



EIROPAS REĢIONĀLĀS
ATTĪSTĪBAS FONDS

IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ



EIROPAS SAVIENĪBA

L-KC-11-0004

Pārskats par pētījuma

Metodes un tehnoloģijas meža kapitālvērtības palielināšanai

virziena

Potenciālo klimata izmaiņu ietekmes vērtējums un kvantifikācija

7. aktivitātes rezultātu izpildi

**Pētījums veikts sadarbībā ar:
Latvijas Valsts mežzinātnes institūtu „Silava”
AS „Latvijas valsts meži”
SIA "MNKC"**

Virziena vadītājs _____ Āris Jansons

2015.gada jūnijs

Mežu reģionos, kas ģeogrāfiski atbilst Latvijā nākotnē prognozētajam klimatam, apraksts

Iespējamo klimata izmaiņu ietekmi uz meža ekosistēmām konkrētā reģionā vislabāk var izprast, iegūstot informāciju par pētījumiem, kuri veikti citos reģionos, kas atbilst nākotnē prognozētajam klimatam. Paredzams, ka tālās nākotnes prognozētais klimats Latvijā līdzināsies tam, kāds šobrīd ir divos ģeotelpiski nodalītos apgabalos Centrāleiropas kontinentālajā (Polijas centrālajā un dienviddaļā, Čehijas dienviddaļā un Slovākijas rietumdaļā) un okeāniskajā (Vācijas rietumu un centrālajā daļā, Nīderlandes un Beļģijas dienvidaustrumu daļā) (Cepīte-Frišfelde et al., 2012). Zināmas līdzības saskatāmas arī ar Baltkrievijas dienvidu un Ukrainas klimatu. Šim reģionam raksturīgākās kokaudzi veidojošās sugas ir ozols (*Quercus robur*), kārpainais bērzs (*Betula pendula*), Eiropas dižskābardis (*Fagus sylvatica*), kļavas (*Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*), parastais osis (*Fraxinus excelsior*), priede (*Pinus sylvestris*), duglāzijas (galvenokārt *Pseudotsuga taxifolia*), baltegles (galvenokārt *Abies alba* Mill.) un parastā egle (*Picea abies* (L.) Karst.) (Schleip et al., 2008).

Platības ziņā lielāko teritoriju – 11,4 milj. ha – aizņem meži Vācijā, kuros dominē egle (26 % no kopējās mežu platības), priede (22 %), lapegle (2,9 %), ozols (10 %), dižskābardis (15 %). Jaunākie meža monitoringa rezultāti liecina, ka kopumā lapu koku un mistrotu audžu platība palielinājusies par 7 %, salīdzinot ar 2002. gadu, vienlaicīgi skujkoku mežu platība sarukusi par 4 %. Izmaiņas notikušas galvenokārt plānotu meža apsaimniekošanas pasākumu rezultātā, lai mazinātu prognozēto klimata pārmaiņu ietekmi nākotnē. Nedaudz palielinājusies (1 %) kopējā mežu platība. Tāpat konstatēts, ka pieaugušas veco audžu platības; vidējais mežaudžu vecums ir 77 gadi, turklāt pēdējās dekādes laikā (kopš 2002. gada) tas ir palielinājies par 4,5 gadiem. Vācijas mežos visvecākās ir ozolu audzes (vidēji 102 gadus vecas), tad seko dižskābaržu (100 gadi) un balteglu audzes (96 gadi), savukārt visjaunākās (vidēji 45 gadi) ir duglāziju audzes. Mežaudžu vecumstruktūru Vācijas mežos būtiski ietekmēja Otrais pasaules karš, pēc kura 20. gs. 50-tajos un 60-tajos gados tika atjaunotas lielas mežu platības (pārsvarā ar skujkokiem), tādēļ šobrīd liela daļa mežaudžu ir 50 līdz 60 gadus vecas (Third national forest inventory, 2014).

Meža zemes Beļģijā klāj 0,61 milj. ha (nedaudz vairāk par 20 % no valsts platības), to lielākā daļa atrodas vairāk kalnainajā valsts dienviddaļā. Sastopamākās koku sugas ir egle (29 %), ozols (16 %), priede (10 %), dižskābardis (8 %), papeles (*Populus spp.*) (6 %), sastopami arī mistroti lapu koku (24 %) un mistroti skuju koku meži (6 %) (Vandekerkhove, 2013).

Nīderlandē meži klāj 0,36 milj. ha (10 % no valsts teritorijas), un tajos dominē skujkoki (60 %). Lielākais īpatsvars ir priežu audzēm (36 % no visas mežu platības), bet no

lapu koku sugām sastopamākais ir ozols (17 %). Salīdzinot ar 1982. gadu, kopējā mežu platība Nīderlandē pieaugusi par 7 %, vienlaikus skuju koku mežu platība 2002. gadā sarukusi par 7585 ha, turpretim strauji (par 33067 ha) palielinājusies ozolu un papeļu audžu (*Populus nigra* L.) platība. Šajā laikā pieaudzis arī vidējais mežu vecums – no 43,3 gadiem līdz 53,3 gadiem, kas skaidrojams ar kailciršu platību samazināšanos atbilstoši izmaiņām meža apsaimniekošanā (Dirkse, Daamen, 2004).

Polijā meži klāj 29 % no valsts teritorijas, dominējošās koku sugas ir priede (60 %), egles (6 %), ozols (8 %), dižskābardis (6 %), bērzs (6 %) un alksnis (4 %). Gandrīz puse no audzēm ir vecumā no 20 līdz 60 gadiem, savukārt vidējais vecums valsts mežos ir 58 gadi, bet privātīpašnieku mežos – 40 gadi. Pusi no koksnes resursiem veido audzes vecumā no 41 līdz 80 gadiem. Audzes, kuras ir vecākas par 100 gadiem, aizņem apmēram 6 % no valsts mežu teritorijas, veidojot 10 % no kopējās koksnes krājas (Central Statistical Office of Poland, 2013).

Baltkrievijā gandrīz pusi (9,50 milj. ha) no valsts teritorijas klāj meži, no kuriem lielāko daļu (70 %) veido priede un egles, bet atlikušo daļu – galvenokārt ozols un alksni (FAO, 2005). Baltkrievijā, saskaņā ar meža adaptīvās apsaimniekošanas pasākumu plānu, tiek prognozēts, ka līdz 2025. gadam par 3,1 % pieaugs skujkoku mežu platība, bet līdz 2050. gadam skujkoku mežu platība pieaugs par 12,4 %, salīdzinot ar laika periodu no 1961. gada līdz 1990. gadam. Valsts ziemeļu un centrālajos rajonos pieaugs egļu mežaudžu platība, bet dienviddaļā priežu mežaudžu platība. Sagaidāms, ka ozolu audžu platības īpatsvars Baltkrievijas mežos palielināsies un sasniegs 7,7 % no kopējās mežu platības 2025. gadā, bet 11,6 % – 2050. gadā, galvenokārt samazinot bērzu, apšu un melnalkšņu audžu platības, kā arī veidojot ozolu audzes mistrojuma ar egli. Vienlaikus paredzēts, ka līdz 2050. gadam palielināsies ošu audžu platība no 0,4 % līdz 2,1 % no kopējās Baltkrievijas mežu platības (NRE, Belarus, 2009).

Ukrainā meži veido 16,5 % no kopējās valsts platības (jeb 9,5 milj. ha); pusi no kopējās krājas veido ozoli, dižskābarži, bērzi un papeles, bet pārējo daļu – skujkoki (priede, egles un baltegles) (FAO, 2005).

Čehijā meži aizņem apmēram 2,66 milj. ha jeb gandrīz 34 % no valsts teritorijas. Pēdējās dekādes laikā pakāpeniski samazinājusies skujkoku audžu platība par 69614 ha, vienlaicīgi pieaugot platlapju audžu (ozola un dižskābarža) platībām. Sastopamākās skujkoku sugas ir egles (51,1 %), priede (16,6 %) un lapegles (3,9 %), bet lapkoku sugas – ozols (7,1 %), dižskābardis (7,8 %), bērzs (2,8 %) un citi lapu koki (8,3 %). Pēdējā gadsimta laikā Čehijas mežos būtiski pieaugusi mežu kopējā krāja – no 307 milj. m³ pagājušā gadsimta pirmajā pusē līdz 680 milj. m³ mūsdienās, un palielinājies mežaudžu vecums. Paredzams, ka arī turpmāk

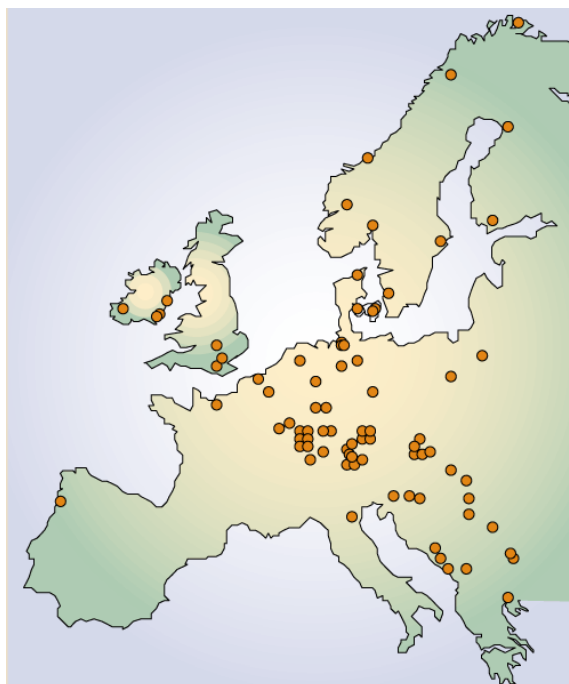
klimata pārmaiņu ietekmē pieaug mežu ražība, savukārt nestabils pieprasījums pēc skujkoku kokmateriāliem un pieaugošais pieprasījums pēc lapkokiem nākotnē veicinās sugu maiņu (MZe, 2013; Podrázský et al., 2014).

No Centrāleiropas valstīm lielākais mežu īpatsvars (40,9 % no valsts kopējās teritorijas jeb 2 milj. ha) konstatēts Slovēnijā. Gandrīz 59 % no kopējās mežu platības aizņem lapu koki, dominējošās koku sugas ir dižskābardis (30,7 % no kopējās mežu platības), ozols (11 %), skābardis (*Carpinus betulus* L.) (5,7 %) un Austrijas ozols (*Quercus cerris*) (2,4 %), bet skujkoki veido 41 % no kopējās platības, dominējošās sugas ir egļe (26 %), priede (7,3 %), baltegle (4 %) (Slovak Environmental Agency, 2003).

Prognozēto klimata pārmaiņu ietekme Centrāleiropas mežos

Pārskata ietvaros galvenokārt analizēta prognozēto klimata pārmaiņu ietekme uz četrām saimnieciski nozīmīgākajām koku sugām Centrāleiropā – dižskābardis, ozolu, egļi, priedi (Geßler et al., 2007).

Pētījumos par klimata pārmaiņu ietekmi uz augu esošo un potenciālo izplatības areālu pieņēmumi un secinājumi bieži tiek balstīti uz stingri definētiem bioklimatiskiem parametriem (piemēram, lapu plaukšana, lapu iekrāsošanās, dzīvnieku migrēšana). Tie uzskatāmi atspoguļo klimata izmaiņas (Defila, Clot, 2001). Fenoloģiskie dati ļauj klasificēt reģiona klimatiskos apstākļus pēc to atbilstības dažādu koku augšanai, kā arī atrast piemērotākās kokus sugas un proveniencas (Schwartz, 2003). Meteoroloģiskie apstākļi iepriekšējās un aktuālās veģetācijas sezonas, kā arī miera perioda laikā ir nozīmīgs faktors fenoloģiskajos pētījumos, turklāt ikgadējie klimatisko datu novērojumi ļauj spriest par izmaiņām biosfērā (Menzel, 2002; Rosenzweig et al., 2007). Piemēram, fenoloģisko fāžu sākšanos pavasarī un beigšanos rudenī iespējams prognozēt, jo gan lapu plaukšana, gan iekrāsošanās vistiešākā veidā ir saistīta ar gaisa temperatūru (Sarvas, 1972; Dose, Menzel, 2006). Lai detalizētāk varētu izziņāt fenoloģiskās izmaiņas, Eiropā ir ierīkoti fenoloģisko novērojumu objekti (1. att.), kuros pētījumi galvenokārt uzsākti laika posmā no 1960. līdz 1970. gadam.



1. attēls. Fenoloģisko novērojumu platību, kurās tiek pētītas ģenētiski viendabīgu eiribiontu (plaša ekoloģiskā valence) sugu attīstības fāzes, tīkls (Menzel, Fabian, 1999).

Šo eksperimentālo objektu galvenā nozīme ir tāda, ka ģenētiski viendabīgas koku un krūmu sugas visa gada garumā tiek novērotas dažādās vietās Eiropā, tādējādi iespējams salīdzināt viena un tā paša genotipa augšanu dažādos klimatiskos apstākļos. Šādi iespējams atlasīt arī piemērotākos genotipus specifiskiem augšanas apstākļiem, piemēram, salnu ietekmētām vietām (Rone, 1984) un lokālam klimatam, vai, gluži pretēji, reģioniem ar plašu vides apstākļu mainības amplitūdu (Eastaugh, 2008).

Klimata mainības izpausmes var būt visdažādākās, sākot ar gaisa vidējās temperatūras un ekstremāli augstu gaisa temperatūru (t. s. karstuma viļņu) biežuma palielināšanos vasaras periodā unbeidzot ar kukaiņu izraisīto bojājumu intensitātes palielināšanos, kas vērojama kā sekas ilgstošiem sausuma periodiem. (Christensen et al., 2007). Tiek prognozēts, ka līdz šī gadsimta beigām gaisa temperatūra Eiropā tikai pieaugs (Christensen et al., 2007), un vairums klimata prognožu modeļu paredz, ka Eiropā tuvāko 60 gadu laikā nemorālo koku sugu izplatība virzīsies uz ziemeļiem (Reich, Oleksyn 2008). Izmaiņas par 1°C atbilst ekoloģisko zonu novirzei par 160 km (Thuiller, 2007). Klimata pārmaiņu rezultātā var tikt izmainīta dažādu sugu spēja izmantot noteiktus dabas resursus un pildīt savu funkcionālo lomu ekosistēmā jeb šo sugu ekoloģiskā niša (Kellomäki et al., 2005). Lai gan ārējie vides apstākļi vienmēr ir bijuši mainīgi un evolūcijas ceļā katra suga kopumā ir pielāgojusies noteiktai ekoloģisko faktoru intensitātei un to svārstību amplitūdai (Chmielewski et al., 2013). Spēcīgākie sugas īpatņi labāk pārcieš jebkuras pārmaiņas, turpretim mazāk piemērotie vai novājinātie aiziet bojā, un to vietā var ienākt citu sugu īpatņi, kuri būs labāk pielāgojušies

konkrētajiem vides apstākļiem (Petit et al., 2004); šo procesu var raksturot arī kā meža adaptāciju klimata pārmaiņām (Canadian Forest Service, 2009). Eiropā izveidotie klimata pārmaiņu prognožu modeļi liecina, ka pieaugs ekstrēmu vēju biežums, vētras kļūs spēcīgākas, kā rezultātā pieaugs vēja nodarītie zaudējumi mežam (Seidl et al., 2014). Tāpat palielināsies evapotranspirācija un ilgstoši sausuma periodi Eiropas centrālajos un dienvidu (Vidusjūras) reģionos (Christensen et al., 2007; IPCC 2007), kas palielinās ugunsbīstamību mežos (Allen et al., 2010). Šo abiotisko faktoru netiešā ietekme izpaudīsies kā izmaiņas biotisko faktoru ietekmē uz mežaudzi, piemēram, patogēnu un dendrofāgo kukaiņu savairošanās. Visā Eiropā prognozē svešzemju kukaiņu sugu invāziju, kā bīstamākos atzīmējot Āzijas ūsaini (*Anoplophora glabripennis*) un priežu koksnes nematodi (*Bursaphelenchus xylophilus*) (Mota et al., 1999). Kukaiņu *Operophtera brumata* un *Tortrix viridana* populāciju masveida savairošanās ekstremāla karstuma ietekmē jau tika novērota 2003. gada pavasarī vairākās Eiropas valstīs – Francijā, Šveicē, Čehijā un Zviedrijas dienvidaustrumdaļā (Rouault et al., 2006). Palielināsies arī citu sugu kukaiņu, piemēram, ozola vērpēja (*Thaumetopoea processionea*) (Petercord et al., 2008), egļu mizgraužu (*Ips typographus* un *Ips duplicatus*) (Bolte et al., 2009; Holuša et al., 2013) un zaļās krāšņvaboles (*Agrilus viridis*) (Petercord et al., 2007) masveida savairošanās draudi. Tāpat izplatītāka kļūst patogēnā sena *Chalara fraxinea* (Schumacher et al., 2007), līdz ar to kopumā pieaug mežsaimniecībai ik gadus nodarītie zaudējumi.

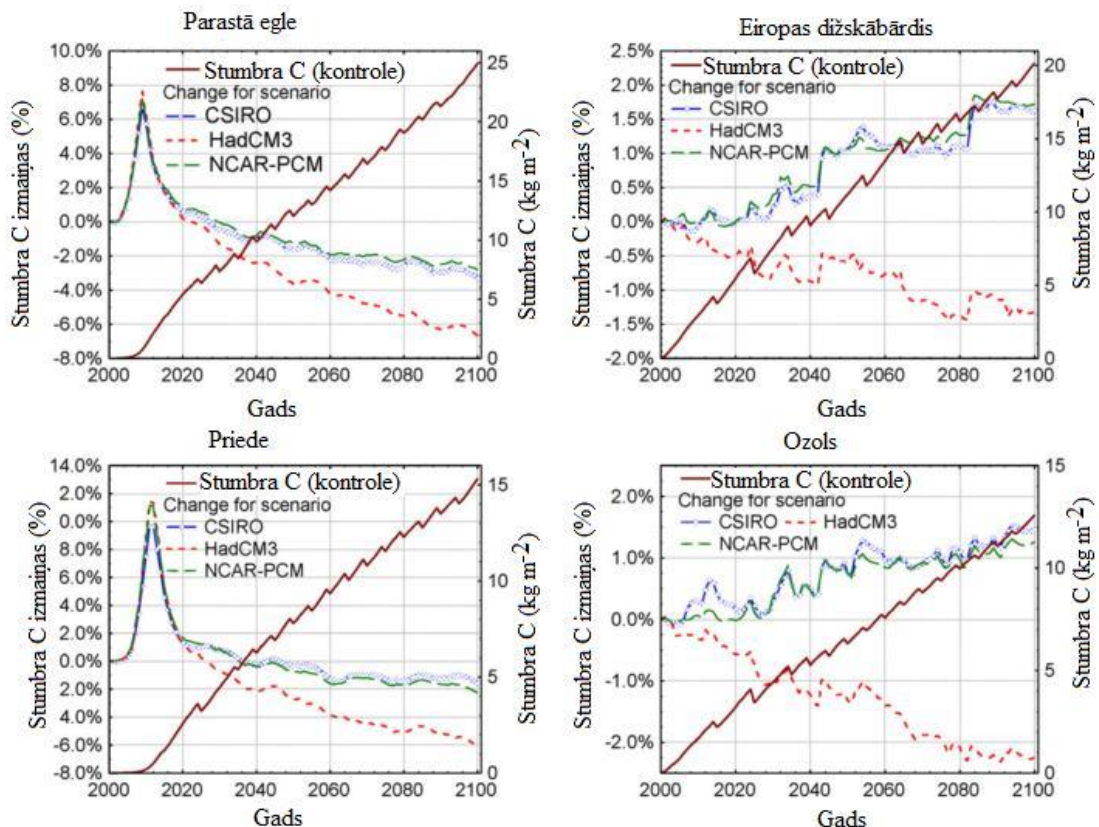
Klimata pārmaiņu ietekme Centrāleiropas mežu teritorijās var diezgan plaši variēt atkarībā no koku sugas un reģiona īpatnībām (piemēram, augstuma virs jūras līmeņa), kā arī nokrišņu sadalījuma lokālā mērogā kombinācijā ar augsnes tipu, kas apgrūtina dažādu pētījumu rezultātu savstarpēju salīdzināšanu (Kellomäki et al., 2005).

Klimata pārmaiņas visnozīmīgāk ietekmēs nabadzīgo augšņu tipus, piemēram, smiltājus un augsnes ar zemu ūdens kapacitāti, jo tiek prognozēts, ka, palielinoties gaisa temperatūrai (un līdz ar to evapotranspirācijai), kokiem veģetācijas periodā pieaugs sausuma stress (Lindner et al., 2014). Klimata pārmaiņas veicinās atmosfēras slāpekļa nogulsnešanos augsnē (Lasch et al., 2002), kas varētu pastiprināt ūdens deficītu, jo biogēno elementu koncentrācijas pieaugums var veicināt agrāku veģetācijas perioda sākšanos un straujāku kokaugu augšanu, vienlaikus, pieaugot transpirācijai, priekšlaicīgi var tikt izsmeltas visas augsnes ūdens rezerves (Lasch et al., 2002). Sausuma stresa apstākļos uzņēmīgākie koki (sugas, proveniencas) pēc ilgstoša sausuma perioda var priekšlaicīgi nomest lapas (Reyer, 2013). Savukārt bagātākās augsnēs (piemēram, mālainās augsnēs), ar normālu nokrišņu režīmu, paredzama pozitīva klimata pārmaiņu ietekme. Pieaugot veģetācijas perioda garumam un biogēno elementu daudzumam, tiek prognozēts, ka būtiski palielināsies pieauguma

veidošanās temps un līdz ar to pieaug meža produktivitāte (Bošel'a et al., 2014). Vislielākie „ieguvēji” no klimata pārmaiņām šajā reģionā būs cietie lapu koki (ozols, dizskābardis), kuriem, salīdzinot ar skujkokiem (egle un priede), uzlabosies augšanas apstākļi (Kellomäki et al., 2005).

Jau vairāk nekā 20 gadus tiek padziļināti analizēta klimata pārmaiņu loma meža ekosistēmā, tomēr iespējamā klimata pārmaiņu ietekme joprojām tiek vērtēta neviennozīmīgi. Vairumā agrāk veikto pētījumu novērota gan pozitīva, gan negatīva ietekme (atkarībā no ģeogrāfiskā platuma grādiem) attiecībā uz meža produktivitāti un dzīvotspēju. Piemēram, Centrāleiropas reģionos, teritorijās (mežos) ar zemu ūdens pieejamību, ieplakās ar zemāku gaisa temperatūru un/vai zemu barības vielu daudzumu meža produktivitāte samazināsies (Spiecker et al., 1996; Boisvenue, Running, 2006). Citos pētījumos konstatēts, ka līdz ar klimata pasiltināšanos un biomu pārvietošanos ziemeļu virzienā, Skandināvijā, boreālajos egļu mežos palielināsies produktivitāte, kā arī uzkrātais oglekļa apjoms (Reyer, 2013). Pieaugošā CO₂ koncentrācija gaisā ne tikai ietekmē globālo un reģionālo klimatu, bet arī oglekļa metabolismu un ar to saistītos auga fizioloģiskos procesus (elpošanu, fotosintēzes bioķīmiskās reakcijas). Modelējot iespējamo oglekļa daudzumu stumbra koksne, sagaidāms, ka skujkoku koksne oglekļa uzkrāšanās samazināsies, bet lapu koku koksne uzkrātais oglekļa daudzums līdz gadsimta beigām ievērojami pieaugs (2. att.).

Tajā pašā laikā tiek prognozēts, ka līdz ar temperatūras paaugstināšanos pieaugs abiotisko un biotisko faktoru radītie bojājumi mērenajā un Vidusjūras mežu zonā, kas varētu izraisīt kopējo meža produktivitātes samazināšanos. Turklāt izmaiņas traucējumu režīmā un apkārtējās vides apstākļos, kā arī augu spēja izdzīvot un pielāgoties jaunajiem apstākļiem var būt nozīmīgs iemesls meža produktivitātes krasam samazinājumam. Mežam kā ekosistēmai raksturīga spēja pielāgoties un adaptēties klimata pārmaiņām, tomēr apsaimniekotos mežos ļoti svarīga ir audzes krājas un meža produktivitātes palielināšana. Tādēļ precīzu un savlaicīgu cilvēka darbību rezultātā, ietekmējot adaptācijas procesus un ieviešot pārdomātus uz ilgtspējīgu meža apsaimniekošanu orientētus pasākumus (Kellomäki et al., 2005), iespējams nodrošināt audžu noturību pret traucējumiem un palielināt to produktivitāti (Lindner et al., 2008).



2. attēls. Modelētais oglekļa daudzums stumbra koksniē plašāk pārstāvētajām Centrāleiropas koku sugām un tā prognozētās izmaiņas līdz 21. gs beigām, atbilstoši dažādiem klimata pārmaiņu scenārijiem (Tatarinov, Cienciala, 2009).

Iespējamais klimatu pārmaiņu scenārijs paredz, ka Centrāleiropai raksturīgos apstākļus nomainīs Vidusjūras reģionam raksturīgais klimats (Christensen et al., 2007), tādēļ veikti dažādi mežaudzes struktūras un kompozīcijas pētījumi un izstrādātas adaptācijas stratēģijas, lai rastu risinājumus klimata pārmaiņu ietekmes uz meža ekosistēmu mazināšanai gan lokālā, gan globālā mērogā (Bolte et al., 2009). Tādas meža ekosistēmas funkcijas kā bioloģiskās daudzveidības saglabāšana, rekreācijas vērtību nodrošināšana un erozijas mazināšana, var būt daudz jutīgākas pret klimata pārmaiņu ietekmi nekā meža augšanas un produktivitātes rādītāji. Adaptācija var izpausties divējādi – izmainot vai saglabājot meža kompozīciju un/vai struktūru (Kellomäki et al., 2005), bieži vieni pamatojoties uz ekosistēmas vēsturisko stāvokli (Millar et al., 2007). Adaptīva meža apsaimniekošana ir sistemātisks process, kurā nepārtraukti norit jau esošo metožu pārbaudīšana, kā arī inovatīvu risinājumu meklēšana un izmēģināšana ar mērķi saglabāt un attīstīt visas esošās meža funkcijas (Wagner, 2004, Canadian Forest Service, 2009). Izstrādājot adaptīvas meža apsaimniekošanas stratēģiju, vispusīgi un kompleksi jāapzinās visu klimata pārmaiņu radīto seku ietekme, turklāt tiek uzsvērts, ka informācijai jābūt izsekojamai, balstītai uz zinātniskās izpētes rezultātiem un viegli pieejamai jebkurai ieinteresētai personai (Lindner et al., 2014).

Pētījumos par adaptāciju prognozētajām klimata pārmaiņām norādīti vairāki meža apsaimniekošanas paņēmieni adaptācijas veicināšanai: valdošās sugas nomaina uz līdzīgu sugu vai citzemju sugu ieviešana un audzēšana no apgabaliem, kur jau šobrīd esošie klimatiskie apstākļi ir līdzīgi klimata izmaiņu modeļos, konkrētai sugai piemērotas vietas vai vietai atbilstošas sugas pamatotāka izvēle, meža tipoloģijas papildināšana, rotācijas perioda saīsināšana, dažādu kopšanas intervālu un intensitātes piemērošana, efektīvu mitruma regulēšanas sistēmu izmantošana auglīgās augsnēs ar labu ūdens caurlaidību, kur īslaicīgi uzkrājas ūdens, tādējādi pasargājot audzes no pārplūšanas vai izkalšanas, turklāt visā meža apsaimniekošanas procesā būtiska ir informācijas apmaiņa starp visu līmeņu darbiniekiem un iesaistītajām pusēm (Shugart et al., 2003; Broadmeadow et al., 2004; Kellomäki et al., 2005; Kölling, 2008; Heller, Zavaleta, 2009). Visu iespējamo risku ilgtermiņa novērtējumu pirms meža adaptācijas stratēģijas izstrādes īpaši svarīgi veikt reģionos, kur meža produkcijas iegūšana ir prioritārais meža apsaimniekošanas uzdevums un tajā pašā laikā ir neskaidri nākotnes meteoroloģiskie apstākļi, kā arī pieprasījums pēc konkrētiem koksnes sortimentiem (Geßler et al., 2007).

Proveniences (vai pat koku sugas), kas demonstrē labas adaptēšanās spējas un aug nepiemērotos augšanas apstākļos, iesaka pārvietot uz piemērotākiem augšanas apstākļiem (Smulders et al., 2009). Jau vēsturiski Eiropā sēklas no vietējiem vai svešzemju kokiem tikušas pārvietotas uz citiem reģioniem (piemēram, no Eiropas ziemeļu reģioniem uz dienvidiem, tādējādi atdarinot klimata pārmaiņas) (Kremer, 2007), turklāt pierādījis, ka pārvietotās sugas (pat ar salīdzinoši garu rotācijas periodu vai paaudžu nomainas laiku) veiksmīgi spēj pielāgoties jaunajiem apstākļiem (Kremer, 2007). Piemēram, Vācijas ziemeļaustrumu federālajos mežos veiktā eksperimentā ar piecām eksotiskajām koku sugām - duglāziju (*Pseudotsuga menziesii*), balto robīniju (*Robinia pseudoacacia*), lielo baltegli (*Abies grandis*), sarkano ozolu (*Quercus rubra*) un milzu tūju (*Thuja plicata*) – noskaidrojās, ka šīs sugas ļoti sekmīgi spēj pielāgoties jaunajiem vides apstākļiem, papildus uzrādot labus produktivitātes rādītājus un koksnes īpašības (Bolte et al., 2007). Mežsaimnieciski nozīmīgākajām koku sugām saīsinot rotācijas perioda garumu, iespējams samazināt potenciālos abiotisko faktoru radītos zaudējumus (Noss, 2001), it īpaši tīraudzēs (Milad et al., 2013). Rotācijas perioda samazināšanu var pielietot tikai tādos apsaimniekošanas modeļos, kur ir ilgtspējīga un cikliska apsaimniekošana, lai būtu iespējams novērtēt ekonomisko ieguvumu (Hanewinkel et al., 2011). Savukārt citi autori neiesaka mainīt rotācijas perioda garumu, jo tas izraisītu barības vielu zudumu meža augsnēs, turklāt pastāv risks, ka tādā gadījumā mežs no oglekļa krātuves kļūtu par oglekļa emisiju avotu, radot gan ekonomiskas, gan ekoloģiskas sekas (Lasch et al., 2005; Müller et al., 2007). Akcentējot rotācijas perioda

samazināšanas negatīvo efektu (Milad et al., 2013), norādīts, ka jau šobrīd mežistrāde kopumā ir ietekmējusi rotācijas perioda garumu, turklāt tiek izvestas mežistrādes atliekas, praktiski neatstājot kokus satrūdēšanai. Tas neveicina bioloģisko daudzveidību, turklāt ilgtermiņā šādi saimniekojot, var pilnībā izzust sugas, kuru dzīves cikls saistīts ar nedzīvajiem kokiem un to trūdēšanas procesiem (Seidl et al., 2014).

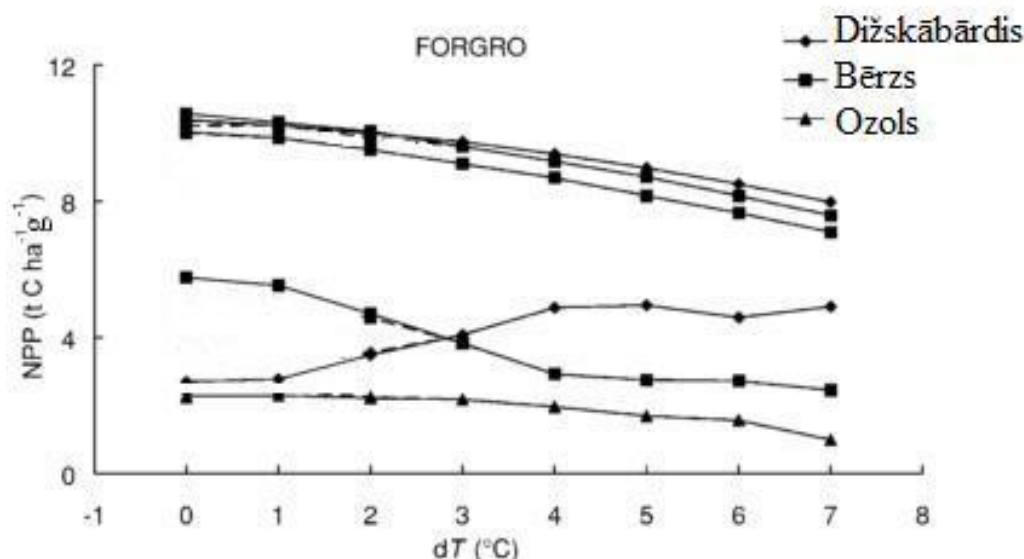
Izstrādājot meža adaptācijas stratēģiju, starp meža īpašnieku, apsaimniekotāju un lēmuma pieņēmēju interesēm ir sarežģīti atrast kopsaucēju (Yousefpour et al., 2012), tāpēc svarīgi nodrošināt dialogu starp visām iesaistītajām pusēm, visos līmeņos (Fitzgerald, Lindner, 2013). Meža īpašniekiem nākotnes meža apsaimniekošanas plāna (stratēģijas) izvēlē noteicošais faktors bieži ir ekonomiskais ieguvums, piemēram, Vidusjūras reģiona mežos paaugstinātas ugunsbīstamības apstākļos būtu nepieciešams ieviest adaptīvas meža apsaimniekošanas metodes, bet diemžēl tas nenotiek, jo meža īpašniekiem nav ekonomiski izdevīgi īstenot šādus pasākumus (Fitzgerald, Lindner, 2013).

Platlapji

Platlapju koku sugu augšana un attīstība un to ietekmējošo ekoloģisko faktoru izpēte pēdējos gados ir aktuāls pētījumu objekts. Vides izmaiņu potenciālo virzienu un tendences, kā arī to iespējamās ietekmes uz meža ekosistēmu var tikt novērtētas, izmantojot kvantitatīvus modeļus, tomēr šobrīd tikai retos gadījumos tie spēj prognozēt nākotnes klimata izmaiņas ar meža apsaimniekotājiem nepieciešamo precizitāti (Kramer et al., 2000; Millar et al., 2007). Prognozēt klimata pārmaiņas katrā konkrētā reģionā Centrāleiropā ir sarežģīti galvenokārt tādēļ, ka nokrišņu biežums un daudzums, kas izlīs vienā reizē, ir atkarīgi no mainīgiem parametriem (piemēram, lokāli klimatiskos apstākļus šajos apvidos ietekmē kalni ar izteiktu augstumjoslojumu, kā arī ekspozīciju un ieplaku efektiem (Krauklis, Zariņa, 2002)), arī zemes izmantošanas veida, veģetācijas.

Nozīmīgi klimata pārmaiņu analīzes rīki ir fenoloģisko modeļu savienošana ar vispārīgiem modeļiem par klimata pārmaiņu ietekmi uz meža augšanas izmaiņām (Schwartz, 2003), piemēram, FORGRO (Mohren, 1987; Kramer et al., 2000). FORGRO izmanto, lai novērtētu klimata pārmaiņu ietekmi uz meža augšanu un aprēķinātu oglekļa un ūdens plūsmu mežos (Kramer et al., 2000). FORGRO apraksta tiešo CO₂ un temperatūras ietekmi uz fotosintēzi, kā arī tiešu temperatūras ietekmi gan uz augu, gan uz augsnes elpošanu. Piemēram, Vācijas rietumdaļā un Nīderlandē veiktā pētījumā, izmantojot modeli FORGRO, analizēja klimata pārmaiņu ietekmi uz neto primārās produkcijas ražošanu trim koku sugām (bērzs, dižskābardis un ozols) ar dažādu fenoloģisko fāzu iestāšanos pavasarī. Simulācijā tika konstatēts, ka fenoloģiskās fāzes neietekmē neto primārās produkcijas ražošanu; tajā pašā laikā, pieaugot CO₂ koncentrācijai gaisā, samazinājās neto primārās produkcijas ražošana

(3.att.) (Kramer et al., 2000). Temperatūrai paaugstinoties, elpošanas procesi norit daudz straujāk par fotosintēzi. Savukārt mistrotās audzēs modeļa iznākumu būtiski ietekmēja koku savstarpējā konkurence pēc gaismas, kas aizkavēja dažādu koku sugu augšanu, un mikrovides atšķirības, piemēram, salnu bojājumu iespējamība un/ vai saules radiācijas apjoms veģetācijas sezonas laikā (Kramer et al., 2000). Ilgtermiņā tas var ietekmēt sugu kompozīciju mērenās zonas platlapju mežos un sugu ģeogrāfiskās izplatības robežas.



3. attēls. Fenoloģisko atšķirību ietekme uz neto primārās produkcijas (NPP) ražošanu dažādām koku sugām, izmantojot meža augšanas modeli FORGRO. Augšējās trīs līnijas apzīmē tīraudzes, apakšējās trīs līnijas - mistrotas audzes (no Kramer et al., 2000).

Viena no mežsaimnieciski nozīmīgākajām koku sugām, kuras dabiskās izplatības areāls iekļaujas Centrāleiropā (Ellenberg, 1996), ir Eiropas dižskābārdis (*Fagus sylvatica*). Tiek prognozēts, ka klimata pārmaiņu rezultātā dižskābarža dabiskās izplatības areāls sasniegs arī Latvijas teritoriju (Bolte et al., 2007).

Pētījumos ar Eiropas dižskābārdi konstatēts, ka sausums ir cēlonis pieauguma samazinājumam visā sugas izplatības areālā (Kint et al., 2012), tāpat dižskābārdis ir jutīgs arī pret pārmērīgu augsnes mitrumu. Eksperimentā ar pieaugušiem dižskābaržiem, konstatēja, ka, pieaugot ūdens izmantošanas efektivitātei caur lapu atvārsnītēm un palielinoties CO₂ koncentrācijai gaisā, tiek stimulēta augšana un fotosintēze, tādā veidā daļēji kompensējot potenciāli neuzkrāto biomasas apjomu sausuma stresa apstākļos (Körner et al., 2005). Savukārt, dižskābaržu un parastās egles stādījumā, palielinoties CO₂ koncentrācijai gaisā, kaļķainā substrātā augošiem kokiem konstatēja augšanas tempa pieaugumu, bet skābā substrātā augošiem –samazināšanos (Spinnler et al., 2002). Citā eksperimentā, kur 53 dienu garumā novērota dižskābaržu sējeņu reakcija dažādos sausuma stresa (atšķirīgs augsnes ūdens potenciāls – no 0,4 līdz 1,0 MPa) un konkurences (audzējot ar vai bez *Rubus fruticosus*)

apstākļos, sausuma dēļ tika konstatēta aizkavēta augšana, samazināta slāpekļa uzņemšana un transpirācija, bet netika konstatēta konkurences ietekme uz koku augšanu (Fotelli et al., 2001). Veicot ilgtermiņa novērojumus, konstatēts, ka, palielinoties CO₂ koncentrācijai, notiek augšanas tempa samazināšanās (Fotelli et al., 2001).

Dižskābardim novēro labas pielāgošanās spējas un ģenētisko daudzveidību (Kramer et al., 2010). Tomēr, pielietojot adaptīvas mežu apsaimniekošanas paņēmienus, svarīgi ir ņemt vērā dižskābarža jutīgumu pret sausumu; to augšana un konkurētspēja var būtiski samazināties vietās, kur sastopamas augsnes ar zemu ūdens kapacitāti, piemēram, smilšainas augsnes, kuras veidojušās uz kaļķakmens nogulumiem (Geßler et al., 2007).

Lai palielinātu mežaudžu bioloģisko daudzveidību un vienlaicīgi – ekonomisko vērtību, kā arī audžu noturību pret prognozētajām klimata pārmaiņām, tiek īstenota pāreja no skuju koku vienādvecuma tīraudzēm uz dažādvecuma mistrotām platlapju audzēm; platlapju sugas, ko visbiežāk izmanto mistrotu audžu veidošanā, ir dižskābardis un ozols (Geßler et al., 2007; Bolte et al., 2009). Vācijas dienvidrietumos paredz palielināt dižskābaržu īpatsvaru valsts mežos – no šobrīd esošajiem 20 % līdz 30 % šī gadsimta beigās (Moosmayer, 2002).

Sugas izplatīšanās spēju ietekmē vairāki faktori, starp tiem būtisks ir sēkļu izmērs (Kunstler et al., 2004). Augiem ar mazām sēklām, kuras izplata vējš (apse, bērzs), raksturīga augsta izplatīšanās spēja (attālums), savukārt sugas ar smagām sēklām, ko pārvieto dzīvnieki vai putni, izplatās relatīvi lēni (nelielos attālumos), piemēram, ozoli un dižskābarži (Kunstler et al., 2004). Sēkļu izplatību būtiski var ierobežot mežu fragmentācija, tādēļ pieaug lielo putnu (piemēram, Eiropas sīlis (*Garrulus glandarius*)) loma platlapju mežu dabiskās atjaunošanās procesos. Dižskābarži spēj sekmīgi ieaugt un augt egļu mežos, un laika gaitā novēro to dabisko atjaunošanos galvenokārt grupveida izvietojumā, kas saistīts ar sēkļu izplatīšanās īpatnībām (Kunstler, 2004). Tomēr blīva zālaugu veģetācija palielina sakņu konkurenci pēc pieejamiem ūdens un barības vielu resursiem, it īpaši sausuma periodā, un tas var samazināt dižskābaržu audžu atjaunošanās spējas (Mirschel et al., 2011). Lielākam riskam pakļauti sējeņi un/vai stādi līdz 50 cm augstumam (Mirschel et al., 2011). Vācijas dienvidos veiktā pētījumā par dabisko dižskābarža atjaunošanos pieaugušā dižskābaržu audzē un kopšanas intensitātes ietekmi uz ūdens izmantošanas efektivitāti salīdzinātas oglekļa izotopu (¹³C) kompozīcijas attiecības starp divu dažādu veģetācijas stāvu funkcionālajām grupām (kokaugi un lakstaugi) un norādīts uz sekmīgu dižskābaržu atjaunošanos un augšanu sausuma stresa apstākļos, kad veikti kopšanas pasākumi (izlases cirte), kuru rezultātā samazinājās noēnojums audzē, un tas daļēji kompensēja sausuma stresa izraisīto pieauguma tempa samazināšanos (Fotelli et al., 2003).

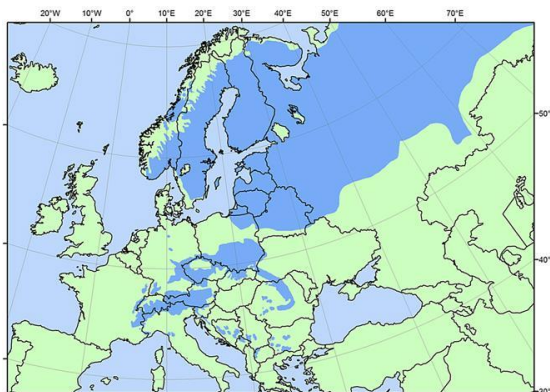
Pēc klimatiskajām prasībām dižskābardim līdzīga suga ir ozols – gan parastais (*Quercus robur*), gan klinšu ozols (*Quercus petraea*). Tiek prognozēts, ka līdz gadsimta beigām palielināsies ozola izplatības areāls gan ziemeļu- dienvidu virzienā, gan austrumu-rietumu virzienā (Hanewinkel et al., 2012), tādējādi ozola saimnieciskā nozīme pieaugs. Centrāleiropā jau kopš 19. gs. beigām veikti ilglaicīgi ozolu novērojumi, un kopš tā laika ir būtiski izmainījušies apkārtējās vides apstākļi. Salīdzinot ar dižskābarža audzēm, ozolu audzēs novērota labāka pielāgošanās sausuma stresa apstākļiem un veiksmīgāka dabiskā atjaunošanās (Schäfer et al., 2008). Pētījumā par ozolu audžu pielāgošanos klimata pārmaiņām konstatēts, ka kopš 1960. gada vienas dekādes laikā vidēji par 10-20 ppm pieaugusi CO₂ koncentrācija gaisā un par 0,1 °C paaugstinājusies temperatūra (IPCC, 2007), monitorētajās audzēs veģetācijas periods palielinājies par 4- 5 dienām un augiem pieejamā slāpekļa daudzums augsnē vidēji par 0,5 līdz 1 kg ha⁻¹, veicinot produktivitātes celšanos iepriekšējā gadsimta laikā par 50 % (Pretzsch et al., 2014).

Tomēr Centrāleiropā pēdējo dekāžu laikā novērojama ozolu audžu defoliācija, kuru izraisošie faktori nav viennozīmīgi izskaidrojami (Thomas et al., 2002). Lielākā daļa zinātnieku kā galvenos izraisošos faktoros min klimata izmaiņas un gaisa piesārņojumu, tomēr citi pētnieki uzskata, ka ozolu audžu vitalitātes samazināšanās ir cikliska un jau iepriekš vēsturē bijuši gadījumi, kuros konstatēta ozolu audžu bojāeja (Führer, 1998). Jaunākos pētījumos secināts, ka ozolu augšana ir vairāk atkarīga no augsnes īpašībām un barības vielu pieejamības nekā no klimatiskajiem apstākļiem, turklāt klimatisko faktoru ietekme var atspoguļoties (koku gadskārtās) tikai kopā ar citiem stresoriem (Oheimb et al., 2014). Pētījumā Vācijas ZR konstatēta vāja sakarība starp koku radiālā pieaugumu veidošanos un klimata parametriem, piemēram, 2003. gada ekstrēmais sausums koku gadskārtās atspoguļojās ļoti minimāli (Oheimb et al., 2014); ozols ir suga, kura labi pārcieš sausumu, un tādi faktori kā augsnes īpašības un biotiskie (kukaiņu) traucējumi daudz būtiskāk nekā klimatiskie faktori ietekmē ozola gadskārtu platumu un var izraisīt ozolu defoliāciju. Tomēr ozolu izplatības areāla dabisko robežu tuvumā (piemēram, dienvidos Slovēnijā, ziemeļos Zviedrijā) konstatēta izteiktāka ozolu gadskārtu reakcija uz klimata pārmaiņām (Oheimb et al., 2014).

Skujkoki

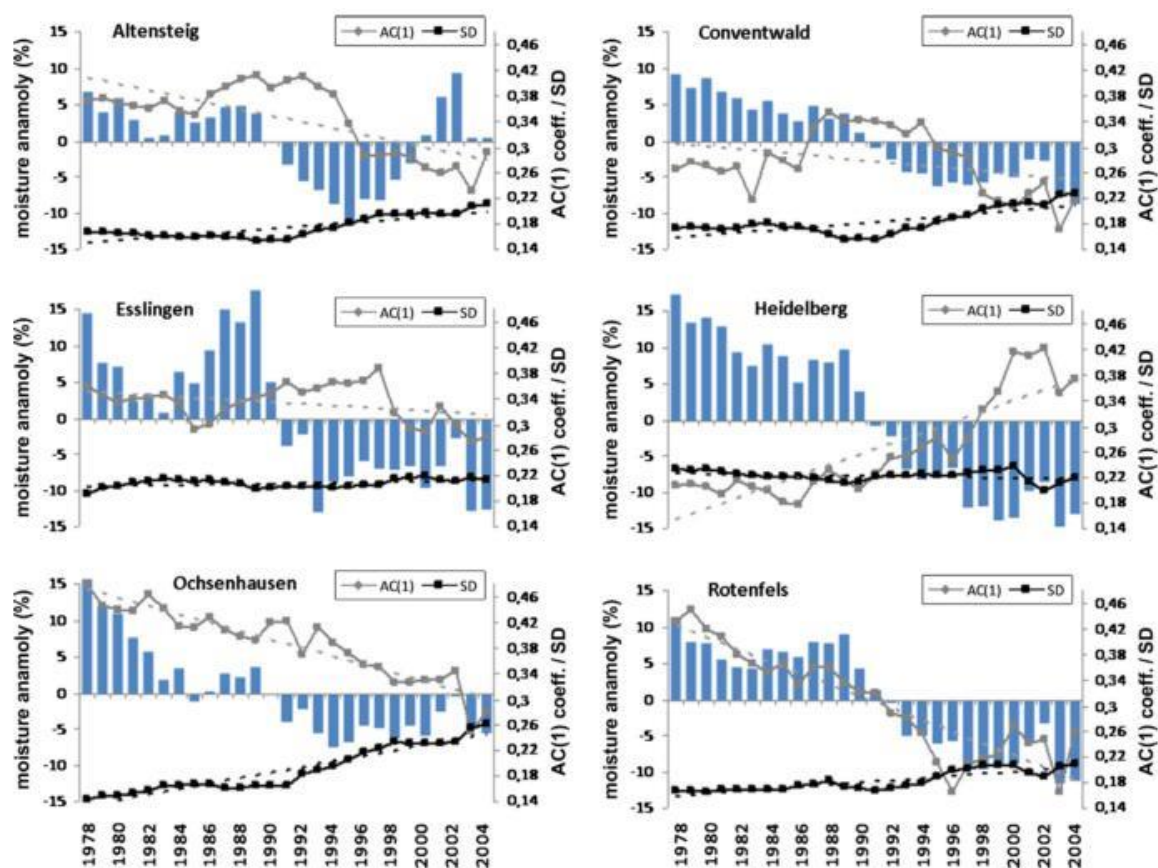
Lai gan daudzviet Centrāleiropā (tuvu parastās egles dienvidu kserotermiskās izplatības robežai) parastā egle (*Picea abies* Karst.L.) ir ārpus dabiskās izplatības areāla robežas (4. att.) (Ellenberg, 1963), tomēr jau kopš 16. gadsimta tā ir viena no saimnieciski nozīmīgākajām koku sugām šajā reģionā. Egli plaši izmanto apmežošanā un atjaunošanā, tai skaitā dabisko traucējumu ietekmētajās platībās, kas skaidrojams galvenokārt ar tās

salīdzinoši zemajām prasībām pret augšanas apstākļiem (normāla mitruma mālsmilts un smilšmāla augsnes), labajiem augšanas rādītājiem un augstu koksnes kvalitāti (Spiecker et al., 2004). Centrāleiropā prognozēto klimata pārmaiņu ietekmē (Kölling, 2008) biežāk sagaidāmi ekstrēmi karstuma gadījumi un garāki sausuma periodi, būtiski ietekmējot egļu augšanu (Kohler et al., 2010). Centrālajā un Rietumeiropā saimnieciskās nozīmes skujkoku mežos, lai veicinātu ekonomiskās un bioloģiskās vērtības paaugstināšanos un mazinātu klimata pārmaiņu ietekmi uz mežsaimniecību (vētras, ugunsgrēki u.c.), ir plānota pakāpeniska sugu sastāva transformācija.



4.attēls. Egles dabiskā izplatība Eiropā (no EUFORGEN, http://www.euforgen.org/distribution_maps.html)

Egli var uzskatīt par sausuma jutīgu sugu, respektīvi, sausas un karstas vasaras atspoguļojas kā šauras gadskārtas (Mäkinen et al., 2002). Dažāda vecuma koku gadskārtu platuma mērījumi parāda koku augšanas saistību ne tikai ar konkrētā gada klimatiskajiem apstākļiem, bet ļauj spriest arī par klimata ietekmi uz koku augšanas dinamiku ilgākā laika posmā. Piemēram, pētījumā ar parasto egli Vācijas dienvidrietumos, audzēs ar līdzīgu struktūru, bet atšķirīgiem mitruma apstākļiem, izmantojot dendrohronoloģijas metodes, tika analizēta egles rezistenci pret sausuma stresu, konstatējot, ka egles reakcija uz mitruma deficītu dažādos pētījuma objektos ir līdzīga (5.att.) (Boden et al., 2014).



5. attēls. Koku gadskārtu platuma rindu autokorelācijas dinamika (AC(1) coeff.) un vidējā standartnovirze (SD) un to saistība ar ūdens pārpilnību/ deficītu (moisture anomaly, %) iepriekšējos 25 gados (no Boden et al., 2014).

Egļu dabiskā noturība pret klimata pārmaiņu radītajām sekām (piemēram, vētrām) ir vāja. Tādēļ nākotnē egļu audžu atjaunošana, stādot tikai egli, var izrādīties neveiksmīga, un ieteicams zem skujkokiem veidot platlapju paaugu. Vācijā veiktā pētījumā konstatēja, ka normālos apstākļos (tīraudze) varbūtība, ka audze sasniegs 100 gadu vecumu, egļu audzēm ir 80 %, kamēr mistrojūmā (50 %) ar platlapjiem neveiksmes risks samazinājās, egļu spējai izdzīvot palielinoties līdz 94 % (Griess et al., 2012). Tātad egļu audžu apsaimniekošanā būtu jāpielieto pārdomāti meža adaptīvās apsaimniekošanas pasākumi, it īpaši ārpus tās dabiskās izplatības areāla (Lindner et al., 2010). Vācijas dienvidrietumos gan plānotu mežsaimniecisko pasākumu gaitā, gan – galvenokārt – ekstrēmu vēju un tiem sekojošu kukaiņu masveida bojājumu rezultātā laika posmā no 1987. līdz 2002. gadam egļu mežus lielā platības daļā nomainīja lapu koki (kopējā egļu mežu platība samazinājās par 7% jeb 90000 ha) (Hanewinkel et al., 2011). Daļēji var uzskatīt, ka tās ir sekas intensīvai saimniekošanai Eiropas mežos, kā rezultātā palielinājies mežaudžu viendabīgums Eiropas mežos (Spiecker, 2003). Piemēram, egļu tīraudžu noturība pret vējgāzi ir aptuveni 10 reizes mazāka nekā mistrotām egles-ozolu audzēm un aptuveni 4 reizes mazāka nekā egles-dižskābaržu audzēm (Knoke et al., 2008). Koki, kuri aug mistrotās audzēs, mazāk cieš no kukaiņu bojājumiem vai

arī šajās audzēs ir izveidojusies mazāka kukaiņu populācija, salīdzinot ar skujkoku tīraudzēm (Jactel et al., 2005). Mežaudzēm ar augstāku bioloģisko daudzveidību ir vieglāk pretoties un/vai atjaunoties pēc dažādiem dabiskiem traucējumiem (vējgāzes, snieglauzes, kukaiņu radītiem bojājumiem). Tajā pašā laikā jaunākās prognozes liecina, ka egļu nezaudēs nozīmīgu lomu bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā Centrāleiropas mežos un koksnes ražošanā, taču galvenokārt mistrojuma ar citām sugām un kalnainos apvidos (Hlásny et al., 2014). Bieži vien ekonomiskais aspekts liedz rīkoties atbilstoši izstrādātajām meža adaptācijas klimata pārmaiņu stratēģijām. Vācijā veiktajā meža īpašnieku aptaujā noskaidrojās, ka vairums no meža īpašniekiem ir informēti par pasākumiem, kādus iespējams pielietot, lai pielāgotos klimata pārmaiņu radītajām izmaiņām, tomēr līdz šim tikai retos gadījumos praktiskajā meža apsaimniekošanā izmantoti risinājumi atbilstoši adaptācijas stratēģijām (Milad et al., 2013). Vācijā Bavārijas reģiona valsts mežos līdz 2020. gadam plāno aptuveni 50 % no paaugstināta riska egļu audzēm (balstoties uz konceptu par sugas ekoloģisko nišu, kas apraksta sugas sastopamību konkrētos vides apstākļos (Kellomäki et al., 2005)) transformēt par dižskābaržu (galvenokārt) vai mistrotām lapu koku audzēm (StMUGV, 2007). Savukārt privāto mežu īpašnieki iestājas par egļu mežu saglabāšanu, un lielākā daļa, vismaz turpmākās ģenerācijas laikā, neplāno egļu mežus transformēt, kā galveno iemeslu minot ekonomiskos ieguvumus no šo audžu saglabāšanas (Milad et al., 2013). Citos pētījumos kā adaptācijas pasākumi tiek piedāvāti egļu audžu nomaina ar citu skuju koku audzēm (piemēram *Abies alba*, *Pseudotsuga menziesii* un *Larix spp.*) (Schelhaas et al., 2014), tomēr šāda mezsaimnieciskā pasākuma ekonomiskais ieguvums joprojām nav pietiekami izpētīts (Roessiger et al., 2013).

Parastajai priedei ir ļoti plašs izplatības areāls; tas ir reģions starp 37° un 70°Z p. paralēlēm un starp 8°R g. un 141°A g. meridiāniem (Boratyński, 1991). Centrāleiropā 19. gadsimtā plašas teritorijas tika apmežotas ar priedi, galvenokārt tāpēc, ka tās varēja viegli ieaudzēt un pēc tam apsaimniekot, kā arī iegūt nozīmīgu kvalitatīvas koksnes apjomu (Spiecker, 2003). Mūsdienās joprojām priežu tīraudžu veidošana ir ļoti izplatīta, tomēr šāds saimniekošanas veids var negatīvi ietekmēt bioloģisko daudzveidību (Spiecker, 2003). Turklāt aktuāli ir paaugstināt priežu audžu noturību pret vētrām, ugunsgrēkiem un kukaiņu izraisītajiem bojājumiem; noturība klimata pārmaiņu ietekmē var mazināties. Tādēļ pēdējos gados veikti vairāki pētījumi, kuros analizētas priedes ekoloģisko īpašību izmaiņas prognozēto klimata pārmaiņu ietekmē, kā arī pētītas alternatīvas meža apsaimniekošanā (Elmer et al., 2009; MLUV, 2005).

Vācijas ziemeļaustrumos (Brandenburgā) klimata pārmaiņu pētījumos iezīmējās paaugstināta priedes jutība pret ūdens bilances izmaiņām ekosistēmā. Tiek prognozēts, ka izmaiņas klimatiskajos parametros veicinās transpirācijas palielināšanos, kas savukārt var

izraisīt priekšlaicīgu ūdens deficītu vasaras periodā. Parastās priedes augšanas reakcija uz temperatūras, nokrišņu un CO₂ koncentrācijas izmaiņām simulēta, izmantojot uz ekofizioloģiskiem procesiem balstītu meža augšanas modeli „4C”. Modelis izstrādāts, lai varētu raksturot ilgtermiņa klimata izmaiņu ietekmi uz dažādu sugu (priedes, egles, parastā ozola, dižskābarža) koku augšanu. „4C” modelis raksturo audzes attīstību, pamatojoties uz fizioloģisko procesu norišu eksperimentiem koka un audzes līmenī un ilgtermiņa koku novērojumiem (Bugmann et al., 1997). Veicot dažādas klimata pārmaiņu simulācijas (paaugstinoties temperatūrai, proporcionāli tika palielināts nokrišņu daudzums), par reprezentācijas periodu tika izmantoti 40 gadu novērojumu perioda dati (no 1951. gada līdz 1990. gadam) 90 gadus vecā priežu audzē (iekļauta Eiropas otrā līmeņa monitoringa tīklā). Pētnieki konstatēja, ka, samazinoties nokrišņu daudzumam, samazinājās priedes stumbra pieauguma veidošanās, kamēr temperatūras izmaiņu ietekme bija mazāka (Lasch et al., 2002). Vidējā prognoze uzrādīja, ka, samazinoties nokrišņu daudzumam par 20 %, produktivitāte samazinās par 20 %, savukārt temperatūrai paaugstinoties par 2,5 °C, stumbra koksnes veidošanās samazinās par 11 % (Lasch et al., 2002).

Ilgtermiņa novērojumi (kopš 1950. gada) mistrotās klinšu ozola un priežu audzēs Vācijas (Brandenburgas) zemienēs uzrādīja īslaicīgu priežu fizioloģisku reakciju uz sausuma stresu īpaši sausos gados (1999., 2003. un 2006. gadā), tomēr netika konstatēta palielināta koku mirstība. Salīdzinājumā ar klinšu ozolu, priede uzrādīja labākas pielāgošanās spējas sausai vasarai un siltai ziemei; augsts nokrišņu daudzums februārī un mērenas temperatūras ziemas beigās vai agrā pavasarī pozitīvi ietekmēja priežu pieauguma tempu (Schröder, 2009).

Pastāv uzskats, ka Centrāleiropas ziemeļaustrumu daļā priedes pielāgošanās spēju robeža fizioloģiskajam stresam šobrīd vēl nav sasniegta (Kätzel, 2008). Nozīmīgākie draudi priežu audzēm būs saistīti ar noturības pazemināšanos pret kukaiņu radītiem bojājumiem. Tā kā priežu audzēm tiek prognozēta zemāka noturība nekā dažādu lapu koku sugu audzēm, tad tiek rekomendēts samazināt priežu mežu platību īpatsvaru. Tomēr, ņemot vērā salīdzinoši augstās priedes adaptēšanās spējas, kā arī, veicot atbilstošus kaitēkļu apkarošanas pasākumus (Möller, 2009), tuvāko dekāžu laikā iespējams saglabāt priedes nozīmīgo lomu Centrāleiropas ziemeļaustrumu daļas mežos (Lasch et al., 2005).

Vācijas ziemeļaustrumos (Brandenburgas Federālā zemē) jau kopš 1990-tajiem gadiem priežu audžu saglabāšanā pielieto dažādus adaptīvās meža apsaimniekošanas pasākumus. Kā viens no galvenajiem risinājumiem tiek ieteikta priežu audžu transformēšana mistraudzēs (zem priedēm veidojot lapu koku sugu, galvenokārt ozolu, kā arī dižskābaržu, paaugu), turklāt šādas izmaiņas plānotas 15 % (150000 ha) no Brandenburgas mežu platības (Reyer, 2013). Nākotnē visefektīvāk saglabāt un ilgtspējīgi apsaimniekot priežu mežus būs,

audzējot priedi mistrojumā ar ozolu, savukārt dižskābaržu spēja dabiski atjaunoties pieaugušās priežu audzēs lielā mērā būs atkarīga no augsnes mehāniskā sastāva (mazāk sekmīga dabiskā atjaunošanās smilšainās augsnēs) (Mirschel et al., 2011).

Kā galvenais ietekmējošais faktors, lai priežu audzēs notiktu sekmīga priežu, ozolu un dižskābaržu paaugas izveidošanās, tiek minēts slāpekļa mineralizēšanās intensitātes pieaugums humusa slānī un tam sekojoša slāpekļa pieejamības palielināšanās (Zerbe, 2002). Dižskābaržu paaugas izveidošanos zem skuju kokiem īslaicīgi var aizkavēt pārnadži (piemēram, stirnas (*Capreolus capreolus*)), vietās, kur ir liels to blīvums. Trīsdesmit gadu ilgā periodā, kad dzīvnieku blīvums (pateicoties intensīvākām medībām) bija salīdzinoši neliels, lielāks bija tādu paaugas koku īpatsvars, kuri sasniedza 150 cm un lielāku augstumu (Zerbe, 2002). Dzīvnieku radīto stumbra mizas un dzinumumu bojājumu dēļ ne vien var tikt aizkavēta dabiska platlapju izaugsme un attīstība, bet arī pazemināta iegūstamās koksnes kvalitāte (Zerbe, 2002; Milad et al., 2013).

Izmantotā literatūra

1. 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.-H., 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, 660-684.
2. Boden S., Kahle H-P., Wilpert von K., Spiecker H., 2014. Resilience of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) growth to changing climatic conditions in Southwest Germany. *Forest Ecology and Management*, 315, 12-21.
3. Boisvenue C., Running S.W., 2006. Impacts of climate change on natural forest productivity evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*, 12, 862-882.
4. Bolte A., Ammer C., Löff M., Madsen P., Nabuurs G-J., Schall P., Spathelf P., Rock J., 2009. Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24(6), 473-482.
5. Bolte A., Czajkowski T., Kompa T., 2007. The north-eastern distribution range of European beech—a review. *Forestry*, 80(4), 413–429.

6. Boratyński, 1991. Range of natural distribution. In: Genetics of Scots pine. (eds. M. Giertych and Cs. Mátyás). Elsevier, Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo, 19-30.
7. Bošel'a M., Sedmák R., Sedmáková D., Marušák R., Kulla L., 2014. Temporal shifts of climate–growth relationships of Norway spruce as an indicator of health decline in the Beskids, Slovakia. *Forest Ecology and Management*, 325, 108-117.
8. Broadmeadow M., Ray D., Sing L., Poulson E., 2004. Climate change and British woodland: what does the future hold? *Forest Research, Annual Reports and Accounts 2002–2003*. HMSO, Edinburgh, 70–83.
9. Bugmann, H., Grote, R., Lasch, P., Lindner, M. and Suckow, F., 1997. A new forest gap model to study the effects of environmental change on forest structure and functioning. In: G.M.J. Mohren, K. Kramer and S. Sabaté (Eds.), *Impacts of Global Change on Tree Physiology and Forest Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 255-261.
10. Canadian Forest Service, 2009. Glossary of forest terms. No <http://cfs.nrcan.gc.ca/glossary/6/a>. Skatīts 25.05.2015.
11. Central Statistical Office, 2013. *Forestry 2013*. Central Statistical Office, Warsaw, Poland.
12. Cepīte-Frišfelde D., Beters U., Senņikovs J., Timuhins A., 2012. Penalty Function for Identification of Regions with Similar Climatic Conditions. *Climate Change in Latvia and Adaption to It*, 8–16.
13. Chmielewski F.-M., Heider S., Moryson S., Bruns E., 2013. International Phenological Observation Networks: Concept of IPG and GPM. In M.D. Schwartz (ed.): *Phenology: An Integrative Environmental Science*, Springer Science+Business Media B.V., 137-153.
14. Christensen J.H., Carter T.R., Rummukainen M., Amanatidis G., 2007. Evaluating the performance and utility of regional climate models: The PRUDENCE project. *Climatic Change*, 81, 1-6.
15. Defila C., Clot B., 2001. Phytophenological trends in Switzerland. *International Journal of Biometeorology*, 45, 203–207.
16. Dirkse G.M., Daamen W.P., 2004. Dutch forest monitoring network, design and results. *Community Ecology*, 5(1), 115-120.
17. Dose V., Menzel A., 2006. Bayesian correlation between temperature and blossom onset data. *Global Change Biology*, 12, 1451–1459.

18. Eastaugh C., 2008. Adaptation of Forests to Climate Change: A Multidisciplinary Review. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO) Occasional Paper No. 21, 83 p.
19. Ellenberg H., 1963. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Eugen Ulmer, Stuttgart, 1334 p.
20. Ellenberg H., 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 5th edn. Ulmer, Stuttgart, Germany, 1095 p.
21. Elmer M., Kätzel R., Ben O., Bues C-T., Sonntag H., Hüttl R.F., 2009. Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichen-Kiefern-Mischbeständen: im Spannungsfeld von Klimawandel, Waldumbau und internationale Holzmarkt, München, 160 p.
22. FAO, 2005. Global Forest Resources Assessment.
23. Fitzgerald J., Lindner M., 2013. Adapting to climate change in European forests - Results of the MOTIVE project. Pensoft Publishers, Sofia, 108 p.
24. Fotelli N.M., Geßler A., Peuke A. D, Rennenberg H., 2001. Drought affects the competitive interaction between *Fagus sylvatica* seedlings and an early successional species, *Rubus fruticosus*: responses of growth, water status and $\delta^{13}C$ composition. New Phytologist, 151, 427–435.
25. Fotelli M.N., Rennenberg H., Holst T., Mayer H., Geßler A., 2003. Carbon isotope composition of various tissues of beech (*Fagus sylvatica*) regeneration is indicative of recent environmental conditions within the forest understorey. New Phytologist, 159(1), 229-244.
26. Führer E., 1998. Oak decline in central Europe: A synopsis of hypotheses. In M.L. McManus and Liebhold A.M. (Eds.), Proceedings: Population dynamics, impacts and integrated management of forest defoliating insects (General Technical Report NE-247). Radnor: USDA Forest Service, 7-24.
27. Geßler A., Keitel C., Kreuzwieser J., Matyssek R., Seiler W., Rennenberg H., 2007. Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. Trees, 21(1), 1-11.
28. Griess V.C., Acevedo R., Härtl F., Staupendahl K., Knoke T., 2012. Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce. Forest Ecology and Management, 267, 284–296.
29. Hanewinkel M., Cullmann D.A., Schelhaas M.J., Nabuurs G.J., 2012. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. Nature Climate Change, 3, 203–207.

30. Hanewinkel M., Hummel S., Albrecht A., 2011. Assessing natural hazards in forestry for risk management: A review. *European Journal of Forest Research*, 130, 329-351.
31. Heller N.E., Zavaleta E.S., 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142(1), 14-32.
32. Hlásny T., Mátyás C., Seidl R., Kulla L., Merganičová K., Trombik J., Dobor L., Barcza Z., Konôpka B., 2014. Climate change increases the drought risk in Central European forests : What are the options for adaptation? *Lesnický časopis - Forestry Journal*, 60, 5-18.
33. Holuša J., Lukášová K., Trombik J., 2013. The first record of *Ips duplicatus* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) infestations in Central European inner mountains. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 2, 97–101.
34. IPCC, 2007. Observations: Atmospheric Surface and Climate Change. In: Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L. (eds.), Contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Cambridge University Press, Cambridge, 235–336.
35. Jactel H., Brockerhoff E., Duelli P., 2005. A test of the biodiversity- stability theory: meta-analysis of tree species diversity effects on insect pest infestation, and re-examination of responsible factors. In: Scherer-Lorenzen M, Korner C, Schulze E-D (eds), *Forest diversity and function: temperate and boreal systems ecological studies*, 176, Springer, Berlin, 235–262.
36. Kätzel R., 2008. Klimawandel – Zur genetischen und physiologischen Anpassungsfähigkeit der Waldbaumarten. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie*, 42, 8– 15.
37. Kellomäki S., Peltola H., Bauwens B., Dekker M., Mohreh F., Badeck F.W., Gracia C., Sanchez A., Pla E., Sabate S., Lindner M., Pussinen A., 2005. European Mitigation and Adaptation Potentials: Conclusions and Recommendations. In: Kellomaki S., and Leinonen S. (eds.). *SilviStrat: Management of European Forests under changing climatic conditions*. Tiedonantoja Research Notes No. 163, Faculty of Forestry, University of Joensuu, Joensuu, Finland, 427 p.
38. Kint V., Aertsens W., Campioli M., Vansteenkiste D., Delcloo A., Muys B., 2012. Radial growth change of temperate tree species in response to altered regional climate and air quality in the period 1901-2008. *Climate Change*, 115(2), 343-363.

39. Knoke T., Ammer C., Stimm B., Mosandl R., 2008. Admixing broadleaved to coniferous tree species: A review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research*, 127(2), 89-101.
40. Kölling C., 2008. Wälder im Klimawandel: Die Forstwirtschaft muss sich anpassen, in: Lozán H., Graßl H., Jendritzky, G., Karbe L., Reise K. (Hrsg.), *Unter Mitwirkung von W.A., Magnuson J.J., Robertson D.M., Benson B.J., Wynne, R.H., Livingstone D.M., Arai T., Assel R.A., Barry R.G., Card V., Kuusisto E., Granin N.G., Prowse T.D., Stewart, K.M., Vuglinski V.S., 2000. Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere*, *Science*, 289, 1743–1746.
41. Kohler M., Sohn J., Nägele G., Bauhus J., 2010. Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) be increased through thinning? *European Journal of Forest Research*, 129 (6), 1109-1118.
42. Körner C., Asshoff R., Bignucolo O., Hättenschwiler S., Keel S. G., Peláez-Riedl S., Pepin S., Siegwolf R. T. W., Zotz G., 2005. Carbon flux and growth in mature deciduous forest trees exposed to elevated CO₂. *Science*, 309 (5739), 1360-1362.
43. Krauklis Ā., Zariņa A., 2002. Parastais skābardis sava areāla ziemeļu robežas ainavā Latvijā. *Ģeogrāfiski Raksti, Folia Geographica*, 10, 16-47.
44. Kramer K., Degen B., Buschbom J., Hickler T., Thuiller W., Sykes M. T., de Winter W., 2010. Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change— range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management*, 259, 2213–2222.
45. Kramer K., Leinonen I., Loustau D., 2000. The importance of phenology for the evaluation of impact of climate change on growth of boreal, temperate and Mediterranean forests ecosystems: an overview. *International Journal of Biometeorology.*, 44, 67-75.
46. Kremer A., 2007. How well can existing forests withstand climate change? In: Koskela J., Buck A., and Teissier du Cros, E. (eds.). *Climate change and forest genetic diversity: Implications for sustainable forest management in Europe*. Bioersivity International, Rome, Italy, 3-17.
47. Kunstler G., Curt T., Lepart J., 2004. Spatial pattern of beech (*Fagus sylvatica* L.) and oak (*Quercus pubescens* Mill.) seedlings in natural pine (*Pinus sylvestris* L.) woodlands. *European Journal of Forest Research*, 123, 331–337.
48. Lasch P., Badeck F. W., Lindner M., Suckow F., 2002. Sensitivity of simulated forest growth to changes in climate and atmospheric CO₂. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121, 155-171.

49. Lasch P., Badeck F. W., Suckow F., Lindner M., Mohr P., 2005. Model-based analysis of management alternatives at stand and regional level in Brandenburg (Germany). *Forest Ecology and Management*, 207, 59-74.
50. Lindner M., Fitzgerald J.B., Zimmermann N.E., Reyer C., Delzon S., van der Maaten E., Schelhaas M.J., Lasch P., Eggers J., van der Maaten-Theunissen M., Suckow F., Psomas A., Poulter B., Hanewinkel M., 2014. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management*, 146, 69-83.
51. Lindner M., Garcia-Gonzalo J., Kolström M., Geen T., Reguera R., Maroschek M., Seidl R., Lexer M.J., Netherer S., Schopf A., Kremer A., Delzon S., Barbati A., Marchetti M., and Corona P., 2008. Impacts of climate change on European forests and options for adaptation. Report to the European Commission Directorate-General for Agriculture and Rural Development. AGRI-2007-G4-06. Brussels, Belgium, 173 p.
52. Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Kolström M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259, 698–709.
53. Mäkinen H., Nöjd P., Kahle H. P., Neumann U., Tveite B., Mielikäinen K., Röhle H., Spiecker H., 2002. Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *Forest Ecology Management*, 171, 243–259.
54. Menzel A., 2002. Phenology: its importance to the global change community. *Climatic Change*, 54, 379–385.
55. Menzel A., Fabian P. (1999) Growing season extended in Europe. *Nature*, 397, 659.
56. Milad M., Schaich H., Konold W., 2013. How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. *Biodiversity and Conservation*, 22, 1181-1202.
57. Millar C.I., Stephenson N.L., Stephens S.L., 2007. Climate change and forests of the future managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17(8), 2145-2151.
58. Mirschel F., Zerbe S., Jansen F., 2011. Driving factors for natural tree rejuvenation in anthropogenic pine (*Pinus sylvestris* L.) forests of NE Germany. *Forest Ecology and Management*, 261, 683–694.

59. MLUV, 2005. BMBF-Forschungsverbund „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“: Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland. (MLUV) Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Eberswalde, Germany.
60. Mohren G.M.J., 1987. Simulation of forest growth, applied to Douglas fir stands in The Netherlands. Landbouw Universiteit Wageningen, Wageningen, 172 p.
61. Moosmayer H-U., 2002. Langfristige regionale Waldbauplanung in Baden-Württemberg—Grundlagen und Ergebnisse. Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart, Germany, 134 p.
62. Mota M.M., Braasch H., Bravo M.A., Penas A.C., Burgermeister W., Metge K., Sousa, E., 1999. First report of *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal and in Europe. *Nematology*, 1, 727-734.
63. Möller K., 2009. Aktuelle Waldschutzprobleme und Risikomanagement in Brandenburgs Wäldern. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, 42, 14– 21.
64. Müller J., Hothorn T., Pretzsch H., 2007. Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology and Management*, 242, 297–305.
65. MZe, 2013. Report on the state of forest and forestry in the Czech Republic 2012. Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Prague, 132 p.
66. Noss R.F., 2001. Beyond Kyoto: forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology*, 15(3), 578–590.
67. NRE, Belarus, 2009. Ministry of Natural Resources and Environmental Protection of the Republic of Belarus.
68. Oheimb von G., Härdtle W., Eckstein D., Engelke H.-H., Hehnke T., Wagner B., Fichtner A., 2014. Does Forest Continuity Enhance the Resilience of Trees to Environmental Change? *PLoS ONE* 9(12):e113507.
69. Petercord R., Delb H., Schroter H., 2007. Schwere Schaden durch den Buchen-Prachtkäfer in Baden-Württemberg. *AFZ/DerWald*, 62, 686-690.
70. Petercord R., Veit H., Delb H., Schroter H., 2008. Forstinsekten im Klimawandel-Alte Bekannte mit neuem Potenzial? In: Konstantin Frhr von Teuffel (Hg.): *Wald und Klima*. FVA BW (FVA-einblick, 1/2008), 36–39.
71. Petit R.J., Bialozyt R., Garnier-Gere P., Hampe, A., 2004. Ecology and genetics of tree invasions: from recent introductions to quaternary migrations. *Forest Ecology and Management*, 197, 117–137.

72. Podrázský V., Zahradník D., Remeš J., 2014. Potential consequences of tree species and age structure changes of forests in the Czech republic- review of forest inventory data. *Wood Research*, 59(3), 483-490.
73. Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Bielak K., 2014. Changes of forest stand dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. *Forest Ecology and Management*, 316, 65-77.
74. Reich P.B., Oleksyn J., 2008. Climate warming will reduce growth and survival of Scots pine except in the far north. *Ecological Letters*, 11, 588–597.
75. Reyer C., 2013. The Cascade of Uncertainty in Modelling Forest Ecosystem Responses to Environmental Change and the Challenge of Sustainable Resource Management. *Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät II Humboldt Universität, Berlin*, 168 p.
76. Roessiger J., Griess V. C., Härtl F., Clasen C., Knoke T., 2013. How economic performance of a stand increases due to decreased failure risk associated with the admixing of species. *Ecological Modelling*, 255, 58–69.
77. Rone V., 1984. Pirmie egļu provenienču vērtēšanas rezultāti Latvijā. *Jaunākais Mežsaimniecībā*, 26, 33-38..
78. Rosenzweig C., Casassa G., Karoly D. J., Imeson A., Liu C., Menzel A., Rawlins S., Root T. L., Seguin B., Tryjanowski P., 2007. Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In: Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP et al. (eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK, 79–131.
79. Rouault G., Candau J-N., Lieutier F., Nageleisen, L-M., Martin, J-C., Warzee, N., 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63, 613–624.
80. Sarvas R., 1972. Investigations on the annual cycle of development of forest trees. I. Active period. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*, 76 (3), 1–110.
81. Schäfer, C., Zerbe, S., Seiberling, S., 2008. Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Salzgrasländer an der Ostseeküste. Eine Analyse am Beispiel der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. *Naturschutz u. Landschaftspl.* 40, 361–366.
82. Schelhaas M.J., Nabuurs G.J., Hengeveld G.M., Reyer C., Hanewinkel M., Zimmermann N.E., Cullmann D., 2015. Adaptive forest management to account for climate change-induced productivity and species suitability changes in Europe. *Regional Environmental Change*, submitted.

83. Schleip C., Menzel A., Dose V., 2008. Norway spruce *Picea abies*. Bayesian analysis of the relationship between temperature and bud burst. *Agricultural Forest Meteorology*, 148, 631–643.
84. Schröder J., 2009. Risiken durch Witterungsextreme für Kiefer und Eiche in Nordostdeutschland: Ansätze zur Schätzung des Gefährdungspotentials. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, 42, 35– 43.
85. Schumacher J., Wulf A., Leonhardt, S., 2007. Erster Nachweis von *Chalara fraxinea* T. Kowalski sp. nov. in Deutschland- Ein Verursacher neuartiger Schaden an Eschen. *Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutz*, 59, 121-123.
86. Schwartz M.D., 2003. *Phenology: an integrative environmental science*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 592 p.
87. Seidl R., Schelhaas M.-J., Rammer W., Verkerk P. J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change*, 4, 806-810.
88. Shugart H., Sedjo R., Sohngen B., 2003. *Forests and global climate change: Potential impacts on U.S. forest resources*. Arlington, VA: Pew Center on Global Climate Change, 64 p.
89. Smulders M.J.M., Cobben M.M.P., Arens P., Verboom J., 2009. Landscape genetics of fragmented forests: anticipating climate change by facilitating migration. *Journal of Biogeosciences and Forestry*, 2, 128-132.
90. Slovak Environmental Agency, 2003. *State of the Environment Report of the Slovak Republic 2003*, Slovakia, Bratislava, 240 p.
91. Spiecker H., Mielikäinen K., Köhl M., Skovsgaard J.P., 1996. *Growth Trends in European Forests - Studies from 12 Countries*. European Forest Institute Research Report No. 5., Springer, Berlin, 372 p.
92. Spiecker H., 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-temperate zone. *Journal of Environmental Management*, 67, 55-65.
93. Spiecker H., Hansen J., Klimo E., Skovsgaard J., Sterba H., von Teuffel K., 2004. *Norway spruce conversion: options and consequences*. European Forest Institute, Research Report 18, Leiden, Boston, S. Brill, 269 p.
94. Spinnler D., Egli P., Körner C., 2002. Four-year growth dynamics of beech-spruce model ecosystems under CO₂ enrichment on two different forest soils. *Trees*, 16, 423– 436.

95. StMUGV, 2007. Klimaprogramm Bayern 2020. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, München.
96. Tatarinov F., Cienciala E., 2009. Long-term simulation of the effect of climate changes on the growth of main Central-European forest tree species. *Ecological Modelling*, 220, 3081-3088.
97. Third national forest inventory, 2014. The Forests in Germany. Selected Results of the Third National Forest Inventory. Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection, Germany, Berlin, 56 p.
98. Thomas F.M., Blank R., Hartmann G., 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *Forest Pathology*, 32, 277–307.
99. Thuiller W., 2007. Climate change and the ecologist. *Nature*, 448, 550–552.
100. Yousefpour R., Jacobsen J.B., Thorsen B.J., Meilby H., Hanewinkel M., Oehler K., 2012. A review of decision-making approaches to handle uncertainty and risk in adaptive forest management under climate change. *Annals of Forest Science*, 69, 1-15.
101. Vandekerkhove K., 2013. Integration of Nature Protection in Forest Policy in Flanders (Belgium). Integrate Country Report. Efficien- Off, Freiburg, 75 p.
102. Wagner S., 2004. Möglichkeiten und Beschränkungen eines funktions orientierten Waldbaus. *Forst und Holz*, 59, 105-111.
103. Zerbe S., 2002. Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *Forest Ecology and Management*, 167, 27–42.