

Tartu Ülikool
Botaanika ja ökoloogia instituut
Rakendusökoloogia õppetool

Helen Karu

**Süsiniku akumulatsioon Narva karjääri männikultuuride
aegreas.**

Magistritöö

Juhendaja: prof. Olevi Kull

Tartu 2005

Sisukord

1. Sissejuhatus.....	3
1.1. Süsinikuringe boreaalses metsas.....	4
1.2. Vanusega toimuvad muutused süsiniku varus ja jaotuses.	6
1.3. Töö eesmärgid.....	7
2. Materjal ja metoodika	8
2.1. Alade kirjeldus	8
2.2. Puurinne	12
2.3. Alustaimestik	15
2.4. Muld.....	15
2.5. Süsiniku ja lämmastiku sisaldus biomassis ja varises	17
2.6. Andmeanalüüs	17
3. Tulemused.....	18
3.1. Mudelpuude biomassi jaotus	18
3.2. Mudelpuude kasv	22
3.3. Süsiniku varud puistutes	28
4. Arutelu.	43
4.1. Kasutatud metoodika	43
4.2. Mändide kasv ja struktuur.....	44
4.3. Süsiniku akumulatsioon puistutes	47
4.4. Erinevate rekultiveerimisalternatiivide võrdlus.....	49
Kokkuvõte.....	51
Summary	53
Tänuõnad.....	55
Kasutatud kirjandus	56

1. Sissejuhatus

Metsad sisaldavad enam kui 80 % maismaa süsinikuvarust (Valk ja Eilart 1974). Hinnangute kohaselt on metsades seotud ligi 1150 Gt süsinikku (Dixon et al. 1994), mis on umbes 1,5 korda rohkem kui atmosfääris sisalduv 700 Gt C (Schlesinger 1997). Kuna puidus seotud süsinik jääb sinna aastakümneteks, mulda koguni aastasadeks, nähakse just metsades võimalust tasakaalustada antropogeenset CO₂ emissiooni ja leevendada sellega kliima soojenemist. Selleks tuleks rakendada mitmeid meetmeid, milleks muuhulgas on olemasolevate metsade kaitse ja efektiivsem majandamine, metskatte laiendamine ning rikutud metsaalade taastamine (Dixon et al. 1994; The Royal Society 2001). Viimast saab saavutada loodusliku uuenemise abil, püüda taastada varem eksisteerinud kooslust või rajada istandused (The Royal Society 2001). Metsade mõju globaalsele süsinikubilansile on arvestatud ka 1997 a vastu võetud ja sel aastal jõustunud Kyoto protokollis, mis lubab arenenud riikidel (sh Eesti) oma CO₂ emissioone osaliselt tasakaalustada metsades seotud süsiniku arvelt. Seetõttu on viimasel ajal kasvanud huvi metsade süsinikuvarude ja –voogude täpsema hindamise vastu. Suuremas regioonis (näiteks riik) on koos erivanuselised ja erinevates tingimustes kasvavad puistud. Sellest tulenevalt on üksikutes metsades mõõdetud süsinikubilansi laiendamisel üle suurema piirkonna vaja teada süsinikuvoogudes vanusega toimuvaid muutusi. Samuti on oluline uurida, kuidas süsinikuringe metsas sõltub selle liigilisest koosseisust, kasvutingimustest, puistu tihedusest ning häiringute iseloomust ja sagedusest. Lisaks süsinikubilansi täpsemale hindamisele võimaldavad need teadmised ka metsade efektiivsema majandamise abil atmosfäärist seotud süsihappegaasi hulka suurendada.

Harilik mänd (*Pinus sylvestris*) on kõige laiemalt levinud männiliik. Tema levikuala Euraasias ulatub 37 – 70° pl ja 8° lp – 140° ip, so Šotimaa läänerannikust ja Lääne-Põreneedest kuni Ohhoota mereni (Laas 2004). Eestis ja Euroopas on ta tähtsaim enamuspuuliik. Euroopas katavad männikud 24 % metsamaast (Stanners ja Bordeaux 1995) ning mõjutavad seega suuresti Euroopa süsinikubilanssi. Seetõttu on päris palju uuritud ajas toimuvaid muutusi hariliku männi ja männikute biomassis ja/või selle jaotuses (e.g. Gower et al. 1994; Vanninen et al. 1996; Wirth et al. 1999; Helmisaari et al. 2002; Vanninen 2004; Vanninen ja Mäkelä 2005) Siiski on ainult vähestes töodes peale puude käsitletud ka mullas ja surnud orgaanilises aines seotud süsinikku (e.g. Wirth et al. 2002;

Kurbanov 2000). Primaarse suktsessiooni kohta hariliku männi puistutes on veelgi vähem teada. Näiteks De Kovel et al. (2000) uuris männikute kujunemist Hollandi liivaluidetel ning sellega kaasnevaid muutusi mullas, aga sarnaseid töid boreaalses vööndis teistsugusel substraadil toimuva männipuistu ja mulla arengu kohta pole tehtud.

Karjääriviisilisel kaevandamisel hävitatakse taimkate ning viljakandev mullakiht, mis seguneb kattekihtidega või satub karjääride põhja (Kaar ja Raid 1992; Bradshaw 1997). Seetõttu vastab karjääripuistangutel algav taimkatte ja mulla areng primaarsele suktsessioonile (Šourková et al. 2005). Kuna karjääridega rikutud alade pindala üha kasvab, on nende taastamine muutunud oluliseks looduskaitsealaseks küsimuseks (Hobbs ja Harris 2001). Eestis on hea võimalus uurida erinevate rikutud alade taastamiseks kasutatavate meetodite pikaajalisi mõjusid, kuna ammendatud põlevkivikarjääride rekultiveerimist alustati siin juba üle 40 aasta tagasi. 1. jaan. 2002 seisuga oli põlevkivi karjääriviisilise kaevandamisega rikutud 12319 ha maad (Kaar 2002b), millele igal aastal tänase põlevkivitoodangu aastamahu juures lisandub 140 hektarit (AS Eesti Põlevkivi). Kuna looduslikult arenevad karjääripuistangutel taimkate ja muld aeglaselt (Laasimer 1973; Reintam ja Kaar 2002), siis on eelistatud sinna istanduste rajamist, seejuures ligi 90% rekultiveeritud aladest on metsastatud hariliku männiga (Kaar 2002b). Eesti põlevkivikarjääride puistangutel läbi viidud uurimused on sobivaimate rekultiveerimismeetodite väljaselgitamisel seni keskendunud peamiselt metsamajanduslikele küsimustele ning erinevate rekultiveerimisalternatiivide edukust on hinnatud eelkõige puiduproduktiooni põhjal (Kaar et al. 1971; Kaar ja Raid 1992; Kaar 1998, 2002b). Aga lisaks ressursside tootmisele pakuvad metsad (jt looduslikud ja poollooduslikud ökosüsteemid) ühiskonnale ka rahas raskesti mõõdetavaid teenused, nagu elupaigad taimedele ja loomadele (mitmekesisuse kaitse), võimalused puhkamiseks ja esteetilisteks elamusteks ning keskkonna (sh kliima) regulatsioon (Constanza et al. 1997; De Groot et al. 2002). Seetõttu on oluline hinnata erinevaid rikutud alade taastamise võimalusi ka ökoloogilistest aspektidest, sh CO₂ salvestamise potentsiaalst, lähtuvalt.

1.1. Süsinikuringe boreaalses metsas

Orgaaniline süsinik on metsas jaotunud elus biomassi, surnud puidu (oksad ja tüved maapinnal, seisvad surnud puud, kändud, suured surnud juured), metsakõdu, mille

moodustab orgaaniline aine (va elus juured ja surnud puit) mineraalmulla peal, ning mineraalse mulla vahel (Bormann ja Likens 1994).

Süsinikubilanss näitab süsiniku varu muutumise kiirust ja arvutatakse sissetulevate ja väljaminevate voogude vahena (Karjalainen 1996). Taimed neelavad CO₂-te fotosünteesiprotsessi käigus ja muudavad fotosünteesiliselt aktiivse kiirguse abil süsivesikuteks (GPP, *gross primary production*). Umbes 50 % sellest eritavad taimed hingamisel (R_a), üle jääb primaarne netoproduktioon (NPP, *net primary production*):

$$NPP = GPP - R_a$$

Peamised faktorid, mis mõjutavad biomassi akumulatsiooni ja primaarproduktiooni metsades on kliima, mulla viljakus, ala vanus ja liigiline koosseis (Gower et al. 1994). Boreaaelses regioonis on NPP üldiselt madal. Näiteks kui troopilistes männikutes on keskmine NPP 2,31 kg m⁻² a⁻¹, siis boreaalsetes vaid 0,62 kg m⁻² a⁻¹ (Gower et al. 1994). Boreaalsete metsade keskmiseks primaarseks netoproduktiooniks on hinnatud 424 g C m⁻² a⁻¹ (Gower et al. 2001). Seejuures lehtpuude produktioon on suurem kui okaspuudel, kuna nad kasutavad valgust efektiivsemalt (Gower et al. 1997). Okaspuudel on ka oluliselt suurem surnud orgaanilise aine produktiooni ja biomassi suurenemise suhe kui lehtpuudel, vastavalt 1,9 ja 0,76 (Gower et al. 1997).

Surnud taimeosad satuvad mulda, kus nad lagundatakse mulla mikrofloora poolt. Väike osa varisest muundub huumuseks. Huumus on keemiliselt heterogeenne ning mõned selle fraktsioonid (fluvohapped, humiinhapped ja humiained) on väga pikaajalised (Grace 2001). Boreaalsetes metsades on mullas 84 % (343 t C ha⁻¹) ja biomassis 16 % (64 t C ha⁻¹) süsinikuvarust, samal ajal kui väikestel laiuskraadidel jaguneb süsinik mulla ja biomassi vahel enam-vähem võrdselt (vastavalt 121 ja 123 t C ha⁻¹) (Dixon et al. 1994). Peamine erinevuse põhjus on temperatuur, mis suurtel laiuskraadidel vähendab kasvuperioodi pikkust ning pidurdab lagunemist ja toitainete ringet (Malhi et al. 1999).

Igihaljaste okaspuude varis laguneb aeglasemalt, kuna selle kvaliteet on madalam (kõrgem ligniini ja madalam lämmastiku sisaldus), seetõttu on okasmetsades suurem kõdukihi mass kui lehtpuude all (Ovington 1954; Gärdenäs 1998). Samuti võivad okaspuud soodustada süsiniku akumulatsioonist mineraalmullas (Berger et al. 2002).

Orgaanilise aine lagunemisel vabanevad toitained mulda ja CO₂ atmosfääri (heterotroofne hingamine, R_h). Süsiniku hulka, mis peale seda ökosüsteemi jääb, nimetatakse ökosüsteemi netoproduktsooniks (NEP, *net ecosystem production*):

$$NEP = NPP - R_h,$$

ehk (Janisch ja Harmon 2002):

$$NEP = dC/dt$$

Kui NEP on negatiivne, siis on ökosüsteem CO₂ allikas, kui positiivne, siis CO₂ salvestaja. Bioomi netoproduktsoon (NBP, *net biome production*) näitab suuremas aja- ja/või ruumiskaalas salvestatud süsiniku hulka, mis jääb alles peale häiringuid (raied, tulekahjud, kahjurid jne) (D):

$$NBP = NEP - D$$

Süsiniku sidumise kirjeldamiseks ökosüsteemis kasutatakse tavaliselt järgmisi näitajaid: neto süsiniku salvestamine mingi pikema perioodi jooksul, keskmine süsinikuvaru pikema perioodi vältel, süsinikuvaru mingi ajaperioodi lõpus või süsiniku sidumise efektiivsus, mis on aastase summaarse neto süsiniku salvestamise (puistu tasemel hinnangute puhul NEP) ja aastase GPP suhe (Karjalainen 1996).

1.2. Vanusega toimuvad muutused süsiniku varus ja jaotuses.

Süsiniku akumulatsioon mingi perioodi vältel sõltub kumulatiivsetest süsiniku voogudest (Karjalainen 1996; Wirth et al. 2002). Vanusega süsiniku kogunemise kiirus ja selle jaotus muutuvad. Metsa sekundaarne suktessioon algab peale häiringut, mis jätab maha surnud taimejäänuseid ja mulda seotud süsiniku (Bormann & Likens 1994). Tavaliselt selle pärandiks jäänud süsiniku lagunemine ületab kasvu ja noor mets on CO₂ allikaks (e.g. Schulze et al. 1999; Wirth et al. 2002; Law et al. 2003; Kolari et al. 2004). Primaarse suktessiooni puhul ökosüsteemis algselt orgaanilist süsinikku pole ning süsinikubilanss on algusest peale positiivne.

Metsade NPP ja biomassi suurenemise kiirus kasvavad kuni umbes võra liitumiseni ning seejärel hakkavad vähenema (e.g. Ryan et al. 1997, 2004; Magnani et al. 2000; Acker et al. 2002; Helmisaari et al. 2002; Wang et al. 2003). Kuigi seda on palju uuritud, pole produktsiooni vähenemisele vanusega veel universaalset seletust leitud.

Puude biomassi fraktsioonjaotus muutub samuti vanuse ja suuruse kasvades. Kuna lehtede ringe on palju kiirem kui puidust taimeosadel, siis aja jooksul tüve osakaal puu biomassist kasvab ja lehestiku osatähtsus langeb (e.g. Gower et al. 1994; Vanninen et al. 1996, Helmisaari et al. 2002; Vanninen ja Mäkelä 2005). On leitud, et männikutes lehestiku mass algul suureneb kuni maksimumini, siis stabiliseerub või hakkab vähenema (Gower et al. 1994; Magnani et al. 2000; Kolari et al. 2004). Allokatsioon juurtesse samal ajal vanusega kasvab (Magnani et al. 2000; Helmisaari et al. 2002; Vanninen ja Mäkelä 2005). Arvatakse, et muutused allokatsioonis ja biomassi jaotuses võivad põhjustada (vähemalt osaliselt) biomassi akumulierumise aeglustumist (Kira ja Shidei 1967, Ryan et al. 2004 järgi; Magnani et al. 2000; Ryan et al. 2004; Vanninen ja Mäkelä 2005). Süsiniku allokatsioon võib mõjutada ka mulla süsinikuringet, kuna erinevad taimeosad lagunevad erineva kiirusega (Gower et al. 1997). Seetõttu on teadmised puude struktuurist ja seda mõjutavatest faktoritest vajalikud puude ja puistute kasvu mudelite jaoks (Mäkelä et al. 2000).

Küpsetes männikutes paikneb suurem osa biomassist puudes (Knight et al. 1994). Suktsessiooni alguses on põõsaste ja alustaimestiku osatähtsus üsna suur aga puistu kasvades nende biomass väheneb (Knight et al. 1994). Seevastu metsakõdu ja mulla süsinikuvaru boreaalsetes männikutes kasvab vanusega, kuna vanemates metsades on suurem biomass ja produtseeritakse rohkem varist (Bhatti et al. 2002) ning varise produktsioon ületab selle lagunemist (Knight et al. 1994).

1.3. Töö eesmärgid

Magistritöö eesmärgiks oli jälgida noortes Narva karjääri rajatud hariliku männi kultuurides vanusega toimuvaid muutusi. Eelkõige püüti vastust leida küsimustele:

- 1) kui kiiresti ja millistesse fraktsioonidesse süsinik primaarse suktsessiooni käigus männikutes akumulieerub, ning
- 2) millest sõltub mändide biomassi jaotus eri fraktsioonide vahel.

Tulemustest lähtuvalt võrreldi karjääripuistangutele rajatud männiistandusi teiste puuliikidega metsastatud karjäärialade ja seal looduslikult arenenud puistutega.

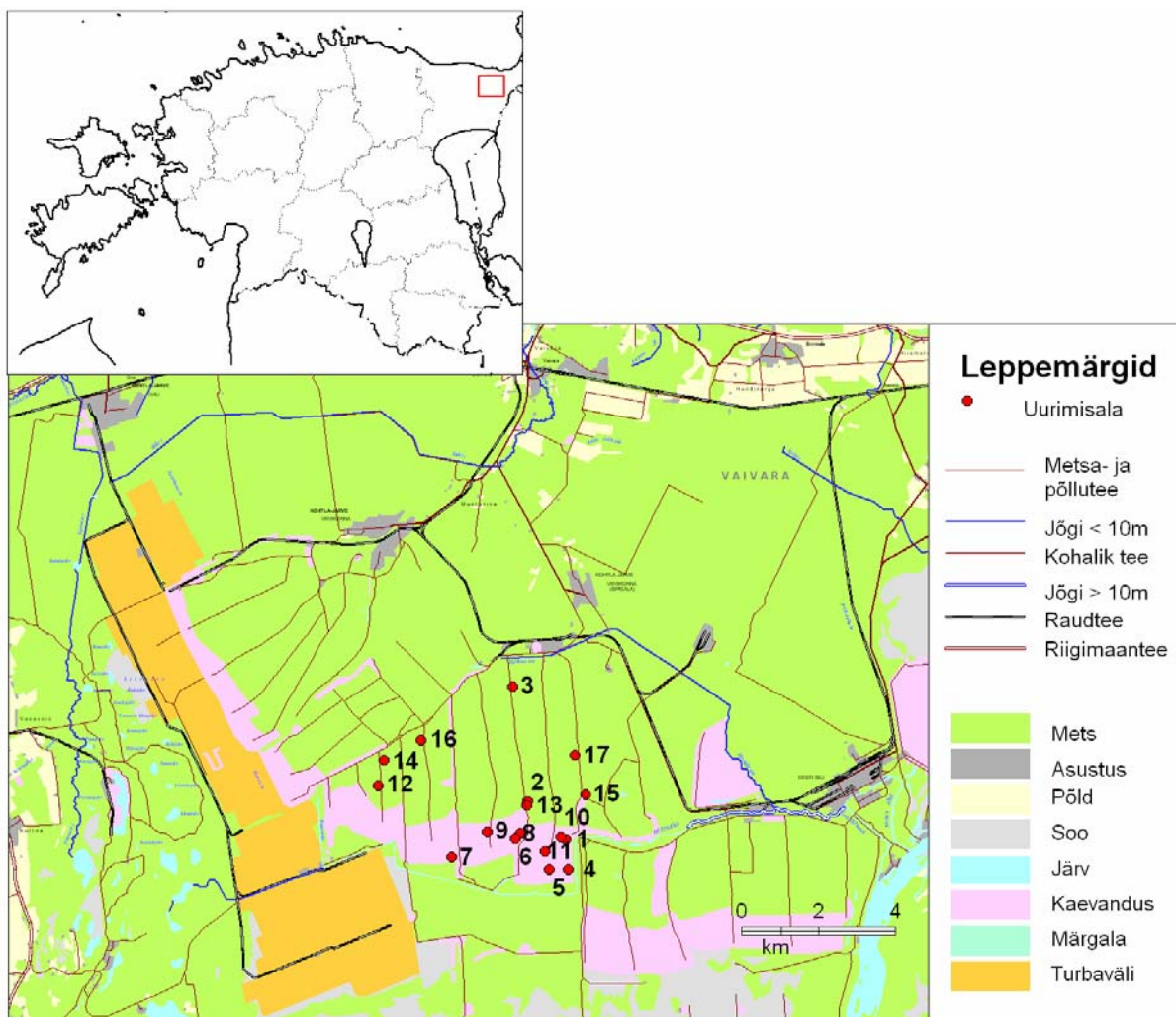
2. Materjal ja metoodika

2.1. Alade kirjeldus

Uuritud puistud asusid Kirde-Eestis, endises Sirgala põlevkivikarjääris (59°15' – 59°17' N, 27°40' – 27°46' E) (joonis 1), mis 1999. aastal ühendati Narva karjääriga. Aastatel 1968 kuni 2000 (tabel 1) metsastati need alad hariliku männi kaheaastaste seemikutega (andmed RMK Ahtme metaskonnast). Aasta keskmine õhutemperatuur on Narvas 4,7°C, aastane keskmine sademete hulk 642 mm.

Puurindes kasvasid lisaks harilikule männile veel remmelgad (*Salix spp.*), arukask (*Betula pendula*) ja harilik haab (*Populus tremula*), alusmetsas esinesid pajud (*Salix spp.*), arukask, harilik kuusk (*Picea abies*), hall lepp (*Alnus incana*), harilik haab, harilik vaarikas (*Rubus idaeus*) ja harilik paakspuu (*Frangula alnus*). Rohurindes domineerisid nooremates puistutes paiseleht (*Tussilago farfara*), jäneskastik (*Calamagrostis epigeios*), võilill (*Taraxacum officinale*), luht-kastevars (*Deschampsia caespitosa*), kasteheinad (*Agrostis spp.*), nurmikad (*Poa spp.*), harilik raudrohi (*Achillea millefolium*), harilik kuldvits (*Solidago virgaurea*) ja hunditubakad (*Hieracium spp.*), vanematel aladel metaskastik (*Calamagrostis arundinacea*), metsmaasikas (*Fragaria vesca*), harilik lakkleht (*Orthilia secunda*), lillakas (*Rubus saxatilis*) ning ümaralehine uibuleht (*Pyrola rotundifolia*). Samblarinde keskmine katvus oli 0 – 65 %.

Uurimisala geoloogilisest ehitusest annavad ülevaate Kattai et al. (2000). Põlevkivi ehk kukersiit moodustus keskordoviitsiumis, põlevkivikihti katavad ordoviitsiumi ja devoni karbonaatsed kivimid (lubjakivid, dolomiidid, merglid) ning kvaternaari setted (turvas, moreenid, liivad, savid). Kihi lasumissügavus on maardla põhjapiiril mõni meeter, lõuna poole kasvab keskmiselt 3 m 1 km kohta (Kaar et al. 1971). Karjääriviisiliselt kaevandatakse põlevkivi kuni 30 m sügavuselt (AS Eesti Põlevkivi). Narva karjäär asub Eesti kukersiidileiukoha idaosas, kus varem levisid keskmise viljakusega metsad ja soostunud alad (Kaar et al. 1971). Sirgala karjäär anti käiku 1963 aastal (Kattai et al. 2000).



Joonis 1. Uuritud puistute paiknemine.

Paljandustöödel teisaldatakse katend ekskavaatoriga 30 – 40 m laiuse ribana kaevandatud alale (AS Eesti Põlevkivi). Narva karjääris on katsetatud erinevaid paljandamismeetodeid, seetõttu on osadel aladel turvas puistangu põhjas, teistel pealpool (Pensa et al. 2004). Puistangute moodustamisel paigutatakse üldiselt lubjakivid ja mergel alumisse ossa ning settekivimid ja turvas ülaossa (AS Eesti Põlevkivi). Puistangute kõrgus formeerub pärast ekskaveerimist ja rekultiveerimist, sõltuvalt väljatatava põlevkivi paksusest ja katendikivimite kobestusastmetest on see Narva karjääri Sirgala osas kuni 4 m algsest maapinnast kõrgem (Valgma 2000).

Põlevkivikarjäärade rekultiveerimisel eristatakse tehnilist ja bioloogilist etappi. Tehnilises etapis tasandatakse puistangud, kujundatakse väljaveotranšeede nõlvad ning rajatakse

teedevõrk (AS Eesti Põlevkivi). Tasandamine seisneb puistangute harjade ja tippude mahalõikamises ja nende vaheliste süvendite täitmisel (Kaar et al. 1971).

Tehnilise rekultiveerimise tulemusena moodustub kasvusubstraat (tehnogeenne muld) katematerjalist, põlevkivi vahekihtidest ja mittetootlikest põlevkivikihtidest. Mulla kivisus varieerub karjäärialadel suurtes piirides (18 – 70 %) ning võib järsult muutuda väga lühikesel vahemaal (Kaar ja Raid 1992). Puistangu kivisus sõltub põlevkivi paiknemise sügavusest ja katendis asuvate kivimite koostisest, oluline on ka katendi eemaldamise tehnoloogia, so kuidas paigutatakse puistangusse kvaternaarisetted ja kõvad karbonaatsed ordoviitsiumi kivimid (Kaar et al. 1971). Aja jooksul mulla kivisus väheneb, kuna kattekivimite ja põlevkivi tükid murenevad. Lagunev põlevkivi rikastab mulda orgaanilise ainega, samuti vabaneb mõnevõrra kaaliumi, lämmastikku, rauda, mangaani jt. elemente (Kaar et al. 1971).

Peenese mehhaaniline koostis varieerub Sirgalas alates saviliivast kuni raske liivsavini, kõige enam esineb kergeid ja keskmisi liivsavisid (Kuznetsova 2004). Puistangute toitainetesisaldus on madal (Vaus 1970), eriti vähe leidub omastatavaid lämmastiku- ja fosforiühendeid (Kaar ja Raid 1992). Reaktsioon on nõrgalt happeline või neutraalne (pH_{KCl} 6,1 – 7,5 vahel) (Vaus 1970). Selline reaktsioon ei limiteeri otseselt taimede kasvu, kuid raskendatud on fosfori, raua, mangaani, koobalti ja mitmete teiste mikroelementide omastamine (Kaar et al. 1971). Orgaanilist süsinikku, mis on pärit põlevkivist ja turbast, sisaldab puistang keskmiselt 0,9 – 2,3 % (Kaar 2002a).

Kaevandamistöödega kaasneva kuivendusega rikutakse endine niiskusrajo. Tasandatud puistangud on pinnaveelise toitumisega, kuna nende pindmistel kihtidel puudub seos põhjaveega (Kaar et al. 1971). Taimede poolt kergesti omastatav vesi karjääripinnaste pealmistes kihtides praktiliselt puudub (Kaar et al. 1971) ning kivisematel aladel tekib perioode, eriti kevadel-suvel, kus taimed kannatavad niiskuse puuduse all (Kaar ja Raid 1996). Sellele vaatamata on leitud, et tasandatud puistangute niiskustingimused võimaldavad puude kasvamaminekut ega põhjusta rajatud metsakultuuride hukkumist (Kaar et al. 1971).

Tavaliselt tasandatud puistangud metsastatakse. Vähesed alad on jäetud ka looduslikule taastumisele. Aidu karjääris on katseliselt rekultiveeritud põllumaaks 160 ha suurune osa

kaevandatud alast, kuid tänapäeval ei ole selline suunitlus enam aktuaalne (AS Eesti Põlevkivi). Metsanduslik rekultiveerimine algas 1960. a Kohtla karjääris (Kaar 1998). Sirgalas alustati sellega 1965 a, suures mahus 1968 a (RMK Ahtme metskond). Rekultiveeritud ala pindala on umbes 10 000 ha (AS Eesti Põlevkivi). Karjääridesse on rajatud 52 puu-ja põõsaliigi katsekultuure (Kaar 1998). 2002 aastaks oli 86 % metsastatud aladest kaetud hariliku männi (*Pinus sylvestris*), 7 % arukase (*Betula pendula*), 2 % lehiste (*Larix sp.*) ja 5 % teiste liikide puistutega (Kaar 2002b).

Hariliku männi laialdane kasutamine on tingitud tema heast kasvavamaminekust (isegi väga kivisel substraadil kuni 85 – 90 %), istutusmaterjali heast kättesaadavusest ja odavusest ning pikemast istutusperioodist kevadel võrreldes lehise või lehtpuudega (Kaar 2002a, b). Eksperimentaalselt on kindlaks tehtud, et kõige paremaks hariliku männi kultiveerimisviisiks on 2 aastaste seemikute istutus (Kaar et al. 1971). Domineerivaim algtihedus on 5360 (Sirgala ja Narva karjääris 61 % männikultuuridest) või 6667 (35 %) istutuskoha hektaril (Kaar ja Raid 1996). Mulla kvaliteedist olenevalt kuuluvad 30 – 40 aastased männikultuurid II – IV boniteediklassi (Kaar 2002b).

Sirgalas on 30 a jooksul männipuistute all moodustunud O2-A-AC-BC profiiliga rähksed rendsiinad, mida iseloomustab nõrgalt leeliseline reaktsioon (pH 6,7 – 7,6) (Reintam 2001). Tasandatud puistangutel on orgaanilise horisondi moodustumise kiirus umbes 1 cm 10 aastaga (Kaar ja Raid 1992). Kõduhorisondi tusedus ja omadused sõltuvad metsakultuuri tihedusest, liigilisest koosseisust ja vanusest, rohhtaimkatte olemasolust ning pinnase koostisest (Kaar ja Raid 1992, 1996). Metsakõdul on eristatavad kaks kihti: peal vähelagunenud okka- ja samblajäänuste kiht ning all vähelagunenud kõdu (Kaar ja Raid 1996). Kõdu aluses 10 cm paksuses mineraalmulla kihis Viivikonna karjääri rajatud männipuistute all suurenes huumuse sisaldus 25 a vältel keskmiselt 3,38 % võrra ehk 0,135% aastas (Kaar ja Raid 1996). Orgaanilise aine kogunemise kiire tempo iseloomustab tehnogeenseid muldi esimese 20 a vältel, seejärel need protsessid aeglustuvad ja lõpuks võrdsustuvad lagunemisprotsessidega (Kaar ja Raid 1992).

Muldade pindmises kihis (0 – 10 cm) on vähe liikuvat fosforit ja nitraatlämmastikku, laktaatlahustuvat kaaliumi on enamasti piisavalt. Okaste keemiline analüüs näitas, et männikud on puudulikult varustatud lämmastiku ja fosforiga, kaaliumit on mullas enamasti piisavalt, kaltsiumi ja magneesiumiga varustatus on kõrge (Kaar ja Raid 1996).

2.2. Puurinne

Takseernäitajad

Välitööd viidi läbi 2004. a. juulis. Igas puistus mõõdeti 100 m² suurustel ringproovitükkidel puude (mille rinnasdiameeter oli suurem kui 1 cm) rinnasdiameeter (D) 1-sentimeetrise astmega. Puistu keskmine kõrgus (H) mõõdeti Haglöfi elektroonilise kõrgusmõõtjaga (täpsus 0,5 m). Puistute takseernäitajad on toodud tabelis 1.

Tabel 1. Karjäärimännikutesse rajatud proovitükkide takseernäitajad. Alade asukohad on näidatud joonisel 1.

Ala nr	Puistu vanus	Keskmine kõrgus m	Mändide keskmine D cm	Puude arv tk ha ⁻¹	Mändide arv tk ha ⁻¹	LAI* m ² m ⁻²
1	14	4	4,1 ± 1,4	2700	2300	2,7
2	21	7,5	7,0 ± 3,3	3700	3200	4,4
3	36	14	12,5 ± 3,3	3100	3100	6,0
4	4	0,3	< 1	3600	3100	
5	5	0,5	< 1	3200	3200	
6	5	0,3	< 1	1500	1500	
7	7	0,5	< 1	4600	4600	
8	10	2	2,1 ± 1,7	1700	1600	
9	13	4	3,9 ± 2,4	4900	4200	5,9
10	14	4	2,6 ± 2,1	4600	4000	2,7
11	15	2	1,1 ± 1,5	4100	3600	
12	17	7	10,0 ± 2,9	4100	2300	9,0
13	21	9	10,1 ± 3,0	2600	2600	6,7
14	22	12	11,0 ± 2,6	3300	3100	5,5
15	23	4	3,3 ± 1,6	4500	4500	3,5
16	26	15,5	14,5 ± 5,1	2100	1200	3,2
17	28	11	10,9 ± 3,6	2600	2400	5,5

* lehepinnaindeks, st. pool lehtede täispindalast maapinnaühiku kohta (Black et al. 1991).

Mudelpuude analüüs

Kolmel esimesel alal jagati puud rinnasdiameetri järgi kolme suurusklassi, igast suurusklassist langetati üks puu. Puudel mõõdeti kõrgus, rinnasdiameeter ning elusvõra alguse kõrgus (EVA), st. kõrgus selle männaseni, kus vähemalt ühel oksal oli elus okkaid. Mudelpuude mõõtmised on toodud tabelis 2. Puude võra jagati kolmeks sektsiooniks, kaaluti eraldi elus ja surnud oksad ning igast sektsioonist valiti üks mudeloks, mille parameetrid olid lähedased vastava sektsiooni keskmistele. Okstel eemaldati okkad ja käbid ning kõik fraktsioonid kaaluti eraldi. Igast fraktsioonist võeti alamproov, mis kuivatati 65°C juures 48 – 72 h. Nende põhjal leitud kuiv- ja märgkaalu suhe korrutati okaste, okste ning käbide märgkaaluga ning saadi prooviokste kuivmassid fraktsioonide kaupa. Mudelokste kuivaine suhte ja kuivmassi fraktsioonjaotuse põhjal arvutati vastava võrasektsiooni okaste, okste ja käbide kuivmass. Sektsioonide summeerimisel saadi vastavad väärtused kogu puu jaoks.

Mudelpuude tüvi kaaluti kohapeal, kuivmassi ja koore osatähtsuse leidmiseks ning keemiliseks analüüsiks lõigati tüvest kolm ketast (tüve alumisest osast, 1,3 m kõrguselt ja elusvõra alguse kohast), mis kaaluti ja kuivatati. Tüve kuivmassi arvutamiseks kasutati kõigi ketaste keskmist kuivaine suhet. Tüveketastel mõõdeti läbimõõt koorega ja koore alt ning aastarõngaste laiused kahes suunas. Leiti koore osatähtsus tüveketaste ruumalast, tiheduse järgi arvutati koore massi osatähtsus. Puidu tiheduseks loeti 500 kg m⁻³ (Lemming 2000), koore tiheduseks 265 kg m⁻³ (Mälikönen 1974). Samalt tüvelt võetud ketastel leiti diameetri järgi kaalutud keskmine koore massi osatähtsus ning selle järgi arvutati koore mass kogu puu tüve kohta.

Keskmise suurusklassiga puudel (nr 1, 4 ja 7) kaevati välja ka kännud ja jämedad juured (läbimõõt > 2 mm). Juured puhastati mullast, kaaluti ning võeti proov maa-aluse osa kuivmassi määramiseks.

Igalt mudeloksalt valiti juhuslikult 10 okkapaari, millel mõõdeti okka pikkus ning nihikkaliibriga laius ja paksus, täpsusega 0,01 mm. Eeldati, et okka ristlõike übermõõt on võrdne poole ellipsi omaga ning tema täispindala (TLA) leiti valemist:

$$TLA = L_n \left[\pi \sqrt{0,5(a^2 + b^2)} + 2a \right] \quad (1)$$

Kus L_n on okka pikkus, a pool okka laius ja b okka paksus. Okaste pindala jagati nende kaaluga ning saadud suhte põhjal leiti kogu puu okaste TLA.

Puude biomassi arvutamine

Puude maapealse biomassi arvutamiseks kasutati sama ala mudelpuude eri fraktsioonide (tüvi, koor, okkad, elus oksad, surnud oksad, maapealne summaarne biomass) kuivmassi seoseid rinnasdiameetriga kujul:

$$M = aD^b \quad (2)$$

Võrrandit 2 kasutatakse kõige sagedamini puude biomassi arvutamiseks, kuna ta võimaldab väheste andmetega saada täpset tulemust (Ter-Mikaelian ja Korzukhin 1997). Samasuguse mudeli abil leiti puudel ka okaste täispindala. Parameetrite a ja b väärtused hinnati mittelineaarse regressiooni abil programmiga Statistica 6.0 (vt andmeanalüüs pt 2.6).

Võrrand puude maa-aluse osa kuivmassi (M_{MA}) arvutamiseks leiti kõigi alade keskmise suurusega mudelpuude põhjal. Parimaks osutus lineaarne seos tüve biomassiga (M_T):

$$M_{MA} = aM_T + b \quad (3)$$

Puude biomassid arvutati ka ülejäänud aladel, kus mudelpuid ei langetatud, va need puistud, mille puude mõõtmed ei vastanud mudelpuude mõõtmetele (alad nr 4 - 8 ja 11). Selleks kasutati kõigi mudelpuude põhjal leitud erinevate maapealsete fraktsioonide kuivmassi seoseid puu rinnasdiameetri ja kõrguse vahel:

$$M = aD^b H^c \quad (4)$$

Kõrgus võeti lisaks rinnasdiameetrile sõltumatuks parameetriteks seetõttu, et puistud olid erineva tihedusega ning tihedus mõjutab kõrguse ja diameetri suhet (Mäkelä ja Vanninen 1998). Kuna kõigi puude kõrgusi ei mõõdetud, kasutati arvutamisel puistu keskmist kõrgust. Maa-aluse osa biomass saadi võrrandi 3 järgi.

Teiste puuliikide biomassi arvutamiseks kasutati mahutabeleid ja puidu tiheduse andmeid (Lemming 2000; De Vries et al. 2003). Rimmelga tüve maht koos koore ja ladvaga leiti kase vastava tabeli põhjal. Väiksemate puude tüve maht arvutati koonuse ruumala valemi järgi.

Kuigi tavaliselt mõeldakse biomassi all elus taimeosi, siis käesolevas töös arvati sinna hulka ka koore, lülipuidu ja surnud okste ning juurte massid. Biomass pindalaühiku kohta

saadi kõigi proovitüki kasvavate puude biomassi summeerimisel ja jagamisel proovitüki pindalaga. Lehepinnaindeksi (LAI) arvutamiseks jagati pool alal kasvavate puude okaste täipindalast proovitüki pindalaga.

Mudelpuude kasvu uurimine

Kahel vanemal alal mõõdeti mudelpuude kõrguse aastakasvud. Kumulatiivsete radiaalsete juurdekasvude ja kõrguse aastakasvude järgi arvutati tagasi puude pikkus ja koorealune rinnasdiameeter eelnevatel aastatel. Eri fraktsioonide biomasside arvutamiseks eelnevatel aastatel kasutati erivanuseliste puude põhjal leitud allomeetrilisi seoseid (Vanninen ja Mäkelä 2005). Mudel oli analoogne võrrandiga 4, kus D on koore alt mõõdetud rinnasdiameetrit. Maa-alune biomass arvutati võrrandi 3 põhjal.

2.3. Alustaimestik

Igal proovialal jagati alustaimestik põõsarindeks (puud, mis on madalamad kui pool puistu keskmisest kõrgusest, põõsad, puude seemikud, vaarikas) ja rohurindeks (sh lillakas). Põõsarinde biomass määrati kolmel esimesel alal, kuhu paigutati juhuslikult kaks prooviruutu suurusega 2×2 m. Taimed prooviruutudel lõigati maapinna lähedalt maha, kaaluti, määrati liikideks ning võeti proovid kuivmassi leidmiseks. Proovid kuivatati 65°C juures 48 tundi ja kaaluti. Kuivmassi suhte järgi arvutati põõsarinde kuivmass kogu prooviruudul.

Rohurinnet uuriti kõigil aladel. Viiel juhuslikult paikneval $0,4 \times 0,5$ m prooviruudul lõigati rohttaimed, sorteeriti liikide kaupa, kuivatati 48 h 60°C juures ning kaaluti.

2.4. Muld

Kõduhorisondi tusedus mõõdeti kõigil proovitükkidel kolmest kohast. Reintami ja Kaare (1999) andmete põhjal leiti, et kõdukihi lasuvustihedus karjäärimännikutes on 120 kg m^{-3} . Orgaanilise süsiniku sisaldus on karjääri männikultuuride all olevas kõdus umbes 30% (Kaar ja Raid 1992). Neid andmeid kasutades arvutati kõdu tuseduse järgi tema süsinikuvaru.

Mullaproovid tehti kolmelt esimeselt alalt 2004. a oktoobris. Igalt alalt võeti üks varise proov 0,2 m² prooviruudult, kuivatati ja kaaluti. Mullapuuri ei olnud võimalik kasutada, kuna pinnas oli väga kivine, seetõttu kaevati augud ja võeti proovid huumushorisondist ja puistangust. Mullaproovide ruumala mõõtmiseks täideti augud liivaga, mille ruumala oli eelnevalt leitud. A-horisoni paksuse mõõtmiseks tehti mullaprofiili kaeve.

Õhukuivad mullaproovid sõeluti 2 mm sõelaga ning kaaluti. Kores (osakesed > 2 mm) puhastati enne kaalumist mullast. Peenese keemiline analüüs viidi läbi EPMÜ Mullateaduse ja agrokeemia instituudi laboratooriumis. Orgaanilise süsiniku ja lämmastiku koguhulk määrati vastavalt Tjurini ja Kjeldahli meetoditega. Akumuleerunud süsiniku hulk saadi, kui huumushorisoni süsiniku kontsentratsioonist lahutati tema all paiknenud puistangu süsinikusisaldus, kuna eeldati, et samasugune puistang oli maapinnal kui pedogenees algas (Reintam et. al. 2002). Mulla reaktsioon mõõdeti 1,0 M KCl lahuses.

Korese (cf, mullafraktsioonid suurusega > 2mm) osakaal mullaproovi kuivkaalust arvutati valemiga:

$$cf(kaalu\%) = \frac{> 2 \text{ mm fraktsiooni kaal}}{\text{kogu kuiva mulla kaal}} \cdot 100 \quad (5)$$

Korese osakaal mullaproovi ruumalast leiti valemiga:

$$cf(vol\%) = \frac{BD_s}{BD_{cf}} \cdot cf(kaalu\%), \quad (6)$$

kus BD_s on mulla lasuvustihedus, st mulla kuivkaalu ja värske mullaproovi ruumala suhe, ning BD_{cf} on korese tihedus. Kuna valdava osa koresest moodustab lubjakivi, siis kasutati selle tihedust, mis on 2700 kg m⁻³. Peenese lasuvustiheduse arvutamiseks kasutati valemit:

$$BD_{fe} = \frac{< 2mm \text{ fraktsiooni kaal}}{V - V \cdot cf(vol\%)} \quad (7)$$

Huumushorisondis akumuleerunud süsiniku kogus pinnaühiku kohta saadi peenese lasuvustiheduse, horisoni paksuse ja seal akumuleerunud süsiniku kontsentratsiooni korrutamisel.

2.5. Süsiniku ja lämmastiku sisaldus biomassis ja varises

Süsiniku ja lämmastiku sisaldus määrati iga mudelpuu alumise tüveketta puidust ja koorest ning võra keskmisest osast võetud mudeloksa okastest, samuti ka kõigist juurte ja varise peeneks jahvatatud proovidest. Kasutati PE 2400 Series II elemendianalüsaatorit (Perkin Elmer, USA). Iga fraktsiooni jaoks leiti ala keskmine süsiniku ja lämmastiku kontsentratsioon ning korrutati see vastava fraktsiooni kuivmassiga. Aladel 4 – 17 kasutati C ja N hulga arvutamiseks vastava fraktsiooni kõigi proovide keskmisi süsiniku ja lämmastiku sisalduse väärtusi. Okste biomassist C ja N sisalduse arvutamisel eeldati, et umbes 30% massist moodustab koor (Mälkönen 1974). Surnud okste puhul kasutati puidu süsiniku sisalduse väärtust. Põõsa- ja rohurindes ning teistesse liikidesse kuuluvates puudes seotud süsiniku hulk leiti biomassi korrutamisel 0,5-ga.

2.6. Andmeanalüüs

Andmeanalüüsiks kasutati programmi Statistica 6.0 (StatSoft, Inc.). Parameetrite normaaljaotust kontrolliti Shapiro-Wilk'i W-testiga.

Võrrandite 2 ja 4 parameetrite väärtused leiti mittelineaarse regressiooni abil, võrrand 3 puhul kasutati lineaarset regressiooni. Mudelite headust hinnati determinatsioonikoefitsiendi r^2_{adj} , hinnangu standartvea (S.E.E) ja olulisustõenäosuse (p) järgi.

Mudelpuude maapealsete fraktsioonide biomassi osakaalud arvutati summaarsest maapealsest biomassist, maa-aluse osa osatähtsus kogu puu biomassist. Leiti osakaalude korrelatsioonid puu vanuse, kõrguse, rinnasdiameetri, D^2H , H/D ja elusvõra suhtega (võra pikkuse ja kogu puu kõrguse suhe). Kõik parameetrid logaritmiti, kuna seosed olid mittelineaarsed. Käbide puhul liideti eelnevalt massi väärtustele 0,001, sest mõnel puul nad puudusid.

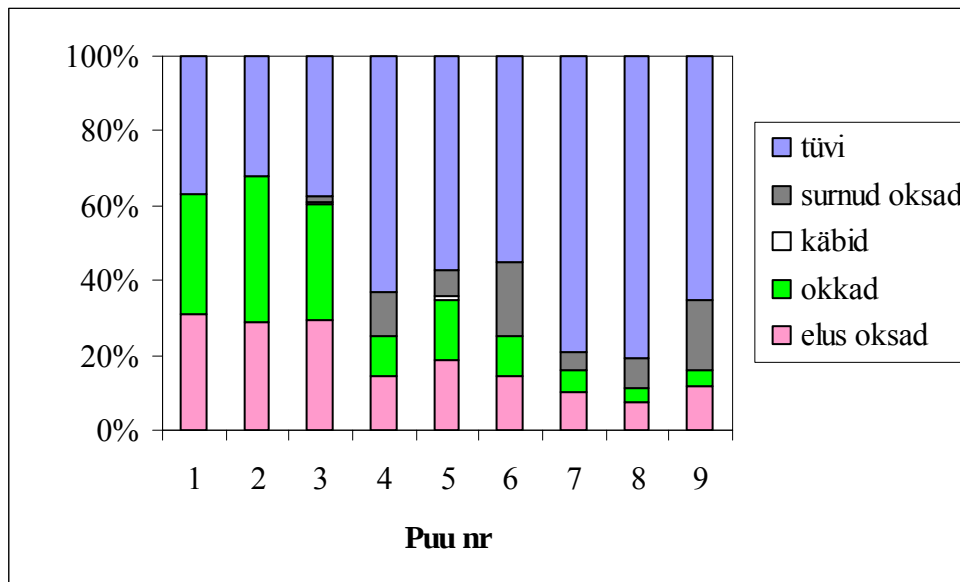
Puistus mõõdetud ja arvutatud parameetrite omavahelised seosed ning nende sõltuvus vanusest leiti korrelatsiooni ja regressioonanalüüsi kasutades. Seosed loeti oluliseks kui $p < 0,05$.

3. Tulemused

3.1. Mudelpuude biomassi jaotus

Mudelpuude biomassi fraktsioonide kaupa on toodud tabelis 2. Puud nr 1, 3, 5 ja 9 võib klassifitseerida valitsevateks, 2, 4 ja 7 on keskmise suurusega ning 6 ja 8 konkurentsisteistele alla jäänud (tabel 2).

16 a vanustel mändidel jagunes maapealne biomass peaaegu võrdselt tüvede, okaste ja okste vahel, need moodustasid keskmiselt vastavalt 36, 34 ja 30 % (joonis 2). Kuivanud oksi oli vähem kui 1 %. Vanematel puudel oli tüve osakaal suurem (23 a vanustel puudel 59 % ja 38 a vanustel 75 %), okaste ja elus okste osatähtsus väiksem (23 aastastel puudel vastavalt 12 % ja 16 % ning 38 aastastel 5 % ja 10 %). Surnud oksad moodustasid keskmiselt 13 % keskmise vanusega ja 10 % kõige vanematel puudel. Vanemates puistutes olid erinevused puude vahel suuremad. Maa-aluse biomassi osatähtsus vanusega palju ei muutunud: 16 a vanusel puul oli see 15 %, 23 a vanusel 11 % ja 38 aastasel 12 %.



Joonis 2. Mudelpuude maapealse osa biomassi fraktsioonjaotus.

Tabel 2. Mudelpuude takseernäitajad ja biomass fraktsioonide kaupa.

Puu nr	Vanus	D cm	Kõrgus (H) m	H/D	H _D *	EVA m	Elusvõra suhe	Tüvi (koor+puit) kg	Koor kg	Okkad kg	Elus oksad kg	Surnud oksad kg	Käbid kg	Maapealne osa kokku kg	Maa- alune osa kg	TLA m ²
1	16	4	3,3	0,83	1	0	1,00	1,89	0,32	1,63	1,61	0,01	0	5,14	0,91	22,69
2	16	3	3,2	1,07	2	0	1,00	1,09	0,20	1,30	0,99	0,004	0	3,38		18,30
3	16	6	4,2	0,70	1	0	1,00	2,97	0,38	2,42	2,30	0,11	0,044	7,80		33,37
4	23	8	8,2	1,03	2	2,67	0,68	10,92	1,42	1,85	2,48	2,02	0,025	17,29	2,07	25,44
5	23	13	8,9	0,68	1	2,56	0,71	26,05	4,17	7,45	8,51	3,19	0,511	45,71		97,52
6	23	3	5,2	1,72	3	1,73	0,66	1,50	0,30	0,28	0,40	0,54	0	2,72		4,37
7	38	13	14,3	1,10	2	7,27	0,49	43,75	3,50	3,30	5,57	2,54	0	55,16	7,49	47,31
8	38	8	12,3	1,54	3	7,83	0,36	19,21	1,54	0,83	1,83	1,87	0,003	23,74		12,27
9	38	19	15,9	0,84	1	9,03	0,43	90,24	8,12	5,63	16,47	25,52	0,014	137,89		72,73

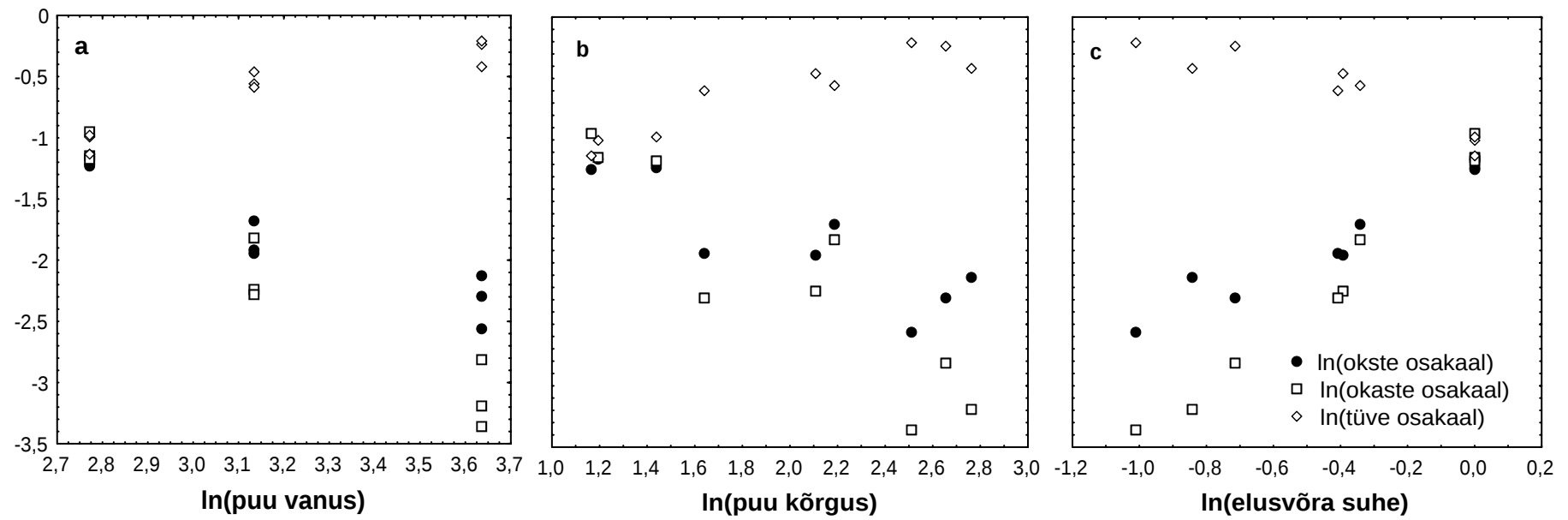
* H_D, puu saledus (H/D), näitab puu sotsiaalset positsiooni. H_D 1 (H/D < 1) iseloomustab kõige dominantsemaid, H_D 2 (H/D = 1–1,6) keskmisi ja H_D 3 (H/D = 1,6 – 2,5) allasurutud puid (Vanninen 2004).

Kõige tugevamad korrelatsioonid olid eri fraktsioonide osakaaludel puu vanuse, kõrguse ja elusvõra suhtega (tabel 3). Vanuse ja kõrguse suurenedes okste ja okaste osakaal vähenes, tüve osakaal kasvas (joonis 3 a ja b). Elusvõra suhtega olid seosed vastupidised (joonis 3 c).

Tabel 3. Mudelpuude eri fraktsioonide biomassi osakaalude korrelatsioonid mitmete puid iseloomustavate parameetritega. Kõik parameetrid on logaritmitud. Maapealsete fraktsioonide osakaalud on arvatud summaarsest maapealsest biomassist, $n = 9$; maa-aluse biomassi osakaalud on leitud kogu puu massist, $n = 3$.

	Tüvi %	Okkad %	Oksad %	Surnud oksad %	Käbid %	Maa-alune osa %
Vanus	0,933***	-0,971***	-0,950***	0,705*	-0,290	-0,586
Rinnas- diameeter (D)	0,676*	-0,630	-0,557	0,559	0,281	-0,731
Kõrgus (H)	0,927***	-0,911***	-0,883**	0,754*	-0,033	-0,758
D ² H	0,777*	-0,739*	-0,679*	0,639	0,186	-0,742
H/D	0,389	-0,455	-0,552	0,298	-0,646	-0,853
Elusvõra suhe	-0,927***	0,989***	0,970***	-0,723*	0,298	0,701

$p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$



Joonis 3. Okaste, okste ja tüve osakaalude seos vanuse (a), kõrguse (b) ja elusvõra suhtega (c). Kõik parameetrid on logaritmitud.

3.2. Mudelpuude kasv

Mudelpuude biomassi tagasiarvutamiseks kasutati tabelis 4 antud seoseid. Kõige nõrgem regressioonvõrrand saadi okaste biomassi jaoks, ülejäänud olid väga tugevad ($r^2 > 0,98$).

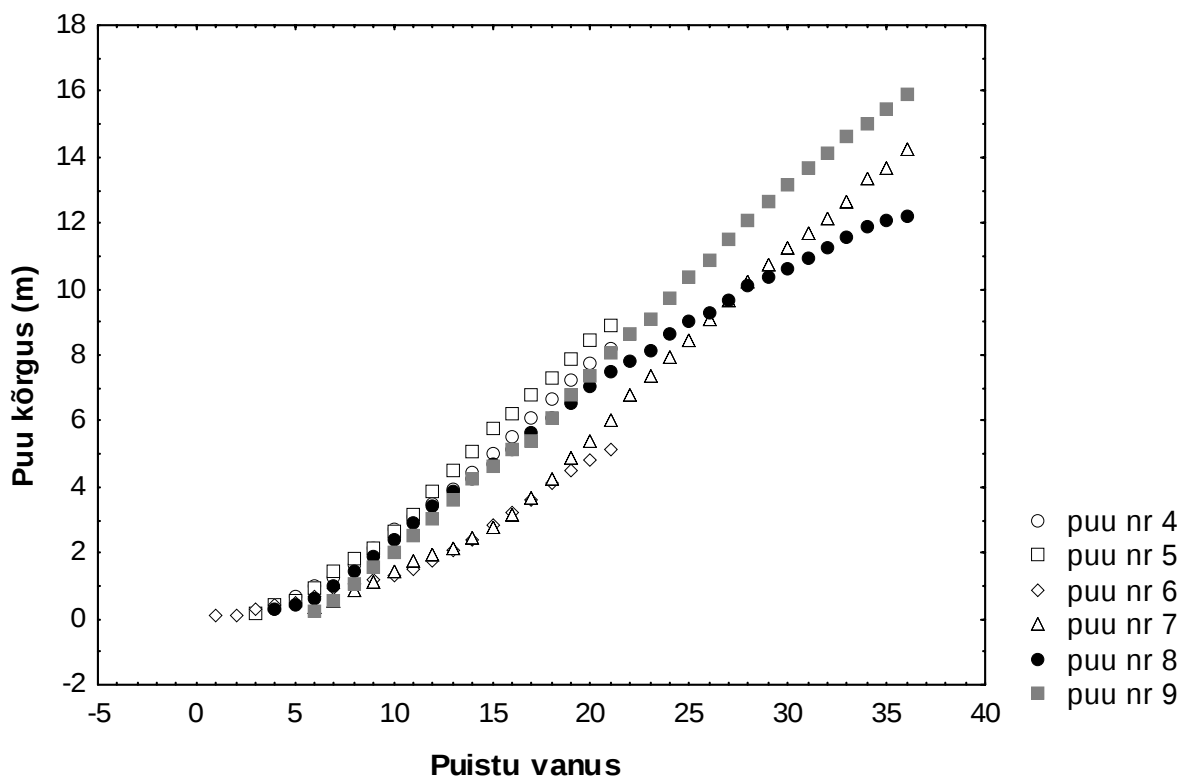
Tabel 4. Mudelpuude biomassi tagasiarvutamiseks kasutatud allomeetriliste seoste koefitsiendid. Maapealsete fraktsioonide biomassi arvutamiseks kasutati võrrandit $M = aD^bH^c$, kus D on koore alt mõõdetud rinnasdiameeter ja H puu kõrgus. Maa-alune biomass arvutati võrrandi 3 järgi. S.E.E tähistab hinnangu standardviga.

Fraktsioon	Koefitsiendid			r^2_{adj}	S.E.E
	a (S.E)	b (S.E)	c (S.E)		
Tüvi	0,065 (0,012) **	1,65 (0,079) ***	0,907 (0,112) ***	0,9983 ***	1,208
Okkad	0,433 (0,247)	3,049 (0,798) **	-2,168 (0,733) *	0,8157 ***	1,015
Elus oksad	0,086 (0,016) **	3,083 (0,165) ***	-1,292 (0,156) ***	0,9949 ***	0,368
Surnud oksad	0,00004 (0,00006)	5,314 (0,889) ***	-0,684 (0,914)	0,9870 ***	0,931
Maapealne osa	0,154 (0,015) ***	2,245 (0,054) ***	0,134 (0,065)	0,9993 ***	1,131
Maa-alune osa	0,159 (0,007) *	0,486 (0,171)		0,9966 *	0,205

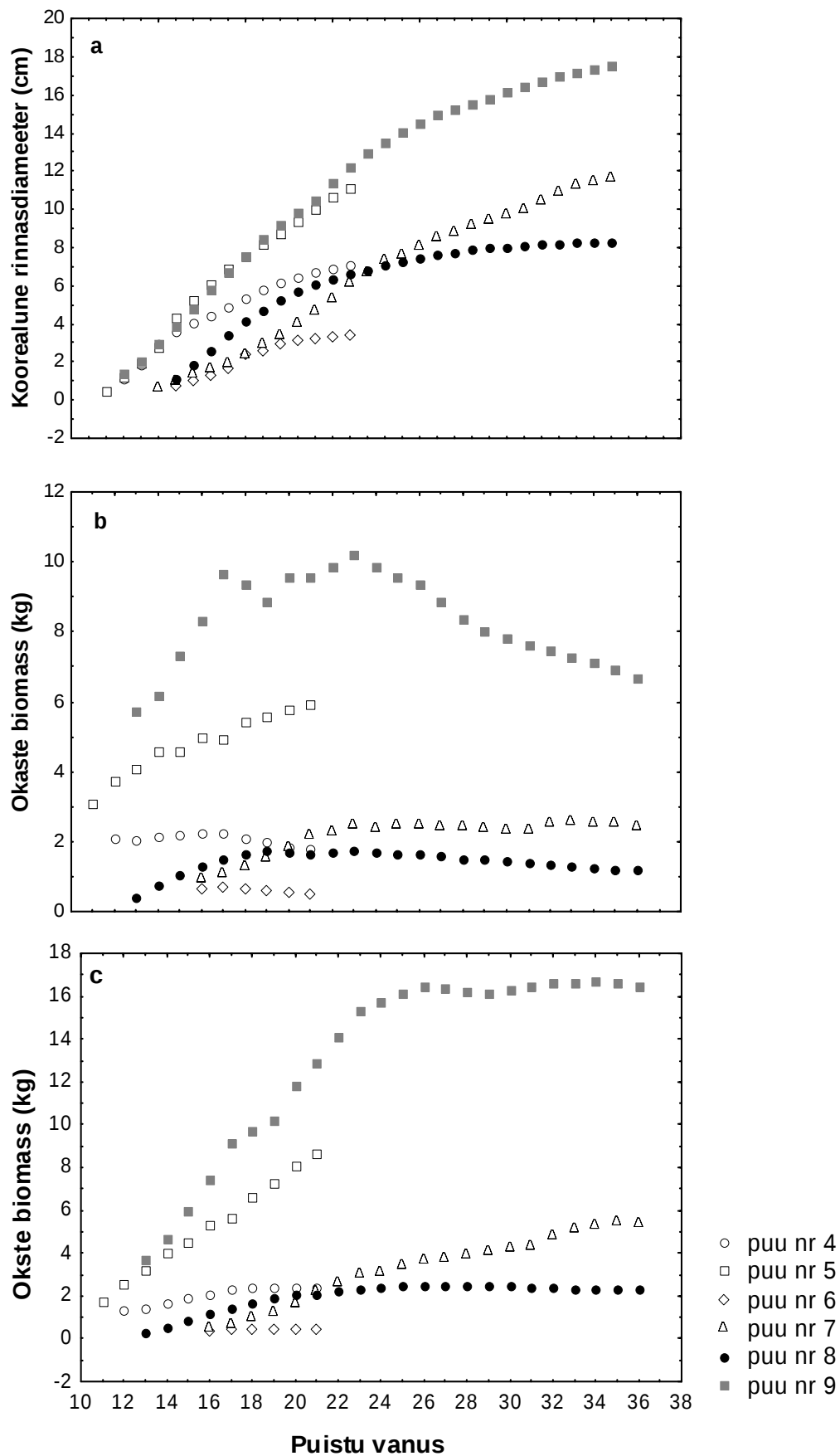
* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Jooniselt 4 võib näha, et esimestel aastatel peale istutamist kasvavasid puud aeglaselt. Sellele järgnes kiire kasvu periood, kuni umbes 25 a vanuselt ja 6 – 8 m kõrguselt hakkas puude kõrguse, rinnasdiameetri ja biomassi juurdekasv vähenema (joonised 4 – 8). Okaste biomass oli maksimaalne 6 – 10 m kõrgustel puudel, suurematel see stabiliseerus või vähenes (joonised 5b ja 7b).

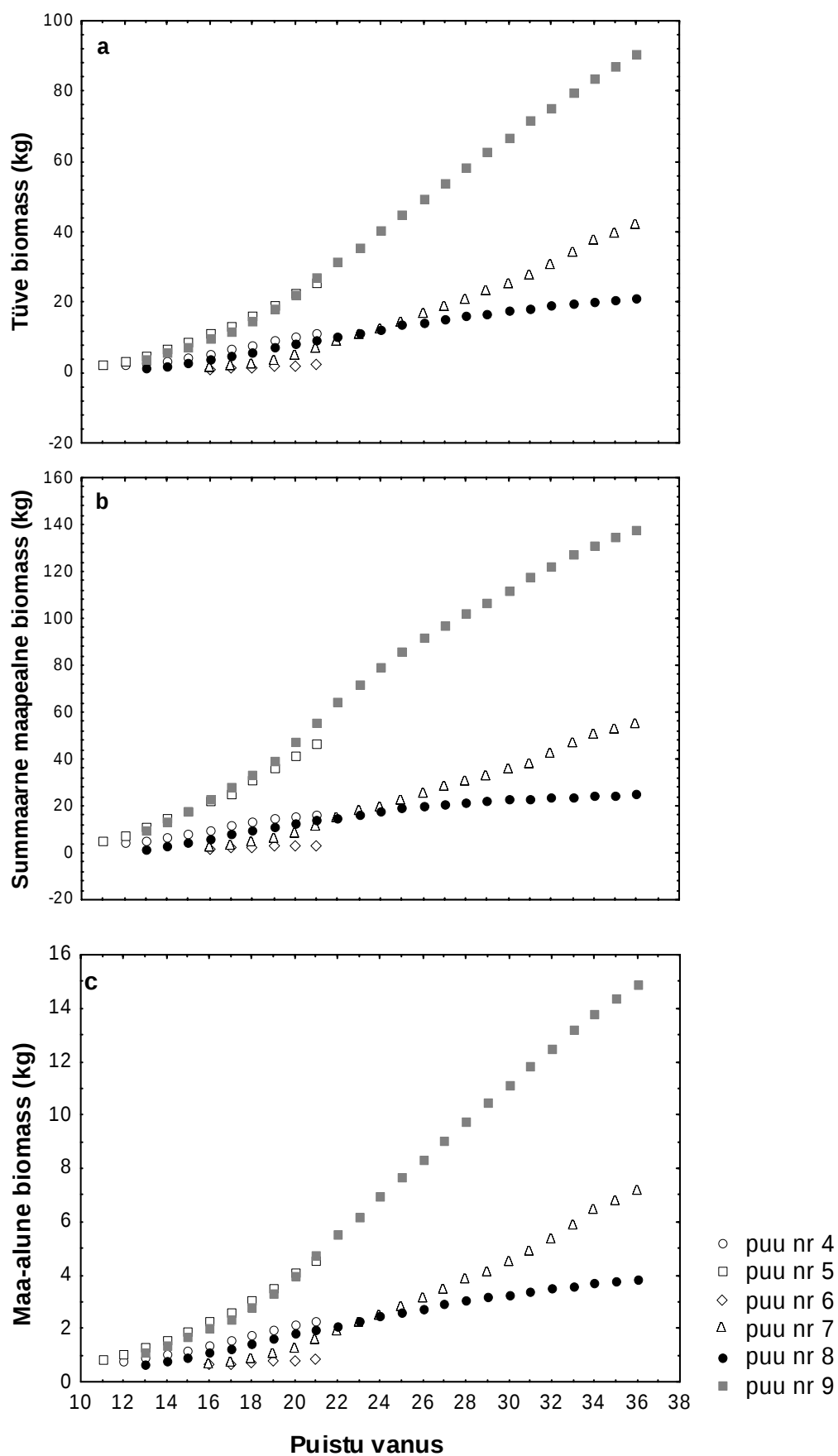
Vanusega erinevused biomassis puude vahel kasvasid (joonised 5 ja 6). Need olid osalt tingitud puude erinevast kõrgusest, aga ka sama kõrguse juures olid mudelpuude biomassid erinevad (joonised 7 – 8). Suurema kõrguse ja rinnasdiameetriga puudel oli ka suurem biomass.



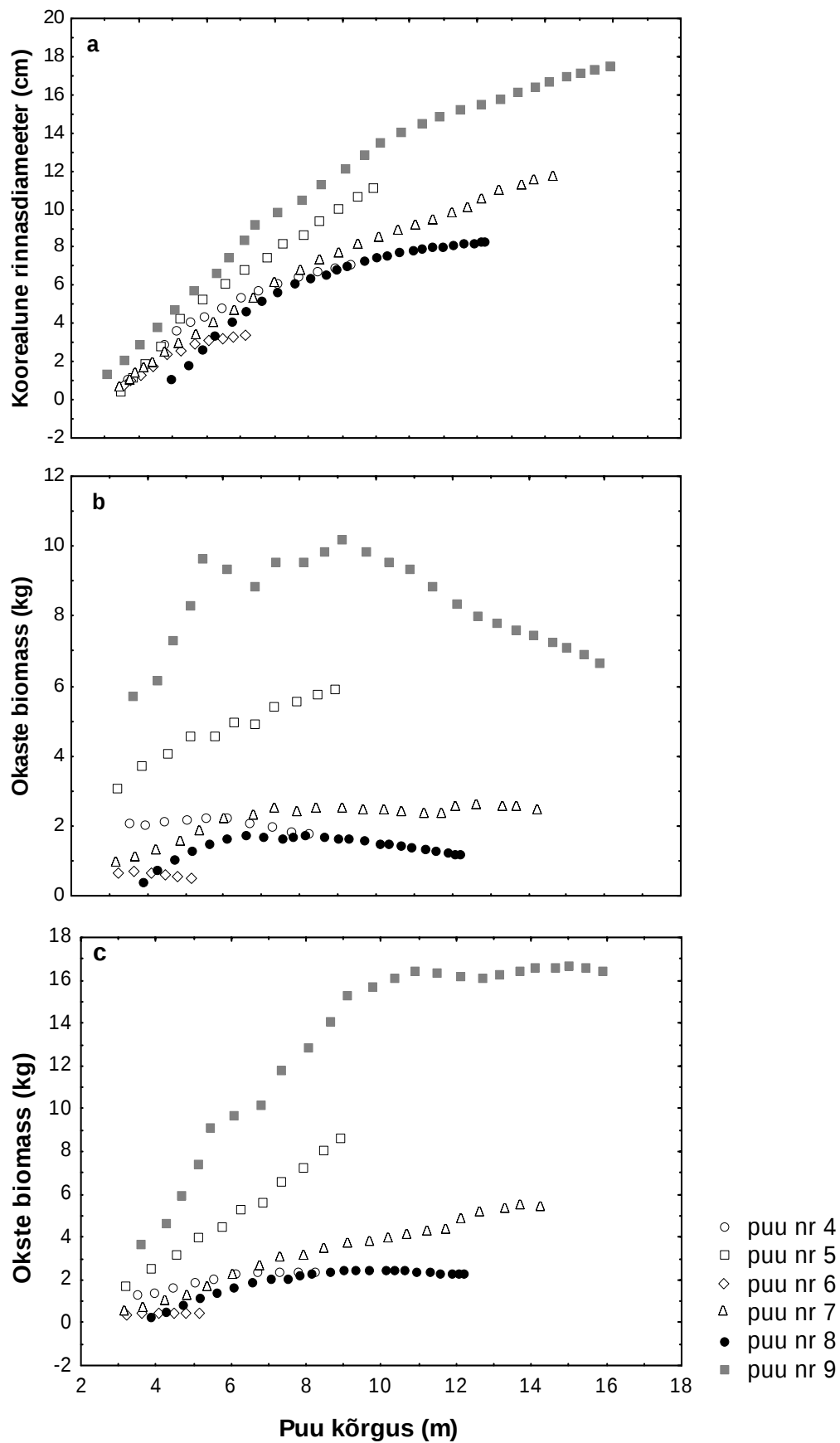
Joonis 4. Mudelpuude kõrguse muutus vanusega.



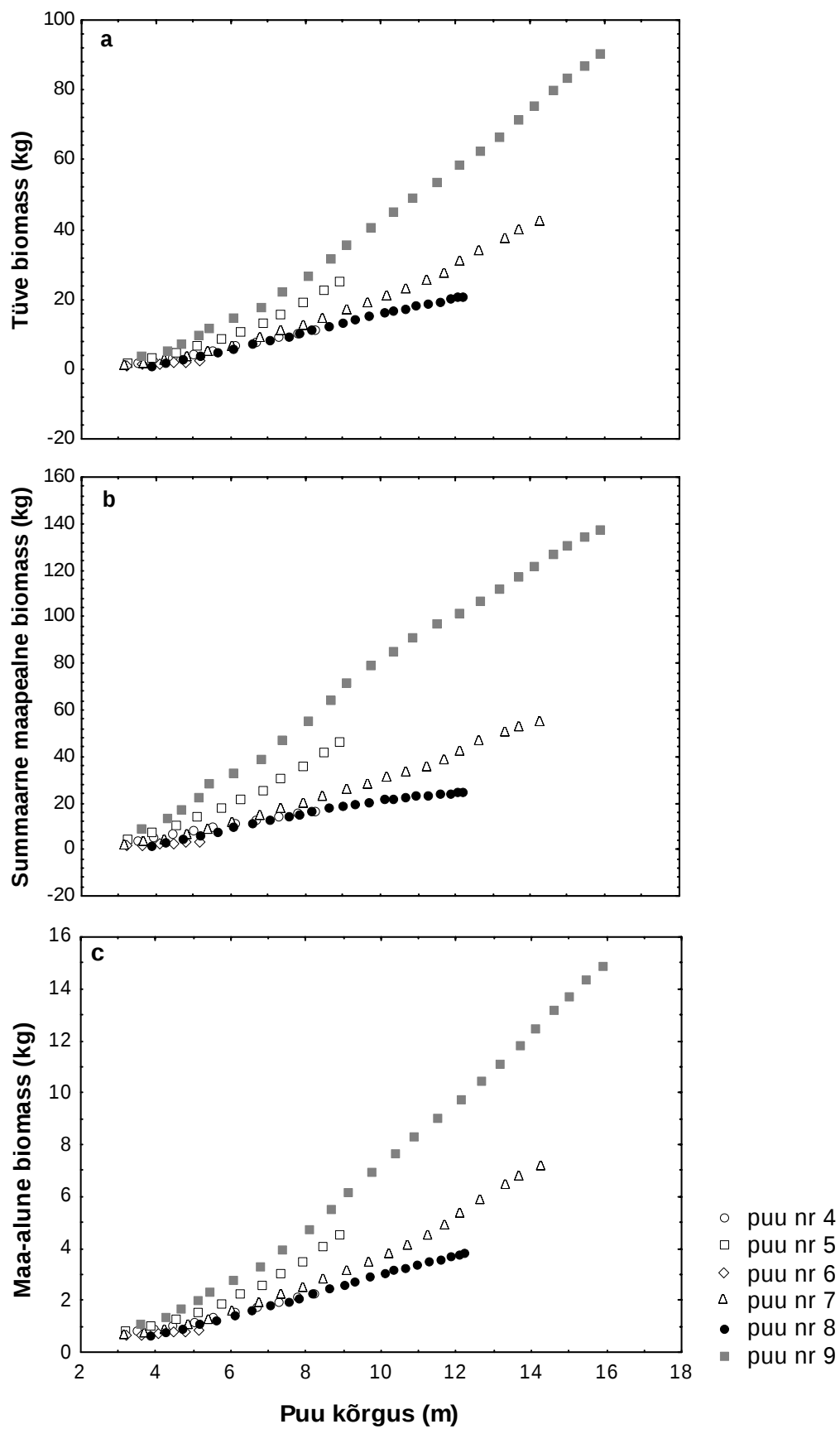
Joonis 5. Mudelpuude rinnasdiameetri (a), okaste (b) ja okste (c) biomassi muutus vanusega



Joonis 6. Mudelpuude tüve (a), maapealse (b) ja maa-aluse (c) biomassi muutus vanusega.



Joonis 7. Mudelpuude rinnasdiameetri (a), okaste (b) ja okste (c) biomassi seos puu kõrgusega.



Joonis 8. Mudelpuude tüve (a), maapealse (b) ja maa-aluse (c) biomassi seos puu kõrgusega.

3.3. Süsiniku varud puistutes

Kolmel esimesel alal puude maapealsete fraktsioonide biomassi arvutamiseks kasutatud regressioonseosed olid väga tugevad (tabel 5). Maa-alune biomass leiti tabelis 4 antud seose järgi. Saadud biomasside väärtused on toodud tabelis 6. 14 a vanuses puistus oli mändide summaarne biomass 1,4, 21 aastases 5,8 ning 36 aastases 20,3 kg m⁻² (Tabel 6). Mändide biomassi jaotus oli samasugune kui mudelpuude keskmine. Rohurinde biomass oli esimesel alal 22,8 ± 12,6 (siin ja edaspidi keskm ± SD), teisel 2 ± 1,8, ning kolmandal 9 ± 3,8 g m⁻²; põõsarinde biomass vastavalt 102 ± 123, 115 ± 130 ja 90 ± 110 g m⁻².

Puidus oli süsinikku keskmiselt 49,4 %, kooses 52,5 %, okastes 51,2 %, juurtes 48,9 % ja varises 47,3 % (tabel 7). Lämmastikku oli kõige vähem puidus (keskmiselt 0,12 %) ja kõige enam okastes (keskmiselt 1,07 %). Juurtes ja kooses oli lämmastiku sisaldus 0,31 % ning varises 0,59 % (tabel 7). Süsiniku ja lämmastiku suhe oli seega kõige suurem puidus, poole väiksem kooses ja juurtes ning madalaim varises ja okastes. C/N väärtused oli kõigi fraktsioonide puhul (va. okkad) suurimad teisel alal (tabel 7).

Huumushorisondis seotud süsiniku kontsentratsioon kasvas vanusega 0,7 %-lt 2,2 %-ni. 14, 21 ja 36 aasta jooksul oli huumushorisondis akumulunud vastavalt 32, 165 ja 1703 g C m⁻² (tabel 8) ja kogu mullaprofiilis 106, 264 ja 1834 g C m⁻² (tabelid 6 ja 8). Keskmiselt lisandus kõdusse ja huumushorisonti esimesel alal 7,6, teisel 12,6 ja kõige vanemal 50,9 g C m⁻² a⁻¹, seejuures kõdu akumulumise kiirus vanusega veidi vähenes (5,3 – 3,6 g C m⁻² a⁻¹), huumushorisonti kogunes süsinik aga kasvavas tempos: esimesel alal 2,3, teisel 7,9 ja kolmandal 47,3 g C m⁻² a⁻¹. Lasuvustihedus ja pH oli huumushorisondil madalam kui puistangumaterjalil, eripind suurem (va kõige noorem ala) (Tabel 8). Lämmastikuisaldus oli samuti A-horisondis suurem, süsiniku ja lämmastiku suhe väiksem. Süsiniku ja lämmastiku suhe kasvas vanusega.

Süsiniku koguhulk oli aladel 1 – 3 vastavalt 850, 3197 ja 12010 g C m⁻² (joonis 9) ning selle keskmine akumulumise kiirus seega vastavalt 61, 152 ja 334 g C m⁻² a⁻¹. Kõige rohkem süsinikku kogunes puude tüvedesse ja huumushorisonti, mille osatähtsus vanusega kasvas (joonis 10). Mändide biomassis seotud süsinik moodustas 80 – 90 % C üldhulgast, muld (kõdu + A-horisont) 8 – 15 %. Rohurinde osakaal oli kõige nooremal alal 1 %, teistel

vähem. Põõsarinne moodustas 0,4 – 6 % summaarsest süsiniku hulgast, tema osakaal samuti vanusega vähenes.

Tabel 5. Aladel 1 – 3 (vt tabel 1) mändide maapealsete fraktsioonide biomasside arvutamiseks kasutatud allomeetriliste seoste (võrrand 2) koefitsiendid. S.E.E tähistab hinnangu standardviga.

Fraktsioon	Ala	Koefitsiendid		r^2_{adj}	S.E.E
		a (S.E)	b (S.E)		
Tüvi	1	0,292 (0,098)	1,293 (0,204)	0,9596	0,185
	2	0,244 (0,038)	1,822 (0,062) *	0,9993*	0,338
	3	0,392 (0,074)	1,846 (0,066)*	0,9986*	1,366
Okkad	1	0,468 (0,037)*	0,915 (0,049)*	0,9946*	0,042
	2	0,005 (0,002)	2,836 (0,181)*	0,9981*	0,163
	3	0,030 (0,035)	1,784 (0,413)	0,9447	0,565
Elus oksad	1	0,319 (0,105)	1,111 (0,203)	0,9437	0,156
	2	0,014 (0,005)	2,498 (0,155)*	0,9980*	0,188
	3	0,005 (0,002)	2,760 (0,156)*	0,9976*	0,375
Koor	1	0,093 (0,049)	0,803 (0,336)	0,7264	0,049
	2	0,017 (0,008)	2,148 (0,183)	0,9957*	0,131
	3	0,018 (0,008)	2,082 (0,161)*	0,9938*	0,266
Surnud oksad	1	0,000004 (0)	5,645 (0,443)	0,9988*	0,002
	2	0,195 (0,066)	1,094 (0,140)	0,9847*	0,164
	3	0,000003 (0,00002)	5,415 (1,477)	0,9811	1,85
Maapealne osa kokku	1	1,009 (0,172)	1,145 (0,105)	0,9853*	0,269
	2	0,278 (0,022)*	1,988 (0,031)**	0,9998**	0,268
	3	0,181 (0,108)	2,251 (0,207)	0,9919*	5,310
TLA	1	6,746 (0,552)	0,890 (0,051)*	0,9937*	0,617
	2	0,090 (0,048)	2,723 (0,211)*	0,9971*	2,628
	3	0,661 (0,901)	1,606 (0,481)	0,9033	9,440

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

Tabel 6. Puistute nr 1 – 3 (vt tabel 1) biomass ja süsinik fraktsioonide kaupa

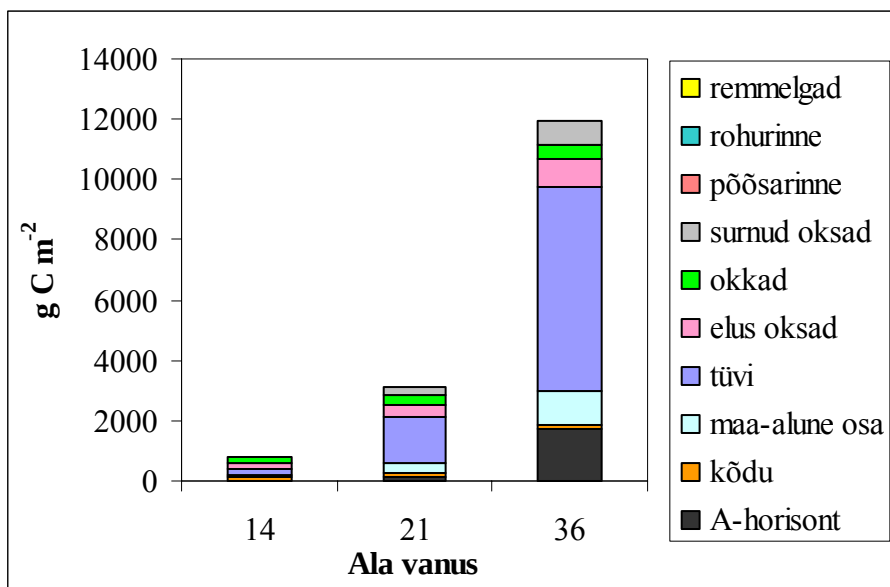
Fraktsioon	Kuivmass g m ⁻²			Süsinik g m ⁻²		
	ala 1	ala 2	ala 3	ala 1	ala 2	ala 3
Tüvi	430	3136	13642	214	1562	6799
puit	364	2689	12506	180	1325	6198
koor	66	447	1136	34	237	601
Okkad	392	664	887	199	337	462
Elus oksad	342	799	1861	172	403	941
Surnud oksad	8,5	531	1614	4,2	262	800
Maa-alune biomass	180	655	2325	91	312	1124
Mändide biomass kokku	1 353	5 785	20 329	680	2 875	10 127
Rommelgad	3,5			1,7		
Põõsarinne	102	115	90	51	58	45
Rohurinne	22,8	2,0	9,0	11,4	1,0	4,5
Kõduhorisont	177	204	255	74	99	131

Tabel 7. Süsiniku ja lämmastiku sisaldus mändide kudedes ja kõdus.

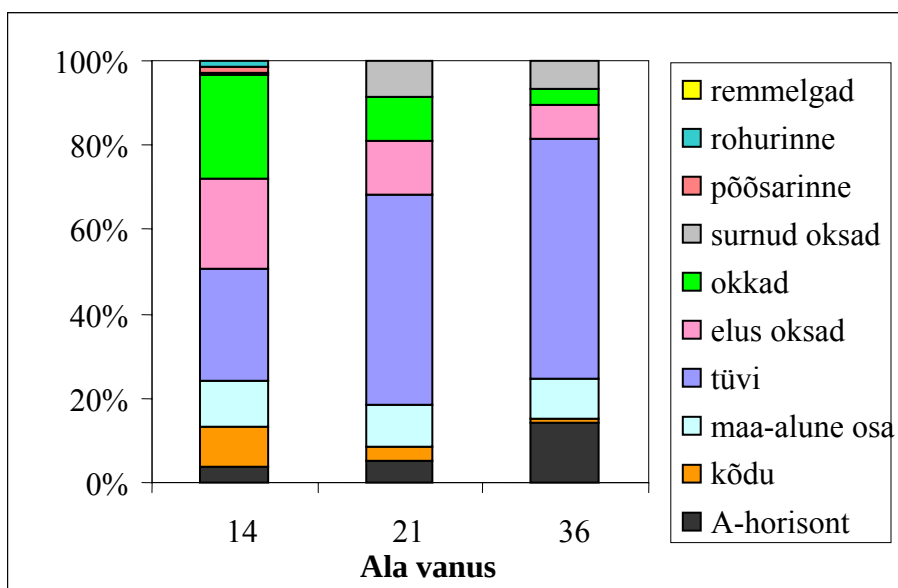
Fraktsioon	Ala	C %		N %		C/N	proovide arv (puud)
		keskm	SD	keskm	SD		
Puit	1	49,43	0,45	0,13	0,02	380	6 (3)
	2	49,28	0,40	0,12	0,02	425	5 (3)
	3	49,56	0,29	0,13	0,01	391	6 (3)
Koor	1	51,74	0,55	0,40	0,04	131	6 (3)
	2	52,95	0,83	0,24	0,05	222	6 (3)
	3	52,95	0,83	0,30	0,02	177	6 (3)
Okkad	1	50,76	0,78	0,84	0,10	61	5 (3)
	2	50,70	0,80	0,93	0,07	54	4 (2)
	3	52,10	0,63	1,42	0,14	37	5 (3)
Juured	1	50,76	7,67	0,32	0,05	161	2 (1)
	2	47,62	0,02	0,24	0,01	203	2 (1)
	3	48,36	0,55	0,39	0,06	126	2 (1)
Kõduhorisont	1	42,02	0,26	0,60	0,02	71	2
	2	48,66	0,54	0,49	0,54	100	2
	3	51,36	0,12	0,68	0,04	76	2

Tabel 8. Mineraalmulla parameetrid uurimisaladel.

Ala	Horisont	Tüsedus cm	C _{org} %	N%	C/N	pH _{KCl}	Koresus % (>2 mm)	Eripind m ² g ⁻¹	Lasuvustihedus kg m ⁻³	Akumuleerunud süsinik C g m ⁻²
1	A	1	1,90	0,13	14,6	7,3	29,6	31,6	614,5	32
	Puistang		1,21	0,07	17,3	7,3	58,6	38,3	1354,3	
2	A	2	2,54	0,11	23,1	7,1	22,9	28,9	750,0	165
	Puistang		1,20	0,05	24,1	7,5	22,2	20,3	1637,1	
3	A	14	6,75	0,18	37,5	7,0	55,9	51,0	994,3	1703
	Puistang		4,55	0,12	37,9	7,3	59,9	31,0	1240,0	



Joonis 9. Orgaanilise süsiniku hulk puistutes nr 1 – 3 (vt tabel 1) fraktsioonide kaupa.



Joonis 10. Orgaanilise süsiniku jaotus puistutes nr 1 – 3 (vt tabel 1).

Ülejäänud aladel (nr 9 – 10 ja 12 – 17) kasutati mändide biomassi arvutamiseks tabelis 9 toodud regressioonvõrrandeid. Mändide maa-aluse osa biomass arvutati tabelis 4 antud valemi järgi. Kõik seosed olid väga olulised ja tugevad ($r^2 > 0,91$), okaste biomassi ja TLA arvutamiseks saadi üldiselt nõrgemad seosed kui alade kaupa eraldi (tabelid 5 ja 9). Okaste ning elus- ja surnud okste võrrandis oli kõrgusel negatiivne astendaja. See tähendab, et sama diameetriga puude puhul oli kõrgematel võra fraktsioonide biomass väiksem

Tabel 9. Aladel nr 9 – 10 ja 12 – 17 (vt tabel 1) mändide maaapealsete fraktsioonide biomasside arvutamiseks kasutatud allomeetriliste seoste (võrrand 4) koefitsiendid. S.E.E tähistab hinnangu standardviga.

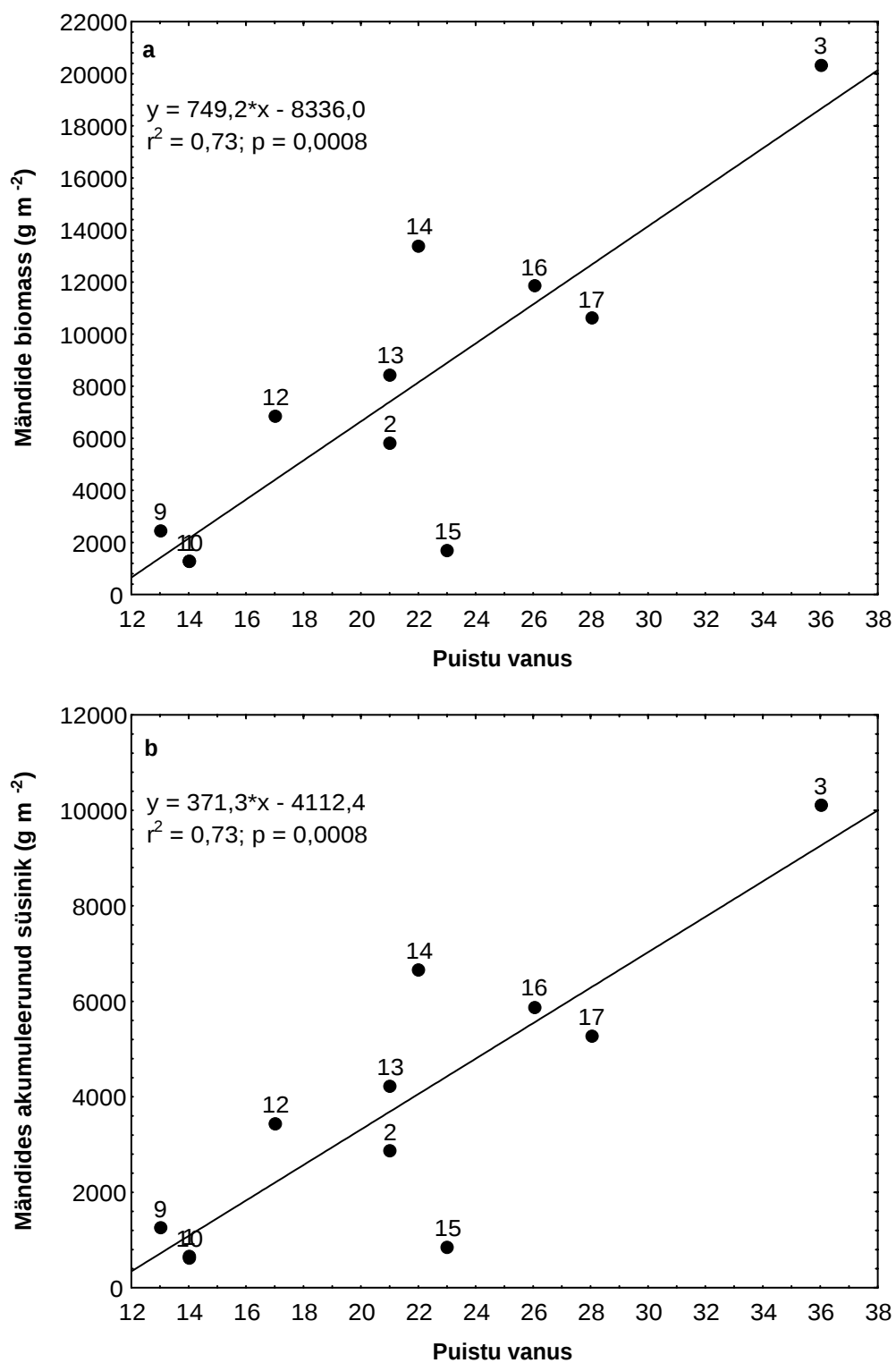
Fraktsioon	Koefitsiendid			r^2_{adj}	S.E.E
	a (S.E)	b (S.E)	c (S.E)		
Tüvi	0,042 (0,005) ***	1,519 (0,044) ***	1,156 (0,061) ***	0,9994 ***	0,715
Tüve koor	0,022 (0,006) **	2,189 (0,168) ***	-0,190 (0,165) ***	0,9917 ***	0,241
Okkad	0,333 (0,135)*	2,872 (0,426) ***	-1,996 (0,388) **	0,9293 ***	0,629
Oksad	0,040 (0,014) *	2,812 (0,239) ***	-0,821 (0,208) **	0,9879 ***	0,568
Surnud oksad	0,000002 (0)	5,736 (1,147)	-0,225 (1,0)	0,9836 ***	1,047
Maapealne osa	0,079 (0,021) **	2,081 (0,128) ***	0,483 (0,144)* ***	0,9960 ***	2,756
TLA	5,299 (2,160) *	2,649 (0,429) ***	-1,828 (0,396) **	0,9140 ***	8,933

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

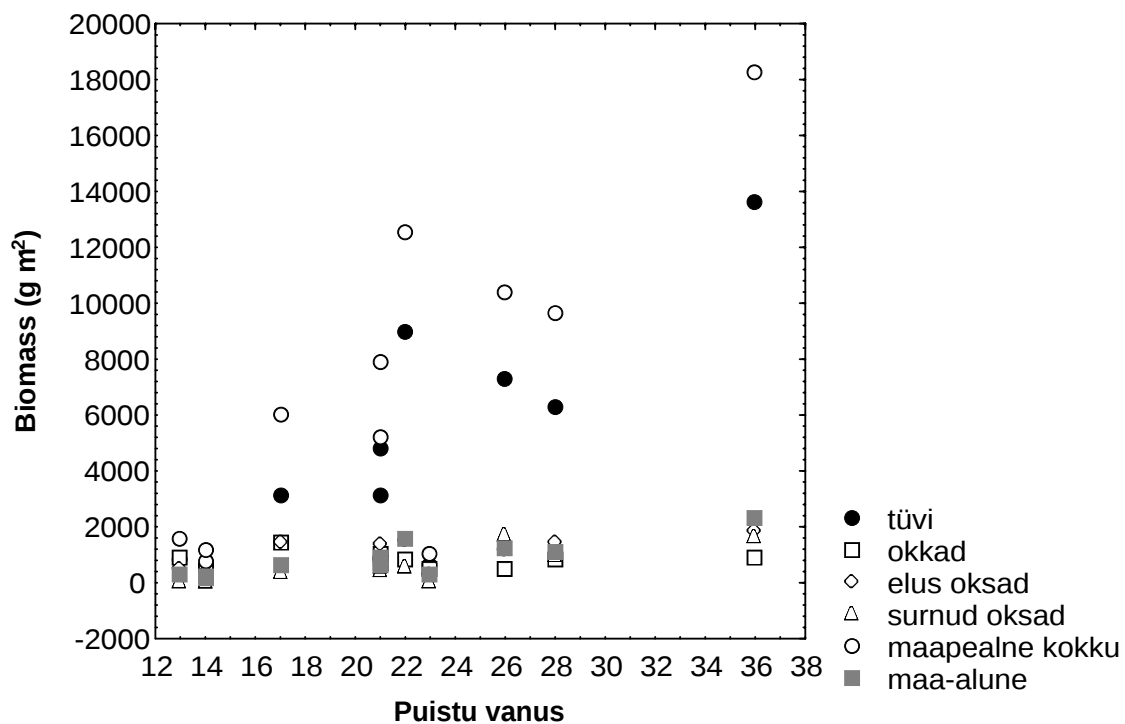
Vanuses 13 – 36 aastat akumulatsioon mändide biomass kiirusega 750 g m^{-2} ehk 371 g C m^{-2} aastas (joonis 11), sh tüvedes $525 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ($261 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) ($r^2 = 0,74$; $p = 0,0007$). Mitmese regressiooni tulemused näitasid, et mändide keskmine biomass sõltus peale vanuse veel mändide arvust alal – tihedamas puistus olid puud väiksemad (tabel 10 ja joonis 14). Ilmselt seetõttu puude arv proovialal biomassi varu puistus oluliselt ei mõjutanud. Biomass akumulatsioon eelkõige tüvesse, ülejäänud fraktsioonide kuivmassid muutusid aja jooksul vähem (joonised 12 ja 13). Seetõttu tüve osakaal maapealsest biomassist kasvas vanusega (37–76 %), võra osakaal vähenes (okkad 4–41 %, elus oksad 11 – 29 %). Kuivanud okste biomass ja osatähtsus samuti vanusega suurenesid (0,05 – 10%). Maa-aluse biomassi osakaal kogu puistu biomassist varieerus 9 – 19 % ning ei sõltunud oluliselt vanusest, küll aga oli positiivselt seotud puistu tihedusega (st mändide arvuga alal) ($r^2 = 0,58$; $p = 0,006$).

Kogu puurindes kogunes biomass kiirusega ligi $790 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ($390 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) (joonis 15). Teiste puuliikide maapealne biomass ja selle osatähtsus puurinde summaarsest biomassist olid negatiivselt korreleeritud mändide arvuga (joonis 16). Kõige suuremad olid need alal nr 16, kus remmelgad ja kased moodustasid 25% puude biomassist. Alal nr 12 oli puistusse looduslikult juurde tulnud liikide osatähtsus 12%, alal 17 6%, ülejäänutel 1% või vähem. Vanusest teiste puuliikide biomass oluliselt ei sõltunud.

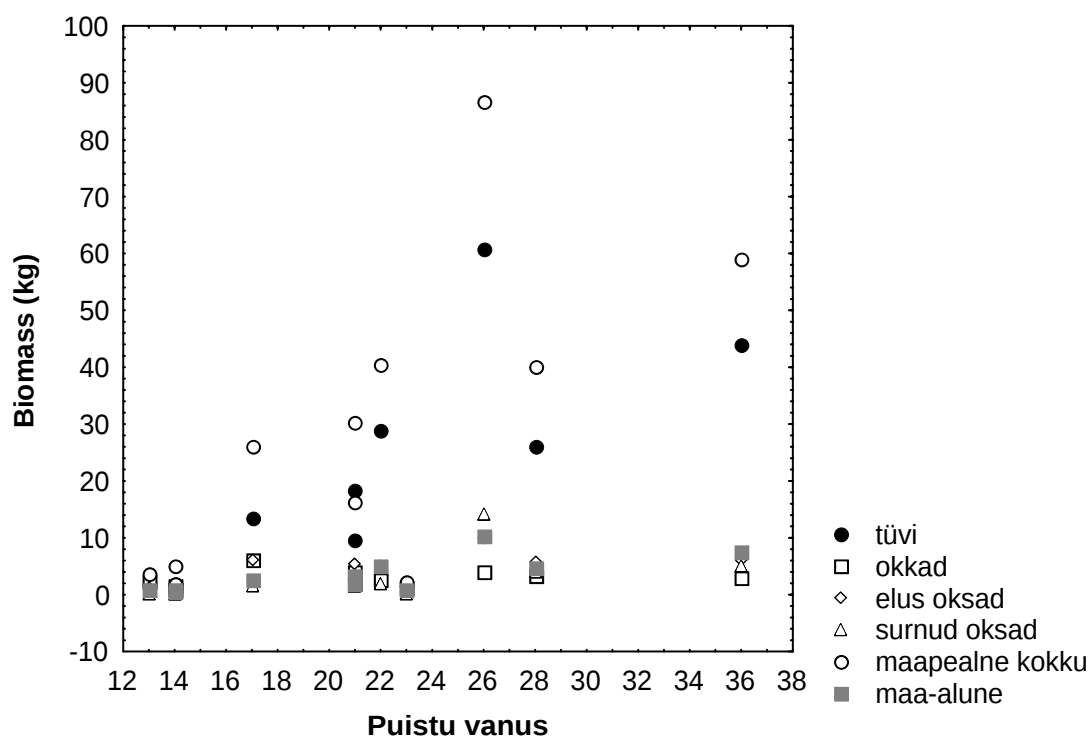
Mändide ja summaarne puude arv oli proovialadel väga varieeruv (tabel 1) ning ei olnud oluliselt seotud vanusega.



Joonis 11. Mändide biomassi (a) ja süsiniku (b) akumulatsioon karjääripuistangutel. Punktide juures olevad numbrid tähistavad uurimisalasid (vt tabel 1).



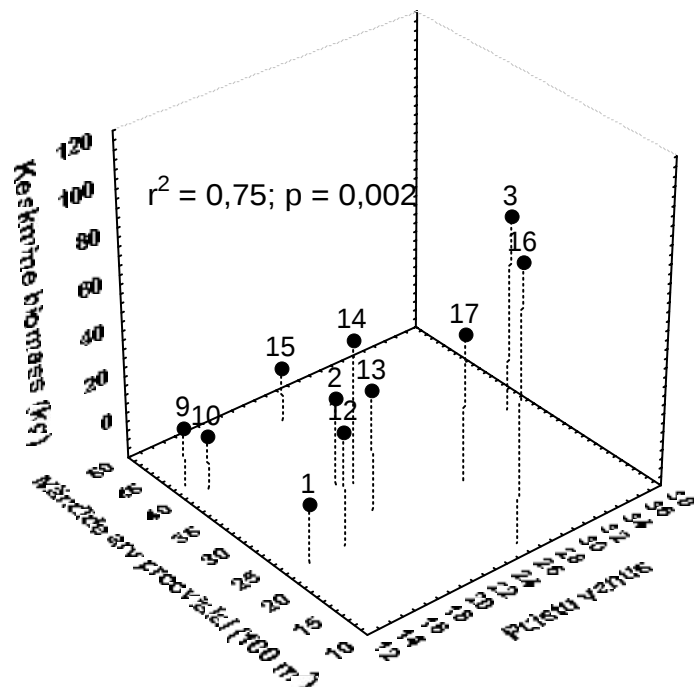
Joonis 12. Mändide biomass fraktsioonide kaupa erineva vanusega puistutes.



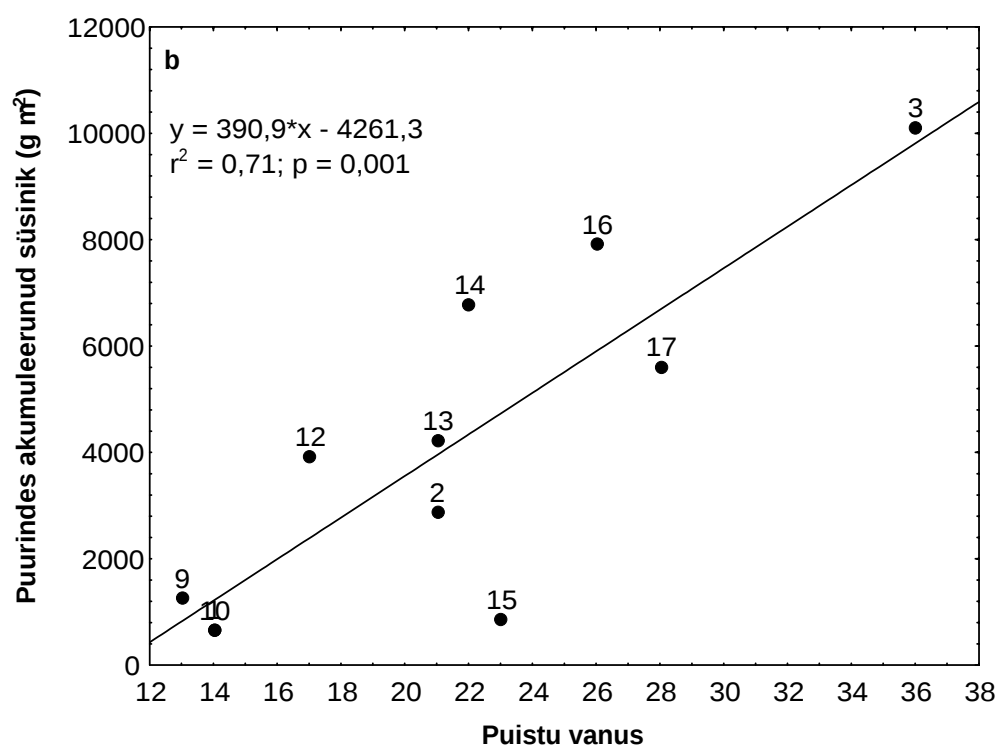
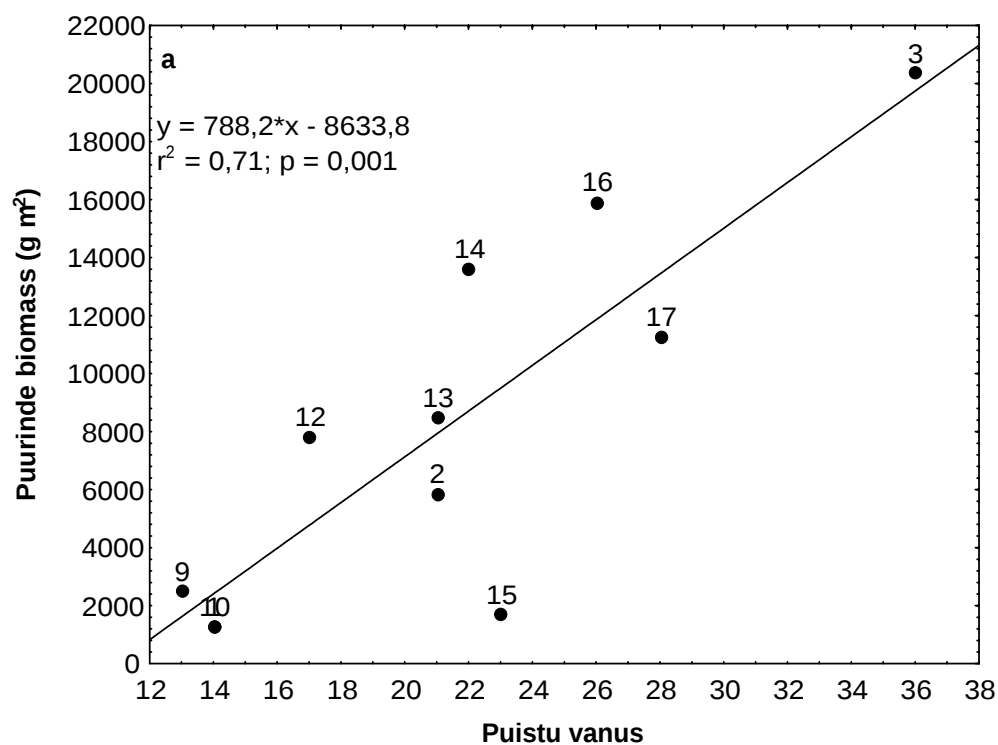
Joonis 13. Keskmise biomass mändi kohta fraktsioonide kaupa eri vanusega aladel.

Tabel 10. Puistu vanuse ja tiheduse mõju mändide keskmisele biomassile.

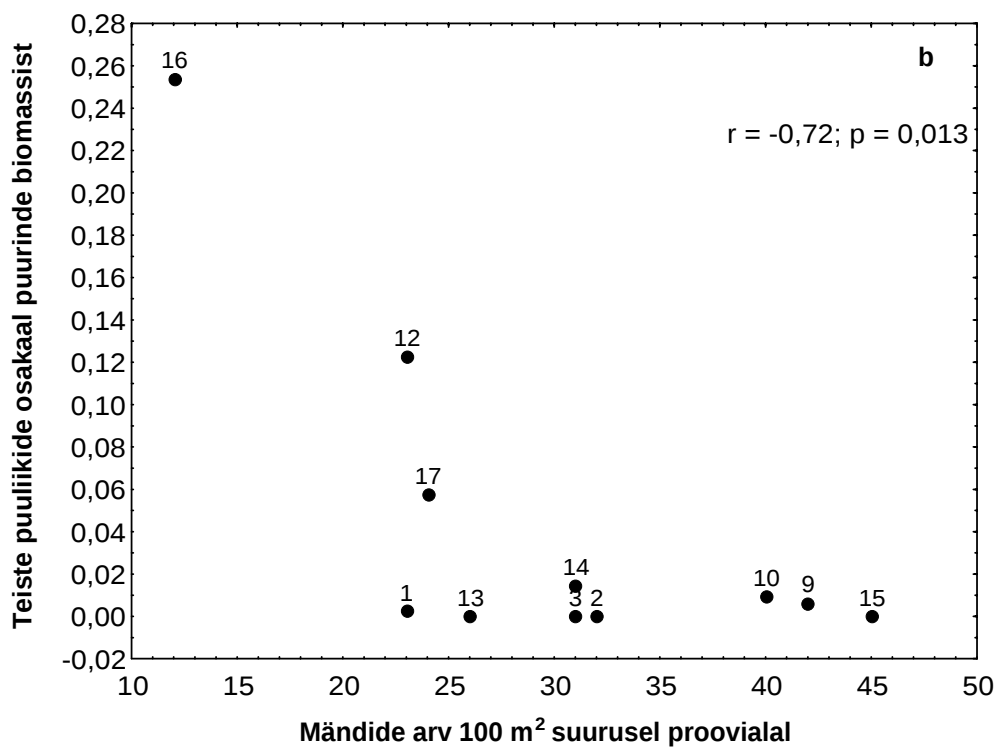
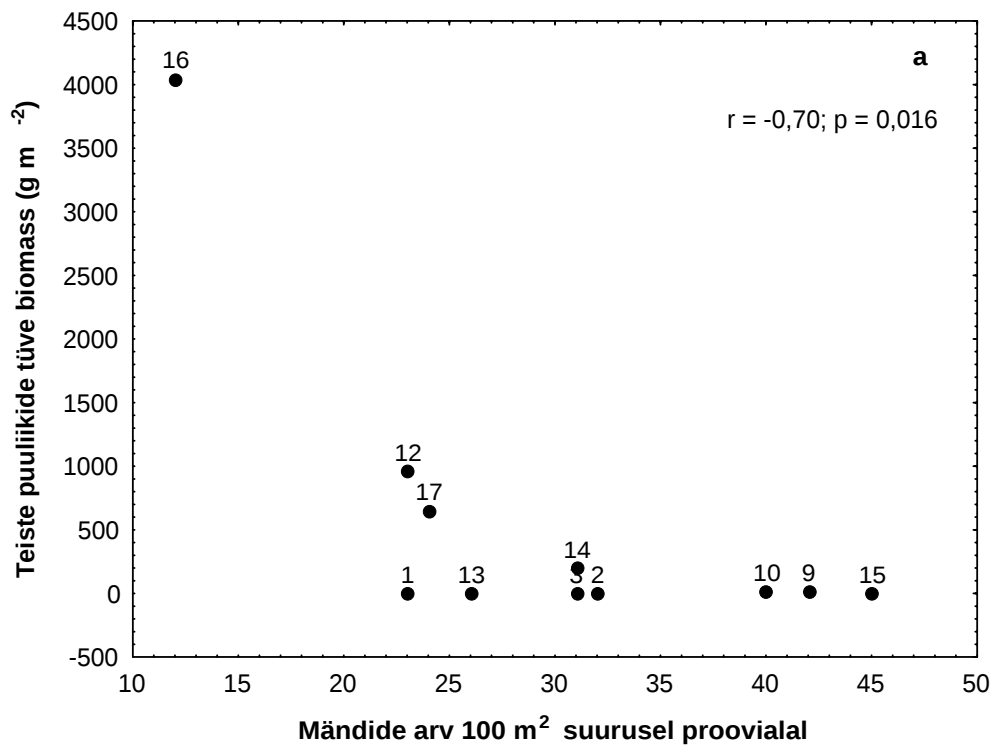
Parameeter	df	F	p
Vabaliige	1	1,712	0,227
Puistu vanus	1	12,036	0,008
Mändide arv	1	12,069	0,008
Viga	8		



Joonis 14. Mändide keskmise biomassi sõltuvus puistu vanusest ja tihedusest. Punktide juures olevad numbrid tähistavad uurimisalasid (vt tabel 1).



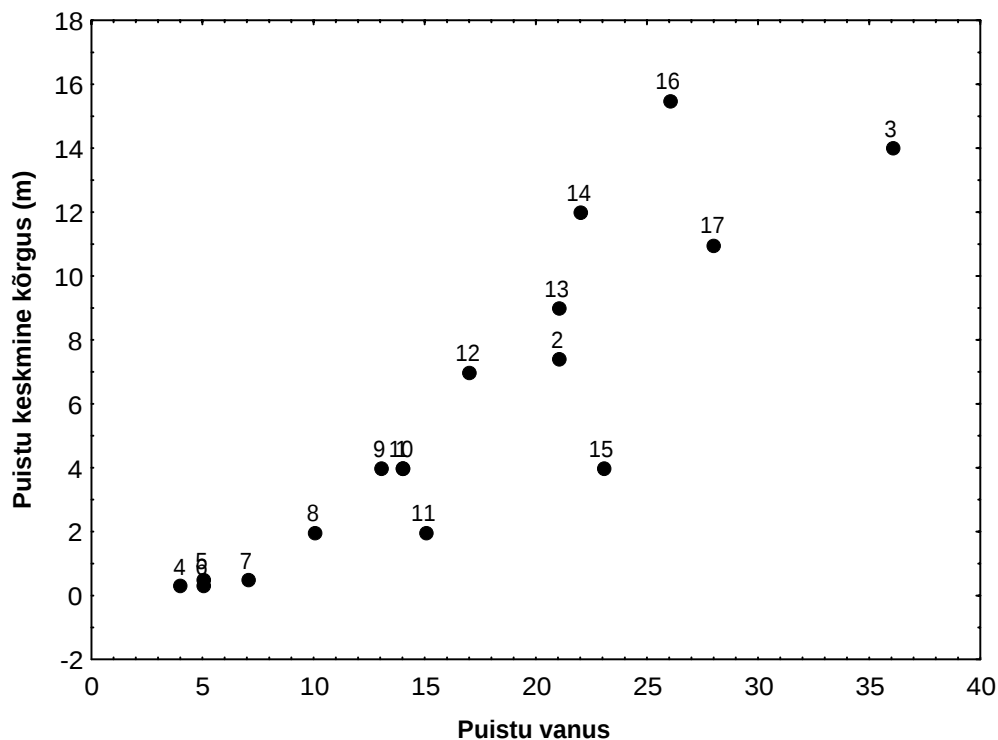
Joonis 15. Puurinde biomassi (a) ja süsiniku (c) akumulereumine karjäärimännikutes. Punktide juures olevad numbrid tähistavad uurimisalasid (vt tabel 1).



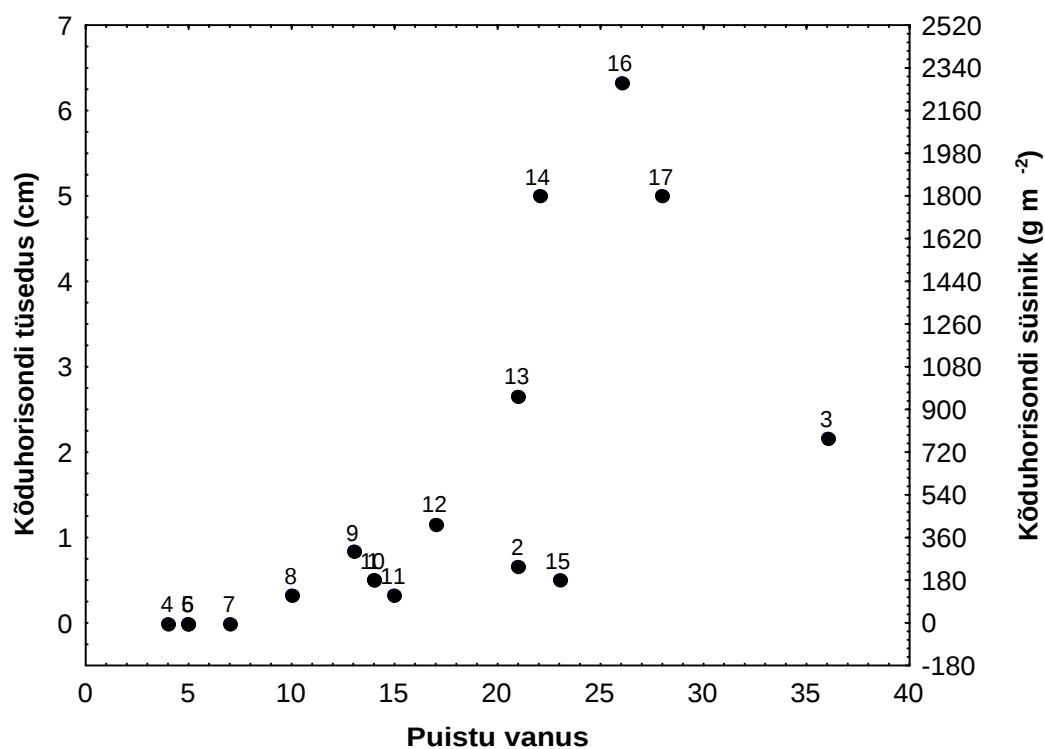
Joonis 16. Teiste puuliikide biomass (a) ja osakaal puurinde biomassist (b) karjäärimännikutes. Punktide juures olevad numbrid tähistavad uurimisalasid (vt tabel 1).

Jooniselt 17 võib näha, et puude kõrguskasv karjäärimännikutes on esimesel aastakümnel madal, vanuses 10 – 30 kiire ja üsna lineaarne ning peale seda hakkab ilmselt platoole jõudma. Metsakõdu түsedus ja selles seotud süsiniku hulk kasvas vanusega mittelineaarselt (joonis 18). Kõige noorematel aladel kõdukiht puudus, kõige kõrgemas, 15,5 m keskmise kõrgusega 26 aastases puistus oli üle 6 cm түsedune. Horisondi түseduse juurdekasv varieerus 0 mm aastas kõige noorematel aladel kuni $2,4 \text{ mm a}^{-1}$ (ehk $88 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) alal nr 16. Üldiselt oli see vanemates ja kõrgemates puistutes suurem (va ala nr 3). Kõdukihi түsedus oli korreleeritud puurinde biomassiga ($r = 0,72$; $p = 0,012$).

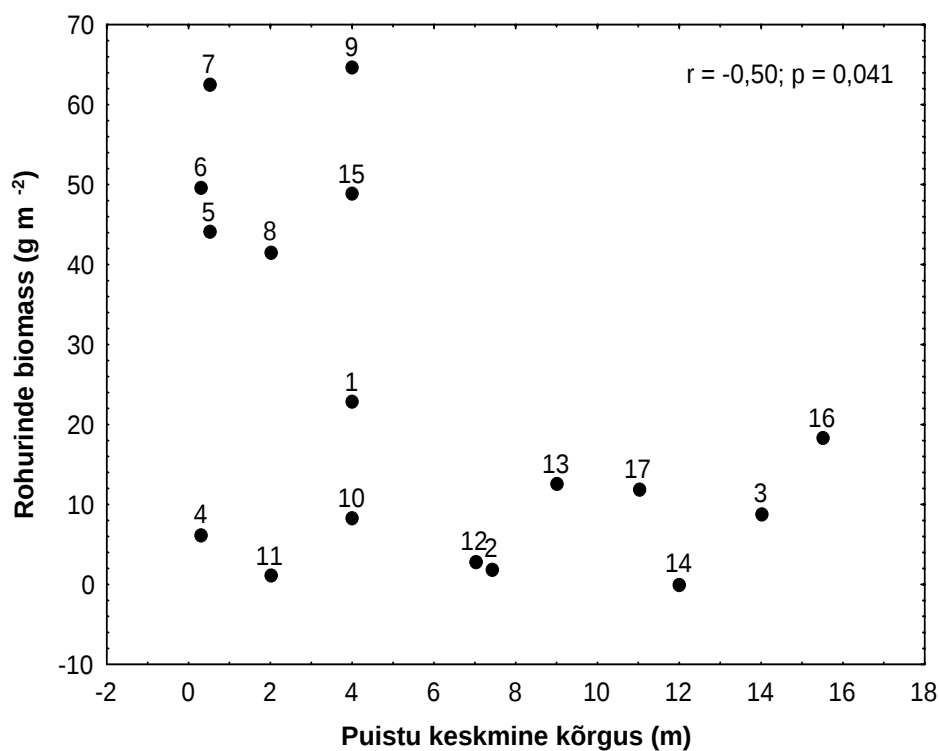
Rohurinde biomass vähenes puistu kõrguse kasvades (joonis 19). Vanuse, puistu biomassi ja lehestiku pindalaga rohurinde biomassil olulist seost ei olnud.



Joonis 17. Karjääripuistangutele rajatud männikute keskmise kõrguse muutumine vanusega. Punktide juures olevad numbrid tähistavad uurimisalasid (vt tabel 1).



Joonis 18. Karjäärimännikute kõduhorisondi tuseduse ja selle süsinikuvaru seos puistu vanusega. Punktide juures olevad numbrid tähistavad uurimisalasid (vt tabel 1).



Joonis 19. Rohurinde biomassi seos puistu keskmise kõrgusega. Punktide juures olevad numbrid tähistavad uurimisalasid (vt tabel 1).

4. Arutelu.

4.1. Kasutatud metoodika

Aegread

Käesolevas töös kasutati puistutes ajas toimuvate muutuste uurimiseks männipuistute aegrida. Selle meetodi puhul eeldatakse, et lähestikku asuvad erivanuselised kooslused esindavad ökosüsteemi järjestikulisi arengujärke (Wirth et al. 1999). Suurim aegridade kasutamise puudus on oht valida alad, millel on erinevad biofüüsikalised ja/või ökoloogilised omadused (Wang et al. 1993). Siiski on leitud, et aegread on kõige praktilisem meetod uurimaks keskmise- ja pikaajalist süsiniku dünaamikat boreaalsetes metsades (e.g. Wirth et al. 2002; Wang et al. 2003; Bond-Lamberty et al. 2004) ja primaarse suktsessiooni käigus (Berendse 1998; De Kovel et al. 2000), kuna ta võimaldab lühikese aja jooksul jälgida pikaajalisi muutusi.

Antud töös uuritud aegrea puhul oli suurimaks probleemiks see, et põlevkivikarjääride puistangute omadused on väga varieeruvad (Vaus 1970). Samuti on katendi paksus Sirgala karjääris aja jooksul suurenenud (Valgma 2000), seetõttu on nooremad puistangud ilmselt kivisemad. Seega ei ole täidetud nõue, et kõik puistud on arenenud samades tingimustes. Siiski, kuna valiti uurimiseks üsna palju alasid lühikeste ajavahedega, saab ehk pildi keskmistest muutustest, mis suktsessiooni käigus karjääripuistangute männikultuurides aset leiavad.

Puude biomassi arvutamine

Mudelpuude analüüsimine on väga töömahukas, seetõttu on nende arv alati kompromiss tulemuse täpsuse ja kulutatud tööhulga vahel (Anniste 1997). Mudelpuude biomassi leidmisel tehtud võimaliku vea suurust ei kontrollitud ning seda on ka väga raske hinnata. Võra biomassi hindamine võis olla ebatäpne, kuna see sõltub mudelokste valikust. Kuna pinnas oli väga kivine, mis takistas juurte väljakaevamist, siis mõõdeti maa-alune biomass ainult keskmise suurusega puude puhul ning eeldati, et juurte ja tüve biomassi vaheline allomeetriline sõltuvus on teistel puudel sama.

Allomeetrilised seosed olid väga tugevad. Xiao ja Ceulemans (2004) võrdlesid erinevate parameetritega allomeetrilisi võrrandeid 10 a vanuste mändide biomassi hindamiseks ja

leidsid, et seos rinnasdiameetriga (samal kujul kui võrrand 2) oli kõige parem maapealse biomassi leidmiseks. Samuti on Vanninen et al. (1996) näidanud, et mändide maa-alune biomass on lineaarselt seotud maapealse ja tüve biomassiga, nagu ka käesolevas töös saadi. Allomeetriliste võrrandite tugevus näitab siiski vaid seda, kui hästi nad kirjeldavad mudelpuid, ega näita, kuivõrd mudelpuud esindavad kogu puistu biomassi (Brække 1986). Näiteks on leitud, et allomeetriliste mudelitega puistu okkamassi hindamine annab suhteliselt ebatäpse tulemuse (seos rinnasdiameetriga andis vea $\pm 40\%$, rinnasdiameetri ja kõrgusega $\pm 25\%$) (Anniste 1997). Mudelpuude biomassi tagasiarvutamise puhul on probleemiks see, et mõõdetud nooremad puud ei pruugi vastata vanemate puude noorematele järkudele (Vanninen ja Mäkelä 2005).

Teiste puuliikide biomassi ei määratud otseselt, vaid arvutati mahutabelite järgi. Tulemus on üsna ligikaudne, kuna nende kõrgust ei mõõdetud, samuti ei arvestatud maa-aluse osa ja võra biomassi.

Muld

Väga varieeruvate omadustega karjääripuistangutel ei piisa ainult ühest mullaproovist ala kohta, et saada täpset hinnangut mullas seotud süsiniku kohta. Seega tuleks saadud arve vaadata kui ligikaudset hinnangut. Et süsiniku akumulatsioon keskmi kiirust täpsemalt teada saada, tuleks uurida rohkem erivanuselisi ja erineva kvaliteediga alasid.

4.2. Mändide kasv ja struktuur

Boniteerimise tabeli (Etverk 1980) järgi kuulus 14 a vanune intensiivselt uuritud männik (ala nr 1) III ning 21 ja 36 a vanused alad (nr 2 ja 3) II boniteediklassi, ülejäänud puistud olid Ia – V boniteediga. Puude mõõtmed olid võrreldavad teiste karjääri istutatud männikultuuridega (Kaar ja Raid 1992; Kaar 2002b). 13 – 36 a vanuste puistute maapealne biomass oli suurem kui mitmetes normaalse mullaga sama vanades sarnases kliimas kasvanud männikutes (Mälikönen 1974; Helmisaari et al. 2002; Kolari et al. 2004) ning mitmetel vanematel aladel (nr 3, 13, 14, 16 ja 17) suurem kui boreaalse vööndi liitunud võradega männikute keskmine ($7,3 \text{ kg m}^{-2}$) (Gower et al. 1994). See näitab, et männikud kasvavad ammendatud karjäärialadel hästi.

Biomassi jaotus

Nooremates puistutes (13 – 14 a) jagunes maapealne biomass peaaegu võrdselt tüvede, okaste ja okste vahel. Xiao ja Ceulemans (2004) said 10 a vanuste mändide puhul Belgias ligilähedase tulemuse. Samas Oleksyni et al. (1999), Braekke (1986) ja Helmisaari et al. (2002) poolt uuritud noortes männipuistutes (12 – 15 a) oli okaste osatähtsus maapealsest biomassist tunduvalt väiksem – vastavalt 8, 13 ja 12 %. See võis tulla puistute suuremast tihedusest. Nn „piibu teooria“ kohaselt on lehestiku kasv proportsionaalne diameetri kasvuga ning kuna konkurentsi tingimustes on puudel kõrguskasv diameetri kasvu suhtes suurem, siis suureneb allokatsioon tüvesse ning võra osakaal väheneb (Mäkelä 1986). Kõrguse ja diameetri suhte seost allokatsiooniga on ka praktikas leitud (Vanninen ja Mäkelä 2000). Antud töös ilmnes see ainult kõige vanemal alal, kus ka ilmselt esineb valguskonkurents. Samas, regressioonseosed võra fraktsioonide biomasside arvutamiseks näitasid, et sama diameetriga puude puhul on kõrgematel (kellel siis ka kõrguse ja diameetri suhe suurem) võra biomass väiksem. Anniste (1997) sai okaste biomassi kohta samasuguse tulemuse. Tihedamas puistus on puu sunnitud enam kõrgust kasvama ning võra alumine piir on laasumise tõttu kõrgemal ning elusvõra suhe väiksem (Anniste 1997; Mäkelä ja Vanninen 1998). Erinevate fraktsioonide osakaalude seos elusvõra suhtega oli väga tugev, kuna see parameeter sõltub peale konkurentsi veel puu vanusest ja ala kasvutingimustest (Mälkönen 1974; Mäkelä ja Vanninen 1998).

Vanuse ja kõrguse kasvades tüve osakaal suurenes ning okste ja okaste osatähtsus langes. Seda võib samuti seletada piibu teooriaga, mille kohaselt kõrguse suurenedes kasvab allokatsiooni tüve puitu, kui suhteline kasvukiirus jääb samaks (Mäkelä 1986). Sellepärast on puu kõrgus ilmselt parem näitaja seletamiseks muutusi puu allokatsioonis kui vanus (Vanninen et al. 1996; Vanninen 2004).

Maa-aluse biomassi osatähtsus vanusega ei muutunud. Olenevalt puistu tihedusest varieerus see vahemikus 9 – 19 %, mis on suhteliselt madal. Näiteks Gower et al. (1994) leidsid, et boreaalses vööndis on liitunud võrastikuga männikute keskmine maa-aluse biomassi osakaal 29 %, seda küll koos peenjuurtega. Peenjuurte biomassi antud töös ei mõõdetud, aga üldiselt moodustab see väikese osa puu (ja puistu) biomassist (Knight et al. 1994; Vanninen et al. 1996; Xiao et al. 2003). Peenjuurte osatähtsus on suurem nooremates puistutes, kirjanduses võib 10 – 15 a vanuste männikute jaoks leida väärtusi 5 – 15 % (Oleksyn et al. 1999; Helmisaari 2002; Xiao ja Ceulemans 2004). Kännu maa-aluse osa ja

jämedate juurte biomass võib moodustada 11 – 29 % puu või puistu kogumassist (Vanninen et al. 1996; Oleksyn et al. 1999; Helmisaari et al. 2002; Xiao et al. 2003; Xiao ja Ceulemans 2004) ning on erivanuselistes puistutes suhteliselt konstantne (Vanninen et al. 1996; Helmisaari et al. 2002). Küll aga on näidatud, et 13 a vanuse keermänni (*Pinus contorta* var. *latifolia*) puhul sõltus nii jämedate kui ka peenjuurte osakaal puistu tihedusest (Litton et al. 2003). Tihedamal alal olid puud väiksemad ja seetõttu oli neil allokatsioon maa-alla suurem. Sama võib kehtida ka teiste männiliikide kohta.

Kasvu vähenemine vanusega

Mudelpuude ja puistute biomassi juurdekasv vähenes umbes 25 – 30 aastaselt. Kahjuks oli üle kolmekümneaastaseid puistuid esindatud ainult üks, seetõttu ei olnud võimalik analüüsida, kuidas puistute juurdekasvu mõjutab ala viljakus ja muud näitajad. Magnani et al. (2000) leidsid hariliku männi aegreas, et maapealne primaarproduktioon (ANPP) oli maksimaalne 14 – 18 a vanustes puistutes (kõrgusega 7,7 - 9,9 m). Teiste boreaalse vööndi okaspuude kohta on saadud, et hariliku ebatsuuga (*Pseudotsuga menziesii*) biomassi akumulatsioon on suurim umbes 30 a (Acker et al. 2002) ning mustal kuusel (*Picea mariana*) 37 a vanuselt (Bond-Lamberty et al. 2004).

Üheks oluliseks puude kasvu aeglustumise põhjuseks võib olla lehestiku biomassi vähenemine vanematel puudel, kuna on leitud, et kasv ja produktioon on lineaarselt seotud lehestiku massiga. (Vanninen ja Mäkelä 2000, 2005; Vanninen 2004). Samas, lisaks lehestiku vähenemisele ka tema efektiivsus (kasv või produktioon lehe massiühiku kohta) väheneb (Magnani et al. 2000; Vanninen 2004; Vanninen ja Mäkelä 2005). Vanusega kahanev NPP/GPP suhe sobib klassikalise Kira ja Shidei (1967) hüpoteesiga, et biomassi akumulatsioon tõttu kulutused hingamiseks suurenevad (Vanninen ja Mäkelä 2005). Magnani et al. (2000) arvates on aga peamine põhjus, miks ANPP ja ANPP lehe ühiku kohta vähenevad, suurenenud allokatsioon peenjuurtesse. Muutus allokatsioonis võib olla tingitud puu struktuuri kohanemisega kasvamisest tekkivate hüdrauliliste limitatsioonidega (Magnani et al. 2000). Ryan et al. (2004) tegid katse pajueukalüptiga (*Eucalyptus saligna*) ja leidsid, et lisaks allokatsiooni muutumisele ja lehtede hingamise kasvamisega ka GPP vähenes pärast võra liitumist, kusjuures põhjuseks ei olnud toitainete limitatsioon, lehtede pindala või fotosünteesivõime vähenemine ega hüdrauliline limitatsioon. Need järeldused ei pruugi aga kehtida hoopis teistsuguses kliimas kasvava hariliku männi puhul (Vanninen ja Mäkelä 2005).

4.3. Süsiniku akumulatsioon puistutes

Süsiniku keskmine akumulatsioon kiirus oli 14 aastasel alal $61 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 21 aastasel $152 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ja 36 aastasel $334 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. See näitab, et süsiniku hulga suurenemine karjäärimännikutes selle vanuseperioodi jooksul ei ole lineaarne, vaid kasvab eksponentsiaalselt. Kui puude kasv aeglustub, siis võib keskmine süsiniku lisandumise kiirus hakata uuesti langema. Kõige rohkem süsinikku koguneb puude tüvedesse ja huumushorisonti, kuna seal seotud süsinik on pikaajalisem kui teistes fraktsioonides.

Puurinne

13 – 36 a vanustes karjäärimännikutes akumulatsioon kogu puurindes biomass kiirusega $790 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ($390 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) ja mändides kiirusega $750 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ($371 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), sh tüvedes $525 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ($261 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Varem on leitud, et sama vanades karjääripuistangute hariliku männi kultuurides jääb keskmine aastane puidutagavara juurdekasv vahemikku $2,8 - 9,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Kaar ja Raid 1992; Reintam ja Kaar 2002; Reintam et al. 2002), millele vastab ligikaudu $140 - 495 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (kui puidu tihedus on 500 kg m^{-3}). See on vähem kui antud töös selgus, aga puidu tagavara hulka pole ka arvestatud kogu tüve biomassi. Keskmine uuritud puistute tagavara juurdekasv tabelite järgi, arvestades boniteeti ja täiust (Etverk 1980) oli $7,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ehk $384 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (varieerus $170 - 670 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).

Biomassi juurdekasv karjäärimännikute puidus on suurem kui Eesti ja Euroopa männikute keskmine – vastavalt $2,16 \text{ t m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($108 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) (Valk ja Eilart 1974) ja $181,2 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (De Vries et al. 2003), mis on ilmselt tingitud nende noorest east. Samas, Lõuna-Soomes kasvavas 12 a vanuses männikus oli puudes seotud aastane süsiniku muutus vaid 109 g C m^{-2} ja 40 a vanuses puistus 256 g C m^{-2} (Kolari et al. 2004).

Muld

Muldade areng ja omadused karjääripuistangutel sõltuvad substraadi omadustest, taimkatte olemasolust, selle biomassist ja liigilisest koosseisust (e.g. Roberts et al. 1988; Kaar ja Raid 1992; Bradshaw 1997; Reintam et al 2002; Šourková et al. 2005).

Orgaaniline kiht mineraalmulla pinnal 4 – 7 a vanustes männikutes puudus. Teisel aastakümnel tekkis õhuke kõduhorisont (umbes 1 cm), maksimaalse tuseduseni jõudis see kolmandal aastakümnel (kõige rohkem üle 6 cm).

Mullas seotud süsinik on seotud ala viljakusega, kuna sellest sõltub puude biomass ja varise hulk (Sun et al. 2004). Ka käesolevas töös selgus, et kõdu oli rohkem aladel, kus puud olid kõrgemad ja biomass suurem. Kõige kiiremini oli kõdu akumulunud Ia boniteediklassi kuuluvates puistutes (alad nr 14 ja 16) – keskmiselt üle 2 mm (üle 80 g C) aastas, samas kui 23 aastases IV boniteedi männikus (nr 15) oli kõduhorisont vaid poole sentimeetri tusedune (akumuleerumise kiirus keskmiselt 0,2 mm a⁻¹).

Kolmel intensiivsemalt uuritud alal (nr 1 – 3) oli otseselt mõõdetud metsakõdu seotud süsiniku hulk oluliselt madalam kui vastavad horisondi paksuse järgi arvutatud väärtused: 14 a vanusel alal vastavalt 74 ja 180 g C m⁻²; teisel alal 99 ja 241 g C m⁻² ning kõige vanemal 255 ja 781 g C m⁻². Erinevused võivad tulla sellest, et kõdu lasuvustihedust aladel ei mõõdetud ja arvutatud väärtused ei pruugi tegelikule olukorrale vastata. Kõduhorisondi tusedus mõõdeti suvel, varise kaal aga oktoobri lõpus. Kuna ilmad oli juba külmad, siis võisid alumised kõduhorisondid jääda kätte saamata. Seetõttu oli ehk ka kõdu mass nii väike. Varem on leitud, et O-horisondi mass varieerub 29 – 38 a karjäärimännikutes 823 – 1462 g C m⁻² ja selle keskmine aastane juurdekasv 24,8 kuni 42,1 g C m⁻² a⁻¹ (Reintam ja Kaar 1999; Reintam et al. 2002).

14, 21 ja 36 aasta jooksul oli huumushorisondis akumulunud vastavalt 32, 165 ja 1703 g C m⁻², süsiniku kogunemise kiirus oli seega esimesel alal 2,3, teisel 7,9 ja kolmandal 47,3 g C m⁻² a⁻¹. Reintam et al. (2002) sai 29 - 34 a vanustes Sirgala männikultuurides keskmiseks süsiniku kogunemise kiiruseks A-horisondis 16,6 (ilma rohurindeta alal) – 131,8 g m⁻² a⁻¹ ning A- ja AC-horisondis kokku 41,7 – 196,3 g C m⁻² a⁻¹. Seega on antud töös uuritud 36 a vanuses puistus mulla orgaanilise aine juurdekasv olnud suhteliselt aeglane. Ka peeneses akumulunud süsiniku sisaldus oli selle ala huumushorisondis madal – vaid 2,2 %. Taimsest materjalist lisandunud süsiniku kogus varieerub põlevkivikarjäärade tehnogeensetes muldades üsna palju: umbes 30 a vanustes männikutes on saadud väärtusi 2,8 kuni 8,06 % (Reintam ja Kaar 1999, 2002; Reintam 2001; Reintam et al. 2002). Madalam on see vähese alustaimestikuga aladel, samuti seal, kus puistang sisaldab palju kukersiiti (Reintam 2004). Tavaliselt on kukersiidis sisaldus puistangus 1,4 – 2 % (Reintam et al. 2002; Reintam 2004), alal nr 3 oli see koguni 4,55 %. Samuti oli seal pinnase koresus väga suur, ligi 60 %, samal ajal kui 1 % suurune kasv puistangu koresuses vähendab üldiselt mulla orgaaniliste komponentide sisaldust 1 % võrra (Reintam 2004).

Kõdu- ja huumushorisoni süsiniku sidumine vajab kindlasti lähemat uurimist, et saada teada, kui kiiresti see toimub ja millistest faktoritest sõltub.

Üldiselt on orgaanilise aine akumulatsioon mullas karjäärimännikutes kiirem kui primaarse suktsessiooni käigus tekkinud liivaluidete männikutes (Berendse 1998; De Kovel et al. 2000) ja Tšehhi pruunsöekarjääri lepikutes (Šourková et al. 2005) ning umbes samas suurusjärgus kui Saksamaa karjääri männikutes (Rumpel et al. 1999).

Orgaanilise süsiniku akumulatsiooniga primaarse pedogeneesi käigus kaasnevad mulla füüsikaliste ja keemiliste omaduste muutused, nagu veehoidmisvõime ja toitainete sisalduse ning kättesaadavuse paranemine, mulla lasuvustiheduse, kivisuse ja pH vähenemine, ning eripinna suurenemine (Roberts et al. 1988; Berendse 1998; De Kovel et al. 2000; Reintam 2001, 2004; Šourková et al. 2005).

4.4. Erinevate rekultiveerimisalternatiivide võrdlus

Varasemad tööd on näidanud, et lehised, arukased ja sanglepad kasvavad põlevkivikarjääride puistangutel paremini kui harilik mänd ning nende puidutagavara on üldiselt suurem (Kaar ja Raid 1992, 1996; Kaar 1998, 2002b; Vares et al. 2004; Karu et al. 2005), seetõttu akumulatsioonid nad ka puurindes enam süsinikku. Lehisekultuuride all on kõdukiht paksem kui männikutes, lehtpuude all õhem ja väiksema tagavaraga, aga sisaldab rohkem toitaineid (Kaar ja Raid 1996). On leitud, et lehtpuud rikastavad mulda toitainetega ja soodustavad mullateket (Kaar ja Raid 1996; Kaar 1998). Näiteks sanglepa kultuurides kasvab mulla huumusesisaldus 4 – 5 korda kiiremini kui männikutes (Kaar ja Raid 1996). Kuigi lehisepuistutes seotakse palju süsinikku, on tema kui Eesti jaoks võõrliigi istanduste rajamine vastuolus bioloogilise mitmekesisuse konventsiooniga ning seetõttu pole lehised ökoloogilisi aspekte arvestades eriti sobivad karjääripuistangute metsastamiseks. Kõige mitmekesisema taimestikuga on looduslikult uuenenud puistud (Hodačová ja Prach 2003; Pensa et al. 2004; Karu et al. 2005). Looduslikult arenevad taimestik ja muld küll aeglasemalt kui istandustes (Bradshaw 1997; Kaar 1998; Reintam ja Kaar 2002), samas keskkonnale on see kõige vähem koormaks, kuna pole vaja puistangut tasandada ega puid istutada (Luud ja Pensa 2004). 1 ha puistangu tasandamiseks kulub 400 l kütust ja 19 000 kWh elektrit (Luud ja Pensa 2004). Diislikütuse keskmine tihedus on 0,86 kg l⁻¹ ja

süsinikusisaldus 85 – 89 % (Lepa et al. 2001), 400 l diislikütuse põletamisel vabaneb seega umbes 0,3 t C. Eesti elektrijaamades tekib 1 kWh elektri tootmisel 1,35 kg süsihappegaasi (Kallaste et al. 1999), 19 000 kWh elektri tootmisel vabaneb 25,65 t CO₂ ehk ~7 t C. Kui neid arve vaadata, siis ilmneb, et karjääripuistangute tasandamisel õhku lendunud süsiniku hulk on samas suurusjärgus kui 14 a vanusel alal seotud süsinikuaru (850 g C m⁻² ehk 8,5 t C ha⁻¹). Süsiniku sidumise seisukohast on looduslik suktsessioon seetõttu ilmselt efektiivsem kui männikute rajamine, arvestades, et biomassi produktsiooni osas ei jää looduslikult uuenenud puistud, kus enamuspuuliigiks on kask, männikutele palju alla (Pensa et al. 2004; Karu et al. 2005). Eriti kasulik oleks looduslikule uuenemisele jätta alad, kus tekivad soodsad tingimused soostumisprotsessiks, kuna pikemas perspektiivis seoksid seal arenevad kooslused rohkem süsinikku kui mineraalmullal kasvav mets (Pensa 2000).

Rohkearvuliste männikultuuride rajamine on halb ka seetõttu, et kasvab tulekahjude ja putukrööstete oht ning võivad hakata levima seenhaigused (Kaar 1998). Seega oleks soovitatav karjääripuistangutele istutada rohkem sangleppa ja arukaske ning jätta senisest enam alasid looduslikule uuenemisele.

Kokkuvõte

Magistritöö eesmärgiks oli 4 – 36 a vanuste Narva karjääri rajatud hariliku männi kultuuride põhjal uurida, kui kiiresti ja millistesse fraktsioonidesse süsinik primaarse suktsessiooni käigus männikutes akumulereub ning millistest faktoritest sõltub mändide biomassi jaotus eri fraktsioonide vahel. Võrreldi ka erinevaid põlevkivikarjääripuistangute rekultiveerimisviise lähtuvalt ökoloogistest aspektidest. Tulemused olid järgmised:

1. Karjäärimännikud on üldiselt hästi kasvanud, olenevalt pinnase omadustest kuuluvad uuritud puistud Ia – V boniteediklassi. 14 a vanusel alal oli kokku seotud 850 g C m^{-2} , 21 a vanuses männikus 3197 g C m^{-2} ning 36 a puistus 12010 g C m^{-2} , sellest puudes vastavalt 80, 90 ja 84 % ning mullas (O + A horisont) 12, 8 ja 15 %. 13 – 36 a vanustes puistutes akumulereus puurinde biomass kiirusega $390 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Mändide kasv aeglustus 25 – 30 a vanuselt. Kõduhorisont tekkis esimese aastakümne lõpuks peale metsastamist, horisondi түsedus sõltus puistu biomassist ning ulatus 6,3 cm-ni. Huumushorisondi süsinikusisaldus määrati kolmel alal vanusega 14, 21 ja 36 aastat. Sinna akumulereunud süsiniku kontsentratsioon kasvas 0,7 %-st 2,2 %-ni ja varu $31,8 \text{ g C m}^{-2}$ – $1702,9 \text{ g C m}^{-2}$. Süsiniku akumulereumise kiirust mullas oleks täpsema hinnangu saamiseks vaja lähemalt uurida. Süsiniku kogunemisega kaasnes huumushorisondi pH vähenemine, lämmastiku sisalduse kasvamine, lasuvustiheduse ja koresuse vähenemine ning eripinna suurenemine.
2. Mudelpuude maapealse biomassi jaotus sõltus vanusest, kõrgusest ja elusvõra suhtest. Vanuse ja kõrguse kasvades tüve osakaal suurenes ning okaste ja elus okste osatähtsus vähenes. Elusvõra suhe, mis sõltub peale puu suuruse veel puistu tihedusest, oli positiivselt korreleeritud võra ja negatiivselt tüve osatähtsusega. Olenevalt ala vanusest moodustasid tüved puistu maapealsest biomassist 37 – 76 %, okkad 4 – 41 % ja elus oksad 11- 29 %. Maa-aluse biomassi osakaal oli 9 – 19 % kogu puurinde biomassist.
3. Rekultiveerimisalternatiivide võrdlemisel arvestati nende mõju CO_2 salvestamisele, mulla arengule ja bioloogilisele mitmekesisusele. Selgus, et antud kriteeriumitest lähtuvalt oleks ammendatud karjäärialadele soovitatav männikute asemel istutada rohkem arukaske ja sangleppa. Samuti võiks jätta senisest enam alasid tasandamata ja

looduslikule uuenemisele, kuna puistangu tasandamisel fossiilsetest kütustest õhku lendunud süsiniku koguse sidumiseks kulub puistangutele istutatud männikutes umbes 10 aastat.

Summary

Accumulation of carbon in a chronosequence of Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands in Narva opencast oil shale mine.

The goal of this study was to determine the rate and compartmentation of carbon accumulation during primary succession in young (4 – 36-year-old) Scots pine stands. Another purpose was to compare different alternatives of restoring oil shale opencasts in Estonia. The results were following:

1. Total carbon storage was 850 g C m⁻² in a 14-year-old, 3197 g C m⁻² in a 21-year-old and 12010 g C m⁻² in a 36-year-old stand. Tree layer made up 80 % of stand organic carbon stock in the youngest, 90 % in the stand afforested 21 years ago, and 84 % in the oldest stand, and soil compartments 12, 8 and 15 %, accordingly. The rate of carbon accumulation in the tree biomass was 390 g C m⁻² yr⁻¹ in 13 – 36-year-old stands. Growth of pines started to slow down at the age of 25 – 30 years. Forest floor appeared at the end of first decade after establishment of plantations. Thickness of this horizon was positively correlated with the average stand height and was up to 6,3 cm. Changes in the mineral soil were estimated in three stands, afforested 14, 21 and 36 years ago. Accumulated carbon content of the A-horizon increased from 0,7 % to 2,2 % with stand age and storage from 31,8 g C m⁻² to 1702,9 g C m⁻². To specify the rate of carbon accumulation in the soils during the development of pine stands on quarry detritus, further detailed work is needed. Compared to parent material, A-horizon had lower pH, bulk density and coarse fraction content, and higher specific surface area and nitrogen content.
2. The proportions of different tree compartments with respect to the total aboveground tree biomass depended on stand age, height and crown ratio. Older and higher trees had higher share of their biomass in stems and less in crown fractions. Crown ratio, which is controlled by stand age, quality and density, was positively correlated with the percentage of needles and branches and negatively related to the proportion of stem biomass. Depending on stand age, share of stem biomass in total aboveground tree

biomass ranged 37 – 76 %, share of needles 4 – 41 % and live branches 11 – 29 %. Belowground biomass made up 9 – 19 % of total stand biomass.

3. Previous studies carried out on reclaimed Estonian oil shale opencasts have shown, that compared to larch (*Larix spp.*), silver birch (*Betula pendula*) and black alder (*Alnus glutinosa*) stands, Scots pine plantations have lower biomass and therefore sequester less CO₂. After taking account other important ecological issues, such as biodiversity and soil development, it was suggested that bigger share of oil shale spoils should be afforested with birch and alder instead of establishing Scots pine monocultures. Also, more areas could be left unleveled and to natural succession, as it takes about 10 years until carbon stock in pine stand equals the amount of carbon emitted during surface leveling.

Tänuõnad

Täna väga oma juhendajat Olevi Kulli igakülgse toetuse eest käesoleva töö valmimise kõigis etappides. Välitöödel olid suureks abiks Aarne Luud, Margus Pensa, Riina Vaht, Elga ja Ene Rull, Olaf Räim, Pille Mänd, Eve Eensalu ja Ingmar Tulva, keemilised analüüsid viisid läbi Marika Mäesalu ja Raja Kährik. Suur tänu ka Loit Reintamile ja Krista Lõhmusele heade nõuannete eest välitööde läbiviimise osas, AS Eesti Põlevkivi juhtkonnale, kes lubas Narva karjääris uurimistööd läbi viia, ja RMK Ahtme metskonna töötajatele, kes jagasid lahkelt andmeid uurimisalade kohta. Töö läbiviimist toetas Eesti Teadusfondi grant nr. 5764.

Kasutatud kirjandus

- Acker, S. A., C. B. Halpern, M. E. Harmon & C. T. Dyrness (2002). Trends in bole biomass accumulation, net primary production and tree mortality in *Pseudotsuga menziesii* forests of contrasting age. *Tree Physiology* 22: 213–217
- Anniste, J. (1997). Okamassi hulga ja jaotuse määramine puhtmännikutes. *Metsandus. Teadustööde kogumik* 189: 168-201
- Berendse, F. (1998). Effects of dominant plant species on soils during succession in nutrient-poor ecosystems. *Biogeochemistry* 42: 73-88
- Berger, T.W., C. Neubauer & G. Glatzel (2002). Factors controlling soil carbon and nitrogen stores in pure stands of Norway spruce (*Picea abies*) and mixed species stands in Austria. *Forest Ecology and Management* 159: 3-14
- Bhatti, J.S, M.J. Apps & H. Jiang (2002). Influence of nutrients, disturbances and site conditions on carbon stocks along a boreal forest transect in central Canada. *Plant and Soil* 242: 1-14
- Bond-Lamberty, B., C. Wang & S.T. Gower (2004). Net primary production and net ecosystem production of a boreal black spruce wildfire chronosequence. *Global Change Biology* 10: 473–487
- Bormann, F.H. & G.E.Likens (1994). *Pattern and Processes in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag, New York, 253 p.
- Bradshaw, A. (1997). Restoration of mined lands using natural processes. *Ecological Engineering* 8: 255– 269
- Bræekke, F.H. (1986). Distribution and yield of biomass from young *Pinus sylvestris* and *Picea abies* stands on drained and fertilized peatland. *Scandinavian Journal of Forest research* 1: 49-66
- Costanza, R., R., d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260
- De Groot, R.S., M.A. Wilson & R.M.J. Boumans (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408
- De Kovel, C.G.F., A.(J.).E.M. Van Mierlo, Y.J.O. Wilms & F. Berendse (2000). Carbon and nitrogen in soil and vegetation at sites differing in successional age. *Plant Ecology* 149: 43–50

- De Vries, W., G.J. Reinds, M. Posch, M.J. Sanz, G.H.M. Krause, V. Calatayud, J.P. Renaud, J.L. Dupouey, H. Sterba, E.M. Vel, M. Dobbertin, P. Gundersen, J.C.H. Voogd (2003). *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe, 2003 Technical Report*. EC, UN/ECE, Brussels, Geneva, 163 p.
- Dixon, R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler & J. Wisniewski, 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190.
- Etverk, I. (koost.) (1980). *Metsamajanduse teatmik*. Valgus, Tallinn, 376 lk.
- Gower, S.T, J.G. Vogel, J.M. Norman, C.J. Kucharik, S.J. Steele & T.K. Stow (1997). Carbon distribution and aboveground net primary production in aspen, jack pine, and black spruce stands in Saskatchewan and Manitoba, Canada. *Journal of Geophysical Research* 102: 29029-29041
- Gower, S.T., H.L. Gholz, K. Nakane & C. Baldwin (1994). Production and carbon allocation patterns of pine forests. *Ecological Bulletins* (Copenhagen) 43: 115-135
- Gower, S.T., O. Krankina, R.J. Olson, M. Apps, S. Linder, C. Wang (2001). Net primary production and carbon allocation patterns of boreal forest ecosystems. *Ecological Applications* 11: 1395-1411
- Grace, J. (2001). Carbon cycle. In: Levin, S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, Vol. 1, Academic Press, pp. 609-628.
- Gärdenäs, A. I. (1998). Soil organic matter in European forest floors in relation to stand characteristics and environmental factors. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 274-283
- Helmisaari, H.-S., K. Makkonen, S. Kellomäki, E. Valtonen & E. Mälkönen (2002). Below- and above-ground biomass, production and nitrogen use in Scots pine stands in eastern Finland. *Forest Ecology and Management* 165: 317–326
- Hobbs, R.J. & J.A. Harris (2001). Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9: 239-246
- Hodačová, D. & K. Prach (2003). Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 385-391
- Janisch, J.E. & M.E. Harmon (2002). Successional changes in live and dead wood carbon stores: implications for net ecosystem productivity. *Tree Physiology* 22: 77–89
- Kaar, E. (1998). Rekultiveerimine Eestis. Metsateaduse ajaloost Eestis. *Teaduse ajaloo lehekülgi Eestist* 12: 175-193.
- Kaar, E. (2002a). Põlevkivikarjääride rekultiveerimine. *Keskkonnatehnika* 2002 (2): 9-12.

- Kaar, E. (2002b). Põlevkivikarjäärade rekultiveerimise tulemustest. *Akadeemilise Metsaseltsi toimetised* 18: 123-131.
- Kaar, E. ja L. Raid (1992). Tasandatud põlevkivikarjäärade rekultiveerimise mõningaid tulemusi. *Metsanduslikud uurimused* 25: 109-117
- Kaar, E. ja L. Raid (1996). *Eesti põlevkivikarjäärade metsanduslik rekultiveerimine, rekultiveeritud aladele rajatud puistute hooldamine ja majandamine*. Granti nr. 366 lõpparuanne. Käsikiri Loodusuurijate seltsis. Tartu, 68 lk.
- Kaar, E., L. Lainoja, H. Luik, L. Raid ja M. Vaus (1971). *Põlevkivikarjäärade rekultiveerimine*. Valgus, Tallinn, 116 lk.
- Kallaste, T., O. Liik & A. Ots (eds.) (1999). *Possible energy sector trends in Estonia: context of climate change*. Stockholm Environment Institute Tallinn Centre, Tallinn, 190 lk.
- Karjalainen, T. (1996). Dynamics of the carbon flow through forest ecosystem and the potential of carbon sequestration in forests and wood products in Finland. *Tiedonantoja* 40, 31p.
- Karu, H., A. Luud, M. Pensa, E. Rull ja R. Vaht (2005). Taimkatte arengust põlevkivikarjäärade taastamisel. – Liblik, V. ja J.-M. Punning (toim.). *Keskkond ja põlevkivi tootmine Kirde-Eestis. TLÜ Ökoloogia Instituudi kogumik nr 9/2005*. Ilmumisel.
- Kattai, V., T. Saadre & L. Savitski (2000). *Eesti põlevkivi: geoloogia, ressurss, kaevandamistingimused*. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn, 226 lk.
- Kira, T. & T. Shidei (1967). Primary production and turnover of organic matter in different forest ecosystems of the Western Pacific. *Japanese Journal of Ecology* 17: 70-87
- Knight, D.H., J.M. Vose, V.C. Baldwin, K.C. Ewel & K. Grodzinska (1994). Contrasting patterns in pine forest ecosystems. *Ecological Bulletins (Copenhagen)* 43: 9-19
- Kolari, P., J. Pumpanen, Ü. Rannik, H. Ilvesniemi, P. Hari & F. Berninger (2004). Carbon balance of different aged Scots pine forests in Southern Finland. *Global Change Biology* 10: 1106-1119
- Kurbanov, E. (2000). *Carbon in pine forest ecosystems of Middle Zavolgie, Russia*. European Forest Institute, Joensuu, 68 p.
- Kuznetsova, T. (2004). Okaspuude seisund põlevkivikarjäärade tasandatud puistangutel. EPMÜ metsandusteaduskond. Magistritöö. Tartu, 120 lk.
- Laas, E. (2004). *Okaspuud*. Atlex, Tartu, 359 lk.

- Laasimer, L. (1973). Tasandatud põlevkivikarjääride taimedega kattumisest. *Metsanduslikud uurimused* 10: 168-185.
- Law, B.E, O.J. Sun, J. Campbell, S. van Tuyl & P.E. Thornton (2003). Changes in carbon storage and fluxes in a chronosequence of ponderosa pine. *Global Change Biology* 9: 510-524
- Lemming, T. (koost.) (2000). *Kasvava metsa mahutabelid ja metsamajanduslikud abitabelid*. Eesti Erametsaliit, Tallinn, 89 lk.
- Lepa, J., K. Jürjenson, A. Normak ja M. Hovi (2001). *Kütused soojusenergia tootmiseks*. EPMÜ, Tartu, 24 lk.
- Litton, C.M., M.G. Ryan, D.B. Tinker & D.H. Knight (2003). Belowground and aboveground biomass in young postfire lodgepole pine forests of contrasting tree density. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 351-363
- Luud, A. & M. Pensa (2004). Alternatives of reforesting oil shale opencasts in Estonia. *Oil Shale* 21: 3-11
- Magnani, F., M. Mencuccini & J. Grace (2000). Age-related decline in stand productivity: the role of structural acclimation under hydraulic constraints. *Plant, Cell and Environment* 23: 251-263
- Malhi, Y., D.D. Baldocchi & P.G. Jarvis (1999). The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant, Cell and Environment* 22: 715-740
- Mäkela, A. (1986). Implications of the pipe model theory on dry matter partitioning and height growth in trees. *Journal of Theoretical Biology* 123: 103-120
- Mäkela, A., J. Landsberg, A.R. Ek, T.E. Burk, M. Ter-Mikaelian, G.I. Ågren, C.D. Oliver & P. Puttonen (2000). Process-based models for forest ecosystem management: current state of the art and challenges for practical implementation. *Tree Physiology* 20: 289-298
- Mäkelä, A. & P. Vanninen (1998). Impacts of size and competition on tree form and distribution of aboveground biomass in Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 216-227
- Mätkönen, E. (1974). Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Metsäntutkimuslaitos* 84, Helsinki, 87 p.
- Oleksyn, J., P.B. Reich, W. Chalupka & M.G. Tjoelker (1999). Differential above- and below-ground biomass accumulation of European *Pinus sylvestris* populations in a 12-year-old provenance experiment. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14: 7-17

- Ovington, J.D. (1954). Studies of the development of woodland conditions under different trees. II. The forest floor. *Journal of Ecology* 42: 71-80
- Pensa, M. (2000). Kas põlevkivikarjäärid muudavad meie looduse vaesemaks? – Reinsalu, E. (toim.). *Põlevkivi talutav kaevandamine: konverentsi ettekannete teesid ja artiklid* (Jõhvi, 26. mai 2000). TTÜ, Mäeinstituut, lk. 24-25
- Pensa, M., A. Sellin, A. Luud & I. Valgma (2004). An analysis of vegetation restoration on opencast oil shale mines in Estonia. *Restoration Ecology* 12: 200-206
- Reintam, L. (2001). Changes in the texture and exchange properties of skeletal quarry detritus under forest during thirty years. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Ecology* 50: 5–13
- Reintam, L. (2004). Rehabilitated quarry detritus as parent material for current pedogenesis. *Oil Shale* 21: 183-193.
- Reintam, L. ja E. Kaar (1999). Development of soils on calcareous quarry detritus of open-pit oil-shale mining during three decades. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Ecology* 48: 251-266.
- Reintam, L. ja E. Kaar (2002). Natural and man-made afforestation of sandy-textured quarry detritus of open-cast oil-shale mining. *Baltic Forestry* 8: 57-61.
- Reintam, L., E. Kaar & I. Rooma (2002). Development of soil organic matter under pine on quarry detritus of open-cast oil-shale mining. *Forest Ecology and Management* 171: 191-198.
- Roberts, J.A., W.L. Daniels, J.C. Bell & J.A. Burger (1988). Early stages of mine soil genesis in a Southwest Virginia spoil lithosequence. *Soil Science Society of America Journal* 52: 716-723
- Rumpel, C., I. Kögel-Knabner & R.F. Hüttel (1999). Organic matter composition and degree of humification in lignite-rich mine soils under a chronosequence of pine. *Plant and Soil* 213: 161–168
- Ryan M.G., D. Binkley, J.H. Fownes, C.P. Giardina & R.S. Senock (2004). An experimental test of the causes of forest growth decline with stand age. *Ecological Monographs* 74: 393-414
- Ryan, M.G., D. Binkley & J.H. Fownes (1997). Age-related decline in forest productivity: pattern and process. *Advances in Ecological Research* 27: 213-262
- Schlesinger, W.H. (1997). *Biogeochemistry: an analysis of global change*, 2nd ed. Academic Press, New York , 588 p.

- Schulze, E.-D., J. Lloyd, F.M. Kelliher, C. Wirth, C. Rebmann, B. Lühker, M. Mund, A. Knohl, I.M. Miljukova, W. Schulze, W. Ziegler, A.B. Varlagin, A. F. Sogatchev, R. Valentini, S. Dore, S. Grigoriev, O. Kolle, M.I. Panfyorov, N. Tchebakova & N.N. Vygodskaya (1999). Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink - a synthesis. *Global Change Biology* 5: 703-722
- Stanners, D. & P. Bourdeau (1995). *Europe's environment – the Dobbris assessment*. European Environment Agency, Copenhagen, 676 p.
- Sun, O.J., J. Campbell, B.E. Law & V. Wolf (2004). Dynamics of carbon stocks in soils and detritus across chronosequences of different forest types in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology* 10: 1470-1481
- Šourková, M., J. Frouz, H. Šantrůčková (2005). Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma* 124: 203–214
- Ter-Mikaelian, M.T. & M.D. Kozukhin (1997). Biomass equations for sixty-five North American tree species. *Forest Ecology and Management* 97: 1-24
- The Royal Society (2001). *The role of land carbon sinks in mitigation global climate change*. The Royal Society, London, 27 p.
- Valgma, I. (2000). Maakatte kujundamine avakaevandamisel. – Reinsalu, E. (toim.). *Põlevkivi talutav kaevandamine: konverentsi ettekannete teesid ja artiklid* (Jõhvi, 26. mai 2000). TTÜ, Mäeinstituut, lk. 22-23
- Valk, U. ja J. Eilart (koost.) (1974). *Eesti metsad*. Valgus, Tallinn, 308 lk.
- Vanninen, P. & A. Mäkelä (2000). Needle and stem wood production in Scots pine (*Pinus sylvestris*) trees of different age, size and competitive status. *Tree Physiology* 20: 527-533
- Vanninen, P. & A. Mäkelä (2005). Carbon budget for Scots pine trees: effects of size, competition and site fertility on growth allocation and production. *Tree Physiology* 25: 17–30
- Vanninen, P. (2004). Allocation of above-ground growth in *Pinus sylvestris* – impacts of tree size and competition. *Silva Fennica* 38: 155–166
- Vanninen, P., H. Ylitalo, R. Sievänen & A. Mäkelä (1996). Effects of age and site quality on the distribution of biomass in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Trees* 10: 231-238
- Vares, A., K. Lõhmus, M. Truu, J. Truu, H. Tullus, A. Kanal (2004). Productivity of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) plantations on reclaimed oil-shale mining detritus and mineral soils in relation to rhizosphere conditions. *Oil Shale* 21: 43-58

- Vaus, M. (1970). *Eesti põlevkivikarjääride pinnaste metsakasvatustlikud omadused*. Valgus, Tallinn, 92 lk.
- Wang, C., B. Bond-Lamberty & S.T. Gower (2003). Carbon distribution of a well- and poorly-drained black spruce fire chronosequence. *Global Change Biology* 9: 1066-1079
- Wirth, C., E.-D. Schulze, B. Lühker, S. Grigoriev, M. Siry, G. Hardes, W. Ziegler, M. Backor, G. Bauer & N.N. Vygodskaya (2002). Fire and site type effects on the long-term carbon and nitrogen balance in pristine Siberian Scots pine forests. *Plant and Soil* 242: 41–63
- Wirth, C., E.-D. Schulze, W. Schulze, D. von Stünzer-Krabe, W. Ziegler, I.M. Miljukova, A. Sogatchev, A.B. Varlagin, M. Panvyorov, S. Grigoriev, W. Kusnetzova, M. Siry, G. Hardes, R. Zimmermann & N.N. Vygodskaya (1999). Above-ground biomass and structure of pristine Siberian Scots pine forests as controlled by competition and fire. *Oecologia* 121: 66-80
- Xiao, C.W. & R. Ceulemans (2004). Allometric relationships for below- and aboveground biomass of young Scots pines. *Forest Ecology and Management* 203: 177–186
- Xiao, C.W., J.C. Yuste, I.A. Janssens, P. Roskams, L. Nachtergale, A. Carrara, B.Y. Sanchez & R. Ceulemans (2003). Above- and belowground biomass and net primary production in a 73-year-old Scots pine forest. *Tree Physiology* 23: 505-516

Internetiallikad

- AS Eesti Põlevkivi. Pealmaakaevandamine. [<http://www.ep.ee/?id=1246>] 13.05.2005
- RMK Ahtme metskond. [<http://www.rmk.ee/pages.php3/01190204>] 12.05.2005

Kaardimaterjalid

- Eesti baaskaart, digitaalversioon (1996). Eesti Maa-amet. Kaardilehed 6531, 6533