

*Teaduspreemia põllumajandusteaduste alal  
tööde tsükli „Süsinikuringe majandatavates  
Eesti metsaökosüsteemides“ eest*

Veiko Uri



Foto: Birgit Püve

## SÜSINIKURINGE MAJANDATAVATES EESTI METSÄÖKOSÜSTEEMIDES

### Algus

Teaduspreemiate pidulikul kätteandmisel Eesti teaduste akadeemias tsiteeris akadeemia president teadlaste hulgas tuntud Isaac Newtoni mõtetera hiiglaste õlgadel seismisest. Tõenäoliselt on enamiku teadlaste jaoks sellisteks esimesteks „hiiglasteks“ olnud nende juhendajad ja õppejõud, kes õpilase esimesele kõrgemale künkale upitanud ning õige suuna kätte näidanud. Nii on ka minu teadlaseks saamist ning teadusliku maailmavaate kujunemist suuresti mõjutanud Õpetajad.

Süsteemselt, teadlase moodi mõtlema ja analüüsima õpetas professor Krista Lõhmus, minu juhendaja ja hea sõber, kes noorele, äsja lepikeid ja nende lämmastikuringet uurima asunud metsateadlasele oskas töö sisu ning eesmärgi sõnastada väga lihtsalt ja selgelt: tuleb aru saada, kuidas (öko)süsteem toimib ehk teisisõnu, kuidas värk käib. Ka süsinikuringet mistahes metsas saab samastada süsteemiga või masinavärgiga, kus erinevad osad on omavahel seotud, mõjutavad üksteist ning kus protsessid toimuvad kindlate reeglite ja looduseaduste järgi. Väga tabava kujundiga iseloomustas süsinikuringet metsaökosüsteemis kolleeg Tarmo Soomere, kes toimetajana pealkirjastas metsade süsinikuringet käsitleva arvamuse „Metsa ja süsiniku ringmäng“.

Teine oluline teenäitaja ja mõjutaja oli mullateadlane akadeemik Loit Reintam, kes õpetas metsa käsitlema taim-muld-taim-süsteemina (pangem tähele, taas mets kui süsteem!). Professor Reintam oli kahtlemata üks karismaatilisemaid ja mõjukamaid õppejõude kogu metsamajanduse studiumi kestel üldse. Temale võlgnen mõistmise, et muld on metsas primaarne faktor, mis määrab ära selle, milliseks puistu kujuneb ning mõjutab enamikku metsa paljudest omadustest. Kuigi mullateadus oli üks raskemaid ja mahukamaid distsipliine ning erudeeritud õppejõud äärmiselt nõudlik ning kompromissitu, said meist hiljem head sõbrad. Tema kingitud raamatusse kirjutatud üherealine pühendus „... nad kuuluvad kokku, nii mets kui muld...“ annab edasi kõige olulisema. Tõesti, ainult sellise käsitlemise kaudu on võimalik mõista metsas aineringete toimimist terviksüsteemina.

Omades sellist tausta ja mõjutusi, on igas meie töörühma süsiniku-uuringus pööratud võrdselt tähelepanu nii mullale kui ka sellel kasvavale puistule ja alus-  
taimestikule. Nendevahelised seosed on alati kahepoolsed: kui mullast saadavad

toitained ning mulla veerežiim mõjutavad otseselt metsa kasvu ja arengut, siis teiselt poolt avaldab mets suurt mõju mullaprotsessidele ja seeläbi mulla kujunemisele, sealhulgas ka süsiniku ja toitainete varudele mullas.

Kui eelmise sajandi üheksakümnendatel tõusis metsateadlaste fookusesse põllumaade metsastumise ja metsastamise teema ning koos sellega ka halli lepa kui pioneerpuuliigi kasvatamisega seonduvad küsimused, siis oli see suurepärane võimalus noorele alustavale teadlasele keskenduda puuliigile, mis ühena vähestest oli tol hetkel Eestis veel praktiliselt uurimata.

Lepad on Eestis ainukesed metsapuud, kes on võimelised atmosfäärist sümbiontselt siduma molekulaarset lämmastikku ja seeläbi parandama mullaviljakust. Siit ka põhjus, miks just lämmastikuringe pälvis toona nii suurt tähelepanu. Vastuseta olid küsimused uue metsaökosüsteemi kujunemisega kaasnevatest mõjudest, sealhulgas muutustest mullas ja leppade mullaviljakust parandavast mõjust.

Hiljem, seoses kasvava CO<sub>2</sub> kontsentratsiooniga atmosfääris ja sellest tingitud kliimamuutustest kujunes maailma ja Eesti metsateaduses aktuaalseks teemaks süsiniku sidumine metsades. Nii nihkus ka meie tööühma fookus lämmastikuringelt metsade süsinikuringe uuringutele. Et uue uurimissuunaga alustades tuleb palju õppida ning lahendada mitmeid meetodikaga seotud küsimusi, siis on algaja jaoks iga näpunäide või soovitus väga väärtuslik. Meie esimene suurem töö süsinikuringest oli Eesti teadusfondi toel läbi viidud uuring arukaasikutest. Selle algaasis aitas hea nõu ja suunistega professor Olevi Kull. Ta oli selleks ajaks jõudnud teadusmaailma kõrgustesse, kuid õpetas ja julgustas algajat süsiniku-uurijat temale omasel sõbralikul ja abivalmil moel.

## **Süsinikuringe Eesti metsades**

Põhjapoolkera metsad on olulised atmosfäärse CO<sub>2</sub> sidujad ja süsiniku talletajad ning seeläbi kliimamuutuste leevendajad. Seetõttu on süsinikuringe uuringutest kujunenud üks tulipunkte tänapäeva metsateaduses, seda nii regionaalsel kui ka globaalsel tasandil. Metsandusest on saanud kliimapoliitika oluline osa. See on omakorda tinginud vajaduse paremate teadmiste järele metsade süsinikuringest.

Pole kahtlust, et riigil peab olema võimalikult hea ülevaade oma metsaressursist. Samuti peaks meil olema selge arusaam metsades talletatud süsinikuvarudest ning sellest, kuidas erinevad metsad süsinikku seovad. Ilma vastavate teadmisteta puudub alus relevantse keskkonna- ja metsapoliitika kujundamiseks.

Et Eesti metsad on heterogeense mullastiku tõttu äärmiselt mitmekesised, siis eeldab nende süsinikuvarudest ja sidumisest tervikülevaate saamine mahukaid uuringuid paljudes metsatüüpides. On meil ju parkümmend erinevat kasvukohatüüpi, mis koos seitsme peamise metsapuuliigiga annavad omavahel arvukalt kombinatsioone. Kujundlikult on riigi tasandil süsinikubilansi koostamine nagu

suure pusle kokkupanek, kuhu iga uue tüki lisamine mõne uuritud metsatüübi näol teeb tervikpildi järjest selgemaks. Taoliste süsiniku-uuringute peamine eesmärk on tänapäeval ennekõike metsa süsinikuvoogude kvantitatiivne hindamine, selgitamiseks kui palju üks või teine metsakooslus aasta jooksul süsinikku seob. Veel otsitakse vastuseid küsimustele, kuidas võivad sidumist mõjutada metsa vanus, kasvukoht ja erinevad metsamajanduslikud tegevused.

Nende ülesannete lahendamisel on suurepärane tööriist süsinikubilanss, mis iseloomustab metsade süsinikuringet ning võimaldab hinnata erinevate majandamisvõtete (raied, kuivendamine jne) mõju metsade süsiniku sidumisele ja -varudele. Süsinikubilansi meetodit tuntakse ka nn NEP-meetodina (ingl *net ecosystem production*). See põhineb ökosüsteemi sisenevate ja sealt väljuvate süsinikuvoogude hindamisel ning nende omavahelisel võrdlemisel.

Piltlikult loob süsinikubilansi mõiste paralleeli ettevõtte või isiku rahalise bilansiga, kus on samuti kulude ja tulude pool. Ka metsa puhul uuritakse sissetulekuid ja väljaminekuid ehk süsiniku sisend- ja väljundvoogusid. Kui aasta jooksul ökosüsteemi seotud süsiniku kogus ületab sellest väljuva süsiniku koguse, siis on bilanss positiivne ja mets süsinikku siduv, vastupidisel juhul aga süsiniku heitja ehk emiteerija.

„Sissetuleku“ ehk aasta jooksul metsa seotud süsiniku koguse määrab taimede produktsioon, mis puude puhul tähendab nende aastast juurdekasvu. Klassikalises metsanduses käsitletakse juurdekasvuna üldjuhul tüvepuidu juurdekasvu. Süsinikubilansis võetakse arvesse ka oksad, okkad-lehed, juured jne. „Väljaminekute“ osas mängib peamist rolli aga mullast orgaanilise aine lagunemisel eralduv CO<sub>2</sub> ehk heterotroofne mullahingamine.

Metsade kasvu on Eestis uuritud enam kui 100 aastat. Tänu sellele on meil üsna hea võimekus modelleerida erinevate metsade kasvudünaamikat ning sellest tuletada süsiniku sidumise hinnang. Peamisest „väljaminekust“ ehk mullahingamisest teame aga seni veel suhteliselt vähe. Muu hulgas polnud pikka aega päris selge, kuivõrd mõjutab mullahingamist metsa vanus ja liigiline koosseis.

Selliste tervikbilansi tasemel metsade süsinikuringe uuringuteni jõuti Eestis enam kui kümnend tagasi. Esimesteks metsadeks olid arukaasikud (Uri jt, 2012; Varik jt, 2015). Järgnesid hall-lepikud (Uri jt, 2014, 2017a) ja sookaasikud (Uri jt, 2017b). Seejärel jõuti palumännikuteni (Uri jt, 2022a), mis moodustavad umbes viiendiku Eesti metsade pindalast.

Kõik mainitud uuringud on läbi viidud vanuserea meetodil, st samaaegselt koostati süsinikubilansid noortele, keskealistele ja vanadele metsadele. Niisugune lähenemine võimaldab teadusuuringuks ette nähtud väheste aastate jooksul uurida sellist pikaajalist protsessi, nagu metsa kasvamine seda on. Reastatud erineva vanusega puistud on nagu kiiresti vahelduvad kaadrid filmilindil, luues

ettekujutuse metsa arengust ja sellega kaasnevatest muutustest süsiniku sidumise dünaamikas. Alustades „algusest“ ehk lageraiealadest ja lõpetades küpsete metsadega, saab hinnata kõiki metsa arenguga kaasnevaid protsesse n-õ „nullist sajeni“.

Uuring süsiniku sidumise dünaamikast erineva vanusega Eesti palumännikutest on senistest kõige ulatuslikum ja põhjalikum (Uri jt, 2022a). See põhineb mahukal empiirilisel materjalil, mille põhjal koostati detailsed süsinikubilansid eri vanuses männikutele, hõlmates kõiki metsa arenguklasse. Kuigi sarnaseid, vanuseridadel põhinevaid uuringuid on tehtud ka varem, siis meie töö Eesti metsade analüüsil eristub senistest kahes aspektis. Esmalt oma ulatuse poolest. Kui varasemates analoogsetes töodes on enamasti piiratud kolme-nelja eri vanuses puistuga (Powers jt, 2018; Peichl jt, 2014; McElligot jt, 2016; Kolari jt, 2004), harvem kuni seitsme puistuga (Wang jt, 2003; Bond-Lamberty jt, 2004), siis Eesti uuring põhineb üheteistkümnepuistu andmetel. Teiseks aspektiks ja ühtlasi tugevuseks on süsinikuvoogude detailne empiiriline hindamine ning saadud tulemuste seostatud käsitus. Varem pole metsa süsinikubilansside koostamisel puistute kogu maa-aluse osa ega alustaimestiku rolli süsiniku sidumisel otseselt hinnatud. Seda enamasti seetõttu, et juurestike uurimine on töömahukas ning destruktiivne (joonis 1).

Metsade maa-alune osa on teadlaste jaoks seni jäänud suuresti n-õ peidus pooleks, mistõttu nende rollist ökosüsteemi süsinikuringes on teadmisi jätkuvalt napilt. Seetõttu on mitmetes uuringutes juurestikega seotud süsinikuvoogude hinnangud tuletatud kaudselt või jäetud üldse arvestamata.



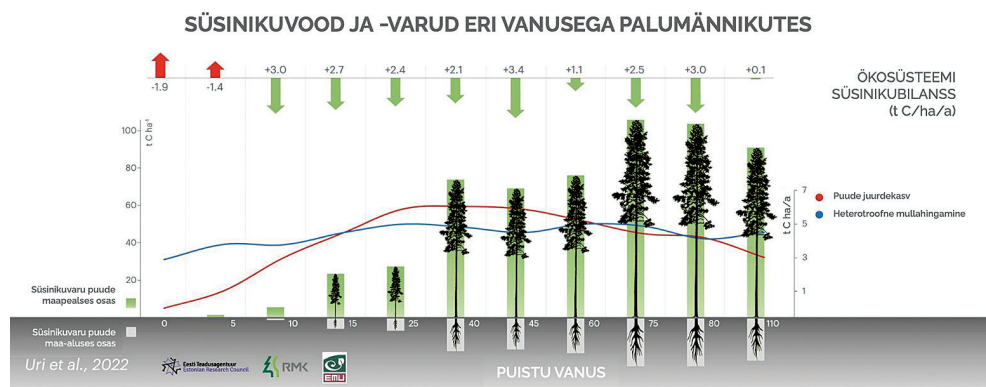
**Joonis 1.** Mudelpuude juurestike eraldamine mullast.

Samas on maa-alusel osal metsa aineriingetes väga märkimisväärne roll, eriti peenjuurtel (juured läbimõõduga alla 2 mm). Puud kasvatavad neid igal aastal suures koguses, nende biomass võib ulatuda tonnidesse hektari kohta. Samas on puistu peenjuurte kogus mullas dünaamiliselt muutuv, kuna lisaks juurde tekkimisele neid ka samas suurusjärgus sureb. Süsinikuringe seisukohalt on puude peenjuurte aastase produktsiooni hindamine oluline, sest just nende kaudu jõuab igal aastal mulda arvestatav kogus orgaanilist süsinikku.

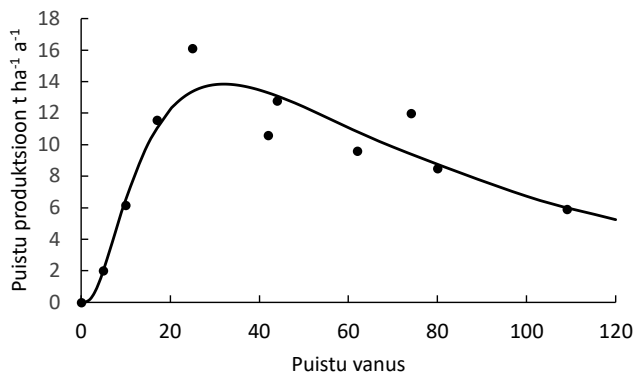
Iga metsaökosüsteemi lahutamatu osa on ka alustaimestik. Metoodiliste raskuste tõttu (Luyssaert jt, 2007) jäetakse alustaimestik sageli metsa süsinikumudelitest välja (Pisek jt, 2021). Kogu metsa biomassist ja süsinikuarudest moodustab alustaimestik vaid suhteliselt väikese osa. Siiski võib sellesse kuuluvate taimede aastane produktsioon ja seeläbi mõju süsinikubilansile olla arvestatav (Helmiisaari, 1995, 2004; Nilsson, Wardle, 2005), eriti väga noortes puistutes, kus puud on väikesed ning just alustaimestik peamine süsiniku siduja (Uri jt, 2019; Aun jt, 2023). Uuring palumännikutes (Uri jt, 2022a) on üks väheseid töid üldse, kus kogu alustaimestik (k.a selle maa-alune osa) on empiiriliselt hinnatud ja süsinikubilanssides arvesse võetud.

Bilansi miinuspoole ehk aastase heterotroofse mullahingamise ( $\text{CO}_2$  voog, mis tekib mullas orgaanilise aine lagunemisel) ja puistu vanuse osas on aga senised teadmised napid ja vastuolulised. On leitud, et vanuse kasvades suureneb ka mullahingamine (Wiseman, Seiler, 2004). On saadud ka vastupidiseid tulemusi (Saiz jt, 2006; Zhao jt, 2016). Paljudes uuringutes pole üldse täheldatud seoseid puistu vanuse ja aastase mullahingamise vahel (Wang, Engel, 2002; Bond-Lamberty jt, 2004; Tang jt, 2009; Payeur-Poirier jt, 2012).

Kuna heterotroofne mullahingamine on peamine süsiniku väljundvoog ökosüsteemist, mõjutades otseselt metsa aastast süsinikubilanssi, siis on selle voo selgitamine võtmetähtsusega küsimus igas metsaökosüsteemi tasemel süsiniku-uuringus.



**Joonis 2.** Süsinikuvoo ja -varude dünaamika palumännikute vanuseraas.



**Joonis 3.** Puude aastane produktioonidünaamika palumännikute vanuseraas.

Palumännikutes ei sõltunud aastane heterotroofne mullahingamine metsa vanusest. See tähendab, et mullas orgaanilise aine lagunemisel tekkiv CO<sub>2</sub> voog on noortes ja vanades

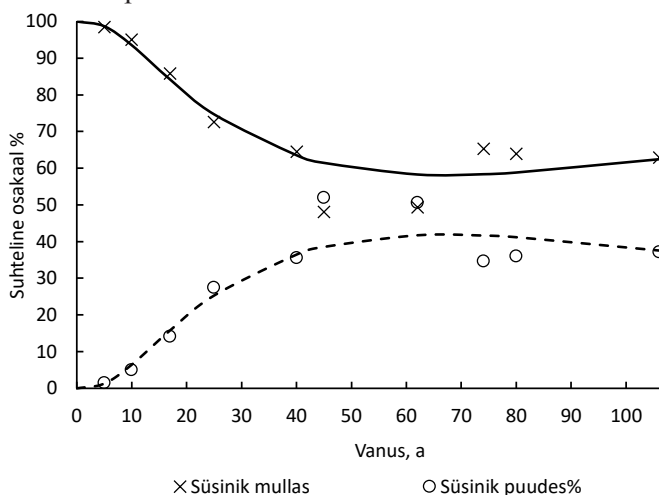
metsades sarnane ehk bilansi „miinuspool“ jääb puistu arengu vältel suhteliselt konstantseks, varieerudes vahemikus 4–5 t C/ha/a (joonis 2).

Kuna aastane süsiniku väljundvoog vanades ja noortes metsades oluliselt erine, siis on süsiniku sidumine puistute vanuseraas määratud peamiselt metsa juurdekasvuga, mis on aga intensiivne noortes ja keskealistes puistutes ning langeb vanemates metsades (joonis 3).

Siit ka põhjus, miks noori ja keskealisi metsi peetakse kõige efektiivsemateks süsiniku sidujateks. Äsja ilmunud mahukas uuring (Peichl jt, 2023) kinnitas, et ka Rootsi männikutes ja kuusikutes ei sõltu mullahingamine metsade vanusest ning nende süsiniku sidumise dünaamika määrab ennekõike metsade produktioon.

Üks vaidlusalune teema on süsinikuvarude paiknemine metsas, st kumb mängib süsiniku sidumisel olulisemat rolli, kas muld või puistu. Teisisõnu, kas metsas on süsinik akumulierenud peamiselt mullas või puude biomassis? Nagu eespool markeeritud, siis on Eesti metsamullad äärmiselt varieeruvad. Seetõttu pole sellele küsimusele võimalik anda ühest vastust. Süsinikuvaru kontekstis

on selgelt eristatavad turvas- ja mineraalmullad. Turvasmuldades olev süsiniku kogus on tähelepanuväärselt suur ja võib suurusjärgu jagu (ehk kümnekond korda – toim) ületada kasvavates metsapuudes talletatud varu (Uri jt, 2017b). Mineraalmuldadel sõltub mulla ja puistu vaheline süsiniku-



**Joonis 4.** Süsinikuvarude jagunemine palumännikutes.

varude jaotumine aga peamiselt metsa vanusest. Noortes metsades moodustab muld kogu ökosüsteemi süsinikuvarudest praktiliselt 100% (joonis 4).

Alates keskealistest puistutest jaguneb see puude ja mulla vahel juba ligikaudu võrdselt, väikese ülekaaluga mulla kasuks.

Uuritud palumännikutes ei ole leitud usaldusväärset seost puistu vanuse ja mulla süsinikuvarude ega ka kõdukihis oleva süsinikuvaru vahel. Põhjus võib olla selles, et süsiniku akumulatsioon mulda on väga pikaajaline ja raskesti hinnatav protsess (Fahey jt, 2010; Liski, Westman, 1995; Ražauskaite jt, 2020). Mullasüsiniku dünaamika seisukohalt on väga oluline tegur varasem maa-kasutuse ajalugu. Selge seos mulla süsinikuvaru ja puistu vanuse vahel avaldub nendes metsades, mis on tekkinud mittemetsamaadele, peamiselt endistele põllu-maadele (Uri jt, 2014).

Et mulla süsinikuvaru puistu arengu vältel suureneks, peab aasta jooksul mulda jõudma rohkem süsinikku, kui seda mullast heterotroofse mullahingamise tulemusel  $\text{CO}_2$ -na eraldub. Eesti palumännikutes jõuab koos maapealse ja maa-aluse varisega<sup>50</sup> mulda ligikaudu samapalju orgaanilist süsinikku, kui seda aasta jooksul lagunemise käigus  $\text{CO}_2$ -na emiteerub, st süsiniku sisend- ja väljundvood mulda on nendes metsakooslustes tasakaalus (Uri jt, 2022a). Samasugune tasakaal valitseb ka Eesti viljakate kasvukohtade arukaasikutes (Varik jt, 2015; Aun jt, 2021a) ning hall-lepikutes (Uri jt, 2017a).

### Süsinikuvoogude hindamine turbulentsete kovariatsioonide meetodil

Bilansimeetodi puuduseks on suur töömahukus, kuna see eeldab erinevate metsaökosüsteemi osade detailset analüüsi. Puude puhul tuleb eraldada okkad-lehed, oksad, tüvi, juured jne. Alustaimestiku puhul tuleb analüüsida eraldi sammalde, puhmaste ning rohttaimede osa. Iga üksikvoo hindamisega kaasnevad vead, mis kokkuvõttes muudavad bilansimeetodi ebatäpsemaks võrreldes nt alternatiivse turbulentsete kovariatsioonide meetodiga (ingl *eddy covariance* e EC meetod), mida kasutatakse süsinikuvoogude uurimiseks maastiku tasandil, sh metsades.

Tegemist on nüüdisaegse kõrgtehnoloogiline meetodiga, kus vastava aparatuuriga mõõdetakse metsa sisenevaid ja metsast väljuvaid  $\text{CO}_2$  voogusid reaajas (Baldocchi, 2014). Võtmerolli täidavad siin gaasianalüsaator, mis analüüsib õhu  $\text{CO}_2$  kontsentratsiooni suure täpsuse ning kõrge sagedusega (kümme mõõtmist

<sup>50</sup> Varis ehk metsavaris on metsas taimede (peamiselt puude) mahalangenud (varisenud) osad. Maapealse varise all mõeldakse puistus maapinnale jõudvat surnud orgaanilist materjali, metsapuude puhul on selleks põhiliselt lehed ja okkad, vähemal määral oksad, kooretükid, viljad, kätid jne. Maa-aluse varise hulka kuuluvad nt surnud juuresad.





**Joonis 5.** Anemomeetri ja analüsaatoriga jaam männinoorendikus võimaldab mõõta gaasivahetust ökosüsteemi ja atmosfääri vahel.

sekundis) ja anemomeeter (tuule kiiruse mõõtja), mis mõõdab õhu liikumise suunda ja kiirust (joonis 5).

Spetsiaalse tarkvara abil saadud mõõtmistulemused sünteesitakse ning arvutatakse metsa ja atmosfääri vahel liikunud CO<sub>2</sub> kogused nt ööpäeva, kuu või aasta lõikes. Vaatamata EC meetodi suuremale täpsusele (Peichl jt, 2010; Meyer jt, 2013) on ka sellel omad puudused. Et mõõta tuleb metsa kohal, siis eeldab selle kasutamine piisavalt kõrge mõõtmistorni püstitamist (joonis 6).

Lahendada tuleb seadmete elektrienergiaga varustamise probleem ja muidugi on kogu aparatuur kallis. EC näol on tegemist nn musta kasti meetodiga, st on võimalik üsna hea täpsusega hinnata CO<sub>2</sub> liikumist atmosfääri ja ökosüsteemi vahel, kuid erinevalt bilansimeetodist ei näita EC ei seda, kuhu süsinik seoti (puud, alustaimestik), ega ka seda, kust süsinik tuli (orgaanilise aine lagunemine, taimede hingamine).

Seetõttu oleks suurepärase lahendus rakendada ühes uuringus samaaegselt nii bilansi- kui ka EC meetodit. Esimene neist võimaldab detailselt selgitada erinevate ökosüsteemi osade rolli süsinikuringes, teine aga valideerida saadud bilansse. Sellist lähenemist on maailmas varem kasutatud, kuid see tähendab



**Joonis 6.** Metsaökosüsteemi süsinikuringe uuringuteks püstitatud mõõtmistorn Palojärve katsealal.

sisuliselt kahekordset töömahtu ning muidugi suuremaid uurimiskulusid. Meie töörühm rakendas neid kahte meetodit paralleelselt noore palumänniku süsinikuringe selgitamisel. Bilansimeetodil hinnati kõik ökosüsteemi süsiniku sisend- ja väljundvood ning samaaegselt mõõdeti samad vood ka EC meetodil (Uri jt, 2019). Kahe erineva meetodiga saadud tulemused olid erakordselt heas kooskõlas. Kui bilansimeetodil hinnati männinoorendiku aastaseks emissiooniks  $-1,4 \text{ t C/ha/a}$  (miinusmärk tähendab siin süsiniku heidet), siis EC puhul oli see  $-1,2 \text{ t C/ha/a}$ . Samas on mõnes varasemas analoogilises töös erinevatel meetoditel saadud tulemused lahknenud oluliselt rohkem (Peichl jt, 2010; Meyer jt, 2013). Hea kooskõla meie uuringus saadud tulemuste vahel tagati erinevate voogude detailse empiirilise hindamisega ning alaspetsiifiliste originaalmudelite rakendamisega. Samuti olid heas kooskõlas EC ja bilansimeetodi tulemused süsiniku sidumise hindamisel Järvelja segapuistutes (Krasnova jt, 2019).

### **Lageraied ja süsiniku sidumine**

Mitmetel erinevatel, sh metsakasvatustlikel põhjustel on Eestis peamiseks metsade majandamise meetodiks lageraie. Viimastel aastatel on see sattunud terava ühiskondliku kriitika alla. Muu hulgas peetakse raiejärgse suure süsiniku-

kao tõttu lageraiet kahjulikuks ka kliimamuutuste seisukohast. Tugevalt on ühiskonnas kinnistunud seisukoht, et raiesmikule tekkinud noor mets muutub uuesti süsinikku siduvaks alles aastakümnete pärast ning et vahepealsel perioodil on ala oluline süsiniku allikas ning kliima soojendaja. Meie tööühma viimaste aastate uurimistulemused näitasid aga, et süsiniku sidumine taastub lageraie aladel suhteliselt kiiresti, enamasti juba esimesel kümnendil peale raiet. Näiteks palumetsa männinoorendik muutus süsinikku siduvaks seitsmendal raiejärgsel aastal (Uri jt, 2019, 2022a). Saadud tulemuste usaldusväärsust toetab EC meetodi kombineeritud kasutamine (Uri jt, 2019). Meie viimase töö hinnangud süsinikubilansi taastumisest viljaka kasvukoha arukase noorendikes näitasid, et sellises ökosüsteemis taastus süsiniku sidumine kuuendal lageraiejärgsel aastal (Aun jt, 2022). Need tulemused pole erandlikud, vaid heas kooskõlas teiste autorite poolt leituga (Aguilos jt, 2014; Howard jt, 2000; Rebane jt, 2020; Peichl jt, 2023).

Kõikidel nendel juhtudel on kiire süsinikubilansi tasakaalustumise üheks põhjuseks madal CO<sub>2</sub> emissioon mullast. Teisisõnu pole hinnatud aastased heterotroofse mullahingamise vood värskel raiesmikul oluliselt suuremad kui sama puuliigi vanemates või keskealistes puistutes. Veelgi enam, viljaka kasvukoha hall-lepiku raiesmikul oli aastane süsinikuemissioon mullast isegi väiksem kui säilinud puistus (Aosaar jt, 2019). Sellel nähtusel on mitmeid põhjuseid. Ühelt poolt on see seotud mulla veerežiimi muutustega pärast lageraiet. Kuivadel kasvukohtadel (palumännikud) pidurdab orgaanilise aine lagunemist liigne kuivus ning pärast puurinde eemaldamist süveneb põud veelgi, vähendades seeläbi mullahingamise voogu. Niiskematel kasvukohtadel mulla veesisaldus transpiratsiooni vähenemise tõttu suureneb. Sellistes tingimustes on orgaanilise aine lagunemine ning seega CO<sub>2</sub> eraldumine pärsitud mulla liigniiskuse tõttu.

Peamine mullahingamist mõjutav keskkonnategur on mullatemperatuur. Selle tõus toob üldjuhul kaasa mikroobide suurema aktiivsuse ning seeläbi CO<sub>2</sub> emissiooni tõusu (eeldusel et niiskustingimused on optimaalsed). Hall-lepiku-tele iseloomulikel viljakatel aladel hakkab raiejärgselt intensiivselt kasvama rohttaimestik, samuti uueneb hall-lepp pärast raiet edukalt vegetatiivselt nii kännu- kui ka juurevõsudest. Selline tihe taimestik takistab soojuskiirguse jõudmist maapinnani ja raiejärgselt mullatemperatuur ei suurene. Kolmanda tegurina mõjutab CO<sub>2</sub> emissiooni vähenemist mullast ka raiejärgselt oluliselt vähenenud orgaanilise süsiniku (varise) sisendvoog mulda. Lepa lehevaris on väga lämmastikurikas ja seetõttu kiirelt lagunev (Uri jt, 2011; Morozov jt, 2019b), olles oluline mullahingamise mõjutaja.

Lisaks süsinikubilansi tasakaalustumiseks kulunud ajale on sellistes uuringutes oluline hinnata „miinusperioodil“ kaotatud süsiniku tagasisidumiseks kuluvat aega. Negatiivse süsinikubilansiga perioodil kumuleerub kaotatud süsiniku kogus ja tekib nn süsinikuvõlg. Pärast bilansi tasakaalustumist kulub teatud aeg kaotatud süsiniku tagasisidumiseks. Palumännikutes hinnatud lageraiejärgne

kumulatiivne süsinikukadu oli suurusjärgus 10 t C/ha/a. See seoti atmosfäärist tagasi nelja-viie aasta jooksul pärast bilansi tasakaalustumist (Uri jt, 2019, 2022a).

### **Maapealne varis kui oluline süsiniku sisendvoog metsamulda**

Metsa aineringetes, kaasa arvatud süsinikuringes, on maapealsel varisel väga oluline koht. Globaalselt jõuab metsade poolt aasta jooksul seotud süsinikust varisena maapinnale umbes kolmandik (Grace, 2004; Zhao, Running, 2010), mõjutades muldade süsinikuaru.

Eesti peamistes metsatüüpides (männikud, kuusikud, kaasikud) jõuab aasta jooksul varist maapinnale keskmiselt 3–3,5 t/ha (Uri jt, 2022b). Meie metsade aastane maapealse varise voog ei sõltu niivõrd mitte puuliigist, vaid ennekõike metsa vanusest ning kasvukoha viljakusest. Suur kogus mullapinnale (ja mullafauna kaasabil ka mulda) jõudnud varisest laguneb teatud aja jooksul. Lagunemise käigus eraldub sellest süsinik CO<sub>2</sub>-na atmosfääri tagasi (heterotroofne mullahingamine). Seega on maapealne varis üks olulisemaid orgaanilise süsiniku sisendvoogusid mulda, avaldades suurt mõju mullatekkeprotsessidele ning mulla süsinikuarudele.

Varisevoogude selgitamine erinevates puistutes on aluseks ka metsamuldade süsinikuarude hindamisel. Tulenevalt metsamuldade ja puistute suurest heterogeensusest on mulla süsinikuaru empiiriline hindamine äärmiselt töömahukas, mistõttu tehakse seda tänapäeval vastavate mudelite abil. Põhjamaades on selleks kasutusel nn YASSO mudel (Liski jt, 2005; Tuomi jt, 2009), mis hindab süsinikuaru muutusi mineraalmuldades. Kuna nende mudelite peamiseks sisendiks on metsa aastane varisevoogu hinnang, siis tingib see vajaduse vastavate riigispetsiifiliste varisemudelite järele. Eestis alustas nende mudelite väljatöötamist meie töörühm 2014. aastal. Kogutud mahuka empiirilise andmestiku põhjal koostati vastavad mudelid kolme olulisema puuliigi puistute (männikud, kuusikud ja kaasikud) kohta (Uri jt, 2022b).

Lisaks aastase varisevoogu kvantitatiivsele hinnangule on oluline teada ka varise lagunemise dünaamikat. Sellest oleneb toitainete ja süsiniku vabanemine ja seeläbi aineringete kiirus. Lagunemiseks kuluv aeg sõltub ühelt poolt varise keemilisest koostisest ja teisalt mulla mikroobikoosluse aktiivsusest. Lagunemisel vabanev süsinik mõjutab otseselt heterotroofset mullahingamist, see on aga kõige olulisem süsiniku väljundvoog metsaökosüsteemides. Lehe- ja okkavarise lagunemise dünaamikast on ilmunud arvukalt töid (Berg jt, 1982; Meentemeyer, Berg, 1986; Chamier, 1987; Šlapokas, Granhall, 1991a,b jne). Maa-aluse varise ehk peenjuurte osas on selliseid uuringuid vaid üksikuid (Löhmus, Ivask, 1995; Palviainen jt, 2004; Püttsepp jt, 2007), seda vaatamata nende äärmiselt olulisele rollile metsaökosüsteemide aineringetes. Morozov jt (2019b) hindasid pikaajalise katse põhjal nii lehe- kui ka juurevarise lagunemise dünaamikat viljaka kasvu-

koha lehtpuupuistutes. Tulemuste põhjal koostati mudelid, mis prognoosivad varises seotud süsiniku ja lämmastiku vabanemise kiirust. Varise hulga, selle lagunemise dünaamika ning mullahingamise omavaheline seostatud käsitlus võimaldavad paremini mõista metsa süsinikuringe mehhanisme ökosüsteemi tasandil. Selles töös on ka oluline metodoloogiline aspekt: näidati, et taolistes uuringutes laialdaselt kasutatav nn lagukottide meetod alahindab varise lagunemise kiirust viljakatel muldadel.

### **Harvendusraie mõju metsa süsinikuringele**

Harvendusraie on kõige olulisem ja tõhusam „tööriist“ metsakasvataja käes. Selle abil on võimalik väga suurel määral mõjutada noorte ning keskealiste puistute arengut, et kasvatada kvaliteetseid ja tootlikke puistusid. Metsanduses on hästi tuntud ütlus, et metsi kasvatatakse sae ja kirvega, kuigi tänapäeval mõjub see kõnekäänd mõnele inimesele brutaalsena. Siiski tähendab harvendusraie enamasti loodusega samas suunas töötamist, loodusliku iseharvenemise protsessi kiirendamist ning metsa kvaliteedi ja seeläbi majandusliku väärtuse tõstmist.

Harvendusraiet kasutatakse metsakasvatases väga ulatuslikult mitte ainult Eestis, aga ka Euroopas ning maailmas laiemalt. Arvestades ühelt poolt selle meetodi suurt kandepinda ja teisalt metsade süsinikuteema aktuaalsust, on paradoksaalne, et harvendusraiate mõju metsa süsiniku sidumisele on seni niivõrd vähe uuritud. Enamikus harvendamist käsitlevates teadustöodes on hinnatud selle mõju üksikutele süsinikuvoogudele, kuid tervikliku süsinikubilansi tasemel töid polnud seni avaldatud. Meie töörühma tulemused harvendusraiate mõjust arukaasikute ja palumännikute süsinikubilansile (Aun jt, 2021a,b) annavad esmakordselt kompleksse hinnangu harvendamise mõjust erinevatele süsinikuvoogudele ja -varudele ökosüsteemi tasandil.

Harvendamise mõju metsa süsinikuringele on mitmetahuline. On üldteada, et puude väljaraie vähendab teatud perioodiks kogu puistu juurdekasvu, kuid samas paranenud valgustingimuste tõttu võrastiku all alustaimestiku produktsioon üldjuhul suureneb.

Harvendamine muudab mikrokliimat võrastiku all, sealhulgas tõstes mulla-temperatuuri, mis on aga peamine keskkonnategur mullahingamise intensiivsuse mõjutamisel. Nii võib ühelt poolt mullahingamine tänu temperatuuri tõusule intensiivistuda (Ma jt, 2004; Tang jt, 2005; Peng, Thomas, 2006; Olajuyigbe jt, 2012). Teisalt, kuna harvendamise tulemusel väheneb maapealse varise voog, siis võib laguneva orgaanilise aine hulga kahanemine pärssida heterotroofset mullahingamist (Sullivan jt, 2008). Kolmandaks võib maa-aluse varise voog väljaraiutud puude surnud peenjuurte tõttu mullahingamist hoopis suurendada. Langile jäetud raiejäätmed on ka sobiv substraat lagundajatele, suurendades samuti CO<sub>2</sub> emissiooni puistust (Misson jt, 2005; Sullivan jt, 2008; Olajuyigbe jt, 2012).

Harvendamine vähendab paratamatult puude poolt aasta jooksul metsa seotavat süsinikukogust. Sellegipoolest oli raiejärgne puude aastase juurdekasvu ja seeläbi süsiniku sidumise vähenemine tagasihoidlik nii männikutes kui kaasikutes. Siinkohal tuleb arvestada, et harvendamise mõju puistute aastasele juurdekasvule on oluliselt väiksem võrreldes mõjuga puistu tagavarale. Uuritud palumännikutes vähenes harvendamise tulemusel puistute tagavara 24–30%. Meie metsakasvatuse praktikas vastab see mõõdukale kuni keskmisele raiekraadile. Samade puistute aastane juurdekasv vähenes võrreldes harvendamata metsaga vaid 4–5%. Sellise tulemuse põhjuseks on harvendamine alameetodil, mis tähendab, et valdavalt raiutakse välja loodusliku konkurentsi käigus parematele alla jäänud puud. Selliseid puud võib puistus olla arvukalt, aga hääbuvatena panustavad nad väga tagasihoidlikult kogu metsa juurdekasvu ja nende eemaldamise mõju süsiniku sidumisele on minimaalne. Alameetodi kasutamisel töötab metsakasvataja loodusega (loodusliku valikuga) samas suunas, kiirendades puistu iseharvenemise protsessi.

Harvendamise mõju peamisele süsiniku väljundvoole e heterotroofsele mullahingamisele oli oodatust oluliselt tagasihoidlikum, seda nii viljaka kasvukoha arukaasikutes kui mesotroofsetes palumännikutes (Aun jt, 2021a,b). Mõlemal juhul jäid aastased mullahingamise vood harvendatud ja harvendamata puistu osades praktiliselt samaks.

Suurema üldistusena võimaldavad harvendusraied nii arukaasikute kui ka palumännikute näitel saavutada tõhusamat süsiniku sidumist. Kuna hooldatud metsadest saab hiljem kvaliteetsemat puitu rohkem, tagab see süsiniku lukustamise kestvustoodetesse pikemaks ajaks. Välja raiutud puudu saab aga kasutusele võtta ja katta sellega ühiskonna vajadusi puidupõhiste materjalide või taastuenergia järele. Majandamata metsades jääks väljalangev puit metsa lagunema ja selles olev süsinik emiteeruks pikema aja vältel CO<sub>2</sub>-na atmosfääri. Kuigi uuringus jäid nii kaasikud kui ka männikud süsinikku siduvateks, siis ei vähendaks ka lühiajaline süsinikukadu ökosüsteemist harvendusraiate olulisust metsakasvatuseliku tööriistana.

Harvendusraied muudavad kogu ökosüsteemi toimimist. Lisaks süsinikuringele mõjutavad nad ka lämmastikuringet. Need aineringed on tugevas omavahelises seoses. Süsiniku sidumine puistus sõltub otseselt toitainete, eelkõige lämmastiku kättesaadavusest ja teisalt liigub läbi varise oluline lämmastiku sisendvoog mulda. Suuremas osas Eesti metsamuldades võib üldine lämmastikuvaru hektari kohta ulatuda tonnidesse. Taimedele omastatava mineraalse lämmastiku kogus moodustab vaid murdosa sellest, jäädes mõnekümne kuni paarisaja kilogrammi suurusjärku (Uri jt, 2003, 2008, 2011; Becker jt, 2016, 2018).

Pärast harvendamist suureneb säilinud puude juurdekasv ennekõike kasvuressursside ümberjagamise tõttu, kuna puudevaheline konkurents väheneb.

Nagu eespool osutatud, muudab harvendamine ka mitmeid keskkonnategureid võrastiku all, mis omakorda mõjutavad tervet rida mullaprotsesse. Neist on lämmastikuringe seisukohast peamiseks mineralisatsiooni protsess, mille käigus muudetakse orgaanilises vormis olev üldlämmastik taimedele kättesaadavaks mineraalseks lämmastikuks (ammoonium- ja/või nitraatlämmastikuks). Seda protsessi viivad läbi eri mikroobid (ammonifitseerivad ja nitrifitseerivad bakterid). Lõviosa taimede poolt aasta jooksul kasutatud lämmastikust pärineb just sellest protsessist (Uri jt, 2011, 2008).

Et paremini mõista harvendamisega kaasnevaid muutusi lämmastikuringele ja ökosüsteemi arengule laiemalt, tuleb leida vastus küsimusele, kas harvendamine suurendab ka taimedele kättesaadavat lämmastikku, võimendades sellega harvendusjärgset puistu kasvu. Neid aineringe alusuuringute hulka kuuluvaid küsimusi selgitati Morozovi jt (2019a) töös. Saadud tulemused aitavad paremini mõista nii metsa aineringete toimemehhanisme kui ka metsa süsiniku- ja lämmastikuringe omavahelisi seoseid. Selgus, et harvendamise mõju lämmastiku mineralisatsiooni intensiivsusele on tugevalt kasvukoha- ja puuliigispetsiifiline. Viljaka kasvukoha arukaasikus suurendas harvendamine nitrifikatsiooni intensiivsust oluliselt, kuid palumännikus jäi harvendamisjärgne mineralisatsiooni intensiivsus mullas praktiliselt samaks harvendamata metsaga, st mõju puudus (Morozov jt, 2019a).

### **Kändude juurimine ja selle keskkonnamõjud**

Möödunud kümnendil kerkis Põhjamaade metsanduses uudse suunana päevakorda kändude juurimise temaatika. Näiteks Soomes rakendati kändude juurimist väga ulatuslikult: sel teel saadud kännupuidu maht oli 2012. aastal 1,1 miljonit m<sup>3</sup> (Finnish Statistical Yearbook of Forestry, 2013). Energiapuidu laialdasema kasutamise taustal kerkis küsimus kändude juurimise perspektiividest ka Eestis. Mahukate uuringutega katsusime selgitada saadava kännupuidu potentsiaalset ressursi, selle kütteväärtust, kasvukohalt kändudega ära viidavat toitainete ning süsiniku kogust ning juurimise mõju mullahingamisele (Uri jt, 2015). Samuti hinnati võimalikke keskkonnamõjusid aineringete seisukohalt, sh juurimise mõju lämmastiku mineralisatsiooni intensiivsusele ning leostumisele (Becker jt, 2016). Kuusekändude juurimise mõju järgmise metsapõlvkonna produktioonile ja haiguskindlusele avaldub paratamatult alles teatud aja pärast. Nii ilmus kändude juurimisega seotud uuringute triloogia viimane artikkel pisut hiljem (Aosaar jt, 2020). Selle tulemused näitasid juurimise positiivset mõju nii noore metsapõlvkonna kasvule kui ka selle süsiniku sidumise võimele. Vastupidiselt ootustele ei vähendanud juurimine noorte puude nakatumist juurepessu ja külma-seenega. Teisisõnu pole nakatunud kändude ja juurestike eemaldamine kunagi täielik, väiksematel mulda jäänud juurteil võib patogeen püsida elujõulisena aastaid ning nakatada uue metsapõlvkonna puid.

## Kokkuvõtteks

Eesti metsanduses on jätkuvalt peamiseks eesmärgiks heakasvuliste, tervete ning kvaliteetsete puistute kasvatamine tulevastele põlvkondadele. Tänapäeval on sellele lisandunud uued ootused, nagu süsiniku sidumine ning seeläbi globaalsete kliimamuutuste leevendamine. See on aspekt, mida veel paar aastakümnet tagasi praktiliselt ei teadvustatud, aga mida praegu peetakse iseenesestmõistetavaks. Iga metsandusliku tegevuse juures kerkib küsimus selle keskkonnamõjudest, praeguses kontekstis ennekõike mõjust kliimale. Sellest tulenevalt on meil vaja uusi teadmisi metsade kasvust ja arengust muutuvates kliima- ja majandustingimustes, samuti võimet ette näha tulevikus toimuvaid muutusi, et nendega õigeaegselt metsakasvatuses arvestada.

Kõige selle taustal on metsateadusel täita järjest olulisem roll. Kindlasti vajame teadusuuringutel põhinevaid teadmisi erinevate metsaökosüsteemide süsinikuvarudest ning metsade süsiniku sidumise võimest. Ainult relevantsetele teadmistele tuginedes on võimalik adekvaatselt hinnata meie metsade tegelikku rolli süsiniku sidumisel ja sellest lähtuvalt kavandada riiklikku metsa- ja kliimapolitiikat.

Loomulikult ei lahenda viimaste aastate uurimistulemused kaugeltki kõiki küsimusi, mis lähiaegadel metsanduse ees seisavad. Võrreldes varasema olukorraga, mil meil sisuliselt puudus ettekujutus levinumate metsatüüpide süsinikubilanssidest üldse ning hinnangud raiete mõjust süsinikuringele põhinesid oletustel ja arvamustel, oleme teinud suure sammu edasi teaduspõhise metsanduse suunas. Saadud tulemustele ning kogemustele tuginedes on võimalik edasisi uuringuid laiendada. Olulisi lahendamist vajavaid küsimusi metsade ja süsinikuringe kontekstis on veel palju.

## VIITED

Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Morozov, G., Aun, K., Kukumägi, M., Padari, A., Uri, V. 2019. Soil respiration and nitrogen leaching decreased in grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) coppice after clear-cut. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34(6), 445–457, <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1610189>

Aosaar, J., Drenkhan, T., Adamson, K., Aun, K., Becker, H., Buht, M., Drenkhan, R., Fjodorov, M., Jürimaa, K., Morozov, G., Pihlak, L., Piiskop, K., Riit, T., Varik, M., Väär, R., Uri, M., Uri, V. 2020. The effect of stump harvesting on tree growth and the infection of root rot in young Norway spruce stands in hemiboreal Estonia. *Forest Ecology and Management*, 475, 118425, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118425>

Aun, K., Kukumägi, M., Varik, M., Becker, H., Aosaar, J., Uri, Buht, M., Uri, V. 2021a. Short-term effect of thinning on the carbon budget of young and middle-



aged silver birch (*Betula pendula* Roth) stands. *Forest Ecology and Management*, 480, 118660, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118660>

Aun, K., Kukumägi, M., Varik, M., Becker, H., Aosaar, J., Uri, M., Morozov, G., Buht, M., Uri, V. 2021b. Short-term effect of thinning on the carbon budget of young and middle-aged Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. *Forest Ecology and Management*, 492, 119241, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119241>

Aun, K., Kukumägi, M., Varik, M., Uri, M., Buht, M., Aosaar, J., Padari, A., Sepaste, A., Soosaar, K., Becker, H., Uri, V. 2022. Recovery dynamics of ecosystem carbon budgets in a young silver birch stand chronosequence after clear-cut – Estonian case study. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 37(5–8), 352–365, <https://doi.org/10.1080/02827581.2022.2155235>

Baldocchi, D., 2014. Measuring fluxes of trace gases and energy between ecosystems and the atmosphere – the state and future of the eddy covariance method. *Global Change Biology* 20(12), 3600–3609, <https://doi.org/10.1111/gcb.12649>

Becker, H., Uri, V., Aosaar, J., Varik, M., Mander, Ü., Soosaar, K. 2015. The effects of clear-cut on net nitrogen mineralization and nitrogen losses in a grey alder stand. *Ecological Engineering*, 85, 237–246, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.006>

Becker, H., Aosaar, J., Varik, M., Morozov, G., Kanal, A., Uri, V. 2016. The effect of Norway spruce stump harvesting on net nitrogen mineralization and nutrient leaching. *Forest Ecology and Management*, 377, 150–160, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.005>

Becker, H., Aosaar, J., Varik, M., Morozov, G., Aun, K., Mander, Ü., Soosaar, K., Uri, V. 2018. Annual net nitrogen mineralization and litter flux in well-drained downy birch, Norway spruce and Scots pine forest ecosystems. *Silva Fennica*, 52(4), 10013, <https://doi.org/10.14214/sf.10013>

Berg, B., Staaf, H. 1981. Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter. *Ecological Bulletin*, 33, 163–178.

Chamier, A. C. 1987. Effect of pH on microbial degradation of leaf litter in seven streams of the English Lake District. *Oecologia*, 71, 491–500, <https://doi.org/10.1007/BF00379287>

Fahey, T. J., Woodbury, P. B., Battles, J. J., Goodale, C. L., Hamburg, S. P., Ollinger, S. V., Woodall, C. W. 2010. Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), 245–252, <https://doi.org/10.1890/080169>

Finnish Statistical Yearbook of Forestry, 2013. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa.

Grace, J., 2004. Understanding and managing the global carbon cycle. *Journal of Ecology*, 92(2), 189–202, <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00874.x>

- Kolari, P., Pumpanen, J., Rannik, Ü., Ilvesniemi, H., Hari, P., Berninger, F. 2004. Carbon balance of different aged Scots pine forests in Southern Finland. *Global Change Biology*, 10(7), 1106–1119, <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00797.x>
- Krasnova, A., Kukumägi, M., Mander, Ü., Torga, R., Krasnov, D., Noe, S. M., Ostonen, I., Püttsepp, Ü., Killian, H., Uri, V., Lõhmus, K., Sõber, J., Soosaar, K. 2019. Carbon exchange in a hemiboreal mixed forest in relation to tree species composition. *Agricultural and Forest Meteorology*, 275, 11–23, <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.007>
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Sievänen, R. 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling*, 189(1–2), 168–182, <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.005>
- Liski, J., Westman, C. J. 1995. Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. *Biogeochemistry*, 29, 183–197, <https://doi.org/10.1007/BF02186047>
- Lõhmus, K., Ivask, M. 1995. Decomposition and nutrient dynamics of fine roots of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) at different sites. *Plant and Soil*, 168/169, 89–94, <https://doi.org/10.1007/BF00029317>
- Ma, S., Chen, J., North, M., Erickson, H. E., Bresee, M., Le Moine, J. 2004. Short-term effects of experimental burning and thinning on soil respiration in an old-growth, mixed-conifer forest. *Environmental Management*, 33(Suppl 1), S148–S159, <https://doi.org/10.1007/s00267-003-9125-2>
- McElligott, K. M., Seiler, J. R., Strahm, B. D. 2016. Partitioning soil respiration across four age classes of loblolly pine (*Pinus taeda*, L.) on the Virginia Piedmont. *Forest Ecology and Management*, 378, 173–180, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.026>
- Meentemeyer, V., Berg, B. 1986. Regional variation in rate of mass loss of *Pinus sylvestris* needle litter in Swedish pine forests as influenced by climate and litter quality. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 1(1–4), 167–180, <https://doi.org/10.1080/02827588609382409>
- Meyer, A., Tarvainen, L., Nouratpour, A., Björk, R. G., Ernfors, M., Grelle, A., Klemetsson, Å. K., Lindroth, A., Rantfors, M., Rütting, T., Wallin, G., Weslien, P., Klemetsson, L. 2013. A fertile peatland forest does not constitute a major greenhouse gas sink. *Biogeosciences*, 10(11), 7739–7758, <https://doi.org/10.5194/bg-10-7739-2013>
- Misson, L., Tang, J., Xu, M., McKay, M., Goldstein, A. 2005. Influences of recovery from clear-cut, climate variability, and thinning on the carbon balance of a young ponderosa pine plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 130(3–4), 207–222, <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.04.001>

Morozov, G., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Aun, K., Lõhmus K., Kukumägi, M., Uri, V. 2019a. The effect of thinning on annual net nitrogen mineralization and nitrogen leaching fluxes in silver birch and Scots pine stands. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34(8), 718–731, <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1680728>

Morozov, G., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Lõhmus, K., Padari, A., Aun, K., Uri, V. 2019b. Long-term dynamics of leaf and root decomposition and nitrogen release in a grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) and silver birch (*Betula pendula* Roth.) stands. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34(1), 12–25, <https://doi.org/10.1080/02827581.2018.1521468>

Olajuyigbe, S., Tobin, B., Saunders, M., Nieuwenhuis, M. 2012. Forest thinning and soil respiration in a Sitka spruce forest in Ireland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 157, 86–95, <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.01.016>

Palviainen, M., Finér, L., Kurka, A-M., Mannerkoski, H., Piirainen, S., Starr, M. 2004. Decomposition and nutrient release from logging residues after clear-cutting of mixed boreal forest. *Plant and Soil*, 263(1), 53–67, <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000047718.34805.fb>

Peichl, M., Brodeur, J. J., Khomik, M., Arain, M. A. 2010. Biometric and eddy-covariance based estimates of carbon fluxes in an age-sequence of temperate pine forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150(7–8), 952–965, <https://doi.org/10.1016/j.Agrformet.2010.03.002>

Peichl, M., Martinez-Garcia, E., Fransson, J. E. S., Wallerman, J., Laudon, H., Lundmark, T., Nilsson, M. B. 2023. Landscape-variability of the carbon balance across managed boreal forests. *Global Change Biology*, 29(4), 1119–1132, <https://doi.org/10.1111/gcb.16534>

Peng, Y., Thomas, S. C. 2006. Soil CO<sub>2</sub> efflux in uneven-aged managed forests: temporal patterns following harvest and effects of edaphic heterogeneity. *Plant and Soil*, 289(1–2), 253–264, <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9133-0>

Powers, M., Kolka, R., Bradford, J., Palik, B., Jurgensen, M. 2018. Forest floor and mineral soil respiration rates in a Northern Minnesota red pine chronosequence. *Forests*, 9(1), 16, <https://doi.org/10.3390/f9010016>

Püttsepp, Ü., Lõhmus, K., Koppel, A. 2007. Decomposition of fine roots and  $\alpha$ -cellulose in a short rotation willow (*Salix* spp.) plantation on abandoned agricultural land. *Silva Fennica*, 41(2), 247–258, <https://doi.org/10.14214/SF.294>

Ražauskaite, R., Vanguelova, E., Cornulier, T., Smith, P., Randle, T., Smith, J. U. 2020. A new approach using modeling to interpret measured changes in soil organic carbon in forests; the case of a 200 year pine chronosequence on a podzolic soil in Scotland. *Frontiers in Environmental Sciences*, 8, 527–549, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.527549>

Sullivan, B. W., Kolb, T. E., Hart, S. C., Kaye, J. P., Dore, S., Montes-Helu, M. 2008. Thinning reduces soil carbon dioxide but not methane flux from south-western USA ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management*, 255(12), 4047–4055, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.051>

Šlapokas, T., Granhall, U. 1991a. Decomposition of willow-leaf litter in a short-rotation forest in relation to fungal colonization and palatability for earthworms. *Biology and Fertility of Soils*, 10, 241–248, <https://doi.org/10.1007/BF00337374>

Šlapokas, T., Granhall, U. 1991b. Decomposition of litter in fertilized short-rotation forests on a low-humidified peat bog. *Forest Ecology and Management*, 41(1–2), 143–165, [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90125-F](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90125-F)

Tang, J., Qi, Y., Xu, M., Misson, L., Goldstein, A. H. 2005. Forest thinning and soil respiration in a ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada. *Tree Physiology*, 25(1), 57–66, <https://doi.org/10.1093/treephys/25.1.57>

Tuomi, M., Thum, T., Järvinen, H., Fronzek, S., Berg, B., Harmon, M., Trofymow, J. A., Sevanto, S., Liski, J. 2009. Leaf litter decomposition – estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling*, 220(23), 3362–3371, <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.05.016>

Uri, V., Lõhmus, K., Tullus, H. 2003. Annual net nitrogen mineralization in a grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) plantation on abandoned agricultural land. *Forest Ecology and Management*, 184, 167–176, [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00210-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00210-X)

Uri, V., Lõhmus, K., Kund, M., Tullus, H. 2008. The effect of land use on net nitrogen mineralization on abandoned agricultural land: silver birch stand *versus* grassland. *Forest Ecology and Management*, 255(1), 226–233, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.019>

Uri, V., Lõhmus, K., Mander, Ü., Ostonen, I., Aosaar, J., Maddison, M., Helmisaari, H.-S., Augustin, J. 2011. Long-term effects on the nitrogen budget of a short-rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) forest on abandoned agricultural land. *Ecological Engineering*, 37(6), 920–930, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.01.016>

Uri, V., Varik, M., Aosaar, J., Kanal, A., Kukumägi, M., Lõhmus, K. 2012. Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 267, 112–126, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.033>

Uri, V., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Ligi, K., Padari, A., Kanal, A., Lõhmus, K. 2014. The dynamics of biomass production, carbon and nitrogen accumulation in grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) chronosequence stands in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 327, 106–117, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.040>

- Uri, V., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Kukumägi, M., Ligi, K., Pärn, L., Kanal, A. 2015. Biomass resource and environmental effects of Norway spruce (*Picea abies*) stump harvesting: an Estonian case study. *Forest Ecology and Management* 335, 207–215, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.003>
- Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Soosaar, K., Morozov, G., Ligi, K., Padari, A., Ostonen, I., Karoles, K. 2017a. Carbon budgets in fertile grey alder (*Alnus incana* (L.) moench.) stands of different ages. *Forest Ecology and Management*, 396, 55–67, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.004>
- Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Morozov, G., Karoles, K. 2017b. Ecosystems carbon budgets of differently aged downy birch stands growing on well-drained peatlands *Forest Ecology and Management*, 399, 82–93, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.023>
- Uri V., Kukumägi, M., Aosaar J., Varik M., Becker H., Aun K., Krasnova A., Morozov G., Ostonen I., Mander Ü., Lõhmus K., Rosenvald K., Kriiska K., Soosaar K. 2019. The carbon balance of a six-year-old Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystem estimated by different methods. *Forest Ecology and Management*, 433, 248–262, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.012>
- Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Aun, K., Lõhmus, K., Soosaar, K., Astover, A., Uri, M., Buht, M., Sepaste, A., Padari, A. 2022a. The dynamics of the carbon storage and fluxes in Scots pine (*Pinus sylvestris*) chronosequence. *TScience of The Total Environment*, 817, 152973, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152973>
- Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Aun, K., Nikopensius, M., Uri, M., Buht, M., Sepaste, A., Padari, A., Asi, E., Sims, A., Karoles, K. 2022b. Litterfall dynamics in Scots pine (*Pinus sylvestris*), Norway spruce (*Picea abies*) and birch (*Betula*) stands in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 520, 120417, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120417>
- Varik, M., Kukumägi, M., Aosaar, J., Becker, H., Ostonen, I., Lõhmus, K., Uri, V. 2015. Carbon budgets in fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) chronosequence stands. *Ecological Engineering*, 77, 284–296, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.041>
- Zhao, M., Running, S. W. 2010. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science*, 329(5994), 940–943, <https://doi.org/10.1126/science.1192666>

## **Veiko Uri**

Sündinud 19. detsembril 1969 Tartus

1988 Tartu 14. keskkool

1993 Eesti põllumajandusülikool, metsamajandus

1997 Eesti põllumajandusülikool, metsateadus (MSc)

2001 Eesti põllumajandusülikool, metsateadus (PhD)

Töötanud Eesti maaülikoolis (varasem Eesti põllumajandusülikool), läbides kõik akadeemilise karjääri astmed alates laborandist. Alates 2015 metsaökosüsteemide professor. Juhendanud kaitsmiseni 5 doktori- ja 29 magistritööd. Avaldanud 63 teadusartiklit (WoS), *h*-indeks 27.

2020 Eesti teaduste akadeemia liige metsanduse valdkonnas

2016 Eesti Punase Risti V klassi teenetemärk

2013 Eesti Vabariigi teaduspreemia – aastapreemia põllumajandusteaduste alal