

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Geograafia osakond

Magistritöö

HALLISTE LUHA TAIMKATTE MUUTUSTEST

Eha Puusild

Juhendajad: Prof. Tõnu Oja
MSc. Laimi Truus

Tartu 2008

SISUKORD

1. SISSEJUHATUS.....	3
1.1. Pool-looduslike koosluste mõiste ja väärtus.....	3
1.2. Luharohumaade mõiste, kujunemine ja looduslikud tingimused (taimekooslused ja levik)	5
1.2.1. Luhakooslusi mõjutavad tegurid	6
1.2.2. Rohumaade püsivust mõjutavad tegurid	8
1.2.3. Luharohumaade levik	9
1.3. Põllumajandusliku maakasutuse muutustest 20. sajandil.....	11
1.4. Looduskaitse Soomaa rahvuspargis	12
1.5. Halliste luha geobotaaniline uuritus	13
1.6. Eesmärgid.....	15
2. MATERJAL JA METOODIKA	16
2.1. Uurimisala üldisloomustus.....	16
2.2. Materjal ja meetoodika.....	19
2.2.1. Kaardianalüüsil kasutatud materjal ja meetoodika.....	19
2.2.2. Taimkatte uuringute materjal ja meetoodika.....	22
3. TULEMUSED	25
3.1. Niidu- ja metsakoosluste pindala muutused 20. sajandil.....	25
3.2. Looduskaitsete meetmete rakendamise mõju uurimisala luhakoosluste pindalade levikule	30
3.3. Uurimisala metsasus erinevatel maapinna kõrgustel.....	33
3.4. Niiskustingimuste ja majandamisrežiimi mõju luha taimkattele	34
4. ARUTELU.....	38
4.1. Kaardianalüüsi tulemused	38
4.1.1. Halliste luha põllumajanduslikust maakasutusest	39
4.1.2. Looduskaitsete meetmete rakendamise mõju uurimisala luhakoosluste pindalade levikule.	40
4.2. Luhaniitude taimkatte uuringute tulemused	41
KOKKUVÕTE	42
SUMMARY	44
TÄNUAVALDUSED	46
KASUTATUD KIRJANDUS.....	47
LISAD	
Lisa 1. ENSV Ministrite Nõukogu määrus 6. aprillist 1959. a. nr. 119	
Lisa 2. Riikliku botaanilise keeluala “Halliste puisniit” kaart (1959)	
Lisa 3. Taimkatte uuringualade paiknemine	
Lisa 4. Truus, L., Puusild, E. 2008. Species richness, biomass production and recent vegetation changes of Estonian floodplain grasslands. Käsikiri	

1. SISSEJUHATUS

1.1. Pool-looduslike koosluste mõiste ja väärtus

Traditsiooniliselt majandatavate rohumaade kohta on kasutusel kolm enam-vähem võrdse mahuga mõistet. Põllumajanduses ja maakatastri kõlvikuna on levinud väljend „looduslikud rohumaad”. See tähistab nende alade looduslähedust võrreldes kultuurrohumaadega. Bioloogilises ja looduskaitsealises erialakirjanduses on enam levinud terminid „pool-looduslikud niidud” või „pool-looduslikud kooslused” mis arvestavad alade looduslikku algupära ja püsimiseks vajalikku inimõju. Viimastel aastatel on aga kasutusse tulnud (eriti looduskaitsealises ringkonnades) termin „pärandkooslused”, mis viitab koosluse pikkadele kasutamistraditsioonidele ja seotusele eestlaste rahvuskultuuriga. Samas ei väljenda see nende alade looduslikku iseloomu ega ka seda, et tegu on rohumaadega (Luhamaa jt., 2001), seetõttu eelistatakse ja kasutatakse töös terminit „pool-looduslikud kooslused”.

Pool-looduslikud kooslused etendavad väga olulist osa bioloogilise mitmekesisuse säilitamisel. Siinkohal tuleks ära märkida nende kõrget liigirikkust, mistõttu neil on kõrge teaduslik väärtus (Talvi, 2001).

Liigirikkus on kujunenud mitmetel erinevatel aja- ja ruumiskaaladel toimuvate protsesside tagajärjel (Zobel, 1992; Grace, 1999). Väikesel skaalal on üheks oluliseks liigirikkuse ja liigidünaamika mõjutajaks isenditevahelised interaktsioonid, mis sõltuvad võsude horisontaalsest paigutusest ja need toimuvad lähimate naabrite vahel. Suuremaskaalalistest teguritest on oluliseks koosluse liigiarvu mõjutajaks selle liigifond ehk nende liikide hulk, mis on võimelised antud koosluses kasvama (Taylor jt., 1990; Zobel, 1992, 1997; Eriksson, 1993; Pärtel jt. 1996; Pärtel & Zobel, 1999).

Luhaniidud on tekkinud lammimetsadest inimtegevuse tulemusena. Suuremate jõgede (Emajõgi, Pärnu, Halliste, Pedja jõgi) ääres figureerisid need vähesel määral puisniitudena juba atlantilisel kliimaperioodil. Laiemas ulatuses hakkasid aga lamminiidud kujunema alates esimese aastatuhande keskpaigast e.m.a karjakasvatavate hõimude ilmunisel Eesti aladele (Laasimer, 1965). Luhaniidud on suhteliselt vanad traditsioonilised kooslused, mistõttu on neil suur liigifond, sest suurem hulk liike on pikema aja jooksul jõudnud seal kohaneda.

Kõrge liigirikkuse püsimisele on peale liigifondi hüpoteesi välja pakutud erinevaid selgitusi (Grace, 1999; Barot, 2004), näiteks keskkonna heterogeensuse esinemine nii ajas kui ruumis (Tilman, 1982), keskmine stressi, häirimise ja/või produktiivsuse tase neis kooslustes (Grime, 1973, 1979; Connell, 1978; Miller, 1982) ja teised mehhanismid, mis koos mõjutavad liikide hulka.

Eestis on peamisteks pool-looduslike koosluste tüüpideks puisniidud ja -karjamaad, lamminiidud ehk luhad, loopealsed ehk alvarid, rannaniidud, soo- ja soostunud niidud, palu- ja nõmmeniidud ning lagedad aruniidud. Neli esimest on meil kõige tuntumad pool-looduslikud kooslused, kuid ka ülejäänud on maastikulise ja liigilise mitmekesisuse säilitamisel olulised (Luhamaa jt., 2001).

Pool-looduslikud kooslused on kadumas nii Eestis kui ka mujal maailmas, kuna neid ei peeta majanduslikult olulisteks. Seetõttu on nende kaitse maailma praktilises looduskaitstes aktuaalne mitmel põhjusel. Üheks põhjuseks on eelpool nimetatud koosluste suur bioloogiline mitmekesisus ja vajadus selle säilitamiseks. Teiseks oluliseks ajendiks on UNESCO maailma kultuuri- ja looduspärandi kaitse konventsioon, mis kutsub üles hoidma maailma rahvastele unikaalseid ja korvamatuid väärtusi. Viimaste hulka kuuluvad ka meie pool-looduslikud ehk pärandkooslused, mis on looduse ja inimese ühislooming ning väärtuslikud nii teaduslikust, kultuurilisest kui esteetilisest seisukohast. Soomaa rahvuspark on aastast 1998 UNESCO maailmapärandi looduspärandi nimekirja nominandiks. Seega on meie ülesandeks kaitsta, taastada ning hoida selliseid kooslusi tulevastele põlvedele. Pärandkoosluste traditsiooniline majandamine on aga tänapäeval suurelt osalt võimalik vaid riigipoolse abiga. Oluline roll nende säilitamisel on riiklikel looduskaitse asutustel, samuti erinevatel seltsidel ja ühingutel, mille hulgast võiks esile tõsta Pärandkoosluste Kaitse Ühingut, mis loodi 1997. aastal.

1.2. Luharohumaade mõiste, kujunemine ja looduslikud tingimused (taimekooslused ja levik)

Luha e. lammirohumaadeks nimetatakse jõgede orgudes (lammidel) paiknevaid, pikemat või lühemat aega üleujutatavaid taimekooslusi. Luharohumaade all võib mõista ka järvede üleujutatavaid kaldaalasid. Tavaliselt on viimastel setete hulk tähtsusetu ja seepärast nimetatakse luha taimekooslusteks eeskätt neid, mis esinevad jõgede luhtadel (Laasimer, 1965).

Luharohumaadel võib kasvada ka üksikuid suuri puid ning põõsaid, enamasti vahetult jõgede kallastel. Selliseid üksikute vanade puudega luhaniite nimetatakse ka lammipuisniitudeks, kuid puistu hõreduse tõttu ei saa neist paljusid liigitada klassikaliste puisniitude hulka (Luhamaa jt., 2001).

Lammimuldade kujunemise põhiliseks tingimuseks on jõe veetaseme kõikumistest tingitud perioodiline üleujutus. Jõevesi kannab endaga kaasa mitmesuguse suurusega mineraalosakesi (liiv, tolm, ibe), taimejäänuseid ja huumusaineid. Mida suurem on voolu kiirus, seda rohkem ja suuremaid osakesi vesi endaga kaasa toob. Peale hõljumi sisaldab tulvavesi molekulaarselt ja kolloidselt lahustunud aineid, milles on esikohal huumushapped. Need pärinevad tavaliselt soodest ja annavad veele pruuni värvuse (Reintam, 1962).

Luhtadel eristatakse kolme ökoloogiliste tingimuste poolest erinevat vööndit, mille kujunemine on seotud alluviaalse sette hulga ja üleujutuse ulatuse erinevustega: 1) sängiäärne luht, kus moodustuvad kihilised lammimullad; 2) keskluht, kus kujunevad väga viljakad teralised lammimullad; 3) terrassiäärne luht, kus settivad kõige peenemad osakesed ja setete hulk on väike. Luhtade laiusel ja settelisuse intensiivsusest sõltub, kas seal esinevad kõik eelpool nimetatud vööndid või mitte (Pork, 1959).

Et jõeorgude põhja tase on enamasti madal ja vähese kallakuga, siis esinevad valdaval osal pindalast soostunud lammimullad ja vastavalt luhasoode taimekooslused. Kaldaäärsed künnised on sageli kaetud pajustikega, mis soodustavad sette ladestumist ja on seetõttu tusedama huumuskihiga. Mullad on jämedamast sorteeritud materjalist, teralise struktuuriga, mõnikord gleistunud, enamasti kõrge fosfori- ja lubjasisaldusega. Teiste luhavööndite pindalaga võrreldes on aga nende osa väga väike. Peale kaldaäärsete künniste ehk

lammi-aasade võib eristada lühiajaliselt, keskmiselt ja pikaajaliselt üleujutatavaid luhaniite, mis vastaksid kõrge, keskmise ja madala taseme luhaniitudele. Lammi- ehk luhasood tekivad jõesängist kaugemates osades, kus sette ladestumine on vaevalt märgatav, kuid vee äravool reljeefi lameduse tõttu takistatud (Laasimer, 1965).

Laasimer (1965) on eraldanud neli luhaniitude ökoloogiliselt erinevat assotsiatsioonide rühma: 1) kaldaäärsete künniste (lammi-aasade); 2) lühiajaliselt kuni keskmiselt üleujutatud luhaniitude; 3) pikaajaliselt üleujutatud luhaniitude ja 4) luhasoode assotsiatsioonide rühm. Eesti tingimustes moodustavad luhaniitudest pindalalt suurema osa keskmiselt kuni pikaajaliselt üleujutatavad niidud, mis üleujutuste tõttu on soostunud või muutunud sooniitudeks.

1.2.1. Luhakooslusi mõjutavad tegurid

Porgi (1959) poolt läbi viidud uuringute kohaselt võime luhtadel eristada kolme suurvee faasi: 1) üleujutuse tulvafaas; 2) üleujutuse kõrgfaas; 3) üleujutuse alanemisfaas. Faaside kestus on erinevatel jõgedel erinev.

Alluviaalse sette ladestumise tagajärjel muutub luha reljeef ning jõesäng asetub pidevalt ümber. Jõe põrkeveeru poolsel küljel lähenevad luhad pidevalt jõele, kuid jõe liuveerul ladestuvad settekihid ja need alad kerkivad ning eemalduvad jõest. Seetõttu läbivad kooslused jõe kaldal mitmeid arengustaadiume. Järsematel nõlvadel jääb osa vahepealseid staadiume ära, nende suksessiooni rida on järgmine: *Carex gracilis*'e ass. kaldaäärne variant → *Diglyphis arundinacea* (*Phalaris arundinacea*) ass. *Carex gracilis*'e var. → *Ranunculus repens*-*Poa trivialis*'e ass. või taimkatteta riba → *Deschampsia caespitosa*-*Festuca rubra* ass. (Pork, 1964).

Kaldalähedastel aladel asenduvad taimekooslused teistega vastavalt niiskustingimuste muutumisele. Jõesängi ümberasetumisega seotud ökoloogiliste tingimuste muutumiste suurt osatähtsust näitab ka erineva lõimise kihtidega kaetud sette- ning turbahorisontide sage esinemine mullaprofiilis. Erinevate kihtide moodustumise ajal on valitsenud erinevad ökoloogilised tingimused, mis mõjutasid suuremal või vähemal määral sealset taimkatet (Pork, 1964).

Ressursikonkurents taimede vahel toimub toitainete ja valguse pärast. Suure liigitihedusega niitudel peavad seal kasvavad liigid kuidagi vältima konkurentset väljatõrjumist. Häirimine toimub liigirikastes kooslustes peamiselt regulaarse niitmise või karjatamise läbi. See võimaldab edukalt konkureerida ka muidu konkurentselt nõrgematel liikidel, eeskätt võsudevahelise asümmeetrilise valguskonkurentsi vähendamise kaudu (Grubb, 1986). Samuti on regulaarselt niidetavates kooslustes võsud väiksemad ja seega kasvavad tihedamalt (Diemer & Pfadenhauer, 1987; van der Maarel, 1988). Mida suurem on aga võsude arv, seda suurem saab olla liikide arv väikesel skaalal (Abrams, 1995; Oksanen, 1996; Zobel & Liira, 1997; Pärtel & Zobel, 1999; Stevens & Carson, 1999).

Karjatamine algas luhtadel varem kui niitmine, tõenäoliselt juba 3000-4000 aastat tagasi. Luhatingimustes on karjatamise mehhaaniline mõju väga tugev. Karjatamise suhtes tundlikud taimeliigid hävivad, tolerantid liigid aga jäävad püsima. Niitmise ja karjatamise tulemusena suureneb luhtade taimkattes kõrreliste ja tarnade osatähtsus (Pork, 1964).

Raskete heinakoristusmasinate mõju on toimelt sarnane karjatamisele. Eriti tugevalt mõjutavad masinad märjemaid luhaalasid. Traktori rattajälgedes on märgata tarnade ja väärtuslike heintaimede vähenemist. Seal levivad seemneliselt paljunevad lehtrohud. Rohustu hõrenemine, madal kasv ja liigilise koosseisu muutus on märgatav veel 3-4 aastat peale traktori sõitmist. Kuivematel luhtadel on masinate mõju väiksem kuid paljudel neist on traktorijäljed märgatavad veel mitmelgi aastal. Eriti tugev on masinate mõju heinaveoteede ja luhtade pealesõiduteede ääres (Pork, 1981).

Luhtade taimkattele avaldab mõju ka jõe veerežiimi muutmine: kas jõe süvendamine või veetaseme tõus. Jõgede süvendamise tulemusena alaneb ümbritsevate alade põhjavee tase ning selle tagajärjel niitude üldine niiskusaste. Põhjavee taseme alanemise kõrval alaneb ka üleujutus ja väheneb alluviaalse sette hulk. Sellest tingituna muutuvad keskkonnatingimused pärast jõe süvendamist oligotroofsemaks ja eutroofsed taimekooslused asenduvad oligotroofsematega. Pikaajaliselt üleujutatud aladel, kus levisid kõrgekasvulised tarnad, asenduvad need madalakasvuliste ja hõredapuhmikuliste tarnadega. Tarnakooslused asenduvad kõrreliste kooslustega. Eriti tugevalt avaldub kuivenduse mõju luhasoodes, kus *Carex elata* assotsiatsioon asendub hästi arenenud samblarindega *Carex lasiocarpa-Drepanocladus revolvens*'i assotsiatsiooniga (Pork, 1964). Jõe veetaseme tõus põhjustab põhjavee üldise taseme tõusu ning üleujutuse kestuse suurenemist. Luhtade taimekooslused

muutuvad märjemaks, mistõttu kõrreliste kooslused asenduvad tarnakooslustega ja settelistele aladele iseloomulike kooslustega (Pork, 1964).

1.2.2. Rohumaade püsimit mõjutavad tegurid

Mitmeaastased heintaimed loovad oma võsude reeglipärase vegetatiivse uuenemisega erilise biotsöonoolise horisondi – rohustu. Niidutaimede maapealsete osade eluiga on tavaliselt aasta, ainult mõnede liikide roomavad võsundid elavad kauem. Kuid nende juured ja risoomid elavad 2-3 aastat või kauem, mille vältel osa neist sureb või uueneb. Seetõttu toimub maa-aluste organite (risoomid, narmasjuured) kuhjumine mulla kõige ülemisse horisonti – kamardumine. Metsakooslustes on kamardumine nõrgalt arenenud. Heintaimede juurte põhiline mass asub ülemises 0-20 cm tõesuses mullahorisondis ja ületab taimede maapealse massi mitu korda (Krall, 1979).

Rohukamara tiheduse suurenedes kasvab ka juurte arv ja mass. Rööbiti orgaanilise aine moodustumisega kamaras toimub seal ka taimejäänuste intensiivne lagunemine, lämmastiku sidumine ja huumuse moodustamine, mille tagajärjel tõuseb mulla üldine viljakus. Rohukamar on elupaigaks heintaimedega kohastunud organismidele: seentele, bakteritele, mullafaunale. Kui ühtede taimeliikide produktsioon langeb, siis võib kaasneda teiste taimeliikide produktsiooni tõus. Sümbiotroofidest on kõige tähtsamad mükoriisat moodustavad seened. Enamik niidutaimi on mükotroofsed (Krall, 1979).

Niidurohustu püsimit soodustab tugev kamardumine, mis takistab osaliselt puude (ja ka teiste taimede) seemnelist uuenemist. Lopsakas rohustu kasv takistab puutõusmete kasvu. Noored puutaimed, mis on suutnud rohustust üle kasvada, hakkavad aga kiiresti sirguma ja võivad rohhtaimi valguskonkurentsis. Selle tulemusena hakkavad rohumaad võsastuma ja metsastuma (Krall, 1979).

Kuivematel luhaosadel levivad niitmise katkemise järel kiiresti pajupõõsad, eriti mustjas ja kõrvpaju (*Salix mysinifolia*, *S. aurita*). Karjamaadena kasutataval luhtadel levib aga hundipaju (*S. rosmarinifolia*). Aeglasemalt levib luhal raudremmelgas (*S. pentandra*), sookask (*Betula pubescens*), hall- ja sanglepp (*Alnus incana*, *A. glutinosa*) (Pork, 1959).

Märgatavad muutused toimuvad niitmise katkemise tagajärjel ka rohurindes. Muutub rohttaimede liigiline koosseis, mis on tingitud kärpimise kui paljude liikide arengut allasuruva faktori puudumisest. Paraneb varustatus toiteelementidega. Toiteelemendid, mis niidetavatelt aladelt saagiga ära viidi, muutuvad varise lagunemise järel taimedele uuesti kasutatavaks. Seetõttu on mitteniidetaval alal rohustu kõrgem ja lopsakam, selles kasvavad lämmastikunõudlikumad liigid. Märgades kasvukohtades suureneb tunduvalt pilliroo (*Phragmites australis*) ohtrus, kuna ta talub niitmist halvasti ja regulaarselt niidetavatel aladel langeb sageli kooslustest välja. Niitmise katkemise järel hakkab pilliroog uuesti vegetatiivselt arenema, muutudes aja jooksul dominandiks (Pork, 1981).

Mitteniidetavatel aladel hakkavad rohkem levima lehtrohud: soopihl (*Potentilla palustris*), angervaks (*Filipendula ulmaria*), ubaleht (*Menyanthes trifoliata*), harilik metsviits (*Lysimachia vulgaris*), kollane võhumõök (*Iris pseudacorus*), suur tulikas (*Ranunculus lingua*) jt. Ilmuvad ka mitmed niidetavatel aladel harva esinevad liigid: soo-nõianõges (*Stachys palustris*), harilik maavits (*Solanum dulcamara*), ussilill (*Naumburgia thyrsoflora*), mürkputk (*Cicuta virosa*), männasmünt (*Mentha verticillata*) jt. (Pork, 1981). Soomaa luhtadel laiuvad valdavalt angervaksa- ja tarnaväljad.

1.2.3. Luharohumaade levik

Euroopas on luharohumaad levinud suuremate jõgede lammidel. Põllumajanduses viimase sajandi jooksul toimunud muutuste tõttu on aktuaalsed nende majandamise ja taastamise probleemid (Benstead jt., 1999).

Eestis võib luharohumaid sagedamini leida Kesk- ja Lõuna-Eestist, suurimad neist asuvad Emajõe ja Pedja ning Koiva ja Mustjõe ääres. Lääne-Eesti ulatuslikumad luhad asuvad Kasari jõgikonnas (Pork, 1984). Luharohumaade pindala on Eestis olnud suhteliselt väike. Laasimeri (1965) andmetel oli 1960ndatel Eestis ca 83000 ha luharohumaid, mis moodustasid vabariigi pindalast 1,8%. Suuremad neist asusid Tartumaal hõlmates 10,5% luhtade üldpindalast ehk ca 26200 ha. Suuremal pindalal esines luharohumaid veel Põlvamaa idaosas (5000 ha), Valgamaal (5600 ha), Jõgevamaal (6300 ha) jne. Luharohumaade osatähtsus oli minimaalne Hiiumaal, Saaremaal, Harjumaal ja Ida-Virumaal ning Pärnumaa põhjaosas (Laasimer, 1965).

1978-1981.a. inventuuri tulemusena hinnati luharohumaade üldpindalaks 27584 ha. 1960ndate andmetega võrreldes oli nende pindala vähenenud ligikaudu kolmandiku võrra. Enim oli säilinud luharohumaid Läänemaal (4186 ha), Tartumaal (3935 ha), Viljandimaal (3481 ha), Võrumaal (3043 ha), Valgamaal (2776 ha) ja Põlvamaal (2263 ha) (Leibak, Lutsar, 1996).

Aastail 1993-1996 inventeeriti projekti WETSTONIA käigus olulisemat looduskaitselist väärtust omavaid luharohumaid. Kõrge ja keskmise looduskaitselise väärtusega luharohumaade pindalaks hinnati ca 12500 ha. Maakondade kaupa jagunesid need järgmiselt: Läänemaa – 4550 ha, Tartumaa – 2200 ha, Ida-Virumaa – 1300 ha, Viljandimaa – 1250 ha, Põlvamaa – 1000 ha, Valgamaa – 750 ha, Võrumaa – 700 ha, Pärnumaa, Jõgevamaa ja Harjumaa - 200 ha ja Lääne-Virumaa – 100 ha. Teistes maakondades olulise looduskaitselise väärtusega luharohumaid ei registreeritud (Leibak, Lutsar, 1996).

1999-2000 tehtud inventuuride käigus hinnati lammirohumaade kogupindalaks 10 777 hektarit (868 niiduala), millest kõrge ja keskmise väärtusega luhti oli kokku 8203 hektaril. Kuna inventuur ei hõlmanud suuremaid kaitsealuseid luhti Soomaal, Alam-Pedjal ja osaliselt ka Matsalus, on luhaniitude pindala ilmselgelt suurem. Paremini säilinud lamminiitude pindala on hinnangute järgi 15000-20000 ha (Kukk, 2004).

1.3. Põllumajandusliku maakasutuse muutustest 20. sajandil

20. sajandi esimesel poolel erines põllumajanduslik maakasutus oluliselt tänapäevasest. Tasasema reljeefiga ning kõrgema mullaboniteediga alad olid sajandite vältel suurelt osalt põllumaadena kasutusel. Pool-looduslikud kooslused etendasid olulist rolli kariloomade söödavarumisbaasina. Karjamaaks jäid sageli metsatukad, mis ei sobinud põllumaaks. Jõgede kaldaalade luhad sobisid üleujutuste ja liigniiskuse tõttu vaid heinavarumiseks (Talvi, 2001). Pool-looduslike koosluste majandamisega seotud traditsioone on lähemalt kirjeldanud O. Loorits (2000; 2001).

Enne 1919. a. kuulus 42% maast ostutaludele ja 58% mõisatele. Mõisate maast oli ligi veerand antud renditaludele. Seega oli väikemajapidamiste (74663 ostu- ja renditalu) kasutuses 55,3% ja suurmajapidamiste (mõisate) valduses 44,7% üldisest maafondist. (Kasepalu, 1991).

1940. a. maareformiga kuulutati maa riigi omanduseks, mis pidi tähendama maa muutumist rahva omandiks. Tegelikult sai see maa ja vara sunniviisilise võõrandamise aluseks. 30 hektarit ületav maa tuli taludelt ära lõigata ja arvata riiklikku maatagavarasse uute talude tegemiseks ning väiksematele juurdelõigete andmiseks. Talumaade vähendamisega kaasnes kohati ka kariloomade äravõtmine ning põllutöömasinate tasuta võõrandamine. Kui väideti, et nõukogude reform vähendas talude vahel valitsevat ebavõrdsust, siis tegelikult see nii ei olnud. Maa ja inventari äravõtmine nõrgendas suuremate talude tootmisvõimet. See ei aidanud väiketalupidajaid ja maata inimesi paremale järjele. Eesti talukultuuri hävitamine viidi lõpule kollektiviseerimisega (Kasepalu, 1991).

1950ndatel läbi viidud kollektiviseerimine oli üks esimene puisniitude kadumise põhjus. Peamine puisniitude pindala vähenemise põhjus oli suurtootmisele üleminekuga kaasnenud käsitsitööst loobumine. Intensiivsemale põllumajandusele üleminek on olnud puisniitude kadumise peapõhjus ka Lääne-Euroopas (Kukk, 2004).

Eestis aset leidnud maakasutuse ja maastiku mitmekesisuse muutustest on põhiliseks olnud põllumajandusliku maa osatähtsuse vähenemine 65%lt 1918. aastal 30%ni 1994. aastaks. Metsamaa osatähtsus on kasvanud vastavalt 21%lt 43%ni samas ajavahemikus (Mander, Palang, 1998).

Põhilisteks maakasutust mõjutavateks jõududeks on peale looduslike protsesside olnud veel maareformid, küüditamised, linnastumine ja põllumajanduse kontsentratsioon nõukogude perioodil (Mander jt, 1994).

Viimase aastasaja jooksul on paljud niidud suurelt jaolt kinni kasvanud, kuna traditsioonilistest maakasutusviisidest – karjatamisest ja niitmisest on intensiivsemate põllumajandusmeetodite kasuks loobutud. Järsud muutused traditsioonilises põllumajanduslikus maakasutuses on seadnud ohtu aladele iseloomulikud taime- ja loomaliigid (Hallanaro jt, 2002). Kunagistest laialt levinud pool-looduslikest kooslustest on Euroopas järele jäänud vaid üksikud fragmendid (van Dijk, 1991).

1.4. Looduskaitse Soomaa rahvuspargis

Esimest korda rakendati looduskaitse meetmeid praeguse Soomaa rahvuspargi territooriumil 1959. aastal, mil ENSV Ministrite Nõukogu määruse nr. 119 (lisa 1) alusel loodi riiklik botaaniline keeluala “Halliste puisniit” (lisa 2) ja määrati kindlaks selle piirid. Ühtlasi kinnitati ka keeluala kaitse korraldamise eeskiri, mille kohaselt oli nimetatud keeluala ülesandeks Halliste jõe luhal kasvava omapärase tamme-pärna-saare puisniidu säilitamine ja sealsete taimekoosluste edasise arengu jälgimise võimaldamine. Keelatud oli puude raiumine (välja arvatud sanitaarraied), karjatamine, taimede kogumine, ala ülesharimine või selle üldilme muutmine ning jahipidamine kogu aasta vältel (välja arvatud röövlomade ja lindude hävitamine organiseeritud korras kooskõlas jahipidamise eeskirjadega) (Kumari, 1960).

1993. a. 8. detsembril moodustati Eesti Vabariigi valitsuse määrusega nr. 387 Kikepera, Kuresoo, Valgeraba ja Öördi sookaitsealade ning Halliste puisniidu botaanilise keeluala baasil Soomaa rahvuspark. Selle ülesandeks on Vahe-Eesti edelaosa soode, lamminiitide ja metsade kaitse (Allilender, 2000).

Soomaa rahvuspargi kaitse-eeskirja (2005) järgi kuulub Halliste luht rahvuspargi 29 sihtkaitsevööndi hulka, mis on loodud väljakujunenud või kujunevate looduslike ja poollooduslike koosluste säilitamiseks.

Rahvuspargi algusaastatel tehtud niitude inventuuride käigus selgus, et ligikaudu 75% Halliste luhaaladest on võsastunud. Ennustati jõe vasakkalda niidukoosluste täielikku kadumist lähima aastakümne jooksul. Rahvuspargi loomise ajaks oli Halliste jõe luhaniidukooslusest suhteliselt hästi säilinud vaid ca 10%. Leiti, et Halliste luha kõige esinduslikemate piirkondade – Läti, Tõramaa ja Halliste puisniidu säilitamiseks tuleks regulaarselt hooldada 130 ha suurust ala (Suurkask, 1996).

Soomaa rahvuspargis inventeeriti aastail 1996-1999 kokku ca 2000 ha luhaniite, mis jagunesid 20 erineva niiduala vahel. Peaaegu 50% luhtade pindalast jäi Halliste jõe kallastele. Väiksemad niidualad olid ca 25 ha, suuremad üle 200 ha suurused. Suurimad luhad olid Sandra luht (245 ha) Raudna jõe kaldal, Vodi luht (236 ha), Tipu luht (199 ha) ja Lennuväli (194 ha) Halliste jõe kaldal (Suurkask, 1999).

Luhad jaotati nelja majandamisklassi. Esimese, teise ja kolmanda majandamisklassi niite plaaniti võimaluste piires hooldada. Neljanda majandamisklassi niitude hooldamist aga ei peetud võimalikuks ning need alad olid määratud võsastuma. 1, 2. ja 3. klassi luhtade kogupindalaks rahvuspargis hinnati ca 890 ha, mis moodustasid kokku 44% rahvuspargi luhtade pindalast. 4. majandamisklassi luhti oli 805 ha. Kõige rohkem hooldamist vajav territoorium jäi Halliste jõe kallastele kokku 471 hektaril, sellele järgnesid Raudna jõe luhad 206 hektariga, Tõramaa jõe luhad 115 hektariga ja Lemmjõe luhad 98 hektariga. Kokku peeti soovitatavaks igaaastaselt hooldada ca 500 ha luhti, kuid seda teostati ca 2/5 minimaalsest vajalikust territooriumist (Suurkask, 1999).

1.5. Halliste luha geobotaaniline uuritus

Esimese geobotaanilise ülevaate luha taimkatte kohta andis T. Lippmaa (1932) Edela-Eesti loodust kirjeldavas töös “Beiträge zur Kenntnis der Flora und Vegetation Südwest-Estland”. Teine põhjalikum uurimistöö käsitletava ala kohta valmis H. Miku (1957) diplomitööna “Halliste jõe luhtade taimkate (Tipu ja Riisa küla vahelisel alal)”, milles anti ülevaade Halliste jõe luhal esinenud taimekoosluste levikust, floristilisest koosseisust ja majanduslikust kasutamisest. Põhilise osa tööst moodustas materjal, mis koguti Halliste jõe paremkaldal esinevatelt luhaniitudelt. Kokku registreeriti 187 kõrgemat soontaimeliiki ja 18 samblaliiki. Kogu kirjeldataval alal eraldati 20 taimekoosluse tüüpi. Kõige suurema levikuga märgiti *Deschampsia caespitosa* (luht-kastevarre)-*Carex panicea* (hirsstarna), *Carex panicea*

(hirsstarna)-*Carex goodenowii* (*C. nigra* ssp. *nigra*, hariliku tarna alamliigi), *Carex disticha* (lünktarna), *Carex gracilis* (saleda tarna) kooslusi.

Ülevaatlikke andmeid Halliste luha kohta kajastab ka T. Pullissaare diplomitöö “Materjale Kasari, Halliste ja Navesti luhaniitude taimkattest” (1959). Välitööde käigus tehti 290 geobotaanilist analüüsi, neist Soomaa luhtadelt 85. Anti ülevaade luhal levivatest taimekooslusest. Enamlevinud kooslusteks kõigil luhtadel olid tarnakooslused: *Carex elata* (luhttarna), *Carex disticha* ja *Carex gracilis* kooslused. Kõrreliste kooslustest levisid Halliste luhal *Deschampsia caespitosa* (luht-kastevarre)-*Festuca pratensis* (hariliku aruheina), *Sesleria caerulea* (hariliku lubika) kooslused.

Soomaa luhtade uurimisega on põhjalikumalt tegelenud M. Suurkask. 1996. a. suvel inventeeris ta Halliste jõe luhta ning puisniite ja andis ülevaate luhaala tähtsamate biotoopide levikust, nende seisundist ja looduskaitsest väärtusest. Kokku leidis M. Suurkask Halliste luhal 222 liiki soontaimi, sealhulgas 7 kolmanda kategooria kaitstavat liiki, Läti puisniidult 167 liiki ja Halliste puisniidult 171 liiki (Suurkask, 1996).

Soomaa rahvuspargi kaitsekorralduskava ettevalmistava projekti “Soomaa rahvuspargi luhtade bioloogiline mitmekesisus ja majandamine” raames jälgiti nelja jõe – Halliste, Raudna, Tõramaa ja Lemmjõe luhtade seisundit, hinnati nende looduskaitsest väärtust ja anti soovitusi edasiseks majandamiseks. Samasisuline on ka magistritöö “Soomaa rahvuspargi lamminiitude taimkate ja suktsessiooniline seisund” (Suurkask, 1999).

Soomaa rahvuspargi Karuskose ja Lemmjõe lammimetsa taimekoosluste ja muldade toitainete sisalduse dünaamikat erineva niiskusrežiimiga aastatel on uurinud M. Karu (2001).

1.6. Eesmärgid

Käesoleva töö eesmärgid on:

- 1) anda luha kui Soomaa ühe võtmeökosüsteemi iseloomustus;
- 2) anda ülevaade luhakoosluste hüdroloogilistest ja troofsustingimustest ning nende seosest majandustegevusega;
- 3) kaardimaterjali analüüsi rakendades uurida, kuidas on looduskaitse meetmed ning muutused põllumajanduslikus maakasutuses mõjutanud uuritava piirkonna luhaniitude pindala;
- 4) selgitada välja, millised on majandamise katkemise järel taimkattes toimunud muutused;
- 5) leida seoseid luhataimkatte struktuuri, maapealse biomassi, liigirikkuse ja eluvormide jaotumise vahel erinevates niiskustingimustesja majandamisrežiimidel.

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Uurimisala üldiseloostus

Soomaa rahvuspark paikneb Madal- ja Kõrg-Eesti piiril Sakala kõrgustiku läänenõlval Pärnu madaliku idaosas. Rahvuspargi pindala on 39 639 ha (Eesti Looduse Infosüsteem, seisuga nov. 2005).

Kliima tingimustelt on Soomaa üleminekupiirkonnaks otseselt mere poolt mõjutatavalt alalt (Läänemerealine kliimavaldkond) Lõuna-Eesti tasandikulisele alale (Sise-Eesti kliimavaldkond). Aasta keskmine õhutemperatuur on +4,5° kuni +5°C, juulis +16,6° ja veebruaris –6,6°C. Sademeid langeb keskmiselt 670 mm aastas (Allilender, 2000).

Pinnamood selles piirkonnas on tasane, absoluutkõrgus on valdavalt 20-35 m ü.m.p. Tasane reljeef ei soodusta pinnavee äravoolu, põhjustades soostumist ja jõgede üleujutusi. Rahvuspargi kõrgeim punkt (39 m ü.m.p) asub selle idaosas luiteahelikul. Soomassiivide vahele jääva mineraalmaa-ala absoluutkõrgus on enamasti 20-25 m vahemikus. Rabade pealispinna absoluutkõrgus on mõnevõrra suurem: Kuresoo 26-29 m, Ördi raba 26-28 m, Kikepera 25-28 m ja Valgeraba 25-28 m (Kink, 1996).

Mullastiku poolest kuulub Soomaa kamar-, glei- ja lammimuldade (settealade) Lääne-Eesti valdkonda, mis jaguneb omakorda kaheks allvaldkonnaks (Lillema, 1958):

- gleistunud kamar-leet-, kamar-glei- ja lammimullad;
- gleistunud kamar-, leet-, kamar-glei- ja lammimullad ning rabamullad.

Jõgede lammidel on levinud lammimullad, mida rühmitatakse järgmiselt:

- lammi-kamarmullad (lühiajaliselt üleujutatavad; teralised, kihilised);
- lammi kamar-gleimullad (lühi- ja pikemaajaliselt üleujutatavad; teralised, kihilised);
- ibejad (mudajad) lammi madalsoomullad (pikemaajaliselt üleujutatavad).

Hüdrograafiliselt kuuluvad Soomaa jõed Liivi lahe vesikonna Pärnu jõgikonda.

Soomaa veestiku võib üldjoontes jaotada kahte gruppi:

1. Eesti oludes suhteliselt suured transiitsed jõed;
2. väga tihe mikroveestik, mis koosneb valdavalt metsakuivenduskraavidest.

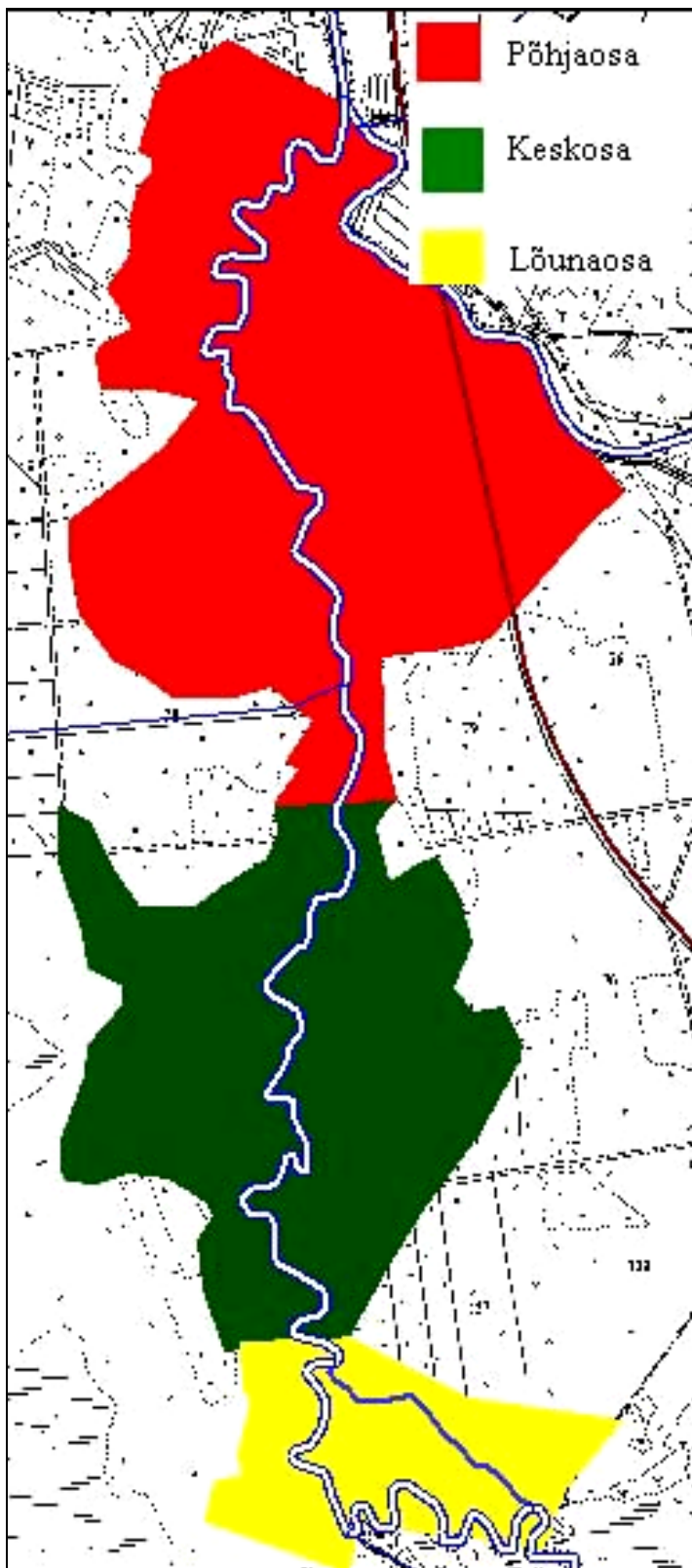
Vahepealseid, lühikesi ja väikese valguga jõgesid esineb siin suhteliselt vähe. Peajõgede I ja II järgu lisajõed esinevad arvukamalt Soomaast itta jäävas piirkonnas (Järvet, 1994). Soomaa jõed seob ühtseks hüdrograafiliseks süsteemiks Pärnu jõgi, kuhu jõuab vesi peaaegu kõigist Soomaa jõgedest. Soomaa rahvuspargi territooriumi hüdrograafilise süsteemi suleb Navesti jõgi, mis on ühtlasi kaitseala põhjapiiriks. Soomaa peajõeks loetakse Halliste jõge koos lisajõe Raudnaga, mis moodustavad vooluvee peatelje Sakala kõrgustikult Pärnu madalikule (Järvet, 1994).

Soomaa omapäraks on jõgede kõrged ja pikaajalised üleujutused, mis on ainulaadsed kogu Põhja-Euroopas. Navesti, Halliste, Raudna ja Lemmjõe alamjooksu tuntakse Riisa üleujutusala. Halliste jõgi suubub vastuvoolu Navesti jõkke ning põhjustab kevadeti ja sügiseiti suurvee (Allilender, 1997). Üleujutus võib kesta mõnest päevast kuni mõne kuuni. Suurvee maksimum esineb tavaliselt jäämineku ajal (Allilender, 1997).

Tavalistel aastatel hõlmab üleujutus ca 50 km² suuruse ala, olles ühest küljest piiratud Kikepera rabaga, teisest küljest Kuresoo ja kolmandast Öördi rabaga. Viimase saja aasta jooksul on eriti suured üleujutused olnud neljal aastal: 1923, 1931, 1951. ja 1956. Kõrgeim veetase registreeriti 1931. a. 25. aprillil Riisal – 21,94 ja Aesoos – 21,96 m ü.m.p. See põhjustas üleujutuse, mis ulatus 175 km²ni (Järvet & Karu 1999).

Antud töös uuriti kaardianalüüsiga majandamise katkemisest tingitud maastikumustri muutust. Lähema vaatluse alla võeti Soomaa rahvuspargis Halliste luha mõlemal kaldal olev piirkond (joonis 1), mis administratiivselt jääb peamiselt Pärnu maakonna Tori valla Riisa külla; lisaks paarihektariline maatükk Viljandi maakonna Kõpu valla Tipu külast.

Taimkatte uuringute eesmärgiks oli kirjeldada veerežiimi ja majandamisviisi mõju luhataimkatte eluvormilisele struktuurile, liigirikkusele ja maapealsele biomassile.



Joonis 1. Kaardianalüüsil kasutatud uurimisala paiknemine ja jaotus.

2.2. Materjal ja metoodika

2.2.1. Kaardianalüüsil kasutatud materjal ja metoodika

Puisniitude ajalugu on uuritud erinevate ajalooliste kaartide, aerofotode ning hiljutiste taimkattekaartide põhjal. Maakasutuse ja taimestiku muutused on omavahel tihedalt seotud ning kaardianalüüsi meetod sobib nende seoste väljaselgitamiseks (Pärtel jt., 1999; Meier, 2001). Eesti maakasutuse ja maastiku muutuste uurimisel on kasutatud lisaks kaardimaterjalidele (Palang, Mander jt. 1998) maakatastri andmeid (Kasepalu, 1991; Mander jt. 1994).

Halliste puisniidu keelualal hinnati sealseid taimkatte pindalalisi muutusi. Selleks kasutati järgmisi kaarte:

1) Eesti Baaskaart

Vastavalt Eesti Baaskaardi lehtede nomenklatuurile kasutatakse digitaalkaardilehti nr 5341 ja 5343, M 1:50 000;

2) "Vene 1-verstane" kaart, M 1:42 000, koost. 1893-1913

Uurimisala paikneb digitaalkaardilehtedel nr 5375 ja 5385;

Togogaafilised kaardid:

3) M 1:50 000 (1905);

4) M 1:25 000 (1947);

5) Botaanilise keeluala "Halliste puisniit" piiridega kaart, M 1:25 000 (1959);

6) Riikliku kaitseala "Halliste puisniit" kaart planeeritavate piiridega, M 1:10 000 (1978);

7) Katastri aluskaart, M 1:10 000, koost. 1985-1986;

8) **Soomaa rahvusparki luhtade** ja majandamisklasside piiridega **kaardid** MapInfo formaadis, koost. **1999**;

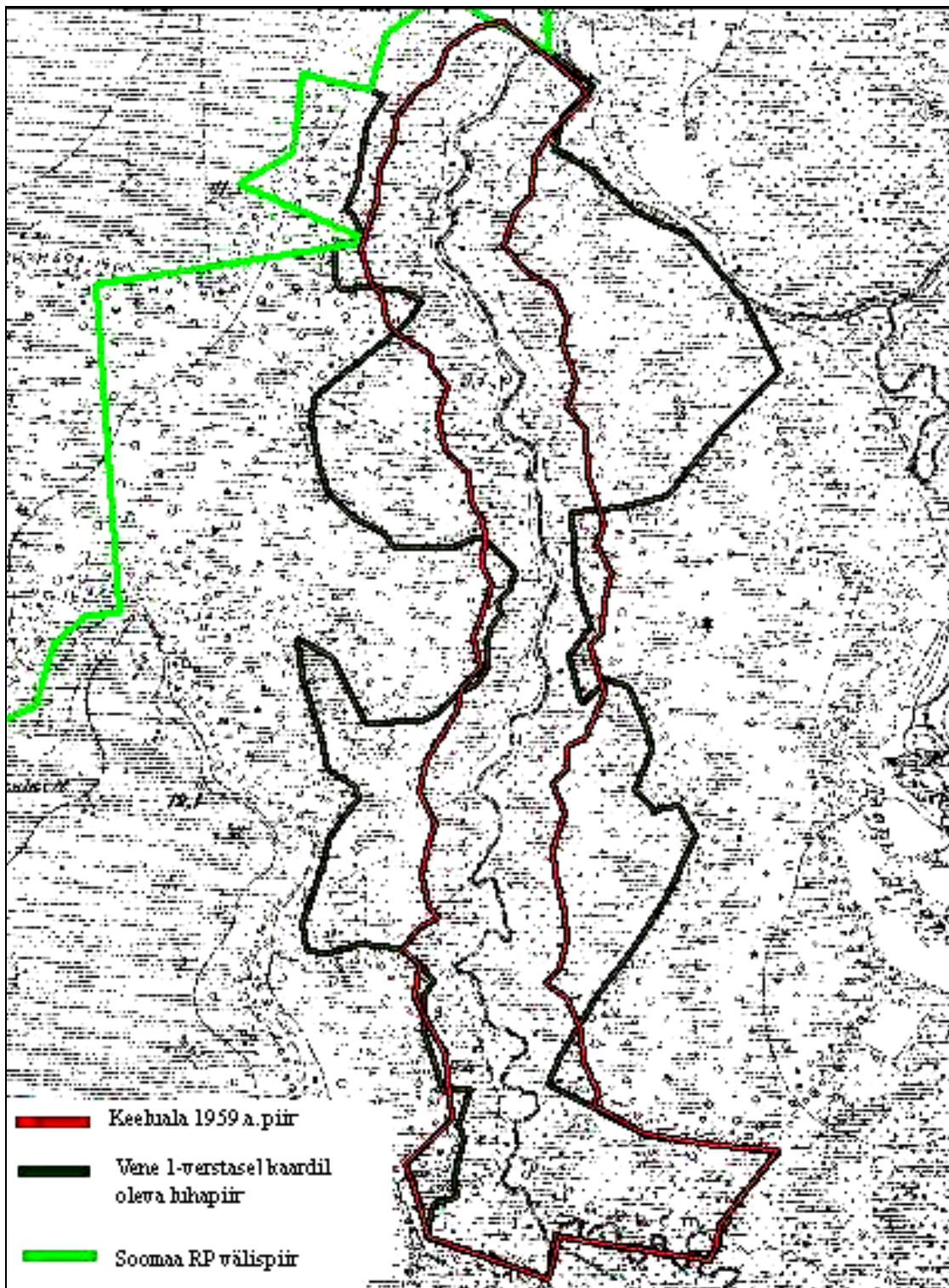
9) **Eesti Põhikaart** (digitaalkaart) M 1:10 000, koost. **2002**

Kasutatud kaartidest on kõige detailsem 1978. a. koostatud plaan ning katastri aluskaart, millel on kõlvikute piirid kõige selgemini eristatavamad. Väiksemamõõtkavaliste kaartide järgi on kõlvikute vahel piire tõmmata veidi keerulisem.

Kaardianalüüsil kasutati MapInfo 6.5 tarkvara. Paberkaardid skaneeriti. Saadud rasterkaart registreeriti (seoti koordinaatidega) MapInfo keskkonnas vastavalt selgelt eristatavatele kohtadele rasterpildil ning vektorkaardil – Eesti Baaskaardil (põhikaardi projektsioonis). Antud juhul osutus sobivaks kasutada kaartidel olevaid sarnaseid jõemeandreid.

Eelpool nimetatud kaardimaterjalilt eristati niidu-, võsa ja metsaalasid. Selleks digitaliseeriti nende alade piirid arvestades kaartidel olevaid leppemärke. Tekitatud polügoonidel võrreldi erinevate koosluste pindalasid. Nende paremaks võrdlemiseks on võetud põhjapiiriks Soomaa rahvusparki välispiir (joonis 2), mis ühtib Halliste puisniidu praeguste piiridega ning lõunas 1959. a. loodud keeluala ulatusega, mille looduslikuks piiriks võib üldjoontes võtta Halliste jõe, mida nii idast kui ka läänest piiravad metsamassiivid. Samuti pöörati tähelepanu metsasuse suurenemisele erinevatel maapinna kõrgustel.

Uuritavas piirkonnas hinnati metsakoosluse esinemist alla 20 m absoluutses kõrgusskaalas. Kasutati 1947. a. topograafilist kaarti (M 1:25 000).



Joonis 2. Kaardianalüüsil kasutatud uurimisala Vene 1-verstasel kaardil oleva luhapiiri, 1959.a. loodud keeluala piiri ja Soomaa rahvusparki välispiiriga.

2.2.2. Taimkatte uurimise materjal ja meetodika

Välitööd taimkatte uurimiseks Soomaa rahvusparki luhtadel viidi läbi 2002. aasta suvel.

Uurimisalad paiknesid (lisa 3) Lemmjõe luhtade piirkonnas Mulgi heinamaal (tähistatud Mulgi 1, 2), Halliste jõe luhtade piirkonnas Halliste puisniidul ja Halliste kesklahal (Halliste 1, 2, 3), Tõramaa jõe luhtade piirkonnas Tõramaa luhal (Tõramaa 1, 2) ja Raudna jõe luhtade piirkonnas Kuusekäära luhal (Kuusekäära 1, 2).

Uuriti kuut niiske ja viit märja luhaniidu kasvukohta (tabel 1) (klassifikatsioon Paal, 1997 järgi). Kralli jt. (1980) detailsema klassifikatsiooni järgi kuuluvad uuritud niisked luhaniidud märgade aasarohumaade ja märjad luhaniidud suurkõrreliste lammirohumaade alla.

Tegelikult erinevad nende kahe kasvukohatüübi niiskustingimused vähe. Märjas on kevadine üleujutus pikaajalisem, seega on ka mulla veega küllastatus kogu vegetatsiooniperioodil suurem. Meie mõõtmisel oli soojal suvepäeval (26. juunil 2002) mulla huumushorisoni keskmine veesisaldus niiskes kasvukohatüübis $41,9 \pm 5,3\%$ ja märjas kasvukohatüübis $53,4 \pm 9,5\%$ (lisa 4).

Uurimisala luhad jaotati niitude kasutustraditsioone ja majandatavust arvestades järgmiselt (tabel 1):

1. regulaarselt niidetav ala (A);
2. lühemat aega majandamata ala (B);
3. pikemat aega majandamata (vähemalt 15 aastat niitmata) ala, kus on hiljuti taasalustatud niitmisega (C);
4. pikemat aega majandamata (vähemalt 15 aastat niitmata) ala, kus on loobutud niitmisest (D).

Igalt uurimisalalt valiti proovitükk, milleks oli enam-vähem homogeense taimkatte ala. Antud juhul võib proovitükki võrdsustada taimekooslusega. Proovitüki valikul arvestati taimkatte mosaiiksust e. laigulisust ja taimkatte kõrgust. Proovitükilt määrati esinevate taimeliikide arv, mis ühtlasi on tegelik liigifond Pärtel jt. (1996) järgi. Igalt proovitükilt tehti viis taimkatte analüüsi pandliku prooviruudu suurusega kasutades Zobeli & Liira (1997) meetodikat. Selle järgi prooviruudu suuruseks ei ole mitte kindel pindala vaid kindla arvu

taimevõrsete alla jääv pind. Antud töös kasutasime 500 võsu suurust prooviruutu. Prooviruutudelt lõigati kõik võrsed liigirikkuse ja maapealse biomassi suuruse määramiseks. Kokku koguti 55 prooviruudult 26000 võsu.

Laboratoorsed tööd viidi läbi Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituudi laboris, mille teostajaks oli Laimi Truus. Prooviruutudelt kogutud võsud sorteeriti liigiti ja loendati iga liigi võsude arv. Arvutati iga liigi võsude % -line osa proovis, mille järgi määrati eluvormide suhe. Lõpuks proovid kuivatati 48h 70°C juures ning kaaluti.

Tabel 1. Uurimisalade niiskus- ja majandamisrežiimid.

Nr.	Uurimisala	Kooslusetüüp (Paal, 1997 järgi)	Niiskusrežiim (Truusi & Tõnissoni, 1998 järgi)	Majandamisrežiim
1	Tõramaa 1	Märg lamminiit	Regulaarselt üleujutatav, kiiresti tahenev (Märg)	Regulaarselt niidetav (A)
2	Tõramaa 2	Niiske lamminiit	Regulaarselt üleujutatav, kiiresti tahenev (Niiske)	15 aastat niitmata (D)
3	Mulgi 1	Niiske lamminiit	Regulaarselt üleujutatav, kiiresti tahenev (Niiske)	Regulaarselt niidetav (A)
4	Mulgi 2	Märg lamminiit	Halvasti tahenev kuni liigniiske (Märg)	Regulaarselt niidetav (A)
5	Halliste 1	Niiske lamminiit	Regulaarselt üleujutatav, kiiresti tahenev (Niiske)	15 aastat niitmata ala, kus on hiljuti taasalustatud niitmiseiga (C)
6	Halliste 2	Niiske lamminiit	Regulaarselt üleujutatav, kiiresti tahenev (Niiske)	15 aastat niitmata (D)
7	Halliste 3	Märg lamminiit	Regulaarselt üleujutatav, kiiresti tahenev (Märg)	15 aastat niitmata (D)
8	Karusekose 1	Niiske lamminiit	Regulaarselt üleujutatav, kiiresti tahenev (Niiske)	Lühemat aega majandamata ala (B)
9	Karusekose 2	Märg lamminiit	Halvasti tahenev kuni liigniiske (Märg)	Lühemat aega majandamata ala (B)
10	Kuusekäära 1	Niiske lamminiit	Regulaarselt üleujutatav, kiiresti tahenev (Niiske)	15 aastat niitmata ala, kus on hiljuti taasalustatud niitmiseiga (C)
11	Kuusekäära 2	Märg lamminiit	Halvasti tahenev kuni liigniiske (Märg)	15 aastat niitmata ala, kus on hiljuti taasalustatud niitmiseiga (C)

Välitöödel kogutud ja kameraalsel analüüsil saadud andmete põhjal saadi järgmised taimkatet iseloomustavad parameetrid:

Tegelik liigifond (S_{pool}) – kõik kooslusest (proovitükilt, mis on silma järgi otsustatult topograafiliselt ja ökoloogiliselt homogeenne ala) registreeritud taimeliigid;

Liigirikkus 500 võsu kohta (S_{500}) – 500 võrse suuruse prooviruudu liikide arv;

Võrsetihedus – võsude arv pinnaühiku kohta (võsu/m²);

Pindala_{500 võrset} [m²] – muutliku suurusega prooviruudu (500 võrse suurune) pindala;

Ühevõsupindala (PUA) – pindala, millel kasvab üks taimevõsu; arvatatud: 500 võsu pindala/500 (cm²);

Suhteline liigirikkus 500 võsu kohta (S_{rel500}) – tegelikust liigifondist 500 võsu suurusel proovitükil olev osa, arvatatud ($S_{rel.500} = S_{500}/S_{pool}$);

Ühevõsubiomass (PUB) – biomass ühe võsu kohta: arvatatud: 500 võsu biomass/500;

Maapealne biomass (PUB) – kindlalt pinnaühikult kogutud taimede maapealsed osad, kuivatatud (g/m²).

Eluvormid (Leht, 1999 järgi):

- **puhmikulised** – puhmikuid moodustavad kõrrelised ja lõikheinalised
- **võsundilised** – võsundiliselt levivad kõrrelised ja lõikheinalised
- **rohunid** – liblikõielised ja kaheidulehelised rohunid (suhteliselt laiu lehti moodustavad taimed)

Statistilisel andmetöötlusel kasutati programmpaketti STATISTICA. Eluvormide jaotumise, võsude pindala, biomassi ja liigirikkuse seoseid majandamis- ja niiskusrežiimiga analüüsiti kasutades ühefaktorilise dispersioonanalüüsi (*one way ANOVA*) moodulit. Töötluste vaheliste erinevuste olulisuse mõõtmiseks kasutati Tukey testi. Tulemused loeti statistiliselt usaldusväärseks $P < 0,05$ juures.

Nende alusel on koostatud artikli käsikiri, mis analüüsib lammirohumaade taimkatte liigirikkuse, bioproduktiooni ja taimkatte muutuste seoseid niiskus- ja majandamistingimustega (lisa 4).

3. TULEMUSED

3.1. Niidu- ja metsakoosluste pindala muutused 20. sajandil

”Vene 1-verstasel” kaardilt (joonis 2) võib näha, et niiduala jaguneb oma kujult (kitsenedes läheb üle järgmiseks osaks) kolmeks terviklikuks luhakompleksiks: põhja-, kesk- ja lõunaosaks (joonis 1).

1) Põhjaosa

Põhjaosa oli neist kolmest kõige ulatuslikum (ligikaudu 234 ha). Põhjaosa Halliste jõe vasakul kaldal on põõsastikega heinamaa ca 300-400 m laiuse, kohati ka laiema ribana. Ala loodeosast arvestatakse välja ca 16 ha suurune ala (joonis 2), mis tähistab ”Vene 1-verstasel” kaardil metsa. Arvutikaardil jääb selle maatüki rahvuspargi territooriumil olev osa sihtkaitsevööndisse. Halliste ja Lemmjõe vaheline ala on märgitud hõreda puistu ja põõsastega niidualaks ehk puisniiduks. Puisniiduala on kolmest uurimisala osast siin pindalaliselt suurim.

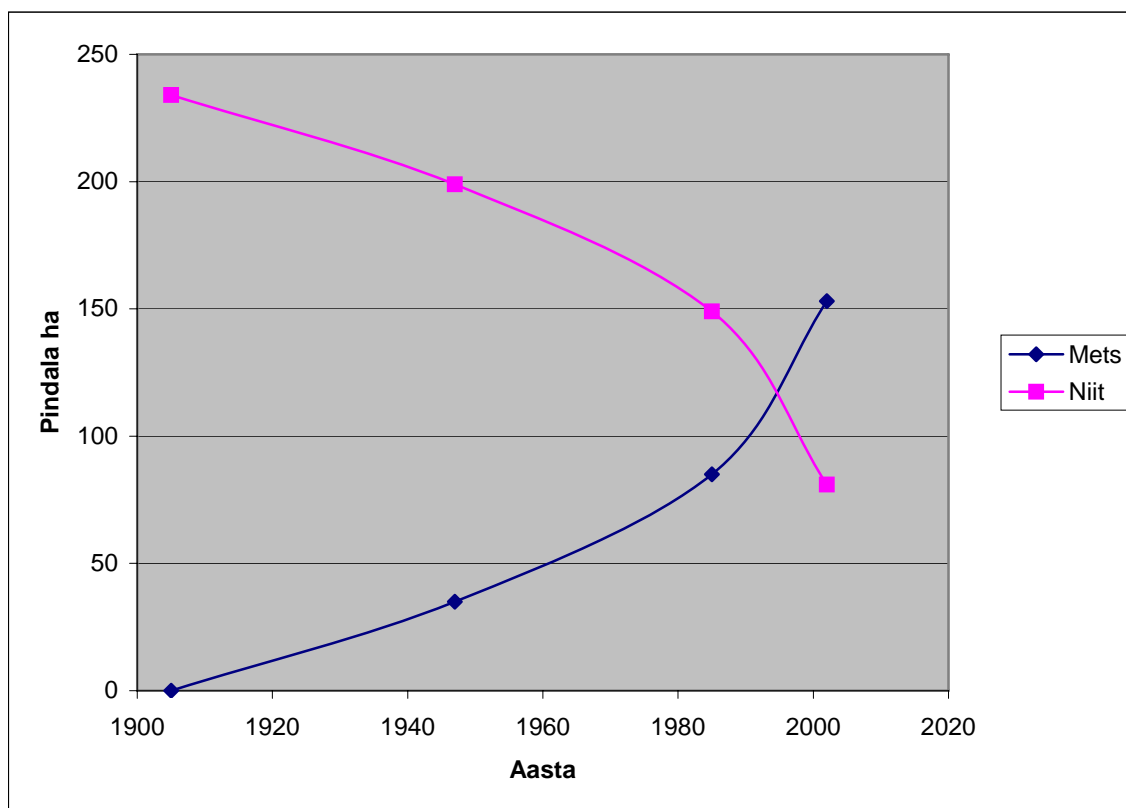
”Vene 1-verstasel” kaardi järgi oli niidu- ja metsaalade piiride tõmbamine raskendatud nende ähmasuse tõttu. 1905. a. kaardil on metsamassiiv niidust selgemini eristatav. 1905. a. kaardil on kogu ala märgitud hõreda puistuga heinamaaks e. puisniiduks. Niidukooslus on 1905. a. kaardil samades piirides, kui ”Vene 1-verstasel” kaardil.

1947.a. kaardil on kogu luhaala tähistatud samuti puisniiduna. Sellest ajaperioodist ilmnevad juba olulised erinevused niidu pindala vähenemises (joonis 3) ning leiab aset koosluste vahetumine e. suksessioon. Niidukoosluste asendumisest metsaga annavad tunnistust jõe paremkalda luhal mõnehektarilise pindalaga metsatukad, samuti on märgata metsa pealetungi jõe vasakkalda kagunurgast.

Paremkaldal on niidukoosluste olukord märksa parem. 1947. aastaks on 20. sajandi algusega võrreldes paremkaldal metsa osatähtsus suurenenud ca 6% võrra, vasakkalda metsasus on kasvanud aga üle 20% võrra.

Katastri aluskaardil on puisniidud Halliste jõe mõlemal kaldal asendunud valdavalt alla ühe hektariliste metsalaikudega. Niidukooslused on vähenenud ca 36% võrra.

Eesti Põhikaardil võis eristada looduslikku rohumaad ning metsaala. 20. sajandi lõpuks on aga niidukooslused vähenenud sajandi algusest ca 65% võrra.



Joonis 3. Metsa- ja niidukoosluste pindala muutused (1905-2002) uurimisala põhjaosas.

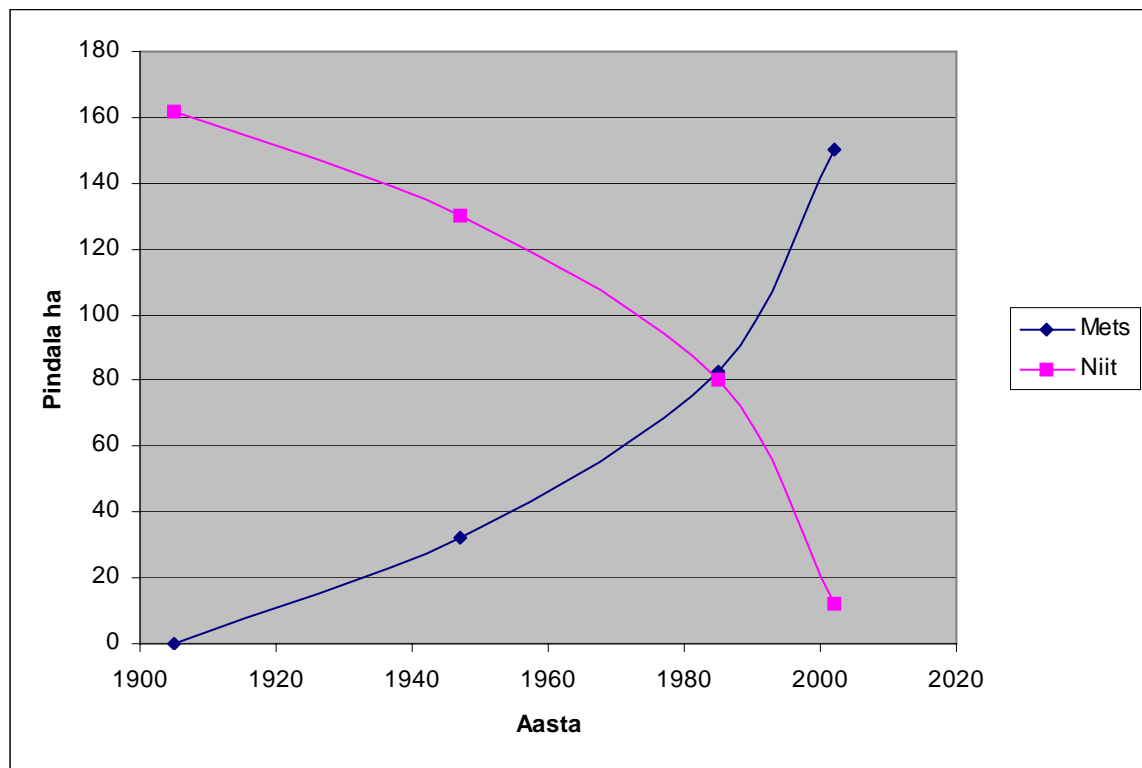
2) Keskosa

Uurimisala keskosas on luhapindala 1905. a. kaardil ca 162 ha. Luha laius kitsamates kohtades on 200-300 m, laiemates kohtades ulatub 600-700 meetrini. “Vene 1-verstasel” kaardil ning 1905. a. kaardil on see ala tähistatud hõrendikuga heinamaana.

1947. a. kaardilt ilmneb niiduala vähenemine (joonis 4) kogu keskosas ca 20% võrra.

Katastri aluskaardi järgi on niidupindala sajandi algusest 1985-1986ndateks vähenenud 51 % võrra. Kaardilt võib eristada paremkaldal kaht erinevat niidukooslust: hõrendikuga heinamaad e. puisniitu (ca 30 ha) ning ainult heinamaana (ca 15 ha) tähistatud kõlvikuid. Metsamaa pindala on ca 40 ha. Vasakkaldal on puisniitu säilinud ca 15 ha, heinamaad on ca 30 ha ning ca 35 ha on tähistatud metsamaana.

20. sajandi algusest on niidukooslusest säilinud sajandi lõpuks vaid 7%; 93% on kattunud metsaga.



Joonis 4. Metsa- ja niidukoosluste pindala muutused uurimisala keskosas (1905-2002).

3) Lõunaosa

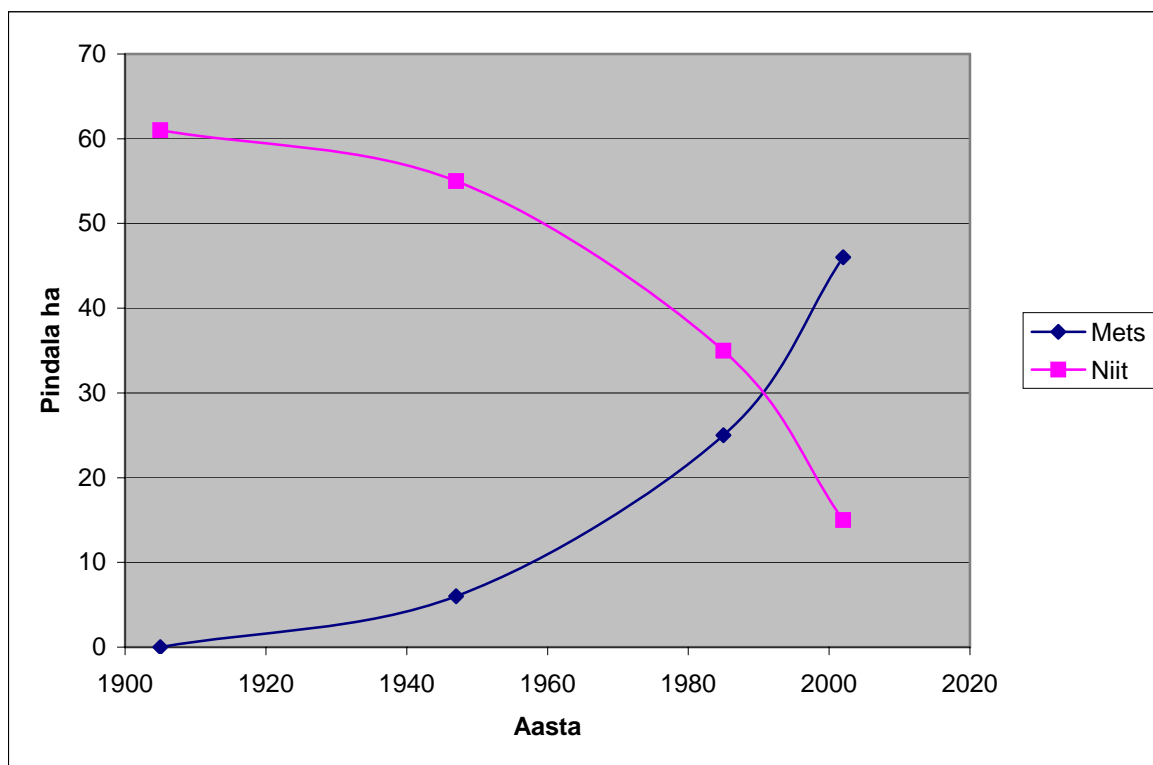
Uurimisala lõunaosa Vodi luhal ja Tõramaa puisniidu alal tähistavad "Vene 1-verstasel" kaardil ja 1905. a. kaardil põõsad ja hõre mets puisniitu. 20. sajandi algul oli luhapindala ca 62 ha. Paremkalda luha laius oli 300-400 m, vasakkalda luha laiuseks võib lugeda 500-800 m.

Nii nagu põhja- ja keskosas, on ka lõunaosas toimunud niidukoosluse pindalaline vähenemine (joonis 5) ja metsasuse kasv. Paremkalda metsa pealekasv servaaladelt on olnud 20. sajandi algusest kuni sajandi keskpaigani ca 30%. Vasakkaldal on ala sees metsatukk, mis moodustab ca 1% ala pindalast.

Kogu uurimisala lõunaosast on 20. sajandi keskpaigaks metsaga kaetud ca 10%.

Katastri aluskaardil olevast niidualast on paremkalda luhast 50% kattunud metsaga, vasakkaldal on metsasus alla 40%. Kogu lõunaosas on luhakooslusest säilinud sajandi algusest 1985ndateks ca 60%.

Sajandi jooksul on lõunaosas niidukooslus vähenenud sajandi lõpuks 75% võrra.



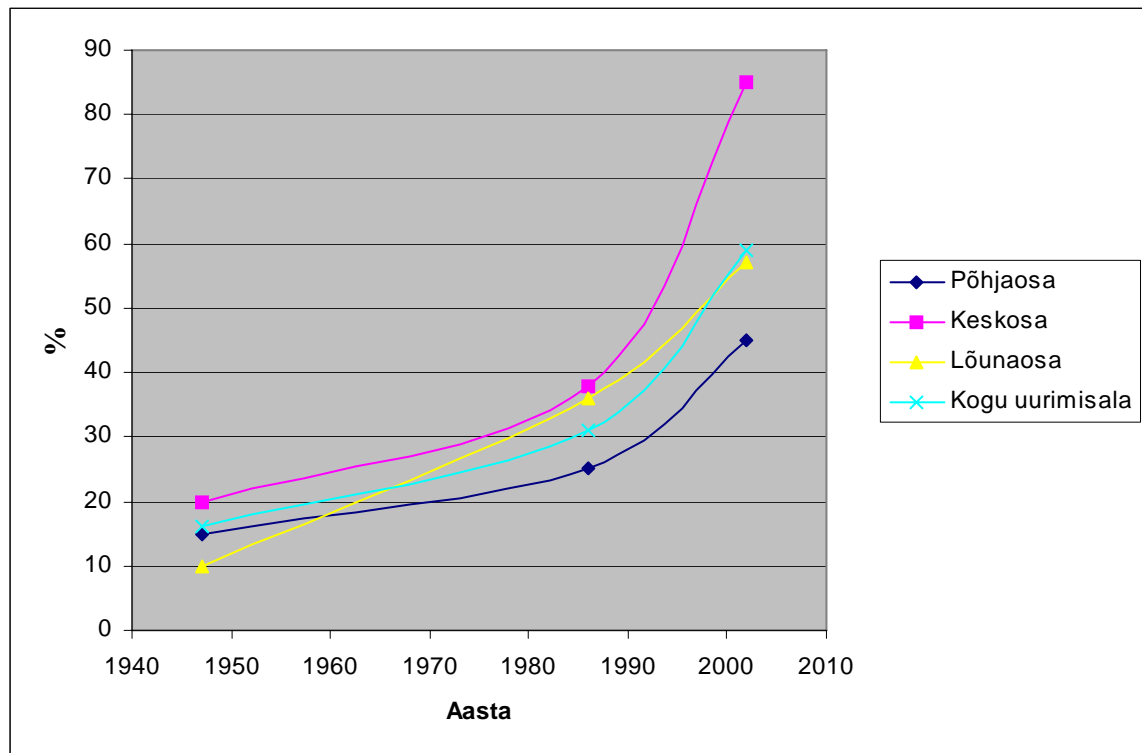
Joonis 5. Metsa- ja niidukoosluste pindala muutused (1905-2002) uurimisala lõunaosas.

Tabel 2. Uurimisala põhja-, kesk- ja lõunaosa niidu- ja metsakoosluste ligikaudsed pindalad (ha) ajavahemikus 1905-2002.

Aasta	Põhjaosa		Keskosa		Lõunaosa		Kogu uurimisala	
	Niit	Mets	Niit	Mets	Niit	Mets	Niit	Mets
1905	~234	0	~162	0	~61	0	~457	0
1947	~199	~35	~130	~32	~55	~6	~384	~73
1985	~149	~85	~80	~82	~35	~26	~264	~193
2002	~81	~153	~12	~150	~15	~46	~108	~349

Kokkuvõtvalt võib öelda, et üldised trendid kogu uurimisalal ja selle erinevatel osadel (tabel 2; joonis 6) ajavahemikus 1905-2002 on:

1. luhapindalade järk-järguline vähenemine;
2. pindalade vähenemise kiirenemine pärast 1950ndaid.



Joonis 6. Uurimisala põhja-, kesk- ja lõunaosa niidukoosluse pindalaline vähenemine %-des ajavahemikus 1905-2002.

Niidukoosluste pindalaline vähenemine on toimunud järgmiselt (tabel 3):

1. Ajavahemikus 1905-1947 on pindala vähenenud uurimisala põhja-, kesk- ja lõunaosas 15-20%, kogu uurimisalal 16%;
2. 1985daks aastaks on uuritavas piirkonnas luhapindalade kahanemine 25-38%, kogu uurimisalal 31%.
3. 2002 aasta Põhikaardi järgi on looduslike rohumaade pindala vähenenud 1985ndatest põhjaosas 45%, keskosas 85% ja lõunaosas 57%, kogu uurimisalal 59%.

Tabel 3. Luhakoosluste pindala (%) vähenemine uurimisala põhja-, kesk- ja lõunaosas erinevatel ajavahemikel.

Ajavahemik	Põhjaosa	Keskosa	Lõunaosa	Kogu uurimisala
1905-1947	~15%	~20%	~10%	~16%
1947-1986	~25%	~38%	~36%	~31%
1986-2002	~45%	~85%	~57%	~59%

Luhapindala vähenemine on toimunud kõige kiiremini ja muutused on olnud drastilisemad uurimisala keskosas (joonis 6). Põhjaosas on see protsess toimunud teiste osadega võrreldes veidi aeglasemalt. Niiduala on uurimisala osadel hakanud vähenema järsemalt peale 1947. aastat (tabel 3). 20. sajandi algusest on sajandi lõpuks kogu uurimisala niidukooslusest säilinud ca 24% ja metsasus on suurenenud ca 76% võrra.

3.2. Looduskaitseliste meetmete rakendamise mõju uurimisala luhakoosluste pindalade levikule

1959.a. kaitse alla võetud territooriumi (lisa 2) suurus on erinevate andmete järgi veidi erinev. Kirjanduse (Kumari, 1960) järgi on see ca 265 ha, 1959 a. kaardi järgi hinnates ca 274 ha.

1978. a. kaardistati kõnealune piirkond Eesti metsakorralduskeskuse poolt. Koostati kaitseala plaan, kirjeldus ning tehti majandamisettepanekud. Kaardi järgi on projekteeritud piiridega keeluala pindala 245 ha.

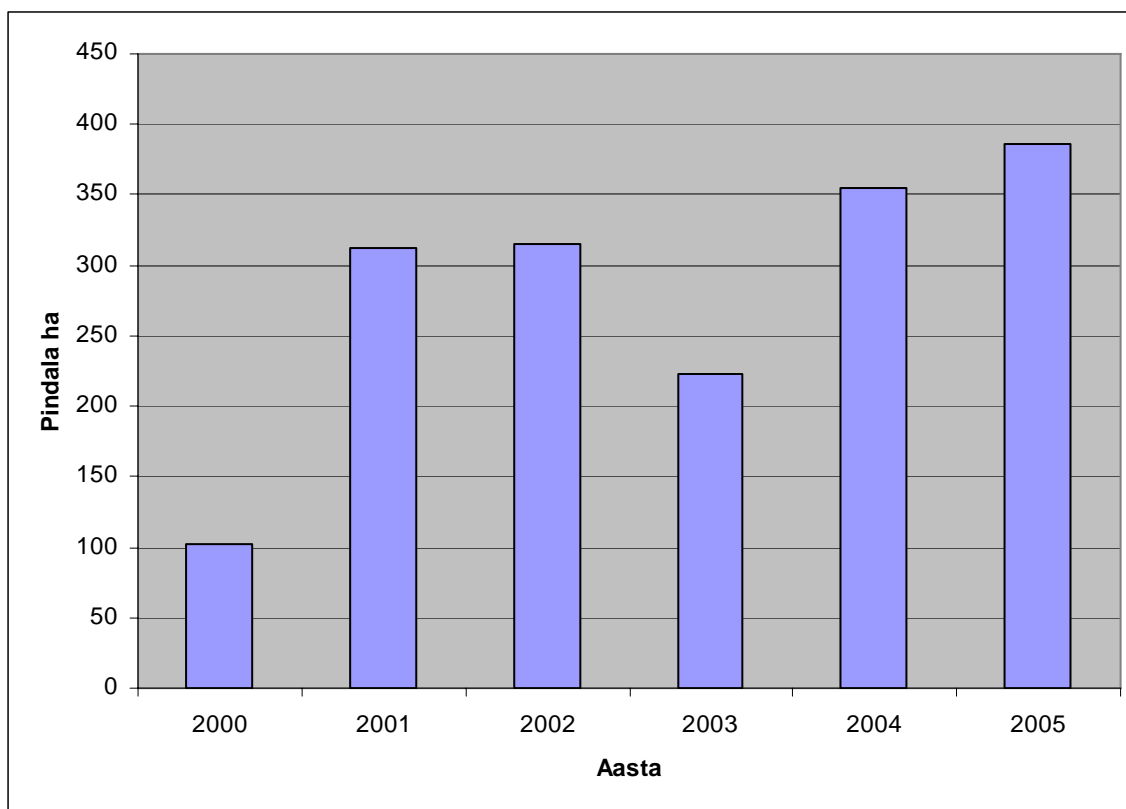
1959. ja 1978. a kaartidel on kaitseala piiridesse jäänud ka osa metsaalast. Kaitse alla ei ole võetud kogu säilinud niiduala. 1978. a kaardil on hõreda niidu ja põõsastega puistut või heinamaad 236 ha. Nii 1959. a. kui ka 1978. aasta kaartidel esineb kaitstava territooriumi piiride tõmbamisel palju ebatäpsusi. Keeluala piiride määramisel ei ole arvestatud seda, et piir jookseks mööda luhakõlvikute piire. Kohati jääb sinna metsakooslust, mis pole seotud kaitseala loomise eesmärkidega. 1959. a. botaanilise keeluala piir (lisad 1, 2) tõmmati põhimõttel „200 m mõlemale poole jõe kaldast“, kuid seda reeglit pole väga rangelt järgitud. Kaardimaterjali põhjal võib öelda, et uurimisala põhja- ja keskosas ulatub 1959. a. keeluala luha laius ligi 300-400 meetrini, lõunaosas 300-600 meetrini. 1959. a. loodud botaanilise keelualast (265 ha) on 2000. aastaks sisuliselt säilinud 27 ha. 1959. a. kaitse alla võetud

luhakooslusest on hästi säilinud ca 10%. Kaitseala loomisega ei suudetud pidurdada niidukoosluse pindalalist kahanemist.

Kaitsekorralduskavas (Allilender, 2000) on Halliste jõe luhad jagatud majandamisklassidesse. 1. majandamisklassi kuuluvatel rohumaadel toimub niitmine igaaastaselt. 2. klassi rohumaid niidetaks vähemalt üle aasta ja 3. klassi niite tuleb niita vähemalt üle kolme aasta. 4. klassi luhtadel niitmist ei toimu, kuna need on tugevalt võsastunud ning võimalusel tegeletakse võsakoristusega. Igal aastal niidetavat luhta (1A kl.) on uurimisala põhjaosas kokku 12 ha ja lõunaosas Tõramaa puisniidul 15 ha. Uurimisala niidud kuuluvad 1., 2., 3. ja 4. majandamisklassi niitude hulka. Keskosas on valdavalt 3. ja 4. majandamisklassi luhaniidud (Suurkask, 1999.)

Rahvuspargi andmetel on kogu rahvuspargi territooriumil lisaks hooldustöödele hakatud tegelema ka luhaniitude taastamisega. Aastatel 2001-2005 on taastatud luhaniite kokku ca 255 ha.

Viimastel aastatel on rahvuspargis taastatud ja majandatud luhaniitude pindala (joon. 7) veidi kasvanud. Hooldustöid teostatakse vastavalt sellele, kuidas riigipoolselt töid finantseeritakse. Luhtade majandamiseks on korraldatud ka talguid alates 1994. Aastast. Põhiliselt on need toimunud kohalike rahvuspargi töötajate (Tõnu Kütt, Kaja Allilender, Meelis Suurkask, Gunnar Sein jt.) kaasabil. Sagedasemad talgulised on olnud Soomaa Sõprade Selts ja Pärandkooslute Kaitse Ühing.



Joonis 7. Soomaa rahvuspargi luhaniitude hooldustööd aastatel 2000-2005.

Euroopa Liidu *LIFE-Nature* projekti (*EAGELLIFE*) raames on hakatud luhti taastama laiemal maa-alal kui kunagi varem. Projekti kestuseks on 01.04.2004 - 31.05.2009. Selle käigus taastatakse rahvuspargis erinevas kvaliteedis Natura 2000 biotoope (luhti) 1994 hektaril. Projekti käigus on seni taastatud põhjaosas (Halliste puisniidul) 33 ha, keskosas (Halliste kesklahal) 98 ha, lõunaosas (Tõramaa puisniidul) 22 ha. Taastamist plaanitakse jätkata kogu rahvuspargi territooriumil olevatel luhtadel.

3.3. Uurimisala metsasus erinevatel maapinna kõrgustel

Võrreldes omavahel 1947. a. topograafilist ja 1985. a. katastrikaarti, selgusid järgmised muutused metsade pindalas:

1) põhjaosa

1947. a. kaardil on põhjaosa metsaalast 15% alla 20 m absoluutses kõrgusskaalas. Katastri aluskaardil on selleks näitajaks 3%.

2) keskosa

1947. a. kaardil on metsasus madalamal kui 20 m absoluutkõrgusel ca 16% kogu seal paiknevast metsast. Katastri aluskaardil on 20% kogu keskosa metsakooslusest madalamal maapinna kõrgusel.

3) lõunaosa

1947. a. kaardil on ca 7% kogu metsakooslusest madalamal kogu lõunaosa metsapindalast. Katastri aluskaardil ei ole metsa pindala madalamal maapinna kõrgustel muutunud.

Uurimisala keskosas on madalamatel aladel oleva metsa osatähtsus kogu metsaalast veidi suurem (tabel 4). Olemasolevat kaardimaterjali kasutades võib öelda, et valdavalt on metsasus suurenenud kiiremini kõrgematel aladel ning mets tungib peale metsa servadelt. Madalamal maapinna kõrgusel toimub metsastumine aeglasemalt.

Tabel 4. Metsa osatähtsus madalamatel maapinna kõrgustel uurimisala põhja-, kesk- ja lõunaosas.

Uurimisala osa	Aasta	
	1947	1985
Põhjaosa	15%	3%
Keskosa	16%	20%
Lõunaosa	7%	0%

3.4. Niiskustingimuste ja majandamisrežiimi mõju luha taimkattele

Uuritavate luhtade iseloomulikeks liikideks märja luhaniidu kooslusetüübis on niiske luhaniidu kooslusetüübis *Deschampsia caespitosa* (luht-kastevars), *Festuca rubra* (punane aruhein), *Filipendula ulmaria* (harilik angervaks) ja *Deschampsia caespitosa* (luht-kastevars), *Carex cespitosa* (mätastarn), *Calamagrostis stricta* (püstkastik).

Taimkatte liigirikkuse ja biomassi seoseid niiskustingimuste ja niitmisrežiimiga on detailsemalt esitatud lisas 4. Andmed proovipindala, maapealse biomassi suuruse, liigirikkuse ja liikide eluvormilise jaotuse kohta niisketes ja märgades koosluse tüüpides on toodud tabelis 5 ja nende näitude statistiline olulisus tabelis 6. Võrsetihedus (m^2 kohta), ühevõsupindala ja ka paindliku suurusega prooviruut ei erinenud statistiliselt oluliselt erinevate niiskusrežiimidega prooviruutudel. Ka maapealse biomassi suurus ei olnud statistiliselt oluliselt sõltuv niiskustingimustest. Liigifond oli suurem niiskes kasvukohas, kuid 500 võsu suuruse prooviruudu liigirikkus ei sõltunud niiskustingimustest.

Majandamisrežiimidest eristus kõige selgemini režiim D, mis erines ülejäänutest võrsetiheduse ja võrsepindala suuruste poolest (Anova test). Nendel näitajatel ei olnud regulaarselt niidetud (režiim A), kui ka osaliselt niitmata alade (režiimid B ja C) vahelised erinevused olulised. S_{p001} ja S_{500} näitajad eristasid režiimid A ja B režiimidest C ja D. Kuigi režiimil C ei olnud võrsed oluliselt suuremad kui režiimidel A ja B, olid nii liigifond kui prooviruudu liigirikkus statistiliselt oluliselt väiksemad.

Eluvormidest olid rohundid enam levinud (% võsude arvust) niiskes kasvukohas, kui ei niidetud regulaarselt (režiimid B, C, D). Märjas kasvukohas regulaarselt niidetavatel aladel (režiim A) ning pikaajaliselt niitmata (režiim D) domineerisid puhmikulised. Võsundilised domineerisid ebaregulaarse majandamisega aladel (režiimid B ja C) (tabel 5).

Maapealsel biomassil (500 võsu kohta) ei esinenud statistiliselt olulist seost niiskusrežiimi suhtes ($F=0.41$, $p=0.06$), seevastu ilmneb statistiliselt oluline seos majandamisrežiimi suhtes ($F=7.91$, $p=0.00$). ANOVA näitas, et biomass $1 m^2$ kohta ei olenenud ei niiskustingimustest ega ka majandamisrežiimist. Kui aga arvatati muutuva suurusega prooviruudu suuruse järgi, oli majandamisrežiimist tingitud erinevus statistiliselt oluline (tabel 6).

Maapealne biomass oli väiksem regulaarselt niidetavas (režiimiga A) märkeas kasvukohatüübis ($263 \pm 108 \text{ g/m}^2$) ja kõrgeim majandamata niiske kasvukohatüübis koosluses ($763 \pm 627.5 \text{ g/m}^2$) (tabel 5).

Liigifond (S_{pool}) oli statistiliselt oluliselt kõrgem ($p < 0.05$) niisketes (46 ± 13.1) kui märjemates (33 ± 6.2) kasvukohtades (tabel 3). See oli aga erinevate majandamisrežiimide suhtes statistiliselt erinev ($F = 7.05$, $p < 0.01$), kus liigifond kahanes režiimist A režiimi D suunas (tabel 6).

PUA suurenes statistiliselt oluliselt ja võrsete tihedus vähenes, kui majandamine katkes 15 aastaks. Väiksem PUA oli niiskes kasvukohatüübis majandamisrežiimi B juures. B- ja C – režiimid erinesid A-režiimist vähe (tabel 5). Niiskusrežiimi ja PUA vahel puudus statistiliselt oluline seos (tabel 6).

Tabel 5. Arvutatud liikide koosinemise ja biomassi jaotuse parameetrid; keskmised koos standardveaga (sulgudes).

Niiskus- ja majandamis-režiim (vt tabel 1)	Võrsetihedus [võsu/m ²]	PUA [cm ²]	Pindala _{500võrset} [m ²]	Maapealne biomass [kuivkaal g/m ²]	Spool	Proovi ruudu liigirikkus (500)	Eluvormide jaotus (% võsude arvust)		
							Puhmikulised	Võsundilised	Rohundid
Märg; A	2321 (845)	5.5 (2.76)	0.276 (0.134)	263 (108.0)	37	23 (3.6)	49 (19.3)	33 (25.7)	18 (16.1)
Märg; B	1012 (247)	10.4 (2.80)	0.520 (0.140)	516 (165.9)	31	12 (8.6)	27 (32.6)	67 (16.7)	6 (12.1)
Märg; C	2142 (1983)	7.5 (4.60)	0.378 (0.231)	452 (398.7)	40	18 (2.0)	19 (14.8)	66 (12.7)	15 (6.2)
Märg; D	708 (665)	25.2 (17.7)	1.258 (0.883)	447 (86.4)	16	5 (4.1)	82 (8.7)	1 (1.6)	17 (9.4)
Niiske; A	3468 (1751)	3.4 (1.56)	0.174 (0.080)	572 (692.3)	57	24 (10.2)	59 (22.9)	25 (15.1)	16 (9.9)
Niiske; B	5024 (2179)	2.6 (1.85)	0.321 (0.067)	333 (167.5)	69	20 (2.1)	24 (28.7)	34 (18.5)	43 (11.2)
Niiske; C	3194 (1174)	5.3 (1.71)	0.397 (0.605)	380 (178.2)	36	17 (2.4)	33 (3.7)	44 (14.1)	24 (12.6)
Niiske; D	745 (175)	17.0 (6.35)	0.815 (0.309)	763 (627.5)	41	13 (6.1)	25 (23.2)	31 (32.1)	44 (53.7)

Tabel 6. Peamiste taimeliike iseloomustavate näitajate kleskmised niiskustingimuste järgi (A) ja niitmisrežiimi järgi (B) koos ANOVA tulemustega. Numbrid on keskmised koos standardveaga (sulgudes). Statistiliselt olulised seosed ($p < 0,05$) on esitatud paksemas kirjas.

A

Parameeter	Niiskustingimused		ANOVA tulemused	
	Märg	Niiske	F	<i>P</i>
Võrsetihedus [võsu/m ²]	1701 (1263) ^a	2209 (1977) ^a	1,23	0,273
PUA [cm ²]	10,8 (10,9) ^a	9,0 (8,2) ^a	0,36	0,55
Pindala _{500võrset} [m ²]	0,523 (0,540) ^a	0,462 (0,433) ^a	0,36	0,55
Ühevõsubiomass [g]	0,5 (0,59) ^a	0,8 (2,03) ^a	0,41	0,53
Liigifond	33 ^a	46 ^a	12,75	0,0009
Prooviruudu liigirikkus	16 (8,1) ^a	19 (8,3) ^a	0,906	0,346
Puhmikulised [%]	42 (14,1) ^a	37 (15,2) ^b	8,072	0,006
Võsundilised [%]	44 (20,3) ^a	29 (12,5) ^a	0,101	0,752
Rohundid [%]	14 (6,5) ^a	33 (17,0) ^b	19,641	0,000

B

Parameeter	Majandamisrežiim				ANOVA tulemused	
	A	B	C	D	F	<i>P</i>
Võrsetihedus [võsu/m ²]	2703 (1337) ^a	1518 (1042) ^a	2360 (2127) ^{ae}	586 (479) ^{bf}	4,47	0,007
PUA [cm ²]	4,8 (3,07) ^{ace}	8,4 (3,44) ^{ace}	7,1 (3,84) ^{ace}	24,9 (13,85) ^{bdf}	21,317	0,000
Pindala _{500võrset} [m ²]	0,242 (0,153) ^{ace}	0,419 (0,171) ^{ace}	0,536 (0,542) ^{ace}	1,245 (0,691) ^{bdf}	2,331	0,000
PUB [g]	0,1 (0,12) ^{ace}	0,4 (0,23) ^{ace}	0,2 (0,14) ^{ace}	2,5 (3,12) ^{bdf}	7,919	0,0002
S _{pool}	46 ^{ace}	50 ^{ace}	37 ^{ade}	29 ^{bdf}	7,048	0,0004
S ₅₀₀	23 (6,2) ^{acf}	21 (10,6) ^{ace}	16 (3,9) ^{bce}	9 (8,6,7) ^{bdf}	10,374	0,000
Puhmikulised [%]	52 (10,4) ^{ade}	44 (27,9) ^{bcf}	36 (14,7) ^{ade}	55 (28,9) ^{ade}	5,255	0,003
Võsundilised [%]	30,1 (12,0) ^{ade}	50,6 (17,4) ^{bcf}	40,7 (10,0) ^{ade}	6,1 (5,5) ^{bdf}	14,246	0,000
Rohundid [%]	17 (2,3) ^{ace}	24 (19,5) ^{ace}	23 (4,7) ^{ace}	39 (23,9) ^{bcf}	4,534	0,007

4. ARUTELU

4.1. Kaardianalüüsi tulemused

Kaardianaüüsil ilmnes niidu pindala järk-järguline kahanemine ja metsasuse suurenemine. Kaardimaterjali kesisus, mõõtkavade erinevus ja ebaühtlane vanus raskendasid andmete võrdlemist.

Antud uurimistööks vajalikku erinevatest ajaperioodidest pärinevat kaardimaterjali õnnestus arhiividest leida ebapiisavalt. Taimekoosluste pindala muutuste jälgimiseks oleks olnud hea, kui kaardid oleksid olnud mingite kindlate ajavahemike tagant, nt iga kümne aasta järel. Sellisel juhul oleks olnud lihtsam leida põhjuseid ja seoseid koosluste pindala muutuste kohta. Samuti oleks olnud võimalik hinnata, kui kiiresti niidud majandamise lakkamisel metsastuvad.

Kaardimaterjali mõõtkavade erinevuste tõttu ei ole võimalik anda väga täpseid arve. On toodud vaid ligikaudsed pindalad ja üldised trendid.

Hetkel võime näha vaid olukorda, mis esines mõisaperioodi lõpul, kolhooside kõrgajal ning looduskaitsete meetmete rakendamisel. Samuti ilmnes metsasuse suurenemise olenevus maapinna kõrgusest – madalamad reljeefiosad metsastusid aeglasemalt.

Antud materjalilt oli võimalik eristada metsa ning niidu- ja puisniidualasid, kuid mitte võsa suurenemist. Katastri aluskaardilt oli võimalik eristada ka erinevaid niidukooslusi, mis varasematel kaartidel ei eristunud.

Ala loodenurgas on ca 16 ha suurune maatükk märgitud 20. sajandi alguse kaartidel metsamaana, hiljem on aga kasutusele võetud heinamaana. (1947. a. kaardil on tähistatud see ala hõreda metsaga heinamaana.) Võrreldes uurimisala muu osaga on selle ala luhakooslus suhteliselt noor ning ei oma sellist ajaloolist väärtust kui ülejäänud luhaalad.

4.1.1. Halliste luha põllumajanduslikust maakasutusest

Pool-looduslike koosluste leviku kõrgaeg oli Eestis 19. sajandi lõpul, kui looduslikud rohumaad võisid hõlmata ligikaudu 1/3 maismaa pindalast. Ligilähedane olukord kestis 1940ndateni (Kukk, Kull 1997). Käesolevas töös kasutatud vanimad allikad –”Vene 1-verstane” kaart ning 1905. a. topograafiline kaart näitavad ilmselt kasutuses olnud niidupindala maksimaalset seisu. Kogu niidukoosluse pindala suuruseks hinnati ca 457 ha (tabel 2). Halliste puisniitu on heinamaana kasutatud arvatavasti aastatuhandeid. Ümbruskonna asulate heinamaad asusid enamasti Halliste jõe kaldail, seda kuni 1950.-1960ndateni. Sellest annab tunnistust ka matkakirjeldus 1960datest: “Kahel pool jõge, niikaugele kui silm ulatub, aina küünid, lausa küünide külad (Tamm, 1967).”

Eestis vähenes pool-looduslike rohumaade pindala 1950ndate aastate 1,5 miljonilt hektarilt 1990. aastaks 0,3 miljonile hetarile (Mander, 1994). 1950ndatel oli Halliste luht sealsete kolhooside tähtis loomasöödabaas. Näiteks sai Viljandi rajooni “Valguse” kolhoos kogu sööda sealsetelt luhaniitudelt. Halliste luhaniitu hinnati keskmise majandusliku väärtusega luhaniitude hulka. Kuid juba sel ajal oli oht niidualade võsastumiseks peamiselt jõega piirnevatel aladel (Mikk, 1957). Peale 1950daid aastaid on uuritavas piirkonnas niidukoosluste pindalaline vähenemine kasvanud.

Vasakkalda luht oli 1950ndate lõpul tugevasti võsastunud ning jäi suures osas majanduslikult täiesti kasutamata, ent paremkaldal levis väga ilus puisniit. Märgitakse, et Halliste puisniidul jäi hein sageli tegemata suviste üleujutuste tõttu (Pullisaar, 1959).

1970.-1980. aastatel vähenes niidetava maa pindala tunduvalt ning niitmine muutus ebaregulaarseks. 1981-1982. a. kohta märgitakse, et hõre puurinne võimaldab heina niita mehhaniseeritult. Puude katvuseks hinnatakse ligikaudu 10%. Sõltuvalt kohalike majandite söödavajadusest jäi igal aastal osa niitmata, kuid ala seisund oli sellegipoolest rahuldav. Viimasena niitis Kõpu kolhoos jõe paremkaldal paiknevaid maid heinaniidukitega. Seetõttu olid need alad paremas olukorras, kuigi varem Halliste puisniitu iseloomustanud üksikud vanad tammed olid ümbritsetud põdsastest ning puisniidu ilme kannatas tublisti. Botaaniliselt huvitavamad, kõrgemad kaldaosad, olid kas võsastunud või võsastumas niitmise lõppemise tõttu (Sarv, 1984). 1985-1986ndateks, kolhoosiaja kõrgajaks, oli niidukoosluse pindalaks ca 264 ha, sajandi algusest oli niiduala vähenenud ca 42% võrra.

4.1.2. Looduskaitseliste meetmete rakendamise mõju uurimisala luhakoosluste pindalade levikule.

Juba 1976. aastal märgiti, et viimase 15-20 aasta jooksul on puisniidud peaaegu kadunud ka kaitsealadelt. Tehti ettepanek valida välja esinduspuisniidud ja asuda neid vajalikul viisil hooldama s. t. igal aastal niitma (Sarv, 1984).

1996. a. toimus Halliste luha inventeerimine, et välja selgitada luha kõige väärtuslikumad osad ning koostada kava edasiseks majandamiseks. Inventeerimise tulemustena selgus, et Halliste puisniidu säilinud osa suurus on 23 ha, mis oli parimas seisundis, Tõramaa puisniidul (21 ha) (Suurkask, 1996).

Halliste puisniidu korrashoiuks on Soomaa rahvuspark korraldanud alates 1994. a. mitmeid talguid. Riikliku Looduskaitsekeskuse seire ja teadustöö spetsialisti Gunnar Seini suulistel andmetel pole talgute raames tehtavate tööde maht olnud kuigi suur. Selliselt suudetakse taastada või hooldada vaid mõned hektarid ning antakse suhteliselt väike panus luhtade taastamisele või säilitamisele. Aasta-aastalt on tõusnud riigipoolne rahaline toetus luhtade hooldamiseks, vahendeid selleks saadakse veel Euroopa Liidu keskkonnaprogrammi LIFE kaudu.

Uurimisala erinevaid osi võrreldes, on keskosas toimunud metsastumine kiiremini ilmselt seetõttu, et seda osa ei ole peetud looduskaitselistest seisukohast nii väärtuslikuks, kui Halliste puisniitu põhjaosas või Tõramaa puisniitu lõunaosas, mis kuuluvad 1A majandamisklassi niitude hulka ja mille majandamine toimub regulaarselt. Uurimisala keskosa luhaniidud kuuluvad valdavalt 4. majandamisklassi luhaniitude hulka (81 ha) (Suurkask, 1999).

4.2. Luhaniitude taimkatte uuringute tulemused

Uuritud taimekoosluste struktuuri (liigifond, prooviruudu liigirikkus) ja taimevõsude suuruse (pindala, biomass) parameetrid seostati kasvukoha niiskustingimustega ja rakendatud niitmisrežiimidega.

Et valisime kaks suhteliselt lähedaste niiskustingimustega kasvukohatüüpi, ei olnud maapealne biomass ega liigirikkus neis oluliselt erinevad. See ei ole kooskõlas eelnevate andmetega (Prach, 1992; Touzard jt. 2002). Tulemusi tasandas kindlasti ka võrsete suurust arvestava (500 võrset) prooviruudu kasutamine. See muutis erineva suurusega taimevõsudega prooviruudud omavahel paremini võrreldavateks. Fikseerimata suurusega prooviruudud olid 725 kuni 9 900 cm².

Majandamisrežiim mõjutas oluliselt biomassi, liigilise mitmekesisuse ja võrsete tiheduse näitajaid. Falinska (1991; 1995) leidis samuti, et liigirikkus ja võrsetihedus vähenesid, maapealne biomass suurenes ja taimevõsude kõrgus ja ühevõsupindala suurenesid niitmise katkemisele järgneva suksessiooni käigus.

Eluvormiliselt koosseisult olid sarnased regulaarselt majandatav (režiim A) ja pikka aega majandamata (režiim D) luhaniidud. Tegelikult kasvasid neil erinevad liigid, mis olid ka erineva suurusega. Režiimil A domineerisid madalakasvulised (rohurinde alumises osas) väikesed puhmikuid moodustavad kõrrelised (nt harilik lubikas, lamba-aruhein), režiimil D aga suuri kõrgeid puhmikuid (mättaid) moodustad tarnad (mätastarn, luhttarn). Ka sama liigi puhul (nt. luht-kastevars) olid võrsed ja puhmikud regulaarselt niidetud kohtades palju väiksemad kui niitmata kohtades. Meie uurimuse tulemustest (lisa 4) nähtub, et juba lühiajalise majandamise katkemise (mõni aasta) järel hakkab koosluses toimuma muutus nii liigilises koosseisus kui ka võsude suuruses. Vastupidisel juhul, kui pikka aega majandamata ja muutunud struktuuriga niidul taastatakse niitmine, toimub muutus rohustu struktuuris samuti kiiresti. Uuritud taimeliikide parameetrid olid režiimide D ja B vahel palju sarnasemad kui D ja C vahel.

KOKKUVÕTE

Antud töö eesmärgid olid järgnevad: 1) anda luha kui Soomaa ühe võtmeökosüsteemi iseloomustus; 2) anda ülevaade luhakoosluste hüdroloogilistest ja troofsustingimustest ning nende seosest majandustegevusega; 3) kaardimaterjali analüüsi rakendades uurida, kuidas on looduskaitse meetmed ning muutused põllumajanduslikus maakasutuses mõjutanud uuritava piirkonna luhaniitude pindala; 4) selgitada välja, millised on majandamise katkemise järel taimkattes toimunud muutused; 5) leida seoseid luhataimkatte struktuuri, maapealse biomassi, liigirikkuse ja eluvormide jaotumise vahel erinevates niiskustingimustes ja majandamisrežiimidel.

Kaardianalüüsi rakendati Soomaa rahvuspargi Halliste luha ja selle eri osade niitude leviku dünaamika uurimisel ajavahemikus 1905-2002. Üldine trend kogu uurimisalal kui ka selle osadel (Halliste luha põhja-, kesk ja lõunaosa) on olnud luhaniitude pindala järk-järguline vähenemine metsastumise tõttu. Metsastumise protsessi kiirenemine on kaartidelt nähtav alates 1947. aastast. Valdavalt on metsasus suurenenud kõrgematel reljeefiosadel ning mets tungib peale metsa servadelt.

1959. aastal loodi botaaniline keeluala "Halliste puisniit" ja rakendati sellel alal esimest korda looduskaitsemeetmeid. Kaitseala loomisega ei suudetud pidurdada selles piirkonnas luhaniitude kinnikasvamist metsaga. 20. sajandi jooksul vähenes kõnealiolevas piirkonnas niidukooslus 76% võrra. Viimastel aastatel on Soomaal hakatud tegelama luhtade taastamisega. Euroopa Liidu Life-Nature projekti raames planeeritakse taastada rahvuspargi territooriumil 2009daks aastaks 1994 ha luhaniite.

Luhaniitude taimkatet uuriti Soomaa rahvuspargi kahel suhteliselt lähedase niiskusrežiimiga, kuid erineva majandusrežiimiga luhaniidu kasvukohatüübis kokku 11 luhaniidukoosluses. Maapealne biomass (500 võsu kohta) ei sõltunud statistiliselt olulist niiskusrežiimist kuid sõltus majandamisrežiimist. Taimede suurus (PUA; PUB) kasvas statistiliselt oluliselt ja võrsetihedus vähenes, kui niitmine lakkas 15 aastaks. Niiskusrežiimi ja PUA vahel puudus statistiliselt oluline seos. Liigifond oli statistiliselt oluliselt kõrgem niisketes kui märjemates kasvukohtades. See oli aga erinevate majandamisrežiimide suhtes statistiliselt erinev – liigifond kahanes režiimist A režiimi D suunas.

Ebaregulaarselt niidetud aladel (B-, C-režiimiga) ja pikka aega niitmata (D-režiimiga) aladel domineerisid rohunid. Võsundilised olid rikkalikult esindatud ebaregulaarse režiimiga aladel. Regulaarselt niidetavatel aladel kui ka pikaajaliselt niitamata aladel domineerisid puhmikulised kuid need erinesid nii liikide kui suuruse poolest. Regulaarse niitmise korral olid nendeks alumises rohurindes kasvavad kõrrelised, niitmata aladel aga suuri puhmikuid moodustavad liigid nagu luht-kastevars, mätastarn.

SUMMARY

Changes of the plant cover in the Halliste meadow

The aims of the present thesis were the following: to characterize flood-plain meadow that is one of the Soomaa key ecosystems; give a survey of the hydrological and trophic conditions of flood-plain meadow communities and their connections with economic activities; applying map material analysis to study how the nature protection measures and changes in agricultural land use have influenced the area of flood-plain grasslands in the studied area; to find out about the vegetation changes of flood-plain grasslands due to the cessation of management; to find connections between flood-plain vegetation structure, standing biomass, species richness and life-form distribution in different moisture and management regimes.

Map analysis was applied in studying Halliste flood-plain meadow and the distribution dynamics of its different meadows in Soomaa National Park during the years 1905-2002. The general trend on the whole studied area and on its parts (the northern, middle and southern parts of Halliste flood-plain meadow) has been the gradual decrease of flood-plain meadow due to forestation. Predominantly, forestation has increased on higher parts of relief and advanced at the forest edges.

In 1959 the botanic reserve 'Halliste wooded meadow' was founded, and in this region the nature protection methods were applied for the first time. The foundation of the reserve could not restrain the overgrowth of flood-plain grasslands with forests in the area. In the 20th century the grassland community in the particular region decreased by 76%. Within the frame of the European Union programme LIFE-Nature, 1994 hectares of flood-plain meadows are planned to be restored in Soomaa National Park by the year 2009.

Flood-plain grassland vegetation was studied in Soomaa National Park on two relatively similar moisture regime but different management regime flood-plain grassland community types, in total in 11 flood-plain grassland communities. Standing biomass (per 500 ramets) did statistically not greatly depend on moisture regime, but on management regime. The size of plants (PUA; PUB) grew substantially according to statistics, and ramet density decreased when mowing stopped for 15 years. There was no essential statistic connection between moisture regime and PUA. Statistically, species pool was substantially higher in moist and

wetter community types. But statistically it was different in different management regimes – species pool decreased from regime A towards regime D.

In the unsystematically mowed areas (B and C regime), and in areas that had not been mowed for a long time (D regime), dominated herbs. Mat-forming graminoids were abundantly represented in the unsystematic regime areas. Both on regularly mowed areas and long-time unmown areas dominated tussock-forming graminoids, but they differed for species and size. In case of regular mowing they were graminaceous growing in lower herb layer, in unmown areas they were species that form large dwarf shrubs like tussock grass and tussock sedge.

TÄNUAVALDUSED

Töö autor tänab prof. Tõnu Oja magistritöö ja kaarditöötluse juhendamise eest. Eriline tänu kuulub veel MSc. Laimi Truusile, kes oli suureks abiks ning kellel jagus kannatust nii töö juhendamisel kui ka välitööde praktiliste ja teoreetiliste küsimuste lahendamisel. Samuti tänan Elle Rooslustet heade nõuannete ja soovitude eest töö osas. Tänan ka Riikliku Looduskaitsekeskuse töötajaid Gunnar Seini ning Meelis Suurkkaske igakülgse abi eest.

KASUTATUD KIRJANDUS

1. Abrams, P.A. 1995. Monotonic or unimodal diversity – productivity gradients: What does competition theory predict? *Ecology* 76: 2019-2027.
2. Allilender, K., 1997. Soomaa Rahvuspark. Viljandimaa loodus. Viljandi, 4-7.
3. Allilender, K., 2000. Lamminiitude majandamine. Soomaa Rahvuspargi kaitsekorralduskava 2000 – 2010. Viljandi. 41 lk.
4. Barot, S. 2004. Mechanisms promoting plant coexistence: can all the proposed processes be reconciled? *Oikos* 106: 185-192
5. Benstead, P., Jose P., Joyce, C., Wade, M., 1999. European Wet Grasslands. Guidelines for management and restoration. RSPB, Sandy.
6. Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1309.
7. Diemer, M.W. & Pfadenhauer, J. 1987. Effects of differential defoliation on shoot growth, density and phytomass of three graminoids in a calcareous fen. *Oikos* 50: 183-190.
8. Eriksson, O. 1993. The species-pool hypothesis and plant community diversity. *Oikos* 68: 371-374.
9. Falinska, K. 1991. Plant demography in vegetation succession. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. 1-220.
10. Falinska, K. 1995. Genet disintegration in *Filipendula ulmaria*: consequences for population dynamics and vegetation succession. *Journal of Ecology* 83: 9-21.
11. Grace, J.B. 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. *Persp. Plant. Ecol. Syst.* 2: 1-28
12. Grime, J.P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 8(London) 242: 344-347.
13. Grime, J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons, London.
14. Hallanaro, E.-L., Pylvänäinen, M., Randla, T., 2002. Põhja-Euroopa loodus – Bioloogiline mitmekesisus muutavas keskkonnas. Nord 2001:15, Põhjamaade Ministrite Nõukogu. Kopenhaagen, 266-268.
15. Järvet, A., 1994. Soomaa veestik ja jõgede veerežiim. ELUS XVII Eesti loodusuurijate päeva ettekannete kokkuvõtted. Soomaa Rahvuspargi loodus, Tipu, 11.-12 juuni 1994, 12-18.

16. Järvet, A., Karu, M., 1999 Kõik algab jõgedest. Eesti Loodus 10, 410-412.
17. Kasepalu, A., 1991. Mis peremees jätab, selle mets võtab. Tallinn, 5-36.
18. Kink, H., 1996. Soomaa rahvuspark (soo, Pärnu madalik, Sakala kõrgustik). Eesti kaitsealad – geoloogia ja vesi. Tallinn, 111-121.
19. Krall, H., 1979. Rohumaade püsivuse ja tsönootilise suletuse küsimusi. ELUS-i Aastaraamat. Tartu, 67, 55-64.
20. Krall, H., Pork, K., aug, H., Püss, Õ., Rooma, I, Teras, T. 1980. Eesti NSV loodluslike rohumaade tüübid ja taimekooslused. Eesti NSV Põllumajandusministeerium, Eesti NSV TA Zooloogia ja Botaanika Instituut, RPI „Eesti Põllumajandusprojekt“. Tallinn, 88 lk.
21. Kukk, T., Kull, K., 1997. Puisniidud. Estonia Maritima, 2, 1-249.
22. Kukk, T., 2004. Lamminiidud ehk luhad. Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Tartu, 191-203.
23. Kumari, E., 1960. Looduskaitse teatmik. Tallinn, 94-96.
24. Laasimer, L., 1965. Eesti NSV taimkate. Tallinn.
25. Leht, M. 1999. Eesti taimede määraja. Eesti Loodusfoto, Tartu
26. Leibak, E., Lutsar, L. 1996. Eesti ranna- ja luhaniidud. Tallinn.
27. Lillema, L., 1958. Eesti NSV Mullastik. Tallinn, 149-181.
28. Loorits, O., 2001. Endis-Eesti elu-olu IV. Lugesipaluu karjakasvataja elust. Eesti Kirjandusmuuseum, Tartu.
29. Loorits, O., 2000. Endis-Eesti elu-olu III. Lugesipaluu põllumehe elust. Eesti Kirjandusmuuseum, Tartu. Luhamaa, H., Ikonen, I., Kukk, T., 2001. Läänemaa pärandkooslused. Seminaturl communities of Läänemaa County, Estonia. Pärandkooluste Kaitse Ühing, Tartu – Turku.
30. Mander, Ü. 1994. Changes of landscape structure in Estonia during the Soviet period. GeoJournal. Vol 33, No 1, 45-54.
31. Mander, Ü., Palang, H., Tammiksaar, E., 1994. Landscape changes in Estonia during 20th century. Analysis of Landscape Dynamics – Driving Factors Related to Different Scales. EUROMAB Research Program. Germany, Leipzig-Halle. 73-95.
32. Miller, T.E. 1982. Community diversity and interactions between the size and frequency of disturbance. *Am. Nat.* 120: 533-563.
33. Oksanen, J. 1996. Is the humped relationship between species richness and biomass an artefact dues to plot size? *J. Ecol.* 84:293-295.

34. Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Tartu Ülikooli Botaanika ja Ökoloogia instituut, Tallinn.
35. Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, E., Moen, A., Borset, E., Kuusemets, V., Truus, L., Leibak, E., 1999. Eesti märgalade inventeerimine 1997. a. Projekti "Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia" aruanne. Eesti Loodusfoto. Tartu, 40-43.
36. Palang, H., Mander, U., Luud, A. 1998. Landscape diversity changes in Estonia. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 41, No. 3-4, 163-169.
37. Pork, K., 1959. Kesk - Eesti jõgede luhaniitude keskkonnatingimustest. ELUS-i Aastaraamat. Tartu, 52, 51-70.
38. Pork, K., 1964. Taimkatte genes ja antropogeensed suksessioonid luhtadel. ELUS-i Aastaraamat. Tartu, 56, 97-112.
39. Pork, K., 1981. Niidutaimkatte kujunemine, nüüdisaegne seisund ja niitude kasutamise küsimusi Eesti NSV-s. ELUS-i Aastaraamat. Tartu, 67, 7-37.
40. Pork, K., 1984. Kasari jõe alamjooksu luht geobotaanilise looduskaitseobjektina. Eesti NSV Riiklike Looduskaitsealade Teaduslikud Tööd IV. Matsalu loodusest. Tallinn, 61-72.
41. Prach, K. 1992. Vegetation, microtopography and water table in the Lužnice River floodplain, South Bohemia, Czechoslovakia. *Preslia* 64 (4): 357-367.
42. Pärtel, M., Mändla, R., Zobel, M. 1999. Landscape history of a calcareous (alvar) grassland in Hanila, western Estonia, during the last three hundred years. *Landscape Ecology*, 14, 187-196.
43. Pärtel, M. and Zobel, M. 1999. Small-scale plant species richness in calcareous grasslands determined by the species pool, community age and shoot density. - *Ecography* 22: 153-159.
44. Pärtel, M., Zobel, M., Zobel, K. and Van der Maarel, E. 1996. The species pool and its relation to species richness - evidence from Estonian plant communities. *Oikos* 75: 111-117.
45. Reintam, L., 1962. Mullateadus. Tallinn.
46. Sarv, T. 1984. Kui palju on Eestis puisniite? *Eesti Loodus* 6: 360-361
47. Stevens, M.H.H. & Carson, W.P. 1999. Plant density determines species richness along an experimental fertility gradient. *Ecology* 80: 455-465.
48. Zobel K., Liira, J. 1997. A scale-independent approach to the richness vs biomass relationship in ground-layer communities. *Oikos* 80:325-332.

49. Zobel, M. 1992. Plant-species coexistence – the role of historical, evolutionary and ecological factors. *Oikos* 65: 314-320.
50. Zobel, M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *TREE* 12: 266-269.
51. Tamm, L. 1967. Süstaga Halliste jõel. *Eesti Loodus* 6: 383-386.
52. Taylor, D. R., Aarssen, L. W. & Loehle, C. 1990. The species-pool hypothesis and plant community diversity. *Oikos* 68: 371-374.
53. Talvi, T., 2001. Pool-looduslikud kooslused. Ökoloogiliste Tehnoloogiate keskus.
54. Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton.
55. Touzard B., Clément B., Lavorel S. 2002. Successional patterns in an eutrophic alluvial wetland of western France. *Wetlands* 22 (1): 111-125.
56. Truus L., Tõnisson, A. 1998. The ecology of floodplain grasslands in Estonia. In: Joyce CB, Wade PM (eds) *European Wet Grasslands: Biodiversity, Management and Restoration*. Wiley, Chichester, 49-60.
57. van der Maarel, E. 1998. Species diversity in plant communities in relation to structure and dynamics. In: During H. J., Werger, M.J.A. & Willems, J. H. (eds.). *Diversity and pattern in plant communities*, SPB Academic Publishing, Hague. 1-14.
58. van Dijk, G. 1991. The status of semi-natural grasslands in Europe. In: *The conservation of lowland dry grassland birds in Europe*. Goriup, P. D. (ed.) Newbury: JNCC Publications, 15-36.

Käsikirjad

59. Karu, M., 2001. Soomaa Rahvuspargi Karuskose ja Lemmjõe lammimetsa taimekooslused ja mullastik. Magistritöö. Tartu. Käsikiri TÜ Geograafia Instituudis.
60. Meier, E., 2001. Lääne-Saaremaa puisniitude liigirikkuse põhjustest. Tallinn. Diplomitöö. Käsikiri Tallinna Pedagoogikaülikooli Matemaatika-loodusteaduskonna Bioloogia õpetoolis.
61. Mikk, H., 1957. Halliste jõe luhtade taimkate (Tipu ja Riisa küla vahelisel alal) Diplomitöö. Tartu. Käsikiri TÜ Botaanika ja Ökoloogia Instituudis.

62. Pullisaar, T., 1959. Materjale Kasari, Halliste ja Navesti luhanutude taimkattest. Diplomitöö. Tartu. Käsikiri TÜ Botaanika ja Ökoloogia Instituudis.
63. Suurkask, M., 1996. Halliste luha ja puisniitude inventeerimine. Aruanne. Käsikiri Soomaa Rahvuspargis.
64. Suurkask, M., 1999. Soomaa Rahvuspargi lammirohumaade taimkate ja suksessiooniline seisund. Magistritöö. Käsikiri TÜ Botaanika ja Ökoloogia Instituudis.

RIIKLIKE MAASTIKULISTE, GEOLOOGILISTE,
BOTAANILIS-ZOOLOOGILISTE, BOTAANILISTE, JA
ORNITOLOOGILISTE KEELUALADE JA NENDE PIIRIDE
KINNITAMISEST

ENSV Ministrite Nõukogu määrus 6. aprillist 1959.a.nr.119
(ENSV T 1959, nr. 20, art.107)

1. Kinnitada riiklikud maastikulised, geoloogilised, botaanilis-zooloogilised, botaanilised ja ornitoloogilised keelualad ning nende piirid vastavalt lisadele nr. 1-26.
2. Teha ülesandeks Eesti NSV Ministrite Nõukogu juures asuvalle Looduskaitse Valistusele kinnitada punktis nr. 1 nimetatud keelualade kaitse korraldamise eeskirjad kooskõlastatult Eesti NSV Põllumajanduse Ministeeriumi ja Eesti NSV Riikliku Ehituse ja Arhitektuuri Komiteega, võttes aluseks Eesti NSV Ülemnõukogu 1957.a. 7. juuni seaduse "Eesti NSV looduse kaitsest" ja Eesti NSV Ministrite Nõukogu 1957.a. 11. juuli määruse nr. 242 "Abinõudest looduskaitse organiseerimiseks Eesti NSV-s".
3. Kohustada Eesti NSV Ministrite Nõukogu juures asuvat Looduskaitse Valitsust ja rajoonide tööraha saadikute nõukogude täitevkomiteesid tähistama riikliku kaitse alla võetud keelualad 25. maiks 1959.a. ja kindlustama nende kaitset.

Eesti NSV Ministrite Nõukogu
esimees A. MÜÜRISEPP
Eesti NSV Ministrite Nõukogu
asjadevalitseja E. Udras

Tallinn, Toompea, 6. aprillil 1959. Nr. 119.

Lisa nr. 23
Eesti NSV Ministrite Nõukogu
6. aprilli 1959.a. määruse nr. 119 juurde

Riikliku botaanilise keeluala "Halliste puisniit"
piiride kirjeldus

Riiklik botaaniline keeluala "Halliste puisniit" asub Vändra rajooni Tori külanõukogu ja Viljandi rajooni Kõpu külanõukogu piires. Keeluala pindala on ca 265 ha.

Keeluala piirid määratakse kindlaks järgmiselt.

Põhjas on piiriks Halliste ja Lemmjõe ühinemiskohale suubuv kraav ja Lemmjõgi, kust keeluala levib piki Halliste jõge lõuna poole, laiusega kuni malegi poole jõge 200 m ulatuses.

Läänes: kuni Pärnu linna piirkonna piirini, mida mõõda keeluala piir kulgeb lõuna poole kuni Viljandi rajooni piirini.

Idas: kuni Pärnu Metsamajandi Taali metskonna kv. nr. 223 lõunaservani, sealt piki sama kvartali lõunaserva kuni kvartali lõunatipuni, kust pöörduv sirgjooneliselt edela suunas piki sama kvartali kaguserva tõmmatud pikendajat kuni Halliste jõeni.

Lõunas: piki Halliste jõge lääne suunas Viljandi rajooni piirini; edasi piki Viljandi rajooni piiri kuni Pärnu linna piirkonna piirini.

Eesti NSV Ministrite Nõukogu
asjadevalitseja E. Udras

EESTI NSV MINISTRITE NÕUKOGU JUURES ASUVA LOODUSKAITSE
VALITSUSE JUHATAJA KÄSKKIRI RIIKLIKE MAASTIKULISTE,
GEOLOOGILISTE, BOTAANILIS-ZOOLOOGILISTE, BOTAANILISTE JA
ORNITOLOOGILISTE KEELUALADE KAITSE KORRALDAMISE EESKIRJADE
KINNITAMISEST

Vastavalt Eesti NSV Ministrite Nõukogu määrusele 6. aprillist nr. 119 kinnitada riiklike maastikuliste, geoloogiliste, botaanilis-zooloogiliste, botaaniliste ja ornitoloogiliste keelualade kaitse korraldamise eeskirjad vastavalt lisadele nr. nr. 1-26.

Eesti NSV Ministrite Nõukogu juures asuva
Looduskaitse Valitsuse juhataja
V. Telling

28. aprillil 1959. a. nr. 36

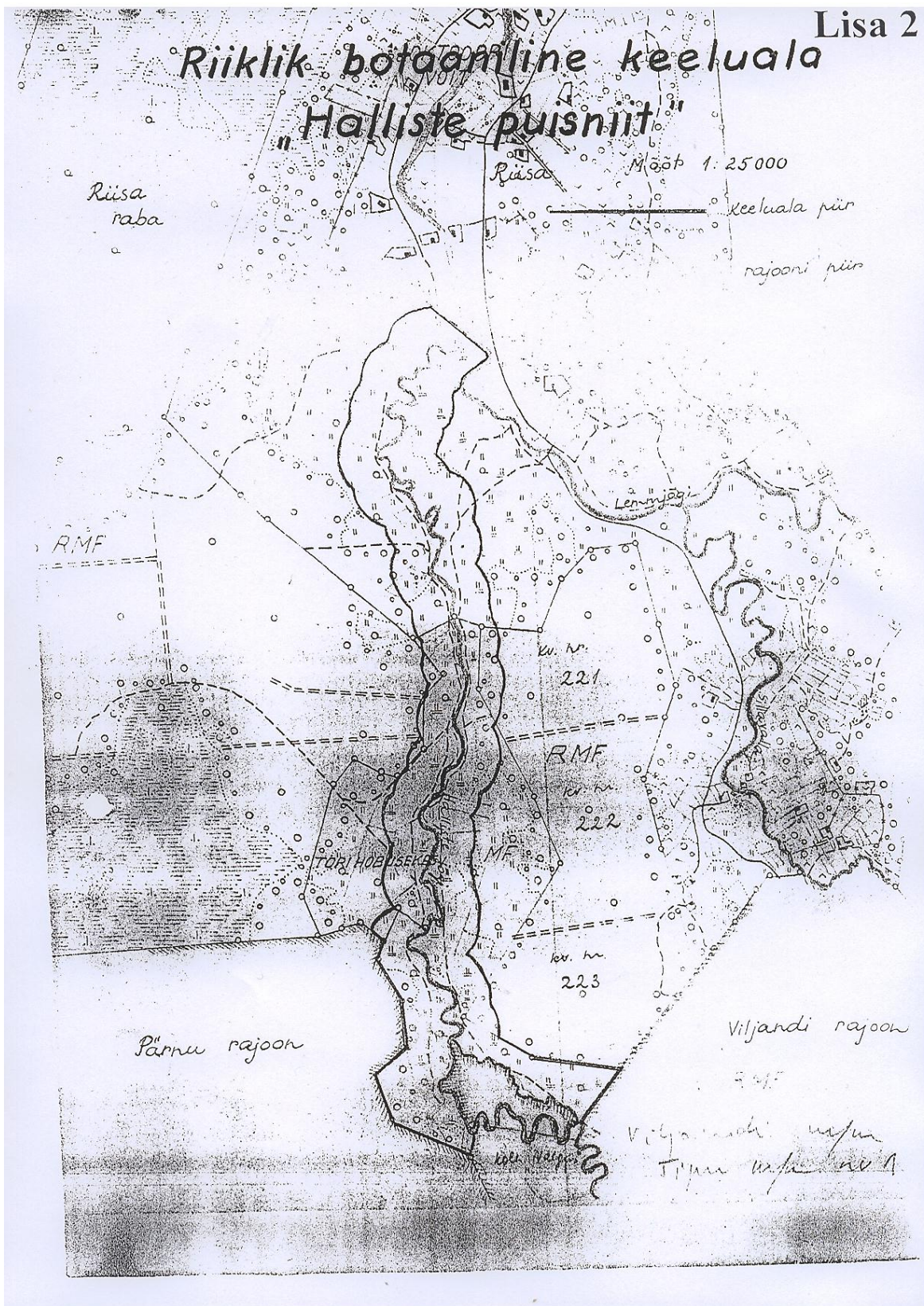
Lisa nr. 23
Eesti NSV Ministrite Nõukogu juures asuva
Looduskaitse Valitsuse juhataja
28. aprilli 1959. a. käskkirja nr. 36 juurde

Riikliku botaanilise keeluala "Halliste puisniit"
kaitse korraldamise eeskiri

1. Riiklik botaaniline keeluala "Halliste puisniit" asub Vändra rajooni Tori k/n ja Viljandi rajooni Kõpu k/n piires. Keeluala pindala on ca 265 ha.
2. Keeluala ülesandeks on Halliste jõelualal kasvava omapärase tamme-pärna-saare puisniidu säilitamine ja sealsete taimekoosluste edasise arengu jälgimise võimaldamine.
3. Keelualal on keelatud puude raiumine (välja arvatud sanitaarraied), karjatamine, taimede kogumine, ala ülesharimine või selle üldilme muutmine ning jahipidamine kogu aasta vältel (välja arvatud röövlomade ja lindude hävitamine organiseeritud korras kooskõlas jahipidamise eeskirjadega).
4. Niitmine keelualal on vajalik.

Riiklik botaaniline keeluala "Halliste puisniit"

Mõõt 1:25000



Riisa raba

Riisa

Keeluala piir

rajooni piir

RMF

Leninijärv

kv. nr. 221

RMF

kv. nr. 222

Tõri hobusekäik

MF

kv. nr. 223

Pärnu rajoon

Viljandi rajoon

Viljandi jõgi
Tõri jõgi



Lisa 3. Taimkatte uuringualade paiknemine