

**Rekomendācijas dabai tuvākām meža apsaimniekošanas
metodēm priežu mežos**

***Recommendations for more nature-friendly pine forest
management techniques***

Jānis Donis (red.)

Salaspils, 2025



VPP
Valsts pētījumu
programma



Projekts Nr. VPP-ZM-VRIILA-2024/2-0002 “Inovācijas meža
apsaimniekošanā un koksnes apstrādes pievienotās vērtības ķēdē
Latvijas izaugsmei: jauni pakalpojumi, produkti, tehnoloģijas
Forest4LV”

Saturs

Ievads	3
1. Eiropas Komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”	4
1.1. Vispārējās Eiropas Komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”	4
1.2. Vadlīnijas boreālajiem mežiem.....	7
1.3. Vadlīnijas mežiem kontinentālajā reģionā	8
2. Rekomendācijas apsaimniekošanai ar dabai tuvākām metodēm priežu mežos	10
2.1. Konceptuālais ietvars	10
2.1.1. Koku sugu ekoloģiskās īpašības	10
2.1.2. Mežu tipu grupēšana pēc tajos potenciāli dominējošā dabiskā traucējuma tipa....	12
2.1.3. Meža apsaimniekošanas pieejas.....	13
2.1.4. Mežkopības sistēmu klasifikācija	16
2.2. Rekomendācijas mežos priežu mežos.....	17
2.2.1. Esošais normatīvais regulējums (vispārējās prasības)	17
2.2.2. Esošais normatīvais regulējums aizsargjoslās	19
2.2.3. Eiropas Komisijas rīku kaste	23
2.2.4. Dabas daudzveidības aizsardzība.....	25
2.2.5. Rekomendācijas priežu mežaudžu apsaimniekošanai dažādos meža tipos	32
2.2.6. Dabai tuvākas mežsaimniecības ietekmes izvērtējums, balstoties uz meža inventarizācijas datiem.....	35
Nobeiguma jautājumi	37
Izmantotās un ieteicamās literatūras saraksts	38

Ievads

“Dabai tuvāka mežsaimniecība” ir relatīvi jauns termins un tam vispārpieņemtas definīcijas vēl nav. “Jaunajā Eiropas mežu stratēģijā 2030. gadam” rakstīts, ka “Tā (dabai tuvāka mežsaimniecība) tiecas panākt daudzfunkcionālus mežus, apvienojot biodaudzveidību (arī stādītos mežos), oglekļa uzkrājuma saglabāšanu un ar kokmateriāliem saistītus ieņēmumus”. Pirmo reizi “Dabai tuvāka mežsaimniecība aprakstīta Eiropas meža institūta (EFI) publikācijā “Closer to Nature Forest Management...” (Larsen et al., 2022), kurā definēts, ka “dabai tuvāka mežu apsaimniekošana kā visaptverošs "ietvars", kas aptver visus paņēmienus un terminoloģijas, kas ilgtspējīgas mežu apsaimniekošanas (SFM) aizsegā atbalsta bioloģisko daudzveidību, noturību un pielāgošanos klimata izmaiņām apsaimniekotos mežos un mežainās ainavās. Rekomendējošās vadlīnijas dabai tuvākai mežsaimniecībai ir izveidojusi arī Eiropas Komisija.

Latvijā meža meža ekosistēmas aizņem vairāk nekā pusi no sauszemes teritorijas. Aptuveni puse no mežiem pieder gandrīz 110 tūkst. privātpersonām un 7 tūkst. juridiskajām personām, savukārt otra puse mežu pieder sabiedrībai (pašvaldībām, valstij). 61 tūkst. īpašniekiem katram īpašumā ir mazāk nekā 5 ha meža. Valsts un pašvaldību, kā arī lielāko juridisko personu īpašumos strādā meža un citu nozaru speciālisti, savukārt, nelielo meža īpašumu īpašniekiem, nav interese par mežsaimniecību kā uzņēmējdarbību, tomēr arī šie mežu īpašnieki var sniegt savu ieguldījumu dabai tuvākas mežsaimniecības ieviešanai savos īpašumos, gadījumā, ja tiek plānota koksnes ieguve savā īpašumā. Nelielo un fragmentēto mežu īpašniekiem ir arī ierobežotas iespējas plānojot savu mežu apsaimniekošanu ņemt vērā ainavas kontekstu, tādēļ šīs rekomendācijas drīzāk ir attiecināmas un atsevišķas audzes apsaimniekošanu – mežkopības sistēmas un apsaimniekošanas intensitātes izvēli.

Meža apsaimniekošanā virkni lēmumu var pieņemt meža īpašnieks/ apsaimniekotājs, tomēr daudzējādā ziņā to ietekmē / ierobežo klimatiskie, augsnes apstākļi, vietas apstākļi, koku sugu ekoloģiskās īpašības, kā arī dažādu normatīvu (likumu, MK noteikumu, dabas aizsardzības plānu, teritorijas attīstības plānu u.c.) prasības. Pieņemot lēmumu par meža apsaimniekošanu, it īpaši lielāku meža īpašumu īpašniekam vai apsaimniekotājam vajadzētu uzdot sev jautājumus:

- Kāds(-i) ir meža apsaimniekošanas mērķis(-i) dažādos telpas (nogabals, īpašums, īpašumi) un laika mērogos (īstermiņa, tuvākās gadu, un ilgtermiņā)?
- Kā mērīt/novērtēt mērķa (-u) sasniegšanas pakāpi?
- Vai plānotā darbība un tās izpildes veids un laiks veicina/netraucē mērķa(-u) sasniegšanu?
- Vai mērķi/vajadzības saskan ar iespējām?

Šo rekomendāciju mērķis ir sniegt ieskatu par Latvijā veikto pētījumu rezultātiem un zināšanām, kas uzkrātas izvērtējot mežsaimniecības praksi priežu mežu apsaimniekošanā. Sākotnēji tiks dots īss apraksts Eiropas komisijas dabai tuvākās mežsaimniecības vadlīnijām (I nodaļa), ieteikumi priežu mežu apsaimniekošanai dažādos meža tipos un apsaimniekošanas ierobežojumu ietvarā (II nodaļa).

1. Eiropas Komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”

1.1. Vispārējās Eiropas Komisijas “Dabai tuvākas mežsaimniecības vadlīnijas”

Eiropas komisija ir izveidojusi ES vadlīnijas dabai tuvākai meža apsaimniekošanai (27.7.2023.) (Guidelines on Closer-to-Nature Forest Management SWD(2023) 284 final). Vadlīniju mērķis ir veicināt bioloģiskajai daudzveidībai draudzīgu un adaptīvu meža apsaimniekošanu kā daļu no vispārēja ietvara dabai tuvākai meža pārvaldībai (common framework for closer-to-nature forest management) un tām ir ieteikuma raksturs. **Vadlīnijas paredzētas mežu, kuriem ir komerciāla nozīme** koksnes un nekoksnes meža produktu ieguvei, apsaimniekošanai.

Dabai tuvākas meža apsaimniekošanas koncepts atšķiras starp dažādiem ES reģioniem. ZA Eiropā – dabisko traucējumu atdarināšana un dabisko struktūru (atmirusī koksne dzīvotnes utt.) saglabāšana;

C&A Eiropā `Pro Silva` pieeja, bet R-Eiropā - nepārtraukta meža klāja (CCF) pieeja.

Dalībvalstīs jau tiek izmantotas virkne mežkopības aktivitātes un rīki, kas veicina DTMS. Tie iekļauj (i) atsevišķu koku grupu cirti; (ii) dabisko atjaunošanos; (iii) sugu mistrojumu; (iv) ‘audzes’ (t.i., koku grupas) veidošanu no dažāda vecuma kokiem; (v) vietējo koku sugu izmantošana; (vi) dabisko meža biotopu saglabāšana; (vii) veco koku un ar tiem saistīto dzīvotņu saglabāšana; (viii) brīvprātīgi aizsargātu platību atstāšana dabiskai attīstībai; (ix) atmirušās koksnes saglabāšana; (x) mitro biotopu atjaunošana; un (xi) atteikšanās no pesticīdu izmantošanas.

Ir divas savstarpēji pārklājošās pieejas meža apsaimniekošanā, lai nodrošinātu mežu multifunkcionalitāti un bioloģiskās daudzveidības aizsardzību vai atjaunošanu. Pirmā pieeja ir segregācija, t.i., veidojot speciālas bioloģiskajai daudzveidībai paredzētas teritorijas, bet otra pieeja ir integrētā pieeja, kurā bioloģiskās daudzveidības aizsardzības elementus iekļauj ražojošo mežu apsaimniekošanā.

Dabai tuvākas meža apsaimniekošanas (DTMA) principi pēc EK ieteikuma ir:

- mācīties no dabas procesiem un ļaut tiem attīstīties;
- saglabāt meža struktūru un «raksta» neviendabīgumu un kompleksitāti;
- meža funkciju integrēšana dažādos telpiskos mērogos;
- izmantojot dažādas mežkopības sistēmas, kuru pamatā ir reģiona dabiskie traucējumi;
- kokmateriālu ieguve ar zemas ietekmes metodēm, vienlīdz lielu uzmanību pievēršot tam, kas tiek saglabāts mežā un kas tiek aizvākts, tādējādi saglabājot biotopus, meža augsni un meža mikroklimatu.

Kā galvenie dabai tuvākai meža apsaimniekošanai mērķi ieteikti: (i) palielināt strukturālo kompleksitāti un (ii) veicināt meža dabisko dinamiku. Strukturālā kompleksitāte DTMA ietver jauktu (dažādas sugas) un dimensijās dažādu mežu (caurmērs, augstums, vecums un sugas); biezāku un mazāk biezu meža daļu sajaukuma veidošanu, kas balstīts uz dabisku meža mistrojuma un struktūru daudzveidību atkarībā no meža tipa un tā attīstības fāzēm. Dabiskās meža dinamikas veicināšana ietver regulāras, zemas intensitātes intervences, ar nolūku palielināt dzīvotņu kompleksitāti.

EK apkopojusi dažādu mežsaimniecības prakšu izvērtējumu:

- **Dabai tuva meža apsaimniekošana.** Tās nolūks ir optimizēt meža ekosistēmu uzturēšanu, aizsardzību un izmantošanu tādā veidā, lai ekoloģiskās un socioekonomiskās funkcijas ir ilgtspējīgas un peļņu nesošas. Tā balstīta uz individuāla koka izlases cirtēm vai nelielu koku grupu ($< 0,2$ ha) cirtēm, lai veidotu dažādu sugu audžu “mozaīku”.
- **Integrētā meža apsaimniekošana.** Tās nozīme dažādu ekosistēmu pakalpojumu nodrošināšanu vienā meža ainavā.
- **Nepārtraukta klāja mežsaimniecība.** Tā uztur meža struktūras heterogenitāti audzē, periodiski cērtot individuālus kokus vai to grupas. Vienlaidus cirtes tiek ierobežotas līdz $0,25$ ha, lai nodrošinātu meža vides saglabāšanos.
- **Triādes apsaimniekošana.** Tā tiek dēvēta arī par kombinēto mērķu mežsaimniecību, mežu sadalot sektoros ar dažādiem apsaimniekošanas intensitātes līmeņiem ainavā (aizsargātas platības, platības ar intensīvu meža apsaimniekošanas sistēmām, kā arī daļu atstājot dabai tuvai meža apsaimniešanai vai nepārtraukta meža klāja apsaimniekošanai).
- **Saglabāšanas mežsaimniecība.** Tās ietvaros vienvecuma un vienlaidus ciršu sistēmās tiek saglabātas bioloģiskajai daudzveidībai nozīmīgas struktūras.
- **Agromežsaimniecība.** Tā kombinē koku audzēšanu un lauksaimniecību vienā un tajā pašā zemes vienībā.

Saimniecisko darbību “rīku kaste” (EK ieteiktā):

- **Izmantot pēc iespējas koku dabisko atjaunošanos.** Meža atjaunošana var tikt izmantota papildus dabiskajai atjaunošanai, ja ir samazināta ģenētiskā daudzveidībā agrākās atjaunošanas dēļ; kad dabiskā atjaunošanās nav sekmīga; kad nepieciešama asistētā migrācija; vai, kad nepieciešams atjaunot sugu citu dabas aizsardzības apsvērumu dēļ. EK iesaka izvairīties no plašas augsnes manipulācijas (skarifikācijas) vai hidroloģijas manipulācijas (grāvju rakšana un ceļu būve).
- **Nodrošināt “cieņpilnus” mežizstrādes apstākļus.** Izvēlēties daļēju audzes nociršanu (atsevišķu koku ciršanu, grupu izlases cirtes vai grupu cirtes (atvērumi $0,2$ – $0,5$ ha), atdarinot dabisko traucējumu rakstu, jāsaglabā buferzonas gar ūdeņiem (iesaka 30 m platas), saglabājamās struktūras (piem., ekoloģiskie koki), kā arī jāizvairās koku ciršanas putnu ligzdošanas periodā utt.).
- **Minimizēt citas saimnieciskās intervences** (meža mēslošanu, kalķošanu vai bioloģisko pesticīdu lietošanu var veikt tikai minimālos apjomos, lai uzlabotu koku veselību, ja nav citu iespēju). EK uzskatā sakņu trupi un egļu astoņzobu mizgrauža izplatību egļu audzēs var ierobežot veidojot mistrotas, dažādvecuma audzes. Aktuālās atmirušās koksnes apjoms nosakāms ņemot vērā ugunsdrošības un drošības (rekreācijas) apsektus, pēc iespējas izvairoties no sanitārajām cirtēm.
- **Aizsargāt un atjaunot meža augsnes un ūdens ekosistēmas.** Aršana un augsnes apstrāde veicama pēc iespējas mazāk. Būtu jāizvairās no piekrastes mežu veģetācijas novākušas.
- **Optimizēt atmirušās koksnes saglabāšanu.** Lai saglabātu bioloģisko daudzveidību Centrāleiropā iesaka veidot audžu tīklu ar atmirušās koksnes

daudzumu vairāk nekā 20 m³ ha⁻¹, nekā visās audzēs saglabāt mazāku vidējo atmirušās koksnes daudzumu.

- **Platību atstāšana dabiskai attīstībai** (set aside). Tiek ieteikts atstāt savai attīstībai dabiskos meža biotopus, upes, meža dīķus un kūdras purvus, kā arī veidot pārejas joslas starp dažādām ekosistēmām. Brīvai attīstībai atstājamas audzes, kas lielākas par 2 ha, un kurās ir vai var izveidoties liels daudzums dažādās sadalīšanās pakāpes atmirums saproksīlo sugu atbalstam. 10 ha un lielākas platības saglabājamās koku ar mikrodzīvotnēm saglabāšanai, bet dzeņu (*Dendrocopus minor*) saglabāšanai 40 ha lapu koku fragmenti 200 ha platībā.
- **Specifisku sugu aizsardzība uz vietas.**
- **Nagaiņu (pārnadžu) apsaimniekošana atbilstoši vietas ekoloģiskajai ietilpībai.** Tiek piedāvātas divas darbības – veidot īslaicīgu koku aizsardzību (žogi, individuāla koku aizsardzība), kā arī dzīvnieku skaita regulēšana.
- **Mēroga pieejas izmantošana.** Jāizvērtē atsevišķu koku, koku grupa, mežaudze (mežaudze EK izpratnē daži ha vai vairāki ha liela) ekoloģiskā, ekonomiskā nozīmē, veidojot audžu iekšējo daudzveidību. Līdzīgi strukturālā daudzveidība veidojama arī ainavas līmenī.

Ekonomiskā dzīvotspēja kā dabai tuvākas meža apsaimniekošanas virzītājspēks

Virkne EK rīcībā esoši pētījumi, liecina, ka dabai tuvāka meža apsaimniekošana var būt finansiāli peļņu nesošāka nekā intensīvi apsaimniekotu mežu. Tas tiek panākts samazinot riskus, samazinot operacionālos apsaimniekošanas izdevumus (ierobežojot augšes gatavošanas, stādīšanas, papildināšanas un kopšanas pasākumus). Veicot pakāpeniskās vai izlases cirtes, izvēloties kokus, kuri sasnieguši finansiālo gatavumu. EK piedāvā atmirušās koksnes palielināšanas stratēģiju, kad tiek izvesti no meža tikai vērtīgākie sortimenti, pārējo daļu atstājot mežā kā atmirušo koksni.

Pāreja uz dabai tuvāku meža apsaimniekošanu visbiežāk sākās vienvecuma tīraudzi. Ir aprēķināts, ka optimālais vecums, lai pārietu no vienvecuma apsaimniekošanas uz dažādvecuma izlases cirti, lielākajai daļai mežu veidu ir aptuveni 55 gadi, ja ir pamats sagaidīt sekmīgu dabisko atjaunošanos. EK uzskatā dabai tuvāka meža apsaimniekošana var kompensēt ieņēmumu zudumus no koksnes pārdošanas, ar ieņēmumiem no nekoksnes produktiem – medus, sēnēm, savvaļas dzīvnieku gaļas, kā arī maksājumu par ekosistēmu pakalpojumiem shēmām par ūdensattīrīšanu, oglekļa piesaisti vai rekreācijas iespēju nodrošināšanu.

Meža biodaudzveidības kartēšana un monitorings

Kā atskaites punkts biodaudzveidības novērtēšanai tiek piedāvāts izmantot saglabājušos primāros un vecos mežus (old growth). Bioloģiskajai daudzveidībai “labas mežsaimniecības prakses” piemēri audzes un meža īpašuma līmenī:

- Saglabātā veģetācija un lieli koki cirsmās, saglabātā atmirusī koksne, meža apsaimniekošanas prakšu un stratēģiju daudzveidība starp audzēm un audžu iekšienē;
- Dzīvotņu struktūru saglabāšana specifiskām sugām;
- Dabisko traucējumu režīms kā paraugs ciršanas aktivitātēm;

- Dabiskās atjaunošanas izmantošana;
- Mistrotu audžu izveide;
- Atmatā atstātas (set aside) platības saimnieciskajos mežos;
- Vietējo sugu izmantošana;
- Primāro un veco mežu u.c. jutīgo zemju un ūdensdzīvotņu, kā arī sugu aizsardzība;
- Ceļu infrastruktūras plānošana;
- Invazīvo sugu kontrole startējīgā;
- Pārnadžu bojājumu kontrole;
- Biomasas atlieku ekstensīva apsaimniekošana.

Savukārt labas prakses piemēri meža ainavas līmenī:

- Izveidot jaunas, dažādvecuma, mistrotas plantācijas kā izplatīšanās salas;
- Cirsmu telpiskā plānošana ainavas līmenī;
- Piekrastes koridoru uzturēšana.

Pārejas uz dabai tuvāku meža apsaimniekošanu plānošana

Dabai tuvāka meža apsaimniekošanai jābūt kā daļai no meža apsaimniekošanas plāna. Īpašs izaicinājums ir plānošana ainavas līmenī, it īpaši teritorijās ar sadrumstalotu īpašumu struktūru.

Adaptīvā apsaimniekošana un noturība pret klimata pārmaiņām

Dabai tuvāka meža apsaimniekošana tiek balstīta uz novērojumiem un detālu plānošanu, lai saimnieciskās darbības nodrošinātu arī bioloģisko daudzveidību un noturību pret klimata pārmaiņām. EK iesaka paturēt prātā, ka šodienas biogeogrāfiskie reģionu robežas virzās uz ziemeļiem, tādējādi izmainot arī veģetāciju. Šeit nozīme ir arī vietējo sugu potenciāli pielāgoto provenienču izmantošanai.

Meža ugunsgrēki

EK vadlīnijas iesaka pievērst uzmanību augsnes aizsardzībai pēc ugunsgrēkiem. Mērķtiecīga dedzināšana izcirtumos tiek uzskatīta par nevēlamu praksi, tāpat arī sanitārās cirtes pēc ugunsgrēkiem.

1.2. Vadlīnijas boreālajiem mežiem

Boreālais reģions Eiropas Savienībā ir Zviedrijā, Somijā, Igaunijā, Latvijā un Lietuvā. Tiek uzskatīts, ka dabai tuvāka meža apsaimniekošana būtu jābalsta uz dabisko traucējumu imitāciju. Dabiskais traucējumu veidi boreālajos mežos atbilstoši vadlīnijām ir:

- sukcesiju dinamika (Stand replacing);
- kohortu dinamika (Cohort);

- atvērumu dinamika (Patch > 200 m²);
- pašizrobošanās dinamika (Gap < 200 m²).

Kā dabai tuvākas meža apsaimniekošanas prakse tiek ieteikta:

- Dabiskā atjaunošanās, ja nesekmīgi, papildināšana, stādīt izņēmuma gadījumos.
- Priekšroka vietējām sugām.
- Ierobežota pesticīdu lietošana (izņemot celmu apstrādi pret sakņu trupi vai to izmantošana ārkārtas gadījumos).
- Ierobežota mēslošana, pieļaujama tikai, lai novērstu barības vielu disbalanci, vietās, kurās tai nav negatīva ilgtermiņa ietekme uz biodaudzveidību.
- Auglīgos un meža tipos ar pārlietu mitrumu izmantot nepārtraukta meža klāja mežsaimniecību (CCF) metodes.
- Sausos un nabadzīgos meža tipos “saglabāšanas mežsaimniecība” ar mērķtiecīgu dedzināšanu (retention forestry with prescribed burning).
- Saglabāt vismaz 5–10% no sākotnējās krājas (atsevišķi koki vai grupas) vēlams 15% (10–80 m³ ha⁻¹), vidēji 20–30 m³ ha⁻¹, nepieciešamības gadījumā veidot atmirušo koksni.
- Saglabāt pietiekami platas buferzonas gar ūdeņiem.
- Augsnes gatavošana izņēmuma gadījumos, lai sasniegtu pietiekamu atjaunošanos.
- Jaunaudžu kopšanā un kopšanas cirtēs saglabāt sugu mistrojumu.
- Pakāpeniskās un grupu izlases cirtes gaismas prasīgu sugu atjaunošanās nodrošināšanai.
- Augstas bioloģiskās vērtības dzīvotņu saglabāšana (dabisko mežu biotopi, retu sugu dzīvotnes), nodrošinot to funkcionālu savienojamību.
- Aizsardzība pret pārnadžu bojājumiem vai pārnadžu skaita samazināšana, līdzsvarojot ekonomiskās un ekoloģiskās intereses.
- Ainavas līmeņa plānošana biodaudzveidības un kultūras vērtību aizsardzībai, meža heterogenitātes palielināšanai, ņemot vērā sugu atkarību no liela mēroga ainavas raksta un procesiem. Ainavas līmenī jāņem vērā atšķirības vides struktūras (piem., vecie koki, atmirusi koksne), meža ceļu u.c. infrastruktūras ietekme, mežsaimniecības aktivitātes telpā un laikā, retu un aizsargājamo sugu izvietojums un daudzums, lielāku meža ainavu savienojamība, laiveicinātu sugu izplatību.

1.3. Vadlīnijas mežiem kontinentālajā reģionā

Kontinentālais reģions iekļauj lielāko daļu no Francijas (rietumos) līdz pat Polijai austrumos, no Itālijas dienvidos līdz pat Zviedrijas dienviddaļai.

Šajā reģionā kā viens no galvenajiem DTMA ieviešanas pasākumiem tiek uzskatīta paļaušanās uz dabisko atjaunošanos. Vietās, kur tā nav iespējama, piem., pieaugušo koku nepietiekama veselīguma, mežsaimnieciskās kvalitātes dēļ, tiek pieļauta papildus stādīšana (enrichment planting), papildināšana vai atjaunošana stādot vai sējot. Līdzīgi arī vietās, kur zemeszemes konkurences vai zemsegas dēļ nav sagaidāma sekmīga dabiskā atjaunošanās, tiek

pieļauta atropogēna atjaunošana. Tāpat var izmantot arī kombinēto atjaunošanu, kad papildus dabiskai atjaunošanai piestāda piemērotas proveniences kokus vai citu vietai adaptētu koku sugu kokus, lai veicātu t.s. asistēto migrāciju un pielāgošanos klimata izmaiņām.

Otrs svarīgs aspekts DTMA ir dažādvecuma mežkopības sistēmu izmantošanu – dažādu veidu izlases cirtes, pakāpeniskās cirtes. Tajā pašā laikā pieļaujamas arī t.s. saglabāšanas sistēmas (variable retention systems), lai nodrošinātu gaismas prasīgo koku sugu (apse, bērzs, priede, ozols u.c.) atjaunošanos u.c. gaismas prasīgu sugu saglabāšanu, kuriem ir svarīgas arī saglabātās stuktūras (lielu dimensiju dzīvi koki). Lai nodrošinātu audžu strukturālo un koku sugu daudzveidību, cirtes apjoma regulēšanai var tikt izmantots “līdzsvara caurmēru sadalījuma” koncepts, kas ļautu saglabāt attiecīgās koku sugas vainagu klājuma demogrāfiskās stabilitātes kontinuitāti telpā un laikā relatīvi nelielā 5–30 ha platības vienībā.

Attiecībā uz augsnes sagatavošanu, ja to veic, tiek ieteikts veikt veidā, kas ietekmē relatīvi nelielu augsnes platību (vagās vai laukumīšos). DTMA ieteikta arī joslās gar ūdeņiem, kā arī, lai veicinātu ūdens saglabāšanos augsnē.

Atmirušās koksnes saglabāšana nodrošināma apjomos, kas ir pietiekams bioloģiskās daudzveidības uzturēšanai, vienlaikus līdzsvarojot to ar ugunsgrēku un kukaiņu masveida savairošanās risku, kā arī drošības apsvērumiem.

Kontinentālajā reģionā ir vērojams pārmērīgi liela pārnadžu populācija, kas negatīvi ietekmē meža attīstību, tādēļ nepieciešami pasākumi gan koku aizsardzībai, gan arī populācijas lieluma regulēšanai ar medībām.

2. Rekomendācijas apsaimniekošanai ar dabai tuvākām metodēm priežu mežos

2.1. Konceptuālais ietvars

Par pamatu rekomendāciju izstrādē izmantoti 4 rādītāji:

1. Koku sugu ekoloģiskās un bioloģiskās īpašības;
2. Mežu tipu grupēšana pēc tajos potenciāli dominējošā dabiskā traucējuma tipa;
3. Meža apsaimniekošanas pieeju klasifikācija intensitātes grupās;
4. Mežkopības sistēmu klasifikācija.

2.1.1. Koku sugu ekoloģiskās īpašības

Konkrētās sugas ekoloģisko nišu lielā mērā nosaka tās ontogēnētisko un ekoloģisko rādītāju amplitūdu, tādēļ izveidota Latvijā priežu mežos sastopamo saimnieciski nozīmīgāko mežus veidojošo koku sugu ekoloģisko un ontogēnētisko rādītāju apokopojoša tabula (skat. 2.1. tabulu). Šī informācija būtu izmantojama par pamatu mežkopības sistēmas izvēlē dažādos meža tipos.

2.1. tabula. Latvijā priežu mežos sastopamo mežsaimnieciski nozīmīgāko koku sugu ontogēnētiskie un ekoloģiskie parametri

N.p.k.	Sugas	Priede	Egle	Kārpainais bērzs	Pūkainais bērzs	Apse	Ozols
1	D _{max} (cm)	145	120	135	100	100	325
2	H _{max} (m)	46	40	30	30	40	40
3	A _{max} (gadi)	500	300	150	120	180	500
4	Koksnes blīvums (kg m ⁻³)	490	430	610	610	450	650
5	Koksnes izturība pret trupi	Vidēja	Zema	Zema	Zema	Ļoti zema	Augsta
6	1000 sēklu svars (grami)	5,9	6,1	0.11	0.12	0,1	3000
7	Sēklu gadu biežums (gadi)	2–3 ¹	3–5 ¹	1–2 ¹	2–3	1–2	4–7 ¹
8	Reproduktīvā vecuma sākums (gadi)	20–25	40–60	20–25	30	10–30	50–60
9	Sēklu dīgspējas klase	1	1	1	1	1	2
10	Gaisma	7,2	5,6	7,2	7,3	6,7	6,9
11	Salncietība	augsta	ļoti zema	augsta	augsta	augsta	zema
12	Temperatūra	-	3,4	5	4,2	5,2	-
13	Kontinentalitāte	7	6	-	-	5	6
14	Mitrums ⁴	1–9	5–7	1–7	7–9	5	5–7
15	Augsnes skābums ⁴	2,0	4,2	3,4	2,9	4,8	x
16	Veģetatīvā vairošanās ⁶	nav	nav	celma atvases (līdz 30–40 g.)	celma atvases (līdz 30–40g)	celma atvases (līdz 20g), sakņu atvases	celma atvases (līdz 100g) ¹

N.p.k.	Sugas	Priede	Egle	Kārpainais bērzs	Pūkainais bērzs	Apse	Ozols
17	Sēklu nobiršana ²	marts(3.)–jūnijs(1.)	februāris(3.)–jūnijs	jūlijs(3.)–augusts(2.)	septembris–oktobris	maijs(3.)–jūnijs(2.)	pēc pirmajām rudens salnām
18	Vēja izturība ⁵	izturīgs	neizturīgs	izturīgs	izturīgs	neizturīgs ²	izturīgs
19	Gaismas prasīgums pieaugušiem kokiem ⁵	izteikti gaismasprasīgs (saulmīlis)	izteikti ēncietīgs	izteikti gaismas prasīgs	vidēji gaismas prasīgs	gaismasprasīga	gaismas prasīgs
20	Kaitēkļi ⁵	vidēji izturīgs ¹	neizturīgs ^{5;1}	samērā izturīgs ^{5;1}	samērā izturīgs ^{5;1}	daudz	bieži bojā
21	Slimības ⁵	bieži slimo	neizturīgs	samērā izturīgs ⁵	samērā izturīgs ⁵	daudz	bieži slimo
22	Pārnadži ⁵	ļoti bieži apkož dzinumus, plēš mizu ⁵	bieži plēš mizu ⁵	reti bojā	reti bojā	ļoti bieži apkož dzinumus, plēš mizu	bieži apkož dzinumus, plēš mizu
23	Trupe ⁵	reti	ļoti bieži	veciem kokiem ¹	n/i	ļoti bieži	n/i
24	Atzarošanās mežaudzē ⁵	labi	n/i	labi	n/i	labi	n/i
25	Labi aug ¹	vislabāk valgās irdenās smilts augsnēs	vieglī skābās smilšaina māla augsnēs	irdenās vienmērīgi mitrās, trūda bagātās augsnēs	vidēji mitrās, irdenās, trūdainās mālaines smilts un smilšmāla augsnēs	svaigās trūdvielām bagātās smilšmāla un mālsmilts un morēnu māla augsnēs	auglīgās trūdvielām bagātās, karbonātus saturošās augsnēs
26	Sēklu izplatīšanās veids	ar vēju	ar vēju	ar vēju	ar vēju	ar vēju	dzīvnieki
27	Sēklu optimālais izplatīšanās attālums no meža sienas ⁶	40–50 m	40–50 m	200 m	200 m	150 m	zem koka vainaga

Paskaidrojumi:

D_{max} – maksimālais diametrs 1,3 metru augstumā.

H_{max} – maksimālais augstums.

A_{max} – maksimālais vecums.

Koksnes izturība pret trupi: 1 – zema; 5 – augsta.

Sēklu dīgspējas klase: 1 – sēklas spēj dīgt tūlīt pēc nonākšanas piemērotā substrātā; 2 – sēklu dīgšana aizkavēta, tā notiek sekojošajā veģetācijas periodā; 3 – sēklu dīgšana var notikt tikai pēc ilgāka perioda.

Gaisma – paaugas sastopamība attiecībā pret relatīvo gaismas intensitāti laikā, kad lapukoki ir ar pilnu lapotni: 1 – aug pilnā ēnā, relatīvā gaismas intensitāte var būt mazāka par 1%, bet retos gadījumos vairāk nekā 30%; 2 – starp 1 un 3; 3 – aug ēnā, parasti gaismas intensitāte zem 5%, bet var augt arī gaišākās vietās; 4 – starp 3 un 5; 5 – aug pusēnā, reti pilnā apgaismojumā, bet parasti vietās ar vismaz 10% relatīvo gaismas intensitāti; 6 – starp 5 un 7; 7 – parasti aug labi apgaismotā vietā, bet sastopams arī daļējā ēnā; 8 – gaismasprasīgs koks, reti sastopams vietās ar relatīvo gaismas intensitāti zem 40%; 9 – aug pilnā apgaismojumā, sastopams parasti ar sauli apspīdētās vietās, reti sastopams vietās, kur relatīvā gaismas intensitāte zem 50%.

Salncietība – izturība pret vēlajām pavasara salnām (1 – augsta; 5 – zema).

Temperatūra – 1–2 – auksts klimats; 3–4 – vēss klimats; 5–6 – mēreni silts klimats; 7–8 – silts klimats; 9 – ļoti silts klimats.

Kontinentalitāte – sastopamība diapazonā no Atlantijas okeāna piekrastes līdz Eirāzijas iekšienei, vērtējot pēc temperatūras svārstībām: 1 – ekstrēmi okeānisks; 2 – okeānisks; 3 – starp 2 un 4; 4 – subokeānisks; 5 – no vāji subokeāniska līdz vāji subkontinentālam; 6 – subkontinentāls; 7 – starp 6 un 8; 8 – kontinentāls; 9 – ekstrēmi kontinentāls.

Sausumizturība: 1 – augsta; 5 – zema.

Mitrums – sastopamība sākot no sausām, seklu augšņu veidotām akmeņainām nogāzēm līdz purvainām augsnēm (1–9), kā arī no sekla līdz dziļam ūdenim (10–12): 1 – ļoti sausas vietās, kas ik pa laikam pilnīgi izžūst; 3 – aug sauss vietās, bet nav sastopami blīvās augsnes; 5 – aug uz valgām augsnēm, visbiežāk uz svaigām vidēji blīvām augsnēm; 7 – aug uz blīvām vai mitrām (ne slapjām) augsnēm; 9 – aug uz slapjām augsnēm, visbiežāk uz ūdeni saturošām, slikti aerētām augsnēm; 10 – aug pārplūstošās vietās, bet ne ilgstoši pārplūstošās; 11 – auga saknes atrodas zem ūdens, bet vismaz uz laiku tiek atsegtas; 12 – zemūdens augs, pilnīgi vai gandrīz pilnīgi zem ūdens; 1 – ļoti sauss; 2–3 – sauss; 4–5 – valgs; 6–7 – mitrs; 8–9 – slapjš (var būt pārmitrs); 11–12 – ūdens.

Slāpekļa daudzums augsnē – sastopamība atkarība no pieejamā slāpekļa daudzuma. Pieejamo slāpekļa daudzumu var izmantot arī kā kopējo barības vielu pieejamības raksturotāju: 1 – aug uz ļoti ar slāpekli nabadzīgām augsnēm; 3 – aug uz ar slāpekli nabadzīgām augsnēm; 5 – aug uz vidēji ar slāpekli bagātām augsnēm; 7 – parasti aug uz ar slāpekli bagātām augsnēm; 9 – aug uz ar slāpekli ļoti bagātām augsnēm.

Augsnes skābums – sastopamība attiecībā pret augsnes skābumu un kaļķa daudzumu augsnē: 1 – ļoti skābās augsnēs, nav sastopami uz vāji skābām vai bāziskām augsnēm; 3 – aug uz skābām augsnēm, bet retos gadījumos arī uz augsnēm ar neitrālu reakciju; 5 – aug uz vidēji skābām augsnēm, tikai atsevišķos gadījumos var augt uz ļoti skābām vai neitrālām līdz bāziskām augsnēm; 7 – aug uz vāji skābām līdz vāji bāziskām augsnēm, nav sastopams uz ļoti bāziskām augsnēm; 9 – aug uz bāziskām kaļķainām augsnēm.

P.S. Augsnes auglība ir tās spēja apmierināt koku prasības pēc ūdens, barības vielām un vides reakcijas, kā arī uzkrāt un nodrošināt audzi ar visiem tās augšanas faktoriem optimālās attiecībās nepārtraukti visā veģetācijas periodā (Mežals, 1980). Auglīga augsne spēj nodrošināt netraucētu augu elpošanu, gāzu apmaiņu un likvidēt augiem kaitīgās vielas.

2.1.2. Mežu tipu grupēšana pēc tajos potenciāli dominējošā dabiskā traucējuma tipa

Meža tipu sadalījums pa edafiskajām rindām un trofiskuma grupām (Laiviņš, 1997) un iespējamais dabiskā traucējuma režīms (Angelstam et al., 2005) dots 2.1. attēlā. Dabiskā traucējuma režīms ir attiecināms tikai uz maz izmainītiem meža tipiem, jo meliorētie meža tipi (āreņi un kūdreņi) pēc savas būtības ir jaunās ekosistēmas (novel ecosystems), kuras sniedz virkni ekosistēmu pakalpojumu atšķirīgi no “dabiskākām”, tādēļ būtu jāpieņem lēmums par atgriešanu “tuvāk dabai” un vai nu attiecināt to traucējuma režīmu, kāds ir bijis pirms meliorācijas, vai arī tas vairāk ir pielīdzināms sausieņu mežu dabiskā traucējuma režīmam.

Kohortu dinamika – nozīmē, ka audzē sastopami dažādu, relatīvi skaidri atšķiramu paaudžu koki, kas izauguši pēc mēreni smagiem (severity) dabiskajiem traucējumiem. Latvijas teritorijā priežu audzēs smagāku traucējumu gadījumā var notikt arī atvērums dinamika (atvērums dažādu lielumu, bet lielāki par 200 m²) sasniedzot vairākus tūkst. m². Sukcesiju dinamika parasti notiek pēc augsta smaguma dabiskajiem traucējumiem, kuru rezultātā iet bojā lielākā daļa no audzes kokiem, tomēr var saglabāties atsevišķi koki vai to grupas. Pašizrobošanās dinamikas gadījumā audzē pēc dabiskajiem traucējumiem veidojas nelieli robi (gap) mazāki par 200 m². Jānorāda, ka dažādi dabiskie traucējumi konkrētajā nogabalā var pārklāties, tādēļ audžu traucējumu dinamika var ietvert vairākus traucējumu veidus, kopumā sukcesiju dinamika uzskatāma par retāk notiekošo salīdzinot ar atvērums un pašizrobošanās dinamiku.

	Oligotrofs		Mezotrofs		Eitrofs	
Sausieņi	Sl	Mr	Ln	Dm	Vr	Gr Platlapji
Slapjaini	Gs	Mrs	Dms		Vrs	Grs Egle
Purvaini	Pv		Nd	Db Egle	Lk Alkšņi, Oši	

Kohortu dinamika

Sukcesija

Pašizrobošanās

2.1. attēls. Iespējamais dominējošais traucējuma režīms dažādos meža tipos.

2.1.3. Meža apsaimniekošanas pieejas

Par pamatu izmantota Duncker et al. (2012) ieteiktā meža apsaimniekošanas pieeju klasifikācija 5 intensitātes grupās pēc 12 svarīgāko lēmumu pieņemšanas (2.2. tabula).

Meža apsaimniekošanas pieejas pamatprincips				
Intensitātes skala				
Pasīva	Zema	Vidēja	Augsta	Intensīva
Neapsaimniekota meža saglabāšana (reserve)	Dabai tuva mežsaimniecība (Close-to-nature forestry)	Daudzmērķu mežsaimniecība (Combined objective forestry)	Intensīva vienāda vecuma mežsaimniecība	Īsas rotācijas mežsaimniecība

Mežaudzes vai to daļas (koku grupas) tiek iedalītas “attīstības fāzes” pēc to augstuma un caurmēra:

Atjaunošanās (I), ($h < 2-3$ m);

Jauns (II), < 7 cm DBH;

Vidējs (III), no 7 cm DBH līdz augstums sasniedz lielāko daļu no maksimuma atbilstošajā vietā.

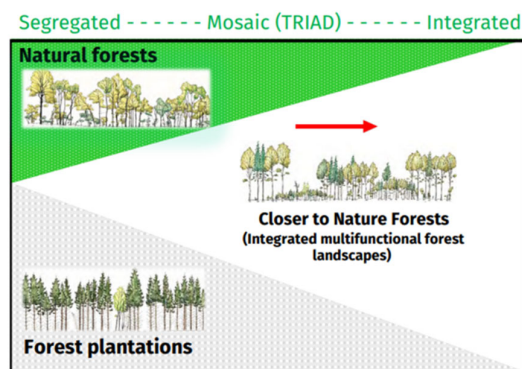
Pieaudzis (IV) – augstuma pieaugums samazināts, bet caurmēra pieaugums turpinās līdz iestājas koku novecošana un atmiršana.

2.2. tabula. Meža apsaimniekošanas pieejas pamatprincipi un lēmumi
(pēc Duncker et al., 2012)

Lēmums (decision)	Intensitātes skala				
	Pasīva Neapsaimniekota meža dabas saglabāšana (reserve)	Zema Dabai tuva mežsaimniecība (Close-to-nature forestry)	Vidēja Daudzmērķu mežsaimniecība (Combined objective forestry)	Augsta Intensīva vienāda vecuma mežsaimniecība	Intensīva Īsas rotācijas mežsaimniecība
1. Koku sugu sastāva dabiskums	Tikai potenciāli dabiskai veģetācijai raksturīgās sugas	Dabiskas vai vietai piemērotas sugas	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai	Jebkuras sugas (Ne invazīvas)
2. Koku uzlabošana	Nē	Nav ģenētiski modificēti vai iegūti no stādu audzētavām	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām vai ģenētiskās modifikācijas ceļā
3. Atjaunošanas veids	Dabiska atjaunošanās/ dabiska sukcesija	Dabiska atjaunošanās (stādīšana, lai bagātinātu vai mainītu koku sugu sastāvu)	Dabiska atjaunošanās un stādīšana	Dabiska atjaunošanās un stādīšana	Stādīšana un no atvasājiem (coppice)
4. Sukcesijas elementi	Ir	Ir	Īslaicīgi	Nav	Nav
5. Mašīnu operācijas	Nav	Ekstensīvi	Vidēji	Intensīvi	Visintensīvāk
6. Augšnes sagatavošana (soil cultivation)	Nē	Nē (tikai, lai ierosinātu dabisku atjaunošanos)	Iespējama (galvenokārt, lai veicinātu dabisko atjaunošanos)	Iespējama	Jā
7. Mēslošana/kaļķošana	Nē	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Iespējama	Jā
8. Ķīmisko līdzekļu pielietošana	Nē	Nē	Iespējama kā galējais variants	Iespējama	Iespējama
9. Dabas aizsardzības iekļaušana	Augsta	Augsta	Augsta	Vidēja	Zema
10. Koku aizvākšana	Nē	Tikai stumbra cietās daļas (solid volume)	Stumbra un vainaga (cietās daļas)	Līdz pat visam kokam	Līdz pat visam kokam
11. Noslēguma ražas ieguves (final harvest) sistēma	Nav	Atdarīna dabiskus traucējumus. Izlases cirte (Single Stem Selection). Grupu izlases cirte (Group selection)	Visi iespējami. Joslu pakāpeniskā cirte (Strip shelterwood). Grupveida pakāpeniskā cirte (Group shelterwood).	Visi iespējami. Pārsvārā kailcirte (ar ilgu rotācijas periodu)	Visi iespējami. Atvasājs (coppice). Kailcirte (īsāks rotācijas periods)

Lēmums (decision)	Intensitātes skala				
	Pasīva Neapsaimniekota meža dabas saglabāšana (reserve)	Zema Dabai tuva mežsaimniecība (Close-to-nature forestry)	Vidēja Daudzmērķu mežsaimniecība (Combined objective forestry)	Augsta Intensīva vienāda vecuma mežsaimniecība	Intensīva Īsas rotācijas mežsaimniecība
		Neregulāra pakāpeniskā cirte (Irregular shelterwood)	Vienmērīga pakāpeniskā cirte (Uniform shelterwood). Vidulājs (coppice with standards)		
12. Briedums	Bez iejaukšanās	Ilgs rotācijas periods. \geq maksimālais vidējais gada pieauguma vecums (MAI) vai mērķa caurmērs (target diameter) atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Vidēja garuma rotācijas periods. Vecums aptuveni vienāds ar maksimālo vidējo gada pieauguma vecumu vai mērķa caurmērs atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Īss rotācijas periods. Vecums aptuveno vienāds ar maksimālo finansiālā atdeves vecumu (zema procentu likme) (financial return – low interest rate)	Visīsākais rotācijas periods. \leq maksimālais vidējais gada pieauguma vecumu vai vecums aptuveni vienāds ar maksimālās finansiālās atdeves vecumu (financial return – high interest rate)

Pie dabai tuvākām metodēm ir pieskaitāmas zemas un vidējas intensitātes meža apsaimniekošanas pieeja, zināmā mērā tai varētu pieskaitīt arī augstas intensitātes mežaudzes, ja tajās tiek saglabāti dabas daudzveidībai nozīmīgi elementi un struktūras. Šīs 3 klases atbilst arī t.s. Triādes meža ainavu klasifikācijai (2.2. attēls).



2.2. attēls. Triādes princips meža apsaimniekošanā. Ainavu segregācija un integrācija – kontinuuums (modificēts pēc Larsen, 2009). Termins “triāde” mežsaimniecībā attiecas uz ainavu apsaimniekošanas režīmu, kas sastāv no trim daļām: 1) intensīva plantāciju apsaimniekošana, 2) ekoloģiski meža rezervāti, un 3) mežu matrica, ko apsaimnieko vairākiem mērķiem, ievērojot ekoloģiskās mežsaimniecības principus (Larsen et al., 2022).

2.1.4. Mežkopības sistēmu klasifikācija

Latvijā nav tradicionāli izmantots jēdziens mežkopības sistēma, bet tiek runāts par meža izmantošanas veidiem (Skudra, 1985; Skudra, Dreimanis, 1993), lai arī meža atjaunošana formāli tiek sasaistīta ar galvenās cirtes veidu (Dreimanis, 2016).

Mežkopības sistēma ir plānotā saimniecisko pasākumu programma audzes dzīves laikā, lai sasniegtu audzes struktūras mērķus, balstot tos uz integrētiem resursu apsaimniekošanas mērķiem. Mežkopības sistēma ietver ražas ievākšanas, atjaunošanas un audzes, grupu vai atsevišķu koku kopšanas metožu fāzes. Tā ietver visas aktivitātes visā ciršanas cikla garumā (IUFRO, 2000). T.i., mežkopības sistēma ir attiecināma uz konkrētu audzi (nogabalu). Viens no veidiem kā var klasificēt mežkopības sistēmas ir pēc meža atjaunošanas veida.

Metjūss (Matthews (1989) citēts pēc Fujimori (2003)) Eiropas mežiem izveidojis sekojošu atjaunošanas veidu klasifikāciju:

Dižmežs:

- b) Cirte un atjaunošana (-ās) koncentrēta daļā no meža platības:
 - a. Kailcirte (clearcutting method);
 - b. Pakāpeniskā cirte (shelterwood method):
 - i. Vienmērīga metode (uniform method);
 - ii. Grupu metode (group method);
 - iii. Neregulāra metode (irregular shelterwood method);
 - iv. Joslu metode (stripe method);
 - v. Ķīļa metode (wedge method).
- c) Cirte un atjaunošana (-ās) sadalīta nepārtraukti visā platībā:
 - a. Izlases metode (selection method):
 - i. Divstāvu dižmežs (two-storied high forest);
 - ii. Dižmežs ar veco koku saglabāšanu (high forest with reserves).

Atvasāju sistēma:

- a) Atvasāji:
 - i. vienvecuma (coppice method);
 - ii. Atvasāju izlases cirte (coppice selection method);
- b) Vidulājs (coppice with standard).

Šajā sistēmā var izdalīt vairākus paņēmienus, izņemot kailciršu (vienlaidus atjaunošanas) sistēmu, kurā visus pieaugušos kokus nocērt vienā paņēmienā (parasti viena gada laikā). Šos atjaunošanas ciršu veidus, var modificēt saglabājot t.s. ekoloģiskos kokus vai to grupas.

2.2. Rekomendācijas mežos priežu mežos

2.2.1. Esošais normatīvais regulējums (vispārējās prasības)

Latvijas mežu apsaimniekošanu reglamentē “Meža likums” (2000) un uz tā pamata izdotie MK noteikumi. Strikti ņemot, Latvijā “mežu bez saimnieciskās darbības aprobežojumiem” nav, izņemot atsevišķi no meža esošu platību, kas atbilst meža definīcijai Meža likuma 1. panta 34. punkta izpratnē un ir mazāka par 0,5 hektāriem, kā arī zemi, ko aizņem esošu autoceļu zemes nodalījuma josla, dzelzceļa zemes nodalījuma josla, elektrisko tīklu un elektronisko sakaru tīklu gaisvadu līniju trase, gāzes vadu, naftas vadu trase, ūdensvadu trase un kapsēta, kā arī mākslīgas vai dabiskas izcelsmes koku rindu, kuras platums ir mazāks par 20 metriem.

Meža likums nosaka galvenās cirtes vecumu. Savukārt uz Meža likuma pamata Ministru kabinets izdevis noteikumus par koku ciršanu mežā, kuros nosaka:

- 1) galvenās cirtes un kopšanas cirtes kritērijus – mežaudzes minimālo un kritisko šķērslaukumu un galvenās cirtes caurmēru pēc valdošās koku sugas un bonitātes;
- 2) maksimālo kailcirtes platību;
- 3) neproduktīvas mežaudzes atzīšanas un ciršanas kārtību;
- 4) sauso, vēja gāzto, slimību inficēto, kaitēkļu invadēto vai citādi bojāto koku ciršanas kārtību;
- 5) cirsmu sagatavošanas kārtību un kailcirtes cirsmu izvietojanas nosacījumus;
- 6) dabas aizsardzības prasības koku ciršanai;
- 7) koku ciršanas kārtību ainavu cirtē;
- 8) koku ciršanas kārtību atmežošanas cirtē;
- 9) koku ciršanas kārtību izlases cirtē.

Uz Meža likuma pamata izdotie MK noteikumi reglamentē “Meža reproduktīvais materiāls” izmantošanu; “Meža atjaunošanu un ieaudzēšanu”; “Dabas aizsardzību mežā”. Ministru kabinets izdod meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumus, kuros nosaka:

- 1) meža atjaunošanas termiņu;
- 2) kārtību, kādā mežaudzi atzīst par atjaunotu vai ieaudzētu;
- 3) atjaunotās un ieaudzētās jaunaudzes kopšanas termiņu;

- 4) kārtību, kādā atjaunoto vai ieaudzēto jaunaudzi atzīst par koptu;
- 5) kārtību, kādā meža reproduktīvo materiālu izmanto meža atjaunošanā un ieaudzēšanā;
- 6) plantāciju meža ieaudzēšanas, reģistrēšanas, apsaimniekošanas un tā koku ciršanas kārtību.

Latvijā spēkā esošie normatīvie akti orientēti uz vienvecuma audžu apsaimniekošanu un reglamentē saimniecisko darbību atkarībā no I stāva valdošās koku sugas taksācijas rādītājiem (pēc vidējā augstuma nosaka minimālo un kritisko kokaudzes šķērslaukumu); pēc vidējā caurmēra – galvenās cirtes pieļaujamību, un tās vecuma – galvenās cirtes pieļaujamību.

Pēc meža tipa tiek noteikta maksimālā kailcirtes (vienlaidus atjaunošanas cirtes) platība. Noteikumi reglamentē kailciršu izvietojumu telpā (piesliešanās) un laikā (pēc cik gadiem drīkst veikt kailcirti blakus iepriekš nocirstai kailcirtei. Savukārt izlases cirtēm tiek reglamentēts maksimālais atvērums izlases cirtēs (0,2 ha).

Ja izlases cirtes izpildes laikā mežaudzes šķērslaukums ir vienāds ar kritisko šķērslaukumu vai lielāks par to, bet cirsmas daļās, kas nav lielākas par 0,2 hektāriem, šķērslaukums kļūst mazāks par kritisko šķērslaukumu (turpmāk – atvērums), izcirstos atvērumus neuzskata par kailcirti.

Izlases cirtes paņēmieni, ar kuru mežaudzes šķērslaukums tiek samazināts zem kritiskā šķērslaukuma, platībā, kura kopā ar šo noteikumu 18. punktā minētajām mežaudzēm pārsniedz noteikumu par koku ciršanu mežā 15. punktā minēto cirsmas platību, atļauts tad, kad cirmā zem mežaudzes vainagu klāja augošo meža tipam atbilstošās koku sugas koku skaits atbilst atjaunotas mežaudzes kritērijiem saskaņā ar normatīvajiem aktiem par meža atjaunošanu un to vidējais augstums sasniedzis lapu kokiem vismaz vienu metru, bet skuju kokiem vismaz 0,5 metrus.

Dabas aizsardzības prasības koku ciršanai

Cērtot kokus, saglabā šādus augošus kokus:

- ekoloģiskos kokus – augtspējīgus iepriekšējās paaudzes kokus – vai, ja tādu nav, – augtspējīgus kokus, kuru caurmērs ir lielāks par valdošās koku sugas koku vidējo caurmēru nogabalā, vispirms izvēloties ozolus, liepas, priedes, ošus, gobas, vīksnas, kļavas, melnalkšņus, apses un bērzus, kā arī kokus ar deguma rētām:
 - kailcirtē, ja mežaudze ir sasniegusi galvenās cirtes caurmēru, – vismaz **astoņus** ekoloģiskos kokus, rēķinot uz cirsmas hektāru;
 - pārējās cirmās – vismaz **piecus** ekoloģiskos kokus, rēķinot uz cirsmas hektāru;
 - kokus ar lielām (vairāk nekā 50 centimetru diametrā) putnu ligzdām, ja tādi ir, kā arī koku rindu un pamežu ap tiem;
 - dobumainus kokus, kuru dobuma diametrs ir lielāks par 10 centimetriem, ja tādi ir.

Cērtot sausus kokus, saglabā resnākos kritušus, nolauztus vai stāvošus sausus kokus, vispirms izvēloties tos, kuru diametrs 1,3 metru augstumā no sakņu kakla vai lūzuma vietā, ja tā ir zem 1,3 metru augstuma no sakņu kakla, ir lielāks par 50 centimetriem:

- kailcirtē, ja mežaudze ir sasniegusi galvenās cirtes caurmēru, – vismaz **10** šādus kokus, rēķinot uz cirsmas hektāru;
- pārējās cirmās – vismaz **četrus** šādus kokus, rēķinot uz cirsmas hektāru.

Cērtot kokus, saglabā visu apaugumu ap avotiem un avoksnājiem un mikroieplakās (reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu un raksturīgu veģetāciju).

Saglabā koku, pie kura ir izveidots skudru pūznis.

Galvenajā cirtē un kopšanas cirtē tādā apjomā, kas neapdraud darba drošību un ļauj nodrošināt meža atjaunošanu, saglabā mežābeles, kadiķus un citu vietējo sugu pameža kokus un krūmus.

Gravā (vismaz 15 metru dziļa un 10 metru plata ūdens erozijas veidota gultne, kuras nogāzes slīpums ir vismaz 30 grādu) un mežmalā (pārejas josla no meža uz lauksaimniecībā izmantojamo zemi, ūdenstilpi, purvu, lauci vai pārplūstošu klajumu (kuri lielāki par diviem hektāriem), kuras platums nav mazāks par pusi no pirmā stāva vidējā koka augstuma) saglabā daļēju apaugumu tādā apjomā, kas netraucē meža atjaunošanu, darba aizsardzības prasību ievērošanu, kā arī tūrisma objektu un atpūtas vietu ierīkošanu.

Par 30 gadiem vecākās skuju koku mežaudzēs ar lapu koku piemistrojumu kopšanas cirtē saglabā meža tipiem atbilstošu lapu koku sugu piemistrojumu vismaz piecu procentu apjomā no mežaudzes sastāva.

Kokmateriālus pieved tā, lai nebojātu avotaines, skudru pūžņu kolonijas, ģeomorfoloģiskos veidojumus, kritušus sausus kokus, kas resnāki par 50 centimetriem, un šo noteikumu 55. punktā minētos saglabājamus kokus. Ja, nešķērsojot saglabājamo kritušo sauso koku, treilēšanas ceļu nav iespējams izveidot, kritušo sauso koku saudzīgi pārvieto.

2.2.2. Esošais normatīvais regulējums aizsargjoslās

Atbilstoši Aizsargjoslu likumam (Attēlotā redakcija: 03.11.2022.–31.12.2023.).

Vides un dabas resursu aizsardzības aizsargjoslas

5. pants. Vides un dabas resursu aizsardzības aizsargjoslu uzdevumi un veidi

(1) Vides un dabas resursu aizsardzības aizsargjoslas tiek noteiktas ap objektiem un teritorijām, kas ir nozīmīgas no vides un dabas resursu aizsardzības un racionālas izmantošanas viedokļa. To galvenais uzdevums ir samazināt vai novērst antropogēnās negatīvās iedarbības ietekmi uz objektiem, kuriem noteiktas aizsargjoslas.

(2) Ir šādi vides un dabas resursu aizsardzības aizsargjoslu veidi:

- 1) Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjosla;
- 2) virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas;
- 3) aizsargjoslas (aizsardzības zonas) ap kultūras pieminekļiem;
- 4) aizsargjoslas ap ūdens ņemšanas vietām;
- 5) ...;
- 6) mežu aizsargjoslas ap pilsētām;
- 7) aizsargjoslas ap purviem.

6. pants. Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjosla

(1) Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjosla izveidota, lai samazinātu piesārņojuma ietekmi uz Baltijas jūru, saglabātu meža aizsargfunkcijas, novērstu erozijas procesu attīstību, aizsargātu piekrastes ainavas, nodrošinātu piekrastes dabas resursu, arī atpūtai un tūrismam nepieciešamo resursu un citu sabiedrībai nozīmīgu teritoriju saglabāšanu un aizsardzību, to līdzsvarotu un ilgstošu izmantošanu.

(2) Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjoslu iedala šādās joslās:

1) krasta kāpu aizsargjosla, kuras platums ir atkarīgs no kāpu zonas platuma, bet nav mazāks par 300 metriem sauszemes virzienā, skaitot no vietas, kur sākas dabiskā sauszemes veģetācija, izņemot šādus gadījumus:

a) ja pilsētās ir apstiprināts vietējās pašvaldības teritorijas plānojums, krasta kāpu aizsargjoslas platums tajās nav mazāks par 150 metriem, obligāti iekļaujot tajā īpaši aizsargājamus biotopus 300 metru platā joslā;

b) ja ciemu robežas ir apstiprinātas šā likuma 67. pantā paredzētajā kārtībā un noteiktas vietējās pašvaldības teritorijas plānojumā, krasta kāpu aizsargjoslas platums šajos ciemos nav mazāks par 150 metriem, obligāti iekļaujot tajā īpaši aizsargājamus biotopus 300 metru platā joslā, kā arī ņemot vērā vēsturisko apdzīvojuma struktūru.

2) jūras aizsargjosla, kas aptver pludmali un zemūdens šelfa daļu no vienlaidu dabiskās sauszemes veģetācijas sākuma līdz 10 metru izobatai;

3) ierobežotas saimnieciskās darbības josla līdz 5 kilometru platumā, kas tiek noteikta, ņemot vērā dabiskos apstākļus.

(3) Vietās, kur ir stāvs jūras pamatkrasts, aizsargjoslu platumu nosaka no pamatkrasta augšējās krants.

(4) Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjoslas noteikšanas, kā arī īpaši aizsargājamo biotopu iekļaušanas, izmaiņu un izslēgšanas metodikas projektu izstrādā Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija.

7. pants. Virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas

(1) Virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas nosaka ūdenstilpēm, ūdenstecēm un mākslīgiem ūdensobjektiem, lai samazinātu piesārņojuma negatīvo ietekmi uz ūdens ekosistēmām, novērstu erozijas procesu attīstību, ierobežotu saimniecisko darbību applūstošajās teritorijās, kā arī saglabātu apvidum raksturīgo ainavu. Ostu teritorijās virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas nosaka, lai ilgtspējīgas attīstības interesēs līdzsvarotu vides aizsardzības prasības un ostu ekonomisko attīstību, kā arī samazinātu piesārņojuma negatīvo ietekmi uz ūdens ekosistēmām un novērstu erozijas procesu attīstību.

(2) Minimālie virszemes ūdensobjektu aizsargjoslu platumi tiek noteikti:

1) lauku apvidos (neatkarīgi no zemes kategorijas un īpašuma):

a) Daugavai – ne mazāk kā 500 metrus plata josla katrā krastā,

b) Gaujai – no izteces līdz Lejasciemam ne mazāk kā 300 metrus plata josla katrā krastā,

c) Gaujai – no Lejasciema līdz ietekai jūrā ne mazāk kā 500 metrus plata josla katrā krastā,

d) Lielupei – ne mazāk kā 300 metrus plata josla katrā krastā,

e) Ventai – ne mazāk kā 300 metrus plata josla katrā krastā,

f) pārējām vairāk par 100 kilometriem garām ūdenstecēm – ne mazāk kā 300 metrus plata josla katrā krastā,

g) 25–100 kilometrus garām ūdenstecēm – ne mazāk kā 100 metrus plata josla katrā krastā,

h) 10–25 kilometrus garām ūdenstecēm – ne mazāk kā 50 metrus plata josla katrā krastā,

i) līdz 10 kilometriem garām ūdenstecēm – ne mazāk kā 10 metrus plata josla katrā krastā,

j) ūdenstilpēm, kuru platība ir lielāka par 1000 hektāriem, – ne mazāk kā 500 metrus plata josla,

k) 100–1000 hektārus lielām ūdenstilpēm – ne mazāk kā 300 metrus plata josla,

l) 25–100 hektārus lielām ūdenstilpēm – ne mazāk kā 100 metrus plata josla,

m) 10–25 hektārus lielām ūdenstilpēm – ne mazāk kā 50 metrus plata josla,

n) līdz 10 hektāriem lielām ūdenstilpēm – ne mazāk kā 10 metrus plata josla,

o) ūdenstilpei vai ūdenstecei ar applūstošo teritoriju – ne mazāk kā visas applūstošās teritorijas platumā līdz ūdens līmenim neatkarīgi no iepriekšējos apakšpunktos noteiktā minimālā aizsargjoslas platuma;

2) pilsētās un ciemos – teritoriju plānojumos:

a) ne mazāk kā 10 metrus plata josla gar virszemes ūdensobjekta krasta līniju, izņemot gadījumus, kad tas nav iespējams esošās apbūves dēļ,

b) gar ūdensobjektiem ar applūstošo teritoriju – visā tās platumā vai ne mazāk kā līdz esošai norobežojošai būvei (ceļa uzbērumam, aizsargdambim), ja aiz tās esošā teritorija neapplūst;

3) mākslīgam ūdensobjektam (izņemot tādām, kas kalpo ūdens novadīšanai no piegulošās teritorijas), kura platība ir lielāka par 0,1 hektāru, – teritorijas plānojumā, bet ne mazāk kā 10 metrus plata josla katrā krastā;

4) uz salām un pussalām – teritoriju plānojumos, bet ne mazāk kā 20 metrus plata josla.

(3) Aizsargjoslas platumu nosaka, ņemot vērā gada vidējo ūdens līmeni, bet, ja ir skaidri izteikts stāvs pamatkrasts, – no tā augšējās krants.

(4) Ja krastu veido vienlaidu dambis, aizsargjosla tiek noteikta līdz dambja ārējās nogāzes pakāpei, ja citos normatīvajos aktos nav noteikts citādi.

(5) Visi aizsargjoslas noteikumi attiecināmi arī uz teritoriju starp ūdens līmeni un vietu, no kuras mēra aizsargjoslas platumu.

(6) Virszemes ūdensobjektu aizsargjoslu noteikšanas metodikas projektu izstrādā Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija.

7.1. pants. Aizsargjoslas ap purviem

(1) Aizsargjoslas ap purviem tiek noteiktas, lai saglabātu bioloģisko daudzveidību un stabilizētu mitruma režīmu meža un purvu saskares (pārejas) zonā.

(2) Minimālie aizsargjoslu platumi ap purviem tiek noteikti:

1) 10 līdz 100 hektārus lielām platībām – 20 metru josla;

2) par 100 hektāriem lielākām platībām – 50 metru josla meža augšanas apstākļu tipos uz sausām, nosusinātām, slapjām minerālaugsnēm un nosusinātām kūdras augsnēm un vismaz 100 metru josla meža augšanas apstākļu tipos uz slapjām kūdras augsnēm.

8. pants. Aizsargjoslas (aizsardzības zonas) ap kultūras pieminekļiem

(1) Aizsargjoslas (aizsardzības zonas) ap kultūras pieminekļiem tiek noteiktas, lai nodrošinātu kultūras pieminekļu aizsardzību un saglabāšanu, kā arī samazinātu dažāda veida negatīvu ietekmi uz nekustamiem kultūras pieminekļiem.

(2) Metodikas projektu, pēc kuras nosaka aizsargjoslas (aizsardzības zonas) ap kultūras pieminekļiem, izstrādā Valsts kultūras pieminekļu aizsardzības inspekcija saskaņā ar kultūras

pieminekļu aizsardzību regulējošiem normatīvajiem aktiem. Ja aizsargjosla (aizsardzības zona) ap kultūras pieminekli nav noteikta īpaši, tās minimālais platums ir:

- 1) lauku apvidos – 500 metru;
- 2) pilsētās – 100 metru.

9. pants. Aizsargjoslas ap ūdens ņemšanas vietām

11. pants. Mežu aizsargjoslas ap pilsētām

(1) Mežu aizsargjoslas ap pilsētām tiek noteiktas, lai nodrošinātu pilsētu iedzīvotājiem atpūtai un veselības uzlabošanai nepieciešamos apstākļus, kā arī lai samazinātu vai kompensētu pilsētu negatīvo ietekmi uz vidi.

(2) Metodikas projektu, pēc kuras nosaka mežu aizsargjoslas ap pilsētām, izstrādā Zemkopības ministrija.

[...]

36. pants. Aprobežojumi Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjoslā

[...]

(4) Krasta kāpu aizsargjoslā papildus šā panta pirmajā, otrajā un trešajā daļā minētajam aizliegts:

1) veikt galveno cirti, izņemot koku ciršanu ārkārtas situācijas sekų likvidēšanai, kā arī vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu sekų likvidēšanai;

2 [...]

37. pants. Aprobežojumi virszemes ūdensobjektu aizsargjoslās

(1) Virszemes ūdensobjektu aizsargjoslās papildus šā likuma 35.pantā minētajam tiek noteikti šādi aprobežojumi:

[...]

3) aizliegts veikt kailcirtes 50 metrus platā joslā vai visā aizsargjoslas platumā, ja aizsargjosla ir šaurāka par 50 metriem, izņemot mežaudzē, kurā valdošā koku suga ir baltalksnis, koku ciršanu ārkārtas situāciju sekų likvidēšanai un vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu sekų likvidēšanai, kā arī palieņu pļavu atjaunošanai un apsaimniekošanai. Veicot kailcirti mežaudzē, kurā valdošā koku suga ir baltalksnis, ievēro šādus nosacījumus:

a) saglabā ozolus, liepas, vīksnas, gobas, kļavas, priedes, melnalkšņus, vītulus un mežābeles,

b) aizliegta koku ciršana nogāzēs, kuru slīpums pārsniedz 30 grādus,

c) aizliegta koku ciršana no 1. aprīļa līdz 30. jūnijam,

d) kailcirtes platība virszemes ūdens objekta aizsargjoslā nepārsniedz vienu hektāru,

e) atjaunojot mežaudzi, egļu īpatsvars nepārsniedz 80 procentus no kopējā icaugušo koku skaita; [...].

5) 10 metrus platā joslā papildus šīs daļas 1., 2., 3., 4. un 4.1. punktā minētajam aizliegts:

[...]

e) veikt galveno cirti, izņemot koku ciršanu ārkārtas situāciju sekų likvidēšanai, vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu sekų likvidēšanai, kā arī mežaudzē, kurā valdošā koku suga ir baltalksnis, [...]

h) veikt teritorijas atmežošanu, ja tā nav saistīta ar šā punkta “b” apakšpunktā minētajiem izņēmuma gadījumiem [“izņemot esošo būvju atjaunošanu; kultūras pieminekļu restaurāciju; transporta un elektronisko sakaru tīklu būvniecību, ūdensapgādes un kanalizācijas tīklu, ūdens ņemšanas ietaišu un maģistrālo cauruļvadu būvniecību, enerģijas pārvades un sadales būvju būvniecību; peldvietu, eliņu, laivu un motorizēto ūdens transportlīdzekļu piestātņu būvniecību; valsts meteoroloģisko un hidroloģisko novērojumu staciju un posteņu un citu stacionāru valsts nozīmes monitoringa punktu un posteņu būvniecību, kā arī krastu nostiprināšanu; ostu teritorijā esošo hidrotehnisko būvju, piestātņu, infrastruktūras, inženierkomunikācijas, kā arī citu ar ostu darbību saistītu būvju būvniecību; jahtu ostu un to darbības nodrošināšanai nepieciešamo būvju un infrastruktūras objektu būvniecību, kā arī šīs daļas 4. un 4.1. punktā minētajos gadījumos paredzēto teritorijas uzbēršanu”], [...]

41. pants. Aprobežojumi mežu aizsargjoslās ap pilsētām

Mežu aizsargjoslās ap pilsētām papildus šā likuma 35. pantā minētajam tiek noteikti šādi aprobežojumi:

1) aizliegts izvietot lopbarības, minerālmēslu, degvielas, eļļošanas materiālu, ķīmisko vielu un ķīmisko produktu, kokmateriālu un citu veidu materiālu un vielu glabātavas, izņemot šim nolūkam teritoriju plāņojumos vai lokālplāņojumos paredzētās vietas;

2) aizliegts ierīkot atkritumu apglabāšanas poligonus.

42. pants. Aprobežojumi aizsargjoslās gar autoceļiem un dzelzceļiem

(1) Aizsargjoslās gar autoceļiem un dzelzceļiem papildus šā likuma 35. pantā minētajam tiek noteikti šādi aprobežojumi:

1) lai nodrošinātu autoceļa pārredzamību un transportlīdzekļu satiksmes drošību, aizsargjoslās gar autoceļiem aizliegts:

a) 30 metru joslā no valsts autoceļa ass uz katru pusi cirst kokus, ja nav saņemts valsts akciju sabiedrības “Latvijas Valsts ceļi” rakstveida saskaņojums koku ciršanai. Atbilde uz saskaņojuma pieprasījumu sniedzama divu nedēļu laikā no saskaņojuma pieprasījuma iesniegšanas dienas,

b) ceļu zemes nodalījuma joslā ieaudzēt mežu, kā arī izvietot kokmateriālu krautuves, ja nav saņemts autoceļa īpašnieka rakstveida saskaņojums kokmateriālu izvietošanai. Atbilde uz saskaņojuma pieprasījumu sniedzama divu nedēļu laikā no saskaņojuma pieprasījuma iesniegšanas dienas, [...].

Attiecībā uz asistētās migrācijas nodrošināšanu, nepieciešami papildus pētījumi par to, kuras sugu, un kuru reģionu izcelsmes reproduktīvo materiālu ir lietderīgi pārvietot.

2.2.3. Eiropas Komijas rīku kaste

Izmantot pēc iespējas koku dabisko atjaunošanos

Šāda pieeja ir izmantojama, mežos, kuros definēta zema vai vidējās intensitātes meža apsaimniekošana. Tomēr mežos, kuros plānota augsta intensitātes vai īsas rotācijas mežsaimniecība, primāri paredz vietējā vai selekcionēta reproduktīvā materiāla sēšanu vai stādīšanu. Atsevišķos gadījumos, kad ir zināms, ka iepriekšējās kokaudzes atjaunošanā/ieaudzēšanā izmantots alohtona (neautohtona) – mežaudzes vai sēklu avota sākotnējās izcelsmes vieta ir citas ieguves apgabals), to vietā var stādīt autohtonu (mežaudze vai atsevišķi koki ir pastāvīgi atjaunojušies dabiskās atjaunošanās ceļā vai ir atjaunoti, sējot vai stādot no materiāla, kas ievākts no tiem pašiem atsevišķajiem kokiem vai tajā pašā mežaudzē,

vai tās tuvākajā apkaimē) vai vietējā ieguves apgabala reprodutīvo materiālu. Pētījumi Latvijā liecina, ka izlases ciršu gadījumā bez augsnes gatavošanas priežu audžu atjaunošanās var arī neizdoties vai tā ir būtiski kavēta (Zdors et al., 2017). Parastās priedes un parastās egles pirmās pakāpes sēklu plantācijas, kas ierīkotas ar neradniecīgiem vecāku kokiem, ģenētiskās daudzveidības zudums nav liela problēma, un mērens vecāku skaits ir spējīgs nodrošināt ģenētisko daudzveidību (Heuchel et al., 2022). Pat klonu plantācijas, ja tās ir rūpīgi plānotas un ir ierobežotā mērogā ainavā, neapdraud dabiskās vēja apputeksnētās sugas (Ingvarsson & Dahlberg, 2019). Homogēni augšanas apstākļi un intensīva, standartizēta mežsaimniecībā ir faktors, kas rada vienveidību klonu plantācijās un sekojoši samazina mežu dzīvotņu skaitu un ar to saistīto sugu daudzveidību. Tomēr negatīvo ietekmi uz daudzveidību var mazināt, veidojot mazas plantācijas (2–20 ha) un izvietojot šīs plantācijas starp citu sugu audzēm un audzēm ar citu apsaimniekošanas mērķi (Bradshaw et al., 2019).

Nodrošināt “cieņpilnus” mežizstrādes apstākļus

EK rekomendē izvēlēties daļēju audzes nociršanu (izvēloties atsevišķu koku ciršani vai grupu izlases vai grupu cirtes (atvērumi 0,2 līdz 0,5 ha), atdarinot dabisko traucējumu rakstu, saglabājot buferzonas, gar ūdeņiem (iesaka 30 m platas). Savukārt auglīgos un meža tipos ar pārlietu mitrumu, tiek ieteikts izmantot nepārtraukta klāja mežsaimniecības metodes, kas sakrīt arī ar Latvijā konstatēto dominējošo dabisko traucējumu dinamiku (atvērumu dinamiku), šajā gadījuma atvērumi varētu būt līdz 0,2 ha. Boreālajos mežos sausos un nabadzīgos meža tipos Skandināvijā tiek ieteikta saglabāšanas mežsaimniecība ar mērķtiecīgu dedzināšanu. Tātad, kā dabai tuvākas, būtu uzskatāmas arī vienlaidus cirtes, kurās tiek saglabāti ekoloģiskie koki (grupās). Ieteikts saglabāt vismaz 5–10% no sākotnējās krājas (atsevišķi koki vai grupas) vēlams 15% ($10\text{--}80\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$), vidēji $20\text{--}30\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$, nepieciešamības gadījumā veidot atmirušo koksni.

Dabisko traucējumu rezultātā atkarībā no dominējošā traucējuma tipa audzēs varētu veidoties dažāda lieluma un formas atvērumi. Meža tipos ar kohortu dinamiku atvērumu lielums no 0,2 līdz 0,5 ha varētu būt arī piemērots priežu atjaunošanai (atjaunošanās nodrošināšanai).

Saglabājamo ekoloģisko koku skaits būtu atkarīgs no konkrētās vietas apsaimniekošanas mērķa.

Minimizēt citas saimnieciskās intervences

Jau tagad Latvijā meža mēslošana, kaļķošana notiek visai minimālos apmēros. Attiecībā par astonezību mizgrauža ierobežošanu veidojot mistraudzes, ir atšķirīgi rezultāti – ir pētījumi, kas liecina, ka lapu koku piemistrojums samazina egļu bojājumu risku, savukārt citi norāda uz pretējo (Nordkvist et al., 2023). Taču dažādvecuma audzēs teorētiski vajadzētu būt atšķirībām, jo *Ips typographus* parasti invadē egles, kuru caurmērs krūšaugstumā pārsniedz 20 cm. Teorētiski atmirušās egles no *Ips typographus* izplatīšanās viedokļa vairs nav bīstamas, jo vabole invadē dzīvus kokus, taču atbilstoši EK vadlīnijām atmirušo koku saglabāšana jāvērtē kontekstā ar ugunsdrošību un rekreantu drošību, ja atmirušie koki atrodas teritorijā, kuros ir paaugstināta rekreācijas slodze.

Rekomendācijas paredz, ka jāizvairās no koku ciršanas putnu ligzdošanas laikā. Pašreiz normatīvie akti reglamentē jaunaudžu kopšanas laiku, taču par optimālu pārējo saimniecisko darbību laiku ierobežošanu, būtu nepieciešami papildus pētījumi.

Aizsargāt un atjaunot meža augsnes un ūdens ekosistēmas

EK iesaka izvairīties no plašas augsnes manipulācijas (skarifikācijas) vai hidroloģijas manipulācijas (grāvju rakšanas un ceļu būve). Mūsu pētījumi liecina, ka augsnes skarifikācija

priedes dabiskās atjaunošanās sekmes būtiski uzlabo gan izlases cirtēs, gan pakāpeniskajās, gan vienlaidus atjaunošanas cirtēs (Zdors & Donis, 2017; Donis et al., 2020). Augsnes skarifikācija, neskatoties uz EK vadlīnijās minētajiem trūkumiem, tomēr lielā mērā atdarina gan vidējas vai augstas intensitātes skrejuguns un zemdegas ugunsgrēkus (Donis et al., 2010), kuros ap kokiem organiskā kārtā var pat pilnībā sadegt līdz pat minerālajam slānim vai līdz gruntsūdens slānim. Līdzīgi arī vējgāžu gadījumā var relatīvi lielās platības var tikt atsegti zemākie augsnes horizonti (Krišāns et al., 2020). Tādēļ priežu audzēs auglīgākos meža tipos iesakām veikt augsnes sagatavošanu joslās, vai laukumīņos (pacilās).

Optimizēt atmirušās koksnes saglabāšanu

Ekokoku saglabāšana kā labai tuvākas mežsaimniecības pasākums Latvijā jau ieviests 1997. gadā. Normatīvi paredz saglabāt vismaz 5 ekoloģiskos kokus uz ha. LVM apsaimniekotajos mežos tiek saglabāti 10 koki uz ha. Ieteikumos par atmirušās koksnes saglabāšanu Centrāleiropā iesaka veidot audžu tīklu ar atmirušās koksnes daudzumu vairāk nekā $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, tā vietā, lai visās audzēs saglabātu mazāku vidējo atmirušās koksnes daudzumu. Līdzīgu pieeju ir apsvēršanas vērtā arī Latvijā, bet risināms jautājums par optimālo (efektīvāko) atmirušās koksnes telpisko izvietojumu. Šis jautājums būtu sasaistāms ar ieteikumiem, par dažāda lielumu platību atstāšanu dabiskai attīstībai (2, 10 un 40 ha). Līdzīgi priekšlikumi ir izteikti dažādu putnu sugu dabas aizsardzības plānu izstrādē, bet jautājums ir par šādu teritoriju izvietojumu ainavā, it īpaši, ja tajā ir vairāki (daudzi) meža īpašnieki.

Latvijas apstākļiem atbilstoši ir arī Larsena un kolēģu (Larsen et al., 2022) ieteiktie 7 labai tuvākas meža apsaimniekošanas principi:

1. Dzīvotņu koku (ekokoku), īpaši nozīmīgo dzīvotņu un atmirušās koksnes saglabāšana.
2. Vietējo sugu kā arī vietai pielāgotu ne-vietējo sugu veicināšana.
3. Koku dabiskās atjaunošanās veicināšana.
4. Daļējas cirtes un cirtes, kas veicina audzes strukturālo daudzveidību.
5. Koku sugu variēšana (jauktas audzes) un ģenētiskās daudzveidības veicināšana.
6. Izvairīšanās no intensīvām apsaimniekošanas darbībām.
7. Ainavas heterogenitātes un funkcionēšanas atbalstīšana.

2.2.4. Dabas daudzveidības aizsardzība

Pastāv visai daudzveidīga bioloģiskās daudzveidības interpretācija jeb definīcijas (Gustafsson, 2000). Plašāk pazīstama ir Riodežaneiro 1992. gada 5. jūnijā parakstītā Konvencijā par bioloģisko daudzveidību politiski akceptētā definīcija – bioloģiskā daudzveidība nozīmē dzīvo organismu formu dažādību visās vidēs, tai skaitā sauszemes, jūras un citās ūdens ekosistēmās un ekoloģiskajos kompleksos, kuru sastāvdaļas tās ir; tā ietver daudzveidību sugas ietvaros, starp sugām un starp ekosistēmām. Tādējādi tiek runāts par trīs līmeņiem. Zinātniskajā literatūrā tiek uzskaitīti arī citi veidi, piemēram, (Kimmins, 1997): (1) Ģenētiskā daudzveidība iekšsugas līmenī; (2) Vietējā jeb audzes līmeņa daudzveidība (saukta arī par alfa daudzveidību); (3) Vietējā ainavas līmeņa daudzveidība (saukta arī par beta daudzveidību); (4) Reģionālā daudzveidība (gamma daudzveidība); (5) Ekoloģiskā daudzveidība; (6) Temporālā daudzveidība. Noss (1990) raksta par (a) kompozicionālo, (b) strukturālo un (c) funkcionālo daudzveidību (1) ģenētiskajā, (2) sugu, populāciju, (3) augu sabiedrību, ekosistēmu un (4) ainavas līmeņos, t.i. 12 daudzveidības veidiem.

Sugu daudzveidību pilnībā novērtēt, šķiet, pat tehniski ir neiespējami, tādēļ tiek izvēlēti vienkāršoti indikatori – vērtējot atsevišķas organismu grupas (piem., vaskulārie augi, sūnas, ķērpji, putni utt.), vai izvēloties netiešas vērtēšanas metodes. Virkne pētījumu liecina, ka sarežģītākas kokaudzes struktūra nodrošina lielāku ekoloģisko nišu daudzveidību un sekojoši arī ekoloģisko ietilpību un sugu daudzveidību. Tādēļ kokaudzes vertikālā struktūra jeb koku sadalījums pa stāviem, vai koku sugu skaits ir daži no “surogātindikatoriem”, kas raksturo bioloģisko daudzveidību. Šī darba ietvaros mēs izmantojam tikai 2 līmeņu vērtējumu – audzes līmenī (alfa) un ainavas līmenī (beta).

Bieži vien vērtē ne tikai daudzveidību, bet arī dabiskumu jeb izmainītības pakāpi (Šaudytė et al., 2005; Reif & Walentowski, 2008; Laarmann et al., 2009; Brūmelis et al., 2011). Dabiskums tiek izvērtēts vai nu balstot uz 1) struktūru, 2) sugu kompozīciju, 3) procociem, vai arī kombinējot 1)–3) (Brūmelis et al., 2011).

Bioloģiskās daudzveidības aizsardzībai ūdensteču un ūdenstilpju, kā arī aizsargjoslām ap purviem vajadzētu būt platākām nekā joslām, kuru uzdevums ir novērst piesārņojuma nokļūšanu ūdensobjektos un atkarībā no sugu grupas var sasniegt vairākus desmitus vai pat simtus metrus (Semlitsch & Bodie, 2003).

2.2.4.1. Dabas daudzveidības saglabāšana audzes līmenī

Problēmas pamatnostādnes

I. Kokaudzes struktūra (stāvojuks)

Kokaudžu telpiskās struktūras raksturošanai izmanto vertikālā, horizontālā struktūru kā arī vecumstruktūru. Dažādvecuma mežā pēdējam rādītājam ir pastarpināta nozīme, jo dabiskos mežos iespējamās situācijas, kad pārstāvētas praktiski visa vecumgrupu koki, un to vecumu izvērtēšanai zūd jēga, tādēļ nozīmīgkas rādītājs ir diametru sadalījums. Piem., A. Zviedris savos pētījumos konstatējis, ka Latvijā egļu audzes pagājušā gadsimta pirmajā pusē praktiski visas uzskatāmas par dažādvecuma audzēm (Zviedris, 1949, 1960). Savukārt gaismas prasīgās mīksto lapu koku sugas B, A, Ba pamatā veido vienvecuma audzes, kas izveidojušās pēc lielāka mēroga dabiskiem vai antropogēnas izcelsmes traucējumiem.

Audzēs vertikālā struktūras raksturošanai iespējams izmantot koku sadalījums stāvos – I, II, III. Pie pirmā stāva pieskaitot lielākos audzes kokus, kuri veido vainagu klāju un kuru augstuma atšķirības nepārsniedz 20% no to vidējās vērtības. Pie otrā stāva var pieskaitīt kokus, kuru vidējais augstums ir mazāks par 20% no I stāva vidējā augstuma, bet pārsniedz ¼ no tā. Horizontālā struktūras raksturošanai iespējams izmantot atvērumu lielumu un skaita un dažādību raksturojošus rādītājus. Atbilstoši Formanam (Forman, 1995) par mazu logu (gap) uzskata tādu, kura diametrs ir mazāks par 5 m, par lielu atvērumu tādu, kura diametrs 20–30 m. Par atvērumu (opening) uzskata tādu, kura diametrs 60–140 m. Atbilstoši Latvijas praksei šādi atvērumi jau tiek uzskatīti par atsevišķu audzi. Dabiskos mežos atvērumi parasti veidojas pēc dabiskas koku atmiršanas vai kādiem traucējumiem, piemēram, ugunsgrēkiem vai vētrām, kā rezultātā mainās mikroklimatiskie apstākļi meža zemsedzē, proti, palielinās gaismas pieejamība un samazinās mitrums (Ritter et al., 2005; Feldmann et al., 2018). Meža atvērumus sākotnēji parasti kolonizē vairāk gaismas prasīgas lakstaugu sugas, kuras laika gaitā nomaina krūmi un koki līdz atvērums tiek atkal noslēgts (Grimme, 2006; Kucbel et al., 2010). Pēc atvērumu izveidošanas būtiski pieaug lakstaugu sugu bagātība, daudzveidība un kopējais segums, un šīs izmaiņas vēl aizvien saglabājas arī 11 gadus pēc atvērumu izveidošanas (De Grandpré et al., 2011). Atvērumu veidošana mežā palielina tur sastopamo ģenerālistu sugu skaitu, kas citādi nebūtu sastopamas mežos ar slēgtu vainagu, tādējādi būtiski bagātinot kopējo sugu daudzveidību mežā (Achury et al., 2023).

Izslases cirtes ar nepārtrauktu koku vainagu segumu nodrošina relatīvi stabilu mikroklimatu (Kovács et al., 2020), kas ir labi piemērots, lai dabiski atjaunotos ēncietīgās kokus sugas (Modrý et al., 2004). Savukārt izslases cirtēs koku izciršanas rezultātā izveidotie atvērumi ir labi piemēroti, lai dabiski atjaunotos gaismas prasīgās kokus sugas, tāpēc tajos palielinās proporcija, piemēram, kļavām un ošiem (Uhl et al., 2024). Tomēr, lai veicinātu gaismas prasīgo sugu atjaunošanos, atvērūmam ir jābūt divas reizes lielākam nekā tā tuvumā esošais garākais koks (Muscolo et al., 2014).

Atvērumi ir nozīmīgi arī dažādām kukaiņu sugām. Tā, piemēram, Mullally et al. (2019) pētījumā tika novērots, ka izlašu ciršu atvērumos sastopams atšķirīgs apputeksnētāju sugu sastāvs nekā meža daļās ar slēgtu vainagu, turklāt atvērumos tika konstatēta lielāka kopējā sugu daudzveidība. Pēc atvērumu izveidošanas vērojamas straujas izmaiņas blakšu sugu sastāvā, proti, pieaug atvērtiem biotopiem raksturīgo sugu skaits, turklāt palielinājās arī kopējā sugu bagātība un indivīdu skaits galvenokārt augēdājiem un ar lakstaugu stāvu saistītajām sugām (Achury et al., 2023).

Līdzīga sakarība novērota arī putniem – nelielu atvērumu izveidošana palielināja kopējo putnu sugu bagātību un sastopamību, būtiski pieauga sastopamība putnu sugām, kas saistītas ar meža malām, savukārt samazinājās sastopamība sugām, kas parasti sastopamas dziļāk mežā, tomēr šis samazinājums nebija statistiski būtisks (Forsman et al. 2010).

Kopumā strukturālā daudzveidība biotopā pozitīvi korelē ar sugu bagātību dažādās taksonomiskajās grupās (Honnay et al., 2003, Lassau et al., 2005). Somijā 1930. gadā uzsākts ilgtermiņa pētījuma parāda, ka meža apsaimniekošana, saglabājot dažāda vecuma kokus rezultējas strukturāli daudzveidīgos meža biotopos (Laiho et al., 2011), kā arī ir zināms, ka dažāda vecuma audzes labāk saglabā vēlāku sukcesionālo stadiju mežam raksturīgās īpašības un sugu sastāvu nekā vienāda vecuma mežaudzes (Koivula, 2002; Siira-Pietikäinen & Haimi, 2009; Joelsson et al., 2017). Tomēr Nolet et al. (2018) rakstā, apkopojot informāciju no 99 agrākiem pētījumiem, konstatēts, ka 23 no tiem dažādu vecumu mežos bija lielāka sugu bagātība nekā vienāda vecuma mežos, bet 16 pētījumos bija novērots pretējs efekts (Nolet et al., 2018). Savukārt Savilaakso et al. (2021) pārskata rakstā secināts, ka dažāda vecuma audzēs ir vairāk no meža biotopiem atkarīgās sugas nekā jaunās (mazāk par 80 gadiem) vienāda vecuma audzēs, turklāt dažāda vecuma audzēs sugu un indivīdu skaits ir līdzīgs kā dabiskos mežos. Atvērtiem biotopiem raksturīgo sugu skaits un to pārstāvošo indivīdu skaits bija lielāks vienāda vecuma audzēs, salīdzinot ar dažāda vecuma audzēm (Savilaakso et al., 2021).

Versluijs et al. (2020) pētījumā, salīdzinot putnu daudzveidību vienāda vecuma un dažāda vecuma mežaudzēs, netika novērotas būtiskas kopējās sugu bagātības atšķirības starp abiem apsaimniekošanas veidiem, bet bija sastopams atšķirīgs putnu sugu sastāvs. Piemēram, vienāda vecuma audzēs bija lielāka tālo migrantu, uz zemes ligzdojošo un ģenerālistu sugu bagātība.

II. Koku sugu kompozīcija (sugu skaits)

Oligotrofos (nabadzīgos) mežos parasti dominē viena koku suga, Latvijā lielākajā daļā gadījumu tā ir priele. Citas koku sugas nespēj veidot produktīvas kokaudzes, lai arī tās sastopamas nelielos apjomos piemistrojumā. Dažkārt egles ieviešanos šādos mežos uzskata par nevēlamu, jo tās apgrūtina gaismas prasīgo sugu izdzīvošanu. Mezotrofos (vidēji auglīgos) meža tipos – Ln, Dm – visbiežāk kokaudzes dabiskā veidā veidojas mistrotas un faktiski sugu sastāvs saimnieciskajos mežos tiek veidots atbilstoši konkrētā perioda laika mežsaimnieciskajām interesēm vai uzstādījumiem, piem., tīraudzes mistrotā mežā (Bušs, 1978, 1981). Savukārt mīksto lapu koku audzes visbiežāk ir vienvecuma mistrotas audzes, it īpaši mezotrofos meža tipos. Tomēr ar laiku tajās var veidoties egles otrais stāvs, kas var pēc tam arī

klūt par valdošo koku sugu pirmajā stāvā. Līdzīgi arī egļu meži, gan mezotrofie, gan eitrofie bez saimnieciskās darbības veidojas mistroti vai veidojas dažādvecuma egļu audze ar lapu koku piemistrojumu.

Cieto lapu koku meži (mezotrofie, eitrofie) visbiežāk ir mistroti, piem., ozolu tīraudzes Latvijā praktiski nav sastopamas.

Mežā esošo koku sastāvs ietekmē zemsedzē nonākošo gaismas daudzumu, augsnē pieejamo ūdens daudzumu un barības vielas, kas rezultātā ietekmē arī zemsedzes vaskulāro augu sugu daudzveidību (Barbier et al., 2008). Skujkoku mežos kopumā novērota mazāka zemsedzes vaskulāro augu daudzveidība nekā platlapju mežos (Barbier et al., 2008).

Zemsedzē nonākošais gaismas daudzums ir tieši atkarīgs no vainaga struktūras. Arī zem vainaga esošā gaisa temperatūra un mitrums ir atkarīgi no vainaga struktūras, īpaši no vainaga blīvuma (Sharpe et al., 1996), kas dažādām koka sugām ir atšķirīgs (Porte et al., 2004). Kā zināms, vaskulāro augu sugas atšķiras atkarībā no tām optimālā gaismas daudzuma (Ellenberg et al., 1974). Kopumā mežaudzēs ar blīvāku vainagu vērojams vaskulāro augu seguma samazinājums (Hedwall et al., 2019). Vainaga gaismas caurlaidība ir atkarīga no vairākiem koka sugai raksturīgiem parametriem, piemēram, lapu telpiskā izvietojuma (Horn, 1971; Planchais & Sinoquet 1998, cit. pēc Wei, 2014) un lapu izmēra (Barkman, 1992, cit. pēc Wei, 2014). Koku sugas ietekme uz zemsedzes vaskulāro augu daudzveidību saistāma arī ar augsnē esošā ūdens pieejamību, jo dažādu sugu koki nodrošina atšķirīgu zemsedzē nonākošo nokrišņu ūdens daudzumu (Barbier et al., 2009), atšķiras koka sakņu absorbētā ūdens daudzums (Barbier et al., 2008) un ūdens izvietojums koka līmenī, proti, uz stumbra un vainagā. Barbier et al. (2009) pārskata rakstā secināts, ka mūžzaļiem kokiem nokrišņu ūdens caurlaidība ir par 13,9% mazāka nekā lapkokiem. Dažādu sugu kokiem ir atšķirīgas sakņu sistēmas, piemēram, *Betula pendula* sakņu sistēma ir ekstensīvāka nekā *Picea abies* un *Pinus sylvestris*, kas liecina par lapkoku lielāku pieprasījumu pēc ūdens (Kalliokoski et al., 2008). *P. abies* audzēs lielāka vaskulāro augu sastopamība bija vērojama vietās ar vairāk *Betula* sp., kas skaidrots ar *Betula* sp. nokritušo lapu izraisīto kopējo nobiru pH pieaugumu un palielinātu barības vielu daudzumu augsnes virskārtā (Saetre et al., 1997).

Zināms, ka epifītisko sūnu un ķērpju sugu bagātība un sastāvs ir atkarīgs no koka sugas un audzes līmenī lielāka epifītu kopējā sugu bagātība ir mežos ar lielāku koku sugu daudzveidību (Király et al., 2013). Kopumā uz lapkokiem ir lielāks epifītu sugu skaits nekā uz skujkokiem. Gan koku sugu kopējā daudzveidība, gan konkrētu sugu klātbūtne ietekmē arī augsnē dzīvojošo organismu daudzumu un sugu bagātību, proti, lielāka augsnes faunas bagātība ir audzēs ar dažādu sugu kokiem (Korboulevsky et al., 2016).

III. Atmirusī koksne (sausokņu un kritalu saglabāšana)

Dabiskos un nosacīti dabiskos mežos atmirušās koksnes daudzums un kvalitāte mainās atkarībā no ekoloģiskās attīstības stadijas, kā arī dabisko traucējumu režīma. Tūlīt pēc lielāka mēroga dabiskajiem traucējumiem veidojas liela apjoma līdzīgas sadalīšanās stadijas mirusī koksne. Savukārt biotopos, kuru attīstību determinē pašizrobošanās, dabisko traucējumu režīms, parasti sastopami dažādu sadalīšanas stadiju mirusī koksne.

Priežu mežu dabiskais traucējums visbiežāk ir sukcesija pēc lielāka mēroga traucējumiem mezotrofos mežos, vai kohortu dinamika (viļņveida atjaunošanās atvērums pēc lielākiem traucējumiem) mazāk auglīgos mežos, bet purvā arī konstatēta arī pašizrobošanās dinamika (gap dynamics) (Brumelis et al., 2005).

Egļu mežos atkarībā no traucējuma (sukcesija, pašizrobošanās, vai kohortu dinamika) pēc ugunsgrēka vai mizgraužu savairošanās atmirusī koksne var veidots vai nu lielos apjoms līdzīgu sadalīšanās pakāpi vai nepārtraukti nelielos apjomos atmirstot kokiem.

Līdzīgi arī mīksto lapu koku mežos pēc liela mēroga traucējumiem rodas līdzīgas sadalīšanas stadijas kritalas un sausokņi. Būtiski atcerēties, ka dažādi tracējumi veidi var savstarpēji pārklāties, tādēļ iespējams visdažādākais atmirušās koksnes daudzums un to kvalitātes (sadalīšanās pakāpju skaits) arī nosacīti dabiskos mežos.

Aptuveni 25 līdz 30% no mežos dzīvojošajiem organismiem ir saistīti ar atmirušo koksni (Schmidt, 2006; Stokland et al., 2004, cit. pēc Müller & Bütler, 2010). Atmirušās koksnes uzkrāšanās meža ekosistēmās ir nozīmīga plašam organismu grupu klāstam, tostarp gan saproksilām, gan ne saproksilām sugām (Seibold et al., 2015). No saproksilām sugām atmirusī koksne ir nozīmīga koksnes sadalīšanās veicinošajām sēnēm (Marcot, 2017), saproksilajiem ķērpjiem un sūnām (Humphrey et al., 2002), lielai daļai no meža posmkājiem (Grove, 2002) un dobumos ligzdojošiem putniem (McComb & Lindenmayer, 1999, cit. pēc Seibold et al., 2015). Tostarp atmirušās koksnes klātbūtne ir noderīga arī tādiem ne saproksilīem organismiem kā dažādiem maza izmēra bezmugurkaulniekiem un mugurkaulniekiem, kuri izmanto atmirušo koksni kā patvēruma vai ligzdošanas vietu (Fauteux et al., 2012) vai organismiem, kuri izmanto atmirušo koksni kā relatīvi stabilu mitruma avotu un kā buferi pret ekstrēmām temperatūrām (Ulyshen et al., 2011). Turklāt, piemēram, kritalas var kļūt par nozīmīgu barības vielu avotu koku sēņiem un kritalu tuvumā augošajiem vaskulārajiem augiem (Čečko et al., 2015). Somijas dienvidu daļā veiktā pētījumā konstatēts, ka saproksilā vaboļu sugu skaits vecos (old-growth) parastās egles mežos ir ievērojami lielāks nekā apsaimniekotos mežos, savukārt ne saproksilā vaboļu sugu bagātība un sugu sastāvs šajās meža grupās nebija būtiski atšķirīgs (Martikainen et al., 2000), tātad, lai apsaimniekotos mežos saglabātu bioloģisko daudzveidību, kas līdzīgāka vecos mežos sastopamajai, liela nozīme ir tieši atmirušās koksnes esamībai.

Saglabājamais atmirušās koksnes apjoms

Mežaudzē esošais atmirušās koksnes apjoms tiek izmantots kā viens no bioloģiskās daudzveidības indikatoriem daudzviet Eiropā (Rondeux & Sanchez, 2010). Lielāks atmirušās koksnes apjoms varētu norādīt uz lielāku sugu bagātību un daudzveidīgāku sugu sabiedrību sastāvu, jo tas norāda uz lielāku kolonizācijai pieejamo atmirušās koksnes virsmas laukumu un resursu pieejamību (Bässler et al., 2010). Turklāt lielāks virsmas laukums ir saistīts arī ar lielāko pieejamo mikrobiotopu daudzveidību (Müller & Bütler, 2010), kas attiecīgi nodrošina piemērotu vidi lielākam skaitam organismu sugu (Hekkala et al., 2023).

Pētījumos parādās atšķirīgas vērtības par to, kāds atmirušās koksnes apjoms apsaimniekotos mežos ir pietiekams, lai nodrošinātu veiksmīgu epiksīlo sugu saglabāšanu. Konkrētas vērtības atšķiras atkarībā no skatītās organismu grupas, reģiona un biotopa veida (Müller & Bütler, 2010). Daļai visprasīgāko sugu nepieciešamais atmirušās koksnes apjoms ir tik liels, ka to sasniegt apsaimniekotos mežos būtu gandrīz neiespējami (Ranius & Fahrig, 2006). Apkopojot informāciju no dažādiem Eiropā veiktiem pētījumiem, kuros norādītas konkrētas saglabājamās atmirušās koksnes sliekšņa vērtības, kas ļautu saglabāt kādas noteiktas sugas sastopamību, sugu bagātību vai populācijas blīvumu, novērots, ka boreālajos mežos šīs sliekšņa vērtības variē no 10 līdz 70 m³ ha⁻¹ (Müller & Bütler, 2010). Turklāt visvairāk pētījumos bija norādīta sliekšņa vērtība robežās no 20 līdz 30 m³ ha⁻¹ (Müller & Bütler, 2010). Savukārt dabiskos boreālajos mežos (priežu un egļu dabas rezervātos) atmirušās koksnes apjoms sasniedz vidēji 60–120 m³ ha⁻¹ (Siitonen, 2001).

Kopējais atmirušās koksnes apjoms mežaudzē ir tikai viens no faktoriem, kas ietekmē ar atmirušo koksni saistīto organismu daudzveidību. Piemēram, metaanalīzē apkopojot informāciju no iepriekšējiem pētījumiem, secināts, ka kopējā saproksilā vaboļu un sēņu sugu bagātība ir būtiski saistīta ar kopējo atmirušās koksnes apjomu, tomēr šī korelācija ir tikai

vidēja, tāpēc atmirušās koksnes monitoringā noderīgi iekļaut arī tādus faktorus kā atmirušās koksnes veids (sausoknis, stumbeņi vai kritāla) un sadalīšanās pakāpe (Lassauce et al., 2011).

Ar atmirušo koksni saistīto bioloģisko daudzveidību ietekmējošie faktori

Ar atmirušo koksni saistīto organismu daudzveidība mežaudzē ir atkarīga no dažādiem faktoriem. Piemēram, konstatēts, ka lielākai sēņu sugu bagātībai nozīmīgāk par atmirušās koksnes kopējo apjomu ir atmirušās koksnes daudzveidība, proti, tās izmēru un sadalīšanās pakāpju dažādība, jo liela daļa sēņu sugas ir specifiskas konkrētam atmirušās koksnes veidam (Abrego & Salcedo, 2013). Novērojot sēņu daudzveidības izmaiņas desmit Eiropā bieži sastopamu koku sugu kritālām astoņu gadu garumā, tika konstatēts, ka no visām 128 analīzē iekļautajām sēņu sugām 41% deva priekšroku kādai konkrētai koka sugai un 34% sugu – kādam konkrētam sukcesijas gadam (Yang et al., 2021). Līdzīgi arī bezmugurkaulnieku sugu bagātība ir atkarīga no īpašas atmirušā koka sugas un sadalīšanās pakāpes kombinācijas (Andringa et al., 2019).

Pētījumā platlapju mežos Zviedrijā novērots, ka lielāka askomicēšu un bazīdijsēņu daudzveidība ir uz lielāka izmēra atmirušās koksnes ($d > 10$ cm), salīdzinot ar maza caurmēra koksni (1–10 cm) (Nordén et al., 2004). Tomēr 75% no visām konstatētajām askomicēšu sugām auga tikai uz maza izmēra atmirušās koksnes (bazīdijsēnes attiecīgi 30%) un tikai 2% sugu auga ekskluzīvi uz liela izmēra atmirušās koksnes (44% bazīdijsēņu sugu) (Nordén et al., 2004). Maza izmēra atmirušās koksnes nozīme uzsvēta arī Juutilainen et al. (2011) pētījumā, kurā tika konstatēts, ka, ja, uzskaitot sēņu daudzveidību uz atmirušās koksnes, tiek novērtēta tikai atmirusī koksne, kas ir vismaz 5 cm caurmērā, nevis visu izmēru atmirusī koksne, netiek uzskaitīti 24% no mežā esošajām atmirušās koksnes sēņu sugām, tostarp atmirusī koksne, kas mazāka par 5 cm caurmēru, bija piemērota arī vairākām retām sēņu sugām.

Saproksīlo sugu daudzveidību uz atmirušās koksnes ietekmē ne tikai koka suga, izmēri un sadalīšanās pakāpe, bet arī tas, kāds ir bijis konkrētā koka koksnes pieauguma ātrums (Runnel et al., 2021). Zināms, ka pieauguma temps ietekmē koksnes mehāniskās un bioķīmiskās īpašības, piemēram, daudzu sugu lēni augušie koki koksne ir blīvāka, ar biezākiem šūnapvalkiem un satur vairāk lignīna (Mäkinen et al., 2002; Novaes et al., 2010), un šīs īpašības kavē koksni noārdošo organismu attīstību (Stokland et al., 2012). Tā rezultātā šādiem atmirušiem kokiem ir mazāks to sadalīšanās ātrums, kas ir labvēlīgs faktors retu epiksīlo sugu attīstībai, jo ir pieejams ilgāks kolonizācijas laiks (Edman et al., 2006; Venugopal et al., 2016). Zviedrijā veiktajā pētījumā konstatēts, ka uz ātri augušiem parastās egles kokiem bija lielāka sēņu sugu bagātība gan viena koka līmenī, gan starp vairākiem analizētajiem kokiem (Runnel et al., 2021). Savukārt atsevišķas sēņu un vaboļu sugas bija vairāk sastopamas uz lēni augušas koksnes, tostarp uz šādiem kokiem bija vislielākais Sarkanajā grāmatā iekļauto sugu skaits, tātad mežos svarīgi saglabāt atmirušo koksni arī no lēni augušiem kokiem (Runnel et al., 2021).

Atmirušās koksnes sadalīšanās ātrums

Dabiskos mežos atmirušās koksnes apjomi samazinās ugunsgrēku rezultātā (Hyde et al., 2011), sadaloties sēņu, baktēriju un dzīvnieku darbības rezultātā un pāraugot ar zemsedzes veģetāciju (Löfroth et al., 2023). Ar uguni nesaistīts atmirušās koksnes sadalīšanās ātrums ir atšķirīgs atkarībā no klimata, vietas apstākļiem, koka sugas, atmirušās koksnes izmēra (Shorohova & Kapitsa, 2016) un koksni sadalošo organismu sugu sastāva (Bani et al., 2018). Turklāt koksnes sadalīšanās ātrums ir atkarīgs arī no vairākām ar koksni saistītām īpašībām, kā gadskārtu platuma, koksnes blīvuma un ķīmiskā sastāva, piemēram, sveķu satura (Venäläinen et al., 2003; Edman et al., 2006).

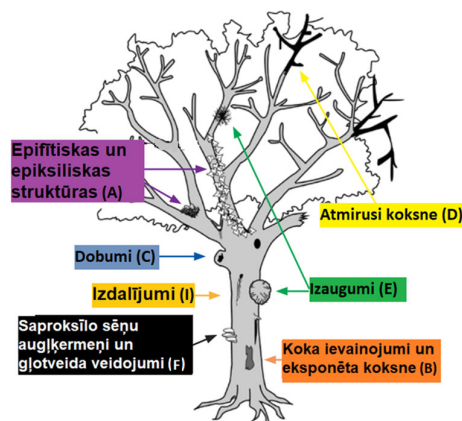
Vairumam boreālajiem mežiem raksturīgajām koku sugām atmirušās koksnes blīvums samazinās, palielinoties koksnes sadalīšanās pakāpei (Yatskov et al., 2003). Turklāt, pieaugot atmirušās koksnes sadalīšanās pakāpei, samazinās koksnes blīvuma atšķirības starp koku sugām. Kopumā kritalu sadalīšanās ātrums ir lielāks nekā stāvošai atmirušai koksnei. No pētījumā iekļautajām sugām vislielākais koksnes sadalīšanās ātrums bija, kam sekoja *Picea* spp. un *Pinus sylvestris* (Yatskov et al., 2003).

IV. Pieaugušu audžu attīstības stadijas veģetācijas saglabāšana (pameža sugas)

Dabiskie traucējumi dažādos meža tipos rada apstākļus dažādu “stratēģiju” veģetācijas attīstībai. Arī pēc ugunsgrēkiem, priežu audzēs var attīstīties pļavu un atklātu vietu veģetācija, ieviesties viengadīgi vai divgadīgi augi, kas parasti nav sastopami vēlāku attīstības stadiju mežaudzēs. Pētījuma mērķis ir noskaidrot vai un cik lielā mērā pēc izlases cirtes 1. paņēmiena saglabājas pieauguši un pārauguši mežiem raksturīga veģetācija.

V. Ar kokiem saistītās mikrodzīvotnes

Ar kokiem saistītās mikrodzīvotnes (KSM) ir pastāvīgas, labi norobežotas struktūras, kas novērojamas uz dzīviem vai atmirušiem kokiem, kuras kalpo kā īpaši un būtiski substrāti vai dzīves vietas sugām vai sugu grupām vismaz daļu no to dzīvescikla, lai tās attīstītos, barotos, patvertos vai vairotos.



2.3. attēls. Ar kokiem saistītās mikrodzīvotnes

7 lielie tipi, kuros klasificētas 15 grupas (papildus B26 – sašķēpelēts stumbrs un D14 – atmirusi vainaga daļa, zaru diametrs > 3 cm un >10% no vainaga ir atmiris).

Rekomendācija. Saglabājot ekoloģiskos kokus, kā viens no kritērijiem ir ar kokiem saistīto mikrodzīvotņu sastopamība uz kokiem.

2.2.4.2. Ainavas saglabāšana

Literatūra sastopamas virkne ainavas definīcijas. Piemēram: Ainava ir heterogēna zemes platība, kuru veido mijiedarbojošos ekosistēmu kopums, kuras atkārtojas līdzīgā veidā (Forman & Gordon, 1986). Ainava ir objektīva realitāte. zemes virsmas nogabals ar raksturīgiem dabas apstākļiem un veidojumu, kā arī cilvēka radīto elementu sakopojumu

(Melluma & Leinerte, 1992). Ainava – visas parces (poligoni, šūnas), kas veido atbilstošo platību. Visbiežāk par ainavu uzskatīta teritorija, kuras platība ir no 10 000 līdz 100 000 ha.

Ainavas elements – ir pamata, relatīvi homogēns, ekoloģiskais elements vai vienība uz zemes. Atkarībā no zinātnieku darba mērķa par mazāko ainavas vienību jeb elementu noteikti ekotopi, biotopi, ainavas šūnas, ģeotopi, fācijas, dzīvotnes (habitat), nogabali (site) (Forman & Gordon, 1986). No ekoloģiskā viedokļa tās varētu uzskatīt par ekosistēmām, kuras dimensijas mainās no dažiem metriem līdz vairākiem kilometriem platumā. Tāpat kā ainava, tā arī ainavas elementi definējami atkarībā no mēroga un detalizācijas pakāpes kādā mēs skatāmies uz ainavu. Tādējādi ikviens ainavas elements piem., mežs var tikt atzīts kā heterogēns. No tehniskā viedokļa ainavas elementus dēvē par parcelēm (patch) – atsevišķs poligons, šūna. Parces ir dinamiskas un sastopamas dažādos telpiskajos un laika mērogos. Parceļu skaits, izmērs un forma ir atkarīgs no kartes lineārajām dimensijām, t.i., parces nav viennozīmīgi izdalāmas, jo no ekoloģiskā viedokļa parcele pārstāv relatīvi homogēnus vides apstākļus relatīvi diskretā platībā vai laika periodā no izraudzītās jeb mērķa sugas vai ekoloģiskās parādības skatu (uztveres) punkta.

Ainavas parcele (plankums) (landscape patch) ir relatīvi homogēna nelineāra teritorija, kas vizuāli atšķiras no apkārtējās teritorijas (Forman, 1995).

Klase – klasi veido visi ainavas elementi (poligoni, šūnas), kuriem ir vienāds pētniecības objekta raksturošanai izvēlētais atribūts. Piem., visas priežu audzes vai visas pieaugušu egļu audzes.

Koridors ir lineāras formas ainavas elements, kas atšķiras no abās pusēs esošās matricas, piem., upe, ceļš.

Mala (edge) – parces ārēja daļa, kas vides apstākļu ziņā būtiski atšķiras no parces vidienes – centrālās daļas.

Matrica ir ainavas plankuma klase, kuras relatīvā platība apskatītajā ainavā ir lielāka kā citiem ainavas elementiem un kuras raksturojas ar augstāko savienojamības pakāpi (connectivity) un nosaka ainavas dinamiku (Control over dynamics).

Ainavas fragmentācija (landscape fragmentation) ir ainavas sadalīšana sīkākās formas ziņā izmainītos un izolētos plankumos. Ainavu fragmentāciju izraisa lauksaimniecības intensifikācija, mežizstrāde, apdzīvoto vietu attīstība, jaunu ceļu izbūve un citi procesi.

Ainavas homogenizācija (landscape homogenization) ir ainavu telpiskās daudzveidības un variāciju samazināšanās un viendabīguma palielināšanās. Ainavu homogenizāciju izraisa lauksaimniecības un mežsaimniecības intensifikācija, urbanizācija, zemju pamešana un citi procesi (Tērauds, 2011).

Ainavas rakstu (patern) veido 3 mehānismi – substrāta heterogenitāte, dabiskie traucējumi un cilvēku darbība (Forman, 1995).

Dabiski attīstījušās mežaudzēs, atkarībā no traucējuma režīma var būt atšķirīga struktūra, kompozīcija. un attiecīgi arī notiekošie procesi. Tādēļ nav kādam meža tipam viennozīmīgi nosakāma kāda “visdabiskākā” struktūra vai kompozīcija.

2.2.5. Rekomendācijas priežu mežaudžu apsaimniekošanai dažādos meža tipos

Rekomendācijas veidotas pa meža tipu grupām un apsaimniekošanas intensitātēm.

2.3. tabula. Priežu audzes silā, mētrājā, grīnī, slapajā mētrājā, purvājā (kohortu dinamika)

Lēmums (attīstības fāze, kurā lēmums tiek pieņemts), paskaidrojums	Intensitāte Zema Dabai tuva	Intensitāte Vidēja Daudzmērķu	Intensitāte Augsta Intensīva vienādvecuma
1. Koku sugu sastāva dabiskums (I–IV)	Dabiskā atjaunošanās	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai
2. Koku uzlabošana (I)	Nē	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti
3. Atjaunošanas veids (I)	Dabiska atjaunošanās	Dabiska atjaunošanās un stādīšana (papildināšana)	Dabiska atjaunošanās un stādīšana
4. Sukcesijas elementi (I–IV) Pioniersugu, piemistrojuma sekundāro saglabāšana	Saglabā	Īslaicīgi	Īslaicīgi
5. Mašīnu operācijas (I–IV) Mašīnu pārvietošanās pa augsni, tehnoloģisko ceļu īpatsvars	Ekstensīvi	Vidēji	Intensīvi
6. Augsnes sagatavošana (I), meliorācija (soil cultivation)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Iespējama
7. Mēslošana/kaļķošana (I–IV)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Iespējama
8. Ķīmisko līdzekļu pielietošana (I–IV)	Nē	Iespējama kā galējais variants	Iespējama
9. Dabas aizsardzības iekļaušana (I–IV) Ekoloģisko koku, atmirušās koksnes saglabāšana	Augsta – saglabā ekoloģiskos koku saglabāšana	Augsta	Vidēja – saglabā ekoloģiskos kokus
10. Koku aizvākšana (III–IV) Kopšanas cirtēs un galvenajā cirtē	Tikai stumbra cietās daļas (solid volume)	Stumbra un vainaga (cietās daļas)	Līdz pat visam kokam
11. Noslēguma ražas ieguves (final harvest) sistēma (III–IV) Galvenās cirtes laikā nocirsto koku izvietojums	Atdarina dabiskus traucējumus. Grupū izlases cirtē. Grupū pakāpeniskās cirtes. Neregulāra pakāpeniskā cirtē	Visi iespējami. Joslu pakāpeniskā cirtē (Strip shelterwood). Grupveida pakāpeniskā cirtē (Group shelterwood). Vienmērīga pakāpeniskā cirtē (Uniform shelterwood)	Visi iespējami. Pārsvārā kailcirtē (ar ilgu rotācijas periodu)
12. Briedums (III–IV) Galvenās cirtes vecums salīdzinot ar potenciālo attiecīgās koku sugas dzīves ilgumu	Ilgs rotācijas periods. ≥ maksimālais vidējais gada pieauguma vecums (MAI) vai mērķa caurmērs (target diameter) atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Vidēja garuma rotācijas periods. Vecums aptuveni vienāds ar maksimālo vidējo gada pieauguma vecumu vai mērķa caurmērs atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Īss rotācijas periods. Vecums aptuveno vienāds ar maksimālo finansiālā atdeves vecumu (zema procentu likme) (financial return-low interest rate)

2.4. tabula. Priežu audzes lānā (kohortu dinamika)

Lēmums (attīstības fāze, kurā lēmums tiek pieņemts), paskaidrojums	Intensitāte Zema Dabai tuva	Intensitāte Vidēja Daudzmērķu	Intensitāte Augsta Intensīva vienādvecuma
1. Koku sugu sastāva dabiskums (I–IV)	Dabiskā atjaunošanās	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai
2. Koku uzlabošana (I)	Nē	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti
3. Atjaunošanas veids (I)	Dabiska atjaunošanās	Dabiska atjaunošanās un stādīšana (papildināšana)	Dabiska atjaunošanās un stādīšana
4. Sukcesijas elementi (I–IV) Pioniersugu, piemistrojuma sekundāro saglabāšana	Saglabā	Īslaicīgi	Īslaicīgi
5. Mašīnu operācijas (I–IV) Mašīnu pārvietošanās pa augsni, tehnoloģisko ceļu īpatsvars	Ekstensīvi	Vidēji	Intensīvi
6. Augsnes sagatavošana (I), meliorācija (soil cultivation)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Iespējama
7. Mēslošana/kaļķošana (I–IV)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Iespējama
8. Ķīmisko līdzekļu pielietošana (I–IV)	Nē	Iespējama kā galējais variants	Iespējama
9. Dabas aizsardzības iekļaušana (I–IV) Ekoloģisko koku, atmirušās koksnes saglabāšana	Augsta – saglabā ekoloģiskos koku saglabāšana vai koku grupas vairāk nekā 10% no sākotnējās krājas	Augsta – saglabā ekoloģiskos kokus 10 un vairāk	Vidēja – saglabā ekoloģiskos kokus atbilstoši normatīvu prasībām
10. Koku aizvākšana (III–IV) Kopšanas cirtēs un galvenajā cirtē	Tikai stumbra cietās daļas (solid volume)	Stumbra un vainaga (cietās daļas)	Līdz pat visam kokam
11. Noslēguma ražas ieguves (final harvest) sistēma (III–IV) Galvenās cirtes laikā nocirsto koku izvietojums	Atdarina dabiskus traucējumus. Grupū izlases cirtē. Grupū pakāpeniskās cirtes. Neregulāra pakāpeniskā cirtē	Visi iespējami. Joslu pakāpeniskā cirtē (Strip shelterwood). Grupveida pakāpeniskā cirtē (Group shelterwood). Vienmērīga pakāpeniskā cirtē (Uniform shelterwood)	Visi iespējami. Pārsvārā kailcirtē (ar ilgu rotācijas periodu)
12. Briedums (III–IV) Galvenās cirtes vecums salīdzinot ar potenciālo attiecīgās koku sugas dzīves ilgumu	Ilgs rotācijas periods. ≥ maksimālais vidējais gada pieauguma vecums (MAI) vai mērķa caurmērs (target diameter) atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Vidēja garuma rotācijas periods. Vecums aptuveni vienāds ar maksimālo vidējo gada pieauguma vecumu vai mērķa caurmērs atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Īss rotācijas periods. Vecums aptuveno vienāds ar maksimālo finansiālā atdeves vecumu (zema procentu likme) (financial return-low interest rate)

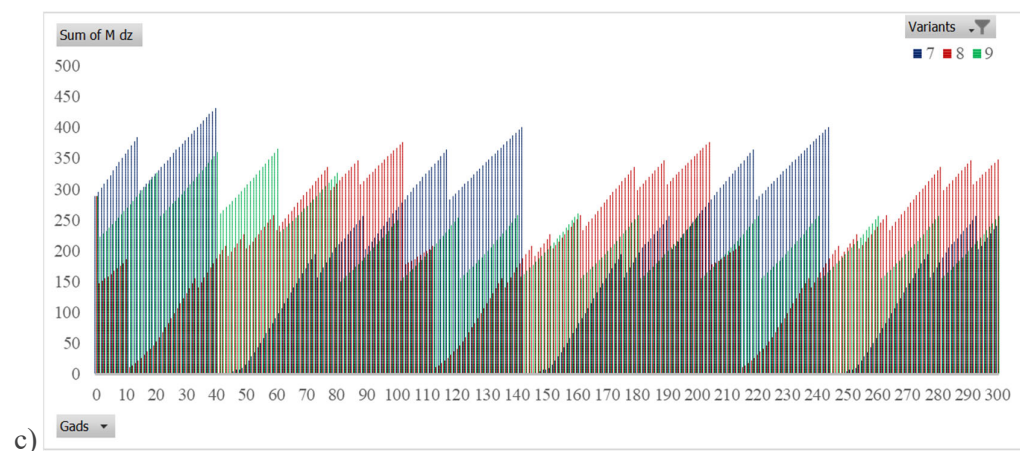
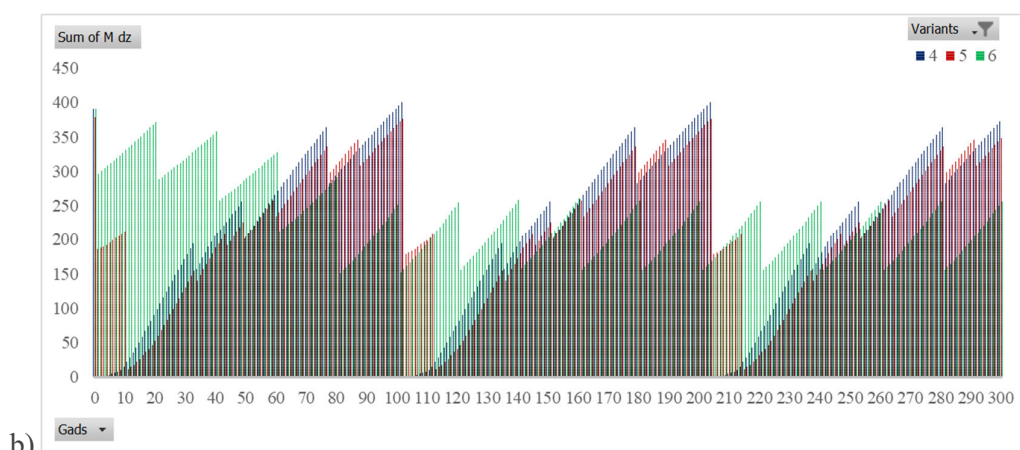
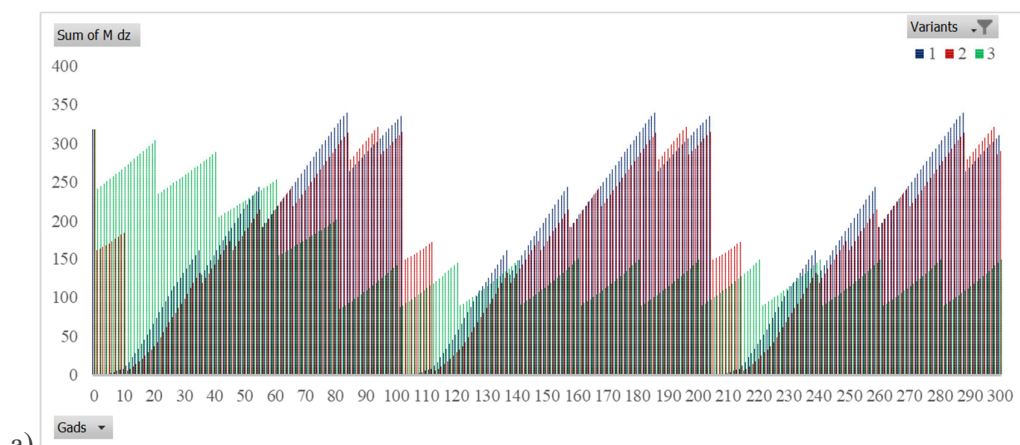
2.5. tabula. Priežu audzes damaksnī, slapajā damaksnī, niedrājā (sukcesijas dinamika)

Lēmums (attīstības fāze, kurā lēmums tiek pieņemts), paskaidrojums	Intensitāte Zema Dabai tuva	Intensitāte Vidēja Daudzmērķu	Intensitāte augsta Intensīva vienādvecuma
1. Koku sugu sastāva dabiskums (I–IV)	Dabiskā atjaunošanās	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai	Koku sugas, kas piemērotas konkrētajai vietai
2. Koku uzlabošana (I)	Nē	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti	Koki var būt iegūti no stādu audzētavām, bet ne ģenētiski modificēti
3. Atjaunošanas veids (I)	Dabiska atjaunošanās	Dabiska atjaunošanās un stādīšana (papildināšana)	Dabiska atjaunošanās un stādīšana
4. Sukcesijas elementi (I–IV) Pioniersugu, piemistrojuma sekundāro saglabāšana	Saglabā	Īslaicīgi	Īslaicīgi
5. Mašīnu operācijas (I–IV) Mašīnu pārvietošanās pa augsni, tehnoloģisko ceļu īpatsvars	Ekstensīvi	Vidēji	Intensīvi
6. Augsnes sagatavošana (I), meliorācija (soil cultivation)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Iespējama
7. Mēslošana/kaļķošana (I–IV)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Nē (tikai, ja izpostīta augsne)	Iespējama
8. Ķīmisko līdzekļu pielietošana (I–IV)	Nē	Iespējama kā galējais variants	Iespējama
9. Dabas aizsardzības iekļaušana (I–IV) Ekoloģisko koku, atmirušās koksnes saglabāšana	Augsta – saglabā ekoloģiskos koku un koku grupu saglabāšana vismaz 10–15% apjomā no sākotnējās krājas	Augsta – vismaz 10 ekoloģisko koku saglabāšana uz ha	Vidēja – saglabā ekoloģiskos kokus atbilstoši normatīvu prasībām
10. Koku aizvākšana (III–IV) Kopšanas cirtēs un galvenajā cirtē	Tikai stumbra cietās daļas (solid volume)	Stumbra un vainaga (cietās daļas)	Līdz pat visam kokam
11. Noslēguma ražas ieguves (final harvest) sistēma (III–IV) Galvenās cirtes laikā nocirsto koku izvietojums	Atdarina dabiskus traucējumus. Grupu izlases cirtē. Grupu pakāpeniskās cirtes. Neregulāra pakāpeniskā cirtē	Visi iespējami. Joslu pakāpeniskā cirtē. Grupveida pakāpeniskā cirtē. Vienmērīga pakāpeniskā cirtē	Visi iespējami. Pārsvaļā kailcirtē (ar ilgu rotācijas periodu)
12. Briedums (III–IV) Galvenās cirtes vecums salīdzinot ar potenciālo attiecīgās koku sugas dzīves ilgumu	Ilgs rotācijas periods. ≥ maksimālais vidējais gada pieauguma vecums (MAI) vai mērķa caurmērs (target diameter) atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Vidēja garuma rotācijas periods. Vecums aptuveni vienāds ar maksimālo vidējo gada pieauguma vecumu vai mērķa caurmērs atbilstošs koka sugai un stumbra kvalitātei	Īss rotācijas periods. Vecums aptuveno vienāds ar maksimālo finansiālā atdeves vecumu (zema procentu likme) (financial return- low interest rate)

2.2.6. Dabai tuvākas mežsaimniecības ietekmes izvērtējums, balstoties uz meža inventarizācijas datiem

Modelējot atsevišķas alternatīvas audzes līmenī kā piemēri vizualizēti Priežu audžu apsaimniekošanas alternatīvas mētrājā (vienlaidus cirtē vs pakāpeniskā cirtē vs izlases cirtē) (skat. 2.4. attēlu).

Prognozētā dzīvo koku krājas dinamika laikā. Priede kā valdošā suga mētrājā apsaimniekojot ar vienlaidus cirti (1) vai izlases cirti (3), konstatējams, ka izlases cirtes gadījumā krāja pakāpeniski samazinās un stabilizējās aptuvenu $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ līmenī.



2.4. attēls. Dažādu apsaimniekošanas alternatīvu dzīvo koku krājas dinamika.

- a) P mētrājā ilgtermiņā (1 – vienlaidus cirte, 2 – pakāpeniskā cirte, 3 – izlases cirte);
- b) priežu lānā (4 – vienlaidus cirte, 5 – pakāpeniskā cirte, 6 – izlases cirte);
- c) priežu lānā, uzsākot transformāciju 60 gadus vecā audzē.

Līdzīgi rezultāti konstatējami arī citos meža tipos.

Nobeiguma jautājumi

Priekšlikumi “Vadlīniju dabai tuvākas mežsaimniecības” ieviešanai Latvijā noteikt modificētu triādes pieejas principu izmantošanu Latvijā. Ieviest ainavu plānošanas principus.

Izmantot visas 3 mežkopības sistēmas (vienlaidus, pakāpeniskās un izlases) un to variantus ar biodaudzveidībai nozīmīgu struktūru saglabāšanu.

Iespēju robežās ievērot meža tipam atbilstošā dabiskā traucējuma režīma atdarināšanu.

Pārskatīt “minimālās audžu platības”.

Bezizcirtumu (pakāpeniskā un izlases cirte) varianti pēc izcērtamo koku telpiskā izvietojuma.

Vienmērīgi (atsevišķa koki, nelielas biogrupas).

Grupas (līdz 0,2(0,5) ha).

Joslas (platums mazāks par I stāva koka augstumu).

Joslu-grupas (atsevišķās joslās, izcērtot grupas).

Koki ārpus biogrupām ($< 0,2(0,5)$ ha), saglabājot mežaudzē pēc pirmā paņēmiena 40–60% krājas.

Pagaidām neskaidrie jautājumi

Kā plānot ilgtermiņā ilgtspējīgi iegūstamās koksnes apjomu?

Kāds ir optimālais bioloģiskajai daudzveidībai nozīmīgo struktūru apjoma izvietojums telpā (un laikā)?

Kā optimāli veidot pāreju (“transformāciju”) no vienvecuma uz dažādvecuma audžu saimniecību.

Sakņu trupe izlases ciršu saimniecībā?

Pārnadžu populāciju apsaimniekošana medību saimniecības un mežsaimniecības interešu līdzsvarošanai.

Izlases ciršu ietekme uz ģenētisko daudzveidību?

Izmantotās un ieteicamās literatūras saraksts

- Abernethy B., Rutherford I.D. 1999. Guidelines for stabilising streambanks with riparian vegetation. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology Department of Geography and Environmental Studies, Technical report 99/10, 37 p.
- Āboliņa K., Andrušaitis A., Blumberga D., Briede A., Bruņiniece I., Grišule G., Kļaviņš M. 2008. Climate change and global warming. Riga: LU Academic publication, 174 pp.
- Abrego N., Salcedo I. 2013. Variety of woody debris as the factor influencing wood-inhabiting fungal richness and assemblages: Is it a question of quantity or quality? *Forest Ecology and Management*, 291: 377–385; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.025>.
- Achury R., Staab M., Blüthgen N. et al. 2023. Forest gaps increase true bug diversity by recruiting open land species. *Oecologia*, 202: 299–312; <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05392-z>.
- Aggestam F., Giurca A. 2021. The art of the “green” deal: policy path-ways for the EU Forest Strategy. *For Policy Econ* 128: 102456.
- Aizsargjoslu likums: LR likums (1997) [tiešsaiste]. Pieejams: <https://likumi.lv/ta/id/42348-aizsargjoslu-likums>.
- Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J., Allard G., Running S.W., Semerci A., Cobb N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests, *Forest Ecology and Management*, 259(4): 660–684.
- Andringa J.I., Zuo J., Berg M.P., Klein R., van't Veer J., de Geus R., de Beaumont M., Goudzwaard L., van Hal J., Broekman R., van Logtestijn R.S.P., Li Y., Fujii S., Lammers M., Hefting M.M., Sass-Klaassen U., Cornelissen J.H.C. 2019. Combining tree species and decay stages to increase invertebrate diversity in dead wood. *Forest Ecology and Management*, 441: 80–88; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.029>.
- Angelstam P. 1998. Towards a Logic for Assessing Biodiversity in Boreal Forest. In: *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*. P. 301–313.
- Angelstam P., Andersson L. 2001. Estimates of the needs for nature reserves in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Suppl.* 3: 38–51.
- Angelstam P., Kuuluvainen T. 2004. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures: a European perspective. *Ecological Bulletins*, 51: 117–136.
- Aosaar J. 2012. The development and biomass production of grey alder stand on abandoned agricultural land in relation to nitrogen and carbon dynamics. PhD thesis. Tartu: 160 pp.
- Arhipova N., Gaitnieks T., Donis J., Stenlid J., Vasaitis R. 2011. Butt rot incidence, causal fungi, and related yield loss in *Picea abies* stands of Latvia. *Canadian Journal of Forest Research*, 41: 2337–2345.
- Arhipova N., Gaitnieks T., Donis J., Stenlid J., Vasaitis R. 2012. Heart-rot and associated fungi in *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. stands in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27(4): 327–336.
- Bākūzis E., Markus R. 1969. Dabiskā atjaunošanās skujukoku mežu kailcīrmās Latvijā. Grām.: Latvijai 1918.–1968. Brīvās pasaules latviešu mežkopju raksti. Čikāga: 55.–72. lpp.
- Bani A., Pioli S., Ventura M., Panzacchi P., Borruso L., Tognetti R., Tonon G., Brusetti L. 2018. The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and deadwood. *Applied Soil Ecology*, 126: 75–84; <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.017>.
- Barbier S., Balandier P., Gosselin F. 2009. Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests: a review. *Ann. For. Sci.*, 66: 602; <https://doi.org/10.1051/forest/2009041>.
- Barbier S., Gosselin F., Balandier P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254: 1–15; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.038>.

- Bässler C., Müller J., Dziock F., Brandl R. 2010. Effects of resource availability and climate on the diversity of wood-decaying fungi. *Journal of Ecology*, 98: 822–832; <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01669.x>.
- Bedia J., Herrera S., Gutiérrez J.M., Benali A., Brands S., Mota B., Moreno J.M. 2015. Global patterns in the sensitivity of burned area to fire-weather: Implications for climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 214/215: 369–379.
- Bergeron Y., Harvey B., Leduc A., Gauthier S. 1999. Basing forest management on natural disturbance: stand- and landscape-level considerations. *For. Chron.*, 75(1): 49–54.
- Bergeron Y., Gauthier S., Flannigan M., Kafka V. 2004. Fire regimes at the transition between mixed-wood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology*, 85: 1916–1932.
- Berges S.A., Schulte Moore L.A., Isenhardt T.M., Schultz R.C. 2010. Bird species diversity in riparian buffers, row crop fields, and grazed pastures within agriculturally dominated watersheds. *Agroforestry Systems*, 79: 97–110.
- Bollmann K., Kraus D., Paillet Y., Jonsson B.G., Gustafsson L., Mergner U., Krumm F. 2020. A unifying framework for the conservation of biodiversity in multi-functional European forests. In: Krumm F., Schuck A., Rigling A. (Eds.) *How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe*. Birmensdorf: European Forest Institute (EFI), Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), p. 27–45.
- Borehag M., Niklasson M. 2015. Spatial Analysis of forest fires in Norra Kvill National Park. Master Thesis. Swedish University of Agricultural Science, 36 pp.; http://stud.epsilon.slu.se/8413/7/borehag_m_150827.pdf.
- Bradshaw R.H.W., Ingvarsson P.K., Rosvall O. 2019. The ecological consequences of using clones in forestry. *Scand. J. For. Res.*, 34(5): 380–389; <https://doi.org/10.1080/02827581.2018.1557246>.
- Brīvība K. 1960. Par cirsmu platuma ietekmi uz meža dabisko atjaunošanos. *Jaunākais Mežsaimniecībā*, 1: 45–50.
- Bušs K. 1976. Latvijas PSR mežu klasifikācijas pamati. Rīga: LRZTIPI.
- Bušs K. 1981. Meža ekoloģija un tipoloģija. Rīga: Zinātne, 68 lpp.
- Canham C.D., Denslow J.S., Platt W.J., Runkle J.R., Spies T.A., White P.S. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 620–631.
- Canham C.D., Finzi A.C., Pacala W., Burbank D.H. 1994. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Can. J. For. Res.*, 24: 337–359.
- Capon S.J., Chambers L.E., Mac Nally R., Naiman R.J., Davies P., Marshall N., Pittock J., Reid M., Capon T., Douglas M., Catford J. 2013. Riparian ecosystems in the 21st century: hotspots for climate change adaptation? *Ecosystems*, 16: 359–381.
- Carrasco-Rueda F., Loiselle B.A. 2019. Do riparian forest strips in modified forest landscapes aid in conserving bat diversity? *Ecology and Evolution*, 9(7): 4192–4209.
- Chapin F.S., Matson P.A., Vitousek P.M. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. 2nd ed. Springer.
- Chapman J.M., Proulx C.L., Veilleux M.A., Levert C., Bliss S., Andre M.E., Lapointe N.W., Cooke S.J. 2014. Clear as mud: a meta-analysis on the effects of sedimentation on freshwater fish and the effectiveness of sediment-control measures. *Water Research*, 56: 190–202.
- Chečko E., Jaroszewicz B., Olejniczak K., Kwiatkowska-Falińska A.J. 2015. The importance of coarse woody debris for vascular plants in temperate mixed deciduous forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(9): 1154–1163; <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0473>.
- Chen J., Franklin J.F., Spies T.A. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 2: 387–396.
- Claessens L. et al. 2010. Riparian buffers and their role in the removal of phosphorus. *Journal of*

- Environmental Quality, 39(4): 1274–1284.
- Clements F.E. 1916. Plant succession: An analysis of the development of vegetation. Washington, DC: Carnegie Institution of Washington.
- Coates D.K., Burton P.J. 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management*, 99: 337–354.
- Coates K.D. 2000. Conifer seedling response to northern temperate forest gaps. *Forest Ecology and Management*, 127: 249–269.
- Comeau P.G. 2001. Relationships between stand parameters and understorey light in boreal aspen stands. *Journal of Ecosystems and Management*, 1: 1–8.
- Costanza R., d'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253–260.
- Daily G.C. (Ed.). 1997. Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC: Island Press, 392 pp.
- Dale M.E., Smith H.C., Pearcy J.N. 1995. Size of clearcut opening affects species composition, growth rate, and stand characteristics. USDA Forest Service Research Paper, NE-698: 21 pp.
- Daly E.R., Miller R.B., Fox G.A. 2015. Modeling streambank erosion and failure along protected and unprotected composite streambanks. *Advances in Water Resources*, 81: 114–127.
- Darveau M., Beauchesne P., Belanger L., Huot J., LaRue P. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management*, 59: 67–78.
- De Grandpré L., Boucher D., Bergeron Y. et al. 2011. Effects of small canopy gaps on boreal mixedwood understory vegetation dynamics. *Community Ecology*, 12: 67–77; <https://doi.org/10.1556/ComEc.12.2011.1.9>.
- Delcourt P.A., Delcourt H.R. 1992. Ecotone Dynamics in Space and Time. In: Hansen A.J., di Castri F. (Eds.) *Landscape Boundaries*. Ecological Studies, Vol. 92. New York, NY: Springer.
- Donis J. 2005–2007. Ekstrēmu vēja ātrumu ietekmes uz kokaudzes noturību novērtējums, lēmuma pieņemšanas atbalsta sistēmas izstrāde. Pārskats par MAF pētījumu. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Donis J. 2007. Nekailcīršu meža apsaimniekošanas modeļu izstrāde. Pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”. Pieejams: http://www.zm.gov.lv/doc_upl/27.pdf.
- Donis J. 2008. Nekailcīršu meža apsaimniekošanas modeļu izstrāde. Pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”. Pieejams: http://www.zm.gov.lv/doc_upl/4_Silava_J.Donis.pdf.
- Donis J. 2013. Saimnieciskās darbības izvērtējums izlases cīršu saimniecībā. 3. etapa starpatskaite. Salaspils: LVMI “Silava”, 136 lpp.
- Donis J. 2018. Privāto mežu apsaimniekošanas un meža īpašumu konsolidācijas un kooperācijas procesa monitorings. Pārskats par MAF pētījumu. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Donis J., Bičevskis M., Zdors L., Šņepsts G. 2010. Meža ugunsgrēka ietekmes uz koka dzīvotspēju novērtēšanas metodikas izstrāde. Gala atskaite. Salaspils: LVMI “Silava”, 98 lpp.
- Donis J., Kitenberga M., Šņepsts G., Matisons R., Zarins J., Jansons A. 2017. Forest fire regime in Latvia during 1922–2014. *Silva Fennica*, 51(5).
- Drage M.A. 2005. Atmospheric icing and meteorological variables: Full scale experiment and testing of models. Doctoral thesis. University of Bergen, 134 pp.
- Drobyshev I., Niklasson M., Linderholm H.W. 2012. Forest fire activity in Sweden: Climatic controls and geographical patterns in 20th century. *Agricultural and Forest Meteorology*, 154/155: 174–186.
- Duncker P.S., Barreiro S.M., Hengeveld G.M., Lind T., Mason W.L., Ambrozys S., Spiecker H. 2012. Classification of forest management approaches: a new conceptual framework and its applicability to European Forestry. *Ecology and Society*, 17(4): 51; <https://doi.org/10.5751/ES-05262-170451>.
- Edman M., Möller R., Ericson L. 2006. Effects of enhanced tree growth rate on the decay capacities

- of three saprotrophic wood-fungi. *For Ecol Manag*, 232: 12–18; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.001>.
- Eglīte A. 1950. Meža dabiskā atjaunošanās no meža sienām priežu pamattipos Latvijas PSR. *Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas Vēstis*, 1(30): 115–124.
- Ekholm A., Lundqvist L., Axelsson E.P., Egnell G., Hjältén J., Lundmark T., Sjögren J. 2023. Long-term yield and biodiversity in stands managed with the selection system and the rotation forestry system: A qualitative review. *Forest Ecology and Management*, 537: 120920; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120920>.
- Ellenberg H. 1974. 19770757633, German, Miscellaneous, German Federal Republic, Gottingen, Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas. Indicator values of the vascular plants of central Europe. Verlag Erich Goltze KG., 97 pp.
- Erefur C. 2010. Regeneration in Continuous Cover Forestry Systems. Doctoral thesis. Umeå, Swedish University of Agricultural Sciences. 53 p.
- Erefur C., Bergsten U., Lundmark T., de Chantal M. 2011. Establishment of planted Norway spruce and Scots pine seedlings: effects of light environment, fertilisation, and orientation and distance with respect to shelter trees. *New Forests*, 42: 263–276.
- Ērglis D. 1977. 1967. un 1969. gadu vētru sekas Latvijas PSR valsts mežos. *Mežsaimniecība un Mežrūpniecība*, 4: 23–34.
- Ērglis D., Matuzānis J. 1973. Audžu noturība 1967. gada viesuļvētrā. *Jaunākais Mežsaimniecībā*, 15: 53–60.
- Fauteux D., Imbeau L., Drapeau P., Mazerolle M.J. 2012. Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 266: 194–205; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.020>.
- Feldmann E., Dröbner L., Hauck M., Kucbel S., Pichler V., Leuschner C. 2018. Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians. *Forest Ecology and Management*, 415/416: 38–46; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.022>.
- Fennessy M.S., Cronk J.K. 1997. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 27(4): 285–317.
- Fescenko A., Lukins M., Fescenko I. 2016. Validation of medium-scale historical maps of southern Latvia for evaluation of impact of continuous forest cover on the present-day mean stand area and tree species richness. *Baltic Forestry*, 22: 51–62.
- Fescenko A., Nikodemus O., Brūmelis G. 2014. Past and contemporary changes in forest cover and forest continuity in relation to soils (Southern Latvia). *Polish Journal of Ecology*, 62: 625–638; <https://doi.org/10.3161/104.062.0408>.
- Fescenko A., Wohlgemuth T. 2017. Spatio-temporal analyses of local biodiversity hotspots reveal the importance of historical land-use dynamics. *Biodiversity and Conservation*, 26: 2401–2419.
- Fikke S., Ronsten G., Heimo A., Kunz S., Ostrozlik M., Persson P.E., Sabata J., Wareing B., Wichura B., Chum J., Laakso T., Sääntti K., Makkonen L. 2005. Minimum design loads for buildings and other structures. In: *Ice Loads – Atmospheric Icing*. American Society of Civil Engineers, C10, p. 99–108.
- Fisher S.G., Likens G.E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological Monographs*, 43(4): 421–439.
- Forsman J.T., Reunanen P., Jokimäki J., Monkkonen M. 2010. The effects of small-scale disturbance on forest birds: a meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(9): 1833–1842; <https://doi.org/10.1139/X10-126>.
- Fox G.A., Sheshukov A., Cruse R., Kolar R.L., Guertault L., Gesch K.R., Dutnell R.C. 2016. Reservoir sedimentation and upstream sediment sources: perspectives and future research needs on streambank and gully erosion. *Environmental Management*, 57: 945–955.
- Gagnon J.L., Jokela E.J., Moser W.K., Huber D.A. 2003. Dynamics of artificial regeneration in gaps

- within a longleaf pine flatwoods ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 172: 133–144.
- Gardiner B., Stacey G. 1996. Designing Forest Edges to Improve Wind Stability. Forestry Commission, Technical paper, No. 16, 8 pp.
- Gleason H.A. 1926. The Individualistic Concept of the Plant Association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53(1): 7–26.
- Goodnow R., Sullivan J., Amacher G.S. 2008. Ice damage and forest stand management. *Journal of Forest Economics*, 14(4): 268–288.
- Goodson J.M., Gurnell A.M., Angold P.G., Morrissey I.P. 2001. Riparian seed banks, structure, process and implications for riparian management. *Progress in Physical Geography*, 25: 301–325.
- Granström A. 2001. Fire Management for Biodiversity in the European Boreal Forest. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16: 62–69.
- Granström A., Niklasson M. 2008. Potentials and limitations for human control over historic fire regimes in the boreal forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological sciences*, 363(1501): 2353–2358.
- Gray A.N., Spies T.A., Pabst R.J. 2012. Canopy gaps affect long-term patterns of tree growth and mortality in mature and old-growth forests in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management*, 281: 111–120.
- Greenwood P., Kuhn N.J. 2014. Does the invasive plant, *Impatiens glandulifera*, promote soil erosion along the riparian zone? An investigation on a small watercourse in northwest Switzerland. *Journal of Soils and Sediments*, 14: 637–650.
- Gregory S.V., Swanson F.J., McKee W.A., Cummins K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41(8): 540–551.
- Grime J.P. 2006. Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. New York: John Wiley & Sons, 464 pp.
- Gromtsev A. 2002. Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: A review. *Silva Fennica*, 36(1): id 549; <https://doi.org/10.14214/sf.549>.
- Grove S.J. 2013. Saproxylic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 1–23; <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>.
- Gulis V., Suberkropp K. 2003. Decomposition of leaf litter in streams and its role in nutrient cycling. In: Webster J.R., Benfield M.E. (Eds.) *Freshwater Ecology: A Scientific Essay*. Springer.
- Hale S. 2004. Managing light to enable natural regeneration in British conifer forest. Information Note. Edinburgh: Forestry Commission, 6 pp.
- Hale S.E., Edwards C., Mason W.L., Price M., Peace A. 2009. Relationships between canopy transmittance and stand parameters in Sitka spruce and Scots pine stands in Britain. *Forestry*, 82: 503–513.
- Hanewinkel M., Cullmann D.A., Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J., Zimmermann N.E. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3: 203–207; <https://doi.org/10.1038/nclimate1687>.
- Hannon G.E., Bradshaw R., Emborg J. 2000. 6000 years of forest dynamics in Suserup Skov, seminatural Danish woodland. *Global Ecology and Biogeography*, 9: 101–114.
- Hedden R.L., Fredericksen T.S., Williams S.A. 1995. Modeling the effect of crown shedding and streamlining on the survival of loblolly pine exposed to acute wind. *Canadian Journal of Forest Research*, 25(5): 704–712.
- Hedwall P.O., Holmström E., Lindblad M., Felton A. 2019. Concealed by darkness: How stand density can override the biodiversity benefits of mixed forests. *Ecosphere*, 10(8): e02835; <https://doi.org/10.1002/ecs2.2835>.
- Hefting M.M. et al. 2004. Controls of nitrification and denitrification in riparian soils along a European climatic gradient. *Biogeochemistry*, 67(1): 113–134.

- Hekkala A.M., Jönsson M., Kärvmö S., Strengbom J., Sjögren J. 2023. Habitat heterogeneity is a good predictor of boreal forest biodiversity. *Ecological Indicators*, 148: 110069; <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110069>.
- Heuchel A., Hall D., Zhao W., Gao J., Wennström U., Wang X.-R. 2022. Genetic diversity and background pollen contamination in Norway spruce and Scots pine seed orchard crops. *Forestry Research*. 2: 8; <https://doi.org/10.48130/fr-2022-0008>.
- Honnay O., Piessens K., Van Landuyt W., Hermy M., Gulinck H. 2003. Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and Urban Planning*, 63(4): 241–250; [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00194-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00194-9).
- Humphrey J.W., Davey S., Peace A.J., Ferris R., Harding K. 2002. Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation*, 107: 165–180; [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00057-5).
- Hyde J.C., Smith A.M.S., Ottmar R.D., Alvarado E.C., Morgan P. 2011. The combustion of sound and rotten coarse woody debris: a review. *International Journal of Wildland Fire*, 20: 163–174; <https://doi.org/10.1071/WF09113>.
- Hylander K. 2004. Living on the edge – effectiveness of buffer strips in protecting biodiversity in boreal riparian forests. PhD-thesis. Umea, Sweden: Umea University.
- Ingvarsson P.K., Dahlberg H. 2019. The effects of clonal forestry on genetic diversity in wild and domesticated stands of forest trees. *Scand. J. For. Res.*, 34: 370–379; <https://doi.org/10.1080/02827581.2018.1469665>.
- Irland L.C. 2000. Ice storms and forest impacts. *The Science of the Total Environment*, 262: 231–242.
- Jacobsen J.B., Jensen F., Thorsen B.J. 2018. Forest Value and Optimal Rotations in Continuous Cover Forestry. *Environ Resource Econ*, 69: 713–732; <https://doi.org/10.1007/s10640-016-0098-z>.
- Jansons Ā. et al. 2015. Klimata izmaiņu ietekmes uz mežsaimniecību pētījumi. Valsts pētījumu programma. Pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Jansons Ā., Lazdiņš A., Donis J., Jansone B., Šēnhofa S., Jansone D., Zute D. 2020. Siltumnīcefekta gāzu emisiju un CO₂ piesaistes novērtējums vecās mežaudzēs. Starpatskaite. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Jansons V., Lagzdins A., Berzina L., Sudars R., Abramenko K. 2011. Temporal and Spatial Variation of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia: Long Term Trends. in *Retention and Nutrient Loss in a Drainage and Small Catchment Scale*. Scientific Journal of Riga Technical University, 7: 54–64.
- Jennings S.B., Brown N.D., Sheil D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 7.
- Joelsson K., Hjältén J., Work T., Gibb H., Roberge J.M., Löfroth T. 2017. Uneven-aged silviculture can reduce negative effects of forest management on beetles. *Forest Ecology and Management*, 391: 436–445; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.006>.
- Jogiste K., Korjus K.H., Stanturf J.A., Frelich L.E., Baders E., Donis J., Jansons A., Kangur A., Koster K., Laarmann D., Maaten T., Marozas V., Metslaid M., Nigul N., Polyachenko O., Randveer T., Vodde F. 2017. Hemiboreal forest: natural disturbances and the importance of ecosystem legacies to management. *Ecosphere*, 8(2): e01706; <https://doi.org/10.1002/ecs2.1706>.
- Johnson E.A., Miyanishi K. 2007. *Plant disturbance ecology*. Academic Press, 720 pp.
- Johnston C.A. 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(5-6): 491–565.
- Juutilainen K., Halme P., Kotiranta H., Mönkkönen M. 2011. Size matters in studies of dead wood and wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology*, 4(5): 342–349; <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2011.05.004>.

- Kabucis I. (red.) 2001. Latvijas biotopi. Klasifikators. Rīga: Latvijas dabas fonds, 96 lpp.
- Kalliokoski T., Nygren P., Sievänen R. 2008. Coarse root architecture of three boreal tree species growing in mixed stands. *Silva Fennica*, 42(2): 252; <https://doi.org/10.14214/sf.252>.
- Kelly J.M., Kovar J.L., Sokolowsky R., Moorman T.B. 2007. Phosphorus uptake during four years by different vegetative cover types in a riparian buffer. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78: 239–251.
- Kern C.C., Reich B.P., Montgomery R.A., Strong T.F. 2012. Do deer and shrubs override canopy gap size effects on growth and survival of yellow birch, northern red oak, eastern white pine, and eastern hemlock seedlings? *Forest Ecology and Management*, 267: 134–143.
- Kimmins J.P. 1997. *Forest Ecology: A Foundation for Sustainable Management*. Prentice Hall, 596 pp.
- Király I., Nascimbene J., Tinya F. et al. 2013. Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodivers Conserv*, 22: 209–223; <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0415-y>.
- Kļaviņa D., Striķe Z., Ciseļonoka L., Lekavičs J., Burņeviča N., Pārums K., Saulīte-Berene D., Rudāns E., Gaitnieks T. 2023. Phytosanitary assessment of black and grey alder stands in Latvia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 39(2): 138–144; <https://doi.org/10.1080/02827581.2023.2290237>.
- Koivula M. 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management*, 167(1/3): 103–121; [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00717-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00717-4).
- Korboulewsky N., Perez G., Chauvat M. 2016. How tree diversity affects soil fauna diversity: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 94: 94–106; <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.024>.
- Korhonen L., Korhonen K.T., Stenberg P., Maltamo M., Rautiainen M. 2007. Local models for forest canopy cover with beta regression. *Silva Fennica*, 41(4): id 275; <https://doi.org/10.14214/sf.275>.
- Kovács B., Tinya F., Németh C., Ódor P. 2019. Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4-yr experiment. *Ecological Applications*, 30(2): e02043; <https://doi.org/10.1002/eap.2043>.
- Krauklis Ā. 2001. Latvija mūsdienu ģeogrāfijas skatījumā. Grām.: II Pasaules latviešu zinātnieku kongress. Tēzu krājums. Rīga, 2001. gada 14.–15. augusts. Rīga: Latvijas Zinātņu akadēmija, 272. lpp.
- Krišāns O., Samariks V., Donis J., Jansons Ā. 2020. Structural Root-Plate Characteristics of Wind-Thrown Norway Spruce in Hemiboreal Forests of Latvia. *Forests*, 11: 1143; <https://doi.org/10.3390/f11111143>.
- Krumm F., Schuck A., Rigling A. (Eds.) 2020. *How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe*. Birmensdorf: European Forest Institute (EFI), Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), 640 pp.
- Krzeminska D., Kerkhof T., Skaalsveen K., Stolte J. 2019. Effect of riparian vegetation on stream bank stability in small agricultural catchments. *Catena, Journal of Soil Science*, 172: 87–96.
- Kucbel S., Jaloviar P., Saniga M. et al. 2010. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *Eur J Forest Res*, 129: 249–259; <https://doi.org/10.1007/s10342-009-0322-2>.
- Kuglerová L., Jansson R., Ågren A., Laudon H., Malm-Renöfält B. 2014. Groundwater discharge creates hotspots of riparian plant species richness in a boreal forest stream network. *Ecology*, 95(3): 715–725.
- Kundziņš A. 1949. Pētījumi par priežu dabiskās atjaunošanās veicināšanas apstākļiem un paņēmieniem Latvijas PSR galvenajos meža tipos: Disertācija. Jelgava: Latvijas Lauksaimniecības Akadēmija, 159 lpp.

- Kuuluvainen T. (personal communication – e-mail).
- Kuuluvainen T., Grenfell R. 2012. Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management – theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research*, 42: 1185–1203; <https://doi.org/10.1139/X2012-064>.
- Kuuluvainen T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36(1).
- Kuuluvainen T., Aakala T. 2011. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica*, 45(5): id 73; <https://doi.org/10.14214/sf.73>.
- Kuusipalo J. 1985. On the use of tree stand parameters in estimating light conditions below canopy. *Silva Fennica*, 19: 185–196.
- Laacke R.J., Fiske J.N. 1983. Sierra Nevada mixed conifers. In: Burns R.M. (Ed.) *Silvicultural systems for the major forest types of the United States*. Washington, DC: US Department of Agriculture Forest Service, Agriculture Handbook, 445, p. 44–47.
- Laiho O., Lähde E., Pukkala T. 2011. Uneven- vs even-aged management in Finnish boreal forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 84(5): 547–556; <https://doi.org/10.1093/forestry/cpr032>.
- Laiviņš M. 1998. Latvijas boreālo priežu mežu sinantropizācija un eitrofikācija: Habilitācijas darba kopsavilkums. Rīga: Latvijas Universitāte, 71 lpp.
- Laiviņš M. 2014. Latvijas meža un krūmāju augu sabiedrības un biotopi. *Mežzinātne*, 28: 6–38.
- Lassau S.A., Hochuli D.F., Cassis G., Reid C.A.M. 2005. Effects of habitat complexity on forestbeetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and Distributions*, 11: 73–82; <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00124.x>.
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H., Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11(5): 1027–1039; <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>.
- Latvijas mežu statistika un mežu departamenta darbība. 1926. (20. III 1919–31. II 1925). Rīga: Meža departamenta izdevums, 210 lpp.
- Lieffers V.J., Messier C., Stadt K.J., Gendron F., Comeau P.G. 1999. Predicting and managing light in the understory of boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 796–811.
- Liepa I., Mauriņš A., Vimba E. 1991. *Ekoloģija un dabas aizsardzība*. Rīga: Zvaigzne, 301 lpp.
- Lindenmayer D.B., Margules C.R., Botkin D.B. 2000. Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, 14(4): 941–950; <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98533.x>.
- Löfroth T. et al. 2023. Deadwood Biodiversity. In: Girona M.M., Morin H., Gauthier S., Bergeron Y. (Eds.) *Boreal Forests in the Face of Climate Change*. Book Serie “Advances in Global Change Research”, Vol. 74. Springer, Cham, p. 167–189; https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_6.
- Lowrance R., Todd R., Asmussen L. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34(6): 374–377.
- Lūkins M., Rozītis J. 2008. *Izlases cirte. Meža apsaimniekošanas pieredze demonstrējamās teritorijās*. Rīga: Pasaules Dabas Fonds, 8 lpp. Pieejams: https://www.pdf.lv/uploads/dokumenti/Izlases_cirte_buklets.pdf.
- Lummer E.M., Auerswald K., Geist J. 2016. Fine sediment as environmental stressor affecting freshwater mussel behavior and ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 571: 1340–1348.
- Magette W.L., Brinsfield R.B., Palmer R.E., Wood J.D. 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineering*, 32: 6663–6667.
- Mäkinen H., Saranpää P., Linder S. 2002. Wood-density variation of Norway spruce in relation to nutrient optimization and fibre dimensions. *Can J for Res*, 32: 185–194;

<https://doi.org/10.1139/x01-186>.

- Malcolm D.C., Mason W.L., Clarke G.C. 2001. The transformation of conifer forests in Britain – regeneration, gap size and silvicultural systems. *Forest Ecology and Management*, 151: 7–23.
- Mander Ü., Kuusemets V., Ivask M. 1995. Nutrient dynamics of riparian ecotones: A case study from the Porijogi River catchment, Estonia. *Landscape and Urban Planning*, 31(1-3): 333–348.
- Mangalis I. 2004. *Meža atjaunošana un ieaudzēšana*. Rīga: Et Cetera, 455 lpp.
- Marcot B.G. 2017. A Review of the Role of Fungi in Wood Decay of Forest Ecosystems. United States Department of Agriculture, 32 pp.
- Martikainen P., Siitonen J., Punttila P., Kaila L., Rauh J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation*, 94(2): 199–209; [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00175-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00175-5).
- McDonald P.M., Abbot C.S. 1994. Seedfall, regeneration, and seedling development in group-selection openings. USDA For. Serv. Res. Pap. PSW-421, 15 pp.
- Messier C., Doucet R., Ruel J.C., Claveau Y., Kelly C., Lechowicz M.J. 1999. Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 812–823.
- Mežals G. 1980. *Meža augsnes zinātne*. Rīga: Zinātne, 174 lpp.
- Modrý M., Hubený D., Rejšek K. 2004. Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. *Forest Ecology and Management*, 188(1–3): 185–195; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.029>.
- Mönkkönen M. 1999. Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity: ecological and economic perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 8: 85–99.
- Mullally H.L., Buckley D.S., Fordyce J.A., Collins B., Kwit C. 2019. Bee Communities across Gap, Edge, and Closed-Canopy Microsites in Forest Stands with Group Selection Openings. *Forest Science*, 65(6): 751–757; <https://doi.org/10.1093/forsci/fxz035>.
- Müller J., Bütler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6): 981–992; <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>.
- Muscolo A., Bagnato S., Sidari M et al. 2014. A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research*, 25: 725–736; <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0521-7>.
- Naiman R.J., De'camps H., McClain M.E. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. San Diego, California, USA: Elsevier Academic Press.
- Naiman R.J., Decamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1): 621–658.
- Nakamura F. 2022. *Riparian Forests and Climate Change: Interactive Zone of Green and Blue Infrastructure*. In: Nakamura F. (Ed.) *Green Infrastructure and Climate Change Adaptation*. Ecological Research Monographs. Singapore: Springer.
- Niklasson M., Drakenberg B. 2001. A 600-year tree-ring fire history from Norra Kvills National Park, southern Sweden: Implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. *Biological Conservation*, 101(1): 63–71.
- Niklasson M., Granström A. 2000. Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, 81(6): 1484–1499.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A.F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J.M., Brzeziecki B. 2010. A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology*, 98: 1319–1329; <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01710.x>.
- Nolet P., Kneeshaw D., Messier C., Béland M. 2017. Comparing the effects of even- and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. *Ecology and Evolution*, 8(2): 1217–1226; <https://doi.org/10.1002/ece3.3737>.
- Nordén B., Ryberg M., Götmark F., Olausson B. 2004. Relative importance of coarse and fine

- woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biological Conservation*, 117(1): 1–10; [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00235-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00235-0).
- Nordkvist M., Eggers J., Fustel T.L.-A., Klapwijk MJ. 2023. Development and implementation of a spruce bark beetle susceptibility index: a framework to compare bark beetle susceptibility on stand level. *Trees, For. People*, 11: 100364; <https://doi.org/10.1016/J.TFP.2022.100364>.
- Novaes E., Kirst M., Chiang V., Winter-Sederof H., Sederof R. 2010. Lignin and biomass: a negative correlation for wood formation and lignin content in trees. *Plant Physiol*, 154: 555–561; <https://doi.org/10.1104/pp.110.161281>.
- O’Connell M.A., Hallett J.G., West S.D. 1993. *Wildlife use of riparian habitats: a literature review*. Washington, DC: Timber Fish & Wildlife, 170 pp.
- Odum E.P., Barrett G.W. 2005. *Fundamentals of Ecology*. 5th ed. Brooks/Cole, 598 pp.
- Oliver C.D., Larson B.C. 1996. *Forest stand dynamics*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Olsson F., Gaillard M.-J., Lemdahl G., Greisman A., Lanos P., Marguerie D., Marcoux N., Skoglund P., Wäglind J. 2010. A continuous record of fire covering the last 10500 calendar years from southern Sweden – the role of climate and human activities. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 291: 128–141.
- Olthof I., King D.J., Lautenschlager R.A. 2003. Overstory and understory leaf area index as indicators of forest response to ice storm damage. *Ecological Indicators*, 3(1): 49–64.
- Page L.M., Cameron A.D. 2006. Regeneration dynamics of Sitka spruce in artificially created forest gaps. *Forest Ecology and Management*, 221: 260–266.
- Palik B.J., Mitchell R.J., Houseal G., Pederson N. 1997. Effects of canopy structure on resource availability and seedling responses in a longleaf pine ecosystem. *Can. J. For. Res.*, 27: 1458–1464.
- Pearce R.A., Trlica M.J., Leininger W.C., Mergen D.E., Frasier G. 1998. Sediment movement through riparian vegetation under simulated rainfall and overland flow. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 51(3): 301–308.
- Perera A., Euler D., Thompson I. 2001. *Ecology of a Managed Terrestrial Landscape: Patterns and Processes of Forest Landscapes in Ontario*. UBC Press, 352 pp.
- Peterjohn W.T., Correll D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5): 1466–1475.
- Pickett S.T.A., White P.S. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, 472 pp.
- Pinay G., Bernal S., Abbott B.W., Lupon A., Marti E., Sabater F., Krause S. 2018. Riparian corridors: A new conceptual framework for assessing nitrogen buffering across biomes. *Frontiers in Environmental Science*, 6: 47.
- Popescu C., Oprina-Pavelescu M., Dinu V., Cazacu C., Burdon F.J., Forio M.A.E., Kupilas B., Friberg N., Goethals P., McKie B.G., Rîșnoveanu G. 2021. Riparian vegetation structure influences terrestrial invertebrate communities in an agricultural landscape. *Water*, 13(2): 188.
- Porte A., Huard F., Dreyfus P. 2004. Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved-pine forest. *Agr. For. Meteorol.*, 126: 175–182; <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.06.001>.
- Preston N.J., Crozier M.J. 1999. Resistance to shallow landslide failure through root-derived cohesion in East Coast Hill Country soils, North Island, New Zealand. *Earth Surface Processes and Landforms*, 24: 665–675.
- Priedītis N. 1999. *Latvijas mežs: daba un daudzveidība*. Rīga: 209 lpp.
- Quine C.P., Gardiner B.A. 2007. Understanding how the interaction of wind and trees results in windthrow, stem breakage and gap formation. In: Johnson E.A., Miyanishi K. (Eds.) *Plant disturbance ecology: the process and the response*. New York: Academic Press (Elsevier).
- Quine C., Gardiner C., Pyatt B. 1995. *Forests and Wind: Management to Minimise Damage*. Forestry Commission, 114.

- Ranius T., Fahrig L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21: 201–208; <https://doi.org/10.1080/02827580600688269>.
- Rich P.M., Clark D.B., Clark D.A., Oberbauer S.F. 1993. Long-term study of solar radiation regimes in a wet forest using quantum sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 65: 107–127.
- Richardson J.S., Moore R.D. 2010. Stream and riparian ecology. In: Pike R.G., Redding T.E., Moore R.D., Winker R.D., Bladon F.D. (Eds.) *Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia*. BC Ministry of Forests and Range, Forest Science Program, Victoria, BC, and FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, BC Land Management Handbook, No. 66, p. 441–460.
- Ritter E., Dalsgaard L., Einhorn K.S. 2005. Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 206(1–3): 15–33; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.08.011>.
- Rondeux J., Sanchez C. 2010. Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. *Environ Monit Assess*, 164: 617–630; <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0917-6>.
- Rood S.B., Bigelow S.G., Polzin M.L., Gill K.M., Coburn C.A. 2015. Biological bank protection: trees are more effective than grasses at resisting erosion from major river floods. *Ecohydrology*, 8(5): 772–779.
- Rosvall O. 2019. Using Norway spruce clones in Swedish forestry: general overview and concepts. *Scand. J. For. Res.*, 34: 336–341; <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1614659>.
- Rouvinen S., Kouki J. 2011. Tree regeneration in artificial canopy gaps established for restoring natural structural variability in a Scots pine stand. *Silva Fennica*, 45: 1079–1091.
- Ruņģis D., Luguza S., Bāders E., Šķipars V., Jansons Ā. 2019. Comparison of genetic diversity in naturally regenerated Norway spruce stands and seed orchard progeny trials. *Forests*, 10; <https://doi.org/10.3390/f10100926>.
- Runnel K., Stephan J.G., Jonsell M. et al. 2021. Do different growth rates of trees cause distinct habitat qualities for saproxylic assemblages? *Oecologia*, 197: 807–816; <https://doi.org/10.1007/s00442-021-05061-z>.
- Ryan K.C. 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica*, 36(1): id 548; <https://doi.org/10.14214/sf.548>.
- Rykken J.J., Moldenke A.R., Olson D.H. 2007. Headwater riparian forest-floor invertebrate communities associated with alternative forest management practices. *Ecological Applications*, 17(4): 1168–1183.
- Sabo J.L., Sponseller R., Dixon M., Gade K., Harms T., Heffernan J., Jani A., Katz G., Soykan C., Watts J., Welter J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86(1): 56–62.
- Saetre P., Stureson Saetre L., Brandtberg P.-O., Lundkvist H., Bengtsson J. 1997. Ground vegetation composition and heterogeneity in pure Norway spruce and mixed Norway spruce-birch stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(12): 2034–2042; <https://doi.org/10.1139/x97-177>.
- Sannikov S., Goldammer J.G. 1996. Fire Ecology of Pine Forests of Northern Eurasia. In: Goldammer L.G., Furyaev V.V. (Eds.) *Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia*. Kluwer Academic Publishers, p. 151–167.
- Sass G.G. 2009. Coarse woody debris in lakes and streams. In: Likens G.E. (Ed.) *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford: Elsevier, Vol. 1, p. 60–69.
- Savilaakso S., Johansson A., Häkkinen M. et al. 2021. What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. *Environ Evid*, 10: 1; <https://doi.org/10.1186/s13750-020-00215-7>.
- Schmuck G., San-Miguel-Ayán J., Camia A., Durrant T.H., Santos de Oliveira S., Boca R.,

- Whitmore C., Giovando C., Libertá G., Corti P., Schulte E. 2015. Forest fires in Europe 2010. (Forest fires in Europe No. 11). Ispra, Italy: Joint Research Centre.
- Seibold S., Bässler C., Brandl R., Gossner M.M., Thorn S., Ulyshen M.D., Müller J. 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity – A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*, 191: 139–149; <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.006>.
- Selonen V., Mussaari M., Toivanen T., Kotiaho J.S. 2011. The conservation potential of brook-side key habitats in managed boreal forests. *Silva Fennica*, 45(5).
- Semlitsch R.D., Bodie J.R. 2003. Biological conservation of wetland ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 1–25.
- Sharpe F., Shaw D.C., Rose C.L., Sillett S.C., Carey A.B. 1996. The biologically significant attributes of forest canopies to small birds. *Northwest Sci.*, 70: 86–93.
- Shorohova E., Kapitsa E. 2016. The decomposition rate of non-stem components of coarse woody debris (CWD) in European boreal forests mainly depends on site moisture and tree species. *Eur J Forest Res*, 135: 593–606; <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0957-8>.
- Siira-Pietikäinen A., Haimi J. 2009. Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: Comparison between clear felling and green-tree retention methods. *Forest Ecology and Management*, 258(3): 332–338; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.024>.
- Siitonen J. 2013. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, 49: 11–41; <https://doi.org/10.2307/20113262>.
- Simon A., Collison A.J. 2002. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(5): 527–546.
- Sipe T.W., Bazzaz F.A. 1994. Gap partitioning among maples (*Acer*) in central New England: shoot architecture and photosynthesis. *Ecology*, 75: 2318–2332.
- Skudra P. 1985. *Mežierīcība. Rīga: Zvaigzne*, 190 lpp.
- Skudra P., Dreimanis A. 1993. *Mežsaimniecības pamati. Rīga: Zvaigzne*, 262 lpp.
- Šņepsts G. 2021. Latvijas mežu resursu ilgtermiņa izmaiņas Eiropas zaļās vienošanās kursa ietekmē. Pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”, 74 lpp. Pieejams: http://www.silava.lv/userfiles/file/Projektu%20parskati/2021_Snepsts_MAF_Zala_vienosanas.pdf.
- Šņepsts G. 2022. Klimata scenāriju sociālekonomiskās ietekmes aprēķini. Pētījuma pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Sonohat G., Balandier P., Ruchaud F. 2004. Predicting solar radiation transmittance in the understory of even-aged coniferous stands in temperate forests. *Annals of Forest Science*, 61: 629–641.
- Sønstebo J.H., Tollefsrud M.M., Myking T., Steffenrem A., Nilsen A.E., Edvardsen M., Johnskås O.R., El-Kassaby Y.A. 2018. Genetic diversity of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seed orchard crops: Effects of number of parents, seed year, and pollen contamination. *For. Ecol. Manag.*, 411: 132–141; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.009>.
- Sousa W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353–391.
- Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. Biodiversity in dead wood. New York: Cambridge University Press, 521 pp.
- Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sūna Ž. 1973. Latvijas PSR pilsētu un pilsētciematu zaļās zonas. Apskats. Rīga: LatZTIZPI, 75 lpp.
- Swanson F.J., Gregory S.V., Sedell J.R., Campbell A.G. 1982. Land-water interactions: the riparian zone. In: Edmonds R.L. (Ed.) *Analysis of Coniferous Forest Ecosystems in the Western United States*. US/IBP Synthesis Series, 14. Stroudsburg, PA: Hutchinson Ross Publishing Co.,

p. 267–291.

- Szczygieł R., Ubysz B., Zawila-Niedzwiecki T. 2008. Spatial and temporal trends in distribution of forest fires in Central and Eastern Europe. *Wildland Fires and Air Pollution*, 8: 233–245; [https://doi.org/10.1016/S1474-8177\(08\)00010-7](https://doi.org/10.1016/S1474-8177(08)00010-7).
- Uhl B., Schall P., Bässler C. 2024. Achieving structural heterogeneity and high multi-taxon biodiversity in managed forest ecosystems: a European review. *Biodiversity and Conservation*, 34: 3327–3358; <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02878-x>.
- Ulyshen M.D., Klooster W.S., Barrington W.T., Herms D.A. 2011. Impacts of emerald ash borer-induced tree mortality on leaf litter arthropods and exotic earthworms. *Pedobiologia*, 54(5–6): 261–265; <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.05.001>.
- Uri V., Lõhmus K., Mander Ü., Ostonen I., Aosaar J., Maddison M., Helmisaari H.-S., Augustin J. 2011. Long-term effects on the nitrogen budget of a short-rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) forest on abandoned agricultural land. *Ecological Engineering*, 37(6): 920–930.
- Valkama E., Usva K., Saarinen M., Uusi-Kämpä J. 2019. A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. *Journal of Environmental Quality*, 48(2): 270–279.
- Venalainen A., Korhonen N., Hyvarinen O., Koutsias N., Xystrakis F., Urbieta I.R., Moreno J.M. 2014. Temporal variations and change in forest fire danger in Europe for 1960–2012. *Nat Hazards Earth Syst Sci*, 14: 1477–1490.
- Venäläinen M., Harju A., Kainulainen P., Viitanen H., Nikulainen H. 2003. Variation in the decay resistance and its relationship with other wood characteristics in old Scots pines. *Annals of Forest Science*, 60: 409–417; <https://doi.org/10.1051/forest:2003033>.
- Venugopal P., Junninen K., Linnakoski R., Edman M., Kouki J. 2016. Climate and wood quality have decayer-specific effects on fungal wood decomposition. *Forest Ecology and Management*, 360: 341–351; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.023>.
- Versluijs M., Hekkala A.M., Lindberg E., Lämås T., Hjäältén J. 2020. Comparing the effects of even-aged thinning and selective felling on boreal forest birds. *Forest Ecology and Management*, 475: 118404; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118404>.
- Vidon P., Hill A.R. 2004. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. *Journal of Hydrology*, 292(1–4): 210–228.
- Vought L.B.M., Dahl J., Pedersen C.L., Lacoursiere J.O. 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*: 342–348.
- Wantzen K.M., Junk W. 2008. Riparian wetlands. In: Jørgensen S.E., Fath B.D. (Eds.) *Encyclopedia of Ecology*. Academic Press, p. 3035–3044; <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00352-9>.
- Wei L. 2014. Effects of stand attributes and skid trails on ground flora diversity in lowland forests. Thesis. Agricultural sciences. Université d'Orléans.
- Wood P.J., Armitage P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21(2): 203–217.
- Wood J.C. 1995. Understanding wind forces on trees. In: Coutts M.P., Grace J. (Eds.) *Wind and trees*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 133–164.
- Yang S., Limpens J., Sterck F.J., Sass-Klaassen U., Cornelissen J.H.C., Hefting M., van Logtestijn R.S.P., Goudzwaard L., Dam N., Dam M., Veerkamp M.T., van den Berg B., Brouwer E., Chang C., Poorter L. 2021. Dead wood diversity promotes fungal diversity. *Oikos*, 130: 2202–2216; <https://doi.org/10.1111/oik.08388>.
- Yatskov M., Harmon M.E., Krankina O.N. 2003. A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. *Can. J. For. Res.*, 33: 1211–1226; <https://doi.org/10.1139/X03-033>.
- York R.A., Battles J.J., Heald R.C. 2003. Edge effects in mixed conifer group selection openings: tree height response to resource gradients. *Forest Ecology and Management*, 179: 107–121.
- York R.A., Heald R.C., Battles J.J., York J.D. 2004. Group selection management in Conifer forests: relationships between opening size and tree growth. *Canadian Journal of Forest Research*, 34:

630–641.

- Zālītis P., Jansons J. 2013. Latvijas meža tipoloģija un tās sākotne. Salaspils: LVMI “Silava”, DU AA “Saule”.
- Zdors L., Snepsts G., Donis J. 2017. Stem volume increment after group shelterwood cutting in Scots pine stands in Myrtillosa forest type. *Baltic Forestry*, 23(2): 463–470.
- Zdors L., Donis J. 2017. Evaluating the Edge Effect on the Initial Survival and Growth of Scots Pine and Norway Spruce After Planting in Different Size Gaps in Shelterwood. *Baltic Forestry*, 23(2): 534–543.
- Zimelis A., Lazdāns V., Lazdiņa D., Donis J. 2011. Jaunaudžu kopšanas un agrotehniskās kopšanas darbu ražīguma un pašizmaksas. Pārskats. Salaspils: LVMI “Silava”.
- Zin E., Drobyshev I., Bernacki D., Niklasson M. 2015. Dendrochronological reconstruction reveals a mixed intensity fire regime in *Pinus sylvestris*-dominated stands of Bialowieza Forest, Belarus and Poland. *Journal of Vegetation Science*, 26(5): 934–945.
- Zin E., Niklasson M., Szczygieł R. 2013. Past and present fire regimes in temperate forest zone of lowland Central Europe. In: Viegas D.X. (Ed.) *Advances in Forest Fire Research*. Imprensa da Universidade de Coimbra, p. 575–582.
- Zviedris A. 1949. Regulētās izlases cirtes Latvijas PSR egļu mežos. Mežsaimniecības problēmu institūta raksti, 1: 68–110.
- Цветков М.А. 1957. Изменение лесистости Европейской части России с конца XVII столетия по 1914 год. М.: Изд-во АН СССР, 214 с.