

**Tartu Ülikool**  
**Botaanika ja ökoloogia instituut**

Karoliina Liiv

**Puisniidud, nende mitmekesisus ja taastamise aspektid**

Lõputöö

Juhendaja: Elle Roosalu

Tartu 2006

## Sisukord

Sisukord .....	2
1. Sissejuhatus .....	3
2. Puisniidu mõiste ja nende kujunemine.....	5
2.1. Sekundaarsed taimeformatsioonid. Puisniidu mõiste. ....	5
2.2. Puisniitude teke ja traditsiooniline majandamine .....	10
2.3. Puisniitude liigitus.....	15
2.4. Puisniitude levik.....	22
3. Puisniitude bioloogiline mitmekesisus ja selle põhjused.....	25
3.1. Bioloogiline mitmekesisus koosluses .....	25
3.2. Soontaimestiku summaarne liigirikkus.....	29
3.3. Soontaimestiku väikeseskaalaline liigirikkus .....	30
3.4. Loomastiku liigirikkus .....	31
4. Puisniitude taimkatte muutused majandamise lakkamisel.....	33
5. Puisniitude taastamise põhimõtted ja protsessid.....	35
5.1. Looduskoosluse taastamise põhimõtted.....	35
5.2. Varasemad katsed puisniitude taastamiseks.....	38
5.3. Võimalikud tegevused puisniitude taastamisel ja nende eeldatavad tulemused.....	40
Kokkuvõte.....	43
Summary .....	44
Kasutatud kirjandus.....	45
Lisad.....	48

## 1. Sissejuhatus

Inimene saab kõik eluks vajaliku loodusest ja mida mugavamalt ta elada tahab, seda rohkem ta loodust mõjutab. Looduslikud ökosüsteemid on üldiselt tasakaalus: kogu energiavajadus kaetakse neelatava päikeseenergia arvel ja mineraalained ringlevad suletud tsüklis (ehkki alati toimub mingil määral toitainete väljauhtmine ja nende asendumine kivimite murenemisel ja lahustumisel saadavaga). Sellised ökosüsteemid on väga stabiilsed ehkki võivad muutuda katastroofide, kliimatingimuste muutumiste või evolutsiooniliste tegurite toimetel. Taolised muutused on aga harvad ja tavaliselt aeglased, nii et inimtegevuse puudumisel oleksid ökosüsteemide eluead tuhandetes aastates.

Inimtsivilisatsiooni koidikul ei olnud koriluse, jahinduse ja algse põllumajanduse mõju ökosüsteemidele märgatav; tekkinud mõjud kompenseeriti ökosüsteemi enda sisemise tasakaalureservi arvel. Inimasustuse tihenemisel ja põllumajanduse ekstsensivistumisel, eriti aga judaistik-kristliku maailmavaate võimulepääsemisel, mis apologiseeris inimest looduse valitsejana, suurenes inimõju ökosüsteeme destabiliseeriva määrani (Bradshaw 2002). Osa ökosüsteeme hävitati täielikult (Lääne-Euroopa metsad), osa ökosüsteeme muutus sõltuvaks väljastpoolt hangitavatest mineraalidest ja energiast (ekstsensivne põllumajandus).

Samas on traditsioonilistes ühiskondades tekkinud ka pool-looduslikke ja inimtekkelisi ökosüsteeme, mis on suhteliselt stabiilsed ja ei sõltu välisressursist, küll aga pidevast ja jätkuvast inimtegevusest. Sellised on näiteks loomapidamisega (sõnnikuga) kombineeritud mitmeväljapõllundus või karjatatav-niidetav puisniit. Sedalaadi ökosüsteemides on aineringlus praktiliselt suletud ja kogu vajalik energia (loomasööt, inimeste toit) saadakse põhiliselt päikeseenergia arvelt. Samas ei ole sellised ökosüsteemid tasakaalulised, selles mõttes, et inimtegevuse lakkamisel struktuur hävib kas kohe (põld) või mõne aasta(kümne) jooksul (puisniit, rannakarjamaa, luht).

Kuigi praeguseks on inimtekkelised pool-looduslikud formatsioonid minetanud oma põllu- ja metsamajandusliku tähtsuse, on nende säilimine hädavajalik keskkonna kui terviku säilimise huvides. Ühelt poolt on pool-looduslikud kooslused (seda küll ainult pideva hoolitsemise korral) haruldaselt liigirikkad ja olulised biodiversiteedi säilitamise huvides. Teiselt poolt on nad tihedalt seotud meie ajaloo, traditsioonide ja rahvakultuuriga ning ka tänapäeval on neil äärmiselt suur esteetiline ja rekreatiivne väärtus.

Kui mujal maailmas (Soome, Rootsi) läksid sellised alad põllumajanduslikust kasutusest välja 20. saj alguses ja juba 60ndatel aastatel asuti neid aktiivselt taastama, siis Eestis hakkas pool-looduslike koosluste põllumajanduslik kasutamine kiiresti vähenema 50ndatel seoses põllumajanduse kollektiviseerimise ja intensiivistamisega ning nende taastamise vajalikkus tõusis huviorbiiti alles 80ndatel. Praeguseks on küll mõned pool-looduslikud kooslused hoolitsetud (eriti kaitsealadel), kuid üldiselt on jäänud selline tegevus üksikute entusiastide pärusmaaks. Euroopa Liidult on võimalik saada küll teatud toetusi pool-looduslike alade majandamiseks, kuid need ei kata kindlasti tehtavaid kulutusi.

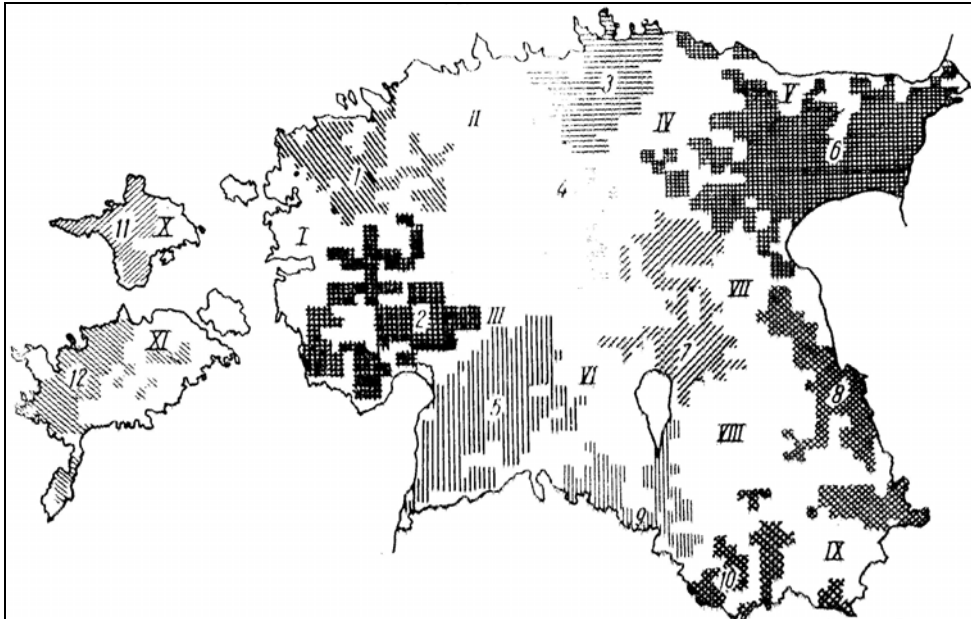
Käesolevas töös vaadeldaksegi pool-looduslike formatsioone, eriti puisniitu, rõhuasetusega liigilisele mitmekesisusele, ja uuritakse võimalikke tegevusi kasutusest välja läinud puisniitude biodiversiteedi taastamiseks.

## **2. Puisniidu mõiste ja nende kujunemine**

### **2.1. Sekundaarsed taimeformatsioonid. Puisniidu mõiste.**

Sekundaarsed ehk pool-looduslikud formatsioonid on loodusliku elustikuga kooslused, mida on kestvalt niidetud või karjatatud. Seega on nende tekkes kõrvuti looduslike tingimustega olulist osa etendanud inimtegevus. Aastasadu on ekstensiivse põllumajanduse meetodeid (kündmine, väetamine, maaparandus) kasutamata varutud heina, lehisvihtu, tarbe- ja küttepuid ja karjatatud loomi. Eestis on (on olnud) pool-looduslikest kooslustest levinud puisniidud, loopealsed, ranna-, lammi-, aru- ja sooniitud ning puiskarjamaad (joonis 1).

Selliste alade majandamine on tihedalt läbi põimunud meie rahvuskultuuriga. Seetõttu nimetatakse neid alasid pärandkultuurmaastikeks ja kooslusi pärandkooslusteks. Lisaks esteetilisele ja kultuurilisele väärtusele etendavad sekundaarsed taimeformatsioonid olulist osa loodusliku mitmekesisuse säilitamisel. Katkematu majandamise korral on sellised alad Eestis kõige liigirikkamad (nii taimestiku, kui ka putukate, tigude jms osas). Eristatakse termineid põliskooslused ja pärandkooslused – esimesed on põhimõtteliselt aegade algusest saadik olnud märkimisväärse inimtegevusega, teised aga, olles küll looduslikud kooslused, säilivad just tänu mõõdukale inimtegevusele.



Joonis 1. Loodus- ja kultuurmaastiku esinemine Eestis 1959. aastal.  
 Loodusmaastik: 1 – Vihterpalu-Piirsalu, 2 – Tõstamaa-Audru, 3 – Vahe-Eesti põhjaosa, 4 – Vahe-Eesti keskosa, 5 – Vahe-Eesti lõunaosa, 6 – Alutaguse, 7 – Jõetaguse, 8 – Peipsi-äärne, 9 – Valga, 10 – Veriora-Karula, 11 Putkaste-Kärdla.  
 Kultuurmaastik: I – Läänemaa, II – Harju, III – Pärnu, IV – Viru, V – põhjarannik, VI – Viljandi, VII – Jõgeva, VIII – Tartu, IX – Võru, X – Hiiumaa, XI – Saaremaa  
 (Ling 1967)

## Puisniit

Puisniit on ökosüsteem, mida iseloomustab niidukamar ja kus kasvavad üksikult või väikeste rühmadena lehtpuud ja põõsad (liituvusega kuni 30%) ning mida metsastumise vältimiseks korrapäraselt niidetakse (Truus jt 1989).

Ehkki puisniidult viiakse heinateoga igal aastal ära suur hulk orgaanilist ainet, suudavad puud transportida sügavamatest kihtidest mineraalaineid ja kompenseerida lehtede varisemisega mulla orgaanilise aine kao. Selle tulemusena viiakse heinaga puisniidult ära ainult 15% keskmisest aastasest biomassi toodangust. Seega on puisniidu hein toitainetelt rikkam kui tavalise heinamaalt saadu (Kukk, Kull 1997).

Puisniidu kohta on kasutatud mitmeid erinevaid termineid – mets-aruniit, mets-sooniit, arupuisniit, puis-aruniit, metsaheinamaa, heinaaed, ka lihtsalt niit, mets või heinamaa. Sõna „puisniit“ võttis kasutusele K. R. Kupffer aastal 1912. Saksakeelses kirjanduses on puisniitu eraldi maastikutüübina käsitletud juba varem, näiteks H. Hesselman kirjutab 1904: „Die Laubwiesen sind Pflanzenformationen aus edlen Laubbäumen, die in kleineren und grösseren Gruppen geordnet sind. Zwischen

*den Baumgruppen hat die Vegetation einen wiesenähnlichen Charakter.*<sup>1</sup>  
Inglisekeelsetes töödes kasutatakse tänapäeval enim mõistet „wooded meadow“.

## **Rannaniit**

On mere mõjupiirkonda jääv kõrgveega üleujutatav niidutaimkattega ala. Asuvad laugetel kamardunud rannikualadel, kus esineb palju kive ja rändrahne. On olnud põline loomade karjatamise koht, nimetatakse ka rannarohumaaks või rannakarjamaaks. Sisemaa pool lähevad rannaniidud üle rannalähedaseks niiduks, loopealseks, puisniiduks või rannikumetsaks. Maapinna kerkimise tõttu nihkub rannaniit pidevalt mere poole. Tänu merevee taseme muutumisele tuulte, lainete ja jää mõjule, iseloomustab rannaniite rannajoonega paralleelne vööndilisus. Rannaniidud esinevad liigestatud rannajoonega tasastel ja madalatel randadel, lahesoppides Saaremaal, Läänemaal, Hiiumaal, Pärnumaal. Kõige suuremad rannaniidud (3000 ha) asuvad Matsalu märgalal.

## **Loopealne**

Loopealsed ehk lood ehk alvarid on paesel aluspinnal õhukesel lubjarikkal mullal kasvavad niidukooslused. Valitsevaks puuliigiks on kadakas. Suurem osa Eestis esinevaid looniite on sekundaarsed, tekkinud loometsadest ja põõsastikest. Peamine majandamisviis on olnud karjatamine ning puude ja põõsaste raiumine. Primaarseid looalasi leidub hiljuti merest kerkinud laidudel ja rannikualadel. Loopealsete levik on seotud paese aluspõhjaga, seetõttu esinevad need kitsa ribana Eesti põhja-, loode- ja lääneosas, läänesaartel, Rootsis Gotlandil ja Ölandil ning Kanadas. Loopealsete pindala on katastroofiliselt vähenenud: 20 saj 30ndatel aastatel 43500 ha, 80ndatel 17000 ha ja praegu 5000 ha (Talvi 2001). Selle põhjuseks on karjatamise vähenemine või lakkamine, viie kuni seitsme aasta jooksul vaesestub alustaimestik, seejärel areneb lookadastik, mis mõnekümne aasta jooksul areneb loometsaks (Hæggström 1983).

---

<sup>1</sup> „Puisniidud on taimeformatsioonid kaunitest lehtpuudest, mis moodustavad pisemaid ja suuremaid gruppe. Puugruppide vahel omab taimekatte niidutaolist loomust.“ (Saksa k.)

## **Lamminiit**

Luht ehk lamminiit on jõgede lammialal paiknev üleujutatav niit. Luht ujutatakse perioodiliselt üle ja sellega täiendatakse tema orgaanilise aine varusid. Lamminiidud on sekundaarse tekkega (jõgede kaldaalade lagedaks raiumine), suuremad luhad asuvad Lääne-Eestis Kasari vesikonnas ja Lõuna- ja Kesk-Eestis Halliste, Koiva, Pedja, Põltsamaa ja Mustjõe vesikonnas. 20. saj keskel oli lamminiitude pindala umbes 100000 ha, praegu alla 10000 ha (Talvi 2001). Lamminiidul esineb väga palju haruldasi taimeliike ja on paljude lindude eelistatud pesitsusalaks.

## **Puiskarjamaa**

Puiskarjamaa (metsakarjamaa, metsakoppel) on regulaarselt karjatatav hõre puistu. Välisilmelt sarnaneb tavalise puisniiduga ja on tihti tekkinud puisniidust niitmise lakkamisel (kui jätkub karjatamine). Samas on nende eristamine tihti siiski tinglik, sest kui loomade karjatamine jääb väheintensiivseks, siis pole ka muutused taimkattes kuigi märgatavad.

Taimestik ei ole puiskarjamaal nii liigirikas kui puisniitudel, sest puistu on tihedam ja loomad söövad rohtu valikuliselt ja tallavad seda. Loomastiku puhul, vastupidi, on lisandunud paljud kõdust ja sõnnikust sõltuvad liigid.

## **Aru- ja sooniit**

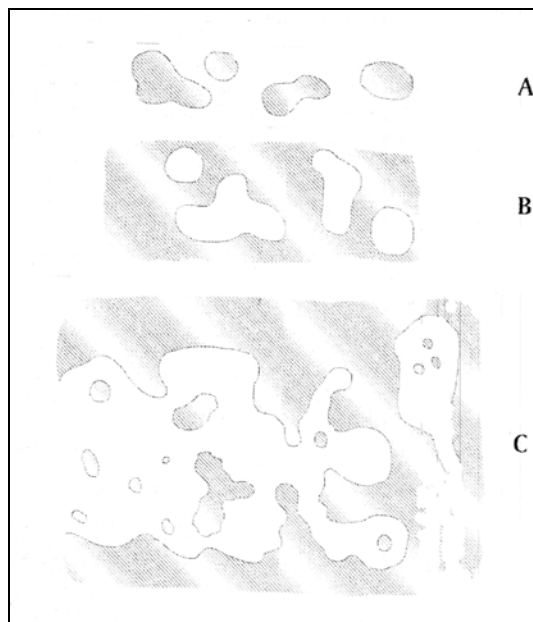
On loodusliku niidutaimkattega lage niit või heinamaa. Valdav osa on sekundaarse tekkega, tekkinud lagedaks raiutud metsa, puisniidu, põõsastiku või mahajäetud põllu asemele. Taimestik on valguslembene ja regulaarset inimõju taluv. Kasutati heinamaadena, praeguseks ajaks on kõik suuremad looduslikud niidud hävinud. Niiskemal pinnasel asub aruniidu asemel sooniit, mida iseloomustab pinnase turvastumine. Neid esines Lääne-Eestis, kasutati heina- ja karjamaana, kuid praeguseks on roostunud ja võsastunud.

Nagu näha, on vahed erinevate pool-looduslike puhul suhteliselt väikesed ja üks formatsioon võib ajas või ruumis minna sujuvalt üle teiseks.

Seega tekib küsimus puisniidu defineerimisest. Loetleme põhilised puisniitu iseloomustavad tunnused:

- puistu liituvus kuni 0.3 (0.4-0,5, isegi kuni 0.8)
- puud kasvavad gruppidena, kamar liitunud
- puude ja tihti ka põõsaste olemasolu
- niitmine mitte harvem kui kolme-nelja aasta tagant, üldiselt igal aastal
- majanduslik kasutamine.

Puude lubatud arvukust, mille korral maastikuosa saaks puisniiduks nimetada, on püütud ühte ja teistpidi määratleda – puude arvu järgi hektari kohta, juurdekasvu järgi tm/ha, võrastiku katvuse järgi jne, aga ühese definitsioonini ei olegi suutud jõuda (ja võib-olla see polegi nii oluline). Olulisteks teguriteks on niitmiskõlbuliku kamara olemasolu, majandamisviis, liigirikkus jm. Traditsioonilise puisniidu tunnuseks on hõredamate alade vaheldumine tihedamatega (seega kasutatakse ka väljendeid hõre ja tihe puisniit) (joonis 2). Puistu liigiline koosseis pole niivõrd oluline – dominantliigiks võib olla nii tamm, kask, haab, saar kui sanglepp, samuti leidub, ehkki harva, ka okaspuuenamusega puisniite.



Joonis 2 Metsa ja niidu vahekord: A – puudetukad lagendikul, B – lagendikud metsas, C – puisniit (Kukk, Kull 1997)

Et eri autorite vaatekohad pool-looduslike rohumaade klassifitseerimisel ja hindamisel erinevad märgatavalt, toome siinkohal ära ka M.Pärteli hinnangu pool-looduslike koosluste esinemisele Eestis

(<http://eelis.ic.envir.ee/avalik/btv/3,1PoolLoodBMPartel.pdf>) (tabel 1)

Tabel 1. Pool-looduslike rohumaade esinemine Eestis 2003. aasta andmetel (tuh ha)

Pärisaruniidud	190
Looniidud	160
Lamminiidud	130
Soostunud niidud	800
Rannaniidud	700
Muud niidud	100

## **2.2. Puisniitude teke ja traditsiooniline majandamine**

Puisniidud on ilmselt vanim inimtekkeline sekundaarne taimeformatsioon Eestis. Esimesed sellelaadsed kooslused võisid tekkida 8000-9000 aastat tagasi inimasulate ümber puude raiumise, niitmise ja karjatamise tulemusena. Laialdasema leviku said nad tõenäoliselt meie ajaarvamise alguses tänu vikati kasutuselevõtule (Laasimer 1965).

Kuna puisniidud on inimtekkelised, on nad ka kindlasti nooremad, kui inimasustus, mis Eesti aladel on umbes 7000-8000 aastat vana. Siis hakkasid tekkima esimesed puisniiduilmelised maastikud – inimesed kogusid laagripaiga ümbrusest kütte- ja tarbepuitu (ehitised, tööriistad), põletamine muutis samuti ala lagedamaks. Ilmselt raiuti ja võeti oksid valikuliselt, sest iga asi nõuab erinevat puitu. Haruldasemad jäeti alles, kasutati eelkõige arvukaid liike. Mõeldes tuleviku peale ei võetud koduümbrust päris paljaks, sest hiljem oleks pidanud aina kaugemal puude järel käima. Mingit osa puisniitude ilme säilitamisel võisid mängida ka rohusööjad, kes teatavasti tihtipeale eelistavad just noori võrseid. Puisniitude kujunemisele on kindlasti kaasa aidanud ka karjatamise laiem levik alates umbes 2000 a. e. Kr., sest loomadele tehti talveks lehisvihtu söödaks ja selleks sobivad just oksad hõredalt kasvavatelt puudelt. Peamiselt kasutati haaba, kaske, pihlakat, saart jt (Kukk, Kull

1997). Ilmselt kuni heinateo alguseni kasutati sellist koduümbruse mõningate puudega ala puiskarjamaana.

Tolleaegsete maastikumuutuste teadasaamiseks uuritakse eelkõige taimejäänuseid (õietolmu soo- ja järvesetetes, inimese elu- ja matmispaikades), mis teatud tingimustes (näiteks liigniisketes) võivad väga kaua säilida. Näiteks Lõuna-Rootsis tehtud õietolmuanalüüsid näitavad, et umbes 3000 aastat tagasi tõusis järsult kõrreliste õietolmu osakaal, mis laseb oletada, et sel ajal tekkis juurde palju lagedaid alasid. Lähisajalugu kajastavad juba kaardid ja muud kirjalikud allikad. Heinateoks sobivad tööriistad on kasutusele tulnud ilmselt I sajandi paiku p. Kr. (vanem rauaaeg), sellest ajast pärinevad vanimad vikatileiud Eestis (Kukk, Kull 1997). Seega võib toda aega lugeda puisniitude tekkeajaks sellisel kujul, nagu me neid tänapäeval tunneme. Tsiteerides Kriiskat (2004:47): „Väga raske on kindlaks määrata, kui kaugele minevikku ulatub tagasi iga konkreetne poollooduslik taimkatteala. Ent kahtlemata on rauaaja hilisematel järkudel kestva niitmise ja karjatamise tõttu kujunenud loodusliku elustikuga kooslused seotud lähiminekliku puis-, ranna-, lammi- ja teiste niitudega. Küllap saab vähemalt viikingiajast alates rääkida pärandkooslustest, mis tõepoolest säilisid samades kohtades kuni traditsioonilise külapõllunduse hääbumiseni eelmise sajandi teisel poolel.“ Ilmselt tekkisid esimesed puisniidud veekogude läheduses, kohtades, kuhu inimesed esimesena elama asusid. Seal oli ka kergem selleilmelist maastikku kujundada, sest puude kasv ja võsastumine on märgadel aladel aeglasem (Pork 1979).

Võib arvata, et paljude aastasadade jooksul niitude ei muutunud väljakujunenud majandamisviis ei muutunud kuigi oluliselt. Kevadel raiuti heinamaad võsast puhtaks, jämedamat hagu kasutati kütteks, suuremad puud jäeti kasvama. Pärast niitmist ja ädala teket lasti loomad heinamaale sööma ja tallama, et samblad ei hakkaks vohama. A. W. Hupeli andmeil on heinamaade puhastamiseks ka kulu põletatud. Võsa raiuti majapidamises laialt kasutatud universaalsete tööriistadega – kirve ja kiiniga, kuid ka erilise võsaraua ehk võsavikatiga, mille abil on ühtlasi puhastatud alemaid. Pinnast tasandada ja mättaid eemaldada oli kõige lihtsam kõplataolise laia teraga mättakirvega. Raiutud hagu kasutati majapidamises kütteks (Troska 2004). Puisniidult saadi lisaks heinale ja puidule mett, pähkleid ja ravimtaimi, seal kütiti loomi.

Tihti kasutati puisniite ühiselt ja need võisid asuda talupere elamisest üsna kaugel. Enamasti paiknes igal suuremal puisniidul heinaküün, kust hein veeti välja

alles talvel. Heinategu ja lookaarutamine jäi enamasti (mitme pere) noorte, sulaste ja tüdrukute hooleks, kelle jaoks oli see oluline vaheldus argirutiinile. Toetudes L.-M. Laasimeri ja K. Porgi andmetele puisniitude leviku kohta väidavad T. Kukk ja K. Kull (1997), et Eesti puisniitude ja puiskarjamaade pindala kokku oli suurim 20. saj. algul – umbes 850000 ha. Masinate kasutusele võttes hakati niitma ainult lagedamatelt kohtadelt, mistõttu osa puisniidust silmnähtavalt võsastus (Hang 1977).

1919. a toimus Eesti Vabariigi maareform, mille tagajärjel läksid mõisnike maad enamuses talupidajate kätte. See andis osaliselt tõuke puisniitude kinnikasvamisele, sest polnud enam vajadust kodust kaugel raskemini niidetaval alal niitmas käia, kui oli kasutada suured heinamaad. Ka hakati rohkem tähelepanu pöörama karjakasvatusele, mis omakorda intensiivistas kultuurrohumaaade rajamist (lisa 2).

Eesti Vabariigi lõpul hävitati palju puisniite – väärispuit müüdi maha ja alasid üritati kasutusele võtta kultuurrohumaadena. Enamasti muidugi heinasaak ja saagi kvaliteet kannatas tugevalt sellise käitumise tõttu.

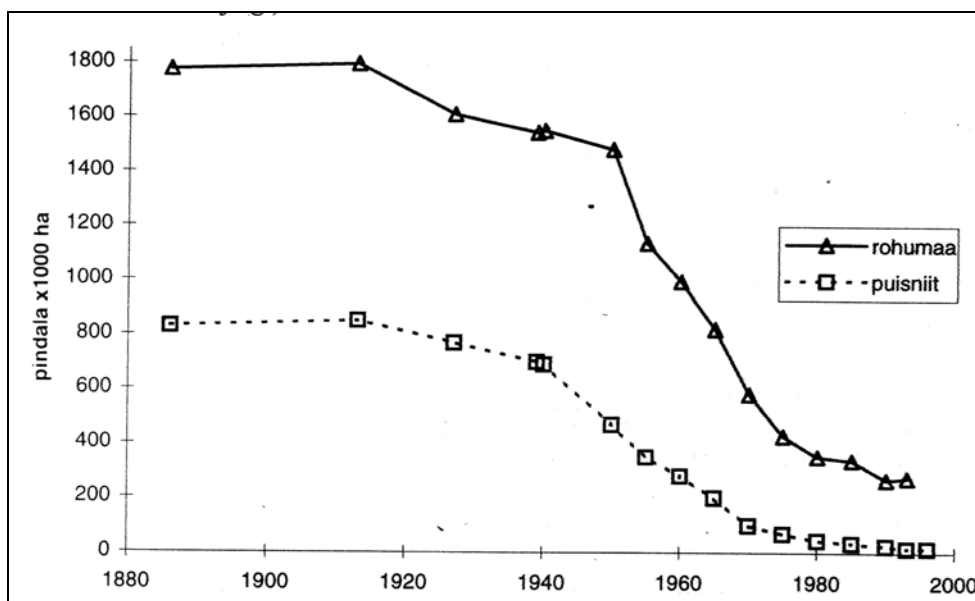
1935. aastal oli Eestis talumetsi 160000 hektarit ja talude käsutuses olevaid puisniite 500000 hektarit. Näiteks hinnati, et puisniitudelt saadi tarbepuitu üle poole vajaminevast kogusest (st rohkem kui talumetsadest ja riigimetsadest kokku). Üle Eesti hinnati puisniitude kogutoodangut 1/6 kuni 1/4 koguraidest (kuni 600000 tm/a (Mathiesen 1938)). Kui üldiselt kiideti taluperemehti, kes oma karjamaad võimalikult puu- ja põõsavabad hoidsid, siis juba 1938. aasta ajakiri Agronoomia hoiatab puisniitude lageraiumise eest. „Täielikult laastatud karjamaadel, eriti aga heinamaal võib madalapinnalistel paerihkmuldadel juhtuda täpselt samuti nagu seda nähtub metsades lageraietel. Huumusekiht laguneb ja hävineb aasta aastalt päikesekiirte kuumendava mõju all; maapinna kate põlestub ja took langeb, missugust väidet kuulsin juba enne ilmasõda Uduvere-Enge pool ühelt vanemalt riigimõisa rentnikult. /.../ Põua ajal on heintaimede kasv puisniitudel parem kui täiesti lagedal madala põhjaga niidul. On vaid küsimus, kuidas peavad puud puisniitudel asuma, et oleks nii heinakasv hea, kui ka puudest küllaldane tulu tarbepuidu saamisel.” (Mathiesen 1938:603) Jagati soovitusi puisniitude kujundamiseks. Puud soovitati jätta väiksematesse eraldiasuvatesse salkadesse; ei soovitatud kasvama jätta laiema juurekavaga puud: saar, haab, paplid, valge lepp. Sobivateks puudeks loeti tamme, vahtrat, musta leppa ja jalakat, kergematel ja liivasematel muldadel ka mändi ja kaske. (Mathiesen 1938)

Teine maailmasõda oli puisniitudele laastav. Loomapidamine vähenes, niidud jäid niitmata ja võsastusid. Kraave ei hooldatud, need ummistusid ja alad soostusid umbes 311000 hektaril (Käbin 1953). 1939. aastal sõlmiti Eesti ja Venemaa vahel baaside leping, millega Vene sõjaväele eraldati teatud piirkonnad, eelkõige just rannaaladel (Sõrve poolsaar, Osmussaar, Pakrid, Naissaar jne). Sellega seoses evakueeriti sealt kogu kohalik elanikkond ja paljud puisniidud Lääne- ja Saare-Eestis jäid peremeheta.

Olukord muutus veel halvemaks kollektiviseerimise, kolhooside ja sovhooside loomisega. Kui maad ja loomad ühiseks muudeti, kadus inimestel motivatsioon puisniite niita, sest kolhoosi eesmärk oli toota võimalikult kiiresti võimalikult suurtes kogustes heina, seega tehti suured heinamaad, mida oli lihtne niita ja pealtparandati lisaks, et saada sealt ka vajalikku toodangut. Talul endal võis olla ainult mõni loom ja nende toitmiseks oli lubatud niita neid alasid, kus masinatega polnud mõtet peale minna (metsaääred, tihedamad puisniidud, kraavide servad, soisemad alad). Põõsaste ja puude langetamiseks tuli taotleda luba, mis omakorda halvendas puisniitude olukorda. Kuni puisniitude täiskasvamiseni, mis raiumiseta on paratamatu, kasutati neid alasid karjamaana. Eelnevast tuleb ka välja see, mis puisniitudele tol perioodil saatuslikuks sai – maatõid hakati tegema masinatega ja käsitsitöö ning sellest sõltuvad alad jäid unarusse. Lisaks toimus sel perioodil aktiivne linnastumine – 1940. a. oli linnarahvastiku protsent Eestis 33,6, 1988. a. 71,6 (Eesti Entsüklopeedia 1990). Jaansoo (1970) andmetel oli 1966.-67. a. looduslikest karja- ja heinamaadest võsaga kaetud 31,5%. Ksenofontova ja Kulli (1988) andmetel on 1985. a. Eestis niidetavaid puisniite alla 1000 ha. Looduslike rohumaade territoriaalsed muutused aastatel 1950-1975 on toodud lisas 3.

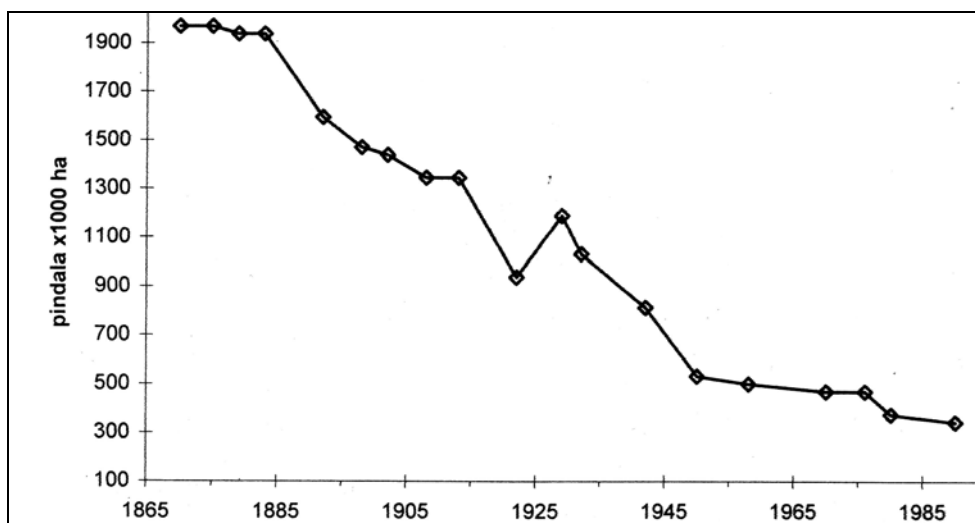
1995.-1997. aasta puisniitude inventuuri andmetel tõdeti, et liigirikkaid ja suhteliselt heas seisundis puisniite oli Lääne-Eestis säilinud kuni 500 ha, neile lisandus umbes 300 ha luhapuisniite ja liigivaeseid puisniite teistes Eesti piirkondades. Enamik puisniitudest on väikesed, alla 5 ha suurused ühepereheinamaad. Aastail 1995-1997 niideti umbes 200 ha puisniite. Tihti oli puisniit maha jäetud just viimastel aastatel kas loomapidamise katkemise või niitjate kõrge vanuse tõttu. Kaudseks põhjuseks puisniitude hülgamisel oli kindlasti ka viimaste aastate soodne heinasaak – puisniite niidetakse tavaliselt viimasena ning järjekord pole nendeni jõudnud. Eesti puisniitude pindala oli maksimaalne 20. sajandi

algul – ligikaudu 850 000 ha, sajandi lõpus oli sellest alles 800 ha. Seega vähenes puisniitude pindala 70 aastaga ca 1000 korda (Kukk, Kull 1997) (joonis 3).



Joonis 3. Looduslike niitude ja puisniitude pindala muutused Eestis. (Kukk, Kull 1997)

Puisniitude kasutamine on olnud sarnane ka meie lähinaabrite (Soome, Rootsi) juures, ehkki esineb ka väikeseid erinevusi. Samuti algas nendes maades intensiivpõllumajandusele üleminek varem ja seetõttu hakkasid varem kaduma ka puisniidud (joonis 4).



Joonis 4. Looduslike rohumaade (heinamaad ja karjamaad) pindala muutused Rootsis. (Kukk, Kull 1997)

Põhjalikult on kirjeldatud puisniitude traditsioonilist majandamist Rootsis (Etverk 1980). Üks tegevusi, mida Eesti laialdaselt ei ole kasutatud, on lehisvihtade valmistamine talviseks loomasöödaks. Selleks lõigati latv maha juba suurtel kuni 10 m puudel, eriti saartel. Sellega tagati võra harunemine ja noorte võraokste iga-aastane ulatuslik juurdekasv. Rootsi traditsiooniline puisniitude hooldamine algas aprillis, kui riisuti kokku sügisesed lehed, lasti neil kuivada ja põletati väikestes hunnikutes. Tuhk laotati maha maa väetamiseks. Südasuvel järgnes niitmine, 20. saj esimesel poolel üldiselt hobuniidukitega. Järgnes liigse võsa kärpimine. Mõne aja pärast (2 nädalat – 1 kuu) aeti ädalale sööma lambad ja mullikad.

Ehkki vähenõudlike kohalikku tõugu lammaste karjatamine ei ole majanduslikult tasuv (vill ei vasta suurtootmise nõuetele), on lammaste olemasolu üheks oluliseks eelduseks puisniitude säilimisel. Eriti oluline on see, et kohalikud lambad söövad muude puu- ja põõsatõusmete seas ka noori kadakaid, mis hoiab ära puisniitude võsastumise. Rootsis tehti 60ndate aastatel katseid lambakasvatuse intensiivistamiseks, kontsentreerimiseks ja tõuparandamiseks. Need aga ebaõnnestusid, sest suure karjana liikudes hävitasid lambad kogu rohukamara, tekitasid erosiooni ning sissetoodud tõud ei olnud nõus sööma kadakatõusmeid.

Siin tuleb tähelepanu juhtida teatud erinevusele Eesti ja Rootsi puisniitude kliimatilistes tingimustes. Kui Rootsi idasaartel on põhimõtteliselt võimalik pidada lambaid väljas aasta ringi, siis Eesti puhul on vajalik talvine ulualune ja lisaõõtt (Etverk 1980).

### **2.3. Puisniitude liigitus**

Puisniitude liigitamisel ei ole välja töötatud ühtset süsteemi. Kukk ja Kull liigitavad järgmiste tunnuste alusel:

- **kasutusviis**
  - pügatav – puid kärbitakse 2-3 m kõrguselt iga 3-5 aasta järel
  - raiutav – lehtpuud ja põõsad raiutakse 20-40 aasta tagant madalalt maha, seejärel uuenevad kannuvõsudest

- **inimmõju määr**
  - puisniidud ja nende suksessiooniastmed
  - igal aastal või 2-3 aasta tagant niidetav
  - 2-5 aastat niitmata, hästi säilinud
  - üle 5 aasta niitmata, mõõdukalt võsastunud, rohukamar hõrenenud ja liigivaene
  - tugevasti võsastunud, säilinud puisniidule omane puistukoosseis
  - kujunev mets
- **puisniidusarnased alad**
  - puiskarjamaad, puudega karjakoplid
  - kinnikasvavad pargid ja metsapargid
  - rekultiveeritud puisniidud
  - puissood
  - puisniiduilmelised noorendikud, kus puistu on alla paarikümne aasta vanune
- **kasvukohatüüp**
  - sürjapuisniidud
  - kuivad pärisarupuisniidud
  - niisked pärisarupuisniidud
  - niisked palupuisniidud
  - liigirikkad soostunud puisniidud
  - liigivaesed soostunud puisniidud
  - liigirikkad madalsoopuisniidud
  - liigivaesed madalsoopuisniidud
- **veerežiim**
  - arupuisniit
  - soopuisniit
- **mulla happelisus**
  - Lääne- ja Põhja-Eesti puisniidud lubjarikkal mullal
  - Ida-, Kesk- ja Lõuna-Eesti puisniidud happelisel mullal
  - lammipuisniidud (Kukk, Kull 1997).

Eesti puisniitude liigitamine taimekoosluste järgi on keeruline. Kõige levinum on kirjeldada tüüpilisi kooslusi karakterliikide järgi. Nii võib Eesti puisniitudele iseloomulikuks lugeda järgnevad kooslused:

### **1) angerpisti – lubika (*Filipendula vulgaris* – *Sesleria coerulea*) kooslus**

- on väga levinud õhukestel või keskmistel kamarkarbonaatmuldadel, mida iseloomusteb toiteelementide madal sisaldus ja niiskusepuudus. Mesofiilsetel puisniitudel Lääne- ja Kesk-Eestis. Esineb ka Lõuna-Rootsis, Lätis Kuramaal ja Valka-Smiltene ümbruses
- peaaegu alati esineb puurinne. Tavalisemad on arukask (*Betula pendula*), saar (*Fraxinus excelsior*), tamm (*Quercus robur*), sarapuu (*Corylus avellana*), kadakas (*Juniperus communis*), pihlakas (*Sorbus aucuparia*), tärnpuu (*Rhamnus cathartica*), vähem haab (*Populus* sp) jt.
- väga liigirikas (liikide üldarv 220). Lisaks nimiliikidele on sagedasemad punane aruhein (*Festuca rubra*), keskmine värihein (*Briza media*), h. kastekaer (*Danthonia decumbens*), värvmadar (*Galium boreale*), mägiristik (*Trifolium montanum*), aasristik (*Trifolium pratense*), h. koldrohi (*Anthyllis vulneraria*), aas-seahernes (*Lathyrus pratensis*) jt.

### **2) hariliku härgheina – madala mustjuure (*Melampyrum nemorosum* – *Scorzonera humilis*) kooslus**

- parasniisketel kuni niisketel pärisarurohumaadel, kuivadel kuini niisketel leostunud ja leetjatel kamar-karbonaatmuldadel ning gleistunud kamarmuldadel
- arukask (*Betula pendula*), haab (*Populus* sp), tamm (*Quercus robur*), toomingas (*Prunus padus*), hall lepp (*Alnus incana*), sanglepp (*Alnus glutinosa*), sarapuu (*Corylus avellana*), verev kontpuu (*Cornus sanguinea*), lodjapuu (*Viburnum opulus*), paakspuu (*Frangula alnus*), kohati ka pärn (*Tilia cordata*), jalakas (*Ulmus glabra*), tärnpuu (*Rhamnus cathartica*), mänd (*Pinus sylvestris*) ja kuusk (*Picea abies*)
- lõhnav maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*), keskmine värihein (*Briza media*), lubikas (*Sesleria coerulea*), aaskaerand (*Helictotrichon pubescens*), aas-seahernes (*Lathyrus pratensis*), värvmadar (*Galium*

*boreale*), mägiristik (*Trifolium montanum*), aastistik (*Trifolium pratense*), h. hiirehernes (*Vicia cracca*), kortsleht (*Alchemilla vulgaris*)

### 3) hirsstarna – hariliku tarna (*Carex panicea* – *Carex nigra*) kooslus

- soostunud leetmuldadel, võib esineda ka lubjarikkal põhimoreenil, kui turbakiht on түседam või lubjarikas aluspõhi on kaetud lubjavaesete setetega
- sookask (*Betula pubescens*), arukask (*Betula pendula*), vähem haab (*Populus* sp), sanglepp (*Alnus glutinosa*) jt. Põõsastest leidub paakspuud (*Frangula alnus*), tuhkrut paju (*Salix cinerea*)jt.
- kahekojaline tarn (*Carex dioica*), kahkjas tarn (*Carex pallescens*), angervaks (*Filipendula ulmaria*), luht-kastevars (*Deschampsia cespitosa*), lamba-aruhein (*Festuca ovina*), punane aruhein, h. kastehein (*Agrostis capillaris*), valge kastehein (*Agrostis stolonifera*), põldmünt (*Mentha arvensis*), soo-tähthein (*Stellaria palustris*), soopihl (*Comarum palustre*), sookannike (*Viola palustris*), lodukannike (*Viola uliginosa*), soo-pajulill (*Epilobium palustre*), soomadar (*Galium palustre*), lodumadar (*G. uliginosum*), soo-lõosilm (*Myosotis palustris*) jt.

### 4) kahkja tarna – madala mustjuure (*Carex pallescens* – *Scorzonera humilis*) kooslus

- fragmentidena toitainevaestel muldadel tasandikualadel saartel, Põhja- ja Kesk-Eestis
- haab(*Populus* sp), paakspuu (*Frangula alnus*), kahevärvine paju (*Salix phylicifolia*), pihlakas (*Sorbus aucuparia*)
- hirsstarn (*Carex panicea*), ääristarn (*C. hostiana*), kirptarn (*C. pulicaris*), keskmine värihein (*Briza media*), kortsleht (*Alchemilla vulgaris*), h. kastekaer (*Danthonia decumbens*), värvmadar (*Galium boreale*), tedremaran (*Potentilla erecta*), sinihelmikas (*Molinia caerulea*), mitmeõiene piiphein (*Luzula multiflora*), peetrileht (*Succisa pratensis*), h. kastehein (*Agrostis capillaris*). Palju niiskusnõudlikke liike nagu käpalised, angervaks (*Filipendula ulmaria*) ja ojamõõl (*Geum rivale*)

## 5) kõrveköömne – sinihelmika (*Cnidium dubium* – *Molinia caerulea*)

### kooslus

- niisketes kohtades rannikualadel Lääne-Eestis
- arukask (*Betula pendula*), sookask (*Betula pubescens*), paakspuu (*Frangula alnus*), kadakas (*Juniperus communis*)
- sinihelmikas (*Molinia caerulea*), keskmine värihein (*Briza media*), h. kastekaer (*Danthonia decumbens*), madal mustjuur (*Scorzonera humilis*), värvmadar (*Galium boreale*), niit-kõrveköömen (*Cnidium dubium*), ojamõõl (*Geum rivale*), angervaks (*Filipendula ulmaria*), pajuvaak (*Inula salicina*), maokeel (*Ophioglossum vulgatum*), mõru emajuureke (*Gentianella amarella*), h. käoraamat (*Gymnadenia conopsea*), kärbesõis (*Ophrys insectifera*) jt.

## 6) lubika – hirsstarna (*Sesleria caerulea* – *Carex panicea*) kooslus

- esineb nii pärisarohumaade, madalsoode, lammisoorohumaade kui ka soostunud rohumaade tüübiklassis.
- sookask (*Betula pubescens*), arukask (*B. pendula*), haab (*Populus* sp), sanglepp (*Alnus glutinosa*), paakspuu (*Frangula alnus*)
- lõhnava maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*), h. kastekaer (*Danthonia decumbens*), värvmadar (*Galium boreale*), aruputk (*Selinum carvifolia*), hanijalg (*Potentilla anserina*), tedremaran (*Potentilla erecta*), ojamõõl (*Geum rivale*)

## 7) lubika – jussheina (*Sesleria caerulea* – *Nardus stricta*) kooslus

- pole meie puisniitudele tüüpiline. Fragmentaarselt väikestel pindaladel toitainevaesematel liivaste muldadega kasvukohtadel, enamasti Lõuna-Eestis. Harva Saaremaa põhjaosas ja Muhus. Lammidel esineb õleujutuspiirist kõrgemale jäävatel liigirikastel kuivadel kühmudel.
- sookask (*Betula pubescens*), arukask (*Betula pendula*)
- lamba-aruhein (*Festuca ovina*), keskmine värihein (*Briza media*), h. kastekaer (*Danthonia decumbens*), aasristik (*Trifolium pratense*), lõhnav maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*), värvmadar (*Galium boreale*), peetriteht (*Succisa pratensis*), harilik kassikäpp (*Antennaria dioica*), luht-kastevars (*Deschampsia cespitosa*), madal mustjuur

(*Scorzonera humilis*), tedremaran (*Potentilla erecta*), kibe tulikas (*Ranunculus acris*), harilik karutubakas (*Pilosella officinarum*).

**8) lubika – mägitarna (*Sesleria coerulea* – *Carex montana*) kooslus**

- pärisarurohumaadel, ka sūrjarohumaadel. Kuivad liivsaviõõimisega rähkmullad, harvem tusedad karbonaatmullad.
- tamm (*Quercus robur*), arukask (*Betula pendula*), harvemini saar (*Fraxinus excelsior*), haab (*Populus sp.*). Sarapuu (*Corylus avellana*).
- Liigirikas. Lõhnav maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*), aasristik (*Trifolium pratense*), keskmine värihein (*Briza media*), mägiristik (*Trifolium montanum*), keskmine ristik (*Trifolium medium*), põngastarn (*Carex pilulifera*), varvastarn (*Carex ornithopoda*).

**9) lubika –pääsusilma (*Sesleria coerulea* – *Primula farinosa*) kooslus**

- turvastunud ja madalsoomuldadega aladel, lubjarikastel soostunud ja õhukeselasundilistel toitainerikastel madalsoodel
- sookask (*Betula pubescens*), haab (*Populus sp.*), saar (*Fraxinus excelsior*), sanglepp (*Alnus glutinosa*). Paju (*Salix sp.*), paakspuu (*Frangula alnus*), lodjapuu (*Viburnum opulus*).
- ojamõõl (*Geum rivale*), peetriteht (*Succisa pratensis*), tedremaran (*Potentilla erecta*), madal mustjuur (*Scorzonera humilis*), hirsstarn (*Carex panicea*), villtarn (*Carex tomentosa*)

**10) maarjaheina – kasteheina (*Anthoxanthum odoratum* – *Agrostis capillaris*) kooslus**

- tavaliselt saviliivmuldadel tugeva inimõõju tingimustes
- arukask (*Betula pendula*), kuusk (*Picea abies*), hall lepp (*Alnus incana*). Paakspuu (*Frangula alnus*), lodjapuu (*Viburnum opulus*).
- lõhnav maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*), h. kastehein (*Agrostis capillaris*), punane aruhein (*Festuca rubra*), h. raudrohi (*Achillea millefolium*), härjasilm (*Leucanthemum vulgare*), kibe tulikas (*Ranunculus acris*), h. kellukas (*Campanula patula*), h. hiirehernes (*Vicia cracca*) jt.

**11) tulika – luht-kastevarre (*Ranunculus* – *Deschampsia cespitosa*) kooslus**

- tekkinud lubika- ja mustjuureniitude asemele intensiivse kasjatamise mõjul. Gleistunud kamarmuldadel ja kamar-leetmuldadel, mis on enamasti niisked, harvem liigniisked.
- sookask (*Betula pubescens*), arukask (*B. pendula*), paakspuu (*Frangula alnus*), pajud (*Salix* sp)
- luht-kastevars (*Deschampsia cespitosa*), kibe tulikas (*Ranunculus acris*), roomav tulikas (*Ranunculus repens*), hanijalg (*Potentilla anserina*), põldmünt (*Mentha arvensis*), mätastarn (*Carex cespitosa*), lõhnav maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*), load (*Juncus* sp), punane aruhein (*Festuca rubra*), h. tarn (*Carex nigra*), ojamõõl (*Geum rivale*), varsakabi (*Caltha palustris*), jt.

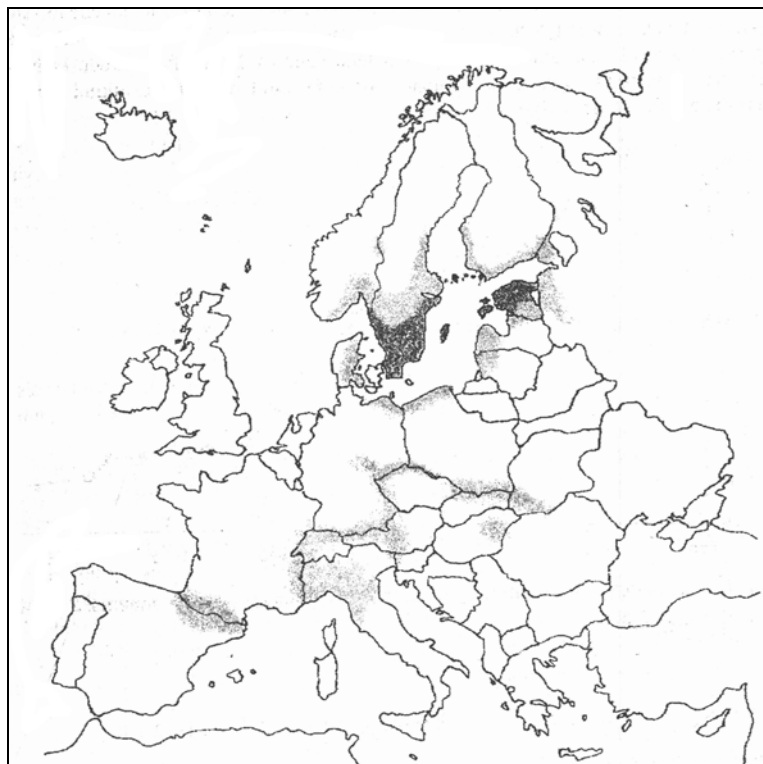
#### 12) ääristarna – raudtarna (*Carex hostiana* – *Carex davalliana*) kooslus

- lubjarikastel aladel soostunud niitude, liigirikaste madalsoode ja allikaliste nõlvarohumaade tüübirühmas
- sookask (*Betula pubescens*), harvem sanglepp (*Alnus glutinosa*). Paakspuu (*Frangula alnus*), raudremmelgas (*Salix pentandra*), tuhkur paju (*Salix cinerea*), mustjas paju (*Salix myrsinifolia*), sinine kuslapuu (*Lonicera coerulea*), h. porss (*Myrica gale*).
- padutarn (*Carex buxbaumii*), rulltarn (*C. hartmanii*), hirsstarn (*C. panicea*), kahekojaline tarn (*C. dioica*), ojatarn (*C. viridula*), laialehine villpea (*Eriophorum latifolium*), soo-neiuvaip (*Epipactis palustris*), soo-piimputk (*Peucedanum palustre*), sinihelmikas (*Molinia caerulea*), tedremaran (*Potentilla erecta*), angervaks (*Filipendula ulmaria*), lodukannike (*Viola uliginosa*), eesti soojumikas (*Saussurea esthonica*) jt.

Võib öelda, et väga teravalt eristunud tüübistikuga puisniidud on suhteliselt haruldased ja tihti esinevad üleminekud ja vahevormid erinevate puisniidutüüpide vahel.

## 2.4. Puisniitude levik

Puisniidud kui metsavööndi inimtekkelised süsteemid on olnud levinud kogu Põhja-Euroopa lauskmaal, kõige rohkem Rootsis, Lõuna-Soomes ja Eestis. Vähem esines neid Lätis, Leedus ja Venemaal (joonis 5) (lisa 2).



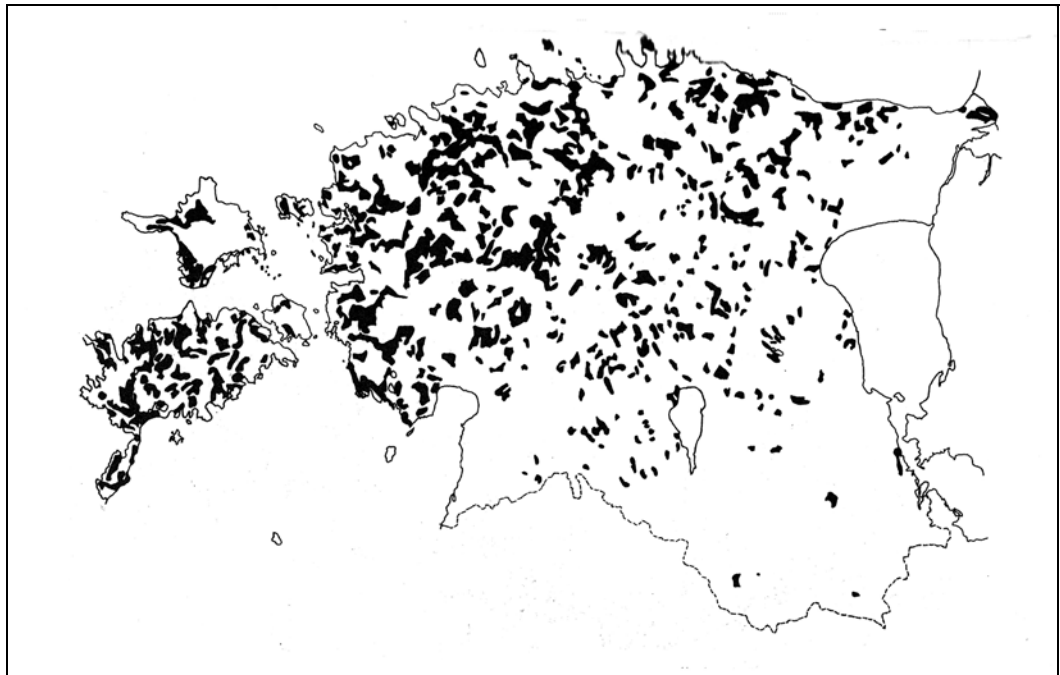
Joonis 5. Puisniitude varasem ligikaudne levik Euroopas. Tumedamalt märgitud piirkondadele olid puisniidud eriti iseloomulikud. (Kukk, Kull 1997)

**Rootsis** oli puisniite väga palju. Praeguseks on säilinud ja taastatud puisniite Gotlandil, Kesk-Rootsis ja Dalarnas. 1880. aastal oli seal pool-looduslikke kooslusi 1,2 milj ha, 1990. aastal 2400 ha. Rootsis on puisniite põhjalikult uuritud (ka taastamise seisukohalt) juba varem kui Eestis ja mitmeid uurimusi on ka käesolevas töös kasutatud. **Soomes** oli eelmise sajandi alguses rohkesti puisniite, eriti Lõuna-Soomes, aga ka Kesk- ja Ida-Soomes. Praeguseks on säilinud puisniidud vaid Ahvenamaad, mida hooldatakse (kuid heina ei kasutata loomasöödaks, vaid põletatakse). Osadel puisniitudel ei suudeta heina niita, vaid kasutatakse puisniidu hooldamiseks loomade karjatamist. Kõik säilinud ja taastatud puisniidud asuvad kaitsealasel, tähtsaim neist on Ramsholmen (loodud 1925. a), Nåtö (1964. a) ja Herrö

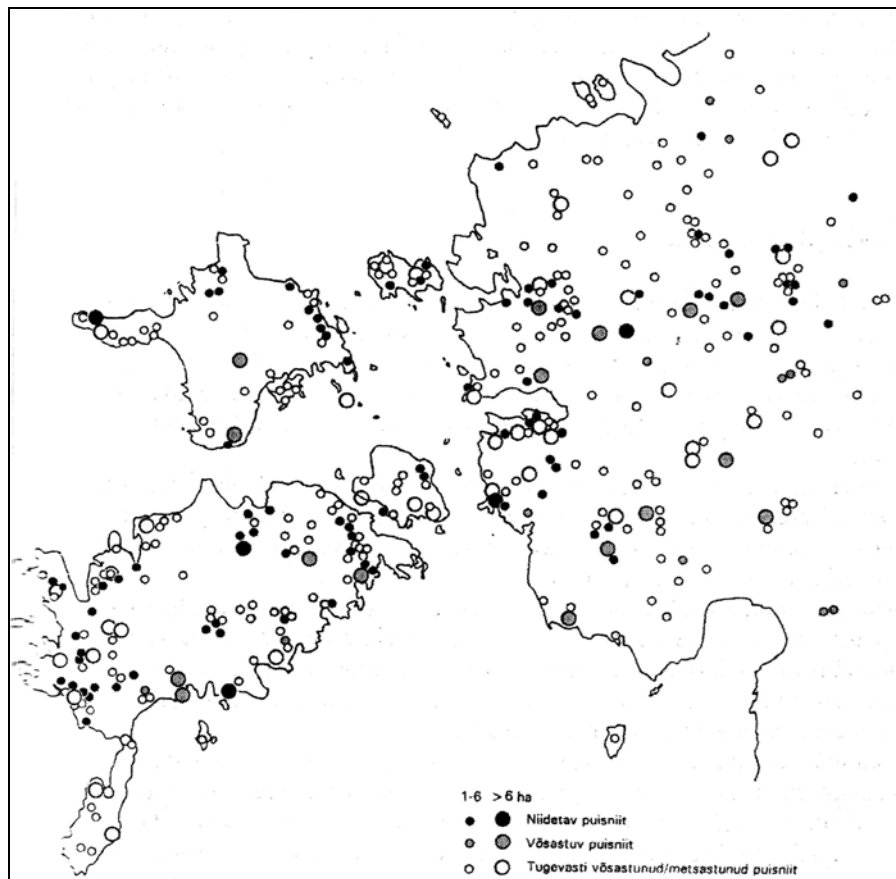
(1987. a). **Lätis** asusid põhiliselt Koiva jõe ääres Tahevast Eestis kuni Srenžinini Lätis ja vähemal määral ka Koiva kesk- ja alamjooksul. Praegu on praktiliselt kõik puisniidud hävinud, üksikud sellised kooslused esinevad Kadikkalno ja Slītere kaitsealadel ning Koiva ja Pededze orus. **Leedus** on säilinud üksikud puisniidud Virvine jõe kaldal. **Taanis** on säilinud üks puisniit, samuti on üks kaitsealune puisniit **Tšehhis** ja **Karpaatides** (väga liigirikas). Üksikuid puisniite leidub **Norras** ja mägedes **Hispaanias**, **Prantsusmaal** ja **Balkanil**.

Sama nimetuse all tuntakse ka kooslusi **Põhja-Ameerikas** ja **Venemaal**, kuid Põhja-Ameerikas on tegu kunstlike turismiobjektidega ning Venemaa metsaniit erineb koosluselt meie puisniidust. Sarnased puisniidule on mitmetes erinevates maailma piirkondades esinevad biotoobid. Metsastepi taimekooslusest moodustavad ühised liigid Eesti puisniiduga koguni 68%. Teatud sarnasus puisniitudega on ka tammesavannil, savannil ja metsatundral.

Nagu eelpool mainitud, olid Eestis puisniidud väga levinud kuni talumajandite kollektiviseerimiseni (joonis 6). Praegu on Eestis Natura elupaikade andmebaasis arvele võetud 9000 ha puisniite, kuid arvatavasti on suurem osa sellest pindalast kinni kasvanud (joonis 7). Niidetavaid puisniite pole Eestis kindlasti üle 1000 ha. Samas on puisniite viimasel ajal ka ulatuslikult taastatud, näiteks Nedremal umbes 100 ha. Tuntumad on Laelatu (Laelatu-Puhtu looduskaitsealal) ja Nedrema (Nedrema-Kalli looduskaitsealal) puisniidud, ka Allika puisniit jt Matsalu looduskaitsealal. Laelatul on viimastel aastatel niidetud keskmiselt 15 ha/a, Nedremal kuni 100 ha/a (mis teeb sellest suurima niidetava puisniidu Põhja-Euroopas). Saaremaal on kuulsamad Tagamõisa ja Viidumäe looduskaitseala puisniidud. Viidumäel on puisniite viimastel aastatel korras hoitud heinatalgutega (Kukk 2004).



Joonis 6. Arupuisniitude levik Eestis Ida-Baltikumi taimkattekaardi alusel 1959. (Kukk, Kull 1997)



Joonis 7. Puisniitude levik nüüdisajal Lääne-Eestis. (Kukk, Kull 1997)

## 3. Puisniitude bioloogiline mitmekesisus ja selle põhjused

### 3.1. Bioloogiline mitmekesisus koosluses

Taimeliikide arvukus sõltub mitmetest asjaoludest:

- **liigifond** – see on liikude hulk, mis oma diaspooride abil saavad levida vaadeldavale pinnale ja suudavad seal keskkonnatingimuste poolest elada. Niidutaimestiku puhul tähendab see seda, et antud taim peab kasvama sarnastes keskkonnatingimustes mõnesaja meetri raadiuses.
- **taimede mõõtmed** – mida suuremad taimed, seda liigvaesem on ala. Vahetevahel kasutatakse seetõttu võrdlemiseks mitte ühesuguse suurusega ruute, vaid ruute, millel kasvab ühepalju rameteid.
- **konkurents** – see tähendab taimeisendite vastastikused suhted, mis mõjuvad osaliste paljunemisele negatiivselt. Aeglasem kasv tähendab nõrgemat konkurentsi, seega saab väiksema produktiivsusega kooslus olla liigirikkam. Niitmine ja karjatamine nõrgendavad konkurentsi, sest talitsetakse kiiremakasvulisi varjutajaid (nõrgeneb valguskonkurents), seega hooldatav niit või karjamaa on liigirikkam kui see, mida ei kasutata.
- **tingimuste püsivus** – iga oluline keskkonnatingimuste muutus tõrjub mõne liigi kooslusest välja ja ka endiste tingimuste taastumisel võtab palju aega, kuni liigirohkus taastub.

Paljuliigilises koosluses toimub eri liikide vahel olemusvõitlus. 20. saj kolmekümnendatel aastatel avastati, et ühes ökoniisis saab korraga stabiilselt elada ainult üks liik (Gause reegel). Selline seisukoht aga ei võimalda seletada bioloogilist

mitmekesisust liigirikkas koosluses, näiteks puisniit. Selle seletamiseks on mitmeid hüpoteese:

a) liikide kuulumine erinevatesse ökoniššidesse, st nende arvukuse limiteerimine erinevate ressursside poolt; see on paljudel juhtudel kindlasti võimalik, ent liigirikaste taimekoosluste puhul on liikide arv arvatavasti suurem kui limiteerivate ressursside arv;

b) liikide erinevuse eluvormi poolest; eluvormi erinevust võib kirjeldada näiteks erinevuse kaudu massijaotuses (biomassi allokatsioonis organite vahel);

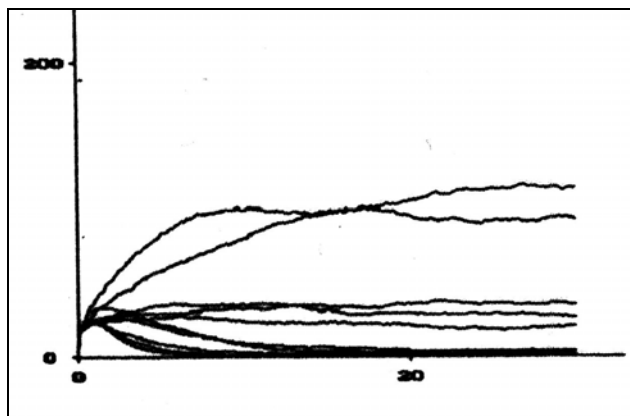
c) keskkonna heterogeensus (seda eeldust on kasutanud oma mudelis D. Tilman);

d) liikide suur sarnasus; kuigi liikide sarnasus neis mudelites ei vii stabiilsele liikide kooslusele, muudab ta siiski väljatõrjumise väga aeglaseks, mistõttu võib osutada väga raskesti eristada niisugust mittetasakaalulist kooslust tasakaalulisest;

e) liikide ruumilise jaotuse oluline ebaühtlus (Kull 1993).

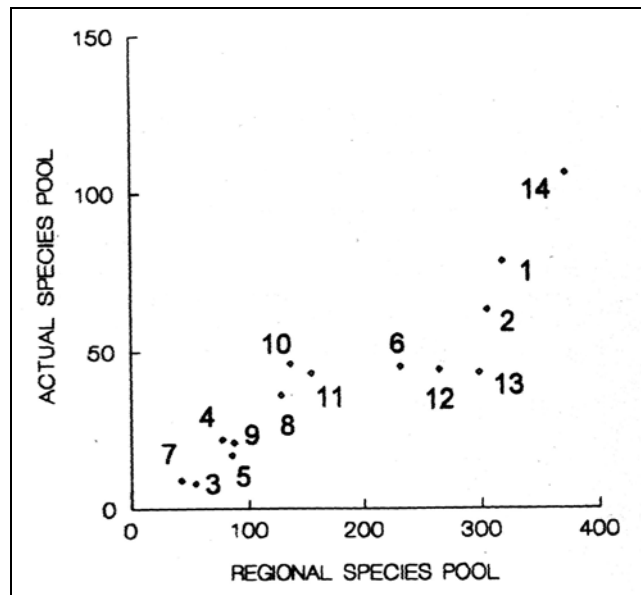
Esimene hüpotees ei suuda kirjeldada liigirohkust meie poolt vaadeldavates kooslustes, sest selgesti determineeritavate ökoniššide arv on tunduvalt väiksem reaalselteil puisniitudel esinevast arvust. Seega vastavalt Gause reeglile peaks liikide arv kiiresti märkimisväärselt vähenema. Samuti ei saa lähtuda hüpoteesist b, sest erinevused rohttaimestiku massijaotuses ei ole eri liikide vahel kuigi suured. Hüpotees c ei selgita stabiilseid kooslusi reaalselt eksisteerivates suhteliselt homogeensetes ökosüsteemides. Hüpoteesi d järgi ei ole liikide arvukus süsteemis stabiilne, vaid läheneb eksponentsiaalselt maksimaalsele piirväärtusele või nullile. Isegi kui eeldada, et eksponenti tõusunurk on väga väike (tegu on pseudostabiilse süsteemiga) peaks sellise mudeli rakendamisel juhuslikud välistegurid (kliimaatiliste tingimuste erinevus aastate lõikes jne) viima liigirikkuse olulisele vähenemisele, st lähendama süsteemi stabiilsele lõppolekule. Praktilised uuringu aga näitavad, et teatud tingimuste täitmisel aja jooksul koosluste liigirikkus suureneb teatud tasemele, mitte ei vähene (Mittelbach et al 2002). Kalevi Kull eeldab oma töös, et selliste süsteemide liigirikkust saab seletada hüpoteesiga e, st looduses ei ole tegu suletud süsteemidega, vaid tasakaalustavaks faktoriks on diasporide immigratsioon teistest süsteemidest. Ehk teisisõnu suur homogeenne looduskooslus on stabiilses olekus, kus liikide arv on suhteliselt väike ja iga liik domineerib oma ökoniššis. Juhul kui on tegu lähestikku asuvate suhteliselt väikeste ja erinevate kooslustega, läheb süsteem liigirikasse tasakaaluolekusse (joonis 8). Kui suletud süsteemis peaks samas ökoloogilises nišis

asuvatest liikidest ühe arvukus jõudma teatud aja jooksul maksimumini ja kõigi teiste arvukus nullini, siis diaspooride juurdetulek teistest kooslustest kompenseerib vähem konkurentsivõimeliste liikide arvukuse vähenemise ja ühes ökonis saavad elada mitmed liigid suhteliselt stabiilses tasakaalus.

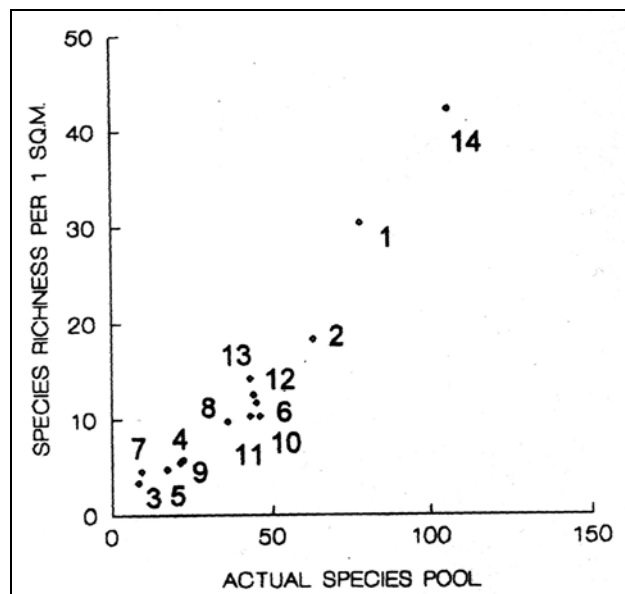


Joonis 8. Kümne liigi populatsioonitiheduse dünaamika jäljed mudeli juhul, kui seemneline paljunemine on proportsionaalne liigi tihedusega astmes 0,5. Abstsissiteljel aeg (aastates), ordinaatteljel biomass ( $\text{g/m}^2$ ). (Kukk, Kull 1997)

On ka tehtud uuringuid, kui suur võib liigirikkus teoreetiliselt üldse olla (Pärtel et al 1996). Autorid uurisid erinevate taimede teoreetilisi kasvutingimusi neljateistkümnes Eesti vaatluskohas. Nimekirja võeti 1073 Eesti soontaimet (ei vaadeldud üksikleide ja nn mikroliike *Alchemilla*, *Hieracium*, *Taraxacum*, *Euphrasia*). Iga taimeliigi kohta oli teada nn Ellenbergi faktorid – antud liigi jaoks optimaalne valguse, niiskuse, pH ja lämmastikusisalduse tase või vahemik. Need näitajad olid määratletud kõigi vaatluskohtade jaoks. Leiti liikide arv, mis teoreetiliselt võiks selles piirkonnas kasvada. Saadud tulemusi analüüsiti Monte Carlo meetodil. Leiti, et eksisteerib otsene sõltuvus selle vahel, kui palju taimi võiks looduslike tingimuste poolest antud kasvukohal elada ja selle vahel, kui palju neid seal tegelikult elab (joonis 9, 10).



Joonis 9. Regionaalse ja reaalse liigifondi suhe uuritud neljateistkümnes Eesti kasvukohas. (Pärtel et al 1996)



Joonis 10. Suhe reaalse liigirikkuse ja keskmise liigirikkuse 1m<sup>2</sup>-l vahel. (Pärtel et al 1996)

Viimane uurimus ja fakt, et teatud tingimustel koosluste liigirikkus suureneb, mitte ei vähene, näitab, et seda määravaid protsesse ei saa kirjeldada ülaloesitatud lihtsate mudelitega, vaid tegu on tunduvalt keerulisema protsessiga. See asjaolu annab lootust hävinud taimekoosluste suhteliselt edukaks taastamiseks. (Pärtel et al 1996)

### 3.2. Soontaimestiku summaarne liigirikkus

Eesti puisniitude soontaimestiku põhilised kooslused on kirjeldatud käesoleva töö punktis 2.3. Eestis on tehtud väga palju uuringuid puisniitude floora kaardistamiseks. Esimese sellise uuringu viis läbi A. v. Sass Saaremaal aastal 1860, kes leidis puisniitudel 195 soontaimeliiki. 1950nendateks aastateks oli sealt leitud juba 264 soontaimeliiki. Käesolevas töös (lisa 1) esitatud pool-looduslike koosluste soontaimede nimestik pärineb Pärteli aruandest (2003). Kuke ja Kulli andmetel esineb puisniitudel 603 taksonit (sealhulgas 12 hübriidi ja 7 alamliiki), mis moodustab üle 40% Eesti soontaimede koguarvust. Puisniitudel esineb vähemalt 56 liiki kaitsealuseid taimi (I kategooria – 2, II - 31, III - 23) (Kukk, Kull 1997).

Puisniitudele on iseloomulikud nn suure konstantsusega liigid, mis esinevad paljudes prooviruutudes erinevatel puisniitudel.

**Suurima konstantsusega liigid:** lubikas (*Sesleria caerulea*), tedremaran (*Potentilla erecta*), kortsleht (*Alchemilla vulgaris*), keskmine värihein (*Briza media*), käbihein (*Prunella vulgaris*), värvmadar (*Galium boreale*), hirsstarn (*Carex panicea*), punane aruhein (*Festuca rubra*), angerpist (*Filipendula vulgaris*), madal mustjuur (*Scorzonera humilis*), süstlehine teeleht (*Plantago lanceolata*).

**Konstantsus tõuseb liigirikkamates ruutudes:** h. kastehein (*Agrostis capillaris*), lõhnava maarjahein (*Anthoxanthum odoratum*), aaskaerand (*Helictotrichon pubescens*), keskmine värihein (*Briza media*), suureõeline kellukas (*Campanula persicifolia*), ümaralehine kellukas (*C. rotundifolia*), h. kadakkaer (*Cerastium holosteoides*), lamba-aruhein (*Festuca ovina*), metsmaasikas (*Fragaria vesca*), ojamõõl (*Geum rivale*), süstlehine teeleht (*Plantago lanceolata*), mõru vahulill (*Polygala amarella*), kuldtulikas (*Ranunculus auricomus*).

**Konstantsus väheneb liigirikkamates ruutudes:** arukaerand (*Helictotrichon pratense*), saar (*Fraxinus excelsior*), ussilakk (*Paris quadrifolia*), haab (*Populus* sp), h. hiirehernes (*Vicia cracca*) (Kukk, Kull 1997).

Ehkki konkreetseid uuringuid ei ole tehtud, võib eeldada, et esimese nimekirja taimede esinemine iseloomustab tüüpilist puisniitu. Teise nimekirja taimede esinemine näitab suurema liigirikkuse tekkimiseks soodsamaid tingimusi. Kolmanda nimekirja taimede esinemine võib näidata puisniidu degradeerumist. Seega soodustab samblarinde tekkimine kiiret metsastumist. Madalamate taimede levikut puisniitudel

on uuritud veel vähe. Tõdetakse, et sammalde esinemine takistab üheiduleheliste taimede seemnete idanemist. Samas on tõenäoliselt samblas arenenud kaheidulehelised tõusmed elujõulisemad ja tugevamad (Hein, 1968).

Samblarinde katvus on üldiselt vastupidises seoses rohurinde katvusega (Kukk, Kull 1997). St niidetaval niidul on samblarinne ulatuslikum kui niitmata niidul. Samas on samblarinde liigirikkus kõrgema rohuga aladel tunduvalt suurem. Seda võib seletada kahe põhjusega: 1) tingimuste loomine niiskuslembeliste sammalde kasvamiseks, 2) suurem kõdunenud okste jms leidumine rohurindes. Põhjalikke uuringuid sel teemal pole tehtud, kuid näiteks Laelatu puisniidul on leitud 96 liiki samblaid, nendest tavalisemad on metsakäharik (*Rhytidiadelphus triquetrus*), niidukäharik (*Rhytidiadelphus squarrosus*), h. laanik (*Hylocomium splendens*), h. viherik (*Scleropodium purum*), lainjas lehiksammal (*Plagiomnium undulatum*), h. raunik (*Plagiochila asplenioides*) (Kukk, Kull 1997).

### **3.3. Soontaimestiku väikeseskaalaline liigirikkus**

Lisaks koosluse summaarsele liikide arvule on heaks näitajaks ka väikeseskaalaline (prooviruudud 10m<sup>2</sup> ja vähem) liigirikkus. Kõige levinum on prooviruutude meetod, kuid kasutatakse ka teistsuguseid meetodeid. Vahel kasutatakse ka teistsuguse kujuga proovitükke (näit. ristkülikuid) või loendatakse taimi antud ruudus pikema aja vältel. Selline meetoodika on levinud viimastel aastakümnetel ja maailmas üldiselt veel vähe kasutatud.

Kasutatakse järgmist meetoodikat:

- proovitükk on ruudukujuline, selle piirid on fikseeritud maapinnal, loetakse ainult isendeid, kelle ramet juurdub ruudu sees
- loetakse ainult taimi, millel on vaatluspäeval rohelisi maapealseid osi
- ei loeta seemneid ega muid juurdumata taimeosi.

Selline töö eeldab väga head taimede tundmist ka nende vegetatiivsete osade järgi ja piisavalt aega (1m<sup>2</sup> kohta 3 tundi) ja soovitatav on, et iga prooviruudu taimi määrab mitu uurijat.

Kuigi tihti loetakse rekordruute, iseloomustab taimekooslust palju paremini prooviruutude keskmine. Samas on võrreldavaid andmeid eri maailma paigust vaid

rekordruutude kohta ja neidki ebapiisavalt. Praegu on teadaolevalt leitud Argentiinas 1x1 m<sup>2</sup> ruudult 88 soontaimeliiki. Ka Eesti rekord Laelatu puisniidu samasuguselt ruudult leitud 76 liiki ei jää sellest oluliselt maha. Ka Vahenurme puisniidult on leitud 74 soontaimeliiki.

Pilt muutub, kui kasutada teistsuguste mõõtmetega ruute. Nii näiteks on Equadoris leitud 100 m<sup>2</sup> proovitükil 365 liiki. On aga enam kui kindel, et Eesti puisniitudel ei ulatu ka sellise proovitüki liikide arv üle saja (Kukk, Kull 1997).

### **3.4. Loomastiku liigirikkus**

Eesti puisniitudel on täheldatud nematoodide suurt arvukust. Nii on Laelatu puisniidu igas grammis samblas 23-43 nematoodi, 1g mullal keraheina juurte ümber 13-16, lubika juurte ümber kuni 30, juurtes kuni 60 ja maapealsetes osades 71-81 isendit substraadi grammi kohta. Esinevad põhiliselt ektoparasiidid, eriti perekond *Rotylenchus*, aga ka rõngümarussid (*Cricco*, *Nematidae*) ja kiduusiis (*Heteroderidae*). On levinud ristiku-kiduuss (*Heterodera trifolii*), samuti mitmed pahku esile kutsuvad ingerjad (*Anguina*). Katsete tulemusel on selgunud, et kui on üritatud puisniite väetada, suureneb oluliselt ristiku-kiduussi arvukus. Seega väetamine toob kaasa liblikõieliste arvukuse lühiajalise suurenemise ja sellele järgneva täieliku väljalangemise rohostust. Samasuguseid liblikõieliste liikide arvukuse tsüklilisi muutusi on täheldatud ka väetamata looduslikel rohumaadel. (Kukk, Kull 1997)

Limuste esinemise kohta Eesti puisniitudel on tehtud ainult üksikuid määranguid. On leitud järgmisi liike: sile-valgetigu (*Vallonia pulchella*), põõsatigu (*Bradybaena fruticum*), karustigu (*Trichia hispida*), hall teetigu (*Arion circumscriptus*), kolane teetigu (*A. subfuscus*), must seatigu (*Limax cinereo-niger*), nabatigu (*Euomphalia strigella*), h. ketastigu (*Discus ruderatus*), klaastigu (*Vitrina pellucida*), sarvjas jooniktigu (*Nesovitrea hammonis*), rohekas jooniktigu (*N. petronella*), kuhiktigu (*Euconulus fulvus*), h. kedertigu (*Cochlodia laminata*), pisitigu (*Vertigo substriata*), kääbus pisitigu (*V. pygmaea*), tulptigu (*Columella edentula*), kakshammastigu (*Perforatella bidentata*). (Kukk, Kull 1997)

Putukaid uurides uuriti nii hooldatavaid kui ka juba kasutusest väljalangenud puisniite. Mardikalistest on leitud arvukalt kärsaklasi (*Curculionidae*), poilasi

(*Chrysomelidae*), põrniklasi (*Scarabaeidae*) ja pehmekoorlasi (*Cantharidae*). Lisaks mardikalised (hundlased, siklased, naksurlased) ja ka jooksiklaste liigirikkus on suur. Suurliblikaid (*Macrolepidoptera*) on samuti palju (näiteks Laelatu puisniidul vähemalt 418 liiki, registreeritud on ka 93 liiki hämarikuliblikaid.

Eriomastest liikidest esinevad Eesti puisniitudel näiteks oma levila põhjapiiril olevad tirdilised (*Cicadinea*) lehetirtlane *Zyginidia mocsaryi*, vahustajalane *Neophilaenus albipennis* ja lehetirdiline *Adarrus bellevoeyi*.

Ohustatud liikidest on Eesti puisniitudelt leitud näiteks mardikatest saluvalvur (*Dendroxena quadrimaculata*) ja eremiitpõrnikas (*Osmoderma eremita*), liblikatest suur-mosaiikliblikas (*Euphydryas maturna*), vareskaera-aasasilmik (*Coenonympha hero*) ja sõõrsilmik (*Lopinga achine*).

Laelatu puisniidul on leitud kahepaiksetest ja roomajatest: rabakonn (*Rana arvalis*), rohukonn (*R. temporaria*), h. kärnkonn (*Bufo bufo*), tähnikvesilik (*Triturus vulgaris*), nastik (*Natrix natrix*), arusisalik (*Lacerta vivipara*), rästik (*Vipera berus*), vaskuss (*Anguis fragilis*).

Linnustik on erinevatel puisniitudel erinev. Laelatul on tavalisemad liigid metsvint (*Fringilla coelebs*), salu-lehelind (*Phylloscopus trochilus*), aed-põõsalind (*Sylvia borin*), käosulane (*Hippolais icterina*), metskiur (*Anthus trivialis*), pruunselg-põõsalind (*Sylvia communis*) ja punarind (*Erithacus rubecula*); Koival hallrastas (*Turdus pilaris*) ja sinitihane (*Parus caeruleus*); Haapsalulähedastel puisniitudel teder (*Tetrao tetrix*), öösorr (*Caprimulgus europaeus*), metskiur (*Anthus trivialis*), punaselg-õgija (*Lanius collurio*), käosulane (*Hippolais icterina*), suur-kirjurähn (*Dendrocopos major*), väänkael (*Jynx torquilla*), kuldnokk (*Sturnus vulgaris*) ja tihased (*Parus* sp).

Pisiimetajate kohta on tehtud uuring samuti Laelatul. Sealt on leitud leethiiri (*Clethrionomys glareolus*), jutttselg-hiiri (*Apodemus agrarius*) ja kaelushiiri (*A. flavicollis*) (Kukk, Kull 1997).

Üldiselt võib öelda, et nii selgroogsete kui ka selgrootute arvukus on puisniidul väiksem kui metsas või niidul, kuigi leidub üksikuid liigirikkamaid rühmi (Kukk, Kull 1997).

## 4. Puisniitude taimkatte muutused majandamise lakkamisel

Mõisaajal, esimese Eesti Vabariigi ajal ja nõukogude ajal suhtuti puisniitudesse puhtpragmaatiliselt – ja seetõttu eri aegadel ka erinevalt. Kui väheintensiivse põllumajanduse tingimustes oli iga heinamaatükk oluliseks lisaks loomade talvisele söödakogusele ja ka kõige väiksemalt lapilt, mida niita sai, koguti hein sauniku lehma ületalve pidamiseks või karjatas pops seal oma lambaid, siis põllumajanduse intensiivistumisega 20. sajandi viiekümnendatel aastatel osutus, et suurtes kollektiviseeritud majapidamistes ei ole puisniitude majandamine enam otstarbekas. Samas püüti välja tõrjuda ka individuaalloomapidamist (mis eriti läänesaartel siiski säilitas oma elujõu, peaaegu igas majapidamises oli mõni lehm ja lammas). Nii tutvustab 1970. aasta ajakiri Sotsialistlik Põllumajandus võitlust võsaga: veerand maaparanduse ressursist Harju- ja Hiiumaal kulub võsa hävitamiseks rohumaa del. Iseloomulik on ka see, et kõige võsastunud rajoonid on eelnimetatud kaks, samuti Saaremaa, kus puisniitude osakaal oli suhteliselt suur. Samas tõdetakse, et hoolimata maaparandajate jõupingutustest, on 1,3 % varemkuultuuristatud maast nii võsastunud, et on väljunud põllumajanduslikust käibest. Kuskil ei mainita puisniitude olulisust, samas antakse konkreetseid juhiseid, millisest maast võib saada kultuurheinamaa, millisest mitte (Jaansoo 1970). Täpsemalt on puisniitude hävimisele viinud tegureid kirjeldatud käesoleva töö peatükis 2.2.

Niitmise lakkamisel vallandub suksessioonirida, mis üle võsastumise viib metsa tekkeni. Liigiline koosseis ja selle muutumise kiirus sõltub kasvukohatüübist ja looduslikest tingimustest. Üldiselt võib protsessi jagada neljaks etapiks:

- **rohustu muutumine kõrgeks, lopsakaks ja liigivaeseks**

Et niitmise ega ei viida enam orgaanilist ainet välja, suureneb huumuse sisaldus mullas ja aurumise vähenemise tõttu suureneb mulla niiskus. Nii

hakkavad kasvama märjemate kasvukohtade liigid. Suureneb hilise arenguga liikide arvukus, mida niitmine oli alla surunud, samuti liikide osatähtsus, kelle seemned ei ole heinaajaks valminud. Hakkavad levima sulg-aruluste (*Brachypodium pinnatum*), sinihelmikas (*Molinia caerulea*), maikelluke (*Convallaria majalis*), jäneskastik (*Calamagrostis epigejos*), pajuvaak (*Inula salicina*), valge madar (*Galium album*), keskmine ristik (*Trifolium medium*), arujumikas (*Centaurea jacea*), angervaks (*Filipendula ulmaria*), soo-ohakas (*Cirsium palustre*), sarikhunditubakas (*Hieracium umbellatum*) jt.

- **võsastumine**

Rohtaimed avaldavad pidurdavat mõju puude idandite kasvule. Seetõttu toimub võsastumine suhteliselt aeglaselt – viie kuni kümne aastaga. Võsastumisel esinevad sõltuvalt mullastikutüübist erinevad puuliigid: gleimuldadega puisniitudel Pärnu- ja Läänemaal haab, mänd, hall lepp ja mitmed pajud, gleistunud parasniisketel Loode-Harjumaa puisniitudel sarapuu ja mänd, lubjarikastel aladel kadakas ja viirpuu. Puude ja põõsaste katvuse suurenemisel introductseeruvad varjulembesed metsataimed: longus helmikas (*Melica nutans*), imekannike (*Viola mirabilis*), sinilill (*Hepatica nobilis*), võsaülane (*Anemone nemorosa*), harilik kuutöverohi (*Polygonatum odoratum*), kevadine seahernes (*Lathyrus vernus*) jt.

- **varise ja kuluhulga järsk tõus**

Kulukihi paksenedes tõrjutakse välja väiksemakasvulised liigid. Oluliselt halvenevad valgustingimused.

- **metsastumine**

Rohukamar hävib kõigepealt laiguti, seejärel kogu alal. Puurindesse jõuavad kiirekasvulised liigid saar, lepp ja haab. Põõsarindes leidub sarapuud, paakspuud, toomingat ja pajusid. Alarinded hõrenevad ja rohurinne koosneb varjataluvatest taimedest.

## **5. Puisniitude taastamise põhimõtted ja protsessid**

### ***5.1. Looduskoosluse taastamise põhimõtted***

On selge, et kui lähtuda väga primitiivsest utilitaarsest vaatepunktist, ei ole selliste alade traditsiooniline majandamine rahaliselt otstarbekas (Habicht, Ehrlich 1997). Teatud majandusliku tulemi annab sedasorti objektide kasutamine turismiattraksioonina, kuid ka siin on omad ohud: looduslikud ja pool-looduslikud kooslused on üldiselt väga tundlikud ja pidev turistide vool viib paratamatult ökosüsteemi hävimisele või degradeerumisele nagu see on juhtunud Rootsi väikesaartel. Kui arvestada, et Eesti atraktiivsemad paigad on samuti ületanud kõik mõeldavad külastajate piirnormid (eriti läänesaared), on ka siin oodata loodusmaastiku vaesestumist. Samas kui lähtuda looduskoosluste väärtustamisel nende taastamismaksumusest, on see ilmselt sadu, kui mitte tuhandeid kordi kõrgem võimalikust saamata jäänud tulust.

Iseasi on, et loodusliku mitmekesisuse hindamine rahas on väga primitiivse mõtteviisi tunnuseks. Loomulikult on võimalik kokku arvutada inimeste füüsilisele ja emotsionaalsele tervisele tekitatud kahjud, kuid need ei pruugi ilmnedagi kohe pärast mingi majandusliku otsuse tegemist. Samas nõuab looduskoosluste säilitamine turumajanduse tingimustes paratamatult teatud riigipoolseid investeeringuid, sest omanikukeskne ideoloogia eeldab omandilt kiire ja mõõdetava tulu saamist. Ühelt poolt avaldub bioloogilise mitmekesisuse säilitamine teatud majanduslike tõkendite ja kohustuste seadmisel. Samas tuleb arvestada, et selline tegevus parandab oluliselt kohaliku elanikkonna muud heaolu (elukeskkond, tervis jne), võimaldab tekitada suure töömahukusega töökohti keskkonnanahooldes ning lisaks toota väga suure

lisaväärtusegaprodukte (keskkond turismitööstuse mõttes, ökoloogilised toiduained jne).

„... loosuskoosluste taastamine ei ole mitte üksi tekitatud kahju heastamine, vaid meie ökoloogiliste arusaamade fundamentaalne test. Taastamine ei ole vaid probleemide lahendamine, vaid võimas tööriist ökoloogilisteks uuringuteks. Ei ole raske tõsta masina osi hunnikusse. Raske on nad panna uuesti kokku ja tööle, et teha kindlaks, kas me oleme tema konstruktsioonist õigesti aru saanud.” (Bradshaw 2002)

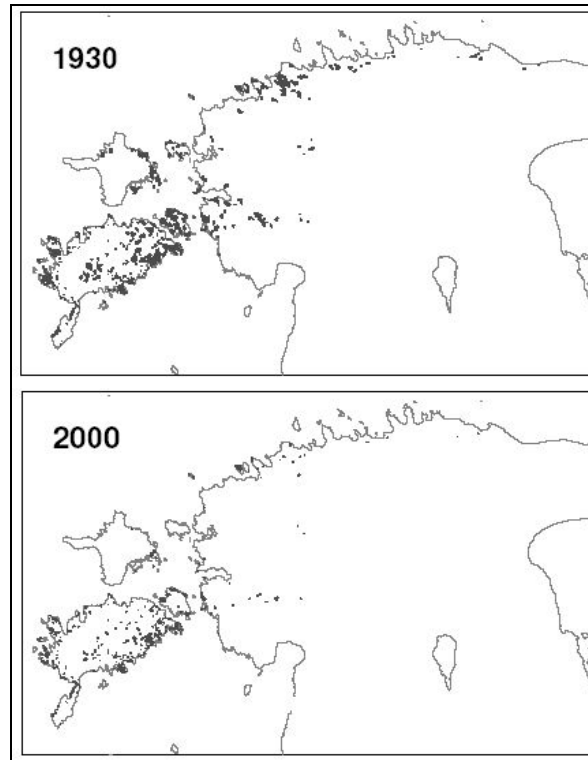
Inimtegevuse (või ka selle lakkamise, näiteks puisniitude puhul) tagajärjel hävinud ökosüsteemide taastamiseks on kaks põhimõtteliselt erinevat lähenemist (Bradshaw 2002). Esimene tekitada hävinud kohale uus, kuid mitte originaalsega identne ökosüsteem, näiteks kaevanduste rekultiveerimine metsastamise teel. Sellisel puhul lähtutakse põhiliselt inimkesksetest, praktilistest kaalutlustest, näiteks maastiku esteetilise ilme parandamine, majandusliku kasu saamine. Eestis püüti võssakasvavaid puisniite metsastada, seda eriti kuuekümnendatel. Selleks kasutati isegi paekivi lõhkamist, et tagada puude juurtele paremad kasvutingimused. Praktikas osutus selline meetod aga väga kalliks ja saadav mets mittetäisväärtuslikuks (Etverk 1980). Teiseks teeks on looduskeskkonna taastamine võimalikult esialgsel moel. Kui täiesti loodusliku keskkonna puhul on paljudel juhtudel see võimalik piisavalt suure piirkonna maksimaalsel isoleerimisel inimtegevuse mõjudest (koos muude vajalike toimingutega, näiteks tulnukliikide hävitamine jne), siis inimtekkeliste koosluste puhul on kõige olulisem praeguses majanduslikus situatsioonis vähemõtteka, kuid koosluse säilimise seisukohast hädavajaliku, mõttestatud inimtegevuse pidev jätkumine.

Ökosüsteem ei ole staatiline objekt, mis koosneb pinnasest, taimestikust, loomastikust jne. Varasema aja jooksul on tekkinud teatud mullastruktuur, orgaaniliste- ja mineraalainete sisaldus, mikroelustik, taimekooslus – ja mis viimase juures väga oluline – seemnepank. Väga paljude taimede seemned säilitavad mullas idanevuse aastaid või aastakümneid. Sõltuvalt mingi aasta ilmastikutingimustest võib koosluse mõni taim kiduda või täielikult hävida. Stabiilse taimekoosluse puhul taastub selline taimeliik järgnevatel aastatel mullas oleva seemnepanga arvel. See on osutunud oluliseks takistuseks täielikult hävinud looduslike koosluste taastamisel. Esiteks enne taimestiku (ja veel enam loomastiku) taastamisele asumist on vaja saavutada pinnase võimalikult algupärane seisund. Teiseks ei piisa kadunud liikide

introtutseerimisest, kui mullas puudub seemnevaru, ebasoodsate ilmastikutingimuste mõjul osa liike hävib ja kooslus muutub ebastabiilseks (Davy 2002).

Vajalike liikide introtutseerimisest keerulisem ja olulisem on ökosüsteemide taastamisel ebasoovitavate liikide eemaldamine. Kui ökosüsteem on hävitatud või viidud tasakaalust välja, domineerivad tihti sellele kooslusele võõrad liigid. See viib kohalike, eriti endeemiliste liikide väljasuremiseni, mis tähendab toiduahela katkemist mitmetele sellele ökosüsteemile iseloomulikele liikidele. Mitmel pool maailmas kasutatakse eriolukordades võõrliikide käsitsi väljanoppimist, hävitamist liigispetsiifiliste herbitsiididega või patogeensete mikroorganismide ja kahjurite abil. Puisniitude taastamise seisukohalt on olulised kaks tulnukliikide hävitamise meetodit. Esiteks rohusööjad. Erinevad rohusööjad võivad olla toidu suhtes väga valivad ja üldiselt eelistavad nad kiiresti kasvavaid mahlakaid taimi. Seega tagab pidev karjatamine aeglase ja madalamakasvuliste taimede ellujäämise. See on üheks meie puisniitude liigirohkuse põhiliseks põhjuseks. Samas võib ülemäärane või valede liikide karjatamine hävitada tavapärase või halvemal juhul kogu taimestiku ning viia mulla erodeerumise ja ökosüsteemi hävimiseni. Lisaks karjatamise rõhutab Davy looduslike rohusööjate, eriti jäneste tähtsust, kelle toitumine on väga selektiivne. Samas on ekstensiivne karjapidamine maailma mastaabis üks tähtsamaid ökosüsteemide hävimise põhjusi. Eriti ohtlik on võõraste rohusööjate sissetoomine varem isoleeritud kooslustesse (näiteks saartele) (Davy 2002). Teiseks niitmine, mille efekt on karjatamisega üsna sarnane: ta annab võimaluse madalama ja aeglasekasvulisema taimepopulatsiooni säilimiseks. Pool-looduslike rohumaade säilimise tagab ainult niitmine kord-kaks aastas, kusjuures võimaluse korral tuleb niita käsitsi, mis tagab erineva kõrgusega taimede ellujäämise.

Lisaks võib looduskoosluste taastamise meetoditest puisniitude puhul välja tuua okste ja kulu põletamist. Erinevates paikkondades on seda tehtud erinevalt alates kulu lauspõletamisest ja lõpetades puujuurikate väljapõletamisest järelejäänud okste ja prahi abil. Erinevate taimede seemnete tundlikkus kõrgele temperatuurile ja tuhase pinnase kõrgele pH-le on erinev, samuti muutub mikro- ja makroloomastiku liigiline koosseis. Meie puisniitude õhukese ja väheviljaka mullakihi puhul kulu põletamist suurtel pindadel ei soovitata, sest see võib viia huumuskihi taastumatu hävimiseni. Küll aga soovitatakse seda looduslike ökosüsteemide taastamisel paksu ja viljaka mulla korral (Davy 2002).



Loonitüüpide kadumine Eestis. (Pärtel 2003)

## **5.2. Varasemad katsed puisniitude taastamiseks**

Looduskaitsejate aktiivse tegevuse tulemusel kuulutati 70ndate teisel poolel lookadastikud ja muud väheviljakad pool-looduslikud kooslused metsamaaks ja lõpetati viljatud katsed nende kasutamiseks ekstensiivses põllumajanduses (Etverk 1980). Samas märgati juba tol ajal ja võeti õppust Rootsi vastavatest kogemustest, et sihipärase inimtegevuse lakkamisel hävivad pool-looduslikud taimekooslused.

Esimest korda jõudis siis tollaste looduskaitsejuhtideni tõdemus, et puisniitude säilitamiseks endisel kujul tuleb rakendada erimeetmeid. Esmakordselt arutati probleemi ametlikult ENSV metsamajanduse- ja looduskaitse ministeeriumi kolleegiumi väljasõidu istungil Saaremaa metsamajandis 1977. aastal. Seejärel valmis Eesti Metsa Instituudi (E. Kaar, A. Kalda) ja Teaduste Akadeemia Zooloogia- ja Botaanika Instituudi (L. Laasimer, K. Pork) ühistööna puisniitude majandamise juhend. Et materiaalsed võimalused ei lubanud säilitada endisel kujul kõiki puisniite, otsustati kõigepealt välja selgitada väärtuslikumad, tüüpilisemad ja haruldasemad.

Paraku jõuti aga reaalsete hooldustöödeni põhiliselt kaitsealadel ja rahvusparkides. Suurem osa puisniite aga võsastus jätkuvalt. (Etverk 1980)

1970ndate aastate lõpus algasid Lahemaa rahvuspargis Muuksi mäel esimesed katsed lammaste kasutamiseks hooletusse jäetud puisniitude hooldamisel. Endisel liigirikkal puisniidul vohasid härghainad, mis lämmatasid madalamaid valgusnõudlikke liike; puisniidus vohas saare ja kadaka võsa, lohkudes isegi sanglepad (Etverk 1980). Kahjuks lõppes see tegevus maa erastamisega ja praeguseks on puisniit taas võssa kasvanud (ehkki Ökokrati liikumine on seal korraldanud talgupäevi suurema võsa hävitamiseks).

Rootsi väikesaartel on tehtud katseid mahajäetud puisniitude taastamiseks viimase viiekümne aasta jooksul. Peale puisniidu mahajätmist on autorite andmetel kadunud 87% liigistikust, maksimaalne liikide arv 4m<sup>2</sup> proovilapi kohta on vähenenud 52-lt 18-le (võrreldes pidevalt kasutusel olnud puisniitudega). Uuringu piirkond asub Borgis, Algutsrumi vallas Ölandi saare keskkosas. Uuritav niit asus 35m üle merepinna, paiknes ränimoreenil ja õhuke happeline muld oli toitainetevaene. Kivise pinnase tõtu kasutati ala varem niidu ja karjamaana. Piirkond jäi majanduslikust käibest välja millalgi 20.saj esimesel poolel. Ala taastamine tähendas põhiliselt puude ja võsa raiumist.

Uuriti kolme piirkonda. Esiteks GA – Gamla Ängen. Tavapäraselt hooldatud puisniit, mis taastati 1945. a. Traditsiooniline hooldus tähendab seda, et kevadel riisuti kokku lehed ja põletati; tuhk laotati laiali. Niideti juuli lõpus ja teist korda kahe nädala pärast. Hilissügisel või talvel raiuti võsa ja puid. GM – Mellan Ängen, 6 ha, taastati 1963. a. ja kasutatakse praegu mitte niiduna, vaid lammaste karjamaana aasta ringi, aeg ajalt raiutakse võsa. Kolmandaks GO – Östra Ängen, suhteliselt metsane ala, mis jäeti maha umbes sada aastat tagasi ja praegu kasutatakse aastaringse karjamaana. Uurimisalad asuvad lähestikku ja samalaadsel pinnasel, seega võimaldavad hinnata erineva taastamise ja majandamise mõju biodiversiteedile. Uuriti järgmisi näitajaid:

1) liikide arvukus. Uurimisalade GA ja GM registreeriti suur liigiline koosseis (vastavalt 104 ja 101 liiki). Samas alal GO leiti ainult 50 liiki. Samalaadne oli ka eri liikide keskmine esinemissagedus prooviruutudel.

2) mulla seemnepank. Analüüsiti 60 mullanäidist, millest leiti 1497 seemet. Nendest 1441 identifitseeriti ja kuulusid 60-le erinevale liigile. Aladel GA ja GM oli pinnakihis keskmiselt 4700 seemet m<sup>2</sup> kohta, alal GO 2483 m<sup>2</sup> kohta. GA-l ja GM-il

koosnes seemnepank peamiselt tüüpilistest rohuma- ja laialeheliste metsade liikidest (vastavalt 54,3% ja 58,1%), kui GO-I olid valdavaks häiritud koosluste liigid (46,6%).

Lõpptulemusena leiti, et juba 36 aastaga taastus uuritava ala taimekooslus isegi siis, kui niitu ei majandatud traditsioonilisel moel, vaid kasutati viste ja lammaste karjatamiseks aasta ringi. Autorite arvates annab muidugi parimaid tulemusi ühekordne niitmine, ädalal karjatamine ja regulaarne puude ja põõsaste lõikamine. Samas võib seda asendada mõistliku karjapidamisega piiratud rahaliste ressursside korral.

Puisniitude taastamisel ei saa loota mulla seemnepangale, sest paljude liikide seemned hävivad kiiresti ja puuduvad mullas, kui puisniit on pikemat aega hooldamata. Autorid peavad oluliseks seemnete levitamist veiste ja lammaste poolt; ehkki veis võib levitada suurema tihedusega, on lammaste liikumisulatus suurem, eriti seetõttu, et nad puistavad oma väljaheiteid tunduvalt rohkem hajali kui veised. Lähtudes taastatud ning hooldatud puisniidu liigilisest koosseisust ja sellest, et enamus uuritavaid liike puudub kultuurkarjamaadel, võib järeldada, et suurem osa kadunud liike on taastunud (Mitlacher et al. 2002).

### ***5.3. Võimalikud tegevused puisniitude taastamisel ja nende eeldatavad tulemused***

Loomulikult oleks kõige parem rakendada puisniitude taastamisel traditsioonilist majandamisviisi, st niita vaid südasuvel, hiljem lasta kari ädalale, kuid see ei ole tänapäeva kiiretempolises majanduses äriiselt tasuv (ehkki sellise majandamise korral on võimalik taotleda keskkonnatoetusi) ([http://eelis.ic.envir.ee/avalik/el\\_fil/kkkjuhend.rtf](http://eelis.ic.envir.ee/avalik/el_fil/kkkjuhend.rtf)). Toetuse saamiseks tuleb täita järgnevaid tingimusi:

#### **Hooldamine:**

- niita igal aastal mitte enne 1. juulit
- hein riisuda ja ära vedada
- hoida puistu ja põõsastu hõre (liituvus 0,2 – 0,5)

#### **Taastamine:**

- vajadusel puistu hõrendamine

- võsa eemaldamine
- niitmise alustamine

Kui soovitakse niitmisejärgselt ädalal karjatada, ei tohi karjatamiskoormus ületada 0,5 lü/ha

Kõigil pool-looduslikel kooslustel on keelatud nende ebasobiv majandamine nagu:

- pestitsiidide, mineraalväetiste ja orgaaniliste väetiste kasutamine;
- maaparanduseks uue kuivendussüsteemi rajamine ja lahtise kraavituse taastamine
- lupjamine
- kündmine
- külvamine [http://eelis.ic.envir.ee/avalik/el\\_fil/kkkjuhend.rtf](http://eelis.ic.envir.ee/avalik/el_fil/kkkjuhend.rtf).

Tavaliselt on aga pärandkoosluste taastamisel tegu entusiastide ja vabatahtlike algatusega, mistõttu ressursid on oluliselt piiratud. Kõigepealt tuleb selgelt püstitada eesmärk: kas selleks on hävinud väärtuse taasloomine, ohustatud väärtuse alalhoidmine, degradeerumisprotsessi peatamine või lihtsalt kauni maastiku kujundamine. Semuti võib puisniidu asemele tekkinud mets olla haruldase kooslusega või oluline kasvukoht või elupaik. Suhteliselt lihtne on pool-loodusliku koosluse taastamine, kui ala on olnud majandamata lühikest aega ja seal on säilinud struktuur, rohukamar ja niiduliigid. Enne taastamisele asumist peab olema olemas veendumus, et ala suudetakse edaspidi majandada (niita ja karjatada), sest vastasel korral hävib puisniit peale võsa lõikamist tunduvalt kiiremini kui ilma selleta (põõsarinne hakkab massiliselt juurevõsudest paljunema). Taastamine koosneb järgmistest etappidest:

- **ala planeerimine**

Ala tuleb läbi käia mitu korda ja eri aastaegadel, kaardistada allesjätavad puud ja põõsad (puude ja põõsaste grupid peaksid vahelduma lagedamate aladega), paremini säilinud niidualad, haruldaste liikide kasvukohad, säilitamist väärivad objektid (kiviaiad jms), vanad puud jne. Kindlasti peab alles jätma vanad puisniidupuud ja jalal kuivanud puud, mis on oluline elupaik putukatele, lindudele, sammaldele, samblikele ja seentele. Puu- ja põõsarinne peaks jääma võimalikult liigirikas, eelistada tuleks laialehelisi ja haruldasi puittaimi. Kõiki noori puid ei tohi välja raiuda. Taastamistööd tuleb planeerida kolme kuni viie aasta peale ja alustada

tuleb paremini säilinud niidealadest, mis on eelduseks niidutaimede levimiseks ka teistesse piirkondadesse.

- **raietööd**

Tuleks teostada varakevadel või hilissügisel või lumevaesel talvel. Kevadine ja suvine raie mõjub halvasti elustikule. Ainult noort võsa võib hävitada heinategemise ajal.

Kännud peavad jääma võimalikult madalad. Et takistada juure- ja kännuvõsude teket, peaks kännult eemaldama koore. Veelgi parem on puud rõngastada, st eemaldada elusalt puult vähemalt 10 cm laiuselt koor, siis kuivab puu juurel ja ei anna kännuvõsusid. Kännud tuleb kindlasti välja juurida, purustada või põletada.

- **okste koristamine**

Kogu raiutud puitmaterjal tuleb kokku koguda. Suurem osa sellest kõlbab kasutada kütte- või tarbepuiduna. Järelejäänud oksad tuleb põletada kändude kohal (mitte mingil juhul murukamaral).

- **kulu ja võsa põletamine**

On väga levinud Lääne-Euroopas ja Soomes. Meie õhukese mulla puhul ei saa seda kasutada regulaarselt, vaid vajaduse korral üks kord ala taastades, et eemaldada paks kulukiht ja vähendada võsa elujõudu. Täiskasvanud puudele ei tee põletamine kahju. Põletada on soovitatav siis, kui maapind on veel külmunud.

- **taastusjärgne hooldamine**

Esimestel aastatel peale ala taastamist hakkab vohama võsa, mida tuleb niita rootorniiduki või võsalõikajaga vähemalt kaks korda aastas. Kindlasti tuleb korduvalt niita ja hein kuivatada sealsamas, et täiendada seemnepanka. Kariloomad, eriti kitsed ja lambad hävitavad pealetungivat võsa ja levitavad edukalt seemneid. Eriti kasulik on karjatada vaheldumisi lambaid ja veiseid, mis aitab kaasa taimestiku kiiremale taastumisele. Nagu praktika näitab, ei ole meie tingimustes otstarbekas tutvustada puuduolevaid liike; kui läheduses on säilinud puisniite, taastub taimestik mõnekümne aasta jooksul iseenesest.

## Kokkuvõte

Pool-looduslikud kooslused on välja kujunenud tänu inimese pikaajalisele multifunktsionaalsele maakasutusele. Üks pool-looduslikest kooslustest on puisniit, mis on ilmselt vanim inimtekkeline ökosüsteem. Inimesed võtsid oma elupaiga lähedusest puid ja põõsaid maha ja karjatasid seal oma loomi. Puisniitu iseloomustab hõre puu- ja põõsarinne ning nendevahelised niidulapid. Tänu sellisele horisontaalsele struktuurile (valguse ja varju vaheldumine) on seal palju erinevaid elupaiku. Seetõttu on puisniitude taimkatte liigirikkus (eriti väikseskaalaline) väga suur. Sellise diversiteedi hoidmiseks on kõige tähtsam regulaarne niitmine (kord aastas), kuid tänu muudatustele maakasutuses on paljud puisniidud hävinud. Siiski on vajalik selliseid ökosüsteeme päästa/taastada, sest need on väärtuslikud nii haruldaste liikide elupaikade, roheline põllumajanduse, ökoturismi, kultuuriajaloo ja maastiku kaitse, teadusliku uurimistöö, kui ka esteetilisest vaatepunktist. Taastamise korral soovitatakse võimalikult traditsioonilist majandamist. Kui läheduses on mõni korras puisniit, siis on vaid aja küsimus, millal puisniidu liigid ka taastatavale alale levivad. Pikaajasel majandamata jätmisel tekib puisniidust mets. Seega soovitatakse piiratud karjatamist ala korras hoidmiseks, kui traditsiooniline majandamine on liiga kulukas. Samuti soovitatakse esimestel aastatel kombineerida niitmist ja karjatamist, sest seemnete ruumilisel levitamisel kariloomade (veiste ja lammaste) poolt tundub olema suur tähtsus.

Käesolevas töös vaadeldaksegi pool-looduslike formatsioone, eriti puisniitu, rõhuasetusega liigilisele mitmekesisusele, ja uuritakse võimalikke tegevusi kasutusest välja läinud puisniitude biodiversiteedi taastamiseks.

## Summary

### **Wooded meadows, their diversity and aspects of restoration**

Seminatural ecosystems are developed due to long-term and multifunctional use of land. One of the seminatural ecosystems is wooded meadow which is probably the oldest man-made ecosystem formed as result of cutting trees and shrubs, but also grazing animals near the human settlements. Wooded meadow is a meadow where some trees and shrubs or little groups of them grow. Due to this kind of horizontal structure (varying light conditions) different habitats can be found. That's why the species richness (especially on a small-scale) in wooded meadows is very high. The most important factor is regular mowing (once a year) but because of the changes in land management lots of wooded meadows are abandoned. Still it's essential to save/restore these kind of ecosystems in the aim of keeping the habitats for many rare species, of green farming, eco-tourism, protection of cultural history, scientific interest, landscape design, aesthetic reasons, etc. For this management similar to the original is recommended to maintain or to restore this type of meadow. If there are some managed wooded meadows nearby the recolonisation of plant communities appropriate for the restorable area is just a matter of time. Without any management and after long-term abandonment many wooded meadows become woodlands. Thus, controlled grazing in order to maintain a wooded meadow is also recommended when traditional management is too costly. Also it is advised in first years after restoration to combine mowing and grazing because spatial dispersal of seeds by livestock (cattle and sheep) seems to be an important factor for restoration purposes.

Seminatural ecosystems are therefore observed in the present work, especially wooded meadows, their species richness, and also explored possible activities for restoration of abandoned wooded meadows.

## Kasutatud kirjandus

- Aug, H. & Kokk, R. 1983. *Eesti NSV looduslike rohumaade levik ja saagikus*, Eesti NSV Agrotööstuskoondise Informatsiooni ja Juurutamise Valitsus, Tallinn.
- Bradshaw, A.D. 2002. Introduction and philosophy. Perrow M.R. & Davy A.J. (Eds.). *Handbook of Ecological Resorations*. Cambridge University Press. Vol. 1. Principles of Restorations.
- Davy, A.J. 2002. Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial systems. Perrow M.R. & Davy A.J. 2002. *Handbook of Ecological Resorations. Vol. 1. Principles of Restorations*. Cambridge University Press.
- EE : Eesti entsüklopeedia. 5., Konj-lõuna. 1990. Peatoimetaja Ülo Kaevats. Valgus, Tallinn.
- Ehrlich, Ü., Hiiemäe, M., Ingerpuu, N., Jürgens, K., Kalamees, K., Kriiska, A., Kukk, T., Kuresoo, A., Lilleleht, V., Lotman, A., Pärtel, M., Randlane, T., Roosaluuste, E., Sammul, M., Talvi, T. & Troska, G. 2004. *Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat*. Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Tartu.
- Etverk, I. 1980. Puisniidud, lood, rannakarjamaad. *Eesti Loodus* 7:429-435.
- Habicht, K. & Ehrlich, Ü. 1997. *Looduse mitmekesisuse säilitamise majandusprobleeme*. Eesti Majanduse Instituut, Tallinn, Eesti.
- Hægström, C.-A. 1983. *Vegetation and soil of the wooded meadows in Nåtö, Åland*. *Acta Bot. Fennica* 120:1-66.
- Hang, V. 1977. Retk puisniidule ja kiviriiki. *Eesti Loodus* 10:678-680.
- Hein, V. 1968. *Niidutaimede seemnelisest uuenemisest Lääne-Eesti aruniitudel*. Käsikiri: dissertatsioon bioloogiakandidaadi teadusliku kraadi taotlemiseks, TÜ raamatukogu.
- Jaansoo, E. 1970. Maaparandus võsastunud aladel. *Sotsialistlik Põllumajandus* 3:108-110.

Kalle, E. & Aarma, A. 2003. *Teadustöö alused*. Tallinna Tehnikaülikool, Tallinn.

Kukk, T & Kull, K. 1997. *Puisniidud. Estonia Maritima* 2.

Kull, K. 1993. Liikide kooselu mehhanismidest sessiilsete organismide koosluses // Kuresoo, R., Kübar, K. (toim.), *Mitmekesisuse teooria. Schola biotheoretica XIX*. Eesti Teaduste Akadeemia, Tartu, lk. 28-32.

Kull, K. & Zobel, K. 1995. Kas on veel ruumi? Ei, kõik on täis. *Eesti Loodus* 2:33-35.

Käbin, J. 1953. Vabariigi põllumajanduse arendamise edasilükkamatud ülesanded. *Eesti Kommunist* 10: 43-63.

Laasimer, L. 1965. *Eesti NSV taimkate*. Valgus, Tallinn.

Ling, H. 1967. Jahimajanduse kaasaegsest olukorrast ja arenguperspektiividest Eesti NSV-s. *Taimestiku ja loomastiku looduskaitsest*. Valgus, Tallinn, lk 80-95.

Mathiesen, A. 1938. Eesti metsanduse arenemise võimalustest eriti talumetsade majanduse alal. *Agronoomia* 8:599-607.

Mitlacher, K., Poschod, P., Rosen, E. & Bakker, J.P. 2002. Restoration of wooded meadows – a comparative analyses along a chronosequence on Öland (Sweden). *J. Veg. Sci.* 5:63-73.

Pork, K. 1981. Anthropogenous dynamics of meadows in recent decades. Protection of meadow communities. *Anthropogenous Changes in the Plant Cover of Estonia*. Academy of Sciences of the Estonian S.S.R., Tartu, pp. 46-63.

Pärtel, M., Zobel, M., Zobel, K. & Maarel, E. 1996. The species pool and its relation to species richness: evidence from Estonian plant communities. *Oikos* 75:111-117.

Talvi, T. 2001. *Pool-looduslikud kooslused*. Ökoloogiliste Tehnoloogiate Keskus, Viidumäe – Tartu.

Truus, L., Ksenofontova, T. & Kull, K. 1989. Kas laseme puisniitudel lõplikult hävida? *Eesti Loodus* 6:354-361.

### **Internetileheküljed**

*Kaitseala kaitsekorralduskava koostamise juhend*. 2001. Keskkonnaministeerium. [http://eelis.ic.envir.ee/avalik/el\\_fil/kkkjuhend.rtf](http://eelis.ic.envir.ee/avalik/el_fil/kkkjuhend.rtf). 7.06.2006.

Pärtel, M. 2003. United Nations Environmental Program'i poolt finantseeritava Eesti Keskkonnaministeeriumi projekti GF/2716-01-4354 Assessment of Capacity building needs for Biodiversity and Participation in Clearing House Mechanism in Estonia alamkomponendi Pool-looduslike ökosüsteemide bioloogilise mitmekesisuse hinnang ja kaitsemeetmete analüüs lõpparuanne.

<http://eelis.ic.envir.ee/avalik/btv/3,1PoolLoodBMPartel.pdf> 3.06.2006.

**Lisad**

Lisa 2. Maakasutus Läänemere-äärsetes maades 1929. aastal

Riik	Kogu maast (%)		Põllumajandus- maast rohumaid (%)	Kestev niit ja karjamaa tuh. Ha
	Kestvat niitu ja karjamaad	Põldu		
Rootsi	3,1	9	54	1269
Soome	3,4	6,5	66,2	1165
Taani	6	60,1	32,1	256
Saksa	17,3	43,9	36,3	8091
Läti	25,3	25,5	59,7	1666
Leedu	25,5	47,1	?	1419
Eesti	39,5	22,7	70,7	1784

Lisa 3. Eesti looduslike rohumaade territoriaalsed muutused (tuh ha)

Aasta	Looduslik niit				Looduslik karjamaa			Kokku (looduslikud niidud)
	Kuiv niit	Sooniit	Lamminiit	Kokku	Kuiv karj.	Soine karj.	Kokku	
1950	320,7	434,6	97,4	852,7	127,7	500,6	628,3	1481
1955	391,9	239,9	34,5	666,3	250,9	218	468,9	1135,2
1960	335,4	210,4	18,7	564,5	346,7	82,5	429,2	993,7
1965	249,4	155,2	13,6	418,2	336,5	64,7	401,2	819,4
1970	179,6	78,6	8,1	266,3	260,6	53,4	314	580,3
1975	151,7	42,9	7,9	202,5	186,4	39,5	225,9	427,4

Lisa 4. Rohumaade tüüpide, alltüüpide ja taimekoosluste levik (ha)

Jrk. Nr.	Rajoon	Kuivad loorohumaad								Niisked loorohumaad					
		Nõmm-liivatee - hariliku kukeharja - loo-jõhvsambla	Lamba-aruheina - mägikasteheina - kevadtarna	Angerpisti - mägiristik	Lamba-aruheina - hariliku kortslehe - valge ristiku	Sirplutserni - punase aruheina	Koosluse	Kultuuristamisest mõjustatud	Kokku	Lubika - vesihalja tarna	Põõsasarana - lubika	Luht-kastevarre	Koosluse	Kultuuristamisest mõjustatud	Kokku
1	Haapsalu	20	18	265	129	75	106	95	708	615	2	79	186	54	936
2	Harju	49	65	233	1498	49	144	590	2628	442	281	1128	370	406	2627
3	Hiiumaa			86			16	44	146	189		26	31	24	270
4	Jõgeva														
5	Kingissepa	480	84	816	67		214	461	2122	2156		137	123	263	2679
6	Kohtla-Järve	7	4	3	16		24	678	732	88	61	137	21	896	1203
7	Paide			20	11			13	44				1	2	3
8	Põlva														
9	Pärnu			46	7	3	55	37	148	85			29	16	130
10	Rakvere	24	115	56	252	7	51	336	841	93	76	455	69	157	850
11	Rapla	7	9	80	86	51	46	229	508	8	1	2	2	63	76
12	Tartu														
13	Valga														
14	Viljandi														
15	Võru														
	Kokku	587	295	1605	2066	185	656	2483	7877	3676	421	1964	832	1881	8774

