



LUMOLAIDUN

Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä

Arto Huuskonen (toim.)



Maa- ja elintarviketalous 79
418 s.

LUMOLAIDUN
Maisemalaiduntaminen luonnon
monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino
monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä

Arto Huuskonen (toim.)

ISBN 952-487-030-4 (Painettu)
ISBN 952-487-031-2 (Verkkajulkaisu)
ISSN 1458-5073 (Painettu)
ISSN 1458-5081 (Verkkajulkaisu)
<http://www.mtt.fi/met/pdf/met79.pdf>

Copyright

MTT

Kirjoittajat

Julkaisija ja kustantaja

MTT, 31600 Jokioinen

Jakelu ja myynti

MTT, Tietohallinto, 31600 Jokioinen

Puhelin (03) 4188 2327, telekopio (03) 4188 2339

sähköposti julkaisut@mtt.fi

Julkaisuvuosi

2006

Kannen kuva

Sari Jaakola

Painopaikka

Dark Oy

LUMOLAIDUN Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä

Arto Huuskonen (toim.)

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimus-
asemantie 15, 92400 Ruukki, arto.huuskonen@mtt.fi

Tiivistelmä

Lumolaidun-tutkimushankkeen lähtökohtana oli kehittää niittyjen sekä metsä- ja rantalaitumien laiduntamisen ohjeistusta siten, että se on nykyistä paremmassa tasapainossa luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen ja kotieläintuotannon välillä. Tutkimusosioissa selvitettiin kohdealueiden rehuntuotantokykyä, eläinten lisärehun tarvetta ja sen vaikutuksia laidunalueiden ravinnetaseeseen, laiduntamisen vaikutuksia alueiden kasvi- ja eläinlajistoon, linnustoon, maaperään sekä vesistöjen ravinnepitoisuuteen.

Merenrantaniityillä sekä niitto että laidunnus ovat osoittautuneet toimiviksi hoitomuodoiksi. Parhaimmat tulokset saavutetaan, kun eri hoitomuotoja käytetään yhdessä. Jatkuva hoito on edellytys sekä lajiston monimuotoisuudelle että maiseman säilymiselle avoimena ja matalakasvuisena. Hoidon jatkuminen on olennaista myös uhanalaisten lajien kannalta. Pitkään jatkuva laidunnus ei yksistään takaa kasvillisuuden monipuolistumista, mikäli laidunnuspaine on liian alhainen. Eläintiheys tulee sovitaa vastaamaan laitumen rehuntuotantokykyä. Osalla rantaniityistä melko alhaisetkin eläintiheydet, noin 0,5 eläintä/ha, näyttävät pitävän kasvillisuuden tavoitellun matalana kunnostusvaiheen jälkeen. Kullekin niittytyypille ja kullekin laitumelle olisi löydettävä sopiva hoitomuoto, hoidon intensiteetti tai sopiva laidunnuspaine, ottaen huomioon alueen kosteusolot, maaperä ja sääolosuhteet.

Hoidetuilla rantaniityillä havaittiin olevan huomattava merkitys uhanalaisten lintulajien elinympäristönä. Seitsemän uhanalaista lajia esiintyi tutkituilla laitumilla. Tärkeimpiä ovat etelänsuosirri (*Calidris alpina schinzii*) ja mustapyrstökuiri (*Limosa limosa*), joiden pesimäkannat painottuvat Suomen näkökulmasta Perämeren rannikolle ja tutkimuksen kohteena oleville alueille. Molemmat lajit hyötyvät rantaniittyjen hoidosta.

Tohmajärven niitty- ja metsälaidunkoe toteutettiin 1994–2005 selvittämään pysyvän koejärjestelyn avulla voitaisiinko perinteisen tyyppistä laidunnusta yhdistää kannattavasti luonnon hoitoon. Tohmajärven laidunkokeessa oli niittyalaa yhteensä 3,9 ha ja metsiä enimmillään 13,3 ha. Emoien kuntoutuminen metsä- ja niitylaitumilla oli selvästi heikompaa kuin vastaavissa ko-

keissa viljelylaitumilla. Rehun määrä ja sen laatu (sulavuus, D-arvo, raaka-alkuinen) rajoittivat emojen kuntoutumista. Vasikat kasvoivat kuitenkin hyvin, mikä johtui sekä emojen hyvästä maidontuotannosta että metsäjaksojen lyhyydestä. Niityn tuotto oli noin 40–50 % peltolaitumen tuotosta ja parhaiden metsälaitumien tuotto oli 5–20 % viljelylaitumien tuotosta, mitä voidaan pitää etenkin niityn osalta huomattavana. Nurmen korkeus oli hyvä indikaattori rehun riittävydestä ja nurmen tuotosta ja nurmitikku oli hyvä ja helppo tapa mitata rehun määrää. Nurmen korkeusmittausten hajonta kuvasi myös kasvuston monimuotoisuutta.

Nykyisten säännösten mukaan ympäristötuen erityistukea saavilla perinnebiotoopeilla lisärehun antaminen on pääsääntöisesti kielletty. Kiellon perusteena on rehevöitymisen estäminen. Kuitenkin laitumille tehdyissä ravinnetaselaskelmissa vasikoille annetun lisäväkirehun mukana tuleva fosfori muodosti vain marginaalisen osan alueen kokonaisfosforikuormituksesta. Vasikoiden lisäväkirehuruokinta alueilla saattaisi olla perusteltua ainakin laidunkauden loppupuolella. Tutkimuksen perusteella vasikoiden lisäväkirehu ei rehevöitä luonnonlaitumia, vaan avainasemassa ovat kivennäiset. Luonnonlaitumilla kannattaa mahdollisuuksien mukaan käyttää vähäfosforista kivennäistä, käyttää katettuja ruokintapaikkoja ja tarjota kivennäistä vain tarpeen mukaan.

Taivalkoskella tutkittiin perinteisen ja ympärivuotisen metsälaidunnuksen vaikutusta luonnon monimuotoisuuteen. Tulosten perusteella metsälaidunten kasvilajiston kannalta oikein toteutetusta laidunnuksesta on selkeää hyötyä. Hyötyinä voidaan nähdä mm. lajimäärän kasvu, diversiteetin kasvu, peittävyuden pieneneminen, kasvava lahopuuston määrä ja maiseman avartuminen. Ympärivuotinen metsälaidunnus poikkeaa perinteisestä talviaikaisen lisäruokinnan ja kuormituksen myötä. Tähän on mahdollista vaikuttaa järjestämällä erillinen laidunalue talviaikaiseen käyttöön. Talvilaidunalueeksi tulee aidata alue, jolla on vähiten arvoa luonnon monimuotoisuuden kannalta. Alueen koko tulee määrittää tapauskohtaisesti, ja sen tulee olla riittävän laaja, jottei ympäristökuormitus alueella muodostu ongelmaksi.

Lumolaidun-hankkeen aikana kehitettiin laidunpankkipalvelu, jonka tavoitteena on johtaa yhteen maanomistajat, joilla ei itsellään ole karjaa sekä karjankasvattajat, jotka etsivät vuokramaata karjansa käyttöön. Laidunpankki on valtakunnallinen, ja sen käyttäjiksi voivat rekisteröityä maisemanhoidon toimijat/asiasta kiinnostuneet ympäri Suomea. Laidunpankkipalvelu löytyy osoitteesta: www.laidunpankki.fi

Avainsanat: kotieläintuotanto, perinnebiotoopit, laiduntaminen, niitto, luonnonlaitumet, luonnon monimuotoisuus, diversiteetti, naudat, niityt, metsälaitumet, maisemanhoito, perinnemaisema, kasvillisuus, emolehmätuotanto, ravinnetase, uhanalaiset lajit, rehuarvo, vesiensuojelu

Alkusanat

Lumolaidun-tutkimus oli laajan yhteistyön tulos. Hankkeessa olivat mukana yhteistyötahoina MTT, Pohjois-Karjalan ja Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, ProAgria Suomen Kotieläinjalostusosuuskunta (nykyinen nimi Faba Jalostus), Kuopion ja Oulun yliopisto, Oulun seudun- ja Savonia-ammattikorkeakoulu, Taivalkosken kunta sekä A-Tuottajat Oy.

Hanke sai rahoitusta luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelmasta. Rahoituksen myönsivät maa- ja metsätalousministeriö sekä ympäristöministeriö. Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman tavoitteena oli tuottaa uutta tutkimustietoa maatalousympäristöjen, metsien ja vesiluonnon suojelukeinoista sekä niiden ekologisista, taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista. Lumolaidun-hanke oli osa maatalousluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelmaa (Lumottu). Hanketta ovat rahoittaneet myös MTT, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Faba Jalostus, Taivalkosken kunta, Kuusamon Osuusmeijeri ja A-Tuottajat Oy. Tutkimusryhmä kiittää kaikkia rahoittajia hankkeelle myönnetystä tuesta.

Osa tutkimusosioista toteutettiin tilakokeina yksityisten viljelijöiden tiloilla. Ilman karjatilallisten merkittävää panosta ja toimivaa yhteistyötä tutkimusten suorittaminen ei olisi ollut mahdollista. Erityiskiitoksen tutkijaryhmä haluaa osoittaa kaikille tutkimuksessa mukana olleille karjatiloilta. Kiitokset haluamme osoittaa myös Taivalkosken kunnaneläinlääkäri Sauli Holmströmille hankkeen hyväksi tehdystä merkittävästä työpanoksesta.

Hankkeen etenemiseen myötävaikutti maatalousluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman ohjausryhmä, joka antoi arvokasta palautetta tutkijoille. Ohjausryhmän puheenjohtajana toimi Elina Nikkola (MMM) ja jäseninä olivat Tarja Haaranen (MMM), Tuula Pehu (MMM), Markku Järvenpää (MMM), Silja Suominen (YM), Pekka Salminen (YM), Hannele Partanen (ProAgria Maa- ja Kotitalousnaisten keskus), Mikko Jaakkola (Lounais-Suomen ympäristökeskus), Jaakko Holsti (MTK), Jyrki Pitkänen (Kaakkois-Suomen TE-keskus) ja Marcus Walsh (BirdLife Suomi). Mikko Tiira (WWF) toimi osassa kokouksista Marcus Walshin varajäsenenä. Tutkijaryhmä kiittää hankkeen ohjausryhmää hyvästä ja toimivasta yhteistyöstä.

Tutkimuksen tuloksista toivomme olevan hyötyä sekä perinnebiotooppeja laiduntaville viljelijöille että viranomaisille päätösten tueksi.

Ruukissa kesäkuussa 2006

Erkki Joki-Tokola

MTT / Kotieläintuotannon tutkimus

Sisällysluettelo

LUMOLAIDUN Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä, <i>Arto Huuskonen (toim.)</i>	3
Lumolaidun-hankkeen tausta ja tavoitteet, <i>Arto Huuskonen</i>	8
Laidunpankki palvelee laidunnuksesta kiinnostuneita, <i>Arto Huuskonen ja Kaisa Sirkko</i>	13
RANTANIITYT	
Erilaisten hoitomenetelmien ja -käytäntöjen vaikutus Perämeren rantaniittyjen kasvillisuuteen ja maisemaan, <i>Marja Hägg, Aija Degerman, Jorma Pessa ja Tupuna Kovanen</i>	17
Laiduntamalla ja niittämällä hoidettujen Perämeren rantaniittyjen linnusto, <i>Jorma Pessa, Sami Timonen, Juha Sjöholm ja Heikki Holmström</i>	66
Perämeren rantalaidunten eläintuotos, rehuntuotantokyky ja rehun laatu, <i>Marika Niemelä, Arto Huuskonen, Sari Jaakola, Riikka Nevalainen, Janne Kiljala ja Erkki Joki-Tokola</i>	110
Ohjeita ja suosituksia rantalaidunnuksen toteuttamiseen, <i>Marika Niemelä, Jorma Pessa, Marja Hägg, Sami Timonen ja Arto Huuskonen</i>	136
TOHMAJÄRVEN NIITY- JA METSÄLAITUMET	
Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa, 1994–2005, <i>Perttu Virkajärvi, Harri Huhta ja Timo J. Hokkanen</i>	145
Kasvillisuus Tohmajärven metsä- ja niitylaitumilla 1994–2004, <i>Timo J. Hokkanen, Reetta Tuupanen, Anatolij Maksimov, Alexey Potemkin, Tatyana Maksimova ja Perttu Virkajärvi</i>	183
Maaperän ja kasvillisuuden ravinteet Tohmajärven laidunkokeessa vuosina 1994–2004, <i>Timo J. Hokkanen, Ljudmila Gruzdeva, Elizaveta Matveeva, Hannu Luotonen ja Perttu Virkajärvi</i>	212
Laidunnuksen vaikutus maakiitäjäislajistoon Tohmajärven laidunkokeessa, <i>Timo J. Hokkanen, Hannu Hokkanen ja Perttu Virkajärvi</i>	245

Lyhytkestoisen metsälaidunnuksen aiheuttama vesistökuormitus, <i>Jaana Uusi-Kämpä, Kaarina Grék, Matti Laasonen, Ari Seppänen</i> <i>ja Perttu Virkajärvi</i>	261
Suosituksia emolehmien laidunnukseen metsälaitumilla ja luonnonniityillä, <i>Perttu Virkajärvi, Timo J. Hokkanen, Harri Huhta ja</i> <i>Jaana Uusi-Kämpä</i>	275
YMPÄRIVUOTINEN METSÄLAIDUNNUS	
Ympärivuotinen metsälaidunnus Taivalkoskella, <i>Arto Huuskonen</i>	287
Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutukset Taivalkosken metsälaitumien kasvillisuuteen ja maisemaan, <i>Marja Hägg ja Jorma Pessa</i>	290
Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutukset Taivalkosken metsälaitumien linnustoon, <i>Sami Timonen, Jorma Pessa, Heikki Holmström ja Juha Sjöholm</i>	325
Metsälaidunnuksen vaikutukset maakiitäjäisten (<i>Coleoptera: Carabidae</i>) ja juoksuhamähäkkien (<i>Araneae: Lycosidae</i>) yhteisörakenteeseen Taivalkoskella, <i>Riku Halmeenpää, Juhani Itämies ja Panu Välimäki</i>	346
Taivalkosken metsälaidunten lantakuoriaiset, <i>Mikko Pentinsaari</i>	376
Ympärivuotisen metsälaidunnuksen aiheuttama typpi- ja fosforikuormitus Taivalkoskella, <i>Jaana Uusi-Kämpä, Sami Huttu ja Arto Huuskonen</i>	387
Eläinten hyvinvointi ympärivuotisessa metsälaidunnuksessa <i>Arto</i> <i>Huuskonen, Leena Tuomisto, Risto Kauppinen ja Jaakko Mononen</i>	396
Ohjeita ja suosituksia metsälaidunnukseen sekä ympärivuotisen metsälaidunnuksen toteuttamiseen, <i>Arto Huuskonen, Jorma Pessa,</i> <i>Marja Hägg, Sami Timonen ja Jaana Uusi-Kämpä</i>	407
Lumolaidun-hankkeen tuottamat julkaisut ja opinnäytetyöt	414

Lumolaidun-hankkeen tausta ja tavoitteet

Arto Huuskonen

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimus-
asemantie 15, 92400 Ruukki, arto.huuskonen@mtt.fi

Tausta

Perinnebiotoopeilla elää runsaasti uhanalaisia eliölajeja. Joka neljäs Suomes-
ta hävinnyt tai maassamme uhanalainen laji on uhanalaistunut maatalouden
synnyttämien avoimien biotooppien vähenemisen takia (Rassi ym. 2001).
Suomen ympäristökeskuksen teettämän selvityksen mukaan arvokkaita pe-
rinnebiotooppeja on jäljellä enää alle 20 000 hehtaaria (Vainio ym. 2001).
Vain puolet tästä alasta on sellaisessa hoidossa, joka takaa perinnebiotoopin
luonnonarvojen säilymisen (Rassi ym. 1992, Alanen 1997, Vainio ym. 2001).
Suojelutarpeesta vallitse hyvä yhteisymmärrys. Kansallinen tavoite on var-
mistaa kaikkien arvokkaiden perinnebiotooppien (20 000 ha) hoito sekä kun-
nostaa lisäksi kaksinkertainen määrä (40 000 ha) potentiaalisia kohteita (Ala-
nen 2002). Ilman laiduntavia eläimiä suurten alueiden kunnostaminen ja yllä-
pito ei ole mahdollista.

Vuodesta 1995 lähtien viljelijöillä on ollut mahdollisuus saada vanhoja niitty-
jä, hakamaita ja metsälaitumia maatalouden ympäristötuen erityisympäristö-
tukisopimuksen (perinnebiotooppien hoitosopimus) piiriin. Tällöin laidunta-
malla tai niittämällä ylläpidetyille ja hoidetuille kohteille maksetaan korvaus-
ta aiheutuneiden materiaali- ja työkustannusten perusteella. Tuki voi olla
enimmillään 420,47 euroa hehtaarilta (Valtioneuvoston asetus 1220/2001).
Myös maatalousympäristöjen maisemalliseen hoitoon tai luonnon monimuo-
toisuuden ylläpitämiseen on voinut hakea maatalouden ympäristötuen erityis-
tukea.

Perinnebiotooppien hoidon periaatteena on kasvuston korjuun avulla köyh-
dyttää niiden ravinnekiertoa (Korpilo 2002). Laidunnus on laajojen kohteiden
kustannustehokkain hoitotapa. Nauta on tärkein laiduneläimistö, ja se sovel-
tuu kaikentyyppisille alueille. Nauta on todettu hyväksi laiduneläimeksi, kos-
ka sille kelpaavat syötäväksi miltei kaikki laitumella kasvavat kasvit. Nauta
tosin jättää kasvuston pitemmäksi kuin esim. lammas ja hevonen (Korpilo
2002). Etenkin liharotuiset emolehmät ja alkuperäisrodut ovat hyviä luonnon-
laitumien käyttäjiä, koska ne ovat rehunlaadun suhteen vaatimattomampia
kuin lypsyrotuiset eläimet. Lypsyrotuiset vasikat ja hiehot soveltuvat kuiten-
kin perinnebiotooppien laiduntamiseen. Lammas on valikoiva ja syö mie-
luummin ruohoa kuin heiniä. Tämän takia se soveltuu nautakarjaa ja hevosta

huonommin niittyjen hoitoon. Lammas sopii parhaiten kuiville niityille sekä estämään vesakoitumista.

Suomessa on verrattain vähän varsinaisia tutkimustuloksia perinnebiotooppien monimuotoisuuteen vaikuttavista tekijöistä. Esimerkiksi Pykälä (2001) mainitsee eri syöttösystemien vaikutuksen kaipaavan kiireellisesti tutkimusta. Samoin laidunnusajankohdan ja laidunnuspaineen vaikutuksesta tarvitaan kotimaista tutkimustietoa. Rehevöitymistä on yleensä tutkittu muuallakin vain keinolannoituksen näkökulmasta, eikä merkittävänä uhkana pidettyä lisäruokintaa ole tutkittu lainkaan. Kirjallisuuden perusteella on helposti nähtävissä, että aikaisempi tutkimustieto keskittyy putkilokasvien monimuotoisuuteen. Muut osatekijät kuten maaperäprosessit, niveljalkaiset, sammalet sekä linnut ja perhoset ovat jääneet vähemmälle tarkastelulle. Koska luonnon monimuotoisuuteen vaikuttavien prosessien aikajänne on pitkä (Oomes 1990, Olf & Bakker 1991), on selkeä tarve saada kontrolloituja tuloksia edes osasta muuttujia myös pitkällä aikavälillä. Nykyisen tutkimusrahoituksen puitteissa pitkäaikaisten aineistojen arvo korostuu.

Nykyiset perinnebiotooppien hoito-ohjeet perustuvat pitkälti ulkomaisiin tutkimuksiin (Alexandersson ym. 1986, Ekstam & Forshed 1996) ja kotimaiseen kokemuseräiseen tietoon. Jotta sekä ympäristöviranomaiset että maatalousyrittäjät pystyisivät päättämään alueiden hoitokäytännöistä helpommin, on eduksi, että käytettävissä on enemmän kotimaisia tuloksia eläintiheysohjearvojen ja muiden hoito-ohjeiden perustaksi.

Eläintiheyden ohjearvoja tulisi voida tarkistaa syöntivaikutusten perusteella. Objekttiiviseksi apuvälineeksi on useissa maissa otettu nurmen loppukorkeus (mm. Wright & Whyte 1989). Ruotsissa suositellaan perinnebiotoopeille hyvin matalaa syöttöä, 3 - 6 cm (Ekstam & Forshed 1996), mikä on kokeissa johtanut selvästi eläintuotoksen heikkenemiseen (alentunut päiväkasvu, heikko ruhon teuraslaatu, lisääntynyt keuhkomatotartunta; Spörndly 1999). Eläintiheyden vaikutuksesta onkin ristiriitaisia tuloksia: vaikka matala syöttö on usein eduksi arvokkaille putkilokasveille, korkea laidunpaine on johtanut tietyissä tilanteissa arvokkaiden putkilokasvilajien taantumiseen (Lindgren 2000). Pykälä (2001) huomauttaa vielä, ettei korkea laidunpaine ole välttämättä eduksi koko luonnon monimuotoisuudelle (esim. perhoset; Kuussaari 2002). Jotta objektiivisia mittareita hyvästä hoidosta voitaisiin antaa, tarvitaan lisää tietoa nurmen loppukorkeuden (so. laidunpaineen) ja monimuotoisuuden suhteista.

Ulkomaisia maaperän ravinneanalyysitietoja ei voi soveltaa Suomeen. Esimerkiksi Janssensin ym. (1998) mukaan kasvilajien lukumäärä pinta-alayksikköä kohti laskee jyrkästi, kun maaperän fosforipitoisuus ylittää 50 mg / 100 g maata. Tämä vastaa suomalaisessa peltojen viljavuusluokituksessa fosforiluokkaa 'korkea', joten kotimaiset tulokset laiduntamisen ja lisäruokinnan vaikutuksesta maaperään olivat välttämättömiä.

Tavoitteet

Lumolaidun-hankkeessa oli kaksi päätavoitetta:

- 1) rantaniittyjen sekä niitty- ja metsälaidunten laidunnuksen ohjeistuksen laatiminen
- 2) laidunvälitystoiminnan käynnistäminen

Hankkeen tavoitteena oli kehittää nykyistä niittyjen sekä metsä- ja rantalaidunten laidunnuksen ohjeistusta siten, että se olisi tasapainossa luonnon monimuotoisuuden säilyttämisen ja kotieläintuotannon välillä. Tämä toivotaan lisäävän maatalousyrittäjien halukkuutta toimia perinnebiotooppien ja –maaisemien säilyttäjinä. Ohjeistusta varten on selvitetty kohdealueiden rehuntuotantokykyä, eläinten lisärehun tarvetta ja sen vaikutusta ravinnetaseeseen sekä laidunnuksen vaikutuksia kasvi- ja eläinlajistoon, linnustoon ja maaperän sekä pintavalumien ravinnepitoisuuteen.

Toteutus

Lumolaidun-hanke toteutettiin vuosina 2003-2005 laajana yhteistyöhankkeena. Hanke sai rahoitusta luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelmasta. Rahoituksen myönsivät maa- ja metsätalousministeriö sekä ympäristöministeriö. Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelman tavoitteena oli tuottaa tutkimustietoa maatalousympäristöjen, metsien ja vesiluonnon suojelukeinoista sekä niiden ekologisista, taloudellisista ja sosiaalisista vaikutuksista. Lumolaidun-hanke oli osa maatalousluonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelmaa (Lumottu).

Lumolaidun-hankkeessa olivat mukana yhteistyötahoina MTT, Pohjois-Karjalan ja Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, ProAgraria Suomen Kotieläinjalostusosuuskunta (nykyinen nimi Faba Jalostus), Kuopion ja Oulun yliopisto, Oulun seudun- ja Savonia-ammattikorkeakoulu sekä A-Tuottajat Oy.

Hanke jakaantui neljään erilliseen osakokonaisuuteen:

- laidunpankkipalvelun kehittäminen
- rantaniitty tutkimus Perämeren rantaniityillä
- niitty- ja metsälaiduntutkimus Tohmajärvellä
- ympärivuotisen ja perinteisen metsälaidunnuksen tutkimus Taivalkoskella

Lisäksi edellä mainittujen kokonaisuuksien sisällä toteutettiin osatutkimuksia. Tässä julkaisussa esitellään hankkeen tärkeimmät osiot menetelmineen ja tuloksineen omissa luvuissaan. Hankkeen erilaiset osiot voidaan näin raportoida mahdollisimman selkeästi. Tutkimusartikkeleiden keskeisiä löydöksiä on koottu yhteen ”ohjeita ja suosituksia” –kappaleisiin, joihin on pyritty koomaan hankkeen tuottamia käytännön ohjeita. Näistä toivotaan olevan hyötyä sekä perinnebiotoppikohteita laiduntaville viljelijöille että maatalous- ja ympäristöviranomaisille päätösten tueksi.

Kirjallisuus

- Alanen, A. 1997. Maaseudun mansikkapaikat - muistojako vain. Teoksessa: Turunen, S. ym. (toim.). Suomen luonnon sata vuotta. Suomen Biologian Seuran Vanamon julkakirja. Helsinki: Yliopistopaino. s. 197 - 208.
- Alanen, A. 2002. Perinnebiotooppien kohtalon hetket. *Ympäristö* 16: 30-32.
- Alexandersson, H., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986. Stränder vid fågelsjöar. Om fuktängar, madder och vassar i odlingslandskapet. Stocholm: LTs förlag. 112 s.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1996. Äldre fodermarker. Naturvårdsverket. Stockholm: Naturvårdsverkets förlag. 135 s.
- Janssens F., Peeters A., Tallowin J.R.B., Bakker J.P., Bekker R.M., Fillat F. & Oomes M.J.M. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69–78.
- Korpilo, B. 2002. Eläimet luonnon- ja maisemanhoitajina. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 23 s.
- Kuussaari, M. 2002. Butterfly diversity in agricultural landscapes: the role of field margins and larger uncultivated habitat patches. Teoksessa: Durand, J.- L. ym. (toim.). Multifunction grasslands. Quality forages, animal products and landscapes. Proceedings of the 19th General Meeting of the European Grassland Federation, La Rochelle, France 27-30 May 2002. s. 930-931.
- Lindgren, L. 2000. Saariston laitumet. Helsinki: Oy Edita Ab. 192 s.
- Olf, H. & Bakker, J.P. 1991. Long term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland. *Journal of Applied Ecology* 28: 1040 - 1052.
- Oomes, M.J.M. 1990. Changes in dry matter and nutrient yields during the restoration of species rich grassland. *Journal of Vegetation Science* 1: 333 – 338.

- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Vammala: Suomen ympäristökeskus. 205 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, J. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Helsinki: Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus. 432 s.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. 1992. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Komiteamietintö 1991:30. Helsinki: Ympäristöministeriö. 328 s.
- Spörndly, E. 1999. Kan naturvårdens krav äventyra djurens tillväxt och hälsa? Forskningsnytt 2/1999: 17.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 163 s.
- VNa 12.12.2001/1220. Valtioneuvoston asetus luonnonhaittakorvauksesta ja maatalouden ympäristötuesta annetun valtioneuvoston asetuksen muuttamisesta. Annettu Helsingissä 12.12.2001. Saatavissa internetistä: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2001/20011220>.
- Wright, I.A. & Whyte, T.K. 1989. Effects of sward surface height on the performance of continuously stocked spring-calving beef cows and their calves. Grass and Forage Science 44: 259 - 266.

Laidunpankki palvelee laidunnuksesta kiinnostuneita

Arto Huuskonen¹⁾ ja Kaisa Sirkko²⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimus-
asemantie 15, 92400 Ruukki, arto.huuskonen@mtt.fi

²⁾ Faba Jalostus, PL 40, 01301 Vantaa, kaisa.sirkko@faba.fi

Luonnonlaitumien käyttöä on aiemmin selvitetty eri hankkeiden puitteissa muun muassa WWF:n ja ProAgria Suomen Kotieläinjalostusosuuskunnan (nykyinen nimi Faba Jalostus) toimesta. Tällöin esille on noussut tiedon kulun puute: karjanomistajat eivät ole tiedneet, mistä voi etsiä tilan ulkopuolisia luonnonlaitumia. Suomessa on useilla alueilla vaikeuksia löytää tarpeeksi joko laidunnettavia alueita tai toisaalta laiduntavia eläimiä. Ratkaisuksi tähän ongelmaan alettiin kehittää laidunpankkipalvelua, johon voidaan kerätä tietoa ja laidunmaista ja eläinten omistajista. Laidunpankkijärjestelmän kautta myös ympäristötuen erityistukien ehtojen ulkopuolelle jäävät maanomistajat voivat löytää ratkaisun alueidensa hoidolle. Myös laitumia tarvitsevat maatilat voivat hyötyä järjestelmästä.

Maanomistajat suhtautuvat laiduntamisvuokraamiseen hyvin vaihtelevasti. Päätökseen vaikuttavat saatu korvaus, ennakoitavissa olevat haitat ja maise-malliset edut. Myös eläintenomistajien kannat ovat vaihtelevia. Heitä askar-ruttavat vaadittava aitaaminen, eläinten kiinniottaminen ja vartiointityön tarve. Sekä karjanomistajilla että maanomistajilla on siis paljon ennakkoluuloja. Eräs laidunpankin keskeinen työ onkin ollut laatia selkeät ohjeet maan vuokraamiseen.

Laidunpankin perusidea on johtaa yhteen maanomistajat, joilla ei itsellään ole karjaa sekä karjankasvattajat, jotka etsivät vuokramaata karjansa käyttöön. Laidunpankki on valtakunnallinen, sillä sen käyttäjiksi voivat rekisteröityä maisemanhoidon toimijat/asiasta kiinnostuneet ympäri Suomea.

Laidunpankkipalvelu löytyy osoitteesta: www.laidunpankki.fi

Tavoitteena oli rakentaa yksikertainen, internet-pohjainen ohjelma, jota jokainen ATK:n alkeet tunteva henkilö pystyy käyttämään. Kokonaisuus koostuu LaidunInfosta ja LaidunPankista. Pankki tarjoaa hakupalvelun laiduneläinten ja -alueiden löytämiseen. LaidunInfosta puolestaan löytyy tarvittavia tietoja sopimuslaidunnuksen toteuttamiseen käytännössä. LaidunInfo on maksuton, normaalina palveluna toimiva sivusto, jota voi lukea ilman käyttäjätunnusta. LaidunInfosta löytyy tietoa muun muassa laiduneläimistä, laidunnuksen kustannuksista ja tuista, sopimuskäytännöistä ja jalostusneuvonnasta.

LaidunPankki-palvelun käyttö edellyttää käyttäjätunnusta ja salasanaa. Kun käyttäjä avaa ensimmäisen kerran laidunpankki-ohjelman, hänen on rekisteröidyttävä veloitusohjelman käyttäjäksi. Rekisteröityminen edellyttää maatilaa tai karjan tilakohtaisia tunnuksia. Näin halutaan varmistaa asiaankuulumattomien pääsy ohjelmaan. Mikäli käyttäjällä ei ole maatila- tai karjatunnuksia, tunnuksen voi tilata Maatalouden Laskentakeskus OY:stä laidunpankin etusivulta löytyvällä kaavakkeella. Tunnus on maksuton. Lisätietoja käyttäjätunnukseen ja salasanaan liittyen saa Maatalouden Laskentakeskuksen ohjelmistotuesta (puh: 020 747 2301 tai sähköposti: tuki@mloy.fi).

Sisällä LaidunPankki-palvelussa käyttäjä voi tutustua olemassa olevaan tarjontaan sekä muokata omia ilmoituksiaan. Osa LaidunPankin toiminnoista on maksullisia. Maksuaikaa on ostettava, jos haluaa saada tarkat yhteystiedot laidunalueista tai karjanomistajista tai haluaa jättää oman ilmoituksen. Mikäli käyttäjä haluaa etsiä ohjelmasta tarvitsemiaan yhteystietoja, ensin kannattaa tarkistaa, että sopivia laidunalueita tai sopivia karjoja on ohjelmassa tarjolla. Tämä haku on maksuton ja haun tuloksena voi tarkastella karjojen ja maiden sijaintia, määriä jne. Jos hausta löytyy kiinnostavia kohteita, voi ostaa käyttöaikaa, jolloin saa näkyviin tarkat yhteystiedot (nimi, osoite, puhelinnumero ja alueen + karjan tarkat tiedot).

Uuden ilmoituksen lisäys on myös maksullinen palvelu. Ilmoituksessa tulee määritellä, mitä hakee ja mitä laiduntamiseen liittyviä töitä on valmis tekemään (esimerkiksi aitaus, valvonta jne.). Ilmoitusten myöhempi muokkaus on maksutonta. On myös tärkeää poistaa oma ilmoitus, jos se ei ole enää voimassa.

LaidunPankkiin ostetaan käyttöaikaa verkkopalvelun kautta. Pankkiyhteytenä voi käyttää Osuuspankkia, Nordeaa tai Sampo Pankkia. Kun palvelusta valitaan haluttu käyttöoikeusmaksu ja pankki, palvelu siirtyy käyttäjän verkkopankkiin, jonka kautta maksun voi maksaa. LaidunPankin käyttöoikeutta voi ostaa joko kuukaudeksi tai vuodeksi. Kuukausi maksaa 5 euroa ja vuosi maksaa 20 euroa (hinnat verottomia).

Laidunpankki toteutettiin kahden hankkeen yhteistyönä. Lumolaidunhankkeesta laidunpankin toteuttajana toimi Faba Jalostus. ProAgraria Pirkanmaan Maaseutukeskuksen Pirkanmaan maa- ja kotitalousnaisten hallinnoima Laiduneläinpankki-hanke puolestaan kehitti pankkia ja testasi sopimuslaidunnusta käytännössä kolmen vuoden ajan Pirkanmaalla.

Rantaniityt



Kuvat: Sari Jaakola ja Kari Koivula

Maatalouden erityisympäristötukijärjestelmän myötä merenrantaniittyjen hoito on lisääntynyt huomattavasti. Rantaniittyjen laidunnuksen keskeinen tavoite on niittyjen määrän lisääminen ja tilan parantaminen, sillä rantaniityt edustavat suhteellisen harvinaista, vähentyntä luontotyyppiä. Monien uhanalaisten lajien (esim. ruijanesikko, etelänsuosirri, mustapyrstökuiri) taantuva kehitys on alueellisesti pysähtynyt rantojen laidunnuksen myötä.

Erilaisten hoitomenetelmien ja -käytäntöjen vaikutus Perämeren rantaniittyjen kasvillisuuteen ja maisemaan

Marja Hägg¹⁾, Aija Degerman²⁾, Jorma Pessa¹⁾ ja Tupuna Kovanen¹⁾

¹⁾Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Luonnonsuojeluosasto, PL 124, 90101 Oulu. marja.hagg@ymparisto.fi, jorma.pessa@ymparisto.fi, tupuna.kovanen@ymparisto.fi

²⁾Oulun yliopisto, Biologian laitos, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto. aija.degerman@oulu.fi

Tiivistelmä

Erilaisten hoitomenetelmien ja hoitokäytäntöjen vaikutusta Perämeren rantaniittyjen kasvillisuuteen ja maisemaan tutkittiin usealla karjan laiduntamalla kohteella, yhdellä niittokohteella sekä yhdellä pensaikonpoistokohteella. Tutkimusalueen rantaniityistä kahdeksan sijaitsee Liminganlahden Natura 2000 -alueella ja kuuluu valtakunnallisesti arvokkaaseen Limingan lakeuden maisema-alueeseen. Siikajoen Säärenperän niityt ovat osa Säärenperän–Karinkannan matalan Natura 2000 -aluetta. Hailuodon kohteet sijaitsevat Hailuodon valtakunnallisesti arvokkaalla maisema-alueella ja kuuluvat myös Natura 2000 -verkostoon. Tutkimuksessa käytettiin kuvioseurantoja, neliökoealoja, linjaseurantaa ja nurmitikkumittauksia. Osalla kohdealueista on tehty kasvillisuusseurantaa jo useiden vuosien ajan.

Sekä niitto että laidunnus ovat osoittautuneet toimiviksi hoitomuodoiksi niin monimuotoisuuden lisäämiseksi kuin maisemallistenkin arvojen edistämiseksi. Parhaimmat tulokset saavutetaan, kun eri hoitomuotoja käytetään yhdessä. Useimmilla tutkimuksessa mukana olleilla alueilla lajimäärä oli lisääntynyt, kasvilajiston lajitiheys ja diversiteetti olivat kasvaneet ja lajiston koostumus muuttunut hoidon alkutilanteeseen verrattuna. Perinteisillä hoitotavoilla havaittiin saavutettavan myönteisiä vaikutuksia myös järviruo'on vähentämiseksi. Rantaniittyjen jatkuvan hoidon todettiin olevan edellytys sekä lajiston monimuotoisuudelle että maiseman säilymiselle avoimena ja matalakasvuisena. Hoidon jatkuminen on olennaista myös uhanalaisten lajien kannalta. Pitkään jatkuva laidunnus ei yksistään takaa kasvillisuuden monipuolistumista, mikäli laidunnuspaine on liian alhainen. Kullekin niittytyypille ja kullekin laitumelle olisi löydettävä sopiva hoitomuoto, hoidon intensiteetti tai sopiva laidunnuspaine, ottaen huomioon alueen kosteusolot, maaperä ja sääolosuhteet. Hoitotoimien valinnassa tulee ottaa huomioon myös alueen käyttöhistoria, kyseisen paikan kasviyhteisön lajikoostumus sekä tavoitteet, mitä hoidolla halutaan saavuttaa.

Avainsanat: rantaniityt, hoito, menetelmät, laiduntaminen, kasvillisuus, niitto, uhanalaiset lajit, luonnon monimuotoisuus, maisemanhoito, perinnemaisema

Johdanto

Perinnemaisemat jaetaan rakennettuihin ympäristöihin ja perinnebiotooppeihin. Perinnebiotooppeja ovat muun muassa erilaiset niityt, luonnonlaitumet, metsälaitumet ja kaskimetsät. Ne ovat maatalouden perinteisten maankäyttömuotojen muovaamia alueita, jotka ovat pirstoutuneet ja vähentyneet maatalouden tehostuessa (Hakalisto ym. 1998). Niityt umpeenkasvavat nopeasti niittämisen ja laiduntamisen päätyttyä. Perinnemaisemainventointien tuloksien mukaan Suomessa, Ahvenanmaa pois lukien, on kohtalaisessa kunnossa olevia niittyjä (rantaniityt mukaan luettuna) enää 0,3 % siitä määrästä, mikä niitä oli 100 vuotta sitten (Pykälä 2001).

Perinnebiotooppien tärkeyttä kuvastaa se, että metsien jälkeen ne ovat toiseksi merkittävin uhanalaisten lajien elinympäristötyyppi. Noin 16 % Suomen uhanalaisista lajeista, joista suurin osa hyönteisiä ja putkilokasveja, elää perinnebiotoopeilla. Lähes 90 % uhanalaisista kasveistamme liittyy jollakin tavoin vanhaan maatalouskulttuuriin. On myös arvioitu, että joka toinen tai kolmas Suomen uhanalaisesta kasvilajista on hyötynyt niitosta ja laidunnuksesta (Hakalisto ym. 1998).

Perinteisesti hoidettujen luonnonniittyjen ennallistamisesta ja hoitotapojen kasvillisuusvaikutuksista on jonkin verran tutkittua tietoa Suomessa, mutta useimmat tutkimuksista ovat ulkomaisia. Tieto lisääntyy koko ajan ja muun muassa Oulun yliopiston kasvitieteen laitoksella on valmistunut aiheesta väitöskirjoja (Huhta 2001, Hellström 2003). Myös kansainvälisissä tieteellisissä julkaisuissa on tuoreita tutkimustuloksia niiton ja laidunnuksen vaikutuksista biodiversiteettiin (mm. Ausden ym. 2005). Tämän kaltainen tutkimustieto on tarpeellista paitsi niittyjen rikkaan kasvi- ja eläinlajiston säilyttämiseksi myös perinteisten avoimien maisemien, perinnemaisemien, elävän maaseutu-ympäristön, kulttuurihistorian ja luonnonhistorian säilyttämiseksi. Perinnemaisemat voivat toimia myös opetuskohteina, matkakohteina sekä paikkoina, jossa virkistäytyä, sillä olipa niityt ja laitumet sitten ihmisten aikaansaannosta tai ei, ne koetaan usein viihtyisinä, turvallisina ja rentouttavina avoimine valoisine maisemineen ja kukkaloistoineen.

Niityiksi lasketaan alueet, joilla niittykasvillisuuden peittävyys on yli 50 % ja puuston peittävyys 0–10 % (Hakalisto ym. 1998). Oulun seudulla pääosa niityistä on merenrantaniittyä. Laajimmat merenrantaniityt sijaitsevatkin Perämeren rannikolla, jossa maankohoaminen on suurinta. Rannikkokunnista eniten arvokkaita merenrantaniittyjä on Hailuodossa. Koko Suomessa merenrantaniittyjä arvioidaan olevan noin 4000 hehtaaria (Rassi ym. 2001). Inventoituja ja arvokkaiksi luokiteltuja merenrantaniittyjä on Vainion ym. (2001) mukaan koko maassa vajaa 1900 hehtaaria, joista vajaa 700 hehtaaria Pohjois-Pohjanmaalla.

Tämän tutkimusosion tavoitteena on ollut selvittää, miten eri hoitomenetelmät ja -käytännöt, laidunnus, niitto, täydennysniitto ja pensaikon poisto, vaikuttavat hoidettavan alueen monimuotoisuuteen. Tässä tarkastelussa mielenkiinnon kohteena olivat hoidon vaikutukset rantaniittyjen kasvillisuuteen ja maisemaan.

Hoitomenetelmien vaikutuksia

Entisaikaan rantaniityillä on ollut suuri taloudellinen merkitys. Joskus rantaniittyjä on raivattu pajuista ja kivistä ennen käyttöönottoa. Parhaimmat rannat tavattiin niittää karjalle talvirehuksi. Usein karja päästettiin niityille vielä jälkilaiduntamaan heinänteon jälkeen. Vuosittaisen niiton lisäksi niittyjä ei varsinaisesti muuten hoidettu (Vainio & Kekäläinen 1997).

Nykyään rantaniittyjä hoidetaan pääasiassa niittämällä ja laiduntamalla. Tämä niittyjen käyttömuoto on kuitenkin voimakkaasti vähentynyt maatalouden koneellistuksessa ja tuotannon tehostuksessa. Ongelmana on myös se, että käytössä olevilla niityillä ei välttämättä enää noudateta perinteisiä hoitomuotoja, jolloin niittyjä uhkaa rehevöityminen. Lannoitteiden käyttö lisää niittyjen tuottavuutta, jonka vuoksi lajiversiteetti voi pitkällä aikavälillä pienentyä jopa 25 prosenttiin alkuperäisestä (Berendse ym. 1992).

Niiton ja laidunnuksen keskeisin ero on se, että niitto kohdistuu samalla tavoin kaikkeen niittokorkeuden ylittävään kasvillisuuteen, kun taas laiduntavat eläimet valikoivat syötävänsä. Vaikutukset kasvillisuuteen ovat erilaiset, koska niitto tehdään yleensä vain kerran kesässä, jolloin tietyn korkeuden yläpuolelta poistetaan kaikki kasvillisuus. Laidunnuksessa puolestaan eläimet syövät kasvillisuuden vähitellen epätasaisesti ja osittain jopa valikoiden. Kasvillisuuden tallautuminen ja maanpinnan rikkoutuminen ovat niitossa selvästi vähäisempää kuin laidunnuksessa. Kasvien siementuotto on niitonniityillä lisäksi suurempi kuin laidunniityillä, koska niittäminen tapahtuu yleensä vasta siementen kypsymisen jälkeen (Pykälä 2001). Kotiluodon (1998) mukaan eri hoitomuodot vaikuttavat kasvillisuuteen pääpiirteissään samalla tavalla: lajimäärä kasvaa ja ruohojen ja heinien dominoivilla lajeilla prosentitipeittävyudet kasvavat. Muutoksia tapahtuu etenkin lajien dominanssisuhteissa.

Vaikutukset kasvillisuuteen riippuvat kuitenkin muun muassa niityn maankäyttöhistoriasta, kasvillisuuden suksessioasteesta, ympäristöoloista ja sääoloista ja laidunniityillä lisäksi laidunnuspaineesta, laidunnuksen ajoituksesta sekä laiduntavasta eläinlajista. Biodiversiteetin kannalta Pykälä (2001) pitää nautaa useimmissa tapauksissa parhaana laiduneläimenä sen vuoksi, että se valikoi vähemmän syötävänsä eikä syö kasvillisuutta niin läheltä maan pintaa kuin lampaat ja hevoset. Pykälä (2001) toteaaakin Suomen parhaiden niittyjen olevan yleensä nautakarjan laiduntamia.

Lammaslaidunnuksen käyttökelpoisuudesta eri luontotyypeillä on vielä olemassa melko vähän tutkimustietoa. Lampaiden laidunnustapa on hyvin valikoivaa. Lampaat valikoivat kasvien eläviä ja nuoria osia, jolloin kuolleet, vanhemmat ja korkeammat versot jäävät syömättä. Lampaat syövät mieluiten ruohoja, joten lammaslaidunnus runsastuttaa heiniä ja niukentaa ruohoja (Grant ym. 1985). Lampaat syövät huomattavasti enemmän puiden ja pensaiden lehtiä kuin nautakarja, minkä vuoksi lammaslaidunnusta pidetään toimivana hoitomuotona etenkin pensoittuneilla niityn ennallistamiskohteilla (Pehrson 1977). Kuitenkin myös lammasrotujen välillä löytyy ruokavalioissa eroja. Englantilaisessa tutkimuksessa (Oates 1995) maatiaisrotujen havaittiin laiduntavan kasvillisuutta vähemmän valikoiden kuin pitkälle jalostettujen rotujen.

Usein niittoniittyjä pidetään laidunniittyjä runsaslajisempina elinympäristöinä. Niiton ajoitus, niiton intensiteetti, frekvenssi ja niittokorkeus vaikuttavat kasvillisuuteen. Ajoituksen vaikutus riippuu pitkälti siitä, missä kasvuvaiheessa kasvillisuus leikataan (Oomes & Mooi 1981). Erityisesti aikainen niitto saattaa olla haitallista, koska se keskeyttää dramaattisella tavalla kasvusyklin (Oomes & Mooi 1981). Suomen oloissa kasvit eivät ehdi siementää ja joillakin monivuotisilla kasveilla saattaa heikentyä kyky varastoida ravinteita varastoelimiinsä, mikäli niitto tapahtuu liian aikaisin kasvukaudella. Joillakin taantuvilla niittykasveilla aikainen niitto on kuitenkin sopivampi ratkaisu. (Pykälä 2001). Myöhäisen niiton ongelmana sitä vastoin on korkeakasvuisten kasvien runsastuminen (Oomes & Mooi 1981), mikä ei välttämättä ole haluttu lopputulos varsinkaan ruovikkosilla rantaniityillä. Huhta ja Rautio (1998) toteavat tutkimuksissaan leveälehtisten ja korkeakasvuisten lajien kärsivän keskellä kasvukautta tapahtuvasta niitosta. Oomes ja Mooi (1981) havaitsivat pitkäkestoisessa niittotutkimuksessa, että myös niittoajankohdan muuttaminen muutamina vuosina tavallista myöhemmäksi saattaa merkittävästi vaikuttaa lopputulokseen. Rantaniityillä niiton ajoituksessa on kasvillisuusvaikutusten lisäksi hyvä ottaa huomioon myös vaikutukset esimerkiksi rantaniityn linnustoon.

Niiton vaikutukset kasvillisuuteen ovat erilaiset riippuen niittovälineestä. Niitto voidaan suorittaa joko perinteisesti käsin viikatteella tai koneellisesti joko leikkaava- tai murskaavateräisellä koneella. Murskaavateräisiä koneita on pidetty huonompina sen vuoksi, että ne leikkaavat liian läheltä maanpintaa ja saattavat aiheuttaa kasveille kuivumisvaurioita ja altistaa kasvitaudeille. Kuitenkin järviruo'on eliminoimiseksi murskaavateräinen niittokone voi olla toimivakin ratkaisu, ainakin hoidon alkuvaiheessa.

Niitto ja laidunnus ovat yhteydessä moniin kasviston lajirikkauteen vaikuttaviin tekijöihin joko suoraan tai epäsuorasti. Niitto ja laidunnus yleensä lisäävät kasvien lajimäärää (Pykälä 2001) ja niittylajiston monipuolisuutta aiheuttamalla häiriön merenrantaniittyjen luontaisessa kasvillisuuden kehityksessä (Adam 1990). Häiriön puuttuessa nämä nykyisin perinnebiotoopeiksi luoki-

teltavat rantaniityt kasveineen ja eläimineen ovat harvinaistumassa ja häviämässä (Vainio & Kekäläinen 1997). Niiton ja laidunnuksen vaikutukset kohdistuvat etenkin kasvien runsaussuhteisiin, mutta myös lajikoostumukseen (Vestergaard 1985). Itämeren rannoilla laidunnuksen ja niiton on todettu lisäävän suolaa vaativien kasvien (halofyyttien) määrää (Dijkema 1990).

Tehoavimpia tuloksia on saatu eri hoitomuotojen yhdistelmillä. Niiton ja laidunnuksen yhteisvaikutusten (esim. niitto ja jälkilaidunnus) on todettu olevan tehokkaampi hoitokeino kuin pelkästään toisen hoitomuodon käyttö (Linusson 1999, Walker ym. 2004). Ranskan rantaniityillä on puolestaan tutkittu hevos- ja karjanlaidunnuksen sekä näiden yhteislaidunnuksen vaikutuksia kasvillisuuden monimuotoisuuteen (Loucougaray ym. 2004). Lajirikkaimmat ja rakenteeltaan monimuotoisimmat rantaniityt saavutettiin yhteislaidunnuksella. Etenkin suolaisilla mailla yhteislaidunnuksen todettiin lisäävän ruusukekasveja, puolihalofyytti- ja halofyyttilajeja.

Laidunnetut ja niitetyt matalakasvuiset rantaniityt ovat tärkeitä elinympäristöjä myös useille ranta- ja vesilinnuille sekä selkärangattomille. Vaikutukset kasvillisuuden monimuotoisuuteen ovat kuitenkin erilaiset kuin esimerkiksi hyönteisten monimuotoisuuteen. Toisin kuin kasveilla, hyönteisillä diversiteetti on suurin alhaisen laidunpaineen alueella ja hylätyillä laikuilla (Andersen ym. 1990, Kruess & Tschardtke 2002). Hyönteisdiversiteetin kannalta paras vaihtoehto olisikin jättää rantaniityille pieniä koskemattomia laikkuja, mättäitä ja lätäköitä. Kasvillisuudeltaan mosaiikkimaiset, lievemmin laidunnetut rannat ovat monelle vesilinnullekin, kuten useille sorsille, mieleisiä pesimäpaikkoja. Sen sijaan kahlaajat useimmiten vaativat pesimispaikakseen matalaksi syödyn rantaniityn. Esimerkiksi Liminganlahden laajoilla rantaniityillä pesii erittäin uhanalainen etelänsuosirri (*Calidris alpina schinzii*), joka on uhanalaistunut karjan laidunnuksen loputtua rantaniityillä. Lisäksi useat vesilinnut ruokailevat ja levähtävät mielellään rantaniityjen kasvillisuudessa. Niiton ja laidunnuksen vaikutukset kasvillisuuteen vaikuttavat pitkälti myös muihin eliölajeihin.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueen kuvaus

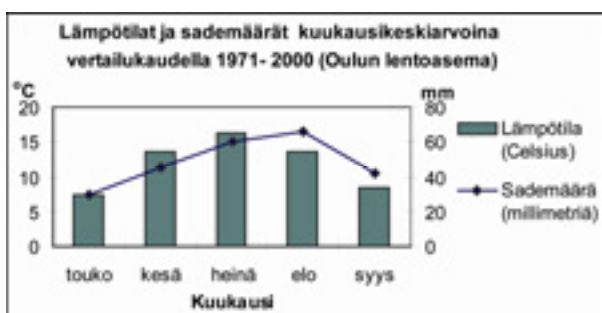
Kasvimaantieteellisesti Suomi on kaistale boreaalista kasvillisuusvyöhykettä. Tutkimusalue sijoittuu keskiborealiselle vyöhykkeelle. Kasvilajisto on pääasiassa boreaalista. Mereisyys-mantereisuus –luokituksen mukaan alueen kasvisto on niin sanotusti välittävää eli mereiset ja mantereiset piirteet ovat yhtä voimakkaita (Hämet-Ahti 1988). Meri vaikuttaa kasvillisuuteen kuitenkin siten, että kasvillisuuden kehitys merenrannoilla alkaa keväällä myöhemmin kuin sisämaassa (Kauppi 1965). Keväiset tulvat ja maan liika märkyys estävät myös merenrantaniityjen laidunten varhaisen käytön. Eliömaakuntajaottelun mukaan tutkituista laitumista Siikajoen laidunniityt luetaan

Keski-Pohjanmaalle kuuluviksi muiden ollessa Pohjois-Pohjanmaata (Hämet-Ahti 1988).

Alue kuuluu pääosiltaan Muhoksen muodostuman hiekka- ja savikivialueeseen ja osittain myös Oulun seudun graniitti- ja liuskealueeseen (Seppälä 1986). Alueella on runsaasti irtaimia maa-aineksia kuten savea, hiesua, hiekkaa ja hietaa, sekä sedimenttiä.

Terminen kasvukausi (vuorokauden keskilämpötila vähintään +5 °C) on Suomen kartaston (Alalammi 1988) mukaan 150 vrk ja laidunkauden pituus (kevään keskilämpö +8 – syksyn keskilämpö +5) noin 135 vrk. Vuoden keskilämpötila alueella on noin 2,5 °C. Vuoden kylmin kuukausi on helmikuu, jonka keskilämpötila on –9 °C. Lämpimin kuukausi on heinäkuu, jonka keskilämpötila on 30 vuoden vertailuajanjaksolla 16,2 °C (Kuva 1). Kasvukauden tehoisan lämpösumman kertymä on vertailuajanjakson perusteella noin 1086 (Ilmatieteen laitos 2004). Jäätälvi kestää alueella noin 180 päivää (Siira & Pessa 1992). Rannikolla sataa vähemmän kuin sisämaassa. Sateisin kuukausi on vertailuajanjaksolla 1971–2000 ollut elokuu. Myös humidisuusarvojen mukaan rannikko on selkeästi sisämaata kuivempi.

Suurin osa tutkimuksessa mukana olleista kohteista sijaitsee Perämeren rannalla, Liminganlahdella (Kuva 2). Mukana on kuitenkin myös kohteita Hai-luodosta ja Siikajoelta. Liminganlahti on Perämeren suurin lahti ja Suomen arvokkain kosteikkoalue. Se sijaitsee Oulun eteläpuolella Oulunsalon, Kempeleen, Limingan ja Lumijoen kuntien alueella. Alueelle tunnusomaisia ovat maankohoamisrannat, valtaiset rantaniityt ja ruovikot sekä rikas ja monimuotoinen kasvillisuus ja eläimistö. Liminganlahti onkin parhaiten tunnettu monipuolisena vesi- ja rantalinnuston levähdys- ja pesimispaikkana, jossa tavataan myös useita uhanalaisia lintulajeja. Alueelta löytyy lisäksi kotoperäisiä, vain Perämeren alueella kasvavia, Suomessa harvalukuisia ja uhanalaisia kasvilajeja (Markkola ym. 1993).



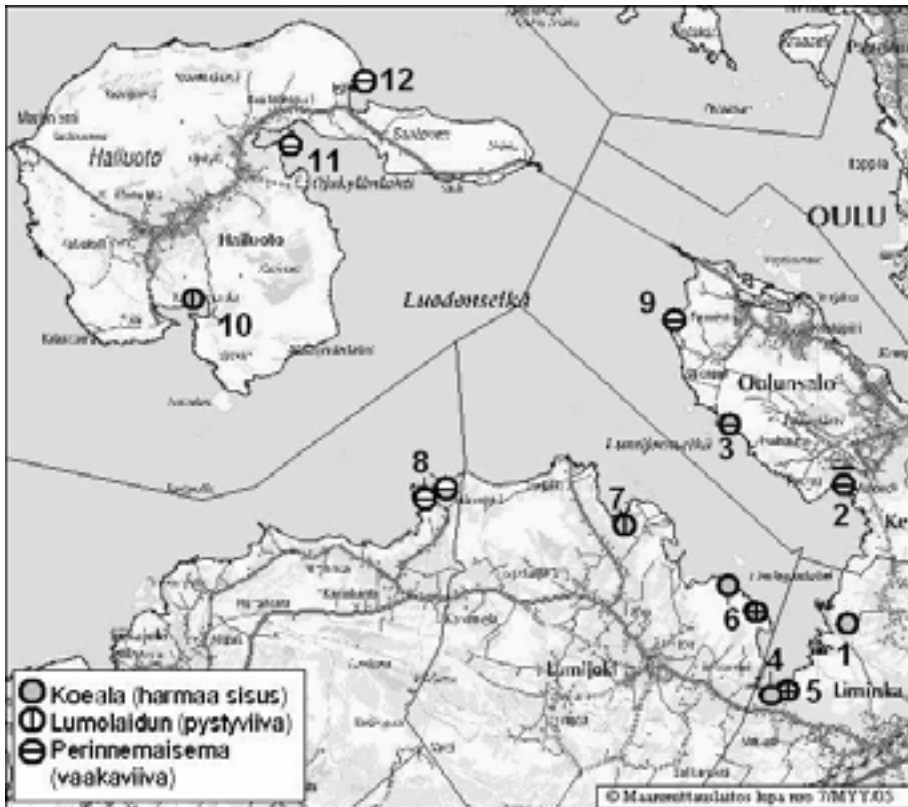
Kuva 1. Lämpötilojen ja sademäärien kuukausikeskiarvot kasvukaudelta 30 vuoden (1971- 2000) vertailuajanjakson keskiarvoina Oulunsalon lentoasemalta.

Perämeren alueella maankohoaminen on nopeinta. Mannerjäätikön aikana painama maa kohoaa tänä päivänä noin yhdeksän millimetrin vuosivauhtia. Maankohoamisen on arvioitu jatkuvan vielä 7000-12000 vuotta nostaen maanpintaa 100-150 metrillä (Taipale & Saarnisto 1991), siirtäen rantaviivaa kokoajan kauemmaksi merelle päin, luoden uutta kasvutilaa kasveille, jotka ovat heikkoja kilpailijoita ja paljastaen merestä uusia luotoja. Jokisuistojen alueella jokien mukanaan tuoma liete lisää vielä tätä vaikutusta (Markkola ym. 1993). Maarantavaihetta, joka on rannan niittykasvillisuudelle otollista aikaa, on arvioitu kestävän 80-160 vuotta (Siira & Pessa 1992). Tämän jälkeen pensaikko alkaa vallata alaa ja vähitellen alue metsittyy. Rantaviivan siirtyminen ja vesien mataloituminen voidaan havaita jo muutamassa vuosikymmenessä (Seppälä 1986).

Merenrantaniityt sijaitsevat keskivesitason ja korkeimman tulvan välisessä vyöhykkeessä (Haaranen ym. 2003). Rantaniittyjä syntyy luontaisesti maan kohotessa ja rantavoimien, eli jäiden ja aaltojen, pitäessä rannat avoimina ja kasvillisuuden matalana. Jään ja veden liikkeet rajoittuvat tavallisesti lähelle keskivesitasoa, mutta toisinaan jäät saattavat talvimyrskyjen yhteydessä liikua yli niittyjen poistaen kuloruovikon ja jopa pensaikon. Satunnaisesti esiintyvät laajat jäiden liikkeet eivät kuitenkaan riitä muuttamaan rantaniittyjen kasvillisuutta eivätkä estämään ruovikon levittäytymistä. Suuri osa niityistä pysyy avoimina vain ihmistoiminnan vaikutuksesta; laidunnuksella ja niitolla. Perinteinen niitto ja laidunnus ovat lisänneet niittyjen määrää ja monimuotoisuutta (Siira 1970).

Luontotyyppinä merenrantaniityt ovat uhanalaisia ja yksi luonnonsuojelulain 29 §:ssä säädetystä yhdeksästä suojeltavasta luontotyyppistä. Myös EU:n luontodirektiivi (92/43/ETY, Liite I) suojelee rantaniittyjä, sillä rantaniityt ovat yksi direktiivin mukaisista ensisijaisesti suojeltavista luontotyypeistä, joita on otettava mukaan EU:n Natura 2000 -verkostoon. Tutkimusalueen rantaniityistä kahdeksan (kohteet 1-7 ja 9) kuuluu Liminganlahden Natura 2000 -alueeseen ja valtakunnallisesti arvokkaaseen Limingan lakeuden maisema-alueeseen. Säärenperän niityt (kohde 8) ovat osa Säärenperän-Karinkannan matalan Natura 2000 -aluetta. Hailuodon kohteet sijaitsevat Hailuodon valtakunnallisesti arvokkaalla maisema-alueella. Kohde 10 sijaitsee Kirkkosalmen Natura 2000 -alueella ja kohde 11 Ojakylänlahden Natura 2000 -alueella.

Liminganlahdella rantaniittyjen kasvillisuutta on seurattu usean vuoden ajan. Ensimmäiset koealat on perustettu Liminganlahden niitto- ja laidunalueille vuonna 1993, jonka jälkeen koealoja on vielä lisätty ja toisaalta myös joitakin on jätetty pois ja jotkut ovat hävinneet. Uusimmat koealat perustettiin kesällä 2004 Liminganlahdelle ja Hailuodon Kutukariin. Seurantakohteita, joilla on pysyvät koealat ovat Karvonlahden laidun, Virkkulan Hyrynranan laidun, Mäntyranan laidun, Pitkänokan Säärenhiedan ja Maijalan laitumet, Sarkkirannan laidun, Temmesjoen suiston niittoala, Virkkulan pensaikonpoistoala ja Hailuodossa Kutukarin laidun.



Kuva 2. Tutkimuksessa mukana olevat rantaniityt. 1) Temmesjoen suiston niittoala, 2) Sarkkiranta (nuori ja vanha), 3) Mäntyranta, 4) Virkkula, 5) Hyryn-ranta, 6) Pitkänokka, 7) Karvonlahti, 8) Säärenperä, 9) Nenännokka, 10) Kuttukari, 11) Kaara ja 12) Pökönokka. Koealoilla on tehty pysyvää kasvillisuuden seuranta vakiomenetelmillä. Lumolaidunkohteilla on tehty lisäksi tutkimushankkeeseen liittyviä rehuanalyyskejä ja perinnemaisemanimikkeellä merkityt kohteet ovat valtakunnallisessa inventoinnissa arvokkaiksi luokiteltuja perinnemaisemakohteita.

Nurmitikkumittauksia on edellä mainittujen kohteiden lisäksi tehty Oulunsalon Nenännokalla, Siikajoen Säärenperällä kahdella laiturilla ja Hailuodossa Pökönokalla ja Kaarassa. Mukana seurannassa on sekä laiduntamalla että niittämällä hoidettavia alueita, nurmitikkumittaukset on kuitenkin tehty vain laidunnetuilla alueilla. Seuraavassa on kuvattu tarkemmin tutkimuksessa mukana olleita kohteita.

Temmesjoen suiston niittoalue

Alue sijaitsee Limingan Selkämäalla Temmesjoen suun itäpuolella, Liminganlahden perukassa. Seurannan alussa alue on ollut kokonaan tiheää ruovikkoa eli järviruokoyhdyskuntatyyppejä. Ensimmäisen kerran alue on niitetty kesällä 1993 ja aluetta oli tarkoitus niittää vuosittain. Hoidon alkuvaiheessa

puolet (eteläosa) niitetystä alueesta haravoitiin ja korret kerättiin pois. Toinen puoli (pohjoisosa) jätettiin haravoimatta. Myöhemmin haravoinnista luovuttiin sen työläyden ja toisaalta sen vuoksi, että lähes vuosittaiset korkeat merivedentasot käytännössä kuljettavat niittotähteen niityn yläosaan koko niitetyltä alueelta.

Alueella on neljä neliökoealaa. Seuranta on tehty aluksi vuosittain ja myöhemmin kahden ja kolmen vuoden välein. Jatkossa seurantaväli on viisi vuotta. Niitot on suoritettu suurimmaksi osaksi koneella yleensä 10.7.–5.8. välisenä aikana vuosittain. Kaikilta vuosilta tarkka niittoajankohta ei ole tiedossa. Niityn koko oli aluksi noin kahdeksan hehtaaria, mutta sitä laajennettiin 1990-luvun lopussa runsaaseen 20 hehtaariin. Aluetta on myöhemmin supistettu, ja säännöllisesti hoidetun alueen koko on noin 12 hehtaaria. Temmesjoen niitty sijaitsee valtakunnallisesti arvokkaalla maisema-alueella osana Liminganlahden Natura 2000 –aluetta.

Sarkkirannan nuori laidun

Sarkkirannan maakunnallisesti arvokas perinnemaisemakohde sijaitsee Oulunsalossa, Liminganlahden suojaisassa perukassa, ja on osa arvokasta Limingan lakeuden maisema-aluetta. Se on osa Liminganlahden Natura 2000 –aluetta. Seurannan alussa suurin osa alueesta on ollut tiheää ruovikkoa, joka rannassa vaihettuu märän saraniittyvyöhykkeen kautta matalanveden rantaluikka- ja sinikaislakasvustoihin. Laitumen yläosa on luhtaa. Kooltaan n. 12 hehtaarin (yht. nuori ja vanha laidun n. 37 ha) laidunalueelle perustettiin 1993 alun perin yksi neliökoeala ja yksi nauhakoeala. Ensimmäinen seuranta tehtiin elokuun lopussa 1995. Vuodesta 1998 alkaen alueella on ollut enää yksi nauhakoeala. Nauhakoealalla ruudut on tehty 10 metrin välein. Nykyisin (2005) alue ei ole enää hoidossa. Lohkoa on niitetty vielä laidunkauden loppulla 2003 ja 2004. Lisäksi kasvillisuutta on poljettu traktorilla. Laitumelle on tuotu hiehoja vuosittain kesäkuun puolenvälin tienoilla vuodesta 1990 alkaen. Nuoren ja vanhan laitumen alueella laidunsi tällöin 20-27 eläintä (hiehoja ja n. 5 lehmää). Laitumella tehtiin nurmitikkumittauksia syksyllä 2004 ja 2005.

Sarkkirannan vanha laidun

Laidun sijaitsee Sarkkirannan nuoren laitumen vieressä ja on osa maakunnallisesti arvokasta perinnemaisemakohdetta. Alue sisältyy myös Liminganlahden Natura 2000 –alueeseen. Vanhaa osaa (laitumen länsinurkalla oleva koi-vumetsä) on laidunnettu 1960-luvulta lähtien tauotta. 1980-luvulla laidunta laajennettiin, jolloin suurin osa laitumesta otettiin käyttöön. Laidunta on hiukan laajennettu vielä vuonna 1990 (nuori osa). Koealat perustettiin kesällä 1993, jolloin hiehot olivat jo laiduntaneet alueella yli 10 vuoden ajan, vuodesta 1980 lähtien. Ensimmäinen seuranta tehtiin kesällä 1995. Alueella on yksi neliökoeala ja yksi nauhakoeala. Nauhakoealalla ruudut ovat viiden met-

rin välein. Laidunalueen koko on noin 18 hehtaaria. Seurannan alussa ruokovyöhyke on puuttunut laitumelta kokonaan ja aluetta vallinneet märät saraniityt ovat vaihettuneet suoraan rantaluikka- ja sinikaislakasvustoihin. Laitumen piirissä on siistiksi kaluttuja rantapajukoita ja -metsiä. Myös tämän laitumen yläosa on luhtainen. Naudat on tuotu laitumelle joka kesä viimeistään kesäkuun puolenvälin tienoilla (keväästä riippuen myös touko-kesäkuun vaihteessa). Nykyisin alue ei ole hoidon piirissä. Laitumella on tehty nurmitikkumittauksia syksyllä 2004 ja 2005.

Mäntyrinta

Rantalaidun sijaitsee Oulunsalossa, Liminganlahden koillisrannalla. Laidunalue on kooltaan noin 20 hehtaaria ja ulottuu rannasta syvälle rantametsään. Rantaniityn osuus on noin 10 hehtaaria. Mäntyrintan laidun on arvioitu valtakunnallisesti arvokkaaksi perinnemaisemakohteeksi. Aluetta on laidunnettu jo 1910-luvulta lähtien. Laiduneläimenä on joskus ollut hevosiakin, mutta viimeaikoina nautakarjaa. Metsälaitumeen kuuluvia kosteikkoja on ojitettu 1991 ja laitumen yläosan kangasmetsässä on tehty hakkuita vuonna 1995. Myös pensaikkaa on raivattu metsälaitumen alueella EU-tukikaudella 1995-2000. Alueella on joskus pidetty myös lampaita. Naudat tuodaan laitumelle noin 15.6. alkaen. Laidunkaudella 2004 laitumella oli 12 hiehoa 9.6. - 2.10 välisen ajan. Seurannan alussa rannan niittykasvillisuudesta on järviruoko puuttunut lähes täysin. Myös pajukko on rantaniityn alueelta syöty olemattomiin. Koealat on perustettu kesällä 1993, jolloin alueelle perustettiin kaksi neliökoealaa ja kaksi nauhakoealaa. Nauhakoealojen aluskasvillisuusruudut ovat viiden metrin välein. Ensimmäinen seurantakerta oli vuonna 1995. Vuonna 1998 löytyi vain yksi nauhakoeala ja vuonna 2000 vain yksi neliökoeala. Kesällä 2003 on tehty yksi neliö- ja yksi nauhakoeala. Laitumella on tehty nurmitikkumittauksia syksyllä 2004 ja 2005. Mäntyrintan laidun Liminganlahden Natura 2000 -alueella on arvioitu myös valtakunnallisesti arvokkaaksi perinnemaisemakohteeksi.

Virkkulan pensaikkoalue

Limingan Virkkulan koealat sijaitsevat Liminganlahden perukassa noin 500 m luontokeskuksesta länsiluoteeseen. Entinen rantaniitty, joka on muun muassa kultasirkun (*Emberiza aureola*) elinaluetta, oli seurannan alkuvaiheessa pajujen ja järviruoko' on valtaamaa tiheää pensaikkaa. Pensaat on raivattu ensimmäisen kerran elokuun lopulla 1996, jolloin myös alueen kasvillisuusseuranta on aloitettu. Alueella on kolme neliökoealaa. Hoidetun alueen koko on yhteensä 10 hehtaaria. Virkkulan pensaikonhoitoalue sijaitsee Liminganlahden Natura 2000 -alueella.

Hyrynranta

Laidunalue sijaitsee Limingan Virkkulassa luontokeskukselta noin 300 m pohjoiskoilliseen. Laitumen koko on noin 300 hehtaaria (lohkojen määrä vaihtelee kahdesta neljään). Ennen sotia niittyä on todennäköisesti niitetty karjanrehuksi. Myöhemmin niitty on ollut karjanlaitumena 1980 luvulle asti (Vainio ja Kekäläinen 1997). Naudat ovat laiduntaneet aluetta noin 15 vuoden tauon jälkeen vuonna 1995 ja jälleen vuodesta 1997 alkaen. Seurannan alkuvaiheessa alue oli jokseenkin avoin luhtainen saraniitty, vaikkakin yläosa oli alkanut hieman pajukoitua ja rannassa järviruoko oli muodostanut saarekkeitä. Rantaniitty rajautuu idässä syvään ojaan ja lännessä venekanaavaan. Niitylle perustettiin kaksi neliökoealaa vuonna 1998. Laitumella on tehty hankkeen yhteydessä satomäärityksiä ja muita laiduntutkimuksia osana Lumolaidun-hanketta. Myös nurmitikkumittauksia tehtiin syksyllä 2004 ja 2005. Hyrynrannan laidun sijaitsee Liminganlahden Natura 2000 –alueella ja Limingan lakeuden valtakunnallisesti arvokkaalla maisema-alueella. Lisäksi kohde on arvioitu maakunnallisesti arvokkaaksi perinnemaisemaksi. Perinnemaisemana on inventoitu 26 hehtaaria.

Pitkänokka

Lumijoen Pitkänokalla sijaitsee laaja, kaikkiaan lähes 500 hehtaarin kokoinen kolmen laitumen alue, jolla laiduntaa vuosittain useita satoja nautoja. Rantaniitty on ollut perinteisessä niittokäytössä 1950–1960 –luvulle asti. Hoidossa oli pitkä tauko, jonka aikana rantaniitty ehti täysin jo ruovikoitua. Säärenhiedan aluetta (Pitkänokka A) Pitkänokan pohjoiskärjessä on laidunnettu vuodesta 1997 alkaen. Laitumen ruovikkoa on joinakin vuosina myös poltetu. Kasvillisuusseuranta Säärenhiedalla aloitettiin vuonna 1998, jolloin perustettiin kaksi neliökoealaa. Vuonna 2004 Säärenhiedan laitumen kaakkoispuoleiselle laidunlohkolle, Pitkänokan keskiosalle (Pitkänokka B) perustettiin kaksi nauhakoealaa. Lihakarjalaidunnus alkoi tällä laitumella 1989, loppui 1995, mutta alkoi vuonna 1997 uudelleen. VAPO on niittänyt osan laitumesta loppukesällä 1996 ja laidunnuksen uudelleen aloittamisen jälkeen on suoritettu tarpeen mukaan täydennysniittoa viljelijän toimesta. Keskiosan laitumen itäpuoleisella lohkolle (Pitkänokka C) laidunnus alkoi vuonna 1992, loppui 1995 ja alkoi jälleen 1997. Itäpuoleiselta lohkolta on ainakin vuosina 1993 ja 1995 niitetty järviruokoa traktorilla ja paalattu rehuksi. VAPO on niittänyt koko itäpuolen lohkon kevättalvella 1996. Säärenhiedan ja keskimmäisen laitumen välissä oli kesällä 2004 aita vain osittain ja karja pääsi kulkemaan laajemmalla alueella. Lohkojen väliin on kaivettu rantaan asti ulottuva oja. Keskimmäisellä laitumella (Pitkänokka B) on tehty hankkeen yhteydessä satomäärityksiä ja muita laiduntutkimuksia osana Lumolaidun-hanketta. Nurmitikkumittauksia tehtiin syksyllä 2004 ja 2005. Pitkänokan laitumet sijaitsevat Liminganlahden Natura 2000 –alueella ja Limingan lakeuden valtakunnallisesti arvokkaalla maisema-alueella. Lisäksi keskimmäiset kaksi laidunta on arvioitu maakunnallisesti arvokkaiksi perinnemaisemakohteiksi.

Karvonlahti

Laidun sijaitsee Lumijoella Karvonlahden perukassa lahden etelärannalla. Laitumen koko on kaikkiaan noin 50 ha. Alkukunnostuksena laitumelta on niitetty järviruokoa. Naudat ovat laiduntaneet aluetta vuodesta 1997 alkaen, jolloin myös seuranta on aloitettu. Aluksi laitumella on laiduntanut noin 20 hiehoa, mutta nykyään emolehmät. Kesällä 2004 laitumella laidunsi 40 lehmää ja 30 vasikkaa. Laidunkausi kestää kesäkuun alusta elokuun loppupuolelle (n.20.8.). Alueelle on ensin perustettu vain yksi neliökoeala, mutta myöhemmin lisätty toinen. Laitumella on tehty nurmitikkumittauksia syksyllä 2004 ja 2005. Karvonlahden laidun sijaitsee Liminganlahden Natura 2000 –alueella. Laitumella on tehty hankkeen yhteydessä satomääriytyksiä ja muita laiduntutkimuksia osana Lumolaidun-hanketta.

Säärenperä

Tutkimuksessa on Siikajoelta mukana kaksi Säärenperän perinnemaisemakohdetta: Heikkilän tilan rantalaidun ja Harjun rantalaidun. Molemmat laitumista on otettu laidunkäyttöön vuonna 1991. Heikkilän rantalaidun sijaitsee Säärenperällä luoteeseen pistävän niemekkeen tyvellä. Laidun on kooltaan yli 80 hehtaaria, joka käsittää rantaniittyä ja metsälaidunta. Perinnemaisemana on inventoitu 32 hehtaaria. Aluetta laiduntaa satakunta hiehoa, joista n. 25 poikinutta. Laidunkausi oli kesällä 2004 runsaat 100 vuorokautta. Rannassa on noin seitsemän hehtaarin vanhempi lohko, jota on laidunnettu tauotta jo vuodesta 1910/1920 lähtien. Muuta osaa on laidunnettu 1980-luvun lopusta lähtien. 1970-luvulla alueelta on kerätty rytiä. Laitumen ruovikkoa on kulutettu nykylaidunnuksen alkuvaiheessa useasti, mutta ei enää viime vuosina. Nykyään laitumen luoteis- ja länsiosassa on runsaasti ruovikkoa. Muutoin laitumen kasvillisuus on matalaksi kaluttua rönsyröllilihtakastikka-suolavihviläniittyä ja paikoin tallottu jopa kasvittomaksi. Metsälaitumen puolelta on jonkin verran raivattu pensaikkaa ja puustoa, maisemapuita suosien. Laidunta halkoo oja. Harjun laidun sijaitsee Luodonselän rannalla, niemenokassa peltojen päässä. Laidun on kooltaan noin 37 hehtaaria, josta perinnemaisemana on inventoitu 12,5 hehtaaria. Alue on todennäköisesti ollut niittokäytössä ennen sotia. 1960 –luvulla aluetta laidunnettiin, minkä jälkeen käytössä on ollut pitkä tauko. Alue oli jo täysin ruovikoitunut, kunnes vuonna 1991 laidunnus jälleen aloitettiin. Alkukunnostuksena ruovikko kulotettiin. Laidunnuksen alkuvaiheessa pensaikkaa on hieman raivattu ja rantaniityn pohjoisosaa on muutamana kesänä laidunkauden jälkeen myös niitetty. Rantaniittyä hallitsee luhtakastikka-rönsyröllilihtakastikka-suolavihviläniityt ja runsaat sarakasvustot. Lähellä vesirajaa kasvaa sarojen lisäksi myös sinikaislakasvustoja. Niityn yläosan harmaaleppähaan kasvillisuus on ruoho- ja heinävaltaista. Rantaniitty on laikuittain kaluttu matalammaksi, mutta yleisilmeeltään niitty oli kesällä 2004 melko korkeakasvuista. Laitumella laiduntaa vuosittain 40 – 60 hiehoa ja lehmää. Laidunkausi kestää kesäkuusta elokuulle. Sekä Heikki-

län että Harjun tilan laitumilla tehtiin nurmitikkumittauksia syksyllä 2004 ja 2005.

Nenännokka

Merenrantalaidun sijaitsee Liminganlahden suulla, Oulunsalon Nenännokan kärjessä ja sen pohjoispuoleisessa lahdenpohjukassa. Alue on kooltaan 41 hehtaaria koostuen rantaniitystä ja metsälaitumesta. Laidun on inventoitu valtakunnallisesti arvokkaaksi perinnemaisemaksi (32 ha) ja ollut hevosten ja karjan laitumena kymmeniä vuosia. Se on myös osa Liminganlahden Natura 2000 –aluetta. Viime aikoihin asti laitumella on pidetty nautakarjaa, mutta laidunnuspaine on ollut alhainen. Kesällä 2004 aluetta laidunsi kymmenkunta lehmää ja noin viisi hiehoa kesäkuun puolesta välistä syyskuulle (n.10.6.-15.8. vuosittain). Vuodesta 2005 lähtien Nenännokkaa ei ole enää laidunnettu, mutta rantalaidunosan niittoon on haettu maatalouden erityistukea perinbiotoopin hoitoon. Rantaniitty on luhtakastikkavaltaista, mutta tyyppit vaihtelevat mosaiikkimaisesti pinnanmuotojen mukaan. Kosteammissa allikoissa vallitsevat sarat ja luikat, kun taas korkeammilta ja kuivemmillä kohoumilla kukkivat muun muassa rantanätkelmä ja merihanhikki. Vesirajaa reunustavat luikat ja sinikaislakasvustot. Niityltä löytyy myös meri-, suola-, vihne-, somer- ja jokapaikansaraa. Rantalietteikössä kasvaa muun muassa uhanalaista upossarpiota. Niityllä on havaittu Perämerelle kotoperäinen laji, perämeren silmäruoho ja aikaisemmin alueella on kasvanut myös ruijanesikkoa (sittemmin hävinnyt). Vuonna 1995 rantaniityn poikki on kaivettu oja. Syksyllä 2004 ja 2005 laitumella on tehty nurmitikkumittauksia.

Kutukari

Hailuodon Kutukarissa Viinikanlahden pohjoisrannalla sijaitseva laidun on kooltaan 53 hehtaaria. Laidun koostuu hakamaisesta lehtimetsälaitumesta ja rantaniitystä. Rantaniittyä on vuosisadan alussa sekä niitetty että laidunnettu. Laidunnuksessa on ollut välillä pitkiäkin taukoja, mutta aluetta on laidunnettu ainakin vielä ennen vuotta 1971. Nykylaidunnus alkoi vuonna 1995. Rantaniittyä on niitetty vuodesta 1982 lähtien ja metsälaitumen puolella on tehty hoitohakkuita talvikaudella 2004-2005. Kesällä 2004 aluetta laidunsi 20 emolehmää, 19 vasikkaa ja yksi siitossonni. Laidunkausi on pituudeltaan 100 – 120 vuorokautta. Laitumella aloitettiin kasvillisuusseuranta kesällä 2004, jolloin rantaniitylle perustettiin ensimmäinen nauhakoeala. Toinen nauhakoeala perustettiin kesällä 2005. Rantalaitumen koillisosa on ruovikkoisempaa kuin lounaisosa. Ruovikko on suurimmaksi osaksi kaluttua ja joitakin pitempiä pienialaisia ruokotuppaita on siellä täällä. Enin osa rantalaitumesta on kuitenkin luhtakastikka-rönsyröllivaltaista laidunniittyä, joka vaihettuu rantaa kohti luikka- ja sinikaislavyöhykkeeksi. Rantaniityn alaosaan laidun oli loppukesästä 2004 paikoin melko kulunutta ja vesi ja muta peittivät suuren osan aluskasvillisuusruuduista. Niityn yläosa on kuivempaa ja kasvillisuus on ruohomaista. Laitumella on tehty nurmitikkumittauksia syksyllä

2004 ja 2005. Laitumella on tehty hankkeen yhteydessä satomäärityksiä ja muita laiduntutkimuksia osana Lumolaidun-hanketta. Laidun sijaitsee Kirkkosalmen Natura 2000-alueella ja Hailuodon valtakunnallisesti arvokkaalla maisema-alueella.

Kaara

Hailuodon Kaarannokka on laidunkäytössä olevaa merenrantaniittyä, jota peittää mosaiikkimaisesti sara- ja ruokokasvustot sekä paikoin kuivemmat ja ruohoisemmat luhtakastikan vallitsevat rantaniitty laikut. Vesirajassa kasvaa rantaluikka- ja sinikaislakasvustoja. Niittyniemeä ympäröi lietteinen matalikko, jossa kasvaa muun muassa upossarpio. Kaaranselkä on ollut perinteisessä niitty- ja laiduntaloustaloudessa 1950-luvulle asti. Myöhemmin niityn keskelle on kaivettu oja riistanhoitokokeiluna. Vuonna 1988 niitty on jälleen aidattu laitumeksi. Laidun on kooltaan lähes 94 hehtaaria. Aluetta laiduntaa pääosin nuorkarja. Viime vuosina aluetta on laidunnettu 50–60 hieholla 10.6.–15.8. välisenä aikana. Aluetta on pyritty niittämään hiukan joka vuosi laidunkauden loputtua. Niittojätteet on jätetty laitumelle. Kaaranselän laidun sijaitsee Hailuodon valtakunnallisesti arvokkaalla maisema-alueella. Lisäksi laidun on arvioitu valtakunnallisesti arvokkaaksi perinnemaisemakohteeksi. Laidun on osa Ojakylänlahden Natura 2000 –kohdetta. Syksyllä 2004 ja 2005 laitumella tehtiin nurmitikkumittauksia.

Pökönokka

Hailuodon Pökönokka on noin 26 hehtaarin laajuinen avoin niittyniemi Hailuodon koillisrannalla Potinlahden suulla. Se on osa Hailuodon valtakunnallisesti arvokasta maisema-aluetta, jolla perinteinen laidunkäyttö on jatkunut jo pitkään. Laidun on arvioitu valtakunnallisesti arvokkaaksi perinnemaisemaksi. Laidunnuksen lisäksi rantaniittyä on joinakin vuosina myös niitetty. Laitumen avoimelta osalta on pensaikkoa raivattu. Niityn keskiosan kuivalta osalta on poistettu polvenkorkeista pajukkoa ja lepän taimia kesällä 2003 ja jonkin verran vielä 2004. Laidun koostuu metsälaitumesta ja merenrantaniitystä. Aluetta on laidunnettu noin vuodesta 1995 lähtien pääasiassa hiehoilla. Viime vuosina hiehoja on ollut 15 kappaletta noin 10.6. – 15.8. välisenä aikana. Lisäksi laitumesta noin kolmen hehtaarin ala on porolaitumena. Rantalaikumella on tehty nurmitikkumittauksia syksyllä 2004 ja 2005.

Seurantamenetelmät

Seurannat on tehty ympäristöhallinnon standardiohjeiden mukaisesti käyttämällä neliökoealoja ja nauhakoealoja, joilla on saatu yksityiskohtaista, vertailukelpoista ja tilastolliseen käsittelyyn sopivaa aineistoa. Perinnebiotooppien koealaseurannoissa käytetään ensisijaisesti neliökoealoja, mutta vyöhykkeisessä rantakasvillisuudessa sopii neliökoealojen sijaan tai rinnalle käytettäväksi myös nauhakoealat. Neliökoeala muodostuu neljän muotoisesta perus-

alasta, jonka koko on avoimilla biotoopeilla 20 x 20 metriä. Perusalalla on neljä kappaletta 5 x 5 m:n kokoisia taimialoja ja 16 kappaletta yhden neliömetrin aluskasvillisuusaloja, jotka sijoittuvat kunkin taimialan nurkkiin. Nauhakoeala on ympäristögradientin suuntainen kapea suorakaide, jolla on taimi- ja aluskasvillisuusaloja joko tasa- tai vaihtelevavälisesti. Aluskasvillisuusalat ovat nauhakoealalla niin ikään neliömetrin kokoisia, mutta taimialan koko riippuu vyöhykkeiden leveydestä. (Hakalisto ym. 1998).

Neliökoealoja oli seurannassa mukana vuosina 2003 ja 2004 yhteensä 15 kappaletta seitsemällä kohteella. Nauhakoealoja, kesällä 2004 ja 2005 perustetut mukaan lukien, on seurannassa mukana seitsemän kappaletta neljällä kohteella. Kohteista karjanlaitumia oli seitsemän, niittokohteita yksi ja pensaikonpoistoalueita yksi. Pensaikonpoistoalan vieressä on myös kontrollialue pensoittuneella alueella.

Joillakin kohteilla on tehty sovellettua kuvioseurantaa lähinnä seurannan alkuvaiheessa. Kuvioseurannassa kuviointi tehdään kasvillisuuskuviointina, jossa kasvillisuustyypiltään selvästi erottuvat ja kartoitusmittakaavassa riittävän suuret alueet erotetaan omaksi kuvioikseen ja piirretään kuviorajat kartalle (Hakalisto ym. 1998). Kuvioseurannan tarkoituksena on ollut kuvata koko kuvion tila ja saada käsitys kuvion arvosta sekä kunnostuksen ja hoidon aiheuttamista karkeista kasvillisuuden muutoksista.

Nurmitikkumittaukset

Yhdeltätoista laidunnetulta rantaniityltä mitattiin niin sanotulla nurmitikkulla kasvillisuuden korkeudet. Näistä laitumista neljä, Karvonlahden laidun, Pitkänokka, Virkkula ja Kutukari, olivat mukana Lumolaidun -hankkeessa. Muut laitumet olivat inventoituja perinnemaisemakohteita. Kaikilla laitumilla laiduntavat eläimet olivat nautoja. Lisäksi osalla Hailuodon Pökönnökan laidunta laiduntaa poroja. Mittaukset vuosina 2004 ja 2005 suoritettiin elosyyskuussa, jolloin joiltakin laitumilta eläimet oli jo siirretty toisaalle. Selvillä saatiin siten kasvillisuuden loppukorkeudet kesän laidunnuksen jälkeen.

Mittaus tapahtui siten, että laitumen alue kuljettiin W-muodossa tai tehtiin osa-alueittain/lohkoittain linjoja, riippuen lohkon muodosta. Linjat pyrittiin tekemään erikseen niityn ylä-, keski- ja alaosista, jolloin linjat noudattelivat jotakuinkin rantaniityn vyöhykkeistä kasvillisuutta. Eräillä niityillä, joilla kasvillisuus muodostui selkeästi erikorkuisista, eri rantaniittytyyppejä edustavista mosaiikkimaisista vyöhykkeistä, linjat on tehty kultakin vyöhykkeeltä. Mittaukset otettiin tasaisin välimatkoin siten, että mittauspisteitä tuli kutakin linjaa kohti 50–200. Välimatkaksi määriteltiin sopiva askelväli, riippuen laitumen tai lohkon koosta. Kasvillisuuden korkeuden mittaus tapahtui laskeamalla mittatikku maahan "lippa" ylhäällä, katsomatta kohtaa sen tarkemmin. Lipan suunta täytyi pitää vakiona satunnaisuuden säilyttämiseksi. Lippaa laskettiin alaspäin, kunnes se kohtasi vihreän/elävän kasvinosan, jonka jälkeen korkeus merkittiin muistiin. Havainnot luokiteltiin 'hyvin syötyihin',

'heikosti syötyihin' ja 'lakoontuneisiin', jotta tuloksien tulkinta olisi helpompaa. Luokittelu oli silmänvaraista. Jos mittauskohdassa oli paljasta maata tai vettä, havainnoksi merkittiin 0.

Aineiston käsittely

Seurantakohteiden jokaisen koealan aineistoa on tarkasteltu erikseen Excel-taulukkolaskentaohjelmaa apuna käyttäen. Aineistosta laskettiin keskiarvoja, frekvenssejä, lajitiheydet sekä piirrettiin kuvaajia. Neliökoalojen ja nauhakoalojen aineisto on käsitelty keskenään samalla tavoin yhdistämällä seurantaruuutujen aineisto. Koealojen ruutujen aineistoa tarkastelemalla on selvitetty kasvillisuuden ositteiden peittävyuden vaihtelua, lajimäärien vaihtelua ja lajiston muutoksia tutkimusvuosina. Uusimpien koealojen aineistoa ei ole voitu käsitellä samalla tavoin aineiston vähäisyyden vuoksi. Kenttäkerroksen kasvillisuus on ositettu Perinnebiotooppien koealaseurantaohjeiden (Hakalisto ja Tuominen 1994, s. 37) mukaan 1) heiniin ym. (tässä heinät, sarat, luikat, kaisla), 2) ruohoihin, 3) pensaisiin ja taimiin ja 4) saniaisiin ja kortteisiin. Näiden lisäksi 5) järviruoko on ruovikkoisilla kohteilla erotettu heinistä ym. omaksi ositteekseen. Putkilokasvien nimistö on Hämet-Ahdin ym. (1998) mukainen.

Taimialojen aineistoa ei ole tässä tutkimuksessa, sillä taimien määriä ei ole joka vuosi arvioitu samalla tavalla. Joissakin arvioinneissa puut (>130 cm Perinnebiotooppien inventointioppaan mukaan) on laskettu yhteen taimien kanssa ja toisissa ne on jätetty kokonaan pois. Myös joidenkin nauhakoalojen aineistot on jätetty tarkastelusta pois, koska nauhakoala ei ole joka vuosi kulkenut aivan samasta paikasta, eikä aineistosta ole voinut erottaa eri kasvillisuusvyöhykkeitä.

Myös nurmitikkumittausten aineisto on käsitelty Excelillä. Mittatuloksista laskettiin niittyjen eri osien kasvillisuuden keskimääräisiä korkeuksia laidunkauden lopussa. Näitä muun muassa verrattiin kirjallisuudessa esitettyihin muiden rantaniittyjen kasvillisuuden korkeuksiin.

Koealojen tuloksia tarkasteltiin lisäksi eri vuosien sääolosuhteiden valossa. Kasvukausien säätilastot kuukausien keskiarvoina ovat vuosilta 1992–2004 Oulunsalon lentoasemalta, jossa sijaitsee useimpia tutkimusaloja lähin Ilmatieteen laitoksen sääasema. Tarkastelun kohteena olivat lämpötilat ja sademäärät, joita lisäksi verrattiin pitkäaikaiseen, 30 vuoden (1971-2000), keskiarvoon (Kuva 1).

Tilastolliset analyysit

Aineistoa testattiin tilastollisesti SPSS 11.5 for Windows –ohjelmalla. Kasvillisuuden muutoksia verrattiin seurannan aloitustilanteesta nykytilanteeseen. Karvonlahdella nykytilanne kuvaa vuoden 2004 tilannetta, muilla kohteilla vuoden 2003 tilannetta. Lisäksi mukana on kohteita joita on laidunnettu

jo useita vuosikymmeniä. Näillä lähtötilanteeksi on valittu kasvillisuuden tilanne seurannan alkaessa. Alkuperäinen aineisto koostuu lajikohtaisista prosenttipeittävyyksistä koealoilla. Tilastollisissa testeissä tarkasteltiin sekä koealojen kokonaislajimäärää että kasviositteiden lajimäärää ja osuutta suhteessa muihin kasviositteisiin. Parametristen testien ehdot eivät kaikilta osin täysin täyttyneet, joten testaamisessa käytettiin ei-parametrisia menetelmiä. Kruskal-Wallis testillä testattiin erikseen lähtötilanne ja nykytilanne. Kasvillisuuden muutoksia kullakin alueella analysoitiin vertailemalla lähtö- ja nykytilanteita parittaisilla testeillä (Wilcoxonin testi). Eri tekijöiden välisiä korrelaatioita tarkasteltiin korrelaatiomatriisilla. Nurmitikkumittausten tuloksia tutkittiin sekä edellä mainituin testein että lineaarisella regressioanalyysillä.

Lisäksi koealojen lajiston monimuotoisuutta tutkittiin laskemalla Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksit, H' . Seurannan aloitusvaiheen H' -arvoja verrattiin koealojen nykytilanteen H' -arvoihin. Tarkoituksena oli tarkastella monimuotoisuuden mahdollista lisääntymistä koealoilla hoidon ansiosta. Yhteisöjen lajimäärien tasaisuutta tutkittiin Jaccardin tasaisuusindeksillä J' .

Tulokset ja tulosten tarkastelu

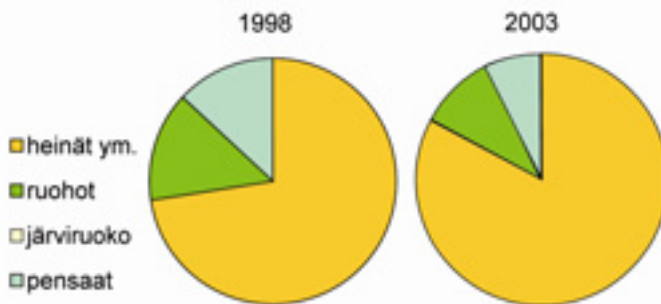
Kasvilajistossa tapahtuneet muutokset koealoilla

Tuloksista voidaan havaita, että käsittely on vaikuttanut osalla seurantakohteista. Useilla koealueilla lajimäärä on tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) lisääntynyt (Kuva 8 ja Kuva 10). Laitumen/niityn iällä todettiin olevan vaikutusta lajimäärään siten, että hoitoajan kasvaessa lajimääräkin kasvaa. Korrelaatiomatriisi (liite 2) osoitti lajimäärän ja hoitoajan välisen merkitsevän ($p = 0,038$) korrelaation. Hellströmin ym. (2003) tutkimuksessa laidunnuksen todettiin lisäävän lajimäärää 30 %, kun taas niitto ei vaikuttanut lajirikkauteen. Tutkimuksessa Temmesjoen suiston niittoalueella lajimäärän kasvu on kuitenkin ollut tilastollisesti erittäin merkitsevää ($p=0,000$). Laitumilla havaittiin heinien osuuden kasvua ruohoihin nähden, mikä tukee myös kirjallisuudessa esitettyjä tuloksia laidunnuksen vaikutuksesta (mm. Hellström ym. 2003). Hoitomenetelmä korreloi voimakkaasti heinä- ja ruoho-ositteiden osuuksien kanssa ($p < 0,01$).

Hyrynranassa koealalle on tullut paljon uusia lajeja ja laidunnus on lisännyt lajiston monipuolisuutta. Lajimäärä on molemmilla koealoilla lähes kaksinkertaistunut (koeala 1: 16→32 ja koeala 2: 14→21). Uusina yhteisinä lajeina molemmille koealoille on tullut muun muassa rönsyrölli (*Agrostis stolonifera*), merisara (*Carex mackenziei*) ja vesikuusi (*Hippuris vulgaris*). Laidunnuksen vaikutuksesta heinien määrä on lisääntynyt ruohojen ja pensaiden kustannuksella (Kuva 3). Heinien peittävyys on ensimmäisellä koealalla kasvanut 26,2 %:sta 57,8 %:iin ja toisella koealalla 13,5 %:sta 46,3 %:iin. 1990-luvulla laidunalueelle levinneet järviruokokasvustot ovat taantuneet ja osa

hävinyt kokonaan uudelleen alkaneen riittävän tehokkaan laidunnuksen ansiosta.

Hyrynrannassa lajiston monipuolistumiseen vaikuttaa todennäköisesti alueen aikaisempi hoitohistoria. Vaikka alue olikin ennen seurannan ja nykyisen laidunnuksen alkamista 15 vuotta käyttämättä, oli rantaniitty pysynyt silti suhteellisen avoimena. Ranta on matala, joten hoitamattomanakin ranta on pysynyt avoimena osittain rantavoimien seurauksena. Perssonin (1984) tutkimusten mukaan myös sukkessio etenee hoidon päätyttyä hieman eritavoin laidunnetulla kuin niitetyllä niityllä. Tämä johtuu siitä, että laidunnuksen vaikutukset kasvillisuuteen ovat voimakkaammat kuin niiton. Lisäksi tallaus aiheuttaa kasveille enemmän fysikaalista vahinkoa. Laidunnetulla niityllä kasvit ovat siis joutuneet intensiivisempään käsittelyyn, eivätkä niin nopeasti pysty sopeutumaan muuttuviin olosuhteisiin (Persson 1984).



Kuva 3. Kasviositteiden muutokset vuodesta 1998 vuoteen 2003 Hyrynran-
nan koelalla 1. Laitumella heinien (oranssi) suhteellisen osuuden voidaan
havaita kasvaneen ruohojen (vihreä) ja pensaiden (turkoosi) kustannuksella.

Mäntyran-
nan laidun on vanha, eikä koeloa siellä ole perustettu hoidon al-
kaessa niin kuin useimmilla muilla seuranta-alueilla. Kuten olettaa saattoi,
pitkän hoitohistorian ansiosta Mäntyran-
nassa lajimäärä oli suuri jo seurannan alkuvaiheessa. Lajimäärässä ei olekaan tapahtunut merkittäviä muutok-
sia, mutta lajikoostumuksessa kylläkin (Kuva 4). Mäntyran-
nan neliökoelalla heinien osuus koelalan kasvillisuudesta on vähentynyt (69 % → 9 %) ja ruo-
hojen ja pensaiden osuudet ovat kasvaneet (ruohot 28 % → 39 %, pensa-
at 3 % → 47 %). Myös ruohojen ja pensaiden peittävyudet ovat kasvaneet. Ruo-
hoilla 18,7 %:sta 41,9 %:iin ja pensailla 1,8 %:sta 50,7 %:iin. Heinien peittä-
vyys sen sijaan oli pienentynyt 47,3 %:sta 9,6 %:iin.

Neliökoelalle on tullut uutena lajina mm. metsäalvejuurta (*Dryopteris cart-
husiana*). Koelalan alue on ulkonäöltään muuttunut metsäisemmäksi. Pen-
saikon lisääntymisen voi havaita vertaamalla Mäntyran-
nasta vuonna 1993 ja 2003 otettuja kuvia. Neliökoelalla oli jo perustusvaiheessa pensaik-
koveyhyk-
keessä ja maankohoamisen seurauksena on luonnollista, että maisema muut-

tuu metsäisemmäksi. Maan kohotessa rantakasvillisuus siirtyy vähitellen merestä paljastuvan rannan suuntaan, pajukot valtaavat niityn yläosat vaihettuen lepikoiksi, sitten koivikoiksi ja viimeisenä vaiheena mänty- tai kuusimetsäksi (mm. Siira 1970, Siira & Pessa 1992).

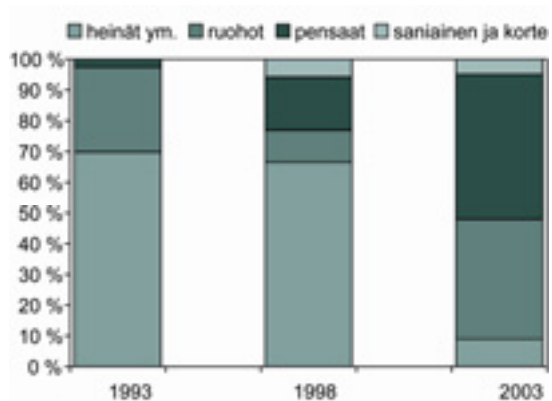
Mäntyrannan neliökoeala sijaitsee niityn ja metsän vaihtumisvyöhykkeessä, niin sanotussa ekotonissa. Lajirunsaus johtuu reunavaikutuksesta, sillä ekotonissa lajisto on yleisesti runsaampi ja yksilötiheys suurempi kuin vain toisessa ekosysteemissä, koska ekotonissa sekoittuvat molempien ekosysteemien kasvit. Koealalla voitiin selkeästi havaita niityn heinälajien korvautuneen metsien ruoholajeilla (Kuva 4). Neliökoealan aineisto ei kuvaa koko niityn tilaa, vaan pikemminkin rantaniityn luontaista sukkessiota maankohoamisrannikolla. Lisäksi kesän 2003 havaintojen perusteella naudat eivät jäljistä päätellen olleet edes käyneet pensoittuneen neliökoealan alueella kuin satunnaisesti, joten alue on päässyt rauhassa metsittymään. Laidunnuspaine on ollut metsälaidunosan laajuuteen nähden matala.

Laidunnus pitää rantaniityn kasvillisuuden avoimena ja runsaslajisena. Rantaniityn alue on pysynyt matalakasvuksena, minkä voi nähdä vertaamalla laidunalueita aitauksen ulkopuolella olevaan, täysin ruovikoituneeseen rantaluueeseen. Rantaniityn puoleiselta nauhakoealalta löytyy yli 60 eri kasvilajia. Rantaniittyjen huomionarvoisia kasvilajeja ja ruijanesikkoryhmän lajeja löytyy nauhakoealalta runsaasti. Niityllä esiintyy uhanalainen jouhiliukka (*Eleocharis quinqueflora*), suolasänkiö (*Odontites litoralis*) ja huomionarvoinen hetekaali (*Montia fontana*). Matalassa rantavedessä kasvaa myös uhanalaista upossarpiota.

Pitkällä hoitohistorialla on vaikutus alueen lajiston monimuotoisuuteen, lajimäärään ja lajitiheyteen. Mäntyrannan laidun on yksi alueen edustavimmista perinnebiotoopeista mataline rantaniittyineen ja metsälaitumineen.

Kasvillisuus Pitkänokan Säärenhiedalla on muuttunut huomattavasti vuodesta 1998. Korkea ruovikko on nykyään hävinnyt kokonaan koealojen alueelta.

Kuva 4. Kasvillisuusositteiden suhteelliset osuudet Mäntyrannan neliökoealalla vuosina 1993, 1998 ja 2003. Rantaniityn ja metsän vaihtumisvyöhykkeessä sijaitsevalla koealalla niityn heinälajit ovat korvautuneet metsien ruoholajeilla.

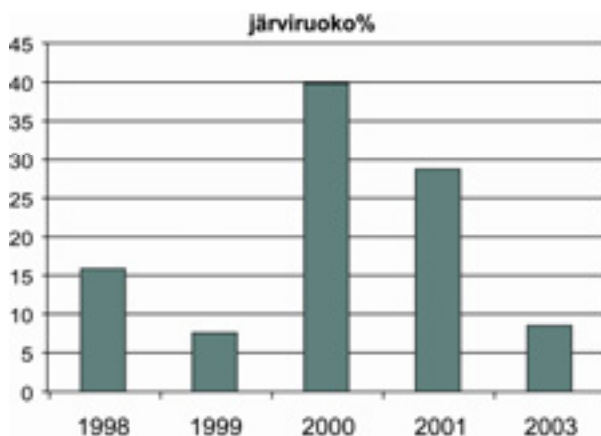


Järviruokoa silti kasvoi koaloilla, mutta se oli erittäin lyhyeksi syötyä. Koelalan 2 aineistosta on havaittavissa, että järviruon peittävyys ei ole vähentynyt koalalla kuitenkaan lineaarisesti, vaan vuonna 2000 peittävyys on ollut moninkertaisesti suurempi (Kuva 5). Ruovikon voimakas kasvu kyseisenä vuonna saattaa johtua vuoden 2000 kesäkuun poikkeuksellisen runsaista saateista. Seuraavina vuosina ruovikon peittävyys on kuitenkin vähentynyt vuosi vuodelta. Ruovikkoa on raivattu polttamalla ja laidunnus on vaikuttanut ruokoa vähentäen. Hoito näyttää siis tehonneen odotetulla tavalla. Myös Ausden ym. (2005) ovat osoittaneet tutkimuksessaan korkeilla ruohokasveilla lihakarjalaidunnuksen olevan pätevä menetelmä vähentämään järviruokoa, mutta myös lisäämään kasvien lajimäärää ja muuttamaan kasvillisuuden rakennetta.

Säärenhiedalla kasvusto on köyhtynyt ruoholajien hävitessä koaloilta kokonaan. Säärenhiedan koaloilla rönsyrölli sitä vastoin oli yleistynyt. Alue oli paikoitellen paljasta ja kasvitonta ja aluskasvillisuusruuduilla kasvillisuuden kokonaispeittävyys oli pieni. Huomionarvoista kuitenkin on, että koalalla 1 lajeista suurin peittävyys oli merisaralla, jonka osuus oli noin puolet kaikista kasvilajeista. Merisaran lisäksi ruijanesikkoryhmän lajeista koalalla esiintyi myös vihnesara. Niityn alaosassa ja vesirannassa kasvaa uhanalaista nelilehtivesikuusta ja upossarpiota.

Alueella laiduntaa useampi sata lehmää ja alue saattaakin kärsiä ainakin paikoitellen ylilaidunnuksesta lehmien kulkiessa suurissa laumoissa syöden kasvillisuutta laikuittain. Tehokkaasti laidunnettujen ja hylkylaikkujen sopiva vuorottelu on eliölajiston yleisen monimuotoisuuden kannalta myönteistä. Kasvilajiston monimuotoisuuden kannalta laidunpaineen tulisi olla pitkällä aikavälillä kohtuullinen ja laitumen tuottoon nähden oikein mitoitettu. Liian intensiivinen laidunnus vähentää lajiversiteettiä. Säärenhiedan koaloille lasketut diversiteetti-indeksit osoittivatkin toisella koalalla diversiteetin laskeneen kasvillisuus seurannan alkutilanteen 1,8:sta 1,6:een.

Eräiden tutkimustulosten mukaan laidunnus saattaa jopa vähentää lajimäärää sellaisilla rantaniityillä, jotka pysyvät avoimina jo pelkästään rantavoimien-



Kuva 5. Järviruon prosenttipeittävyys koko kasvillisuudesta vuosina 1998 – 2003 Pitkänokan Säärenhiedalla koalalla 2.

kin vaikutuksesta (Jutla 1999). Tällaisia rantoja ovat Pitkänokan laidunalueen keskivesitason tuntumassa olevat osat. Vaikka veden korkeus vaihtelee Liminganlahdella jopa kolme metriä ja voi nousta nopeasti, se ei ole estänyt ruovikoitumista. Talven aikana myös jäät nousevat aika ajoin pitkälle ylös rantaniitylle, jolloin jäiden liikkeet repivät ja raastavat kasvillisuutta. Rantavoimat ovat pitäneet kasvillisuuden matalana vain keskivesitason lähellä. Ylemmät niityt olivat ruovikoituneet ja pensaikko alkanut levittäytyä entisille niityille ennen nykyisen laidunnuksen alkua. Yleensä niitto ja laidunnus ovat kuitenkin hyödyksi rantaniityjen eliöstölle.

Sarkkirannan laitumen vanhalla osalla ruohojen (7 % → 15 %) ja järviruo'on (4 % → 23 %) osuudet ovat kasvaneet ja heinien osuus vähentynyt (89 % → 62 %). Laitumen uudella osalla taas heinien ja ruo'on osuus on kasvanut ja ruohojen vähentynyt. Lajimäärä on kasvanut. Sarkkirannan laitumen nykyinen laidunnuspaine ei ole riittävä, jos ruovikkoa halutaan laidunnuksella vähentää. Kesällä 2003 uuden laitumen puolella korkeassa ruovikossa risteili vain satunnaisia lehmien tekemiä polkuja. Ruovikkoa pitäisi mahdollisesti niittää tai polttaa, jotta lehmät siirtyisivät laiduntamaan niitä osia. Pienempi ja hennompi ruoko on lehmille lisäksi maistavampaa ja tallausvaikutuskin lisääntyy. Uhanalainen vesihilpi oli hyötynyt laidunnuksesta. Kesällä 2003 sitä kasvoi paikoin runsaasti lehmien ruovikkoon tekemissä urissa. Aikaisemmin vesirannassa on kasvanut myös upossarpiota, mutta esiintymä on hävinnyt. Myös upossarpio viihtyy laidunnetuilla rannoilla, joten esiintymän häviäminen saattaa johtua liian pienestä laidunpaineesta

Temmesjoen suiston niittoalueella oli kaikilla koealoilla tapahtunut huomattavaa järviruo'on vähenemistä. Suurin lajimäärän kasvu on tapahtunut koealalla 4. Grimen (1979) havaintojen mukaan suurikokoiset valtalajit kärsivät niitosta ja laidunnuksesta eniten. Ne eivät välttämättä häviä kokonaan, mutta niiden runsaus vähenee ja koko pienenee.

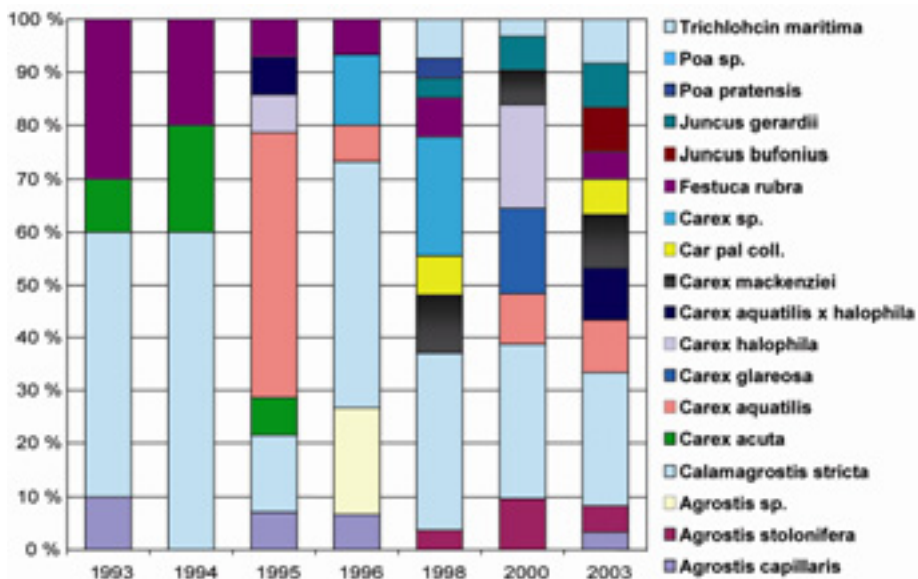
Kunnostettaessa ruovikoituneita rantoja rantaniityiksi, on niitto tehokas tapa saada ruovikko kuriin. Niittoa suositellaan tehtävän ruovikkoisilla rannoilla useamman kerran kesässä. Huomioonotettavaa silti on, että alkukesällä tehtävä niitto voi olla alueella pesivien lintujen kannalta haitallista aiheuttaen pesä- ja poikastuhoja. Pykälä (2001) arvelee, että pidemmällä aikavälillä ruovikko saattaa hävitä hoidon ansiosta jopa kokonaan, mutta ei esitä kuitenkaan arviota kuinka pitkällä aikavälillä.

Temmesjoen suistoalueella koealojen lajistossa on tapahtunut muutoksia. Niiton vaikutuksesta ruo'on osuus on pienentynyt ja heinien ym. osuus kasvanut. Alueelle on tullut myös pensaita. Niittämällä hoidetuille niityille on ominaista ruohovaltaisuus (Pykälä 2001). Ruoholajien määrä onkin kasvanut ensimmäisestä seurantavuodesta, vaikka heinien määrä on vielä ruohoja suurempi. Koealoille on tullut myös uusia lajeja (Kuva 6). Kolmella koealalla lajimäärä on kaksinkertaistunut, yhdellä jopa kolminkertaistunut kymmenes-

sä vuodessa (1993–2003). Lajimäärän kasvu on ollut suhteellisen tasaista (Kuva 11) ja ero nykytilanteesta hoidon aloitustilanteeseen on tilastollisestikin testattuna erittäin merkitsevä ($p=0,000$). Myös Kotiluoto (1989) havaitsi tutkimuksessaan lajimäärän kasvaneen hoidetuilla rantaniityillä, mutta totesi uusien lajien olevan yleisiä ruoho- ja heinälajeja ja vain vähän uusista lajeista oli varsinaisia niittyjen indikaattorilajeja. Temmesjoen suiston niittoalueella uusista lajeista huomionarvoisia ovat muun muassa hentosuolake, joka on kasvullisesti heikko kilpailija, konnanleinikki (indikaattorilaji) ja merivalvatti (ruijanesikkoryhmän laji). Erityisesti merenrantaniittyjen indikaattorilaji suolavihvilä oli lisääntynyt. Koealalla 2 oli suolavihvilää ilmestynyt kaikille aluskasvillisuusruuduille.

Temmesjoen niittoala on ollut mukana muissakin tutkimuksissa ja tuloksia on saavutettu hämmästyttävän nopeasti. Jo parin vuoden niiton jälkeen lajimäärän ja diversiteetin todettiin kasvaneen niittoalueen aiemmin haravoidulla osalla (Tolonen 1999). Kuten kuvasta 8 voidaan havaita, on lajimäärän kasvu ollut vasta viime vuosina, 10 niittovuoden jälkeen, voimakkainta. Hoidon jatkuessa pidempään on lajimäärä noussut huomattavasti koko niittoalueella.

Haravoinnin todellinen vaikutus on todennäköisesti erittäin pieni, koska sitä on tehty vain hoitohistorian alkuvaiheessa kahtena kesänä. Tulos tukee käsitystämme niittotähteen keruun tarpeettomuudesta merenrantaniityillä silloin,



Kuva 6. Hoidon vaikutuksesta lajisto monipuolistuu. Temmesjoen suiston niittoalalle on hoidon ansiosta tullut useita uusia lajeja. Esimerkkinä heinät koealalla 4.

kun meriveden luontaiset vaihtelut siirtävät niittotähteen säännöllisesti niittyalueen yläosaan syysmyrskyjen yhteydessä. Tämä ilmiö toteutuu niillä ranta-alueilla, jotka sijaitsevat enintään 50 – 70 cm keskivesitason yläpuolella.

Virkkulan pensaikonpoistoalueella voimakkaimman käsittelyn alueella, jolla koeala 1 sijaitsee, järviruo'on ja ruohojen osuudet ovat kasvaneet. Ruovikko oli korkeaa ja tiheää ja pensaita oli paljon (Kuva 7). Samoin koealalla 2 oli järviruo'on osuus kasvanut. Lisäksi pajun osuus oli kasvanut ja ruohojen pientynyt koealalla 2. Koealalla 3, eli kontrollialueella, järviruo'on osuus oli kasvanut ja pensaiden pientynyt.

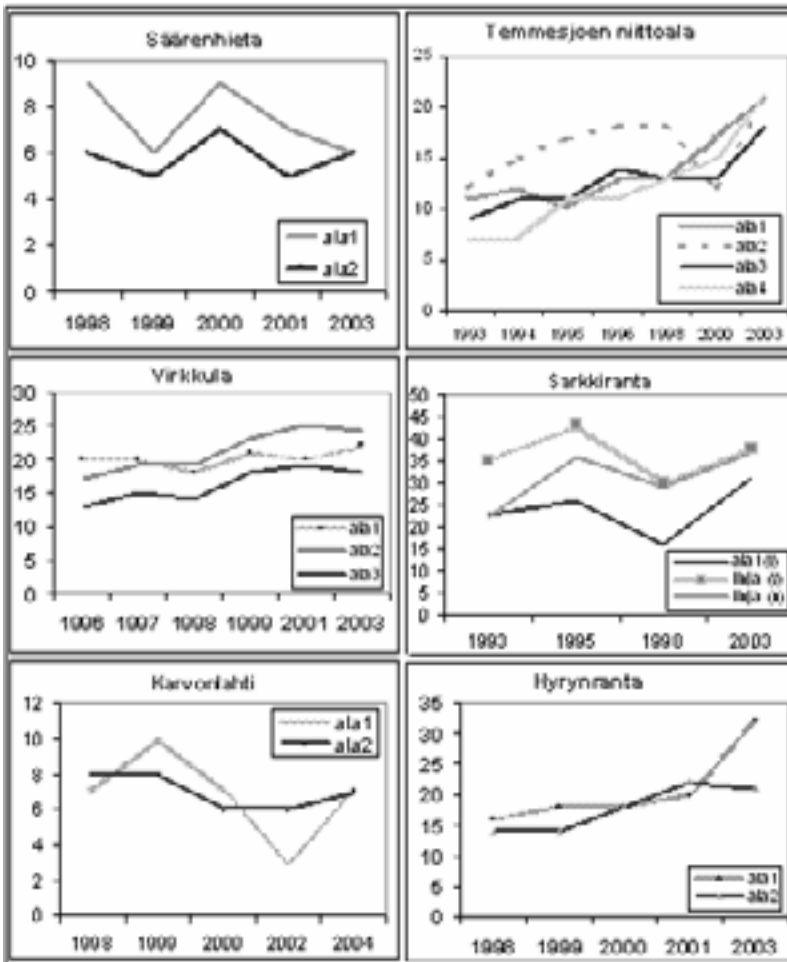
Pelkkä pensaikon poisto ei näytä yksinään pitävän rantaniittyä avoimena ellei hoito ole jatkuvaa ja vuosittain toistuvaa. Pensaikon poiston koealueella hoitotoimenpiteitä ei ole tehty kolmeen vuoteen. Tulokset osoittavat, että pelkän pensaikon raivauksen vaikutukset eivät ole pysyviä, jos hoitotoiminta päättyy. Pensaikon poisto kyllä antaa tilaa ja valoa muille kasveille, kuten tuloksista on nähtävissä, mutta vahvana kilpailijana järviruoko valloittaa tällaisen entisen rantaniityn nopeasti syrjäyttäen heikommat lajit.

Kontrollialueen tuloksista on huomattavissa, että järviruoko saattaa vallata pensoittuneen entisen niityn, vaikka pensaikkoa ei poistetaakaan. Järviruoko on voimakaskasvuinen ja kasvaessaan jopa kolmemetriseksi, se äkkiä voittaa valokilpailussa heikommat lajit. Lisäksi järviruo'on kuollessa syntyy paljon kariketta, joka heikentää vielä lisää muiden lajien menestymistä.

Pahasti pensoittunut rantaniitty vaatii pensaikonpoiston lisäksi jatkuvia muitakin hoitotoimia, jotta niitty saataisiin ennallistettua ja lajimäärää lisättyä. Pensaikonpoiston lisäksi aluetta olisi hyvä joko niittää tai laiduntaa. Pensoituneelle rantaniitylle sopisi laiduntavaksi eläimeksi esimerkiksi lammas. Pehrsonin (1977) tutkimusten mukaan lampaat syövät enemmän puiden ja pensaiden lehtiä kuin naudat, jotka puolestaan keskittyvät syömään enemmänkin ruohoja ja heiniä. Pensaikon poistoa ei voi yksistään pitää niittoon ja laidunnukseen verrattavana hoitokeinona, vaan raivaukset tulisikin nähdä alueen peruskunnostustoimenpiteenä yhdistettynä niittoon tai laidunnukseen.

Kuva 7. Pensaiden esiintyminen aluskasvillisuusruuduilla (16 ruutua) Virkkulan pensaikonpoistokoealalla 1.





Kuva 8. Lajimäärien kehitys Liminganlahden rantaniittyjen seurantakoealoilla. Y-akselilla lajilukumäärä, joka ilmaisee neliökoealan (20m x 20m) aluskasvillisuusruuduilla (1m², n=16) havaitun yhteislajimäärän. X-akseli ilmaisee seurantavuoden.

Kasvilajisto

Merenrantaniittyjen kasvillisuutta luonnehtii rannansuuntainen vyöhykkeisyys, joka heijastaa paikan korkeutta merenpinnasta sekä muita kasvupaikkatekijöitä, kuten esimerkiksi maaperän hienojakoisuutta tai suojaisuutta. Lisäksi voidaan erottaa pientopografian mukaan vaihtelevaa kasvustomosaiikkia. Vyöhykkeisyys ja mosaiikkimaisuus näkyvät hyvin etenkin hoidetuilla rantaniityillä (Vainio & Kekäläinen 1997).

Merenrantaniittyjen vesirajan kasvillisuutta ovat muun muassa luikat (*Eleocharis*), järvikorte (*Equisetum fluviatile*), sinikaisla (*Schoenoplectus tabernaemontani*) ja jokisuilla myös järvikaisla (*Schoenoplectus lacustris*). Samoja vesirannan kasveja saattaa löytyä myös niittyjen painanteista, kaukanakin

varsinaisesta rannasta. Ylempänä vaihtelevat sarojen (*Carex* sp.), luhtakastikan (*Calamagrostis stricta*), punanadan (*Festuca rubra*), rönsyröllin (*Agrostis stolonifera*) ja suolavihvilän (*Juncus gerardii*) vallitsevat vyöhykkeet. Rantaniittyjen kukkakasveja ovat muun muassa lehtovirmajuuri (*Valeriana sambucifolia*), rantanätkelmä (*Lathyrus palustris*), rantakukka (*Lythrum salicaria*), terttualpi (*Lysimachia thyrsoflora*), merihanhikki (*Potentilla anserina* ssp. *egedii*) ja luhtakuusio (*Pedicularis palustris*). Umpeenkasvavilla ja rehevöityneillä rantaniityillä silmiinpistävin kasvi on jopa kolmimetriseksi kasva-va järviruoko (*Phragmites australis*).

Laidunnus ja niitto pitävät rantaniityt matalakasvuisina ja sopivina elinympäristöinä myös uhanalaisille kasveille. Merenrantaniityillä onkin uhanalaisten lajien kannalta suuri merkitys. Uuden uhanalaiselvityksen mukaan ensisijaisesti merenrantaniityillä elää 35 uhanalaista lajia. Rikkaimmillaan lajisto on Perämeren rannikolla, jossa maa kohoaa nopeimmin (Rassi ym. 2001).

Rantaniittyjen uhanalaisista kasveista yksi kauneimmista on juhannuksen aikaan kukkiva sinipunakukkainen ruijanesikko (*Primula nutans* var. *jokelae*). Lähellä vesirajaa tai matalasta vedestä saattaa lisäksi löytää uhanalaista nelilehtivesikuusta (*Hippuris tetraphylla*) ja pinnan alta upossarpiota (*Alisma wahlenbergii*) tai otalehtivitaa (*Potamogeton friesii*). Muita merenrantaniittyjen uhanalaisia kasveja ovat esimerkiksi pohjansorsimo (*Arctophila fulva* var. *pendulina*), jokipaju (*Salix triandra*), vesihilpi (*Catabrosa aquatica*) ja verikämmekkä (*Dactylorhiza incarnata* ssp. *cruenta*).

Uhanalaisia kasvilajeja perinnemaisemien seurantakoealojen ruuduille on osunut vain Mäntyraunassa, mutta uhanalaisia lajeja esiintyy useilla tutkituista rantaniityistä. Erittäin uhanalaista ruijanesikkoa esiintyy Lumijoen Karvonlahden ja Siikajoen Säärenperän laidunten alueella sekä Hailuodon Kutukarissa. Upossarpiota esiintyy Pitkänokan, Säärenperän, Karvonlahden, Mäntyraunan ja Nenännokan laidunten rantavesissä. Säärenperän edustan esiintymä on valtakunnan suurimpia tunnettuja uossarpioesiintymiä. Nelilehtivesikuusta kasvaa Pitkänokan, Mäntyraunan ja Kaarannokan laitumilla. Hyrynraunassa puolestaan viihtyvät jokipaju ja pohjansorsimo. Muita rantalaidunten uhanalaisia kasveja ovat muun muassa Mäntyraunassa esiintyvät jouhiluikka ja suolasänkiö sekä Säärenperän Heikkilän tilan alueella kasvavat hentosätkin (*Ranunculus confervoides*) ja lettotähtimö (*Stellaria crassifolia*). Uhanalaisten kasvien kasvustot ovat usein varsin pienialaisia ja kasvi saattaa esiintyä alueella harvalukuisena. Tämän vuoksi ne harvoin osuvat juuri koealalle.

Valitettavan useilta rantaniityiltä uhanalaiset lajit ovat hävinneet. Esimerkiksi ruijanesikkoa (Kuva 9) on vielä 1960-luvulla kasvanut laajalla alueella koko Liminganlahden ympäristössä sekä Oulunsalon rannoilla (Siira & Pessa 1992). Rantaniittyjen pirstoutuessa, kutistuessa ja hävitessä ovat uhanalaisten kasvien kasvupaikatkin vähentyneet. Rantaniittyjen uhanalaistuminen on



Kuva 9. Ruijanesikko on eräs rantaniityillä viihtyvästä uhanalaisista kasvilajeista. (Kuva: Jorma Pessa).

aiheuttanut myös monen ennen rantaniityille tyypillisenkin kasvin uhanalaistumisen, sillä useat näistä ovat sellaisia, jotka ovat olleet laidunnuksesta hyötyviä tai jopa riippuvaisia. Muun muassa rönsysorsimo (*Puccinellia phryganodes*) ja suolayrtti (*Salicornia europaea*) ovat kärsineet rantaniittyjen hoidon loppumisesta. Esimerkiksi suolayrttiä kasvaa Pohjois-Pohjanmaan rannikolla enää vain muutamassa paikassa, sillä laidunnuksen loputtua ja rantaniittyjen umpeen kasvettua myös suolayrtille välttämättömät suolamaalaukut ovat hävinneet. Rantaniittyjen hoidolla on uhanalaisten kasvien kannalta saavutettu rohkaisevia onnistumisia, sillä Lumijoen Karvonlahden laitumella on onnistuttu parantamaan ruijanesikon elinmahdollisuuksia ja lisäämään kasvien määrää useisiin satoihin yksilöihin. Kasvupaikka oli ruovikon peittämä jo kaksi vuosikymmentä, mutta kuuden vuoden tehokkaan laidunnuksen ja jopa ylilaidunnuksen jälkeen ruovikko väistyi ja ruijanesikkokasvusto elpyi maaperässä odottavan siemenpankin ansiosta. Kupin niityllä (ei mukana tässä tutkimuksessa), on niiton avulla saatu palautumaan rantaniityn ruijanesikkoesiintymä. Sen uskottiin jo hävinneen niityn ollessa täysin ruovikoitunut, kunnes viisi vuotta hoidon aloittamisen jälkeen löydettiin jälleen muutama pieni kasvusto. Tämä herättää toiveita myös muiden rantaniittyjen uhanalaisten kasvien esiintymien elpymisestä.

Perämeren rannikon rantaniityille tyypillisiä lajeja ovat myös niin sanotut ruijanesikkoryhmän lajit. Ruijanesikkoryhmän lajit ovat levinneisyyseltään pohjoisia. Niiden päälevinneyssualue on Jäämeren piirissä, mutta niillä on erillisesiintymä Itämeren alueella, eräillä ainoastaan Perämeren rannoilla (Siira & Pessa 1992). Ryhmään kuuluvat edellä mainittujen uhanalaisten lajien lisäksi muun muassa meri-, suola-, somer- ja vihnesara, (*Carex mackenziei*, *C. halophila*, *C. glareosa* ja *C. paleacea*), merihanhikki, merinätkelmä (*Latyrus japonicus* ssp. *maritimus*), merivalvatti (*Sonchus arvensis* var. *maritimus*) ja suolasänkiö (*Odontites litoralis*). Tutkimuksessamme olleilla merenrantaniityillä esiintyi useita ruijanesikkoryhmän lajeja.

Ekstam ja Forshed (1992) ovat määritelleet merenrantaniityille ja -laitumille niin sanottuja indikaattorilajeja. Niittyjen ja laidunten indikaattorilajit ovat

kilpailullisesti heikkoja lajeja, jotka hyötyvät niitosta ja laidunnuksesta, mutta kärsivät jos häiriö loppuu. Näitä niin sanottuja niittyjen ja laidunten indikaattorilajeja esiintyy usealla tutkimallamme niityllä. Tutkimusalueemme niityillä esiintyviä indikaattorilajeja ovat muun muassa rönsyrölli, nurmirölli, vesihilpi, suolavihvilä, vesisara, rantanätkelmä, luhtakuusio, punanata, hanhenpaju, suo-orvokki ja konnanleinikki. Huomionarvoista on, että osalla tutkituista alueista ne ovat jopa valtalajeina. Tolonen (1999) havaitsi tutkimuksessaan osittain samoilla koealueilla, että laitumien iän kasvaessa indikaattorilajien määräkin kasvaa. Pisimpään laidunkäytössä olleella Mäntyranan laitumella näitä lajeja onkin kaikista eniten (Taulukko 1).

Perinnebiotooppien seurantaohjeissa (Pykälä ym. 1994) mainitut perinnebiotooppien huomionarvoiset lajit ovat osittain samoja kuin Ekstamin ja Forshedin (1992) mainitsemat indikaattorilajit. Pohjois-Pohjanmaan 23 huomionarvoisesta lajista merenrantaniittyjen lajeja on 13. Näistä osa on niin sanottuja ruijanesikkoryhmään kuuluvia lajeja.

Rantaniityillä, joiden laidunnus tai niitto loppuu, kilpailukykyiset kasvit, kuten korkeakasvuiset, leveälehtiset ja mätästävät lajit sekä pensaat ja puiden taimet yleistyvät ja niiden peittävyys tulee kasvamaan (Huhta & Rautio 1998). Hoidon lopettaminen johtaa usein yhden lajin dominanssiin (Bakker & Ruyter 1981), kuten niityn ruovikoitumiseen. Järviruoko menestyy kaikenlaisilla rannoilla maaperästä tai ekspositiosta riippumatta ja muodostaa suuria, lajistoltaan köyhiä kasvustoja, jossa muilla lajeilla ei ole jalansijaa.

Pinta- tai maarönsyjä tekevät kasvit hyötyvät laidunnuksesta mätästäviin ja ruusukekasveihin verrattuna (ks. Pykälä 2001 s. 46), mikä useilla Liminganhedenkin koealoilla näkyy muun muassa rönsyröllin runsautena. Myös Kaupin (1965) mukaan laidunnusta kestävät lajit ovat matalakasvuisia ja kasvullisesti rönsyillä lisääntyviä. Lisäksi yksivuotisten kasvien on todettu hyötävän laidunnuksesta enemmän kuin monivuotisten. Matalat monivuotiset sen sijaan hyötyvät enemmän kuin korkeat monivuotiset kasvit (Belsky 1992).

Ympäristöolojen muuttuessa kasville on eduksi myös muuttaa rakennettaan. Muita plastisemmat kasvit sopeutuvat siksi paremmin laidunnukseen ja niittoon (Pykälä 2001). Myös kasvullisesti heikommat lajit pärjäävät laidunneilla rantaniityillä paremmin dominanttilajien kuten järviruo'on vähentyessä. Tällaisia lajeja ovat muun muassa hentosuolake ja rantaluikka sekä useat vesikasvit (Kauppi 1965), joita esiintyy useilla tämänkin tutkimuksen rantaniityistä.

Taulukko 1. Lajimäärät ja huomionarvoisten kasviryhmien lajimäärät seurannassa mukana olleiden kohteiden koaloilla vuonna 2003 (Hyrynrinta, Mäntyrinta, Säärenhieta, Sarkkiranta v ja n, Temmesjoen suisto, Virkkula) ja 2004 (Karvonlahti, Kutukari, Pitkänokka).

Koealat	Hyryn- rinta	Karvon- lahti	Kutu- kari	Mänty- rinta	Pitkä- nokka	Säären- hieta	Sarkki- rinta (v)	Sarkki- rinta (n)	Tem- mes- joe- n suis- to	Virkkula
Lajeja yht.	34	9	38	67	25	7	36	34	31	28
Niittyjen indikaattorit	6	2	4	10	2	3	4	3	6	4
PB- huomionarvoiset	4	1	2	6	2	1	3	3	3	2
Ruujanesikko- ryhmän lajit	4	2	2	5	3	2	4	2	5	1

Lajitiheys, lajimäärä ja diversiteetti

Eri hoitomuotojen tuloksia verrattaessa voidaan havaita, että niitettyjen ja laidunnettujen alojen koeruuduilla vain muutamassa tapauksessa lajitiheys neliömetriä kohti oli suurempi kuin umpeenkasvaneella pensaikonpoistoalalla. Niitto- ja laidunaloilla kuitenkin niittykasvien osuus oli suurempi. Koeruutujen lajitiheydet olivat suurimmat kauimmin hoidossa olleilla alueilla, kuten oli odotettavissakin. Mäntyrintan keskimääräinen lajilukumäärä oli linjakoealalla 14,7/m² ja neliökoealalla 16/m². Sarkkirinnan neliökoealalla lajitiheys oli 14,2 lajia neliömetriä kohti. Hyrynrintan laitumella koealojen lajitiheydet olivat myöskin suuria: 14,3 ja 11,3 lajia neliömetriä kohti. Hyrynrintan laidun poikkeaa hieman kahdesta edellisestä hoitohistoriansa suhteen. Hyrynrintaa on sotia ennen niitetty ja laidunnusta on ollut 1980-luvulle asti, mutta tämän jälkeen (ennen nykyistä laidunnusta) hoidossa on ollut noin 15 vuoden tauko. Niitty on kuitenkin koko ajan pysynyt melko avoimena.

Pykälän (2001) mukaan laidunnetun rantaniityn lajitiheydet ovat suurempia kuin rehevöityneiden tai umpeutuvien rantaniittyjen ja korkea lajilukumäärä pienellä alalla indikoi luonnoltaan arvokasta niittyä. Kuitenkin Virkkulan pensaikonpoistoalalla keskimääräiseksi lajitiheydeksi laskettiin toisella neliökoealalla 12,1 ja toisellakin jopa 11,7 lajia/m². Kontrollialueen käsittelemättömällä alalla lajitiheys oli pienempi. Lajistoa tarkasteltaessa voidaan havaita, että myös Virkkulan suuren lajitiheyden syynä on todennäköisesti reunavaikutus.

Kokonaislajimäärä yksittäisiä koaloja vertailtaessa oli korkein niittoniityllä, mutta niittoalueen lajitiheydet eivät yltäneet vanhojen laitumien lajitiheyksiin tasolle. Tämä tulos poikkeaa kirjallisuudessa esitetyistä tuloksista, joiden mukaan niittoniittyjen lajitiheydet olisivat korkeampia kuin laidunnettujen niittyjen lajitiheydet (Pykälä 2001). On kuitenkin todettava, että tutkimusaineistoa on Suomesta vain vähän ja niittyjen erilaisuudesta johtuen lajitiheyksiä on hankala sellaisenaan verrata. Etenkin kosteilla niityillä lajitiheyden on

todettu vaihtelevan niittytyypeittäin suuresti ja rantaniityt ovat jälleen asia erikseen. Ruotsalaisen tutkimuksen mukaan rantaniittyjen lajimäärät ovat alhaisia vaikka aluetta laidunnettaisiinkin tehokkaasti. Esimerkiksi Upplannissa Ruotsissa rantaniityillä oli Almquistin (1929) tutkimuksessa keskimäärin vain 9 putkilokasvilajia/neliometri. Pohjois-Euroopan niittyihin verrattuna merenrantaniittyjemme putkilokasvitiheys onkin todella alhainen, sillä virolaiselta lehtoniityltä on laskettu jopa 74 lajia neliometrillä (Kukk & Kull 1997). Ruotsissa normaali putkilokasvilajimäärä niitetyillä tuoreilla niityillä on 25 – 40 lajia neliometriä kohti (Eriksson & Jakobsson 1998).

Tutkimuksessamme pienimmät lajitiheydet mitattiin laitumilla, joilla todettiin ainakin paikallista ylilaidunnusta. Näillä laitumilla keskimääräiset lajitiheydet olivat 2,3-4,3 neliometriä kohti. Hoidon kestolla näyttää olevan vaikutusta lajitiheyteen samoin kuin laidunnuspaineella. Lajitiheyteen vaikuttaa niiton ja laidunnuksen lisäksi myös muun muassa maaperän pH. Grimen (1973, ks. Pykälä 2001, s.31) mukaan lajitiheys kasvaa pH:n noustessa. Maaperän kosteus ja ravinteisuus saattavat myös muovata laidunnuksen ja niiton vaikutuksia lajiston monimuotoisuuteen. Tässä tutkimuksessa kyseisiä maaperämuutujia ei kuitenkaan huomioitu.

Useimpien tämänkin tutkimuksen koealojen tulokset vastaavat kirjallisuudessa esitettyjä tuloksia niiton ja laidunnuksen vaikutuksista kasvillisuuteen ja etenkin suurikasvuisiin valtalajeihin, kuten järviruokoon (mm. Grime 1979, Ausden ym. 2005). Tutkimusten mukaan laidunnuksella ja niitolla saadaan järviruokokasvustot merkittävästi pienemään ruovikoituneilla rantaniityillä. Suurten kasvien väheneminen ja pieneminen vaikuttaa epäsuorasti lajiston monipuolistumiseen siten, että muut kasvit kärsivät vähemmän kuin suuret eli periaatteessa hyötyvät. Kasvien koon pienemisen johdosta samalle alalle mahtuu enemmän kasveja (Grime 1990). Korkeassa ja tiheässä kasvillisuudessa maahan saapuvan valon määrä on pieni, eikä valo riitä monenkaan kasvilajin taimien itämiseen (Belsky 1992). Taimien itäminen on vaikeaa myös runsaassa karikkeessa.

Laidunnuksen ja niiton vaikutuksesta kasvillisuus muuttuu tiiviimmäksi veros määrän lisääntyessä (Aune ym. 1996). Mikäli laidunnuspaine ei ole liian korkea, kasvillisuuden peittävyys saattaa maan pinnan lähellä säilyä samana tai kasvaa (Ellison 1960).

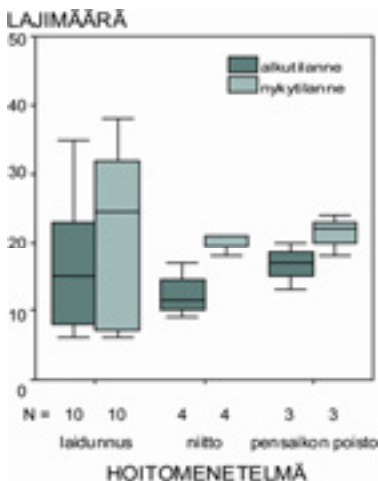
Hellström (2004) toteaa tutkimustensa osoittaneen, että vielä viidessä vuodessa ei pelkän niiton ja laidunnuksen avulla pystytä lisäämään lajirikkuutta, mutta perinteisen matalakasvuisen lajirikkaan niityn ulkonäkö ja rakenne voidaan kuitenkin palauttaa. Omassa tutkimuksessamme kuitenkin todettiin lajirikkauden lisääntyneen huomattavasti jo verrattain lyhyessä ajassa muun muassa Temmesjoen suiston niittoalalla. Myös Tolonen (1999) havaitsi tutkimuksessaan saman niittoalan haravoidulla osalla jo 8 vuotta aikaisemmin diversiteetin kasvaneen.

Verrattaessa Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin (H') arvoja tutkimuksessa mukana olleilla koaloilla kasvillisuuden seurannan alkutilanteen ja nykytilanteen välillä, voidaan havaita, että useimmilla koaloilla diversiteetti on kasvanut (Kuva 11). Ainoastaan Karvonlahden koaloilla ja Säärenhiedan yhdellä koalalla H' -arvot olivat laskeneet. Myös Sarkkirannan nauha-koalalla oli H' -arvo lievästi pienentynyt. Lajimäärän ja diversiteetti-indeksiä välillä on yleensä positiivinen suhde, joten alueella, jolla on suurempi lajimäärä, on yleensä myös suurempi indeksiarvo. Eri alueiden indeksiarvoja keskenään verrattaessa on muistettava, että indeksit antavat vain karkean kuvan yhteisön rakenteesta ja soveltuvat parhaiten samankaltaisten yhteisöjen vertailuun (Hanski ym. 1998).

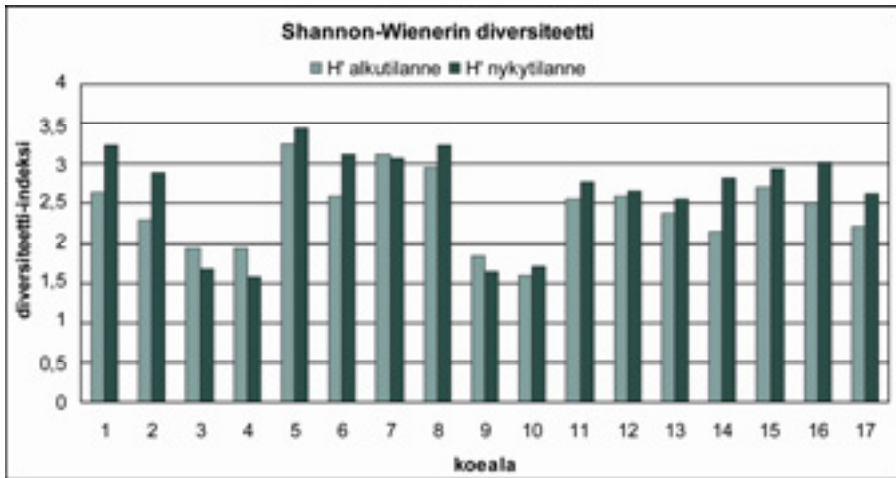
Yleisesti suurimpia niittyihin kohdistuvia uhkia ja syitä niittyjen eliölajien taantumiselle, lajistokoostumuksen haitallisiin muutoksiin sekä lajiversiteetin pienenemiseen ovat niittyjen pelloiksi raivaus, metsittäminen, umpeenkasvu niitto- ja laidunkäytön loputtua, lannoittaminen ja rehevöityminen. Niittykasveja on vähentänyt myös kesämökkirakentaminen, ojittaminen, niittyjen pirstoutuminen ja eristyminen toisistaan sekä torjunta-aineiden käyttö. Lisäksi ilmansaasteet, kuten typpilaskeuma ja happamat sateet sekä kohooneet ilman hiilidioksidipitoisuudet ja alailmakehän otsonipitoisuudet saattavat vaikuttaa haitallisesti niittykasvillisuuteen (Linusson 1999, Pykälä 2001).

Kasvillisuuden korkeus

Nurmitikkumittausten yhteydessä havaittiin, että laidunnetuilla niityillä kasvillisuuden korkeus vaihteli laitumen eri osissa ja tarkoin syödyt kohdat vaihtelivat korkeamman, vähemmän syödyn kasvillisuuden kanssa. Nurmitikkumittaukset osoittivat niityn yläosien yleensä olevan lyhyemmäksi syötyjä kuin niityn alaosat. Näillä laitumilla karja ehkä mieluiten oleskeli juuri niityn yläosissa. Rantaniityillä, joilla laidunpaine oli alhainen, kasvillisuus oli tasakorkuista jopa koko laitumen alueella tai laikuittain matalammaksi syöty.



Kuva 10. Lajimäärän muutokset eri menetelmin hoidetuilla rantaniityillä verrattaessa seurannan aloitustilannetta nykytilanteeseen. Laidunnettujen niittyjen suureen hajoontaan vaikuttaa muun muassa yhteen laskettujen niittyjen erilaiset hoitohistoriat (ks. Tutkimusalueen kuvaus).



Kuva 11. Koealoille lasketut Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin arvot (H') seurannan alkuvaiheessa ja nykytilanteessa. Useimmilla koealoilla diversiteetti on kasvanut. 1 ja 2 = Hyrynrinta, 3 ja 4 = Karvonlahti, 5 = Mäntyrinta, 6, 7 ja 8 = Sarkkiranta, 9 ja 10 Säärenhietä, 11, 12, 13 ja 14 = Temmesjoen suiston niittoala, 15, 16 ja 17 = Virkkulan pensaikonpoistoala.

Laidunnetuille niityille on tyypillistä, että laidunnuspaine on niityn eri osissa erilainen ja siksi laidunnus synnyttää pienipiirteistä vaihtelevuutta (Pykälä 2001). Tämä johtuu siitä, että eläimet laiduntavat toisia kasvillisuustyyppisiä enemmän kuin toisia ja toiset kasvit saattavat vain maistua paremmalle (esim. Pehrson 1977). Karjan on todettu esimerkiksi suosivan matalaa kasvillisuutta, jossa on runsaasti nuoria kasvinosia (Wallis de Vries & Daleboudt 1994). Valoisassa kasvaneet kasvit sisältävät enemmän sokeria ja ovat maittavampia kuin varjossa kasvaneet (Korpilo 1997).

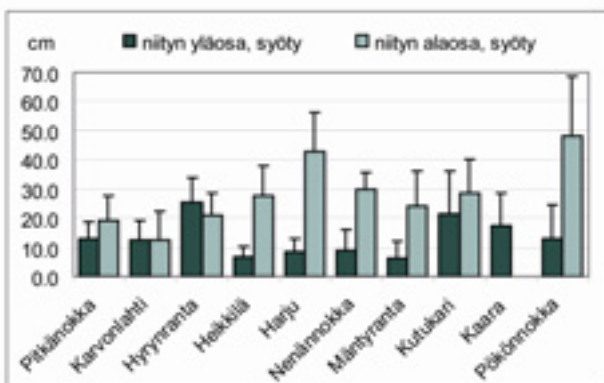
Kasvillisuuden keskimääräisissä korkeuksissa ei laidunten välillä ollut tilastollisesti merkitseviä eroja. Keskimäärin kasvillisuuden korkeus oli vuonna 2004 noin 25 cm sellaisilla laitumilla tai laitumen osilla, joilla laidunpaine näytti olevan melko alhainen. Hieman syödyillä laitumilla tai laitumen osilla kasvillisuuden keskikorkeus oli noin 13 cm. Kasvillisuuden korkeus pienenee laidunpaineen kasvaessa (Andresen ym. 1990). Luonnon monimuotoisuuden kannalta matalaksi syöty laidunniitty on paras, sillä merkittävä osa niittyeliöistä viihtyy parhaiten voimakkaasti laidunnetuilla alueilla. Ruotsissa laidunniittyjen hoidon tavoitteeksi on määritelty, että keskimääräinen kasvillisuuden korkeus kasvukauden lopussa kuivilla ja tuoreilla mailla olisi korkeintaan 3 cm, kosteilla mailla 5 cm ja suursaraisilla mailla 7 cm (Naturvårdsverket 1997). Nurmitikkumittausten kohdelaitumilla ei mitattu näin matalia tuloksia. Lyhyimmiksi syödyt versot olivat 1 – 4 cm, mutta keskiarvoja tarkasteltaessa lyhyimmiksi syödyt niityn yläosat löytyivät Mäntyrintasta (6,3 cm) ja Säärenperältä Heikkilän tilan (6,55 cm) ja Harjun tilan laitumilta (8,64 cm) (Kuva 12). Tutkimuksessa mukana olleiden niittyjen yläosia ei

voida kuitenkin luonnehtia suursaraniityiksi. Monien uhanalaisten eliöläjien kannalta olisi suotavaa, että laidunnus ulottuisi vesirantaan saakka. Muun muassa mutayrttikasvillisuus ja upossarpio viihtyvät laidunnetuilla rannoilla. Kahlaajalinnuille vesirannan matala kasvillisuus on myös elintärkeää.

Verrattaessa nurmitikkumittausten tuloksia vuosilta 2004 ja 2005 (Kuva 13) voidaan havaita, että Hyrynrantaa ja Kutukaria lukuun ottamatta kaikilla muilla laitumilla vuoden 2005 niityn keskimääräiset korkeudet ovat suurempia kuin vuonna 2004. Nenännokan kasvillisuuden poikkeuksellisen suureen korkeuseroon edellisvuoteen verrattuna lienee syynä laidunnuksen loppuminen. Molempina vuosina lyhyimmiksi syödyt alueet sijoittuivat pääasiassa laidunnettujen niittyjen yläosiin.

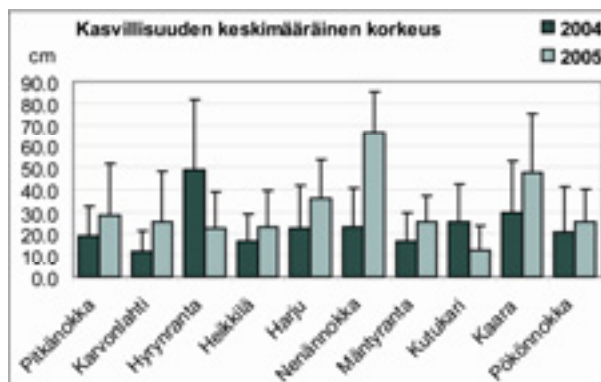
Kasvillisuuden korkeuteen näyttää tulosten perusteella vaikuttavan sekä laidunpaine että laidunnushistorian kesto. Niittyjen kasvillisuuden korkeus oli pienin alueilla, joilla sekä hoitohistoria oli pitkä että laidunnuspaine suuri. Pearsonin korrelaatiomatriisista (liite 2) havaitaan, että niityn korkeus vuonna 2005 korreloi laidunpaineen kanssa ja korrelaatio on tilastollisesti merkitsevä ($p = 0,05$). Lineaarinen regressioanalyysi osoitti eläinten lukumäärän yhdessä laidunkoon kanssa selittävän 89,4 % niityn kasvillisuuden korkeuden vaihtelusta. Varianssianalyysillä (ANOVA) varmistettiin mallin sopivan aineistoon ($F=39,07$; $p = 0,000$).

Eri eläinyksilöillä saattaa olla eroja mieltymyksissä ja oma vaikutuksensa laidunten kasvillisuuden loppukorkeuteen. Useimmilla laitumilla laidunsi kesällä 2004 sekä lehmiä, hiehoja että vasikoita, minkä vuoksi oli mahdoton eritellä, paljonko eläinlaadulla oli vaikutusta mitattuihin kasvillisuuden korkeuksiin. Laiduntiedoista eläinten rotuja ei tarkemmin selvitetty. Brelinin (1975) tutkimuksissa (Pykälä 2001) esimerkiksi Hereford –rotuisten nautojen on todettu syövän joitakin rotuja enemmän lehtipuita ja liharotuisten nautojen on puolestaan todettu laiduntavan vesakkoa tehokkaammin kuin maitorotuiset (Korpilo 1997). Erityisesti pensoittuneilla rantaniityillä tai rantaniityn alkukunnostuksessa rotu kannattaa ottaa huomioon tehokkaimman tuloksen aikaansaamiseksi.



Kuva 12. Nurmitikkumittausten tuloksia laidunkauden lopulla 2004. Kasvillisuuden keskimääräiset korkeudet rantaniityn yläosan ja alaosan (+ vesirannan) parhaiten syödyillä alueilla. Kaarannokan niityn alaosan mittaustulokset puuttuvat korkean veden vuoksi.

Kuva 13. Laidunniittyjen kasvillisuuden keskimääräinen korkeus koko laidunalueella nurmitikkumittauksissa laidunkauden loppuvaiheessa vuosina 2004 ja 2005. Jana osoittaa keskihajonnan.



Muutoksia maisemassa

Pitkään jatkunut rantaniittyjen hoito on muovannut rannikon maisemaa pitäen hoidetut niityt pensaattomina, matalakasvuisina ja avoimina. Karjan laidunnus luo niityille useita pienhabitaatteja syömisen, tallaamisen ja ulosteiden kautta. Laidunnus ja niitto korostavat merenrantaniittyjen erityispiirteitä vaikuttaen kasvillisuuteen osittain samalla tavoin kuin vesi ja jää.

Viimeaikaiset muutokset ympäristötekijöissä ja maataloudessa näkyvät rantaniittyjen kasvillisuudessa ja maisemassa. Ennen laajat ja avoimet niityrannat kasvavat tänä päivänä monin paikoin ruovikkoa ja pensaikkoa. Vielä vuosisadan alussa järviruoko oli Leiviskän tutkimuksien mukaan luonteenomainen, mutta harvinainen Perämeren rannoilla. Sitä kasvoi ainoastaan suojaisissa, maaperältään savipitoisissa lahden poukamissa (Vainio & Autti 1994). Tällöin järviruoko oli vielä jopa tärkeä rehukasvi, jota niitettiin karjalle talvirehuksi. Järviruoko on yleistymisen kertoo niin vesien rehevöitymisestä kuin perinteisten maankäyttömuotojen muutoksista. Merenrantaniittyjen säilymistä tulevaisuudessa saattaa uhata myös ilmaston lämpenemisen aiheuttama jääpeitteen heikkeneminen ja sitä kautta rantoihin kohdistuvan jään kuluttavan vaikutuksen väheneminen (Vainio ym. 2001).

Myös niittytyyppien yleisyydessä ja lajikoostumuksessa voidaan havaita muutoksia 40-90 vuotta sitten kerättyihin aineistoihin verrattuna. Laidunnuksen päätyttyä erityisesti suolamaat ovat vähentyneet ja matalien ja/tai maaperän suolaisuutta vaativien kasvilajien frekvenssit ovat pienentyneet. Perämeren pohjoisosissa esimerkiksi suolavihviläniityt ovat vähentyneet, kun taas jokapaikansaravaltaiset niityt ovat lisääntyneet. (Vainio & Autti 1994). Silloin tällöin suolamaalaikkuja syntyy luontaisesti jään repiessä ja tuhotessa kasvillisuutta. Laiduntamisen aikaansaamia suolamaalaikkuja puolestaan syntyy kun karja tallaa maan niukkakasviseksi tai paljaaksi, jolloin maan pintakerros tiivistyy ja pinnan suolapitoisuus kasvaa (Kauppi 1965). Suolamaalaikkuja onkin alkanut kehittyä useille uudelleen laidunkäyttöön otetuille alueille, jotka ovat olleet mukana tässä tutkimuksessa. Suolamaille tyypillisen kasvilajiston kehittyminen voi viedä silti aikaa eivätkä kaikki lajit välttämättä

palaa samoille alueille enää uudestaan. Laiduntamisella on kuitenkin merkittävä myönteinen vaikutus suolamaiden määrään, joita on nykyisin Perämeren alueella varsin vähän.

Niityn laajuus, matalien kasvillisuusvyöhykkeiden monimuotoisuus ja harvinaisten tai uhanalaisten kasvillisuustyyppien (erityisesti suolamaiden) esiintyminen ovat merenrantaniittyjen edustavuuden kriteereitä. Nämä piirteet tai jokin niistä ovat tyypillisiä eritoten hoidetuille merenrantaniityille. Luonnontilainen merenrantaniitty saattaa olla vain kapea kaistale rannan tuntumassa. Luonnontilaisiin verrattuna hoidetut niityt ovat usein huomattavastikin leveämpiä, sillä perinteinen niitto ja laidunnus laajentavat niittyvyöhykettä maalle päin (Vainio ym. 2001). Laiduntamisen vaikutus rantaniittyjen leveyteen on erityisen hyvin näkyvissä Lumijoen Pitkänokan laajoilla rantalaitumilla, joilla metsän ja vesirajan väliin saattaa jäädä jopa lähes kahden kilometrin levyinen rantaniitty. Luontotyypeistä laidunnus kohdistuukin useimmiten merenrantaniittyihin.

Paitsi rantaniittyihin, laidunnus voi vaikuttaa myös muihin luontotyyppeihin, joita ovat esimerkiksi kluuvijärvet, dyynit, nummet ja maankohoamisrantojen primäärisuknessiometsät. Laidunnuksen vaikutuksesta maankohoamisrannikon luonnonmetsien samoin kuin kluuvijärvien luontainen suknessiokehitys häiriintyy. Suojeltavia primäärisuknessiovaiheen luonnonmetsiä tulisi siksi sisällyttää vain rajoitetusti laitumiin. Nummilla lievä laidunnus sen sijaan on sallittua ja hoidon kannalta jopa suotavaa.

Erotuksena menneisiin aikoihin on Liminganlahdenkin laajoilla rantaniityillä monin paikoin nähtävissä niittyjen yläosien usein rehevämpi kasvillisuus. Tämä johtuu Jensenin (1985) mukaan osittain siitä, että laajoilla rantaniityillä naudat kerääntyvät yöksi niittyjen yläosiin ja kuljettavat samalla ravinteita niittyjen alaosista yläosiin. Toinen syy rantaniityn yläosan rehevämmälle kasvillisuudelle voi kuitenkin olla ruokintapaikan sijainti niityn yläosassa ja eläimille tuotu lisärehu. Muutamilla suurilla rantalaitumilla eläimille tuodaan syksyllä rehupaali lauman tarhaan houkuttelemiseksi. Lisärehu lisää ravinteita kiertoön, kun perinnemaisemilla olisi tärkeää, että ravinnetalous olisi negatiivinen eli ravinteita pitäisi poistua niityltä. Greenin (1972) tutkimusten mukaan kuivilla ja tuoreilla niityillä sekä suoniityillä vähäravinteisuus eli typen, fosforin ja mahdollisesti kaliumin vähäinen tai melko vähäinen määrä on monipuolisen niittykasvillisuuden edellytys. Rantaniityillä tilanne ei kuitenkaan ole näin yksiselitteinen, sillä ravinteiden määrä saattaa luonnostaankin vaihdella huomattavasti eri rantaniitytyypeillä. Joillekin rantaniittyjen kasveille runsasravinteisuus ja typen runsaus on jopa tarpeen (Ernst 1978). Lisärehun johdosta typen- ja fosforinsuosijakasvit usein kuitenkin lisääntyvät ja kasvillisuus rehevöityy, mikä ei ole toivottava suuntaus. Rehevöitymisen seurauksena matalakasvuiset rantaniityt muuttuvat korkearuohoisiksi tai ruokoituvat.

Rantaniittyjen maisemaa muuttaa usein myös niittyjen ojitus (Pykälä 2001). Ojitus kuivattaa rantaniittyjä, jonka seurauksena kosteat kasviyhdyksunnat häviävät ja kuivumisesta hyötyvät pensaat leviävät rantaniitylle (Markkola ym. 1993). Tutkimusalueella rantaniittyjä on ojitettu vain paikoin esimerkiksi Pitkänokalla, Kaarannokalla, Säärenperällä ja Karvonlahdella, mutta haitalliset muutokset näkyvät kasvillisuudessa ja maisemassa. Varsinkin niitykasvillisuus kärsii ojituksesta. Myös runsas kesämökkirakentaminen näkyy usein rantamaisemassa leveiden venevalkamien halkoessa rantaniittyjä. Kesämökkien rakentaminen on jopa hävittänyt rantaniittyjä. Tutkimuksen kohteena olleilla niityillä ei kuitenkaan ollut laitumia halkovia venevalkamia.

Tutkimuksemme mukaan laidunnuksella ja niitolla on saavutettu tavoiteltuja maisemallisia arvoja, edellyttäen, että hoito todellakin on jatkunut koko seuranta-ajan. Entisistä ruovikoituneista niityistä on tullut matalakasvuisempia ja joillakin niityistä ruovikko on jopa lähes hävinnyt.

Tuloksiin vaikuttavia seikkoja

Sääolojen vaikutus

Perinnebiotooppien kasvillisuuden määrän on todettu vaihtelevan perinnebiotoopeilla suuresti eri vuosina sääolojen vaihtelun vuoksi (Pykälä 2001). Kasvukauden sääolot vaikuttavat kulloinkin käytettävissä olevaan rehun määrään (Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000) ja saattaa siten aiheuttaa ylitai alilaidunnusta. Runsassateisena kesänä kasvillisuus voi muodostua normaalia rehevämmäksi, joka tarkoittaa, että karjalle on tavallista enemmän syötävää, jolloin laitumella vaikuttaisi olevan alhainen laidunpaine.

Tarkasteltaessa sääolosuhteita koko tutkimusajalta 1993-2004 erottuu muista vuosista poikkeuksena vuosi 2004. Kasvukauden 2004 jokaisen kuun sademäärät ovat reilusti 30 vuoden (1971-2000) vertailukeskiarvoa suuremmat. Heinäkuun 2004 keskimääräinen sademäärä, 178,3 mm, oli jopa kolminkertaisesti vertailukeskiarvoa suurempi. Toinen poikkeuksellinen vuosi on 1993, joka vaikuttaa olleen poikkeuksellisen viileä ja keskiarvoa vähäsateisempi. Myös vuoden 2000 kesäkuu on ollut erityisen runsassateinen, mikä saattaa olla syynä ainakin eräiden rantaniittyjen poikkeukselliseen runsaaseen kasvillisuuteen. Kasvillisuuden kannalta olisi ehkä ollut kannattavampaa verrata lämpötilan sijasta eri vuosien tehoisia lämpösummia.

Joillakin laitumilla runsaat sateet saattoivatkin olla osasyynä näennäisesti lähes olemattomaan laidunpaineeseen kesällä 2004. Keskivertokesänä tilanne olisi saattanut olla aivan toinen. Eräillä laitumilla oli loppukesällä 2004 kuitenkin havaittavissa selkeää ylilaidunnusta ja kasvillisuus jopa puuttui laajoilta alueilta. Kaupin (1965) mukaan Liminganlahden rantaniityillä paksu savi-kerros lähellä maanpintaa tekee maan huonosti vettä läpäiseväksi. Karjan tallatessa rantalaitumia sateen jälkeen, pintakerrokset helposti liettyvät, jolloin kasvipeite tulee aukkoiseksi ja saattaa kokonaan jopa hävitä. Laitumien

kasvittomuuteen saattaa olla osasyynä paitsi erityisen runsassateinen kesä, joka on aiheuttanut maan pintakerroksien liettymisen myös liian suuri eläinmäärä ja ylilaidunnus. Kun nautoja on paljon, ne myöskin liikkuvat suurina laumoina ja syövät laikuittain, jolloin toiset laitumen osat saattavat kohdata ylilaidunnusta, kun taas toiset osat jäävät kokonaan syömättä. Tasaisemman syöntituloksen saavuttamiseksi laajoja merenrantaniittylaitumia tulisikin lohkoa, jotta laidunpainetta pystyisi säätelemään. Laidunkauden sääoloja olisi myös tärkeä seurata ja säädellä sen mukaan laidunpainetta rantaniitylle sopivaksi. Mikäli maaperä liettyy kovista sateista, tulee eläinmäärää vähentää. Mikäli sääolot saavat kasvillisuuden runsastumaan, voi eläinmäärää lisätä. Laiduntavien eläinten pitäisi pääsääntöisesti pystyä elämään laitumen tuoton varassa ilman lisärehua. Sääolojen vaihtelevuuden takia korvaavia varalaidunlohkoja tulisikin olla säännöllisten laitumien läheisyydessä.

Muut seikat

Rantaniittyjen koealaseurannassa ongelmana on ollut että joillakin koaloilla merkkitolppia on kaatunut ja hävinnyt jäiden mukana tai karjan kaataessa. Ruutujen paikat ovat siten saattaneet liikkua, millä voi olla vaikutusta tuloksiin muun muassa lajimäärän osalta. Lajimäärän lisääntyminen ei siten välttämättä ole täysin todellista, vaan lajit ovat hyvinkin voineet olla paikalla jo aikaisemmin, mutta eivät vain ole osuneet ruudulle. Mahdollista on myös, että toisina vuosina kasvillisuus on ollut ruuduilla paljon matalammaksi syötyä, eikä kasveja ole tämän vuoksi pystytty tunnistamaan lajilleen. Nauha-koealojen aineiston ongelmana on ollut se, että aineistosta ei pysty erottamaan eri vyöhykkeitä eikä nauhakoeala ole välttämättä joka vuosi kulkenut täsmälleen samasta kohdasta. Peittävyksien arvioinnissa sen sijaan on otettava huomioon, että arvioijia on ollut useita ja prosenttipeittävyksien silmämääräinen tulkinta on aina arvioijasta kiinni. Arvio ei siten ole täysin objektiivinen.

Rantaniittyjen hoidon tulevaisuuden näkymät

Maanviljelijät ovat vuodesta 1995 alkaen voineet hakea maatalouden ympäristötuen erityistukea perinnebiotooppien hoitoon. Tukea on myönnetty muun muassa rantaniittyjen laiduntamiseen ja niittämiseen. Erityistuella onkin saatu suurin osa perinteisen niittytalouden aikaansaamista rantaniityistä uudelleen hoidon piiriin. Tutkimuksessa mukana olleista rantaniittykohteista useimmat ovat nykyisin erityistuen piirissä. Nykyisellä tukimuodolla uusia erityistukisopimuksia voidaan tehdä ainakin vuoteen 2006 asti. Euroopan Unionin maatalouspolitiikka tulee muuttumaan seuraavalla rahoitusohjelmakaudella, joka koskee vuosia 2007 – 2013. Yleinen maatalouspolitiikka (CAP), jonka osuus maatalouden tuista on yli 30 %, tulee uudistumaan. Maatalousviranomaiset ovatkin arvioineet, että vuonna 2005 voimaan astuva cap -viljelytuki uudistus saattaa vähentää eläinten pitoa ja laidunnusta ja vaikuttaa siten myös ran-

taniittyjen hoidon tulevaisuuteen. Horisontaalisen maaseudun kehittämisohjelman piiriin kuuluvan ympäristötuen tulevaisuudesta ei ole vielä varmaa tietoa. EU:n tulevan maaseudun kehittämisselityksen toimintalinjat vuosille 2007 – 2013 tulevat näillä näkymin sisältämään myös ympäristötuet. Uudessa kehittämisselityksessä otetaan aikaisempaa selvemmin huomioon myös Natura 2000 –alueet ja niiden perustana oleva Euroopan Yhteisön Neuvoston antamat lintu- ja luontodirektiivit. Tavoitteena on edistää direktiiveissä mainittujen eliölajien ja luontotyyppien suojelua ja hoitoa. Tukikohteilla tulee erityisesti valvottaviksi kohteet, joilla esiintyy lintu- ja luontodirektiivin lajeja.

Emolehmätuotannon kasvu on lisännyt viljelijöiden kiinnostusta luonnon niittyjen hoitoa kohtaan. Suuret karjamäärät vaativat laajoja laitumia ja rehualoja. Luonnon niityt ovatkin osoittautuneet houkutteleviksi kesälaitumiksi Oulun seudun rannikkoalueella, missä merenrantaniityt ovat laajoja ja rehuntuoltaan riittäviä. Luonnon niittyjen heikompi rehuntuotokyky kylvönurmiin verrattuna edellyttää matalaa laidunpainetta. Koska rantaniittyjen rehuntuotto painottuu kasvukauden alkupuolelle, tulee karjamäärä mitoittaa rehuntuottoa vastaavaksi. Rehunmäärän suuri vaihtelu kasvukauden aikana vaikeuttaa sopivan laidunpaineen arvioimista ja voi johtaa eläinten kasvun hidastumiseen. Ympäristötuen erityistuen on otettu huomioon eläinten heikentynyt kasvu, joka on luonnonlaiduntamiseen liittyvä piirre.

Merenrantaniittyjen laajaperäinen hoitaminen on nykyoloissa mahdollista vain viljelijöiden harjoittamin maatalouden perinteisin menetelmin. Maataloustukien merkitys merenrantaniittyjen ja muiden perinnebiotooppien hoidossa on erittäin keskeinen. Valtion samaan tarkoitukseen osoittamat muut nykyiset rahoituskeinot ovat tehtävän laajuuteen nähden riittämättömiä. Eräiden arvokkaiden merenrantaniittyjen hoitoa kuitenkin rahoitetaan jo nykyisin ympäristöministeriön tarkoitukseen myöntämällä budjettivaroilla. Lintuvesien ja muiden luonnonsuojelualueiden hoitoon tarkoitetuilla varoilla on kunnostettu ja hoidettu useita Perämeren alueen niittyjä 1990-luvulta lähtien. Viime vuosina myös perinnebiotooppien hoitoon suunnatuilla määrärahoilla on kunnostettu ja hoidettu arvokkaita rantaniittyjä. Lisäksi saariston ympäristöhoitoavustuksella on pystytty hoitamaan Hailuodon arvokkaimpia rantaniittykohteita yhteistyössä paikallisen metsästysseuran kanssa. Nykyisten budjettivarojen säilyttäminen ja tason nostaminen on välttämätöntä, jos halutaan säilyttää arvokkaimmat niityt. Yhteistyötä viranomaisten, maanomistajien, viljelijöiden ja eri kansalaisjärjestöjen välillä tulisi lisätä, jotta arvokkaiden kohteiden hoito voitaisiin toteuttaa mahdollisimman tehokkaasti ja joustavasti.

Valtion ympäristöhallinnon toiminnan painopiste on ollut viime vuosina luonnonsuojeluohjelmien toteuttamisessa. Ympäristöministeriö on kuitenkin arvioinut, että vuoden 2007 jälkeen, jolloin luonnonsuojeluohjelmat ovat pääosin toteutettuja, toiminnan painopiste siirtyy alueiden hoidon ja käytön järjestämiseen. Tässä yhteydessä merenrantaniittyjen hoitoon tultaneen kiinnittämään erityistä huomiota, koska ne ovat sekä luontodirektiivin että luon-

nonsuojelulain tarkoittamia ensisijaisesti suojeltavia luontotyyppejä. Merkittävimmät Perämeren alueen luonnontilaiset rantaniityt sisältyvät jo Natura 2000 –verkostoon ja muista arvokkaista niityistä tullaan tekemään luonnonsuojelulain mukaiset suojeltavan luontotyyppin rajaamispäätökset lähivuosina. Pelkkä suojelualan perustaminen ei rantaniittyjen osalta kuitenkaan riitä, vaan luonnonarvojen säilyminen edellyttää aktiivisia hoitotoimenpiteitä, joiden järjestäminen ja valvonta kuuluvat ympäristöviranomaisille. Tulevissa rahoitusohjelmissä tämä tarve tulisi ottaa huomioon.

Johtopäätökset

Suurimmalla osalla koalueista oli hoidolla saavutettu toivottuja tuloksia. Sekä niitto että laidunnus ovat toimivia hoitomuotoja niin monimuotoisuuden lisäämiseksi kuin maisemallistenkin arvojen edistämiseksi. Laidunnuksen jatkuttua pidempään oli lajimääräkin kasvanut. Samoin oli käynyt niittokohdeella. Oli myös havaittavissa, että parhaimmat tulokset saavutetaan, kun eri hoitomuotoja käytetään yhdessä. Pitkään jatkuva laidunnus ei yksistään takaa kasvillisuuden monipuolistumista, mikäli laidunnuspaine on liian alhainen. Esimerkiksi Sarkkirannan vanhan laitumen alueella järviruoko on päässyt liian alhaisen laidunpaineen tai/ja täydennysniiton puutteen vuoksi lisääntymään. Kullekin alueelle olisi löydettävä sopiva laidunpaine, jota tarvittaessa täydennetään niitolla. Myöskään pelkkä pensaikon poisto ei riitä takaamaan rantaniityn palautumista monilajiseksi, rikkaaksi elinympäristöksi, vaan muitakin hoitotoimia tarvitaan.

Tärkeää olisi löytää kullekin niittytyypille ja kullekin laitumelle sopiva hoitomuoto, hoidon intensiteetti tai sopiva laidunnuspaine, ottaen huomioon alueen kosteusolot, maaperä ja sääolosuhteet. Hoitotoimien valinnassa tulee ottaa huomioon myös alueen käyttöhistoria, kyseisen paikan kasviyhteisön lajikoostumus sekä tavoitteet, mitä hoidolla halutaan saavuttaa.

Niittyjen ennallistamisessa täytyy lisäksi olla kärsivällinen, sillä tavoitteen saavuttaminen voi olla hidasta, eikä lopputuloksesta koskaan voida olla täysin varmoja. Tulokset riippuvat läheisten alueiden kasvillisuuden koostumuksesta sekä alueen omasta aikaisemmasta yhteisörakenteesta, sillä uusia lajeja voi tulla joko siemenpankista tai ympäristöstä leviämällä.

Monimuotoisuuden kannalta erityisesti hoidon jatkuminen on olennaista. Tutkimuksissa lajidiversiteetin on todettu pienentyneen, mikäli laidunnus ei ole ollut jatkuvaa (Andresen ym. 1990). Jatkuva hoito sen sijaan lisää sekä alfa- että betadiversiteettiä (Andresen ym. 1990) Alfadiversiteetti mittaa lajistollista runsautta tai rakenteellista vaihtelua tietyllä samankaltaisella lajilla ja betadiversiteetti vaihteluvähyhykkeellä. Uhanalaistenkin lajien kannalta rantaniittyjen hoidon jatkuminen on olennaista, sillä useat rantojen uhanalaisista kasveista joko hyötyvät tai ovat suorastaan riippuvaisia niitosta tai laidunnuksesta. Hoidon avulla voidaan ylläpitää suotuisia elinympäristöjä uhan-

alaisille kasveille ja parhaimmassa tapauksessa jopa elvyttää jonkin lajin paikallinen kanta. Jo olemassa olevien perinteisten rantaniittyjen säilyttäminen on ennallistamista helpompaa ja halvempaa, mutta myös lajiversiteetin säilyttämisen/lisäämisen kannalta hiukan varmempaa.

Rantaniittyjen perinteiset hoitomuodot lisäävät paitsi kasvien diversiteettiä, myös muiden eliölajien diversiteettiä, mitä ei sovi unohtaa hoitomuodon suunnittelussa. Luonnonsuojelun kannalta paras rantaniittyjen hoitomuoto lienee kevyt, mutta riittävä laidunnus, jolloin kasvillisuuteen muodostuu monenlaisia pienhabitaatteja ja sopivia elinympäristöjä monille eri eliölajeille (Andresen ym. 1990).

Kiitokset

Kiitämme tutkimuksessa mukana olleita maanviljelijöitä sekä tutkimusta rahoittaneita ympäristöministeriötä, maa- ja metsätalousministeriötä sekä Euroopan Unionin LIFE Luonto –rahastoa. Kiitämme myös Johanna Helkimoa Pohjois-Pohjanmaan TE-keskuksesta maatalouden ympäristötukiin liittyvistä tulevaisuuden näkymien arvioinnista. Kiitokset suuresta työpanoksesta kuuluvat myös lukuisille maastotyöntekijöille, jotka ovat olleet mukana perinnemaisemien kasvillisuusseurantaruujujen perustamisessa ja käytännön seurannassa vuosien varrella.

Kirjallisuus

- Adam, P. 1990. Saltmarsh ecology. Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press. 461 s.
- Alalammi, P. (toim.) 1988. Suomen Kartasto, Vihko 131, ilmasto. Helsinki: Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. 31 s. ISBN 951-46-250-6 (koko kartasto), ISBN 951-47-0970-5 (vihko 131).
- Almquist, E. 1929. Upplands vegetation och flora. Acta Phytogeographica Suecica 1: 1–624 + 430 karttaa. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Andresen, H., Bakker, J.P., Brongers, M., Heydemann, B. & Irmiler, U. 1990. Long-term changes of salt marsh communities by cattle grazing. Vegetatio 89: 137–148.
- Aune, E.I., Kubíček, F., Moen, A. & Oien, D.I. 1996. Biomass studies in semi-natural ecosystems influenced by scything at the Sølendet nature reserve, Central Norway. III. Tall herb birch forest. Ekológia (Bratislava) 15: 307–320. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Ausden, M., Hall, M., Pearson, P. & Strudwick, T. 2005. The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. Biological Conservation 122: 317–326. Saatavissa internetistä: <http://www.sciencedirect.com>
- Bakker, J. & Ruyter, J.C. 1981. Effect of five years of grazing on a salt-marsh vegetation. A study with sequential mapping. Vegetatio 44: 81–100.
- Belsky, A.J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. Journal of vegetation science 3: 187–200.
- Berendse, J., Oomes, M.J.M., Altene, H.J. & Elberse, W.Th. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands. Biological conservation 62: 59–65.
- Dijkema, K.S. 1990. Salt and brackish marshes around the Baltic Sea and adjacent parts of the North Sea: their vegetation and management. Biological Conservation 51: 191–209.
- Ekstam, U. & Forshed, N 1992. Om hävdens upphör. Kärnväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. Solna: Naturvårdsverket. 135 s.
- Ellison, L. 1960. Influence of grazing on plant succession of rangelands. Botanical Review 26: 1–78. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Eriksson, O. & Jakobsson, A. 1998. Abundance, distribution and life histories of grassland plants: a comparative study of 81 species. Journal of ecology 86: 922–933. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Ernst, W. 1978. Chemical soil factors determining plant growth. Teoksessa: Freyden, A.H.J. (toim.). Structure and functioning of plant populations.

- Amsterdam: North-Holland Publishing Company. 323 s. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Grant, S.A., Suckling, D.E., Smith, H.K., Torvell, L., Forbes, T.D.A. & Hodgson, J. 1985. Comparative studies of diet selection by sheep and cattle: the hill grasslands. *Journal of Ecology* 73: 987–1004. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Green, B.H. 1972. The relevance of seral eutrophication and plant competition to the management of successional communities. *Biological Conservation* 4: 378–384.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies & vegetation processes*. Chichester: John Wiley & Sons. 222 s.
- Grime, J.P. 1990. Mechanisms promoting floristic diversity in calcareous grasslands. Teoksessa: Hillie, S.H., Walton, D.W.H. & Wells, D.A. (toim.), *Calcareous grasslands – ecology and management*. Bluntisham: Bluntisham Books. s. 51–56.
- Haaranen, T., Partanen, H. & Tarvainen, A. 2003. Maisemanhoito, luonnon monimuotoisuus, perinnebiotoopit. Maatalouden ympäristötuen erityistuet v. 2000–2006. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 19 s.
- Hakalisto, S., Nieminen, S. & Kanerva, T. 1998. Perinnebiotooppien kasvillisuusseurantaopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B No 48. Helsinki: Edita. 82 s. ISBN 952-446-093-9.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998. *Ekologia*. Juva: WSOY. 580 s. ISBN 951-0-21981-9.
- Hellström, K. 2004. Variation in grazing tolerance and restoration of meadow plant communities. Väitöskirja. Oulun yliopisto, kasvitieteen laitos. Oulu University Press. Saatavissa internetistä: <http://herkules oulu.fi/isbn9514274938/>
- Hellström, K., Huhta, A.-P., Rautio, P., Tuomi, J., Oksanen, J. & Laine, K. 2003. Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland. Uppsala: Opulus Press. *Applied Vegetation Science* 6: 45–52.
- Huhta, A.-P. 2001. Restorative mowing on semi-natural grasslands: community-level changes and species-level responses. Väitöskirja. Oulun yliopisto, kasvitieteen laitos. Oulu University Press. Saatavissa internetistä: <http://herkules oulu.fi/isbn9514259947/>
- Huhta, A.-P. & Rautio, P. 1998. Evaluating the impacts of mowing: a case study comparing managed and abandoned meadow patches. *Annual Botanic fennici* 35: 85–99.
- Hämet-Ahti, L. 1988. Suomen kasvimaantieteellinen sijainti. Suomen kartasto, vihko Kasvillisuus ja kasvisto 141: 1-3. Maanmittaushallitus, Suomen

- maantieteellinen seura. 5. laitos. 10 s. ISBN 951-46-2570-6 (koko kartasto), ISBN 951-48-0504-6 (vihko 141–143).
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998. Retkeilykasvio. 4. täysin uudistettu painos. Helsinki: Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo. 656 s. ISBN 951-45-8167-9.
- Ilmatieteen laitos 2004. Ilmastopalvelun säätilastoja Oulun lentoasemalta vuosilta 1992 – 2004.
- Jensen, A. 1985. The effect of cattle and sheep grazing on salt-marsh vegetation at Skallingen, Denmark. *Vegetatio* 60: 37–48.
- Jutila, H. 1999. Effects of grazing on the vegetation of shore meadows along the Bothnian Sea. Finland. *Plant Ecology* 140: 77–88.
- Kauppi, M. 1965. Laiduntamisen vaikutuksista Liminganlahden rantaniittyjen kasvillisuuteen. Pro gradu. Oulun yliopisto, kasvitieteen laitos. 76 s.
- Korpilo, B. 1997. Eläimet luonnon- ja maiseman hoitajina. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 23 s.
- Kotiluoto, R. 1998. Vegetation changes in restored semi-natural meadows in the Turku Archipelago of SW Finland. *Plant ecology* 136: 53–67.
- Kruess, A. & Tschardt, T. 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological conservation* 106: 293–302.
- Kukk, T. & Kull, K. 1997. Puisniidud. *Estonia Maritima* 2: 1–249. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Linusson, A.–C. 1999. Changes in plant community diversity and management effects in semi-natural meadows in southern Sweden. Dissertation. Lund University, Department of ecology. 22 s.
- Loucougaray, G., Bonis, A. & Bouzillé, J.–B. 2004. Effect of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological conservation* 116: 59–71.
- Markkola, J., Ohtonen, A., Ojanen, M., Pessa, J. & Siira, J. 1993. Liminganlahti. Oulu: Kirjapaino Osakeyhtiö Kaleva. 163 s.
- Naturvårdsverket 1997. Ängs- och hagmarker i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 4819. 143 s. Stockholm. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Oates, M.R. 1995. Butterfly conservation within the management of grassland habitats. Teoksessa: Pullin, A.S. (toim.). *Ecology and conservation of butterflies*. s. 98–112. Chapman & Hall, London. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Oomes, M.J.M. & Mooi, H. 1981. The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an *Arrhenathion elatioris* grassland. *Vegetatio* 47: 233–239.

- Pehrson, I. 1977. Beteseffekter av olika djurslag. 42 s. Avdelningen för ekologisk miljövård. Landbrukshögskolan. Uppsala. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto. Helsinki: Edita. 162 s. ISBN 951-37-3354-8.
- Persson, S. 1984. Vegetation development after the exclusion of grazing cattle in a meadow area in south of Sweden. *Vegetatio* 55: 65–92.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 205 s. ISBN 952-11-0927-0.
- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994. Perinnemaisemien inventointiohjeet. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja 559. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus. 106 s. ISBN 951-47-9104-5.
- Pärtel, M., Helm, A., Ingerpuu, N., Reier, Ü. & Tuvi, E.–L. 2004. Conservation of Northern European plant diversity: the correspondence with soil pH. *Biological conservation* 120: 525–531. Saatavissa internetistä: <http://www.sciencedirect.com>
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 432 s. ISBN 951-37-3594-X.
- Seppälä, M. 1986. Geomorfologinen aluejako. Suomen kartasto, vihko 122: Geomorfologia. Helsinki: Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. 5. laitos. 19 s. ISBN 951-46-2570-6 (koko kartasto), ISBN 951-46-9884-3 (vihko 121–122).
- Siira, J. 1970. Studies in the ecology of the sea-shore meadows of the Bothnian Bay with special reference to the Liminka area. *Aquilo, Serie Botanica* 9: 1–109.
- Siira, J. & Pessa, J. 1992. Liminganlahden ranta-alueiden nykytila sekä suojelun ja hoidon tarve. Perämeren tutkimusaseman monisteita 21. Oulun yliopisto. 161 s. + liitteet.
- Taipale, K. & Saarnisto, M. 1991. Tulivuorista jääkausiin. Porvoo: WSOY. 416 s. ISBN 951-0-16048-2.
- Tolonen, S. 1999. Laidunnuksen ja niiton vaikutus Liminganlahden rantaniittyihin. Pro gradu. Oulun yliopisto, biologian laitos. 45 s. + liitteet.
- Vainio, M. & Autti, M. 1994. Perämeren maankohoamisrantojen monimuotoisuuden säilyttämisen perusteet ja periaatteet. Lumo-ohjelman esitutkimus. Vesi- ja ympäristöpiiri sekä Oulun yliopiston kasvitieteen laitos. Oulu. 73 s. + liitteet.

- Vainio, M. & Kekäläinen, H. (toim.) 1997. Pohjois-Pohjanmaan perinnemaisemat. Alueelliset ympäristöjulkaisut 44. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Oulu: Painotupa. 245 s. ISBN 952-11-0593-3.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527, luonto ja luonnonvarat. Helsinki: Edita. 163 s. ISBN 952-11-1038-4 (nid.), ISBN 952-11-1039-2 (PDF). Saatavissa internetistä: www.ymparisto.fi > Palvelut, tuotteet... > Julkaisut > Suomen ympäristö > Suomen ympäristö –sarja > SY527 Suomen perinnebiotoopit... [Julkaistu 19.3.2002.]
- Vestergaard, P. 1985. Effects of mowing on the composition of Baltic salt-meadow communities. *Vegetatio* 62: 383–390.
- Walker, K.J., Stevens, P.A, Stevens, D.P, Mountford, J.O., Manchester, S.J. & Pywell, R.F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological conservation* 119: 1–18. Saatavissa internetistä: <http://www.sciencedirect.com>
- Wallis de Vries, M.F. & Daleboudt, C. 1994. Foraging strategy of cattle in patchy grassland. *Oecologia* 100: 98–106.

Liite 1

Vuonna 2003 havaitut kasvilajit seurantakohteilla (Karvonlahden, Kutukarin ja Pitkänokan tiedot vuodelta 2004). Taulukossa kunkin kohteen eri koealojen lajitiedot on yhdistetty. Koealojen lajitiedot eivät kuvaa koko rantaniityn lajistoa. Tieteellisen nimen yhteydessä yläindeksit 1= rantaniittyjen indikaattorilaji (Ekstam & Forshed 1992), 2= perinnebiotooppien huomionarvoinen laji (Pykälä ym. 1994) ja 3= ruijanesikkoryhmän laji (Siira & Pessa 1992).

Koealojen lajit 2003 (Karvonlahti, Kutukari ja Pitkänokka 2004)	Hy- ryn- ranta	Kar- von- lahti	Ku- tu- kari	Män- ty- ranta	Pit- kä- nok- ka	Sää- ren- hieta	Sark- ki- ranta (v)	Sark- ki- ranta (n)	Tem- mes- joen suisto	Virk- kula
Heinät:										
<i>Agrostis canina</i> ¹				x						
<i>Agrostis capillaris</i> ¹			x	x					x	
<i>Agrostis clavata</i>				x						
<i>Agrostis gigantea</i>									x	
<i>Agrostis</i> sp.							x		x	
<i>Agrostis stolonifera</i> ¹	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Alopecurus aequalis</i>					x					
<i>Calamagrostis</i> sp.										x
<i>Calamagrostis stricta</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Carex acuta</i>		x		x					x	
<i>Carex aquatilis</i> x <i>halophila</i>				x			x		x	x
<i>Carex aquatilis</i> ¹	x			x			x	x	x	x
<i>Carex canescens</i>				x						x
<i>Carex diandra</i>								x		
<i>Carex glareosa</i> ^{2, 3}				x					x	
<i>Carex hal. coll.</i>	x							x		
<i>Carex halophila</i> ^{2, 3}	x				x		x	x	x	
<i>Carex mackenziei</i> ³	x	x		x	x	x	x	x	x	
<i>Carex nigra</i>	x		x	x	x		x	x		x
<i>Carex pal. coll.</i>							x	x	x	
<i>Carex paleaceae</i> ^{2, 3}	x	x	x	x	x	x	x			
<i>Carex rostrata</i>	x						x			
<i>Carex</i> sp.							x			
<i>Catabrosa aquatica</i> ^{1, 3}							x			
<i>Deschampsia bottnica</i>					x					
<i>Deschampsia cespitosa</i>			x	x	x				x	
<i>Deschampsia flexuosa</i>			x		x					
<i>Eleocharis palustris</i>	x			x				x		
<i>Eleocharis quinqueflora</i> ²				x						
<i>Eleocharis</i> sp.			x				x			

Koealojen lajit 2003 (Karvonlahti, Kutukari ja Pitkänokka 2004)	Hy- ryn- ranta	Kar- von- lahti	Kutu - kari	Män- ty- ranta	Pit- kä- nok- ka	Sää- ren- hieta	Sark- ki- ranta (v)	Sark- ki- ranta (n)	Tem- mes- joen suisto	Virk- kula
<i>Eleocharis uniglumis</i>				x						
<i>Eriophorum angustifolium</i>	x			x					x	x
<i>Eriophorum vaginatum</i>				x						
<i>Festuca ovina</i>			x		x					
<i>Festuca rubra</i> ¹	x			x					x	x
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	x									
<i>Juncus bufonius</i>	x		x		x				x	
<i>Juncus filiformis</i>				x						
<i>Juncus gerardii</i> ¹		x	x	x	x	x	x		x	
<i>Juncus sp.</i>	x									
<i>Luzula multiflora</i>				x						
<i>Luzula pilosa</i>				x						
<i>Milium effusum</i>				x					x	
<i>Montia fontana</i>				x						
<i>Poa annua</i>			x		x					
<i>Poa palustris</i>				x						
<i>Poaceae sp.</i>										x
<i>Schoenoplectus taberna- emontanii</i>	x		x				x	x		
<i>Tricloghin palustris</i>			x	x	x				x	
<i>Triglochin maritima</i>				x	x				x	
<u>Ruohot:</u>										
<i>Alisma plantago-aquatica</i>							x	x		
<i>Atriplex prostata</i>					x					
<i>Bidens cernua</i>								x		
<i>Calla palustris</i>								x		
<i>Callitriche sp.</i>			x							
<i>Caltha palustris</i>	x			x			x	x		x
<i>Cardamine pratensis</i>				x			x	x		
<i>Cerastium arvense</i>				x						
<i>Cerastium sp.</i>				x						
<i>Cicuta virosa</i>	x		x	x			x	x		x
<i>Cornus suecica</i>				x						
<i>Epilobium palustre</i>	x		x	x			x	x	x	x
<i>Euphrasia sp.</i>				x						
<i>Filipendula ulmaria</i>	x		x	x					x	x
<i>Galeopsis bifida</i>			x							
<i>Galium palustre</i>	x		x	x	x		x	x	x	x

Koealojen lajit 2003 (Karvonlahti, Kutukari ja Pitkänokka 2004)	Hy- ryn- ranta	Kar- von- lahti	Ku- tu- kari	Män- ty- ranta	Pit- kä- nok- ka	Sää- ren- hieta	Sark- ki- ranta (v)	Sark- ki- ranta (n)	Tem- mes- joen suisto	Virk- kula
Hieracium sp.			x							
Hippuris lanceolata							x	x		
Hippuris vulgaris	x						x	x		
Lathyrus palustris ^{1, 2}	x		x	x				x	x	x
Lemna minor							x	x		
Lemna trisulca							x			
Leontodon autumnalis				x	x					
Lysimachia thyrsoflora	x		x	x	x		x	x		x
Matricaria matricarioides					x					
Melampyrum pratense			x							
Menyanthes trifoliata										x
Montia fontana ²							x	x		
Odontites litoralis ^{2, 3}				x						
Parnassia palustris ²	x			x						x
Pedicularis palustris ¹	x			x		x				x
Peucedanum palustre	x		x	x				x	x	x
Plantago maritima			x							
Polygonum aviculare					x					
Potentilla anserina ssp. egedii ³			x	x					x	
Potentilla palustris			x	x			x	x		x
Pyrola rotundifolia			x							
Ranunculus acris			x	x					x	
Ranunculus reptabundus								x		
Ranunculus reptans ¹	x									
Ranunculus sceleratus							x			
Rubus arcticus			x	x						
Rumex acetosa			x	x	x					
Rumex aquatilis							x			
Scutellaria galericulata								x		x
Sonchus arvensis (var. maritima) ³	x			x					x	x
Spargularia salina		x			x					
Stellaria crassifolia							x	x		
Subularia aquatica										
Trientalis europaea			x	x						
Trifolium repens		x		x						
Utricularia minor							x			
Utricularia sp.							x	x		

Koealojen lajit 2003 (Karvonlahti, Kutukari ja Pitkänokka 2004)	Hy- ryn- ranta	Kar- von- lahti	Ku- tu- kari	Män- ty- ranta	Pit- kä- nok- ka	Sää- ren- hieta	Sark- ki- ranta (v)	Sark- ki- ranta (n)	Tem- mes- joen suisto	Virk- kula
Valeriana sambucifolia	x		x	x				x	x	x
Vicia cracca			x	x						
Vicia sepium				x						
Viola palustris ¹				x						
Järviruoko:										
Phragmites australis	x	x	x		x	x	x	x	x	x
Pensaat:										
Alnus incana				x						
Betula pendula				x						
Betula pubescens	x		x	x						x
Juniperus communis				x						
Salix phylicifolia	x		x	x			x		x	x
Salix repens ¹				x						
Sorbus aucuparia				x						x
Saniaiset ja kortteet:										
Dryopteris carthusiana				x						
Equisetum fluviatile	x			x				x		
Lajeja yhteensä	34	9	38	67	25	7	36	34	31	28

Liite 2
Korrelaatiomatriisi.

Korrelaatiot

		HOITO- AIKA	LAJI- MÄÄRÄ	HEINÄT	RUOHOT	PENSAAT	RUOKO	HOITO
HOITO- AIKA	Pearsonin korrelaatio	1	,442*	,080	,278	,600**	-,205	-,329
	Sig. (1-tailed)	.	,038	,380	,140	,005	,216	,099
	N	17	17	17	17	17	17	17
LAJI- MÄÄRÄ	Pearsonin korrelaatio	,442*	1	,396	,301	,202	,411	-,012
	Sig. (1-tailed)	,038	.	,058	,120	,218	,051	,482
	N	17	17	17	17	17	17	17
HEINÄT	Pearsonin korrelaatio	,080	,396	1	-,396	-,207	-,034	-,597**
	Sig. (1-tailed)	,380	,058	.	,058	,213	,449	,006
	N	17	17	17	17	17	17	17
RUOHOT	Pearsonin korrelaatio	,278	,301	-,396	1	,734**	-,038	,616**
	Sig. (1-tailed)	,140	,120	,058	.	,000	,442	,004
	N	17	17	17	17	17	17	17
PENSAAT	Pearsonin korrelaatio	,600**	,202	-,207	,734**	1	-,236	,162
	Sig. (1-tailed)	,005	,218	,213	,000	.	,181	,268
	N	17	17	17	17	17	17	17
RUOKO	Pearsonin korrelaatio	-,205	,411	-,034	-,038	-,236	1	,200
	Sig. (1-tailed)	,216	,051	,449	,442	,181	.	,221
	N	17	17	17	17	17	17	17
HOITO	Pearsonin korrelaatio	-,329	-,012	-,597**	,616**	,162	,200	1
	Sig. (1-tailed)	,099	,482	,006	,004	,268	,221	.
	N	17	17	17	17	17	17	17

*. Correlation is significant at the 0.05 level (1-tailed).

** . Correlation is significant at the 0.01 level (1-tailed).

Laiduntamalla ja niittämällä hoidettujen Perämeren rantaniittyjen linnusto

Jorma Pessa, Sami Timonen, Juha Sjöholm ja Heikki Holmström

Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, luonnonsuojeluosasto, PL 124 90101 Oulu,
jorma.pessa@ymparisto.fi, sami.timonen@ymparisto.fi

Tiivistelmä

Merenrantaniittyjen laidunnuksen ja niiton avulla on onnistuttu lisäämään monien lintulajien kannalta keskeisten elinympäristöjen määrää. Laajoja rantalaitumia on perustettu uudelleen Pohjois-Pohjanmaan rannikkoalueelle vuodesta 1995 alkaen. Tutkimusalueena oleva Liminganlahti sisältyy Natura 2000 –verkostoon ja merkittävä osa tutkituista kohteista sijaitsee perustetuilla luonnonsuojelualueilla.

Tutkimuksessa selvitettiin 14 laidunalueen ja kuuden niittämällä hoidettavan alueen pesimälinnuston laji- ja parimääriä, lintutiheyksiä ja lintuyhteisöjen rakenteellisia eroja. Tutkimus osoitti, että laidunten ja niittoalueiden välillä on eroja niin yhteisö- kuin lajitasoillakin. Lajiston monimuotoisuutta kuvaavan diversiteettitarkastelun osalta hoitomuotojen välillä ei havaittu eroa. Tarkasteltaessa pesimälinnuston eroja moniulotteisen skaalauksen avulla havaittiin hoitomuotojen välillä olevan tilastollisesti merkitseviä eroja. Pesivien lintulajien määrä on laitumilla suurempi kuin samankokoisilla niittoalueilla. Lajiryhmiä tarkasteltaessa havaittiin, että vesilintujen ja kahlaajien suhteelliset osuudet alueen kokonaisparimäärästä olivat niittoalueilla korkeampia. Vastaavasti varpuslintujen ja loppilintujen osuudet olivat laitumilla korkeampia. Verrattaessa keskimääräisiä parimääriä ja tiheyksiä laitumien ja niittoalueiden välillä havaittiin merkitseviä eroja vain kahlaajien paritiheyden ja varpuslintujen parimäärän osalta. Kahlaajatiheys on niittoalueilla korkeampi ja varpuslintujen määrä vastaavasti laidunalueilla korkeampi. Laitumen pinta-alan kasvaessa myös parimäärä kasvaa merkitsevästi. Niittoalueilla vastaavaa ilmiötä ei havaittu. Paritiheyden havaittiin sen sijaan laskevan laitumen pinta-alan kasvaessa.

Hoidetuilla rantaniityillä havaittiin olevan huomattava merkitys uhanalaisten lintulajien elinympäristönä. Seitsemän uhanalaista lajia esiintyi tutkituilla laitumilla. Tärkeimpiä ovat etelänsuosirri (*Calidris alpina schinzii*) ja mustapyrstökuiiri (*Limosa limosa*), joiden pesimäkannat painottuvat Suomen näkökulmasta Perämeren rannikolle ja tutkimuksen kohteena oleville alueille. Molemmat lajit hyötyvät rantaniittyjen hoidosta.

Avainsanat: linnut, rannat, niityt, hoito, menetelmät, laiduntaminen, niitto, uhanalaiset lajit, luonnon monimuotoisuus, perinnemaisema, diversiteetti

Johdanto

Laajat ja alavat merenrantaniityt ovat keskittyneet Perämeren alueelle, jossa maankohoaminen on Suomen oloissa suurinta. Veden ja jään liikkeet muovaavat rantaniittyjen kasvillisuutta ja vaikuttavat näin myös lintujen elinympäristöön. Merenrantaniityt ovat yksi maankohoamisrannikolle ominaisista veden alta paljastuvien maa-alueiden varhaisista kasvillisuuden kehitysvaiheista. Laidunnus ja niitto ovat vaikuttaneet historiallisesti merenrantaniittyjen määrään hidastamalla luontaista kasvillisuuden kehitystä.

Merenrantaniittyjä on käytetty Perämeren alueella perinteisesti karjan laidumina ja luonnonheinän niittoalueina. Vuosikymmeniä jatkunut niittytalouskäyttö on muovannut alueen kasvillisuutta ja maisemaa ja säilyttänyt alueiden ominaispiirteet (esim. Vainio & Kekäläinen 1997, Pykälä 2001). Niiton ja laidunnuksen vaikutuksesta vesilintujen ja kahlaajien käyttämät elinympäristöt säilyivät ja habitaatin määrä kasvoi 1960-luvulle saakka, jolloin perinteinen luonnon niittyjen hyödyntäminen pääosin loppui maatalouden rakennemuutoksen seurauksena. Niittyjen ruovikoituessa ja pensaikon levittäytyessä aiemmin avoimille niityille myös linnusto joutui sopeutumaan muutokseen. Kuivien ylänniittyjen vähennyttyä avomaalintujen pesintään soveliaita niittyjä oli 1980-luvulla vain lähellä vesirajaa, jossa veden ja jään liikkeet pitivät kasvillisuuden matalana. Linnut joutuivat valitsemaan pesimäpaikkansa joko alaniityiltä läheltä vesirajaa tai kosteikkoalueen ulkopuolisilta pelloilta, koska ruovikon ja pensaikon sisään jäivät luhdat ja merenrantaniityt olivat pinta-alallisesti pieniä.

Luonnonniittyjen käyttö yleistyi uudelleen vuodesta 1995 alkaen Suomen liittyttyä Euroopan Unioniin. Yhteisön harjoittaman maatalouspolitiikan ansiosta rantaniittyjen laiduntaminen ja niittäminen tuli houkuttelevaksi siitä maksettavan tuen ansiosta. Uusia laitumia perustettiin 1990-luvun loppuvuosina maatalouden erityisympäristötuen vaikutuksesta etenkin tärkeimmille lintuvesialueille Hailuotoon, Liminganlahdelle ja Siikajoelle. Nykyisin esimerkiksi Liminganlahdella on laidunnuksen ja niiton piirissä vajaa tuhat hehtaaria rantaniittyjä (Pessa & Anttila 2000).

Maamme tärkeimmät lintuvesikohteet sijaitsevat Oulun seudun rannikkoalueella Hailuodossa, Siikajoella, Lumijoella, Limingassa ja Oulunsalossa (Lintuvesityöryhmä 1981). Laajimmat yhtenäiset merenrantaniityt sijaitsevat myös näiden kuntien alueella ja pääosin arvokkailta lintuvesikohteilla. Tärkeimmät kohteet sisältyvät Euroopan Unionin Natura 2000 –verkostoon (Valtioneuvoston päätös 20.8.1998 ja EU:n komission boreaalista aluetta koskeva päätös 13.1.2005). Rannikon lintuvedet on liitetty Natura 2000 –verkostoon yleensä sekä Euroopan Unionin neuvoston antaman lintudirektiivin (79/409/ETY) että luontodirektiivin (92/43/ETY) mukaisina erityisinä suojelealueina. Lisäksi useimmista alueista on jo perustettu luonnonsuojelulain

mukaisia yksityisiä luonnonsuojelualueita tai alueita on hankittu valtion omistukseen ja varattu luonnonsuojelutarkoitukseen.

Merkittävä osa Perämerellä esiintyvistä lintulajeista käyttää rantaniittyjä josakin elämänvaiheessaan. Arviomme mukaan yli 100 lintulajia joko levähtää, ruokailee tai pesii säännöllisesti tämän tutkimuksen kohteena olevilla rantaniityillä. Hoidetuilla merenrantaniityillä on myös huomattava merkitys monien uhanalaisten lajien elinympäristöinä (Pessa & Anttila 2000). Esimerkiksi äärimmäisen uhanalaisiksi luokitellut etelänsuosirri (*Calidris alpina schinzii*) ja kiljuhanhi (*Anser erythropus*) sekä erittäin uhanalainen mustapyrstökuiri (*Limosa limosa*) ovat riippuvaisia hoidetuista merenrantaniityistä (Rassi ym. 2001).

Tutkimuksen pääkohdealueen Liminganlahden pesimälinnustoa on seurattu järjestelmällisesti 1950-luvulta lähtien. Pitkän aikasarjan ansiosta lajistossa ja lintukantojen runsaudessa tapahtuneet muutokset tunnetaan hyvin (Siira & Eskelinen 1983, Markkola ym. 1993, Siira 1994, Pessa 1997, Pessa & Anttila 2000, Siira 2001).

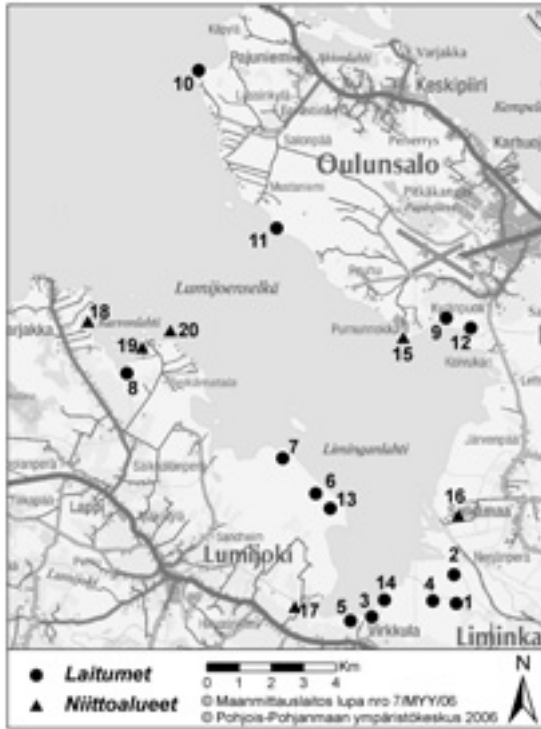
Rantaniittyjen hoidon vaikutuksia linnustoon on tutkittu eri puolilla maailmaa runsaasti. Suomessa tutkimuksia on tehty muiden muassa Porin seudulla (Soikkeli 1965, Salo & Soikkeli 1975, Salo 1984) ja Oulun seudulla (Siira & Pessa 1992, Siira 2001). Aihetta on tutkittu laajasti myös Ruotsissa ja Tanskassa (Larsson 1969, 1976, Alexandersson ym. 1986, Thorup 1998) sekä Hollannissa (Beintema & Müskens 1987).

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää merenrantaniittyjen laiduntamisen ja niiton vaikutuksia lintukantoihin. Tutkimuksessa kiinnitettiin huomiota pesimälinnuston rakenteen ja runsauden lisäksi uhanalaisten lintulajien esiintymiseen laidunnetuilla niityillä. Tulosten perusteella arvioidaan myös eri hoitomuotojen ja –käytäntöjen vaikutuksia linnustoon. Artikkelissa esitetään myös toimenpidesuosituksia, joiden tavoitteena on kehittää rantaniittyjen hoitoa lintujen kannalta paremmaksi ja hoidon toteuttamisen kannalta toimivaksi ja selkeäksi kestäväen käytön periaatteita noudattavaksi toimintatavaksi.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueen kuvaus

Tutkimuksen kohteena olevat laitumet ja niittämällä hoidettavat niityt sijaitsevat Liminganlahden arvokkaalla lintuvesiensuojelualueella (Kuva 1). Alue on liitetty kokonaisuudessaan Natura 2000 –verkostoon sekä lintudirektiivin mukaisena SPA -alueena että luontodirektiivin mukaisena SCI –alueena.



Kuva 1. Tutkimusalueiden sijainti Liminganlahdella.

Liminganlahden Natura 2000 –alueen pinta-ala on 11823 ha (Ympäristöministeriö 1999). Koko alue tullaan suojelemaan luonnonsuojelulain nojalla perustamalla joko yksityisiä tai valtion omistamia suojelualueita. Tämän artikkelin kirjoittamishetkellä alueesta on suojeltu jo 9417 ha (79,6 % koko suojeltavasta alueesta), josta yksityisten suojelualueiden osuus on 97,5 %.

Hoidettujen merenrantaniittyjen määrä on vaihdellut Liminganlahdella historian aikana merkittävästi. Tarkkoja niitypinta-alan määriä ei ole kirjallisuudessa julkaistu, mutta määrä on ollut nykyiseen verrattuna selvästi korkeampi niitytalon päättyessä 1960-luvulla. Vuonna 1991 alueella oli 83 ha laitumia, vuonna 1995 noin 90 hehtaaria ja vuonna 2001 lähes 900 hehtaaria. Niittämällä hoidettavien alueiden määrä on kasvanut hitaammin: vuonna 1991 alueella oli 35 ha niittämällä hoidettavia niittyjä, vuonna 1995 n. 40 ha ja vuonna 2001 lähes 150 hehtaaria. Huomattava kasvu on Euroopan Unionin maatalouspolitiikan ja alueella toteutetun LIFE -luonto hankkeen ansiota (Siira & Pessa 1992, Pessa ym. 1998, Pessa & Anttila 2000).

Alueen kasvillisuutta ja maisemaa on kuvattu yksityiskohtaisesti tämän tutkimuksen toisessa osahankkeessa (Hägg ym.: Erilaisten hoitomuotojen ja –käytäntöjen vaikutus Perämeren rantaniittyjen kasvillisuuteen ja maisemaan) eikä sitä toisteta tässä yhteydessä. Alueen kasvillisuutta ja muita piirteitä on

kuvattu runsaasti myös muissa julkaisuissa (Siira 1970, Siira & Pessa 1992, Markkola ym. 1993, Pessa & Anttila 1998, 2000).

Tutkimusalueet vaihtelivat kooltaan, sijainniltaan, kasvillisuudeltaan ja hoitohistorialtaan toisistaan. Perustiedot tutkimusalueista on esitetty taulukossa 1.

Laiduntava karja on ollut laitumilla 1, 2, 4, 9, 10, 11 ja 12 pääosin nuorkarjaa (hiehoja tai nuoria sonneja). Laitumilla 3, 6, 7, 8, 13 ja 14 on käytetty emolehmiä vasikoineen. Laitumella 5 on käytetty uuden laidunhistorian aikana poikkeuksellisesti lampaita. Laidunnus on alkanut tavallisesti kesäkuun kahden ensimmäisen viikon aikana, mutta poikkeuksellisesti yhdellä alueella ainakin yhtenä vuonna jo toukokuun viimeisellä viikolla. Syksyllä karja on laiduntanut poikkeuksetta elokuun puoliväliin saakka, eräillä alueilla joskus lokakuulle asti. Joillakin laitumilla on tehty laidunkauden lopulla täydennysniittoa.

Laiduntavien eläinten määrä on vaihdellut olosuhteista ja laidunnushistoriasta johtuen alueiden sisällä eri vuosina ja etenkin laitumien välillä. Emolehmiä käytettäessä eläinmäärä on ollut 0,5-1 emoa vasikoineen hehtaarilla. Hieho-
laitumilla eläinmäärä on ollut 0,4-1,2 hiehoa hehtaarilla.

Niittämällä hoidettavat alueet on niitetty elo-syyskuussa traktoriniittokoneella. Useimmilla alueilla on tehty myös pensaikon raivausta syyskesällä. Niitto-
tähdettä ei ole kerätty alueilta pois.

Seurantamenetelmät

Kartoituslaskennat

Pesimälinnustoa on tutkittu käyttäen neljän kartoituslaskentakerran menetelmää. Suosituksissa esitetään käytettävän 5-8 (Koskimies 1994) tai viiden (Rusanen ym. 2005) laskentakerran menetelmää. Koska vesi- ja rantalintujen laskennassa on käytetty kierto-
laskentamenetelmää, päädyimme täydentämään havaintoaineistoa maalintujen osalta neljällä kartoituslaskentakerralla.

Kohdealueet on kierretty kävellen havainnoiden samalla alueella olevat linnut. Laskennassa on havainnoitu ja kirjattu kaikki alueella havaitut lajit ja parit eritellen sukupuolet, yksittäiset yksilöt ja parvet. Havainnot on merkitty peruskartta- tai ilmakuvakopioille, joista lopulliset reviirikartat on koostettu. Reviiritulkinta perustuu vähintään kahteen pesintää ilmaisevaan havaintoon samalta paikalta. Menetelmän tarkka kuvaus on esitetty muualla (Koskimies 1994). Tutkitut kohteet ja inventointivuodet on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Kartoitus- ja kiertolaskentamenetelmillä tutkitut laitumet (kohteet 1-14) ja niittoalueet (15-20) Liminganlahdella.

Alue	Kunta	Koko	Hoidon aloitus	Seurantavuodet		
		ha		N		
1	Heiskari	Liminka	25,1	1970	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
2	Orihaka	Liminka	25	1997	3	2003, 2004, 2005
3	Hyrynranta	Liminka	11,3	1995	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
4	Härmä	Liminka	7,8	1986	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
5	Virkkula	Liminka	9	2003	3	2003, 2004, 2005
6	Maijala	Lumijoki	70	1990	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
7	Pitkänokka	Lumijoki	26,7 -182	1996	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
8	Karvonlahti	Lumijoki	9 – 42,3	1996	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
9	Sarkkiranta	Oulunsalo	40	1981	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
10	Nenännokka	Oulunsalo	31	1966	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
11	Mäntyranta	Oulunsalo	10	1926	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
12	Papinkari	Oulunsalo	12	1996	1	2003
13	Maijala II	Lumijoki	92,4	2000	2	2004, 2005
14	Routunkari	Liminka	141	2002	1	2005
15	Purnunnokka	Oulunsalo	20	1998	3	2003, 2004, 2005
16	Temmesjoki	Liminka	12	1994	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
17	Lumijokisuu	Lumijoki	15	2002	3	2003, 2004, 2005
18	Kuppi	Lumijoki	9,3 – 21	1996	4	1996, 2003, 2004, 2005
19	Viuhkannokka	Lumijoki	4,5	1994	5	1996, 1997, 2003, 2004, 2005
20	Etumatala	Lumijoki	3	1994	4	1997, 2003, 2004, 2005

Kiertolaskennat

Vesi- ja rantalintujen (sorsalinnut, kahlaajat ja lokkilinnut) laji- ja parimäärät on tutkittu käyttäen kolmen laskentakerran kiertolaskentamenetelmää. Ensimmäinen kierros on tehty 1.-10.5., toinen 14.-23.5. ja kolmas kierros 28.5.-10.6. Tutkittava alue on kuljettu kävellen niin, että alueella olevat linnut eivät ole häiriintyneet laskennasta. Havainnot on merkitty maastossa peruskarttatai ilmakuvakopioille, joista parimäärätulkinnat on tehty. Yksityiskohtaiset menetelmäkuvaukset ja havaintojen tulkintaohjeet on esitetty valtakunnalli-

sisä linnuston seurantaohjeissa (Koskimies 1994, Rusanen ym. 2005). Tutkitut kohteet ja inventointivuodet on esitetty taulukossa 1.

Aineiston käsittely

Pesimälinnuston rakennetta ja parimääriä tutkittiin 14 laitumella ja 6 niittoalueella. Koska alueiden pinta-alat ovat eräillä kohteilla muuttuneet seurannan aikana, muuttuneita alueita on tarkasteltu vuosikohtaisia keskiarvoja laskettaessa uusina laitumina. Näin kohteiden kokonaismäärä voi testausten yhteydessä olla edellä esitettyä korkeampi.

Tutkittujen laitumien ja niittoalueiden linnustotiedot on tallennettu Excel- taulukkolaskentaohjelmaa apuna käyttäen. Kunkin kohteen laji- ja vuosikohtaiset parimäärät on eritelty. Aineistosta laskettiin laji- ja parimääräkohtaisia keskiarvoja, laji- ja paritiheyksiä sekä piirrettiin kuvaajia. Kunkin alueen havaintoaineisto on yhdistetty laskien lajikohtaiset keskiarvot havaintovuosilta. Tutkimuksessa on vertailtu laiduntamalla ja niittämällä hoidettujen alueiden laji- ja parimäärien absoluuttisia ja alueen kokoon suhteutettuja eroja. Koska osa laitumista on perustettu seurannan aikana, laskentavuosien määrä on eronnut alueiden välillä. Vertailussa on käytetty kaikkia alueita ja käytävissä olevia laskentatietoja. Vertailua on tehty myös lajiryhmittäin yhdistäen samaan ryhmään kuuluvien lajien laji- ja parimäärät sekä tiheydet. Vertailtavia lajiryhmiä ovat olleet: vesilinnut, kahlaajat ja rantaniittyjen varpuslinnut (kiuru, niittykirvinen, keltävästäräkki ja västäräkki).

Tilastolliset analyysit

Aineistoa testattiin tilastollisesti SPSS 11,5 for Windows -ohjelmalla. Laji- ja parimäärien eroja laidunnettujen ja niittämällä hoidettavien alueiden välillä testattiin ei-parametrisin menetelmin, koska parametristen testien edellyttämät ehdot jakauman muodon osalta eivät kaikissa tapauksissa täyttyneet. Tilastollinen vertailu tehtiin käyttämällä kahden populaation vertailuun soveltuvaa Mann-Whitneyn U-testiä.

Laitumen pinta-alan vaikutusta laji- ja parimääriin ja tiheyksiin tutkittiin Spearmanin järjestyskorrelaatiomenetelmän avulla. Lajiston monimuotoisuutta tutkittiin laskemalla Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksit, H' , vuosittain ja kohteittain. Tilastollisessa vertailussa on käytetty kullekin kohteelle laskettua havaintovuosien keskiarvoa. Tarkoituksena oli tarkastella monimuotoisuuden mahdollisia eroja erikokoisten laitumien välillä. Vastaava vertailu tehtiin myös laitumien ja niittoalueiden välillä. Yhteisöjen lajimäärien tasaisuutta tutkittiin Jaccardin tasaisuusindeksillä J' . Tilastollinen vertailu diversiteetti-indeksien osalta tehtiin Mann-Whitneyn U-testillä.

Laitumien ja niittoalueiden lajimäärien suoraa vertailua vaikeuttaa se, että laidunten kokonaispinta-ala ja sen mukaisesti myös otoskoko ovat huomattavasti suuremmat kuin niittoalueilla (laidunten keskimääräinen koko 392,5 ha

ja niittoalueiden 60,1 ha). Lisäksi muutamilla alueilla hoidettu pinta-ala on kasvanut vuosien mittaan (Pitkänokka, Karvonlahti, Kuppi). Tällöin ongelmana on, että suuremmilla pinta-aloilla (ja suuremmilla otosten koilla) tutkittaviin näytteisiin tulee pelkän otannan suuruuseron takia enemmän lajeja kuin pienemmiltä aloilta ja otosten koilla laskettuna.

Tätä otannasta riippuvaa 'harhaa' voidaan analysoida ns. rarefaktiomenetelmällä, jonka avulla voidaan yrittää hallita erilaisten otoskokojen vaikutusta tulokseen (Kouki & Haila 1985, Raivio 1989). Tällöin pienimmästä tutkittavasta otoksesta muodostetaan vertailukohta, johon tasoon kaikkien suurempien alueiden otanta suhteutetaan. Näin saadaan jokaiselle alueelle laskettua ns. odotettu lajimäärä, joka kuvaa kuinka paljon alueella olisi odotettavissa havaittuja lajeja, kun sitä verrataan aineiston pienimpään yksittäiseen alueeseen. Tässä selvityksessä rarefaktiota käytettiin niittoalueiden ja laitumien koko yhteisaineiston vertailuun sekä aluekohtaiseen vertailuun (pienimpänä otoskokona Lumijoen Viuhkannokan kaikkien vuosien otos).

Tämän lisäksi rarefaktion avulla laskettujen laidunalueiden ja niittoalueiden yksittäisten alueiden lajimäärien odotusarvojen keskiarvoja vertailtiin t-testillä.

Lintuyhteisöjen koostumusta tarkasteltiin ns. moniulotteisen skaalauksen avulla (MDS). Menetelmässä kunkin laidun- ja niittoalueen havaittu lajikohdainen kokonaisparimäärä muodosti perusaineiston, jota tarkasteltiin kaksiulotteisen kuvaajan avulla. Menetelmän kullekin hoitoalueelle tuottamat ärsykemuuttujat testattiin t-testillä.

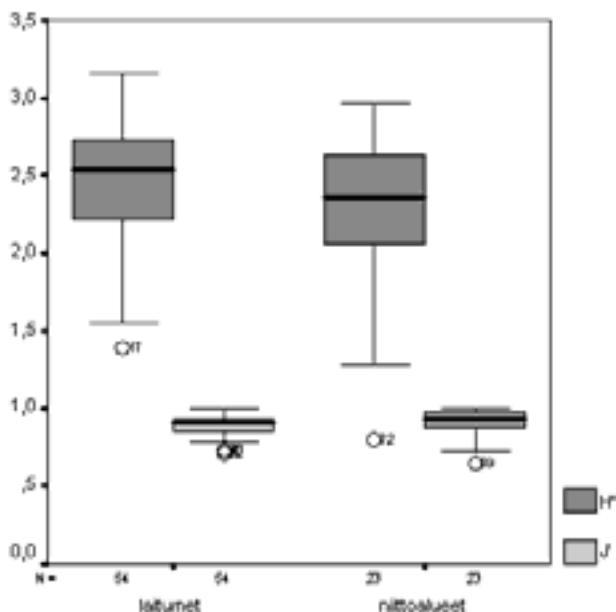
Tulokset ja tulosten tarkastelu

Laidunten ja niittoalueiden pesimälinnusto

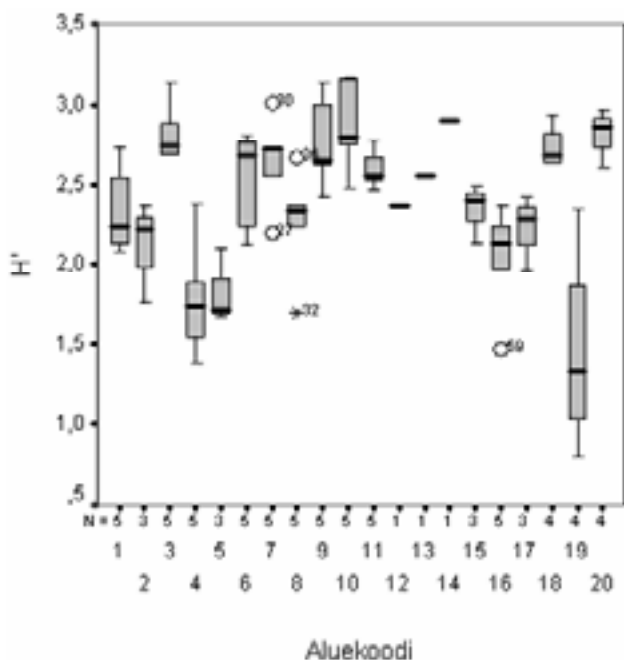
Lajiston monimuotoisuus

Lajiston monimuotoisuutta tarkasteltiin Shannon-Wienerin diversiteettiindeksin (H') avulla. Lajimäärän jakauman tasaisuutta tarkasteltiin Jaccardin indeksin (J') avulla. Monimuotoisuutta kuvaavat arvot (H') olivat laitumilla keskimäärin 2,46 (SD = 0,43) ja niittoalueilla 2,26 (SD = 0,57). Tasaisuutta kuvaavat arvot (J') olivat laitumilla 0,89 (SD = 0,06) ja niittoalueilla 0,90 (SD = 0,09). Monimuotoisuutta kuvaavan indeksin lukuarvo oli hieman korkeampi laitumilla kuin niittoalueilla, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Jakaumien tasaisuudessa ei havaittu myöskään tilastollista eroa (Kuva 2).

Yksittäisten kohteiden välillä oli huomattavia eroja keskimääräisten diversiteettiindeksien osalta. Myös kohteiden sisäinen vuosien välinen vaihtelu oli suurta. Tutkimusaluekohtaiset diversiteetti-indeksit on esitetty kuvassa 3.



Kuva 2. Linnuston monimuotoisuutta kuvaavat Shannon-Wienerin (H') diversiteetti-indeksien ja Jaccardin (J') tasaisuusindeksien mediaanit laiturilla ja niittoalueilla.



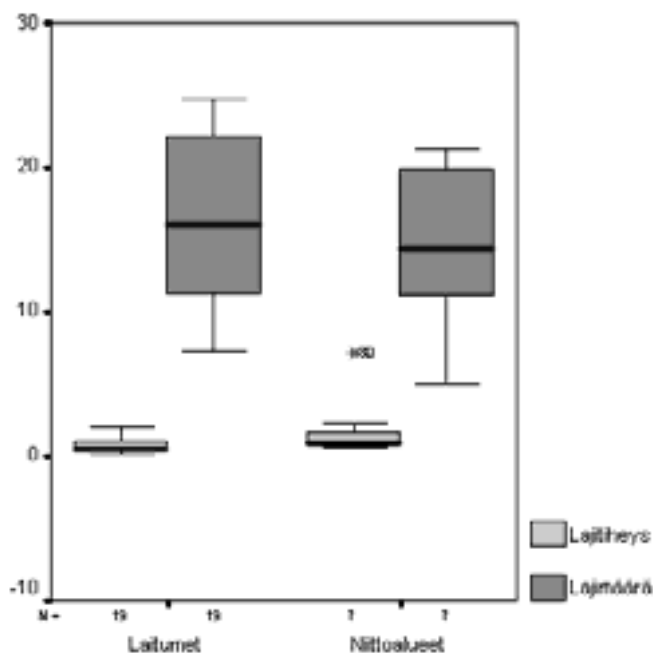
Kuva 3. Aluekohtaiset Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksien keskiarvot box-plot tarkasteluna. Laatikko ilmaisee kvartiilien mukaisen vaihteluvälin, joka sisältää 50 % arvoista. Viivat ilmaisevat ääriarvot pois lukien poikkeavat havainnot. Laatikon poikkiviiva osoittaa mediaanin sijainnin. Kohteet 1-14 ovat laiturimia ja 15-20 niittoalueita. Kohteiden nimet on esitetty taulukossa 1.

Pesimälajisto

Lajistoa tarkasteltiin kaikkien havaintovuosien yhdistetyn aineiston avulla. Laskentavuosien määrä vaihteli alueittain 1-5 vuoden välillä (keskiarvo niittoalueilla 4 vuotta ja laitumilla 3,8 vuotta).

Laitumilla tavattiin yhteensä 69 lajia ja niittoalueilla 44 lajia. Yksittäisten alueiden tutkimusvuosien yhdistetty kokonaislajimäärän vaihteluväli oli 15-54 lajia. Jos aineistosta poistetaan alueiden metsävarpuslinnut, lajimäärän vaihteluväli avoimilla alueilla oli 9-36 lajia.

Vertailtaessa laitumien ja niittoalueiden keskimääräisiä lajimääriä ja lajitiheyksiä havaittiin, että keskimääräiset lajimäärät eivät eronneet merkittävästi kahden hoitomuodon välillä (laitumilla 16,8 lajia, SD = 5,6 ja niittoalueilla



Kuva 4. Laitumilla ja niittoalueilla havaitut keskimääräiset lajimäärät yhdistetyn aineiston mukaan ja lajitiheydet hehtaaria kohti laskettuna.

14,6 lajia, SD = 6,0). Keskimääräisissä lajitiheyksissä oli sen sijaan tilastollisesti tarkasteltuna suuntaa antava ero ($Z = -1,937$, $P = 0,055$): laitumilla lajitiheys oli keskimäärin 0,71 lajia/ha (SD = 0,56) ja niittoalueilla lähes kolminkertainen, 1,91 lajia/ha (SD = 2,35) (Kuva 4). Yksittäisistä alueista suurin lajimäärä oli Oulunsalon Nenännokalla (54 lajia) ja pienin Lumijoen Viuhkannokalla (15 lajia). Poistettaessa tarkastelusta metsävarpuslinnut suurin

lajimäärä oli Oulunsalon Sarkkirannassa (36) ja pienin Limingan Orihaassa (9).

Tarkasteltaessa eri alueita linturyhmittäin suurin vesilintujen tutkimusvuosien yhteislajimäärä oli Lumijoen Etumatalassa (14) ja pienimmät Limingan Orihaassa ja Härmässä (1). Kahlaajilla suurin lajimäärä oli Oulunsalon Mäntyrannassa (13) ja pienin Limingan Virkkulassa (2). Varpuslintujen lajimäärässä ei ryhmien välillä ollut suuria eroja, mutta vaihteluväli hoitomuotojen sisällä oli suuri. Suurin lajimäärä oli Oulunsalon Nenännokalla (19) ja pienin Lumijoen Viuhkannokalla ja Oulunsalon Papinkarissa (3). Neljän niittyvarpuslinnun (kiuru (*Alauda arvensis*), niittykirvinen (*Anthus pratensis*), keltavästäräkki (*Motacilla flava*) ja västäräkki (*Motacilla alba*)) välillä ei suurta vaihtelua lajimäärissä ollut (Taulukko 2).

Taulukko 2. Kosteikkolintujen koko seurantajakson aikana havaitut lajiryhmittäiset kokonaislajimäärät hoitoalueilla.

Niittoalueet	ha ¹⁾	Vuodet ²⁾	VL ³⁾	KA ⁴⁾	LO ⁵⁾	VA ⁶⁾	NIVA ⁷⁾	MUU ⁸⁾	YHT ⁹⁾
Kuppi	18,1	4	11	7	1	5	3	1	28
Lumijokisuu	24,5	3	9	4	0	8	2		24
Temmesjoki	12	5	3	7	0	8	3		21
Purnunnokka	20	3	8	7	3	5	2		25
Viuhkannokka	4,5	5	4	4	3	3	1		15
Etumatala	3	4	14	7	4	10	3		38
Laitumet									
Heiskari	25,1	5	6	8	1	9	4	1	29
Orihaka	25	3	1	5	0	9	2	1	18
Hyrynranta	11,3	5	11	10	1	13	4	3	39
Härämä	7,8	5	1	8	0	5	4		18
Virkkula	9	3	7	2	0	5	1	1	16
Majjala	70	5	9	10	2	9	4		34
Majjala II	92,4	1	7	8	1	5	3		24
Pitkänokka	106,14	5	11	10	3	5	3		32
Karvonlahti	28,7	5	8	7	1	8	4		28
Sarkkiranta	40	5	11	12	4	12	4	5	48
Nenännokka	31	5	13	12	6	19	4		54
Routunkari	11,3	1	9	7	0	7	4	1	28
Papinkari	12	1	8	3	0	3	0	1	15
Mäntyranta	10	5	10	13	5	14	4		46

¹⁾ha = keskimääräinen pinta-ala hehtaareina

²⁾vuodet = laskentavuosien määrä

³⁾VL = vesilintujen lajimäärä

⁴⁾KA = kahlaajien lajimäärä

⁵⁾LO = lokkilintujen lajimäärä

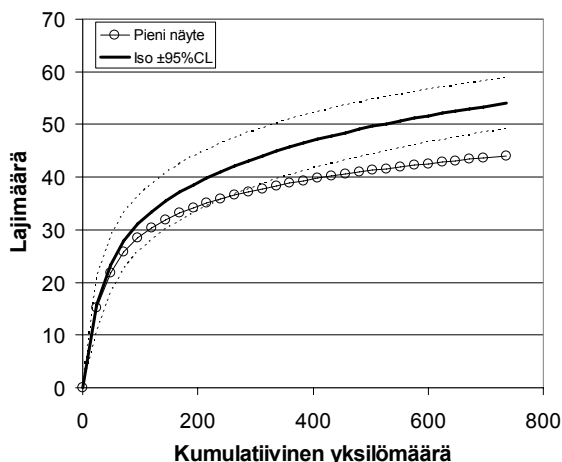
⁶⁾VA = varpuslintujen lajimäärä

⁷⁾NIVA = niityille ominaisten varpuslintujen lajimäärä

⁸⁾MUU = muiden lajiryhmien lajien määrä

⁹⁾YHT = kokonaislajimäärä

Kuva 5. Lajimäärän kertymistä kuvaavat rarefaktiokäyrät laidunalueille ja niittoalueille koko seuranta-jakson yhdistetystä aineistosta laskettuna. Kuvaajassa pieni näyte tarkoittaa niittoalueita ja iso näyte laidunalueita. Laidunalueiden 95 %:n luotettavuusrajaa kuvaava alue on esitetty pisteiviivojen avulla.



Laitumien ja niittoalueiden välisiä lajimäärien eroja tarkasteltiin vertaamalla kaikkien vuosien yhdistetyn aineiston kahta otosta laitumien ja niittoalueiden välillä.

Kuvassa 5 esitetyt niittoalueiden ja laitumien lajimääräkertymän kuvaajat ovat normaalien lajimääräkertymäkuvaajien muotoisia siten, että pienemmillä havaituilla yksilömäärillä (pinta-aloilla) havaitaan vähemmän lajeja. Mitä suurempi yksilömäärä, sitä enemmän lajeja havaitaan. Käyrä loivenee mitä enemmän yksilöitä havaitaan - tämä johtuu siitä että lajeja on rajattu määrä ja sitä useampi niistä tulee havaituksi mitä suurempi otoskoko on.

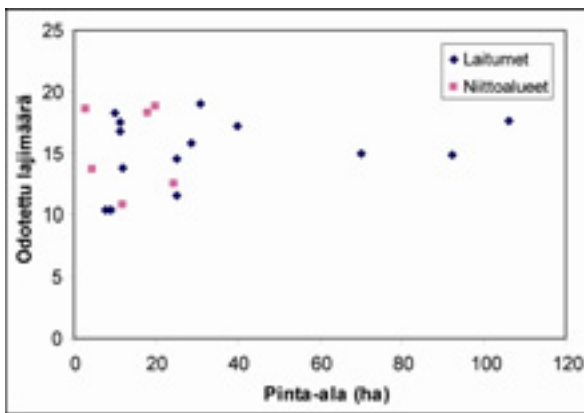
Käyrät eroavat toisistaan siten, että niittoalueita kuvaava käyrä kulkee isomman otoskoon laitumien käyrän luottamusvälin ulkopuolelle n.300 yksilön ja n.35 lajin kohdalla. Tämä merkitsee sitä, että suunnilleen tällä otoskoolla samankokoisilla laitumilla on havaittavissa merkitsevästi suurempi lajimäärä kuin saman kokoluokan niittoalueilla.

Yksittäisten laidunalueiden ja niittoalueiden lajimäärien odotusarvojen keskiarvoja vertailtiin t-testillä. Testin mukaan merkitsevää eroa kahden luokan välillä ei ollut päinvastoin kuin laajassa kokonaisuudessa. Tämä eroava tulos kahden testauksen välillä johtuu siitä, että aluekohtaisessa tarkastelussa menetetään isomman yhdistetyn aineiston sisältämää informaatiota niin paljon, että erilainen tulos kahdessa tarkastelussa (pienempiin osiin pilkottu paikkakohtainen aineisto vs. kaikkien vuosien yhdistetty aineisto) on mahdollista.

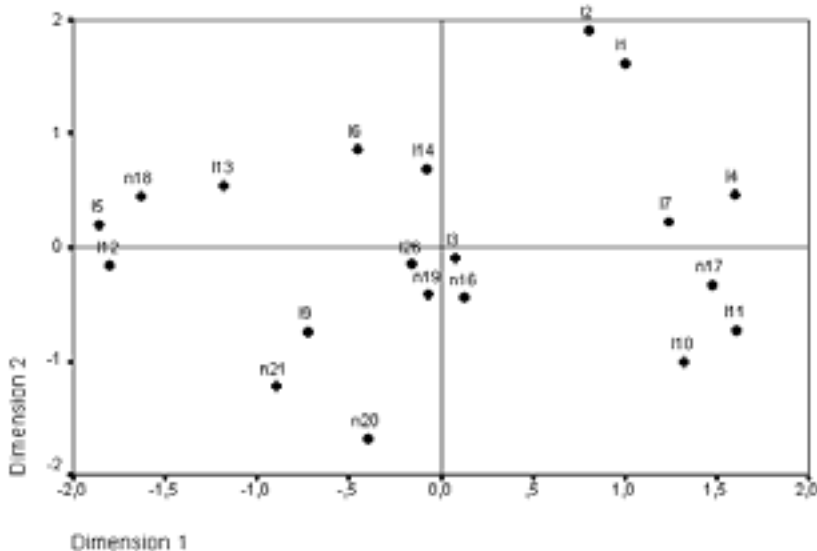
Rarefaktiokäyrän muodot saattavat kertoa eri yhteisöjen lajiston samankaltaisuudesta hieman samalla tavalla kuin diversiteetti-indeksit. Mitä samanmuotoisempi käyrä, sitä enemmän yhteisöjen lajikertymät muistuttavat toisiaan. Ne eivät kuitenkaan kerro välttämättä lajistollisesta samankaltaisuudesta, sillä

samanmuotoiset käyrät voivat syntyä vaikka lajit tarkasteltavien ryhmien välillä eroaisivat merkittävästi.

Alueiden odotetun lajimäärän ja pinta-alan suhteessa ei näytä olevan merkitsevää eroa (Kuva 6). Kuvasta voi kuitenkin havaita, että suuren yhteislajimäärän voi saavuttaa pienikokoisillakin laitumilla ja niittoalueilla - kolmella suurimmalla laitumella ei näyttäisi olevan merkittävästi suurempaa odotettua lajimäärää kuin pienempialaisilla alueilla. Otokoko on eri kokoluokissa kuitenkin pieni. On muistettava, että tällainen yleistettävä tulos ei kerro yksittäisten lajien elinympäristövaatimuksista tarkemmin; esim. etelänsuosirrin tiedetään suosivan laaja-alaisia rantaniittyjä – ja tutkimusalueella se onkin runsain laajimmalla Pitkännokan laitumella.



Kuva 6. Rarefaktiomene-
telmän avulla lasketun
odotetun lajimäärän ja
pinta-alan riippuvuus-
suhde.



Kuva 7. Laitumien ja niittoalueiden väliset erot moniulotteisen skaalauksen avulla tarkasteltuna.

Lajiston eroavuuksia tarkasteltiin myös moniulotteisen skaalauksen avulla. Kaksiulotteisessa tarkastelussa käytettiin koko seurantajakson yhdistettyä aineistoa kohteittain. Menetelmän kullekin hoitoalueelle tuottamat ärsyke-muuttujat testattiin t-testillä, joka osoitti laidun- ja niittoalueiden linnustojen välillä olevan eroja ($t = 0,587$, $df = 18$, $P = 0,044$). Tarkastelun luotettavuutta kuvaavan stressifunktion arvo oli kuitenkin 0,188, joka kertoo, että käytetyn mallin selityssaste on enintään kohtalainen (Kuva 7).

Parimäärät ja tiheydet

Tutkimukseen sisältyvillä laitumilla havaittiin keskimäärin 589 lintuparia vuodessa. Niittoalueilla vastaava määrä oli 147. Huomattava ero selittyy otosten välisellä merkittävällä kokoerolla: inventoitu laidunala oli keskimäärin 392,5 ha, mutta niittoala vain 60,1 ha (Taulukko 3).

Taulukko 3. Tutkimukseen sisältyneiden laidun- ja niittoalueiden pinta-alat, havaitut keskimääräiset lajiryhmäkohtaiset kokonaisparimäärät ja suhteelliset osuudet kokonaisparimäärästä.

Laitumet	1996	1997	2003	2004	2005	KA ²⁾	SD ³⁾
Pinta-ala	223,9	258,2	354,2	446,5	679,9	392,5	182,7
Vesilinnut	74	123	161	149	228	147	56,27
%	12,9	20,9	25,3	31,5	33,9	25,0	
Kahlaajat	179	213	164	116	197	173,8	37,21
%	31,2	36,2	25,7	24,5	29,3	29,5	
Lokkilinnut	78	35	14	32	33	38,4	23,69
%	13,6	6,0	2,2	6,8	4,9	6,5	
Varpuslinnut ¹⁾	113	78	128	58	85	92,4	28,01
%	19,7	13,3	20,1	12,3	12,6	15,7	
Kaikki lajit	574	588	637	473	673	589	75,9
Niittoalueet	1996	1997	2003	2004	2005	KA ²⁾	SD ³⁾
Pinta-ala	25,8	19,5	85,0	85,0	85,0	60,1	34,2
Vesilinnut	17	21	78	87	39	48,4	32,4
%	14,9	21,2	35,9	49,4	30,2	32,9	
Kahlaajat	54	60	57	46	39	51,2	8,58
%	47,4	60,6	26,3	26,1	30,2	34,8	
Lokkilinnut	7	3	9	10	9	7,6	2,79
%	6,1	3,0	4,1	5,7	7,0	5,2	
Varpuslinnut ¹⁾	7	4	14	9	8	8,4	3,65
%	6,1	4,0	6,5	5,1	6,2	5,7	
Kaikki lajit	114	99	217	176	129	147	48,6

¹⁾ = niityille ominaisten varpuslintulajien (niittykirvinen, kiuru, kelta- ja västäräkki) parimäärät

²⁾KA = keskiarvo

³⁾SD = keskihajonta

Lajiryhmien suhteelliset osuudet havaituista kokonaisparimäärästä erosivat jossain määrin laiturien ja niittoalueiden välillä: Varpuslintujen osalta ero oli tilastollisesti merkitsevä ($P = 0,008$) (Taulukko 4.)

Laitumien ja niittoalueiden lajiryhmäkohtaisten parimäärien ja tiheyksien osalta havaittiin myös eroja: laiturilla havaittiin keskimäärin enemmän lintupareja kuin niittoalueilla. Ero näkyi kaikissa lajiryhmissä. Paritiheyksien osalta tilanne muuttuu päinvastaiseksi: niittoalueilla lintutiheydet olivat niityille ominaisia varpuslintuja lukuun ottamatta korkeampia. Kahlaajien osalta havaittu ero on tilastollisesti merkitsevä ($P = 0,063$).

Taulukko 4. Laiturilla ja niittoalueilla pesivien lintulajien lajiryhmäkohtaiset parimäärät ja tiheydet. Laitumien ja niittoalueiden välisten erojen merkitsevyydet on testattu Mann-Whitneyn U-testillä.

Parimäärä	Laitumet		Niittoalueet		
	ka	SD	ka	SD	Merkitsevyys
Vesilinnut	14,4	15,1	10,7	9,4	$P = 0,910$
Kahlaajat	15,4	9,6	11,4	7,4	$P = 0,364$
Niittyvarpuslinnut	9,3	9,6	2	1	$P = 0,006$
Kaikki lajit	53,9	31,8	37,8	22,5	$P = 0,364$
Paritiheys	Laitumet		Niittoalueet		
	ka	SD	ka	SD	Merkitsevyys
Vesilinnut	45,2	48,8	166	302,4	$P = 0,334$
Kahlaajat	60,4	63	105,2	73,8	$P = 0,063$
Niittyvarpuslinnut	26,8	22,4	20,1	15,9	$P = 0,692$
Kaikki lajit	198,3	146,6	435,4	512,7	$P = 0,209$

Laidun- ja niittoalueiden runsaslukuisimmat lajit olivat pääosin molemmilla samat. Tukkakoskelo (*Mergus serrator*) ja mustapyrstökuiri eivät aivan yltäneet laiturilla runsaimpien joukkoon eivätkä vastaavasti keltavästäräkki ja jouhisorsa (*Anas acuta*) niittoalueilla. Viidentoista runsaslukuisimman lajin osuus kokonaisparimäärästä oli laiturilla 88 % ja niittoalueilla 76 % (Taulukko 5).

Tarkasteltaessa runsaslukuisimpien lintulajien joukkoa huomio kiinnittyi ruokokerttusen (*Acrocephalus schoenobaenus*) ja pajusirkun (*Emberiza schoeniclus*) runsauteen, mikä kertoo sekä laidun- että niittoalueiden kasvillisuudesta. Hoitoalueilla on edelleen ruokosaarekkeita ja pensaikkoo, jossa nämä lajit voivat pesiä. Matalakasvuisten niittyjen osuus on kuitenkin merkitsevä, koska niitylajien osuus 15 runsaimman lajin joukossa on laiturilla 60 % ja niittoalueilla 54 %. Laidun- ja niittoaluekohtaiset keskimääräiset lajikohtaiset parimäärät on esitetty liitteissä 1 ja 2.

Tarkasteltaessa yksittäisten lajien runsautta ja suhteellisia osuuksia laiturien ja niittoalueiden välillä havaittiin joitakin eroja. Yhdeksän kahlaajalajin

osuudet hoitoalueiden kokonaisparimäärästä olivat niittoalueilla suuremmat ja kahdeksan lajin laitumilla suuremmat. Erot eivät kuitenkaan olleet kovin merkittäviä. Vesilintulajien osalta erot olivat selvemmät: vain kolmen lajin suhteelliset osuudet olivat laitumilla korkeammat ja 14 lajin osuudet niittoalueilla korkeammat. Ero oli selvin tukkakoskelolla.

Taulukko 5. Hoitoalueiden viisitoista runsaslukuisinta lajia.

	Laitumet	paria	%	Niittoalueet	paria	%
1	Ruokokerttunen <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	85,5	12,7	Ruokokerttunen <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	20,8	11,2
2	Niittykirvinen <i>Anthus pratensis</i>	51,3	7,6	Punajalkaviklo <i>Tringa totanus</i>	14,7	7,9
3	Pajusirkku <i>Emberiza schoeniclus</i>	45,6	6,8	Töyhtöhyppä <i>Vanellus vanellus</i>	11,2	6,0
4	Suokukko <i>Philomachus pugnax</i>	44,6	6,6	Tukkakoskelo <i>Mergus serrator</i>	10,8	5,8
5	Punajalkaviklo <i>Tringa totanus</i>	41,8	6,2	Tukkasotka <i>Aythya fuligula</i>	10,5	5,7
6	Keltävästäräkki <i>Motacilla flava</i>	41,1	6,1	Suokukko <i>Philomachus pugnax</i>	10,3	5,6
7	Töyhtöhyppä <i>Vanellus vanellus</i>	39,6	5,9	Taivaanvuohi <i>Gallinago gallinago</i>	10,1	5,4
8	Jouhisorsa <i>Anas acuta</i>	39,1	5,8	Pajusirkku <i>Emberiza schoeniclus</i>	10,1	5,4
9	Sinisorsa <i>Anas platyrhynchos</i>	32,9	4,9	Kuovi <i>Numenius arquata</i>	8,0	4,3
10	Tukkasotka <i>Aythya fuligula</i>	32,4	4,8	Lapasorsa <i>Anas clypeata</i>	7,9	4,2
11	Merihanhi <i>Anser anser</i>	29,7	4,4	Sinisorsa <i>Anas platyrhynchos</i>	7,0	3,8
12	Lapasorsa <i>Anas clypeata</i>	27,9	4,2	Niittykirvinen <i>Anthus pratensis</i>	5,4	2,9
13	Pajulintu <i>Phylloscopus trochilus</i>	27,8	4,1	Pajulintu <i>Phylloscopus trochilus</i>	5,3	2,8
14	Taivaanvuohi <i>Gallinago gallinago</i>	27,3	4,1	Merihanhi <i>Anser anser</i>	4,8	2,6
15	Kuovi <i>Numenius arquata</i>	23,6	3,5	Mustapyrstökuiiri <i>Limosa limosa</i>	4,5	2,4

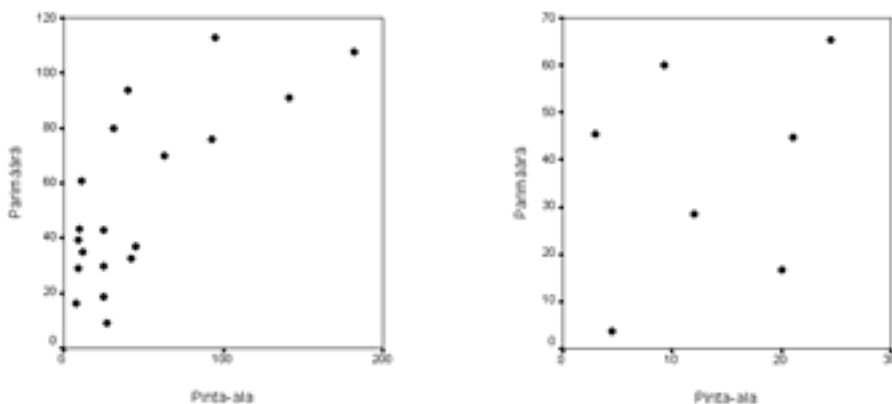
Rantaniityn pinta-alan vaikutus lajistoon ja paritiheyksiin

Hoidetun rantaniityn pinta-alan ja parimäärän sekä pinta-alan ja paritiheyden välisiä riippuvuuksia tutkittiin Spearmanin järjestyskorrelaatiotarkastelulla. Kaikilla tutkituilla lajiryhmillä parimäärä kasvoi merkittävästi laitumen pinta-alan kasvaessa. Niittoalueilla pinta-alalla ei havaittu olevan tilastollisesti merkittävää vaikutusta parimääriin (Taulukko 6 ja Kuva 8).

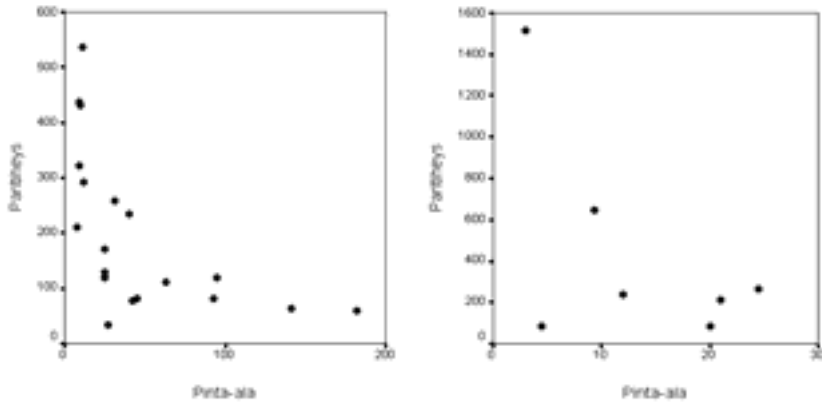
Paritiheyksien ja pinta-alan suhdetta tarkasteltaessa havaittiin laitumilla kokonaisparitiheyden laskevan merkittävästi pinta-alan kasvaessa. Lajiryhmiä tarkasteltaessa ero oli selvin kahlaajilla. Niittoalueilla suuntaus oli samankaltainen, mutta ei kuitenkaan suuresta hajonnasta johtuen tilastollisesti merkitsevä (Taulukko 6 ja Kuva 9).

Taulukko 6. Hoidetun rantaniityn pinta-alan vaikutus parimääriin ja tiheyksiin.

Pinta-alan ja parimäärän riippuvuus				
	Laitumet, n = 19		Niittoalueet, n = 7	
	r_s	P	r_s	P
Vesilinnut	0,637	0,003	-0,036	0,939
Kahlaajat	0,604	0,006	0,393	0,383
Niittyvarpuslinnut	0,633	0,004	0,25	0,589
Kaikki lajit	0,652	0,002	0,286	0,535
Pinta-alan ja paritiheyksien välinen riippuvuus				
	Laitumet		Niittoalueet	
	r_s	P	r_s	P
Vesilinnut	-0,087	0,733	-0,214	0,645
Kahlaajat	-0,504	0,028	-0,143	0,76
Niittyvarpuslinnut	-0,298	0,216	-0,607	0,148
Kaikki lajit	-0,752	0	-0,321	0,482



Kuva 8. Pinta-alan vaikutus laidun- ja niittoalueilla pesivien lintuparien määrään. Laidunalueet on esitetty vasemmassa ja niittoalueet oikeassa kuvassa.



Kuva 9. Pinta-alan vaikutus laidun- ja niittoalueilla pesivien lintuparien paritehyysiin. Laidunalueet on esitetty vasemmassa ja niittoalueet oikeassa kuvaajassa.

Laji- ja parimääriin vaikuttavia tekijöitä

Syitä havaitulle laiturien kokonaisuudessaan runsaammalle lajistolle suhteessa niittoalueisiin voi olla monia. Laidunalueiden elinympäristö voi olla lähtökohtaisesti monimuotoisempi kuin niittoalueiden. Myös laidunalueiden suuremmasta koosta voi seurata, että niillä esiintyvä lajivarasto ('species pool') voi olla kokonaisuudessaan suurempi kuin pienemmillä niittoalueilla.

Rarefaktiomenetelmän käytön kannalta olennaisia etukäteisoletuksia on kolme: 1) lajien kartoitustehokkuuden pitäisi olla sama, 2) lajien pitäisi jakautua tasaisesti tutkimusalueille sekä 3) vertailtavien alueiden elinympäristöjen pitäisi olla suhteellisen homogeenisiä. Mainitut tekijät vaikuttavat lopputulokseen ja mahdollisesti havaittuun laiturien ja niittoalueiden rarefaktiokäyrien eroon.

Kartoitustehokkuus on voinut olla pienemmillä alueilla tehokkaampi (erityisesti koskien tiettyjä piilotelevampia ja huonommin havaittavia lajeja), mutta tekijän merkitys kokonaismäärien kannalta ei liene ollut suuri. Rantalintulajien jakautuminen alueille tai habitaattien sisällä voi olla epätasaista.

Myös alueiden ympäristön heterogeenisuus voi vaikuttaa osaltaan tuloksiin. Muutamilla alueilla oli ruovikoita ja metsiä ja toisilla taas ei, ja ruovikkolajien kuten ruokokerttusen ja pajusirkun määrät ovat aiheuttaneet vaihtelua aineistoon. Kaikki laiturit ja niittoalueet rajautuivat kuitenkin joltakin reunaltaan yhtenäiseen ruovikkoon ja metsään.

Vesilintujen ja kahlaajien esiintymiseen ja runsauteen vaikuttaa selvästi hoi-toalueen rantaan rajautuvan osan määrä. Temmesjoen niittoalue ja Härmän,

Orihaan ja Heiskarin laitumet eivät rajautuneet lainkaan merenrantaan, mutta laitumet kuitenkin jokeen. Vesilintujen laji- ja parimäärän havaittiin olevan näillä kohteilla kaikkien tutkimusalueiden keskiarvoon verrattuna ylivoimaisesti pienimmät. Myös kahlaajien osalta oli havaittavissa sama piirre kolmen laitumen osalta. Suoran meriyhteyden puuttuminen näyttääkin vaikuttavan merkittävästi rantalintujen määrään. Myös etäisyys merestä voi osaltaan vaikuttaa pesimälajistoon ja parimääriin kosteikkoalueen sisälläkin. Suoran vesialueyhteyden merkitys on havaittu myös muualla tehdyissä tutkimuksissa (Larsson 1976, Johansson ym. 1986).

Hoitoalueen kasvillisuuden korkeuden voidaan olettaa vaikuttavan myös lajistoon. Niittoalueilla vallitseva kasvillisuuden korkeus on hoidon jälkeen syksyllä karkeasti arvioiden 15-25 cm ja laitumilla 6-60 cm. Niittoalueilla kasvillisuus on pääosin tasakorkuista, koska se on niitetty koneellisesti. Laitumilla sen sijaan kasvillisuuden korkeus riippuu laiduntavien eläinten määrästä, kasvilajeista ja laidunkauden pituudesta. Kaikilta tutkimukseen sisällyneiltä laitumilta löytyy laidunkauden päättyessä tehokkaasti syötyjä ja puutteellisemmin syötyjä osia. Laitumet ovatkin kasvillisuuden korkeuden osalta monimuotoisempia kuin niittoalueet. Jos kasvillisuus on keväällä hyvin matalaa, suojaisien pesäpaikkojen määrä on vähäinen ja pesät voivat olla alttiimpia petojen saalistukselle. Beinteman ja Müskensin (1987) mukaan Hollannissa kahlaajien pesien selviytyminen kasvaa pesinnän edetessä. Mahdollisia syitä ovat mm. kasvillisuuden peitteisyyden lisääntyminen pesimäkauden edetessä heikosti kätkeytyneiden pesien joutuessa aluksi saalistuksen kohteiksi ja myös petojen käyttäytyminen.

Laitumien ja niittoalueiden lajiston eroista ei ole paljoa julkaistuja tietoja. Ruotsissa julkaistujen tietojen mukaan niittämisen ja laidunnuksen vaikutukset linnustoon ovat aika samankaltaiset (Gladh 1991). Osalle kahlaajista laidunnus on edullisempaa kuin niitto ja muutamille lajeille päinvastoin (Alexandersson & Eriksson 1988, Gladh 1991). Niittoalueilla on todettu nimenomaan kahlaajien lajimäärän olevan suurempi kuin laidunnusalueilla (Alexandersson & Eriksson 1988). Tässä tutkimuksessa ei havaittu merkittäviä eroja kahlaajien laji- tai parimäärien osalta laitumien ja niittoalueiden välillä.

Tutkittavat alueet sijaitsevat samalla maantieteellisellä vyöhykkeellä, joten tämän perusteella suuria eroja ei ole. On kuitenkin huomattava, että yleisesti muut lajien esiintymiseen vaikuttavat tekijät voivat vaihdella maantieteellisesti (esimerkiksi niittyjen suojalajeista mustapyrstökuiiri puuttuu eteläisemmästä Suomesta).

Vaikka laajemmalla alueella voi olla monipuolisemmin eri biotooppeja, niin joidenkin lajien ympäristövaatimukset voivat olla myös suoraan sidoksissa alueiden pinta-alaan (esim. suosirri suosii habitaatin valinnassaan laajoja niittyjä).

Kirjallisuudessa mainitaan ns. suojalajien saattavan vaikuttaa tiettyjen lajien tiheyksiin ja pesimätulokseen positiivisesti. Muiden lajien seuraan hakeutuminen on ilmeisesti suhteellisen yleinen ilmiö niin rantalintu- kuin maalintuyhteisöissäkin.

Vähemmän aggressiivisten lajien on havaittu hakeutuvan pesimään voimakkaasti pesäänsä tai poikasiaan puolustavien lajien (lokkilinnut, tietyt kahlaajat) läheisyyteen. Ilmiötä pidetään pesäsaalistusta vähentävänä adaptiivisena mekanismina. Sorsalintujen korkeat parimäärät loppukolonioissa ovat esimerkki sopeutumasta (Koskimies 1957, Hilden 1965, Dwernychuk & Boag 1972). Loppulintuyhdyskuntien tarjoamaa suojaa ei tämän tutkimuksen kohteena olevilla hoidetuilla niittyalueilla ollut, koska naurulokkiyhdyskunnat (*Larus ridibundus*) sijaitsivat hoitoalueiden ulkopuolella.

Aggressiivisia pesiään puolustavia kahlaajia on pidetty merkittävänä suojana saalistajia vastaan, mistä myös aremmat samoilla paikoilla pesivät lajit ovat hyötäneet. 'Suojalajien' vaikutusta muille lajeille ei kuitenkaan ole tutkittu paljoa. Niiden merkitys arempien kahlaajalajien pesien sijoittumiseen ja pesimämenestykseen on eri selvityksissä vaihdellut. Lisäksi suojalajit saattavat vaikuttaa varoittelun kautta: muiden lajien varoittaessa toiset lajit reagoivat siihen poistumalta pesältä.

Göranson ym. (1975) ovat havainneet kokeellisissa tutkimuksissaan töyhtöhyyppäreiviireillä (*Vanellus vanellus*) sijaitsevien pesien selviytyneen paremmin kuin reiviirien ulkopuolella. He olettavat, että töyhtöhyyppien aggressiivinen käyttäytyminen vähentää petojen, etenkin variksen (*Corvus cornix*) ja loppien (*Larus* sp.), onnistumista saalistuksessaan. Dyrce ym. (1981) ovat havainneet vastaavasti mustapyrstökuirien pesien läheisyydessä pesivien muiden kahlaajien pesien selviytyvän paremmin kuin kauempana pesivien pariin. Rantaniityillä yleisenä pesivien niittykirvisen ja keltävästäräkin paritiheyksien on havaittu olleen korkeampia töyhtöhyyppien pesien läheisyydessä verrattuna alueisiin, joilla töyhtöhyyppiä ei ole (Eriksson & Götmark 1982).

Töyhtöhyyppien suojavaikutus oman pesimätuloksen suhteen lisääntyi yhdyskunnan yksilömäärän kasvaessa vaikutusalueen ulottuessa 100 metriin asti (Elliot 1985, Berg ym. 1992). Vaikutusalueen ja yhdyskunnan koon merkitys voi riippua saalistajalajeista - mikäli nisäkäsperot ovat pääsyyllisiä, vaikutus heikkenee (Berg 1996).

Gotlannissa töyhtöhyyppien kolonian koolla oli vaikutus tekopesien saalistusmääriin (Johansson 2001). Mustapyrstökuirilla ei todettu olevan merkitystä punajalkaviklon pesimätulokseen (Ottvall 2004), mutta kuirin omien pesien saalistus oli pienempää kolonioissa kuin yksittäin pesivillä pareilla (Johansson 2001). Tanskassa Tippernen suojelualueella etelänsuosirrien pesin-

nät onnistuivat haudontavaiheessa selvästi paremmin alueilla, joilla oli suoja-lajeina mustapyrstökuiri (Thorup 1998).

Voimakkaasti pesäänsä puolustavista kahlaajalajeista kuovi, mustapyrstökuiri ja töyhtöhyppä esiintyivät tutkimuksen kohteena olevilla 14 laitumella ja kuudella niittoalueella yleisinä ja kannoiltaan melko runsaina: Kuoveja (*Nu-menius arquata*) havaittiin 13 laitumella (tiheys 4,69 p/km²), ja kuudella niitto-alueella (tiheys 10,99 p/km²), töyhtöhyppiä 12 laitumella (tiheys 6,37 p/km²) ja kuudella niittoalueella (tiheys 14,60 p/km²) ja mustapyrstökuireja 10 laitumella (tiheys 2,70 p/km²) ja kolmella niittoalueella (tiheys 6,33 p/km²). Suojalajien osuus kokonaisparimäärästä oli laitumilla 9,2 % ja niitto-alueilla 13,1 %. Tarkempaa analyysiä muiden lajien määristä ja reviirien si-joitumisesta suhteessa suojalajeihin ei tehty. Asian tutkiminen vaatisi laa-jempaa pesimäbiologista aineistoa ja mahdollisesti kokeellista lähestymistä-paa. On myös mahdollista, että mekanismi toimii parimääriä kohottavasti tehokkaammin pienialaisilla kohteilla kuin laajemmilla alueilla. Suurten kah-laajien pesimätiheydet vaihtelivat kohteiden välillä ja on mahdollista, että suojaava vaikutus ei ulotu hoitoalueen eri osiin etenkin laaja-alaisilla koh-teilla.

Uhanalaisten ja erityisesti suojeltavien lajien esiin-tyminen

Arvioitaessa merenrantaniittyjen hoidon merkitystä pesimälajistossa esiinty-vät uhanalaiset ja muut erityisiä suojelutoimenpiteitä vaativat lajit ovat eri-tyisasemassa. Laitumia ja niittämällä hoidettavia alueita vertailtaessa erityis-lajien määrien havaittiin olevan laitumilla niittoalueita korkeampia. Tulok-seen voi vaikuttaa laitumien suurempi kokonaisala ja myös yksittäisten lai-dunalueiden keskimäärin suurempi pinta-ala. Alueiden absoluuttista suojelu-arvoa tarkasteltaessa laitumet ovat kuitenkin linnuston perusteella tarkastel-tuna uhanalaisille ja muille erityislajeille niittoalueita tärkeämpiä (Taulukko 6).

Tutkimuksessa mukana olevia hoidettuja niittyjä käyttävistä lajeista 27 sisäl-tyy Euroopan Unionin lintudirektiivin liitteeseen I. Nämä lajit vaativat erityi-siä suojelutoimenpiteitä Euroopassa. Tutkituilla laitumilla liitteen I lajeja havaittiin pesivänä 12 ja niittoalueilla viisi. Liitteen I lajien kokonaisparimää-rät olivat laitumilla korkeampia kuin niittoalueilla, mutta paritiheydet sen sijaan niittoalueilla korkeampia (Taulukko 6).

Taulukko 6. Uhanalaisten ja muiden erityislajien parimäärät ja –tiheydet laitumilla ja niittoalueilla.

	Laitumet				Niittoalueet			
	P ¹⁾	SD ²⁾	T ³⁾	SD ²⁾	P ¹⁾	SD ²⁾	T ³⁾	SD ²⁾
Direktiivilajit	68,6	36,4	22,2	17,3	15	14,2	49,5	65,3
Uhanalaiset lajit	42,6	39,4	14,2	15,2	5,6	4,3	11,4	9,4
Silmällä pidettävät lajit	49,4	28,1	16,8	14,7	11,4	10,1	41,8	54,6
Erytysvastuulajit	95	36,3	28,5	16,3	34,2	23,4	68	58,9

¹⁾P = keskimääräinen parimäärä

²⁾SD = keskihajonta

³⁾T = tiheys, paria/km²

Direktiivilajien osuus kokonaisparimäärästä oli laitumilla keskimäärin 13,6 % ja niittoalueilla 10,2 %. Yksityiskohtaiset tiedot lajeista, parimääristä ja –tiheyksistä on esitetty liitteissä 3 ja 4.

Hoitoalueilla havaittiin runsaasti Suomessa uhanalaisiksi luokiteltuja lajeja: laidunalueilla havaittiin kuuden uhanalaisen ja kuuden silmälläpidettävän lajin reviirejä ja vastaavasti niittoalueilla kahden uhanalaisen ja kahden silmälläpidettävän lajin reviirejä. Uhanalaisten lajien osuus kokonaisparimäärästä oli laitumilla 7,2 % ja niittoalueilla 3,8 %.

Suojelun kannalta tärkeimpiä lajeja ovat äärimmäisen uhanalaisiksi luokitellut etelänsuosirri ja kultasirkku (*Emberiza aureola*) sekä erittäin uhanalaisiksi luokitellut mustapyrstökuiri ja pikkutiira (*Sterna albifrons*). Kultasirkku ja pikkutiira on havaittu vain yhdellä laitumella. Kumpikaan laji ei ole varsinaisesti matalakasvuisten niittyrintojen laji. Tehokas laiduntaminen voi olla kultasirkulle haitallista, koska karja syö ja tallaa pajut, jotka ovat kultasirkun laulupaikkoja ja pesätkin voivat sijaita pensaan suojassa. Pikkutiira on matalien ja kasvipeitteettömien hiekkarantojen laji. Voimakas laidunnus hiekkatai hiesupohjaisilla rannoilla voi edistää sopivien pesäpaikkojen syntymistä. Sen sijaan etelänsuosirri ja mustapyrstökuiri ovat hoidetuille merenrantaniityille ominaisia lajeja.

Etelänsuosirrejä havaittiin pelkästään Pitkännokan, Maijalan ja Mäntyranan laitumilla, joilla pesi kartoitusten mukaan keskimäärin 7,8 paria vuodessa. Tämä on arviolta lähes 20 % koko Suomen kannasta (liite 3.). Todellisen parimäärän selvittäminen neljän kartoituslaskentakerran menetelmällä on vaikeaa. Oulun yliopiston ja Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen yhteistyönä tekemän erillisen etelänsuosirritutkimuksen tuloksena ydinalueiden pesimäkannat on pystytty selvittämään melko luotettavasti. Vertailu eri metodien välillä on osoittanut, että kartoituslaskentojen avulla on tavoitettu laitumesta riippuen vain 25-40 % alueen pareista. Pitkännokan ja Maijalan laitumilla pesikin todellisuudessa huomattavasti enemmän suosirripareja kuin

kartoituslaskennoissa havaittiin. Yleiseen linnuston kartoitusmenetelmään liittyviä ongelmia suosirrin parimäärien selvittämisessä on pohdittu tämän artikkelin erillisessä menetelmien kehittämissosiossa.

Mustapyrstökuireja pesii sekä laitumilla että niittoalueilla. Pesimäkanta on havaittujen parimäärien mukaan laitumilla hieman vahvempi kuin niittoalueilla. Hoitoalueilla havaittiin keskimäärin 14,4 mustapyrstökuiroparia tutkimusvuosina (liitteet 3 ja 4). Tutkimusalueilla pesi seurantavuosien aikana arviolta vähintään 20-25 % mustapyrstökuiroin Suomen kannasta.

Silmälläpidettävien lajien suhteelliset osuudet kokonaisparimääristä olivat 8,4 % laitumilla ja 7,8 % niittoalueilla. Suokukko (*Philomachus pugnax*) on tämän ryhmän lajeista suojelun kannalta merkittävin. Hoidetuilla rantaniityillä pesi tutkimusvuosina keskimäärin 51 suokukkoparia, joista 80 % laitumilla. Suokukkokanta on taantunut viime vuosikymmenien aikana Suomessa, ja Oulun seutu on sen levinneisyyden eteläreunalla. Perämeren rantaniityjen pesimäkantaa voidaan pitää edelleen vahvana. Todellisen parimäärän selvittäminen neljän kartoituslaskentakerran menetelmällä on vaikeaa, koska tulokinnan perustuessa naaraiden määrään laskennan ajoittaminen pesintöjen suhteen oikeaan aikaan on vaikeaa. Lisäksi hautovien emojen havaitseminen on laskennoissa vaikeaa. Käytetty menetelmä tuottaakin todennäköisesti aliarvion todellisesta kannan suuruudesta.

Uhanalaisten lajien II seurantaryhmä on esittänyt laatimassaan mietinnössä 38 lintulajia Suomen erityisvastuulajeiksi, joiden säilyttämisessä Suomella voidaan osoittaa olevan merkittävä kansainvälinen vastuu. Tutkimuksen kohteena olevilla laitumilla havaittiin 14 ja niittoalueilla 10 erityisvastuulajia. Niiden suhteelliset osuudet olivat laitumilla 16,1 % ja niittoalueilla 23,3 %. Näistä lajeista ruisrääkkä (*Crex crex*) on luokiteltu kansainvälisesti vaarantuneeksi lajiksi. Ruisrääkän esiintyminen Liminganlahden hoitoalueilla vaihtelee vuosittain paljon.

Uhanalaisten ja muiden erityislajien suhteelliset osuudet hoitoalueiden pesimälinnustosta olivat korkeita. Tämä osoittaa hoidettujen merenrantaniityjen huomattavan merkityksen suojeltavien lajien kannalta. Erityislajien korkea määrä, muutamien lajien huomattavat populaatiokoot ja merkittävät osuudet Suomen kokonaiskannoista korostavat laitumien ja niittoalueiden merkitystä luonnon monimuotoisuudelle.

Hoidettujen niittyjen merkitys muuttolintujen kerääntymisalueina

Pesivien lintujen lisäksi laitumilla ja niittoalueilla on huomattava merkitys alueella levähtävien muuttolintujen ruokailu- ja kerääntymisalueina. Liminganlahti sisältyy kokonaisuudessaan Birdlife International –järjestön laatimaan Kansainvälisesti tärkeiden lintualueiden (IBA) luetteloon (Leivo 2000).

Alueen merkitys muuttolintujen kerääntymisalueena tunnetaan hyvin ja tieto- ja levähtävien populaatioiden suuruudesta on julkaistu useissa teoksissa (Siira & Pessa 1992, Markkola ym. 1993, Pessa 1997, Pessa & Anttila 1998, 2000).

Lumolaiduntutkimuksen yhteydessä ei tutkittu varsinaisesti hoitoalueilla levähtäviä lintupopulaatioita ja tässä yhteydessä esitetyt tulokset perustuvatkin Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen tekemään lintuvesialueiden seuranta-tutkimukseen.

Useimmat alueella levähtävät kosteikkolintulajit käyttävät hoidettuja merenrantaniittyjä ruokailu- ja lepäilyalueena. Erityisesti laajat laitumet ovat tärkeitä ruokailualueita. Tutkimusalueista merkittäviä, vähintään 500 sorsalinnun tai kahlaajan kerääntymiä, on havaittu Kupin niityllä, Pitkänokalla, Maijalan laitumella, Hyrynranassa, Routunkarilla, Sarkkirannassa ja Nenännokalla. Tärkeille kerääntymisalueille ominaisia piirteitä ovat: matala niittykasvillisuus, avara maisema, laajuus (>30 ha) ja leveys (>500 m), suora yhteys vesialueeseen, matala rantavyöhyke sekä hienojakoinen rantavyöhykkeen maa-aines.

Liminganlahden rantalaitumista ylivoimaisesti merkittävin alue on Pitkänokan – Maijalan laitumien muodostama laaja rantaniittykokonaisuus Lumijoella. Alueella levähtää säännöllisesti enimmillään tuhansia sorsia (*Anatinae*), hanhia (*Anserinae*) ja kahlaajia. Lisäksi sadat kurjet (*Grus grus*) ja joutsenet (*Cygnus cygnus*) hyödyntävät laajoja rantaniittyjä ja matalikkoja. Toinen merkittävä kerääntymisalue on Hyrynranan - Routunkarin laaja laidunkokonaisuus Limingassa. Alueella on etenkin sorsien ja kahlaajien suosima kerääntymisalue. Lintumäärät ovat enimmillään muutamia tuhansia yksilöitä.

Hoitoalueilla levähtää tai ruokailee muuttokausien aikana 15 uhanalaista ja 16 silmälläpidettävää lintulajia. Näistä uhanalaisimpia ovat kiljuhanhi ja etelänsuosirri. Muita keskeisiä lajeja ovat muuttohaukka (*Falco peregrinus*), mustapyrstökuiri, merikotka (*Haliaeetus albicilla*) ja lapinsirri (*Calidris temminckii*). Silmälläpidettävistä lajeista merkittävin on ehkä suokukko, joita hoitoalueilla levähtää säännöllisesti muuton aikaan vähintään 2000 yksilöä, ja joinakin vuosina yli 5000 yksilöä.

Pessan (1997) mukaan kymmenen lintulajin säännöllinen levähtäjämäärä ylittää kansainvälisesti merkittävältä kerääntymisalueelta vaadittavan 1 %:n raja-arvon koko muuttoreitin populaatiosta. Näistä lajeista joutsen, metsähanhi (*Anser fabalis*), tavi (*Anas crecca*), jouhi- ja lapasorsa (*Anas clypeata*), jänkäsirriäinen (*Limicola falcinellus*) ja mustaviklo (*Tringa erythropus*) esiintyvät runsaina hoidetuilla merenrantaniityillä. Kansallisesti merkittäviä kerääntymiä havaitaan säännöllisesti myös merihanhella (*Anser anser*), haapanalla (*Anas penelope*), kurjella, suosirrillä (*Calidris alpina alpina*), pikkusirrillä (*Calidris minuta*), suokukolla, valkoviklolla (*Tringa nebularia*) ja

lirolla (*Tringa glareola*). Näiden lajien esiintyminen keskittyy rantaniityille ja alaville lieterannoille, joita löytyy etenkin laiturilta.

Kartoituslaskentamenetelmän soveltuvuus ja kehittämistarpeet

Tutkimuksessa käytettiin neljän kartoituslaskentakerran menetelmää, joka antaa kohtalaisen luotettavan kuvan alueen pesimälajistosta, mutta ei täysin oikeaa kuvaa tutkimusalueiden todellisista parimääristä. Tarkempi kuva parimääristä saataisiin lisäämällä laskentakertojen määrää, mutta samalla tutkittavien alueiden määrä samaa ajallista panosta käyttäen pienenesi merkittävästi. Lähtökohtana tässä tutkimuksessa käytetyn menetelmän valinnalle oli, että kahden eri hoitomuodon vaikuttavuuden vertailussa menetelmän aiheuttamat virheet esiintyvät samalla voimakkuudella molemmissa ryhmissä.

Lajien välillä voi olla huomattavia eroja laskennan tehokkuuden osalta. Tässä jaksossa tarkastellaan kahden esimerkkilajin, etelänsuosirrin ja mustapyrstökuirin osalta käytettyyn menetelmään liittyviä ongelmia ja kehittämistarpeita.

Etelänsuosirrin parimäärän arviointi

Etelänsuosirri on uhanalaisuudestaan johtuen suojelu- ja hoitotoimenpiteitä arvioitaessa ja toimeenpantaessa keskeinen laji. Tutkimuksessa mukana olevista hoitokohteista viidellä laiturilla havaittiin etelänsuosirrejä seurannan aikana. Suomen tärkein pesimäalue sijaitsee Lumijoen Pitkänokalla, jossa sijaitsevat myös kolme laajaa tähän tutkimukseen sisältyvää rantalaidunta.

Vuosina 2003-2005 on Lumijoen kahdella tutkimuslaitumella (Pitkänokka ja Maijala) tehty suosirrin tarkkaa pesimäbiologian seurantaa Oulun yliopiston tutkijaryhmän toimesta. Pesimäalueet on inventoitu yli kymmenen havainnointikerran aikana tavoitteena kaikkien pesien etsintä, emojen ja poikasten rengastus ja ennestään rengastettujen lintujen kontrollointi.

Vuosien 2003-2005 löydettyjen pesien lukumäärien perusteella arvioidut parimäärät Pitkänokan laiturilla ovat olleet 11, 10 ja 19 paria (K.Koivula, V.-M.Pakanen, A. Luukkonen, julkaisematon). Tämän tutkimuksen kartoituslaskentojen avulla saadut parimääräarviot ovat samoilta vuosilta 11, 4 ja 5 paria. Vuoden 2003 määrä siis kuvastaa suhteellisen tarkasti tarkemman menetelmän perusteella tehtyä parimääräarviota. Sen sijaan vuosina 2004 ja 2005 havaittiin vain n. 40 % ja 26 % arvioiduista parimääristä (kaikkien vuosien keskiarvo 50 %). Kooltaan pienemmällä, mutta kuitenkin laajalla Maijalan laiturilla lukumäärät kuvastavat tehokartoituksen lukumääriä paremmin, löytymisaste oli 33-100 % (keskiarvo n.60%).

Näiden selvitysten perusteella voidaan todeta, että kokonaislinnuston parimääräkartoitus käytetyllä menetelmällä ei kuvasta kovinkaan hyvin vuosien välisiä vaihteluita suosirrien parimäärissä. Jonakin vuonna kartoitus voi olla

oikeansuuntainen, mutta jonakin toisena ei. Tuloksiin voi olla seuraavanlaisia selityksiä (lueteltu oletetussa tärkeysjärjestyksessä):

1) vuonna 2003 Pitkännokan laitumen kartoitukset tehtiin kolmen laskijan samanaikaisena työnä, mutta vuonna 2004 ja 2005 vain yksi laskija inventoi koko alueen. Laskijoiden määrä, laskennassa käytettyjen kulkureittien tiheys ja laskentaan käytetty aika voivat vaikuttaa tuloksiin. Yleisessä linnuston kartoituksessa ei myöskään ole aikaa keskittyä suosirrin kaltaisen lajin liikkeisiin niin tarkasti kuin lajin usein piilotteleva käyttäytyminen vaatisi.

2) suosirri on yleisesti huomaamaton ja piilotteleva laji. Pesinnän vaihe vaikuttaa lintujen näkyvyyteen ja sitä kautta havaittavuuteen. Tämä havaittiin käytännössä laitumella, jossa aiemmin löydettyillä merkityillä pesillä käydessä emoja ei useinkaan paikalla näkynyt. Helppointa suosirri on havaita aivan pesinnän alussa soidinaikaan ja toisaalta poikasaikaan jolloin emot varoittelevat.

3) hyvin lähekkäin pesivien eri parien yksilöt tulevat helposti tulkituksi samaksi pariiksi, ellei lintujen sukupuolta pystytä määrittämään. Suosirrilla sukupuolten tunnistaminen voi olla mahdollista, mutta vaatii kartoittajalta erityiskokemusta ja hyviä tunnistusolosuhteita.

4) vuonna 2004 Pitkännokan alueella havaittiin voimakasta munapesien saalistusta, jonka seurauksena monet parit häipyivät paikalta jo pesinnän alkuvaiheessa tai ne olivat muuten vaikeasti havaittavissa (V.-M. Pakanen & K. Koivula, kirjallinen ilmoitus).

Johtopäätöksenä voidaan todeta, että muun linnuston kartoitus ei ole kovin tarkka menetelmä ainakaan tiheän pesimäkannan alueella suosirrin parimäärien arviointiin. Se voi soveltua tarkoitukseen, mikäli tiheän pesimäkannan alueella on useita laskijoita ja riittävästi aikaa käytettävissä. Neljä käyntikerä voi tällaisessa tapauksessa olla riittävä, mutta lähekkäin pesivien lintujen yksilöllinen tunnistaminen on silti tärkeää. Näin on silloin, kun samanaikaisia havaintoja linnuista ei kerry riittävästi, kuten Pitkännokalla vuosina 2004 ja 2005 kävi. Jos pesäsaalistus on intensiivistä, on mahdollista, että kartoituksen painottaminen pesimäkauden alkuvaiheeseen antaa luotettavimman tuloksen pesinnän aloittaneiden parien määrästä. Värirengastus ja lintujen pesien etsiminen vielä useamman käyntikerran panostuksella on tiheän kannan alueilla tai muuten laajoilla alueilla tärkeää todellisen parimäärän selvittämiseksi. Pienempikokoisilla alueilla neljän kartoituskerran ja yhden kartoittajan panos on riittävä.

Mustapyrstökuirin parimäärän arviointi

Eri kartoituksissa havaittiin vaihtelua myös mustapyrstökuirin määrissä. Millaiseksi mustapyrstökuirin lopullinen parimäärätulkinta muodostuu, riippuu siitä miten kartoituskerrat sijoittuvat kuirien pesinnän suhteen. Jos kuirien

pesinnät epäonnistuvat muninta- tai haudontavaiheessa, emot saattavat koontua parviin ja siirtyä pois pesimäalueelta. Tämä johtaa selvään aliarvioon tarkasteltaessa pesinnän aloittaneiden parien määrää.

Toinen menetelmällinen ongelma liittyy mustapyrstökuirien liikkuvuuteen ja voimakkaaseen pesänpuolustuskäyttäytymiseen. Lähekkäisten alueiden osalta kannanarviointi voi olla vaikeaa, kun tutkittavan alueen ulkopuoleltakin voi häiriötilanteessa tulla useita pareja varottelemaan paikalla olleiden kuiriparien hälyttäminä. Tämä on havaittu erityisesti Limingan Hyrynranassa ja Rountunkarissa sekä Oulunsalon Sarkkirannassa, jossa kuireja pesii ympäröivillä läheisillä peltoalueilla, joilta ne todennäköisesti johdattavat poikasensa rantaniityille.

Luotettavan tuloksen saamiseksi olisi perusteltua käyttää useamman toistokerran laskentaa. Laskentaa tulisi mustapyrstökuirin osalta tihentää toukokuun aikana painottaen pesinnän alkuun ajoittuvia laskentoja. Normaalitylanteessa, kun pesinnät eivät yleisesti tuhoudu alkuvaiheessaan, neljän toistokerran kartoitus antaa melko luotettavan kuvan parimääristä.

Sekä suosirrin että mustapyrstökuirin suhteen kartoitusmenetelmien sopivuuden testaamista on syytä vielä jatkaa. Molempien lajien osalta tarkat kartoitusohjeet (mm. käyttäytymisen ja parimäärien tulkinta) tulisi laatia lajien erityiskartoituksia varten. Myös muun linnustonkartoituksen yhteydessä näiden erityislajien havainnointi ja pesimäkantojen arvioiminen on mahdollista.

Johtopäätökset ja suositukset

Laidunnuksen ja niiton vaikutus pesimäpaikkojen määrään, laatuun ja lintukantoihin

Rantaniittyjen jatkuvalla hoidolla joko laiduntamalla tai niittämällä pystytään turvaamaan useimpien kosteikkolintujen kannalta keskeisten elinympäristöjen säilyminen. Ilman jatkuvaa hoitoa niittyjen määrä olisi selvästi nykyistä pienempi ja samalla myös niittyjen sijainti ja topografia olisivat hyvin erilaiset kuin nykytilanteessa. Laidunnuksen ja niiton ansioista luontaisesti kapeita, lähelle vesirajaa sijoittuvia niittyjä on laajennettu maarannan puolella penssaikkovyöhykkeeseen ja toisinaan luonnonmetsiin asti. Näin on pystytty laajentamaan merkittävästi niittyjen kokoa ja samalla myös pesimähabitattien määrää. Kuivemmat ylänneet ovat pesintöiden onnistumisen kannalta erittäin tärkeitä tarjoten paremman suojan voimakkaiden tuulten aiheuttamilta meriveden nousuilta.

Laidunnuksen ja niiton havaittiin vaikuttavan hieman eri tavoin pesimälajistoon ja parimääriin. Laitumilla pesii keskimäärin enemmän lajeja kuin samankokoisilla niittoalueilla. Koska ero oli pinta-alan korjauksen jälkeenkin

(rarefaktiointi) merkitsevä, voidaan laidunnusta pitää linnuston lajimääriä tarkasteltaessa suositeltavampana hoitomuotona.

Uhanalaisten ja muiden erityissuojelulajien säilymisen kannalta molemmat hoitomuodot edistävät suojelutavoitetta. Laitumilla havaittiin kuitenkin enemmän erityissuojelulajeja kuin niittoalueilla. Populaatiot olivat myös suurempia laitumilla. Ero voi johtua osin laitumien huomattavasti suuremmasta kokonaispinta-alasta. Jotkut lajit, kuten esimerkiksi etelänsuosirri, saattavat myös todellisuudessa suosia laajempaa pinta-alaa ja avaraa maisemaa.

Rantaniittyjen hoidolla saavutettujen myönteisten tulosten säilyminen edellyttää hoidon jatkumista. Hoitoalueiden tulee ulottua kuiville ylänniityille asti ja hoitoalueiden tulee olla riittävän laaja-alaisia ja kasvillisuudeltaan vaihtelevia. Yhtenäisten ja laajojen matalakasvuisten alojen tulee olla hoitoalueilla vallitsevia. Laajoille >30 hehtaarin laajuisille niityille voi jättää yksittäisiä pensaita tai suppea-alaisia pensasryhmiä monipuolistamaan ympäristöä. Hoitoalueen ja meren väliin ei tule jättää maiseman sulkevaa ruokovyöhykettä, vaan laidunnus tulee ulottaa vesirajaan asti.

Koska ranta-alueilla pesivien lintulajien pesimäpaikkavaatimukset ovat hyvin erilaisia, kasvillisuuden korkeuden vaihtelu hoitoalueiden eri osissa lisää pesimäpaikkojen monimuotoisuutta ja pesien suojaisuutta. Lajisto todennäköisesti monipuolistuu ympäristön monimuotoisuuden lisääntyessä. Tarkasti syödyt matalat niityt ovat tärkeitä ruokailualueita ja korkeakasvuisemmat osat suojaisempia pesimäpaikkoja. Vesilinnut vaativat kookkaina lajeina korkeampaa kasvillisuutta, mutta monet kahlaajat pienikokoisempina matalampaa kasvillisuutta.

Laitumien ja niittoalueiden perustaminen vähentää ruovikko- ja pensaikkolintulajien elinympäristöjä. Tarkasteltaessa viime vuosikymmenien aikaista kehitystä kosteikoilla, havaitaan, että ruovikoiden ja pensaikoiden määrä on kasvanut matalien niittyjen vähentyessä (esim. Siira & Pessa 1992, Pykälä 2001). Samaan aikaan ruovikoissa ja pensaikoissa pesivät lajit ovat runsastuneet (Väisänen ym. 1998). Siiran ja Pessan (1992) mukaan runsaimmat ruovikoissa pesivät lajit ovat Liminganlahdella ruokokerttunen ja pajusirkku, jotka ovat myös alueen runsaslukuisimmat lintulajit. Ruovikoiden vähälajiiseen pesimälajistoon kuuluvat myös merihanhi ja kurki. Ruovikoissa pesii myös harvinaisia ja suojelun kannalta keskeisiä lajeja, kuten kaulushaikara (*Botaurus stellaris*), ruskosuohaukka (*Circus aeruginosus*) ja viiksitimali (*Panurus biarmicus*). Näiden lajien elinympäristöjen määrän tulee säilyä riittävänä ja pesimäkantoja ei saa vaarantaa ottamalla ruovikoita liian laajasti hoidon piiriin. Ruovikkolintukantojen säilyminen voidaan turvata parhaiten Natura 2000 –alueiden hoidon ja käytön suunnittelun yhteydessä varaamalla riittävästi eri tyyppisiä ruovikoita niistä riippuville lajeille.

Hoitotoimenpiteiden ajoittaminen

Laidunnuksen aloitusajankohdalla voidaan merkittävästi vaikuttaa rantalintujen pesinnän onnistumiseen. Rantalintujen munapesävaiheen ajankohta riippuu lajista, vuodesta ja kohteen maantieteellisestä sijainnasta. Pohjois-Pohjanmaalla esimerkiksi suosirrin ja lapinsirrin pesinnät ovat yleensä kriittisessä vaiheessa vielä kesäkuun puolivälissäkin. Lumijoen Pitkännökan vuosien 2002-2005 pesimäaineiston perusteella suosirrin munapesistä on ollut aktiivisia 82 % 28.5.-30.5, 40 % pesistä on toiminnassa vielä 16.6. ja 20 % 22.6 (K.Koivula, V.-M. Pakanen, A. Luukkonen, julkaisematon). Lintujen pesimätuhojen minimoimiseksi Pohjois-Pohjanmaalla 10.6. on ehdottomasti aikaisin vaihe päästää eläimet laitumelle. Myöhäisempi aloitusajankohta olisi vieläkin parempi. Voi myös olla, että laitumilla aiheutuvat tallaukset ovat suurimmillaan laidunkauden alkuvaiheessa, jolloin eläimet kulkevat aktiivisesti ja innostuneina laitumella. Laiduntavien eläinten aktiivisuutta voitaisiin ehkä vähentää päästämällä ne ennen rantalaitumelle tuloa ulkolaidunnukseen riittävän pitkäksi ajaksi.

Niiton ei nyky muodossaan arvioida aiheuttavan suoria tuhoja pesille toimenpiteiden ajoituksessa keski- tai loppukesään.

Hoitokäytäntöjen kehittäminen ja lintujen pesintöjen suojaaminen

Pesätuhojen vähentäminen

Laidunnus aiheuttaa todennäköisesti aina pesintöjen epäonnistumisia tallauksen ja häirinnän takia silloin, kun laidunnus tapahtuu lintujen pesimäkauden aikana. Merkittäviä tallauksen aiheuttamia tuhoja on havaittu muissa tutkimuksissa silloin, kun laidunpaine on ollut reilusti yli 2 eläintä/ha (Johansson ym. 1986, Beintema & Müskens 1987). Tuhojen suuruuteen voivat vaikuttaa monet muutkin tekijät kuin pelkkä suoraan laskettu laidunpaine. Tutkimusta laidunpaineen vaikutuksista erilaisilla ja erikokoisilla laiduntyypeillä tarvitaan edelleen.

Lumijoen Pitkännökällä on vuosina 2003-2005 käytetty suosirrien pesien ylle asetettuja neljää ristikkäistä taivutettua harjaterästankoa estämään laiduntavan karjan aiheuttamaa pesien tallautumista. Käytetyn menetelmän avulla onkin saavutettu hyviä tuloksia, mutta pitkällä aikavälillä tarkasteltuna menetelmä on liian työläs toteuttavaksi. Erikoistapauksissa sitä voidaan kuitenkin suositella, kun pyritään parantamaan esimerkiksi uhanalaisten lintulajien poikastuottoa pesimäkantojen hoidon alkuvaiheessa. Terästangot tulee kerätä pois käytön jälkeen, koska naudat saattavat vahingoittaa sorkkansa astuessaan rautojen päälle.

Kahlaajien pesiä on Hollannissa myös ympäröity sähköpaimenella ja käytetty häkkisuojuja (Kipp & Kipp 2004). Menetelmän avulla on saavutettu hyviä

tuloksia, mutta tämäkin menetelmä vaatii runsaasti työtä ja on pitkällä aikavälillä tarkasteltuna liian työläs toteutettavaksi. Uusia yksinkertaisia ja toimivia suojauskeinoja tulisi vielä pohtia yhdessä karjankasvattajien kanssa.

Laitumen lohkominen

Laitumen lohkomisesta ja kiertolaidunnuksesta on selkeästi hyötyä ainakin linnustolle. Esimerkiksi pesinnän kannalta tärkeillä lohkoilla laidunnuksen aloitusta voitaisiin siirtää myöhemmäksi, jolloin laidunnuksen aiheuttamia pesätuhoja voidaan vähentää. Menetelmä vaatii tietoa pesinnän kannalta tärkeistä laitumen osa-alueista, jotta lohkotus osattaisiin tehdä optimaalisella tavalla.

Mikäli erityistietoa paikallisesta lajistosta ja olosuhteista on, tehokkaasti laidunnetut osat laajemmasta laitumesta tulee paikantaa ja yhdistää pesimäpaikkatietojen kanssa. Tämän perusteella voidaan määritellä laidunlohkojen luonnolliset ja tarkoituksenmukaiset rajat yhdessä karjankasvattajien kanssa.

Oikeanlaisen lohkomisen ja laidunnuksen alun ajoituksen tehokkuus suoje-lussa riippuu pesivästä lajistosta: esimerkiksi Lumijoen Pitkänokalla touko-kuussa pesintänsä aloittavan etelänsuosirrin kannalta voisi olla parasta, että alue jaettaisiin maalta merelle suuntautuviin lohkoihin, koska pesivien parien sijainti on siirtynyt rantojen hoidon myötä yhä ylempään pesimäniitylle. Näin toimimalla sekä laiduntamattomilla että laidunnetuilla lohkoilla on kuivia ylänniittyjä ja kosteita alaniittyjä.

Myöhään kesäkuussa pesivän lapinsirrin kannalta laidunnuksen aloitusajan-kohdan viivästyttämisellä 15. kesäkuuta alkavaksi ei saavuteta erityistä etua. Lapinsirri pesii kuitenkin osittain kasvittomilla paikoilla ylempänä niittyalueella, jolloin lohkomisella voidaan saada aikaan positiivisia tuloksia.

Kiitokset

Euroopan Unionin maatalouspolitiikan vaikutuksesta merenrantaniittyjen laiduntaminen ja niitto tehostuivat Suomen EU-jäsenyyden myötä vuonna 1995. Kiitämme Perämeren rantaniittyjä hoitavia maanviljelijöitä, joiden panos on ollut keskeinen uhanalaisten lajien kannalta tärkeiden elinympäristöjen säilymisessä. Kiitämme Seppo Rytköstä arvokkaista neuvoista tilastollisten menetelmien käyttöön liittyvissä valinnoissa. Marja Hägg on avustanut aineiston käsittelyssä, josta lämmin kiitos. Tutkimuksen päärahoittajat: ympäristöministeriö ja maa- ja metsätalousministeriö ansaitsevat myös kiitoksemme luonnon monimuotoisuuden tutkimuksen edistämisestä. Euroopan Unionin LIFE Luonto –rahaston tuella aloitettiin osa tämän tutkimuksen sisältämistä seurannoista, josta kiitos.

Kirjallisuus

- Alexandersson, H., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986. Stränder vid fågelsjöar. Om fuktängar, mader och vassar i odlingslandskap. Stockholm: LTs förlag. 112 s.
- Alexandersson, H. & Eriksson, M.O.G. 1988. Hävdade mader och fuktängar som fågelmiljö. Teoksessa: Anderson, S. (toim.). Fåglar i jordbrukslandskapet. Vår Fågelvärld, Supplement 12: 21-34.
- Beintema, A. J. & Muskens, G.J.D.M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *Journal of Animal Ecology* 24: 743-758.
- Bengtson, S.-A. 1972. Reproduction and fluctuations in the size of duck populations at Lake Myvatn, Iceland. *Oikos* 23: 35-58.
- Berg, Å., Lindberg, T. & Källebrink, K. 1992. Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *Journal of Animal Ecology* 61: 469-476.
- Dyrce, A., Witkowski, J. & Okulewicz, J. 1981. Nesting of "timid" waders in the vicinity of "bold" ones as an antipredator adaptation. *Ibis* 123: 542-545.
- Dwernychuk, L. W. & Boag, D. A. 1972. Ducks nesting in association with gulls – an ecological trap? *Canadian Journal of Zoology* 50: 559-563.
- Elliot R.D. 1985. The exclusion of avian predators from aggregations of nesting Lapwings (*Vanellus vanellus*). *Animal Behaviour* 33: 308-314.
- Eriksson, M. O. G. & Götmark, F. 1982. Habitat selection: Do passerines nest in association with Lapwings *Vanellus vanellus* as defence against predators? *Ornis Scandinavica* 13: 189-192.
- Gladh, L. 1991. Mowing as a tool in managing shore meadows. Teoksessa: Finlayson, C.M. & Larsson, T. (toim.). Wetland management and restoration. Swedish Environmental Protection Agency Report 3992.s. 166-169.
- Göransson, G., Karlsson, J., Nilsson, S. G. & Ulfstrand, S. 1975. Predation on birds nests in relation to antipredator aggression and nest density: an experimental study. *Oikos* 26: 117-120.
- Hilden, O. 1965. Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Fennici* 2: 53-75.
- Johansson, O., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986. Havstrandängar. Stockholm: LTs förlag. 96 s.

- Johansson, T. 2001. Habitat selection, nest predation and conservation biology in a black-tailed godwit (*Limosa limosa*) population. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 610. Uppsala. 38 s.
- Kipp, M. & Kipp, C. 2004. The effect of clutch protection and the safeguarding of young birds on the breeding success rate of curlews (*Numenius arquata*). WSG Bulletin 103: 11-12.
- Koskimies, J. 1957. Terns and gulls as features of habitat recognition for birds nesting in their colonies. Ornis Fennica 34: 1-6.
- Koskimies, P. 1994. Linnuston seuranta ympäristöhallinnon hankkeissa. Ohjeet alueelliseen seurantaan. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja B 18. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus. 82 s.
- Kouki, J. & Haila, Y. 1985. Lajimäärä, näytekooko ja rarefaktio - lajimäärän vertailun ongelmia. Luonnon Tutkija 89: 156-159.
- Larsson, T. 1969. Land use and bird fauna on shores in southern Sweden. Oikos 20: 136-155.
- Larsson, T. 1976. Composition and density of the bird fauna in Swedish shore meadows. Ornis Scandinavica 7: 1-12.
- Leivo, M. 2000. Finland. Teoksessa: Heath, M. F. & Evans, M. I. (toim.). Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation. 1. Northern Europe. Birdlife Conservation Series No. 8. s. 225-261.
- Lintuvesityöryhmä 1981. Valtakunnallinen lintuvesien suojeluohjelma. Komi-teanmietintö 1981: 32. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 197 s.
- Markkola, J., Ohtonen, A., Ojanen, M., Pessa, J. & Siira, J. 1993. Liminganlahti. Oulu: Kirjapaino Osakeyhtiö Kaleva. 163 s.
- Newton, I. & Campbell, C. R. G. 1975. Breeding ducks at Loch Leven, Kinross. Wildfowl 26: 83-103.
- Ottvall, R. 2005. Boöverlevnad hos strandängshäckande vadare: den relativa betydelsen av predation och tramskador av betesdjur. Ornis Svecica 15: 89-96.
- Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto. Helsinki: Edita. 162 s.
- Pessa, J. 1992. Mustapyrstökuiri. Teoksessa: Elo, U. (toim.). Maailman uhanalaiset eläimet, osa Suomi. Helsinki: Weilin & Göös. s. 157-160.
- Pessa, J. 1997. Liminganlahden suojelu ja hoito. Linnut 32(2): 14-21.

- Pessa, J. & Anttila, I. 1998. Liminganlahden ja Ison Matalan - Maasyvänlahden kestävä käyttö yleissuunnitelma. Alueelliset ympäristöjulkaisut 90. Oulu: Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 82 s.
- Pessa, J. & Anttila, I. 2000. Conservation of habitats and species on wetlands – A case of Liminganlahti LIFE Nature-project in Finland. The Finnish Environment, Nature and Natural Resources 389. Oulu: Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 108 s.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 205 s. ISBN 952-11-0927-0.
- Raivio, S. 1989. Ornitologin menetelmät 10. Rarefaktio lajimäärien vertailussa. Ornis Fennica 66: 170-171.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 432 s.
- Rusanen, P., Aalto, T., Mikkola-Roos, M., Nuotio, K. & Pessa, J. 2005. Seurannan kehittäminen ja suositukset lintuvesillä. Linnustonseuranta. Teoksessa: Mikkola-Roos, M. & Niikkonen, T. (toim.). Kosteikkojen kunnostuksen ja hoidon parhaat käytännöt kuudella Life-kohteella Suomessa – Life CO-OP –hankkeen tulokset. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 149. Helsinki: Metsähallitus. 120 s.
- Salo, J. 1984. Rantaniityt, linnut ja laidunnus: miten Porin niittylintuyhteisöt ovat muuttuneet?. Teoksessa: Soikkeli, M. (toim.). Satakunnan linnusto. Pori: Porin Lintutieteellinen Yhdistys. s. 71-77.
- Siira, J. 1970. Studies in the ecology of the sea-shore meadows of the Bothnian Bay with special reference to the Liminka area. Aquilo, Serie Botanica 9: 1-109.
- Siira, J. 1994. Liminganlahden muuttuva linnusto. Aureola 19: 95-103.
- Siira, J. 2001. Liminganlahden pesimälinnusto vuosina 1953-2001. Linnut vuosikirja 2001. Helsinki: Birdlife Suomi. s. 121-126.
- Siira, J. & Eskelinen, O. 1983. Changes in the abundance of breeding waterfowl in the Liminka bay in 1954-1981. Finnish Game Research 40: 107-121.
- Siira, J. & Pessa, J. 1992. Liminganlahden ranta-alueiden nykytila sekä suojelun ja hoidon tarve. Perämeren tutkimusaseman monisteita 21. Oulun yliopisto. 161 s. + liitteet.
- Soikkeli, M. 1965. On the structure of the bird fauna on some coastal meadows in western Finland. Ornis Fennica 42: 101-111.

- Soikkeli, M. & Salo, J. 1979. The bird fauna of abandoned shore pastures. – *Ornis Fennica* 56: 124-132.
- Thorup, U. 1998. Ynglefuglene på Tipperne 1928 – 1992. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 92 (1998): 1-192.
- Vainio, M. & Kekäläinen, H. (toim.) 1997. Pohjois-Pohjanmaan perinnemaisemat. Alueelliset ympäristöjulkaisut 44. Oulu: Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Painotupa. Oulu. 245 s.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527, luonto ja luonnonvarat. Helsinki: Edita. 163 s.
- Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Otava ja SLY:n Lintutieto Oy. 567 s.
- Ympäristöministeriö 1999. Natura 2000 –verkoston Suomen ehdotus. Suomen ympäristö 299, Luonto ja luonnonvarat. Helsinki: Ympäristöministeriö. 112 s.

Liite 1 (1/3)

Laitumilla havaitut keskimääräiset parimäärät. Kohteiden numerointi on esitetty liitteen lopussa.

Kohteet	1		2		3		4		5	
	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD
<i>Podiceps cristatus</i>					0,2	0,4				
<i>Anser anser</i>	0,6	0,5	0,3	0,6	0,8	2,0				
<i>Tadorna tadorna</i>										
<i>Anas Penelope</i>					0,8	2,0			0,7	1,2
<i>Anas crecca</i>	0,4	0,9			1,0	1,7			0,3	0,6
<i>Anas platyrhynchos</i>	0,2	0,4			2,6	2,7			3,0	1,0
<i>Anas strepera</i>										
<i>Anas acuta</i>	0,6	0,9			2,2	1,6			0,7	0,6
<i>Anas querquedula</i>	0,2	0,4			1,2	2,0			1,3	0,6
<i>Anas clypeata</i>	0,2	0,4			2,6	1,8	0,2	0,4	3,0	2,6
<i>Aythya fuligula</i>					4,4	1,1			2,0	1,0
<i>Aythya marila</i>										
<i>Melanitta nigra</i>										
<i>Melanitta fusca</i>										
<i>Bucephala clangula</i>										
<i>Mergus serrator</i>					0,2	0,4				
<i>Mergus merganser</i>					0,2	0,4				
<i>Circus aeruginosus</i>					0,2	0,4				
<i>Fulica atra</i>					0,2	0,4			0,3	0,6
<i>Porzana porzana</i>										
<i>Crex crex</i>										
<i>Haematopus ostralegus</i>										
<i>Charadrius hiaticula</i>										
<i>Charadrius dubius</i>										
<i>Vanellus vanellus</i>	1,2	0,4	0,3	0,6	2,8	2,6	2,0	1,2		
<i>Calidris temminckii</i>										
<i>Calidris alpina schinzii</i>					0,4	0,5				
<i>Philomachus pugnax</i>	1,6	1,1			8,4	9,5	1,8	2,2		
<i>Lymnocyptes minimus</i>					0,4	0,5				
<i>Gallinago gallinago</i>	1,8	0,8	0,7	1,2	2,2	0,8	0,2	0,4	1,7	2,9
<i>Limosa limosa</i>	0,2	0,4	0,7	0,6	3,8	1,6	1,2	0,8		
<i>Numenius arquata</i>	1,4	0,9	1,0		2,4	1,1	0,8	0,8	1,0	
<i>Tringa tetanus</i>	1,0	1,0	0,3	0,6	3,2	2,8	3,2	3,3		
<i>Tringa nebularia</i>					0,2	0,4				
<i>Tringa ochropus</i>										
<i>Tringa glareola</i>	1,0	0,8	0,3	0,6	1,2	0,8	0,2	0,4		
<i>Actitis hypoleucos</i>	0,2	0,4					0,2	0,4		
<i>Arenaria interpres</i>										
<i>Larus minutus</i>										
<i>Larus ridibundus</i>										
<i>Larus canus</i>	0,4	0,5			0,4	0,9				

Kohteet	1		2		3		4		5	
	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD
Larus argentatus										
Sterna hirundo										
Sterna paradisaea										
Sterna albifrons										
Asio flammeus	0,2	0,4	0,3	0,6	0,2	0,4				
Alauda arvensis	2,8	3,6			0,6	0,9	1,4	2,2		
Anthus trivialis			0,7	1,2						
Anthus pratensis	7,8	5,2	5,7	2,9	2,2	1,3	2,2	0,8		
Motacilla flava	3,4	4,0	4,0	1,7	2,4	1,1	2,6	2,8		
Motacilla alba	0,4	0,5			0,2	0,4	0,2	0,4	0,3	0,6
Saxicola rubetra	3,0	2,7	1,3	1,2	0,4	0,5			0,3	0,6
Oenanthe oenanthe										
Turdus iliacus	0,2	0,4								
Turdus philomelos										
Acrocephalus schoenobaenus	0,4	0,5			4,8	2,4			16,7	5,3
Sylvia curruca										
Sylvia communis										
Sylvia borin	0,8	0,8			0,2	0,4				
Phylloscopus trochilus	8,2	4,5	6,0	2,6	2,6	1,5			2,0	1,0
Muscicapa striata										
Parus major	0,2	0,4								
Lanius collurio	0,2	0,4								
Pica pica										
Corvus cornix										
Fringilla coelebs	0,2	0,4	1,0	1,0	0,2	0,4				
Fringilla montifringilla										
Carduelis flammea										
Carduelis spinus										
Carpodacus erythrinus	0,2	0,4	0,3	0,6	0,4	0,5				
Emberiza aureola					0,4	0,5			0,3	0,6
Emberiza citrinella	0,8	0,8	3,0		0,2	0,4				
Emberiza schoeniclus	3,0	2,3	3,7	0,6	3,8	0,8	0,2	0,4	5,7	3,6
Parimäärä	42,8	12,5	29,7	5,7	6,4	19,9	16,4	13,5	39,3	10,0
Lajimäärä	16,2	2,4	1,7	3,2	22,2	5,0	7,2	3,6	1,7	3,6

- 1 Heiskari
- 2 Orihaka
- 3 Hyrynranta
- 4 Härmä
- 5 Virkkula

Liite 1 (2/3)

Kohteet	6		7		8		9		10	
	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD
Podiceps cristatus							1,2	2,7		
Anser anser	1,2	2,0	3,5	0,8	0,5	0,8	3,4	1,5	0,2	0,4
Tadorna tadorna									1,0	1,0
Anas penelope			2,0	2,8			1,8	2,5	3,8	5,3
Anas crecca	1,4	1,7	1,5	4,9	0,5	0,8	2,8	3,3	2,2	1,6
Anas platyrhynchos	0,6	0,9	7,0	2,8	1,5	0,8	3,0	2,9	4,6	4,6
Anas strepera										
Anas acuta	1,8	2,5	18,5	7,8	1,5	0,8	2,6	1,5	2,4	2,9
Anas querquedula			1,5	0,8			1,6	0,5	0,4	0,5
Anas clypeata	3,6	5,0	3,5	0,8	1,0	1,4	4,6	1,8	0,2	0,4
Aythya fuligula	1,6	2,3	3,5	0,8	2,5	2,1	4,8	3,7	5,4	5,9
Aythya marila									0,2	0,4
Melanitta nigra										
Melanitta fusca										
Bucephala clangula	0,4	0,5	1,0	1,4					0,2	0,4
Mergus serrator	0,4	0,5	2,0	1,4	1,5	0,8	1,8	1,8	3,2	2,4
Mergus merganser	0,2	0,4	2,5	3,5	1,0	1,4	0,6	0,5	1,0	1,2
Circus aeruginosus							0,2	0,4		
Fulica atra							1,4	1,1		
Porzana porzana							0,4	0,5		
Crex crex							0,2	0,4		
Haematopus ostralegus									0,6	0,5
Charadrius hiaticula									1,0	1,0
Charadrius dubius									0,2	0,4
Vanellus vanellus	1,4	1,3	3,5	0,8	5,0	2,8	3,4	1,1	2,6	3,8
Calidris temminckii	0,6	1,3	2,5	3,5			0,2	0,4		
Calidris alpina schinzii	2,0	1,4	4,5	0,8					0,2	0,4
Philomachus pugnax	4,0	1,6	6,5	6,4	1,5	0,8	5,6	4,6	6,0	5,3
Lymnocyptes minimus	0,4	0,5	1,0	1,4			0,2	0,4		
Gallinago gallinago	1,8	0,8	0,5	0,8	1,5	0,8	4,2	4,4	1,0	1,4
Limosa limosa	0,8	0,8	0,5	0,8	0,5	0,8	1,8	1,8		
Numenius arquata	2,2	0,4	1,0		1,0	1,4	3,2	1,9	3,0	0,8
Tringa totanus	1,6	1,5	3,5	0,8	6,0	2,8	4,2	1,3	6,6	3,3
Tringa nebularia							0,4	0,5		
Tringa ochropus							0,2	0,4		
Tringa glareola	1,4	1,1	2,0		1,5	0,8	1,6	1,8	0,4	0,5
Actitis hypoleucos							0,2	0,4	0,2	0,4
Arenaria interpres									0,2	0,4
Larus minutus							0,2	0,4		
Larus ridibundus							12,6	21,7	7,0	3,8
Larus canus	1,8	2,0	8,0	1,4	0,5	0,8			1,4	0,9
Larus argentatus									0,2	0,4
Sterna hirundo	0,2	0,4	1,5	2,1			0,4	0,5	0,8	0,4
Sterna paradisaea			2,5	3,5			0,2	0,4	3,6	3,3

Kohteet	6		7		8		9		10	
	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD
Sterna albifrons									0,2	0,4
Asio flammeus							0,4	0,5		
Alauda arvensis	2,4	1,1	2,0	1,4	0,5	0,8	0,4	0,9	2,8	0,4
Anthus trivialis									0,6	0,9
Anthus pratensis	9,2	4,7	6,5	2,1	1,5	0,8	1,2	1,3	5,0	1,4
Motacilla flava	7,4	4,8	4,5	2,1	2,0	1,4	1,4	1,5	0,4	0,9
Motacilla alba	0,4	0,9			0,5	0,8	0,2	0,4	0,6	0,9
Saxicola rubetra	0,6	0,9							0,2	0,4
Oenanthe oenanthe										
Turdus iliacus									1,0	1,7
Turdus philomelos									0,2	0,4
Acrocephalus schoenobaenus	15,2	5,5	1,0	1,4			13,4	1,2		
Sylvia curruca									0,2	0,4
Sylvia communis										
Sylvia borin										
Phylloscopus trochilus							0,4	0,9	3,2	4,9
Muscicapa striata							0,2	0,4	1,8	2,7
Parus major									0,2	0,4
Lanius collurio	0,4	0,9					0,2	0,4		
Pica pica									0,2	0,4
Corvus cornix	0,2	0,4							0,2	0,4
Fringilla coelebs							0,2	0,4	1,2	1,6
Fringilla montifringilla									0,2	0,4
Carduelis flammea										
Carduelis spinus									0,2	0,4
Carpodacus erythrinus							0,2	0,4	0,2	0,4
Emberiza aureola										
Emberiza citrinella					0,5	0,8	0,2	0,4	0,4	0,5
Emberiza schoeniclus	4,6	3,6	0,5	0,8			6,2	2,9	1,0	1,4
Parimäärä	69,8	19,0	17,5	13,4	32,5	6,4	92,4	29,2	79,8	47,2
Lajimäärä	18,6	4,6	18,6	2,1	16,0	2,8	23,2	5,9	24,8	8,7

6 Majjala
7 Pitkänokka
8 Karvonlahti
9 Sarkkiranta
10 Nenännokka

Liite 1 (3/3)

Kohteet	11		12		13		14	
	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD
Podiceps cristatus					1,0	1,8		
Anser anser	0,2	0,4	3,0		5,0	5,4	11,0	
Tadorna tadorna	0,2	0,4						
Anas penelope	0,6	0,9	1,0					
Anas crecca	1,2	1,3			1,0	1,8		
Anas platyrhynchos	0,4	0,9			3,0	3,2	7,0	
Anas strepera								
Anas acuta	1,8	1,9	1,0		3,0	3,2	3,0	
Anas querquedula			2,0		1,0	1,8	2,0	
Anas clypeata	1,0	1,2	4,0		3,0	3,2	1,0	
Aythya fuligula	1,2	2,0	2,0				5,0	
Aythya marila								
Melanitta nigra								
Melanitta fusca								
Bucephala clangula							2,0	
Mergus serrator	1,8	1,8	3,0				2,0	
Mergus merganser	0,2	0,4						
Circus aeruginosus								
Fulica atra			1,0				2,0	
Porzana porzana								
Crex crex								
Haematopus ostralegus	0,2	0,4						
Charadrius hiaticula	1,2	2,0						
Charadrius dubius								
Vanellus vanellus	2,4	0,5			6,0	6,5	9,0	
Calidris temminckii	0,4	0,5			1,0	1,8		
Calidris alpina schinzii	0,8	0,4						
Philomachus pugnax	7,2	6,4			1,0	1,8	1,0	
Lymnocyptes minimus	0,2	0,4						
Gallinago gallinago	0,8	0,4	2,0		3,0	3,2	6,0	
Limosa limosa					2,0	2,2	5,0	
Numenius arquata	0,6	0,5			3,0	3,2	3,0	
Tringa totanus	7,2	3,8	1,0		2,0	2,2	2,0	
Tringa nebularia	0,4	0,9	1,0					
Tringa ochropus	0,4	0,5					1,0	
Tringa glareola					1,0	1,8		
Actitis hypoleucos	0,4	0,9						
Arenaria interpres								
Larus minutus	0,2	0,4						
Larus ridibundus	1,2	1,8						
Larus canus	0,4	0,5			1,0	1,8		
Larus argentatus								
Sterna hirundo	0,2	0,4						
Sterna paradisaea	0,4	0,5						

Kohteet	11		12		13		14	
	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD
<i>Sterna albifrons</i>								
<i>Asio flammeus</i>								
<i>Alauda arvensis</i>	0,2	0,4			1,0	1,8	5,0	
<i>Anthus trivialis</i>	0,6	0,9						
<i>Anthus pratensis</i>	1,0	1,2			3,0	3,2	6,0	
<i>Motacilla flava</i>	1,0	1,0			7,0	7,6	5,0	
<i>Motacilla alba</i>	0,8	0,4					1,0	
<i>Saxicola rubetra</i>								
<i>Oenanthe oenanthe</i>								
<i>Turdus iliacus</i>	0,4	0,5						
<i>Turdus philomelos</i>								
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>			9,0		23,0	24,9	2,0	
<i>Sylvia curruca</i>								
<i>Sylvia communis</i>								
<i>Sylvia borin</i>								
<i>Phylloscopus trochilus</i>	3,4	5,0					2,0	
<i>Muscicapa striata</i>	0,4	0,9						
<i>Parus major</i>	0,2	0,4						
<i>Lanius collurio</i>								
<i>Pica pica</i>								
<i>Corvus cornix</i>								
<i>Fringilla coelebs</i>	0,2	0,4						
<i>Fringilla montifringilla</i>	0,4	0,5						
<i>Carduelis flammea</i>								
<i>Carduelis spinus</i>	0,2	0,4						
<i>Carpodacus erythrinus</i>	0,4	0,5	1,0					
<i>Emberiza aureola</i>								
<i>Emberiza citrinella</i>	0,8	1,3						
<i>Emberiza schoeniclus</i>			4,0		5,0	5,4	8,0	
Parimäärä	43,2	19,2	35,0		76,0	82,3	91,0	
Lajimäärä	19,4	5,0	14,0		21,0	22,7	23,0	

11 Mäntyrinta

12 Papinkari

13 Maijala II

14 Routunkari

Liite 2

Niittoalueilla havaitut keskimääräiset parimäärät. Kohteiden numerointi on esitetty liitteen lopussa.

Kohteet	15		16		17		18		19		20	
	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD
Podiceps cristatus											0,5	1,0
Anser anser					0,3	0,6	1,7	1,2			2,8	2,2
Tadorna tadorna												
Anas penelope							1,3	1,2			2,5	3,0
Anas crecca							2,0	1,7			0,8	1,0
Anas platyrhynchos	0,3	0,6			2,7	1,2	0,7	1,2	0,8	1,3	2,5	1,3
Anas strepera											0,3	0,5
Anas acuta	0,3	0,6	0,2	0,4	1,0	1,0	0,7	0,6			1,5	1,0
Anas querquedula			0,2	0,4	1,0		0,7	0,6	0,2	0,4	0,5	0,6
Anas clypeata	0,7	1,2	0,2	0,4	2,7	2,1	3,3	0,6			1,0	0,8
Aythya fuligula	0,3	0,6			1,0		2,7	0,6	2,0	1,7	4,5	2,6
Aythya marila												
Melanitta nigra	0,3	0,6										
Melanitta fusca											1,5	2,4
Bucephala clangula	0,3	0,6			1,0	1,7	2,0	2,6			0,8	1,5
Mergus serrator	1,0				2,3	1,2	2,3	0,6	0,4	0,5	4,8	3,5
Mergus merganser	0,3	0,6			1,0	1,7	1,3	0,6			1,5	1,3
Circus aeruginosus												
Fulica atra							0,3	0,6				
Porzana porzana												
Crex crex												
Haematopus ostralegus												
Charadrius hiaticula	0,7	0,6										
Charadrius dubius											0,3	0,5
Vanellus vanellus	2,3	0,6	4,2	3,6	0,3	0,6	3,7	0,6	0,4	0,5	0,3	0,5
Calidris temminckii												
Calidris alpina schinzii												
Philomachus pugnax	0,7	0,6	7,2	9,3			2,0		0,2	0,4	0,3	0,5
Lymnocyptes minimus												
Gallinago gallinago	0,7	0,6	1,2	0,8	7,3	2,5	0,7	0,6			0,3	0,5
Limosa limosa			2,8	2,4	0,3	0,6	1,3	0,6				
Numenius arquata	1,0		1,8	0,8	1,0	1,0	2,3	1,2	0,6	0,9	1,3	0,5
Tringa totanus	2,0	1,0	4,8	4,3			5,0	2,6	0,4	0,5	2,5	1,3
Tringa nebularia												
Tringa ochropus												
Tringa glareola			0,8	1,3								
Actitis hypoleucos	0,3	0,6					0,3	0,6			0,5	0,6
Arenaria interpres												
Larus minutus	0,3	0,6										

Kohteet	15		16		17		18		19		20	
	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD	ka	SD
Larus ridibundus	0,3	0,6							0,2	0,4	1,0	1,4
Larus canus							0,7	0,6	0,2	0,4	2,0	
Larus argentatus												
Sterna hirundo											1,3	0,5
Sterna paradisaea	0,3	0,6							0,2	0,4	2,3	2,1
Sterna albifrons												
Asio flammeus												
Alauda arvensis			0,2	0,4			0,3	0,6				
Anthus trivialis												
Anthus pratensis	0,7	1,2	1,6	0,5	0,3	0,6	2,3	1,2			0,5	0,6
Motacilla flava	1,3	1,5	0,4	0,5	1,0	1,0	0,7	0,6			0,3	0,5
Motacilla alba									0,4	0,5	0,8	0,5
Saxicola rubetra			0,2	0,4	0,7	1,2					0,3	0,5
Oenanthe oenanthe												
Turdus iliacus												
Turdus philomelos												
Acrocephalus schoenobaenus	1,3	2,3	0,6	0,9	14,3	3,5	0,7	1,2	0,4	0,9	3,5	1,3
Sylvia curruca												
Sylvia communis												
Sylvia borin					0,7	1,2						
Phylloscopus trochilus			0,6	0,9	3,0	1,7	0,7	1,2			1,0	0,8
Muscicapa striata												
Parus major												
Lanius collurio												
Pica pica												
Corvus cornix												
Fringilla coelebs											0,3	0,5
Fringilla montifringilla											0,3	0,5
Carduelis flammea												
Carduelis spinus												
Carpodacus erythrinus	0,3	0,6			0,7	0,6					0,3	0,5
Emberiza aureola												
Emberiza citrinella			0,4	0,5								
Emberiza schoeniclus	0,7	1,2	1,2	0,8	6,3	2,5			0,4	0,5	1,5	0,6
Parimäärä	16,7	5,7	28,6	18,7	49,0	18,4	39,7	5,8	6,8	3,9	45,0	14,3
Lajimäärä	11,7	2,5	10,6	2,5	14,3	2,5	18,7	2,9	5,0	3,4	21,3	3,6

- 15 Purnunnokka
16 Temmesjoen niitty
17 Lumijoen suisto
18 Kupin niitty
19 Viuhkannokka
20 Etumatala

Liite 3

Uhanalaisten ja erityisesti suojeltavien lintulajien pesimäkannat tutkimuksen kohteena olevilla laidunnetuilla merenrantaniityillä.

	U ¹⁾	DI ²⁾	E ³⁾	M ⁴⁾	P ⁵⁾	SD ⁶⁾	T ⁷⁾	SD ⁶⁾
Ristisorsa, <i>Tadorna tadorna</i>	NT			2	1,2	0,8	0,4	0,2
Haapana, <i>Anas penelope</i>			I	7	9,0	6,3	2,9	2,8
Tavi, <i>Anas crecca</i>			I	10	14,6	5,7	3,8	1,0
Tukkasotka, <i>Aythya fuligula</i>			I	10	23,0	5,8	7,0	3,5
Lapasotka, <i>Aythya marila</i>	VU			1	0,2	0,4	0,1	0,2
Tukkakoskelo, <i>Mergus serrator</i>			II	9	10,0	3,4	3,0	1,6
Isokoskelo, <i>Mergus merganser</i>			II	7	3,6	3,2	0,8	0,6
Ruskosuohaukka, <i>Circus aeruginosus</i>	NT	x		2	0,6	0,9	0,2	0,2
Luhtahuitti, <i>Porzana porzana</i>		x		1	0,4	0,5	0,2	0,2
Ruisräikkä, <i>Crex crex</i>	NT	x)	1	0,2	0,4	0,1	0,2
Karikukko, <i>Arenaria interpres</i>			I	1	0,2	0,4	0,1	0,1
Etelänsuosirri, <i>Calidris alpina scinzii</i>	CR	x		5	7,8	4,3	2,1	1,1
Lapinsirri, <i>Calidris temminckii</i>	VU			5	2,4	3,8	0,5	0,6
Jänkäkurppa, <i>Lymnocyptes minimus</i>			I	5	1,8	1,8	0,7	0,7
Suokukko, <i>Philomachus pugnax</i>	NT	x		11	40,6	21,2	13,7	11,6
Liro, <i>Tringa glareola</i>		x	II	10	9,2	2,0	2,9	1,6
Rantasipi, <i>Actitis hypoleucos</i>			II	5	1,2	1,3	0,5	0,6
Valkoviklo, <i>Tringa nebularia</i>			II	4	1,2	1,1	0,4	0,4
Kuovi, <i>Numenius arquata</i>			II	13	18,4	3,3	5,5	2,7
Mustapyrstökuiiri, <i>Limosa limosa</i>	EN			10	10,6	4,1	2,9	0,9
Kalatiira, <i>Sterna hirundo</i>		x	I	5	2,2	1,1	0,6	0,3
Lapintiira, <i>Sterna paradisaea</i>		x		4	5,2	3,0	1,4	0,9
Pikkutiira, <i>Sterna albifrons</i>	EN	x		1	0,2	0,4	0,1	0,1
Naurulokki, <i>Larus ridibundus</i>	VU			3	20,8	25,9	8,3	12,1
Pikkulokki, <i>Larus minutus</i>		x	I	2	0,4	0,5	0,2	0,2
Suopöllö, <i>Asio flammeus</i>		x		4	1,0	1,0	0,4	0,4
Pensastasku, <i>Saxicola rubetra</i>	NT			6	6,0	3,7	2,1	2,0
Pikkulepinkäinen, <i>Lanius collurio</i>	NT	x		3	0,8	1,1	0,3	0,5
Kultasirkku, <i>Emberiza aureola</i>	CR			2	0,6	0,5	0,2	0,2

¹⁾U = uhanalaisen lajin uhanalaisuusluokka (Rassi ym. 2001)

²⁾DI = laji sisältyy lintudirektiivin liitteen I lajiluetteloon

³⁾E = Suomen erityisvastuulajin luokka (Rassi ym. 2001)

⁴⁾M = lajin esiintymiskohteiden lukumäärä

⁵⁾P = keskimääräinen parimäärä

⁶⁾SD = keskihajonta

⁷⁾T = tiheys, paria/km²

) = erityisvastuulaji maailman laajuisen uhanalaisuuden vuoksi (Rassi ym. 2001)

Liite 4

Uhanalaisten ja erityisesti suojeltavien lintulajien pesimäkannat tutkimuksen kohteena olevilla niittämällä hoidetuilla merenrantaniityillä.

	U ¹⁾	DI ²⁾	E ³⁾	M ⁴⁾	P ⁵⁾	SD ⁶⁾	T ⁷⁾	SD ⁶⁾
Haapana, <i>Anas penelope</i>			I	2	3,0	2,8	4,1	3,1
Tavi, <i>Anas crecca</i>			I	2	2,4	2,0	4,4	4,6
Tukkasotka, <i>Aythya fuligula</i>			I	5	8,2	4,2	17,0	13,8
Tukkakoskelo, <i>Mergus serrator</i>			II	5	8,0	5,3	15,2	9,9
Isokoskelo, <i>Mergus merganser</i>			II	4	2,8	3,1	3,3	3,7
Suokukko, <i>Philomachus pugnax</i>	NT	x		5	10,4	8,9	39,3	52,2
Liro, <i>Tringa glareola</i>		x	II	1	1,2	2,2	4,9	8,4
Rantasipi, <i>Actitis hypoleucos</i>			II	3	0,8	1,3	0,9	1,5
Kuovi, <i>Numenius arquata</i>			II	6	6,6	1,3	16,0	11,4
Mustapyrstökuiiri, <i>Limosa limosa</i>	EN			3	3,8	2,5	7,1	2,9
Kalatiira, <i>Sterna hirundo</i>		x	I	1	1,0	0,7	2,0	2,0
Lapintiira, <i>Sterna paradisaea</i>		x		3	2,2	1,9	3,1	2,2
Naurulokki, <i>Larus ridibundus</i>	VU			3	1,8	1,8	4,3	6,5
Pikkulokki, <i>Larus minutus</i>		x	I	1	0,2	0,5	0,2	0,5
Pensastasku, <i>Saxicola rubetra</i>	NT			3	1,0	1,2	2,5	2,4

¹⁾U = uhanalaisen lajin uhanalaisuusluokka (Rassi ym. 2001)

²⁾DI = laji sisältyy lintudirektiivin liitteen I lajiluetteloon

³⁾E = Suomen erityisvastuulajin luokka (Rassi ym. 2001)

⁴⁾M = lajin esiintymiskohteiden lukumäärä

⁵⁾P = keskimääräinen parimäärä

⁶⁾SD = keskihajonta

⁷⁾T = tiheys, paria/km²

Perämeren rantalaidunten eläintuotos, rehuntuotantokyky ja rehun laatu

Marika Niemelä, Arto Huuskonen, Sari Jaakola, Riikka Nevalainen, Janne Kiljala ja Erkki Joki-Tokola

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimus-
asemantie 15, 92400 Ruukki, etunimi.sukunimi@mtt.fi

Tiivistelmä

Merenrantaniittyjen rehuntuotto- ja laatuominaisuuksista sekä eläintuotoksesta on niukasti kotimaisia tutkimustuloksia. Nämä tiedot ovat oleellisia arvioitaessa nykymuotoisen laidunnuksen edellytyksiä merenrantalaitumilla sekä päivitettäessä perinnebiotooppien laidunnusohjeita. Tämän tutkimusosion tavoitteena oli selvittää lihakarjan kasvua, merenrantaniittyjen satopotentiaalia, rehusadon laatua sekä maan kasvuominaisuuksia Perämeren rantalaitumilla. Lisäksi tarkasteltiin lisärehun vaikutusta vasikoiden kasvuun ja rantalaidunten ravinnetasetta. Tutkimukset toteutettiin vuosina 2003–2005.

Merenrantalaitumilla vasikoiden päiväkasvut olivat lehmävasikoilla keskimäärin 0,981 kg/vrk ja sonnivasikoilla 1,022 kg/vrk. Pääsääntöisesti päiväkasvut olivat alhaisempia peltolaitumiin verrattuna. Lisärehun vaikutusta vasikoiden kasvuun ei pystytty kunnolla tutkimaan johtuen lukuisista vaihtelutekijöistä. Rantaniittyjen kuiva-ainesato oli kesäkuussa maksimissaan keskimäärin 1704 kg/ha eli selvästi vähemmän kuin viljelynurmillä. Rehun laatu oli D-arvon ja NDF-pitoisuuden osalta samalla tasolla verrattuna viljelynurmiin. Rehun raakavalkuaispitoisuus oli rantaniityillä viljelynurmia alhaisempi. Peltolaitumiin verrattuna rantaniittyjen kasvustossa oli vähemmän kalsiumia, kaliumia, fosforia ja kuparia, mutta monikertaisesti natriumia, rautaa ja mangaania.

Luonnonlaitumilla eläinten kasvutulokseen voi vaikuttaa eri tavoin. Eläintiheys tulisi sovittaa vastaamaan laitumen rehuntuotantokykyä. Osalla merenrantaniityistä kunnostusvaiheen jälkeen melko alhaisetkin eläintiheydet, noin 0,5 eläintä/ha, näyttäisivät pitävän kasvillisuuden tavoitellun matalana. Tutkimustiloilla käytetyt karjarodut olivat pääasiassa isoja rotuja. Merenrantalaitumet soveltunevat kuitenkin parhaiten pienemmille liharoduille, jotka ovat tehokkaampia karkearehujen hyödyntäjiä. Laidunkauden pituus on tärkeää mitoittaa rehun riittävyden mukaan. Osalla alueista vasikoiden kasvutulosta voitaisiin todennäköisesti parantaa lisäruokinnalla. Vasikoiden lisäkasvun mukana fosforia ja typpeä poistuu niityltä noin kolme kertaa enemmän kuin mitä sinne tulee lisärehun mukana eli ravinnetase pysyy negatiivisena lisäruokinnasta huolimatta.

Avainsanat: lihakarja, emolehmätuotanto, merenrantaniityt, rannat, niityt, luonnonlaitumet, rehuarvo, sato, perinnebiotooppi, ravinnetase, fosfori

Johdanto

EU:n maatalouden erityisympäristötukijärjestelmän myötä merenrantaniittyjen hoito on lisääntynyt huomattavasti. Esimerkiksi Pohjois-Pohjanmaalla oli vuonna 2005 yhteensä 2008 ha merenrantaniityksi luokiteltuja alueita hoitosopimusten piirissä (Johanna Helkimo, Pohjois-Pohjanmaan TE-keskus, tiedonanto 13.2.2006). Vain pientä osaa rantaniityistä hoidetaan niittäen ja vielä vähäisempi osa niitoksesta korjataan eläinten rehuksi (Vainio ym. 2001). Rantaniittyjen hoito tapahtuu nykyisin suurelta osin ja yhä enenevässä määrin lihakarjan, erityisesti emolehmien laidunnuksen avulla.

Merenrantaniittyjen hoidon tavoitteena on muun muassa matalan kasvillisuuden ja tyypillisen eliölajiston säilyttäminen, maiseman pitäminen avoimena, uhanalaisten lajien ja luontotyyppien säilyttäminen sekä rantaniittyjen käyttäminen karjan lisälaitumina ja -rehuna (Priha 2003). Tavoitteiden toteutumista tulee seurata, jotta hoitokäytäntöjä voidaan tarvittaessa muuttaa ja kehittää edelleen. Merenrantaniittyjen hoidon vaikutuksista lajistoon on tehty kohtalaisen paljon kotimaisia tutkimuksia, erityisesti kasvillisuuden osalta (esim. Kauppi 1967, Luther & Munsterhjelm 1983, Jutila 1999).

Rehuntuotto- ja laatuominaisuuksista sekä eläintuotoksesta luonnonlaitumilla on niukasti kotimaisia tutkimustuloksia. Nämä tiedot ovat oleellisia arvioitaessa nykymuotoisen laidunnuksen edellytyksiä merenrantalaitumilla. Uudempia tutkimuksia luonnonlaidunten eläintuotoksesta on tehty lähinnä metsä- ja niitylaitumilla Tohmajärvellä (Virkajärvi ym. 1997). Näissä tutkimuksissa karjan kasvun on joiltakin osin havaittu olevan alhaisempaa verrattuna peltolaitumiin. Merenrantaniittyjen eläintuotosta ei ole tutkittu Suomessa.

Pääosin erilaisilla metsä- ja niitylaitumilla tehtyjen tutkimusten (esim. Syrjälä 1981, Sormunen-Christian 1983, Tuononen 1996, Virkajärvi 1999 ja 2004) mukaan luonnonniittyjen kasvuston sato ja laatu ovat yleensä alhaisemmat kuin peltolaitumilla, mutta laadussa on runsaasti kasvilajikohtaista vaihtelua ja osin luonnonkasvien laatu on yhtä hyvä tai jopa parempi kuin viljelykasveilla. Merenrantaniittyjen osalta kasvuston laatua on tutkittu yhdellä rantaniityllä Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen toimesta vuonna 1994. Kaikkia tärkeitä laatumuuttujia ja satomääriä ei kuitenkaan tuolloin selvitetty (Sonninen ym. 2004).

ProAgria Oulun Maaseutukeskus teki vuonna 2001 haastattelututkimuksen luonnonlaitumilla eläimiään laiduntaville viljelijöille (Tuohimaa ym. 2001, Lumijärvi ym. 2002). Yhteensä 37 haastatellusta tilasta 22 tilan laidunalueet sijaitsivat Perämeren rannikolla, erityisesti Liminganlahden ympäristössä. Luonnonlaidunten etuina mainittiin etenkin kesäaikainen rehunsaanti ja peltojen säästyminen talvirehun tuotantoon. Eniten tälle annettiin arvoa emolehmätiloilla, joilla oli suurimmat laidunalat. Valtaosalla tiloista luonnonlaidunten käytön arveltiin kuitenkin loppuvan ilman erityistukea. Epäkohtina

koettiin mm. eläintiheysuositukset, jotka rantalaitumilla eläimiään laiduntavien mielestä ovat liian korkeat laitumien tuottoon nähden. Nykyisten laidunsohjeiden mukaan eläintiheys tulisi rantaniityillä olla 0,5–1,0 emolehmiä vasikoineen hehtaaria kohden (Korpilo 2002, MMM asetus 106/00). Etenkään loppusyksyllä laidunrehun laadun ja riittävyyden ei koettu kaikissa tapauksissa täyttävän imevien, syksyllä vierotettavien vasikoiden tarpeita. Tutkimuksen yhteenvedossa luonnonlaidunnuksen ohjeistuksesta vastaavien toivotaan harkitsevan vasikoiden lisäruokinnan saattamista luvalliseksi (Tuohimaa ym. 2001, Lumijärvi ym. 2002).

Huomioitaessa rantaniittyjen lisääntynyt käyttö laidunmaina on perusteltua tutkia niiden rehuntuotto- ja laatuominaisuudet kattavammin sekä selvittää myös eläintuotosta. Lumolaidun -hankkeen rantalaiduntutkimuksen tavoitteena oli selvittää lihakarjan kasvua, merenrantaniittyjen satopotentiaalia ja rehusadon laatua sekä maan kasvuominaisuuksia Perämeren rantalaitumilla. Lisäksi tarkasteltiin lisärehun vaikutusta vasikoiden kasvuun ja arvioitiin laskennallisesti lisärehun sisältämän fosforin ja typen osuutta rantaniityn ravinnetaseessa. Tuloksia voidaan hyödyntää päivitetessä perinnebiotooppien laidunsohjeita.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueet ja laiduneläimet

Tutkimus suoritettiin vuosina 2003–2005 tilatutkimuksena neljällä emolehmiätilalla (A, B, C, D), jotka sijaitsevat Perämeren rannikolla Lumijoella, Limingassa ja Hailuodossa. Kenttätutkimukset tehtiin kyseisten tilojen laitumiksi vuokraamalla neljällä merenrantaniityllä. Tilalla D laitumesta oli rantaniitytä noin 10 ha, loput laidunalasta oli metsälaidunta. Kaikki tilat saivat perinnebiotooppien hoitoon tarkoitettua maatalouden ympäristötuen erityistukea. Rantaniittyjen laidunnus on alkanut kyseisillä tiloilla vuosina 1995–1997. Laiduntava karja on koostunut risteytysemoista vasikoineen, hiehoista ja muutamista puhdasrotuisista sonneista. Rotu on vasikoiden isän mukaan ollut tilalla A Limousin tai Simmental, tiloilla B ja C Limousin, Charolais tai Simmental ja tilalla D Simmental. Kohteiden laiduntiedot eri vuosina on esitetty taulukossa 1.

Tiloilla B ja D vasikoille annettiin erityisluvalla väkirehutäydennystä, tilat A ja C toimivat vertailuryhmänä. Ohjeellinen väkirehun määrä oli kesäkuussa 1 kg/vrk ja heinä- ja elokuussa 2 kg/vrk vasikkaa kohden. Käytännössä rehun antaminen toteutui tiloilla hyvin eri tavoin. Tilalla B väkirehuna olivat litistetyt kauranjyvät, joiden tarjoilu päästiin aloittamaan vasta vuonna 2004. Koko kesän kaura-annos vietiin kerralla laitumelle asetettuun automaattiin. Tilalla

Taulukko 1. Tilojen A-D eläinmäärät ym. laiduntiedot Perämeren rantalaitu-
millä vuosina 2003–2005.

Vuosi 2003	Emot	Vasikat	Hiehot	Sonnit	aikuisia* /ha	laidunkausi (vrk)	pinta-ala ha
Tila A	34	26	-	1	0,66	3.6.-14.8. (72)	n. 53
Tila B	102	50	52	3	0,58	29.5.-25.9. (119)	n. 270
Tila C	120	61	30	4	0,62	30.5.-12.9. (105)	n. 250
Tila D	21	21	-	1	0,37	10.6.-18.8. (69)	n. 60

Vuosi 2004	Emot	Vasikat	Hiehot	Sonnit	aikuisia* /ha	laidunkausi (vrk)	pinta-ala ha
Tila A	40	30	-	1	0,65	3.6.-19.8. (76)	n. 63
Tila B	140	73	21	3	0,61	25.5.-21.9. (119)	n. 270
Tila C	120	80	-	5	0,50	5.6.-31.8. (88)	n. 250
Tila D	15	14	-	1	0,27	11.6.-23.8. (73)	n. 60

Vuosi 2005	Emot	Vasikat	Hiehot	Sonnit	aikuisia* /ha	laidunkausi (vrk)	pinta-ala ha
Tila A	25	25	-	1	0,41	7.6.-4.8. (58)	n. 63
Tila B	135	63	5	4	0,53	10.6.-3.9. (85)	n. 270
Tila C	120	81	12	5	0,55	27.5.-13.8. (78)	n. 250
Tila D	15	13	-	1	0,27	9.6.-19.9. (102)	n. 60

* = emot, hiehot ja sonnit. Laidunkausi on ilmoitettu vasikoiden laitumella viettämän ajanjakson mukaan.

D käytettiin A-Rehun teollista Mullitähkä 1 -väkirehua, jota vietiin kerran viikossa laitumelle. Kesällä 2003 Mullitähkää vietiin tarjolle metsälaidunossa sijaitsevaan latoon ja kesinä 2004–2005 rantaniitylle asetettuun automaattiin. Molemmilla tiloilla vain vasikat pääsivät syömään rehua nk. vasikka-automaatista.

Karjan kasvua seurattiin kaikilla tiloilla punnitsemalla vasikat laidunkauden alussa ja laitumelta pois otettaessa. Tilan C vasikoiden punnitus ei kuitenkaan onnistunut syksyllä 2004. Punnitus tehtiin joko tilalla tai rantalaitumen viereen rakennetussa kokoamisaitauksessa. Punnitukseen käytettiin vaakahäkkiä ja apuna oli siirrettävistä elementeistä rakennettu käsittelyaitaus. Vasikoiden syntymäajat, rodut ja sukupuolet kopioitiin tilojen nautaeläinkorteista tai määritettiin punnitusten yhteydessä. Kattavat tiedot syntymäajoista saatiin vain tiloilta A ja D. Näillä tiloilla vasikat olivat laitumelle laitettaessa keskimäärin 51–79 vuorokauden ikäisiä, lisäksi joukossa oli yksittäisiä muutaman päivän – parin viikon ikäisiä vasikoita.

Kasvusto- ja rehuanalyysit

Rehusadon ja laadun määrittämiseksi jokaiselle laitumelle perustettiin vuosittain yksi noin 10 m x 20 m kokoinen sähköpaimenella aidattu koeala, joka sijoitettiin niityn kasvillisuutta mahdollisimman hyvin edustavaan kohtaan. Koealan sijainti vaihtui vuosittain. Koealalle perustetuilta kahdeksalta n. 1 m x 1,5 m näytealalta kerättiin 25 cm x 50 cm kokoinen kasvustonäyte leikkaamalla kasvillisuus noin 2 cm korkeudelta. Näytteitä otettiin viikoittain kesäkuussa ja kerran heinäkuun lopussa. Vuonna 2003 eläimet olivat päässeet tunkeutumaan tilan D näytealalle kesäkuun lopulla eikä tämän jälkeen saatu kunnollisia näytteitä, minkä vuoksi kahden viimeisen ajankohdan tiedot puuttuvat tuloksista kyseiseltä tilalta.

Kasvustonäytteet olivat ensimmäisen sadon näytteitä, eli kukin näyte otettiin eri kohdasta näytealaa eri keruukerroilla. Lisäksi jokaiselle koealalle tehtiin kesäkuun lopussa kahdeksan puhdistusniittoalaa, joilta leikattiin kuukautta myöhemmin jälkikasvunäytteet. Keruuvaiheessa näytteestä eroteltiin mahdollisimman tarkkaan pois kuollut kasviainekset. Kuljetuksen ajan näytteet pidettiin viileinä kylmäpatruunoiden avulla. Viimeisen keruukerran yhteydessä koealat purettiin niin, että ne olivat vapaasti laidunnettavissa loppuajan laidunkautta. Vuoden 2005 koealoilta kirjattiin ylös vallitsevat kasvilajit (Taulukko 2).

Kasvustonäytteistä mitattiin tuorepainot, jonka jälkeen näytteet yhdistettiin, silputtiin ja kuivattiin +60 °C:ssa 48 tuntia. Näytteet punnittiin kuivaainepitoisuuden määrittämiseksi. MTT:n eläinravitsemuksen laboratoriossa näytteistä analysoitiin D-arvo Nousiaisen ym. (2003) kuvaamalla tavalla sekä NDF-kuitu- (neutraalidetergenttikuitu) ja raakavalkuaispitoisuus Ahvenjärven ym. (2000) kuvaamalla tavalla. Vuonna 2003 kasvustonäytteistä analysoitiin myös kivennäisainekset pitoisuudet spektrofotometrillä (Luh Huang & Schulte 1999).

Kasvillisuuden korkeuden kehitystä seurattiin nurmitikkumittauksin (Virka-järvi 1996) kauimmin laidunnetuilla lohkoilla kasvustonäytteiden keruukertojen yhteydessä. Vuonna 2003 laitumelta valittiin satunnaisesti viisi 50 metrin linjaa, joilta tehtiin 10 nurmitikkumittausta, koko laitumelta siis yhteensä 50 mittausta. Vuonna 2004 nurmen korkeudet pyrittiin mittaamaan kattavasti koko vanhimman laidunlohkon alalta tehden yhteensä 100 mittausta. Suuri vedenkorkeus vuonna 2004 rajoitti etenkin kahdella viimeisellä käyntikerralla mittaukset rannan yläosiin. Vuonna 2005 mittaukset (100 määritystä) tehtiin rantaniityn keski- ja yläosista koealoille kuljettaessa.

Taulukko 2. Koealojen kasvillisuuden valtalajit vuonna 2005 neljällä merenrantaniityllä peittävyden perusteella arvioiden.

Tila	valtalajit
A	luhtakastikka (<i>Calamagrostis stricta</i>), rönsyrölli (<i>Agrostis stolonifera</i>), sarat (<i>Carex</i> sp.), järviruoko (<i>Phragmites australis</i>)
B	luhtakastikka
C	sarat, luhtakastikka, järviruoko
D	rönsyrölli, suolavihvilä (<i>Juncus gerardii</i>)

Maanäytteet

Maanäytteitä kerättiin kasvukauden alussa vuonna 2005 rantaniittyjen kaikin laidunnetuilta lohkoilta sijoittaen näytteenottopaikat mahdollisimman kattavasti koko lohkon alueelle, ei kuitenkaan niityrannan märiimpään alaosaan. Näytteenottopaikkojen sijaintikoordinaatit määritettiin GPS-paikantimella ja kirjattiin muistiin. Näytemäärä suhteutettiin kunkin kohteen pinta-alaan nähden siten, että kahdelta laajimmalta laitumelta (tilat B ja C) näytteitä kerättiin kummastakin 16 kappaletta ja pienialaisimmilta kohteilta 10 (tila A) ja 8 kappaletta (tila D). Näytteistä kaksi kerättiin kasvustokoealalta ja loput laitumen muista osista. Jokainen näyte koostui noin 8 osanäytteestä, jotka kerättiin tasaisin välein halkaisijaltaan noin 20 metrin ympyrän alalta lukuun ottamatta kasvustokoealojen osanäytteitä, jotka otettiin tasaisesti näytealojen reunoilta. Kuhunkin osanäytteeseen sisältyi 20 cm syvyyteen asti pintamaata, josta poistettiin kasvi- ja karikkekerros.

Maa-analyysit teetettiin Suomen Ympäristöpalvelussa. Maanäytteistä analysoitiin maalaji, multavuus, johtoluku, happamuus sekä seuraavien ravinteiden pitoisuudet: kalsium (Ca), fosfori (P), kalium (K), magnesium (Mg), kupari (Cu), mangaani (Mn), sinkki (Zn), rikki (S), natrium (Na) sekä liukoinen nitraatti- (NO_3^-) ja ammoniumtyppi (NH_4^+).

Ravinnetase rantalaitumilla

Rehevöitymisen kannalta keskeisen fosforin osuutta lisärehussa ym. kuormituslähteissä arvioitiin laskennallisesti rantalaidunten ravinnetaseessa vuosina 2004-2005. Ravinnetase laskettiin samalla tavalla kuin Tohmajärven laidunkokeissa (ks. tämän kirjan artikkeli: Virkajärvi, Huhta & Hokkanen: Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994-2005) eli vähentämällä alueelle tulevasta ravinteista (laskeuma, lisärehu, kivennäiset) sieltä poistuvat ravinteet (luonnonhuhkautuma, eläinten lisäkasvuun sitoutunut). Merenrantalaitumilla myös ajoittain niityille nouseva merivesi tuo ja vie ravinteita mukanaan. Meriveden osuutta ravinnetaseessa on kuitenkin vaikea arvioida, joten sitä ei otettu laskelmaan mukaan.

Laskeuman vuotuinen kokonaisfosforimäärä on laskettu vuosien 1998-2003 keskiarvona Rahjan havaintoasemalta (Suomen ympäristökeskus, laskeuman laadun seurannan tietokanta, tiedonanto 30.1.2006). Alueelle tulevan lisäre-

hun määrä on laskettu ehdotetun suosituksen mukaan eli lisärehua oletettiin annettavan laidunkauden lopussa yhden kuukauden ajan seuraavasti: 14 päivää 1kg/vrk/vasikka ja loput 14 päivää 2kg/vrk/vasikka. Lisärehun sisältämä fosfori on laskettu kauran (58kg/hl) osalta Rehutaulukot ja ruokintasuositukset -tietojen (MTT 2006) mukaan ja Mullitähkä 1:n osalta Feedmix Oy / Altia Oyj:n (2006) mukaan.

Merenrantalaitumilla kivennäisiä ei juuri annettu niiden vähäisen menekin vuoksi. Niiden tuoma fosforimäärä otettiin kuitenkin vertailun vuoksi mukaan laskelmiin, koska kivennäisten antaminen perinnebiotoopeilla on sallittua. Kivennäisiä on oletettu annettavan emoilta koko laidunkauden ajan ja vasikoille lisäruokintajakson ajan. Mullitähkä 1 täysrehu sisältää itsessään kivennäiset, joten sen ollessa lisärehuna erillistä kivennäistäydennystä ei laskettu annettavan vasikoille. Kivennäisten tuoma fosforimäärä on laskettu käyttäen emolehmille ja hiehoille lypsylehmien vähimmäissuosituksista 21g/vrk/eläin ja vasikoille lihakarjan kivennäisruokintasuosituksesta 16g/vrk/eläin (MTT 2006).

Luonnonhuhutouman mukana poistuva kokonaisfosforimäärä perustuu Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksessa Suomen ympäristöhallinnon VEPS-kuormituslaskentajärjestelmän (Tattari & Linjama 2004) avulla tutkimusaluetta lähinnä olevalta Lumijoen valuma-alueelta 25.1.2006 tehtyyn laskelmaan. Eläinten kasvun mukana poistuvan fosforin määrä on laskettu samalla tavoin kuin Tohmajärven laidunkokeissa (ks. tämän kirjan artikkeli: Virkajärvi, Huhta & Hokkanen: Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeissa 1994-2005).

Typikuormitusta tarkasteltiin laitumelle lisärehun mukana tulevan ja vasikoiden kasvun myötä poistuvan typen osalta. Laskennassa käytettiin samoja lisärehun määriä ja vasikoiden kasvutietoja kuin fosforitaseen laskennassa. Eläinten mukana poistuvan typen määrä on laskettu käyttäen lähteitä ARC 1980, Kansaneläkelaitos 1989, Robelin ja Tulloh 1992 sekä Schwartz ym. 1995.

Tulokset

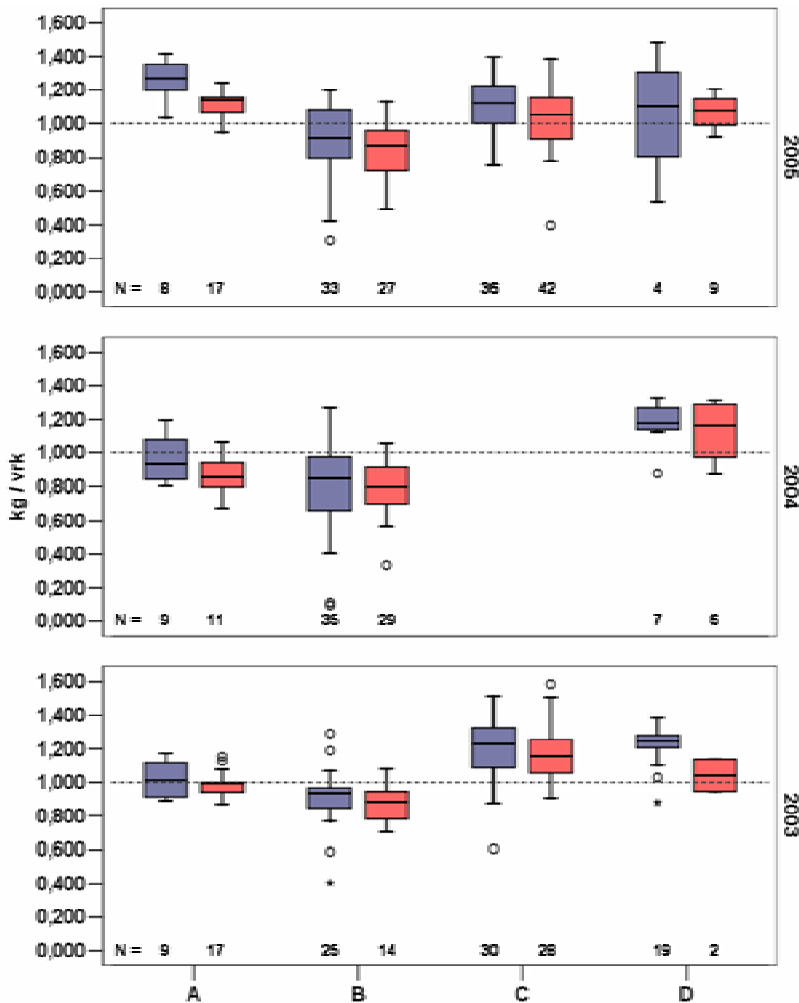
Karjan kasvu

Laidunkauden aikainen kasvu oli koko aineistossa lehmävasikoilla keskimäärin 0,981 kg (keskihajonta \pm 0.195, N = 202) ja sonnivasikoilla 1,022 kg (keskihajonta \pm 0.246, N = 215) vuorokaudessa (Kuva 1). Päiväkasvut erosivat tilojen välillä merkitsevästi kaikkina vuosina (Kruskalin-Wallis H = 69.5, df = 3, p < 0.001; H = 25.0, df = 2, p < 0.001; H = 50.4, df = 3, p < 0.001: vuosi 2003; 2004; 2005). Vuosien väliset erot päiväkasvuissa olivat tilastollisesti merkitseviä tiloilla A ja D (Kruskalin-Wallis H = 37.7, df = 2,

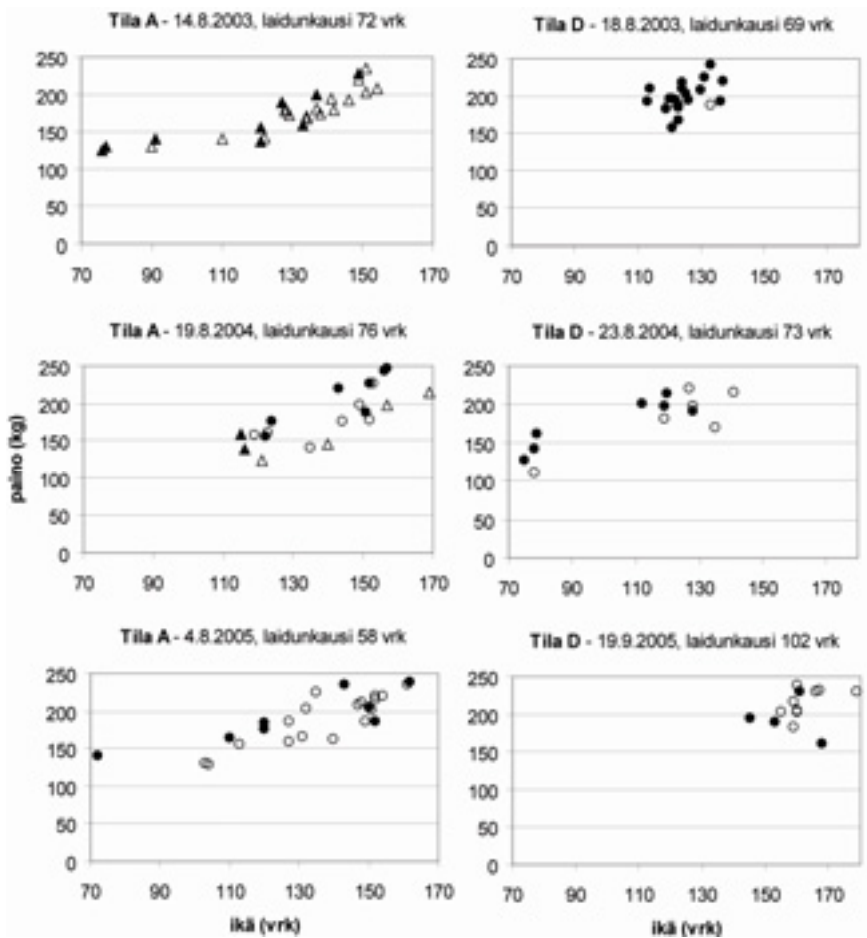
$p < 0.001$; $H = 5.9$, $df = 2$, $p = 0.053$; $H = 0.87$, $df = 2$, $p = 0.351$; $H = 7.4$, $df = 2$, $p = 0.024$: tila A; B; C; D).

Lisäruokintaa harjoittaneilla tiloilla B ja D vasikoiden kasvutulokset olivat toisiinsa nähden huomattavan erilaiset (Kuva 1). Tilalla B vasikoiden päiväkasvut olivat pääsääntöisesti alhaisemmat kuin muilla tiloilla. Tilalla D päiväkasvut olivat puolestaan korkeampia tai samalla tasolla muihin tiloihin verrattuna.

Vasikan iän ja rodun vaikutusta painoon on esitetty kuvassa 2 tilojen A ja D osalta, joilta ikätiedot oli saatavilla. Vasikoiden ikähajonta oli suurempi tilalla A.



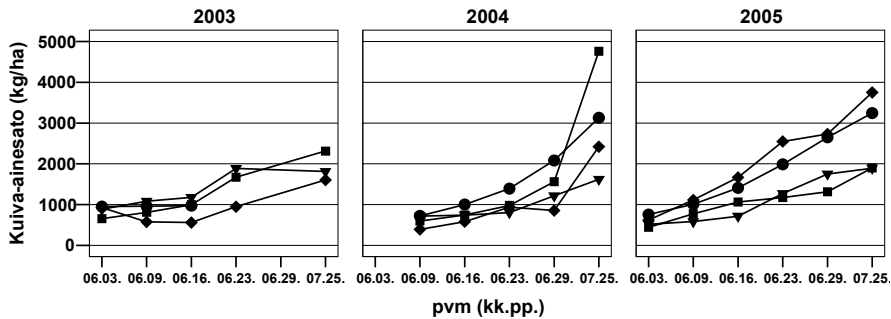
Kuva 1. Vasikoiden päiväkasvut (kg/vrk) vuosina 2003-2005 tiloilla A, B, C ja D (vas. **sonnit**, oik. **lehmät**). Poikkiviiva laatikossa on mediaani eli keskimäisin suuruusjärjestykseen ryhmitellyistä mittaushavainnoista. Katkoviiva on asetettu helpottamaan vuosien välistä vertailua.



Kuva 2. Vasikoiden loppupainot rodun, sukupuolen ja iän mukaan ryhmiteltyinä kahdella rantalaiduntilalla. Symbolit: kolmio = Limousin, ympyrä = Simmental, valkoinen = lehmävasikka, musta = sonnivasikka.

Kasvusto- ja rehuanalyysit

Rantalaidunten kasvillisuuden kuiva-ainesato oli kesäkuussa maksimissaan keskimäärin 1704 (\pm 608 keskihajonta) kg/ha. Enimmillään (2729 kg/ha) se oli sarojen, luhtakastikan ja järviruo'on vallitsemassa kasvillisuudessa tilalla C vuonna 2005. Heinäkuun lopulla kuiva-ainesato oli keskimäärin 2586 (\pm 1019 keskihajonta) kg/ha vaihdellen 1604–4763 kg/ha välillä (Kuva 3).



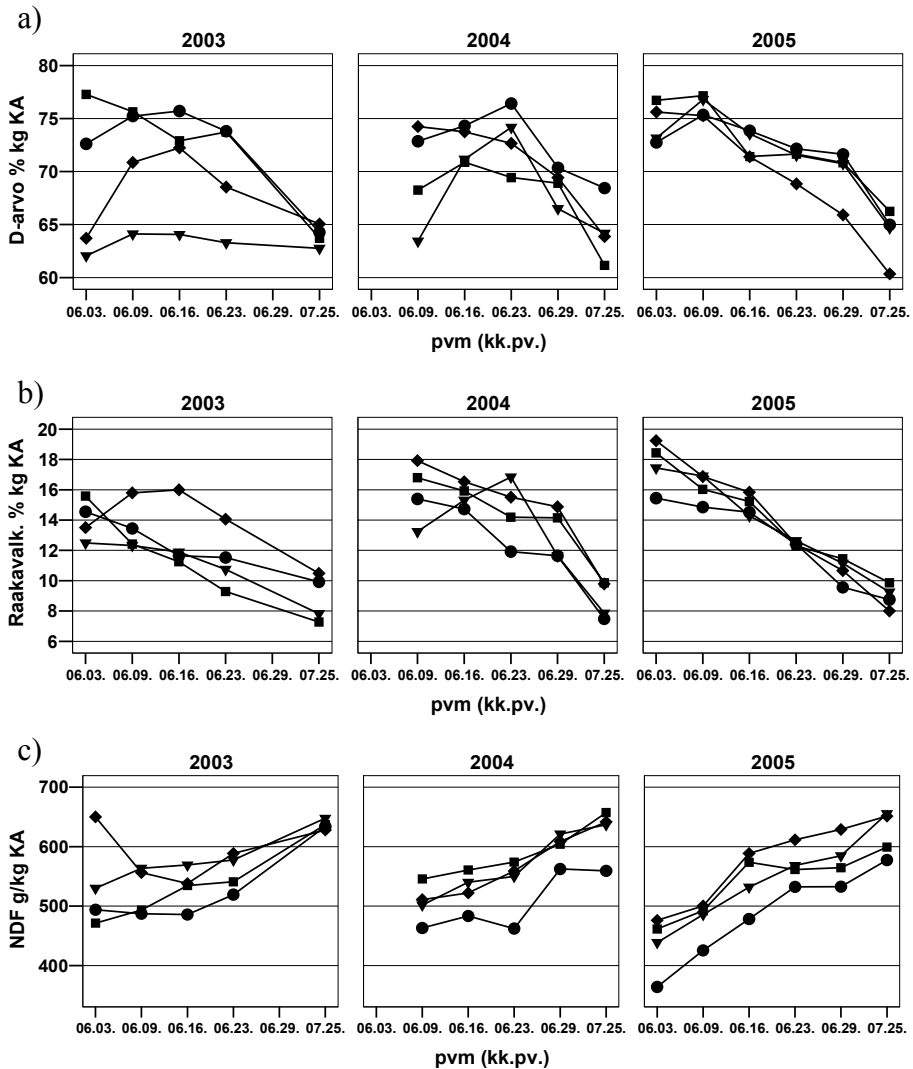
Kuva 3. Merenrantaniittyjen keskimääräinen kuiva-ainesato vuosina 2003–2005 neljällä rantalaitumella Pohjois-Pohjanmaan rannikolla. Tila A = ▼, tila B = ■, tila C = ◆ ja tila D = ●.

Rantaniittyjen rehun laatu laski odotetusti kesän kuluessa kuitupitoisuuden samalla noustessa (Kuva 4). Ensimmäisillä mittauskerroilla havaitut alhaiset D-arvot ja raakavalkuaispitoisuudet sekä vastaavasti korkeat NDF-pitoisuudet johtuvat todennäköisesti edellisvuotisen kuolleen kasvimateriaalin mukaantulosta näytteeseen. D-arvon maksimi vaihteli välillä 70,8–77,3 %, poikkeuksena oli tilan A alhainen maksimiarvo (64,1 %) vuonna 2003 (Kuva 4a). Heinäkuun lopulla D-arvo oli keskimäärin 64,2 %. Raakavalkuaispitoisuudet olivat enimmillään vuonna 2003 12,5–16,0 %, vuonna 2004 15,4–17,9 % ja vuonna 2005 16,7–19,2 % (Kuva 4b). Heinäkuun lopulle tullessa pitoisuus oli keskimäärin enää 8,9 %. NDF-pitoisuudet olivat alimmillaan pääsääntöisesti välillä 439–545 g/kg kuiva-ainetta (Kuva 4c). Tilalla D kuitupitoisuudet olivat kaikkein alhaisimmat, 364 g/kg KA vuonna 2005 rönsyröllin ja suolavihvilän vallitsemalla koealalla. Heinäkuun lopulle tullessa rantaniitykasvuston NDF-pitoisuus oli keskimäärin 627 g/kg KA.

Kesäkuun lopussa puhdistusniitettyjen alojen jälkikasvusato heinäkuun lopussa jäi alhaiseksi (Taulukko 3). Keskimääräinen jälkikasvusato oli koko aineistossa 578 (\pm 228 keskihajonta) kg KA/ha. Puhdistusniitto vaikutti vaihtelevasti rehun laatuominaisuuksiin rantaniityillä (Taulukko 3). Voimakaimmin nousi raakavalkuaisen pitoisuus, erityisesti vuonna 2005, jolloin se nousi samalle tasolle kuin alkukesällä. Sen sijaan D-arvo nousi korkeintaan kesäkuun lopun tilannetta vastaavalle tasolle. Jälkikasvun NDF-pitoisuus oli heinäkuun lopussa vain hivenen alhaisempi tai samalla tasolla kuin heinäkuun lopun ensimmäisen sadon näytteessä.

Taulukko 3. Puhdistusniittoalojen jälkikasvun keskimääräinen sato ja laatu (\pm keskihajonta) merenrantalaitumilla heinäkuun lopussa (kuukausi niiton jälkeen) vuosina 2003-2005.

	2003	2004	2005
Kuiva-ainesato, kg/ha	804 \pm 309	509 \pm 173	478 \pm 93
D-arvo, %/kg KA	64,3 \pm 2,6	67,0 \pm 1,7	68,4 \pm 1,4
Raakavalkuainen, %/kg KA	10,3 \pm 1,3	12,9 \pm 0,41	15,9 \pm 1,5
NDF, g/kg KA	641 \pm 15,0	619 \pm 19,8	605 \pm 37,6



Kuva 4. Kasvuston laadun kehitys tilojen A-D merenrantalaitumilla kesinä 2003–2005 Pohjois-Pohjanmaan rannikolla perustuen ensimmäisen sadon näytteisiin laiduntamattomilta koaloilta: a) D-arvo, b) raakavalkuainen ja c) NDF-pitoisuus. Tila A = ▼, tila B = ■, tila C = ◆ ja tila D = ●.

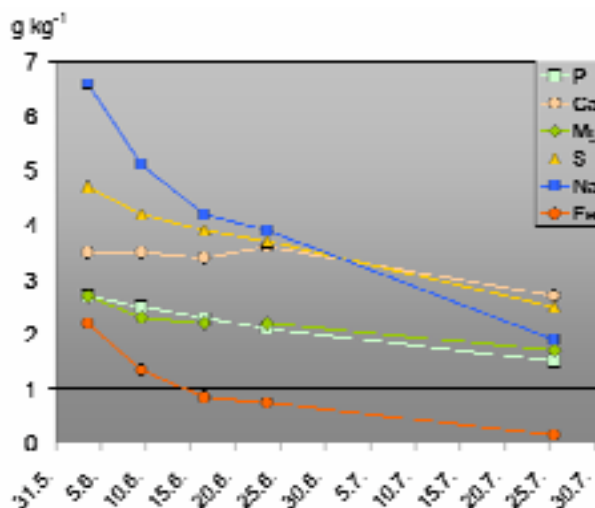
Rantalaidunten kasvuston kivennäispitoisuuksissa oli paljon sekä alueellista että ajallista vaihtelua (Taulukko 4, Kuva 5). Kesän kuluessa fosforin, natriumin, raudan ja kuparin pitoisuudet laskivat selkeästi (Kuva 5). Mangaanin pitoisuudet olivat puolestaan korkeammat heinäkuun lopulla kuin kesäkuussa (Taulukko 4). Muiden kivennäisten pitoisuuksissa ei ollut selkeää ajallista vaihtelua. Puhdistusniitettyjen alojen jälkikasvussa pitoisuudet olivat korkeammat kuin heinäkuun lopun ensimmäisen sadon näytteissä selkeimmin seuraavien kivennäisten osalta: fosfori ($2,2 \pm 0,6 \text{ g kg}^{-1}$), kalium ($19,0 \pm 2,3 \text{ g kg}^{-1}$), rauta ($160 \pm 102 \text{ mg kg}^{-1}$), sinkki ($39,9 \pm 6,4 \text{ mg kg}^{-1}$), kupari ($6,2 \pm 0,6 \text{ mg kg}^{-1}$) ja mangaani ($533 \pm 203 \text{ mg kg}^{-1}$).

Taulukko 4. Merenrantalaidunten kasvuston ensimmäisen sadon näytteiden kivennäispitoisuudet vuonna 2003: kesäkuun keskiarvot tiloittain (A, B, C, D) sekä tilojen välinen keskiarvo kesäkuussa ja heinäkuun 25. päivänä (\pm keskihajonta).

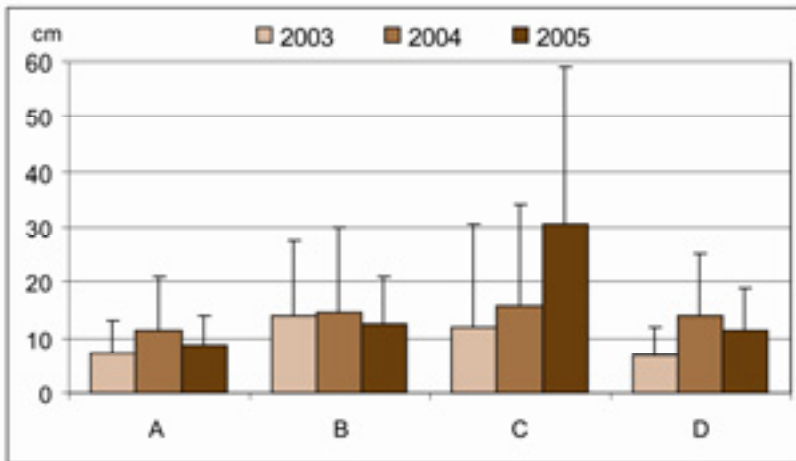
	A	B	C	D	ka. kesäkuu	ka. 25.7.	*
P g kg ⁻¹	1,7 \pm 0,18	2,2 \pm 0,39	2,4 \pm 0,25	3,2 \pm 0,35	2,4 \pm 0,63	1,5 \pm 0,44	4,0
K g kg ⁻¹	15,8 \pm 0,73	20,5 \pm 1,4	19,0 \pm 2,1	18,3 \pm 0,59	18,4 \pm 2,1	16,1 \pm 1,1	35
Ca g kg ⁻¹	6,5 \pm 0,33	2,0 \pm 0,19	3,7 \pm 0,24	1,8 \pm 0,24	3,5 \pm 2,0	2,7 \pm 0,40	5,0
Mg g kg ⁻¹	3,9 \pm 0,95	1,6 \pm 0,06	2,0 \pm 0,13	1,9 \pm 0,08	2,3 \pm 1,1	1,7 \pm 0,33	1,6
S g kg ⁻¹	8,0 \pm 1,0	2,8 \pm 0,60	3,3 \pm 0,14	2,4 \pm 0,29	4,1 \pm 2,4	2,5 \pm 0,60	4,0
Na g kg ⁻¹	8,7 \pm 3,0	2,3 \pm 0,53	5,6 \pm 1,1	3,1 \pm 0,82	4,9 \pm 3,0	1,9 \pm 0,51	0,1
Fe mg kg ⁻¹	1465 \pm 173	638 \pm 205	721 \pm 272	2300 \pm 2312	1281 \pm 1256	147 \pm 82	140
Zn mg kg ⁻¹	50,5 \pm 8,5	29,8 \pm 2,7	37,8 \pm 5,7	38,2 \pm 5,8	39,1 \pm 9,3	32,3 \pm 12,7	35
Cu mg kg ⁻¹	8,8 \pm 0,94	6,1 \pm 1,3	5,4 \pm 0,39	5,4 \pm 0,56	6,4 \pm 1,6	4,2 \pm 0,77	14
Mn mg kg ⁻¹	438 \pm 38,5	203 \pm 53,8	190 \pm 26,9	170 \pm 40,5	250 \pm 119	459 \pm 198	50

*Vertailukohteena peltolaidunten (Laidunruoho 16-01) kivennäispitoisuudet (MTT 2006).

Kuva 5. Merenrantalaidunten kasvuston kivennäispitoisuuksien kehitys (tilojen väliset keskiarvot) fosforin, kalsiumin, magnesiumin, rikin, natriumin ja raudan osalta kesällä 2003.



Kasvillisuuden keskikorkeus heinäkuun lopussa vaihteli pääasiassa 7-15 cm välillä lukuun ottamatta tilan C laitumella selvästi korkeammaksi jäänyttä kasvustoa vuonna 2005 (Kuva 6). Kasvuston korkeudessa oli huomattavaa vaihtelua laitumen sisällä etenkin suurilla laidunalueilla (B, C).



Kuva 6. Kasvillisuuden keskimääräinen korkeus (\pm keskihajonta) heinäkuun lopussa tilojen A-D merenrantalaitumilla vuosina 2003–2005.

Maa-analyysit

Merenrantaniittyjen maa osoittautui keskimäärin hyvin happamaksi ja runsaasti liukoisia suoloja sisältäväksi (Taulukko 5). Verrattuna peltomaiden keskimääräisiin arvoihin rantaniittyjen maaperässä oli selkeästi vähemmän fosforia, kaliumia, kalsiumia ja kuparia, mutta hyvin runsaasti rikkiä ja natriumia (Taulukko 5). Liukoista typpeä oli vähän ja se oli pääosin ammoniummuodossa. Maaperän ominaisuuksissa oli kuitenkin runsaasti vaihtelua sekä tilojen välillä että sisällä. Esimerkiksi tilan D rantalaitumella pH oli huomattavasti korkeampi, maaperässä oli enemmän fosforia, vähemmän rikkiä ja mangaania kuin muilla rantalaitumilla (Taulukko 5). Tutkittujen rantaniittyjen pintamaa oli vähämultaista (tila B, D) tai multavaa (tila A, C) karkeaa hietaa (tilat B, C, D) ja hiuesavea – hienoa hietaa (tila A).

Rantalaidunten ravinnetase

Fosforitase laskettiin erikseen jokaiselle tilalle sekä lisärehua antaneiden tilojen B ja D keskiarvona (Taulukko 6). Käytännössä kivennäisiä ei juuri annettu merenrantalaitumilla, mutta vertailun vuoksi niiden tuoma fosforikuormitus otettiin huomioon (taulukon kaksi viimeistä saraketta). Taulukon laskentaperusteet on selitetty tarkemmin tämän artikkelin aineisto ja menetelmät osassa.

Taulukko 5. Rantalaidunten maa-analyytitulokset alkukesältä 2005 (keskiarvo ± keskihajonta). Vertailuna ovat Suomen peltomaiden arvot (Mäkelä-Kurto ym. 2002, **natriumin osalta Sippola & Tares 1978). J. = johtoluku.

	Tila A	Tila B	Tila C	Tila D	Kaikki tilat	Pelto
näytemäärä	10	16	16	8	yht. 50	
J. 10^{-3} S cm^{-1}	15,5 ± 2,9	15,6 ± 6,3	12,2 ± 3,9	13,7 ± 5,5	14,2 ± 5,0	1,1
pH	5,0 ± 0,63	4,7 ± 0,37	4,5 ± 0,38	5,9 ± 0,31	4,9 ± 0,64	5,76
P mg l^{-1}	2,6 ± 1,0	2,9 ± 1,1	2,0 ± 0,70	11,4 ± 4,8	3,9 ± 3,9	13
K mg l^{-1}	107 ± 38	60 ± 15	58 ± 11	49 ± 14	67 ± 29	111
Ca mg l^{-1}	286 ± 89	192 ± 74	349 ± 93	272 ± 88	273 ± 105	1441
Mg mg l^{-1}	255 ± 84	198 ± 74	216 ± 57	172 ± 49	211 ± 71	205
S mg l^{-1}	420 ± 203	326 ± 126	474 ± 153	128 ± 50	360 ± 185	24
Na mg l^{-1}	684 ± 179	599 ± 251	372 ± 165	682 ± 249	557 ± 245	17,8**
Zn mg l^{-1}	4,1 ± 2,4	2,2 ± 1,3	6,5 ± 2,5	1,5 ± 0,33	3,9 ± 2,7	4,28
Cu mg l^{-1}	2,4 ± 1,2	0,98 ± 0,42	1,0 ± 0,26	1,3 ± 0,36	1,3 ± 0,81	4,5
Mn mg l^{-1}	51 ± 54	28 ± 31	125 ± 94	4,0 ± 2,2	60 ± 76	58
NH ₄ ⁺ mg l^{-1}	3,1 ± 1,5	3,9 ± 1,9	4,4 ± 1,9	1,9 ± 1,8	3,3 ± 1,9	
NO ₃ ⁻ mg l^{-1}	0,41 ± 0,10	0,51 ± 0,13	0,43 ± 0,12	0,40 ± 0,07	0,44 ± 0,10	

Rantaniitylle tulevasta fosforikuormituksesta ehdotuksen mukaisen lisäruokinnan (vasikoille lisärehua laidunkauden lopussa yhden kuukauden ajan seuraavasti: 14 päivää 1kg/vrk/vasikka ja loput 14 päivää 2kg/vrk/vasikka) osuus olisi eri väkirehuvaihtoehtojen keskiarvona 0,046 kg/ha/vuosi, mikä on 4,4 % alueelle vuosittain tulevan fosforin kokonaismäärästä (Taulukko 6). Tähän verrattuna laskeuman mukana tulevan fosforin määrä on kaksinkertainen. Eläinten lisäkasvun myötä niityltä poistuu kolminkertainen määrä fosforia verrattuna lisärehun mukana tulevaan. Jos myös kivennäisiä viedään laitumelle, niiden tuoma fosforikuormitus on 86 % kaikesta tulevasta fosforista (Taulukko 6).

Ravinnetaselaskelmassa mukana olevat tekijät huomioiden rantalaidunten fosforitase pysyy negatiivisena lisäruokinnasta huolimatta (Taulukko 6). Vuoden aikana alueelta siis poistuu enemmän fosforia kuin sinne tulee. Merkittävimmin tähän vaikuttaa eläinten lisäkasvun mukana poistuva fosfori. Kivennäistäydennys nostaa ravinnetaseen positiiviseksi eli alueelle tulee keskimäärin 0,848 kg/ha/v enemmän fosforia kuin sieltä poistuu (Taulukko 6). Muihin tekijöihin nähden kivennäisten vaikutus alueen fosforitaseeseen on moninkertainen.

Lisärehun mukana tulevan typen määrä oli keskimäärin 0,234 kg/ha/vuosi. Vasikoiden kasvun mukana typpeä poistui rantalaitumelta keskimäärin 0,646 kg/ha/vuosi eli lähes kolme kertaa enemmän kuin mitä sinne tuli lisärehun

Taulukko 6. Merenrantalaidunten fosforitase Lumolaidun -hankkeen tiloilla vuosien 2004–2005 keskiarvona.

	Ei lisärehua		On lisärehua				+ kivennäiset	
			kaura	MulliT.	ka.	%	ka.	%
tila:	A	C	B	D	B, D	B, D	B, D	B, D
<i>Tulee kg P/ha/v</i>								
Laskeuma ¹⁾	0,098	0,098	0,098	0,098	0,098	68,1	0,098	9,5
Kivennäiset	-	-	-	-	-	-	0,890	86,1
Lisäruokinta	-	-	0,032	0,060	0,046	31,9	0,046	4,4
Yhteensä	0,098	0,098	0,130	0,158	0,144	100	1,034	100
<i>Poistuu kg P/ha/v</i>								
Lisäkasvu	0,196	0,178	0,141	0,142	0,142	75,9	0,142	75,9
Huuhtouma ²⁾	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	24,1	0,045	24,1
Yhteensä	0,241	0,223	0,186	0,187	0,187	100	0,187	100
Tase kg P/ha/v	-0,143	-0,125	-0,056	-0,029	-0,043		+0,848	

¹⁾ Laskeuman laadun seurannan tietokanta (Suomen ympäristökeskus, tiedonanto 30.1.2006)

²⁾ Lumijoen valuma-alue, Suomen ympäristöhallinnon VEPS-kuormituslaskentajärjestelmä (Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, tiedonanto 25.1.2006)

mukana. Samoin kuin Tohmajärven tutkimusosiossa (ks. tämän kirjan artikkeli: Virkajärvi, Huhta & Hokkanen: Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994-2005) ei typen kiertokulkuun vaikuttavaa biologista typensidontaa eikä typen mineralisoitumista voitu tässäkin tapauksessa luotettavasti arvioida, joten typpitasetta ei rantalaiduntenkaan suhteen ole mielekästä esittää.

Tulosten tarkastelu

Karjan kasvu

Merenrantalaitumilla vasikoiden päiväkasvut (ka. lehmät 0,981 kg, sonnit 1,022 kg) eivät yltäneet yhtä korkealle kuin nurmilaitumilla (vrt. Taulukko 7). Kasvutuloksissa oli kuitenkin paljon vaihtelua tilojen sisällä ja välillä, sekä myös vuosien välistä vaihtelua. Parhaimmillaan päiväkasvut olivat verrattavissa nurmilaitumilla saataviin kasvutuloksiin, pääsääntöisesti ne olivat kuitenkin alhaisemmalla tasolla. Havaittua vaihtelua selittävät todennäköisesti monet eri tekijät, mm. vasikan rotu ja ikä, laidunkauden pituus, laitumen koko suhteessa eläinmäärään sekä alueittain ja vuosittain vaihtelevat laitumen olosuhteet.

Taulukko 7. Liharotuisten lehmä- ja sonnivasikoiden kasvutuloksia nurmilaitumilla emolehmien ruokintakokeissa Suomessa.

rodut:	päiväkasvu g/vrk (n = eläinten lkm)		ikä (vrk) laidun- kauden lopussa		laidun- kausi (vrk)	lähde:
	lehmät	sonnit	lehmät	sonnit		
isä x emä						
Ch x LiAy, Ch x HfAy	1407 (n = 24)	1510 (n = 28)	135	135	24.5.-20.9. (119)	Manninen ym. 2000
Li x LiAy, Li x HfAy	1225 (n = 24)	1390 (n = 32)	165	167	2.6.-24.9. (114)	Manninen & Huhta 2001
Li x AbAy, Li x ChAy	1299 (n = 25)	1378 (n = 31)	128	122	1.6.-14.8. (74)	Manninen ym. 2004
Hf x Hf	1332 (n = 25)	1573 (n = 26)	165	157	26.5.-5.9. (102)	Manninen ym. 2004
Hf x Hf	1414 (n = 19)	1592 (n = 25)	165	171	29.5.-5.9. (99)	Manninen ym. 2005

Lyhenteet: Ab = Aberdeen angus, Ay = Ayrshire, Li = Limousine, Hf = Hereford ja Ch = Charolais.

Vasikoiden heikompi kasvutulos merenrantaniityillä johtunee pääasiassa laidunalueen heikosta rehuntuottokapasiteetista ja rehun laadun heikkenemisestä loppukesää kohden. Vaikutus kohdistuu vasikoihin todennäköisesti kahta kautta: heikkotuottoisella laitumella 1) emojen maidontuotanto heikkenee ja 2) vasikat eivät saa laitumelta riittävästi ja laadukasta laidunruohoa. Käytännössä nuoret vasikat eivät vielä alkukesällä pysty täysin hyödyntämään laidunruohoa ruoansulatuksessaan ja loppukesällä laitumen laatu on heikentynyt.

Tohmajärvellä tehdyissä lihakarjatutkimuksissa vasikoiden kasvussa ei havaittu eroa luonnon- ja nurmilaidunten välillä, mutta emojen (Ab x Ay ja Hf x Ay -risteytyksiä) elopaino ja kuntoluokka olivat luonnonlaitumella alhaisemmat (Virkajärvi ym. 1997). Emot kuitenkin kuntoutuivat tyydyttävästi ja niiden maitotuotos oli korkea myös luonnonlaitumilla, mikä todennäköisesti selittää vasikoiden hyvät kasvutulokset (Virkajärvi ym. 1997). ProAgria Oulun Maaseutukeskuksen tekemässä selvityksessä imettävien emolehmien kunto arvioitiin luonnonlaitumilla laidunkauden lopussa yhtä tilaa lukuun ottamatta hyväksi, kuntoluokan ollessa pääasiassa 2,5-3 (Tuohimaa ym. 2001, Lumijärvi ym. 2002). Lumolaidun -hankkeen rantalaiduntutkimuksessa emojen kuntoa ja kasvua ei tutkittu.

Tutkimustiloilla käytetyt lihakarjarodut olivat pääasiassa isoja rotuja (Simmental, Limousin ja Charolais). Voisi olettaa, että merenrantalaitumet ja luonnonlaitumet yleensäkin soveltuisivat parhaiten pienemmille liharoduille

(esim. Hereford ja Aberdeen angus), jotka ovat tehokkaampia karkearehujen hyödyntäjiä (Vehkaoja ym. 2005). Vaatimattomissa ruokintaoloissa pienempikokoisilla roduilla on myös parempi hedelmällisyys kuin kookkaammilla roduilla. Alhaisella ruokintasolla esimerkiksi Aberdeen angus on huomattavasti hedelmällisempi muihin rotuihin verrattuna (Jenkins & Ferrell 1994).

Risteytysemoissa lypsyrodun osuus nostaa vaatimuksia laitumen laadun suhteen. Vähemmän maitoa tuottavat puhtaat liharodut pystyvät hyödyntämään luonnonlaitumia todennäköisesti paremmin kuin maitoroturisteytykset (Virka-järvi 1997). Tästä saatiin viitteitä myös Lumijärven ym. (2002) tutkimuksessa, jossa muutamien yksittäisten risteytysmolehmiä alhaisen kuntoluokan (1-1,5) arveltiin johtuvan runsaasti lypsävän maitorodun osuudesta risteytyksissä. Tilan B emolehmissä lypsyrotujen vaikutus oli selvästi nähtävissä, mikä osaltaan voi selittää vasikoiden heikompia päiväkasvuja kyseisellä tilalla.

Rantaniittyjen rehun määrä ja laatu

Rantalaidunten satotaso jää huomattavasti alhaisemmaksi kuin viljellyillä nurmilla. Esimerkiksi MTT:n Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasemalla Ruukissa viikoittaiset nurmen satoarviot olivat vuonna 2005 kesäkuun 7. päivästä alkaen 2200, 3600, 5300 ja 6500 kg kuiva-ainetta hehtaarilla (Artturi 2005). Merenrantaniityillä kesäkuun maksimikuiva-ainesato oli keskimäärin 1704 kg/ha ja korkeimmillaankin ainoastaan 2729 kg/ha. Satotaso ylittää kuitenkin Holmströmin (1998) esille tuoman, ulkomaisiin tutkimuksiin perustuvan 1000 kg ka/ha (800-900 ry/ha) vähimmäissatovaatimuksen.

Havaittu satotaso vastaa Korpilon (2002) rantaniityille ilmoittamaa 20–40 % satotuottoa, jossa vertailukohteena oli 3 300 ry/ha nettosadon tuottava viljelty laidun. Merenrantalaidunten suuret laidunalat kompensoivat osittain alhaista pinta-alakohtaista satoa. Toisaalta eläinten on myös laidunnettava laajemmalla alueella ja käytettävä enemmän aikaa laiduntamiseen. Tämä voi johtaa alentuneeseen maidontuotantoon emolehmillä ja vähentää myös vasikoiden kasvua.

Rantaniittyjen kasvuston D-arvo oli kesäkuussa verrattavissa nurmilaitumiin. Esimerkiksi kesäkuussa D-arvo vaihteli maksimissaan 70,8–77,3 % välillä, poikkeuksena tilan A alhainen D-arvo (64,1 %) vuonna 2003 (Kuva 4a). Vastaavan ajankohdan D-arvo viljellyllä nurmella oli enimmillään 76 % vuonna 2005 MTT:llä Ruukissa (Artturi 2005). Tavoitearvo lypsylehmiä ja kasvavia nautoja varten korjattavalle rehulle on 68–70 % (Vehkaoja ym. 2005). Kesäkuussa merenrantaniittyjen kasvusto pääosin täyttää tai jopa ylittää tämän laatutavoitteen.

Raakavalkuaispitoisuudet olivat etenkin kesäkuun alkupuolella alhaisemmat kuin esimerkiksi kesäkuussa 2005 Ruukissa MTT:n nurmilla havaitut: 7. pv 21,5 %, 13. pv 17,7 %, 20. pv 15,5 % ja 27. pv 10,2 % /kg KA (Artturi 2005).

Kasvuston NDF-pitoisuuden nousu oli samaa luokkaa kuin MTT:n nurmiviljelyksillä vuonna 2005 Ruukissa; siellä NDF oli kesäkuun 7. ja 27. päivinä 45,7 ja 61,0 % /kg KA (Artturi 2005).

Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskuksen vuonna 1994 yhdeltä rantaniityltä keräämissä kasvustonäytteissä oli runsaasti lajikohtaista vaihtelua (Sonninen ym. 2004). Esimerkiksi kesäkuun 21. päivän näytteissä D-arvo vaihteli järvi-ruo'on ja sarojen 63 %:sta ruohojen 72 % ja muiden heinien 73 %:iin. Raakavalkuaispitoisuudet samana ajankohtana vaihtelivat seuraavasti: järvi-ruoko 19 %, muut heinät 13 %, sarat 14 %, luikat 23 %, kaislat 20 % ja ruohot 16 %. Erot kasvillisuuden lajikoostumuksessa selittävätkin osaltaan tutkimustilojen välillä havaittua vaihtelua rehun laadussa. Runsasvalkuaisia luikkia ja kaisloja ei juuri esiintynyt suhteellisen ylös rantavyöhykkeeseen sijoitetuilla koealoilla.

Verrattuna peltolaitumiin (MTT 2006) merenrantaniittyjen kasvuston kivennäispitoisuudet ovat alhaiset fosforin, kaliumin, kalsiumin ja kuparin suhteen. Tilan A kasvustossa kalsiumin pitoisuus oli kuitenkin korkeampi kuin peltolaitumilla keskimäärin. Rantaniittyjen kasvustossa on keskimäärin (kesäkuun keskiarvot, Taulukko 4) noin 50-kertaisesti natriumia, yhdeksänkertaisesti rautaa ja viisinkertaisesti mangaania verrattuna peltolaitumiin. Magnesiumin, rikin ja sinkin pitoisuudet olivat pääsääntöisesti samalla tai hieman korkeammalla tasolla kuin peltolaitumilla.

Puhdistusniitto kesäkuun lopussa nosti jonkin verran rehun laatua rantaniityillä heinäkuun lopun jälkikasvussa. Voimakkaimmin puhdistusniitto nosti raakavalkuaisen pitoisuutta, erityisesti vuonna 2005, jolloin se nousi samalle tasolle tai jopa korkeammaksi kuin alkukesällä. Sen sijaan D-arvo nousi korkeintaan kesäkuun lopun tilannetta vastaavalle tasolle. Puhdistusniittoa seurannut jälkikasvusato jäi alhaiseksi ollen keskimäärin 578 kg/ha heinäkuun lopulla. Näin ollen puhdistusniitto ei näyttäisi sopivan rantaniityille laidunruohon uusimiseen samalla tavoin kuin viljellyillä nurmilaitumilla.

Lisäruokinta ja rantalaitumen ravinnetase

Nykyisten säännöksien mukaan lisäruokinta ei pääsääntöisesti ole sallittua erityistukea saavilla perinnebiotoopeilla (Haaranen ym. 2005). Näin halutaan ehkäistä ravinteiden kertymistä alueille ja perinnebiotooppien rehevöitymistä. Käytännössä lisärehun tuoman ravinnemäärän on havaittu olevan vähäinen verrattuna kivennäisten mukana tulevaan ravinnekuormitukseen (Virkajärvi & Saarijärvi 2005).

Rantalaitumille tehdyssä ravinnetaselaskelmassa (Taulukko 6) lisärehun osuus fosforikuormituksesta on noin puolet verrattuna ilman kautta tulevan laskeuman kokonaisfosforimäärästä ja vain murto-osa sallittujen kivennäisten fosforimäärästä. Vasikoiden lisäkasvun mukana fosforia ja tyypeä poistuu niityltä noin kolme kertaa enemmän kuin mitä sinne tulee lisärehun mukana

eli ravinnetase pysyy negatiivisena lisäruokinnasta huolimatta. Kivennäisten antaminen nostaa jo yksistään fosforitaseen positiiviseksi. Merenrantalaitumilla kivennäisiä annetaan kuitenkin vain vähän tai ei lainkaan, sillä aikaisempien kokemusten mukaan karja ei tarjottuja kivennäisiä juuri syö, minkä on oletettu johtuvan meriveden suolapitoisuudesta (Lumijärvi 2002).

Vasikoiden lisäruokinta olisi todennäköisesti perusteltua varsinkin laidunkauden loppupuolella, jolloin laidunrehun kasvu ja laatu ovat heikentyneet ja vasikat alkavat jo kokonsa puolesta tarvita lisärehua (Vehkaoja ym. 2005). Ennen vieroitusta aloitettu lisäruokinta totuttaa vasikat väkirehun käyttöön, mikä on tärkeää jatkokasvatuksen kannalta (Vehkaoja ym. 2005). Merenrantalaitumilla vasikoiden vierotus tapahtui yleensä laidunkauden lopulla tai heti sen päätyttyä. Mahdollinen lisäruokinta tulisi aloittaa vähintään 3-4 viikkoa aikaisemmin, jotta vasikat ehtisivät tottua rehuun.

Käytännössä vasikoiden lisäväkirehuokinnan toteutus erityisympäristötutkimukohteilla voisi toimia siten, että eläimiä alettaisiin totuttamaan väkirehuun noin 1-1,5 kuukautta ennen laidunkauden loppua. Esimerkiksi heinäkuussa voisi väkirehua olla tarjolla 0,5 – 1 kg / eläin / päivä. Tällöin eläimet eivät vielä välttämättä syö kaikkea tarjottua rehua, mutta ne tottuvat rehun syöntiin vähitellen, mikä ehkäisee ongelmien syntymisen, kun rehuannos myöhemmin nousee. Tarjottavaa rehumäärää nostettaisiin siten, että laidunkauden lopulla elokuussa olisi tarjolla esimerkiksi 1-2 kg / eläin / päivä.

Toisistaan poikkeavat vasikoiden kasvutulokset lisäruokintaa harjoittaneilla tiloilla B ja D johtuivat oletettavasti suurelta osin muista tekijöistä kuin annetusta lisäruokinnasta. Tilat erosivat huomattavasti toisistaan mm. karjamäärin ja -rotujen, laitumen pinta-alan ja laidunkauden pituuden puolesta. Lajoilla laidunalueilla (esim. tila B) pitkät etäisyydet todennäköisesti vähentävät ruokinta-automaatilla käyntiä, sillä pienet vasikat eivät lähde kauas emoistaan.

Mikäli lisärehua tarjotaan vasikoille, sitä on parempi viedä usein ja pienissä erissä, kuten tilalla D tehtiin. Näin varmistetaan rehun säilyminen hyvälaatuisena ja samalla vasikoilla on mahdollisuus tottua ihmisen käsittelyyn. Vietäessä koko kesän rehuannos kerralla ruokinta-automaattiin (tila B) ongelmaksi tulee rehun laadun heikentyminen. Tilalla B oli ongelmana myös kauraa syömässä käyneet linnut, tilalla D linnut näyttivät jättäneen tarjotun pelletti-rehun pääosin rauhaan.

Mitä heikkotuottoisempi laidunalue on, sitä suurempi on lisäravinnon tarve. Tässä on myös vuosittaista vaihtelua, koska laitumen laatuun vaikuttavat sademäärä ym. säätekijät. Mahdollisen lisäruokinnan lisäksi voidaan vasikoiden vieroitusta aikaistaa, jotta emojen kunto ei heikkene liikaa ja ruokkia vasikoita vieroituksen jälkeen intensiivisemmin. Jos laidunnettavan kasvuston määrä käy hyvin vähäiseksi, ainoa järkevä keino on siirtää kaikki eläimet

pois rantalaitumelta. Emojen lisäruokinta laidunalueelle ei liene taloudellinen eikä ympäristönhoitotavoitteiden mukainen vaihtoehto.

Laidunnuspaine

Kasvuston korkeuden seuranta auttaa arvioimaan rehun riittävyttä sekä sopivaa laidunnuspainetta/eläintiheyttä luonnon hoidon kannalta. Luonnonhoidollisista syistä suositellaan yleensä, että laidunkauden päättyessä kasvillisuuden tulisi olla pääosin matalaksi syötyä (esim. Salminen & Kekäläinen 2000). Esimerkiksi Ruotsissa kosteille maille tavoitteeksi on asetettu 5 cm, suursaraisilla maille 7 cm, laidunkorkeus laidunkauden lopulla (Naturvårdsverket 1997). Eliölajiston hoidon kannalta ei kuitenkaan ole olemassa yhtä ja ainoaa oikeaa laidunnuspainetta, sillä eri lajit/lajiryhmät viihtyvät eri voimakkuudella laidunnetuilla niityillä. Kasvilajisto kehittyy yleensä monimuotoisimmaksi kohtalaisesti tai voimakkaasti laidunnetuilla niityillä, kun taas esimerkiksi monet hyönteiset hyötyvät alhaisemmasta laidunnuspaineesta (Alanen & Pykälä 2004).

Karjan kasvatuksen näkökulmasta laidunrehun loppukorkeus ei saisi olla alhaisempi kuin 8 cm (Vehkaoja ym. 2005). Alhaisempien laidunkorkeuksien on useissa tutkimuksissa havaittu vähentävän merkitsevästi karjan kasvua (esim. Osoro ym. 2000, Spörndly ym. 2000, Griffith & Tallowin 2005). Laidunnuspaineen ollessa keskinkertainen (kasvuston korkeus 8-10 cm) tai lievä (10-12 cm) liharotuisten risteytyshiehojen havaittiin kasvavan yhtä hyvin lannoittamattomalla lajirikkaalla niityllä kuin typpilannoitetulla (130 kg N/ha) nurmella (Griffith & Tallowin 2005).

Tässä tutkimuksessa merenrantalaidunten kasvillisuuden korkeutta mitattiin ainoastaan kauimmin laidunnetuissa osissa niityä, joten tulokset eivät kerro koko laidunalueen tilannetta. Uudemmissa laitumen osilla, jotka yleensä ovat vielä järviruokovaltaisia, kasvusto on ollut selvästi korkeampaa. Tilojen A ja D rantalaitumet oli laidunnettu jo heinäkuun lopulla matalalle tasolle. Tilojen B ja D laitumilla kasvusto oli keskimäärin korkeampaa, erityisesti tilalla C. Hyvin laajoilla laitumilla kuten tilat B ja C, sama eläintiheys ei näyttäisi riittävän pitämään laidunta yhtä matalana kuin pienemmillä laidunaloilla. Tosin tilojen B ja C laitumista huomattava osa oli uudempaa, korkeakasvuista laidunta. Ainakin tilalla C karja vaikutti laiduntavan usein uudemmilla alueilla eli laidunnuspaine jäi ehkä myös tästä syystä alhaisemmaksi vanhalla laidunlohkolla.

Osalla merenrantaniityistä kunnostusvaiheen jälkeen melko alhaisetkin laidunnuspaineet, noin 0,5 eläintä/ha, näyttäisivät pitävän kasvillisuuden tavoitellun matalana. Yhdellä kohteista (tila A, vuosi 2003) jo 0,66 eläintä/ha laidunnuspaine aiheutti huomattavaa laitumen kulumista tietyissä osissa laidunta. Rehun riittävyden ja eläinten kasvun kannalta eläintiheyttä ei pitäisi nostaa liian korkeaksi.

Sopiva eläintiheys riippuu laitumen ominaisuuksista, mm. laidunnettavan kasvillisuuden määrästä, maaperän kosteudesta, laidunalasta sekä hoidon vaiheesta ja tavoitteista. Eläintiheys tulisi sovittaa vastaamaan mahdollisimman tarkoin laitumen tuottoa (Salminen & Kekäläinen 2000, VNA 2001/1220). Umpeenkasvaneen alueen kunnostusvaiheessa suurempi eläintiheys (lievä ylilaidunnus) nopeuttaa haluttuja kasvillisuusmuutoksia ja helpottaa eläinten liikkumista alueella (Pessa & Anttila 1998, Pykälä 2001).

Laidunnuksen aloitus- ja lopetusajankohdalla voidaan myös vaikuttaa eläinten kasvuun ja kuntoon sekä niityn hoitotulokseen. Perämeren rantalaitumilla sopiva laidunkauden aloitusajankohta näyttäisi olevan yleensä kesäkuun 10. päivän tienoilla, jolloin kasvustoa alkaa olla jo riittävästi laidunnettavaksi. Vuosittain vaihtelevat sääolosuhteet vaikuttavat kuitenkin sopivaan laidunkauden aloitusajankohtaan. Eläimet tulee siirtää rantalaitumelta pois, kun kasvuston määrä ei enää riitä karjalle. Ajankohta riippuu suuresti alueesta ja vuotuisista kasvuolosuhteista.

Yhteenveto ja johtopäätökset

Merenrantalaitumilla lihakarjivasikoiden päiväkasvut olivat lehmävasikoilla keskimäärin 0,981 kg/vrk ja sonnivasikoilla 1,022 kg/vrk. Tuloksissa oli huomattavaa vaihtelua tilojen ja vuosien välillä. Parhaimmillaan päiväkasvut olivat verrattavissa nurmilaitumilla saataviin kasvutuloksiin, pääsääntöisesti ne olivat kuitenkin alhaisemmalla tasolla. Heikommat kasvutulokset johtunevat pääasiassa merenrantaniittyjen alhaisemmasta rehuntuottokyvystä ja rehun laadun heikkenemisestä loppukesää kohden. Lisärehun vaikutusta vasikoiden kasvuun ei pystytty kunnolla tutkimaan johtuen lukuisista vaihtelutekijöistä.

Rantaniittyjen kuiva-ainesato oli hyvin vaihteleva maksimisadon ollessa kesäkuussa keskimäärin 1704 kg/ha ja enimmillään 2729 kg/ha. Satotaso oli selvästi alhaisempi kuin viljelynurmillä. Rehun laatu oli D-arvon ja NDF-pitoisuuden osalta samalla tasolla verrattuna viljelynurmiin. Rehun raakavalkuaispitoisuus oli rantaniityillä alhaisempi kuin viljelynurmillä.

Peltoomaihin verrattuna merenrantaniittyjen happamassa maaperässä (pH keskimäärin 4,9) oli selkeästi vähemmän fosforia, kalsiumia, kaliumia ja kuparia. Rikkiä ja natriumia puolestaan oli hyvin runsaasti. Maaperän ominaisuudet heijastuivat myös kasvillisuuteen. Rantaniityn kasvustossa oli vähemmän fosforia, kalsiumia, kaliumia ja kuparia, mutta monikertaisesti natriumia, rautaa ja mangaania verrattuna peltolaitumiin.

Rantalaidunten kauimmin laidunnetuilla lohkoilla kasvuston keskikorkeus vaihteli heinäkuun lopussa pääasiassa 7-15 cm välillä. Osalla merenrantaniityistä kunnostusvaiheen jälkeen melko alhaisetkin eläintiheydet, noin 0,5 eläintä/ha, näyttäisivät pitävän kasvillisuuden tavoitellun matalana. Eri tut-

kimusten mukaan kasvustoa ei pitäisi laiduntaa 8 cm matalammaksi, sillä tällöin karjan kasvu alkaa selvästi heiketä.

Eläintiheys tulisi sovittaa vastaamaan laitumen rehuntuotto-kykyä ja huomioi-
den laiduneläinten ominaisuudet. Tutkimustiloilla käytetyt karjarodut olivat
pääasiassa isoja rotuja (Charolais, Simmental, Limousin). Merenrantalaitu-
met soveltunevat kuitenkin parhaiten pienemmille liharoduille (esim. Here-
ford, Aberdeen angus), jotka ovat tehokkaampia karkearehujen hyödyntäjiä.

Laidunkauden pituus on tärkeää mitoittaa rehun riittävyyden mukaan. Perä-
meren rantalaitumilla sopiva laidunkauden aloitusajankohta näyttäisi olevan
yleensä kesäkuun 10. päivän tienoilla, jolloin kasvustoa alkaa olla riittävästi
laidunnettavaksi. Eläimet tulee siirtää rantalaitumelta pois, kun kasvuston
määrä ei enää ole riittävä.

Vasikoiden kasvutulosta voitaisiin todennäköisesti parantaa ainakin osalla
merenrantaniittyjä lisäruokinnan avulla. Tämä helpottaisi myös vasikoiden
jatkokasvatusta. Lisäruokinta ei nykyisten säännösten mukaan ole pääsään-
töisesti sallittua erityistukea saavilla perinnebiotoopeilla rehevöitymisen es-
tämiseksi. Merenrantaniityille tehdyissä ravinnetaselaskelmissa lisärehun
tuoma fosforikuormitus on kuitenkin vain murto-osa verrattuna kivennäisiin,
joiden antaminen on sallittua. Käytännössä kivennäisiä annetaan merenran-
talaitumilla hyvin vähän. Vasikoiden kasvun mukana fosforia ja typpeä pois-
tuu kolme kertaa enemmän kuin niitylle tulee lisärehun mukana.

Kirjallisuus

Ahvenjärvi, S., Vanhatalo, A., Huhtanen, P. & Varvikko, T. 2000. Determina-
tion of reticulo-rumen and stomach digestion in lactating cows by omasal
canal and duodenal sampling. *British Journal of Nutrition* 83: 67–77.

Alanen, A. & Pykälä, J. 2004. Perinnebiotooppien hoito. Teoksessa: Tiainen,
J. ym. (toim.). Elämää pellossa - Suomen maatalousympäristön monimuo-
toisuus. Helsinki: Edita Publishing Oy. s. 276–289.

ARC (Agriculture Research Council) 1980. The nutrient requirements of ru-
minant livestock. Commonwealth Agricultural Bureaux, Farnham Royal,
Surrey, UK. 351 s.

Artturi 2005. Nurminäytteiden analyysitulokset, Pohjois-Pohjanmaa. MTT ja
Valio Oy/Alkutuotanto. Viitattu 30.11.2005. Saatavissa internetistä:
<http://artturi.agronet.fi/scripts/Alueraportti.exe/alue?Haku=17>.

Feedmix Oy/Altia Oyj 2006. Tähkä-rehut. Koskenkorva: Altia Oyj/Oy Feedmix
Ab. Viitattu 30.1.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.tahkarehut.fi/>

Griffith, B.A. & Tallowin, J.R.B 2005. The performance of cattle on lowland
species-rich neutral grassland at three contrasting grazing pressure.

- Teoksessa: Milne, J.A. (toim.). Pastoral systems in marginal environments. Proceedings of a satellite workshop of the XXth International Grassland Congress, July 2005, Glasgow, Iso-Britannia. Wageningen: Wageningen Academic Publishers. s. 158.
- Haaranen, T., Partanen, H. & Tarvainen, A. 2005. Maisemanhoito, luonnon monimuotoisuus ja perinnebiotoopit. Maatalouden ympäristötuen erityistuet v. 2000-2006 –opas. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö, Martinpaino Oy. 20 s.
- Holmström, M-H. 1998. Emolehmien laiduntaminen. Teoksessa: Hakkola, H. ym. (toim.). Nurmenviljely. 2. uudistettu painos. Maaseutukeskusten Liiton julkaisuja 902. Tieto tuottamaan 77. Kokemäki: Maaseutukeskusten Liitto. s. 96-103.
- Jenkins, T.G. & Ferrell, C.L. 1994. Productivity through weaning of nine breeds of cattle under varying feed availabilities: I. initial evaluation. Journal of Animal Science 72: 2787-2797.
- Jutila, H. 1999. Vegetation and seed bank of grazed and ungrazed Baltic coastal meadows in SW Finland. Dissertation. Annales Universitatis Turkuensis sarja AII, osa 115. Turku: Painosalama Oy. 191 s.
- Kansaneläkelaitos. 1989. Ruoka-aineiden ravintoainesisältö. Helsinki: Kansaneläkelaitos. 457 s.
- Kauppi, M. 1967. Über den Einfluss der Beweidung auf die Vegetation der Uferwiesen an der Bucht Liminganlahti im Nordteil des Bottnischen Meerbusens. Aquilo Ser Botanica 6: 347-369.
- Korpilo, B. 2002. Eläimet luonnon- ja maisemanhoitajina. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö, Painorauma. 24 s.
- Luh Huang, C.-Y. & Schulte, E.E. 1985. Digestion of plant tissue for analysis by ICP emission spectrometry. Communications in soil science and plant analysis 16: 943–958.
- Lumijärvi, K., Tuohimaa, M. & Vilppola, P. 2002. Erityistuet lisäävät maisemalaiduntamista - Luonnonlaitumet sopivat hiehoille ja lihakarjalle. KM Vet 8(3): 36-39.
- Luther, H. & Munsterhjelm, R. 1983. Inverkan av strandbetets upphörande på hydrolitoraltens flora i Pojoviken. Societas Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica 59: 9-19.
- Manninen, M., Aronen, I., & Huhta, H. 2000. Effect of feeding level and diet type on the performance of crossbred suckler cows and their calves. Agricultural and Food Science in Finland 9: 3-16.

- Manninen, M. & Huhta, H. 2001. Influence of *pre partum* and *post partum* plane of nutrition on the performance of crossbred suckler cows and their progeny. *Agricultural and Food Science in Finland* 10: 3-18.
- Manninen, M., Saarijärvi, K., Huhta, H., Jauhiainen, L. & Aspila, P. 2004. Effects of winter feeding strategies with alternative feeds on the performance of mature suckler cows and their progeny. *Agricultural and Food Science* 13: 348-362.
- Manninen, M., Virkajärvi, P. & Jauhiainen, L. 2005. Effect of whole-crop barley and oat silages on the performance of mature suckler cows and their progeny in outdoor winter feeding. *Animal Feed Science and Technology* 121: 227-242.
- MMM 14.12.2000/106. Maa- ja metsätalousministeriön asetus erityistukisopimusten tekemisestä. Annettu Helsingissä 14.12.2000. Saatavissa internetistä: <http://www.finlex.fi/data/normit/5760-00106fi.pdf>
- MTT 2006. Rehutaulukot ja ruokintasuositukset. Jokioinen: MTT. Julkaistu 14.2.2006, viitattu 13.3.2006]. Saatavissa internetistä: <http://www.agronet.fi/rehutaulukot/>. URN:NBN:fi-fe20041449.
- Mäkelä-Kurto, R., Sippola, J. & Grek, K. 2002. Peltomaiden viljavuus ja helppoliukoiset raskasmetallit. Teoksessa: Uusitalo, R. & Salo, R. (toim.). Tutkittu maa – turvalliset elintarvikkeet. Viljavuustutkimus 50 vuotta – juhlaseminaari Jokioinen 24.9.2002. Maa- ja elintarviketalous 13. Jokioinen: MTT. s. 30-46.
- Nousiainen, J., Rinne, M., Hellämäki, M. & Huhtanen, P. 2003. Prediction of the digestibility of primary growth and regrowth grass silages from chemical composition, pepsin-cellulase solubility and indigestible cell wall content. *Animal Feed Science and Technology* 110: 61–74.
- Osoro, K., Ormazabal, J.J. & Celaya, R. 2000. Suckler cows performance during the spring under different sward heights and grazing systems. Teoksessa: Pullar, D. (toim.). Beef from grass and forage. Proceedings of the BGS Conference, November 2000, Stafford, Iso-Britannia. s. 159-163. ISBN 0 905944 305.
- Pessa, J. & Anttila, I. 1998. Liminganlahden ja Ison Matalan - Maansyvänlahden kestävän käytön yleissuunnitelma. Alueelliset ympäristöjulkaisut. Oulu: Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 82 s.
- Priha, M. 2003a. Perinnebiotooppien hoitokortti 8 - Merenrantaniityt. Maa- ja metsätalousministeriö. 4 s. Viitattu 16.1.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.mmm.fi/perinnebiotoopit/8%5Fmerenranta.pdf>.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 205 s.

- Pykälä, J. 2003. Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12: 2211-2226.
- Robelin, J. & Tulloh, N.M. 1992. Patterns of growth of cattle. Teoksessa: Jarige, J. & Beranger, C. (toim.). Beef cattle production. *World Animal Science*, C5, s. 111-130.
- Salminen, P. & Kekäläinen, H. (toim.) 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. Luonto ja luonnonvarat. Helsinki: Oy Edita Ab Kustannustoimitus. 162 s.
- Schwartz, F.J., Heidl, U. & Kirchgessner, M. 1995. Gehalte und Ansatz von Mengenelementen in Geweben und im ganzkörper von wachsenden Jungbulle der rasse Fleckvieh. *Archives of Animal Nutrition* 48: 183-199.
- Sippola, J. & Tares, T. 1978. The soluble content of mineral elements in cultivated Finnish soils. *Acta Agriculturae Scandinavica* 20: 11-25.
- Sonninen, R., Järvi, M., Huuskonen, A. & Kiljala, J. 2004. Emolehmien rantalaidunnuksen kehittäminen Oulun seudulla. MTT:n selvityksiä 60. Jokioinen: MTT. 42 s.
- Sormunen-Christian, R. 1983. Karitsan kasvatus luonnonlaitumella. *Koetoiminta ja käytäntö* 40(12.4.1982): 18.
- Spöndly, E., Olsson, I. & Brustedt, E. 2000. Grazing by steers at different sward surface heights on extensive pastures: a study of weight gain and fat deposition. *Acta Agriculturae Scandinavica* 50: 184-192.
- Syrjälä, L. 1981. Raising lambs on natural and cultivated pastures in the conditions of Lapland. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 53: 146-151.
- Tattari, S. & Linjama, J. 2004: Vesistöalueen kuormituksen arviointi *Vesitalous* 45(3): 26-30.
- Tuohimaa, M., Vilppola, P. & Lumijärvi, K. 2001. Laiduntaminen mielikuvissamme ja käytännössä. Päättötyö. Joensuu: Pohjois-Karjalan ammattikorkeakoulu. 50 s.
- Tuononen, K. 1996. Risteytysemolehmien laajaperäinen laiduntaminen. MTT:n Karjalan tutkimusasemalla 1994-1996 tehdyn tutkimuksen tuloksia. Päättötyö. Iisalmi: Peltosalmen maaseutuopisto. 19 s.
- Vainio, M. & Kekäläinen, H. (toim.) 1997. Pohjois-Pohjanmaan perinnemaisemat. Oulu: Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 44. Oulu: Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 245 s.

- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit - Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 163 s.
- VNa 12.12.2001/1220. Valtioneuvoston asetus luonnonhaittakorvauksesta ja maatalouden ympäristötuesta annetun valtioneuvoston asetuksen muuttamisesta. Annettu Helsingissä 12.12.2001. Saatavissa internetistä: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2001/20011220>.
- Vehkaoja, S., Jokinen, M., Herva, T., Halkosaari, P., Sonninen, R., Eeli, K. & Alatalo, J. 2005. Suunnitelmallinen naudanlihantuotanto Kauhava: AtriaNauta. 189 s.
- Virkajärvi, P. 1996. Laidunnurmen kuiva-ainemassan epäsuora määrittäminen. Teoksessa: Kotieläintieteen päivät 1996: Kotieläintiede 90 vuotta - juhlaseminaari. Maaseutukeskusten Liiton julkaisuja 905: 125–127.
- Virkajärvi, P. 1999. Suckler cows grazing on meadows and forest pastures. *Forskningsnytt* 2: 14-16.
- Virkajärvi, P. 2004. Luonnonkasvien ravinneanalyyysien tuloksia (Liite 3). Teoksessa: Sonninen, R. ym. Emolehmien rantalaidunnuksen kehittäminen Oulun seudulla. MTT:n selvityksiä 60. Jokioinen: MTT. s. 38.
- Virkajärvi, P., Hokkanen, T., Koponen, S., Uusi-Kämpä, J., Mannerkorpi, P., Castren, H. & Huhta, H. 1996. Forest pastures and semi-natural meadow for suckler cows in Finland. *Proceedings of the 16th general meeting of the European Grassland Federation* 1: 665-669.
- Virkajärvi, P. & Saarijärvi, K. 2005. Fosfori kuriin luonnonlaitumilta. *Koetointiminta ja käytäntö* 62(2): 14.
- Virkajärvi, P., Tuupanen, R., Hokkanen, T. & Huhta, H. 1997. Emolehmät niitty- ja metsälaidunten hyödyntäjinä ja säilyttäjinä. Teoksessa: Salo, R. (toim.). Maa kasvun antaa. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja, sarja A, 27. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. s. 91-96.

Ohjeita ja suosituksia rantalaidunnuksen toteuttamiseen

Marika Niemelä¹⁾, Jorma Pessa²⁾, Marja Hägg²⁾, Sami Timonen²⁾ ja Arto Huuskonen¹⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimus-
asemantie 15, 92400 Ruukki, etunimi.sukunimi@mtt.fi

²⁾ Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Luonnonsuojeluosasto, Isokatu 9, PL 124, 90101
Oulu, etunimi.sukunimi@ymparisto.fi

Tähän artikkeliin on koottu Perämeren rantalaitumilla toteutetun tutkimus-
osion tuottamia käytännön toimintaohjeita. Niitä suositellaan sovellettavan
laidunnuksen suunnittelussa ja käytännön toteuttamisessa.

Laidunnus rannikkoluonnon muokkaajana

Laidunnus vaikuttaa ympäristöön monella tasolla. Vaikutukset ulottuvat mai-
sematasolta aina yksittäisiin eliöihin ja elottomaan ympäristöön. Seuraavassa
käydään lyhyesti läpi ne luonnon osatekijät, joiden huomioon ottaminen lai-
dunnuskäytäntöjen suunnittelussa on nykyisen tietämyksen mukaan tärkeää.
Kirjoitus käsittelee lähinnä Perämeren rannikon luontoa painottuen Pohjois-
Pohjanmaalle.

Luontotyyppien huomioon ottaminen

Perämeren rannikolla laidunnus kohdistuu useimmiten merenrantaniittyihin
ja ruovikoihin. Muita mahdollisia laidunnuksen piiriin sisältyviä luontotyypp-
pejä ovat lähinnä maankohoamisrannikon primäärisuknessiovaiheen luon-
nonmetsät, jokisuistot ja kluuvijärvet sekä satunnaisesti myös hiekkarannat ja
erityyppiset dyynit. Laidunnuksen keskeisin hoitotavoite on merenrantaniitty-
jen määrän lisääminen ja tilan parantaminen, sillä ne edustavat edelleen suh-
teellisen harvinaista, vähentyntä luontotyyppiä.

Pohjois-Pohjanmaalla ruovikot eivät ole uhanalainen luontotyyppi ja niiden
määrä on edelleen moninkertainen merenrantaniittyihin nähden. Kuitenkin
runsaasti laajoja laidunalueita sisältävillä alueilla on tarvetta jättää ruovik-
kosäästiöitä niistä riippuvaisten lajien pesimäpaikoiksi ja lintukantojen suoje-
lemiseksi (esim. ruskosuohaukka, kaulushaikara).

Rantaniittyjen lisäksi rantavyöhykkeeseen sisältyviä tärkeitä luontotyypppejä
ovat eri kehitysvaiheittain merestä kuroutuvat pienet vesialtaat, kluuvijärvet.
Niiden kasvillisuuden luontainen kehitys häiriintyy laidunnuksen vaikutuk-
sesta. Etenkin nuoret vasta kehittymässä olevat kluuvijärvet ovat herkkiä
laidunnukselle. Toisaalta monet lintulajit hyötyvät vesialueita reunustavista
matalakasvuisista, mutaikkaisista alueista, jotka ovat merkittäviä ruokailu-
alueita erityisesti vesilintujen ja kahlaajien poikueille. Pitkälle kehittyneeseen

kluuvijärveen laidunnus ei todennäköisesti vaikuta kovin paljon, koska sen ympärille jo kehittynyt ruovikko toimii suojavyöhykkeenä.

Rantametsiä on perusteltua sisällyttää rantalaitumiin eläinsuojelullisista syistä, puustoisten perinnebiotooppien (hakamaat, metsälaitumet) määrän lisäämiseksi sekä paikoin myös maisemallisten arvojen lisäämiseksi, esimerkiksi vesialueen näkyvyyden parantamiseksi. Laitumen puustoiset osat, jotka yleensä sijoittuvat muuta ranta-aluetta korkeammalle, tarjoavat laiduneläimille mieluisia levähdyspaikkoja sekä suojaa helteeltä ja rantaniityillä ajoittain käyvältä korkealta vedeltä. Koska laidunnus aiheuttaa metsäkasvillisuudessa huomattavaa maaston kulumista ja puustovaurioita, on tapauskohtaisesti mietittävä, mitä metsäkohteita laidunalueeseen voidaan sisällyttää. Toisaalta puustovaurioiden seurauksena lahopuun määrä lisääntyy, mikä hyödyttää monia eliölajeja (mm. pikkutikka, monet hyönteiset, tietyt sammalet ja sienet ym.). Laidunnuksen vaikutuksista rantametsiin ja niiden lajistoon on kuitenkin hyvin vähän tutkimustietoa.

Maatalouden erityistukikohteiksi haettavien laitumien hoitosuunnitelmissa olisi otettava huomioon kaikki luontotyypit. Ympäristökeskusten tulisi asian tuntijalausunnoissaan kiinnittää huomioita alueilla esiintyvien arvokkaiden luontotyyppi-kohteiden ominaispiirteiden säilymiseen. Viljelijöiden tietoisuutta luontotyypeistä ja niiden huomioon ottamisesta erityistukikohteiden suunnittelussa tulisi lisätä neuvonnalla. Luontaisen sukkession alueiden säilyttäminen, kuten metsän ja koko maankohomirannan luontaiset kehitysvaiheet, on kuitenkin luontevinta tehdä alueiden yleissuunnittelun yhteydessä ottamalla huomioon näiden luontotyyppien säilyminen esimerkiksi Natura- 2000 alueiden ja myös muiden suojelualueiden hoito- ja käyttösuunnitelmissa.

Linnusto ja laidunnus

Suurin osa kosteikkolintulajeista hyötyy laidunnuksen ylläpitämistä niityistä. Monien uhanalaisten lajien (esim. etelänsuosirri, mustapyrstökuiiri) kannat ovat elpyneet tai niiden taantuva kehitys on pysähtynyt alueellisesti rantojen laidunnuksen myötä. Pesimäpaikkojen ja ruokailualueiden määrä on kasvanut ja elinympäristö monipuolistunut laidunnuksen ansiosta. Positiiviset vaikutukset koskevat monia pesiviä ja läpimuuttavia lajeja.

Ylilaidunnus on lintujen kannalta haitallista, koska pesien ja poikasten talaantumisen lisääntyä ylitiheää karjamäärää käytettäessä. Näin voi kehittyä nk. "Bad habitats – ecological traps" ilmiö (Battin 2004), jossa laidunnuksen ansiosta sopivaksi pesimäympäristöksi muuttunut rantaniitty houkuttelee lintuja pesimään, mutta liian kovan laidunnuspaineen vuoksi pesimätappiot voivat nousta niin suuriksi, että laidunnuksesta on linnustolle enemmän haittaa kuin hyötyä. Mahdollinen ongelma voidaan välttää pitämällä eläinmäärä kohtuullisena ja ajoittamalla laidunkausi lintujen pesintöjen kannalta haittoja minimoiden.

Laidunnus vähentää pensaikko- ja ruovikkolajien elinympäristöjä (esim. ruskosuohaukka, kaulushaikara). Nykytilanteessa ruovikoita ja pensaikkoja on kuitenkin selvästi rantaniittyjä enemmän ja näiden luontotyyppien ja lajiston huomioon ottaminen on tarkoituksenmukaisinta tehdä yleissuunnittelun yhteydessä (Natura-2000 ym. suojelualueet) varaamalla esimerkiksi ruovikkosäästiöitä laajoilla laidunalueilla. Kaulushaikaran kannalta tärkeimpiä alueita ovat kosteikkoja ympäröivät ruovikot, jolloin säilytettävät ruovikot on järkevintä jättää esimerkiksi kluuvijärvien ja muiden kosteiden painanteiden ympärille.

Kasvillisuus ja laidunnus

Matalakasvuiset merenrantaniityt eliölajeineen hyötyvät yleensä laidunnuksesta. Laidunnus vähentää kasvillisuuden biomassaa verottaen suhteessa enemmän suurikokoisia kasvilajeja (Pykälä 2001). Rantaniityillä järviruoko sekä puusto ja pensaikko vähenevät laidunnuksen myötä näkyvimmin. Tilaa vapautuu useampien, myös pienikokoisten niitylajien käyttöön. Perämeren rannikolla matalakasvuisista niityistä ja mitä ilmeisimmin laidunnuksesta hyötyviä kasvilajeja ovat esimerkiksi ruijanesikko, vilukko, perämerensilmäruoho, somersara ja merisara. Laidunnuksen myötä syntyneet aukkopaikat ja suolamaalaikut ovat sopivia kasvupaikkoja mm. suolayrtille, suolasolmukille, rönsysorsimolle ja luotosorsimolle. Merenrantaniittyjen uhanalaisista lajeista suurin osa hyötyy ja ne ovat jopa riippuvaisia laidunnuksesta. Eri tutkimusten mukaan kasvilajisto on monimuotoisinta joko varsin matalaksi tai kohtalaisesti laidunnetuilla niityillä (Alanen & Pykälä 2004).

Maaston kuluminen

Eläinten juoma- ja kivennäisruokintapaikkojen ympäristössä sekä kulkureiteiltä kasvillisuus yleensä kuluu voimakkaasti, vaikka laidunnuspaine koko laidunalueella olisi sopiva. Yleensä kyse on siis eläinten käyttäytymisestä aiheutuvasta maaston paikallisesta kulumisesta. Kulumisen myötä voi tuhoutua arvokasta kasvillisuutta ja paljastuneilta aluilta huuhtoutuu todennäköisesti herkemmin ravinteita. Toisaalta niukkakasvustoiset tai paljaat alueet ovat hyviä ruokailualueita linnuille ja tarjoavat vapaata kasvutilaa kilpailuissa heikoille kasvilajeille. Kun haihdunta ja suolojen kertyminen maan pintaan lisääntyy kasvipeitteen vähennyttyä, paljastuneista alueista voi kehittyä suolamaita omaleimaisine eliölajeineen.

Laajamittainen ylilaidunnuksesta aiheutuva maaston kuluminen tulee estää sovittamalla eläintiheys alueelle sopivaksi. Mahdolliset juoma-, kivennäis- ja ruokintapisteen tulisi sijoittaa niitykasvillisuuden kannalta vähämerkityksisiin paikkoihin arvokkaiden alueiden kulumisvaurioiden estämiseksi. Myös maisemalliset tekijät juoma- ym. paikkojen sijoittamisessa tulisi mahdollisuuksien mukaan ottaa huomioon.

Hoitokäytännöt

Hoidon tavoitteita ja käytäntöjä mietittäessä alueiden erityispiirteet tulee ottaa huomioon. Luonnon hoidon kannalta tavoitteita voi olla monia mm. riippuen alueesta ja hoidon kohteena olevista eliölajeista. Yleensä tavoitteena on kohtuullisen laidunnuspaineen aikaansaama suhteellisen matala niittykasvillisuus. Karjankasvattajan kannalta tavoitteena on eläinten hyvinvointi ja toiminnan kannattavuus. Hoitokäytäntöjä suunniteltaessa eri tavoitteet tulisi sovittaa mahdollisimman hyvin yhteen. Luonnonsuojelun kannalta tärkeillä kohteilla, kuten Natura 2000 -alueilla, luonnonsuojelualueilla sekä suojeltavia luontotyypejä tai lajeja sisältävillä kohteilla sopivien hoitokäytäntöjen valintaan tulee kiinnittää erityistä huomiota. Maatalouden ympäristötukikohteilla tulee edistää nykysäädösten mukaisesti mm. lintu- ja luontodirektiivien mukaisten eliölaajien säilymistä.

Laidunnuksen aloitusajankohta

Laidunnuksen aloitusajankohdalla voidaan merkittävästi vaikuttaa rantalintujen pesinnän onnistumiseen. Pesintä on monien lintulajien kannalta yleensä kriittisessä vaiheessa vielä kesäkuun puolivälissäkin. Kesäkuun 10. päivä on ehdottomasti aikaisin vaihe laittaa eläimet laitumelle lintujen pesintätuhojen välttämiseksi, mutta linnuston kannalta vielä myöhäisempi aloitusajankohta olisi parempi. Vuosien väliset vaihtelut pesintöjen ajoittumisessa ovat vallitsevista sääoloista johtuen suuria, mikä vaikeuttaa yleispätevän suositusajankohdan määrittämistä.

Laiduneläinten kannalta rehun riittävyys ja laatu ovat keskeisiä tekijöitä. Kasvuston kehityksessä on runsaasti sääolosuhteista riippuvaa vaihtelua, eli optimaalinen laidunnuksen aloitusajankohta voi vaihdella vuosittain. Yleensä rehua alkaa olla riittävästi kesäkuun 10. päivän aikoihin ja sadon määrässä nopein kasvuvaihe on tavallisesti kesäkuun 15. päivää seuraavalla viikolla. Karja pitäisi laittaa laitumelle mieluiten ennen kasvuston nopeimman kasvun vaihetta tai heti sen alussa, viimeistään kuitenkin 20.6, jotta eläimet ehtivät hyödyntää rehun mahdollisimman hyvälaatuisena. Ruovikkovaltaisilla alueilla laidunnus tulisi aloittaa aikaisemmin, mieluummin lähempänä 10. päivää kuin 20. päivää. Yleisenä suosituksena voidaan pitää laidunnuksen aloittamista 15.6. alkaen.

Laidunnuspaine

Nykyinen eläintiheyssuositus rantaniityillä on emolehmille 0,5-1,0 eläintä hehtaarille (MMM 14.11.2000/106). Alkuvaiheen kunnostuksessa ruovikkovaltaisella alueella laidunnuspaine tulisi olla korkeampi kuin ylläpitovaiheessa. Alueesta riippuen sopiva kunnostusvaiheen eläintiheys voisi olla tämän hetken suositusten mukainen, 0,5-1,0 emolehmää vasikoineen hehtaaria kohti. Kokemusten mukaan laidunnuspainetta voidaan alentaa noin viiden vuoden kuluttua alueen laidunnuksen aloittamisesta, jolloin ruovikko on taantunut.

Ylläpitovaiheessa sopiva eläintiheys vaihtelee 0,4-0,8 emoa/ha riippuen alueen maaperän ja kasvillisuuden ominaisuuksista. Kasvuston keskikorkeutta voidaan käyttää hoitotuloksen mittarina. Tavoitteellinen keskikorkeus voisi hyvin laidunnetuilla rantaniityillä olla 10-15 cm. Eläinten rehun saannin kannalta kasvuston keskikorkeus ei saisi olla alhaisempi kuin 8 cm, sillä silloin eläinten kasvu alkaa selvästi kärsiä (Vehkaoja ym. 2005).

Sääolot vaikuttavat kasvillisuuden runsauteen ja maaperän kulumiseen. Laidunnuspainetta olisi hyvä tarpeen mukaan säädellä sääolojen mukaisesti. Kasvillisuuden runsastuessa eläinmäärää voisi hiukan nostaa ja maaperän liettyessä kovista sateista johtuen laidunnuspainetta olisi hyvä laskea. Joustavuuden lisäämiseksi varsinaisen rantalaitumen lähellä tulisi olla poikkeusolosuhteiden varalle lisälaidunlohko, jolle eläimet voitaisiin siirtää poikkeustilanteissa. Eläimet tulee siirtää rantalaitumelta pois, kun kasvuston määrä ei enää ole riittävä.

Laidunalueeseen sisältyvät eri luontotyypit on otettava huomioon sopivaa eläintiheyttä laskettaessa. Esimerkiksi laidunalueiden sisälle suojelusyistä jätettävät vanhan ruovikon alueet tulisi jättää laskutoimituksissa pois aktiivisesta laidunpinta-alasta, koska karja ei juuri laidunna sankkaa ruovikkoa. Myös metsäiset alueet ovat merenrantaniittyjä niukkatuottoisempia ja alentavat siten käytettävää eläintiheyttä.

Eläintiheys tulee sovittaa vastaamaan laitumen rehuntuottoikykyä. Tutkimustiloilla käytetyt karjarodut olivat pääasiassa isoja rotuja (Charolais, Simmental, Limousin). Merenrantalaitumet soveltunevat kuitenkin parhaiten pienemmille liharoduille (esim. Hereford, Aberdeen angus), jotka ovat tehokkaampia karkearehujen hyödyntäjiä.

Maatalouden erityistukihakemuksiin liittyvän alueellisen ympäristökeskuksen tekemän asiantuntija-arvioinnin yhteydessä kullekin alueelle sopiva laidunnuspaine tulee arvioida. Alueen hoitohistoria, kasvillisuus ja alueella esiintyvät uhanalaiset lajit tulee ottaa huomioon käytettävää eläintiheyttä määriteltäessä.

Laitumen lohkominen

Laitumen lohkomisesta ja kiertolaidunnuksesta on selkeästi hyötyä ainakin linnustolle. Esimerkiksi pesinnän kannalta tärkeillä lohkoilla laidunnuksen aloitusta voidaan siirtää myöhemmäksi, jolloin pesimätappioita voidaan vähentää. Kasvien kannalta lohkotuksella voidaan päästä ehkä nopeammin tasisemmin ja matalaksi laidunnettuun lopputulokseen. Toisaalta ruovikkoisilla alueilla ruovikon taantuminen voi hidastua, mikäli laidunnus aloitetaan liian myöhään kyseisellä lohkoilla, sillä karja ei laidunna tehokkaasti korkeaksi kasvanutta järviruokoa. Säännöllisten laitumien lähellä olisi hyvä olla korvaavia varalaidunlohkoja myös sääolojen vaihtelevuuden vuoksi. Eri laidun-

järjestelmien eduista ja haitoista luonnon monimuotoisuuteen on vielä riittämättömästi tietoa (Salminen & Kekäläinen 2000, Pykälä 2001).

Peltolaidunnuksen yhteydessä lohkomisella saadut edut ovat yleensä kiistattomat ja lohkomisella voidaan merkittävästi tehostaa laitumen käyttöä ja parantaa eläintuotosta. Tällöin laidunnus kuitenkin yleensä toteutetaan hyvin intensiivisesti nopealla laidunkierrolla: laidunlohkoja on useita ja eläimet laiduntavat vain lyhyen ajan kutakin lohkoa. Laajoilla merenrantalaitumilla laiduntavien suurten emolehmäkarjojen osalta intensiivisen laidunkierron järjestäminen on hankalampaa. Laidunten jakaminen useampaan lohkokoon nostaa merkittävästi aitauskustannuksia ja suurten eläinlaumojen siirrot lohkolta toiselle vaativat myös suuren työpanoksen. Tämä lisätyö myös ajoittuisi ajankohtaan, joka on karjatilan kannalta yksi kiireisimmistä työhuipuista mm. rehun korjuun osalta.

Tässä tutkimushankkeessa tehdyt satomittaukset osoittavat, että laitumen jälkikasvukyky on merenrantaniityillä varsin heikko (keskimääräinen jälkikasvusato oli koko aineistossa 487 kg ka/ha). Näin ollen laajojen merenrantalaidunten lohkomisella ei ole todennäköisesti saavutettavissa laitumen käytön tehostumisen ja eläintuotannon kannalta sellaisia etuja, jotka riittäisivät korvaamaan lohkomisesta aiheutuvat kustannukset. Laidunten lohkominen on kuitenkin tapauskohtaisesti perusteltua luonnonhoidollisista syistä, esim. linnuston pesimätappioiden vähentämiseksi. Lohkomisesta johtuvan aitaamisen ja karjan siirtojen aiheuttamat lisäkustannukset on mahdollista sisällyttää ympäristötuen erityistukisopimukseen, joka on luonteeltaan kustannuksia vastaava.

Merenrantalaitumilla lohkominen voidaan toteuttaa monella tavalla, esimerkiksi poikittaissuunnassa lohkon tai aitaamalla rannan ylä- ja alaosa omiksi lohkoikseen. Myös laidunten omistusolot vaikuttavat lohkomiseen ja sen suunnitteluun. Lohkottamisen täytyy olla perusteltua ja järkevää huomioiden mm. laitumen kokonaispinta-ala ja muoto. Eläinten veden saanti on turvattava. Mahdollisuuksien mukaan laidunnus olisi hyvä aloittaa korkeakasvuisemmilta lohkoilta, sillä matalakasvuiset laitumen osat ovat tärkeimpiä linnuston pesimäalueina. Samalla saadaan tehokkaasti taannutettua järviruovikkoa.

Natura 2000 –verkostoon sisältyvillä alueilla ja muilla luonnonsuojelukohdeilla laitumien lohkominen tulee suunnitella yhdessä luonnonsuojeluviranomaisten kanssa, jotta alueen erityispiirteet, kuten uhanalaisten lajien ja luontotyyppien suojelun ja hoidon edellyttämät toimenpiteet, tulevat otetuiksi huomioon riittäväällä tavalla.

Eläinten lisäruokinta, kivennäiset ja rehevöityminen

Nykyisten säännösten mukaan erityistukea saavilla perinnebiotoopeilla lisärehun antaminen on pääsääntöisesti kielletty, mutta kivennäisten antaminen on sallittua (Haaranen ym. 2005). Lisärehun kieltämisen perusteena on rehevöitymisen estäminen. Kuitenkin rantalaitumille tehdyissä ravinnetaselaskelmissa esimerkiksi lisärehun mukana tuleva fosfori muodostaa vain pienen osan kokonaisfosforikuormituksesta. Ilman kautta tulevan laskeuman mukana tulee kaksi kertaa enemmän ja kivennäisten mukana lähes 20 kertaa enemmän fosforia kuin lisärehun mukana.

Käytännössä kivennäisiä annetaan merenrantalaitumilla vain vähän tai ei lainkaan, sillä aikaisempien kokemusten mukaan karja ei tarjottuja kivennäisiä juuri syö johtuen ilmeisesti meriveden suolapitoisuudesta (Lumijärvi 2002). Osalla alueista vasikoiden kasvutulosta voitaisiin todennäköisesti parantaa lisäruokinnalla. Lisäruokinta olisi perusteltua laidunkauden loppupuolella, jolloin laidunrehun kasvu ja laatu ovat heikentyneet ja vasikat alkavat jo kokonsa puolesta tarvita lisärehua (Vehkaoja ym. 2005). Ennen vieroitusta aloitettu lisäruokinta totuttaa vasikat väkirehun käyttöön, mikä helpottaa jatkokasvatusta. Ilman kivennäisiä merenrantalaidunten fosforitase pysyy negatiivisena vasikoiden lisäruokinnasta huolimatta. Lisärehu tulee tarjota niin, että vain vasikat pystyvät sitä saamaan.

Kirjallisuus

- Alanen, A. & Pykälä, J. 2004. Perinnebiotooppien hoito. Teoksessa: Tiainen, J. ym. (toim.). Elämää pellossa - Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Helsinki: Edita Publishing Oy. s. 276–289.
- Battin, J. 2004. When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18: 1482–1491.
- Haaranen, T., Partanen, H. & Tarvainen, A. 2005. Maisemanhoito, luonnon monimuotoisuus ja perinnebiotoopit. Maatalouden ympäristötuen erityiset v. 2000-2006 –opas. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 20 s.
- MMMa 14.11.2000/106. Maa- ja metsätalousministeriön asetus erityistukisopimusten tekemisestä. Annettu Helsingissä 14.11.2000. Saatavissa internetistä: <http://www.finlex.fi/data/normit/5760-00106fi.pdf>
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 205 s.
- Salminen, P. & Kekäläinen, H. (toim.) 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. Luonto ja luonnonvarat. Helsinki: Oy Edita Ab. 20. 162 s.
- Vehkaoja, S., Jokinen, M., Herva, T., Halkosaari, P., Sonninen, R., Eeli, K. & Alatalo, J. 2005. Suunnitelmallinen naudanlihantuotanto. Kauhava: AtriaNauta. 189 s.

Tohmajärven niitty- ja metsälaitumet



Kuvat: Perttu Virkajärvi

Emolehmien niitty- ja metsälaidunnusta käsittelevä tutkimuskokonaisuus käynnistettiin Tohmajärvellä 1994. Tässä raportissa keskitytään kuvaamaan 11 vuoden tutkimusaineiston päätulokset.

Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994–2005

Perttu Virkajärvi¹⁾, Harri Huhta²⁾ ja Timo J. Hokkanen³⁾

¹⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, perttu.virkajarvi@mtt.fi

²⁾MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, Karilantie 2, 50600 Mikkeli, harri.huhta@mtt.fi

³⁾Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu, timo.hokkanen@ymparisto.fi

Tiivistelmä

Tohmajärven niitty- ja metsälaidunkoe toteutettiin 1994–2005. Tutkimuksessa selvitettiin sekä maataloustuotannon kannalta oleellisia muuttujia että laiduntamisen ekologisia vaikutuksia. Tässä kirjoituksessa kuvataan 11 vuoden tutkimusaineiston päätulokset eläintuotoksen ja ravinnetaseiden osalta.

Tutkimuksessa oli niittyalaa yhteensä 3,9 ha ja metsiä enimmillään 13,3 ha. Koe-eläimet olivat kevätpoikivia, eri-ikäisiä ja erirotuisia risteysemolehmiä vasikoineen. Eläinpaine oli niityllä 0,84–1,50 ja metsissä 0,04–0,48 ny/ha. Emojen elopainon muutoksen vuosikeskiarvo vaihteli välillä -0,22–+0,36 kg/vrk eli kuntoutuminen oli selvästi heikompaa kuin vastaavissa kokeissa viljelylaitumilla. Vasikat kasvoivat hyvin, keskimääräinen painonnousu oli 1,36 kg/vrk, mikä johtui sekä emojen hyvästä maidontuotannosta että metsäjaksojen lyhyydestä. Sekä rehun määrä että rehun D-arvo ja raakavalkuaispiitoisuus olivat metsälaitumilla rehun saantia rajoittavia tekijöitä. Nurmen korkeus on hyvä indikaattori rehun riittävydestä. Niityn ja metsälaitumien tuotto on elokuusta alkaen heikko, ja eläimet kannattaa siirtää ajoissa muille laitumille. Eläintuotoksen perusteella laskettu rehuyksikkösato oli niityllä 1100–1900 ry/ha/v. Parhaiden metsälaitumien tuotto oli 160–640 ry/ha. Karuimman ja havupuuvaltaisimman laitumen tuotto oli vain 50 ry/ha/v. Laiduntavien eläinten lisäkasvun mukana alueilta poistuu niityltä n. 730 g/ha/v fosforia, mutta silti alueiden fosforitase oli positiivinen. Kivennäisruokinta oli fosforitaseen kannalta merkityksellisin tekijä, sillä alueille tulleesta fosforista 60–85 % tuli kivennäisten mukana. Vasikoille annettavien jauhojen merkitys on fosforitaseen kokonaisuuden kannalta mitätön (1,7–2,5 %). Emojen lisäruokintaa ei voi suositella käytettäväksi, sillä sen seurauksena laitumille tulisi merkittävästi enemmän ravinteita. Käytetyillä eläinpaineilla metsien taimikkovauriot olivat lähes merkityksettömät.

Avainsanat: luonnon monimuotoisuus, emolehmät, laiduntaminen, luonnonlaitumet, metsälaitumet, niityt, rehuarvo, fosfori, tase, biotooppi, perinnemaisema, lihakarja

Alkusanat

Tohmajärven niitty- ja metsälaidunkoe aloitettiin 1994. Alkuperäisessä suunnitteluryhmässä olivat Päivi Mannerkorpi (MTT, Eläinravitseminen), Heli Castren (Eläinlääketieteellinen korkeakoulu), Seppo Koponen (Turun Yliopisto), Timo Hokkanen (Pohjois-Karjalan Ympäristökeskus) sekä Perttu Virkajärvi ja Harri Huhta (MTT, Karjalan Tutkimusasema). Tutkimusryhmä on muuttunut 11 vuoden aikana ja Karjalan tutkimusasemakin on jo tällä välin lakkautettu. Tutkimus käynnistyi toimijaorganisaatioiden budjettivaroin sekä MTT:n projektirahoituksella. Hankkeen loppuunsaattamisen kannalta keskeistä oli päästä mukaan laajempaan LUMOLAIDUN-hankkeeseen (vetäjänä Erkki Joki-Tokola, MTT), joka puolestaan kuului Maa- ja metsätalousministeriön sekä Ympäristöministeriön rahoittamaan MOSSE – tutkimusohjelmaan.

Johdanto

Kokeen alkaessa vuonna 1994 emolehmien ekstensiivisestä laiduntamisesta oli vielä varsin niukasti tietoa, eikä kotimaisia aineistoja laiduntamisen ympäristövaikutuksista ollen ollut juuri saatavilla. Aikaisemmissa tutkimuksissa oli selvitetty luonnonlaitumien, tai paremminkin metsälaitumien tuottokykyä (Lampimäki 1939) ja laiduntamisen vaikutusta hakamaiden (Hæggström 1990) tai niittyjen kasvustoon (Hæggström 1987). Tutkimuksen aikana Suomessa on julkaistu lisää laiduntamista ja luonnon monimuotoisuutta käsitteleviä yhteenvetoja (Pykälä 2001), ohjeistuksia (mm. Korpilo 2002) ja tutkimustuloksia (esim. Jutila 1997, 1998, Malkamäki & Hæggström 1997, Luoto ym. 2003, Pykälä 2004, 2005, Pöyry ym. 2004).

Laiduntamisen vaikutukset ekosysteemiin ovat hyvin vaihtelevia (Milchunas & Lauernroth 1993, Nedkvitne ym. 1995, Tainton ym. 1996). Prosessit ovat hitaita ja niiden vaikutusten vakiintuminen voi kestää 10 – 20 vuotta (Oomes 1990, Olff & Bakker 1991). Säätekijöiden vaihtelu ja muutokset - esimerkiksi poikkeuksellinen kuivuus tai ankara talvi - kokeen aikana voivat aiheuttaa lyhyissä kokeissa suuria poikkeamia (Jones ym. 1995). Siksi tämän aiheen tutkimuksissa pitkäjänteisyys on tärkeä tekijä.

Laiduntava eläin vaikuttaa ympäristöönsä monin tavoin. Suoria vaikutuksia ovat kasvimassan poisto ja tallaus, näiden vaikutukset kasvien kasvuun, vaikutus biomassan jakaantumiseen eri kasvosien kesken, ja vaikutus kasvien lisääntymiseen. Lisäksi laiduntavat eläimet kuljettavat siemeniä. Epäsuoria vaikutuksia ovat mm. mikroilmaston muutokset, maaperän fysikaaliset ja kemialliset muutokset, hydrologia, eroosio sekä ravinteiden siirto ja niiden esiintymismuotojen muutokset. (Archer 1996).

Eläintiheys on laiduntamisessa keskeinen muuttuja sekä eläintuotoksen että ympäristövaikutusten kannalta (McMeekan 1956, Stuth & Marachin 2000).

Siksi tämän tutkimuksen lähtökohta oli selvittää samanaikaisesti sekä maataloustuotannon kannalta oleellisia muuttujia, että laiduntamisen monimutkaisia ekologisia vaikutuksia mm. puustoon, niveljalkaisten ja nematodien esiintymiseen, purovesiin ja maaperän ominaisuuksiin. Laiduntamisen tärkein tavoite oli saavuttaa tyydyttävä eläintuotos: jos eläintenomistajat eivät ole tyytyväisiä laiduntamisen tuloksiin, todennäköisesti heitä ei saada kiinnostumaan luonnonlaitumien laiduntamisesta riittävä laajasti.

Tutkimus jakaantui kolmeen vaiheeseen:

1. 1994-1996: intensiivisen ja ekstensiivisen laiduntamisen vertailu
2. 1997-2002: tutkimusalueiden laiduntaminen, mutta mahdollisimman vähän muita mittauksia
3. 2003- 2005: tutkimuksen loppuunsaattaminen osana LUMOLAIDUN -hanketta

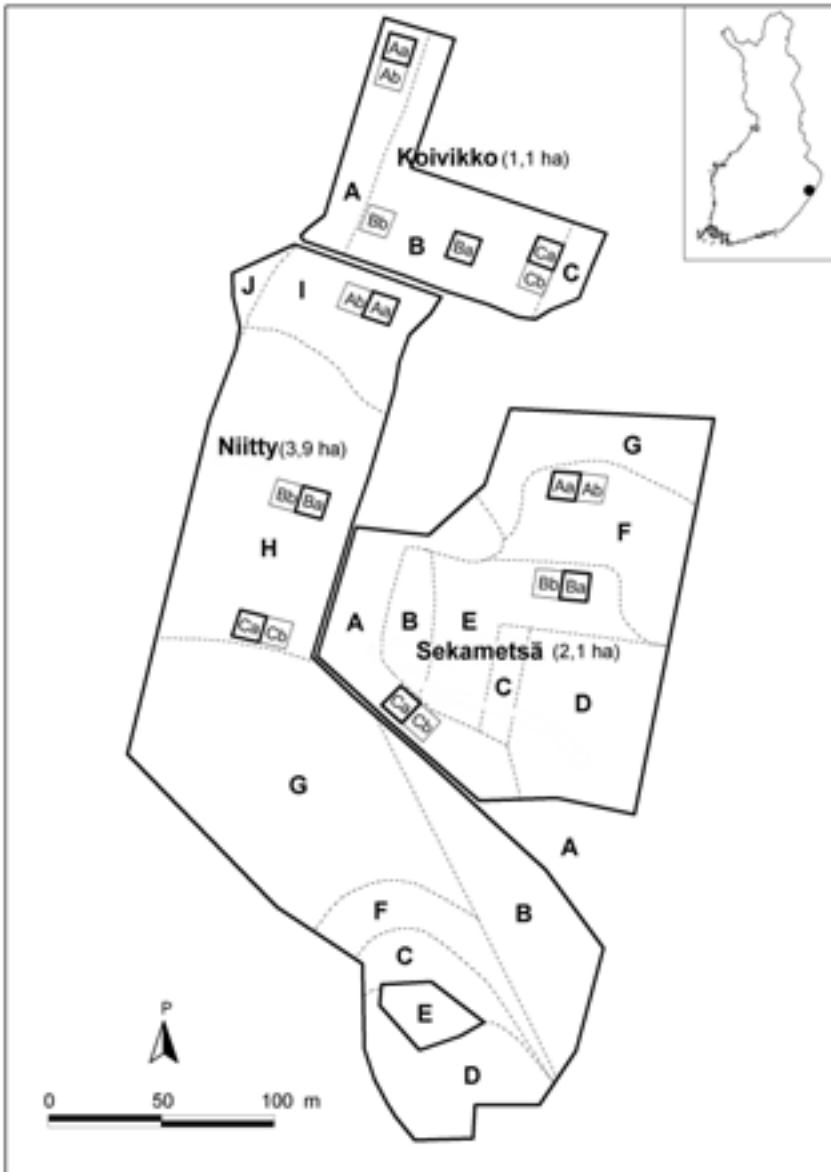
Välituloksia on vuosien varrella kertynyt runsaasti ja niitä on esitelty useissa aikaisemmissa julkaisuissa (mm. Virkajärvi ym. 1996, 1997, 1999, Hokkanen ym. 1998, 2005, Tuupanen ym. 1997). Tässä kirjoituksessa keskitytään kuvaamaan 11 vuoden tutkimusaineiston päätulokset.

Aineisto ja menetelmät

Laidunalueet

Laiduntutkimukseen sopivat alueet valittiin Karjalan tutkimusaseman lähitöltä, mikä katsottiin parhaaksi vaihtoehdoksi vaativien havaintojen vuoksi. Koska tarjolla ei ollut sopivaa niittyä, mukaan otettiin vanha viherkesantonurmi, jota hoitonsa ja kasvustonsa johdosta jäljempänä kutsutaan niityksi. Niittyalaa oli yhteensä 3,9 ha ja metsiä enimmillään 13,3 ha. Metsät olivat viidessä lohossa (Taulukko 1). Yhdestä metsälohkosta luovuttiin yhden vuoden laiduntamisen jälkeen, joten metsiä oli käytössä yhtä vuotta lukuun ottamatta 7,9 ha. Käytettävissä oleva alueen koko rajoitti eläinmäärän siten, että aluetta laidunnetaan joko kauemmin pienellä eläinmäärällä tai lyhyen aikaa suurella eläinmäärällä.

Kolmelle laidunlohkolle perustettiin pysyviä koelapareja. Kunkin parin toinen koela (12 x 12 m) toimi laiduntamattomana kontrollialueena, johon laiduntamisen aiheuttamia muutoksia voidaan verrata. Kullakin laidunlohkolla pareja on kolme (A, B ja C). Koelaparin aidatun ja siksi laiduntamattoman ruudun merkinnät ovat kullakin lohkolla Aa, Ba ja Ca. Vastaavasti parien laidunnetun puolikkaan koodit ovat Ab, Bb ja Cb. Lisäksi kukin tutkimuslohko jaettiin kokeen alussa osa-alueisiin pääkasvillisuuden mukaan. (Kuva 1).



Kuva 1. Tohmajärven laidunalueiden kolme tutkimuslohkoa. Neliöt kolmella tutkimuslohkolla ovat pysyviä koealueita. Merkintä Aa= eli laidunnettu, Ab = laidunnettu jne. Kirjaimet A, B, C, D jne. viittaavat kunkin lohkon kasvillisuusvyöhykkeisiin (ks. teksti).

Taulukko 1. Käytetyt laidunalueet: nimi, koko, metsätyyppi ja puuston kuvaus.

No	Lohko (nimi)	Ala (ha)	Metsätyyppi	Alueen kuvaus
1	Niitty	3,9		Vanha nurmilohko, jota on käytetty viherkesantona 1990 alkaen. Kylvetty timotei-nurminatanurmeksi 1987. Viimeisen kerran lannoitettu 1992.
2	Koivikko (Ailinpieti)	1,1	OMt	Varttunut avoin sekametsä, pääalajina koivu ja kuusi; aluskasvustona vuonna 1991 istutettuja kuusentaimia.
3	Nuori sekametsä (Sekametsä)	2,1	OMt	Sekametsä (leppää, koivua ja mäntyä); istutettu koivulle ja männylle 1970 ja 1975. Harvennettu kerran kokeen aikana (v. 2000).
4	Varttunut sekametsä	1,4	OMt	Varttunut kasvatusmetsä, valtalajeina koivu, mänty ja kuusi.
5	Varttunut mäntymetsä	3,3	OMt	Varttunut kasvatusmetsä, valtalajeina mänty, rauduskoivu ja hieskoivu sekä pieniä taimikko-alueita (mänty, kuusi, lehtikuusi, kontortamänty).
6	Varttunut kuusimetsä	5,4	Mt	Tiheä nuori kasvatusmetsä, valtalajina kuusi. Sisältää pienempiä koivun ja lepän peittämiä alueita.

Sekametsä (Kuva 2) on 2,1 ha:n kokoinen alue, joka on toiminut luonnonlaitumena vuoteen 1970 saakka, minkä jälkeen se on istutettu lähinnä koivulle (1970, -80 ja -85; alue A), ja osittain myös männylle (B, C). Alueen alaosassa on myös pieni ala lehtomaista lepikkoa (G). Sekametsän yleisimmät lajit olivat koko lohkolla mesiangervo (*Filipendula ulmaria*), lauhat (*Deschampsia*), röllit (*Agrostis*), poimulehti (*Alchemilla*) ja metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*). Viitakastikka (*Calamagrostis canescens*) oli yleinen alueilla E-G, vuohenputki (*Aegopodium podagraria*) alueilla A, B, C, G, pajut (*Salix*) alueilla A, C-G, ahdekaunokki (*Centaurea jacea*) alueilla E, F, huopaohdake (*Cirsium helenioides*) alueilla D-G, rätvänä (*Potentilla erecta*) alueilla C-F, G sekä maitohorsma (*Chamaenerion angustifolium*) alueilla A, C-F, G (Rannikko 1994, Tuupanen 1999).



Kuva 2. Sekametsä syksyllä 2003. (Kuva: Hannu Hokkanen).

Koivikko (Ailinpieti: Kuva 3) on 1,1 ha:n suuruinen, puustoltaan etupäässä varttuneesta koivusta koostuva avoin alue, jolle on myös istutettu kuusta vuonna 1991. Sekametsä ja Koivikko eivät tiettävästi ole koskaan olleet peltona, mutta Koivikon länsireunassa on sarkaoja, joten Koivikon länsilaita on todennäköisesti kuitenkin ollut maatalouskäytössä. Koivikon yleisimmät lajit olivat koko lohkolla kastikat (*Calamagrostis*), lauhat (*Deschampsia*), nurmirölli (*Agrostis*), kultapiisku (*Solidago virgaurea*), Lohkon länsiosa (A) oli selvästi kosteampi ja siellä olivat yleisiä mm. mesiangervo (*F. ulmaria*), suorvokki (*Viola palustris*) ja metsä-korte (*Equisetum palustre*). Osa-alueet B ja C olivat kuivempia ja niissä oli paljon yleisiä metsälajeja kuten puolukka (*Vaccinium vitis idaea*), mustikka (*V. myrtillus*) ja oravanmarja (*Maianthemum bifolium*).

Niitty (Kuva 4) oli 3,9 ha:n kokoinen alue, joka oli ollut peltoviljelyssä vuosia. Viimeksi sille oli perustettu timotei – nurminata seoksella heinänurmi vuonna 1987. Se on lannoitettu viimeksi vuonna 1992 (160 kg N/ha) ja on siitä lähtien ollut lähinnä viherkesantona. Niityn maalaji on karkea hieta. Niityn yleisimmät kasvit olivat timotei (*Phleum pratense*), apilat (*Trifolium*), juolavehnä (*Elymus repens*), koiranheinä (*Dactylis glomerata*), röllit (*Agrostis*), voikukka (*Taraxacum*), nurminata (*Festuca pratensis*), ahosuolaheinä (*Rumex acetosa*), pelto-ohdake (*Cirsium arvense*), piharatamo (*Plantago major*) ja leinikit (*Ranunculus*). Niityn alaosa (I) on muuta osaa kosteampi ja lajistossa se näkyi mm. runsaampana ahosuolaheinän, niittyleinikin (*R. acris*), koiranheinän ja juolavehnän määränä. Niityn yläosassa oli pieni puustoinen alue (E), valtapuuna hieskoivu, ja sen ympärillä kuivahko ketomainen alue (C ja D) joilla kasvoi mm. ahojökkärää (*Gnaphalium sylvaticum*), ahosuolaheinää, juolavehnää, maitohorsmaa mutta myös timoteitä, voikukkaa ja jonkin verran päivänkakkaroita (*Leucanthemum vulgare*). Niityn yläosassa oli myös kosteampi alue (A, B) jossa esiintyi nurmilauhaa, nurmirölliä timoteitä, jouhivihvilää (*Juncus filiformis*), polvipuntarpäätä (*Alopecurus geniculatus*) ja juolavehnää. (Rannikko 1994, Tuupanen 1999).



Kuva 3. Koivikko syksyllä 2003. (Kuva: Hannu Hokkanen).



Kuva 4. Niitty syksyllä 2003. (Kuva: Hannu Hokkanen).

Laiduntaminen

Koe-eläimet olivat kevätpoikivia, eri-ikäisiä ja eritoutuisia risteytysmolehmiä vasikoineen (ks. tulokset, Taulukko 6). Useimpina vuosina laumassa osa eläimistä oli sellaisia, jotka olivat kokeessa useamman vuoden. Alueet laidunnettiin lohkoina. Laidunnus aloitettiin touko-kesäkuun vaihteessa, yleensä niityltä. Niitty syötettiin yhtenä lohkona 1994, mutta tämän jälkeen kolmessa osassa. Kun niitty oli laidunnettu, lauma siirrettiin metsälohkoille. Metsälohkojen kiertojärjestys määräytyi kasvuston kehitysvaiheen mukaan. Kun metsälohkot oli syötetty, laidunnettiin niitty uudestaan. Muutamina vuosina laidunnettiin yksi metsälohkoista toiseen kertaan. Laiduntaminen päättyi elokuun alussa tai viimeistään puolivälin paikkeilla. Eläimet saivat laidunkivennäistä (Ca 150 - 160, P 64 - 75, Na 77 - 90 ja Mg 80 - 90 g/kg) kulutuksen mukaan. Vuosina 1994-1996 vasikat saivat ruokintahäkistä ohra-kaura - jauhoja elokuun aikana n. 1 kg/vasikka/vrk (ns. *creep feeding* -menetelmä: vain vasikat pystyivät syömään jauhoja). Muuta lisäruokintaa ei annettu. Sekä kivennäisten että jauhojen kulutus rekisteröitiin.

Tutkimuksen ensimmäisessä vaiheessa (1994-1996) aluetta laidunsi 6 F₁-polven risteytysmolehmää vasikoineen. Koska kasvuston perusteella aluetta ei selvästikään laidunnettu tarpeeksi tehokkaasti, emojen määrää lisättiin 8:aan vuosina 1997-2001. Vuodesta 2001 eteenpäin risteytysemojen sijasta käytettiin hereford-emoja (Hf). Tutkimuksen viimeiset vuodet aluetta laidunnettiin muuttuvalla eläinpaineella, siten että kesä-heinäkuun aikana emo + vasikkapareja oli 10. Kun tarjolla olevan rehun määrä väheni, eläimiä vähennettiin 6:een emo+vasikka -pariin. Näiden lehmien tuloksia käytettiin eläinten painoa ja kuntoluokkaa käsittelevissä tarkasteluissa. Kaikki eläimet sisältyivät alueiden tuottotarkasteluihin (nautayksikkövuorokausia per ha/vuosi).

Havainnot

Eläimet ja laitumen rehuarvo

Yleisesitys havainnoista on taulukossa 2. Eläimet punnittiin kokeen alussa ja lopussa sekä aluksi kahden viikon välein (1994-1996) ja muina vuosina lai-

tumen vaihtuessa niityltä metsään ja metsästä niitylle (1997-2004). Emot punnittiin aina kahtena peräkkäisenä päivänä, vasikat yhtenä päivänä. Kunto-luokka (Lowman ym. 1976) määritettiin kokeen alussa ja lopussa sekä niitty-metsä ja metsä-niitty -vaihdon yhteydessä. Maidontuotanto määritettiin 1994-1995 konelypsytelmällä (ks. Virkajärvi ym. 1997, Manninen & Huhta 2001). Eläinten käyttäytymistä metsälohkoilla seurattiin vuonna 1994 4 x 24 h laidunkauden aikana (Virkajärvi ym. 1996).

Laitumilta otettiin rehuarvonäytteet kerran viikossa, siltä lohkolta ja lohkon osalta, jolla lehmät laidunsivat. Näytteet otettiin kahtena erillisenä sarjana, kummassakin 6 – 12 osanäytettä (20 cm x 50 cm) saksittuna maanpintaa myöden. Osanäytteet yhdistettiin ja kummastakin yhdistetystä näytteestä poistettiin roskat, sammalet, varvut ja puuvartiset kasvit. Näytteistä määritettiin kuiva-aine (20 h /100 °C tai 40 h/60 °C). Botaaniset erotteluosat (elävä, kuollut, heinäkasvit, apilat, muut 2-sirkkaiset) määritettiin vuosina 1994-1996.

Koska metsäkasvustossa eläinten oli mahdotonta valikoida vain elävää kasvustoa, sisällytettiin kuiva-aine- ja rehuarvonäytteisiin myös kuollut aines (=tarjolla oleva rehu). Kuivatusta näytteestä (40 h/60 °C) analysoitiin orgaaninen aines (OM), OM *in vitro* –sellulaasisulavuus sekä vuosina 1994-1996 myös neutraali- ja happodetergenttikuitu (NDF, ADF). Vuosina 1996, 2003 ja 2004 näytteistä määritettiin myös kivennäisten pitoisuudet (Ca, K, Mg, P, Cu, Fe, Mn, Zn; Se vuosina 2003 ja 2004). Näytteet analysoitiin MTT:n eläinravitsemuksen ja ympäristötutkimuksen laboratorioissa Jokioisissa.

Laitumen korkeus mitattiin nurmitikulla (Bircham 1981) lohkon vaihdon yhteydessä. Mittauksia tehtiin 50 – 100 kpl/ha. Puuvartiset kasvit, sammalet ja varvut jätettiin huomioimatta. Vuosina 2003 ja 2004 laiduntamisen jälkeen tehdyt mittaukset jaettiin syötyihin, heikosti syötyihin ja lakohavaintoihin kohdan yleisen olemuksen perusteella. Mittauksista laskettiin keskiarvo, keskihajonta ja keskivirhe havaintoluokittain. Jos satunnaisesti valitussa kohdassa ei kasvanut mitään, tulkittiin laitumen korkeudeksi 0 cm. Vuosina 2003 ja 2004 verrattiin laitumen loppukorkeuden mittauksessa niittylinjaali- (Ekstam & Forshed 1996) ja nurmitikkumittausten välistä yhteyttä. Niittylinjaali on 30 cm leveä levy, joka asetetaan maata vasten ja kasvuston hallitseva korkeus arvioidaan levyn asteikolta. Nurmitikussa on puolestaan 2 x 1 cm lippa, jota alennetaan maata vasten kohtisuoraan asetetussa mitta-asteikollisessa tangossa, ja ensimmäinen kosketus vihreään kasvinosaa rekisteröidään. Näytepisteitä valittiin 50 kpl (v. 2003) ja 59 kpl (v. 2004) ja jokaisesta kohdasta korkeus mitattiin sekä niittylinjaalilla että nurmitikulla. Laitumen korkeudet aineistossa olivat välillä 2,5 – 45 cm (niittylinjaali).

Taulukko 2. Havaintomatriisi.

Muuttuja	-94	-95	-96	-97	-98	-99	-00	-01	-02	-03	-04	-05
Eläinten elopainot	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Maitotuotos		x	x									
Käyttäytyminen	x											
Rehuarvo	x	x	x							x	x	
Apilapitoisuus	x	x	x							x	x	
Loppukorkeus	x	x	x							x	x	
Niityn viljavuus		x			x					x		x
Metsävauriot					x							x
Niveljalkaiset	x		x		x			x			x	
Maaperämuuttajat	x										x	
Putkilokasvien peittävyys ja lajisto	x		x								x	
- biomassa	x		x									
Avainlajien ravinnepitoisuudet			x									x
Sammalet					x					x		
Nematodit		x								x	x	
Purovesien laatu	x	x	x							x		
Puron sedimentti-analyysit	x									x		

Avainlajit

Metsälohkoilta määritettiin tärkeimmät rehukasvilajit silmämääräisesti ja kirjallisuuteen perustuen. Niiden keskimääräinen korkeus ennen laiduntamista mitattiin, heinäkasvien kehitysvaihe määritettiin Simon & Park (1981) –asteikolla ja muista lajeista kukinnan kehityksen mukaan. Lopuksi avainlajeista kerättiin rehuarvonäytteet leikaten kasvit oletettuun syöntikorkeuteen (10 cm). Näytteet kuivattiin 24 h/60 °C ja analysoitiin kuten rehuarvonäytteet. Näytteenotossa oli 2 ajankohtaa 1) nuori hyvälaatuinen rehu ja 2) kukinnan alussa tai täyskukintavaiheessa oleva kasvusto.

Samoista kasveista mitattiin n. 10 mittaista lajin keskimääräisen korkeuden selvittämiseksi sekä ennen että jälkeen laidunnuksen (heinäkasvit: ojennettu korkeus).

Valkoapilan pitoisuus niityllä ja typensidonta

Niityn ravinnetaseen keskeinen osa on valkoapilan typensidonta. Tämän selvittämiseksi asetettiin edustaville kohdille suojahäkit (5 kpl, 120 cm x 120 cm; korkeus 60 cm) ennen kunkin niittylohkon laiduntamista. Päivää ennen laiduntamisen loppua ao. lohkoilla leikattiin häkin alalta 2 kehikönäytettä (20 cm x 50 cm) maanpintaa myöden. Näytteet yhdistettiin eristyshäkeittäin.

Näytteistä eroteltiin eri lajien apilat, muut kasvit ja kuolleet omiksi erotteluosikseen. Kukin erotteluosa punnittiin, jonka jälkeen yhden leikkuukerran kaikkien häkkien erotteluosat yhdistettiin ja kuivattiin (n=3) 60 °C 40 h. Tuloksista laskettiin apilan ja kuolleen materiaalin % -osuus. Lisäksi näytteistä analysoitiin N-pitoisuus (Kjeldahl-N, MTT Lapin tutkimusasema). Koska näytteet eivät kerro kesän aikana kasvaneen apilan määrää, laskettiin ensin niityn tuotto kuiva-aineena eläintuotoksen ja kasvustosta määritettyjen Darwinien perusteella. Hyväksikäyttöasteeksi oletettiin nurmen korkeusmittausten perusteella alkuvuosina 32 % ja loppuvuosina 50 %. Apilapitoisuuksien avulla laskettiin apilan massa (kg ka/ha). Biologinen typensidonta laskettiin apilan massan ja apilan N-pitoisuuden tulona. Laskelmassa oletetaan 95 % apilan sisältämästä tyypestä olevan peräisin biologisesta typensidonnasta (Jørgenssen & Jensen 1997, Høgh-Jensen & Schjoerring 2001), koska heinäkasvien oletetaan ottaneen pääosan maasta vapautuvasta mineraalitypestä.

Alueiden tuottokyky

Alueiden vuosittaiset rehuyksikkösadot laskettiin eläintuotoksen perusteella käyttäen eläinten ryhmäkeskiarvoja ja suomalaisia tarvenormeja (MTT 2004). Eläinten punnitustiedoista käytettiin kunkin laidunkauden alku- ja loppupainoa. Laskelmassa eläinten päiväkasvu on oletettu vakioksi koko laidunkauden ajaksi, vaikka metsäjaksoilla kasvu saattoi olla hieman hitaampaa. Metsäjaksojen lyhyiden vuoksi tätä ei kuitenkaan voida tarkentaa, joten rytarve on jaettu eri lohkoille laidunpäivien suhteessa. Liikunnan oletettiin nostavan emojen ylläpitoenergiatarvetta 15 %. Vasikoiden kasvut ylittivät satunnaisesti saatavissa olevat taulukkoarvot, jolloin ne ekstrapoloitiin lineaarisesti. Emojen maidontuotanto laskettiin vuosien 1995 ja 1996 maitokokeen perusteella (12,2 kg EKM/vrk) ja se otettiin huomioon sekä emojen että vasikoiden energiantarpeessa. Siitossonnin energiantarpeeksi arvioitiin 10,5 ry/vrk.

Metsähavainnot

Metsälaidunten puuston määrä arvioitiin yleisesti käytetyin menetelmin. Laiduntamisen aiheuttamat metsävauriot arvioitiin hirvieläinten aiheuttamiin vahinkoihin kehitetyllä arviointimenetelmällä yhteensä 3,1 ha:n alalla (Pohjois-Karjalan Metsäkeskus).

Fosfori- ja typpitase

Alueille laskettiin fosfori- ja typpitase vuosille 1994 – 2001. Tase saadaan vähentämällä alueelle tulleista ravinteista sieltä poistuneet ravinteet. Annettu- ja kivennäisten ja jauhojen määrä sekä niiden antopäivä kirjattiin ylös, mutta niiden päiväkulutus on laskelmassa oletettu vakioksi. Jako niitylle ja metsälohkoille on laskettu laidunpäivien suhteessa. Kivennäisten menekki sisältää sekä syödyt kivennäiset että hävikin. Sadeveden mukana tullen fosforin määrä on arvioitu Vuorenmaan ym. (1998; 2001) mukaan.

Fosforin ja typen poistuma on laskettu käyttämällä kokeessa mitattuja eläinten painon muutoksia sekä kirjallisuudesta saatuja arvoja ruhon koostumuksesta (Robelin & Tulloh 1992), ruhon fosforipitoisuudesta (ARC 1980, Schwarz ym. 1995) ja typpipitoisuudesta (Kansaneläkelaitos 1989). Eläinten punnitustiedoista käytettiin kunkin laidunkauden alku- ja loppupainoa. Eläinten päiväkasvu on laskelmassa oletettu vakioksi, ja jako niitylle ja metsälohkoille on laskettu laidunpäivien suhteessa. Luonnonhuuhtouma on arvioitu Rekolaisen (1998) mukaan.

Tulosten tilastollinen käsittely

Tuloksista suurin osa on esitetty keskiarvoina ja hajontalukuina, koska ne eivät sisällä varsinaisesti testattavaa tilastollista hypoteesia (esim. eläintuotos, nurmen korkeus, metsävauriot, ravinnetaseet). Niissä tapauksissa, joissa tilastollinen testaus katsottiin informatiiviseksi (niityn ja metsälaidunten rehuarvo, avainlajien rehuarvo, hieho- ja sonnivasikoiden kasvuoero), analysoitiin tuloksia pääasiassa varianssianalyysin avulla (SAS mixed -proseduuri). Analyysien rakenne käy ilmi tulosten yhteydessä.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Laitumen määrä ja rehuarvo

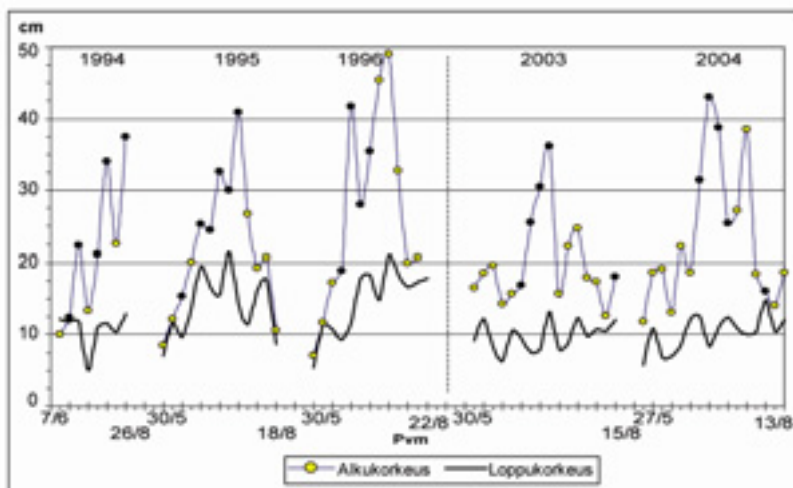
Rehun määrä

Laitumelta viikoittain otettujen rehunäytteiden tulosten tulkinnassa täytyy muistaa kaksi seikkaa. Ensinnäkin, kokeessa ei pyritty ottamaan näytteitä lohkon vaihdon yhteydessä vaan vakioidusti kerran viikossa. Tämä oli järkevää, koska lohkojen koot suhteessa eläinmäärän olivat suuria ja lohkojen vaihdot tapahtuivat huomattavasti harvempaan kuin viljellyillä laitumilla, joten tavanomaisesti tehtäessä alunäytteitä olisi tullut liian harvoin. Lisäksi pitkän lohkolapitoajan vuoksi rehu olisi ollut keskimäärin hyvin paljon vanhempaa kuin mitä alunäytteet olisivat edustaneet. Toiseksi, rehunäytteet saksittiin maan pintaa myöten. Koska ekstensiivilaitumilla eläimet joutuivat syömään laitumen hyvinkin matalaan, maanpinnan tasolta tapahtuva leikkuu vastasi todellista laiduntamista. Tämän johdosta näytteisiin tuli mukaan sekä kasvien tyviosia että kuollutta materiaalia, joiden rehuarvo on luonnollisesti heikompaa kuin kasvuston yläosan. Leikkuukorkeus vaikuttaa myös laitumen määrän tulkintaan, sillä kotimaisissa laiduntutkimuksissa on yleisesti käytetty 3 cm:n leikkuukorkeutta (esim. Virkajärvi ym. 2002, Kuusela & Khalili 2002).

Laidunnäytteiden mukaan tarjolla olevan laitumen massa vaihteli välillä 560 – 5450 kg/ha ka. Vaihteluväli on suuri ja pienimmät arvot ovat selvästi niukkoja. Suurimmillaan laitumen massa oli niityllä ja alkuvuosina metsälohkojen horsmakasvustoissa. Ensimmäisenä vuonna laitumen keskimääräinen massa oli suurin, 3300 kg/ha ka. Kokeen viimeisinä vuosina se oli vain 1300 kg/ha ka. Pääsääntöinen syy tähän oli liian pieni eläinmäärä suhteessa alueen tuotto-

kykyyn kokeen alussa. Laiduntaminen aloitettiin ensimmäisenä vuonna hivenen liian myöhään (7/6), ja rehu ehti vanheta, mikä myös selittää korkeata massaa. Niitty pyrittiin alussa syöttämään yhtenä kappaleena laajaperäisen laiduntamisen tavoitteita ajatellen, mutta lohkokoko (0,65 ha/emo+vasikka) oli aivan liian suuri: eläimet söivät toistuvasti samoja alueita ja osa niitystä jäi lähes täysin hyödyntämättä. Tämän vuoksi niitty jaettiin kolmeen kuta-kuinkin yhtä suureen lohkoon (0,22 ha/ emo + vasikka), jotka syksyllä rehun määrän ollessa vähäisempi syötettiin yhtenä kappaleena.

Rehun riittävyttä kuvaa myös lohkon vaihdon yhteydessä mitattu laitumen korkeus (Nurmitikkumittaukset, Kuva 5.) Ensimmäisinä kolmena vuonna (etenkin 1995 ja 1996) laitumen loppukorkeus osoittaa, että eläimet eivät syöneet kaikkea tarjolla olevaa rehua vaan loppukorkeus oli korkea lähes koko laidunkauden (1995) tai nousi laidunkauden loppua kohden (1996). Vuoden 1994 loppukorkeus oli varsin matala, mutta tätä selittää 0-havaintojen (0 = ei kasvustoa) suuri osuus (15 – 18 %). Laidunnuksen seurauksena kasvimassa väheni välittömästi, mikä mahdollisti sekä uusien versojen kasvun että loi uusille kasviyksilöille kasvuedellytykset. Niinpä seuraavina vuosina kasvustot tihenivät mikä näkyy myös 0-havaintojen osuuden vähenemisenä (osuus 0 – 7 %).



Kuva 5. Laitumen alku- ja loppukorkeus 1994-1996 ja 2003-2004. Alkukorkeuden harmaat pallot = niittyjakso, tummat pallot = metsäjakso. Pääviivojen väli = 2 vko.

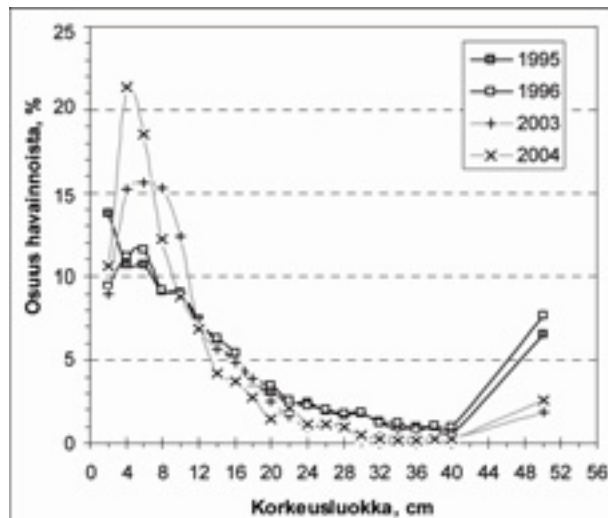
Tutkimuksen lopussa (2003 ja 2004), kun eläimiä oli enemmän, loppukorkeus pysytteli noin 10 cm tasolla. Vuosina 2003 ja 2004 syötyjen alueiden loppukorkeudet olivat 8,1 ja 7,7 cm (SE 0,6 ja 0,7 cm), joiden perusteella hyväksikäyttö on verraten tehokasta (Suositus lypsylehmille 9 – 10 cm; Virkajärvi ym. 2002; suositus emolehmille 8-10 cm Wright & Russel 1987, Wright & Whyte 1989; 7 – 10 cm Virkajärvi 1997). Myös hylkylaikeiksi luokiteltavien

havaintojen osuus kaikista mittauksista oli melko pieni kokeen viimeisinä vuosina (15 % v. 2003 ja 25 % v. 2004).

Kun nurmen korkeus vähenee, nautojen syömän rehun määrä pienenee (Wright & Russel 1987, Wright & Whyte 1989), samoin niiden elopainon nousu (Wright & Russel 1987, Spörndly 1999). Koska tässä kokeessa havaittiin, etteivät emot enää kuntoutuneet, kun nurmen loppukorkeus oli noin 8 cm, voidaan päätellä, että emolehmillä ei voi juurikaan tavoitella matalampia laitumen loppukorkeuksia eläinten siitä kärsimättä. Esimerkiksi ruotsalaisessa tutkimuksessa havaittiin, että härkien painon kasvu oli vain noin 50 %, kun laitumet laidunnettiin 3 – 6 cm:n korkeuteen verrattuna > 10 cm:n korkeuteen syötettyihin laidunlohkoihin (Spörndly 1999). Wrightin ja Whyten (1989) tutkimuksessa alle 7 cm korkuisilla laitumilla emojen paino laski.

Kasvuston korkeus vaikuttaa laiduneläinten lisäksi myös kasvilajiston ja selkärankaisten monimuotoisuuteen esimerkiksi kukkivien kasvyksilöiden määrän kautta (Mitchley 1994, Peters & Janssens 1998). Tästä tarkemmin tämän kirjan artikkelissa: Hokkanen ym.: Kasvillisuus Tohmajärven niitty- ja metsälaitumilla 1994 – 2005. Kuvassa 6 esitetään niityn loppukorkeusmittausten jakaumat vuosilta 1995, 1996, 2003 ja 2004 (koko laidunkausi). Vastaavat eläintiheydet olivat 0,94, 1,04, 1,29 ja 1,51 ny/ha. Laidunpaineen nosto vaikutti selvästi loppukorkeusjakaumaan: kun eläinpainetta nostettiin kokeen viimeisiksi vuosiksi, väheni yli 50 cm havaintoja osuus ja samalla 2 - 8 cm luokissa olevien havaintojen osuus nousi. Jakaumakuvasta voidaan siis päätellä, että kokeen viimeisinä vuosina hylkyalueiden osuus pieneni ja laidun syötiin tasaisemmin ja matalammaksi. Tämä johtui pääosin eläintiheyden nostosta eikä säätekijöistä.

Kuva 6. Laitumen loppukorkeusmittausten jakaumat niityltä vuosina 1995, 1996, 2003 ja 2004. Vastaavat laidunpaineet ny/ha: 0,94, 1,04, 1,29 ja 1,51. Luokkaväli 2 cm ja yli 50 cm havainnot summattu luokkaan 50 cm. Ei sisällä 0-havaintoja (= ei kasvustoa).



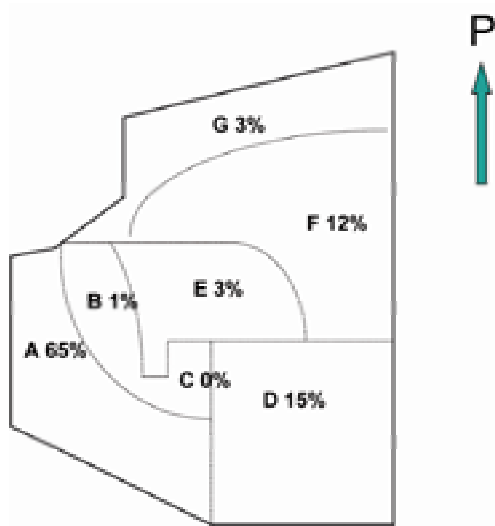
Laiduntutkimuksissa on yleisesti käytetty nurmitikkua laitumen korkeuden määrittämiseen. Ekstam ja Forshed (1996) ovat puolestaan kehittäneet ns. 'niittylinjaalin', jolla voidaan nurmitikun tavoin arvioida kasvuston korkeutta ja tiheyttä. Menetelmä on kehitetty nimenomaan perinnebiotooppien hoidon apuvälineeksi, jolla voidaan arvioida laiduntamisen onnistumista kasvilajidiversiteetin kannalta (Lampinen 2000). Vuosina 2003 ja 2004 verrattiin niittylinjaalin ja nurmitikkuhavaintojen yhteyttä. Havainnot korreloivat voimakkaasti ja regressioanalyysin mukaan niiden välinen yhteys oli seuraava:

$$\text{niittylinjaali} = -0,30 (\pm 0,69) + 0,84 \pm (0,02) \times \text{nurmitikku}$$

(suluissa estimaatin keskivirhe; mallin $r^2 = 0,92$, $p < 0,001$; $n = 109$)

Regressioyhtälön perusteella kummatkin menetelmät kuvaavat pääsääntöisesti samaa ominaisuutta. Koska nurmitikusta on tullut laiduntamisen yleinen standardi, on suositeltavaa käyttää nurmitikkua kuvaamaan laiduntamisastetta niittylinjaalin sijaan. Käyttökokemusten mukaan nurmitikku on myös nopeampi ja objektiivisempi kuin niittylinjaali.

Yksi tärkeä komponentti laiduntamisen toteutuksessa on alueiden hallinta (Heady & Child 1994). Alueiden hallinnan merkityksestä kertoo käyttäytymisseurannan yhteydessä tehdyt eläinten sijaintihavainnot sekametsälohkolla. Emojen ajankäyttö keskittyi nuoren koivikon alueelle, joka sijaitsee topografisesti lohkon korkeimmalla kohdalla (Kuva 7). Vesipiste ja kulkureitti niitylle sijaitsivat myös tässä osassa lohkoa. Männyntaimikkoalueella (B ja C) eläimet eivät viihtyneet (1 % käytetystä ajasta). Eläinten sijoittumiseen lohkon sisällä vaikutti todennäköisesti ravintokasvien esiintymisen, topografien vesipisteen lisäksi myös hyttysten esiintyminen, joita oli yleisten havaintojen perusteella enemmän lohkon muissa osissa.



Kuva 7. Eläinten sijaintihavaintojen ajan alueellinen jakauma 48 tunnin seurannan aikana Sekametsälohkolla 1994. Kirjaimet viittaavat kasvillisuusvyöhykkeisiin (ks. laidunalueiden esittely).

Tulokset osoittavat kvantitatiivisesti kuinka laiduntamisen vaikutukset tulevat olemaan hyvin erilaisia eri osissa lohkoa, vaikka keskimäärin mitoitus oli 0,24 ny/ha/v. Niinpä osa laidunalueesta tulee yleensä väistämättä ylilaidunnettua ja niille kertyy ravinteita, kun taas osalle alueita muutokset ovat hyvin lieviä.

Eläintiheyden ja alueen hallinnan lisäksi muita tärkeitä laiduntamisen toteutukseen liittyviä tekijöitä ovat laiduntamisen ajankohta ja kesto sekä eläinlaji (Mitchley 1994, Pykälä 2001) Näiden vaikutusta ei ollut kuitenkaan mahdollista tutkia tässä yhteydessä.

Laidunnäytteiden rehuarvo ja kivennäiskoostumus

Niittylaitumen D-arvo oli yleensä varsin kohtuullinen, mutta metsälohkojen kasvustossa oli suurta vaihtelua (Taulukko 3). Huonoimmillaan D-arvo oli heinäkuussa metsälohkoilla (< 600 g/kg ka), kun kasvusto koostui esimerkiksi korkeasta horsmasta tai kastikoista, sekä metsä- ja nurmilauhasta. Kasvustonäytteiden D-arvo kohosi hieman vuosien kuluessa, etenkin metsälaitumilla.

Laitumen raakavalkuaispitoisuus oli yleensä varsin matala (Taulukko 3). Jokaisena vuonna esiintyi noin 2 – 3 viikon pituinen jakso, jolloin RV-pitoisuus alitti 10 % rajan, mitä pidetään lihakarjalle suositeltavan rehun alarajana (NRC 1984). Laiduntamisen ensimmäisinä vuosina oli N:sulava orgaaninen aines –suhde etenkin laidunkauden lopussa alhainen (2,1 – 2,5 g N/100 g sulavaa orgaanista ainetta). Alhainen N-pitoisuus on voinut rajoittaa eläinten vapaaehtoista syöntiä (Allden 1981: raja-arvo 2,5 g N per 100 g DOM), joskin voidaan olettaa, että eläimet pystyivät valikoimaan keskimäärin korkeamman rehuarvon omaavaa materiaalia, esimerkiksi valitessaan kasvuston yläosan, lehtevimmän kasvuston tai vähiten kuollutta kasvustoa sisältäviä kohtia (Tainton ym. 1996, Berry 2002).

Laidunnäytteiden kivennäispitoisuus on esitetty taulukossa 4. Sekä niitty- että metsäkasvustossa kalsium- ja magnesiumpitoisuudet olivat korkeammat kuin rehutaulukoiden arvot viljellylle laitumelle (MTT, 2004). Fosforin ja kalsiumin pitoisuudet olivat alhaisemmat. Etenkin metsälaitumilla rehun fosforipitoisuus oli pienempi kuin mitä suositellaan vastaavankokoisille ja vastaavan maitotuotoksen omaaville emolehmille (2,6 g/kg ka; NRC 1984).

Hivenainepitoisuudet olivat melko samankaltaiset niityllä ja metsässä, poikkeuksena mangaani ja sinkki, joita oli metsäkasvustossa runsaammin kuin niittykasvustossa. Sinkin pitoisuus oli niityllä hieman pienempi kuin viljelylaitumilla. Raudan ja mangaanin pitoisuus oli suuri sekä niitty- että metsäkasvustossa. Kuparin, natriumin ja seleenin keskimääräiset pitoisuudet olivat alhaiset verrattuna viljeltyjen laitumien keskimääräisiin arvoihin. Seleeni sekä natrium olivat alle ruokintasuositusten (NRC 1984).

Taulukko 3. Laidunnäytteiden 1994 -1996 ja 2003 – 2004 keskimääräinen rehun määrä ja rehuarvo niityltä ja metsälohkoilta.

	Niitty					Metsälohkot				
	n	Keskim.	Sd	Min	Max	n	Keskim.	Sd	Min	Max
Massa, kg/ha	79	2340	1070	900	5160	36	1930	1110	650	5450
Tuhka,g/kg ka	79	76	16	44	106	36	92	17	66	127
RV g/kg ka	79	116	20	72	160	35	109	18	75	171
OAS, g/kg OA	79	743	48	646	856	36	634	82	481	796
D-arvo, g/kg ka	79	687	42	602	806	36	575	74	448	738
N-%	79	1,9	0,32	1,15	2,56	36	1,8	0,4	1,2	3,42
N:SOA	79	2,7	0,46	1,71	3,83	35	3,1	0,55	2,07	4,33

RV = raakavalkuainen; OA= orgaaninen aines; OAS = orgaanisen aineen sulavuus, N= typpi; SOA = sulava orgaaninen aine; n =näytteiden lukumäärä; Sd = keskihajonta

Kuten odotettua, metsälohkojen rehuarvo oli heikko, mutta laiduntaminen onnistui tyydyttävästi. Tähän vaikutti kaksi seikkaa: ensinnäkin, naudat söivät todennäköisesti parempaa materiaalia kuin mitä näytteet edustivat (esim. Tainton ym. 1996, Berry ym. 2002). Toiseksi, karuimpien metsälohkojen syöttöjaksot jäivät lyhyiksi.

Taulukko 4. Laidunnäytteiden 1996 ja 2003 ja 2004 keskimääräiset kivennäispitoisuudet niityltä ja metsälohkoilta

	n	Keskim.	Sd	Niitty		n	Keskim.	Metsä		Min	Max
				Min	Max			Sd	Min		
g/kg ka											
Ca	51	7,8	2,1	5,1	13,0	16	6,1	2,1	2,6	9,6	
K	51	27,0	5,2	17,6	40,0	17	26,1	9,5	12,4	44,2	
Mg	51	2,3	0,5	1,5	4,1	17	1,9	0,4	1,2	2,8	
P	51	3,1	0,5	1,2	4,3	17	2,1	0,7	1,2	3,5	
mg/kg ka											
Cu	50	8,2	1,5	6,0	16,3	16	7,9	2,2	5,2	13,4	
Fe	51	316	203	87	1047	17	482	259	140	999	
Mn	51	110	53	41	363	17	360	174	89	682	
Zn	51	29,5	6,3	19,9	46,5	17	45,3	12,2	28,2	69,3	
Se	23	12,3	2,0	9,9	16,4	7	12,1	1,9	10,0	15,8	
Na	17	30,2	20,3	2,8	89,7	7	35,1	12,7	16,8	48,3	

n =näytteiden lukumäärä; Sd = keskihajonta

Avainkasvilajit

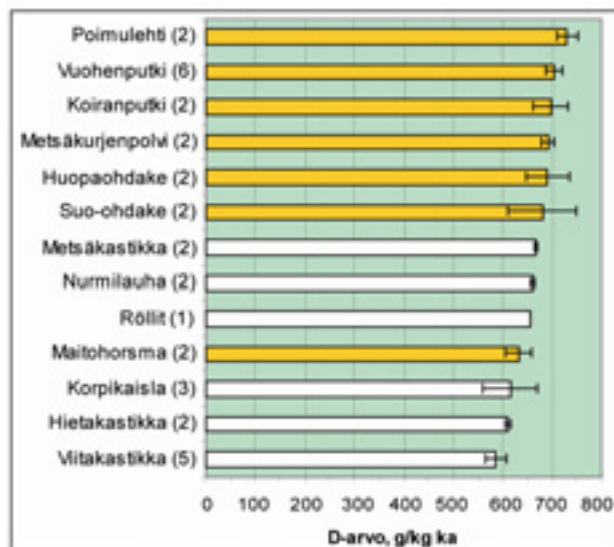
Avainkasvilajeiksi valittiin eläinten tarkkailuun perustuen 13 kasvilajia; 6 heinäkasvia ja 7 kaksisirkkaista lajia. Kun avainlajien keskimääräistä rehuarvoa verrattiin saman ajankohdan laidunnäytteeseen, avainlajien RV -pitoisuus oli 16 – 38 % korkeampi kuin laidunnäytteen, mutta OAS keskimäärin samaa tasoa. Tämän vuoksi avainlajien N:sulava OA –suhde (g/kg) oli avainlajinäytteissä 17 – 61 % korkeampi.

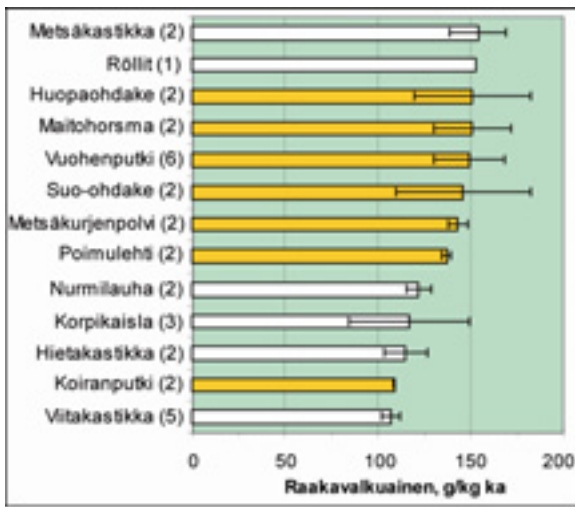
Kaksisirkkaisten lajien kivennäispitoisuus, OA-sulavuus, ja D-arvo olivat selvästi korkeammat kuin heinien (varianssianalyysimalli: $Y_{ijk} = \mu + \text{vuosi}_i + \text{ryhmä}_j + \text{vuosi}_i \times \text{ryhmä}_j + e_{ijk}$; $p < 0,001$; Kuva 8). Myös kaksisirkkaisten Ca-, K-, Mg-, Cu- ja Mn-pitoisuudet olivat korkeammat kuin heinien ($p < 0,05$). Erityisesti Ca-pitoisuudessa oli selvä ero: se oli kaksisirkkaisilla keskimäärin nelinkertainen heinäkasveihin verrattuna. Toisaalta heinien kuivaainepitoisuus oli puolestaan korkeampi kuin kaksisirkkaisten kasvien.

Avainkasvien RV-, Fe- ja Zn-pitoisuudet eivät eronneet merkittävästi ryhmien välillä ($P > 0,05$; Kuva 9). Fosforipitoisuudet (Kuva 10) olivat lähellä heinäkasveille annettujen kriittisten arvojen alarajaa ($P: 2,1 - 3,5$; Whitehead 2000). Kaliumpitoisuudet olivat selvästi yli kirjallisuudessa esitettyjen kriittisten arvojen (kriittinen alaraja 12 - 24 g/kg ka; Whitehead 2000). Vuodella ei ollut Cu –pitoisuutta lukuun ottamatta vaikutusta avainkasvilajien mitattuihin rehuominaisuuksiin.

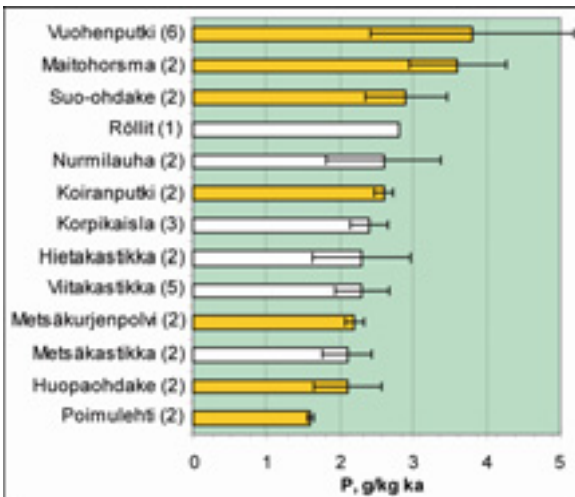
Saadut pitoisuudet riippuvat paljon näytteenottohetkestä. Nyt avainlajinäytteet kerättiin kesäkuun alusta heinäkuun alkuun, joten kasvit olivat vielä verraten nuorella asteella. Myös tämä selittää suhteellisen korkeita ravinnepitoisuuksia.

Kuva 8. Avainlajien D-arvo 2003 ja 2004 järjestettynä D-arvon mukaan. Suluissa näytteiden lukumäärä. Tummat pylväät = 2-sirkkaiset kasvit, vaaleat pylväät = heinäkasvit; vaakajana = \pm keskihajonta.





Kuva 9. Vuosien 2003 ja 2004 avainlajinäytteet järjestettynä raakavalkuuainepitoisuuden mukaan. Tummat pylväät = 2-sirkkaiset kasvit, vaaleat pylväät = heinäkasvit; vaakajana = \pm keskihajonta.



Kuva 10. Vuosien 2003 ja 2004 avainlajinäytteet järjestettynä fosforipitoisuuden mukaan. Suluissa näytteiden lukumäärä. Tummat pylväät = 2-sirkkaiset kasvit, vaaleat pylväät = heinäkasvit; vaakajana = \pm keskihajonta.

Sekundääriset heinälajit ovat rehuarvoltaan heikompia kuin viljellyt lajit (Bruinenberg ym. 2002, Nielsen & Soegaard 2002). Kaksisirkkaisten kasvien rehuarvoista, etenkin metsäkasveista, on melko vähän tuloksia. Niiden sulavuus voi vaihdella hyvinkin paljon, riippuen kasvilajista, kasvin kehitysvaiheesta ja kasvukauden ajankohdasta. Nuorella asteella esimerkiksi karhunputken, rönsyleinikin ja voikukan sulavuus voi olla varsin hyvä (Meister & Lehmann 1988, Bruinenberg ym. 2002).

Avainlajeja määritettiin 13. Muita sellaisia kasveja, jotka olisivat voineet olla dieetissä merkittävänä osana, ei ollut juuri tarjolla. Tämä sopii hyvin Hansenin (2005) tuloksiin luonnonlaitumilta. Niiden mukaan nyrkkisääntönä on, että 10 kasvilajia muodostaa 97 % ravinnosta. Eläimet söivät myös pihlajaa ja pajua, mutta niiden lehtien määrä dieetissä tuskin nousi kovin korkealle, etenkin ensimmäisten vuosien jälkeen, kun pääosa pensaista oli syötty.

Eläintuotos

Alueiden tuottokyky

Tutkimuksen lähtökohtana oli joustava laidunpaine, joka mahdollistasi tyydyttävän eläintuotoksen. Eläinten siirto perustui silmämääräiseen arvioon rehun riittävydestä. Niinpä eläintiheys vaihteli vuodesta toiseen riippuen sekä kasvustomuutoksista että eläinten erilaisuudesta. Edellä mainitulla systeemillä saatiin niityn eläintiheydeksi keskimäärin 1,2 ja metsien 0,2 – 0,3 (Taulukko 5.). Varttuneen kuusimetsän eläintiheys oli hyvin alhainen, joten ao. metsää tarvittaisiin noin 25 ha yhden nautayksikön kesäaikaiseksi laitumeksi.

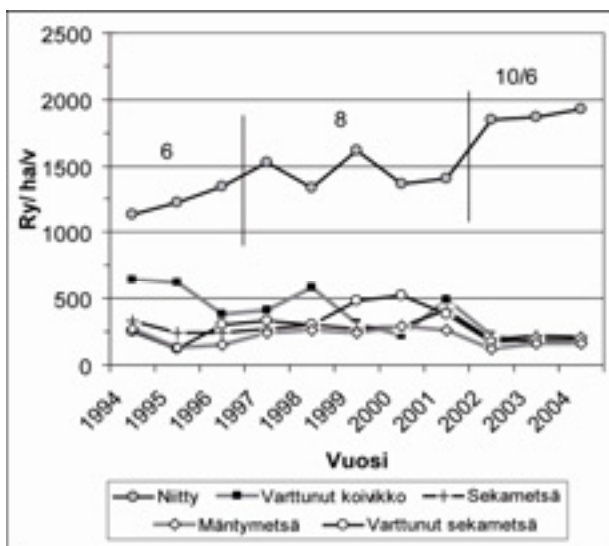
Maa- ja metsätalousministeriö (Korpilo 2002) suosittelee kuivalle niitylle 0,60 ny/ha ja niityille yleisesti 0,96 ny/ha. Nyt saadut tulokset vahvistavat niityille annettuja suosituksia. Ensimmäiset kolme vuotta eläinpainetta oli siis alhainen suhteessa alueen tuottokykyyn karjatalouden kannalta (0,84 – 1,04 ny/ha). Vastaavasti viimeiset kolme koevuotta käytettiin varsin korkeata eläintiheyttä (1,29 - 1,51 ny/ha; joustava eläintiheys), joka oli aivan ylärajoilla karjatalouden kannalta, mutta samalla se oli ehkä monimuotoisuuden kannalta jo liian korkea. (ks. tarkemmin Hokkanen ym. Kasvillisuus Tohmajärven metsä- ja niittyilaitumilla 1994 – 2005).

Niityn eläintiheyttä voidaan pitää melko korkeana verrattuna peltolaitumiin, sillä yleisesti peltolaitumille suositellaan 3 – 4 ny/ha (Holmström 1994, Eeli ym. 2005). MTT:n emolehmäkokeissa on käytetty 1,6 – 2,5 ny/ha (Manninen ym. 2000, 2002, 2005) ja laidunkokeissa 3,0 – 4,2 ny/ha (Virkejärvi 1997, Sormunen-Cristian 2004).

Laidunvuorokausien ja eläinmäärän tulona saadaan nautayksikkövuorokausi, mikä kuvaa karkeasti alueiden tuottokykyä. Kun yhdistetään nautayksikkövuorokaudet ja eläinten kasvutulokset, voidaan laskea alueiden ry-sadot (Kuva 11). Niityn tuotto kasvoi vuosien kuluessa. Pääsyynä tähän oli eläintiheyden nostaminen, jonka ansiosta biomassan hyväksikäyttö parani. Tätä oletusta tukevat myös loppukorkeushavainnot.

Taulukko 5. Vuosittaisten eläintiheyksien keskiarvo sekä minimi- ja maksimi- arvot laskettuna 110 vrk:n mukaan kullekin lohkolle.

Lohko no		Keskimäärin	Minimi	Maksimi
1	Niitty	1,16	0,84	1,51
2	Koivikko	0,32	0,16	0,48
3	Nuori sekametsä	0,24	0,19	0,33
4	Varttunut sekametsä	0,26	0,09	0,37
5	Varttunut mäntymetsä	0,18	0,15	0,21
6	Varttunut kuusimetsä	0,04	0,04	0,04
	Koko alue	0,49	0,21	0,60



Kuva 11. Laitumien tuotto 1994-2004 rehuyksiköinä hehtaaria kohti. Kaavion yläosassa olevat luvut ilmaisevat käytettyjen emo-vasikka -parien lukumäärän.

Mitatus sääparametrit (kuukausittainen sademäärä, kuukauden keskilämpötila tai näiden summat; Liite 1) eivät selittäneet niityn ry-sadon vaihtelua. Laitumilla kasvoi myös nurmipalkokasveja, lähinnä valkoapilaa. Valkoapilan pitoisuus ei kuitenkaan kasvanut vuosien varrella, pikemminkin päinvastoin, sillä apilan osuus niityn rehunäytteissä (vuosikeskiarvot) oli vuosina 1994 - 1996 välillä 12 - 23 % ja vuosien 2003 - 2004 apilanäytteissä 11 - 17 %. Niityn tuoton parantuminen ei siis johtunut suuremmasta biologisesta typensidonnasta. Eläintuotoksen mukaan lasketun biomassatuoton, biomassan apilapitoisuuden ja apilan N-pitoisuuden perusteella niityn typensidonta vaihteli välillä 22 - 45 kg N/ha/v.

Varttuneen koivikon (lohko 2) tuotto väheni hieman kokeen alusta. Osasyynä oli metsän tihentyminen (125 m³/ha -> 151 m³/ha), mutta ennen kaikkea lepi-koituminen, mikä ei näy puuston tilavuudessa. Naudat eivät syö leppää, ja muuta kasvustoa varjostava leppä on nopea leviämään. Muiden metsälohkojen tuotto pysyi kutakuinkin ennallaan eivätkä pienet erot ole merkityksellisiä. Varttunut kuusimetsä ei ole mukana kaaviossa, sillä sitä laidunnettiin vain yksi vuosi. Sen tuotto oli 48 ry/ha/v (4 ny vrk/ha/v) eikä sen laidunnusta pidetty mielekkäänä jatkaa.

Metsälaitumen tuottokykyyn vaikuttavat itsestään selvästi metsäpohjan ravinteikkaus ja puuston määrä. Tuottokyky lisääntyy lehtipuiden sekä rehuksi kelpaavien kasvilajien osuuden kasvaessa. Vastaavasti tuottokyky vähenee vesakoiden ja syötäväksi kelpaamattomien kasvien osuuden kasvaessa. Tämä näkyy verrattaessa koivikkoa (lohko 2) ja varttunutta mäntymetsää, joiden molempien metsätyyppi oli sama.

Koivikon tuottokyky oli kokeen alussa huomattavasti mäntymetsää korkeampi, mikä johtui sekä lehtimetsän valoisuudesta että eroista aluskasvustossa. Koivikon aluskasveina oli runsaasti heinäkasveja kuten hieta-, viita, ja metsäkastikkaa sekä nurmilauhaa; mäntymetsän aluskasveina oli runsaasti saniaiskasveja ja varpuja. Nuoressa taimikossa puuston tihentyminen vähensi lohkon tarjoaman rehun määrää ja muutti sen lajikoostumusta, mitkä yhdessä vähensivät tuottokykyä laitumena (lohko 3). Tarkemmin kasvilajiston muutoksia kuvataan tämän kirjan artikkelissa: Hokkanen ym. Kasvillisuus Tohmajärven metsä- ja niittylaitumilla 1994 - 2005).

Kokeessa havaittiin, että karjalle kelpaamattomien tai heikosti kelpaavien kasvilajien (mm. mesiangervo, vadelma, horsma) määrä väheni laidunvuosien edetessä. Sen sijaan laiduntamista kestävät heinäkasvit, kuten kastikat, lauhat ja röllit lisääntyivät. Tämä vastaa Hanssonin ja Fogelforsin (2000) tuloksia 15 vuotta kestäneessä laidunkokeessa Ruotsissa. Vaikka näiden kasvien rehuarvo peltolaitumiin verrattuna on heikko, ne ovat metsälaitumilla tärkeitä rehukasveja. Koska metsälohkojen syöttö tässä kokeessa oli nopea ja melko intensiivinen, säilyivät monet sinänsä laiduntamista heikosti kestävät kaksisirkkaiset lajit (mm. vuohenputki, koiranputki, metsäkurjenpolvi) merkittävänä osana aluskasvustoa.

Puuston määrä ja metsävauriot

Puuston määrä ja taimikkovauriotarkastuksen tulokset ovat taulukossa 6. Koska varttunutta kuusimetsää ei laidunnettu vuoden 1995 jälkeen, ei sen osalta tehty vahinkokartoituksia eikä puuston määrän arviointia vuonna 2005.

Metsävauriot jäivät vähäisiksi. Vuonna 1998 havaittiin taimikkovaurioita sillä lohkokolla, missä kuusentaimet olivat nuoria (koivikko), mutta vuonna 2005 niitä ei havaittu merkittävästi enää ollenkaan eikä varsinaista vahinkoarvioita enää tehty. Pihlajan ja pajun vesojen latvuksia oli riivitty. Puuston määrä lisääntyi tutkimusjakson aikana odotetusti. Poikkeuksen tekee nuori sekametsä, sillä sen taimikko-osat harvennettiin metsähoitosuunnitelman mukaisesti v. 2000.

Taulukko 6. Metsälohkojen puuston määrä 1998 ja 2005, puuston vuotuinen kasvu, taimikon ikä kokeen alussa sekä havaitut metsävauriot 1998.

Nro	Lohko	Metsätyyppi	Puusto, m ³ /ha		Kasvu, m ³ /ha/v	Ikä ¹⁾	Puustovauriot
			1998	2005			1998
2	Koivikko	OMt	125	151	3,7	3	Vioittuneita kuusentaimia 125 kpl/ha;
3	Nuori sekametsä	OMt	123	119	-	15-24	
4	Varttunut sekametsä	OMt	101	147	6,6	-	
5	Varttunut mäntymetsä	OMt	166	190	3,4	9	
6	Varttunut kuusimetsä	Mt	186	-	-	-	

¹⁾ taimikon ikä kokeen alussa 1994

Suurin syy vähäisiin taimikkovaurioihin oli riittävän alhainen eläinpaine ja lyhyet syöttöjaksot. Jos eläimiä pidetään metsälohkoilla pitkään, kun ravinnon määrä on jo vähentynyt, laidunpaine nousee (NY/kg ka/ha; *grazing pressure*; s.o. eläinten määrä suhteessa rehun määrään), minkä seurauksena sekä syöntivioitukset että etenkin tyvien vahingoittuminen lisääntyy (esim. Pitt ym. 1998). Tässä kokeessa eläimet siirrettiin heti rehun loputtua uudelle lohkolle, eikä merkittäviä vahinkoja siis syntynyt. Vahinkojen vähäisyyteen vaikutti myös se, että suurimmalta osalta taimikot eivät olleet arimmassa iässä.

Ylilaiduntamisen seurauksena alueiden tuotto voi vähentyä voimakkaasti jo muutaman vuoden aikana. Samalla kasvilajimuutokset ovat selviä, puustovauriot huomattavia ja eroosion merkit selvästi havaittavissa (esim. Thorsteinsson 1986).

Eläinten kasvu ja kuntoutuminen

Emot eivät keskimäärin juurikaan kuntoutuneet laidunkauden aikana (Taulukko 7). Koska sekä painonmuutos että kuntoluokan muutos pysyivät pieninä, ovat havaitut muutokset hyvin herkkiä kummankin menetelmän heikkouksille: painonmuutos on herkkä ruoansulatuskanavan sisällön muutoksille, etenkin rehun vaihtuessa. Kuntoluokan pienin rekisteröitävä muutos yksittäisen eläimen osalta on 0,25 yksikköä (Lowman ym. 1976), joten se ei ole herkkä mittari lyhytaikaisille muutoksille.

Emojen paino nousi selvästi (yli 0.30 kg/vrk) vuosina 1995, 1996 ja 2000. Kyseisinä vuosina emot olivat melko nuoria (2-3 kertaa poikineita), joten niiden painonnousu oli luonnollista. Eläinten nuoruus selittää samalla sen, että vaikka paino nousi, kuntoluokka saattoi olla alhainen. Yleisesti ottaen AbAy –risteytysten kuntoluokka oli alhainen ja se vieläpä laski laidunkausien aikana lukuun ottamatta vuotta 1996.

Tutkimuksen loppuvuosina (2000 – 2004) oli Hf -emojen kuntoluokka jo kokeen alussa korkea, > 3,0 (Suositus laidunkauden alkuun 2,0; Lowman ym. 1976). Tästä huolimatta eläinten kuntoluokka nousi hieman laidunkauden aikanaan ollen laidunkauden lopussa selvästi yli suosituksen (suositus 3,0; Lowman ym. 1976), vaikka painon muutos ei ollut yhtä säännöllinen. Viljelylaitumilla täysikasvuiset HfAy – ja LiAy -emolehmät ovat kuntoutuneet 0,350 – 0,83 kg/vrk (Manninen & Huhta 2001) ja 0,34 – 0,50 (Manninen & Taponen 2004). Nuoremmat emot, 2 kertaa poikineet HfAy – ja LiAy -emolehmät ovat lisänneet elopainoaan 0,42 – 0,90 kg/vrk (Manninen ym. 2000), kun laidunta on ollut runsaasti käytettävissä (Eläintiheys 1,2 – 1,9 ny/ha). Eläintiheys vaikuttaa voimakkaasti emojen mutta ei juurikaan vaskoiden kasvuun (Virkajärvi 1997). Viljelylaitumella eläintiheyden ollessa 3,0 ny/ha kuntoutuminen oli 0,67 kg/vrk ja vastaavasti eläintiheyden ollessa 4,2 kuntoutuminen oli vain 0,37 kg/vrk (kolmen laidunvuoden keskiarvot). Sen

sijaan vasikoiden kasvunopeudet pysyivät samalla tasolla eläintiheydestä riippumatta. (Virkajärvi 1997).

Emojen heikko tai olematon kuntoutuminen verrattuna viljelynurmilla laidunnettuihin eläimiin, osoittaa rehun määrän ja rehuarvon olevan alhainen. Tätä tukee myös 1994 tehty käyttäytymisseuranta, jonka mukaan metsälaitumilla emot laidunsivat 9 h 49 min, kun viljelylaitumilla laidunnusaika oli vain 7 h 41 min ($P < 0,01$), joten emot joutuivat selvästi lisäämään työmäärää rehua etsiessään. Vastaavasti märehimis aika oli 5 h 39 min metsälaitumilla ja 7 h 38 min viljelylaitumille ($p < 0.001$; Virkajärvi ym. 1996). Niityllä käyttäytymistä ei seurattu.

Metsälaitumien jälkikasvukyky oli lähes olematon, paitsi heinävaltaisilla lohkoilla. Myös niityn kasvu oli vaatimatonta elokuussa, joten emojen on syytä päästä syksyllä ajoissa viljelylaitumille. Jos laiduntamista jatketaan vielä kun laitumien kasvu on jo ratkaisevasti alentunut, alenee nurmen korkeus nopeasti ja emojen kuntoluokka laskee. Mikäli syksyn kuntoluokka jää selvästi alle suositusten, talvuruokinnasta on huolehdittava tavanomaista paremmin.

Taulukko 7. Eläinten kasvu ja kuntoutuminen kokeessa 1994-2004.

Vuosi	N ¹⁾	Rotu	Elo-paino ²⁾	Elo-painon muutos	Kunto-luokka ²⁾	Kunto-luokan muutos	Isän rotu	Painon muutos
			Kg	kg/vrk	(1-5)			kg/vrk
1994	6	Hf x Ay	663	-0,16	3,3	+0,2	Hf	1,45
1995	6	Ab x Ay	535	+0,35	2,0	0	Li	1,30
1996	6	Ab x Ay	577	+0,36	2,5	+0,2	Hf	1,31
1997	8	Ab x Ay	566	+0,17	2,4	-0,1	Hf	1,46
1998	8	Ab x Ay	593	-0,09	2,5	-0,1	Hf	1,42
1999	8	Ab x Ay	615	+0,22	2,8	-0,2	Hf	1,33
2000	8	*3)	664	+0,30	2,9	+0,3	Hf	1,41
2001	8	Hf	733	-0,22	3,1	+0,2	Hf	1,26
2002	10/6+1	Hf	690	0,00	3,2	+0,2	Hf	1,22
2003	10/6+1	Hf	716	+0,14	3,2	+0,1	Hf	1,39
2004	10/6+1	Hf	768	-0,03	3,7	+0,3	Hf	1,37
Keskimäärin			647	-0,03	2,9	+0,1		1,36
SD			75,59	0,15	0,5	0,2		0,08

1) N emo+ vasikkaparien lukumäärä. Vuosina 2002-2004 lukumäärä alkuke-sä/loppukesällä + siitossanni

2) kokeen alussa; 1 = laiha 5 = lihava (Lowman ym. 1976)

3) HfAbAy, AbAy, HfChAy

Vasikoiden ikä oli laitumelle laskun yhteydessä keskimäärin 49 vrk (SD 21), elopaino 104 kg (SD 29) ja loppupaino 209 kg (SD ±34). Vasikat kasvoivat siis keskimäärin 1,36 kg/vrk ±0,17 kg/vrk laiduntamisen aikana (Taulukko 7). Sonnit kasvoivat 0,23 kg/vrk paremmin kuin hiehot (1,49 vs. 1,26 kg/vrk, $p < 0,001$ SEM 0,025 kg/vrk). Vasikoiden kasvunopeudet olivat hyviä, kun niitä verrataan ulkomaisiin kirjallisuustietoihin, kotimaisiin tilastoihin (emo-lehmätarkkailu 2004 sonnit 1,12 kg/vrk; Sirkko 2005) tai kotimaisiin tutkimustuloksiin viljelylaitumelta (hiehot 1,22 – 1,49 sonnit 1,39 - 1,64 kg/vrk ; Manninen ym. 2000, Manninen & Huhta 2001, Manninen ym. 2005). Aikaisemmin on jo osoitettu, että viljelylaitumilla vasikoiden kasvu voi säilyä hyvänä, vaikka emojen kuntoutuminen olisikin heikkoa esimerkiksi eläintiheyden noustessa (Virkaajärvi 1997). Vasikat ovat kokemattomia laiduntajia ja siksi ne tarvitsevat kasvaakseen hyvälaatuista laidunta. Tässä kokeessa vasikoiden hyvään kasvuun vaikutti luonnollisesti risteytysemojen korkea maitotuotos: 1995 keskituotos oli 12,9 kg/vrk EKM ja 1996 11,6 kg/vrk EKM (Virkaajärvi ym. 1996, 1997), mikä on samaa tasoa kuin viljelylaitumilla (Manninen ym. 2000, Manninen & Huhta 2001: 11,4 – 12.1; 9,4 - 11,5). Maito muodostikin vasikoiden laskennallisesta ry-tarpeesta noin 45 - 65 %. Lisäksi tässä kokeessa vasikoita auttoi se, että karuimmat metsäjaksot jäivät lyhyiksi.

Alueiden fosforitase ja niityn fosforitilan muutokset

Maaperän ravinteikkuuden on yleisesti havaittu vähentävän lajirunsautta. Yleensä jo pienetkin lannoitemäärät ovat haitallisia monimuotoisuuden kannalta. Typen ohella fosfori on luonnonlaitumien keskeisimpiä ravinteita. Mitä korkeampi on maan fosforipitoisuus, sen vähäisempi on ollut havaittu kasvien lajirunsaus. Eurooppalaisessa yhteistutkimuksessa saatiin asetaatti + EDTA -uutolla kynnsarvoksi 5 mg P/100 g kuivaa maata. Mikäli maassa oli enemmän liukoista fosforia, oli kasvilajiston diversiteetti huomattavasti alhaisempi (Janssens ym. 1998). Hyvin samankaltaisia tuloksia on saatu myös Australiasta (Dorrough ym. 2006). Myös Suomessa on havaittu runsaslajisuuden olevan yhteydessä maaperän alhaiseen fosforipitoisuuteen, joskaan ei yhtä vahvasti (Raatikainen 2004). Tämän vuoksi perinnebiotooppeja pyritään hoitamaan siten, että niiden fosforitase olisi negatiivinen. Sama koskee tietysti muitakin ravinteita, etenkin typpeä (Peeters & Janssens 1998, Pykälä 2001, 2005). Fosforin vaikutus kasvilajien väliseen kilpailuun ja lajidiversiteettiin voi olla myös epäsuora (Janssens ym. 1998, Peeters & Janssens 1998).

Tämän tutkimuksen laidunalueille tulevasta fosforista selvästi suurin osa tuli laidunkivennäisten mukana (taulukko 8). Vasikoiden lisäruokinnan vaikutus oli vain noin 1,6 – 1,8 g fosforia/ha/lisäruokinta-vuorokausi. Niinpä vasikoiden lisäruokinnan aiheuttama fosforikuormitus oli hyvin pieni suhteessa kokonaiskuormitukseen. Suomen ympäristökeskuksen Ilomantsin ja Outokummun mittauspisteiden mukaan keskimääräinen fosforilaskeuma vuosina 1997-1998 oli 15 – 16 g P m⁻² (Vuorenmaa ym. 1999, Vuorenmaa ym. 2001), mikä

tekee laskeumastakin vasikoiden lisäjauhoja merkittävämmän fosforin lähteen.

Alueelta poistui fosforia lähinnä eläinten lisäkasvun mukana (taulukko 8). Pääosa tästä fosforista poistui vasikoiden mukana (92 – 100 %), sillä täysikasvuisen emolehmän paino lisääntyy vähän, ja mahdollinen painonlisä on pääosin rasvakudosta, joka sisältää melko vähän fosforia (Schwartz ym. 1995). Luonnonhuuhtouman (Rekolainen ym. 1989) merkitys on taseen kannalta vähäinen. Alueiden tuottokyky vaikuttaa näin ollen eniten fosforin poistumaan. Kokeessa niityltä poistui fosforia eläinten mukana 0,73 kg/ha/v (\pm 0,054 kg/ha/v vuosivaihtelu), kun metsälohkoilta poistui keskimäärin 0,19 kg/ha/v (\pm 0,035 kg/ha/v vuosivaihtelu). Niityn fosforipoistuma on samaa tasoa kuin Isossa Britanniassa (0,8 kg; Whitehead 2000), mutta metsälaitumilta poistuma oli huomattavasti vähäisempi.

Sekä niityn että metsälohkojen fosforitase oli lievästi positiivinen. Tase ei kerro, mihin fosforia kertyy, mutta se kuvaa alueiden kehitystä pitkällä aikavälillä. Koska siis suurin osa eläimen syömästä fosforista palaa sonnassa takaisin laitumelle (67 – 75 %; Whitehead 2000, Estermann ym. 2003), laiduntaminen aiheuttaa aluksi spatiaalista vaihtelua.

Taulukko 8. Alueiden fosforitase 1994-2001.

	Niitty	%-osuus	Metsälaitumet	%-osuus
<i>Tulee kg P/ha/v</i>				
Laskeuma ¹⁾	0,155	12,5	0,155	38,2
Kivennäiset	1,049	84,9	0,244	60,1
Vasikoiden lisäjauhot 2 vko	0,031	2,5	0,007	1,7
Yhteensä	1,235	100,0	0,406	100,0
<i>Poistuu kg P/ha/v</i>				
Lisäkasvu	0,729	98,6	0,192	95,0
Huuhtouma ²⁾	0,010	1,4	0,010	5,0
Yhteensä	0,739	100,0	0,202	100,0
Tase	0,496		0,204	

1) Vuorenmaa ym. 1998, 2001

2) Rekolainen ym. 1989

Vaikka fosforin kokonaistase oli positiivinen, on se todennäköisesti ollut suurimmalla osalla pinta-alaa negatiivinen. Vastaavasti muutamilla alueilla tase on ollut voimakkaasti positiivinen (juomapiste, kivennäisten jakopaikka sekä lepoalueet; vrt kuva 7, sekametsän alueen käyttö). Esimerkiksi niityllä olevalta metsäkumpareelta mitattiin satunnaisesti hyvin korkeita liukoisen fosforin pitoisuuksia (ks. tämän julkaisun artikkeli: Uusi-Kämpä ym. Lyhytkestöisen metsälaidunnuksen aiheuttama vesistökuormitus). Liukoisen

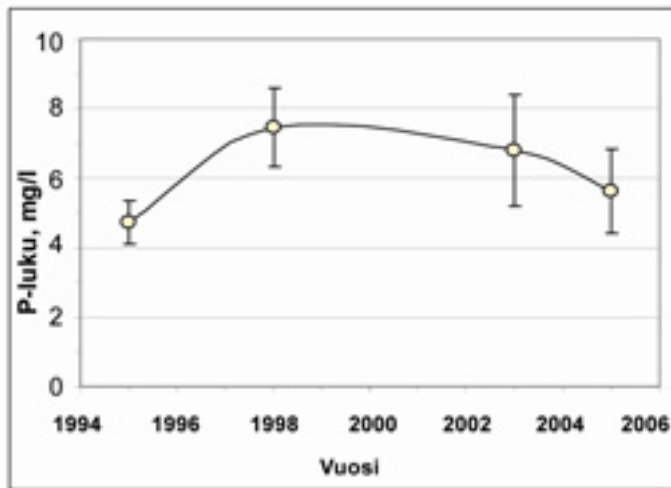
fosforin pitoisuus niityn muissa osissa (5 - 7 mg/l maata) on peltojen tilanteeseen verrattuna alhainen, ja samaa tasoa kuin Jylhänkankaan ja Esalan (2002) havainnot Lounais-Suomen perinnemaisemilta. Eri tutkimusten vertailu maan fosforitilan osalta on vaikeaa, sillä havaittuun liukoisen fosforin pitoisuuteen vaikuttaa mm. näytteenottosyvyys, uuttomenetelmä ja käytetty pitoisuuden yksikkö. Siksi esitettyä niityn fosforilukua on vaikea verrata suoraan Raatikaisen (2004) tuloksiin (Uudenmaan ja Pirkanmaan luonnonniittyjen maan P pitoisuus keskimäärin 1,9 mg/100g maata) tai Janssensin ym. (1998) tuloksiin (korkean diversiteetin raja-arvoa vastaava 5 mg $P_{ac+EDTA}$ /100 g maata). Sekä maan että kasvuston fosforipitoisuuden muutosta tutkimuksen aikana on käsitelty tarkemmin tämän julkaisun artikkelissa Hokkanen ym. Maaperän ja kasvillisuuden ravinteet Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005.

Kurto (1993) toteaa, ettei niukkaravinteisuus ole katojen ole ehdoton edellytys, jos muut edellytykset (esim. kasvuston mataluus) ovat riittäviä. Myös Dorrrough ym. (2006) päätyivät siihen että Australian puustoisilla, tavanomaisesti viljellyillä laitumilla maan fosforitilan, laiduntamisen ja laidunalueiden puustoisuuden vaikutukset lajiversiteettiin riippuivat toisistaan. Fosforin negatiivinen korrelaatio lajiversiteetin kanssa vahvistui, jos laiduntamisen intensiteetti oli matala (esim. harvoin tapahtuva defoliaatio). Ja toisinpäin: harvoin toistuva tai ääritapauksessa laiduntamattomuus johtavat korkeaan lajiversiteettiin, mutta vain jos maan fosforipitoisuus oli alhainen (Dorrrough ym. 2006).

Laiduntamisen on huomattu lisäävän fosforin kiertokulkua ja mineralisaationopeutta (Jarvis 2000). Niinpä on ymmärrettävää, että niityn alueelta otetuista viljavuusnäytteistä määritetty liukoinen P kohosi alkuun, pysyi sen jälkeen vakiona ja laski hieman kokeen loppuun mennessä; hajonta suureni laiduntamisen jatkuessa (Kuva 12). Maan fosforitilan hitaaseen muutokseen vaikuttaa ennen kaikkea se, että suurin osa maan fosforista on lujasti maahan sitoutunutta. Esimerkiksi Tohmajärven niityllä happoliukoisen varastofosforin pitoisuus maassa oli keskimäärin 565 mg/l (\pm 73 mg/l SD), joten viljavuusfosforin osuus (5 – 7 mg/l) oli vain noin 1 % varastofosforista. Toinen seikka, jonka ansiosta maan fosforitila muuttuu hitaasti, on se, että eläinten mukana poistuu fosforia vain hyvin pieniä määriä. Tohmajärven niityn tapauksessa varastofosforin poolikoko 0 – 20 cm kerroksessa oli 1130 kg/ha, liukoisen viljavuusfosforin pooli 10 – 14 kg/ha, joten näihin suhteutettuna poistunut fosfori - 0,7 kg/ha/v - on hyvin pieni.

Kirjallisuuden perusteella maan fosforitilan hidas tai olematon muutos laiduntamisen seurauksena on itse asiassa yleinen ilmiö. Esimerkiksi Hanssonin ja Fogelforsin (2000) seuraaman niityn maan fosforipitoisuus ei laskenut lainkaan 15 vuoden laiduntamisen aikana ja se laski hyvin vähän, jos alueet niitettiin. Vastaavasti Glimskär ja Svensson (1990) tutkimuksessa laidunnus nosti maan liukoisen fosforin pitoisuuksia 15 vuoden koejakson aikana sekä hieta- että savimaalla. Niiton ansiosta pitoisuus säilyi kutakuinkin samalla

tasolla (Glimskär & Svensson 1990). Kanadassa 44 vuoden laiduntamisen seurauksena maan liukoisen fosforin (Na_2CO_3 -P) pitoisuus nousi 4,0:sta väliin 4,3 – 5,3 mg/kg, pitoisuuden nousu riippui käytetystä eläinpaineesta. Samanaikainen kokonaisfosforinpitoisuuden lasku korkeimmilla laidunpaineilla (0,11 % \rightarrow 0,10 – 0,09 %) katsottiin johtuvan tuulieroosiosta (Dormaar & Willms 1998). Marriot ym. (2005) eivät havainneet maan ravinnetilassa juurikaan muutoksia 5 vuoden laiduntamisen seurauksena Skotlantilaisilla lammaslaitumilla. Toisaalta Snow ym. (1997) osoittivat, että jos maan luontainen fosforitila on nostettu voimakkaalla lannoituksella (ja Suomessa myös kalkituksella), voi maa palata kutakuinkin alkuperäiselle tasolle suhteellisen nopeastikin lannoituksen niiton ja laidunnuksen avulla, kun lannoitus lopetetaan. Heidän kokeessa tämä palautuminen kesti 9 vuotta. Koska pitoisuuden aleneminen on alussa nopeaa ja sen jälkeen hidastuvaa, Snow ym. (1997) esittävät että, kyse oli lähinnä fosforin muuttumisesta vaikealiukoiseen muotoon kuin fosforitaseesta.



Kuva 12. Liukoisen fosforin pitoisuus 0 – 20 cm kerroksessa niityllä 1995 – 2005. Pystyjana = \pm keskihajonta (n = 4 per havaintopiste).

Myös Olff ja Bakker (1991) toteavat, että niittyjen ennallistamisessa kasvimaan poisto niittämällä muutti kasvilajiston koostumusta haluttuun suuntaan, vaikka maan ravinnepitoisuuden aleneminen suhteessa kokonaispoolien suuruuteen oli vähäistä. Lisäksi he painottavat, että pienikin poistuma saattaa olla merkityksellinen liukoisen poolin osalta etenkin kun tiedetään maanalaysin heikkoudet kasvin ravinteidenoton kuvaajana.

Luonnonkasvuston fosforipitoisuus, eläinten fosforin tarve ja kivennäisten annostelu

Eläinten fosforin saantia voidaan arvioida vuosien 1996, 2003 ja 2004 kasvustonäytteiden perusteella. Emojen energian tarve on noin 12 ry/vrk (elopaino noin 650 kg, maidontuotanto 12 kg/vrk, liikkumisen lisäenergia 15 % ylläpitotarpeesta). Niittyrehun tyypillinen D-arvo oli 69 % ja metsärehun 56 % kuiva-aineesta. Kuiva-aineen syönti on tämän perusteella ollut 12 – 16 kg ka/vrk. Kun käytetään kasvustojen keskimääräisiä fosforipitoisuuksia (Taulukko 4), voidaan karkeasti arvioida, että emojen fosforin saanti olisi 30 – 39 g/vrk, mikä osuu uusien tarvenormien alarajoille (28 g/vrk; MTT 2004) jopa metsälaitumilla. Vasikat saivat yli puolet fosforista maidosta, minkä ansiosta niidenkin fosforin saanti (14 – 16,5 g/vrk) oli kutakuinkin normien (16 – 25 g/vrk; MTT 2004) alarajalla. Niinä vuosina, jolloin lisäruokintaa annettiin, vasikat saivat fosforia myös jauhoista (1 kg:n päiväannos sisältää likimain 3 g fosforia).

Laidunrehun fosforipitoisuus vaihtelee mm. kasvupaikan ja kasvien iän mukaan. Lisäksi eläinten ravinnon valinnassa ja ravinteiden imeytymisessä on suuria yksilökohtaisia eroja. Fosforin ja muiden kivennäisten kuten natriumin, jodin ja seleenin saanti on syytä turvata kivennäisillä ja nuolukivellä.

Koska suurin osa fosforista tulee kivennäisten mukana, paras keino muuttaa alueen fosforitasetta negatiiviseksi on vähentää kivennäisten menekkiä ja hukkaantumista. Kivennäisastian tulee olla sellainen, että hävikki on mahdollisimman pieni. Hävikkiä voidaan pienentää myös antamalla kivennäisiä kerralla vain kulutusta vastaavasti. Kivennäiseksi kannattaa valita vähäfosforinen kivennäinen, koska eläinten fosforin tarve vastaavan tyyppisillä mailla tulee lähes tyydytetyksi laidunrehulla. Säilörehun tai tuorerehun käyttö emojen lisäruokintana tuo alueelle huomattavasti enemmän fosforia kuin vasikoiden lisäruokinta. Jos Tohmajärven kokeessa emoille olisi annettu esikuivattua säilörehu tarpeen mukaan, olisi sen mukana tullut alueelle noin 1,3 kg/ha fosforia. Siksi useimpien luonnonlaitumien tapauksessa on parempi siirtää emot pois laitumilta rehun loppuessa eikä yrittää paikata rehun puutetta lisäruokinnalla. Kuten taselaskelmissa tuli esille, vasikoille annettu pieni jauhoannos (tasoa 1 kg/vasikka/vrk) ei vaikuta merkittävästi alueen fosforitaseeseen, joten se voidaan hyväksyä.

Typen poistuma

Fosforin ohella kasveille käyttökelpoisen typen määrän väheneminen on keskeistä kasvilajiston monimuotoisuuden lisääjänä (Oloff & Bakker 1991, Peeters & Janssens 1998, Pykälä 2001, 2005). Laiduntamalla sen pitoisuuden alentaminen maaperässä on hitaampaa kuin niittämällä, koska typen hyväksikäyttö emolehmillä on vain noin 10 %. Suurin osa syödystä tuestä palaa ulosteissa, etenkin virtsassa laitumelle (Whitehead 2000). Toisaalta virtsan

typestä voi haihtua ammoniakkinä 2 – 18 % (Saarijärvi ym. 2006). Tämä ei kuitenkaan poistu välttämättä koko laidunsystemistä, sillä suurin osa ammoniakista laskeutuu melko lähelle päästölähdettä (Ross & Jarvis 2001). Tohmajärven aineiston perusteella voidaan laskea, että laitumelta poistui typpeä keskimäärin 1,9 kg/ha/v (SD ±0,22 kg/ha/v) vasikoiden kasvun mukana. Emoien painonnousun mukana poistui maksimissaan 0,38 kg/ha/v (v. 1996) emojen ollessa nuoria kasvavia emoja. Isossa Britanniassa tyypillinen karjan lisäkasvun mukana poistunut määrä on n. 3 kg/ha/v (Whitehead 2000).

Biologisen typensidonnan suuruus vaikuttaa keskeisesti niityn typpitaseeseen. Villinä esiintyvän valkoapilan kasvuedellytykset olivat hyvät, koska aluetta ei lannoitettu. Niityllä biologisen typensidonnan suuruusluokka oli 22 – 45 kg/ha/v eli huomattavasti suurempi kuin poistuma. Metsäkasvustojen palkokasvipitoisuus oli niin alhainen, että niiden osalta biologista typensidontaa ei tarvitse huomioida. Laskeuman suuruus on noin 2- 3 kg/ha/v N (Vuorenmaa ym. 1998, 2001). Typen mineralisointumista maan orgaanisesta aineksestä ei voida tässä tapauksessa luotettavasti arvioida. Kirjallisuuden perusteella tiedetään, että maan ravinnepitoisuuden alentaminen on huomattavasti nopeampaa typen kuin fosforin osalta, mikäli eloperäisen aineksen osuus ei ole korkea (Olf & Bakker 1991, Pykälä 2001). Vasikoiden lisäruokinnan mukana alueelle tulevan typen määrä on pieni (kokeessa 0,08 kg/ha/v), mutta jos Tohmajärven kokeessa emoilta olisi annettu lisäruokintaa niitylle esimerkiksi kuukauden ajan (säilörehua), olisi sen mukana typpeä tullut alueelle 10 – 12 kg/ha/v, mikä on moninkertainen määrä poistumaan verrattuna.

Sekä typen että fosforin ravinnevirtojen tarkastelun pohjalta voidaan sanoa, että laiduntamisen ensisijainen tavoite on kasvimassan, erityisesti suurten, voimakkaasti kilpailevien kasviyksilöiden poistoa. Tämä luo tilaa heikommin valosta kilpaileville lajeille (Tillman 1993, Pykälä ym. 2004). Laiduntamalla on saatu useissa kokeissa monimuotoisuus nousemaan (tai säilymään) vaikka maaperässä ei olisikaan tapahtunut oleellisia muutoksia ravinteikkuudessa. (Glimskär & Svensson 1990, Olf & Bakker 1991, Hansson ja Fogelfors 2000). Arvokkaiden perinnebiotooppien osalta maan alhainen ravinteikkuus ja kasvilajien runsaus, etenkin arvokkaimpien lajien esiintyminen ovat yhteydessä toisiinsa (Janssens & Peeters 1998, Raatikainen 2004). Taselaskelmat osoittavat, että laiduntamisen osalta maan ravinnevarojen vähentäminen on pitkäaikainen tai toissijainen tavoite. Sekin onnistunee fosforin osalta pitkällä aikavälillä sellaisilla lohkoilla, joilla laidunpäiviä kertyy riittävästi kumoamaan laskeuman vaikutus ja joilla kivennäisruokinta on järjestetty tarkoituksenmukaisesti. Typen osalta eläinten lisäkasvu kompensoi juuri ja juuri laskeuman eikä biologista typensidontaa voi juurikaan kontrolloida hoitotoimenpitein. Vasikoiden lisäruokinnan salliminen ei ole merkittävä haitta fosforin tai typen osalta, mutta emojen lisäruokinta on, ellei haittoja pystytä rajoittamaan käytetyn laidunalueen arvottomimpiin osiin.

Laiduntamisen vaikutuksista maan ravinnepitoisuuksiin ja –dynamiikkaan tarkemmin ks. tämän kirjan artikkeli Hokkanen ym. Maaperän ja kasvillisuuden ravinteet Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005.

Johtopäätökset

- Emojen kuntoutuminen oli selvästi heikompaa kuin vastaavissa kokeissa viljelylaitumilla. Vasikat kasvoivat hyvin, mikä johtui sekä emojen hyvästä maidontuotannosta että metsäjaksojen lyhyydestä.
- Sekä rehun määrä että rehuarvo olivat metsälaitumilla rehun saantia rajoittavia tekijöitä. Nurmen korkeus on hyvä indikaattori rehun riittävydestä ja se kuvaa myös kasvustoa monimuotoisuuden näkökulmasta. Nurmitikku sopii tähän tarkoitukseen hyvin.
- Niityn ja metsälaitumien tuotto on elokuusta alkaen heikko, ja eläimet kannattaa siirtää ajoissa muille laitumille.
- Niittyjen ja parhaiden metsälaitumien tuotto oli huomattava. Karut ja havupuuvaltaiset metsät eivät sovellu emolehmien metsälaitumiksi, ellei laidunnuksesta ole muita ratkaisevia hyötyjä.
- Laiduntavien eläinten lisäkasvun mukana alueilta poistuu melko vähän fosforia, ja vastaava määrä palautuu helposti kivennäisten ja laskeuman mukana. Siksi laiduntamisen päätavoite on kasvimassan poisto eikä maan viljavuuden alentaminen. Alueilla joilla maan fosforipitoisuus on uhka monimuotoisuudelle tai harvinaisten lajien esiintymiselle on syytä käyttää hoitona niittämistä tai fosforitilaa on kompensoitava voimakkaalla laiduntamisella.
- Kivennäisruokinta on fosforitaseen kannalta merkityksellisin tekijä. Vasikoille annettavien jauhojen merkitys on fosforitaseen kokonaisuuden kannalta mitätön. Emojen lisäruokinnan seurauksena laitumille tulisi merkittävästi ravinteita, joskin niiden vaikutus voi olla paikallinen.
- Niitty- ja metsäkasvuston fosforipitoisuus oli eläinten päivittäisen fosforin saannin kannalta riittävä, joten on suositeltavaa käyttää vähäfosforista kivennäistä. Hävikki tulee minimoida.
- Käytetyillä eläinpaineilla metsien taimikkovauriot olivat lähes merkityksettömät.

Kiitokset

Kiitämme Tohmajärven tutkimusaseman henkilökuntaa kokeen käytännön hoitotoista sekä erityisesti Matti Laasosta, Kaisa Karvosta, Maikki Virkajärveä ja Pekka Ylhäistä, joista kukin vuorollaan on vastannut kokeen käytännön järjestelyiden ja laiduntamisen onnistumisesta. Kiitämme myös Arto Huuskosta ja Kirsi Saarijärveä kommenteista tekstin käsikirjoitusvaiheessa. Kiitämme lämpimästi Maa- ja metsätalousministeriötä, ympäristöministeriötä

sekä MTT:tä hankeen pitkäjänteisestä rahoittamisesta. Lisäksi haluamme kiittää Suoviljelysyhdistystä, Idän maitoa ja Hannu Toropaista maa-alueiden luovutuksesta tutkimuksen käyttöön.

Kirjallisuus

- Allden, W.G. 1981. Energy and protein supplements for grazing livestock. Teoksessa: Morley, F.H.W. (ed.). World animal science B1. Grazing animals. s. 289-307. Amsterdam, The Netherlands.
- ARC 1980. The Nutrient requirements of ruminant livestock. Commonwealth Agricultural Bureaux.
- Archer, S. 1996. Assessing and interpreting grass-woody plant dynamics. Teoksessa: Hodgson, J. & Illius, A.W. (eds.): The ecology and management of grazing systems. Guilford, UK. s. 101-136.
- Berry, N. R., Jewell, P. L., Sutter, F., Edwards, P.J. & Kreuzer, M. 2002. Selection, intake and excretion of nutrients by Scottish Highland suckler beef cows and calves, and Brown Swiss dairy cows in contrasting Alpine grazing systems. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 139: 437-453.
- Bircham, J.S. 1981. Herbage growth and utilization under continuous management. PhD Thesis, University of Edinburgh. 384 s.
- Bloemhof, H.S. & Berendse, F. 1995. Simulation of the decomposition and nitrogen mineralization of aboveground plant material in two unfertilized grassland ecosystems. *Plant and Soil* 177: 157-173.
- Bruinenberg, M.H., Valk, H., Korevaar, H. & Struik, P.C. 2002. Factors affecting digestibility of temperate forages from seminatural grasslands: a review. *Grass and Forage Science* 57: 292-301.
- Dormaar, J. F. & Willms, W. D. 1998: Effect of forty-four years of grazing on fescue grassland soils. *Journal of Range Management* 51: 122-126.
- Dorrough, J., Moxham, C., Turner, V. & Sutter, G. 2006. Soil phosphorus and tree cover modify the effects of livestock grazing on plant species richness in Australian grassy woodland. *Biological Conservation* 130: 394-405.
- Eeli, K., Herva, T., Jokinen, M., Vehkaoja, S., Halkosaari, P., Alatalo, J. & Sonninen, R. 2005. Suunnitelmallinen naudanlihan tuotanto. Kauhava: A-Tuottajat Oy. 192 s.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1996. Äldre fodermarker. Värnamo: Naturvårdsverket. 319 s.
- Estermann, B. L., Wettstein, H.-R., Sutter, F., Erdin, D. & Kreuzer, M. 2003. Effect of calving period on herbage intake and nutrient turnover of Simmental and Angus suckler cows with Angus sired calves grazing subalpine and alpine pastures. *Livestock Production Science* 79: 169-182.

- Glimskär, A. & Svensson, R. 1990. Vegetations förändring vid gödsling och ändrad hävd. Sveriges Lantbruksuniversitet, Rapport 38. 71 s.
- Hansen 2005. Microhistology and other methods to determine selectivity of grazing cattle. Presentation in seminar 'The Importance of relevant grazing behaviour when managing the biodiversity of semi-natural grasslands'. November 9 – 10 2005, Oulu, Finland.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 2000. Management of a semi-natural grassland; results from a 15 year old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11: 31-38.
- Hokkanen, T., Hokkanen, H., Tuupainen, R., Virkajärvi, P. & Huhta, H. 1998. The effect of grazing on Carabidae in meadow and forest pastures. Teoksessa: Nagy, G. & Petö, K. (eds.). *Ecological aspects of grassland management: Proceedings of the 17th General Meeting of the European Grassland Federation*. Debrecen, Hungary, May 18-21, 1998. *Grassland Science in Europe* 3: 413-417.
- Hokkanen, T.J., Virkajärvi, P., Maksimov, A., Maksimova, T., Potemkin, A., Matikainen, P., Ylhäinen, P., Vanhanen, H. & Sieviläinen, M. 2005. Vegetation pattern after ten years of grazing on meadow and forest pastures. Teoksessa: Lillak, R. ym. (eds.). *Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proceedings of the 13th Occasional symposium of the European Grassland Federation Tartu, Estonia 29-31 August 2005.* *Grassland Science in Europe* 10: 276-280.
- Holmström, M.-H. 1994. Emolehmien laiduntaminen. Teoksessa: *Nurmenviljely. Tieto Tuottamaan* 69. Helsinki: Maaseutukeskusten liitto. s 114-118.
- Hæggström, C.-A. 1990. The influence of sheep and cattle grazing on wooded meadows in Åland, SW Finland. *Acta Botanica Fennica* 141: 1-28.
- Hæggström, C.-A. 1987. Den nordiska hagen. *Nordenskiöld-samfundets tidskrift* 47: 68-90.
- Høgh-Jensen, H. & Schjoerring, J. K. 2001. Rhizodeposition of nitrogen by red clover, white clover and ryegrass leys. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 439-448.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J.R.B., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Fillat, F. & Oomes, M.J.M. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69-78.
- Jarvis, S.C. 2000. Soil - plant – animal interactions and impact on nitrogen and phosphorus cycling and recycling in grazed pasture. Teoksessa: Lemaire, G. ym. (eds.). *Grassland ecophysiology and grazing ecology*. Cambridge, UK. s. 317-338.
- Jones, R.M., Jones, R.J. & McDonald, C.K. 1995. Some advantages of long-term grazing trials, with particular reference to changes in botanical composition. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 35(7): 1029-1038.

- Jutila, H. 1997. Vascular plant species richness in grazed and ungrazed coastal meadows, SW Finland. *Annales Botanici Fennici* 34: 245-263.
- Jutila, H. 1998. Seed banks of grazed and ungrazed baltic seashore meadows. *Journal of Vegetation Science* 9: 395-408.
- Jylhänkangas, T. & Esala, M. 2002. Niittykasvien kasvupaikkavaatimukset maaperän suhteen. MTT:n selvityksiä 3. Jokioinen: MTT. 58 s.
- Jørgensen, F.V. & Jensen, E.S. 1997. Short term effects of a dung pat on N₂ fixation and total N uptake in a perennial ryegrass/white clover mixture. *Plant and Soil* 196: 133-141.
- Kansaneläkelaitos 1989. Ruoka-aineiden ravintoainesisältö. Helsinki: Kansaneläkelaitos. 457 s.
- Kurtto, A. 1993. Niityt ja kedot. Teoksessa: Pälkäs, O. (toim.) Keto-opas. Helsinki: Suomen luonnonsuojeluliitto. s. 5-13.
- Kuusela, E. & Khalili, H. 2002. Effect of grazing method and herbage allowance on the grazing efficiency of milk production in organic farming. *Animal Feed Science and Technology* 98: 87-101.
- Korpilo, B. 2002. Eläimet luonnon ja maisemanhoitajina (Toim. Paranen, H. Holmström, M.-H. ja Pykälä, J.). Maa- ja metsätalousministeriö 23 s.
- Lampimäki, T. 1939. Nautakarjan laiduntamisesta metsämailla. *Silva Fennica* 50: 1-106.
- Lampinen, J. 2000. Kasvillisuusseuranta yhdellätoista saaristomeren hoitellulla saarella – LIFE projekti. 32- 48. Teoksessa: Lampinen, J. (toim.). Perinnebiotooppien monimuotoisuus – Saaristomeren kansallispuiston seminaarissa 5.3.1998 pidetyt esitelmät. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu, Sarja A 120. Vantaa: Metsähallitus. S 38-48.
- Lowman, B.G., Scott, N.A. & Somerville, S.H. 1976. Condition scoring of cattle. The East of Scotland College of Agriculture. Bulletin no 6. Revised edition. 31 s.
- Luoto, M., Pykälä, J. & Kuussaari, M. 2003. Decline of landscape-scale habitats and species diversity after the end of cattle grazing. *Journal of Nature Conservation* 11: 171-178.
- Manninen, M., Aronen, I. & Huhta, H. 2000. Effect of feeding level and diet type on the performance of crossbred suckler cows and their calves. *Agricultural and Food Science in Finland* 9: 3-16.
- Manninen, M. & Huhta, H. 2001. Influence of pre partum and post partum plane of nutrition on the performance of crossbred sukler cows and their progeny. *Agricultural and Food Science in Finland* 10: 3-18.
- Manninen, M. Järvenranta, K. & Virkajärvi, P. 2002. Erityyppisten kylmien tuotantotilojen soveltuvuus nuorille hf-emoille. Teoksessa: Rinne, M.

- (toim.): Maataloustieteen Päivät 2002. Kotieläintiede, 9.-10.2002, Viikki, Maaseutukeskusten Liiton julkaisu nro 977. Helsinki: Maaseutukeskusten Liitto. s. 40-43.
- Manninen, M. & Taponen, J. 2004. Influence of feeding accuracy on the performance of Aberdeen Angus x Ayrshire and Charolais x Ayrshire cross-bred suckler cows and their progeny. *Livestock Production Science* 85: 65-79.
- Manninen, M., Virkajärvi, P. & Jauhiainen, L. 2005. Effect of whole crop barley and oat silages on the performance of mature suckler cows and their progeny in outdoor winter feeding. *Animal Feed Science and Technology* 121: 227-242.
- Marriot, C.A., Bolton, G.R., Fisher, J.M. & Hood, K. 2005. Short-term changes in soil nutrients and vegetation biomass and nutrient content following the introduction of extensive management in upland sown swards in Scotland, UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 106: 331-344.
- McMeekan, C.P. 1956. Management and animal production. Proceedings of the 7th International Grassland Congress, Palmerston North, New Zealand. s. 146-155.
- Meister, E. & Lehmann, J. 1988. Nähr- und Mineralstoffgehalt von Wiesenkräutern aus verschiedenen Höhenlagen in Abhängigkeit vom Nutzungszeitpunkt. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung* 24:127-138.
- Milchunas, D.G. & Lauenroth, W.K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: 327-366.
- Mitchley, J. 1994. Sward structure with regard to conservation. Teoksessa: Haggard, R.J. & Peel, S. (eds.). *Grassland management and nature conservation*. BGS Occasional Symposium No 28. s. 43-53.
- MTT 2004. Rehutaulukot ja ruokintasuositukset [verkkojulkaisu]. Jokioinen: MTT. Saatavissa internetissä: <http://www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts86.pdf>.
- Nielsen, A. L. & Søgaard, K. 2002. Forage quality of cultivated and natural species in semi-natural grasslands. Grassland farming - balancing environmental and economical demands. Proceedings of the 18th General Meeting of the European Grassland Federation, Aalborg, Denmark, 22-25 May 2000. s. 213-215.
- NRC 1984. Nutrient requirements of beef cattle. Sixth revised edition. National Academy Press, USA. 90 s.
- Olf, H. & Bakker, J.P. 1991. Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland. *Journal of Applied Ecology* 28: 1040-1052.

- Oomes, M.J.M. 1990. Changes in dry matter and nutrient yields during the restoration of species-rich grasslands. *Journal of Vegetation Science* 1: 333-338.
- Peeters, A. & Janssens, F. 1998. Species-rich grasslands: diagnostic, restoration and use in intensive livestock production systems. Teoksessa: Nagy, G. & Peto, K.. *Ecological aspects of Grassland Management*. 17th EGF Meeting 1998. Debrecen, Hungary. s. 375-393.
- Pitt, M.D., Newman, R.F., Youwe, P.L., Wikeem, B.M. & Quinton, D.A. 1998. Using a grazing pressure index to predict cattle damage of regenerating tree seedlings. *Journal of Range Management* 51(2): 152-157.
- Pykälä J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristö* 495. 205 s.
- Pykälä, J. 2004. Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 175: 217-226.
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R.K. & Kontula, T. 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grassland in Northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6: 25-33.
- Pykälä, J. 2005. Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108: 109-117.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2004. Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. *Ecological Applications* 14: 1656-1670.
- Raatikainen, K. 2004. Maaperän ravinteiden ja hoidon merkitys tuoreiden niittyjen kasvillisuudelle. Pro gradu –tutkielma. Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto. 62 s.
- Rannikko, K. 1994. Nautakarjan metsä- ja luonnonlaidunnuksen vaikutukset kasvillisuuteen. Päättötyö, Kiteen Maaseutuopisto. 19 s.
- Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19: 95 - 107.
- Robelin, J. & Tulloh, N.M. 1992. Patterns of growth of cattle. Teoksessa: Jarige, J. & Beranger, C. (eds). *Beef cattle production*. World Animal Science, C5. s 111-130.
- Ross, C.A. & Jarvis, S.C. 2001. Measurement of emission and deposition patterns of ammonia from urine in grass swards. *Atmospheric Environment* 35: 867-875.
- Saarijärvi, K., Mattila, P. & Virkajärvi, P. 2006. Laitumen ammoniakkipäästöt. Teoksessa: Virkajärvi, P. & Uusi-Kämppe, J. (toim.). *Laitumen ja suoja- vyöhykkeiden ravinnekierto ja ympäristökuormitus*. Maa- ja elintarviketalous 76, Jokioinen: MTT. s. 75-84.

- Schwartz, F.J., Heidl, U. & Kirchgessner, M. 1995. Gehalte und Ansatz von Mengenelementen in Geweben und im ganzkörper von wachsenden Jungbullen der rasse Fleckvieh. *Archives of Animal Nutrition* 48:183-199.
- Simon, U. & Park, B.H. 1981. A descriptive scheme for stages of development in perennial forage grasses. Teoksessa: Smith, J.A. & Hays, V.W., (eds.), *Proceedings of the XIV International Grassland Congress at Lexington, Kentucky, USA, June 15-24, 1981.* s. 416- 418.
- Sirkko, K. 2005. Suomi kestää vertailun. *Pohjoismaiset emolehmätarkkailun tulokset 2004.* *Nauta* 3/2005: 73.
- Snow, C.S.R., Marrs, R.H. & Merrick, L. 1997. Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex. *Biological Conservation* 79: 35-41.
- Sormunen-Cristian, R., Manninen, M. & Jauhiainen, L. 2004. Mixed grazing by suckler cows and lambs on cultivated pasture. Teoksessa: Lüscher, A. ym. (eds.). *Land Use Systems in Grassland Dominated Regions. Proceeding of 20th General Meeting of EGF. 21-24/6 23004, Luzern, Switzerland. 21 6 2004.* *Grassland Science in Europe* 9: 608-610.
- Spöndly, E. 1999. Kan naturvårdens krav äventyra djurens tillväxt och hälsa. *Forskningsnytt* 2: 17.
- Stuth, J. & Marachin, G.E. 2000. Sustainable management of pasture and rangelands. Teoksessa: Lemaire, G. ym. (eds.) *Grassland ecophysiology and grazing ecology.* Cambridge, UK. s. 339-354.
- Tainton, N.M., Morris, C.D. & Hardy, M.B. 1996. Complexity and stability of grazing systems. Teoksessa: Hodgson, J. & Illius, A.W. (eds.). *The Ecology and management of Grazing Systems.* Guilford, UK. s. 275-299.
- Thorsteinsson, I. 1986. The effect of grazing on stability and development of northern rangelands. Teoksessa: Gudmundsson, O. (toim.). *Grazing Research in Northern latitudes.* NATO ASI Series. s. 37-43.
- Tuupanen, R. 1999. Laidunnuksen vaikutus metsä- ja niittylaitumien kasvillisuuden rakenteeseen ja biomassaan. Syventävien opintojen tutkielma. Joensuun yliopisto, biologian laitos. 70 s.
- Tuupanen, R., Hokkanen, T.J., Virkajärvi, P. & Huhta, H. 1997. Grazing suckler cows as managers of vegetation biomass and diversity on seminatural meadow and forest pasture. Teoksessa: *Management for grassland biodiversity. Proceedings of the international occasional symposium of the European Grassland Federation, Poland, May 19-23, 1997.* s. 165-170.
- Virkajärvi, P. 1997. Joustavuutta laidunpinta-alaan. *Koetoiminta ja käytäntö* 54(20.5.1997): 25.
- Virkajärvi, P., Hokkanen, T., Hokkanen, H., Tuupanen, R., Huhta, H. & Maksimov, A. 1999. Extensive grazing - a compromise between productivity and nature conservation? Teoksessa: *Grazing and pasture management*

in the nordic countries. NJF utredning rapport nr. 126. NJF-Utredning. Rapport 126. s. 105-107.

- Virkajärvi, P., Hokkanen, T., Koponen, S., Uusi-Kämppe, J., Mannerkorpi, P., Castren, H. & Huhta, H. 1996. Forest pastures and semi-natural meadow for suckler cows in Finland. Grassland and land use systems. Proceedings of the 16th general meeting of the European Grassland Federation. 1: 665-669.
- Virkajärvi, P., Huhta, H. 1999. Suckler cows grazing on meadows and forest pastures. Forskningsnytt om økologisk landbruk i Norden 2/1999: 14-16.
- Virkajärvi, P., Sairanen, A., Nousiainen, J. & Khalili, H. 2002. Effect of herbage allowance on pasture utilization, regrowth and milk yield of dairy cows in early, mid and late season. Animal Feed Science and Technology 97: 23-40.
- Virkajärvi, P., Tuupanen, R., Hokkanen, T. & Huhta, H. 1997. Emolehmät niitty- ja metsälaidunten hyödyntäjinä ja säilyttäjinä. Teoksessa: Salo, R. (toim.). Maa kasvun antaa. Maatalouden tutkimus- ja tuotantopäivät, esitelmät, Jokioinen 5.-7.8.1997: Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja. Sarja A 27. Jokioinen: Maatalouden tutkimuskeskus. s, 91-96.
- Wright, I.A. & Russel, A.J.F. 1987. The effect of sward height on beef cow performance and on the relationship between calf milk and herbage intakes. Animal Production 44: 363-370.
- Wright, I.A. & Whyte, T.K. 1989. Effects of sward surface height on the performance of continuously stocked spring-calving beef cows and their calves. Grass and Forage Science 44: 259-266.
- Vuorenmaa, J., Juntto, S. & Leinonen, L. 2001. Sadeveden laatu ja laskeuma Suomessa 1998. Suomen ympäristö 468. Vantaa: Suomen ympäristökeskus. 115 s.
- Vuorenmaa, J., Järvinen, O. & Vänni, T. 1998. Sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvot Suomessa 1997. Suomen ympäristökeskuksen moniste. 66 s.
- Whitehead, D.C. 2000. Nutrient elements in grassland. Soil – plant animal relationships. Cambridge, UK. 369 s.

Liitteet

Taulukko 1. Keskilämpötila ja sademäärä Tohmajärvellä 1994-2004 sekä pitkän ajan keskiarvot.

Keski- lämpötila	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	1961- 90
Touko	6,5	8,6	7,4	7,1	8,6	5,4	8,6	7,4	9,9	10,5	8,3	8,6
Kesä	13,0	16,4	13,3	14,8	14,0	18,3	13,8	13,9	14,6	10,9	12,7	14,0
Heinä	17,7	14,4	13,8	17,3	16,2	17,4	16,4	18,8	18,0	19,5	16,2	15,9
Elo	13,7	14,2	15,2	15,2	12,5	12,7	13,4	13,4	15,2	14,1	14,5	13,5
Syys	9,7	7,2	6,7	8,6	9,3	9,6	7,6	9,2	8,0	9,4	10,7	8,3
Keskim.	12,1	12,2	11,3	12,6	12,1	12,7	11,9	12,5	13,1	12,9	12,5	12,1
Sade- määrä	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	1961- 90
Touko	29,1	37,9	66,5	28,6	42,8	37,4	30,8	33,9	33,7	67,8	42,3	36
Kesä	34,7	30,6	42,6	39,1	91,5	113,0	83,1	45,2	99,3	40,1	88,5	57
Heinä	59,6	49,4	77,7	46,5	154,4	62,1	95,8	48,0	65,6	49,9	105,2	70
Elo	71,4	84,6	29,8	28,5	118,2	31,4	65,1	58,5	32,3	159,8	81,9	80
Syys	193,9	40,8	27,5	150,4	24,8	27,4	56,0	49,9	52,4	47,7	87,0	65
Yhteensä	388,7	243,3	244,1	293,1	431,7	271,3	330,8	235,5	283,3	365,3	404,9	308

Kasvillisuus Tohmajärven metsä- ja niittylaitumilla 1994–2004

Timo J. Hokkanen¹⁾, Reetta Tuupanen²⁾, Anatoliy Maksimov³⁾, Alexey Potemkin⁴⁾,
Tatyana Maksimova³⁾ ja Perttu Virkajärvi⁵⁾

¹⁾ Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu, etunimi.sukunimi@ymparisto.fi

²⁾ Metsähallitus, Luontopalvelut, Vernissakatu 4, 01300 Vantaa, etunimi.sukunimi@metsa.fi

³⁾ Karelian Research Centre, Institute of Biology, Pushkinskya Street 11, 185610 Petrozavodsk, Karelian Republic, Russian Federation, maksimov@krc.karelia.ru

⁴⁾ Komarov Botanical Institute, 2 Prof. Popova Street, St. Petersburg 197376, Russia, potemkin_alexey@mail.ru

⁵⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, etunimi.sukunimi@mtt.fi

Tiivistelmä

Tässä tutkimuksessa selvitettiin Tohmajärvellä 1994–2004 tehdyn kenttäkokeen kasvillisuuden muutoksia. Emolehmien laidunnuksen vaikutusta kasvillisuuteen tutkittiin kahdella metsälaidunkoelalla sekä lannoittamattomalla niityllä. Kullakin laidunlohkolla oli vertailupareina kolme 12 x 12 metrin suuruista aidattua ja aitaamatonta koelaa, joten yhteensä koaloja oli 18. Emolehmät laidunsivat lohkoilla niiden tuottokykyä vastaavan ajan, ja metsälohkoilla laidunpaine pidettiin alhaisena. Kasvillisuusanalyysit tehtiin vuosina 1996–1998 ja 2003–2004. Alueen kokonaislajilukumäärä nousi kokeen aikana 140:stä 149:ään. Putkilokasvilajiston diversiteetti-indeksi H' nousi laidunnetuilla koaloilla. Metsäisillä koaloilla laidunnus nosti kokonaislajilukumäärää tilastollisesti merkitsevästi, kun taas niityllä lajimäärä pieneni. Sammallajeja koaloilta löytyi vuonna 2003 yhteensä 39. Kaikilla laidunnetuilla koalalareilla sammalten peittävyys oli pienempi kuin vertailukoaloilla. Erityisen suuri ero oli niityllä.

Avainsanat: biodiversiteetti, emolehmät, laiduntaminen, luonnonlaitumet, luonnon monimuotoisuus, metsälaitumet, niityt, kasvillisuus, sammalet, putkilokasvit

Johdanto

Monet perinnemaisemat kuten metsälaitumet, hakamaat ja niityt ovat karjatalouden synnyttämiä, kun alueita on laidunnettu ja niitetty vuosia. Karja on laiduntanut luonnonniittyjen lisäksi myös metsässä ja kaskiviljelyksen seurauksena syntyneillä ahoilla (Lampimäki 1939). Metsälaidunnuksessa muodostunut metsä oli avointa ja koostui mosaiikeista, joita muodostivat mm. kierto-kaskiviljelyn eri vaiheet, avoimiksi laidunnetut metsiköt ja täystiheät koskemattomat metsiköt (Heikinheimo 1915). Laidunniityille, hakamaille ja metsälaitumille vakiintui avointa ja valoisaa ympäristöä vaativa kasvilajisto.

Metsälaidunnus oli kuitenkin tehotonta, ja sen katsottiin myös vahingoittavan puustoa (mm. Multamäki 1916, Borg 1927), joten se kiellettiin Suomen laissa vuonna 1921, ja karja määrättiin pidettäväksi aitauksissa (Lampimäki 1939). Luonnonniittyjen määrä putosi 1920-luvulle tultaessa alle puoleen (n. 600 000 ha) siitä mitä se oli vielä 1880-luvulla ollut (Haeggström ym. 1997). Perinteisesti laidunnettuja niittyjä oli vuonna 1994 Suomessa enää vain 1000-2000 ha (Anon. 1994).

Uhanalaisten kasvien ja eläinten seurantatoimikunnan mietinnön (1992) mukaan luonnonniittyjen häviäminen on merkittävin putkilokasvien ja päiväperhosten uhanalaisuuden syy. Ihmistoiminnan muovaamissa kulttuuriympäristöissä elää noin viidennes kaikista uhanalaisista lajeistamme. Kulttuuriympäristöjen eläimet ja kasvit muodostavat lisäksi neljäsosan jo kokonaan hävinneistä lajeista. Erityisesti niityillä ja laidunmailla esiintyy runsaasti uhanalaisia kukkakasveja, sanikkaisia, sienä ja selkärangattomia eläimiä.

Maaseudun maisemia on viime vuosina alettu hoitaa niittämällä sekä kansallisella että EU:n tuella. Laajojen alueiden hoitaminen työvaltaisoin menetelmin on kuitenkin vaikeaa ja kallista, ja erityisesti hakamaiden luominen ilman laidunnusta on mahdotonta. Viime vuosien EU:n tukipolitiikka on antanut mahdollisuuksia laajentaa emolehmiin perustuvaa tuotantoa. Tässä yhteydessä on tullut esille mahdollisuus käyttää emolehmiä myös maisemanhoitajina.

Laidunnuksen vaikutusta metsien pintakasvillisuuden ekologiaan ja maaperään on tutkittu niukasti (mm. Steinbrenner 1951, Bjor & Graffer 1963, Malkamäki 1990). Useimmat suomalaiset metsälaiduntutkimukset ovat 1900-luvun alkupuolelta ja laidunnusta käsitellään lähinnä metsätalouden kannalta (Multamäki 1916, Kallio & Levänen 1927, Lampimäki 1939). Laidunnuksen vaikutusta muiden luonnonlaitumien, kuten niittyjen ja hakojen kasvillisuuteen ja maaperään on tutkittu enemmän kuin vaikutusta metsien maaperään ja kasvillisuuteen (mm. Steen 1958, Glimskär & Svensson 1990, Haeggström 1990, Jantunen ym. 1995).

Tässä tutkimuksessa selvitettiin emolehmien laiduntamisen vaikutusta pintakasvillisuuden lajistoon ja rakenteeseen metsässä ja lannoittamattomalla ni-

tyllä. Tutkimusasetelmassa oli olennaista säädellä laidunpainetta ja pitää se niin alhaisena, ettei tutkimusmetsiköiden puusto ja muu kasvillisuus vaurioitunut, mutta toisaalta toiminnan pitää olla myös taloudellisesti kannattavaa.

Aineisto ja menetelmät

Laidunalueet

Kokeessa käytettiin laitumina Karjalan tutkimusaseman lähellä olevaa kahta metsälohkoa (OMT sekametsä 2.1 ha sekä 1.4 ha:n varttunut koivikko). Vertailuna oli entinen viherkesantonurmi (kokonaisala 4.1 ha), jota kutsutaan jatkossa niityksi (Kuvio 1). Nurmi oli lannoitettu viimeisen kerran ennen kokeen alkua v. 1992. Alueet on kuvattu tarkemmin tämän kirjan artikkelissa: Virkajärvi ym. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005.



Kuvio 1. Tohmajärven laidunkokeen koalue ja tutkimuskoealojen sijoittuminen lohkoille. Kartta: Juho Kotanen/Pohjois-Karjalan ympäristökeskus.

Laiduntaminen

Koe-eläiminä käytettiin kevätpoikivia eri-ikäisiä ja erituisia risteytysemo-lehmiä vasikoineen Laidunnus aloitettiin touko-kesäkuun vaihteessa ja se päättyi elokuun alussa tai viimeistään puolivälissä. Laitumet syötettiin loh-

koina alkaen niityltä. Metsälohkojen kiertojärjestys määräytyi kasvuston kehitysvaiheen mukaan. Tarkempi kuvaus laidunnuksesta on tämän kirjan artikkelissa: Virkajärvi ym. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005.

Kasvillisuusanalyysit

Putkilokasvien ja sammalten peittävyys

Putkilokasvilajisto ja lajien peittävyydet inventoitiin 1996 ja 2004 heinäkuun lopussa. Jokaiselle koealalla sijoitettiin systemaattisesti viisi 1 m x 1 m ruutua – yksi keskelle ja neljä kulmiin noin 2 m kulmasta keskelle päin. Peittävyys arvioitiin prosentteina seuraavasti: +, 0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 15, 20, 25, 30, ..., 100 %. Mukaan laskettiin kaikki lajit, joille tulee ruudulle peittävyttä, vaikka niiden juurtumiskohta sijoittuisikin ruudun ulkopuolelle. Putkilokasveille käytetään Hämet-Ahdin ym. (1986) mukaista nimitystä.

Sammalet määritettiin syyskuun alussa 1998 ja 2003 samoilla menetelmillä kuin putkilokasvit. Aitosammalten nimitys on pääasiassa Söderströmin (1996, 1998) ja maksasammalten nimitys Grollen ja Longin (2000) mukaan.

Tilastolliset analyysit

Aineiston tilastolliset käsittelyt tehtiin SPSS-tilastopakettilla versio 8.0.0 (SPSS Inc. 1997) ja yhteisöanalyysit PC-ord 4.0 ohjelmistopakettilla (Mjm Software Design 1999). Twinspan-analyysissä pseudolajien rajat olivat 0, 2, 5, 10 ja 20 %.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Alueen kasvilajisto

Tohmajärven niitty- ja metsälaitumilta havaittiin vuosina 1996 – 2004 yhteensä 126 putkilokasvi- ja 56 sammallajia (Liitteet 1-6). Lajisto oli metsille ja viljellyille niityille tyypillistä yleistä lajistoa, uhanalaisia tai harvinaisia kasvilajeja ei löytynyt. Koko aineistossa yleisimpiä kasvilajeja olivat heinät kuten nurmiröllä (*Agrostis tenuis*), metsälauha (*Deschampsia flexuosa*), koiranheinä (*Dactylis glomerata*) sekä kylänurmikka (*Poa pratensis*). Yleisiä ruohoja olivat niityleinikki (*Ranunculus acris*), metsätähti (*Trientalis europaea*), oravanmarja (*Maianthemum bifolium*), nurmitädyke (*Veronica chamaedrys*), metsäkurjenpolvi (*Geranium sylvaticum*) sekä mesiangervo (*Filipendula ulmaria*). Näitä lajeja tavattiin koko aineistossa (analyysit 1996 ja 2004) yli puolella kaikista tutkituista koealoista.

Sammallajiston yleisimmät lajit olivat suikerosammaleita (*Brachythecium reflexum*, *B. oedipodium*, *B. salebrosum*). Myös seinäsammalta (*Pleurozium schreberi*) löytyi yli puolella koealoista. Laidunnuksen myötä myös paljasta

maata suosivat sammaleet kuten iso myyränsammal (*Atrichum undulatum*) yleistyivät. Suurin osa sammallajeista löytyi vain yhdeltä tai kahdelta koealalta. Maksasammalia, jotka viihtyvät yleensä kosteassa, löytyi alueelta vain muutamia lajeja. Yleisimmät maksasammallajit olivat *Chiloscyphus profundus* ja *Ptilidium pulcherrimum*. *Chiloscyphus* löytyi niityn yläosaa lukuun ottamatta kaikkialta ja *Ptilidium* puolestaan oli yleinen metsissä.

Lohkojen kasvilajisto

Koealue oli sangen heterogeeninen. Suurin yhdeltä vertailumetsäkoealalta löytynyt kasvilajimäärä (putkilokasvit ja sammaleet) oli 53 vuonna 2003-2004. Niityn alaosa löytyi kokeen lopussa vertailukoealalta 49 kasvilajia. Pienimmät vertailuruutujen lajimäärät olivat 21 lajia sekametsän yläosassa (C) vuonna 1996-1998 sekä 28 lajia varttuneen koivikon keskellä (B) vuonna 2003-2004. Varttuneen koivikon ja sekametsän kasvilajistot poikkesivat toisistaan huomattavasti. Koivikon kosteassa osassa (A) oli monipuolinen ja sekalainen lajisto: runsaasti mesiangervoa (*Filipendula ulmaria*), maitohorsmaa (*Chamaenerium angustifolium*) sekä mm. korpiorvokkia (*Viola epipsila*) ja ojakellukkaa (*Geum rivale*). Koivikon kuivemmassa osassa lajistoa hallitsivat kastikat (*Calamagrostis*), metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) ja monet metsäruohot kuten metsätähti (*Trientalis europaea*), oravanmarja (*Maianthemum bifolium*), ja kultapiisku (*Solidago virgaurea*). Myös mustikka ja puolukka olivat yleisiä.

Sekametsän alaosa (A ja B) oli kosteampi kuin rinteiden yläosa (C). Monipuolinen metsälajisto oli alaosaossa vallitseva – tyyppilajeja olivat mm. puolukka ja mustikka, metsälauha, nurmiröllä, metsätähti ja oravanmarja. Yläosassa, entisellä niityllä, olivat merkittävimpiä vuohenputki ja mesiangervo sekä monet niitylajit.

Niityllä näkyi selvästi alueen nurmiviljelyhistoria. Viljeltyt niitylajit kuten koiranheinä (*Dactylis glomerata*), timotei (*Phleum pratense*), nurminata (*Festuca pratensis*), niittynurmikka (*Poa pratensis*) ja apilat (*Trifolium* sp.) olivat yleisiä. Myös juolavehnää (*Elymus repens*), orvontädykettä (*Veronica serpyllifolia*) ja niittyleinikkiä (*Ranunculus acris*) oli niityllä runsaasti. Metsäkoealoilta nämä lajit puuttuivat tai niitä oli selvästi niukemmin kuin niityllä.

Koealaparit oli asetettu lohkoille siten, että ne kuvaisivat kunkin lohkon sisäistä vaihtelua (Kuvio 1), mutta erot olivat analyysien perusteella kuitenkin yllättävän suuret ja tuloksia on hankala yleistää esim. koko metsäalueelle. Esimerkiksi sekametsän (SM) koealapari C oli vanhalla niitylle perustettu istutuskoivikko, joka monessa suhteessa muistutti vielä enemmän puuta kasvavaa niittyä kuin metsää.

Laidunnuksen vaikutus lajimäärään

Tutkimusalueen kasvilajien kokonaismäärä ei muuttunut laidunaikana merkittävästi. Putkilokasveja löydettiin 100 lajia vuoden 1996 analyysissä ja 110 lajia vuonna 2004. Sammaleita löytyi 1998 analyysissä 40 lajia, kun vuonna 2003 lajeja löytyi 39 (Taulukko 1).

Kymmenen vuoden laidunnuksen jälkeen 2003-2004 kasvilajien määrä metsälaitumilla oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi laidunnetuilla kuin laiduntamattomilla koealoilla (Wilcoxonin testi, $p < 0,027$, $n = 6$). Vuosien 1996-1998 tuloksissa ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa. Niitylaitumella tilanne oli päinvastainen: laidunnus pienensi lajimäärää. Niityllä koealojen määrä per käsittely oli kuitenkin vain kolme ja tuloksissa selkeä ero on tilastollisesti ainoastaan suuntaa-antava (Wilcoxonin testi, $p < 0,109$; $n = 3$). Suunta oli kuitenkin kaikilla koealoilla sama.

Tohmajärven laidunalueella kaikilla laidunnetuilla koealoilla oli Tuupasen (1999) tutkimuksissa huomattavasti alhaisempi biomassa kuin vertailukoealoilla. Biomassan molemmissa ääripäissä monimuotoisuus voi olla pieni. Hyvin ankarasta ympäristöstä (esim. ylilaidunnus) aiheutuva alhainen biomassa yhdistyy alhaiseen monimuotoisuuteen, mutta myös edullisissa kasvuolosuhteissa kasviyhdyksunnan sisäinen kilpailu johtaa harvojen kookkaiden lajien dominointiin ja pieneen monimuotoisuuteen (Grime 1979).

Tässä tutkimuksessa kaikilla laidunnetuilla metsäkoaloilla lajeja oli enemmän kuin vastaavilla vertailukoealoilla. Shannonin diversitetti-indeksi kuvaa lajimäärää eli siihen vaikuttavat harvinaiset lajit; vähemmän vaikuttaa lajien jakautuminen tasaisesti. Shannonin indeksi putkilokasveille oli kokeen lopuessa laidunnetuilla koealoilla suurempi kuin vertailukoealoilla lukuun ottamatta niityn ja sekametsän B-koelapareja (Taulukko 1).

Taulukko 1. Putkilokasvi- ja sammalajien lukumäärät ja Shannonin diversiteetti-indeksi koealoittain Tohmajärven metsälaidunnuskokeella 1996-1998 ja 2003-2004. Koealakoodit: *lohkotunnus*: KO = koivikko, SM = sekametsä, NI = niitty; *koeala*: A, B, C; *käsittely*: la = laidunnus, ve = vertailu.

	1996 - 1998					2003 - 2004				
	Lajit		Shannon			Lajit		Shannon		
	yht kpl	putkilok. 1996	sammalet 1998	putkilok. H'	sammalet H'	yht kpl	sammalet 2003	putkilok. 2004	sammalet H'	putkilok. H'
Koeala										
KOAve	38	31	7	2,53	0,61	40	6	34	1,52	2,76
KOAa	39	31	8	2,32	0,93	47	8	39	1,38	2,78
KOBve	42	32	10	2,57	1,41	30	6	24	0,59	2,37
KOBa	31	18	13	1,56	1,99	32	8	24	1,52	2,65
KOCve	36	26	10	1,88	1,41	28	5	23	1,47	1,80
KOCa	46	34	12	2,36	1,51	48	15	33	1,46	2,75
0										
SMAve	43	37	6	2,62	1,37	53	18	35	1,34	2,72
SMAa	41	34	7	2,60	1,19	56	16	40	1,42	3,07
SMBve	46	40	6	2,67	1,41	41	10	31	1,78	2,74
SMBa	45	39	6	2,97	1,09	53	18	35	1,85	2,54
SMCve	21	17	4	1,29	0,28	33	15	18	1,85	1,61
SMCa	24	22	2	2,11	0,68	36	13	23	1,75	2,57
0										
NIave	35	24	11	2,02	1,10	49	16	33	1,90	2,59
NIaa	30	20	10	1,79	1,48	38	13	25	1,63	2,66
NIBve	34	22	12	1,74	1,16	40	17	23	1,57	2,52
NIBa	29	22	7	1,94	1,16	24	9	15	1,47	2,16
NICve	23	18	5	1,62	1,12	27	8	19	1,17	2,32
NICa	21	15	6	1,30	0,46	21	6	15	1,36	2,36
Lajeja yht.	140	100	40			149	39	110		

Erot laidunnettujen ja laiduntamattomien koealojen lajimäärissä eivät olleet suuret. Niityllä lajeja oli vertailualoilla muutama enemmän ja metsälohkoilla muutama vähemmän kuin laidunnetulla puolella. Tutkimuksen alhainen laidunpaine metsälohkoilla näkyi maastossa mm. siitä, että lohkot ja koealat olivat selvästi syöty laikuttaisesti. Neuteboomin ym. (1994) mukaan matala laidunpaine johtaa korkeudeltaan laikuttaiseen kasvillisuuteen. Tämä taas johtaa myös lajistolliseen monimuotoisuuteen, kun matalan ja korkean kasvillisuuden laikuissa viihtyy eri lajeja. Lajimäärän muutokset eivät ole nopeita. Smithin ja Rushtonin (1994) mukaan vasta laidunnuksen lopettaminen neljäksi vuodeksi johti lajimäärään laskuun. Salan ym. (1986) mukaan taas, kun laidunnukselta poistetulla alueella aloitettiin laiduntaminen uudelleen, lajimäärä alkoi nousta vasta neljän vuoden päästä.

Putkilokasvien luokittelu ja lajistomuutokset

Putkilokasvien TWINSPAN-luokitteluanalyysi (Kuva 2) vuosien 1996 ja 2004 aineistosta erotti niittykoealat metsäkoaloista. Perusjako tapahtui voikukan (*Taraxacum officinale*) esiintymisen mukaan: niitymäisillä koealoilla laidunnusta suosiva voikukka oli runsas. Muita ensimmäiseen jaon niittykas-

veja olivat niityn tyyppilajit – heinät, apilat ja leinikit, joita ei juuri metsissä ollut. Piharatamoa (*Plantago major*) oli ainoastaan niityllä.

Toisella jakotasolla niittymäisistä koealoista erottuivat vuoden 2004 alarinteen kostein niittykoeala, NIAve04 ja sekametsän niittymäisin koeala SMCl04. Näiltä koelaoilta löytyi vuohenputkea (*Aegopodium podagraria*), joka niityltä muuten puuttui. Sekametsäkoealoilla vuohenputkea oli paikoin rinteen alaosaa (koeala A) lukuun ottamatta erittäin runsaasti.

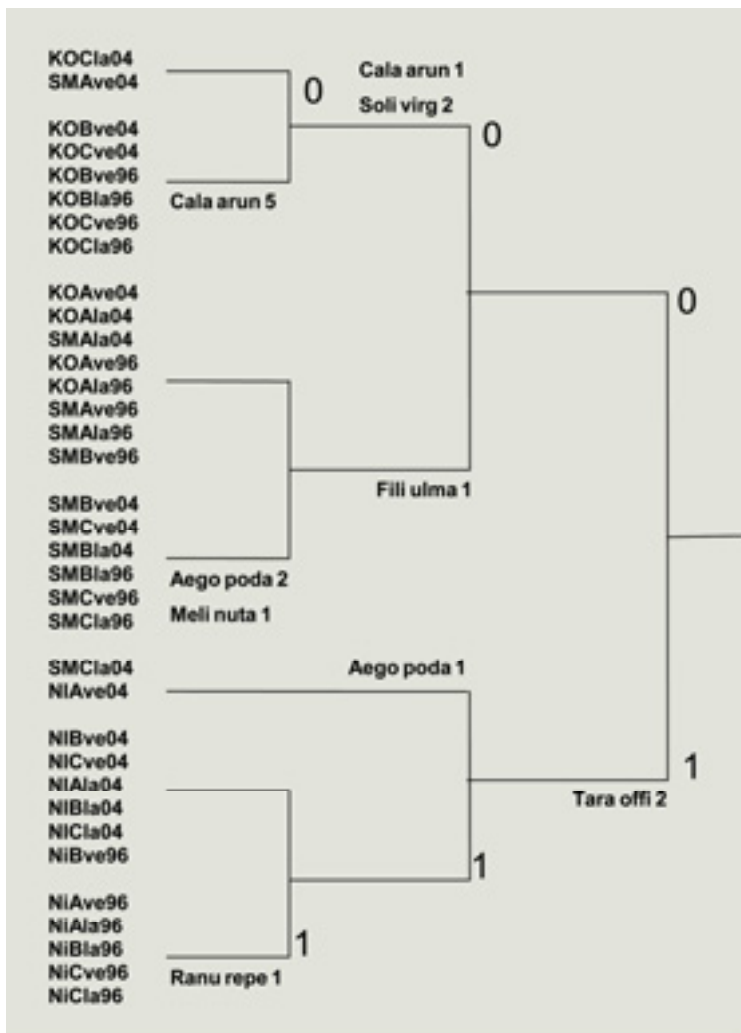
Metsäkoealat jakoutuivat toisella jakotasolla kuivempiin ja karumpiin sekä kostempiin ja rehevämpiin. Kuivemmilla metsäkoelaoilla metsäkastikka (*Calamagrostis arundinacea*) ja kultapiisku (*Solidago virgaurea*) olivat runsaita, rehevämällä koelaoilla mesiangervo (*Filipendula ulmaria*) oli tyyppikasvi (Kuvio 2).

Kolmas jakotaso erotti niityltä koealat, joissa oli rönsyleinikkiä (*Ranunculus repens*). Rönsyleinikki hävisi niityn laidunnetuilta koelaoilta vuodesta 1996 vuoteen 2004, kun se oli vuoteen 1996 asti yleistynyt (Tuupanen 1999).

Metsäkoelaoilta kolmas jakotaso erotti kosteammalta/rehevämmältä alueelta (varttuneen koivikon A-ruudut ja sekametsä) ruudut, joissa oli runsaasti vuohenputkea ja nuokkuhelmikkää (*Melica nutans*).

Metsäkoalojen kuivempaan päähän erottuivat koealat, joissa oli erittäin runsaasti metsäkastikkaa. Näitä koaloja olivat varttuneen koivikon B ja C koealat vuodelta 1996 (vertailu ja laidunnettu) sekä samojen koalaparieren vertailuruudut vuodelta 2004. Varttuneen koivikon laidunnetuilla B ja C ruuduilla oli laidunnuksen takia vuonna 2004 selkeästi vähemmän metsäkastikkaa kuin vuonna 1996 ja jo aikaisemmin havaittu metsäkastikan taantuminen jatkui. Kastikat maistuivat karjalle hyvin ja lisäksi ne kärsivät tallauksesta, joten ne pääasiassa taantuvat laidunnuksen takia. Metsälohkoilla laidunnuksesta kärsivät myös mm. nuokkuhelmikkä, korpiorvokki ja metsätähti.

Sekametsän alaosan (koealapari A) vertailuruutu sijoittui vuonna 2004 luokittelun kuivaan/niukkaravinteiseen päähän, kun se vuonna 1996 oli metsäruutujen rehevämmässä/kosteammassa päässä. Koelalta löytyi vuonna 2004 metsäkastikkaa, jota ei aiemmin ollut. Nuokkuhelmikkä puolestaan oli niukentunut, ja 1996 löytyneet saralajit (*Carex limosa*, *C. nigra*, *C. pallescens*) olivat koelalta hävinneet.



Kuvio 2. Koealojen TWINSpan-analyysi vuosien 1996 ja 2004 putkilokasviaineistosta. Nimikoodit muodostuvat seuraavista osista: KO = varttunut koivikko; SM = sekametsä, Ni = niitty. A, B, C = koeala; ve = kontrolli, la = laidunnettu, 98 = tutkimusvuosi 1998, 04 = tutkimusvuosi 2004. Tulkintaesimerkki: KOAla04 = varttunut koivikko, koeala A, laidunnettu, tutkimusvuosi 2004. Lajinimien lyhenteet: Tara offi = *Taraxacum officinale*, Cala arun = *Calamagrostis arundinacea*, Soli virg = *Solidago virgaurea*, Fili ulma = *Filipendula ulmaria*, Aego poda = *Aegopodium podagraria*, Meli nuta = *Melica nutans*, Ranu repe = *Ranunculus repens*.

Carex brunnescens ja *C. digitata*, joita myös löytyi 1996, olivat hävinneet 2004. Malkamäki (1990) mainitsee sormisaran maistuvan nautakarjalle hyvin, mutta Malkamäen (1990) tuloksissa sormisara ja jokapaikansara (*Carex nigra*) ovat lievästi runsaampia laidunnetuilla aloilla kuin laiduntamattomilla. Bjor ja Graffer (1963) huomauttavat vain yleisesti sarojen hyötyvän laidun-

nuksesta. Lampimäki (1939) toteaa, että lehmät torjuvat suurimman osan saralajeista.

Lajit, jotka olivat runsaampia metsälohkojen laidunnetuilla koealoilla laiduntamattomiin koealoihin verrattuina ovat ekologisesti heterogeeninen ryhmä, mutta tähän kuului useita heinämaille, kylvönurmille, niityille ja viljelysmaille tyypillisiä lajeja, kuten rönsyleinikki, koiranheinä, nurmitädyke, voikukka, poimulehdet (*Alchemilla* sp. L.), punanata ja nurmirölli (Jalas 1958, 1965 ja 1980, Ellenberg 1988).

Monet lajit, jotka tässä kokeessa hyötyivät metsälaidunnuksesta ovat myös useiden muiden tutkimusten perusteella laidunnuksensuosijakasveja. Glimskärin ja Svenssonin (1990) ja Keinäsen (1991) mukaan poimulehdet ja nurmirölli menestyvät laidunnuksen seurauksena. Haeggströmin (1990) mukaan nurmirölli kuitenkin maistuu hyvin nautakarjalle. Nurmirölli kestää silti tallelausta paremmin kuin monet suurikokoiset heinät (Lampimäki 1939, Jalas 1958).

Vaikka nautakarja syö mielellään koiranheinää (Haeggström 1990), niin se silti sekametsässä selvästi suosii laidunnusta. Koiranheinä onkin ihmistoiminnasta hyötyvä laji, jonka tyypillisiä kasvupaikkoja ovat häiriöille alttiit nurmikot, rinneniityt, tienvarret ja pihojen tienoot (Jalas 1958) ja voimakkaan jälkikasvukyvyn vuoksi se kestää hyvin laiduntamista. Metsissä koiranheinää ei kuitenkaan juuri ollut.

Saniaiset kärsivät jonkin verran tallauksesta (Lampimäki 1939), mutta myrkyllisyytensä vuoksi ne kuitenkin useimmiten säästyvät syönniltä (Bjor & Graffer 1963, Malkamäki 1990). Myös tässä tutkimuksessa alueen yleisin sanikkainen metsäalvejuuri (*Dryopteris carthusiana*) menestyi paremmin sekametsän laidunnetuilla aloilla laiduntamattomiin verrattuina. Jalaksen (1958) mukaan metsäalvejuuri kärsii suhteellisen vähän ihmistoiminnasta ja sen leviäminen itiöistä on helppoa.

Metsäkurjenpolvi menestyi 1996 paremmin sekametsän laidunnetulla alalla kuin vertailualalla. Haeggströmin (1990) mukaan lehmät syövät sitä vain vähäisessä määrin, mutta Lampimäen (1939) mukaan kurjenpolvet (*Geranium* sp.) taas maistuvat karjalle hyvin ja tallauksesta kärsivinä eivät siedä laidunnusta. Keinäsen (1991) tutkimuksessa metsäkurjenpolvi esiintyi kuitenkin laidunnetun niityn rehevällä osalla. Tässä tutkimuksessa metsäkurjenpolvi oli selvästi taantunut vuoden 2004 tuloksissa laidunnetuilla ruuduilla.

Laidunnuksen takia voikukka taantui niityllä, mutta mieluummin lisääntyi metsälohkojen laidunnetuilla koealoilla. Steinbrennerin (1951) mukaan voikukka kuuluu metsässä ns. pioneerilajeihin, jotka pian laidunnuksen aloittamisen jälkeen syrjäyttävät joitakin metsälajeja. Voikukka esiintyy normaalisti niittykasvustoissa, kylvönurmista ja tallatuilla alueilla pientareilla ja nurmikoilla (Grime 1979, Jalas 1980, Ellenberg 1988). Niityllä lehmien syönti piti

sen peittävyuden suhteellisen alhaisena, ja kontrollialoilla se kasvoi selvästi kookkaampana ja korkeammalle kuin laidunnetuilla aloilla.

Mustikka ja puolukka ovat tutkimuksen aikana runsastuneet laidunnetuilla alueilla, mikä on ristiriidassa muiden laiduntutkimusten kanssa (mm. Glimskär & Svensson 1990, Malkamäki 1990). Monivuotiset puuvartistet varpukasvit katkeavat helposti tallauksen seurauksena ja vahingon jälkeinen kasvu on hidasta (Kellomäki 1977, Emanuellson 1984). Emanuellsonin (1984) mukaan mustikka sietää tallausta tosin paremmin kuin muut varpukasvit, mutta puolukka harvenee jo suhteellisen vaatimattomalla tallauksella.

Metsälauha on laidunnuksen seurauksena runsastunut. Bjorin ja Grafferin (1963) mukaan metsälauhan runsaat kasvustot eivät siedä laidunnusta, vaan tупpaat repeytyvät helposti. Myös Lampimäen (1939) mukaan metsälauha kärsii tallauksesta ja lisäksi maistuu hyvin nautakarjalle. Toisaalta metsälauha juuri matalana, hentovartisena heinäna saattaa välttyä syödyksi tulemiselta ja matalalla laidunpaineella se ei välttämättä kärsi tallauksesta kovin paljon. Porojen laiduntamista tutkineet Kumpula ym. (1997) mainitsevat, että ainakin porolaidunnuksen kohdalla kohtuullinen laidunpaine voi myös runsastuttaa metsälauhan määrää. Metsälaitumilla laidunpäiviä kertyi vain muutama jokaisena tutkimuskesänä, joten laidunpaine siellä pysyi melko matalana.

Alkuperäiset metsäkasvit sietävät harvoin osiensa syömistä ja tallausta. Metsälohkojen kenttäkerroksen valtalajeihin kuuluivat varjoisaan metsäelämään hyvin sopeutuneet metsätähti, oravanmarja, nuokkuhelmikkä ja kevätpiippo (Jalas 1958 ja 1980, Ellenberg 1988), erilaisille kangasmetsille tyypilliset kultapiisku, metsäkastikka, hietakastikka, kangasmaitikka (Jalas 1958 ja 1980) sekä lehtokorville luonteenomainen korpiorvokki (Hämet-Ahti ym. 1986). Nämä kaikki menestyivät paremmin metsälohkojen kontrollialoilla kuin laidunnetuilla aloilla. Haeggströmin (1990) mukaan oravanmarja ei maistu nautakarjalle, mutta nuokkuhelmikkä sen sijaan maistuu. Kasvin maitavuuden perusteella ei voi siis suoraan päätellä, kuinka se reagoi laidunnukseen. Maitikat (*Melampyrum* sp.) menestyvät myös Bjorin ja Grafferin (1963) mukaan paremmin laidunnukselta suojatulla alueella kuin laidunnetulla. Metsäorvokin pysty juurakko ja lehtiruusukskeellinen varsi tekee siitä hiukan tanakamman kuin korpiorvokista, joka lehdet taas lähtevät rönsyjuurakosta yksitellen (Hämet-Ahti ym. 1986). Tämä saattaa olla yksi syy, miksi korpiorvokki näyttää kärsivän laidunnuksen aiheuttamasta häiriöstä enemmän kuin metsäorvokki.

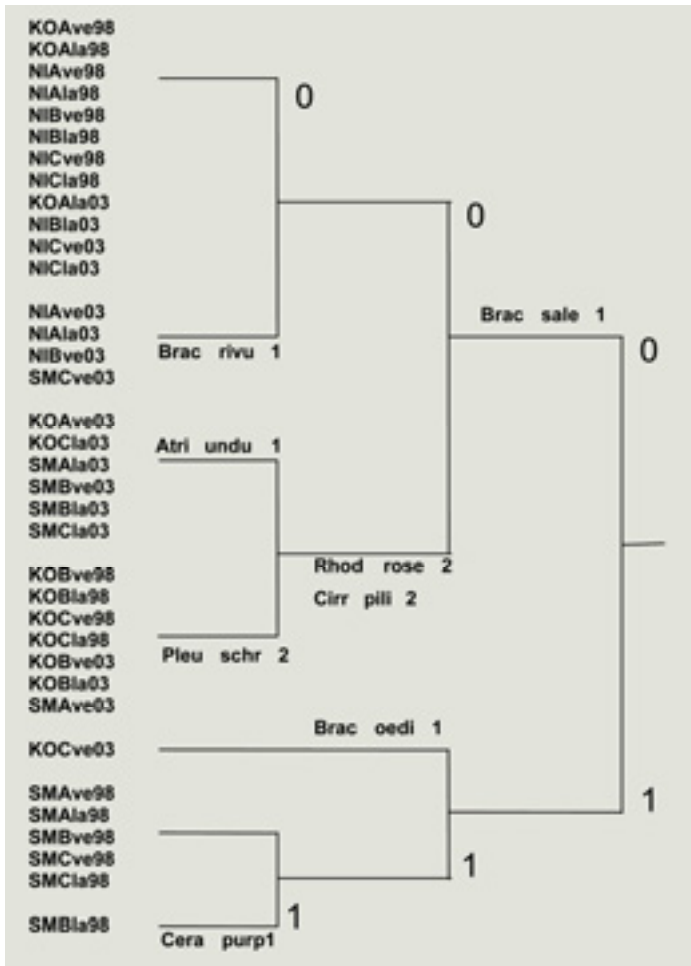
Lehtomaisille metsille tyypilliset lajit kielo ja nuokkatalvikki (Kalliola 1973, Jalas 1980) esiintyivät hyvin harvakseltaan laidunnetuilla alueilla. Tyypilliset metsäheinät hieta- ja metsäkastikka maistuvat karjalle ja kärsivät lisäksi erittäin paljon tallauksesta (Lampimäki 1939, Ellenberg 1988, Malkamäki 1990). Sama kohtalo on myös maitohorsmalla ja kultapiiskulla (Lampimäki 1939, Kalliola 1973).

Etenkin niityn laidunnetuilla aloilla hyvin menestyneet lajit noudattavat taktiikkaa, jossa suurin osa kasvimassasta sijoittuu lähelle maanpintaa. Näihin lajeihin kuuluvat hennot ja pienikokoiset rentohaarikko ja orvontädyke sekä Grimen (1979) lähinnä R-strategisteiksi luokittelemat, myös puistojen ja pihojen ruohomatoille tyypilliset, piharatamo, kylänurmikka, rönsyleinikki ja valkoapila. Jalaksen (1965) mukaan rentohaarikko on laji, joka voimakkaan kasvullisen lisääntymisen ja juurehtivien sivuversojen ansiosta muodostaa tiheitä mattomaisia kasvustoja. Ellenbergin (1988) mukaan rentohaarikko, orvontädyke, piharatamo, kylänurmikka ja valkoapila ovat tallatuille maille ominaisia lajeja. Omasta typpitaloudestaan pitkälle huolehtiva ja maanmyötäisen varren omaava valkoapila on yleinen laidunmaiden indikaattori-kasvi (mm. Steinbrenner 1951, Ekstam ym. 1988, Glimskär & Svensson 1990, Jantunen ym. 1995). Tyvirusukkeellinen piharatamo hyötyi myös Jantusen ym. (1995) tutkimuksessa laidunnuksesta. Nautakarja söi mielellään niittynurmikkaa, mutta silti se tässä tutkimuksessa kuulunut laidunnuksesta hyötävien lajien joukkoon niityllä, todennäköisesti koska se kestää hyvin laidunnusta ja tallausta (Virkajärvi ym. 2002). Kylänurmikka ja nurminata lisääntyvät tehokkaasti sekä siemenistä että maarönsyistä (Jalas 1980). Etenkin kylänurmikka hyötyy ylläiduntamisesta (Virkajärvi ym. 2002). Rentohaarikkoa ei vuoden 2004 tutkimuksessa enää löytynyt niityn alaosaasta koealaparilta A.

Niitty oli ollut kauan kylvettynä ja lannoitettuna viherkesantonurmena. Ruohomailla tehdyissä tutkimuksissa niityn siemenpankki on köyhtynyt muutamassa vuosikymmenessä kun alueen käyttötarkoitusta on muutettu (esim. Bossuyt ym. 2006). Lajisto ei ole palautunut hoitoyrityksissä ja useimmiten on suositeltu monipuolisen lajiston palauttamista myös kylväen (Smith ym. 2002, Bossuyt ym. 2006). Tohmajärven niityn lajisto oli vielä kymmenen vuoden laidunnuksen jälkeenkin leimallisesti kylvöniityn lajisto, ja on oletettavaa, että niityn siemenpankissa ei ollut paljon muita lajeja. Tähän on voinut vaikuttaa myös niityn historia: mikäli niitty on raivattu metsästä, siellä ei ole ollutkaan monipuolista niittylajistoa.

Sammalet

Sammaleiden TWINSPAN-luokitteluanalyysi tehtiin erillään putkilokasveista, koska näytteenotto oli ollut eri vuosina. Kokonaislajimäärä oli kuitenkin hyvin pieni eikä kummallakaan näytteenottokerralla ollut lajeja, jotka olisivat esiintyneet kaikilla koealoilla. Sammalanalyysi ei erottanut niittyä ensimmäisellä jakotasolla omaksi ryhmäkseen. Ensimmäinen jako sijoitti koealat *Brachythecium salebrosumin* esiintymisen mukaan. Sekametsässä v. 1998 ja koivikossa koealalla C 2004 ei ollut lainkaan *Brachythecium salebrosumia*. Vuonna 2004 lajia löytyi 17 koealalta.



Kuvio 3. Koealojen TWINSpan-analyysi vuosien 1998 ja 2003 sammalaineistosta. Nimikoodit muodostuvat seuraavista osista: KO = varttunut koivikko; SM = sekametsä, Ni = niitty. A, B, C = koeala; ve = vertailuala, la = laidunnettu, 98 = tutkimusvuosi 1998, 03 = tutkimusvuosi 2003. Indikaattorilajien nimilyhenteet: Brac sale = *Brachythecium salebrosum*, Rhod rose = *Rhodobryum roseum*, Cirr pili = *Cirriphyllum piliferum*, Brac oedi = *Brachythecium oedipodium*, Brac rivu = *Brachythecium rivulare*, Atri undu = *Atrichum undulatum*, Pleu schr = *Pleurozium schreberi*, Cera purp = *Ceratodon purpureus*.

Toisella jakotasolla jako tehtiin *Rhodobryum roseum*in ja *Cirriphyllum piliferum*in mukaan. Ryhmästä, jossa ei ollut *Brachythecium salebrosum*ia, erotuivat koealat, joissa oli runsaasti *Rhodobryum roseum*ia ja *Cirriphyllum piliferum*ia. Molemmat lajit suosivat rikkoontunutta maanpintaa, mutta ne olivat vähälukuisempia niittykoealoilla ja osassa koivikkoa.

Toinen jakotaso erotti niittykoealat metsäkoealoista (Kuvio 3). *Rhodobryum roseum*in ja *Cirriphyllum piliferum*in lisäksi metsäkoealoissa yleisiä samma-

leita olivat myös tavalliset metsäsammalet kuten kynsisammalet, kerrossammalet, seinäsammalet ja liekosammalet.

Toisella jakotasolla vuoden 1998 sekametsäryhmästä erottui koivikon koelaparin C vertailuruutu (KOCve03), jossa oli *Brachythecium oedipodiumia*. Laji oli muutoin hyvin yleinen ja löytyi kaikista ensimmäisen jakotason 0-ryhmän koelaloista.

Kolmas jakotaso erotti vuoden 1998 sekametsäkoelaloista C:n, jolla oli *Ceratodon purpureusta*. Metsäkoelaloista erottuivat omaksi ryhmäkseen koivikon koelalat, joilla oli runsaasti *Pleurozium schreberiä* ja toisessa ryhmässä *At-richum undulatumia*. Niittymäisistä koelaloista erottuivat niityn alaosan koelalat, joissa oli *Brachythecium rivularea*.

Taulukko 2. Sammalten kokonaispeittävyys lohkoittain vuoden 2003 aineistossa.

lohko	Peittävyys (%)			
	vertailu		laidunnus	
	X	sd	X	sd
Koivikko	13,4	11,7	7,9	6,3
Sekametsä	25,1	24,0	20,5	12,9
Niitty	31,1	18,7	5,8	2,6
keskimäärin	23,2	18,1	11,4	10,0
	n = 9		n = 9	

Pienen ja vähälajisen aineiston tulkintaongelmat tulivat analyysissä hyvin esille, kun indikaattorilajeja on niukasti. Sammallajisto näyttää kuitenkin reagoivan ympäristömuutoksiin sangen nopeasti. Packhamin ym. (1987) mukaan useimmat sammalet kuuluvat S-R strategisteihin painottuen vielä häiriön suosimisen puolelle. Pitkäaikainen laiduntaminen voi heikentää maaperän ravinteista riippuvaisten putkilokasvien edellytyksiä menestyä kilpailussa sammalten kanssa. Tässä tutkimuksessa vuoden 2003 sammallajiston peittävyys laidunnetuissa ruuduissa oli keskimäärin 11.4 ± 10.0 % ja vertailuruuduissa 23.2 ± 18.1 %. Ero oli erityisen suuri niityllä (Taulukko 2).

Myös Malkamäen (1990) tutkimuksessa nautakarjan metsälaidunnuksesta sammalet olivat keskimäärin runsaampia laiduntamattomilla ruuduilla metsässä. Samoin Lampimäki (1939) toteaa, että lievästi laidunnetuilla aloilla ei ole sammalkasvillisuuden runsauden suhteen sanottavaa eroa laiduntamattomiin alueisiin verrattaessa ja että metsä- tai hakamaan voimakas laiduntaminen vähentää sammalien määrää. Karhunsammalten (*Polytrichum* sp.) on useissa tutkimuksissa havaittu paremminkin suosivan nautakarjan laidunnusta kuin välttävän sitä (Lampimäki 1939, Bjor & Graffer 1963, Malkamäki 1990). Samankaltaisia tuloksia on saatu myös poronlaidunnustutkimuksista, joissa on havaittu karhunsammalten menestyvän kovankin laidunpaineen alla (Oksanen 1978, Helle & Aspi 1983 ja Leader-Williams ym. 1987).

Päätelmät

Metsälohkojen keskeinen kasvillisuus sieti kohtalaisen hyvin laidunnusta, mutta monet harvalukuiset lajit (mm. sarat) lajit hävisivät kokeen aikana. Toisaalta tilalle tuli uusia lajeja ja kokonaisuutena lajisto on metsälohkoilla monipuolistunut. Koska metsälajeissa ei ollut uhanalaisia tai harvinaisia lajeja, kasvilajiston muutos on mieluummin myönteinen kuin kielteinen.

Metsäkoealat eivät käytetyllä alhaisella laidunpaineella muuttuneet olennaisesti, mutta niiden mosaiikkimaisuus lisääntyi. Vertailuruuduilla valtakasvillisuus oli voimakasta ja peitti heikompia kilpailijoita.

Kasvillisuuden sietokyky perustui todennäköisesti osaksi siihen, että metsäsäkin suuren osan karjan ruokavaliosta muodostivat laidunnusta (mm. hyvän jälkikasvunsa ansiosta) suhteellisen hyvin sietävät heinäkasvit kuten hieta-kastikka, metsäkastikka, nurmilauha, metsälauha ja röllit. Ruohovartisista kasveista laidunnuksen kohteeksi joutuivat lähinnä vuohenputki, koiranputki ja maitohorsma. Näiden lajien kohtalainen palautumiskyky oli todennäköisesti lyhyiden laidunnusjaksojen ansiota.

Niitty oli ollut pitkään kylvönurmena ennen tutkimuksen aloittamista, joten todennäköisesti sen siemenpankki ei muistuttanut tyypillistä niittyä. Laidunus yksipuolisti niittykasvillisuutta. Putkilokasvien lajimäärä pieneni ja sammaleiden peittävyys romahti. Niityn laidunpainetta korotettiin kokeen loppua kohti, mikä yhdessä niityn vähäisen siemenpankin kanssa on voinut olla jyrkkien muutosten syynä.

Kiitokset

Tekijät kiittävät vuosien aikana toiminnassa mukana olleita henkilöitä, jotka ovat tehneet kenttätöitä mahdolliseksi (Kirsi Rannikko, Matti Laasonen, Markku Tietäväinen, Hannu Hokkanen, Paula Matikainen). Tutkimus on toteutettu Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen ja MTT:n omarahoituksella sekä MMM:n ja YM:n LUMOLAIDUN-tutkimusrahalla. Tutkimusalueiden vuokraajat (SVY, Toropainen, Idän maito) ovat myös omalta osaltaan tehneet pitkäaikaisen kokeen mahdolliseksi.

Kirjallisuus

- Anon. 1994. Perinnemaisemaprojekti etenee. Tiedonvirta 4: 10-13.
- Bossuyt, B., Butaye, J. & Honnay, O. 2006. Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils – a case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management* 79: 364-371.
- Bjor, K. & Graffer, H. 1963. Beiteundersökelse på skogsmark. - Forskning og forsök i landbruket 14: 123-365.
- Borg, A. 1927. Metsä ja karja. *Metsätaloudellinen aikakauskirja* 4: 119-126.

- Ekstam, U., Aronsson, M. & Forshed, N. 1988. Ängar. Om naturliga slåttermarker i odlingslandskapet. Helsingborg: SNV och Lts. förlag. 209 s.
- Ellenberg, H. 1988. Vegetation ecology of central Europe. 4th edition. Cambridge: Cambridge University Press. 731 s.
- Emanuelsson, U. 1984. Ecological effects of grazing and trampling on mountain vegetation in Northern Sweden. Doctoral Dissertation. Lund University. s. 1-37.
- Glimskär, A. & Svensson, R. 1990. Vegetations förändring vid gödsling och ändrad hävd. Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport 38: 1-71.
- Grime, J. P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Chichester: Wiley. 222 s.
- Grolle, R. & Long, D.G. 2000. An annotated check-list of the Hepaticae and Anthocerotae of Europe and Macaronesia. *Journal of Bryology* 22: 103-140.
- Haeggström, C. -A. 1990. The influence of sheep and cattle grazing on wooded meadows in Åland, SW Finland. *Acta Botanica Fennica* 141: 1-28.
- Haeggström, C. -A., Heikkilä, T., Peiponen, J. & Vuokko, S. 1997. Toukohärkä ja kultasiipi. Niityt ja niiden hoito. Helsinki: Kustannusosakeyhtiö Otava. 160 s.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T., Uotila, P. & Vuokko, S. (toim.) 1986. Retkeilykasvio. Helsinki: Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. 598 s.
- Heikinheimo, O. 1915. Kaskiviljelyksen vaikutus Suomen metsiin. Väitöskirja. *Acta Forestalia Fennica* 4:2. 264 s. + liitteet.
- Helle, T. & Aspi, J. 1983. Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. *Oikos* 40: 337-343.
- Isoviita, P., Koponen, T. & Lammes, T. 1977. The bryophytes of Finland: an annotated checklist. *Flora Fennica* 6: 77 s.
- Jalas, J. (toim.) 1958. Suuri kasvikirja I. Keuruu: Otava. 851 s.
- Jalas, J. (toim.) 1965. Suuri kasvikirja II. Keuruu: Otava. 893 s.
- Jalas, J. (toim.) 1980. Suuri kasvikirja III. Helsinki: Otava. 944 s.
- Jantunen, J., Marttila, O., Keinänen, M. & Saarinen, K. 1995. Laidunnuksen vaikutus niittykasvillisuuteen Etelä-Karjalan perinneympäristöissä. Joutse-
no: Etelä-Karjalan allergia- ja ympäristöinstituutti, 57 s.
- Kallio, M. J. & Levänen, O. 1927. Metsä, laidun ja karja. Laidunviljelyksen opas. Suomen Metsänhoitoyhdistys Tapion käsikirjasia 17: 1-83.
- Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. Porvoo: WSOY. 308 s.
- Keinänen, M. 1991. Niitykasvillisuus Pohjois-Karjalan kulttuurimaisemalueilla. Joensuu: Joensuun yliopisto, Biologian laitos. 65 s.
- Kellomäki, S. 1977. Deterioration of forest ground cover during trampling. *Silva Fennica* 11: 153-161.
- Krebs, C. J. 1989. Ecological methodology. New York: Harper & Roy. 654 s.

- Lampimäki, T. 1939. Nautakarjan laiduntamisesta metsämailla. *Silva Fennica* 50: 1-106.
- Leader-Williams, N., Smith, R. I. L. & Rothery, P. 1987. Influence of introduced reindeer on the vegetation of South Georgia: Results from a long-term exclusion experiment. *Journal of Applied Ecology* 24: 801-822.
- Malkamäki, E. 1990. Inverkan av nötkreatur av finsk lantras på vegetationen och marken i ett skogsbete i sydvästra Finland. *Pro Gradu*. Helsingin Yliopisto. 66 s.
- Multamäki, S. E. 1916. Metsälaiduntamisesta ja hakamaiden hoidosta. *Suomen Metsänhoitoyhdistyksen Julkaisuja, Erikoistutkimuksia* 7: 1-92.
- Neuteboom, J. H. 1994. Cattle weight changes and botanical composition of an unfertilized grass sward under continuous grazing. Teoksessa: 't Manneetje, L. & Frame, J. (toim.). *Proceedings of the 15th General Meeting of the European Grassland Federation*. Wageningen. s. 320-323.
- Oksanen, L. 1978. Lichen grounds of Finnmarksvidda, northern Norway, in relation to summer and winter grazing by reindeer. *Reports from the Kevo Subarctic Research Station* 14: 64-71.
- Packham, J. R., Harding, D. J. L., Hilton, G. M. & Stuttard, R. A. 1987. *Functional ecology of woodlands and forests*. Lontoo: Chapman & Hall. 407 s.
- Sala, O. E., Oesterheld, M., Leon, R. J. C. & Soriano, A. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67: 27-32.
- Smith, R. S. & Rushton, S. P. 1994. The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. *Journal of Applied Ecology* 31:13-24.
- Smith, R. S., Shield, R.S., Millward, D., Corkhill, P. & Sanderson, R.A 2002. Soil seed banks and the effects of meadow management on vegetation change in a 10-year meadow field trial. *Journal of Applied Ecology* 39:279-293.
- Steen, E. 1958. Betesinflytelser in svensk vegetation. *Statens Jordbruksförsök, Meddelar* 89:1-82.
- Steinbrenner, E. C. 1951. Effect of grazing on floristic composition and soil properties in farm woodlands in Southern Wisconsin. *Journal of Forestry* 49: 906-910.
- Söderstöm, L. (toim.) 1996. Preliminary distribution maps of bryophytes in northwestern Europe. Vol. 2. Musci. (AI). Trondheim: Mossornas vänner. 72 s.
- Söderstöm, L. (toim.) 1998. Preliminary distribution maps of bryophytes in Northwestern Europe. Vol. 3. Musci. (JZ). Trondheim: Mossornas vänner. 69 s.
- Virkajärvi, P., Nissinen, O. & Puurunen, T. 2002. Laitumen viljelytekniikka. Teoksessa: *Laiduntaminen kannattaa* (toim. Puurunen, T., ja Teräväinen, H). *ProAgria Maaseutukeskusten Liiton julkaisuja nro 984 (Tieto tuottamaan nro 99)* s. 10-26.

Liite 1. Lumolaidun, Tohmajärvi. Putkilokasvilajit vertailukoelaloilla yleisyysjärjestyksessä vuoden 1996 aineistossa. Kokonaislajimäärä on 87.

Laji	Peittävyiden keskiarvo (%)	Peittävyiden keskihajonta	Peittävyiden maksimi	Laji havaittu koelaloilla (max 8)
1 <i>Agrostis capillaris</i>	5.933	6.869	23.000	8
2 <i>Poa pratensis</i>	1.389	2.641	8.200	7
3 <i>Ranunculus acris</i>	0.633	1.496	4.600	6
4 <i>Ranunculus repens</i>	0.144	0.219	0.700	6
5 <i>Veronica chamaedrys</i>	1.756	3.533	11.000	6
6 <i>Aegopodium podagraria</i>	6.133	17.952	54.000	5
7 <i>Cerastium fontanum</i>	0.100	0.158	0.500	5
8 <i>Dactylis glomerata</i>	5.700	14.785	45.000	5
9 <i>Deschampsia cespitosa</i>	6.467	12.253	33.000	5
10 <i>Deschampsia flexuosa</i>	5.844	11.110	33.400	5
11 <i>Geranium sylvaticum</i>	2.800	3.396	7.800	5
12 <i>Luzula pilosa</i>	2.611	4.408	13.000	5
13 <i>Maianthemum bifolium</i>	2.800	3.130	7.400	5
14 <i>Melica nutans</i>	2.489	2.698	7.000	5
15 <i>Ranunculus auricomus</i>	0.122	0.192	0.600	5
16 <i>Trientalis europaea</i>	2.356	3.034	7.200	5
17 <i>Alchemilla ssp</i>	0.422	0.595	1.400	4
18 <i>Angelica sylvestris</i>	0.856	1.652	5.000	4
19 <i>Cirsium helenioides</i>	3.289	5.970	17.600	4
20 <i>Elymus repens</i>	5.711	8.932	20.600	4
21 <i>Festuca rubra</i>	0.467	0.814	2.400	4
22 <i>Geum rivale</i>	0.467	0.648	1.600	4
23 <i>Hypericum maculatum</i>	0.144	0.246	0.700	4
24 <i>Potentilla erecta</i>	0.500	0.794	2.200	4
25 <i>Sorbus aucuparia</i>	1.289	2.592	7.200	4
26 <i>Stellaria graminea</i>	0.044	0.053	0.100	4
27 <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1.256	2.054	5.200	4
28 <i>Betula pubescens</i>	0.033	0.050	0.100	3
29 <i>Epilobium angustifolium</i>	2.078	4.877	14.600	3
30 <i>Festuca pratensis</i>	1.911	4.887	14.800	3
31 <i>Filipendula ulmaria</i>	7.811	16.645	48.200	3
32 <i>Melampyrum pratense</i>	2.422	4.614	13.600	3
33 <i>Melampyrum sylvaticum</i>	0.600	1.140	3.200	3
34 <i>Orthilia secunda</i>	0.144	0.328	1.000	3
35 <i>Phleum pratense</i>	18.044	28.668	69.400	3
36 <i>Rubus arcticus</i>	0.444	1.259	3.800	3
37 <i>Salix caprea</i>	0.089	0.196	0.600	3
38 <i>Solidago virgaurea</i>	1.867	3.601	9.800	3
39 <i>Taraxacum officinale</i>	9.289	14.765	34.000	3
40 <i>Trifolium repens</i>	1.044	2.307	7.000	3
41 <i>Vaccinium myrtillus</i>	0.200	0.527	1.600	3

Laji	Peittävyiden keskiarvo (%)	Peittävyiden keskihintajona	Peittävyiden maksimi	Laji havaittu koealoilla (max 8)
42 <i>Veronica serpyllifolia</i>	0.033	0.050	0.100	3
43 <i>Vicia sepium</i>	0.033	0.050	0.100	3
44 <i>Viola canina</i>	0.233	0.447	1.200	3
45 <i>Viola epipsila</i>	5.622	10.408	29.000	3
46 <i>Agrostis gigantea</i>	0.911	2.448	7.400	2
47 <i>Alnus incana</i>	0.244	0.546	1.600	2
48 <i>Anthriscus silvestris</i>	0.100	0.235	0.700	2
49 <i>Calamagrostis arundinacea</i>	12.889	28.042	81.000	2
50 <i>Calamagrostis canescens</i>	2.756	7.210	21.800	2
51 <i>Calamagrostis epigejos</i>	4.422	10.124	30.000	2
52 <i>Carex digitata</i>	1.200	2.400	6.000	2
53 <i>Carex nigra</i>	0.033	0.071	0.200	2
54 <i>Carex pallescens</i>	0.267	0.663	2.000	2
55 <i>Centaurea phrygia</i>	1.133	3.326	10.000	2
56 <i>Convallaria majalis</i>	0.711	2.059	6.200	2
57 <i>Galium uliginosum</i>	0.022	0.044	0.100	2
58 <i>Luzula multiflora</i>	0.022	0.044	0.100	2
59 <i>Picea abies</i>	0.322	0.930	2.800	2
60 <i>Plantago major</i>	0.056	0.133	0.400	2
61 <i>Rumex acetosa</i>	0.256	0.695	2.100	2
62 <i>Salix phylicifolia</i>	0.222	0.595	1.800	2
63 <i>Veronica officinalis</i>	0.044	0.101	0.300	2
64 <i>Vicia cracca</i>	0.578	1.696	5.100	2
65 <i>Anthoxanthum odoratum</i>	0.044	0.133	0.400	1
66 <i>Betula pendula</i>	0.178	0.533	1.600	1
67 <i>Calamagrostis epig*stricta</i>	0.267	0.800	2.400	1
68 <i>Carex limosa</i>	0.400	1.200	3.600	1
69 <i>Cirsium arvense</i>	0.667	2.000	6.000	1
70 <i>Dryopteris carthusiana</i>	0.011	0.033	0.100	1
71 <i>Equisetum arvensis</i>	0.011	0.033	0.100	1
72 <i>Equisetum sylvaticum</i>	4.111	12.333	37.000	1
73 <i>Fallopia convolvulus</i>	0.011	0.033	0.100	1
74 <i>Galeopsis bifida</i>	0.011	0.033	0.100	1
75 <i>Gnaphalium sylvaticum</i>	0.089	0.267	0.800	1
76 <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0.011	0.033	0.100	1
77 <i>Lathyrus pratensis</i>	0.011	0.033	0.100	1
78 <i>Lycopodium annotinum</i>	0.022	0.067	0.200	1
79 <i>Myosotis arvensis</i>	0.556	1.667	5.000	1
80 <i>Ribes nigrum</i>	0.111	0.333	1.000	1
81 <i>Rubus saxatilis</i>	0.222	0.667	2.000	1
82 <i>Rumex acetosella</i>	0.111	0.333	1.000	1
83 <i>Rume longifolius</i>	0.022	0.067	0.200	1
84 <i>Trifolium hybridum</i>	0.067	0.200	0.600	1
85 <i>Trifolium pratensis</i>	0.089	0.267	0.800	1
86 <i>Tuntematon</i>	0.011	0.033	0.100	1
87 <i>Viola arvensis</i>	0.022	0.067	0.200	1

Liite 2. Lumolaidun, Tohmajärvi. Putkilokasvilajit laidunnetuilla koaloilla yleisyysjärjestyksessä vuoden 1996 aineistossa. Kokonaislajimäärä on 88.

Laji	Peittävyuden keskiarvo (%)	Peittävyuden keskihajonta	Peittävyuden maksimi	Laji havaittu koaloilla (max 8)
1 <i>Agrostis capillaris</i>	7.511	9.404	27.400	7
2 <i>Dactylis glomerata</i>	7.522	20.824	63.000	6
3 <i>Phleum pratense</i>	12.556	25.107	73.000	6
4 <i>Poa pratensis</i>	7.867	16.220	47.000	6
5 <i>Ranunculus acris</i>	0.267	0.515	1.600	
6 Tuntematon	0.533	0.951	2.900	6
7 <i>Aegopodium podagraria</i>	2.611	4.660	14.400	5
8 <i>Deschampsia cespitosa</i>	6.878	12.567	36.000	5
9 <i>Festuca rubra</i>	1.033	2.628	8.000	5
10 <i>Filipendula ulmaria</i>	2.456	4.581	12.400	5
11 <i>Luzula pilosa</i>	0.811	1.028	3.000	5
12 <i>Maianthemum bifolium</i>	1.700	1.956	5.100	5
13 <i>Ranunculus repens</i>	2.811	4.578	12.400	5
14 <i>Trientalis europaea</i>	0.822	1.156	2.800	5
15 <i>Alchemilla ssp</i>	0.844	1.710	4.800	4
16 <i>Deschampsia flexuosa</i>	11.256	19.310	53.000	4
17 <i>Festuca pratensis</i>	1.211	3.374	10.200	4
18 <i>Geranium sylvaticum</i>	1.822	2.738	8.200	4
19 <i>Potentilla erecta</i>	0.767	1.079	3.100	4
20 <i>Taraxacum officinale</i>	1.500	2.418	6.800	4
21 <i>Trifolium repens</i>	5.278	10.281	31.000	4
22 <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1.356	2.590	7.800	4
23 <i>Angelica sylvestris</i>	0.944	1.727	4.600	3
24 <i>Betula pubescens</i>	0.033	0.050	0.100	3
25 <i>Cerastium fontanum</i>	0.078	0.130	0.300	3
26 <i>Cirsium helenioides</i>	1.067	1.685	4.000	3
27 <i>Elymus repens</i>	3.411	7.318	21.000	3
28 <i>Galium uliginosum</i>	0.111	0.232	0.700	3
29 <i>Hypericum maculatum</i>	0.156	0.394	1.200	3
30 <i>Melampyrum pratense</i>	0.133	0.269	0.800	3
31 <i>Melica nutans</i>	0.244	0.660	2.000	3
32 <i>Plantago major</i>	0.622	1.041	2.400	3
33 <i>Ranunculus auricomus</i>	0.033	0.050	0.100	3
34 <i>Rubus arcticus</i>	0.367	0.608	1.400	3
35 <i>Rubus saxatilis</i>	0.211	0.420	1.200	3
36 <i>Solidago virgaurea</i>	0.456	1.009	3.000	3
37 <i>Sorbus aucuparia</i>	0.956	2.792	8.400	3
38 <i>Stellaria graminea</i>	0.044	0.073	0.200	3
39 <i>Veronica chamaedrys</i>	0.422	0.939	2.800	3
40 <i>Veronica serpyllifolia</i>	0.433	0.815	2.100	3
41 <i>Viola epipsila</i>	1.478	2.810	8.400	3
42 <i>Achillea millefolium</i>	0.056	0.133	0.400	2
43 <i>Agrostis stolonifera</i>	1.078	2.656	8.000	2
44 <i>Alnus incana</i>	0.489	1.323	4.000	2
45 <i>Anthriscus silvestris</i>	1.122	3.329	10.000	2
46 <i>Calamagrostis arundinacea</i>	5.444	10.806	25.000	2

Laji	Peittävyiden keskiarvo (%)	Peittävyiden keskihajonta	Peittävyiden maksimi	Laji havaittu koealoilla (max 8)
47 <i>Calamagrostis canescens</i>	2.489	7.392	22.200	2
48 <i>Calamagrostis epig*stricta</i>	2.889	8.518	25.600	2
49 <i>Calamagrostis epigejos</i>	0.122	0.331	1.000	2
50 <i>Centaurea phrygia</i>	0.622	1.654	5.000	2
51 <i>Dryopteris carthusiana</i>	0.167	0.464	1.400	2
52 <i>Epilopium angustifolium</i>	0.578	1.398	4.200	2
53 <i>Equisetum sylvaticum</i>	1.756	5.192	15.600	2
54 <i>Geum rivale</i>	0.711	1.598	4.700	2
55 <i>Luzula multiflora</i>	0.033	0.071	0.200	2
56 <i>Melampyrum sylvaticum</i>	0.022	0.044	0.100	2
57 <i>Poa annua</i>	0.267	0.728	2.200	2
58 <i>Sagina procumbens</i>	0.222	0.563	1.700	2
59 <i>Trifolium pratense</i>	0.267	0.566	1.600	2
60 <i>Vaccinium myrtillus</i>	1.156	2.463	7.000	2
61 <i>Veronica officinalis</i>	0.233	0.663	2.000	2
62 <i>Vicia sepium</i>	0.022	0.044	0.100	2
63 <i>Viola canina</i>	0.022	0.044	0.100	2
64 <i>Agrostis gigantea</i>	0.244	0.733	2.200	1
65 <i>Agrostis sp</i>	0.156	0.467	1.400	1
66 <i>Carex brunnescens</i>	0.222	0.667	2.000	1
67 <i>Carex digitata</i>	0.244	0.733	2.200	1
68 <i>Carex nigra</i>	0.178	0.533	1.600	1
69 <i>Carex pallescens</i>	0.011	0.033	0.100	1
70 <i>Cirsium arvense</i>	0.067	0.200	0.600	1
71 <i>Convallaria majalis</i>	0.056	0.167	0.500	1
72 <i>Fragaria vesca</i>	0.044	0.133	0.400	1
73 <i>Galeopsis bifida</i>	0.178	0.533	1.600	1
74 <i>Gnaphalium sylvaticum</i>	0.011	0.033	0.100	1
75 <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0.022	0.067	0.200	1
76 <i>Juncus filiformis</i>	0.111	0.333	1.000	1
77 <i>Leontodon autumnalis</i>	0.011	0.033	0.100	1
78 <i>Orthilia secunda</i>	0.011	0.033	0.100	1
79 <i>Picea abies</i>	0.044	0.133	0.400	1
80 <i>Poa trivialis</i>	0.078	0.233	0.700	1
81 <i>Prunella vulgaris</i>	0.067	0.200	0.600	1
82 <i>Rubus idaeus</i>	0.556	1.667	5.000	1
83 <i>Rumex acetosa</i>	0.011	0.033	0.100	1
84 <i>Rumex acetosella</i>	0.011	0.033	0.100	1
85 <i>Rumex longifolius</i>	0.044	0.133	0.400	1
86 <i>Salix phylicifolia</i>	0.067	0.200	0.600	1
87 <i>Trifolium hybridum</i>	0.011	0.033	0.100	1
88 <i>Viola riviniana</i>	0.100	0.300	0.900	1

Liite 3. Lumolaidun, Tohmajärvi. Putkilokasvilajit vertailukoaloilla yleisyysjärjestyksessä vuoden 2004 aineistossa. Kokonaislajimäärä on 92.

Laji	Peittävyuden keskiarvo (%)	Peittävyyyden keskihajonta	Peittävyyyden maksimi	Laji havaittu koealoilla (max 8)
1 <i>Angelica sylvestris</i>	2.611	2.404	6.400	8
2 <i>Agrostis capillaris</i>	1.378	1.384	4.000	6
3 <i>Veronica chamaedrys</i>	1.056	1.174	3.000	6
4 <i>Deschampsia cespitosa</i>	1.422	1.626	3.800	5
5 <i>Filipendula ulmaria</i>	8.356	16.684	50.000	5
6 <i>Geranium sylvaticum</i>	0.933	1.067	2.500	5
7 <i>Hypericum maculatum</i>	0.522	0.612	1.800	5
8 <i>Maianthemum bifolium</i>	1.622	2.001	5.800	5
9 <i>Potentilla erecta</i>	0.822	1.419	4.200	5
10 <i>Solidago virgaurea</i>	1.578	2.305	7.000	5
11 <i>Trientalis europaea</i>	0.878	1.044	2.600	5
12 <i>Alchemilla sp</i>	0.644	0.841	2.200	4
13 <i>Anthriscus silvestris</i>	1.178	1.608	4.600	4
14 <i>Cirsium helenioides</i>	1.933	3.072	8.000	4
15 <i>Dactylis glomerata</i>	4.022	6.812	20.000	4
16 <i>Deschampsia flexuosa</i>	2.444	3.946	11.000	4
17 <i>Epilopium angustifolium</i>	4.500	9.320	28.000	4
18 <i>Melampyrum sylvaticum</i>	0.756	1.252	3.600	4
19 <i>Melica nutans</i>	0.478	0.636	1.500	4
20 <i>Picea abies</i>	7.667	11.314	28.000	4
21 <i>Poa pratensis</i>	0.311	0.426	1.000	4
22 <i>Ranunculus acris</i>	3.644	6.595	19.400	4
23 <i>Sorbus aucuparia</i>	2.711	4.111	10.000	4
24 <i>Vicia cracca</i>	3.622	6.509	16.000	4
25 <i>Viola canina</i>	0.212	0.454	1.400	4
26 <i>Achillea millefolium</i>	0.089	0.145	0.400	3
27 <i>Aegopodium podagraria</i>	3.422	8.099	24.600	3
28 <i>Calamagrostis arundinacea</i>	9.733	20.847	60.000	3
29 <i>Cerastium fontanum</i>	0.378	0.644	1.800	3
30 <i>Dryopteris carthusiana</i>	0.622	1.111	3.000	3
31 <i>Elymus repens</i>	2.022	3.988	10.000	3
32 <i>Equisetum sylvaticum</i>	0.144	0.296	0.900	3
33 <i>Festuca pratensis</i>	0.078	0.139	0.400	3
34 <i>Geum rivale</i>	0.378	0.696	2.000	3
35 <i>Luzula pilosa</i>	0.356	0.606	1.400	3
36 <i>Phleum pratense</i>	4.422	8.812	25.000	3
37 <i>Rubus arcticus</i>	0.400	0.700	1.800	3
38 <i>Rumex acetosa</i>	1.167	2.179	6.500	3
39 <i>Salix phylicifolia</i>	1.333	2.236	6.000	3
40 <i>Taraxacum officinale</i>	3.956	6.758	17.000	3
41 <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	2.644	6.358	19.400	3
42 <i>Viola epipsila</i>	4.556	7.265	17.000	3
43 <i>Alnus incana</i>	1.333	2.828	8.000	2
44 <i>Calamagrostis epigejos</i>	0.600	1.200	3.000	2
45 <i>Calamagrostis purpurea</i>	1.111	2.846	8.600	2
46 <i>Campanula patula</i>	0.044	0.088	0.200	2
47 <i>Centaurea phrygia</i>	0.222	0.484	1.400	2

Laji	Peittävyiden keskiarvo (%)	Peittävyiden keskihajonta	Peittävyiden maksimi	Laji havaittu koealoilla (max 8)
48 <i>Convallaria majalis</i>	0.800	1.637	4.400	2
49 <i>Epilopium montanum</i>	0.089	0.176	0.400	2
50 <i>Gnaphalium sylvaticum</i>	0.244	0.598	1.800	2
51 <i>Luzula multiflora</i>	0.111	0.226	0.600	2
52 <i>Orthilia secunda</i>	0.156	0.343	1.000	2
53 <i>Prunella vulgaris</i>	0.133	0.332	1.000	2
54 <i>Rubus idaeus</i>	0.289	0.672	2.000	2
55 <i>Rubus saxatilis</i>	0.556	1.130	3.000	2
56 <i>Stellaria graminea</i>	0.144	0.364	1.100	2
57 <i>Stellaria longifolia</i>	0.089	0.203	0.600	2
58 <i>Stellaria media</i>	0.067	0.141	0.400	2
59 <i>Tussilago farfara</i>	0.444	0.882	2.000	2
60 <i>Urtica dioica</i>	0.089	0.203	0.600	2
61 <i>Vaccinium myrtillus</i>	0.933	2.653	8.000	2
62 <i>Veronica officinalis</i>	0.911	2.659	8.000	2
63 <i>Vicia sepium</i>	0.056	0.113	0.300	2
64 <i>Achillea ptarmica</i>	0.022	0.067	0.200	1
65 <i>Betula pubescens</i>	0.022	0.067	0.200	1
66 <i>Calamagrostis canescens</i>	0.111	0.333	1.000	1
67 <i>Calamagrostis stricta</i>	0.333	1.000	3.000	1
68 <i>Carex nigra</i>	0.022	0.067	0.200	1
69 <i>Carex vaginata</i>	0.044	0.133	0.400	1
70 <i>Cirsium arvense</i>	2.378	7.133	21.400	1
71 <i>Crepis paludosa</i>	0.022	0.067	0.200	1
72 <i>Festuca rubra</i>	0.011	0.033	0.100	1
73 <i>Fumaria officinalis</i>	0.044	0.133	0.400	1
74 <i>Galeopsis tetrahit</i>	0.011	0.033	0.100	1
75 <i>Galium album</i>	0.111	0.333	1.000	1
76 <i>Galium triflorum</i>	0.022	0.067	0.200	1
77 <i>Galium uliginosum</i>	0.022	0.067	0.200	1
78 <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0.111	0.333	1.000	1
79 <i>Lycopodium annotinum</i>	0.044	0.133	0.400	1
80 <i>Lycopodium clavatum</i>	0.044	0.133	0.400	1
81 <i>Melampyrum pratense</i>	0.067	0.200	0.600	1
82 <i>Pilosella coll.</i>	0.044	0.133	0.400	1
83 <i>Poa trivialis</i>	0.044	0.133	0.400	1
84 <i>Pyrola minor</i>	0.111	0.333	1.000	1
85 <i>Ranunculus repens</i>	0.311	0.933	2.800	1
86 <i>Ribes nigrum</i>	0.067	0.200	0.600	1
87 <i>Rumex acetosella</i>	0.067	0.200	0.600	1
88 <i>Salix starkeana</i>	0.444	1.333	4.000	1
89 <i>Trifolium hybridum</i>	0.178	0.533	1.600	1
90 <i>Trifolium pratense</i>	0.111	0.333	1.000	1
91 <i>Trifolium repens</i>	0.333	1.000	3.000	1
92 <i>Veronica serpyllifolia</i>	0.044	0.133	0.400	1

Liite 4. Lumolaidun, Tohmajärvi. Putkilokasvilajit laidunnetuilla koealoilla yleisyysjärjestyksessä vuoden 2004 aineistossa. Kokonaislajimäärä on 91.

Laji	Peittävyuden keskiarvo (%)	Peittävyuden keskihajonta	Peittävyuden maksimi	Laji havaittu koealoilla (max 8)
1 <i>Agrostis capillaris</i>	2.978	2.585	7.000	8
2 <i>Deschampsia cespitosa</i>	6.556	4.813	13.000	8
3 <i>Taraxacum officinale</i>	3.578	4.945	14.800	7
4 <i>Ranunculus acris</i>	1.733	2.276	5.400	6
5 <i>Veronica serpyllifolia</i>	0.400	0.520	1.600	6
6 <i>Betula pubescens</i>	0.711	1.281	4.000	5
7 <i>Cirsium helenioides</i>	1.600	2.939	9.000	5
8 <i>Dactylis glomerata</i>	5.022	7.640	22.600	5
9 <i>Deschampsia flexuosa</i>	3.156	4.052	11.000	5
10 <i>Filipendula ulmaria</i>	1.689	2.602	8.000	5
11 <i>Geranium sylvaticum</i>	1.667	2.381	6.200	5
12 <i>Maianthemum bifolium</i>	4.044	4.348	10.400	5
13 <i>Solidago virgaurea</i>	0.800	1.015	2.600	5
14 <i>Trientalis europaea</i>	0.444	0.609	1.800	5
15 <i>Trifolium repens</i>	5.078	7.441	18.000	5
16 <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	2.511	4.283	12.200	5
17 <i>Veronica chamaedrys</i>	1.200	1.952	5.400	5
18 <i>Angelica sylvestris</i>	0.600	1.044	3.200	4
19 <i>Festuca pratensis</i>	1.178	2.667	8.200	4
20 <i>Luzula pilosa</i>	0.756	1.033	2.600	4
21 <i>Phleum pratense</i>	2.089	3.486	10.200	4
22 <i>Picea abies</i>	7.811	12.857	36.000	4
23 <i>Poa pratensis</i>	1.978	3.926	12.000	4
24 <i>Polygonum aviculare</i>	1.333	3.270	10.000	4
25 <i>Potentilla erecta</i>	0.911	1.949	6.000	4
26 <i>Prunella vulgaris</i>	1.289	3.283	10.000	4
27 <i>Viola epipsila</i>	4.733	8.723	25.000	4
28 <i>Achillea millefolium</i>	0.178	0.273	0.600	3
29 <i>Aegopodium podagraria</i>	2.078	4.877	14.600	3
30 <i>Anthriscus silvestris</i>	0.556	1.448	4.400	3
31 <i>Calamagrostis arundinacea</i>	3.000	6.205	18.000	3
32 <i>Hypericum maculatum</i>	0.300	0.505	1.300	3
33 <i>Melampyrum pratense</i>	0.222	0.367	1.000	3
34 <i>Melampyrum sylvaticum</i>	0.667	1.281	3.600	3
35 <i>Orthilia secunda</i>	0.867	2.032	6.200	3
36 <i>Plantago major</i>	0.533	1.005	3.000	3
37 <i>Ranunculus repens</i>	0.867	2.452	7.400	3
38 <i>Rubus arcticus</i>	0.156	0.260	0.600	3
39 <i>Sorbus aucuparia</i>	1.233	2.594	7.600	3
40 <i>Trifolium hybridum</i>	2.889	4.567	12.000	3
41 <i>Trifolium pratense</i>	1.378	2.153	5.400	3
42 <i>Vaccinium myrtillus</i>	1.067	2.625	8.000	3
43 <i>Alchemilla sp</i>	0.622	1.271	3.400	2
44 <i>Alnus incana</i>	0.667	1.414	4.000	2
45 <i>Calamagrostis canescens</i>	0.378	0.992	3.000	2
46 <i>Calamagrostis epigejos</i>	0.356	0.767	2.200	2
47 <i>Calamagrostis purpurea</i>	1.911	3.856	10.000	2

Laji	Peittävyiden keskiarvo (%)	Peittävyiden keskihajonta	Peittävyiden maksimi	Laji havaittu koealoilla (max 8)
48 <i>Dryopteris carthusiana</i>	0.578	1.343	4.000	2
49 <i>Elymus repens</i>	1.667	3.317	8.000	2
50 <i>Equisetum sylvaticum</i>	0.122	0.331	1.000	2
51 <i>Festuca rubra</i>	0.111	0.226	0.600	2
52 <i>Fragaria vesca</i>	1.033	3.026	9.100	2
53 <i>Galium uliginosum</i>	0.178	0.463	1.400	2
54 <i>Geum rivale</i>	0.089	0.176	0.400	2
55 <i>Hieracium sp</i>	0.067	0.141	0.400	2
56 <i>Juncus filiformis</i>	0.067	0.141	0.400	2
57 <i>Leontodon autumnalis</i>	0.089	0.176	0.400	2
58 <i>Luzula multiflora</i>	0.444	1.014	3.000	2
59 <i>Melica nutans</i>	0.222	0.484	1.400	2
60 <i>Rubus idaeus</i>	0.111	0.226	0.600	2
61 <i>Viola canina</i>	0.067	0.141	0.400	2
62 <i>Viola riviniana</i>	0.311	0.736	2.200	2
63 <i>Achillea ptarmica</i>	0.111	0.333	1.000	1
64 <i>Anthoxanthum odoratum</i>	0.022	0.067	0.200	1
65 <i>Campanula glomerata</i>	0.044	0.133	0.400	1
66 <i>Carex nigra</i>	0.033	0.100	0.300	1
67 <i>Centaurea phrygia</i>	0.467	1.400	4.200	1
68 <i>Cerastium fontanum</i>	0.044	0.133	0.400	1
69 <i>Cirsium arvense</i>	0.178	0.533	1.600	1
70 <i>Convallaria majalis</i>	0.078	0.233	0.700	1
71 <i>Fumaria officinalis</i>	0.044	0.133	0.400	1
72 <i>Galium triflorum</i>	0.056	0.167	0.500	1
73 <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0.133	0.400	1.200	1
74 <i>Lathyrus pratensis</i>	0.044	0.133	0.400	1
75 <i>Leucanthemum vulgare</i>	0.044	0.133	0.400	1
76 <i>Lolium perenne</i>	0.156	0.467	1.400	1
77 <i>Lycopodium annotinum</i>	0.022	0.067	0.200	1
78 <i>Oxalis acetosella</i>	0.067	0.200	0.600	1
79 <i>Pilosella coll.</i>	0.111	0.333	1.000	1
80 <i>Pinus sylvestris</i>	0.011	0.033	0.100	1
81 <i>Poa sp</i>	0.022	0.067	0.200	1
82 <i>Poa trivialis</i>	0.178	0.533	1.600	1
83 <i>Rubus saxatilis</i>	0.022	0.067	0.200	1
84 <i>Rumex acetosella</i>	0.222	0.667	2.000	1
85 <i>Sagina procumbens</i>	0.111	0.333	1.000	1
86 <i>Stellaria graminea</i>	0.044	0.133	0.400	1
87 <i>Stellaria longifolia</i>	0.044	0.133	0.400	1
88 <i>Stellaria media</i>	0.111	0.333	1.000	1
89 <i>Veronica officinalis</i>	0.333	1.000	3.000	1
90 <i>Vicia cracca</i>	0.022	0.067	0.200	1
91 <i>Vicia sylvatica</i>	0.022	0.067	0.200	1

Liite 5. Lumolaidun -sammallajisto 1998 yleisyysjärjestyksessä.

L Aidunnetut koealat

laji	keski-peittävyys (%)	peittävyden hajonta (SD)	Peittävyden maksimi	laji löydetty n koealalta (max 9)
1 <i>Brachythecium oedipodium</i>	7.422	7.882	23.000	6
2 <i>Brachythecium salebrosum</i>	6.756	9.408	22.000	6
3 <i>Brachythecium reflexum</i>	1.033	2.638	8.050	5
4 <i>Rhodobryum roseum</i>	0.133	0.182	0.450	4
5 <i>Brachythecium starkei</i>	0.667	1.118	3.000	3
6 <i>Cirriphyllum piliferum</i>	2.144	5.034	15.050	3
7 <i>Plagiomnium ellipticum</i>	0.022	0.036	0.100	3
8 <i>Pohlia nutans</i>	0.078	0.197	0.600	3
9 <i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i>	0.033	0.056	0.150	3
10 <i>Amblystegia serpens</i>	0.011	0.022	0.050	2
11 <i>Atrichum undulatum</i>	0.239	0.487	1.300	2
12 <i>Brachythecium albicans</i>	0.239	0.662	2.000	2
13 <i>Dicranum scoparium</i>	0.100	0.235	0.700	2
14 <i>Hylocomium splendens</i>	0.606	1.798	5.400	2
15 <i>Plagiomnium cuspidatum</i>	0.050	0.132	0.400	2
16 <i>Pleurozium schreberi</i>	1.922	5.509	16.600	2
17 <i>Polytrichum juniperinum</i>	0.239	0.680	2.050	2
18 <i>Brachythecium campestre</i>	0.022	0.067	0.200	1
19 <i>Brachythecium mildeanum</i>	0.444	1.333	4.000	1
20 <i>Calliergon cordifolium</i>	0.017	0.050	0.150	1
21 <i>Calypogeia integristipula</i>	0.028	0.083	0.250	1
22 <i>Campylium sommerfeltii</i>	0.022	0.067	0.200	1
23 <i>Cephalozia lunula</i>	0.006	0.017	0.050	1
24 <i>Cephalozia sp</i>	0.006	0.017	0.050	1
25 <i>Ceratodon purpureus</i>	0.011	0.033	0.100	1
26 <i>Dicranum polysetum</i>	0.006	0.017	0.050	1
27 <i>Lophozia heterophylla</i>	0.017	0.050	0.150	1
28 <i>Mnium thomsonii</i>	0.011	0.033	0.100	1
29 <i>Pellia sp</i>	0.228	0.683	2.050	1
30 <i>Plagiochila porelloides</i>	0.200	0.600	1.800	1
31 <i>Plagiomnium drummondii</i>	0.006	0.017	0.050	1
32 <i>Pohlia cruda</i>	0.006	0.017	0.050	1
33 <i>Polytrichum commune</i>	0.667	2.000	6.000	1
34 <i>Polytrichum longifolium</i>	0.006	0.017	0.050	1
35 <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	0.694	2.083	6.250	1
36 <i>Sanionia uncinata</i>	0.006	0.017	0.050	1

VERTAILUKOEALAT

laji	keski- peittävyys (%)	peittävyiden hajonta (SD)	Peittävyiden maksimi	laji löydetty n koealalta (max 9)
1 <i>Brachythecium oedipodium</i>	5.894	8.780	26.200	6
2 <i>Brachythecium salebrosum</i>	5.433	11.080	34.000	6
3 <i>Dicranum scoparium</i>	0.317	0.665	2.050	5
4 <i>Brachythecium reflexum</i>	0.967	2.333	7.050	4
5 <i>Dicranum polysetum</i>	0.072	0.130	0.400	4
6 <i>Pleurozium schreberi</i>	3.111	6.118	16.250	4
7 <i>Rhodobryum roseum</i>	0.261	0.479	1.200	4
8 <i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i>	0.611	1.037	3.000	4
9 <i>Atrichum undulatum</i>	0.550	1.338	4.050	3
10 <i>Brachythecium mildeanum</i>	0.483	1.394	4.200	3
11 <i>Cirriphyllum piliferum</i>	3.017	5.735	14.100	3
12 <i>Plagiomnium ellipticum</i>	0.033	0.066	0.200	3
13 <i>Amblystegia serpens</i>	0.017	0.035	0.100	2
14 <i>Brachythecium starkei</i>	1.450	4.331	13.000	2
15 <i>Plagiomnium cuspidatum</i>	0.189	0.382	1.000	2
16 <i>Atrichum tenellum</i>	0.006	0.017	0.050	1
17 <i>Brachythecium albicans</i>	0.339	1.017	3.050	1
18 <i>Calliergon cordifolium</i>	0.006	0.017	0.050	1
19 <i>Calypogeia integristipula</i>	0.011	0.033	0.100	1
20 <i>Campylia sommerfeltii</i>	0.006	0.017	0.050	1
21 <i>Cephalozia lunula</i>	0.006	0.017	0.050	1
22 <i>Eurhyncium hians</i>	0.006	0.017	0.050	1
23 <i>Lophozia heterophylla</i>	0.006	0.017	0.050	1
24 <i>Pellia sp</i>	0.006	0.017	0.050	1
25 <i>Plagiomnium drummondii</i>	0.006	0.017	0.050	1
26 <i>Plagiothecium denticulatum</i>	0.006	0.017	0.050	1
27 <i>Pohlia nutans</i>	0.022	0.067	0.200	1
28 <i>Polytrichum commune</i>	0.022	0.067	0.200	1
29 <i>Polytrichum juniperinum</i>	0.028	0.083	0.250	1
30 <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	0.006	0.017	0.050	1
31 <i>Sanionia uncinata</i>	0.006	0.017	0.050	1

Liite 6. Lumolaidun -sammallajisto 2003 yleisyysjärjestyksessä.

L Aidunnetut koealat

laji	keski-peittävyys (%)	peittävyden hajonta (SD)	Peittävyden maksimi	laji löydetty n koealalta (max 9)
1 <i>Brachythecium oedipodium</i>	1.278	1.761	4.900	8
2 <i>Brachythecium salebrosum</i>	4.156	7.634	23.400	8
3 <i>Cirriphyllum piliferum</i>	6.556	11.456	31.000	8
4 <i>Brachythecium reflexum</i>	0.478	1.038	3.200	6
5 <i>Pleurozium schreberi</i>	2.167	3.326	9.000	6
6 <i>Amblystegium serpens</i>	0.078	0.083	0.200	5
7 <i>Atrichum undulatum</i>	1.211	2.058	5.400	5
8 <i>Chiloscyphus profundus</i>	0.067	0.071	0.200	5
9 <i>Plagiomnium ellipticum</i>	0.156	0.255	0.800	5
10 <i>Brachythecium rivulare</i>	0.822	2.318	7.000	4
11 <i>Brachythecium starkei</i>	0.289	0.528	1.400	4
12 <i>Plagiomnium cuspidatum</i>	0.144	0.324	1.000	4
13 <i>Rhodobryum roseum</i>	0.133	0.260	0.800	4
14 <i>Calliargon cordifolium</i>	0.333	0.926	2.800	3
15 <i>Brachythecium mildeanum</i>	2.778	7.276	22.000	2
16 <i>Dicranum polysetum</i>	0.056	0.133	0.400	2
17 <i>Hylocomium splendens</i>	0.622	1.654	5.000	2
18 <i>Plagiomnium drummondii</i>	0.067	0.141	0.400	2
19 <i>Polytricum commune</i>	0.933	1.947	5.400	2
20 <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	0.267	0.608	1.800	2
21 <i>Sanionia uncinata</i>	0.033	0.071	0.200	2
22 <i>Aulacomnium palustris</i>	0.011	0.033	0.100	1
23 <i>Blasia pusilla</i>	0.011	0.033	0.100	1
24 <i>Brachythecium populeum</i>	0.689	2.067	6.200	1
25 <i>Campylia sommerfeltii</i>	0.011	0.033	0.100	1
26 <i>Dicranella sp</i>	0.222	0.667	2.000	1
27 <i>Eurhyncium hians</i>	0.011	0.033	0.100	1
28 <i>Pellia neesiana</i>	0.011	0.033	0.100	1
29 <i>Plagiochila asplenioides</i>	0.011	0.033	0.100	1
30 <i>Plagiothecium denticulatum</i>	0.011	0.033	0.100	1
31 <i>Plagiothecium laetum</i>	0.011	0.033	0.100	1
32 <i>Pohlia nutans</i>	0.011	0.033	0.100	1
33 <i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i>	0.011	0.033	0.100	1

VERTAILUKOEALAT

laji	keski- peittävyys (%)	peittävyden hajonta (SD)	Peittävyden maksimi	laji löydetty n koealalta (max 9)
1 <i>Brachythecium salebrosum</i>	2.156	2.334	8.000	9
2 <i>Brachythecium oedipodium</i>	1.300	1.233	3.400	8
3 <i>Brachythecium reflexum</i>	0.156	0.181	0.600	7
4 <i>Brachythecium starkei</i>	0.133	0.158	0.400	6
5 <i>Cirriphyllum piliferum</i>	3.044	6.281	19.200	6
6 <i>Plagiomnium cuspidatum</i>	0.078	0.067	0.200	6
7 <i>Plagiomnium ellipticum</i>	0.644	1.227	3.800	6
8 <i>Plagiomnium drummondii</i>	0.056	0.053	0.100	5
9 <i>Rhodobryum roseum</i>	0.122	0.192	0.600	5
10 <i>Amblystegia serpens</i>	0.067	0.087	0.200	4
11 <i>Atrichum undulatum</i>	2.400	3.689	9.400	4
12 <i>Pleurozium schreberi</i>	0.156	0.246	0.700	4
13 <i>Pohlia nutans</i>	0.122	0.172	0.400	4
14 <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	0.700	1.645	5.000	4
15 <i>Calliergon cordifolium</i>	0.033	0.050	0.100	3
16 <i>Chiloscyphus profundus</i>	0.044	0.073	0.200	3
17 <i>Brachythecium mildeanum</i>	0.044	0.088	0.200	2
18 <i>Brachythecium populeum</i>	0.056	0.133	0.400	2
19 <i>Climacium dendroides</i>	0.244	0.598	1.800	2
20 <i>Dicranum polysetum</i>	0.022	0.044	0.100	2
21 <i>Eurhyncium hians</i>	0.211	0.597	1.800	2
22 <i>Hylocomium splendens</i>	0.022	0.044	0.100	2
23 <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	0.022	0.044	0.100	2
24 <i>Blasia pusilla</i>	0.011	0.033	0.100	1
25 <i>Brachythecium albicans</i>	0.011	0.033	0.100	1
26 <i>Brachythecium rivulare</i>	0.133	0.400	1.200	1
27 <i>Bryum sp</i>	0.011	0.033	0.100	1
28 <i>Ceratodon purpureus</i>	0.011	0.033	0.100	1
29 <i>Dicranella ssp</i>	0.011	0.033	0.100	1
30 <i>Polytrichum commune</i>	0.067	0.200	0.600	1
31 <i>Polytrichum juniperinum</i>	0.011	0.033	0.100	1

Maaperän ja kasvillisuuden ravinteet Tohmajärven laidunkokeessa vuosina 1994–2004

Timo J. Hokkanen¹⁾, Ljudmila Gruzdeva²⁾, Elizaveta Matveeva²⁾, Hannu Luotonen¹⁾
ja Perttu Virkajärvi³⁾

¹⁾ Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu, sähköposti:
etunimi.sukunimi@ymparisto.fi

²⁾ Karelian Research Centre, Institute of Biology, Pushkinskya Street 11, 185610 Petrozavodsk,
Karelian Republic, sähköposti: sukunimi@krc.karelia.ru

³⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Halolantie
31 A, 71750 Maaninka, sähköposti: etunimi.sukunimi@mtt.fi

Tiivistelmä

Tohmajärven metsälaidunnuskokeessa selvitettiin monitieteisellä tutkimuksella emolehmien laidunnuksen vaikutusta laidunympäristöön. Samalla seurattiin lehmien tuotosta. Koealoina oli kaksi metsälaidunlohkoa ja yksi niittylohko. Maaperän ja kasvillisuuden pääravinteet määritettiin koealueelta vuosina 1995–1996 ja 2004–2005 standardimenetelmin. Näiden lisäksi tehtiin maaperän sukkulamatoanalyysit mittaamaan ravinnekierron muutoksia. Tohmajärven koealue osoittautui heterogeeniseksi. Kaikki koelohkot olivat erilaisia – varttunut koivikko oli ravinteikkain ja sekametsä niukkaravinteisin. Koivikkoalueen sisällä ravinnepitoisuuksien vaihtelu tosin oli melko suurta. Kokeessa laidunpaine etenkin metsälohkoilla oli suhteellisen pieni, ja laiduntamisen vaikutukset näkyivätkin parhaiten intensiivisemmin laidunnutulla niityllä. Sukkulamatoanalyysien perusteella ravinnekierto kiihtyi etenkin niityllä kymmenen vuoden aikana, mutta uuttuvien ravinteiden määrässä ei havaittu merkittäviä muutoksia sen paremmin niityllä kuin metsässäkään. Ravinteista vain kaliumia saatiin koko alueelta kokeen päättyessä enemmän kuin kokeen alkuvaiheessa; kalsium, magnesium ja fosfori olivat vähentyneet. Laiduntamattomille koealoille kertyi nopeasti orgaanista ainetta, ja tätä kautta sekä maaperän kokonaishiilipitoisuus että -typpipitoisuus nousivat. Kokonaistyyppitaso jäi silti vain 0,2–0,6 prosenttiin. Kasvien P-, K-, Mg- ja Ca-pitoisuudet pysyivät ennallaan tai laskivat kokeen aikana. Tohmajärven kokeessa laidunnus pienellä laidunpaineella ei muuttanut kymmenessä vuodessa olennaisesti alueen ravinnekiertoa.

Avainsanat: biodiversiteetti, emolehmät, laiduntaminen, luonnonlaitumet, luonnon monimuotoisuus, metsälaitumet, niityt, maaperän ravinteet, sukkulamadot, fosfori, kasvillisuuden ravinteet

Johdanto

Tohmajärven niitty- ja metsälaidunkoe aloitettiin vuonna 1994. Laiduntamisen ympäristövaikutuksista oli maastamme niukasti tietoa ja koejärjestely suunniteltiin laaja-alaisen ympäristötiedon keruuta varten unohtamatta laiduntamisen taloudellista puolta. Muutamissa metsälaiduntamista käsittelevissä kirjoituksissa on päädytty siihen että laiduntaminen heikentää maan ravinnetilannetta. Malkamäen (1990) tutkimuksessa maaperän ravinteisuus (Ca, P, K ja Mg) tyypeä lukuun ottamatta oli korkeampi metsälaidunnukselta suljetuilla alueilla kuin laidunnetuilla alueilla. Ekstam ym. (1988) esittivät, että maan karikekerros pienee laidunnuksen seurauksena, eikä ravinteita palaudu enää maahan yhtä paljon kuin ennen laidunnusta. Myös Leafin (1958) mukaan karikkeen ravinnepitoisuudet (N, P, K, Ca ja Mg) olivat laidunnetuilla metsäaloilla alhaisempia kuin vastaavilla laiduntamattomilla alueilla. Laiduntamattomassa metsässä maaperän K:n, Ca:n ja Mg:n määrät olivat suuremmat kuin laidunnetun metsän maaperässä (Leaf 1958). Myös Steinbrennerin (1951) tutkimuksessa kaliumpitoisuudet ovat suuremmat laiduntamattomilla metsämailla.

Maaperän vetyionikonsentraatio (pH) oli Leafin (1958) mukaan hieman korkeampi laiduntamattomilla alueilla kuin laidunnetuilla. Malkamäen (1990) tuloksissa laiduntamattomilla alueilla oli alhaisempi pH kuin laidunnetuilla. Maan pH saattaa metsälaidunnuksen seurauksena ainakin tilapäisesti nousta, koska ruoho- ja heinäkarike on emäksisempää kuin varpu- ja puuaines (Aaltonen 1940). Lisäksi ulosteiden kohdalla orgaanisen aineen määrä kohoaa pintamaassa ja aiheuttaa lisääntyntä kationivaihtoa, jonka seurauksena taas vetyionien pitoisuus paikalla kasvaa (Haynes & Williams 1993). Virtsapaikkojen ammoniakki kohottaa myös väliaikaisesti maan pH:ta, mutta hapettuessaan nitraatiksi se tuottaa kuitenkin happamuutta (Kempainen 1992).

Useimmat tutkimukset ovat olleet lyhytaikaisia ja sangen yksipuolisia. Tässä tutkimuksessa käsitellään maaperän pääravinteita, hajotuskiertoa ja näiden kautta kasvillisuuden ravinnepitoisuutta.

Tutkimuksen keskeinen osa on sukkulamatojen (Nematoda) yhteisöanalyysi. Sukkulamadot on monimuotoinen, pitkälle erikoistunut maaperäeliöiden ryhmä, joka muodostaa eliöiden mikroskooppisesta koosta huolimatta usein valtaosan maaperäeläimistön biomassasta. Eläimiä on lähes kaikkialla, ja ne ovat sekä laji- että yhteisötasolla ideaalinen bioindikaattoriryhmä esimerkiksi saasteiden tai ympäristön pilaantumisen määrittämisessä. Sukkulamatoyhteisöjen analyysi ilmentää myös aikaisessa vaiheessa muutoksia orgaanisen aineen hajotustoiminnassa, joka on keskeinen ravinnekierrossa. Sukkulamadot ovat tärkeä maaperämikrobiston toimintoja säätelevä eliöryhmä, joka vaikuttaa olennaisesti orgaanisen aineen hajotukseen (Setälä ym. 1990, Setälä & Huhta 1990).

Sukkulamatopopulaatioiden trofitason muutokset osoittavat herkästi, jos maaperä muuttuu esim. saasteiden tai käsittelyjen takia (Yeates ym. 1994, Todd 1996, Gruzdeva 2000, Gruzdeva ym. 2003).

Tässä artikkelissa pyritään vastaamaan kysymyksiin lisääkö laiduntaminen laidunten ravinteiden kiertoa, rehevöityvätkö laitumet ja näkyvätkö mahdolliset ravinteisuuden muutokset muutamissa laidunten avainkasvilajeissa.

Aineisto ja menetelmät

Laidunalueet

Tässä kokeessa käytettiin laitumina Karjalan tutkimusaseman lähellä olevaa kahta metsälohkoa (OMT sekametsä 2.1 ha sekä 1.4 ha:n varttunut koivikko, jota kutsutaan myös nimellä Ailin pieti). Vertailuna mukana oli myös entinen viherkesantonurmi (kokonaisala 4.1 ha), jota kutsutaan jatkossa niityksi. Nurmi oli lannoitettu viimeisen kerran v. 1992. Alueet on kuvattu tarkemmin tämän kirjan julkaisussa Virkajärvi ym. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005.

Laiduntaminen

Koe-eläiminä käytettiin kevätpoikivia eri-ikäisiä ja erirotuisia risteytsemolehmiä vasikoineen. Laidunnus aloitettiin touko-kesäkuun vaihteessa ja se päättyi elokuun alussa tai viimeistään puolivälissä. Laitumet syötettiin lohkoina alkaen niityltä. Metsälohkojen kiertojärjestys määräytyi kasvuston kehitysvaiheen mukaan. Tarkempi kuvaus laidunnuksesta on tämän kirjan julkaisussa: Virkajärvi ym. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005.

Maaperäanalyysit

Maanäytteet otettiin Ø 65 mm maaperäkairalla elokuun lopussa 1996 sekä elokuun alussa 2004. Jokaiselta koealalta otettiin systemaattisesti 9 kairallista maata 10 cm syvyydeltä. Näytteistä poistettiin vihreät kasvinosat, jonka jälkeen näytteet jaettiin 0 - 3 cm:n ja 3 - 10 cm:n kerroksiin. Yhden koealan pinta- ja pohjakerros yhdistettiin kokoomanäytteeksi. Kokoomanäytteet seulottiin 5 mm seulalla ja sekoitettiin tasalaatuisiksi. Maa-analyysit tehtiin seuloksesta.

Maaperän pH, kosteus ja orgaanisen aineen määrä analysoitiin v. 1996 Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen laboratoriossa ja v. 2004 Geologisen tutkimuskeskuksen laboratoriossa Kuopiossa. Maaperän ravinneanalyysit tehtiin kumpanakin vuonna GTK:n akreditoitussa maalaboratoriossa standardimenetelmin (GTK 2004).

Vuonna 1996 maan pH mitattiin pH-mittarilla ilmakeivatuista (55 °C) näytteistä 0.02 M CaCl₂ suolaliuoksesta. Maan ja uuttoliuoksen suhde oli 1:2,5. Näyte laitettiin tunniksi ravistelijaan (200 kierrosta/min), sakan annettiin laskeutua

noin tunnin ennen pH-mittausta (Conyers & Davey 1988). Näyte voidaan liettää myös veteen ja vesiliuoksesta mitattu pH on noin 0,5-1,0 pH-yksikköä korkeampi kuin suolaliuoksen. Geologisen tutkimuskeskuksen analyysissä v. 2004 käytettiin metodologia, jossa näyte lietetään veteen.

Orgaanisen aineen määrittämistä varten ilmakeivattua kuivattua näytettä jauhettiin näytemylyssä ja kuivattiin 105 °C:ssa. Homogenaatista tehtiin 2 - 4 rinnakkaisnäytettä (vähintään 1 g painoisia), jotka poltettiin 560 °C:ssa neljän tunnin ajan. Hehkutushäviö kuvaa näytteen orgaanisen aineen määrää. Tulos ilmoitetaan prosentteina kuiva-aineesta. (Nelson & Sommers 1982).

Maanäytteiden vesipitoisuus määritettiin seuloksesta 2-4 rinnakkaisnäytteestä kuivaamalla näyte lämpökaapissa 105° C:ssa.

Maaperän ravinnedynamiikka: Sukkulamatoanalyysit

Näytteet maaperän sukkulamatoanalyysiin kerättiin heinäkuun lopussa 1995 ja elo-syyskuun vaihteessa 2004.

Näytteenotossa otettiin kaikilta koelohjoilta systemaattisella otannalla Ø 65 mm maaperäkairalla 5 näytettä, yhteensä 30 näytettä lohkolta. Näytteistä poistettiin vihreät kasvinosat ja näyte jaettiin kahteen kerrokseen (0-30 mm ja 30 – 100 mm). Yhteensä kullakin näytteenotokerralla otettiin 90 maaperänäytettä.

Sukkulamadot erotettiin 30-40 g maaperänäytteistä Baermanin suppilomenetelmällä 46 tunnin ajan. Näytteet fiksoitiin TAF-liuoksella (2ml trietanolamiinia, 7 ml formaliinia ja 91 ml tislattua vettä). Fiksoituja näytteitä tuli yhteensä 180 putkellista, joista jokaisesta tehtiin kolmelle objektilasille noin 100 sukkulamatoa sisältävä näyte. Määritettäviä objektilaseja tuli yhteensä 540 kpl näytteenotokertaa kohti. Sukkulamadot määritettiin suku- tai jossain tapauksessa lajitasolle.

Aineistosta määritettiin nematodien eko-trofiaryhmät (Yeates ym. 1993), maturiteetti-indeksi (Bongers 1990), sukkulamatojen suhteellinen habitaattipreferenssi, lajien korrelaatiot sekä koherenssi indeksi (Chernov 1971) ja Jaccardin indeksi (Pesenko 1982).

Sukkulamadot jaotellaan Yeatesin ym. (1993) mukaan kuuteen ekotrofiaryhmään ravintolähteen mukaan: bakteereja ja sienitiöitä syövät lajit (bakteriovorit, B), sienirihmastoa syövät lajit (fungivorit F), moniruokaiset lajit (omnivorit, O), pedot (Pr), kasveihin liittyvät lajit, jotka syövät hienijuuristoa, kasvien nesteitä jne. (Asp) ja kasviloiset (Pp). Ravintoketjun kautta sukkulamadot ovat tärkeitä typen, hiilen ja ravinteiden kierrättäjiä.

Sukkulamatojen yhteisöjen rakenteen ja muutosten havaitsemiseksi Bongers (1990) kehitti *maturiteetti-indeksin (MI)*, joka perustuu sukkulamatojen sukujen ja heimojen ekologiisiin piirteisiin. Sukkulamadot jaetaan viiteen ryhmään ns. c-

p asteikolla. Lajilla, jonka *c-p* -arvo on 1, elämänsykli on lyhyt, lisääntyvyys nopeaa ja ne kestävät ekosysteemin häiriöitä. Ne kykenevät myös valtaamaan uusia alueita. Asteikon toisessa päässä, *c-p* -arvolla 5, ovat lajit joiden elämänsykli on pitkä ja sukupolvia vähän, herkkyys muutoksille suuri ja kolonisaatio-kyky heikko. Lajeja kutsutaan nimellä "persister". Maturiteetti-indeksi *MI* laskeetaan yksittäisten *c-p* -arvojen painotetuna keskiarvona. Jos sukkulamatoyhteisössä on paljon lajeja, joiden *c-p* -arvo on 1-2, sukkulamatoyhteisö on kehittymätön ja *MI* on matala. Lajit ovat niukasti erikoistuneita. *MI* on siis matalampi ympäristöstressitilanteissa kuin stressittömissä tilanteissa (Bongers ym. 1991, Ettema & Bongers 1993, Yeates 1994, Wasilewska 1997).

Sukkulamatoanalyysit tehtiin Venäjän tiedeakatemian Karjalan tiedekeskuksen nematologian laboratoriossa Petroskoissa.

Kasvinäytteet ja ravinneanalyysit

Kasvinäytteet muutamista alueen biotoopeille tärkeistä kasvilajeista kerättiin elo-syyskuun vaihteessa 1996 ja heinä-elokuun vaihteessa 2005. Vuoden 1996 näytteenotossa kasvinäytteet kerättiin laidunnuskauden loppuvaiheessa ja laitumet oli syötetty tarkoin. Analysoitavat kasvinäytteet valittiin viideltä 50 x 50 cm biomassaruudulta kerätyistä kasveista. Vertailu- ja laidunnettujen ruutujen kasvit olivat tällöin hyvin erilaisessa kasvuvaiheessa. Vuonna 2005 laitumet syötettiin näiltä osin vasta näytteiden keruun jälkeen, jotta analyysiin kerättävät kasvit olivat samassa kasvuvaiheessa. Näytteet kerättiin satunnaisotannalla koealoilta.

Kasvit valittiin 1996 analyysiin sen mukaan, oliko näytettä saatu kerätyksi riittävästi (vähintään 2 g) sekä vertailu- että laidunnetulta ruudulta, millainen kasvin ekologia oli ja kuinka tärkeä kasvi oli lehmien ravintokasvina.

Kaikilta koealueen ruuduilta löytyi röllejä, joita lehmät syövät mielellään, joten se valittiin koko koealuetta kuvaavaksi kasviksi. Röllit ovat yksisirkkaisia ja sietävät tallausta melko hyvin. Muita kasveja ei ollut kaikilla ruuduilla, joten ne valittiin lohkokokohtaisesti. Koivikosta (*Ailin pieti*) tutkittiin kastikat, joita alueella kasvaa runsaasti. Emolehmät syövät mielellään metsä-, hieta- ja korpikastikoita, mutta viitakastikat ne jättävät syömättä (mm. Virkajärvi & Matilainen 1995).

Niityllä kasvoi useita mielenkiintoisia lajeja, mutta taloudellisista syistä näytteiden määrää oli rajoitettava. Voikukat ovat kukinnan aikana niityllä hyvin näkyviä kasveja. Niiden sitkeä ja kestävä juuri tekee lajista mielenkiintoisen laidunnuksen kannalta. Voikukat ovat lehtiruusuksellisia, pehmeä- ja pulleavartaisia iso- ja keltamykeröisiä monivuotisruohoja, jotka kuuluvat sikurikasveihin. Suomessa voikukkia on noin 500 lajia. Voikukat ovat typensuosioita.

Sekametsästä valittiin tutkittavaksi vertailukasviksi metsäkurjenpolvi, jota lehmät eivät vastaavasti syö mielellään. Metsäkurjenpolvi on leveälehtinen, viisikukkainen, pehmeäkarvainen ja isokukkainen monivuotisruoho. Kaskiaikana se viihtyi varsinkin kaskiahoilla ja nuorissa kaskimetsissä. Metsäkurjenpolvi on

siirtynyt aikanaan niiton ja laidunnuksen myötä lehdoista ja reheviltä soilta niityille (Kekäläinen 2001).

Sekametsästä analysoitiin myös vuohenputki. Vuohenputki on sarjakukkainen monivuotinen ruoho, joka on suuresti hyötynyt ihmisten toiminnasta. Se levittäytyy helposti laajalle alueelle voimakkaan juurakkonsa avulla. Vuohenputki voi olla rikkaruoho, mikäli se saa kasvaa rauhassa. Kasvit muodostavat varjostavan kasvuston, jonka alla muut kasvit eivät menesty. Emolehmät syövät mielellään vuohenputkea.

Kasvinäytteet analysoitiin Geologian tutkimuskeskuksessa (1996) ja Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksessa (2005) EPA Method 3051 – standardin mukaisesti ICP-AES-tekniikalla. Menetelmällä määritettiin alkuaineet (raportointiraja mg/kg): Al (15), As (10), B (5), Be (0,5), Ca (20), Cd (0,5), Co (1,0), Cr (1,0), Cu (1,0), Fe (20), K (20), Mg (10), Mn (1,0), Mo (3), Na (20), Ni (20), P (50), Pb (5), S (50), Sr (1,0), Ti (2), V (2,0) ja Zn (1,0). (GTK 2004.)

Näytteiden hiili- ja typpipitoisuus mitattiin pyrolyysimenetelmällä käyttäen Elementar VarioMax CN –analysointia. Hiilen määritysraja oli 0,06 % ja typen 0,03 %.

Tilastolliset analyysit

Aineiston tilastolliset käsittelyt tehtiin SPSS-tilastopakettilla versio 8.0.0 (SPSS Inc. 1997) ja yhteisöanalyysit PC-ord 4.0 ohjelmistopakettilla (Mjmm Software Design 1999).

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Maaperän pH ja orgaaninen aine

Koealue oli heterogeeninen. Varttunut koivikko (Ailin pieti) on lähinnä entistä suon reunaa ja orgaanisen aineen (OM) määrä lohkolla on korkea ja vaihtelee suuresti myös koealojen välillä (Taulukko 1). Koivikon koealojen keskimääräinen OM pintakerroksessa on 20-30 %, eli yli kaksinkertainen muihin koealoihin verrattuna. Maaperän kokonaistyyppi- ja –hiilipitoisuudet ovat sidoksissa orgaanisen aineen määrään. Orgaanisen aineen, typen ja hiilen väliset korrelaatiot ovat $r = 0.96 - 0.98$.

Niitty oli historiansakin perusteella lohkoista homogeenisin. Orgaanista ainetta oli tasaisesti 5-7 prosenttia, ja pH oli noin 5,1-5,2 vuoden 1996 mittauksissa ja 6,2-6,4 vuoden 2004 mittauksissa. Suuruusluokkaero pH:ssa johtuu menetelmäeroista: vuoden 1996 mittaukset tehtiin käyttäen uuttoneesteinä CaCl_2 :a ja 2004 pH uutettiin vesiliuokseen. Tehokkaampi uutto antaa noin yhden pH-yksikön alhaisempia pH-arvoja.

Koivikon pH oli korkea ja sen vaihtelu suurta (Taulukko 1). Koivikon koealapaari B:n vertailunäytteen pH oli vuoden 1996 mittauksissa jopa 6,21 CaCl_2 -

uutolla. Vesiuutossa tämä olisi merkinnyt noin pH:ta 7. Vuonna 2004 pH oli vesiuutolla edelleen 6,0, eli noin pH-yksikön korkeampi kuin muissa koivikon koealoissa. Kyse ei voi olla sattumasta, koska molemmilla kerroilla otettiin tasan koko koealalta yhdeksän kairallista maata ja sekoitettiin analyysejä varten. Sama ilmiö tulee esille myös näytealalta uutuneen kalsiumin määrässä: vuonna 1996 kalsiumia oli yli 6 mg/g ja vuonna 2004 vielä yli 3 mg/g. Määrä on yli kolminkertainen kalkittuun peltoon verrattuna (Taulukko 8).

Taulukko 1. Maaperän pH ja orgaaninen aines Tohmajärven laidunkokeessa 1996 ja 2004.

	1996				2004			
	pH		OM (%)		pH		OM (%)	
	Vertailu	laidun	Vertailu	laidun	Vertailu	laidun	Vertailu	laidun
KOIVIKKO (0-3 cm)								
k.a.	4,93	4,25	19,17	25,63	5,50	5,03	21,67	30,00
SD	1,13	0,47	4,86	6,26	0,50	0,38	5,03	14,18
KOIVIKKO (3-10 cm)								
k.a.	4,05	3,98	10,97	11,96	5,03	5,00	12,67	12,57
SD	0,18	0,19	3,21	4,19	0,25	0,17	3,51	2,68
SEKAMETSÄ (0-3 cm)								
k.a.	4,37	4,41	10,97	11,91	5,30	5,43	12,50	11,03
SD	0,27	0,17	2,44	2,74	0,10	0,15	3,50	2,59
SEKAMETSÄ (3-10 cm)								
k.a.	4,32	4,29	8,33	8,29	5,63	5,60	11,57	10,47
SD	0,25	0,19	1,49	0,89	0,21	0,17	2,68	2,25
NIITTY (0-3 cm)								
k.a.	5,21	5,30	7,14	8,83	6,27	6,20	7,40	8,70
SD	0,32	0,23	0,77	0,72	0,06	0,10	0,36	1,76
NIITTY (3-10 cm)								
k.a.	5,19	5,31	5,24	5,23	6,33	6,33	7,83	8,67
SD	0,20	0,12	0,69	0,49	0,06	0,21	1,76	2,08

Sukkulamatolajisto

Tohmajärven koealueen sukkulamatofauna koostui 0-3 cm pintakerroksen 88 taksonista (sukuja ja lajeja) ja 3-10 cm kerroksen 84 taksonista. Viisi pintakerroksen taksonia oli yhteisiä kaikille lohkoille: *Rhabditis sp.*, *Lelenchus leptosoma*, *Aphelenchoides sp.*, *Plectus longicaudatus*, *Ditylenchus intermedius* (ks. Liite 1, Liite 2). Lajit ovat bakteriovoreja, mykovoreja, kasveihin sidoksissa olevia lajeja ja kasviloisia (Liite 1).

Niityn lajisto

Niityn sukkulamatofauna koostui 70 taksonista, jotka kuuluivat 53 sukuun. Kuusi sukua (*Plectus*, *Rhabditis*, *Eucephalobus*, *Chiloplacus*, *Eudorylaimus*, *Pratylenchus*; taulukko 2) löytyi kaikista näytteistä. Neljä suvuista on bakteriovoreja, yksi on omnivori ja yksi kasviloinen.

Kuudella lajilla (*Eumonyhystera* sp., *Eucephalobus striatus*, *Tylencholaimus zeelandicus*, *Filenchus filiformis*, *Pratylenchus* sp., *Chiloplacus* sp.; Taulukko 2) oli korkea suhteellinen lajipreferenssi niitylle.

Tutkimusvuosien 1994 ja 2004 vertailu osoitti, että niittyä suosivat lajit muuttivat. Vuonna 1995 suvut *Rhabditis*, *Anaplectus* ja *Heterodera* saivat korkeat F-arvot. Tämä osoittaa lajistossuknessiota, sillä suvut *Rhabditis*, *Plectus* ovat yleisiä suurina määrinä suknession alkuvaiheessa. Ne reagoivat nopeasti ympäristön muutoksiin, eivät ole ravinnoltaan kovin erikoistuneita, mutta vaativat tasaista ravintovirtaa.

Tutkimusvuoden 2004 lajit 1-6 (Taulukko 2) ilmestyivät suknession myöhäisemmässä vaiheessa. Myös maaperän kosteus vaikutti lajistoon. Kesän 2004 märkyys lisäsi kosteutta vaativia lajeja kuten suvun *Eumonyhystera*.

Niityn koelapareilla C sukkelamatoyhteisöt olivat eniten toistensa kaltaiset (72 %). Lajistoerot koelapareilla A ja B vertailun ja laidunnetun välillä selittynevät laidunnuksen vaikutuksilla.

Taulukko 2. Taksonien suhteellinen preferenssi (F) niitylle.

	Taksoni	vertailu	laidunnus
Tutkimusvuosi 1995			
1	<i>Rhabditis</i>		0,84
2	<i>Anaplectus</i>	0,52	
3	<i>Heterodera</i>	0,61	0,51
Tutkimusvuosi 2004			
1	<i>Eumonyhystera</i>	0,82	
2	<i>Eucephalobus striatus</i>	0,76	0,88
3	<i>Chiloplacus</i>		0,54
4	<i>Tylencholaimus zeelandicus</i>	0,55	
5	<i>Filenchus filiformis</i>	0,74	
6	<i>Pratylenchus</i>	0,85	

Sekametsän sukkelamatolajisto

Sekametsän sukkelamatot kuuluivat 72 taksoniin ja yhteensä 53 sukuun. Vain suku *Plectus* löytyi kaikista näytteistä. Kolme lajia - *Tylencholaimus mirabilis*, *Helicotylenchus* sp., *Paratylenchus straeleni* (Taulukko 3) osoitti korkeaa suhteellista preferenssiä sekametsän vertailukoelaoilla 1995. Suuria muutoksia preferenssilajeissa ei koeaikana tullut.

Sekametsän lajien korrelaatio oli on hyvin alhainen – vain 21 prosenttia. Koelapareille A, B ja C löytyi vain 17 yhteistä taksonia, mikä osoittaa sekametsän hyvin suurta sisäistä variaatiota.

Taulukko 3. Lajien suhteellinen preferenssi (F) sekametsälle.

Taksoni	vertailu	laidunnus
Tutkimusvuosi 1995		
<i>Tylencholaimus mirabilis</i>	0,60	
<i>Paratylenchus straeleni</i>	0,56	
<i>Teratocephalus terrestris</i>	0,63	0,51
Tutkimusvuosi 2004		
<i>Tylencholaimus mirabilis</i>	0,52	0,63
<i>Helicotylenchus sp.</i>	0,53	0,68
<i>Paratylenchus straeleni</i>	0,54	0,50

Varttuneen koivikon (Ailin pieti) sukkulamato-lajisto

Sukkulamatolajisto koostui 66 taksonista, jotka sijoituivat 53 sukuun. Neljä suvuista *Plectus*, *Cephalobus* (bacteriovori), *Eudorylaimus* (omnivori), *Aphelenchoides* (fungivori) löytyi kaikista näytteistä.

Koivikkoa suosivat erityisesti suvut *Wilsonema* ja *Anaplectus* vertailukoelaoilla ja *Monhystrella*, *Rhabditis* sekä *Acrobeloides* laidunnetuilla koelaoilla (Taulukko 4).

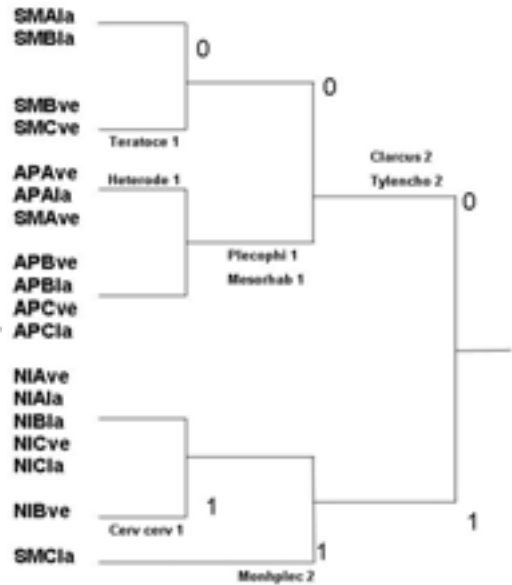
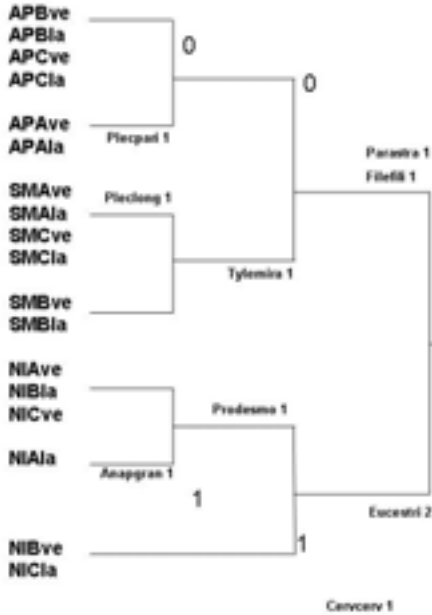
Vuosina 1995 ja 2004 suku *Anaplectus* suosi erityisesti vertailukoeruutuja. Laidunnetuilla alueilla tapahtui koeaikana muutoksia; mykovoreilla (sienten syöjilät) oli korkeat *F*-arvot 1995 ja vuonna 2004 vain bakteerien syöjät osoittivat preferenssiä koivikon laidunnetuille koelaloille (Taulukko 4). Tämä osoittaa laidunnettujen koelajien lajistossukcessiota (hajotuksen kiihtymistä) samansuuntaisesti kuin niityllä. Lajistosukcessiosta huolimatta vertailu- ja laidunnetuilla koelaoilla oli hyvin samankaltainen sukkulamato-lajisto (72-73%). Yhteisiä lajeja oli 30. Tilanne oli sama myös v. 1995.

Taulukko 4. Taksonien suhteellinen preferenssi (F) varttuneelle koivikolle.

Taksoni	vertailu	laidunnus
Tutkimusvuosi 1995		
<i>Eudorylaimus</i>	0,66	
<i>Anaplectus</i>	0,69	
<i>Prismatolaimus</i>		0,75
<i>Tylencholaimus mirabilis</i>		0,57
<i>Aphelenchoides</i>		0,53
Tutkimusvuosi 2004		
<i>Wilsonema</i>	0,75	
<i>Anaplectus</i>	0,67	
<i>Monhystrella</i>		0,51
<i>Rhabditis</i>		0,59
<i>Acrobeloides</i>		0,57

Koealojen ryhmittelyanalyysit

Twinspan-ryhmittelyanalyysi (Kuvio 1, Kuvio 2) erotti niityn omaksi ryhmäkseen. Analyysin indikaattorilajeina olivat metsissä esiintyvä sientensyöjälaaji *Tylencholaimus sp* sekä petolaji *Clarcus* maan pintakerroksessa (Kuvio1) ja kasveihin sidoksissa oleva *Filenchus filiformis* sekä kasviloinen *Paratylenchus straeleni* kivennäismaakerroksessa (Kuvio 2).



Kuvio 1. Tohmajärven metsälaidunkoken Twinspan-ryhmittelyanalyysi sukkulamadoille maaperän kerroksesta 0-3 cm. Koealojen koodit: SM = Sekametsä, AP=koivikko (Ailin pieti), NI = niitty. A, B, C = koealaparin kirjaintunnus; jokaisella lohkolla on kolme koealapararia. la = laidunnettu koeala, ve = vertailukoeala. Indikaattorilajien nimilyhenteet: Clarcus = Clarcus, Tylencho = Tylencholaimus, Plecphi = Plectos ophisthocirculus, Mesorhab = Mesorhabditis, Monhplec = Monhystrrella plectoides, Teratoce = Teratocephalus, Heterode = Heterodera, Cervcerv = Cervidellus cervus.

Kuvio 2. Tohmajärven metsälaidunkoken Twinspan-ryhmittelyanalyysi sukkulamadoille maaperän kerroksesta 3-10 cm. Koealojen koodit: SM = Sekametsä, AP=koivikko (Ailin pieti), NI = niitty. A, B, C = koealaparin kirjaintunnus; jokaisella lohkolla on kolme koealapararia. la = laidunnettu koeala, ve = vertailukoeala. Indikaattorilajien nimilyhenteet: Parastra = *Paratylenchus straeleni*, Filefil = *Filenchus filiformis*, Eucestri = *Eucephalobus striatus*, Cervcerv = *cervidellus cervus*, Tylencho = *Tylencholaimus mirabilis*, Prodesmo = *Prodesmodora*, Plecpari = *Plectos parietinus*, Pleclong = *Plectos longicaudatus*, Anapgran = *Anaplectus granulatus*.

Sukkulamatopopulaatioiden yksilömäärät ja biomassa

Sukkulamatopopulaatiot olivat runsaammat maan pintakerroksessa kuin kivennäismaassa (Taulukko 5).

Taulukko 5. Tohmajärven laidunkokeelta löydetty sukkulamatotaksonit koaloitain pinta- ja pohjamaanäytteissä. Lohkokoodit: KO = koivikko, SM = sekametsä, NI = niitty; Koealakoodit: A, B, C = ruutu; käsittelykoodit: ve = vertailu, la = laidunnus. Esim. SMAve = Sekametsän A-ruutuparin vertailuruutu.

Koeala	Yksilöitä (X)	Keski- hajonta	Yksilöiden summa	Maksimi- yksilömäärä	Taksoneja yhteensä	Tasaisuus E	Shannon H'
<i>Pintanäyte (0-3 cm)</i>							
KOAve	18,9	50,7	1659	397	47	0,78	2,99
KOAla	13,3	38,7	1173	315	46	0,75	2,86
KOBve	36,4	98,0	3207	728	45	0,78	2,97
KOBla	56,3	220,5	4956	1808	36	0,64	2,30
KOCve	36,1	113,3	3180	1012	45	0,77	2,91
KOCla	51,1	145,4	4493	1088	45	0,75	2,86
SMAve	44,5	99,5	3912	615	38	0,84	3,06
SMAla	26,0	64,4	2284	469	40	0,81	2,99
SMBve	47,9	142,9	4213	791	31	0,76	2,61
SMBla	24,1	60,3	2122	325	36	0,81	2,89
SMCve	31,1	145,0	2733	1330	45	0,59	2,24
SMCla	24,6	96,7	2161	854	36	0,67	2,41
NIAve	10,1	22,3	890	155	46	0,83	3,16
NIAla	8,4	13,6	735	78	47	0,89	3,44
NIBve	32,7	88,9	2878	546	46	0,76	2,90
NIBla	17,6	36,7	1550	227	48	0,83	3,23
NICve	14,7	36,1	1290	253	41	0,82	3,03
NICla	22,4	50,4	1970	356	39	0,83	3,06
					yhteensä	88	taksonia
<i>Pohjanäyte (3-10 cm)</i>							
KOAve	24,5	78,9	2060	587	36	0,71	2,55
KOAla	7,0	14,8	584	86	37	0,84	3,02
KOBve	27,6	73,8	2319	398	31	0,79	2,71
KOBla	31,4	101,6	2640	618	25	0,73	2,34
KOCve	22,6	67,1	1902	482	36	0,74	2,65
KOCla	46,8	147,8	3928	1188	34	0,73	2,58
SMAve	31,6	68,1	2657	402	39	0,83	3,05
SMAla	16,2	42,5	1362	228	37	0,76	2,76
SMBve	38,3	111,2	3213	799	34	0,75	2,65
SMBla	20,0	46,9	1682	260	36	0,81	2,91
SMCve	31,6	130,9	2658	1077	36	0,60	2,17
SMCla	27,3	79,1	2297	424	38	0,71	2,59
NIAve	8,3	21,0	698	162	39	0,80	2,94
NIAla	1,3	2,5	107	12	35	0,90	3,18
NIBve	26,7	59,6	2240	347	43	0,81	3,05
NIBla	8,8	19,3	742	84	39	0,82	3,01
NICve	14,5	35,1	1221	180	41	0,78	2,90
NICla	9,0	24,7	759	174	32	0,80	2,79
					yhteensä	84	taksonia

Niityllä sukkulamatoja oli enemmän koealaparien A ja B vertailukoealoilla kuin laidunnetuilla koealoilla pintamaassa; koealaparilla C tilanne oli pintamaassa päinvastainen. Kaikilla koealapareilla 3-10 cm kerroksessa sukkulamatoja oli enemmän vertailukoealoilla. Tilanne oli sama molemmissa kerroksissa sekametsässä. Sen sijaan koivikossa koealaparilla A vertailukoealalla oli enemmän sukkulamatoja kuin laidunnetulla koealalla. Laidunnetuilla koealoilla B ja C sukkulamatoja oli vertailukoealoja enemmän. Tämä johtui erityisesti runsaslukuisesta bakteereita syövästä suvusta *Rhabditis*, joka pystyy lisääntymään nopeasti epäsuotuisissa oloissa, ja sientensyöjäsuvusta *Tylencholaimus*, joka indikoi hyvin happamia oloja ja runsasta sienikasvustoa maassa.

Todennäköisesti erot johtuivat habitaattien sisäisestä vaihtelusta. Lehmät eivät olleet metsälaitumilla niin kauan, että laiduntaminen olisi aiheuttanut havaitut lajisterot. Tulkintaa tukevat myös koealojen maaperätiedot.

Vuoden 1995 lajisto (keskiarvot) osoitti samanlaista sukkulamatojen yksilömäärien runsausvaihtelua (Liite 3). Sukkulamatojen biomassa vaihteli lähes samalla tavoin kuin yksilömäärät (Taulukko 6). Pohjakerroksessa vertailuruutujen sukkulamatiomassa oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi kuin laidunnetuilla ruuduilla (parittaisten näytteiden t-testi, $t = 2.370$, $df=8$, $p<0.049$). Pintakerroksessa ero oli samansuuntainen, mutta merkitsevyys vain suuntaa-antava (parittaisten näytteiden t-testi, $t = 1.937$, $df=8$, $p<0.089$).

Taulukko 6. Tohmajärven laidunkokeen sukkulamatojen biomassa (mg/100 g kosteaa maata) laskettuna yksilöpainojen mukaan vuoden 2004 aineistosta.

	A		B		C	
	vertailu	laidun	vertailu	laidun	vertailu	laidun
kerros	NIITY - biomassa (mg/100 g)					
0-3 cm	542,2	435,6	946,5	524,8	591,7	795,3
3-10 cm	509,7	76,6	774,5	345,2	630,9	324,4
	SEKAMETSÄ - biomassa (mg/100 g)					
0-3 cm	1418,3	735,8	2132,4	1299,3	836,4	612,7
3-10 cm	940,3	456,0	1640,1	1085,0	653,4	794,4
	KOIVIKKO - biomassa (mg/100 g)					
0-3 cm	793,3	371,4	1634,9	1950,6	1684,9	2090,4
3-10 cm	1020,5	164,1	1077,8	769,6	989,9	1829,0

Sukkulamatojen ryhmittely eko-trofiatasojen mukaan

Niitty

Bakteereja syövät sukkulamadot olivat vallitseva eko-trofiaryhmä sekä 1995 että 2004. Kuitenkin 1995 bakteriovorit olivat vertailukoealoilla runsaslukuisempia kuin laidunnetuilla koealoilla, kun taas 2004 koealoilla A ja C laidunnettujen koealojen bakteriovorit olivat runsaslukuisempia. Koealaparilla B ei eroa ollut.

Bakteerinsyöjät ovat tärkeitä hajotusprosessissa yhdessä sientensyöjien ja mikrobiston kanssa. Ryhmien suhde kertoo hajotustoiminnan päätien, eli ovatko sienet vai bakteerit hajotustoiminnassa vallitsevia (Wasilewska 1997). Tämän aineiston mukaan bakteerit ovat niityllä vallitsevia hajottajia (Liite 3). Niityn toiseksi runsain ryhmä olivat omnivorit, jotka syövät detritusta, leviä ja kasvinosia. Vuonna 1995 omnivoreja oli vain 6-8 % sukkulamadoista. Vuonna 2004 omnivoreja oli keskimäärin 19 % vertailukoelaoilla ja 12 % laidunnetuilla koelaoilla. Suku *Eudorylaimus* oli yksi vallitsevista.

Kasvinsyöjät, ei-spesifiset loiset sekä kasviloiset (esim. *Pratylenchus* and *Paratylenchus*) olivat kolmanneksi ja neljänneksi runsaimmat ryhmät. Niiden runsaus oli lisääntynyt kaksinkertaiseksi vertailukoelaoilla vuoteen 2004. Vuonna 1995 kasviloiset olivat runsaampia laidunnetuilla aloilla (vertailu – 8.8 %, laidunnettu – 12.7 %). Vuonna 2004 vertailukoelajien keskiarvo oli 17.7 % ja laidunnetuilla 10.9 %. Kasveja syövien sukkulamatojen määrä oli samalla tasolla sekä 1995 että 2004 (Liite 3). Vaikka bakteerinsyöjät ovat vallitseva ekot-trofiaryhmä niityllä kokeen ajan, eläviin kasveihin sitoutuneiden lajien (omnivorit, phytotrofit) osuus kasvaa. Vertailukoelaoilla eko-trofiaryhmien järjestys oli B>O=Pp>Asp>F>Pr ja laidunnetuilla aloilla B>O>Pp=Asp=F>Pr (Liite 3).

Sekametsä

Neljä eko-trofiaryhmää – bakteerinsyöjät, sientensyöjät, kasviloiset ja kasvinsyöjät olivat sekä vertailu- että laidunnetuilla aloilla yhtä runsaita. Sientensyöjien osuus oli huomattavasti suurempi kuin niityllä. *Tylencholaimus* oli yhteisössä vallitseva suku (Liite 1) ja suosii sekametsää. Kasviloiset olivat yleisiä vertailukoelaoilla (Liite 3). Laidunnetuilla aloilla niiden osuus yhteisössä oli sama kuin bakteriovorien.

Koelapari C erosi muista sekä 1995 että 2004, sillä kasviloisten osuus oli 43 % vuonna 1996 ja 55 % vuonna 2004. Kasvinsyöjien osuus oli koelaparilla sama (Liite 3). Sekametsän eko-trofiaryhmät erosivat niitystä selvästi: vertailukoelaoilla Pp>B>F=Asp>O>Pr ja laidunnetuilla B=Pp>F>Asp>O>Pr (Liite 3).

Koivikko (Ailin pieti)

Bakteereja syövät sukkulamadot olivat usein runsaampia laidunnetuilla kuin kontrollikoelaoilla molempina tutkimusvuosina (Liite 3). Sientensyöjät olivat hieman vähälukuisempia. Tämä osoittaa että orgaanisen aineen hajotus kulkee sekä bakteerien että sienien kautta. Kasvinsyöjät olivat kolmanneksi suurin ryhmä, ja niiden määrä oli vertailuruuduilla suurempi kuin laidunnetuilla. Kasviloiset olivat yleisempiä 1995. Eko-trofiaryhmien järjestys vertailukoelaoilla oli B=F>Asp>O>Pp>P ja laidunnetuilla koelaoilla B>F>Asp>O>Pp>P (Liite 3).

Maturiteetti-indeksi (MI)

Maturiteetti-indeksin *MI* vaihtelu 2.4:stä 2.7:ään on tavallista pohjoisissa oloissa, ja se kertoo, että yhteisöissä on lajeja, joiden *c-p* -arvo on 2. Nämä lajit ovat kestäviä epäsuotuisissa oloissa.

Niitty

Vuonna 1995 *MI* oli 2.4 sekä vertailu- että laidunnetuilla koealoilla ja kasvoi kymmenessä vuodessa 2.6:een vertailukoealoilla ja 2.7:ään laidunnetuilla koealoilla (Liite 3). Muutoksen aiheuttivat muutokset lajistossa: bakteriovorit, joiden *c-p* on 1-2, vähenivät ja onnivorit, joiden *c-p* on 4-5 - lisääntyivät. Tämä viittaa siihen, että sukkulamatoyhteisö on stabiloitumassa.

Sekametsä

Sekametsän *MI* oli 1995 hieman korkeampi kuin niityllä (2.5) ja kasvoi 2.7:ään vuoteen 2004 mennessä (Liite 3). Muutos on sidoksissa suurehkoon määrään sientensyöjiä, joiden *c-p* -arvo on korkea (esimerkiksi, *Tylencholaimus*, *c-p* = 4). Myös kasviloiset (*c-p* = 3) olivat yleisiä.

Koivikko (Ailin pieti)

Sukkulamatoyhteisöjen *MI* vuoden 1995 laidunnetuilla ja vertailukoealoilla oli yhtä suuri (2.49 ja 2.5). Vuonna 2004 kaikilla laidunnetuilla ruuduilla *MI* oli vastavaa vertailuruutua korkeampi (liite 3), koska ruuduilla oli paljon lajeja, joiden *c-p* arvo vaihteli eko-trofiaryhmien sisällä.

Maaperän ravinteet

Kokonaistyyppi

Tohmajärven koealueen pintamaan (0-3 cm) kokonaistyyppipitoisuus vaihteli v. 1996 niityn alaosan 0.11 %:sta koivikon 0.60 - 0.80 %:iin (Liite 4). Alueen keskimääräinen tyyppitaso oli noin 0.2 - 0.3 %. Enemmän kivennäismaata sisältävä maakerros 3-10 cm oli vähätyppisempi, mutta koko näytteenoton korkein tyyppipitoisuus 0.94 % löydettiin tästä kerroksesta niityn laidunnetulta koealalta A. Todennäköinen syy on lehmän uloste, joka on sattunut näytteenottoon.

Lohkoista korkein tyyppipitoisuus vuoden 1996 näytteenotossa oli koivikossa laidunnetuilla koealoilla. Koivikossa myös pinnan ja alemman kerroksen välinen typen pitoisuuden tasoero oli suurin. Sekametsän tyyppipitoisuus oli hyvin tasainen, eikä kerrosten välilläkään ollut juuri eroa. Niityllä oli yksi korkea arvo, mutta muuten tyyppipitoisuus oli hyvin tasainen.

Vuoden 2004 maanäytteissä (Liite 5) tyyppipitoisuus oli kautta linjan hieman korkeampi kuin 1996, mutta ero käsittelyittäin ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Lohkoista pienin tyyppipitoisuus oli niityllä, 0.2 - 0.3 %, sekametsässä oli hieman korkeampi pitoisuus – noin 0.3 - 0.4 %, ja koivikossa selvästi suurin, 0.5 - 0.7 %. Koivikko oli edelleen kaikkein vaihtelevin koeala, ja maa oli siellä myös selvästi kerroksisinta. Seitsemän vuoden koeaikana pintakerroksen tyyppipitoisuus koko koealueella oli noussut 0.328 %:sta 0.412 %:iin ($t = -4.367$, $df=17$, $p<0,0001$), mikä johtuu orgaanisen aineen kertymisestä.

Hiili

Hiili, vaikkakaan ei ole ravinne, on tiukasti sidoksissa typpeen ja orgaaniseen aineeseen (Taulukko 8), ja käsitellään sen takia tässä. Hiili ja typpi ovat molemmat osia orgaanisesta aineesta ja niiden keskinäinen korrelaatio tässä aineistossa on $r=0.98$. Hiiltä on maaperässä paljon kuten typpeäkin, mutta pitoisuudet ovat noin kaksikymmenkertaiset typpeen verrattuna. Vuonna 1996 maan hiilipitoisuus vaihteli niityllä kahdesta neljään prosenttiin, sekametsässä 3.5 – 5.5 %:iin ja koivikossa 5-13 %:iin.

Typen tapaan myös hiiltä oli koeaikana kertynyt ja hiilipitoisuus maan pintakerroksessa oli noussut keskimäärin 6.45 %:sta 8.87 %:iin ($t = -6.188$, $df=17$, $p<0,0001$). Hiilipitoisuus oli noussut myös 3-10 cm kerroksessa 4.2 %:sta 4.8 %:iin ($t = -2.759$, $df=17$, $p<0,013$).

Laidunnuksen vaikutus maan kokonaistyyppi- ja –hiilipitoisuuteen sekä hiili – typpi -suhteeseen

Maaperän kokonaistyyppipitoisuus nousi vertailuruuduilla vuodesta 1996 vuoteen 2004 noin kolmanneksen 0.34 %:sta 0.45 %:iin (Taulukko 7). Laidunnetuilla ruuduilla kokonaistyyppipitoisuus laski, mutta lasku ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Vuoden 2004 aineistossa tyyppipitoisuus oli merkitsevästi suurempi laiduntamattomilla koealoilla.

Taulukko 7. Tohmajärven laidunkokeen kokonaistyyppi- ja –hiilipitoisuus vertailu- ja laidunnusruuduilla 1996 ja 2004 ($n = 9$ vuosien sisäisissä vertailuissa ja $n=18$ vuosien välisissä vertailuissa).

	vertailu	laidunnus		t =
1996 N_{tot} (%)	0,34	0,30	$p<0,703$	0.396
2004 N_{tot} (%)	0,45	0,23	$p<0,009$	3.461
	$p<0,007$	$p<0,499$		
t =	-3.585	0.709		
1996 C_{tot} (%)	6,75	3,89	$p<0,049$	2.319
2004 C_{tot} (%)	9,49	4,84	$p<0,015$	3.067
	$p<0,001$	$p<0,004$		
t =	-5.204	-4.012		

Myös maan kokonaishiilipitoisuus nousi koeaikana selvästi - vertailuruuduilla 6.7 %:sta 9.5 %:iin ja laidunnetuilla ruuduilla 3.9 %:sta 4.8 %:iin. Kumpikin nousu oli tilastollisesti merkitsevää.

Myös maan hiili – typpi –suhte nousi. Uutta orgaanista ainetta kertyi etenkin vertailuruuduille runsaasti. Maan C/N nousi koko koealueen pintamaassa seitsemässä vuodessa 18.5:stä 21:een ($t = -2.920$, $df=17$, $p<0,010$) ja 3-10 cm kerroksessa 17.4:stä 20.6:een ($t = -3.292$, $df=17$, $p<0,004$). Vertailuruutujen pinta-

maan C/N nousi koeaikana 18.5:stä 21.6:een ($t = -3.072$, $df=8$, $p<0,015$), laidunnetuilla ruuduilla nousu ei ollut tilastollisesti merkitsevää.

Kalsium, kalium, magnesium ja fosfori

Mitatut ravinteet (Ca, Mg, K ja P) sijoittuivat maaperässä selkeästi pintakerrokseen. Pinnan kolmessa senttimetrissä pitoisuudet olivat 2-3 kertaiset 3-10 cm kerrokseen verrattuna. Sekametsässä oli 1996 lohkoista selkeästi pienin kalsiumpitoisuus, n. 0.9 mg/g (Taulukko 8, Liitteet 6 ja 7). Niityllä pitoisuus oli 1.3 – 1.6 mg/g ja koivikossa 2.2 – 3.5 mg/g.

Lohkoista ylipäätään runsasravinteisin oli koivikko, jossa pintamaassa myös oli eniten orgaanista ainetta. Ravinnekierron dynaamiset elementit (suuri osa juuria, hajotuspieneliöstö) sijoittuvat myös maan pintaan.

Kokeen aikana tapahtui ravinteisuudessa yllättävä muutos (Taulukko 8, Liitteet 6 ja 7). Vastoin oletusta (ks esim. Malkamäki 1990) uuttuvan kaliumin määrä sekä vertailu- että laidunnusruuduilla oli kokeen loppuessa suurempi kuin kokeen alussa (vertailuruuduille parittaisten näytteiden t-testi, $t = -5,699$, $df=8$, $p<0,001$; laidunnetuille ruuduille parittaisten näytteiden t-testi, $t = -3,185$, $df=8$, $p<0,013$). Pintamaan kaliumpitoisuudessa ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa laidunnettujen ja laiduntamattomien koelohjojen välillä kummallakaan näytteenotokerralla. Kalsium väheni hieman ja magnesium pysyivät ennallaan kokeen aikana. Erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Fosforipitoisuus laski kokeen aikana, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevää.

Taulukko 8. Tohmajärven laidunkokeen pintamaan (0-3 cm) ravinnepitoisuuksia (Ca, K, Mg, P) ammoniumasetaattiuutosta ICP-määrittäjinä vuosilta 1996 ja 2004.

1996	Ca	K	Mg	P
	mg/g	mg/g	mg/g	mg/g
KOIVIKKO	<i>vertailu</i>			
k.a.	3,54	0,24	0,25	0,132
SD	2,78	0,10	0,09	0,17
	<i>laidunnus</i>			
k.a.	2,15	0,21	0,27	0,067
SD	1,07	0,04	0,06	0,07
SEKAMETSÄ	<i>vertailu</i>			
k.a.	0,93	0,13	0,09	0,014
SD	0,31	0,05	0,04	0,00
	<i>laidunnus</i>			
k.a.	0,91	0,17	0,11	0,016
SD	0,16	0,06	0,02	0,00
NIITTY	<i>vertailu</i>			
k.a.	1,27	0,15	0,13	0,062
SD	0,38	0,02	0,09	0,01
	<i>laidunnus</i>			
k.a.	1,61	0,21	0,17	0,065
SD	0,19	0,14	0,05	0,02

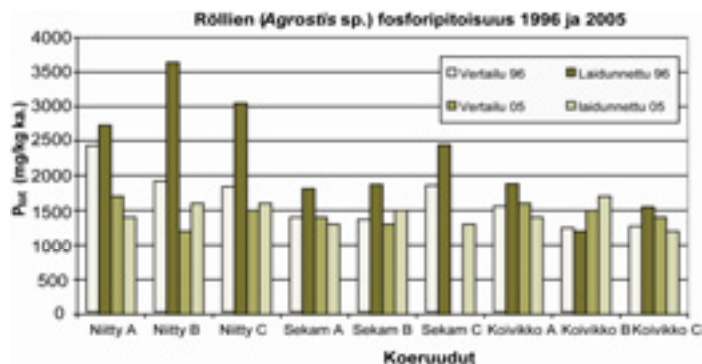
2004		Ca	K	Mg	P
		mg/g	mg/g	mg/g	mg/g
KOIVIKKO	<i>vertailu</i>				
	k.a.	2,19	0,36	0,26	0,034
	SD	1,27	0,09	0,09	0,01
	<i>laidunnus</i>				
	k.a.	1,27	0,35	0,25	0,029
	SD	0,23	0,06	0,09	0,01
SEKAMETSÄ	<i>vertailu</i>				
	k.a.	1,03	0,28	0,16	0,014
	SD	0,36	0,08	0,06	0,00
	<i>laidunnus</i>				
	k.a.	0,83	0,29	0,11	0,011
	SD	0,25	0,17	0,03	0,00
NIITTY	<i>vertailu</i>				
	k.a.	1,17	0,19	0,14	0,023
	SD	0,21	0,04	0,06	0,00
	<i>laidunnus</i>				
	k.a.	1,43	0,26	0,17	0,026
	SD	0,35	0,12	0,08	0,01

Kasvillisuuden ravinteet

Fosfori

Röllejä (*Agrostis* sp) ja niistä lähinnä nurmiröllää (*Agrostis tenuis*) tavattiin kaikilta koealoilta. Röllien fosforitaso v. 1996 oli selvästi koejakson korkein niityn laidunnetuilla ruuduilla ja suurin mitattu pitoisuus oli yli 3500 mg/g (kuvio 3). Röllien fosforipitoisuus 1996 oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi laidunnetuilla kuin vertailukoealoilla (parittaisten näytteiden t-testi, $t = -3,409$, $df=8$, $p<0,009$). Vuoden 2004 aineistossa merkitsevää eroa ei enää ollut (parittaisten näytteiden t-testi, $t = -0.143$, $df=7$, $p<0.890$). Vuoden 1996 kasvillisuus kerättiin laidunkauden lopulla ja laidunnetuilta alueilta rölleistä löytyi vain nuorta jälkikasvua. Vuonna 2004 näytteet otettiin myös laidunkauden loppupuolella, mutta laitumia ei ollut vielä syötetty ja kasvit vertailupareilla olivat samassa kasvuvaiheessa. Vuoden 1996 laidunnettujen koealojen röllien korkeamman fosforipitoisuuden tulkitaan johtuvan kasvuvaiheen erosta, eikä lisääntyneestä fosforista laidunnetuilla alueilla. Röllien fosforin kokonaistaso pysyi koko kokeen ajan suuruusluokaltaan samana (1000-1500 mg/kg) tai kuten koivikossa, laski hie-man. Tulos on yhdensuuntainen maan liukoisen fosforin määrän kanssa.

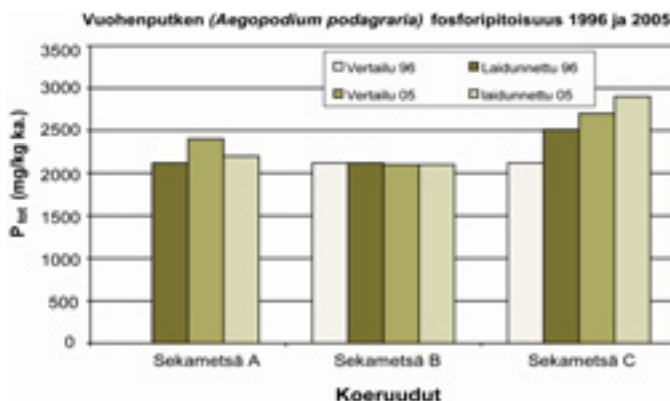
Kuvio 3. Rölliien (*Agrostis* sp.) fosforipitoisuus (mg/kg kuivaainetta) vuosina 1996 ja 2005. Koeruutu Sekam = sekametsä.

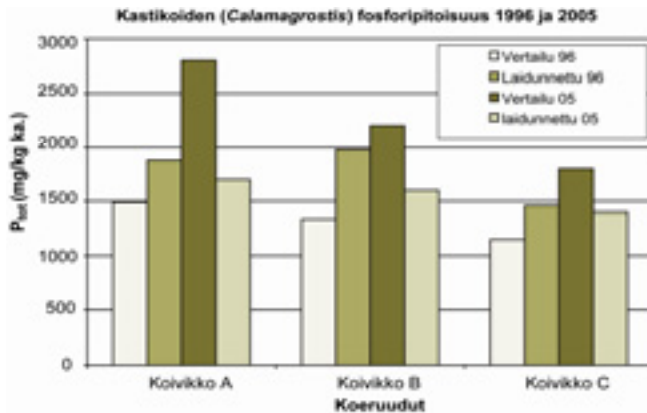


Rölliien lisäksi myös muiden kasvien fosforipitoisuus on pysynyt suunnilleen samana molempina tutkimusvuosina, eikä laidunnuksella näytä olevan merkittävää vaikutusta fosforipitoisuuteen. Aineistot ovat hyvin pieniä, mutta tulokset samansuuntaisia lukuun ottamatta vuohenputken fosforipitoisuutta sekametsän koealaparilla C, jossa sekä laidunnetun että vertailuruudun vuohenputkien fosforipitoisuus oli 2004 suurempi kuin vuonna 1996 (Kuvio 4). Kummassakin ruudussa pitoisuus oli noussut noin 25 % kun ruutupareissa A ja B pitoisuudet olivat pysyneet suunnilleen ennallaan. Ruutuparin A vertailuruudusta v. 1996 ei löytynyt analyysiin riittävästi näytettä.

Kastikoiden, lähinnä metsäkastikan fosforipitoisuus koivikon vertailukoealoilla on noussut vuodesta 1996 vuoteen 2005 (parittaisten näytteiden t-testi, $t = -4.828$, $df=2$, $p<0.040$) (kuvio 5). Vuoden 1996 aineistoon on laidunnetulta alueelta saattanut metsäkastikan lisäksi tulla analyysiin pieniä määriä muitakin kastikkalajeja, koska osaa näytteistä oli hyvin hankala määrittää syönnin jäljiltä). Vuoden 2005 aineistossa laidunnettujen ruutujen kastikoiden fosforipitoisuus on laskenut vuoteen 1996 verrattuna, mutta ero on tilastollisesti vain suuntaantava (parittaisten näytteiden t-testi, $t = -3,363$, $df=2$, $p<0.078$). Kaikissa laidunnetuissa näytteissä fosforipitoisuus on laiduntamattomia matalampi (parittaisten näytteiden t-testi, $t = 4.221$, $df=2$, $p<0.052$).

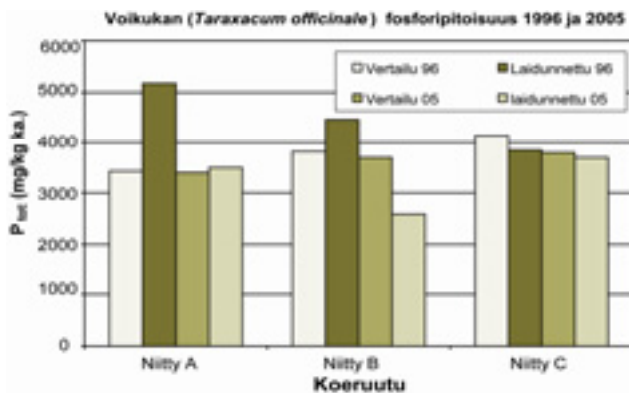
Kuvio 4. Vuohenputken (*Aegopodium podagraria*) fosforipitoisuus (mg/kg kuivaainetta) sekametsän koealoilla vuosina 1996 ja 2005.





Kuvio 5. Kastikoiden (*Calamagrostis*) fosforipitoisuus (mg/kg kuiva-ainetta) koivikon koaloilla vuosina 1996 ja 2005.

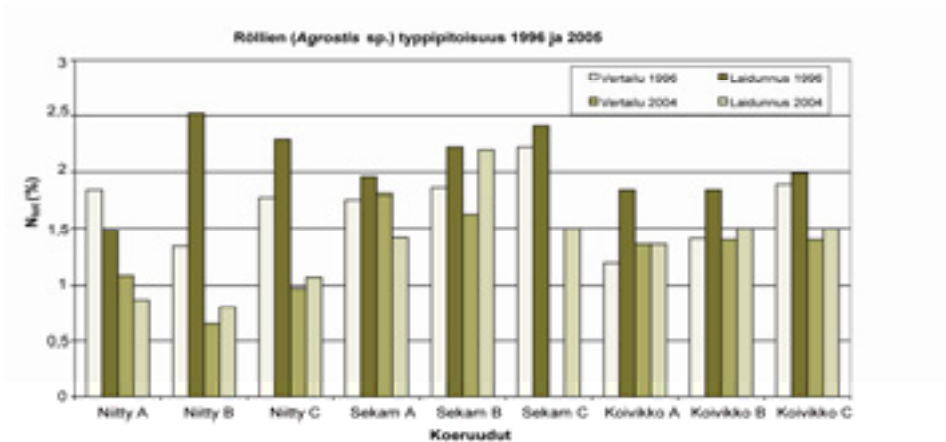
Voikukan fosforipitoisuus on korkea – alkaen noin 2700 milligrammasta ja nusten yli 5000 mg:n kilogrammassa (Kuvio 6), mutta pitoisuustrendi on ollut laskeva. Korkeimmat pitoisuudet tavattiin niityn laidunnetulta osalta 1996, mikä jälkeen, kaikki pitoisuudet näyttävät pysyvän ennallaan tai laskevan. Laidunus ei nostanut fosforipitoisuutta v. 2005 näytteissä.



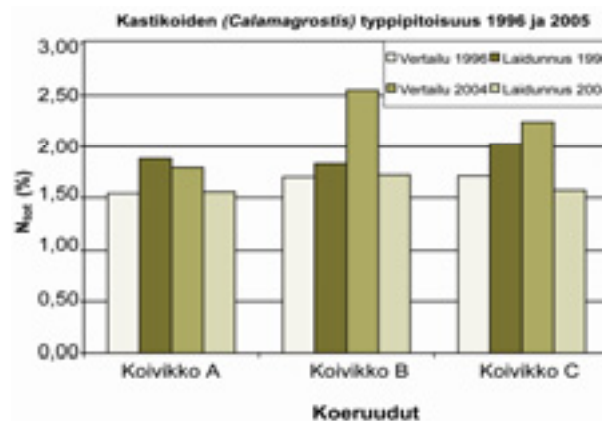
Kuvio 6. Voikukan (*Taraxacum officinale*) fosforipitoisuus (mg/kg kuiva-ainetta) niityllä vuosina 1996 ja 2005.

Typpi

Typen pitoisuus tutkituissa kasveissa vaihteli alle yhdestä prosentista yli kahteen ja puoleen prosenttiin. Merkitseviä pitoisuuseroja ei tuloksista löytynyt, Selviä trendejä ei tuloksissa myöskään näkynyt, vaikka kastikoissa vertailunäytteiden typpipitoisuus näytti nousevan vuodesta 1996 vuoteen 2004 (Kuvio 7, Kuvio 8). Laidunnettujen koalojen kastikoissa oli v. 1996 vertailua korkeampi typpipitoisuus, mutta tilanne oli päinvastainen v. 2005. Viiden laidunnetun ruudun rölleissä oli v. 2004 vertailua suurempi typpipitoisuus, sekametsässä ja niityllä typpitaso oli hieman korkeampi kuin koivikossa.



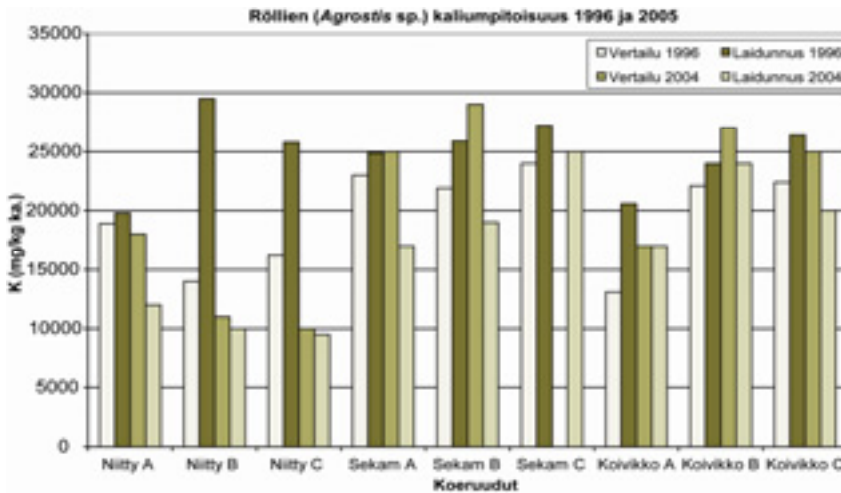
Kuvio 7. Röllien (*Agrostis* sp) kokonaistyyppipitoisuus (%) vuosina 1996 ja 2005. Koeruutu Sekam = sekametsä.



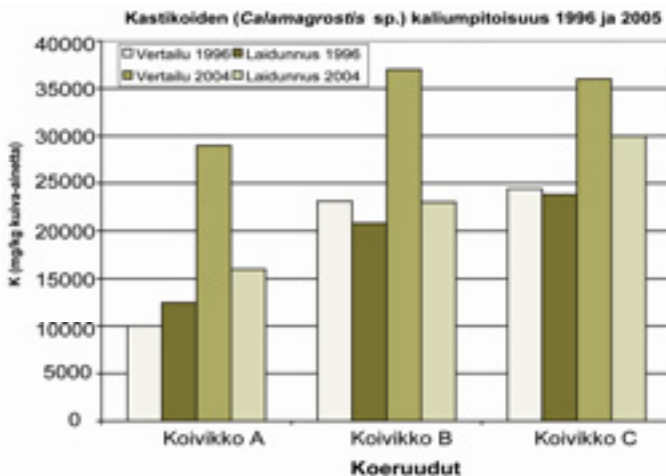
Kuvio 8. Kastikoiden (*Calamagrostis*) kokonaistyyppipitoisuus (%) koivikon koealoilla vuosina 1996 ja 2005.

Kalium

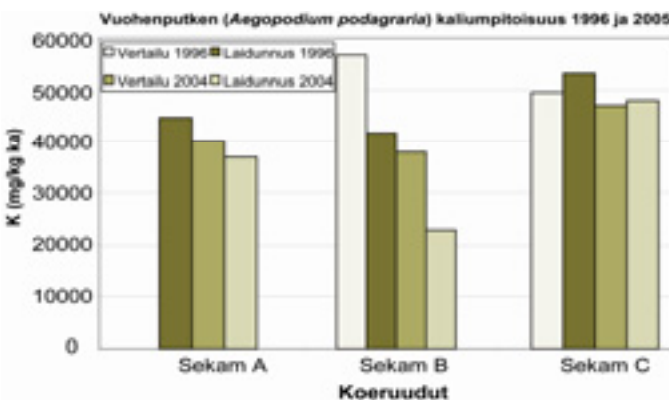
Kasvien kaliumpitoisuudet vaihtelivat röllien noin 10 000:stä voikukan yli 50 000 mg:aan /kg. Laidunnettujen koealojen rölleissä 1996 kaliumpitoisuus oli merkitsevästi suurempi kuin laiduntamattomilla koealoilla (parittaisten näytteiden t-testi, $t = -3,431$, $df=8$, $p<0,009$). Vuoden 2005 näytteissä kaliumpitoisuus oli laidunnetuilla koealoilla merkitsevästi pienempi (parittaisten näytteiden t-testi, $t = 3,216$, $df=7$, $p<0,015$). Myös vuoden 2004 kastikoiden kaliumpitoisuus oli merkitsevästi alempi laidunnetuissa näytteissä kuin vertailunäytteissä (parittaisten näytteiden t-testi, $t = 4.371$, $df=2$, $p<0.049$). Sama trendi näytti olevan myös vuohenputkessa ja voikukassa (Kuvio 10, Kuvio 11), mutta erot eivät olleet merkitsevät. Maan kaliumpitoisuus näyttää tutkimuksemme mukaan kuitenkin nousseen selvästi koeaikana,



Kuvio 9. Röllien (*Agrostis* sp.) kaliumpitoisuus (mg/kg kuiva-ainetta) vuosina 1996 ja 2005. Koeruutu Sekam = sekametsä.



Kuvio 10. Kastikoiden (*Calamagrostis* sp.) kaliumpitoisuus (mg/kg kuiva-ainetta) koivikon koealoilla vuosina 1996 ja 2005.



Kuvio 11. Vuohenputken (*Aegopodium podagraria*) kaliumpitoisuus (mg/kg kuiva-ainetta) sekametsän koealoilla vuosina 1996 ja 2005. Koeruutu Sekam = Sekametsä.

Päätelmät

Metsälaidunnus ei ole muuttanut Tohmajärvellä olennaisesti metsä- tai niitty-laidunlohkojen ekosysteemejä. Alue on monimuotoinen (heterogeeninen) ja lohkojen välinen ja niiden sisäinen vaihtelu on melko suurta. Erityisesti maaperän orgaanisen aineen määrä lohkojen välillä vaihtelee paljon: koivikon 20 – 30 prosentista sekametsän noin kymmeneen ja niityn 5-7 prosenttiin. Maan ravinteisuus puolestaan liittyy orgaanisen aineen määrään.

Niityn sukkulamato-lajisto oli selvästi erilainen kuin metsälohkoilla, mutta erot kaikkien lohkojen sisällä olivat suhteellisen suuret. Sukkulamatolajiston perusteella sekametsä ja niitty ovat kauempina toisistaan kuin koivikko ja niitty.

Sukkulamatojen lajistoerot niityn vertailu- ja laidunnettujen koealojen välillä antavat olettaa, että erot johtuvat laidunnuksesta. Laidunnetuilla koealoilla bakteereja syövät lajit lisääntyvät. Nämä lajit ottavat aktiivisesti osaa hajotustoimintaan, ja tämä viittaa hajotuksen kiihtymiseen ja hajotettavan aineksen laadun muuttumiseen. Vertailukoealoilla kasveja hyödyntävien lajien suhteellinen osuus kasvaa ja sukkulamato-lajisto monipuolistuu.

Kun laidunkokeessa on pyritty pitämään laidunpaine alhaisena, laiduntamisen vaikutukset etenkin metsälohkoilla ovat jääneet pieniksi. Orgaanisen aineen kertyminen näkyy maan C/N:n kasvuna, vertailukoealojen pintamaan C/N kasvaa koeaikana 18.5:stä 21:een, laidunnetuilla koealoilla C/N ei muutu tilastollisesti merkitsevästi.

Laidunlohkojen maaperän Ca, Mg ja P pysyivät ennallaan tai vähenivät koeaikana, mutta muutos ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Sen sijaan maaperän uututuva kalium oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi sekä vertailu- että laidunnuskoealoilla v. 2004 kuin 1996, mutta käsittelyjen välillä ei ollut koevuosina merkitsevää eroa.

Kasvien typpi- ja kaliumpitoisuudet eivät seuranneet maan ravinteisuutta vaan : laskivat päinvastoin kuin maaperätuloksista voisi olettaa. Kasvien fosforipitoisuus pysyi ennallaan tai laski koeaikana, mutta myös maan liukoinen fosfori laski.

Kiitokset

Tekijät kiittävät lämpimästi kaikkia tutkimuksen tekemiseen osallistuneita tahoja sekä laidunten vuokraajia. Erityiskiitokset osoitetaan kenttäkokeista vastaan neelle tutkimusmestari Matti Laasoselle ja maanäytteenotossa urakoineelle suunnittelija Hannu Hokkaselle ja osan maaperäanalyysijä tehneelle Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen laboratorion henkilökunnalle. Tutkimusta ovat rahoittaneet MMM, YM, Pohjois-Karjalan ympäristökeskus sekä MTT.

Kirjallisuus

- Aaltonen, V.T. 1940. Metsämaa. Metsämaatiiteen oppi- ja käsikirja. Porvoo: WSOY. 615 s.
- Bongers T. 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- Bongers, T., Alkemade, R. & Yeates, G.W 1991. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Marine Ecology Progress Series* 76: 135-142.
- Chernov, Y. I. 1971. About some indices used under analysis of animal structures in terrestrial ecosystems. *Journal of Zoology*. Vol. L. Ser. 7: 1079-1093 (in Russian)
- Conyers, M. K. & Davey, B. G. 1988. Observations on some routine methods for soil pH determination. *Soil Science* 145: 29-36.
- Ekstam, U., Aronsson, M. & Forshed, N. 1988. Ängar. Om naturliga slåttermarker i odlingslandskapet. Helsingborg: SNV och Lts förlag. 209 s.
- Ettema, C.H. & Bongers, T. 1993. Characterization of nematode colonization and succession in disturbed soil using the Maturity Index. *Biology and Fertility of Soils* 16: 79-85
- Gruzdeva, L.I. 2000. The state of soil nematode communities upon reclamation of cutover peatlands. *Eurasian Soil Science* 33/4: 417-425
- Gruzdeva, L.I., Matveeva, E.M. & Kovalenko, T.E. 2003. The effect of heavy metal salts on soil-inhabiting nematode communities. *Eurasian Soil Science* 36/5: 536-545.
- Haynes, R. J. & Williams, P. H. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* 49: 119-199.
- Kempainen, E. 1992. Karjanlanta ja muut eloperäiset lannoitteet. Teoksessa: Heinonen, R. (toim.). Maa, viljely ja ympäristö. Porvoo: WSOY. s. 255-294.
- Kekäläinen, H. & Molander, L-L. 2003. Etelä-Pohjanmaan ja Pohjanmaan perinnemaisemat. Ängar, hagmarker och skogsbeten i Södra Österbotten och Österbotten. Länsi-Suomen ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 250. 319 s.
- Leaf, A. L. 1958. Effect of grazing on fertility of farm woodlot soils in Southern Wisconsin. *Journal of Forestry* 56: 138-139.
- Malkamäki, E. 1990. Inverkan av finsk lantras på vegetationen och marken i ett skogsbete i sydvästra Finland. *Pro Gradu*. Helsingin yliopisto. 66 s.

- Nelson, D. W. & Sommers, L. E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. Teoksessa: Page, A. L. (toim.). *Methods of Soil Analysis, Part 2*. Wisconsin: American Society of Agronomy. s. 539-579.
- Pesenko, Y.A. 1982. [Principles and methods of quantitative analysis in faunistic research]. Moscow. 287 s. (in Russian).
- Setälä, H. & Huhta, V. 1990. Evaluation of the soil fauna impact on decomposition in simulated coniferous soil. *Ecology*. 72: 665-671.
- Setälä, H, Tyynismaa, M., Martikainen, E. & Huhta, V. 1990. Mineralization of C, N, and P in relation to decomposer community structure in coniferous forest soil, *Pedobiologia* 35: 285-296.
- Steinbrenner, E. C. 1951. Effect of grazing on floristic composition and soil properties in farm woodlands in Southern Wisconsin. *Journal of Forestry* 49: 906-910.
- Todd, T.C. 1996. Effects of management practices on nematode community structure in tallgrass prairie. *Applied Soil Ecology* 3: 235-246.
- Virkajärvi, P.& Matilainen, K. 1995. Predicting herbage mass of Phleum pratense L. Pastures with a diskmeter. *Agricultural Science in Finland* 4: 397-405.
- Wasilewska, L. 1997. Soil invertebrates as bioindicators, with special reference to soil-inhabiting nematodes. *Russian Journal of Nematology* 5 (2): 113-126.
- Yeates, G.W. 1994. Modification and qualification of the nematode maturity index. *Pedobiologia* 38: 97-101.
- Yeates, G.W. Bongers, T., de Goede, R.G.M., Freckman, D.W. & Georgieva, S.S. 1993. Feeding habits in soil nematode families and genera - An outline for soil ecologists. *Journal of Nematology* 25: 315-331.

LIITE 1. Lumolaidun - Nematoda-taksonit (0-3 cm). Koealoja 18 kpl, määritettyjä taksoniteita 88 kpl. Taksonit on järjestetty ensisijaisesti yleisyyden ja toissijaisesti runsauden (summan) mukaan (kuinka monelta koealalta lajia on tavattu) ja toissijaisesti runsauden (summa) mukaan.

No.	Taksoni	Keskiarvo X	Hajonta SD	Summa (sum)	Maksimi per koeala	Lajia ta- vattu n koealalla
1	<i>Rhabditis</i>	219,9	411,3	3958	1808	18
2	<i>Lelenchus leptosoma</i>	133,9	130,2	2411	407	18
3	<i>Aphelenchoides</i>	47,1	43,5	847	161	18
4	<i>Plectus longicaudatus</i>	42,8	50,9	771	235	18
5	<i>Ditylenchus intermedius</i>	28,6	23,4	515	78	18
6	<i>Cephalobus</i>	71,0	85,5	1278	325	17
7	<i>Eumonhystera</i>	65,9	130,5	1186	546	17
8	<i>Eudo paob</i>	51,7	72,3	931	257	17
9	<i>Aglenchus agricola</i>	45,8	44,4	825	155	16
10	<i>Chiloplacus</i>	35,3	33,4	636	106	16
11	<i>Alaimus</i>	31,8	28,4	572	90	16
12	<i>Aporcelaimellus obtusic.</i>	25,4	24,0	457	89	16
13	<i>Plectus parietinus</i>	15,4	18,1	278	69	16
14	<i>Malenchus bryophilus</i>	93,4	118,2	1681	358	15
15	<i>Paratylenchus nanus</i>	72,8	97,4	1311	253	15
16	<i>Acrobeloides nanus</i>	47,4	59,3	854	207	15
17	<i>Monhystera plectoides</i>	42,4	77,1	764	315	15
18	<i>Heterocephalus elong.</i>	32,2	36,1	580	132	15
19	<i>Coslenchus costatus</i>	22,2	23,6	400	81	15
20	<i>Plectus sp</i>	22,0	30,4	396	110	15
21	<i>Tylencholaimus</i>	313,1	402,2	5636	1088	14
22	<i>Pratylenchus</i>	27,2	34,6	489	133	14
23	<i>Eudorylaimus carteri</i>	23,9	31,7	431	96	14
24	<i>Mesorhabditis</i>	40,9	120,4	737	518	13
25	<i>Clarcus</i>	25,7	30,7	463	102	13
26	<i>Eudorylaimus</i>	25,1	38,0	452	133	13
27	<i>Prismatolaimus interm.</i>	16,2	23,2	291	95	13
28	<i>Paratylenchus straeleni</i>	229,3	384,9	4127	1330	12
29	<i>Eucephalobus oxyuroid.</i>	27,1	44,2	487	146	12
30	<i>Tylenchus ritai</i>	20,2	22,8	364	64	12
31	<i>Plectus parvus</i>	26,9	47,6	484	180	11
32	<i>Eudorylaimus rhopal.</i>	26,9	42,0	484	155	11
33	<i>Eudorylaimus ettersb.</i>	16,9	34,3	305	142	11
34	<i>Prodesmodora</i>	10,4	19,7	187	83	11
35	<i>Ceratoplectus</i>	8,8	16,7	158	67	11
36	<i>Panagrolaimus</i>	3,8	5,5	68	21	11
37	<i>Filenchus sp</i>	102,2	208,4	1839	791	10
38	<i>Eucephalobus striatus</i>	52,9	92,3	953	356	10
39	<i>Plectus ophisthoc.</i>	15,6	22,2	280	66	10
40	<i>Aphelenchus avenae</i>	11,3	15,2	204	42	10
41	<i>Laimydorus agilis</i>	10,9	14,9	196	43	10
42	<i>Diphtherophora</i>	22,4	45,3	404	163	9
43	<i>Cervidellus cervus</i>	15,4	35,2	277	138	9
44	<i>Wilsonema</i>	11,8	30,5	212	128	9
45	<i>Teratocephalus</i>	6,3	10,5	113	30	9
46	<i>Helicotylenchus</i>	38,6	75,2	694	265	8
47	<i>Jotonchus</i>	4,4	6,6	80	20	8

No.	Taksoni	Keskiarvo X	Hajonta SD	Summa (sum)	Maksimi per koeala	Lajia ta- vattu n koealalla
48	<i>Amphidelus</i>	3,3	4,9	60	15	8
49	<i>Plectus rhizophilus</i>	2,8	4,4	50	16	7
50	<i>Cylindrolaimus</i>	2,7	5,8	49	19	7
51	<i>Tylenchus mirabilis</i>	70,3	156,3	1265	637	6
52	<i>Tylenchus zeelandicus</i>	15,1	33,8	272	127	6
53	<i>Tylen sp</i>	14,3	29,7	258	107	6
54	<i>Anapleucus granulosis</i>	12,9	25,0	233	78	6
55	<i>Eudorylaimus brevis</i>	9,4	26,3	169	112	6
56	<i>Mesodorylaimus bastiani</i>	6,6	18,4	118	69	6
57	<i>Filenchus filiformis</i>	11,1	21,6	199	74	5
58	<i>Heterodera</i>	5,9	22,5	107	96	4
59	<i>Dorylaimellus mirabilis</i>	2,2	5,1	40	16	4
60	<i>Trichodorus</i>	1,9	5,7	34	24	4
61	<i>Bunonema</i>	1,6	3,3	28	12	4
62	<i>Metateratocephalus</i>	1,5	5,0	27	21	4
63	<i>Diplogasteridae</i>	5,4	21,1	98	90	3
64	<i>Dorylaimus hofmanneri</i>	3,6	10,5	64	39	3
65	<i>Paraphelenchus</i>	2,6	6,8	47	25	3
66	<i>Tylenchorynchus maxim.</i>	2,6	6,2	47	19	3
67	<i>Prismatolaimus dolichur.</i>	2,5	7,9	45	32	3
68	<i>Seinura</i>	2,4	5,8	43	20	3
69	<i>Enchodelus</i>	1,6	3,6	28	10	3
70	<i>Tripyla</i>	1,0	2,5	18	8	3
71	<i>Paratylenchus sp</i>	21,3	62,2	383	207	2
72	<i>Acrobeles ciliatus</i>	4,3	15,8	77	67	2
73	<i>Eudorylaimus parvus</i>	2,7	8,0	48	30	2
74	<i>Filenchus sandneri</i>	1,7	6,8	31	29	2
75	<i>Odontolaimus</i>	1,4	5,2	25	22	2
76	<i>Eudorylaimus parasubul.</i>	1,1	4,0	20	17	2
77	<i>Granonculus</i>	0,5	1,5	9	5	2
78	<i>Labronema</i>	0,2	0,7	4	3	2
79	<i>Tylencholaimus minimus</i>	16,9	71,9	305	305	1
80	<i>Tylencolaimus stecki</i>	3,9	16,5	70	70	1
81	<i>Deladenus</i>	1,2	5,0	21	21	1
82	<i>Neotylenchus</i>	0,8	3,5	15	15	1
83	<i>Criconematidae</i>	0,7	2,8	12	12	1
84	<i>Equmenicus monohyst.</i>	0,3	1,4	6	6	1
85	<i>Boleodorus</i>	0,3	1,4	6	6	1
86	<i>Bastiana</i>	0,3	1,2	5	5	1
87	<i>Plectus annulatus</i>	0,2	0,7	3	3	1
88	<i>Tobrilus</i>	0,1	0,2	1	1	1

LIITE 2. Lumolaidun - Nematoda-taksonit (3-10 cm). Koealoja 18 kpl, määritettyjä taksononeita 84 kpl. Taksonit on järjestetty ensisijaisesti yleisyyden (kuinka monelta koealalta lajia on tavattu) ja toissijaisesti runsauden (summa) mukaan.

Num.	Taksoni	Keskiarvo X	Hajonta SD	Summa SUM	Maksimi per koeala	Lajia tavattu n koealalla
1	<i>Rhabditis</i>	162,2	223,6	2920	799	18
2	<i>Lelenchus leptosoma</i>	105,0	124,4	1890	402	18
3	<i>Paratylenchus nanus</i>	86,1	111,0	1550	333	18
4	<i>Aphelenchoides</i>	42,2	53,6	760	216	18
5	<i>Cephalobus</i>	74,9	76,1	1348	248	17
6	<i>Aglenchus agricola</i>	33,9	38,7	610	144	16
7	<i>Acrobeloides nanus</i>	93,6	137,1	1684	513	15
8	<i>Pratylenchus</i>	49,1	68,7	884	260	15
9	<i>Chilopla</i>	26,9	26,9	484	84	15
10	<i>Plectus sp</i>	18,6	23,9	335	77	15
11	<i>Ditylenchus intermed.</i>	14,3	15,7	258	66	15
12	<i>Monhystera plectoides</i>	57,6	90,1	1036	341	14
13	<i>Coslenchus costatus</i>	8,6	9,5	154	32	14
14	<i>Alaimus</i>	7,6	9,7	136	33	14
15	<i>Malenchus bryophilus</i>	50,1	86,6	901	341	13
16	<i>Eudorylaimus paraobt.</i>	33,2	42,5	598	159	13
17	<i>Eudorylaimus</i>	25,4	52,8	458	213	13
18	<i>Prismatolaimus intermed.</i>	13,2	17,5	237	61	13
19	<i>Tylencholaimus</i>	205,0	311,1	3690	1188	12
20	<i>Diphtherophora</i>	30,3	57,7	545	183	12
21	<i>Eumonhystera</i>	27,4	80,8	493	347	12
22	<i>Plectus longicaudatus</i>	18,5	26,7	333	102	12
23	<i>Aporcelaimellus obtusic.</i>	12,8	14,9	230	48	12
24	<i>Hetecephalus elongatus</i>	9,4	11,3	169	29	12
25	<i>Tylenchus ritai</i>	7,9	10,9	142	38	12
26	<i>Para straeleni</i>	165,8	269,3	2985	1077	11
27	<i>Eudorylaimus rhopaloc.</i>	42,7	55,5	769	180	11
28	<i>Clarcus</i>	10,3	15,1	186	52	11
29	<i>Plectus parietinus</i>	7,4	17,5	134	72	11
30	<i>Mesorhabditis</i>	6,8	13,7	123	55	11
31	<i>Filenchus sp</i>	63,7	106,1	1147	378	10
32	<i>Eucephalobus striatus</i>	27,1	49,9	488	188	10
33	<i>Aphelenchus avenae</i>	11,8	18,2	213	67	10
34	<i>Prodesmodora</i>	3,3	4,2	59	12	10
35	<i>Helicotylenchus</i>	32,6	55,2	586	188	9
36	<i>Eucephalobus oxyuroides</i>	3,7	5,6	66	18	9
37	<i>Plectus parvus</i>	37,1	81,1	667	255	8
38	<i>Plectus ophistocirc.</i>	7,6	12,6	137	39	8
39	<i>Eudorylaimus brevis</i>	4,7	9,0	84	37	8

Num.	Taksoni	Keskiarvo X	Hajonta SD	Summa SUM	Maksimi per koeala	Lajia tavattu n koealalla
40	<i>Eudorylaimus carteri</i>	9,6	14,1	172	40	7
41	<i>Cervidellus cervus</i>	9,0	15,3	162	53	7
42	<i>Teratocephalus</i>	5,2	10,7	94	41	7
43	<i>Amphidelus</i>	1,9	4,5	34	19	7
44	<i>Tylencholaimus mirabilis</i>	83,9	141,3	1510	424	6
45	<i>Tylencholaimus zeeland.</i>	9,1	27,1	164	113	6
46	<i>Dorylaimellus mirabilis</i>	4,2	9,8	76	40	6
47	<i>Diplogasteridae</i>	3,4	11,0	62	47	6
48	<i>Laimydorus agilis</i>	2,8	8,0	50	34	6
49	<i>Prismatolaimus dolichurus</i>	6,8	15,7	122	50	5
50	<i>Fileenchus filiformis</i>	5,8	11,1	104	31	5
51	<i>Mesodorylaimus bastiani</i>	2,9	10,8	52	46	5
52	<i>Tylencholaimus sp</i>	2,6	5,3	46	20	5
53	<i>Plectus rhizophilus</i>	1,5	3,4	27	13	5
54	<i>Panagrolaimus</i>	1,1	2,3	20	8	5
55	<i>Wilsonema</i>	4,9	15,2	88	63	4
56	<i>Metateratocephalus</i>	3,9	10,5	71	41	4
57	<i>Dorylaimus hofmanneri</i>	2,3	5,4	42	18	4
58	<i>Tylenchorynchus maxim.</i>	1,5	3,4	27	12	4
59	<i>Ceratoplectus</i>	0,8	1,9	15	7	4
60	<i>Eudorylaimus ettersberg.</i>	0,8	1,8	15	6	4
61	<i>Heterodera</i>	11,7	40,9	211	172	3
62	<i>Seinura</i>	2,2	7,3	40	31	3
63	<i>Acrobeles ciliatus</i>	2,1	7,5	37	32	3
64	<i>Eudorylaimus parasubulat.</i>	1,8	6,1	33	26	3
65	<i>Enchodelus</i>	0,6	1,5	10	5	3
66	<i>Anaplectus granulosis</i>	0,3	1,0	6	4	3
67	<i>Tylencholaimus stecki</i>	5,9	18,0	107	68	2
68	<i>Filenchus sandneri</i>	5,1	19,8	91	84	2
69	<i>Cylindrolaimus</i>	0,8	3,1	15	13	2
70	<i>Trichodorus</i>	0,3	0,8	5	3	2
71	<i>Paraphelenchus</i>	0,2	0,5	3	2	2
72	<i>Eudorylaimus diminutivus</i>	1,2	5,2	22	22	1
73	<i>Neotylenchus</i>	0,6	2,6	11	11	1
74	<i>Eudorylaimus parvus</i>	0,3	1,4	6	6	1
75	<i>Paraonchium</i>	0,3	1,4	6	6	1
76	<i>Tripyla</i>	0,3	1,2	5	5	1
77	<i>Odontolaimus</i>	0,2	0,7	3	3	1
78	<i>Bastiania</i>	0,2	0,7	3	3	1
79	<i>Prionchulus</i>	0,2	0,7	3	3	1
80	<i>Deladenus</i>	0,2	0,7	3	3	1
81	<i>Boleodorus</i>	0,2	0,7	3	3	1
82	<i>Equmenicus monohystera</i>	0,1	0,5	2	2	1
83	<i>Labronema</i>	0,1	0,2	1	1	1
84	<i>Granonculus</i>	0,1	0,2	1	1	1

LIITE 3. Tohmajärven laidunkokeen sukkulamatojen eko-trofiairyhmät Yeatesin (1993) mukaan vuosien 1995 ja 2004 näytteenotoille. B = bakteerien syöjä, F = sienensyöjä, O = omnivori, Asp = kasviaineksen syöjä, Pp = kasviloinen, Pr = peto.

Lohko/ koeala	käsittely	sukkulamatoja kpl per 100 g	MI	Sukkulamatojen eko-trofiset ryhmät					
				B	F	O	Asp	Pp	Pr
näytteenottovuosi 1995									
NIITY									
A	vertailu	1049	2.55	48.1	6.7	11.2	23.7	5.8	4.5
A	laidun	984	2.52	49.3	5.1	17.0	23.2	4.1	1.3
B	vertailu	2662	2.35	65.5	3.5	5.5	11.5	5.5	8.5
B	laidun	2490	2.47	56.1	7.1	2.4	23.9	7.1	3.4
C	vertailu	2394	2.40	62.1	5.8	1.5	14.1	15.0	1.5
C	laidun	2492	2.33	51.3	6.2	5.5	8.4	26.9	1.7
SEKAMETSÄ									
A	vertailu	1241	2.51	25.8	24.3	5.1	15.6	27.3	1.9
A	laidun	1006	2.53	19.5	19.7	7.1	23.7	26.0	4.0
B	vertailu	2448	2.31	29.6	28.4	1.2	10.8	28.8	1.2
B	laidun	1372	2.47	40.6	14.8	5.3	10.8	25.4	3.1
C	vertailu	1017	2.62	20.2	10.3	6.9	15.9	42.9	3.8
C	laidun	575	2.51	42.4	18.6	11.1	20.1	6.8	1.0
KOIVIKKO									
A	vertailu	1690	2.48	36.5	9.7	3.8	16.0	33.2	0.8
A	laidun	555	2.46	48.8	9.0	17.4	14.2	5.9	4.7
B	vertailu	1839	2.48	48.7	20.7	7.8	13.0	6.1	3.7
B	laidun	4097	2.50	29.6	30.0	4.3	9.6	24.5	2.0
C	vertailu	2420	2.55	43.4	19.6	18.4	5.3	4.6	8.7
C	laidun	2357	2.53	44.8	30.6	8.5	6.0	9.7	0.4
näytteenottovuosi 2004									
NIITY									
A	vertailu	791	2.63	32.8	12.4	25.3	21.3	8.1	0
A	laidun	413	2.77	52.5	10.8	17.7	10.6	8.4	0
B	vertailu	2569	2.5	65.5	5.2	9.6	6.1	13.6	1.0
B	laidun	1140	2.7	56.0	10.4	9.1	12.9	11.4	0.2
C	vertailu	1253	2.7	24.7	11.9	21.9	11.5	29.9	0.1
C	laidun	1366	2.64	57.6	9.4	10.1	8.9	12.9	1.0
SEKAMETSÄ									
A	vertailu	3293	2.55	23.4	20.6	7.0	23.4	23.0	2.6
A	laidun	1801	2.76	24.5	13.4	5.3	35.9	18.6	2.4
B	vertailu	3714	2.59	31.3	33.2	8.3	19.2	7.2	0.8
B	laidun	1903	2.68	23.1	36.7	9.7	13.5	16.7	0.3
C	vertailu	2692	2.72	14.5	8.5	4.7	16.1	55.6	0.6
C	laidun	2224	2.58	30.5	15.9	3.3	11.4	37.9	1.0
KOIVIKKO									
A	vertailu	1855	2.54	23.5	34.4	4.8	25.6	9.6	2.1
A	laidun	875	2.63	55.4	7.8	8.6	19.6	7.8	0.8
B	vertailu	2750	2.46	37.4	25.3	6.7	25.2	4.9	0.5
B	laidun	3790	2.52	53.4	18.3	2.8	11.3	13.2	1.0
C	vertailu	2539	2.40	39.9	35.8	10.1	9.1	2.3	2.8
C	laidun	4214	2.56	26.0	33.1	8.7	12.6	19.0	0.6

LIITE 4. Lumolaidun - Tohmajärvi. Koelohkojen kokonaistyyppi ja -hiili sekä C/N vuodelta 1996.

1996						
KOIVIKKO	Ntot (%)		Ctot (%)		C/N	
	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm
KOAve	0.44	0.34	8.3	7.1	19.0	20.7
KOBve	0.31	0.17	6.3	3.6	20.3	20.8
KOCve	0.61	0.23	13.8	4.5	22.6	19.6
k.a.	0.45	0.25	9.49	5.07	20.9	20.4
SD	0.15	0.08	3.85	1.79	1.82	0.66
var.kerroin (%)	33	34	41	35	9	3
	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm
KOAla	0.80	0.43	15.2	8.9	19.0	20.9
KOBla	0.63	0.20	15.5	4.7	24.7	23.6
KOCla	0.41	0.20	9.0	4.0	22.2	20.0
k.a.	0.61	0.28	13.23	5.88	21.6	21.3
SD	0.20	0.13	3.66	2.61	2.88	1.87
var.kerroin (%)	33	47	28	44	13	9
SEKAMETSÄ	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm
SMAve	0.28	0.23	7.5	5.3	19.3	18.7
SMBve	0.20	0.19	3.8	3.5	17.0	17.5
SMCve	0.33	0.31	5.6	5.3	21.0	19.4
k.a.	0.27	0.24	5.62	4.70	27.8	17.3
SD	0.07	0.06	1.83	1.01	2.05	0.97
var.kerroin (%)	25	24	33	22	7	6
	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm
SMAla	0.25	0.18	4.5	3.7	14.2	16.9
SMBla	0.23	0.18	3.3	3.0	15.6	16.6
SMCla	0.32	0.25	5.0	4.1	16.0	18.1
k.a.	0.27	0.20	4.27	3.63	18.4	13.8
SD	0.05	0.04	0.90	0.58	0.95	0.78
var.kerroin (%)	18	21	21	16	5	6
NIITTY	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm
NI Ave	0.24	0.28	3.7	4.3	15.3	15.2
NI Bve	0.23	0.22	3.4	3.5	14.9	15.6
NI Cve	0.18	0.23	3.0	3.6	17.0	15.4
k.a.	0.22	0.24	3.37	3.77	15.6	15.4
SD	0.03	0.03	0.35	0.43	1.13	0.21
var.kerroin (%)	16	13	10	11	7	1
NI Ala	0.11	0.94	2.2	1.9	19.8	2.0
NI Bla	0.17	0.13	3.0	2.2	17.8	17.9
NI Cla	0.18	0.16	3.0	2.4	17.4	14.6
k.a.	0.15	0.41	2.75	2.16	18.1	5.3
SD	0.03	0.46	0.44	0.27	1.27	8.40
var.kerroin (%)	22	112	16	13	7	159

LIITE 5. Lumolaidun - Tohmajärvi. Koelohkojen kokonaistyyppi ja -hiili sekä C/N vuodelta 2004.

2004						
	Ntot (%)		Ctot (%)		C/N	
	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm
KOIVIKKO						
KOAve	0.51	0.46	11.0	10.0	21.6	21.7
KOBve	0.5	0.2	12.0	4.3	24.0	21.5
KOCve	0.63	0.22	15.0	5.3	23.8	24.1
k.a.	0.55	0.29	12.67	6.53	23.2	22.3
SD	0.07	0.14	2.08	3.04	1.35	1.43
var.kerroin (%)	13	49	16	47	6	6
	0.76	0.36	16.0	8.4	21.1	23.3
KOAla	0.87	0.24	22.0	6.8	25.3	28.3
KOBla	0.49	0.22	12.0	5.3	24.5	24.1
KOCla	0.71	0.27	16.67	6.83	23.6	25.0
k.a.	0.20	0.08	5.03	1.55	2.25	2.69
SD	28	28	30	23	10	11
var.kerroin (%)						
SEKAMETSÄ	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm
SMAve	0.3	0.16	8.3	4.0	27.7	25.0
SMBve	0.32	0.24	7.5	4.6	23.4	19.2
SMCve	0.43	0.36	7.9	6.1	18.4	16.9
k.a.	0.35	0.25	7.90	4.90	22.6	19.3
SD	0.07	0.10	0.40	1.08	4.65	4.16
var.kerroin (%)	20	40	5	22	21	22
SMAla	0.27	0.19	6.9	4.6	25.6	24.2
SMBla	0.33	0.26	6.0	4.2	18.2	16.2
SMCla	0.39	0.28	6.7	4.4	17.2	15.7
k.a.	0.33	0.24	6.53	4.40	19.8	18.1
SD	0.06	0.05	0.47	0.20	4.57	4.78
var.kerroin (%)	18	19	7	5	23	26
NIITTY	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm
NIAve	0.22	0.17	4.0	3.2	18.2	18.8
NIBve	0.21	0.15	3.8	2.8	18.1	18.7
NICve	0.24	0.22	4.7	4.1	19.6	18.6
k.a.	0.22	0.18	4.17	3.37	18.7	18.7
SD	0.02	0.04	0.47	0.67	0.84	0.10
var.kerroin (%)	7	20	11	20	4	1
NIAla	0.32	0.17	5.3	3.0	16.6	17.6
NIBla	0.28	0.17	4.9	3.2	17.5	18.8
NICla	0.34	0.21	5.6	3.7	16.5	17.6
k.a.	0.31	0.18	5.27	3.30	16.8	18.0
SD	0.03	0.02	0.35	0.36	0.57	0.69
var.kerroin (%)	10	13	7	11	3	4

LIITE 6. Maaperän Ca, K, Mg ja P (mg/g) Tohmajärven laidunkokeella v. 1996 ammoniumasetaattiutosta.

LUMOLAIDUN - TOHMAJÄRVI: maaperän ravinteet 1996

	Ca		K		Mg		P		
	mg/g 0-3 cm	3-10 cm	mg/g 0-3 cm	3-10 cm	mg/g 0-3 cm	3-10 cm	mg/g 0-3 cm	3-10 cm	
Koivikko									
KOAve	1.25	0.63	0.14	0.05	0.17	0.06	0.036	0.021	
KOBve	6.64	0.50	0.25	0.07	0.25	0.05	0.333	0.013	
KOCve	2.74	0.57	0.34	0.11	0.34	0.06	0.028	0.007	
	k.a.	3.54	0.57	0.24	0.08	0.25	0.06	0.132	0.014
	SD	2.78	0.07	0.10	0.03	0.09	0.01	0.17	0.01
var.kerroin (%)	79	12	42	41	34	15	131	54	
KOAla	3.27	1.12	0.25	0.07	0.34	0.19	0.150	0.028	
KOBla	1.14	0.14	0.21	0.06	0.22	0.03	0.033	0.009	
KOCla	2.06	0.34	0.17	0.05	0.26	0.03	0.019	0.007	
	k.a.	2.15	0.53	0.21	0.06	0.27	0.08	0.067	0.015
	SD	1.07	0.52	0.04	0.01	0.06	0.09	0.07	0.01
var.kerroin (%)	49	97	20	19	23	114	107	79	
SEKAMETSÄ									
SMAve	0.98	0.38	0.12	0.04	0.10	0.03	0.018	0.009	
SMBve	0.60	0.38	0.08	0.05	0.05	0.02	0.009	0.009	
SMCve	1.21	0.98	0.18	0.11	0.12	0.09	0.013	0.008	
	k.a.	0.93	0.58	0.13	0.07	0.09	0.05	0.014	0.009
	SD	0.31	0.34	0.05	0.04	0.04	0.04	0.00	0.00
var.kerroin (%)	33	59	41	56	45	82	35	4	
SMAla	0.88	0.38	0.20	0.06	0.11	0.03	0.018	0.009	
SMBla	0.76	0.40	0.10	0.04	0.10	0.04	0.017	0.008	
SMCla	1.08	0.70	0.21	0.11	0.13	0.05	0.012	0.008	
	k.a.	0.91	0.49	0.17	0.07	0.11	0.04	0.016	0.008
	SD	0.16	0.18	0.06	0.04	0.02	0.01	0.00	0.00
var.kerroin (%)	18	36	37	51	14	30	19	11	
NIITTY									
NI Ave	1.20	0.90	0.13	0.04	0.08	0.04	0.069	0.034	
NIBve	0.92	0.67	0.16	0.05	0.08	0.04	0.058	0.019	
NICve	1.67	1.19	0.16	0.05	0.23	0.14	0.058	0.019	
	k.a.	1.27	0.92	0.15	0.04	0.13	0.07	0.062	0.024
	SD	0.38	0.26	0.02	0.00	0.09	0.05	0.01	0.01
var.kerroin (%)	30	28	13	7	65	74	11	38	
NIAla	1.76	1.02	0.14	0.02	0.16	0.05	0.084	0.030	
NIBla	1.39	1.17	0.11	0.02	0.12	0.10	0.059	0.026	
NICla	1.68	1.14	0.37	0.06	0.21	0.11	0.051	0.022	
	k.a.	1.61	1.11	0.21	0.04	0.17	0.09	0.065	0.026
	SD	0.19	0.08	0.14	0.02	0.05	0.03	0.02	0.00
var.kerroin (%)	12	7	69	64	28	34	26	16	

LIITE 7. Maaperän Ca, K, Mg ja P (mg/g) Tohmajärven laidunkokeella v. 2004 ammoniumasetaattiutosta.

LUMOLAIDUN - TOHMAJÄRVI: maaperän ravinteet 2004

	Ca		K		Mg		P		
	mg/g		mg/g		mg/g		mg/g		
	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	0-3 cm	3-10 cm	
KOVIKKO									
KOAve	0.86	0.49	0.26	0.12	0.15	0.07	0.029	0.021	
KOBve	3.40	0.46	0.39	0.12	0.29	0.04	0.050	0.010	
KOCve	2.30	0.40	0.44	0.15	0.33	0.05	0.022	0.008	
	k.a.	2.19	0.45	0.36	0.13	0.26	0.05	0.034	0.013
	SD	1.27	0.05	0.09	0.02	0.09	0.01	0.01	0.01
var.kerroin (%)	58	10	26	13	37	24	43	55	
KOAla	1.40	0.48	0.30	0.06	0.25	0.08	0.042	0.015	
KOBla	1.00	0.07	0.42	0.08	0.33	0.05	0.031	0.008	
KOCla	1.40	0.29	0.33	0.10	0.16	0.03	0.015	0.008	
	k.a.	1.27	0.28	0.35	0.08	0.25	0.05	0.029	0.010
	SD	0.23	0.21	0.06	0.02	0.09	0.03	0.01	0.00
var.kerroin (%)	18	75	18	23	34	49	46	38	
SEKAMETSÄ									
SMAve	1.00	0.27	0.26	0.07	0.12	0.03	0.015	0.011	
SMBve	0.69	0.24	0.22	0.10	0.13	0.04	0.014	0.011	
SMCve	1.40	1.10	0.37	0.18	0.22	0.11	0.012	0.010	
	k.a.	1.03	0.54	0.28	0.11	0.16	0.06	0.014	0.011
	SD	0.36	0.49	0.08	0.06	0.06	0.05	0.00	0.00
var.kerroin (%)	35	91	27	51	35	79	11	5	
SMAla	0.77	0.35	0.17	0.07	0.10	0.04	0.012	0.009	
SMBla	0.62	0.29	0.21	0.10	0.09	0.03	0.010	0.009	
SMCla	1.10	0.52	0.48	0.27	0.15	0.05	0.011	0.010	
	k.a.	0.83	0.39	0.29	0.15	0.11	0.04	0.011	0.009
	SD	0.25	0.12	0.17	0.11	0.03	0.01	0.00	0.00
var.kerroin (%)	30	31	59	72	29	26	9	8	
NIITTY									
NIAve	1.10	0.95	0.16	0.11	0.07	0.05	0.022	0.020	
NIBve	1.00	0.71	0.24	0.14	0.14	0.07	0.026	0.018	
NICve	1.40	1.20	0.18	0.09	0.20	0.15	0.022	0.015	
	k.a.	1.17	0.95	0.19	0.11	0.14	0.09	0.023	0.018
	SD	0.21	0.25	0.04	0.02	0.06	0.05	0.00	0.00
var.kerroin (%)	18	26	22	20	46	56	10	14	
NIAla	1.40	0.92	0.18	0.08	0.15	0.07	0.027	0.020	
NIBla	1.10	0.83	0.20	0.05	0.11	0.06	0.021	0.014	
NICla	1.80	1.20	0.39	0.17	0.26	0.15	0.031	0.018	
	k.a.	1.43	0.98	0.26	0.10	0.17	0.09	0.026	0.017
	SD	0.35	0.19	0.12	0.06	0.08	0.05	0.01	0.00
var.kerroin (%)	25	20	45	67	45	53	19	18	

Laidunnuksen vaikutus maakiitäjäis- lajistoon Tohmajärven laidunkokeessa

Timo J. Hokkanen¹⁾, Hannu Hokkanen¹⁾ ja Perttu Virkajärvi²⁾

¹⁾ Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu, sähköposti: etunimi.sukunimi@ymparisto.fi

²⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, sähköposti: etunimi.sukunimi@mtt.fi

Tiivistelmä

Tohmajärven metsä- ja niitylaidunnuskoealueelta pyydystettiin kuoppapyydöksillä maakiitäjäisiä (Carabidae) vuosina 1996, 1998, 2001 ja 2004. Alueelta löydettiin yhteensä 14 081 yksilöä, jotka kuuluivat 64 lajiin. Laidunnus lisäsi sekä laji- että yksilömäärää metsälohkoilla, mutta vähensi määriä niityllä. Tämä johtui todennäköisesti siitä, että niityllä laidunpaineetta nostettiin kokeen loppua kohti liian suureksi maakiitäjäislajiston kannalta. Metsässä laidunpaine oli alhainen ja laidunnusjälki laikukas. Näin metsään syntyi uusia avoimia elinympäristöjä, jotka suosivat maakiitäjäisiä. Vertailukoealojen kasvillisuus oli puolta tiheämpi kuin laidunnetulla alueella, mikä suosi karikkeessa ja kasvillisuudessa viihtyviä lajeja ja kasvinsyöjiä, kuten *Trechus secalista*. Yleisiä petoja, kuten *Pterostichus melanarius* -lajeja, taas esiintyi laidunnetuilla alueilla runsaammin kuin vertailuruuduilla. Edellä mainitut kaksi lajia olivat aineiston yleisimmät. Niitä löytyi yhteensä 4 845 yksilöä. Metsiin erikoistuneita lajeja ei havaittu kuin muutama todennäköisesti siksi, että parin hehtaarin metsälaikut olivat metsälajeille liian pieniä. *Carabus nemoralis* oli esimerkki ekspansiivisesta, isokokoisesta lajista, joka valtasi koealueen 2000-luvun puolella hyvin nopeasti. Koeruudut olivat pieniä, mutta aineisto osoitti, että koejärjestely ja laidunnus alhaisella laidunpaineella luovat monipuolisia ympäristöjä, joista alueen maakiitäjäislajisto hyötyy.

Avainsanat: biodiversiteetti, emolehmät, laiduntaminen, luonnonlaitumet, luonnon monimuotoisuus, metsälaitumet, niityt, maakiitäjäiset

Johdanto

Vielä viime vuosisadan alkupuolella metsälaitumia ja luonnonniittyjä käytettiin Suomessa yleisesti. Maatalouden muututtua intensiivisemmäksi nämä käytännöt ovat lähes loppuneet. Suomen uhanalaisista kovakuoriaislajeista kuitenkin lähes kolmannes (26 %) elää metsälaidunten kaltaisissa häviävissä kulttuuriympäristöissä (Rassi ym. 1992). Erityisesti lantalaikuissa elävät ryhmät kuten *Histeridae* ja *Aphodius* ovat 1960-luvun jälkeen vähentyneet jyrkästi (Biström ym. 1991). Laidunnus muuttaa laidunympäristöä myös epäsuorasti mm. vähentämällä kasvibiomassaa sekä muuttamalla kasvilajien välisiä suhteita ja maaperän ominaisuuksia (Steen 1958, Steen 1980, Malkamäki 1990, Milchunas & Lauenroth 1993, Smith & Rushton 1994). Biomassan ja lajilukumäärän suhdetta korostetaan monissa tutkimuksissa (mm. Olf & Bakker 1991, Berendse ym. 1992, Smith & Rushton 1994). Haeggströmin (1987) mukaan metsälaidunnus monipuolistaa kasvillisuutta. Ejrnaesin ja Bruunin (1995) mukaan putkilokasvien monimuotoisuus korreloi positiivisesti laidunpaineen kanssa. Jantusen ym. (1995) tutkimuksessa laidunnettujen niittyjen monimuotoisuus oli kuitenkin pienempi kuin laiduntamattomien. Jantunen ym. (1995) arvelevat tämän johtuvan siitä, että laidunpaine tutkituilla niityillä oli kasvillisuuden kannalta liian suuri.

Kasvillisuuden voidaan ajatella saavuttavan suurimman monimuotoisuutensa “sopivan” – kohtuullisen - häiriön seurauksena. Metsälaidunnus vaikuttaa kasvipeitteen avoimuuteen, joka puolestaan vaikuttaa kovakuoriaisten lisääntymiseen ja runsauteen. Myös maakiitäjäisyhteisöjen on esitetty käyttäytyvän näin (ks. esim. Atlegrim ym. 1997) ja maakiitäjäisten on tulkittu yleensä indikoivan hyvin ympäristömuutoksia erilaisissa oloissa (esim. Rivers-Moore & Samways 1996, Koivula 2002).

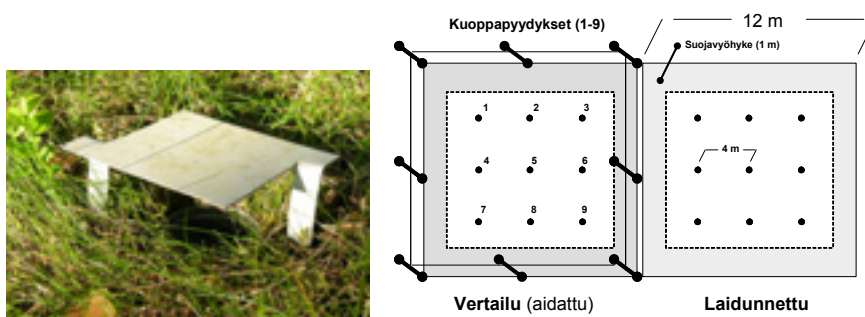
Monitieteinen Tohmajärven metsälaidunnuskoe aloitettiin jo 1994 ja tavoitteena oli selvittää laidunnuksen vaikutusta laidunten eliöstöön ja eläinten tuotokseen. Laiduntavina eläiminä käytettiin emolehmiä. Maakiitäjäisyöt ovat keskeinen osa Tohmajärven kokeen eliölajistotutkimuksia: tavoitteena oli selvittää reagoiko maakiitäjäislajisto laidunnuksen aiheuttamiin ympäristömuutoksiin. Välituloksia tutkimuksista on jo julkaistu, mm. Hokkanen ym. (1998). Tässä työssä seurataan kovakuoriaisten (*Carabidae*) lajistoa ja runsautta kuoppapyydyksaineistossa koko 10 vuoden koeperiodin aikana.

Aineisto ja menetelmät

Laidunalueet

Kokeessa käytettiin laitumina Karjalan tutkimusaseman lähellä olevaa kahta metsälohkoa (OMT *sekametsä* 2.1 ha sekä 1.4 ha:n varttunut *koivikko*, jota kutsuttiin myös nimellä Ailin pieti). Vertailuna oli entinen viherkesantonurmi (kokonaisala 4.1 ha), jota kutsutaan jatkossa *niityksi* (Kuvio 1). Nurmi oli

lannoitettu viimeisen kerran ennen kokeen alkua v. 1992. Tutkimusalue on kuvattu tarkemmin tämän kirjan julkaisussa Virkajärvi ym.: Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005.



Kuva 1. Koealapari sekä kuoppapyydysten suojaus alumiinisella katoksella Tohmajärven laidunnuskokeella. Pyydyksiä oli jokaisella koeruudulla yhteensä 9 kpl 4 x 4 m hilassa. Pyydykset suojuksineen poistettiin kun eläimet laidunsivat k.o. lohkolta ja palautettiin laidunnusjakson loputtua. (Valokuva: Hannu Hokkanen).

Laiduntaminen

Koe-eläiminä käytettiin kevätpoikivia eri-ikäisiä ja eritoutuisia risteytysmolehmiä vasikoineen. Laidunnus aloitettiin touko-kesäkuun vaihteessa ja se päättyi elokuun alussa tai viimeistään puolivälissä. Laitumet syötettiin lohkoina alkaen niityltä. Niitty oli jaettu kolmeen syöttölohkoon (pois lukien vuosi 1994), ja koealaparit sijaitsivat yhdellä niityn syöttölohkoista. Karja oli niityn tässä osassa 13-26 päivää kasvukauden aikana ja metsälohkoilla vain 2-9 päivää kasvukaudessa (Taulukko 1). Metsälohkojen kiertojärjestys määräytyi kasvuston kehitysvaiheen mukaan. Tarkempi kuvaus laidunnuksesta on tämän kirjan artikkelissa: Virkajärvi ym. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005.

Kovakuoriaisten kuoppapyynti

Jokaiselle tutkimuslohkolle perustettiin 1994 kolme vierekkäistä, pysyvää koealaparia. Koealat olivat 12 x 12 m suuruisia ja niitä oli yhteensä 18 kpl, joista puolet (kolme jokaiselta lohkolta) aidattiin vertailualoiksi (Kuva 1, ks. myös tämän kirjan artikkeli: Virkajärvi ym. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005).

Taulukko 1. Tohmajärven laidunkokeen kuoppapyydyspäivät (purkkipäivät) 1994 – 2004. Koeaika on aika, jolloin pyydykset ovat olleet maastossa: kova-kuoriaisia pyydystettiin kasvukauden alusta sen loppuun. Laidunnus alkoi touko-kesäkuun vaihteessa ja päättyi elokuun alussa.

	Koevuosi			
	1996	1998	2001	2004
Koeaika	23.5 - 4.10.	13.5-2.10.	27.4-24.10.	6.5-20.10.
Purkkipäivät (vertailukoealat)				
-kaikki koealat	133	141	179	166
Purkkipäivät (laidunnetut koealat)				
-niitty	107	110	166	144
-koivikko	125	132	174	164
-sekametsä	126	134	170	161
Laidunpäivät (pyydykset poistettiin laidunnuksen ajaksi)				
-niitty	26	31	13	22
-koivikko	8	9	5	2
-sekametsä	7	7	9	5

Maakiitäjäislajisto kerättiin kuoppapyydysillä, joiden halkaisija ja syvyys olivat 70 mm. Kaikki pyydykset peitettiin pyydystyksen ajaksi alumiinisilla katoksilla, jotka estivät sadeveden suoran pääsyn purkkiin laimentamaan keräysnestettä (10 % NaCl ja muutama pisara pintajännitystä poistavaa detergenttiä) (Kuva 1). Jokaisella 12 x 12 m koealalla oli yhdeksän keruupurkkia tasaisesti neljän metrin välein. Pyydykset olivat samoilla paikoilla koko 10 v koeperiodin ajan (pyynti neljänä kesänä). Yhteensä purkkeja oli 162. Purkit tyhjennettiin keväällä ja lämpimimmän kesän aikaan joka viikko ja syksyllä noin 2 viikon välein. Purkit poistettiin koealalta, kun lehmät laidunsivat k.o. lohkolla. Koska lohkoilla oli eri määrä rehua, tuli pyydystyskausista hieman erimittaisia eri lohkoilla ja eri vuosina (ks. Taulukko 1). Eron tasoittamiseksi tulokset laskettiin myös pyydystysvuorokautta kohti.

Maakiitäjäisaineisto määritettiin Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen biologisessa laboratoriossa. Nimistö on Lindrothin (1985, 1986) mukaan.

Tilastolliset analyysit

Aineiston tilastolliset käsittelyt tehtiin SPSS-tilastopakettilla versio 8.0.0 (SPSS Inc. 1997) ja yhteisöanalyysit PC-ord 4.0 ohjelmistopakettilla (Mjmm Software Design 1999). Twinspan-luokitteluanalyysin pseudolajien rajat olivat 0, 10, 30, 100 ja 200. Sorensenin samankaltaisuusindeksin laskennassa käytettiin lähimmän naapurin (nearest neighbour/single linkage) menetelmää.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tohmajärven koealueelta löydettiin vuosina 1996 – 2004 kaikkiaan 64 maakiitäjäislajia ja yhteensä 14081 yksilöä (Taulukko 2). Näiden lisäksi yhden

harvinaisen lajin lajinmääritys on edelleen varmistettavana, eikä lajia ole otettu luvuissa huomioon. Kokeessa käytetyt koealat olivat pieniä, vain 12 x 12 m, ja yksittäisten koealojen lajilukumäärien perusteella laskettu käsitteilyittäinen keskimääräinen lajilukumäärä oli vain 19.5 – 23.0 (Taulukko 3). Lohkoittainen lajimäärä vaihteli eri vuosina säännöttömästi 22:sta 38:aan. (Taulukko 4). Heleniuksen ym. (2001) mukaan maatalousalueilla maakiitäjäisten lajimäärä on ainakin 30 – 40. Metsäalueilla (esim. Niemelä ym. 1990) lajeja on 16 – 21, mutta alle 10-vuotiaissa metsissä ennen puuston sulkeutumista lajeja voi myös olla 30-40 (Koivula 2001). Tämän tutkimuksen kokonaislajimäärä (64) on melko suuri ja kuvastaa alueen monipuolisuutta ja maatalousvaltaista kulttuurihistoriaa, jossa metsälaikut ovat monipuolisia ja pieniä.

Laidunnettujen ja vertailukoealojen välillä ei ollut lajilukumäärän ja yksilömäärän välillä tilastollisesti merkitsevää eroa koko aineistossa. Niittyä ja metsiä päädyttiin tarkastelemaan myös erikseen, koska yhteisöanalyysit (TWINSPAN, Kuva 2, ja Sörensenin samankaltaisuusindeksi, Kuva 3) osoittivat, että niitty- ja metsäkoealat muodostavat lajistoltaan toisistaan poikkeavat ryhmät. Metsäalueita ja niittyä erikseen tarkasteltaessa laji- ja yksilömäärissä oli merkitsevät erot (Taulukko 3): metsissä laidunnus lisää sekä lajimäärää että yksilömäärää, mutta niityllä sekä lajimäärä että yksilömäärä pienenevät. Yksilömäärän pieneneminen laidunnuksen takia niityllä ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää, koska vaihtelu oli suurta käsittelyjen sisällä.

Valtaosa Tohmajärveltä saaduista yksilöistä kuului vain muutamaan lajiin – viiden valtalajin yhteenlaskettu yksilömäärä oli 7867, mikä vastasi 55.9 % kokonaisyksilömäärästä (Taulukko 2). Kaksikymmentä lajia eli noin kolmannes lajeista kattoi 92.5 % kokonaisyksilömäärästä. Kaksikymmentä lukumääräisesti pienintä lajia löydettiin vain satunnaisesti eli pääasiassa 1-2 kertaa koko aikana. Jos laji löytyi jokaisena tutkimusvuotena jokaiselta lohkolta sekä laidunnetulta että vertailukoealalta, frekvenssi oli 24. Yleisimmät 20 lajia (suurikokoista lehtokiitäjäistä (*Carabus nemoralis*) lukuun ottamatta) tavattiin lähes joka vuosi jokaiselta lohkolta kummastakin käsittelystä: frekvenssi useimmille lajeille on 21 – 24, ja vain viidellä lajilla kahdestakymmenestä runsaimmasta frekvenssi on 20 tai alle.

Taulukko 2. Tohmajärven laidunkokeen (1994-2004) kovakuoriaisten yksilömäärä sekä frekvenssi (frekv._{max} = 24 jos lajia on löydetty joka vuosi (n=4) jokaiselta lohkolta (n=3) molemmilta käsittelyiltä (n=2); käsittelyittäin frekv._{max} = 12).

	laji	Yhteensä		Vertailu		Laidunnettu	
		yksilöitä	frekv.	yksilöitä	frekv.	yksilöitä	frekv.
1	<i>Trechus aequalis</i>	2610	24	1603	12	1007	12
2	<i>Pterostichus melanarius</i>	2235	24	568	12	1667	12
3	<i>Trichoceflus placidus</i>	1121	23	741	12	380	11
4	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	1115	23	397	12	718	11
5	<i>Amara communis</i>	786	22	534	10	252	12
6	<i>Carabus cancellatus</i>	683	24	300	12	383	12
7	<i>Loricera pilicornis</i>	529	22	121	10	408	12
8	<i>Carabus memorialis</i>	492	9	323	5	169	4
9	<i>Calathus micropterus</i>	467	22	214	11	253	11
10	<i>Amara nitida</i>	449	22	256	11	193	11
11	<i>Amara lunicollis</i>	408	22	304	11	104	11
12	<i>Pterostichus niger</i>	396	24	179	12	217	12
13	<i>Leistus terminatus</i>	389	24	152	12	237	12
14	<i>Pterostichus strenuus</i>	332	24	198	12	134	12
15	<i>Pterostichus versicolor</i>	241	21	134	10	107	11
16	<i>Clivina fossor</i>	230	19	143	8	87	11
17	<i>Bembidion guttula</i>	169	19	103	9	66	10
18	<i>Agonum fuliginosum</i>	142	24	56	12	86	12
19	<i>Harpalus latus</i>	124	20	74	11	50	9
20	<i>Notiophilus biguttatus</i>	107	16	19	8	88	8
21	<i>Pterostichus crenatus</i>	95	21	45	11	50	10
22	<i>Bradycellus caucasicus</i>	86	15	46	8	40	7
23	<i>Calathus melanocephalus</i>	59	19	11	8	48	11
24	<i>Dyschirius globosus</i>	56	8	14	4	42	4
25	<i>Trechus discus</i>	53	9	46	5	7	4
26	<i>Patrobus atrorufus</i>	50	7	36	5	14	2
27	<i>Amara aulica</i>	49	13	35	6	14	7
28	<i>Carabus glabratus</i>	48	11	38	7	10	4
29	<i>Amara brunnea</i>	47	10	19	5	28	5
30	<i>Amara gebleri</i>	46	12	12	4	34	8
31	<i>Cychrus caraboides</i>	44	16	13	8	31	8
32	<i>Leistus ferrugineus</i>	39	10	14	4	25	6
33	<i>Agonum muelleri</i>	39	5	0	0	39	5
34	<i>Bembidion lampros</i>	32	8	9	3	23	5
35	<i>Patrobus assimilis</i>	31	12	17	7	14	5
36	<i>Notiophilus palustris</i>	30	14	11	6	19	8
37	<i>Synuchus vivalis</i>	27	8	14	4	13	4
38	<i>Harpalus quadripunctatus</i>	26	11	13	7	13	4
39	<i>Carabus hortensis</i>	25	11	9	5	16	6
40	<i>Harpalus rufipes</i>	24	10	14	4	10	6
41	<i>Amara plebeja</i>	23	11	9	6	14	5
42	<i>Bembidion gilvipes</i>	21	10	10	3	11	7
43	<i>Agonum sexpunctatum</i>	16	12	11	7	5	5
44	<i>Pterostichus nigrita</i>	9	5	4	2	5	3
45	<i>Pterostichus rhaeticus</i>	9	6	4	3	5	3
46	<i>Notiophilus aquaticus</i>	8	3	0	0	8	3
47	<i>Badister lacertosus</i>	8	5	3	2	5	3
48	<i>Anisodactylus binotatus</i>	8	6	6	4	2	2
49	<i>Amara familiaris</i>	7	6	5	4	2	2
50	<i>Dromius sigma</i>	7	6	5	4	2	2
51	<i>Amara ovata</i>	6	3	5	2	1	1
52	<i>Amara montivaga</i>	6	3	1	1	5	2
53	<i>Trechus rubens</i>	3	3	2	2	1	1
54	<i>Bembidion bruxellense</i>	3	3	1	1	2	2
55	<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	3	3	1	1	2	2
56	<i>Amara bifrons</i>	2	2	1	1	1	1
57	<i>Ophonus rufibarbis</i>	2	2	2	2	0	0
58	<i>Harpalus affinis</i>	2	2	0	0	2	2
59	<i>Dromius fenestratus</i>	2	1	0	0	2	1
60	<i>Elaphrus cupreus</i>	1	1	1	1	0	0
61	<i>Pterostichus cupreus</i>	1	1	1	1	0	0
62	<i>Pterostichus diligens</i>	1	1	1	1	0	0
63	<i>Amara interstitialis</i>	1	1	0	0	1	1
64	<i>Lebia cruxminor</i>	1	1	0	0	1	1
	yksilöitä yhteensä	14081		6908		7173	

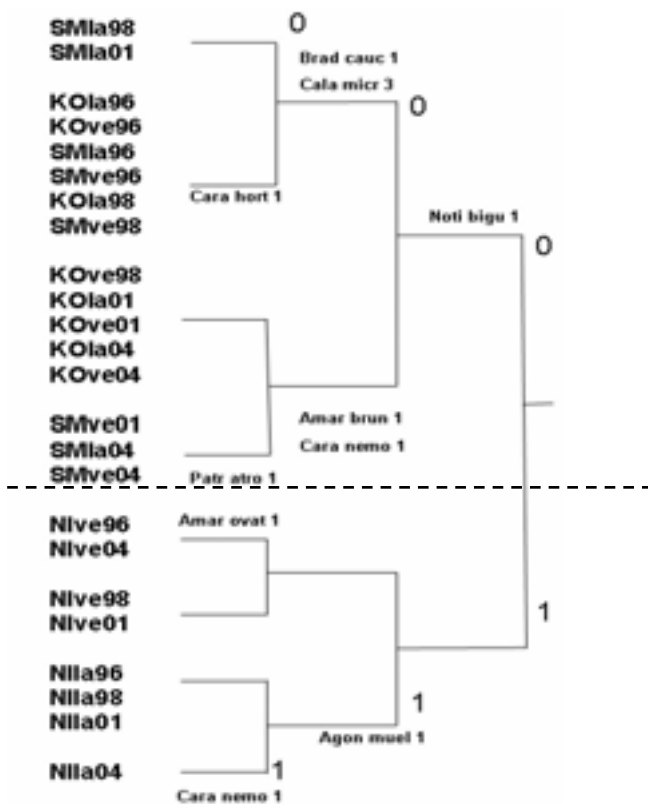
Lukumääräisesti yleisimmät lajit olivat *Trechus secalis* ja *Pterostichus melanarius*, joita molempia saatiin yli 2000 yksilöä (Taulukko 2). Samat lajit ovat viiden yleisimmän joukossa myös Heleniuksen ym. (2001) aineistossa, *Trechus secalis* on yleisin Kotzen ja Niemelän (2002) aineistossa ja *Pterostichus melanarius* on tyyppilaji Irmlerin (2002) tutkimuksessa. *Pterostichus melanarius* käyttää joustavasti erilaisia habitaatteja (Fournier & Loreau 2001a) ja on keskikokoinen peto, joka suosii avoimia paikkoja (Lindroth 1986). Lajia tavattiin laidunnetulla alueella noin kolme kertaa enemmän kuin vertailukoealoilla. *Trechus secalis* puolestaan on pienikokoinen kasvinsyöjä (Lindroth 1985), joka viihtyy karikkeen ja kasvillisuuden seassa. Vertailukoealojen kasvillisuuden tihentymisestä on ollut lajille hyötyä (Taulukko 2). Lajia tavattiin vertailukoealoilla noin 60 % enemmän kuin laidunnetuilla koealoilla.

Suomen maatalousmaidan (Helenius ym. 2001) viidestä yleisimmästä lajista myös *Clivina fossor* ja *Bembidion guttula* ovat kahdenkymmenen yleisimmän joukossa Tohmajärven aineistossa. Heleniuksen ym. (2001) yleisistä lajeista *Trechus discus* on edellisiä harvinaisempi (53 yksilöä, frekvenssi 9) ja *Pterostichus cupreusta* löydettiin vain yksi yksilö (Taulukko 2).

Twinspan-luokitteluanalyysin ensimmäinen jakotaso (Kuva 2) erotti niittykoealat metsäkoealoista. Lajiston erot eivät olleet suuret – tavallisimmat lajit esiintyivät sekä niityllä että metsissä. Avoimissa metsissä ja hakkuualueilla karikkeen seassa elävää *Notiophilus biguttatus* (Lindroth 1985) ei esiintynyt lainkaan niittykoealoilla, mutta metsässä se oli tavallinen, joskaan ei runsaslukuinen. Laji on myös selvästi runsaslukuisempi laidunnetulla alueella kuin laiduntamattomalla (Taulukko 3). Niittyä suosivia lajeja olivat mm. *Clivina fossor*, *Dyschirius globosus*, *Amara montivaga*, *Pterostichus crenatus* ja *Amara communis*, mutta useimpia lajeja löytyi silloin tällöin myös metsistä. *A. communis* suosii kirjallisuuden mukaan ruohomaita (Andersen & Eltun 2000), ja aikuiset yksilöt käyttävät ravinnokseen siemeniä (Lindroth 1986). Tohmajärven aineistossa laji oli kuitenkin paljon runsaampi laidunnetuilla kuin laiduntamattomilla alueilla.

Notiophilus biguttatus ja *N. palustris* suosivat molemmat metsäkoealoja, myös *Carabus*-lajeja löydettiin paljon metsästä (*C. hortensis*, *C. cancellatus*, *C. nemoralis*, *C. glabratus*), samoin *Leistus ferrugineus*, *Amara brunnea* ja *A. gebleri* sekä *Pterostichus oblongopunctatus* ja *P. niger* suosivat metsää. *Pterostichus oblongopunctatus* suosii lehtikariketta ja Maguran ym. (2004) tutkimuksessa lajin menestymiselle tärkeitä olivat mikrohabitaattivariaatiot ja/tai lajienväliset suhteet. Tohmajärven aineistossa laji oli runsaampi laidunnetuilla koealoilla (Taulukko 2).

Toisella jakotasolla niitystä erottuivat laiduntamattomat ja laidunnetut koealat (Kuva 2). *Agonum muelleri* löytyi niityltä vain laidunnetulta puolelta ja



Kuva 2. Twinspan-luokitteluanalyysi Tohmajärven laidunnuskokeen maakiitäjäisaineistolle lohkoittain ja käsittelyittäin eri vuosille. Lohkojen nimet koostuvat seuraavista lyhenteistä: *Lohkotunnus*: NI = niitty, KO = koivikko, SM = sekametsä; *käsittely*: la = laidunnettu, ve = vertailu; *pyydystysvuosi*: 96 = 1996, 98 = 1998, 01 = 2001, 04 = 2004. Esim. Nlla98 = niityn laidunnetut koealat vuodelta 1998 (jokaisella loholla on ollut 3 koealaa; jokaisella koealalla 9 kuoppapyydystä). Indikaattorilajien nimilyhenteet: Noti bigu = *Notiophilus biguttatus*, Agon muel = *Agonum muelleri*, Cara nemo = *Carabus nemoralis*, Amar brun = *Amara brunnea*, Cala micr = *Calathus micropterus*, Brad cauc = *Bradycellus caucasicus*, Cara hort = *Carabus hortensis*, Patr atro = *Patrobus atrorufus*, Amar ovat = *Amara ovata*. Katkoviiva erottaa koealat ensimmäisellä jakotasolla.

sen lisäksi kerran (2001) sekametsästä laidunnetulta alueelta. *Agonum*-suvun lajit ovat pääasiassa petoja, jotka viihtyvät kosteilla paikoilla. *A. muelleri* on kuitenkin tavallinen kuivillakin niityillä ja maatalousalueilla (Lindroth 1986). Metsäkoelaloista erottui toisella jakotasolla myös kaksi kahdeksan koevuoden ryvästä, mutta lohkoilla ja käsittelyillä ei ollut selkeää eroa. Indikaattorilajeina olivat *Calathus micropterus* ja *Bradycellus caucasicus* lähinnä 1996 ja 1998 näytteille. *Carabus nemoralis* sekä *Amara brunnea* löytyivät pääasiassa 2001 ja 2004 näytteistä.

Taulukko 3. Tohmajärven laidunkokeen (1994-2004) kovakuoriaisten lajimäärät ja yksilömäärät käsittelyittäin metsä- ja niittykoealoille (parittainen t-testi,). Maakiitäjäiset määritettiin vuosittain joka lohkolta kolmelta vertailu- ja laidunnuskoealalta ($n_{\text{metsä}} = 4$ koevuotta x 3 koealaa x 2 lohkoa = 24; $n_{\text{niitty}} = 4$ koevuotta x 3 koealaa x 1 lohko = 12).

	Metsä				
	laidunnettu k.a.	vertailu k.a.	t	df	p<
lajimäärä	22,3	19,5	5,15	23	0,001
yksilömäärä	240,1	142,8	4,52	23	0,001
	Niitty				
lajimäärä	20,5	23,0	-4,88	11	0,001
yksilömäärä	117,6	290,0	-1,81	11	0,097

Suurikokoisten *Carabus*-lajien runsauden vaihtelut (Taulukko 5) viittaavat siihen, että alueella tapahtui koko ajan myös muita kuin laidunnuksesta johtuvia lajiston muutoksia. *Carabus nemoralista* pidetään ekspansiivisena lajina ja se yleistyi alueella tutkimuksen aikana merkittävästi. Kahden ensimmäisen koevuoden aikana ei tavattu yhtään *Carabus nemoralista*, mutta v. 2004 laji oli jo yksi yleisimmistä. Samanaikaisesti *Carabus cancellatus* ja *Carabus hortensis* näyttivät vähenevän. *Carabus hortensis* oli kokeen lopussa hyvin vähälukuinen. Kotze ja Niemelä (2002) löysivät Ahvenamaalta 1982 – 1988 kerätystä aineistosta *Carabus nemoralista* vain 1999, eli laji ilmestyi sinnekin samoihin aikoihin kuin Tohmajärvelle, josta se löytyi ensimmäisen kerran 2001 aineistosta. Osa twinspan-analyysin lajiston eroista ja aikaan sidoksissa olevista muutoksista näyttää johtuvan luontaisesta lajiston muuttumisesta, joka perustuu lajien leviämiseen (esim. *C. nemoralis*) ja biotooppien luontaisesta sukkessiosta vertailukoealoilla.

Useiden tutkimusten mukaan habitaattien sukkession aikana maakiitäjäislajiston muutokset ovat suurimmillaan tai tapahtuneet ja lajirikkaus suurin ensimmäisen kymmenen vuoden aikana. Purtauf ym. (2004) toteavat, että lajirikkaus on selvästi suurempi nuorilla kuin vanhoilla ruohomailla ja muutos viljelymaasta ruohomaaksi oli kutakuinkin täydellinen 10 vuodessa. Myös maakiitäjäislajisto indikoi samaa muutosta eli kasvinsyöjät yleistyivät verrattuna petoihin ja sekaravinnon syöjiin. Samansuuntainen tilanne oli havaittavissa Tohmajärven kokeessa yleisillä lajeilla.

Nuorissa metsissä lajisto on hyvin erilainen kuin vanhoissa ja pienilläkin avoimilla alueilla voi olla lajistolle suuri merkitys. Metsikön koko nuorissa metsissä ja puulaji vanhemmissa metsissä olivat du Bus de Warnaffen ja Dufferenin (2004) tutkimuksessa keskeiset lajistoon vaikuttavat tekijät. Heidän

Taulukko 4. Tohmajärven laidunkokeen (1996-2004) maakitäjäisten vuosittaiset lajimäärät, kokonaislukumäärä, Shannonin diversiteetti-indeksi (H') sekä Simpsonin diversiteetti (dominanssi) -indeksi (D'). Pyydysten määrä jokaisella loholla oli kummallakin käsitellyllä 27.

Vuosi	Yksilömäärä (kpl)	Lajimäärä (kpl)	Shannon H'	Dominanssi D'	Koeaika (vrk)	Yksilöitä /koevrk
<i>Niitty (laidunnettu)</i>						
1996	309	29	2,64	0,90	107	2,89
1998	304	28	2,66	0,90	110	2,76
2001	571	34	2,73	0,91	166	3,44
2004	227	30	2,62	0,89	144	1,58
Summa	1411	43				
<i>Niitty (vertailu)</i>						
1996	591	28	2,16	0,79	133	4,44
1998	1092	30	2,31	0,86	141	7,74
2001	1031	34	2,13	0,75	179	5,76
2004	766	37	2,77	0,91	166	4,61
Summa	3480	46				
<i>Koivikko (laidunnettu)</i>						
1996	512	31	2,55	0,89	125	4,10
1998	510	37	2,76	0,90	132	3,86
2001	419	33	2,68	0,89	174	2,41
2004	274	29	2,62	0,88	164	1,67
Summa	1715	49				
<i>Koivikko (vertailu)</i>						
1996	380	26	2,40	0,87	133	2,86
1998	357	31	2,68	0,90	141	2,53
2001	354	32	2,52	0,87	179	1,98
2004	106	22	2,81	0,93	166	0,64
Summa	1197	43				
<i>Sekametsä (laidunnettu)</i>						
1996	1204	30	1,98	0,74	126	9,56
1998	1166	30	2,16	0,81	134	8,70
2001	943	36	2,73	0,90	170	5,55
2004	734	37	2,64	0,89	161	4,56
Summa	4047	47				
<i>Sekametsä (vertailu)</i>						
1996	528	27	2,37	0,87	133	3,97
1998	592	34	2,45	0,86	141	4,20
2001	570	38	2,83	0,91	179	3,18
2004	541	32	2,25	0,79	166	3,26
Summa	2231	46				

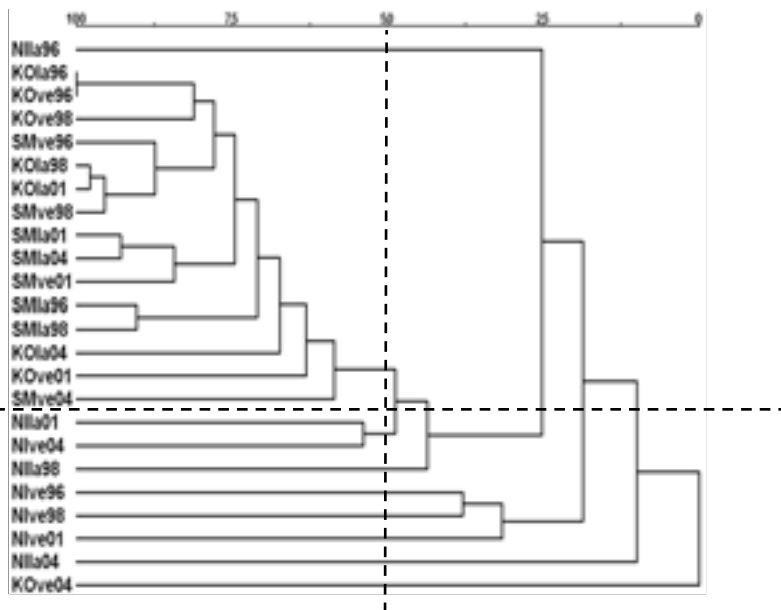
tutkimuksessaan metsänkäsittelyt selittivät noin 30 % lajiston vaihtelusta; myös käsittelemättömän ja käsitellyn alueen interaktio vaikutti tuloksiin (du Bus de Warnaffen & Dufrene 2004). Myös Fournier ja Loreau (2001b) toteavat nuorten metsien lajirunsauden suuremmaksi kuin vanhojen. Ilmiö liittyy metsien sulkeutumiseen ja avointen paikkojen häviämiseen. Avoimia alueita suosivat lajit kulkevat harvoin syvälle sulkeutuneille - "umpinaisille" - alueille (esim. Heliölä ym. 2001).

Taulukko 5. Suurikokoisten Carabus-lajien yleisyys tutkimuksen aikana käsiteltäin.

vuosi	<i>Carabus cancellatus</i>		<i>Carabus nemoralis</i>		<i>Carabus hortensis</i>	
	laidunnettu	vertailu	laidunnettu	vertailu	laidunnettu	vertailu
1996	124	109	0	0	8	5
1998	81	70	0	0	4	3
2001	111	66	41	37	1	0
2004	67	55	128	286	3	1
yhteensä	383	300	169	323	16	9
lajia yhteensä	683		492		25	

Myös Sörensenin samankaltaisuusindeksi lohkoittain (Kuva 3) viittaa koealueen lajiston vähittäiseen muutokseen koeaikana erityisesti metsälohkoilla. Samankaltaisuus on alkuvaiheessa yli 80 % ja vähenee kokeen aikana 60 – 70 %:iin. Niittykoealat erottuvat metsistä selvästi, mutta muutoksessa ei ole ajan suhteen samanlaista trendiä kuin metsäkoealoilla.

Samankaltaisuusindeksi (Sörensen/Bray - Curtis) %



Kuva 3. Sörensenin/Bray-Curtisin samankaltaisuusindeksi Tohmajärven laidunnuskokeen maakiitäjäisaineistolle 1996-2004. Koeanimet koostuvat seuraavista lyhenteistä: *lohkotunnus*: NI = niitty, KO = koivikko, SM = sekametsä; *käsittely*: la = laidunnettu, ve = vertailu; *pyydystysvuosi*: 96 = 1996, 98 = 1998, 01 = 2001, 04 = 2004. Esim. NIla98 = niityn laidunnetut koealat vuodelta 1998 (jokaisella loholla on ollut 3 koealaa; jokaisella koealalla 9 kuoppapyydystä). Katkoviivat erottavat niitty- ja metsäkoealat.

Päätelmät

Erilaisten käsittelyjen tuomat muutokset tapahtuvat yleensä noin 10 vuodessa, eli koeaika on ollut riittävän pitkä erojen havaitsemiseen. Pitkänä ajanjaksona tapahtuu myös muita muutoksia kuin koejärjestelyn aikaansaamia. Eri vuosien säät voivat vaikuttaa paljonkin (ks. Kotze & Niemelä 2002, Irmeler 2003), ja lajisto voi muuttua luontaista tietä uusien lajien levitessä alueelle tai alueella. *Carabus nemoralis* on esimerkki ekspansiivisesta, isokokoisesta lajista, joka on vallannut koealueen 2000-luvun puolella hyvin nopeasti. Vaikka sääperäiset vuosittaiset muutokset ovat suuriakin, paikat voivat silti erottua eri vuosina samalla tavoin (Kotze & Niemelä 2002).

Tohmajärven kokeessa laidunnus vaikutti sekä lajilukumäärään että lajien runsauteen sekä metsässä että niityllä. Niityllä sekä lajilukumäärä että yksilömäärä pienenevät ja metsässä se suurenevät laidunnetuilla koealoilla. Todennäköinen syy muutokseen metsässä oli alhaisen laidunpaineen tuoma laikukas - heterogeeninen – laidunnusjälki, joka loi alueelle uudenlaisia, avoimia habitaatteja. Pienetkin avoimuuserot (valon määrä) ja erot mikroilmastossa, karikkeessa, maan pH:ssa jne. voivat vaikuttaa lajistoon (ks. Antvogel ja Bonn 2001, Jukes ym. 2001).

Niitty laidunnettiin etenkin loppuvaiheessa hyvin matalaksi – alle 10 cm (ks. tämän kirjan artikkeli: Virkajärvi ym. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005) – ja laidunpaine lienee ollut liian kova ja sekä lajien määrä että yksilömäärä olivat pienemmät kuin niityn vertailualueilla. Kovasta laidunpaineesta merkkinä on myös laitumen kasvillisuuden muutos: sammalten määrä niityn laidunnetulla osalla oli kokeen lopussa vain viidesosa vertailualueen sammalten määrästä (ks. tämän kirjan artikkeli: Hokkanen ym. Kasvillisuus Tohmajärven metsä- ja niitylaitumilla 1994–2004).

Vertailukoaloille kertyi paljon kariketta ja ne myös kasvoivat umpeen (Tuupanen ym. 1997; ks. myös tämän kirjan artikkeli: Hokkanen ym. Kasvillisuus Tohmajärven metsä- ja niitylaitumilla 1994–2004). Laidunnettua puolta tiheämpi kasvillisuus vertailukoaloilla suosi karikkeessa ja kasvillisuudessa viihtyviä lajeja ja kasvinsyöjiä kuten *Trechus secalis*. Petojen määrä tällaisessa tilanteessa pienenee. Tätä indikoi esim. *Pterostichus melanarius* runsaus laidunnetuilla koeruuduilla.

Metsälajien ja avointa viljelyaluetta vaativia lajeja ei ollut monta. Yleensä erikoistuneiden lajien määrä on sidoksissa alueiden kokoon (esim. Lövei ym. 2006), ja tässä kokeessa tutkitut metsälaikut olivat hyvin pieniä, vain muutama hehtaarin suuruisia. Lövein (2006) tutkimuksessa metsäalueiden koko vaihteli 41:stä 3995 hehtaariin, tällöin lajeja saatiin 10 – 30. Lövein (2006) tutkimusalue oli samantyyppinen kuin Tohmajärven kokeessa, mutta paljon isompi; matriisi muodostui metsistä sekä ruohomaista ja ekstensiivisesti vil-

jellyistä alueista. Fournier & Loreau (2001b) eivät löytäneet pieniltä metsä-alueilta juuri metsälajeja. Heidän selityksensä oli, että metsäalueet olivat liian pieniä ja liian harvassa eivätkä metsinä näin olleet edustaneet maakiitäjäisille ns. kliimaks-habitaatteja, joissa lajeja olisi ollut paljon.

Tohmajärven kokeen koejärjestely oli maakiitäjäistutkimuksen kannalta ongelmallinen: koelalat olivat pieniä ja vertailuruudut lähellä toisiaan. Monet etenkin suurikokoiset ja vilkkaasti liikkuvat lajit - pystyvät helposti siirtymään vierekkäiseltä koealalta toiselle. Maakiitäjäislajistosta löytyi kuitenkin yllättävän paljon ja yllättävän isoja eroja. Avoimia alueita suosivat lajit kulkevatkin harvoin syvälle sulkeutuneille alueille (esim. Heliölä ym. 2001), mutta tässä kokeessa "sulkeutunut alue" oli vain 12 x 12 m ja lienee ollut niin pieni että ainakin jotkut lajit ovat voineet kulkea sen läpi. Viljelyalueilla tehdyissä vertailututkimuksissa monipuolisemmassa kasvustossa (ekologinen viljely) on ollut monipuolisempi lajisto, kun vertailu on tehty tilojen kesken. Vierekkäisissä koejärjestelyissä eroa ei ole ollut (esim. Irmiler 2003). Kuitenkin esim. Jukes ym. (2001) toteavat, että maakiitäjäisten lajirikkaus lisääntyy paikoissa, joissa on laaja ympäristöolojen kirjo erityisesti valo- ja kosteusoloissa. Antvogel ja Bonn (2001) osoittivat saman vanhassa tammi – jalavametsässä lähellä joen rantaa. Kun habitaatien kirjo oli suuri, maakiitäjäisten lajikoostumus oli vahvasti sidoksissa mikroilmastoon ja kasvillisuuden rakenteeseen jopa muutaman metrin laikuissa. Erityisesti maan kosteus, valon intensiteetti, pH ja kasvillisuuden peittävyys olivat tärkeitä.

Tämän kokeen koejärjestely ja käytetty alhainen laidunpaine ovat luoneet monipuolisia ympäristöjä, joista suurimmat "keinotekoiset" laikut ovat olleet 12 x 12 m koeruutuja. Laidunnetulla alueella naudat ovat pirstoneet habitaatit hyvinkin hienojakoisiksi. Koe osoittaa, että metsäalueiden maakiitäjäislajisto hyötyi tästä koejärjestystä.

Kiitokset

Tekijät haluavat kiittää kaikkia kokeen onnistumiseen ja toteuttamiseen vuosien aikana vaikuttaneita henkilöitä (Kirsi Rannikko, Matti Laasonen, Markku Tietäväinen, Paula Matikainen). Tutkimus on toteutettu Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen ja MTT:n omarahoituksella sekä MMM:n ja YM:n LUMOLAIDUN-tutkimusrahoituksella. Tutkimusalueiden vuokraajat (SVY, Toropainen, Idän maito) ovat myös omalta osaltaan tehneet pitkäaikaisen kokeen mahdolliseksi. Dos. Pertti Huttuselle kiitokset kannustuksesta ja teknisistä neuvoista, FM Harri Lappalainen opasti kokeen alkuvaiheessa kova-kuoriaistyön saloihin. Erityiskiitos MMT Esko Hyväriselle, joka antoi korvaamatonta apua eräiden hankalien lajien määrittämisessä..

Kirjallisuus

- Atlegrim, O., Sjöberg, K. & Ball, J.P. 1997. Forestry effects on a boreal ground beetle community in Spring: selective logging and clear-cutting compared. *Entomologica Fennica* 8: 19-26.
- Andersen, A. & Eltun, R. 2000. Long-term developments in the carabid and staphylinid (Col., Carabidae and Staphylinidae) fauna during conversion from conventional to biological farming. *Journal of Applied Entomology* 124: 51-56.
- Antvogel, H. & Bonn, A. 2001. Environmental parameters and microspatial distribution of insects: a case study of carabids in an alluvial forest. *Ecography* 24: 470-482.
- Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J. & Elberse, T. 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation* 62: 59-65.
- Biström, O., Silfverberg, H. & Rutanen, I. 1991. Abundance and distribution of coprophilous Histerini (Histeridae) and *Ontophagus* and *Aphodius* (Scarabaeidae) in Finland (Coleoptera). *Entomologica Fennica* 2: 53-66.
- du Bus de Warnaffe, G. & Dufrene, M. 2004. To what extent can management variables explain species assemblages? A study of carabid beetles in forests. *Ecography* 27: 701-714.
- Ejrnaes, R. & Bruun, H.H. 1995. Prediction of grassland quality for environmental management. *Journal of Environmental Management* 41: 171-183.
- Fournier, E. & Loreau, M. 2001a. Activity and satiation state in *Pterostichus melanarius*: an experiment in different agricultural habitats. *Ecological Entomology* 26: 235-244.
- Fournier, E. & Loreau, M. 2001b. Respective roles of recent hedges and forest path remnants in the maintenance of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 16:17-32.
- Haeggström, C.-A. 1987. Den nordiska hagen. *Nordenskiöld-samfundets tidskrift* 47: 68-90.
- Hokkanen, T., Hokkanen, H., Tuupanen, R., Virkajärvi, P. & Huhta, H. 1998. The effect of grazing on Carabidae in meadow and forest pastures. In: G. Nagy & K. Petö (Eds.). *Ecological aspects of grassland management : Proc. of the 17th General Meeting of the European Grassland Federation Debrecen, Hungary, May 18-21, 1998. Grassland Science in Europe* 3: 413-417.

- Helenius, J., Holopainen, J.K., Huusela-Veistola, E., Kurppa, S., Pokki, P. & Varis, A-L. 2001. Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) diversity in Finnish arable land. *Agricultural and Food Science in Finland* 10: 261-276.
- Heliölä, J., Koivula, M. & Niemelä, J. 2001. Distribution of Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest - clearcut ecotone. *Conservation Biology* 15: 370-377.
- Irmiler, U. 2003. The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 141-151.
- Jantunen, J., Marttila, O., Keinänen, M. & Saarinen, K. 1995. Laidunnuksen vaikutus niittykasvillisuuteen Etelä-Karjalan perinneympäristöissä. Joutse-
no: Etelä-Karjalan allergia- ja ympäristöinstituutti. 57 s.
- Jukes, M. R., Peace, A.J. & Ferris, R. 2001. Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest Ecology and Management* 148: 271-286.
- Koivula, M. 2001. Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in boreal managed forests - meso-scale ecological patterns in relation to modern forestry. Academic dissertation. University of Helsinki, Faculty of Science, Department of Ecology and Systematics, Division of Population Biology. University of Helsinki. 28 s.
- Koivula, M. 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management* 167: 103-121
- Kotze, J.D. & Niemelä, J. 2002. Year-to-year variation in carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages on the Åland islands, south-west Finland. *Journal of Biogeography* 29: 375-386.
- Lindroth, C.H. 1985. The Carabidae Coleoptera of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 15 (1): 1-232.
- Lindroth, C.H. 1986. The Carabidae Coleoptera of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 15 (2): 233-497.
- Malkamäki, E. 1990. Inverkan av nötkreatur av finsk lantras på vegetationen och marken i ett skogsbyte i sydvästra Finland. Pro Gradu. Helsingin Yliopisto. 66 s.
- Milchunas, D. G. & Lauenroth, W.K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63(4): 327-366.

- Magura, T., Tothmeresz, B. & Elek, Z. 2004. Effects of leaf-litter addition on carabid beetles in a non-native Norway spruce plantation. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 50: 9-23.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T. & Punttila, P. 1990. Diversity variation in Carabid beetle assemblages in the southern Finnish taiga. *Pedobiologia* 34: 1-10.
- Olf, H. & Bakker, J.P. 1991. Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertilizer application to mown grassland. *Journal of Applied Ecology* 28: 1040-1052.
- Rassi, P., Kaipainen, H., Mannerkoski, I. & Ståhls, G. 1992. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Helsinki: Ympäristöministeriö. Komiteamietintö 1991:30.
- Purtauf, T., Dauber, J. & Wolters, V. 2004. Carabid communities in the spatio-temporal mosaic of rural landscapes. *Landscape and urban planning* 67:185-193.
- Rivers-Moore, N. A. & Samways, M.J. 1996. Game and cattle trampling, and impacts of human dwellings on arthropods at a game park boundary. *Biodiversity and Conservation* 5: 1545 – 1556.
- Smith, R. S. & Rushton, S.P. 1994. The effects of grazing management on the vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. *Journal of Applied Ecology* 31:13-24.
- Steen, E. 1958. Betesinflytelsler in svensk vegetation. *Statens Jordbruksförsök, Meddelar* 89: 1-82.
- Steen, E. 1980. Dynamics and production of semi-natural grassland vegetation in Fennoscandia in relation to grazing management. *Acta Phytogeographica Suecica* 68: 153-156.
- Tuupanen, R. , Hokkanen, T.J., Virkajärvi, P. & Huhta, H. 1997. Grazing suckler cows as managers of vegetation biomass and diversity on semi-natural meadow and forest pasture. Management for grassland biodiversity. Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Warszawa – Lomza, Poland. May 19-23, 1997. Volume 2. s. 165-170.

Lyhytkestoisen metsälaidunnuksen aiheuttama vesistökuormitus

Jaana Uusi-Kämpä¹⁾, Kaarina Grék¹⁾, Matti Laasonen²⁾, Ari Seppänen¹⁾ ja Perttu Virkajärvi²⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen, etunimi.sukunimi@mtt.fi

²⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, etunimi.sukunimi@mtt.fi

Tiivistelmä

Nautojen ympärivuotisen ulkokasvatuksen metsätarhoissa on todettu lisäävän typen ja fosforin pitoisuuksia maassa. Karkeilla mailla metsätarhat voivat kuormittaa myös pohjavesiä. Tohmajärven metsälaitumella tutkittiin lyhytkestoisen laidunnuksen aiheuttamaa vesistökuormitusta. Hietamaalle perustetulla metsälaitumella (3,3 ha) laidunsi 6–11 nautaa vasikoineen (7,2–13 ny) 5–10 vuorokautta vuosina 1994–2003. Metsälaitumen puronoroista sekä vie-reisestä ojasta otettiin sedimentti- ja vesinäytteitä. Ennen laiduntamista otettujen sedimenttien (6.7.1994) analyysituloksia verrattiin ensimmäisen laiduntamiskesän (14.9.1994) ja kokeen päättymisen (9.9.2003) jälkeen otettujen näytteiden tuloksiin. Vesinäytteet otettiin 8 kertaa vuosina 1994–1996 ja ker-ran vuonna 2003. Sedimenteistä määritettiin nitraatti- ja ammoniumtypen pitoisuudet sekä viljavuusfosfori. Vesistä analysoitiin helppoliukoisen fosforin, ammonium- ja nitraattitypen pitoisuudet sekä fekaalisten kolien tiheydet.

Ojasedimenteissä helppoliukoisen fosforin (<20 mg/l), ammoniumtypen (<13 mg/l) ja nitraattitypen (<0,10 mg/l) pitoisuudet olivat melko pieniä ja vastasivat metsämaan pitoisuuksia. Jo ennen laidunnuksen aloittamista met-sälaitumella virtaavan puron ja erityisesti sen vasemman haaran sedimenteistä mitattiin hieman suurempia fosforipitoisuuksia kuin muista näytteenotto-paikoista. Ojavesien kokonaisfosforin pitoisuudet (<0,05 mg/l) ja kokonais-typen pitoisuudet (0,73–5,8 mg/l) olivat pieniä sekä ennen metsälaidunnusta että sen aikana. Pitoisuudet olivat yleensä samaa suuruusluokkaa kuin metsä-alueiden valumavesissä. Ensimmäisen laiduntamiskesän jälkeen fekaalisia koleja oli 280–540 pmy / 100 ml ojavesissä ja 260–1200 pmy / 100 ml metsä-laitumen norovesissä.

Karja oli vuosittain vain noin viikon samalla metsälaitumella. Lehmille an-nettiin kivennäisiä, muuten ne käyttivät ravinnokseen metsälaitumen kasvilli-suutta. Lyhytaikaisen laiduntamisen aiheuttama typpi- ja fosforikuormitus sekä hygienivaikutukset ojaveteen ja -sedimentteihin todettiin vähäisiksi.

*Avainsanat: fosfori, kuormitus, laiduntaminen, typpi, metsälaitumet, vilja-
vuus, sedimentit, valumavesi, vesihygienia*

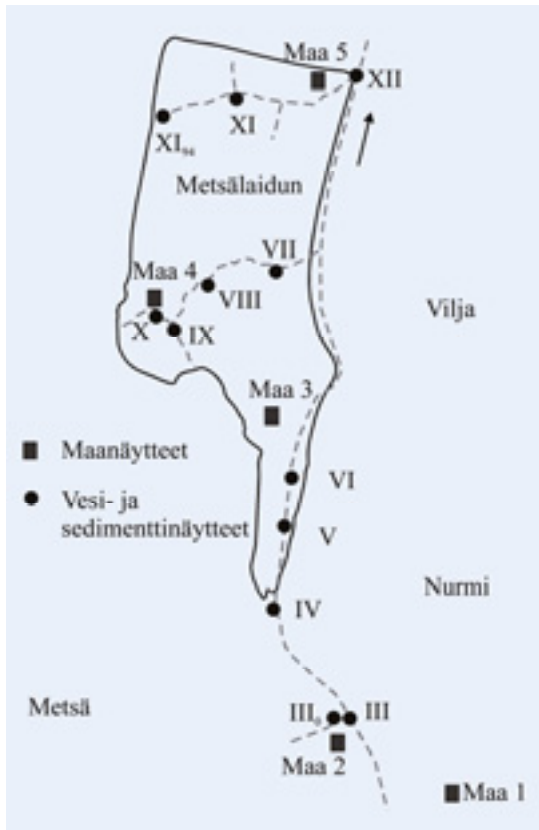
Johdanto

Nautakarjan ulkokasvatuksesta aiheutuvaa typpi- ja fosforikuormitusta vesiin on aiemmin selvitetty MTT:n Tohmajärven emolehmänavetalla (Uusi-Kämpä 2002) ja MTT:n Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasemalla Ruukissa (Uusi-Kämpä ym. 2003). Metsätarhoissa kasvatusta oli yleensä ympärivuotista ja eläintiheydet olivat suuria. Esimerkiksi Tohmajärvellä ruokittiin talvella 8 emolehmää 1000 m²:n kokoisissa tarhoissa (60–80 lehmää/ha) ja Ruukissa kasvatettiin ympäri vuoden 10 sonnia hehtaarin kokoisessa metsätarhassa (6 ey/ha). Meneillään olevassa Lumolaidun-hankkeessa on selvitetty myös ympärivuotisen metsälaidunnuksen vesistökuormitusta taivalkoskelaisilla maataloilla (ks. tämän kirjan artikkeli: Uusi-Kämpä ym.: Ympärivuotisen metsälaidunnuksen aiheuttama typpi- ja fosforikuormitus Taivalkoskella).

Metsätarhoissa typpi- ja fosforikuormitusriskin on todettu olevan suuri, kun isoa laumaa ruokitaan pienessä tarhassa ympäri vuoden. Vaikka Taivalkosken metsälaitumilla eläintiheys oli pieni (<1 eläin/ha), niistäkin löytyi yksittäisiä kuormituspisteitä, joista fosforia ja typpeä saattoi huuhtoutua (Uusi-Kämpä ym. 2003, ks. myös tämän kirjan artikkeli: Uusi-Kämpä ym.: Ympärivuotisen metsälaidunnuksen aiheuttama typpi- ja fosforikuormitus Taivalkoskella). Tohmajärven kokeessa selvitettiin nautojen metsälaidunnuksesta aiheutuvaa vesistökuormitusta, kun emolehmät vasikoineen laidunsivat metsässä kesäaikana. Kokeessa 6–11 naudan lauma laidunsi vuosittain noin viikon ajan 3,3 hehtaarin kokoisella laitumella (lohko 5, varttunut mäntymetsä) vuosina 1994–2003 (eläintiheys 0,15–0,21 ny/ha; ks. tämän kirjan artikkeli: Virkajärvi ym. : Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994–2005). Eläimille annettiin laitumella vettä ja kivennäisiä, mutta väkirehuja ne eivät saaneet. Ainoastaan vasikat saivat väkirehua vuosina 1994–1996.

Aineisto ja menetelmät

Lehmien metsälaidunnuksesta aiheutuvaa vesistökuormitusta tutkittiin pienellä valuma-alueella Tohmajärvellä (Kuva 1). Valuma-alueen läpi virtaavasta ojasta ja siihen laskevista sivunoroista otettiin vesi- ja sedimenttinäytteitä vuosina 1994–1996 ja 2003. Yläjuoksulla oli pieni kylätaajama (näytteenottopisteet I–II eivät näy kuvassa), jonka jälkeen oja virtasi viljely- ja metsäalueelle. Ojan oikealla puolella oli pääasiassa laidunnurmea ja vasemmalla puolella metsää, josta osaa laidunnettiin (näytepisteet III–VI). Metsälaitumen maa oli hienoa hietaa. Nurmialueen ja metsälaitumen alussa oli 1–3 metrin levyiset suojakaistat, joita ei laidunnettu. Ojaan laski kaksi noroa laidunnetulta metsäalueelta (näytepisteet VII–XI). Ojan loppuosasta, jonne norot laskivat, puuttuivat suojakaistat. Lopuksi oja laski viljanviljelyalueelle. Näytteenottoapaikat on esitetty kuvassa 1 ja taulukossa 1.



Kuva 1. Vesi-, sedimentti- ja maanäytteiden ottopaikat Tohmajärven metsälaidunkokeessa.

Vesinäytteet

Tyyppi- ja fosforimäärityksiä varten sekä ojasta että noroista otettiin vesinäytteitä 9 kertaa (1.6.94, 16.9.94, 9.10.94, 29.5.95, 22.10.95, 10.5.96, 23.7.96, 14.11.96 ja 11.6.03). Näytteet lähetettiin muovipulloissa ravinneanalyyseihin MTT:n Ympäristöntutkimuksen laboratorioon Jokioisiin. Näytteitä säilytettiin viileässä ja pimeässä, jonka jälkeen niistä analysoitiin liukoinen fosfori (SFS 3025), kokonaisfosfori (SFS 3026), ammoniumtyppi (SFS 1932), nitraattityppi (SFS 1930) ja kokonaistyyppi (SFS 1931). Vesinäytteiden suodatuksessa käytettiin aluksi kalvosuodatinta (Sartorius 11306-50-PFN, reikäkoko 0,45 µm). Vuodesta 1995 lähtien näytteet suodatettiin liukoisen fosforin ja typen määrittämiseksi Nucleporen polycarbonate-kalvolla (huokoskoko 0,2 µm).

Ojavesistä tutkittiin myös ulostemikrobien tiheydet 5 kertaa kokeen aikana: ennen laiduntamisen aloittamista (1.6.1994), ensimmäisen laiduntamiskesän jälkeen (16.9.1994), ennen toista laiduntamiskesää (29.5.1995), toisen laidun-

tamiskesän jälkeen (25.10.1995) ja ennen kolmatta laiduntamiskesää (20.5.1996). Hygienianäytteet otettiin steriileihin 1000 ml:n lasipulloihin ja lähetettiin kylmälaukuissa analyysiin Joensuun kaupungin Elintarvike- ja ympäristölaboratorioon. Näytteistä määritettiin lämpökestoisten (fekaalisten) koliformisten bakteerien tiheydet kalvosuodatusmenetelmällä (SFS 4088). Mikrobien tiheydet laskettiin pesäkkeitä muodostavina yksikköinä (pmy) 100 millilitraa kohti.

Sedimentti- ja maanäytteet

Ensimmäisellä näytteenottojaksolla sedimenttinäytteet otettiin ojasta ja no-roista ennen metsälaiduntamisen aloittamista 7.6.1994 sekä ensimmäisen laiduntamiskesän päätyttyä 14.9.1994. Toisella näytteenottojaksolla sedimenttinäytteet otettiin ennen viimeistä laidunnusta 10.6.2003 ja sen jälkeen 9.9.2003. Sedimenttien näytteenottoaikat on esitetty kuvassa 1 ja taulukossa 1. Ojasedimentit olivat pääasiassa karkeata hietaa (KHt) tai hienoa hietaa (HHt).

Sedimenttinäytteet otettiin siten, että uoman pohjalle kaivettiin 30 cm syvä kuoppa, jonka reunasta lohkaistiin näyte lapiolla. Ojassa olevien kivien takia joistakin näytteenottoaikoista voitiin ottaa vain 15 cm syvä sedimenttinäyte. Sedimenttinäyte jaettiin 5 cm:n pätkiin (0–5, 5–10, 10–15, 15–20, 20–25 ja 25–30 cm), jotka pakastettiin muovipusseissa. Vuonna 2003 otettiin ojasta ja purosta myös 0–2 cm:n pintasedimenttinäytteitä. Pintasedimenttinäytteitä ei pakastettu, vaan ne kuivattiin, jonka jälkeen niistä määritettiin viljavuusfosfori.

Vuonna 2003 otettiin myös maanäytteitä 5 eri paikasta (Kuva 1). Maanäyte 1 otettiin peltolaitumen keskellä olevalta metsäkumpareelta, jossa lehmät usein makasivat. Näyte 2 oli rehevästä lehtometsästä, jota ei laidunnettu. Näyte 3 oli metsälaitumella sijaitsevasta makuupaikasta, jossa kasvoi suuria kuusia. Näyte 4 otettiin metsälaitumen läpi virtaavan noron oikean haaran läheisyydestä ja näyte 5 kivennäisten syöttö- ja juomapaikalta. Maa oli juomapaikalla hyvin kivistä. Viisi osanäytettä otettiin kolmesta eri maakerroksesta: 0–5, 5–30 ja 30–60 cm. Elokuussa näytteet otettiin ainoastaan pintamaasta (0–5 cm) viljavuusfosforianalyysejä varten.

Pakastetut sedimentti- ja maanäytteet toimitettiin analyysiin MTT:n Ympäristöntutkimusyksikön laboratorioon. Näytteistä määritettiin ammonium- ja nitraattitypen pitoisuudet (Sippola & Ylärinta 1985), pH vesiliuoksessa (1;2,5), johtoluku ja helppoliukoisin fosforin pitoisuus ammoniumasetaatti-uutolla (pH 4,65; Vuorinen & Mäkitie 1955) sekä maan orgaanisen hiilen pitoisuus kuivapolttomenetelmällä käyttäen LECO-laitetta (Sippola 1982). Vuonna 1994 otetuista sedimenttinäytteistä määritettiin kivennäisaineksen lajitekoostumus Elosen (1971) esittämällä pipettimenetelmällä.

Taulukko 1. Vesinäytteenottopaikat 1994–1996 ja 2003 sekä sedimenttinäytteenottopaikat 1994 ja 2003.

Näytteenottopaikka	Vesinäytteet		Sedimentit (0–30 cm)			Pintasedimentit (0–2 cm)
	1994–1996	2003	1994	10.6. 2003	9.9. 2003	10.6. ja 9.9. 2003
I (yläjuoksu)	x					
II (yläjuoksu)	x					
III (pelto)	x	x	x			
III0 (noro)					x	x
IV (pelto)	x	x				
V (pelto/metsä)	x	x	x			
VI (pelto/metsä)	x				x	x
VII (noro 1)	x	x	x	x	x	x
VIII (noro 1)		x		x	x	x
IX (vasen haara)	x	x	x		x	x
X (oikea haara)	x	x	x	x	x	x
XI (noro 2)			x		x	x
XII (alajuoksu)	x	x	x	x	x	x

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Ojasedimentit

Yläjuoksun peltoalueella (näytteenottopaikka III) maalaji oli KHt kaikissa näytesyvyyksissä. Kesällä 1994 otettujen näytteiden savesprosentit olivat 0,9–4,3. Suurin savesprosentti oli 25–30 cm:n ja pienin 0–5 cm:n syvyydessä. Humusprosentit olivat 2,21–6,39. Multavuus vaihteli vähämultaisesta runsasmultaiseen. Syksyllä 1994 otettujen näytteiden savesprosentit olivat 0,4–2,4 ja humusprosentit 2,29–3,83. Multavuusluokka vaihteli vähämultaisesta multavaan.

Näytteenottopaikalla V (pelto- ja metsäalue) sedimenttinäytteiden maalaji oli KHt kaikissa syvyyksissä. Savesprosentit olivat 0–1,5 ja humusprosentit 1,14–2,93. Multavuusluokka oli vähämultainen kaikissa syvyyksissä.

Sivunoron suussa (näytteenottopaikka VII) maalaji oli KHt. Syksyllä otetussa näytteessä oli hienoa soraa 7,1 % ja karkeaa soraa 0,9 % näytteen kokonaisfraktiosta 10–15 cm:n syvyydessä. Savesprosentit olivat 1,7–3,6 ja humusprosentit 1,74–6,13. Eniten humusta oli sedimenttinäytteessä, joka oli otettu 5–10 cm:n syvyydestä. Vähiten humusta oli 20–25 cm:n syvyydessä. Multavuusluokka vaihteli vähämultaisesta runsasmultaiseen.

Sivunorossa (näytteenottopaikka VIII) maalaji oli KHt. Savesprosentit olivat 0,9–5,9. Eniten savesta oli näytteessä, joka oli otettu 10–15 cm:n syvyydestä

syksyllä. Vähiten savesta oli kesällä 0–5 cm:n syvyydestä otetussa näytteessä. Humusprosentit olivat 3,92–9,12. Eniten humusta oli kesällä 10–15 cm:n syvyydestä ja vähiten 0–5 cm:n syvyydestä otetussa näytteessä. Multavuusluokka vaihteli multavasta runsasmultaiseen.

Sivunoron vasemmanpuoleinen haarassa (näytteenottopaikka IX) kesällä otetut sedimentit olivat KHt:aa. Syyskuussa 5–10 ja 10–15 cm:n syvyydestä otetuissa näytteissä maalaji oli HHt. Savesprosentit olivat 0,9–5,3. Eniten savesta oli syksyllä 10–15 cm:n syvyydestä otetussa näytteessä ja vähiten kesällä 25–30 cm:n syvyydestä otetussa näytteessä. Humusprosentit olivat 4,34–8,16. Eniten humusta oli syksyn näytteessä syvyydessä 5–10 cm ja vähiten kesällä syvyydessä 10–15 cm. Multavuusluokka vaihteli multavasta runsasmultaiseen.

Sivunoron oikeanpuoleisen haaran (näytteenottopaikka X) maalaji oli KHt kaikissa näytteenottosyvyyksissä. Savesprosentit olivat 0,6–4,5. Kesällä 15–20 cm:n syvyydestä otetussa näytteessä oli hienoa soraa 6,1 % ja karkeaa soraa 1 % kokonaisfraktiosta. Vastaavasti syksyllä 10–15 cm:n syvyydessä oli hienoa soraa 10,7 % ja karkeaa soraa 1,8 %. Humusprosentit olivat 1,61–3,7. Vaihtelu eri näytteenottokerroilla oli vähäistä. Multavuusluokka vaihteli vähämultaisesta multavaan.

Toisen sivunoron (näytteenottopaikka XI) maalaji oli KHt. Savesprosentit olivat 1,1–4,9. Kesäkuussa 0–5 cm:n syvyydestä otetussa näytteessä oli hienoa soraa 14,5 % ja karkeaa soraa 2,6 % kokonaisfraktion määrästä. Humusprosentit olivat 1,44–18,24. Eniten humusta oli näytteessä, joka oli kesällä otettu syvyydestä 10–15 cm ja vähiten syksyllä 5–10 cm:n syvyydestä otetussa näytteessä. Multavuusluokat vaihtelivat vähämultaisesta erittäin runsasmultaiseen.

Alajuoksulla (näytteenottopaikka XII) maalaji oli KHt. Savesprosentit olivat 0,4–2,7. Syyskuussa 0–5 cm:n syvyydestä otetussa näytteessä oli hienoa soraa 5,6 % ja karkeaa soraa 4,7 %. Näytteessä, joka oli otettu 25–30 cm:n syvyydestä, oli hienoa soraa 6,6 % ja karkeaa soraa 7 % kokonaisfraktion määrästä. Humusprosentit olivat 0,74–4,74. Multavuus vaihteli vähämultaisesta multavaan.

Ojasedimenttien pH oli 3,1–6,5 ensimmäisen koevuoden aikana. Happamimmat ojasedimentit olivat yläjuoksulla (III), noron 1 vasemmassa haarassa (IX), norossa 2 (XI) ja alajuoksulla (XII). Vuonna 2003 sedimenttien pH oli suurempi (5,2–6,8) kuin kokeen alussa. Happamista sedimenteistä mitattiin myös suurimmat johtoluvut. Suuri johtoluku oli noron 1 vasemmassa haarassa (1,3–8,4 mS/cm), norossa 2 (0,8–9,0 mS/cm) ja ojan alajuoksulla (0,6–12,2, mS/cm).

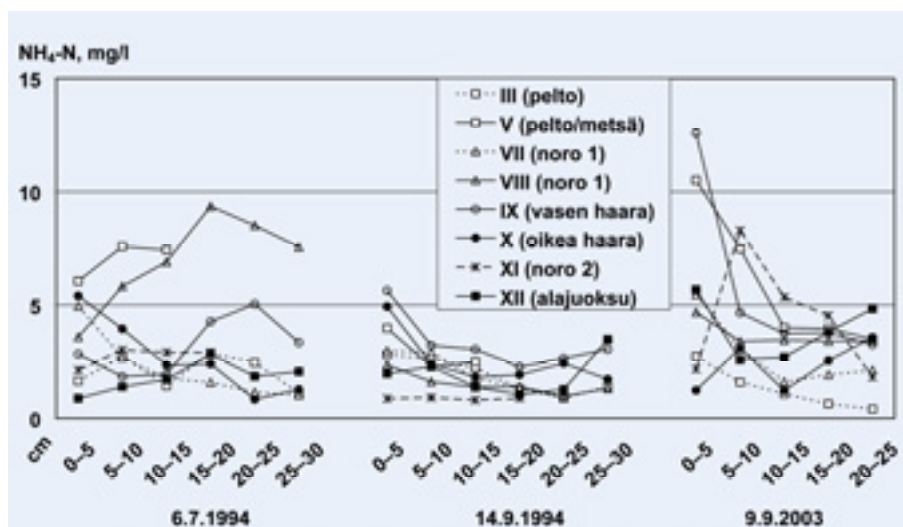
Sedimentin mineraalityypipitoisuudet

Ojasedimenttien mineraalityppi oli pääasiassa ammoniummuodossa. Vuonna 1994 ammoniumtyypipitoisuudet olivat alle 5 mg/l kahta näytteenottopaikkaa lukuun ottamatta (näytteenottopaikat V ja VII Kuvassa 2). Syyskuussa 2003 otetuissa näytteissä pitoisuudet olivat 0,4–12,6 mg/l. Näytteenottopaikassa V pitoisuus oli edelleen suuri syyskuussa 2003, mutta suuria pitoisuuksia mitattiin myös noron 1 vasemmasta haarasta ja norosta 2. Muutamassa näytteenottopaikassa syyskuun 2003 ammoniumtyypipitoisuudet olivat hieman suurempia kuin vuoden 1994 pitoisuudet. Metsälaitumen oja- ja norosedimenteissä ammoniumtyypipitoisuudet olivat toisinaan hieman suurempia kuin luonnontilaisessa metsämaassa (1,0–6,2 mg/l) Tohmajärvellä (Uusi-Kämpä 2002). Ammoniumtyypeä laskettiin olevan 25 cm:n paksuisessa sedimenttikerroksesta 2–17 kg/ha. Muutaman viikon mittainen vuosittainen metsälaidunnus ei aiheuttanut suurta ammoniumtyypipitoisuuksien nousua ojasedimenteissä.

Nitraattitypen pitoisuudet sedimenteissä olivat muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta alle 0,10 mg/l. Nitraattityypipitoisuudet olivat ojasedimenteissä yhtä pieniä kuin emolehmanavetan vieressä olevassa metsämaassa Tohmajärvellä (Uusi-Kämpä 2002).

Helppoliukoisen fosforin pitoisuudet sedimenteissä

Helppoliukoisen fosforin pitoisuudet ojasedimenteissä olivat yleensä alle 5 mg/l. Myös Janssonin ym. (2000) tutkimuksessa metsäojasedimenttien fos-

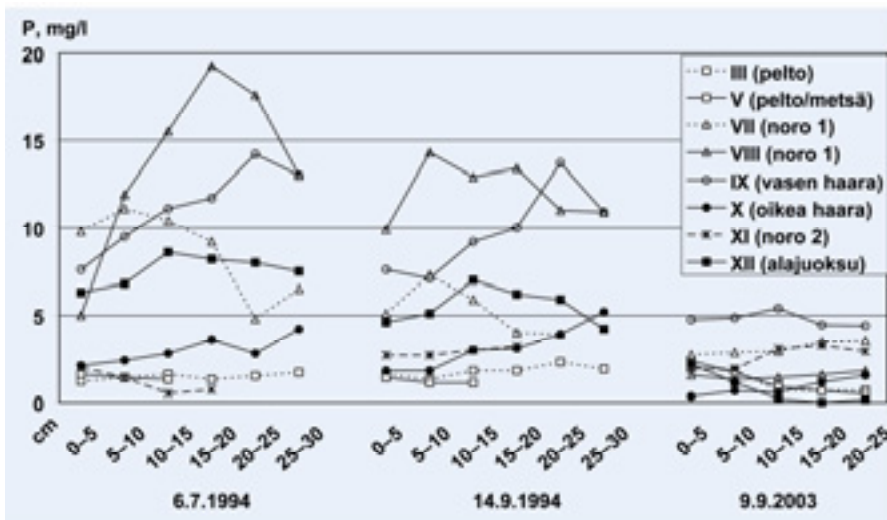


Kuva 2. Ammoniumtyypipitoisuudet ($\text{NH}_4\text{-N}$) ojasedimenteissä ennen metsälaidunnusta (6.7.1994), ensimmäisen (14.9.1994) ja kymmenennen laidunnuskesän jälkeen (9.9.2003).

foripitoisuudet olivat keskimäärin 3,7 mg/l. Poikkeuksena oli metsälaitumen noro, jonka vasemmasta haarasta otetuista sedimentinäytteistä (IX) mitattiin suurehkoja fosforipitoisuuksia (7–14 mg/l) jo ennen laiduntamista sekä yhden laidunnuskesän jälkeen (Kuva 3). Vaikka vasemmasta norosta mitattiin suuria fosforipitoisuuksia, noron oikeassa haarassa pitoisuudet olivat pieniä (< 5 mg/l). Vasempaan haaraan arveltiin päässeen asumajätevesiä, mikä selittäisi kohonneet helppoliukoisen fosforin pitoisuudet sedimentissä.

Suuria helppoliukoisen fosforin pitoisuuksia (5–19 mg/l) oli myös noron 1 alajuoksulla (näytteenottoaikat VII ja VIII). Pitoisuudet osoittivat Seppälän ym. (2002) ojasedimenteille tekemän fosforiluokituksen mukaan näille kahdelle näytteenottoaikalta korkeata tai erittäin korkeata fosforin kuormitusta. Pitoisuudet olivat yleensä suurempia syvemmistä kerroksista otetuissa näytteissä kuin pintasedimentinäytteissä. Yleensä pintasedimenttien oletetaan olevan ravinteikkaampia kuin alempien sedimenttien. Hieman suurempia fosforipitoisuuksia (21,6 mg/l) ovat Jansson ym. (2000) mitanneet hevostallien läheisyydessä olevista ojasedimenteistä. Alajuoksulla fosforipitoisuus oli 4–9 mg/l, mikä fosforikuormituksen osalta vastasi luokkaa välttävä (Seppälä ym. 2002).

Yhdeksän vuotta myöhemmin helppoliukoisen fosforin pitoisuudet olivat pieniä (< 5 mg/l) kaikissa näytteenottoaikoissa ja -kerroksissa. Ainut vähän suurempi pitoisuus mitattiin noron vasemmasta haarasta otetusta 2 cm:n pintasedimentinäytteestä, jossa oli fosforia yli 10 mg/l. Helppoliukoisen fosforin pitoisuudet olivat syksyllä 2003 yhtä suuret sekä 2 cm:n että 5 cm:n ojasedimentinäytteissä.



Kuva 3. Helppoliukoisen fosforin pitoisuudet ojasedimenteissä ennen metsälaidunnusta (6.7.1994), ensimmäisen laidunnuskesän (14.9.1994) ja kymmenennen laidunnuskesän jälkeen (9.9.2003).

Mineraalityppi ja helppoliukoinen fosfori maassa

Myös maan ammonium- ja nitraattityppimääriä tutkittiin kesällä 2003 viidestä eri paikasta. Kuudenkymmenen senttimetrin paksuisessa maakerroksessa oli ammoniumtyypeä 15–36 kg/ha, mutta nitraattitypen määrät olivat vähäisiä. Nitraattityppeä oli yleensä alle 0,2 kg/ha paitsi kivennäisten syöttö- ja juottoaikalla, jossa sitä oli 2,3 kg/ha. Ammonium- ja nitraattitypentypen määrät olivat Tohmajärven metsälaitumella yhtä suuria kuin Ruukin sonnitarhojen vähän kuormittuneilla alueilla (Uusi-Kämpä ym. 2003, ks. myös tämän kirjan artikkeli: Uusi-Kämpä ym.: Ympärikuotisen metsälaidunnuksen aiheuttama typpi- ja fosforikuormitus Taivalkoskella).

Suurin osa mineraalitypeistä oli 0–5 ja 5–30 cm:n maakerroksessa. Suurimmat ammoniumtyypen pitoisuudet olivat pintamaassa (0–5 cm). Erityisen suuri ammoniumtyypipitoisuus (50,9 mg/l) mitattiin makuukukkulalta. Pitoisuus oli yhtä suuri kuin Tohmajärven metsätarhoissa, joissa tarhattiin talviaikana emolehmiä (Uusi-Kämpä 2002). Pienempiä ammoniumtyypipitoisuuksia mitattiin laiduntamattomasta lehtometsästä (16,6 mg/l), metsälaitumelta (10,8–11,1 mg/l) sekä kivennäisten syöttö- ja juottoaikalta (1,2–4,6 mg/l). Nitraattityypen pitoisuudet maassa olivat alle 0,10 mg/l lukuun ottamatta juotto- ja kivennäisten syöttöaikoja, jossa pitoisuus oli 0–0,54 mg/l.

Helppoliukoisen fosforin pitoisuuksissa oli suurta vaihtelua. Lehmien suosiolla makuukumpareella ja lehtometsässä fosforipitoisuus oli kymmenisen milligrammaa litrassa maata, mikä peltoviljelyssä vastaa viljavuusluokkaa tyydyttävä. Metsälaitumella vaihtelu oli suurta eri näytteenottoaikojen ja myös näytteenottoaikojen välillä. Fosforipitoisuus oli kummallakin näytteenottoaikalta alle 2 mg/l näytteissä, jotka oli otettu vähän kuormittuneelta metsälaitumelta (maanäyte 4; Taulukko 2). Myös juotto- ja kivennäisten syöttöaikalta kesäkuussa sekä makuupaikalta elokuussa otetuissa näytteissä fosforipitoisuus oli pieni. Sen sijaan kesäkuussa makuupaikalla mitattiin olevan fosforia 194 mg/l ja elokuussa juotto- sekä kivennäisten syöttöaikalla 243 mg/l, mitkä peltoviljelyssä vastaavat viljavuusluokkaa arveluttavan korkeaa. Juotto- ja kivennäisten syöttöaikalla oli kesän aikana myös kalsiumpitoisuus noussut 4,6-kertaiseksi ja magnesiumipitoisuus 10-kertaiseksi. Pitoisuuksien nousuun olivat todennäköisesti vaikuttaneet kivennäisten (Ca 160 g/kg, P 64 g/kg, Na 90 g/kg ja Mg 80 g/kg) joutuminen maahan.

Maanäytteitä otettiin fosforimäärityksiin vain viidestä eri paikasta kaksi kertaa kokeen aikana, joten tarkkaa kuvaa metsälaitumen fosforikuormitusriskistä ei saada näiden mittausten perusteella. Muualta saatuun mittausdataan verrattaessa voidaan kuitenkin todeta, että pintamaassa helppoliukoisen fosforin pitoisuus voi kasvaa suureksi ja siten aiheuttaa pistemäistä fosforin kuormitusta erityisesti juotto-, ruokinta- ja makuupaikoilla (ks. esim. tämän kirjan artikkeli: Uusi-Kämpä ym.: Ympärikuotisen metsälaidunnuksen aiheuttama typpi- ja fosforikuormitus Taivalkoskella). Annettaessa kivennäisiä

Taulukko 2. pH, orgaanisen hiilen (Org. C), kokonaistypen (Kok-N), ammoniumtypen (NH₄-N), nitraattityypen (NO₃-N), helppoliukoisen fosforin (P), kalsiumin (Ca), kaliumin (K) ja magnesiumin (Mg) pitoisuudet maanäytteissä 10.6.2003 sekä (1)8.9.2003.

Paikka/ Syvyys, cm	pH	Org. C	Kok-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	P	Ca	K	Mg
Maanäyte 1: Puiden suojaama makuukumpare laitumella									
0-5	5,77	7,22	0,41	50,90	0,00	6,2	865	669	98
5-30	5,05	1,94	0,12	2,88	0,00	1,6	114	105	7
30-60	4,87	0,75	0,05	1,16	0,00	0,9	42	63	5
0-5 ⁽¹⁾	5,67					10,5	1116	634	166
Maanäyte 2: Laiduntamaton lehtometsä									
0-5	5,05	32,40	1,76	16,60	0,00	10,8	2150	223	226
5-30	5,37	14,82	0,83	8,19	0,00	1,0	1680	97	123
30-60	5,86	2,22	0,12	1,53	0,00	0,2	399	40	26
0-5 ⁽¹⁾	4,70					10,0	1930	221	224
Maanäyte 3: Makuupaikka metsälaitumella									
0-5	5,80	5,70	0,29	10,80	0,08	195	1890	273	161
5-30	5,31	1,42	0,09	2,78	0,05	0,7	179	141	23
30-60	5,40	0,95	0,06	1,06	0,00	0,5	74	56	9
0-5 ⁽¹⁾	5,73					2,8	980	351	177
Maanäyte 4: Vähän kuormittunut osa metsälaitumella									
0-5	5,05	6,30	0,33	11,10	0,00	1,7	564	140	67
5-30	5,08	2,35	0,14	5,04	0,00	0,8	106	41	10
30-60	5,47	0,80	0,05	1,50	0,07	0,6	64	35	6
0-5 ⁽¹⁾	5,28					1,6	531	167	62
Maanäyte 5: Juotto- ja kivennäisten syöttöpaikka metsälaitumella									
0-5	5,15	1,50	0,07	1,19	0,00	0,9	400	60	63
5-30	4,60	3,20	0,15	4,57	0,27	1,5	384	58	61
30-60	4,70	2,42	0,14	1,82	0,54	1,1	345	54	46
0-5 ⁽¹⁾	5,98					243	1874	74	653

laitumella tulee huolehtia, että kivennäisiä ei joudu maahan. Lisäksi tulisi harkita kivennäisten syöttöpaikan vaihtamista aika ajoin.

Lihakarjanlaidunnuksessa eläinten saamasta fosforista pidättyy vain noin 27 % ja tuestä 10 %, loput palaavat ravinnekiertoon lähinnä sonnan ja virtsan mukana (Whitehead 2000, s. 125 ja 153). Lihakarjan laiduntaminen ilman lisärehuja vaikuttaa hitaasti maan ravinteikkouteen (Hansson & Fogelfors 2000, Pykälä 2001). Ravinnetaseista tarkemmin tämän julkaisun luvussa Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläin-tuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994-2005 (Virkajärvi ym. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994-2005).

Ojaveden laatu

Ojaveden ravinnepitoisuudet olivat kohtuullisen pieniä koko seurantajakson (1994-1996 ja 2003). Liukoisen fosforin pitoisuudet olivat muutamaa poik-

keusta lukuun ottamatta alle 0,015 mg/l ja kokonaisfosforipitoisuudet alle 0,05 mg/l. Erityisesti metsälaitumella olevan noron vasemmanpuoleisen haaran vesinäytteistä mitattiin muita näytteenottopisteitä korkeampia kokonaisfosforipitoisuuksia. Syynä korkeampiin pitoisuuksiin saattoi olla noron läheisyydessä olleet omakotitalot, joista on saattanut päästä asumajätevesiä metsälaitumella virtaavaan noroon. Myös ojasedimentin fosforipitoisuudet olivat noron vasemmassa haarassa ja noron alajuoksulla suurempia kuin muissa mittauspisteissä.

Metsävaltaisilla valuma-alueilla liukaisen fosforin pitoisuus on ollut 0,017–0,045 mg/l ja kokonaisfosforipitoisuus 0,022–0,060 mg/l (Rekolainen 1989, Pietiläinen & Rekolainen 1991, Joensuu ym. 2001). Täten metsälaitumelta otetut vesinäytteet vastasivat fosforipitoisuuksiltaan metsävaluma-alueen vesiä.

Myös typen pitoisuudet olivat ojavedessä pieniä. Kokonaistypen pitoisuudet olivat yleensä alle 2 mg/l lukuun ottamatta syyskuussa 1994 otettuja vesinäytteitä metsälaitumella olevasta norosta ja sen vasemmasta haarasta, joissa kokonaistypen pitoisuus oli lähes 6 mg/l. Toisaalta ammonium- ja nitraattityypen pitoisuudet eivät olleet tuolloin koholla. Ojaveden tyypestä suuri osa oli nitraattityppeä (0,2–1,4 mg/l). Vesinäytteiden ammoniumtyypipitoisuudet olivat pieniä (0–0,12 mg/l), vaikka ojasedimenteissä oli enemmän ammonium- kuin nitraattityppeä.

Metsävaluma-alueilla ammoniumtypen pitoisuus on ollut 0,007–0,100 mg/l, nitraattityypen 0,049–1,200 mg/l ja kokonaistypen 0,560–1,700 mg/l (Rekolainen 1989, Pietiläinen & Rekolainen 1991, Joensuu ym. 2001). Metsälaitumen ojavesien tyyppipitoisuudet olivat yleensä yhtä suuria kuin metsävalumavesissä, vaikka ojavesissä oli mukana myös vähän pelto- ja taajama-alueen valumavesiä. Näytteet otettiin pääosin metsälaidunnuksen alkuvuosina, jolloin kuormitus ei ollut vielä kestänyt pitkään. Kokeen lopussa otettiin näytteet vain kesäkuussa 2003, jolloin näytteenottoa edeltävänä päivänä oli sataanut runsaasti.

Ulostesaastumista kuvaavien fekaalisten koliformien tiheydet ojavesissä olivat 0–13 pmy / 100 ml ennen metsälaiduntamisen aloittamista. Ensimmäisen laiduntamiskesän jälkeen fekaalisia koleja oli 280–540 pmy / 100 ml pelto-ojavesissä (näytteenottopaikat IV–VI), 260–1200 pmy / 100 ml metsänoroissa (näytteenottopaikat VII, IX ja X) ja 5400 pmy / 100 ml alajuoksulla (näytteenottopaikka XII). Viidestä näytteestä tehtiin testit, joiden mukaan koliformit olivat *E. coli* -bakteereja. Uimavedelle asetettu fekaalisten koliformien raja-arvo (500 pmy / 100 ml) ylittyi 4 näytteenottopaikassa 10:stä.

Toukokuussa 1995 koliformisten bakteerien tiheydet olivat 1–174 (mediaani 16) pmy / 100 ml. Bakteerien tiheydet olivat pieniä lokakuussa 1995 (0–102 pmy / 100 ml). Toukokuussa 1996 fekaalisten koliformien tiheydet olivat

alle määritysrajan (≤ 1 pmy / 100 ml). Ruukissa fekaalisten koliformisten bakteerien tiheydet (24–850 pmy / 100 ml) olivat metsätarhan viereisessä ojassa samaa suuruusluokkaa kuin Tohmajärven metsälaitumen ojavesissä syyskuussa 1994 (Uusi-Kämpä ym. 2003). Tohmajärvellä kohonneet bakteeripitoisuudet saattoivat olla seurausta metsälaidunnuksesta, asumajätevesien joutumisesta noroon tai niiden yhteisvaikutuksesta.

Johtopäätökset

Aikaisemmissa kokeissa nautojen ympärivuotisen ulkokasvatuksen tarhoissa on todettu olevan jonkinasteinen riski vesistöille ja pohjavedelle. Tässä kokeessa tarkoituksenamme oli selvittää, kuormittavatko metsämaisemaa avoinna pitävät lehmät vesiä. Tohmajärvellä laidunnettiin vuosina 1994–2003 6–11 naudan laumaa metsälaitumella noin 5–10 vuorokautta kesässä (eläintiheys 0,15–0,21 ny/ha; ks. tämän kirjan julkaisu: Virkajärvi ym.: Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994–2005).

Oja- ja purovesinäytteiden typpi- ja fosforipitoisuudet olivat metsälaitumella pieniä ennen metsälaidunnusta sekä sen aikana. Ravinnepitoisuudet olivat yleensä samaa suuruusluokkaa kuin metsäisten valuma-alueiden ojavesissä. Suurimmat pitoisuudet mitattiin metsälaitumella virtaavasta norosta ja sen toisesta haarasta, johon ilmeisesti oli päässyt useiden vuosien ajan läheisen taajama-alueen jätevesiä.

Ojavesien lisäksi myös ojasedimenttien typpi- ja fosforipitoisuudet olivat melko pieniä ja vastasivat aiemmin metsämaasta mitattuja pitoisuuksia. Metsälaitumella virtaavasta puronorosta ja sen vasemmasta haarasta mitattiin myös hieman suurempia fosforipitoisuuksia kuin muista näytteenottoapaikoista. Seppälän ym. (2002) tekemän sedimenttifosforiluokituksen mukaan sivunoron fosforikuormitus arvioitiin korkeaksi tai erittäin korkeaksi. Ojan alajuoksulla sedimentin fosforipitoisuus vastasi fosforikuormituksen osalta luokkaa välttävä.

Sedimenttien nitraattityppipitoisuudet olivat useimmiten alle 0,10 mg/l. Ammoniumtyypen pitoisuudet olivat yhtä suuria kuin metsän pintamaassa. Kymmenen kesää jatkuneen metsälaidunnuksen jälkeen joissakin mittauspisteissä ammoniumtyppipitoisuudet olivat ojasedimenteissä hieman suurempia kuin metsälaidunnuksen alkaessa.

Kokeen loppuessa metsälaitumelta otettiin pintamaanäytteitä (0–5 cm), joista mitattiin helppoliukoisen fosforin pitoisuus. Yksittäisiä suuria fosforipitoisuuksia löytyi lehmien makuupaikalta (195 mg/l) ja kivennäisten syöttöpaikalta (243 mg/l), mikä viittaa pistemäiseen kuormitukseen.

Lehmät olivat vain 5–10 vuorokautta kesässä samalla metsälaitumella. Tämän seurauksena ravinnekuormitus oli lähellä luonnon omaa kuormitusta. Karja ei myöskään saanut metsälaitumella lisärehuja toisin kuin Taivalkoskella, jossa nautoja kasvatetaan vuoden ympäri metsässä. Poikkeuksena oli vasikoiden saama väkirehu vuosina 1994–1996. Karja söi metsäkasveja ja käytti ravinnokseen osan niiden sisältämästä typestä ja fosforista. On kuitenkin huomattava, että jos naudoille annetaan kivennäisiä laitumella, niitä ei saisi joutua maahan.

Näiden tulosten perusteella muutaman viikon mittainen vuosittainen metsälaidunnus ei kuormita vesistöjä. Joissakin laitumen osissa eläimet voivat viihtyä paremmin kuin muualla, jolloin näihin kohtiin voi kertyä muuta laidun- aluetta enemmän lantaa, ravinteita ja myös ulostemikrobeja. Karjan lyhytaikaisesta laiduntamisesta metsässä ilman lisäruokintaa ei näyttäisi kuitenkaan olevan erityistä haittaa vesistöille.

Kirjallisuus

- Elonen, P. 1971. Particle-size analysis of soil. *Acta Agraria Fennica* 122: 1–122.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 2000. Management of a semi-natural grassland; results from a 15 year old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11: 31–38.
- Jansson, H., Mäntylähti, V., Närvänen, A. & Uusitalo, R. 2000. Phosphorus content of ditch sediments as indicator of critical source areas. *Agricultural and Food Science in Finland* 9: 217–221.
- Joensuu, S., Ahti, E. & Vuollekoski, M. 2001. Discharge water quality from old ditch networks in Finnish peatland forests. *Mires and peat* 52: 1–15.
- Pietiläinen, O.-P. & Rekolainen, S. 1991. Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. *Aqua Fennica* 21: 127–136.
- Pykälä J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristö* 495. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 205 s.
- Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica* 19: 95–107.
- SFS 3025. 1986. Veden fosfaatin määrittäminen. Helsinki: Suomen standardisointiliitto. 10 s.
- SFS 3026. 1986. Veden kokonaisfosforin määrittäminen. Hajotus peroksidisulfaatilla. Helsinki: Suomen standardisointiliitto. 11 s.

- SFS 3030. 1990. Veden nitriitti- ja nitraattityypen summan määrittäminen. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 5 s.
- SFS 3031. 1990. Veden typen määrittäminen. Peroksidisulfaattihapetus. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 6 s.
- SFS 3032. 1976. Veden ammoniumtyypen määrittäminen. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 6 s.
- SFS 4088. 1988. Veden lämpökestoisten (fekaalisten) koliformisten bakteerien lukumäärän määrittäminen kalvosuodatusmenetelmällä. Helsinki: Suomen standardisoimisliitto. 4 s.
- Seppälä, V., Jansson, H., Närvänen, A., Rantala, P., Nyholm, R. & Silanterä, A. 2002. Keinoja maaseudun vesiensuojeluun. Kuormituskartoitusopas. Jokioinen: Agropolis Oy. 26 s.
- Sippola, J. 1982. A comparison between a dry-combustion method and a rapid wet-combustion method for determining soil organic carbon. *Annales agriculturae Fenniae* 21: *Annales Agriculturae Fenniae. Seria Agrogeologia et -chimica* 113: 146–148. (Research note).
- Sippola, J. & Ylärinta, T. 1985. Mineral nitrogen reserves in soil and nitrogen fertilization of barley. *Annales Agriculturae Fennica* 24: 117–124.
- Uusi-Kämpä, J. 2002. Nitrogen and phosphorus losses from a feedlot for suckler cows. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 355–369.
- Uusi-Kämpä, J., Puumala, M., Nykänen, A., Huuskonen, A., Heinonen-Tanski, H. & Yli-Halla, M. 2003. Ulko- ja jaloittelutarhojen rakentaminen ja tarhoista aiheutuva ympäristökuormitus. Teoksessa: Uusi-Kämpä, J., Yli-Halla, M. & Grék, K. (toim.). *Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen. Maa- ja elintarviketalous* 25. Jokioinen: MTT. s. 48–93. Päivitetty 23.5.2003. Viitattu 13.7.2005. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met25.pdf>
- Vuorinen, J. & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. *Agrogeological Publications* 63:1–14.
- Whitehead, D.C. 2000. Nutrient elements in grassland. *Soil – plant animal relationships*. Cambridge, UK. 369 s.

Suosituksia emolehmien laidunnukseen metsälaitumilla ja luonnonniityillä

Perttu Virkajarvi¹⁾, Timo J. Hokkanen²⁾ Harri Huhta³⁾ ja Jaana Uusi-Kämpä⁴⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Halolantie 31 A, 71750 Maaninka, perttu.virkajarvi@mtt.fi

²⁾ Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, PL 69, 80101 Joensuu, timo.hokkanen@ymparisto.fi

³⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, Karilantie 2, 50600 Mikkeli, harri.huhta@mtt.fi

⁴⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi

Tiivistelmä

Tohmajärven niitty- ja metsälaidunkoe toteutettiin vuosina 1994–2005. Tutkimuksessa selvitettiin pysyvän koejärjestelyn avulla maataloustuotannon kannattavuutta ja laiduntamisen ekologisia vaikutuksia. Tähän lukuun on koottu eri tutkimusosioiden keskeisiä tuloksia. Niiden mukaan emolehmien laiduntamisen ja luonnon monimuotoisuuden välillä voidaan saavuttaa sekä karjalatouden että luonnon kannalta hyvin toimiva kompromissi. Hyvä karjalatoudellinen tulos ja luonnonhoito vaativat suunnitelmallista laidunnusta. Tutkimustulosten pohjalta on laadittu yleiset suositukset laiduntamisen toteuttamiseksi vastaavan tyyppisillä rehevillä niitty- ja metsälaitumilla. Suositukset ja ohjeet käsittelevät eläintiheyttä, laitumen loppukorkeutta, alueiden hallintaa, laiduntamisen ajoitusta sekä lisärehu- ja kivennäisruokintaa. Luonnonlaitumina käytettävät alueet ovat usein omaleimaisia ja toisinaan myös herkkiä vuosien säävaihteluille, joten suositukset ovat väljiä ja niiden soveltamisen ratkaisee tapauskohtainen arvio. Annettujen suositusten tavoite on toimia lähtöarvoina, jotka tarkentuvat hoitokohteen mukaan ja hoidon edistytessä. Parhaan tuloksen saavuttamiseksi eri toimijoiden – viljelijän, maaseutukeskuksen, ympäristökeskuksen ja metsäkeskuksen – välinen yhteistyö on aina suositeltavaa, vaikka kyseessä ei olisikaan erityistukikohde.

Avainsanat: luonnon monimuotoisuus, emolehmät, laiduntaminen, luonnonlaitumet, metsälaitumet, niityt, rehuarvo, fosfori, biotooppi, perinnemaisema, lihakarja, kuormitus

Tohmajärven laidunkoe

Laidunnus metsissä ja luonnonniityillä oli vielä viime vuosisadan alkupuolella hyvin yleistä Suomessa. Tällöin maahamme muodostui runsaasti laidunnukseen sidoksissa olevia biotooppeja ja niihin erikoistuneita eliöyhteisöjä. Laidunnus metsissä ja luonnonniityillä oli lähes loppunut 1990-luvun alussa. Tohmajärven niitty- ja metsälaidunkoe toteutettiin 1994–2005 selvittämään pysyvän koejärjestelyn avulla voitaisiinko perinteisen tyyppistä laidunnusta yhdistää kannattavasti luonnon hoitoon.

Tohmajärven laidunkokeessa oli niittyalaa yhteensä 3,9 ha ja metsiä enimmäkseen 13,3 ha. Koe-eläimet olivat kevätpoikivia, eri-ikäisiä ja erirotuisia risteytysmolehmiä vasikoineen. Eläinpaine niityllä oli 0,84–1,50 ja metsissä 0,04–0,48 ny/ha (ks. tämän kirjan julkaisu: Virkajärvi ym. Luonnonlaitumien rehuarvo ja eläintuotos Tohmajärven laidunkokeessa 1994 – 2005). Maaperän ja kasvillisuuden pääravinteet määritettiin 1995–1996 sekä 2004–2005 standardimenetelmin. Näiden lisäksi tehtiin maaperän sukkulamatoanalyysit ravinnekierron muutoksien mittariksi (ks. tämän kirjan julkaisu: Hokkanen ym. Kasvillisuus Tohmajärven metsä- ja niitylaitumilla 1994–2004). Laidunten läpi kulkevan puron veden typpi- ja fosforipitoisuus määritettiin tutkimuksen alussa sekä pohjasedimentin ravinnepitoisuudet tutkimuksen alussa ja lopussa (ks. tämän kirjan julkaisu: Uusi-Kämpä ym. Lyhytkestoisen metsälaidunnuksen aiheuttama vesistökuormitus). Kasvillisuusanalyysit (putkilokasvit, sammalet) tehtiin 1996–1998 sekä 2003–2004 (ks. tämän kirjan julkaisu: Hokkanen ym. Maaperän ja kasvillisuuden ravinteet Tohmajärven laidunkokeella 1994–2004). Alueen hyönteislajiston muutoksia arvioitiin maakiitäjäisten (Carabidae) avulla (ks. tämän kirjan julkaisu: Hokkanen ym. Laidunnuksen vaikutus maakiitäjäislajistoon (Coleoptera, Carabidae) Tohmajärven laidunkokeella).

Tässä kirjoituksessa esitetyt suositukset perustuvat edellisessä kappaleessa mainittuihin Tohmajärven kokeen tuloksiin. Hankekokonaisuuden muiden osioiden perusteella laaditut ohjeet rantalaiduntamisesta (ks. Niemelä ym. Ohjeita ja suosituksia rantalaidunnuksen toteuttamiseen) sekä ympärivuotisesta metsälaiduntamisesta (ks. Huuskonen ym. Ohjeita ja suosituksia metsälaidunnuksen sekä ympärivuotisen metsälaidunnuksen toteuttamiseen) ovat samansuuntaisia. Laidunnuksen tavoitteista ja tavoista päätettäessä myös ne on syytä ottaa huomioon. Myös Suomen ympäristökeskus, Maa- ja metsätalousministeriö sekä maaseutukeskusten liitto ja useat alueelliset maaseutukeskukset ovat julkaisseet luonnonlaitumien hoito-ohjeita (mm. Hægström ym. 1995, Salminen & Kekäläinen 2000, Korpilo 2002, Raatikainen-Rissanen 2002, Schildt 2002, Franzen & Lehtomaa 2005).

Keskeiset tutkimustulokset

Emolehmät ja laitumet

Emojen kuntoutuminen metsä- ja niittylaitumilla oli selvästi heikompaa kuin vastaavissa kokeissa viljelylaitumilla. Rehun määrä ja sen laatu (sulavuus, D-arvo, raakavalkuainen) rajoittivat emojen kuntoutumista. Vasikat kasvoivat kuitenkin hyvin, mikä johtui sekä emojen hyvästä maidontuotannosta että metsäjaksojen lyhydestä.

Niityn tuotto oli noin 40–50 % peltolaitumen tuotosta ja parhaiden metsälaitumien tuotto oli 5–20 % viljelylaitumien tuotosta, mitä voidaan pitää etenkin niityn osalta huomattavana. Nurmen korkeus oli hyvä indikaattori rehun riittävydestä ja nurmen tuotosta ja nurmitikku oli hyvä ja helppo tapa mitata rehun määrää. Nurmen korkeusmittausten hajonta kuvasi myös kasvuston monimuotoisuutta.

Elokuusta alkaen kokeessa käytettyjen niityn ja metsälaitumien tuotto oli liian heikko taloudellisesti järkevään laidunnukseen. Karujen ja havupuuvältaisten metsien tuotto oli niin huono, etteivät ne tässä kokeessa soveltuneet emolehmien metsälaitumiksi.

Laidunten ravinnetase ja maaperä sekä vedet ja sedimentit

Ravinnetase

Laiduntavien eläinten lisäkasvun mukana alueilta poistuu melko vähän fosforia, ja vastaava määrä palautuu helposti kivennäisten ja laskeuman mukana. Siksi laiduntamisen päätavoite on kasvimassan poisto ja ekologisen heterogeenisuuden luominen eikä maan viljavuuden alentaminen (ts. ravinteiden poisto).

Niitty- ja metsäkasvuston fosforipitoisuus oli eläinten päivittäisen fosforin saannin kannalta riittävä, eikä emojen kivennäisruokinta ollut välttämätöntä. Vasikoille annettu jauho ei muuttanut fosforitasetta merkittävästi (fosforin lisäys oli vain 1,7–2,5 % kokonaismuutoksesta).

Maaperä

Tohmajärven koealueen kaikki koelohkot olivat erilaisia – varttunut koivikko oli runsasravinteisin ja sekametsä niukkaravinteisin. Koivikon sisäinen vaihtelu oli melko suurta. Kokeessa laidunpaine etenkin metsälohkoilla oli pieni ja laiduntamisen vaikutukset näkyivät parhaiten intensiivisimmin laidunnetulla niityllä.

Ravinnekierto etenkin niityllä on sukkulamatoanalyysien perusteella kiihtynyt kymmenen vuoden aikana, mutta ravinteiden määrässä tai ravinnekierrossa ei kuitenkaan ollut havaittavissa olennaisia muutoksia. Liukoisen kaliumin määrä nousi kokeen aikana koko alueella, samoin laiduntamattomien koealojen kokonaishiili- ja typpipitoisuus orgaanisen aineen kertymisen myötä. Maan kokonaistyppipitoisuus oli silti vain 0.2–0,6 %. Kasvien P-, K-, Mg- ja Ca-pitoisuudet pysyivät ennallaan tai laskivat kokeen aikana.

Kokeen loppuessa metsälaitumien pintamaanäytteistä (0–5 cm) löytyi yksittäisiä suuria fosforipitoisuuksia lehmien makuupaikalta (195 mg/l) ja kivennäisten syöttöpaikalta (243 mg/l), mikä on osoitus pistemäisestä kuormituksesta.

Vedet ja sedimentit

Oja- ja purovesinäytteiden typpi- ja fosforipitoisuus olivat metsälaitumella pieniä ennen metsälaidunnusta sekä sen aikana. Ravinnepitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa kuin metsäisten valuma-alueiden ojavesissä. Suurimmat pitoisuudet mitattiin metsälaitumella virtaavasta norosta ja sen toisesta haarasta, johon oli ilmeisesti päässyt useiden vuosien ajan läheisen taajama-alueen jätevesiä.

Ojavesien lisäksi myös ojasedimenttien typpi- ja fosforipitoisuudet olivat melko pieniä ja vastasivat aiemmin metsämaasta mitattuja pitoisuuksia. Metsälaitumella virtaavasta puronorosta ja sen vasemmasta haarasta mitattiin myös hieman suurempia fosforipitoisuuksia kuin muista näytteenottopaikoista. Sivunoron fosforikuormitus arvioitiin korkeaksi tai erittäin korkeaksi. Ojan alajuoksulla sedimentin fosforipitoisuus vastasi fosforikuormituksen osalta luokkaa välttävä.

Sedimenttien nitraattityppipitoisuudet olivat useimmiten alle 0,10 mg/l. Ammoniumtyypeä oli saman verran kuin metsän pintamaassa. Kymmenen kesää jatkuneen metsälaidunnuksen jälkeen joissakin mittauspisteissä ammoniumtyppipitoisuudet olivat ojasedimenteissä hieman suurempia kuin metsälaidunnuksen alkaessa.

Lehmät olivat yhdellä metsälaidunlohkolla vain 5–10 vuorokautta kesässä ja ravinnekuormitus oli lähellä luontaista. Näiden tulosten perusteella muutama viikon mittainen vuosittainen metsälaidunnus ei kuormita vesistöjä.

Taimikkovauriot, pintakasvillisuus ja hyönteislajisto

Kokeessa käytettiin koko ajan pientä eläinpainetta, jota kuitenkin nostettiin hieman kokeen loppua kohti etenkin niityllä. Metsien taimikkovauriot olivat koejärjestelyssämme lähes merkityksettömät.

Pintakasvillisuuden lajilukumäärä ja diversiteetti-indeksi nousivat kokeen aikana laidunnetuilla metsäkoaloilla tilastollisesti merkitsevästi, kun taas niityllä lajimäärä väheni. Laidunnus vähensi kaikilla koalopareilla sammalten peittävyyttä, mutta muutos oli erityisen suuri niityllä. Laidunnus yksipuolisti niittykasvillisuutta. Niityn laidunpainetta lisättiin kokeen loppua kohti, mikä yhdessä niityn todennäköisesti alhaisen siemenpankin kanssa on voinut olla jyrkkien muutosten syynä.

Metsäkoalat eivät käytetyllä alhaisella laidunpaineella muuttuneet olennaisesti, mutta niiden mosaiikkimaisuus lisääntyi. Laiduntamattomilla vertailuruuduilla valtakasvillisuus oli voimakasta ja peitti heikompia kilpailijoita.

Kasvillisuuden laidunnuksen sietokyky perustui todennäköisesti osaksi siihen, että metsässäkin suuren osan karjan ruokavaliosta muodostivat laidunnusta mm. hyvän jälkikasvunsa ansiosta suhteellisen hyvin sietävät heinäkasvit kuten hietakastikka, metsäkastikka, nurmilauha, metsälauha ja röllit. Ruohovartisista kasveista laidunnuksen kohteeksi joutuivat lähinnä vuohenputki, koiranputki ja maitohorsma. Koska metsälaidunnusjaksot olivat lyhyet, nämäkin lajit palautuivat laidunnuksesta kohtalaisesti.

Tohmajärven koalueen kovakuoriaisaineisto tuki kasvilajistotuloksia: laidunnus lisäsi sekä maakiitäjien lajimäärää että yksilömäärää metsälohkoilla, mutta vähensi niitä niityllä.

Suosituksset

Laiduntamisalueet ja tavoitteet

Niityt soveltuvat yleisesti ottaen hyvin laiduntamiseen, samoin valoisa, rehevällä maapohjalla kasvavat metsälohkot. Karuissa ja havupuuvaltaisissa metsissä on rehua vähän. Tällaisten metsien laidunnuskäyttöä on käsitelty yksityiskohtaisesti tämän kirjan ympärivuotista metsälaidunnusta käsittelevissä artikkeleissa.

Kullekin laidunalueelle on ajateltava laiduntamiselle tavoite, jonka avulla hoito määritellään. Esimerkiksi maisema-arvojen säilyttäminen tai yleisesti monimuotoisuuden ylläpito onnistuu väljillä ohjeilla, mutta yksittäisen ja harvinaisen kasvi- tai eläinlajin tai -lajiryhmän suojele vaatii etukäteistietoja, suunnittelua ja huolellista hoitoa sekä tulosten seurantaa. Jos viljelijä tai maanomistaja epäilee tai tietää, että alueella on harvinaisia, arvokkaita tai jopa uhanalaisia eliölajeja, on suositeltavaa keskustella tästä paikallisen maa-seutukeskuksen tai ympäristökeskuksen kanssa, sillä niiltä löytyy asiantuntemusta alueen arvioimiseksi ja hoidon ohjeistamiseksi.

Laiduntamisen yleinen tavoite on kasvimassan poisto ja uusien elinmahdollisuuksien luominen monipuolistamalla kasvustoja. Laidunnettaessa nautojen valikoiva syönti lisää avoimia ja matalia, mutta ei poista kaikkia tiheitä ja

korkeita kasvustoja. Lihakarjan laiduntamisen seurauksena ravinteita poistuu alueilta eläinten kasvun mukana vain vähän, erityisesti, jos laidunjaksot ovat lyhyitä.

Luonnonlaitumina käytettävät alueet ovat usein omaleimaisia ja toisinaan myös herkkiä vuosien säävaihteluille, joten suositukset ovat väljiä ja niiden soveltamisen ratkaisee tapauskohtainen arvio.

Metsäalueilla sijaitsevat pienvedet (esim. lammet, lähteet, purot, norot, tihkupinnat) ovat harvinaisia koko maassa ja myös herkkiä kuormitukselle. Pienvesien suojelua tehostettiin metsä- ja vesilain muutoksilla vuosina 1996 ja 1997. Metsälain (1093/1996)10 § mukaan erityisen tärkeiksi elinympäristöiksi luokitellaan lähteiden, purojen, pysyvän juoksu-uoman muodostamien norojen sekä pienten lampien luonnontilaiset tai luonnontilaisen kaltaiset lähiympäristöt. Metsäasetuksen (1200/1996)7 § mukaan välittömällä lähiympäristöllä tarkoitetaan vyöhykettä, jonka puusto ja pensaskerros luovat ympäristöstään poikkeavat kasvuolot ja pienilmaston. Metsälaki kieltää tällaisten elinympäristöjen ominaispiirteiden vaarantamisen.

Vesilain muutokset (VL 1:15a § ja 1:17a §) pyrkivät suojelemaan enintään kymmenen hehtaarin suuruisen fladan tai kluuvijärven taikka muualla kuin Lapin läänissä enintään yhden hehtaarin suuruisen lammen tai järven säilymistä luonnontilaisena. Vesilain säädökset kieltävät luonnontilaisen norouoman muuttamisen, muualla kuin Lapin läänissä. Sama koskee lähteitä koko maassa. Kun metsäalue halutaan ottaa laidunkäyttöön, on asiasta ilmoitettava metsäkeskukselle. Samalla voidaan käydä läpi pienvesien suojeluun liittyvät kysymykset.

Eläintiheys

Eläintiheys ratkaisee laiduntamisen onnistumisen ja vaikutukset. Eläintiheydelle voidaan antaa taulukkoarvo eri laiduntyypeille, mutta yksittäisten laitumien ominaispiirteet tulee ottaa huomioon, joten eläintiheyttä muutetaan eläinten kuntoutumisen ja kasvuston ominaisuuksien perusteella.

Taulukossa 1 on annettu Tohmajärven kokeen perusteella esitetyt eläintiheys-suositusten lähtöarvot sekä MMM:n suositusarvot (Korpilo 2002), jotka ovat hyvin lähellä toisiaan.

Taulukko 1. Suositeltava eläintiheys (ny/ha/laidunkausi).

	Suositus	MMM
Tuore niitty	1,0–1,25	0,96–1,2
OMT-tyyppin tai lehtomainen lehtipuuvaltainen metsä	0,2–0,5	0,36
OMT-luokan sekametsä	0,1–0,4	0,36
MT-luokan tai sitä karumpi havupuuvaltainen metsä	0,04	-

Valitun eläintiheyden seurauksia voidaan mitata kolmella mittarilla, jotka ovat emon kuntoluokka, laitumen loppukorkeus ja hylkylaikkujen osuus.

Suosittelava emon kuntoluokka laidunkauden lopussa on viisiluokkaisella asteikolla luokka 3, mutta ainakin yli 2,5 (ks. tarkemmin esim. Lowman ym. 1976, Virkajärvi 1994). Luokka 3 tarkoittaa sellaisia eläimiä, joiden kylkialueella selkärangan poikkihaarakkeet voidaan tuntea vain lujaa puristettaessa. Hännän tyvellä on rasvakudosta, joka voidaan helposti tuntea.

Laitumien yleiset loppukorkeussuositukset ovat taulukossa 2. Karkeat ohjearvot johtavat melko heterogeeniseen lopputulokseen, mikä on yleisen monimuotoisuuden kannalta suotavaa.

Jos tavoitteena on kukkivien kasvien osuuden lisääminen ja perhosten elinmahdollisuuden parantaminen on eläintiheyttä alennettava. Jos maa on runsasravinteinen ja suojelukohteena on hyvin matalassa kasvustossa viihtyvä laji, on eläinpainetta lisättävä. Emolehmillä voidaan laiduntaa vielä niin, että laidunnettujen kohtien keskikorkeus on noin 7 cm, (heinäkasvivaltainen tiheä laidun), ja tällöin muodostuu laajoja alueita, jotka on syöty alle 6 cm korkeuteen. Jos tämä ei riitä, on syytä käyttää laiduneläiminä esim. lampaita, sillä muutoin emojen kuntoluokka laskee nopeasti alle suositusten.

Taulukko 2. Suositeltava laitumen loppukorkeus ja hylkylaikkujen (> 20 cm loppukorkeus) osuus pinta-alasta

	Loppukorkeus, cm	Hylkylaikkujen osuus, %
Tuore niitty	8–10	n. 25
OMT tai lehtomainen lehtipuuvaltainen metsä	8–14	
OMT-luokan sekametsä	9–14	
MT-luokan tai sitä karumpi havupuuvaltainen metsä	9–14	

Lohkokoko ja alueiden hallinta

Vaikka keskimääräinen eläintiheys olisi sopiva, on laidunnuksen tulos kuitenkin sidoksissa lohkokokoon. Jos lohko on suuri suhteessa eläinmäärään, jää osa lohkosta helposti alilaidunnetuksi. Laajaperäisillä luonnonlaitumilla, etenkin metsälaitumilla, lohkon kokoa ja muotoa säätelevät käytännön seikat. Myös sonnien käyttö vaikuttaa laumojen kokoon ja sitä kautta sopivaan lohkokokoon.

Lohkon koosta voidaan kuitenkin antaa suuntaa antavia ohjeita:

Reheville niityille suositellaan noin 0,3–0,5 ha laidunta emo + vasikka -paria kohti. Jos lohkon koko on yli 0,6–0,7 ha emo + vasikka -paria kohti ja kas-

vusto on rehevää, jää osa alueesta hyödyntämättä. Laidunnus on tarpeettoman tarkkaa ja rehun puute heikentää emojen kuntoa, jos laidunta on 0,25 ha tai vähemmän emo + vasikka -paria kohti.

Niittyjen väliaitojen teko keveillä aidoilla ei ole kovin työlästä (paitsi laajat rantaniityt), mutta eläinten ja juomapisteiden siirto vaativat myös työpanosta. Lohkon jakamisen kustannuksia tulee punnita sen antamaan hyötyyn alueen hoitopäämäärän kannalta. Mahdollisen jakamisen kustannukset voi sisällyttää haettavaan ympäristötukeen. Lohkon koko on merkityksellinen vain heinäkuun alkuun asti, koska laidunten kasvu on voimakkainta alkukesällä. Sen jälkeen väliportit voi jättää auki tai lohkot voidaan yhdistää.

Aikainen aloitus on sitä tärkeämpää, mitä suurempia lohkoja suhteessa eläinmäärään käyttää, koska tällöin eläimet syövät suurimman osan tarjotusta laitumesta.

Myös metsä- ja vesilain säädökset on otettava huomioon laidunnusta suunniteltaessa. Eläimet käyttävät mielellään luontaisia vesialtaita juomapaikkoinaan. Pienvesien reuna-alueet ovat kosteita, joten jatkuva tallaaminen aiheuttaa pienveden kasvillisuudelle ja rakenteelle vahinkoja. Laiduneläinten ulosteet voivat lisäksi pilata vettä ja muuttaa pienvedelle ominaista kasvillisuutta. Vaikka lyhytaikaisen metsälaidunnuksen haitat ovat pienet, pienvedet tulisi mahdollisuuksien mukaan aidata laidunalueen ulkopuolelle.

Eläimet käyttävät laitumella mielellään samoja polkuja vuodesta toiseen. Noro- tai purouoman ylittämiseksi eläimille tulisi rakentaa kevytrakenteinen silta, jotta uoman reunat eivät sortuisi tallaamisesta. Silta suojelee itse pienvettä, mutta on myös turvallisempi vaihtoehto laiduneläimille. Ennen sillan rakentamista tulee ottaa yhteyttä alueelliseen ympäristökeskukseen, joka selvittää tarvitaanko sillan rakentamiseen lupa vesilain kielloista poikkeamiseen.

Lisäruokinta ja kivennäiset

Vasikoille voidaan antaa väkirehulisäruokintaa alueen ravinnetaseen siitä kärsimättä. Lisäruokintapaikan sijainti määräytyy yleensä alueiden olosuhteiden mukaan, mutta sen siirtelyllä voi vaikuttaa jonkin verran eläinten sijaintiin laidunlohkoilla. Vesipisteellä on tässä suurempi vaikutus. Luontaisten purojen ym. pienvesien sijainti on tärkeää ottaa huomioon ja välttää ruokintapaikkoja sijoittamista niiden lähelle.

Emoille ei voida antaa lisäruokintaa, ellei se ole jostain erityisestä syystä välttämätöntä, esimerkiksi ympärivuotisilla metsälaitumilla (ks. tämän kirjan artikkeli: Huuskonen ym. Ohjeita ja suosituksia metsälaidunnukseen sekä ympärivuotisen metsälaidunnuksen toteuttamiseen).

Kivennäiset muodostavat pääosan alueelle tulevasta fosforista, joten niiden käyttö tulee perustua eläinten tarpeeseen. Tyypillisillä niityillä ja metsälaitumilla laidunrehun fosfori riittää todennäköisesti täyttämään eläinten fosfortarpeen. Koska kasvien fosforipitoisuuksissa on vaihtelua eri ajankohtien ja alueiden välillä ja myös eläinten välillä on eroja fosforin hyväksikäytössä, on suositeltavaa käyttää kivennäislisää, mutta mahdollisimman vähäfosforinen kivennäinen on sopiva valinta. Myös nuolukivi on hyvä olla tarjolla. Kivennäisastioiden tulee olla sellaisia, joilla hävikki on mahdollisimman pieni. Markkinoilla on nykyään saatavilla erilaisia katettuja kivennäisastioita, joiden katteen ansioista sade ei pilaa kivennäistä eivätkä eläimetkään pääse sotkemaan kivennäisiä tai kaatamaan astioita.

Alueilla, joilla maan fosforipitoisuus on uhka monimuotoisuudelle tai harvinaisten lajien esiintymiselle, on syytä käyttää hoitona niittämistä. Niitetty kasvillisuus tulee kuljettaa pois alueelta. Muussa tapauksessa kasvimassan ja fosforin määrää on vähennettävä voimakkaalla laiduntamisella. Maaperän fosforianalyysi on hyödyllinen ongelmallisten kohteiden hoidon suunnittelussa.

Kivennäistenantopaikka samoin kuin vesipiste on syytä sijoittaa alueelle, jossa siihen väistämättä kohdistuva ylilaidunnus on vähiten haitallista monimuotoisuudelle. Sijoitusta pitää muuttaa, mikäli eroosio tai muut haitat pahe-nevat liiaksi. Eroosion haitallisuus on sidoksissa hoidettavan alueen kokoon: suurilla laidunaloilla muutamankaan aarin kokoinen eroosioalue ei ole kokonaisuuden kannalta haitaksi. Sen sijaan pienet ja arvokkaat kohteet voivat kärsiä huomattavasti vähäisemmästä eroosiosta

Laiduntamisen ajoitus

Laiduntaminen on syytä aloittaa ajoissa, heti kun rehua on kohtalaisesti tarjolla, sillä luonnonlaidunten rehuarvo laskee nopeasti. Keski-Suomen alueella laiduntamisen voi vuoden sääolojen mukaan aloittaa yleensä noin kesäkuun ensimmäisellä viikolla. Tästä voidaan poiketa, jos alueella halutaan suosia kukkivia ruohokasveja, jolloin aloitusta voi hieman myöhästyttää. Yleensä niitylaitumilla muodostuu laidunpaineen ja lohkokoon ollessa sopiva mosaikkimainen syöntijalki, jossa on tilaa myös kukkiville kasviyksilöille.

Loppukesällä emot tulisi ottaa pois laitumelta kun laidunten kasvu vähenee. Tämä tapahtuu yleensä elokuun aikana, Keski-Suomen niityillä yleensä elokuun puolenvälin tienoilla. Laidunkauden loputtua laitumet eivät rehevöidy liiaksi, sillä luonnonlaitumet kasvavat elo-syyskuussa vielä heikommin kuin viljelylaitumet. Etelä-Suomessa, jossa laidunkausi on oleellisesti pidempi, on luonnonlaitumillakin syytä laiduntaa viikkoa tai kahta pidempään. Laitumen loppukorkeus ja eläinten kuntoluokka toimivat hyvänä apuvälineenä loppusajankohtaa päätettäessä.

Kirjallisuus

- Franzen, J. & Lehtomaa, L. 2005. Luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen ja hoitonäkökuomia yrittäjyyteen. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 11/2005. Turku: Lounais-Suomen ympäristökeskus. 50 s.
- Hægström, C.-A., Heikkilä, T., Peiponen, J. & Vuokko, S. 1995. Toukohärkä ja kultasiipi. Niityt ja niiden hoito. Keuruu: Kustannusosakeyhtiö Otava. 160 s.
- Korpilo, B. 2002. Eläimet luonnon- ja maisemanhoitajina. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö, Painorauma. 24 s.
- Lowman, B.G., Scott, N.A. & Somerville, S.H. 1976. Condition scoring of cattle. The East of Scotland College of Agriculture. Bulletin no 6. Revised edition. 31 s.
- Raatikainen-Rissanen, A. 2002. Hakamailla ja metsälaitumilla. Opas perinnemaisemien hoitoon Pohjois-Savossa. Kuopio: Pohjois-Savon maaseutokeskus. 15 s.
- Salminen, P. & Kekäläinen, H. (toim.) 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. Luonto ja luonnonvarat. Helsinki: Oy Edita Ab Kustannustoimitus. 162 s.
- Schildt, K. 2002. Luonnonlaitumien käyttö emolehmätuotannossa. Teoksessa: Puurunen, T. & Teräväinen, H. (toim.). Laiduntaminen kannattaa. Maaseutokeskusten Liiton julkaisuja 984. Tieto Tuottamaan 99. Jyväskylä: ProAgria Maaseutokeskusten liitto. s. 64-65.
- Virkajärvi, P. 1994. Emolehmien kuntoluokitus. Nautakarja 5: 40-41.

Ympärivuotinen metsälaidunnus



Kuvat: Leena Tuomisto, Sami Huttu ja Sari Jaakola.

Muutamit karjatilat ovat alkaneet kasvattaa hiehoja ja sonneja ympärivuotisesti laajoilla metsälaitumilla. Kasvatustapa on käytössä varsinkin Koillismaalla ja Kainuussa. Ympärivuotisesti laidunnettuja metsälaitumia verrattiin tutkimusosioissa ”perinteisiin”, kesäaikaisiin metsälaitumiin sekä laiduntamattomiin metsäalueisiin. Ympärivuotisen laidunnuksen lisäksi tutkimuksissa saatiin paljon tietoa perinteisten metsälaidunten kasvi- ja hyönteislajistosta sekä pesimälinnustosta.

Ympärivuotinen metsälaidunnus Taivalkoskella

Arto Huuskonen

MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimus-
asemantie 15, 92400 Ruukki, arto.huuskonen@mtt.fi

Metsälaitumet perinnebiotooppeina

Metsälaitumiksi luokitellaan karjan laiduntamat metsäalueet, joissa laidun-
nuksen vaikutukset kasvillisuuteen ovat ainakin paikoin selvät. Erotuksena
hakamaihin aluskasvillisuudessa vallitsevat metsälajit, ja puusto on tiheäm-
pää kuin hakamailla (Alanen 1997, Vainio ym. 2001). Ruotsalaisen selvityk-
sen (Andersson ym. 1993) mukaan edustava metsälaidun on rakenteeltaan
normaalia talousmetsää vaihtelevampi ja sisältää usein niittyaukkoja. Puusto
on vaihtelevan ikäistä ja kokoista ja useista puulajeista koostuvaa. Isot muu-
rahispesät ja runsas sienilajisto ovat myös edustavan metsälaitumen piirteitä.

Maataloustuotannon tehostuminen ja rehuntuotannon siirtyminen lähes yk-
sinomaan viljelynurmille on näkynyt metsälaidunnuksen rajuna vähenemise-
nä. Nykyään metsälaitumet ovat usein nurmilaitumiin liittyviä oleilualueita
tai yölaitumia. Aiemmin karjan oli tultava toimeen pelkän metsälaitumen
tuotolla, mutta nykyisellä eläinaineksella ja tuotostasoilla esim. lypsylehmien
metsälaidunnus on käytännössä mahdotonta. Eläimille on tarjottava lisärehua
tai niiden on annettava laiduntaa myös kylvönurmilla. Tällöin perinnemaise-
man ravinnetase ei enää muodostu negatiiviseksi ja alueet voivat rehevöityä,
ja niiden monimuotoisuus köyhtyä (Korpilo 2002, Partanen ym. 2002). Kui-
tenkin laiduntaminen on käytännössä ainoa kustannustehokas väline laajojen
puustoisten perinnemaisemien elvyttämiselle ja ylläpidolle.

Suomen ympäristökeskuksen koordinoiman perinnemaisemaprojektin loppu-
raportissa todetaan, että perinnemaisematyypeistä ovat jääneet todennäköi-
sesti heikoimmiksi inventoiduiksi metsälaitumet, jotka yleensä ovat laajoja ja
joissa maankäytön vaikutus on suhteellisen vähäistä ja usein myös väliaikais-
ta (Vainio ym. 2001). Metsälaidunten biologiset arvot ovat yleensä vähäi-
sempiä kuin niityillä ja hakamailla, ja metsälaitumiin käytetty inventointiaika
tuottaa niittyjä ja hakamaita heikomman tuloksen. Tämän vuoksi perinnemai-
semaprojektin inventoijat tiukan aikataulunsa takia kartoittivat vähemmän
metsälaitumia kuin muita kohteita. Kuitenkin metsälaidunten perinnemaise-
ma-arvoista sekä niiden säilyttämisestä ja optimaalisesta hoidosta kaivataan
lisätietoa. Suomen ympäristökeskuksen inventoinnissa ei myöskään selvitetty
metsälaidunten linnustoa tai eläinlajistoa, mutta tiedot näistä eliöryhmistä
toisivat lisävalaistusta metsälaidunnuksen merkityksestä laajiston monimuo-
toisuuteen (Vainio ym. 2001).

Ympärivuotisen metsälaidunnuksen malli

Koillismaalla ja Kainuussa muutamat karjatilat ovat alkaneet kasvattaa nautoja ympärivuotisesti laajoilla metsälaitumilla. Kysymyksessä ovat nimenomaan maitotilat ja maitorotuiset eläimet: nuorkarja (sonnit, hiehot) on ympärivuotisessa ulkokasvatuksessa, jolloin navetasta vapautuu paikkoja lypsy-lehmille. Metsässä kasvatettavilla eläimillä on käytössään suojarakennus, jonka makuupohjaa kuivutetaan. Eläinten ruokintapaikkoja yleensä siirrellään metsälaidunalueen sisällä, jotta mekaaninen kuluminen jäisi vähäiseksi. Tämä on mahdollista, koska alueet ovat hyvin laajoja.

Tuotantomalli vaihtelee suuresti tilojen välillä. Tuotanto on laajaperäistä, metsälaidunala voi olla jopa 100 hehtaaria, ja eläintiheys on pieni. Laitumeen voi kuulua hyvin erilaisia alueita peltotilkuista joutomaahan ja tiheisiin metsiköihin. Talviaikaan ulkokasvatuseläimiä ruokitaan kuivalla heinällä, säilörehulla ja kotoisella väkirehulla. Pienelle eläinmäärälle tulee kesäkaudella riittävästi rehua laidunalueelta eikä lisäruokintaa käytännössä juurikaan tarvita.

MTT:n Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasema on yhteistyökumppaneidensa kanssa tutkinut ympärivuotisen ulkokasvatuksen vaikutusta eläinten tuotantotuloksiin, tuotannon taloudelliseen kannattavuuteen ja eläinten hyvinvointiin (Huuskonen & Huttu 2001). Kasvatusmalli on antanut hyvän taloudellisen tuloksen (Lehtiniemi ym. 2001a,b, 2002), eivätkä Suomen ilmasto-olosuhteet ole esteenä lihanautojen ympärivuotiselle ulkokasvatukselle (Huuskonen 2001).

Lehtiniemen ym. (2001a) mukaan lihanautojen ja hiehojen ympärivuotinen metsäkasvatus sopii menetelmänä lähinnä lypsykarjatilaille, jotka voivat ulkokasvatuksen avulla hyödyntää navetasta vapautuneet tilat maidontuotannossa. Ulkokasvatuksen avulla tilat voivat laajentaa tuotantoaan melko pienin investoinnein. Ympärivuotisen ulkokasvatuksen taloudelliset hyödyt tulivat tutkimustiloilla (Lehtiniemi ym. 2001a) esiin liikevaihdon kasvun ja alhaisten kiinteiden kustannusten ansiosta. Kun tilat olivat siirtyneet sonnien ja hiehojen ulkokasvatukseen, oli siirtymistä seuraavien kahden vuoden jälkeen liikevaihto noussut kotieläintuotannossa keskimäärin 17 143 euroa ja kotieläintuotannon nettotuotto 8 487 euroa. Siirtyminen ympärivuotiseen ulkokasvatukseen oli näin ollen vaikuttanut nopeasti tilojen liikevaihtoon ja sitä kautta kannattavuuteen. Erityisesti, kun liikevaihdon nousu oli saatu aikaan keskimäärin vain 2 229 euron tilakohtaisilla investoinneilla. Lihantuotannon kate-tuotto eli tuotannon antama korvaus työlle ja kiinteille kustannuksille oli ulkokasvatustiloilla keskimäärin yli kolminkertainen saman tukialueen vertailutiloihin nähden. Eläintä kohti vaihtelu oli 236 – 615 euroa ja kasvukiloa kohti vastaavasti 0,65 – 1,52 euroa (Lehtiniemi ym. 2001a).

Nautojen ympärivuotista metsälaidunnusta harjoittavat tilat eivät ole olleet mukana perinnebiotooppien inventoinneissa, koska metsälaidunnus on niillä alkanut vasta 1990-luvulla ja yksi perinnebiotoopin keskeisistä määritelmistä

liittyy pitkään hoitohistoriaan, jonka aikana sille ominaiset piirteet ovat kehittyneet. Myös talvikauden lisäruokinta on koettu ongelmaksi perinnebiotoopin hoidon kannalta.

Useilla ympärivuotista metsälaidunnusta harjoittavilla tiloilla on kuitenkin tarkoitus jatkaa kasvatusmallia tulevaisuudessa. Lisäksi eläinten makuupaikoilta voidaan kerätä ulosteet pois. Ympärivuotista metsälaidunnusta harjoittavien tilojen laitumia on tässä hankkeessa otettu mukaan kartoitukseen, jotta alueiden ympäristöarvot voitaisiin selvittää ja laidunnuksen vaikutukset maisemaan, luontotyyppiin ja lajeihin voitaisiin riippumattomasti osoittaa. Metsälaitumilta selvitettiin kasvilajiston lisäksi pesimälinnustoa ja pieneläinlajistoa.

Ympärivuotisesti laidunnettuja metsälaitumia on tutkimusosioissa verrattu ”perinteisiin”, kesäaikaisiin metsälaitumiin sekä laiduntamattomiin metsäalueisiin. Ympärivuotisen laidunnuksen lisäksi osioissa saatiin paljon tietoa perinteisten metsälaidunten kasvi- ja hyönteislajistosta sekä pesimälinnustosta.

Kirjallisuus

- Alanen, A. 1997. Perinnemaisemat. Teoksessa: Luostarinen, M. & Yli-Viikari, A. (toim.), Maaseudun kulttuurimaisemat. Suomen ympäristökeskus & Maaseudun tutkimuskeskus. Suomen ympäristö 87: 71 – 78.
- Andersson, L., Appelqvist, T., Bengtsson, O., Nitare, J. & Wadstein, M. 1993. Betespräglad äldre bondeskog – från naturvårdssynpunkt. Biologi och inventeringsmetodik. Skogsstyrelsen. Rapport 7/1993: 1 – 109.
- Huuskonen, A. 2001. Lihanautojen kasvatus kylmissä tuotanto-olosuhteissa. MTT:n Alueellinen yksikkö, Hankeraportti 2/2001. Ruukki: MTT. 59 s
- Huuskonen, A. & Huttu, S. (toim.) 2001. Lihanautojen kasvatus eri tuotanto-ympäristöissä. Elektroninen julkaisu. Päivitetty 2.2.2004. Viitattu 3.2.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/atu/ppo/kylmakasvatus>. URN:NBN:fi-fe20011591
- Korpilo, B. 2002. Eläimet luonnon- ja maisemanhoitajina. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 23 s.
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Holmström, S. 2001a. Havaintoja ulkokasvatustiloilta. Oulu: Oulun Maaseutukeskus. 16 s.
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Huuskonen, A. 2001b. Metsätarhauksella lisää liikevaihtoa. KM VET 7(4): 12 - 14.
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Huuskonen, A. 2002. Naudat kasvavat ulkona ympäri vuoden. Koetoiminta ja käytäntö 59, 2 (10.6.2002): 13. Saatavissa internetissä: <http://www.mtt.fi/koetoiminta/pdf/mtt-kjak-v59n2s13a.pdf>
- Partanen, H., Heikkilä, T. & Pykälä, J. (toim.). 2002. Perinnemaisemat – maaseudun rikkaus. Helsinki: Maa- ja metsätalousministeriö. 23 s.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 163 s.

Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutukset Taivalkosken metsälaitumien kasvillisuuteen ja maisemaan

Marja Hägg ja Jorma Pessa

Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Luonnonsuojeluosasto, PL 124, 90101 Oulu.
marja.hagg@ymparisto.fi, jorma.pessa@ymparisto.fi

Tiivistelmä

Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutuksia metsälaitumien kasvillisuuteen ja maisemaan tutkittiin Taivalkoskella heinä-elokuussa 2004 ja elokuussa 2005. Laidunnuksen vaikutuksesta kasvillisuuden peittävyys pienenee ja tutkituilla alueilla laidunnuksella todettiin olevan monimuotoisuutta lisäävä vaikutus. Sammalten lajimäärät olivat laidunnetuissa metsissä suurempia kuin metsätyypiltään ja kasvupaikaltaan samantyyppisissä laiduntamattomissa metsissä. Putkilokasveilla lajisto oli köyhintä ympärivuotisten metsälaidunten kasvillisuusruuduilla. Perinteisillä laidunmenetelmillä todettiin olevan lajistoa monipuolistava vaikutus ja kasvillisuusruutujen lajimäärä olikin suurin perinteisillä metsälaitumilla. Myös perinteisten laitumien pidemmällä laidunhistorialla on todennäköisesti myönteinen vaikutus sekä lajistoon että metsälaidunten ominaispiirteisiin. Metsälaidunten ominaispiirteitä oli laitumilla havaittavissa, joskin suhteellisen vähän. Ympärivuotisilla laitumilla tiettyjä metsälaidunten ominaispiirteitä, esimerkiksi lahopuustoa ja avoimia niitty laikkuja voidaan saavuttaa kuitenkin suhteellisen nopeasti. Ympärivuotisesti laidunnettujen metsien ongelmana kasvillisuuden monimuotoisuuden kannalta on rehevöityminen ja typensuosijakasvien runsastuminen ja siten kasvillisuuden yksipuolistuminen. Rehevöityminen johtuu pääasiassa lisäruokinnasta ja on havaittavissa paikallisesti lähinnä ruokintapaikkojen ympäristöissä. Rehevöitymistä oli paikoitellen havaittavissa myös kesäkäytössä olevilla metsälaitumilla. Monimuotoisuuden lisäämisen kannalta suositeltavinta on perinteisen kaltainen laidunnus. Ravinteiden poistuminen laitumelta on tärkeää. Rehevöittäviä toimenpiteitä olisi pyrittävä vähentämään ja ympärivuotisilla metsälaitumilla talviruokintapaikat tulisi eristää muusta laitumen osasta.

Avainsanat: metsälaitumet, monimuotoisuus, laiduntaminen, kasvillisuus, maisema, rehevöityminen

Johdanto

Perinteisen karjatalouden muovaamat perinnebiotoopit ovat luonnon monimuotoisuudeltaan (biodiversiteetiltään) muita maatalousympäristöjä rikkaampia. Perinnebiotooppien määrä vähenee kuitenkin nopeaa vauhtia maaja metsätalouden rakennemuutosten vuoksi. Hoidetuistakaan kohteista vain harvalla on enää edustavaa lajistoa ja monipuolista kasvillisuutta, sillä hoito ei vaikutuksiltaan vastaa perinteistä. Esimerkiksi hakamaat ja metsälaitumet ovat nykyään pääasiassa talousmetsiä, joiden laidunkäyttö poikkeaa perinteisestä. Tilannetta huonontaa vielä se, että arvokkaimmat alueet ovat usein pientiloilla ikääntyneiden viljelijöiden omistuksessa (Vainio & Kekäläinen 1997, Pykälä 2001).

Perinnebiotooppeja inventoitiin valtakunnan laajuisesti 1990-luvulla. Inventoiduista perinnebiotoopeista pinta-alallisesti vajaa kolmannes eli lähes 5500 hehtaaria, on metsälaitumia. Valitettavasti niiden laatu on yleensä heikko. Lukumääräisesti metsälaitumia on vähemmän kuin tuoreita niittyjä tai hakamaita. Lukumäärällisesti eniten metsälaitumia on Satakunnassa ja Pirkanmaalla, mutta pinta-alallisesti eniten Kainuussa (Vainio ym. 2001). Koko Suomen laajuisesti metsälaitumia on jäljellä enää vain noin sadasosa 1960-luvun tilanteesta. Pohjois-Pohjanmaan kunnista pinta-alallisesti eniten hakaa ja metsälaidunta on perinnemaisemainventointien perusteella Taivalkoskella (Vainio & Kekäläinen 1997), mutta suuri pinta-ala muodostuu pääasiassa kahden suuren metsälaitumen hehtaarimääristä. Kaiken kaikkiaan myös Pohjois-Pohjanmaalla perinnebiotooppien tilanne on huono. Vainion ym. (2001) mukaan metsälaitumien vähäinen osuus Pohjois-Pohjanmaalla, kuten Lapisakin, heijastaa maatalouden tilaa.

Myös laiduneläinten määrä on Suomessa viime vuosikymmeninä vähentynyt ja lampaiden määrä jo aiemmin. Hevosten määrä väheni nopeasti 1950-luvulta lähtien. Nautakarjan määrä on alkanut vähentyä vasta 1970-1980-luvuilla ja nautakarjaa onkin maassamme yhä melko runsaasti. Kuitenkin karjatilojen määrä on romahtanut ja suurta osaa karjasta pidetään sisätiloissa kesät talvet. Myös alueellinen jakautuminen on erilainen kuin aikaisemmin. Keski- ja Pohjois-Suomessa nautakarjan suhteellinen osuus on suurempi kuin ennen, kun taas seuduilla, joilla karjatalous on jatkunut pisimpään (Etelä-Suomi), on karjan määrä vähentynyt (Pykälä 2001).

Karjatalous on muovannut metsiemme ekosysteemejä laajoilta alueilta jo vuosisatoja, jopa vuosituhansia, ja luonut samalla perinnemaisemia. Mahdollisesti jo kivi- ja pronssikauden ihmiset, noin 3500 – 4000 vuotta sitten, pitivät kotieläimiä ja karjaa ulkona läpi vuoden, eikä talvirehua juurikaan tarvittu. Korkeintaan kerättiin lehdeksiä eli kerppuja karjan talviravinnoksi. 1800-luvun lopulle ja 1900-luvun alkupuolelle asti metsillä ei juuri muuta arvoa ollutkaan kuin laidun- ja metsästysalueina. Laidunnus metsissä väheni voi-

makkaasti, kun metsien puita alettiin yhä enenevässä määrin käyttää metsätalouden raaka-aineeksi (Malkamäki & Hægström 1997).

Karjatalouden luomat perinnemaisemat ovat myös kasvupaikkoja useille ainoastaan perinnebiotoopeilla eläville, kasvi-, eläin- ja sienilajeille. Kaikista maamme uhanalaisista lajeista noin 16 prosenttia on perinnebiotooppien lajeja (Pykälä 2001). Useat näistä lajeista ovat laidunolosuhteisiin sopeutuneita, hyötyvät laidunnuksesta tai ovat suorastaan riippuvaisia perinteisen maatalouden luomista elinympäristöistä. Perinnemaisemien umpeen kasvaessa näitä lajeja uhkaa häviäminen. Kasveista jopa 60 prosenttia liittyy jollakin tavoin vanhaan maatalouskulttuuriin (Pykälä 2001).

Perinnebiotooppiolosuhteisiin sopeutuneiden lajien alkuperää on pohdittu. Osa lajeista on ihmisen mukana levinneitä niin sanottuja muinaistulokkaita, osa alkuperäisiä, Suomen luonnonvaraisia lajeja, mutta myös alkuperäisiä lajeja, jotka eivät välttämättä menesty muunlaisessa elinympäristössä kuin perinnebiotoopilla. Lajinkehitys on hidasta, eikä laidunolosuhteisiin sopeutuneiden kasvi-, eläin- ja sienilajien kehitys ole voinut ehtiä tapahtua sinä aikana, kun ihminen on pitänyt karjaa. Niin sanotun megafaunateorian mukaan Pohjois-Euroopassakin on saattanut pleistoseenikaudella, jääkausien välisinä aikoina, laiduntaa megaherbivoreja eli suuria kasvinsyöjiä, kuten esimerkiksi mammutteja. Olosuhteet ovat olleet megaherbivorien aikaan suotuisat laidunmaiden kasviston ja pieneläimistön kehittymiselle. Maisema on ollut aromaista ja avoimempaa, eikä pohjoinen havumetsä, taiga, päässyt leviämään ennen kuin vasta megafaunan hävittyä. Perinnebiotooppien kasvilajiston runsauden ja moni-ilmeisyyden saattaa siis selittää megafaunateoria. (Lindgren 2000).

Megaherbivorien väistyttyä on ihminen jatkanut metsien kasvillisuuden ja maiseman muokkausta (Rook ym. 2004). Kaskeaminen ja karjatalous ovatkin voimakkaasti vaikuttaneet metsien kasvillisuuteen. Voidaan sanoa, että karja vaikuttaa kasvillisuuden monimuotoisuuteen kolmella tavalla. Ensimmäinen ja ehkä tärkein on vaikutus kasvillisuuden heterogeenisyyteen karjan valikoidessa syötävänsä. Tämä muuttaa kasvien välisiä kilpailusuhteita suoraan vähentämällä biomassaa, mutta myös muuttamalla valaistusolosuhteita. Toiseksi, laidunnus aiheuttaa kasvillisuuteen aukkoja ja tarjoaa siten taimille kasvutilaa ja siemenille mahdollisuuden itää. Kolmanneksi laidunnus vaikuttaa ravinteiden kiertoon. Tämä puolestaan vaikuttaa ravinteiden kasautumiseen lantakasojen ja virtsapaikkojen ympärille ja saattaa jälleen muuttaa kasvilajien välisiä kilpailusuhteita sekä suoraan että myös välillisesti karjan välttäessä syömistä ulosteiden lähellä (Rook ym. 2004).

Karjan merkitys kasvien levittäjänä on suuri, sillä karja saattaa kuljettaa kasvin leviämisiä pitkiäkin matkoja. Leviäimet voivat tarttua esimerkiksi karjan turkkiin, kulkeutua kavioiden mukana (epizookoria) tai siemen voi itämiskykyisenä säilyä ja kulkeutua ruuansulatuselimistön läpi (endozookoria)

ja asettua lannan mukana uudelle kasvupaikalle. Lievä laidunnus saattaa myös lisätä kasvillisuuden tuottoa stimuloimalla niin sanottua korvaavaa kasvua (Paige & Whitman 1987) eli laidunnuksessa menetetyt kasvinosat osittain tai kokonaan korvautuvat suuremman kasvunopeuden ansiosta.

Laidunnuksen vaikutus metsälaidunten kasvillisuuteen riippuu laidunnuksen kestoista, laidunnuksen voimakkuudesta, kasvillisuuden koostumuksesta, maaperästä (Malkamäki & Hægström 1997) ja muista ympäristötekijöistä, kuten kosteus- ja lämpöolosuhteista. Edellisten lisäksi kasvillisuusvaikutukset riippuvat laiduntavasta eläinlajista ja –rodusta, laiduntavien eläinten koosta, iästä, sukupuolesta (Rook ym. 2004) ja laidunkauden sääoloista (Hægström 1990). Erityisen sateisella laidunkaudella tallaamisen vaikutukset voivat olla suuremmat kuin kuivemmalla kaudella. Kasvillisuus sen sijaan voi sateisena kesänä olla rehevämpää. Mahdollisella lisäruokinnalla on myös oma osuutensa kasvillisuusvaikutuksiin.

Suomalaisia tutkimuksia karjatalouden ekologisista vaikutuksista on suhteellisen vähän ja niinpä tiedot pohjautuvat pitkälti ulkomaisiin tutkimuksiin. Vaikutuksista kasvistoon on enemmän tietoa kuin vaikutuksista eläimistöön. Metsälaiduntutkimukset keskittyvät pääasiassa puusto- ja kasvillisuusvaikutuksiin (Pykälä 2001). Tämän tutkimuksen tarkoitus oli vertailla ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutuksia metsälaitumien kasvillisuuteen ja maisemaan. Lisäksi pohdittiin miten metsälaitumien kasvillisuuden monimuotoisuutta voitaisiin lisätä.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalue

Taivalkosken kunta sijaitsee Koillismaalla, Oulun läänissä. Maisemamaakuntajaon mukaan Taivalkoski kuuluu suurimmaksi osaksi Kainuun vaaraseutuun, mutta pohjoisosiltaan Kuusamon vaaraseutuun (Pykälä ym. 1994).

Kasvimaantieteellisesti Taivalkosken sijainti on mielenkiintoinen, sillä kasvillisuusvyöhykkeiden raja kulkee Taivalkosken läpi. Pohjois- ja koillisosa kuuluvat pohjoisboreaaliseen vyöhykkeeseen lounaiskolkan kuuluessa keskiboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen. Vaihtelevan levyisellä vaihettumavyöhykkeellä eri vyöhykkeiden metsätyyppejä esiintyy usein rinnakkain (Hämet-Ahti 1988).

Suurilla laitumilla esiintyi useita kasvupaikka- ja metsätyyppejä. Suurin osa tutkituista alueista kuuluu tuoreen kangasmetsän mustikkatyyppiin (VMT, HMT) ja kuivahkon kankaan puolukkatyyppiin (EVT, EMT). Eräillä laitumilla esiintyy myös kuivan kankaan kanervatyyppiä (ECT, MCCIt). Alueiden luonteenomaisia piirteitä on kuusen (*Picea abies*) ja mustikan (*Vaccinium myrtillus*) yleisyys ja runsaus. Kuusen ohella metsissä kasvaa paikoitellen

valtalajinakin mäntyä (*Pinus sylvestris*) sekä vähemmässä määrin koivuja (*Betula*), haapoja (*Populus tremula*) ja yksittäisiä suuria raitoja (*Salix caprea*). Pensaskerroksen lajeja ovat pihlaja (*Sorbus aucuparia*) ja kataja (*Juniperus communis*). Rehevässä ja runsaassa varvustossa kasvaa mustikan lisäksi puolukkaa (*Vaccinium vitis-idaea*), juolukkaa (*Vaccinium uliginosum*), variksenmarjaa (*Empetrum nigrum*) ja suopursua (*Ledum palustre*). Pohjakerroksen valtalajeina on seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja metsäkerrosammal (*Hylocomium splendens*). Myös kynsisammalta (*Dicranum sp.*) esiintyy paikoitellen runsaana. Kuivahkoilla ja kuivilla kankailla kasvaa myös jäkäliä. Varvuston seassa on paikoitellen ruohoja ja heiniä, kuten metsätähteä (*Trientalis europaea*), vanamoia (*Linnaea borealis*), metsälauhaa (*Deschampsia flexuosa*) ja kevätpiippoa (*Luzula pilosa*). Taivalkosken luonnolle on ominaista eteläisten, pohjoisten ja itäisten kasvilajien esiintyminen ääri rajoillaan (Kurtti 2004).

Suokasvillisuusvyöhykkeeltään Taivalkoski kuuluu Kainuun aapasoihin. (Hämet-Ahti 1988). Maisemassa vuorottelevat metsät ja suot. Laajat suoalueet hallitsevat varsinkin kunnan eteläosaa. Suotyypeistä yleisin on räme (Kurtti 2004). Usealle tutkitulle metsälaitumelle oli tyypillistä, että alueeseen sisältyi erikokoisia suoalueita tai laidun rajautui suohon. Tyypillisiä laitumiinkin liittyviä suotyyppejä olivat rämeet, korvet, nevat ja erilaiset suoyhdistelmätyypit. Suot on kuitenkin pyritty rajaamaan pois metsälaitumien kasvillisuuden tarkastelusta.

Geomorfologisesti Taivalkoski on pääosin Karelidien vaara-alueita, mutta kaakkoisosiltaan Itä-Suomen drumliini- ja harjualueita. Karelidien vaara-alueella esiintyy huomattavia korkeuseroja. Vaaroista monet ovat kvartsiittikohoumia. Mannerjäätikkö on muovannut maisemaa, mikä näkyy drumliinien, harjujen ja järvien luoteis-kaakkoisena suuntautuneisuutena. Itä-Suomen drumliini- ja harjualueella kalliopinta on puolestaan matalaa, korkeusvaihtelut pieniä ja jäätikön muovaamat muodot lähes itä-länsi-suuntaisia. (Seppälä 1986).

Maaperä on moreenia ja kallioperä gneissigraniittia ja kvartsiittia. Alue on pääosiltaan 200 – 300 m meren pinnan yläpuolella, kuten kaikki tutkimuskeskämme mukana olevat metsälaitumet. Pienehköt alueet kohoavat yli 300 metrin tasoon meren pinnan yläpuolella. Maiseman kannalta absoluuttista korkeutta merkittävämpi on kuitenkin relatiivinen korkeus. Relatiivisilta korkeus- suhteiltaan Taivalkoski on 50 – 200 metriin kohoavaa vuorimaata (Åman 1976). Laitumista yli puolet on vaaranrinnelaitumia, joissa korkeusvaihtelut ovat jopa yli 40 metriä. Tasaisimmillakin metsälaitumilla maaston korkeusvaihtelut ovat 5-10 metriä. Korkeusvaihtelut aiheuttavat lämpötilaeroja ja jyrkkiäkin muutoksia paikalliseen ilmastoon. Koillismaa on myös Suomen runsaslumisimpia alueita. Tutkituilla metsälaitumilla monimuotoisuutta tuovia luonnonpiirteitä on pinnanmuotojen vaihtelun lisäksi muun muassa puronvarret ja muut kosteikot.

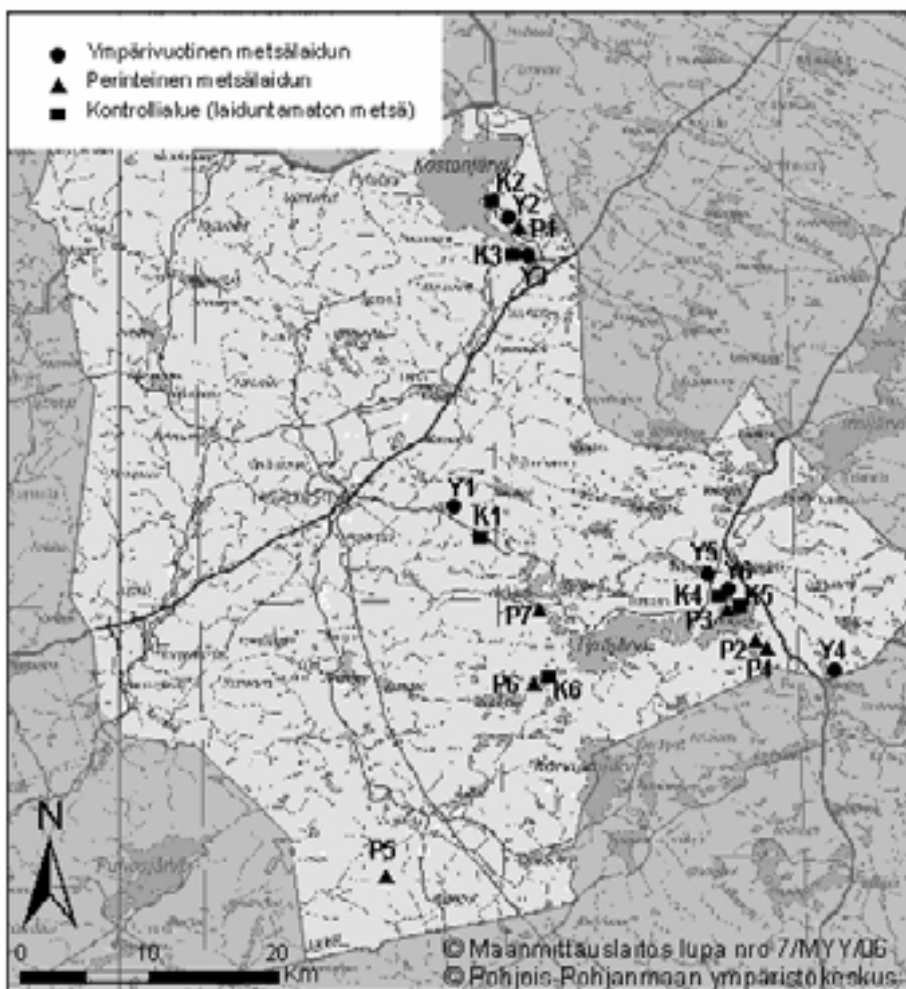
Tutkimuksessa mukana olevien metsälaitumien ja kontrollialueiden sijainti Taivalkoskella näkyy kuvassa 1. Kartassa näkyy myös laitumien koodit, joita on jatkossa käytetty taulukoissa erottamaan laitumet toisistaan.

Perinteinen ja ympärivuotinen metsälaidunnus

Perinteisillä metsälaitumilla karja laiduntaa kesäisin ja viettää talvet navetas-
sa. Karja tulee yleensä kesän toimeen laitumen tuotolla, eikä lisärehua tarvita. Taivalkosken tutkittuja perinteisesti laidunnettuja kohteita ovat Poroperä, Nuottivaara, Lummeniemi, Lehtomäki, Iso-Aska, Horsmanvaara ja Siika-
aho. Poroperän metsälaidun on inventoitu myös valtakunnallisessa perinne-
maisemainventoinnissa ja sen arvoksi on tällöin arvioitu P-.

Eräillä tiloilla nautoja kasvatetaan ympärivuotisesti ulkokasvatuksessa laa-
joilla metsälaitumilla. Taivalkoskella ympärivuotisen laidunnuksen historia
on pisin. Tutkimuksessa mukana olevia ympärivuotisesti laidunnettuja laitumia ovat Juurikkavaara, Lassinaho, Haka-aho, Kokkonotko, Soutuniva ja Koviavaara. Ympärivuotista metsälaidunnusta harjoittavat tilat ovat pääsään-
töisesti maitotiloja, jolloin nuorkarjan (sonnit, hiehot) ollessa ulkokasvatuk-
sessa navetasta vapautuu paikkoja lypsylehmille (Lehtiniemi ym. 2001). Tal-
visaikaan ulkokasvatuksessa olevia eläimiä ruokitaan kuivalla heinällä, säilö-
rehulla ja väkirehulla. Eläimillä on käytössään suojarakennus, jonka makuu-
pohjaa kuivitetään (Huuskonen ym. 2003).

Ympärivuotisia metsälaitumia ei ole sisällytetty valtakunnallisiin perinne-
biotooppi-inventointeihin, koska metsälaidunnus on niillä alkanut vasta 1990-
luvulla ja yksi perinnebiotoopin keskeisistä määritelmistä liittyy pitkään hoi-
tohistoriaan. Perinnebiotooppien hoidon kannalta ympärivuotisilla laitumilla
tapahtuva talvisaikainen lisäruokinta on ongelma, sen rehevöittävän vaiku-
tuksen vuoksi.



Kuva 1. Tutkimuskohteiden sijainti Taivalkoskella. Perinteiset laitumet: P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7. Ympärivuotiset laitumet: Y1, Y2, Y3, Y4, Y5, Y6. Kontrollialueet: K1, K2, K3, K4, K5, K6.

Kasvillisuusinventointi

Metsälaitumien kasvillisuutta ja eri laidunnustapojen vaikutuksia kasvillisuuteen selvitettiin kuudella ympärivuotisesti laidunnettavalla ja seitsemällä perinteisesti kesällä laidunnettavalla metsälaitumella elo-syyskuussa 2004 ja elokuussa 2005. Kontrollialueita oli tutkimuksessa mukana kuusi. Kontrollialueet olivat laiduntamattomia, kuusivaltaisia mustikkatyyppin metsiä. Laidunten koot vaihtelivat noin viiden hehtaarin laitumista jopa 65 hehtaarin laitumiin. Laiduntavien eläinten määrät vaihtelivat muutamasta noin kolmeenkymmeneen. Laidunten perustiedot on esitetty taulukossa 1. Tiedot on saatu maanomistajia haastatteleamalla.

Taulukko 1. Taivalkosken ympärivuotisten ja perinteisten metsälaitumien perustiedot vuodelta 2004. Tiedot on saatu viljelijöitä haastattelemalla. so=sonni, hi=hieho, va=vasikka, na=nauta.

laidun	koko (ha)	eläimiä 2004	laid. paine	lisärehu	laidunnusta, alkaen
Perinteiset:					
P1 Poroperä	34	15-18 le	0,4-0,5	ei	1968 (ehkä 1940)
P2 Nuottivaara	13,97	10 hi+1 va	0,7	ehkä	n.1950
P3 Lummeniemi	18	5 hi	0,3	ei	1950
P4 Lehtomäki	6,45	7-10 hi	1,1-1,6	tarvittaessa	1997
P5 Iso-Aska	4,99 (15,86)	10 na	2,0 (0,6)	kyllä	vanha + 1997
P6 Horsmanvaara	5,05	4 hi, 1 so	1	aikaisemmin kyllä	1981
P7 Siika-aho	20	20-30 na (1 lammas)	1-1,5	ruokitaan navetassa + satunnaisesti	1949 1980-l lopusta uudelleen
Ympärivuotiset:					
Y1 Juurikka-vaara	43	10 so	0,2	kyllä	1996
Y2 Lassinaho	15	5-8 so	0,3-0,5	kyllä	1960 -luvulla 1997 alk. ymp.vuot.
Y3 Haka-aho	35	7 so, 3 hi	0,3	kyllä	1995
Y4 Kokkonotko	12,8	6 hi, 1 so	0,5	kyllä	n. 1965 perinteisesti 1998 alk. ymp.vuot.
Y5 Soutuniva	30	20 (so, 0-2v.)	0,6	kyllä	1980 -luku
Y6 Koviovaara	65	15 so	0,2	kyllä	1997

Kasvillisuus inventoitiin ympäristöhallinnon laatimien perinnemaisemainventointiohjeiden mukaan (Pykälä ym. 1994). Laitumet kuljettiin läpi ja määriteltiin kasvillisuustyypit kultakin osa-alueelta ja arvioitiin eri kasvillisuustyypien suhteellinen osuus. Kultakin osa-alueelta kirjattiin ylös kaikki havaitut lajit, valtalajit erikseen mainittuina. Kartalle pyrittiin rajaamaan kasvillisuudeltaan ja maankäytöltään erityyppiset osa-alueet tarkoituksena löytää kunkin alueen arvokkain eli luonnontilaisiin osa. Kasvillisuuskuvioinnin apuna käytettiin ilmakuvia. Maisemaa arvioitiin myös silmämääräisesti.

Perinnemaisemainventointiohjeista poiketen valittiin laidunnuksen vaikutusten tarkempaan tutkiskeluun vielä jokaiselta laitumelta edustavia alueita, joilla laidunnus oli näkyvässä. Aluskasvillisuuden analysointiin käytettiin 1m²:n kokoista ruuturaamia (Kuva 2). Jokaisella valitulla alueella tehtiin satunnaisesti kymmenen ruutua. Kultakin ruudulta määritettiin kenttä- ja pohjakerroksen kasvilajit sekä niiden peittävyysprosentit. Myös kontrollialueilla tehtiin 10 ruutua kullakin. Tutkimuksessa käytetty putkilokasvien nimistö on Hämet-Ahdin ym. (1998) mukainen.

Tutkimuksessa tarkasteltiin perinteisten ja ympärivuotisten laidunten välisiä eroja kasvillisuudessa ja laitumen ominaispiirteissä. Lisäruokinnan vaikutusta kasvillisuuteen arvioitiin lajistoinventoinnin yhteydessä. Laidunnettujen alueiden kasvillisuutta verrattiin myös saman metsätyyppin laiduntamattomaan alueeseen. Tutkimuksessa pohdittiin myös onko eläinmäärällä suhteessa alueen kokoon vaikutusta alueen kasvillisuuspiirteisiin, miten eri laidunnustavat vaikuttavat maisemaan ja miten laitumien monimuotoisuutta voitaisiin mahdollisesti lisätä. Tutkittujen metsälaitumien ominaispiirteitä ja lajistoa vertailtiin myös valtakunnallisessa perinnebiotooppi-inventoinnissa mukana olleisiin metsälaitumiin. Tarkempaan vertailuun valittiin kuusi Pohjois-Pohjanmaan-Koillismaan perinnebiotooppikohdetta, jotka metsätyypeiltään vastasivat mahdollisimman hyvin Taivalkosken kohteita. Perinnebiotoopit olivat arvoluokiltaan P- (paikallinen– , juuri ja juuri joitakin perinnemaisemiarvoja), ja P+ (lähellä maakunnallista arvoluokkaa). Valitut vertailukohteet olivat Taivalkoskelta Horsman metsälaidun (P-), Kuusamosta Koskenkylän metsälaitumet (P+), Väärävaaran metsälaidun (P-), Ylikiimingistä Soronperän laitumet (P+), Mannilan Pikkaraisen laitumet (P-) ja Huumon metsälaidun (P-). Alueiden kuvaukset ovat löydettävissä Pohjois-Pohjanmaan perinnemaisemat –julkaisusta (Vainio & Kekäläinen 1997).



Kuva 2. Kasvitutkimus herätti kiinnostusta. Tilan isäntä esittelee ruuturaamia utelialle sonnipojille. (Kuva: Marja Hägg).

Tilastolliset analyysit

Tulosten tilastolliseen testaamiseen käytettiin Windowsin SPSS – tilastolaskentaohjelman versiota 11.5. Hypoteesina oli, että laidunnettujen ja

laiduntamattomien alueiden välillä on eroavaisuuksia lajimäärissä ja peittävyyksissä.

Putkilokasvien ja sammalten lajilukumääriä ja peittävyksiä tarkasteltiin ei-parametrisin testein, sillä parametristen testien käyttöedellytykset eivät täytyneet. Kruskal-Wallis testillä tutkittiin aluksi eroavatko ryhmät toisistaan. Parittainen vertailu koealojen kesken tehtiin Mannin-Whitney U-testillä, jolloin saatiin tarkemmin selville mitkä koekäsittelyt poikkeavat toisistaan.

Putkilokasvien ja sammalten monimuotoisuutta eri tavalla laidunnettujen ja laiduntamattoman metsän välillä tutkittiin Shannon-Wienerin diversiteettiindeksillä H' (ks. Hanski ym. 1998). Yhteisöjen samankaltaisuutta arvioitiin Jaccardin tasaisuusindeksillä J' . Diversiteettejä verrattiin tämän jälkeen vielä varianssianalyysillä.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Kasvilajisto ja kasvillisuuden peittävyys

Kaiken kaikkiaan laidunnuksen vaikutukset kasvillisuuteen olivat useilla laitumista jokseenkin vähäisiä, mutta havaittavissa. Vaikka lajisto metsälaitumilla olikin melko yksipuolista, oli se laidunnuksen vaikutuksesta monipuolistunut, etenkin perinteisesti laidunnetuilla metsälaitumilla. Tuloksemme tukevat kirjallisuudessa (esim. Mitchell & Kirby 1990) esitettyjä tuloksia, että lievä laidunnus lisää puustoisissa ympäristöissä kasvien lajiversiteettiä.

Metsälaitumen lajistoon vaikuttaa ensisijaisesti metsätyyppi (Vainio ym. 2001). Tuoreen ja kuivahkon kankaan mustikka- ja puolukkatyyppien lajistosta löytyy ensisijaisesti varpukasveja. Laidunnuksen vaikutus tutkituilla alueilla voidaan havaita kaluttuina varpuina ja varvuston peittävyuden pienemisenä verrattuna laiduntamattomaan samaan metsätyyppiin. Laidunnuksen vaikutuksesta metsäkasvit vähenevät ja heinät, ruohot ja ruderaattikasvit lisääntyvät (mm. Malkamäki & Hæggström 1997, Vainio ym. 2001).

Niittyjen lajistoon verrattuna metsälaitumien lajisto on niukka. Kohteilla esiintyviä tyypillisiä metsälaidunnuksesta hyötyviä kasvilajeja ovat esimerkiksi metsälauha, nurmilauha (*Deschampsia cespitosa*), nurmirölli (*Agrostis capillaris*) ja rehevöitymistä ilmentävä rönsyleinikki (*Ranunculus repens*). Metsälaitumien aukioilla ja metsänlaiteilla esiintyy niittyjen ruohoja kuten niittyleinikkiä (*Ranunculus acris*), puna-ailakkia (*Silene dioica*) ja siänkärämöä (*Achillea millefolium*). Laidunnuksesta hyötyvät tai riippuvaiset kasvit ovat usein kasvullisesti lisääntyviä, lyhyitä hemikryptofyyttejä (eli puolipiilijöitä, jotka elävät ainakin osan elinkaarestaan maan alla piilossa), kuten matalia ruohokasveja ja ruusukkeellisia tai rönsyllisiä kasveja (mm. Kauppi 1965, Huhta 2001), mikä oli hyvin havaittavissa myös Taivalkosken laitumilla. Matalia ja rönsyllisiä, rehevöitymistäkin ilmentäviä kasveja ovat muun muas-

sa edellä mainittu rönsyleinikki sekä valkoapila (*Trifolium repens*), joita esiintyi laitumien metsänlaiteilla ja aukkopaikoilla paikoin runsaasti.

Perinnebiotooppien huomionarvoisia lajeja (Vainio ym. 2001) löytyi kahdelta kohteelta. Kokkonotkon ympärivuotiselta laitumelta löytyi kissankäpälää ja Nuottivaaran perinteiseltä laitumelta soikkokaksikkoa (*Listera ovata*). Vertailussa mukana olleelta seitsemältä perinnebiotooppikohteeltakin huomionarvoisia lajeja löytyi vain muutama, ja kutakin vain yhdellä kohteella. Näitä metsälaitumilla tavanomaisimpia huomionarvoisia perinnebiotooppikohteilta löytyneitä lajeja olivat jäkki (*Nardus stricta*), kissankäpälä (*Antennaria dioica*) ja nurmitatar (*Bistorta vivipara*).

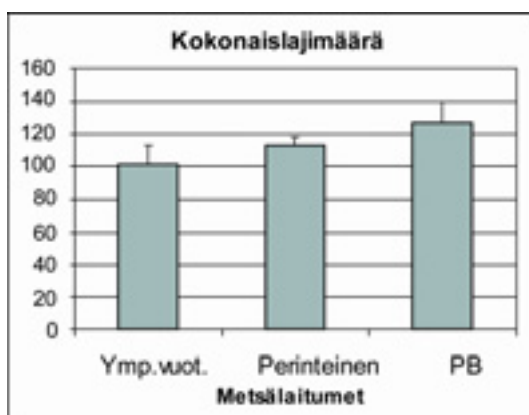
Uhanalaisia kasvilajeja ei Taivalkosken metsälaitumilta löytynyt. Myös valtakunnallisessa perinnebiotooppi-inventoinnissa metsälaitumilta löytyi uhanalaisia lajeja vain niukasti. Näistäkin varsinaiset metsäkasvit olivat levinneisyydeltään eteläisiä ja niitä havaittiin ainoastaan etelä- ja lounaissuomen metsälaitumilta. Etelä- ja Lounais-Suomen metsälaitumet eroavat kasvillisuudeltaan muutenkin suuresti Taivalkosken metsälaitumista. Muut metsälaitumilla havaituista uhanalaisista kasvilajeista on ensisijaisesti niittyjen lajeja (Vainio ym. 2001) ja niitty laikkuja oli Taivalkoskenkin metsälaitumilla suhteellisen vähän. Laidunnukselta hyötyville uhanalaisille lajeille laidunnus on monin paikoin ollut liian heikkoa ja ennen kaikkea liian lyhytaikaista luodakseen sopivia, niittymäisiä kasvupaikkoja. Uhanalaisten tai edes silmälläpidettävien niitylajien esiintyminen vaatisi joko pitkäaikaisen perinteisen laidunkäytön, maaperässä säilyneen siemenvaraston tai siementen/leviäinten kulkeutumisen sopivalle niitylaikulle muualta.

Muulla tavoin mielenkiintoisia laitumilta löytyneitä lajeja ovat orkidea -heimoon kuuluvat kämmekkälajit kuten kalkkimaariankämme (k) (*Dactylorhiza fuchsii*) ja herttakaksikko (*Listera cordata*) Kokkonotkossa sekä soikkokaksikko Nuottivaarassa. Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) uhanalaisluokituksessa kalkkimaariankämme kuuluu uhanalaisuuden määrittämiseltään puutteellisesti tunnettuihin seurattaviin lajeihin. Herttakaksikko luetaan elinvoimaisiin lajeihin eikä se ole seurattava laji. Soikkokaksikko on IUCN -luokituksen mukaan elinvoimainen laji. Laji on koko maassa rauhoitettu ja kuuluu seurattaviin lajeihin. Horsmanvaaran laitumelta on havainto määrittämättömästä kämmekkälajista, mutta tarkempien kasvupaikkatietojen puuttuessa lajia ei löytynyt kasvillisuusinventointien yhteydessä.

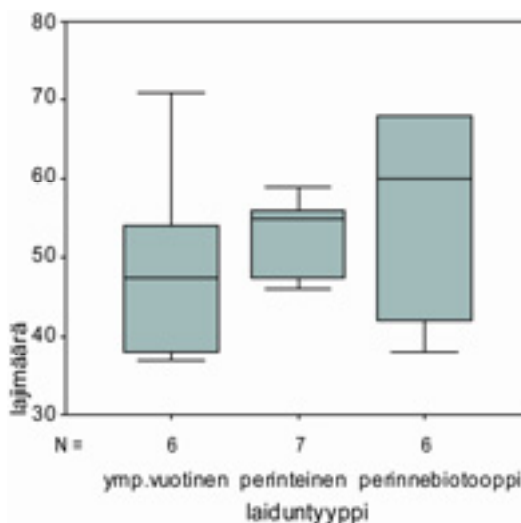
Laidunnuksen todettiin lisäävän lajiston monimuotoisuutta tutkituilla alueilla. Perinnemaisemainventoinnin kasvillisuuden tarkastelussa havaittiin, että laiduntamattoman metsän kasvillisuus on yksipuolisempaa kuin laidunnetuissa metsissä. Kasvillisuusruudut osoittivat putkilokasvien lajimäärän jäävän pienimmäksi ympärivuotisesti laidunnetuilla metsälaitumilla. Laiduntamattoman metsän keskimääräinen putkilokasvimäärä aluskasvillisuusruuduilla oli vain hiukan ympärivuotista suurempi, mutta ero oli kuitenkin tilastollisesti merkit-

sevä. Kasvien lajimäärät aluskasvillisuusruuduilla olivat suurimpia perinteisesti laidunnetuilla metsälaitumilla. Laidunten kokonaislajimääriä perinnemaisemainventoinnin perusteella tarkasteltaessa voidaan kuitenkin havaita että myös ympärivuotisesti laidunnetuilla alueilla lajisto oli monipuolistunut. Perinteisesti laidunnetuilla metsälaitumilla putkilokasvien kokonaislajimäärä oli suurempi (113 lajia) kuin ympärivuotisesti laidunnetuilla metsälaitumilla (101 lajia). Molemmilla laiduntyypeillä lajimäärät jäivät pienemmiksi kuin varsinaisilla perinnebiotoopeilla (127 lajia) (Kuva 3). Perinnemaisemainventoinnin keskimääräiset lajilukumäärät laidunta kohden noudattelivat niin ikään samaa suuntausta: ympärivuotisilla keskimäärin 49 lajia, perinteisesti laidunnetuilla 52 lajia ja perinnebiotoopeilla 56 lajia (Kuva 4). Lajimäärissä ei laiduntyyppien välillä ollut tilastollisesti merkitsevää eroa ($p = 0,556$). Yksittäisiä laitumia verrattaessa keskenään, havaitaan ympärivuotisella Kokkonotkon laitumella olevan laitumista suurin lajimäärä (71 lajia). Kokkonotkon laitumella lajistokin oli mielenkiintoinen. Lajimäärää selittää osin erilaisen pienhabitaattien runsaus, mutta myös silminkin havaittavissa oleva laidunnuksen ja muun hoidon positiivinen vaikutus.

Kuva 3. Kokonaislajimäärä ja keskihajonnat (jana) ympärivuotisesti (n=6) ja perinteisesti (n=6) laidunnetuilla metsälaitumilla sekä perinnebiotoopeilla (n=6) perinnemaisemainventoinneissa.



Kuva 4. Metsälaitumien putkilokasvien lajimääriä perinnemaisemainventoinneissa. Taivalkosken ympärivuotisesti ja perinteisesti laidunnettujen metsälaitumien lajimääriä verrattiin kuuteen valtakunnallisessa perinnemaisemainventoinneissa mukana olleiden metsälaidunten lajimääriin (perinnebiotooppien arvoluokka P → P+).



Vaikka ympärivuotista laidunnusta onkin Kokkonotkon laitumella harjoitettu vasta vuodesta 1998 alkaen, ulottuu hoitohistoria 40 vuoden taakse, jolloin aluetta on laidunnettu perinteisesti ja osaa laitumesta myös niitetty. Myös Koviovaaran ympärivuotisella laitumella kokonaislajimäärä kohosi melko korkealle (54 lajia). Koviovaara on laitumista laajin, jonka vuoksi erilaisia elinympäristöjä mahtuu laitumelle enemmän ja sen myötä myös useampia eri lajeja. Perinteisesti laidunnetuista metsälaitumista suurin lajimäärä oli Nuottivaaralla (59 lajia). Nuottivaaran suuren lajimäärän saattaa selittää kohtalaisen pitkä hoitohistoria. Myös Horsmanvaaran kokonaislajimäärä ja hoitohistoria on melko pitkä, mutta alue eroaa muista laitumista myös metsätyypiltään. Horsmanvaara on muihin laitumiin nähden huomattavasti rehevämpi. Metsäkasvillisuustyypin on todettu vaikuttavan laji- ja yksilömääriin siten, että rehevämmissä metsätyypeissä kokonaislajimäärä on keskimäärin suurempi kuin karummissa (Siitonen 1999). Perinnemaisemainventoinneissa runsaasti lajeja löytyi myös Lummeniemessä ja Siika-aholla.

Aluskasvillisuusruutujen perusteella suurin keskimääräinen lajimäärä oli Lummeniemessä (8,8 lajia/ruutu), toiseksi suurin Horsmanvaaralla (7,8/ruutu), kolmantena Poroperä (7,3/ruutu), Nuottivaaran ollessa neljäntenä (6,4/ruutu).

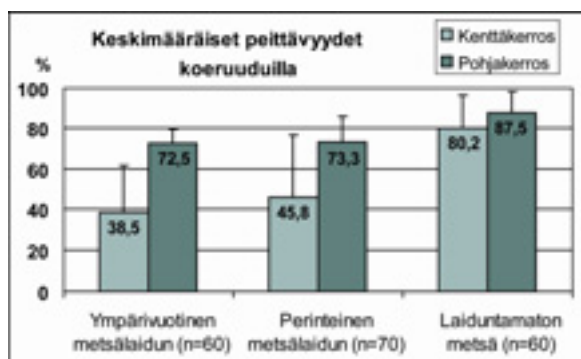
Taivalkosken metsälaitumilla sammalten ja jäkälien peittävyys on pienentynyt laidunnuksen vaikutuksesta (Kuva 6). Tämä johtuu siitä, että metsäsammalet ja erityisesti poronjäkävät ovat herkkiä tallaukselle (Malkamäki & Hægström 1997). Peittävin, pääasiassa sammalista koostuva pohjakerros, oli kontrollialueilla, joilla peittävyys oli lähes poikkeuksetta 100 %. Erot laidunten ja laiduntamattoman metsän välillä olivat merkitseviä ($p = 0,001$ ja $0,025$). Pohjakerroksen peittävyudet olivat lähes samansuuruisia ympärivuotisilla ja perinteisillä metsälaitumilla, eivätkä ne eronneet toisistaan merkitsevästi ($p = 0,363$). Ympärivuotisilla laitumilla sammalmaton peittävyyttä pienensi pääosin maanpinnan kuluneisuus, kun taas perinteisillä metsälaitumilla peittävyyttä pienensi usein neulas- ja lehtikarke.

Erot pohjakerroksen lajiston koostumuksessa laidunnettujen ja laiduntamattoman metsän välillä olivat huomattavissa aluskasvillisuusruuduilla. Karjan laidunnuksen vaikutuksia metsien ja korprien sammaliin on tutkittu vain vähän. On kuitenkin havaittu (Pykälä 2001), että laidunnuksen aiheuttama putkilokasvien biomassan vähentyminen vaikuttaa yleensä myönteisesti sammallajistoon. Laidunnuksen vaikutuksesta sammalten lajimäärä kasvaa ja etenkin paljaiden maiden sammallajit lisääntyvät (Pykälä 2001), mikä oli hyvin näkyvissä myös tutkimusruuduilla. Taivalkosken perinteisesti laidunnetuilla laitumilla oli ruutua kohti keskimäärin useampi sammallaji kuin kontrollialueilla tai ympärivuotisilla laitumilla (Kuva 5). Ero perinteisen ja kontrollin välillä oli tilastollisesti merkitsevä ($p = 0,001$). Ympärivuotisen ja kontrollin välillä merkitsevyys ei ollut niin suuri ($p = 0,034$). Laidunnetut alueet eivät lajimääriltään eronneet merkitsevästi toisistaan ($p = 0,156$) (Taulukko 2).

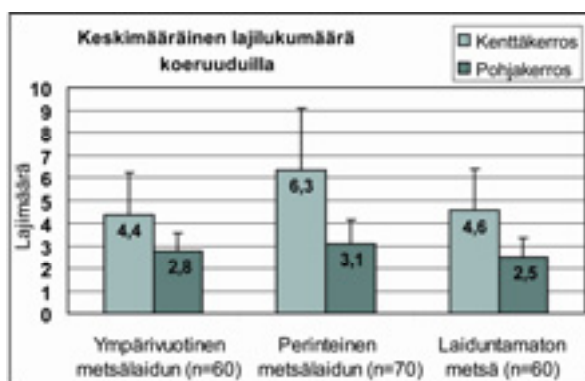
Lajistoa tarkastelemalla voidaan havaita avointen paikkojen lajien lisääntyneen. Tällaisia metsäkasvillisuuden sukkession alkuvaiheen pohjakerroksen sammalistoön kuuluvia lajeja ovat muun muassa kulosammal (*Ceratodon purpureus*), varstasammalet (*Pohlia* spp.) ja kangaskarhunsammal (*Polytrichum juniperinum*) (Laaka-Lindberg 2002). Tyypillisiä metsälaitumen sammalia ovat myös sompasammalet (*Orthotrichum* spp.), jotka elävät karjan, hirven ja poron lannalla (Pykälä 2001).

Laidunnuksen vaikutuksesta karjan hylkimät kasvit runsastuvat, mikä oli nähtävissä myös Taivalkosken tutkimusalueilla. Laidunnus suosii esimerkiksi kseromorfisia (kuiviin oloihin sopeutuneita), karkeapintaisia, piikkikäitä ja myrkyllisiä kasveja (Malkamäki & Hægström 1997). Kaikki ihmiselle myrkylliset kasvit, kuten esimerkiksi kielo (*Convallaria majalis*), eivät kuitenkaan ole karjalle myrkyllisiä (Malkamäki & Hægström 1997). Lampimäen (1939) mukaan laidunnus suosii havupuustoa, koska karja syö mieluummin lehtipuiden vesoja ja taimia kuin havupuiden vuosikasvaimia. Muiden muassa Buttenschön ja Buttenschön (1978) ovat tutkimuksissaan havainneet pajun, pihlajan, haavan ja jossain määrin myös koivun kelpaavan parhaiten naudtakarjalle (ja lampaille).

Kuva 5. Kenttä- ja pohjakerroksen keskimääräiset lajilukumäärät Taivalkosken koeruuduilla. Jana ilmaisee keskihajonnan.



Kuva 6. Kenttä- ja pohjakerroksen keskimääräiset kokonaispeittävydet prosentteina Taivalkosken koeruuduilla. Jana ilmaisee keskihajonnan.



Huonoiten karjalle kelpaavat kuusi, harmaaleppä ja kataja, joten nämä lajit hyötyvät metsien laiduntamisesta (Lampimäki 1939). Useilla Taivalkosken metsälaitumista olikin havaittavissa lehtipuiden taimien ja alaoksien puuttuminen. Sen sijaan katajat olivat jääneet karjalta syömättä. Katajaa esiintyi paikoitellen runsaana ja se olikin pensaskerroksen valtalaji kaikilla tutkituilla laitumilla. Piikikkäistä kasveista eräillä laitumilla havaittiin muun muassa ohdakkeita (*Carduus crispus*).

Samanlaisilla metsätyypeillä oli silmin havaittavissa, että aluskasvillisuus oli laiduntamattomassa metsässä runsaampaa kuin laidunnetussa metsässä. Laidunnus on siis vaikuttanut sekä maisemaan että kasvillisuuden rakenteeseen. Erot olivat suuremmat verrattaessa kontrollialueen laiduntamatonta metsää ympärivuotisesti laidunnettuun metsälaitumeen kuin verrattaessa perinteiseen metsälaitumeen. Aluskasvillisuusruutujen aineisto osoitti saman. Kenttäkerroksen peittävyys oli pienin ympärivuotisesti laidunnetuilla metsälaitumilla ja hieman suurempi perinteisillä laitumilla. Suurin kenttäkerroksen peittävyys oli kontrollialueella. Ero ympärivuotisen ja perinteisen välillä ei ollut kuitenkaan suuri eikä tilastollisesti merkitsevä ($p = 0,292$) (Taulukko 2). Sen sijaan kontrollialueeseen verrattuna ero kenttäkasvillisuuden peittävyudessa oli huomattava. Metsälaitumilla karja vaikuttaa aluskasvillisuuden peittävyteen ja biomassaan syömällä ja tallaamalla jo lyhyelläkin aikavälillä, jopa yhdessä kasvukaudessa, kun laidunnuspaine on suuri (Malkamäki & Hægström 1997). Myös Brunet (1992) on todennut metsälaidunnuksen selvästi vaikuttavan kenttäkerroksen rakenteeseen ja kasvillisuuteen.

Ekologisilta oloiltaan samankaltaisten metsien kasviston erot saattavat johtua myös aiemman laidunkäytön eroavuuksista (Brunet 1992). Tutkimuksessa mukana olleiden perinteisesti laidunnettavien ja ympärivuotisten laidunten eroina olikin, että perinteisillä laitumilla laidunnus oli jatkunut huomattavasti, jopa 50 vuotta, pidempään kuin ympärivuotisilla laitumilla. Vaikka aikaisempi laidunnus näillä perinteisesti laidunnetuilla laitumilla ei välttämättä olekaan ollut perinteisen kaltaista, näyttäisi pidempi laidunnushistoria vaikuttaneen kasvillisuuteen.

Myös erot puuston peittävyudessa ja tiheydessä olivat useimmiten silmin havaittavissa verrattaessa laitumen aluetta aidan toisella puolella olevaan laiduntamattomaan metsään. Laiduntamattomalla alueella puuston latvuspeittävyys ja runsaus olivat suurempia. Usein ei myöskään laiduntamaton alue ollut täysin luonnontilaista vaan aidan toisella puolella saattoi olla tiheää taimikkoa tai talousmetsää, mikä paikoin vaikutti suurestikin eroihin.

Taulukko 2. Ympärivuotisten ja perinteisten metsälaitumien sekä laiduntamattomien metsien kenttä- ja pohjakerroksen keskimääräinen peittävyys, lajimäärä, diversiteetti (Shannon) ja tasaisuus (Jaccard) + keskivirhe sekä Kruskal-Wallis testin ja Mannin-Whitneyn parittaisten testien p -arvot. Taulukossa yv = ympärivuotinen, pb = perinteinen ja k = kontrolli eli laiduntamaton metsä. Merkitsevä arvo ($p < 0,05$) on merkitty tähdellä.

	Keskiarvot \pm keskivirhe:			Kruskal-Wallis	Mann-Whitney		
	ympärivuotinen	perinteinen	laiduntamaton	df 2	yv-k	pb-k	yv-pb
<i><u>Kenttäkerros</u></i>							
Peittävyys	38,5 \pm 3,00	45,8 \pm 3,70	80,2 \pm 2,11	0,000*	0,000*	0,000*	0,292
Lajimäärä	4,4 \pm 0,23	6,3 \pm 0,34	4,6 \pm 0,23	0,000*	0,492	0,000*	0,000*
Shannon	2,3 \pm 0,21	2,4 \pm 0,13	2,0 \pm 0,12				
Jaccard	0,6 \pm 0,05	0,6 \pm 0,03	0,5 \pm 0,03				
<i><u>Pohjakerros</u></i>							
Peittävyys	72,5 \pm 3,75	73,3 \pm 3,95	87,7 \pm 2,37	0,005*	0,001*	0,025*	0,363
Lajimäärä	2,8 \pm 0,11	3,1 \pm 0,14	2,5 \pm 0,11	0,003*	0,034*	0,001*	0,156
Shannon	1,5 \pm 0,060	1,7 \pm 0,07	1,3 \pm 0,12				
Jaccard	0,4 \pm 0,02	0,4 \pm 0,02	0,3 \pm 0,03				

Lajien havainnoinnissa on otettava huomioon, että osa laitumista oli erittäin suuria ja kasvillisuusinventointiin käytetyt voimavarat rajallisia. On todennäköistä, että aivan kaikkia alueen kasveja ei ole siksi voitu havaita. Ympärivuotisilla laitumilla kasvillisuusinventoinnissa on virhelähteenä huomioitava myös laitumella laiduntavat suuret sonnit, joiden vuoksi osa alueesta saattoi jäädä vähemmälle huomiolle (Kuva 7).

Taivalkosken metsälaitumilla jäkälä- ja sienilajistoa ei tutkittu muualta kuin kasvillisuusruuduilta, mutta jäkälälajistoltaan merkittävistä puulajeista voidaan mainita laitumilla esiintyvät haapa ja raita. Raidan on todettu olevan boreaalisen vyöhykkeen puulajeista jäkälälajistoltaan kuudenneksi rikkain ja haapa lajistoltaan ainutlaatuisin. Sekä raidalla että haavalla kasvaa useita niihin erikoistuneita jäkälälajeja, joita tavataan vain harvoin muilla puulajeilla (Siitonen 1999).



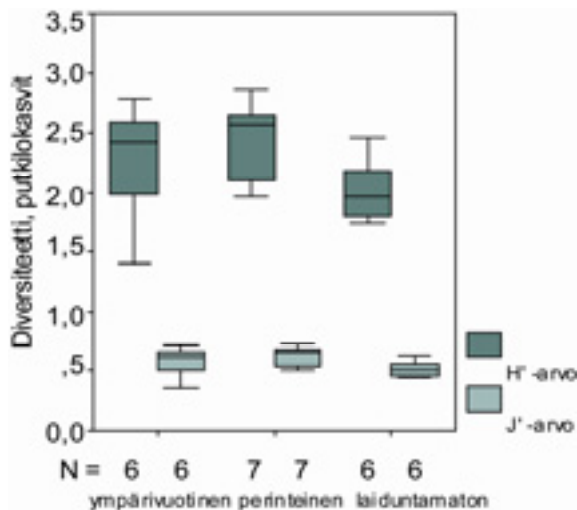
Kuva 7. Sonni kuopii maata metsälaitumella. (Kuva: Kari Kovalainen).

Monimuotoisuusindeksi

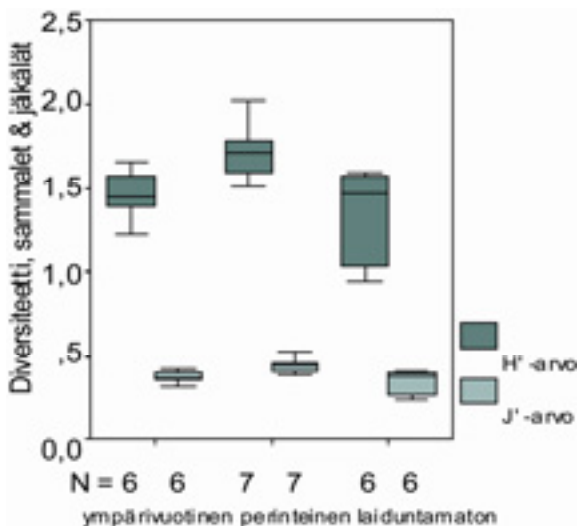
Sekä putkilokasvien (Kuva 8) että sammalten ja jäkälien (Kuva 9) monimuotoisuus oli Shannon-Wienerin indeksillä mitattuna suurin perinteisesti laidunnetuilla metsälaitumilla. Putkilokasveilla ero eri metsien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($df = 2; p = 0,143$). Sammalten ja jäkälien monimuotoisuus sen sijaan erosi merkitsevästi ($df = 2; p = 0,030$). Sammalilla ja jäkälillä perinteisen metsälaitumen monimuotoisuus erosi merkitsevästi sekä laiduntamattomasta metsästä että ympärivuotisesti laidunnetusta metsälaitumesta.

Jaccardin tasaisuusindeksi, J' , joka kuvaa runsausjakauman tasaisuutta, on yksi, mikäli kaikkien lajien runsaus on kaikissa yhteisöissä sama. Luonnonyhteisöissä runsausjakaumat ovat kuitenkin epätasaisia ja indeksin arvo jää alle yhden (Hanski ym. 1998). Tutkimusaineiston kasvillisuusyhteisöjen tasaisuus vaihteli putkilokasveilla välillä 0,36-0,73 ja sammalilla ja jäkälillä välillä 0,26-0,52. Järjestys oli jotakuinkin sama kuin Shannon-Wienerin

Kuva 8. Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin arvot H' ja runsausjakauman tasaisuutta kuvaavan Jaccardin indeksin J' -arvot ympärivuotisesti laidunnetuilla metsälaitumilla, perinteisesti kesäisin laidunnetuilla metsälaitumilla sekä laiduntamattomissa metsissä. Indeksiarvot putkilokasveille. N -arvo tarkoittaa koalueiden lukumäärää, ei koeruutujen määrää.



Kuva 9. Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin arvot H' ja runsausjakauman tasaisuutta kuvaavan Jaccardin indeksin J' -arvot ympärivuotisesti laidunnetuilla metsälaitumilla, perinteisesti kesäisin laidunnetuilla metsälaitumilla sekä laiduntamattomissa metsissä. Indeksiarvot sammalille ja jäkälille. N -arvo tarkoittaa koalueiden lukumäärää, ei koeruutujen määrää.



diversiteetti-indeksin antama järjestys. Tasaisuusindeksi oli sekä putkilokasveilla että sammalilla ja jäkälillä hieman suurempi perinteisesti laidunnetuilla metsälaitumilla kuin muilla koalueilla. Putkilokasveilla pienin J' -arvo oli laiduntamattomassa metsässä, mutta ero perinteisesti laidunnettuun ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Sammalilla ja jäkälillä ympärivuotisen laitumen ja laiduntamattoman metsän arvot olivat suurin piirtein samoja eikä ero ollut merkitsevää. Sammalilla ja jäkälillä ainoastaan perinteisen ja laiduntamattoman metsän tasaisuusindeksit erosivat merkitsevästi ($p = 0,03$) toisistaan.

Lisäruokinnan vaikutukset

Useilla ympärivuotisesti laidunnetuilla metsälaitumilla oli näkyvissä lisäruokinnan aiheuttama rehevöityminen ruokailupaikan ja makuusuojen ympäristössä sekä rehun kuljetusreiteillä. Muissakin tutkimuksissa (mm. Malkamäki

& Hægström 1997) talviruokinnan seurauksena karjan jätöksien on todettu aiheuttavan ravinteiden runsastumisen näillä alueilla. Eräillä kohteilla lisäruokinta ei painottunut pelkästään talvikauteen, vaan eläimille annettiin rehua myös kesällä. Lisärehua annettiin myös eräillä perinteisesti kesäisin laidunnettavilla metsälaitumilla. Rehevöityminen näkyi typensuosijakasvien runsastumisena sekä joillakin laitumilla myös rehukasvien leviämisenä laitumen alueelle. Rehevöitymisen vaikutus oli kuitenkin suhteellisen paikallista, rajoittuen alueille, joilla rehua oli käsitelty. Lisärehun antoa ei perinnemaisemilla suositella sen vuoksi, että se lisää kierrossa olevien ravinteiden määrää, kun useimmat niittykasvit ovat sopeutuneet kasvamaan nimenomaan vähäravinteisessa maaperässä.

Näennäisesti ruokailupaikkojen ympäristö saattaa rehevän kasvillisuutensa johdosta vaikuttaa kasvilajistoltaan ympäristönsä monimuotoisemmalta. Todellisuudessa lisärehun rehevöittävä vaikutus, typen ja ravinteiden lisääntyminen aiheuttavat sellaisten kasvien lisääntymisen, jotka ovat voimakkaita kilpailijoita ja tehokkaita leviäjiä ja vievät näin ollen kasvutilaa heikommilta lajeilta. Siten nämä typensuosijakasvit vähentävät laitumen kasvilajiston monimuotoisuutta. Taivalkosken kohteilla yleisin rehevöitymistä ilmentävä kasvi oli pihatähtimö (*Stellaria media*), jota esiintyi jokaisella tutkitulla metsälaitumella. Rehevöityneillä alueilla esiintyi runsaasti myös rönsyleinikkiä (*Ranunculus repens*). Varsinaisiin perinnebiotooppeihin verrattuna tutkituilla laitumilla esiintyi myös useammin voikukkaa (*Taraxacum sp.*). Perinteisesti laidunnetuilla kohteilla voikukka oli jopa yleisempi kuin ympärivuotisilla laitumilla. Voikukkaa esiintyy useimmin keinolannoitetuilla alueilla kun taas pihatähtimö ja pihatatar (*Polygonum aviculare*) karjan lannoittamilla alueilla.

Osa rehevöitymisestä hyötyvistä kasveista on korkeakasvuisia, jolloin kenttäkerroksen valaistusolosuhteet muuttuvat ja matalammat, runsaasti valoa tarvitsevat kasvit häviävät paikalta. Tutkimillamme laitumilla esiintyi tällaisista kasveista runsaasti esimerkiksi maitohorsmaa (*Epilobium angustifolium*), vadelmaa (*Rubus idaeus*), hevонhierakkaa (*Rumex longifolius*) ja nokkosta (*Urtica dioica*). Laitumilla esiintyi myös koiranputkea (*Anthriscus sylvestris*).

Rehevöitymisen merkkejä oli runsaasti havaittavissa niin ympärivuotisilla kuin perinteisestikin laidunnetuilla kohteilla. Myös jokaisella perinnebiotoopilla esiintyi lajeja, jotka runsastuessaan indikoivat rehevöitymistä (Taulukko 3). Ympärivuotisilla metsälaitumilla kyseiset lajit esiintyivät usein runsaampana kuin perinteisesti laidunnetuilla metsälaitumilla.

Tiloilla, joilla karjalle oli annettu lisärehua, oli rehevöitymisen lisäksi havaittavissa, että ruokintapaikan ympäristö oli usein tallattu suurelta osin kasvitomaksi. Joillakin tiloilla ruokintapaikan ylilaidunnus oli kuitenkin ratkaistu siirtelemällä ruokintapaikkaa tasaisin väliajoin eri paikkaan. Tällä tavoin estetään maaston liika kulumisen ruokintapaikan ympäristöstä. On kuitenkin

selvää, että ruokailupaikan siirtäminen levittää myös rehevöitymisvaikusta laajemmalle alueelle.

Metsälaitumien haitallinen rehevöityminen on valitettavasti yleistynyt. Pykälän (2001) mukaan metsälaitumia, joiden kasvillisuudessa ei näy merkkejä rehevöitymisestä, on Suomessa jäljellä enää varsin vähän. Vertailussamme mukana olleilla perinnebiotoopeillakin esiintyi typpikasveja, joskin vähemmän kuin Taivalkosken syksyllä 2004 tutkituilla alueilla. Paitsi lisärehun anto, myös metsälaitumien laiduntaminen yhdessä peltolaitumien ja kylvönurmien kanssa lisää ravinteiden määrää ja rehevöitymistä. Taivalkosken perinteisesti laidunnetuista kohteista yli puolella eläimet pääsivät laiduntaan kylvönurmille, mikä näkyi metsän ja pellon laiteiden rehevöitymisinä.

Rehevöitymistä voi aiheuttaa myös ilman mukana tuleva typpilaskeuma, mutta tällöin rehevöityminen olisi havaittavissa laajemmalla alueella eikä niinkään paikallisesti. Mikäli metsälaidun on rajattu peltoon, kuten Taivalkosken muutamalla kohteella saattaa viereisiltä pelloilta lisäksi levitä lannoitteen levitysvaiheessa tuulen kuljettaman maa-aineksen mukana lannoitepölyä. Perinnebiotooppien valtakunnallisen kartoituksen tulokset viittaavat siihen, että Suomessa perinnebiotoopeille tulee ravinteita enemmän lisärehun ja

Taulukko 3. Kasvit, jotka runsastuessaan indikoivat rehevöitymistä ja luonnon monimuotoisuuden vähenemistä (Pykälä 2001, muokattuna). Esiintymisfrekvenssi tutkituilla laitumilla ja perinnebiotoopeilla. Taulukko kertoo prosenttiosuuden ja lukumäärän laitumista, joilla kyseinen laji esiintyy, mutta ei lajin runsautta yksittäisellä laitumella tai laiduntyyppillä.

Tieteellinen nimi	Ympärivuotiset (n=6)	Perinteiset kesälaitumet (n=7)	Perinnebiotoopit (n=6)
<i>Anthriscus sylvestris</i>	3/6 = 50 %	2/7 = 29 %	1/6 = 17 %
<i>Elymus repens</i>	1/6 = 17 %	2/7 = 29 %	0/7 = 0 %
<i>Epilobium angustifolium</i>	6/6 = 100 %	6/7 = 86 %	6/6 = 100 %
<i>Festuca pratensis</i>	0/6 = 0 %	1/7 = 14 %	0/6 = 0 %
<i>Poa pratensis</i>	4/6 = 67 %	4/7 = 57 %	5/6 = 83 %
<i>Polygonum aviculare</i>	4/6 = 67 %	4/7 = 57 %	0/7 = 0 %
<i>Ranunculus repens</i>	5/6 = 67 %	7/7 = 86 %	6/6 = 100 %
<i>Rubus idaeus</i>	1/6 = 17 %	5/7 = 57 %	6/6 = 100 %
<i>Rumex longifolius</i>	6/6 = 100 %	6/7 = 86 %	1/6 = 17 %
<i>Stellaria media</i>	6/6 = 100 %	7/7 = 100 %	4/6 = 67 %
<i>Taraxacum</i> sp.	5/6 = 83 %	7/7 = 100 %	5/6 = 83 %
<i>Trifolium repens</i>	5/6 = 83 %	7/7 = 100 %	6/6 = 100 %
<i>Urtica dioica</i>	1/6 = 17 %	2/7 = 29 %	4/6 = 67 %

nurmilaitumien kautta kuin suoraan niille annetusta keinolannoituksesta (Pykälä 2001).

Laidunnuspaine

Laidunnuspaineella tarkoitetaan eläinmäärää käytettävissä olevaan rehumäärään nähden (Korpilo 1997). Sen avulla voidaan säädellä, miten tarkkaan kasvillisuus laitumen alueella tulee syödyksi. Liian korkea laidunnuspaine tarkoittaa, että eläinmäärä on liian suuri tarjolla olevaan rehumäärään nähden. Liian korkea laidunnuspaine saattaa heikentää eläinten kasvua ja vaurioittaa kasvillisuutta sekä aiheuttaa maaperän liiallista kulumista. Liian matalalla laidunnuspaineella eläinten syöntimäärä jää kasvillisuuden tuottoa pienemmäksi eikä tavoiteltuja maisema- ja monimuotoisuusarvoja saavuteta. Hyvää luonnonhoitoa on tarpeeksi korkea laidunnuspaine, jossa kasvillisuus syödään tarkkaan matalaksi (Korpilo 1997). Nykyisten suositusten mukaan sopiva keskimääräinen eläintiheys metsälaitumilla on noin 0,05 – 0,4 lihanautaa hehtaaria kohden (Maa- ja metsätalousministeriön asetus erityistukisopimusten tekemisestä). Sopiva laidunnuspaine on kuitenkin aina määriteltävä tapauskohtaisesti.

Taivalkosken metsälaitumilla oli havaittavissa, että laidunpaine laitumen eri osissa oli erilainen. Monimuotoisuuden ylläpitämiseksi tarvitaankin sekä voimaperäisesti että lievemmin laidunnettuja alueita (mm. Pykälä 2001). Useimpiin Taivalkosken tutkittuihin laitumiin sisältyi kuitenkin alueita, joilla laidunnuspaine oli lähes olematonta. Varsinkin suurilla ympärivuotisilla laitumilla oli laajoja alueita, joilla laidunnuksen vaikutukset eivät näkyneet juuri ollenkaan. Eläimiä oli alueen kokoon nähden joissakin tapauksissa liian vähän tai eläimet olivat keskittyneet oleilemaan vain tietyissä laitumen osissa, jolloin muu alue jäi hyödyntämättä. Laitumilla oli havaittavissa myös yllilaidunnettuja alueita. Useimmat voimakkaimmin laidunnetuista alueista sijaitsivat ympärivuotisilla laitumilla. Ympärivuotisesti laidunnetuilla tiloilla laiduntavina eläiminä olivat yleensä sonnit. Suuremmat ja painavammat eläimet paitsi syövät enemmän, aiheuttavat myös enemmän tallausvaikutusta. Voimakkaasti laidunnettuja alueita olivat esimerkiksi talouskeskusten lähiympäristöt sekä talviaikaista lisärehua saavilla tiloilla makuu- ja ruokailupaikkojen ympäristöt. Pykälän (2001) mukaan Suomessa ylilaidunnus aiheutuukin lähes aina rehevöittävästä laiduntavasta. Voimakasta maaston kulumista oli tutkituilla metsälaitumilla lisäksi havaittavissa erillisillä oleskelualueilla, jotka usein olivat ympäristöä korkeammilla ja kuivemmilla paikoilla. Tällaisilla paikoilla kasvillisuus oli usein lähes täysin poiskulunut. Perinteisesti laidunnetuilla alueilla ylilaidunnus ei juurikaan ollut ongelma kasvistolle.

Laidunnuspaineen vaikutusta Taivalkosken metsälaitumien kasvillisuuteen oli paikoitellen hankala määritellä siksi, että laiduntavien eläinten määrät vaihtelevat niin vuosittain kuin laidunkaudenkin aikana. Laitumella saattaa myös samanaikaisesti olla esimerkiksi sonneja ja hiehoja. Lisäksi joitakin

metsälaitumia ei ollut lainkaan aidattu tai alue oli vain osittain aidattu. Entisaikaan metsälaitumilla ei perinteisesti ollutkaan aitoja, vaan karja sai kulkea niillä vapaasti tai paimenen mukana (Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000). Aitaamattomalla metsälaitumella eläimet pääsevät kulkemaan kuitenkin varsinaista metsälaidunta laajemmalla alueella, jolloin myös laidunnuspaine jakaantuu suuremmalle alueelle ja laidunnuspaineen vaikutusta on hankala selvittää. Tilanne nykypäivänä on sikäläkin erilainen, että aitaamattomalle metsälaitumelle kulkeutuu helposti ravinteita varsinaisen metsälaidunosan ulkopuolelta esimerkiksi kylvönurmilta, ja metsälaidun rehevöityy. Luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseksi olisi keskeisintä, että ravinteet kulkeutuisivat karjan lannan mukana pois perinnebiotoopilta (Pykälä 2001). Tällaista ongelmaa ei ennen maatalouden muutoksia vielä ollut.

Metsälaitumien ominaisuuksia

Puustoiset perinnebiotoopit jaetaan yleensä kolmeen ryhmään: hakamaat, lehdes- ja vesaniityt ja metsälaitumet. Näiden lisäksi on olemassa vielä metsälaitumista vaikeasti erotettava laidunnettu metsä. Lehdesniityt ovat alueita, joita on niitetty ja lehdestetty karjan talvirehuksi. Hakamaat ovat laidunnettuja puustoisia alueita, joilla niittykasvillisuus on runsaampaa kuin metsäkasvillisuus. Puuston peittävyys on yleensä 10 – 35 %. Metsälaitumet sen sijaan ovat laidunnettuja metsiä, joissa metsäkasveilla on valta-asema niitylajistoon nähden. Puustoa ei metsälaitumilta juurikaan ole raivattu heinäkasvun edistämiseksi ja puita on kaadettu vain kotitalouskäyttöön. Puuston peittävyys on yli 35 %. Metsälaitumilla on kuitenkin jonkin verran niittykasveja, koska laidunnus muuttaa kasvillisuutta. Metsälaitumet ovat yleensä laaja-alaisempia kuin hakamaat. (Pykälä ym. 1994, Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000, Pykälä 2001, Vainio ym. 2001).

Hakamaiden ja metsälaitumien erot ovatkin pääasiassa biologisia, kuten edellä mainittiin. Maankäyttöön liittyvää periaatteellista eroa niillä ei ole, eikä niitä aikoinaan tietoisesti hoidettu edes omina laiduntyypeinään, vaan haat syntyivät asutuksen lähipiiriin, kun taas metsälaitumet syntyivät kaskimetsien metsittyessä ja vähitellen muuttuessa pysyviksi laidunmaiksi. Perinteisesti haat olivat aidattuja, mutta metsälaitumilla karja sai kulkea joko vapaasti tai paimenen mukana. Tätä alkuperäisintä, lähes kadonnutta laidunnustapaa, ns. väljämetsälaidunnusta (ks. Jäntti 1945), harjoitettiin yleisesti Kainuun, Koillismaan ja Peräpohjolan harvaan asutuilla metsäseuduilla vielä 1960-luvun loppuun saakka, mutta nykyään enää vain vähäisissä määrin (Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000, Vainio ym. 2001).

Kaikki karjan laiduntamat metsät eivät ole metsälaitumia. Yhteistä laidunnetulle metsälle ja metsälaitumelle on, että molemmissa puuston ikä on vaihtelevaa ja puuston peittävyys yli 35 %. Laidunnetussa metsässä laidunnuspaine on alhainen ja laidunnuksen vaikutukset kasvillisuuteen siten alhaiset. Molemmissa metsäkasvillisuus vallitsee, mutta laidunnetussa metsässä metsäkasvillisuus on runsaampaa ja niitylajien peittävyys korkeintaan vain 5 %.

Laidunnettujen metsien ensisijainen käyttö on yleensä metsätalous. (Vainio ym. 2001). Edellä mainittujen kriteerien perusteella Taivalkosken tutkitut kohteet lukeutuvat pääsääntöisesti laidunnettuihin metsiin, vaikkakaan alueet eivät enää ole metsätalouksikäytössä. Laidunnuspaine ei kaikilla laitumilla ollut jakautunut tasaisesti ja laitumiin saattoi sisältyä alueita, joilla puuston peittävyys oli jopa yli 80 %.

Taivalkosken inventoiduista metsälaitumista vain harva täyttää edes osittain perinnebiotoopin metsälaidunmääritelmää, sillä metsälaitumia eivät ole kaikki metsät, joita laidunnetaan. On kuitenkin huomattava, että edes valtakunnallisessa perinnemaisemainventoinnissa ei koko Suomestakaan löytynyt yhtään sellaista metsälaidunta, joka täysin täyttäisi metsälaitumen edustavuuskriteerit, ja jopa kriteerit osittain täyttävät laitumet ovat harvinaisia (Vainio ym. 2001). Taivalkosken metsälaitumien vertailukohteiksi valituista seitsemästä valtakunnallisesta perinnebiotooppikohteesta vain kaksi kohdetta on arvoluokituksestaan lähellä maakunnallista arvotaso (P+). Muilla kohteilla on vain juuri ja juuri joitakin perinnemaisema-arvoja (P-). Syksyllä 2004 inventoiduista kohteista osa sijoittui tässä arvoluokituksessa jälkimmäiseen luokkaan, mutta kaikki eivät siihenkään.

Perinnemaisemien inventointiohjeessa (Pykälä ym. 1994) metsälaitumeksi määritellään karjan laiduntama metsäalue, jossa laidunpaineen on oltava huomattava ja laidunnuksen vaikutukset kasvillisuuteen on oltava selvät eli niittylajistoa on oltava vähintään kohtalaisesti. Varsinaisilla metsälaitumilla metsäkasvillisuus (esim. mustikat) on vallitsevaa, mutta selvästi kärsinyt laidunnuksesta. Kasvillisuudessa täytyisi olla selvästi näkyvissä ruohoja ja heiniä ja edustavalla metsälaitumella usein myös selkeitä niittyaukkoja. Nyt inventoiduilla metsälaitumilla oli yleistä, että niittylajistoa ja niittyaukkoja esiintyi alueiden kokoon suhteutettuna melko vähän ja laikut olivat useimmissa tapauksissa melko pieniä. Kuitenkin kohteilla, joilla karjanlaidunnus oli jatkunut pisimpään, jopa 50 vuotta, oli havaittavissa runsaammin ja useammassa paikoissa ruohoja ja heiniä. Näillä perinteisesti laidunnetuilla laitumilla myös puuston peittävyys oli pienempi ja metsä oli avoimempaa. Tällaisia kohteita olivat muun muassa Nuottivaara, Lehtomäki ja Poroperä. Suurimmat niittylaiikut esiintyivät useimmiten metsän laitamilla, joille oli paikoitellen kehittynyt miltei hakamaisiakin piirteitä (Kuva 10). Paikoitellen alueisiin sisältyi myös niittytyneitä entisiä peltoja ja hakattuja sähkölinjan alusia. Osasy syy niittykasvillisuuden vähäisyydelle on todennäköisesti se, että laitumet eivät ole vielä olleet niin pitkään laidunkäytössä kuin varsinaiselta perinnebiotoopilta vaaditaan. Kymmenen vuoden laidunkäytöllä saadaan jo aikaan muutoksia metsien kasvillisuudessa, mutta perinnemaisemien ominaisuuksien kehittymiseen ja monimuotoisuuden lisäämiseen se on vielä liian lyhyt aika. Toinen syy, etenkin pidempään laidunkäytössä olleilla alueilla, saattaa olla liian alhainen laidunpaine. Karjaa on myös ruokittu lisärehulla tai karjalla on pääsy viljelynurmelle, jolloin metsäkasvillisuus jää syömättä eikä niittylaiikkuja pääse syntymään.



Kuva 10. Hiehoja metsälaitumella. Pitkään laidunnuksessa olleille metsälaitumille kehittyä niitty-laikkuja. (Kuva: Kari Kovalainen).



Kuva 11. Suuret muurahaiskeot ja runsas sienilajisto lisäävät metsälaitumen arvoa. (Kuvat: Marja Hägg 2005).

Useilla inventoiduista kohteista oli näkyvillä joitakin metsälaidunten arvoa nostavia tekijöitä kuten monilajista puustoa, joka on vaihtelevan ikäistä ja – kokoista. Edustavan metsälaitumen tulisikin olla rakenteeltaan normaalia talousmetsää vaihtelevampi (Pykälä ym. 1994). Useilla laitumilla oli kuitenkin alueita, jotka aiemmin olivat olleet metsätalouskäytössä ja joiden puusto oli hyvin yksipuolista. Metsälaitumen arvoa lisääviä tekijöitä ovat myös suuret vanhat puut ja lahoppuut sekä suuret (yli metrin korkuiset) muurahaiskeot (Pykälä ym. 1994) (Kuva 11). Vanhoja puita ja lahoppuita (pystyssä ja maassa) oli muutamilla kohteilla ja muurahaiskeojakin joillakin kohteilla jopa

runsaasti, mutta pääosin keot eivät vielä olleet kovinkaan suuria. Lahopuita oli syntynyt etenkin ympärivuotisesti laidunnetuilla kohteilla sonnien aiheuttamien puustovaurioiden seurauksena. Kaatuneilla maapuilla on lajiston kannalta suuri merkitys. Monet lahopuun sammalista ovat harvinaistuneita ja lahopuun sammalista useat vaativat esiintyäkseen luontaisesti kuolleiden, eriasteisesti lahonneiden puiden jatkuvaa esiintymistä (Laaka-Lindberg 2002). Erityisesti järeillä, kuusimaapuilla elää useiden tutkimuksien mukaan rikkaampi lahottajasieni- ja maksasammallajisto kuin muilla puulajeilla (mm. Siitonen 1999). Erikoistuneita sammalia kasvaa myös kannoilla ja muilla kaatuneilla puunrungoilla (Laaka-Lindberg 2002).

Edustaville metsälaitumille on tyypillistä myös runsas sienilajisto (Kuva 11). Tutkimustuloksia metsälaidunnuksen vaikutuksesta sieniin on vain vähän, mutta monien sienten tiedetään kuitenkin hyötyvän laidunnuksesta tai muunnaisesta maanpinnan rikkoontumisesta. Useimmille sienille on eduksi myös laidunnuksen nopeuttama ravinnekierto ja juuristovaurioiden lisääntyminen. Laidunnetuissa metsissä sienilajisto ja itiöemien kokonaismäärät ovat suurempia kuin laiduntamattomissa metsissä. (mm. Andersson ym. 1993, Keizer 1993). Sieniä näkyi myös otollisten sääolosuhteiden ansiosta Taivalkosken metsälaitumilla suhteellisen runsaasti syksyllä 2004. Sienilajistoa ei kuitenkaan Taivalkosken metsälaitumilta määritetty.

Taivalkosken metsälaitumille oli tyypillistä, että useat laitumista oli otettu laidunkäyttöön vasta suhteellisen vähän aikaa sitten eikä laidunten aikaisempi käyttö ole välttämättä vastannut perinteisen kaltaista hoitoa. Siten usealla laidunalueella oli havaittavissa osan alueesta olleen aikaisemmin talousmetsää, mikä vähentää alueiden arvoa perinnebiotooppina. Laitumien alueisiin sisältyi mm. taimikkoa, ojitettuja alueita ja hakkuualueita. Varsinaiseksi perinnebiotoopiksi paremmin soveltuvat, luonnontilaiset alueet käsittivät usein vain pienen alueen laitumen kokonaispinta-alasta. Eräillä laitumilla alueeseen sisältyi myös entisiä peltoja tai kylvönurmia, joita perinnebiotooppiin ei olisi hyvä sisällyttää, sillä tällaisia alueita on todennäköisesti aikaisemmin lannoitettu eikä kasvillisuus silloin ole luontaisen metsälaidunkasvillisuuden kaltaista. Etenkin ympärivuotisesti laidunnetut metsälaitumet olivat olleet pääsääntöisesti laidunkäytössä vasta 1990-luvun loppupuolelta lähtien. Myös eräillä perinteisesti laidunnetuilla laitumilla oli käytössä ollut taukoja. Edustavimmilla ympärivuotisilla laitumilla taustalla oli aikaisempi perinteisen kaltainen laidunkäyttö.

Laiduntavan eläimen merkitys kasvillisuusvaikutuksiin ja maisemaan

Perinteisesti suomalaisella maatilalla on ollut sekä nautakarjaa, lampaita että hevosia ja eri laiduneläinten yhteislaidunnus on ollut yleistä (Pykälä 2001). Nyt tutkituista laitumista kuitenkin vain yhdellä oli nautakarjan lisäksi lampaita. Yhteislaidunnuksen vaikutuksia kasvillisuuteen on tutkittu melko niu-

kasti, mutta yleisesti yhteislaidunnusta pidetään luonnon monimuotoisuuden kannalta edullisena ja suositeltavana (mm. Hægström 1990, Linusson 1999, Loucougaray ym. 2004, Walker ym. 2004). Eri laiduneläimet täydentävät toisiaan syömällä kasveja joita toiset eivät syystä tai toisesta huoli (Hægström 1990). Olssonin (1984) mukaan lampaat voivat jopa opettaa nautakarjaa syömään pensaita. Yhteislaidunnus on myös laiduntaloudellisesti edullisinta, sillä laidun tulee tehokkaammin hyödynnetyksi ja siitä saadaan enemmän tuottoa.

Laiduntavilla eläimillä havaittiin olevan eroja vaikutuksissa kasvillisuuteen. Etenkin sonnilaitumilla, jotka pääsääntöisesti olivat ympärivuotisia laitumia, havaittiin sonnien kaluavan pensaistoa, puiden taimia ja puiden alaoksia voimakkaasti. Sonnilaitumilla ylimääräistä puuston ja pensaikon harvennusta ei näyttäisi tarvittavan. Ympärivuotisilla metsälaitumilla havaittiin sonnien myös puskevan pieniä puita ja kantoja sekä kuopivan maata, vahingoittaen puiden juuria ja nostaen juuria ylös (Kuva 12). Puustovaurioiden seurauksena varsinkin sonnien oleskelualueilla kuolee puita ja muodostuu lahpuustoa nopeammin kuin luontaisen suksession vaikutuksesta, sillä vaurioituneet kuoret ovat alttiimpia lahovioille. Syönnin lisäksi myös tallaus saattaa estää puuston lisääntymistä (mm. Lampimäki 1939). Bjor ja Graffer (1963) toteavat nautakarjalaidunnuksessa tallaamisen vaikutusten puustoon olevan jopa syönnin vaikutuksia suurempia. Tallauksen vaikutus ei kuitenkaan ole pelkästään kielteistä. Karjan tallaus paljastaa maata, joka on hyvä itämispohja taimille.

Sonnilaitumilla myös maaston kuluminen on voimakkaampaa kuin laitumilla, joilla laiduntaa maitokarja. Sonnit ovat kooltaan suurempia ja painavampia ja lisäksi sonnit toisinaan kuopivat maata. Maaston kulumiseen vaikuttaa eläimen koon lisäksi myös laitumen koko. Laitumen ollessa suuri, laidunpaine jakaantuu suuremmalle alueelle eikä tallaus kohdistu vain yhteen paikkaan. Ympärivuotisilla laitumilla on kuitenkin selkeästi havaittavissa maaston voimakas kuluminen etenkin ruokintapaikkojen ja makuupaikkojen ympäristössä yleensä muutaman aarin alueelta. Tallauksen vaikutuksena on muun muassa havaittu pehmeällä maalla heikkojuuristen kasvien juurien irtoavan maasta (Jensen 1985). Tällaisella alueella maasto voi olla joko täysin kasvitonta tai alueella menestyvät vain voimakkaat kilpailijat, jotka kestävät hyvin tallauksista. Ympärivuotisilla laitumilla nopeat muutokset maastossa ja etenkin kasvillisuudessa johtuvat myös siitä, että pohjoisissa ekosysteemeissä kasvillisuus toipuu vaurioista hitaasti.



Kuva 12. Laitumet kuluvat eläinten suosimista kohdista. Etenkin sonnit kuopivat maata ja vahingoittavat puiden juuria. (Kuva: Kari Kovalainen).

Johtopäätökset

Laidunnuksen vaikutuksesta metsälaitumilla metsäkasvit, etenkin varvut, korkeat ruohokasvit, metsäsammalet ja jäkälät vähenevät. Matalat heinät ja kulttuurivaikutteiset ruohot lisääntyvät (Malkamäki & Hægström 1997). Samoin lisääntyvät paljaiden maiden sammalet. Laidunnuksen vaikutus metsälaitumilla näkyy heinien ja ruohojen osuuden lisääntymisenä, niittyaukkoina ja niittymäisinä metsänlaiteina. Sekä ympärivuotisesti että perinteisesti laidunnetun metsän aluskasvillisuus on avonaisempaa ja vähemmän peittävää kuin laiduntamattomalla samanlaisella metsätyypillä, mikä osoittaa laidunnuksen vaikuttavan kasvillisuuden valaistulosuhteisiin ja biomassaan. Erot ovat suuremmat verrattaessa perinteisesti laidunnettua metsää laiduntamattomaan, mikä osoittaa, että perinteisillä laitumilla laidunpaine on suurempi. Metsäkasvillisuus on laiduntamattomassa metsässä lajistoltaan yksipuolisempaa kuin laidunnetussa metsässä, mikä osoittaa laidunnuksen vaikuttavan kasvillisuuden lajisto- ja kilpailusuhteisiin lisäten lajimäärää ja monimuotoisuutta. Ympärivuotuisilla laitumilla on kuitenkin paikoitellen havaittavissa lajiston yksipuolistumista typensuosijakasvien runsastuessa.

Monimuotoisuuden ylläpitäminen ja lisääminen tutkituilla kohteilla edellyttää kuitenkin metsälaitumella laidunnuksen jatkumista pitkälle tulevaisuuteen. Joskus tietyt kunnostus- ja hoitotoimenpiteet saattavat olla tarpeen. Alueen säilyminen luonnontilaisena ja rehevöitymättömänä vaatii myös tiettyjen asioiden huomioonottamista hoidon aikana. Esimerkiksi luonnon monimuotoi-

suutta ylläpitävässä laidunnuksessa alueita ei tule lannoittaa eikä eläimille antaa lisärehua. Lisärehu rehevöittää laidunta ja köyhdyttää eliöstöä samalla tavoin kuin lannoitus. Ympärivuotisilla laitumilla, joilla lisärehun anto on kuitenkin tarpeen, tulisi talviruokintapaikka erottaa kesäaikaan laidunnetusta alueesta ruokintakauden ajaksi. Kesäkaudella alueet voisivat olla yhteydessä ja talviruokinta-alueelle voisi tällöin sijoittaa kivennäisten antopaikan. Kivennäisten antopaikat tulee sijoittaa laitumen luonnoltaan vähäarvoimpiin osiin (Pehrson 1998). Luonnonlaitumia ei myöskään saisi aidata yhteen viljelylaidunten eikä entisten tai nykyisten peltojen kanssa, sillä näiltä kulkeutuu helposti ravinteita eläinten lannan mukana lannoittamattomiin kasvivyhdyskuntiin, jotka sitten rehevöityvät.

Laidunnus on siis toteutettava siten, ettei se aiheuta alueen kasvillisuuden haitallista rehevöitymistä eikä myöskään eroosiota eli maaston liiallista kulumista. Ylilaidunnus voidaan estää esimerkiksi laiduntamalla aluetta laidunkiertona lohkoittain. Laidunkierrolla tarkoitetaan aikaa, joka kuluu siihen, että eläimet voidaan päästää takaisin samalle laidunlohkolle. Suunnitelmallisella laidunkierrolla säästytään samalla lisärehun antamiselta. Laiduntavien eläinten määrä tulee myös sovittaa niin, että eläimet pääsääntöisesti elävät laitumen tuoton varassa ilman lisärehua. Toistaiseksi ei ole riittävästi tietoa, millainen laidunnuspaine kulloinkin olisi metsälaitumelle sopiva. Lisäksi eri metsätyyppien tuotto on erilainen. Yleensä suositellaan, että eläintiheys ei saa olla kovin korkea, sillä metsälaitumet kasvavat huonosti, eikä niillä enää lopukesästä ole kovinkaan paljon syötävää. Syksyä kohden eläintiheyttä saattaa olla tarpeen jopa hieman pienentää. Taivalkoskella tehtyjen tutkimusten perusteella laidunnuspaine metsälaitumen perustamisen alkuvaiheessa, niin sanotussa kunnostusvaiheessa saisi kuitenkin olla suurempi kuin myöhemmässä ylläpitovaiheessa. Laidunnettava alue tulee erottaa aidalla kylvönurmista ja muista laidunnurmista. Aitaus on tärkeää paitsi rehevöitymisen estämiseksi myös luotettavampien tutkimustuloksien saavuttamiseksi laitumilla, joilla tutkitaan laiduntamisen ja laidunnuspaineen vaikutuksia kasvillisuuteen.

Alueen monimuotoisuuden vaalimisessa ja lisäämisessä on tärkeää, että alue säilytetään jotakuinkin luonnontilaisena. Maanmuokkauksista tulisi siten pidättäytyä kuten myös avohakkuista. Puustoa voidaan kuitenkin hoitaa pienimuotoisin poimintahakkuin, mutta luonnon monimuotoisuudelle on keskeistä, että etenkin lahopuita ja vanhoja puuyksilöitä säästetään sekä suositaan eri puulajeja. Suuria, järeitä lehtipuita tulisi suosia. Sellaisilla kohteilla, joilla laidun tai osa laitumesta on tiheää metsää, on suositeltavaa lisätä valoisuutta ja aukkoisuutta poistamalla runsasta alikasvustoa ja puita sopivista paikoista, jolloin maisema avartuu ja niittykasvillisuus pääsee helpommin levittäytymään. Tiheät metsät ovat tuotannollisestikin huonoa laidunta. Pellon ja metsän välisellä reunavyöhykkeellä voisi tavoitella hakamaisia piirteitä poistamalla puustoa. Ojituksia tulisi välttää, jotta myös kosteiden paikkojen eliölajisto säilyisi. Rikas eliölajisto vaatii monenlaisia kasvupaikkoja.

Laiduneläiminä naudat soveltuvat erinomaisesti niin maisemanhoitotehtäviin kuin luonnon hoitoonkin. Koska naudat eivät ole kovin valikoivia syömiensä kasvien suhteen, syntyy erilaisia alueita, joissa matalampi ja korkeampi kasvillisuus vaihtelevat. Lisäksi lantakasojen ympärille muodostuu nautojen syömättä jättämiä alueita, hylkylaikkuja. Paikallisina ravinnelähteinä lantakasat saattavat toimia typen- ja fosforinsuosijakasvien kasvupaikkana. Monimuotoinen ympäristö tarjoaa elinympäristön useammille kasvi-, eläin- ja sienilajeille kuin yksipuolinen elinympäristö. Lyhyeksi kaluttu laidun edistää useiden ruohojen selviytymistä ja leviämistä ja parantaa samalla laitumen tuottoa. Luonnonarvojen vaaliminen ja laitumien hoito eivät siis ole ristiriitaisia päämääriä.

Kevyt laidunnus ei muuta maiseman yleispiirteitä vielä juurikaan, vaikkakin kasvillisuuden koostumus muuttuu huomattavasti. Sopivalla laidunnuspainella metsälaidunnus sitä vastoin muokkaa metsästä avonaisemman, valoisan ja runsaslajisemman. Metsäkasvillisuuden ja niittykasvillisuuden mosaiikki on myös maisemallisesti kaunis. Oikein hoidettuna laitumesta muodostuu maisemaa selvästi rikastuttava tekijä. Mikäli perinteisiä hoitomuotoja jatketaan, voi Taivalkosken metsälaitumista kehkeytyä sekä maisemaltaan että luonnonarvoiltaan arvokkaita ympäristöjä.

Ympärivuotisilla metsälaitumilla, joilla laiduntavat eläimet ovat usein sonneja, maisema muuttuu nopeammin kuin perinteisesti laidunnetuilla metsälaitumilla. Ympärivuotisilla metsälaitumilla haluttuja maisema-arvoja voidaan saavuttaa jopa suhteellisen nopeasti. Kasvillisuuden monimuotoisuuden lisääntyminen on kuitenkin hitaampaa, mihin vaikuttaa muun muassa kasvien hidas sopeutuminen ja talviaikaisen lisäruokinnan aiheuttama rehevöityminen. Ympärivuotisilla laitumilla monimuotoisuuden lisäämiseksi tulisikin keskittyä erityisesti rehevöitymisen ehkäisemiseen ja rehevöitymisvaikutusten minimointiin.

Kirjallisuus

- Andersson, L., Appelqvist, T., Bengtsson, O., Nitare, J. & Waldstein, M. 1993. Betespräglad alder bondeskog – från naturvårdssynpunkt. Biologi och inventeringsmetodik. Skogsstyrelsens rapport 7/1993. Jönköping. 110 s. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Bjor, K. & Graffer, H. 1963. Beiteundersøkelser på skogsmark. Forskning og forsøk i landbruket 14: 1–365. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Brunet, J. 1992. Betespåverkan i fältskiktet i en skånsk ekblandskog. Svensk Botanisk Tidskrift 86: 347–353. (Viitattu: Pykälä 2001).

- Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R.M. 1978. The effect of browsing by cattle and sheep on trees and bushes. *Natura Jutlandica* 20: 79–94. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Hakalisto, S., Nieminen, S. & Kanerva, T. 1998. Perinnebiotooppien kasvillisuus seurantaopas. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B No 48. Helsinki: Edita. 82 s. ISBN 952-446-093-9.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998. Ekologia. Juva: WSOY. 580 s. ISBN 951-0-21981-9.
- Huhta, A.-P. 2001. Restorative mowing on semi-natural grasslands: community-level changes and species-level responses. Väitöskirja. Oulun yliopisto, kasvitieteen laitos. Oulu: Oulu University Press. 40 s. ISBN 951-42-5994-7. Saatavissa internetistä: <http://herkules oulu.fi/isbn9514259947/>
- Hæggström, C.-A. 1990. The influence of sheep and cattle grazing on wooded meadows in Åland, SW Finland. *Acta botanica fennica* 141: 1–28.
- Huuskonen, A., Holmström, S., Joki-Tokola, E., Kauppinen, R., Lehtiniemi, T., Mononen, J. & Perälä, M. 2003. Lihanautojen kasvatusta kylmissä tuotantoympäristöissä: opas ympärivuotiseen ulkokasvatukseen. Oulu: MTT. 20 s.
- Hämet-Ahti, L. 1988. Suomen kasvimaantieteellinen sijainti ja Suomen kasvillisuuden pääpiirteet. Suomen kartasto, Vihko 141, Kasvillisuus ja kasvisto. Helsinki: Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. 5. laitos. 10 s. ISBN 951-46-2570-6 (koko kartasto), ISBN 951-48-0504-6 (vihko 141–143).
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998. Retkeilykasvio. 4. täysin uudistettu painos. Helsinki: Yliopistopaino. 656 s. ISBN 951-45-8167-9.
- Jensen, A. 1985. The effect of cattle and grazing on salt-marsh vegetation at Skallingen, Denmark. *Vegetatio* 60: 37–48.
- Jänntti, A. 1945. Suomen laidunolot. *Acta forestalia fennica* 53(2): 1–255.
- Kauppi, M. 1965. Laiduntamisen vaikutuksista Liminganlahden rantaniittyjen kasvillisuuteen. Pro gradu. Oulun yliopisto, kasvitieteen laitos. 76 s.
- Keizer, P.J. 1993. The influence of nature management on the macromycete flora. Teoksessa: Pegler, D.N. ym. (toim.). *Fungi of Europe: Investigation, recording and conservation*. Kew: Royal Botanic Gardens. s. 251–269. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Kurtti, H. 2004. Taivalkoski, tuhansien tarinoiden pitäjä. *Luonto*. Päivitetty 3.8.2004. Viitattu 1.2.2005. Saatavissa internetistä:

<http://www.taivalkoski.fi/Resource.phx/sivut/sivut-taivalkoski/perustietoa/luonto/index.htm>

- Laaka-Lindberg, S. 2002. Metsät. Teoksessa: Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. (toim.). Luonto ja luonnonvarat. Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. Suomen ympäristö 560. s. 37–47.
- Lampimäki, T. 1939. Nautakarjan laiduntamisesta metsämailla. *Silva Fennica* 50: 1–106. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Holmström, S. 2001. Havaintoja ulkokasvatustiloilta. Oulu: Oulun Maaseutukeskus. 16 s.
- Lindgren, L. 2000. Saariston laitumet. Helsinki: Edita. 192 s.
- Linusson, A.–C. 1999. Changes in plant community diversity and management effects in semi-natural meadows in southern Sweden. Dissertation. Lund University, Department of ecology. 22 s.
- Loucougaray, G., Bonis, A. & Bouzillé, J.–B. 2004. Effect of grazing by horses and/or cattle on the diversity of coastal grasslands in western France. *Biological conservation* 116: 59–71.
- Malkamäki, E. & Hæggström, C.-A. 1997. Short term impact of Finnish land-race cattle on the vegetation and soil of a wood pasture in SW Finland. *Acta Botanica Fennica* 159: 1–25.
- Mitchell, F.J.G. & Kirby, K.J. 1990. The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in the British Uplands. *Forestry* 63: 333–353. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Olsson, G. 1984. Ekologi i hage och äng. 85 s. LTs förlag. Stockholm. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Paige, K.N. & Whitham, T.G. 1987. Overcompensation in response to mammalian herbivory: the advantage of being eaten. *American Naturalist* 129: 407–416. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Pehrson, I. 1998. Betesmark. Teoksessa: Höök Patriksson, K. ym. (toim.) Skötselhandbok för gårdens natur- och kulturvärden. Jönköping; Jordbruksverket. s. 59–75. (Viitattu: Pykälä 2001).
- Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443. Helsinki: Edita. Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto. 162 s. ISBN 951-37-3354-8.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 205 s. ISBN 952-11-0927-0.

- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994. Perinnemaisemien inventointiohjeet. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja 559. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus. 106 s.
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M.F., Parente, G. & Mills, J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological conservation* 119: 137–150. Saatavissa internetistä: www.sciencedirect.com
- Seppälä, M. 1986. Geomorfologinen aluejako. Suomen kartasto, Vihko 122, Geomorfologia. Helsinki: Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. 5. laitos. 19 s. ISBN 951-46-2570-6 (koko kartasto), ISBN 951-46-9884-3 (vihko 121–122).
- Siitonen, P. (toim.) 1999. Metsien monimuotoisuuden arviointi. Osa 1: Lajisto ja metsiköiden rakenne. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja A 103. Helsinki: Metsähallitus. 47 s. ISBN 952-446-149-8.
- Vainio, M. & Kekäläinen, H. (toim.) 1997. Pohjois-Pohjanmaan perinnemaisemat. Alueelliset ympäristöjulkaisut 44. Oulu: Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. 245 s. ISBN 952-11-0593-3.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527, luonto ja luonnonvarat. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 163 s. ISBN 952-11-1038-4 (nid.), ISBN 952-11-1039-2 (PDF). Saatavissa internetistä: www.ymparisto.fi > Palvelut, tuotteet... > Julkaisut > Suomen ympäristö > Suomen ympäristö -sarja > SY527 Suomen perinnebiotoopit... [Julkaistu 19.3.2002.]
- Åman, P. 1976. Pohjois-Pohjanmaan luonnonmaisemaselvitys. Julkaisusarja A:37. Oulu: Pohjois-Pohjanmaan seutukaavaliitto. 64 s.

Liite 1.

Kenttakerroksen lajien peittävyudet alueittain kymmenen ruudun keskiarvona sekä esiintymisfrekvenssit tutkimusruuduilla Taivalkosken ympärivuotisesti laidunnetuilla metsälaitumilla 2005.

Laji	Ympäri vuotiset metsälaitumet											
	Y1		Y2		Y3		Y4		Y5		Y6	
	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)
Achillea millefolium	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Agrostis capillaris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Betula pendula	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Betula pubescens	0,0	0	0,0	0	0,5	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Calluna vulgaris	0,0	0	0,0	0	1,0	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Carex brunnescens	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Carex canescens	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Carex echinata	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Cornus suecica	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	6,0	10
Deschampsia cespitosa	0,0	0	0,0	0	10,0	10	0,3	10	12,0	10	3,0	10
Deschampsia flexuosa	8,8	90	17,9	70	17,2	90	4,1	80	4,1	70	2,6	100
Elymus repens	0,0	0	4,1	30	0,0	0	0,0	0	0,6	20	0,0	0
Empetrum nigrum	0,0	0	0,0	0	6,0	40	0,8	20	0,0	0	2,0	10
Epilobium angustifolium	0,0	0	0,3	10	10,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Equisetum sylvaticum	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0
Euphrasia stricta	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Gymnocarpium dryopteris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0
Hieracium sp.	0,0	0	0,0	0	0,3	10	1,0	10	0,0	0	0,0	0
Juniperus communis	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Ledum palustre	0,0	0	0,0	0	2,0	2	1,0	10	0,0	0	0,0	0
Leontodon autumnalis	0,0	0	0,5	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Linnea borealis	2,0	10	1,6	40	1,4	30	0,8	30	0,3	30	0,3	10
Listera ovata	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Luzula pilosa	0,3	10	1,8	30	0,5	30	0,3	10	0,8	70	0,3	20
Lycopodium annotinum	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0
Maianthemum bifolium	0,0	0	1,3	30	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,4	50
Melampyrum pratense	0,0	0	0,3	10	4,0	10	0,3	10	0,3	30	0,3	20
Melampyrum sylvaticum	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Orthilia secunda	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Parnassia palustris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	1,0	10	0,0	0	0,0	0
Phleum pratense/alpinum	0,0	0	1,0	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Picea abies	0,0	0	6,0	10	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0
Pinus sylvestris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Poa annua	0,0	0	27,8	40	2,6	20	0,0	0	60,0	10	0,0	0
Ranunculus acris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	1,3	10	0,0	0	0,0	0
Ranunculus repens	0,0	0	3,3	4	0,0	0	0,0	0	0,3	20	0,0	0
Rubus arcticus	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Rubus chamaemorus	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Rubus saxatilis	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Salix phylicifolia	0,0	0	0,0	0	0,5	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Solidago virgaurea	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	10	2,0	10	0,0	0
Sorbus aucuparia	0,5	10	0,0	0	0,0	0	1,0	10	0,3	20	0,3	10
Stellaria graminea	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0
Stellaria media	0,0	0	5,1	40	0,8	30	0,0	0	0,3	10	0,0	0
Taraxacum sp.	0,0	0	25,0	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Trientalis europaea	0,0	0	1,0	10	0,6	20	0,0	0	0,6	2	0,0	0
Trifolium repens	0,0	0	1,0	20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Vaccinium myrtillus	33,0	100	21,6	70	31,6	90	21,5	100	13,1	100	26,7	100
Vaccinium oxycoccos	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Vaccinium uliginosum	0,0	0	0,5	10	10,2	50	0,6	20	0,0	0	0,0	0
Vaccinium vitis-idaea	0,6	40	1,7	50	3,3	50	0,8	20	1,7	70	0,5	30
Veronica serpyllifolia	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
peitt_kenttäkrs_ka	41,5		49,4		57,5		26,1		25,8		30,9	
peitt_kenttäkrs_SD	21,8		27,4		24,0		13,1		16,9		18,1	
Lajikesiarvo/ruutu	2,6		5,6		5,4		3,6		5,4		3,7	
Kokonaislajimäärä/alue	6		21		18		15		19		11	

Liite 2.

Kenttäkerroksen lajien peittävytydet alueittain kymmenen ruudun keskiarvona sekä esiintymisfrekvenssit tutkimusruuduilla Taivalkosken perinteisesti laidunnetuilla metsälaitumilla 2005.

Laji	Perinteiset metsälaitumet													
	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7	
	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)	ka.	fr(%)
Achillea millefolium	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Agrostis capillaris	0,3	10	5,7	40	2,1	40	0,0	0	0,0	0	25,8	50	17,6	20
Betula pendula	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Betula pubescens	0,3	50	0,0	0	0,6	20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	20
Calluna vulgaris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	12,0	20	0,0	0	0,0	0
Carex brunescens	0,0	0	0,0	0	10,0	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Carex canescens	0,0	0	0,0	0	0,5	60	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Carex echinata	0,0	0	0,0	0	0,6	20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Cornus suecica	0,0	0	0,8	30	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Deschampsia cespitosa	2,5	20	20,5	20	13,6	90	1,0	10	1,6	20	30,0	10	1,4	40
Deschampsia flexuosa	7,1	70	5,5	80	0,3	20	12,8	100	1,3	80	12,0	100	1,0	50
Elymus repens	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Empetrum nigrum	28,6	80	0,3	20	12,9	90	0,3	10	9,0	80	1,0	10	0,5	30
Epilobium angustifolium	1,4	80	0,0	0	0,0	0	0,0	0	2,0	10	2,0	10	0,0	0
Equisetum sylvaticum	0,0	0	0,0	0	0,8	5	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,6	20
Euphrasia stricta	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	5,0	10	0,0	0
Gymnocarpium dryopteris	0,0	0	3,0	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Hieracium sp.	0,3	10	0,3	20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Juniperus communis	5,0	20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Ledum palustre	1,0	10	0,0	0	3,0	2	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,5	40
Leontodon autumnalis	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Linnea borealis	9,8	40	1,3	60	1,0	10	3,0	10	0,0	0	5,2	30	0,0	0
Listera ovata	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Luzula pilosa	0,4	50	1,1	60	0,4	50	0,3	60	0,0	0	1,3	70	0,9	40
Lycopodium annotinum	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Maianthemum bifolium	0,0	0	1,5	50	0,0	0	0,6	20	0,0	0	10,9	70	0,0	0
Melampyrum pratense	0,0	0	0,0	0	0,3	50	0,3	10	0,0	0	4,9	70	0,0	0
Melampyrum sylvaticum	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	20	0,0	0	0,0	0
Orthilia secunda	0,0	0	0,0	0	0,3	20	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Parnassia palustris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Phleum pratense/alpinum	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Picea abies	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Pinus sylvestris	0,5	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Poa annua	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Ranunculus acris	0,0	0	2,0	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	1,0	10	0,0	0
Ranunculus repens	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Rubus arcticus	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Rubus chamaemorus	0,0	0	0,0	0	0,4	40	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Rubus saxatilis	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0
Salix phylicifolia	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Solidago virgaurea	0,0	0	0,5	30	0,0	0	0,0	0	0,0	0	6,6	100	0,0	0
Sorbus aucuparia	0,5	30	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	4,0	10	0,0	0
Stellaria graminea	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Stellaria media	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Taraxacum sp.	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Trientalis europaea	3,1	30	0,4	50	0,5	10	0,0	0	0,0	0	0,8	30	0,0	0
Trifolium repens	0,0	0	1,0	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,5	10	0,0	0
Vaccinium myrtillus	21,4	100	35,4	100	25,2	90	7,6	100	10,2	100	32,8	90	13,4	100
Vaccinium oxycoccos	0,0	0	0,0	0	0,3	30	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Vaccinium uliginosum	4,5	20	0,0	0	0,7	30	0,3	10	1,2	60	13,0	20	0,8	30
Vaccinium vitis-idaea	5,8	100	0,6	20	8,4	10	0,3	60	1,6	100	2,9	70	1,1	90
Veronica serpyllifolia	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
peitt_kenttäkrs_ka	64,1		49,8		59,5		21,4		23,7		82,1		20,1	
peitt_kenttäkrs_SD	29,8		28,8		24,9		12,4		18,4		17,2		14,6	
Lajikeskiarvo/ruutu	7,3		6,4		8,8		4		4,9		7,8		4,8	
Kokonaislajimäärä/alue	17		19		23		11		9		19		11	

Liite 3. Kenttäkerroksen lajien peittävyudet alueittain kymmenen ruudun keskiarvona sekä esiintymisfrekvenssit laiduntamattoman alueen vertailuruudulla Taivalkoskella 2005.

Laji	Laiduntamaton metsä											
	K1		K2		K3		K4		K5		K6	
	ka.	ff(%)	ka.	ff(%)	ka.	ff(%)	ka.	ff(%)	ka.	ff(%)	ka.	ff(%)
Achillea millefolium	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Agrostis capillaris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Betula pendula	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	10
Betula pubescens	2,0	20	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Calluna vulgaris	0,0	0	0,5	10	3,0	10	0,0	0	0,0	0	30,0	10
Carex brunnescens	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Carex canescens	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	40	0,0	0
Carex echinata	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Cornus suecica	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Deschampsia cespitosa	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Deschampsia flexuosa	0,3	70	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	50	2,1	20	0,3	70
Elymus repens	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Empetrum nigrum	4,1	60	2,3	30	3,1	90	0,3	10	2,6	20	10,6	70
Epilobium angustifolium	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Equisetum sylvaticum	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	2,0	90	0,0	0
Euphrasia stricta	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Gymnocarpium dryopteris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Hieracium sp.	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Juniperus communis	0,0	0	0,5	10	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Ledum palustre	4,3	30	0,7	40	3,2	60	0,0	0	5,0	10	8,3	30
Leontodon autumnalis	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Linnea borealis	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,3	20	1,1	70	0,3	10
Listera ovata	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Luzula pilosa	2,6	20	0,4	20	0,0	0	0,0	0	0,3	40	0,0	0
Lycopodium annotinum	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Maianthemum bifolium	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	10	0,0	0	0,0	0
Melampyrum pratense	0,3	40	0,3	10	0,0	0	0,0	0	0,5	30	0,8	50
Melampyrum sylvaticum	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Orthilia secunda	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	40	0,0	0
Parnassia palustris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Phleum pratense/alpinum	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Picea abies	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	2,0	10
Pinus sylvestris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Poa annua	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Ranunculus acris	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Ranunculus repens	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Rubus arcticus	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,3	20	0,0	0
Rubus chamaemorus	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Rubus saxatilis	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Salix phylicifolia	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Solidago virgaurea	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Sorbus aucuparia	3,0	30	0,0	0	0,3	10	0,3	10	0,3	10	0,0	0
Stellaria graminea	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Stellaria media	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Taraxacum sp.	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Trientalis europaea	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	1,4	60	0,0	0
Trifolium repens	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Vaccinium myrtillus	57,0	100	49,3	100	36,0	100	83,4	100	57,5	100	56,7	100
Vaccinium oxycoccus	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
Vaccinium uliginosum	3,5	20	4,0	10	20,8	90	1,0	30	5,0	10	14,4	50
Vaccinium vitis-idaea	11,4	100	16,8	100	28,9	80	2,8	80	24,0	90	6,6	100
Veronica serpyllifolia	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0
peitt_kenttäkrs_ka	75,0		67,7		82,9		86,2		85,0		84,3	
peitt_kenttäkrs_SD	18,5		21,8		10,8		14,4		12,0		12,7	
Lajikesiarvo/ruutu	5		3,3		4,5		3,1		6,5		5,1	
Kokonaislajimäärä/alue	11		9		8		8		15		11	

Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutukset Taivalkosken metsälaitumien linnustoon

Sami Timonen, Jorma Pessa, Heikki Holmström ja Juha Sjöholm

Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Luonnonsuojeluosasto, PL 124, 90101 Oulu, sami.timonen@ymparisto.fi, jorma.pessa@ymparisto.fi

Tiivistelmä

Linnuston koostumusta tutkittiin ympärivuotisesti ja perinteisesti vain kesäaikaan laidunnetuilla alueilla sekä laiduntamattomilla vertailualueilla Taivalkoskella touko-kesäkuussa 2005.

Eri alueryhmien väliset lajimäärät olivat samaa tasoa, mutta rarefaktioanalyysin perusteella perinteisten laitumien lajimäärät ovat suhteutettuna samaan pinta-alaan merkittävästi suurempia kuin ympärivuotisten ja laiduntamattomien alueiden. Tämä johtui siitä että perinteisten laitumien lajimäärä oli yhtä suuri, vaikka niiden yhteispinta-ala oli pienempi kuin kahden muun alueryhmän.

Lintutiheyksissä ei havaittu merkitseviä eroja eri alueryhmien välillä. Tutkimusalueen keskimääräinen lintutiheys oli keskimääräistä tasoa verrattaessa muihin Koillismaan alueella tehtyihin metsälintulaskentoihin.

Tuloksien perusteella laidunnus ei ole vaikuttanut tutkimusalueiden pesimälajiston koostumukseen eikä runsauteen. Syitä tähän voi olla monia: yksi syy voi olla, että kasvillisuus ei ole laidunhistorian osalta muuttunut alueiden välillä aiheuttaakseen muutoksia linnustossa.

Yksittäisten lajien kohdalla aineisto on liian pieni tilastollista tarkastelua varten. Voi siis olla, että joidenkin lajien kohdalla vaikutuksia voisi ilmetä suuremmilla otoksilla. Myös pienikokoisilla alueilla havaittiin suuria lintutiheyksiä, mikä johtuu mahdollisesti sattumanvaraisista yksittäisten alueiden ympäristöominaisuuksista ja muutamilla alueilla selvästi reunavaikutuksesta.

Uhanalaisia lajeja ei tutkimusalueilla havaittu. Euroopan Unionin lintudirektiivin Liitteen I erityisiä suojelutoimenpiteitä vaativista lajeista tutkimusalueilla havaittiin metso (*Tetrao urogallus*), pyy (*Bonasa bonasia*) ja liro (*Tringa glareola*).

Avainsanat: laiduntaminen, ympärivuotinen tuotanto, metsälaitumet, monimuotoisuus, diversiteetti, linnusto, perinnebiotooppi

Johdanto

Metsien kesäaikainen laiduntaminen oli vielä 1900-luvun keskivaiheille asti Suomessa yleistä kaikkialla, missä oli asutusta ja pidettiin karjaa. Pellot olivat viljanviljelyä varten. Alun perin laidunnus oli vapaata, eli karja laidunsi aitaamattomissa metsissä. Myöhemmin 1800-luvun lopulla valtiovalta tiukensi käytäntöä ja määräsi laitumet aidattaviksi (Vainio ym. 2001). Taivalkoskella, jossa valtion maiden osuus on ollut perinteisesti suuri, vapaa laidunnus jatkui 1900-luvun puolivälin tienoille saakka (Sauli Holmström, Taivalkosken kunta, suullinen tiedonanto).

Vapaan laidunnuksen vaikutukset eivät näy metsäkasvillisuudessa yhtä selvästi kuin erilleen aidatuilla metsälaitumilla tai hakamailla, koska aitaamattomilla laitumilla laidunnuspaine oli matala (Pykälä 2001, Vainio ym. 2001).

Metsien laidunnuksen päättymisen on arveltu aiheuttaneen eräiden pensaikossa ja nuorissa lehti- ja sekametsissä pesivien varpuslintulajien runsastumisen viime vuosisadan puolivälin jälkeen (Järvinen ym. 1977, Väisänen ym. 1998). Syyksi on esitetty kasvillisuudessa tapahtuneita muutoksia: pohja- ja kenttäkerroksen peitteisyys on lisääntynyt laidunnuksen päättymisen jälkeen.

Metsälinnuston rakennetta ja tiheyksiä on tutkittu jo vuosikymmenten ajan Suomessa. Tavoitteena on usein ollut lintukantojen seurannan lisäksi mm. tutkia metsien rakenteen vaikutusta metsälintuyhteisöihin. Lintukantojen inventoinnilla on pyritty myös tuottamaan luonnonsuojelussa tarvittavaa perustietoa. Metsälaidunnuksen vaikutuksia lintukantoihin ja yhteisöarakenteeseen on sen sijaan tutkittu hyvin vähän (Pykälä 2001). Metsälaitumia on useita eri tyyppejä: hakamaat, kaskimetsät, metsälaitumet ja laidunnetut metsät. Tyypit eroavat toisistaan monin tavoin. Olennaisimmat erot liittyvät puiden ja niittyalojen suhteisiin, puulajisuhteisiin sekä kasvilajien määrään ja kasvillisuuden rakenteeseen. Rakenteellisten erojen lisäksi laidunnettujen metsien linnustoon vaikuttaa myös kohteen maantieteellinen sijainti.

Lintulajien määrät ja tiheydet vaihtelevat maantieteellisesti sekä metsätyypeittäin. Kaakkois-Suomen hakamaiden linnusto on hyvin erilainen kuin Koillismaan vanhojen kuusikoiden. Tämän tutkimuksen tulokset ovatkin yleistettävissä vain samalla kasvillisuusvyöhykkeellä ja maantieteellisellä alueella.

Metsälaitumilla ei etukäteen arvioiden ole erityislajeja, jotka olisivat erikoistuneet laidunnettuihin metsiin. Lähtökohtaisesti voidaan pohtia, miten eri lintulajit ja linturyhmät saattaisivat reagoida laidunnuksen aiheuttamiin kasvillisuusmuutoksiin ja laidunnukseen.

Tämän tutkimuksen tarkoitus oli vertailla Taivalkosken ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutuksia metsälaitumien linnustoon ja mahdollisia eroja laiduntamattomiin samaa metsätyyppiä edustaviin metsiin. Tavoitteena on myös antaa suosituksia linnuston huomioonottamiseksi laidunnusta suunniteltaessa ja toteutettaessa.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalue

Taivalkosken kunta sijaitsee Koillismaalla, Oulun läänissä. Maisemamaakuntajaon mukaan Taivalkoski kuuluu suurimmaksi osaksi Kainuun vaaraseutuun, mutta pohjoisosiltaan Kuusamon vaaraseutuun (Pykälä ym. 1994).

Tutkimusalueen tarkempi kasvistollinen ja muu kuvaus on nähtävissä toisaalla tässä kirjassa (ks. tämän kirjan artikkeli: Hägg & Pessa: Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutukset Taivalkosken metsälaitumien kasvillisuuteen ja maisemaan).

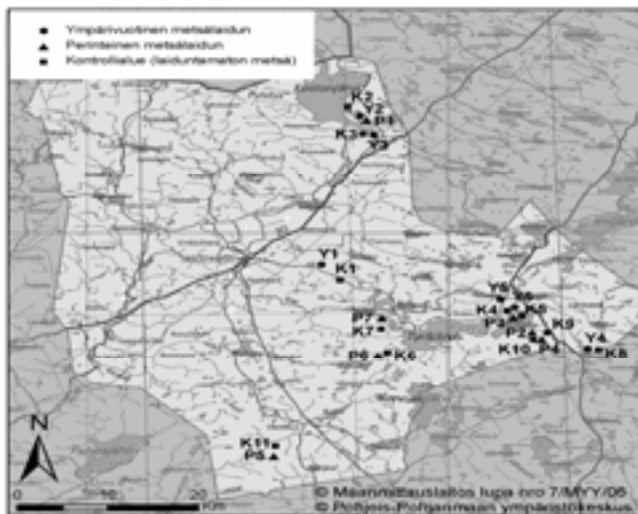
Lintumaantieteellisesti Taivalkosken alue sijoittuu keski- ja pohjoisboreaalisen vyöhykkeen rajalle. Näiden vyöhykkeiden reunalla linnuston lajimäärä ja kokonaistiheys muuttuvat ja muutamat eteläiset lajit korvautuvat pohjoisemmillä lajeilla (Järvinen & Väisänen 1980, Väisänen ym. 1998).

Linnuston kannalta yksittäiset metsälaitumet käsittivät varsin monimuotoista elinympäristöä vanhasta kuusivaltaisesta metsästä taimikkoon. Myös avosuota esiintyi kahdella alueella, tai laitumet rajautuivat siihen. Usealla kohteella laitumen vierellä oli maalaistaloasutusta ja peltoja, jotka vaikuttivat osaltaan laitumella tavattavaan lajistoon.

Tutkimuksessa mukana olevien metsälaitumien ja laiduntamattomien vertailualueiden sijainti Taivalkoskella on esitetty kuvassa 1. Kartassa näkyvät myös laitumien koodit, joita on liitteessä 1 käytetty erottamaan tutkimusalueet toisistaan.

Perinteinen ja ympärivuotinen metsälaidunnus

Perinteisesti laidunnettuja kohteita oli selvityksessä seitsemän kpl: Poroperä, Nuottivaara, Lummeniemi, Lehtomäki, Iso-Aska, Horsmanvaara ja Siika-aho. Ympärivuotisesti laidunnettuja laitumia oli niin ikään seitsemän: Juurikkavaara, Lassinaho, Haka-aho, Kokkonotko, Soutuniva (kaksi toisiaan lähellä olevaa eri laidunta) ja Koviovaara.



Kuva 1. Tutkimuskohteiden sijainti Taivalkoskella. Perinteiset laitumet: P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7. Ympärivuotiset laitumet: Y1, Y2, Y3, Y4, Y5, Y6. Kontrollialueet: K1, K2, K3, K4, K5, K6, K7, K8, K9, K10, K11.

Laiduntamattomia vertailualueita oli 11 kappaletta. Ne pyrittiin valitsemaan samanlaisesta metsätuypistä ja -alueilta läheltä laidunalueita. Valinnassa pyrittiin säilyttämään riittävä etäisyys laitumiin, jotta sama linnusto ei voinut tulla lasketuksi molemmilta alueilta.

Pesimälinnuston inventointi

Metsälaitumien linnustoa ja eri laidunnustapojen vaikutuksia linnuston koostumukseen selvitettiin kartoittamalla linnusto seitsemällä ympärivuotisesti laidunnettavalla, seitsemällä perinteisesti kesällä laidunnettavalla metsälaitumella ja 11 laiduntamattomalla vertailualueella touko-kesäkuussa 2005.

Laidunten koot vaihtelivat noin viiden hehtaarin laitumista jopa 65 hehtaarin laitumiin (keskiarvot ympärivuotisilla laitumilla 20,2 ha, perinteisillä laitumilla 12 ha ja laiduntamattomilla 14,7 ha, ks. liite 1). Laiduntavien eläinten määrät vaihtelivat muutamasta noin kolmeen kymmeneen. Laidunten perustiedot on esitetty toisaalla tässä julkaisussa (ks. tämän kirjan artikkeli: Hägg & Pessa: Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutukset Taivalkosken metsälaitumien kasvillisuuteen ja maisemaan, taulukko 1).

Linnusto inventoitiin pesimälinnuston kartoitusmenetelmällä (Koskimies 1994). Laitumet kuljettiin läpi aikaisin aamulla klo 4-10 välisenä aikana ja kaikki havaitut linnut merkittiin ylös karttapohjalle. Kartoitus toistettiin viisi kertaa pesimäkauden aikana ensimmäisten käyntien tapahtuessa toukokuun puolivälissä ja viimeisten kesäkuun puolivälin jälkeen.

Tilastolliset analyysit

Tulosten tilastolliseen testaamiseen käytettiin Windowsin SPSS – tilastolaskentaohjelman versiota 11.5.

Perinteisten ja ympärivuotisten laitumien sekä laiduntamattomien vertailualueiden lajimäärien suoraa vertailua vaikeuttaa se, että kaikkien kolmen ryhmän otoskoot ja pinta-alat vaihtelevat. Tällöin ongelmana on, että suuremmilla pinta-aloilla (ja suuremmilla otoskoilla) tutkittaviin näytteisiin tulee pelkän otannan suuruuseroista johtuvan sattuman takia enemmän lajeja kuin pienemmiltä aloilta ja pienemmillä otoskoilla laskettuna.

Tämän vuoksi lajimäärien tarkastelussa käytettiin ns. rarefaktio-analyysiä, jonka avulla erilaisen otoskoon (tai erilaisten pinta-alojen) vaikutusta lajimääriin voidaan arvioida. Tällöin pienimmästä tutkittavasta alasta muodostetaan vertailukohta, johon tasoon kaikkien suurempien alueiden otanta suhteutetaan. Tuloksena on odotettu lajimäärä tietynkokoiselle näytteelle.

Alueiden erikokoisten otosten takia myös suorat parimäärien väliset erot kuvastavat huonosti eri ryhmien välisiä eroja. Soveliaampi tapa on verrata lintutiheyksiä, joiden eroja ryhmien välillä testattiin kovarianssianalyysillä, jossa pinta-ala esiintyi kovariaattina. Näin voidaan jälkikäteen yrittää kontrolloida yksittäisten alueiden vaihtelevien pinta-alojen vaikutusta havaittuihin tiheyseroihin.

Tiheysvertailu tehtiin myös maapesijöiden ja ei-maapesijöiden osalta, koska saattoi olettaa, että laidunnus voisi mahdollisesti vaikuttaa kenttäkerroksen kasvillisuuden muutosten kautta maapesijöiden määrää vähentävästi.

Lintulajiston monimuotoisuutta eri ryhmien välillä tutkittiin Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksillä H' . Yhteisöjen samankaltaisuutta arvioitiin Jaccardin tasaisuusindeksillä J' (Hanski ym. 1998). Yksittäisten alueiden diversiteetti- ja tasaisuusindeksiarvoja käyttäen tarkasteltiin eroja ryhmien välillä kovarianssianalyysillä.

Eri ryhmien lintuyhteisöjen samanlaisuutta analysoitiin ns. moniulotteisella skaalauksella. Se on monimuuttujamenetelmä, joka ottaa huomioon lajistollisen samankaltaisuuden lisäksi lajien suhteelliset osuudet kussakin vertailtavassa yhteisössä.

Tutkittujen metsälaitumien lajistoa vertailtiin myös muihin Koillismaalla tehtyihin metsälintulaskentoihin.

Tulokset

Lintulajien määrä

Kaikkiaan laitumilla havaittiin 45 lintulajia. Yhteislajimäärä oli lähes samansuuruinen kaikissa kolmessa luokassa (29, 30 ja 31 lajia). Yksittäisten laitumien lajimäärä vaihteli välillä 2-20 lajia (Taulukko 1).

Lajimääriä kuvaavien rarefaktiokäyrien perusteella (Kuvat 2, 3 ja 4) perinteisesti laidunnetuilla alueilla oli erilainen lajikertymä sekä ympärivuotisesti laidunnettuihin että laiduntamattomiin alueisiin verrattuna. Ympärivuotisten laidunten ja laiduntamattomien alueiden lajikertymässä ei ollut merkitsevää eroa.

Perinteisten laitumien odotettu lajimäärä oli merkitsevästi suurempi eron tullessa näkyviin laiduntamattomiin alueisiin nähden pienemmällä otoskoolla kuin vertailtaessa ympärivuotisiin laitumiin. Ero odotettujen lajimäärien välillä johtuu siitä, että perinteisillä laitumilla oli yhtä korkea lajimäärä, vaikka niiden yhteispinta-ala oli kymmeniä hehtaareja pienempi kuin kahden muun alueryhmän.

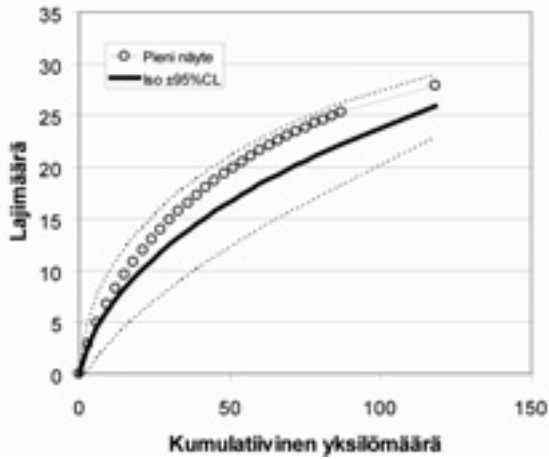
Soille ja kulttuuribiotoopeille ominaista lajistoa oli ympärivuotisilla laitumilla enemmän kuin kahdessa muussa ryhmässä, kun taas metsälajistoa oli enemmän perinteisillä laitumilla ja laiduntamattomilla alueilla verrattuna ympärivuotisiin alueisiin.

Tarkempaa arviointia lintulajistosta suhteessa metsälaidunten metsärakenteeseen on vaikea tehdä, koska rakenteesta ei kerätty erikseen tarkempaa aineistoa. Perinteisillä laitumilla kuitenkin havaittiin myös kokonaislajimäärältään enemmän kasvilajeja suhteessa ympärivuotisiin laitumiin (ks. tämän kirjan artikkeli: Hägg & Pessa: Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutukset Taivalkosken metsälaitumien kasvillisuuteen ja maisemaan). Perinteisten laitumien hoitohistoria oli huomattavasti pidempi kuin ympärivuotisten laitumien, ja tämä todennäköisesti on vaikuttanut kasvien lajimäärää kasvattavasti. Voi siis olla, että perinteisten laidunten voimakkaamman laidunpaineen aiheuttama ympäristön monimuotoistuminen (aukkopaikat, metsän avoimuus, kasvilajiston monipuolistuminen jne.) on vaikuttanut myös linnuston lajimäärää kasvattavasti.

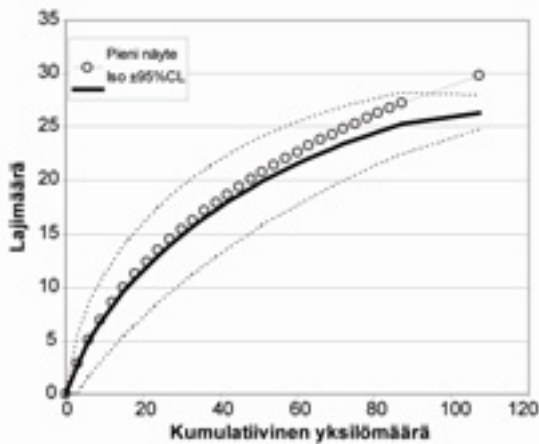
Muutamilla ympärivuotisilla sonnilaitumilla myös pensas- ja kenttäkerroksen kuluminen oli paikoin hyvin voimakasta, joka voi osaltaan vaikuttaa negatiivisesti tiettyjen lintujen määriin ja toisaalta niillä oli osia, joilla laidunnus ei ole vaikuttanut ympäristöön lainkaan. Tämä voi selittää osin sitä, miksi ympärivuotisten laitumien ja laiduntamattomien alueiden välillä ei löytynyt lajikertymässä merkitsevää eroa.

Taulukko 1. Taivalkosken perinteisten ja ympärivuotisten laiturien sekä vertailualueiden pesimälinnuston lajimäärät, yksilömäärät, yksilötiheydet ja lajisuudet. Yv = ympärivuotinen laidun, P = perinteisesti laidunnettu laidun Vert. = laiduntamaton alue T = lintutiheys (par/km²).

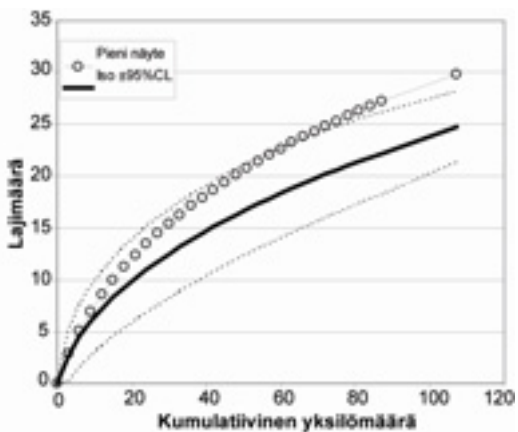
	Yv	T	P	T	Vert	T	yht.parim.	kok.t.	%
pajulintu	22	16,2	21,25	25,3	38,25	22,8	81,5	21,0	21,1
peippo	23,5	17,3	16,5	19,6	33,25	19,8	73,25	18,9	18,9
vihervarpunen	14	10,3	11	13,1	22	13,1	47	12,1	12,1
punakylkirastas	4	3,0	8,5	10,1	6	3,6	18,5	4,8	4,7
metsäkirvinen	4	3,0	4	4,8	7,5	4,5	15,5	4,0	4
hömötiainen	6,5	4,8	3	3,6	3	1,8	12,5	3,2	3,2
laulurastas	2	1,5	3	3,6	6	3,6	11	2,8	2,8
talitiainen	4	3,0	4	4,8	2	1,2	10	2,6	2,5
keltasirkku	1,5	1,1	5,5	6,5	2	1,2	9	2,3	2,3
harmaasieppo	3	2,2	1	1,2	5	3,0	9	2,3	2,3
punarinta	4	3,0	2,5	3,0	1	0,6	7,5	1,9	1,9
punatulkku	1,5	1,1	1	1,2	5	3,0	7,5	1,9	1,9
leppälintu	3,5	2,6	1	1,2	3	1,8	7,5	1,9	1,9
käpytikka	3	2,2	1	1,2	3	1,8	7	1,8	1,8
räkättirastas	2	1,5	4	4,8	0	0,0	6	1,5	1,5
keltavästäräkki	5	3,7	0	0,0	1	0,6	6	1,5	1,5
harakka	1	0,7	3	3,6	1	0,6	5	1,3	1,2
järripeippo	2	1,5	1	1,2	1,5	0,9	4,5	1,2	1,1
pikkukäpylintu	0	0,0	1	1,2	3	1,8	4	1,0	1
metso	1	0,7	2	2,4	1	0,6	4	1,0	1
liro	2	1,5	0	0,0	1	0,6	3	0,8	0,7
västäräkki	1	0,7	2	2,4	0	0,0	3	0,8	0,7
hippiäinen	1	0,7	1	1,2	1	0,6	3	0,8	0,7
pohjansirkku	2,5	1,8	0	0,0	0	0,0	2,5	0,6	0,6
viherpeippo	0	0,0	2	2,4	0	0,0	2	0,5	0,5
mustarastas	0	0,0	2	2,4	0	0,0	2	0,5	0,5
punavarpunen	1	0,7	0	0,0	1	0,6	2	0,5	0,5
taivaanvuohi	2	1,5	0	0,0	0	0,0	2	0,5	0,5
varis	2	1,5	0	0,0	0	0,0	2	0,5	0,5
pyy	0	0,0	1	1,2	1	0,6	2	0,5	0,5
kuukkeli	0	0,0	0,5	0,6	1	0,6	1,5	0,4	0,3
valkoviklo	0	0,0	0,5	0,6	1	0,6	1,5	0,4	0,3
kirjosieppo	1	0,7	0	0,0	0	0,0	1	0,3	0,2
metsäviklo	0	0,0	1	1,2	0	0,0	1	0,3	0,2
tilhi	0	0,0	1	1,2	0	0,0	1	0,3	0,2
närhi	0	0,0	1	1,2	0	0,0	1	0,3	0,2
hernekerttu	0	0,0	0	0,0	1	0,6	1	0,3	0,2
pikkukuovi	1	0,7	0	0,0	0	0,0	1	0,3	0,2
rautiainen	0	0,0	1	1,2	0	0,0	1	0,3	0,2
käki	0	0,0	0	0,0	1	0,6	1	0,3	0,2
sepelkyyhky	1	0,7	0	0,0	0	0,0	1	0,3	0,2
kulorastas	0	0,0	0	0,0	1	0,6	1	0,3	0,2
urpiainen	0	0,0	0	0,0	1	0,6	1	0,3	0,2
riekko	1	0,7	0	0,0	0	0,0	1	0,3	0,2
niittykirvinen	1	0,7	0	0,0	0	0,0	1	0,3	0,2
Yht.	124	91,5	107,3	127,7	154,5	92,0	385,8	99,5	
lajimäärä	31		30		29				



Kuva 2. Ympäri­vuotisesti lai­dun­nettujen laidun­ten ja lai­dun­tamattomien vertailu­alueiden rarefaktiokäyrät. Pieni näyte = ympäri­vuotiset laitumet. Iso näyte = laidun­tamattomat vertailu­alueet.



Kuva 3. Perinteisesti lai­dun­nettujen laidun­ten ja ympäri­vuotis­ten laidun­ten rarefaktiokäyrät. Pieni näyte = perinteisesti lai­dun­netut laitumet. Iso näyte = ympäri­vuotiset laitumet.

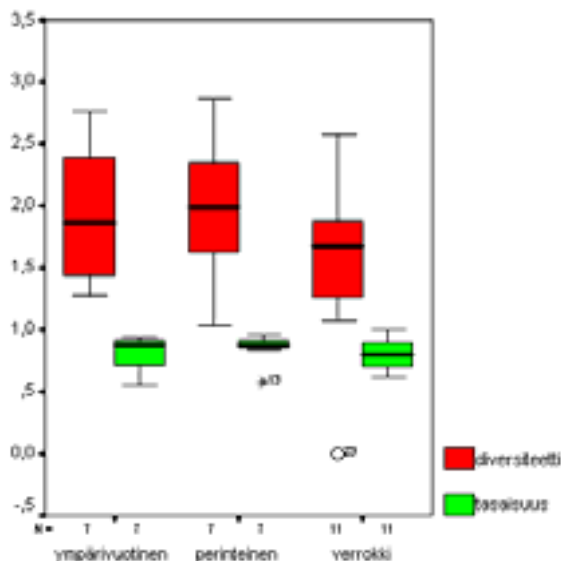


Kuva 4. Perinteisesti lai­dun­nettujen alueiden ja lai­dun­tamatto­mien vertailu­alueiden rarefaktiokäyrät. Pieni näyte = perinteisesti lai­dun­netut alueet. Iso näyte = lai­dun­tamattomat vertailu­alueet.

Linnuston monimuotoisuus

Laidunnettujen alueiden keskimääräinen monimuotoisuus oli Shannon-Wienerin indeksillä suurempi kuin laiduntamattomien alueiden (Kuva 5). Ero ryhmien välillä ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevä ($p=0,314$, $df=24$).

Jaccardin tasaisuusindeksi-arvojen vertailu kertoo, että lajisto oli tasaisesti jakautunutta eri laiduntyypeillä ($p=0,588$, $df=24$). Tämän takia diversiteetti-indeksejä voitiinkin vertailla suoraan.



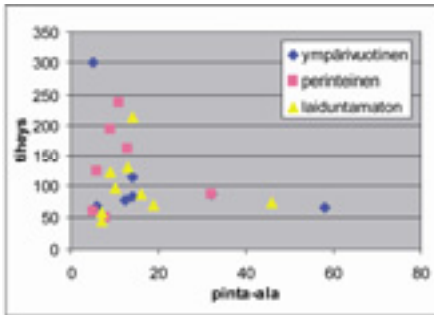
Kuva 5. Perinteisesti ja ympärivuotisesti laidunnettujen alueiden ja laiduntamattomien vertailu-alueiden diversiteetti-arvot ja tasaisuusindeksit.

Linnuston tiheys

Kaikilla kolmella eri alueryhmällä kolme runsainta lintulajia olivat järjestyksessä pajulintu, peippo ja vihervarpunen. Kolme runsainta lajia kattoivat 52 % kokonaislinnuston parimääristä. 26 lajia esiintyi korkeintaan 1 % runsaustfrekvenssillä. Vain yhden parin voimin esiintyneitä lajeja oli yhteensä 13 kpl (n.29 % kaikista lajeista).

Yksittäisten alueiden lintutiheydet vaihtelivat 43 - 300 paria/km² välillä. Hajonta laitumien välillä oli suurta. Myös pienikokoisilla laitumilla havaittiin korkeita tiheyksiä. Suurin lintutiheys oli Soutunivan pienimpään kokoluokkaan kuuluvalla perinteisesti laidunnetulla alueella ja pienin lintutiheys taas Majavan laiduntamattomalla vertailualueella (Kuva 6).

Perinteisesti laidunnetuilla alueilla keskimääräinen lintutiheys oli korkein (Taulukko 1). Ympärivuotisilla laitumilla ja laiduntamattomilla alueilla kes-

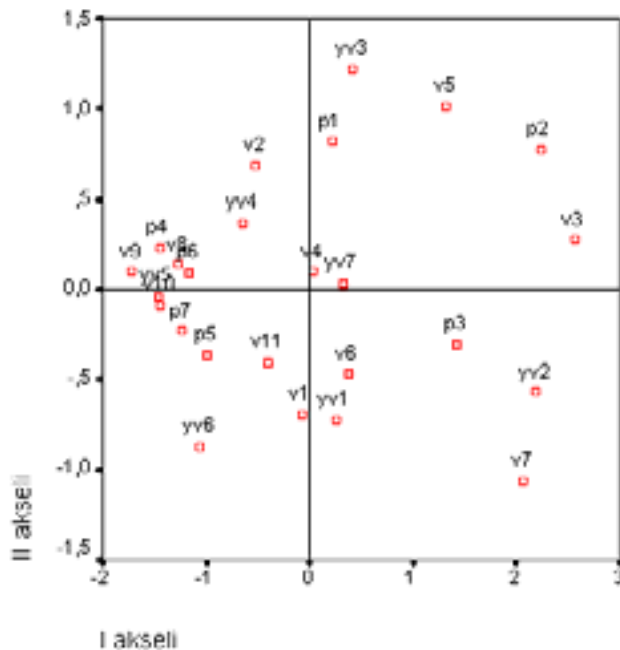


Kuva 6. Laidunalueiden ja laiduntamattomien alueiden lintutiheyden ja pinta-alan suhde (aluekohtaiset tiedot, ks. liite 1).

kimääräiset tiheydet olivat suurin piirtein samaa tasoa. Lintutiheyksien erot eri alueryhmien välillä eivät kuitenkaan olleet merkitseviä ($p=0,158$, $df=24$).

Lintuyhteisöjen koostumus

Aineisto käsiteltiin myös ns. moniulotteisella skaalausmenetelmällä, joka vertailee eri yhteisöjä ottaen huomioon myös lajistollisen samankaltaisuuden ja lajien runsaussuhteet alueiden välillä. Myöskään MDS-analyysin perusteella ei löytynyt merkittäviä eroja eri alueryhmien välillä (Kuva 7, I akselille $p=0,931$ ja II akselille $p=0,302$, $df=24$).



Kuva 7. Moniulotteinen skaalauskuva Taivalkosken metsälaidunalueista ja laiduntamattomista alueista. yv = ympärivuotinen laidun, p = perinteinen laidun, v = laiduntamaton vertailualue

Maassa pesivien lajien ja ei-maapesijöiden tiheyseroja testattiin kovarianssi-analyysillä. Eri ryhmien välillä ei ollut merkitseviä eroja maapesijöiden ($p=0,641$, $df=24$) ja ei-maapesijöiden välillä ($p=0,404$, $df=24$).

Uhanalaiset ja muut suojelullisesti arvokkaat lajit

Uhanalaisia ja suojelullisesti merkittäviä lajeja esiintyi suhteellisen vähän. Suomen uhanalaisluettelossa uhanalaisiksi määriteltyjä lajeja ei löytynyt. Suomessa silmälläpidettäviksi määritellyistä lajeista havaittiin käki (*Cuculus canorus*), kuukkeli (*Perisoreus infaustus*) ja metso. Tutkimusalueilla havaittiin Metsähallituksen käyttämän luokittelun mukaisista (Rajasärkkä 2004) vanhan metsän lajeista kuukkeli, metso, tilhi (*Bombycilla garrulus*) ja kulorastas (*Turdus viscivorus*). Euroopan Unionin lintudirektiivin liitteen I lajeista esiintyivät pyy, metso ja liro. Suomen erityisvastuulajeja (eli lajeja joiden suojelusta Suomella on Euroopan mittakaavassa erityisvastuu) olivat leppälintu (*Phoenicurus phoenicurus*), metso, liro, kuukkeli, valkoviklo (*Tringa nebularia*) ja pikkukuovi (*Numenius phaeopus*) (Rassi ym. 2001). Näiden suojelun kannalta tärkeimpien lajien kokonaisuus lajistosta oli noin 5 %.

Tulosten tarkastelua

Muihin Koillismaalla tehtyihin metsälinnustokartoituksiin verrattuna tutkimusalueen keskimääräinen lintutiheys on samaa tasoa. Syötteen alueella keskimääräinen metsälintutiheys on noin 95 paria/km² (Rajasärkkä 2001) ja Etelä-Kuusamossa noin 106 paria/km² (Virkkala & Rajasärkkä 2000). Taivalkosken perinteisesti laidunnettujen alueiden keskimääräinen lintutiheys oli kuitenkin korkeampi suhteessa muihin alueryhmiin, mutta ero ei ollut merkitsevä. Suora vertailu tämän tutkimuksen, Syötteen ja Etelä-Kuusamon lintutiheyksien välillä on hieman ongelmallista, koska muissa laskennoissa käytetty menetelmä oli linjalaskenta, ja laskennat painottuivat enimmäkseen. Syötteen aineistossa viisi runsainta lajia olivat pajulintu (*Phylloscopus trochilus*), järripeippo (*Fringilla montifringilla*), harmaasieppo (*Muscicapa striata*), vihervarpunen (*Carduelis spinus*) ja urpiainen (*Carduelis flammea*) (Rajasärkkä 2001). Eteläisen Kuusamon vanhojen metsien alueella sama runsausjärjestys oli järripeippo, pajulintu, harmaasieppo, vihervarpunen ja pohjansirkku (*Emberiza rustica*) (Virkkala & Rajasärkkä 2000).

Runsaimmat lintulajit ovat myös enimmäkseen samoja, mutta merkittävänä erona näkyy järripeipon vähäisyys Taivalkosken tutkimusalueilla ja toisaalta vastaavasti peipon (*Fringilla coelebs*) yleisyys. Väisäsen ym. (1998) mukaan järripeipon vuotuiset kannanvaihtelut voivat olla suuria lajin nomadisen luonteen takia.

Yleisesti pienialaisimmilla laidunalueilla olivat suurimmat lintutiheydet. Muutamit pienikokoiset laidunalueet rajautuivat toiseen habitaattiin (pelto, suo tai pihapiiri), jolloin reunavaikutus vaikutti niiden lajimäärää kasvattavasti. Reunavaikutus tarkoittaa kahden erilaisen habitaattityypin vaihtumis-

vyöhykettä, jonka seurauksena tällä vyöhykkeellä lajimäärä on usein suurempi pinta-alaa kohti laskettuna kuin yhdenmukaisella yhtä habitaattityyppiä sisältämällä alueella. Tällainen reunavaikutus näkyi rinnakkaisen peltoalueen ja asutuksen lintulajiston vaikutuksena esim. Soutunivan ja Lehtoniemen laitumilla. Myös sattuman takia yksittäisten alueiden ympäristöominaisuudet voivat vaikuttaa tuloksiin pienillä otoskoilla.

Tuloksien perusteella laidunnus on voinut vaikuttaa perinteisesti laidunnetuilla alueilla lintulajistoa rikastuttavasti. Merkittäviä eroja ei kuitenkaan näkynyt lintutiheyksissä. Syitä havaittuihin ilmiöihin voi olla monia. Voi esimerkiksi olla, että kasvillisuus ei ole lyhyen laidunhistorian aikana ehtinyt muuttua riittävästi aiheuttaakseen muutoksia myös pesimälinnuston tiheydessä. Näin voi olla tilanne erityisesti ympärivuotisilla laitumilla. On kuitenkin mahdollista, että perinteisillä laitumilla havaittu monipuolisempi lintulajisto voi liittyä niiden pitempään hoitohistoriaan ja monipuolisempaan metsän rakenteeseen.

Yksittäisten lajien kohdalla aineisto on yleisesti liian pieni tilastollista tarkastelua varten. On siis mahdollista, että joidenkin lajien kohdalla vaikutuksia vertailussa voisi ilmetä suuremmilla alueilla ja otoskoilla.

Metsälaidunnuksen mahdollisia vaikutuksia linnustoon

Yleisistä metsälaidunnuksen vaikutuksista metsälinnustoon on vähän tietoa (ks. Pykälä 2001). Koska laidunnus vähentää yleensä pensaikkaa ja puualikasvosta, on laidunnuksen loppumista pidetty osasyynä Suomessa metsien pensaskerroksessa pesivän ja sieltä ravintonsa hankkivan lajiston määrien lisääntymiseen (Järvinen ym. 1977, Väisänen ym. 1998). Käänteisesti tämä tarkoittaisi sitä, että riittävän voimakas laiduntaminen vähentää kenttä- ja pensaskerroksen kasvillisuuden peittävyttä ja pensaikkolajien pesimä- ja ruokailupaikkoja vaikuttaen näiden lajien esiintymiseen ja määriin negatiivisesti.

Toisaalta on arveltu, että laidunnus lisää hyönteisten määrää, joka voisi osaltaan vaikuttaa lintujen ravinnonsaantiin. On muistettava, että linnut ovat liikkuva eliöryhmä, ja laulureviirien kartoitus ei aina täydellisesti vastaa sitä, mistä linnut etsivät ravintonsa. Onkin havaittu, että metsien varpuslinnut muodostavat ravinnonetsinnässään jopa sekaparvia ja kulkevat usein kaukana varsinaisilta laulureviireiltään (Hanski & Haila 1989, Mönkkönen ym. 1996). Useimmat kartoitushavainnot tehtiin laulavista linnuista, mutta voidaan olettaa, että myös näköhavainnot olisi tullut enemmän, jos linnut olisivat käyttäneet laidunalueita merkittävästi enemmän reviiriensä ulkopuolisina ruokailualueina.

Koillismaalla on kaikkiaan parisenkymmentä uhanalaista ja lintudirektiivin liitteeseen I kuuluvaa metsälintulajia, joiden esiintymiseen metsälaidunnus periaatteessa saattaisi vaikuttaa. Mikään niistä ei ole erityisesti sopeutunut metsälaitumien kaltaisiin metsiin. Lisäksi on huomattava, että laitumien kokonaisuus ja osuus koko metsämaasta on niin pieni, että laitumien määrällä ei todennäköisesti ole huomattavaa populaatiotason merkitystä harvinaisille ja uhanalaisille lajeille.

Voimakas metsälaidunnus lisää puukuolemia ja lahoppuun määrä kasvaa. Tällä on ainakin periaatteessa positiivinen vaikutus kolopesijöiden määrään niissä laidunnetuissa metsissä, joissa kolopuiden määrä kasvaa merkittävästi.

Metsälaidunnuksen merkitystä erityisesti kanalinnuille on arvioitu viime vuosina. Toisaalta on arveltu, että entisaikojen metsälaidunnus todennäköisesti loi kanalintupoikueille erityisesti eteläisemmällä hakamailla otollisia ruokailuympäristöjä. Metsälaidunnus muodostaa laikuittaisen kasvillisuuden, josta voi olla hyötyä poikueille (Helle ym. 2003). Toisaalta mustikan on todettu olevan tärkeä ravinto- ja suojakasvi kanalintupoikueille, ja mustikan pitkän aikavälin vähentymistä Suomessa on epäilty yhdeksi syyksi metson yleiseen vähenemiseen (Linden 2002). Kuitenkin mustikan kenttäkerroksen kasvina on havaittu vähenevän voimakkaan metsälaidunnuksen seurauksena. Mustikan riittävä määrä ja toisaalta laidunnuksen aiheuttama kanalintupoikueille tärkeä laikuittainen monimuotoisuus ovatkin kaksi tekijää, jotka saattavat olla ristiriidassa keskenään ja toteutua vain sopivan laidunpaineen alla.

Taivalkoskella niillä laitumien osa-alueilla, joilla karjan talviruokinta- ja juomapaikat sijaitsevat, kasvillisuuden ja maaperän kuluneisuus on hyvin voimakasta. Ainakin tällaisilla laitumien osilla negatiivinen vaikutus maassa pesivään lintulajistoon lienee voimakas.

Toimenpidesuosituks

Yleisesti on vaikeaa antaa tulosten perusteella erityisiä linnustoa hyödyttäviä laidunnussuosituksia niin tämän tutkimuksen kuin muidenkaan julkaistujen selvitysten avulla.

Osalle linnustoa metsien laiduntamisesta on hyötyä lahoppuun määrän lisääntymisen seurauksena, jolloin ravinnon ja pesäpaikkojen määrä kasvaa. Lahoppuusto tuleekin säilyttää laidunnetuissa metsissä.

Metsäkanalintujen poikasten suosimat ravintokasvit (Siivonen 1952) ovat sellaisia lajeja, jotka esiintyvät avoimemmilla ja laikuittaisilla paikoilla: aho-, kaski- ja laidunmailla. Tästä voisi päätellä juuri sopivan laidunnuspaineen olevan edullisen kanalinnuille: riittävän voimakas, jotta aukkopaikkojen kasvillisuus lisääntyy, muttei liian voimakas, jotta mustikka kenttäkerroksen tärkeänä kasvina ei taantuisi liiallisesti. Metsänlaiteiden puuston harventami-

nen ja avoimien niittylaikkujen määrän lisääminen laidunten sisällä ovat suositeltavia toimenpiteitä hakamaille ominaisten kasvilajien lisäämiseksi.

Sopiva laidunpaine voi vaikuttaa yleisesti metsälaidunalueiden rakenteeseen siten, että lintulajisto kokonaisuudessaan muuttuu monipuolisemmaksi – asia vaatisi kuitenkin tätä selvitystä yksityiskohtaisempaa ja lajitasolle menevää tutkimista ja tarkastelua.

Kirjallisuus

Hanski, I. K. & Haila, Y. 1988. Singing territories and home ranges of breeding Chaffinches: visual observation vs. radio-tracking. *Ornis Fennica* 65: 97-103.

Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998. *Ekologia*. Juva: WSOY. 580 s. ISBN 951-0-21981-9.

Helle, P., Belkin, V., Blijudnik, L., Danilov, P.I. & Jakimov, A. 2003. Metsäkänalintukannat Suomessa ja Venäjän Karjalassa. *Suomen Riista* 49: 32-43.

Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R. A. 1977. Metsien rakenteen muutoksen vaikutus pesimälinnustoomme viimeisten 30 vuoden aikana. *Silva Fennica* 11: 284-294.

Järvinen, O. & Väisänen, R. 1980. Quantitative biogeography of Finnish land birds with regionality of other taxa. *Annales Zoologici Fennici* 17: 67-85.

Koskimies, P. 1994. Linnuston seuranta ympäristöhallinnon hankkeissa. Ohjeet alueelliseen seurantaan. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja B 18. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus. 82 s

Linden, H. 2002. Metson elinympäristöt kolmella eri mittakaavalla. *Suomen Riista* 48: 34-45.

Mönkkönen, M., Forsman, J. & Helle, P. 1996. Mixed-species foraging associations and heterospecific attraction in boreal bird communities. *Oikos* 77: 127-136.

Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitotyöryhmän mietintö. *Suomen ympäristö* 443. Helsinki: Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto. Edita. 162 s. ISBN 951-37-3354-8.

Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. *Suomen ympäristö* 495. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 205 s. ISBN 952-11-0927-0.

Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994. Perinnemaisemien inventointiohjeet. Vesi- ja ympäristöhallinnon monistesarja 559. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus. 106 s.

- Rajasärkkä, A. 2001. Syötteen seudun maalinnuston linjalaskennat. Teoksessa: Lehtonen, H. 2001. (toim.). Luontoa ja historiaa Syötteen alueelta – Syöte Life-projektin perusselvitykset. Metsähallitus, Pohjanmaan-Kainuun Luontopalvelut. 146 s. ISBN 952-446-318-0.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Helsinki: Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus. 432 s.
- Siivonen, L. 1952. On the reflection of short-term fluctuations in numbers in the reproduction of tetraonids. *Papers on Game Research* 9: 1-43.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 163 s.
- Virkkala, R. & Rajasärkkä, A. 2000. Lintuyhteisöt. Teoksessa: Virkkala, R. & Anttila, I. 2000: Etelä-Kuusamon vanhojen metsien ja soiden luontoinventointi. Alueelliset ympäristöjulkaisut. Oulu: Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus.
- Väisänen, R. A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. Muuttuva pesimälinnusto. Helsinki: Otava. 567 s.

Liite 1. Yksittäisten tutkimusalueiden lajikohtaiset parimäärät, yhteisparimäärät, yhteistiheydet ja yhteislajimäärät.

	Y2	Y6	Y1	Y5	Y5	Y4	Y3	P1	P3	P7
pinta-ala (ha)	14	58	32	5	6	12,5	14	32	13	11
Phylloscopus trochilus	3	9	4	1			5	4	6	8
Fringilla coelebs	5	6	3,5	1	1	4	3	2	5	4
Carduelis spinus	1	5	2	1	1	3	1	3	3	
Turdus iliacus	1	2		1				2	1	3
Anthus trivialis		2	1		1			1,5	1	1
Parus montanus	3		1	0,5		2		1		1
Turdus philomelos	1			1				1		
Parus major	1	1	1	1					1	2
Emberiza citrinella			1,5					1,5	1	2
Muscicapa striata		2		1						1
Erithacus rubecula	1	3						0,75	1	
Pyrrhula pyrrhula			1	0,5						
Phoenicurus phoenicurus		1	1			1	0,5	1		
Dendrocopos major		1	1		1			1		
Turdus pilaris				2				2		2
Motacilla flava		1	3	1						
Pica pica			1					1		
Fringilla montifringilla		1	1					1		
Loxia curvirostra										1
Tetrao urogallus				1				1		
Tringa glareola			1	1						
Motacilla alba		1						1		
Regulus regulus		1							1	

	Y2	Y6	Y1	Y5	Y5	Y4	Y3	P1	P3	P7
pinta-ala (ha)	14	58	32	5	6	12,5	14	32	13	11
Emberiza rustica			2,5							
Carduelis chloris										
Turdus merula										1
Carpodacus erythrinus				1						
Gallinago gallinago			1	1						
Corvus cornix			1				1			
Bonasa bonasia										
Perisoreus infaustus								0,5		
Tringa nebularia										
Ficedula hypoleuca			0.25	1						
Tringa ochropus								1		
Bombycilla garrulous								1		
Garrulus glandarius								1		
Sylvia curruca										
Numenius phaeopus		1								
Prunella modularis									1	
Cuculus canorus										
Columba palumbus			1							
Turdus viscivorus										
Carduelis flammea										
Lagopus lagopus							1			
Anthus pratensis		1								
<i>Parimäärä (yht)</i>	16	38	28,5	16	4	10	11,5	28,3	21	26
<i>Tiheys (yht) par/km²</i>	114	65,5	87,5	300	66,7	76,9	82,1	87,5	161,5	236,4
<i>Lajimäärä (yht)</i>	8	11	19	17	3	4	6	20	10	11

	P5	P2	P6	P4	K7	K2	K4	K5	K11	K1
Pinta-ala (ha)	5	9	8	6	9	16	46	10	19	13
Phylloscopus trochilus	1	1	1	0,25	3,25	2	8	4	8	4
Fringilla coelebs	0,5	2	1	2		5	5	2,25	2	4
Carduelis spinus		2	2	1	2	1	2	2	2	4
Turdus iliacus		1,5		1	1					
Anthus trivialis		0,5			1	2	3	0,5		
Parus montanus				1		1	1			
Turdus philomelos		2			1	1	2			
Parus major		1					1			
Emberiza citrinella	0,5	0,5								
Muscicapa striata							1			1
Erithacus rubecula		0,5		0,25					1	
Pyrrhula pyrrhula		1					2			1
Phoenicurus phoenicurus					1		1			
Dendrocopos major					1		1			1
Turdus pilaris										
Motacilla flava							1			
Pica pica	1			1				1		
Fringilla montifringilla					0,5	1				
Loxia curvirostra						1	1			1
Tetrao urogallus		1								
Tringa glareola							1			
Motacilla alba				1						
Regulus regulus										
Emberiza rustica										
Carduelis chloris		2								
Turdus merula		1								

	P5	P2	P6	P4	K7	K2	K4	K5	K11	K1
Pinta-ala (ha)	5	9	8	6	9	16	46	10	19	13
Carpodacus erythrinus							1			
Gallinago gallinago										
Corvus cornix										
Bonasa bonasia		1								
Perisoreus infaustus							1			
Tringa nebularia		0,5					1			
Ficedula hypoleuca										
Tringa ochropus										
Bombycilla garrulous										
Garrulus glandarius										
Sylvia curruca							1			
Numenius phaeopus										
Prunella modularis										
Cuculus canorus										1
Columba palumbus										
Turdus viscivorus										
Carduelis flammea										
Lagopus lagopus										
Anthus pratensis										
<i>Parimäärä (yht)</i>	3	18	4	7,5	10,75	14	34	9,75	13	17
<i>Tiheys (yht), par/km²</i>	60	194	50	125	122,2	88	74	97,5	68	131
<i>Lajimäärä (yht)</i>	4	15	3	8	8	8	18	5	4	8

	K10	K6	K9	K8	K3
pinta-ala (ha)	14	7	7	7	14
Phylloscopus trochilus	6	1			2
Fringilla coelebs	7	1	3	1	3
Carduelis spinus	2		1	2	4
Turdus iliacus	2			1	2
Anthus trivialis				1	
Parus montanus	1				
Turdus philomelos	2				
Parus major	1				
Emberiza citrinella	2				
Muscicapa striata	2	1			
Erithacus rubecula					
Pyrrhula pyrrhula	1				1
Phoenicurus phoenicurus					1
Dendrocopos major					
Turdus pilaris					
Motacilla flava					
Pica pica					
Fringilla montifringilla					
Loxia curvirostra					
Tetrao urogallus	1				
Tringa glareola					
Motacilla alba					
Regulus regulus	1				
Emberiza rustica					
Carduelis chloris					
Turdus merula					

	K10	K6	K9	K8	K3
pinta-ala (ha)	14	7	7	7	14
Carpodacus erythrinus					
Gallinago gallinago					
Corvus cornix					
Bonasa bonasia	1				
Perisoreus infaustus					
Tringa nebularia					
Ficedula hypoleuca					
Tringa ochropus					
Bombycilla garrulous					
Garrulus glandarius					
Sylvia curruca					
Numenius phaeopus					
Prunella modularis					
Cuculus canorus					
Columba palumbus					
Turdus viscivorus	1				
Carduelis flammea				1	
Lagopus lagopus					
Anthus pratensis					
<i>Parimäärä (yht)</i>	30	3	4	6	13
<i>Tiheys (yht), par/km²</i>	214,3	42,9	57,1	85,7	92,9
<i>Lajimäärä (yht)</i>	14	3	2	5	6

Metsälaidunnuksen vaikutukset maakiitäjäisten (*Coleoptera: Carabidae*) ja juoksuhämähäkkien (*Araneae: Lycosidae*) yhteisörakenteeseen Taivalkoskella

Riku Halmeenpää, Juhani Itämies ja Panu Välimäki

Eläinmuseo, PL 3000, 90014 Oulun yliopisto, rihalme@paju.oulu.fi, juhani.itamies@oulu.fi, panu.valimaki@oulu.fi

Tiivistelmä

Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää perinteisen ja ympärivuotisen metsälaidunnuksen vaikutuksia kahden eri selkärangattomien muodostamien yhteisöjen rakenteeseen. Tutkittavia ryhmiä olivat maakiitäjäiset (*Coleoptera, Carabidae*) ja juoksuhämähäkit (*Araneae, Lycosidae*).

Tutkitut yhteisöt erosivat laidunnettujen ja laiduntamattomien metsien välillä. Perinteisten metsälaidunten monimuotoisuus oli merkitsevästi suurempi kuin laiduntamattomien metsien. Sekä maakiitäjäisten että juoksuhämähäkkien yksilömäärät olivat laidunalueilla selvästi suuremmat kuin laiduntamattomilla alueilla. Myös lajimääriä tarkasteltaessa tulokset olivat samansuuntaisia, mutta erot eivät olleet yhtä selviä.

Ympärivuotisilla laitumilla tulosten tulkintaa häirtasivat karjan aiheuttamat vahingot pyydyksiä kohtaan. Ympärivuotisten laidunten monimuotoisuus oli kuitenkin laskennallisesti suurempi kuin laiduntamattomien alueiden. Erityisesti maakiitäjäisten yksilömäärät olivat ympärivuotisesti laidunnetuissa metsissä selvästi suuremmat kuin laiduntamattomissa metsissä. Maakiitäjäisten ja juoksuhämähäkkien elinympäristövaatimuksia tarkasteltaessa havaittiin, että laitumilla näytti esiintyvän runsaina erityisesti sellaiset lajit, joita tavataan avoimissa ja valoisissa ympäristöissä.

Metsälaidunten käytössä ja hoidossa on tärkeää pyrkiä mahdollisimman samankaltaisiin menetelmiin kuin laitumilla on perinteisesti käytetty. Hoitotapoja suunniteltaessa on syytä huomioida niitä tekijöitä, joihin perinteisen metsälaidunnuksen monimuotoisuutta lisäävä vaikutus perustuu. Näitä ovat muun muassa kasvillisuuden biomassan vähentyminen ja uusien mikrohabitaattien syntyminen. Ympärivuotisten metsälaidunten hoitoon pätevät pitkälti samat ohjeet kuin perinteisiinkin laitumiin. Talviaikaisen laidunnuksen vaikutuksista selkärangattomiin tarvittaisiin lisää tutkimuksia.

Avainsanat: metsälaitumet, luonnon monimuotoisuus, selkärangattomat, maakiitäjäiset, juoksuhämähäkit, yhteisörakenne, monimuotoisuus

Johdanto

Karjan laidunnuksen on havaittu olevan kasvillisuuden monimuotoisuudelle pääosin myönteistä (Pykälä 2001). Kasvilajisto ei kuitenkaan aina indikoi muiden eliöryhmien, esimerkiksi hyönteisten tai lintujen lajirunsautta (Pärt & Söderström 1999, Rambo & Faeth 1999, ks. kuitenkin Hunter & Price 1992). Tällöin kasvilajiston kertoma indikaattoriarvo ei vastaa alueen todellista arvoa. Laidunnuksen kokonaisvaltaisia vaikutuksia arvioitaessa tulisikin selvittää mahdollisimman monen eliöryhmän vasteet. Laidunnuksen on esimerkiksi havaittu lisäävän hyönteisyhteisöjen monimuotoisuutta (Hokkanen ym. 1998, Mutanen 2002), mutta myös päinvastaisia tuloksia on saatu (Gibson ym. 1992, Rambo & Faeth 1999). Maakiitäjäisiä (*Coleoptera: Carabidae*) on pidetty yhtenä hyvänä indikaattoriryhmänä, sillä niiden on havaittu olevan herkkiä ympäristössä tapahtuville muutoksille (Niemelä ym. 1993). Eri eliöryhmät reagoivat kuitenkin ympäristön muutoksiin eri tavalla, eikä yhden ryhmän perusteella voida tehdä laajoja johtopäätöksiä. Hyvää yleisindikaattoriryhmää, joka kertoisi tasapuolisesti koko eliöyhteisön rakenteesta, ei olekaan löytynyt (ks. esim. Pärt & Söderström 1999, Rambo & Faeth 1999, Balmer & Erhardt 2000, Morris 2000, WallisDeVries ym. 2002).

Laidunnus voi vaikuttaa alueen selkärangattomyhteisöihin joko suoraan tai epäsuorasti. Laiduntajat ja selkärangattomat voivat kilpailla samoista resursseista, esimerkiksi kasviravinnosta, jolloin laidunnuksen vaikutus on suoraa (Baines ym. 1994). Suora vaikutus syntyy myös, kun selkärangattomia tai niiden eri kehitysvaiheita ja yhdyskuntia tallautuu laiduntajien jalkoihin. Epäsuora vaikutus syntyy, kun laiduntajat muuttavat ympäristön abioottisia tai bioottisia tekijöitä, esimerkiksi maaperä kuluu ja kasvillisuus muuttuu avoimemmaksi. Myös ihminen voi vaikuttaa epäsuorasti laidunten selkärangattomyhteisöihin. Ympärivuotisilla metsälaitumilla karjaa joudutaan ruokkimaan talvisin ja tämän on katsottu olevan ongelma perinnebiotooppien hoidon kannalta (Perinnemaisemien hoitoryhmä 2000). Lisäruokinnan seurauksena laitumelle kulkeutuu ulkopuolelta ravinteita, mikä aiheuttaa ainakin paikallista rehevöitymistä. Kasvillisuudessa tapahtuneet muutokset voivat heijastua edelleen selkärangattomyhteisöihin.

Aiemmissä metsälaiduntutkimuksissa on useimmiten tarkasteltu lähinnä metsälaidunnuksen vaikutuksia puuston kasvuun (Reuter 1914, Hertz 1934, Lampimäki 1939) ja yleisesti kasvillisuuteen (Malkamäki & Haeggström 1997). Metsälaidunnuksen vaikutuksista esimerkiksi hyönteislajistoon on tehty vain vähän tutkimuksia ja metsälaidunnuksen merkityksestä eliölajiston monimuotoisuuteen kaivataan lisätietoa (Pykälä 2001, Vainio ym. 2001).

Ympärivuotisia metsälaitumia on Suomen oloissa tutkittu vielä vähemmän kuin perinteisiä. Erotuksena perinteisiin metsälaitumiin ympärivuotisilla metsälaitumilla nautakarja laiduntaa myös talvella. Ympärivuotinen laidunnus on Suomen ilmasto-olosuhteissa uusi ilmiö ja sen vaikutukset eliöstöön ovat

suurelta osin tuntemattomat. Tutkimuksia laidunnuksen vaikutuksista selkärangattomiin ei ole aiemmin tehty.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää perinteisen ja ympärivuotisen metsälaidunnuksen pitkäaikaisvaikutuksia kahden eri selkärangatonheimon muodostamien yhteisöjen rakenteeseen. Tutkittaviksi ryhmiksi valittiin maa-kiitäjäiset (*Coleoptera: Carabidae*) ja juoksuhämähäkit (*Araneae: Lycosidae*), jotka molemmat ovat enimmäkseen maanpinnalla liikkuvia petoja. Laidunnuksen vaikutuksia tarkasteltiin molempien ryhmien näkökulmasta, mikä mahdollistaa eri selkärangatonkantonien suojelun välillä olevien, mahdollisten eturistiriitojen tutkimisen. Hypoteesina oli, että perinteisille metsälaitumille olisi muodostunut pitkän laidunhistorian aikana rakenteeltaan sellainen selkärangatonyhteisö, joka poikkeaa ympärivuotisten metsälaidunten ja laiduntamattomien alueiden yhteisöistä.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueen sijainti ja yleinen luonnehdinta

Tutkimus suoritettiin Koillismaalla, Taivalkosken kunnassa, koska siellä on Suomen pisin historia nautojen ympärivuotisesta metsälaidunnuksesta (Lehtiniemi ym. 2001). Kasvimaantieteellisesti alue kuuluu boreaalisten havumetsien vyöhykkeeseen (Kalliola 1973). Metsälaitumet sijaitsivat eri puolella Taivalkoskea tilojen välisen etäisyyden ollessa pisimmillään noin 40 km. Tilojen ja näytealojen sijainnit kontrollialoja lukuun ottamatta on esitetty kasvillisuustutkimuksen yhteydessä (kts. tämän kirjan artikkeli: Hägg & Pessa: Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutukset Taivalkosken metsälaitumien kasvillisuuteen ja maisemaan). Laidunten koodit ovat samoja kuin kasvillisuustutkimuksessa käytetyt. Kontrollialat (K1-K6) sijaitsivat laidunten läheisyydessä.

Perinteisellä metsälaidunnuksella on Taivalkoskella pitkä perinne. Aina 1960-luvulle saakka alueella vallitsi niin sanottu vapaa laidunnus. Kesällä karja päästettiin vapaaksi metsiin ja syksyllä se haettiin takaisin, toisinaan karja koottiin illaksi tai yöksi navettaan lypsylle. Nykyisin käytäntö on edelleen sama sillä erotuksella, että kahta tutkimukseen osallistuvaa tilaa lukuun ottamatta perinteiset metsälaitumet ovat aidattuja. (Tilojen isäntien suulliset haastattelut).

Perinteisen metsälaidunnuksen lisäksi myös ympärivuotinen metsälaidunnus on alueella melko yleistä, joten laiduntyyppien vertailu samanlaisissa ilmasto- ja kasvillisuusolosuhteissa oli mahdollista. Ympärivuotisen laidunnuksen ensimmäiset kokeilut tapahtuivat Taivalkoskella 1960-luvulla ja 1990-luvulla laiduntapa otettiin käyttöön useilla karjataloilla.

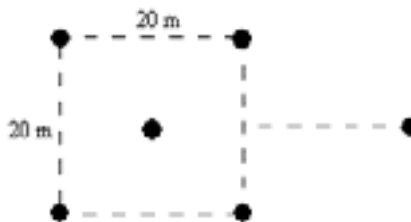
Tutkimusasetelma

Tutkimukseen otettiin mukaan seitsemän perinteistä ja kuusi ympärivuotista metsälaidunta, sekä kuusi kontrollialuetta, joilla laidunnusta ei ole 1960-luvun jälkeen ollut. Tutkimukseen osallistuvia maatiloja ei voitu valita täysin satunnaisesti, sillä mm. niiden lukumäärä oli rajallinen. Tutkittavan hypoteesin kannalta tästä ei katsottu olevan haittaa, koska mitään ennakkotietoja laidunnuksen vaikutuksista selkärangatonyhteisöihin ei kyseisiltä paikoilta ollut etukäteen tiedossa.

Jokaiselle näytealalle sijoitettiin selkärangattomien keräämistä varten kuusi pyydystä systemaattisesti samanlaiseen kuvioon (Kuva 1). Tällä pyrittiin esittämään subjektiivisten tekijöiden vaikutus yksittäisten pyydysten sijoittamisessa. Laidunten heterogeenisyyden vuoksi näytealat sijoitettiin mustikkatyyppin metsiin (ks. Kalliola 1973), koska niistä löytyi helposti laajoja yhtenäisiä alueita. Tavoitteena oli, että näytealat eroaisivat toisistaan ainoastaan laidunnuksesta johtuvista tekijöistä, eikä esimerkiksi siitä, että alat kuuluvat eri kasvillisuustyyppihin. Lisävaatimuksena oli, että metsälaitumella oli näkyvissä merkkejä laiduntamisesta. Tämä tapahtui sijoittamalla pyydyskenttä silmämääräisesti arvioiden keskimääräisen laidunnuspaineen vaikutuksen alueelle. Ympärivuotisilla laitumilla otettiin huomioon lisäksi myös ruokintapaikan läheisyys, jonne pyydyskenttää ei sijoitettu. Pyydysten etäisyys ruokintapaikasta oli vähintään 150 metriä.

Pyydykset joutuivat yhdellä ympärivuotisella laitumella karjan aiheuttaman tuhon kohteeksi, pyydysistä tuhoutui koko tutkimusjakson aikana yhteensä yli 75 %. Tämän vuoksi kyseistä näytealaa (ympärivuotinen laidun nro 1) ei ole jatkossa otettu mukaan tilastollisiin testeihin

Kuva 1. Kuoppapyydyskenttä. Jokaiselle tutkitulle metsälaitumelle ja laiduntamattomalle metsäalueelle sijoitettiin kuusi pyydystä kuvan mukaiseen muodostelmaan.



Selkärangatonaineiston keruu

Selkärangatonaineisto kerättiin pitfall- eli kuoppapyydysmenetelmällä (ks. Barber 1931). Yksittäiset kuoppapyydyskäytöt koostuivat kahdesta, päällekkäin asetetusta purkista. Ulompi, reilun litran vetoinen purkki upotettiin maahan tätä tarkoitusta varten tehdyllä kairalla siten, että purkin ylälaita oli juuri maanpinnan tasolla (Kuva 2). Purkin reunapituus maanpinnalla oli 18,4 cm ja halkaisija 11,7 cm. Muodoltaan purkki oli hieman alaspäin kapeneva lieriö.

Sisempi purkki oli matalampi ja se upposi ulomman purkin sisään asettuen tiiviisti sen laitoja vasten.

Sisempään purkkiin annosteltiin keruuneste, johon pyydykseen tippuneet selkärangattomat jäivät. Keruunesteenä käytettiin kylläistä suolaliuosta, johon oli lisätty muutama pisara hajutonta saippuaa. Suolaliuoksen ansiosta selkärangattomat säilyivät hajoamatta ja saippua vähensi pintajännitystä, jolloin saaliit vajosivat keruunesteeseen nopeasti. Selkärangattomien jouduttua pyydykseen, ne tippuivat noin 11 cm:n syvyydelle keruustian pohjalle nesteeseen eivätkä päässeet sieltä enää pois. Pyydysten päälle, noin 2–3 cm:n korkeudelle maanpinnasta asetettiin läpinäkyvä muovikatos estämään sadeveden pääsy pyydykseen. Koska tutkimuksessa tarkasteltiin selkärangattomyhteisöjä aktiivisilla, käytössä olevilla laiumilla, käytettiin pyydysten päällä suojakehikkoa estämään karjan aiheuttamaa pyydysten tallaamista. Suojarakenteen valinnassa tehtiin esikoe, jossa tarkasteltiin suojan toimivuutta laidunnetulla alueella. Toimivaksi ja yksinkertaiseksi suojarakenteeksi osoittautui kaksi, 10 mm:n harjateräksestä taivuteltua kehystä pyydyksen päällä (Kuva 2).



Kuva 2. Kuoppapyydykseen pyyntivalmiina. Kuvassa näkyy pyydysastia maahan upotettuna ja sen päällä vesikatos ja harjateräksestä taivuteltu suoja. (Kuva: Riku Halmeenpää)

Jokaiselle näytealalle ($n = 19$) sijoitettiin kuusi pyydystä, joten pyydysten yhteislukumäärä oli 114 kpl ja reunapituus yhteensä 21 metriä. Pyyntimenetelmä on erittäin tehokas ja yksi yleisimmistä menetelmistä maanpinnan selkärangattomia tutkittaessa (ks. esim. Barber 1931, Greenslade 1964, Obrtel 1971, Luff 1982, 1995, Niemelä ym. 1986, Niemelä ym. 1989, Luff ym. 1992, Spence & Niemelä 1994, Lövei & Sunderland 1996, Siitonen & Itämies 1996, Heliölä ym. 2001).

Tutkimusjakso alkoi 26.5.2004 ja päättyi 16.9.2004. Pyynnin aloitus ja lopeus suoritettiin mahdollisimman samanaikaisesti kaikilla tutkimusaloilla. Kuoppapyydykset koettiin noin kolmen viikon välein, yhteensä viisi kertaa koko tutkimusjakson aikana. Pyydyksen koenta tapahtui nostamalla sisempi purkki ylös ja kaatamalla sen sisältö harson läpi toiseen astiaan, jolloin selkärangattomat ja mahdollinen karike jäivät harsolle (Kuva 3). Harsolle jäänyt materiaali laitettiin lasipurkkiin ja säilöttiin myöhemmin tapahtunutta määrittystä varten etanoli-etikka seokseen, jossa oli yksi osa väkevää etikkaa ja 10 osaa 50 %:sta etanolia. Etikan ansiosta selkärangattomien kudokset säilyivät pehmeänä, mikä helpotti näytteiden preparointia.

Välittömästi koennan jälkeen pyydykseen laitettiin uusi keruuneste ja pyydys asetettiin takaisin paikoilleen jatkamaan pyyntiä. Koska ulompi purkki oli jatkuvasti oikealla paikallaan maahan upotettuna, oli pyydyksen koenta nopeaa eikä kuopan reuna päässyt luhistumaan koennan yhteydessä. Jokaisen pyydyksen selkärangattomasaaliit laitettiin omalla koodilla varustettuihin lasipurkkeihin, jolloin näytteet pysyivät erillään.



Kuva 3. Koettaessa pyydysneste suodatetaan erilliseen saaliista, joka säilötään määritettäväksi. (Kuva: Riku Halmeenpää)

Selkärangattomien määrittäminen

Säilöttyjen näytteiden jatkokäsittely suoritettiin Oulun yliopiston Eläinmuseolla. Selkärangattomat poimittiin erilleen harsosta ja karikkeesta, jonka jälkeä aineistosta eroteltiin aikuiset maakiitäjäiset sekä juoksuhämähäkit ja ne määritettiin lajilleen. Muut pyydyksistä saadut selkärangattomat säilöttiin Eläinmuseolle. Määrittäminen tapahtui preparointimikroskoopin avulla, käyttäen apuna alan kirjallisuutta (Palmgren 1939, Lindroth 1961, 1985, 1986) ja epäselvissä tapauksissa Oulun yliopiston Eläinmuseon vertailukokoelmia. Maa-

kiitäjäisten nimistö on Silfverbergin (2004) ja juoksuhämähäkkien nimistö Palmgrenin (1977a) mukainen.

Laidunnuspaineen selvittäminen

Tutkimuksen lähtökohtana oli ajoittumiseltaan erilainen laidunnuspaine eri tutkimusaloilla (perinteinen ja ympärivuotinen metsälaidun ja laiduntamaton metsä). Laidunnuspaineen arviointia varten selvitettiin laidunten koot ja laiduntaneiden eläinten määrät kahden vuoden ajalta. Metsälaidunten aiempaa käyttöä ja nykylaidunnusta selvitettiin haastatteleamalla henkilökohtaisesti kaikkia tutkimukseen osallistuneita tilanomistajia.

Kasvillisuuskartoitukset

Kasvillisuuskartoitus (Kts. tämän julkaisun artikkeli Ympärivuotisen ja perinteisen laidunnuksen vaikutukset Taivalkosken metsälaitumien kasvillisuuteen ja maisemaan, s. 246) suoritettiin varmentamaan näytealojen samankaltaisuus, jolloin selkärangattomien yhteisörakenteessa mahdollisesti havaittavat erot ovat varmemmin seurausta laidunnuksesta eivätkä esimerkiksi siitä, että näytealat sijaitsivat eri kasvillisuustyypeillä. Kasvillisuus inventoitiin kaikilla laitumilla Vesi- ja ympäristöhallituksen laatimien perinnemaisemien inventointiohjeiden mukaan (ks. Pykälä ym. 1994). Lisäksi jokaisen näytealan keskelle tehdyiltä kasvuruuduilta (ruuturaami 1m²) määritettiin kenttä- ja pohjakerroksen kasvilajit sekä niiden peittävyudet prosentteina. Kasviruudut sijoitettiin jokaisella näytealalle keskimmäisen kuoppapyydyksen pohjoispuolelle, metrin etäisyydelle pyydyksestä.

Kaikki näytealat sijaitsivat mustikka-tyypin metsissä. Näytealat sijoituivat etupäässä tuoreen kangasmetsän seinäsammal-mustikkatyyppiin (HMT). Laitumet olivat laajoja, jopa yli 60 hehtaarin kokoisia alueita ja laidunten eri osissa saattoi esiintyä erilaisia metsätyyppejä. Esimerkiksi paikoissa Y2 ja Y6 oli sekä tuoretta että kuivahkoa ja kuivaakin kangasta ja niin ikään eri metsätyyppejä. Metsälaitumilla laidunnus oli lisäksi vaikuttanut aluskasvillisuuteen ja alueiden metsätaloustalouden puustoon, joten laitumet, joilla näytealat olivat, eivät välttämättä edustaneet kasvillisuudeltaan juuri tiettyä yhtä metsätyyppiä eikä ruutujen lajistosta ja runsaussuhteista voitu suoraan päätellä metsätyyppiä.

Aineiston analysointi ja tilastolliset menetelmät

Laiduntavat eläimet aiheuttivat osalla laitumista pyydysten särkymistä, minkä seurauksena tuloksia jouduttiin laskutoimenpiteitä varten tarkastelemaan suhteuttamalla yksilömäärät pyynnin tehokkuuteen. Tämä suoritettiin muuttamalla yksilömäärät muotoon yksilöä/100 pyydysvuorokautta (ks. esim. Refseth 1980, Räisänen 1983, Laaksonen 2003).

Tutkittujen selkärangatonryhmien yhteisötason eroja eri tavalla laidunnetuilla alueilla hahmoteltiin NMS -ordinaatiolla (Non-metric Multidimensional Sca-

ling) (ks. esim. Quinn & Keough 2002). Koska aineistossa oli runsaasti nol-lahavainoja, etäisyysmitaksi valittiin Sørensen. Yksilömäärien jakaumien vinoutumisen johdosta aineistolle suoritettiin logaritimuunnos ennen analyysiä. Muunnos tasaa yksittäisten valtalajien liiallista vaikutusta analyysin tuloksiin. NMS -ordinaatiot tehtiin PC-ORD ver. 4.0 - monimuuttujaohjelmalla (McCune & Mefford 1999).

Tutkittujen selkärangatonheimojen yksilömäärien samankaltaisuutta perinteisesti ja ympärivuotisesti laidunnettujen metsien ja laiduntamattomien metsien välillä testattiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä SPSS 10.1 for Windows-tilastolaskentaohjelmalla, a posteriori testinä käytettiin Tukeyn testiä. Ennen testien suoritusta varmistettiin, että aineisto oli mitattu suhdeasteikolla, otokset olivat normaalisti jakautuneet ja otosvariانسsit eivät poikenneet toisistaan merkitsevästi. Parametrissa testiä voitiin käyttää näiden edellytysten täytyessä joko sellaisenaan tai sopivan muunnoksen avulla. Otosvariانسsien yhtäsuuruus testattiin Levenen testillä.

Yksilömääriltään erilaisten näytteiden lajimäärien suora vertailu ei välttämättä ole mielekäästä, koska vähälukuisia lajeja tavataan todennäköisemmin vain suurissa näytteissä, jolloin havaittu lajimäärä kasvaa näyteeseen kasvaessa (Peet 1974, Di Giulio ym. 2001). Pyyntiponnistus erosi jonkin verran käytettyjen laiduntyyppiluokkien välillä, sillä varsinkin ympärivuotisilla laituimilla osa pyydyksistä tuhoutui nautojen tallaamina. Toisin kuin yksilömäärävertailussa, pyyntiponnituksesta johtuvia eroja ei voitu vakioda suhteuttamalla havaittu lajimäärä pyyntiaikaan, koska lajimäärän ja pyyntiponnituksen suhde ei ole lineaarinen. Tästä johtuen yhteisöjen lajirikkuutta eri tavalla laidunnettujen alueiden välillä tutkittiin uudelleenotantaan perustuvalla rarefaktio-menetelmällä (Heck ym. 1975, Raup 1975), mikä sopii yksilömääriltään erilaisten, mutta lajistokoostumuksiltaan samantapaisten näytteiden vertailuun (Krebs 1999). Rarefaktioanalyysi suoritettiin Microsoft Excel -ohjelmistoon pohjautuvalla rarefaktiovertailu -ohjelmamoduulilla (©Seppo Rytönen).

Lajikohtaisia eroja yksilömäärissä eri laiduntyyppien välillä testattiin Kruskalin-Wallisn yksisuuntaisella varianssianalyysillä, minkä jälkeisenä a posteriori testinä käytettiin Dunnin testiä. Lajikohtaisia eroja tarkasteltaessa testeihin otettiin mukaan vain ne lajit, joita oli havaittu yhteensä vähintään kymmenen yksilöä. Lajikohtaisten testien tarkoituksena oli selvittää, esiintyykö joku tai jotkin lajit runsaampana laidunnetuilla tai laiduntamattomilla tutkimusaloilla. Testien suorittaminen jokaiselle lajille erikseen katsottiin olevan mahdollista, sillä lajeja voidaan pitää erillisinä yksiköinä, joiden vasteet laidunnukseen ovat käytännössä toisistaan riippumattomia. Lisäksi p-arvojen muokkaamisen Bonferronin korjauksella on todettu laskevan tilastollisten testien voimaa siinä määrin, että II tyypin virheen mahdollisuus kasvaa turhan korkeaksi (Nakagawa 2004).

Maakiitäjäisten ja juoksuhämähäkkien yhteisöjen monimuotoisuutta tarkasteltiin Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksin avulla:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

missä S on alueen (tässä näytealan) lajimäärä ja p_i on lajin i yksilömäärän osuus kokonaisyksilömäärästä kyseisellä näytealalla (Hanski ym. 1998). Indeksiksi saa sitä suurempia arvoja mitä enemmän yhteisössä on lajeja ja mitä tasaisempi yhteisön lajien runsausjakauma on. Indeksien käytön mielekkyyden selvittämiseksi tarkasteltiin myös yhteisöjen runsausjakaumia eri tutkimusaloilla Shannon-Wienerin indeksin perusteella lasketun yhteisön tasaisuutta kuvaavan Jackardin tasaisuusindeksin avulla, mikä suhteuttaa havaitun monimuotoisuuden kyseisen yhteisön hypoteettiseen maksimaaliseen monimuotoisuuteen:

$$J' = \frac{- \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i}{\ln S}$$

missä S on edelleen lajimäärä ja p_i on lajin i osuus kokonaisyksilömäärästä (Hanski ym. 1998). Eri näytealojen diversiteetti-indeksien arvoja vertailtiin Kruskalin-Wallis testillä.

Laidunnettujen ja laiduntamattomien metsien merkitystä maakiitäjäisten elinympäristönä hahmoteltiin kovakuoriaisten yleisyyteen perustuvien frekvenssipisteiden avulla (ks. Rassi 1993). Frekvenssipisteet kuvaavat numeerisesti eri kovakuoriaislajien yleisyyttä Suomessa, mutta eivät ota huomioon lajien runsautta. Mitä isompi frekvenssipistearvo lajilla on, sitä suppeammalla alueella lajia Suomessa tavataan ja sitä merkittävämpänä lajin elinympäristönä aluetta voidaan suojelubiologisesti pitää. Pyyntitehokkuudella painotetut yksilömäärät kerrottiin kunkin lajin frekvenssipistearvolla ja näin saatua aineistoa tarkasteltiin 1-suuntaisella varianssianalyysillä SPSS 10.1 for Windows -tilastolaskentaohjelmalla. Juoksuhämähäkeistä ei ollut saatavana vastaavaa frekvenssipistejärjestelmää, minkä vuoksi ne jouduttiin jättämään analyysin ulkopuolelle.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Yleistä

Kesän 2004 aikana pyydystettiin yhteensä 6124 juoksuhämähäkkiä ja 699 maakiitäjäistä. Juoksuhämähäkit kuuluivat viiteen eri sukuun ja 14 eri lajiin, maakiitäjäisillä vastaavat luvut olivat 15 ja 26. Runsaslajisimpia juoksuhämähäkkisukuja olivat *Pardosa* (7 lajia) ja *Alopecosa* (3 lajia). *Pirata* -sukua oli kaksi lajia, *Acantholycosa* ja *Trochosa* -sukuja edusti vain yksi laji kum-

paakin. Runsaslukuisimpia lajeja olivat *Pardosa lugubris* (4895 yksilöä), *Alopecosa taeniata* (690 yksilöä) ja *Pardosa riparia* (343 yksilöä). Näihin kolmeen lajiin kuului 96,8 % kaikista juoksuhämähäkkiyksilöistä.

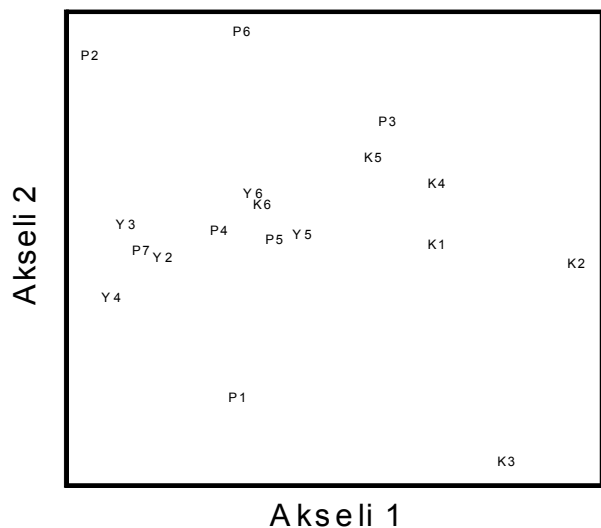
Maakiitäjäisistä runsaslajisimpia sukuja olivat *Amara*, *Notiophilus* ja *Pterostichus*, kutakin neljä lajia. *Carabus* ja *Elaphrus* -sukuja oli kaksi lajia. Muita 10 sukua edusti vain yksi laji kutakin. Runsaslukuisimpia lajeja olivat *Calathus micropterus* (246 yksilöä), *Notiophilus biguttatus* (232 yksilöä) ja *Notiophilus aquaticus* (83 yksilöä). Nämä muodostivat noin 80 % saaduista maakiitäjäisistä. Kaikki lajit ja niiden alakohtaiset yksilömäärät on esitetty liitteissä 1 ja 2.

Maakiitäjäis- ja juoksuhämähäkkiyhteisöjen analysointi NMS-menetelmällä

Maakiitäjäisten ordinaatiokuva tarkasteltaessa havaitaan, että laiduntamattomat metsät erottuvat ensimmäisen ulottuvuuden (akseli 1) suhteen laidunnetuista metsistä (Kuva 4). Laiduntamattomista alueista (n = 6) viisi sijaitsee ensimmäisen akselin suhteen niin oikealla, että laidunnetuista alueista (n = 12) vain yksi sijoittuu niin oikealle. Perinteisesti ja ympärivuotisesti laidunnetut alueet eivät sen sijaan erotu ordinaatiossa omina ryhminään.

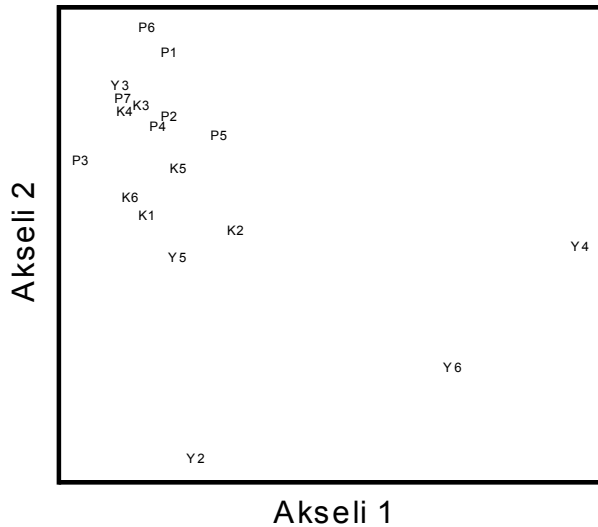
Juoksuhämähäkkien ordinaatiokuvan rakenne eroaa selvästi maakiitäjäisten ordinaatiosta (Kuva 5). Juoksuhämähäkkejä tarkasteltaessa näyttää, että ympärivuotiset laitumet sijoittuvat pääsääntöisesti erilleen muista alueista. Hajonta ympärivuotisesti laidunnetuissa alueissa on kuitenkin niin suurta, että karkeidenkin johtopäätösten tekeminen on epävarmaa. Laiduntamattomat metsät ja perinteiset metsälaitumet sijoittuvat ordinaatiossa lähelle toisiaan.

Maakiitäjäiset



Kuva 4. NMS-ordinaatiokuva maakiitäjäisyhteisöistä. Y2-Y6 = ympärivuotiset metsälaitumet, P1-P7 = perinteiset metsälaitumet ja K1-K6 = laiduntamattomat metsät.

Juoksuhämähäkit



Kuva 5. NMS-ordinaatiokuva juoksuhämähäkkiyhteisöistä. Y2-Y6 = ympärivuotiset metsälaitumet, P1-P7 = perinteiset metsälaitumet ja K1-K6 = laiduntamattomat metsät.

Maakiitäjäisten ja juoksuhämähäkkien yksilömäärät

Koko selkärangatonaineiston yksilömäärä oli ympärivuotisilla metsälaitumilla keskimäärin 38,1, perinteisillä metsälaitumilla 76,3 ja laiduntamattomissa metsissä 49,7 yksilöä/100 pyydysvuorokautta (Taulukko 1). Alueiden sisäinen hajonta oli suurta ja laiduntyyppien välillä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja yksilömäärissä ($F_{2,15} = 1,863$; $p = 0,189$).

Taulukko 1. Tutkittujen selkärangatonheimojen laji- ja yksilömäärät eri näytealoilla sekä eri laiduntyyppien (ympäri vuotinen metsälaidun, perinteinen metsälaidun ja laiduntamaton metsä) laji- ja yksilömäärien keskiarvot ja keskihajonnat. Yksilömäärät on ilmoitettu sataa pyydysvuorokautta kohden.

Näyteala nro	Ympäri vuotinen metsälaidun		Perinteinen metsälaidun		Laiduntamaton metsä	
	Yksilö lkm.	Laji lkm.	Yksilö lkm.	Laji lkm.	Yksilö lkm.	Laji lkm.
1	-	-	47,47	14	42,98	9
2	14,08	9	52,56	21	21,13	12
3	122,17	15	50,89	13	61,6	12
4	13,85	8	69,91	15	63,27	11
5	29,17	9	53,95	15	47,47	13
6	11,43	9	117,46	20	61,84	15
7	-	-	142,04	16	-	-
Keskiarvo	38,14	10	76,33	16,29	49,72	12
S.D.	47,5	2,83	37,85	3,04	16,37	2

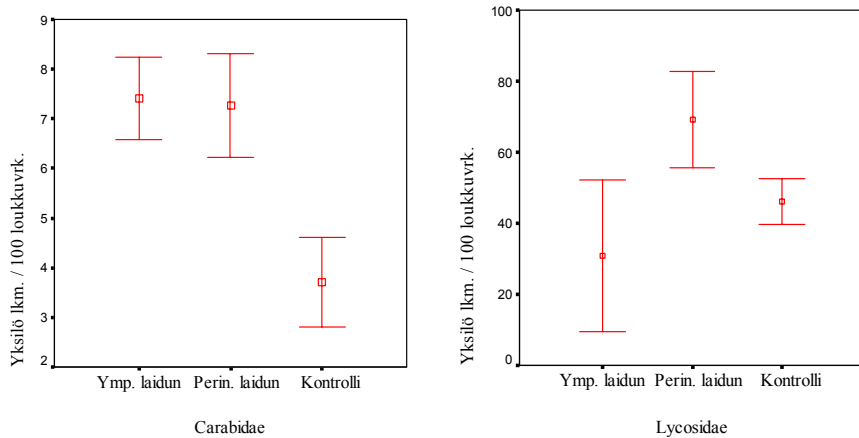
Maakiitäjaiset

Maakiitäjäisten yksilömäärä oli ympärivuotisesti laidunnetuissa metsissä keskimäärin 7,4, perinteisesti laidunnetuissa 7,3 ja laiduntamattomissa metsissä keskimäärin 3,7 yksilöä/100 pyydysvuorokautta (Kuva 6). Maakiitäjäisten yksilömäärä oli siis ympärivuotisilla ja perinteisillä laituksilla lähes yhtä

suuri ja laiduntamattomilla alueilla selvästi pienin. Laiduntyyppien väliset erot olivat myös tilastollisesti merkitseviä ($F_{2,15} = 4,71$; $p = 0,026$). Ero oli merkitsevä sekä perinteisellä laidunnettujen ja laiduntamattomien ($p = 0,040$) että ympärivuotisesti laidunnettujen ja laiduntamattomien alueiden välillä ($p = 0,050$).

Juoksuhämähäkit

Juoksuhämähäkkien yksilömäärä oli ympärivuotisilla laitumilla keskimäärin 30,7, perinteisillä laitumilla 69,1 ja laiduntamattomilla aloilla keskimäärin 46,0 yksilöä/100 pyydysvuorokautta. Laiduntyyppien välillä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja ($F_{2,15} = 1,85$; $p = 0,19$). Juoksuhämähäkkien yksilömäärät ja niiden hajontavälit on esitetty kuvassa 6.

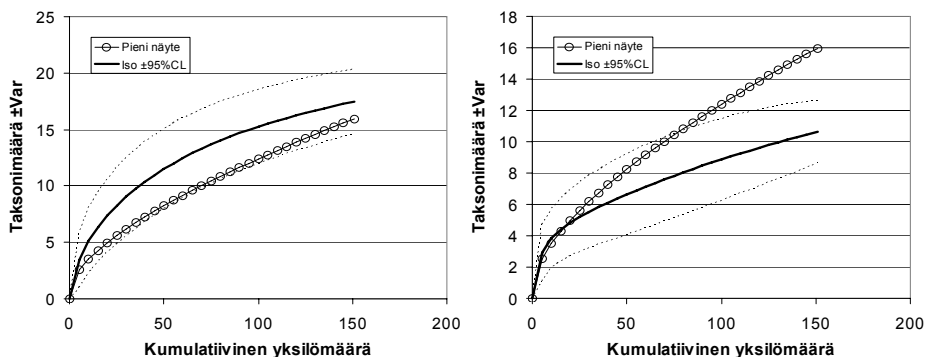


Kuva 6. Maakiitäjäisten (Carabidae) ja juoksuhämähäkkien (Lycosidae) yksilömäärien keskiarvot ja hajontaväli +/- 1 keskivirheellä ympärivuotisilla ja perinteisillä metsälaitumilla sekä laiduntamattomissa metsissä (kontrolli).

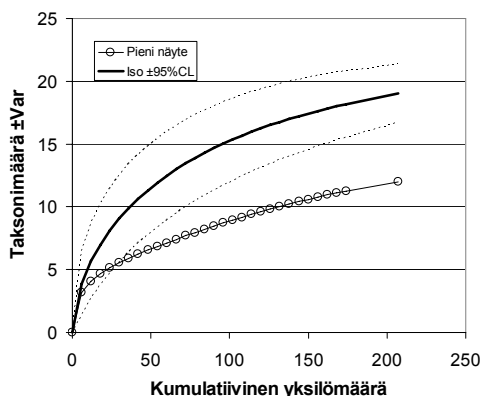
Maakiitäjäis- ja juoksuhämähäkkiyhteisöjen lajimäärät ja monimuotoisuus

Maakiitäjäisten lajimäärät ja frekvenssipisteet

Kaikkiaan maakiitäjäisiä havaittiin 26 lajia. Näistä 12 havaittiin ympärivuotisilla, 21 perinteisillä metsälaitumilla ja 16 laiduntamattomista metsistä. Vaikka perinteisillä metsälaitumilla näennäisesti havaittiin enemmän lajeja kuin ympäröivistä laiduntamattomista metsistä, lajimäärissä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa (Kuva 7). Sen sijaan ympärivuotisilla metsälaitumilla lajimäärä oli näytekokoonkin suhteutettuna alhaisempi verrattuna sekä perinteisiin laitumiin (Kuva 8) että ympäröiviin laiduntamattomiin metsiin (Kuva 7).



Kuva 7. Maakiitäjäisten rarefioitu lajimäärän ja näytekoon välistä suhdetta perinteisillä kesälaitumilla (A) ja ympärivuotisilla laitumilla (B) kuvaava funktio 95 % luottamusrajoineen verrattuna laiduntamattomissa metsissä havaittuun suhteeseen.



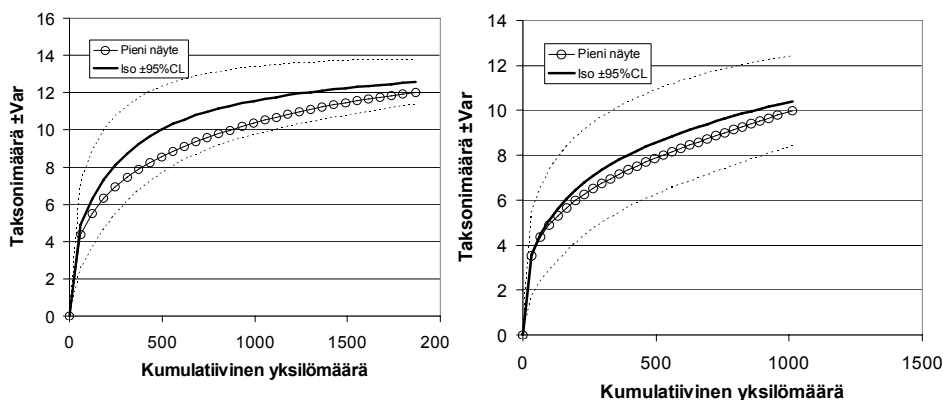
Kuva 8. Maakiitäjäisten rarefioitu lajimäärän ja näytekoon välistä suhdetta perinteisillä kesälaitumilla kuvaava funktio 95 % luottamusrajoineen verrattuna ympärivuotisilla laitumilla havaittuun suhteeseen.

Maakiitäjäisten frekvenssipisteiden summa oli ympärivuotisilla laitumilla sataa pyydysvuorokautta kohti keskimäärin 18,12 frekvenssipistettä/laidun. Perinteisillä laitumilla vastaava luku oli 19,0 ja laiduntamattomilla aloilla 7,42. Erot laiduntyyppien välillä olivat tilastollisesti merkitseviä ($F_{2,15} = 6,777$; $p = 0,008$). Ympärivuotisilla ($p = 0,028$) ja perinteisillä laitumilla ($p = 0,01$) maakiitäjäisten frekvenssipisteet olivat merkitsevästi suuremmat kuin laiduntamattomilla alueilla.

Lajien frekvenssipisteiden arvot vaihtelivat tutkituilla lajeilla yhdestä kahteenkymmeneen (Liite 1). Uhanalaisia tai silmälläpidettäviä lajeja (Rassi ym. 2001) ei maakiitäjäisten eikä juoksuhamähäkkien osalta löydetty.

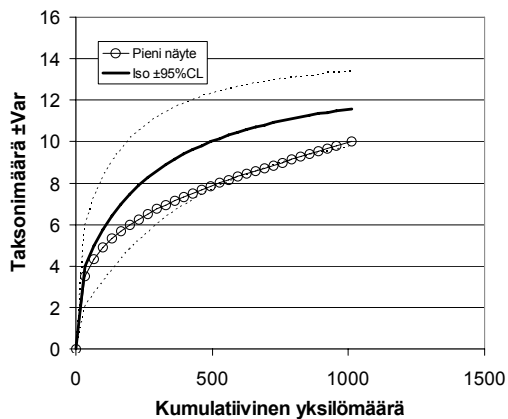
Juoksuhämähäkkien lajimäärät

Juoksuhämähäkkejä havaittiin 14 lajia. Näistä 10 havaittiin ympärivuotisilla, 13 perinteisillä metsälaitumilla ja 12 laiduntamattomista metsistä. Juoksuhämähäkkien lajimäärät eivät eronneet kummallakaan laiduntyyppillä laiduntamattomista metsistä (Kuva 9). Kuitenkin vain kesäaikana laidunnetulla perinteisellä metsälaitumella juoksuhämähäkkilajeja oli lähes merkitsevästi enemmän kuin ympäri vuoden laidunnuksessa olevilla metsälaitumilla (Kuva 10).



Kuva 9 Juoksuhämähäkkien rarefioitu lajimäärän ja näytekoon välistä suhdetta perinteisillä kesälaitumilla kuvaava funktio 95 % luottamusrajoineen verrattuna laiduntamattomissa metsissä havaittuun suhteeseen (A) sekä laiduntamattomissa metsissä kuvaava funktio 95 % luottamusrajoineen verrattuna ympärivuotisilla laitumilla havaittuun suhteeseen (B).

Kuva 10. Juoksuhämähäkkien rarefioitu lajimäärän ja näytekoon välistä suhdetta perinteisillä kesälaitumilla kuvaava funktio 95 % luottamusrajoineen verrattuna ympärivuotisilla laitumilla havaittuun suhteeseen.

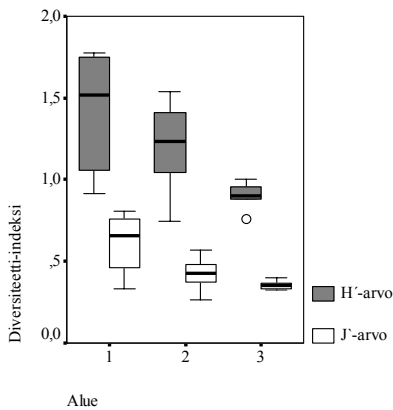


Selkärangaton yhteisöjen monimuotoisuus

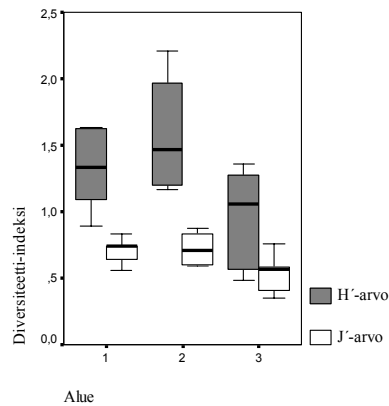
Selkärangaton yhteisöjen monimuotoisuus erosi Shannon-Wienerin -indeksillä mitattuna merkitsevästi eri laiduntyyppien välillä ($H_c = 7,439$; $df = 2$; $p = 0,024$). Sekä ympärivuotisilla ($p < 0,01$) että perinteisillä metsälaitumilla ($p < 0,05$) yhteisöjen monimuotoisuus oli merkitsevästi suurempi kuin laiduntamattomissa metsissä (Kuva 11A). Tasaisuus, J' , ei eronnut eri laiduntyyppien välillä laidunkäytön suhteen ($H_c = 5,597$; $df = 2$; $p = 0,061$). Shannon-Wiener -indeksin arvoja on siis perusteltua vertailla suoraan (Kuva 11.)

Maakiitäjäisiä tarkasteltaessa havaittiin, että diversiteetti-indeksin H' -arvo oli suurimmillaan perinteisillä metsälaitumilla ja pienimmillään laiduntamattomilla alueilla (Kuva 11). Erot laiduntyyppien välillä eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä ($H_c = 5,149$; $df = 2$; $p = 0,076$). Yksilöt eivät kuitenkaan olleet jakautuneet lajien kesken yhtä tasaisesti eri laiduntyypeillä ($H_c = 6,063$; $df = 2$; $p = 0,048$), mikä vaikuttaa tulosten vertailukelpoisuuteen.

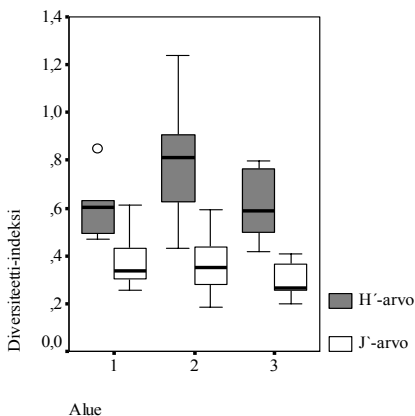
A.



B.



C.



Kuva 11. Shannon-Wiener -indeksin (H') ja yhteisön runsausjakauman tasaisuutta kuvaavan indeksin (J') arvot selkärangattomilla yhteensä (A) sekä erikseen maakiitäjäisillä (B) ja juoksuhamähäkeillä (C) eri laiduntyypeillä. 1 = ympärivuotinen metsälaidun, 2 = perinteinen metsälaidun ja 3 = laiduntamaton metsä.

Indeksin J' arvo oli merkitsevästi suurempi perinteisillä laitumilla kuin laiduntamattomilla alueilla ($p < 0,02$). Perinteisen ja ympärivuotisen laitumen sekä ympärivuotisen ja laiduntamattoman alueen välillä runsausjakauman tasaisuutta kuvaavan indeksin arvoissa ei ollut merkitseviä eroja. Kuvaa 11 tarkasteltaessa voidaan havaita, ettei perinteisten laidunten indeksin J' arvo ole kuitenkaan välttämättä biologisessa mielessä merkittävästi suurempi kuin laiduntamattomien alueiden ja ympärivuotisten laidunten, sillä erot laiduntyyppien välillä ovat pieniä.

Myös juoksuhamähäkeillä Shannon-Wiener -indeksin arvo oli suurimmillaan perinteisillä laitumilla (Kuva 11). Mielenkiintoista on, että ympärivuotisilla laitumilla indeksin arvo on keskimäärin samansuuruinen kuin laiduntamattomilla alueilla. Hajonta laiduntyyppien sisällä oli kuitenkin suurta ja erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä ($H_c = 3,191$; $df = 2$; $p = 0,203$). Yhteisöjen tasaisuuden arvot eivät eronneet merkitsevästi eri laiduntyyppien välillä ($H_c = 1,725$; $df = 2$; $p = 0,422$).

Lajikohtaiset erot yksilömäärissä eri laiduntyypeillä

Vain 19 lajia 40:stä läpäisi lajikohtaiselle testille asetetun 10 yksilön rajan (Taulukko 2). Yhteensä seitsemän lajia esiintyi merkitsevästi runsaampana jollakin laiduntyyppillä. Näistä kolme lajia, jotka kaikki olivat maakiitäjäisiä (*Notiophilus aquaticus*, *N. biguttatus* ja *Pterostichus adstrictus*) esiintyivät merkitsevästi runsaampana laidunnetuissa metsissä kuin laiduntamattomilla metsäalueilla. Juoksuhamähäkeistä *Acantholycosa lignaria* esiintyi merkitsevästi runsaampana perinteisillä metsälaitumilla kuin ympärivuotisilla laitumilla ja laiduntamattomilla alueilla. *Pardosa palustris* oli merkitsevästi runsaampi perinteisillä laitumilla kuin laiduntamattomilla alueilla, mutta perinteisen ja ympärivuotisen laitumen välillä ei havaittu eroa (Taulukko 2).

Pirata uliginosum ja *Trochosa spinipalpis* erosivat kaikista muista tutkituista selkärangattomista esiintymisensä suhteen, sillä niitä oli merkitsevästi enemmän laiduntamattomilla kuin laidunnetuilla alueilla. Ero oli merkitsevä sekä ympärivuotisiin että perinteisiin laitumiin nähden (Taulukko 2).

Tutkituista lajeista yhteensä kahdeksan ei esiintynyt merkitsevästi runsaampana millään laiduntyyppillä, eli ne näyttivät olevan laidunnuksen suhteen neutraaleja. Neljä lajia (*Pterostichus strenuus*, *Alopecosa taeniata*, *Pardosa lugubris* ja *P. riparia*) olivat runsaimpia perinteisesti laidunnetuissa metsissä, mutta tilastolliset erot ympärivuotisesti laidunnettuihin ja laiduntamattomiin metsiin olivat vain suuntaa-antavia (Taulukko 2).

Taulukko 2. Lajikohtaiset erot yksilömäärissä eri laiduntyypeillä (1 = ympärivuotinen metsälaidun, 2 = perinteinen metsälaidun ja 3 = laiduntamaton metsä). Vertailun helpottamiseksi kunkin lajin yksilömäärä sataa pyydysvuorokautta kohden on annettu. Kruskalin-Wallis testisuure Hc sekä testin p-arvo on ilmoitettu (n.s. = ei merkitsevä tulos). Oikealla on Dunnin a posteriori testin tulokset merkitsevän eron saaneille lajeille.

Carabidae	Yksilö lkm. / 100 pyydysvrk.			Hc	p-arvo	Vertailtavat ryhmät, p-arvo		
	1	2	3			1 vs. 2	1 vs. 3	2 vs. 3
<i>Cal. micropterus</i>	9,72	11,8	13,41	1,54	n.s.			
<i>Car. glabratus</i>	0,32	0,75	0,9	0,38	n.s.			
<i>Not. aquaticus</i>	6,56	6,96	0,89	7,55	0,02	n.s.	< 0,02	< 0,05
<i>Not. biguttatus</i>	14,73	18,09	5,01	6,15	0,046	n.s.	< 0,05	< 0,05
<i>Not. palustris</i>	0,63	0,9	0,3	0,52	n.s.			
<i>Pte. adstrictus</i>	3,33	2,25	0	7,54	0,02	n.s.	< 0,01	< 0,10
<i>Pte. oblongobunclatus</i>	0,3	1,68	0,15	0,05	n.s.			
<i>Pte. strenuus</i>	0,3	2,11	0,15	4,07	0,13			
Lycosidae								
<i>Aca. lignaria</i>	0,15	1,93	0,3	7,74	0,02	< 0,02	n.s.	< 0,05
<i>Alo. aculeata</i>	0,38	1,93	0,15	3,04	n.s.			
<i>Alo. pinetorum</i>	0,16	1,05	0,3	3,23	n.s.			
<i>Alo. taeniata</i>	14,8	60,23	28,45	4,54	0,1			
<i>Par. lasciva</i>	2,16	3,27	2,06	1,59	n.s.			
<i>Par. lugubris</i>	127,46	373,94	227,39	3,87	0,14			
<i>Par. palustris</i>	1,22	5,58	0,3	6,94	0,03	n.s.	n.s.	< 0,01
<i>Par. riparia</i>	6,55	31,48	12,85	5,56	0,06			
<i>Par. sphagnicola</i>	0,6	1,64	0,5874	0,8	n.s.			
<i>Pir. uliginosum</i>	0	0,3	1,62	6,47	0,039	n.s.	< 0,02	< 0,05
<i>Tro. spinipalpis</i>	0,15	1,32	1,92	6,38	0,04	n.s.	< 0,02	< 0,10

Johtopäätökset

Laidunnuksen vaikutukset maakiitäjäis- ja juoksu-hämähäkkiyhteisöihin

Metsälaidunnus vaikuttaa selkärangattomien yhteisörakenteeseen. Tutkittujen yhteisöjen monimuotoisuus oli perinteisesti laidunnetuissa metsissä merkitsevästi suurempi kuin laiduntamattomissa metsissä. Tämä näkyi erityisen selvästi tarkasteltaessa yksilömääriä laidunten ja laiduntamattomien metsien välillä. Perinteisiltä metsälaitumilta saatu yksilömäärä oli sekä maakiitäjäisiä että juoksu-hämähäkkejä tarkasteltaessa selvästi suurempi kuin laiduntamattomista metsistä saatu yksilömäärä. Lajimääriä tarkasteltaessa tulos oli samansuuntainen, mutta erot laidunnettujen ja laiduntamattomien alojen välillä eivät olleet yhtä selviä.

Ympärivuotisia metsälaitumia tarkasteltaessa laidunnuksen vaikutusten arviointi on vaikeaa johtuen osaltaan karjan aiheuttamista vahingoista pyydiksiä kohtaan. Tämän vuoksi paitsi näytemäärä pieneni myös pyyntitehokkuus vaihteli ajoittain. Ympärivuotisten laidunten monimuotoisuus oli las-

kennallisesti suurempi kuin laiduntamattomien alueiden. Eri yhteisöjen monimuotoisuusindeksien vertailuun on kuitenkin syytä suhtautua varauksella. Esimerkiksi maakiitäjäisten lajimäärät olivat ympärivuotisilla metsälaitumilla laiduntamattomia alueita pienempiä, mutta toisaalta taas yksilömäärät olivat laidunnetuilla aloilla selvästi suurempia kuin laiduntamattomilla aloilla.

Vaikka ympärivuotisilla laitumilla laidunnuspaine ei suurista pinta-aloista johtuen ollutkaan kovin voimakasta, on mahdollista, että se oli kuitenkin jatkuvana selkärangattomille vahingollista. Erityisesti kovan laidunnuspaineen on usein havaittu olevan haitallista hyönteisille (Morris 1967, 1969, Ausden ja Treweek 1995).

Yksittäisten lajien elinympäristövaatimuksia tarkasteltaessa havaittiin, että laitumilla näyttivät olevan runsaita erityisesti sellaiset lajit, jotka esiintyvät tyypillisesti valoisissa ympäristöissä. Esimerkiksi maakiitäjäisistä *Notiophilus aquaticus* ja *N. biguttatus* esiintyvät erilaisilla avoimilla alueilla, muun muassa metsäaukioilla ja -raivioilla (Lindroth 1985). Myös *Pterostichus adstrictus* esiintyy useimmiten avoimilla laidun- ja ruohomailla, avoimissa havumetsissä ja metsänreunoilla (Lindroth 1986).

Lajien elinympäristövaatimukset antavat joitakin viitteitä siitä, miksi perinteisellä metsälaitumella jotkin lajit saattaisivat olla runsaampia kuin ympärivuotisilla metsälaitumilla tai laiduntamattomissa metsissä. Juoksuhämähäkeistä esimerkiksi *Acantholycosa lignaria*, joka oli merkittävästi runsain perinteisillä laitumilla, esiintyy kivien pinnoilla ja kaatuneilla puilla (Palmgren 1939, 1977b, Heimer & Nentwig 1991) ja maapuiden määrä on tunnetusti perinteisillä metsälaitumilla suuri (Pykälä 2001). Tutkituilla laitumilla ei kuitenkaan tehty selvitystä maapuiden määrästä. *A. lignaria* on lisäksi kuivien ja valoisien metsien sekä myös niitty- ja heinämaidon laji (Palmgren 1939, Caselius & Itämies 1993, Pajunen ym. 1995), mikä voisi selittää lajin alhaisempaa esiintymistä laiduntamattomissa metsissä.

Pardosa palustris oli toinen niistä juoksuhämähäkeistä, joka oli merkittävästi runsaampi perinteisillä laitumilla kuin laiduntamattomissa metsissä. *P. palustris* on selvästi avointen paikkojen laji ja sitä tavataan sekä kuivilla että kosteilla niityillä ja avoimilla ruohomailla ja myös soilla, mutta harvemmin metsissä (Heimer & Nentwig 1991, Koponen 2002, Palmgren 1939, Itämies & Jarva-Kärenlampi 1989, Caselius & Itämies 1993). Lajin niukempi esiintyminen laiduntamattomissa metsissä johtuu ilmeisesti juuri lajin vaatimasta avoimesta elinympäristöstä. Ympärivuotisen ja perinteisen laitumen välillä merkitseviä eroja ei ollut.

Laiduntamattomissa metsissä yksikään maakiitäjäislaji ei ollut merkittävästi runsaampi kuin laidunalueilla. *Calathus micropterus* ja *Carabus glabratus* olivat kuitenkin runsaimmillaan laiduntamattomissa metsissä. *C. micropterus* oli kaikkialla yksi runsaimpia maakiitäjäisiä ja sen tiedetäänkin esiintyvän

monenlaisissa ympäristöissä, lehtimetsistä havumetsiin ja varjoisista paikoista avoimiin maastoihin (Lindroth 1986). *C. glabratus* puolestaan esiintyy erityisesti hämärissä kuusi-sekametsissä (Lindroth 1985).

Tutkituista juoksuhämähäkeistä kaksi, *Pirata uliginosum* ja *Trochosa spinipalpis*, esiintyivät runsaimpina laiduntamattomissa metsissä. Molemmat lajit ovat sidoksissa kosteaan elinympäristöön, sillä lajit esiintyvät kosteissa metsissä ja metsäisillä soilla (Palmgren 1939, 1977b, Itämies & Jarva-Kärenlampi 1989, Koponen ym. 2001, Koponen 2002). Laidunalueilla maaperä on kuluneempaa, ja aluskasvillisuus on voinut kulua pois monin paikoin, minkä seurauksena mikroilmasto on voinut muuttua kuivemmaksi kuin laiduntamattomien metsien. Yksiselitteistä syytä näiden kahden lajiin runsaampaan esiintyvyyteen laiduntamattomissa metsissä ei kuitenkaan löydetty.

Kuoppapyyntillä saadun lajiston merkittävyys

Pyydyksiin saatujen lajien yleisyyttä frekvenssipisteiden perusteella tarkasteltaessa havaittiin, että laitumilla elää laiduntamattomia alueita enemmän harvinaisia lajeja. Laidunalueita voidaan ainakin maakiitäjäisten kannalta siis pitää laiduntamattomia alueita merkittävämpinä elinympäristöinä, vaikka uhanalaisia lajeja ei tarkastelluista selkärangatonheimoista löytynytäkään. On huomioitava myös, että kuoppapyynti kohdistui vain maanpinnalla liikkuviin selkärangattomiin, eikä saadun aineiston perusteella voida päätellä muiden selkärangaton- tai eliöryhmien esiintyvyyttä alueella (ks. esim. Pärt & Söderström 1999, Rambo & Faeth 1999, Balmer & Erhardt 2000, Morris 2000, WallisDeVries ym. 2002). Saadun lajiston merkittävyyttä muiden selkärangattomien kannalta on tämän tutkimuksen perusteella vaikea arvioida. On kuitenkin todennäköistä, että laidunalueilla on myös muita selkärangattomia enemmän kuin laiduntamattomissa metsissä, esimerkiksi lantakuoriaisista laitumilla tavattiin muun muassa silmälläpidettävä *Cercyon emerginatus*. Tutkitut selkärangatonryhmät olivat pääsääntöisesti petoja, ja niitä esiintyy luonnollisesti siellä, missä on myös saalistettavaa (Hanski ym. 1998).

Aineiston kattavuutta arvioitaessa on huomioitava, että hyönteisten kannanvaihtelut vuosien välillä voivat olla suuria (Hanski ym. 1998). Tämän vuoksi aineiston yleistettävyyks olisi ollut huomattavasti parempi, jos olisi ollut mahdollista tehdä useampivuotinen seuranta. Vähintään kaksi-kolmivuotista seuranta voitaisiin pitää vähimmäisvaatimuksena hyönteisten suuresta kannanvaihtelusta johtuen, mutta tähän ei useinkaan ole resursseja.

Laidunnuspaineen merkitys laidunekosysteemiin

Laidunnuksen ajoittumisen lisäksi tarkasteltiin laidunnuspaineen suuruuksia laidunnetuilla aloilla. Laidunnuspaineella on ilmeisesti hyvin tärkeä merkitys laidunekosysteemiin. Laidunnuspainetta ei voitu kuitenkaan vertailla suoraan eri laiduntyyppien välillä, sillä on aivan eri asia, onko laidunnuspaine ympärivuotista vai ainoastaan kesäaikaista. Näytealoille laskettiin kuitenkin vuo-

den aikana kertynyt laidunpaine, missä ei havaittu eroa laidunnettujen alojen välillä.

Samansuuruinen laidunpaine kertyi perinteisille metsälaitumille huomattavasti lyhyemmässä ajassa kuin ympärivuotisille laitumille. Kasvillisuuden peittävyyksissä ei kuitenkaan havaittu merkitseviä eroja perinteisten ja ympärivuotisten laidunten välillä, vaikka voisi olettaa kesäaikaisen laidunnuksen kuluttavan maaperää ja kasvillisuutta enemmän kuin talviaikaisen, jolloin suojana on lumipeite. Kenttä- ja pohjakerrosten peittävyudet olivat tosin pienimmillään perinteisillä laitumilla, mutta kasvillisuuskartoituksen tuloksia voidaan pitää vain suuntaa-antavina aineiston vähyydestä johtuen.

Laidunnuspaineen erilainen ajoittuminen voi heijastua selkärangatonyhteisöihin paitsi kasvillisuuden, myös suoraan laiduntamisen kautta. Perinteisillä laitumilla laidunnus alkaa yleensä vasta touko-kesäkuussa, jolloin pääosa talvehtineista selkärangattomista on jo päättänyt horroksen. Vastaavasti syksyllä perinteisillä laitumilla laidunnus loppuu elo-syyskuussa. Ympärivuotisille laitumille kohdistuu laidunpainetta vielä senkin jälkeen kun selkärangattomat ovat asettuneet talvehtimispaikkoihin. On mahdollista, että tämä on joillekin selkärangattomille kohtalokasta ja monet saattavat tuhoutua, vaikka olisivatkin esimerkiksi kaivautuneet karikkeeseen. Samantapaisia vaikutuksia karjalla voi olla myös aikaisin keväällä lumen sulettua. Aiheeseen liittyviä tutkimuksia ei kirjallisuudesta kuitenkaan löytynyt, eikä tässäkään tutkimuksessa sitä voitu syvällisemmin käsitellä.

Talvella erot perinteisten ja ympärivuotisten metsälaidunten välillä ovat paikallisia. Laidunnuspaine ympärivuotisilla laitumilla kohdistuu lähinnä vain ruokinta- ja makuupaikoille. Laidunten muissa osissa kulkee vain harvakseltaan polkuja, eikä esimerkiksi lumipeite sanottavasti tallaudu pääosassa laidunta lainkaan. Ruokintapaikka ja makuupaikka ovat usein täysin tallattu noin 50 neliömetrin alueelta, mutta laitumen kokonaispinta-alaan nähden alue on todella pieni. Ympärivuotisille laitumille tulee ruokinnan seurauksena jatkuvasti lisäravinteita laitumen ulkopuolelta ja ravinteet kulkeutuvat eläinten mukana myös ruokintapaikan ulkopuolelle. Tämä heijastuu myöhemmin laitumen kasvillisuuteen ja edelleen muuhun eliöstöön.

Laidunnuskäytäntöön liittyviä parannusehdotuksia selkärangatonyhteisöjen monimuotoisuuden ylläpitämiseksi

Tutkittujen selkärangatonyhteisöjen monimuotoisuuden kannalta metsälaidunten käyttämisessä ja hoidossa on tärkeää pyrkiä mahdollisimman samankaltaisiin menetelmiin kuin laitumilla on aiemmin käytetty. Uusiin parannusehdotuksiin laidunten käytössä on syytä suhtautua varauksella. Aiemmat tavat ja menetelmät ovat luoneet laitumille omaleimaiset piirteet, joita on vaikea tai mahdoton uusilla menetelmillä luoda. Hoitotapoja suunniteltaessa

on syytä huomioida ne tekijät, joihin metsälaidunnuksen monimuotoisuutta lisäävä vaikutus perustuu. Niitä ovat muun muassa kasvillisuuden biomassan vähentyminen ja uusien mikrohabitaattien syntyminen. Laidunnuksen seurauksena orgaaninen aines hajoaa nopeammin ja ravinnekierto nopeutuu (Pykälä 2001). Perinteisillä metsälaitumilla laidunten ravinnetalous on negatiivinen ja sitä on pidetty yhtenä keskeisimpänä perinnebiotooppien monimuotoisuutta ylläpitävänä tekijänä (Pykälä 2001).

Perinteisten metsälaidunten parasta hoitoa on niiden käyttö juuri sellaisessa muodossa ja tarkoituksessa kuin niitä on jo kauan käytetty. Laitumilta voi esimerkiksi kerätä puuta kotitarpeeksi, jolloin metsään syntyy avoimia niitty-laikkuja. Nykyaikainen metsätalous ei sen sijaan metsälaitumille sovi. Laitumilla tulisi olla monenikäistä puustoa ja paljon lahoppua. Laidunalueilla olevien elinympäristöjen vaihtelevuus on tärkeä luonnon monimuotoisuutta ylläpitävä tekijä.

Ympärivuotisten metsälaidunten hoitoon pätevät pitkälti samat ohjeet kuin perinteisiinkin laitumiin. Lisäksi on syytä kiinnittää huomiota erityisesti karjan talviaikaiseen ruokintaan. Laidunten rehevöitymistä tulisi välttää. Tähän voisi olla ratkaisuna esimerkiksi lannan kerääminen pois talviaikaisilta ruokintapaikoilta. Talviaikaisen metsälaidunnuksen vaikutuksista selkärangattomien talvehtimiseen tarvittaisiin lisää tutkimuksia.

Menetelmäkritiikkiä

Pyydysten lukumäärä

Pyydysten lukumäärää voidaan pitää riittävänä tutkittua tarkoitusta ajatellen. Orbtelin (1971) mukaan alueen yleisimmät kovakuoriaislajit saadaan pyydettyä melko pienellä pyydysmäärällä, kun koentajakso on tarpeeksi pitkä. Valtalajien runsaussuhteet eivät muutu olennaisesti, jos pyydysten määrä nostetaan viidestä kahteenkymmeneen. Pyydettyjen hyönteisten lajimäärä voi kuitenkin nousta, sillä yksittäisinä esiintyvien lajien todennäköisyys joutua pyydykseen kasvaa. Orbtel (1971) toteaa lisäksi, että erityisesti kovakuoriaisia (Coleoptera) tutkittaessa pitkä koenta-aika on hyödyllinen, koska ne ovat aikuisina pitkään aktiivisia.

Pyyntitehokkuuden vaihtelu

Laiduneläimistä erityisesti sonnit aiheuttivat osalla laitumista pyydysten häjöttämistä, mistä johtuen pyyntitehokkuus näytealojen välillä vaihteli. Tämä vaihtelu huomioitiin suhteuttamalla yksilömäärä pyydysvuorokausien lukumäärään. Näin onkin useimmiten menetelty, mikäli pyyntitehokkuuden on katsottu oleellisesti vaihtelevan (ks. esim. Refseth 1980, Räisänen 1983, Laaksonen 2003). Tämän toimenpiteen edellytyksenä oli oletus, että yksilömäärä on lineaarisessa suhteessa pyynnin tehokkuuteen. Näin ei tietystikään välttämättä ole, jos esimerkiksi pyyntitehokkuus on ylimitoitettu ja on vaara-

na, että alue pyydetään tyhjäksi. Selkärangattomia tarkasteltaessa tämä lienee harvinaista.

Yksilömäärän ja pyyntitehokkuuden lineaariselle suhteelle antaa tukea esimerkiksi Baarsin (1979) tutkimukset maakiitäjäisillä ja Niemelän ym. (1986) tekemät tutkimukset kasvavan pyyntitehokkuuden vaikutuksista hämähäkeillä. Lajimäärälle ei edellä mainittua muunnosta tehty, koska lajimäärän ei katsottu kasvavan lineaarisesti pyyntitehokkuuden kasvaessa. Niemelä ym. (1986) havaitsivat, ettei lajimäärässä tapahtunut tilastollisesti merkitseviä eroja vaikka pyynnin tehokkuus kasvoi kaksin- tai kolminkertaiseksi. On myös havaittu, että kuoppapyynnissä 20 vuorokauden pyynti voisi olla riittävä useissa ekologisissa tutkimuksissa (Niemelä ym. 1990).

Pyyntitehokkuuden vakioinnin jälkeenkään ei tulosten tarkastelu ole yksiselitteistä. On mahdollista, että katkokset pyynnissä tapahtuivat juuri silloin kun selkärangattomia olisi ollut eniten liikkeellä. Katkoksia aiheutui erityisesti ympärivuotisilla laitumilla, mikä tekee tulosten tulkinnasta erityisen hankalaa. Toisaalta koko pyyntijakson aikana varsinkin maakiitäjäisiä oli kaiken kaikkiaan vähän liikkeellä, eikä selviä aktiivisuushuippuja tutkituilla aloilla havaittu. Sen lisäksi pyydystappioita tapahtui ajallisesti melko tasaisesti koko kauden aikana.

Satunnainen vs. systemaattinen otanta

Laitumet olivat hyvin laajoja, jopa yli 60 hehtaarin kokoisia alueita. Tästä johtuen ne olivat rakenteeltaan hyvin heterogeenisiä sisältäen esimerkiksi soita ja eri-ikäistä sekä tyypiltään vaihtelevaa metsää taimikoista aina 200 vuotta vanhoihin kuusikkoihin. Laidunpaine metsän eri osissa oli myös hyvin erilainen. Esimerkiksi makuupaikalla ja sen lähistöllä maaperä oli usein hyvin kulunut, mutta laitumen takaosissa saattoi olla alueita, joissa karja ei käynyt koko laidunkauden aikana. Tämän vuoksi näytealojen sijainnit jouduttiin valitsemaan subjektiivisesti. Kun habitaatit olivat kaikilla näytealoilla mahdollisimman samanlaisia, voitiin selvemmin vertailla laidunnuksen vaikutuksia eri tavalla laidunnettujen ja laiduntamattomien metsien välillä. Näin menetellen näytealat saattoivat kuitenkin tulla asetetuksi laiduntamattomiin alueisiin verrattuna liiankin samanlaisille alueille, mikä saattoi pienentää laidunten ja laiduntamattomien alueiden välisiä todellisia eroja.

Vaihtoehtoisesti pyydykset olisi voitu arpoa laitumille satunnaisesti. Tästä olisi kuitenkin seurannut väistämättä se, että pyydykset olisivat joutuneet hyvin erilaisiin ympäristöihin paitsi laitumen sisällä myös niiden välillä. Tulosten tulkinnassa olisi silloin huomattavia ongelmia, jos esimerkiksi perinteisillä laitumilla pyydykset olisivat sijoittuneet korpiin, ympärivuotisilla laitumilla rämeisiin tai ruokintapaikan viereen jne. Laidunnuksesta johtuvat erot katoaisivat silloin helposti tämän hajonnan sekaan.

Laidunten käyttöhistoria

Laidunten käyttöhistorian selvittäminen perustui suullisiin tietoihin, eikä niistä löytynyt muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta kirjallisia dokumentteja. Laidunten käyttöhistorian merkitystä selkärangattomien laji- ja yksilömääriin ei tämän tutkimuksen perusteella voida päätellä. Esimerkiksi se, johtuiko juoksuhämähäkkien alhaisempi laji- ja yksilömäärä ympärivuotisilla laitumilla niiden lyhyemmästä käyttöhistoriasta, vai siitä, että laidunnus on ympärivuotista, jää arvioitavaksi. Jotta olisi voitu pohtia nimenomaan tätä kysymystä, olisi tutkimusasetelman täytynyt olla erilainen. Käytännön toteutus sellaiseen tutkimusasetelmaan ei ollut mahdollista, koska perinteisillä laitumilla oli poikkeuksetta pidempi käyttöhistoria. Ympärivuotisten ja perinteisten laidunten historia on vapaan laidunnuksen loppumiseen eli noin 1960-luvulle saakka samanlainen, eli karja laidunsi metsissä vain kesäisin. Tämän jälkeen monilla paikoilla laidunnus loppui 20–30 vuodeksi. Näin tapahtui myös muutamilla perinteisillä laitumilla. Perinteisillä laitumilla tämä tauko oli kuitenkin keskimäärin lyhyempi kuin ympärivuotisilla laitumilla, joilla laidunnus tuli uudelleen käyttöön vasta 1990-luvulla. On kuitenkin huomattava, että ympärivuotisiakin laitumia on ehditty laiduntaa jo 6–9 vuotta ja voisi olettaa, huomioiden hyönteisten nopean dispersaaliokyvyn, että tässä ajassa olisi alueen hyönteisfauna ehtinyt jo muotoutua. Esimerkiksi Hokkanen ym. (1998) havaitsivat, että jo kahden vuoden kesäaikainen metsälaidunnus lisää sekä yksilö- että lajimäärää maakiitäjäisillä. Perhosilla taas havaittiin, että viiden vuoden laidunnus oli ruoholaitumilla vielä riittämätön lajiston kolonisaatiolle (Pöyry ym. 2005).

Tarkasteltavien laidunten lukumäärä

Koska tutkimukseen otettiin mukaan useampia laitumia laiduntyyppiä kohden, voitiin pienentää laiduntajien aiheuttamia vahinkoja pyydyksiä kohtaan. Joillakin laitumilla eläimet selvästi oppivat tuhoamaan pyydyksiä. Samalla lisättiin tulosten yleistettävyyttä, kun tutkimukset eivät kohdistuneet pelkästään yhden laitumen tutkimiseen. Kun samalla laitumella ei ollut kohtuuttoman paljon pyydyksiä, oli pyydysten kokeminen melko nopeaa. Pyydysten kokeminen voitiin näin suorittaa usein salaa karjalta sillä pitempiaikainen työskentely saattoi lisätä eläinten mielenkiintoa pyydyksiä kohtaan, jolloin syntyi helposti pyydystuhoja.

Kirjallisuus

Ausden, M. & Treweek, J. 1995. Grasslands. Teoksessa: Sutherland, W.J. & Hill, D.A. (toim.) *Managing Habitats for Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press. s. 197-229.

Baars, M. A. 1979. Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. *Oecologia (Berl.)* 41: 25-46.

- Baines, D., Sage, R. B. & Baines, M. M. 1994. The implications of red deer grazing to ground vegetation and invertebrate communities of Scottish native pinewoods. *Journal of Applied Ecology* 31: 776-783.
- Balmer, O. & Erhardt, A. 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for Central European butterfly communities: Rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14: 746-757.
- Barber, H. S. 1931. Traps for cave inhabiting insects. *Journal of the Mitchell Society* 46: 259-266.
- Caselius, R. & Itäemies, J. 1993. The wolf-spider fauna (Araneae, Lycosidae) on an island in the northern Bothnian Bay and on the mainland coast. *Bothnian Bay Reports* 6: 3-22.
- Di Giulio, M., Edwards, P. J. & Meister, E. 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grassland: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38: 310-319.
- Gibson, C. W. D., Brown, V. K., Losito, L. & McGavin, G. C. 1992. The response of invertebrate assemblies to grazing. *Ecography* 15: 166-176.
- Greenslade, P. J. M. 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology* 33: 301-310.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998. *Ekologia*. Juva: WSOY. 580 s.
- Heck, K. L., Van Belle, G. & Simberloff, D. 1975. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 56: 1459-1461.
- Heimer, S. & Nentwig, W. 1991. *Spinnen Mitteleuropas*. Paul Parey, Berlin, Hamburg. 543 s.
- Heliölä, A., Koivula, M. & Niemelä, J. 2001. Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest - clearcut ecotone. *Conservation Biology* 15: 370-377.
- Hertz, M. 1934. Tutkimuksia karjan vaikutuksesta hakkausalojen kasvillisuuteen. *Acta Forest Fennica* 40: 419-439.
- Hokkanen, T. J., Hokkanen, H., Tuupanen, R., Virkajärvi, P. & Huhta, H. 1998. The effect of grazing on Carabidae in meadow and forest pastures. Teoksessa: G. Nagy & K. Petö (toim.). *Ecological aspects of grassland management. Proceedings of the 17th general meeting of the European Grassland Federation Debrecen, Hungary, May 18-21. Grassland Science in Europe* 3: 413-417.
- Hunter, M. D. & Price, P. W. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73: 724-732.

- Huttunen, P. 2000. Monimuuttujamenetelmät ekologiassa. – Opetusmoniste. Joensuu: Joensuun yliopisto, Biologian laitos. 94 s.
- Itämies, J. & Jarva-Kärenlampi, M-L. 1989. Wolf spiders (Araneae, Lycosidae) on the bog at Pulkkila, Central Finland. *Memoranda Societas pro Fauna et Flora Fennica* 65: 103-108.
- Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. Porvoo: WSOY. 308 s.
- Koponen, S. 2002. Ground living spiders in bogs in northern Europe. *Journal of Arachnology* 30: 262-267.
- Koponen, S., Vygandas, R. & Dapkus, D. 2001. Changes in structure of ground-living spider (Araneae) communities on peatbogs along a transect from Lithuania to Lapland. *Norwegian Journal of Entomology* 48: 167-174.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. 2. painos. New York: Addison Wesley Congman inc. 620 s.
- Laaksonen, J. 2003. Syöttöirysien käyttö perhosselvityksissä ja biodiversiteetitutkimuksissa. Pro gradu -tutkielma. Oulu: Oulun yliopisto, Biologian laitos. 60 s.
- Lampimäki, T. 1939. Nautakarjan laiduntamisesta metsämailla. *Silva Fennica* 50: 1-106.
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Holmström, S. 2001. Havaintoja ulkokasvatustiloilta. Oulu: Oulun Maaseutukeskus. 16 s.
- Lindroth, C. H. 1961. Skalbaggar. Coleoptera, Carabidae. *Svensk Insektfauna* 35. Stockholm. 209 s.
- Lindroth, C. H. 1985. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 15(1): 1-225.
- Lindroth, C. H. 1986. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 15(2): 226-497.
- Luff, M. L. 1982. Population dynamics of Carabidae. *Association of applied biologists* 101: 164-170.
- Luff, M. L. 1995. Use of carabids as environmental indicators in grasslands and cereals. *Annales Zoologici Fennici* 33: 185-195.
- Luff, M. L., Eyre, M. D. & Rushton, S. P. 1992. Classification and prediction of grassland habitats using ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Journal of Environmental Manage* 35: 301-315.
- Lövei, G. L. & Sunderland, K. D. 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Annual Review Entomology* 41: 231-256.

- Malkamäki, E. & Haeggström, C.-A. 1997. Short term impact of Finnish land-race cattle on the vegetation and soil of a wood pasture in SW Finland. *Acta Botanica Fennica* 159: 1-25.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1999. *Multivariate analysis of ecological data*, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237 s.
- Minchin, P. R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69: 89-107.
- Morris, M.G. 1967. Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. I. Responses of some phytophagous insects to cessation of grazing. *Journal of Applied Ecology* 4: 459-474.
- Morris, M.G. 1969. Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. II. The heteropterous fauna. *Journal of Applied Ecology* 6: 475-487.
- Morris, M.G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in british grasslands. *Biological Conservation* 95: 129-142.
- Mutanen, T. 2002. *Pikkuperhoset perinnebiotooppien indikaattoreina*. Pro gradu -tutkielma. Oulu: Oulun yliopisto, Biologian laitos. 41 s.
- Nakagawa, S. 2004. A farewell to Bonferroni: the problems of low statistical power and publication bias. *Behavioral Ecology* 15:1044-1045.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T. & Punttila, P. 1989. The annual activity cycle of carabid beetles in the southern Finnish taiga. *Annales Zoologici Fennici* 26: 35-41.
- Niemelä, J., Halme, E. & Haila, Y. 1990. Balancing sampling effort in pitfall trapping of carabid beetles. *Entomologica Fennica* 1: 233-238.
- Niemelä, J., Halme, E., Pajunen, T. & Haila, Y. 1986. Sampling spider and carabid beetles with pitfall traps: the effect of increased sampling effort. *Annales Entomologici Fennici* 52: 109-111.
- Niemelä, J., Spence, J. R., Langor, D. L., Haila, Y. & Tukia, H. 1993. Logging and boreal ground beetle assemblages on two continents: implications for conservation. *Teoksessa: Gaston, K. J., Spence, T. R. & Samways, M. J. (toim.). Perspectives on insect conservation*. Inbtercept limited, Andover, Hants, U. K. s. 29-50.
- Obrtel, R. 1971. Number of pitfall traps in relation to the structure of catch of soil surface Coleoptera. *Acta Entomologica Bohemoslovaca* 68: 300-309.
- Pajunen, T., Haila, Y., Halme, E., Niemelä, J. & Punttila, P. 1995. Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forest and surrounding managed forests in southern Finland. *Ecography* 18: 62-72.

- Palmgren, P. 1939. Die Spinnenfauna Finnlands. I. Lycosidae. *Acta Zoologica Fennica* 25: 1-86.
- Palmgren, P. 1977a. Die Spinnenfauna Finnlands und Ostfennoskandiens VIII. *Fauna Fennica* 30. Societas pro fauna et flora Fennica, Helsinki. 50 s.
- Palmgren, P. 1977b. Studies on spider populations in Mäntyharju, Finland. *Commentationes Biologicae* 87. Societas Scientiarum Fennica, Helsinki. 44 s.
- Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 285-307.
- Perinnemaisemien hoitoryhmä 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Perinnemaisemien hoitoryhmän mietintö. Suomen ympäristö 443, Helsinki: Suomen Ympäristökeskus. 162 s.
- Pykälä, J. 2001. Perinteinen karjatalous luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Suomen ympäristö 495. Helsinki: Suomen Ympäristökeskus. 205 s.
- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994. Perinnemaisemien inventiohjeet. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 559. 106 s.
- Pärt, T. & Söderström, B. 1999. Conservation values of semi-natural pastures in Sweden: contrasting botanical and avian measures. *Conservation Biology* 13: 755-765.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2005. Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation* 122: 465-478.
- Quinn, G. P. & Keough, M. J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge: Cambridge University press. 537 s.
- Rambo, J. L. & Faeth, S. H. 1999. Effect of vertebrate grazing on plant and insect community structure. *Conservation Biology* 13: 1047-1054.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1997. *Biometria, tilastotiedettä ekologeille*. Helsinki: Yliopistopaino. 569 s.
- Rassi, P. (toim.) 1993. Suomen kovakuoriaisten (Coleoptera) frekvenssipisteet 1.1.1960-1.1.1990. Maailman luonnonsäätiön WWF Suomen rahaston raportteja Nro 6. Helsinki: WWF. 136 s.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 432 s.
- Raup, D. M. 1975. Taxonomic diversity estimation using rarefaction. *Palaeobiology* 1: 333-342.

- Refseth, D. 1980. Differences in seasonal activity pattern and breeding time of *Patrobus atrorufus* (Carabidae) in central Norway. *Holarctic Ecology* 3(2): 87-90.
- Reuter, E. 1914. Metsänhoidon ja metsäsyötön ristiriita. *Metsätaloudellinen Aikakauskirja* 31: 233-248.
- Rytkönen, S. (toim.) 2002. 750647 Ekologiset menetelmät. Biologian laitoksen monisteita 1/2001. Oulu: Oulun yliopisto. 74 s.
- Räisänen, H. 1983. Maakiitäjäisten (Coleoptera, Carabidae) vuodenaikaisaktiivisuus ja habitaatin valintaan liittyviä tekijöitä Oulangan kansallispuiston tulvaniityillä pitfall-pyydysten valossa. Pro gradu –tutkielma. Oulu: Oulun yliopisto, biologian laitos. 70 s.
- Siitonen, J. & Itämies, J. 1996. Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in the planned Vuotos reservoir area in northern Finland. *Bothnian Bay Reports* 7: 31-37.
- Silfverberg, H. 2004. Enumeratio nova Coleopterum Fennoscandiae, Daniae et Baltiae. *Sahlbergia* 9: 1-111.
- Spence, J. R. & Niemelä, J. K. 1994. Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. *The Canadian Entomologist* 126: 881-894.
- Vainio, M., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. 2001. Suomen perinnebiotoopit. Perinnemaisemaprojektin valtakunnallinen loppuraportti. Suomen ympäristö 527. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 163 s.
- WallisDeVries, M. F., Poschlod, P. & Willems, J. H. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265-273.

Liite 1

Tutkimuksessa saadut maakiitäjäiset (Carabidae). Laiduntyyppin alapuolella olevat luvut tarkoittavat näytealan järjestyslukua. Fr. sarakkeessa on kunkin lajin frekvenssipistearvo. Lajiriveillä ilmoitetut lukuarvot ovat kunkin lajin kullakin näytealalta saadut kokonaisyksiölmäärät.

Carabidae	Fr.	Ympäristöinen metsälaidun						Perinteinen metsälaidun							Laiduntaruton metsä						
		1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	
<i>Agonum fuliginosum</i>	1		1																		
<i>Amara brunnea</i>	2												3							1	
<i>Amara familiaris</i>	20							2					1								
<i>Amara laticollis</i>	2														1						
<i>Amara lunicollis</i>	6			1				1					1								
<i>Asaphidion pallipes</i>	10				1																
<i>Bembidion grapti</i>	10						1		1			1								1	
<i>Calathus micropterus</i>	1	30	5	4	4	13	20	6	17	14	14	5	13	10	19	10	6	15	17	24	
<i>Carabus glabratus</i>	4						2	2	2		1				2			2		2	
<i>Carabus violaceus</i>	10							3						1	1						
<i>Cychrus caraboides</i>	10												1					2			
<i>Dicheirotichus cognatus</i>	10																			1	
<i>Elaphrus caesus</i>	2							1													
<i>Elaphrus riparius</i>	2							2													
<i>Harpalus laevipes</i>	4											1	1								
<i>Leistes terminatus</i>	15								1									1			
<i>Loricera pilicornis</i>	2							4													
<i>Miscodera arctica</i>	10																	1			
<i>Notiophilus aquaticus</i>	4		2	18	6	3	1	4	8		9	12	2	12				2	1	1	2
<i>Notiophilus biguttatus</i>	2	4	2	13	13	21	23	1	12	13	31	14	11	40	1		2		11	20	
<i>Notiophilus germanyi</i>	4											2	6							1	
<i>Notiophilus palustris</i>	4		1	1				2			1	1	2		1				1		
<i>Pterostichus adstrictus</i>	4		2	7	3		1	5	2				5	3							
<i>Pterostichus diligens</i>	1							7	1					1							
<i>Pterostichus oblongobu.</i>	2			2									11							1	
<i>Pterostichus strenuus</i>	2			2				6	1	1		5	1							1	
Yksilöt, yht. 699		34	13	48	27	37	48	23	64	31	57	36	62	68	22	12	12	21	32	52	
Lajit, yht. 26		2	6	8	5	3	6	7	12	6	6	7	13	7	3	3	5	5	6	8	

Liite 2

Tutkimuksessa saadut juoksuhamähäkit (Lycosidae). Taulukon selitys ks. Liite1.

Lycosidae	Ympärivuotinen metsälaidun						Perinneinen metsälaidun							Laidantammon metsä					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6
<i>Acantholycosa lignaria</i>			1				3	1	3	1	4	1		1	1				
<i>Alopecosa oculata</i>				1			1		1	8	3							1	
<i>Alopecosa pinetorum</i>						1	2	1			1	2	1	1		1			
<i>Alopecosa taeniata</i>	1	1	88		6	2	62	41	10	30	27	186	44	15	9	74	40	44	10
<i>Pardosa amentata</i>							1						1						
<i>Pardosa hyperborea</i>										2			1						
<i>Pardosa lasciva</i>	4	2	3		5				19	2			1	5	1	1		2	5
<i>Pardosa lugubris</i>	26	13	635	6	142	20	155	218	229	358	282	464	806	242	113	299	311	236	340
<i>Pardosa palustris</i>			3	2			9	1	2	4	1	19	1		2				
<i>Pardosa riparia</i>	1		41		3		61	17	45	17	4	30	37	3	1	25	47	1	10
<i>Pardosa sphagnicola</i>			2		2		4	4	3			0						1	3
<i>Pirata piraticus</i>																1			
<i>Pirata uliginosum</i>										2				5	1		4		1
<i>Trachosa spinipalpis</i>					1						6		3	2	1	1	5	2	2
Yksittö, vht. 6124	32	16	773	9	159	23	296	285	311	417	333	705	895	272	130	402	408	287	371
laji, vht. 14	4	3	7	3	6	3	7	9	7	9	8	7	9	6	9	7	6	7	7

Taivalkosken metsälaidunten lantakuoriaiset

Mikko Pentinsaari

Tuulikintie 3 F 214, 90570 Oulu, mikkopen@mail.student.oulu.fi

Tiivistelmä

Lantakuoriaisten esiintymistä ympärivuotisilla ja vain kesäkäytössä olevilla metsälaitumilla tutkittiin Taivalkoskella kesän 2004 aikana. Lannassa eläviä kuoriaisia löytyi yhteensä 6993 yksilöä, jotka kuuluivat 89 lajiin. Joukossa oli yksi silmälläpidettävä laji, *Cercyon emarginatus*. Lantakuoriaisyhteisöjen monimuotoisuudessa ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja laiduntyyppien välillä. Shannonin-Wienerin diversiteetti-indeksin arvot olivat ympärivuotisilla laitumilla kuitenkin keskimäärin jonkin verran korkeampia. Myös lantakuoriaisyhteisöjen rakenne oli kaikilla laitumilla pääosin hyvin samanlainen.

Avainsanat: kovakuoriaiset, karjanlanta, Taivalkoski, metsälaitumet, laiduntaminen, lantakuoriaiset

Johdanto

Monet lannassa elävät kovakuoriaislajit ovat taantuneet merkittävästi Suomessa viimeisten vuosikymmenten aikana, mikä johtuu maamme maataloudessa tapahtuneista muutoksista, ennen kaikkea karjan laidunnuksen vähenemisestä. Esimerkiksi *Aphodius*-suvun (suom. lantiaiset) Suomesta tavatuista 36 lajista neljä on luokiteltu hävinneeksi, neljä äärimmäisen uhanalaiseksi, kolme erittäin uhanalaiseksi, kolme vaarantuneeksi ja neljä silmälläpidettäväksi. Neljästä laakasittiäislajistamme (*Onthophagus* spp.) kolme on hävinnyt ja yksi on äärimmäisen uhanalainen (Rassi ym. 2001).

Lannassa elävät kovakuoriaiset voidaan jakaa karkeasti kahteen ryhmään. Toinen ryhmä hyödyntää itse lantaa, ts. aikuiset kuoriaiset ja/tai toukat käyttävät lantaa (tai siinä kasvavia sieniä tms.) ravinnokseen. Toinen ryhmä koostuu pedoista ja loisista, jotka saalistavat muita lannassa eläjiä, kuten kovakuoriaisia ja kärpäsiä ja niiden toukkia. Ensimmäiseen ryhmään kuuluvat esimerkiksi lantiaiset (*Aphodius*), sittiäiset (*Geotrupes*) sekä ripsikuoriaiset (*Ptiliidae*), toiseen suurin osa lannassa elävistä lyhytsiipisistä (*Staphylinidae*) ja tylpöt (*Histeridae*).

Kesäkuun 2004 lopussa sain Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskukselta tehtäväkseni selvittää lannassa elävien kovakuoriaisten esiintymistä Taivalkosken metsälaitumilla. Tärkeimpänä tavoitteenani oli ympärivuotisten laidunten ja perinteisten kesälaidunten lantakuoriaisyhteisöjen rakenteen vertailu, sekä lajiston monimuotoisuuden vertailu eri laiduntyyppien välillä. Erityisen mielenkiinnon kohteena olivat alueella mahdollisesti esiintyvät harvinaiset ja/tai uhanalaiset lantakuoriaislajit. Valtaosa esim. edellä mainituista uhanalaisista *Aphodius*-lajeista on tosin levinneisyydeltään eteläisiä, joten kovin suurta määrää uhanalaisia lajeja ei ollut odotettavissa.

Aineisto ja menetelmät

Lantakuoriaisia kerättiin 13 laitumelta ympäri Taivalkoskea. Laitumista seitsemän on perinteisiä kesälaitumia, kuusi on ympärivuotisessa käytössä. Suurin osa laitumista sijaitsee HMT-tyyppin tuoreissa kangasmetsissä. Laidunten sijainti- sekä kasvupaikka- ja metsätyyppitiedot käyvät ilmi taulukosta 1.

Lantakuoriaisnäytteitä kerättiin kesän 2004 aikana kahteen otteeseen. Ensimmäiset näytteet kerättiin 30. 6. ja 1. 7., toinen kierros tehtiin 16.-17. 8. Näytteitä kerättiin kaksi kertaa eri aikoina, jotta saataisiin mahdollisimman kattava kuva alueella esiintyvistä lajistosta. Elintavoiltaan samankaltaiset lantakuoriaislajit esiintyvät usein eri aikaan vuodesta – eriaikainen esiintyminen on yksi keino vähentää lajienvälistä kilpailua (ks. esim. Hanski ja Koskela 1979, Hanski 1980). Kultakin laitumelta kerättiin kummallakin käyntiker-

Taulukko 1. Laidunten tiedot.

laidun	sijainti	kasvupaikka- ja metsätyyppi
Y1	Juurikkavaara	tuore/kuivahko kangas: HMT/EMT
Y2	Lassinaho	kuivahko kangas: EMT
Y3	Haka-aho	tuore kangas: HMT
Y4	Kokkonotko	tuore kangas: HMT
Y5	Soutuniva	tuore kangas: HMT
Y6	Koviovaara	tuore kangas: HMT
P1	Poroperä	kuivahko kangas: EMT
P2	Nuottivaara	HMT/EMT
P3	Lummeniemi	tuore kangas: HMT
P4	Lehtomäki	tuore kangas: HMT
P5	Iso-Aska	kuivahko kangas: EMT
P6	Horsmanvaara	tuore kangas: HMT
P7	Siika-aho	tuore kangas: HMT

ralla jätesäkkiin arviolta noin viikon ikäisiä lantakasoja 4-5 kappaletta siten, että näytteen kokonaispainoksi tuli noin 6 kg. Eri-ikäisissä lantakasoissa kovakuoriaislajisto voi olla hyvinkin erilainen (ks. esim. Koskela 1972), ja pyrkimyksenä oli valita kasat siten, että eri laitumilta otetut näytteet olisivat vertailukelpoisia. Yhden perinteisen laitumen (P6) näytteenotto epäonnistui molemmilla kerroilla, sillä ensimmäisellä käyntikerralla laitumella ei vielä ollut karjaa, ja toisella kerralla näytteiden keruun keskeytti laitumella ollut sonni. Tämän laitumen saalis on jätetty aineiston tilastollisessa käsittelyssä huomiotta, sillä näyte ei ollut millään tavalla vertailukelpoinen muihin nähden.

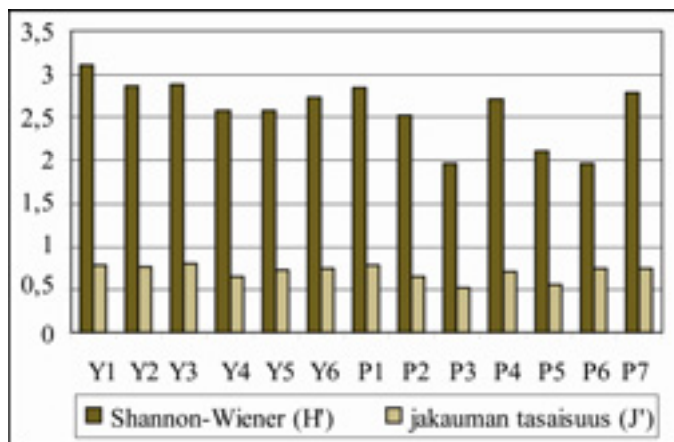
Kovakuoriaiset eroteltiin lantanäytteistä maastokäyntejä seuraavien 2-3 vuorokauden aikana Oulun yliopistolla. Lantakasat upotettiin pienissä erissä vesämpäriin, jolloin lähes kaikki lanta painui pohjaan. Kuoriaiset, sekä elävät että jo kuolleet yksilöt, nousivat veden pintaan, mistä ne noukittiin pinsettien ja siveltimen avulla talteen. Kovakuoriaisaineiston kokonaisuus nousi 7002 yksilöön, jotka edustivat 98 lajia. Näistä 9 lajia (9 yksilöä) oli sellaisia, joilla ei normaalisti ole mitään tekemistä lannan kanssa, vaan ne olivat mitä ilmeisimmin joutuneet näytteisiin sattumalta (esim. männyllä elävä *Hylastes cunicularius* -kaarnakuoriainen ja apiloilla elävä *Tychius picirostris* -kärsäkäs). Näitä lajeja ei ole otettu huomioon aineiston tilastollisessa analyysissä. Lantakuoriaisaineisto on koottu kokonaisuudessaan tämän raportin liitteenä olevaan taulukkoon.

Laidunten kovakuoriaislajiston monimuotoisuutta mitattiin Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksillä (ks. esim. Hanski ym. 1998, s. 382). Indeksien arvojen perusteella laskettiin lajiston runsausjakauman tasaisuutta kuvaa-

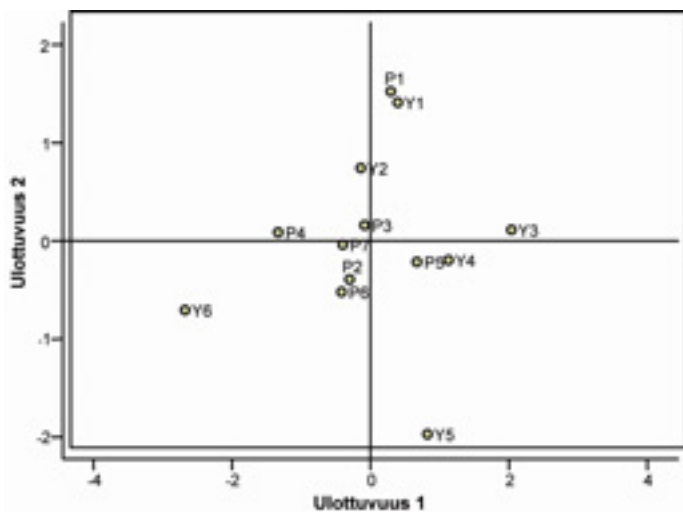
va indeksi J' . Diversiteetti-indeksin arvojen eroavaisuuksia perinteisten ja ympärivuotisten laidunten välillä testattiin t -testillä. Laidunten lantakuoriaisyhteisöjen rakenteen eroavaisuuksia testattiin moniulotteisen skaalauksen (MDS) avulla. Lisäksi muutamien yksittäisten mielenkiintoisten lajien esiintymistä ympärivuotisilla ja perinteisillä laitumilla tutkittiin Mannin-Whitneyn U -testin avulla, sillä yksilömäärädata ei välttämättä täytä parametristen testien käytön edellytyksiä. Kaikki testit suoritettiin SPSS-tilastolaskentaohjelmaa (versio 12.0.1) käyttäen.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Lannalla eläviä kovakuoriaisia löytyi laitumilta kaikkiaan 6993 yksilöä, jotka kuuluvat 89 lajiin. Uhanalaisia lajeja ei löytynyt, mutta silmälläpidettävää *Cercyon emarginatus* -vesiäistä tavattiin yhteensä 29 yksilöä. Muita mainitsemisen arvoisia lajeja ovat harvinaisehkö lyhytsiipiset *Atheta dwinensis*, *Tachinus basalis* ja *T. lignorum*. Vasta muutamia vuosia sitten Suomesta ensimmäisen kerran tavattu *Trichiusa immigrata* -lyhytsiipinen löytyi yhdeltä ympärivuotiselta laitumelta (Y4) – kyseessä on tähän mennessä Suomen pohjoisin havainto tästä lajista. Lantakuoriaislajiston monimuotoisuus oli ympärivuotisilla laitumilla keskimäärin jonkin verran suurempi kuin perinteisillä (monimuotoisuusindeksin keskiarvot 2,80 vs. 2,50), mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($t=1,765$; $p=0,117$). Runsausjakauma oli kesälaitumilla jonkin verran epätasaisempi kuin ympärivuotisilla, mutta tässäkin tapauksessa ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($t=1,673$; $p=0,136$). Kuvassa 1 on esitetty molempien indeksien arvot pylväsdiagrammina. Yhteisörakenteessaan laiduntyyppien välillä ei ollut selkeitä eroja. Laidunnäytteiden muodostamien pisteiden sijainti MDS-koordinaatistossa on täysin satunnainen ja suurin osa pisteistä sijaitsee hyvin lähellä toisiaan; vain muutama yksittäinen näyte poikkeaa selvästi muista (ks. kuva 2).



Kuva 1. Diversiteetti- ja tasaisuusindeksit.



Kuva 2.
Kaksiuloinen
MDS-ordinaatio.

U-testiä varten aineistosta valittiin tarkasteltaviksi aineiston viisi runsainta lajia. Nämä olivat laidunsilosonkiaainen (*Platystethus arenarius*), tadeppalovesiäinen (*Cercyon melanocephalus*), *Cryptopleurum minutum* -vesiäinen, lantavakosonkiaainen *Oxytelus laqueatus* ja *Deliphrum tectum* -lyhytsiipinen. Lisäksi testattiin muutaman harvinaisen tai harvinaisena pidetyn lajin (*Cercyon emarginatus*, *Atheta cribripennis*, *Atheta parapicipennis*) esiintymistä eri laiduntyypeillä.

Runsaimmista lajeista ainoastaan laidunsilosonkiaisen (*P. arenarius*) esiintymisessä oli tilastollisesti merkitsevä ero laiduntyyppien välillä ($p=0,026$). Harvinaisista lajeista eroja ei löytynyt. *U*-testin tulokset on koottu taulukkoon 2.

Taulukko 2. *U*-testin tulokset.

Laji	p
<i>Platystethus arenarius</i>	0,026
<i>C. melanocephalus</i>	0,310
<i>Cryptopleurum minutum</i>	1,000
<i>Oxytelus laqueatus</i>	0,394
<i>Deliphrum tectum</i>	0,589
<i>Cercyon emarginatus</i>	0,093
<i>Atheta cribripennis</i>	0,093
<i>Atheta parapicipennis</i>	0,180

Johtopäätökset

Laiduntyyppien väliset erot lantakuoriaislajiston monimuotoisuudessa ja yhteisörakenteessa ovat tässä käsitellyn aineiston perusteella olemattomat tai hyvin vähäiset. Suuria eroja perinteisten ja ympärivuotisten laidunten välillä ei tosin ollut edes odotettavissa. Talvella tuotettu lanta tuskin vaikuttaa lantakuoriaisten esiintymiseen, sillä ne eivät ole talvella aktiivisia. Sitä, kuinka hyvin talvilanta kevään tullen houkuttelee hyönteisiä verrattuna tarjolla olevaan tuoreeseen lantaan, on tämän tutkimuksen puitteissa mahdotonta sanoa. Olettaisin kuitenkin, että tuore läjä vaikuttaa ainakin lantaa ravintonaan käyttävien kuoriaisten näkökulmasta houkuttelevammalta. *U*-testin avulla tarkastelluista lajeista vain laidunsilosonkiaisen (*Platystethus arenarius*) esiintymisessä eri laiduntyyppien välillä oli selvä ero: laji näyttää suosivan perinteisiä kesälaitumia. Syytä tähän en osaa sanoa – lajin ravintonaan käyttämät hyönteiset ovat ehkä jostakin syystä kesälaitumilla runsaampia kuin ympärivuotisilla.

Merkittäviä eroja laiduntyyppien välillä voisi löytyä varhain keväällä lentävien lajien esiintymisestä. Kesälaitumilla laidunnus aloitetaan monissa tapauksissa näiden lajien kannalta liian myöhään, vasta pitkälti kesäkuun puolella. Tästä syystä kesälaitumilta ei välttämättä löydy tuoretta lantaa kevätlajien lentoaikaan. Yksi esimerkki tällaisesta kevätlajista on *Cercyon emarginatus* (Hansen 1987), jota havaittiin 29 yksilöä: 27 ympärivuotisilta ja 2 perinteisiltä laitumilta. Aineisto jäi kuitenkin lajin kohdalla varsin pieneksi. Lisäksi *U*-testin kannalta ongelmallista oli laiduntyyppien välisten tasatulosten suuri määrä, joka vaikutti testin lopputulokseen. Sama pätee myös muihin testattuihin harvinaisiin lajeihin.

Aineiston pieni koko esti monien harvinaisten lajien tilastollisen käsittelyn kokonaan. Esimerkiksi *Trichiusa immigrata* ja *Tachinus lignorum* -lyhytsiipisten esiintymisestä ei voida tehdä minkäänlaisia päätelmiä, koska molemmista tehtiin vain yksi havainto. Lantanäytteitä olisi pitänyt kerätä vielä runsaammin, jotta harvinaisimmista lajeista olisi saatu riittävästi aineistoa. Lisäksi näytteitä olisi pitänyt kerätä yhden kerran myös loppukevällä tai alkukesällä, jotta myös varhain lentävät lajit olisi tavoitettu kattavasti. Tämä ei kuitenkaan ollut käytännön syistä mahdollista: sain pestin vasta kesäkuun lopussa ja kuoriaisten erottelu ja määrittäminen olisi vienyt runsaasti aikaa.

Diversiteetti-indeksin käyttö monimuotoisuuden mittarina ei ole aivan ongelmattonta. Shannonin-Wienerin indeksi (kuten myös muut vastaavat) on herkkä näytteen runsausjakauman tasaisuuden muutoksille. Jos yksi laji on näytteessä huomattavasti muita runsaampi, se laskee indeksin arvoa tuntuvasti. Hyönteisaineistossa tällainen tilanne ei ole mitenkään epätavallinen, ja tässäkin aineistossa tällaisia tapauksia esiintyi. Esimerkiksi laitumella P3 lähes puolet löydetystä kuoriaisista kuului lajiin *Platystethus arenarius*. Osittainen ratkaisu ongelmaan on runsausjakauman tasaisuutta kuvaava in-

deksi, joka suhteuttaa diversiteetti-indeksin näytteen hypoteettiseen maksimaaliseen diversiteettiin, joka saavutettaisiin, jos kaikki lajit olisivat näytteessä yhtä runsaita (ks. Hanski ym.1998. s. 383-384). Runsausjakauma oli kesälaitumilla keskimäärin epätasaisempi, mikä johtuu suurelta osin laidunsiilonkiaisen (*P. arenarius*) valtavista yksilömääristä.

MDS-kuva (kuva 2) kertoo laidunten lantakuoriaisnäytteiden samankaltaisuudesta. Pisteet ovat sijoittuneet keskustan ympärille täysin satunnaisesti, eikä laiduntyyppien välillä ole nähtävissä mitään eroja. Muutama piste poikkeaa kuitenkin selvästi muista, varsinkin laitumet Y6 ja Y5. Syynä tähän on muutamien lajien poikkeuksellisen runsas esiintyminen ko. laitumilla sekä joidenkin lajien puuttuminen. Esimerkiksi laitumella Y5 *Aphodius tenellus* -lantiainen on hyvin runsas verrattuna muihin laitumiin, kun taas muualla runsasta *Cercyon melanocephalus* -vesiäistä sieltä löytyi vain yksi yksilö.

Tässä käsitellyn aineiston perusteella näyttää siltä, että lantakuoriaislajiston monimuotoisuus ja yhteisö rakenne eivät merkittävästi eroa toisistaan ympärivuotisten ja perinteisten laidunten välillä. Toisaalta aineisto jäi useimpien harvinaisten lajien osalta niin pieneksi, että erojen tilastollinen testaaminen oli mahdotonta.

Kirjallisuus

- Hansen, M. 1987. The Hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica 18: 1-256.
- Hanski, I. 1980. The community of coprophagous beetles (Coleoptera, Scarabaeidae and Hydrophilidae) in northern Europe. Annales Entomologici Fennici 46: 57-73.
- Hanski, I. & Koskela, H. 1979. Resource partitioning in six guilds of dung-inhabiting beetles. Annales Entomologici Fennici 45: 1-12.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietiäinen, H. & Ranta, E. 1998. Ekologia. Juva: WSOY. 580 s. ISBN 951-0-21981-9.
- Koskela, H. 1972. Habitat selection of dung-inhabiting Staphylinids (Coleoptera) in relation to age of the dung. Annales Entomologici Fennici 9: 156-171.
- Ranta, E., Rita, H. & Kouki, J. 1989. Biometria. Toinen painos. Helsinki: Yliopistopaino. 569 s. ISBN 951-570-056-6.
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. 432 s. ISBN 951-37-3594-X.

Liite 1.

Lantakuoriaisaineiston yhteenvetotaulukko.

laji	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	yht.
<i>Acrotoma aterrima</i>	1	1	4	3		1	9	3		2	1			25
<i>Acrotichis cognata</i>		4		5	9						1			19
<i>Acrotichis dispar</i>	5	9	5	18	3		8	1	9	2	10		4	74
<i>Acrotichis grandicollis</i>	9	8	9	20		2	21	2	10	3	11	2	7	104
<i>Acrotichis intermedia</i>	2			1										3
<i>Acrotichis rugulosa</i>		3	1	11	2				2	1	6		10	36
<i>Acrotichis sericans</i>	1	1	3	5			2	2		1	3			18
<i>Acrotichis silvatica</i>						1								1
<i>Acrotichis thoracica</i>				13										13
<i>Acrotichis volans</i>		1		5		1			1					8
<i>Aleochara lamuginosa</i>	15		6	24			1	6	1	5	6		9	73
<i>Anotylus clavatus</i>	8			5	3	2		1	6	1	2		5	33
<i>Anotylus nitidulus</i>				1										1
<i>Anotylus rugosus</i>								1					1	2
<i>Aphodius ater</i>	1		3	1			1							6
<i>Aphodius borealis</i>	8			7		17		5	13	8	1			59
<i>Aphodius depressus</i>	10	1		1		120	3	62	10	36	6		6	255
<i>Aphodius fimetarius</i>	1	1	7	34	2		1	46	1	27	3		2	125
<i>Aphodius lapponum</i>	4	1				10		1	2	3				21
<i>Aphodius piceus</i>	1	7	38	3	117	4	5			2	1		9	187
<i>Aphodius rufipes</i>	33	4	2	13	29	11	5	54	6	37	18		10	222
<i>Aphodius scybalarius</i>	1	3	2		1	3	3	1	5	10	3		8	40

laji	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	yht.
<i>Aphodius tenellus</i>	8	18	1		11	74	18	42	2	13	2	12		201
<i>Apoderus caelatus</i>		1	19	15			2	32		1	7		2	79
<i>Atheta aeneipennis</i>					9	2		1						12
<i>Atheta atramentaria</i>		2	2	1	1	1				7	1			15
<i>Atheta celata</i>				1										1
<i>Atheta cinnamoptera</i>	4	1		1		3			2				1	12
<i>Atheta cribripennis</i>	12	5	18	4	13		1	3	5		3		1	65
<i>Atheta dwinensis</i>	4		2				1		1	1				9
<i>Atheta excelsa</i>	1	10	22	20	4	1	14	11	1	2				86
<i>Atheta intermedia</i>	1													1
<i>Atheta lateralis</i>	1		1	2		1								5
<i>Atheta longicornis</i>	25		18	43	1	3	13	7	2	10	7	8	4	141
<i>Atheta macrocera</i>										1				1
<i>Atheta nesslingi</i>	22		1	5		22	1	2	13	1	3		19	89
<i>Atheta nigripes</i>	1		4	1			1		6					13
<i>Atheta parapicipennis</i>	9	1			4	3			1	2				20
<i>Atheta subsinuata</i>									1					1
<i>Atheta subtilis</i>	37	28		2	5	33		1		41		1	3	151
<i>Atomaria hislopi</i>		2	1	3						1				7
<i>Atomaria nitidula</i>							1							1
<i>Autalia puncticollis</i>	5	8	2				29				2		3	49
<i>Autalia rivularis</i>									2				1	6
<i>Baeocrara variolosa</i>				1	4						2			7
<i>Cercyon analis</i>								1						1

laji	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	yht.
<i>Cercyon borealis</i>	6	1			2	17		3	19	27	3		8	86
<i>Cercyon emarginatus</i>	2	6	3		16						2			29
<i>Cercyon haemorrhoidalis</i>						2		5					3	10
<i>Cercyon impressus</i>	6	3			1	42	29	4	56	17			1	159
<i>Cercyon lateralis</i>	29	2	38	9	8	20	33	21	18	5	16	3	14	216
<i>Cercyon melanocephalus</i>	65	30	3	15	1	68	73	16	194	141	17		115	738
<i>Cercyon pygmaeus</i>		3					5		1	1				10
<i>Cercyon quisquilius</i>								1			7			8
<i>Cercyon unipunctatus</i>									1				2	3
<i>Cryptoleurum minutum</i>	89	24	74	287	2	9	55	27	48	27	57	6	29	734
<i>Deliphrum tectum</i>	5	7			2	10		23		230	1	6	2	286
<i>Geotrupes stercorosus</i>								2						2
<i>Gyrolhypnus punctulatus</i>				2				1						3
<i>Hister unicolor</i>								1			1			2
<i>Margarinotus striola</i>											2			2
<i>Megarthus denticollis</i>		1						2				1		4
<i>Megarthus depressus</i>	2			1			3	1	2	5			1	15
<i>Megarthus fennicus</i>	5				8				5	1	5		2	26
<i>Megarthus nitidulus</i>				2										2
<i>Megarthus sinuaticollis</i>	1													1
<i>Megasternum obscurum</i>	1	1	6	3	16		3	4	7	18			4	63
<i>Omalius strigicollis</i>	1					1								2
<i>Oxypoda nigricornis</i>	1	1	1	7							2			12
<i>Oxytelus laqueatus</i>	17	6	6	44	6	75	8	38	20	78	8	29	32	367

laji	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	yht.
<i>Philonthus albipes</i>		1	1	3				2		1	3			11
<i>Philonthus marginatus</i>	1					1			2					4
<i>Philonthus nigriventris</i>		1	3	1	1								1	7
<i>Philonthus puella</i>	17	1	5	18	3	4		2	10	4	13		7	84
<i>Philonthus varians</i>			2	4		1					6			13
<i>Platystethus arenarius</i>	69	52	23		4	9	57	250	476	101	353	44	14	1452
<i>Ptiliola kunzei</i>	2	8	37	7	6		7	1	3		18	1	2	92
<i>Ptiliolum fuscum</i>				1			2	1						4
<i>Ptiliolum sahlbergi</i>	1	2		1		2	8		1		16	5	1	37
<i>Sphaeridium lunatum</i>							1		7	2				10
<i>Sphaeridium scarabaeoides</i>								1		4	1			6
<i>Tachinus basalis</i>						1								1
<i>Tachinus latcollis</i>	9	1	5	8	4		15	1	1	30	4	4	9	91
<i>Tachinus lignorum</i>								7						7
<i>Tachinus marginellus</i>				1						5			1	7
<i>Tachinus pallipes</i>	10	2	1	1	6	15	1	1	2	2			2	43
<i>Tachinus proximus</i>	8	5			3	7			1	9	2	1	1	37
<i>Tinotus morion</i>										5	1		2	8
<i>Trichiusa immigrata</i>				1										1
yksilömäärä yhteensä	577	278	379	685	307	599	440	700	976	931	640	123	358	6993
lajimäärä	50	44	37	51	34	38	36	46	43	46	45	14	41	
Shannon-Wiener (H')	3,11	2,87	2,89	2,59	2,59	2,73	2,84	2,53	1,97	2,72	2,12	1,96	2,79	
jakauman tasaisuus (J')	0,79	0,76	0,8	0,65	0,73	0,75	0,79	0,66	0,52	0,71	0,56	0,74	0,75	

Ympärivuotisen metsälaidunnuksen aiheuttama typpi- ja fosforikuormitus Taivalkoskella

Jaana Uusi-Kämpä¹⁾, Sami Huttu²⁾ ja Arto Huuskonen²⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, 31600 Jokioinen, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi

²⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimus-
asemantie 15, 92400 Ruukki, arto.huuskonen@mtt.fi, sami.huttu@mtt.fi

Tiivistelmä

Metsätarhoissa, joita käytetään nautojen ulkokasvatukseen, maan typpi- ja fosforipitoisuuksien on todettu kasvavan jo vuodessa moninkertaisiksi verrattuna ennen tarhausta mitattuihin pitoisuuksiin. Taivalkoskella hiehoja ja sonneja on laidunnettu ympärivuotisesti 14–67 hehtaarin kokoisilla metsälaitumilla. Laiduntavat karjakoot ovat pieniä: 9–16 eläintä/laidun. Metsälaitumilla eläintiheys on yleensä alle yksi eläin hehtaarilla, kun se metsätarhoissa saattaa olla 10–80 eläintä hehtaarilla. Taivalkoskella tutkittiin maan ravinnepitoisuuksia metsälaitumilla vuosina 2002–2004.

Taivalkosken metsälaitumilla typpi- ja fosforipitoisuudet olivat yleensä samaa tasoa kuin laiduntamattomassa metsämaassa. Poikkeuksena olivat kuitenkin alueet, joissa karja vietti päivittäin runsaasti aikaa. Tällaisia alueita olivat muun muassa makuukatoksen ja ruokintapaikan ympäristöt. Kuormittuneimmilla laidunalueilla saattoi 60 cm:n paksuisessa maakerroksessa olla ammoniumtyppeä jopa 100–1000 kg/ha. Vastaavasti pintamaan fosforipitoisuus saattoi olla 20–140 mg/l, mikä peltoviljelyssä vastaisi viljavuusluokkia hyvä, korkea tai arveluttavan korkea. Kuormittuneiden alueiden pinta-alat olivat kuitenkin pieniä, 0,5 ha/tila, edustaen vain 0,7–4 % tilan metsälaidunalasta.

Pintavalunnalla tuskin on laajoilla metsälaidunalueilla suuria vaikutuksia, jos makuu- ja ruokintapaikat eivät sijaitse vesistön välittömässä läheisyydessä. Sen sijaan karkeilla moreeni- ja hietamailla ravinteita saattaa kulkeutua pohjaveteen. Koska kyseessä ovat vain muutaman kymmenen aarin kokoiset alueet, niistä ei aiheutune suurta kuormitusta ympäristölle, jollei alueella ole tärkeää pohjavesialuetta. Saastumisen kohteina voivat olla lähinnä lähikaivot ja purot. Makuu- ja ruokintapaikkoja ei tule sijoittaa kaivon, avo-ojan, puron tai vesistön välittömään läheisyyteen. Jos eläinmäärää tai eläintiheyttä kasvatetaan metsälaitumella, myös typpi- ja fosforipäästöt kasvavat.

Avainsanat: metsälaitumet, ulkotarhat, nautakarja, fosfori, typpi, kuormitus, vesistönkuormitus, viljavuustutkimus

Johdanto

Nautakarjan ulkokasvatuksesta aiheutuvaa vesistökuormitusta on aiemmin tutkittu metsätarhojen osalta MTT:n Tohmajärven emolehmänavetalla (Uusi-Kämpä 2002) ja MTT:n Pohjois-Pohjanmaan tutkimusasemalla Ruukissa (Uusi-Kämpä ym. 2003b). Tohmajärvellä emolehmiä tarhattiin lokakuusta toukokuuhun 1000 m²:n kokoisissa metsätarhoissa (60–80 ey/ha). Yksi emolehmä vastaa yhtä eläinyksikköä (ey) ja 0,5–2-vuotias nauta 0,6 ey (MMA 30.6.2000/646). Ruukissa hehtaarin kokoisessa metsätarhassa kasvatettiin ympärivuotisesti 10 sonnia (6 ey/ha). Kummassakin kokeessa eläintiheys oli niin suuri, että aluskasvillisuus hävisi suuresta osaa tarhoja. Lisäksi makuu- ja ruokintapaikkojen ympäristössä 60 cm:n paksuiseen maakerrokseen kertyi runsaasti typpeä ja fosforia.

Ruukissa ammoniumtypen määrät olivat keskimäärin 100–300 kg/ha makuukatoksen ja ruokinta-alueen läheisyydessä, kun ne ennen sonnien tuomista tarhaan olivat olleet alle 10 kg/ha (Uusi-Kämpä ym. 2003b). Myös nitraattitypen määrä kasvoi tarhojen kuormittuneimmilla alueilla. Nitraattityppeä oli sonnien tarhauksen aikana 10–30 kg/ha, kun sitä ennen tarhasta oli ollut alle 1 kg/ha. Helpoliukoisen fosforin pitoisuus 5 cm:n paksuisessa pintamaakeroksessa oli 5 mg/l (viljavuusluokka huononlainen) ennen sonnien kasvustusta. Kasvatuksen aikana pitoisuus kasvoi 20:een mg/l vastaten viljavuusluokkaa hyvä.

Tohmajärven metsätarhoissa helpoliukoisen fosforin pitoisuus pintamaassa oli 10–20 mg/l, kun se tarhojen ulkopuolella oli vain 3 mg/l (Uusi-Kämpä 2002). Kuudenkymmenen senttimetrin maakeroksessa ammoniumtyppeä oli ruokintapaikan ympäristössä yli 300 kg/ha ja nitraattityppeä 20–30 kg/ha. Tarhan ulkopuolella ammoniumtyppeä oli vain alle 10 kg/ha ja nitraattityppeä alle 1 kg/ha. Myös 30–40 cm:ä paksun maakeroksen läpi suotautuneen vajoveden ammoniumtyypipitoisuudet olivat suuria tarhan kuormittuneimissa osissa (120–1000 mg/l), kun ne viereisessä metsämaassa olivat alle 5 mg/l.

Taivalkoskella on viimeisten 10 vuoden aikana lisääntynyt nautojen ympärivuotinen ulkokasvatus metsälaitumilla. Metsälaitumilla eläintiheys on kuitenkin huomattavasti pienempi kuin metsätarhoissa. Metsälaitumilla on keskimäärin yksi nauta kahden hehtaarin alalla, kun tarhoissa saattaa olla 6–8 nautaa hehtaarilla. Aikaisempien ulkotarhoista saatujen kokemusten pohjalta haluttiin selvittää, olisiko ravinnekuormitus laajoilla metsälaidunalueilla pienempi kuin metsätarhoissa. Tutkimushankkeen aikana selvisikin, että maan typpimäärät ja fosforipitoisuudet olivat yleensä pieniä metsälaitumilla (Uusi-Kämpä ym. 2003a). Poikkeuksena olivat makuu- ja ruokintapaikkojen ympäristöt, joissa ravinne määrät olivat suuria. Yhdellä metsälaitumella selvitetiin kuormittuneiden alueiden pinta-alaa kuormittuneimpien paikkojen ympärillä sekä niiden osuutta metsälaitumen kokonaispinta-alasta.

Aineisto ja menetelmät

Koepaikkoina oli viisi metsälaidunta (13–67 ha) Taivalkoskelta. Laitumilla kasvatettiin 9–16 nautaa ja eläinmäärä oli alle 1 eläin/ha (Taulukko 1). Laitumet olivat olleet mukana myös aikaisemmassa metsälaidunnuskokeessa v. 1999–2001 (Huuskonen 2001, Lehtiniemi ym. 2001).

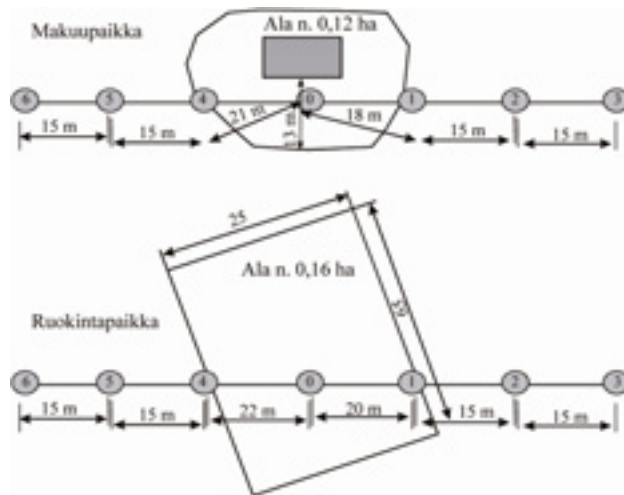
Metsälaitumet sijaitsivat pääasiassa moreeni- ja hietamoreenimailla. Laitumilta otettiin maanäytteitä ravinnemäärittelyyn lokakuussa 2002 ja toukuussa 2003. Näytteenottoaikoja oli viisi: 1) makuukatoksen edusta, 2) vanha ruokintapaikka, 3) nykyinen ruokintapaikka, 4) vähän kuormittunut metsälaidun ja 5) laiduntamaton metsä (kontrolli). Makuukatokset olivat olleet samoissa paikoissa laidunnuksen aloittamisesta asti, mutta ruokintapaikkoja vaihdettiin yleensä vuosittain. Makuu- ja ruokintapaikkoja lukuun ottamatta laitumet näyttivät olevan karjan aiheuttamien kasvipeitteisyystuhojen perusteella melko vähän kuormittuneita.

Maanäytteet otettiin kolmesta eri syvyydestä: 0–5, 5–30 ja 30–60 cm. Pakastetut näytteet toimitettiin analyyseihin MTT:n Ympäristöntutkimusyksikön laboratorioon. Näytteistä määritettiin ammonium- ja nitraattitypen pitoisuus (Sippola & Ylärinta 1985) sekä heppoliukoisen fosforin pitoisuus ammoniumasetaattiuutolla (pH 4,65; Vuorinen & Mäkitie 1955). Viiden senttimetrin paksuisesta pintamaanäytteestä arvioitiin heppoliukoisen fosforin kulkeutumista pintavalunnan mukana. Syvempien maakerrosten (5–30 ja 30–60 cm) mineraalityppi- ja fosforipitoisuuksista arvioitiin ravinteiden huuhtoutumista maassa alaspäin.

Taulukko 1. Metsälaidunten pinta-ala, eläinmäärät sekä ulkokasvatuksen aloitusvuosi 5 eri tilalla.

Tila	Ala (ha)	Eläinmäärä	Eläintiheys (eläintä/ha)	Aloitus vuosi
1	43	8 hiehoa ja 8 sonnia	0,4	1996
2	67	14 sonnia	0,2	1997
3	13	5 sonnia, 4 hiehoa	0,7	1998
4	36	5 sonnia, 5 hiehoa	0,3	1997
5	14	10 sonnia	0,7	1997

Yhdeltä metsälaitumelta selvitetiin mineraalitypen ja viljavuusfosforin pitoisuudet 15–22 m:n välein makuupaikalta ja käytössä olevalta ruokintapaikalta. Näytteitä otettiin kaikkiaan 7 eri paikasta kummassakin kuormituskohteessa (Kuva 1). Maanäytteet otettiin lokakuussa 2003 ja kesäkuun alussa 2004. Kuormittuneen alueen pinta-alaksi arvioitiin makuupaikan edustalla 0,12 ha ja ruokintapaikan ympäristössä 0,16 ha.



Kuva 1. Kaaviokuva tarkennetusta näytteenotosta tilalla 1 makuupaikan ja ruokintapaikan ympäristössä.

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Helppoliukoinen tyyppi ja fosfori metsälaitumilla

Ammoniumtypen (Taulukko 2) ja nitraattitypen (Taulukko 3) määrät 60 cm:n paksuisessa maakerroksessa sekä helppoliukoisen fosforin (Taulukko 4) pitoisuudet pintamaassa olivat yleensä suuria makuupaikkojen edustalla ja ruokintapaikkojen ympärillä. Sen sijaan metsälaitumen vähänkuormittuneilla alueilla mineraalitypen määrät ja fosforipitoisuudet olivat pieniä paria poikkeusta lukuun ottamatta. Myös laiduntamattomassa metsämaassa oli vain vähän mineraalityppeä ja helppoliukoista fosforia. Tarkemmat tilakohtaiset tulokset on esitetty julkaisussa Uusi-Kämpä ym. (2003a).

Taulukko 2. Maan ammoniumtypen määrät 60 cm:n maakerroksessa viidellä metsälaitumella lokakuussa 2002 ja toukokuussa 2003. Tulokset esitetty mediaaneina, vaihteluväli suluissa.

Paikka	NH ₄ -N, kg/ha	
	Lokakuu 2002	Toukokuu 2003
Makuupaikan edusta	110 (30–1000)	96 (50–900)
Vanha ruokintapaikka	16 (6–190)	60 (10–80)
Nykyinen ruokintapaikka	100 (30–1000)	100 (30–940)
Vähän kuormittunut alue	10 (5–17)	6 (5–10)
Kontrolli	5 (4–17)	6 (3–6)

Taulukko 3. Maan nitraattitypen määrät 60 cm:n maakerroksessa viidellä metsälaitumella lokakuussa 2002 ja toukokuussa 2003. Tulokset esitetty mediaaneina, vaihteluväli suluissa.

NO ₃ -N, kg/ha		
Paikka	Lokakuu 2002	Toukokuu 2003
Makuupaikan edusta	50 (1–200)	30 (0,3–150)
Vanha ruokintapaikka	40 (1–140)	30 (0,4–350)
Nykyinen ruokintapaikka	4 (1–60)	18 (2–110)
Vähän kuormittunut alue	0,3 (0,2–220)	0,4 (0,1–2)
Kontrolli	0,3 (0,2–0,6)	0,3 (0,2–0,5)

Taulukko 4. Maan helppoliukoisen fosforin pitoisuudet pintamaakerroksessa (0–5 cm) viidellä metsälaitumella lokakuussa 2002 ja toukokuussa 2003. Tulokset esitetty mediaaneina, vaihteluväli suluissa.

Viljavuusfosfori, mg/l		
Paikka	Lokakuu 2002	Toukokuu 2003
Makuupaikan edusta	140 (20–180)	15 (0,5–34)
Vanha ruokintapaikka	20 (2,4–250)	6,4 (2,2–10)
Nykyinen ruokintapaikka	13 (3,4–160)	1,8 (0,7–140)
Vähän kuormittunut alue	1,3 (0,3–400)	0,2 (0–2,0)
Kontrolli	2,8 (0,4–4,6)	0,04 (0–1,3)

Typen määrät makuu- ja ruokintapaikalla

Yhdellä tilalla tutkittiin tarkemmin ravinteiden pitoisuuksia makuupaikan edustalta ja käytössä olevan ruokintapaikan ympäristöstä, jotka oli aikaisemmin havaittu laitumen kuormittuneimmiksi paikoiksi. Makuupaikan edustalla 60 cm:n paksuisessa maaprofilissa oli lokakuussa 2003 ammoniumtyppeä 1060 kg/ha (Taulukko 5). Myös syksyllä 2002 samassa paikassa oli ollut runsaasti ammoniumtyppeä (1010 kg/ha).

Ammoniumtypen määrät maassa laskivat melko nopeasti lokakuussa 2003 siirryttäessä kuormittuneen alueen keskustasta sen reunolle (Taulukko 5). Kesäkuussa 2004 suurehkoja ammoniumtyppimääriä mitattiin laajemmalla alueella kuin edellisenä syksynä. Sen sijaan nitraattitypen määrät olivat kohdullisen pienet kuormittuneen alueen keskikohtaa lukuun ottamatta.

Ruokintapaikalla oli lokakuussa 2003 ammoniumtyyppä 90 kg/ha ja nitraattityyppä 120 kg/ha. Aikaisemmissa mittauksissa ruokintapaikan ympäristössä oli ollut ammoniumtyyppä 30 kg/ha ja nitraattityyppä 1–18 kg/ha. Parinkymmenen metrin päässä kuormittuneen alueen keskustasta sekä ammoniumettä nitraattityypen määrät olivat kymmenisen kilogrammaa hehtaarilla. Kesäkuussa 2004 ammoniumtyyppä oli 20–27 kg/ha aina 30–40 m:n etäisyydellä ruokintapaikasta, mutta vain alle 10 kg/ha 50 m:n etäisyydellä. Nitraattityyppä oli muutama kilogramma hehtaarilla aina 30–40 m:n etäisyydelle asti.

Taulukko 5. Ammoniumtyypen (NH₄-N) ja nitraattityypen (NO₃-N) määrät 60 cm:n paksuisissa maakerroksessa makuu- ja ruokintapaikoilla sekä niiden ympäristössä lokakuussa 2003 ja kesäkuussa 2004. Suluissa mittauspisteen etäisyys kuormittuneen kohdan keskipisteestä.

Paikka	NH ₄ -N, kg/ha		NO ₃ -N, kg/ha	
	Lokakuu 2003	Kesäkuu 2004	Lokakuu 2003	Kesäkuu 2004
Makuupaikka				
0 keskellä	1060	49	0	54
1 oikea (18 m)	8	86	25	39
2 oikea (33 m)	6	90	4	3
3 oikea (48 m)	4	8	0	1
4 vasen (21 m)	4	13	0	1
5 vasen (36 m)	19	35	0	0
6 vasen (51 m)	6	7	0	0
Ruokintapaikka				
0 keskellä	91	19	117	131
1 oikea (20 m)	12	10	11	6
2 oikea (35 m)	8	27	0	1
3 oikea (50 m)	6	8	0	0
4 vasen (22 m)	10	22	11	8
5 vasen (37 m)	12	20	0	5
6 vasen (52 m)	7	9	0	1

Fosforin pitoisuudet makuu- ja ruokintapaikalla

Metsälaitumella, jossa tehtiin tihennetty näytteenotto makuu- ja ruokintapaikoilla, suurimmat helppoliukoisen fosforin pitoisuudet olivat 7,6–40 mg/l (Taulukko 6). Noin kahdenkymmenen metrin päässä kuormittuneimmista paikoista pintamaan fosforipitoisuudet olivat enää 0,3–5,7 mg/l. Yli 30 m:n päässä pitoisuudet olivat yleensä alle 1,0 mg/l. Poikkeuksena oli kesäkuussa 2004 ruokintapaikka, jossa pitoisuus oli hieman kasvanut edellisen syksyn pitoisuuksista.

Taulukko 6. Viljavuusfosforin pitoisuudet maassa 0–5, 5–30 ja 30–60 cm:n syvyydessä makuu- ja ruokintapaikoilla sekä niiden ympäristössä lokakuussa 2003 ja kesäkuussa 2004. Suluissa mittauspisteen etäisyys kuormittuneen kohdan keskipisteestä.

Paikka	Viljavuusfosfori, mg/l					
	Lokakuu 2003			Kesäkuu 2004		
	0–5	5–30 cm	30–60	0–5	5–30 cm	30–60
Makuupaikka						
0 keskellä	7,7	1,0	1,6	32,7	40,3	4,5
1 oikea (18 m)	1,6	0,9	0,8	3,7	1,0	1,8
2 oikea (33 m)	0,6	0,5	1,1	0,6	0,1	0,5
3 oikea (48 m)	0,9	0,2	1,1	0,5	0,3	0,7
4 vasen (21 m)	0,3	0,3	0,4	1,3	0,0	0,1
5 vasen (36 m)	0,2	0,2	0,2	0,1	0,0	0,2
6 vasen (51 m)	0,2	0,1	0,4	0,2	0,0	0,1
Ruokintapaikka						
0 keskellä	7,6	0,6	1,0	4,2	0,7	0,1
1 oikea (20 m)	0,6	0,6	0,5	1,1	0,1	0,1
2 oikea (35 m)	0,6	0,3	0,3	3,1	0,5	0,2
3 oikea (50 m)	0,2	0,2	0,2	0,9	0,2	0,0
4 vasen (22 m)	5,7	1,1	1,3	4,0	1,2	0,5
5 vasen (37 m)	0,2	0,4	1,7	2,4	0,2	0,3
6 vasen (52 m)	0,3	0,1	0,5	0,1	0,0	0,4

Maakerroksessa 5–30 cm oli helppoliukoista fosforia 0,1–1,2 m/l ja kerroksessa 30–60 cm 0,0–1,8 mg/l. Poikkeuksena oli makuupaikan edusta, jossa oli kesäkuussa 2004 helppoliukoista fosforia 40 mg/l kerroksessa 5–30 cm. Lantaa oli ilmeisesti joutunut alempiin maakerroksiin eläinten talloessa maata, ja sen takia myös fosforipitoisuus oli noussut syvemmissä maakerroksissa.

Johtopäätökset

Suurin osa metsälaitumien pinta-alasta on vähän kuormittunutta aluetta, jossa maan typpimäärät ja fosforipitoisuudet ovat samaa tasoa kuin laiduntamattomassa metsämaassa. Toisaalta metsälaitumilta löytyy myös pieniä alueita, jotka ovat hyvin kuormittuneita. Kuten metsätarhoissa myös metsälaitumilla kuormittuneimmat alueet ovat makuukatoksen ja ruokintapaikan ympäristöt. Naudat viettävät merkittävän osan ajastaan makuu- ja ruokintapaikoilla, jolloin lantaa ja virtsaa kerääntyy niiden ympäristöön ja samalla maan typpi- sekä fosforimäärät kasvavat. Koska naudat liikkuvat laumana, ravinnekuormitus on yleensä koko lauman aiheuttamaa pistekuormitusta eikä yksittäisten nautojen hajakuormitusta. Makuukatosten ja ruokintapaikkojen ympäristössä eläintiheys nousee tilapäisesti yli sataan eläimeen hehtaarilla. Vastaava eläintiheys oli myös Tohmajärven kuormittuneissa metsätarhoissa, joissa emolehmiä tarhattiin talvikuukausina (Uusi-Kämpä 2002).

Metsälaitumella (43 ha), jossa laidunsi 16 naudan lauma, makuupaikan pinta-alaksi mitattiin aluksi 0,12 ha ja uuden ruokintapaikan 0,16 ha. Yhdessä vanhan ruokintapaikan kanssa ne edustivat noin yhtä prosenttia kyseisen tilan metsälaidunalasta. Kuormittuneeksi alueeksi laskettiin nelikulmainen alue, josta kasvipeite oli hävinnyt, kun eläimet olivat sorkillaan sotkeneet maanpintaa (Kuva 1).

Samaisella metsälaitumella tehdyn tarkennetun maanäytteenoton tulokset osoittivat, että makuu- ja ruokintapaikkojen välittömässä läheisyydessä on runsaasti typpeä ja fosforia, mutta 40–50 metrin säteellä ravinnemäärät pienenevät lähes samalle tasolle kuin vähän kuormittuneessa metsämaassa (Kuva 1, Taulukot 5–6). Kun kuormittuneen alueen säteeksi mitattiin 40 metriä, niin metsälaitumen kuormittuneiden alueiden (makuualue, vanha ja uusi ruokintapaikka) pinta-alaksi saatiin maksimissaan 1,5 hehtaaria, mikä edusti 3,5 % kyseisen tilan metsälaidunalasta.

Kaiken kaikkiaan makuu- ja ruokinta-alueiden pinta-ala on melko pieni samoin kuin niiden osuus koko metsälaitumen pinta-alasta. Voidaankin arvioida, että ympärivuotisessa käytössä olevilla metsälaitumilla alle puoli hehtaaria on runsaasti kuormittunutta laidunaluetta, mihin on kertynyt yhtä paljon typpeä ja fosforia kuin tarhoihin, joissa on suuri eläintiheys. Kuormittuneiden alueiden reunoilla ravinnemäärät ovat vähän suuremmat kuin metsälaitumen vähän kuormittuneilla alueilla, mutta pienenevät nopeasti samalle tasolle kuin ympäröivässä metsämaassa.

Taivalkoskella on 25–30 metsälaidunta, joissa kasvatetaan yhteensä 400–600 nautaa (Sauli Holmström, Taivalkosken kunta, 29.11.2005, suullinen tiedonanto). Jos kullakin metsälaitumella lasketaan olevan keskimäärin 0,5 ha kuormittunutta aluetta, jossa on ammoniumtyppeä 100–1 000 kg/ha ja nitraattityppeä 30–200 kg/ha, niin 30 metsälaitumen kuormittuneimmilla alueilla voidaan arvioida olevan ammoniumtyppeä 1 500–15 000 kg ja helposti huuhtoutuvaa nitraattityppeä 450–3 000 kg. Metsälaidunten vähän kuormittuneilla alueilla typpimäärät eivät ole juurikaan suuremmat kuin luonnontilaisessa metsämaassa. Aikaisemmassa metsätarhakokeessa (Uusi-Kämpä ym. 2003b) laskettiin yhden sonnin (0,6 ey; MMMA 30.6.2000/646) lannasta aiheutuvan vuosittain noin 60 kg:n typpikuorma ja 9 kg:n fosforikuorma tarhaan, jos lantaa ei poisteta tarhasta.

Pintavalunnalla tuskin on laajoilla metsälaidunalueilla suuria vaikutuksia, jos makuu- ja ruokintapaikat eivät sijaitse kaivon, lähteen, puron tai vesistön välittömässä läheisyydessä. Sen sijaan karkeilla moreeni- ja hietamailla ravinteita saattaa kulkeutua pohjaveteen. Koska kyseessä ovat vain muutaman kymmenen aarin kokoiset alueet, niin niistä ei aiheutune kovinkaan suurta kuormitusta ympäristölle, jollei alueella ole tärkeää pohjavesialuetta. Saastumisen kohteina voivat olla lähinnä lähikaivot ja purot.

Nykyisessä kasvatusmallissa käytetyillä pienillä eläintiheyksillä (0,2–0,5 eläintä/ha) ja pienillä eläinmäärillä (laumakoko alle 20 eläintä) nautojen

ympärivuotinen metsälaidunnus ei näyttäisi aiheuttavan laidunalueilla sellaista typpi- tai fosforikuormitusta, josta koituisi merkittävää välitöntä haittaa ympäristölle. Jos eläintiheyttä ja eläinmäärää merkittävästi lisätään, niin riskit typpi- ja fosforipäästöistä vesiin kasvavat eläinten makuu- ja ruokintapaikoilla.

Ravinteiden kulkeutumista pohja- ja pintavesiin voidaan vähentää rakentamalla makuu- ja ruokintapaikat sellaisiksi, että niistä voidaan tarvittaessa kerätä lanta helposti pois. Säännöllinen lannanpoisto vähentää ravinteiden sekä ulosteperäisten mikrobien kulkeutumista vesiin. Lisäksi makuu- ja ruokintapaikat tulee perustaa paikoille, jotka ovat riittävän kaukana pohjavesialueista, lähteistä ja vesistöistä. Makuu- tai ruokintapaikkaa ei tule myöskään sijoittaa metsän reunaan, josta lantavedet voivat kulkeutua esimerkiksi pihapiiriin tai avo-ojiin.

Kirjallisuus

Huuskonen, A. 2001. Lihanautojen kasvatusta kylmissä tuotanto-olosuhteissa: MTT:n Alueellinen yksikkö, Hankeraportti 2/2001. Ruukki: MTT. 59 s.

Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Holmström, S. 2001a. Havaintoja ulkokasvatustiloilta. Oulu: Oulun Maaseutukeskus. 16 s.

MMMA 30.6.2000/646. Maa- ja metsätalousministeriön asetus ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteistä. Annettu Helsingissä 30.6.2000. Suomen Säädöskokoelma 644–647/2000: 1690–1711.

Sippola, J. & Ylänta, T. 1985. Mineral nitrogen reserves in soil and nitrogen fertilization of barley. *Annales Agricolae Fennicae* 24: 117–124.

Uusi-Kämpä, J. 2002. Nitrogen and phosphorus losses from a feedlot for suckler cows. *Agricultural and Food Science in Finland* 11: 355–369.

Uusi-Kämpä, J., Huuskonen, A. & Huttu, S. 2003a. Taivalkosken metsälaidunten vesistökuormitus. Teoksessa: Huuskonen, A. (toim.). Lihanautojen kasvatusta kylmissä tuotantoympäristöissä. MTT:n selvityksiä 53: Ruukki: MTT. s. 21–29. Päivitetty 19.12.2003. Viitattu 19.7.2005. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/mmts/pdf/mmts53.pdf>

Uusi-Kämpä, J., Puumala, M., Nykänen, A., Huuskonen, A., Heinonen-Tanski, H. & Yli-Halla, M. 2003b. Ulko- ja jaloittelutarhojen rakentaminen ja tarhoista aiheutuva ympäristökuormitus. Teoksessa: Uusi-Kämpä, J. (toim.). Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen. Maa- ja elintarviketalous 25. Jokioinen: MTT. s. 48–93. Päivitetty 23.5.2003. Viitattu 13.7.2005. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met25.pdf>

Vuorinen, J., & Mäkitie, O. 1955. The method of soil testing in use in Finland. *Agrogeological Publications* 63: 1–14.

Eläinten hyvinvointi ympärivuotisessa metsälaidunnuksessa

Arto Huuskonen¹⁾, Leena Tuomisto¹⁾, Risto Kauppinen²⁾ ja Jaakko Mononen³⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimus-
asemantie 15, 92400 Ruukki, etunimi.sukunimi@mtt.fi

²⁾ Savonia-ammattikorkeakoulu, Maaseutualue, Haukisaarentie 2, 74100 Iisalmi. ris-
to.kauppinen@savonia-amk.fi

³⁾ Kuopion yliopisto, Soveltavan biotekniikan instituutti, PL 1627, 70211 Kuopio. jaak-
ko.mononen@uku.fi

Tiivistelmä

Artikkelissa tarkastellaan, miten nautojen ympärivuotinen ulkokasvatus tulee toteuttaa, jotta se on eläinsuojelusäädösten mukaista ja jottei eläinten hyvinvointi vaarannu.

Nauta sopeutuu kylmään lisäämällä lämmöntuottoaan ja vähentämällä lämmönhukkaansa. Naudan kylmänkestävyyttä ei voida suoraan arvioida laskennallisten kriittisten lämpötilojen perusteella, koska se todellisuudessa riippuu monista tekijöistä. Naudan kylmänsietoa parantavat muun muassa ympäristön vedottomuus, hyvin kuivitettu makuualusta sekä eläimen hyvä kunto ja korkea tuotosvaihe. Märkä tai ulosteen tahrima karvapeite heikentää eläimen kylmänkestävyyttä.

Nautojen ympärivuotisessa ulkokasvatuksessa erityistä huomiota on kiinnitettävä säänsuojaan, makuupaikkojen kuivitukseen, riittävään syömäkelpoisen rehun saantiin ja sulaan juomaveteen. Kasvatusmuoto edellyttää huolellisesti suunniteltuja rakenne- ja laiteratkaisuja.

Suomen ilmasto-olosuhteet eivät ole esteenä lihanautojen ympärivuotiselle ulkokasvatukselle. Tutkimukset osoittavat, että nauta käyttää kylmissä olosuhteissa elimistön energiavarastoja ja siten myös rehuenergiaa lämmönmuodostukseen. Energiantarpeen lisääntyminen voi vaikuttaa negatiivisesti rehuhyötysuhteeseen. Kasvatusympäristö tai ilman kylmyys ei kuitenkaan vaaranna eläinten hyvinvointia, jos sääolosuhteisiin vastataan asianmukaisilla hoitoratkaisuilla.

Avainsanat: nautakarja, nauta, metsälaitumet, hyvinvointi, rakennukset, kuivikkeet

Johdanto

Nautojen pitoa maassamme säätelevät eläinsuojelulaki (VpL 4.4.1996/247), eläinsuojeluasetus (MMMA 7.6.1996/396) ja maa- ja metsätalousministeriön päätös koskien nautojen pidolle asetettavia eläinsuojeluvaatimuksia (MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997, MMMA 3.6.2002/6/EEO/2002). Tässä artikkelissa tarkastellaan sitä, miten nautojen ympärivuotinen ulkokasvatus tulee toteuttaa, jotta se on eläinsuojelusäädösten mukaista ja jottei eläinten hyvinvointi vaarannu.

Artikkeli perustuu kahteen MTT:llä vuosina 1999–2003 toteutettuun tutkimushankkeeseen, joissa selvitettiin lihanautojen kasvatusta kylmissä tuotanto-olosuhteissa (kylmäpihatossa ja ympärivuotisessa metsätarhassa). Lisäksi hankkeissa kerättiin käytännön kokemuksia ympärivuotisesta metsälaidunnusta harjoitettavilta karjatiloilta. Hankkeiden tuloksia on laajemmin (mm. eläintuotosta, lihan laatua, eläinten käyttäytymistä ja tuotannon taloutta käsitteleviä julkaisuja) saatavilla aiemmissa julkaisuissa (Lehtiniemi ym. 2001b, 2002, Tuomisto & Huuskonen 2001, Huuskonen ym. 2002, Kauppinen ym. 2002, Huuskonen 2003, Tuomisto 2005).

Nautojen kylmänkestävyys

Eläinten sopeutuminen ympäristöönsä voidaan käsittää lajin sopeutumisena ja yksilön sopeutumisena. Tuotantoeläinten hyvinvoinnin kannalta on oleellista, että eläinten sopeutumiskyvyn rajoja ei kasvatusoloissa ylitetä. Elinympäristön kylmyys asettaa haasteita eläimen sopeutumiselle. Kylmyys vaikuttaa eläimen aineenvaihduntanopeuteen ja sitä kautta ravinnon tarpeeseen (Patkin & Masoro 1961, Thompson 1977, Kauppinen 2000). Kylmyys voi hankaloittaa eläimen elämää vaikuttamalla esimerkiksi rehun, veden ja lepopaikkojen saatavuuteen ja laatuun. Ääritilanteissa kylmyys voi vahingoittaa eläintä tai aiheuttaa jopa eläimen kuoleman.

Nauta sopeutuu kylmään lisäämällä lämmöntuottoaan (aineenvaihduntanopeutta) ja vähentämällä lämmönhukkaansa (Kauppinen 2000). Lämmöntuoton lisääminen on fysiologinen tapahtuma (Hissa ym. 1981). Lämmönhukan vähentäminen tapahtuu lisäämällä eläimen omaa eristystä (karvapeite, ihonalainen rasva) (Thompson 1977, Christopherson ym. 1993), vähentämällä lämmön siirtymistä kehon ulko-osiin (pintaverisuonten supistuminen) ja käyttäytymisen avulla (mm. hakeutuminen suojaan tai ryhmään, ruumiin ääriosien suojaaminen) (Mount 1960, Kauppinen ym. 2004).

Yleisesti naudat sietävät kylmää paljon paremmin kuin monet muut kotieläimet tai ihminen (Young 1981). Nautojen kylmänkestävyyttä ei kuitenkaan voida suoraan arvioida laskennallisten kriittisten lämpötilojen perusteella (Young 1981, 1983). Käytännössä todelliset kriittiset lämpötilat vaihtelevat huomattavasti riippuen eläinsuojasta ja makuualueesta, eläimen kunnosta,

rodusta, ruokinnasta, käyttäytymisestä sekä kyseiseen lämpötilaan totumisesta (Young 1981, Christopherson ym. 1993).

Naudan kylmänsietoa parantavat muun muassa ympäristön vedottomuus, hyvin kuivitettu makuualusta sekä eläimen hyvä kunto ja korkea tuotosvaihe. Vasikat ovat herkempiä kylmyydelle kuin vanhemmat eläimet, koska niiden iho ja karvapeite ovat vielä ohuet ja lämmöntuotto vähäisempää kuin vanhemmilla naudoilla (Webster 1971). Lisäksi vasikoiden kehon pinta-ala on suuri suhteessa eläimen massaan (Christopherson ym. 1993). Karvapeitteellä ja pintakudosten lämmöneristyskyvyllä on myös suuri vaikutus eläimen kylmänkestävyyteen. Sateesta, lumesta, virtsasta tai ulosteesta märkä karvapeite heikentää lämmöneristyskykyä, ja lisää myös eläimen lämpövaatimuksia sulamiseen ja höyrystymiseen sitoutuvan energian muodossa.

Tutkimukset (Kauppinen 2000, Kauppinen ym. 2002, Hänninen ym. 2003) ja käytännön kokemukset (Lehtiniemi ym. 2001a) osoittavat, että Suomen talvi ei ole este nautojen ympärivuotiselle ulkokasvatukselle. Edellytyksenä on kuitenkin se, että kasvatusmuodon tuomat erityisvaatimukset huomioidaan eläinten hoidossa.

Eläinten hoitotyö ulkokasvatuksessa

Eläimiä on hoidettava hyvin ja säännöllisesti kaikissa mahdollisissa sääolosuhteissa. Eläinten hyvinvointi ja olosuhteet on tarkastettava riittävän usein, kuitenkin vähintään kerran päivässä ja tarvittaessa useamminkin (MMMA 7.6.1996/396, MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997, MMMA 3.6.2002/6/EEO/2002). Ympärivuotisessa ulkokasvatuksessa hoitajan työtä haittaavat kovat pakkaset, tuiskut ja räntäsateet. Sonniin ulkokasvatuksessa on myös aina olemassa tapaturmavaara eläinten arvaamattomuuden vuoksi. Yksin työskentelyä tulisi välttää, koska maataloilla on syntynyt läheltä piti -tilanteita, kun sonni on puskenut hoitajan kumoon (Lehtiniemi ym. 2001a).

Siirrettäessä nautoja navettaympäristöstä ympärivuotiseen ulkokasvatukseen eläimillä pitää olla riittävästi aikaa sopeutua luonnon valaistus- ja lämpötilarytmeihin. Eläimet on totutettava kylmässä kasvatukseen vähitellen, eikä kylmään tottumattomia eläimiä saa siirtää lämpimästä pitopaikasta suoraan kylmään kasvattamoon kylmänä vuodenaikana (MMMA 7.6.1996/396, MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997, MMMA 3.6.2002/6/EEO/2002). Totutus kylmään vie noin neljä viikkoa, jona aikana eläin joko vähitellen totutetaan viileämpään ilmojen kylmenemisen myötä, tai sille annetaan mahdollisuus oman tarpeensa mukaan siirtyä kylmästä lämpimään tilaan. Totuttamisessa tulee käyttää tapauskohtaista harkintaa kyseessä olevien eläinten, pitopaikan ja siinä vallitsevien olosuhteiden sekä ajan suhteen. Aikuisten ja nuorten yksilöiden ero kylmänkestävyydessä on merkittävä. Erityistä huomiota tuleekin kiinnittää nuoriin eläimiin, kuten pikkuvasikoihin, joiden kyky sopeutua äkil-

liseen ja huomattavaan ympäristön lämpötilan laskuun on huonompi kuin täyskasvuisten nautojen (Kauppinen 2000).

Suojarakennukset

Eläinsuojeluvaatimusten (MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997, MMMA 3.6.2002/6/EEO/2002) mukaan ”ympärivuotisesti ulkona kasvatettavilla nautoilla on oltava pitopaikassaan kyseessä olevan nautarodun tarpeet ja ympäristöolosuhteet huomioon ottaen asianmukainen suoja epäsuotuisia sääolosuhteita kuten suoraa auringonpaistetta, tuulta, sadetta, lumisadetta tai liiallista kylmyyttä vastaan. Suojassa on oltava kuivitettu makuualue, johon kaikki eläimet mahtuvat ja pääsevät yhtä aikaa makuulle. Kuivikkeita on vaihdettava tai lisättävä tarpeeksi usein ja huolehdittava siitä, että makuualue pysyy riittävän kuivana eikä pääse jäätymään. Suojan voi muodostaa esimerkiksi kolmiseinäinen rakennus, jonka oviaukko voidaan sääolosuhteiden niin vaatiessa peittää.”

Eläinsuojan seinien tulee olla alaosastaan tiiviit, jotta eläimet ovat suojassa vedolta. Sitä vastoin yläosaksi suositellaan rakoseinää (Kuvat 1 ja 2). Muuten ilma ei vaihdu riittävästi, ja suojan kattoon voi tietyissä olosuhteissa tiivistyä kondenssivettä, joka kastelee eläimet. Suojarakennuksessa sijaitsevan kuivitetun makuualueen on oltava sellainen, että alueelle kertyvät ulosteet voidaan kerätä talteen, eivätkä ne pääse imeytymään tai huuhtoutumaan maaperään (Kuva 3). Tällainen rakenne saadaan aikaan noudattamalla lantalan rakennusvaatimuksia. Kuivitetun makuualueen mitoituksessa tulee noudattaa eläinsuojelulainsäädännön ryhmäkarsinoille asettamia vähimmäistilasuosituksia (Taulukko 1).



Kuvat 1 ja 2. Ympärivuotisesti ulkona kasvatettavilla nautoilla on oltava asianmukainen säänsuoja, jossa on kuivitettu makuualue. Suojan voi muodostaa esimerkiksi kolmiseinäinen rakennus. Säänsuojassa tulisi olla mahdollisuus neljännen seinän / oven sulkemiseen pressulla tai muovisäleiköllä todella kylmillä ilmoilla. (Kuvat: Sami Huttu)



Kuva 3. Suojarakennuksessa sijaitsevan kuivitetun makuualueen on oltava sellainen, että alueelle kertyvät ulosteet voidaan kerätä talteen, eivätkä ne pääse imeytymään tai huuhtoutumaan maaperään. (Kuva: Sami Huttu)

Taulukko 1. Lihanautojen vähimmäistilasuositukset kiinteäpohjaisessa ryhmäkarsinassa (MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997).

Lihanaudan ikä, kk	Tilaa, m ² / eläin
6 - 9	2,5
9 - 13	3,0
13 - 15	3,5
Yli 15	4,0

Makuupaikkojen kuivitus

Riittävä kuivitus on ympärivuotisen ulkokasvatuksen tärkeimpiä osatekijöitä nautojen kylmänkestävyyden, puhtauden ja viihtyvyyden kannalta. Jos makuutilan kuivitus ja puhdistus ovat puutteellisia, eläinten likaisuus muodostuu suureksi ongelmaksi.

Kuivittamisen tavoitteita (Jahkola 1987):

- Onnistuneella kuivikepohjalla eläimillä on lämmin makuupaikka kylmissäkin tiloissa.
- Saadaan makuualue pehmeäksi ja eläimelle miellyttäväksi, jolloin eläin pystyy lepäämään kunnolla. Tällöin myös stressi vähenee ja tuotos ja terveys voivat parantua
- Pitää eläimet puhtaana.
- Vähentää eläintenpitopaikan märkyyttä. Tämä vähentää eläinten infektioriskiä ja parantaa eläimistä saatavien tuotteiden mikrobiologista laatua.
- Ulosteiden ravinteita imeytyy kuivikkeisiin ja karjanlanta saadaan helpommin käsiteltävään muotoon.

Kuivitukseen voidaan käyttää muun muassa olkea, turvetta, kutterinlastua, turvepehkuja sekä jossain määrin myös haketta joko yksin tai yhdistelminä (Jahkola 1987). Kuivikkeina perinteisesti käytetyn oljen korjuutyö on monilla, varsinkin yksikkökokoaan kasvattavilla tiloilla, nähty niin suureksi ongelmaiseksi, että eläimille on rakennettu kylmän kasvattamon sijasta mieluummin lämmin navetta.

Kesäkaudella kuivikkeena voidaan käyttää oljen ohella myös turvetta, jolla on olkea selkeästi parempi kosteuden ja ravinteiden sitomisominaisuus. Talvikaudella turpeen käyttö on kuitenkin ajoittain ongelmallista jäätyminen vuoksi. Parhaimmillaan turve on alle - 10 C korkeammissa lämpötiloissa. Kutterinlastu tulee kysymykseen olkea korvaavana kuivikkeena, jos kylmäkasvattamon lähellä on sahateollisuutta, joka sitä tuottaa. Kutterinlastulla on olkea parempi kosteuden sitomisominaisuus. Ulkokasvatusta harkittaessa on syytä etukäteen varmistua kuivikkeiden riittävästä saannista. Jos kuivikkeita ei ole tarpeeksi käytettävissä, eläimet ovat märkiä ja ulkokasvatus epäonnistuu.

Kuivikkeen kulutus

Kuivikkeiden kulutusta on tutkittu lähinnä oljen osalta. Hyvin suunnitellussa kylmäkasvattamossa oljen kulutus kuivituksessa näyttäisi olevan 2 - 6 kiloa eläintä kohti päivässä, jotta kohtuullinen siisteystaso tulee ylläpidettyä (Huuskonen 2003). Tarvittava kuivikkeen käyttömäärä riippuu luonnollisesti myös eläinten koosta ja vallitsevista sääolosuhteista. Viileällä ja märeällä säällä haihtuminen on vähäistä, ja kuivikkeita kuluu runsaammin kuin lämpimissä ja kuivissa olosuhteissa. Erittäin kylminä ajanjaksoina on syytä käyttää runsaasti kuivikkeita, sillä kuiva makuualusta parantaa merkittävästi eläinten pakkasenkestävyyttä.

Aitausratkaisut

Laidunten aitojen on oltava naudoille sopivasta materiaalista, ja aidat on pidettävä hyvässä kunnossa, jotta estetään eläinten vahingoittuminen ja karkaaminen. Koska aidattavat alueet ovat usein suuria, on myös aitauskustannuksella sekä aitaamisnopeudella merkitystä. Kokemusten perusteella laitumet kannattaa aidata siten, että nurkat pyöristetään, koska eläimet kulkevat pitkin aidanviertä ja karkaavat helpoiten nurkista (Lehtiniemi ym. 2001a).

Suuria pinta-aloja aidattaessa aitaamiseen käytetään yleensä sähköpaimenta, jonka lisäksi käytetään piikkilanka-aitaa ja/tai riukuaitaa (Lehtiniemi ym. 2001a). Riukuaitaa ja piikkilanka-aitaa on lähinnä sen vuoksi, että talvella sähköpaimen ei välttämättä toimi riittävän tehokkaasti ja varmatoimisesti lumiolosuhteiden takia. Tyypillisesti aidassa on useampi lanka sähköpaimenlankaa tai piikkilankaa.

Nykyisten sähköpaimenien teho on niin hyvä, että eläimet kunnioittavat sähkölankaa ja pysyvät aitauksen sisällä. Sähköpaimenet ottavat voimansa verkkovirrasta, paristosta tai akusta. Näistä verkkopaimen on paras ratkaisu, jos sen käyttö on suinkin mahdollista.

Ruokintapaikat ja rehustus

Ruokintalaitteiden tulee ympärivuotisessa ulkokasvatuksessa olla sellaisia, joista eläimet eivät pysty repimään rehua maahan eivätkä likaamaan rehua ulosteillaan. Rehua ei saa syöttää suoraan maasta, sillä silloin riski erilaisten tautien leviämislle on erittäin suuri. Lisäksi huonot ruokintalaiteratkaistut lisäävät merkittävästi rehuhävikkiä (Lehtiniemi ym. 2001a).

Ympärivuotista ulkokasvatusta harjoittavilla tiloilla on yleensä eri puolilla tarhaa useita ruokinta- ja juomapaikkoja, joissa ruokinta ja vesihuolto tapahtuvat (Lehtiniemi ym. 2001a). Ruokinta ja juotto tapahtuvat kuitenkin aina yhdessä paikassa kerrallaan. Paikkaa vaihtamalla voidaan rajoittaa ruokintapaikan ympäristön rasittumista. Jos ruokinta tapahtuu jatkuvasti samalla paikalla, tulee ruokintapaikan olla tiivispohjainen, ja ruokintapaikalle kertyvä lanta ja virtsa täytyy pystyä keräämään talteen.

Eläinten riittävä ravinnonsaanti korostuu kylmissä tuotantoympäristöissä. Nauta käyttää kylmässä rehuenergiaa ja elimistön energiavarastoja myös lämmönmuodostukseen (Kauppinen 2000). Tutkimuksissa nautojen rehun kulutus onkin lisääntynyt (Webster ym. 1974, Christopherson 1976) ja rehuhyötysuhde heikentynyt (LeRoy-Hahn 1981) kylmissä tiloissa lämpimässä tapahtuneeseen kasvatukseen verrattuna. Eläinten ruokinnan tulee kylmissä olosuhteissa perustua vapaaseen rehun saantiin, jotta myös laumahierarkiassa alimpana olevat yksilöt saavat riittävästi ravintoa.

Eläinten veden saannin turvaaminen

Eläinsuojeluvuorokausien (MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997, MMA 3.6.2002/6/EEO/2002) mukaan ”nautojen pitopaikassa on oltava riittävä määrä juomapaikkoja. Juoma-astiat, kaukalot ja juottolaitteet on sijoitettava nautojen pitopaikkaan siten, että ne ovat kaikkien eläinten ulottuvilla eivätkä ole niille vaarallisia. Juoma-astioiden, kaukaloiden ja juottolaitteiden on oltava helposti puhtaana pidettäviä. Ympärivuotisesti ulkona kasvatettavilla nautoilla on oltava asianmukaiset ruokinta- ja juoma-astiat. Juoma-astioiden tai juottolaitteiden on oltava lämmitettäviä, jollei muutoin pystytä varmistamaan juomaveden sulana pysymistä.”

Ympärivuotisessa ulkokasvatuksessa lämmitettävä juomakoppi tai juottoautomaatti on paras ratkaisu varmistaa, että eläimet saavat vettä talvellakin. Markkinoilta on ns. perinteisten juomakuppikatkaisujen lisäksi saatavilla uimurikuppeja, joita on olemassa sekä tavallisen kupin mallisia että altaan muotoisia (Uusi-Kämpä ym. 2003). Alimmaksi toimintalämpötilaksi val-

mistajat ja maahantuojat antavat mallista ja vastuksen koosta riippuen (-10) – (-30) °C. Juomakupit asennetaan yleensä muovi- tai betoniputken päähän 40 – 45 cm:n korkeudelle tarhan pinnasta. Liitos tiivistetään ja asennusputki eristetään. Laitteiden myyjät toimittavat laitteiden mukana asennusohjeen.

Juomavesi ei saa sisältää haitallisia mikrobeja, kemikaaleja, ulostetta tai muuta likaa, eikä vedessä saa olla vierasta hajua (Virta 2003). Veden tulee olla kirkasta ja väritöntä, eikä se saa aiheuttaa merkittävää syöpymistä tai saostumista putkistoissa. Tuotantoeläimille suositellaan juomavettä, joka on kemialliselta laadultaan talousveden veroista. Sosiaali- ja terveysministeriön päätöksessä pienten yksiköiden laatuvaatimuksista (päätös 953/94) sanotaan, että veden pH:n tulisi olla 6,5 – 9,5.

Laiduntaville eläimille tarjotaan joskus juomavettä ojista tai järivistä. Tällöin vesi saattaa olla vielä alkukesästä moitteetonta, mutta veden laatu heikkenee helposti eläinten likaamana. Lämpimillä ilmoilla mikrobikasvusto lisääntyy herkästi pintavedessä. Juomavetenä olisikin hyvä käyttää pohjavettä kaivosta tai lähteestä. Jos pintaveden käyttö on välttämätöntä, veden laatu tulee varmistaa riittävän usein, ja se tulee nostaa pumpulla laitumelle. Tällöin eläimet saavat puhdasta vettä, ja vesistö ei rehevöidy.

Sosiaaliset suhteet

Pitkään yhdessä olleessa ryhmässä eläinten välinen nahistelu on vähäistä. Uusien eläinten tuominen laumaan samoin kuin ryhmien sekoittaminen järkyttää ryhmän arvojärjestystä, jolloin aggressiot ja astumiskäyttäytyminen lisääntyvät eläinten muodostaessa arvojärjestyksen uudelleen (Tennessen ym. 1985). Uudelleenryhmittelyn haitallinen vaikutus kestää 1-2 viikkoa.

Uusi eläin on heikossa asemassa, kun se tuodaan ulkotarhassa olevaan laumaan. Tulokas ei vielä tunne paikkoja, ja lisäksi sen liikuntaelimestö saattaa aluksi kipeytyä, jos se ei ole tottunut liikkumaan (Lehtiniemi ym. 2001a). Toisaalta ulkotarhassa on runsaasti tilaa toisten eläinten aggressiivisten hyökkäysten väistämiseen. Jos laumaan on pakko tuoda uusia yksilöitä, tulisi niitä tuoda kerralla useampia. Näin alkuperäisen lauman vieroksunta ja sosiaalinen paine jakaantuu tasaisemmin useammalle tulokkaalle. Jos laumasta joudutaan poistamaan yksittäisiä eläimiä, esimerkiksi teuraaksi tai poikimisen vuoksi, jäljelle jäävät eläimet selvittävät arvojärjestyksen uudelleen kinastelemalla. Välienselvittelyt ovat merkittävä vuotavaurioiden aiheuttaja ulkoisten ja virheellisten rakenteiden ohella

Yhteenveto

Suomen ilmasto-olosuhteet eivät ole esteenä lihanautojen ympärivuotiselle ulkokasvatukselle. Tutkimukset osoittavat, että nauta käyttää kylmissä olosuhteissa elimistön energiavaroja ja siten myös rehuenergiaa lämmönmuodostukseen. Lisääntynyt energiantarve voi vaikuttaa negatiivisesti rehu-

hyötysuhteeseen. Kasvatusympäristö tai ilman kylmyys ei kuitenkaan vaaranna eläinten hyvinvointia, jos sääolosuhteisiin vastataan asianmukaisilla hoitoratkaisuilla.

Nautojen ympärivuotisessa ulkokasvatuksessa erityistä huomiota on kiinnitettävä säänsuojaan, makuupaikkojen kuivitukseen, riittävään syömäkelpoisen rehun saantiin ja sulaan juomaveteen. Kasvatusmuoto edellyttää huolellisesti suunniteltuja rakenne- ja laiteratkaisuja.

Kirjallisuus

Christopherson, R.J. 1976. Effects of prolonged cold and the outdoor winter environment on apparent digestibility in sheep and cattle. *Canadian Journal of Animal Science* 56: 201-212.

Christopherson, R.J., Kennedy, A.D., Feddes, J.R. & Young, B.A. 1993. Overcoming climatic constraint. Teoksessa: Martin, J. (toim.). *Animal Production in Canada*. Edmonton, Alberta: University of Alberta, Faculty of Extension. s. 176-177.

Hissa, R., Saarela, S. & Nieminen, M. 1981. Development of temperature regulation in newborn reindeer. *Rangifer* 1: 29-38.

Huuskonen, A. 2003. Lihanautojen kasvatus kylmissä tuotantoympäristöissä. MTT:n selvityksiä 53, Ruukki: MTT. 29 s. + 6 liitettä.

Huuskonen, A., Joki-Tokola, E. & Huttu, S. 2002. Lihanautojen kasvatus kylmissä tuotantoympäristöissä. Teoksessa: Maataloustieteen Päivät 2002: Kotieläintiede. Maaseutukeskusten Liiton julkaisuja 977. Helsinki: Maaseutukeskusten liitto. s. 36 - 39.

Hänninen L., Hepola, H., Rushen, J., De Passille, A.M., Pursiainen, P., Tuure, V.-M., Syrjälä-Qvist, L., Pyykkönen, M. & Saloniemi, H. 2003. Resting behaviour, growth and diarrhoea incidence rate of young dairy calves housed individually or in groups in warm or cold buildings. *Acta Agriculturae Scandinavica Section A - Animal Science* 53: 21 - 28.

Jahkola, P. 1987. Lihakarjan hoito. Teoksessa: Numminen, J. (toim.). *Lihakarjan kasvatus*. Keuruu: Kustannusosakeyhtiö Otava. s. 77-114.

Kauppinen, R. 2000. Acclimatization of dairy calves to a cold and variable micro-climate. Doctoral dissertation. 22nd September 2000. Kuopio: Kuopio University Printing Office. 105 s.

Kauppinen, R., Huuskonen, A., Mononen, J., Järvikylä, S., Tuomisto, L., Joki-Tokola, E., Sepponen, J. & Lindeberg, H. 2004. Thermoregulation behaviour of cold-housed dairy bulls. Teoksessa: Hänninen, L. & Valros, A (toim.). *Proceedings of the 38th international congress of the ISAE*. Helsinki: ISAE. s. 229.

- Kauppinen, R., Huuskonen, A., Tuomisto, L., Järvikylä, S., Joki-Tokola, E., Lindeberg, H., Sepponen, J. & Mononen, J. 2002. Lihanautojen hyvinvointi eri kasvatusympäristöissä - tuloksia kasvatuskokeesta kylmäpihatossa, ulkotarhassa ja lämpimässä parsinavetassa. Teoksessa: Maataloustieteen Päivät 2002: Kotieläintiede. Maaseutukeskusten Liiton julkaisuja 977. Helsinki: Maaseutukeskusten liitto. s. 11 - 14.
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Holmström, S. 2001a. Havaintoja ulkokasvatustiloilta. Oulu: Oulun Maaseutukeskus. 16 s.
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Huuskonen, A. 2001b. Metsätarhauksella lisää liikevaihtoa. KM VET 7(4): 12 - 14.
- Lehtiniemi, T., Perälä, M. & Huuskonen, A. 2002. Naudat kasvavat ulkona ympäri vuoden. Koetoiminta ja käytäntö 2(10.6.2002): 13. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/koetoiminta/pdf/mtt-kjak-v59n2s13a.pdf>
- LeRoy-Hahn, G.L. 1981. Housing and management to reduce climatic impacts on livestock. *Journal of Animal Science* 48: 103-112.
- MMMA 7.6.1996/396. Eläinsuojeluasetus. Annettu Helsingissä 7.6.1996. Suomen säädöskokoelma 396/1996: 1019-1028.
- MMMA 3.6.2002/6/EEO/2002. Maa- ja metsätalousministeriön asetus nautojen pidolle asetettavista eläinsuojeluvaatimuksista annetun Maa- ja metsätalousministeriön päätöksen muuttaminen. Annettu Helsingissä 3.6.2002. Päivitetty: 6/2002. Viitattu: 3.1.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.mmm.fi/el/laki/F/f20m1fi.pdf>
- MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997. Maa- ja metsätalousministeriön päätös F20 nautojen pidolle asetettavat eläinsuojeluvaatimukset. Annettu Helsingissä 23.5.1997. Viitattu: 3.1.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.mmm.fi/el/laki/F/f20.html>
- Mount, L.E. 1960. The influence of huddling and body size on the metabolic rate of the young pig. *Journal of Agricultural Science* 55: 101.
- Patkin, J.K. & Masoro, E.J. 1961. Effects of cold acclimation on lipid metabolism in adipose tissue. *American Journal of Physiology* 200: 847-850.
- Tenessen, T., Price, M. A. & Berg, R. T. 1985. The social interactions of young bulls and steers after re-grouping. *Applied Animal Behaviour Science* 14: 37-47.
- Thompson, G.E. 1977. Physiological effects of cold exposure. Teoksessa: Robertshaw, D. (toim.). *Environmental Physiology II*. Baltimore: University Park Press. s. 31-69.

- Tuomisto, L. 2005. Hereford-sonnien ajankäytön vertailu parsinavetassa, kylmäpihatossa ja metsätarhassa. Pro gradu –tutkielma. Kuopion yliopisto, Soveltavan biotekniikan instituutti, Soveltava eläintiede. 52 s.
- Tuomisto, L. & Huuskonen, A. 2001. Hereford-rotuisten lihanautojen käyttäytyminen erilaisissa tuotanto-olosuhteissa. Teoksessa: Huuskonen, A. Lihanautojen kasvatusta kylmissä tuotanto-olosuhteissa. MTT:n Alueellinen yksikkö: Hankeraportti 2/2001. Ruukki: MTT. s. 46 - 57.
- Uusi-Kämppe, J., Puumala, M., Nykänen, A., Huuskonen, A., Heinonen-Tanski, H. & Yli-Halla, M. 2003. Ulko- ja jaloittelutarhojen rakentaminen ja tarhoista aiheutuva ympäristökuormitus. Teoksessa: Uusi-Kämppe, J. ym. (toim.). Lypsykarjataloudesta tulevan ympäristökuormituksen vähentäminen. Maa- ja elintarviketalous 25. Jokioinen: MTT. s. 48-93. Päivitetty 23.5.2003. Viitattu 13.7.2005. Saatavissa internetistä: <http://www.mtt.fi/met/pdf/met25.pdf>
- Virta, P. 2003. Nautojen ja sikojen vedentarve ja juomalaitteistojen kunto. Syventävien opintojen tutkielma. Helsingin yliopisto, eläinlääketieteellinen tiedekunta, kliinisen eläinlääketieteen laitos. 40 s. + liitteet 4 s.
- VpL 4.4.1996/247. Eläinsuojelulaki. Annettu Helsingissä 4.4.1996. Suomen Säädöskokoelma 247/1996: 721-733. Päivitetty 21.4.2004. Viitattu: 3.1.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.mmm.fi/el/laki/f/default.html>.
- Webster, A. J. F. 1974. Heat loss from cattle with particular emphasis on the effects of cold. Teoksessa: Monteith, J. L. & Mount, L. E. (toim.). Heat loss from animals and man. s. 205-231.
- Young, B.A. 1981. Cold stress as it affects animal production. Journal of Animal Science 52: 154-163.
- Young, B.A. 1983. Ruminant cold stress: Effect on production. Journal of Animal Science 57: 1601-1607.

Ohjeita ja suosituksia metsälaidunnukseen sekä ympärivuotisen metsälaidunnuksen toteuttamiseen

Arto Huuskonen¹⁾, Jorma Pessa²⁾, Marja Hägg²⁾, Sami Timonen²⁾
ja Jaana Uusi-Kämpä³⁾

¹⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kotieläintuotannon tutkimus, Tutkimus-
asemantie 15, 92400 Ruukki, arto.huuskonen@mtt.fi

²⁾ Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Luonnonsuojeluosasto, PL 124, 90101 Oulu,
marja.hagg@ymparisto.fi, jorma.pessa@ymparisto.fi, sami.timonen@ymparisto.fi

³⁾ MTT (Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus), Kasvintuotannon tutkimus, 31600 Joki-
oinen, jaana.uusi-kamppa@mtt.fi

Tähän artikkeliin on koottu Taivalkoskella toteutetun metsälaidunusosion tuot-
tamia käytännön ohjeita. Ohjeita on mahdollisuus soveltaa sekä perinteisessä
metsälaidunnuksessa että mietittäessä hyviä käytäntöjä ympärivuotisen met-
sälaidunnuksen toteuttamiseksi. Tässä annetut ohjeistukset ovat sovellettavis-
sa parhaiten hiehojen ja sonnien metsälaidunnukseen Taivalkosken metsä-
laidunten kaltaisilla kohteilla. Emolehmien osalta asiaa on käsitelty Tohma-
järven kokeista saaduissa tuloksissa.

Laidunnus kasvillisuuden kannalta

Metsälaidunten kasvilajiston kannalta oikein toteutetusta laidunnuksesta on
selkeää hyötyä. Hyötyinä voidaan nähdä mm. lajimäärän kasvu, diversiteetin
kasvu, peittävyuden pieneneminen, kasvava lahopuuston määrä ja maiseman
avartuminen. Mahdollisina haittatekijöinä ovat rehevöityminen lisäruokinnan
seurauksena ja maaperän liika kulumisen lähinnä eläinten makuu-, ruokinta-
ja juomapaikkojen ympäristössä. Ympärivuotinen metsälaidunnus poikkeaa
perinteisestä talviaikaisen lisäruokinnan ja kuormituksen myötä. Tähän on
mahdollista vaikuttaa järjestämällä erillinen laidunalue talviaikaiseen käyt-
töön (ks. kappale Talvikauden ruokinta). Metsälaitumen ominaispiirteitä ja
monimuotoisuutta voidaan lisätä poistamalla tiheäpuustoisilla alueilla runsas-
ta alikasvosta ja puita sopivista paikoista. Myös metsän ja pellon rajavyöhyk-
keellä voidaan tavoitella hakamaisia piirteitä puustoa harventamalla. Moni-
muotoisuuden lisäämiseksi avohakkuita ja maanmuokkausta on vältettävä.
Suositeltavaa on lahopuuston ja vanhojen puiden säästäminen sekä vaihtele-
vasti eri puulajien ja puiden eri-ikäisyyden suosiminen.

Laidunnus linnuston ja selkärangattomien kannalta

Osalle linnustoa metsien laiduntamisesta on hyötyä lahopuun määrän lisääntymisen seurauksena, jolloin ravinnon ja pesäpaikkojen määrä kasvaa. Lahopuusto tulee säilyttää laidunnetuissa metsissä.

Koska laidunnus vähentää yleensä pensaikkaa ja puualikasvosta, laidunnuksen loppumista on pidetty osasyynä metsien pensaskerrossa pesivän ja sieltä ravintonsa hankkivan lajiston määrien lisääntymiseen Suomessa (Järvinen ym. 1977, Väisänen ym. 1998). Käänteisesti tämä tarkoittaisi sitä, että riittävän voimakas laiduntaminen vähentää kenttä- ja pensaskerrosta ja pensaikkolajien pesimä- ja ruokailupaikkoja vaikuttaen kyseisten lajien määriin negatiivisesti.

Metsälaidunnuksen merkitystä erityisesti kanalinnuille on arvioitu muissa aiemmin tehdyissä tutkimuksissa. Toisaalta on todettu, että entisaikojen metsälaidunnus todennäköisesti loi kanalintupoikueille otollisia ruokailuympäristöjä (Helle ym. 2003). Toisaalta mustikan on todettu olevan tärkeä ravinto- ja suojakasvi kanalintupoikueille, ja mustikan pitkän aikavälin vähentymistä Suomessa on epäilty yhdeksi syyksi metson yleiseen vähenemiseen (Linden 2002). Mustikan on havaittu vähenevän metsien laiduntamisen seurauksena.

Metsäkanalintujen poikasten suosimat ravintokasvit (Siivonen 1952) ovat sellaisia lajeja, jotka esiintyvät avoimemmilla ja laikuttaisilla paikoilla: aho-, kaski- ja laidunmailla. Tästä voisi päätellä juuri sopivan laidunnuspaineen olevan edullisen kanalinnuille: riittävän voimakas, jotta aukkopaikkojen kasvillisuus lisääntyy, muttei liian voimakas, jotta mustikka kenttäkerroksen tärkeänä kasvina ei taantuisi liiallisesti. Metsänlaiteiden puuston harventaminen ja avoimien niittylaikkujen määrän lisääminen laidunten sisällä ovat suositeltavia toimenpiteitä hakamaille ominaisten kasvilajien lisäämiseksi.

Selkärangattomien eläinten yhteisön diversiteetti kasvaa laidunnuksen seurauksena. Selkärangattomien eläinten kannalta on suositeltavaa pyrkiä jäljittelemään perinteisen metsien laiduntamisen käytäntöjä.

Laidunnuspaine

Maa- ja metsätalousministeriön nykyinen suositus (maa- ja metsätalousministeriön asetus erityistukisopimusten tekemisestä) keskimääräisistä eläintiheyksistä metsälaitumilla käy ilmi taulukosta 1. Nykyiset eläintiheyssuositukset erottelevat hiehot ja lihanaudat alle ja yli yksivuotiaisiin eläimiin, ja suositus on hieman erilainen eri ikäryhmille.

Taulukko 1. Nykyinen suositus keskimääräisistä eläintiheyksistä (eläintä / ha) metsälaitumille (MMM 14.11.2000/106). Laidunkausi noin 120 päivää.

Hieho < 1 v.	0,2-0,8
Hieho > 1 v.	0,05-0,5
Lihanauta < 1 v	0,05-0,4
Emolehmä + vasikka	0,04-0,3

Tutkimustulosten ja käytännön kokemusten perusteella laidunnuksen alkuvaiheessa (ns. kunnostusvaihe) laidunnuspaineen tulisi olla korkeampi kuin ns. ylläpitovaiheessa. Näin ollen eläintiheyssuositustenkin tulisi olla hieman erilaiset kunnostus- ja ylläpitovaiheessa. Käytännön tilatasolla on lisäksi usein hankalaa eritellä lauman eläimiä yli ja alle yksivuotiaisiin keskimäärin laidunkauden aikana, eikä haetuissa erityisympäristötukihakemuksissa ole yleensä näin tehtykään. Käytännön kannalta olisi yksinkertaisinta antaa yksi suositus yli puolen vuoden ikäisille eläimille.

Ehdottamamme eläintiheyssuositus sonnien ja hiehojen metsälaidunnukseen on esitetty taulukossa 2. Suositus on parhaiten sovellettavissa metsätyypiltään, luonnonoloiltaan ja maantieteelliseltä sijainniltaan samankaltaisilla alueilla kuin tutkimuksessa mukana olleet Taivalkosken metsälaitumet. Eläintiheyden mitoituksessa tulee ottaa huomioon alueen rehuntuotantokapasiteetti. Rehevimmillä alueilla, joilla kasvaa vähintään kohtalaisesti heiniä ja ruohovartista kasvillisuutta, voidaan käyttää suositushaarukan yläpäättä ja voimakkaampaa laidunnuspainetta, kun taas karummilla ja heikotuottoisemmillä alueilla, joilla kasvillisuus koostuu pääosin varvuista, laidunnuspaineen tulee olla lähempänä suosituksen alarajaa. Taivalkosken metsälaitumet ovat rehuntuotokyvyltään selvästi eteläsuomalaisia lehtomaisia kangasmetsiä ja valoisia lehtoja niukkatuottoisempia, joten maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa eläintiheyksille mainitut ylärajat ovat näillä alueilla liian korkeita. Karuilla jäkäläkankailla laiduntamista ei suositella lainkaan, sillä niiden rehuntuotantokapasiteetti on heikko eikä laidunnuksesta ole merkittävää hyötyä luonnon monimuotoisuudenkaan kannalta.

Koska laidunnettavan alueen rehuntuottokykyä on vaikea arvioida luotettavasti etukäteen, laidunpaine tulee mitoittaa kosteudeltaan ja tuotoltaan keskimääräisen vuoden perusteella. Jos laitumen luonnonrehuntuotto päättyy kesken laidunkauden, eläimet tulee siirtää pois metsälaitumelta. Lisärehun tarjoaminen on pääsääntöisesti kiellettyä perinnebiotoopeilla ja maatalouden ympäristötukisopimuksen piirissä olevilla erityistukilaitumilla.

Taulukko 2. Hankkeen tulosten pohjalta ehdotettu eläintiheyssuositus pohjoisen Suomen metsälaitumille hiehojen ja lihanautojen laidunnukseen.

	Alkukunnostus (noin 5 vuotta laidunnuksen aloittamisesta)	Ylläpitovaihe
Lihanauta yli 6 kk	0,1 – 0,3 eläintä / ha	0,04 – 0,2 eläintä / ha
Hieho yli 6 kk	0,1 – 0,4 eläintä / ha	0,05 – 0,3 eläintä / ha

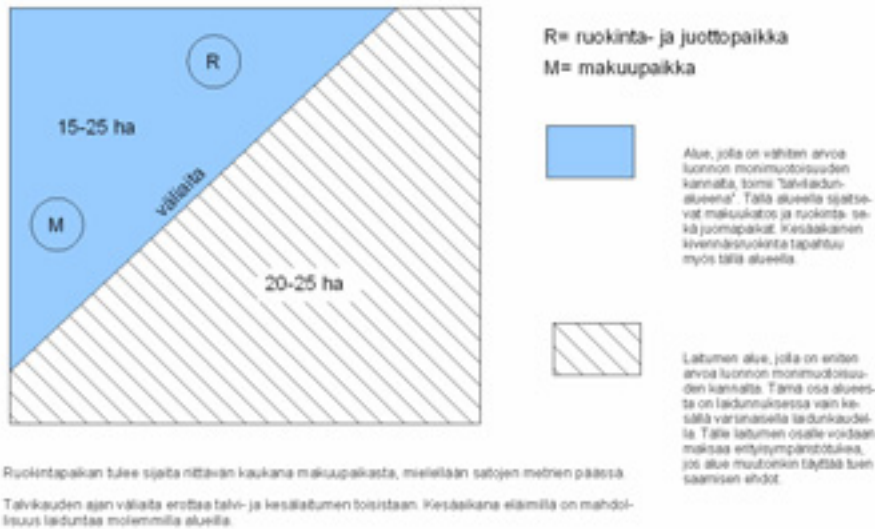
Talvikauden ruokinta

Erityisympäristötuen edellytyksenä on, että laidunkauden aikana eläinten tulee saada ravintonsa pääsääntöisesti aluetta laiduntamalla. Kivennäisruokinta on kuitenkin erityisympäristötukikohteilla sallittua, ja eläinten kivennäisten tarpeesta on huolehdittava. Kivennäisten saanti on syytä turvata kivennäisrehulla ja nuolukivellä. Kivennäisen hävikki tulee pyrkiä pitämään mahdollisimman vähäisenä. Tarjottavan kivennäisen tulisi olla suojassa saateelta ja eläinten sotkemiselta.

Ympärivuotisesti ulkona kasvatettaville naudoille on luonnollisesti annettava lisärehua laidunkauden ulkopuolisenä ajanjaksona. Talvikauden aikainen ruokinta on järjestettävä siten, että siitä ei aiheudu perinnebiotooppikohteelle rehevöitymistä. Käytännössä tämä on järjestettävissä siten, että osa metsälaidunalueesta aidataan muusta alueesta erilleen ja talvikaudella eläimet oleskelevat vain tällä ”talvilaidunalueella”. Talvilaidunalueella sijaitsevat eläinsuoja ja kuivitettu makuualue sekä ruokinta- ja juomapaikat (Kuva 1). Ruokintapaikan tulee sijaita riittävän kaukana makuupaikasta (miehellään useiden satojen metrien päässä).

Talvilaidunalueeksi tulee aidata alue, jolla on vähiten arvoa luonnon monimuotoisuuden kannalta. Ympäristökeskusten tulisi asiantuntijalausunnoissaan ottaa kantaa talvilaidunalueen sijoittamiseen ja päätös alueen sijoittamisesta tulisi tehdä yhteistyössä karjankasvattajan kanssa. Alueen koko tulee määrittää tapauskohtaisesti, ja sen tulee olla riittävän laaja, jottei ympäristökuormitus alueella muodostu ongelmaksi.

Kesäkauden aikana eläimet voivat laiduntaa metsälaidunaluetta koko laajuudessaan. Tällöin kivennäisruokintapaikka ja vesipiste ovat edelleen sijoitettuna talvilaidunalueelle, eikä niistä aiheutuva pistekuormitus aiheuta rehevöitymisuhkaa laidunalueen arvokkaammalle osalle. Tämä järjestely mahdollistaa ympäristötuen erityistuen maksamisen sille laitumen osalle, jota käytetään kesäaikaisessa laidunnuksessa, jos alue muuten täyttää tuen saamisen ehdot.



Kuva 1. Esimerkki ympärivuotisen metsälaidunnuksen toteuttamisesta maatalouden erityisympäristötukikohteella. Esimerkkialueen koko on 40 ha, ja alueella laidunnetaan 10-15 lihanautaa.

Eläinten hyvinvoinnin turvaaminen

Suomen talvi ei ole este nautojen ympärivuotiselle ulkokasvatukselle. Edellytyksenä on kuitenkin se, että kasvatusmuodon tuomat erityisvaatimukset otetaan huomioon eläinten hoidossa. Nautojen ympärivuotinen ulkokasvatus tulee toteuttaa maamme eläinsuojelusäädösten mukaisesti (VpL 4.4.1996/247, MMMA 7.6.1996/396, MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997, MMMA 3.6.2002/6/EEO/2002).

Siirrettäessä nautoja navettaympäristöstä ulkokasvatukseen eläimillä pitää olla riittävästi aikaa sopeutua luonnon valaistus- ja lämpötilarytmeihin. Eläimet on totutettava kylmässä kasvatukseen vähitellen. Kylmään tottumattomia eläimiä ei saa siirtää lämpimästä pitopaikasta suoraan kylmään kasvattamoon kylmänä vuodenaikana.

Eläimillä on oltava asianmukainen suojarakennus epäsuotuisia sääolosuhteita vastaan. Suojassa on oltava kuivitettu makuualue, johon kaikki eläimet mahduttavat ja pääsevät yhtä aikaa makuulle. Kuivikkeita on vaihdettava tai lisättävä tarpeeksi usein ja huolehdittava siitä, että makuualue pysyy riittävän kuivana eikä pääse jäätymään.

Esteetön ja riittävä rehun saanti on ehdoton edellytys ympärivuotiselle ulkokasvatukselle. Eläinten ruokinnan tulisi kylmissä olosuhteissa perustua vapaaseen rehun saantiin, jotta laumahierarkiassa alimpana olevat yksilöt saavat

riittävästi ravintoa. Ruokintalaitteiden tulee olla sellaisia, joista eläimet eivät pysty repimään rehua maahan eivätkä likaamaan rehua ulosteillaan. Rehua ei saa syöttää suoraan maasta, sillä silloin riski erilaisten tautien leviämislle on erittäin suuri.

Eläinten veden saanti on turvattava kaikissa olosuhteissa. Juoma-astioiden tai juottolaitteiden on oltava lämmitettäviä, jollei muutoin pystytä varmistamaan juomaveden sulana pysymistä.

Eläimiä on hoidettava hyvin ja säännöllisesti kaikissa mahdollisissa sääolosuhteissa. Eläinten hyvinvointi ja olosuhteet on tarkastettava riittävän usein, kuitenkin vähintään kerran päivässä ja tarvittaessa useamminkin.

Ympäristökuormituksen minimoiminen

Tutkimuksemme perusteella pienillä eläintiheyksillä (alle 1 eläin hehtaaria kohti) ja pienillä eläinmäärillä (laumakoko alle 20 eläintä) nautojen ympäri-vuotinen metsälaidunnus ei näytä aiheuttavan laidunalueilla sellaista typpi- tai fosforikuormitusta, josta koituisi merkittävää välitöntä haittaa ympäristölle. Jos eläintiheyttä ja eläinmäärää merkittävästi lisätään, niin riskit typpi- ja fosforipäästöistä kasvavat eläinten talviaikaisilla makuu- ja ruokintapaikoilla.

Ravinteiden kulkeutumista pohja- ja pintavesiin voidaan vähentää rakentamalla talvilaidunten makuu- ja ruokintapaikat sellaisiksi, että niistä voidaan tarvittaessa kerätä lanta helposti pois. Säännöllinen lannanpoisto vähentää ravinteiden sekä ulosteperäisten mikrobien kulkeutumista vesiin.

Makuu- ja ruokintapaikat tulee perustaa sellaisille paikoille, jotka ovat riittävän kaukana pohjavesialueista, lähteistä ja vesistöistä. Makuu- tai ruokintapaikkaa ei tule myöskään sijoittaa paikkaan, josta lantavedet voivat kulkeutua esimerkiksi pihapiiriin tai valtaojiin.

Kirjallisuus

Helle, P., Belkin, V., Bljudnik, L., Danilov, P.I. & Jakimov, A. 2003. Metsäkannalintukannat Suomessa ja Venäjän Karjalassa. Suomen Riista 49: 32-43.

Järvinen, O., Kuusela, K. & Väisänen, R.A. 1977. Metsien rakenteen muutoksen vaikutus pesimälinnustoomme viimeisten 30 vuoden aikana. Silva Fennica 11: 284-294.

Linden, H. 2002. Metson elinympäristöt kolmella eri mittakaavalla. Suomen Riista 48: 34-45.

MMMA 7.6.1996/396. Eläinsuojeluasetus. Annettu Helsingissä 7.6.1996. Suomen säädöskokoelma 396/1996: 1019-1028.

- MMMp 23.5.1997/14/EEO/1997. Maa- ja metsätalousministeriön päätös F20 nautojen pidolle asetettavat eläinsuojeluvaatimukset. Annettu Helsingissä 23.5.1997. Viitattu: 3.1.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.mmm.fi/el/laki/F/f20.html>
- MMMA 14.11.2000/106. Maa- ja metsätalousministeriön asetus erityistukisopimusten tekemisestä. Annettu Helsingissä 14.11.2000. Saatavissa internetistä: <http://www.finlex.fi/data/normit/5760-00106fi.pdf>
- MMMA 3.6.2002/6/EEO/2002. Maa- ja metsätalousministeriön asetus nautojen pidolle asetettavista eläinsuojeluvaatimuksista annetun Maa- ja metsätalousministeriön päätöksen muuttaminen. Annettu Helsingissä 3.6.2002. Päivitetty: 6/2002. Viitattu: 3.1.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.mmm.fi/el/laki/F/f20m1fi.pdf>
- Siivonen, L. 1952. On the reflection of short-term fluctuations in numbers in the reproduction of tetraonids. *Papers on Game Research* 9: 1-43.
- VpL 4.4.1996/247. Eläinsuojelulaki. Annettu Helsingissä 4.4.1996. Suomen Säädoskokoelma 247/1996: 721-733. Saatavissa myös verkkodokumenttina. Päivitetty 21.4.2004. Viitattu: 3.1.2006. Saatavissa internetistä: <http://www.mmm.fi/el/laki/f/default.html>.
- Väisänen R.A., Lammi, E. & Koskimies, P. 1998. *Muuttuva pesimälinnusto*. Helsinki: Otava. 567 s.

Lumolaidun-hankkeen tuottamat julkaisut ja opinnäytetyöt

- Hokkanen, T. J., Virkajärvi, P., Hokkanen, H. & Matikainen, P. 2004. Emolehmät hoitavat ympäristöä Tohmajärvellä. Poimulehti. Pohjois-Karjalan ympäristökeskuksen asiakaslehti 4/2004. s. 30-31.
- Hokkanen T.J., Virkajärvi P., Maksimov, A., Maksimova, T., Potemkin, A., Matikainen P., Ylhäinen P., Vanhanen H. & Sieviläinen M. 2005. Vegetation pattern after ten years of grazing on meadow and forest pastures Teoksessa: Lillak, R, Viiralt, R., Linke, A. & Geherman, V. (toim.). Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proceedings of the 13th Occasional symposium of the European Grassland Federation Tartu, Estonia 29-31 August 2005. Grassland Science in Europe 10: 276-280.
- Huuskonen, A. 2004. Hiehot hangilla: ulkokasvatusta Koillismaalla. Nauta 34 (2/2004): 71-73.
- Huuskonen, A. 2005. Lumolaidun-hanke päivittää laidunnusohjeita. Nauta 35 (2/2005): 34-35.
- Huuskonen, A. 2005. Luonnonlaitumet - emolehmätuotannon riesa vai mahdollisuus? Teoksessa: Emolehmäseminaari: Ikaalinen 7.-8.2.2005. Seminaariesitelmien tiivistelmät. 6 s.
- Huuskonen, A., Joki-Tokola, E. & Kiljala, J. 2004. Maisemalaiduntaminen lisää luonnon monimuotoisuutta. Maaseudun tulevaisuus 88: 67 (9.6.2004). s. 2.
- Huuskonen, A., Kiljala, J., Jaakola, S., Joki-Tokola, E., Hokkanen, T., Nieminen, P., Pessa, J., Uusi-Kämppe, J., Virkajärvi, P. 2005. Lumolaidun: maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä - tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä. Teoksessa: Antti Otsamo (toim.). MOSSE puolimatassa - monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003-2006) välitulokset. Hanasaari 17.-18.11.2004, seminaarikooste. MMM:n julkaisu 14/2004. s. 175-176
http://www.mmm.fi/julkaisut/julkaisusarja/MMMjulkaisu2004_14.pdf
- Huuskonen, A. & Niemelä, M. 2006. Luonnonlaitumien hyödyntäminen nauktarjatilalla. Teoksessa: Pohjois-Suomen Nurmitoimikunnan talviseminaari 12.-13.1.2006, Syötekeskus, Pudasjärvi. 5 s.
- Huuskonen, A., Pessa, J., Kiljala, J. & Jaakola, S. 2005. Rantaniityt. Teoksessa: Antti Otsamo (toim.). MOSSE puolimatassa - monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003-2006) välitulokset. Hanasaari 17.-18.11.2004, seminaarikooste. MMM:n julkaisu 14/2004. s. 177-179.
http://www.mmm.fi/julkaisut/julkaisusarja/MMMjulkaisu2004_14.pdf

- Huuskonen, A., Pessa, J. & Uusi-Kämppe, J. 2005. Ympärivuotinen metsälaidunnus. Teoksessa: Antti Otsamo (toim.). MOSSE puolimatassa - monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003-2006) välitulokset. Hanasaari 17.-18.11.2004, seminaarikooste. MMM:n julkaisuja 14/2004. s. 180-181. http://www.mmm.fi/julkaisut/julkaisusarja/MMMjulkaisu2004_14.pdf
- Jaakola, S. 2005. Rantalaidunnus - katoavaa kansanperinnettä? *Sampsa* 97 (2/2005): 4-5.
- Kauppinen, R., Huuskonen, A., Mononen, J., Järvikylä, S., Tuomisto, L., Joki-Tokola, E., Sepponen, J. & Lindeberg, H. 2004. Thermoregulation behaviour of cold-housed dairy bulls. Teoksessa: Laura Hänninen & Anna Valros (toim.). Proceedings of the 38th international congress of the ISAE. Helsinki: International Society for Applied Ethology. s. 229.
- Kiljala, J. & Huuskonen, A. 2004. Emolehmät laiduntavat merenrantaniityillä. *Koetointa ja käytäntö* 61 (18.10.2004): 6.
- Kiljala, J., Huuskonen, A. & Joki-Tokola, E. 2003. Merenrantaniitty kasvaa rehua emolehmillä. *Lihatalous* 61 (8/2003): 10-11.
- Martiskainen, P., Huuskonen, A., Mononen, J., Kauppinen, R., Tuomisto, L., Kiljala, J., Lindeberg, H., Ahola, L., & Rekilä, T. 2004. Laidunnuksen vaikutukset maitorotuisten sonnivasikoiden käyttäytymiseen ja hyvinvointiin luomunaudanlihantuotannossa. Teoksessa: Marketta Rinne (toim.). Maataloustieteen Päivät 2004, 12.-13.1.2004 Viikki, Helsinki: esitelmä- ja posterilyhennelmät. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote 20. s. 122.
- Martiskainen, P., Huuskonen, A., Mononen, J., Kauppinen, R., Tuomisto, L., Kiljala, J., Lindeberg, H., Ahola, L. & Rekilä, T. 2004. Laidunnuksen vaikutukset maitorotuisten sonnivasikoiden käyttäytymiseen ja hyvinvointiin luomunaudanlihantuotannossa. Teoksessa: Anneli Hopponen ja Marketta Rinne (toim.). Maataloustieteen Päivät 2004, 12.-13.1.2004 Viikki, Helsinki. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote 19. 4 s. <http://www.smts.fi>
- Martiskainen, P., Huuskonen, A., Tuomisto, L., Kauppinen, R., Kiljala, J., Lindeberg, H., Ahola, L., Rekilä, T. & Mononen, J. 2004. Effects of grazing on the behaviour and welfare of dairy bull calves. Teoksessa: Laura Hänninen & Anna Valros (toim.). Proceedings of the 38th international congress of the ISAE. Helsinki: International Society for Applied Ethology. s. 164.
- Matikainen, P. 2004. Laidunnuksen vaikutus keskeisten ravintokasvien ja maaperän ravinnepitoisuuksiin metsälaitumella ja niityllä. Opinnäytetyö. Pohjois-Karjalan ammattikorkeakoulu, Ympäristötekniikan koulutusohjelma. 81 s.
- Nevalainen, R., Huuskonen, A., Jaakola, S., Kiljala, J. & Joki-Tokola, E. 2005. The productivity of coastal meadows in Finland. Teoksessa: Milne,

- J.A. (toim.). Pastoral systems in marginal environments: proceedings a satellite workshop of the XXth International grassland congress, July 2005, Glasgow, Scotland. Wageningen Academic Publishers. s. 111.
- Niemelä, M., Jaakola, S., Huuskonen, A. & Joki-Tokola, E. 2006. Merenrantaniityt lihakarjan laidunmaina. Teoksessa: Anneli Hopponen (toim.). Maataloustieteen Päivät 2006, 11.-12.1.2006, Viikki, Helsinki. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote 21. 7 s. <http://www.smts.fi/esit06/0302.pdf>
- Niemelä, M., Jaakola, S., Huuskonen, A. & Joki-Tokola, E. 2006. Merenrantaniityt lihakarjan laidunmaina. Teoksessa: Leena Rantamäki-Lahtinen ja Kirsi Partanen (toim.). Maataloustieteen Päivät 2006. Esitelmä- ja posteritiivistelmät. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote 22. s. 23.
- Nieminen, P. 2005. Laidunpankki palvelee karjanomistajia. Nauta 35 (2/2005): 30.
- Nieminen, P., Huuskonen, A. & Joki-Tokola, E. 2005. Laidunpankki. Teoksessa: Antti Otsamo (toim.). MOSSE puolimatassa - monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003-2006) välitulokset. Hanasaari 17.-18.11.2004, seminaarikooste. MMM:n julkaisuja 14/2004. s. 176-177. http://www.mmm.fi/julkaisut/julkaisusarja/MMMjulkaisu2004_14.pdf
- Nylander, C. 2004. Emolehmien niitty- ja metsälaidunnus. Opinnäytetyö. Savonia-ammattikorkeakoulu, Maaseutuuala. 44 s.
- Pessa, J. & Hägg, M. 2005. Karja hoitaa maisemaa Perämeren rannikolla. Nauta 35 (2/2005): 35-36.
- Räisänen, J. & Ukkola O. 2004. Emolehmät Perämeren rantalaitumilla. Opinnäytetyö (AMK-agrologi). Oulun seudun ammattikorkeakoulu, Luonnonvara-alan koulutusohjelma. 89 s.
- Räisänen, J., Ukkola, O., Järvi, M., Huuskonen, A., Kiljala, J. & Nevalainen, R. 2005. Emolehmätuotanto Perämeren rantalaitumilla. MTT:n selvityksiä 84. 42 s. <http://www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts84.pdf>
- Sonninen, R., Järvi, M., Huuskonen, A. & Kiljala, J. 2004. Emolehmien rantalaidunnuksen kehittäminen Oulun seudulla. MTT:n selvityksiä 60. 42 s. <http://www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts60.pdf>
- Tuomisto, L. 2005. Hereford-sonnien ajankäytön vertailu parsinavetassa, kylmäpihatossa ja metsätarhassa. Pro gradu -tutkielma. Kuopion yliopisto, Soveltavan biotekniikan instituutti, Soveltava eläintiede. 52 s.
- Tuomisto, L., Huuskonen, A., Martiskainen, P., Mononen, J. & Kauppinen, R. 2004. Behaviour of beef bulls in a pen and in a forest paddock in summer. Teoksessa: Laura Hänninen & Anna Valros (toim.). Proceedings of the 38th international congress of the ISAE. Helsinki: International Society for Applied Ethology. s. 197.

- Tuomisto, L., Huuskonen, A., Mononen, J., Kauppinen, R. & Huttu, S. 2004. Hereford-sonnien käyttäytyminen erilaisissa kasvatusympäristöissä. Teoksessa: Anneli Hopponen ja Marketta Rinne (toim.). Maataloustieteen Päivät 2004, 12.-13.1.2004 Viikki, Helsinki. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote 19. 4 s. <http://www.smts.fi>
- Tuomisto, L., Huuskonen, A., Mononen, J., Kauppinen, R. & Huttu, S. 2004. Hereford-sonnien käyttäytyminen erilaisissa kasvatusympäristöissä. Teoksessa: Marketta Rinne (toim.). Maataloustieteen Päivät 2004, 12.-13.1.2004 Viikki, Helsinki: esitelmä- ja posterilyhennelmät. Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote 20. s. 10.
- Uusi-Kämppeä, J. 2004. Kotieläintalouden vesiensuojelu ja ympäristöhoito. *Vesitalous* 3/2004: 7-10.
- Uusi-Kämppeä, J. & Huuskonen, A. 2003. Phosphorus losses from a forested feedlot for bulls. In: Cost 832 Final Meeting : Quantifying the agricultural contribution to eutrophication, 31 July - 2 August 2003, Clare College, Cambridge, UK. s. 20-21.
- Uusi-Kämppeä, J., Huuskonen, A. & Huttu, S. 2003. Taivalkosken metsälaidunten vesistökuormitus. *MTT:n selvityksiä* 53. s. 21-29. <http://www.mtt.fi/mtts/pdf/mtts53.pdf>
- Virkajärvi, P. 2003. Emolehmien niitty- ja metsälaiduntutkimusta jo 10 vuotta Tohmajärvellä : miltä nyt näyttää? *Järvi-Suomen Maaseutu* 18.9.2003. s. 4.
- Virkajärvi, P. 2005. Laidunkivennäinen lisää fosforikuormaa *Lihatalous* 63 (8/2005): 14-15.
- Virkajärvi, P., Hokkanen, T., & Uusi-Kämppeä, J. 2005. Tohmajärven niitty- ja metsälaidun. In: Otsamo, A. (toim.). *MOSSE puolimatassa – monimuotoisuuden tutkimusohjelman (2003-2006) välitulokset: Hanasaari* 17.-18.11.2004, seminaarikooste. s. 179-180. http://www.mmm.fi/julkaisut/julkaisusarja/MMMjulkaisu2004_14.pdf
- Virkajärvi, P. & Saarijärvi, K. 2005. Fosfori kuriin luonnonlaitumilla. *Koetointi ja käytäntö* 62 (13.6.2005): 14.

Maa- ja elintarviketalous –sarjan kotieläintuotantoteemassa ilmestyneitä julkaisuja

2006

- 79** LUMOLAIDUN Maisemalaiduntaminen luonnon monimuotoisuuden lisääjänä – tasapaino monimuotoisuuden ja tuottavuuden välillä. *Huuskonen, A.* (toim.). 418 s. Hinta 25 euroa.

2004

- 58** Quantitative trait loci for egg quality and production in laying hens . *Tuiskula-Haavisto, M.* 60 s. + 5 liitettä. Hinta 25 euroa.
- 54** Ympäristötekijöiden vaikutukset lihanautojen kasvuun ja hyvinvointiin. *Huuskonen, A* (toim.) 106 s. Hinta 25 euroa.
- 55** Genetics of Sow Efficiency in the Finnish Landrace and Large White Populations. *Serenius, T.* 92 s. + 5 liitettä. Hinta 20 euroa.

2002

- 8** Lehmäkulttuuri ja sen tulevaisuus. Professori Kalle Maijalan 75-vuotisjuhlaseminaari, Helsinki, 27.5.2002. *Maijala, K.* (toim.) 71 s. Hinta 20 euroa.

Julkaisuviitteet löytyvät sarjojen internetsivuilta
www.mtt.fi/julkaisut/sarjathaku.html.

