Fennica 7(2): 96–113.
- 1977: Deterioration of forest ground cover during trampling. – Silva Fennica 11: 153–161.
- & Saastamoinen, V.-L. 1975: Trampling to-lerance of forest vegetation. – Acta Forestalia Fennica 147. 21 s.
- Kemiläinen, H. & Kukko-Oja K. 1988: Pallas-Ounastunturin kansallispuiston Taivaskeron hissihankkeen kulutuskestävyysselvitys. – Ympäristöinstituutti 194. 37 s.
- Kennedy, K. A. & Addison, P. A. 1987. Some considerations for the use of visual estimates of plant cover in biomonitoring. – Journal of Ecology 75: 151–157.
- Klimeš, L. 2003: Scale-dependent variation in visual estimates of grassland plant cover. – Journal of Vegetation Science 14(6): 815–821.
- Koivula, T. 2000: Retkeilyreittien kuluminen ja kestävä matkailu Pallastuntureilla. – Pro gradu -tutkielma, Oulun yliopisto, Maantieteen lai-tos, Oulu. 63 s.
- Krebs, C. J. 1994: Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. 4. p. – Harper Collins College Publishers, New York. 801 s.
- Kuusipalo, J. 1996: Suomen metsätyyppit. – Kirjayhtymä, Helsinki. 14 s.
- LaPage, W. 1967: Some observations on camp-ground trampling & ground cover response. – U. S. Forest Service Research Paper NE-68: 1–11.
- Luonnonsuojelulaki 20.12.1996/1096: <<http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961096>>
- Löfström, I. 1986: Helsingin kaupunkimetsien kulutuskestävyyden parantaminen. – Helsingin kaupungin ympäristön suojelu-lautakunnan julkaisu 3/1986. 82 s.
- Marion, J. L., Cole, D. N. & Bratton, S. P. 1986: Exotic vegetation in wilderness areas. –GEN. TECH. REP., INTERMT. RES. STN. S. 114–120.
- Matkailun edistämiskeskus 1990: Laskettelija-selvitys 1990. – Matkailun edistämiskeskus E:18. 57 s.
- Metsähallitus 2002: Luonnonsuojelualueiden hoidon periaatteet. Metsähallituksen luon-nonsuojelualueiden tavoitteet, tehtävät ja hoidon yleislinjat. – Metsähallituksen luon-nonsuojelujulkaisuja Sarja B 63. 47 s.
- 2005: Roskaton retkeily ehkäisee jätteiden syntymistä. <<http://www.luontoon.fi/page.asp?Section=1667>>. Viitattu 22.8.2005.
- Meyer, E. 1993: The impact of summer and win-ter tourism on the fauna of alpine soils in wes-tern Austria (Oetztal Alps, Ratikon). – Revue Suisse de Zoologie 100(3): 519–527.
- Molau, U. 2003: Overview: Patterns in diver-sity. – Teoksessa: Nagy, L., Grabherr, G & Thompson D. B. A. (toim.), Alpine biodi-versity in Europe. Springer. Ecological Studies 167: 125–131.

- Monz, C. A. 2002: The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. – *Journal of Environmental Management* 64: 207–217.
- Mosimann, T. 1985: Geo-ecological impacts of ski piste construction in the Swiss Alps. – *Applied Geography* 5: 29–37.
- Newesely, C., Cernusca, A. & Bodner, A. 1994: Entstehung und Auswirkung von Sauerstoffmangel im Bereich Unterschiedlich präparierter Schipisten. – *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 23: 277–282
- Nylund, M., Nylund, L, Kellomäki, S. & Haapanen, A. 1979: Deterioration of forest ground vegetation and decrease of radial growth of trees on camping sites. – *Silva Fennica* 13: 343–356.
- Oksanen, L. & Virtanen, R. (toim.) 1995: Geographical ecology of northernmost Fennoscandia. – *Acta Botanica Fennica* 153: 1–80.
- Ormio, H. 1981: Tulenteko- ja telttailupaikkojen inventointi. Seitsemisen, Helvetinjärvi, Linnansaari. – *Muistiinpanot, Metsähallituksen luonnonsuojelun arkisto, Vantaa.*
- Penttilä, T., Piri, E. & Vuopio, M. (toim.) 1998: Pallas–Ounastunturin kansallispuisto. Hoito- ja käyttösuunnitelma 1998–2017. – *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 716. 108 s.
- Pignatti, S. 1993.: Impact of tourism on the mountain landscape of central Italy. – *Landscape and Urban planning* 24: 49–53.
- Pouta, E. & Sievänen, T. 2001: Luonnon virkistyskäytön kysyntätutkimuksen tulokset – kuinka suomalaiset ulkoilevat? – Teoksessa: Sievänen, T. (toim.), *Luonnon virkistyskäyttö 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 802: 32–76.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1991: *Biometria.* – *Yliopistopaino, Helsinki.* 569 s.
- Rautio, J., Helenius, M. & Saarinen, J. 2001: Urho Kekkosen kansallispuiston kuluneisuus: luontomatkailun ympäristövaikutusten seuranta ja mittaaminen. – Teoksessa: Järviluoma, J. & Saarinen, J. (toim.), *Luonnon matkailu- ja virkistyskäyttö tutkimuskohteena. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 796: 111–124.
- Rixen, C., Stoeckli, V. & Ammann, W. 2003: Does artificial snow production affect soil and vegetation of ski pistes? A review. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 5 (4): 219–230.
- Scott, J. J. & Kirkpatrick, J. B. 1994: Effects of human trampling on the sub-Antarctic vegetation of Macquarie Island. – *Polar Record* 30(174): 207–220.
- Silvennoinen, H. & Tyrväinen, L. 2001: Luontomatkailun kysyntä Suomessa ja asiakkaiden ympäristötoiveet. – Teoksessa: Sievänen, T. (toim.), *Luonnon virkistyskäyttö 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 802.
- Sippola, A. L. 2001: Matkailun ympäristövaikutukset Lapissa: Katsaus nykytilaan ja tutkimustarpeisiin. – Teoksessa: Järviluoma, J. & Saarinen, J. (toim.), *Luonnon matkailu- ja virkistyskäyttö tutkimuskohteena. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 796: 129–141.
- Soininen, L. 2004: Polkujen kulumisen seurantaohje, Pallas–Ounastunturin kansallispuisto 2004. – *Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue, Ivalo.* 13 s.
- 2005: Kasvillisuuden ja polkujen kulumisen Natura-luontotyypeillä Pallas–Ounastunturin kansallispuistossa. – *Pro gradu tutkielma, Jyväskylän yliopisto, Jyväskylä.* 93 s.
- Stohlgren, T. J. & Parsons, D. J. 1986: Vegetation and soil recovery in wilderness campsites closed to visitor use. – *Environmental Management* 10(3): 375–380.

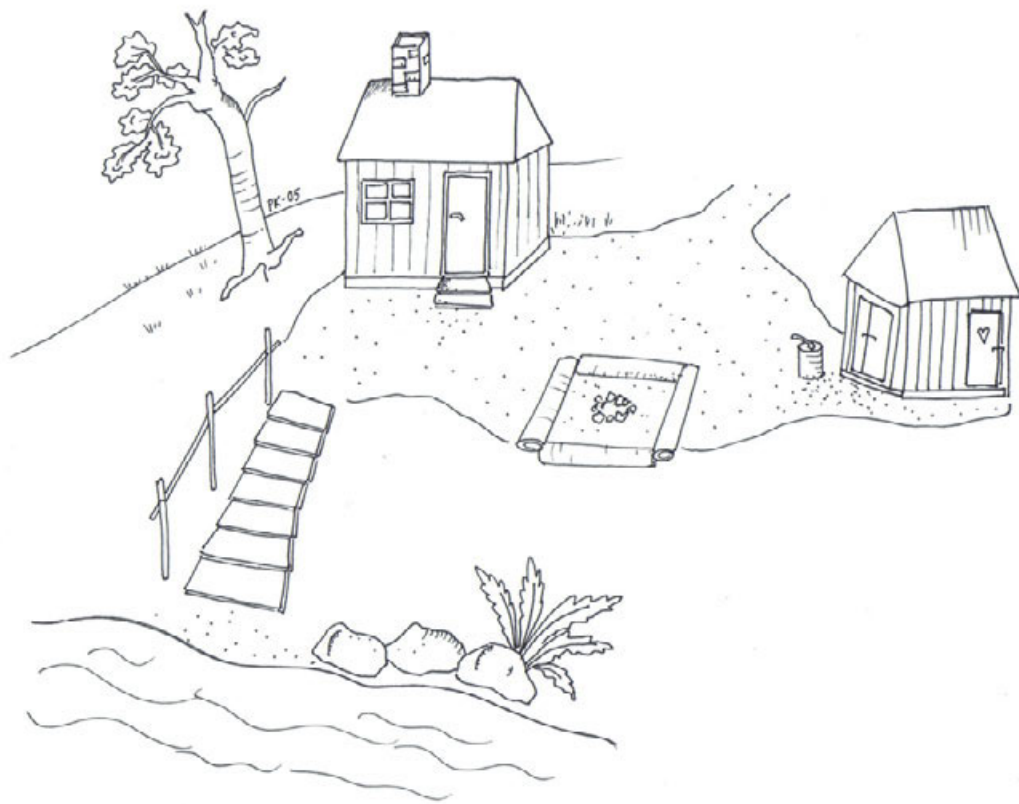
- Streeter, D. T. 1971: The effects of public pressure on the vegetation of chalk downland at Box Hill, Surrey. – Teoksessa: Duffey, E. & Watt, A. S. (toim.), *The scientific management of animal and plant communities for conservation*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. S. 459–468
- Sulkava, P., Hatanpää, M. & Ollila, E. 2004: Pallas-Ounastunturin kansallispuiston kävijät 2003. – Raportti, Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue, Ivalo. 93 s.
- Tervo, R. 2003: Kasvillisuuden kulumisen vaelus- ja hiihtoreiteillä Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa. – Metsäympäristön hoidon ja suojelun pro gradu-tutkielma, Joensuun yliopisto, Joensuu. 51 s.
- Tolvanen, A., Forbes, B. C., Rytönen, K. E. & 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 series 27*: 359–366.
- , Rämetsä, J., Siikamäki, P., Törn, A. & Orell, M. 2004: Research on ecological and social sustainability of nature tourism in northern Finland. – *Proceedings of the Second International Conference on Monitoring and management of Visitor Flows in Recreational and Protected areas*, Arktikum, Rovaniemi, Finland, June 2004. 7 s.
- , Forbes, B., Wall, S. & Norokorpi, Y. 2005: Recreation at tree line and interactions with other land-use activities. – Teoksessa: Wielgolaski, F. E., Karlsson, P. S., Neuvonen, S. & Thannheiser, D. (toim.), *Plant ecology, herbivory, and human impact in nordic mountain birch forests*. Ecological Studies 180. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. S. 203–217.
- Tonteri, T. 1990: Inter-observer variation in forest vegetation cover assessments. – *Silva Fennica* 24: 189–196.
- Trast, P. 2001: Leiripaikkojen kunto- ja laatu- luokitus Pallas-Ounastunturin kansallispuistossa. – Opinnäytetyö, Rovaniemen ammattikorkeakoulu, metsätalouden koulutusohjelma, Rovaniemi. 61 s.
- Tuomikoski, R. 1948: Kangasmetsiemme sammalikosta. – *Luonnon tutkija* 52: 76–82.
- Törn, A., Rautio, J., Norokorpi, Y. & Tolvanen, A. 2006: Revegetation after short-term trampling at subalpine heath vegetation. – *Annales Botanici Fennici* 43: 123–138.
- Ukkola, R. 1995: Trampling tolerance of plants and ground cover in Finnish Lapland, with an example from the Pyhänturi national park. – *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego* 98: 91–110.
- Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. (toim.) 2002: Suomen sannalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. – Suomen ympäristö 560. 354 s.
- Valtioneuvoston periaatepäätös toimintaohjelmasta luonnon virkistyskäytön ja luontomatkailun kehittämiseksi 13.2.2003. 10 s.
- Virtanen, R. & Euroola, S. 1996: Middle-northern (oro)arctic vegetation of northern Europe: community types and vegetation gradients. – Teoksessa: Virtanen, R., *Arctic and oro-arctic vegetation patterns in Northern Europe as a consequence of topography, climate, bedrock conditions and grazing*. Acta Universitatis Ouluensis A 282: 1–76.
- Väisänen, J. 2002: Pallas-Ounastunturin kansallispuiston retkeilyreitistöjen kuluneisuusmittaus. – Raportti, Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue, Ivalo. 2 s.
- Willard, B. E. & Marr, J. W. 1970: Effects of human activities on Alpine tundra ecosystems in Rocky Mountain National Park, Colorado. – *Biological Conservation* 2: 257–265.



# Tutkimusalueen kartta

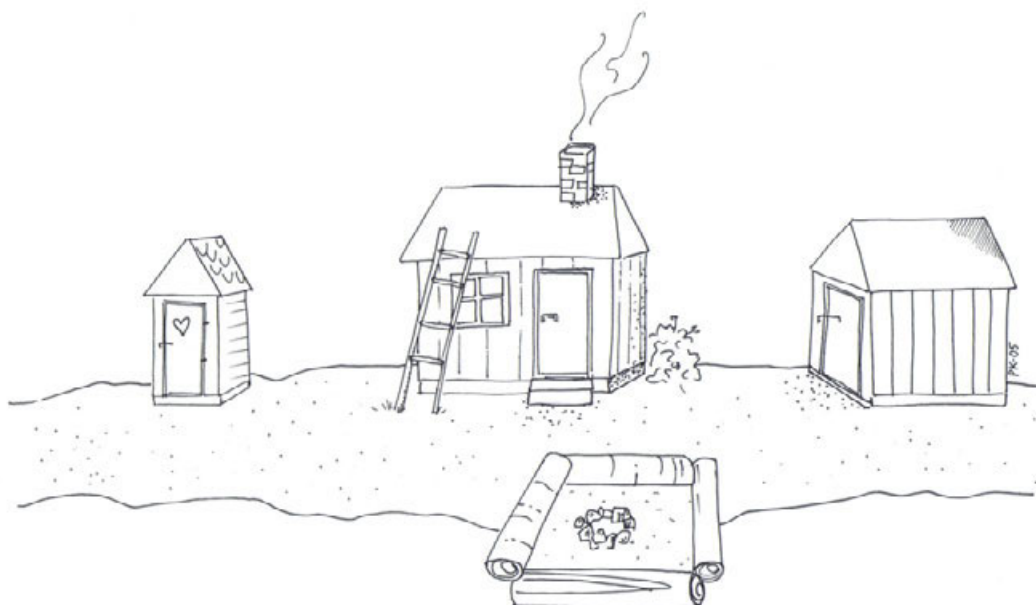


# Taukopaikkamalli joentörmä





# Taukopaikkamalli polunvarsi



# Laukukeron laskettelurinteiden kasvillisuusinventoinnin lajit kasviheimoittain elomuotoihin luokiteltuina

## Lehtensä pudottavat varvut

### Kanervakasvit

*Arctostaphylos alpina*, riekonmarja  
*Vaccinium uliginosum*, juolukka  
*Vaccinium myrtillus*, mustikka

### Pajukasvit

*Salix lapponum*, pohjanpaju  
*Salix herbacea*, vaivaispaju

### Koivukasvit

*Betula nana*, vaivaiskoivu  
*Betula pubescens*, hieskoivu

## Ikivihreät varvut

### Kanervakasvit

*Calluna vulgaris*, kanerva  
*Loiseleuria procumbens*, sielikkö  
*Phyllodoce caerulea*, kurjenkanerva  
*Arctostaphylos uva-ursi*, sianpuolukka  
*Vaccinium vitis-idaea*, puolukka

### Variksenmarjakasvit

*Empetrum nigrum*, variksenmarja

## Heinät

### Heinäkasvit

*Festuca rubra* -ryhmä, punanadat  
*Festuca ovina*, lampaannata

*Deschampsia flexuosa*, metsälauha  
*Calamagrostis stricta*, luhtakastikka  
*Nardus stricta*, jäkki

### Vihviläkasvit

*Juncus trifidus*, tunturivihvilä  
*Luzula spicata*, tähkäpiippo

## Sarakasvit:

*Carex brunnescens*, polkusara  
*Carex vaginata*, tuppisara  
*Carex bigelowii*, tunturisara  
*Carex nigra*, jokapaikansara

## Ruohot

### Talvikkikasvit

Pyrolaceae, talvikit

### Esikkokasvit

*Trientalis europaea*, metsätähti

### Ruusukasvit

*Sorbus aucuparia*, pihlaja

### Horsmakasvit

*Epilobium*, horsmat

### Kanukkakasvit

*Cornus suecica*, ruohokanukka

### Kuusamakasvit

*Linnea borealis*, vanamo

### Naamakukkaiskasvit

*Melampyrum pratense*, kangasmaitikka  
*Pedicularis lapponica*, lapinkuusio

### Asterikasvit

*Solidago virgaurea*, kultapiisku  
*Antennaria dioica*, kissankäpä

### Sikurikasvit

*Alpina*-ryhmä, tuturikeltanot  
*Sylvatica*-ryhmä, salokeltanot

### Kielokasvit

*Maianthemum bifolium*, oravanmarja

**Muut kenttäkerroksen kasvit****Liekokasvit**

*Huperzia selago*, ketunlieko  
*Lycopodium annotinum*, riidenlieko  
*Lycopodium clavatum*, katinlieko  
*Diphasiastrum alpinum*, tunturilieko  
*Diphasiastrum complanatum*, keltalieko

**Alvejuurikasvit**

*Gymnocarpium dryopteris*, metsäimarre

**Mäntykasvit**

*Picea abies*, kuusi  
*Pinus sylvestris*, mänty

**Sypressikasvit**

*Juniperus communis*, kataja

**Sammalet****Sammalet**

*Polytrichum* spp., karhunsammalet  
*Dicranum* spp., kynsisammalet  
*Pleurozium schreberi*, seinäsammal  
*Hylocomnium splendens*, kerrossammal

**Maksasammalet**

*Ptilidium ciliare*, isokorallisammal  
*Barbilophozia*, pykäsammalet

**Muut sammalet**

*Sphagnum* spp., rahkasammalet  
*Sanionia* spp., sirppisammalet  
*Brachythecium* spp., suikerosammalet

**Jäkälät****Torvijäkälät**

*Cladonia* spp, torvijäkälät

**Hirvenjäkälät**

*Cetraria islandica*, isohirvenjäkälä  
*Cetraria ericetorum*, pikkuhirvenjäkälä

**Poronjäkälät**

*Cladina rangiferina*, harmaaporonjäkälä  
*Cladina arbuscula*, valkoporonjäkälä  
*Cladina stellaris*, palleroporonjäkälä

**Korva- ja nahkajäkälät**

*Nephroma arcticum*, pohjankorvajäkälä  
*Peltigera aphosa*, pilkkunjahkajäkälä  
*Peltigera malacea*, anturinjahkajäkälä  
*Umbilicaria hyperborea*, ryhmynapajäkälä  
*Solorina crocea*, poronkuppijäkälä

# Uusimmat Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut

## Sarja A

- No 160 Heinonen, M. (toim.) 2007: Puistojen tila Suomessa. Suomen suojelualueet ja niiden hoito 2000–2005. 315 s.
- No 161 Stolt, E. (toim.) 2006: Paistunturin erämaa-alueen ja Kevon luonnonpuiston luonto, käyttö ja paikannimistö. 276 s.
- No 162 Salokannel, J. (toim.) 2006: Siikanevan hyönteiset 1874–2005. 85 s. (verkkojulkaisu)
- No 163 Yrjölä, R., Aalto, H., Aalto, J. & Kontiokorpi, J. 2006: Siikalahden linnusto vuosina 2002–2004. Avifauna of the Siikalahahti Wetland in 2002–2004. 104 s. (verkkojulkaisu)
- No 164 Lindholm, J., Boström, M. & Ekeboom, J. 2007: Savelin – projektets slutrapport.
- No 165 Lavento, M. & Lahelma, A. (toim.) 2007: Sama maisema, eri kulkijat. Repoveden kansallispuisto kivikaudelta 1900-luvulle.

## Sarja B

- No 80 Tuuri, A. & Hannelius, S. 2007: Metsänomistajien näkemyksiä luonnonsuojelualueiden kaupoista. 54 s.
- No 81 Metsähallitus 2007: Metsähallituksen julkisten hallintotehtävien toimintakerotus 2006. 51 s.
- No 82 Aho, Ritva, Liukkonen, Tuija & Joensuu, Olavi 2007: Kalastuspalvelut Metsähallituksen kalastusasiakkaiden mielissä. 43 s.
- No 83 Päivinen Jussi & Aapala Kaisu (toim.) 2007: Metsien ja soiden ennallistamisen seurantaohje. 98 s. (verkkojulkaisu)

ISSN 1235-6549  
ISBN 978-952-446-561-8 (pdf)  
[www.metsa.fi](http://www.metsa.fi)