

Tartu Ülikool  
Botaanika ja ökoloogia instituut  
Taimeökoloogia õppetool

Kersti Kruška

**Erinevate majandamisviiside mõju puisniidu rohurinde biomassile**

Magistritöö

Juhendaja: Elle Roosalu

Tartu 2007

## Sisukord

Sissejuhatus .....	3
1. Teoreetiline sissejuhatus .....	5
1.1. Puisniitude liigirikkus ja selle põhjused .....	5
1.2. Puisniitude majandamise viisid ja nende mõju taimekooslusele .....	6
2. Materjal ja metoodika .....	9
2.1. Uurimisala iseloomustus .....	9
2.2. Välitööde metoodika .....	9
2.3. Andmetöötluse metoodika .....	10
3. Tulemused .....	11
4. Arutelu .....	26
Kokkuvõte .....	28
Summary .....	29
Kirjandus .....	30

## Sissejuhatus

Eesti pool-looduslikud kooslused on väga väärtuslikud nii väikeseskaalalise ja summaarse liigirikkuse kui ka maastikupildi ning kultuurilise pärandi poolest. Sellest annab tunnistust ka nende kuulumine Euroopa Loodusdirektiiviga väärtustatud elupaikade hulka. (Paal 2004). Üheks tähelepanu vääribamaks maastikutüübiks nende seas on puisniidud, mis paistavad silma eelkõige väga suure elurikkuse poolest. Samas on puisniitude kooslused ka ühed ohustatumad, sest nende traditsiooniline majandamine on aja jooksul kiiresti vähenenud. Eestis hakkas puisniitude pindala tasapisi vähenema 19. sajandi alguses, kui toimus põllumajanduse intesiivistumine ja mehhaniseerumine. Oma osa oli ka 1919. aastal toimunud maareformil, mille tulemusena suur osa mõisamaadest läks asunikele. Puisniidud asusid enamasti taludest eemal, neid oli ebamugavam niita ja heinasaak polnud nii suur kui lagedatel heinamaadel. Puisniitude arvukust võis mõjutada ka eelmise sajandi alguses suurenenud karjakasvatus. Veiste arv kasvas kiiremini kui sööda tootmine. Piimakarjale sööda muretsemiseks lubati majanduskriisi ajal 1929-1930. a. üles harida looduslikke rohumaid ja nende asemele hakati ulatuslikult rajama kultuurrohumaid. Siiski vähenes puisniitude pindala kuni 1940.-aastate alguseni veel suhteliselt vähe. Suuremad muutused tõi kaasa Teine Maailmasõda, mille ajal vähenes loomapidamine, puisniitude niitmine lakkas või niideti ebakorrapäraselt ning paljud niidualad võsastusid. Veelgi tugevamini hakkas pool-looduslike kooslusi mõjutama sõjajärgne kollektiviseerimine. Seoses kolhooside ja sohvooside loomisega kasvas vajadus heina järele ja seda tuli kätte saada võimalikult väikese vaevaga. Keeruliselt hooldatavad puisniidud jäeti niitmata, sest traktoriga kultuurrohumaid niites saadi vajaminev hein sealt. Paljud pool-looduslikud kooslused muudeti väetatud karjamaadeks, künnimaaks või metsastati (Kukk, Kull 1997). Sellised tendentsid on iseloomulikud ka Eesti lähialadele. Paljud pool-looduslikud kooslused jäeti 20. sajandi keskpaiku majandamata ja nendest on kujunenud metsad (Aronsson et al. 1970; Hansson & Fogelfors 2000). 15-aastane periood on piisav, et puisniidust kujuneks mets (Hansson & Fogelfors 2000). Nii näiteks on Soomes pool-looduslike koosluste pindala (rohumaid, mis on säilinud ilma pestitsiidide kasutamata ja väetamata), kahanenud viimase 100 aasta 1,6 miljonilt hektarilt mõnele kümnele tuhandele hektarile (Pykälä et al. 1994). Tüüpilised puisniidud on Soomes säilinud ainult Ahvenamaal (Hægström

1990). Traditsiooniliselt majandatud (niidetud ja/või karjatatud) heinamaad on maha jäetud või muudetud kultuurheinamaaks (Raatikainen 1986). Rootsis on puisniite säilinud Gotlandi saarel ja Kesk-Rootsis leidub taastatud puisniite (Kukk & Kull 1997).

Eestis oli puisniitude pindala maksimaalne sajandi esimesel poolel – 850 000 ha ehk 18,1% Eesti pindalast (Laasimer 1965; Pork 1979). Aastail 1953-1973 vähenes looduslike rohumaade pindala 435 000 ha võrra (Pork 1979). Praegu hinnatakse hooldatud puisniitude pindalaks 1500-2000 ha (Kukk, Sammul 2006).

Seoses puisniitude olulise vähenemisega hakkavad kaduma ka teadmised nende majandamise viisidest ja nendega kaasnevatest mõjudest kooslustele. Kuigi mitmed spetsiifilised majandamisviisid – riisumine, lehisevihtade tegemine – ei ole Eesti puisniitudel olnud väga levinud, on siiski kulu ja riisumise mõju huvipakkuv taimekoosluste liigilise koosseisu ja selle dünaamika seisuskohast. Käesoleva töö eesmärgiks on välja selgitada, kas ja kuidas mõjutab kevadine kulu ja varise riisumine ning teisest küljest kergesti ja raskesti laguneva varise mahajätmine puisniidu taimekoosluse rohundite, graminoidide ja summaarset biomassi

# 1. Teoreetiline sissejuhatus

## 1.1. Puisniitude liigirikkus ja selle põhjused

Puisniite iseloomustab reeglina suur summaarne ja väikeseskaalaline liigirikkus (Kull, Zobel 1991). Kõrge liigirikkuse väljakujunemist soodustavad järgmised tegurid:

- 1) pikaajaline regulaarne niitmine;
- 2) karbonaatiderikas muld;
- 3) hästi väljakujunenud vertikaalne ja horisontaalne struktuur;
- 4) hästi kättesaadav suur liigifond (Kukk, Kull 1997).

Nende tegurite seas on üks olulisemaid majandamine, sest liigirikkus on väga tundlik nii majandamise intensiivistumise kui vähenemise suhtes. Olulisteks niitude majandamisvõteteks on niitmine ja karjatamine (eriti peale niitmist), aga nende saagikuse parandamiseks rakendatakse ka väetamist, kündmist, heinaseemne külvi jt. meetodeid (Goldberg & Miller 1990; Willems et al. 1993). Kõik võtted, mille tulemusel mullaviljakus tõuseb, kahandavad aga liigirikkust (Myklestad, Sætersdal 2003).

Eesti puisniidud on liigirikkad, neil kasvab kokku üle 600 taksoni soontaimi. Maailmas on vähe kooslusi, kus leiduks üle 50 liigi ruutmeetril (Kukk & Kull 1997). Lubjarikast Laelatu puisniitu Lääne-Eestis iseloomustab väga kõrge väikeseskaalaline liigirikkus. Maksimaalselt on 1 m<sup>2</sup> prooviruutudelt leitud 76 soontaimeliiki ja 0,2 m<sup>2</sup> prooviruutudelt 42 liiki (Kull & Zobel 1991; Kukk 2004). Mitmetel põhjustel on sellel puisniidul liigirikkusega seotud probleeme kõige kauem ja mitmekülgsemalt uuritud. Liigirikkamaid kooslusi Laelatu puisniidul on niidetud pika aja jooksul igal aastal. Teised puisniidu osad, mida pole nii regulaarselt niidetud, on liigivaesemad. Puisniidu kinnikasvanud osades niitmise taastamine toob esimese 2-3 aasta jooksul kaasa liigirikkuse kasvu, kuid seejärel hakkab liikide juurde tulemine aeglustuma (Zobel et al. 1996). Laelatu puisniidul on uuritud ka väetamise mõju klonaalsete liikide arvule ja leitud, et väetamine suurendab rametite liikuvuse määra ja vähendab liigirikkust (Sammul et al. 2003). Ka teistel niitudel on tõestatud, et lämmastiku- ja fosforiühendite

lisamisel kahekordistub maapealne produktsioon ja liigirikkus kahaneb poole võrra (Willems et al. 1993).

Laelatu puisniit on suhteliselt isoleeritud teistest taimekooslustest. Seega liigirikkuse säilitamine ei sõltu seemnete immigratsioonist, vaid kohalikust seemnepangast (Shmida, Ellner 1984; Shmida, Wilson 1985). Laelatu puisniidu seemnepanga uurimused näitasid, et ca 1/3 liikide seemnetest oli seemnepangas, kuid kõige rohkem oli seemneid taastatud niidu, seejärel keskmiselt kinnikasvanud ja kõige vähem täiesti kinnikasvanud niidu seemnepangas (Kalamees, Zobel 1998).

Puisniitudele taimekooslusi on Kuke ja Kulli (1997) järgi 12: angerpisti – lubika (*Filipendula vulgaris* – *Sesleria coerulea*), hariliku härgheina – madala mustjuure (*Melampyrum nemorosum* – *Scorzonera humilis*), hirsstarna – hariliku tarna (*Carex panicea* – *Carex nigra*), kahkja tarna – madala mustjuure (*Carex pallescens* – *Scorzonera humilis*), kõrveköömne – sinihelmika (*Cnidium dubium* – *Molinia coerulea*), lubika – hirsstarna (*Sesleria coerulea* – *Carex panicea*), lubika-jussheina (*Sesleria coerulea* – *Nardus stricta*), lubika – mägitarna (*Sesleria coerulea* – *Carex montana*), lubika – pääsusilma (*Sesleria coerulea* – *Primula farinosa*), maarjaheina – kasteheina (*Anthoxanthum odoratum* – *Agrostis capillaris*), tulika – luht-kastevarre (*Ranunculus* – *Deschampsia cespitosa*), ääristarna- raudtarna (*Carex hostiana* – *Carex davalliana*) kooslus. Neist liigirikkaimad ja puisniitudele tüüpilisemad on pärisaruniitude kooslused, eriti angerpisti – lubika ja hariliku härgheina – madala mustjuure kooslused.

## **1.2.Puisniitude majandamise viisid ja nende mõju taimekooslusele**

Niitmine ja/või karjatamine on vajalik, et säilitada liigirikkust pool-looduslikes kooslustes (Spatz 1980; Naveh & Liebermann 1994; Ekstam & Forshed 1992,1996; Güsewell et al. 1998; Beltman et al. 2003). Puisniitude kõige vanemaks ja optimaalsemaks majandamise viisiks on niitmine, sest see tasakaalustab rohurindes taimede valguskonkurentsi. Niitmise lakkamisel rohustu kõrgus suureneb ja väiksemakasvuliste liikideni jõuab vähem valgust, mistõttu nad tõrjutakse kooslusest välja. Samuti jäävad niitmata aladel kooslusesse kõik toitained, mis varem heinaga koos

sealt välja viidi ning seega tõuseb ajapikku mahajäetud puisniitudel ka mullaviljakus, mis samuti vähendab liigirikkust. Peamiselt suureneb mullas lämmastikuühendite hulk, millel on negatiivne efekt pool-looduslike rohumaade liigirikkusele (Miles 1987; Losvik 1993; Eriksson et al. 1995; Zobel et al. 1996). Puisniitude metsastumine kiirendab kinnikasvamist veelgi, kuna mahalangenud puulehed suurendavad kulukihi paksust ning seega koosluse produktiivsust (Hansson, Fogelfors 2000). Puisniitude taastamisel on endise liigirikkuse saavutamine väga aeglane protsess. Niitmisega taasalustamine suurendab liigirikkust, kuid endise liigirikkuse taastamiseks on vaja vähemalt kolm aastakümnet (Kull & Zobel 1991).

Karjatatavatel puisniitudel on liigirikkus võrreldes niidetud aladega reeglina väiksem ja sõltub karjatamise intensiivsusest, ajast ning kariloomade liigist (Hansson, Fogelfors 2000; Kukk & Kull 1997). Liiga suur karjatamiskoormus viib niidu liigilise koosseisu ja struktuuri degradeerumisele, samas liiga nõrk koormus ei suuda takistada niidu metsastumist (Grant et al. 1996; Hulme et al. 1999; Humphrey & Patterson 2000). Karjatamisel mõjuvad niidule peale biomassi hävitamise ka teised faktorid nagu tallamine, mis soodustab väikeste tühimike teket, taimede valikuline söömine, aga ka toitainete sisalduse ebaühtlane tõus mullas. Need faktorid suurendavad mikroskaalalist heterogeensust ja on mõnede liikide regeneratsiooni seisukohast olulised (Oosterheld & Sala 1990; Williams 1992). Tuleb silmas pidada ka seda, erinevad loomaliigid ja -tõud eelistavad erinevaid taimeliike. Nii näiteks on teada, et lambad eelistavad toiduks sarikalisi ja söövad ka mürgiseid liike, nt. tulikalisi. Mitmekesisuse säilitamiseks tasub karjatada erinevaid loomi korraga või vaheldumisi (Hægström 1990; Jürgens & Sammuli 2004). Näiteks graminoidid taluvad karjatamist hästi ja nende arvukus suureneb, sest graminoidid on kaitstud basaalse meristeemiga ja neil on varuorganid (Owen & Wiegert 1981, 1982). Paremas olukorras on ka tallamiskindalad, kiiremini taastuvad või söögiks mittesobivad liigid. Esimeste seas kaovad karjamaadelt käpalised ja suureneb loomade väljaheidetel kasvavate nitrofiilsete ja üheaastaste taimede arvukus (Kukk & Kull 1997). Niitmine ja sellele järgnev heina koristamine on niitude liigirikkuse säilitamise seisukohast väga oluline (Maron & Jefferies 2000; Huhta et al. 2001). Siiski jääb niitudele ka peale heinategu surnud taimset materjali suve teisel poolel kasvanud kuivanud taimeosade ja langenud lehtede näol. Varise ja kulu kogunemine muudab

rohurinde valgus- ja niiskustingimusi, halvendab rohhtaimeid idanemist, asustumist ning soodustab varjulembeste ja puittaimeid kasvamist (Tester 1989; Thompson 1992; Foster & Gross 1998). Preeriatel on näiteks leitud, et põletamata aladel (kulu jääb alles) suureneb C3 taimede osatähtsus võrreldes C4 taimedega (Turner et al. 1995; Briggs & Knapp 2001). Seega on kulul ja varisel otsene mõju taimekoosluste struktuurile ja liikide konkurentsuhetele. On täheldatud, et rohhtaimeid ja puulehtede varis on rohurindele suurema mõjuga kui graminoidide varis ja see on seotud materjali erineva lagunemiskiirusega (Xiong & Nilsson 1999).

Niitmist koos riisumisega on peetud üheks tõhusamaks viisiks kulu akumulatsioonide vältimiseks ja liikide paljunemise (eriti 1- ja 2-aastaste) soodustamiseks. (Ekstam & Forshed 1992, 1996). Nii näiteks leidsid Svensson ja Carlsson (2005), et kevadine kulu riisumine on poolparasiitide (*Euphrasia stricta* var. *suecica*, *E. stricta* var. *tenuis*, *Rhinanthus serotinus* subsp. *vernalis*) koosluses säilimise jaoks oluline.

Kulu, varise ja okste eemaldamine valmistab ala ette niitmiseks, riisudes vähendatakse ka samblakihi paksust ja õhutatakse rohukamarat (Kukk & Kull 1997). Riisumisel võib olla eriline tähtsus liigirikkuse tõstmisel hiljuti taastatud lopsaka ja liigivaese rohustuga aladel (Jürgens & Sammul 2004). Kevadel riisumisega kooslusest äraviidav toitainete kogus on väike, kuna enamik mineraalaineid on kevadeks mulda jõudnud (Kukk & Kull 1997).

Rohumaade majandamine ja suur liigirikkus on suuresti seotud häiringutega. Niitmise ja karjatamise kõrval on riisumine samuti üks häiringutest, mille tulemusena moodustuvad maapinnal tühimikud, mis koloniseeritakse uute liikide poolt (Rusch 1992; Rusch & Fernandez-Palacios 1995).

## **2. Materjal ja metoodika**

### **2.1.Uurimisala iseloomustus**

Uuritav Mäepea puisniit asub Saaremaal Viidumäe looduskaitsealal. Mäepea puisniit tekkis 20. sajandi alguses ilmselt endisele põllumaale ja väikeseid alasid on niidetud kogu sajandi vältel. Enamikul puisniidust lakkas majandamine 1960-ndatel aastatel, kui heinategu sellistel kesise saagiga aladel enam ära ei tasunud. Pärast niitmise lõppemist kasvasid suurel osal Mäepea puisniidul kuused. Puisniit taastati 1981-1982 aastatel ja kaitseala korraldatud talgute käigus on ala püütud pidevalt laiendada. Hetkel on puisniidu pindala 3 ha. Puisniidu vanemas osas on kõige rohkem leitud 1 m<sup>2</sup> prooviruudult 60 soontaimeliiki. Mäepea puisniidul domineerivad puurindes tamm ja arukask ning puistu liituvus on 0,2-0,3. Hõredas põõsarindes leidub sarapuud ja poopuud (Kukk & Kull 1997).

Käesolevas töös käsitletav prooviala paikneb puisniidu lääneosas, kus puurinne on väga varieeruva tihedusega. Prooviruudud on paigutatud võimalikult lagedale niiduosale ja ümbritsev puurinne koosneb siin arukasest, harilikust kuusest, harilikust tammest, harilikust vahtrast ja üksikutest hariliku männi isenditest. Põõsarindes domineerib sarapuu, millele lisanduvad üksikud kibuvitsa, hariliku pihlaka ja hariliku kuslapuu põõsad. Põõsarinde katvuseks prooviala ümbruses võib hinnata 5 %-le.

### **2.2. Välitööde metoodika**

Mäepea puisniidul alustati katset 2002 a. Katse eesmärgiks on uurida kevadise riisumise ja raskesti ning kergesti laguneva varise mõju puisniidu rohu- ja samblarindele. On teada (Hobbie et al. 2006), et hariliku vahtra lehed, mis on väikese ligniini sisaldusega, lagunevad kiiremini, kui suure ligniini sisaldusega tammelehed. Katse läbiviimiseks tähistati puisniidul juhusliku valiku printsiibil 40 1 m<sup>2</sup> suurust prooviruutu. Ruutude tähistus on 1 – 40 ja töötused on tähistatud järgmiselt:

- \* ruudud 1-10 – riisutud;
- \* ruudud 11-20 – kaetud tammelehtedega;
- \* ruudud 21-30 – kontrollruudud ;

\* ruudud 31-40 – kaetud kase- ja vahtralehtedega.

Alates 2002.a. on igal aastal juuni lõpus kirjeldatud kõik prooviruudud:

- 1) määratud rohurinde üldkatvus;
- 2) koostatud ruudul kasvavate soontaimeliikide loend;
- 3) määratud kõigi liikide katvus %-des.

Pärast ruutude kirjeldust lõigati niitmise imiteerimiseks kääridega biomass kõigilt prooviruududelt ja sorteeriti rohunditeks ja graminoidideks. Biomassi proovid kuivatati kuivatuskapis 85° C juures 24 h ja seejärel kaaluti 0,1 g täpsusega.

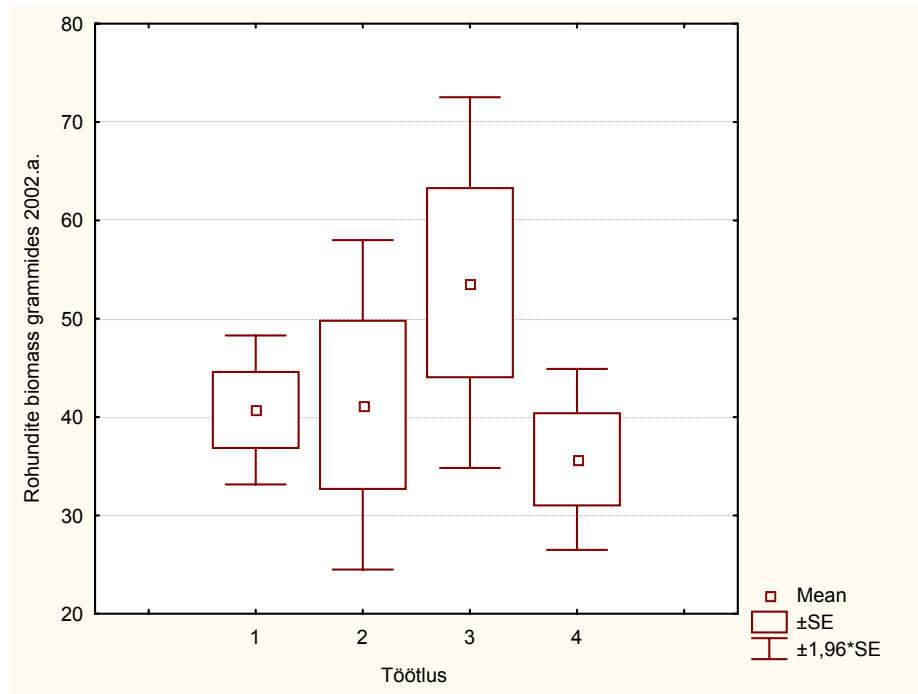
### **2.3 Andmetöötamise meetodika**

Statistiliseks andmetöötamiseks kasutati programmpaketi Statistica 6.0. ühesuunalise dispersioonanalüüsi ANOVA moodulit. Töötuste vaheliste erinevuste olulisuse mõõtmiseks kasutati Tukey testi. Andmetöötamiseks sisestati töötuste kaupa erinevate aastate biomassi väärtused (eraldi graminoidide, rohundite ja summaarse biomassi kohta).

### 3. Tulemused

Alljärgnevalt on esitatud ühesuunalise dispersioonianaüüsi ja biomassi keskmiste väärtuste võrdlemise tulemused aastate kaupa.

1) 2002.a.



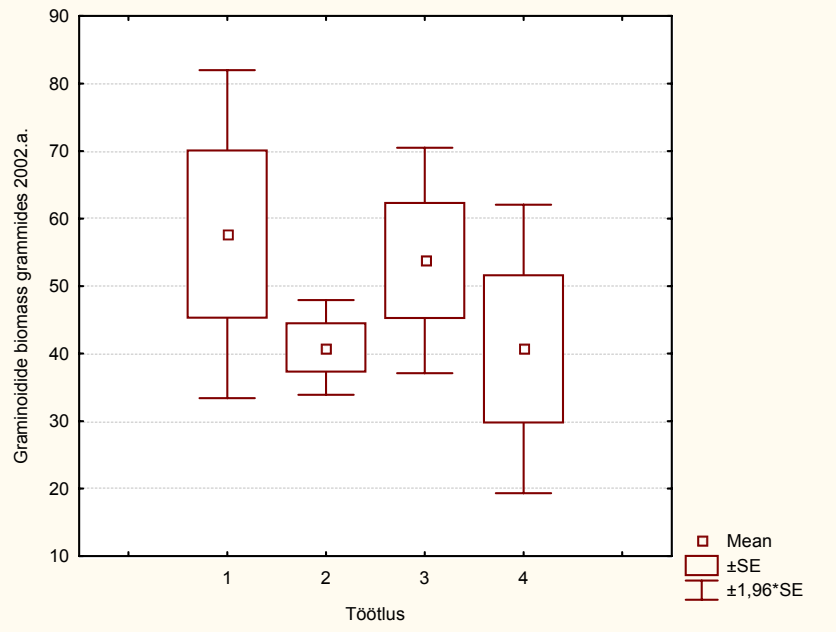
**Joonis 1.** Rohundite biomass 2002.a. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud..

**Tabel 1.** Tukey testi tulemused 2002.a. rohundite biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 355,91, df = 18,000

Töötlus	{1} 40,7 g	{2} 41,2 g	{3} 53,7 g	{4} 35,7 g
1		0,999964	0,674510	0,978267
2	0,999964		0,644516	0,965018
3	0,674510	0,644516		0,471905
4	0,978267	0,965018	0,471905	

Test näitab, et 2002.a. rohundite biomassis puudusid erinevused töötluste vahel.



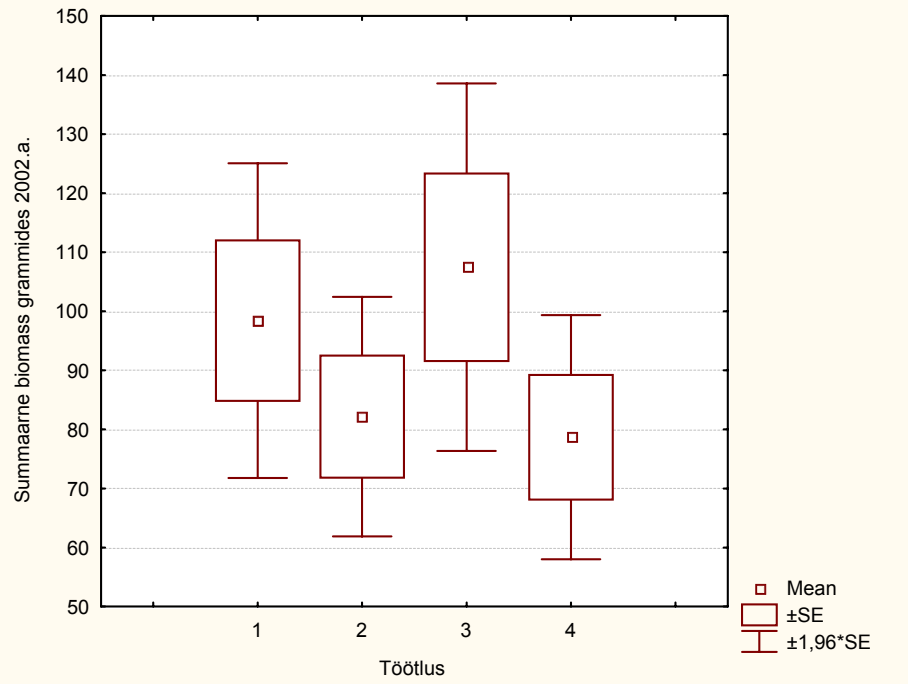
**Joonis 2.** Graminoidide biomass 2002.a. 1- riisitud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud..

**Tabel 2.** Tukey testi tulemused 2002.a. graminoidide biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 273,35, df = 17,000

Töötlus	{1} 57,7g	{2} 40,9 g	{3} 53,8 g	{4} 40,7 g
1		0,951440	0,897377	0,961355
2	0,951440		0,515763	0,999997
3	0,897377	0,515763		0,618736
4	0,961355	0,999997	0,618736	

Test näitab, et 2002.a. puudusid olulised erinevused töötluste vahel.



**Joonis 3.** Summaarne biomass 2002.a. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

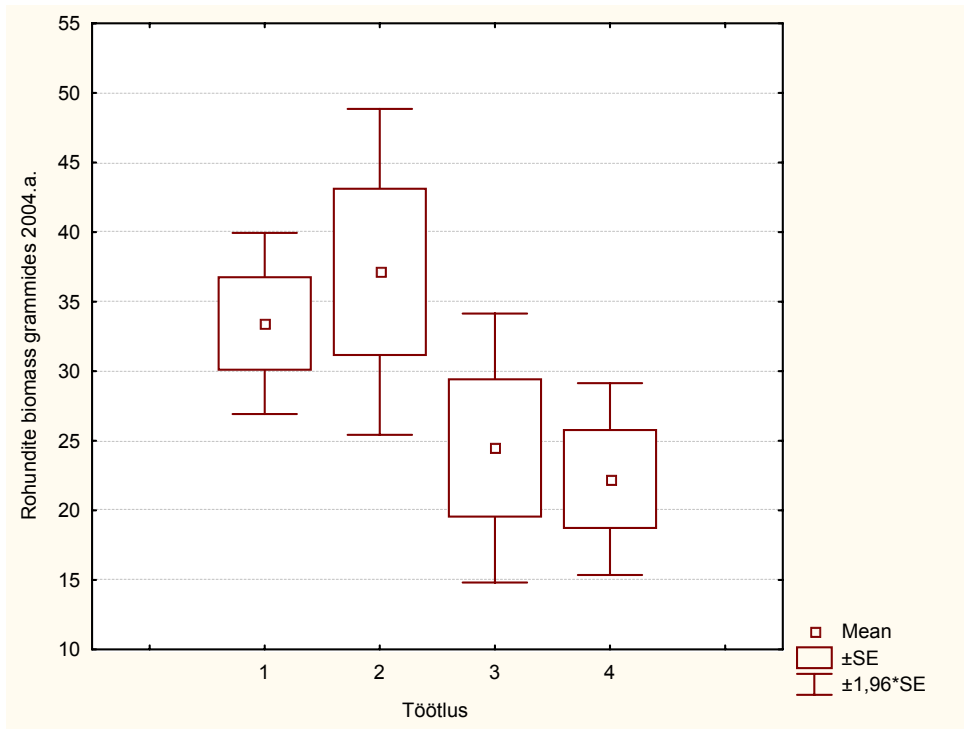
**Tabel 3.** Tukey testi tulemused 2002.a.summaarse biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 986,66, df = 16,000

Töötlus	{1} 98,4 g	{2} 82,2 g	{3} 107,5 g	{4} 78,7g
1		0,813060	0,963439	0,999856
2	0,813060		0,489494	0,940370
3	0,963439	0,489494		0,972614
4	0,999856	0,940370	0,972614	

Testist selgub, et 2002.a. summaarses biomassis töötluste vahel erinevusi ei olnud.

2) 2004.a.



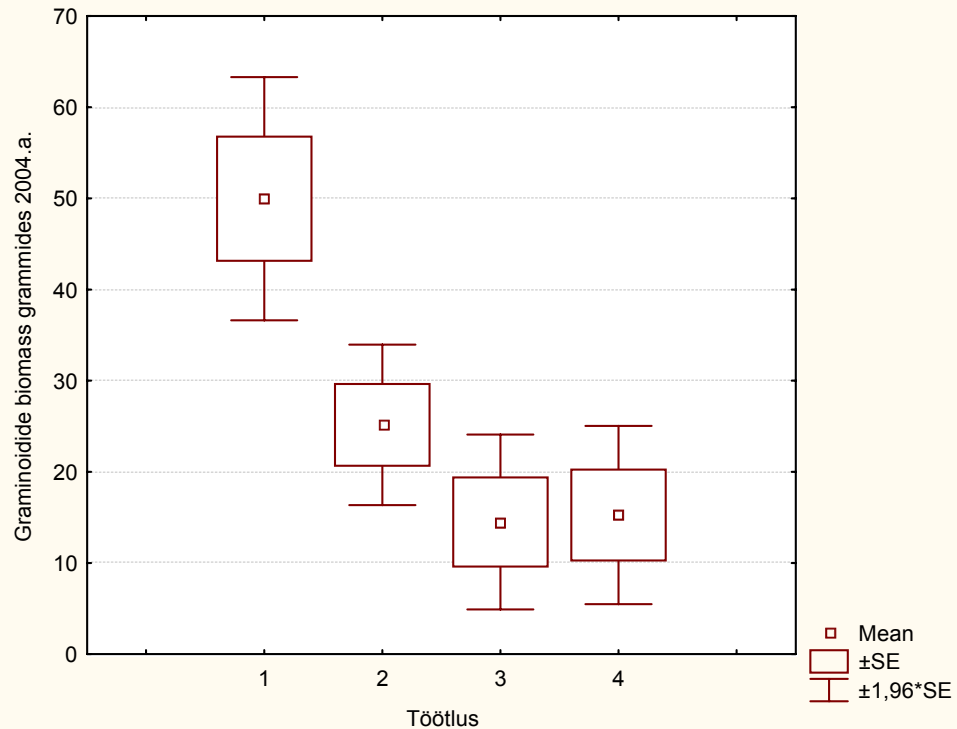
**Joonis 4.** Rohundite biomass 2004.a. 1- riisunud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

**Tabel 4.** Tukey testi tulemused 2004.a. rohundite biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 155,37, df = 26,000

Töötlus	{1} 33,4 g	{2} 37,1 g	{3} 24,5 g	{4} 22,5 g
1		0,932542	0,553972	0,299322
2	0,932542		0,261128	0,104455
3	0,553972	0,261128		0,987188
4	0,299322	0,104455	0,987188	

Tulemused näitavad, et 2004.a. rohundite osas töötluste vahel erinevusi ei olnud.



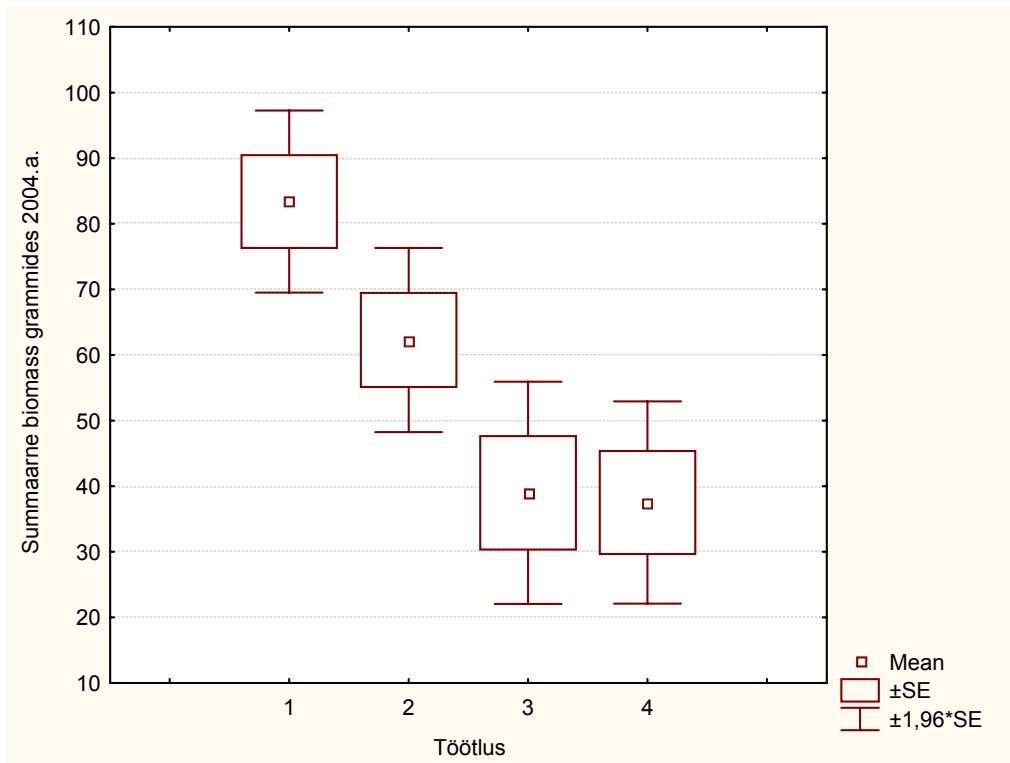
**Joonis 5.** Graminoidide biomass 2004.a. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

**Tabel 5.** Tukey testi tulemused 2004.a. graminoidide biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 224,33, df = 26,000

Töötlus	{1} 49,9 g	{2} 25,2 g	{3} 14,5 g	{4} 15,3 g
1		<b>0,013659</b>	<b>0,001050</b>	<b>0,000616</b>
2	<b>0,013659</b>		0,561077	0,558838
3	<b>0,001050</b>	0,561077		0,999724
4	<b>0,000616</b>	0,558838	0,999724	

Testi tulemused näitavad, et riisutud ruutudel on graminoidide biomass oluliselt suurem, kui kontroll- ja mõlema varisega ruutudel.



**Joonis 6.** Summaarne biomass 2004.a. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

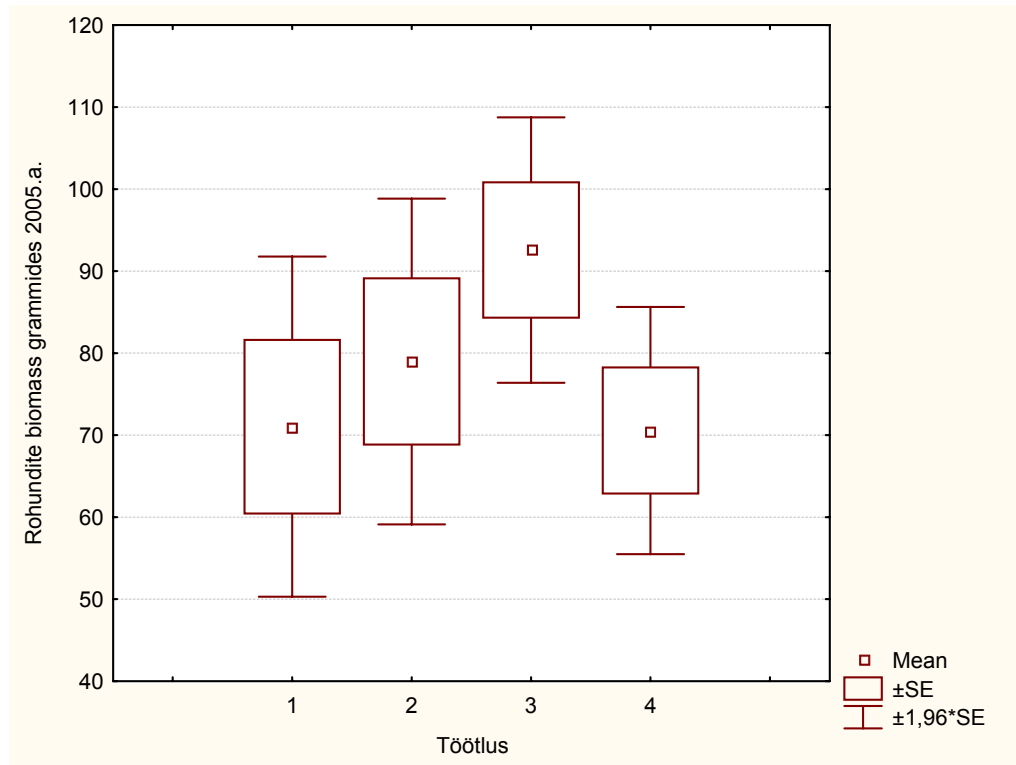
**Tabel 6.** Tukey testi tulemused 2004.a. summaarse biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 437,43, df = 26,000

Töötlus	{1} 83,4 g	{2} 62,3 g	{3} 38,9 g	{4} 37,5 g
1		0,207575	<b>0,003054</b>	<b>0,001044</b>
2	0,207575		0,191833	0,108565
3	<b>0,003054</b>	0,191833		0,999259
4	<b>0,001044</b>	0,108565	0,999259	

Testi tulemused näitavad, et riisutud ruutude summaarne biomass on oluliselt suurem kontroll- ja vahtra- ning kaselehtede varisega kaetud ruutude biomassist.

3) 2005.a.



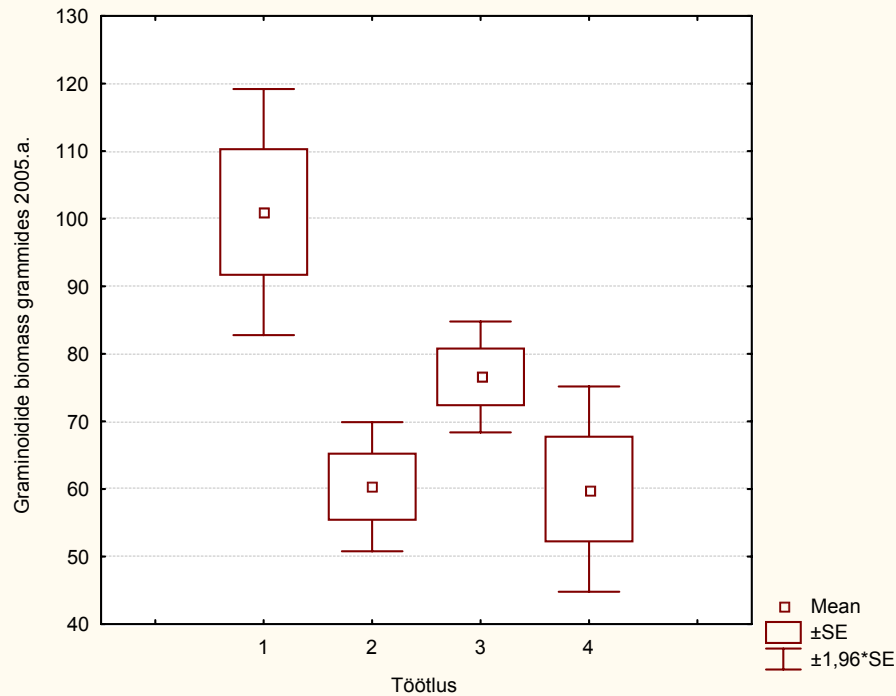
**Joonis 7.** Rohundite biomass 2005.a. 1- riisunud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

**Tabel 7.** Tukey testi tulemused 2005.a. rohundite biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 801,96, df = 33,000

Töötlus	{1} 71,0 g	{2} 78,9 g	{3} 92,6 g	{4} 70,6 g
1		0,928054	0,385548	0,999985
2	0,928054		0,725050	0,915782
3	0,385548	0,725050		0,366418
4	0,999985	0,915782	0,366418	

Testi tulemuste järgi 2005.a. rohundite biomassis eri töötluste vahel erinevusi ei olnud.



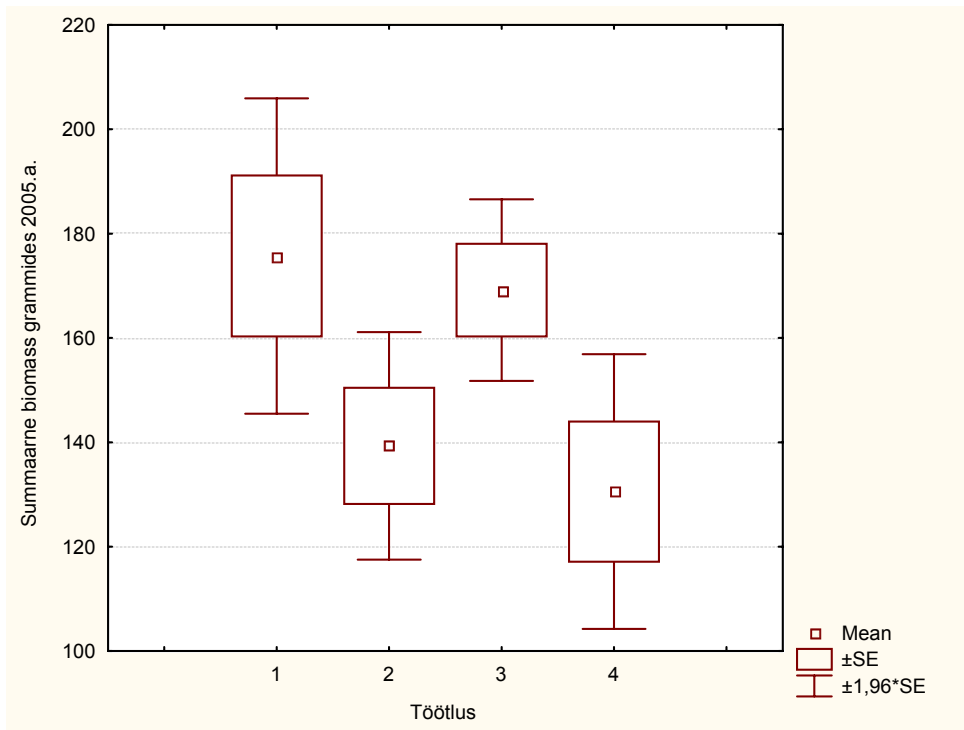
**Joonis 8.** Graminoidide biomass 2005.a. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

**Tabel 8.** Tukey testi tulemused 2005.a. graminoidide biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 422,45, df = 33,000

Töötlus	{1} 101,0 g	{2} 60,3 g	{3} 76,6 g	{4} 59,9 g
1		<b>0,000900</b>	0,075570	<b>0,001074</b>
2	<b>0,000900</b>		0,328996	0,999983
3	0,075570	0,328996		0,332662
4	<b>0,001074</b>	0,999983	0,332662	

Testi tulemused näitavad, et 2005.a. oli riisutud ruutudel graminoidide biomass oluliselt suurem, kui varisega kaetud ruutudel.



**Joonis 9.** Summaarne biomass 2005.a. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

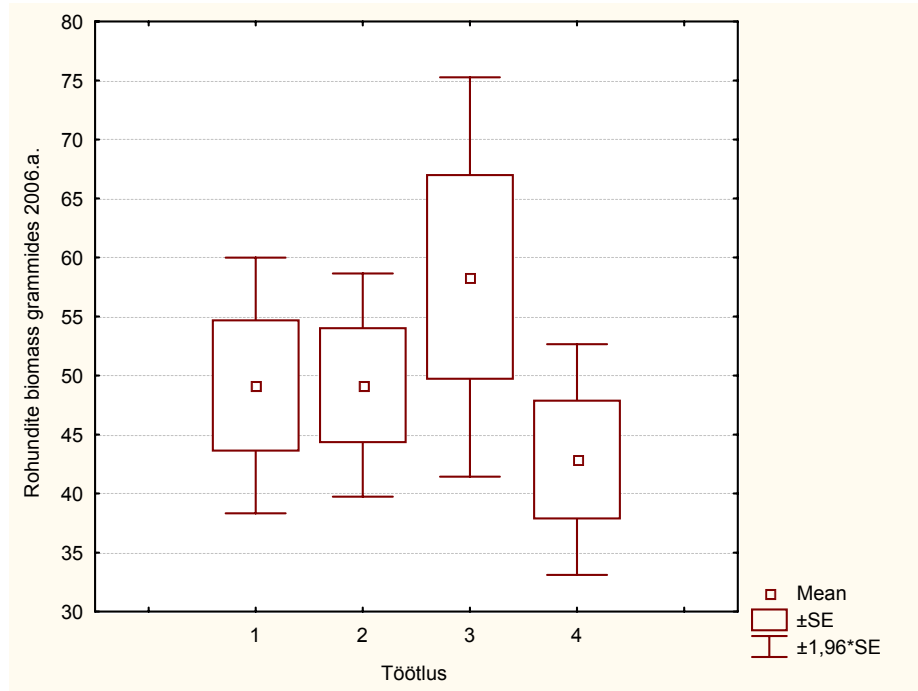
**Tabel 9.** Tukey testi tulemused 2005.a. summaarse biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 1347,8, df = 32,000

Töötlus	{1} 175,7 g	{2} 139,3 g	{3} 169,2 g	{4} 130,6 g
1		0,178416	0,982964	0,074041
2	0,178416		0,306338	0,953693
3	0,982964	0,306338		0,136461
4	0,074041	0,953693	0,136461	

Test näitab, et summaarse biomassi väärtused ei erinenud töötluste kaupa.

4) 2006.a.



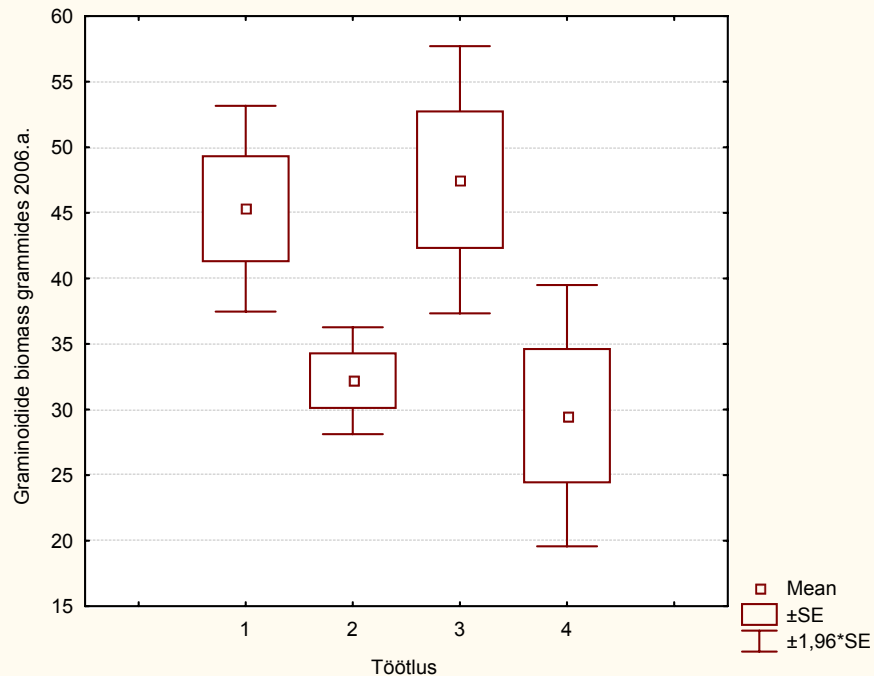
**Joonis 10.** Rohundite biomass 2006.a. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

**Tabel 10.** Tukey testi tulemused 2006.a. rohundite biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 355,42, df = 35,000

Töötlus	{1} 46,2 g	{2} 49,2 g	{3} 58,4 g	{4} 42,9 g
1		1,000000	0,714809	0,878298
2	1,000000		0,716848	0,876796
3	0,714809	0,716848		0,296763
4	0,878298	0,876796	0,296763	

Testi tulemused näitavad, et rohundite biomassis töötluste vahel erinevusi ei ole.



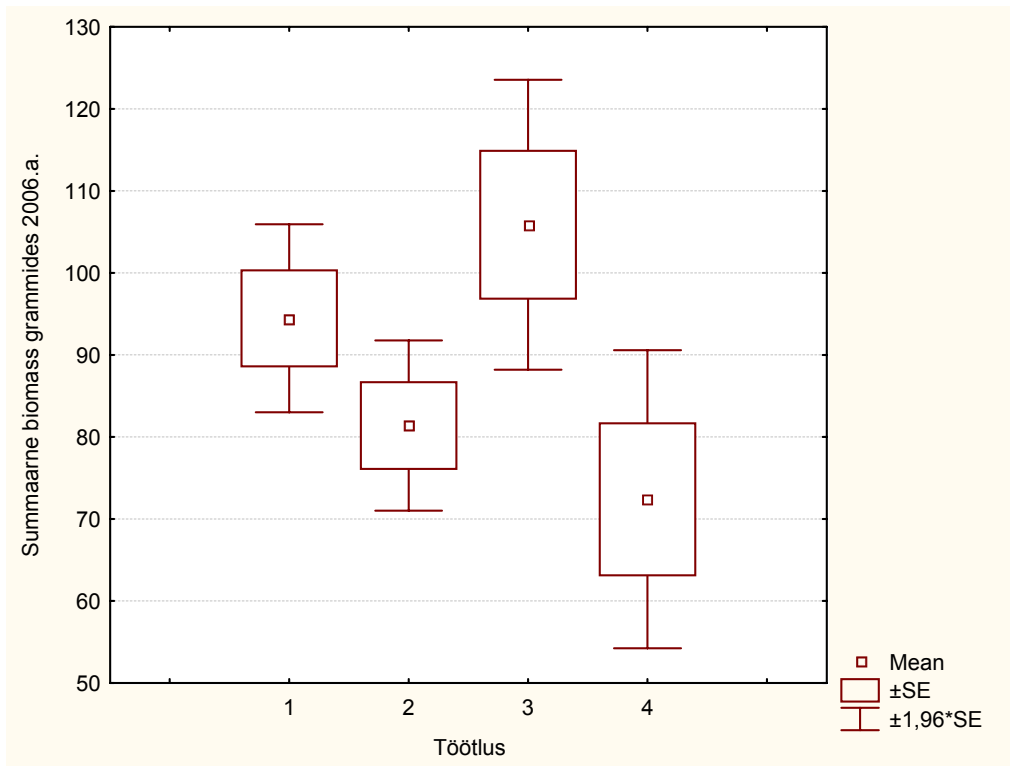
**Joonis 11.** Graminoidide biomass 2006.a. 1- riisunud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

**Tabel 11.** Tukey testi tulemused 2006.a. graminoidide biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 174,27, df = 35,000

Töötlus	{1} 45,3 g	{2} 32,2 g	{3} 47,5 g	{4} 29,5 g
1		0,137585	0,983204	0,052919
2	0,137585		0,073260	0,968805
3	0,983204	0,073260		<b>0,026549</b>
4	0,052919	0,968805	<b>0,026549</b>	

Testi tulemused näitavad, et graminoidide biomass on oluliselt erinev kontrollruutude ja vahtra- ning kaselehtedega kaetud ruutude vahel.



**Joonis 12.** Summaarne biomass 2006.a. 1- riisitud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud.

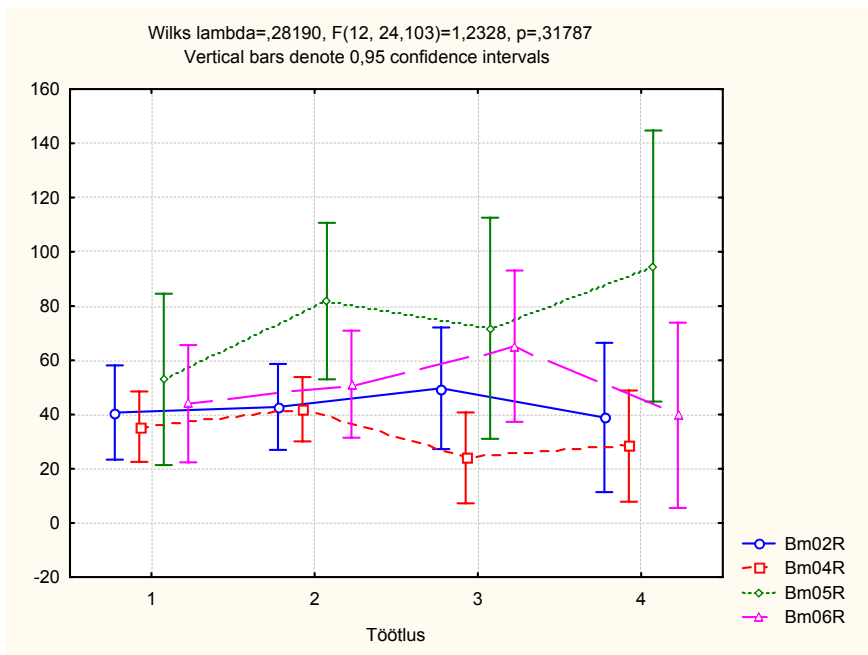
**Tabel 12.** Tukey testi tulemused 2006.a. summaarse biomassi võrdlemisel

Error: Between MS = 548,44, df = 35,000

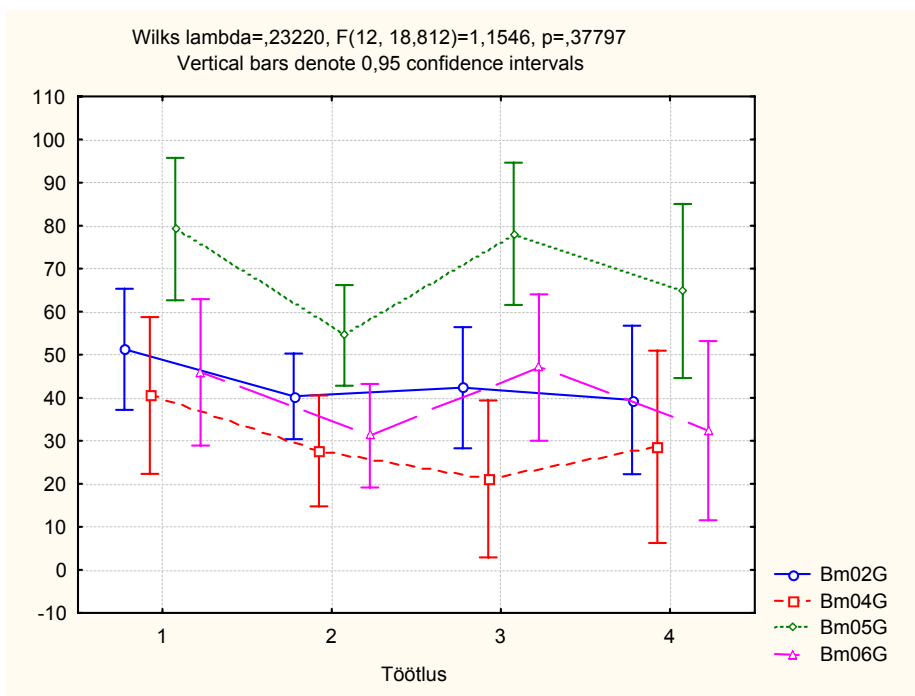
Töötlus	{1} 94,5 g	{2} 81,4 g	{3} 105,9 g	{4} 72,4 g
1		0,600782	0,715630	0,171104
2	0,600782		0,123406	0,826558
3	0,715630	0,123406		<b>0,018628</b>
4	0,171104	0,826558	<b>0,018628</b>	

Testi tulemused näitavad olulist summaarse biomassi erinevust kontrollruutude ja vahtraning kaselehtedega kaetud ruutude vahel.

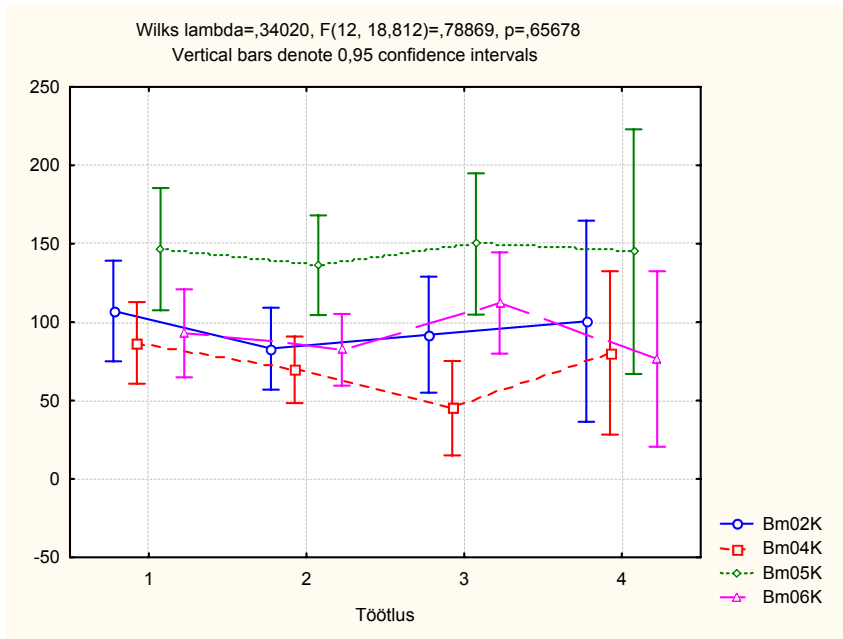
Võrdlusi ei ole tehtud erinevate aastate vahel, sest sõltuvalt ilmastikust on biomasside väärtused väga erinevad. Näitamaks aga varieeruvuste ulatust ja tendentse, on joonistel 13,14 ja 15 toodud vastavalt rohundite, graminoidide ja summaarse biomassi erinevused aastate kaupa.



**Joonis 13.** Rohundite biomassi varieerumine erinevatel aastatel. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud



**Joonis 14.** Graminoidide biomassi varieerumine erinevatel aastatel. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud



**Joonis 15.** Summaarse biomassi varieerumine erinevatel aastatel. 1- riisutud ruudud, 2- tammelehtedega ruudud, 3- kontroll, 4 – kase- ja vahtralehtedega ruudud

Võttes kokku 4 aasta jooksul kogutud biomassi väärtuste analüüsi tulemused, võib teha järgmised järeldused:

- 1) rohundite biomassi erinevused ei olnud ühelgi aastal erinevate töötluste vahel statistiliselt oluliselt erinevad. Alates 2002.a. on kõige väiksem biomass olnud vahtra- ja kaselehtede varisega ruutudel ja nii on see olnud ka 2004., 2005. ja 2006.a. Järgnevad riisutud ruutude, tammelehtede varisega ja kontrollruutude biomassi väärtused. Erandiks on 2004.a., mil kõige suurem biomass on olnud tammelehtede varisega ruutudel. Seega ei ole riisumine ega varis vähemalt seni rohundite biomassi peaaegu üldes mõjutanud;
- 2) graminoidide biomassi erinevused katse algusaastal olid mitteolulised, kuid 2004.a. oli riisutud ruutude biomass statistiliselt oluliselt suurem võrreldes kõigi teiste katsevariantidega. 2005.a.oli samuti graminoidide biomass kõige suurem riisutud ruutudel, kuid erinevus oli statistiliselt oluline võrreldes mõlema varisega kaetud ruutudega. 2006.a. on kõige suurem biomass kontrollruutudel ja see on ka statistiliselt oluliselt suurem võrreldes vahtra- ja kaselehtedega kaetud ruutudega;

3) summaarse biomassi erinevused katse algusaastal ei olnud statistiliselt olulised, küll aga oli 2004.a. riisunud ruutude biomass oluliselt suurem mõlemast varisega kaetud ruutude biomassist. See erinevus tuleneb graminoidide suuremast biomassist. 2005.a. olulisi erinevusi ei ole, 2006.a. aga sarnaselt graminoididega on kontrollruutude biomass oluliselt suurem vahtra- ja kaselehtedega kaetud ruutude biomassist. Seega on just viimasel katsevariandil tegemist graminoidide osatähtsuse vähenemisega

## 4. Arutelu

Taimede biomassi suurust mõjutavad mitmed tegurid: mulla viljakus, niiskus, taimeliikide suurus ja arv, samuti on biomassi moodustumine sõltuv temperatuurist ja sademetest. Poollooduslikes kooslustes lisandub veel häiringu mõju erinevate majandamisviiside näol. Käesolevas uurimuses on peatähelepanu pööratud varem puisniitudel ühe majandamisemeetmena rakendatud riisumise mõjule rohurinde biomassile, millele on vastandatud kergesti ja raskesti laguneva varise mõju. On teada, et riisumine eemaldab kulukihi, soodustab paljunemist ja seemnete idanemist (Ekstam & Forshed 1992;1996), parandab valguse kättesaadavust (Jürgen & Samuel 2004). Mulla toitainete sisaldusele kulu kevadisel riisumisel olulist mõju ei ole, sest enamik toitaineid on juba mulda jõudnud (Kukk & Kull 1997). On leitud ka, et kulu eemaldamine suurendab taimede kasvamise tihedust. (Carson & Peterson 1990).

Nagu tulemused näitavad, on vähemalt 2004. ja 2005. a. riisumine suurendanud oluliselt graminoidide biomassi. See tulemus on kooskõlas varasemate uurimustega, milles väidetakse, et graminoidid ei talu hästi kulukihti, sest nende basaalse meristeemiga võsud ei suuda hästi läbida kulukihti (Sydes, Grime 1981). Samas tekitab riisumine vaba pinda, mille eriti kõrrelised suudavad võsudega kiiresti hõivata. Selles osas on riisumisel väike sarnasus karjatamisega, mille puhul loomade tallamise tulemusena samuti tekivad palja maa laigud, mis kiiresti hõivatakse kõrreliste poolt (Hansson, Fogelfors 2000). On leitud, et sellest tulenevalt suureneb ka graminoidide biomass (Lepik et al. 2004).

Varisekiht, vastupidiselt riisumise mõjule, takistab graminoidide kasvu ja peaks soodustama rohundite kasvu, sest erinevalt graminoididest suudavad nad varise- ja kulukihist läbi tungida. Varise mõju taimedele toimib nii keemiliselt (läbi mulla omaduste mõjutamise) kui ka otse füüsiliselt (muudab mikrokliimat maapinna lähedal ja takistab väiksematel ja nõrgematel liikidel varise- ja kulukihist läbi tungimist) (Sydes, Grime 1981). Kuna rohundite puhul ei olnud ühtki olulist erinevust, siis võib vaid vaadata, milline on graminoidide ja rohundite omavaheline suhe mõlemat tüüpi varisega kaetud ruutudel. Tammelehtedega ruutudel on algusest peale olnud rohundite biomass suurem graminoidide omast, kuid see erinevus on aja jooksul suurenenud: kui 2002.a. oli

erinevus vaid 0,3 g, siis 2006.a. juba 17 g. Vahtra- ja kaselehtedega kaetud ruutudel oli 2002.a. graminoidide biomass rohundite omast suurem, kuid järgnevatel aastatel on suurem olnud rohundite biomass. Varise erinevat mõju näitab ka asjaolu, et 2006.a. oli vahtra- ja kaselehtedega kaetud ruutudel graminoidide biomass statistiliselt oluliselt väiksem kontrollruutude omast.

Seega võib teha järgmised järeldused:

- 1) kõige suuremat mõju puisniidu rohurinde biomassile avaldab riisumine ja sead eelkõige graminoidide biomassi tõusu kaudu;
- 2) ühegi töötluse mõju rohunditele ei ole statistiliselt oluline, kuid on märgatav tendents rohundite biomassi osatähtsuse tõusule varisega kaetud ruutudel. Seejuures tundub tugevam mõju olevat kergesti laguneval varisel (vahtra- ja kaselehed);
- 3) puisniitude taimekooslused on kujunenud aastasadade vältel ja siin kujunenud aineriinget ning taimkatte struktuuri ei muuda suhteliselt leebed manipulatsioonid mõne aasta jooksul. Saamaks selgemaid tulemusi on vaja pikemajalist katse jätkamist.

## Kokkuvõte

1. Eesti puisniidud on liigirikkad nii summaarselt kui väikeseskaalaliselt . Soontaimeliikide koguarv ulatub 600 liigini, suurim liikide arv 1 m<sup>2</sup>-l on 76.
2. Puisniitude liigirikkuse põhjusteks on nende pikaajaline majandamine ja keskmine mullaviljakus. Rohurinde liigirikkust ja teisi omadusi mõjutab eelkõige niitmine, kuid teatud mõju on ka varisel ja kulul, mida traditsiooniliselt on mõnel pool kevadeti eemaldatud.
3. Käesoleva töö käigus uuriti varise ja riisumise mõju puisniidu rohurinde biomassile. Tulemused näitasid, et riisumine suurendab eelkõige graminooidide biomassi, ei mõjuta aga oluliselt rohundite biomassi. Varise mõju ei olnud statistiliselt oluline, kuid esineb teatud trend kergesti laguneva varisega katsevariandi rohundite biomassi vähenemisele.
4. Puisniidud on kujunenud väga pika aja jooksul ja manipulatsioonide mõju ei avaldu katsetes väga kiiresti. Muutused ilmnevad pikema aja jooksul ja selleks on vaja uurimusi jätkata.

## Summary

1. Estonian wooded meadows are extremely rich in species both in large and small scale. There are more than 600 vascular plant species found in wooded meadows and the largest number of species on 1 m<sup>2</sup> is 76.

2. The reasons of the remarkable species diversity are long-lasting management activities and medium soil productivity. The diversity of the field layer and other properties of wooded meadows are mainly influenced by mowing. But some effect have also litter that has been traditionally removed by raking in spring.

3. Current investigation is dedicated to the effect of raking and litter on the field layer of wooded meadow. The results demonstrated statistically relevant effect of raking on the biomass of graminoids. The effect of litter was not statistically relevant but there is obvious trend in decreasing of biomass on the areas covered by easily decomposing litter.

4. Wooded meadows developed during a very long period and short-term manipulations cannot change its composition and structure. The changes will appear during longer time and this experiment must go on.

## Kirjandus

**Aronsson, M., Berglund, B.E., Nilsson, J. & Svensson, B. 1970.** Steneryds lövängar. – Blekinges Natur Arsb. 1970: 9- 54.

**Beltman, B., van den Broek, T., Martin, W., ten Cate, M. & Güsewell, S. 2003.** Impact of mowing regime on species richness and biomass of a limestone hay meadow in Ireland. – Bulletin of the Geobotanical Institute ETH 69: 17-30.

**Briggs, J. M., & Knapp, A. K. 2001.** Determinants of C3 forb growth and production in a C4 dominated grassland. – Plant Ecology 152: 93-100.

**Carson, W.P. & Peterson, C.J. 1990.** The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. – Oecologia 85: 8-13.

**Ekstam, U. & Forshed, N. 1992.** If grassland management ceases. Vascular plants as indicator species in meadows and pastures. Swedish Environmental Protection Agency. Solna.

**Ekstam, U., & Forshed, N. 1996.** Äldre fodermarker. Betydelsen av hävdregimen i det förgångna. Malstyrning. Mätning och uppföljning. Naturvårdsverket Förlag, Värnamo.

**Eriksson, A., Eriksson, O. & Berglund, H. 1995.** Species abundance patterns of plants in Swedish semi-natural pastures. – Ecography 18: 310-317.

**Foster, B. L. & Gross, K. L. 1998.** Species richness in a successional grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. – Ecology 79: 2593-2602.

**Goldberg, D.E. & Miller, T.E. 1990.** Effects of different resource additions on species diversity in an annual plant community. – Ecology 71: 213-225.

**Grant, S.A., Torvell, L., Sim, E.M., Small, J.L. & Armstrong, R.H. 1996.** Controlled grazing studies on *Nardus* grassland: Effects of between-tussock sward height and species of grazer on *Nardus* utilization and floristic composition in two fields in Scotland. – J. of Appl. Ecol. 33: 1053-1064.

**Güsewell, S., Buttler, A. & Klötzli, F. 1998.** Short-term and long-term effects of mowing on the vegetation of two calcareous fens. – J. Veg. Sci. 9: 861-872.

**Hægström, C.-A. 1990.** The influence of sheep and cattle grazing on wooded meadows In Åland. SW Finland. – Acta Bot. Fennica 141: 1- 28.

- Hansson, M. & Fogelfors, H. 2000.** Management of a seminatural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. – *J. Veg. Sci.* 11: 31-38.
- Hobbie, S.E., Reich, p.B., Oleksyn, J., Ogdahl, M., Zytkowskiak, R., Hale, C., Karolewski, P. 2006.** Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. – *Ecology* 87: 2288-2297.
- Huhta, A.-P., Rautio, P., Tuomi, J. & Laine, K. 2001.** Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. – *J. Veg. Sci.* 12: 677-686.
- Hulme, P.D., Pakeman, R.J., Torvell, L., Fisher, J.M. & Gordon, I.J. 1999.** The effects of controlled sheep grazing on the dynamics of upland *Agrostis-Festuca* grassland. – *J. Appl. Ecol.* 36: 886-900.
- Humphrey, J.W. & Patterson, G.P. 2000.** Effects of late summer cattle grazing on the diversity of riparian pasture vegetation in an upland conifer forest. – *J. Appl. Ecol.* 37: 986-996.
- Jürgens, K. & Sammul, M. 2004.** Pärändkoosluste taastamine. Rmt.: Kukk, T. (toim.) Pärändkooslused. Õpik-käsiraamat. PKÜ, Tartu, lk. 95-102.
- Kalamees, R. & Zobel, M. 1998.** Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. – *Acta Oecologica* 19: 175-180.
- Kukk, T. 2004.** Aru- ja puisniidud Kukk, T. (toim.) Pärändkooslused. Õpik-käsiraamat. PKÜ, Tartu, lk. 215-222.
- Kukk, T. & Kull, K. 1997.** Puisniidud. – *Estonian Maritima* 2: 1-249.
- Kukk, T., Sammul, M. 2006.** Loodusdirektiivi poollooduslikud kooslused ja nende pindala Eestis. – *ELUS-i Aastaraamat* 84: 114- 155.
- Kull, K. & Zobel, M. 1991.** High species richness in an Estonian wooded meadow. – *J. Veg. Sci.* 2: 711-714.
- Laasimer, L. 1965.** Eesti ENSV taimkate. Valgus. Tallinn.
- Lepik, M., Liira, J. & Zobel, K. 2004.** The space-use strategy of plants with different growth forms, in a field experiment. – *Folia Geobotanica* 39: 113-127.
- Losvik, M.H. 1993.** Hay meadow communities in Western Norway and relations between vegetation and environmental factors. – *Nord. J. Bot.* 13: 195-206.

- Maron, J.L. & Jefferies, R.L. 2000.** Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. – *Ecological Applications*: 4: 1088-1100.
- Miles, J. 1987.** Soil variation caused by plants: a mechanism of floristic change in grassland. In: van Andel, J., Bakker, J.P. & Snaydon R.W. (eds.) *Disturbance in grasslands*, Junk, Dordrecht, pp. 37-49
- Myklestad, Å., Sætersdal, M. 2003:** Effects of reforestation and intensified land use on vascular plant species richness in traditionally managed hay meadows. – *Ann. Bot. Fennici* 40: 423-441.
- Naveh, Z & Liebermann, A. 1994.** *Landscape ecology. Theory and application.* 2<sup>nd</sup>. ed. Springer-Verlag, New York, NY.
- Oesterheld, M. & Sala, O. E. 1990.** Effects of grazing on seedling establishment: the role of seed and safe-site availability. – *J. Veg. Sci.* 1: 353-358.
- Owen, D. & Wiegert, R.G. 1981.** Mutualism between grasses and grazers: an evolutionary hypothesis. – *Oikos* 36: 376-378.
- Owen, D.F. & Wiegert, R.G. 1982.** Beating the walnut tree: more on grass/grazer mutualism. – *Oikos* 39: 115-116.
- Paal, J. 2004.** “Loodusdirektiivi” elupaigatüüpide käsiraamat. Digimap OÜ.
- Pork, K. 1979.** Niidutaimkatte kujunemine, nüüdisaegne seisund ja niitude kasutamise küsimusi Eesti NSV-s. – *Eesti LUS-i Aastaraamat* 67: 7-37.
- Pykälä, J., Alanen, A., Vainio, M. & Leivo, A. 1994.** Perinnemaisemien inventointiohjeet. Vesi-ja ympäristöhallituksen monistesarja. No. 559. Vesi-ja ympäristöhallitus, Helsinki.
- Raatikainen, M. 1986.** Changes in the Finnish agricultural system. – *Mem. Soc. Fauna Flora Fenn.* 62: 89-101.
- Rusch, G. & Fernández-Palacios, J.M. 1995.** The influence of spatial heterogeneity on regeneration by seed in a limestone grassland. – *J. Veg. Sci.* 6: 417-426.
- Rusch, G. 1992.** Spatial pattern of seedling recruitment at two different scales in a limestone grassland. – *Oikos* 65: 433-442.
- Sammul, M., Kull, K. & Tamm, A. 2003.** Clonal growth in a species-rich grassland: results of a 20-year fertilization experiment. – *Folia Geobotanica.* 38: 1-20.

- Shmida, A. & Ellner, S. 1984.** Coexistence of plant species with similar niches. – *Vegetatio* 58: 29-55.
- Shmida, A. & Wilson, M.V. 1985.** Biological determinants of species diversity. – *J. Biogeogr.* 12: 1-20.
- Spatz, G. 1980.** Succession patterns on mountain pastures. – *Vegetatio* 43: 39-41.
- Svensson, B.M. & Carlsson B. A. 2005.** How can we protect rare hemiparasitic plants? Early-flowering taxa of *Euphrasia* and *Rhinanthus* on the Baltic island of Gotland. – *Folia Geobotanica* 40: 261-272.
- Sydes, C. & Grime, J.P. 1981.** effects of the litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland. I. Field investigation. – *J. Ecol.* 69: 237-248
- Zobel M., Suurkask M., Rosen E. & Pärtel M., 1996.** The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. – *J. Veg. Sci.* 7: 203-210.
- Tester, J. R. 1989.** Effects of fire frequency on oak savanna in east-central Minnesota. – *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 116: 134-144.
- Thompson, K. 1992.** The functional ecology of seed banks. In: Fenner, M. (Ed.). *The ecology of regeneration in plant communities.* CAB International, Wallingford, United Kingdom pp. 231- 258.
- Turner, C. L., Kneisler, J. R. & Knapp, A. K. 1995.** Comparative gas exchange and nitrogen responses of the dominant C4 grass *Andropogon gerardii* and five C3 forbs to fire and topographic position in tallgrass prairie during a wet year. – *International Journal of Plant Science* 156: 216-226.
- Willems, J.H., Peet, R.K. & Bik, L. 1993.** Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. – *Appl.Veg. Sci.* 4: 203-212.
- Williams, R.J. 1992.** Gap dynamics in subalpine heathland and grassland vegetation in southeastern Australia. *J. Ecol.* 80: 343-352.
- Xiong, S. & Nilsson, C. 1999.** The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. – *J. of Ecol.* 87: 984-994.