

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
VIDES ZINĀTNES NODAĻA



Imants Kukuļs

**LATVIJAS MEŽA AUGŠŅU HŪMUSA
RAKSTUROJUMS UN VEIDOŠANĀS
LAUKSAIMNIECĪBAS ZEMJU
APMEŽOŠANĀS PROCESĀ**

PROMOCIJAS DARBS

Doktora grāda iegūšanai ģeogrāfijā
vides zinātnes nozarē dabas aizsardzības apakšnozarē

Darba zinātniskais vadītājs
profesors *Dr. geogr.* Oļģerts Nikodemus

Rīga, 2018

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Vides zinātnes nodaļā. Darba izstrādāšanai saņemts Eiropas Sociālā fonda projekta "Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē" Nr. 2009/0138/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/004 finansiāls atbalsts. Promocijas darbs izstrādāts arī ar ES Sociālā fonda un Latvijas Universitātes snieguma finansējuma projekta "Klimata pārmaiņas un dabas resursu ilgtspējīga izmantošana" (ZD2016/AZ03) finansiālu atbalstu.



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ

Darba vadītājs: prof. *Dr. geogr.* **Olģerts Nikodemus**

Promocijas padomes sastāvs:

prof. *Dr. geogr.* **Iveta Šteinberga** (Latvijas Universitāte), padomes priekšsēdētāja
prof. *Dr. geogr.* **Olģerts Nikodemus** (Latvijas Universitāte)
asoc. prof. *Dr. biol.* **Gunta Sprinģe** (Latvijas Universitāte)
prof. *Dr. habil. chem.* **Māris Kļaviņš** (Latvijas Universitāte)
doc. *Dr. geogr.* **Raimonds Kasparinskis** (Latvijas Universitāte)
doc. *Dr. geogr.* **Oskars Purmalis** (Latvijas Universitāte)

Recenzenti:

prof. *Dr. habil. chem.* **Māris Kļaviņš** (Latvijas Universitāte)
prof. *Dr. habil. agr.* **Aldis Kārklīņš** (Latvijas Lauksaimniecības universitāte)
prof. *Dr. sc.* **Raimo Kelli** (*Raimo Kõlli*, Igaunijas Dzīvības zinātņu universitāte)

Promocijas darba aizstāvēšana notiks 2018. gada 1. jūnijā plkst. 12.00 Latvijas Universitātes Vides zinātnes promocijas padomes atklātā sēdē LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē, LU Dabas mājā, Rīgā, Jelgavas ielā 1, 335./336. telpā.

Ar promocijas darbu un tā kopsavilkumu var iepazīties Latvijas Universitātes Bibliotēkas Daudznozaru bibliotēkā: datorika, juridiskās zinātnes, teoloģija Rīgā, Raiņa bulvārī 19.

© Latvijas Universitāte, 2018

© Imants Kukuļš, 2018

ISBN 978-9934-18-343-0

SATURS

Darbā izmantoto saīsinājumu saraksts	5
Ievads	6
1. LATVIJAS SAUSIEŅU MEŽU EKOSISTĒMU AUGŠŅU HUMUSA FORMAS UN TO RAKSTUROJUMS	11
1.1. Literatūras apskats	11
1.1.1. Latvijas meža augšanas apstākļu tipi un augsnes	11
1.1.2. Augsnes humusa formas un to klasifikācija	13
1.1.3. Augsnes humusa formu veidošanās un nozīme	15
1.2. Pētījuma materiāls un metodes	17
1.2.1. Meža augšņu humusa formu pētījumi	17
1.2.2. Datu apstrāde un statistiskā analīze	19
1.3. Pētījuma rezultāti	19
1.3.1. Meža humusa īpašības un humusa formas sausieņu mežu tipos Latvijā	19
1.3.2. Humusa formas un to izplatība sausieņu mežos Latvijā	27
1.3.3. Meža humusa formu un to organisko vielu ķīmiskais raksturojums	30
1.3.4. Organiskā oglekļa un kopējā slāpekļa krāja O horizontā un minerālaugšņu virskārtā	36
1.4. Diskusija	39
1.4.1. Humusa formu izplatība un klasificēšana sausieņu mežu augsnēs Latvijā	39
1.4.2. Humusa formu ķīmiskās īpašības sausieņu mežu augsnēs Latvijā	40
1.4.3. Humusa formu organiskā oglekļa un kopējā slāpekļa krāja sausieņu mežos Latvijā	43
1.5. Kopsavilkums	45
2. LAUKSAIMNIECĪBAS ZEMES APMEŽOŠANAS PROCESA IETEKME UZ AUGSNES ORGANISKO MATERIĀLU	46
2.1. Literatūras apskats	46
2.1.1. Lauksaimniecības zemes apmežošanās procesi Latvijā un pasaulē	46
2.1.2. Oglekļa saturs augsnē, tā izmaiņas apmežošanās un citu faktoru ietekmē	47
2.1.3. Organisko vielu īpašības un to izmaiņas lauksaimniecības zemes apmežošanās rezultātā	50
2.2. Materiāls un pētījuma metodes	52
2.2.1. Pētījuma materiāls	52
2.2.2. Augsnes paraugu ievākšana un analīze	54
2.2.3. Datu analīze	55
2.3. Rezultāti	55
2.3.1. Augsnes morfoloģisko īpašību izmaiņas	56
2.3.2. Augsnes ķīmisko īpašību izmaiņas	59
2.3.3. Augsnes oglekļa krājas izmaiņas	63
2.3.4. Augsnes īpašības un zemes segums	65
2.4. Diskusija	68
2.5. Kopsavilkums	71

3. LAUKSAIMNIECĪBAS ZEMES APMEŽOŠANĀS IETEKME	
UZ HUMUSVIELU ĪPAŠĪBĀM	73
3.1. Literatūras apskats	73
3.1.1. Augsnes organiskās vielas	73
3.1.2. Organisko vielu avoti un to īpašības	74
3.1.3. Humifikācijas process augsnē un tā izmaiņas apmežošanās rezultātā	74
3.1.4. Humusvielu pētniecība	76
3.2. Materiāls un metodes	78
3.2.1. Pētījuma etalonteritoriju raksturojums	78
3.2.2. Augsnes paraugu sagatavošana un ķīmiskās analīzes	79
3.2.3. Datu statistiskā analīze	80
3.3. Rezultāti	80
3.3.1. Organisko vielu saturs un īpašības minerālaugsnes virskārtā, to izmaiņas apmežošanās rezultātā	80
3.3.2. Humīnskābju īpašības un to izmaiņas apmežošanās rezultātā	83
3.3.3. Humīnskābju fluorescences spektroskopija	85
3.3.4. Humīnskābju FTIS spektroskopija	87
3.3.5. Augsnes humusvielu īpašības un to telpiskā mainība	90
3.4. Diskusija	92
3.5. Kopsavilkums	96
4. PĒTĪJUMU REZULTĀTU KOPSAVILKUMS	97
Secinājumi	100
Priekšlikumi	102
Izmantotā literatūra	103

DARBĀ IZMANTOTO SAĪSINĀJUMU SARAKSTS

- C_{FS} – organiskā oglekļa saturs fulvoskābēs
 C_{HS} – organiskā oglekļa saturs humīnskābēs
 C_{HV} – organiskā oglekļa saturs humusvielās
 C_{ORG} – kopējais organiskais ogleklis
ERB – Eiropas Humusa formu norāžu bāze (*European Humus Forms Reference Base*)
FS – fulvoskābes
FTIS – Furjē transformācijas infrasarkanā spektrometrija
HIX – humusvielu fluorescences emisijas intensitātes attiecība, ja gaismas viļņa garums ir 510 un 460 nm
 HIX_{HS} – humīnskābju fluorescences emisijas intensitātes attiecība, ja gaismas viļņa garums ir 510 un 460 nm
HS – humīnskābes
HV – humusvielas
 $K_{PEG/W}$ – polietilēnglikola-ūdens sadalījuma koeficients
 N_{TOT} – kopējā slāpekļa saturs
PCA – principiālo komponentu analīze
UV-Vis – ultravioletās redzamās gaismas spektrometrija

IEVADS

Darba aktualitāte

Pēdējās desmitgadēs, īpaši pēc Kioto protokola pieņemšanas 1997. gadā, pastiprināta uzmanība tiek pievērsta oglekļa akumulācijai sauszemes ekosistēmās, tajā skaitā augsnēs, un to spējai saistīt un uzkrāt oglekli, tādējādi samazinot CO₂ daudzumu atmosfērā (IPCC, 2001). Kopumā pasaulē fitomasā tiek saistīts 496 Pg C. Visvairāk oglekļa tiek saistīts augsnē – 1415,7 Pg C jeb 74% no visa sauszemes ekosistēmās uzkrātā oglekļa daudzuma (Scharlemann et al., 2014). Tieši meža ekosistēmās lielākā daļa oglekļa ir augsnē un tieši augsnes organiskajās vielās (Eswaran et al., 1993; Lal, 2005; IPCC, 2001).

Daudzu zinātnieku pētījumi ir parādījuši, ka zemes izmantošanas un seguma maiņa atstāj ietekmi uz organiskā oglekļa saturu augsnē (Laganière et al., 2010; Nyawira et al., 2016), tas savukārt ietekmē augsnes auglību un oglekļa koncentrāciju atmosfērā (Deng et al., 2016). Lauksaimniecības zemes transformācija meža zemē Latvijā sākās pagājušajā gadsimtā (Penēze, 2009), tā rezultātā aptuveni puse no mūsdienu Latvijas mežu kopplatības ir veidojusies uz bijušajām lauksaimniecībā izmantojamajām zemēm. Tas turpinājās arī 20. gadsimta 90. gadu sākumā, un minētais process novērojams arī šodien (Bell et al., 2009; Nikodemus et al., 2005, Ruskule et al., 2012). Meža zemēm Latvijā ir ļoti dažādi vecumi. Tāpēc Latvija ir ļoti laba modeļteritorija, kurā pētīt humifikācijas norisi un organiskā oglekļa krājas izmaiņas lauksaimniecības zemes apmežošanās procesā.

Pētījumi Latvijā, kas saistīti ar oglekļa piesaisti meža ekosistēmā, pašlaik fokusējas uz kopējā organiskā oglekļa krājas noteikšanu dažādās meža komponentēs – gan koksne, gan biomasā, augsnē un tās zemsegā (Bārdule u. c., 2009; Zemkopības ministrija, 2015). Līdzīga rakstura pētījumi kopumā notiek arī boreālajā zonā (Karhu et al., 2011; Vesterdal et al., 2013; Kishchuk et al., 2016). Tomēr līdzšinējie rezultāti nesniedz pilnvērtīgu informāciju par oglekļa piesaistes mehānismiem un dažādiem vides faktoriem, kas ietekmē oglekļa saturu augsnē, bet jo īpaši augsnes dinamiskākajā daļā – organiskajās vielās. Tāpat trūkst informācijas par fulvoskābju un humīnskābju attiecību izmaiņām augsnē apmežošanās procesā. Humusa un tā īpašību veidošanās meža attīstības gaitā ietver ne tikai augsnes organisko vielu satura palielināšanos, bet arī šo vielu sastāvu un īpašību kopuma izveidošanos (Cerli et al., 2006), kas nosaka augsnes noturību pret dažādiem vides faktoriem (McCarthy, 2001). Daudzi autori uzsver, ka īpaša uzmanība jāpievērš nozīmīgākajai un stabilākajai augsnes organisko vielu grupai – humusvielām (Hayes, 1991; Lal, 1994). Humusvielas veido stabilus agregātus ar augsnes neorganisko daļu (von Lützwow et al., 2006), tādā veidā nodrošinot uzkrātā oglekļa stabilizāciju augsnē. Tomēr apmežošanās procesa pētījumu nelielā skaita dēļ (Cerli et al., 2008) ļoti maz ir zināms par humusvielu un to īpašību izmaiņām augsnēs. Viena daļa no doktora darba ir veltīta šīs problēmas izpētei.

Pēdējā laikā pasaulē attīstās pētījumi par augsnes humusa formu izmantošanu vides stāvokļa, tajā skaitā oglekļa krājas, izmaiņu indikāciju meža ekosistēmās (Salmon et al.,

2006; Andreetta et al., 2011; Koli & Tamm, 2013; De Vos et al., 2015). Pastāvošās telpiskās sakarības starp ģeoloģiskajiem nogulumiem, granulometrisko sastāvu, augsni un meža augšanas apstākļiem (Kasparinskis, 2012), kā arī augsnes virskārtas morfoloģisko pazīmju kopuma – humusa formas – sakarības ar meža ekosistēmas biotiskajiem un abiotiskajiem faktoriem (Zanella et al., 2011b) liek domāt, ka Latvijas mežos humusa formu izplatību nosaka dažādu faktoru kopums.

Tā kā humusa forma ir viens no nozīmīgākajiem faktoriem, kas nosaka oglekļa krāju augsnē (De Vos et al., 2015), tās izplatības kopsakarību noskaidrošana ļautu precīzāk noteikt esošo oglekļa krāju mežos, kā arī prognozēt apmežošanās procesā potenciāli saistītā oglekļa daudzumu. Tāpēc otrā tēma, kas tiek risināta doktora darba ietvarā, ir oglekļa krājas un augsnes humusa formu savstarpējo likumsakarību izpēte Latvijas sausieņu mežu tipos.

Promocijas darba mērķis

Raksturot Latvijas sausieņu mežu tipu augsnes humusu, tā veidošanos, lauksaimniecībā izmantojamajām zemēm transformējoties meža zemēs.

Promocijas darba uzdevumi

1. Noskaidrot humusa formu telpiskās izplatības likumsakarības sausieņu mežu tipos Latvijā.
2. Noteikt oglekļa un slāpekļa krāju dažādās humusa formu augsnēs sausieņu mežu tipos.
3. Noteikt organisko vielu sastāvu un īpašības sausieņu mežu augšņu humusā.
4. Noskaidrot organiskā oglekļa krājas dinamiku lauksaimniecības zemes aizaugšanas procesā.
5. Raksturot humifikācijas procesu augsnēs lauksaimniecības zemes aizaugšanas procesā.

Darba novitāte un praktiskā izmantošana

Promocijas darba gaitā pirmo reizi Latvijā ir aprakstītas meža augsnes humusa formas atbilstoši Eiropas *ERB* humusa formu klasifikācijai (Zanella et al., 2011b), novērtēta klasifikācijas piemērotība Latvijas apstākļiem, kā arī izpētītas sakarības starp humusa formām un dažādiem vides faktoriem (ģeoloģiskajiem nogulumiem, augsni, dominējošo koku un meža tipu). Pirmo reizi Latvijā aprēķināta oglekļa un slāpekļa krāja dažādas humusa formas augsnēs. Pētījuma rezultāti ļauj pilnveidot meža oglekļa krājas modelēšanas procesu. Humusa formu pētniecības tālāka attīstība nākotnē paver iespēju lauka apstākļos noteikt aptuveno oglekļa saturu augsnē, kā arī ātri novērtēt dažādus procesus meža ekosistēmās.

Pētījuma rezultātā ir iegūta jauna informācija par lauksaimniecības zemes apmežošanās procesā notiekošajām izmaiņām augsnes organisko vielu saturā un oglekļa krājā. Pirmo reizi Latvijā novērtētas un aprakstītas arī humifikācijas procesa izmaiņas apmežošanas gaitā. Pētījumā izmantotā humusvielu spektroskopiskā analīze sniedz plašāku un kompleksu informāciju par augsnes humusvielām, to molekulu uzbūvi un faktoriem, kas

to ietekmē. Rezultāti paver iespēju plašāk skatīties uz apmežošanas procesu, efektīvāk plānot un īstenot apsaimniekošanas pasākumus, kas ļautu izmantot visu augsnes potenciālu oglekļa piesaistei, kā arī novērst organisko vielu izskalošanos no augsnes.

Pētījuma rezultātu aprobācija

Promocijas darba rezultāti apspriesti un atspoguļoti 6 zinātniskās publikācijās, 3 starptautiskos zinātniskos kongresos, 4 starptautiskās zinātniskās konferencēs, 8 Latvijas mēroga konferencēs.

Promocijas darba izstrādes laikā par minēto tēmu ir izstrādāts viens bakalaura un viens maģistra darbs.

Publicētie pētījuma rezultāti

Zinātniskās publikācijas

1. **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Grāvelsiņa, S., Prižavoite, D. 2015. Carbon accumulation and humification in soils of abandoned former agricultural lands in the hemiboreal zone. In: *Nordic view to sustainable rural development: Proceedings of the 25th NJF congress*, pp. 201–207. (Rakstu krājums ir indeksēts šādās zinātnisko izdevumu datubāzēs: CAB Direct; AGRIS; EBSCO)
2. Nikodemus, O., Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.** 2012. Influence of Afforestation on Soil Genesis, Morphology and Properties in Glacial Till Deposits. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 59(3), 449–465. (Žurnāls ir indeksēts šādās zinātnisko izdevumu datubāzēs: EBSCO; SCOPUS.)
3. Kasparinskis, R., Astover, A., Reintam, E., Krievāns, M., Zelčs, V., Nikodemus, O., Kārklīšs, A., **Kukuļs, I.**, et al. 2017. In: Kasparinskis, R., Nikodemus, O. (Eds.), *International WRB soil classification field workshop in Latvia and Estonia: Guidebook*, p. 99.
4. Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O., Rolavs, N., Tabors, G. 2011. Lauksaimniecības zemju apmežošanās ilgtermiņa ietekme uz augsnes morfoloģiju un īpašībām. *Mežzinātne*, 24(57), 17–40.
5. Kasparinskis, R., Nikodemus, O., **Kukuļs, I.**, Tabors, G., Freimane, A. 2011. Changes of Soil Properties and Processes Due to Afforestation of Agricultural Lands. In: *Book of proceedings "100 years Bulgarian Soil science, International Conference"*, 1, 241–245.
6. **Kukuļs, I.**, Kasparinskis, R., Ansons, L. 2010. Lauksaimniecības zemju apmežošanas ietekme uz augsnes humusu. *Latvijas Universitātes Raksti*, 767. sēj. *Zemes un vides zinātnes*, 93.–103. lpp.

Ziņojumi starptautiskajos kongresos un konferencēs, publicētās tēzes

1. **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Bārdiņa, E. 2017. Characteristics of humic substances in different soil groups (WRB) in former agricultural lands. *International Conference and Workshop "Soil Classification: a powerful tool for planning Soil Conservation"*, 21. jūlijs, Rīga, Latvija.
2. **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Grāvelsiņa, S., Prižavoite, D. 2015. Carbon accumulation and humification in soils of abandoned former agricultural

- lands in the hemiboreal zone. *25th NJF Congress "Nordic View to Sustainable Rural Development"*, 16.–18. jūnijs, Rīga, Latvija.
3. **Kukuls, I.**, Žīgure, Z. 2014. Forest Humus Forms, Carbon and Nitrogen Stocks in Boreo-nemoral Ecotone. *20th World Congress of Soil Science*, 8.–13. jūnijs, Jeju, Dienvidkoreja.
 4. **Kukuls, I.**, Kasparinskis, R., Nikodemus, O. 2012. Organic Matter in the Soils of Forest Lands of Different Ages Formed on Ice Lake Sandy Deposits in Latvia. *International Conference "Humus forms and biologically active compounds as indicators of pedodiversity"*, 27.–28. augusts, Tartu, Igaunija.
 5. Kasparinskis, R., Nikodemus, O., **Kukuls, I.**, Rolavs, N. 2012. Development of Soil Evolution After Afforestation of Agricultural Lands in Glacigenic Till Soils of Boreal-Nemoral Area. *4th International Congress EUROSOIL 2012*, 2.–6. jūlijs, Bari, Itālija. (Konferences krājums, 893. lpp.)
 6. **Kukuls, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Ansonē, L. 2012. Organic Matter Content and Humification Rate in The Soils of Forest Lands of Different Ages in Latvia. *4th International Congress EUROSOIL 2012*, 2.–6. jūlijs, Bari, Itālija. (Konferences krājums, 1757. lpp.)
 7. **Kukuls, I.**, Kasparinskis, R., Nikodemus, O., Ansonē, L. 2011. The accumulation of the organic matter and the change of humification process following afforestation of abandoned farmland. In: *Program and Abstracts Book "Soil Science in a Changing World"*, Wageningen, The Netherlands. (Konferences krājums, 273. lpp.)
 8. Kasparinskis, R., Nikodemus, O., **Kukuls, I.**, Tabors, G., Freimane, A. 2011. Changes of Soil Properties and Processes Due to Afforestation of Agricultural Lands. In: *Book of proceedings "100 years Bulgarian Soil science. International Conference"*, Sofia, Bulgaria, 1, 241–245.

Ziņojumi konferencēs Latvijā un publicētās tēzes

1. **Kukuļs, I.** 2017. Lauksaimniecības zemju apmežošanās ietekme uz augsnes humusvielu īpašībām. Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 75. zinātniskā konference. Rīga: LU, 107. lpp.
2. **Kukuļs, I.**, Žīgure, Z. 2013. Humusa formas Latvijas mežu ekosistēmu augsnēs. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 71. zinātniskā konference.* Rīga: LU, 113. lpp.
3. Amatniece, V., **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O. 2013. Ozolu mežaudžu augšņu raksturojums. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 71. zinātniskā konference.* Rīga: LU, 19. lpp.
4. **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Ansonē, L. 2012. Organiskās vielas un to humifikācijas procesi morēnas un eolo kāpu smilts augsnēs dažāda vecuma meža zemēs. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 70. zinātniskā konference.* Rīga: LU, 70.–71. lpp.
5. Amatniece, V., Nikodemus, O., Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.** 2013. Latvijas ozolu audžu īpašības un to ietekmējošie faktori. *Daugavpils Universitātes 44. starptautiskā zinātniskā konference*, 10.–12. aprīlis, Daugavpils, Latvija.
6. Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O. 2011. Lauksaimniecības zemju aizaugšanas ietekme uz augšņu ģenēzi, morfoloģiju un īpašībām. *Apvienotais pasaules latviešu*

zinātnieku 3. kongress un letonikas 4. kongress. Sekcija "Vides kvalitāte Latvijā: esošais stāvoklis, izaicinājumi, risinājumi". Rīga, 37.–38. lpp.

7. Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O., Tabors, G., Liepiņš, I., 2011. Augsnes morfoloģisko un fizikāli ķīmisko īpašību maiņa lauksaimniecības zemju apmežošanās rezultātā. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 69. zinātniskā konference*. Rīga: LU, 114.–115. lpp.
8. **Kukuļs, I.**, Kasparinskis, R., Ansonē, L. 2011. Lauksaimniecības zemju apmežošanas ietekme uz augsnes humusu. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 69. zinātniskā konference*. Rīga: LU, 36. lpp.

Autora ieguldījums

Promocijas darba autors piedalījies vairāk nekā 94 augsnes un 44 humusa profilu izpētē lauka apstākļos un augsnes paraugu ievākšanā no augsnes ģenētiskajiem O un A (EA) horizontiem. Augsnes profili aprakstīti atbilstoši starptautiskajai FAO WRB augšņu klasifikācijai, augsnes humusa formas aprakstītas atbilstoši ERB humusa klasifikācijai.

Darba autors piedalījies vairāk nekā 200 augsnes paraugu sagatavošanā (žāvēšanā līdz gaissausam stāvoklim, sijāšanā) un analizē Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes augšņu laboratorijā. Autors līdzdarbojās augsnes granulometriskā sastāva noteikšanā un augsnes reakcijas pH_{KCl} noteikšanā. Lielākajai daļai augsnes paraugu autors noteica kopējā organiskā oglekļa (C_{ORG} , %) saturu ar Shimadzu TOC-Vcsn oglekļa analizatoru, kā arī kopējā slāpekļa N_{TOT} daudzumu pēc modificētās Kjeldāla metodes. Izmantojot IHSS (*International Humic Substances Society*) standarta metodi, tika izdalītas humusvielas augsnes A horizonta paraugiem. Humusvielu izvilumos, izmantojot Perkin Elmer Fluorescence Spectrometer LS 55 un Shimadzu TOC-Vcsn, tika novērtēts humusvielu frakciju īpatsvars un humifikācijas pakāpe. Huminskābju īpašību raksturošanai autors veica 20 huminskābju izdalīšanu, to ķīmiskās īpašības tika raksturotas, izmantojot Perkin Elmer Spectrum BX FT-IR System un Thermospectronic Helios γ spektrometru.

Promocijas darba autors ir statistiski analizējis iegūtos rezultātus un interpretējis iegūtos datus.

Pateicības

Promocijas darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda projekta "Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē" Nr. 2009/0138/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/004 un ar ES Sociālā fonda un Latvijas Universitātes snieguma finansējuma projekta "Klimata pārmaiņas un dabas resursu ilgtspējīga izmantošana" (ZD2016/AZ03) finansiālu atbalstu.

Promocijas darba autors izsaka pateicību darba vadītājam – Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes profesoram *Dr. geogr. Oļģertam Nikodemus*, kā arī visiem, kas palīdzējuši darba rezultātu sasniegšanā, īpaši *Dr. habil. chem. Mārim Kļaviņam*, *Dr. chem. Lindai Dobkevičai*, *Dr. geogr. Raimondam Kasparinskim*, *Dr. geogr. Oskaram Purmalim*, doktorantiem *Vitai Amatniecei* un *Naurim Rolavam*, kā arī *Zanei Žigūrei*, *Santai Grāvelsīnai*, *Danai Prižavoitei*, *Elinai Bārdiņai* un *Aivaram Lukevicam*.

1. LATVIJAS SAUSIENŪ MEŽU EKOSISTĒMU AUGŠŅU HUMUSA FORMAS UN TO RAKSTUROJUMS

1.1. Literatūras apskats

1.1.1. Latvijas meža augšanas apstākļu tipi un augsnes

Latvija atrodas teritorijā, kas ir robeža starp divām dabas zonām (biomiem): boreālajiem jeb skujkoku mežiem ziemeļos un temporālajiem (platlapju) mežiem dienvidos (Priedītis, 1999). Šo teritoriju dēvē par jauktajiem mežiem jeb boreonemorālo dabas zonu (Diekmann, 1994), kurai raksturīga parastās egles *Picea abies* un parastās priedes *Pinus sylvestris* dominance. Lapu koki šajā dabas zonā ir atkarīgi no labvēlīgiem mikroklimata un/vai edafiskiem apstākļiem, tādēļ to izplatība ir krietni ierobežota (Diekmann, 1994).

Skujkoku un lapkoku mežu mozaika Latvijas teritorijā ir mainīga, jo liela ir gan augsnes cilmiežu, līdz ar to arī augšņu, daudzveidība (Kasparinskis, 2012), gan reljefs, kas ietekmē mitruma sadalījumu noteiktā teritorijā (Tromp-van Meervald & McDonell, 2005; Gaur & Mohanty, 2013). Lai raksturotu šo lielo meža ekosistēmu daudzveidību, Latvijā izmanto meža tipoloģiju, kuras pamatā ir ekosistēmu pieceja (Bušs, 1981; Liepa u. c. 2014; Zālītis un Jansons, 2013).

Klasificējot tiek skatīti meža augšanas apstākļi, it īpaši ūdens ietekme un ūdens noteiktās atšķirības (Bušs, 1981). Meža augšanas apstākļus pēc to mitruma pakāpes iedala sausieņos, slapjajņos, purvaiņos, āreņos un kūdreņos. Visplašāk Latvijā ir sastopami sausieņu meži, kuru augšanu neierobežo ūdens. Tie veido 55% no Latvijas mežu kopējās platības (Zālītis un Jansons, 2013). Lielākajā daļā Latvijas teritorijas koku sakņu sistēmu ietekmē ūdens, tādējādi samazinot potenciālo koku pieaugumu. 10% no Latvijas mežiem ir veidojušies uz pārmitrām minerālaugsnēm. Šādus mežus dēvē par slapjajņiem. Ja mežs aug uz pārmitrām kūdraugsnēm, šādus mežus dēvē par purvaiņiem. Purvaiņi Latvijā sastāda 8% no kopējās mežu teritorijas (Berķis u. c., 2013).

Lai uzlabotu koku augšanu un meža produktivitāti, lieko ūdeni, kas ietekmē koku sakņu sistēmu, var samazināt vai veiksmīgi aizvadīt, veicot meliorācijas pasākumus. Ja tiek nosusināti meži uz minerālaugsnēm, tiek iegūti āreņi, bet, ja nosusina mežus uz mitrām kūdraugsnēm, tiek iegūti kūdreņi. Latvijā āreņi veido 19%, bet kūdreņi 14% no Latvijas mežu kopplatības (Berķis u. c., 2013).

Nākamais meža iedalīšanas limenis ir meža augšanas apstākļu tipi, kas apvieno meža ekosistēmas ar līdzīgu sukcesijas gaitu un meža struktūru brieduma gados. Latvijā izdala 23 meža augšanas apstākļu tipus, kas vispusīgi raksturo mežaudžu augšanas edafisko vidi, kura nosaka iespējamo augu sabiedrību, augsnes auglību un kokaudzes produktivitāti (Liepa u. c., 2014).

Promocijas darba ietvaros, lai novērtētu humusa formu attīstību un īpašības, organisko vielu saturu un uzkrāšanās gaitu, uzmanība tika pievērsta sausieņu mežiem. Tiem raksturīga organisko vielu uzkrāšanās un pārveidošanās veģetācijas un augsnes īpašību ietekmē, tie ļauj noteikt iespējamo oglekļa saturu humusā, kurš netiek pakļauts ūdens ietekmei.

Sausieņu mežus var iedalīt 6 meža augšanas apstākļu tipos: silā, mētrājā, lānā, damaksnī, vēri un gāršā. Barības vielām nabadzīgākais sausieņu mežs ir sils *Cladinoso-cal-lunosa*, tas parasti ir sastopams piejūras zonā, eolajās kāpās (Kasparinskis, 2012), uz podzola vai nepilnīgi izveidotām smilšainām augsnēm. Barības vielu trūkums atspoguļojas arī veģetācijā: silā aug skrajas priedes, pamežā – retas kadiķa *Juniperus communis*, bērza *Betula pendula* vai egļu audzes. Augsnes virskārtā uzkrājas neliels nedzīvās zemsegas slānis (jēlumuss), augsnē veidojas ļoti plāns (līdz 3 cm biezs) trūdvielu akumulācijas horizonts (Liepa u. c., 2014; Berķis u. c. 2013; Zālītis un Jansons, 2013).

Ar eolo kāpu un Baltijas ledus ezera nogulumiem Latvijā saistīta arī mētrāja *Vacciniosa* izplatība (Kasparinskis, 2012). Smilšainu nogulumu podzola augsnēs aug parastā priede, zemsedzi veido brūkleņu *Vaccinium vitis-idaea*, melleņu *Vaccinium myrtillus* mētras, virši *Calluna vulgaris* un citi augi (Liepa u. c., 2014), bet piepilsētās putekļu ietekmes rezultātā zemsedzē palielinās graudzāļu segums (Zālītis un Jansons, 2013). Mētrājā nedzīvās zemsegas horizonts uzkrājas biežākā slānī, zem tā veidojas līdz pat 4 cm biezs trūdvielu akumulācijas horizonts (Liepa u. c., 2014).

Lāns *Myrtillosa* un damaksnis *Hylocomiosa* ir mezotrofi meža augšanas apstākļu tipi, kuri sastopami uz bagātīgākām smilts vai mālsmilts augsnēm, damaksnis – arī uz smilšmāla podzolaugsnēm (Liepa u. c., 2014). Damaksnis ir viens no izplatītākajiem sausieņu mežiem Latvijā, tas aizņem 20,2% no kopējās Latvijas mežu platības (Zālītis un Jansons, 2013), tā izplatība ir saistīta ar glaciģēnajiem nogulumiem Latvijā augstienēs (Kasparinskis, 2012). Lānā parasti sastopamas priežu audzes ar nelielu egļu mistrojumu, bet damaksnī iespējamās arī priedes, egles un bērza audzes (Liepa u. c., 2014).

Visproduktīvākie un ražīgākie no sausieņu mežiem ir vēris *Oxalidosa* un gārša *Aegopodiosa*. Vēris aizņem 20,9% no Latvijas mežu platības (Zālītis un Jansons, 2013). Tā izplatība nav izteikti saistīta ar kādiem noteiktiem ģeoloģiskiem nogulumiem vai augsnes apstākļiem (Kasparinskis, 2012). Parasti vēris veidojas uz smilts, mālsmilts vai smilšmāla cilmiežu velēnu podzolaugsnēm (Liepa u. c., 2014). Augsnēm raksturīgs izteikts trūdvielu akumulācijas horizonts, uzkrājas ne pārāk liels nedzīvās zemsegas (līdz 5 cm) horizonts (Liepa u. c., 2014; Berķis u. c. 2013). Vēri parasti aug egles, bērza, ozola *Quercus robur*, apses *Populus tremula*, baltalkšņa *Alnus incana* un citu koku audzes. Zemsedzē bez melnēm sastopama arī parastā zaķskābene *Oxalis acetosella*, četrlapu čūskoga *Paris quadrifolia* un citi augi, zemsedze ir skraja (Liepa u. c., 2014).

Gāršas veidojas uz bagātīgām, labi aerētām augsnēm, kas veidojušās uz glaciģēniem, karbonātu saturošiem nogulumiem (Kasparinskis, 2012; Zālītis un Jansons, 2013). Karbonāti gāršas meža augsnēs sākas no 39 līdz pat 160 cm dziļumam (Ikauniece u. c., 2012). Gāršas aug dažādi lapu koki, piemēram, ozoli, bērzi, oši *Fraxinus excelsior*, iespējams neliels egļu piemaisījums. Šī tipa mežiem raksturīgs arī biezs pamežs ar lazdu *Corylus avellana*, ievu *Prunus padus*, liepu *Tilia cordata* (Liepa u. c., 2014; Berķis u. c. 2013).

Šāda meža augšanas apstākļu tipu daudzveidība Latvijā veidojas vairāku faktoru mijiedarbības rezultātā. Ciešas sakarības starp atsevišķiem faktoriem, piemēram, augšņu grupām

un meža tipiēm vai augsnes ķīmiskajām īpašībām un meža tipiēm, nepastāv (Kasparinskis, 2012; Kasparinskis & Nikodemus, 2012). Latvijas ainavā veidojas daudzveidīgi augšņu, augšņu ķīmisko īpašību, meža augšanas apstākļu tipu un veģetācijas apstākļi, kas atspoguļojas arī atšķirīgā vielu apritē augsnes virskārtā un nedzīvajā zemsegā. Atkarībā no organiskā materiāla veida un no organismiem, kas veic organisko vielu sadalīšanos, augsnes virskārtā izveidojas noteiktu pazīmju kopums, to sauc par humusa formu.

1.1.2. Augsnes humusa formas un to klasifikācija

Augsnes **humusa formu** var definēt kā augsnes virskārtas morfoloģisko pazīmju kopumu, kas atspoguļo ekosistēmas ekoloģisko stāvokli. Augsnes humusa formu nosaka galvenā sastāvdaļa – augsnes organisko slāni veidojošais materiāls (lapas, zari, mizas, saknes u. c.), kas sadaloties veido noteiktu organisko (OL, OF, OH, H) un organominerālo (A, AE) horizontu secību (Zanella et al., 2011a).

19. gadsimtā zinātnieki sāka pamanīt, ka organisko vielu saturs un sadalīšanās pakāpe atšķiras dažāda tipa mežos. Humusa formu klasifikācijas aizsākumi meklējami 19. gs. beigās, kad dāņu meža ekoloģs P. E. Millers uz savu novērojumu pamata izdalīja divas humusa formas – *mull* (no dāņu valodas *Muld*) un *mor* (no dāņu valodas *Maar*) (Rommel & Heiberg, 1931).

Kā tipisku *mull* piemēru var uzskatīt slieku *mull* humusu, kam raksturīga augsta porainība, irdena masa un izteikta graudaina struktūra trūdvielu akumulācijas horizontā. Šāda tipa augsnēs dominē dižsliekas *Lumbricus terrestris* (Rommel & Heiberg, 1931). Otra humusa grupa *mor* tika aprakstīta kā organiskām vielām bagāta “sega”, kas pārklāj augsnes virskārtu. Šādos apstākļos nav sastopamas dižsliekas, būtiski atšķiras arī zemsegas veģetācija, kurā dominē sūnas un ēriku *Ericaceae* dzimtas augi (Rommel & Heiberg, 1931).

Vēlāk P. E. Millers definēja arī trešo – pārejas humusa formu *mullartiger*, kas raksturoja meža stāvokli pa vidu starp sākotnēji definētajām humusa grupām (Zanella et al., 2012b). P. E. Millera humusa pētījumi un klasifikācija bija par pamatu daudzām citām klasifikācijām, piemēram, L. G. Romella un S. O. Heiberga 1931. gadā piedāvātajai klasifikācijai, kurā ir divas galvenās grupas (*mull* un *duff*), un tām savukārt ir vairākas apakšklases. Šī klasifikācija bija par pamatu ASV lietotajai humusa klasifikācijai. Savas humusa klasificēšanas sistēmas laika gaitā izveidoja arī Kanādas, Francijas ekoloģi (Zanella et al., 2011a).

Nedaudz citādāku pieeju lietoja bijušajā Padomju Savienībā, kur augsnes virskārtā (humusa profils) tika klasificēta vairāk pēc ģenēzes apstākļiem un ķīmiskajām īpašībām, piemēram, organiskā oglekļa satura, humusvielu satura, humīnskābju un fulvoskābju attiecības (Дергачева, 1984).

Atsevišķa nacionālā augsnes humusa virskārtas klasifikācijas sistēma ir arī Latvijas kaimiņvalstī Igaunijā, kur P. E. Millera izveidotais *mull* koncepts ir pakārtots Igaunijas augšņu klasifikācijas sistēmai. Igaunijas humusa virskārtas klasifikācijā humuss skatīts kopainā ar visu augsnes veidošanās procesu, mitruma apstākļiem un bioloģisko aktivitāti tajā (Kolli & Tamm, 2013).

Lai arī humusa formu (virskārtu, tipu) klasifikāciju skaits ir liels, tomēr līdz 2013. gadam neviena no esošajām sistēmām nepiedāvāja universālu risinājumu, kas atbilstu

visiem pasaules klimatiskajiem un ekosistēmu apstākļiem. Tāpēc vairāki Eiropas vadošie humusa pētnieki uzsāka darbu pie vienotas, harmonizētas humusa klasifikācijas sistēmas, kas aptvertu visā Eiropas teritorijā esošo augšņu un ekosistēmu daudzveidību. 2011. gadā klajā nāca Eiropas Humusa formu norāžu bāze (*European Humus Forms Reference Base – turpmāk ERB*) (Zanella et al., 2011b).

Šī ERB humusa formu klasifikācija balstās uz morfoģenētiskām pazīmēm un ģenētiskajiem horizontiem. Pamatojoties uz Ziemeļamerikas un Eiropas klasifikācijām, tika noteiktas 6 galvenās humusa formas (*Anmoor, Mull, Moder, Mor, Amphi* un *Tangel*). Katra no tām tālāk tika iedalīta sīkākās, detālākās kategorijās.

Eiropas humusa klasifikācija humusa formas iedala divās lielās grupās atkarībā no augsnes hidroloģiskajiem apstākļiem:

- sauszemes (*Terrestrial*) formas – tās nekad nav ūdens vidē un/vai ir piesātinātas ar ūdeni tikai dažas dienas gadā; organominerālie horizonti (A, AE) nav hidromorfiski (Zanella et al., 2011b);
- hidromorfās (*Semiterrestrial*) formas – humusa formas, kas atrodas ūdenī un/vai ir piesātinātas ar ūdeni vairāk nekā dažas dienas gadā. (Zanella et al., 2011b).

Sauszemes humusa formas iedalās vēl sīkāk – terroformās, entiformās un paraformās. Terroformas parasti ir tipiskas sauszemes humusa formas. Tās nav izveidojušās tieši uz pamatieža vai cilmieža. Terroformas būtiski neietekmē arī saknes un trūdošā koksne (Zanella et al., 2011b).

Entiformām ir raksturīgs plāns organiskais horizonts (OH + OF < 5 cm) un/vai organominerālais horizonts (A < 3 cm), kas atrodas tieši uz cieta, fragmentēta pamatieža vai smilšaina cilmieža (Zanella et al., 2011b).

Paraformas ir netipiskas humusa formas, kurās saknes un trūdošā koksne būtiski ietekmē augsnes virskārtas bioloģisko transformāciju. Saknes mijiedarbojas ar augsnes mikroorganismiem, bet koksnes struktūras polimēri tāpat kā nobiras netiek sadalīti (Zanella et al., 2011b).

Sauszemes humusa formu noteikšana lauka apstākļos balstās uz organisko (O) horizontu un organominerālajiem (A, AE, EA) horizontiem un to īpašībām (Zanella et al., 2011b). Organiskajam horizontam svarīgas pazīmes ir nobiru sadalīšanās pakāpe, labi sadalījušos un nesadalījušos atlieku attiecība, kā arī organismi, kas piedalās nobiru noārdīšanā (mikroorganismi, augsnes dzīvnieki, sēnes). Būtiski ir arī organiskie apakšhorizonti (OL, OF, OH), to biezums un izteiktība (Zanella et al., 2011b). Šie apakšhorizonti apzīmē svaigas koku nobiras (OL), pārveidotas nobiras (OF) un labi humificētas, sadalījušās nobiras (OH).

Pētot organominerālos horizontus lauka apstākļos, ir jāvērtē augsnes struktūra un konsistence. Humusa formu noteikšanai izšķir 5 organominerālo horizontu tipus.

1. Zoogēniskas izcelsmes A horizonts:

- biomakrostruktūras organominerālais horizonts (maA);
- biomezostruktūras organominerālais horizonts (meA);
- biomikrostruktūras organominerālais horizonts (miA).

2. Nezoogēniskas izcelsmes A horizonts:

- nesaistītais organominerālais horizonts (sgA);
- masīvais organominerālais horizonts (msA).

Organominerālo horizontu tipu noteikšanai nepieciešams noskaidrot organominerālo horizontu īpašības: horizontu struktūru, konsistenci, humusa un minerālo komponentu

attiecību, makroagregātu izmērus, augsnes pH un augsnes dzīvnieku aktivitātes pazīmes. Balstoties uz organisko un organominerālo horizontu īpašībām, tiek noteikta augsnes humusa forma (Zanella et al., 2011b).

3. **Mull** humusa forma parasti sastopama mērena klimata apstākļos, visbiežāk – uz karbonātiem vai arī bāziskiem cilmiežiem. Nobiras parasti ir viegli biodegradējamas ($C/N < 30$). *Mull* humusā galvenie organismi, kas piedalās nobiru sadalīšanā, ir baktērijas un sliekas. Tās nodrošina ātru nobiru biodegradāciju un iestrādi minerālaugsnē. Raksturīgākās īpašības: nav OH horizonta, A horizonta organominerālajam horizontam raksturīga biomakrostruktūra vai biomezostruktūra, ir ļoti strauja pāreja starp O un A horizontu (Zanella et al., 2011b).

4. **Moder** humusa forma veidojas mērenā līdz vidēji aukstā klimatā, parasti uz skāba substrāta. Biodegradācijā galvenā nozīme ir posmkājiem, sliekām un arī sēnēm. *Moder* humusam raksturīga lēna biodegradācija (2 līdz 7 gadi), ogleklis vienlīdzīgi uzkrājas O un A horizontā. Raksturīgas īpašības: ir izveidojies OH horizonts, OF nav veidojies sēņu darbības rezultātā, nav krasas pārejas starp O un A horizontu (Zanella et al., 2011b).

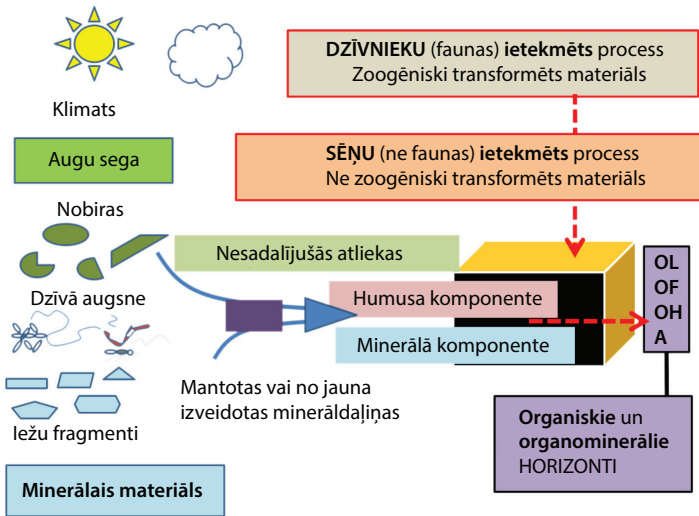
5. **Mor** humusa forma veidojas vēsa klimata apstākļos uz skāba, smilšaina substrāta. Nobiras parasti vāji degradējamas ($C/N > 40$). Nobiru bioloģisko degradāciju galvenokārt nodrošina mikorizas sēnes, degradācija ir lēna (ilgāka par 7 gadiem). Ogleklis uzkrājas organiskajā horizontā. Galvenās raksturiezīmes: vienmēr sastopams sēņu darbības rezultātā izveidojies OF horizonts; A vai E horizontam parasti ir raksturīga biomikrostruktūra, vai tie ir masīvi vai nesaistīti. Pāreja starp organisko un organominerālo horizontu ir asa, mazāka par 3 mm (Zanella et al., 2011b).

1.1.3. Augsnes humusa formu veidošanās un nozīme

Humusa veidošanās ir kompleks pasākums, to ietekmē vairāki abiotiskie faktori, piemēram, klimats, cilmiežis, augsnes īpašības (Ponge et al., 2011; Vesterdal, 1999) un biotiskie faktori, no kuriem vissvarīgākie ir veģetācija, augu sabiedrības (Albers et al., 2004; Peltier et al., 2001) un augsnes mikroorganismu un makroorganismu aktivitāte (Smolander & Kitunen, 2002; Kanerva & Smolander, 2007). Humusa formu var uzskatīt par šo faktoru mijiedarbības līdzsvara rezultātu (1.1. attēls) (Zanella et al., 2011b).

Tā kā humusa forma ir līdzsvara rezultāts starp organisko vielu pieaugumu un sadalīšanos, tad to vistiešākajā veidā ietekmē veģetācija, precīzāk, nobiru daudzums un kvalitāte (Niemi et al., 2007). Lielākās atšķirības dabā pastāv starp skujukokiem un lapu kokiem, piemēram, kļavas *Acer pseudoplatanus* L. un oša *Fraxinus excelsior* L. lapās ir zemāka C koncentrācija, bet skuļās ir būtiski zemāks N saturs (Vesterdal et al., 2012). Arī kopējais nobiru daudzums var atšķirties atkarībā no audzes struktūras un vecuma, piemēram, parastās egles audzes vidēji ienes 9 t oglekļa uz hektāru pirmajos 30 augšanas gados, turpretī ozols apmēram tikai 2 t oglekļa uz hektāru (Sanborn, 2001).

Veģetācijas un nobiru nozīmi humusa veidošanā labi var novērot mainīgas vides apstākļos, kur veģetācija ietekmē arī pārējos biotiskos faktoros. Pētījumos Francijā, kur dižskābardis *Fagus sylvatica* L. tika nomainīts ar parasto egli, augsnē notika vairākas būtiskas pārmaiņas: egļu audzēs OF horizontā palielinātā daudzumā uzkrājās nobiru materiāls, mainījās OH horizonta īpašības, pieauga C/N attiecība, samazinājās augsnes pH vērtība, mainījās augsnes dzīvnieku sabiedrības (Cassagne et al., 2004).



1.1. attēls. Augsnes humusa veidošanās un to ietekmējošie faktori (Zanella et al., 2011b)

Figure 1.1. Influencing factors and formation of topsoil (Zanella et al., 2011b)

No abiotiskajiem faktoriem būtiska nozīme, it īpaši reģionālā mērogā, ir klimatam un ģeoloģiskajiem apstākļiem (Ponge et al., 2011). Pētījumos Francijā *mor* un *mull* tipa humuss ir sastopams gan lapkoku, gan skujkoku mežos, atšķirības nosaka galvenokārt cilmiežis un klimats. Reģionos, kuros augsnes ir izveidojušas uz sārmainiem cilmiežiem, dominē *mull* humusa tips, bet uz viegli skābiem vai neitrāliem cilmiežiem biežāk veidojas *mor* humuss (Ponge et al., 2011). Šie paši pētījumi parādīja, ka augstāka gaisa temperatūra veģetācijas periodā ietekmē humusa attīstību, siltākos apgabalos vairāk veidojas *mull* humusa forma (Ponge et al., 2011).

Bez temperatūras svarīga ir arī nokrišņu un iztvaikošanas attiecība. Tā mērenā klimata apstākļos, kur nokrišņi dominē pār iztvaikošanu, rodas labvēlīgi apstākļi organisko vielu uzkrāšanai, jo tiek kavēta to degradācija. Boreālajos mežos un tundrā ir uzkrāti aptuveni 24% no visa pasaules sauszemes oglekļa (Vanhala et al., 2008).

Tāpat no abiotiskajiem faktoriem humusa formu ietekmē arī augsnes novietojums. Teritorijās, kur augsnes ir pakļautas erozijas riskam vai arī pauguru virsotnēs, organisko vielu saturs un organiskā slāņa biezums ir mazāks nekā paugura nogāzē, bet vislielākais organisko vielu daudzums uzkrājas piekājē (Kolli et al., 2010). Arī paugura ekspozīcija var ietekmēt humusa formu, piemēram, dienvidu nogāzēs paaugstinātas enerģijas pieplūdes dēļ biodegradācijas procesi ir intensīvāki nekā ziemeļu nogāzēs (Salmon et al., 2008).

Arī cilvēka darbība tiešā un netiešā veidā var ietekmēt augsnes humusu. Mežistrādes laikā cilvēki izmaina meža mikroklimatu, tā rezultātā pieaug organisko vielu sadalīšanās ātrums. Sākotnējais meža *moder* humuss pēc mežistrādes iegūst *mull* humusa īpašības, un meža atjaunošanās laikā tas atkal kļūst par *moder* formas humusu (Salmon et al., 2008).

Arī pretējā procesā, t. i., apmežošanas rezultātā, mainās augsnes humuss. Pirmajos gados organisko vielu ienese ar nobirām ir krietni mazāka nekā degradācija, bet pēc 30–50 gadiem sāk uzkrāties vienlaidu nobiru slānis, kas, meža audzei attīstoties, iegūst pilnu humusa profilu (Gabour et al., 2008).

Mežsaimniecība var ietekmēt arī augsnes faunu, piemēram, slieku sastopamība un sugu daudzveidība augsnē var atšķirties atkarībā no koku vecuma, kokaudzes sastāva, kā arī var mainīties līdz ar augos notiekošo procesu izmaiņām (Ponge et al., 2011; Korboulevsky et al., 2016). Arī augsnes ielabošana un mēslošana ietekmē augsnes dzīvnieku sabiedrības (Yrjala et al., 2004).

Tiek uzskatīts, ka humusa formām ir ļoti svarīga nozīme bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanā sauszemes ekosistēmās (Ponge, 2003). Ar savu pozīciju biogeoķīmiskajos ciklos humuss ietekmē daudzus ekosistēmas procesus un norises, piemēram, veģetāciju, meža zemsedzes sugu reģenerācijas ātrumu, meža produktivitāti un nedzīvās zemsegas kvalitāti (Ponge & Chevalier, 2006). Humusa slānis ir arī vieta augu atlieku aktīvai mikrobioloģiskajai trūdēšanai. Liela bioloģiskā aktivitāte norisinās rizosfērā. Tieši humusa slānis saista mikrobioloģisko aktivitāti un biomasu (Niemi et al., 2007). Humuss tiek uzskatīts arī par meža ekosistēmas vēsturiskās informācijas glabātāju (Bardgett et al., 2005; Ponge et al., 1999).

Saistība un mijiedarbība ar tik daudziem vides komponentiem nosaka humusa formu nozīmību gan ekosistēmu stabilitātes attēlošanā (Topoliantz & Ponge, 2000), gan vielu aprites novērošanā (De Nicola et al., 2014).

1.2. Pētījuma materiāls un metodes

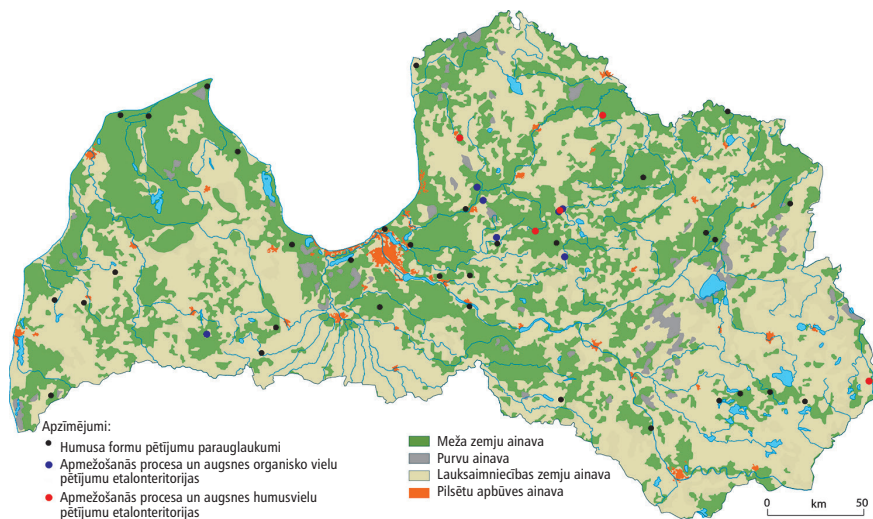
1.2.1. Meža augšņu humusa formu pētījumi

Laika posmā no 2009. līdz 2015. gadam tika apsekoti, aprakstīti un noņemti augsnes paraugi 44 parauglaukumos dažādos meža augšanas apstākļu tipos. 28 parauglaukumi pēc nejaušības principa tika ierīkoti II līmeņa Eiropas meža monitoringa bijušo parauglaukumu teritorijās, pārējie parauglaukumi tika ierīkoti citās sausieņu mežaudzēs, kuru vecums bija lielāks par 60 gadiem (1.2. attēls). Kopumā pa septiņiem parauglaukumiem tika ierīkoti sila, mētrāja, lāna, damakšņa un gāršas augšanas tipa mežos, bet deviņi parauglaukumi tika ierīkoti vēra augšanas tipa mežos.

Pētījuma parauglaukumos veiktie augsnes dziļrakumi tika aprakstīti atbilstoši starptautiskajai FAO WRB augšņu klasifikācijai (IUSS Working group, 2007).

Augsnes humuss tika aprakstīts atbilstoši ERB humusa formu klasifikācijai (Zanella et al., 2011b), humusa formas noteikšanai tika pētītas augsnes O un A horizonta īpašības (horizonta biezums, veidojošais materiāls, struktūra, pH). Augsnes humusa paraugi tika ievākti no augsnes virsējiem organominerālajiem horizontiem (Ah, AhE, EAh) un organiskajiem (O, H) horizontiem. Minerālaugsnes tilpummasas paraugi tika ievākti, izmantojot cilindrisko paraugotāju (D = 3,5 cm), bet organisko horizontu tilpummasas paraugi tika iegūti, izmantojot metālisku rāmi (20 × 20 cm).

Lauka darbos parauglaukumā tika noteikts augsnes cilmiezis, dominējošā koku suga, kā arī meža tips atbilstoši Latvijas meža ekosistēmu klasifikācijai (Bušs, 1981).



1.2. attēls. Pētījuma parauglaukumu un etalonteritoriju novietojums un ainavu tipi Latvijā

Figure 1.2. Location of Sampling Sites and Model Territories within Different Landscape Types in Latvia

Augsnes paraugi tika izžāvēti gaissausi un Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē augsnes laboratorijā sagatavoti ķīmisko analīžu veikšanai. Augsnes pH_{H_2O} noteikts, izmantojot pH-metru *WTW inoLab* ar stikla elektrodu, ūdens šķīdumā (masas un tilpuma attiecība 1 : 5).

Augsnes organiskā oglekļa saturs (C_{ORG} , %) tika noteikts, izmantojot *Shimadzu TOC_{VCSN}* analizatoru, augsnes kopējais slāpekļa saturs (N_{TOT} , %) tika noteikts, izmantojot Kjeldāla modificēto metodi (ISO:11261, 2002).

Humusvielu izdalīšanai tika izmantotas Starptautiskās Humusvielu savienības (*IHSS*) ieteiktās metodes (Swift, 1996). Humusvielas tika nodalītas, izmantojot 0,1 M NaOH šķīdumu (augšnes un šķīduma attiecība 1 : 10). Augšnes un nešķīstošās daļiņas no humusvielu šķīduma tika atdalītas, izmantojot filtrpapīru.

Humusvielu šķīdumi tika atšķaidīti attiecībā 1 : 100. Iegūtie šķīdumi tika analizēti ar *Shimadzu TOC-Vcsn* kopējā organiskā oglekļa analizatora šķīdumu moduli. Šādi tika noteikts C_{HS} (%) organiskā oglekļa saturs humusvielu sastāvā.

Lai noteiktu augsnes humusvielu humifikācijas indeksu (*HIX*), humusvielu šķīdumiem tika veikta fluorescences spektrometrija. Ar fluorescēto spektrofotometru *Perkin Elmer Fluorescence Spectrometer LS 55* tika uzņemti fluorescences emisijas spektri. Spektru uzņemšanas apstākļi: spektru reģistrēšanas viļņu garuma intervāls 380–650 nm, skenēšanas ātrums 500 nm/min, spraugas platums 10 nm un ierosināšana 350 nm. Iegūto emisijas spektru intensitāte viļņu garumā 510 nm tika attiecināta pret fluorescences emisijas intensitāti viļņu garumā 460 nm, šī attiecība tika izmantota kā humusvielu humifikācijas indekss *HIX* (Kalbitz et al., 1999).

Humīnskābju atdalīšanai humusvielu šķīdums ar HCl (37,2% HCl : H₂O attiecība = 1 : 2) tika paskābināts līdz pH < 2. Pēc 24 h izgulsnēšanas humīnskābes tika atdalītas, izmantojot filtrpapīru. Fulvoskābju šķīdumiem, izmantojot *Shimadzu TOC-Vcsn* kopējā organiskā oglekļa analizatora šķīdumu moduli, tika noteikts organiskā oglekļa saturs (C_{FS}). Organiskā oglekļa saturs humīnskābēs (C_{HS}) tika aprēķināts, no kopējā humusvielu C_{HV} atņemot fulvoskābju sastāvā esošo C_{FS}.

Augsnes organiskās vielas raksturojošā attiecība C_{HV}/C_{ORG} tika iegūta, oglekļa saturu humusvielu sastāvā (C_{HV}, %) attiecinot pret kopējā organiskā oglekļa saturu augsnē (C_{ORG}, %); attiecība C_{HS}/C_{FS} tika iegūta, oglekļa saturu humīnskābēs (C_{HS}, %) dalot ar oglekļa saturu fulvoskābēs (C_{FS}, %) (Martin et al., 1998); C/N attiecība tika iegūta, organiskā oglekļa saturu augsnē (C_{ORG}, %) dalot ar kopējā slāpekļa saturu augsnē (N_{TOT}, %) (Carter & Gregorich, 2008).

1.2.2. Datu apstrāde un statistiskā analīze

Promocijas darbā, lai noteiktu likumsakarības starp humusa formu izplatību un meža augšanas apstākļu tipu, augsnes tipu, ģeoloģiskajiem nogulumiem, dominējošo koku sugu mežaudzē, tika lietoti ģeneralizētie lineārie modeļi (*GLM*). Šos modeļus izveidoja Dž. A. Nelders un R. V. N. Vedenbērnis (Nelder & Weddenburn, 1972), bet pilnveidoja P. Makalegs un Dž. A. Nelders (McCullagh & Nelder, 1989). Šie modeļi ļauj apstrādāt un analizēt datus, kam nav raksturīgs normāls sadalījums (Quinn & Keough, 2002). Modeļa izmantošanai katram faktora tipam tika piešķirtas bināras vērtības (0 – nav sastopams parauglaukumā; 1 – ir sastopams parauglaukumā). Datu apstrāde veikta, izmantojot *R 2.11.1* programmu, tādā veidā noskaidrojot meža augšanas apstākļu tipu, augsnes tipu, kokaudzes dominējošās sugas un ģeoloģisko nogulumu ietekmi (būtiskuma līmenis $p < 0,05$) uz humusa formu sastopamību.

Ģeneralizēto informācijas kritēriju novērtēšanai tika izmantots Akaika (angl. – *Akaike's*) informācijas kritērijs (*AIC*), kas parāda informācijas kritēriju katram atbilstošajam parametriskajam modelim (Sakamoto et al., 1986).

1.3. Pētījuma rezultāti

1.3.1. Meža humusa īpašības un humusa formas sausieņu mežu tipos Latvijā

Sausieņu mežu augsnes virskārtai ir izveidojušās atšķirīgas morfoloģiskās īpašības, kas atspoguļo nobiru veidu, daudzumu, to sadalīšanās ātrumu, kā arī augsnes īpašības. No pētītajiem sausieņu mežiem plānākais humusu saturošais augsnes slānis (O un A (AE vai E) horizonts) ir silā (1.3. attēls). Silā vidējais šī slāņa biezums ir 9,8 cm, un tajā O horizonta biezums ir no 2,5 līdz 5,0 cm, bet minerālo virsējo slāni veido podzolēšanās E (vai E(Ah)) horizonts, kura biezums ir no 4 līdz 13 cm (1.3.1. tabula).

O horizontu pārsvarā veido priežu skuju, fermentācijas horizontā vērojamas sēņu darbības pēdas. Tas atbilst OF_{noz} pazīmēm. Salīdzinoši plāns (OL + OF < 5 cm) ir O horizonts, un tā atrašanās virs minerālā slāņa, kurā nenotiek trūdvielu akumulācija (A vai AE < 3 cm), atbilst nepilnīgi izveidotai augsnes humusa formai (1.3. attēls).



V12 parauglaukuma humusa profils

Psammomor

Tipiskais podzols

Sils *Cladinoso-callunosa*

100% priede *Pinus sylvestris*



B239 parauglaukuma humusa profils

Psammomor

Tipiskais podzols

Sils *Cladinoso-callunosa*

100% priede *Pinus sylvestris*

1.3. attēls. Nepilnīgi izveidojušās (*psammomor*) humusa formas sila mežaudzēs

Figure 1.3. Thin, undeveloped (*psammomor*) humus form within *Cladinoso-callunosa* type forests

Sila augšņu E horizonta pH_{H_2O} vidējā vērtība 4,7 (1.1. tabula) ir nedaudz augstāka par *ERB* klasifikācijā aprakstīto vērtību ($< 4,5$) *mor* humusa formas noteikšanai (Zanella et al., 2011b). Pētītajās augsnēs pH_{H_2O} vērtība E horizontā vidēji ir no 4,4 līdz 4,9.

Mētrājā augsnes humusa formas veidošanās apstākļi ir līdzīgi kā priežu silā. Galvenās atšķirības ir meža ekosistēmas produktivitātē. Vidējais humusu saturošā augsnes slāņa biezums ir līdzīgs kā silā – 11,6 cm, bet lielākās atšķirības ir O horizonta biezumā, kas mainās attiecīgi no 4 līdz 8 cm (1.1. tabula).

Mētrājā tāpat kā silā O horizonta virskārtā (OL) ir uzkrājušās pārsvarā priežu skujas, bet fermentācijas apakšhorizontā (OF) kā nozīmīgākais organisko vielu sadalītājs darbojas augsnes sēnes. O horizonta OF apakšhorizonts klasificējams kā OF_{noz} , bet O horizonta apakšējā daļā izveidojies OH apakšhorizonts.

Augsnē zem O horizonta mētrāja augšanas apstākļos pārsvarā sastopams E horizonts, bet Vecāču parauglaukuma augsnes virskārtā ir izveidojies EA horizonts. Visiem organominerālajiem horizontiem ir gaudaina struktūra (sgE). Minerālaugsnes virskārtā augsnes pH_{H_2O} vidēji ir 4,6. Tā vērtības mētrāja parauglaukumu augsnēs ir no 4,3 līdz 4,9 (1.1. tabula).

Atšķirībā no sila parauglaukumiem mētrāja augsnēs humusu saturošā slāņa biezums (īpaši O horizonta biezums) ir pietiekams, lai to klasificētu kā pilnīgi izveidojušos humusu.

Nepilnīgi izveidojušās humusa formas ir tikai 2 no 7 parauglaukumiem. Graudainās struktūras sgE (sgEAh) organominerālie horizonti, kā arī būtiska sēņu darbība organisko vielu sadalīšanās procesā – OF_{noz} horizonta veidošanās – liecina, ka mētrājā pastāv nepilnīgi izveidojusies *psammomor* vai pilnīgi izveidojusies *mor* humusa forma (1.4. attēls). Tāpat kā silā, arī mētrājā tikai dažiem augsnes horizontiem pH_{H2O} vērtība atbilst *mor* humusa formai, proti, ir zemāka par 4,5.



B74 parauglaukuma humusa profils

Psammomor
Tipiskais podzols
Mētrājs *Vacciniosa*
100% priede *Pinus sylvestris*



B632 parauglaukuma humusa profils

Mor
Tipiskais podzols
Mētrājs *Vacciniosa*
80% priede *Pinus sylvestris*
20% bērzs *Betula pendula*

1.4. attēls. *Psammomor* un *mor* humusa formas mētrāja mežaudzēs

Figure 1.4. *Psammomor* and *mor* humus forms within *Vacciniosa* type forests

Paaugstinoties meža produktivitātei, notiek izmaiņas arī augsnes profilā. Salīdzinājumā ar mētrāja meža augšanas apstākļu tipā izplatīto meža humusu saturošo augsnes slāni lāna meža augšanas apstākļu tipā nozīmīgākās izmaiņas notiek minerālaugsnē: samazinās podzola horizonta izteiktība, palielinās organisko vielu saturs. E horizonts bija izveidojies tikai vienā no septiņu parauglaukumu augsnēm, pārējos parauglaukumos augsnēs bija izveidojies EA vai AE horizonts. Organominerālie horizonti lāna meža augsnēs pārsvarā ir bezstruktūras (sgE), bet divos gadījumos – mikrostruktūras miAE un miEA horizonts.

Vidējā augsnes reakcija lāna augšņu organominerālajos horizontos ir 4,8. Augsnes reakcija attiecīgā meža tipa parauglaukumos ir no 3,9 līdz 5,1 (1.1. tabula).

1.1. tabula. Augsnes humusa formu morfoloģiskās, ķīmiskās un fizikālās īpašības atkarībā no meža tipa
(iekavās norādītas rezultātu standartnovirzes)

Table 1.1. Morphological, Chemical and Physical Properties of Soil Humus Forms in Different Forests Types
(standard errors are given in parenthesis)

Meža augšanas apstākļu tips	Humusa forma (paraug-laukumu skaits)	Dominējošā koku suga	O horizonta īpašības		Minerālaugšnes virskārtas (A, E) īpašības		pH _{H2O}
			Biezums, cm	Horizonta masa, t ha ⁻¹	Biezums, cm	Augsnes tilpums, g cm ⁻³	
Sils <i>Cladinoso-callunosa</i>	Visi (7)	<i>Pinus sylvestris</i>	3,8 (±1,3)	39,2 (±9,2)	6,0 (±3,1)	1,16 (±0,03)	4,7 (±0,2)
	<i>psammo-mor</i> (6)	<i>Pinus sylvestris</i>	3,5 (±0,9)	36,3 (±6,9)	4,9 (±0,7)	1,16 (±0,03)	4,7 (±0,2)
	<i>mor</i> (1)	<i>Pinus sylvestris</i>	6,0	56,4	13,0	1,15	4,6
Mētrājs <i>Vacciniosa</i>	Visi (7)	<i>Pinus sylvestris</i>	6,7 (±1,6)	87,2 (±24,5)	5,1 (±2,3)	0,97 (±0,08)	4,6 (±0,2)
	<i>psammo-mor</i> (2)	<i>Pinus sylvestris</i>	4,6 (±0,9)	55,7 (±14,2)	7,5 (±3,5)	1,02 (±0,01)	4,5 (±0,1)
	<i>mor</i> (5)	<i>Pinus sylvestris</i>	7,5 (±0,8)	99,8 (±12,4)	4,1 (±0,9)	0,95 (±0,09)	4,6 (±0,3)
Lāns <i>Myrtillosa</i>	Visi (7)	<i>Pinus sylvestris</i>	6,5 (±2,1)	68,3 (±7,1)	7,2 (±2,7)	1,16 (±0,1)	4,5 (±0,5)
	<i>mor</i> (4)	<i>Pinus sylvestris</i>	7,1 (±2,8)	63,4 (±2,9)	6,6 (±3,6)	1,13 (±0,1)	4,3 (±0,6)
	<i>moder</i> (3)	<i>Pinus sylvestris</i>	5,7 (±0,6)	74,8 (±5,1)	8,0 (±1,0)	1,19 (±0,0)	4,8 (±0,1)
Damaksnis <i>Hylo-comiosa</i>	Visi (7)	<i>Pinus sylvestris</i>	6,4 (±4,4)	129,9 (±80,8)	12,4 (±6,2)	0,89 (±0,2)	5,0 (±0,5)
	<i>mor</i> (1)	<i>Pinus sylvestris</i>	11,0	264	8,0	0,73	4,0
	<i>moder</i> (2)	<i>Picea abies</i> , <i>Pinus sylvestris</i>	9,5 (±6,4)	139,1 (±86,4)	14,0 (±11,3)	0,88 (±0,0)	5,1 (±0,1)
Vēris <i>Oxatidosa</i>	<i>mull</i> (4)	<i>Pinus sylvestris</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Betula pendula</i>	3,6 (±1,4)	91,8 (±50,1)	12,8 (±5,0)	0,94 (±0,2)	5,3 (±0,1)
	Visi (9)	<i>Picea abies</i> <i>Betula pendula</i>	3,2 (±2,9)	60,1 (±49,3)	19,0 (±12,1)	0,88 (±0,33)	5,3 (±0,7)
	<i>moder</i> (3)	<i>Picea abies</i> <i>Betula pendula</i>	5,7 (±4,0)	117,1 (±35,0)	9,3 (±2,1)	1,06 (±0,12)	4,7 (±0,3)
Gārša <i>Aego-podiosa</i>	<i>mull</i> (6)	<i>Picea abies</i> <i>Betula pendula</i>	2,0 (±1,3)	31,6 (±21,6)	23,8 (±12,1)	0,80 (±0,37)	5,6 (±0,7)
	Visi (7)	<i>Quercus robur</i>	1,2 (±0,5)	10,5 (±6,3)	20,0 (±4,9)	0,86 (±0,14)	5,8 (±0,5)
	<i>mull</i> (7)						

Nedzīvās zemsegas horizonta biezums lāna meža augsnēs ir no 4,5 līdz 10 cm, tāpat kā mētrājā to veido gan OL, gan OF un OH apakšhorizonts. Fermentācijas apakšhorizontā (OF) palielinās augsnes dzīvnieku sadalītā organiskā materiāla daudzums, tādēļ trijos no septiņiem parauglaukumiem ir izveidojies augsnes dzīvnieku darbības pārveidots augsnes OF_{zo} apakšhorizonts, bet četrus parauglaukumu augsnēs ir izveidojies OF_{noz} apakšhorizonts.

Moder humusa formas klasificēšanai būtiskie raksturlielumi ir bezstruktūras vai mikrostruktūras A horizonta izveidošanās, pH_{H2O} robežās no 4,5 līdz 5, kā arī OF_{zo} apakšhorizonta izveidošanās (Zanella et al., 2011b). Lāna parauglaukumos *moder* humusa forma konstatēta trīs parauglaukumu augsnēs, tajos augsnes pH_{H2O} ir no 4,7 līdz 4,8. Četros parauglaukumos augsnēm ir izveidojusies *mor* humusa forma. To raksturo bezstruktūras E vai AE horizonts, OF_{noz} apakšhorizonts, kā arī augsnes reakcija (pH_{H2O}) ir zemāka par 4,5 (1.5. attēls; 1.1. tabula).



B507 parauglaukuma humusa profils

Mor

Tipiskais podzols

Lāns *Myrtillosa*

100% priede *Pinus sylvestris*



B513 parauglaukuma humusa profils

Moder

Tipiskais podzols

Lāns *Myrtillosa*

100% priede *Pinus sylvestris*

1.5. attēls. *Mor* un *moder* humusa formas lāna mežaudzēs

Figure 1.5. *Mor* and *moder* humus forms within *Myrtillosa* type forests

Pētījumā no pārējiem parauglaukumiem atšķīrās B965 parauglaukums, kurā kokaudzes sastāvu veido parastā priede ar egles un bērza piejaukumu. Šajā parauglaukumā augsnes *mor* humusa formas E horizonta pH_{H2O} ir 5,1.

Damākšņa mežu parauglaukumos augsnes O horizonta vidējais biezums ir 6,3 cm. Horizonta biezums – no 2 līdz 14 cm. Biezākais O horizonts (> 10 cm) ir izveidojies parauglaukumos, kuros dominējošā koku suga ir parastā priede. Šajos parauglaukumos

O horizontu veido OL, OF un OH apakšhorizonts. Piecos damakšņa parauglaukumos augsnes O horizonta biezums nepārsniedz 5 cm. To veido OL un OF apakšhorizonts. Damakšņa meža augsnēs zem O horizonta veidojas Ah horizonts, bet divos parauglaukumos arī AE vai EA horizonts. Minerālaugsnes virskārtā, kur vērojamas podzolēšanās pazīmes (AE vai EA horizonts), augsnes pH_{H_2O} ir zemāks par 5, pārējos parauglaukumos pH_{H_2O} ir no 5,1 līdz 5,4 (1.1. tabula).

Atšķirībā no lāna meža augsnēm, damakšņa mežos augsnes minerālajā virskārtā nav bezstruktūras (sgE) minerālhorizontu. Mikrostruktūras (miEAh un miAhE) horizonti ir izveidojušies divos parauglaukumos, kuros vērojamas podzolēšanās pazīmes, savukārt atlikušajos parauglaukumos veidojas Ah horizonts ar vidēji vai labi izteiktu graudainu, kubisku vai noapaļoti kubisku struktūru. Ir izveidojies meAh vai maAh horizonts.

Četros no septiņiem damakšņa meža augšanas apstākļu tipa parauglaukumiem augsnē nav izveidojies OH apakšhorizonts. Minerālaugsnes virskārtā sastopams meAh vai maAh horizonts, un to pH_{H_2O} ir augstāks par 5,0. Šo augšņu virsējais slānis klasificējams kā *mull* humusa forma. Divos parauglaukumos ir izveidojusies *moder* humusa forma (ir OH un $pH_{H_2O} < 5,0$), bet vienā – *mor* humusa forma (miEAh, OF_{NO_2} , $pH_{H_2O} < 4,5$) (1.6. attēls).



B399 parauglaukuma humusa profils
Mor
Tipiskais podzols
Damakšnis *Hylocomiosa*
100% priede *Pinus sylvestris*

619 parauglaukuma humusa profils
Moder
Velēnpodzolētā glejaugsne
Damakšnis *Hylocomiosa*
60% priede *Pinus sylvestris*
40% egle *Picea abies*

B926 parauglaukuma humusa profils
Mull
Izskalatā velēnu karbonātaugsne
Damakšnis *Hylocomiosa*
100% priede *Pinus sylvestris*

1.6. attēls. *Mor*, *moder* un *mull* humusa formas damakšņa mežaudzēs

Figure 1.6. *Mor*, *moder* and *mull* humus forms within *Hylocomiosa* type forests

Pētītajos damakšņa parauglaukumos *mull* humusa forma augsnēm raksturīga parauglaukumos, kuros mežaudzes sastāvā ir lapu koki vai aug tikai egles. Egļu un priežu jauktajās audzēs damakšņi augsnēm veidojas *moder* humusa forma, bet priežu tīraudzēs veidojas *mor* humusa forma. Vienīgais izņēmums ir priežu tīraudze, kas izveidojusies izskalotā velēnu karbonātaugsnē. Šajā parauglaukumā ir izveidojusies *mull* humusa forma (1.6. attēls). Šāda situācija parāda, ka, iespējams, atsevišķos gadījumos augsnes cilmiezis vairāk ietekmē humusa veidošanās procesu nekā kokaudzes sastāvs.

Vēra meža augšanas apstākļu tipa parauglaukumos raksturīgs salīdzinoši plāns O horizonts. Tā vidējais biezums ir 3,2 cm. Piecos no deviņiem parauglaukumiem O horizonts ir 1–2 cm biezs, trijos O horizonta biezums ir 3–5 cm, bet vienā parauglaukumā, kurā aug arī priedes, O horizonta biezums sasniedz 10 cm (1.1. tabula). Četros parauglaukumos vēra meža augšanas apstākļu tipa augsnes virskārtā ir uzkrājušās nesadalītas nobiras (OL apakšhorizonts), četros parauglaukumos augsnes nedzīvo zemsegu veido OL un OF apakšhorizonts, bet vienā parauglaukumā tika konstatēts pilns humusa profils ar OH apakšhorizontu.

Pētījumā analizētajā vēra meža augšanas apstākļu tipa minerālaugsnes virskārtā tikai vienā no deviņiem parauglaukumiem ir vērojamas podzolēšanās pazīmes, tajā izveidojusies 10 cm biezs miEAh horizonts. Pārējos astoņos parauglaukumos ir izveidojusies meAh vai maAh, kuru biezums ir no 7 līdz 36 cm (vidējais biezums 19 cm) (1.1. tabula).



Z7 parauglaukuma humusa profils

Moder

Velēnu podzolaugsne

Vēris *Oxalidosa*

90% egle *Picea abies*

10% bērzs *Betula pendula*



B513 parauglaukuma humusa profils

Mull

Velēnpodzolētā pseidoglejotā augsne

Vēris *Oxalidosa*

50% egle *Picea abies*

50% bērzs *Betula pendula*

1.7. attēls. *Moder* un *mull* humusa formas vēra mežaudzēs

Figure 1.7. *Moder* and *mull* humus forms within *Oxalidosa* type forests

Minerālaugsnes virskārtas $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ vērtības vēra meža augšanas apstākļu tipa augsnēs divos parauglaukumos ir zemākas par 5,0, pārējos tās ir no 5,0 līdz 5,6, bet vienā parauglaukumā (bērzu un egļu audzē) tā sasniedza 6,9.

Iepriekš aprakstītās morfoloģiskās pazīmes rāda, ka trijos no deviņiem vēra parauglaukumiem ir izveidojusies *moder* humusa forma, bet sešos parauglaukumos ir izveidojusies *mull* humusa forma (1.7. attēls).

Visātrākā vielu aprīte un organisko nobiru sadalīšanās ir vērojama gāršas meža augšanas apstākļu tipa parauglaukumos. Šajos parauglaukumos augsnes virskārtā ir uzkrājies 1–2 cm biezs jaunu nobiru OL_n horizonts, bet divos no septiņiem parauglaukumiem, kuros kokaudzes struktūrā dominē ozoli, vienlaidus O horizonts nav izveidojies.

Minerālaugsnes virskārtā gāršas augsnēm ir izveidojies vidēji 20 cm biezs Ah horizonts (1.1. tabula). Augsnes $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ vērtība maAh horizontā pētītajos parauglaukumos ir no 5,2 līdz 6,5. Šo morfoloģisko pazīmju kopums nosaka, ka gāršas meža augšanas apstākļu tipa visu parauglaukumu augsnes virskārtā ir izveidojusies *mull* humusa forma (1.8. attēls).



O3 parauglaukuma humusa profils

Mull

Velēnpodzolētā virsēji glejotā augsne

Gārša *Aegipodiosa*

80% ozols *Quercus robur*

20% apse *Populus tremula*



O7 parauglaukuma humusa profils

Mull

Velēnu podzolaugsne

Gārša *Aegipodiosa*

50% egle *Picea abies*

50% bērzs *Betula pendula*

1.8. attēls. *Mull* humusa formas gāršas mežos

Figure 1.8. *Mull* humus form within *Aegipodiosa* type forests

1.3.2. Humusa formas un to izplatība sausieņu mežos Latvijā

Pētījumā apsekoto sausieņu mežu augsnēs konstatētas trīs humusa pamatformas *mull*, *moder* un *mor*, kā arī viena nepilnīgi izveidojusies humusa forma *psammomor*. Visas humusa formas atbilst normāli mitrām humusa formām. *Mull* humusa forma ir izveidojusies 17 gadījumos no 44, *moder* – 8, *mor* – 10, bet *psammomor* sastopama 9 mežu parauglaukumos.

Lielākā humusa formu daudzveidība ir sastopama damakšņa meža augšanas apstākļu tipā, kur ir sastopama gan *mor* (1 parauglaukums), gan *moder* (2 parauglaukumi), gan *mull* (4 parauglaukumi) humusa forma. Silā un mētrājā veidojas *mor* vai *psammomor* humusa forma, lānā – *mor* vai *moder* humusa forma. Bagātīgākajos mežos *mor* humuss nav sastopams, tā vērī 3 parauglaukumos ir izveidojusies *moder*, 6 parauglaukumos – *mull*, bet visos 7 gāršas parauglaukumos ir izveidojusies *mull* humusa forma (1.2. tabula).

Veicot datu analīzi ar ģeneralizētiem lineāriem modeļiem (GLM), tika konstatēts, ka pastāv būtiska ($p < 0,05$) sakarība starp *psammomor* humusa formu un silu. Būtiska telpiska sakarība pastāv arī starp *mor* humusa formu un mētrāja un lāna meža augšanas apstākļu tipu. *Moder* humusa formām nav būtiskas sakarības ar kādu noteiktu meža augšanas apstākļu tipu (1.2. tabula).

1.2. tabula. Humusa formu sastopamība parauglaukumos un sakarība starp dažādiem mežu augšanas tiptiem (būtiskās sakarības ($p < 0,05$) ir izceltas)

Table 1.2. Distribution of Humus Forms in Sampling Sites and Relationship between Forest Types and Humus Forms (significant relationships ($p < 0.05$) are highlighted)

Meža augšanas apstākļu tipi (sastopamība parauglaukumos)	Humusa formas (sastopamība parauglaukumos)				Statistikas rādītāji	Humusa formas			
	<i>psammomor</i> (9)	<i>mor</i> (10)	<i>moder</i> (8)	<i>mull</i> (17)		<i>psammomor</i>	<i>mor</i>	<i>moder</i>	<i>mull</i>
Sils (<i>Cladinoso-callunosa</i>) (7)	6	1	–	–	AIC	30,6	50,8	–	–
					P	0,0006	0,5666	–	–
Mētrājs (<i>Vacciniosa</i>) (7)	3	4	–	–	AIC	46,4	46,4	–	–
					P	0,125	0,03	–	–
Lāns (<i>Myrtillosa</i>) (7)	–	4	3	–	AIC	–	46,4	42,9	–
					P	–	0,03	0,08	–
Damaksnis (<i>Hylocmiosia</i>) (7)	–	1	2	4	AIC	–	50,8	45,2	61,5
					P	–	0,57	0,44	0,28
Vēris (<i>Oxatidosia</i>) (9)	–	–	3	6	AIC	–	–	44,2	59,0
					P	–	–	0,19	0,06
Gārša (<i>Aegopodiosa</i>) (7)	–	–	–	7	AIC	–	–	–	27,0
					P	–	–	–	*

* Humusa forma ir sastopama noteiktā meža apstākļa tipā.

Meža augšanas apstākļu tips nav vienīgais faktors, kas nosaka humusa formu veidošanos un to telpisko izplatību. Izpētot humusa formu izplatību saistībā ar augšņu tipiem, ģeoloģiskajiem nogulumiem un dominējošo koku sugu, būtiskas sakarības tika konstatētas tikai dažiem faktoriem ar atsevišķām humusa formām.

Pētījumā būtiskas ($p < 0,05$) telpiskas sakarības netika konstatētas starp humusa formām un augšņu tipiem. Tomēr jāatzīmē, ka *psammomor* humusa forma ir sastopama tikai podzolos, bet velēnu karbonātaugsnēs un glejaugsnēs veidojas tikai *mull* humusa forma (1.3. tabula).

1.3. tabula. Humusa formu sastopamība parauglaukumos un sakarība starp dažādām augšņu grupām (būtiskās sakarības ($p < 0,05$) ir izceltas)

Table 1.3. Distribution of Humus Forms in Sampling Sites and Relationship between Soil Types and Humus Forms (significant relationships ($p < 0.05$) are highlighted)

Augšņu tipi (sastopamība parauglaukumos)	Humusa formas (sastopamība parauglaukumos)				Statistikas rādītāji	Humusa formas			
	<i>psammomor</i> (9)	<i>mor</i> (10)	<i>moder</i> (8)	<i>mull</i> (17)		<i>psammomor</i>	<i>mor</i>	<i>moder</i>	<i>mull</i>
Podzoli (17)	9	6	2	-	AIC	27,5	48,7	44,9	-
					P	*	0,1236	0,3884	-
Podzolaugsnes (6)	-	1	2	3	AIC	-	51,0	44,8	62,3
					P	-	0,7049	0,3137	0,542
Podzolētās glejaugsnes (14)	-	3	4	7	AIC	-	51,2	44,3	61,6
					P	-	0,8884	0,2318	0,2937
Velēnu karbonātaugsnes (3)	-	-	-	3	AIC	-	-	-	56,6
					P	-	-	-	*
Glejaugsnes (4)	-	-	-	4	AIC	-	-	-	54,4
					P	-	-	-	*

* Humusa forma ir sastopama noteiktos augšņu tipos.

Saistībā ar mežaudzes sastāvā dominējošo koku sugu ir konstatējama šāda aina: egļu un bērzu audzēs sastopama augsnes *moder* un *mor* humusa forma, bet ozolu audzēs sastopams tikai augsnes *mull* humuss. *Psammomor* humusa forma ir sastopama tikai priežu mežos (1.4. tabula). Izvērtējot augsnes humusa formu un dominējošo koku sugu sakarības, var apgalvot (ar statistisko būtiskuma līmeni $p < 0,05$), ka *mull* humusa forma nav saistīta ar priežu kokaudzēm.

Humusa formas veidošanos būtiski ietekmē teritorijas ģeoloģiskie nogulumu. Statistiski būtiska ($p < 0,05$) sakarība pastāv starp marīniem nogulumiem un *psammomor* humusa formu. Jāatzīmē arī tas, ka būtiska sakarība marīniem nogulumiem pastāv arī ar *mull* humusa formu, tomēr šajā gadījumā tas saistīts ar izvēlēto *GLM* binomālo formu. Tādējādi šajā gadījumā var apgalvot, ka *mull* humusa forma neveidojas marīno nogulumu izplatības apgabalos. *Mull* humusa forma būtiski ($p < 0,05$) ir saistīta ar glacigēnajiem nogulumiem. *Mor* un *moder* humusa formas izplatībā nav būtiskas sakarības ar ģeoloģiskajiem nogulumiem (1.5. tabula).

1.4. tabula. Humusa formu sastopamība parauglaukumos un sakarība starp dažādām dominējošām koku sugām (būtiskās sakarības ($p < 0,05$) ir izceltas)

Table 1.4. Distribution of Humus Forms in Sampling Sites and Relationship between Dominant Tree Species and Humus Forms (significant relationships ($p < 0.05$) are highlighted)

Dominējošā koku suga (sastopamība parauglaukumos)	Humusa formas (sastopamība parauglaukumos)				Statistikas rādītāji	Humusa formas			
	<i>psammomor</i> (9)	<i>mor</i> (10)	<i>moder</i> (8)	<i>mull</i> (17)		<i>psammomor</i>	<i>mor</i>	<i>moder</i>	<i>mull</i>
Priede (<i>Pinus sylvestris</i>) (25)	9	10	4	2	AIC	36,7	37,7	45,5	37,5
					P	*	*	0,6677	0,0001
Egle (<i>Picea abies</i>) (8)	-	-	3	5	AIC	-	-	43,6	60,4
					P	-	-	0,1333	0,1378
Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (4)	-	-	1	3	AIC	-	-	45,6	60,3
					P	-	-	0,712	0,1528
Ozols (<i>Quercus robur</i>)(7)	-	-	-	7	AIC	-	-	-	47,2
					P	-	-	-	*

* Humusa forma ir sastopama dominējošo koku sugu audzēs.

1.5. tabula. Humusa formu sastopamība parauglaukumos un sakarība starp dažādiem ģeoloģiskiem nogulumiem (būtiskās sakarības ($p < 0,05$) ir izceltas)

Table 1.5. Distribution of Humus Forms in Sampling Sites within the Areas of Deposits and Relationship between Quaternary Deposits and Humus Forms (significant relationships ($p < 0.05$) are highlighted)

Ģeoloģisko nogulumu izcelsme (sastopamība parauglaukumos)	Humusa formas (sastopamība parauglaukumos)				Statistikas rādītāji	Humusa formas			
	<i>psammomor</i> (9)	<i>mor</i> (10)	<i>moder</i> (8)	<i>mull</i> (17)		<i>psammomor</i>	<i>mor</i>	<i>moder</i>	<i>mull</i>
Glaciofluviālie (3)	1	2	-	-	AIC	48,3	48,3	-	-
					P	0,5736	0,1009	-	-
Marīnie nogulumi (14)	7	4	1	1	AIC	38,1	49,3	43,8	52,7
					P	0,0036	0,1688	0,2211	0,0142
Iekšzemes kāpas (2)	-	2	-	-	AIC	-	44,9	-	-
					P	-	0,9946	-	-
Limniskie (3)	-	1	2	-	AIC	-	50,975	41,9	-
					P	-	0,6534	0,0592	-
Glaciolimniskie (7)	1	-	1	5	AIC	48,4	-	45,6	59,0
					P	0,6616	-	0,7715	0,069
Glacigēnie (13)	-	-	3	10	AIC	-	-	45,4	51,163
					P	-	-	0,5874	0,0019
Māls (2)	-	-	1	1	AIC	-	-	44,6	62,6
					P	-	-	0,2748	0,738

1.3.3. Meža humusa formu un to organisko vielu ķīmiskais raksturojums

Nozīmīgs humusa formu raksturojošs elements ir augu nobiru daudzums un O horizonta īpašības. Ar organisko oglekli (C_{ORG}) bagātāks O horizonts ir *mor* un *psammomor* humusa formām, kur vidējais C_{ORG} saturs O horizontā pārsniedz 37%. *Moder* humusa formas vidējais C_{ORG} saturs mainās no 34,3% augsnes O horizontā damakšņa mežos līdz 36,3% augsnes O horizontā lāna mežos.

Zemākais vidējais C_{ORG} saturs (27,8%) O horizontā ir augsnēs, kas atbilst *mull* humusa formai. Gāršas meža tipa augsnēs *mull* humusa formas O horizontā vidējais C_{ORG} saturs ir tikai 15,3% (1.6. tabula).

1.6. tabula. Organiskā oglekļa un kopējā slāpekļa saturs (%) un C/N attiecība atšķirīgu humusa formu O un Ah, E horizontā dažādu meža augšanas apstākļu tipu augsnēs

Table 1.6. Content of Organic Carbon and Total Nitrogen (%) and C/N Ratio of Soil O and AH, E Horizons Within Different Humus Form and Forest Type Soils

Hu- musa forma	Meža augšanas tipi (paraug- laukumu skaits)	C _{org} , % (O horizons)			N _{tot} , % (O horizons)			C _{org} , % (E, Ah horizons)			N _{tot} , % (E, Ah horizons)			C/N (O horizons)			C/N (E, Ah horizons)		
		Vid.	St.nov.	Med.	Vid.	St.nov.	Med.	Vid.	St.nov.	Med.	Vid.	St.nov.	Med.	Vid.	St.nov.	Med.	Vid.	St.nov.	Med.
<i>psammo- mor</i>	Vīsi (8)	37,1	5,1	36,5	0,91	0,24	0,8	0,67	0,57	0,46	0,08	0,06	0,05	42,9	11,1	44,5	14,8	12,5	10,8
	Sils (6)	35,3	3,7	35,7	0,89	0,26	0,8	0,75	0,62	0,46	0,07	0,06	0,05	41,5	8,6	44,5	13,2	8,0	10,8
	Mētrājs (2)	42,9	6,2	42,9	0,96	0,29	0,96	0,42	0,48	0,42	0,09	0,09	0,09	47,3	21,1	47,3	19,5	26,8	19,5
<i>mor</i>	Vīsi (11)	38,1	3,9	37,7	1,03	0,19	1,05	0,91	0,87	0,63	0,11	0,10	0,09	37,8	5,7	37,5	13,1	9,2	14,0
	Sils (1)	33,3	-	-	0,77	-	-	0,22	-	-	0,05	-	-	43,2	-	-	4,4	-	-
	Mētrājs (5)	37,7	1,39	37,7	0,94	0,16	0,95	0,41	0,29	0,45	0,07	0,07	0,03	40,6	5,8	39,8	13,4	10,1	14,0
	Lāns (4)	38,5	5,5	37,3	1,17	0,14	1,14	1,81	0,84	1,66	0,18	0,12	0,14	32,7	1,97	32,7	13,8	8,8	14,7
<i>moder</i>	Damaksnis (1)	43,5	-	-	1,13	-	-	0,53	-	-	0,03	-	-	38,5	-	-	17,6	-	-
	Vīsi (8)	35,6	4,3	36,2	1,21	0,32	1,14	2,55	1,55	1,79	0,27	0,08	0,26	30,4	5,7	30,5	9,2	3,5	9,1
	Lāns (3)	36,3	0,81	35,9	1,05	0,03	1,04	1,36	0,31	1,35	0,21	0,07	0,25	34,3	1,53	34,6	6,75	1,37	6,72
	Damaksnis (2)	34,3	3,2	34,3	1,25	0,09	1,25	1,60	0,41	1,60	0,24	0,06	0,24	27,3	0,54	27,3	7,3	3,8	7,3
<i>null</i>	Vēris (3)	35,8	7,5	36,4	1,35	0,54	1,51	4,4	0,56	4,4	0,35	0,08	0,37	28,7	8,5	28,4	12,8	1,5	12,0
	Vīsi (17)	27,8	11,3	29,6	1,73	0,81	1,62	2,6	1,31	2,2	0,42	0,24	0,41	17,2	6,9	18,5	7,4	4,1	6,2
	Damaksnis (4)	26,6	3,3	27,8	1,25	0,25	1,27	2,8	0,8	2,9	0,25	0,14	0,21	22,2	6,5	22,1	12,6	4,7	13,3
<i>null</i>	Vēris (6)	36,8	4,6	36,4	1,95	0,47	1,71	2,9	1,2	3,0	0,61	0,13	0,66	19,4	3,0	20,2	4,7	1,2	4,5
	Gārša (7)	15,3	11,6	12,5	1,91	1,41	1,75	2,2	1,6	1,6	0,36	0,28	0,28	8,9	3,7	9,1	6,8	2,3	6,2

Kopējā slāpekļa satura (N_{TOT}) vidējās vērtības meža augšņu O horizontā palielinās virzienā *psammomor* < *mor* < *moder* < *mull*. *Psammomor* humusa formas O horizontā vidējais N_{TOT} saturs ir no 0,89 līdz 0,96%. *Mor* humusa formas O horizontā vidējais N_{TOT} saturs ir 1,03%, sila un mētrāja parauglaukumu augsnes O horizontā vidējais N_{TOT} saturs nepārsniedz 1%, bet lānā un damaksnī vidējais N_{TOT} saturs O horizontā ir 1,13 un 1,17%. *Moder* humusa formas nedzīvās zemsegas horizontā vidējais N_{TOT} saturs ir 1,21%. Tas mainās no 1,05% lāna meža augšanas apstākļu tipa augsnēs līdz 1,35% vēra meža tipa augsnēs. Ar slāpekli bagātākais O horizonts ir parauglaukumos, kur augsnes virskārtā izveidojusies *mull* humusa forma. *Mull* humusa formas O horizontā vidējais N_{TOT} saturs sasniedz 1,73%, un tas ir gandrīz divas reizes vairāk nekā *psammomor* un *mor* humusa formu O horizontā.

Salīdzinot vidējās C/N attiecības vērtības pētītajās humusa formās O horizontā, tika konstatēts, ka tās mainās no 42,9 augsnēs ar *psammomor* humusa formu līdz 17,2 augsnēs ar *mull* humusa formu. Vidējā C/N attiecības vērtība *mor* humusa formas O horizontā sasniedz 37,8, bet *moder* humusa formas augsnēs 30,4 (1.6. tabula).

Organisko vielu saturs un īpašības minerālaugsnes virskārtā, organominerālajos horizontos, vairāk ir saistītas ar augsnes veidošanās procesiem. C_{ORG} saturs zemāks ir *psammomor* un *mor* humusa formas augsnēs, kur minerālaugsnes virskārtā ir izveidojusies E vai EAh horizonts. Šādā situācijā vidējais C_{ORG} saturs minerālaugsnes virsējā slānī nepārsniedz 0,91%. Augsnēs, kurās veidojas *moder* un *mull* humusa forma, minerālaugsnes virskārtā uzkrājoties trūdvielām, izveidojas Ah horizonts. Lāna meža augšanas apstākļu tipa *moder* humusa formas augsnes Ah horizonta vidējais C_{ORG} saturs sasniedz 1,36 %, bet vēra augšanas apstākļu tipa *moder* humusa formas augsnē Ah horizonta C_{ORG} saturs ir 4,4%. *Mull* humusa formas Ah horizontā vidējais C_{ORG} saturs sasniedz 2,6% (1.6. tabula).

Tāpat kā C_{ORG} saturs, arī kopējā slāpekļa N_{TOT} saturs atšķirīgu humusa formu augsnes minerālajā daļā ir atkarīgs no augsnes procesiem. N_{TOT} vidējais saturs *psammomor* humusa formas E horizontā nepārsniedz 0,1%, savukārt *mor* humusa formas E (EAh) horizontā vidējais N_{TOT} saturs ir 0,11% (svārstās no 0,03 līdz 0,18%). *Moder* un *mull* humusa formas Ah horizontā vidējais N_{TOT} saturs pārsniedz 0,2%: *moder* humusa formā vidējais N_{TOT} saturs ir 0,27%, bet *mull* humusa formā vidējais N_{TOT} saturs sasniedz 0,42% (1.6. tabula).

C/N vērtības minerālaugsnes Ah, AE vai EA horizontā atkarībā no humusa formas ir ļoti mainīgas. *Psammomor* humusa formas augsnēs ir novērojama gan augstākā attiecība (C/N = 38,5 Irbes apkaimes mežos), gan arī zemākā attiecība (C/N = 1,5 Vecāķu mežos). Vidējā C/N attiecība atkarībā no augsnes humusa formas minerālaugsnes virskārtā samazinās šādā secībā: *psammomor* > *mor* > *moder* > *mull*. Attiecīgi skaitliskās vērtības ir 14,8 > 13,1 > 9,2 > 7,4.

Atkarībā no humusa formas minerālaugsnes virskārtā mainās humusvielu sastāvā esošā oglekļa C_{HS} satura īpatsvars pret kopējā organiskā oglekļa C_{ORG} saturu. Attiecība C_{HV}/C_{ORG} augstāka ir *psammomor* un *mor* humusa formas augsnēs, kur humusvielās esošais ogleklis veido vidēji 72,5% no kopējā organiskā oglekļa daudzuma un humusvielu humifikācijas pakāpe (*HIX*) ir salīdzinoši maz mainīga. Vidējās vērtības *psammomor*, *mor* un *moder* humusa formu minerālaugsnē ir 78,7, 79,7 un 79,8. Zemākas vidējās *HIX* vērtības 71,3 ir *mull* humusa formas augsnēs (1.7. tabula).

Humusa formas meža ekosistēmā ataino organisko vielu apriti, sadalīšanos un pārneses procesus augsnē. Veģetācija, humusa un augsnes procesu kopums veido arī minerāl-augsnes sastāvā esošo organisko vielu īpašības. Tāpat kā organiskā oglekļa C_{ORG} saturs, arī humusvielu sastāvā esošā oglekļa C_{HV} saturs humusa formas organominerālajā horizontā ir atkarīgs no augsnes procesiem. Zemāks vidējais C_{HV} saturs (0,44% un 0,67%) ir *psammomor* un *mor* humusa formas augsnēs, *moder* humusa formas augšņu virsējā minerālajā daļā vidējais C_{HV} saturs ir 1,58%, *mull* humusa Ah horizontā – 1,11% (1.7. tabula).

1.7. tabula. Humusvielu saturs un īpatsvars organisko vielu sastāvā, CHS/CFS attiecība un humifikācijas indekss (HIX) humusa formas organominerālajā daļā (Ah un E horizontā) dažādu meža augšanas apstākļu tipu augsnēs

Table 1.7. Content of Carbon in Humic Substances and proportion in Soil Organic Matter, CHA/CFA Ratio and Humification Index of Soil O and AH, E Horizons in within Within Different Humus Form and Forest Type Soils

Humusa forma	Meža augšanas tipi (paraugtaukumu skaits)	$C_{HV}^{\%*}$			$C_{HV}/C_{ORG}^{\%*}$			C_{HS}/C_{FS}^*			HIX*		
		Vid.	St.nov.	Med.	Vid.	St.nov.	Med.	Vid.	St.nov.	Med.	Vid.	St.nov.	Med.
<i>psammomor</i>	Visi (8)	0,44	0,31	0,37	72,5	12,2	73,5	1,0	0,76	0,71	78,7	9,2	78,0
	Sils (6)	0,48	0,32	0,37	69,2	11,5	67,5	1,03	0,81	0,71	79,0	6,4	78,0
	Mētrājs (2)	0,34	0,35	0,32	82,5	10,6	82,5	0,92	0,83	0,92	78,0	19,8	78,0
<i>mor</i>	Visi (11)	0,67	0,51	0,55	80,8	12,1	84,0	0,51	0,35	0,48	79,7	11,2	82,0
	Sils (1)	0,18			84,0			0,17			70		
	Mētrājs (5)	0,36	0,28	0,36	85,4	6,8	88,0	0,68	0,41	0,51	75,8	10,4	71,0
	Lāns (4)	1,22	0,36	1,23	71,3	14,7	73,5	0,31	0,14	0,29	84,8	12,3	89,0
	Damaksnis (1)	0,49			93,0			0,78			89,0		
<i>moder</i>	Visi (8)	1,58	1,07	1,17	59,7	12,4	60,5	0,86	0,33	0,96	79,8	11,9	75,5
	Lāns (3)	0,87	0,44	0,63	62,0	18,7	59,0	0,56	0,34	0,74	82,7	11,0	82,0
	Damaksnis (2)	0,79	0,26	0,79	48,5	3,5	48,5	1,13	0,19	1,13	88,0	18,3	88,0
	Vēris (3)	2,80	0,24	2,86	65,0	3,0	65,0	0,98	0,03	0,97	71,7	5,8	74,0
<i>mull</i>	Visi (17)	1,11	0,58	0,88	45,1	12,3	45,0	1,13	0,37	1,23	71,3	4,1	71,0
	Damaksnis (4)	1,20	0,68	1,21	45,2	21,9	50,0	0,80	0,64	0,68	73,8	5,5	75,0
	Vēris (6)	1,18	0,38	1,25	42,8	12,2	43,5	1,21	0,11	1,23	70,8	4,5	69,5
	Gārša (7)	0,99	0,73	0,75	46,9	6,0	45,1	1,27	0,18	1,24	70,4	4,8	69,0

* CHV – oglekļa saturs augsnes humusvielās; CHV/CORG – humusvielu oglekļa īpatsvars augsnes organisko vielu sastāvā; HIX – humusvielu fluorescences emisijas intensitātes attiecība viļņu garumā 510 un 460 nm; CHS/CFS – huminskābju un fulvoskābju sastāvā esošā oglekļa attiecība.

Moder humusa formas minerālaugsnē vidējā C_{HV}/C_{ORG} attiecība ir 59,7 %, bet *mull* humusa formas augšņu Ah horizontā tā ir viszemākā – 45,1% (1.7. tabula).

Salīdzinot augsnes organisko un organominerālo horizontu ķīmisko īpašību rādītājus dažādu humusa formu augsnēs, tika konstatētas vairākas statistiski būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības (1.8. tabula). Statistiski būtiski augstāka reakcija (pH_{H_2O}) ir *mull* humusa formas augšņu Ah horizontā salīdzinājumā ar *psammomor*, *mor* un *moder* humusa formas minerālaugsnes virskārtu. Analizējot C_{ORG} saturu, tika konstatēts, ka C_{ORG} saturs *mor* humusa formas augšņu O horizontā būtiski ($p < 0,05$) atšķiras no C_{ORG} saturs *mull* humusa formas augšņu organiskajā horizontā. Būtiskas C_{ORG} saturs atšķirības tika konstatētas arī minerālaugsnes virskārtā: *psammomor* un *mor* humusa formas augšņu E, EA horizontā C_{ORG} saturs ir būtiski zemāks nekā *moder* un *mull* humusu formas augšņu Ah horizontā.

1.8. tabula. Augsnes organisko un minerālo horizontu ķīmisko īpašību raksturojošo parametru salīdzinājuma rezultāti dažādās humusa formās

Table 1.8. Results of Comparison of Characteristic Parameters of Chemical Properties of Soil O and A Horizons and Soil Organic Matter within Different Humus Form Soils

Humusa forma	pH_{H_2O}	C_{ORG} (%)		N_{TOT} (%)		C/N		$C_{HV}/C_{ORG}^{%**}$	$C_{HV}/C_{ORG}^{%**}$	C_{HS}/C_{FS}^{***}	HIX ^{**}
		O horizons	A, E horizons	O horizons	A, E horizons	O horizons	A, E horizons				
<i>psammomor-mor</i>	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<i>psammomor-moder</i>	n. b.	n. b.	*	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<i>psammomor-mull</i>	*	n. b.	*	n. b.	n. b.	*	n. b.	*	*	n. b.	n. b.
<i>mor-moder</i>	n. b.	n. b.	*	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	*	n. b.	n. b.
<i>mor-mull</i>	*	*	*	n. b.	n. b.	*	n. b.	n. b.	*	n. b.	n. b.
<i>moder-mull</i>	*	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	*	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

* Atšķirības starp humusa formām ir būtiskas ($p < 0,05$) pēc Tukey testa. n. b. – atšķirības starp humusa formām nav būtiskas.

** CHV – oglekļa saturs augsnes humusvielās; CHV/CORG – humusvielu oglekļa īpatsvars augsnes organisko vielu sastāvā; HIX – humusvielu fluorescences emisijas intensitātes attiecība viļņu garumā 510 un 460 nm; CHS/CFS – huminskābju un fulvoskābju sastāvā esošā oglekļa attiecība.

Salīdzinot kopējā slāpekļa N_{TOT} saturu dažādu humusa formu augšņu organiskajā horizontā un minerālaugsnes virsējā horizontā, būtiskas atšķirības ($p < 0,05$) dažādu humusa formu augsnēs netika konstatētas. Vienīgi jāatzīmē, ka statistiski būtiski ($p < 0,05$) zemāka C/N attiecība ir *mull* humusa formas augšņu O horizontā salīdzinājumā ar *psammomor*, *mor* vai *moder* humusa formas augšņu O horizontu.

No organisko vielu kvalitatīvajiem rādītājiem būtiskas ($p < 0,05$) humusa formu atšķirības tika konstatētas tikai C_{HV}/C_{ORG} attiecībai minerālaugsnes virskārtā *psammomor* un *mull* humusa formas augsnēs, kā arī tika noteikta būtiski augstāka C_{HV}/C_{ORG} attiecība *mor*

humusa formas augšņu EA horizontā salīdzinājumā ar *moder* vai *mull* humusa formas augšņu Ah horizontu.

Starp daudziem meža humusu formu raksturojošiem rādītājiem pastāv būtiskas lineāras sakarības (1.9. tabula). Augsta negatīva savstarpējā korelācija pastāv starp augsnes $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ un C/N attiecību O horizontā, $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ attiecību minerālaugsnes virskārtā. Pozitīva korelācija pastāv starp augsnes reakciju $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ un N_{TOT} saturu, humusvielu īpatsvaru ($C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$ attiecība) minerālaugsnes virskārtā.

1.9. tabula. Savstarpējā korelācija starp augsnes humusa formu ķīmisko īpašību raksturojošajiem indikatoriem: $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, organisko oglekli C_{ORG} , kopējo slāpekli N_{TOT} , C/N attiecību, humusvielās esošo oglekli C_{HV} , $C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$ attiecību, $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ attiecību un humifikācijas indeksu HIX

Table 1.9. Correlation Between Characteristic Indicators of Chemical Properties of Soil Humus Forms: $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, Organic Carbon C_{ORG} , Total Nitrogen N_{TOT} , C/N ratio, Content of Carbon in Humic Substances C_{HV} , $C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$ Ratio, $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$ Ratio and Humification Index

	C_{ORG} (%)		N_{TOT} (%)		C/N		C_{HV}° %*	$C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}^{\circ}$ %*	$C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}^*$	HIX^*	
	O	A, E	O	A, E	O	A, E					
$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	-0,546	0,407	0,467	0,654	-0,697	-0,413	0,147	-0,628	0,501	-0,400	
C_{ORG} (%)	O		-0,102	-0,038	-0,144	0,590	0,236	-0,057	0,298	-0,197	0,391
	A, E			0,514	0,754	-0,539	-0,072	0,837	-0,579	0,253	-0,115
N_{TOT} (%)	O				0,644	-0,678	-0,325	0,341	-0,433	0,350	-0,144
	A, E					-0,679	-0,491	0,574	-0,532	0,453	-0,271
C/N	O						0,527	-0,393	0,533	-0,429	0,323
	A, E							-0,002	0,167	-0,363	0,425
C_{HV}° %								-0,215	0,180	0,016	
$C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}^{\circ}$ %									-0,275	0,249	
$C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$										-0,266	

Būtiskuma līmenis $p = 0,05$. Izceltās vērtības ir ar augstu savstarpējo korelāciju.

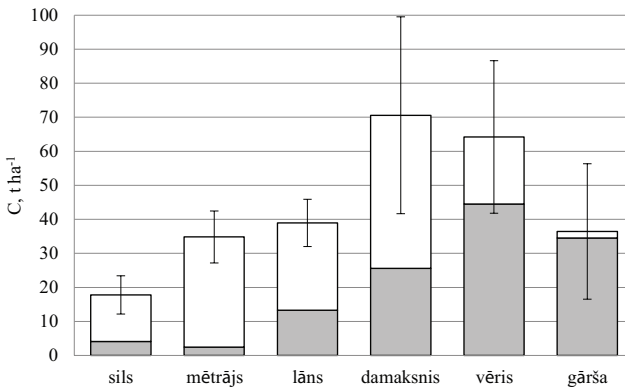
* C_{HV} – oglekļa saturs augsnes humusvielās; $C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$ – humusvielu oglekļa īpatsvars augsnes organisko vielu sastāvā; HIX – humusvielu fluorescences emisijas intensitātes attiecība viļņu garumā 510 un 460 nm; $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ – huminskābju un fulvoskābju sastāvā esošā oglekļa attiecība.

1.3.4. Organiskā oglekļa un kopējā slāpekļa krāja O horizontā un minerālaugšnes virskārtā

Meža augšņu O horizonts un minerālaugšnes virskārta ir nozīmīgs meža ekosistēmas organisko vielu uzkrājējs. C_{ORG} un N_{TOT} krāju meža augšņu virskārtā nosaka trīs rādītāji – nobiru (O horizonta) masa, minerālaugšnes tilpummasa, kā arī C_{ORG} un N_{TOT} saturs. Lielākā O horizonta masa sausieņu mežos Latvijā ir bagātīgākajos skujkoku mežos (mētrājā, lānā, damaksnī), bet mazāka tā ir sila un gāršas mežos (1.1. tabula). Minerālaugšnes virskārtas tilpummasa ir maz mainīga. Sila, mētrāja un lāna meža augšanas apstākļu tipa augsnēs vidējā augsnes tilpummasa ir no 0,97 līdz 1,61 g cm⁻¹, bet damakšņa, vēra un gāršas meža augšanas apstākļu tipa augsnēs augsnes tilpummasa nepārsniedz 0,89 g cm⁻¹ (1.1. tabula).

Pētīto sausieņu mežu augsnes virskārtā organiskā oglekļa C_{ORG} krāja svārstās no 10,2 t ha⁻¹ nabadzīgās sila meža augšanas apstākļu tipa augsnēs līdz pat 117,9 t ha⁻¹ damakšņa meža augšanas apstākļu tipa augsnēs. Zemākā kopējā slāpekļa N_{TOT} krāja meža augšņu virskārtā ir sila meža augšanas apstākļu tipa augsnēs. Priežu sila mežā Lejasciema apkārtnē augsnes virskārtā ir uzkrājušās 0,35 t N_{TOT} ha⁻¹. Ar slāpekli bagātākas ir vēra un gāršas meža augšanas apstākļu tipa augsnes, kur, piemēram, bērzu vēri kopējā slāpekļa saturs augsnes virskārtā sasniedz pat 18,1 t ha⁻¹, bet ozolu gāršā, kurā aug arī bērzi, oši un melnalkšņi, N_{TOT} krāja augsnes virskārtā ir 11,9 t ha⁻¹.

Salīdzinot vidējo C_{ORG} krāju dažādu sausieņu mežu augsnes virskārtā, redzams, ka vismazākā vidējā C_{ORG} krāja ir sila mežu augsnes virskārtā: no 10,1 līdz 25,5 t ha⁻¹ (1.9. attēls). Mētrāja un lāna meža augšanas tipa augsnes virskārtā C_{ORG} krāja sasniedz 35,6 un 38,9 t ha⁻¹ (1.3. attēls).



1.9. attēls. Organiskā oglekļa krāja augsnes virskārtā dažādu sausieņu mežos Latvijā
Apzīmējumi: balts – organiskā oglekļa krāja O horizontā; pelēks – organiskā oglekļa krāja A (AE, EA) horizontā

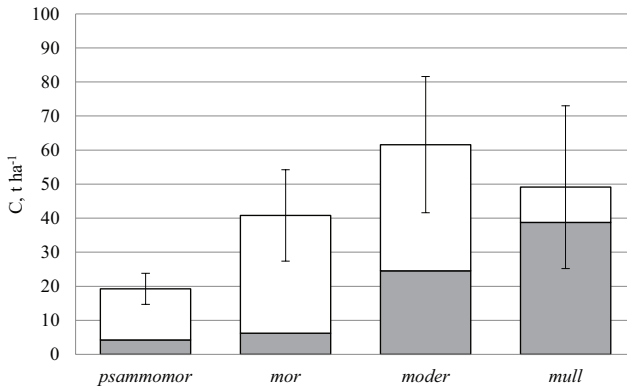
Figure 1.9. C_{ORG} Stock and Distribution in Topsoil in Different Types of Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia

Key: in white – C_{ORG} stock in O horizon; in grey – C_{ORG} stock in A (AE, EA) horizon

Visaugstākā vidējā C_{ORG} krāja ir damakšņa meža augsnes virskārtā, un tur ir arī vislielākā krājas mainība salīdzinājumā ar citu parauglaukumu augsnēm: priedes un ozola damakšņa *mull* humusa formas augsnē C_{ORG} krāja ir 28,5 t ha⁻¹, bet priežu damakšņi *mor* formas humusa augsnē C_{ORG} krāja sasniedz 117,9 t ha⁻¹. Vēra meža augšanas apstākļu augsnes virskārtas vidējā C_{ORG} krāja ir 64,2 t ha⁻¹, bet gāršas mežos vidējā C_{ORG} krāja augsnes virskārtā ir 36,5 t ha⁻¹. Statistiski būtiski ($p < 0,05$) zemāka vidējā C_{ORG} krāja ir sila meža augšanas apstākļu tipa augsnes virskārtā salīdzinājumā ar mētrāja, lāna, damakšņa un vēra meža augsnes virskārtu. Pētījumā arī tika konstatēts, ka C_{ORG} krāja augsnes virskārtā (O un A horizontā) statistiski būtiski ($p < 0,05$) atšķiras arī mētrāja un vēri.

Analizējot vidējo C_{ORG} krāju dažādu humusa formu augsnes virskārtā (1.10. attēls), statistiski būtiski ($p < 0,05$) zemāka C_{ORG} krāja konstatēta *psammomor* humusa formas augsnes virskārtā salīdzinājumā ar *mor*, *moder* un *mull* humusa formas augsnes virskārtu. Vidējā C_{ORG} krāja *psammomor* humusa formas augsnes O un EA horizontā sasniedz 19,3 t ha⁻¹, *mor* humusa formas augsnes virskārtā 40,8 t ha⁻¹, *moder* humusa formas augsnē 61,6 t ha⁻¹ un *mull* humusa formas augsnē 49,1 t ha⁻¹ (1.10. attēls).

Būtiskas atšķirības starp humusa formām veido arī organiskā oglekļa piesaistes mehānismi. *Psammomor* un *mor* humusa formas augsnēs nozīmīgākā C_{ORG} krājas daļa tiek uzkrāta O horizontā (*psammomor* – 78,9%, *mor* – 84,6% no kopējās C_{ORG} krājas augsnes virskārtā). *Moder* humusa formas O horizonts satur 60,9% no kopējās C_{ORG} krājas. *Mull* humusa formas augsnē nozīmīgākā C_{ORG} krājas daļa uzkrājas trūdvielu akumulācijas (A) horizontā, kur tā vidēji sasniedz 38,8 t ha⁻¹ (80,4% no kopējās C_{ORG} krājas), un tā ir arī statistiski būtiski augstāka krāja nekā *psammomor*, *mor* un *moder* tipa humusā (1.10. attēls).

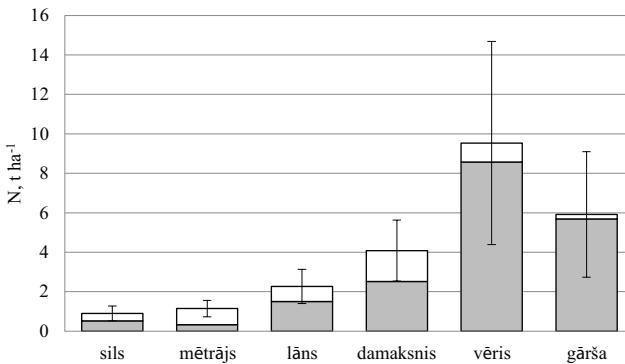


1.10. attēls Organiskā oglekļa krāja augsnes virskārtā dažādu humusa formu augsnēs Latvijā
Apzīmējumi: balts – organiskā oglekļa krāja O horizontā; pelēks – organiskā oglekļa krāja A (AE, EA) horizontā

Figure 1.10. C_{ORG} Stock and Distribution in Topsoil in Different Humus Form Soils in Latvia
Key: in white – C_{ORG} stock in O horizon; in grey – C_{ORG} stock in A (AE, EA) horizon

Dažādu sausieņu mežu augšas apstākļu tipu augsnēs vairāk atšķiras kopējā slāpekļa N_{TOT} krāja. Sila un mētrāja mežos N_{TOT} krāja augsnes virskārtā ir no 0,35 līdz 1,59 t ha⁻¹. Lāna augšanas apstākļu tipa mežos vidējā N_{TOT} krāja augsnes virskārtā ir 2,27 t ha⁻¹, damakšņa meža augsnēs – 2,52 t ha⁻¹. Vēra un gārša mežos ir ar slāpekli bagātākās augsnēs, to O un A horizontā vidēji uzkrājas 9,53 un 5,92 t N_{TOT} ha⁻¹ (1.11. attēls).

Pēc kopējā slāpekļa krājas augsnes virskārtā būtiskas atšķirības ($p < 0,05$) pastāv starp sila meža augsnēm un lāna, damakšņa, vēra, kā arī gārša meža augšanas apstākļu tipa augsnēm. N_{TOT} krājas ziņā statistiski būtiskas ($p < 0,05$) savstarpējās atšķirības augsnes virskārtā konstatētas starp mētrāju un damakšni, mētrāju un vēri, lānu un vēri.



1.11. attēls. Kopējā slāpekļa krāja augsnes virskārtā dažādu sausieņu mežos Latvijā
Apzīmējumi: balts – kopējā slāpekļa krāja masa O horizontā; pelēks – kopējā slāpekļa krāja
A (AE, EA) horizontā

Figure 1.11. N_{TOT} Stock and Distribution in Topsoil in Different Types of Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia

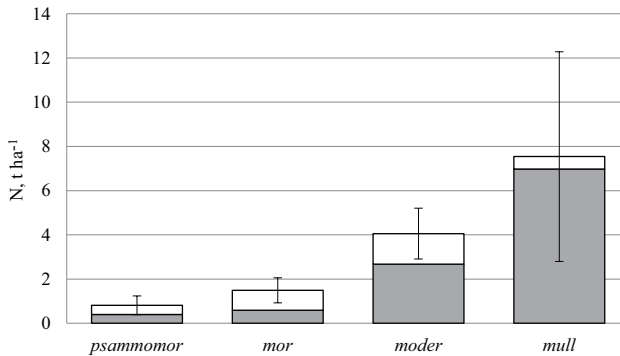
Key: in white – N_{TOT} stock in O horizon; in grey – N_{TOT} stock in A (AE, EA) horizon

Savstarpēji salīdzinot humusa formas pēc kopējā slāpekļa krājas augsnes virskārtā, tika konstatētas būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības visām humusa formām:

- *psammomor* humusa formas augsnes atšķiras no *mor*, *moder*, *mull* humusa formas augsnēm pēc kopējās N_{TOT} krājas augsnes virskārtā; no *mor* humusa formas augsnēm – pēc N_{TOT} krājas O horizontā; no *moder* un *mull* – pēc N_{TOT} krājas minerālaugsnē;
- *mor* humusa formas augsnes atšķiras no *moder*, *mull* humusa formas augsnēm pēc kopējās N_{TOT} krājas; no *mull* humusa formas augsnes – pēc N_{TOT} krājas minerālaugsnes virskārtā;
- *moder* humusa formas augsnes no *mull* humusa formas augsnēm atšķiras pēc kopējās N_{TOT} krājas un N_{TOT} krājas minerālaugsnes virskārtā.

Atšķirībā no organiskā oglekļa uzkrāšanās O horizontam ir mazāka nozīme kopējā slāpekļa uzkrāšanai meža augšņu virskārtā. Augsnēs O horizontā uzkrājas tikai 54,9% no kopējās *psammomor* humusa formas augsnes virskārtas N_{TOT} krājas, 65,1% no *mor*

humusa formas krājas, 34,3% no *moder* humusa formas krājas un tikai 11,6% no *mull* humusa formas augsnes virskārtas N_{TOT} krājas (1.12. attēls).



1.12. attēls. Kopējā slāpekļa krāja augsnes virskārtā dažādu humusa formu augsnēs Latvijā
Apzīmējumi: balts – kopējā slāpekļa krāja O horizontā; pelēks – kopējā slāpekļa krāja
A (AE, EA) horizontā

Figure 1.12. N_{TOT} Stock and Distribution in Topsoil in Different Humus Form Soils in Latvia
Key: in white – N_{TOT} stock in O horizon; in grey – N_{TOT} stock in A (AE, EA) horizon

1.4. Diskusija

1.4.1. Humusa formu izplatība un klasificēšana sausieņu mežu augsnēs Latvijā

Latvijas sausieņu mežos atbilstoši *ERB* (Zanella et al., 2011b) klasifikācijai sastopama *mor*, *moder* un *mull* humusa forma, kā arī nabadzīgākos mežos nepilnīgi izveidojusies *psammomor* humusa forma. *ERB* humusa formu klasifikācijas sistēmas izmantošanas galvenās neskaidrības ir saistītas ar minerālaugsnes pH_{H_2O} vērtībām *psammomor* un *mor* humusa formas augsnēs. Sila apstākļos Latvijā minerālaugsnes virskārtas pH_{H_2O} pārsniedz noteikto robežvērtību $pH_{H_2O} < 4,5$ (Zanella et al., 2011b) par 0,1–0,4 vienībām (1.1. tabula). Latvijas apstākļos sila mežu izplatība ir saistīta ar eolajiem nogulumiem (Kasparinskis, 2012), un tas liek domāt, ka augsnes, līdz ar to arī humusa, reakciju var ietekmēt jūras aerosoli, kas izmaina katjonu apmaiņas līdzsvaru augsnē (Norton & Vesely, 2005).

Meža augšanas apstākļu tiptiem ir liela nozīme meža humusa formu telpiskajā izplatībā. Latvijas apstākļos *psammomor* humusa forma vairāk sastopama sila meža augšanas apstākļu tipā, *mor* humusa forma ir saistīta ar mētrāja un lāna mežiem, bet *mull* humusa formu izplatību nosaka vēra un gāršas mežu apgabali. Otrs nozīmīgs faktors humusa formu izplatībai ir teritorijas ģeoloģiskie nogulumi. Šajā ziņā *psammomor* humusa formas izplatība ir cieši saistīta ar jūras ģenēzes nogulumiem, bet *mull* humusa forma veidojas augsnēs uz brīvos karbonātus saturošiem glacigēnajiem nogulumiem.

Šie rezultāti sakrīt ar R. Kolli un I. Tamma (Kolli & Tamm, 2013) veiktajiem pētījumiem Igaunijā, kuros konstatēta līdzīga sakarība starp augsnes humusa formu un meža augšanas apstākļiem. Latvijā un Igaunijā nepilnīgi izveidojusies humusa forma sastopama sila mežos, *mor* humusa formas veidošanās saistīta ar mētrāja meža augšanas apstākļu tipu, bet *mull* humusa forma saistīta ar gāršas mežiem. Tāpat kā promocijas darbā, arī pētījumā Igaunijā konstatēts, ka *moder* kā pārejas humusa forma sastopama gan vēra, gan lāna mežos.

Mazāka nozīme humusa formu telpiskajā izplatībā ir kokaudzes dominējošajai koku sugai. Var teikt, ka augsnes *mull* humusa forma neveidojas priežu mežaudzēs. Lapkoku mežaudzēs maz ticama ir *psammomor* vai *mor* humusa formas izveidošanās. Lidzīgi secinājumi, ka humusa attīstību nozīmīgi ietekmē nevis konkrēta koku suga, bet gan skujkoku un lapkoku īpatsvars, ir izteikti pētījumos gan par boreālo mežu tipiēm (Kolli & Tamm, 2013; Vesterdal et al., 2008; Labaz et al., 2014), gan par subtropu mežiem (Andreetta et al., 2016). Skujkoku nobirās ir zemāka apmaiņas kalcija koncentrācija nekā lapu koku nobirās, un tas ir būtisks ierobežojošs faktors augsnes slietu darbībai, līdz ar to arī nobiru aprites ātruma izmaiņām (Reich et al., 2005; Andreetta et al., 2016).

Promocijas darba rezultāti, kā arī Raimonda Kasparinska (Kasparinskis, 2012) pētījumi liecina, ka ģeoloģiskie apstākļi Latvijas mežos ir nozīmīgs abiotiskais faktors, kas nosaka ekosistēmas augsnē pieejamo barības elementu daudzumu un augsnes reakciju, līdz ar to arī dažādu humusa formu veidošanos. Pie līdzīgiem secinājumiem, ka ģeoloģiskajiem nogulumiem ir nozīme humusa formu telpiskajā izplatībā, ir nonākuši arī zinātnieki Francijā (Ponge et al., 2011). Viņi konstatēja, ka ar apmaiņas bāzēm nabadzīgs cilmiezis nosaka *mor* humusa formas izplatību, bet bāzisks cilmiezis nosaka *mull* humusa formas izplatību. Teritorijās, kur augsnes ir veidojušās uz cilmiežiem, kas ir bagātīgi ar apmaiņas bāzēm, augu nobiras satur kalciju (Ponge et al., 1999).

Lielā humusa formu mainība, it īpaši lāna, damakšņa un vēra mežos, liek domāt, ka humusa formu veidošanās ir kompleks process, un tā pilnvērtīgākai skaidrošanai ir nepieciešams detālāks, precīzāks skats uz humusa formu raksturojošām morfoloģiskajām, fizikālajām un ķīmiskajām īpašībām. Tālākos humusa formu pētījumos humusa profils būtu jāklasificē atbilstoši *ERB* otrā līmeņa (piemēram, *eumull*, *mesomull* u. c.) humusa formu apakštipiem (Zanella et al., 2011a).

1.4.2. Humusa formu ķīmiskās īpašības sausieņu mežu augsnēs Latvijā

Latvijas sausieņu mežu augsnēs, tāpat kā citviet Eiropā (De Vos et al., 2015), C_{ORG} saturs nobiru O horizontā svārstās robežās no 21,7 līdz 46,7%, bet statistiski būtiskas atšķirības, tāpat kā pētījumos Polijā (Labaz et al., 2014), ir *mull* humusa formā salīdzinājumā ar *mor* un *moder* humusa formas augsnēm. Ozola *Quercus robur* audžu parauglūkumu augsnēs C_{ORG} saturs ir zemāks par 20%. Šāds organiskā oglekļa saturs, iespējams, ir saistīts ar metodiskām grūtībām nodalīt augsnes organisko horizontu (O) no augsnes minerālās daļas, jo augsnes dzīvnieku darbības rezultātā šie horizonti bieži ir samaisīti. Citos Eiropā veiktajos pētījumos šādas būtiskas atšķirības C_{ORG} saturā ozolu un skujkoku mežu nobiru horizontos netika konstatētas (Vesterdal, 1999; Remy et al., 2016). Kopumā vidējais C_{ORG} saturs O horizontā *psammomor*, *mor* un *moder* humusa formas augsnēs Latvijā (1.6. tabula) neatšķiras no citu pētnieku (De Vos et al., 2015) aprēķinātā Eiropas mežu augsņu

vidējā C_{ORG} saturs – 37,1%. Tas atbilst arī *BioSoil* meža augšņu izpētes projekta rezultātiem, kur vidējais C_{ORG} saturs Latvijas mežu augsnes O horizontā tika noteikts 38,6% (Bārdule u. c., 2009).

Zemākais kopējā slāpekļa N_{TOT} saturs augsnes O horizontā ir nabadzīgākajās priežu audzēs, kurās izveidojusies *psammomor* un *mor* humusa forma. *Psammomor* un *mor* humusa formas augšņu N_{TOT} saturs O horizontā mainās no 0,74% Irbes apkārtnes mežos līdz 1,41% Pierīgas mežos. Promocijas darba rezultāti salīdzinājumā ar citiem pētījumiem uzrāda nedaudz zemāku N_{TOT} saturu augsnes O horizontā. Pētījumos Latvijā un Eiropā N_{TOT} saturs priežu mežu augsnes O horizontā ir no 1,07 līdz 1,54% (Tērauda, 2008; Bārdule u. c., 2009; Korhonen et al., 2013). Pētījumā konstatētais *moder* un *mull* humusa formas augšņu N_{TOT} saturs O horizontā ir augstāks, tas vidēji sasniedz 1,21 un 1,73% (1.6. tabula). Šādi rezultāti skaidrojami ar egļu un lapu koku dominanci damakšņa, vēra un gāršas tipa mežos. Egļu un lapu koku mežos nobirām ir raksturīgs augstāks slāpekļa saturs (Bārdule u. c., 2009; Remy et al., 2016).

Nobiru C_{ORG} un N_{TOT} saturs atšķirības nosaka C/N attiecību humusa O horizontā. Analizējot sausieņu mežu augsnes O horizonta C/N attiecības vērtības, statistiski būtiski zemāka C/N attiecība O horizontā nekā *psammomor*, *mor* un *moder* humusa formas augsnēm ir konstatēta tikai *mull* humusa formas augsnēs (1.8. tabula). *Mull* humusa formas augšņu O horizonta C/N attiecība (1.6. tabula) ir *ERB* klasifikatora noteiktajās robežās ($C/N_{\text{mull}} < 30$) (Zanella et al., 2011b). Promocijas darbā pētītajās meža augsnēs, kurās ir izveidojusies *psammomor* humusa forma, C/N attiecība ir augstāka par 40, un tas atbilst *ERB* klasifikatorā noteiktajām vērtībām. Augsnēs ar *mor* humusa formu vidējā C/N attiecība (37,8) O horizontā ir zemāka par *ERB* humusa klasifikatorā noteikto $C/N > 40$ robežvērtību (Zanella et al., 2011b). Zemāka vidējā C/N attiecība *mor* humusa formas meža augšņu O horizontā, iespējams, ir skaidrojama ar paaugstinātu slāpekļa saturu Pierīgas mežos, tas radies antropogēnās darbības rezultātā. Meža augsnēs, kurās izveidojusies *moder* humusa forma, O horizonta vidējā C/N attiecība (30,4) ir augstāka par 30 un atbilst *ERB* humusa klasifikatorā noteiktajām robežām (1.3.6. tabula) (Zanella et al., 2011b). Tomēr, atsevišķi aplūkojot damakšņa un vēra meža tipu parauglukumus augsnes, vidējā C/N attiecība *moder* humusa formas augsnes O horizontā ir 27,3 un 28,7.

C/N attiecības vērtību mainība dažādu humusa formu O horizontā aprakstīta arī citos pētījumos Eiropā. Piemēram, *mor* humusa formas augsnes O horizonta C/N attiecība Sudetu kalnos Polijā ir no 33 līdz 36, bet *moder* – no 26 līdz 27 (Labaz et al., 2014). Arī pētījumos Igaunijā *moder* humusa formas augsnes O horizonta C/N attiecība vērī ir zem 20 (Kolli & Tamm, 2013). Šie rezultāti liek domāt – lai arī nobiras ir piemērotas ātrākai mineralizācijai, Latvijā un arī jau pieminētajos reģionos humusa formas veidošanās ietekmē klimats (Bayranvand et al., 2017; Ponge et al., 2011), kas atšķirībā no klasifikatora izzrādes apgabala ir vēsāks.

Organiskā oglekļa saturs humusa formas minerālaugsnes virskārtā korelē ar kopējā slāpekļa saturu humusa formas minerālaugsnes virskārtā (1.9. tabula). C_{ORG} un N_{TOT} saturs humusa formas minerālaugsnes virskārtā atkarīgs no augsnes veidošanās un organisko vielu ieneses procesiem. Vidējais C_{ORG} saturs *psammomor* un *mor* humusa formas augsnes minerālajā daļā ir zemāks par 1%, bet *moder* un *mull* humusa formas augsnes minerālajā daļā tas pārsniedz 2,5% (1.6. tabula). Šādas statistiski būtiskas atšķirības (1.8. tabula) starp *psammomor*, *mor* un *moder*, *mull* humusa formas augsnēm skaidrojamas ar intensīvu

podzolēšanās procesu un E (EA, AE) horizonta izveidošanos *psammomor* un *mor* humusa formas augsnēs. Augsnes organiskās vielas, tostarp arī organiskais ogleklis, ieskaļojas augsnes dziļākajos slāņos (Grand & Lavkulich, 2011; Jernberg, 2011; Freyeroņa & Šefrņa, 2011). Atsevišķos pētījumos konstatēts, ka C_{ORG} saturs augsnes E horizontā var būt tikai 0,12% (Freyeroņa & Šefrņa, 2011). *Moder* un *mull* humusa formas minerālaugsnes virskārtā veidojas Ah (retāk EA) horizonts. Zemākais C_{ORG} saturs *moder* humusa formas minerālaugsnes virskārtā ir priežu lāna mežos, kur tas vidēji sasniedz 1,36% (1.6. tabula). Egļu vēra *moder* humusa formas augsnes Ah horizontā vidējais C_{ORG} saturs ir 4,4%, bet atsevišķās ozolu un bērzu mistraudzēs C_{ORG} saturs *mull* humusa formas augsnes Ah horizontā sasniedz pat 5,8%. Promocijas darbā pētīto meža augšņu C_{ORG} saturs Ah horizontā būtiski neatšķiras no citviet Eiropā pētījumos noteiktā organiskā oglekļa satura Ah horizontā. Piemēram, Dānijā C_{ORG} saturs minerālaugsnes virskārtā egļu mežos ir no 2,8 līdz 4,4% (Vesterdal, 1999; Vesterdal et al., 2008), bet ozolu mežos sasniedz 4,3% (Vesterdal et al., 2008).

Tāpat kā C_{ORG} un N_{TOT} saturs, arī augsnes humusvielu saturs (C_{HV}) minerālaugsnē palielinās šādā secībā: *psammomor* < *mor* < *moder* < *mull*. *Psammomor* humusa formas minerālaugsnes virskārtā vidējais C_{HV} saturs ir 0,44%, bet *mull* humusa formas augšņu Ah horizontā vidējais C_{HV} ir 1,11% (1.7. tabula). Nozīmīgākās atšķirības starp dažādu humusa formu augsnēm veido humusvielu īpatsvars organisko vielu sastāvā – $C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$ attiecība. *Mor* humusa formas augsnes E (EA) horizontā humusvielās esošais ogleklis veido ne mazāk kā 70% no kopējā C_{ORG} satura. *Moder* un *mull* humusa Ah (AE) horizontā humusvielu īpatsvars ir būtiski mazāks, $C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$ attiecība ir mazāka par 65% (1.7. tabula; 1.8. tabula). Šie rezultāti ir skaidrojami ar augsnes faunas atšķirībām. *Psammomor* un *mor* humusa formas augsnēs slieku un citu augsnes dzīvnieku aktivitāte ir zema, tādēļ no O horizonta minerālaugsnē nonāk tikai organisko vielu šķīstošās frakcijas (Qualls et al., 2003; Cerli et al., 2008). *Mull* humusa formas augsnēs aktīvās slieku darbības un barošanās dēļ Ah horizontā mehāniski nonāk arī nehumificētas organiskās vielas (Muscolo et al., 2009).

Augsnes humusvielu sastāvā esošo humīnskābju un fulvoskābju saturs, kā arī to savstarpējā attiecība $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ ir ļoti mainīga. Promocijas darbā noteiktās $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ attiecības vērtības neuzrāda būtiskas atšķirības starp dažādu humusa formu augsnēm. Tomēr jāatzīmē, ka *mor* humusa formas minerālaugsnes virskārtā raksturīga fulvoskābju dominance pār humīnskābēm ($C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}} < 0,51$), *moder* humusa augsnēs šīs humusvielu frakcijas ir līdzsvarā, bet *mull* humusa formas augsnes Ah horizontā dominē humīnskābes ($C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}} > 1,0$) (1.7. tabula). Augsts fulvoskābju frakcijas īpatsvars *mor* humusa formas augsnēs skaidrojams ar lēno vielu apriti, kas *mor* humusa formas veidošanās apstākļos var būt pat līdz 7 gadus ilga (Zanella et al., 2011b). Šāds process, kurā nobiras iziet pakāpenisku, pilnu humifikācijas procesu, veicina šķīstošu organisko savienojumu veidošanos (Froberg et al., 2005; Kalbitz et al., 2006). Augsts fulvoskābju īpatsvars *mor* humusa formas augsnēs saistīts arī ar skujkoku nobiru, īpaši priežu skuju, dominanci, to sadalīšanās rezultātā vidē nonāk fulvoskābes (Qualls et al., 2003; Vaičys et al., 1996). Augsts humīnskābju īpatsvars *mull* humusa formas augsnēs skaidrojams ar efektīvāku humifikācijas procesu lapu koku nobirās (Zech & Kogel-Knabner, 1994), kā arī humīnskābju stabilizāciju organominerālo kompleksu veidā (Piccolo, 1996).

Atšķirīgie vides apstākļi sausu mežos un dažādu humusa formu veidošanās ietekmē gan humusvielu saturu, gan arī humīnskābju un fulvoskābju attiecību minerālaugsnes

virskārtā. Tomēr šie apstākļi neietekmē no minerālaugsnes izdalīto humusvielu humifikācijas pakāpi. Promocijas darbā pētīto dažādu humusa formu augsnēm netika noteiktas būtiskas atšķirības pēc augsnes humusvielu humifikācijas pakāpes (1.7. un 1.8. tabulas). Šie rezultāti vedina domāt, ka sausieņu mežu humusvielas raksturo līdzīgi humifikācijas procesu ietekmējoši faktori un apstākļi: mitruma režīms, augstāko augu organiskais materiāls, skābekļa klātbūtne un mikroorganismi (MacCarthy, 2001).

1.4.3. Humusa formu organiskā oglekļa un kopējā slāpekļa krāja sausieņu mežos Latvijā

Organiskajām vielām bagātākajā augsnes daļā – O horizontā un minerālaugsnes virskārtā – organiskā oglekļa un slāpekļa krāja ir atkarīga no C_{ORG} un N_{TOT} satūra, nobiru masas un minerālo horizontu tilpummasas. Eiropas mežos vidējais nobiru svars sasniedz $41,2 \text{ t ha}^{-1}$, OL nobiru masa sasniedz vidēji $7,9 \text{ t ha}^{-1}$, OF – $28,2 \text{ t ha}^{-1}$, bet OFH horizonta masa sasniedz $71,3 \text{ t ha}^{-1}$ (De Vos et al., 2015). Atsevišķos gadījumos nobiru horizonta masa var sasniegt pat līdz 400 t ha^{-1} (De Vos et al., 2015).

Promocijas darbā noteiktā O horizonta masa lāna un mētrāja augšanas tipa mežos (1.1. tabula) atbilst vidējai OFH horizontu masai Eiropas mežos (De Vos et al., 2015). Ozola *Quercus robur* gāršas mežu *mull* humusa formas augšņu OL masa ir vidēji par 3 t ha^{-1} augstāka nekā aprēķinātā vidējā OL masa Eiropas mežos. Vislielākās nobiru horizonta masas atšķirības ir damakšņa un vēra augšanas apstākļu tipa mežu *moder* humusa formas augsnēm. Salīdzinājumā ar Eiropas vidējo OFH masu (De Vos et al., 2015) nobiru masa $117,1\text{--}139,1 \text{ t ha}^{-1}$ damakšņa un vēra mežu *moder* humusa formas augsnēs ir pat divas reizes augstāka. Šādas atšķirības, iespējams, saistītas ar Latvijas klimatiskajiem apstākļiem, kuriem raksturīga nokrišņu dominānce pār iztvaikošanu, kas kavē organiskā materiāla sadalīšanos.

Humusa formu minerālās daļas (A, E horizonta) tilpummasa ir mazāk mainīga (1.1. tabula). Promocijas darbā damakšņa, vēra un gāršas mežu parauglaukumu minerālaugsnes virskārtas tilpummasa ($0,86\text{--}0,89 \text{ g cm}^{-3}$) ir nedaudz zemāka par Latvijas vidējo meža augšņu tilpummasu $0\text{--}10 \text{ cm}$ slānī ($0,91 \text{ g cm}^{-3}$) (Bārdule u. c., 2009). Sila, mētrāja un lāna augšanas apstākļu tipa meža augšņu E (EA) horizonta tilpummasa ($0,97\text{--}1,16 \text{ cm}^{-3}$) atbilst vidēji Eiropas meža augšņu tilpummasai $1,04 \text{ cm}^{-3}$ $0\text{--}10 \text{ cm}$ slānī (De Vos et al., 2015).

Promocijas darbā noteiktā kopējā organiskā oglekļa krāja meža augšņu O horizontā un minerālaugsnes virskārtā atšķiras gan dažādu meža augšanas apstākļu tipu augsnēm (1.9. attēls), gan dažādu humusa formu augsnēm (1.10. attēls). Būtiskas atšķirības starp dažādu humusa formu augsnēm ir gan pēc C_{ORG} krājas O horizontā, gan pēc kopējās C_{ORG} krājas. Šie pētījuma rezultāti apliecina, ka humusa forma ir nozīmīgs faktors C_{ORG} krājas aprēķināšanai un prognozēšanai. Pie līdzīgiem secinājumiem ir nonākuši arī citi Eiropas zinātnieki, kuri noteica, ka O horizonta C_{ORG} krājas nozīmīgākais faktors ir humusa forma (relatīvā nozīme $26,6\%$), bet meža tipam ir maza nozīme meža O horizonta C_{ORG} krājas prognozēšanā (tikai $0,4\%$) (De Vos et al., 2015).

Arī C_{ORG} krāja minerālaugsnes virskārtā atkarīga no humusa formas, mazāka nozīme ir meža tipam, bet vislielākā nozīme ir *WRB* augšņu grupai (De Vos et al., 2015). Promocijas darbā noteiktās dažādu meža augšanas apstākļu tipu augšņu atšķirības, kuru

pamatā ir būtiski atšķirīga C_{ORG} krāja augsnes virskārtā (1.9. attēls), liecina, ka sausieņu meža augšanas apstākļu tips ir nozīmīgs faktors, kas ietekmē organiskā oglekļa krāju.

Vidējā C_{ORG} krāja Latvijas meža augsnēs O horizontā (aprēķinā tika ņemtas vērā arī organiskās augsnes) sasniedz $52,1 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$, bet 0–20 cm slāni – $252,3 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$ (Bārdule u. c., 2009). Promocijas darba rezultāti rāda (1.3. attēls), ka organiskā oglekļa krāja sausieņu mežu augsnes virskārtā ir zemāka salīdzinājumā ar visu Latvijas mežu O horizontā un minerālaugsnes virskārtā uzkrāto vidējo organiskā oglekļa krāju.

Pētījuma etalonteritoriju augsnēs noteiktā kopējā C_{ORG} krāja dažādu humusa formu O horizontā un minerālaugsnes virskārtā ir gan augstāka, gan zemāka nekā sausieņu mežos citviet Eiropā. Piemēram, pētījumos Igaunijā *mor* humusa formas augšņu C_{ORG} krāja variē no 18 līdz $20 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$ (Kolli & Tamm, 2013), un tas ir vidēji divas reizes mazāk par promocijas darbā noteikto C_{ORG} krāju *mor* humusa formas augsnēs (1.3. attēls). Šādas atšķirības varētu būt skaidrojamas ar dažāda līmeņa humusa formu klasificēšanu. Promocijas darbā humusa formas tika klasificētas pēc *ERB* sistēmas pirmā līmeņa klasifikācijas, kurā netika izdalītas humusa apakšformas. Pētījumos Igaunijā atbilstoši Igaunijas humusa slāņa klasifikācijas sistēmai humusa formas iedalītas pamatformās un pārejas formās. Igaunijā *mor* humusa formas augsnes satur $10\text{--}18 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$, bet pārejas *moder-mor* humusa formas augsnēs, kas izplatītas lāna mežos, C_{ORG} krāja sasniedz $35\text{--}38 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$ (Kolli & Tamm, 2013).

Mor un *moder* humusa formas augsnēm raksturīga organiskā oglekļa uzkrāšanās O horizontā, kur vidēji uzkrājas $34,6$ un $37,1 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$ (1.3. attēls). Latvijā C_{ORG} krāja augsnes O horizontā ir būtiski augstāka nekā vidējā C_{ORG} krāja Eiropas mežu augsnēs. *Mor* un *moder* humusa formas augšņu O horizonta C_{ORG} krāja ir attiecīgi $19,1$ un $22,5 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$ (De Vos et al., 2015). Šādas atšķirības, iespējams, ir skaidrojamas ar salīdzinoši vēsāku klimatu Latvijā, tas sekmē nobiru uzkrāšanos. Arī augstais skujkoku īpatsvars (1.1. tabula) Latvijas mežos var sekmēt organiskā oglekļa uzkrāšanos O horizontā, jo atsevišķos pētījumos Eiropā konstatēta C_{ORG} krāja egļu un priežu meža augšņu O horizontā pārsniedz $30 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$ (Cerli et al., 2008; Remy et al., 2016).

Mull humusa formas augsnēm raksturīga organiskā oglekļa uzkrāšanās minerālaugsnes virsējā slānī. Promocijas darba rezultāti tāpat kā citi pētījumi Eiropā liecina, ka *mull* humusa minerālajā daļā Ah horizontā uzkrājas no 64 līdz pat 96% no kopējās C_{ORG} krājas (Kolli & Tamm, 2013; Vesterdal et al., 2012; Vesterdal et al., 2013; Remy et al., 2016). Vidēji 70% uzkrājas damakšņā un vēra *mull* humusa formas augšņu Ah horizontā, bet gāršas augšanas apstākļu tipa mežos Ah horizonts satur vidēji 95% no kopējās O un Ah horizonta C_{ORG} krājas. Vidējā O horizontā uzkrātā oglekļa krāja *mull* humusa formas augsnēs sasniedz $10,3 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$, kas nedaudz pārsniedz vidējo krāju $8,0 \text{ t } C_{\text{ORG}} \text{ ha}^{-1}$ Eiropas mežu *mull* humusa formas augšņu O horizontā (De Vos et al., 2015).

Augsnes kopējā slāpekļa uzkrāšanās procesos O horizontam ir mazāka nozīme. Tikai *mor* humusa formas augsnēs O horizontā uzkrājas vairāk nekā 50% no kopējās O un A (EA) horizonta N_{TOT} krājas. Promocijas darbā noteiktā N_{TOT} krāja sausieņu mežos Latvijā ir līdzīga kopējā slāpekļa krājai sausieņu mežu augsnēs Igaunijā (Kolli & Tamm, 2013). Igaunijas mežu *psammomor* un *mor* humusa formas augsnes virskārta satur mazāk nekā $1 \text{ t } N_{\text{TOT}} \text{ ha}^{-1}$, *moder* humusa augsnes – no 4 līdz $5 \text{ t } N_{\text{TOT}} \text{ ha}^{-1}$, bet *mull* humusa augsnēs kopējā slāpekļa krāja O un Ah horizontā sasniedz $10 \text{ t } N_{\text{TOT}} \text{ ha}^{-1}$.

1.5. Kopsavilkums

Izvērtējot promocijas darba rezultātus, kopumā var secināt, ka atbilstoši *ERB* klasifikācijai (Zanella et al., 2011a) sausieņu mežos Latvijā veidojas *psammomor*, *mor*, *moder* un *mull* humusa formas augsnes. Sausieņu mežu augsnēs, kurās veidojas *psammomor* un *mor* humusa forma, augsnes reakcija $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ir vidēji par 0,2 augstāka nekā *ERB* humusa klasifikatorā minētā humusa izdališanai noteiktā augsnes rekācijas robežvērtība $< 4,5$ *mor* (Zanella et al., 2011a).

Promocijas darbā veiktā humusa formu un vides faktoru analīze, līdzīgi kā pētījumi Igaunijā (Kolli & Tamm, 2013), parāda meža augšanas apstākļu tipu nozīmi augsnes humusa formas attīstībā. Ģeneralizēto lineāro modeļu rezultāti parāda, ka nabadzīgākajās parastās priedes sila smilts augsnēs Latvijā attīstās *psammomor* humusa forma, mētrāja un lāna augšanas apstākļu tipa priežu mežos augsnē veidojas *mor* humusa forma. Ozola gāršas meža augsnēs attīstās *mull* humusa forma. Vēra un damakšņa tipa meži Latvijā, kur augsnēs veidojas gan *moder*, gan *mull* humusa forma, apliecina, ka atsevišķos gadījumos humusa formu veidošanās ietekmē arī lapkoku un skujkoku savstarpējā attiecība (Kolli & Tamm, 2013; Vesterdal et al., 2008; Labaz et al., 2014) un augsnes cilmiezis (Kasparinskis, 2012).

Meža ekosistēmu atšķirīgā vielu aprīte rezultējas arī atšķirīgā akumulētā organiskā oglekļa un kopējā slāpekļa krājā. Augsnes humusa formu lielo nozīmi organiskā oglekļa uzkrāšanā (Ponge et al., 2002; De Vos et al., 2015) apstiprina arī promocijas darba rezultāti. Būtiski zemāka organiskā oglekļa krāja ir *psammomor* humusa formas augsnes virskārtā, bet visaugstākā organiskā oglekļa krāja ir *moder* humusa formas augsnēs. Būtiskas atšķirības starp dažādu humusa formu augsnēm pastāv arī uzkrātā oglekļa sadalījumā: *psammomor*, *mor* un *moder* humusa formas augsnēs lielākā daļa organiskā oglekļa uzkrājas augsnes O horizontā; būtiski atšķiras *mull* humusa formas augsnes, kur augsnes A horizontā uzkrājas vairāk nekā 80% no kopējās organiskā oglekļa krājas.

Slāpekļa akumulācijas procesos augsnes virskārtā mazāka nozīme ir augsnes O horizontam. Vairāk nekā 50% no kopējās augsnes virskārtas N_{TOT} krājas O horizontā uzkrājas tikai *psammomor* un *mor* humusa formas augsnēs. *Moder* un *mull* humusa formas augsnēs būtiski lielākā daļa kopējā slāpekļa uzkrājas minerālaugsnes virskārtā, A horizontā.

Atšķirīgi meža augšanas apstākļu tipi, organisko vielu pārnese mehānismi un augsnes humusa forma nosaka atšķirības arī augsnes organisko vielu sastāvā. Dažādu humusa formu augsnes atšķiras ar minerālaugsnes virskārtā esošo humusvielu īpatsvaru pret kopējo organisko vielu saturu. *Psammomor*, *mor* humusa formas augsņu E, EA horizontā lielāko daļu organiskā oglekļa veido humusvielas. *Moder* un *mull* humusa formas augsņu A horizontā humusvielu īpatsvars attiecībā pret kopējo organisko vielu saturu ir būtiski zemāks.

Promocijas darbā veiktā minerālaugsnes virskārtas humusvielu analīze liecina, ka humusa formu veidošanās būtiski neietekmē augsnes humusvielu sastāvu un humifikācijas pakāpi. Lai arī *mull* humusa formas augsnēs humīnskābju un fulvoskābju attiecība ir augstāka, bet humifikācijas pakāpe zemāka nekā *mor* humusa formas augsnēs, tomēr šīs atšķirības dažādu humusa formu augsnēs sausieņu mežos Latvijā nav būtiskas.

2. LAUKSAIMNIECĪBAS ZEMES APMEŽOŠANAS PROCESA IETEKME UZ AUGSNES ORGANISKO MATERIĀLU

2.1. Literatūras apskats

2.1.1. Lauksaimniecības zemes apmežošanās procesi Latvijā un pasaulē

Kopš pagājušā gadsimta 50. gadiem pasaulē strauji pieaug lauksaimniecības zemes pamešana, šobrīd pārsniedzot 200 miljonus hektāru (Cramer et al., 2008). Arī Eiropā vērojama lauku neapsaimniekošana un atstāšana novārtā. Šādi procesi notiek lauksaimniecībai nepiemērotākajos un attālākajos reģionos (Antrop, 2005; Nikodemus et al., 2005; Lowicki, 2008; Palang et al., 2006). Eiropas Komisijas dati liecina, ka lauksaimniecības zemes pamešana ekonomisku, strukturālu, sociālu vai reģionālu faktoru ietekmē varētu turpināties Eiropas Savienības dienvidu valstīs, Baltijas valstīs un Somijas, Zviedrijas ziemeļu daļā (Terres et al., 2013).

Nozīmīgs faktors, kas arī ietekmē lauksaimniecības zemes platību samazināšanos, ir Kioto protokols. Pēc tā pieņemšanas aramzemes apmežošana tiek uzskatīta par piemērotu metodi atmosfēras CO₂ pieauguma mazināšanai (IPCC, 2000).

Latvijā meža platību pieaugums novērojams kopš pagājušā gadsimta 30. gadiem, un tas bija saistīts ar valsts politiku, karadarbību, kolektivizāciju un citiem faktoriem (Bells un Nikodemus, 2000; Penže 2009; Ruskule et al., 2012; Ruskule et al., 2013). Lauksaimniecības zemes aizaugšana īpaši aktuāla Latvijā kļuva pēc neatkarības atjaunošanas kolektīvās saimniekošanas sistēmas sabrukuma rezultātā. No 1935. gada līdz 21. gadsimta sākumam lauksaimniecībā izmantojamās zemes platība Latvijā ir samazinājusies par apmēram 19%, bet mežu platība ir pieaugusi par apmēram 18% (Ruskule, 2013).

21. gadsimta pirmajā pusē Latvijā realizētās agrārpolitikas dēļ daļa lauksaimniecības zemju tika apmežota. Tā 2007. gadā meži lauksaimniecības zemēs Latvijā sastādīja 5% no kopējās mežu kopplatības. Latvijā lauksaimniecības zemes apmežošana tiek veikta galvenokārt ar egli *Picea abies* (44% no apmežoto teritoriju platības), bērzu *Betula pendula* (43%), priedi *Pinus sylvestris* (9%) un apsi *Populus tremula* (4%) (Meža monitoringa dati, 2007). Papildus tam meža platība bijušajās lauksaimniecības zemēs palielinās arī dabiskās sukcesijas rezultātā. 10% kopējo mežu platību Latvijā ir izveidojušies, dabiski aizaugot pamestajām lauksaimniecības zemēm. Šajās audzēs dominē baltalkšņa *Alnus incana*, bērzu un priežu audzes (Lazdiņš, 2011).

Lauksaimniecības zemju pamešanas un neapstrādāšanas rezultātā tās tiek pakļautas ainavu ekoloģiskajai sukcesijai. Ar sukcesiju saprot izmaiņas augu sabiedrību sastāvā

un telpiskajā izplatībā. Sākotnējām zālāju sukcesijas stadijām seko krūmāju un vēlāk – meža attīstība. Dabiskās sukcesijas laikā pirmās parādās koku pioniersugas (bērzs, apse, baltalksnis u. c.), kas labi atjaunojas veģetatīvi un aug straujāk nekā pamatsugas. Tomēr šādas kokaudzes ātri noveco, un pioniersugas pakāpeniski izspiež pamatsugas (priede, egle, ozols u. c.), kas izveido relatīvi stabilas tā sauktās klimaksa fitocenozes (Bušs, 1981).

Jaunākie pētījumi Latvijā atklāj, ka atkarībā no vides apstākļiem, piemēram, augsnes, reljefa un mitruma režīma, lauka lieluma, attāluma līdz mežam, pieguļošā meža tipa u. c., aizaugšanas process mēdz izpausties ļoti dažādi. Atšķirības izpaužas gan apauguma konfigurācijā, gan sugu sastāva ziņā, gan aizaugšanas intensitātē – parasti barības vielām nabadzīgās augsnēs krūmāju un kokaugu attīstība notiek ļoti strauji, savukārt auglīgākās augsnēs process var ievērojami aizkavēties un kā pioniersuga var ieviesties arī egle (Ruskule et al., 2012).

2.1.2. Oglekļa saturs augsnē, tā izmaiņas apmežošanās un citu faktoru ietekmē

Lauksaimniecības zemes aizaugšanas gaitā būtiskas izmaiņas norisinās arī augsnē, mainās gan augsnes pH (Ritter et al., 2003; Armolaitis et al., 2007; Kasparinskis, 2012), gan augsnes mikroklimats (Butler, 2013), gan augsnes veidošanās procesi (Kasparinskis, 2012). Tāpat ļoti būtiski lauksaimniecības zemes apmežošanās rezultātā mainās arī augsnes organisko vielu saturs un sadalījums (Paul et al., 2002; Vesterdal et al., 2002; Gabour et al., 2008), un līdz ar to – arī oglekļa (C) saturs augsnē.

Ogleklis augsnē atrodas gan organisko savienojumu veidā augsnes organiskajā materiālā, gan ogļskābes sāļu veidā dažādos minerālos un iežos (Kārklīšs, 2008). Lielākajā daļā augsņu C galvenokārt atrodas augsnes organiskajās vielās, vienīgi karbonātaugsnēs būtiska daļa augsnes C atrodas neorganisku savienojumu veidā (Bajtes, 1996). Oglekļa saturs augsnes organiskajās vielās vidēji ir 58% (Bajtes, 1996).

Organiskais ogleklis (C_{ORG}) ir svarīgākais elements augsnes nozīmīgāko vielu – organisko vielu – sastāvā. Organiskās vielas augsnē palīdz veidot stabilus augsnes agregātus (Beare et al., 1994), pozitīvi ietekmē vairākas augsnes īpašības – augsnes spēju saglabāt mitrumu, ūdens infiltrēšanās pakāpi (Nikodemus u. c., 2008). Organiskās vielas augsnē nodrošina arī aizsardzību pret pārāk straujām augsnes pH izmaiņām, tās ir augsnes mikroorganismu enerģijas avots. Ja augsnē nebūtu organisko vielu, tad bioķīmiskā aktivitāte būtu niecīga (Jones et al., 2003).

Organisko vielu veidošanās procesi augsnēs ir ļoti sarežģīti un kompleksi. Organiskās vielas augsnē parasti veidojas no augu un dzīvnieku, arī mikroorganismu atliekām un vielmaiņas produktiem. To sadalīšanos ietekmē temperatūra, mitrums un augsnes īpašības (Jones et al., 2003).

Faktorus, kas ietekmē organisko vielu saturu augsnē, var iedalīt divās daļās: dabiskie faktori un antropogēnie faktori.

Svarīgākie dabiskie faktori ir:

- 1) klimats;
- 2) augsnes cilmiezis;
- 3) zemsedze un veģetācijas tips;
- 4) topogrāfija.

Antropogēnie faktori ir:

- 1) zemes lietošanas veids un lauksaimnieciskās darbības intensitāte;
- 2) zemes apsaimniekošana;
- 3) zemes un augsnes degradācija (Jones et al., 2003).

Lauksaimniecības zemē organisko vielu saturs galvenokārt ir atkarīgs no apsaimniekošanas veida un mērķa. Parasti zemākais organisko vielu, līdz ar to arī C_{ORG} saturs ir aramzemē (Whitebread et al., 1998; Grace et al., 1995). Organisko vielu samazināšanās aramzemes augsnēs parasti ir saistīta ar organisko vielu zudumu, bet tas notiek lauksaimnieciskās ražošanas rezultātā, jo liela biomasas daļa tiek izņemta no aprites (Bouwman & Leemans, 1995; Post & Kwon, 2000).

Organisko vielu satura palielināšanos aramzemēs var panākt dažādi. Viens no plašāk lietotajiem veidiem ir lauku mēslošana. Galvenie organisko vielu avoti lauksaimniecībā izmantojamā zemē tiek iegūti no augu materiāla, lauksaimniecības kultūru paliekām un dzīvnieku mēslojuma, piemēram, no lopu un putnu audzēšanas (Jones et al., 2003). Kūtsmēslu lietošana savienojumā ar neorganisko mēslojumu ilgstošā laika periodā var nodrošināt samērā stabilu C_{ORG} saturu augsnē. Savukārt neorganiskā mēslojuma lietošana bez papildu kūtsmēslu pievienošanas augsnei ilgtermiņā var izraisīt C_{ORG} satura samazināšanos (Shevtsova et al., 2003).

Mēslošanas alternatīva lauksaimniecības zemēs ir zālaugu kultivēšana. Zālaugu virszemes augu atliekas un salīdzinoši lielā sakņu masa var palielināt organisko vielu uzkrāšanos augsnē (Lipenīte un Kārklīšs, 2011). Aramzemē C ienese augsnē ar nobīrām Latvijas apstākļos ir no 1 līdz 2 t C ha⁻¹ gadā, savukārt pļāvās C ienese sasniedz 2–4,2 t C ha⁻¹ gadā (Nikodemus u. c., 2008).

Svarīgākie ārējie dabiskie faktori ir klimatiskie faktori, augsnes cilmiezis un topogrāfija. Klimatiskie apstākļi, it īpaši temperatūra un nokrišņi lietus veidā, nozīmīgi ietekmē organisko vielu saturu augsnē. Pārvietojoties no siltāka uz vēsāku klimatu, organisko vielu saturs augsnē pakāpeniski pieaug. Tas galvenokārt ir saistīts ar organisko vielu sadalīšanās ātrumu, kas siltā klimatā ir lielāks nekā vēsā klimatā (Zdruli et al., 2004).

Augsnes cilmiezis tieši neietekmē augsnes organisko vielu daudzumu, tomēr tas iespaido vairākus citus faktoros. Parasti smilšainas augsnes satur mazāk organisko vielu nekā mālainas augsnes, jo mazāks mitruma daudzums un labāka aerācija smilšainās augsnēs veicina straujāku organisko vielu oksidāciju (Jones et al., 2003). Pētījumos Anglijā un Velsā pie līdzīga secinājuma nonāca arī citi pētnieki (Verheijen et al., 2005), kuri konstatēja, ka C_{ORG} saturs daudzgadīgos zālajos un tīrumos variē atkarībā no māla satura. Augsnes cilmiezis nosaka arī augsnes reakciju, līdz ar to – arī mikrobioloģisko aktivitāti, piemēram, paaugstināta bāziska materiāla, piemēram, kaļķakmens, klātbūtne veicina organisko vielu mineralizāciju (Jones et al., 2003).

Augstieņu rajonos organisko vielu saturu augsnē ietekmē arī teritorijas topogrāfija. Līdzīgos klimatiskajos un ģeoloģiskajos apstākļos pētījumā Igaunijā konstatētas sakarības starp organisko vielu saturu augsnes virskārtā un virsmas topogrāfiju. Pauguru virsotnēs vērojama augsnes erozija, bet starppauguru ieplakās – augsnes materiāla uzkrāšanās. Šādi procesi noved pie būtiska organisko vielu satura samazinājuma pauguru virsotnēs un organisko vielu satura pieauguma piekājēs (Kolli et al., 2010).

Teritorijās, kur apmežošana notiek tiešas cilvēka saimnieciskās darbības rezultātā, jāizvērtē tiešā augsnes sagatavošana stādu stādīšanai augsnēs. Augsnes apstrāde pirms

apmežošanas var palielināt organisko vielu sadalīšanās ātrumu, jo tiek atsegta augsnes daļiņu virsma. Tāpat mehāniskā apstrāde var veicināt arī oglekļa zudumus vēja un ūdens erozijas dēļ (Paul et al., 2002).

ASV, Masačūsetsā, veiktajos pētījumos tika konstatēts, ka augsnes mehāniska apstrāde pirms ozolu un priežu audzes iestādīšanas samazina oglekļa uzkrāšanās ātrumu. Ilgtermiņā, aptuveni pēc 40 līdz 60 gadiem, šādai augsnes mehāniskai apstrādei nav būtiskas ietekmes uz augsnes organiskā oglekļa saturu (Compton et al., 1998).

Ja lauksaimniecības zemes apmežošanās notiek dabiskas sukcesijas rezultātā, augsnē netiek radītas straujas izmaiņas. Pakāpeniska veģetācijas nomaiņa un biomasas pieaugums nerada tūlītēju organisko vielu satura pieaugumu augsnē, jo lielākā daļa organiskā oglekļa tiek saistīta augu biomasā (Vesterdal et al., 2002). Tomēr ilgtermiņā C_{ORG} satura pieaugums augsnē ir būtisks. Straujākās un ievērojamākās pārmaiņas un augsnes organisko vielu pieaugums vērojams minerālaugsnes virskārtā augsnes 0–10 cm slānī (Vesterdal et al., 2002; Paul et al., 2002; Shi & Cui 2010 u. c.).

Daudzos pētījumos apmežošanas procesa pirmajos piecos gados (Paul et al., 2002; Richter et al., 1999; Arevalo et al., 2009) vai pat 15 gadus pēc dabīgas sukcesijas (Zak et al., 1990) tika konstatēta C_{ORG} satura samazināšanās augsnes 0–10 cm slānī. K. I. Paula pētījumos C_{ORG} saturs pirmajos 5 gados augsnes virskārtā vidēji samazinājās par 3,46 g C gadā (Paul et al., 2002). Šāds C_{ORG} samazinājums parasti tiek skaidrots ar pārtrinātu augsnes organisko vielu mineralizācijas ātrumu (Karlton et al., 2005; Cerli et al., 2006), kā arī ar barības vielu nepieciešamību jaunajiem augiem (Binkley & Valantine, 1991). Izteiktāks organisko vielu samazinājums tika konstatēts apmežotajās pļāvās un ganībās (Paul et al., 2002). Tāpat ir gadījumi, kad pirmajos meža attīstības gados C_{ORG} saturs augsnē nemainījās (piem. Cunningham et al., 2012;) vai pat C_{ORG} saturs pieauga (Vesterdal et al., 2006).

Lauksaimniecības zemes apmežošanās process, iespējams, tieši neietekmē organiskā oglekļa saturu minerālaugsnes slānī, kas atrodas dziļāk par 10 cm. Dažādos pētījumos ir konstatēts gan nebūtisks C_{ORG} satura pieaugums, gan tā samazinājums (Paul et al., 2002; Shi & Cui, 2010), tāpat arī būtisks un straujš C_{ORG} satura samazinājums augsnes dziļākajos slāņos (Jug et al., 1999; Jackson et al., 2002; Vesterdal et al., 2006).

Straujāks C_{ORG} satura pieaugums augsnē parasti sakrīt ar organisko vielu produkcijas pieaugumu un sadalīšanās intensitātes mazināšanos. Šāds līdzsvara stāvoklis mērenā platuma grādos parasti tiek sasniegts pēc 20–25 gadiem (Cerli et al., 2006; Nikodemus et al., 2013), bet atsevišķos gadījumos līdzsvara sasniegšanai var būt nepieciešami pat līdz 40–60 gadiem (Compton et al., 1998).

Sasniedzot šādu līdzsvara stāvokli, meža augsnē sāk veidoties nedzīvās zemsegas (O) horizonts. Meža zemēm kļūstot vecākām, pieaug gan O horizonta biezums, gan arī C_{ORG} krāja tajā. C_{ORG} krājas pieaugums O horizontā tiek skaidrots gan ar izmaiņām mezofaunas sastāvā (Ponge et al., 1998), gan ar nobiru daudzumu un sastāva izmaiņām (Apple et al., 2002). Vecākajās meža zemēs C_{ORG} krāja O horizontā turpina palielināties līdz pat 90 gadu vecumam (Vesterdal et al., 2008), savukārt minerālaugsnē C_{ORG} krāja nemainās (Vesterdal et al., 2008) vai arī tās pieaugums nav būtisks (Cerli et al., 2006).

Apmežošanās noslēdzošajā posmā uzkrātā C_{ORG} masa augsnē būtiski ietekmē arī dominējošās koku sugas. Valdošā koku suga ietekmē O horizonta attīstību, biezumu un C_{ORG} krāju O horizontā (Vesterdal et al., 2008; Hannson et al., 2011). L. Vesterdāla pētījumi

parādīja, ka lapu koki ar nobirām augsnē ienes 1–1,3 t C ha⁻¹ gadā, bet būtiski lielāku daudzumu augsnē ar nobirām ienes egles, to ienestā C daudzums gadā sasniedz pat 1,9 t ha⁻¹ (Vesterdal et al., 2008). Egļu biomasas lielo produktivitāti uzrāda arī K. Hansonas pētījumi, kuri liecina, ka 50 gadus vecos mežos egles nobiras ienes 1 t C ha⁻¹ gadā, priede ienes 1,2 t C ha⁻¹ gadā, bet bērzs ienes tikai 0,6 t C ha⁻¹ gadā (Hansson et al., 2011). Latvijas apstākļos egļu mežaudzēs gadā uz augsnes nonāk 6,2 tonnas nobiru uz ha, bet priežu audzēs attiecīgi 4,7 tonnas nobiru (Nikodemus u.c., 2008).

Koku daļu atmiršana galvenokārt ir saistīta ar koku fizioloģiskiem procesiem (Epron et al., 2001), bet nobiru sadalīšanos ietekmē vairāki abiotiski un biotiski faktori – nobiru sastāvs, augsnes fauna, temperatūra, mitruma režīms, pH, māla saturs augsnē (Prescott, 2010). Atšķirīgs biotisko un abiotisko faktoru kopums dažādās meža teritorijās izraisa arī atšķirīgu organisko vielu mineralizācijas ātrumu un ar to saistīto C_{ORG} zudumu. Starp egļu un platlapju audzēm nav būtisku atšķirību nobiru C_{ORG} zudumos, kas saistīti ar CO₂ izdalīšanu augsnes “elpošanas” rezultātā, tomēr platlapju audzēs O horizonts zaudē C_{ORG}, jo būtiska C_{ORG} daļa augsnes faunas darbības rezultātā mehāniski tiek pārnesta minerālaugsnē (Vesterdal et al., 2012).

Augsnes dziļākajos slāņos visos meža attīstības posmos līdz ar augsnes dziļumu vērojams C_{ORG} satura samazinājums. Augsnes C_{ORG} izmaiņas dziļākajos slāņos vairāk ir saistītas ar augsnes procesiem. Tā podzolēšanās procesa attīstība var veicināt C_{ORG} satura samazināšanos minerālaugsnes virskārtā un C_{ORG} pārnesi augsnes dziļākajos slāņos (Kasparinskis u. c., 2011).

2.1.3. Organisko vielu īpašības un to izmaiņas lauksaimniecības zemes apmežošanās rezultātā

C_{ORG} uzkrāšanai augsnē liela nozīme ir ne tikai C_{ORG} ienesei ar biomasu, bet arī C_{ORG} fizikālāi un ķīmiskai saistīšanai un stabilizēšanai augsnē.

Augsnes organiskās vielas ir heterogēna substance, kas sevi iekļauj gan vielas ar zemu molekulāro masu (nehumusa savienojumi), gan arī vielas ar augstu molekulāro masu (humusa savienojumi) (Prentice & Webb, 2010). Nehumificētā (labilā) organisko vielu frakcija vieglāk pakļaujas mikroorganismu noārdīšanas procesiem (Marinari et al., 2010). Daudz stabilāki savienojumi vidē ir humusvielas, to stabilitāte pieaug, ja tās saistās ar augsnes minerālo fāzi (Ivanov et al., 2009). Šīs humusvielu īpašības vedina domāt, ka tām, iespējams, ir lielāka nozīme, saistot C_{ORG} augsnē, nekā līdz šim uzskatīts.

Organisko vielu sadalīšanās sākas pēc biosintēzes un metabolisma procesu izbeigšanās organismā (pēc organisma nāves). Augsnes organismu stabilās frakcijas (humusvielu) veidošanās noris humifikācijas procesa laikā. Humifikāciju var definēt kā degradācijas produktu pārvēršanos secīgu polimerizācijas reakciju rezultātā, veidojot jaunas, no biomasas prekursoriem atšķirīgas polimēru struktūras (Matyka-Sarzynska et al., 2005).

Humifikācijas sākumā pēc dzīvības procesu izbeigšanās ekstracelulārie enzīmi citoplazmā sagrauj viegli degradējamās vielas, pakāpeniski degradācijā iesaistās arī uz šūnas membrānām saistītie fermenti. Pēc šūnas membrānas sadalīšanas humifikācijā iesaistās mikroorganismi, iedarbojoties uz augu un organismu atliekām. Organiskajās atliekās esošie savienojumi, kas sintezēti augu un dzīvo organismu dzīves laikā, ir barības vielas un enerģijas avots dažādām baktērijām un sēnēm, kas iesaistītas destrukcijas procesā.

Tādējādi mikroorganismi, nodrošinot savus dzīvības procesus, piedalās oglekļa apritē un noturīgu organisko savienojumu – humusvielu – sintēzē (Eglīte, 2007).

Augu atliekas (arī tās, kas izgājušas cauri dzīvnieku gremošanas traktam) satur organiskās vielas: cukurus, cietes, proteīnus, ogļhidrātus, lignīnu, vaskus, sveķus un organiskās skābes. Visas šīs vielas var iedalīt primārajos un sekundārajos metabolītos. Primārie metabolīti ir tādi savienojumi, kuriem ir īpaša nozīme visu organisma dzīvības procesu nodrošināšanā. Turklāt veidi, kādā tiek sintezētas vielas, ir līdzīgi visiem organismiem. Savukārt sekundārie metabolīti katram organismam var būt specifiski un to rašanās veidi, nozīme var atšķirties. Primāro metabolītu degradācijas produkti ir sastopami gandrīz visos dabisko organisko vielu sajaukumos, bet sekundāro metabolītu degradācijas produktu sastopamība ir atkarīga no cilmes organismu daudzveidības (Wershaw, 2004).

Organisko vielu degradēšanas process augsnē sākas ar ogļhidrātu (cukuru un cietes) sadalīšanos. Ogļhidrāti sadalās viegli, bet celuloze, kuru saprotrofie organismi neizmanto un kura tāpēc paliek augsnē, sadalās daudz lēnāk. Organiskās skābes sadalās ātri, savukārt tauki, vaski, sveķi un lignīns paliek relatīvi neizmainīti ilgāku laiku. Tādēļ humuss, kas ir šī procesa galaprodukts, ir komponentu sajaukums un kompleksa dzīvo augu, dzīvnieku un mikroorganiskās izcelsmes ķīmikālija, kurai ir daudz funkciju augsnē (Wershaw, 2004).

Vērā ņemami humusvielu veidošanas ietekmējošie faktori ir temperatūra un ūdens daudzums vidē, kā arī oglekļa un skābekļa attiecība organiskajās atliekās. Paaugstinoties vides temperatūrai, palielinās arī to mikroorganismu aktivitāte, kas darbojas humusvielu sadalīšanas procesos, tādēļ, analizējot humusvielu veidošanās apstākļus un izveidoto humusvielu struktūru, ir būtiski ņemt vērā visus humifikācijas reakcijas ietekmējošos faktorus (Eglīte, 2007).

Humusvielas ir vienas no nozīmīgākajām dabiskas izcelsmes organiskajām vielām. Tās var uzskatīt par visvairāk izplatīto organisko vielu grupu uz Zemes. Humusvielu definīcija laika gaitā ir mainījusies, tikusi papildināta. Piemēram, Dž. R. Eikens (Aiken et al., 1985) humusvielas definējis kā dabā sastopamu dabiskas izcelsmes heterogēnu vielu grupu, kurām raksturīga tumša krāsa un augsta molekulmasa. F. J. Stīvensons (Stevenson, 1994) atspoguļojis detalizētu sintēzes reakciju izklāstu. Viņš definējis augsnes humusvielas kā “relatīvi lielas molekulmasas dzeltenīgi līdz melni krāsotu vielu sistēmu, kas veidojas sekundārās sintēzes reakciju laikā” un humusu kā “kopējo organisko vielu daudzumu augsnē, izņemot nesadalījušos augu un dzīvnieku materiālu, to daļējas sadalīšanās produktus un augsnes biomasu” (Wershaw, 2004).

Humusvielām raksturīgs augsts noturīgums vidē, kas tās atšķir no individuālām identificējama sastāva organiskajām vielām. Humusvielas ir bioloģiski noturīgi, ķīmiski heterogēni lielmolekulāri savienojumi – daudzfunkcionāli polikatjonīti, kuru sastāvā ir ar dažādām skābekli saturošām funkcionālām grupām aizvietotas aromātiskas struktūras, ko savstarpēji saista alifātiskas virknes (Eglīte, 2007). 1989. gadā R. S. Svifts (Swift, 1989) raksturoja humusvielas kā lielmolekulārus, negatīvi lādētus polielektrolītus, kas sastāv galvenokārt no karboksila un fenolu funkcionālajām grupām. Humusvielas ir heterogēns sastāvdaļu maisījums, ko noteikti nevar uzrakstīt vienā struktūrformulā (Weber, 1997).

Humusvielu sastāvā ir ogleklis (40–60%), skābeklis (30–35%), slāpeklis (0,8–3%) un ūdeņradis (4–6%). Šo elementu savstarpējo attiecību nosaka humīnskābju, fulvoskābju un humīna attiecība, kā arī organisko vielu humifikācijas pakāpe (Nikodemus u. c., 2008).

Vēsturiski termins “humuss” tiek lietots, apzīmējot tumši krāsotas “sapuvušas” organiskās vielas augsnē, bet termini “humīnskābes”, “fulvoskābes” un “humīns” – lai apzīmētu dažādās humusa frakcijas (Wershaw, 2004).

Līdz šim nav veikts daudz pētījumu, kas apskatītu tiešu apmežošanas ietekmi uz augšnes organisko vielu, tostarp humusvielu, īpašībām. Vienā no šādiem pētījumiem, kas veikts Zviedrijā, tika atklāts, ka jaunākajās audzēs humīnskābju īpašības organiskajā horizontā stipri ietekmē augu nobiru izmaiņas, bet minerālaugsnē ilgu laiku pēc apmežošanas humusvielas saglabā lauksaimniecības zemes augsnēm raksturīgas humusvielu īpašības. Meža attīstības sestajā un septītajā dekādē nobiru daudzuma pieaugums izmaina humīnskābju īpašības arī augsnes minerālajā daļā (Cerli et al., 2008).

Lauksaimniecības zemes aizaugšanas rezultātā un meža attīstības gaitā augsnes humusvielu īpašības un daudzums var mainīties kompleksi. Šo procesu laikā mainās ļoti daudzi faktori, kas ietekmē humifikāciju (augšnes temperatūra, mitruma apstākļi, kokaudzes sastāvs, augsnes faunas sastāvs u. c.). Arī organisko vielu avoti un to ienese augsnē lauksaimniecības zemes augsnēs būtiski atšķiras salīdzinājumā ar meža zemes augsnēm (Lipēnīte un Kārklīšs, 2011).

Lauksaimniecībā intensīvi izmantojamā zemē virszemes augu atliekas tiek mehāniski sajauktas ar augsnes virsējo slāni. Daudzgdīgās zālajos, pļavās un ganībās virszemē atmiruši augu daļa sadalās uz vietas, mehāniska organisko vielu iestrāde augsnē ir minimāla (Lipēnīte un Kārklīšs, 2011).

Salīdzinājumā ar lauksaimniecības zemēm, kur liela daļa biomasas tiek novākta, meža augsnes nonāk lielāks nobiru daudzums. No augsnes organiskā horizonta minerālajā daļā var pāriet līdz pat 90% no kopējā šķīstošo organisko savienojumu daudzuma (Lipēnīte un Kārklīšs, 2011). Labilās frakcijas īpatsvars augsnes minerālajā daļā var palielināties lietus periodā (Abril et al., 2013).

2.2. Materiāls un pētījuma metodes

2.2.1. Pētījuma materiāls

Laika posmā no 2009. līdz 2015. gadam pētījumi tika veikti 12 pēc nejaušības principa izvēlētās etalonteritorijās (1.2. attēls), kurās notikusi lauksaimniecības zemes apmežošanās, kā arī teritorijās, kur uz bijušajām lauksaimniecības zemēm bija izveidojušās dažāda vecuma meža audzes.

Lielākā daļa pētījuma teritoriju (8 pētījuma teritorijas) atrodas Vidzemes augstienē, divas pētījuma teritorijas (Inciema un Limbažu apkārtnē) atrodas Idumejas augstienē, bet pa vienai ir Austrumkursas un Latgales augstienē. Pētītajās teritorijās augsnes pārsvarā ir veidojušās uz mālsmilts un smilšmāla cilmiežiem. Detālāks visu etalonteritoriju un pētījuma parauglūkumu raksturojums sniegts 2.1. tabulā.

Meža zemes vecums tika noteikts, izmantojot vēsturiskās kartes (Nītaures muižas un Annas muižas kartes, Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes servera (kartes.geo.lu.lv) topogrāfiskās kartes M 1 : 10000) un Latvijas Valsts mežzinātnes institūta “Silava” mežierības arhīva materiālus (1938.–2010. gads). Jaunākajās audzēs koku vecums, līdz ar to arī meža zemes vecums, tika noteikts, izmantojot Preslera svārpstu.

2.1. tabula. Pētījuma etalonteritoriju raksturojums

Table 2.1. Characterization of the Model Territories

Pētījuma teritorija	Meža zemes vecums (skaits)	Augsnes pamat-grupa (skaits)	Augsnes virskārtas granulometriskais sastāvs (skaits)	Augsnes virskārtas pH _{KCl}	Dominējošā koku suga (skaits)
1. Taurene	LZ (1)	ST (1)	mS (1)	6,33	–
	1–15 (3)	LV, AR, GL	mS (1), sM (2)	5,94–6,33	Egle (<i>Picea abies</i>) (3)
2. Inciems	LZ (1)	AR (1)	mS (1)	4,65	–
	1–15 (4)	AR (4)	mS (4)	5,21–6,61	Egle (<i>Picea abies</i>) (1) Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (2) Priede (<i>Pinus sylvestris</i>) (1)
3. Nurmīži	LZ (1)	ST (1)	mS (1)	6,12	–
	1–15 (3)	ST (2), LV (1)	mS (3)	6,03–6,08	Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (2) Kārkli (<i>Salix sp.</i>) (1)
4. Bānūži	LZ (1)	CA	mS	5,63	–
	1–15 (2)	CA, LV	mS	4,22–6,03	Egle (<i>Picea abies</i>) Apse (<i>Populus tremula</i>)
	31–60 (1)	ST	mS	6,13	Baltalksnis (<i>Alnus incana</i>)
	61–100 (1)	LV	sM	4,11	Egle (<i>Picea abies</i>);
5. Zaube	LZ (1)	LV	sM	3,97	–
	16–30 (1)	AB	mS	3,89	Egle (<i>Picea abies</i>)
	61–100 (2)	LV	mS	3,23–3,41	Egle (<i>Picea abies</i>)
	>100 (5)	ST (3), LV, AB	mS	3,39–4,31	Egle (<i>Picea abies</i>) (4) Apse (<i>Populus tremula</i>) (1)
6. Lodesmuiža	1–15 (12)	LV (8), AB (3), AR	mS (11), sM	4,64–5,41	Baltalksnis (<i>Alnus incana</i>) (6) Egle (<i>Picea abies</i>) (3) Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (2) Kārkli (<i>Salix sp.</i>) (1)
	16–30 (4)	LV (3), CM	mS (3), sM	4,38–5,00	Baltalksnis (<i>Alnus incana</i>) (2) Egle (<i>Picea abies</i>) (2)
	31–60 (6)	LV (4), AB, ST	mS	4,32–4,83	Baltalksnis (<i>Alnus incana</i>) (3) Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (2) Apse (<i>Populus tremula</i>) (1)
7. Zvārde	LZ (1)	ST	mS	4,19	–
	16–30 (1)	AR	Ms	3,91	Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (1)
	31–60 (3)	LV (2), ST	mS (2), sM	3,65–4,80	Baltalksnis (<i>Alnus incana</i>) (1) Apse (<i>Populus tremula</i>) (1) Egle (<i>Picea abies</i>) (1)
	61–100 (2)	LV, ST	mS (2)	3,73–4,39	Egle (<i>Picea abies</i>) (2)
	>100 (1)	ST	mS	4,82	Egle (<i>Picea abies</i>) (1)
8. Mālpils	31–60 (2)	HS, AB	mS	2,42–3,68	Egle (<i>Picea abies</i>) (2)
9. Ērgļi	61–100 (2)	CM, AR	mS	302–3,59	Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (1) Egle (<i>Picea abies</i>) (1)
	>100 (1)	CM	mS	3,22	Egle (<i>Picea abies</i>) (1)

2.1. tabulas turpinājums.

Continuation of table 2.1.

Pētījuma teritorija	Meža zemes vecums (skaits)	Augsnes pamat-grupa (skaits)	Augsnes virskārtas granulometriskais sastāvs (skaits)	Augsnes virskārtas pH _{KCl}	Dominējošā koku suga (skaits)
10. Bānūži 2	LZ (2)	AR (2)	mS	4,66–4,80	–
	16–30 (1)	AR	mS	4,3	Apse (<i>Populus tremula</i>) (1)
	31–60 (2)	CM (2)	mS	3,77–3,92	Baltalksnis (<i>Alnus incana</i>) (1) Egle (<i>Picea abies</i>) (1)
	>100 (2)	AT	mS, S	3,72–3,89	Egle (<i>Picea abies</i>) (1) Priede (<i>Pinus sylvestris</i>) (1)
11. Pasiene	LZ (7)	CM (3), ST, RT, LV	sM (5), mS (2)	4,76–5,73	–
	1–15 (4)	ST (2), CM, LV	sM (2), mS (2)	5,03–7,09	Baltalksnis (<i>Alnus incana</i>) (2) Egle (<i>Picea abies</i>) (1) Kārkli (<i>Salix sp.</i>) (1)
	16–30 (7)	LV (4), CM, ST, UM	mS (5), sM (2)	4,05–5,56	Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (3) Kārkli (<i>Salix sp.</i>) (2) Baltalksnis (<i>Alnus incana</i>) (1) Egle (<i>Picea abies</i>) (1)
	60–100 (1)	LV	mS	4,64	Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (1)
	>100 (1)	LV	mS	4,39	Bērzs (<i>Betula pendula</i>) (1)
12. Limbaži	16–30 (1)	LV	sM	4,54	Apse (<i>Populus tremula</i>) (1)
	31–60 (1)	LV	mS	4,41	Egle (<i>Picea abies</i>) (1)
	61–100 (4)	LV (3), AL	mS	4,09–4,62	Egle (<i>Picea abies</i>) (1)
	>100 (5)	LV (3), RT, AB	mS	3,71–4,08	Egle (<i>Picea abies</i>) (4) Priede (<i>Pinus sylvestris</i>) (1)

* LZ – lauksaimniecības zeme; AT – *Anthrosols*; GL – *Gleysols*; ST – *Stagnosols*; AB – *Albeluvisols*; AL – *Alisols*; LV – *Luvosols*; RT – *Retisols*; UM – *Umbrisols*; AR – *Arenosols*; CM – *Cambisols*; HS – *Histosols*; mS – mālsmiltis; sM – smilšmāls.

2.2.2. Augsnes paraugu ievākšana un analīze

Lauku pētījumos katrā no parauglaukumiem augsnes morfoloģisko īpašību un augsnes tipa noteikšanai tika veikts augsnes dziļrakums. Katrā parauglaukumā no augsnes ģenētiskā O un A horizonta trīs atkārtojumos tika ievākti paraugi ķīmisko analīžu veikšanai. Augsnes profili aprakstīti atbilstoši Latvijas (Kārkliņš u. c., 2008) un starptautiskajai FAO WRB augšņu klasifikācijai (IUSS Working Group, 2007).

Augsnes tilpummasas noteikšanai tika ievākti paraugi no A horizonta virsējās un apakšējās daļas, izmantojot cilindrisku paraugotāju, kura diametrs ir 4 cm. Nobiru masas aprēķināšana tika veikta, ievācot paraugu no O horizonta, izmantojot 20 × 20 cm lielu metālisku rāmi.

Augsnes ķīmiskās un fizikālās analīzes tika veiktas Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes augsnes laboratorijā. Pirms analīžu veikšanas augsnes paraugi tika izsijāti caur 2 mm sietu. Augsnes ķīmiskās analīzes (kopējais kalcijs [Ca_{tot}], magnijs [Mg_{tot}], kālijs [K_{tot}] un nātrijs [Na_{tot}]) tika noteiktas atbilstoši FSCC (2006) metodoloģijai.

Lai noteiktu augsnes granulometrisko sastāvu, augsnes paraugi tika apstrādāti ar 0,1 M NaOH šķīdumu, tālāk tika izmantota pipetēšanas metode (Van Rееuwjiik, 1995).

Augsnes pH_{KCl} tika noteikts potenciometriski, izmantojot *WTW inoLab* ph-metru ar stikla elektrodu 1 M KCl šķīdumā, kurā masas/tilpuma attiecība ir 1 : 2,5 (USDA, 2004).

Organiskais ogleklis (C_{ORG} , %) tika noteikts, izmantojot *Shimadzu TOC-Vcsn* kopējā organiskā oglekļa analizatora *SSM-5000A* cieto paraugu moduli.

Humusvielu izdalīšanai tika izmantotas Starptautiskās Humusvielu savienības (*IHSS*) ieteiktās metodes (Tan, 2005). Humusvielu šķīdumi tika atšķaidīti attiecībā 1 : 100. Iegūtie šķīdumi analizēti ar *Shimadzu TOC-Vcsn* kopējā organiskā oglekļa analizatora šķīdumu moduli, tika noteikts C_{HS} un procentuāls organiskā oglekļa daudzums humusvielu sastāvā.

Organisko vielu humifikācijas pakāpes noteikšanai tiek lietota fluorescences spektrometrija, humifikācijas indekss ir fluorescences intensitātes attiecība starp lielāku, piemēram, 510 nm, un mazāku, piemēram, 460 nm, viļņu garumu (Kalbitz et al., 1999; Kalbitz & Geyer 2001). Tādēļ visiem iegūtajiem humusvielu šķīdumiem ar fluorescento spektrofotometru *Perkin Elmer Fluorescence Spectrometer LS 55* tika uzņemti fluorescences emisijas spektri. Fluorescences emisijas spektru uzņemšanas apstākļi: spektru reģistrēšanas intervāls 380–650 nm, skenēšanas ātrums 500 nm/min, spraugas platums 10 nm un ierosināšana 350 nm. Humifikācijas pakāpes rādītāja aprēķināšanai tika nolasīti rādītāji no fluorescences intensitātes līknes viļņu garumā 510 nm un 460 nm. Fluorescences intensitāte viļņu garumā 510 nm tika izdalīta ar fluorescences intensitāti viļņu garumā 460 nm. Tā tika iegūta fluorescences intensitātes attiecība – humifikācijas indekss *HIX*.

2.2.3. Datu analīze

Ķīmisko analīžu rezultāti tika statistiski apstrādāti, analizēti un interpretēti. Statistiskā analīze (vidējās aritmētiskās vērtības, attiecības) tika veikta, izmantojot *Microsoft Excel 2007* programmu.

Varianču analīzei izmantota *SPSS PASW Statistic 18* programma. Ar vienfaktora dispersijas analīzi (*One-way ANOVA*) tika salīdzinātas minerālaugsnes īpašību (C_{ORG} , C_{HS} , $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$, *HIX*, C t ha⁻¹, pH_{KCl} , *BD*, g/cm³) vidējās vērtības lauksaimniecības un dažāda vecuma meža zemes augsnēs, kā arī, izmantojot *Tukey HSD* testu ($\alpha = 0,05$), tika novērtēts atšķirību būtiskums starp vecuma grupām.

Galveno komponentu analīze tika veikta, izmantojot *PC-ORD 5.0* programmu, lai nošķaidrotu sakarību starp minerālaugsnes īpašībām un meža zemes vecumu.

2.3. Rezultāti

Balstoties uz pētījumiem dabā un pieejamo informāciju literatūras avotos, visi parauglaukumi tika iedalīti 6 grupās: 1) neapsaimniekota lauksaimniecības zeme, nav kokaugu veģetācijas; 2) aizaugoša lauksaimniecības zeme, kurā meža zemes vecums nepārsniedz 15 gadus; 3) aizaugusi lauksaimniecības zeme, kur meža zemes vecums ir no 16 līdz 30 gadiem, kokaugi nomāc zālaugu veģetāciju, sāk veidoties nobiru (O) horizonts; 4) jauna meža zeme, kuras vecums ir no 31 līdz 60 gadiem; 5) meža zeme, kuras vecums ir no

61 līdz 100 gadiem, koki ir sasnieguši cirtmetu; 6) meža zeme, kuras vecums pārsniedz 100 gadus. Ievērojot šo dalījumu, tika veikti aprēķini un salīdzinātas augsnes īpašības un to izmaiņas.

2.3.1. Augsnes morfoloģisko īpašību izmaiņas

Morfoloģiskās izmaiņas augsnē ir vērojamas jau pirmajos 15–20 gados pēc apmežošanās. Augsnes virskārtā uzkrājas organiskās nobiras. Teritorijās, kur koku vecums nepārsniedz 15 gadus, dominē blīva zālaugu veģētācija (reljefa paaugstinājumos – parastā kamolzāle *Dactylis glomerata*, pļavas auzene *Festuca pratensis*, pļavas timotiņš *Phleum pratense*, parastā smilga *Agrostis tenuis*, reljefa pazeminājumos – podagras gārša *Aegopodium podagraria*). Koku vecumam pārsniedzot 10 gadus, augsnes virspusē uzkrājušās nobiras (iepriekšējās sezonas lapas) veido fragmentāru OL nobiru horizontu. Plāns (0,3 cm) vienlaidu OL horizonts ir izveidojies Lodesmuižas etalonteritorijā, kurā aug 14–15 gadus vecas blīgzna *Salix caprea* un baltalkšņi. Nobiru masa šajā etalonteritorijā vidēji ir 3,01 t ha⁻¹. Vidējais augsnes trūdvielu akumulācijas horizontu biezums visu pētījuma etalonteritoriju aizaugošā lauksaimniecības zemē ir 26,8 cm, vidējais augsnes virskārtas blīvums – 1,22 g cm⁻³. Augsnes morfoloģisko īpašību (augšņu O un Ap horizonta biezuma) atšķirības starp lauksaimniecības zemēm un teritorijām, kur koku vecums nepārsniedz 15 gadus, nav statistiski būtiskas ($p < 0,05$). Vidējais augsnes O horizonta biezums un nobiru masa dažāda vecuma meža zemes grupās redzami 2.2. tabulā.

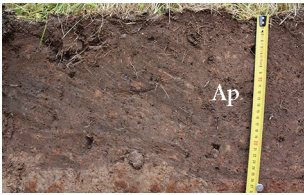
16–30 gadus vecas meža zemes augsnē vienlaidu O horizonts nav izveidojies trijos no piecpadsmit parauglaukumiem. Fragmentārs augsnes O horizonts ir Zvārdes un Pasienes etalonteritorijas parauglaukumos, kuros aug 20 un 25 gadus veci āra bērzi, un Lodesmuižas etalonteritorijā 25 gadus vecu baltalkšņu parauglaukuma augsnē. Pārējos pētījuma parauglaukumos, kur meža zemes vecums ir no 16 līdz 30 gadiem, augsnes O horizonta biezums svārstās no 0,3 cm līdz 2 cm. Baltalkšņu audzēs Limbažu un Pasienes etalonteritorijā 0,3 cm bieža O horizonta masa sasniedz 7,9 t ha⁻¹, bet Zaubes etalonteritorijas 25 gadus vecas meža zemes egļu parauglaukumā 2 cm bieža O horizonta masa sasniedz 23,1 t ha⁻¹ (2.1. attēls). Parauglaukumos, kur dominējošā koku suga ir āra bērzs, plānākais O horizonts ir izveidojies Pasienes etalonteritorijas 60 gadus vecas meža zemes un Ērgļu etalonteritorijas 70 gadus vecas meža zemes augsnē. Šo parauglaukumu 2 cm bieža O horizonta masa sasniedz 14,9 t ha⁻¹. Pasienes etalonteritorijas 150 gadus vecā meža zemē, kur dominējošā koku suga ir āra bērzs, augsnes O horizonts ir 3,5 cm un nobiru masa ir 35 t ha⁻¹. Parauglaukumos, kuros dominē apse, augsnes O horizonta biezums ir no 1 līdz 2 cm, nobiru masa no 2,6 līdz 16 t ha⁻¹. Lielākais O horizonta biezums, kā arī lielākā nobiru masa ir egļu mežos. O horizonta biezums egļu mežos, kur meža zemes vecums pārsniedz 30 gadus, ir no 2 līdz 6 cm, uzkrātā nobiru masa ir no 13 līdz 129 t ha⁻¹. Mālpils etalonteritorijas 40 gadus vecas meža zemes un Zaubes etalonteritorijas 70 gadus vecas meža zemes egļu parauglaukumu augsnē O horizonta biezums pārsniedz 10 cm, bet nobiru masa nav būtiski lielāka, tā nepārsniedz 134 t ha⁻¹ (2.1. attēls).

Dažāda vecuma meža zemes augsnes atšķiras ne tikai ar O horizonta biezumu, vērojamas atšķirības arī Ap horizonta biezumā (2.1. attēls).

2.2. tabula. Augsnes morfoloģiskās īpašības un to izmaiņas. Vidējais O un A horizonta biezumu, nobiru masa un augsnes tilpummasa lauksaimniecības un dažāda vecuma meža zemes augsnēs (iekavās norādītas rezultātu standartnovirzes)

Table 2.2. Morphological Properties of Soil. Mean Thickness of Soil O and A Horizons, Litter Mass, Bulk Density of Topsoil within Agricultural Lands and Forest Lands of Different Ages (standard errors are given in parenthesis)

Meža zemes vecums	N	O horizonta biezums, cm	Nobiru masa, t ha ⁻¹	A horizonta biezums, cm	Augsnes tilpummasa g cm ⁻³ , 0–5 cm
Dominējošā koku suga					
LIZ	11	–	–	26,8 (±8,6)	1,21 (±0,12)
1–15	28	0,01 (±0,06)	0,1 (±0,6)	28,9 (±4,9)	1,12 (±0,24)
<i>Salix sp.</i>	3	0,15 (±0,20)	1,5 (±2,1)	25,6 (±2,8)	1,04 (±0,37)
<i>Alnus incana</i>	7	–	–	27,3 (±3,7)	1,06 (±0,24)
<i>Betula pendula</i>	7	–	–	30,4 (±3,7)	1,19 (±0,21)
<i>Populus tremula</i>	1	–	–	14,0	1,16
<i>Picea abies</i>	8	–	–	29,9 (±4,8)	1,10 (±0,24)
<i>Pinus sylvestris</i>	1	–	–	29,0	1,27
16–30	16	0,47 (±0,66)	8,2 (±7,3)	26,3 (±4,9)	1,13 (±0,23)
<i>Alnus incana</i>	4	0,1 (±0,11)	2,3 (±3,7)	26,25 (±7,1)	1,02 (±0,15)
<i>Betula pendula</i>	4	0,25 (±0,29)	3,7 (±3,6)	24,25 (±1,5)	1,15 (±0,14)
<i>Picea abies</i>	5	0,9 (±0,63)	13,5 (±5,4)	24,6 (±3,4)	1,20 (±0,39)
<i>Salix sp.</i>	2	0,5 (±0,71)	16,7 (±8,8)	35,5 (±4,9)	1,09 (±0,18)
<i>Populus tremula</i>	1	2	6,2 (±0,63)	31	0,94 (±0,08)
31–60	15	2,20 (±2,6)	14,3 (±10,6)	22,6 (±5,6)	1,03 (±0,06)
<i>Alnus incana</i>	4	0,58 (±0,30)	5,5 (±2,6)	26,2 (±2,2)	1,08 (±0,06)
<i>Betula pendula</i>	2	2,75 (±0,35)	16,8 (±2,3)	29,5 (±0,7)	1,01 (±0,03)
<i>Populus tremula</i>	3	1,1 (±0,8)	4,2 (±1,8)	20,3 (±4,5)	1,03 (±0,05)
<i>Picea abies</i>	6	3,7 (±3,7)	24,5 (±7,8)	19,2 (±5,3)	1,02 (±0,06)
60–100	13	3,61 (±2,3)	45,7 (±42,2)	15,8 (±5,2)	1,05 (±0,15)
<i>Betula pendula</i>	2	2,0 (±0,0)	14,9 (±1,0)	16,5 (±0,7)	1,07 (±0,12)
<i>Picea abies</i>	11	3,9 (±2,3)	51,3 (±43,6)	15,7 (±5,6)	1,02 (±0,13)
>100	11	3,0 (±1,5)	47,1 (±29,2)	11,5 (±7,2)	1,06 (±0,14)
<i>Populus tremula</i>	1	1,1	16,1	28	1,07
<i>Pinus sylvestris</i>	1	4,0	46,9	5	1,19
<i>Betula pendula</i>	1	3,5	35,2	10	1,26
<i>Picea abies</i>	8	3,2 (±1,6)	52,5 (±32,1)	10,8 (±6,2)	0,99 (±0,13)



Z1 parauglaukuma augsnes virskārtas profils

Luvisols
Lauksaimniecības zeme



Z2 parauglaukuma augsnes virskārtas profils

Albeluvisols
100% egle *Picea abies*
Meža zemes vecums: 25 gadi



Z3 parauglaukuma augsnes virskārtas profils

Luvisols
50% egle *Picea abies*
30% bērzs *Betula pendula*
20% baltalksnis *Alnus incana*
Meža zemes vecums: 70 gadi



Z5 parauglaukuma augsnes virskārtas profils

Stagnosols
90% egle *Picea abies*
10% bērzs *Betula pendula*
Meža zemes vecums: 100 gadi



Z7 parauglaukuma augsnes virskārtas profils

Luvisols
90% egle *Picea abies*
10% bērzs *Betula pendula*
Meža zemes vecums: 150 gadi

2.1. attēls. Augsnes virskārtas morfoloģisko īpašību (O un A horizonta) izmaiņas dažāda vecuma meža zemē Zaubes etalonteritorijā (Foto: R. Kasparinskis)

Figure 2.1. Changes in Morphological Properties of Topsoil (O and A horizons) within Agricultural Land and Forest Lands of Different Ages in Zaube Model Territory
(Foto: R. Kasparinskis)

Lauksaimniecībā izmantojamā zemē vidējais augsnes trūdvielu akumulācijas horizonta biezums ir 26,8 cm, tas mainās no 14 cm augsnēs, kuras ir ietekmējusi erozija, līdz pat 40 cm augsnēs, kuras atrodas nogāzes lejasdaļā.

Aizaugšanas procesa gaitā pirmajos 30 gados izmaiņas Ap horizonta biezumā nav novērotas. Teritorijās, kur apmežošanās process nebija ilgāks par 15 gadiem, vidējais augsnes Ap horizonta biezums ir 28,9 cm, bet 15–30 gadus vecas meža zemes augsnē trūdvielu akumulācijas horizonts vidēji ir 26,3 cm biezs. Augsnes Ap horizonta biezuma izmaiņas vērojamas teritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz 30 gadus, mazāks Ap horizonta biezums raksturīgs egļu audzēs. 31–60 gadus vecas meža zemes augsnes Ap horizonta vidējais biezums ir 22,6 cm, bet šāda paša vecuma meža zemes egļu audzēs – 19,2 cm (2.1. tabula). 60 līdz 100 gadus vecas meža zemes augsnē trūdvielu akumulācijas horizonts

vidēji ir 15,8 cm biezs, bet, meža zemes vecumam pārsniedzot 100 gadus, augsnes Ap horizonts vidēji ir 11,5 cm biezs.

Pamestas un aizaugošas lauksaimniecības zemes augšņu Ah horizonta biezums, neliels O horizonta biezums (2.2. tabula), kā arī salīdzinoši augstā augsnes reakcija (2.3. tabula) liecina par intensīvu vielu apriti un *mull* humusa formu. Meža attīstības gaitā augsnēs, kas veidojušas uz smilšmāla un mālsmilts cilmiežiem, *mull* humusa formas augsnēm raksturīgās īpašības (OL vai OF horizonts, augsta augsnes reakcija) saglabājas pirmos 60 gadus. Meža zemes vecumam pārsniedzot 60 gadus, augsnes virskārtā uzkrājas biežāks O horizonts, samazinās augsnes reakcija (2.3. tabula). Pasienes un Limbažu etalonteritorijas 60–100 gadus vecas meža zemes *Luvisols* augsnēs saglabājas *mull* humusa forma, bet šāda paša vecuma meža zemes augsnēm Zaubes, Bānūžu, Ērgļu un Zvārdes etalonteritorijā *Arenosols*, *Cambisols*, *Luvisols* un *Stagnosols* augsnēs izveidojas *moder* humusa forma. Etalonteritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz 100 gadus, *mull* humusa forma ir izveidojusies tikai Zaubes etalonteritorijas apšu audzes *Albeluvisols* augsnē, Limbažu etalonteritorijas egļu audzes *Luvisols* augsnē un Zvārdes etalonteritorijas egļu audzes *Stagnosols* augsnē. Dominējošā humusa forma vecāko meža zemes egļu, priežu un bērzu audžu augsnēs ir *moder*, bet Ērgļu etalonteritorijas 140 gadus vecas meža zemes egļu audzes *Cambisols* augsnē ir izveidojusies *mor* humusa forma.

2.3.2. Augsnes ķīmisko īpašību izmaiņas

Kopējā organiskā oglekļa (C_{ORG}) saturs minerālaugsnes virskārtā ir mainīgs. Pētītajās augsnēs C_{ORG} saturs Ap horizontā mainās no 0,54% augsnēs, kuras ir ietekmējusi erozija, līdz pat 5,8% augsnēs, kur organisko vielu sadalīšanās ir kavēta paaugstinātu mitruma apstākļu dēļ.

Lauksaimniecības zemē vidējais C_{ORG} saturs Ap horizontā sasniedz 2,2% (2.3. tabula). Zemākais C_{ORG} saturs minerālaugsnes virskārtā (0,9–1,1%) ir Tauresnes un Nurmīžu etalonteritorijas smagas mālsmilts *Stagnosols* augsnēs. Augstākais C_{ORG} saturs lauksaimniecības zemes augsnes Ap horizontā ir Pasienes etalonteritorijas *Cambisols* augsnēs – 3,1%.

Aizaugošajā lauksaimniecības zemē, kur aizaugšanas process nenorit ilgāk par 15 gadiem, vidējais C_{ORG} saturs augsnes Ap horizontā ir zemāks nekā lauksaimniecības zemes augsnēs. Vidējais C_{ORG} saturs 0–15 gadus vecas meža zemes augsnes Ap horizontā ir 1,5% (2.3. tabula). Aizaugošajās bijušajās lauksaimniecības zemēs ir zemākais C_{ORG} saturs Ap horizontā. Piemēram, Inciema un Tauresnes etalonteritorijas parauglaukumos, kuri aizaug ar egli vai priedi, smagas mālsmilts *Arenosols* augsnes Ap horizonta C_{ORG} saturs nepārsniedz 0,6%. Augstākais C_{ORG} saturs 0–15 gadus vecas meža zemes augsnes Ap horizontā ir Lodesmuižas un Bānūžu etalonteritorijas putekļaina smilšmāla *Luvisols* un *Cambisols* augsnēs, kur zeme aizaug ar apsi un baltalksni. Šajās Lodesmuižas un Bānūžu etalonteritorijas augsnēs C_{ORG} saturs Ap horizontā ir 2,7% un 2,8%.

16–30 gadus vecas meža zemes augsnē Ap horizontā vidējais C_{ORG} saturs (2,9%) būtiski neatšķiras no lauksaimniecības zemes augšņu Ap horizonta C_{ORG} satura. Zemākais Ap horizonta C_{ORG} saturs (1,6% un 1,7%) ir Zaubes un Zvārdes etalonteritorijas parauglaukumos, kur dominējošā koku suga ir egle. Etalonteritorijās, kur dominējošā koku suga ir bērzs, C_{ORG} saturs minerālaugsnes virskārtā ir no 1,6 līdz 4,1%, bet baltalksņu un

apšu mežu augsnes trūdvielu akumulācijas horizontā vidējais C_{ORG} saturs sasniedz 3,4%. Visaugstākais vidējais augsnes Ap horizonta C_{ORG} saturs 16–30 gadus vecas meža zemes grupā ir parauglaukumos Pasienes etalonteritorijā, kura aizaug ar kārkiem. Šo parauglaukumu C_{ORG} vidējais saturs augsnes Ap horizontā ir 4,4 % (2.3. tabula).

16–30 gadus vecas meža zemes augsnē sāk uzkrāties nobiras, veidojas O horizonts. C_{ORG} saturs augsnes OL horizontā mainās no 29% Pasienes un Lodesmuižas etalonteritorijā baltalkšņu audzēs līdz 33% Lodesmuižas, Zaubes un Limbažu etalonteritorijas egļu audzēs.

Teritorijās, kur meža zemes vecums ir no 31 līdz 60 gadiem, vidējais C_{ORG} saturs minerālaugsnes virskārtā sasniedz 2,71%. Zemākais C_{ORG} saturs minerālaugsnes virskārtā (1,8%) konstatēts Mālpils etalonteritorijas 40 gadus vecas meža zemes *Albeluvisols* augsnē, kur mežaudzē dominē egles. Šīs meža zemes vecuma grupas parauglaukumu augsnē C_{ORG} saturs Ap horizontā ir maz mainīgs. Pētījuma parauglaukumos, kur dominējošā koku suga ir bērzs, vidējais C_{ORG} saturs augsnes Ap horizontā ir 2,38%, egļu parauglaukumu augšņu Ap horizonta C_{ORG} saturs ir 2,65%, apšu mežu augšņu Ap horizontā – 2,85%, bet baltalkšņu parauglaukumu augšņu Ap horizonta vidējā C_{ORG} saturs ir 2,86%. Augsts vidējais C_{ORG} saturs minerālaugsnes virskārtā ir *Stagnosols* augsnē, Lodesmuižas, Bānūžu un Zvārdes etalonteritorijas parauglaukumos, kur aug lapu koki, augsnes Ap horizonta C_{ORG} saturs sasniedz 3,1–3,6%.

Vecākajās meža zemēs (meža zemes vecums pārsniedz 60 gadus) ir zems C_{ORG} saturs trūdvielu akumulācijas horizontā – no 1,4 līdz 1,5%. Šāds zems organiskā oglekļa saturs konstatēts Ērgļu etalonteritorijas 60 un 140 gadus vecas meža zemes egļu un 60 gadus vecas meža zemes bērzu audžu *Arenosols* un *Cambisols* augsnēs. Salīdzinoši zems C_{ORG} saturs (1,9%) augsnes Ah horizontā ir arī 200 gadus vecas meža zemes apšu audzē. Pārējos parauglaukumos, kur meža zemes vecums pārsniedz 60 gadus, C_{ORG} saturs augsnes Ap horizontā ir augstāks par 2%. Zaubes un Limbažu etalonteritorijas egļu audžu parauglaukumos, kur meža zemes vecums sasniedz 70, 130 un 150 gadus, C_{ORG} saturs *Luvisol* augšņu Ap horizontā pārsniedz 5%. Teritorijās, kur meža zemes vecums ir no 60 līdz 100 gadiem vai pārsniedz 100 gadus, augsnes Ap horizonta vidējais C_{ORG} saturs ir 3,5% (2.3. tabula).

30 gadus pēc apmežošanās augsnē veidojas vienlaidu O horizonts. C_{ORG} saturs augsnes nobiru horizontā atšķiras gan lapkoku un skujkoku audzēs, gan jaunāku un vecāku egļu audzēs. Mežaudzēs, kur dominē lapu koki (bērzs, apse, baltalksnis), C_{ORG} saturs O horizontā ir no 26,4 līdz 29,6%. Augstāks C_{ORG} saturs ir egļu audžu nobiru horizontā. Egļu audžu parauglaukumos, kur meža zemes vecums nepārsniedz 60 gadus, C_{ORG} saturs ir no 36,1 līdz 39,3%. Zemākais C_{ORG} saturs ir Limbažu etalonteritorijas vecākās meža zemes egļu audžu *Luvisol* un *Alisols* augsnēs, kur C_{ORG} saturs ir no 32,9 līdz 34,5%.

Salīdzinot dažādu meža zemes vecuma grupu augsnes Ap horizonta vidējo C_{ORG} saturu (2.3. tabula), var izšķirt divas izmaiņu tendences: C_{ORG} satura samazināšanos un C_{ORG} satura pieaugumu. Apmežošanās procesa pirmajos 15 gados vērojama C_{ORG} satura samazināšanās augsnes Ap horizontā. Vidējais C_{ORG} saturs lauksaimniecības zemes augšņu Ap horizontā ir 2,2%, aizaugošā lauksaimniecības zemē vidējais C_{ORG} saturs augsnes Ap horizontā samazinās līdz 1,5%. No 16 līdz 30 gadus vecas meža zemes augsnē Ap horizonta vidējais C_{ORG} saturs ir 2,9%. Augstākais vidējais C_{ORG} saturs augsnes Ap horizontā ir 60–100 gadus vecā meža zemē un teritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz

100 gadus. Šo parauglaukumu augšņu Ah horizonta vidējais C_{ORG} saturs sasniedz 3,5%. Vecākās meža zemes (61–100 gadi; > 100 gadi) vidējais C_{ORG} saturs statistiski būtiski ($p < 0,05$) atšķiras no lauksaimniecības zemes C_{ORG} satura. Pēc C_{ORG} satura augsnes Ap horizontā statistiski būtiski atšķiras arī 1–15 gadus vecas aizaugošas lauksaimniecības zemes augsnes un augsnes pārējo vecuma grupu teritorijā, vidējais C_{ORG} saturs 1–15 gadus vecas meža zemes augšņu Ap horizontā ir statistiski būtiski zemāks (2.3. tabula).

Atšķirībā no organiskā oglekļa satura augsnes Ap horizontā, augsnes organisko vielu īpašības šai horizontā ir mazāk mainīgas, turklāt vērojama lielāka meža zemes vecuma ietekme uz organisko vielu īpašībām. Humusvielu sastāvā esošā oglekļa īpatsvars pret kopējo augsnes organiskā oglekļa saturu ($C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecība) pētītajā lauksaimniecības zemes augšņu trūdvielu akumulācijas horizontā ir robežās no 56 līdz 73%. Teritorijās, kur meža zemes vecums ir līdz 30 gadiem, $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecība augsnes Ap horizontā ir no 45 līdz 88%. Zemākais humusvielu īpatsvars aizaugošas lauksaimniecības zemes augšņu Ap horizontā ir *Stagnosols* un *Gleysols* augsnēs Taurenas etalonteritorijas parauglaukumā, kur aug līdz 15 gadus vecas egles. $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecība tur ir 52%, bet 4, 19 un 20 gadus vecās kārķu audzēs Nurmižu un Pasienes etalonteritorijā $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecība attiecīgi ir 53, 48 un 49%. Etalonteritoriju parauglaukumos, kur meža zemes vecums pārsniedz 30 gadus, $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecība augšņu Ap horizontā ir no 45 līdz 90%. Promocijas darbā netika konstatēta sakarība starp attiecības $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ pieaugumu vai samazināšanos un dominējošo koku sugu, augsnes tipu, augsnes virskārtas granulometrisko sastāvu (2.3. tabula).

Salīdzinot augsnes Ap horizonta $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecības vidējās vērtības dažādās vecuma grupās, statistiski būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecībai tika konstatētas 31–60 gadus vecas meža zemes augsnēm ($C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ 76%) un lauksaimniecības zemes augsnēm ($C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ 58%). Pēc $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecības Ap horizontā 31–60 gadus vecas meža zemes augsnes statistiski būtiski atšķiras no 16–30 gadus vecas meža zemes augsnēm (2.3. tabula).

Aizaugot lauksaimniecības zemei, minerālaugsnē mainās organisko vielu humifikācijas pakāpe. Lai arī nav tiešas sakarības starp meža zemes vecumu un humifikācijas indeksu *HIX* ($r^2 = 0,1924$, rezultāti nav parādīti), tomēr var teikt, ka organisko vielu humifikācijas pakāpe minerālaugsnes virskārtā nedaudz pieaug līdz ar meža zemes vecuma palielināšanos. Lauksaimniecības zemes un aizaugošas lauksaimniecības zemes augšņu Ap horizontā vidējās *HIX* vērtības (0,68 un 0,62) tikai nedaudz pārsniedz vecākās meža zemes augšņu Ap horizonta *HIX* minimālās vērtības. Limbažu etalonteritorijas parauglaukumā, kur 150 gadus vecā meža zemē dominējošā koku suga ir priede, augsnes Ap horizontā *HIX* ir 0,60, bet Zaubes etalonteritorijas parauglaukumā, kur 70 gadus vecā meža zemē aug egle, augsnes Ap horizonta organisko vielu *HIX* ir 0,64. Pēc vidējām *HIX* vērtībām augsnes Ap horizontā 60–100 un > 100 gadus vecas meža zemes augsnes statistiski būtiski atšķiras no augsnēm, kur meža zemes vecums nepārsniedz 30 gadus (2.3. tabula).

Meža attīstība bijušajās lauksaimniecības zemēs būtiski maina arī augsnes reakciju. Vidējās pH_{KCl} vērtības lauksaimniecības zemes un 1–15 gadus vecas meža zemes augsnes A horizontā ir 5,3 un 5,4. Meža attīstības tālākā gaitā augsnes A horizonta reakcija samazinās. 16–30 gadus vecas meža zemes augsnē vidējā pH_{KCl} vērtība ir 4,7, 31–60 gadus vecas meža zemes augsnē vidējā pH_{KCl} vērtība ir 4,4, teritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz 60 gadus, vidējais augsnes A horizonta pH_{KCl} ir 3,9 (2.3. tabula).

2.3. tabula. Vidējās aritmētiskās, maksimālās un minimālās organiskā oglekļa, humusvielu oglekļa, humifikācijas indeksa un augsnes pH_{KCl} vērtības minerālaugsnes virskārtā atkarībā no meža zemes vecuma

Table 2.3. Mean, Maximal and Minimal Content of Mineral Topsoil Organic Carbon, Carbon in Humic Substances, Humification Index and Soil pH_{KCl} within Agricultural Lands and Forest Lands of Different Ages

Vecuma grupa (meža zemes vecums, gados)	0			1-15			16-30			31-60			61-100			>100			
	Mean	Max	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max	Min	
Novērojumu skaits	12			28			16			15			13			11			
C_{ORG} , %	2,2 ^a	3,1	0,9	1,5 ^{ab}	2,9	0,5	2,9 ^{ac}	5,2	1,6	3,5	2,7 ^{bc}	3,5	1,8	3,5 ^c	5,7	1,4	3,5 ^c	5,6	1,5
C_{HV} , %*	1,2 ^a	1,8	0,5	1,0 ^{ab}	2,5	0,3	1,5 ^{ac}	2,1	1,1	3,2	2,1 ^d	3,2	1,2	2,1 ^{cd}	3,7	0,8	2,3 ^d	3,2	1,3
C_{HV}/C_{ORG} , %*	58 ^a	73	43	66 ^{ab}	83	45	59 ^{ac}	88	48	76 ^{bd}	90	45	63 ^{ad}	89	53	68 ^{ad}	89	56	
HIX *	0,68 ^a	0,78	0,62	0,62 ^{ab}	0,69	0,58	0,66 ^{ab}	0,76	0,54	0,70 ^{ac}	0,85	0,62	0,72 ^{ac}	0,92	0,64	0,74 ^{ac}	0,85	0,60	
pH_{KCl}	5,2 ^a	6,3	4,0	5,3 ^{ac}	6,6	4,2	4,4 ^{ab}	4,9	3,9	6,1	4,2 ^{ab}	6,1	2,9	3,9 ^b	4,8	3,0	3,8 ^b	4,4	3,2

Ievērojiet: atšķirīgi burti (a, b, c, ...) norāda uz statistiski būtiskām atšķirībām ($p < 0,05$) pēc Tukey HSC testa.

* C_{HV} – oglekļa saturs augsnes humusvielās; C_{HV}/C_{ORG} – humusvielu oglekļa īpatsvars augsnes organisko vielu sastāvā; HIX – humusvielu fluorescences emisijas intensitātes attiecība viļņu garumā 510 un 460 nm.

Apskatot augsnes reakcijas izmaiņas aizaugšanas procesa rezultātā, redzams, ka lielāka ietekme uz augsnes reakcijas pazemināšanu ir eglēm. 16–30 gadus vecas meža zemes augsnes reakcija A horizontā būtiski neatšķiras dažādu koku sugu audzēs: baltalkšņu un kārkļu audzēs augsnes pH_{KCl} ir 4,6, bērzu audžu augsnēs pH_{KCl} ir 4,4, un eglu audzēs augsnes pH_{KCl} ir 4,6. Savukārt 31–60 gadus vecas meža zemes augsnes A horizontā vidējā reakcija lapu koku audzēs ir 4,7, bet eglu audzēs augsnes A horizonta vidējā pH_{KCl} ir 4,0 (2.3. tabula).

2.3.3. Augsnes oglekļa krājas izmaiņas

C_{ORG} krāja augsnēs ir mainīga. C_{ORG} krāja minerālaugsnes virskārtā galvenokārt ir atkarīga no C_{ORG} satura O un A horizontā, jo augsnes tilpummasā dažāda vecuma meža zemes augsnēm būtiskas atšķirības netika konstatētas.

Zemākā C_{ORG} krāja lauksaimniecība zemē un aizaugošā lauksaimniecības zemē ir augsnēs ar zemāko C_{ORG} saturu. Aizaugošā lauksaimniecības zemē C_{ORG} krāja trūdvielu akumulācijas horizontā mainās no 17,8 t C ha⁻¹ Inciema etalonteritorijas parauglaukumā, kur uz *Arenosols* augsnēm bijušajā lauksaimniecības zemē aug 12 gadus veca priežu audze, līdz pat 85,7 t C ha⁻¹ Pasienes etalonteritorijas parauglaukumā, kurā uz *Stagnosols* augsnēm aug 5 gadus vecas egles.

16–30 gadus vecā meža zemē zemākā vidējā C_{ORG} krāja augsnes Ap horizontā ir bērzu un eglu audzēs. Šo teritoriju augsnes Ap horizonts satur 77,4 un 88,4 t C ha⁻¹. Baltalkšņu audžu augsņu Ap horizontā C_{ORG} krāja sasniedz 89,3 t C ha⁻¹. Lielākā C_{ORG} krāja ir teritorijās, kas aizaug ar kārkliem. Pasienes etalonteritorijas 19 un 20 gadus vecas meža zemes *Cambisols* un *Luvisols* augsnēs Ap horizonta C_{ORG} krāja ir 112,3 t C ha⁻¹.

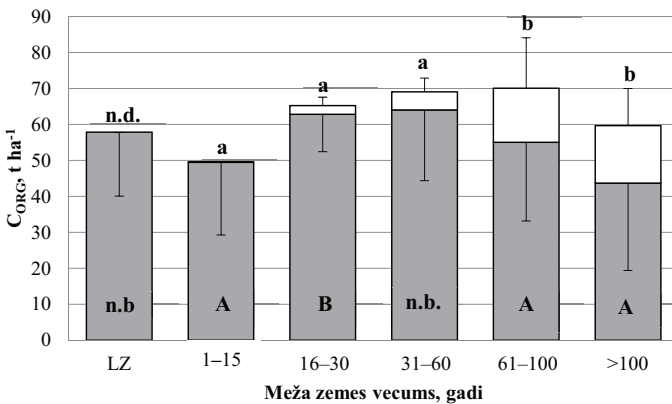
31 līdz 60 gadus vecas meža zemes grupā zemākā C_{ORG} krāja augsnes Ap horizontā ir eglu audzēs. Vidējā C_{ORG} krāja te ir 51,2 t C ha⁻¹. Eglu audzēs Ah horizontā C_{ORG} krāja ir no 34,6 t C ha⁻¹ Mālpils etalonteritorijas 40 gadus vecas meža zemes *Albeluvisols* augsnē, līdz 72,7 t C ha⁻¹ Bānūžu 2. etalonteritorijas 50 gadus vecas meža zemes *Umbrisols* augsnē. Salīdzinot vidējo C_{ORG} krāju teritorijām ar atšķirīgām dominējošo koku sugām, augstākā C_{ORG} krāja augsnes Ap horizontā ir baltalkšņu mežaudzēs. Lodesmuižas etalonteritorijas 35 un 40 gadus vecas meža zemes, kā arī Bānūžu etalonteritorijas 40 gadus vecas meža zemes baltalkšņu parauglaukumos vidējā C_{ORG} krāja augsnes Ap horizontā ir 82,4 t C ha⁻¹.

61–100 gadus vecas un > 100 gadus vecas meža zemes augsnēs augsnes virsējo minerālaugsnes horizontu vidējā C_{ORG} krāja sasniedz 53,7 un 41,8 t C ha⁻¹. Zemākā C_{ORG} krāja augsnes Ap horizontā ir Ērgļu etalonteritorijas eglu mežaudzēs. Organiskā oglekļa krāja 140 gadus vecas meža zemes *Cambisols* augsnes Ap horizontā ir 13,2 t C ha⁻¹, bet 60 gadus vecas meža zemes *Arenosols* augsnē C_{ORG} krāja ir 13,1 t C ha⁻¹. Augstākā C_{ORG} krāja augsnes Ap horizontā ir Zaubes, Limbažu un Zvārdes etalonteritorijas 70 un 140 gadus vecas meža zemes eglu audzēs, kur ir gan augsts C_{ORG} saturs Ap horizontā, gan salīdzinoši biezs Ap horizonts (virs 15 cm). Šajās augsnēs C_{ORG} krāja Ap horizontā ir no 92,8 līdz 102,5 t C ha⁻¹.

Salīdzinot vidējo C_{ORG} krāju minerālaugsnes virsējā horizontā dažādās meža zemes vecuma grupās, redzams (2.2. attēls), ka zemākā C_{ORG} krāja augsnes Ap horizontā ir 1–15 gadus vecas meža zemes augsnē. Salīdzinot ar lauksaimniecības zemes augsnēm, kur

vidējā C_{ORG} krāja Ap horizontā ir $57,8 \text{ t C ha}^{-1}$, 1–15 gadus vecas meža zemes augsnes Ap horizontā vidējā C_{ORG} krāja ir par $8,4 \text{ t C ha}^{-1}$ mazāka. Pieaugot meža zemes vecumam, C_{ORG} krāja Ap horizontā pieaug. Vidējā C_{ORG} krāja 30 gadus un vecākas meža zemes augsnes Ap horizontā ir augstāka nekā lauksaimniecības zemes un 1–15 gadus vecas meža zemes augsnes Ap horizontā. 16–30 gadus vecas meža zemes augsnē vidējā C_{ORG} krāja Ap horizontā sasniedz $62,8 \text{ t C ha}^{-1}$, 31–60 gadus vecas meža zemes augsnē C_{ORG} krāja ir $64,8 \text{ t C ha}^{-1}$. Vecākajā meža zemē minerālaugsnes virskārtā C_{ORG} krāja nedaudz samazinās. 61–100 gadus vecas meža zemes minerālaugsnes virskārtā C_{ORG} krāja vidēji ir $55,1 \text{ t C ha}^{-1}$, bet mežos, kur meža zemes vecums pārsniedz 100 gadus, C_{ORG} krāja minerālaugsnes virsējā horizontā ir mazāka – tikai $43,7 \text{ t C ha}^{-1}$. 100 gadus vecas un vecākas meža zemes augsnes vidējā C_{ORG} krāja A horizontā ir zemāka nekā pētītajās lauksaimniecības zemes augsnēs.

Pēc vidējās C_{ORG} krājas augsnes Ap horizontā statistiski būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības ir šādu meža zemes vecuma grupu augsnēs: 1–15 gadi un 16–30 gadi, 61–100 gadi, vairāk nekā 100 gadi (2.2. attēls).



2.2. attēls. Vidējā C_{ORG} krāja (t ha^{-1}) lauksaimniecības zemes un dažāda vecuma meža zemes augsnēs

Apzīmējumi: balts – C_{ORG} krāja nobirās (O horizontā); pelēks – C_{ORG} krāja Ap (AEp, EAp) horizontā. Atšķirīgi burti norāda uz būtiskām ($p < 0,05$) atšķirībām starp vecuma grupām: mazie burti – nobiru horizontos, lielie burti – trūdvielu akumulācijas horizontā; n. b. – nav būtisku atšķirību; n. d. – nav datu.

Figure 2.2. Mean Topsoil C_{ORG} Stock (t ha^{-1}) in Agricultural Lands and Forest Lands of Different Ages

Key: in white – C_{ORG} stock in litter (O horizon); in grey – C_{ORG} stock in A (AE, EA) horizon. Different letters indicate statistically significant ($p < 0,05$) differences between the age groups: small letters – in the soil O horizon, capital letters – in the soil A horizon; n. b. – not significant; n. d. – no data.

Attīstoties mežaudzei, C_{ORG} tiek akumulēts arī augsnes O horizontā. Lodesmuižas etalonteritorijā, kur 25 gadus vecā meža zemē valdošā koku suga ir baltalksnis, C_{ORG} krāja OLn horizontā sasniedz $0,2 \text{ t C ha}^{-1}$. Šāda paša vecuma meža zemē Zaubes etalonteritorijā egļu audzē augsnes O horizontā uzkrājas $7,6 \text{ t C ha}^{-1}$. No 31 līdz 60 gadus vecas meža zemes audzēs vidējā C_{ORG} krāja nobiru O horizontā ir $4,6 \text{ t C ha}^{-1}$. Zemākā C_{ORG} krāja nobiru horizontā $0,7\text{--}1,6 \text{ t ha}^{-1}$ ir baltalkšņu un apšu audzēs. Augstākā C_{ORG} krāja ir Mālpils etalonteritorijas 40 gadus vecas meža zemes egļu mežaudzes O horizontā, kur C_{ORG} masa sasniedz $9,0$ un $14,4 \text{ t C ha}^{-1}$. Parauglaukumos, kuros meža zemes vecums pārsniedz 60 gadus, zemākā C_{ORG} krāja O horizontā ir lapu koku audzēs. Zaubes un Ērgļu etalonteritorijas parauglaukumos, kuros dominējošās koku sugas ir apse un bērzs, C_{ORG} krāja O horizontā nepārsniedz 6 t C ha^{-1} . Egļu mežaudzēs O horizontā vidēji uzkrājas $22,8 \text{ t C ha}^{-1}$. 70, 100, un 150 gadus vecas meža zemes mežaudzēs Zaubes etalonteritorijā C_{ORG} krāja O horizontā sasniedz pat $42\text{--}44 \text{ t C ha}^{-1}$. Salīdzinot vidējo C_{ORG} krāju O horizontā dažāda meža zemes vecuma grupu augsnēm, jāsecina, ka teritorijās, kur meža zemes vecums ir lielāks par 60 gadiem, C_{ORG} krāja augsnes O horizontā ir statistiski būtiski ($p < 0,05$) augstāka nekā teritorijās, kurās zemes vecums ir mazāks par 60 gadiem (2.2. attēls).

2.3.4. Augsnes īpašības un zemes segums

Dabiskās sukcesijas rezultātā līdz ar veģētācijas izmaiņām lielā amplitūdā mainās arī augsnes virskārtas fizikālās un ķīmiskās īpašības, un ir grūti novērtēt kāda konkrēta faktora ietekmi uz konkrētām augsnes īpašībām. Izmantojot principiālo komponentu analīzi, skaidrāk iezīmējas tendences un apmežošanās procesa ietekme uz augsnes īpašībām.

Principiālo komponentu analīze (PCA) izskaidro 60,8% no kopējām augsnes īpašību variācijām (2.3., 2.4. attēls). Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) ir pirmās 3 ass, 1. ass izskaidro 39,2% no kopējās variācijas, un 2. ass izskaidro 21,5% no kopējās variācijas. Ar pirmo asi būtiskas korelācijas tika konstatētas augsnes virskārtas pH_{KCl} reakcijai, augsnes Ap un O horizonta biezumam. Otrajai asij pastāv būtiska korelācija ar organiskā oglekļa saturu un oglekļa krāju trūdvielu akumulācijas horizontā. Sīkāka informācija par sakarībām un korelācijas koeficientiem ir parādīta 2.4. tabulā.

PCA rezultāti parāda, ka, aizaugot lauksaimniecības zemei, būtiskās izmaiņas ir augsnes reakcijas pazemināšanās, Ap horizonta biezuma samazināšanās un O horizonta attīstība (2.4. tabula). Statistiski būtiska ir arī C_{ORG} satura, humusvielu īpatsvara un humifikācijas indeksa palielināšanās.

Apskatot augsnes īpašību kopumu atkarībā no teritorijas apsaimniekošanas veida un meža zemes vecuma, var novērot, ka lauksaimniecības zemēs augsņu īpašības ir līdzīgas (2.4. attēls). Līdzīgas augsnes īpašības (mazāka punktu izkliede) ir arī aizaugošām teritorijām, kurās meža zemes vecums ir 1–15, 16–30 un 31–60 gadi. Lielāka datu izkliede vērojama parauglaukumu augsnēm, kur meža zemes vecums pārsniedz 60 gadus.

Punkti no parauglaukumiem, kuros apmežošanās nav novērota vai apmežošanās process nav ilgāks par 30 gadiem, grupējas pirmās ass labajā pusē (2.4. attēls). Lielākā daļa punktu no parauglaukumiem, kuros apmežošanās noris 31–60 gadus, grupējas pirmās ass labajā pusē, bet punkti no parauglaukumiem, kuros dominē egles, izvietojas ass kreisajā pusē (2.3. un 2.4. attēls). Šādi rezultāti liek domāt, ka aizaugšanas pirmajos gados augsnē

dominē lauksaimnieciskās darbības laikā iegūtās augsnes īpašības neatkarīgi no koku sugas, ar kuru notikusi aizaugšana. Tomēr tajās teritorijās, kuras aizaug ar eglēm, izmaiņas norit ātrāk, un jau pirmajos apmežošanas 60 gados šo teritoriju augsnes īpašības ievērojami atšķiras no lauksaimniecības zemes.

Paraugļaukumu punktu izkārtojums attiecībā pret PCA asīm saistībā ar paraugļaukumos dominējošo koku sugu neveido izteiktus klasterus (2.3. attēls). Var izdalīt atsevišķu punktu kopu lauksaimniecības zemēm un arī paraugļaukumiem, kuros dominē baltalkšņa mežaudzes. Šo paraugļaukumu punkti grupējas pirmās ass labajā pusē, bet attiecībā pret otro asi lauksaimniecības zemes vairāk izvietojas ass augšējā daļā, bet baltalkšņu mežaudzes – otrās ass lejasdaļā. Vislielākā punktu izkliede ir paraugļaukumiem, kuros dominējošā koku suga ir egle.

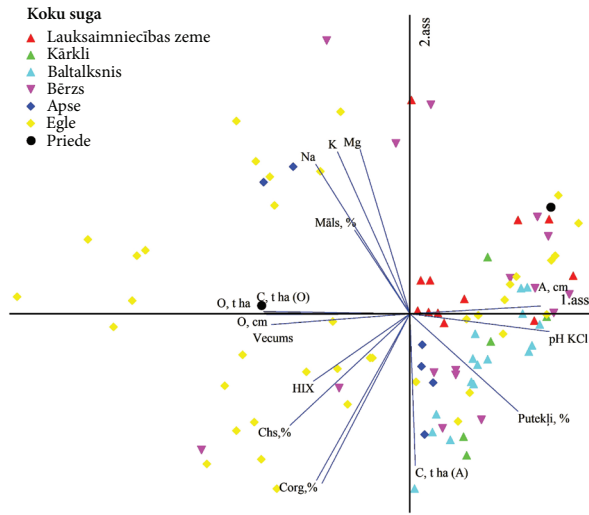
Lielā punktu izkliede vecākās meža zemes grupā parāda, ka meža augšņu virskārtas īpašības nosaka arī daudzi citi, iespējams, complicēti un šajā pētījumā neapskatīti faktori un to kopums.

2.4. tabula. **Augsnes parametru korelācija**
(statistiski nebūtiskas (n. b.) ($r < 0,5$) nav norādītas)

Table 2.4. **Correlation of Soil Parameters (statistically insignificant (n. b.)**
($r < 0,5$) correlations are not shown)

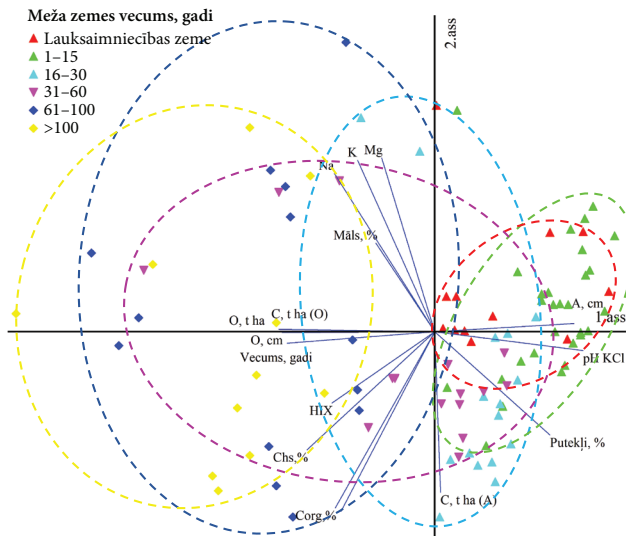
Parametrs	Korelācija ar pirmo asi, r	Korelācija ar otro asi, r
Vecums, gadi	-0,7	n. b.
Ap, cm	0,75	n. b.
O, cm	-0,82	n. b.
C _{ORG} , %	-0,53	-0,71
C _{HV} , %*	-0,69	n. b.
HIX*	-0,55	n. b.
pH _{KCl}	0,80	n. b.
t C _{ORG} ha ⁻¹ A	n. b.	-0,64
Māls, %	n. b.	n. b.
Putekļi, %	0,62	n. b.
Mg, µg/g	n. b.	0,70
Na, µg/g	-0,54	0,63

* C_{HV} – oglekļa saturs augsnes humusvielās; HIX – humusvielu fluorescences emisijas intensitātes attiecība viļņu garumā 510 un 460 nm.



2.3. attēls. PCA punktu grupēšanās pētījuma parauglaukumu minerālaugnes virskārtā atkarībā no augsnes īpašībām un dominējošās koku sugas

Figure 2.3. PCA Ordination of Topsoil within Sampling Sites Depending on Properties of Soil and Dominant Tree Species



2.4. attēls. PCA punktu grupēšanās pētījuma parauglaukumu minerālaugnes virskārtā atkarībā no augsnes īpašībām un meža zemes vecuma

Figure 2.4. PCA Ordination of Topsoil within Sampling Sites Depending on Properties of Soil and Age of Forest Land

2.4. Diskusija

Pētījuma rezultāti liecina, ka lauksaimniecības zemes pamešana un aizaugšana ar kokiem un krūmiem īstermiņā nerada būtiskas izmaiņas minerālaugšnes virskārtas morfoloģiskajās un fizikāli ķīmiskajās īpašībās, kā arī organisko vielu sastāvā. Tomēr ilgtermiņā apmežošanās procesam ir liela ietekme gan uz augsnes reakciju, gan uz organisko vielu saturu un uzkrāto C_{ORG} masu augsnes O un A horizontā.

Pēc lauksaimnieciskās darbības pārtraukšanas un teritorijas apmežošanās pirmajos 15 gados būtiskas morfoloģiskas izmaiņas (Ap horizonta biezums, O horizonta veidošanās) augsnē netiek novērotas (2.2. tabula). Nobiru (OL) horizonts šā vecuma augsnēm ir izveidojies tikai 15 gadus vecā kārķu mežaudzē Lodesmuižas etalonteritorijā. Šāda nobiru uzkrāšanās, iespējams, ir saistīta ar audzes augsnes mitruma apstākļiem (*Stagnic*), jo mitrums samazina nobiru sadalīšanās ātrumu (Ponge et al., 2011; Zanella et al., 2011b).

Arī 15–30 gadus pēc apmežošanās būtiskas izmaiņas Ap horizonta biezumā netiek novērotas (2.2. tabula; 2.4. attēls), bet aizvien intensīvāk augsnes virskārtā sāk uzkrāties nobiras (OL horizonts). Šie rezultāti apstiprina citos pētījumos (Karhu et al., 2011; Vesterdal et al., 2006) iegūtos rezultātus, kas rāda, ka jau pirmajos 30 gados pēc lauksaimniecības zemes apmežošanas nobiru produktivitāte pārsniedz nobiru sadalīšanās intensitāti. Lielāka nobiru masas uzkrāšanās teritorijās, kur dominējošā koku suga ir egļe, var būt saistīta ar augstāku egļu nobiru produktivitāti, jo vienāda vecuma egļu audzēs nobiru produktivitāte var būt līdz pat 2 reizēm augstāka nekā produktivitāte bērzu audzēs (Hanson et al., 2011). Skujkoku nobiru uzkrāšanās augsnes virskārtā var būt saistīta arī ar to ietekmi uz augsnes faunas sastāvu (Mardulyn et al., 1993) vai arī ar mikroklimata izmaiņām, ko rada egļu ciešie vainagi (Schwarz et al., 2015). Kopumā pētījuma rezultāti tāpat kā pētījumi Somijā (Karhu et al., 2011) rāda, ka pirmajos 30 gados augsnes virskārtā, it īpaši egļu audzēs, var uzkrāties nobiras, kuru masa var pārsniegt 12 t ha^{-1} .

Apmežošanās procesa pirmajos 15 gados mainās C_{ORG} saturs augsnes Ap horizontā. Aizaugušajā lauksaimniecības zemē, kur meža zemes vecums nav lielāks par 15 gadiem, C_{ORG} saturs Ap horizontā ir zemāks nekā lauksaimniecībā izmantojamā zemē (2.3. tabula). Lielās datu izkliedes dēļ C_{ORG} samazinājums nav statistiski būtisks ($p < 0,05$). Šī lielā C_{ORG} satura mainība augsnes Ap horizontā 1–15 gadus vecas meža zemes augšņu grupā varētu būt saistīta ar vairākiem, tostarp arī pētījumā neiekļautiem, faktoriem. Pilnīga zemes izmantošanas un apsaimniekošanas vēstures informācija ļautu novērtēt C_{ORG} satura izmaiņu iemeslus. Piemēram, vairākos pētījumos ir secināts, ka C_{ORG} daudzums aramzemēs ir mazāks nekā ilgstošās ganībās (Whitebread et al., 1998; Grace et al., 1995), organisko vielu daudzumu augsnē ietekmē gan zemes apsaimniekošana (Owens & Shipitalo, 2004; Gal et al., 2007) un audzētā kultūra, gan mēslošanas intensitāte un veids (Alvarofuentes et al., 2012).

Lielā datu mainība un izmaiņu neskaidrība sakrīt ar literatūrā minētiem atšķirīgiem C_{ORG} uzkrāšanās/zudumu rezultātiem. Dažos pētījumos pirmajos 5 gados (Paul et al., 2002; Richter et al., 1999) pēc zemes apmežošanas tropu un subtropu klimata apstākļos vai pat līdz 15–18 gadiem pēc dabīgas sukcesijas mērenā klimata apstākļos (Zak et al., 1990; Karhu et al., 2011) ir konstatēta C_{ORG} satura samazināšanās. Citos pētījumos (piem., Cunningham et al., 2012; Shi & Cui, 2010) šāds samazinājums netika konstatēts vai pat

C_{ORG} saturs pieauga (Vestardal et al., 2006). Tāpēc jāsecina, ka, lai pilnvērtīgāk izprastu lauksaimniecības zemes apmežošanās ietekmi uz C_{ORG} saturu minerālaugsnē, ir nepieciešama detalāka informācija par lauksaimniecības zemes izmantošanu pirms apmežošanās procesa sākuma.

Meža attīstības tālākajos posmos C_{ORG} saturs un krāja augsnes virskārtā pieaug (2.3. tabula; 2.2. attēls). 16–30 gadus vecā meža zemē C_{ORG} krāja minerālaugsnē pieaug salīdzinoši strauji, 31–60 gadus vecās audzēs C_{ORG} saturs un krājas pieaugums ir mērens. Straujāks C_{ORG} krājas pieaugums augsnē parasti sakrīt ar organisko vielu produkcijas pieaugumu un sadalīšanās intensitātes samazināšanos. Šāds līdzsvara stāvoklis mērenajos platuma grādos parasti tiek sasniegts pēc 20–25 gadiem (Cerli et al., 2006; Nikodemus et al., 2012), bet atsevišķos gadījumos līdzsvara sasniegšanai var būt nepieciešami pat 40–60 gadi (Compton et al., 1998, Kalinina et al., 2015). Lielā C_{ORG} saturs atšķirība, kā arī tas, ka dominējošais meža zemes vecums 31–60 gadus vecas meža zemes grupā ir 35–40 gadi, vedina domāt, ka Latvijā nobiru producēšanas/degradēšanas līdzsvars iestājas, pirms meža zemes vecums sasniedz 40 gadus.

Teritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz 60 gadus, C_{ORG} saturs augsnes Ap horizontā ir būtiski lielāks nekā lauksaimniecības zemēs (2.3. tabula), bet samazinās uzkrātās C_{ORG} krāja Ap horizontā (2.2. attēls). Šāds C_{ORG} krājas samazinājums augsnes Ap horizontā, iespējams, saistīts ar vairāku faktoru kopumu, tostarp arī ar augsnes veidošanās procesiem. Būtisks augsnes pH samazinājums var izsaukt augsnes faunas sastāva un humusa formas izmaiņas (Salmon et al., 2006), un tas var ietekmēt organisko vielu sadalījumu augsnes profilā, proti, – organisko vielu uzkrāšanos augsnes O horizontā (Andersson & Nilsson, 2011). Promocijas darba rezultāti tāpat kā citu Eiropā veikto pētījumu rezultāti (Vestardal et al., 2012; Vaičys et al., 1996) parāda, ka augsnes reakcijas samazināšanās un C_{ORG} krājas pieaugums augsnes O horizontā straujāk norit teritorijās, kur dominējošā koku suga ir egle (2.2. tabula; 2.2. attēls).

Vecākajās meža zemēs, kur meža zemes vecums pārsniedz 100 gadus, vidējā C_{ORG} krāja augsnes Ap horizontā ir salīdzinoši zema (2.2. attēls). Šāds C_{ORG} krājas samazinājums augsnes Ap horizontā saistīts ar augsnes Ap horizonta biežuma samazināšanos un arī ar podzolēšanās procesu attīstību (2.2. tabula; 2.1. attēls). Attīstoties mežam uz lauksaimniecības zemes, no augsnes tiek izskaloti bāziskie katjoni (K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}), līdz ar to notiek augsnes pH pazemināšanās (Yesilonis et al., 2016). Augsnes paskābināšanās un pieaugošais skujkoku nobiru daudzums paātrina podzolēšanās procesu, kas veicina arī organisko vielu ieskaļošanās augsnes dziļākajos horizontos šķīstošu organisko vielu un metālu komplekso savienojumu veidā (Lundstrom et al., 2000). Podzolēšanās procesa attīstības morfoloģiskās īpašības barības vielām bagātās mālainās eglu mežaudžu augsnēs pamanāmas jau pirmajos 100 gados pēc lauksaimniecības zemes apmežošanas (Nikodemus et al., 2012).

Tomēr augsnes podzolēšanās procesu attīstība teritorijās, kur meža zemes vecums ir lielāks par 60 gadiem, varētu būt tikai viens no vairākiem faktoriem, kas nosaka C_{ORG} krāju un saturu augsnes Ap horizontā. Nozīmīgs faktors ir arī augsnes cilmiezis, kas ietekmē pieejamo makroelementu daudzumu, labvēlīgi iespaido augsnes makrofaunu (Ponge et al., 2011). 2.4. tabulā un 2.3. attēlā redzams, ka pastāv apgriezta sakarība starp Mg ($\mu\text{g/g}$), Na ($\mu\text{g/g}$) koncentrāciju minerālaugsnē un C_{ORG} saturu Ap horizontā, un tas liek domāt, ka barības vielām bagātākās augsnēs, kurām raksturīga augstāka augsnes dzīvnieku un mikrobioloģiskā aktivitāte, organisko vielu uzkrāšanās minerālaugsnes virspusē notiek lēnāk.

Augsnes cilmiežu saistība ar veģetācijas tipu (Kasparinskis, 2012), promocijas darba 1. nodaļā konstatētā *moder* un *mull* humusa formas augšņu telpiskās izplatības sakarība ar glaciogēnajiem un glaciolimniskajiem nogulumiem (1.5. tabula), kā arī aizaugošas lauksaimniecības zemes augšņu morfoloģiskās īpašības (2.2., 2.3. tabulas) liecina, ka augsnēs uz smilšmāla un mālsmilts nogulumiem līdz 60 gadu vecumam dominē *mull* humusa forma, bet meža attīstības tālākajā gaitā daļā augšņu izveidojas *moder* humusa formai raksturīgas īpašības.

Promocijas darba rezultāti atšķirībā no citiem līdzīgiem pētījumiem (Paul et al., 2002; Foot & Grogan, 2010) neliecina par augsnes granulometriskā sastāva nozīmi C_{ORG} piesaistei augsnē (2.4. tabula). Šādi rezultāti varētu būt skaidrojami ar darba gaitā pētīto augšņu visai līdzīgo granulometrisko sastāvu, jo šīs augsnes ir veidojušās pārsvarā uz mālsmilts un smilšmāla morēnas nogulumiem (2.1. tabula).

C_{ORG} saturu meža augsnēs ietekmē ne tikai cilmieža īpašības, bet arī meža apsaimniekošana (Billings, 2006), attālums no meža nogabala malas (Baker et al., 2014) un citi faktori. Augsnes O un A horizonta oglekļa satura un krājas atšķirību skaidrošanai vecās meža zemēs būtu nepieciešami papildu pētījumi.

Kopumā promocijas darba rezultāti vedina domāt, ka lauksaimniecības zemes aizaugšana un egļu audžu attīstība līdz 60–70 gadu vecumam varētu būt efektīvākais oglekļa piesaistīšanas modelis, jo boreālajos mežos šāda vecuma mežaudzēs ir augstākā C_{ORG} krāja gan augsnē (2.2. attēls), gan meža biomasā (Yemshanov et al., 2012).

Pētījuma rezultāti (2.3. tabula) parāda, ka salīdzinājumā ar C_{ORG} saturu un krāju augsnē augsnes organisko vielu īpašības ir vairāk mainīgas un mazāk saistītas ar meža zemes vecumu, tās drīzāk atkarīgas no izmaiņām ekosistēmas nobiru sastāvā un šo nobiru sadalīšanās procesiem augsnē. Vislielākā neskaidriība ir par humusvielu īpatsvara $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecību, kas ir ļoti mainīga neatkarīgi no meža zemes vecuma vai dominējošās koku sugas. Vienīgā sakarība, ko uzrādīja pētījuma rezultāti, ir zemāks humusvielu īpatsvars (zemākā $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ attiecība) augsnēs, kuras pakļautas mitruma iedarbībai (*Stagnosols*, *Gleysols*). Šie rezultāti sakrīt ar citiem Latvijā veiktiem pētījumiem, kuros arī konstatēts, ka humificēto organisko vielu īpatsvars mitrās augsnēs ir zemāks (Apsīte, 1999), un augstā purva kūdrā tas ir tikai 1% (Kļaviņš & Šīre, 2010).

Augsnes humusvielu humifikācijas procesi un humusvielu *HIX* indekss (2.3. tabula) mainās lauksaimniecības zemes apmežošanās rezultātā. Pirmajos 15 gados pēc lauksaimniecības zemes apmežošanās vērojama *HIX* pazemināšanās, bet vecākajās meža zemēs *HIX* sasniedz augstāko līmeni. Pētījuma rezultāti uzrāda atšķirīgus datus no E. Apsītes (Apsīte, 1999) konstatētā – proti, meža zemes augsnes Ap horizontā organisko vielu humifikācijas koeficients ir zemāks nekā lauksaimniecības zemes augšņu Ap horizontā. Šādas atšķirības, iespējams, ir saistītas ar atšķirīgo humifikācijas koeficienta aprēķināšanas metodi, jo E. Apsītes pētījumā izmantotā metode vairāk raksturo humusvielu šķīdību NaOH, bet *HIX* vairāk raksturo humifikāciju kā humusvielu aromātiskuma palielināšanos (McKnight et al., 2001; Rodriguez et al., 2014).

Meža augšņu humusvielu īpašību pētījumos (Cerli et al., 2008) konstatēts, ka, attīstoties egles *Picea abies* audzei, humusvielu aromatizācijas pakāpe minerālaugsnes virskārtā pieaug līdz meža 64 gadu vecumam, bet vecākās audzēs paliek nemainīga. Šāda humifikācijas (arī aromatizācijas) pakāpes palielināšanās līdz ar meža zemes vecuma pieaugumu, kā arī promocijas darbā konstatētā korelācija ar C_{ORG} saturu augsnes Ap horizontā un O

horizonta biežumu, tāpat arī negatīvā korelācija ar augsnes reakciju (2.4. tabula; 2.2. attēls) liek domāt, ka meža attīstības rezultātā izmaiņas vidē rada arī izmaiņas humusvielu humifikācijas procesos.

V. Cehs ar līdzautoriem (Zech et al., 1997) izdalījis četrus nozīmīgākos augsnes organisko vielu aprites faktoros. Tie ir: organisko vielu izcelsme un kvalitāte; mikrobioloģiskā aktivitāte un to ietekmējošie faktori; katalizatoru klātbūtne; stabilizācija organominerālo kompleksu veidā.

Lauksaimniecības zemes augsnēs zemākas *HIX* vērtības, iespējams, ir saistītas ar organisko vielu avotiem (lakstaugu un kultūraugu paliekas, mēslojums) un apsaimniekošanu. Kultūraugi un zālaugi ir vieglāk degradējami nekā koku lapas un skujuas (Berg, 2014; Wang, G. et al., 2014), un tāpēc to organiskās vielas mineralizējas ātrāk. Šo procesu pastiprina lauku apstrāde un jaunu mineralizācijas virsmu pakļaušana atmosfēras iedarbībai (Alvarez et al., 2001; Francaviglia et al., 2017).

Apmežošanas procesa pirmajos 15 gados novērotā augsnes organisko vielu humifikācijas pakāpes samazināšanās augsnes Ap horizontā ir saistīta ar jauno koku augšanu un zālāju nobiru augsto īpatsvaru. Koku augšanas pirmajās dekādēs augsnē samazinās organisko vielu saturs (Paul et al., 2002), augstā zālāju nobiru īpatsvara rezultātā augsnē nonāk galvenokārt labīlie organiskie savienojumi (Mayer et al., 2012).

Teritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz 30 gadus, augstākās *HIX* vērtības augsnes Ap horizontā ir saistītas ar skuju īpatsvara pieaugumu nobirās (2.2. attēls), ar O horizonta attīstību un augsnes reakcijas pazemināšanos (2.2., 2.3. tabulas). Skujkoku īpatsvara palielināšanās nobirās augsnes sistēmā ienes būtiski lielāku lignīna daudzumu. Tas ir viens no grūtāk sadalāmajiem savienojumiem augsnē (Kogel-Knabner, 1993; Apple et al., 2002) un mazāk pakļaujas mineralizācijai, bet iesaistās humifikācijas procesā. O horizonta humifikācijas procesa vēlākajos posmos notiek šo humificēto savienojumu ieskalšanās minerālaugsnes virskārtā (Kalbitz et al., 2006).

2.5. Kopsavilkums

Idumejas, Austrumkursas un Latgales augstienē lauksaimniecības zeme aizaug pārsvarā ar lapkokiem, retāk ar skujkokiem, bet meža attīstības laikā mālsmilts un smilšmāla augsnēs galvenokārt veidojas egļu meži. Vidzemes augstienē apmežošanās ar egli novērojama arī apmežošanās procesa pirmajā dekādē.

Promocijas darbā konstatēts augsnes organiskā oglekļa satura un krājas samazinājums pirmajos 15 gados pēc aizaugšanas, un tas apstiprina citos mēreno platuma grādu apgabalu pētījumos (Zak et al., 1990; Karhu et al., 2011) konstatēto organiskā oglekļa pastiprināto mineralizāciju un uzkrāšanos jauno koku biomasā. Šīs izmaiņas augsnē notiek bez ievērojamām morfoloģiskām izmaiņām.

15–30 gadus pēc lauksaimniecības zemes apmežošanās augsnē veidojas meža zemes augsnēm raksturīgās morfoloģiskās īpašības (augšnes O horizonts). O horizonta izveidošanās, kā arī organiskā oglekļa satura un krājas pieaugums 30–60 gadus vecas meža zemes minerālaugsnes virskārtā liecina par organisko vielu uzkrāšanos augsnē. Dažādos literatūras avotos minēts, ka 25–60 gadus pēc apmežošanās augsne sāk pastiprināti uzkrāt organisko oglekli (Compton et al., 1998; Cerli et al., 2006; Kalinina et al., 2015).

Promocijas darbā pētītajās etalonteritorijās 60 gadus vecas un vecākas meža zemes audzēs dominē egļe. Egļu un citu skujuoku audzēm raksturīgā oglekļa uzkrāšanās augsnes O horizontā (Vaičys et al., 1996; Vesterdal et al., 2012) atspoguļojas arī promocijas darba rezultātos – 60 gadus vecas un vecākas meža zemes augsnēs būtiska daļa no kopējās organiskā oglekļa krājas tiek akumulēta O horizontā.

Teritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz 100 gadus, vidējā organiskā oglekļa krāja augsnes O un A horizontā samazinās un tikai nedaudz pārsniedz vidējo organiskā oglekļa krāju lauksaimniecības zemes augsnes Ah horizontā. Šādi rezultāti varētu būt saistīti ar augsnes procesiem, jo vecākajās meža zemēs, pazeminoties augsnes reakcijai, attīstās podzolēšanās (Nikodemus et al., 2012), daļa uzkrātā augsnes organiskā oglekļa tiek ieskalota augsnes B horizontā (Kalinina et al., 2015). Pilnvērtīgai augsnes organiskā oglekļa uzkrāšanās procesa izprašanai un Latvijas augšņu potenciāla novērtēšanai būtu nepieciešami arī pētījumi par organiskā oglekļa satura un krājas izmaiņām augsnes dziļākajos horizontos.

Pētījuma rezultāti parāda, ka lauksaimniecības zemes apmežošanās laikā notiek izmaiņas arī augsnes organisko vielu īpašībās. Būtiski augstāks augsnes humusvielu humifikācijas indekss *HIX* ir 60 gadus un vecākas meža zemes minerālaugsnes virskārtā. *HIX* pieaugums, līdzīgi kā K. Kerli un viņas līdzautoru pētījumu rezultāti (Cerli et al., 2008), pierāda, ka apmežošanās rezultātā minerālaugsnes virskārtā nonāk stabilāki organiskie savienojumi, kam varētu būt liela nozīme organiskā oglekļa piesaistes un stabilizācijas procesos augsnē.

3. LAUKSAIMNIECĪBAS ZEMES APMEŽOŠANĀS

IETEKME UZ HUMUSVIELU ĪPAŠĪBĀM

3.1. Literatūras apskats

3.1.1. Augsnes organiskās vielas

Augsne ir viena no nozīmīgākajām vidēm Zemes vielu un enerģijas aprites ciklos. Īpaša nozīme augsnei ir globālajā oglekļa aprītē, jo vairāk nekā puse sauszemes ekosistēmas oglekļa ir uzkrāta augsnes organiskajās vielās (Zech et al., 1997). Organiskās vielas augsnē ir iesaistītas mikrobioloģiskajos, bioķīmiskajos un ķīmiskajos procesos, veidojot kompleksu sistēmu. Šī organisko vielu sistēma mainās atkarībā no dažādiem biotiskiem un abiotiskiem faktoriem, kā arī no organisko savienojumu ieneses un sasaistes ar augsnes minerālo daļu (Schnitzer & Monreal, 2011). Meža ekosistēmā augsnes organisko vielu pamatā ir augu virszemes un sakņu biomasas atliekas (primārie avoti), mikroorganismu atliekas (sekundārie avoti) un humusvielas (Zech & Kogel-Knabner, 1994). Visnozīmīgākā, visbiežāk sastopamā un visnoturīgākā augsnes organisko vielu grupa ir humusvielas (Hayes, 1991).

Laika gaitā HV definīcija ir mainījusies, piemēram, Dž. R. Eikens (*G. R. Aiken*) HV definēja kā dabiskas izcelsmes biogēnas un heterogēnas organiskās vielas, kuras raksturo dzeltenīga līdz melna krāsa, augsta molekulmasa un noturība vidē (Aiken et al., 1985). HV tiek definētas arī kā dabā sastopamu savienojumu grupa, kas atrodama vai tiek izdalīta no augsnes, sedimentiem vai dabas ūdeņiem un kas veidojušās augu un dzīvnieku atlieku sadalīšanās rezultātā (MacCarthy, 2001). Šobrīd plašāk izmantotā un vairāk atzītā HV definīcija šo vielu grupu raksturo kā noturīgus tumšas krāsas heterogēnus organiskos savienojumus, kas veidojušies mikroorganismu metabolisma rezultātā, un HV ir visizplatītākā savienojumu grupa uz Zemes (Sutton & Sposito, 2005).

Humusvielām atkarībā no to šķīdības izšķir trīs frakcijas:

- humīns – HV nešķīstošā frakcija;
- HS – humusvielu frakcija, kas šķīst sārmainā vidē, bet nešķīst skābā vidē, ja $\text{pH} < 2$;
- FS – HV frakcija, kas ir šķīstoša neatkarīgi no to vides pH reakcijas (Hayes, 1991).

HV dalījums frakcijās apvieno organiskās vielas ar līdzīgām īpašībām, tomēr to elementsastāvs, struktūra, ķīmiskās un fotoķīmiskās īpašības dažādās dabas vidēs ir atšķirīgas (Hayes, 1991). FS frakcija parasti ir mazāk aromātiska un ar augstāku karboksilgrupu koncentrāciju (Eglite, 2007). HS ir aromātisku makromolekulu komplekss ar aminoskābēm, aminocukuriem, peptīdiem, alifātiskiem savienojumiem, kas iekļauti savienojumos ar aromātiskām struktūrām (Weber, 1997). HV nešķīstošā daļa – humīns – būtiski

atšķiras no HV šķīstošajām frakcijām, to veido alifātiskas ogļūdeņražu funkcionālās grupas ar nelielu ogļhidrātu, peptīdu un peptīdglīkānu piejaukumu (Hayes et al., 2017).

3.1.2. Organisko vielu avoti un to īpašības

Augsnes organisko vielu avoti iedalās divās daļās – primārie resursi un sekundārie resursi. Primārie resursi ir augu nobiras (lapas, zari, koksne, saknes), bet sekundārie ir mikroorganismu biomasa un to metabolisma produkti (Kogel-Knabner et al., 1991).

Primārie resursi un to īpašības dažādās ekosistēmās ir atšķirīgas, jo mainās biomasas un nobiru attiecības. Piemēram, mēreno platumu grādu mežos koku lapas un skujuas nav izteikti nozīmīgākais organisko vielu avots, jo atmirušo sakņu biomasa sastāda 20–50% no kopējās C ieneses, bet koku zarainās nobiras dod 24–39% C ieneses (Zech & Kogel-Knabner, 1994). Kopumā meža ekosistēmās augsnes nobiru (O) horizonta kopējo C_{ORG} daudzumu veido aptuveni 55% slāpekli saturošu alifātisku savienojumu (polisaharīdi: celuloze un hemiceluloze), 22% alifātisku savienojumu (galvenokārt lipīdi), 20% C atrodas aromātisku savienojumu veidā (lignīns, tanīns), bet tikai 5% no kopējā C_{ORG} daudzuma atrodas karbonilgrupās un karboksilgrupās (Zech & Kogel-Knabner, 1994). Organiskajās atliekās pļavu ekosistēmās salīdzinājumā ar meža nobirām ir augstāks celulozes īpatsvars, mazāks aromātisko savienojumu daudzums (Walela et al., 2014).

Sekundārie resursi sastāv galvenokārt no sēņu un baktēriju šūnapvalku paliekām, un to sastāvs ir sarežģītāks par augu nobirām (Zech & Kogel-Knabner, 1991). Mikroorganismu šūnapvalkus veido peptīdglīkāns, lipīdi un dažādi mazāk nozīmīgi monomēri (Killham & Posser, 2015), bet lielākai daļai sēņu šūnapvalkus veido slāpekli saturošs polisaharīds – hitīns (Taylor & Sinsabaugh, 2015). Nozīmīgs sekundārais augsnes organisko vielu avots, kas iesaistās augsnes humifikācijas procesos un nosaka HV īpašības, ir mikroorganismu metabolisma produkti, galvenokārt dažādi poliketīdi – vienkārši vai salikti aromātiski, poliaromātiski, polifenoli vai alifātiski savienojumi (Schnitzer & Monreal, 2011).

3.1.3. Humifikācijas process augsnē un tā izmaiņas apmežošanās rezultātā

HV veidošanās process – humifikācija – augsnē jāaplūko kopā ar augu atlieku sadalīšanos. Visu humifikācijas procesu augsnē var iedalīt divās nozīmīgās fāzēs: pirmajā fāzē notiek organisko nobiru fiziska fragmentācija, mikrobioloģiska sadalīšana vienkāršākās molekulās vai arī molekulu grupās (Kobayashi et al., 2001), bet otrajā fāzē notiek liela izmēra molekulu sintēze (Huang & Hardie, 2009).

Humifikācijas procesa otrajā fāzē notiek vielu transformācija un jaunu savienojumu veidošanās. Šie procesi ir ļoti sarežģīti un šobrīd līdz galam nav skaidri. Augsnes organisko vielu humifikācijas teorijā plašāk tiek apspriesti divi HV veidošanās konceptuālie modeļi: abiotiskās kondensācijas (polimerizācijas) modelis un biopolimēru degradācijas modelis (Zech & Kogel-Knabner, 1994; Tan, 2003).

Kondensācijas modeļa pamatā ir teorija, ka HV veidojas, polimerizējoties mazas molekulas organiskajiem prekursoriem (vienkāršie cukuri, aminoskābes), kas veidojušies augu biodegradācijas rezultātā. Humusvielu veidošanās process norit no fulvoskābju līdz humīnskābju un visbeidzot līdz humīna veidošanai (Zech & Kogel-Knabner, 1994).

Biopolimēru degradācijas modeli lielāka nozīme ir grūtāk degradējamiem augu izcelsmes polimēriem (lignīns, celuloze u. c.), kuri tālāk oksidācijas rezultātā veido humīnskābju un fulvoskābju makromolekulas (Zech & Kogel-Knabner, 1994; Tan 2003).

Viens no nozīmīgākajiem augsnes organisko vielu humifikācijas procesa posmiem var būt noturīgo aromātisko savienojumu un lignīna degradācija (Hanninen, 2010) un nobiru nozīmīgākās grupas – polisaharīdu – sadalīšanās (Zech & Kogel-Knabner, 1994).

Lauksaimniecības zemes aizaugšanas rezultātā organisko vielu humifikācijas process un HV īpašības augsnē mainās līdz ar izmaiņām vidē, kas sevī ietver nobiru daudzuma un veida izmaiņas, izmaiņas augsnes mikroflorā, augsnes reakcijā, kā arī augsnes mikroklimatā (Paul et al., 2001; Hohberg 2003; Vesterdal et al., 2008; Oxbrough et al., 2006; Balandier et al., 2009; Kasparinskis et al., 2011). Lauksaimniecības zemēs organisko vielu avoti galvenokārt ir graudzāļu un citu lakstaugu atliekas, kā arī augsnei pievienotais mēslojums. Kopumā lauksaimniecības zemes augsnēs ir salīdzinoši zems organisko vielu saturs, augsnes organiskajām vielām raksturīgs augsts polisaharīdu daudzums un mazāks aromātisko savienojumu īpatsvars (Wang et al., 2017). Lielāko daļu no lauksaimniecības zemes augsnes humusvielām sastāda humīnskābes (Paul, 2016; Simpson et al., 1997a; McGrath, 1997). Atkarībā no saimniekošanas veida un audzētās kultūras lauksaimniecības zemes augsnēs mainās polisaharīdu un aromātisko savienojumu daudzums, piemēram, no lauksaimniecībā audzētajām kultūrām lielākais lignīna saturs ir graudzālēs (Drystek & MacDougall, 2014), bet tauriņziežu pievienošana augsnē palielina polisaharīdu daudzumu (Wang et al., 2017), kā arī palielina N daudzumu, kas var veicināt lignīna degradācijas procesu (Plante & Parton, 2007; Wang et al., 2016).

Lauksaimniecības zemes apmežošanas procesa sākumposmā vērojama zāļu un to sakņu biomasas samazināšanās, augsnes pH pazemināšanās, augsnes faunas nomaiņa, kā arī augsnes organisko vielu paātrināta mineralizācija (Jug et al., 1999; Ponge, 2003; Ernst, 2004; Kasparinskis et al., 2011; Zaiets & Poch, 2016). Šādas izmaiņas veicina augsnes organisko vielu humifikācijas procesu un organisko vielu kvalitatīvās izmaiņas: palielināt esteru daudzumu, samazināt FS daudzumu un HV aromātiskumu (Simpson et al., 1997a; Bremanis et al., 2013; Zaiets & Poch, 2016; Vidal et al., 2016; Vidal et al., 2017).

Meža sukcesijas vēlinākos posmos, pieaugot koku vecumam un palielinoties koku nobiru daudzumam, notiek izmaiņas augsnes organisko vielu sastāvā, tostarp arī HV īpašībās. Izmaiņas galvenokārt saistītas ar grūtāk degradējama organiskā materiāla ienesi ar koka nobirām. Koku nobiras satur vairāk grūti sadalāma lignīna un polisaharīdu, kas palielina organisko vielu humifikāciju (Zech & Kogel-Knabner, 1994; Sariyildiz & Anderson, 2005). Nobiru lignīna daudzums var atšķirties dažādām koku sugām, piemēram, ozola *Quercus robur* lapas satur vidēji 43% lignīna, dižskābarža *Fagus sylvatica* lapas 33,8% (Sariyildiz & Anderson, 2005), bet skujkoku skujās lignīna saturs ir vēl augstāks, turklāt skujas, pieaugot koku vecumam, var saturēt lignīna polimērus ar augstāku polimerizācijas pakāpi (Apple et al., 2002; Klotzbucher et al., 2013).

Pēc nobiru sadalīšanās un humifikācijas augsnes veidošanās procesu rezultātā minerālaugsnes virskārtā nonāk organiskās vielas, kuras satur salīdzinoši mazāku daudzumu polisaharīdu nekā meža nobiras (C alifātiskos savienojumos veido 42% no kopējā C_{ORG} daudzuma) un kurās ir augstāks slāpekli saturošu alifātisko savienojumu un lipīdu īpatsvars (aptuveni 30%), kā arī salīdzinoši mazs mainīgu aromātisko savienojumu un ogļhidrātu daudzums (11% un 17%) (Zech & Kogel-Knabner, 1994). Jāpiemin, ka

aromātisko savienojumu sastāvā lignīna īpatsvars samazinās aptuveni trīs reizes (Zech & Kogel-Knabner, 1994). HV sastāvā minerālaugsnēs dominē HS, tām ir raksturīgs lielāks alifātisko savienojumu skaits un zemāks aromātiskums nekā nobiru HV (Simpson et al., 1997a; Simpson et al., 1997b; Guimaraes et al., 2013; Jamroz et al., 2014).

Dažādu atsevišķu pētījumu rezultāti nesniedz pilnvērtīgu izpratni par apmežošanas ietekmi uz humifikācijas procesu un organisko vielu īpašībām. Pilnvērtīgāku ieskatu apmežošanas procesa ietekmei uz augsnes organisko vielu īpašībām sniedz ilggadējs pētījums Zviedrijā, kurā secināts, ka organisko vielu akumulācijai minerālaugsnē pēc apmežošanas ar egli *Picea abies* ir nepieciešami 30 gadi. 30 gadi ir arī laiks, kurā minerālaugsnes organisko vielu sastāvā sāk dominēt koku izcelsmes organisko vielu prekursori. Humusvielu sastāvā pirmajos 30 gados pēc apmežošanās samazinās HS īpatsvars, savukārt 64 un 97 gadus vecu mežu minerālaugsnē vērojams HS īpatsvara pieaugums. Apmežošanās rezultātā HS sastāvā samazinās N (pieaug C/N attiecība) un aromātisko savienojumu īpatsvars, pieaug alifātisko savienojumu, nedaudz arī polisaharīdu daudzums (Cerli et al., 2006; Cerli et al., 2008).

3.1.4. Humusvielu pētniecība

Humusvielas savu īpašību dēļ ir sarežģīti pētāma vielu grupa, un to pētniecībā tiek izmantotas dažādas metodes. Līdz šim plašāk izmantotās sārnu ekstrakcijas metodes tika apšaubītas, norādot, ka sārnu ekstrakti organiskās vielas iegūst īpašības, kuras atšķiras no šo savienojumu īpašībām dabiskā vidē (Kleber & Johnson, 2010). Tomēr pētījumi, kuros veikts augsnes un HV ekstraktu salīdzinājums, šādu teoriju noraida (Schnitzer & Monreal, 2011). Humusvielu īpašību pētīšanai plašāk tiek izmantoti NaOH ekstrakti (Schnitzer & Monreal, 2011).

HV izpēte NaOH šķīdumos notiek, izmantojot spektrometrijas metodes. Viena no plašāk izmantotajām metodēm ir UV-Vis spektrometrija, kas balstās uz HS šķīdumu absorbciju redzamās un ultravioletās gaismas spektrā. Kopumā HS UV-Vis spektri ir salīdzinoši neizteiksmīgi, vērojama to intensitātes pakāpeniska pazemināšanās līdz ar viļņu garuma palielināšanos, un tāpēc ir salīdzinoši maz informācijas par HS dabu (Uyguner et al., 2005). Lielākā nozīme HS īpašību pētniecībā ir dažādu UV-Vis spektru intensitāšu attiecības izmantošanai. HS pētniecībā izmanto gaismas absorbcijas attiecību dažādos viļņu garumos, tomēr plašāk tiek lietota E_2/E_3 absorbcijas attiecība 250 nm un 365 nm viļņu garumā, kā arī 465 nm un 665 nm viļņu garumu attiecība (E_4/E_6). Abas šīs attiecības raksturo HV aromātiskos savienojumus. Attiecība E_2/E_3 saistīta ar HS aromātiskumu, molekulas (Peuravuori & Pihlaja, 1997), bet attiecība E_4/E_6 parāda aromātisko molekulu kondensācijas pakāpi HS sastāvā (Stevenson, 1994). Humīnskābju E_4/E_6 attiecība korelē arī ar C/N attiecību HS sastāvā (Purmalis, 2015).

Nozīmīga spektrometrijas metode humusvielu pētniecībā ir arī fluorescences emisijas spektroskopija, ko izmanto pētāmo vielu sastāva un īpašību raksturošanai. Fluorescences pamatā ir process, kurā molekulas tiek ierosinātas ar fotoniem, veicinot elektronu pāreju augstākā enerģijas līmenī, bet, elektroniem atgriežoties zemākā līmenī, tiek izdalīta gaisma (Reynolds, 2014). HS fluorescences pētīšanai visbiežāk izmanto ierosināšanas gaismu ar viļņu garumu no 330 līdz 360 nm, emisijas maksimums HS vērojams 440–460 nm apgabālā (Mobed et al., 1996; Chen et al., 2003; Rodriguez et al.,

2014). Spektu intensitāte norāda uz HS frakciju molekulmasu, kondensācijas pakāpi un aromātiskumu, bet dažādi spektru maksimumi raksturo organiskā materiāla sastāvu: maksimālā fluorescences viļņu garumā 440 nm norāda uz augstu ogļhidrātu saturu, 450 nm – uz polifenolu klātbūtni, bet viļņu garumā 502 nm norāda uz aromātisko savienojumu saturu (Chen et al., 2003).

HS struktūras raksturošanai un funkcionālo grupu identificēšanai izmanto Furjē transformācijas infrasarkanā starojuma spektroskopijas (FTIS) metodi. FTIS ir metode, kurā tiek fiksētas svārstības, kas raksturīgas noteiktām savienojumu funkcionālajām grupām. Ķīmiskās saites absorbē infrasarkanā starojuma enerģiju noteiktā viļņu garumā, tāpēc ir iespējams noteikt, kāda veida saites ir pētītajā vielā (Stuart, 2004). FTIS spektroskopija ir īpaši nozīmīga skābekli saturošo grupu noteikšanai. HS ir vairākas nozīmīgas absorbcijas joslas, kas norāda uz HS struktūru un funkcionālajām grupām (3.1. tabula).

3.1. tabula. Humīnskābju raksturošanai nozīmīgas FTIS spektru adsorbcijas joslas (Schnitzer & Monreal, 2011)

Table 3.1. Characteristic FTIR Spectra Bands for Humic Acid Description (Schnitzer & Monreal, 2011)

Viļņu skaitlis (cm ⁻¹)	Saišu veids un HA funkcionālās grupas
3400	O–H saite
2900	C–H saites stiepšanās alifātiskos savienojumos
1725	C=O saites stiepšanās ketonos un COOH
1630	COO ⁻ grupa, C=O saite karbonilgrupā (amīdos)
1450	C–H saite alifātiskos savienojumos
1400	COO ⁻ grupa
1200	OH deformācija (C–O stiepšanās) COOH
1050	Si–O stiepšanās silikātos

HS sarežģītā struktūra un liels polāro un nepolāro grupu skaits nosaka arī HS īpašības dabas vidē, to spēju mijiedarboties ar metālu joniem, augsnes minerāliem. Šā iemesla dēļ bez spektroskopijas metodēm izmanto arī HS frakcionēšanu hidrofilajā (organiskās skābes, ogļhidrāti, aminoskābes, aminocukuri) un hidrofobajā (ogļūdeņraži, taukskābes, nukleīnskābes un hinoni) daļā. Frakcionēšana tiek veikta, izmantojot polimēru, piemēram, polietilēnglikolu (PEG), un neorganisku sāli, piemēram, (NH₄)₂SO₄. Pēc frakcionēšanas, izmantojot UV-Vis spektrometrijas metodi, tiek noteikts katras frakcijas daudzums un šo frakciju savstarpējā attiecība (Zavarzina et al., 2002).

3.2. Materiāls un metodes

3.2.1. Pētījuma etalonteritoriju raksturojums

Lai novērtētu lauksaimniecības zemes apmežošanās ietekmi uz augsnes HV sastāvu un ķīmiskajām īpašībām, papildus tika analizētas četrus etalonteritoriju augsnes (3.2. tabula).

3.2. tabula. Parauglaukumu, kokaudzes un augsnes raksturojums pētījuma etalonteritorijās

Table 3.2. Characterisation of the Sampling Sites, Forest Stands and Soils in the Model Territories

Teritorijas nr.	Dominējošā koku suga (kvantitāte)	Meža zemes vecums, gadi	Augsnes pamatgrupa (FAO WRB)	Augsnes virskārtas granulometriskais sastāvs
Zaube				
Z0	–	–	<i>Luvisols</i>	Smaga mālsmilts
Z30	<i>Picea abies</i> (100%)	30	<i>Albeluvisols</i>	Smaga mālsmilts
Z60	<i>Picea abies</i> (80%) <i>Betula pendula</i> (20%)	60	<i>Luvisols</i>	Smaga mālsmilts
Z100	<i>Picea abies</i> (90%) <i>Betula pendula</i> (10%)	100	<i>Stagnosols</i>	Smaga mālsmilts
Z150	<i>Picea abies</i> (90%) <i>Betula pendula</i> (10%)	150	<i>Luvisols</i>	Smaga mālsmilts
Limbaži				
L30	<i>Picea abies</i> (100%)	30	<i>Luvisols</i>	Smilšmāls
L55	<i>Picea abies</i> (80%) <i>Betula pendula</i> (20%)	55	<i>Luvisols</i>	Smalka mālsmilts
L70	<i>Picea abies</i> (80%) <i>Betula pendula</i> (20%)	70	<i>Luvisols</i>	Smilšmāls
L95	<i>Picea abies</i> (100%)	95	<i>Luvisols</i>	Smilšmāls
L100	<i>Picea abies</i> (70%) <i>Pinus sylvestris</i> (30%)	100	<i>Luvisols</i>	Smalka mālsmilts
L150	<i>Picea abies</i> (80%) <i>Pinus sylvestris</i> (10%) <i>Betula pendula</i> (10%)	150	<i>Luvisols</i>	Smalka mālsmilts
Bānūži				
B0	–	–	<i>Umbrisols</i>	Vidēja smilts
B16	<i>Populus tremula</i> (70%) <i>Picea abies</i> (20%) <i>Betula pendula</i> (10%)	16	<i>Umbrisols</i>	Vidēja smilts
B30	<i>Picea abies</i> (50%) <i>Alnus incana</i> (50%)	30	<i>Umbrisols</i>	Vidēja smilts
B50	<i>Picea abies</i> (80%) <i>Betula pendula</i> (20%)	50	<i>Cambisols</i>	Vidēja smilts
B110	<i>Picea abies</i> (100%)	110	<i>Anthrosols</i>	Vidēja smilts
Vijciems				
V0	–	–	<i>Cambisols</i>	Mālsmilts
V40	<i>Alnus incana</i> (100%)	40	<i>Luvisols</i>	Putekļaina mālsmilts
V70	<i>Picea abies</i> (90%) <i>Betula pendula</i> (10%)	70	<i>Arenosol</i>	Putekļaina mālsmilts
V160	<i>Pinus sylvestris</i> (100%)	160	<i>Podzols</i>	Smalka smilts

Šajās etalonteritorijās augsnes paraugi tika ievākti lauksaimniecības zemēs un dažāda vecuma meža zemēs. Meža zemes vecums tika noteikts, pētot vēsturiskās kartes, arhīva materiālus, bet jaunākajām audzēm ar Preslera svārpstu tika noteikts koku vecums (meža zemes vecuma noteikšanas metodes sīkāk aprakstītas darba 2.2.1. apakšnodaļā). Zaubes un Limbažu etalonteritorijā (tās atrodas Vidzemes un Idumejas augstienē; 2.1. attēls) raksturīgas augsnes, kas veidojušās uz morēnas un glaciolimniskajiem mālsmilts un smilšmāla nogulumiem (3.2. tabula). Bānūžu etalonteritorijā (atrodas Vidzemes augstienē) augsnes veidojušās uz smilšainiem glaciofluviālajiem nogulumiem, bet Vijciema etalonteritorijā (atrodas Tālavas zemienē) augsnes ir veidojušās uz iekšzemes kāpu eolajiem smilšu un mālsmilts nogulumiem. Bānūžu etalonteritorijas augsnēs ir konstatētas kokogles, kas liecina par teritorijā notikušu līdumu zemkopību.

3.2.2. Augsnes paraugu sagatavošana un ķīmiskās analīzes

Katrā no etalonteritoriju parauglaukumiem no augsnes ģenētiskā A (Vijciema etalonteritorijā – no EA) horizonta tika ievākti paraugi trīs atkārtojumos. Iegūtie paraugi tika izžvēti līdz gaissausam stāvoklim, saberzti un izsijāti caur 2 mm sietu.

Augsnes granulometriskā sastāva noteikšanai tika izmantota pipetēšanas metode (Van Reeuwjiik, 1995). Augsnes reakcija tika noteikta potenciometriski (USDA, 2004). Sīkāks augsnes granulometriskā sastāva un augsnes reakcijas noteikšanas metodikas apraksts pieejams 2.2.2. apakšnodaļā.

Augsnes C_{ORG} saturs (%) tika noteikts, izmantojot oglekļa analizatoru *Shimadzu TOC-Vcsn* ar cieto paraugu moduli *SSM-5000A*.

Humusvielas no augsnes paraugiem tika izdalītas, izmantojot 0,1 M NaOH šķīdumu, augsnes/šķīduma attiecība 10 : 100. Humusvielu ekstrakts no augsnes cietajām daļām atdalīts filtrējot.

1 ml iegūtā parauga tika atšķaidīts ar demineralizēto ūdeni (šķīduma attiecība 1 : 100), un šis šķīdums tika analizēts ar *Shimadzu TOC-Vcsn* kopējā organiskā oglekļa noteikšanai humusvielu sārnu izvilkmā (C_{HS}).

Humīnskābju izdalīšanai 99 ml humusvielu ekstrakta tika paskābināti ar HCl (37,2% HCl : H₂O attiecība = 1 : 2) līdz pH < 2. Humīnskābes no fulvoskābēm tika atdalītas filtrējot. Fulvoskābju šķīdums attiecībā 1 : 100 tika analizēts ar *Shimadzu TOC-Vcsn* analizatoru, un tika noteikts fulvoskābēs esošais organiskais ogleklis (C_{FS}). Humīnskābēs esošais ogleklis tika noteikts pēc formulas:

$$C_{\text{HS}} = C_{\text{HV}} - C_{\text{FS}}$$

Izdalītās humīnskābes tika izžvētas līdz gaissausam stāvoklim un izmantotas humusvielu īpašību raksturošanai.

Furjē transformācijas infrasarkanā starojuma spektroskopija tika veikta, izmantojot *PerkinElmer BX FTIR* infrasarkanā spektrometru. Spektri uzņemti 4000–400 cm⁻¹ diapazonā, izmantojot tabletes, kuras tika iegūtas, sajaucot 200 mg KBr ar 3 mg saberzta humīnskābju parauga.

HS fluorescences spektroskopisko īpašību noteikšanai HS tika izšķīdinātas 0,1 M NaOH šķīdumā (5 mg/l). Fluorescences spektri tika uzņemti ar *PerkinElmer LS 55*

fluorescences spektrometru, spektru apstrāde veikta ar programmu *FL Winlab*. Emisijas spektru ierosināšanas viļņa garums – 350 nm, uzņemšanas solis – 10 nm, skenēšanas ātrums – 500 nm/min. Fluorescences intensitātes attiecība HS emisijas spektriem *HIX*, kuru aprēķināja, izmantojot fluorescences intensitāti viļņu garumā 452 nm un 510 nm, tika izmantota kā humifikācijas pakāpes indikators.

UV spektri HS šķīdumiem (25 mg/l) tika uzņemti ar *Thermospectronic Helios* γ UV spektrofotometru, izmantojot 1 cm kvarca kivetu. UV spektru adsorbcijas attiecības E_2/E_3 un E_4/E_6 tika aprēķinātas, izmantojot spektra absorbcijas vērtības viļņu garumā 250, 360 un 465, 665 nm.

HS hidrofobuma koeficients $K_{\text{PEG/W}}$ tika aprēķināts, izmantojot 2 ml HS šķīduma (2 g/l), 2 ml 30% $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ un 2 ml 30% polietilēnglikola (M_w 200000), kuri tika sajaukti ar vibromaisītāju. Pēc šķīduma sadalīšanās fāzēs tika paņemts 1 ml no katras fāzes, un tālāk katrs šķīdums tika vēl atšķaidīts ar 9 ml 0,01 M NaHCO_3 . Iegūtajiem šķīdumiem ar spektrofotometru tika mērīta sorbcija viļņa garumā 465 nm. $K_{\text{PEG/W}}$ koeficients tika iegūts, dalot augšējās fāzes absorbciju ar apakšējās fāzes absorbciju (Zavarzina et al., 2002).

3.2.3. Datu statistiskā analīze

Minerālaugšnes virskārtas un HV ķīmisko analīžu rezultāti tika apstrādāti (vidējās aritmētiskās vērtības, attiecības) un analizēti, izmantojot *Microsoft Excel 2010*. Rezultātu vidējo aritmētisko salīdzināšanai (*t-test*, $\alpha = 0,05$) un korelāciju aprēķināšanai tika izmantota *SPSS PASW Statistic 18* programma. Galveno komponentu analīze tika veikta, izmantojot *PC-ORD 5.0* programmu, lai noskaidrotu sakarības starp augsnes HV īpašībām un meža zemes vecumu.

3.3. Rezultāti

3.3.1. Organisko vielu saturs un īpašības minerālaugšnes virskārtā, to izmaiņas apmežošanās rezultātā

Mežu attīstības gaitā organisko vielu saturs, līdz ar to arī C_{ORG} saturs, minerālaugšnes virskārtā palielinās. Pamestajās lauksaimniecības zemēs C_{ORG} saturs Ap horizontā nepārsniedz 1,8%, bet vecākās meža zemes minerālaugšnes virskārtā C_{ORG} pārsniedz 2% (3.3. tabula). Limbažu un Zaubes etalonteritorijas 70 gadus vecās meža zemēs C_{ORG} saturs augsnes Ap horizontā pārsniedz pat 5%. Vienīgais izņēmums ir Vijciema etalonteritorijas 160 gadus vecā meža zeme, kur podzolēšanās rezultātā augsne izveidojies EAh horizonts ar zemu C_{ORG} saturu 1,78%.

Meža attīstība ietekmē arī kopējā slāpekļa saturu minerālaugšnes virskārtā. Pētītajās teritorijās N_{TOT} saturs augsnes Ap vai EA horizontā ir no 0,10 līdz 0,61%. Zemākais N_{TOT} saturs augsnes Ap horizontā Zaubes un Bānūžu etalonteritorijā ir konstatēts 30 un 16 gadus vecas meža zemes augsnēs, kur N_{TOT} saturs ir 0,11% un 0,10%. Limbažu un Vijciema etalonteritorijā zemākais N_{TOT} saturs Ap horizontā ir vecākās meža zemes parauglaukumu augsnēs. Limbažu etalonteritorijas 150 gadus vecas meža zemes parauglaukumā, kur aug egles *Picea abies*, priedes *Pinus sylvestris* un bērzi *Betula pendula*, augsnes Ah horizontā

N_{TOT} saturs ir 0,26%. Vijciema etalonteritorijas 160 gadus vecā meža zemē priežu mežaudzē N_{TOT} saturs augsnes EA horizontā ir 0,10%. Augstākais N_{TOT} saturs (0,61%) Ap horizontā Zaubes etalonteritorijā ir 150 gadus vecas meža zemes augsnē, Limbažu etalonteritorijā – 100 gadus vecas meža zemes augsnē (0,47%), Bānūžu etalonteritorijā – 50 gadus vecas meža zemes augsnē (0,16%), bet Vijciema etalonteritorijā – 40 gadus vecas meža zemes augsnē (0,36%).

Bez N_{TOT} un C_{ORG} satura augsnē nozīmīga ir arī šo ķīmisko elementu satura savstarpējā attiecība. Lauksaimniecības zemei raksturīga zema C/N attiecība augsnes Ap horizontā. Tā mainās no 7,20 Vijciema līdz 8,15 Zaubes etalonteritorijas augsnēs (3.3. tabula).

3.3. tabula. Minerālaugsnes virskārtas organisko vielu raksturojums

Table 3.3. Characterisation of Properties of Topsoil Organic Matter

Augsnes paraugs	pH _{KCl}	C _{ORG} , %	N _{TOT} , %	C/N	C _{HV} , %*	C _{HV} /C _{ORG} , %*	HIX*	C _{HS} /C _{FS} *
Zaube								
Z0	3,97	1,63	0,20	8,15	0,95	58,3	0,63	1,99
Z30	3,89	1,58	0,11	14,36	1,14	72,2	0,58	1,3
Z70	3,4	5,14	0,44	11,68	3,67	71,4	0,64	1,08
Z100	4,05	2,42	0,21	11,52	1,47	60,7	0,65	1,24
Z150	3,52	4,26	0,61	6,98	2,17	50,9	0,78	1,09
Limbaži								
L30	4,54	2,68	0,28	9,57	2,13	79,4	0,74	1,92
L55	4,41	3,45	0,32	10,78	2,38	68,9	0,75	1,16
L70	4,16	5,69	0,41	13,88	2,60	45,6	0,73	1,53
L95	4,62	4,00	0,37	10,81	2,50	62,5	0,70	1,20
L100	4,42	3,42	0,47	7,28	2,40	70,2	0,82	1,63
L150	4,08	3,89	0,26	14,96	2,56	65,8	0,74	1,16
Bānūži								
B0	5,12	1,03	0,13	7,80	0,62	60,6	0,78	3,15
B16	4,82	1,68	0,10	12,62	1,19	70,8	0,76	3,98
B30	4,51	2,38	0,16	14,78	1,80	75,8	0,90	3,32
B50	4,39	2,73	0,16	16,67	2,34	85,6	0,85	2,31
B110	4,34	2,25	0,12	18,44	1,64	72,9	0,86	4,06
Vijciems								
V0	4,83	1,80	0,25	7,20	1,06	58,9	0,71	2,42
V40	4,59	2,64	0,36	7,33	1,45	54,9	0,72	1,06
V70	3,88	2,80	0,15	18,67	2,35	83,9	0,71	1,84
V160	3,77	1,78	0,10	17,80	1,57	88,2	0,95	0,91

* C_{HV} – oglekļa saturs augsnes humusvielās; C_{HV}/C_{ORG} – humusvielu oglekļa īpatsvars augsnes organisko vielu sastāvā; HIX – humusvielu fluorescences emisijas intensitātes attiecība viļņu garumā 510 un 460 nm; C_{HS}/C_{FS} – humīnskābju un fulvoskābju sastāvā esošā oglekļa attiecība.

Lielākajā daļā meža zemes augšņu C/N attiecība minerālaugšnes virskārtā ir augstāka par 10. Zaubes etalonteritorijā, kurā dažāda vecuma meža zemes parauglaukumos galvenokārt aug egles, C/N attiecība mainās no 6,98 (150 gadus vecas meža zemes augsnē, kur bez egles aug arī parastais bērzs) līdz 14,36 (25 gadus vecas meža zemes augsnē, kur aug egļu tīraudze). Limbažu etalonteritorijas meža parauglaukumu augsnēs zemākā C/N attiecība (7,28) ir 100 gadus vecas meža zemes parauglaukumā, kurā aug egles un priedes, bet augstākā attiecība (14,96) ir 150 gadus vecas meža zemes parauglaukumā, kur mežaudzē aug egles ar nelielu priedes un bērza piejaukumu. Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas meža zemes augsnēs C/N attiecība ir augstāka nekā Zaubes un Limbažu etalonteritorijas meža augsnēs. Bānūžu etalonteritorijas augsnēs C/N attiecība pieaug līdz ar meža zemes vecumu, no 12,62 (16 gadus vecas meža zemes apses *Populus tremula* mežaudzes augsnē) līdz 18,44 (110 gadus vecas meža zemes egļu mežaudzes augsnē). Vijciema etalonteritorijā 40 gadus vecā meža zemē, kur aug baltalksnis *Alnus incana*, C/N attiecība augsnes A horizontā ir zema (7,33), bet 70 un 160 gadus vecas meža zemes parauglaukumos, kur mežaudzē dominē priede, C/N attiecība minerālaugšnes virskārtā ir 18,67 un 17,80.

Augsnes organisko vielu sastāvā humusvielu saturs (C_{HV}/C_{ORG} , %) ir no 45,6 līdz 88,2% (3.4. tabula). Lauksaimniecības zemes augšņu Ap horizontā C_{HV}/C_{ORG} attiecība ir līdzīga. Zaubes etalonteritorijā tā ir 58,3%, Vijciema etalonteritorijā 58,9%, bet augstākais humusvielu īpatsvars (60,6%) organisko vielu sastāvā ir Bānūžu etalonteritorijas lauksaimniecības zemes augsnes Ap horizontā. Meža zemēs HV īpatsvars minerālaugšnes virskārtā pieaug. Tas pārsniedz 60%, izņemot Limbažu etalonteritorijas 70 gadus vecas meža zemes un Vijciema etalonteritorijas 40 gadus vecas meža zemes augsni. Augstākais HV īpatsvars augsnes organisko vielu sastāvā ir Vijciema etalonteritorijas 160 gadus vecas meža zemes EAh podzolēšanās horizontā, kur C_{HV}/C_{ORG} sasniedz 88,2%. C_{HV}/C_{ORG} attiecība augstāka par 80% ir arī Bānūžu etalonteritorijas 50 gadus vecas meža zemes augsnes Ah horizontā (85,6%) un Vijciema etalonteritorijas 70 gadus vecas meža zemes Ahe horizontā (83,9%).

Minerālaugšnes virskārtā esošo HV raksturošanai izmantotā humusvielu frakciju attiecība C_{HS}/C_{FS} un humifikācijas rādītājs *HIX* rāda, ka minerālaugšnes virskārtā HV ir ar salīdzinoši augstu humifikācijas pakāpi un augstu HS frakcijas īpatsvaru. HV humifikācijas indekss *HIX* pētītajās augsnēs ir no 0,63 līdz 0,95. Pētījumā netika konstatēta cieša sakarība starp *HIX* vērtībām un meža zemes vecumu. Zemākās *HIX* vērtības ir Zaubes etalonteritorijas augsnēs: *HIX* vērtība 0,58 ir 25 gadus vecas meža zemes augsnē; 0,63 – lauksaimniecības zemes augsnē; 0,64 – 70 gadus vecas meža zemes augsnē (3.3. tabula). Limbažu, Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas augsnēs HV *HIX* vērtības ir $\geq 0,70$. Visaugstākā *HIX* vērtība ir Vijciema etalonteritorijas 160 gadus vecas meža zemes augsnes EAh horizontā, kur tā sasniedz 0,95.

HV frakciju – humīnskābju un fulvoskābju – savstarpējā attiecība (C_{HS}/C_{FS}) ir augstāka lauksaimniecības zemes augsnēs. Zaubes un Vijciema etalonteritorijas lauksaimniecības zemes augsnēs HS saturs pārsniedz FS saturu gandrīz divas reizes (C_{HS}/C_{FS} attiecība 1,99 un 2,42), bet Bānūžu etalonteritorijas augsnes A horizontā HS saturs ir 3,15 reizes augstāks nekā FS saturs (3.3. tabula). HS īpatsvara samazināšanās līdz ar meža zemes vecumu nav izteikta, tomēr jāatzīmē, ka Zaubes, Limbažu un Vijciema etalonteritorijā zemākais HS īpatsvars ir vecākās meža zemes augsnēs. Zaubes etalonteritorijas 150 gadus

vecas meža zemes augsnēs C_{HS}/C_{FS} attiecība ir 1,09, Limbažu etalonteritorijas augsnes Ah horizontā C_{HS}/C_{FS} ir 1,16, bet Vijciema etalonteritorijas 160 gadus vecas meža zemes augsnes EAh horizontā dominē FS, jo C_{HS}/C_{FS} attiecība ir tikai 0,91. Būtiski augstāks HS īpatsvars ir Bānūžu etalonteritorijas parauglaukumu augsnēs, kur zemākā C_{HS}/C_{FS} attiecība 2,31 ir 50 gadus vecas meža zemes augsnē, 16 gadus vecas meža zemes augsnē attiecība sasniedz 3,98, bet 110 gadus vecas meža zemes augsnē tā ir pat 4,06. Bānūžu etalonteritorijas augsnēs netika novērota HS īpatsvara samazināšanās līdz ar meža zemes vecuma pieaugumu.

3.3.2. Humīnskābju īpašības un to izmaiņas apmežošanās rezultātā

Minerālaugsnes virskārtas organisko vielu nozīmīgākā komponente ir humīnskābes. Apmežošanās rezultātā augsnes HS īpašības mainās. HS absorbcijas spektru attiecība ultravioletās gaismas diapazonā (E_2/E_3) augstāka ir Zaubes un Limbažu etalonteritorijas augsnēs. Tā mainās robežās no 0,51 līdz 0,65 (3.4. tabula). Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas augsnēs E_2/E_3 attiecība ir robežās no 0,30 līdz 0,48. Augsnes HS E_2/E_3 attiecības vērtības un to izmaiņas Zaubes un Limbažu etalonteritorijā nav saistītas ar apmežošanās procesu. Zemākā E_2/E_3 attiecība (0,51) Zaubes etalonteritorijā ir 100 gadus vecas meža zemes augsnē, bet augstākā E_2/E_3 vērtība (0,51) ir 150 gadus vecas meža zemes augsnē. Limbažu etalonteritorijā zemākā E_2/E_3 attiecība (0,50) ir 30 gadus vecas meža zemes augsnes Ap horizontā, bet augstākā (0,65) – 100 gadus vecas meža zemes augsnē. Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas augsnēs HS E_2/E_3 attiecība samazinās līdz ar meža zemes vecuma pieaugumu. Bānūžu un Vijciema etalonteritorijā augstākā E_2/E_3 attiecība 0,48 un 0,45 ir lauksaimniecības zemes augsnēs. Zemākā E_2/E_3 attiecība (0,30) ir 110 gadus vecas meža zemes augsnē Bānūžu etalonteritorijā un 0,38 – 160 gadus vecas meža zemes augsnē Vijciema etalonteritorijā.

HS absorbcijas attiecības redzamās gaismas spektrā viļņu garumā 465 nm un 665 nm (E_4/E_6) norāda uz HS aromātiskumu un to sastāvā esošā aromātiskā oglekļa ķēžu kondensācijas pakāpi, pētīto augšņu HS ir no 3,73 līdz pat 7,44 (3.4. tabula). Zemas vērtības augsnes humīnskābju attiecībai E_4/E_6 Zaubes, Limbažu un Vijciema etalonteritorijā ir lauksaimniecībā izmantojamā zemē vai parauglaukumos, kur meža zemes vecums nepārsniedz 40 gadus. Zemākā E_4/E_6 attiecība 3,73 ir Zaubes etalonteritorijas lauksaimniecības zemes augsnē, Limbažu etalonteritorijā zemākā E_4/E_6 attiecība 4,63 ir 30 gadus vecā meža zemē, bet Vijciema etalonteritorijā zemākā E_4/E_6 attiecība ir 40 gadus vecā meža zemē. Zaubes etalonteritorijā, kur 30 gadus vecā meža zemē aug egļu tīraudze, augsnes HS E_4/E_6 attiecība ir 7,17. Limbažu etalonteritorijā 95 gadus vecas egļu meža zemes augsnes A horizonta HS E_4/E_6 attiecība ir 7,44. 70 gadus vecā meža zemē Vijciema etalonteritorijā augsnes HS E_4/E_6 attiecība ir 7,26. Bānūžu etalonteritorijas augsnes atšķiras no pārējo etalonteritoriju augsnēm, jo augsnes HS E_4/E_6 attiecība pakāpeniski samazinās līdz ar meža zemes vecumu. HS E_4/E_6 attiecība no 7,41 lauksaimniecības zemes augsnē pakāpeniski samazinās līdz vērtībai 4,50, kas noteikta 110 gadus vecas meža zemes augsnē.

HS frakciju sadalījums polietilēnglikola un $(NH_4)_2SO_4$ fāzē – $K_{PEG/W}$ koeficients – pētītajās augsnēs ir no 0,74 līdz 2,96 (3.4. tabula). Zaubes etalonteritorijā zemākais HS hidrofobums ($K_{PEG/W} = 0,74$) ir lauksaimniecības zemes augsnē, meža zemē $K_{PEG/W}$ koeficients ir augstāks par 1, augstāko vērtību 1,87 tas sasniedz 100 gadus vecas meža zemes augsnē.

3.4. tabula. Minerālaugsnes virskārtas humīnskābju īpašības

Table 3.4. Characterisation of Properties of Topsoil Humic Substances

Augsnes paraugs	E_2/E_3^*	E_4/E_6^*	$K_{\text{PEG/W}}^*$	HIX_{HS}^*
Zaube				
Z0	0,57	3,73	0,74	0,95
Z30	0,56	7,17	1,53	0,73
Z60	0,57	4,79	1,04	0,92
Z100	0,51	5,94	1,87	0,88
Z150	0,59	5,14	1,32	0,78
Limbaži				
L30	0,50	4,63	1,19	0,96
L55	0,63	5,10	1,03	0,88
L70	0,52	5,76	2,66	0,82
L95	0,53	7,44	1,75	0,77
L100	0,65	4,70	2,96	0,86
L150	0,54	6,88	1,44	0,90
Bānūži				
B0	0,48	7,41	1,55	0,87
B16	0,47	7,20	0,85	0,98
B30	0,41	5,10	0,86	1,14
B50	0,43	5,97	1,43	1,09
B110	0,30	4,50	1,26	1,25
Vijciems				
V0	0,45	5,23	1,47	1,08
V40	0,44	4,70	1,40	1,10
V70	0,45	7,26	2,50	0,85
V160	0,38	5,02	1,33	1,35

* E_2/E_3 – ultravioletās un redzamās gaismas sorbcijas attiecība viļņu garumā 250 un 360 nm;
 E_4/E_6 – redzamās gaismas sorbcijas attiecība viļņu garumā 465 un 665 nm; $K_{\text{PEG/W}}$ – humusvielu
 sadalījums polietilēnglikola un ūdens šķīdumā. HIX_{HS} – humīnskābju fluorescences emisijas intensitātes
 attiecība viļņu garumā 510 un 460 nm.

Limbažu etalonteritorijas augsnēs HS $K_{\text{PEG/W}}$ koeficients ir robežās no 1,03 līdz 2,96, zemākā vērtība ir konstatēta 55 gadus vecas meža zemes augsnē, bet augstākā – 100 gadus vecas meža zemes augsnē. Bānūžu etalonteritorijā augstākais HS hidrofobums ir lauksaimniecības zemes augsnē, kur $K_{\text{PEG/W}}$ koeficients ir 1,55. Zemākās HS $K_{\text{PEG/W}}$ vērtības (0,85 un 0,86) Bānūžu etalonteritorijas augsnēs ir 16 un 30 gadus vecas meža zemes augsnē. Vijciema etalonteritorijā augstākais $K_{\text{PEG/W}}$ koeficients 2,50 ir 70 gadus vecas meža zemes augsnē, bet zemākais koeficients 1,33 ir 160 gadus vecas meža zemes augsnē.

Savstarpēji salīdzinot pētīto augšņu organisko vielu, humusvielu un humīnskābju raksturojošo lielumu savstarpējās sakarības (3.5. tabula), cieša savstarpējā korelācija

konstatēta starp C_{ORG} saturu un humusvielu sastāvā esošā oglekļa saturu (C_{HV}), kā arī kopējā slāpekļa N_{TOT} saturu minerālaugšnes virskārtā. Vidēji cieša sakarība pastāv starp augsnes reakciju un humīnskābju/fulvoskābju attiecību, starp C_{HV} un N_{TOT} saturu, kā arī $C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$ un C/N attiecībām. Vidēji cieša negatīva korelācija pastāv starp $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ attiecību un organiskā oglekļa, kopējā slāpekļa saturu augsnē. No augsnes HS raksturojošiem rādītājiem E_2/E_3 attiecībai ir cieša negatīva korelācija ar HS humifikācijas rādītāju HIX_{HS} . Vidēji cieša korelācija E_2/E_3 attiecībai pastāv ar kopējā slāpekļa saturu, kā arī vidēji cieša negatīva korelācija ar C/N attiecību, HIX un $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ attiecību (3.5. tabula). Attiecībai E_4/E_6 un hidrofobuma rādītājam $K_{\text{PEG/W}}$ nav būtiskas un augstas korelācijas ar kādu no augsnes organisko vielu vai humīnskābju īpašību raksturojošiem rādītājiem.

3.5. tabula. Savstarpējā korelācija starp organisko vielu, humusvielu un humīnskābju īpašību raksturojošiem rādītājiem

(augšnes pH_{KCl} , C_{ORG} , N_{TOT} saturs, C/N attiecība; humusvielu saturs, īpatsvars, HIX un $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ attiecība; humīnskābju E_2/E_3 , E_4/E_6 , $K_{\text{PEG/W}}$, HIX_{HS})

Table 3.5. Correlation Between Characteristic Indicators of Properties of Soil Organic Matter, Humic Substances and Humic Acids

(soil pH_{KCl} , C_{ORG} , N_{TOT} content, C/N ratio; Content of Humic Substances, $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ Ratio, HIX and $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$ Ratio; E_2/E_3 , E_4/E_6 , $K_{\text{PEG/W}}$, HIX_{HS} indices of Humic Acids)

	pH_{KCl}	C_{ORG} , %	N_{TOT} , %	C/N	C_{HV} , %	$C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$, %	HIX	$C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$	E_2/E_3	E_4/E_6	$K_{\text{PEG/W}}$
C_{ORG} , %	-0,444										
N_{TOT} , %	-0,292	0,777									
C/N	-0,282	-0,015	-0,563								
C_{HV} , %	-0,471	0,878	0,576	0,205							
$C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$, %	0,034	-0,402	-0,590	0,580	0,031						
HIX	0,200	-0,127	-0,163	0,332	-0,005	0,391					
$C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$	0,565	-0,512	-0,532	0,187	-0,434	0,342	0,357				
E_2/E_3	-0,255	0,414	0,617	-0,561	0,313	-0,364	-0,510	-0,554			
E_4/E_6	0,232	-0,106	-0,302	0,259	-0,078	0,177	-0,202	0,075	-0,009		
$K_{\text{PEG/W}}$	-0,036	0,375	0,326	0,007	0,268	-0,222	-0,039	-0,282	0,221	0,222	
HIX_{HS}	0,175	-0,394	-0,444	0,325	-0,239	0,401	0,664	0,379	-0,771	-0,460	-0,414

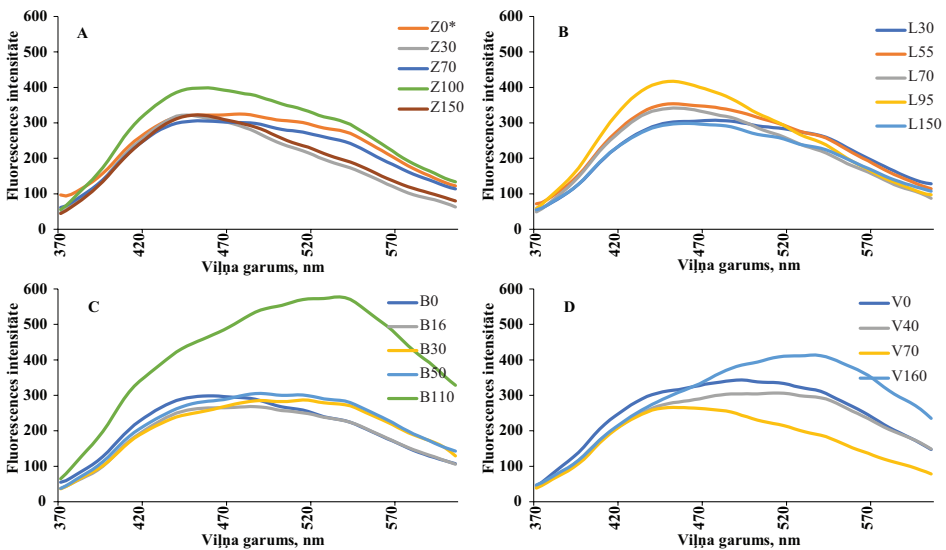
3.3.3. Humīnskābju fluorescences spektroskopija

Pēc fluorescences emisijas spektriem pētīto augšņu humīnskābes var iedalīt trīs grupās:

- 1) HS, kurām ir izteikts fluorescences maksimums viļņu garumā 450–475 nm (3.1. attēls);
- 2) HS, kurām raksturīga augsta fluorescences viļņu garumā no 450 līdz 550 nm;
- 3) HS, kurām fluorescences maksimums ir viļņu garumā 545 nm.

Zaubes etalonteritorijas 30, 100 un 150 gadus vecas meža zemes augšņu humīnskābēm ir raksturīgs izteikts fluorescences emisijas maksimums viļņu garumā 450–460 nm, un tad seko pakāpenisks fluorescences intensitātes kritums (3.1.A attēls). Savstarpēji salīdzinot Zaubes etalonteritorijas augšņu HS fluorescences emisijas spektrus, atšķirīgs ir 100 gadus vecas meža zemes augsnes HS fluorescences spektrs, kur vērojams “plecs” pie atzīmes 550 nm (3.1.A attēls). Lauksaimniecības zemes un 70 gadus vecas meža zemes augšņu HS fluorescences emisijas spektru maksimums tiek sasniegts viļņu garumā 482 un 455 nm, šo augšņu spektriem nav izteikts straujš intensitātes kritums, fluorescences intensitāte pakāpeniski samazinās līdz 550 nm.

Limbažu etalonteritorijā četriem no pieciem augšņu HS fluorescences emisijas spektriem raksturīgs maksimums viļņu garumā 450–460 nm, tad seko straujš intensitātes kritums, iezīmējot nelielu “plecu” pie atzīmes 550 nm (3.1.B attēls). Vienīgi 30 gadus vecas meža zemes augsnes HS maksimālā fluorescences intensitāte ir viļņu garumā 485 nm, tad seko mērens fluorescences intensitātes kritums līdz 550 nm. Augstākā HS fluorescences intensitāte Limbažu etalonteritorijā ir 95 gadus vecas meža zemes augsnē, bet zemāka intensitāte ir 30 un 150 gadus vecas meža zemes augsnē.



3.1. attēls. Augsnes humīnskābju emisijas fluorescences spektri un to izmaiņas, palielinoties meža zemes vecumam: A – Zaubes etalonteritorija; B – Limbažu etalonteritorija; C – Bānūžu etalonteritorija; D – Vijciema etalonteritorija

* Skaitlis norāda meža zemes vecumu (gados),
detālāka informācija par parauglaukumiem pieejama 3.2. tabulā.

Figure 3.1. Fluorescence Emission Spectra of Soil Humic Acids from Agricultural Lands and Forest Lands of Different Ages: A – Zaubes Model Territory; B – Limbaži Model Territory; C – Bānūži Model Territory; D – Vijciems Model Territory

* The number indicates the age of the forest lands in years,
more detailed information about model territories are shown in table 3.2.

Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas augšņu HS fluorescences spektri atšķiras no Zaubes un Limbažu etalonteritorijas HS fluorescences emisijas spektriem. Šo etalonteritoriju augšņu HS fluorescences spektrs ir ar izteiktu maksimumu viļņu garumā 450–475 nm, tad seko straujš intensitātes kritums, un tas ir raksturīgs tikai Bānūžu etalonteritorijas lauksaimniecības zemes augsnei un Vijciema etalonteritorijas 70 gadus vecas meža zemes augsnei (3.1.C un 3.1.D attēls). Spektra maksimums pie atzīmes 490 nm ir vērojams Bānūžu 16 gadus vecās meža zemes augsnes HS, tad seko mērena intensitātes samazināšanās (3.1.C attēls). Spektra maksimums viļņu garumā 495 nm un 492 nm ir Bānūžu etalonteritorijas 30 un 50 gadus vecas meža zemes augšņu HS. Līdzīgs spektrs (ar maksimumu pie atzīmes 498 nm) ir arī Vijciema etalonteritorijas lauksaimniecības zemes humīnskābēm (3.1.D attēls). Bānūžu etalonteritorijas 110 gadus vecas meža zemes un Vijciema etalonteritorijas 160 gadus vecas meža zemes augšņu HS spektri atšķiras no pārējiem pētīto augšņu HS spektriem, tiem raksturīgs fluorescences emisijas maksimums pie atzīmes 545 nm (3.1.C un 3.1.D attēls). Turklāt Bānūžu 110 gadus vecās meža zemes augsnes HS fluorescences spektram ir vērojams “plecs” pie atzīmes 460 nm, kā arī raksturīga ļoti augsta kopējā spektra intensitāte.

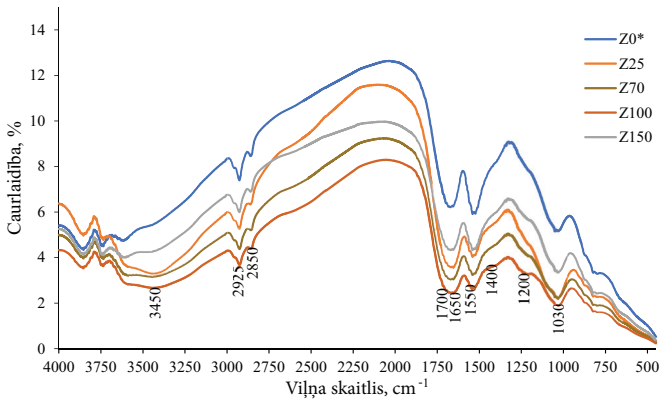
Fluorescences emisijas spektru atšķirības un intensitātes maksimumi korelē ar HS humifikācijas rādītāja HIX_{HS} vērtībām. Humīnskābēm, kurām bija izteikts spektra maksimums viļņu garumā 450–475 nm (3.1. attēls), ir zemāka humifikācijas pakāpe, HIX_{HS} vērtības ir robežās no 0,73 līdz 0,90 (3.4. tabula). HS ar augstu fluorescences intensitāti viļņu garumā no 450 līdz 550 nm HIX_{HS} vērtības ir no 0,92 līdz 1,14 (3.1. attēls; 3.4. tabula). Bānūžu 110 gadus vecas meža zemes un Vijciema 160 gadus vecas meža zemes augšņu humīnskābēm, kurām raksturīgs fluorescences emisijas maksimums viļņu garumā 545 nm, HIX_{HS} vērtības ir 1,25 un 1,35 (3.4. tabula).

3.3.4. Humīnskābju FTIS spektroskopija

Augsnes humīnskābju FTIS spektri ir līdzīgi pēc to nozīmīgāko absorbcijas joslu izvietojuma, bet atšķiras tikai atsevišķu adsorbcijas joslu relatīvā intensitāte. Augsnes humīnskābju FTIS spektros jāatzīmē atsevišķas nozīmīgākās joslas, kas sniedz informāciju par HS sastāvu un funkcionālo grupu klātbūtni.

Pirmā nozīmīgākā adsorbcijas josla reģionā no 3600 līdz 2800 cm^{-1} liecina par –OH grupu daudzumu HS paraugā (3.2., 3.3., 3.4., 3.5. attēls). Relatīvi augstāks –OH grupu daudzums (izteiktāka adsorbcijas josla) vērojama Zaubes etalonteritorijas 25 gadus vecas meža zemes augsnes HS (3.2. attēls), Bānūžu etalonteritorijas 50 gadus vecas meža zemes augsnes HS (3.3.5. attēls) un Vijciema etalonteritorijas 40 un 160 gadus vecas meža zemes augsnes HS. Zemāks –OH grupu daudzums vērojams lauksaimniecības zemes augšņu humīnskābēs (3.2., 3.4., 3.5. attēls).

Humīnskābju FTIS spektru apgabalā no 2500 līdz 1850 cm^{-1} raksturīga augsta infrasarkanās gaismas caurlaidība, tad seko adsorbcijas pieaugums. Šajā apgabalā HS novērojamas nelielas atšķirības. Lielākai daļai izdalīto HS zemākā caurlaidība ir atzīmē 2000 cm^{-1} , bet Limbažu etalonteritorijas 95 un 100 gadus vecas meža zemes HS (3.3. attēls) zema adsorbcija vērojama līdz pat 1950 cm^{-1} . Vijciema etalonteritorijas 160 gadus vecas meža zemes humīnskābēm atzīmē 1900 cm^{-1} vērojams ļoti straujš adsorbcijas samazinājums (3.5. attēls).

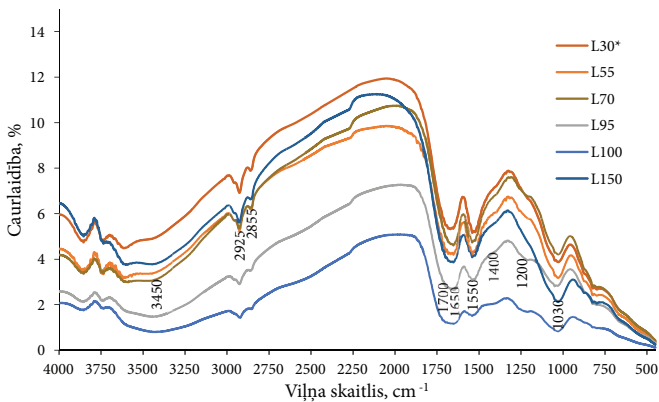


3.2. attēls. Zaubes etalonteritorijas augsnes humīnskābju Furjē transformācijas infrasarkanie spektri dažāda vecuma meža zemēs

* Skaitlis norāda meža zemes vecumu (gados),
detālāka informācija par parauglaukumiem pieejama 3.2. tabulā.

Figure 3.2. Fourier Transform Infrared Spectra of Soil Humic Acids from Agricultural and Forest Lands of Different Ages within Zaube Model Territory

* The number indicates the age of the forest lands in years,
detailed information about model territories are shown in table 3.2.

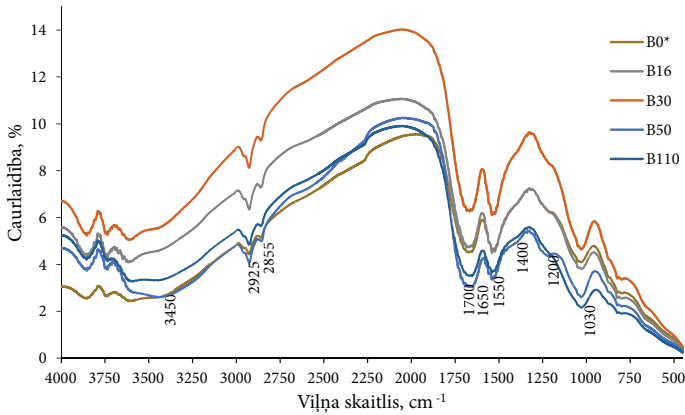


3.3. attēls. Limbažu etalonteritorijas augsnes humīnskābju Furjē transformācijas infrasarkanie spektri dažāda vecuma meža zemēs

* Skaitlis norāda meža zemes vecumu (gados),
detālāka informācija par parauglaukumiem pieejama 3.2. tabulā.

Figure 3.3. Fourier Transform Infrared Spectra of Soil Humic Acids from Agricultural and Forest Lands of Different Ages within Limbaži Model Territory

* The number indicates the age of the forest lands in years,
detailed information about model territories are shown in table 3.2.

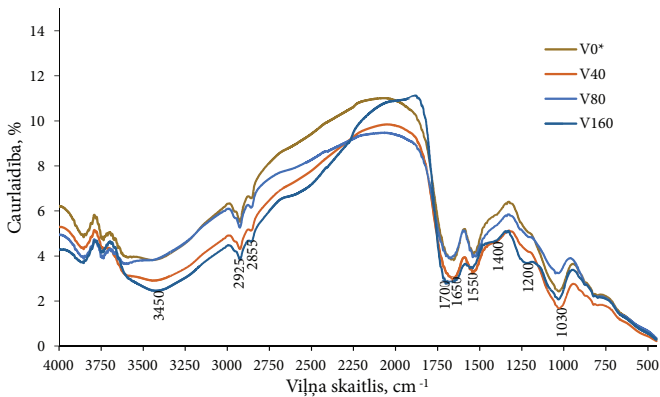


3.4. attēls. Bānūžu etalonteritorijas augsnes huminskābju Furjē transformācijas infrasarkanie spektri dažāda vecuma meža zemēs

* Skaitlis norāda meža zemes vecumu (gados),
detālāka informācija par parauglaukumiem pieejama 3.2. tabulā.

Figure 3.4. Fourier Transform Infrared Spectra of Soil Humic Acids from Agricultural and Forest Lands of Different Ages within Bānūži Model Territory

* The number indicates the age of the forest lands in years,
detailed information about model territories are shown in table 3.2.



3.5. attēls. Vijciema etalonteritorijas augsnes huminskābju Furjē transformācijas infrasarkanie spektri dažāda vecuma meža zemēs

* Skaitlis norāda meža zemes vecumu (gados),
detālāka informācija par parauglaukumiem pieejama 3.2. tabulā.

Figure 3.5. Fourier Transform Infrared Spectra of Soil Humic Acids from Agricultural and Forest Lands of Different Ages within Vijciems Model Territory

* The number indicates the age of the forest lands in years,
detailed information about model territories are shown in table 3.2.

Būtisku informāciju par HS sastāvā esošajām ķīmiskām saitēm sniedz spektra apgabals 1750–1600 cm^{-1} (3.2., 3.3., 3.4., 3.5. attēls). Lai arī vizuāli nav būtiski izteikti, tomēr šajā apgabalā ir divi adsorbcijas maksimumi – atzīmē 1700 cm^{-1} un 1650 cm^{-1} . Vecākās meža zemes augsnēs, īpaši Vijciema etalonteritorijas 160 gadus vecās meža zemes augsnē (3.5. attēls), HS ir izteikta adsorbcija apgabalā 1700 cm^{-1} , un tas norāda uz karbonilgrupu (C=O saites) esamību karboksilgrupās, aldehīdos, ketonos un esteros. Lauksaimniecības zemes un jaunākās meža zemes augšņu humīnskābēm raksturīga izteiktāka adsorbcijas josla apgabalā 1650 cm^{-1} , un tas norāda uz C=O stiepšanos amīdu funkcionālajā grupā. Lauksaimniecības un jaunas meža zemes augsnēs HS izteiktāka ir arī adsorbcijas josla apgabalā 1540–1550 cm^{-1} , un tas liecina par N–H saites stiepšanos amīdu funkcionālajā grupā.

Vecās meža zemes un lauksaimniecības zemes augšņu humīnskābju atšķirības vērojamas arī FTIS spektru adsorbcijas apgabalā no 1000 līdz 1500 cm^{-1} . Tās nosaka vecākās meža zemes augšņu HS spektru izteiktāks plecs apgabalā 1390–1430 cm^{-1} , un tas liecina par –C–H liekšanās svārstībām, respektīvi, alkānu klātbūtni, savukārt “plecs” apgabalā 1200–1220 cm^{-1} liecina par C–O saiti organisko skābju sastāvā (3.5. attēls).

Pētīto augšņu humīnskābju FTIS spektra adsorbcijas vērtības, kas mazākas par 1200 cm^{-1} , norāda uz salīdzinoši līdzīgu relatīvo polisaharīdu daudzumu (adsorbcija atzīmē 1030 cm^{-1}) un aromātisko savienojumu daudzumu (C–H stiepšanās svārstības vērtības 870, 820 un 790 cm^{-1}).

3.3.5. Augsnes humusvielu īpašības un to telpiskā mainība

Lauksaimniecības zemes aizaugšanas procesā mainās gan augsnes organisko vielu saturs, gan augsnes organisko vielu īpašības. Laiks pēc apmežošanās un meža sukcesijas stadija ir būtisks faktors, tomēr pētījuma rezultāti par dažādu etalonteritoriju augšņu atšķirībām liecina, ka ir arī citi nozīmīgi faktori. Proti, izmantojot principiālo komponentu analīzi, iezīmējas arī citi augsnes organisko vielu saturu un īpašības ietekmējoši faktori.

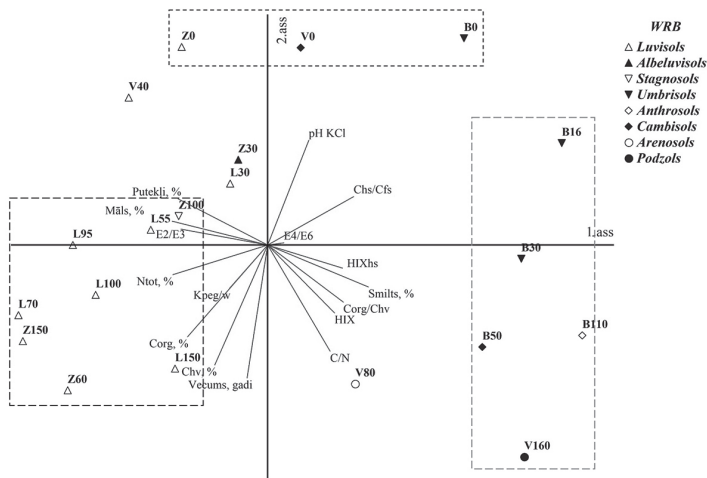
Principiālo komponentu analīze augsnes organisko vielu, humusvielu, humīnskābju īpašību rādītājiem un augsnes granulometriskajam sastāvam (3.6. attēls) norāda uz augsnes organisko vielu īpašību kopumu, kas raksturīgs dažādām vidēm. Kopumā principiālo komponentu analīze izskaidro 56,5% no kopējām organisko vielu īpašību variācijām. Statistiski būtiskas ($p < 0,05$) ir pirmās divas assis, 1. ass izskaidro 36,0% no kopējām variācijām un 2. ass izskaidro 20,5% no kopējām variācijām. Ar pirmo asi būtiskas korelācijas tika konstatētas minerālaugsnes C_{ORG} , N_{TOT} saturam un $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$, E_2/E_3 attiecībām. Otrajai asij pastāv būtiska korelācija ar minerālaugsnes C/N attiecību un C_{HV} . Sīkāka informācija par sakarībām un korelācijas koeficientiem ir parādīta 3.6. tabulā.

Principiālo komponentu analīze apstiprina, ka lauksaimniecībā izmantojamās zemes augsnēs salīdzinājumā ar meža zemes augsnēm veidojas atšķirīgs augsnes organisko vielu saturs, sastāva un ķīmisko īpašību kopums – salīdzinoši augstāka augsnes reakcija, C/N attiecība, bet zemāks C_{ORG} un C_{HV} saturs. Lauksaimniecības zemes augsnes punkti grupējas 2. ass augšējā daļā (3.6. attēls).

3.6. tabula. Augsnes un humusvielu parametru korelācija
Statistiski nebūtiskas (n. b.) ($r < 0,5$) nav norādītas

Table 3.6. Correlation of Soil and Humic Acid Parameters
Statistically insignificant (n. b.) ($r < 0.5$) correlations are not shown

Parametrs	Korelācija ar pirmo asi, r	Korelācija ar otro asi, r
pH_{KCl}	n. b.	0,62
C_{ORG} , %	-0,70	-0,54
N_{TOT} , %	-0,83	n. b.
C/N	0,55	0,64
C_{HV} , %	n. b.	-0,71
$C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$, %	0,67	n. b.
HIX	0,58	n. b.
$C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$	0,75	n. b.
E_2/E_3	-0,76	n. b.
E_4/E_6	n. b.	n. b.
$K_{\text{PEG/W}}$	n. b.	n. b.
HIX_{HS}	0,65	n. b.
Meža zemes vecums, gadi	n. b.	-0,79
Māls, %	-0,84	n. b.
Putekļi, %	-0,79	n. b.
Smilts, %	0,88	n. b.



3.6. attēls. Minerālaugsnes virskārtas reakcijas (pH_{KCl}), organisko vielu (C_{ORG} (%), N_{TOT} (%), C/N), humusvielu (C_{HV} (%), $C_{\text{HV}}/C_{\text{ORG}}$ (%), HIX , $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$) un humīnskābju (E_2/E_3 , E_4/E_6 , $K_{\text{PEG/W}}$, HIX_{HS}) īpašību izvietojums ar komponentānālizi nodalītajās asīs saistībā ar augsnes tipu (WRB)

Figure 3.6. Distribution of Properties (Soil Reaction (pH_{KCl}), Composition of Organic Matter (C_{ORG} (%), N_{TOT} (%), C/N), Humic Substances (C_{HS} (%), $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ (%), HIX , $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$) and Humic Acids (E_2/E_3 , E_4/E_6 , $K_{\text{PEG/W}}$, HIX_{HA}) of Mineral Topsoil in PCA Axis Depending on Soil Group (WRB)

Meža zemes augšņu organisko vielu īpašumu kopums atšķiras no lauksaimniecības zemes augsnēm, par to liecina vecākās meža zemes parauglaukumu punktu grupēšanās 2. ass apakšējā daļā (3.6. attēls). Tomēr divu klasteru izveidošanās 1. ass kreisajā un labajā pusē liecina, ka augsnes organisko vielu īpašības ietekmē arī citi faktori. 1. ass kreisajā pusē grupējas Zaubes un Limbažu etalonteritorijas vecākās meža zemes *Luvisols* augsnes, bet 1. ass labajā pusē grupējas Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas vecākās meža zemes *Anthrosols*, *Umbrisols* un *Podzols* augsnes. Šie rezultāti liecina, ka augsnes humusvielu īpašības ir atkarīgas arī no augsnes un tās granulometriskā sastāva. Augsnēs ar augstāku māla un putekļu daļiņu īpatsvaru ir zemāks augsnes humusvielu humifikācijas indekss HIX , zemāks huminskābju humifikācijas indekss HIX_{HS} , kā arī augstāka attiecība E_2/E_3 .

3.4. Diskusija

Augsnes humusvielas tiek uzskatītas par vienu no nozīmīgākajām augsnes sastāvdaļām, tās ir nozīmīgākais C un N avots augsnē (Tan, 1994), kā arī uzlabo augsnes katjonu apmaiņas kapacitāti, aerāciju un citas būtiskas augsnes īpašības (Stevenson, 1994). Pētītājās augsnēs nozīmīgu daļu (50–90%) no kopējā organiskā oglekļa daudzuma veido HV (3.3. tabula). Salīdzinoši zemāka C_{HV}/C_{ORG} attiecība Ap horizontā raksturīga lauksaimniecības zemes augsnēm, kurām, līdzīgi kā pierādīts citos pētījumos, HV oglekļa īpatsvars ir no 50 līdz 60% (Guimaraes et al., 2013; Kotze et al., 2016; Francaviglia et al., 2017).

Promocijas darbā pētītājās vecākajās meža zemes augsnēs C_{HV}/C_{ORG} attiecības vērtības ir plašākā diapazonā (3.3. tabula), un tas liek domāt, ka HV veidošanās un organisko vielu ieneses apstākļi, to ietekmējošie faktori ir dažādi un kompleksi. Piemēram, Vijciema etalonteritorijas 40 gadus vecas meža zemes augsnes Ap horizontā C_{HV}/C_{ORG} attiecība ir 54,9%, un tas būtiski neatšķiras no pētītajām lauksaimniecības zemes augsnēm. Šāds zems HV īpatsvars, iespējams, ir saistīts ar augsto N_{TOT} daudzumu, kas saglabājies augsnē no agrākās saimnieciskās darbības (3.3. tabula), un ar labvēlīgo vidi augsnes dzīvniekiem, kas nodrošina nobiru un minerālaugsnes mehānisku sajaukšanu, nehumificēta organiskā materiāla ienešanu minerālaugsnē (Wilkinson et al., 2009). Pētītajos vecākās meža zemes parauglaukumos, kuros dominē skujkoki, augsnes C_{HV}/C_{ORG} attiecība pārsniedz 60%, bet Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas meža zemes augsnēs C_{HV}/C_{ORG} attiecība pārsniedz 80% (3.3. tabula). Šie rezultāti tāpat kā citu pētījumu (Buurman & Jongmans, 2005; Falsone et al., 2012) dati parāda, ka skujkoku mežos organisko vielu ienese minerālaugsnē ir saistīta ar ieskalšanās procesiem. Attīstoties podzolēšanās procesam, HV īpatsvars augsnes organisko vielu saturā tikai pieaug.

Lauksaimniecības zemes apmežošanās un mežu attīstība būtiski ietekmē arī augsnes HV sastāvā esošo HS un FS (C_{HS}/C_{FS}) attiecību (3.3. tabula), kas apmežošanās rezultātā samazinās. Lauksaimniecības zemes augsnēs augsta C_{HS}/C_{FS} attiecība saistīta ar salīdzinoši stabilo HS saturu, ko būtiski nemaina ne augsnes iekultivēšana, ne izmaiņas zemes lietojumā un audzētajās kultūrās (Guimaraes et al., 2013). Augsnes HS satura mainība minerālaugsnē netika novērota arī meža attīstības gaitā Zviedrijā, kur 90 gadus pēc apmežošanas ar egli HS saturs minerālaugsnē samazinājās nedaudz (Cerli et al., 2008).

HS noturīgums minerālaugsnē, kā arī koku nobiru (skuju, lapu, zaru, mizas) palielināšanās veicina FS nonākšanu vidē (Roletto et al., 1985; Simpson et al., 1997a; Cerli et al.,

2008; Jamroz et al., 2014). Šie procesi nosaka arī C_{HS}/C_{FS} attiecības samazināšanos līdz ar meža zemes vecuma pieaugumu Zaubes, Limbažu un Vijciema etalonteritorijas minerālaugsnes virskārtā. Bānūžu etalonteritorijas augsnēs ir augstākā C_{HS}/C_{FS} attiecība, tā četros parauglaukumos no pieciem ir augstāka par 3, bet 100 gadus vecas meža zemes augsnē sasniedz 4,06. Iespējams, šāds augsts HS īpatsvars HV sastāvā ir skaidrojams ar augsnē atrodamajām oglītēm. Ugunsgrēku darbības rezultātā augsnē var samazināties FS daudzums (Vergnoux et al., 2011), kā arī ogles laika gaitā var kļūt par papildu aromātisku HS avotu (Ascough et al., 2010; Wang, C. et al., 2014). Oglēm ir liela nozīme augsnes humifikācijas procesos un humusvielu īpašību veidošanā. Būtisku daļu ogļu veido poliaromātiski savienojumi (Brewer & Brown, 2012), un ar sārnu ekstraktiem var izdalīt tikai nelielu daļu šo savienojumu (Schellekens et al., 2017). Ogļu un bioogļu pievienošana augsnē veicina humifikācijas procesu, HS palielinās aromātisko savienojumu daudzums (Wang, C. et al., 2014). Daļa no augsnes oglēm laika gaitā oksidējas, un tā rezultātā atbrīvojas šķīstoši savienojumi ar kondensētām aromātiskām struktūrām (Wang, C. et al., 2014).

Promocijas darbā noteikto augsnes humīnskābju īpašības ir mainīgas. Ne visas īpašības ir saistītas ar apmežošanas un meža attīstību. UV-Vis spektroskopijas attiecības E_2/E_3 un E_4/E_6 sniedz informāciju par HS molekulmasas pieaugumu un aromātisko savienojumu kondensācijas pakāpi (Peuravuori & Pihlaja, 1997; Chen et al., 1977). E_2/E_3 attiecība pētītajās augsnes humīnskābēs atšķirās Zaubes, Limbažu un Bānūžu, Vijciema etalonteritorijas augsnēs. Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas augšņu humīnskābēm ir raksturīga zemāka E_2/E_3 attiecība, un tā samazinās līdz ar meža zemes vecuma pieaugumu (3.4. tabula). Šie rezultāti liek domāt, ka viens no nozīmīgiem faktoriem, kas nosaka augsnes HS molekulmasu, ir augsnes apstākļi, kas ietekmē gan veģetāciju (organisko savienojumu avotus), gan organisko vielu transformāciju un humifikāciju (augšnes fauna, aerācijas un izskalošanās apstākļi). Smilšmāla un māla *Luvolsols* augsnēs (3.6. attēls) veidojas HS ar zemāku molekulmasu, bet augsnēs ar zemāku māla saturu HS ir lielāka molekulmasa, kā arī molekulmasa pieaug apmežošanās rezultātā. Šāda HS īpašību atšķirība, iespējams, saistīta ar vielu aprites ātrumu dažādās ekosistēmās. Lauksaimniecības zemēs un bagātīgās meža zemēs vielu aprite ir ātrāka par 2 gadiem, bet barības vielām nabadzīgās augsnēs vielu aprites ātrums var pārsniegt pat 7 gadus (Zanella et al., 2011b).

E_4/E_6 attiecība pētītajām HS ir ļoti mainīga. Tā mainās robežās no 3,73 līdz 7,44 (3.4. tabula), un nav vērojamas atšķirības ne starp dažādu etalonteritoriju augsnēm, ne dažāda vecuma meža zemes augsnēm. Pētīto augšņu HS E_4/E_6 attiecības vērtības atsevišķos parauglaukumos ir nedaudz augstākas, nekā literatūras avotos norādītā augsnes HS E_4/E_6 attiecība, proti, no 2 līdz 5 (Thurman, 1985), bet zemākas nekā Latvijas ūdeņu un purvu HS E_4/E_6 attiecība, kas ūdeņos var sasniegt 10, bet purvos 12 (Eglīte, 2007; Purmalis & Kļaviņš, 2013). Augstākās E_4/E_6 attiecības vērtības (no 6,88 līdz 7,44) ir Zaubes etalonteritorijas 30 gadus vecas meža zemes augsnē, Limbažu etalonteritorijas 95 un 150 gadus vecas meža zemes augsnē, Bānūžu etalonteritorijas lauksaimniecības zemes un 16 gadus vecas meža zemes augsnē, kā arī Vijciema etalonteritorijas 70 gadus vecas meža zemes augsnē. Šo parauglaukumu atšķirīgais meža zemes vecums, dominējošā veģetācija, augsnes grupa un granulometriskais sastāvs liecina, ka augstas HS E_4/E_6 attiecības vērtības nosaka kāds promocijas darbā neapskatīts faktors.

Augsta E_4/E_6 attiecība ir noteikta arī citos pētījumos, piemēram, Īrijā augsnes HS E_4/E_6 attiecība augstāka par 5 ir gan pļavu (5,31), gan ozola *Quercus pertaea* meža augsnēs

(5,18) (Simpson et al., 1997b), bet Spānijā priežu *Pinus sylvestris*, *Pinus halepensis* mežos attiecība sasniedz 4,5 līdz 9,2 (Tinoco et al., 2006).

Humīnskābju īpašību atšķirības Zaubes, Limbažu un Bānūžu, Vijciema etalonteritorijas augsnēs redzamas arī pētīto humīnskābju fluorescences emisijas spektrus (3.1. attēls). Zaubes un Limbažu etalonteritorijas augšņu HS fluorescences emisijas spektri (3.1. A un B attēli) uzrāda augsnes HS raksturīgo intensitātes maksimumu viļņu garumā 450–475 nm (Shirshova et al., 2006). Zaubes un Limbažu etalonteritorijas augšņu atsevišķu humīnskābju (3.1.A) fluorescences spektru augstā intensitāte viļņu garumā līdz 545 nm liecina par aromātiskuma pieaugumu. Aromātiskuma pieaugums 30 un 70 gadus vecas meža zemes augsnes HS, līdzīgi kā konstatēts pētījumos Zviedrijā (Cerli et al., 2008), saistīts ar svaigu nobiru īpatsvara palielināšanos (Kogel-Knabner et al., 1988), bet Zaubes lauksaimniecības zemes augsnē šāds HS aromātiskuma pieaugums var būt saistīts ar organiskā mēslojuma lietošanu (Wang et al., 2017). Tomēr precīza iemesla noskaidrošanai būtu nepieciešama zemes apsaimniekošanas vēstures papildu izpēte. Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas augšņu HS fluorescences emisijas spektri (3.1. C un D attēls) raksturīga maksimuma nobīde 545 nm virzienā, tā liecina par aromātiskuma pieaugumu. Šādas HS īpašības, iespējams, ir saistītas ar smilts un mālsmilts augšņu izskalošanās procesiem. Smilšainās augsnes organiskā materiāla stabilizācija notiek, saistot organisko vielu aromātiskos savienojumus (Kaiser & Guggenberger, 2000; Schmidt et al., 2000). Vijciema un Bānūžu etalonteritorijas vecākās meža zemes augsnēs, kurās notiek izteiktāka eluviācija, EA_h horizontu HS maksimālā fluorescences intensitāte ir viļņu garumā 545 nm. Šādi fluorescences emisijas spektri nosaka arī atšķirības HS humifikācijas indeksa HIX_{HS} vērtībās, kuras augstākas ir Bānūžu un Vijciema etalonteritorijas augsnēs un pieaug līdz ar meža zemes vecuma palielināšanos (3.4. tabula).

Līdzīgi kā citos pētījumos (Vergnoux et al., 2011; Jamroz et al., 2014) promocijas darbā pētīto augšņu humīnskābju FTIS spektroskopija uzrāda līdzīgas īpašības dažādu ekosistēmu augšņu humīnskābēm (3.2., 3.3., 3.4., 3.5. attēls). Salīdzinot dažādu spektra apgabalu relatīvās attiecības, ir redzamas atšķirības HS sastāvā. Alifātiskos savienojumus raksturojošajā apgabalā 2920 cm^{-1} un 2850 cm^{-1} zemāka adsorbcijas intensitāte ir vecākas meža zemes augšņu humīnskābēm (3.3. attēls). Šie FTIS spektroskopijas rezultāti un zemā humīnskābju E_2/E_3 attiecība (3.4. tabula) apstiprina HS alifātiskuma samazinājumu un aromātiskuma pieaugumu vecākas meža zemes augsnē. Augsnes humīnskābju FTIS spektra apgabals no 2500 līdz 1850 cm^{-1} sniedz maz informācijas, kā arī ir līdzīgs visām pētītajām dažāda vecuma meža zemes augsnēm.

Atšķirības HS FTIS spektrus un adsorbcijas samazināšanās 1700 un 1649 cm^{-1} apgabalā vecākas meža zemes augšņu humīnskābēs apstiprina Zviedrijā konstatēto (Cerli et al., 2008), ka egļu mežos augsnes humīnskābēs karboksilgrupas un amīdu daudzums samazinās līdz ar meža zemes vecuma palielināšanos. Atšķirības 1500 – 1600 cm^{-1} apgabalā un augstāka adsorbcija vecākas meža zemes augšņu HS apgabalā 1550 – 1560 cm^{-1} apstiprina fluorescences emisijas spektrometrijas rezultātus (3.1. attēls), kuri liecina, ka meža attīstības gaitā minerālaugsnes humīnskābēm pieaug aromātiskums. Lauksaimniecības zemes augšņu HS relatīvi augstāka adsorbcija apgabalā 1540 – 1550 cm^{-1} (amīdi, N–H saite) un zemā augsnes C/N attiecība (3.3. tabula), iespējams, norāda uz HS nozīmi augsnes slāpekļa nodrošināšanā. Lauksaimniecības zemes augšņu humīnskābju gaismas adsorbcijas pieaugums apgabalā 1515 – 1520 cm^{-1} saistāms ar lakstaugu lielo sakņu biomasu, kas ienes

lignīna savienojumus minerālaugsnē (Vidal et al., 2016), bet skujkoku mežos minerālaugsnēs zemais lignīna vai lignīna degradācijas produktu īpatsvars saistīts ar būtisku nobiru degradāciju O horizontā (Kogel-Knabner et al., 1991; Cerli et al., 2008).

Augsnes organisko vielu, humusvielu un humīnskābju raksturojošo lielumu savstarpējās sakarības (3.5. tabula) apstiprināja HV nozīmi augsnes organisko vielu un C_{ORG} uzkrāšanā. C_{ORG} saturs un humusvielu sastāvā esošā oglekļa saturs (C_{HV}) augstā savstarpējā korelācija, kā arī negatīvā korelācija ar $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ liecina, ka minerālaugsnes virskārtā nozīmīga daļa oglekļa uzkrājas HV sastāvā, bet meža attīstības gaitā HS saturs paliek relatīvi maz mainīgs (Cerli et al., 2008). $C_{\text{HS}}/C_{\text{FS}}$ attiecības samazināšanās apmežošanās rezultātā (3.3. tabula), kā arī augsta korelācija ar augsnes reakciju (pH_{KCl}) (3.5. tabula) apstiprina, ka viens no nozīmīgākajiem augsnes paskābināšanās veicinātājiem ir augsnes fulvoskābes (McGrath, 1997).

No augsnes HS raksturojošiem rādītājiem augsta savstarpējā korelācija pastāv starp humifikācijas rādītāju HIX_{HS} un attiecību E_2/E_3 (3.5. tabula). Attiecībai E_4/E_6 un hidrofobuma rādītājam $K_{\text{PEG/W}}$ nav būtiskas un augstas korelācijas ar kādu no augsnes organisko vielu vai humīnskābju īpašību raksturojošiem rādītājiem. E_2/E_3 attiecība un HIX_{HS} korelācija apstiprina, ka augsnēs, palielinoties HS humifikācijas pakāpei, pieaug gan HS molekulas, gan HS aromātiskums. E_4/E_6 un $K_{\text{PEG/W}}$ lielā variācija pētītajām augsnes HS un korelācijas neesamība ar citiem HV raksturojošiem rādītājiem liek domāt, ka augsne ir ļoti neviendabīga vide, kurā organisko vielu degradāciju un humifikāciju ietekmē daudzi citi pētījumā neapskatīti faktori.

Augsnes organisko vielu, humusvielu un humīnskābju īpašību rādītāju principiālo komponentu analīze (3.6. attēls) pierādīja, ka dažādām vidēm raksturīgs atšķirīgs augsnes organisko vielu īpašību kopums. Meža attīstības gaitā lielākās izmaiņas notiek smilšainu glaciofluvialo vai eolo nogulumu *Podzols* un *Anthrosols* augsnēs. 100–160 gadu laikā augsnes reakcijas pazemināšanās un izskalošanās procesu rezultātā augsnes virskārtā veidojas E vai EA_h horizonts ar zemu organiskā oglekļa saturu, augstu FS īpatsvaru (3.6. attēls – B110, V160 grupēšanās pirmās ass labajā pusē un otrās ass apakšējā daļā). Minerālaugsnes virskārtā saglabājas salīdzinoši neliels HS daudzums, un tām raksturīga augsta humifikācija pakāpe, aromātiskums un molekulas.

Promocijas darba 1. nodaļā konstatētās humusa formu telpiskās izplatības likumsakarības un dažādie vides un augsnes faktori, kas to ietekmē (1.2., 1.5. tabula), kā arī 3. nodaļā noteiktās augsnes humusvielu īpašību atšķirības dažāda granulometriskā sastāva augsnēs liecina, ka augsnēs ar *mor* humusa formu humusvielas ir ar augstāku humifikācijas pakāpi, aromātiskumu un molekulas nekā augsnēs ar *moder* vai *mull* humusa formu.

Augsnes organisko vielu īpašību un humifikācijas procesu izprašanai un pētniecībai ir nepieciešama detālāka informācija par zemes izmantošanu, veģetācijas segumu, kā arī plašāks ķīmisko un fizikālo parametru klāsts. Piemēram, Bānūžu etalonteritorijas visu vecumu parauglaukumu punktu grupēšanās PCA pirmās ass labajā pusē (3.6. attēls) liecina par atšķirīgāku īpašību kopumu gan lauksaimniecības zemes augsnē, gan dažāda vecuma meža zemes augsnē. Viens no tā iemesliem varētu būt etalonteritorijas augsnēs atrastās ogles, kas var ietekmēt augsnes humifikācijas procesu (Schellekens et al., 2017) un aromātisku struktūru ienesi augsnē (Ascough et al., 2010; Wang, Tu, Dong, et al., 2014).

Augsnes organisko vielu degradācijas un humifikācijas izpēte ir kompleksa un sarežģīta, to nosaka augsnes, organisko vielu avotu un vides apstākļu mainība. HV un HS

spektroskopiskās metodes atsevišķi nesniedz pilnvērtīgu informāciju par augsnē notiekošajiem procesiem, tomēr, kombinējot dažādas metodes, tiek iegūts ieskats humifikācijas procesa izmaiņās un HV īpašībās. Lai izmantotu šīs metodes atsevišķi, ir nepieciešama katras šīs metodes papildināšana, plašāks lietojums. Piemēram, vienkāršākās metodes – UV-Vis spektroskopijas – izmantošana HV pētniecībā būtu jāveic, savstarpēji salīdzinot lielāku skaitu attiecību un indeksu (Uyguner et al., 2005). Būtisku informāciju uzrāda arī HS FTIS spektrometrija, kas vedina domāt, ka šī metode ir attīstāma tālāku augsnes organisko vielu aprites un degradācijas pētījumu veikšanai. Piemēram, augsnes HV un O horizonta FTIS spektroskopija ļautu novērtēt nobiru sastāva nozīmi augsnes organisko vielu humifikācijas procesos un HS īpašību veidošanā.

3.5. Kopsavilkums

Promocijas darba rezultāti liecina, ka lauksaimniecības zemes apmežošanās rezultātā mainās augsnes organisko vielu sastāvs un īpašības. Lauksaimniecības zemes augsnēs humīnskābes un fulvoskābes veido aptuveni pusi no kopējā organisko vielu daudzuma. Salīdzinot šo humusvielu frakciju savstarpējo attiecību, var secināt, ka lauksaimniecības zemes augsnēs dominē humīnskābes.

Meža sukcesijas gaitā augsnēs palielinās fulvoskābju īpatsvars. Augsnes humīnskābēm pieaug molekulasmasa un aromātiskums. Meža augšņu humīnskābes salīdzinājumā ar lauksaimniecības zemes augšņu humīnskābēm satur lielāku daudzumu –OH grupu, karbonylgrupu (C=O saites) un alkānu, bet mazāk alifātisku un slāpekli saturošu savienojumu.

Promocijas darba rezultāti atšķirībā no citiem pētījumiem par lauksaimniecības zemes apmežošanās ietekmi uz augsnes humusvielām (Cerli et al., 2006; Cerli et al., 2008) parāda arī augsnes īpašību un veidošanās procesu ietekmi uz minerālaugsnes sastāvā esošo humusvielu īpašībām. Mālsmilts un smilšmāla *Luvisols* augsnēs, kuras apmežojas galvenokārt ar egli, meža attīstības gaitā minerālaugsnē paaugstinās fulvoskābju īpatsvars, humīnskābēm pieaug aromātiskums un molekulasmasa. *Podzols* un *Anthrosols* augsnēs teritorijās, kur augsnes veidojas uz smilšainiem cilmiežiem un attīstās *mor* humusa forma, 100 gadus pēc apmežošanās minerālaugsnes virskārtā dominē fulvoskābes. Salīdzinājumā ar *Luvisols* augšņu humīnskābēm *Podzols* un *Anthrosols* augšņu EAh horizontā esošās humīnskābes ir ar augstu humifikācijas pakāpi, molekulasmasu un aromātiskumu.

4. PĒTĪJUMU REZULTĀTU KOPSAVILKUMS

Promocijas darba rezultāti parāda, ka sausieņu mežos Latvijā atbilstoši *ERB* humusa formu klasifikācijai veidojas gan *mor*, gan *moder* un *mull* humusa formas. Zemas produktivitātes mežos, piemēram, priežu *Pinus sylvestris* mežos eolajās kāpās, augsnēs veidojas nepilnīgi izveidojusies *mor* jeb *psammomor* humusa forma.

Augsnes humusa formu klasificēšana atbilstoši *ERB* notiek lauka apstākļos pēc augsnes morfoloģiskām pazīmēm (atbilstoši *WRB* aprakstam), un šos datus papildina laboratorijas analīžu (pH_{H_2O} , C/N) rezultāti. Latvijas apstākļos nav skaidrības par *mor* un *psammomor* humusa formu noteikšanu, jo augsnes rekcija E vai EA horizontā sila *Cladinoso-callunosa* un mētrāja *Vacciniosa* meža augšanas apstākļu tipa augsnēs pārsniedz *mor* humusa izdališanai noteikto robežvērtību pH_{H_2O} 4,5 vidēji par 0,2 vienībām.

Humusa formu izplatību sausieņu mežos Latvijā nosaka vairāku faktoru kopums. Svarīgākie ir meža augšanas apstākļu tips un ģeoloģiskie nogulumi. Mežu augšanas apstākļu tips nosaka *psammomor* un *mor* humusa formas izplatību. *Psammomor* humusa formas izplatība ir saistīta ar sila *Cladinoso-callunosa* meža tipu, bet *mor* izplatība saistīta ar mētrāja *Vacciniosa* un lāna *Myrtillosa* meža tipu. *Moder* un *mull* humusa forma veidojas dažādu meža augšanas apstākļu tipu augsnēs. *Mull* humusu formas telpisko izplatību nosaka glacigēnie un glaciolimniskie nogulumi. *Moder* humusa formas kā pārejas formas izplatība nav cieši saistīta ne ar vienu no promocijas darbā apskatītajiem faktoriem, tādēļ nākotnē ir nepieciešams veikt detalizētākus pētījumus par humusa formu izplatību, izvērtējot papildu faktorus, kā arī dažādu faktoru summāro ietekmi.

Augsnes humusa formu telpiskās izplatības sakarības ietekmē arī meža augsnes humusa formu organisko vielu saturu un īpašību mainību telpā. Pētījumā noskaidrots, ka atšķirīgākais augsnes organisko vielu īpašību kopums veidojas *mull* humusa formas augsnēs, tām ir raksturīgs gan būtiski zemāks C_{ORG} saturs O horizontā, gan augstāks C_{ORG} saturs Ah horizontā salīdzinājumā ar *mor* humusa formas augsnēm. Būtiski atšķirīgais nobiru materiāls un tā C/N attiecība nosaka vielu pārvietošanās mehānismus, kā rezultātā augsnēs ar *moder* un *mull* humusa formu A horizontā nonāk mazāk humificētas organiskās vielas, bet *mor* humusa formas augsnēs lielāko daļu no kopējā organiskā oglekļa satura veido organisko vielu šķīstošā frakcija – humusvielas.

Mežu produktivitāte kopā ar augsnes organisko vielu degradēšanos nosaka C_{ORG} un N_{TOT} krāju augšņu humusa formā (O un Ap (EA) horizontā). Augsnes ar *psammomor* un *mor* humusa formu satur viszemāko C_{ORG} un N_{TOT} krāju, kā arī proporcionāli lielākā daļa organiskā materiāla uzkrājas augsnes O horizontā. Augsnēs ar *moder* humusa formu raksturīga augstākā C_{ORG} krāja, bet *mull* humusa formas augsnes uzkrāj nozīmīgāko C_{ORG} un N_{TOT} krāju minerālaugsnes virskārtā.

Lauksaimniecības zemes pamešana un aizaugšana Vidzemes, Austrumkursas, Latgales un Idumejas augstienē, kur augsnes galvenokārt ir veidojušās uz glacigēnajiem nogulumiem, liek domāt par šo teritoriju augšņu augsto potenciālu oglekļa piesaistei. Promocijas

darba otrās nodaļas rezultāti liecina, ka meža attīstība uz bijušajām lauksaimniecības zemēm palielina C_{ORG} krāju augsnē.

Promocijas darba etalonteritorijās pētītajās lauksaimniecības zemēs ir salīdzinoši augsta organiskā oglekļa krāja augsnes virskārtā (augsnēs O un A horizontā), kas pārsniedz C_{ORG} krāju mētrāja *Vacciniosa* un lāna *Myrtillosa* mežu tipu augsnēs, kurās izveidojusies *mor* humusa forma. Aizaugšanas un koku attīstības gaitā izmaiņas augsnē notiek jau pirmajos 15 gados. Šajā laikā augsnē netiek pietiekamā daudzumā ienestas organiskās vielas, turklāt tās ir nepieciešamas jaunajiem kokiem, kā arī notiek mineralizācija, un šie faktori veicina organisko vielu daudzuma samazināšanos augsnē. Teritorijās, kur meža zemes un arī koku vecums ir līdz 15 gadiem, tika konstatēts statistiski būtiski zemākais C_{ORG} saturs un krāja augsnes Ap horizontā. 25–30 gadi ir laiks, kad augsnes virskārtā sāk uzkrāties organiskais ogleklis. Šajā periodā zem koku vainagiem sāk veidoties O horizonts, kā arī palielinās C_{ORG} saturs Ap horizontā. Pēc 30 gadiem augsnes O un Ap horizonta morfoloģisko īpašību izmaiņas un C_{ORG} akumulāciju nosaka vairāku faktoru kopums, bet viens no nozīmīgākajiem ir augsnes reakcijas pazemināšanās. Īpaši strauja augsnes pH pazemināšanās notiek egles *Picea abies* audzēs. Augsnes reakcijas pazemināšanās palēnina augsnes organisko vielu noārdīšanos un apriti, kā rezultātā 60–100 gadus vecās augsnēs būtiska organiskā oglekļa krājas daļa akumulējas O horizontā, bet minerālaugsnes Ap horizontā saglabājas humusvielas ar augstāku humifikācijas pakāpi.

Promocijas darbā konstatēta augsnes O un A horizonta kopējās C_{ORG} krājas samazināšanās teritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz 100 un vairāk gadus. Vecākās meža zemes augsnēs vidējā C_{ORG} krāja ir tikai nedaudz augstāka par C_{ORG} krāju lauksaimniecības zemes augšņu Ap horizontā. Šie pētījuma rezultāti vedina domāt, ka daļa no augsnes organiskajām vielām tiek ieskalotas augsnes dziļākajos horizontos. Šo ideju papildina arī darba 3. nodaļas rezultāti, kuri pierāda humusvielu šķīstošās frakcijas – fulvoskābju – īpatsvara pieaugumu augsnes A (EA) horizontā meža attīstības gaitā, fulvoskābes augsnē sekmē lejupejošu vielu un ķīmisko elementu pārnesei.

Atšķirībā no augsnes fulvoskābēm, kuru daudzums minerālaugsnes virskārtā palielinās meža attīstības gaitā, salīdzinoši maz mainīgs ir humīnskābju daudzums. Augsnes humīnskābēm meža attīstības gaitā mainās ķīmiskās īpašības. Salīdzinājumā ar lauksaimniecības zemes augšņu humīnskābēm meža augšņu humīnskābēm ir augstāka molekulasmasa, humifikācijas pakāpe un aromātiskums. Humīnskābju struktūrā samazinās alifātisko un slāpekli saturošu savienojumu īpatsvars, pieaug –OH grupu, karbonilgrupu un alkānu īpatsvars.

Pētījuma rezultāti rāda, ka meža attīstības gaitā augšņu humusvielu, humīnskābju un fulvoskābju īpašības mainās lēnāk *Luvisol*s augsnēs ar augstāku māla daļiņu saturu, bet smilšainās *Podzol*s un *Anthrosol*s augsnēs mineralaugsnes virskārtā (AE vai E horizontā) uzkrājas humīnskābes ar salīdzinoši augstāku humifikācijas, aromātiskuma pakāpi, kā arī ar augstāku molekulasmasu.

Kopumā promocijas darba rezultāti sniedz labāku izpratni par oglekļa uzkrāšanos un apriti meža ekosistēmu augšņu humusā, kā arī parāda šī procesa telpisko izplatību un to ietekmējošos faktorus. Tāpat pētījuma rezultāti raisa jaunus jautājumus un pārdomas par lauksaimniecības zemes apmežošanas procesa realizēšanu un maksimālā efekta iegūšanu. Šo jautājumu skaidrošanai turpmākajos zinātniskajos pētījumos ir

jāattīsta augsnes humusa formu detālāks apraksts, izmantojot *ERB* humusa klasifikācijas humusa apakšformas. Apmežošanas procesa izprašanai nepieciešami papildu pētījumi smilšainās augsnēs, kā arī teritorijās ar zemu augsnes organisko vielu saturu. Iestrādes augsnes humifikācijas un vielu pārneses mehānismiem var turpināt, sīkāk pētīt augsnes humusvielu īpašības un to pārvērtības pilnā augsnes profilā – no nobirām līdz augsnes cilmežim.

SECINĀJUMI

1. Sausieņu mežos Latvijā (atbilstoši *ERB* humusa klasifikācijai) ir izveidojusies *mor*, *moder* un *mull* humusa forma, kā arī nepilnīgi izveidojusies *psammomor* humusa forma. *Psammomor* humusa formas izplatība sausieņu mežos Latvijā ir saistīta ar sila *Cladinoso–callunosa* meža tipu, bet augsnes *mor* humusa forma sastopama mētrāja *Vacciniosa* un lāna *Myrtillosa* augšanas apstākļu tipa mežos. *Mull* humusa formas izplatību sausieņu mežos Latvijā nosaka glaciģēnie un glaciolimniskie nogulumi, kā arī barības vielām bagātu velēnu karbonātaugšņu vai glejaugšņu izplatība.
2. Zemākā organiskā oglekļa krāja augsnes O un A (EA) horizontā ir *psammomor* humusa formas augsnēs, C_{ORG} krāja vidēji ir divas reizes zemāka nekā *mor* humusa formas augsnēs. Augsnēs, kurās izveidojušās *psammomor* un *mor* humusa forma, virs 75% oglekļa krājas uzkrājas augsnes O horizontā. Augstākā organiskā oglekļa krāja augsnes virskārtā (O un A horizontā) ir augsnēs, kurās izveidojusies *moder* humusa forma. Šādās augsnēs vidēji 61% no kopējās organiskā oglekļa krājas atrodas augsnes O horizontā. *Mull* humusa formas augsnēs ir augstākā organiskā oglekļa krāja A horizontā, tajā uzkrājas vidēji 80% no kopējās augsnes virskārtas organiskā oglekļa krājas.
3. Atšķirīgie organisko vielu avoti un organisko vielu aprite rada arī būtiski atšķirīgas organisko vielu īpašības dažādu humusa formu augsnēm. *Mull* humusa formas augsnes O horizontā salīdzinājumā ar *mor* humusa formas augsnes O horizontu ir būtiski zemāka C/N attiecība, kā arī zemāks humusvielu īpatsvars minerālaugsnes virskārtā.
4. Lauksaimniecības zemju apmežošanās process Latvijas augstienēs, kur augsnes veidojušās galvenokārt uz glaciolimniskajiem nogulumiem, izmaina augsnes organisko vielu saturu un sadalījumu augsnes profilā. Apmežošanās pirmajos 15 gados augsnes virskārtā vērojama organisko vielu un organiskā oglekļa krājas samazināšanās. Organiskā oglekļa krājas pieaugums augsnes virskārtā vērojams pēc meža zemes 30 gadu vecuma sasniegšanas, un augstākā krāja ir 61–100 gadus vecas meža zemes audzēs.
5. Teritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz 100 gadus, minerālaugsnes virskārtā (Ah horizontā) ir būtiski augstāks organiskā oglekļa saturs nekā lauksaimniecības zemes vai jaunas meža zemes augsnēs.
6. Nobiru horizonts bijušajās lauksaimniecības zemēs veidojas 10 līdz 20 gadus pēc apmežošanas. Vienlaidu O horizonts izveidojas, pirms meža zemes vecums sasniedz 30 gadus. Būtisks O horizonta biezuma pieaugums, kā arī būtiski augstāka organiskā oglekļa krāja O horizontā vērojama teritorijās, kur meža zemes vecums pārsniedz 60 gadus.
7. Apmežošanas procesa laikā notiekošo vielu ieneses un humifikācijas procesu rezultātā minerālaugsnē palielinās humusvielu īpatsvars, kā arī pieaug šo vielu humifikācijas

pakāpe. 60 gadus pēc apmežošanās minerālaugsnes virskārtā humusvielas ir ar būtiski augstāku humifikācijas pakāpi nekā lauksaimniecības zemes augsnēs.

8. Lauksaimniecības zemes augsnēs nozīmīgākā humusvielu frakcija ir humīnskābes, meža attīstības gaitā minerālaugsnē pieaug fulvoskābju īpatsvars.
9. Lauksaimniecības zemes transformācijas rezultātā izmainās arī augsnes humīnskābju ķīmiskās īpašības. Salīdzinot ar lauksaimniecības zemes augšņu humīnskābēm, meža zemēs humīnskābēm ir augstāka humifikācijas pakāpe, aromātiskums un molekulmasa. Humusvielu sastāvā samazinās alifātisko un slāpekli saturošu savienojumu īpatsvars, pieaug –OH, karbonilgrupu un alkānu īpatsvars.
10. Apmežošanās procesa laikā organisko vielu sastāvu un īpašības ietekmē augsnes granulometriskais sastāvs un dominējošā koku suga. Smilšainās *Podzols* un *Anthrosols* augsnēs priedes *Pinus sylvestris* mežos ir būtiski zemāks organisko vielu saturs, fulvoskābju īpatsvars, humīnskābju molekulmasa un aromātiskums nekā smilšmāla vai mālsmilts *Luvissols* augsnēs egles *Picea abies* mežos.

PRIEKŠLIKUMI

Pētījumā konstatētās likumsakarības, kas ir pamatā augsnes humusa formu izplatībai sausieņu mežos, kā arī organiskā oglekļa krājas atšķirībām dažādu humusa formu augsnēs, ir izmantojamas, lai nākotnē, papildinot informāciju, varētu gan izveidot sistēmu augsnes virskārtas organiskās krājas noteikšanai lauka apstākļos, gan pilnveidot kopējās meža ekosistēmas organiskās krājas aprēķināšanas metodiku. Veicot padziļinātus un detālus pētījumus, izmantojot *ERB* humusa klasifikācijas otrā līmeņa aprakstu, būtu iespējams iegūt precīzākas sakarības starp humusa formu, apakšformu, O un A horizonta biežumu un organiskā oglekļa krāju. Šāda sistēma un zināšanas ļautu būtiski ātrāk, lētāk un precīzāk noteikt organiskā oglekļa krāju meža ekosistēmā.

IZMANTOTĀ LITERATŪRA

1. Abril, A., Bruno, M., Merlo, C., Noe, L. 2013. Relationship between litter and soil organic matter characteristics along precipitation gradient in central – western Argentina. *Global Journal of Biology, Agriculture and Health sciences*, 2(3), 47–55.
2. Aiken, G. R., McKnight, D. M., Wershaw, R. L., MacCarthy, P. 1985. In: G. R. Aiken et al. (Eds.) *Humic substances in soil, sediment, and water*. Wiley, New York, 1.
3. Albers, D., Migge, S., Schaefer, M., Scheu, S. 2004. Decomposition of beech leaves (*Fagus sylvatica*) and spruce needles (*Picea abies*) in pure and mixed stands of beech and spruce. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 155–164.
4. Alvarez, R., Alvarez, C. R., Lorenzo, G. 2001. Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentinian Rolling Pamapa. *European Journal of Soil Biology*, 37, 161–166.
5. Alvaro-Fuentes, J., Morel, F. J., Plaza-Bonilla, D., Arrue, J. L., Cantero-Martínez, C. 2012. Modelling tillage and nitrogen fertilization effects on soil organic carbon dynamics. *Soil & Tillage Research*, 120, 3–39.
6. Andreatta, A., Ciampalini, R., Moretti, P., Vingiani, S., Poggio, G., Matteucci, G., Tescari, F., Carnicelli, S. 2011. Forest humus forms as potential indicators of soil carbon storage in Mediterranean environments. *Biology and Fertility of Soils*, 47, 31–40.
7. Andreatta, A., Cecchini, G., Bonifacio, E., Comolli, R., Vingiani, S., Carnicelli, S. 2016. Tree or soil? Factors influencing humus form differentiation in Italian forests. *Geoderma*, 264, 195–204.
8. Andersson, S., Nilsson, S. I. 2001. Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 1181–1191.
9. Antrop, M. 2005. Why landscape of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning*, 70, 21–34.
10. Apple, M., Tiekotter, K., Snow, M., Young, J., Soeldner, A., Phillips, D., Tingey, D., Bond, B. J. 2002. Needle anatomy changes with increasing tree age in Douglas-fir. *Tree Physiology*, 22, 129–136.
11. Apsīte, E. 1999. Organisko vielu plūsmu izmaiņas Latvijas un Zviedrijas virszemes ūdeņos mainīgos antropogēnās slodzes apstākļos. Promocijas darbs. Latvijas Universitāte.
12. Arevalo, C. B. M., Bhatti, J. S., Chang, S. X., Sidders, D. 2009. Ecosystem carbon stocks and distribution under different land-uses in north central Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management*, 257, 1776–1785.
13. Armolaitis, K., Aleinikovienė, J., Baniūnienė, A., Lubytė, J., Žėkaitė, V. 2007. Carbon Sequestration and Nitrogen Status in Arenosols Following Afforestation or Following Abandonment of Arable Land. *Baltic Forestry*, 13(2/25), 169–177.
14. Ascough, P. L., Bird, M. I., Francis, S. M., Lebl, T. 2011. Alkali extraction of archaeological and geological charcoal: evidence for diagenetic degradation and formation of humic acids. *Journal of Archaeological Science*, 38, 69–78.
15. Baker, T. P., Jordana, G. J., Baker, S. C., 2014. Microclimatic edge effects in a recently harvested forest: Do remnant forest patches create the same impact as large forest areas? *Forest Ecology and Management*, 365, 128–136.

16. Bajtes, N. H., 1996. Total carbon and nitrogen in soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47, 151–163.
17. Balandier, P., Frochot, H., Sourisseau, A. 2009. Improvement of direct tree seedings with cover crop in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. *Forest Ecology and Management*, 257, 1716–1724.
18. Bardgett, R. D., Bowman, W. D., Kaufmann, R., Schmidt, S. K. 2005. A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 634–641.
19. Bārdule, A., Bādērs, E., Stola, J., Lazdiņš, A. 2009. Latvijas meža augšņu īpašību raksturojums demonstrācijas projekta BioSoil rezultātu skatījumā. *Mežzinātne*, 20(53), 105–124.
20. Bayranvand, M., Kooch, Y., Hosseini, S. M., Alberti, G. 2017. Humus forms in relation to altitude and forest type in the Northern mountainous regions of Iran. *Forest Ecology and Management*, 385, 78–86.
21. Beare, M. H., Hendrix, P. H. and Coleman, D. C. 1994. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional and no-tillage soils. *Soil Society of America Journal*, 58, 777–786.
22. Bells, S., Nikodemus, O. 2000. Rokasgrāmata meža ainavas plānošanai un dizainam. Rīga: Valsts meža dienests, 7.–8 lpp.
23. Bell, S., Montarzino, A., Aspinall, P., Peneze, Z., Nikodemus, O. 2009. Rural society, social inclusion and landscape change in Central and Eastern Europe: A case study of Latvia. European Society for Rural Sociology. *Sociologia Ruralis*, 49(3), 295–326.
24. Berg, B. 2014. Decomposition patterns for foliar litter – A theory for influencing factors. *Soil Biology and Biochemistry*, 78, 222–232.
25. Berķis, A., Meijere, A., Sedlenieks, A., Vanags, A., Ansons, G., Rove, I., Brauns, J., Grīslis, J., Gaigals, M. 2013. Rokasgrāmata mežu tipu noteikšanai. Latvijas Valsts meži, 37. lpp.
26. Binkley, D., Valentine, D. 1991. Fifty-year biogeochemical effects of green ash, white pine, and Norway spruce in a replicated experiment. *Forest Ecology and Management*, 40, 13–25.
27. Billings, S. A. 2006. Soil organic matter dynamics and land use change at a grassland/forest ecotone. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 2934–2943.
28. Brewer, C. E., Brown, R. C. 2012. 5.18: Biochar. In: Sayigh, Ali (Ed.), *Comprehensive Renewable Energy*. Elsevier, 357–384.
29. Bremanis, G., Kļaviņš, M., Purmalis, O., Ziemelis, R., Maļeckā, S. 2013. Peat humic substances and earthworm biohumus extracts for agricultural application. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences*, 67, 236–241.
30. Bouwman, A. F., Leemans, R. 1995. The role of forest soils in the global carbon cycle. In: McFee, W. F., Kelly, F. M. (Eds.), *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, pp. 503–525.
31. Bušs, K., 1981. Meža ekoloģija un tipoloģija. Rīga: Zinātne, 68 lpp.
32. Butler, S. C. 2013. *Impact of afforestation-induced grassland fragmentation on soil and microclimate in Groenvaly, South Africa*. Master Dissertation. University Pretoria, p. 108.
33. Buurman, P., Jongmans, A. G. 2005. Podzolisation and soil organic matter dynamics. *Geoderma*, 125, 71–83.
34. Carter, M. R., Gregorich, E. G. 2008. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Second Edition. CRC Press Taylor & Francis Group.
35. Cassagne, N., Bal-Serin, M. C., Gers, C., Gauquelin, T. 2004. Changes in humus properties and collembolan communities following the replanting of beech forests with spruce. *Pedobiologia*, 48(3), 267–276.
36. Cerli, C., Celi, L., Johansson, M.-B., Kögel-Knabner, I., Rosenqvist, L., Zanini, E. 2006. Soil organic matter changes in a spruce chronosequence on Swedish former agricultural soil: I. carbon and lignin dynamics. *Soil Science*, 171, 837–84.

37. Cerli, C., Celi, A., Kaiser, K., Guggenberger, G., Johansson, M.-B., Cignetti, A., Zanini, E. 2008. Changes in humic substances along an age sequence of Norway spruce stands planted on former agricultural land. *Organic Geochemistry*, 39, 1269–1280.
38. Chen, Y., Senesi, N., Schnitzer, M. 1977. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Science Society of America Journal*, 41, 352–358.
39. Chen, J., LeBoeuf, J. E., Dai, S., Gu, B. 2003. Fluorescence spectroscopic studies of natural organic matter fractions. *Chemosphere*, 50(5), 639–647.
40. Compton, J. E., Boone, R. D., Motzkin, G. and Foster, D. R. 1998. Soil carbon and nitrogen in a pine-oak sand plain in central Massachusetts: role of vegetation and land-use history. *Oecologia*, 116, 536–542.
41. Cramer, V. A., Hobbs, R. J., Standish, R. J. 2008. *Land abandonment and ecosystems assembly*. School of Environmental Science. Murdoch University, Australia.
42. Cunningham, S. C., Metzeling, K. J., Mac Nally, R., Thomson, J. R., Cavagnaro, T. R. 2012. Changes in soil carbon of pastures after afforestation with mixed species: sampling, heterogeneity and surrogates. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 158, 58–65.
43. Deng, L., Zhu, G., Tang, Z., Shanggung, Z. 2016. Global patterns of the effects of Land-use changes on soil carbon stocks. *Global Ecology and Conservation*, 5, 127–138.
44. De Nicola, C., Zanella, A., Testi, A., Fanelli, G., Pignatti, S. 2014. Humus forms in a Mediterranean area (Castelporziano Reserve, Rome, Italy): classification, functioning and organic carbon storage. *Geoderma*, 235–236, 90–99.
45. De Vos, B., Cool, N., Ilvesniemi, H., Vesterdal, L., Vanguelova, E., Carnicelli, S. 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma*, 251–252, 33–46.
46. Diekmann, M. 1994. Deciduous forest vegetation in Boreo-nemoral Scandinavia. Doctoral thesis at Uppsala University. Opulus press AB, 116.
47. Drystek, E., MacDougall, A. 2014. Granivory reduces biomass and lignin concentrations of plant tissue during grassland assembly. *Basic and Applied Ecology*, 15, 142–150.
48. Eglite, L. 2007. *Humusvielas, to mijiedarbība ar augsni veidojošiem komponentiem un humusvielu imobilizācija*. Promocijas darbs. Rīga: Latvijas Universitāte, LU Akadēmiskais apgāds, 3.–12. lpp.
49. Epron, D., Le Dantec, V., Dufrene, E., Granier, A. 2001. Seasonal dynamics of soil carbon dioxide efflux and simulated rhizosphere respiration in a beech forest. *Tree Physiology*, 21, 145–152.
50. Ernst, W. H. O. 2004. Vegetation, organic matter and soil quality. In: Doelman, P. and Eijsackers, H. J. P. (Eds.), *Vital Soil Function, Value and Properties*. Amsterdam: Elsevier, pp. 41–98.
51. Eswaran, H., Van Den Berg, E., Reich, P. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 192.
52. Falsone, G., Celi, L., Caimi, A., Simonov, G., Bonifacio, E. 2012. The effect of clear cutting on podzolisation and soil carbon dynamics in boreal forests (Middle Taiga zone, Russia). *Geoderma*, 177–178, 27–38.
53. Foote, R. L., Grogan, P. 2010. Soil carbon accumulation during temperate forest succession on abandoned low productivity agricultural lands. *Ecosystems*, 13, 795–812.
54. Francaviglia, R., Renzi, G., Ledda, L., Benedetti, A. 2017. Organic carbon pools and soil biological fertility are affected by land use intensity in Mediterranean ecosystems of Sardinia, Italy. *Science of the Total Environment*, 599–600, 789–796.
55. Freyerová, K., Šefrna, L. 2014. Soil organic carbon density and storage in podzols – a case study from Ralsko region (Czech Republic). *Geographica*, 49(2), 65–72.
56. Froberg, M., Berggren Kleja, D., Bergkvist, B., Tipping, E., Mulder, J. 2005. Dissolved organic carbon leaching from a coniferous forest floor – a field manipulation experiment. *Biogeochemistry*, 75, 271–287.

57. FSCC (Forest Soil Co-ordinating Centre), 2006. Manual IIIa: Sampling and Analysis of Soil. In: ICP Forests, 2006: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg, p 26. + annexes. Retrieved from: <http://icp-forests.net/page/icp-forestsmanual>
58. Gabour, S., Boucher, J.-F., Villeneuve, C., Lord, D., Gagnon, R. 2008. Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case study in Quebec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 257, 483–494.
59. Gal, A., Vyn, T. J., Michéli, E., Kladiivko, E. J., McFee, W. W. 2007. Soil carbon and nitrogen accumulation with long-term no-till versus moldboard plowing overestimated with tilled-zone sampling depths. *Soil Tillage Research*, 96, 42–51.
60. Gaur, N., Mohanty, B. P. 2013. Evolution of physical controls for soil moisture in humid and subhumid watersheds. *Water resources research*, 49, 1244–1258.
61. Grace, P. R., Oades, J. M., Keith, H. and Hancock, T. W. 1995. Trends in wheat yields and soil organic carbon in the permanent rotation trial at the Waite Agricultural Research Institute, South Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 35, 857–864.
62. Grand, S., Lavkulich, L. M. 2011. Depth Distribution and Predictors of Soil Organic Carbon in Podzols of a Forested Watershed in Southwestern Canada. *Soil Science*, 176, 164–174.
63. Guimaraes, D. V., Gonzaga, M. I. S., da Silva, T. O., da Silva, T. L., da Silva Dias, N., Silva Matias, M. I. 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. *Soil and Tillage Research*, 126, 177–182.
64. Hänninen, K. 2010. Historical and current progress in understanding the origin and structure of humic substances. *Chemistry and Ecology*, 26, 1–11.
65. Hansson, K., Olsson, B., Olsson, M., Johansson, U., Kleja, D. B. 2011. Differences in soil properties in adjacent stands of Scots pine, Norway spruce and silver birch in SW Sweden. *Forest Ecology and Management*, 262, 522–530.
66. Hayes, M. H. B. 1991. Emerging concepts of the composition and structures of humic substances. In: Hayes, M. H. B., Wilson, W. S. (Eds.), *Humic Substances in Soils, Peats and Waters: Health and Environmental Aspects*. The Royal Society of Chemistry, pp. 3–30.
67. Hayes, M. H. B., Mylotte, R., Swift, R. S. 2017. Chapter Two – Humin: Its composition and importance in soil organic matter. *Advances in Agronomy*, 143, 47–138.
68. Høhberg, K. 2003. Soil nematode fauna of afforested mine sites: genera distribution, trophic structure and functional guilds. *Applied Soil Ecology*, 22, 113–126.
69. Huang, P. M., Hardie, A. G. 2009. Formation mechanisms of humic substances in the environment. In: Senesi, N., Xing, B., Huang, A. T. (Eds.), *Biophysico-chemical processes involving natural nonliving organic matter in environmental systems*. Wiley, New Jersey, pp. 41–109.
70. Ikauniece, S., Brūmelis, G., Kasparinskis, R., Nikodemus, O., Amatniece, V. 2012. Augsnes faktora nozīme kokaudzes sastāva veidošanā ozolu (*Quercus robur* L.) mežaudzēs. *Mežzinātne*, 26(59), 41–60.
71. IPCC, 2000. *Land Use, Land-use Change, and Forestry*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 377.
72. IUSS Working Group WRB. 2007. *World Reference Base for Soil Resources 2006*. First update 2007. World Soil Resources Reports No. 103. Rome: FAO. Retrieved from: http://www.fao.org/ag/agl/agll/wrb/doc/wrb2007_corr.pdf
73. Ivanov, I. V., Pecochina, L. S., Semenov, V. M. 2009. Biological mineralization of organic matter in the modern virgin and plowed chernozems, buried chernozems, and fossil chernozems. *Eurasian Soil Science*, 10, 1109–1119.

74. Jackson, R. B., Banner, J. L., Jobbágy, E. G., Pockman, W. T., Wall D. H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature*, 418, 623–62.
75. Jamroz, E., Kocowicz, A., Bekier, J., Weber, J. 2014. Properties of soil organic matter in Podzols under mountain dwarf pine (*Pinus mugo* Turra.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in various stages of dieback in the East Sudety Mountains, Poland. *Forests Ecology and Management*, 330, 261–270.
76. Jernberg, J. 2011. *Microbial communities in a boreal forest podzol profile and responses to the presence of Pinus sylvestris seedling roots*. Master's thesis. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, 52.
77. Jones, R. J. A., Rusco, R. H. E., Loveland, P. J., Montanarella, L. 2003. *The map of organic carbon in topsoils in Europe*. European Commission Directorate generale, Joint Research Centre.
78. Jug, A., Makeschin, F., Rehfuess, K. E., Hofmann-Schielle, C. and Makeschin, F. 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. *Forest Ecology and Management*, 121, 85–99.
79. Kaiser, K., Guggenberger, G. 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, 31, 711–725.
80. Kalbitz, K., Geyer, W., Geyer, S. 1999. Spectroscopic properties of dissolved humic substances—a reflection of land use history in a fen area. *Biogeochemistry*, 47, 219–238.
81. Kalbitz, K., Geyer, W. 2001. Humification indices of water-soluble fulvic acids derived from synchronous fluorescence spectra—effects of spectrometer type and concentration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164, 259–265.
82. Kalbitz, K., Kaiser, K., Bargholz, J., Dardenne, P. 2006. Lignin degradation controls the production of dissolved organic matter in decomposing foliar litter. *European Journal of Soil Sciences*, 57, 504–516.
83. Kalinina, O., Goryachkin, S. V., Lyuri, D. I., Giani, L. 2015. Post-agrogenic development of vegetation, soils, and carbon stocks under self-restoration in different climatic zones of European Russia. *Catena*, 129, 18–29.
84. Kanerva, S., Smolander, A. 2007. Microbial activities in forest floor layers under silver birch, Norway spruce and Scots pine. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 1459–1467.
85. Karhu, K., Wall, A., Vanhala, P., Liski, J., Esala, M., Regina, K. 2011. Effects of afforestation and deforestation on boreal soil carbon stocks – Comparison of measured C stocks with Yass07 model results. *Geoderma*, 164, 33–45.
86. Kärkliņš, A., 2008. Augsnes diagnostika un apraksts. Jelgava: LLU, 336 lpp.
87. Karlton, E., Harrison, A. F., Alriksson, A., Bryant, C., Garnett, M. H., Olsson, M. T. 2005. Old organic carbon in soil solution DOC after afforestation – evidence from ¹⁴C analysis. *Geoderma*, 127, 188–195.
88. Kasparinskis, R., Nikodemus, O. 2012. Influence of environmental factors on the spatial distribution and diversity of forest soil in Latvia. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 61(1), 48–64.
89. Kasparinskis, R. 2012. Latvijas meža augšņu daudzveidība un to ietekmējošie faktori. Promocijas darbs. Rīga: Latvijas Universitāte, LU Akadēmiskais apgāds, 154 lpp.
90. Kasparinskis, R., Kukuļš, I., Nikodemus, O., Rolavs, N., Tabors, G. 2011. Lauksaimniecības zemju apmežošanās ilgtermiņa ietekme uz augsnes morfoloģiju un īpašībām. *Mežzinātne*, 24(57), 17.–40. lpp.
91. Kasparinskis, R., Nikodemus, O., Kukuļš, I., Tabors, G., Freimane, A. 2011. Changes of Soil Properties and Processes Due to Afforestation of Agricultural Lands. *Book of proceedings “100 years Bulgarian Soil science, International Conference”*, 1, 241–245.

92. Killham, K., Posser, J. I. 2015. The bacteria and archaea. In: Paul, E. A. (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Fourth ed. San Diego: Academic Press, pp. 41–76.
93. Kishchuk, B. E., Morris, D. M., Lorente, M., Keddy, T., Sidders, D., Quideau, S., Thiffault, E., Kwiaton, M., Maynard, D. 2016. Disturbance intensity and dominant cover type influence rate of boreal soil carbon change: A Canadian multi-regional analysis. *Forest Ecology and Management*, 381, 48–62.
94. Klavins, M., Purmalis, O. 2013. Properties and structure of raised bog peat humic acids. *Journal of Molecular Structure*, 1050, 103–113.
95. Kļaviņš, M., Šīre, J. 2010. Variations of humic acid properties within peat profiles. In: Kļaviņš (Ed.), *Mires and Peat*. Riga: University of Latvia Press, pp. 175–197.
96. Kleber, M., Johnson, M. G. 2010. Advances in understanding of molecular structure of soil organic matter: Implications for interactions in the environment. *Advances in Agronomy*, 106, 77–142.
97. Klotzbucher, T., Kaiser, K., Filley, T. R., Kalbitz, K. 2013. Processes controlling the production of aromatic water-soluble organic matter during litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 67, 133–139.
98. Kobayashi, S., Uyama, H., & Kimura, S. 2001. Enzymatic polymerization. *Chemical Reviews*, 101, 3793–3818.
99. Kögel-Knabner, I., Hatcher, P. G., Zech, W. 1991. Chemical structural studies of forest soil humic acids – aromatic carbon fraction. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 241–247.
100. Kögel-Knabner, I. 1993. Biodegradation and humification processes in forest soils. In: Bollag, J.-M., Stotzky, G. (Eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 8. New York: Marcel Dekker, pp. 101–135.
101. Kögel-Knabner, I., Hempfling, R., Zech, W., Hatcher, P. G., Schulten, H.-R. 1988. Chemical composition of the organic matter in forest soil: 1. Forest litter. *Soil Science*, 146, 124–136.
102. Kolli, R., Ellermae, O., Kauer, K., Koster, T. 2010. Erosion-affected soils in the Estonian landscape: Humus status, patterns and classification. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2, 149–164.
103. Kolli, R., Tamm, I. 2013. Humus cover and its fabric depending on pedo-ecological conditions and land use: an Estonian approach to classification of humus forms. *Estonian Journal of Ecology*, 62(1), 6–23.
104. Korboulewski, N., Perez, G., Chauvat, M. 2016. How tree diversity affects soil fauna diversity: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 94, 94–106.
105. Korhonen, J. F. J., Pihlatie, M., Pumpanen, J., Aaltonen, H., Hari, P., Levula, J., Kieloaho, A.-J., Nikinmaa, E., Vesala, T., Ilvesniemi, H. 2013. Nitrogen balance of a boreal Scots pine forest. *Biogeosciences*, 10, 1083–1095.
106. Kotze, E., Loke, P. F., Akhosi-Setaka, M. C., Du Perez, C. C. 2016. Land use change affecting soil humic substances in three semi-arid agro-ecosystems in South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 216, 194–202.
107. Laganière, J., Angers, D.A., Paré, D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16, 439–453.
108. Lal, R. 1994. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. *Soil and Tillage Research*, 27, 1–8.
109. Lal, R. 2005. Soil carbon sequestration in natural and managed tropical forest ecosystems. *Journal of Sustainable Forestry*, 21, 1–30.
110. Lazdiņš, A. 2011. *Dabiski apmežojušos lauksaimniecības zemju efektīvas apsaimniekošanas nosacījumi*. Promocijas darba kopsavilkums. Jelgava: Latvijas Lauksaimniecības Universitāte, 31 lpp.
111. Liepa, I., Miezīte, O., Luguza, S., Šulcs, V., Straupe, I., Indriksons, A., Dreimanis, A., Saveljevs, A., Drēška, A., Sarmulis, Z., Dubrovskis, D. 2014. Latvijas meža tipoloģija. Jelgava: Studentu biedrība “Šalkone”, 118 lpp.

112. Labaz, B., Galka, B., Bogacz, A., Waroszewski, J., Kabala, C. 2014. Factors influencing humus forms and forest litter properties in the mid-mountains under temperate climate of southwestern Poland. *Geoderma*, 230–231, 265–273.
113. Līpenīte, I., Kārklīņš, A. 2011. Augsnes kvalitāte zemes izmantošanas maiņas kontekstā. I. Problēmas nostādne un augsnes organiskā viela. *LLU Raksti*, 26(321), 1–17.
114. Lowicki, D., 2008. Land use changes in Poland during transformation: Case study of Wielkopolska region. *Landscape and Urban Planning*, 87, 279–288.
115. Lundström, U. S., van Breemen, N., Bain, D. 2000. The podzolization process. A review. *Geoderma*, 94, 91–107.
116. LVGMA. 2006. *Ilgspējīgas attīstības indikatoru pārskats*. Pieejams: http://www.lvgma.gov.lv/produkti/liaip2006/Vide/zemes_apaugums_un_lietosana.htm#_ftn2 [skatīts 05.05.2009.]
117. LVS ISO 11261:2002.
118. MacCarthy, J. F. 2001. Subsurface transport of dissolved humic substances and associated contaminants. In: Clapp, C. E., Hayes, M. H. B., Senesi, N., Bloom, P. R., Jardine, P. M. (Eds.), *Humic substances and chemical contaminants*. Madison: Soil Science Society of America, pp. 429–448.
119. Mardulyn, P., Godden, B., Echezarreta, P. A., Penninck, M., Gruber, W., Herbauts, J. 1993. Changes in humus microbiological activity induced by the substitution of the natural beech forest by Norway spruce Belgian Ardennes. *Forest Ecology and Management*, 59, 15–27.
120. Marinari, S., Dell'Abate, M. T., Brunetti, G., Dais, C. 2010. Differences of stabilized organic carbon fraction and microbiological activity along Mediterranean Vertisols and Alfisols profiles. *Geoderma*, 156, 379–388.
121. Martin, D., Srivastava, P. C., Ghosh, D., Zech, W. 1998. Characteristics of humic substances in cultivated and natural forest soil of Sikkim. *Geoderma*, 84, 345–362.
122. Matyka-Sarzynska, D., Sokolowska, Z. 2005. Optical properties of alkaline extracts of secondary transformed muck. *Polish Journal of Soil Science*, 37, 41–48.
123. Mayer, S., Leifeld, J., Bahn, M., Fuhrer, J. 2012. Free and protected organic carbon dynamics respond differently to abandonment of mountain grassland. *Biogeosciences*, 9, 853–865.
124. McCarthy, P. 2001. The principles of humic substances. *Soil Science*, 166, 738–751.
125. McCullagh, P., Nelder, J. A. 1989. *Generalized Linear Models*, 2nd edition. New York: Chapman & Hall, p. 532.
126. McGrath, D. 1997. Extractability, Chemical Composition, and Reactivities of Soil Organic Matter of Irish Grassland Soils. In: Hayes, M. H. B., Wilson, W. S. (Eds.), *Humic Substances in Soils, Peats and Waters: Health and Environmental Aspects*. The Royal Society of Chemistry, pp. 31–38.
127. McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T., Andersen, D. T. 2001. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38–48.
128. Mobed, J. J., Hemmingsen, S. L., Autry, J. L., McGown, L. B. 1996. Fluorescence Characterization of IHSS humic substances: Total luminiscence spectra with absorbance correction. *Environmental Science and Technology*, 30, 3061–3065.
129. Muscolo, A., Sidari, M., Pizzeghello, D., Nardi, S. 2009. Effects of Humic Substances Isolated from Earthworm Faeces. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, 3, 45–52.
130. Nelder, J., Wedderburn, R. W. M. 1972. Generalized linear models. *Journal of Royal Statistical Society*, 370–384.
131. Niemi, R. M., Vepsäläinen, M., Erkomaa, K., Ilvesniemi, H. 2007. Microbial activity during summer in humus layers under *Pinus silvestris* and *Alnus incana*. *Forest Ecology and Management*, 242, 314–323.

132. Nikodemus, O., Bell, S., Grīne, I., Liepiņš, I. 2005. The impact of economic, social and political factors on the landscape structure of the Vidzeme Uplands in Latvia. *Landscape and Urban Planning*, 70, 57–67.
133. Nikodemus, O., Kārklīņš, A., Kļaviņš, M., Melecis, V. 2008. Augsnis ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 254 lpp.
134. Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Kukuls, I. 2013. Influence of Afforestation on Soil Genesis, morphology and Properties in Glacial Till Deposits. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 59, 449–465.
135. Nyawira, S. S., Nabel, J. E. M. S., Don, A., Brovkin, V., Pongrat, J. 2016. Soil carbon response to land-use change: evaluation of a global vegetation model using observational meta-analyses. *Biogeosciences*, 13, 5661–5675.
136. Owens, L. B., Shipitalo, M. J. 2004. Rate of soil carbon loss resulting from tillage. 13th International Soil Conservation Organisation Conference – Brisbane, p. 772.
137. Oxbrough, A. G., Gittings, T., O'Halloran, J., Glitter, P. S., Kelly, T. C. 2006. The initial effects of afforestation on the ground-dwelling spider fauna of Irish peatlands and grasslands. *Forest Ecology and Management*, 237, 478–491.
138. Norton, S. A., Vesely, J. 2005. Acidification and Acid Rain. In: Sherwood Lollar, B. (Ed.), *Environmental Geochemistry*. Elsevier, pp. 363–407.
139. Paul, E. A., Collins, H. P., Leavitt, S. W. 2001. Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring ¹⁴C abundance. *Geoderma*, 104, 239–256.
140. Paul, E. A. 2016. The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 98, 109–126.
141. Paul, K. I., Polglase, P. J., Nyakuengama, J. G., Khanna, P. K., 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168, 241–257.
142. Palang, H., Printsman, A., Konkoly Gyuro, E., Urbanc, M., Skowroner, E., Woloszyn, W. 2006. The forgotten rural landscapes of Central and eastern Europe. *Landscape Ecology*, 21, 347–357.
143. Peltier, A., Ponge, J. F., Jordana, R., Arino, A. 2001. Humus forms in Mediterranean scrublands with Aleppo pine. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 884–896.
144. Penēze, Z. 2009. Latvijas lauku ainavas izmaiņas 20. un 21. gadsimtā: cēloņi, procesi un tendences. Promocijas darbs. Rīga: Latvijas Universitāte, 255 lpp.
145. Peuravuori, J., Pihlaja, K. 1997. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Analytica Chimica Acta*, 337, 133–149.
146. Piccolo, A. 1996. Humus and soil conservation, In: Piccolo, A. (Ed.), *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Amsterdam: Elsevier, pp. 225–264.
147. Plante, A. F., Parton, W. 2007. The dynamics of soil organic matter and nutrient cycling. In: Paul, E. A. (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. New York, NY: Elsevier, pp. 433–470.
148. Ponge, J. F., André, J., Zackrisson, O., Bernier, N., Nilsson, M. C., Gallet, C. 1998. The forest regeneration puzzle: biological mechanisms in humus layer and forest vegetation dynamics. *Bioscience*, 48, 523–530.
149. Ponge, J. F., Patzel, N., Delhaye, L., Devigne, E., Levieux, C., Beros, P., Wittebrodt, R. 1999. Interactions between earthworms, litter and trees in an old-growth beech forest. *Biology and Fertility of Soils*, 29, 360–370.
150. Ponge, J. F. 2003. Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 935–945.
151. Ponge, J. F., Chevalier, R. 2006. Humus Index as an indicator of forest stand and soil properties. *Forest Ecology and Management*. 233(1), 165–175.

152. Ponge, J. F., Chevalier, R. and Loussot, P. 2002. Humus index: An integrated tool for the assessment of forest floor and topsoil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1996–2001.
153. Ponge, J. F., Jabio, B., Gegout, J. C. 2011. Geology and climate conditions affect more humus forms than forest canopies at large scale in temperate forests. *Geoderma*, 162, 187–195.
154. Post, W. M., Kwon, K. C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317–327.
155. Prentice, A. J., Webb, E. A. 2010. A comparison of extraction techniques on the stable carbon-isotope composition of soil humic substances. *Geoderma*. 155, 1–9.
156. Prescott, C. E. 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry*, 101, 133–149.
157. Priedītis, N. 1999. *Latvijas mežs: daba un daudzveidība*. Rīga: Pasaules Dabas fonds, 209 lpp.
158. Purmalis, O. 2015. *Kūdras humusvielas: to sastāvs un to veidošanas ietekmējošie faktori*. Promocijas darbs. Rīga: Latvijas Universitāte.
159. Purmalis, O., Klavins, M. 2013. Comparative study of peat humic acids by using UV spectroscopy. *Proceedings of 1st Annual International Interdisciplinary Conference*, pp. 857–866.
160. Qualls, R. G., Takiyama, A. and Wershaw, R. L. 2003. Formation and loss of humic substances during decomposition in a pine forest floor. *Soil Science Society of American Journal*, 67, 899–909.
161. Quinn, G. P., Keough, M. J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, p. 556.
162. Reich, P. B., Oleksyn, J., Modrzyński, J., Mrozinski, P., Hobbie, S. E., Eissenstat, D. M., Chorover, J., Chadwick, O. A., Hale, C. M., Tjoelker, M. G. 2005. Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters*, 8, 811–818.
163. Remy, E., Wuyts, K., Boeckx, P., Ginzburg, S., Gundersen, P., Demey, A., Van Den Bulcke, J., Van Acker, J., Verheyen, K. 2016. Strong gradients in nitrogen and carbon stocks at temperate forest edges. *Forest Ecology and Management*, 376, 45–58.
164. Reynolds, D. 2014. The principles of fluorescence. In: Coble, P. G., Lead, J., Baker, A., Reynolds, D. M., Spencer, R. G. M. (Eds.), *Aquatic organic matter fluorescence*. Cambridge University Press, pp. 3–35.
165. Richter, D. D., Markewitz, D., Trumbore, S. E. and Wells, C. G. 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature*, 400, 56–58.
166. Ritter, E., Vesterdal, L., Gundersen, P. 2003. Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. *Plant and Soil*, 249, 319–330.
167. Rodriguez, F. J., Schlenger, P., Garcia-Valverde, M. 2014. A comprehensive structural evaluation of humic substances using several fluorescence techniques before and after ozonation. Part I: Structural characterization of humic substances. *Science of the Total Environment*, 467–477, 718–730.
168. Roletto, E., Cerruti, M., Barberis, R. 1985. Investigation on humic substances from decomposing spruce bark. *Agricultural Wastes*, 13, 137–148.
169. Rommel, L. G., Heiberg, S. O. 1931. Types of Humus Layer in the Forests of Northeastern United States. *Ecology*, 12, 567–608.
170. Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinska, Z., Kasparinskis, R., Brūmelis, G. 2012. Patterns of afforestation on abandoned agriculture land in Latvia. *Agroforestry Systems*, 85(2), 215–231.
171. Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Bell, S., Urtane, I. 2013. The perception of abandoned farmland by local people and experts: Landscape value and perspectives on future land use. *Landscape and Urban Planning*, 115, 49–61.
172. Ruskule, A. 2013. Lauksaimniecības zemju aizaugšanas ainavu ekoloģiskie un sociālie aspekti. Promocijas darbs. Rīga: Latvijas Universitāte, 156 lpp.

173. Sakamoto, Y., Ishiguro, M., Kitagawa, G. 1986. Akaike Information Criterion Statistics. D. Reidel Publishing Company, p. 290.
174. Salmon, S., Mantel, J., Frizzera, L., Zanella, A. 2006. Changes in humus forms and soil animal communities in two developmental phases of Norway spruce on an acidic substrate. *Forest Ecology and Management*, 237, 47–56.
175. Salmon, S., Artuso, N., Frizzera, L., Zamperdi, R. 2008. Relationships between soil fauna communities and humus forms: Response to forest dynamics and solar radiation. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7), 1707–1715.
176. Sanborn, P. 2001 Influence of broadleaf trees on soil chemical properties: A retrospective study in the Sub-Boreal Spruce Zone, British Columbia, Canada. *Plant and Soil*, 236, 75–82.
177. Sariyildiz, T., Anderson, J. M. 2005. Variation in the chemical composition of green leaves and leaf litters from three deciduous tree species growing on different soil types. *Forest Ecology and Management*, 210, 303–319.
178. Scharlemann, J. P. N., Tanner, E. V. J., Hieder, R., Kapos, V. 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(1), 81–89.
179. Schellekens, J., Almeida-Santos, T., Santana Macedo, R., Buurman, P., Kuyper, T. W., Vidal-Torrado, P. 2017. Molecular composition of several soil organic matter fractions from anthropogenic black soils (Terra Preta de Indio) in Amazonia – A pyrolysis-GC/MS study. *Geoderma*, 288, 154–165.
180. Schmidt, M. W. I., Knicker, H., Kogel-Knabner, I. 2000. Organic matter accumulating in AEh and Bh horizons of a Podzol – chemical characterization in primary organo-mineral associations. *Organic Geochemistry*, 31, 727–734.
181. Schnitzer, M. I., Monreal, C. M. 2011. Quo vadis Soil Organic Matter Research? A Biological Link to the Chemistry of Humification. *Advances in Agronomy* (Book series), 113, 139–213.
182. Shevtsova, L., Romanenkov, V., Sirotenko, O., Smith, P., Smith, J. U., Leech, P., Kanzyvaa, S., Radionaova, V. 2003. Effect of natural and agricultural factors on long-term soil organic matter dynamics in arable soddy-podzolic soils—modeling and observation. *Geoderma*, 116, 165–189.
183. Shi, J., Cui, L. 2010. Soil carbon change and its affecting factors following afforestation in China. *Landscape and Urban Planning*, 98, 75–85.
184. Shirshova, L. T., Ghabbour, E. A. and Davies, G. 2006. Spectroscopic characterization of humic acid fractions isolated from soil using different extraction procedures. *Geoderma*, 133(3–4), 204–216.
185. Schwarz, B., Dietrich, C., Cesarz, S., Scherer-Lorenzen, M., Auge, H., Schulz, E., Eisenhauer, N. 2015. Non-significant tree diversity but significant identity effects on earthworm communities in three tree diversity experiments. *European Journal of Soil Biology*, 67, 17–26.
186. Simpson, A. J., Burdon, J., Graham, C. L., Hayes, M. H. B. 1997a. Humic substances from Podzols under Oak Forest and a Cleared Forest Site I. Isolation and Characterization. In: Hayes, M. H. B., Wilson W. S. (Eds.), *Humic Substances in Soils, Peats and Waters: Health and Environmental Aspects*. The Royal Society of Chemistry, pp. 73–82.
187. Simpson, A. J., Burdon, J., Graham, C. L., Hayes, M. H. B., 1997b. Humic substances from Podzols under Oak Forest and a Cleared Forest Site II. Spectroscopic studies. In: Hayes, M. H. B., Wilson W. S. (Eds.), *Humic Substances in Soils, Peats and Waters: Health and Environmental Aspects*. The Royal Society of Chemistry, pp. 83–92.
188. Smolander, A., Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 651–660.
189. Stevenson, F. J. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. New York: Wiley, 443.
190. Stuart, B. 2004. *Infrared Spectroscopy: Fundamentals and Applications*. New York: John Wiley & Sons, p. 242.

191. Sutton, R., Sposito, G. 2005. Molecular structure in soil humic substances: The new view. *Environmental Science and Technology*, 39(23), 9009–9015.
192. Swift, R. S. 1989. Molecular weight, size, shape, and charge characteristics of humic substances: some basic considerations. In: Hayes, M. H. B., MacCarthy, P., Malcolm, R. L., Swift, R. S. (Eds.), *Humic Substances: II*. New York: John Wiley and Sons, pp. 449–465.
193. Swift, R. S. 1996. Organic matter characterization. In: Sparks D. L. et al. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 3. Chemical Methods*. SSSA Book Series, No. 5. Madison: SSSA, American Society of Agronomy, WI, 1011–1029.
194. Tan, K. H. 1994. *Environmental soil science*. New York: Marcel Dekker Inc., p. 304.
195. Tan, K. H. 2003. *Humic Matter in Soil and the Environment: Principles and Controversies*. New York: Marcel Dekker Inc.
196. Tan, K. H. 2005. *Soil sampling, preparation, and analysis*. Second edition. N.Y.: Taylor and Francis group, p. 623.
197. Taylor, D. L., Sinsabaugh, R. 2015. The soil fungi, occurrence, phylogeny and ecology. In: Paul, E. A. (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Fourth ed. San Diego: Academic Press, pp. 77–110.
198. Teres, J. K., Nisini, L., Anguiano, E. 2013. *Assesing the risk of farmland abandonment in the EU*. JRC Scientific and Policy Reports. European Union, p. 134.
199. Tērauda, E. 2008. Ķīmisko vielu plūsmas Latvijas priežu mežu ekosistēmās. Promocijas darbs. Latvijas Universitāte, 124 lpp.
200. Thurman, E. M. 1985. *Organic geochemistry of natural waters*. W. Junk Publishers.
201. Tinoco, P., Almendros, G., Sanz, J., Gonzalez-Vasquez, R., Gonzalez-Vila, F. J. 2006. Molecular descriptors of the effect of fire on soils under pine forest in two continental Mediterranean soils. *Organic Geochemistry*, 37, 1995–2018.
202. Topoliantz, S., Ponge, J. F. 2000. Influence of site conditions on the survival of *Fagus sylvatica* seedlings in an old-growth beech forest. *Journal of Vegetation Science*, 11, 369–374.
203. Tromp-van Meerveld, H. J., McDonnell, J. J. 2005. On the interactions between the spatial patterns of topography, soil moisture, transpiration and species distribution at the hillslope scale. *Advances in Water Resources*, 29, 293–310.
204. USDA National Resources Conservation Service. 2004. *Survey Laboratory Methods Manual*. Soil Investigations report, 42(4), 312–317.
205. Uyguner, C. S., Hellriegel, C., Otto, W., Larive, C. K. 2004. Characterization of humic substances: implications for trihalomethane formation. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 378(6), 1579–1586.
206. Vaičys, M., Raguotis, A., Kubertavičiene, L., Armolaitis, K. 1996. Properties of Lithuanian forest litters. *Baltic Forestry*, 2, 27–33.
207. Vanhala, P., Karhu, K., Tuomi, M. et al. 2008. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in southern and recent coastal dune ecosystems in Belgium and northern France. *Catena*, 54, 363–383.
208. Van Reeuwijk, L. P. 1995. *Procedures for Soil Analysis*. 5th edition. Wageningen.
209. Vergnoux, A., Guiliano, M., Domeizel, M., Theraulaz, F., Doumenq, P. 2011. Quantitative and mid-infrared changes of humic substances from burned soils. *Environmental Research*, 111, 205–214.
210. Verheijen, F., Bellamy, P., Kibblewhite, M., and Gaunt, J. 2005. Organic carbon ranges in arable soils of England and Wales. *Soil Use and Management*, 21, 2–9.
211. Vesterdal, L. 1999. Influence of soil type on mass loss and nutrient release from decomposing foliage litter of beech and Norway spruce. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 95–105.
212. Vesterdal, L., Ritter, E., Gundersen, P. 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*, 169, 141–151.

213. Vesterdal, L., Rosenqvist, L., van der Salm, C., Groenenberg, B.-J., Johansson, M.-B., Hansen, K. 2006. Carbon sequestration in soil and biomass following afforestation: experiences from oak and Norway spruce chronosequences in Denmark, Sweden, and the Netherlands. In: Heil, G., Muys, B., Hansen, K. (Eds.), *Environmental Effects of Afforestation. Field Observations, Modelling and Spatial Decision Support*. Berlin: Springer, p. 999.
214. Vesterdal, L., Schmidt, I. K., Callesen, I., Nilsson, L. O., Gundersen, P. 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 255, 35–48.
215. Vesterdal, L., Elberling, B., Christiansen, J. R., Callesen, I., Schmidt, I. K. 2012. Soil respiration and rates of soil carbon turnover differ among six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 264, 185–196.
216. Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B. D., Gundersen, P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309, 4–18.
217. Vidal, A., Quenea, K., Alexis, M., Derenne, S. 2016. Molecular fate of root and shoot litter on incorporation and decomposition in earthworm casts. *Organic Geochemistry*, 101, 1–10.
218. Vidal, A., Quenea, K., Alexis, M., Nguyen Tu, T. T., Mathieu, J., Vaury, V., Derenne, S. 2017. Fate of ¹³C labelled root and shoot residues in soil and anecic earthworm casts: A mesocosm experiment. *Geoderma*, 285, 9–18.
219. von Lütow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426–445.
220. Wang, C., Tu, Q., Dong, D., Strong, P. J., Wang, H., Sun, B., Wu, W. 2014. Spectroscopic evidence for biochar amendment promoting humic acid synthesis and intensifying humification during composition. *Journal of Hazardous Materials*, 280, 409–416.
221. Wang, G., Zhang, L., Zhang, X., Wang, Y., Yunpig, X. 2014. Chemical and carbon isotopic dynamics of grass organic matter during litter decompositions: A litterbag experiment. *Organic Geochemistry*, 69, 106–113.
222. Wang, T., Camps-Arbestain, M., Hedley, C. 2016. Factors influencing the molecular composition of soil organic matter in New Zealand grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 232, 290–301.
223. Wang, X., Butterly, C. R., Baldock, J. A., Tang, C. 2017. Long-term stabilization of crop residues and soil organic carbon affected by residue quality and initial soil pH. *Science of the Total Environment*, 587–588, 502–509.
224. Walela, C., Daniel, H., Wilson, B., Lockwood, P., Cowie, A., Harden, S. 2014. The initial lignin : nitrogen ratio of litter from above and below ground source strongly and negatively influenced decay rates of slowly decomposing litter carbon pools. *Soil Biology and Biochemistry*, 77, 268–275.
225. Whitebread, A. M., Lefroy, R. D. B. and Blair, G. J. 1998. A survey of the impact of cropping on soil physical and chemical properties in north-western New South Wales. *Australian Journal of Soil Research*, 36(4), 669–681.
226. Weber, J. 1997. *Properties of humic substances*. Wrocław University of Environmental and Life Sciences. Retrieved 26.02.2010 from: <http://www.ar.wroc.pl/~weber/kwasy2.htm>
227. Wershaw, R. L. 2004. Evaluation of Conceptual Models of Natural Organic Matter (Humus) from a Consideration of the Chemical and Biochemical Processes of Humification. *US Geological Survey Scientific Investigation Report*. 2004–5121.
228. Wilkinson, M. T., Richards, P. J., Humphreys, G. S. 2009. Breaking ground: Pedological, geological, and ecological implications of soil bioturbation. *Earth-Science Reviews*, 97, 257–272.

-
229. Yemshanov, D., Biggs, J., McKenny D. W., Lempriere, T. 2012. Effects of permanence requirements on afforestation for carbon sequestration for Ontario, Canada. *Forest Policy and Economics*, 14, 6–18.
230. Yesilonis, I., Szlavec, K., Pouyat, R., Whigham, D., Xia, L. 2016. Historical land use and stand age effects on forest soil properties in the Mid-Atlantic US. *Forest Ecology and Management*, 370, 83–92.
231. Yrjala, K., Katainen, R., Jurgens, G. et al. 2004. Wood ash fertilization alters the forest humusa Archaea community. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(1), 99–201.
232. Zaiets, O., Poch, R. M. 2016. Micromorphology of organic matter and humus in Mediterranean. *Geoderma*, 272, 83–92.
233. Zak, D. R., Grigal, D. F., Gleeson, S. and Tilman, D. 1990. Carbon and nitrogen cycling during old-field succession: constraints on plant and microbial biomass. *Biogeochemistry*, 11, 111–129.
234. Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J. F., Sartori, G., De Waal, R., Van Delft, B., Graefe, U., Cools, N., Katzensteiner K., Hager, H., Englisch, M., 2011a. A European morpho-functional classification of humus forms. *Geoderma*, 164, 138–145.
235. Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J. F., Sartori, G., De Waal, R., Van Delft, B., Graefe, U., Cools, N., Katzensteiner K., Hager, H., et al., 2011b. *European humus forms reference base*.
236. Zālītis, P., Jansons, J. 2013. Latvijas meža tipoloģija un tās sākotne. Daugavpils: DU Akadēmiskais apgāds Saule, 167 lpp.
237. Zavarzina, A. G., Demin, V. V., Nifant'eva, T. I., Shkinev, V. M., Danilova, T. V., Spivakov, B. Ya. 2002. Extraction of humic acids and their fractions in poly(ethylene glycol)-based aqueous biphasic systems. *Analytica Chimica Acta*, 452, 95–103.
238. Zdruli, P., Jones, R. J. A. and Montanarella, L. 2004. Organic Matter in the Soils of Southern Europe. *European Soil Bureau research Report*. No. 15, 17 pp.
239. Zech, W., Kogel-Knabner, I. 1994. Patterns and Regulation of Organic Matter Transformation in Soils: Litter Decomposition and Humification. In: Schulze, E. D. (Ed.). *Flux control in Biological Systems: From Enzymes to Populations*. Academic Press, pp. 303–334.
240. Zech, W., Senesi, N., Guggenberger, G., Kaiser, K., Lehmann, J., Miano, T. M., Miltner, A., Schroth, G. 1997. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*, 79, 117–161.
241. Zemkopības ministrija. 2015. Meža un saistīto nozaru attīstības pamatnostādnes 2015.–2020. gadam. (Informatīvā daļa). Rīga. Pieejams: https://www.zm.gov.lv/public/ck/files/ZM/mezhi/meza%20pamatnostadnes/Pamatnostadnes_2015_2020.pdf [skat. 26.05.2016.].
242. Дергачева, М. И. 1984. Органическое вещество почв: статика и динамика. Наука, с. 154.

UNIVERSITY OF LATVIA
FACULTY OF GEOGRAPHY AND EARTH SCIENCES
DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL SCIENCE



Imants Kukuļs

**CHARACTERIZATION OF FOREST SOIL HUMUS
AND HUMUS DEVELOPMENT DURING
AFFORESTATION OF FORMER
AGRICULTURAL LANDS IN LATVIA**

SUMMARY OF DOCTORAL THESIS

Submitted for the Doctoral Degree in Geography
Field: Environmental Science
Subfield: Nature Protection

Rīga, 2018

The doctoral thesis was carried out at the Department of Environmental Science at the Faculty of Geography and Earth Sciences of the University of Latvia from 2010 till 2018. This work has been supported by the European Social Fund within the Project "Support for Doctoral Studies at the University of Latvia" No. 2009/0138/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/004 and by University of Latvia grant "Sustainable use of nature resources in the context of climate changes" No. ZD2016/AZ03.



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ

The thesis contains the introduction, four chapters, conclusions, recommendations, reference list.

Form of the thesis: dissertation in geography, field of environmental science, subfield of nature protection.

Supervisor:

Dr. geogr., professor, Oļģerts Nikodemus

Reviewers:

Māris Kļaviņš, *Dr. habil. chem.*, professor, University of Latvia

Aldis Kārklīņš, *Dr. habil. agr.*, professor, Latvia University of Agriculture

Raimo Kõlli, *Dr. Sc.*, professor, Estonian University of Life Sciences

The thesis will be defended at the public session of the Doctoral Committee of Environmental Science, Faculty of Geography and Earth Sciences, University of Latvia, at 12:00, June 1, 2018, 1 Jelgava Street, Riga.

The thesis is available at the Library of the University of Latvia Multi-branched Library: Computer Science, Law and Theology, Riga, Raiņa Blvd. 19.

This thesis is accepted for the commencement of the degree of Doctor of Environmental Science on February 16, 2018, by the Doctoral Committee of Environmental Science, University of Latvia.

Chairman of the Doctoral Committee: **Iveta Šteinberga**

Secretary of the Doctoral Committee: **Oskars Purmalis**

CONTENTS

List of abbreviations	120
Introduction	121
1. LITERATURE REVIEW	127
1.1. Studied Forest Types	127
1.2. Classification of Soil Humus Forms	127
1.3. Importance and Formation of Soil Humus Forms	128
1.4. Afforestation of Agricultural Lands in Latvia	128
1.5. Afforestation and Other Factors impact on Soil Carbon Content	129
1.6. Composition and Chemical Properties of Soil Organic Matter and its Changes During Afforestation of Former Agricultural Lands	129
2. MATERIALS AND METHODS	131
2.1. Description of Research Areas	131
2.1.1. Research of Properties of Humus Forms and their Spatial Distribution in Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia	131
2.1.2. Research of Changes in Soil Organic Matter Related to Afforestation of Former Agricultural Lands	132
2.2. Field Investigations and Soil Analyses	132
2.3. Data Statistical Analyses	134
2.3.1. Research of the humus form spatial distribution and its properties in forests on dry mineral soils in Latvia	134
2.3.2. Research of changes in soil organic matter related to the afforestation of former agricultural lands	134
3. RESULTS AND DISCUSSION	135
3.1. Description of Humus Forms in Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia ...	135
3.1.1. Properties and Forms of Humus in Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia	135
3.1.2. Chemical Description of Soil Humus Forms and their Organic Matter	137
3.1.3. Organic Carbon and Total Nitrogen Stock in Humus Forms in Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia	139
3.2. Impact of Afforestation on Soil Organic Matter	141
3.2.1. Changes in Morphological Properties of Soil	141
3.2.2. Changes in Chemical Properties of Soil and Soil Organic Matter	142
3.2.3. Changes in Soil Carbon Stock	143
3.2.4. Land Cover and Properties of Soil	144
3.3. Impact of Afforestation on Properties of Soil Humic Substances and Soil Humic Acid	145
3.3.1. Changes in Composition and Properties of Soil Humic Substances	145
3.3.2. Properties of Soil Humic Acid	147
3.3.3. Properties of Soil Humic Substances and their Spatial Variation	149
Conclusions	151
Propositions	153
Reference list	154

LIST OF ABBREVIATIONS

CFA	- organic carbon in fluvic acid
CHA	- organic carbon in humic acids
CHS	- organic carbon in humic substances
CORG	- total organic carbon
ERB	- European classification of humus forms (European Humus Forms Reference Base)
FA	- fluvic acid
FTIR	- Fourier transform infra-red spectroscopy
HA	- humic acid
HIX	- the ratio of the fluorescence emission intensity of the humic substances at 510 and 460 nm
HIXHA	- the ratio of the fluorescence emission intensity of the humic acid at 510 and 460 nm
HS	- humic substances
KPEG/W	- hydrophobicity coefficient of the humic acids characterized by their distribution between the water and polyethylene glycon phases
NTOT	- total nitrogen
PCA	- principal component analysis
UV-Vis	- ultraviolet-visible light spectroscopy

INTRODUCTION

Topicality of the Doctoral Thesis

Over the last decades, especially after the adoption of the Kyoto Protocol in 1997, more attention has been paid to carbon accumulation in terrestrial ecosystems, including soil carbon sequestration, thereby reducing the concentration of atmospheric CO₂ (IPCC, 2001). Overall, the amount of C stored in the Earth's phytomass is 496 Pg. Global soil carbon is noticeably higher – 1415,7 Pg C, that is 74% of the total carbon stored in terrestrial ecosystems (Sharlemann et al., 2014). Soil and soil organic matter play a vital role in carbon sequestration particularly in the forest ecosystems (Eswaran et al., 1993; Lal, 2005; IPCC, 2001).

Many scientific studies show that changes in land use and land cover impact soil organic carbon content (Laganière et al., 2010, Nyawira et al., 2016), thereby impacting soil fertility and carbon concentration in the atmosphere (Deng et al., 2016). Transformation of the agricultural lands into the forest lands in Latvia started at the end of the last century (Beķeris, 2011; Penēze, 2009), it determines that about half of the total forest area in Latvia is formed on former agricultural lands. The above-mentioned process continued in the 90's of the 20th-century and still carries on nowadays (Bell et al., 2009; Nikodemus et al., 2005, Ruskule et al., 2012). As a result, there are forest areas with different age of the forest land in Latvia. Therefore, Latvia is suitable model territory for studies of soil organic matter humification processes and organic carbon content changes during afforestation of the former agricultural lands.

Studies in Latvia, that investigate carbon sequestration in the forest ecosystems, focuses on total organic carbon content in different components of forest – wood, biomass, soil and forest floor (Bārdule u. c., 2009; Zemkopības ministrija, 2015). Similar studies had been carried out in the boreal zone as well (Karhu et al., 2011; Vesterdal et al., 2013; Kishchuk et al., 2016). However, these studies do not provide complete information about mechanisms of soil carbon sequestration and environmental factors that affect soil carbon content, especially in the dynamic part of the soil – organic matter. As well, there is lack of knowledge about changes in humic to fulvic acid ratio in the soil during the afforestation. Formation of the humus and humus properties during forest growth include not only increase in soil organic matter content but also changes in organic matter composition and properties (Cerli et al., 2006), that affects the stability of soil over vast environmental factors (McCarthy, 2001). Many authors emphasize that special attention must be paid to the most significant and the most stable fraction of the soil organic matter – humic substances (Hayes, 1991; Lal, 1994). Humic substances incorporation with soil mineral part build stable aggregates (von Lutzow et al., 2006) providing stabilisation of the accumulated organic matter in the soil. However, due to a low number of studies related to afforestation process and soil organic matter (Cerli et al., 2006; Cerli et al., 2008),

little is known about changes in content and properties of the humic substances. One part of the doctoral research is devoted to the investigation of this problem in the soil.

Lately, more studies investigate the use of soil humus forms as an indicator for evaluation of environmental conditions, including the indication of changes in soil carbon content in forest ecosystems (Salmon et al., 2006; Andretta et al., 2011; De Vos et al., 2015). Existing spatial relationships between geological deposits, soil texture, soil type and conditions of forest type (Kasparinskis, 2012), as well as relationship between sequence of topsoil morphological properties (humus form) and biotic, abiotic factors in forest ecosystems (Zanella et al., 2011b), point out that spatial distribution of the humus forms in forest ecosystems in Latvia is determined by a sum of different factors. Since humus form is one of the most significant factors that determines carbon content in soil (De Vos et al., 2015), studies and a better understanding of the spatial distribution of humus forms would facilitate more accurate estimation of carbon content in the forest, as well as evaluate prospective sequestered soil carbon during afforestation process. Therefore, the second topic of the doctoral thesis is investigating relationships between soil carbon content and humus forms in forests on dry mineral soils in Latvia.

The Aim of the Thesis

To characterise soil humus in the forests formed on dry mineral soils and to characterize the development of soil humus during afforestation in Latvia.

The Tasks of the Thesis

1. To clarify the relationships of spatial distribution of soil humus forms in the forests formed on dry mineral soils in Latvia.
2. To determine organic carbon and nitrogen stock in the soil humus forms in forests formed on dry mineral soils in Latvia.
3. To determine composition and properties of soil organic matter in the forest formed on dry mineral soils.
4. To clarify the impact of afforestation of the former agricultural lands on soil carbon stock.
5. To characterize the impact of afforestation of the former agricultural lands on humification process in soils.

Novelty of the Study

For the first time in Latvia humus forms of the forest soils have been assessed in accordance with *ERB* (European Humus Forms Reference Base) classification (Zanella et al., 2011). Classification of humus forms has been evaluated in Latvian conditions. The influence of environmental factors (geological deposits, soil, dominant tree species and forest type) on soil humus forms has been studied. For the first time in Latvia organic carbon and nitrogen stock in humus forms of the forest soils has been calculated. The results of the study provide data for improved modelling of the forest carbon stock. Further

studies open up possibilities of approximate evaluation of soil carbon stock in field studies, as well as of the fast assessment of processes and changes in the forest ecosystem.

The results of the doctoral thesis give additional information on afforestation impact on the changes in organic matter and organic carbon stocks in the soil. For the first time in Latvia changes of the humification process during afforestation of the former agricultural lands have been evaluated and described. Spectroscopic studies of soil humic substances give wider and more complex information about molecule structure and its influencing factors. The results provide wider look on afforestation process and facilitate planning and realization of management activities more effectively. This, in turn, allows to utilize the full potential of the soil carbon sequestration and to eliminate washing out of organic matter from the soil.

Approbation of the Results

The results of the doctoral thesis have been discussed and presented in 6 scientific publications, 3 international scientific congresses, 4 international scientific conferences, 8 local scientific conferences in Latvia.

During the doctoral studies, one Bachelor's and one Master's thesis have been carried out on this topic.

Publications (related to the thesis)

Scientific Publications

1. **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Grāvelsiņa, S., Prižavoite, D. 2015. Carbon accumulation and humification in soils of abandoned former agricultural lands in the hemiboreal zone. In: *Nordic view to sustainable rural development: Proceedings of the 25th NJF congress*, pp. 201–207.
2. Nikodemus, O., Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.** 2012. Influence of Afforestation on Soil Genesis, Morphology and Properties in Glacial Till Deposits. *Archives of Agronomy and Soil Science*.
3. Kasparinskis, R., Astover, A., Reintam, E., Krievāns, M., Zelčs, V., Nikodemus, O., Kārklīņš, A., **Kukuļs, I.**, et al. 2017. In: Kasparinskis, R., Nikodemus, O. (Eds.), *International WRB soil classification field workshop in Latvia and Estonia: Guidebook*, p. 99.
4. Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O., Rolavs, N., Tabors, G. 2011. Lauksaimniecības zemju apmežošanās ilgtermiņa ietekme uz augsnes morfoloģiju un īpašībām. *Mežzinātne*. 24(57), 17–40.
5. Kasparinskis, R., Nikodemus, O., **Kukuļs, I.**, Tabors, G., Freimane, A. 2011. Changes of Soil Properties and Processes Due to Afforestation of Agricultural Lands. In: *Book of proceedings "100 years Bulgarian Soil science, International Conference"*, 1, 241–245.
6. **Kukuļs, I.**, Kasparinskis, R., Ansone, L. 2010. Lauksaimniecības zemju apmežošanas ietekme uz augsnes humusu. *Latvijas Universitātes Raksti*, 767. sēj. *Zemes un vides zinātnes*, 93.–103. lpp.

Abstracts of Reports Presented at International Congresses, Conferences

1. **Kukuļš, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Bārdiņa, E. 2017. Characteristics of humic substances in different soil groups (WRB) in former agricultural lands. *International Conference and Workshop "Soil Classification: a powerful tool for planning Soil Conservation"*, June 21, Riga, Latvia.
2. **Kukuļš, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Grāvelsiņa, S., Prižavoite, D. 2015. Carbon accumulation and humification in soils of abandoned former agricultural lands in the hemiboreal zone. *25th NJF Congress "Nordic View to Sustainable Rural Development"*, June 16–18, Riga, Latvia.
3. **Kukuļš, I.**, Žīgure, Z. 2014. Forest Humus Forms, Carbon and Nitrogen Stocks in Boreo-nemoral Ecotone. *20th World Congress of Soil Science*, June 8–13, Jeju, South Korea.
4. **Kukuļš, I.**, Kasparinskis, R., Nikodemus, O. 2012. Organic Matter in the Soils of Forest Lands of Different Ages Formed on Ice Lake Sandy Deposits in Latvia. *International Conference "Humus forms and biologically active compounds as indicators of pedodiversity"*, August 27–28, Tartu, Estonia.
5. Kasparinskis, R., Nikodemus, O., **Kukuļš, I.**, Rolavs, N. 2012. Development of Soil Evolution After Afforestation of Agricultural Lands in Glacigenic Till Soils of Boreal-Nemoral Area. *4th International Congress EUROSOIL 2012*, July 2–6. Bari, Italy. P. 893.
6. **Kukuļš, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Ansone, L. 2012. Organic Matter Content and Humification Rate in The Soils of Forest Lands of Different Ages in Latvia. *4th International Congress EUROSOIL 2012*, July 2–6, Bari, Italy, p. 1757.
7. **Kukuļš, I.**, Kasparinskis, R., Nikodemus, O., Ansone, L. 2011. The accumulation of the organic matter and the change of humification process following afforestation of abandoned farmland. In: *Program and Abstracts Book "Soil Science in a Changing World"*, September 18–22, Wageningen, The Netherlands, p. 273.
8. Kasparinskis, R., Nikodemus, O., **Kukuļš, I.**, Tabors, G., Freimane, A. 2011. Changes of Soil Properties and Processes Due to Afforestation of Agricultural Lands. In: *Book of proceedings "100 years Bulgarian Soil science. International Conference"*, Sofia, Bulgaria, 1, 241–245.

Abstracts of Reports Presented at Conferences in Latvia

1. **Kukuļš, I.** 2017. Lauksaimniecības zemju apmežošanās ietekme uz augsnes humusvielu īpašībām. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 75. zinātniskā konference*, Rīga: LU, 107. lpp.
2. **Kukuļš, I.**, Žīgure, Z. 2013. Humusa formas Latvijas mežu ekosistēmu augsnēs. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne: Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 71. zinātniskā konference*, Rīga: LU, 113. lpp.
3. Amatniece, V., **Kukuļš, I.**, Nikodemus, O. 2013. Ozolu mežaudžu augšņu raksturojums. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne: Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 71. zinātniskā konference*, Rīga: LU, 19. lpp.
4. **Kukuļš, I.**, Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Ansone, L. 2012. Organiskās vielas un to humifikācijas procesi morēnas un eolo kāpu smiltis augsnēs dažāda vecuma meža

- zemēs. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne: Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 70. zinātniskā konference*, Rīga: LU, 70.–71. lpp.
5. Amatniece, V., Nikodemus, O., Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.** 2013. Latvijas ozolu audžu īpašības un to ietekmējošie faktori. *The 55th International Scientific Conference of Daugavpils University*. April 10–12, Daugavpils, Latvija.
 6. Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O. 2011. Lauksaimniecības zemju aizaugšanas ietekme uz augšņu ģenēzi, morfoloģiju un īpašībām. *Apvienotais pasaules latviešu zinātnieku 3. kongress un letonikas 4. kongress. Sekcija "Vides kvalitāte Latvijā: esošais stāvoklis, izaicinājumi, risinājumi"*, Rīga, 37–38. lpp.
 7. Kasparinskis, R., **Kukuļs, I.**, Nikodemus, O., Tabors, G., Liepiņš, I. 2011. Augsnes morfoloģisko un fizikāli ķīmisko īpašību maiņa lauksaimniecības zemju apmežošanās rezultātā. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 69. zinātniskā konference*, Rīga: LU, 114–115. lpp.
 8. **Kukuļs, I.**, Kasparinskis, R., Ansons, L. 2011. Lauksaimniecības zemju apmežošanas ietekme uz augsnes humusu. *Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne. Referātu tēzes. LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes 69. zinātniskā konference*, Rīga: LU, 136. lpp.

Author's Contribution

The author has studied 94 soil and 44 humus profiles in Latvia. During the field studies, soil samples were collected from genetic O and A (EA) horizons. Soil profiles in the sampling plots were described according to international *FAO WRB* soil classification, humus profiles were described according to *ERB* humus classification.

Preparation and analysis of more than 200 soil samples were done at the Faculty of Geography and Earth Sciences, University of Latvia. The author took part in the determination of soil texture, soil reaction. Most of the soil samples for organic carbon content and total nitrogen content was analyzed by the author. Organic carbon (%) was determined by using "Shimadzu TOC-Vcsn" carbon analyser, total nitrogen (%) was determined by the modified Kjeldahl method. Using recommendations of IHSS humic substances were extracted from soil A horizons. In the humic extracts the proportion of the humic and fulvic fractions, as well as humification degree were evaluated by "Perkin Elmer Fluorescence Spectrometer LS 55" un "Shimadzu TOC-Vcsn" analyzers. In addition, 20 samples of humic acid were purified; the characterization of chemical properties was done by "PerkinElmer Spectrum BX FT-IR System" and "Thermospectronic Helios γ " spectrometers.

The author has made statistical analysis and interpretation of the data.

Acknowledgement

The dissertation was supported by European Social Fund Activity Programme Supplement 1.1.2.1.2. sub-activity 'Support for Doctoral Studies implementation' Project 'Support for Doctoral Studies at University of Latvia' (2009/0138/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/004) and by University of Latvia grant "Sustainable use of nature resources in the context of climate changes" No. ZD2016/AZ03.

The author expresses deep gratitude to his supervisor – *Dr. geogr.*, Professor Oļģerts Nikodemus. Also, the author is thankful to all supporters, who helped to obtain goals of the study, especially *Dr. habil. chem.* Professor Māris Kļaviņš, *Dr. chem.* Linda Dobkeviča, *Dr. geogr.* Raimonds Kasparinskis, *Dr. geogr.* Oskars Purmalis, PhD students Vita Amatniece, Nauris Rolavs, Dana Prižavoite, as well as to Zane Žigure, Santa Grāvelsiņa, Elīna Bārdiņa and Aivars Lukevics.

1. LITERATURE REVIEW

1.1. Studied Forest Types

Latvia is located in the territory that is the boundary between two biomes: boreal coniferous forests in the north and temperate deciduous forests in the south (Priedītis, 1999).

The forest typology based on ecosystems is being used for characterisation of the diversity of the forests in Latvia (Bušs, 1981; Liepa u. c. 2014; Zālītis un Jansons, 2013). The classification system focuses on the growing conditions of the forest. The forest types, based on the moisture conditions, are divided into five forest categories: forests on dry mineral soils, forests on moist mineral soils, forests on moist peat soils, forests on drained mineral soils and forests on drained peat soils (Bušs, 1981). The dissertation focuses on the soils and on the forests on dry mineral soils. 55% of the total forest area in Latvia is formed on dry mineral soils (Zālītis un Jansons, 2013).

1.2. Classification of Soil Humus Forms

Different growing conditions, diverse forest stands and differences in the nutrient cycle leave evidence in the topsoil and in the forest floor. Topsoil and forest floor morphological features – **humus form** – are dependent on the type of organic material and organisms in the soil that decompose organic matter. Humus form coincides with the sequence of organic (OL, OF, OH, H) and underlying organo-mineral horizons (A, AE) (Zanella et al., 2011a).

Until 2011 none of the existing humus form classification systems provided a universal approach for all climate and ecological conditions. In 2011 group of leading European specialists came up with humus form classification system (*European Humus Forms Reference Base*, in further text – *ERB*), that covers European soil and forest diverse conditions (Zanella et al., 2011b).

ERB humus form classification is based on soil morphological properties and genetic horizons. *ERB* classification identifies five (*Mull*, *Amphi*, *Moder*, *Tangel* and *Mor*) main humus types. If soil humus form is never submerged and/or water-saturated, determination of humus form in field studies is based on properties of organic (O) and organo-mineral (A, AE, EA) horizons. Main characteristics for O horizon is litter decomposition and soil organisms (microbes, fungi, soil animals). The thickness and distinctness of organic sub-horizons (OL, OF, OH) are important as well (Zanella et al., 2011b).

Organo-mineral horizons are identified in the field by assessing structure, consistence, soil animal activity, size of the peds and proportion of organic and mineral components, and measuring acidity (pH) (Zanella et al., 2011b).

Mor, *moder* and *mull* humus forms in a temperate climate, dry mineral soil forests. *Mull* humus form distribution is related to calcareous or non-acid siliceous parent material. Dominant actors of biodegradation are large earthworms and bacteria. *Mull* type humus is characterized by sharp transition between O and A horizons, strong structure grade, and OH never present. *Moder* type humus forms generally on the acid substrate. Formation of OF horizon is provided by soil fauna and fungi. *Mor* humus type forms on siliceous acid soils, formation OF horizon and degradation of the organic matter is done by fungi. Organo-mineral horizons usually lack structure or structure grade is weak (Zanella et al., 2011b).

1.3. Importance and Formation of Soil Humus Forms

Formation of the soil humus form is a complex event, it is influenced by several abiotic factors, such as climate, parent material, soil properties (Ponge et al., 2011; Vesterdal, 1999), and biotic factors, where one of the most significant factors are vegetation and plant communities (Albers et al., 2004; Peltier et al., 2001), and activity of soil micro and macro organisms (Smolander and Kitunen, 2002; Kanerva and Smolander, 2007).

Humus form also is an equilibrium in production and decomposition of organic matter, that is why humus form strongly is affected by the litter quality and amount (Niemi et al., 2007). In nature there are bigger differences between coniferous and broadleaf trees (Sanborn, 2001; Vesterdal et al., 2012). In regional scale, climate and geological conditions are the most significant abiotic factors. In regions where soils are formed on alkaline parent material, *mull* is the most common humus form. *Mor* humus form distribution is related to acidic or neutral substrate (Ponge et al., 2011).

Relationships and interactions between humus forms and such vast environmental components, as well as the role of humus in storing forest historical information (Bardgett et al., 2005; Ponge et al., 1999), define the importance of soil humus forms in displaying stability of the ecosystem (Topoliantz and Ponge, 2000), and in evaluation of nutrient cycle (De Nicola et al., 2014).

1.4. Afforestation of Agricultural Lands in Latvia

Most of the forest soils, chemical and physical properties of topsoil (humus form) in Latvia are formed due to afforestation of former agricultural lands. Since 1935 until the first decade of the 21st century the total area of agricultural lands in Latvia has reduced by approximately 19%, but the total forested area has increased by 18% (Ruskule, 2013). Abandonment of former agricultural lands occurs also in other regions of Europe.

The rise in the forest area during the last century in Latvia is due to state's policy in the 30's, the war, collectivization, collapse of the collective farming system and other factors (Bells un Nikodemus, 2009; Penēze, 2009; Ruskule et al., 2013). In the first decades of the 21st century decrease in agricultural lands proceeded because of agricultural policy (afforestation of farmlands) (Meža monitoringa dati, 2007), and natural forest succession in the abandoned farmlands (Lazdiņš, 2011).

1.5. Afforestation and Other Factors impact on Soil Carbon Content

Forest succession on agricultural lands causes changes in soil pH (Armolaitis et al., 2007, Kasparinskis, 2012), soil microclimate (Butler, 2013) and soil forming processes (Kasparinskis, 2012). Afforestation determines significant shift in organic matter content and distribution in soil (Paul et al., 2002; Vesterdal et al., 2002; Gabour et al., 2008), thereby C_{ORG} stock in the soil.

Soil organic matter is formed from remains of plants, animals and microorganisms and metabolites of living organisms. The Formation of soil organic matter is complex. Organic matter content in soil is influenced by several natural factors (climate, soil parent material, vegetation, topography) (Zdruli et al., 2004; Jones et al., 2003; Verheijen et al., 2005; Kolli et al., 2010) and anthropogenic factors (land use, intensity of the management, degradation) (Jones et al., 2003).

The lowest content of soil organic matter and C_{ORG} is in arable lands (Whitebread et al., 1998; Grace et al., 1995), where a share of the produced biomass is removed from nutrient cycle due to agricultural production (Bouwman and Leemans, 1995; Post and Kwon, 2000). Compared to arable land soils, soil C_{ORG} enrichment by plant litter in pastures and meadows is up to 2 times higher. C_{ORG} supplement reaches 2–4,2 t C ha⁻¹ year in pasture soils in Latvia (Nikodemus u.c., 2008).

The changes in soil organic carbon content during afforestation are related to vegetation changes and increasing biomass. During the first 5–15 years after forest establishment, there are no significant changes in organic matter content in topsoil (Vesterdal et al., 2002). The organic matter content may even decrease (Zak et al., 1990; Paul et al., 2002; Richter et al., 1999; Arevalo et al., 2009) because a significant amount of carbon is sequestered in living biomass (Vesterdal et al., 2002). C_{ORG} content in soil increases when production of organic matter exceeds organic matter losses during decomposition and mineralisation. In temperate climate regions such equilibrium state is reached in 20–25 years after afforestation (Cerli et al., 2006; Nikodemus et al., 2013); in some cases even 40–60 years are required to reach carbon accumulation in soil (Campton et al., 1998).

Increased organic matter production in forests leads to formation of soil organic (O) horizon. Thickness of O horizon and carbon stock increases during development of the old forest. C_{ORG} stock in soil O horizon increases till forest age reaches 90 years (Vesterdal et al., 2008). Whereas in the mineral topsoil C_{ORG} content continues to increase, the C_{ORG} stock does not change (Vesterdal et al., 2008), or the stock increase is not significant (Cerli et al., 2006).

1.6. Composition and Chemical Properties of Soil Organic Matter and its Changes During Afforestation of Former Agricultural Lands

C_{ORG} sequestration in soil depends not only on addition of C_{ORG} through plant litter, but also on linkage and stabilisation of soil organic matter. Soil organic matter is a heterogeneous substance that includes substances with low molecular weight (non humic substances) and substances with high molecular weight (humic substances) (Prentice and Webb, 2010). Non – humified (labile) organic matter fraction is more exposed to

microbial degradation (Marinari et al., 2010). Humic substances are more resistant to microbial degradation and are stable in the natural environment (Hayes, 1991). The stability of humic substances increases when they make bonds with soil mineral phase (Ivanov et al., 2009).

Humic substances are described as refractory, dark coloured, heterogeneous organic compounds produced as byproducts of microbial metabolism and are among the most widely distributed organic materials on the planet (Sutton and Sposito, 2005).

Humic substances are fractionated based on solubility under acidic or alkaline conditions. Three main fractions of HS are: humin, the insoluble fraction; humic acid (HA), the fraction soluble under alkaline conditions but not acidic conditions ($\text{pH} < 2$); and fulvic acid (FA), the fraction soluble under all pH conditions (Hayes, 1991).

HS fractions combine organic substances with similar properties; however elemental composition, structure, chemical and photochemical properties may differ in different environments (Hayes, 1991). FA is the least aromatic fraction, with a higher concentration of carboxyl group (Eglite, 2007). HA is complex of aromatic molecules, where amino acids, amino sugars, peptides and aliphatic compounds are incorporated in those aromatic structures (Weber, 1997).

Properties of soil organic matter and soil HS vary depending on plant litter quality; eg. in temperate forests polysaccharides (cellulose, hemicellulose) and aromatic compounds (lignin, tannin) are main constituents of plant litter (Zech and Kogel-Knabner, 1994). In meadow ecosystems organic remains consist more of polysaccharides and less of aromatic compounds than in forest ecosystems (Walela et al., 2014).

Afforestation of agricultural lands reduces grass and grass roots biomass, lowers soil pH, causes changes in soil fauna and increases organic matter mineralisation rate (Jug et al., 1999; Ponge et al., 2003; Ernst, 2004; Kasparinskis et al., 2011; Zaiets and Poch, 2016). Such changes may conduce humification process and alter chemical composition of soil organic matter: higher content of esters, lower content of FA, lower aromaticity of HA molecules (Simpson et al., 1997a; Bremanis et al., 2013; Zaiets and Poch, 2016; Vidal et al., 2016; Vidal et al., 2017).

The changes in soil organic matter properties following agricultural abandonment are caused by an input of woody debris, that is more resistant to decomposition. Lignin and polysaccharides are major constituents of woody plant material, and these compounds slow down humification (Zech, Kogel-Knabner, 1994; Sariyildiz and Anderson, 2005). In the mineral topsoil of the forest lands, HA is the most dominant fraction of the HS. The HA of the mineral topsoil, when compared with the HA of the forest litter, have relatively higher proportion of aliphatic compounds, lower aromaticity (Simpson et al., 1997a; Simpson et al., 1997b; Guimaraes et al., 2013; Jamroz et al., 2014).

There are not many studies which examine afforestation impact on the soil HS. Chronosequence studies in Sweden showed that 30 years after afforestation with Norway spruce *Picea abies* in the organic matter of the mineral topsoil decreases proportion of the HA, increases abundance of woody precursors of organic matter. During the further forest development proportion of HA does not increase significantly. However, reduction of aromatic compounds, increase of aliphatic compounds and polysaccharides, and increase of C/N ratio occur in the structure of the humic acids (Cerli et al., 2006; Cerli et al., 2008).

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Description of Research Areas

2.1.1. Research of Properties of Humus Forms and their Spatial Distribution in Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia

Research of humus forms by soil sampling was conducted in 44 sampling sites in different types of forests formed on dry mineral soils from 2009 to 2015. 28 of the sampling sites were randomly established in the former European second-level forest monitoring programme sites. Additional 16 sampling sites were established in territories where the age of forests exceeds 60 (Fig. 2.1.). Altogether seven sampling sites were established in each of *Cladinoso-Callunosa*, *Vacciniosa*, *Myrtillosa*, *Hylocomiosa*, and *Aegopodiosa* forest types, and nine sampling sites were established in *Oxatidosa* forest type.

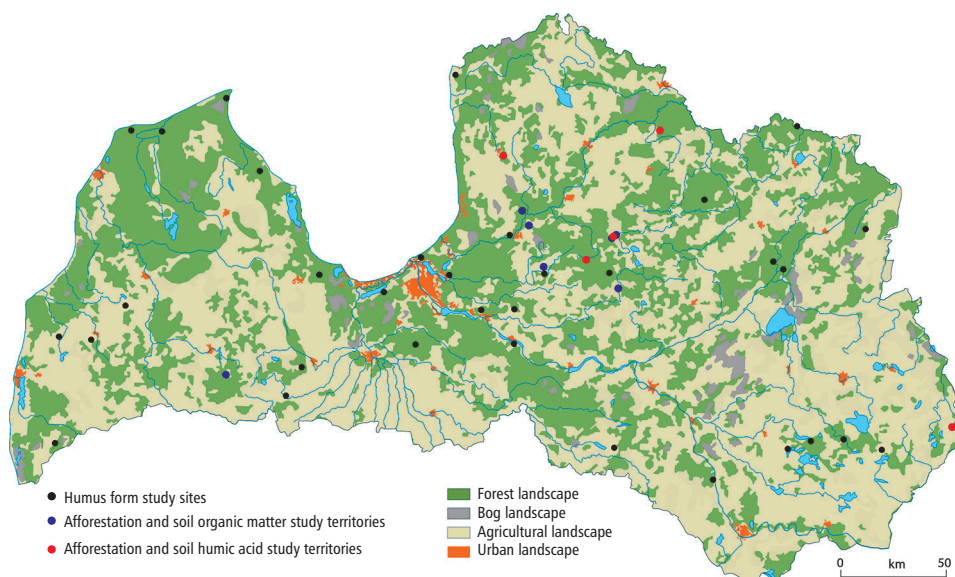


Figure 2.1. Location of Sampling Sites and Model Territories within Different Landscape Types in Latvia

2.1.2. Research of Changes in Soil Organic Matter Related to Afforestation of Former Agricultural Lands

Field studies were carried out from 2009 to 2015 in 12 randomly chose model territories (Figure 2.1.), where abandonment of former agricultural lands occurs or there are forest lands of different ages in the model territories. 8 model territories are located in the Vidzeme upland, 2 model territories (Inciems, Limbaži) are located in the Idemeja upland, 1 model territory is located in the Austrumkursas upland, and another one – in the Latgale upland. In total 97 soil sampling sites were established. Soils in those sampling sites mainly are formed on the glaciogenic or glaciolimnic deposits, on the loam and sandy loam parent material.

Research of the properties and chemical composition of the soil HS was conducted in the 3 of 12 model territories, where abandoned agricultural lands and forest lands of different ages is located in relatively narrow area. For the estimation of the soil and parent material impact on soil HS properties additional 4 sampling sites were established in the Vīciems model territory where soils are formed on sandy aeolian deposits.

The age of the forest land was determined from the historical topographic maps (scale 1 : 10000) and from the forest inventory archive materials (1938–2010) of the Latvian State Forest Research Institute “Silava”. For the young forest stands age of the trees, as well as the age of the forest lands, was estimated using a Pressler’s auger.

2.2. Field Investigations and Soil Analyses

Digging of the soil profiles were performed in all sampling sites. Soil profiles were described according to the international *FAO WRB* (IUSS Working group, 2007) and Latvian national (Kārklīš u. c., 2009) soil classification.

During the field studies soil parent material and the dominant tree species of the forest stand in the sampling site were described. The forest site types were described according to the Latvian forest ecosystem classification (Bušs, 1981).

Topsoil was described according to *ERB* (Zanella et al., 2011b) humus form classification. The field works were carried out to determine properties of soil O and A horizons (thickness, structure, material, pH).

Soil samples were collected from genetic horizons of topsoil: from the organo-mineral (Ah, AhE, EAh) and organic (O, H) horizons. Mineral soil samples for determination of soil bulk density were collected with the core sampler (D = 3.5 cm). Mass of the litter (organic O) horizon was calculated from samples collected with the metal frame (20 × 20 cm).

Air-dried soil samples were sieved through a 2-mm sieve and prepared for physical and chemical analyses.

To determine the particle sizes, the samples were treated with 0.1 M NaOH, then soil particle size was determined by pipette analysis (Van Reeuwijk, 1995).

The soil $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ for humus form classification was measured with a glass electrode pH-meter *WTW inoLab* in water solution (1 : 5 mass-to-volume ratio).

The soil pH_{KCl} in the agricultural and afforested lands was measured with *WTW inoLab* ph-meter in 1M KCl solution (1 : 2.5 mass-to-volume ratio (USDA, 2004).

Soil chemical properties (total calcium [Ca_{tot}], magnesium [Mg_{tot}], potassium [K_{tot}] and sodium [Na_{tot}]) were conducted according to the FSCC (2006) methodology.

The total organic carbon (C_{org}, %) was determined using a total carbon analyser *Shimadzu TOC-Vcsn* solid sample module. The total nitrogen (N_{TOT}, %) was estimated using the modified Kjeldahl method (ISO:11261, 2002).

HS from soil were extracted by using procedures recommended by International Humic Substances Society (IHSS) (Tan, 2005). Alkaline extracts were diluted with deionized water (1 : 100 volume-to-volume ratio). Obtained solutions were analysed for carbon content in the humic substances (C_{HS}, %).

Fluorescence emission spectroscopy was used to determine the organic matter humification index (HIX). Emission spectra for all aqueous solutions were recorded (scan speed 500 nm/min, excitation $\lambda = 350$ nm, slit width 10 nm, wavelength range from 380 to 650 nm) with *Elmer Fluorescence Spectrometer LS 55*. The organic matter humification index (HIX) was calculated as fluorescence intensity ratio at 510 nm to 460 nm wavelength (Kalbitz et al. 1999; Kalbitz and Geyer 2001).

For humic acid (HA) purification, 99 ml of HS alkaline extract was acidified with HCl (37.2% HCl to H₂O = 1 : 2) solution to pH < 2. The precipitated HA from fluvic acids (FA) were removed by filtration. FA solution was analysed with *Shimadzu TOC-Vcsn* analyser for carbon content in fluvic acids (C_{FA}). Carbon content in the HA was calculated by the formula: $C_{\text{HA}} = C_{\text{HS}} - C_{\text{FA}}$.

The C_{HS}/C_{ORG} ratio was calculated from C content in HS (C_{HS}, %) and C content in soil (C_{ORG}, %); the C_{HA}/C_{FA} ratio was calculated from C content in HA (C_{HA}, %) and C content in FA (C_{FA}, %) (Martin et al., 1998); the C/N ratio was obtained from organic carbon (C_{ORG}, %) and total nitrogen (N_{TOT}, %) content in soil (Carter and Gregorich, 2008).

Additional 20 HA samples were extracted from Zaube, Limbaži, Bānūži and Vijciems sampling site mineral topsoil. Air-dried HA were analysed to determine the afforestation impact on soil HA properties.

Fourier transform infra-red (FTIR) spectra were recorded in the 4000 cm⁻¹ to 400 cm⁻¹ wavenumber range using a *PerkinElmer BX FTIR* infra-red spectrometer. Spectra were registered using KBr pellets obtained by pressing mixtures of 200 mg KBr and 3 mg HA sample.

For the fluorescence emission spectroscopy HA samples were diluted in 0.1 M NaOH (concentration 5 mg/l). Emission spectra for all solutions were recorded (scan speed 500 nm/min, excitation $\lambda = 350$ nm, slit width 10 nm, wavelength range from 380 to 650 nm) with *Elmer Fluorescence Spectrometer LS 55*. The HA humification index (HIX_{HA}) was calculated as fluorescence intensity ratio at 510 nm to 452 nm wavelength.

UV-Vis spectra for HA – aqueous solutions (25 mg/l) were recorded on a *Thermo-spectronic Helios γ* UV-Vis spectrophotometer in a 1-cm quartz cuvette. The UV-Vis spectral ratios E₂/E₃ un E₄/E₆ were determined from UV-Vis absorbance at 250, 360, 465 and 665 nm.

The hydrophobicity of HA was characterised by its distribution between water and polyethylene glycol (PEG) phases (Zavarzina et al., 2002). The solution was obtained by mixing 2 ml HA (2g/l) extract with 2 ml of 30% (NH₄)₂SO₄ and 2 ml 30% PEG solution (M_w 200000). After complete phase separation, 1 ml were taken from each phase and diluted 10 times with 0.01 M NaHCO₃. Then the absorbances at 465 nm were measured

on a *Thermospectronic Helios* γ spectrophotometer. The distribution coefficient was calculated as following: $K_{\text{PEG/W}} = \text{absorbance at 465 nm of the top phase} / \text{absorbance at 465 nm of the bottom phase}$.

2.3. Data Statistical Analyses

2.3.1. Research of the humus form spatial distribution and its properties in forests on dry mineral soils in Latvia

A generalized linear model (GLM) analysis was carried out to determine the correlations between soil humus forms and environmental factors. These models were made by G.A. Nelder and R.V.N. Weddenburn (Nelder and Weddenburn, 1972), and improved by P.McCullagh and G.N. Nelder (McCullagh and Nelder, 1989). These models allow to process and analyse data that don't have a normal distribution (Quinn and Keough, 2002). In the dissertation binary values were added for all factor types (0 – not observed in the sampling site; 1 – observed in the sampling site). Model analysis, using R 2.11.1 software, was carried out to investigate the correlations (the level of significance $p < 0.05$) between humus form spatial distribution and forest type, dominant tree species and soil parent material.

Physical and chemical properties of topsoil were included in the data statistical analysis. Statistical analyses (arithmetic mean values, standard deviation, ratios and correlations) were calculated using *Microsoft Excel 2007* software.

Analysis of variance (*One-way ANOVA*) was performed to compare properties (C_{ORG} , N_{TOT} , C/N , C_{HS} , $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$, HIX, $C \text{ t ha}^{-1}$, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) of soil O and A (EA) horizons between different humus forms. The significance of the differences was determined with *Tukey's HSD* post-hoc test ($\alpha = 0.05$). Calculations were performed using *SPSS PASW Statistics 18* software.

2.3.2. Research of changes in soil organic matter related to the afforestation of former agricultural lands

Chemical properties of mineral topsoil were included in the data statistical analysis. Statistical analyses (arithmetic mean values, standard deviation, ratios and correlations) were calculated using *Microsoft Excel 2007* software.

Analysis of variance (*One-way ANOVA*) was performed to compare properties (C_{ORG} , C_{HS} , $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$, HIX, $C \text{ t ha}^{-1}$, pH_{KCl} , BD, g/cm^3) of the topsoil between agricultural lands and different age groups of the forest lands. The significance of the differences was determined with *Tukey's HSD* post-hoc test ($\alpha = 0.05$). Calculations were performed using *SPSS PASW Statistics 18* software.

The principal component analysis (PCA) with *PC-ORD 5.0* software was carried out to determine the correlations between the afforestation age (years) and the topsoil properties, and chemical properties of soil organic matter.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Description of Humus Forms in Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia

3.1.1. Properties and Forms of Humus in Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia

The topsoil has developed different morphological properties in forests formed on dry mineral soils in Latvia. The thinnest soil humus layer (the O and A (AE) horizons) is in *Cladinoso-Callunosa* forest type. The mean thickness of the humus layer there is 9.8 cm (Table 3.1.). The mean thickness of the soil humus layer in *Oxatidosa* and *Aegopodiosa* forest types exceeds 20 cm. According to the *ERB* humus classification system (Zanella et al., 2011b), *mor*, *moder* and *mull* humus forms can be observed in forests formed on dry mineral soils in Latvia, while *psammomor* humus form is characteristic of oligotrophic forests.

The application of the *ERB* humus form classification system in Latvia reveals some uncertainties that are related to $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ values in the soils of *psammomor* and *mor* humus forms. The mean $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ value in the soils of *psammomor* and *mor* humus forms in *Cladinoso-Callunosa* forest type is 0.1 to 0.4 units higher than the value indicated in the *ERB* classification ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} < 4.5$) (Zanella et al., 2011b). The spatial distribution of *Cladinoso-Callunosa* forest type in Latvia coincides with aeolian deposits (Kasparinskis, 2012), thereby the soil reaction (and, thus, humus) may be affected by sea aerosols, which alter the cation exchange capacity in soil (Norton and Vesely, 2005).

Table 3.1. Morphological, Chemical and Physical Properties of Soil Humus Forms in Different Forests Types (standard errors are given in parenthesis)

Forest type (number of sampling plots)	O horizon		Mineral topsoil (A, E horizons)		$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$
	Thickness, cm	Mass of the horizon, t ha^{-1}	Thickness, cm	Bulk density, g cm^{-3}	
<i>Cladinoso-callunosa</i> (7)	3.8 (± 1.3)	39.2 (± 9.2)	6.0 (± 3.1)	1.16 (± 0.03)	4.7 (± 0.2)
<i>Vacciniosa</i> (7)	6.7 (± 1.6)	87.2 (± 24.5)	5.1 (± 2.3)	0.97 (± 0.08)	4.6 (± 0.2)
<i>Myrtillosa</i> (7)	6.5 (± 2.1)	68.3 (± 7.1)	7.2 (± 2.7)	1.16 (± 0.1)	4.5 (± 0.5)
<i>Hylocomiosa</i> (7)	6.4 (± 4.4)	129.9 (± 80.8)	12.4 (± 6.2)	0.89 (± 0.2)	5.0 (± 0.5)
<i>Oxatidosa</i> (9)	3.2 (± 2.9)	60.1 (± 49.3)	19.0 (± 12.1)	0.88 (± 0.33)	5.3 (± 0.7)
<i>Aegopodiosa</i> (7)	1.2 (± 0.5)	10.5 (± 6.3)	20.0 (± 4.9)	0.86 (± 0.14)	5.8 (± 0.5)

The forest type is a significant factor that determines the spatial distribution of soil humus forms in Latvia. Using generalized linear models, it was found that a significant correlation ($p < 0.05$) of spatial distribution exists between *Cladinoso-Callunosa* forest type and *psammomor* humus form; *Vacciniosa* and *Myrtillosa* forest types and *mor* humus form. However, the spatial distribution of *moder* humus form is not linked to a specific forest type (Table 3.2.).

Table 3.2. Distribution of Humus Forms in Sampling Sites and Relationship between Forest Types and Humus Forms (significant relationships ($p < 0.05$) are highlighted)

Forest type (number of sampling plots)	Humus forms (occurrence within sampling sites)				Statistical indicator	Humus forms			
	<i>psammomor</i> (9)	<i>mor</i> (10)	<i>moder</i> (8)	<i>mull</i> (17)		<i>psammomor</i>	<i>mor</i>	<i>moder</i>	<i>mull</i>
<i>Cladinoso-callunosa</i> (7)	6	1	-	-	AIC	30.6	50.8	-	-
					P	0.0006	0.57	-	-
<i>Vacciniosa</i> (7)	3	4	-	-	AIC	46.4	46.4	-	-
					P	0.125	0.03	-	-
<i>Myrtillosa</i> (7)	-	4	3	-	AIC	-	46.4	42.9	-
					P	-	0.03	0.08	-
<i>Hylocomiosa</i> (7)	-	1	2	4	AIC	-	50.8	45.2	61.5
					P	-	0.57	0.44	0.28
<i>Oxatidosa</i> (9)	-	-	3	6	AIC	-	-	44.2	59.0
					P	-	-	0.19	0.06
<i>Aegopodiosa</i> (7)	-	-	-	7	AIC	-	-	-	27.0
					P	-	-	-	*

* The humus form occurs in a certain forest type

Another significant factor that defines the spatial distribution of soil humus forms is geological conditions. The research results show a significant correlation ($p < 0.05$) between marine sediments and *psammomor* humus form, and glaciogenic deposits and *mull* humus form (Table 3.3.).

The dominant tree species in a forest site stand is a statistically less significant factor in the development of a particular humus form than the forest type or Quaternary deposits (the results are not shown).

Overall, the results of the doctoral thesis indicate that the formation and the spatial distribution of soil humus forms are influenced by several factors and their combination. Furthermore, the results confirm that geological conditions are the most significant abiotic factor (Ponge et al., 2011; Kasparinskis, 2012) which influences the availability of nutrient elements in soil and the soil reaction, thereby determining the distribution of soil humus forms.

Table 3.3. Distribution of Humus Forms in Sampling Sites within the Areas of Deposits and Relationship between Quaternary Deposits and Humus Forms
(significant relationships ($p < 0.05$) are highlighted)

Quaternary deposits (number of sampling plots)	Humus forms (occurrence within sampling sites)				Statistical indicator	Humus forms			
	<i>psammomor</i> (9)	<i>mor</i> (10)	<i>moder</i> (8)	<i>mull</i> (17)		<i>psammomor</i>	<i>mor</i>	<i>moder</i>	<i>mull</i>
Galaciofluvial (3)	1	2	–	–	AIC	48.3	48.3	–	–
					P	0.574	0.1009	–	–
Marine sediments (14)	7	4	1	1	AIC	38.1	49.3	43.8	52.7
					P	0.0036	0.168	0.2211	0.0142
Aeolian dunes (2)	–	2	–	–	AIC	–	44.9	–	–
					P	–	0.9946	–	–
Limnic material (3)	–	1	2	–	AIC	–	50.975	41.9	–
					P	–	0.654	0.059	–
Glaciolacustrine (7)	1	–	1	5	AIC	48.4	–	45.6	59.0
					P	0.6616	–	0.7715	0.069
Glaciogenic deposits (13)	–	–	3	10	AIC	–	–	45.4	51.163
					P	–	–	0.5874	0.0019

However, no correlation between the spatial distribution of *moder* humus form and any of the researched factors has been found. These results, as well as the high variation of humus forms, especially in *Myrtillosa*, *Hylocomiosa* and *Oxatidosa* forest types, lead to a conclusion that further research into humus forms in Latvia should include more detailed and more precise information about their morphological, chemical and physical properties. In addition, soil humus forms should be described according to the second level (for example: *eumull*, *mesomull* ect.) of the *ERB* classification system (Zanella et al., 2011a).

3.1.2. Chemical Description of Soil Humus Forms and their Organic Matter

Different conditions of humus formation impact the chemical properties of soil humus forms (Table 3.4.). The organic carbon content (C_{ORG} , %), the total nitrogen content (N_{TOT} , %) and the C/N ratio in the soil O horizon vary among different soil humus forms. *Psammomor* and *mor* humus soils have the highest mean C_{ORG} content, while *mull* humus form soils have the lowest C_{ORG} content in the O horizon (Table 3.4.). The mean N_{TOT} content in this horizon increases in the following order: *psammomor* < *mor* < *moder* < *mull*; whilst the C/N ratio decreases in the following order: *psammomor* > *mor* > *moder* > *mull* (Table 3.4.).

According to the characteristics of the O horizon, statistically significant ($p < 0.05$) differences exist in *mull* humus form soils. *Mull* humus form soils have a significantly lower ($p < 0.05$) C_{ORG} content in the O horizon than *mor* humus form soils (Table 3.5.).

The C/N ratio in the O horizon of *mull* humus form soils is significantly lower than in all the other humus form soils (Table 3.5.).

A diverse nutrient flow and soil podzolization processes influence C_{ORG} content in the mineral topsoil. The C_{ORG} content is significantly ($p < 0.05$) lower in the topsoil (the AE, E horizons) of *psammomor* and *mor* humus form soils than in the topsoil (the A horizon) of *moder* and *mull* humus form soils (Table 3.5.).

Table 3.4. Properties of Soil Organic Matter within Different Humus Form Soils

Humus form	C_{ORG} (%)		N_{TOT} (%)		C/N		$C_{\text{HS}}^{\text{?}}$ %*	$C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}^{\text{?}}$ %*	$C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}^{\text{?}}$ *	HIX*
	O horizon	E, A horizons	O horizon	E, A horizons	O horizon	E, A horizons				
<i>psammomor</i>	37.1	0.67	0.91	0.08	42.9	14.8	0.44	72.5	1.0	78.7
<i>mor</i>	38.1	0.91	1.03	0.11	37.8	13.1	0.67	80.8	0.51	79.7
<i>moder</i>	35.6	2.55	1.21	0.27	30.4	9.2	1.58	59.7	0.86	79.8
<i>mull</i>	27.8	2.6	1.73	0.42	17.2	7.4	1.11	45.1	1.13	71.3

* C_{HS} – carbon content in soil humic substances; $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ – the proportion of humic carbon in the total organic matter; HIX – the ratio of HS fluorescence emission intensity at 510 and 460 nm; $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$ – the ratio of humic to fluvic acid carbon

Table 3.5. Results of Comparison of Characteristic Parameters of Chemical Properties of Soil O and A Horizons and Soil Organic Matter within Different Humus Form Soils

Humus forms	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	C_{ORG} (%)		N_{TOT} (%)		C/N		$C_{\text{HS}}^{\text{?}}$ %**	$C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}^{\text{?}}$ %**	$C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}^{\text{?}}$ **	HIX**
		O horizon	A, E horizon	O horizon	A, E horizons	O horizon	A, E horizons				
<i>psammomor-mor</i>	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>psammomor-moder</i>	n. s.	n. s.	*	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.
<i>psammomor-mull</i>	*	n. s.	*	n. s.	n. s.	*	n. s.	*	*	n. s.	n. s.
<i>mor-moder</i>	n. s.	n. s.	*	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	*	n. s.	n. s.
<i>mor-mull</i>	*	*	*	n. s.	n. s.	*	n. s.	n. s.	*	n. s.	n. s.
<i>moder-mull</i>	*	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	*	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.

* Differences among the humus forms are significant ($p < 0.05$) according to Tukey's test; n. s. – differences among the humus forms are not significant;

** C_{HS} – carbon content in soil humic substances; $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ – the proportion of humic carbon in the total organic matter; HIX – the ratio of HS fluorescence emission intensity at 510 and 460 nm; $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$ – the ratio of humic to fluvic acid carbon

Soil formation processes and the element cycle determine differences in the chemical properties of the topsoil organic matter of humus forms. *Psammomor* and *mor* humus form soils have a significantly higher proportion of humic substances and a higher C_{HS}/C_{ORG} ratio in the mineral topsoil than *moder* and *mull* humus form soils (Tables 3.4., 3.5.).

These differences are caused by the low earthworm and other faunal activity in *psammomor* and *mor* humus form soils, therefore only soluble fractions of soil organic matter reach the mineral topsoil (Qualls et al., 2003; Cerli et al., 2008). On the contrary, *mull* humus form soils are defined by high earthworm activity. Hence non-humified organic matter is mechanically brought into the Ah horizon of the soil (Muscolo et al., 2009).

The HS properties, the C_{HA}/C_{FA} ratio and the humification index HIX are highly variable within the mineral topsoil of the researched soils. Although the comparison of the mean values of the C_{HA}/C_{FA} ratio indicates a higher proportion of HA in the *mull* humus form topsoil than in other topsoils, these differences are not statistically ($p < 0.05$) significant (Tables 3.4., 3.5.).

In addition, no statistical differences among the researched humus form soils were found when comparing the mean humification index HIX values.

3.1.3. Organic Carbon and Total Nitrogen Stock in Humus Forms in Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia

The O horizon and the mineral topsoil have the highest organic matter content. C_{ORG} and N_{TOT} stock in soil is determined by the content of organic matter, litter mass and the bulk density of mineral soil. The results of the research show that the mean litter mass in *Vacciniosa* and *Myrtillosa* forest types (Table 3.1.) corresponds to the mean mass of the OFH horizon in European forests (De Vos et al., 2015).

The mean litter mass in the researched *Aegopodiosa* forest type is 3 t ha⁻¹ higher than the calculated mean OL mass in European forests. The highest litter mass differences can be observed in *moder* humus form soils in *Hylocomiosa* and *Oxalidososa* forest types. There the mass of the O horizon exceeds 200 t ha⁻¹, which is twice as much as the mean mass of the OFH horizon in forests in Europe (De Vos et al., 2015). The high mass of the O horizon in forests in Latvia is probably related to climate conditions as the characteristic excess of precipitation over evaporation impedes the decomposition of organic matter (Ponge et al., 2011).

The bulk density of the topsoil (Table 3.1.) in *Hylocomiosa*, *Oxalidososa* and *Aegopodiosa* forest types is slightly lower than the calculated mean soil bulk density in forests in Latvia (Bārdule u. c., 2009). It does not differ significantly from the mean soil bulk density in European forests either (De Vos et al., 2015).

The C_{ORG} stock in the O and A (EA) horizons in the researched forest soils varies from 10.2 t ha⁻¹ to even 117.9 t ha⁻¹. The lowest C_{ORG} stock in a soil humus form is in *Cladinosa-Callunosa* forest type, but the stock of C_{ORG} a humus form can store in *Hylocomiosa* forest type reaches 73.9 t C ha⁻¹ on average (Figure 3.1.A).

Psammomor humus form soils store the lowest C_{ORG} stock, while *moder* humus form soils have the highest mean C_{ORG} stock (Figure 3.1.B).

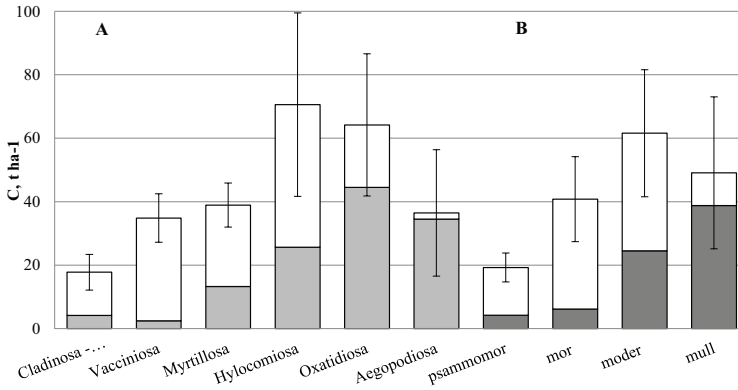


Figure 3.1. C_{ORG} Stock and Distribution in Topsoil in Different Humus Forms and Types of Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia: in white – C_{ORG} stock in O horizon; in grey – C_{ORG} stock in A (AE, EA) horizon

The results of the doctoral thesis only partly support the results of a regional scale study in Europe (De Vos et al., 2015). The study examined numerous factors that impact C_{ORG} stock in the topsoil. It was concluded that the soil humus form is a more significant factor than the forest type. However, the results of the dissertation show that there are statistically significant differences in the topsoil C_{ORG} stock in different humus forms as well as in different forest types. The mean C_{ORG} stock in the *psammomor* humus form topsoil is significantly ($p < 0.05$) lower than the mean C_{ORG} stock in the researched *mor*, *moder* and *mull* humus form soils. Moreover, there are significant differences in the topsoil C_{ORG} stock between *Cladinosa - Callunosa* and *Vacciniosa* forest types, *Vacciniosa* and *Oxalidososa* forest types and among *Myrtillosa*, *Hylocomiosa* and *Oxalidososa* forest types.

Various humus form soils differ by accumulation and distribution of C_{ORG} stock in the topsoil. In *psammomor* and *mor* humus form soils, more than 78% of the total topsoil C_{ORG} stock is stored in the litter horizon. The O horizon of *moder* form soils contains 61% of the total topsoil C_{ORG} stock on average. In *mull* humus form soils, a statistically significant portion (80%) of the topsoil C_{ORG} stock is accumulated in the mineral part, the Ah horizon.

In general, the results of the dissertation reveal a lower C_{ORG} stock in the forest topsoil than the mean C_{ORG} stock of forest soils found in the *BioSoil* study in Latvia (Bārdule u. c., 2009), where the mean C_{ORG} stock was calculated for all forest types, including forests formed on wet mineral soils and organic soils. Nevertheless, compared to the results of humus profile studies in Estonia (Kolli and Tamm, 2013), the calculated C_{ORG} stock in the researched *mor* humus is up to twice as high.

The total nitrogen stock in the researched forest topsoil varies from $0.89 \text{ t N}_{\text{TOT}} \text{ ha}^{-1}$ in *Cladinosa-Callunosa* forest type to $9.53 \text{ t N}_{\text{TOT}} \text{ ha}^{-1}$ in *Oxalidososa* forest type (Figure 3.2.A).

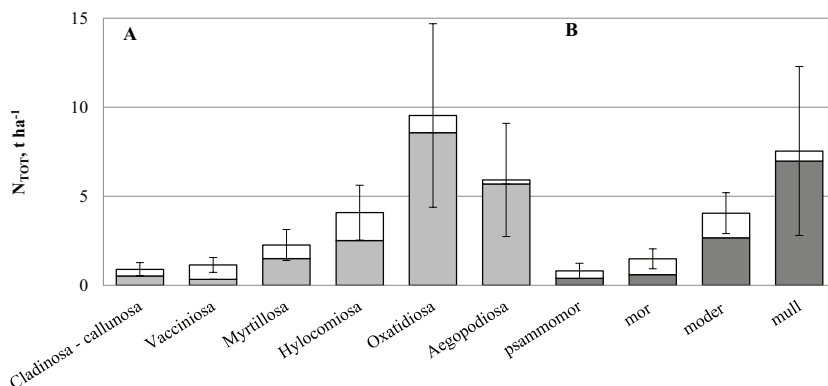


Figure 3.2. N_{TOT} Stock and Distribution in Topsoil in Different Humus Forms and Types of Forests Formed on Dry Mineral Soils in Latvia: in white – N_{TOT} stock in O horizon; in grey – N_{TOT} stock in A (AE, EA) horizon

The analysis of the mean N_{TOT} stock in the topsoil reveals that there are statistically significant ($p < 0.05$) differences between *Cladinoso-callunosa* forest type and all the other researched forest types, except *Vacciniosa* forest type. The topsoil N_{TOT} stock in *Hylocomiosa* forest type is significantly higher than the one in *Vacciniosa* and *Myrtillosa* forest types.

The humus form is a noteworthy factor in determining N_{TOT} stock in the topsoil as there are significant differences in the topsoil N_{TOT} stock between *psammomor* and *mor* humus forms, between *mor* and *moder* humus, and between *moder* and *mull* humus forms (Figure 3.2.B).

The soil O horizon has a much less significant role in nitrogen stock. More than 50% of the total humus nitrogen is stored in the O horizon only in *psammomor* and *mor* humus forms (Figure 3.2.B). In *moder* and *mull* humus forms, a substantially higher proportion of the total topsoil nitrogen is stored in the Ah horizon.

The N_{TOT} stocks in humus forms in the researched forests formed on dry mineral soils in Latvia are similar to the N_{TOT} stocks in the soil humus cover in forests in Estonia (Kolli and Tamm, 2013).

3.2. Impact of Afforestation on Soil Organic Matter

3.2.1. Changes in Morphological Properties of Soil

The most evident changes during the afforestation of former agricultural lands occur in the topsoil where the litter of new trees forms the soil O horizon. The formation of a continuous soil O horizon starts 16 to 30 years following the afforestation of the former agricultural land. In 16- to 30-year-old forests, the mean litter mass reaches 8.2 t ha^{-1}

(Table 3.6.). These results confirm that the litter production rate exceeds the intensity of litter decomposition during the first 30 years after the afforestation of agricultural lands (Karhu et al., 2011; Vesterdal et al., 2006). The mass of the litter horizon is significantly higher in forests older than 60 years.

Table 3.6. Morphological Properties of Soil. Mean Thickness of Soil O and A Horizons, Litter Mass, Bulk Density of Topsoil within Agricultural Lands and Forest Lands of Different Ages (standard errors are given in parenthesis)

Age of the forest land	n	Thickness of the O horizon, cm	Litter mass, t ha ⁻¹	Thickness of the A horizon, cm	Soil (0–5 cm) bulk density, g cm ⁻³
AL*	11	–	–	26,8 (±8.6)	1.21 (±0.12)
1–15	28	0.01 (±0.06)	0.1 (±0.6)	28,9 (±4.9)	1.12 (±0.24)
16–30	16	0.47 (±0.66)	8.2 (±7.3)	26,3 (±4.9)	1.13 (±0.23)
31–60	15	2.20 (±2.6)	14.3 (±10.6)	22,6 (±5.6)	1.03 (±0.06)
60–100	13	3.61 (±2.3)	45.7 (±42.2)	15,8 (±5.2)	1.05 (±0.15)
>100	11	3.0 (±1.5)	47.1 (±29.2)	11,5 (±7.2)	1.06 (±0.14)

* AL – agricultural land

The reduction of the mineral topsoil (the A horizon) starts in the fourth decade of the afforestation process. The thickness of the A horizon is significantly lower in the soils where the forest land is more than 60 years old (Table 3.6.).

3.2.2. Changes in Chemical Properties of Soil and Soil Organic Matter

In the territories which are overgrown with trees for less than 15 years, the C_{ORG} content in the soil A horizon is lower than in the soils of the agricultural lands (Table 3.7). However, due to the large dispersion of the data, the reduction in the C_{ORG} content in the soil A horizon is not statistically ($p < 0.05$) significant. The results of the dissertation coincide with mixed C_{ORG} gain/loss results in literature. There are studies that find a decrease (Zak et al., 1990; Karhu et al., 2011), an increase (Vesterdal et al., 2006), or no significant change in the soil C_{ORG} content (Cunningham et al., 2012; Shi and Cui, 2010). Thus, it can be concluded that further research requires obtaining more detailed information about the use of the land and soil management before afforestation.

In the next phases of forest development, the C_{ORG} content in the mineral topsoil increases. The C_{ORG} content is significantly higher in the territories where the forest land is more than 60 years old (Table 3.7.).

Furthermore, the afforestation of agricultural lands causes significant changes in the composition and the properties of soil organic matter (Table 3.7.). By comparing the mean C_{HS} , $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ un HIX values among different age groups of the forest lands, statistically ($p < 0.05$) significant differences were found between 1- to 15-year-old forest land soils and forests which are older than 60 years. These results confirm that afforestation impacts the composition and properties of soil organic matter, as has been suggested by other research (Cerli et al., 2006).

Table 3.7. Mean Content of Mineral Topsoil Organic Carbon, Carbon in Humic Substances, Humification Index and Soil pH_{KCl} within Agricultural Lands and Forest Lands of Different Ages

Age group (age of the forest land, years)	0	1–15	16–30	31–60	61–100	>100
Number of observations	12	28	16	15	13	11
C _{ORG} ² , %	<u>2.2</u> ^a	<u>1.5</u> ^{ab}	2.9 ^{ac}	2.7 ^{ac}	<u>3.5</u> ^c	<u>3.5</u> ^c
C _{HS} ² , %*	1.2 ^a	<u>1.0</u> ^{ab}	1.5 ^{ac}	<u>2.1</u> ^d	2.1 ^{cd}	2.3 ^d
C _{HS} /C _{ORG} ² , %*	58 ^a	66 ^{ab}	<u>59</u> ^{ac}	<u>76</u> ^{bd}	63 ^{ad}	68 ^{ad}
HIX*	0.68 ^a	<u>0.62</u> ^{ab}	0.66 ^{ab}	0.70 ^{ac}	<u>0.72</u> ^{ac}	<u>0.74</u> ^{ac}
pH _{KCl}	<u>5.2</u> ^a	<u>5.3</u> ^{ac}	4.4 ^{ab}	4.2 ^{ab}	<u>3.9</u> ^b	<u>3.8</u> ^b

Note: different letters (a, b, c, ...) indicate statistically significant ($p < 0.05$) differences using Tukey's HSC test

* C_{HS} – carbon content in soil humic substances; C_{HS}/C_{ORG} – the proportion of humic carbon in the total organic matter; HIX – the ratio of HS fluorescence emission intensity at 510 and 460 nm.

The results of the dissertation also confirm the impact of forest development on the decrease of the soil reaction (Kasparinskis, 2012; Yesilonis et al., 2016) (Table 3.7.).

3.2.3. Changes in Soil Carbon Stock

The accumulation of the soil O horizon and the increase in soil C_{ORG} content are the most significant factors that influence changes in soil C_{ORG} stock. The C_{ORG} stock in the researched soils varies from 17.8 t C ha⁻¹ in *Arenosols* soil in the abandoned farmlands to 102.5 t C ha⁻¹ in *Luvissols* soil in a 140-year-old forest land.

By comparing the mean C_{ORG} stock in the soil of the researched agricultural lands with the soil of the forest lands of different ages (Figure 3.3.), an evident decrease in the soil C_{ORG} stock in 1- to 15-year-old forest lands can be seen. In the next phases of forest development, there is an increase in the C_{ORG} stock in the topsoil, reaching its maximum in the forest soils where the age of the forest land is 61–100. In the territories where the forest land is older than 100 years, the topsoil C_{ORG} stock is only slightly higher than in the soils of the agricultural lands.

The afforestation of agricultural lands leads to the accumulation of carbon in the litter horizon. A statistically significant ($p < 0.05$) C_{ORG} stock in the O horizon accumulates in the forest lands which are older than 60 years (Figure 3.3.). The mineral topsoil C_{ORG} stock in 16- to 30-year-old forests is statistically significantly ($p < 0.05$) higher than the C_{ORG} stock in the agricultural lands and forest lands of a different age range.

These research results confirm that in a temperate climate the topsoil starts to accumulate carbon 25 to 60 years after afforestation (Cerli et al., 2006; Compton et al., 1998; Kalinina et al., 2015).

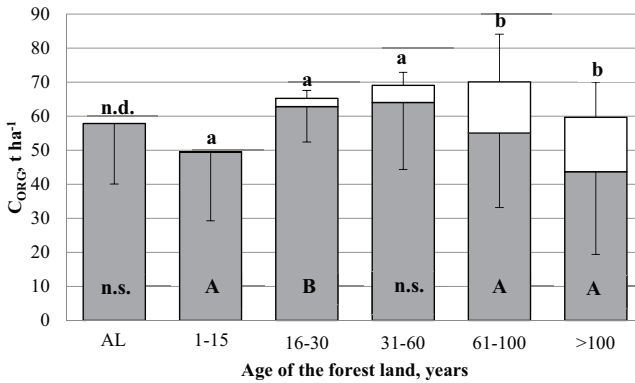


Figure 3.3. Mean Topsoil C_{ORG} Stock ($t\ ha^{-1}$) in Agricultural Lands and Forest Lands of Different Ages: in white – C_{ORG} stock in litter (O horizon); in grey – C_{ORG} stock in A (AE, EA) horizon

*Different letters indicate statistically significant ($p < 0.05$) differences between the age groups: small letters – in the soil O horizon, capital letters – in the soil A horizon; n. s. – not significant; n. d. – no data.

3.2.4. Land Cover and Properties of Soil

From the variability of the soils and the properties of their organic matter it can be clearly stated that the age of the forest land is neither the only, nor the most significant factor in determining their characteristics. Trends and other important factors that impact the properties of the soil during afforestation were found by using the principal component analysis.

The analysis of the principal components explains 60.8% of the total variability of the properties of the soil (Figure 3.4.). The first three axes are statistically significant ($p < 0.05$). The first axis explains 39.2%, and the second axis – 21.5% of the total variability.

The results of the PCA analysis confirm that the growth of forests on agricultural lands cause a significant reduction of the soil reaction, a decrease in the thickness of the A horizon and the development of the soil O horizon (Figure 3.4.). Furthermore, afforestation leads to a statistically significant increase in the C_{ORG} stock in the topsoil, a higher proportion of HS in the topsoil, and an increased HIX of soil organic matter.

The sampling plots of the agricultural lands tend to group on the right side of the first axis (Figure 3.4.), which means that agricultural practices form soils with similar properties. 1- to 15- and 16- to 30-year-old forest land sites also make groups in the right side of the first axis. These results indicate that the soil maintains the properties gained during agricultural practices for 30 years after afforestation.

As to 31- to 61-year-old forest land sites, clear clusters cannot be observed. However, a part of the sampling sites where afforestation occurs with deciduous trees is located in the right side of the first axis. The sites where afforestation occurs with spruce *Picea abies* appear in a group on the left side of the first axis.

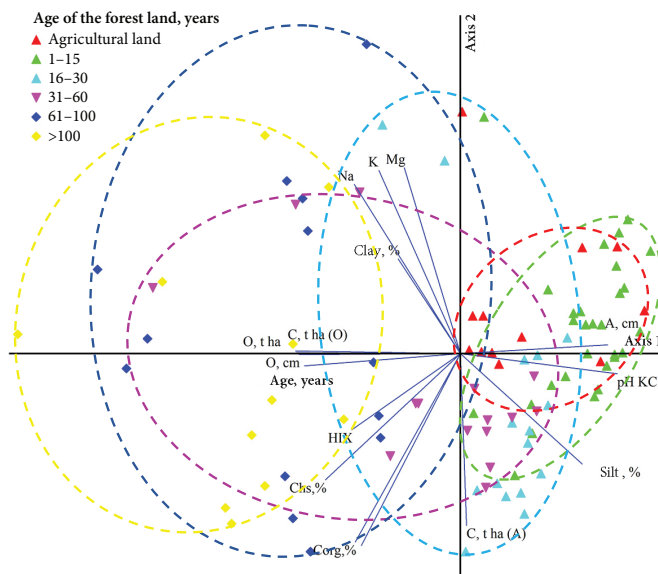


Figure 3.4. PCA Ordination of Topsoil within Sampling Sites Depending on Properties of Soil and Age of Forest Land

These results underline the important role of the spruce (Mardulyn et al., 1993; Schwarz et al., 2015) in changing the properties of the soil and the environment. The soils in the spruce stands acquire the soil condition and the soil properties characteristic of the old forest soils in a relatively shorter period than the soils in other forest types.

The wide distribution of the old forest land sites and their grouping on the left side of the first axis show that during forest succession the soil gains properties that are different from the soils of the agricultural land. Moreover, it should be noted that the properties of the soil vary depending on the particular site as they are influenced by other factors which were not researched in the thesis.

3.3. Impact of Afforestation on Properties of Soil Humic Substances and Soil Humic Acid

3.3.1. Changes in Composition and Properties of Soil Humic Substances

Additional research on humic substances and humic acids in the four model territories demonstrate that the accumulation of organic matter in the topsoil during forest succession is accompanied by an increase in the proportion of humic substances in the soil, an increased humification of HS, changes in the chemical composition and the properties of the soil HS (Table 3.8.).

Table 3.8. Characterisation of Properties of Soil Organic Matter and Soil Humic Substances

Soil Sample	pH _{KCl}	C _{ORG} ^a %	N _{TOT} ^a %	C/N	C _{HS} ^a %*	C _{HS} /C _{ORG} ^a %*	HIX*	C _{HA} /C _{FA} *	E ₂ /E ₃ *	E ₄ /E ₆ *	K _{PEG/W} *	HIX _{HA} *
Zaube												
Z0	3.97	1.63	0.20	8.15	0.95	58.3	0.63	1.99	0.57	3.73	0.74	0.95
Z30	3.89	1.58	0.11	14.36	1.14	72.2	0.58	1.3	0.56	7.17	1.53	0.73
Z70	3.4	5.14	0.44	11.68	3.67	71.4	0.64	1.08	0.57	4.79	1.04	0.92
Z100	4.05	2.42	0.21	11.52	1.47	60.7	0.65	1.24	0.51	5.94	1.87	0.88
Z150	3.52	4.26	0.61	6.98	2.17	50.9	0.78	1.09	0.59	5.14	1.32	0.78
Limbaži												
L30	4.54	2.68	0.28	9.57	2.13	79.4	0.74	1.92	0.50	4.63	1.19	0.96
L55	4.41	3.45	0.32	10.78	2.38	68.9	0.75	1.16	0.63	5.10	1.03	0.88
L70	4.16	5.69	0.41	13.88	2.60	45.6	0.73	1.53	0.52	5.76	2.66	0.82
L95	4.62	4.00	0.37	10.81	2.50	62.5	0.70	1.20	0.53	7.44	1.75	0.77
L100	4.42	3.42	0.47	7.28	2.40	70.2	0.82	1.63	0.65	4.70	2.96	0.86
L150	4.08	3.89	0.26	14.96	2.56	65.8	0.74	1.16	0.54	6.88	1.44	0.90
Bānūži												
B0	5.12	1.03	0.13	7.80	0.62	60.6	0.78	3.15	0.48	7.41	1.55	0.87
B16	4.82	1.68	0.10	12.62	1.19	70.8	0.76	3.98	0.47	7.20	0.85	0.98
B30	4.51	2.38	0.16	14.78	1.80	75.8	0.90	3.32	0.41	5.10	0.86	1.14
B50	4.39	2.73	0.16	16.67	2.34	85.6	0.85	2.31	0.43	5.97	1.43	1.09
B110	4.34	2.25	0.12	18.44	1.64	72.9	0.86	4.06	0.30	4.50	1.26	1.25
Vijciems												
V0	4.83	1.80	0.25	7.20	1.06	58.9	0.71	2.42	0.45	5.23	1.47	1.08
V40	4.59	2.64	0.36	7.33	1.45	54.9	0.72	1.06	0.44	4.70	1.40	1.10
V70	3.88	2.80	0.15	18.67	2.35	83.9	0.71	1.84	0.45	7.26	2.50	0.85
V160	3.77	1.78	0.10	17.80	1.57	88.2	0.95	0.91	0.38	5.02	1.33	1.35

* C_{HS} – carbon content in soil humic substances; C_{HS}/C_{ORG} – the proportion of humic carbon in the total organic matter; HIX – the ratio of HS fluorescence emission intensity at 510 and 460 nm; C_{HA}/C_{FA} – the ratio of humic to fluvic acid carbon; E₂/E₃ – the UV-Vis spectral ratio of absorbance at 250 and 360 nm; E₄/E₆ – the UV-Vis spectral ratio of absorbance at 465 and 665 nm; K_{PEG/W} – the distribution of HA between the polyethylene and water phases; HIX_{HS} – the ratio of HA fluorescence emission intensity at 510 and 460 nm.

Noteworthy changes occur in the interrelationship of soil HS fractions. The highest C_{HA}/C_{FA} ratio of the soil can be observed in the agricultural lands: the content of the HA fraction is more than 1.9 times higher than that of the FA fraction. There is no clear correlation between the C_{HA}/C_{FA} ratio of the soil and the age of the forest land; however, the lowest C_{HA}/C_{FA} ratio of the soil in Zaube, Limbaži and Vijciems model territories is in the oldest forest sites. In Vijciems model territory, the soils are formed on sandy deposits. The C_{HA}/C_{FA} ratio in a 160-year-old forest land in the soil EAh horizon is 0.91 which means that the FA is the dominant HS fraction. In the topsoil of Bānūži model territory, the C_{HA}/C_{FA} ratio varies from 2.31 to 4.06.

The results of the doctoral thesis confirm that the HA is the most dominant and the most stable fraction in the soils of agricultural lands (Guimaraes et al., 2013). The decrease in the soil HA content during the establishment of a forest on former agricultural lands is not significant (Cerli et al., 2008). The low $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$ ratio in the oldest forest land sites is caused by the input of woody debris that leads to increased FA leaching into the mineral soil (Roletto et al., 1985; Simpson et al., 1997a; Cerli et al., 2008; Jamroz et al., 2014).

The high $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$ ratio in Bānūži sampling site soils is probably related to the charcoal which was detected in the soil, as forest fires may lower the content of the FA in the soil (Vergnoux et al., 2011).

3.3.2. Properties of Soil Humic Acid

The results of the UV-Vis spectroscopy, the E_2/E_3 ratio, provide information about molecular weight of the HS. The ratio E_2/E_3 in Zaube and Limbaži sampling site soils is higher than in Bānūži and Vijciems soils (Table 3.8.). In Bānūži and Vijciems soils, the ratio E_2/E_3 decreases with the increasing age of the forest land. The clay and clay loam *Luvissols* soils in Zaube and Limbaži sites have a higher HA E_2/E_3 ratio. In these territories, there is no decrease in the HA E_2/E_3 ratio in the oldest forest land soils.

In the researched soil HA, the UV-Vis spectral ratio of absorbance at 465 and 665 nm, the ratio E_4/E_6 , varies from 3.73 to 7.44 (Table 3.8.). There is no correlation between changes in the E_4/E_6 and the age of the forest land.

Furthermore, the thesis presents no clear evidence that the hydrophilic and hydrophobic properties of the soil HA are impacted by afforestation and forest succession. In the researched soils, the HA hydrophobicity index $K_{\text{PEG/W}}$ varies from 0.74 to 2.96.

The fluorescence emission spectroscopy results illustrate that the properties of the HA extracted from the soil of Zaube and Limbaži sampling sites differ from the properties of the HA extracted from Bānūži and Vijciems sampling site soils (Figure 3.5.). The HA fluorescence emission spectra from Zaube and Limbaži sites (Figure 3.5.A and B) reach their maximum intensity at 450–475 nm which is typical for soil HA (Shirshova et al., 2006). In 30- and 70-year-old forest land sites, the soil HA has a high fluorescence intensity up to 545 nm which indicates an increase in aromaticity in the structure of the HA molecules. These research results, similarly to the results of soil studies in Sweden (Cerli et al., 2008), which also present a growth in the aromaticity of soil HA, may be caused by an increased proportion of fresh litter in the forest soil O horizon (Kogel-Knabner et al., 1988).

The results of the soil HA FTIR spectroscopy confirm that the properties of soil HA are similar within different environments (Vergnoux et al., 2011; Jamroz et al., 2014) (Figure 3.6.). However, there are relative differences in certain areas of the FTIR spectra.

The FTIR spectra intensity at 2920 cm^{-1} and 2850 cm^{-1} , which indicates aliphatic compounds, is higher for the humic acids of the old forest land soils than for others (Figure 3.6.B). These results, as well as the low E_2/E_3 ratio (Figure 3.8.), indicate a decrease in the aliphaticity and an increase in the aromaticity of the soil HA in the old forest lands.

The differences in the FTIR spectra of the soil HA at 1700 and 1649 cm^{-1} , and the decrease in the absorbance of the HA of the old forest land soils confirm the Swedish research results (Cerli et al., 2008): in spruce forests, the carboxylic group and amides in soil HA decrease with the age of the forest land.

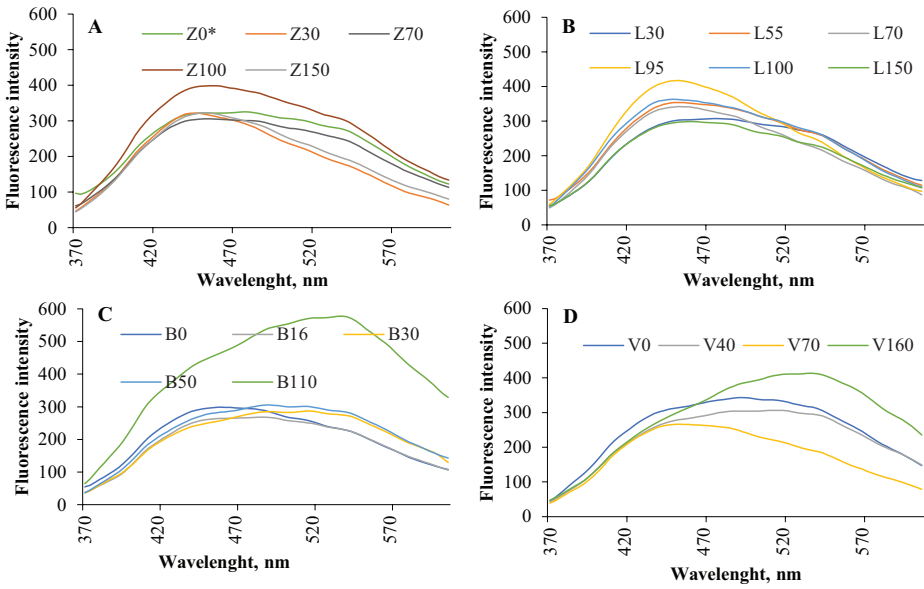


Figure 3.5. Fluorescence Emission Spectra of Soil Humic Acids from Agricultural Lands and Forest Lands of Different Ages A – Zaube Model Territory; B – Limbaži Model Territory; C – Bānūži Model Territory; D – Vijciems Model Territory
* The number indicates the age of the forest lands in years

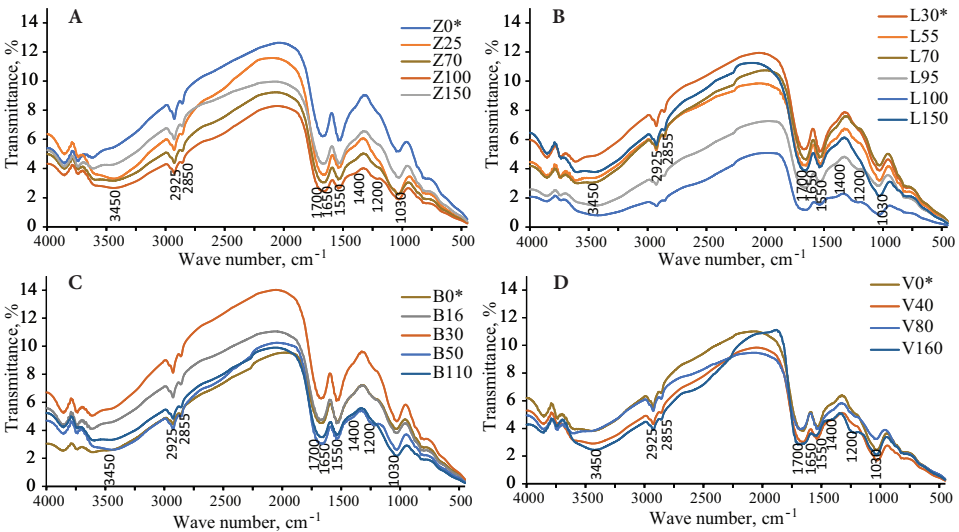


Figure 3.6. Fourier Transform Infrared Spectra of Soil Humic Acids from Agricultural and Forest Lands of Different Ages A – Zaube Model Territory; B – Limbaži Model Territory; C – Bānūži Model Territory; D – Vijciems Model Territory
* The number indicates the age of the forest lands in years

The HA extracted from the old forest land soils have a relatively higher FTIR absorbance at 1550–1560 cm^{-1} than the HA of the agricultural land soils. These results, along with the fluorescence results (Figure 3.5.), provide evidence that afforestation causes increased aromaticity in the topsoil HA.

The high FTIR absorbance at 1540–1550 cm^{-1} in the spectra of the soil HA (amides, N–H bond) and the low soil C/N ratio (Table 3.8.) in the agricultural lands possibly suggest the importance of HA in the nitrogen supply to the soil.

3.3.3. Properties of Soil Humic Substances and their Spatial Variation

The PCA analysis was conducted to determine the impact of afforestation on the properties of soil HS, along with other factors. The results reveal that the properties of soil organic matter, humic substances and humic acids vary in different environments (Figure 3.7.).

The results of the principal components explain 56.5% of the total variability of the properties of the organic matter. The first two axes are statistically significant ($p < 0.05$): the first axis explains 36.0%, and the second – 20.5% of the total variability. The first axis has a significant correlation with the C_{ORG} and N_{TOT} content in the mineral topsoil and the ratios $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$, E_2/E_3 . The second axis has a significant correlation with the C_{HS} and the C/N ratio.

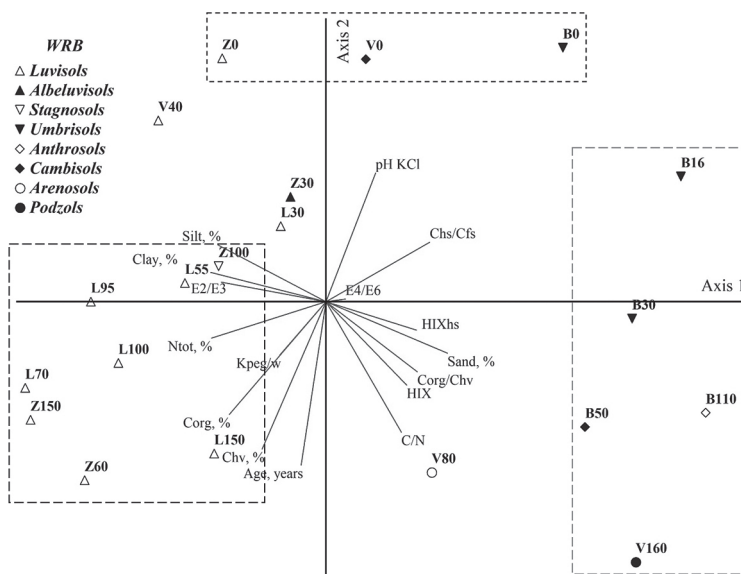


Figure 3.7. Distribution of Properties (Soil Reaction (pH_{KCl}), Composition of Organic Matter (C_{ORG} (%), N_{TOT} (%), C/N), Humic Substances (C_{HS} (%), $C_{\text{HS}}/C_{\text{ORG}}$ (%), HIX, $C_{\text{HA}}/C_{\text{FA}}$) and Humic Acids (E_2/E_3 , E_4/E_6 , $K_{\text{PEG/W}}$, HIX_{HA})) of Mineral Topsoil in PCA Axis Depending on Soil Group (WRB)

The mineral soils of the researched agricultural lands have a relatively different content, composition and chemical properties of soil organic matter than the forest soils. The mineral topsoil of the agricultural lands has a higher soil reaction and a higher C/N ratio, but a lower C_{ORG} and C_{HS} content than the forest soils. The soils of the agricultural lands group in the uppermost part of the second axis (Figure 3.7.).

The properties of soil organic matter differ between the forests and the agricultural lands (Figure 3.7.). However, the formation of two clusters on the right and on the left side of the first axis indicates that the properties of soil organic matter are affected not only by the age of the forest land but also by other factors. *Luvisols* soils of the forest lands form a cluster on the left side of the first axis. These soils have a comparatively low HIX index for the soil HS and a low HIX_{HA} for the soil HA, but a relatively high E_2/E_3 ratio.

Anthrosols and *Podzols* soils tend to group on the right side of the first axis. These results suggest that the soil reaction declines and leaching processes lead to the formation of the E or EA_h horizons in the soils on glaciofluvial or aeolian deposits 100 to 160 years after afforestation. These eluvial horizons have a low C_{ORG} content and a high content of the soil FA. The soil humic acids are characterized by a relatively high humification degree, aromaticity and molecule weight.

CONCLUSIONS

1. Four humus forms, *mor*, *moder*, *mull* and *psammomor* (according to the European ERB humus form classification) develop in the forests formed on dry mineral soils in Latvia. *Psammomor* humus forms are distributed mainly in *Cladinoso-Callunosa* forest type, the distribution of *mor* humus forms is related to *Vacciniosa* and *Myrtillosa* forest types. The glecigenic and glaciolimnic sediments, as well as the nutrient rich sod-calcerous and sod-gleyic soils are the main factors that determine the occurrence of *mull* humus form.
2. *Psammomor* humus form soils have the lowest C_{ORG} stock in the topsoil (the O and A (EA) horizons), the mean topsoil C_{ORG} stock in *psammomor* humus is two times lower than in *mor* humus form soils. In *psammomor* and *mor* humus form soils, more than 75% of the total C_{ORG} stock is accumulated in the O horizon. The highest topsoil C_{ORG} stock is in *moder* humus form soils, the O horizon of *moder* humus accumulates 61% of the total topsoil carbon stock on average. *Mull* humus form soils have the highest C_{ORG} stock in the mineral topsoil, the soil Ah horizon accumulates 80% of the total topsoil C_{ORG} stock.
3. The differences in the litter composition and the nutrient cycle affect the properties of soil organic matter. The O horizon of *mull* humus form soils has a significantly lower C/N ratio than that of *mor* humus form soils. In addition, the proportion of humic substances in the mineral topsoil of *mull* humus form soils is significantly low compared to the other humus form soils.
4. The afforestation of former agricultural lands in moraine uplands in Latvia, where the soils are mainly formed on glaciogenic deposits, affects the content of soil organic matter and its distribution in the profile of the topsoil. The content of soil organic matter and the organic carbon stock decrease during the first 15 years following afforestation. The accumulation of organic carbon in the soil begins 30 years after afforestation; the highest organic carbon stock in the topsoil occurs in the territories where the forest is 61 to 100 years old.
5. The content of organic carbon in the mineral topsoil (the Ah horizon) in the territories where the age of the forest land exceeds 100 years is significantly higher than in the topsoil of the agricultural lands and young forest lands.
6. The formation of the soil litter O horizon starts 10 to 20 years following the afforestation of former agricultural lands. The formation of a continuous O horizon occurs 30 years after afforestation. A significant increase in the thickness of the O horizon, as well as an increase in the carbon stock in the O horizon can be observed 60 years after afforestation.
7. During the afforestation of agricultural lands the humification process occurs. As a result, there is an increase in the proportion of humic substances and the organic matter humification index. In the forests where the age of the forest land exceeds

60, the proportion of humic substances and the humification index in the mineral topsoil are significantly higher than in the agricultural lands.

8. The humic acid is the most dominant fraction of soil organic matter in the agricultural lands. Forest succession leads to an increase in the proportion of the fulvic acid fraction in the mineral topsoil.
9. The transformation of agricultural lands into forest lands affects the chemical properties of soil humic acids. The fraction of the humic acids extracted from the forest soils has a high humification rate, aromaticity and molecule weight compared to the humic acids of the agricultural land soils. In the structure of the humic acids of old forest land soils, the proportion of the aliphatic and organic nitrogen compounds decreases, but the proportion of the $-OH$, carbonil groups and alkanes increases.
10. During afforestation the composition and the properties of soil organic matter are affected by the soil texture and the dominant tree species. There is a significantly lower organic carbon content, the proportion of fulvic acid fraction, aromaticity, and molecule weight of humic acids in the sandy *Anthrosols* and *Podzols* soils than in the sandy loam or loamy *Luvisols* soils.

PROPOSITIONS

The findings of the doctoral thesis – the relationship between the soil humus form and its spatial distribution in forests formed on dry mineral soils, as well as the differences in the organic carbon stock among different humus form soils – can serve as a basis for further research. The inclusion of more detailed and precise information in further research can lead to the development of a system that provides fast and accurate determination of the topsoil carbon stock in the field, as well as an improved methodology for the calculation of the carbon stock in the whole forest ecosystem. Additional research and the description of humus according to the second level of the *ERB* humus classification may provide clearer links between the soil humus form, the sub form, the thickness of the soil O and A horizons and the carbon stock.

REFERENCE LIST

1. Albers, D., Migge, S., Schaefer, M., Scheu, S. 2004. Decomposition of beech leaves (*Fagus sylvatica*) and spruce needles (*Picea abies*) in pure and mixed stands of beech and spruce. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 155–164.
2. Andreetta, A., Ciampalini, R., Moretti, P., Vingiani, S., Poggio, G., Matteucci, G., Tescari, F., Carnicelli, S. 2011. Forest humus forms as potential indicators of soil carbon storage in Mediterranean environments. *Biology and Fertility of Soils*, 47, 31–40.
3. Arevalo, C. B. M., Bhatti, J. S., Chang, S. X., Sidders, D. 2009. Ecosystem carbon stocks and distribution under different land-uses in north central Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management*, 257, 1776–1785.
4. Armolaitis, K., Aleinikovienė, J., Baniūnienė, A., Lubyte, J., Žėkaitė, V. 2007. Carbon Sequestration and Nitrogen Status in Arenosols Following Afforestation or Following Abandonment of Arable Land. *Baltic Forestry*, 13(2/25), 169–177.
5. Bardgett, R. D., Bowman, W. D., Kaufmann, R., Schmidt, S. K. 2005. A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 634–641.
6. Bārdule, A., Bāders, E., Stola, J., Lazdiņš, A. 2009. Latvijas meža augšņu īpašību raksturojums demonstrācijas projekta BioSoil rezultātu skatījumā. *Mežzinātne*, 20(53), 105–124.
7. Bells, S., Nikodemus, O. 2000. *Rokasgrāmata meža ainavas plānošanai un dizainam*. Rīga: Valsts meža dienests, 7.–8. lpp.
8. Bell, S., Montarzino, A., Aspinall, P., Peneze, Z., Nikodemus, O. 2009. Rural society, social inclusion and landscape change in Central and Eastern Europe: A case study of Latvia. European Society for Rural Sociology. *Sociologia Ruralis*, 49(3), 295–326.
9. Bremanis, G., Kļaviņš, M., Purmalis, O., Ziemelis, R., Maļeckā, S. 2013. Peat humic substances and earthworm biohumus extracts for agricultural application. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences*, 67, 236–241.
10. Bouwman, A. F., Leemans, R. 1995. The role of forest soils in the global carbon cycle. In: McFee, W. F., Kelly, F. M. (Eds.), *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, pp. 503–525.
11. Bušs, K. 1981. *Meža ekoloģija un tipoloģija*. Rīga: Zinātne, 68 lpp.
12. Butler, S. C. 2013. *Impact of afforestation-induced grassland fragmentation on soil and microclimate in Groenvaly, South Africa*. Master Dissertation, University Pretoria, p. 108.
13. Carter, M. R., Gregorich, E. G. 2008. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Second Edition. CRC Press Taylor & Francis Group.
14. Cerli, C., Celi, L., Johansson, M.-B., Kögel-Knabner, I., Rosenqvist, L., Zanini, E. 2006. Soil organic matter changes in a spruce chronosequence on Swedish former agricultural soil: I. carbon and lignin dynamics. *Soil Science*, 171, 837–84.
15. Cerli, C., Celi, A., Kaiser, K., Guggenberger, G., Johansson, M.-B., Cignetti, A., Zanini, E. 2008. Changes in humic substances along an age sequence of Norway spruce stands planted on former agricultural land. *Organic Geochemistry*, 39, 1269–1280.
16. Compton, J. E., Boone, R. D., Motzkin, G. and Foster, D. R. 1998. Soil carbon and nitrogen in a pine–oak sand plain in central Massachusetts: role of vegetation and land-use history. *Oecologia*, 116, 536–542.

17. Deng, L., Zhu, G., Tang, Z., Shanggung, Z. 2016. Global patterns of the effects of Land-use changes on soil carbon stocks. *Global Ecology and Conservation*, 5, 127–138.
18. De Nicola, C., Zanella, A., Testi, A., Fanelli, G., Pignatti, S. 2014. Humus forms in a Mediterranean area (Castelporziano Reserve, Rome, Italy): classification, functioning and organic carbon storage. *Geoderma*, 235–236, 90–99.
19. De Vos, B., Cool, N., Ilvesniemi, H., Vesterdal, L., Vanguelova, E., Carnicelli, S. 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma*, 251–252, 33–46.
20. Eglite, L. 2007. *Humusvielas, to mijiedarbība ar augsni veidojošiem komponentiem un humusvielu imobilizācija*. Promocijas darbs. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 3.–12. lpp.
21. Ernst, W. H. O. 2004. Vegetation, organic matter and soil quality. In: Doelman, P. and Eijsackers, H. J. P. (eds.), *Vital Soil Function, Value and Properties*. Amsterdam: Elsevier, pp. 41–98.
22. Eswaran, H., Van Den Berg, E., Reich, P. 1993. Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 192.
23. FSCC (Forest Soil Co-Ordinating Centre), 2006. Manual IIIa: Sampling and Analysis of Soil. In: *ICP Forests, 2006: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg. P. 26. + annexes. Retrieved from: <http://icp-forests.net/page/icp-forestsmanual>
24. Gabour, S., Boucher, J.-F., Villeneuve, C., Lord, D., Gagnon, R. 2008. Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case study in Quebec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 257, 483–494.
25. Grace, P. R., Oades, J. M., Keith, H. and Hancock, T. W. 1995. Trends in wheat yields and soil organic carbon in the permanent rotation trial at the Waite Agricultural Research Institute, South Australia. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 35, 857–864.
26. Guimaraes, D. V., Gonzaga, M. I. S., da Silva, T. O., da Silva, T. L., da Silva Dias, N., Silva Matias, M. I. 2013. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. *Soil and Tillage Research*, 126, 177–182.
27. Hayes, M. H. B. 1991. Emerging concepts of the composition and structures of humic substances. In: Hayes, M. H. B., Wilson, W. S. (Eds.), *Humic Substances in Soils, Peats and Waters: Health and Environmental Aspects*. The Royal Society of Chemistry, pp. 3–30.
28. IPCC. 2000. Land Use, Land-use Change, and Forestry. Cambridge: Cambridge University Press, p. 377.
29. IUSS Working Group WRB. 2007. *World Reference Base for Soil Resources 2006*. First update 2007. World Soil Resources Reports No. 103. Rome: FAO. Retrieved from: http://www.fao.org/ag/agl/agll/wrb/doc/wrb2007_corr.pdf
30. Ivanov, I. V., Pecochina, L. S., Semenov, V. M. 2009. Biological mineralization of organic matter in the modern virgin and plowed chernozems, buried chernozems, and fossil chernozems. *Eurasian Soil Science*, 10, 1109–1119.
31. Jamroz, E., Kocowicz, A., Bekier, J., Weber, J. 2014. Properties of soil organic matter in Podzols under mountain dwarf pine (*Pinus mugo* Turra.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in various stages of dieback in the East Sudety Mountains, Poland. *Forests Ecology and Management*, 330, 261–270.
32. Jones, R. J. A., Rusco, R. H. E., Loveland, P. J., Montanarella, L. 2003. *The map of organic carbon in topsoils in Europe*. European Commission Directorate generale, Joint Research Centre.
33. Jug, A., Makeschin, F., Rehfuess, K. E., Hofmann-Schielle, C., and Makeschin, F. 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. *Forest Ecology and Management*, 121, 85–99.

34. Kaiser, K., Guggenberger, G. 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, 31, 711–725.
35. Kalbitz, K., Geyer, W., Geyer, S. 1999. Spectroscopic properties of dissolved humic substances—a reflection of land use history in a fen area. *Biogeochemistry*, 47, 219–238.
36. Kalbitz, K., Geyer, W. 2001. Humification indices of water-soluble fulvic acids derived from synchronous fluorescence spectra—effects of spectrometer type and concentration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164, 259–265.
37. Kalinina, O., Goryachkin, S. V., Lyuri, D. I., Giani, L. 2015. Post-agrogenic development of vegetation, soils, and carbon stocks under self-restoration in different climatic zones of European Russia. *Catena*, 129, 18–29.
38. Kanerva, S., Smolander, A. 2007. Microbial activities in forest floor layers under silver birch, Norway spruce and Scots pine. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 1459–1467.
39. Karhu, K., Wall, A., Vanhala, P., Liski, J., Esala, M., Regina, K. 2011. Effects of afforestation and deforestation on boreal soil carbon stocks – Comparison of measured C stocks with Yass07 model results. *Geoderma*, 164, 33–45.
40. Kārklīņš, A. 2008. *Augsnes diagnostika un apraksts*. LLU, Jelgava, 336 lpp.
41. Kasparinskis, R., Nikodemus, O. 2012. Influence of environmental factors on the spatial distribution and diversity of forest soil in Latvia. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 61(1), 48–64.
42. Kasparinskis, R. 2012. *Latvijas meža augšņu daudzveidība un to ietekmējošie faktori*. Promocijas darbs. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 154 lpp.
43. Kasparinskis, R., Nikodemus, O., Kukuls, I., Tabors, G., Freimane, A. 2011. *Changes of Soil Properties and Processes Due to Afforestation of Agricultural Lands*. Book of proceedings “100 years Bulgarian Soil science, International Conference”, 1, 241–245.
44. Kishchuk, B. E., Morris, D. M., Lorente, M., Keddy, T., Sidders, D., Quideau, S., Thiffault, E., Kwiaton, M., Maynard, D. 2016. Disturbance intensity and dominant cover type influence rate of boreal soil carbon change: A Canadian multi-regional analysis. *Forest Ecology and Management*, 381, 48–62.
45. Kögel-Knabner, I., Hempfling, R., Zech, W., Hatcher, P. G., Schulten, H.-R. 1988. Chemical composition of the organic matter in forest soil: 1. Forest litter. *Soil Science*, 146, 124–136.
46. Kolli, R., Ellermae, O., Kauer, K., Koster, T. 2010. Erosion-affected soils in the Estonian landscape: Humus status, patterns and classification. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2, 149–164.
47. Kolli, R., Tamm, I. 2013. Humus cover and its fabric depending on pedo-ecological conditions and land use: an Estonian approach to classification of humus forms. *Estonian Journal of Ecology*, 62(1), 6–23.
48. Laganière, J., Angers, D. A., Paré, D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16, 439–453.
49. Lal, R. 1994. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. *Soil and Tillage Research*, 27, 1–8.
50. Lazdiņš, A. 2011. *Dabiski apmežojušos lauksaimniecības zemju efektīvas apsaimniekošanas nosacījumi*. Promocijas darba kopsavilkums. Jelgava: Latvijas Lauksaimniecības Universitāte, 31 lpp.
51. Liepa, I., Miezīte, O., Luguza, S., Šulcs, V., Straupe, I., Indriksons, A., Dreimanis, A., Saveljevs, A., Drēska A., Sarmulis, Z., Dubrovskis, D. 2014. *Latvijas meža tipoloģija*. Jelgava: Studentu biedrība “Šalkone”, 118 lpp.
52. LVS ISO 11261:2002.
53. Mardulyn, P., Godden, B., Echezarreta, P. A., Penninck, M., Gruber, W., Herbauts, J. 1993. Changes in humus microbiological activity induced by the substitution of the natural beech forest by Norway spruce Belgian Ardennes. *Forest Ecology and Management*, 59, 15–27.

54. Marinari, S., Dell'Abate, M. T., Brunetti, G., Dais, C. 2010. Differences of stabilized organic carbon fraction and microbiological activity along Mediterranean Vertisols and Alfisols profiles. *Geoderma*, 156, 379–388.
55. Martin, D., Srivastava, P. C., Ghosh, D., Zech, W. 1998. Characteristics of humic substances in cultivated and natural forest soil of Sikkim. *Geoderma*, 84, 345–362.
56. McCarthy, P. 2001. The principles of humic substances. *Soil Science*, 166, 738–751.
57. McCullagh P., Nelder, J. A. 1989. *Generalized Linear Models*. 2nd edition. New York: Chapman & Hall, p. 532.
58. Muscolo, A., Sidari, M., Pizzeghello, D., Nardi, S. 2009. Effects of Humic Substances Isolated from Earthworm Faeces. *Dynamic Soil, Dynamic Plant*, 3, 45–52.
59. Nelder, J., Wedderburn, R. W. M. 1972. Generalized linear models. *Journal of Royal Statistical Society*, 370–384.
60. Niemi, R. M., Vepsäläinen, M., Erkomaa, K., Ilvesniemi, H. 2007. Microbial activity during summer in humus layers under *Pinus silvestris* and *Alnus incana*. *Forest Ecology and Management*, 242, 314–323.
61. Nikodemus, O., Bell, S., Grīne, I., Liepiņš, I. 2005. The impact of economic, social and political factors on the landscape structure of the Vidzeme Uplands in Latvia. *Landscape and Urban Planning*, 70, 57–67.
62. Nikodemus, O., Kārklīņš, A., Kļaviņš, M., Melecis, V. 2008. *Augsnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība*. Rīga: Latvijas Universitāte.
63. Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Kukuls, I. 2013. Influence of Afforestation on Soil Genesis, morphology and Properties in Glacial Till Deposits. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 59, 449–465.
64. Nyawira, S. S., Nabel, J. E. M. S., Don, A., Brovkin, V., Pongrat, J. 2016. Soil carbon response to land-use change: evaluation of a global vegetation model using observational meta-analyses. *Biogeosciences*, 13, 5661–5675.
65. Norton, S. A., Vesely, J. 2005. Acidification and Acid Rain. In: Sherwood Lollar, B. (Ed.), *Environmental Geochemistry*. Elsevier, pp. 363–407.
66. Paul, K. I., Polglase, P. J., Nyakuengama, J. G., Khanna, P. K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168, 241–257.
67. Peltier, A., Ponge, J. F., Jordana, R., Arino, A. 2001. Humus forms in Mediterranean scrublands with Aleppo pine. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 884–896.
68. Penēze, Z. 2009. *Latvijas lauku ainavas izmaiņas 20. un 21. gadsimtā: cēloņi, procesi un tendences*. Promocijas darbs. Rīga: Latvijas Universitāte, 255 lpp.
69. Ponge, J. F. 2003. Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 935–945.
70. Ponge, J. F., Jabio, B., Gegout, J. C. 2011. Geology and climate conditions affect more humus forms than forest canopies at large scale in temperate forests. *Geoderma*, 162, 187–195.
71. Post, W. M., Kwon, K. C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(2000), 317–327.
72. Prentice, A. J., Webb, E. A. 2010. A comparison of extraction techniques on the stable carbon-isotope composition of soil humic substances. *Geoderma*, 155, 1–9
73. Priedītis, N. 1999. *Latvijas mežs: daba un daudzveidība*. Rīga: Pasaules Dabas fonds, 209 lpp.
74. Qualls, R. G., Takiyama, A., Wershaw, R. L. 2003. Formation and loss of humic substances during decomposition in a pine forest floor. *Soil Science Society of American Journal*, 67, 899–909.
75. Quinn, G. P., Keough, M. J. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press, p. 556.

76. Richter, D. D., Markewitz, D., Trumbore, S. E., and Wells, C. G. 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature*, 400, 56–58.
77. Roletto, E., Cerruti, M., Barberis, R. 1985. Investigation on humic substances from decomposing spruce bark. *Agricultural Wastes*, 13, 137–148.
78. Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinska, Z., Kasparinskis, R., Brūmelis, G. 2012. Patterns of afforestation on abandoned agriculture land in Latvia. *Agroforestry Systems*, 85, 2, 215–231.
79. Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Bell, S., Urtane, I. 2013. The perception of abandoned farmland by local people and experts: Landscape value and perspectives on future land use. *Landscape and Urban Planning*, 115, 49–61.
80. Ruskule, A. 2013. *Lauksaimniecības zemju aizaugšanas ainavu ekoloģiskie un sīciālie aspekti*. Promocijas darbs. Rīga: Latvijas Universitāte, 156 lpp.
81. Sakamoto, Y., Ishiguro, M., Kitagawa, G. 1986. *Akaike Information Criterion Statistics*. D. Reidel Publishing Company, p. 290.
82. Salmon, S., Mantel, J., Frizzera, L., Zanella, A. 2006. Changes in humus forms and soil animal communities in two developmental phases of Norway spruce on an acidic substrate. *Forest Ecology and Management*, 237, 47–56.
83. Sanborn, P. 2001 Influence of broadleaf trees on soil chemical properties: A retrospective study in the Sub-Boreal Spurge Zone, British Columbia, Canada. *Plant and Soil*, 236, 75–82.
84. Sariyildiz, T., Anderson, J. M. 2005. Variation in the chemical composition of green leaves and leaf litters from three deciduous tree species growing on different soil types. *Forest Ecology and Management*, 210, 303–319.
85. Scharlemann, J. P. N., Tanner, E. V. J., Hieder, R., Kapos, V. 2014. Global soil carbon: undestanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(1), 81–89.
86. Schmidt, M. W. I., Knicker, H., Kogel-Knabner, I. 2000. Organic matter accumulating in AEh and Bh horizons of a Podzol – chemical characterization in primary organo-mineral associations. *Organic Geochemistry*, 31, 727–734.
87. Shirshova, L. T., Ghabbour, E. A., and Davies, G. 2006. Spectroscopic characterization of humic acid fractions isolated from soil using different extraction procedures. *Geoderma*, 133(3–4), 204–216.
88. Schwarz, B., Dietrich, C., Cesarz, S., Scherer-Lorenzen, M., Auge, H., Schulz, E., Eisenhauer, N. 2015. Non-significant tree diversity but significant identity effects on earthworm communities in three tree diversity experiments. *European Journal of Soil Biology*, 67, 17–26.
89. Simpson, A. J., Burdon, J., Graham, C. L., Hayes, M. H. B. 1997a. Humic substances from Podzols under Oak Forest and a Cleared Forest Site I. Isolation and Characterization. In: Hayes, M. H. B., Wilson, W. S. (Eds.), *Humic Substances in Soils, Peats and Waters: Health and Environmental Aspects*. The Royal Society of Chemistry, pp. 73–82.
90. Simpson, A. J., Burdon, J., Graham, C. L., Hayes, M. H. B. 1997b. Humic substances from Podzols under Oak Forest and a Cleared Forest Site II. Spectropic studies. In: Hayes, M. H. B., Wilson, W. S. (Eds.), *Humic Substances in Soils, Peats and Waters: Health and Environmental Aspects*. The Royal Society of Chemistry, pp. 83–92.
91. Smolander, A., Kitunen, V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to tree species. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 651–660.
92. Sutton, R., Sposito, G. 2005. Molecular structure in soil humic substances: The new view. *Environmental Science and Technology*, 39(23), 9009–9015
93. Tan, K. H. 2005. Soil sampling, preparation, and analysis – second edition. N.Y.: Taylor and Francis group, p. 623.
94. Topoliantz, S., Ponge, J. F. 2000. Influence of site conditions on the survival of *Fagus sylvatica* seedlings in an old-growth beech forest. *Journal of Vegetation Science*, 11, 369–374.

95. USDA National Resources Conservation Service. 2004. Survey Laboratory Methods Manual. *Soil Investigations Report*, 42(4), 312–317.
96. Van Reeuwijk, L. P. 1995. *Procedures for Soil Analysis*. 5th edition. Wageningen.
97. Vergnoux, A., Guiliano, M., Domeizel, M., Theraulaz, F., Doumenq, P. 2011. Quantitative and mid-infrared changes of humic substances from burned soils. *Environmental Research*, 111, 205–214.
98. Verheijen, F., Bellamy, P., Kibblewhite, M., Gaunt, J. 2005. Organic carbon ranges in arable soils of England and Wales. *Soil Use and Management*, 21, 2–9.
99. Vesterdal, L. 1999. Influence of soil type on mass loss and nutrient release from decomposing foliage litter of beech and Norway spruce. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 95–105.
100. Vesterdal, L., Ritter, E., Gundersen, P. 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*, 169, 141–151.
101. Vesterdal, L., Rosenqvist, L., van der Salm, C., Groenoberg, B.-J., Johansson, M.-B., Hansen, K. 2006. Carbon sequestration in soil and biomass following afforestation: experiences from oak and Norway spruce chronosequences in Denmark, Sweden, and the Netherlands. In: Heil, G., Muys, B., Hansen, K. (Eds.), *Environmental Effects of Afforestation. Field Observations, Modelling and Spatial Decision Support*. Berlin: Springer, p. 999.
102. Vesterdal, L., Schmidt, I. K., Callesen, I., Nilsson, L. O., Gundersen, P. 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 255, 35–48.
103. Vesterdal, L., Elberling, B., Christiansen, J. R., Callesen, I., Schmidt, I. K. 2012. Soil respiration and rates of soil carbon turnover differ among six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 264, 185–196.
104. Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B. D., Gundersen, P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309, 4–18.
105. Vidal, A., Quenea, K., Alexis, M., Derenne, S. 2016. Molecular fate of root and shoot litter on incorporation and decomposition in earthworm casts. *Organic Geochemistry*, 101, 1–10.
106. Vidal, A., Quenea, K., Alexis, M., Nguyen Tu, T. T., Mathieu, J., Vaury, V., Derenne, S. 2017. Fate of ¹³C labelled root and shoot residues in soil and anecic earthworm casts: A mesocosm experiment. *Geoderma*, 285, 9–18.
107. von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57, 426–445.
108. Walela, C., Daniel, H., Wilson, B., Lockwood, P., Cowie, A., Harden, S. 2014. The initial lignin:nitrogen ratio of litter from above and below ground source strongly and negatively influenced decay rates of slowly decomposing litter carbon pools. *Soil Biology and Biochemistry*, 77, 268–275.
109. Whitebread, A. M., Lefroy, R. D. B., and Blair, G. J. 1998. A survey of the impact of cropping on soil physical and chemical properties in north-western New South Wales. *Aust. J. Soil Res*, 36, 669–681.
110. Weber, J. 1997. *Properties of humic substances*. Wroclaw University of Environmental and Life Sciences. Retrieved 26.02.2010 from: <http://www.ar.wroc.pl/~weber/kwasy2.htm>
111. Yesilonis, I., Szlavczk, K., Pouyat, R., Whigham, D., Xia, L. 2016. Historical land use and stand age effects on forest soil properties in the Mid-Atlantic US. *Forest Ecology and Management*, 370, 83–92.
112. Zaiets, O., Poch, R. M. 2016. Micromorphology of organic matter and humus in Mediterranean. *Geoderma*, 272, 83–92.

113. Zak, D. R., Grigal, D. F., Gleeson, S., and Tilman, D. 1990. Carbon and nitrogen cycling during old-field succession: constraints on plant and microbial biomass. *Biogeochemistry*, 11, 111–129.
114. Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J. F. Sartori, G., De Waal, R., Van Delft, B., Graefe, U., Cools, N., Katzensteiner K., Hager, H., Englisch, M. 2011a. A European morpho-functional classification of humus forms. *Geoderma*, 164, 138–145.
115. Zanella, A., Jabiol, B., Ponge, J. F., Sartori, G., De Waal, R., Van Delft, B., Graefe, U., Cools, N., Katzensteiner K., Hager, H., et al. 2011b. *European humus forms reference base*.
116. Zālītis, P., Jansons, J. 2013. *Latvijas meža tipoloģija un tās sākotne*. Daugavpils: DU Akadēmiskais apgāds “Saulē”, 167 lpp.
117. Zavarzina, A. G., Demin, V. V., Nifant'eva, T. I., Shkinev, V. M., Danilova, T. V., Spivakov, B. Ya. 2002. Extraction of humic acids and their fractions in poly(ethylene glycol)-based aqueous biphasic systems. *Analytica Chimica Acta*, 452, 95–103.
118. Zdruli, P., Jones, R. J. A. and Montanarella L. 2004. Organic Matter in the Soils of Southern Europe. *European Soil Bureau research Report*, 15, 17 pp.
119. Zech, W., Kogel-Knabner, I. 1994. Patterns and Regulation of Organic Matter Transformation in Soils: Litter Decomposition and Humification. In: Schulze, E. D. (Ed.), *Flux control in Biological Systems: From Enzymes to Populations*. Academic Press, pp. 303–334.
120. Zemkopības ministrija. 2015. Meža un saistīto nozaru attīstības pamatnostādnes 2015.–2020. gadam. Informatīvā daļa. Rīga. Retrieved 26.05.2016 from: https://www.zm.gov.lv/public/ck/files/ZM/mezhi/meza%20pamatnostadnes/Pamatnostadnes_2015_2020.pdf.