

Research paper

# Eesti sürjametsad; nende tüübid ja indikaatorliigid

Jaanus Paal<sup>1\*</sup>, Margit Turb<sup>2</sup>, Tiina Köster<sup>3</sup> ja Igna Rooma<sup>†4</sup>

Paal, J., Turb, M., Köster, T., Rooma, I. 2022. Estonian hillock forests; their types and indicator species. – Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused 76, 21–45, ISSN 1406-9954. Journal homepage: <http://mi.emu.ee/forestry.studies>

**Abstract.** The aims of the study were: (i) to examine how well the hillock forests are distinguishable from the forests of comparable site types, (ii) to ascertain the hillock forest indicator species, (iii) to elucidate the hillock forests' community types, (iv) to assess the practical requirement for differentiation of hillock forests as a self-sufficient typological unit for forestry. The data included altogether 160 descriptions of hillock forest communities and 42 relevés of other site type stands for comparison. The historical continuity of hillock forests was estimated from old topographic maps. We established that the hillock forests constitute statistically a reliable distinct group of forests. Among the characteristic species having an indicator value significance level of up to 0.50, by the ecological strategy 43.2% belong to competitors, 37.8% are competitors and stress-tolerant ruderals, and 10.8% competitors and stress tolerators; according to the hemeroby, 62.5% of these species are apophytes and 30.0% hemeradiaphors. Most hillock forests (55.6%) are located on former slash-and-burn areas (bushlands) or reforested agricultural land (36.1%). The hillock forests can be classified into four forest types: 1) *Fragaria vesca*–*Festuca ovina*–*Pinus sylvestris* type, 2) *Fragaria vesca*–*Oxalis acetosella*–*Pinus sylvestris* type, 3) *Fragaria vesca*–*Viola mirabilis*–*Picea abies*–*Populus tremula* type and, 4) *Fragaria vesca*–*Equisetum pratense*–*Betula pendula* type. There is no need to define the hillock forests as a separate forest site type in practical forest typology, nevertheless recognition of these forests as representing the habitat directive type 9060 is important from the viewpoint of biodiversity maintenance.

**Key words:** forest site types, classification, ordination, indicator species, soil properites, habitat type 9060.

**Authors' addresses:** <sup>1</sup>Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool, J. Liivi tn 2, 50409 Tartu; <sup>2</sup>Keskkonnaamet, Kolga tee 28, 67405 Otepää; <sup>3</sup>Põllumajandusuuringute Keskus, Teaduse tn 4, 75501 Saku, Harjumaa; <sup>4</sup>Ökoloogia ja maateaduste instituut, Tartu Ülikool, Vanemuise tn 46, 51014 Tartu, Estonia; \*e-mail: [jaanus.paal@ut.ee](mailto:jaanus.paal@ut.ee)

## Sissejuhatus

L. Laasimeri & V. Masingu (1995) määratluse kohaselt on sürjametsad „liigirikkad okasmetsad parasniisketel või suvel läbi-kuivavatel kamarkarbonaatmuldadel, mis on kujunenud otsamoreenide, vallseljakute ja teiste moreenkuhjatiste lagedel ja nõlvadel. Selle nime pani ette J. V. Veski, kui

oli vaja välja eraldada salumetsadest rühm kuivataluvamaid metsi, mis seni olid tuntud salumännikute, tammega männikute, metsatüpoloogias aga sarapuu kasvukohatüübi, osalt ka sinilille kasvukohatüübi nimetuste all. Põhipuuliik on mänd, kuid mõnikord võivad ka kuusk ja kask ulatuda ülarindesse, samuti leidub tamme ja põõsarindes sarapuud. Sürjametsas või-

DOI: 10.2478/fsmu-2022-0002



© 2022 by the authors. Licensee Estonian University of Life Sciences, Tartu, Estonia. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

vad happese metsakõdu taimed (jänese-kapsas, pohl, mustikas) kasvada kõrvuti nõudlikumate liikidega. Kevadel annavad ilmet mõned salutaimed (sinilill, kevadine kurelääts, nurmenukk), /.../ suvel saavad ülekaalu külma- ja harilik mailane, kure-rehad (mets-kurereha, Saaremaal ka verev kurereha), madarad ja nääred. Raiete järel kujunevad parimad maasikavälud, kuid põõsarinne võtab varsti võimust ja kohati võib sarapik jääda kauemaks püsima. Kultuurimaastikus on seda tüüpi metsad säilinud vaid kõrgematel küngastel-seljakutel. Nad hõrenevad ja erodeeruvad ning iseloomulik alustaimestu asendub tavaliste kõrreliste enamusega teiskooslustega.“

Eesti metsatüpoloogias on sürjametsad olnud üheks probleemsemaks tüübühmaks juba pikemat aega. Nende määramise ning sobitamise meie metsade klassifikatsioonisüsteemi on uurinud (Ilves, 1953; Karu & Muiste, 1958; Katus & Tappo, 1965; Masing, 1966, 1969; Marvet, 1970; Lõhmus, 1974a; Laasimer & Masing, 1995; Paal, 1997) näinud vaeva ligi 70 aastat. Sellest hoolimata tuleb tõdeda, et

otsestele uurimustele tuginevaid analüüse on siiani üsna napilt ning üldistavam, kogu Eestit hõlmav sürjametsade käsitlus siiani puudub. Seepärast alustasime 2002. a sürjametsi iseloomustava kvantitatiivse andmestiku kogumist. Nende tulemuste põhjal oleme varem kirjeldanud Karula rahvuspargi ja Otepää maastikukaitseala piires kasvavaid sürjametsi (Paal & Turb, 2003; Paal *et al.*, 2004a, 2004b); kahes viimati viidatud artiklis on esitatud ka lühike ülevaade sürjametsade kui omaette metsatüpoloogilise üksuse eristamise ajaloost. Siinse töö eesmärk on (i) kontrollida representatiivse andmestiku põhjal, kas ja kuidas on sürjametsad nendega tüpoloogiliselt sarnastest muude kasvukohatüüpide metsadest kvantitatiivselt eristatavad, (ii) kui nad on eristatavad, siis tuvastada, millised on sürjametsadele omased indikaatorliigid, (iii) selgitada, millisteks metsatüüpideks sürjametsade tüübühm klassifitseerub ning millised on nende tüüpide karakteristikud, (iv) hinnata sürjametsade kui iseseisva metsatüpoloogilise üksuse eristamise praktilist vajadust.



Joonis 1. Uurimisalade paiknemine.

Figure 1. Location of study areas.

## Materjal ja metoodika

### Väliandmete kogumine

Püüdsime proovialadega hõlmata võimalikult kõiki Eestis esinevaid sürjametsade kasvamise piirkondi. Analüüsitavasse valimisse võtsime kõik algse rekognosüürimise käigus tuvastatud kooslused, mis vastasid enam-vähem varasemate uurijate (Masing, 1966, 1969; Marvet, 1970; Laasimer & Masing, 1995) esitatud sürjametsade iseloomustusele. Põhjalikumalt kirjeldasime Karula ja Otepää kõrgustiku metsi, mis on sürjametsade n-ö esinduspiirkonnad. Kõrvale jätsime noorendikud, intensiivselt läbi raiutud ning ulatuslike häiludega metsad, samuti üksikud kuplitel-kühmuldel säilinud metsasalud suurusega alla 0,5 ha. Võimaluse korral kirjeldasime taimkatet samas paigas mitmel proovialal – kõrgendike erineva ekspositsiooniga nõlvade ala- ja ülaosas, samuti nende pinnavormide lael. Proovialade suuruseks oli ca 0,1 ha. Kokku tegime analüüse 61 paigas 160 proovialal (joonis 1). Sürjametsade võrdlemiseks neile süntaksonoomiliselt lähedastesse kooslusetüüpidesse kuuluvate puistutega lisasime analüüsitavasse andmemassiivi täiendavalt tüüpilisi kastikuloos, pohla, mustika, sinilille ja naadi kasvukohatüübi kirjeid – kokku 42 kirjet.

Sürjametsade puurinde iseloomustamiseks mõõtsime igal proovialal prismarelas-koobiga kolmes korduses liikide kaupa puude rinnaspinna. Põõsarinet kirjeldasime viiel 2 m raadiusega proovipinnal, mille asukoha valisime uuritava koosluse piires juhuslikult; liikide kaupa loendasime proovipinnal leiduvate tüvikute arvu. Põõsarindesse arvasime ka puud, mille kõrgus oli väiksem kui 5 m ja/või rinnasdiameeter väiksem kui 5 cm. Alustaimestut kirjeldasime igal proovialal 10–15-l 1 x 1 m suurusega prooviruudul, mille paigutasime transektina nõlvaga ristisuunas 3–5-meetriste vahedega, kuplite lael aga enam-vähem ringikujulise kobarana. Ruutude asukoha valisime juhuslikult. Prooviruutudes hindasime puhma-rohurinde

ning samblarinde üldkatvust, samuti iga sambla- ja rohurinde liigi katvust eraldi. Ruutudest väljapoole jäävad liigid kandisime prooviala liikide üldnimekirja ning andmetöötleses määrasime neile tinglikult katvushinnangu 0,1%.

Muldade uurimiseks tegime proovialadel kokku 147 kaevet, kust kahest ülemisest horisondist võtsime mullaproovid laboratoorseks analüüsiks; 13 proovialal, mille mullaprofiil oli läheduses uuritud alaga väga sarnane, jätsime kokkuhoiu eesmärgil mullaproovi võtmata. Kui mullaliigi määranguga tekkis raskusi, võtsime proove ka sügavamatest horisontidest. Kokku lasime Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudis analüüsida 344 mullaproovi. Sealses laboris määrati elektromeetriliselt mulla pH kaaliumkloriidi- ja vesileotisest, mulla üldlämmastik J. Kjeldahli järgi (van Reeuwijk, 2002), vabade karbonaatide sisaldus titree-  
rimisega (ISO 10693:1997, 1997), mulla eripind veeauru meetodil (Klute, 1986) ja süsinikusisaldus  $K_2Cr_2O_7$  meetodil (Vorobieva, 1998), millest omakorda arvutati mulla huumusesisaldus. Mullaanalüüsid tehti mulla peenesest, s.o osakestest läbimõõduga alla 2 mm. Mullaliikide määramisel oli aluseks "Eesti muldade kaardistamisühikute nimestik" (Kõlli & Lemetti, 1999) järgmiste muudatustega (Paal *et al.*, 2004a): 'kähkjate muldade' asemel kasutasime nimetust 'näivleetunud mullad', 2) siiani nõrgalt leetunud liivmuldadena käsitletud, kuid profiilis morfoloogiliste leetumistunnusteta peenliivmuldi nimetasime 'küllastumata sidus-liivmuldadeks', eristamaks neid teistest nõrgalt leetunud küllastumata muldadest, mille lõimiseks on sõre liiv.

Sammaltaimede nimetused on esitatud Ingerpuu & Vellak (1998) järgi, soontaimede nimetused Krall *et al.* (2010) järgi.

### Andmetöötlus

Andmetöötluste tegime nii kasvukohatüüpide kui ka kooslusetüüpide tasemel.

### Kasvukohatüüpide analüüs

Kuna sürjametsadele lisatud muude metsakoosluste kirjetes oli alustaimestu liikide ohtrust hinnatud 6-pallise Braun-Blanquet' skaala alusel (Kreeb, 1983), teisendasime ka sürjametsade kirjetes alustaimestu liikide katvuse protsendilised hinnangud järgmisel viisil: katvus  $<0,1\%$  = Braun-Blanquet' skaalas + (arvutustes 0,1),  $>0,1-1,0\%$  = 1,  $>1,0-5,0\%$  = 2,  $>5-15,0\%$  = 3,  $>15,0-30\%$  = 4,  $>30,0\%$  = 5.

Klasteranalüüsi tegime alustaimestu liikide põhjal. Selleks et klassifikatsiooni tulemustes üksikute liikide domineerimise asemel tõsta enam esile võrreldavate taimekoosluste liikide ohtruse proportsionaalset sarnasust/erinevust ning ühtlasi vähendada erineva meetodika alusel kogutud andmete ühendamisel tekkivaid võimalikke vigu, kasutasime sarnasusmõõduna kõõlu distantsti (*chord distance*, *relative Euclidean distance*). Rühmitamine toimus vahe ruutude minimaalse juurdekasvu algoritmi (*minimal incremental sum of squares clustering*) alusel (McCune & Mefford, 1999).

Esialgse klasteranalüüsi tulemustest ilmnes, et mõned väikesed, ülejäänutest selgelt eristuvad klastrid ühendavad kooslusi, mida kirjeldati samas paigas, st sama mäe erinevatel külgedel või sama nõlva erinevatel kõrgustel. Kuna sel juhul suureneb klassifitseerimisel niisuguste omavahel sarnaste koosluste kaal ja valimi esinduslikkus muutub nihutatuks, filtreerisime algse andmemassiivi 160 koosluse kirjest välja 29 kirjet, seega jäi analüüsitava andmestiku lõplikuks suuruseks koos lisatud 42 kirjega 173 kirjet.

Erinevatesse kasvukohatüüpidesse rühmitatud koosluste liigilist sarnasust hindasime mitmese võrdluse permutatsioonitestiga (*multi-response permutation procedure* – MRPP) (McCune & Mefford, 1999). Testi olulisustõenäosuse korregeerimiseks rakendasime Bonferroni parandust mitmese võrdluse puhul.

Sürjametsade ning nendega süntaksonoomiliselt lähedastesse tüübirühmadesse

kuuluvate metsakoosluste vastastikuste suhete selgitamiseks paljumõõtmelises tunnusruumis ordineerisime analüüsitava valimi 173 taimkattekirjet koos E. Lõhmuse (1984) poolt publitseeritud pohla, kastikuloo, jänese kapsa, sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsade alustaimestu tüüpkirjetega/tsentroidega peakomponentanalüüsi alusel.

### Kooslusetüüpide analüüs

Sürjametsade süntaksonoomilise varieeruvuse detailsemaks käsitlemiseks kooslusetüüpide tasemel klassifitseerisime algse klasteranalüüsi dendrogrammil omaette „oksana“ eristunud ning üsna hästi sürjametsade kriteeriumidele (Laasimer & Masing, 1995) vastavad 72 kooslust uuesti. Analüüsi tegime kogu liigilise koosseisu alusel ja lähtudes liikide algsetest ohtrushinnangutest (puurinde liikide puhul nende rinnaspind, põõsarinde ja puurinde järelkasvu liikide puhul tüvikute keskmine arv viiel 2-meetrise raadiusega proovipinnal, alustaimestu puhul liikide katvuse protsent). Sarnasusmõõduna rakendasime jällegi kõõlu distantsti, mille puhul liikide ohtruse hindamine eri rinnetes erinevates mõõtühikutes ei ole segavaks probleemiks, sest see sarnasusmõõt võrdleb objekte eeskätt nende tunnuste väärtuste proportsioonide põhjal. Klasterdamiseks rakendasime nn beeta-paindlikku algoritmi (*β-flexible algorithm*) (McCune & Mefford, 1999).

Kooslusetüüpide liigilise koosseisu ning liikide ohtruse sarnasust hindasime nagu kasvukohatüüpide klasteranalüüsil mitmese vastuse permutatsioonitestiga koos Bonferroni parandusega.

Kooslusetüüpide karakterliigid määrasime Dufrêne & Legendre (1997) meetodil programmipaketi PC-ORD (McCune & Mefford, 1999) abil.

Taimekoosluste ja mullaomaduste ühisordinatsiooniks rakendasime peakomponentanalüüsi (*principal component analysis*) (Ter Braak & Šmilauer, 2002).

Erinevatesse tüüpidesse kuuluvate tai-

mekoosluste mullaomadusi võrdlesime ühefaktoriliste dispersioonanalüüsidega (ANOVA) (StatSoft. Inc., 2005).

Sürjametsade ajaloolise pidevuse hindamiseks kasutasime nii nagu meie varasemas sellekohases uurimuses (Paal et al., 2011) aastatel 1894–1920 skaalas 1:42000 koostatud topograafilisi kaarte (<https://xgis.maaamet.ee/xgis2/page/app/ajalooline>). Nende põhjal tuvastasime, kas praegune metsaala oli (i) kaetud ka siis metsaga (sel juhul nimetame neid metsi järgnevalt püsimetsadeks), (ii) oli siis kaetud võsametsa või poolavatud metsastunud kooslusega (järgnevalt nimetatud siirdemetsadeks), (iii) oli siis heina- või põllumaa (järgnevalt nimetatud agrometsadeks).

## Tulemused

Esimese klasteranalüüsi põhjal jaotus uuritav valim seitsmeks metsakoosluste rühmaks (tabel 1). Neist üks, 72 kirjet ühendav rühm (dendrogrammi „oks“), vastab hästi artikli alguses esitatud sürjametsade määratlusele. Tuleb siiski mainida, et selles loetletud taimeliikidest meie poolt eristatud kooslusterühmas kevadist kureläätsse (*Lathyrus vernus*) ega nääre (*Pimpinella* spp.) ei leitud, n-ö „nõudlikumate liikide-na“ registreeriti neis soontaimedest salu-siumari (*Actaea spicata*), harilik metspipar (*Asarum europaeum*), koldnõges (*Galeobdolon luteum*), harilik sinilill (*Hepatica nobilis*), harilik kopsurohi (*Pulmonaria obscura*), mets-tähthein (*Stellaria holostea*) ja imekanrike (*Viola mirabilis*), sammaldest kähar salusammal (*Eurynchium angustirete*), met-sakäharik (*Rhytidiadelphus triquetrus*) jt.

Tabel 1. Sürjametsade ja nende lähedastesse kasvukohatüüpidesse kuuluvate metsakoosluste tsentroidid. Tähistused: Ma – maasika kasvukohatüüp (KKT), Kl – metskastiku KKT, Ph – pohla KKT, Mu – mustika KKT, Jk – jänesekapsa KKT, Sl – sinilille KKT, Nd – naadi KKT. Puurinde liikide nimed on kirjutatud trükitähtedega, puurinde järelkasvu ja põõsarinde liikidel on trükitähtedega kirjutatud perekonnanimi. Maasika KKT puhul on lisaks liikide ohtruse keskväärtusele näidatud ka selle standardhälve. Esitatud on ainult liigid, mille keskmine ohtrus (puurinde liikide puhul rinnaspind, puurinde järelkasvu ja põõsarinde liikide puhul tüvikute arv viiel 12,56 m<sup>2</sup> suurusel proovipinnal, alustaimestu liikidel ohtrus 6-pallise skaala alusel) vähemalt ühe kasvukohatüübi kooslustes on >0,5, samuti kõik maasika KKT koosluste statistiliselt olulised (p<0,05) indikaatorliigid, mis on märgitud tärnidega.

Table 1. Centroids of hillock forests and forests of comparable site types. Notations: Ma – *Fragaria* forest site type (FST), Kl – *Calamagrostis* (alvar, FST), Ph – *Vaccinium* FST, Mu – *Myrtillus* FST, Jk – *Oxalis* FST, Sl – *Hepatica* FST, Nd – *Aegopodium* FST. Tree layer species names are written with majuscules, for saplings and bush layer species only genus name is in majuscules. By *Fragaria* FST besides of species' abundance mean value also the value of its standard deviation is shown. In table only species with mean abundance value (basal area for trees, number of stems for saplings and shrubs on five 12,56 m<sup>2</sup> sample plots, abundance according to the 6-ball scale for herb and moss layer species) >0.5% in at least communities of one site type are presented; for *Fragaria* FST also all significant (p<0,05) indicator species are presented and marked with asterisks.

| Liik / Species          | Kasvukohatüüp / Site type |     |     |     |      |      |     |
|-------------------------|---------------------------|-----|-----|-----|------|------|-----|
|                         | Ma                        | Kl  | Ph  | Mu  | Jk   | Sl   | Nd  |
| Puurinne / Tree layer   |                           |     |     |     |      |      |     |
| <i>ALNUS INCANA</i>     | 0,8±1,9                   | -   | -   | 0,2 | 0,5  | <0,1 | 0,5 |
| <i>BETULA PENDULA</i>   | 5,4±5,5                   | 1,2 | 6,5 | 4,6 | 10,9 | 3,5  | 3,5 |
| <i>CORYLUS AVELLANA</i> | 0,4±0,8                   | -   | -   | -   | -    | 0,4  | 0,5 |
| <i>PADUS AVIUM</i>      | 0,3±1,0                   | -   | -   | -   | -    | <0,1 | 0,1 |



| Liik / Species                                                         | Kasvukohatüüp / Site type |      |      |      |      |      |      |
|------------------------------------------------------------------------|---------------------------|------|------|------|------|------|------|
|                                                                        | Ma                        | Kl   | Ph   | Mu   | Jk   | Sl   | Nd   |
| <i>PICEA ABIES</i>                                                     | 5,1±6,4                   | 8,5  | 3,0  | 16,1 | 7,2  | 10,0 | 7,2  |
| <i>PINUS SYLVESTRIS</i>                                                | 8,4±7,7                   | 17,9 | 15,6 | 6,3  | 4,8  | 5,8  | 2,0  |
| <i>POPULUS TREMULA</i>                                                 | 2,2±4,3                   | -    | 0,1  | 2,3  | 4,0  | 1,0  | 6,8  |
| <i>QUERCUS ROBUR</i>                                                   | 0,3±0,7                   | -    | 0,1  | <0,1 | 0,1  | 1,5  | <0,1 |
| <i>SALIX CAPREA</i>                                                    | 0,2±0,6                   | -    | -    | -    | -    | 0,1  | 0,2  |
| <i>SORBUS AUCUPARIA</i>                                                | 0,3±0,7                   | -    | <0,1 | -    | <0,1 | 0,3  | 0,3  |
| <i>TILIA CORDATA</i>                                                   | 0,1±0,2                   | -    | 0,1  | -    | 1,0  | 0,6  | 2,6  |
| Puurinde järelkasv ja põõsarinne / Tree layer regrowth and shrub layer |                           |      |      |      |      |      |      |
| <i>ACER platanoides</i>                                                | 1,8±4,0                   | -    | <0,1 | 8,2  | 0,9  | 1,3  | 0,9  |
| <i>ALNUS incana</i>                                                    | 1,2±3,1                   | -    | 0,2  | 0,2  | 0,2  | 0,1  | 1,7  |
| <i>BETULA pendula</i>                                                  | 0,1±0,3                   | 0,1  | 0,5  | 0,1  | 16,9 | 0,1  | -    |
| <i>CORYLUS avellana</i>                                                | 5,0±12,4                  | 0,4  | 1,2  | 0,2  | 0,4  | 4,5  | 4,5  |
| <i>COTONEASTER canescens</i>                                           | <0,1±<0,1                 | 0,5  | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>FRANGULA alnus</i>                                                  | 1,1±1,9                   | 0,6  | 0,5  | 0,8  | 0,5  | 0,1  | <0,1 |
| <i>FRAXINUS excelsior</i>                                              | 0,2±1,3                   | -    | -    | 0,2  | <0,1 | 2,5  | 4,6  |
| <i>JUNIPERUS communis</i>                                              | 0,1±0,3                   | 0,5  | 0,4  | 7,4  | -    | <0,1 | -    |
| <i>LONICERA xylosteum</i>                                              | 1,2±2,5                   | 0,1  | 0,6  | 0,2  | 8,8  | 1,7  | 7,0  |
| <i>PADUS avium</i>                                                     | 0,7±1,1                   | 0,7  | -    | 0,1  | 0,2  | 0,4  | 1,8  |
| <i>PICEA abies</i>                                                     | 0,8±1,2                   | 0,9  | 1,0  | 8,3  | 1,3  | 0,6  | 4,8  |
| <i>POPULUS tremula</i>                                                 | 0,5±1,4                   | -    | 0,4  | 0,1  | 8,5  | 0,6  | 0,4  |
| <i>QUERCUS robur</i>                                                   | 0,5±0,7                   | 0,1  | 0,3  | 0,4  | 0,2  | 0,2  | 0,1  |
| <i>RHAMNUS catharticus</i>                                             | 0,2±0,6                   | 0,3  | -    | -    | -    | <0,1 | 0,1  |
| <i>RIBES alpinum</i>                                                   | 0,8±1,5                   | -    | 0,2  | <0,1 | 0,2  | 0,9  | 0,6  |
| <i>RIBES rubrum</i>                                                    | 0,2±0,5*                  | -    | -    | -    | -    | -    | <0,1 |
| <i>SALIX sp.</i>                                                       | 1,5±12,1                  | <0,1 | 0,2  | 7,3  | 8,4  | <0,1 | 0,1  |
| <i>SORBUS aucuparia</i>                                                | 4,3±4,3                   | 1,3  | 1,6  | 1,5  | 10,0 | 5,7  | 1,4  |
| <i>TILIA cordata</i>                                                   | <0,1±0,1                  | -    | <0,1 | 0,8  | 0,7  | 3,9  | 0,5  |
| <i>ULMUS glabra</i>                                                    | 0,2±1,2                   | -    | -    | 0,1  | -    | 0,1  | 0,5  |
| <i>VIBURNUM opulus</i>                                                 | <0,1±<0,1                 | 0,7  | -    | -    | -    | -    | -    |
| Puhma-rohurinne / Field layer                                          |                           |      |      |      |      |      |      |
| <i>Actaea spicata</i>                                                  | 0,3±0,5                   | -    | <0,1 | -    | -    | 0,1  | 0,4  |
| <i>Aegopodium podagraria</i>                                           | 0,2±0,6                   | -    | 0,3  | -    | 0,6  | 0,3  | 1,4  |
| <i>Agrostis capillaris</i>                                             | 0,3±0,7*                  | 0,1  | 0,1  | -    | -    | <0,1 | -    |
| <i>Anemone nemorosa</i>                                                | 0,0±0,3                   | 0,9  | 0,9  | -    | 1,8  | 1,3  | 0,7  |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i>                                           | 0,2±0,5*                  | -    | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Anthriscus sylvestris</i>                                           | 0,5±0,8*                  | -    | -    | -    | -    | 0,1  | 0,1  |
| <i>Asarum europaeum</i>                                                | 0,2±0,6                   | -    | 0,1  | -    | <0,1 | 0,3  | 0,8  |
| <i>Athyrium filix-femina</i>                                           | 0,1±0,4                   | -    | -    | <0,1 | 0,2  | 0,2  | 0,9  |
| <i>Brachypodium pinnatum</i>                                           | <0,1±0,2                  | 3,6  | 0,3  | -    | -    | <0,1 | -    |
| <i>Calamagrostis arundinacea</i>                                       | 0,3±0,7                   | 3,3  | 2,4  | 0,8  | 2,6  | 1,2  | 0,2  |
| <i>Carex digitata</i>                                                  | 0,5±0,8                   | 0,1  | 0,9  | 0,2  | 0,5  | 1,2  | 0,4  |
| <i>Carex flacca</i>                                                    | -                         | 0,9  | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Carex montana</i>                                                   | -                         | 2,8  | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Clinopodium vulgare</i>                                             | 0,2±0,6                   | 0,1  | <0,1 | -    | -    | 0,1  | -    |
| <i>Convallaria majalis</i>                                             | 0,3±0,7                   | 0,8  | 1,8  | 0,5  | 1,6  | 1,2  | 0,8  |
| <i>Dactylis glomerata</i>                                              | 0,4±0,8*                  | 0,1  | 0,1  | -    | -    | 0,1  | <0,1 |

| Liik / Species                 | Kasvukohatüüp / Site type |      |      |      |      |      |      |
|--------------------------------|---------------------------|------|------|------|------|------|------|
|                                | Ma                        | Kl   | Ph   | Mu   | Jk   | Sl   | Nd   |
| <i>Deschampsia cespitosa</i>   | 0,2±0,5                   | 0,1  | -    | 0,1  | 0,3  | -    | -    |
| <i>Deschampsia flexuosa</i>    | 0,1±0,4                   | -    | 1,4  | 0,4  | 0,1  | 0,2  | 0,1  |
| <i>Dryopteris carthusiana</i>  | 0,3±0,6                   | -    | -    | 0,3  | 0,4  | 0,1  | 0,5  |
| <i>Dryopteris expansa</i>      | -                         | -    | -    | 0,1  | 0,6  | -    | 0,3  |
| <i>Dryopteris filix-mas</i>    | 0,1±0,3                   | -    | -    | -    | -    | 0,2  | 0,6  |
| <i>Epipactis helleborine</i>   | 0,1±0,5                   | -    | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Equisetum pratense</i>      | 0,6±0,8                   | -    | 0,1  | -    | 0,3  | 1,0  | 0,9  |
| <i>Equisetum sylvatica</i>     | 0,3±0,8                   | -    | -    | 0,4  | 0,3  | 0,1  | 0,1  |
| <i>Festuca gigantea</i>        | 0,2±0,7                   | -    | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Festuca ovina</i>           | 0,5±0,8                   | 0,3  | 1,3  | <0,1 | <0,1 | 0,1  | -    |
| <i>Festuca pratensis</i>       | 0,2±0,6*                  | -    | -    | -    | -    | -    | <0,1 |
| <i>Festuca rubra</i>           | 0,2±0,7                   | <0,1 | 0,7  | 0,6  | <0,1 | -    | -    |
| <i>Filipendula vulgaris</i>    | -                         | 1,0  | 0,3  | -    | -    | <0,1 | -    |
| <i>Fragaria vesca</i>          | 2,2±0,9*                  | 1,1  | 1,8  | 0,2  | 0,9  | 1,5  | 0,6  |
| <i>Galeobdolon luteum</i>      | 0,3±0,7                   | -    | -    | -    | 0,1  | 0,7  | 1,4  |
| <i>Galium boreale</i>          | 0,1±0,3                   | 1,3  | 0,5  | -    | -    | 0,2  | -    |
| <i>Galium odoratum</i>         | -                         | -    | -    | -    | -    | <0,1 | 0,5  |
| <i>Galium mollugo</i>          | 0,1±0,4*                  | -    | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Geranium sylvaticum</i>     | <0,1±0,1                  | 0,7  | <0,1 | -    | <0,1 | 0,5  | 0,2  |
| <i>Geum urbanum</i>            | 0,3±0,5*                  | -    | -    | -    | -    | 0,1  | 0,1  |
| <i>Gymnocarpium dryopteris</i> | 0,3±0,9                   | -    | -    | 0,1  | 0,3  | 0,1  | 0,6  |
| <i>Helictotrichon pratense</i> | <0,1±0,2                  | 0,5  | 0,3  | -    | -    | -    | -    |
| <i>Hepatica nobilis</i>        | 0,5±1,0                   | 2,3  | 0,8  | 0,1  | 1,5  | 2,8  | 1,9  |
| <i>Knautia arvensis</i>        | 0,3±0,5*                  | -    | 0,2  | -    | -    | -    | -    |
| <i>Lathyrus vernus</i>         | -                         | 0,6  | 0,8  | -    | 0,3  | 1,0  | 0,4  |
| <i>Linnaea borealis</i>        | -                         | -    | -    | 0,5  | <0,1 | -    | -    |
| <i>Luzula pilosa</i>           | 0,7±0,7                   | 0,4  | 0,9  | 0,1  | 0,2  | 0,5  | 0,1  |
| <i>Maianthemum bifolium</i>    | 0,3±0,7                   | 0,2  | 0,6  | 1,0  | 1,4  | 1,4  | 0,3  |
| <i>Melampyrum pratense</i>     | 0,2±0,5                   | 0,8  | 0,8  | 0,2  | 0,1  | <0,1 | -    |
| <i>Melampyrum sylvatica</i>    | 0,2±0,7                   | 1,0  | 0,7  | 0,2  | <0,1 | 0,8  | <0,1 |
| <i>Melica nutans</i>           | 0,5±0,8                   | 1,4  | 0,8  | -    | 0,1  | 1,0  | 0,3  |
| <i>Mercurialis perennis</i>    | <0,1±<0,1                 | -    | -    | -    | 0,3  | 0,5  | 0,4  |
| <i>Moehringia trinervia</i>    | 0,3±0,5*                  | -    | -    | -    | -    | <0,1 | 0,2  |
| <i>Mycelis muralis</i>         | 0,6±0,7*                  | 0,1  | -    | <0,1 | 0,1  | 0,2  | 0,4  |
| <i>Orthilia secunda</i>        | 0,5±1,0                   | 0,4  | 0,2  | 0,0  | 0,2  | 0,1  | -    |
| <i>Oxalis acetosella</i>       | 1,1±1,3                   | -    | 0,3  | 1,4  | 2,9  | 2,4  | 2,3  |
| <i>Poa pratensis</i>           | 0,3±0,7*                  | -    | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Polygonatum odoratum</i>    | -                         | 0,8  | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Potentilla erecta</i>       | 0,1±0,3                   | 1,3  | 0,1  | -    | -    | -    | -    |
| <i>Pteridium aquilinum</i>     | 0,4±0,8                   | 0,6  | 1,9  | 0,4  | 1,8  | 0,5  | 0,1  |
| <i>Pulmonaria obscura</i>      | <0,1±<0,1                 | -    | -    | -    | 0,1  | <0,1 | 0,9  |
| <i>Rubus saxatilis</i>         | 1,3±1,1                   | 2,5  | 1,8  | 0,6  | 1,8  | 2,0  | 0,7  |
| <i>Sesleria caerulea</i>       | -                         | 0,5  | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Solidago virgaurea</i>      | 0,4±0,6                   | 0,2  | 0,9  | 0,2  | 0,4  | 0,5  | 0,2  |
| <i>Stellaria holostea</i>      | 0,1±0,3                   | -    | -    | -    | 0,8  | 0,4  | 0,9  |
| <i>Succisa pratensis</i>       | -                         | 0,6  | -    | -    | -    | -    | -    |

| Liik / Species                    | Kasvukohatüüp / Site type |      |      |      |      |      |      |
|-----------------------------------|---------------------------|------|------|------|------|------|------|
|                                   | Ma                        | KL   | Ph   | Mu   | Jk   | Sl   | Nd   |
| <i>Taraxacum</i> spp.             | 0,3±0,4*                  | 0,1  | -    | -    | -    | <0,1 | 0,1  |
| <i>Trientalis europaea</i>        | <0,1±<0,1                 | -    | 0,2  | 0,7  | 0,7  | <0,1 | <0,1 |
| <i>Vaccinium myrtillus</i>        | 0,4±0,7                   | 0,4  | 1,5  | 4,2  | 1,9  | 1,0  | 0,2  |
| <i>Vaccinium vitis-idaea</i>      | 0,2±0,6                   | 0,7  | 2,1  | 1,1  | 0,5  | 0,5  | <0,1 |
| <i>Valeriana officinalis</i>      | 0,2±0,5*                  | -    | 0,0  | -    | -    | <0,1 | -    |
| <i>Veronica chamaedrys</i>        | 0,7±0,8*                  | 0,2  | 0,6  | -    | 0,2  | 0,5  | 0,3  |
| <i>Veronica officinalis</i>       | 0,3±0,5                   | 0,8  | 0,3  | -    | -    | 0,2  | <0,1 |
| <i>Viola mirabilis</i>            | 0,4±1,1                   | 0,3  | 0,2  | -    | 0,1  | 0,8  | 0,3  |
| <i>Viola riviniana</i>            | <0,1±0,2                  | 1,8  | 0,4  | -    | 0,1  | 0,2  | 0,1  |
| Samblarinne / Moss layer          |                           |      |      |      |      |      |      |
| <i>Brachythecium oedipodium</i>   | 0,4±0,9                   | 0,8  | 0,9  | <0,1 | 0,2  | 0,7  | 0,4  |
| <i>Brachythecium rutabulum</i>    | 0,4±0,7                   | <0,1 | <0,1 | 0,1  | 0,3  | 0,2  | 0,8  |
| <i>Dicranum polysetum</i>         | 0,2±0,5                   | 0,9  | 0,7  | 0,2  | <0,1 | 0,1  | <0,1 |
| <i>Dicranum scoparium</i>         | 0,3±0,7                   | 0,2  | 0,3  | 0,5  | 0,4  | 0,1  | 0,1  |
| <i>Eurynchium angustirete</i>     | 0,6±1,0                   | 0,1  | 0,0  | 0,2  | 0,2  | 1,0  | 1,0  |
| <i>Eurynchium hians</i>           | 0,1±0,5                   | <0,1 | -    | 0,1  | 0,3  | <0,1 | 0,4  |
| <i>Eurynchium pulchellum</i>      | 0,2±0,5                   | -    | 0,0  | 0,1  | <0,1 | 0,1  | 0,7  |
| <i>Hylocomium splendens</i>       | 1,3±1,4                   | 4,8  | 2,8  | 3,6  | 1,0  | 1,0  | 0,1  |
| <i>Plagiomnium affine</i>         | 0,2±0,5                   | -    | 0,1  | -    | 0,1  | 0,9  | 0,2  |
| <i>Plagiomnium cuspidatum</i>     | 0,4±0,7                   | -    | -    | <0,1 | 0,3  | 0,5  | 0,4  |
| <i>Pleurozium schreberi</i>       | 1,8±1,8                   | 3,7  | 3,6  | 2,2  | 1,3  | 0,6  | 0,1  |
| <i>Ptilium crista-castrensis</i>  | -                         | 1,3  | -    | -    | -    | -    | -    |
| <i>Pylaisia polyantha</i>         | -                         | -    | -    | 0,1  | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| <i>Radula complanata</i>          | -                         | -    | -    | <0,1 | 0,2  | -    | 0,1  |
| <i>Rhizomnium punctatum</i>       | -                         | -    | -    | 0,1  | -    | -    | <0,1 |
| <i>Rhodobryum roseum</i>          | 0,1±0,2                   | 0,4  | 0,2  | -    | <0,1 | 0,2  | <0,1 |
| <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> | 0,3±0,8                   | 0,2  | -    | -    | -    | 0,1  | -    |
| <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> | 0,8±1,1                   | 2,3  | 0,4  | 1,4  | 0,3  | 2,2  | 0,2  |
| <i>Sanionia uncinata</i>          | <0,1±0,1                  | 0,1  | 0,2  | 0,3  | 0,5  | 0,1  | 0,1  |

Ülejäänud kuus kooslusterühma on ootuspäraselt interpreteeritavad kastikuloo, pohla, mustika, jänesekapsa, sinilille ja naadi kasvukohatüübi kooslustena. Seejuures on märkimisväärne, et 131st algselt sürjametsaks peetud kooslusest klassifitseerusid 59 muude kasvukohatüüpide metsadeks, mis viitab sürjametsade tüpoloogilisele kontinuaalsusele ja nende looduses määratlemise raskustele. Samas osutusid kõik kooslusterühmad oma liigilise koosseisu põhjal üksteisest statistiliselt oluliselt ( $p < 0,001$ ) erinevateks (tabel 2), mis kinnitab sürjametsade omaette süntaksonoomilise üksusena eristamise objektiivsust.

Pidades silmas Eesti metsatüpoloogias kasvukohatüüpide tavapärasest nimetamist mõne alustaimestule iseloomuliku liigi järgi (Lõhmus, 1974a, 1974b, 2004), samuti Karu & Muiste (1958) poolt korra juba kasutusele võetud maasika-sinilille metsakasvukohatüübi nimetust, sobib sürjametsi hõlmavat kasvukohatüüpi nimetada metsmaasika (*Fragaria vesca*), lühemalt maasika (*Fragaria*) kasvukohatüübiks.

Sürjametsadena määratletud 72 metsakoosluse ja neile tüpoloogiliselt kõige sarnasemate metsakoosluste alustaimestu ning kõige sarnasemate kasvukohatüüpide alustaimestu tsentroidide (Lõhmus, 1984) ordinatsiooniskeemil on hästi näha

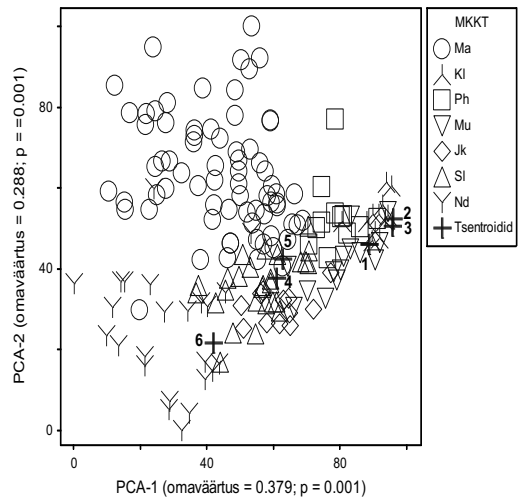


Tabel 2. Sürjametsade ja nende lähedastesse kasvukohatüüpidesse kuuluva te metsakoosluste liigilise koosseisu sarnasus mitmese võrdluse permutatsioonitesti põhjal. Tähistused: T – T-statistik, A – A-statistik, p – olulisustõenäosus, muud tähistused vt tabel 1.

Table 2. Similarity of hillock forest's species content with forest's of comparable site types according to the multi-response permutation procedure. Notations: T – T-statistics, A – A-statistics, p – significance level; other notations as in Table 1.

| Võrreldavad kasvukohatüübid<br>Compared forest site types | T       | A      | p      |
|-----------------------------------------------------------|---------|--------|--------|
| Ma – Kl                                                   | -28,434 | 0,076  | <0,001 |
| Ma – Ph                                                   | -13,513 | 0,033  | <0,001 |
| Ma – Mu                                                   | -19,337 | 0,046  | <0,001 |
| Ma – Jk                                                   | -12,345 | 0,028  | <0,001 |
| Ma – Sl                                                   | -19,833 | 0,039  | <0,001 |
| Ma – Nd                                                   | -20,199 | 0,042  | <0,001 |
| Kl – Ph                                                   | -11,555 | 0,145  | <0,001 |
| Kl – Mu                                                   | -14,769 | 0,217  | <0,001 |
| Kl – Jk                                                   | -14,447 | 0,204  | <0,001 |
| Kl – Sl                                                   | -20,816 | 0,152  | <0,001 |
| Kl – Nd                                                   | -20,573 | 0,196  | <0,001 |
| Ph – Mu                                                   | -10,110 | 0,117  | <0,001 |
| Ph – Jk                                                   | -8,585  | 0,085  | <0,001 |
| Ph – Sl                                                   | -14,130 | 0,092  | <0,001 |
| Ph – Nd                                                   | -17,026 | 0,134  | <0,001 |
| Mu – Jk                                                   | -7,701  | -0,063 | <0,001 |
| Mu – Sl                                                   | -16,505 | 0,091  | <0,001 |
| Mu – Nd                                                   | -15,882 | 0,103  | <0,001 |
| Jk – Sl                                                   | -9,522  | 0,048  | <0,001 |
| Jk – Nd                                                   | -9,127  | 0,053  | <0,001 |
| Sl – Nd                                                   | -13,406 | 0,055  | <0,001 |

sürjametsade küllaltki hea eristumine muude kasvukohatüüpide kooslustest; nad hõlmavad ordinatsioonitasandil selle keskosa ja ülemise poole (joonis 2). Sürjametsade liigilise koosseisu kattuvust võib täheldada vaid pohla, sinilille ja naadi kasvukohatüübi kooslustega, ent väga piiratud ulatuses.



Joonis 2. Kasvukohatüüpide tsentroidide (Lõhmus, 1984) ja käesolevas töös kirjeldatud taimekoosluste alustaimestu ordinatsiooniskeem peakomponentanalüüsi põhjal. Tähistused: p – olulisustõenäosus, MKKT – metsakasvukohatüüp, Ma – maasika, Kl – kastikuloo (tsentroid 1; tsentroidi paiknemine on märgitud ristiga), Ph – pohla (2), Mu – mustika (3), Jk – jänsekapsa (4), Sl – sinilille (5), Nd – naadi (6).

Figure 2. Ordination of typical descriptions (centroids) of forest site type ground vegetation (Lõhmus, 1984) and sampled relevés by the principal component analysis. Notations: omaväärtus – eigenvalue, p – significance level; MKKT – forest site type (FST), Ma – *Fragaria*, Kl – *Calamagrostis-alvar* (centroid 1; location of centroid is marked with cross), Ph – *Vaccinium* (2), Mu – *Myrtillus* (3), Jk – *Oxalis* (4), Sl – *Hepatica* (5), Nd – *Aegopodium* (6).

Sürjametsade statistiliselt oluliste ( $p < 0,05$ ) indikaatorliikidena tulevad esile mitmed kõrrelised: harilik kastehein (*Agrostis capillaris*), lõhnav maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*), harilik kerahein (*Dactylis glomerata*), harilik aruhein (*Festuca pratensis*) ja aasnurmikas (*Poa pratensis*), lisaks veel pehme madar (*Galium mol-*

lugo), maamõõl (*Geum urbanum*), harilik äiatar (*Knautia arvensis*), harilik võsalill (*Moehringia trinervia*), jänesealat (*Mycelis muralis*), punane sõstar (*Ribes rubrum*), metsmaasikas (*Fragaria vesca*), harilik võilill (*Taraxacum officinalis* coll.), harilik palderjan (*Valeriana officinalis*) ja külmamailane (*Veronica chamaedrys*) (tabel 1).

Kui pöörata tähelepanu sürjametsadele iseloomulike liikide elustrateegiale (tabel 3), selgub et 40,0% on neist konkurentsitugevad taimed, 35,0% konkurents- ja stressitugevad ruderaaltaimed, 10% konkurents- ja stressitugevad taimed, 5,0% ruderaaltaimed, 2,5% konkurentsitugevad ruderaaltaimed; 7,5% liikide elustrateegiat pole määratletud.

Tabel 3. Sürjametsa kooslustele iseloomulike taimeliikide indikaatorväärtuse olulisustõenäosus (p), elustrateegia (Frank & Klotz, 1988) ning hemeroobsus (Kukk, 1999). Puurinde liikide perekonnanimi on kirjutatud suurte tähtedega. Elustatreegia: c – konkurentsitugev, s – stressitugev, r – ruderaaltaim; hemeroobsus: HF – hemerofoob, HE – hemeradiafoor, AP – apofüüt, AN – antropofüüt.

Table 3. Significance level (p) of the indicator value of species characteristic to the hillock forests, ecological strategy (Frank & Klotz, 1988) and hemeroby (Kukk, 1999) of these species. Genus name of tree layer species is written with block letters. Ecological strategies: c – competitors, s – stress tolerators, r – ruderals; hemeroby: HF – hemerophob, HE – hemeradiaphor, AP – apophyt, AN – anthropophyt.

| Liik<br>Species             | p     | Elu-<br>strateegia<br>Ecological<br>strategy | Heme-<br>roobsus<br>Heme-<br>roby |
|-----------------------------|-------|----------------------------------------------|-----------------------------------|
| <i>Agrostis capillaris</i>  | 0.047 | cs                                           | AP                                |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | 0.361 | csr                                          | AP                                |
| <i>Alnus incana</i>         | 0.253 | c                                            | AP                                |
| <i>ALNUS incana</i>         | 0.481 | c                                            | AP                                |
| <i>Antennaria dioica</i>    | 0.161 | csr                                          | AP                                |

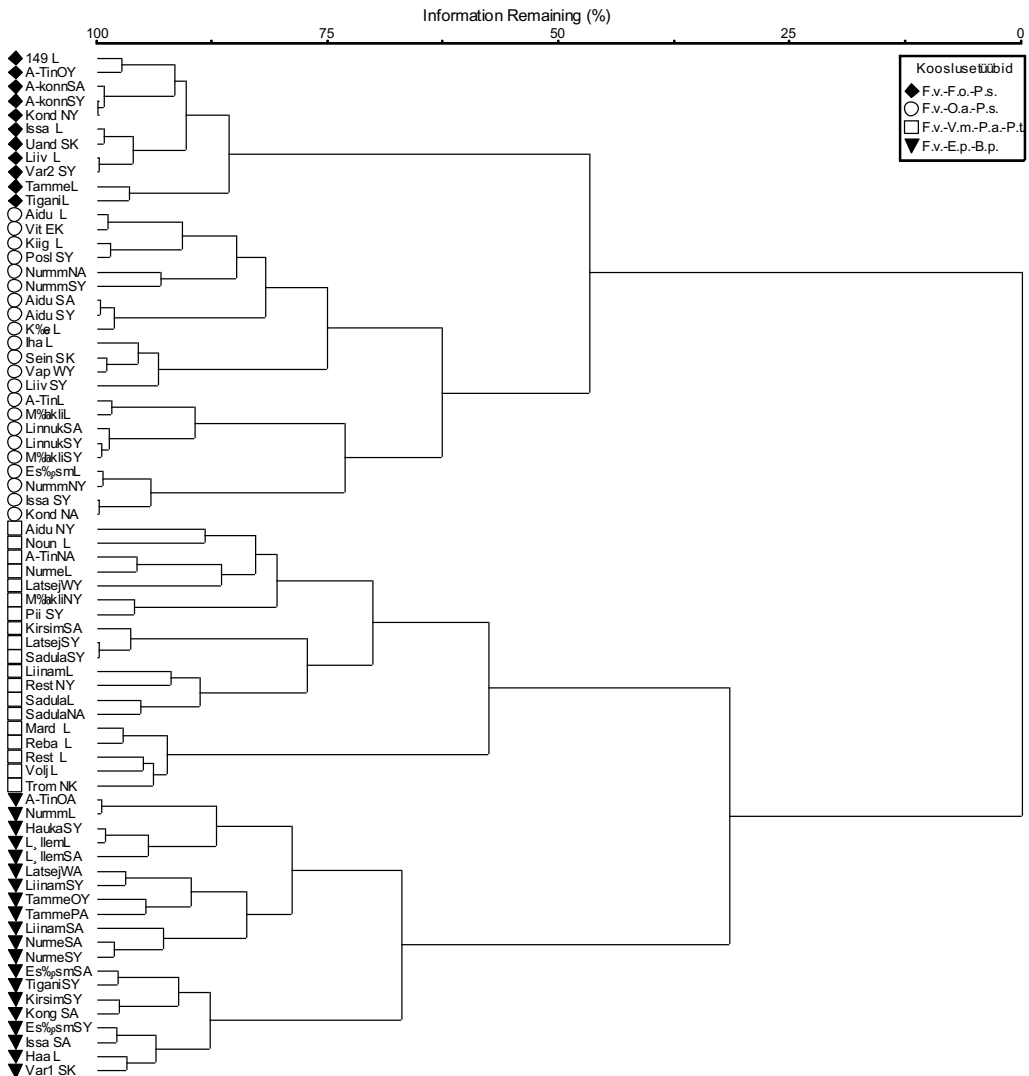
| Liik<br>Species               | p      | Elu-<br>strateegia<br>Ecological<br>strategy | Heme-<br>roobsus<br>Heme-<br>roby |
|-------------------------------|--------|----------------------------------------------|-----------------------------------|
| <i>Anthoxanthum odoratum</i>  | 0.031  | csr                                          | AP                                |
| <i>Anthriscus sylvestris</i>  | 0.003  | c                                            | AP                                |
| <i>Centaurea jacea</i>        | 0.114  | c                                            | AP                                |
| <i>Chimaphila umbellata</i>   | 0.472  | csr                                          | HF                                |
| <i>Dactylis glomerata</i>     | 0.008  | cs                                           | HE                                |
| <i>Epipactis helleborine</i>  | 0.388  | csr                                          | HE                                |
| <i>Festuca gigantea</i>       | 0.235  | cs                                           | HE                                |
| <i>Festuca pratensis</i>      | 0.045  | c                                            | AP                                |
| <i>Frangula alnus</i>         | 0.217  | c                                            | HE                                |
| <i>Fragaria vesca</i>         | <0.001 | csr                                          | AP                                |
| <i>Galium mollugo</i>         | 0.025  | c                                            | AP                                |
| <i>Geum urbanum</i>           | 0.013  | csr                                          | AP                                |
| <i>Impatiens noli-tangere</i> | 0.288  | sr                                           | HE                                |
| <i>Knautia arvensis</i>       | 0.005  | c                                            | AP                                |
| <i>Leontodon hispidus</i>     | 0.478  | csr                                          | AP                                |
| <i>Libanotis montana</i>      | 0.159  | -                                            | HE                                |
| <i>Lychnis viscaria</i>       | 0.274  | csr                                          | AP                                |
| <i>Melampyrum nemorosum</i>   | 0.073  | -                                            | HE                                |
| <i>Moehringia trinervia</i>   | 0.006  | csr                                          | HE                                |
| <i>Mycelis muralis</i>        | 0.008  | csr                                          | HE                                |
| <i>PADUS avium</i>            | 0.123  | c                                            | HE                                |
| <i>Poa compressa</i>          | 0.057  | csr                                          | AP                                |
| <i>Poa nemoralis</i>          | 0.138  | csr                                          | HE                                |
| <i>Poa pratensis</i>          | 0.020  | c                                            | AP                                |
| <i>Quercus robur</i>          | 0.167  | c                                            | HE                                |
| <i>Ranunculus acris</i>       | 0.124  | c                                            | AP                                |
| <i>Ribes rubrum</i>           | 0.032  | c                                            | AN                                |
| <i>SALIX caprea</i>           | 0.272  | c                                            | AP                                |
| <i>Silene vulgaris</i>        | 0.257  | csr                                          | AP                                |
| <i>SORBUS aucuparia</i>       | 0.239  | c                                            | AP                                |
| <i>Stellaria media</i>        | 0.136  | cr                                           | AP                                |
| <i>Taraxacum</i> spp. coll.   | 0.004  | -                                            | AN                                |
| <i>Trifolium arvense</i>      | 0.479  | sr                                           | AP                                |
| <i>Valeriana officinalis</i>  | 0.030  | c                                            | AP                                |
| <i>Veronica chamaedrys</i>    | 0.047  | cs                                           | AP                                |

Hemeroobsuse ehk inimtegevuse taluvuse poolest on 62,5% sürjametsadele iseloomulikest liikidest mõõdukat kuni tugevat inimõju eelistavad apofüüdid (tabel 3), punane sõstar ja võilill esindavad isegi antropofüüte (inimtegevusega kaaslevad liigid), 30,0% liikidest on hemeradiafoorid (inimtegevuse suhtes teatava määrani ükskõiksed liigid), 5,0% ehk kaks liiki (*Ribes rubrum* ja *Taraxacum* spp. coll.) on antropofüüdid (sissetoodud, inimtegevusega kaaslevad liigid), hemerofoob-

seid (kultuuripagejad) liike esindab vaid salu-siumari, mis nagu nimigi ütleb on tüüpiline salutaim.

Ajaloolise järjepidevuse seisukohast on suurem osa (55,6%) sürjametsi kasvanud endiste võsametsade asemele või poolavatud metsastunud aladele, sageli ka varasematele põllu- või heinamaadele (36,1%); püsिमetsadena on sürjametsadest kvalifitseeritavad vaid 8,3%.

Klassifitseerides maasika kasvukoha tüüpi esindavad sürjametsade 72 kooslust



Joonis 3. Sürjametsade klasteranalüüsi dendrogramm. Kooslusetüüpide eristamine.

Figure 3. Dendrogram of hillock forests cluster analysis. Differentiation of community types.

eraldi omaette valimina, rühmituvad need neljaks kooslusetüübiks (joonis 3). Esimesed kaks hõlmavad männikuid, kolmas kooslusetüüp kuuse-haava segametsi ja neljas kaasikuid. Esimese tüübi kooslustes moodustab alusmetsa peamiselt kuusk (*Picea abies*), vähem on vahtraid (*Acer platanoides*) ja tammi (*Quercus robur*). Põõsarinde liikidest on kõige arvukam harilik pihlakas (*Sorbus aucuparia*), kuid kasvab ka sarapuid (*Corylus avellana*), harilikke paakspuid (*Frangula alnus*), harilikke kuslapuid (*Lonicera xylosteum*), magesõstraid (*Ribes alpinum*; tabel 4). Rohurindes on suurima katvusega metsmaasikas, kaas-

dominantideks aga jänesekapsas (*Oxalis acetosella*), lillakas (*Rubus saxatilis*), võnk-kastevars (*Deschampsia flexuosa*) ja kilpjalg (*Pteridium aquilinum*). Samblakate on suhteliselt tihe, palusambla (*Pleurozium schreberi*) katvus on ligi 40%. Olulisteks indikaatorliikideks osutuvad puurinde järelkasvus esinev kuusk, lõhnav maarjahein, lamba-aruhein (*Festuca ovina*), kandiline naistepuna (*Hypericum maculatum*), harilik karutubakas (*Pilosella officinarum*) ja laanelill (*Trientalis europaea*), sammaldest lainjas kaksikhammas (*Dicranum polysetum*) ja palusammal.

Tabel 4. Sürjametsa kooslusetüüpide tsentroidid. Kooslusetüübid: F.v.-F.o.-P.s. – metsmaasika-lamba-aruheina-männik, F.v.-O.a.-P.s. – metsmaasika-jänesekapsa-männik, F.v.-V.m.-P.a.-P.t. – metsmaasika-imekannikese-kuuse-haava segamets, F.v.-E.p.-B.p. – metsmaasika-aasosja-kaasik. Muud tähistused: X – ohtruse keskvärtus, SH – selle standardhälve; esitatud on ainult liigid, mille ohtrus vähemalt ühes kooslusetüübis on >0,5 või millel on oluline indikaatorvärtus, \* – statistiliselt oluline ( $p < 0,05$ ) indikaatorliik.

Table 4. Centroids of hillock forests community types. Community types: F.v.-F.o.-P.s. – *Fragaria vesca*-*Festuca ovina*-*Pinus sylvestris*, F.v.-O.a.-P.s. – *Fragaria vesca*-*Oxalis acetosella*-*Pinus sylvestris*, F.v.-V.m.-P.a.-P.t. – *Fragaria vesca*-*Viola mirabilis*-*Picea abies*-*Populus tremula*, F.v.-E.p.-B.p. – *Fragaria vesca*-*Equisetum pratense*-*Betula pendula*. Other notations: X – mean abundance, SH – its standard deviation; only species with mean abundance value >0.5% in at least communities of one type or species with significant indicator value are presented, \* – significant ( $p < 0.05$ ) indicator species.

|                                        | Kooslusetüüp / Community type |                |                     |                |
|----------------------------------------|-------------------------------|----------------|---------------------|----------------|
|                                        | F.v.-F.o.-P.s.                | F.v.-O.a.-P.s. | F.v.-V.m.-P.a.-P.t. | F.v.-E.p.-B.p. |
| Koosluste arv<br>Number of communities | 11                            | 21             | 19                  | 21             |
|                                        | X±SH                          | X±SH           | X±SH                | X±SH           |
| Liikide arv<br>Number of species       | 58±11                         | 54±10          | 51±9                | 59±7           |
|                                        | Puurinne / Tree layer         |                |                     |                |
| Liikide arv<br>Number of species       | 4±1                           | 5±2            | 6±2                 | 6±2            |
| ALNUS INCANA                           | 0,3±0,7                       | 0,4±0,7        | 2,0±3,6             | 0,7±1,3        |
| BETULA PENDULA                         | 3,9±5,8                       | 2,7±3,0        | 3,6±3,9             | 10,3±5,6*      |
| CORYLUS AVELLANA                       | 0,3±0,6                       | 0,2±0,5        | 0,7±1,1             | 0,2±0,7        |
| PADUS AVIUM                            | -                             | 0,3±1,0        | 0,3±1,3             | 0,5±1,0        |
| PICEA ABIES                            | 5,2±6,4*                      | 6,8±6,6        | 5,4±6,9             | 1,9±2,8        |
| PINUS SYLVESTRIS                       | 12,3±9,2                      | 15,3±7,4*      | 3,2±4,6             | 5,4±4,1        |
| POPULUS TREMULA                        | 1,5±5,0                       | 0,2±0,9        | 5,3±6,2*            | 1,6±2,2        |
| QUERCUS ROBUR                          | 0,2±0,3                       | 0,1±0,2        | 0,2±0,4             | 0,7±1,2*       |

|                                                                        | Kooslusetüüp / Community type |                |                     |                 |
|------------------------------------------------------------------------|-------------------------------|----------------|---------------------|-----------------|
|                                                                        | F.v.-F.o.-P.s.                | F.v.-O.a.-P.s. | F.v.-V.m.-P.a.-P.t. | F.v.- E.p.-B.p. |
| Puurinde järelkasv ja põõsarinne / Tree layer regrowth and shrub layer |                               |                |                     |                 |
| Liikide arv<br>Number of species                                       | 9±4                           | 9±3            | 8±2                 | 9±2             |
| <i>ACER platanoides</i>                                                | 0,7±1,1                       | 0,9±1,5        | 3,5±7,0             | 1,8±2,5         |
| <i>ALNUS incana</i>                                                    | 0,2±0,4                       | 1,6±3,6        | 2,5±5,0             | 0,5±0,8         |
| <i>CORYLUS avellana</i>                                                | 2,9±4,3                       | 4,7±5,1        | 5,5±5,5             | 0,7±1,2         |
| <i>FRANGULA alnus</i>                                                  | 1,3±1,3                       | 0,9±1,2        | 0,2±0,3             | 2,0±2,9*        |
| <i>FRAXINUS excelsior</i>                                              | <0,1±0,1                      | <0,1±0,1       | 0,7±2,5             | 0,1±0,1         |
| <i>LONICERA xylosteum</i>                                              | 1,3±2,1                       | 1,8±4,0        | 0,9±1,3             | 0,9±1,3         |
| <i>PADUS avium</i>                                                     | 0,1±0,2                       | 1,0±1,5        | 0,8±1,3             | 0,5±0,9         |
| <i>PICEA abies</i>                                                     | 1,9±2,1                       | 0,7±1,0        | 0,5±0,5             | 0,7±1,0         |
| <i>POPULUS tremula</i>                                                 | 0,1±0,2                       | 0,2±0,3        | 0,5±1,0             | 0,9±1,5         |
| <i>QUERCUS robur</i>                                                   | 0,6±0,7                       | 0,6±0,7        | 0,2±0,4             | 0,6±0,7         |
| <i>RIBES alpinum</i>                                                   | 0,9±1,4                       | 1,1±2,0        | 1,0±1,7             | 0,2±0,7         |
| <i>SORBUS aucuparia</i>                                                | 5,6±6,4                       | 4,8±4,8        | 3,6±3,9             | 3,7±2,5         |
| Puhma-rohurinne / Field layer                                          |                               |                |                     |                 |
| Liikide arv<br>Number of species                                       | 36±9                          | 29±10          | 27±6                | 33±6            |
| Üldkatvus / Total cover                                                | 27±21                         | 29±19          | 30±17               | 21±11           |
| <i>Actaea spicata</i>                                                  | <0,1±0,1                      | 0,1±0,1        | 0,6±0,9*            | 0,1±0,1         |
| <i>Aegopodium podagraria</i>                                           | 0,8±2,5                       | <0,1±<0,1      | 0,9±2,0             | 0,4±1,0         |
| <i>Agrostis capillaris</i>                                             | 0,6±1,2                       | 0,5±2,3        | <0,1±0,1            | 0,5±0,8         |
| <i>Anemone nemorosa</i>                                                | 0,7±2,1                       | <0,1±<0,1      | <0,1±<0,1           | 0,2±0,9         |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i>                                           | 0,6±1,1*                      | 0,1±0,3        | <0,1±<0,1           | 0,2±0,7         |
| <i>Anthriscus sylvestris</i>                                           | 0,2±0,4                       | 0,3±1,1        | 1,0±1,8             | 0,4±0,8         |
| <i>Calamagrostis arundinacea</i>                                       | 0,3±0,8                       | 0,6±1,5        | 0,1±0,3             | <0,1±<0,1       |
| <i>Campanula patula</i>                                                | 0,1±0,2                       | <0,1±<0,1      | 0,3±0,5*            | <0,1±<0,1       |
| <i>Carex digitata</i>                                                  | 0,7±1,0                       | 1,2±1,7*       | 0,1±0,2             | 0,2±0,4         |
| <i>Clinopodium vulgare</i>                                             | -                             | <0,1±0,1       | 0,4±1,0*            | 0,1±0,3         |
| <i>Convallaria majalis</i>                                             | 0,2±0,6                       | 0,6±1,7        | 1,8±4,4             | <0,1±0,1        |
| <i>Dactylis glomerata</i>                                              | 0,7±1,9                       | 1,3±3,4        | <0,1±0,1            | 0,3±0,7         |
| <i>Deschampsia flexuosa</i>                                            | 2,2±7,2                       | 0,1±0,4        | <0,1±<0,1           | 0,1±0,5         |
| <i>Dryopteris carthusiana</i>                                          | <0,1±<0,1                     | 0,2±0,5        | 0,5±1,7             | 0,1±0,3         |
| <i>Epilobium montanum</i>                                              | <0,1±<0,1                     | <0,1±<0,1      | 0,1±0,2*            | <0,1±<0,1       |
| <i>Epipactis helleborine</i>                                           | <0,1±<0,1                     | <0,1±<0,1      | 0,5±1,1*            | <0,1±<0,1       |
| <i>Equisetum pratense</i>                                              | 0,3±0,8                       | 0,6±1,1        | 0,4±1,3             | 1,2±2,0*        |
| <i>Equisetum sylvaticum</i>                                            | 1,8±5,0                       | -              | 0,1±0,2             | 1,1±3,6         |
| <i>Festuca gigantea</i>                                                | -                             | <0,1±<0,1      | 2,0±5,2*            | -               |
| <i>Festuca ovina</i>                                                   | 1,6±2,4*                      | 0,5±0,8        | <0,1±<0,1           | 0,6±1,7         |

|                                  | Kooslusetüüp / Community type |                |                     |                |
|----------------------------------|-------------------------------|----------------|---------------------|----------------|
|                                  | F.v.-F.o.-P.s.                | F.v.-O.a.-P.s. | F.v.-V.m.-P.a.-P.t. | F.v.-E.p.-B.p. |
| <i>Festuca rubra</i>             | 0,3±1,1                       | <0,1±<0,1      | 1,5±4,0*            | <0,1±<0,1      |
| <i>Fragaria vesca</i>            | 5,6±3,1                       | 6,1±5,7        | 2,5±2,5             | 5,3±6,0        |
| <i>Galeobdolon luteum</i>        | 0,6±0,9                       | 0,7±1,8        | 0,2±0,7             | -              |
| <i>Galium album</i>              | 0,3±0,4                       | <0,1±0,1       | <0,1±0,1            | 0,2±0,4*       |
| <i>Gymnocarpium dryopteris</i>   | -                             | <0,1±<0,1      | 3,3±5,4*            | 0,1±0,6        |
| <i>Hepatica nobilis</i>          | 1,4±3,2                       | 2,9±4,3*       | -                   | 0,2±0,8        |
| <i>Hypericum maculatum</i>       | <0,0±0,1*                     | -              | <0,1±<0,1           | <0,1±<0,1      |
| <i>Libanotis montana</i>         | <0,1±<0,1                     | <0,1±<0,1      | 0,1±0,1*            | -              |
| <i>Luzula pilosa</i>             | 0,5±0,5                       | 0,6±0,7*       | 0,1±0,1             | 0,2±0,4        |
| <i>Maianthemum bifolium</i>      | 0,5±1,0                       | 0,3±0,6        | 0,1±0,3             | 0,1±0,3        |
| <i>Matteuccia struthiopteris</i> | -                             | <0,1±<0,1      | 0,1±0,2*            | -              |
| <i>Melampyrum nemorosum</i>      | 1,0±2,2                       | 0,1±0,2        | <0,1±0,1            | 0,8±1,5        |
| <i>Melampyrum pratense</i>       | 0,4±1,0*                      | 0,2±0,5        | <0,1±<0,1           | 0,1±0,4        |
| <i>Melampyrum sylvaticum</i>     | 0,4±1,1                       | 0,1±0,4        | 3,1±12,5            | -              |
| <i>Melica nutans</i>             | 0,8±1,4                       | 1,0±1,6        | 0,2±0,6             | 0,4±0,9        |
| <i>Orthilia secunda</i>          | 0,3±0,6                       | 0,2±0,3        | 4,8±7,9*            | <0,1±0,1       |
| <i>Oxalis acetosella</i>         | 2,7±3,9                       | 8,3±14,4*      | 0,5±1,0             | 0,6±1,4        |
| <i>Pilosella officinarum</i>     | 0,1±0,3*                      | <0,1±<0,1      | -                   | <0,1±<0,1      |
| <i>Poa nemoralis</i>             | <0,1±<0,1                     | 0,2±1,0        | 0,3±0,8             | 0,7±2,0        |
| <i>Poa pratensis</i>             | 0,2±0,4                       | 0,8±2,4        | <0,1±<0,1           | 0,3±0,6        |
| <i>Pteridium aquilinum</i>       | 2,0±4,1                       | 0,5±1,1        | 1,0±3,2             | 0,3±0,8        |
| <i>Ranunculus repens</i>         | <0,1±<0,1                     | <0,1±<0,1      | 1,4±2,2*            | 0,1±0,3        |
| <i>Rubus idaeus</i>              | 0,2±0,2                       | 1,8±3,2        | 3,3±5,6*            | 0,7±1,4        |
| <i>Rubus saxatilis</i>           | 2,4±3,8                       | 3,1±3,8        | 1,0±1,9             | 3,9±5,1        |
| <i>Sanicula europaea</i>         | <0,1±<0,1                     | -              | 0,5±2,1             | 0,1±0,5        |
| <i>Silene nutans</i>             | -                             | <0,1±<0,1      | <0,1±<0,1           | 0,1±0,3*       |
| <i>Silene vulgaris</i>           | -                             | -              | <0,1±<0,1*          | <0,1±<0,1      |
| <i>Solidago virgaurea</i>        | 0,1±0,2                       | 0,1±0,1        | 0,9±2,1             | 0,2±0,3        |
| <i>Trientalis europaea</i>       | 0,2±0,3*                      | 0,1±0,3        | -                   | <0,1±<0,1      |
| <i>Trifolium medium</i>          | <0,1±<0,1                     | <0,1±0,1       | 3,0±13,1            | 0,4±1,5        |
| <i>Urtica dioica</i>             | <0,1±<0,1                     | <0,1±0,1       | 4,2±8,7*            | 0,1±0,4        |
| <i>Vaccinium myrtillus</i>       | 1,4±2,4                       | 0,6±1,9        | 0,2±0,9             | 0,4±1,1        |
| <i>Vaccinium vitis-idaea</i>     | 0,5±1,0                       | 0,1±0,5        | 0,8±3,7             | <0,1±<0,1      |
| <i>Valeriana officinalis</i>     | <0,1±<0,1                     | <0,1±<0,1      | 0,3±0,6*            | 0,1±0,2        |
| <i>Veronica chamaedrys</i>       | 0,8±1,0                       | 1,2±1,8        | 0,2±0,6             | 0,7±1,3        |
| <i>Viola mirabilis</i>           | <0,1±0,1                      | 0,1±0,6        | 7,8±16,9*           | <0,1±0,1       |



|                                    | Kooslusetüüp / Community type |                |                     |                 |
|------------------------------------|-------------------------------|----------------|---------------------|-----------------|
|                                    | F.v.-F.o.-P.s.                | F.v.-O.a.-P.s. | F.v.-V.m.-P.a.-P.t. | F.v.- E.p.-B.p. |
| Samblarinne / Moss layer           |                               |                |                     |                 |
| Liikide arv /<br>Number of species | 9±3                           | 12±4           | 10±3                | 11±4            |
| Üldkatvus / Total cover            | 40±20                         | 29±24          | 13±19               | 14±20           |
| <i>Atrichum undulatum</i>          | 0,1±0,2                       | 0,1±0,4        | 0,6±1,1*            | 0,2±0,5         |
| <i>Brachythecium oedipodium</i>    | 0,8±2,3                       | 2,3±6,9*       | <0,1±<0,1           | 0,1±0,3         |
| <i>Brachythecium rutabulum</i>     | 0,6±1,6                       | 0,4±1,3        | 0,1±0,4             | 0,2±0,6         |
| <i>Brachythecium salebrosum</i>    | 0,5±1,6                       | 0,1±0,3        | <0,1±0,2            | <0,1±0,1        |
| <i>Climacium dendroides</i>        | <0,1±<0,1                     | <0,1±<0,1      | <0,1±<0,1           | <0,1±0,1*       |
| <i>Dicranum polysetum</i>          | 0,4±0,6*                      | 0,1±0,4        | 0,3±1,2             | <0,1±<0,1       |
| <i>Dicranum scoparium</i>          | <0,1±<0,1                     | 0,1±0,2        | 1,7±5,1             | 0,2±0,5         |
| <i>Eurynchium angustirete</i>      | 0,4±0,8                       | 0,8±1,3        | 0,8±1,4             | 2,0±5,5         |
| <i>Eurynchium hians</i>            | <0,1±<0,1                     | 0,9±4,1        | 0,1±0,4             | <0,1±0,1        |
| <i>Herzogiella seligeri</i>        | <0,1±<0,1                     | <0,1±<0,1      | 3,2±12,8            | <0,1±<0,1       |
| <i>Hylocomium splendens</i>        | 5,1±6,3                       | 7,5±10,0*      | <0,1±<0,1           | 1,7±3,3         |
| <i>Plagiochila asplenioides</i>    | <0,1±<0,1                     | <0,1±0,1       | 0,4±1,0*            | 0,1±0,5         |
| <i>Plagiomnium affine</i>          | 0,1±0,2                       | 0,2±0,5*       | 0,1±0,2             | 0,1±0,2         |
| <i>Plagiomnium cuspidatum</i>      | 0,9±1,7                       | 0,1±0,3        | 0,2±0,4             | 0,3±0,4         |
| <i>Plagiothecium laetum</i>        | <0,1±<0,1                     | <0,1±<0,1      | 0,7±1,8             | <0,1±<0,1       |
| <i>Pleurozium schreberi</i>        | 38,9±16,4*                    | 9,0±7,0        | <0,1±<0,1           | 2,0±2,5         |
| <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>  | 0,7±2,2                       | <0,1±0,1       | 1,3±3,2             | 0,5±1,8         |
| <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>  | 0,6±1,3                       | 2,8±4,1        | 0,3±0,6             | 3,2±8,0         |
| <i>Scleropodium purum</i>          | -                             | 0,5±2,4        | -                   | -               |

Teise tüübi kooslustes esinevad puurinde järelkasvus vaher, hall lepp (*Alnus incana*), kuusk, haab (*Populus tremula*) ja tamm. Põõsarindes valitsevad sarapuu ja pihlakas; paakspuu, harilik kuslapuu, toomingas ja magesõstar esinevad väiksema sagedusega. Rohurindes on domineerivateks liikideks jänesekapsas ja metsmaasikas, küllaltki palju kasvab samuti lillakat ja sini-lilli. Samblarindes on suurim katvus laanikul (*Hylocomium splendens*) ja palusamblal, märkimist väärivad samuti metsakäharik ja lame lühikupar (*Brachythecium oedipodium*). Lisaks männile on kooslusetüübi indikaatorliikideks puhma-rohurindes sõrm-tarn (*Carex digitata*), sinilill ja jänesekapsas, samblarindes lame lühikupar ja harilik laanik.

Kuuse-haava segametsade (kolmas tüüp) põõsarindes kasvab sarapuu teiste kooslusetüüpidega võrreldes kõige enam. Puurinde järelkasvus on rohkesti vahtraid ja halle leppi, põõsarindele on omased samad liigid, mis eelmise tüübi kooslustes. Rohurindes paistavad silma imekannike, kõrvenõges (*Urtica dioica*), lakkleht (*Orthilia secunda*), kolmissõnajalg (*Gymnocarpium dryopteris*), mets-härghein (*Melampyrum sylvaticum*) ja suur aruhein (*Festuca gigantea*). Samblarinne on väga hõre, teistest veidi suurema katvusega kasvavad selles kohev ebaulmik (*Herzogiella seligeri*) ja niidukäharik (*Rhytidiadelphus squarrosus*). Puurindes on oluliseks indikaatorliigiks haab, alustaimestus salu-siumari, harilik kellukas (*Campanula patula*), harilik

mägimünt (*Clinopodium vulgare*), laialehine neiuvaip (*Epipactis helleborine*), suur aruhein, lamba-aruhein, kolmissõnajalg, roomav tulikas (*Ranunculus repens*), harilik vaarikas (*Rubus idaeus*), kõrvenõges ja imekannike, samblarindes harilik raunik (*Plagiochila asplenoides*).

Kaasikutes, viimase tüübi kooslustes, moodustavad alusmetsa peamiselt vaht-rad, haavad ja kuused, põõsarinde liikidest on arvukamad paakspuu ja pihlakas. Rohurindes on suurima katvusega liikideks metsmaasikas ja lillakas, hõredas samblarindes kähar salusammal, metsakäharik ja palusammal. Peamised indikaatorliigid on arukask (*Betula pendula*), tamm, paakspuu, aasosi (*Equisetum pratense*) ja valge madar (*Galium album*).

Dominant- ja indikaatorliikidest lähtudes võib kirjeldatud kooslusetüüpe nimetada järgmiselt:

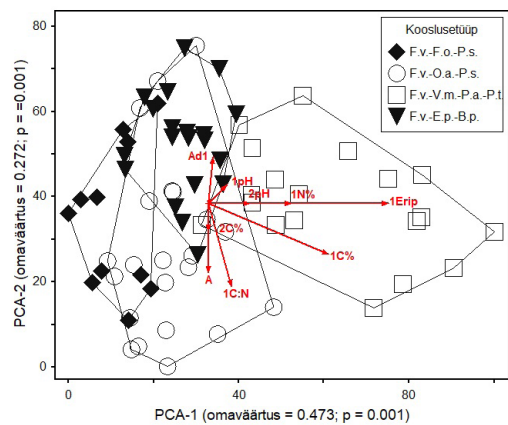
1. metsmaasika-lamba-aruheina-männik (*Fragaria vesca*-*Festuca ovina*-*Pinus sylvestris* tüüp);
2. metsmaasika-jänesekapsa-männik (*Fragaria vesca*-*Oxalis acetosella*-*Pinus sylvestris* tüüp);
3. metsmaasika-imekannikese-kuuse-haava segamets (*Fragaria vesca*-*Viola mirabilis*-*Picea abies*-*Populus tremula* tüüp);
4. metsmaasika-aasosja-kaasik (*Fragaria vesca*-*Equisetum pratense*-*Betula pendula* tüüp).

Metsmaasika-imekannikese-kuusehaava kooslused hõivavad ordinatsiooniskeemil selle parempoolse osa ja kattuvad vaid vähesel määral metsmaasika-jänesekapsa-männikutega ning metsmaasika-aasosja-kaasikutega (joonis 4). Ülejäänud kolme tüübi kooslused kattuvad omavahel küllaltki ulatuslikult, eriti metsmaasika-jänesekapsa-männikud ja metsmaasika-aasosja-kaasikud. MRPP testi alusel ilmneb siiski, et kõigi kooslusetüüpide liigiline struktuur on oluliselt ( $p < 0,001$ ; tabel 5) erinev.

Tabel 5. Sürjametsa kooslusetüüpide liigilise koosseisu sarnasus mitmese võrdluse permutatsioonitesti põhjal. Kooslusetüüpide tähistused nagu tabelis 4, muud tähistused nagu tabelis 3.

Table 5. Similarity of hillock forest types species content by the multi-response permutation procedure. Notations of forest types as in Table 4, other notations as in Table 3.

| Võrreldavad kooslusetüübid<br>Compared forest types | T       | A     | p      |
|-----------------------------------------------------|---------|-------|--------|
| F.v.-F.o.-P.s.-<br>F.v.-O.a.-P.s.                   | -9.046  | 0.059 | <0.001 |
| F.v.-F.o.-P.s.-<br>F.v.-V.m.-P.a.-P.t.              | -14.328 | 0.116 | <0.001 |
| F.v.-F.o.-P.s.-<br>F.v.-E.p.-B.p.                   | -13.910 | 0.102 | <0.001 |
| F.v.-O.a.-P.s.-<br>F.v.-V.m.-P.a.-P.t.              | -16.585 | 0.083 | <0.001 |
| F.v.-O.a.-P.s.-<br>F.v.-E.p.-B.p.                   | -12.755 | 0.059 | <0.001 |
| F.v.-V.m.-P.a.-P.t.-<br>F.v.-E.p.-B.p.              | -11.784 | 0.057 | <0.001 |



Joonis 4. Sürjametsa taimekoosluste ja nende mullaomaduste ordinatsiooniskeem peakomponentanalüüsi põhjal. Kooslusetüübid: F.v.-F.o.-P.s. – metsmaasika-lamba-aruheina-männik, F.v.-O.a.-P.s. – metsmaasika-jänesekapsa-männik, F.v.-V.m.-P.a.-P.t. – metsmaasika-imekannikese-kuusehaava segamets, F.v.-E.p.-B.p. – metsmaasika-aasosja-kaasik. Mullaomadused: A and Ad1 – vastavate

horisontide paksus (cm), pH – mulla pH KCl lahuses, N% ja C% – lämmastiku ja süsiniku sisaldus, C:N – süsiniku ja lämmastiku sisalduse suhe, Erip – mulla eripind ( $\text{m}^2\text{g}^{-1}$ ), 1 – A või Ad1 horisont, 2 – sellele järgnev horisont.

Figure 4. Ordination biplot of hillock forest communities and their soil properties by the principal component analysis. Community types: F.v.-F.o.-P.s. – *Fragaria vesca*–*Festuca ovina*–*Pinus sylvestris*, F.v.-O.a.-P.s. – *Fragaria vesca*–*Oxalis acetosella*–*Pinus sylvestris*, F.v.-V.m.-P.a.-P.t. – *Fragaria vesca*–*Viola mirabilis*–*Picea abies*–*Populus tremula*, F.v.-E.p.-B.p. – *Fragaria vesca*–*Equisetum pratense*–*Betula pendula*. Soil properties: A and Ad1 – thickness of respective soil horizons (cm), pH – soil pH in KCl solution, N% and C% – nitrogen and carbon content, respectively, C:N – ratio of carbon and nitrogen content, Erip – soil special surface area ( $\text{m}^2\text{g}^{-1}$ ), 1 – A or Ad1 horizon, 2 – horizon next to him.

Koosluste varieeruvust kõige enam tingivaks mullaomaduseks osutub huumushorisondi eripinna väärtus (joonis 4), mis on kõige väiksem metsmaasika-lamba-aruheina-männikutes ning suurim metsamaasika-imekannikese-kuuse-haava segametsades. Sellega on tugevasti positiivselt korreleeritud ka mulla huumushorisondi huumuse- ( $r_{\text{Spearman}} = 0,76$ ,  $p < 0,05$ ), süsiniku- ( $r_{\text{Spearman}} = 0,76$ ,  $p < 0,05$ ) ja lämmastiksisaldus ( $r_{\text{Spearman}} = 0,73$ ,  $p < 0,05$ ). Mullaomaduste keskvaartuste võrdlemine dispersioonanalüüside alusel kinnitab aga, et eri tüüpi kooslustes on nende erinevus statistiliselt ebaoluline (tabel 6). Siiski võib tõdeda, et *Fragaria vesca*–*Festuca ovina*–*Pinus sylvestris*'e ja *Fragaria vesca*–*Viola mirabilis*–*Picea abies*–*Populus tremula* kooslusi esineb kõige enam näivleetunud mullal, *Fragaria vesca*–*Oxalis acetosella*–*Pinus sylvestris*'e ja *Fragaria vesca*–*Equisetum pratense*–*Betula pendula* kooslusi aga nii näivleetunud kui küllastumata sidus-liivmullal (tabel 6).

Tabel 6. Muldade omadused sürjametsa erinevat tüüpi kooslustes. Kooslusetüüpide tähistused nagu tabelis 4, muud tähistused: X – aritmeetiline keskmine, SH – selle standardhälve,  $p_{\text{ANOVA}}$  – olulisustõenäosus ühefaktorilise dispersioonanalüüsi põhjal, n – analüüside arv, A, Ad – A või Ad horisondi tüsedus (cm), 1 – A või Ad horisont, 2 – sellele järgnev muldhorisont,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  ja  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  – mulla happesus määratuna kaaliumkloriidi- ja vesileotisest, H%, C% ja N% – vastavalt huumuse, süsiniku ja lämmastiku protsentuaalne sisaldus, C:N – süsiniku- ja lämmastiksisalduse suhe. Erip – mulla eripind ( $\text{m}^2\text{g}^{-1}$ ). Mullaliigid: K – karbonaatne veeriseline muld, Ko – leostunud muld, KI – leetjas muld, LP – näivleetunud muld, Lsi – küllastumata sidus-liivmuld, LIIG – gleistunud keskmiselt leetunud leedemuld.

Table 6. Soil properties in communities of various hillock forest types. Notations of forest types as in Table 4, other notations: X – arithmetical mean, SH – standard error,  $p_{\text{ANOVA}}$  – significance level according to the one-way ANOVA, n – number of analyses, A, Ad – thickness of A or Ad horizon (cm), 1 – A or Ad horizon, 2 – the following horizon, respectively,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  and  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  – soil pH in KCl and water solution, H%, C% and N% – soil humus, carbon and nitrogen content, C:N – ratio of C and N content. Erip – soil special surface area ( $\text{m}^2\text{g}^{-1}$ ). Soil types: K – Calcaric Regosol, Ko – Calcaric Cambisol, KI – Calcic Luvisol, LP – Stagnic Luvisol, Lsi – Eutric Arenosol, LIIG – Gleyic Podzol.

| Mullaomadus<br>Soil property     | Kooslusetüüp / Community type |                |                     |                | $p_{\text{ANOVA}}$ |
|----------------------------------|-------------------------------|----------------|---------------------|----------------|--------------------|
|                                  | F.v.-F.o.-P.s.                | F.v.-O.a.-P.s. | F.v.-V.m.-P.a.-P.t. | F.v.-E.p.-B.p. |                    |
|                                  | X±SH                          | X±SH           | X±SH                | X±SH           |                    |
| A, Ad                            | 15,3±7,4                      | 15,3±5,8       | 20,0±9,2            | 17,5±11,6      | 0,335              |
| $\text{pH}_{\text{KCl}}$         | 4,7±1,1                       | 5,0±1,4        | 5,2±1,2             | 5,0±1,2        | 0,702              |
| $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ | 5,0±1,0                       | 5,3±1,5        | 5,6±1,2             | 5,3±1,2        | 0,600              |
| 1H%                              | 3,0±3,4                       | 3,5±2,2        | 3,7±2,5             | 2,6±0,9        | 0,481              |

| Mullaomadus<br><i>Soil property</i> | Kooslusetüüp / <i>Community type</i> |      |                |      |                         |      |                |      | P <sub>ANOVA</sub> |
|-------------------------------------|--------------------------------------|------|----------------|------|-------------------------|------|----------------|------|--------------------|
|                                     | F.v.-F.o.-P.s.                       |      | F.v.-O.a.-P.s. |      | F.v.-V.m.-<br>P.a.-P.t. |      | F.v.-E.p.-B.p. |      |                    |
|                                     | X±SH                                 |      | X±SH           |      | X±SH                    |      | X±SH           |      |                    |
| 1C%                                 | 1,7±1,9                              |      | 2,0±1,3        |      | 2,1±1,5                 |      | 1,5±0,5        |      | 0,482              |
| 1N%                                 | 0,1±0,1                              |      | 0,1±0,1        |      | 0,1±0,1                 |      | 0,1±0,1        |      | 0,597              |
| 1C:N                                | 15,6±9,4                             |      | 14,8±4,7       |      | 15,3±3,3                |      | 13,2±3,6       |      | 0,496              |
| 1Eripind                            | 32,1±15,3                            |      | 44,1±17,2      |      | 45,9±19,4               |      | 36,7±15,4      |      | 0,098              |
| 2pH <sub>KCl</sub>                  | 5,3±1,4                              |      | 5,3±1,5        |      | 5,5±1,3                 |      | 5,1±1,4        |      | 0,828              |
| 2pH <sub>H2O</sub>                  | 5,1±1,9                              |      | 5,6±1,6        |      | 6,1±1,3                 |      | 5,6±1,4        |      | 0,404              |
| 2H%                                 | 0,5±0,3                              |      | 0,7±0,3        |      | 0,6±0,3                 |      | 0,6±0,3        |      | 0,318              |
| 2C%                                 | 0,3±0,2                              |      | 0,4±0,2        |      | 0,3±0,2                 |      | 0,4±0,2        |      | 0,320              |
| 2Eripind                            | 21,3±10,8                            |      | 26,9±15,3      |      | 23,5±12,6               |      | 20,6±11,3      |      | 0,418              |
| Mullaliik<br><i>Soil type</i>       | n                                    | %    | n              | %    | n                       | %    | n              | %    |                    |
| K                                   | 1                                    | 9,1  | 4              | 19,0 | 3                       | 15,0 | 3              | 15,0 |                    |
| Ko                                  | 3                                    | 27,2 | 7              | 33,3 | 5                       | 25,0 | 2              | 10,0 |                    |
| KI                                  | 1                                    | 9,0  | -              | -    | 1                       | 5,0  | 1              | 5,0  |                    |
| LP                                  | 4                                    | 36,4 | 4              | 19,0 | 8                       | 40,0 | 7              | 35,0 |                    |
| Lsi                                 | 2                                    | 18,2 | 5              | 23,8 | 3                       | 15,0 | 7              | 35,0 |                    |
| LIIg                                | -                                    | -    | 1              | 4,8  | -                       | -    | -              | -    |                    |

Ajalooliselt on sürjametsi kujunenud kõige enam (55,6%) endiste võsametsade ja poolavatud metsastunud aladele, 36,1% aga varasematele heina- või põllumaadele; järjepidevalt metsaga kaetud alasid leidis

analüüsitud valimis vaid 8,3% (tabel 7), kusjuures *Fragaria vesca*–*Festuca ovina*–*Pinus sylvestris*’e ja *Fragaria vesca*–*Equisetum pratense*–*Betula pendula* kooslusi püsimeet-saaladel ei leitud.

Tabel 7. Sürjametsade ajalooline järjepidevus. Kooslusetüüpide nimetused nagu tabelis 4, n – koosluste arv.

Table 7. Historical continuity of hillock forests. Names of community types as in Table 4, n – number of communities. Continuous – old stands growing at locations that were covered by mature forest already at the end of the 19<sup>th</sup> and the beginning of 20<sup>th</sup> century, Transitional – old stands on former bushlands or semi-open woodlands, or positioned on transitional boundary areas of continuous forests, Agro – old secondary stands growing on former agricultural lands (fields or grasslands).

| Järjepidevus/Continuity | Kooslusetüüp/Community type |      |                |      |                     |      |                |      | Kokku/Total |      |
|-------------------------|-----------------------------|------|----------------|------|---------------------|------|----------------|------|-------------|------|
|                         | F.v.-F.o.-P.s.              |      | F.v.-O.a.-P.s. |      | F.v.-V.m.-P.a.-P.t. |      | F.v.-E.p.-B.p. |      | n           | %    |
|                         | n                           | %    | n              | %    | n                   | %    | n              | %    |             |      |
| Püsimeets/Continuous    | 2                           | 11,2 | 4              | 18,2 | -                   | -    | -              | -    | 6           | 8,3  |
| Siirdemets/Transitional | 5                           | 45,5 | 9              | 40,9 | 14                  | 73,7 | 12             | 60,0 | 40          | 55,6 |
| Agromets/Agro           | 4                           | 36,4 | 9              | 40,9 | 5                   | 26,3 | 8              | 40,0 | 26          | 36,1 |
| Kokku/Total             | 11                          | 100  | 22             | 100  | 19                  | 100  | 20             | 100  | 72          | 100  |

## Arutelu

Töö tulemused kinnitavad, et sürjametsad on vaatamata sarnasusele mitme teise kasvukohatüübi kooslusega oma liigilise koosseisu poolest siiski statistiliselt usaldatavalt eristatavad, ning lähtudes neile kõige iseloomulikumast indikaatorliigist, sobib sürjametsi hõlmavat kasvukohatüüpi nimetada (mets)maasika (*Fragaria vesca*) kasvukohatüübiks. Sarapuud, mis on varasemate autorite järgi (Ilves, 1953; Karu & Muiste, 1958; Katus & Tappo, 1965; Masing, 1966, 1969; Marvet, 1970; Laasimer & Masing, 1995) sürjametsade teine tunnusliik, on neis kooslustes keskmiselt küll veidi enam kui tüüpilistes sinilille või naadi kasvukohatüübi metsades, ent selle ohtrus on väga varieeruv ning see liik ei osutunud maasika kasvukohatüübi ega ka selle ühegi kooslusetüübi statistiliselt oluliseks indikaatorliigiks. Meie varasema analüüsi põhjal (Paal *et al.*, 2011) selgus, et sarapuu, mille rohkete esinemist metsa põõsarindes on Lippmaa (1933) ja Laasimer (1965) seostanud inimtegevuse mõjul kujunenud sekundaarsete metsakooslustega, on kõige iseloomulikum hoopiski püsimetsades. Harilikku kassikäppa (*Antennaria dioica*), mida Marvet (1970) on pidanud sürjametsade kolmandaks tähtsaks tunnusliigiks ning on selle alusel eristanud isegi omaette metsakasvukohatüübi, esines siin kirjeldatud ning analüüsitud kooslustevalimis vaid paaril korral väga väikese ohtrusega ning ka tema indikaatorvääratus osutus ebaoluliseks.

Nagu on märkinud E. Lõhmus (2004), kujutab enamik meie metsakooslusi antropogeensete suktessioonide mitmesuguseid järke, mis muudab nende objektiivse tüpiseerimise ning määramise looduses keerukaks. Viimasega on kooskõlas ka meie töös esile tulnud tõik, et algselt sürjametsadeks peetud 131 kooslusest klassifitseerus 59 muude kasvukohatüüpide metsadeks. Seda, et sürjametsad esindavad valdavalt sekundaarseid kooslusi, tõendab meie poolt läbi viidud vanade kaartide

põhine analüüs, mille alusel võib väita, et nende metsade kujunemine seondub suures määral, eriti liigendatud pinnamoega Lõuna-Eestis, endiste võsamaade metsastumisega (Paal *et al.*, 2011). Võsamaaks (sks *das Buschland*) nimetati ajutiselt viljakasvatuseks kasutatavat maad, mis ei kuulunud regulaarsesse külvikorda (Ligi, 1963). 17. sajandi lõpul oli võsamaade aletamisel puhkeperiood järgmise põllustamiseni umbes 30 aastat, 18. sajandi lõpuks lühenes see asustuse tihenemisest ja vana metsa aletamise piiramisest tulenevalt 15–20 aastani (Öpik, 1992; Meikar & Uri, 2000). 19. sajandi algul võtsid nn metsapõllud enda alla kolmandiku kuni poole põllumajanduslikult kasutatavast maast (Kahk, 1992). Lõuna-Eestis, kus aletamine ja kütise tegemine säilitasid tähtsa koha maaviljeluses ka veel 19. sajandil, olid selleks kasutatavad võsamaad talude vahel üsna korrapäraselt jagatud (Troska, 1987). Kui taludel oli piisavalt põllu-, karja- ja heinamaad, said talude päriseksostmise järel just võsamaadele kasvanud metsad talumetsade aluseks (Meikar & Uri, 2000).

P. Tomson (2007) on oma magistritöös uurinud maakasutuse muutusi Lõuna-Eestis Karula rahvuspargi näitel. Kaardipõhiste analüüside tulemusena on ta tuvastanud, et võsamaadeks jäeti eeskätt kühmud-kuplid, sest seal oli maaharimine keerukam. Võsamaad paiknesid peamiselt (53%) liivase lõimisega, leetunud muldadega aladel, või siis erosioonialadel (28%). Endiste võsamaade metsasus suurenes 20. sajandi esimesel poolel 10%, kolhoosiaja lõpuks oli neist metsastunud 74%, järgnevatel aastatel kasvas metsastumine 79%-ni. Võsamaadest, mis 20. sajandi alguseks metsastusid, paiknevad 70% leetunud muldadel, 10% leedemuldadel, 10% turvasmuldadel ja 6% erodeeritud muldadel, seejuures 54% metsadest kasvavad muldadel, mille lõimiseks on liiv. Nendest metsastunud võsamaadest on 60% männikud, 19% on kaasikud ja 17% kuusikud, muud puuliigid valitsevad 4% metsades. Inimmõjulise maastiku palumetsadest kuulub enamik jänese kapsa-pohla,



vähem jänesekapsa-mustika kasvukohatüüpi, kuivi tüüpilisi põhlapalusid esineb vähem. Kui põlisel metsamaal Karulas sinilille ja naadi kasvukohatüübi metsad peaaegu puuduvad, siis inim mõjulisel maastikul on mõlemad esindatud.

Võsamaade aletamisega on seletatav ka kasvukohatingimuste suhtes nõudlikumate nemoraalsete liikide esinemine sūrjametsades. Vahetult aletamise järel suureneb pH mulla ülemistes horisontides kuni kahe ühiku võrra, suureneb samuti mulla alustesisaldus ja küllastusaste ent üldine lämmastiksisaldus väheneb, mille tagajärjel muutub süsiniku-lämmastiku suhte taimede kasvule soodsamaks. Hiljem hakkab valdama leostumine ja lessiveerumine ning intensiivistub leetumine (Reintam, 1995; Mander & Reintam, 2001; Matas, 2004). Siinses töös analüüsiti üksnes suhteliselt vanu metsi, kus mullahorisontide pH muutused on juba tasandunud, kuid süsiniku-lämmastiku suhte kahanemine on põlismetsadega võrreldes siiski hoomatav.

Konkurentsivõimeliste paindliku elustateegiaga ning mõõdukat kuni tugevat inim mõju taluvate liikide (apofüütide) suhteliselt suur osatähtsus sūrjametsade alustaimestus on seletatav lisaks metsade suktessioonilisele seisundile sūrjametsade fragmentaarse esinemisega väikesepinnalistel positiivsetel pinnavormidel, kus nad sageli on ümbritsetud põllu-, heina- või karjamaadest, mille liigifond avaldab sūrjametsadele tugevat ääreefekti (Herlin, 2001; Harper *et al.*, 2005; Liira *et al.*, 2007; Sepp & Liira, 2009). Inimtegevuse märgatav mõju sūrjametsade liigilisele koosseisule ilmnes ka meie varasemate uuringute alusel, mis käsitlesid Karula ja Otepää kõrgustikel kasvavaid sūrjametsi (Paal *et al.*, 2004a, 2004b). Vaatamata sealsete metsade üsna kõrgele vanusele, võib nende liigiline koosseis olla mõjutatud samuti väljasuremisvõlast (Paal *et al.*, 2011), mille kohaselt hoolimata kasvukohatingimuste muutumisest osale taimeliikidele ebasobivaks ei kao nad kooslusest ühekorraga, vaid järk-järgult vastavalt oma talumisvõimele

(Tilman *et al.*, 1994; Ovaskainen & Hanski, 2004; Kuussaari *et al.*, 2009).

Arvestades seda, et sūrjametsad esindavad valdavalt inimtegevusest põhjustatud suktessioonide mitmesuguseid järke, jõuame tagasi järgmise küsimuse juurde: kas sūrjametsade eristamine omaette tüübiriühmana on põhjendatud, või tuleks vastavaid metsi käsitleda muude ökoloogiliselt lähedaste klassifikatsiooniüksuste ajutiste tekistüüpidega?

Ehkki dünaamilise metsatüpoloogia koolkond (Aichinger, 1954; Kolesnikov, 1974; Arnborg, 1960; Sukachev, 1972) taotleb, et metsatüüp hõlmaks temasse kuuluvate puistute kõiki arengustaadiume, on selle printsiibi järjekindel rakendamine piiratud teadmiste tõttu sageli takistatud. Seetõttu nõustume E. Lõhmusega, kes on küll soovitanud puistute „ontogeneesile“ tuginevat klassifikatsiooni, mis võimaldaks kõige paremini iseloomustada dünaamilisi metsa- ja raiesmikekooslusi kogu nende mitmekesisuses ja vastastikusel sõltuvuses, kuid märgib samas, et „tuleb toetada paljude tuntud tüpoloogide /.../ nõuet kitsaste, seesmiselt homogeensete, bioloogiliselt ning metsamajanduslikult niivõrd ühetaoliste tüüpide eraldamiseks, millede edasine jaotamine metsamajanduslikel eesmärkidel enam ei oleks vajalik. Oleme seisukohal, et ainsaks oluliseks tüpoloogilise põhiühiku mahtu piiravaks tingimuseks on nende määratavus looduses, selge identifitseerimise võimalikkus“ (Lõhmus, 1969). Loodetavasti pakuvad siinses töös esitatud maasika kasvukohatüübi metsade taimkatte indikaatorliikide ja mullaomaduste esiletoomine selleks senisest objektiivsema aluse. Võttes aga arvesse sūrjametsade väikest pindala ja nende küllaltki suurt sarnasust tüpoloogiliselt lähedaste pohla, sinilille ja naadi kasvukohatüübi kooslustega, ei eelda see sūrjametsades mingite eripäraste metsamajanduslike võtete rakendamist, mistõttu metsamajanduse planeerimise seisukohast vajadus nende omaette kasvukohatüübina eristamiseks ilmselt puudub. Küll aga on



õigustatud sürjametsade aktsepteerimine meie metsade mitmekesisuse käsitlemise ning selle kaitse seisukohast, eriti silmas pidades loodusdirektiiviga kogu Euroopas esile tõstetud ja väärtustatud elupaigatüüpi „9060 Okasmetsad moreenikõrgendikel“, mida Eestis esindavad just sürjametsad (Paal, 2007).

Soomes on analoogseid metsi käsitletud oosimetsade nimetuse all (Jalas, 1950; Rajakorpi, 1987; Heikkinen, 1991), seega on nende topograafiline määratlus kitsam kui Eestis.

Lätis on Eesti sürjametsadele vastava klassifikatsiooniüksuse eristanud K. Bušs (1997), kinnitades seega L. Laasimeri & V. Masingu (1995) oletust sürjametsade esinemisest Eestist lõuna pool. K. Bušs (1997) kirjeldab *Hylocomiosa*-metsatüübirühma raames *dižsils*-alarühma, märkides seejuures, et rühma kuuluvaid metsi esineb harva ja ainult Zemgale künklikul tasandikul, kus muld on tüse, nõrgalt, mõnikord ka keskmiselt leetunud, lõimiseks on saviiliiv või liivsavi karbonaadirikkal liivsavi, savil, harvem saviliival. Puistu koosseisus valitseb mänd, millega seguneb veidi kaske ja laialehiseid liike, eeskätt tamme. Teises rindes kasvavad sageli tamm, vaher, jalakas ja saar. Mõõdukalt kuni väga tiheda põõsarinde moodustavad sarapuu, harilik paakspuu, harilik kuslapuu, harilik lodjapuu (*Viburnum opulus*), harilik kadakas (*Juniperus communis*), harilik pihlakas ja türnpuu (*Rhamnus catharticus*). Alustaimestu puhma-rohurindes on tüüpilised harilik naat (*Aegopodium podagraria*), harilik mailane (*Veronica officinalis*), püsigeljarohi (*Mercurialis perennis*), sulg-aruluste (*Brachypodium pinnatum*), metsmaasikas, harilik mustikas (*Vaccinium myrtillus*), vesihein (*Stellaria media*), metstarn (*Carex sylvatica*); samblarindes metsakäharik, harilik laanik, lainjas lehiksammal (*Plagiomnium undulatum*) ja harilik roossammal (*Rhodobryum roseum*). Raiesmikke katab kiiresti tihe rohurinne ja mänd ei suuda looduslikult ise taastuda või siis on männiku taastumine väga pikaajaline protsess.

## Kasutatud kirjandus

- Aichinger, E. 1954. Static and dynamic considerations in plant sociological research. (Statische und dynamische Betrachtung in der pflanzensoziologischen Forschung). – Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH Rübel in Zürich, 29, 9–28. (In German).
- Arnborg, T. 1960. Can we find a common platform for the different schools of forest type classification? – *Silva Fennica*, 105, 13–15.
- Bušs, K. 1997. Forest ecosystems classification in Latvia. – *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences, Section B*, 51, 204–218.
- Dufrène, M., Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs*, 67, 345–366.
- Frank, D., Klotz, S. 1988. Biological-ecological data on the flora of the GDR. (Biologisch-ökologischen Daten zur Flora der DDR). Halle (Saale), Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, P35, 1988/60, 1–103. (In German).
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Broszofske, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S., Esseen, P.-A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. – *Conservation Biology*, 19, 768–782.
- Heikkinen, R.K. 1991. Multivariate analysis of esker vegetation in southern Häme, S Finland. – *Annales Botanici Fennici*, 28, 201–224.
- Herlin, I.S. 2001. Approaches to forest edges as dynamic structures and functional concepts. – *Landscape Research*, 26, 27–43.
- Iives, A. 1953. Types of Estonian forests on mineral soil. (Eesti NSV arumetsatüübid). – Loodusuurijate Seltsi Juubelikoguteos 1853–1953. Tallinn, Eesti Riiklik Kirjastus, 11–49. (In Estonian).
- Ingerpuu, N., Vellak, K. 1998. Keybook of the Estonian Bryophytes. (Eesti sammalde määraja). Tartu, Eesti Loodusfoto. 239 pp. (In Estonian).
- ISO 10693:1997. Soil quality – Determination of carbonate content – Volumetric method. Geneva, International Organization for Standardization. [WWW document]. – URL [https://webstore.ansi.org/standards/din/diniso106931997?gclid=EAlaQobChMIslcj4uvt9QIVRRt7Ch1cJgWKEAAYASAAEgLc\\_PD\\_BwE](https://webstore.ansi.org/standards/din/diniso106931997?gclid=EAlaQobChMIslcj4uvt9QIVRRt7Ch1cJgWKEAAYASAAEgLc_PD_BwE). [Accessed 10 April 2021].
- Jalas, J. 1950. Zur Kausalanalyse der Verbreitung einiger Nordischen Os- und Sandpflanzen. – *Annales Botanici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae “Vanamo”*, 24, 1–362. (In German).

- Kahk, J. 1992. Invasion of innovations from the end of 18th century up to middle of 19th century. (Uuenduste sissetung 18. sajandi lõpust 19. sajandi keskpaigani). – Kahk, J. (ed.). Eesti talurahva ajalugu, 1. kd. Tallinn, Olion, 365–377. (In Estonian).
- Karu, A., Muiste, L. 1958. Estonian Forest Site Types. (Eesti metsakasvukohatüübid). Tallinn, Eesti Riiklik Kirjastus. 44 pp. (In Estonian).
- Katus, A., Tappo, E. 1965. Estonian Forest Site Types. (Eesti metsa-kasvukohatüübid). Tallinn, Eesti NSV Ministrite Nõukogu Metsanduse ja Looduskaitse Peavalitsus. 45 pp. (In Estonian).
- Klute, A. 1986. Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2<sup>nd</sup> Edition. Agronomy Monograph, 9. Madison, Wisconsin, USA, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. 363–382.
- Kolesnikov, B.P. (Колесников, Б.П.) 1974. Genetic stage in forest typology and its tasks. (Генетический этап в лесной типологии и его задачи). – Лесоведение, 2, 3–20. (In Russian).
- Kölli, R., Lemetti, I. 1999. Short characterization of Estonian soils. I. Normal mineral soils. (Eesti muldade lühiiseloostus. I. Normaalsed mineraalmullad). Tartu, Eesti Põllumajandusülikool. 122 pp. (In Estonian).
- Krall, H., Kukkk, T., Kull, T., Kuusk, V., Leht, M., Oja, T., Pihu, S., Reier, Ü., Zingel, H., Tuulik, T., Muuga, G. 2010. Keybook of Estonian Plants. (Eesti taimede määraja). Tartu, Eesti Maaülikool, Eesti Loodusfoto. 447 pp. (In Estonian).
- Kreeb, K.-H. 1983. Vegetation Science. Methods and Vegetation Types Considering Ecosystemic Aspects. (Vegetationskunde. Methoden und Vegetationsformen unter Berücksichtigung ökosystemischer Aspekte). Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer. 331 pp. (In German).
- Kukk, T. 1999. Vascular Plant Flora of Estonia. (Eesti taimestik). Tallinn, Teaduste Akadeemia Kirjastus. 464 pp. (In Estonian).
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. – Trends in Ecology & Evolution, 24(10), 564–571.
- Laasimer, L. 1965. Vegetation of the Estonian SSR. (Eesti NSV taimkate). Tallinn, Valgus. 398 pp. (In Estonian).
- Laasimer, L., Masing, V. 1995. Flora and vegetation. (Taimestik ja taimkate). – Raukas, A. (ed.). Eesti. Loodus. Tallinn, Valgus, Eesti Entsüklopeediakirjastus, 364–396. (In Estonian).
- Ligi, H. 1963. Agricultural Land Use in Estonia in XVI–XVII Centuries. (Põllumajanduslik maakasutus Eestis XVI–XVII sajandil). Tallinn, Eesti NSV Teaduste Akadeemia Ajaloo Instituut. 140 pp. (In Estonian).
- Liira, J., Sepp, T., Parrest, O. 2007. The forest structure and ecosystem quality in conditions of anthropogenic disturbance along productivity gradient. – Forest Ecology and Management, 250, 34–46.
- Lippmaa, T. 1933. Methods of plant associations study and main principles of Estonian plant associations classification. (Taimeliikumiste uurimise metoodika ja eesti taimeliikumiste klassifikatsiooni põhihooni). – Acta Instituti et Horti Botanici Universitatis Tartuensis (Dorpatensis), 3(4), 1–169.
- Lõhmus, E. 1969. Principles of forest classification under the conditions of the Estonian SSR. (Mõnedest metsade klassifitseerimise printsiipidest Eesti NSV tingimustes). – Trass, H. (ed.). Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat. 59. kd. Tallinn, Valgus, 168–178. (In Estonian).
- Lõhmus, E. 1974a. Forests from raised bogs to heaths and alvars. (Metsad rabadest nõmmede ja loopealseteni). – Valk, U., Eilart, J. (eds.). Eesti Metsad. Tallinn, Valgus, 60–98. (In Estonian).
- Lõhmus, E. 1974b. Ordination and classification of Estonian forests. (Eesti metsade ordineerimisest ja klassifitseerimisest). – Metsanduslikud Uurimused / Forestry Studies, 11, 162–189. (In Estonian).
- Lõhmus, E. 1984. Estonian forest site types. (Eesti metsakasvukohatüübid). Tallinn, Eesti NSV Agrotööstuskoondise Info- ja Juurutusvalitsus. 121 pp. (In Estonian).
- Lõhmus, E. 2004. Estonian Forest Site Types. Second Edition. (Eesti metsakasvukohatüübid. Teine trükk). Tartu, Eesti Loodusfoto. 80 pp. (In Estonian).
- Mander, Ü., Reintam, L. 2001. Development of Estonian landscapes. – Mander, Ü., Printsmann, A., Palang, H. (eds.). Development of European landscapes. – Proceedings of the IALE European Conference. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis, 92, Tartu, Tartu Ülikooli Kirjastus, 25–31.
- Marvet, A. 1970. Keybook of Estonian plant communities. (Eesti taimekoosluste määraja). – Abiks Loodusevaatlejale 61, 3–56. (In Estonian).
- Masing, V. 1966. Estonian forest site type groups. (Metsatüüpide rühmad Eestis). – Eesti Loodus, 1, 24–29. (In Estonian).
- Masing, V. 1969. Problems of forest typology. (Metsatüpoloogia probleemid). – Trass, H. (ed.). Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat. 59. kd. Tallinn, Valgus, 150–167. (In Estonian).
- Matas, C.D. 2004. Dynamics of nutrients in slash and burn agroforestry in Koli National Park. – Lovén, L. (ed.). Tutkittu ja tuntematon Koli. Metsantutkimuslaitoksen Tiedoantoja, 915, 29–46.
- McCune, B., Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. Gleneden Beach, Oregon, USA, MjM Software Design. 237 pp.

- Meikar, T., Uri, V. 2000. On the management of brushland in Estonia. (Võsamaade majandamisest Eestis). – Etverk, I. (ed.). Eesti metsad ja metsandus aastatuhande vahetusel. Tartu, Akadeemilise Metsaseltsi Toimetised, 11, 103–120. (In Estonian).
- Ovaskainen, O., Hanski, I. 2004. Metapopulation dynamics in highly fragmented landscapes. – Hanski, I., Gaggiotti, O. E. (eds.). Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations. San Diego, Elsevier, 275–303.
- Õpik, E. 1992. Agriculture. (Maaviljelus). – Kahk, J. (ed.). Eesti talurahva ajalugu, 1. kd. Tallinn, Olion, 317–341. (In Estonian).
- Paal, J. 1997. Classification of Estonian vegetation site types. (Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon). Tallinn, Keskkonnaministeerium ja ÜRO keskkonnaprogramm. 297 pp. (In Estonian).
- Paal, J. 2007. Handbook of the Nature Directive of Habitat Types. (Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat). Tallinn, Auratrükk. 308 pp. (In Estonian).
- Paal, J., Rooma, I., Turb, M. 2004a. About meso-eutrophic boreo-nemoral hillock forests on Otepää Upland. (Sürjametsadest Otepää kõrgustikul). – Forestry Studies / Metsanduslikud uurimused, 40, 124–149. (In Estonian with English summary).
- Paal, J., Rooma, I., Turb, M. 2004b. Do hillock forests grow on Karula Upland? (Kas Karula kuplitel kasvab sürjametsi?). – Eesti Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat. 82. kd. Tartu, Sulemees Publishers, 90–131. (In Estonian with English summary).
- Paal, J., Turb, M. 2003. About the indicator species of hillock forests. (Sürjametsade indikaatorliikidest). – Frey, T. (ed.). Problems of contemporary ecology : Estonian ecology in the globalising world. (Kaasaegse ökoloogia probleemid. Eesti ökoloogia globaliseeruv maailmas). Eesti IX Ökoloogiakonverentsi lühiaartiklid. Tartu, 11.–12. Aprill, 2003. Tartu, Eesti Ökoloogiakogu, 200–207. (In Estonian).
- Paal, J., Turb, M., Köster, T., Rajandu, E., Liira, J. 2011. Forest land-use history affects the species composition and soil properties of old-aged hillock forests in Estonia. – Journal of Forest Research, 16(3), 244–252.
- Rajakorpi, A. 1987. Topographic, microclimatic and edaphic control of the vegetation in the central part of the Hämeenkanigas esker complex, western Finland. – Acta Botanica Fennica, 134, 1–70.
- Reintam, L. 1995. Soil formation. (Muldade kujunemine). – Raukas, A. (ed.). Eesti Loodus. Tallinn, Valgus & Eesti Entsüklopeediakirjastus, 419–429. (In Estonian).
- Sepp, T., Liira, J. 2009. Factors influencing the species composition and richness of herb layer in old boreo-nemoral forests. (Vanade salumetsade rohurinde kossseis ja seda mõjutavad tegurid). – Forestry Studies / Metsanduslikud Uurimused, 50, 23–41. (In Estonian with English summary).
- StatSoft, Inc. 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. [WWW document]. – URL [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com). [Accessed 10 June 2021].
- Sukachev, V.N. (Сукачев, В.Н.) 1972. On the principles of genetic classification in biocenology. (О принципах генетической классификации в биоценологии). – Sukachev, V.N. (ed.). Selected works, vol. I. Fundamentals of forest typology and biocenology. (Сукачев, В.Н. Избранные труды, том. 1. Основы лесной типологии и биоценологии). Leningrad, Nauka, 214–227. (In Russian).
- Ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide. Wageningen, České Budějovice, Biometris. 352 pp.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. – Nature, 371, 65–66.
- Tomson, P. 2007. The impacts of historical land use on formation of landscapes and biotypes and development of the protection regime in Karula National Park. (Ajaloalise maakasutuse mõju Karula rahvuspargi maastike, koosluste ja kaitsekorra kujunemisele). – Magistritöö. Tartu, Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja Keskkonnainstituut. 145 pp. (In Estonian).
- Troska, G. 1987. Estonian villages in 19th century. An historical-etnographical study. (Eesti külad XIX sajandil. Ajaloolis etnograafiline uurimus). Tallinn, Eesti Raamat. 134 pp. (In Estonian).
- van Reeuwijk, L.P. 2002. Procedures for soil analysis. 6th Edition. – ISRIC Technical Paper 9, Wageningen, The Netherlands, International Soil Reference and Information Centre. 119 pp.
- Vorobieva, L.A. (Воробьева, Л.А.) 1998. Chemical analysis of soils: textbook. (Химический анализ почв: учебник). Moskva, Издательство Московского университета. 272 pp. (In Russian).

# Estonian hillock forests; their types and indicator species

Jaanus Paal, Margit Turb, Tiina Köster and Igna Rooma

## Summary

The typology of Estonian hillock forests has been a problem for more than 70 years. Nevertheless, very few studies proceeding from quantitative data are carried out and no generalizing treatments of this issue have been published so far. The aims of the present study were: (i) to examine how well the hillock forests are statistically distinguishable from the forests of other comparable site types, (ii) to ascertain the hillock forest indicator species, (iii) to elucidate the classification structure of the hillock forests and establish the main characteristics of these community types, and (iv) to assess the practical requirement for differentiation of hillock forests as a self-sufficient typological unit for forestry.

Data included altogether 160 descriptions of forest communities gathered all over Estonia at 61 sites where the presumable hillock forests could be found; more thoroughly the Karula and Otepää uplands representing *locus classicus* of hillock forests in Estonia were investigated. Only mature, at least 90-year-old stands were analyzed.

The size of sample plots was 0.5 ha and if possible, they were located on the slopes of various expositions, as well as on the top of hillocks. In addition, to have background data for comparison, 42 typical *Calamagrostis*, *Vaccinium*, *Myrtillus*, *Hepatica* and *Aegopodium* site type stands were described and added to the sample.

In every sample plot, the tree layer was described by the basal area of tree trunks, which was estimated for every tree species at breast height (1.3 m) at 4–5 random locations. The shrub layer (including understory trees and saplings) was appraised by counting the stems of all species on five randomly placed subplots with a radius of

2 m. The percentage cover of every ground vegetation species was estimated in 12–15 randomly placed 1x1 m quadrats. Species that grew on the sample plot but were not registered in the quadrats were included in the data with a conditional abundance value of 0.1%. A pit was dug in the middle of each sample plot for soil profile description; from the humus horizon and from the horizon under that samples were taken for soil chemistry analyses. In the laboratory the following soil properties were estimated: the  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  and  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , the soil-specific surface area ( $\text{m}^2\text{g}^{-1}$ ), the percentages of organic C and total nitrogen content.

The historical continuity of forest on each sample plot was estimated from topographic maps reflecting the situation in the period of 1894–1920 on a scale of 1:42000; the sampled forests were divided according to that into three origin groups: (i) old continuous stands, i.e., stands that were growing at the same location already by the end of the 19th and the beginning of the 20th century, (ii) old transitional stands, i.e., growing on former bushlands or semi-open woodlands, or sample plots positioned on transitional boundary areas of continuous forests, and (iii) stands on old agricultural lands, growing on former fields or grasslands.

For data processing the cluster analyses, the multiple response permutation procedures, the univariate ANOVAs, the indicator species analyses, the principal component analysis and the detrended correspondence analysis were exploited using the program packages PC-Ord and Statistica.

Despite some typological continuum with forests of *Vaccinium*, *Hepatica* and *Aegopodium* site types, the hillock forests

constitute a reliable distinct group of forests. Its indicator species include several *Poaceae* spp., like *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*; in addition to them, species such as *Galium mollugo*, *Geum urbanum*, *Knautia arvensis*, *Moehringia trinervia*, *Mycelis muralis*, *Ribes rubrum*, *Fragaria vesca*, *Taraxacum officinale* coll., *Valeriana officinalis* and *Veronica chamaedrys* have a significant indicator value. Following the Estonian and Finnish tradition to name forest site types by some representational/indicative field layer species and taking into consideration proposals of previous scholars, the hillock forests could be qualified as belonging to the *Fragaria (vesca)* site type. Among species characteristic to the hillock forests (having an indicator value significance level of up to 0.50), by the ecological strategy 43.2% belong to competitors, 37.8% are competitors and stress-tolerant ruderals, and 10.8% competitors and stress tolerators; according to the hemeroby, 62.5% of these species are apophyts and 30.0% hemeradiaphors, hemerophobs are presented only by *Actaea spicata*. Most hillock forests (55.6%) are located on former slash-and-burn areas (bushlands) or reforested agricultural land (36.1%).

The hillock forests can be classified into four forest types: 1) *Fragaria vesca*–*Festuca ovina*–*Pinus sylvestris* type, 2) *Fragaria vesca*–*Oxalis acetosella*–*Pinus sylvestris* type, 3) *Fragaria vesca*–*Viola mirabilis*–*Picea abies*–*Populus tremula* type and, 4) *Fragaria vesca*–*Equisetum pratense*–*Betula pendula* type. The species content of established community types is significantly different but the soil properties do not differ considerably.

Due to the relatively small area of hillock forests and rather large similarity with forests of some other comparable site types there is no need to define the hillock forests as a separate forest site type in practical forest typology used for the management planning. Nevertheless recognition of these forests as representing in Estonia the European habitat directive type 9060 'Coniferous forests on, or connected to, glaciofluvial eskers' is important from the viewpoint of biodiversity maintenance and planning of nature protection activities. In Finland these forests are treated under the name 'esker forests', i.e., they are defined topographically more narrowly than in Estonia, in Latvia the analogous stands are considered as constituting the *dižsils*-subgroup of the *Hylocomiosa* forest type group.

Received March 04, 2022, revised April 06, 2022, accepted April 06, 2022