Latvijas Valsts mežzinātnes institūts "Silava"
Latvian State Forest Research Institute "Silava"

Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitāte
Meža un vides zinātņu fakultāte

Latvia University of Life Sciences and Technologies
Faculty of Forest and Environmental Sciences

Mg.silv. **VALTERS SAMARIKS**

OGLEKĻA UZKRĀJUMA ILGTERMIŅA IZMAIŅAS HIDROMELIORĀCIJAS IETEKMĒ MEŽOS AR KŪDRAS AUGSNĒM

CARBON STOCK CHANGES AFTER LONG-TERM DRAINAGE IN FORESTS ON ORGANIC SOILS

PROMOCIJAS DARBA KOPSAVILKUMS
zinātnes doktora grāda (Ph.D.) lauksaimniecības, meža un veterinārās zinātnēs iegūšanai

SUMMARY
of the Doctoral thesis for the Doctoral degree Science (Ph.D.) in Agriculture, Forestry, and Veterinary Sciences

Salaspils 2026

Promocijas darba zinātniskie vadītāji / *Supervisors*:
Dr.silv. Āris JANSONS
Ph.D. Baiba JANSONE

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Valsts mežzinātnes institūtā "Silava". Doktorantūras studijas Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes Meža un vides zinātņu fakultātē uzsāktas 2021. gada septembrī un pabeigtas 2024. gada augustā. Darbs izstrādāts pētījumu "Lēmumu pieņemšanas atbalsta rīka izstrāde, integrējot informāciju no vecām daļēji dabiskām mežaudzēm precīzākai oglekļa bilances novērtēšanai" (ERAF, Nr. 1.1.1.1/19/A/130), "Modelēšanas instrumenti oglekļa aprites un siltumnīcefekta gāzu emisiju novērtēšanai serdes trupes bojātās lapu koku audzēs" (ERAF, Nr. 1.1.1.1/21/A/063) un "LBTU doktorantu atbalsta un attīstības iniciatīva" (ERAF, Nr. 1.1.1.8/1/24/I/002) ietvaros.

The Ph.D. thesis was prepared in the Latvian State Forest Research Institute "Silava". The Ph.D. studies were carried out in Latvia University of Life Sciences and Technologies, Faculty of Forest and Environmental Sciences, in the period from 2021 to 2024. Preparation of the thesis was carried out in the projects "Development of a decision support tool integrating information from old-growth semi-natural forest for more comprehensive estimates of carbon balance" (ERDF, No. 1.1.1.1/19/A/130), "Tool for assessment of carbon turnover and greenhouse gas fluxes in broadleaved tree stands with consideration of internal stem decay" (ERDF, No. 1.1.1.1/21/A/063), and "LBTU doctoral student support and development initiative" (ERDF, No. 1.1.1.8/1/24/I/002).

Oficiālie recenzenti / *Official reviewers*:

1. Ph.D. Inga Grīnfelde, Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitāte / *Latvia University of Life Sciences and Technologies*;
2. Dr.sc.ing. Ainis Lagzdiņš, Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitāte / *Latvia University of Life Sciences and Technologies*;
3. Ph.D. Ion Cătălin Petriţan, Brašovas Transilvānijas Universitāte / *Transilvania University of Brasov*.

© 2026 Valters Samariks
© 2026 Latvijas Valsts mežzinātnes institūts "Silava"

ANOTĀCIJA

Meža ekosistēmas ar organiskām augsnēm ir nozīmīgas oglekļa krātuves, kuru loma klimata pārmaiņu mazināšanā hemiboreālajā reģionā ir saistīta ar hidroloģisko režīmu un apsaimniekošanas vēsturi. Turklāt liela daļa mežu ar organiskām augsnēm vēsturiski ir meliorēti, lai uzlabotu produktivitāti, tomēr zinātniskajā literatūrā informācija par meliorācijas ilgtermiņa ietekmi uz dažādām oglekļa krātuvēm, īpaši vecos mežos, ir fragmentāra. Tāpēc oglekļa uzkrājuma un emisiju kvantificēšanas nozīme ir neatsverama hidrotehniskās meliorācijas ilgtermiņa ietekmes novērtējumam klimata pārmaiņu mazināšanā. Promocijas darba mērķis ir novērtēt hidrotehniskās meliorācijas ilgtermiņa ietekmi uz augsnes siltumnīcefekta gāzu emisijām un oglekļa uzkrājuma dinamiku galvenajās oglekļa krātuvēs vecās skuju koku audzēs mežos ar mezotrofām organiskām augsnēm.

Hemiboreālos skuju koku mežos ar organiskām augsnēm pirms 54 gadiem izveidotas meliorācijas sistēmas ilgtermiņa ietekme būtiski mainīja ekosistēmas dinamiku. Lai gan meliorācija izraisīja augsnes nosēšanos (vidēji par 26 cm), tā neveicināja augsnes oglekļa zudumus. Turpretim uzlabotā augsnes aerācija un pazemūtais gruntsūdens līmenis ievērojami uzlaboja koku augšanu un tādējādi palielināja oglekļa uzkrājumu koku biomasā. Vecās mežaudzēs kūdreņos koku biomasas oglekļa uzkrājums ir 162.0 ± 25.0 t C ha^{-1} un 167.0 ± 24.6 t C ha^{-1}, attiecīgi egļu un priežu audzēs. Savukārt purvaiņos oglekļa uzkrājums koku biomasā priežu mežaudzēs ir 74.0 ± 20.6 t C ha^{-1}, bet egļu mežaudzēs – 121.1 ± 7.6 t C ha^{-1}. Atmirušās koksnes oglekļa uzkrājums priežu audzēs purvaiņos un kūdreņos, kā arī egļu audzēs kūdreņos bija līdzīgs (8–10 t C ha^{-1}), bet egļu audzēs purvaiņos – būtiski mazāks. Meliorācija, nodrošinot augsnes aerāciju, ietekmēja siltumnīcefekta gāzu emisijas no augsnes, organiskām augsnēm piesaistot CH_4, ja gruntsūdens līmenis bija zemāks par 30–40 cm. Savukārt augsts gruntsūdens līmenis veicināja CH_4 emisijas. Augsnes CO_2 emisijas galvenokārt bija saistītas ar augsnes temperatūru nevis meliorāciju; heterotrofā elpošana veidoja 41% no kopējām augsnes CO_2 emisijām. Meliorācija ietekmēja sīko sakņu oglekļa uzkrājuma dinamiku. Sīko sakņu biomasa bija būtiski lielāka purvaiņos, iespējams, kā veģetācijas adaptēšanās pārmitriem apstākļiem. Tā kā sīko sakņu veidošanās kūdreņos un purvaiņos bija līdzīga, tad mazāka to biomasa kūdreņos, visticamāk, bija straujākas sīko sakņu aprites rezultāts. Zemsedzes veģetācijas biomasas un nobiru oglekļa uzkrājumi, lai gan mazāki nekā citās oglekļa krātuvēs, bija līdzīgi gan kūdreņos, gan purvaiņos.

Novērtētie oglekļa uzkrājumi liecina, ka vecas mežaudzes kūdreņos un purvaiņos ir nozīmīgas, taču ierobežotas oglekļa krātuves hemiboreālo mežu ekosistēmās. Novērtētās atšķirības norāda uz labi funkcionējošu meliorācijas sistēmu kā priekšnosacījumu oglekļa uzkrājumam mežos ar dziļām organiskām augsnēm, nodrošinot to pienesumu globālo klimata pārmaiņu mazināšanā.

ABSTRACT

Forest ecosystems with organic soils are major carbon stores, and their role in climate change mitigation in the hemiboreal region is linked to the hydrological regime and management history. Moreover, a large proportion of forests on organic soils have historically been drained to improve forest productivity. Scientific literature provides only fragmentary information on the long-term impact of drainage on various carbon pools, especially in old-growth forests. Therefore, quantification of carbon stock and emissions is essential for the assessment of the long-term impact of drainage on climate change mitigation. The aim of the study is to assess the long-term impact of forest drainage on soil greenhouse gas emissions and the dynamics of carbon stock in major carbon pools in old-growth forests with organic soils.

In hemiboreal old-growth coniferous forest stands on organic soils, the long-term effect of forest drainage (established 54 years ago) substantially altered ecosystem dynamics. While drainage caused soil subsidence (by an average of 26cm), it did not deplete soil carbon stock. Instead, the improved soil aeration and lowered groundwater level (GWL) significantly improved tree growth and consequently expanded the carbon pool. Old-growth forest stands on drained organic soils reached tree biomass carbon stock at 162.0 ± 25.0 t C ha^{-1} and 167.0 ± 24.6 t C ha^{-1} in spruce and pine-dominated stands, respectively. Contrastingly, in undrained pine stands, the carbon stock was 74.0 ± 20.6 t C ha^{-1}, but in spruce stands, it was 121.1 ± 7.6 t C ha^{-1}. Deadwood was a moderate carbon pool, reaching 8–10 t C ha^{-1} in drained sites, which was lower in undrained spruce stands. Drainage affected soil greenhouse gas emissions, with organic soils functioning as CH_4 sinks when the GWL was lower than 30-40 cm, providing soil aeration. However, high GWL or poorly functioning drainage resulted in CH_4 emissions. Soil CO_2 emissions were primarily driven by soil temperature, not by the presence of drainage; heterotrophic respiration accounted for 41% of total soil CO_2 efflux. Drainage altered the belowground dynamics of the fine-root carbon pool. Fine-root biomass was significantly higher in undrained sites, likely as an adaptation of vegetation to waterlogged conditions. Since the production of fine-roots was similar in drained and undrained sites, the lower fine-root biomass in drained sites was most likely the result of a faster fine-root turnover. Ground vegetation biomass and litter carbon stocks, though smaller than other carbon pools, were similar between drained and undrained stands.

The estimated carbon stocks highlight old-growth forest stands on organic soils as significant, yet limited carbon stores, in the hemiboreal forest ecosystem. The observed differences highlight well-functioning drainage systems as paramount for sustaining increased carbon stock and the contribution of drained forests to climate change mitigation goals.

SATURS / *CONTENTS*

ANOTĀCIJA 3
ABSTRACT 4
PUBLIKĀCIJU SARAKSTS / *LIST OF PUBLICATIONS* ... 7
PROMOCIJAS DARBA REZULTĀTU APROBĀCIJA / *APPROBATION OF RESEARCH RESULTS* 9
1. IEVADS 11
1.1. Promocijas darba mērķis 13
1.2. Promocijas darba uzdevumi 13
1.3. Promocijas darba tēze 13
1.4. Pētījuma novitāte 13
2. MATERIĀLI UN METODES 14
2.1. Pētījuma objekts 14
2.2. Datu ievākšana 15
2.3. Datu analīze 19
3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA 22
3.1. Koku biomasas un atmirušās koksnes oglekļa uzkrājums (I, II un III publikācija) 22
3.2. Organisko augšņu oglekļa uzkrājums un SEG emisijas (III un IV publikācija) 24
3.3. Zemsedzes veģetācijas, nobiru un sīko sakņu oglekļa uzkrājums (V, VI un VII publikācija) 27
SECINĀJUMI 32
REKOMENDĀCIJAS 33
PATEICĪBAS 34
1. INTRODUCTION 35
1.1. Aim of the study 37
1.2. Study objectives 37
1.3. Thesis statements 37
1.4. Scientific novelty 37
2. MATERIALS AND METHODS 38
2.1. Study objects 38
2.2. Data collection 39
2.3. Data analysis 43
3. RESULTS AND DISCUSSION 46

3.1. Tree biomass and deadwood carbon stock (Papers I, II, III) 46
3.2. Organic soil carbon stock and GHG emissions (Papers III, IV) 48
3.3. Ground vegetation, litter, and fine-root C stocks (Papers V, VI, VII) 51
CONCLUSIONS 56
RECOMMENDATIONS 57
ACKNOWLEDGEMENTS 58
LITERATŪRAS SARAKSTS / *REFERENCES* 59

PUBLIKĀCIJU SARAKSTS / *LIST OF PUBLICATIONS*

Promocijas darbā iegūtie rezultāti apkopoti septiņās publikācijās, uz kurām atsauces tekstā veidotas, izmantojot romiešu ciparus:

The thesis is based on seven papers, referred in the text with Roman numerals:

I Ķēniņa, L., Zute, D., Jaunslaviete, I., **Samariks, V.**, Jansons, Ā. (2022) Old-Growth Coniferous Stands on Fertile Drained Organic Soil: First Results of Tree Biomass and Deadwood Carbon Stocks in Hemiboreal Latvia. Forests, 13, 279. DOI: 10.3390/f13020279

II **Samariks, V.**, Jõgiste, K., Vodde, F., Bāders, E., Jansons, Ā. (2025) Deadwood carbon stock in overmature coniferous forests on different soil types in the hemiboreal region. Baltic Forestry, 31(2), 796. DOI: 10.46490/BF796

III Dubra, S., **Samariks, V**., Līcīte, I., Butlers, A., Purviņa, D., Lupiķis, A., Jansons, Ā. (2023) Effects of Drainage on Carbon Stock in Hemiboreal Forests: Insights from a 54-Year Study. Sustainability, 15, 16622. DOI: 10.3390/su152416622

IV **Samariks, V.**, Ķēniņa, L., Īstenais, N., Ozoliņš, K., Köster, K., Jansons, Ā. (2024) Organic soil greenhouse gas flux rates in hemiboreal old-growth Scots pine forests at different groundwater levels. European Journal of Forest Research, 143, 1237–1248. DOI: 10.1007/s10342-024-01690-0

V Bičkovskis, K., **Samariks, V.**, Jansons, Ā. (2024) Tree litter production in coniferous old-growth forests on organic soils. Research for Rural Development, 39, 25–30. DOI: 10.22616/RRD.30.2024.004

VI **Samariks, V.**, Jaunslaviete, I., Adamovičs, A., Dubašinska, S., Jansons, Ā. (2024) Ground vegetation biomass and carbon pool in hemiboreal coniferous stands on organic soils. Proceedings of 24th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM, 24(3.2), 285–293. DOI: 10.5593/sgem2024v/3.2/s13.36

VII **Samariks, V.**, Ķēniņa, L., Kitenberga, M., Aun, K., Varik, M., Liepiņa, A.A., Jansons, Ā. (2024) The effect of drainage on fine-root biomass, production, and turnover in hemiboreal old-growth forests on organic soils. Ecosphere, 15(4), e4849. DOI: 10.1002/ecs2.4849

Autoru ieguldījums / *The contribution of the authors*

Autora ieguldījums	**I**	**II**	**III**	**IV**	**V**	**VI**	**VII**
Ideja / *Original idea*	ĀJ	ĀJ, **VS**	ĀJ	ĀJ, **VS**	ĀJ	ĀJ, **VS**	ĀJ, **VS**
Pētījuma plāns / *Study design*	LĶ, ĀJ, DZ	KJ, FV, ĀJ	AB, IL	ĀJ, LĶ, **VS,**	ĀJ, **VS**	ĀJ, **VS**	KA, MV, ĀJ
Datu ievākšana / *Data collection*	IJ, **VS**	**VS**	DP, AL	**VS**, NĪ, KO	**VS**, KB	IJ, AA, SD	**VS**, LĶ, AAL
Datu analīze / *Data analysis*	LĶ	**VS**, EB	**VS**, SD	**VS**, KK	**VS**, KB	**VS**	MK, KA, MV
Manuskripta sagatavošana / *Manuscript preparation*	**VS**, LĶ	**VS**	**VS**, SD	**VS**	**VS**, KB	**VS**	**VS**, MK
Promocijas darba autora ieguldījums, % / *Contirubution of author of the thesis, %*	40	75	65	75	40	70	55

VS – Valters Samariks, ĀJ – Āris Jansons, LĶ – Laura Ķēniņa, IJ – Ieva Jaunslaviete, DZ – Daiga Zute, KJ – Kalev Jõgiste, FJ – Floortje Vodde, EB – Endijs Bāders, SD – Stefānija Dubra, IL – Ieva Līcīte, AB – Aldis Butlers, DP – Dana Purviņa, AL – Ainārs Lupiķis, NĪ – Nauris Īstenais, KO – Kristaps Ozoliņš, KK – Kajar Köster, KB – Kārlis Bičkovskis, AA – Andis Adamovičs, SD – Sabīne Ieviņa (ex Dubašinska), MK – Māra Kitenberga, KA – Kristiina Aun, MV – Mats Varik, AAL – Agnese Anta Liepiņa.

PROMOCIJAS DARBA REZULTĀTU APROBĀCIJA / *APPROBATION OF RESEARCH RESULTS*

Ziņojumi par pētījuma rezultātiem prezentēti divpadsmit starptautiskās zinātniskās konferencēs:

Results of the study have been presented in twelve international scientific conferences:

I **Samariks, V.,** Zute, D., Jansons, Ā. (2021) Long-term impact of forest hydro melioration on carbon storage and emissions (Is it good to wet in the forest?). 6th International conference "Sustainable management of natural resources – a basic condition for successful socioeconomic development in the period of implementation of the new environmental policy of the European Union", 25 November, 2021, Jelgava, Latvia. Poster / Stenda referāts

II **Samariks, V.**, Jansons, Ā., Ķēniņa, L., Garanča, A., Bičkovskis, K., Jaunslaviete, I., Köster, K. (2021) Greenhouse gas emissions in old-growth stands on peat soils. International scientific conference "Old-growth forests in the context of climate policy: information for decision-makers", December, 2021. Online. Presentation / Prezentācija

III **Samariks, V.**, Ķēniņa, L., Kitenberga, M., Īstenais, N., Jansons, Ā. (2022) Long-term effect of melioration systems on greenhouse gas balance in old Scots pine forests on organic soils. International Growth and Yield Network scientific conference "Local solutions for regional and global forest management challenges" June, 2022, Salaspils and Rīga, Latvia. Poster / Stenda referāts

IV **Samariks, V.**, Jansons, Ā. (2022) Melioration effect on greenhouse gas emissions in old growth Scots pine (*Pinus sylvestris*) forests on organic soils. 7th International scientific conference. "Sustainability of land-use sectors – in the context of European environmental policy requirements and geopolitical realities", 3 November, 2022. Jelgava, Latvia. Poster / Stenda referāts

V **Samariks, V.**, Bičkovskis, K., Jansons, Ā., Ķēniņa, L., Ozoliņš, K., Zaķe, L.L., Īstenais, N., Jaunslaviete, I. (2022) Climate change mitigation potential of forests on organic soils: ditch or no ditch. International scientific conference "Old-growth forests in the context of climate policy: information for decision-makers", 8 December, 2022, Online. Presentation / Prezentācija

VI **Samariks, V.** (2023) Climate change and carbon in urban forests. International scientific conference "Tree conference Riga 2023", 2 June, 2023, Rīga, Latvia. Presentation / Prezentācija

VII **Samariks, V.**, Ķēniņa, L., Jansons, Ā. (2023) Long-term effect of organic soil drainage on soil carbon stock and greenhouse gas emissions in old-

growth Scots pine forests. International scientific conference "Wold Congress of Latvian Scientists", 28–29 June, 2023, Riga, Latvia. Poster / Stenda referāts

VIII **Samariks, V.**, Ķēniņa, L., Ozoliņš, K., Īstenais, N., Jansons, Ā. (2023) Organic soil greenhouse gas emissions in drained and periodically waterlogged old-growth Scots pine forests in hemiboreal Latvia. 20th IBFRA Conference "Climate Resilient and Sustainable Forest Management", 28–30 August, 2023, Helsinki, Finland. Poster / Stenda referāts

IX **Samariks, V.** (2023) Can prolonged rotation in combination of forest drainage be a solution to increased carbon storage in Scots pine forests on organic soils of hemiboreal region? 5th International Congress on Planted Forests, 5–13 November, 2023, Nairobi, Kenya. Presentation / Prezentācija

X **Samariks, V.**, Ozoliņš, K., Jansons, Ā. (2024) Is establishment of drainage systems a long-term climate smart forestry measure in hemiboreal Scots pine forests on deep organic soils? 26th IUFRO World Congress, 23–29 June, 2024, Stockholm, Sweden. Poster / Stenda referāts

XI **Samariks, V.**, Jaunslaviete, I., Zute, D., Jansons, Ā. (2024) Prolonged rotation in combination of forest drainage – a solution to increased carbon storage in hemiboreal coniferous forests on organic soils? 26th IUFRO World Congress, 23–29 June, 2024, Stockholm, Sweden. Poster / Stenda referāts

XII **Samariks, V.**, Ozoliņš, K., Ķēniņa, L., Bāders, E., Jansons, Ā. (2025) Groundwater level driving the dynamics of soil greenhouse gas fluxes in old-growth hemiboreal birch (*Betula* spp.) stands on organic soils. 12th INTERCOL Wetland Conference, 29 June– 4 July, 2024, Tartu, Estonia. Presentation / Prezentācija

1. IEVADS

Mežu ekosistēmas ir būtiskas globālā oglekļa cikla sastāvdaļas, kas darbojas gan kā nozīmīgas oglekļa krātuves, gan kā dinamiski regulētāji, veicot oglekļa piesaisti un siltumnīcefekta gāzu (SEG) apmaiņu starp biosfēru un atmosfēru (Pan et al. 2011; Friedlingstein et al. 2022). Pēdējās desmitgadēs mežu nozīme klimata pārmaiņu mazināšanā un bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā ir arvien vairāk uzsvērta starptautiskos un reģionālos politikas dokumentos (FAO 2020; IPCC 2021). Eiropas Savienība ir izvirzījusi mērķus mazināt klimata pārmaiņas un pielāgoties tām, kā arī sasniegt un uzturēt klimatneitralitāti līdz 2050. gadam un turpmāk (Fetting 2020; Erback 2021). Meža oglekļa krātuvju kvantificēšana reģionālā un nacionālā mērogā ir būtiska zinātniski pamatotu apsaimniekošanas un politikas stratēģiju izstrādei, tādējādi uzlabojot oglekļa uzskaites precizitāti, veicinot adaptīvu mežu apsaimniekošanu un sekmējot bioloģiskās daudzveidības un klimata mērķu sasniegšanu.

Ziemeļeiropas hemiboreālais reģions, kurā ietilpst Latvija, Igaunija, Dienvidzviedrija un daļa Somijas, ir pārejas zona starp boreālajiem skuju koku un mērenā klimata lapu koku mežiem (Ahti et al. 1968). Latvija ir Baltijas reģiona valsts ar vislielāko mežu platību, kas nodrošina ievērojamus koksnes resursus, un prognozēts, ka pieprasījums pēc tiem nākotnē pieaugs. Meži klāj 53% Latvijas sauszemes teritorijas. Parastā egle un parastā priede ir galvenās mežsaimniecības sugas, kas kopā veido 45% no kopējās meža platības (NFI 2023). Piejūras klimata, pēcleduslaikmeta reljefa un augsta augsnes mitruma mijiedarbība ir veicinājusi plašu organisko augšņu un purvu veidošanos. Latvijā 23% mežu ir ar organiskām augsnēm (NFI 2023).

Ogleklis meža ekosistēmās atrodas vairākās savstarpēji saistītās krātuvēs, kas kopā nosaka kopējo oglekļa bilanci un meža kā oglekļa piesaistes vai emisiju avota lomu. Galvenās oglekļa krātuves meža ekosistēmās ir koku biomasa (virszemes un pazemes daļa), atmirusī koksne (sausokņi un kritalas), nobiras, zemsedzes veģetācija un augsne (īpaši organiskā augsne), un katra no tām darbojas atšķirīgos laika un telpas mērogos oglekļa aprites ciklā. Koku biomasa ir visdinamiskākā oglekļa krātuve, kuru nosaka audzes vecums, produktivitāte, apsaimniekošanas intensitāte un sugu sastāvs. Atmirusī koksne ir gaistoša oglekļa krātuve, kas sadaloties pakāpeniski atbrīvo oglekli, vienlaikus veicinot bioloģisko daudzveidību un organisko vielu uzkrāšanos augsnē ilgtermiņā. Koku nobiras, ko veido nokritušās skujas, lapas un zari, nodrošina nepārtrauktu organisko vielu ienesi augsnē, uzturot barības vielu apriti un mikrobioloģisko aktivitāti. Augsnes oglekļa uzkrājums, īpaši organiskās augsnēs, ir lielākā un stabilākā oglekļa krātuve, kas bieži pārsniedz virszemes oglekļa uzkrājumu. Sīkās saknes un zemsedzes veģetācija, pateicoties to nepārtrauktajai nomaiņai, sekmē augsnes organisko vielu veidošanos un veicina ilgtermiņa oglekļa uzkrāšanu.

Laikā no 1960. līdz 1980. gadam Baltijas valstīs veikti plaši mežu hidrotehniskās meliorācijas pasākumi, lai uzlabotu koku augšanu un palielinātu mežu produktivitāti teritorijās ar dabiski augstu gruntsūdens līmeni (Paavilainen & Päivänen 1995; Šņore 2004). Rezultātā aptuveni 54% mežu ar organiskām augsnēm Latvijā ir meliorēti (NFI 2023). Meliorācijas sistēmām nepieciešama periodiska atjaunošana, lai nodrošinātu to funkcionēšanu un uzturētu vēlamo koku augšanas potenciālu (Nieminen et al. 2018; Bičkovksis et al. 2025). Pēdējā desmitgadē Latvijā jaunu meliorācijas sistēmu izbūve meža zemēs praktiski nav notikusi; apsaimniekošanas pasākumi galvenokārt vērsti uz esošo sistēmu uzturēšanu un atjaunošanu, vai pretēji – uz meliorācijas grāvju slēgšanu un gruntsūdens līmeņa paaugstināšanu.

Organiskās augsnes var būt nozīmīgs SEG emisiju avots salīdzinājumā ar minerālaugsnēm, tādēļ, lai nodrošinātu precīzu oglekļa bilances novērtējumu, ir būtiski kvantitatīvi novērtēt emisiju apjomu no meliorētam un nemeliorētam organiskām augsnēm. Organisko augšņu meliorēšana var veicināt organisko vielu aerobo sadalīšanos, kas var rezultēties ar CO_2 emisiju palielināšanos (Von Arnold et al. 2005; Wüst-Galley et al. 2016), savukārt nemeliorētās mežaudzēs augsts gruntsūdens līmenis var samazināt CO_2 emisijas no augsnes, jo ierobežota skābekļa pieejamība kavē organiskās vielas noārdīšanos, bet vienlaikus veicina CH_4 emisijas anaerobos apstākļos (Matthews & Fung 1987). Turpretī, zems gruntsūdens līmenis parasti veicina CH_4 piesaisti, jo aerētajos augsnes slāņos palielinās metanotrofā aktivitāte (Le Mer & Roger 2001).

Latvijā vecu mežaudžu platības uzrāda pakāpeniski pieaugošu tendenci (NFI 2023), kamēr lielākajā daļā Eiropas šādas mežu platības samazinās (O'Brien et al. 2021). Vecām mežaudzēm ir būtiska loma bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā ainavas mērogā un klimata pārmaiņu mazināšanā, tādēļ ir svarīgi kvantificēt dažādu oglekļa krātuvju apjomu šajās ekosistēmās un novērtēt meliorācijas ilgtermiņa ietekmi uz kopējo oglekļa uzkrājumu. Līdzšinējie pētījumi par vecām mežaudzēm Latvijā galvenokārt veikti mežos ar minerālaugsnēm, akcentējot koku biomasas un atmirušās koksnes oglekļa uzkrājumu reģionā saimnieciski nozīmīgām koku sugām (Ķēniņa et al. 2018, 2019). Savukārt iepriekšējie pētījumi par mežiem ar organiskām augsnēm galvenokārt vērsti uz atsevišķām oglekļa krātuvēm (Bičkovskis et al. 2023) un SEG emisiju novērtējumu mežaudzēs dažādās attīstības stadijās (Butlers 2023), bet ne ciršanas vecumu pārsniegušās audzēs. Tāpēc būtiskāko oglekļa krātuvju un plūsmu novērtējums meliorācijas ilgtermiņa ietekmē vecos hemiboreālos mežos Latvijā ir nepieciešams, lai aizpildītu esošo zināšanu trūkumu un nodrošinātu uzticamus pamatdatus ilgtspējīgas mežsaimniecības un klimata politikas plānošanai.

1.1. Promocijas darba mērķis

Promocijas darba mērķis ir novērtēt hidrotehniskās meliorācijas ilgtermiņa ietekmi uz augsnes siltumnīcefekta gāzu emisijām un oglekļa uzkrājuma dinamiku galvenajās oglekļa krātuvēs vecās skuju koku audzēs mežos ar mezotrofām organiskām augsnēm.

1.2. Promocijas darba uzdevumi

Mērķa sasniegšanai izvirzīti šādi darba uzdevumi:

1. Novērtēt hidrotehniskās meliorācijas ietekmi uz kokaudzes biomasas un atmirušās koksnes oglekļa uzkrājumu.
2. Raksturot hidrotehniskās meliorācijas ietekmi uz augsnes oglekļa uzkrājumu un SEG emisijām.
3. Novērtēt hidrotehniskās meliorācijas ietekmi uz zemsedzes veģetācijas, sīko sakņu un nobiru oglekļa uzkrājumu.

1.3. Promocijas darba tēze

Hemiboreālajos skuju koku mežos ar mezotrofām organiskām augsnēm hidrotehniskā meliorācija ilgtermiņā palielina oglekļa uzkrājumu koku biomasā, neatstāj negatīvu ietekmi uz oglekļa uzkrājumu augsnē un samazina metāna emisijas.

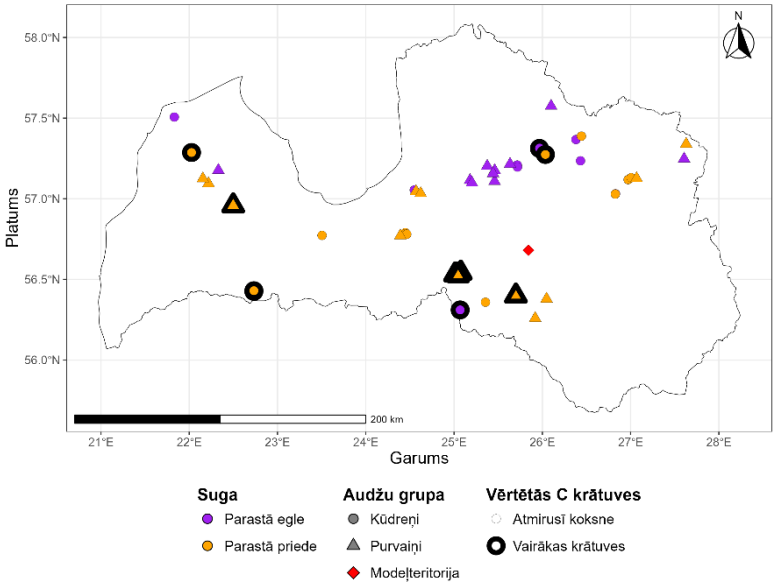
1.4. Pētījuma novitāte

Pirmo reizi Eiropas hemiboreālajos mežos novērtētas un kvantificētas galvenās meža ekosistēmas oglekļa krātuves hidrotehniskās meliorācijas ilgtermiņa ietekmē vecās skuju koku mežaudzēs (122–218 gadi) kūdreņos un purvaiņos. Pētījums sniedz zināšanas par šādu ekosistēmu stabilitāti un oglekļa uzkrājuma izmaiņām ilgtermiņā, pēc meliorācijas sistēmu izveides.

2. MATERIĀLI UN METODES

2.1. Pētījuma objekts

Pētījuma galvenais objekts ir vecas skuju koku audzes mežos ar organiskām augsnēm hemiboreālajā reģionā, Latvijā (2.1. att.; Ahti et al. 1968). Koku biomasas, atmirušās koksnes, nobiru, zemsedzes veģetācijas, sīko sakņu oglekļa uzkrājuma un SEG emisiju novērtējumam atlasītas meliorētas un nemeliorētas audzes mežos ar organiskām augsnēm, bez nesenām saimnieciskās darbības pazīmēm, audžu vecums ir vismaz divas vecumklases virs ciršanas vecuma (egle > 120 gadi, priede > 140 gadi) un valdošās koku sugas šķērslaukums pārsniedz 50% no audzes šķērslaukuma. Izvēle veikta, balstoties uz stratificētu audžu atlasi no Valsts meža dienesta datubāzes. Koku biomasas oglekļa (C) uzkrājums vērtēts 23 vecās (131– 179 gadi) priežu un egļu mežaudzēs šaurlapju kūdrenī (*Myrtillosa turf. mel*., turpmāk tekstā – kūdreņi) un niedrājā (*Caricoso-phragmitosa*, turpmāk tekstā – purvaiņi; I publikācija). Atmirušās koksnes C uzkrājums vērtēts 52 vecās (122–218 gadi) priežu un egļu mežaudzēs purvaiņos un kūdreņos (II publikācija). SEG emisijas un sīkās saknes vērtētas sešās vecās priežu mežaudzēs kūdreņos un purvaiņos (IV un VII publikācija). Koku nobiras un zemsedzes veģetācija vērtēta 12 vecās priežu un egļu mežaudzēs kūdreņos un purvaiņos (V– VI publikācija). Ilgtermiņa meliorācijas ietekme uz organisko augšņu C uzkrājumu vērtēta modeļteritorijā, Meža pētīšanas stacijas Kalsnavas mežu novadā (Zālītis, 2012), kur augsnes C uzkrājums kūdreņos salīdzināts ar nemeliorētu (kontroles) teritoriju purvaiņos (III publikācija). Pirms meliorācijas sistēmu izveidošanas teritorija bija pārejas purvs. Mežaudžu vecums modeļteritorijā variē no 40 līdz 110 gadiem. Daļā modeļteritorijas 1960. gadā izveidota meliorācijas sistēma. Meliorējot niedrāju, meža tips visbiežāk mainās uz šaurlapju kūdreni (Bušs 1976).



2.1. att. **Pētījuma objektu atrašanās vietas Latvijas teritorijā. Krāsa apzīmē valdošo koku sugu. Simbols apzīmē pētījumā iekļauto audžu grupu. Simbola melnā kontūra apzīmē vairākas vērtētās oglekļa krātuves vienā mežaudzē**

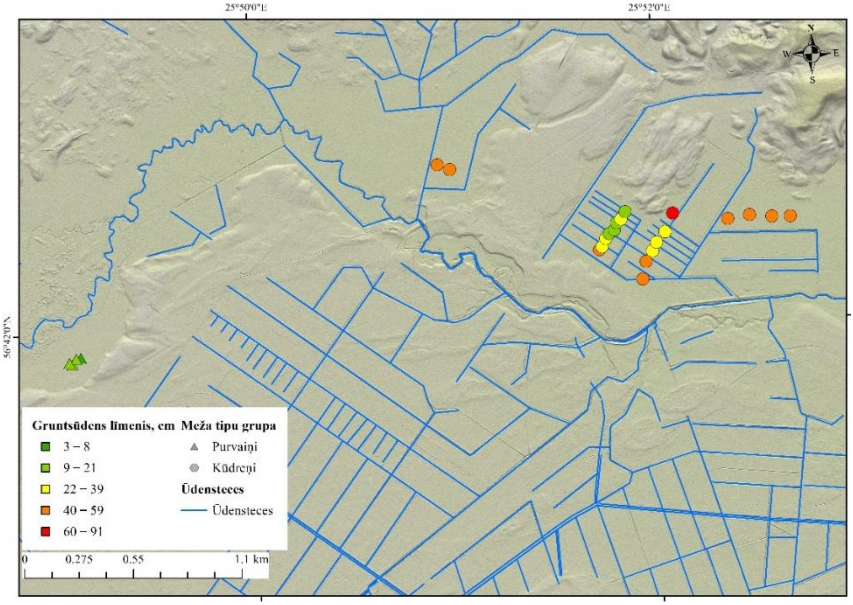
2.2. Datu ievākšana

Koku biomasas C uzkrājuma novērtējumam kopā izveidoti 133 parauglaukumi. Katrā audzē ierīkoti četri līdz seši apļveida parauglaukumi ($R = 12.62$ m, 500 m^2), atkarībā no audzes platības, kur katrā parauglaukumā visiem dzīvajiem kokiem uzmērīts caurmērs krūšaugstumā ($DBH \geq 6.1$ cm) un noteikta koku suga. Koku augstums katrā parauglaukumā mērīts pieciem dzīviem pirmā stāva kokiem un trim otrā stāva kokiem, izveidojot augstumlīknes. Tajos pašos parauglaukumos izveidots mazāka rādiusa sektors ($R = 5.64$ m, 0°–90°, 25 m^2), kurā mērīts caurmērs dzīvajiem kokiem ($2.1 \leq DBH \leq 6.0$ cm; I publikācija).

Atmirušās koksnes C uzkrājuma novērtējumam kopā izveidoti 317 parauglaukumi, kuros 12.62 m rādiusā uzmērīta visa atmirusī koksne ar caurmēru ≥ 14.1 cm, un 5.64 m rādiusā – ar caurmēru ≥ 6.1 cm. Atmirusī koksne iedalīta divās kategorijās: kritalas un sausokņi (ieskaitot arī stumbeņus). Kritalām uzmērīts kopējais garums un caurmērs abos galos. Sausokņiem caurmērs mērīts krūšaugstumā un augstums līdz galotnei vai lūzuma vietai

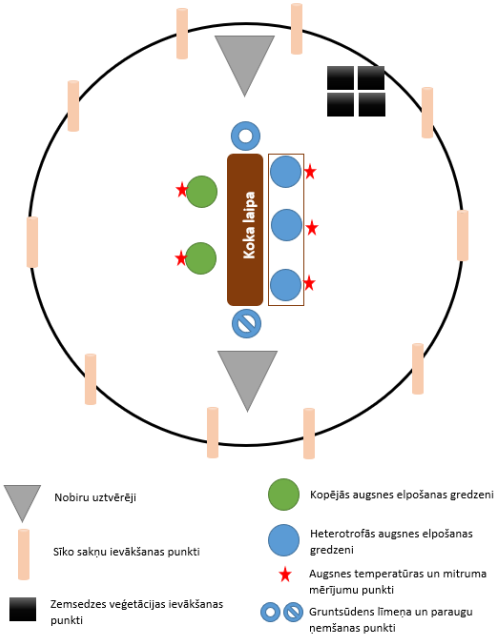
(II publikācija). Atmirušās koksnes sadalīšanās pakāpe novērtēta vizuāli un ar "naža metodi", iedalot piecās sadalīšanās pakāpēs (Stokland 2001; Köster et al. 2015).

Modeļteritorijā 24 parauglaukumos vērtēts C uzkrājums augsnē (2.2. att.). Zemes virsmas augstums noteikts 20 parauglaukumos kūdreņos, izmantojot SEOP DS32 optisko nivelieri (Shanghai Sursup Precision Instrument Co., Ltd., Tianjin, China). Mērījumi atkārtoti 1960., 1966., 1970., 1972., 1975. un 2014. gadā. Katrā apsekošanā zemes virsmas augstuma mērījumi veikti konsekventi gar tiem pašiem meliorācijas grāvjiem. Augsnes paraugi ievākti 2014. gadā trīs atkārtojumos katrā parauglaukumā četros dziļuma intervālos: 0–10 cm, 10–20 cm, 20–40 cm un 40–80 cm. Katra parauga tilpums 100 cm^3. Zemsedzes paraugi (augsnes O horizonts), kas sastāv no augu un dzīvnieku atliekām, ievākti trīs atkārtojumos, izmantojot 10 × 10 × 10 cm metāla kubu. Lai novērtētu augsnes sausu biomasu (kg m^{-3}) un oglekļa koncentrāciju (g C kg^{-1}), augsnes paraugi žāvēti krāsnī 105°C temperatūrā līdz konstantam svaram un pēc tam nosvērti. Izžāvētie paraugi izsijāti un samalti, izmantojot IKA A 11 analītiskās dzirnavas. Oglekļa saturs noteikts ar LECO CR analizatoru temperatūrā, kas pārsniedz 900°C (III publikācija).



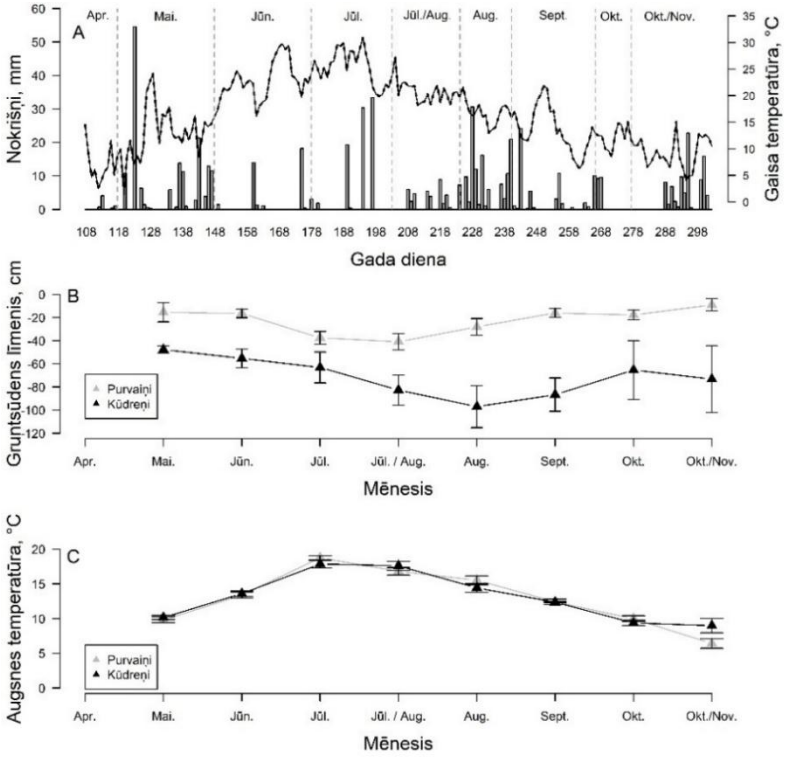
2.2. att. **Modeļteritorija Kalsnavas mežu novadā**

Koku nobiras, zemsedzes veģetācija, sīkās saknes un SEG emisijas vērtētas, ierīkojot katrā audzē trīs kompleksus parauglaukumus (R = 12.62 m, 500 m^2) mērījumu un paraugu ievākšanai (2.3. att.).



2.3. att. **Parauglaukuma shēma, kurā vērtētas SEG emisijas, nobiras, sīkās saknes un zemsedzes veģetācija**

SEG emisiju mērījumi veikti reizi trijās nedēļās bezsniega periodā no aprīļa līdz oktobrim. Vērtētās SEG ietvēra kopējo augsnes elpošanu ($RtCO_2$), heterotrofo elpošanu ($RhCO_2$) un metāna (CH_4) emisijas. Vienlaicīgi ar SEG emisiju mērījumiem mērīti dažādi vides parametri, piemēram, gruntsūdens līmenis, gaisa temperatūra, augsnes temperatūra (2.4. att.; IV publikācija).



2.4. att. **Nokrišņi (mm) un vidējā gaisa temperatūra gada dienās (A), vidējais gruntsūdens līmeņa dziļums (B) un augsnes temperatūra (C) siltumnīcefekta gāzu emisiju mērījumu laikā. Pelēkās pārtrauktās līnijas atdala mērījumu ciklus (A), vidējais gruntsūdens līmeņa dziļums (B) un augsnes temperatūra 10 cm dziļumā (C) 2021. gada mērījumu periodā purvaiņos un kūdreņos; ± 95% ticamības intervāls.**

Nobiru C uzkrājums vērtēts, katrā parauglaukumā 1.3 m augstumā virs zemes uzstādot divus apgriezta konusa formas nobiru uztvērējus ar 110 cm diametru augšdaļā. Katra uztvērēja apakšdaļā piestiprināts nobiru savākšanas maiss. Paraugi ievākti visa kalendārā gada laikā: pavasarī, vasarā un rudenī reizi trīs nedēļās, ziemas perioda nobiras ievāktas vienu reizi agrā pavasarī. Visi paraugi žāvēti 70°C temperatūrā līdz konstantam svaram un pēc tam nosvērti, lai iegūtu parauga sausas biomasas svaru (V publikācija).

Zemsedzes veģetācijas C uzkrājums vērtēts, katrā parauglaukumā vienu reizi sezonā ievācot zemsedzes veģetācijas biomasas paraugus, izveidojot 1 m^2 lielus laukumus, no kuriem ievākti četri 25 × 25 × 25 cm (0.0156 m^3) lieli paraugi.

Katrs paraugs sadalīts divās daļās: virszemes un pazemes daļa. Virszemes biomasa sašķirota trīs funkcionālās grupās: lakstaugi, sīkkrūmi un sūnas. Pazemes paraugi klasificēti lakstaugu sakņu, sīkkrūmu sakņu un koku sakņu grupās. Sakņu klasifikācija veikta pēc caurmēra kritērijiem (caurmērs no 2–20 mm) saskaņā ar ICP Forest protokoliem (Cools et al. 2010). Šis izmēru diapazons specifiski izslēdza smalkās saknes (caurmērs < 2 mm), vienlaikus izvairoties no resnajām strukturālajām saknēm (caurmērs > 20 mm), tādējādi koncentrējoties uz vidējā izmēra sakņu klasi, kas reprezentē aktīvās barības vielu un ūdens uzņemšanas sistēmas. Visi ievāktie paraugi sistemātiski sašķiroti un žāvēti krāsnī 70°C temperatūrā līdz konstantam svaram un pēc tam nosvērti, lai noteiktu parauga sausu masu. Izžāvēto paraugu oglekļa saturs analizēts ar LECO CR analizatoru temperatūrā, kas pārsniedz 900°C (VI publikācija).

Sīko sakņu (FR) biomasas un veidošanās novērtēšanai izmantota secīgā augsnes urbšanas metode (Ostonen et al. 2005; Brunner et al. 2013). Paraugu ievākšana veikta 2021. gada maijā, augustā un oktobrī, kā arī 2022. gada martā. Katrā no sešām audzēm FR paraugi ievākti no trim apļveida parauglaukumiem. Katrā parauglaukumā nejauši izvēlētas vietās ar cilindrisku augsnes zondi (iekšējais diametrs 50 mm) ievākti 10 paraugi (monolīti) 40 cm dziļumā. Katrs paraugs sadalīts 10 cm sekcijās (0–10, 10–20, 20–30, 30–40 cm). Visi FR paraugi šķiroti 4 frakcijās: priežu, egļu, sīkkrūmu un lakstaugu sīkās saknes, kopumā iegūstot 2880 FR paraugus. Sašķirotie paraugi žāvēti krāsnī 70°C temperatūrā līdz konstantam svaram un pēc tam nosvērti (VII publikācija).

2.3. Datu analīze

Uzmērītajiem parauglaukumiem aprēķināti mežaudžu taksācijas rādītāji: šķērslaukums, vidējais caurmērs un augstums, koksnes krāja, koku skaits uz hektāru, atmirušās koksnes apjoms. Koku biomasa aprēķināta, izmantojot lokāli izstrādātos koku biomasas vienādojumus saimnieciski nozīmīgākajām koku sugām (Liepiņš et al. 2018, 2021). Oglekļa uzkrājums koku biomasā aprēķināts, izmantojot lokāli izstrādātos oglekļa koncentrācijas koeficientus galvenajām koku sugām (Bārdule et al. 2021a). Atmirušās koksnes C uzkrājums aprēķināts, izmantojot C koncentrācijas koeficientus dažādām atmirušās koksnes sadalīšanās pakāpēm (Stokland 2001; Köster et al. 2015). Sīko sakņu veidošanās (FRP) un sīko sakņu aprites (FRT) aprēķins balstās uz sīko sakņu biomasas datiem (FRB). Ikgadējais FRP aprēķināts, izmantojot lēmumu matricu, iekļaujot tajā sīko sakņu biomasu un nekromasu no katra secīgā parauga (Fairley & Alexander 1985). Ikgadējais FRT aprēķināts, dalot kopējo FRP apjomu ar vidējo FRB (McClaugherty et al. 1982; Gill & Jackson 2000). Koku nobiru un sīko sakņu oglekļa uzkrājums aprēķināts, pieņemot, ka parauga sausās masas oglekļa koncentrācija ir 50%.

Augsnes C uzkrājums aprēķināts, izmantojot iegūto paraugu oglekļa satura un blīvuma rādītājus. Augsnes C uzkrājuma aprēķinos ņemta vērā kūdras sablīvēšanās. Kontroles (nemeliorētajos) parauglaukumos C uzkrājuma aprēķins vērtēts 0–80 cm dziļumā. Meliorētās mežaudzēs C uzkrājums aprēķināts 0–(80–x) cm slānim, kur "x" apzīmē kūdras sablīvēšanās dziļumu centimetros.

SEG emisijas aprēķinātas, izmantojot lineārās regresijas slīpuma koeficientu gāzu koncentrāciju izmaiņām laikā mērījumu kamerā. Mērījums atzīts par nederīgu, ja lineārās regresijas determinācijas koeficienta (R^2) vērtība bija zemāka par 0.8 ($p < 0.01$). Emisiju aprēķināšanai izmantotā lineārās regresijas slīpuma koeficienta (*slope*) noteikšanai izmantoti tikai tie mērījumi, kas atbilda kvalitātes kritērijiem.

$$flux = \frac{M \times P \times V \times slope}{R \times T \times A \times 1000}, \quad (1)$$

kur:
flux – augsnes SEG emisijas (mg GHG m^{-2} h^{-1});
M – SEG gāzes molmasa (g mol^{-1});
R – universālā gāzu konstante (m^3 Pa K^{-1} mol^{-1});
P – gaisa spiediens mērījumu kambarī (Pa);
T – gaisa temperatūra (K);
V – kambara tilpums (0.0094 m^3);
Slope – SEG koncentrācijas izmaiņu slīpuma koeficients kambarī;
A – mērījuma laukums (0.0314 m^2).

Atkarīgo mainīgo (koku biomasas, atmirušās koksnes, augsnes, zemsedzes veģetācijas, sīko sakņu un SEG emisiju) normālā sadalījuma novērtēšana veikta ar vienkāršotu pieeju, izmantojot Shapiro-Wilk testu. Lai nodrošinātu neparametrisko datu normālo sadalījumu, veikta logaritmiska transformācija. T-tests izmantots, lai salīdzinātu divu grupu vidējos rādītājus (kūdreņi pret purvaiņiem, priedes pret eglēm) mainīgajiem, kas atbilst normālajam sadalījumam, bet Mann Whitney – U tests mainīgajiem, kas neatbilst normālajam sadalījumam. Tukey HSD tests izmantots mainīgajiem, kas atbilst normālajam sadalījumam, lai novērtētu, vai vairākas grupas būtiski atšķiras viena no otras. Kruskal-Wallis tests izmantots datiem, kas neatbilda normālajam sadalījumam, lai salīdzinātu vidējās vērtības starp vairākām grupām. Dispersijas analīze (ANOVA) izmantota, lai novērtētu tādu faktoru, kā valdošās koku sugas, šķērslaukuma, koksnes krājas, atmirušās koksnes ietekmi uz atkarīgo mainīgo – koku nobiru C uzkrājumu.

Lineārie jauktā efekta modeļi izmantoti, lai pārbaudītu audzes taksācijas rādītāju, augsnes un vides parametru saikni ar atkarīgajiem mainīgajiem (dažādu C krātuvju C uzkrājums, SEG emisijas). Sākotnēji visi pieejamie parametri tika iekļauti modelī kā fiksētie efekti, bet parauglaukums un mežaudzes ID izmantoti kā nejaušie efekti. Pēc tam, pamatojoties uz vispārināto variācijas inflācijas

faktoru (GVIF), izslēgti savstarpēji korelējoši mainīgie, ja GVIF vērtība bija lielāka par 5. Labākais modelis tika izvēlēts, pamatojoties uz mazāko Akaike informācijas kritērija (AIC) vērtību. Modeļu fiksētie un nejaušie efekti tika novērtēti ar ANOVA tipa III Wald χ^2 testu. Datu analīze veikta ar statistikas programmu R (R Core Team 2025), izmantojot bibliotēkas lme4 (Bates et al. 2015), emmeans (Lenth 2025).

3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

3.1. Koku biomasas un atmirušās koksnes oglekļa uzkrājums (I, II un III publikācija)

Klimata pārmaiņas un vidējās gaisa temperatūras paaugstināšanās ir raisījušas diskusijas par meliorācijas grāvju nepieciešamību un to lomu klimata pārmaiņu mazināšanā. Pētījumos hemiboreālajā un boreālajā reģionā pēc meliorācijas konstatēta uzlabota koku augšana un lielāks oglekļa uzkrājums koku biomasā (Skaggs et al. 2016; Jansone et al. 2020). Līdzīgi rezultāti iegūti arī šajā pētījumā – mežos ar organiskajām augsnēm Latvijā, meliorācija ilgtermiņā rezultējās ar uzlabotu koku augšanu (vidējais caurmērs, augstums un šķērslaukums) meliorētās mežaudzēs kūdreņos salīdzinājumā ar nemeliorētām mežaudzēm purvaiņos.

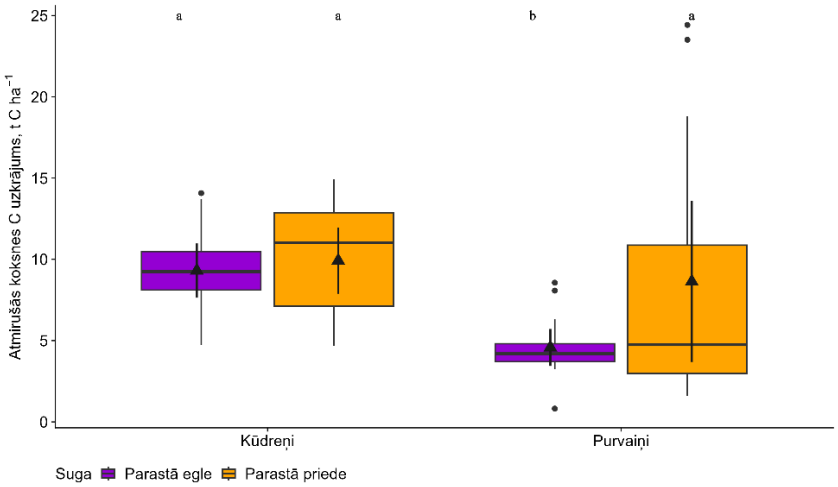
Vecās skuju koku mežaudzēs kūdreņos taksācijas rādītāji priežu un egļu mežaudzēs bija līdzīgi ($p > 0.05$). Uzmērītajos parauglaukumos novērota augsta koku biomasas C uzkrājuma heterogenitāte, kas variēja no 84 līdz 270 t C ha^{-1} vecās priežu mežaudzēs un no 103 līdz 237 t C ha^{-1} vecās egļu mežaudzēs. Augstā variācija norāda uz sasniegto koku biomasas C uzkrājuma maksimumu vecās mežaudzēs. Vecās priežu mežaudzēs kūdreņos vidējais C uzkrājums koku biomasā ir 167.0 ± 24.6 t C ha^{-1} (šeit un turpmāk norādītas vidējās vērtības ± 95% ticamības intervāls), turklāt līdzīgas vērtības (162.0 ± 25.0 t C ha^{-1}) novērotas arī vecās egļu mežaudzēs (I publikācija). Ievērojami zemāks koku biomasas C uzkrājums novērots vecās priežu mežaudzēs purvaiņos, sasniedzot no 61.1 līdz 81.3 t C ha^{-1}, vidēji 74.0 ± 20.6 t C ha^{-1} (IV publikācija). Savukārt vecās egļu mežaudzēs purvaiņos vidējais C uzkrājums koku biomasā sasniedza 121.1 ± 7.6 t C ha^{-1}. Meliorācijas ilgtermiņa ietekme uz koku biomasas C uzkrājumu rezultējās būtiskās atšķirībās ($p < 0.05$) starp meža tipu grupām, kur kūdreņos novērotas augstākas vērtības, salīdzinot ar purvaiņiem. Atšķirības koku biomasas C uzkrājumā starp kūdreņiem un purvaiņiem skaidrojamas ar gruntsūdens līmeni, kas purvaiņos tipiski ir augstāks, samazinot skābekļa pieejamību koku saknēm un tādējādi limitējot koku augšanu (Glenz et al. 2006; Sikström & Hökkä 2016). Iegūtie rezultāti kūdreņos ir līdzīgi kā vecās priežu (171.0 ± 6.1 t C ha^{-1}) un egļu (149.2 ± 18.9 t C ha^{-1}) mežaudzēs sausieņos hemiboreālajā reģionā, Latvijā (Ķēniņa et al. 2018, 2019).

Meža tipu grupai un koksnes krājai novērota būtiska ietekme uz C uzkrājumu ($p < 0.01$), taču audzes vecumam un valdošajai koku sugai nav novērota būtiska saikne ar koku biomasas C uzkrājumu vecās mežaudzēs.

Atmirušās koksnes daudzumu nosaka kompleksa mijiedarbība starp meža novecošanu, koku savstarpējo konkurenci, dabiskajiem traucējumiem un apsaimniekošanas ietekmi, turklāt tas nodrošina oglekļa uzkrājumu gaistošā C krātuvē, kas pakāpeniski sadalās (Mäkinen et al. 2006). Vidējais atmirušās koksnes C uzkrājums variēja no 4.6 līdz 9.7 t C ha^{-1} (3.1. att.; II publikācija).

Zemākās vērtības novērotas egļu mežaudzēs purvaiņos (4.6 ± 1.1 t C ha^{-1}), kas bija būtiski ($p < 0.05$) mazākas nekā priežu mežaudzēs (7.9 ± 2.9 t C ha^{-1}) tādā pašā meža tipā. Kūdreņos C uzkrājums priežu mežaudzēs bija 9.7 ± 1.9 t C ha^{-1}, kas ir par 9% vairāk nekā egļu mežaudzēs (9.0 ± 1.6 t C ha^{-1}), taču atšķirības nav statistiski būtiskas ($p > 0.05$). Atmirušās koksnes C uzkrājumu būtiski ($p < 0.05$) ietekmēja audzes vidējais caurmērs, šķērslaukums un meža tipu grupa, turpretī audzes vecums, koku suga, augstums un skaits uz hektāru neuzrādīja būtisku saikni ($p > 0.05$).

Novērtētais atmirušās koksnes C uzkrājums vecās skuju koku mežaudzēs ir līdzīgs tam, kāds citos pētījumos novērtēts minerālaugsnē augošās vecās lapu koku mežaudzēs (6.7– 12.5 t C ha^{-1}; Šēnhofa et al. 2020, 2021) un organiskā augsnē augošās skuju koku mežaudzēs (7.0–11.2 t C ha^{-1}; Jonsson et al. 2016). Vienlaikus mūsu pētījumā konstatētais C uzkrājums atmirušā koksnē ir zemāks par to, kas novērtēts vecās egļu mežaudzēs Čehijā (13 t C ha^{-1}; Seedre et al. 2015) un pieaugušās egļu mežaudzēs Igaunijā (14.5–20.6 t C ha^{-1}; Rosenvald et al. 2025). Augstā atmirušās koksnes C uzkrājuma mainība starp vērtētajām mežaudzēm, parauglaukumiem un dažādiem pētījumiem norāda uz būtisku citu faktoru (piemēram, dabisko traucējumu) ietekmi uz atmirušās koksnes C uzkrājumu.



3.1. att. **Vidējais atmirušās koksnes oglekļa uzkrājums pa meža tipu grupām egļu un priežu mežaudzēs. Trijstūri apzīmē vidējās vērtības (± 95% ticamības intervāls), katram taisnstūrim attēlota mediāna, vērtību 25% un 75% procentiles un maksimālās un minimālās vērtības; dažādi burti norāda uz būtiskām ($p < 0.05$) atšķirībām**

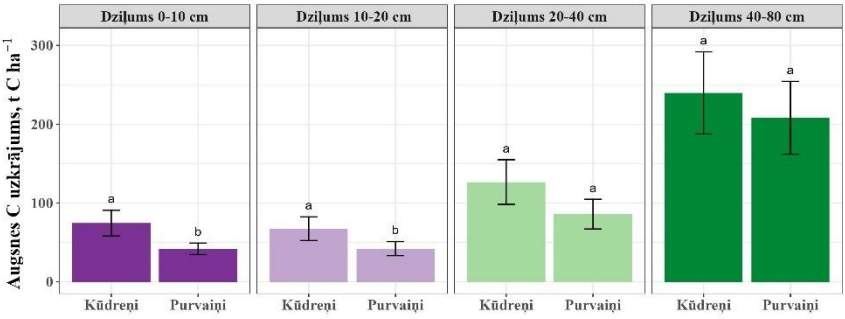
3.2. Organisko augšņu oglekļa uzkrājums un SEG emisijas (III un IV publikācija)

Augsnes sablīvēšanās ir tipiska parādība pēc kūdras augšņu meliorācijas (Lazdiņš et al. 2024). Ilgtermiņā augsnes vidējā sablīvēšanās meliorācijas ietekmē novērtēta no 22 līdz 25 cm Somijas boreālajā reģionā (Minkkinen & Laine 1998). Kalsnavas mežu novada modeļteritorijā laika posmā no 1960. gada līdz 2014. gadam zemes virsmas augstums samazinājās vidēji par 25.7 ± 3.5 cm salīdzinājumā ar sākotnējo augstumu. Visizteiktākā sablīvēšanās notika pirmajos desmit gados pēc meliorācijas, un turpmākajās desmitgadēs sablīvēšanās temps samazinājās (III publikācija).

Boreālajā reģionā organiskās meža augsnes satur vairāk oglekļa nekā koki (Gower et al. 1997), un šāda tendence novērota arī hemiboreālajā reģionā. Kopējais C uzkrājums augsnē bija 513.2 ± 49.7 t C ha^{-1} kūdreņos un 377.9 ± 126.5 t C ha^{-1} purvaiņos, taču atšķirības starp meža tipu grupām nebija statistiski būtiskas ($p > 0.05$; 3.1. tab.). Oglekļa uzkrājums vērtētajos virsējos (0–20 cm) augsnes slāņos norādīja uz būtiskām ($p < 0.05$) atšķirībām starp meliorētām un nemeliorētam augsnēm, taču dziļākajos slāņos (20–80 cm) atšķirības nav būtiskas ($p > 0.05$; 3.2. att.; III publikācija). Pēc meliorācijas augstāks oglekļa uzkrājums gan augsnē, gan koku biomasā ir konstatēts vairākos pētījumos, kas veikti hemiboreālajos un boreālajos reģionos (Minkkinen & Laine 1998; Lupikis & Lazdiņš 2017; Lazdiņš et al. 2024), kas iezīmē meža meliorācijas pozitīvo ietekmi uz C uzkrājumu.

3.1. tabula. **Oglekļa uzkrājums augsnē (vidējais, ± 95% ticamības intervāls)**

Oglekļa uzkrājums (t C ha^{-1})	**Kūdreņi**	**Purvaiņi**
O horizonts	5.1 ± 2.1	0
Augsnes dziļums 0–10 cm	74.4 ± 7.7	41.8 ± 11.6
Augsnes dziļums 10–20 cm	67.5 ± 7.0	42.1 ± 14.3
Augsnes dziļums 20–40 cm	126.6 ± 13.3	85.9 ± 30.0
Augsnes dziļums 40–80 cm	239.7 ± 24.4	208.1 ± 73.5
Kopā augsnē	513.2 ± 49.7	377.9 ± 126.5

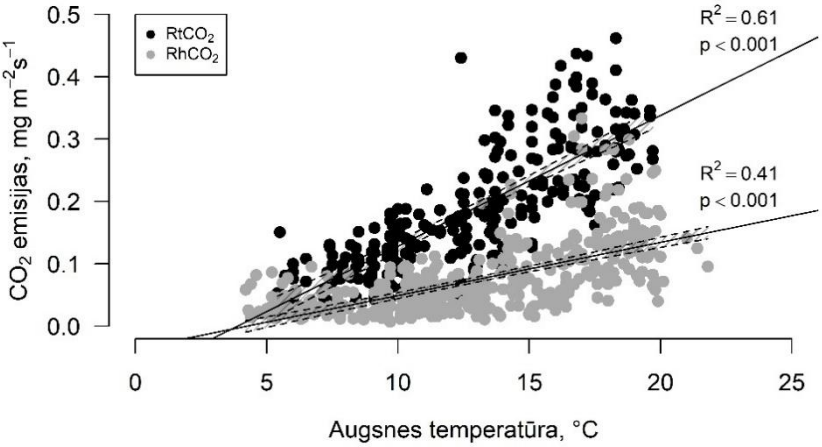


3.2. att. **Augsnes oglekļa uzkrājums dažādos dziļumos kūdreņos un purvaiņos. Atšķirīgi burti norāda uz būtiskām ($p < 0.05$) atšķirībām starp meža tipu grupām vērtētajā augsnes slānī**

Meliorācijas sistēmu ietekmē var mainīties augsnes siltumnīcefekta gāzu dinamika, gan pozitīvi, gan negatīvi ietekmējot emisijas un oglekļa piesaisti no augsnes (Strack & Waddington 2008; Butlers et al. 2025). Boreālajos mežos augsnes pēc meliorācijas parasti nodrošina neto oglekļa piesaisti (Minkkinen & Laine 1998; Lohila et al. 2011). Taču klimatiskie apstākļi un konkrētās vietas raksturojošie parametri ir galvenie faktori, kas nosaka, vai meliorētas organiskās augsnes darbojas kā emisiju avoti vai piesaistītāji (Butlers et al. 2025). Tāpēc ir svarīgi ņemt vērā šos faktorus un veikt konkrēto vietu raksturojošus mērījumus, lai precīzi novērtētu oglekļa dinamiku mainīgos vides apstākļos.

Oglekļa dioksīda plūsmai novērota sezonāla tendence, ar augstākiem emisiju rādītājiem vasaras sezonā un zemākiem pavasarī un rudenī. Vidējās $RtCO_2$ emisijas mērījumu sezonā bija 0.17 ± 0.01 mg m^{-2} s^{-1}, un tās bija līdzīgas kūdreņos (0.18 ± 0.018 mg m^{-2} s^{-1}) un purvaiņos (0.17 ± 0.015 mg m^{-2} s^{-1}). Savukārt $RhCO_2$ emisijas variēja no 0.007 līdz 0.33 mg m^{-2} s^{-1}, sezonas vidējās emisijas bija 0.07 ± 0.005 mg m^{-2} s^{-1}, un tās bija līdzīgas kūdreņos (0.08 ± 0.007 mg m^{-2} s^{-1}) un purvaiņos (0.07 ± 0.007 mg m^{-2} s^{-1}). Augsnes $RhCO_2$ emisijas veidoja 37–49% no kopējās augsnes CO_2 elpošanas, vidēji 41%. Līdzīgas $RhCO_2$ proporcijas (40–43%) ir novērotas apmežotos kūdrājos boreālajā reģionā (Berglund et al. 2011; Hermans et al. 2022).

Pētījumā konstatēta cieša un statistiski būtiska pozitīva saikne ($p < 0.001$) starp $RtCO_2$ plūsmu un augsnes temperatūru (T_soil). Determinācijas koeficients (R^2) bija 0.61 $RtCO_2$ un 0.41 $RhCO_2$ (3.3. att.), kas norāda uz ciešāku saikni kopējai augsnes elpošanai ($RtCO_2$) salīdzinājumā ar heterotrofo ($RhCO_2$) elpošanu. Lai gan parasti tiek prognozēts, ka augsnes CO_2 plūsmas samazināsies līdz ar gruntsūdens līmeņa paaugstināšanos (Von Arnold et al. 2005; Jungkunst et al. 2008), šajā pētījumā saikne bija būtiska, taču vāja ($R^2 = 0.06–0.08$), liecinot, ka citi faktori veido spēcīgāku ietekmi uz augsnes CO_2 emisijām (IV publikācija).

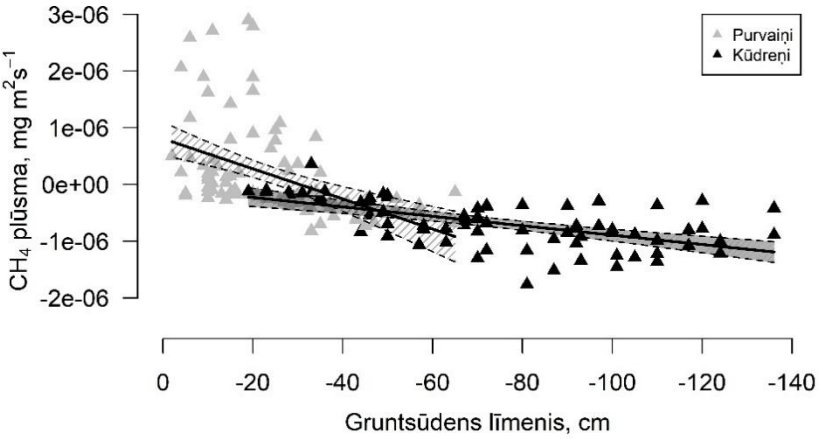


3.3. att. **Augsnes kopējās ($RtCO_2$) un heterotrofās ($RhCO_2$) elpošanas saikne ar augsnes temperatūru 10 cm dziļumā (°C). Pelēkais svītrotais laukums apzīmē ± 95% ticamības intervālu**

Augsnes CH_4 emisijas variēja no $-1.77 \cdot 10^{-6}$ līdz $2.90 \cdot 10^{-6}$ mg m^{-2} s^{-1}. Sezonas vidējās CH_4 emisijas bija $-3.67 \cdot 10^{-7} \pm 1.24 \cdot 10^{-6}$ mg m^{-2} s^{-1} kūdreņos un $8.81 \cdot 10^{-9} \pm 2.97 \cdot 10^{-6}$ mg m^{-2} s^{-1} purvaiņos, turklāt atšķirības bija statistiski būtiskas ($p < 0.001$).

Pētījumā konstatēta būtiska negatīva saikne ($R^2 = 0.39$, $p < 0.001$; 3.4. att.) starp $RtCH_4$ plūsmu un gruntsūdens līmeni. Augstāks gruntsūdens līmenis bija saistīts ar palielinātām CH_4 emisijām, savukārt zemāks gruntsūdens līmenis nodrošināja CH_4 piesaisti (IV publikācija).

Gruntsūdens līmeņa pazemināšana veicina skābekļa apjoma palielināšanos augsnes virsējos slāņos, tādējādi uzlabojot organisko vielu mineralizāciju, jo aerobā vidē sadalīšanās notiek ātrāk (Clymo 1984). Skābekļa pieejamība regulē arī CH_4 emisijas. Tādējādi, uzturot gruntsūdens līmeni 30–40 cm zem zemes virsmas, var samazināt CH_4 emisijas no augsnes (Elberling et al. 2011; Tong et al. 2022; Butlers et al. 2023) un vērtētās vecās priežu mežaudzes nodrošināja CH_4 piesaisti. Turpretī salīdzinoši augsts gruntsūdens līmenis (0–30 cm) un gandrīz piesātināti (anaerobi) augsnes apstākļi var veicināt CH_4 emisijas (Korkiakoski et al. 2019), un šāda sakarība ir novērota arī šajā pētījumā.



3.4. att. **Augsnes metāna (CH_4) plūsmas saikne ar gruntsūdens līmeni (cm) kūdreņos un purvaiņos. Pelēkais svītrotais laukums apzīmē ± 95% ticamības intervālu**

3.3. Zemsedzes veģetācijas, nobiru un sīko sakņu oglekļa uzkrājums (V, VI un VII publikācija)

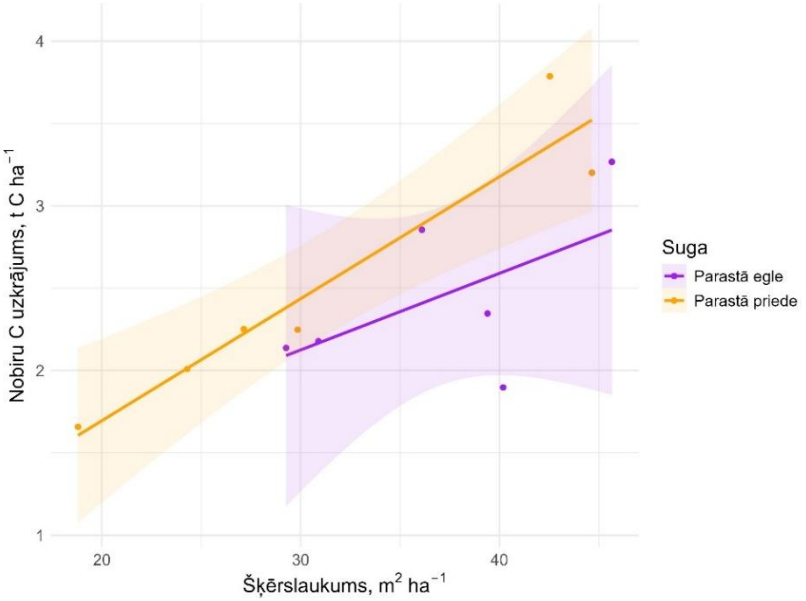
Koku nobiras ir nozīmīgs oglekļa un barības vielu avots augsnē, veidojot augsnes organiskos slāņus (Feng et al. 2019; Uri et al. 2022). Egļu audzēs nobiru oglekļa uzkrājums bija 2.53 ± 0.37 t C ha^{-1} g^{-1} kūdreņos un 2.37 ± 0.28 t C ha^{-1} g^{-1} purvaiņos. Priežu audzēs nobiru oglekļa uzkrājums bija 3.08 ± 0.45 t C ha^{-1} g^{-1} kūdreņos un 1.98 ± 0.28 t C ha^{-1} g^{-1} purvaiņos. Kopējais nobiru C uzkrājums kūdreņos un purvaiņos bija līdzīgs (3.2. tab.).

Ziemeļeiropas skuju koku mežos novērtēts, ka vidējais oglekļa daudzums, kas nonāk augsnē ar koku nobirām, ir 1.7 ± 1.1 t C ha^{-1} g^{-1} (Neumann et al. 2018). Igaunijā, hemiboreālajā reģionā, galvenajām mežsaimniecības koku sugām, kuru vecums variēja no 11 līdz 103 gadiem, ikgadējā nobiru dinamika bija no 0.06 līdz 3.37 t C ha^{-1} g^{-1} (Uri et al. 2022), kas atbilst šajā pētījumā novērtētajam nobiru apjomam. Salīdzinājumam, pētījumā Latvijā meliorētās organiskās augsnēs skuju koku jaunaudzēs un vidēja vecuma audzēs novērtētā oglekļa ienese augsnē no koku nobirām bija 1.82 ± 0.02 t C ha^{-1} g^{-1} (Bārdule et al. 2021b). Šajā pētījumā vecās skuju koku mežaudzēs novērots lielāks ikgadējais nobiru apjoms, un šādu atšķirību varētu izskaidrot ar papildu koku nobiru apjomu no otrā stāva kokiem (V publikācija).

3.2. tabula. **Koku nobiru biomasa un oglekļa uzkrājums vecās skuju koku mežaudzēs kūdreņos un purvaiņos**

Valdošā suga	Meža tipu grupa	Nobiru biomasa t C ha^{-1} g^{-1}	Nobiru C uzkrājums t C ha^{-1} g^{-1}
Parastā egle	Kūdreņi	5.1 ± 0.7	2.5 ± 0.4
	Purvaiņi	4.7 ± 0.6	2.4 ± 0.3
Parastā priede	Kūdreņi	6.2 ± 0.9	3.1 ± 0.5
	Purvaiņi	4.0 ± 0.4	2.0 ± 0.3

Vislielākā ietekme uz koku nobiru oglekļa uzkrājumu vecās skuju koku mežaudzēs bija audzes vidējam šķērslaukumam, neatkarīgi no meža tipu grupas ($p < 0.01$; 3.5. att.). Egļu audzēs modelis uzrādīja pozitīvu saikni starp koku nobiru C uzkrājumu un audzes šķērslaukumu ($R^2 = 0.31$). Priežu audzēs starp koku nobiru C uzkrājumu un audzes šķērslaukumu novērota vēl ciešāka pozitīva saikne ($R^2 = 0.9$; V publikācija). Audzes šķērslaukums tiek uzskatīts par tipisku neatkarīgo mainīgo koku nobiru daudzuma prognozēšanā, jo tas korelē ar audzes vainagu projekciju un skuju biomasu (Starr et al. 2005).

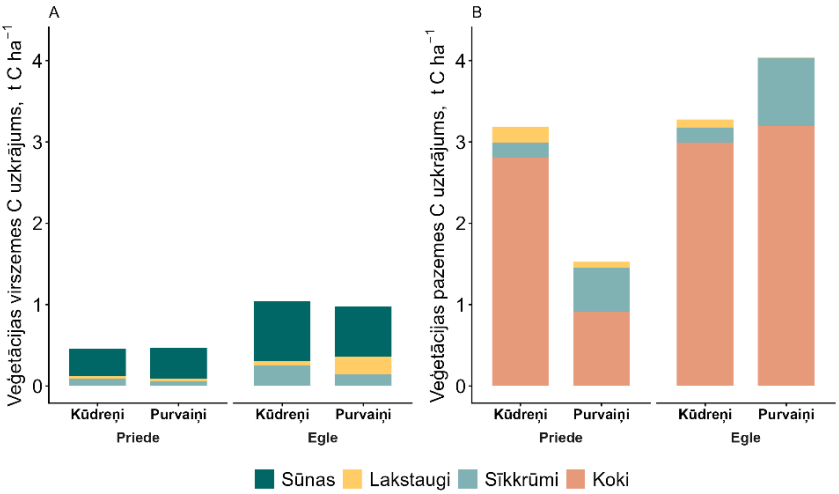


3.5. att. **Ikgadējais koku nobiru oglekļa uzkrājums vecās priežu un egļu mežaudzēs kūdreņos un purvaiņos atkarībā no audzes vidējā šķērslaukuma**

Zemsedzes veģetācijas biomasa ir atkarīga no gaismas pieejamības zem audzes vainagu klāja (Sigurdsson et al. 2005), un pēc pirmajām divām desmitgadēm tā vairs nav atkarīga no audzes vecuma (Peichl & Arain 2006).

Vecās priežu mežaudzēs zemsedzes veģetācijas virszemes daļas biomasas C uzkrājums bija 0.46 ± 0.32 t C ha^{-1} kūdreņos un 0.48 ± 0.43 t C ha^{-1} purvaiņos. Vecās egļu mežaudzēs zemsedzes veģetācijas virszemes daļas biomasas C uzkrājums bija 1.06 ± 0.74 t C ha^{-1} kūdreņos un 0.96 ± 0.78 t C ha^{-1} purvaiņos (3.6.A att.). Atšķirības ne starp meža tipu grupām, ne starp priežu un egļu audzēm nebija būtiskas ($p > 0.05$). Zemsedzes veģetācijas virszemes biomasas C uzkrājums atbilst boreālajā reģionā iepriekš novērtētajiem apjomiem (Ilvesniemi et al. 2009).

Vecās priežu mežaudzēs zemsedzes veģetācijas pazemes daļas biomasas C uzkrājums bija 3.19 ± 1.52 t C ha^{-1} kūdreņos un 1.52 ± 0.88 t C ha^{-1} purvaiņos. Vecās egļu mežaudzēs zemsedzes veģetācijas pazemes daļas biomasas C uzkrājums bija 3.27 ± 2.09 t C ha^{-1} kūdreņos un 4.04 ± 1.47 t C ha^{-1} purvaiņos (3.6.B att.). Statistiski būtiskas atšķirības ($p < 0.05$) konstatētas tikai starp pazemes biomasas C uzkrājumu priežu audzēs purvaiņos un pārējām vērtētajām grupām. Koku saknes (2–20 mm) visās mežaudzēs un meža tipu grupās veidoja lielāko daļu no zemsedzes veģetācijas pazemes daļas biomasas C uzkrājuma (VI publikācija).



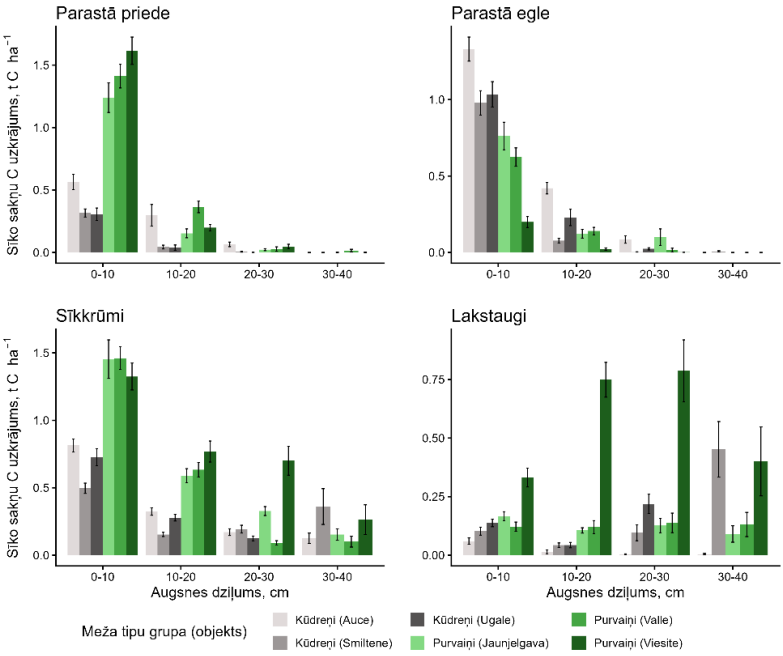
3.6. att. **Zemsedzes veģetācijas virszemes (A) un pazemes (B) biomasas oglekļa uzkrājums atkarībā no meža tipu grupas un valdošās koku sugas**

Vecās mežaudzēs kopumā purvaiņos bija būtiski lielāka sīko sakņu biomasa (FRB) salīdzinājumā ar kūdreņiem (attiecīgi, 3.4 un 2.0 t C ha^{-1}). Priežu

FRB purvaiņos bija vairāk nekā trīs reizes lielāka nekā kūdreņos, norādot uz plašu barības vielu meklēšanas stratēģiju mitrākos, mazāk aerētos apstākļos. Novērotā tendence sakrīt ar novērojumiem boreālajos mežos, kur nemeliorētas mežaudzes priežu FRB biomasa bija lielāka (Lampela et al. 2023). Savukārt egļu FRB mūsu pētījumā lielāka bija kūdreņos, galvenokārt sugu sastāva un lielākas egļu krājas dēļ, kas novērots arī boreālajos mežos, kur egles parasti dominē meliorētās organiskās augsnēs (Finér & Laine 2000).

Abās meža tipu grupās lielākā daļa priežu, egļu un sīkkrūmu FRB bija koncentrēta organisko augšņu augšējā slānī (0–10 cm). Savukārt lakstaugu FRB bija augstāka dziļākos augsnes slāņos (20–40 cm), ar izteikti augstākām vērtībām atsevišķās mežaudzēs (3.7. att.), ko nosaka galvenokārt lakstaugu sastāvs, piemēram, grīšļi un graudzāles, kuri spēj uzturēt saknes anaerobos apstākļos, lai piekļūtu barības vielām dziļākos augsnes slāņos (Lampela et al. 2023). Sīkkrūmi veidoja lielāko FRB purvaiņos (2.4 t C ha^{-1}) un nozīmīgu FRB daļu arī kūdreņos (1.2 t C ha^{-1}). Tas norāda, ka lakstaugu un sīkkrūmu sīkās saknes ievērojami veicina oglekļa ienesi augsnē, kas ir uzsvērts arī pētījumos boreālajos mežos ar organiskām augsnēm (Bhuiyan et al. 2017).

Priežu FRB augsnes augšējā slānī (0–10 cm) purvaiņos un kūdreņos sastādīja, attiecīgi, 84% un 73%. Egļu FRB īpatsvars šajā slānī abās meža tipu grupās bija līdzīgs (~ 80%). Augšējā augsnes slānī purvaiņos un kūdreņos sīkkrūmu FRB sastādīja, attiecīgi, 54% un 51%, bet lakstaugu FRB – 19% un 21% (VII publikācija).



3.7. att. **Parastās priedes, parastās egles, sīkkrūmu un lakstaugu vidējās sīko sakņu biomasas vertikālais sadalījums organiskā augsnē līdz 40 cm dziļumam kūdreņos un purvaiņos**

Lai arī FRB atšķīrās starp meža tipu grupām, sīko sakņu veidošanās (FRP) bija līdzīga (*ca.* 1 t C ha^{-1} g^{-1}). Tas liecina, ka ikgadējā C ienese caur sīko sakņu veidošanos nav atkarīga no meliorācijas ietekmes, bet gan no audzes produktivitātes un konkrētās vietas raksturojošiem faktoriem, kas var izskaidrot arī novēroto variāciju starp pētījuma objektiem. Citi pētījumi boreālajā reģionā norāda, ka FRP ir cieši saistīta ar mežaudzes vecumu un augsnes auglību (Helmisaari et al. 2002; Yuan & Chen 2012).

Priežu sīko sakņu aprite (FRT) bija aptuveni divas reizes augstāka kūdreņos (0.61 g^{-1}) salīdzinājumā ar purvaiņiem (0.33 g^{-1}). Egļu sīko sakņu aprite kūdreņos un purvaiņos bija līdzīga. Tas norāda, ka, lai gan sīko sakņu biomasa kūdreņos ir zemāka, saknes tiek aizstātas ātrāk, paātrinot barības vielu un C apriti. Straujāka sīko sakņu aprite kūdreņos atbilst citu pētījumu rezultātiem, kas norāda, ka sīko sakņu aprite ir augstāka produktīvākās mežaudzēs (Kriiska et al. 2019). Uzlabota augsnes aerācija pēc meliorācijas sistēmu izveides, visticamāk, saīsina sīko sakņu dzīves ilgumu, un šāda tendence ir novērota arī citām sugām uzlabotos augšanas apstākļos (Förster et al. 2021).

SECINĀJUMI

Hidrotehniskā meliorācija ilgtermiņā (> 50 gadi) ievērojami palielina oglekļa uzkrājumu koku biomasā skuju koku mežos ar mezotrofām organiskām augsnēm, tādējādi sekmējot klimata pārmaiņu mazināšanu, kā arī būtiski palielina oglekļa uzkrājumu atmirušajā koksnē vecās egļu mežaudzēs, bet neietekmē vecās priežu mežaudzēs.

Augsne ilgtermiņā saglabājas kā stabila oglekļa krātuve, pēc hidrotehniskās meliorācijas mainoties zemes virsmas līmenim sablīvēšanās ietekmē, bet ne kopējam oglekļa uzkrājumam.

Hidrotehniskā meliorācija ilgtermiņā nodrošina no klimata pārmaiņu mazināšanas viedokļa vēlamu ietekmi uz siltumnīcefekta gāzu emisijām no augsnes. Kūdreņi nodrošina izteiktu metāna piesaisti, savukārt purvaiņi ir metāna emisiju avots. Metāna emisiju dinamika ir tieši saistīta ar gruntsūdens līmeni, norādot uz 30–40 cm dziļumu kā emisiju slieksni. Meliorācija neietekmē CO_2 emisijas, kas ir atkarīgas no augsnes temperatūras.

Zemsedzes veģetācijas biomasas un nobiru oglekļa uzkrājumi ir mazāki nekā citās oglekļa krātuvēs un līdzīgi gan kūdreņos, gan purvaiņos.

Hidrotehniskā meliorācija nodrošina straujāku sīko sakņu apriti, līdz ar to augstāku organiskā oglekļa ienesi augsnē, bet ne augstāku oglekļa uzkrājumu kopējā sīko sakņu biomasas komponentē.

REKOMENDĀCIJAS

Uzturēt un, kur iespējams, paplašināt hidrotehniskās meliorācijas sistēmas mežos ar mezotrofām organiskām augsnēm, veicinot šo teritoriju ieguldījumu klimata pārmaiņu mazināšanā.

Teritorijās, kur paredzēta gruntsūdens līmeņa kāpināšana, izmantot pašregulējošas sistēmas un nodrošināt, ka gruntsūdens līmenis nav augstāks par 30–40 cm no augsnes virskārtas, tādējādi novēršot papildus ilgtermiņa metāna emisijas. Veikt papildus pētījumus šādās teritorijās kritisko gruntsūdens līmeņa slieksni ietekmējošo faktoru noteikšanai.

Nodrošināt gruntsūdens līmeņa monitoringu faktiskā klimata pārmaiņu mazināšanas efekta noteikšanai mežos ar organiskām augsnēm.

Ierīkot demonstrācijas objektus ar brīvu reāllaika piekļuvi gruntsūdens līmeņa un emisiju mērījumiem, veicinot plašāku izpratni par hidrotehniskās meliorācijas ilgtermiņa ietekmi un iekļaujot šīs atziņas normatīvos aktos un oglekļa kredītu shēmās.

PATEICĪBAS

Autors pateicas darba vadītājiem, īpaši Ārim Jansonam, par pētījuma idejām, sniegtajiem padomiem un atbalstu promocijas darba izstrādes gaitā. Izsaku pateicību LVMI "Silava" kolēģiem, meža adaptācijas zinātniskajai grupai un līdzautoriem par palīdzību pētījuma datu ievākšanas un apstrādes procesā, ieteikumiem, uzmundrinājumu un, protams, arī konstruktīvo kritiku. Visbeidzot, es vēlos pateikties ģimenei, draugiem un radiniekiem par viņu atbalstu un iedrošinājumu visa studiju procesa gaitā.

1. INTRODUCTION

Forest ecosystems are significant global carbon cycle elements, functioning as both major carbon stores and dynamic regulators through their roles in carbon sequestration and greenhouse gas exchange between the biosphere and atmosphere (Pan et al. 2011; Friedlingstein et al. 2022). In recent decades, the role of forests in climate change mitigation and biodiversity conservation has been increasingly emphasized in international and regional policy frameworks (FAO 2020; IPCC 2021). The European Union has set objectives to mitigate and adapt to climate change, and to reach and maintain climate neutrality by 2050 and beyond (Fetting 2020; Erback 2021). Quantifying forest carbon pools at regional and national scales is essential for developing scientifically sound management and policy strategies, thereby enhancing the reliability of carbon accounting, supporting adaptive forest management, and advancing resilience, biodiversity, and climate objectives.

The hemiboreal region of Northern Europe, including Latvia, Estonia, southern Sweden, and parts of Finland, represents a transitional zone between boreal coniferous and temperate deciduous forests (Ahti et al. 1968). Latvia has the highest forest cover in the Baltic region, meanwhile providing significant amounts of timber resources, and the demand is projected to increase in the future. Forests cover 53% of Latvia's terrestrial area. Norway spruce and Scots pine are the main species for commercial forestry, together accounting for 45% of the forested area (NFI 2023). The interaction of maritime climate, post-glacial terrain, and high soil moisture has led to extensive formation of organic soils and peatlands. In Latvia, 23% of forests are growing on organic soils (NFI 2023).

Carbon in forest ecosystems is distributed across several interconnected pools that together determine the total carbon balance and the forest's role as a carbon sink or source. The main carbon pools in forest ecosystems are living tree biomass (above- and below-ground), deadwood (standing and lying), litter, ground vegetation biomass, and soil (especially organic soil), and each function on different temporal and spatial scales within the carbon cycle. Tree biomass represents the most dynamic carbon pool, shaped by stand age, productivity, management, and species composition. Deadwood is a transitional carbon reservoir, gradually releasing carbon through decomposition while supporting biodiversity goals and long-term organic matter accumulation. The litter layer formed by fallen needles, leaves, and twigs provides a continuous source of organic input to the soil, maintaining nutrient cycling and microbial activity. The soil carbon pool, especially in organic soils, is the largest and most stable carbon pool, often surpassing aboveground carbon stocks. Fine roots and ground vegetation contribute to belowground carbon accumulation through their continuous turnover, supporting the formation of soil organic matter and contributing to long-term carbon storage.

Between 1960 and 1980, extensive forest drainage initiatives were undertaken in the Baltic states to enhance tree growth and increase the productivity of forests in areas with water-table levels naturally close to the soil surface (Paavilainen & Päivänen 1995; Šņore 2004). This has resulted in approximately 52% of forests growing on organic soils in Latvia being drained (NFI 2023). The drainage systems need periodic cleaning and maintenance to ensure the drainage function and the desired tree growth rates (Nieminen et al. 2018; Bičkovskis et al. 2025). In the past decade, practically no new drainage systems have been established in Latvia; management efforts have focused either on maintaining and restoring existing systems or, in contrast, on the closure of drainage ditches to promote wetland restoration.

Organic soils can be a substantial source of greenhouse gas (GHG) emissions compared to mineral soils; therefore, quantifying the emission rate from drained and undrained organic soils is essential for accurate carbon balance assessments in the region. Drainage of organic soils can enhance aerobic decomposition of organic matter, leading to increased CO_2 emissions (Von Arnold et al. 2005; Wüst-Galley et al. 2016). In undrained forests, a high-water table level generally suppresses CO_2 efflux due to limited oxygen availability but promotes CH_4 emissions under anaerobic conditions (Matthews & Fung 1987). In contrast, low water-table levels typically promote CH_4 uptake as methanotrophic activity increases in aerated soil layers (Le Mer & Roger 2001).

In Latvia, the area of overmature (including old-growth) forest stands shows a gradual increasing trend (NFI 2023), whereas across much of Europe, such forests are in decline (O'Brien et al. 2021). Old-growth forest stands can play a crucial role in maintaining biodiversity at the landscape scale and in mitigating climate change; therefore, it is essential to quantify the size of different carbon pools within these ecosystems and to assess the influence of drainage on total carbon stock. Previous studies of old-growth forest stands in Latvia have primarily focused on sites with mineral soils, emphasizing tree biomass and deadwood carbon pools for the region's dominant coniferous tree species (Ķēniņa et al. 2018, 2019). In contrast, research on forests on organic soils has mainly focused on individual carbon pools (Bičkovskis et al. 2023) and GHG emission assessments in forest stands at various stages of development (Butlers 2023), but not in stands that have exceeded the harvest age. Therefore, an assessment of the most significant carbon pools and fluxes in old-growth forests in hemiboreal Latvia under the long-term impact of drainage is necessary to fill the knowledge gaps and to provide robust baseline data for sustainable forestry and climate policy planning.

1.1. Aim of the study

The aim of the doctoral thesis is to assess the impact of forest drainage on soil greenhouse gas emissions and the dynamics of carbon stock in the main carbon pools in old-growth forest stands with mesotrophic organic soils.

1.2. Study objectives

To achieve the aim, the following tasks have been set:

1. To assess the effect of drainage on carbon stock in tree biomass and deadwood.
2. To characterize the effect of drainage on soil carbon stock and greenhouse gas (GHG) emissions.
3. To evaluate the effect of drainage on carbon stock in ground vegetation, fine roots, and litter.

1.3. Thesis statements

In hemiboreal coniferous forests with mesotrophic organic soils, forest drainage increases tree biomass carbon stock in the long-term, has no negative effect on soil carbon storage, and reduces methane emissions.

1.4. Scientific novelty

For the first time in European hemiboreal forests, the long-term impact of forest drainage on the main forest carbon pools of coniferous old-growth forest stands (122 to 218 years old) has been estimated and quantified in drained and undrained forests on organic soils. The study provides insights into the stability of hemiboreal old-growth forest ecosystems and fills the knowledge gap on the long-term impact of organic soil drainage on carbon storage in diverse carbon pools.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study objects

The main study object is old-growth coniferous forest stands on organic soils in the hemiboreal region of Latvia (Fig. 2.1; Ahti et al. 1968). To assess tree biomass, deadwood, litter, ground vegetation, and fine-root carbon stock and soil GHG emissions, forest stands with drained and undrained organic soils were selected, with no signs of recent human activity, where stand age is at least two age classes above the cutting age (spruce > 120 years, pine > 140 years), and the basal area of the dominant tree species exceeds 50% of the stands basal area, based on stratified stand selection from the State Forest Service database. Forest type corresponds to *Myrtillosa turf. mel.* (hereafter referred as Drained organic) and *Caricoso-phragmitosa* (hereafter referred as Undrained organic) based on the local classification system. Draining *Caricoso-phragmitosa* typically leads to *Myrtillosa turf. mel.* forest type (Bušs 1976). Tree biomass carbon (C) stock was assessed in 23 pine and spruce-dominated old-growth (131 to 179 years old) forest stands on drained and undrained organic soils (Paper I). Deadwood C stock was assessed in 52 pine and spruce-dominated old-growth (122 to 218 years old) forest stands on drained and undrained organic soils (Paper II). GHG fluxes and fine-roots were assessed in six pine-dominated old-growth forest stands on drained and undrained organic soils (Papers IV and VII). Tree litter and ground vegetation were estimated from twelve pine and spruce-dominated old-growth forest stands on drained and undrained organic soils (Papers V– VI). The long-term effect of drainage on organic soil C stock was assessed in a model territory at the Forest Research Station in the Kalsnava Forest District (Zālītis, 2012), where soil C stock in drained organic soils was compared to undrained organic soils (Paper III). The model territory prior to drainage was a transitional mire. A drainage system was established in part of the study area in the 1960s. Forest stand age in the model territory ranged from 40 to 110 years.

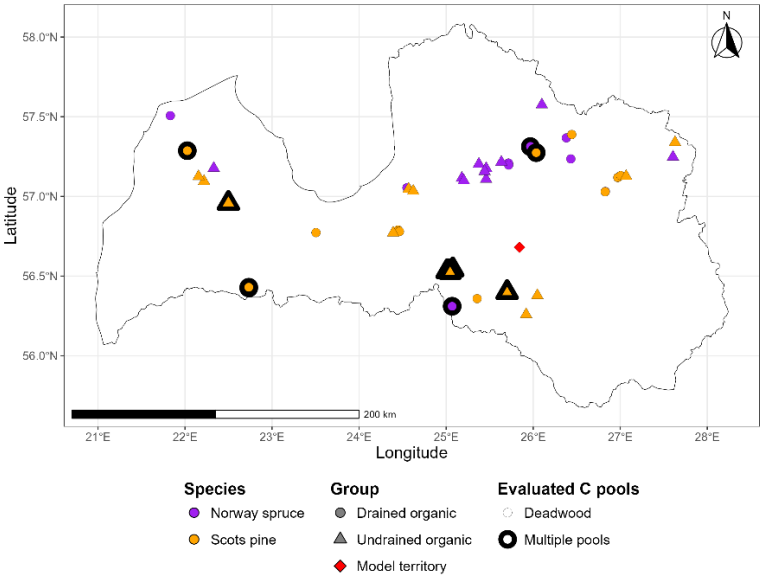


Fig. 2.1. **Study objects across the territory of Latvia. The colour represents dominant tree species. The symbol represents study object group. The black outline on symbols represents multiple C pools evaluated within a single forest stand**

2.2. Data collection

In total, 133 sample plots were established to estimate tree biomass C stock. In each forest stand, four to six circular sample plots were established (R = 12.62 m, 500 m^2), depending on the stand area, where in each sample plot, measurements of tree diameter at breast height (DBH) were performed and tree species recorded. Tree height was measured for five living I-layer trees and for three II-layer trees in each sample plot, which were used to construct height curves. In the same sample plot, a smaller sub-plot sector was established (R = 5.64 m, 0°–90°, 25 m^2) where the diameter of living trees was measured (2.1 ≤ DBH ≤ 6.0 cm; Paper I).

Deadwood C stock was estimated in 317 sample plots, where within R = 12.62 m, all deadwood with DBH ≥ 14.1 cm, and within R = 5.64 m, deadwood with DBH ≥ 6.1 cm was measured. Recorded deadwood types included downed logs and standing dead trees. For lying deadwood, the diameter was measured at both ends, and the total length was recorded. Standing dead trees were measured at breast height, with height recorded up to the top or

breakage point (Paper II). Decay class was assessed visually and with the 'knife method,' categorized into five decay classes (Stokland 2001; Köster et al. 2015).

Soil C stock was estimated in 24 sample plots in model territory (Fig. 2.2). Peat subsidence was estimated in 20 sample plots in drained organic soils by measuring ground surface elevation using a SEOP DS32 optical level (Shanghai Sursup Precision Instrument Co., Ltd., Tianjin, China). Measurements were repeatedly taken in 1960, 1966, 1970, 1972, 1975, and 2014. Each survey consistently measured elevation along the same drainage ditches. Soil samples were collected in 2014 in tree replications at each sample plot (R = 12.62 m, 500 m^2) at four depth intervals: 0–10 cm, 10–20 cm, 20–40 cm, and 40–80 cm. Each soil sample's volume was 100 cm^3. Litter (organic (O horizon) layer consisting of undecomposed, fresh and/or decayed plant or animal debris) samples were also collected in triplicate at the same locations, using 10 × 10 × 10 cm metal boxes. To determine soil dry bulk density (kg m^3) and carbon content (g C kg^{-1}), soil samples were oven-dried at 105°C until they reached a constant mass and were weighed afterwards. Dried soil samples were sieved and ground using an IKA A 11 analytical mill. Carbon content was analyzed with a LECO CR analyzer at temperatures exceeding 900°C (Paper III).

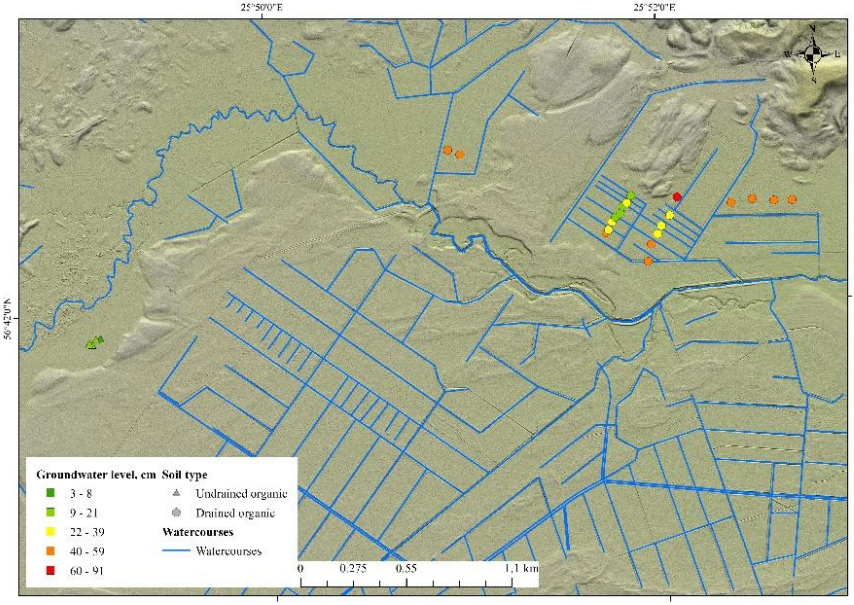


Fig. 2.2. **Model territory in Kalsnava Forest District**

Litter, ground vegetation, fine roots, and GHG emissions were estimated by establishing three complex sample plots (R = 12.62 m, 500 m^2) in each stand for measurements and sample collection (Fig. 2.3).

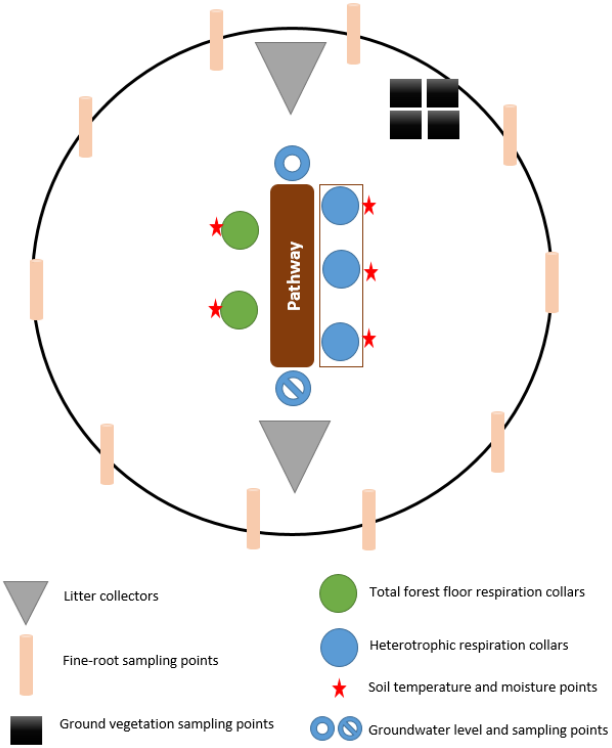


Fig. 2.3. **Sample plot scheme in which GHG emissions, litter, fine-root, and ground vegetation have been evaluated**

GHG emission measurements were performed every three weeks in the snow-free period from April to October. Evaluated fluxes included total forest floor respiration ($RtCO_2$), heterotrophic respiration ($RhCO_2$), and CH_4 flux. Simultaneously with flux measurements, environmental parameters were measured, such as groundwater level, air temperature, and soil temperature (Fig. 2.4; Paper IV).

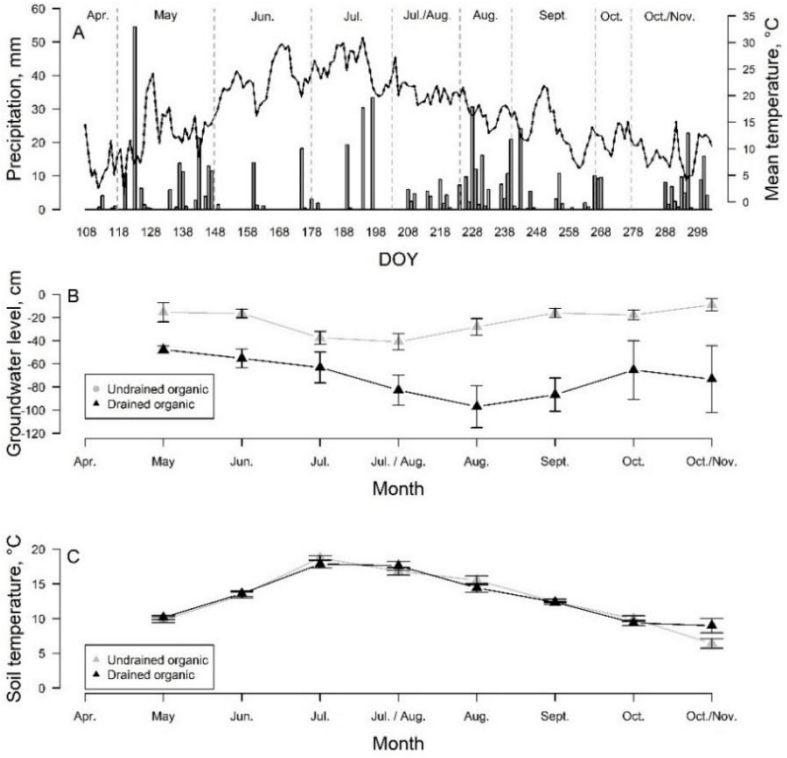


Fig. 2.4. **Precipitation and the mean air temperature per day of year (A); groundwater level (B), and soil temperature (C), during the greenhouse gas emission measurement campaign. The grey dashed lines separate measurement cycles (A), the mean groundwater level depth (B), and soil temperature at 10 cm depth (C), during the measurement period**

Litter C stock was estimated by installing two inverted cone-shaped litter collectors 1.3 m above the ground level, each with a top diameter of 110 cm. A litter bag was attached to the bottom of each collector to capture all aboveground tree litter. Samples were collected throughout the calendar year, every three weeks during spring, summer, and autumn. Winter litter was collected once in early spring and combined with the spring samples. All samples were dried at 70°C until they reached a constant mass, then weighed (Paper V).

Ground vegetation C stock was estimated from collected samples in each sample plot sampling squares (area = 1 m^2) with four 25 × 25 × 25 cm (0.0156 m^3) ground vegetation biomass samples extracted. Each collected sample was separated into aboveground and belowground biomass components.

Aboveground biomass was sorted into three functional groups: herbaceous vegetation, dwarf shrubs, and bryophytes. Belowground samples were sorted into four functional groups: herbaceous roots, dwarf shrub roots, and tree root components. Root classification followed diameter-based criteria (diameter from 2 mm to 20 mm) according to ICP Forest protocols (Cools et al. 2010). This size range specifically excluded fine roots (< 2 mm diameter) while avoiding coarse structural roots (> 20 mm diameter), thereby focusing on the intermediate root size class representative of active nutrient and water uptake systems. All collected samples were systematically fractionated and oven-dried at 70°C until achieving constant mass, then weighed to determine the dry mass of the sample. The carbon content of the dried sample was analyzed using a LECO CR analyzer at a temperature exceeding 900°C (Paper VI).

Fine-root (FR) biomass and production were estimated with the sequential soil coring method (Ostonen et al. 2005; Brunner et al. 2013). Sampling was conducted in May, August, and October 2021, and in March 2022. From each plot, 10 soil cores (monoliths) were randomly extracted using a cylindrical soil corer (inner diameter 50 mm) to a depth of 40 cm. Each core was sectioned into 10 cm intervals (0–10, 10–20, 20–30, and 30–40 cm). All FR samples (< 2 mm diameter) were sorted into 4 groups: pine, spruce, shrub, and herbaceous plant fine-roots, acquiring a total of 2,880 FR samples. Sorted samples were oven-dried at 70°C until achieving constant mass and were weighed (Paper VII).

2.3. Data analysis

Forest stand parameters were calculated from the measured sample plots: basal area, mean diameter and height, growing stock, number of trees per hectare, and volume of deadwood. Individual tree biomass was estimated according to local biomass models (Liepiņš et al. 2017, 2021). The C stock of living trees was estimated based on locally developed C concentration coefficients for main tree species (Bārdule et al. 2021a). Deadwood C stock was estimated based on tree decay class C concentration coefficients (Köster et al. 2015). The calculation of fine-root production (FRP) and fine-root turnover (FRT) is based on fine-root biomass data (FRB). Annual FRP is calculated using a decision matrix, including fine-root biomass and necromass from each consecutive sample (Fairley & Alexander 1985). Annual FRT is calculated by dividing the annual FRP by the average FRB (McClaugherty et al. 1982, Gill & Jackson 2000). Ground vegetation C stock was estimated based on the actual C content. The C stock of aboveground litter and fine-roots was calculated assuming that the C concentration of the sample's dry mass is 50%.

The soil C stock was calculated using the obtained sample C content and density values. In soil C stock estimates, peat subsidence was accounted for. At control sites, C stock was based on soil 0–80 cm depth. At drained sites, it was

calculated for the 0–(80–x) cm layer, where "x" represents the subsidence depth in centimetres.

GHG fluxes were estimated by calculating the linear regression slope of gas concentration changes with time in the chamber. Measurements were excluded if the regression coefficient of determination (R^2) was below 0.8 ($p < 0.01$). Only measurements that met the quality criteria were included in the flux calculation.

$$flux = \frac{M \times P \times V \times slope}{R \times T \times A \times 1000} \quad , \qquad (1)$$

where:
flux – the soil GHG flux (mg GHG m^{-2} h^{-1});
M – the molar mass of GHG (g mol^{-1});
R – a universal gas constant (m^3 Pa K^{-1} mol^{-1});
P – the air pressure inside the chamber (Pa);
T – air temperature (K);
V – chamber volume (0.0094 m^3);
Slope – linear regression slope coefficient of the GHG concentration changes inside the chamber;
A – collar area (0.0314 m^2).

A simplified approach applying the Shapiro-Wilk test was used to assess the normality of dependent variables (tree biomass, deadwood, soil, ground vegetation, litter, fine root C stock, and GHGs). Logarithmic transformation was performed to meet the normal distribution for non-parametric data. The t-test was used to compare two group means (drained vs undrained, pine vs spruce-dominated) for normally distributed variables, the Mann-Whitney U test for non-parametric variables. Tukey's HSD test was used for normally distributed variables to evaluate which groups differed significantly from one another. The Kruskal-Wallis test was used for data that did not meet normality assumptions to compare the mean values between groups.

Analysis of variance (ANOVA) was used to test the effect of dominant tree species, basal area, growing stock, and deadwood volume on the dependent variable – tree litter C stock.

Linear mixed effect models were used to test the stand, soil, and environmental parameter relationship with dependent variables (C stock of various pools, GHGs). Initially, all available parameters were included in the model as fixed effects, and the sample plot and stand ID were used as random effects. Subsequently, covarying variables were excluded based on the generalized variance inflation factor (GVIF) if the GVIF value was larger than 5. The best model was selected based on the smallest Akaike information criterion (AIC) value. Fixed and random effects of the models were evaluated with the ANOVA type III Wald χ^2 test. All data analyses were performed in the statistical software R (R Core Team 2025), using libraries lme4 (Bates et al. 2015) and emmeans (Lenth 2025).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Tree biomass and deadwood carbon stock (Papers I, II, III)

Under increasing climate variability and the general increase in mean air temperature, has resulted in heated debates on the necessity of the drainage system and its role in climate change mitigation. Improved tree growth and consequently increased carbon stock in tree biomass following drainage have been reported in hemiboreal and boreal regions (Skaggs et al. 2016; Jansone et al. 2020). Similar results were also observed in this study – in old-growth forest stands on organic soils in Latvia, the long-term effect of drainage resulted in higher tree dimensions (DBH, tree height, and basal area) at the drained sites compared to undrained.

In old-growth forest stands, tree biomass C stock resulted in non-significant differences between pine and spruce-dominated stands on drained forests on organic soils ($p > 0.05$). Substantial spatial heterogeneity in tree biomass C stocks was evident across sample plots, ranging from 84 to 270 t C ha^{-1} in pine-dominated ecosystems and 103 to 237 t C ha^{-1} in spruce-dominated stands. The high variation indicates that the maximum C storage in tree biomass has been reached in old-growth forest stands. Tree biomass carbon stocks averaged 167.0 ± 24.6 t C ha^{-1} (mean ± 95% confidence interval) in pine-dominated old-growth stands, with comparable values (162.0 ± 25.0 t C ha^{-1}) observed in spruce-dominated stands (Paper I). Substantially lower tree biomass C stock was observed in pine-dominated old-growth forests on undrained organic soils, ranging from 61.1 to 81.3 t C ha^{-1}, averaging 74.0 ± 20.6 t C ha^{-1} (Paper IV). In old-growth spruce-dominated stands, the average tree biomass C stock reached 121.1 ± 7.6 t C ha^{-1}. The effect of long-term drainage on tree biomass C stocks resulted in significant differences ($p < 0.05$) across soil types, with drained sites exhibiting higher values compared to undrained sites. The differences in evaluated parameters can be explained by the water table level, which was higher at the undrained sites, reducing oxygen availability to tree roots and thereby constraining tree growth (Glenz et al. 2006; Sikström & Hökkä 2016). The obtained biomass C stock in drained organic soils is similar to that from old-growth Scots pine stands (171.0 ± 6.1 t C ha^{-1}) and Norway spruce stands (149.2 ± 18.9 t C ha^{-1}) on dry mineral soils in hemiboreal Latvia (Ķēniņa et al. 2018, 2019).

Soil type and growing stock exhibited a highly significant effect on tree biomass C stocks across both pine and spruce-dominated old-growth forest stands ($p < 0.01$). Conversely, stand age and dominant species composition showed no significant relationship with tree biomass C stock.

The amount of deadwood is a complex interplay between forest aging, competition between trees, past disturbance or management, which can store a large amount of C in a gradually fading C pool as a result of decomposition

(Mäkinen et al. 2006). Mean deadwood carbon stocks ranged from 4.6 to 9.7 t C ha^{-1} across study sites (Fig. 3.1; Paper II). The lowest values were found in Norway spruce stands on undrained organic soils (4.6 ± 1.1 t C ha^{-1}), significantly lower ($p < 0.05$) than in Scots pine stands (7.9 ± 2.9 t C ha^{-1}) on the same soil type. For drained organic soils, Scots pine averaged 9.7 ± 1.9 t C ha^{-1}, which is by 9% more than in Norway spruce stands (9.0 ± 1.6 t C ha^{-1}); however, these differences between species on drained organic soils were not statistically significant ($p > 0.05$). Deadwood C stock was significantly ($p < 0.05$) influenced by mean stand DBH, stand basal area, and soil type, while mean stand age, tree species, height, and tree count per hectare were insignificant ($p > 0.05$).

The estimated deadwood C stock in old-growth coniferous forests in this study is comparable to that reported in other studies in old-growth deciduous forest stands on mineral soils (6.7–12.5 t C ha^{-1}; Šēnhofa et al. 2020, 2021) and for coniferous forest stands on organic soils (7.0–11.2 t C ha^{-1}; Jonsson et al. 2016). However, it is lower than the values reported for overmature Norway spruce stands in the Czech Republic (13.0 t C ha^{-1}; Seedre et al. 2015) and mature spruce forest in Estonia (14.5 to 20.6 t C ha^{-1}; Rosenvald et al. 2025). The observed high variability of deadwood C stock between study sites, sample plots, and other studies indicates a strong influence of other factors (e.g., past disturbances) on deadwood C stock.

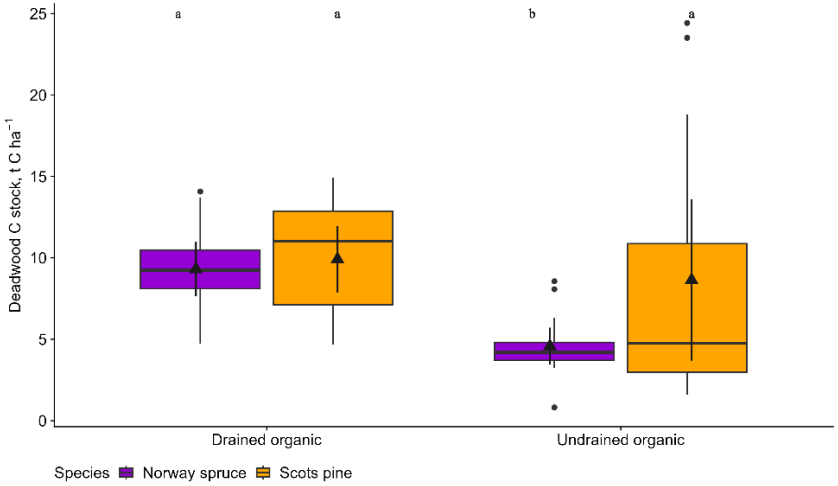


Fig. 3.1. **Mean deadwood carbon stock by soil type in spruce and pine stands. Triangles indicate mean values ± 95% confidence intervals; the box plots represent median values and the 25% and 75% percentiles, and the maximum and minimum values; different letters indicate significant ($p < 0.05$) differences**

3.2. Organic soil carbon stock and GHG emissions (Papers III, IV)

Soil subsidence is a common effect following drainage on organic soils (Lazdiņš et al. 2024). In the long-term, mean soil subsidence following drainage has been reported to be in the range from 22 to 25 cm in the boreal region of Finland (Minkkinen & Laine 1998). In the Kalsnava Forest District model territory, between 1974 and 2014, the observed total reduction in soil surface level was 25.7 ± 3.5 cm relative to the initial elevation. The most pronounced subsidence occurred within the first decade post-drainage, and declined over the subsequent decades (Paper III).

In the boreal region, organic forest soils hold more carbon than overstories (Gower et al. 1997), and such a trend was also observed in the hemiboreal region. Total soil C stock was 513.2 ± 49.7 t C ha^{-1} in drained sites, and 377.9 ± 126.5 t C ha^{-1} in undrained sites, and the differences were statistically significant ($p < 0.05$; Tab. 3.1). Carbon stocks within the evaluated upper (0–20 cm) soil layers exhibited significant ($p < 0.05$) differences between drained and undrained, however in deeper layers (20–80 cm) the differences are non-significant ($p > 0.05$; Fig. 3.2; Paper III). Increased carbon stocks in both soil and tree biomass after drainage have been reported in several studies conducted in hemiboreal and boreal regions (Minkkinen & Laine 1998; Lupikis & Lazdiņš. 2017; Lazdiņš et al. 2024), which highlights the effect of forest drainage on C stock.

Table 3.1. **Carbon stock in biomass and soil (mean ± 95% confidence intervals)**

Carbon stock, t C ha^{-1}	**Drained organic**	**Undrained organic**
O horizon	5.1 ± 2.1	0
Soil depth 0–10, cm	74.4 ± 7.7	41.8 ± 11.6
Soil depth 10–20, cm	67.5 ± 7.0	42.1 ± 14.3
Soil depth 20–40, cm	126.6 ± 13.3	85.9 ± 30.0
Soil depth 40–80, cm	239.7 ± 24.4	208.1 ± 73.5
Total in soil	513.2 ± 49.7	377.9 ± 126.5

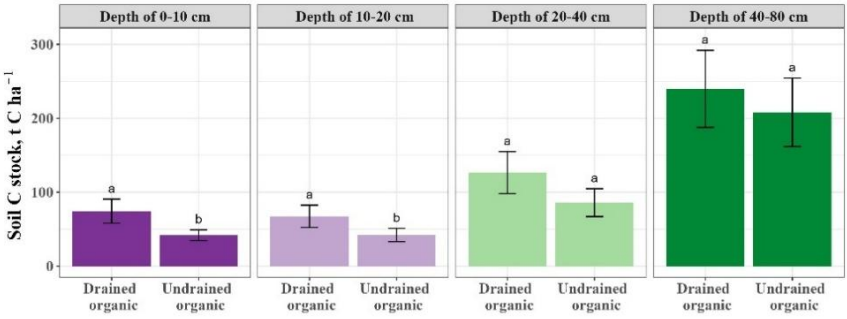


Fig. 3.2. **Soil carbon stock at different soil depths in drained and undrained organic soils. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) between soil types in the evaluated soil layer**

Drainage systems can influence soil greenhouse gas (GHG) dynamics, with both positive and negative effects on emissions and removals (sinks) from soil (Strack & Waddington 2008; Butlers et al. 2025). In boreal forests, soils generally remain net carbon sinks following drainage (Minkkinen & Laine 1998; Lohila et al. 2011). However, climatic conditions and site-specific factors are key determinants of whether drained organic soils function as sources or sinks (Butlers et al. 2025). Therefore, it is essential to account for these factors and conduct site-specific studies to accurately assess carbon dynamics under varying environmental conditions.

Carbon dioxide flux followed a clear seasonal trend, with higher emissions during the summer season and lower during spring and autumn. The overall average $RtCO_2$ flux for the measurement season was 0.17 ± 0.01 mg m^{-2} s^{-1}. The average $RtCO_2$ flux was similar between drained (0.18 ± 0.018 mg m^{-2} s^{-1}) and undrained (0.17 ± 0.015 mg m^{-2} s^{-1}) sites, respectively. However, $RhCO_2$ flux values ranged from 0.007 to 0.33 mg m^{-2} s^{-1}, with a seasonal average of 0.07 ± 0.005 mg m^{-2} s^{-1}, and they were similar between drained (0.08 ± 0.007 mg m^{-2} s^{-1}) and undrained (0.07 ± 0.007 mg m^{-2} s^{-1}) sites, respectively. Soil $RhCO_2$ flux accounted for 37–49% of total forest floor ecosystem CO_2 respiration, averaging 41%. Comparable proportions of $RhCO_2$ (40–43%) have been observed in afforested peatlands in boreal regions (Berglund et al. 2011; Hermans et al. 2022).

A strong and statistically significant positive relationship ($p < 0.001$) was found between $RtCO_2$ flux and soil temperature (T_soil). The coefficient of determination (R^2) was 0.61 for $RtCO_2$ and 0.41 for $RhCO_2$ (Fig. 3.3), indicating a stronger relationship for total respiration compared to heterotrophic respiration. Although soil CO_2 fluxes are generally expected to decrease with rising groundwater levels (Von Arnold et al. 2005; Jungkunst et al. 2008), in our study

the relationship was significant, yet weak (R^2 = 0.06–0.08), suggesting that other factors exerted a stronger influence on soil CO_2 fluxes (Paper IV).

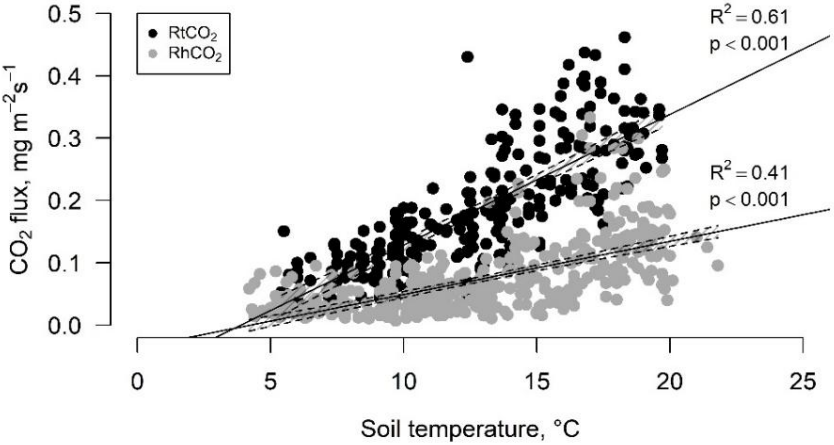


Fig. 3.3. **Relationship between the total forest floor ecosystem respiration ($RtCO_2$, mg m^{-2} s^{-1}) and heterotrophic respiration ($RhCO_2$, mg m^{-2} s^{-1}) and soil temperature at 10 cm depth (°C). The grey area denotes ± 95% confidence interval**

Soil CH_4 flux ranged from $-1.77 \cdot 10^{-6}$ to $2.90 \cdot 10^{-6}$ mg m^{-2} s^{-1}. The seasonal average CH_4 flux was $-3.67 \cdot 10^{-7} \pm 1.24 \cdot 10^{-6}$ mg m^{-2} s^{-1} at drained sites and $8.81 \cdot 10^{-9} \pm 2.97 \cdot 10^{-6}$ mg m^{-2} s^{-1} at undrained sites, and the difference was statistically significant ($p > 0.001$).

A significant negative relationship ($R^2 = 0.39$, $p < 0.001$; Fig. 3.4) was found between CH_4 flux and groundwater level. Higher groundwater levels were associated with increased CH_4 emissions, while lower groundwater levels resulted in CH_4 uptake (Paper IV).

Lowering the groundwater level promotes soil oxygenation, thereby enhancing the mineralization of organic matter, as aerobic decomposition is more rapid (Clymo 1984). Oxygen availability also regulates CH_4 production; thus, maintaining groundwater level (e.g., through stand drainage) 30–40 cm below the ground surface can reduce CH_4 efflux from soils (Elberling et al. 2011; Tong et al. 2022; Butlers et al. 2023) and, in the studied old-growth Scots pine forests, even resulted in net CH_4 uptake. In contrast, relatively high GWL (0–30 cm) and near-saturated (anaerobic) soil conditions may facilitate CH_4 production (Korkiakoski et al. 2019), and such coherence has also been observed in this study.

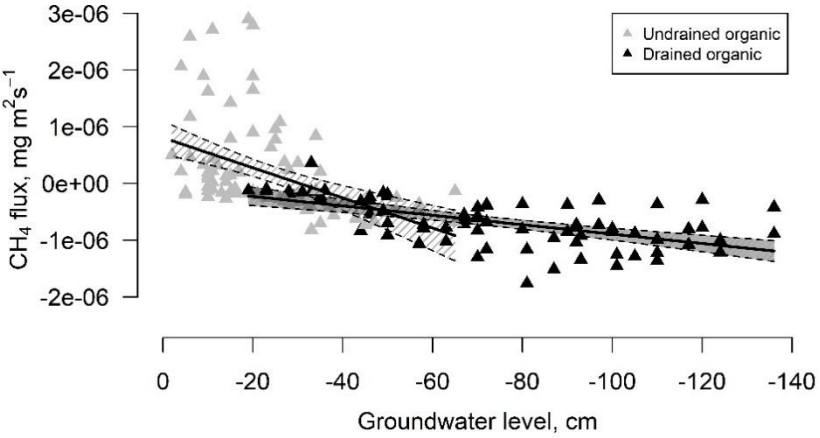


Fig. 3.4. **Relationship between the soil CH_4 flux (CH_4, mg m^{-2} s^{-1}) and groundwater level (cm) in drained and undrained organic soils. The grey area denotes ± 95% confidence interval**

3.3. Ground vegetation, litter, and fine-root C stocks (Papers V, VI, VII)

Tree litter is a significant source of carbon and nutrient input to the soil, forming soil organic layers (Feng et al. 2019; Uri et al. 2022). In spruce stands, the litter carbon stock was 2.5 ± 0.4 t C ha^{-1} yr^{-1} in drained sites, and 2.4 ± 0.3 t C ha^{-1} yr^{-1} in undrained sites. For pine, the litter carbon stock was higher in drained sites at 3.1 ± 0.5 t C ha^{-1} yr^{-1}, while in undrained sites it was 2.0 ± 0.3 t C ha^{-1} yr^{-1}. Total litter C stock in drained and undrained stands was similar (Tab. 3.2).

Estimates from northern European forests indicate an average carbon input via total tree aboveground litter of 1.7 ± 1.1 t C ha^{-1} yr^{-1} in conifer stands (Neumann et al. 2018). Reported annual litterfall dynamics in the Estonian hemiboreal region for main forestry tree species aged from 11 to 103 years were 0.06 to 3.4 t C ha^{-1} yr^{-1} (Uri et al. 2022), which is in line with the observed range in our study. By comparison, a local study reported carbon input of 1.8 ± 0.02 t C ha^{-1} yr^{-1} for young to middle-aged conifer stands on drained organic soils (Bārdule et al. 2021b). However, old-growth coniferous forests in our study exhibited higher annual litter production, and such a difference could be explained by the additional contribution to litter input by second-layer trees (Paper V).

Table 3.2. **Litter biomass and carbon stock in coniferous-dominated drained and undrained organic soils**

Species	Soil type	Litter biomass, t C ha^{-1} yr^{-1}	Litter carbon, t C ha^{-1} yr^{-1}
Spruce	Drained organic	5.1 ± 0.7	2.5 ± 0.4
	Undrained organic	4.7 ± 0.6	2.4 ± 0.3
Pine	Drained organic	6.2 ± 0.9	3.1 ± 0.5
	Undrained organic	4.0 ± 0.4	2.0 ± 0.3

The strongest predictor of annual litter C stock in old-growth coniferous forest stands was basal area, regardless of soil type ($p < 0.01$; Fig. 3.5). In spruce stands, the model showed a positive relationship between total basal area and litter carbon stock ($R^2 = 0.31$). In contrast, in pine stands, there was a strong positive relationship between total basal area and aboveground litter carbon stock ($R^2 = 0.9$; Paper V). Stand basal area has been considered as a typical independent variable for litter modelling as it correlates with canopy closure and foliage biomass (Starr et al. 2005).

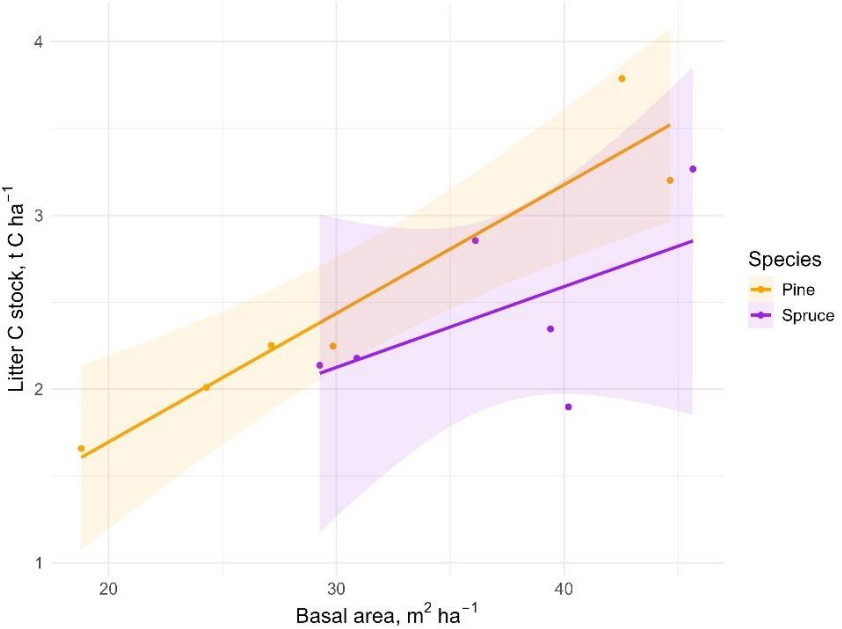


Fig. 3.5. **Annual carbon input by litter as a function of total basal area in pine and spruce-dominated old-growth forest stands**

The above-ground vegetation biomass depends on light availability below the canopy layer (Sigurdsson et al. 2005), and after the first two decades, it is not age-dependent (Peichl & Arain 2006).

In old-growth pine stands, above-ground biomass C stock of ground vegetation was 0.46 ± 0.32 t C ha^{-1} in drained organic soils and 0.48 ± 0.43 t C ha^{-1} in undrained organic soils. In old-growth spruce stands, above-ground biomass C stock of ground vegetation was 1.06 ± 0.74 t C ha^{-1} in drained organic soils and 0.96 ± 0.78 t C ha^{-1} in undrained organic soils (Fig. 3.6A). The differences between drained and undrained stands were non-significant ($p > 0.05$). Observed above-ground vegetation biomass C stock is in line with that observed in the boreal region (Ilvesniemi et al. 2009).

In old-growth pine stands, below-ground biomass C stock of ground vegetation was 3.19 ± 1.52 t C ha^{-1} in drained organic soils and 1.52 ± 0.88 t C ha^{-1} in undrained organic soils. In old-growth spruce stands, below-ground biomass C stock of ground vegetation was 3.27 ± 2.09 t C ha^{-1} in drained organic soils and 4.04 ± 1.47 t C ha^{-1} in undrained organic soils (Fig. 3.6B). A statistically significant difference ($p < 0.05$) was found only between the below-ground biomass C stocks of undrained pine stands and all other evaluated groups. Overall, tree roots (2–20 mm) consistently represented the largest proportion of below-ground biomass across all stands and soil types (drainage conditions; Paper VI).

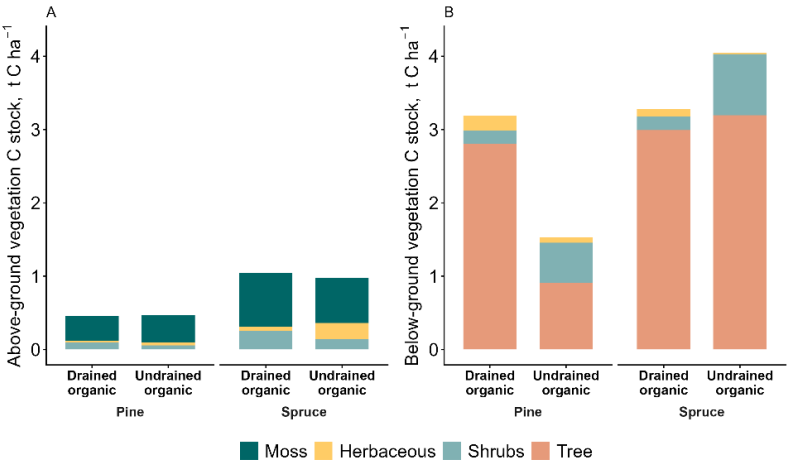


Fig. 3.6. **Ground vegetation above-ground (A) and below-ground (B) biomass carbon stock per forest type and dominant tree species**

Undrained old-growth stands had significantly higher total fine-root biomass (FRB) compared to drained stands (3.4 and 2.0 t C ha^{-1}, respectively).

For Scots pine specifically, FRB was more than three times higher in undrained soils compared to drained, indicating an extensive foraging strategy under wetter, less aerated conditions. This pattern is consistent with previous findings in boreal peatlands, where undrained sites supported greater pine FRB (Lampela et al. 2023). In contrast, Norway spruce FRB in this study was higher in drained stands, largely due to species composition and higher spruce growing stock, which has also been observed in boreal forests where spruce tends to dominate drained peatlands (Finér & Laine 2000).

In both soil types, the majority of fine root biomass for Scots pine, Norway spruce, and dwarf shrubs was concentrated in the upper organic soil layer (0–10 cm). Herbaceous plants primarily contributed to FRB in the deeper organic layers (20–40 cm), with significantly higher values in certain forest stands (Fig. 3.7), which are determined primarily by the herbaceous vegetation composition, such as sedges and grasses, which are able to maintain their roots under anaerobic conditions to access nutrients in deeper soil layers (Lampela et al. 2023). Dwarf shrubs contributed the largest proportion of FRB in undrained soils (1.2 t C ha^{-1}) and remained an important component also in drained soils (0.6 t C ha^{-1}). This highlights that non-tree vegetation is a substantial contributor to belowground carbon storage, which has also been emphasized in boreal peatland studies (Bhuiyan et al. 2017).

The proportion of pine FRB in the topsoil layer (0–10 cm) in undrained and drained soils was 84% and 73%, respectively. The proportion of spruce FRB in this layer was similar in both soil types (~ 80%). Dwarf shrub FRB in the topsoil layer accounted for 54% and 51% in undrained and drained soils, while herbaceous plants accounted for 19% and 21%, respectively (Paper VII).

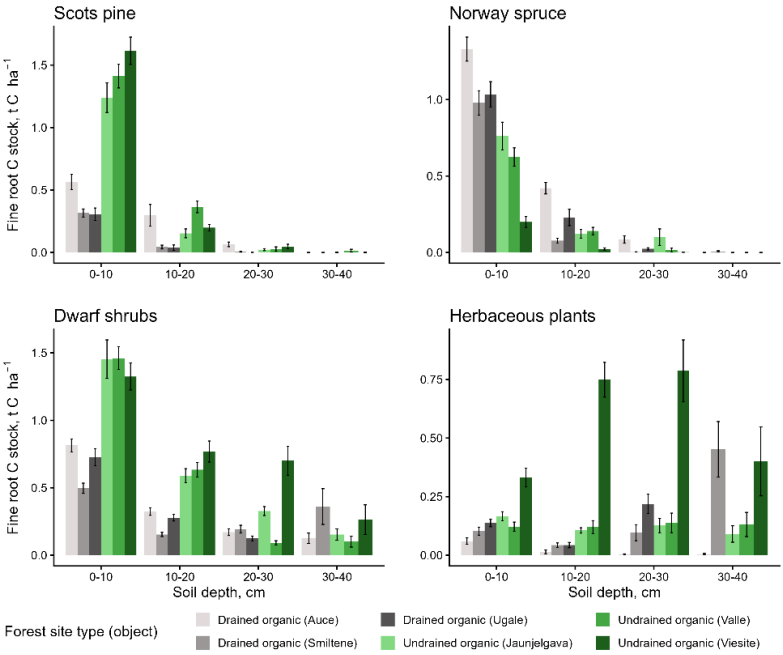


Fig. 3.7. **The vertical distribution of mean fine root biomass of Scots pine, Norway spruce, dwarf shrubs, and herbaceous plants in drained and undrained organic soils up to 40 cm depth**

Although FRB differed, fine-root production (FRP) was similar between drained and undrained stands (*ca.* 1 t C ha^{-1} yr^{-1}). This indicates that the annual carbon input through fine-root growth is not strictly controlled by drainage but rather by stand productivity and site-specific factors, which may also explain the observed variation among the study sites. Previous studies in boreal forests have also shown that FRP is tightly linked to stand age and soil fertility (Helmisaari et al. 2002; Yuan & Chen 2012).

Scots pine fine-root turnover (FRT) rates were approximately twice as high in drained soils 0.61 yr^{-1} compared to undrained soils (0.33 yr^{-1}). Norway spruce fine-root turnover rates remained similar between drained and undrained stands. This indicates that, while root biomass is lower, the roots are replaced more frequently, accelerating nutrient and carbon cycling. Faster turnover in drained stands is consistent with earlier observations that FRT is higher in more productive environments (Kriiska et al. 2019). The increased aeration after ditching likely shortens root lifespan, a trend reported for other species in improved site conditions (Förster et al. 2021).

CONCLUSIONS

In the long term (> 50 years), forest drainage significantly increased carbon stock in tree biomass in coniferous forests with mesotrophic organic soils, thereby contributing to climate change mitigation; it also significantly increased carbon storage in deadwood in old-growth spruce forests, though insignificantly in old-growth pine stands.

In hemiboreal forests, mesotrophic organic soil remained a stable carbon pool in the long-term, with changes in soil surface level due to compaction following drainage, but not in total carbon storage.

Forest drainage ensures a desirable climate change mitigation impact on soil greenhouse gas emissions in the long-term. Drained organic soils showed significant methane uptake, whereas undrained organic soils emitted methane. The dynamics of methane emissions are directly linked to groundwater level, with a depth of 30–40 cm serving as the emissions threshold. Drainage did not affect CO_2 emissions, which are dependent on soil temperature.

The carbon stock of ground vegetation and litter was lower than in other carbon pools and similar in both drained and undrained soils.

Forest drainage ensures faster fine-root turnover, leading to an overall higher input of organic carbon into the soil, but not a higher total carbon stock within the fine-root biomass component itself.

RECOMMENDATIONS

Maintain and, where possible, expand drainage systems in forests with mesotrophic organic soils, increasing the contribution of these areas to climate change mitigation.

In areas where groundwater level elevation is intended, use self-regulating systems and ensure that the groundwater level does not exceed 30–40 cm, thereby preventing additional long-term methane emissions. Conduct research in these areas to determine the factors affecting the critical groundwater level threshold.

Ensure groundwater level monitoring to determine the actual climate change mitigation effect in forests with organic soils.

Establish demonstration sites with open, real-time access to groundwater level and emission measurements, fostering a broader understanding of the long-term impact of forest drainage and incorporating these findings into legislation and carbon credit schemes.

ACKNOWLEDGEMENTS

The author would like to thank his supervisors, especially Āris Jansons, for the research ideas, advice, and support throughout the development of Ph.D. thesis. I would like to express my gratitude to my colleagues at LSFRI 'Silava', the forest adaptation research group, and my co-authors for their assistance in the data collection and analysis, their recommendations, help, encouragement, and, of course, constructive criticism. Finally, I would like to thank my family, friends, and relatives for their support and encouragement throughout my studies.

LITERATŪRAS SARAKSTS / *REFERENCES*

1. Ahti, T., Hämet-Ahti, L., Jalas, J. (1968) Vegetation zones and their sections in northwestern Europe, Annales Botanici Fennici, 5(3), 169–211.
2. Bate, D., Mächler, M., Bolker B., Walker, S. (2015) Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software, 67(1): 1–48. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01.
3. Bārdule, A., Liepiņš, J., Liepiņš, K., Stola, J., Bulters, A., Lazdinš, A. (2021a) Variation in carbon content among the major tree species in hemiboreal forests in Latvia. Forests, 12(9), 1292. https://doi.org/10.3390/f12091292.
4. Bārdule, A., Petaja, G., Butlers, A., Purviņa, D., Lazdiņš, A. (2021b) Estimation of litter input in hemiboreal forests with drained organic soils for improvement of GHG inventories. Baltic Forestry, 27(2), 232–246. https://doi.org/10.46490/BF534.
5. Berglund, Ö., Berglund, K., Klemedtsson, L. (2011) Plant-derived CO_2 flux from cultivated peat soils. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science, 61(6): 508–513. https://doi.org/10.1080/09064710.2010.510121.
6. Bhuiyan, R., Minkkinen, K., Helmisaari, H. S., Ojanen, P., Penttilä, T., Laiho, R. (2017) Estimating fine-root production by tree species and understorey functional groups in two contrasting peatland forests. Plant and Soil, 412(1), 299–316. https://doi.org/10.1007/s11104-016-3070-3.
7. Bičkovskis, K., Samariks, V., Liepiņš, J., Šņepsts, G. (2023) Carbon stock of deciduous forests on organic soils in Latvia. Research for Rural Development, 38, 30–36. https://doi.org/10.22616/RRD.29.2023.004.
8. Bičkovskis, K., Šņepsts, G., Donis, J., Jansons, Ā., Jansone, D., Jaunslaviete, I., Matisons, R. (2025) Effects of Drainage Maintenance on Tree Radial Increment in Hemiboreal Forests of Latvia. Forests, 16(8), 1318. https://doi.org/10.3390/f16081318.
9. Brunner, I., Bakker, M. R., Björk, R. G., Hirano, Y., Lukac, M., Aranda, X., ... Ostonen, I. (2013) Fine-root turnover rates of European forests revisited: an analysis of data from sequential coring and ingrowth cores. Plant and Soil, 362(1), 357–372. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1313-5.
10. Bušs, K. 1997. Forest ecosystem classification in Latvia. Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B, 51(5/6): 204–218.
11. Butlers, A. 2023. Siltumnīcefekta gāzu emisiju ietekmējošie faktori eitrofos purvaiņos un kūdreņos [Greenhouse gas emissions and affecting

factors in forests with undrained and drained nutrient-rich organic soils]. Promocijas darba kopsavilkums [Summary of Thesis]. LVMI "Silava" [LSFRI 'Silava'], ISBN 978-9934-603-14-3.

12. Butlers, A., Laiho, R., Lazdiņš, A., Schindler, T., Soosaar, K., Jauhiainen, J., Bārdule, A., Kamil-Sardar, M., Līcīte, I., Samariks, V., Haberl, A., Vahter, H., Čiuldienė, D., Anttila, J., Armolaitis, K. (2025) Organic soils can be CO_2 sinks in both drained and undrained hemiboreal peatland forests. Biogeosciences, 22, 4627–4647. https://doi.org/10.5194/bg-22-4627-2025.
13. Butlers, A., Lazdiņš, A., Kalēja, S., Purviņa, D., Spalva, G., Saule, G., Bārdule, A. (2023) CH_4 and N_2O emissions of undrained and drained nutrient-rich organic forest soil. Forests, 14, 1390. https://doi.org/10.3390/f14071390.
14. Clymo, R. S. (1984). The limits to peat bog growth. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences, 303(1117), 605–654. https://doi.org/10.1098/rstb.1984.0002.
15. Cools, N., De Vos, B. (2020) Part X: Sampling and Analysis of Soil. Version 2020-1. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Eberswalde, Germany: Thünen Institute of Forest Ecosystems, 29, p. URL: https://www.icp-forests.net/fileadmin/icp_forests/Dateien/Manual_Versions/2020-22/ICP_Manual_part10_2020_Soil_version_2020-1.pdf.
16. Elberling, B., Askaer, L., Jørgensen, C. J., Joensen, H. P., Kühl, M., Glud, R. N., Lauritsen, F. R. (2011) Linking Soil O_2, CO_2, and CH_4 concentrations in a Wetland soil: implications for CO_2 and CH_4 fluxes. Environmental Science & Technology, 45(8), 3393–3399. https://doi.org/10.1021/es103540k.
17. Fetting, C. (2020) The European green deal. ESDN report, December, 2020, 2(9), 53.
18. Erbach, G. (2021) European climate law. Regulation (EU), 1119(2021).
19. Fairley, R. I., Alexander, I. J. (1985) Methods of Calculating Fine Root Production in Forests. In: Fitter, A. H., Atkinson, D., Read, D. J. (Eds.) Ecological interactions in soil: Plants, microbes and animals. Oxford, UK: Blackwell Scientific Publications, p. 23–36.
20. FAO (2020) Global Forest Resources Assessment 2020. Food and Agriculture Organization of the United Nations. URL: https://www.fao.org/interactive/forest-resources-assessment/2020/en/.

21. Feng, C., Wang, Z., Ma, Y., Fu, S., Chen, H. Y. (2019) Increased litterfall contributes to carbon and nitrogen accumulation following cessation of anthropogenic disturbances in degraded forests. Forest Ecology and Management, 432, 832–839. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.025.
22. Finér, L., Laine, J. (2000) The Ingrowth Bag Method in Measuring Root Production on Peatland Sites. Scandinavian Journal of Forest Research, 15: 75–80. https://doi.org/10.1080/02827580050160493.
23. Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Gregor, L., Hauck, J., Le Quéré, C., … Zheng, B. (2022) Global Carbon Budget 2022. Earth System Science Data, 14(11), 4811–4900. https://doi.org/10.5194/essd-14-4811-2022.
24. Förster, A., Hertel, D., Werner, R., Leuschner, C. (2021) Belowground consequences of converting broadleaf to conifer forest: Comparing the fine root systems of European beech and Scots pine. Forest Ecology and Management, 496, 119457. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119457.
25. Gill, R. A., Jackson, R. B. (2000) Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. New Phytologist, 147(1), 13–31. https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00681.x.
26. Glenz, C., Schlaepfer, R., Iorgulescu, I., Kienast, F. (2006) Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. Forest Ecology and Management, 235(1/3), 1–13. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.065.
27. Gower, S. T., Vogel, J. G., Norman, J. M., Kucharik, C. J., Steele, S. J., Stow, T. K. (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: Atmospheres, 102(D24), 29029–29041.
28. Helmisaari, H. S., Makkonen, K., Kellomäki, S., Valtonen, E., Mälkönen, E. (2002) Below-and above-ground biomass, production and nitrogen use in Scots pine stands in eastern Finland. Forest Ecology and Management, 165(1/3), 317–326. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00648-X.
29. Hermans, R., McKenzie, R., Andersen, R., Teh, Y. A., Cowie, N., Subke, J. A. (2022) Net soil carbon balance in afforested peatlands and separating autotrophic and heterotrophic soil CO_2 effluxes. Biogeosciences, 19(2): 313–327. https://doi.org/10.5194/bg-19-313-2022.

30. Ilvesniemi, H., LevuIa, J., Ojansuu, R., KoIari P., KuImaIa L., Pumpanen J., ... & Nikinmaa E. (2009) Long-term measurements of the carbon balance of a boreal Scots pine dominated forest ecosystem. Boreal Environment Research, 14(4), 731–753.
31. IPCC (2021). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Cambridge University Press. URL: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/.
32. Jansone, B., Sisenis, L., Pilvere, I., Vinters, M., Bickovskis, K. (2020) Influence of drainage reconstruction on radial increment of conifers: case study. Research for Rural Development, 35, 42–46. https://doi.org/10.22616/rrd.26.2020.006.
33. Jonsson, B. G., Ekström, M., Esseen, P. A., Grafström, A., Ståhl, G., Westerlund, B. (2016) Dead wood availability in managed Swedish forests – Policy outcomes and implications for biodiversity. Forest Ecology and Management, 376, 174–182. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.017.
34. Jungkunst, H. F., Flessa, H., Scherber, C., Fiedler, S. (2008) Groundwater level controls CO_2, N_2O and CH_4 fluxes of three different hydromorphic soil types of a temperate forest ecosystem. Soil Biology and Biochemistry, 40(8), 2047–2054. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.04.015.
35. Korkiakoski, M., Tuovinen, J. P., Penttilä, T., Sarkkola, S., Ojanen, P., Minkkinen, K., Rainne, J., Laurila, T., Lohila, A. (2019) Greenhouse gas and energy fluxes in boreal peatland forest after clear-cutting. Biogeosciences, 16, 3703–3723. https://doi.org/10.5194/bg-16-3703-2019.
36. Köster, K., Metslaid, M., Engelhart, J., Köster, E. (2015) Dead wood basic density, and the concentration of carbon and nitrogen for main tree species in managed hemiboreal forests. Forest Ecology and Management, 354: 35–42. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.039.
37. Kriiska, K., Frey, J., Asi, E., Kabral, N., Uri, V., Aosaar, J., ... Ostonen, I. (2019) Variation in annual carbon fluxes affecting the SOC pool in hemiboreal coniferous forests in Estonia. Forest Ecology and Management, 433, 419–430. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.026.
38. Ķēniņa, L., Elferts, D., Bāders, E., Jansons, Ā. (2018) Carbon pools in a hemiboreal over-mature Norway spruce stands. Forests, 9(7), 435. https://doi.org/10.3390/f9070435.
39. Ķēniņa, L., Jaunslaviete, I., Liepa, L., Zute, D., Jansons, Ā. (2019) Carbon pools in old-growth scots pine stands in Hemiboreal Latvia. Forests, 10, 911. https://doi.org/10.3390/f10100911.

40. Lampela, M., Minkkinen, K., Straková, P., Bhuiyan, R., He, W., Mäkiranta, P., ... Laiho, R. (2023) Responses of fine-root biomass and production to drying depend on wetness and site nutrient regime in boreal forested peatland. Frontiers in Forests and Global Change, 6, 1190893. https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1190893.
41. Lazdiņš, A., Lupiķis, A., Polmanis, K., Bārdule, A., Butlers, A., Kalēja, S. (2024) Carbon stock changes of drained nutrient-rich organic forest soils in Latvia. Silva Fennica, 58(1), 22017. https://doi.org/10.14214/sf.22017.
42. Le Mer, J., Roger, P. (2001) Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. European Journal of Soil Biology, 37(1), 25–50.
43. Lenth, R. 2025. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package, version 1.11. R-universe, 106. pp.
44. Liepiņš, J., Lazdiņš, A., Liepiņš, K. (2018) Equations for estimating above-and belowground biomass of Norway spruce, Scots pine, birch spp. and European aspen in Latvia. Scandinavian Journal of Forest Research, 33(1), 58–70. https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1337923.
45. Liepiņš, J., Liepiņš, K., Lazdiņš, A. (2021) Equations for estimating the above-and belowground biomass of grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.) and common alder (*Alnus glutinosa* L.) in Latvia. Scandinavian Journal of Forest Research, 36(5), 389–400. https://doi.org/10.1080/02827581.2021.1937696.
46. Lohila, A., Minkkinen, K., Aurela, M., Tuovinen, J. P., Penttilä, T., Ojanen, P., Laurila, T. (2011) Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland indicate a large carbon sink. Biogeosciences, 8(11), 3203–3218. https://doi.org/10.5194/bg-8-3203-2011.
47. Lupikis, A., Lazdins, A. (2017) Soil carbon stock changes in transitional mire drained for forestry in Latvia: A case study. Research for Rural Development, 1, 55–61. https://doi.org/10.22616/rrd.23.2017.008.
48. Matthews, E., Fung, I. (1987) Methane emission from natural wetlands: Global distribution, area, and environmental characteristics of sources. Global Biogeochemical Cycles, 1(1), 61–86.
49. Mäkinen, H., Hynynen, J., Siitonen, J., Sievänen, R. (2006) Predicting the decomposition of Scots pine, Norway spruce, and birch stems in Finland. Ecological Applications, 16(5), 1865–1879. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1865:PTDOSP]2.0.CO;2.
50. McClaugherty, C. A., Aber, J. D., Melillo, J. M. (1982) The role of fine roots in the organic matter and nitrogen budgets of two forested

ecosystems. Ecology, 63(5), 1481–1490. https://doi.org/10.2307/1938874.
51. Minkkinen, K., Laine, J. (1998) Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. Canadian Journal of Forest Research, 28(9), 1267–1275.
52. National Forest Inventory (NFI; 2023). Latvian State Forest Research Institute 'Silava'. URL: https://silava.lv/petnieciba/nacionalais-meza-monitorings.
53. Neumann, M., Ukonmaanaho, L., Johnson, J., Benham, S., Vesterdal, L., Novotný, R., Verstraeten, A., Lundin, L., Thimonier, A., Michopoulos, P., Hasenauer, H. (2018) Quantifying Carbon and Nutrient Input from Litterfall in European Forests Using Field Observations and Modelling. Global Biogeochemical Cycles, 32(5), 784–798. https://doi.org/10.1029/2017GB005825.
54. Nieminen, M., Piirainen, S., Sikström, U., Löfgren, S., Marttila, H., Sarkkola, S., ... Finér, L. (2018) Ditch network maintenance in peat-dominated boreal forests: Review and analysis of water quality management options. Ambio, 47(5), 535–545. https://doi.org/10.1007/s13280-018-1047-6.
55. O'Brien, L., Schuck, A., Fraccaroli, C., Pötzelsberger, E., Winkel, G. Lindner, M. (2021) Protecting old-growth forests in Europe – A review of scientific evidence to inform policy implementation. Joensuu, Finland: European Forest Institute, 104 pp. https://doi.org/10.36333/rs1.
56. Ostonen, I., Lõhmus, K., Pajuste, K. (2005) Fine root biomass, production and its proportion of NPP in a fertile middle-aged Norway spruce forest: comparison of soil core and ingrowth core methods. Forest Ecology and Management, 212(1/3), 264–277. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.064.
57. Paavilainen, E., Päivänen, J. (1995) Peatland forestry: Ecology and principles. Springer Science & Business Media, 11. https://doi.org/10.1007/978-3-662-03125-4.
58. Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P. (2011) A large and persistent carbon sink in the world's forests. Science, 333(6045): 988–993. https://doi.org/10.1126/science.12016.
59. Peichl, M., Arain, M. A. (2006) Above-and belowground ecosystem biomass and carbon pools in an age-sequence of temperate pine plantation forests. Agricultural and Forest Meteorology, 140(1/4), 51–63. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.08.004.

60. R Core Team (2025). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: https://www.R-project.org/.
61. Rosenvald, R., Rosenvald, K., Drenkhan, R., Drenkhan-Maaten, T., Hobolainen, M., Lõhmus, P., ... Runnel, K. (2025) Balancing biodiversity, carbon, and profit with pathogen risk: Effects of felling age and thinning in spruce forests. Journal of Environmental Management, 389, 126066. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126066.
62. Seedre, M., Kopáček, J., Janda, P., Bače, R., Svoboda, M. (2015) Carbon pools in a montane old-growth Norway spruce ecosystem in Bohemian Forest: Effects of stand age and elevation. Forest Ecology and Management, 346: 106–113. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.034.
63. Sigurdsson, B. D., Magnusson, B., Elmarsdottir, A., Bjarnadottir, B. (2005) Biomass and composition of understory vegetation and the forest floor carbon stock across Siberian larch and mountain birch chronosequences in Iceland. Annals of Forest Science, 62(8), 881–888.
64. Sikström, U., Hökkä, H. (2016) Interactions between Soil Water Conditions and Forest Stands in Boreal Forests with Implications for Ditch Network Maintenance. Silva Fennica, 50(1), 1416.
65. Skaggs, R. W., Tian, S., Chescheir, G. M., Amatya, D. M., Youssef, M. A. (2016) Forest drainage. In: Forest Hydrology: Processes, Management and Assessment, p. 124–140.
66. Starr, M., Saarsalmi, A., Hokkanen, T., Merilä, P., Helmisaari, H. S. (2005) Models of litterfall production for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Finland using stand, site and climate factors. Forest Ecology and Management, 205(1/3), 215–225. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.047.
67. Stokland, J. N. (2001) The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. Ecological Bulletins, 49, 71–83.
68. Strack, M., Waddington, J. M. (2008). Spatiotemporal variability in peatland subsurface methane dynamics. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 113(G2), G02010. https://doi.org/10.1029/2007JG000472.
69. Šēnhofa, S., Jaunslaviete, I., Šņepsts, G., Jansons, J., Liepa, L., Jansons, Ā. (2020) Deadwood characteristics in mature and old-growth birch stands and their implications for carbon storage. Forests, 11(5), 536. https://doi.org/10.3390/f11050536.

70. Šēnhofa, S., Šņepsts, G., Bičkovskis, K., Jaunslaviete, I., Liepa, L., Straupe, I., Jansons, Ā. (2021) Availability and structure of coarse woody debris in hemiboreal mature to old-growth aspen stands and its implications for forest carbon pool. Forests, 12(7), 901. https://doi.org/10.3390/f12070901.
71. Šņore, A. (2004). Kūdra Latvijā. Rīga: Latvijas Kūdras ražotāju asociācija.
72. Tong, C. H. M., Nilsson, M. B., Drott, A., Peichl, M. (2022) Drainage ditch cleaning has no impact on the carbon and greenhouse gas balances in a recent forest clear-cut in boreal Sweden. Forests, 13, 842. https://doi.org/10.3390/f13060842.
73. Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Aun, K., ... Karoles, K. (2022) 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.
74. Von Arnold, K., Weslien, P., Nilsson, M., Svensson, B. H., Klemedtsson, L. (2005) Fluxes of CO_2, CH_4 and N_2O from drained coniferous forests on organic soils. Forest Ecology and Management, 210, 239–254. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.031.
75. Wüst-Galley, C., Mössinger, E., Leifeld, J. (2016) Loss of the soil carbon storage function of drained forested peatlands. Mires and Peat, 18, 07. https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.189.
76. Yuan, Z. Y., Chen, H. Y. (2012) Fine root dynamics with stand development in the boreal forest. Functional Ecology, 26(4), 991–998. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2012.02007.x.
77. Zālītis P. 2012. Mežs un ūdens. Salaspils: LVMI "Silava", 356 lpp.