



**Universitatea
Transilvania
din Braşov**

TEZĂ DE ABILITARE

**Evaluarea structurii și dinamicii ecosistemelor forestiere, precum și
a efectelor modificărilor de mediu asupra componentelor acestora**

Domeniul: SILVICULTURĂ

Ion Cătălin PETRIȚAN

Universitatea *Transilvania* din Braşov

BRAȘOV, 2019

CUPRINS

Cuvânt înainte.....	2
(A) Summary.....	3
(B) Realizări științifice și profesionale și planuri de evoluție și dezvoltare a carierei.....	5
(B-i) Realizări științifice și profesionale.....	5
1. Considerații introductive.....	5
1.1 Aspecte generale.....	5
1.2 Lucrări cuprinse în teza de abilitare.....	7
2. Succesiunea speciilor în coronamentul unei păduri seculare mixte de fag cu gorun relevată de modelele spațiale ale competiției și mortalității.....	9
3. Influența identității speciei dominante asupra diversității și structurii unei păduri seculare de amestec a fagului cu gorunul.....	21
4. Modelele structurale ale fagului și bradului sugerează stabilitate și reziliență pentru pădurea virgină Șinca din Carpații Meridionali, România.....	28
5. Un regim de perturbări naturale la scară redusă a dominat în pădurea virgină de amestec de fag cu brad de la Sinca în ultimile trei secole.....	52
6. Structura și distribuția spațială a lemnului mort în două păduri seculare cu fag în arborete amestecate din zona temperată a Europei.....	70
7. Dinamica mortalității mai multor specii de arbori din România și impactul acesteia asupra nutrienților și a comunităților microbiene din sol.....	81
(B-ii) Planuri de evoluție și dezvoltare a carierei.....	104
(B-iii) Bibliografie	110

Cuvânt înainte

Prezenta teză de abilitare reprezintă o lucrare de sinteză a activității mele profesionale desfășurate după susținerea tezei de doctorat, precum și o proiecție pe perioada imediat următoare a dorințelor mele de evoluție în cariera de cercetare științifică.

Principalele rezultate științifice obținute ce fac obiectul prezentei lucrări au fost publicate sau urmează a fi publicate în jurnale internaționale prestigioase. Acest lucru a fost posibil doar printr-o muncă în echipă susținută. În acest sens am făcut parte din diverse grupuri de cercetare din țară (din cadrul Facultății de Silvicultură și Exploatare Forestiere din Brașov, din cadrul Institutului Național de Cercetare-Dezvoltare în Silvicultură Marin Drăcea) și din străinătate (Universitatea Georg August Göttingen, Universitatea Padova, WSL Birmensdorf, Centrul Basc pentru Schimbări Climatice Bilbao), majoritatea celor mai apropiați dintre colaboratori regăsindu-se în listele de co-autori ale manuscriselor publicate și prezentate în teza de abilitare. Fără să-i nominalizez, aș dori să le mulțumesc din suflet pentru încrederea acordată și pentru minunatele clipe petrecute împreună atât în etapa de culegere a datelor experimentale, cât și în diferitele faze de elaborare a articolelor. Lor le sunt profund recunoscător pentru tot ceea ce am realizat până acum și îmi doresc enorm să continuăm colaborările. Fără dragostea și prietenia lor cu siguranță nu aș fi ajuns în clipa susținerii unei teze de abilitare. În încheiere doresc să mulțumesc familiei, în principal soției mele, pentru sprijinul necondiționat și înțelegerea de care a dat dovadă pe parcursul tuturor acestor ani.

(A)Summary

In this thesis are included the results of research activity obtained during postdoctoral period and it is structured as follows: summary, professional and scientific achievements, career development plan and bibliography.

In Introduction (chapter 1) are presented the general considerations regarding the necessity of sustainable development of forests, but also the importance of beech virgin forests from Romania into scientific fundamentation of various silvicultural techniques recommended to reach this goal. The increasing demand for various forest ecosystem goods and services and the uncertainties caused by climate change associated with higher temperatures and more frequent and/or severe disturbances have increased the interest in uneven-aged and close-to-nature silviculture. But for this kind of management more information about the processes that occur naturally in the virgin forests are needed.

European beech is the most important of the European and Romanian deciduous broadleaf species. It is, therefore, and will remain, one of the main species found in mixed stands in combination with other productive broadleaved and coniferous tree species. Furthermore, the study of virgin beech mixed forests of Romania, a country with a still large virgin area, might contribute substantially to decipher and better understand natural processes that allowed the coexistence of different species in mixed stands. The species coexistence in different forest ecosystems has been explained often by different shade tolerance of participating species and by different way to react to disturbances occurred in forest.

In this habilitation thesis have been investigated two important virgin forests: Runcu Grosi forest where beech is mixed with sessile oak (two species with different shade tolerance capacity) and Sinca where beech is mixed with Silver fir (two shade tolerant species). Due to an intensive management of oak stands in Europa, mixed beech-sessile oak forests having low impact of human influence are very rare and not well investigated, although they have a great importance for biodiversity.

The mixed beech-silver fir forests have been more investigated, but there is a lack of studies at the eastern limit of the natural beech-silver fir vegetation zone.

For characterization of the two important mixed virgin forests it has been performed the spatial pattern analysis to assess tree distribution, species spatial interaction, and detect evidence of biological processes. It is based on the pattern-process relationship which allows to infer ongoing dynamics in a forest (chapter 2, 3 și 4). In the absence of long-term monitoring data, it can, however, be a very valuable tool to recognize processes that may explain species coexistence and possible spatio-temporal changes in species composition and/or dominance. Patterns of mortality

and of living trees in different size strata (e.g. canopy layers) hold information on disturbances and tree species recruitment, and the analysis of spatial relations between trees of the same or other species belonging to the same or another size strata can help to detect mechanisms of inter- and intraspecific competition or facilitation at different stages of development.

Due to the lack of traditional long-term monitoring and since forest disturbances are unpredictable and rare events it is very difficult to evaluate accurately the natural disturbance patterns. For this reason, the dendrochronological method remains one of the most efficient way to identify past disturbance patterns in temperate forests, especially through detection of growth releases. In Chapter 5 is presented the application of dendrochronological methods into historical reconstruction of natural regime of disturbances in Sinca forest.

Dead wood in its different forms (standing dead trees, fallen dead wood, stumps) is a major structural and functional component of forest ecosystems, especially in old-growth forest. By contributing to the accumulation of organic matter in the soil, and providing habitat for decomposer organisms and shelter for bacteria, fungi, bryophytes, arthropods, birds and mammals, deadwood is an important substrate for the regeneration of many tree species, and represents a capital pool of nutrients and carbon storage. From this reason in Chapter 6 is presented a detailed study of the deadwood from both analysed old-growth forests.

As a consequence of climate change, severe and recurrent droughts have been identified as a key factor in the recently accelerated rates of tree decline and mortality also in temperate forest from Europe, this phenomenon being thus not restricted to dry sites only. In the past years, extended tree mortality was observed in the temperate-continental climate region of Romania, especially in coniferous tree species stands.

This mortality event could be, therefore, the culmination of a relatively long term declining process during which trees have struggled to face accumulated water deficits, which have probably weakened their resistance and finally lead to the death of the most vulnerable ones. In Chapter 7 are presented main results of TREEMORIS project, where by an innovative and interdisciplinary approach, combining analysis of mortality dynamics based on tree rings with soil microbiome and nutrient analyses, we were able on the one hand to disentangle the driving factors of the tree mortality dynamics, and on the other hand to study the effects of tree mortality on forest functioning (trying to understand at the same time how tree mortality could affect the capacity of forest soils to capture carbon and regulate the quantity and quality of essential nutrients).

The final part of the thesis presents the development plan of the university career (in research and teaching activity) and ends with the list of bibliographic references mentioned in its content.

(B) Realizări științifice și profesionale și planuri de evoluție și dezvoltare a carierei**(B-i) Realizări științifice și profesionale****1. Considerații introductive****1.1. Aspecte generale**

Creșterea cererii pentru bunuri și servicii ale ecosistemului forestier cât mai variate împreună cu incertitudinile tot mai mari cauzate de schimbările climatice asociate cu temperaturi mai ridicate și perturbări mai frecvente și/sau mai severe au condus la o accentuare a interesului pentru o silvicultură mai apropiată de natură („close-to-nature silviculture”) (Diaci et al. 2011). Dar, pentru a ști cum să gospodărești pădurile într-un mod cât mai natural sunt necesare informații științifice despre procesele care guvernează astfel de păduri naturale neafectate antropic.

În zona temperată, astfel de păduri virgine sau seculare, considerate drept sisteme de referință importante pentru managementul forestier și obiecte unice de cercetare pentru înțelegerea dinamicii naturale forestiere și a proceselor ecosistemice (Wirth et al. 2009, Visnjic et al. 2013), sunt rare, fiind limitate, în special, în partea estică și sudică a Europei (Tabaku 2000, Commarmot et al. 2005, Veen et al. 2010). Majoritatea acestora sunt păduri pure și amestecate de fag, situate în zone montane cu accesibilitate redusă și teren accidentat (Veen et al. 2010).

Pentru a face față cât mai bine la posibilele modificări ale condițiilor de creștere a arborilor datorate schimbărilor climatice este recomandată instalarea și promovarea arboretelor de amestec (Lüpke 2009), deoarece se consideră că specii cu caracteristici ecologice contrastante combinate în același arboret pot conduce la o creștere a stabilității generale a arboretului prin sporirea rezistenței acestuia la potențiali factori de stres (Petercord 1999, Lüpke 2004).

Fagul este una dintre cele mai importante specii de foioase din Europa (Bohn et al. 2004) și România, și ca urmare studiul pădurilor virgine de fag în amestec din România, țară care se remarcă printr-o suprafață ridicată de păduri virgine și cvasivirgine (Veen et al. 2010) poate contribui esențial la cunoașterea proceselor naturale care au permis coexistența diferitelor specii în amestec. Coexistența speciilor în diferite tipuri de ecosisteme forestiere a fost adesea explicată prin temperamentul diferit la lumină al speciilor (Pacala et al. 1996, Petrițan et al. 2014) și prin modul diferit de a răspunde la perturbările apărute în arboret.

În cadrul lucrării prezente de abilitare au fost studiate două tipuri importante de păduri virgine de amestec de fag cu gorun (specii cu temperament la lumină diferit) și, respectiv, de fag cu brad (specii cu temperament similar). Datorită gospodăririi intensive a arboretelor de cvercinee în Europa, arborete de amestec de fag cu gorun cu urme reduse ale impactului antropic sunt foarte

rare și puțin studiate (Korpel 1995, Smejkal et al. 1995, Petritan et al. 2012), deși au o mare importanță pentru biodiversitate (Rohner et al. 2012). Pădurile de fag în amestec cu bradul au fost mai intens studiate (Splechna et al. 2005, Paluch 2007, Kral et al. 2010, Diaci et al. 2011, Nagel et al. 2014), dar a existat o lipsă de studii la limita estică a zonei naturale de vegetație a amestecurilor celor două specii (27° E, Romania and Bulgaria; Lombardi et al., 2012). În plus, datorită faptului că în Carpații Meridionali există populații valoroase de carnivore mari, studierea pădurii virgine de fag și brad de la Șinca, pădure care din 2017 aparține patrimoniului UNESCO, este și mai importantă, deoarece cascada trofică și interacțiunile dintre predatori, ierbivore și plante care influențează structura și dinamica pădurii este încă completă (Ripple et al. 2014).

În studierea acestor două tipuri importante de păduri naturale de amestec s-a utilizat analiza modelelor spațiale pentru determinarea distribuției spațiale a arborilor, a interacțiunii interspecifice spațiale și pentru detectarea proceselor biologice. Acestea se bazează pe relația dintre model și proces ce permite o deducere a dinamicii continue existente în viața unei păduri (Franklin et al. 1985, Chen și Bradshaw 1999, Stoyan și Penttinen 2000). În absența unor date de monitoring de lungă durată modelele spațiale sunt un instrument valoros în caracterizarea proceselor care pot explica coexistența speciilor și posibilele schimbări spațio-temporale în compoziția și/sau dominanța speciilor. Modelele arborilor morți și a celor vii din diferitele etaje de coronament oferă informații asupra perturbărilor și regenerării speciilor de arbori, și asupra mecanismelor de competiție inter- sau intraspecifică sau de facilitare în timpul diferitelor stagii de dezvoltare.

Informații și mai complexe despre istoricul acestor păduri seculare se pot obține cu ajutorul metodelor dendroecologice, acestea fiind cele mai eficiente pentru determinarea dinamicii perturbărilor dintr-un arboret în pădurile din zona temperată (Splechna et al. 2005, Nagel et al. 2007), în special metodele de identificare a unor accelerări bruște (*release*) în creșterea radială (Nowacki and Abrams 1997, Black and Abrams, 2003).

Dat fiind că lemnul mort reprezintă o componentă structurală și funcțională majoră a ecosistemelor forestiere (Harmon et al. 1986), și mai ales a pădurilor virgine, fiind habitat pentru diferite specii de bacterii, ciuperci, mușchi, artropode, păsări și mamifere (Stokland et al., 2012) dar și substrat pentru regenerarea speciilor forestiere și un rezervor capital pentru nutrienți și carbon (Harmon et al. 1986, Harmon and Sexton 1996, Wirth et al. 2002, Bolton și D'Amato 2011), s-a efectuat un studiu detaliat al structurii lemnului mort pe categorii și clase de descompunere pentru cele două păduri virgine.

Una din consecințele schimbărilor climatice o reprezintă fenomenul de mortalitate a arborilor având ca și factor determinant seceta și temperaturile ridicate, fenomen foarte răspândit în ultima

perioadă în întreaga lume (Allen et al. 2010, Peng et al. 2011). Din păcate predicțiile climatice indică faptul că astfel de fenomene vor fi și mai frecvente în viitor. Nici țara noastră, deși are un climat temperat nu este exceptată, astfel că în anul 2012 au fost observate fenomene extinse de mortalitate care au afectat în special păduri de rășinoase, inclusiv în jurul Brașovului.

Dat fiind că aceste fenomene de mortalitate a coniferelor au urmat unei serii de mai mulți ani secetoși, s-a considerat că aceste fenomene de mortalitate reprezintă punctul culminant al unui proces îndelungat de declin al arborilor pe durata căruia aceștia au încercat să facă față deficitelor cumulative de apă (Manion 1991).

În proiectul TREEMORIS a fost utilizată o abordare inovativă și interdisciplinară, care a combinat analiza dinamicii mortalității bazată pe inelele anuale cu analiza microbiomului și a nutrienților din sol, cu scopul identificării factorilor fundamentali ai dinamicii mortalității arborilor și studierii efectelor acestora asupra funcționării pădurii, respectiv a microorganismelor, stocării carbonului și dinamicii nutrienților esențiali din sol.

1.2 Lucrări cuprinse în teza de abilitare

Majoritatea rezultatelor din teză au fost publicate în reviste de prestigiu din domeniu sau au fost prezentate în cadrul unor conferințe internaționale (de ex. Primeval beech forests 2013, Uneven age forests 2014, Trace 2015). În continuare sunt enumerate cele mai reprezentative lucrări, care conțin rezultate obținute după obținerea doctoratului și care sunt publicate în limba engleză în reviste cotate ISI cu factor de impact. Lista completă de publicații este atașată ca anexă la această teză. Lucrarea conține și rezultate care se găsesc în faza de publicare sau de pregătire pentru publicare.

1. Petritan A.M., Biris I.A., Merce O., Turcu D., **Petritan I.C.** 2012. Structure and diversity of a natural temperate sessile oak (*Quercus petraea* L.) - European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Forest Ecology and Management* 280: 140-149.
2. **Petritan I.C.**, Marzano R., Petritan A.M., Lingua E. 2014. Overstory succession in a mixed *Quercus petraea*-*Fagus sylvatica* old growth forest revealed through the spatial pattern of competition and mortality. *Forest Ecology and Management* 326: 9-17.
3. **Petritan I.C.**, Commarmot B., Hobi M.L., Petritan A.M., Bigler C., Abrudan I.V., Rigling A. 2015. Structural patterns of beech and silver fir suggest stability and resilience of the virgin forest Sinca in the Southern Carpathians, Romania. *Forest Ecology and Management* 356: 184-195.

4. **Petritan I.C.**, Volodymyr Trotsiuk, Commarmot B., Hobi M.L., Petritan A.M., Bigler C., Abrudan I.V., Rigling A. 2019. Over 300 years of forest dynamics in a virgin forest of beech and silver fir – small-scale disturbances as main driver. Pregătit pentru trimitere.
5. Vasile D., Petritan A.M., Tudose N.C., Toiu F.L., Scarlatescu V., **Petritan I.C.** 2017. Structure and Spatial Distribution of Dead Wood in Two Temperate Old-Growth Mixed European Beech Forests. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca* 45(2): 639-645.
6. **Petritan I.C.**, Jorge Curiel Yuste, Heres A.M., Petritan A.M., Braga C. 2017. Dinamica mortalității mai multor specii de arbori din România și impactul acesteia asupra nutrienților și a comunităților microbiene din sol. Raport final.

2. Succesiunea speciilor în coronamentul unei păduri seculare mixte de fag cu gorun relevată de modelele spațiale ale competiției și mortalității

Introducere

Pădurile seculare primare sunt considerate o sursă importantă de informație pentru înțelegerea proceselor care guvernează modalitățile de succesiune ale arboretelor. În Europa, mai există însă, doar foarte puține păduri situate la o altitudine redusă, care să mai aibă un caracter natural (Petritan et al. 2012). Aceste ultime păduri naturale sunt localizate, de regulă, în rezervații protejate în care intervențiile antropice au fost interzise cel puțin de-a lungul mai multor decenii.

Datorită gospodăririi intensive a arboretelor de cvercinee în Europa, arborete pure sau de amestec în care să fie prezent gorunul (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) fără sau cu urme reduse ale impactului antropic sunt foarte rare și puțin studiate (Korpel 1995, Smejkal et al. 1995, Petritan et al. 2012). Aceste tipuri de ecosisteme forestiere sunt de o mare importanță pentru biodiversitate, dinamica lor succesională fiind de mare însemnătate (Rohner et al. 2012), în special, în contextul diferitelor scenarii climatice, care sugerează posibile modificări în dinamica proceselor succesionale, în arealul speciilor, în procesele de mortalitate și în regimul fenomenelor perturbatoare.

Gorunul și fagul (*Fagus sylvatica* L.) sunt cele mai răspândite specii native târziu succesionale ("late-successional") de foioase din ecosistemele europene forestiere din zona temperată, ele coexistând în arborete de amestec mai ales datorită gospodăririi silvice (Bontemps et al. 2012, Ligot et al. 2013). Presiunea competitivă pentru spațiu de creștere dintre cele două specii este, de regulă, ridicată (Rohner et al. 2012). În absența ajutorării din partea silvicultorului (Ellenberg and Leuschner 2010), competiția dintre cele două specii este câștigată de puietii de fag, care sunt toleranți la lipsa luminii, comparativ cu cei de cvercinee care au cerințe mult mai ridicate față de condițiile de lumină (Collet et al. 1997, 2001; Stăncioiu și O'Hara 2006; Petritan et al. 2007, 2009, Wagner et al. 2010).

În ultimile decenii s-a observat un declin al cvercineelor în mai multe țări europene (Thomas et al. 2002). În orice caz, arboretele de amestec sunt considerate ca fiind foarte valoroase, mai ales, în contextul diferitelor scenarii de schimbări climatice, datorită unei reziliențe și stabilități mai ridicate (Lüpke 2004, 2009, Knoke et al. 2008) și de aceea trebuie conservate și promovate.

Coexistența mai multor specii este adesea explicată prin toleranța la umbră diferită a acestora, caracteristică care joacă un rol cheie în procesele de succesiune ale pădurii (Pacala et al. 1996, Nakashizuka 2001). Mortalitatea arborilor este, la rândul ei, un proces fundamental al dinamicii

pădurii care modelează direcțiile succesiunii prin dispunerea ei spațială ce afectează atât compoziția cât și structura arboretelor (Franklin et al. 1987).

Mai multe informații despre ratele mortalității naturale din pădurile de amestec de fag cu cvercinee sunt necesare (Rohner et al. 2012), și mai ales cele legate de distribuția spațială a arborilor morți, cu precădere din pădurile seculare naturale (Aakala et al. 2012), păduri ce servesc ca referințe pentru nivelul de naturalitate.

Analiza modelelor spațiale se utilizează pe scară largă pentru determinarea distribuției spațiale a arborilor, pentru studierea interacțiunii interspecifice spațiale, cât și pentru detectarea proceselor biologice. Acestea se bazează pe relația dintre model și proces ce permite o deducere a dinamicii continue existente în viața unei păduri (Franklin et al. 1985, Chen și Bradshaw 1999, Stoyan și Penttinen 2000). Competiția și facilitarea, regenerarea și mortalitatea, sunt toate mecanisme ecologice care pot lăsa amprente asupra structurii pădurii, deci care pot fi detectabile utilizând analiza proceselor spațiale. Analiza spațială a arborilor este strict conectată la procesele demografice (He și Duncan, 2000) și deci această legătură poate furniza informații utile despre mortalitatea datorată competiției existente la nivelul unui arboret (Kenkel 1988, Getzin et al. 2006, Das et al. 2011).

Puține studii au fost realizate însă în pădurile seculare din Europa în care să se utilizeze analiza modelelor spațiale pentru descrierea structurii pădurii sau pentru explicarea diferitelor procese sau mecanisme ecologice (Lingua et al. 2011, Lamedica et al. 2011, Garbarino et al. 2012).

În acest articol au fost cercetate interacțiunile și procesele de mortalitate cu ajutorul analizei distribuției spațiale într-o pădure seculară de amestec de fag cu gorun cu scopul de a descifra dinamica succesiunii existente într-o pădure din zona temperată a Europei de Est. Noi ne așteptăm ca modelele de dispunere spațială a celor două specii să fie diferite, datorită diferențelor interspecifice legate de toleranța la umbră și respectiv a rolului acestora în procesul de succesiune. Ipoteza noastră este că abaterea de la mortalitatea întâmplătoare ar putea fi datorată competiției interspecifice și că relația spațială dintre arborii diferitelor etaje de înălțime poate fi detectată și astfel ar putea fi explicate procesele de regenerare.

Material și metode

Localizarea cercetărilor

Cercetările din cadrul acestui studiu au fost localizate în Rezervația Naturală Runcu Grosi, situată în partea vestică a României (46°11'N și 22°07'E). Clima este temperat continentală, cu o valoare medie a precipitațiilor anuale de 687 mm și o temperatură medie anuală de 9,8 °C (stația hidrologică Monorostia situată la 150 m altitudine). Suprafața Rezervației naturale este de 261,8

ha acoperită de arborete de amestec de fag cu cvercinee, îndeosebi gorun. Solurile predominante sunt cambi- și luvisolurile cu o bună aprovizionare cu apă și substanțe nutritive.

Metoda de eșantionaj

În primăvara anului 2012 au fost instalate 4 suprafețe de probă de 0,56 ha (75 x 75 m) în zona cea mai bine conservată (32.3 ha) a Rezervației Naturale (Petrițan et al. 2012). Localizarea suprafețelor de probă a fost aleasă subiectiv pentru a minimiza variația topografică din cadrul acestora și pentru a evita suprafețele în care structura arboretului ar putea fi influențată de limitări edafice (Larson și Franklin 2006). Toți arborii cu o înălțime > 1,5 m au fost inventariați, numerotați și localizați cu ajutorul echipamentului de colectare de date Field Map. Astfel au fost măsurate coordonatele fiecărui arbore, diametrul de bază (dbh), înălțimea totală, înălțimea elagată, proiecția coroanelor (din 4-6 puncte, în funcție de forma coroanei), și s-a determinat specia și vitalitatea (viu/mort). Pentru analiza modelelor spațiale ale mortalității a fost determinată și poziția inițială a arborilor morți, când a fost posibil (cioate sau locul de unde a fost deșădăcinat un arbore). Pentru arborii morți culcați s-a determinat specia, diametrul la ambele capete, lungimea și poziția capetelor.

Prelucrarea datelor

Volumul arborilor vii și morți pe picior a fost determinat pe baza ecuației de regresie dublu logaritmice (Giurgiu și Drăghiciu 2004), iar volumul arborilor morți de pe sol s-a determinat cu formula trunchiului de con.

S-a folosit analiza proceselor punctiforme pentru a investiga interacțiunile dintre specii, precum și pe cele dintre arbori. Diferite ipoteze au fost testate aplicând diferite modele nule în ideea evitării unei interpretări eronate a rezultatelor (Aakala et al. 2007, Goreaud și Pélissier 2003, Marzano et al. 2012).

Arborii din cadrul fiecărei suprafețe de probă au fost încadrați într-un etaj de coronament (dominant, intermediar și dominat) corespunzător unui stadiu diferit de dezvoltare. Pentru a determina cât mai bine dinamica competițională locală, și pentru a evita posibilele diferențe în fertilitatea solului, această stratificare în cele trei etaje de coronament s-a efectuat pentru fiecare suprafață de probă în parte, conform Latham et al. (1998).

În vederea caracterizării modelelor spațiale la nivelul întregii populații, la nivelul fiecărei specii, în interiorul fiecărui etaj vertical, am apelat la funcția univariată de corelație a perechii $g(r)$ (Stoyan și Stoyan 1994, Wiegand și Moloney 2004), aplicând modelul nul al proceselor homogene Poisson. Am decis aplicarea acestui model nul (proces Poisson homogen numit și CSR – Complete Spatial Randomness) deoarece analiza exploratorie preliminară realizată pentru

arborii din plafonul superior a arătat o distribuție aleatoare a acestora, validă pentru toate nivelurile de distanțe dintre evenimente, fapt ce relevă că heterogenitatea mediului a fost limitată în cazul de față (Getzin et al. 2008), și confirmă astfel precondiția de homogenitate a stațiunii avută în momentul stabilirii schemei de eșantionare.

În vederea caracterizării relațiilor spațiale dintre specii, dar și dintre arborii diferitelor nivele de etajare în coronament am aplicat funcția bivariată de corelație a perechii $g_{12}(r)$ utilizând modelul nul “toroidal shift” (Palmer și Van der Maarel 1995).

Am testat ipoteza de mortalitate randomizată a arborilor utilizând funcția bivariată de corelație a perechii $g_{12}(r)$ aplicând modelul nul “random labelling” (Aakala et al. 2007, Marzano et al. 2012). Pentru această analiză am folosit datele valabile atât pentru arborii morți aflați încă în picioare și a celor căzuți pe sol.

Pentru toate analizele, abaterea funcțiilor folosite de la modelul nul a fost evaluată pe baza intervalului de încredere de 95 %, care a fost calculat pe baza celei mai mici și a celei mai mari a cincea percentilă rezultate în urma aplicării a 99 de simulări Monte Carlo. În cazurile în care nu am putut stabili cu acuratețe un interval de scară pentru care modelul nul este respins (folosind testul de evaluare a ajustării (GoF); Diggle 2003) am recurs la noi simulări cu suficiente repetiții (199 simulări– în cazul analizei relației dintre stratul intermediar și cel dominant al fagului versus stratul dominant al gorunului sau 999 simulări- în cazul analizei relației dintre arborii din stratul dominant al fagului și cel dominat al fagului). Analiza a fost realizată pentru distanțe de până la 25 m, nedepășind jumătate din lungimea de 75 m a laturii ploturilor pentru a limita influența efectelor de margine. Distribuția este clasificată ca una grupată, aleatoare sau regulată pentru analiza univariată dacă valoarea funcției este localizată deasupra, în interiorul sau sub intervalul de încredere de 95 %. În mod similar, în cazul analizelor bivariate, două populații sunt semnificativ corelate pozitiv (atracție), independente spațial sau semnificativ corelate negativ (respingere), dacă valoarea funcției testate este deasupra, în interiorul sau sub intervalul de încredere de 95 %.

Toate analizele univariate și bivariate au fost realizate folosind softul Programita (Wiegand și Moloney 2004). Am realizat aceste analize considerând cele 4 ploturi ca pseudo-replicații deoarece am fost interesați în descrierea unui model mediu general valabil pentru întreaga rezervație (Raventós et al. 2010). Rezultatele obținute în cele 4 suprafețe au fost combinate într-un grafic mediu utilizând funcția ‘combine replicates tool’ inclus în Programita (Wiegand și Moloney 2004).

O limitare în aplicarea analizei proceselor punctiforme este aceea că un arbore este redus la coordonatele locației acestuia. Acest dezavantaj devine foarte important în cazurile în care avem de-a face cu arbori foarte groși. În vederea unei interpretări mai bune a relației spațiale dintre arborii dominanți și cei dominați, noi am comparat probabilitatea reală cu cea așteptată ca un arbore să fie sau nu în coroană prin aplicarea testului χ^2 . În plus, efectele acoperirii/întrepătrunderii coroanelor diferitelor specii au fost luate în considerare. Datele de acoperire ale coroanelor au fost obținute din straturile GIS.

Pentru a evalua dacă modelele spațiale au fost corelate cu mărimea arborilor (diametrul), au fost calculate corelogramele spațiale Moran's I (Legendre și Fortin, 1989). Fiecare coeficient individual de autocorelație al corelogramei a fost testat dacă a fost diferit semnificativ de zero. În plus, corelograma a fost testată folosind o corecție progresivă Bonferroni (Legendre și Fortin, 1989, Fortin și Dale 2005). Am analizat punctele din vecinătate aplicând un interval de distanță de 2 m, pornind din fiecare poziție de arbore până la 26 m, lucru ce este consistent cu analiza funcției de corelație a perechii.

Un indicator local al asocierii spațiale (LISA, Anselin 1995), Getis-Ord $G_i^*(d)$ (Getis și Ord 1992), adoptând diametru ca și variabilă cantitativă, a fost utilizat pentru a descrie modelele spațio-temporale ale regenerării. Am adoptat o clasă de distanță de 10 m pentru a descrie structura pădurii la o scară medie, scară care este mai strâns relaționată cu procesele ce se produc la nivel de arboret (Carrer et al. 2013). Indicatorii Moran's I și local $G_i^*(d)$ au fost calculați utilizând Excel add-in Rookcase (Sawada 1999).

Rezultate

Suprafața de bază medie a fost de $47,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, cu o mai mare contribuție a arborilor de cvercinee (diametrul de bază variind de la 52,8 la 59,1 cm) comparativ cu cea a arborilor de fag (diametrul de bază mediu variind de la 10,3 to 14,1 cm) (Tabelul 2.1). Desimea medie a arborilor de fag a fost de $712 \text{ trees ha}^{-1}$ (variind între 484 și $846 \text{ arbori ha}^{-1}$), dar desimea indivizilor acestei specii în etajul de coronament dominant a fost foarte redusă ($30 \text{ arbori ha}^{-1}$) (Tabelul 2.1). Total opus, desimea medie a arborilor de gorun a fost de doar $106,7 \text{ arbori ha}^{-1}$ (variind între 91 și $144 \text{ arbori ha}^{-1}$), dar majoritatea acestora au fost situați în coronamentul dominant.

Desimea medie a arborilor morți a fost de $167 \text{ arbori ha}^{-1}$, cu o ușoară majoritate a arborilor morți căzuți pe sol (53,5%). Desimea medie a arborilor de gorun morți ($112 \text{ arbori ha}^{-1}$) a fost de două ori mai mare decât cea a fagului ($55 \text{ arbori ha}^{-1}$).

Volumul mediu pe ha a fost relativ mare ($769,38 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), variind de la $634,15$ la $874,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Tabelul 2.1), specia cu cea mai mare contribuție la acest volum fiind gorunul. Volumul mediu al lemnului mort a fost de $240,67 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (91,8 % fiind gorun).

Tabelul 2.1. Informații generale ale arborilor în cele 4 suprafețe

Plot	P1 - 670 m altitudine		P2 - 540 m altitudine		P3 - 555 m altitudine		P4 - 655 m altitudine	
	Fag	Gorun	Fag	Gorun	Fag	Gorun	Fag	Gorun
Specia	Fag	Gorun	Fag	Gorun	Fag	Gorun	Fag	Gorun
Densitatea arborilor vii, N/ha, din care:	484	144	846	101	786	91	732	91
Dominant	20	123	34	76	21	80	46	89
Intermediar	66	21	39	25	68	11	57	2
Dominat	398	-	773	-	697	-	629	-
Diametrul mediu, cm	14,1	58,5	10,3	55,6	11,1	52,8	10,8	59,1
(SD, cm)	(14,4)	(11,4)	(12,6)	(9,7)	(13,9)	(9,8)	(17,7)	(9,8)
Înălțimea medie, m	10,8	33,1	10,2	32,8	9,9	32,7	8,3	35,3
(SD, m)	(8,4)	(3,6)	(8,8)	(3,3)	(8,0)	(3,5)	(10,0)	(2,5)
Suprafața de bază, m ² ha-1	15,4	40,2	17,7	25,4	19,7	20,5	24,8	25,5
Suprafața de bază, (% din suprafața de bază totală)	28	72	40	57	48	51	48	50
Arbori morți în picioare, N/ha	20	52	21	27	98	34	48	11
Arbori morți culcați, N/ha	7	80	12	110	7	80	7	55

Distribuția spațială a arborilor vii de la nivelul întregii populații a fost una grupată (GoF; $p \leq 0,01$) la toate clasele de distanță (0-25 m) (Fig. 2.1). Cele două specii au prezentat un model de spațialitate diferit: fagul a prezentat o distribuție grupată ($p \leq 0,01$) cu un nivel maxim de grupare la distanțe scurte (în jur de 2 m; Fig. 2.1), în timp ce gorunul a prezentat o distribuție spațială aleatoare (Fig. 2.1). Nu a fost găsită nici o interacțiune spațială semnificativă între arborii vii de fag și cei de gorun (Fig. 2.1).

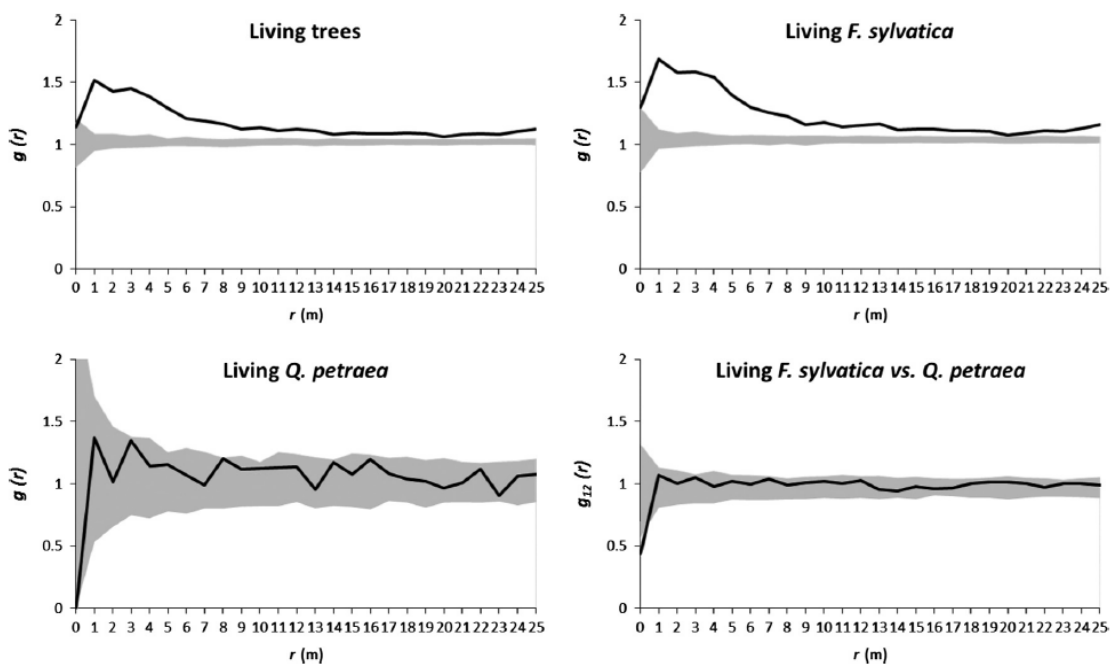


Figura 2.1. Modelele de distribuție spațială cuantificate prin funcția de corelație a perechii $g(r)$ aplicată întregii populații, dar și separate pe fiecare dintre cele două specii. În partea de jos-dreapta, avem funcția de corelație a perechii $g_{12}(r)$ pentru a caracteriza relația dintre arborii vii ai celor două specii. Zona gri reprezintă intervalul de încredere obținut în urma simulărilor Monte Carlo ($p < 0,01$). (din Petrișan et al. 2014).

Arborii morți au fost distribuți aleator atât la nivelul întregii populații cât și la nivelul fiecărei specii (Fig. 2.2). Nu a fost găsită o relație semnificativă între arborii morți și cei vii de gorun. Mortalitatea arborilor de fag s-a produs la distanțe de până la 7 m față de cei vii, imprimând acest caracter modelului general (Fig. 2.2).

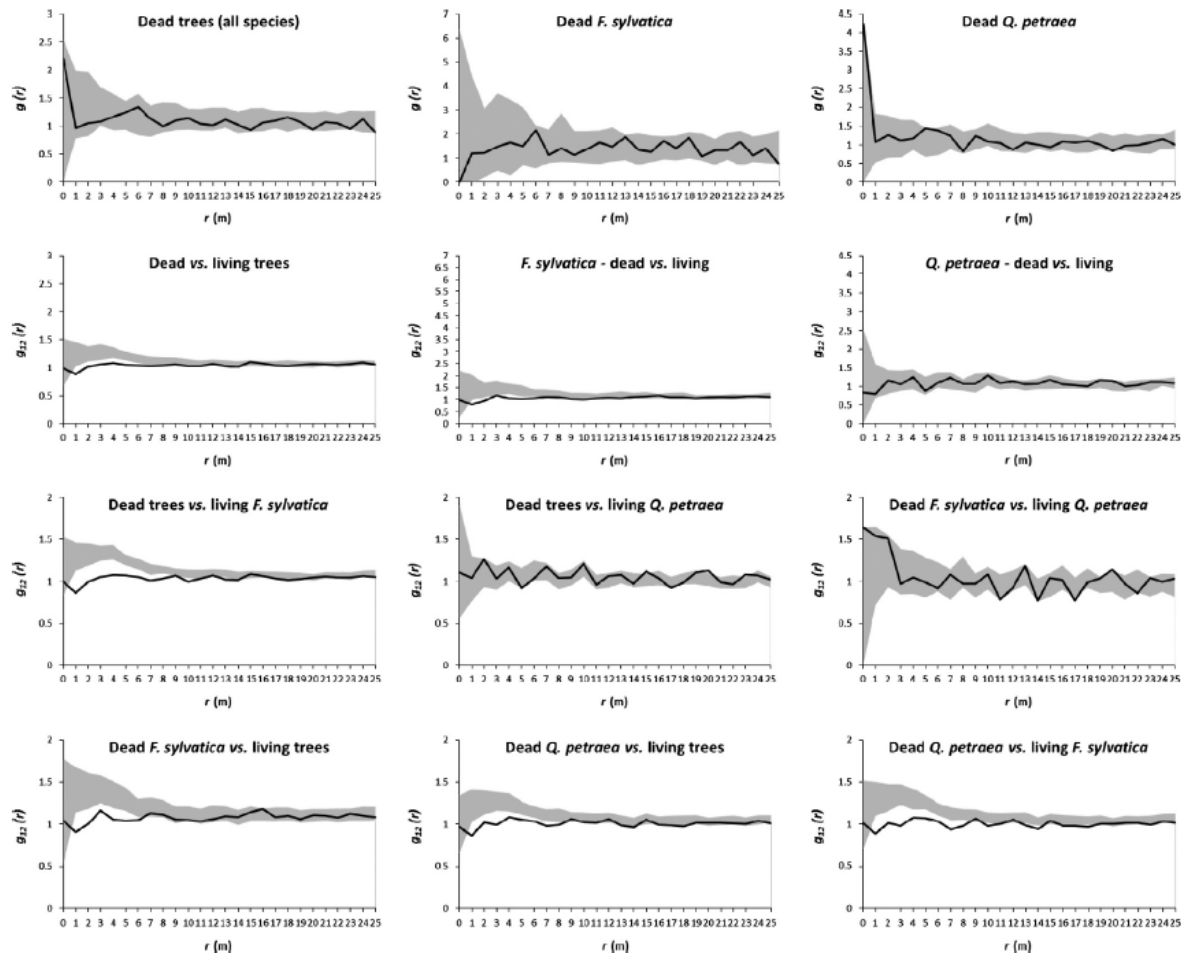


Figura 2.2 Analiza univariate a proceselor spațiale a arborilor morți ($g(r)$) precum și analiza bivariată ($g_{12}(r)$) a interacțiunii dintre arborii vii și arborii morți. Zona gri reprezintă intervalul de încredere obținut în urma simulărilor Monte Carlo ($p < 0.01$). (din Petrișan et al. 2014).

Dacă întreaga populația de arbori morți a prezentat o repulsie față de arborii vii de fag pentru distanțe de până la 11 m (Fig. 2.2, $p \leq 0,01$), nici o relație spațială semnificativă între populația arborilor morții și arborii vii de gorun nu a putut fi găsită pentru vreo distanță anume între evenimente (Fig. 2.2).

Arborii de fag au fost distribuți aleator în jurul arborilor vii de gorun (Fig. 2.2), însă au fost asociați negativ cu toți arborii vii la distanțe scurte (1-6 m; Fig. 2.2, $p \leq 0,01$).

La scară mică (1-8 m) arborii de gorun morți au fost negativ asociați cu arborii vii de fag ($p \leq 0,01$) și implicit cu toți arborii vii (Fig. 2.2).

După cum era de așteptat arborii dominați au fost distribuiți spațial în mod grupat ($p \leq 0,01$) la toate distanțele (0-25 m; Fig. 2.3), în timp ce arborii aparținând etajului dominant și intermediar au fost distribuiți aleator, cu excepția intervalului de scară de 7-9 m unde arborii aflați în etajul intermediar au fost distribuiți grupat ($p \leq 0,01$, 199 Monte Carlo simulări; Fig. 2.3). Ambele specii în etajul dominant au fost distribuite randomizat pentru toate distanțele (Fig. 2.3).

Competiția între și în interiorul etajelor coronamentului

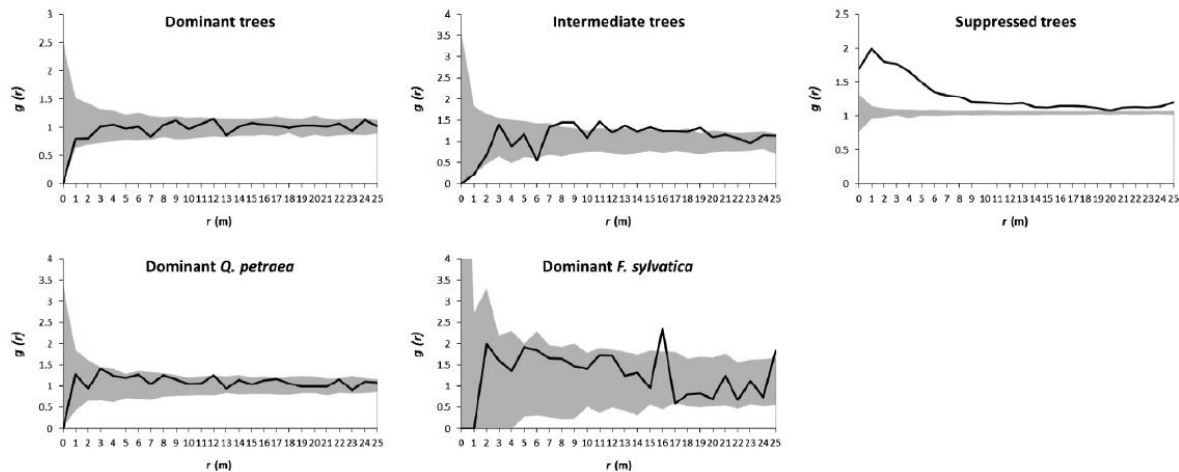


Figura 2.3 Analiza univariată a proceselor spațiale a arborilor aparținând diferitelor etaje ale coronamentului, la nivelul întregii populații precum și separat pe fiecare specie, folosind funcția de corelație a perechii $g(r)$. Zona gri reprezintă intervalul de încredere obținut în urma simulărilor Monte Carlo ($p < 0,01$). (din Petrișan et al. 2014).

Arborii dominați au fost atrași de arborii dominanți la distanțe de 5-7 m (Fig. 2.4, $p \leq 0,01$). Repulsia a fost detectată între arborii dominanți de fag și cei dominanți de gorun la distanțe de la 3 la 8 m (Fig. 2.4, $p \leq 0,01$, 199 Monte Carlo simulări), în timp ce arborii dominați de fag au fost negativ asociați arborilor dominanți de fag pe distanțe scurte de până la 2 m (Fig. 2.4, $p \leq 0,01$, 999 Monte Carlo simulări). Nici o interacțiune nu a fost găsită între arborii dominanți de gorun și cei supresați de fag.

Arborii dominați au fost întâlniți cel mai frecvent în afara coroanei arborilor dominanți ($p < 0,01$; χ^2 test). Luând în considerare numai arborii dominați de fag, aceștia s-au regenerat mai frecvent sub coroana arborilor de gorun ($p < 0,01$; χ^2 test).

Corelogramele spațiale Moran's I au fost în general semnificative la nivelul întregii populații pentru un $p < 0,05$ (testul Bonferroni corectat), evidențiind existența unei structuri spațiale a vârstei. În schimb, analizând semnificația corelogramelor separat pentru fiecare specie, corelogramele privitoare la fag au fost în general semnificative la un $p < 0,05$ (Bonferroni test), sugerând existența unei structuri spațiale a vârstei numai pentru această specie, în timp ce

corelogramele referitoare la specia gorun nu au fost semnificante. Aceste rezultate au fost confirmate de indicele local $G_i^*(d)$, arătând localizarea unor centre de grupare semnificante pentru fag și întreaga populație indiferent de specie și numai într-o mică măsură pentru gorun.

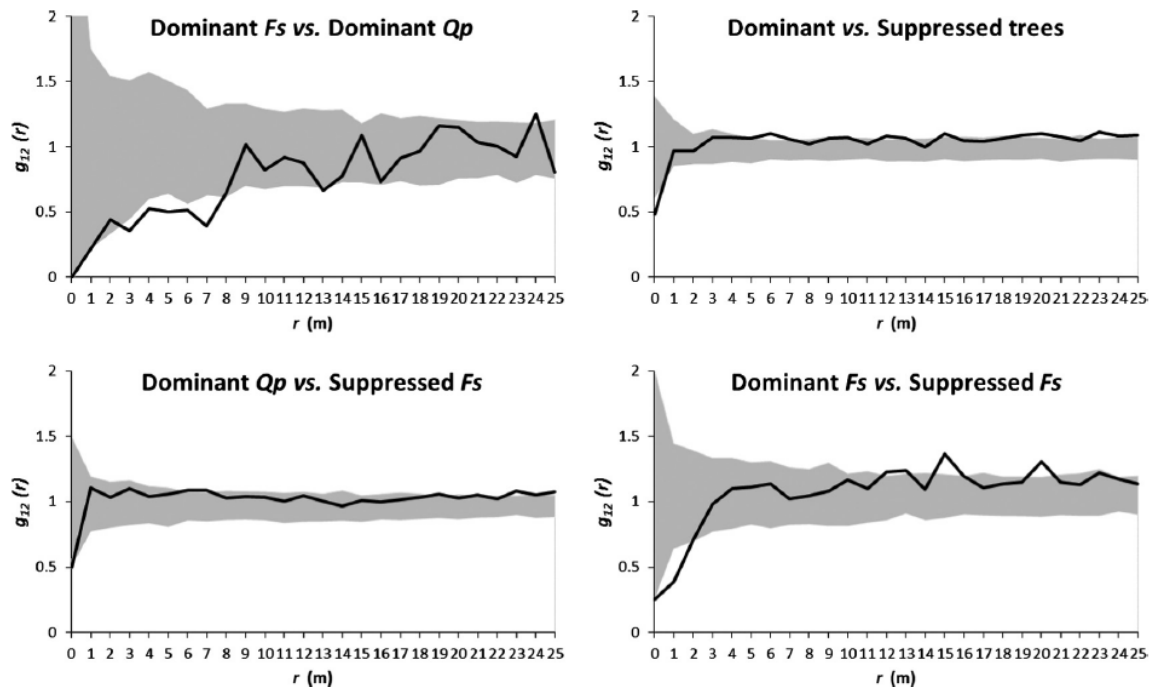


Figura 2.4 Analiza bivariată a interacțiunilor dintre arbori aparținând diferitelor etaje ale coronamentului, la nivelul întregii populații precum și separat pe fiecare specie, folosind funcția de corelație a perechii $g_{12}(r)$. Zona gri reprezintă intervalul de încredere obținut în urma simulărilor Monte Carlo ($p < 0.01$). (din Petrișan et al. 2014).

Discuții

Gorunul a fost specia principală în ceea ce privește suprafața de bază și volumul arboretelor cercetate, în timp ce fagul a fost specia dominantă în ceea ce privește numărul de indivizi.

Cantitatea de lemn mort din arboretele studiate este relativ mare, cu o medie de $240,67 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, poziționând această pădure deasupra valorii mediane determinate pentru pădurile seculare de foioase din zona temperată (Burrascano et al. 2013).

Fagul, specia cu o toleranță la umbră mai ridicată, a fost singura specie prezentă în etajul de coronament dominant, a avut câțiva indivizi în coronamentul intermediar și, respectiv în etajul dominant. Gorunul, în schimb, a fost foarte rar prezent în coronamentul intermediar și doar cu câteva exemplare în coronamentul dominant. Prezența semințșului de gorun de doar câțiva ani (1-3 ani) (observații vizuale) sugerează că absența puiștilor de gorun mai înalți de 1,5 m nu se datorează lipsei materialului semincer sau lipsei germinației. Lipsa unei regenerări viabile a gorunului (sensu Hurtt și Pacala 1995), cu consecințe profunde asupra compoziției arboretului,

structurii și diversității pădurilor (McEuen și Curran 2004), se datorează probabil altor factori care influențează supraviețuirea semințului, și nu procesului de germinare a semințelor.

Arboretele de cvercinee, de regulă, nu se caracterizează prin existența regenerării preexistente, chiar dacă semințșul de gorun poate persista pentru mai mulți ani sub forma unor puieti de talie mică, adesea ca mici tufșuri (arbuști) în goluri de coronament de mărime redusă, condițiile de masiv închis nu pot fi tolerate decât în primii câțiva ani după germinare (Diaci și Roženbergar 2001). Lüpke și Hauskeller-Bullerjahn (2004) au determinat că în condiții reduse de lumină, în primii ani după plantare, rata de mortalitate a gorunului a fost aproape dublă decât cea a puietilor de fag. Datorită cerințelor de lumină mai mari comparativ cu fagul, puietii de gorun au o capacitate competitivă mai slabă și ca urmare o rată de supraviețuire redusă în lipsa unor condiții de aprovizionare cu lumină optime. S-a demonstrat că puietii de gorun preferă niveluri ale luminii mai mari de 15-20 % din lumina totală, ceea ce corespunde unor deschideri în coronament cu un diametru de minim 17-20 m (Lüpke 1995, 1998).

De asemenea, cercetări anterioare în pădurile europene, au arătat că fagul are capacitatea mai mare decât gorunul de a crește și a supraviețui la valori reduse de lumină, în timp ce la valori intermediare sau mari ale luminii disponibile fenomenul respectiv se inversează (e.g. Newbold și Goldsmith 1981, Diaci și Roženbergar 2001, Kunstler et al. 2005). Totuși, câteva studii au arătat că chiar și la valori mai mari de lumină, puietii de cvercinee prezintă adesea creșteri în înălțime mai mici decât cei de fag (Ligot et al. 2013), probabil suferind din cauza unei plasticități morfologice mai reduse a aparatului foliar și a structurii coroanelor (Farque et al. 2001, Dieler și Pretzsch 2013). Toleranța fagului la o creștere lentă reduce rata de mortalitate a acestei specii la lumină scăzută, permițându-i să se stabilească pe termen lung sub coronament, în detrimentul puietilor de cvercinee (Kunstler et al. 2005). Regenerarea preexistentă de fag poate, astfel, să profite de apariția unor condiții de lumină mai favorabile, câștigând astfel cu ușurință competiția cu gorunul, și pătrunzând în coronamentele superioare.

În cea mai bine conservată zonă a Rezervației Naturale Runcu Grosi, arborii din coronamentul dominant, sunt distribuiți randomizați la toate distanțele, indiferent de specie. Gradul de agregare al arborilor a prezentat o tendință de creștere pe măsură ce coborâm pe profilul vertical al arboretului. În etajul intermediar a existat o oarecare evidență de agregare la distanțe medii (8-11 m), în timp ce etajul de arbori dominați a fost grupat pentru toate distanțele. Acest model de distribuție spațială a fost raportat în alte câteva studii în care modelul de grupare al arborilor dominați a fost explicat de heterogenitatea habitatului (Chapin et al. 1994, Getzin et al. 2006, 2008) sau de capacitatea limitată de împrăștiere a semințelor (Grubb 1977, Harms et al. 2000). Gravitația este unul dintre cei mai importanți factori ce afectează împrăștierea semințelor, și din acest motiv cele mai multe semințe de gorun și fag sunt dispersate doar în interiorul proiecției

coroanelor arborilor parentali. Consumul și împrăștierea semințelor de către animale (Kollmann și Schill 1996, Mosandl și Kleinert 1998, Packham et al. 2012), rata de germinare, supraviețuirea plantulelor pot fi alți factor ce influențează demografia puieților.

A fost găsită o interacțiune negativă între arborii dominanți și cei dominați de fag la distanțe mici, caracteristică ce este mai evidentă dacă considerăm doar arborii dominanți de fag. Așa cum a sugerat Hamill și Wright (1986), relația negativă dintre arborii tineri și cei de dimensiuni mari este cauzată de dependența regenerării de condițiile de lumină. Tendința fagului de a nu se regenera și stabili în apropierea arborilor maturi de fag (Rozas et al. 2003) a fost confirmată de asemenea de studiul nostru, unde a fost pusă în evidență și preferința acestuia de a se regenera cu precădere sub coroana de gorun. Arborii dominați de fag pot astfel să beneficieze de prezenta reducere în coronament a gorunului pe măsură ce un declin al arborilor maturi de gorun a fost deja observat în rezervația investigată (Petrițan et al. 2012), precum și în alte locații ale Europei centrale (e.g. Rohner et al. 2012). Interacțiunea spațială pozitivă dintre arborii dominanți și cei dominați a fost detectată pentru distanțe de 5-7 m, și se referă la aria din imediata vecinătate a coroanelor arborilor dominanți (raza medie a coroanelor de 3.6 m), un model găsit de altfel și în alte ecosisteme forestiere (Getzin et al. 2011). Regenerarea și supraviețuirea sunt mai accentuate în zona acestei arii dintre coroanele arborilor mari unde închiderea coroanei s-a realizat recent sau goluri mici în coronament încă sunt prezente.

O interacțiune negativă (respingere) a fost găsită între cele două specii în etajul dominant pentru distanțe de până la 8 m între arbori corespunzând diametrului mediu al coroanei și evidențiind dinamica competiției actuale din coronament pentru ocuparea de spațiu. Competiția în alte etaje ale profilului vertical a fost foarte greu de detectat prin intermediul analizei proceselor punctiforme. Câteva procese diferite pot conduce la un efect facilitativ sau competitiv net într-o competiție de specii date (Forrester 2014). Balanța dintre interacțiunile pozitive și cele negative poate varia în timp și spațiu (Lingua et al. 2008, Farrer et al. 2010, del Rio et al. 2014). Pretzsch et al. (2013) a găsit că în timpul perioadelor de secetă creșterea fagului în amestec cu gorunul poate fi superioară creșterii pe care ar înregistra-o în arboretele pure, arătând că facilitarea predomină în condiții de stres. Cu sistemul său de rădăcini adânci gorunul facilitează sistemul radicular mai superficial al fagului prin ridicarea hidraulică a apei, crescând rezistența celui din urmă în timpul anilor secetoși (Zapater et al. 2011).

În rezervația studiată mortalitatea nu a fost spațial agregată, chiar și în cazul în care aceasta a fost investigată separat pentru fiecare specie. Prezența agenților de mortalitate alogenici (ex. perturbările) ce acționează într-un arboret este în mod uzual demonstrată printr-un model spațial specific (Davis et al. 2005, Nagel și Diaci 2006, Marzano et al. 2012). Analiza proceselor spațiale sugerează deci că nici un factor suplimentar mortalității primare (Franklin et al. 1987) nu

joacă un rol substanțial în procesele de mortalitate. Dinamica competiției nu poate fi ușor detectabilă decât dacă este suficient de puternică pentru a provoca o mortalitate semnificativă (Getzin et al. 2006).

Atât arborii morți de fag cât și cei de gorun au prezentat o repulsie semnificativă față de arborii vii de fag până la o distanță ce corespunde diametrului mediu al coroanei din etajul superior al coronamentului, sugerând din nou că procesele relativ recente de dominanță ale fagului sunt determinante în conturarea modelelor spațiale curente ale rezervației.

Sucesiunea de la arborete dominate de gorun la arborete dominate de fag ar putea fi un proces natural de restaurare a pădurii originale, probabil modificată de activități antropice în trecut, cu scopul de a favoriza gorunul. În orice caz, arboretele pure de fag sunt considerate ca fiind foarte sensibile la schimbările climatice și la diverși dăunători periculoși (Ligot et al. 2013), în timp ce un grad mai ridicat de biodiversitate este adesea asociat cu prezența speciilor de cvercinee. De aceea, acest tip de arborete de amestec de fag cu cvercinee, trebuie conservate în vederea creșterii diversității și rezilienței pădurii, cu deosebire în contextual mai larg al schimbărilor climatice (Lüpke 2004, 2009, Knoke et al. 2008). Pentru menținerea cvercineelor este nevoie însă de un management activ, care să reducă presiunea competitivă a fagului (Rohner et al. 2012). Dat fiind că fagul este și mai puțin preferat de speciile de vânat de căprior și cervidee comparativ cu gorunul (Packham et al. 2012), pentru favorizarea regenerării naturale și a sprijinirii accederii gorunului în etajele superioare de coronament, este necesar și un control al populației de ungulate (Ligot et al. 2013).

Perturbările naturale, în absența intervențiilor antropice, pot contribui la menținerea unor arborete dominate de gorun, doar dacă apar pe suprafețe suficient de mari ca să susțină regenerarea și creșterea gorunului. Regimul perturbator din Rezervația Naturală Runcu-Grosi este caracterizat prin perturbări pe suprafețe reduse, de tipul unor goluri mici în coronament (suprafața medie de 79,7 m²), care sunt ocupate în special de arbori de fag preexistenți (Petrițan et al. 2013). Persistența arboretelor de gorun în rezervații forestiere mici poate fi deci dificilă atâta timp cât scara spațială și temporală a perturbărilor nu se pliază pe extinderea curentă a pădurii de gorun.

3. Influența identității speciei dominante asupra diversității și structurii unei păduri seculare de amestec a fagului cu gorunul

Introducere

Pentru a putea fi pregătiți la posibilele modificări ale condițiilor de creștere a arborilor datorate în principal schimbărilor climatice prognozate, instalarea unor arborete amestecate este recomandată din ce în ce mai pronunțat (Lüpke 2009). Motivul principal pentru aceasta este reprezentat de faptul că specii cu caracteristici ecologice contrastante combinate în același arboret pot conduce la o creștere a stabilității generale ale arboretului prin sporirea rezistenței acestuia la potențiali factori de stres (Petercord 1999, Lüpke 2004). Fagul este una dintre cele mai importante specii de foioase din Europa (Bohn et al. 2004). În plus, fagul este și rămâne una din principalele specii din arboretele amestecate, găsiindu-se alături de alte specii de foioase foarte productive, ca de exemplu gorunul. Însă, în vederea stabilirii de arborete de amestec cu diferite specii în compoziție, mai multe informații privitoare la procesele ce se produc în mod natural în asemenea păduri sunt necesare. Datorită rarității pădurilor de amestec de fag cu gorun unde influențele antropice sunt minime sau lipsesc, acest studiu realizat în rezervația Runcu Groși furnizează informații valoroase despre diversitatea unor asemenea amestecuri de foioase. În plus, efectele diferitelor rate de participare ale speciilor de foioase componente în compoziția arboretului asupra diversității au fost investigate. Ipoteza testată a fost că dominanța unei anumite specii în compoziția arboretului (fie fagul ca specie dominantă, fie gorunul) determină diversități diferite ale arboretului.

Material și metode

Localizare și metodă de eșantionaj

Acest studiu a fost realizat în rezervația Runcu Groși, o pădure de amestec de fag cu gorun, în care influența antropică din trecut este minimală.

Datele de teren au fost colectate din 34 de suprafețe de probă circulare de câte 1 000 m², distribuite aleatoriu prin întreaga rezervație. În fiecare suprafață de probă au fost inventariați și luați în echipamentul FieldMap toți arborii cu un diametru de bază (dbh) > 5 cm. Pentru fiecare arbore viu s-au măsurat diametrul și înălțimea și s-a determinat specia.

Din cele 34 de suprafețe de probă, 7 sunt formate doar din fag, 14 sunt dominate de fag (> 50 % din volumul total), 11 dominate de gorun și 2 dominate de alte specii. Pentru a investiga dacă dominanța unei anumite specii în compoziția arboretului determină modele de structură a arboretului diferite, suprafețele de probă au fost clasificate în trei grupuri: făgete pure (n=7),

arborete dominate de fag (14) și arborete dominate de gorun (11). Cele două suprafețe de probă dominate de alte specii au fost excluse din analiză.

Diversitatea arboretului în cadrul fiecărui grup a fost caracterizată cu ajutorul indicelui Shannon și a bogăției specifice (numărul de specii):

$$H' = - \sum_{i=1}^N p_i \ln p_i, \text{ unde } p_i = \frac{n_i}{N},$$

n_i ieste numărul de arbori din specia i^{th} și N este numărul total de arbori.

Structura spațială a celor trei grupuri a fost caracterizată în funcție de distribuția spațială a arborilor cu ajutorul următorilor indici: indicele de agregare (W_i), indicele de amestec a arborilor diferitelor specii (M_i) și indicele de diferențiere (U_i). Mai multe detalii despre acești indici se pot găsi la Gadov et al. (1998), Hui și Gadov (2002) și Aquirre et al. (2003). În continuare se va face o descriere succintă a indicilor:

Indicele de agregare (W_i) descrie regularitatea distribuției spațiale a 4 cei mai apropiați arbori vecini față de un arbore de referință i , și se bazează pe compararea fiecărui unghi α_j format de cei 4 arbori vecini și arborele de referință cu un unghi standard de referință α_0 , pentru care distribuția spațială se consideră a fi regulată.

$$W_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j, \text{ unde } v_j = \begin{cases} 1, & \text{dacă } \alpha_j < \alpha_0 \\ 0, & \text{dacă } \alpha_j > \alpha_0 \end{cases} \text{ și } 0 \ll W_i \ll 1$$

Diversitatea speciilor din vecinătatea arborelui de referință este descrisă de indicele de amestec (M_i), definit ca procentul a patru cei mai apropiați vecini ai arborelui de referință care nu aparțin aceleiași specii ca arborele de referință:

$$M_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j, \text{ unde } v_j = \begin{cases} 0, & \text{arborele vecin } j \text{ aparține aceleiași specii ca arborele de referință } i \\ 1, & \text{arborele vecin } j \text{ aparține altei specii decât arborele de referință } i \end{cases} \text{ și } 0 \ll M_i \ll 1$$

Indicele de diferențiere (U_i) este definit ca proporția celor patru cei mai apropiați arbori vecini ai arborelui de referință mai mari decât arborele de referință:

$$U_i = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 v_j \text{ with } v_j = \begin{cases} 0, & \text{arborele vecin } j \text{ este mai mic decât arborele de referință } i \\ 1, & \text{arborele vecin } j \text{ este mai mare decât arborele de referință } i \end{cases} \text{ și } 0 \ll U_i \ll 1$$

Toți cei trei indici au fost calculați cu programul Winkelmass 1.0 (Hui și Gadov 2002) ei oferind informații despre structura orizontală a arboretului.

În continuare s-a calculat și un indice care analizează structura verticală a arboretului, respectiv indicele A propus de Pretzsch (1996). Acesta este o combinație a indicelui Shannon în funcție de

apartenența arborilor la unul din cele trei etaje de coronament, care au fost definite cu ajutorul înălțimii dominante definită ca înălțimea medie a celor mai groși 20 % arborii din arboret (Kramer și Akça 1995). Arborii cu o înălțime mai mică decât înălțimea 1/3 din înălțimea dominantă au fost clasificați ca aparținând coronamentului inferior, cei cu înălțimea între 1/3 și 2/3 din înălțimea dominantă aparțin coronamentului mijlociu și cei mai înalți decât 2/3 din înălțimea dominantă aparțin coronamentului superior.

Definiția indicelui A este:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \ln p_{ij}, \text{ cu } \begin{cases} S = \text{numărul de specii,} \\ Z = \text{numărul celor 3 etaje de coronament (aici 3),} \\ p_{ij} = \text{proporția speciei } i \text{ în etajul de coronament } j \left(= \frac{n_{ij}}{N} \right), \\ n_{ij} = \text{numărul arborilor speciei } i \text{ aparținând etajului de coronament } j, \\ N = \text{numărul total de arbori.} \end{cases}$$

Analiza datelor

Diferențele dintre cele trei grupuri de arborete (făgete pure, arborete dominate de fag și arborete dominate de gorun) au fost testate cu analiza varianței (Anova), utilizând testul HSD pentru N inegal. Când datele nu au îndeplinit cerințele necesare pentru aplicarea testelor parametrice (normalitatea reziduurilor și omogenitatea varianței), diferențele între cele trei grupuri au fost testate cu ajutorul testelor neparametrice (Kruskal-Wallis sau Mann-Whitney U). Analiza datelor s-a realizat cu softul Statistica 9.1 (StatSoft, Inc., USA).

Rezultate

Diversitatea celor trei grupuri de arborete

Cele trei grupuri de arborete diferă în ceea ce privește diversitatea lor. Astfel numărul de specii întâlnite a crescut de la una în arboretele de fag pur la 3,1 în arboretele dominate de fag (cu un maxim de 5 specii) și la 4,7 în arboretele dominate de gorun (cu un maxim de 9). Indicele Shannon a fost semnificativ mai mare în arboretele dominate de gorun (0,9) decât în cele dominate de fag (0,5) (Tabelul 3.1).

Indicele de agregare (W_i) a avut valori similare pentru cele trei grupuri de arborete (0,49-0,52), indicând o distribuție aleatoare a arborilor în spațiu (Hui and Gadow 2002). Valoarea medie a indicelui de diferențiere a diametrelor (U_i) a fost în jur de 0,5 (Tabelul 3.1) pentru fiecare din cele trei grupuri analizate, ceea ce înseamnă că în general doi din cei patru arbori învecinați cu arborele de referință au diametre mai mici decât acesta, sau că 50 % dintre arbori sunt codominați (Hui și Gadow 2002). Indicele de amestec (M_i) a fost semnificativ mai mic în arboretele dominate de fag comparativ cu cele dominate de gorun (Tabelul 3.1). Făgetele pure s-

au caracterizat prin cea mai mică valoare a indicelui A, respectiv cu cea mai slabă diversificare a structurii verticale ($A=0,96$), în timp ce celelalte două grupuri formate din arborete amestecate au avut valori apropiate, mai mici în arboretele dominate de fag (1,47) decât în cele dominate de gorun (1,64).

Tablelul 3.1. Indicii de diversitate pe cele trei grupuri de arborete
(Diferențele semnificative dintre grupuri sunt redată cu litere diferite)
(din Petrițan et al. 2012).

	Grup	Medie	Min.-max.	Coefficientul de variație, %
Bogăția specifică	Făgete pure	1,0 a	1-1	0
	Arborete dominate de fag	3,1 b	2-5	35
	Arborete dominate de gorun	4,7 b	2-9	50
Indicele Shannon	Făgete pure	0	0	0
	Arborete dominate de fag	0,51 a	0,19-0,079	38
	Arborete dominate de gorun	0,99 b	0,34-2,04	51
Wi mediu	Făgete pure	0,49 a	0,46-0,51	4
	Arborete dominate de fag	0,52 a	0,48-0,57	6
	Arborete dominate de gorun	0,51 a	0,48-0,58	5
Ui mediu	Făgete pure	0,50 a	0,48-0,53	5
	Arborete dominate de fag	0,49 a	0,44-0,54	6
	Arborete dominate de gorun	0,50 a	0,46-0,54	4
Mi mediu	Făgete pure			
	Arborete dominate de fag	0,21 a	0,08-0,43	56
	Arborete dominate de gorun	0,47 b	0,21-0,72	39
A Pretzsch mediu	Făgete pure	0,96 a	0,73-1,06	11
	Arborete dominate de fag	1,47 b	1,19-1,70	13
	Arborete dominate de gorun	1,64 b	1,22-2,29	20

Modelele structurale ale celor două specii principale

Arborii de fag au avut o distribuție spațială predominant aleatorie în cadrul fiecărui grup (mai mult de 50 % din toți arborii au avut un $W_i = 0,50$), cu circa 20 % din arborii dispuși în mod regulat ($W_i = 0,25$) și circa 20 % poziționați neregulat ($W_i = 0,75$) (Fig. 3.1A). În mod similar, majoritatea arborilor de gorun au fost dispuși spațial aleatoriu atât în arboretele dominate de fag ($p = 0,44$) cât și în cele dominate de gorun ($p = 0,56$), cu circa 20 % din arborii dispuși iregulat (Fig. 3.1B). Un număr aproape dublu de goruni au fost distribuiți neregulat ($W_i = 1,0$) comparativ cu fagul.

În arboretele dominate de fag, 66 % din arborii de fag au format grupuri pure ($M_i = 0$, Fig. 3.1C), în timp ce majoritatea arborilor de gorun din arboretele dominate de gorun au fost înconjurați de fagi sau alte specii (ca. 40 % cu $M_i = 0,75$ și 35 % cu $M_i = 1$, Fig. 3.1D). În contrast, în arboretele dominate de fag, majoritatea gorunilor au fost dispuși în grupuri pure de gorun (36 % din arborii cu $M_i = 0$, Fig. 3.1D).

În ceea ce privește diversitatea dimensională a arborilor, distribuția arborilor de gorun din arboretele dominate de această specie a fost cu o asimetrie de stânga. Aceasta indică faptul că majoritatea arborilor de referință au fost arborii dominanți din imediata lor vecinătate, respectiv,

că arborii de referință au avut cel puțin trei arbori vecini mai mici (Fig. 3.1F). În arboretele dominate de fag însă majoritatea gorunilor au fost înconjurați de cel puțin doi vecini mai groși.

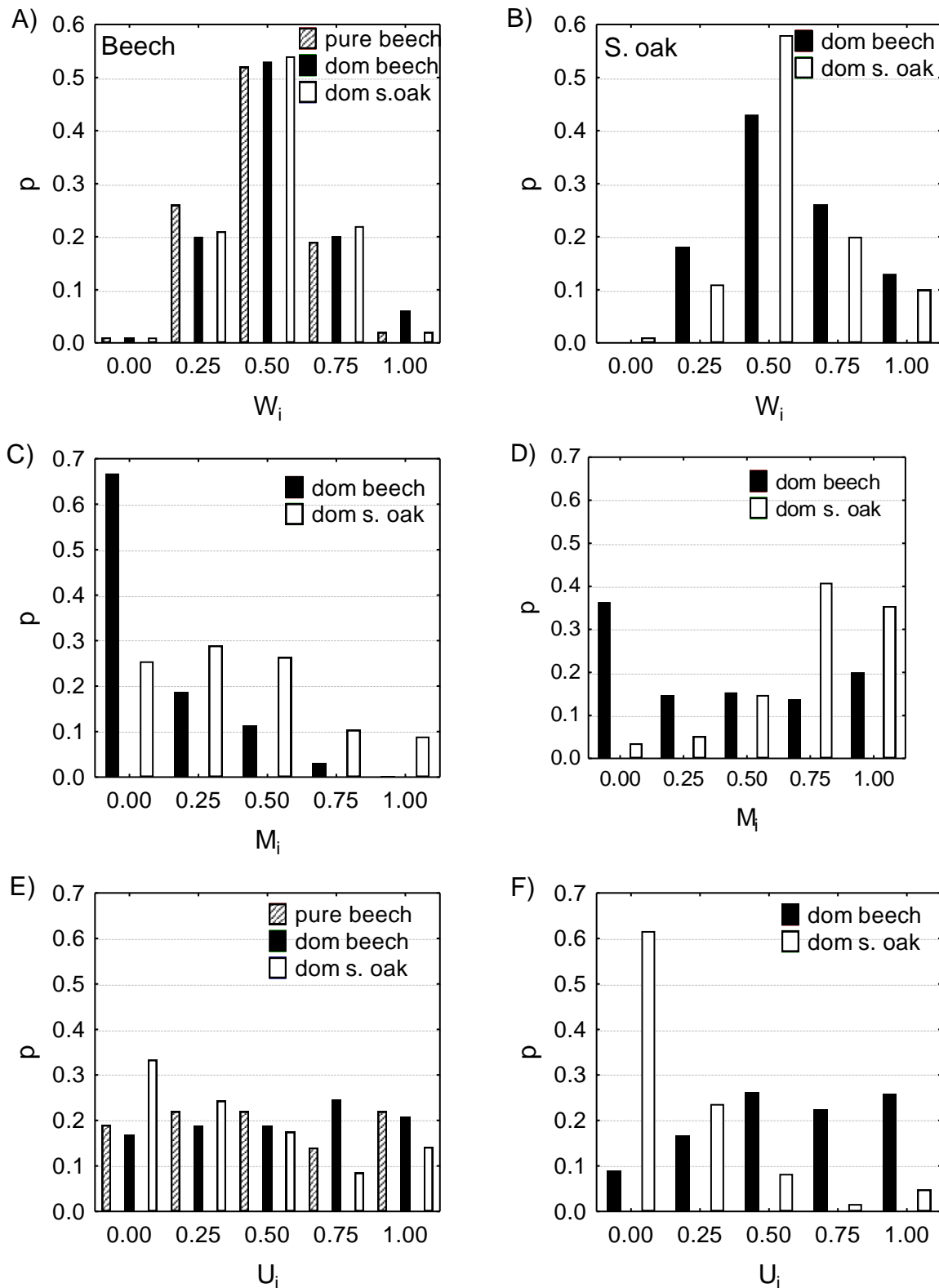


Figura 3.1. Distribuția indicelui de agregare (W_i), indicelui de amestec (M_i) și a indicelui de diferențiere dimensională (U_i) pe specii (fag (beech) - A, C, E și gorun (sessile oak) - B, D, E) pentru cele trei grupuri (făgete pure (pure beech), arborete dominate de fag (beech dominated) și arborete dominate de gorun (sessile oak dominated)). (din *Petrițan et al. 2012*).

Arborii de fag au avut indici de diferențiere dimensională similari în arboretele pure și în cele dominate de fag. Doar în arboretele dominate de gorun a existat un procent mai mare al arborilor de fag (33 %) care au fost dominanți în imediata lor vecinătate (distribuția a prezentata o ușoară asimetrie de stânga).

Discuții

Structura tridimensională a arboretului este un indicator foarte important prin care se pot caracteriza pădurile de amestec naturale bogat structurate (Pretzsch 1993). Deși cunoștințele noastre despre relațiile dintre structura arboretului, biodiversitate și funcțiile ecologice ale arboretului sunt încă limitate (Pretzsch 1997, Mölder et al. 2008), se consideră de regulă că o pădure cu o structură diversă are și o diversitate mai ridicată în ceea ce privește numărul de specii ierboase și de animale (Haber 1982). Analiza comparativă a diferiților indici structurali și de diversitate a suprafețelor de probă dominate de fag, respectiv, de gorun a arătat faptul că dominanța uneia sau a celeilalte specii implică modele structurale și de diversitate diferite.

Suprafețele de probă dominate de gorun s-au caracterizat de regulă, printr-o diversitatea mai mare comparativ cu cele dominate de fag (tabelul 3.1). Deși media bogăției specifice nu a diferit semnificativ între cele două grupuri, un număr mai mare de specii arborescente au fost identificate în arboretele dominate de gorun, cu un maxim de 9 specii, față de cele dominate de fag, cu un maxim de doar 5 specii. În plus, valorile indicelui Shannon și a indicelui de amestec au fost semnificativ mai mari în arboretele dominate de gorun. Gorunul are o coroană mult mai aerisită, care permite pătrunderea unei cantități mai mare de lumină sub coronament, comparativ cu fagul, care este cunoscut pentru condițiile de umbră ridicate de sub coronament.

Deși nu au fost găsite diferențe semnificative între arboretele dominate de fag și cele dominate de gorun în ceea ce privește numărul de arbori, suprafața de bază și volumul la hectar (Petrițan et al. 2012) totuși arboretele dominate de gorun s-au caracterizat printr-un număr mai mare de arbori la hectar, dar de dimensiuni mai mici, ceea ce implicit a condus la un volum total la hectar mai mic. În special, în coronamentul superior, în arboretele dominate de gorun, numărul de arbori la hectar a fost mai mare decât în cele dominate de fag. Acest fapt poate fi explicat printr-o utilizarea mai bună a spațiului de creștere disponibil, prin aceea că fagi de dimensiuni mai mici (valori medii ale diametrului de 30 cm și ale înălțimii de 25 m) pot crește fără probleme datorită temperamentului lor de umbră sub gorunii mai înalți (diametru mediu = 52 cm, înălțimea medie = 31 m). În arboretele dominate de fag, gorunii din coronamentul superior au dimensiuni asemănătoare fagilor dominanți (59 vs. 50 cm în diametru, 35 vs. 33 m în înălțime).

Cele două grupuri de arborete de amestec diferă și în ceea ce privește structura verticală. Astfel, dacă în arboretele dominate de fag, majoritatea arborilor au avut dimensiuni mici, găsiindu-se în coronamentul inferior (36 %), în arboretele de gorun majoritatea arborilor s-au găsit în coronamentul mijlociu (46 %) (Petritan et al. 2012). În timp ce în suprafețele de probă dominate de el, gorunul este dominant doar în coronamentul superior, fagul rămâne dominant în toate etajele de coronament în suprafețele de probă dominate de el (Petritan et al. 2012).

Diferențele observate între cele două grupuri de amestec se datorează în primul rând temperamentului diferit față de lumină al celor două specii și capacității diferite de a face față competiției. În timp ce fagul este cunoscut ca o specie tolerantă la umbră (Petritan et al. 2007, 2010), gorunul este considerat drept o specie de lumină (Krahl-Urban 1959). Dacă în stadiile juvenile de dezvoltare gorunul poate suporta un grad ceva mai ridicat de umbră (Voß 2005), pe măsură ce înaintează în vârstă pretențiile sale față de lumina disponibilă cresc (Lüpke și Hauskeller-Bullerjahn 2004). În plus fagul este considerat un competitor mult mai puternic decât gorunul, atât supra cât și subteran (Leuschner et al. 2001b). Fagul este cunoscut ca o specie care formează un coronament foarte umbros datorită arhitecturii coroanei sale și modului de dispunere a frunzișului (Leuschner et al. 2001a). Ca urmare, sub coronamentul arboretelor pure de fag se realizează o reducere a luminii mult mai mare decât în arboretele de amestec cu specii de cvercinee (Hein și Dhôte 2006).

Cerințele ecologice diferite ale celor două specii sunt și mai evidente în urma analizei modelelor spațiale. Astfel, în arboretele dominate de gorun, majoritatea arborilor de gorun sunt înconjurați de arbori de fag sau din alte specii (ca. 75 %, Fig. 3.1D) și sunt arbori dominanți sau codomanți, în timp ce arborii de fag formează grupuri pure (25 %) sau au doar un vecin care aparține unei alte specii (27 %) (Fig. 3.1C). În plus, 33 % din ei sunt dominați (Fig. 3.1E), fiind situați în coronamentul inferior sau mijlociu (Petritan et al. 2012). Un model spațial similar a fost observat în Ludwigshain, unde deși gorunul a dominat coronamentul superior și a reprezentat cea mai mare parte din volumul total, fagul a fost specia care a dominat coronamentele inferioare. În arboretele în care fagul a fost specia dominantă, un procent mare de goruni (36 %) au format grupuri pure (Fig. 3.1C). Acest rezultat sprijină observația lui Goureaud's (2000), că gorunii au o șansă mai mare de supraviețuire în arboretele dominate de fag dacă sunt dispuși în grupe pure.

Rezultatele acestui studiu au evidențiat faptul că pădurea de amestec din Rezervația Naturală Runcu Groși prezintă caracteristici specific pădurilor seculare, dar și faptul că dominanța pe suprafețe mici a uneia din cele două specii dominante, care diferă semnificativ prin temperamental lor față de lumină determină modele structurale și de diversitate diferită.

4. Modelele structurale ale fagului și bradului sugerează stabilitate și reziliență pentru pădurea virgină Șinca din Carpații Meridionali, România

Introducere

Creșterea cererii pentru diferitele bunuri și servicii ale ecosistemului forestier și incertitudinile cauzate de schimbările climatice asociate cu temperaturi mai ridicate și perturbări mai frecvente și/sau mai severe au condus la o accentuare a interesului pentru o silvicultură mai apropiată de natură („close-to-nature silviculture”) (Diaci et al. 2011). Pădurile pure și amestecate de fag (*Fagus sylvatica* L.) sunt cele mai întâlnite tipuri de pădure în Europa Centrală, dar managementul intensiv al acestora din ultimele secole a schimbat compoziția speciilor și structura arboretelor. Pădurile seculare care nu au fost niciodată supuse exploatărilor forestiere sunt rare și restrânse la câteva suprafețe în principal în regiunea carpatică și balcanică (Leibundgut 1982, Korpel’ 1995). Aceste resturi de păduri sunt sisteme de referință importante pentru managementul forestier și obiecte unice de cercetare pentru înțelegerea dinamicii naturale forestiere și a proceselor ecosistemice (Wirth et al. 2009, Visnjic et al. 2013).

Pădurile montane mixte formate din speciile tolerante la umbră ca bradul (*Abies alba* Mill.) și fagul, și specii mai puțin tolerante ca molidul (*Picea abies* Karst) (Niinemets și Valladeres, 2006; Ellenberg și Strutt, 2009) sunt considerate cele mai potrivite tipuri forestiere pentru managementul forestier continuu și cel mai puțin intensiv (tratamentul codrului grădinarit) (Schütz 2001), deși aplicarea tratamentului tăierilor progresive sau succesive este de asemenea posibilă în pădurile pure de fag sau amestec de fag cu alte foioase (Dittmar 1990, 1992). În pădurile de amestec de fag cu rășinoase, fagul este frecvent menținut numai cu o rată de participare mai mică de 20 % din volumul pe picior, știut fiind faptul că are un efect negativ asupra structurii tipice pluriene caracterizată de aranjamentul vertical al coroanelor arborilor în spațiu. În astfel de păduri pluriene Schütz (2001) recomandă un amestec al fagului agregat în grupuri și mai puțin în arbori izolați de fag intercalați cu conifere. Există puține informații științifice despre structura spațială a diferitelor specii din pădurile virgine amestecate de fag și brad precum și despre influența fagului asupra structurii verticale și orizontale a acestor păduri montane mixte. Se poate presupune că diferențele în arhitectura coroanei, în ratele de creștere sub diferite condiții de lumină și în diferite stadii de dezvoltare, și răspunsul diferit în creșterea radială la condițiile de lumină influențează interacțiunile și distribuția spațială a celor două specii. În timp ce fagul și bradul se pot instala la nivele reduse de lumină (Stancioiu și O’Hara 2006, Rozenbergar et al. 2007) și ambele reușesc să supraviețuiască la perioade îndelungate de umbră, mai mari de 100 de ani (Trotsiuk et al. 2012, Nagel et al. 2014), studiile lui Nagel et al.

(2014) dintr-o pădure virgină de fag cu brad din Munții Dinarici au evidențiat, că toleranța la umbrire a bradului în timpul stadiilor de dezvoltare mai târzii este mai mare decât cea a fagului. Puietii de fag cresc mai rapid decât cei ai bradului de-a lungul unui gradient al condițiilor de lumină, în special la nivele de lumină ridicate (Stancioiu și O'Hara 2006), dar tendința fagului de creștere plagiotropică când este dominat pentru o perioadă lungă de timp (Rozenbergar et al. 2007) poate face pentru fag mai dificil răspunsul la perturbări la scară mică comparativ cu bradul (Motta et al. 2011). Diferențele interspecifice în toleranța la umbrire au fost utilizate în explicarea coexistenței speciilor în diferite tipuri de ecosisteme forestiere (Pacala et al. 1996; Petrițan et al. 2014), dar nu este clar, dacă acestea joacă de asemenea un rol în coexistența ambelor specii tolerante la umbrire sau dacă alți factori, de exemplu heterogenitatea stațiunii sau diferențele în competiția intra- și interspecifică pot fi mai importante.

În timp ce cercetări extensive asupra dinamicii forestiere au fost realizate în pădurile seculare din Europa Centrală și de Sud-Est (Splechtna et al. 2005, Paluch 2007, Kral et al. 2010, Diaci et al. 2011, Nagel et al. 2014), există o lipsă de studii la limita estică a zonei naturale de vegetație a amestecurilor de fag cu brad (27° E, Romania and Bulgaria; Lombardi et al. 2012). În cadrul unui inventar național al pădurilor virgine din România, un proiect realizat de Societatea Regală Olandeză pentru Conservarea Naturii (KNNV) și Institutul de Cercetări și Amenajări Silvice din România, Veen et al. (2010) au clasificat un total de 218494 ha ca păduri virgine, cu fagul și bradul ca fiind cele mai dominante două specii de arbori (peste 70 %). Carpații Meridionali încă posedă populații valoroase de carnivore mari, ca ursul (*Ursus arctos*), lupul (*Canis lupus*) și râsul (*Lynx lynx*). De aceea, aceste păduri sunt și mai interesante, ele putând fi considerate ca suprafețe de referință pentru dinamica forestieră naturală, în care cascada trofică și interacțiunile dintre predatori, ierbivore și plante care influențează structura și dinamica pădurii este încă completă (Ripple et al. 2014).

Structura pădurii și diversitatea spațială este rezultatul dinamicii din trecut a arboretelor și rezultat al interacțiunilor complexe ale diferitelor procese (Chen et al. 2004). În ultimele decenii, cercetarea pădurilor seculare s-a focusat în principal pe studiul perturbărilor, care au fost recunoscute ca și motoare importante ale dinamicii forestiere. Amestecurile de fag cu brad sunt descrise ca ecosisteme relativ stabile cu un regim de perturbare la scară redusă, dominat de mortalitatea singulară a arborilor și o dinamică la scară redusă a golurilor (Motta et al. 2011), deși perturbări de o severitate moderată se pot produce din când în când (Splechtna et al. 2005, Nagel et al. 2014). Câțeva studii realizate în Europa de Est și Sud-Est au arătat existența unei influențe indirecte a perturbărilor antropice, în special prin poluarea atmosferică și creșterea artificială a populațiilor de ierbivore, asupra dinamicii structurale a pădurilor montane

amestecate, ceea ce a avut drept rezultat un declin sincron al bradului în resturile de păduri virgine din Cehia, Slovacia, Slovenia, Croația și Bosnia-Herzegovina (Šamonil și Vrška 2007, Diaci et al. 2010, Ficko et al. 2011, Nagel et al. 2015).

Structurile pădurilor seculare au fost descrise în general prin intermediul distribuției diametrelor (Goff și West, 1975), care este de asemenea folosită ca un instrument în managementul forestier pentru a controla și a modela structura pădurii în arboretele pluriene gospodărite prin tratamentul codrului grădinărit (Schütz 2001). În timp ce distribuțiile diametrelor sunt mijloace potrivite pentru a analiza structura demografică a pădurilor și a speciilor de arbori ce le compun, analiza proceselor punctiforme poate fi utilizată în studiul distribuției spațiale (orizontale) a arborilor și a interacțiunilor dintre diferitele specii (Pommerening 2002, Rozas et al. 2009). Procesele naturale ca perturbările, mortalitatea, dispersia semințelor, regenerarea arborilor precum și interacțiunile dintre specii conduc la imprimări distincte asupra structurii orizontale și verticale a ecosistemelor forestiere naturale, care pot fi detectate prin intermediul analizei statisticii spațiale (Franklin et al. 2002, Getzin et al. 2006, Wiegand et al. 2007). Competiția inter- și intraspecifică puternică determină distanțe comparabile între arbori rezultând structuri de arbori dispuși uniform, în timp ce facilitarea și mecanismele de dispersie a semințelor precum și heterogenitatea stațională poate conduce la structuri de arbori grupați (Stoyan și Penttinen 2000, Wiegand și Moloney 2004). Modelele aleatoare sugerează lipsa unei influențe directe puternice din partea unui proces răspunzător de modelarea spațială a interacțiunilor (Szwagrzyk și Czerwczak 1993). Relațiile dintre modelele spațiale și procesele biologice pot ajuta în explicarea mecanismelor cauzale care facilitează coexistența speciilor (Goreaud și Péliissier 2003, Wiegand et al. 2007). Deoarece diferite procese acționând separat sau simultan pot crea același model spațial, și schimbările în intensitatea unui proces pot genera modele spațiale diferite, distribuțiile spațiale ale arborilor la scară redusă rămân foarte puțin înțelese mai ales în pădurile de amestec complexe (Condit et al. 2000).

Până acum, analiza spațială a proceselor punctiforme a fost foarte dispersat folosită în evaluarea structurii unei păduri și în explicarea diferitelor procese ecologice în pădurile seculare amestecate de fag cu brad (Lingua et al. 2011, Garbarino et al. 2012, Janik et al. 2014). În absența unor date de monitoring de lungă durată acestea pot deveni un valoros instrument în caracterizarea proceselor care pot explica coexistența speciilor și posibilele schimbări spațio-temporale în compoziția și/sau dominanța speciilor. Modelele arborilor morți și a celor vii din diferitele straturi de mărime (ex. straturi ale coronamentului) dețin informații asupra perturbărilor și regenerării speciilor de arbori, și analiza relațiilor spațiale dintre arborii aceiași sau a altor specii aparținând aceluiași sau altor straturi de mărime poate ajuta în detectarea

mecanismelor de competiție inter- sau intraspecifică sau de facilitare în timpul diferitelor stagii de dezvoltare. În această lucrare, am evaluat modelele structurale ale unei păduri virgine amestecate de fag cu brad din Carpații Meridionali (România) pentru a obține o înțelegere mai profundă a interacțiunilor și a mecanismelor de coexistență a două specii tolerante la umbrite având cerințe ecologice similare (Ellenberg și Strutt 2009), dar și pentru a studia rolul fagului în structura pădurii. În particular, au fost testate următoarele ipoteze:

- (1) Fagul și bradul au o abilitate ridicată de a coexista și formează structuri populaționale similare. Datorită unei densități reduse a ierbivorelor, bradul are o pondere adecvată în regenerare.
- (2) Modelele spațiale a celor două specii studiate diferă datorită unor diferențe reduse, dar semnificative în ecologia regenerării, ratelor de creștere și toleranței la umbrire din timpul stadiilor de viață mai târzii. În timp ce puieții de fag sunt mai competitivi decât bradul la nivele de lumină mai ridicate (exemplu în goluri mai largi), ne așteptăm ca arborii mici de fag să fie grupați la o scară mai mare decât bradul care poate fi regenerat în goluri generate de dispariția unui singur arbore, goluri distribuite aleator.
- (3) Proporția de participare a fagului în compoziția arboretului influențează structura, în special distribuția pe verticală.

Material și metode

Localizarea cercetărilor

Cercetările s-au efectuat în pădurea virgină Șinca ($45^{\circ} 40' 0''$ N și $25^{\circ} 10' 14''$ E), pădure situată în Carpații Sudici, România (Fig. 4.1).

Deși, încă din 2003, această pădure a fost clasificată ca și pădure virgină în cadrul proiectului PINMATRA (Veen et al. 2010), ea arămas neprotejată legal o perioadă îndelungată. În 2011, WWF (World Wide Fund for Nature) Romania, împreună cu administrația forestieră locală (Regia Publică Locală Ocolul Silvic Pădurile Șincii și proprietarul pădurii (primăria Șinca) au întocmit documentația necesară și au declanșat procedura declarării acestei păduri deosebit de valoroase pe o suprafață de 323,7 ha ca rezervație naturală. Aproximativ 300 ha din această pădure are un puternic caracter de pădure virgină, fără semne ale influenței antropice.

Cercetările din cadrul acestui studiu s-au concentrat pe o suprafață de circa 240 ha, acoperită de arborete mixte de fag cu brad în proporții diferite, aparținând asociației Pulmonario rubrae-Fagetum Soo (1964) (Tauber, 1987).

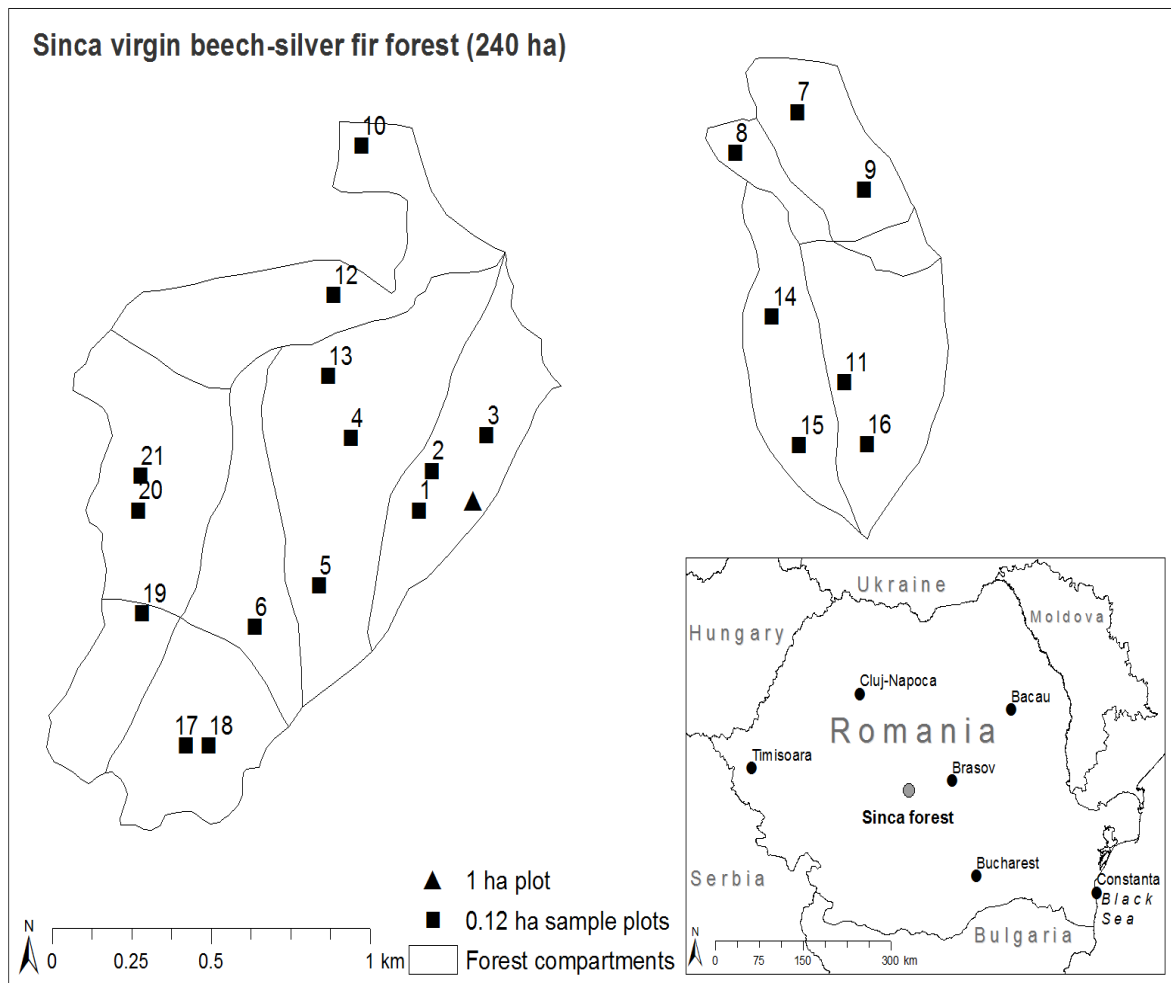


Figura 4.1 Localizarea pădurii seculare Șinca. Numerele reprezintă eticheta pentru ploturile inventariate (din Petrițan et al. 2015).

Climatul este temperat continental cu o valoare medie a precipitațiilor anuale de 1000 mm și o temperatură medie anuală de 4,5°C. Materialul parental este format din șisturi cristaline, principalul tip de sol fiind eutricambosol cu o bună aprovizionare cu apă și substanțe nutritive. Altitudinea suprafeței luate în studiu crește de la 850 la 1350 m, terenul fiind foarte accidentat cu pante mari, între 30-40°.

Densitatea ierbivorelor din cadrul fondului de vânătoare din care face parte pădurea studiată este de 150 de căprior și 50 de cerb, ceea ce înseamnă circa 1,5 animale pe 1 km² (conform asociației de vânătoare). Aceasta este mult mai scăzută decât densitatea de 13 cervide per 1 km² raportată pentru Munții Dinarici (Nagel et al. 2015). Ca urmare, ne așteptăm ca și impactul asupra regenerării natural să fie mult mai scăzut.

Eșantionaj și măsurători

Suprafața de 240 ha luate în studiu a fost împărțită în GIS în celule sistematice de 100 x 100 m. Douăzeci și unu din aceste celule au fost selectate randomizat, și s-au determinat coordonatele

centrului acestora. Coordonatele respective au fost introduse în GPS și pe teren au fost materializate. În centrul fiecărei celule alese s-a instalat o suprafață de probă de 35 x 35 m (1225 m²). În fiecare suprafață de probă au fost mășurați și localizați toți arborii pe picior cu un diametrul de bază (dbh) \geq 6 cm cu ajutorul echipamentului Field Map Data Collector (IFER 2013). Coordonatele, diametrul de bază, și înălțimea totală a arborilor au fost măsurate, în timp ce specia și vitalitatea (vii/morți) acestora au fost notate. Lemnul mort căzut pe sol (cu diametrul la capătul gros \geq 15 cm și o lungime \geq 3 m) a fost măsurat, notându-se specia, diametrele la ambele capete și lungimea totală. Pentru ambele tipuri de lemn mort (căzut pe sol și mort pe picior) s-a notat clasa de descompunere după Keller et al. (2011). A fost utilizat un sistem cu 5 clase de descompunere: lemn prospăt mort, lemn mort tare, lemn mort mai moale, lemn mort moale, lemn mort foarte moale - pulbere (Tabelul 4.1).

Tabelul 4.1 Clasele de descompunere conform clasificării făcută de Keller (2011)

Clasa de descompunere	Descriere
A	Lemn mort prospăt verde (cambiu eventual încă viu)
B	Lemn mort tare (fără sevă, cuțitul intră foarte greu în lemn în direcția fibrelor)
C	Lemn mort mai moale, cuțitul intră în direcția fibrelor ușor (> 1 cm adâncime), dar nu și în direcția perpendiculară pe fibre
D	Lemn mort moale, cuțitul intră și perpendicular pe direcția fibrelor ușor (> 1 cm adâncime)
E	Lemn foarte moale sau pulbere (praf), abia se mai ține împreună

Regenerarea naturală (toate exemplarele cu o înălțime \geq 10 cm și cu un diametru de bază < 6 cm) a fost determinată în patru suprafețe de eșantionaj al regenerării, al căror centru a fost stabilit la 12.37 m depărtare de fiecare colț al suprafeței de probă de 35 x 35 m pe fiecare din cele două diagonale. Fiecare suprafață de eșantionaj a regenerării a fost formată din trei cercuri concentrice (RC): de 5 m² cercul 1 (RC1), în care au fost numărați și identificați ca specie toți puietii cu o înălțime cuprinsă între 10 și 39,9 cm, de 10 m² cercul al doilea (RC2) în care s-au determinat toți puietii cu înălțimea între 40 și 129,9 cm, și de 20 m² cercul al treilea (RC3) în care s-au măsurat toți puietii cu o înălțime mai mare de 130 cm și un diametru de maxim 5,9 cm. Puietii cu o înălțime mai mică decât 130 cm au fost examinați în ceea ce privește vătămările produse de ierbivore asupra lujerului terminal.

Suprafață de probă permanentă de 1 ha, instalată în 2003 a fost reinventariată integral (specia, diametrul, înălțimea, vitalitatea, coordonatele) în iunie 2013 pentru a putea determina dinamica arboretului după 10 ani. Limita de inventariere a arborilor din cadrul acestei suprafețe a fost o înălțime de 1,5 m.

Analiza statistică a datelor

Volumul arborilor vii și morți pe picior a fost determinat cu ajutorul unei regresii dublu logaritmice: $\log(\text{volum}) = a_0 + a_1 \times \log(\text{dbh}) + a_2 \times \log(\text{înălțime}) + a_3 \times \log(\text{dbh})^2 + a_4 \times \log(\text{înălțime})^2$, în care a_0, a_1, a_2, a_3, a_4 sunt coeficienții de regresie specifici fiecărei specii (Giurgiu și Draghiciu 2004). Volumul lemnului mort căzut pe sol a fost estimat cu ajutorul formulei trunchiului de con, luându-se în considerare doar porțiunea de lemn aflat în suprafața de probă.

Arborii au fost incluși într-unul din cele trei etaje de coronament: coronamentul superior- arborii cu o înălțimi mai mari decât 2/3 din înălțimea dominantă, coronamentul mijlociu arborii cu înălțimi cuprinse între 1/3 și 2/3 din înălțimea dominantă și coronamentul inferior care cuprinde arborii cu înălțimi mai mici decât 1/3 înălțimea dominantă. Înălțimea dominantă a fost definită ca înălțimea medie a celor mai groși 20% arbori din fiecare suprafață de probă (Kramer și Akça 1995). Pentru modelarea distribuției arborilor pe clase de diametre și a relației dintre diametre și înălțimi pentru fiecare specie, datele din cele 21 suprafețe de probă au fost puse împreună. Relația dintre diametre și înălțime atât în cazul bradului cât și a fagului a fost modelată cel mai bine de către ecuația lui Prodan (1951). Pentru descrierea relației dintre diametrul de bază și diametrul coroanei au fost folosite datele măsurate în 2003 în cadrul suprafeței de probă permanente de 1 ha, privind proiecția coroanelor arborilor. Diametrul coroanei a fost determinat pe două direcții (N-S și W-E). Forma formei distribuției pe categorii de diametre a fost testată utilizându-se metoda descrisă de Janowiak et al. (2008) și Alessandrini et al. (2011). Toate analizele statistice au fost efectuate cu ajutorul softului *Statistica 12* (StatSoft, Inc. 2013).

Interacțiunile dintre arbori și dintre specii au fost investigate aplicând analiza proceselor punctiforme. Am folosit funcția de corelație a perechii $g(r)$, o funcție care este derivată din funcția Ripley $K(r)$ (Ripley, 1976) și foarte larg aplicată în cercetările ecologice curente (Getzin et al. 2006, Martinez et al. 2010, Janik et al. 2014). Funcția de corelație a perechii este o funcție de corelație dependentă de distanță, care, bazându-se pe distanța dintre puncte, descrie gradul de distribuție grupată sau uniformă (regulată) a punctelor (de ex., arborii) (aici avem de-a face cu funcția univariată de corelație a perechii $g1(r)$) sau atracția (asociere pozitivă) și respingerea (asociere negativă) (aici este vorba de funcția bivariată de corelație a perechii $g12(r)$) între indivizii a două populații (de ex., fag și brad) aflați la o distanță dată r . Ea este definită ca densitatea așteptată a punctelor având o caracteristică specifică (de ex., “fag”, numită procesul 1) din interiorul unui inel ce are lățimea Δr depărtat la o rază dată r de la un set arbitrat de puncte ce au aceeași caracteristică (funcția univariată de corelație a perechii $g1(r)$) sau având caracteristici diferite (de ex., “brad”, procesul 2) (funcția bivariată de corelație a perechii $g12(r)$), împărțită la

densitatea efectivă a punctelor din interiorul unui inel cu lățimea Δr situate la distanța r față de punctele ce au aceleași caracteristici (respectiv diferite caracteristici) (Stoyan și Stoyan 1994, Wiegand și Moloney 2004). Prin înlocuirea cercurilor utilizate de funcția Ripley cu inele, funcția de corelație a perechii poate izola clasele de distanță specifice pentru diferite procese ecologice cercetate (Wiegand și Moloney 2004) și permite o interpretare directă datorită caracterului său de funcție de densitate a probabilității în mod similar unei funcții de densitate a vecinătății (Stoyan și Penttinen 2000, Wiegand și Moloney 2004).

Am folosit funcția univariată de corelație a perechii $g_{11}(r)$ împreună cu modelul nul de randomizare spațială completă („complete spatial randomness” (CSR) (proces Poisson omogene – densitatea arborilor rămâne constantă pe o anumită suprafață) pentru a analiza și compara modelele de distribuție orizontală (modelul aleator, grupat sau uniform) al populațiilor de arbori de diferite specii (fag și brad) și aparținând variatelor etaje ale coronamentului (etajul superior, mijlociu și inferior), și a determina scările spațiale la care se pot produce posibile abateri de la modelul de distribuție aleatorie.

Pentru a investiga dacă mortalitatea arborilor este un proces aleator (ipoteza mortalității aleatoare) s-a aplicat funcția univariată de corelație a perechii $g_{11}(r)$ împreună cu modelul nul “random labelling”, care este cea mai adecvată ipoteză nulă pentru un eveniment care s-a produs posteriori ca de exemplu moartea arborilor (Goreaud și Pélissier 2003, Wiegand și Moloney 2004). Din setul de date obținut prin alăturarea arborilor vii și a celor morți, modelul simulat al arborilor morți este generat prin păstrarea fixă a pozițiilor arborilor și permutarea aleatoare a mărcilor (o marcă este definită drept caracteristica asociată unui punct, de ex., caracteristica “mort”). Datorită numărului redus de arbori morți în unele suprafețe, am aplicat analiza proceselor punctiforme numai în 18 ploturi, considerând toți arborii morți din interiorul fiecărui plot, neținând cont de specie. Același model nul, dar împreună cu funcția bivariată de corelație a perechii $g_{12}(r)$ a fost utilizat pentru a analiza relația spațială dintre arborii morți aflați în etajul superior sau mijlociu al coroanei și cei aflați în etajul inferior al coronamentului, această analiză realizându-se defalcat pentru fiecare specie în parte. Am decis să utilizăm doar datele din suprafața de probă permanentă de 1 ha pentru aceste investigații detaliate, deoarece pentru suprafețele de probă mai mici, de 35 x 35 m, nu a existat un număr minim de 25 de arbori morți pe picior în coronamentul superior și mijlociu, număr limită necesar pentru utilizarea tehnicilor de statistică spațială.

Am folosit funcția bivariată de corelație a perechii $g_{12}(r)$ aplicând modelul nul de independență “toroidal shift” model (independența spațială a modelelor de distribuție a două populații) (Wiegand and Moloney, 2004) pentru a evalua asocierile spațiale dintre fag și brad (indicație

posibilă a competiției interspecifice), precum și pe cele dintre populațiile de arbori din diferitele etaje ale coronamentului aparținând aceleiași specii (competiția intraspecifică) sau aparținând speciilor diferite (competiție interspecifică).

Pentru toate aceste analize, au fost determinate intervale de încredere de 95 % pe baza celei mai mici și celei mai mari 2,5 percentile obținute în urma aplicării a 99 de simulări Monte Carlo a modelului nul. De asemenea am folosit testul de evaluare a ajustării „goodness-of-fit test” (GoF, Diggle 2003) pentru a verifica producerea erorii de tipul I (Loosmore și Ford 2006). O distribuție este definită ca distribuție grupată, întâmplătoare sau regulată (uniformă) dacă valoarea funcției de corelație a perechii este situată deasupra, în interiorul sau sub intervalul de încredere de 95 %. În mod similar pentru analizele bivariante, două populații sunt corelate pozitiv semnificativ (atracție), independente spațial sau corelate negativ semnificativ (respingere), dacă valoarea funcției de corelație a perechii este situată deasupra, în interiorul sau sub intervalul de încredere de 95 %.

Analizele au fost realizate pentru o distanță r variind de la 1 la 15 m (cu un interval de 1 m), nedepășind jumătate din lungimea ploturilor de 35 x 35 m, pentru a limita influența efectelor de margine. În mod similar, analizele realizate pe setul de date ale plotului permanent de 1-ha au fost realizate pentru distanțe de până la 45 m (puțin sub jumătate din lungimea de 100 m a laturii plotului).

Toate analizele proceselor punctiforme univariate și bivariante au fost realizate cu ajutorul softului Programita (Wiegand și Moloney 2004). Rezultatele obținute pentru cele 21 de ploturi au fost grupate într-o funcție grafică medie, folosind comanda ‘combine replicates tool’ inclusă în Programita (Wiegand și Moloney 2004), pentru a obține informații despre modelul spațial mediu al acestei păduri. Din acest motiv, analizele spațiale au fost realizate considerând cele 21 de ploturi ca pseudo-replicații.

Rezultate

Structura arboretului

Desimea medie a arborilor vii cu un diametru de bază ≥ 6 cm a fost de $555,8 \pm 31,8 \text{ ha}^{-1}$ (media \pm eroarea standard a mediei), suprafața de bază medie de $57,6 \pm 1,8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ și volumul mediu $917,9 \pm 39,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Tabelul 4.2).

Tabelul 4.2. Caracteristicile pădurii virgine Șinca, diferențiate pe etaje structurale verticale (coronament superior, mijlociu, inferior) (media \pm eroarea standard a mediei). 21 de suprafețe de probă, fiecare acoperind 1225 m² (din *Petritan et al. 2015*).

		Densitate [Nha ⁻¹]	Suprafață de bază [m ² ha ⁻¹]	Volum pe picior [m ³ ha ⁻¹]	Diametru [cm]	Înălțime [m]
Coronament superior	Fag	126,7 \pm 18,6	30,5 \pm 2,7	558,9 \pm 55,7	56,8 \pm 2,1	32,6 \pm 0,8
	Brad	73,1 \pm 11,2	19,8 \pm 2,8	299,8 \pm 46,0	57,7 \pm 3,1	33,9 \pm 1,1
	Total	200,9 \pm 22,4	50,5 \pm 1,7	861,1 \pm 38,7	57,3 \pm 2,2	33,3 \pm 4,1
Coronament mijlociu	Fag	78,9 \pm 15,1	2,3 \pm 0,4	21,8 \pm 4,5	19,1 \pm 1,1	16,7 \pm 0,6
	Brad	67,2 \pm 12,0	2,8 \pm 0,4	25,7 \pm 4,2	23,2 \pm 1,2	16,9 \pm 0,6
	Total	147,3 \pm 17,2	5,3 \pm 0,4	48,4 \pm 4,2	21,5 \pm 1,1	17,0 \pm 0,5
Coronament inferior	Fag	92,9 \pm 19,5	0,8 \pm 0,2	3,1 \pm 0,7	8,7 \pm 0,3	8,7 \pm 0,2
	Brad	114,3 \pm 18,0	1,1 \pm 0,2	5,2 \pm 0,9	10,9 \pm 0,5	7,7 \pm 0,3
	Total	207,6 \pm 18,9	1,9 \pm 0,2	8,4 \pm 0,9	10,0 \pm 0,3	8,2 \pm 0,2
Nivel de arboret	Fag	298,5 \pm 28,2	33,6 \pm 2,6	583,8 \pm 55,27	32,0 \pm 2,3	21,2 \pm 1,1
	Brad	254,6 \pm 23,6	23,7 \pm 2,8	330,8 \pm 46,8	29,5 \pm 3,1	18,6 \pm 1,6
	Total	555,8 \pm 31,8	57,6 \pm 1,8	917,9 \pm 39,6	28,6 \pm 0,9	19,0 \pm 0,5

Pădurea de amestec de fag cu brad este dominată de fag, care reprezintă 63,6 % din volumul pe picior, 58,3 % din suprafața de bază și 53,7 % din numărul total al arborilor inventariați. Proporția fagului din suprafața de bază (PBBA) a variat între 24,8% și 95,2 % (cu un coeficient de variație de 33,2 %). Alte specii, precum *Acer pseudoplatanus* și *Carpinus betulus*, au fost prezente cu un număr foarte mic de exemplare găsite într-o singură suprafață de probă.

Câte 36 % din arbori sunt dispuși în coronamentul superior și inferior, în timp ce 27 % se găsesc în coronamentul mijlociu. Distribuția arborilor în diferite etaje de coronament a diferit de la o specie la alta. Astfel, fagul a avut un procent mai mare de arbori în coronamentul superior (42 %) comparativ cu cel al arborilor din coronamentul inferior (31%). Bradul a prezentat o distribuție contrară, cu doar 29 % arbori situați în coronamentul superior și cu 45 % aflați în coronamentul inferior. Procentul arborilor aflați în coronamentul mijlociu a fost asemănător pentru cele două specii. Arborii situați în coronamentul superior reprezintă mai mult de 91 % din volumul pe picior al arboretului. Numărul arborilor groși la hectar (cu un dbh > 80 cm) a fost de 15 \pm 2,5 (media \pm eroarea standard a mediei) pentru fag și de 12 \pm 3,1 pentru brad. Cel mai gros fag a avut un diametru de bază de 113 cm, în timp ce cel mai gros brad a avut un diametru de 123,5 cm; cel mai înalt arbore măsurat a fost un brad de 51,6 m, cel mai înalt fag având o înălțime de 45 m. Înălțimea dominantă a fost de 35,4 \pm 0,87 m (medie \pm eroarea standard).

Fagul este mai înalt decât de bradul în clasele de diametre mai mici (< 45 cm dbh), în timp ce o situație inversă a fost observată pentru clasele de diametre medii și mari (Fig. 4.2a). Diferențele în ceea ce privește diametrul coroanei dintre cele două specii a crescut cu diametrul (de exemplu pentru un diametru de 80 cm, fagul a avut un diametrul al coroanei de 13 m, iar bradul de doar 8 m) (Fig. 4.2b).

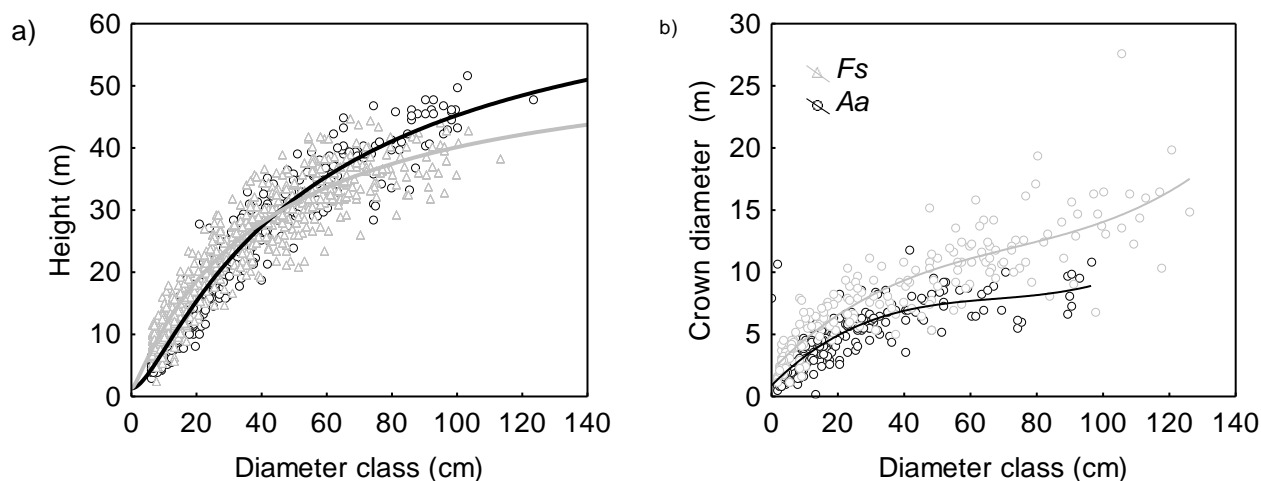


Figura 4.2 (a) Relația diametru-înălțime pentru fag (*Fs*) și brad (*Aa*), ajustată cu ecuația lui Prodan (1951) ($N_{Fs}=760$; $R^2=0.92$, $N_{Aa}=654$; $R^2=0.95$). (b) Relația diametru arborelui - diametrul coroanei pentru fag și brad ($N_{Fs}=214$; $R^2=0.87$, $N_{Aa}=328$; $R^2=0.80$; ecuația polinomială de gradul 3) (din Petrițan et al. 2015).

Distribuția pe clase de diametre a tuturor arborilor din cele 21 de suprafețe de probă (o suprafață totală de 2,57 ha) indiferent de specie, dar și diferențiat pentru fiecare specie a avut o formă sigmoidală rotativă (Fig. 4.3). În suprafețele de probă dominate de fag (cu >75% PBBA - 4 suprafețe de probă, cu o suprafață totală de 0,49 ha), a fost găsită o desime semnificativ mai mare a arborilor de brad comparativ cu cea a arborilor de fag în clase de diametru ≤ 18 cm, în timp ce în suprafețele de probă dominate de brad cu PBBA <40% (4 suprafețe de probă cu o suprafață totală de 0,49 ha) desimea arborilor de fag a fost mai mare în clasele de diametre mici (Fig. 4.3).

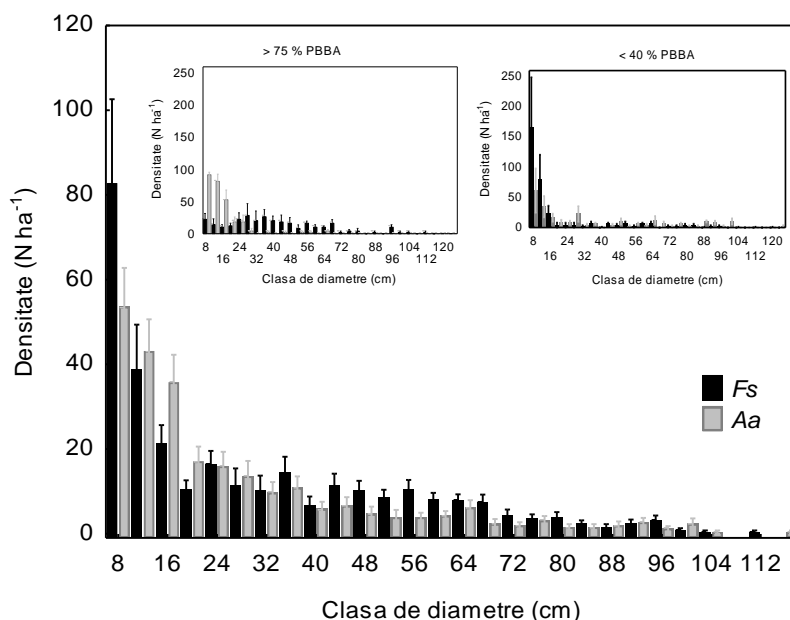


Figura 4.3 Distribuția diametrelor pe specii pentru toate cele 21 de ploturi (2.57 ha) (grafic central), pentru ploturile în care domină fagul (0.49 ha) (partea stângă sus, PBBA > 75%) și respectiv bradul (0.49 ha) (partea dreaptă sus, PBBA < 40%). Barele verticale indică eroarea standard a mediei aritmetice. *Fs* = *Fagus sylvatica* and *Aa* = *Abies alba*. (din Petrițan et al. 2015).

Raportul dintre arborii morți și cei vii a fost în medie de 15 %. Volumul lemnului mort din cele 21 suprafețe de probă ($134,9 \pm 18,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) este format în special de brad, care reprezintă circa două treimi (Tabelul 4.3).

Tabelul 4.3. Volum lemn mort (total, căzut pe sol, în picioare) și numărul de cioate pe specie (medie \pm eroare standard a mediei, minim-maxim) (din *Petritan et al. 2015*).

		Fag	Brad	Total
Volum [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]	total	$44,1 \pm 8,7$ 0,2-110,0	$90,8 \pm 15,7$ 0-250,8	$134,9 \pm 18,8$ 1,7-292,2
	Căzut pe sol	$31,9 \pm 7,0$ 0-98,4	$61,7 \pm 12,2$ 0-161,2	$93,6 \pm 14,5$ 1,0-209,3
	În picioare	$12,2 \pm 4,9$ 0-92,8	$29,2 \pm 7,5$ 0-128,5	$41,4 \pm 8,7$ 0-140,1
Densitatea cioatelor [Nha^{-1}]		$18,3 \pm 3,1$ 0-57,1	$40,8 \pm 5,9$ 0-89,9	$59,1 \pm 7,9$ 0-146,9
Lemn mort pe clase de descompunere [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]	Proaspăt verde	$0,3 \pm 0,2$	$0,6 \pm 0,3$	$0,9 \pm 0,5$
	Tare, fără sevă	$8,1 \pm 3,4$	$13,9 \pm 4,7$	$21,9 \pm 5,7$
	Moale	$12,0 \pm 4,1$	$22,2 \pm 6,6$	$34,2 \pm 8,7$
	Foarte moale	$13,7 \pm 5,4$	$23,1 \pm 5,5$	$36,8 \pm 7,0$
	Pulbere/praf	$10,0 \pm 3,8$	$31,1 \pm 8,8$	$41,7 \pm 9,1$
	Nespecificat	-	-	$0,5 \pm 0,4$

Lemnul mort căzut pe sol reprezintă aproximativ 69 % din volumul de lemn mort. Desimea medie a arborilor morți pe picior a fost de 59,1 arbori ha^{-1} , cu o desime mai mult decât dublă a arborilor de brad (40,8 arbori ha^{-1}) față de cea a arborilor morți de fag (18,3 arbori ha^{-1}). Proporția lemnului mort aflat în primele două clase de descompunere ‘lemn proaspăt mort’ și ‘lemn mort tare’ a fost de 17 % din volumul total de lemn mort, în timp ce cea mai mare cantitate de lemn mort a fost găsită în clasele avansate de descompunere ca ‘lemn mort moale’ (27 %) și ‘lemn mort praf, pulbere’ (31 %).

Cantitatea de lemn mort s-a corelat negativ cu PBBA (Figura 4.4a). Nu a existat nicio corelație semnificativă între volumul arborilor vii din diferitele etaje de coronament și PBBA dar nici între suprafața de bază a arboretului și PBBA (Figura 4.4b și 4.4c).

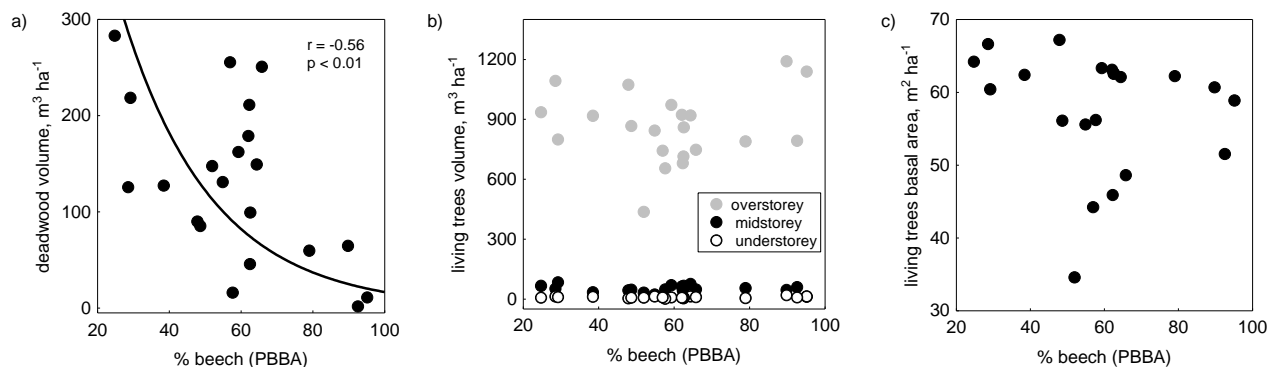


Figura 4.4. Relațiile dintre volumul de lemn mort (a), volumul arborilor vii (b) și suprafața de bază a arborilor vii (c) și proporția fagului în suprafața de bază (PBBA) a fiecărui plot din cele 21 studiate. (din *Petritan et al. 2015*)

Regenerarea naturală ($4476,2 \pm 1073,3$ puieti pe ha) este formată în proporție de 87 % de fag. Proporția bradului a fost mai mică în clasele de înălțime 10-39,9 cm (10 %) decât pentru puietii mai înalți de ≥ 40 cm (17 %) (Tabelul 4.4).

Tabelul 4.4. Regenerarea naturală pe specii și pe cerc de inventariere (RC1 - 5 m² pentru puieti cu înălțimea cuprinsă între 10 și 39,9 cm; RC2 - 10 m² pentru puieti cu înălțimea cuprinsă între 40 și 129,9 cm; RC3 - 20 m² pentru puieti cu înălțimea > 130 cm și diametrul < 6 cm) (N ha⁻¹ media \pm eroarea standard a mediei). Valorile minime și maxime (indicate în paranteze) corespund mediei celor 4 sub-cercuri de inventariere per plot (din *Petritan et al. 2015*).

	RC1 [N ha ⁻¹]	RC2 [N ha ⁻¹]	RC3 [N ha ⁻¹]	Total [N ha ⁻¹]
Regenerare FAG	2233,3 \pm 651,3 (0-10500)	761,9 \pm 292,5 (0-5000)	821,4 \pm 330,9 (0-7000)	3916,7 \pm 1076,7 (0-17375)
Regenerare Brad	238,1 \pm 88,8 (0-1000)	154,7 \pm 70,0 (0-1000)	166,7 \pm 51,9 (0-750)	559,0 \pm 139,2 (0-2250)
Regenerare totală	2471,4 \pm 652,1 (0-10500)	916,6 \pm 300,9 (0-5000)	988,1 \pm 340,8 (0-7125)	4476,2 \pm 1073,3 (0-17500)

Desimea totală a puietilor de fag din regenerare, precum și pentru fiecare clasă de înălțime a descrescut semnificativ cu creșterea pantei terenului, în timp ce desimea bradului din regenerare nu a fost dependentă de pantă. Altitudinea nu s-a corelat cu desimea regenerării naturale a nici uneia din cele două specii. O situație similară a fost observată și pentru expoziție, cu o singură excepție: a puietilor de fag din clasa de 10-39,9 cm care au prezentat o desime semnificativ mai mare pe suprafețele cu expoziție nordică, 2417 puieti pe ha față de numai circa 250 puieti pe ha pe suprafețele cu expoziție sudică și estică. Un procent redus (3,6 %) din puietii de brad cu o înălțime < 130 cm au avut lujerul terminal vătămat de către ierbivore, procentul fagului afectat fiind de doar 1,6 %. Desimea regenerării de fag ≥ 40 cm a descrescut semnificativ cu gradul de închidere a coronamentului (estimat vizual), desimea regenerării de brad nefiind corelată cu gradul de închidere a coronamentului.

Dinamica arboretului din suprafața de probă permanentă

Suprafața de bază a arboretului reinventariat în 2013 în suprafața permanentă de 1 ha a fost ușor mai mică ($53,3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), în timp ce diametrul mediu (33,1 cm) și înălțimea medie (20,9 m) au fost un pic mai mari decât valoarea medie obținută pe baza celor 21 de suprafețe de probă. Specia dominantă a fost fagul, cu o suprafață de bază de $37,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (71 %), un diametru mediu de 48,6 cm și o înălțime medie de 28,9 m, diametrul mediu al bradului fiind de 22,9 cm și înălțimea medie de 15,7 m (aceste valori au fost calculate doar pentru arborii cu un dbh ≥ 6 cm, pentru a putea fi comparabil cu media datelor obținute din cele 21 suprafețe de probă). Fagul a dominat clasele cu diametre mari, iar bradul a prezentat desimi mari în clasele de diametru mai mici de 40 cm (Figura 4.5).

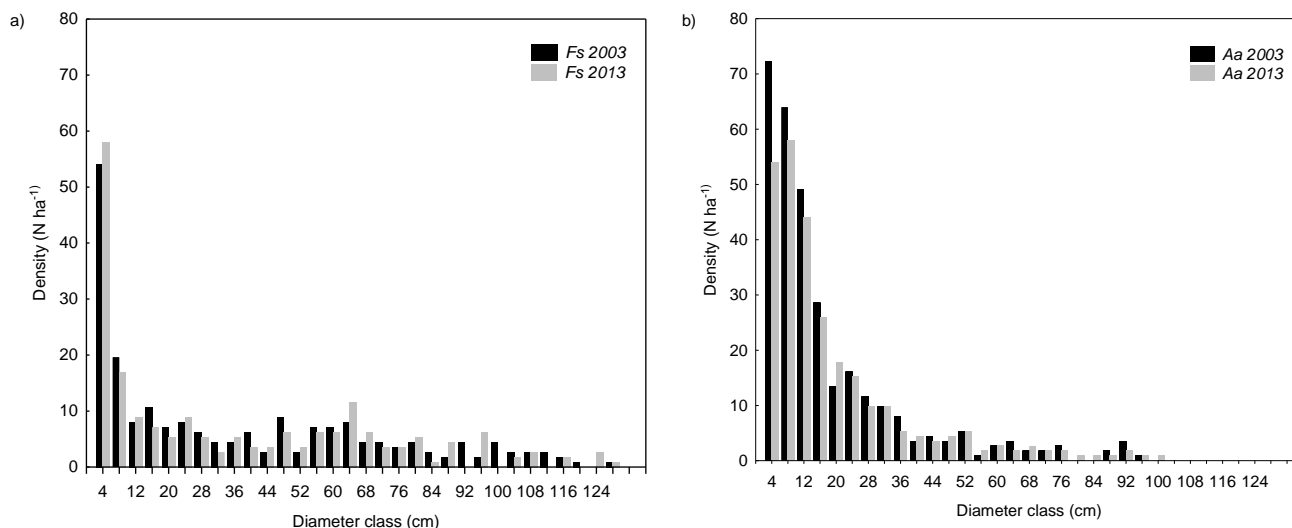


Figura 4.5. Dinamica distribuției diametrelor pe specii pentru o perioadă de 10 ani (2003-2013) la nivelul unui plot de 1 ha. Gruparea pe clase de diametre din 4 în 4 cm. (a) *Fs* = *Fagus sylvatica* și (b) *Aa* = *Abies alba* (din Petrițan et al. 2015).

Structura arboretului a rămas relativ stabilă între cele două inventarieri. Schimbarea pe ansamblu a fost mai mică de 1 % în ceea ce privește numărul de arbore și mai puțin de 5 % în ceea ce privește suprafața de bază. Rata de mortalitate în cei 10 ani, respectiv între 2003 și 2013, a fost de 7,2 % (respectiv 5,4 % dacă se consideră suprafața de bază). Rata de mortalitate a fost mai mare pentru brad (9,3 %) decât pentru fag (4,2 %), dar numai în ceea ce privește numărul de arbori. Mortalitatea ca procentaj din suprafața de bază a fost similar pentru cele două specii (5,7 % pentru brad și 5,2 % pentru fag). Distribuția arborilor pe clase de diametru specifică fiecărei specii, din 2003 și 2013 (Fig. 4.5), a evidențiat dinamici diferite ale celor două specii: (i) o ușoară creștere a numărului arborilor de fag în clasele cele mai mici de diametru și o descreștere pentru clasele mari de diametre (95-115 cm); (ii) o descreștere în clasele mici de diametru de până la 20 cm pentru arborii de brad.

Statistică spațială

Distribuțiile spațiale ale arborilor vii de fag și brad ($dbh \geq 6$ cm) au fost în principal distribuții randomizate, prezentând procese de grupare pe distanțe cuprinse între 3 și 8 m pentru brad și 7 și 8 m pentru fag. Această grupare s-a datorat arborilor dominați, care la rândul lor au fost grupați la distanțe cuprinse între 1 și 8 m pentru fag și între 2 și 8 m pentru brad ($p < 0,01$) (Fig. 4.6). Arborii de fag din etajul superior al coroanei au fost distribuți uniform ($p < 0,01$) la distanțe scurte (0-3 m; Fig. 4.6) și aleator la distanțe > 3 m, în timp ce arborii de brad din etajul superior au fost distribuți randomizat pe întreg gradientul de distanțe. Arborii din etajul mijlociu au fost distribuți aleator pentru toate distanțele.

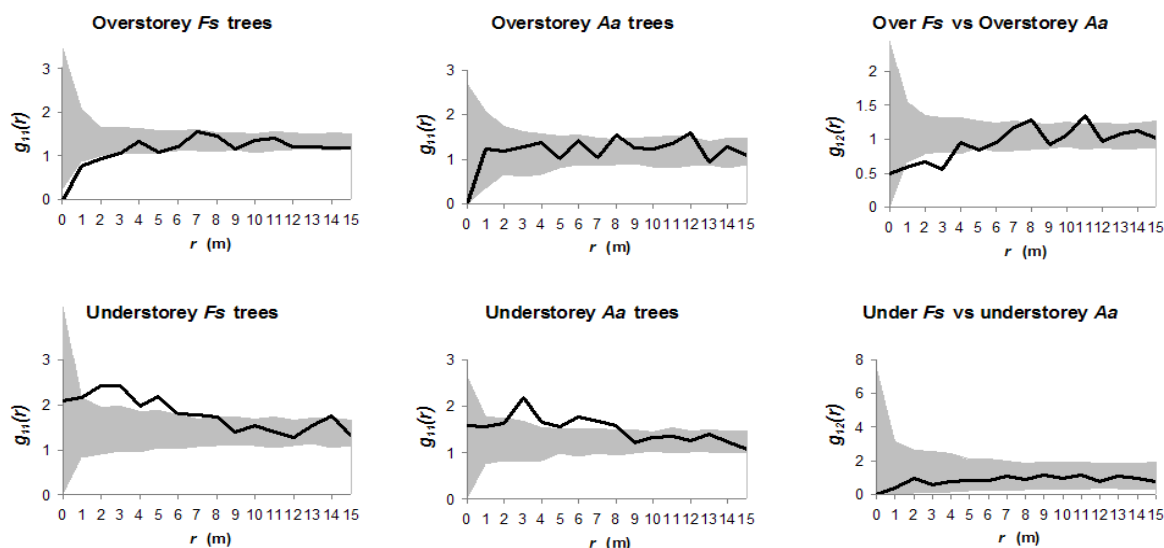


Figura 4.6 Modelele structurale spațiale ale arborilor aparținând diferitelor nivele de etajare verticală pe specii folosind funcția de corelație univariată a perechii (g_{11}) și relația spațială din etajul superior („overstorey”) și inferior „understorey”) folosind funcția de corelație a perechii bivariată (g_{12}). 21 plots. *Fs* = *Fagus sylvatica* și *Aa* = *Abies alba* (din Petritan et al. 2015).

O relație spațială negativă a fost găsită între fagul din etajul superior și bradul din etajul superior pentru distanțe de 1-3,5 m ($p < 0,01$; Fig. 4.6), în timp ce între fagul din etajul inferior și bradul din etajul inferior nu a fost găsită nici o relație semnificativă. Fagul din etajul inferior a fost negativ asociat cu fagul din etajul superior pentru distanțe de până la 2,5 m ($p < 0,01$) (Fig. 4.7), dar în raport cu bradul din etajul superior nu a putut fi găsită nici o relație semnificativă. În plus, nici o relație negativă nu a fost găsită între fagul din etajul superior și bradul din etajul inferior, dar nici între bradul din etajul superior și fagul din etajul inferior.

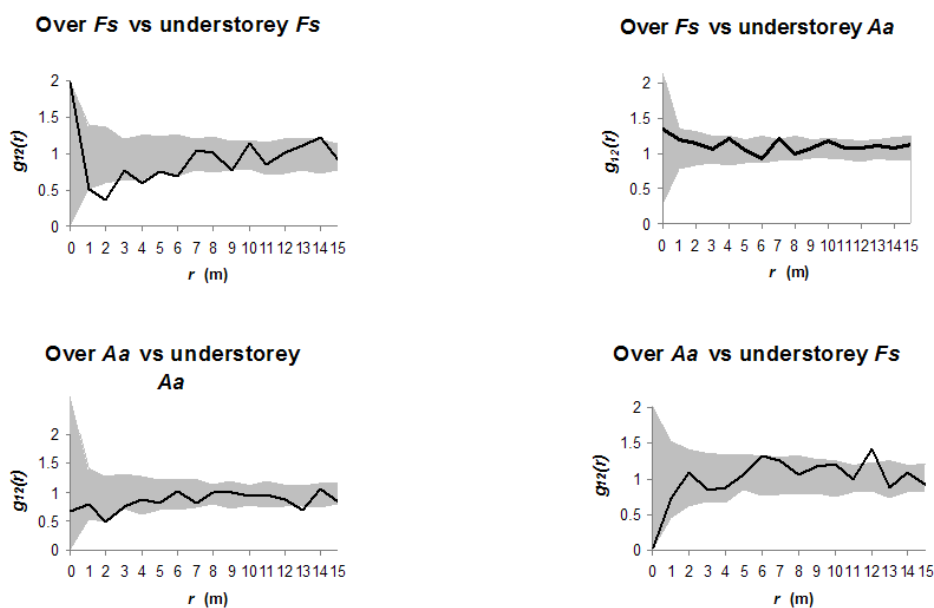


Figura 4.7. Relația spațială dintre fag și brad aparținând diferitelor etaje ale coronamentului. Funcția de corelație a perechii bivariată (g_{12}). 21 ploturi. *Fs* = *Fagus sylvatica* și *Aa* = *Abies alba* (din Petritan et al. 2015).

Arborii morți au fost distribuiți aleator. În plotul de 1-ha, arborii morți aparținând etajelor superior și inferior au fost asociați negativ cu arborii de fag vii din etajul inferior ($p < 0,01$) pentru distanțe scurte la medii (1–8 m), în special pentru fag cu diametru < 6 cm. Cu toate acestea, relația spațială negativă dintre arborii morți și cei vii de fag din etajul inferior având un dbh ≥ 6 cm a fost vizibilă încă la distanțe scurte (1-3 m) și distanțe medii (5-10 m, Fig. 4.8). În contrast, arborii vii de brad din etajul inferior având un dbh ≥ 6 au fost distribuiți aleator în jurul arborilor morți din etajele superior și mijlociu. Însă o relație spațială negativă semnificativă a fost găsită pentru distanțe de până la 6 m între arborii morți din etajul superior și inferior și arborii vii de brad cu un dbh < 6 cm.

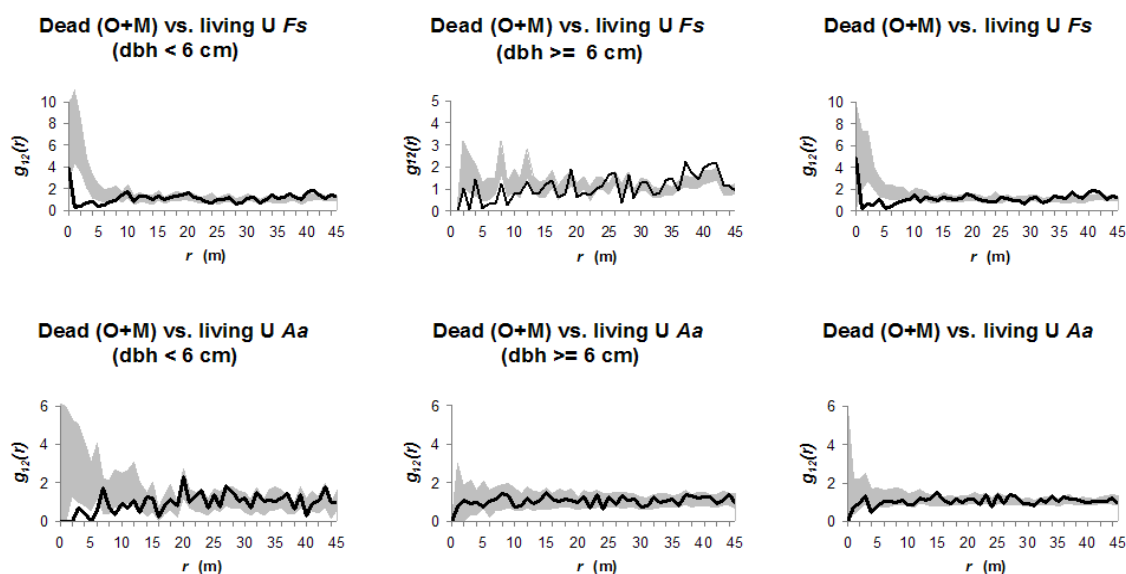


Figura 4.8. Interacțiunea spațială dintre arborii morți din etajele superioare ale coronamentului (etajul superior O - overstorey și cel mijlociu M - midstorey) și arborii vii din etajul inferior (U-understorey) pe specii (analiza bivariată- g_{12}). Plot permanent de 1-ha. *Fs* = *Fagus sylvatica* și *Aa* = *Abies alba* (din Petrițan et al. 2015).

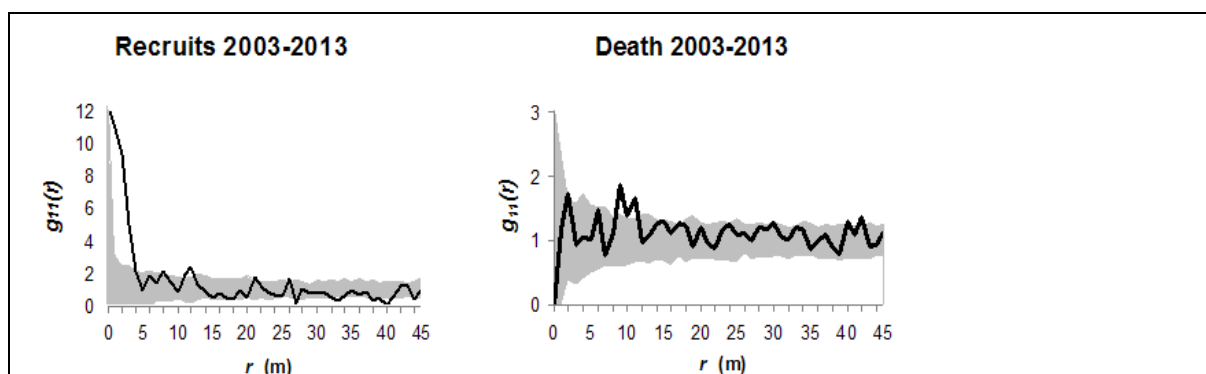


Figura 4.9. Relațiile spațiale ale „noilor intrați în ecosistem” (puietii care au atins înălțimea de 1.5m în ultimii 10 ani) și ale „mortalității” (arbori care au dispărut în perioada de 10 ani scursă între cele două inventarieri) analizate prin funcția de corelație $g_{11}(r)$. Suprafața de 1- ha (din Petrițan et al. 2015).

Arborii care au atins pragul de 1,5 m înălțime în perioada 2003 - 2013 (“noii recruți”) au fost distribuiți grupat la distanțe scurte (0-4 m, $p < 0.01$; Fig. 4.9, în timp ce arborii care au murit în intervalul dintre cele două inventarieri au fost distribuiți grupat la distanțe cuprinse între 8 și 11,5 m. Nu a fost găsită nici o relație spațială semnificativă între noii recruți (2003-2013) și arborii aflați în etajul superior și mijlociu, care erau deja morți în anul 2003.

Discuții

Structura arboretelor din pădurea Șinca

Rezultatele acestui studiu sugerează stabilitatea și reziliența ridicată a pădurii virgine de amestec de fag și brad de la Șinca, pe de o parte, dar și o posibilă modificare în ceea ce privește compoziția speciilor, pe de altă parte. Forma rotativ sigmoidală (RS) a distribuției arborilor pe clase de diametre determinate pentru datele puse împreună din cele 21 suprafețe de probă, indiferent de specie, dar și a celei determinate pe baza datelor inventariate în suprafața de probă permanentă de 1 ha, subliniază caracterul de pădure virgină și o structură favorizantă creșterii rezilienței pădurii respective (Goff și West 1975, Westphal et al. 2006, Alessandrini et al. 2011). Potrivit lui Diaci et al. (2011), forma RS este tipică pădurilor formate din specii tolerante la umbră, ca fagul și bradul, care sunt de regulă subiectul unor perturbări de intensitate scăzută până la moderată (Splechtna et al. 2005, Paluch 2007, Șamonil et al. 2009) și pentru care un model de formă “U” al mortalității (Goff și West 1975) poate fi anticipat. Faptul că distribuția numărului de arbori pe categorii de diametre atât pentru toți arborii indiferent de specie, cât și separat pentru fiecare specie are o formă de tip rotativ sigmoidal, indică că ambele specii au structură demografică mai mult sau mai puțin echilibrată. Această sugerează o stabilitate structurală a pădurii studiate, care probabil conduce doar la fluctuații temporale de mică amplitudine a caracteristicilor arboretului.

În timp ce fagul este dominant în ceea ce privește populația arborilor vii și în special în coronamentul superior (64 %), bradul reprezintă două treimi din cantitatea totală de lemn mort. Această participare a celor două specii se păstrează, în general, și de-a lungul claselor de descompunere (variind între 63 % și 75 %) și a fost doar un pic mai mare în ceea ce privește lemnul mort pe picior comparativ cu lemnul mort căzut pe sol. Diferențele posibile în ratele de mortalitate ale fagului și bradului probabil că au influențat procentul de participare a celor două specii în volumul de lemn mort. Analiza cioatelor de fag și brad din Munții Apenini Centrali (Italia) a indicat rate de descompunere similare pentru cele două specii (Lombardi et al. 2013), acestea fiind însă influențate de numeroși factori, precum cauzele mortalității, dimensiunile lemnului mort, poziția (în special contactul cu solul), tipul acestuia (lemn mort pe picior sau căzut pe sol). Arborii de fag, care mor din cauze naturale, sunt adesea invadați de *Fomes*

fomentarius înainte de moarte (Müller-Using și Bartsch 2009), fapt care accelerează descompunerea fagului comparativ cu cea a bradului, și ar putea conduce la o reprezentare mai redusă a acestuia în cantitatea totală de lemn mort existent la un moment dat. Cu toate acestea, procentul mai ridicat al bradului din volumul total de lemn mort poate fi un indicator al unei mortalități mai ridicate a acestei specii comparativ cu fagul în ultimile decenii, afirmație suportată și de corelarea negativă a volumului de lemn mort cu procentul fagului din suprafața de bază. În timp ce supozițiile de mai sus ar corespunde declinului bradului observat în câteva păduri seculare din Europa Centrală și de Sud-Est (Šamonil și Vrška 2007, Diaci et al. 2010, 2011, Ficko et al. 2011), proporția ridicată (55 %) a arborilor de brad situați în coronamentul inferior sugerează mai degrabă existența unor fluctuații în compoziția arboretelor de la Șinca, decât o succesiune îndelungată în favoarea unei dominante a fagului. Această afirmație este suportată și de faptul că bradul este mai abundent în clasele de diametre mai mici în suprafețele de probă dominate de fag, și viceversa. Korpel' (1995) consideră acest fenomen de alternanță a speciilor caracteristic pentru pădurile vigne de brad în amestec cu fagul. Această tendință a fagului și a bradului de a se înlocui unul pe altul a fost descrisă și pentru pădurile virgine din Munții Dinarici (Klopčič și Boncina 2011). Într-un studiu privind regenerarea în goluri în păduri seculare de amestec de fag și brad din Bosnia-Herțegovina, s-a observat o probabilitate mai ridicată pentru producerea acestui proces la arbori cu diametru de până la 30 cm comparativ cu procesul de autoînlocuire, proces care a fost și el destul de frecvent (Nagel et al. 2010). Dominanța locală a uneia sau a altei specii poate fi de asemenea rezultatul perturbărilor anterioare, care a creat diferite condiții de lumină. Fagul crește mai rapid decât bradul, în special, la valori mai ridicate de lumină (Stancioiu și O'Hara 2006). Perturbările de intensitate intermediară sau mai mare pot conduce la o dominanță a fagului în coronamentul superior, în timp ce perturbările la scară redusă, de tipul mortalității individuale, de-a lungul unei perioade îndelungate de timp poate favoriza regenerarea bradului, care are capacitatea de a reacționa mai rapid decât fagul la perturbări reduse după o perioadă lungă de supresare (Motta et al. 2011). Cercetări privind răspunsul fotosintetic al celor două specii în funcție de mărimea golului și poziția puieților în cadrul acestora realizate în păduri gospodărite de fag cu brad din Slovenia au arătat că bradul are un avantaj competitiv față de fag în golurile mici în care predomină radiația indirectă și lumina directă este redusă (Čater et al. 2014).

Regenerarea naturală din pădurea de la Șinca a fost dominată de fag (87 %) (Tabelul 4.4). Deși bradul este mai preferat de către vânat (ierbivore) decât fagul, prezentând mai multe vătămări datorate acestuia (Motta 1996, Senn și Suter 2003) și există studii realizate în alte păduri virgine de amestec de fag cu brad care au demonstrat impactul negativ puternic și de lungă durată pe

care îl pot avea vătămările datorate ierbivorelor asupra compoziției și dinamicii regenerării arboretelor (Klopčič et al. 2010, Diaci et al. 2011, Nagel et al. 2015), desimea redusă a bradului din regenerarea naturală de la Șinca nu poate fi atribuită acestui factor. Rata medie de vătămare datorată vânatului găsită în pădurea cercetată a fost foarte redusă (3,6 % pentru brad și 1,6 % pentru fag) comparativ cu valorile medii raportate pentru pădurile de fag și brad din Slovenia (21-31 %) (Ficko et al. 2011). Opus pădurilor cu o rată mare de vătămare datorată vânatului, unde s-a raportat și o descreștere a proporției bradului cu creșterea înălțimii puieților (Klopčič et al. 2010, Diaci et al. 2011), bradul fiind prezent aproape exclusiv în clasele de înălțimi cele mai mici (Nagel et al. 2015), proporția bradului în pădurea Sinca a crescut de la 10 % în clasa de înălțime 10-39,9 cm la 17 % pentru clasa puieții cu o înălțime ≥ 40 cm și cu un diametru de bază < 6 cm (Tabelul 4.4). Aceasta poate indica o toleranță mai mare a bradului comparativ cu fagul în stadiile de dezvoltare mai târzii, în concordanță cu cercetările lui Nagel et al. (2010, 2014) bazate pe modelele de înlocuire a speciilor în goluri de-a lungul diferitelor stadii de dezvoltare, dar și pe analiza inelelor de creștere a fagului, bradului și paltinului de munte dintr-o pădure virgină din Bosnia-Herțegovina. Dacă o posibilă toleranță mai ridicată a bradului, îi poate conferi acestuia un avantaj competitiv față de fag depinde însă de regimul perturbărilor care afectează arboretul. Descreșterea desimii regenerării naturale de fag cu creșterea pantei terenului și o desime mai mare pentru puieții cu înălțimi cuprinse între 10-39,9 cm pe expozițiile nordice față de cele sudice și estice, indică faptul că heterogenitatea stațională poate avea un rol important în succesul regenerării celor două specii, deși acest fapt nu a putut fi susținut și de rezultatele analizei proceselor spațiale punctiforme.

Procentul relativ redus de lemn mort aflat în primele două clase de descompunere ‘lemn proaspăt mort’ și ‘lemn mort tare’ (17 % din volumul total de lemn mort) găsit în acest studiu și rata redusă de mortalitate detreminată în suprafața de probă de 1 ha, după 10 ani, în concordanță cu alte valori raportate (Frelich și Lorimer 1991, Woods 2004), sugerează lipsa unor perturbări de intensități medii sau severe în pădurea de la Sinca, cel puțin pentru ultimii zece ani. Valoarea medie a volumului de lemn mort observat în acest studiu ($134,9 \pm 18,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, Tabelul 4.3) este în partea inferioară a intervalului valorilor raportate pentru alte păduri virgine de fag cu conifere (brad și molid) din Europa, mai ales din Carpații Vestici și Alpii Dinarici, valori care variază puternic între 91 și $420 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Saniga și Schütz 2001, Nagel et al. 2006, Paluch 2007, Holeska et al. 2009, Kral et al. 2010, Motta et al. 2011, Kucbel et al. 2012). De asemenea raportul mediu dintre volumul lemnului mort și cel al arborilor vii este mai degrabă mic (15 %) comparativ cu media de 36 ± 21 % raportată pentru 16 rezervații forestiere de amestecuri montane de fag cu

alte specii în care nu s-au mai efectuat lucrări de exploatare de cel puțin 50 ani (incluzând și câteva păduri virgine de amestec a fagului cu bradul și molidul) (Christensen et al. 2005).

În general, media valorilor biometrice ale arboretelor pădurii de amestec de la Sinca (desimea, suprafața de bază, volumul arborilor vii, volumul lemnului mort), s-au încadrat în intervalul raportat pentru alte păduri de amestec din Europa Centrală și de Sud-Est. Valorile medii ale suprafeței de bază medie și volumului arborilor vii din Sinca au fost mai mic decât cele raportate pentru pădurile virgine din Alpii Dinarici (Motta et al. 2015, Keren et al. 2014), dar mai mari decât cele raportate pentru pădurile virgine din Carpații de Vest (Korpel' 1995, Paluch 2007, Holeska et al. 2009). Diferențele se pot datora condiții staționale diferite, regimului perturbărilor, fazelor de dezvoltare dominante (Korpel' 1995) dar și mărimii suprafeței inventariate (Hobi et al. 2015), diferențelor metodologice ca limită minimă de inventariere, sau metodei de determinare a volumului. La toate acestea se adaugă și posibile influențe antropice directe sau indirecte în trecut (Vrška et al. 2009), un rol putând avea și compoziția arboretelor. Arboretele din pădurea Sinca sunt dominate de fag (58,3 % din suprafața de bază și 63 % din numărul arborilor situați în coronamentul superior), în timp ce în majoritatea celorlalte păduri cercetate proporția coniferelor atât din suprafața de bază cât și din volumul pe picior a fost mult mai mare.

Altfel decât ne așteptăm, PBBA, nu a avut nicio influență semnificativă asupra suprafeței de bază a arboretelor din pădurea Sinca, dar nici asupra structurii verticale, exprimată sub forma volumului arborilor vii din diferite etaje de coronament (Fig. 4.4). Majoritatea pădurilor virgine de amestec de fag și brad din estul și sud-estul Europei își mențin un volum al arborilor pe picior relativ constat de-a lungul timpului (Korpel 1995, Diaci et al. 2011), în timp ce proporția diferitelor specii se schimbă. Într-un studiu recent despre competiția intra- și interspecifică din arborete de amestec de fag și brad gospodărite, Rio et al. (2014) au găsit că nici suprafața de bază a fagului, nici cea a bradului nu au fost influențate semnificativ de dominanța celeilalte specii.

Procese spațiale

Distribuția orizontală a arborilor aparținând diferitelor etaje de coronament suportă supoziția că pădurea virgină de la Sinca a fost guvernată în principal de un regim de disturbantă determinat prin moartea individuală a arborilor, care s-a dovedit a fi principala cale de acces în coronament în pădurile virgine formate din specii tolerante de umbră cum sunt fagul și bradul (Korpel' 1995). Noi nu am găsit nici o evidență a perturbărilor recente de severitate intermediară, deși acestea nu au putut fi excluse pe baza modelului nostru de eșantionare. Modelul de distribuție spațială aleatoare întâlnit la arborii morții și la cei vii din etajul superior și cel mijlociu, precum și distribuția grupată a arborilor din etajul inferior la distanțe de 1-8 m indică un regim de

perturbare dominat de evenimente care se produc randomizat la scară mică, ca de exemplu moartea unor arbori individuali sau a unor grupuri de puțini arbori datorită factorilor patogeni, a insectelor, ierbivorelor, doborâturilor de vânt sau datorate unor diferențe genetice necunoscute. Acest fapt este în acord cu rezultatele găsite de Szwagrzyk și Czerwczak (1993) care au analizat distribuțiile spațiale ale arborilor din păduri virgine localizate în Carpații Vestici.

În timp ce arborii de brad din etajul superior al coroanei au fost distribuiți aleator pe întreg gradientul de distanță dintre evenimente, arborii de fag din etajul superior al coroanei au prezentat o distribuție uniformă pe distanțe de până la 3 m (Fig. 4.6). Aceasta sugerează o competiție intraspecifică intensă între arborii de fag din coroană ce cresc aproape unul de celălalt, cunoscută ca mortalitate dependentă de densitate (“density-dependent mortality”) (e.g. Busing 1991). Kenkel (1988) a arătat că arborii supraviețuitori au prezentat un model specific de post-mortalitate, având un grad de uniformitate mai ridicat decât modelul de distribuție aleatoare existent în cazul eliminării naturale: eliminarea naturală cauzată de reducerea resurselor conduce la o schimbare a modelelor de distribuție, și anume are loc o trecere de la modelul de distribuție întâmplătoare la cel de distribuție regulată (Getzin et al. 2006). Distribuția randomizată a arborilor de brad aflați în etajul superior al coroanei pentru toate distanțele dintre arbori poate fi explicată de razele mai reduse ale coroanelor lor comparativ cu cele ale fagului, dar și de diferitele forme ale coroanei, care le permit să crească împreună mai aproape.

Gruparea arborilor din etajul inferior al coroanei găsită pentru distanțe scurte și medii între arbori (1 - 8 m; Fig. 4.6) este în acord cu paradigma dinamicii golurilor (Runkle 1982), sugerând că arborii tineri au apărut în goluri create de dispariția unor arbori dominanți. Distanța maximă până la care a fost observată distribuția spațială grupată a arborilor din etajul inferior corespunde cu cele mai întâlnite dimensiuni ale golurilor (până la 200 m²) găsite în pădurile dominate de fag (Kucbel et al. 2010, Hobi et al. 2015), deși mărimi ale golurilor mult mai mari de la o mie până la câteva mii de m² au fost înregistrate în pădurile seculare de brad cu fag (Splechtna et al. 2005, Nagel și Diaci 2006, Firm et al. 2009). În plus, scările la care gruparea arborilor se produce nu au diferit între fag și brad. Există și alți factori care pe lângă mărimea golurilor pot juca un rol important în distribuția spațială a arborilor din etajul inferior. Paluch (2005) a sugerat că distribuția agregată a arborilor de brad aflați în etajul inferior găsită în Carpații Vestici este mai degrabă legată de heterogenitatea edafică decât de disponibilitatea luminii, și astfel Getzin et al. (2006, 2008) a explicat gruparea arborilor din etajul inferior pe seama heterogenității habitatului. Mai mult, dispersarea semințelor (Grubb 1977, Harms et al. 2000) cauzată de legea gravitației, de consumul și transportul lor de către animale, dar și de structura verticală a pădurii (de ex., în arboretele închise împrăștierea semințelor de brad este redusă), ar putea determina distribuția

spațială a puietilor. Cu toate acestea, modelele de împrăștiere a semințelor au arătat că procesul de dispersare a semințelor este numai parțial responsabil de dinamica regenerării (Sagnard et al. 2007). Faptul că nici o interacțiune spațială (lipsa unei corelații negative sau pozitive) nu a fost găsită între puietii de fag și cei de brad din etajul inferior sugerează că, chiar dacă împrăștierea semințelor ar putea fi predominantă în cuprinsul ariei delimitate de proiecția coroanei arborilor parentali (Petrițan et al. 2014), alți factori ce influențează supraviețuirea puietilor (de ex., perturbări la scară mică sau competiția) conduc în final la un amestec aleator a celor două specii la un diametru ≥ 6 cm.

Noi am găsit o interacțiune negativă între arborii de fag din etajul superior și cei din etajul inferior la distanțe scurte, dar nu însă și între arborii de brad din etajul superior și cei de fag din etajul inferior (Fig. 4.7). Aceasta poate indica o mai puternică competiție intraspecifică decât una interspecifică, competiție ce poate fi una din posibilele condiții ale unei coexistențe stabile (Silvertown 2004). Segregarea spațială dintre arborii maturi de fag și cei tineri poate fi datorată dependenței arborilor tineri de lumina disponibilă (Rozas 2003). Sub un coronament mai dens dominat de fag, chiar și puietii toleranți la umbră ai fagului au prezentat o rată mai ridicată a mortalității datorită unor nivele mai reduse de lumină și temperatură comparativ cu cele existente în golurile mici spre mijlocii (Szwagrzyk et al. 2001). Puietii de brad nu au prezentat nici un fel de interacțiune negativă cu arborii din plafonul superior fie de brad fie de fag. Aceasta este în concordanță cu studiile anterioare ale lui Stancioiu și O'Hara (2006) și Schütz (2001) care au găsit o mai mare capacitate a bradului de a supraviețui la grade de lumină mai reduse și de a folosi optim spațiul din coroană printr-un aranjament vertical adecvat.

Nu am găsit nici o agregare a puietilor ($\geq 1,5$ m înălțime și dbh < 6 cm sau pentru indivizi având dbh ≥ 6 cm dar mai scurți decât $1/3$ din înălțimea dominantă) în jurul arborilor morți aflați în plafonul superior al coroanei (etajul superior și cel mijlociu) din cadrul plotului permanent de 1-ha (Fig. 4.8), deși prin dispariția arborilor dominanți din coroană se îmbunătățește semnificativ regimul de lumină. În mod contrar, a fost observată o repulsie semnificativă între arborii morți dominanți și puietii vii dominați (fag și brad înălțime $\geq 1,5$ m și d < 6 cm) până la distanțe de 5-10 m (Fig. 4.8). Aceasta poate fi explicată de vigoarea în creștere a fagului, care este specia dominantă în coronamentul superior la nivelul suprafeței de 1-ha; goluri mici în coroană pot fi umplute în câțiva ani fie prin expansiunea laterală a coroanei fagului (Splechna et al. 2005; Collet et al. 2011) fie prin accelerarea creșterii în înălțime a foștilor arbori supresați (Poulson și Platt 1996, Firm et al. 2009). Rezultatele lui Nagel et al. (2010) dintr-o pădure seculară de fag cu brad din Munții Dinarici indică faptul că procesul de umplere a unui gol este în principal controlat mai degrabă de regenerarea preexistentă decât de puietii apăruți după căderea arborilor

morți ce au cauzat apariția golului. Deci, în principal arborii de dimensiuni mai mari pot profita de moartea unui arbore din coronament și astfel împiedică supraviețuirea sau creșterea puieților de mici dimensiuni.

În general, modelele spațiale găsite diferă ușor între fag și brad și suportă amestecul aleator al celor două specii cel puțin în stadiile mai avansate de dezvoltare. Aceasta sugerează că, coexistența fagului și bradului este determinată de alți factori, și nu de către heterogenitatea stațională la scară mică.

Concluzii

Rezultatele acestui prim studiu asupra structurii și dinamicii pădurii virgine de amestec de fag cu brad de la Sinca, situată la limita estică a distribuției vegetației naturale a acestui tip de arborete de amestec, indică o structură stabilă a acestei păduri, cel puțin în ultimile decade, respectiv, în condițiile regimului perturbator actual, cu posibile modificări graduale la nivelul compoziției arboretului. În contrast cu ipoteza noastră, desimea regenerării de brad a fost mult mai slabă decât cea de fag, desi vătămările datorate unghiatelor au fost neglijabile. Participarea majoritară a bradului în coronamentul inferior, precum și fenomenul de alternanță a speciilor observat, indică, mai degrabă, niște fluctuații în timp și nu o schimbare de lungă durată a compoziției arboretului.

Analiza dispunerii spațiale a arborilor vii și morți sugerează că regimul perturbator dominant în pădurea studiată este dominat de evenimente perturbatoare distribuite întâmplător și pe scară redusă. Nu au putut fi identificate perturbări de intensitate medie sau la scară mare, care să fi avut loc recent, dar datorită schemei de eșantionaj, nu putem exclude complet că astfel de evenimente perturbatoare nu ar fi putut să se întâmple în afara suprafețelor de probă studiate. Deși procesele spațiale generale ale fagului și ale bradului au fost similare, totuși au existat câteva diferențe specifice fiecărei specii și anume, (i) o distribuție regulată a arborilor de fag din plafonul superior al coroanei pe distanțe de până la 3 m comparativ cu o distribuție aleatoare a bradului validă pentru orice distanță dintre arbori, și (ii) o interacțiune negativă între arborii de fag din etajul superior și cei din etajul inferior pe distanțe scurte, în timp ce între arborii de mici dimensiuni de brad și cei de fag sau brad din etajul superior nu a putut fi pusă în evidență nici o legătură semnificativă. Ambele rezultate indică o competiție intraspecifică mai ridicată în cazul fagului, pe de o parte, și o toleranță mai ridicată la umbră a bradului, cel puțin în fazele de dezvoltare mai târzii. Probabil că acești factori sunt determinanți pentru coexistența celor două specii. Pentru a verifica însă această teorie dar și pentru a obține informații mai detaliate despre mecanismele care controlează coexistența celor două specii sunt necesare însă studii de lungă durată și analize retrospective ale creșterii arborilor.

Contrar așteptărilor noastre, PBBA nu a influențat caracteristicile generale ale arborilor vii sau morți, dar nici dispunerea lor pe verticală. Aceste rezultate sugerează că silvicultorii au libertatea de a modifica ponderea de participare a fagului în compoziția arboretelor de amestec de fag cu brad fără a influența prea mult structura generală a arboretului sau productivitatea acestuia.

5. Un regim de perturbări naturale la scară redusă a dominat în pădurea virgină de amestec de fag cu brad de la Sinca în ultimile trei secole

Introducere

În ultimul timp, în tot mai multe țări europene, silvicultura cât mai apropiată de natură (“close to nature”) este considerată drept cel mai bun model conceptual de gospodărire a pădurii care poate face față schimbărilor climatice viitoare (Brang et al. 2014). În ultimile decenii se poate observa în Europa o schimbare graduală a conceptului de management al pădurilor de la modelul regulat de gospodărire, bazat în special pe producția de lemn, către sisteme silviculturale centrate pe creșterea rezilienței ecosistemelor forestiere la schimbările climatice, prin promovarea și conservarea speciilor forestiere autohtone, precum și prin promovarea unor structuri pluriene ale arboretelor (Millar et al. 2007, Brang et al. 2014, Motta et al. 2015).

Conceptul unei silviculturii apropiate de natură are în vedere creșterea gradului de naturalitate în arboretele gospodărite prin promovarea regenerării naturale și a structurilor pluriene pe suprafețe mici (Nagel și Svoboda 2008, Diaci et al. 2011a). În prezent, unul din principalele obiective ale acestui concept de gospodărire este de a conserva (în rezervații naturale) sau de a restaura (de exemplu prin conversia arboretelor echine pure de molid în arborete de amestec pluriene) un grad de naturalitate cât mai ridicat, spre cel specific pădurilor virgine/seculare în ceea ce privește structura și compoziția arboretelor (Bauhus et al. 2009, Wirth et al. 2009, Motta et al. 2015). O astfel de abordare implică activități de gospodărire care să imite procesele de perturbare naturale (de exp. tratamente caracterizate prin tăieri care să imite procesele naturale de mortalitate) și care să genereze structuri asemănătoare celor din pădurile seculare (Seymour et al. 2002, Keeton 2006, Franklin et al. 2007, Firm et al 2009, Nagel et al. 2014). Dar pentru a oferi prescripții fundamentate științific este necesară extinderea procesului de cunoaștere a modelelor structurale și compoziționale care există în puținele păduri viginie sau seculare rămase în Europa. Aceste puține păduri sunt considerate a fi sisteme de referință pentru managementul forestier (Commarmot et al. 2005, Wirth et al. 2009) și, de aceea, cercetările privind perturbările naturale și rolul acestora pentru dinamica pădurilor naturale din Europa Centrală și Sudică a căpătat o tot mai mare atenție în ultimile două decenii (Trotsiuk et al. 2012). Cu toate acestea, informațiile despre procesele de mortalitate și dinamica perturbărilor care există în pădurile lipsite de influență antropică și modul în care acestea influențează regenerarea arboretelor sunt încă limitate (Brang 2005, Nagel și Svoboda 2008, Nagel et al. 2014). Aceasta se datorează în primul rând rarității acestor păduri în Europa Centrală și Sud-Estică, pădurile seculare rămase fiind adesea amestecuri de fag (*Fagus sylvatica*), cu brad (*Abies alba*) și molid (*Picea abies*). Datorită

arealului vast și a importanței economice a acestor păduri de amestec, acest tip de pădure este foarte important pentru sectorul silvic european (Brang 2005).

Deși numărul studiilor privind pădurile seculare de amestec de fag cu brad din zona temperata a Europei, focusate pe regimul perturbărilor, a crescut puternic în ultimul timp, este încă dificil de făcut o generalizare a regimului de perturbări tipic pentru aceste arborete, în special, datorită lipsei de reprezentare la nivel geografic (Nagel et al. 2014). Studiile tradiționale din Europa Centrală descriu pădurile de amestec de fag cu brad ca pe niște ecosisteme forestiere relativ stabile cu un regim dominat de perturbări de intensitate scăzută, la scară redusă, caracterizat prin procese de mortalitate endogene relativ continue, care afectează arbori individuali sau grupe mici de arbori (Leibundgut 1987, Korpel 1995). Similar, Motta et al. (2011) a găsit că regimul de perturbări care caracterizează arboretele de amestec de Fagus-Abies-Picea din rezervația Lom din Alpii Dinarici este dominat de procese de mortalitate individuală a arborilor și de crearea unor goluri de dimensiuni mici în coronamentul arboretelor. Pe de altă parte, alte studii realizate în pădurile virgine și seculare de fag și brad din Munții Dinarici din Slovenia și Bosnia și Herțegovina au evidențiat că perturbările exogene de intensitate medie și la scară mai largă datorate doborâturilor de vânt provocate de furtuni locale au și ele un rol important în dinamica acestor păduri (Nagel și Diaci 2006, Nagel et al. 2007, Firm et al 2009, Nagel et al. 2014). Un alt studiu efectuat în păduri de amestec de fag cu brad a arătat că perturbări datorate vântului de intensitate medie apar din când în când și par a fi o componentă importantă a dinamicii perturbărilor acestor păduri (Splechtna et al. 2005). Doborâturi de vânt de intensitate medie se pare că apar în Europa Centrală cu frecvență redusă, la diferite intervale de timp similare mediei de vârstă a majorității arborilor din coronamentul superior sau mai scurte decât aceasta (Nagel and Diaci 2006, Nagel et al. 2007), determinând apariția unor goluri mai mari în coronament și influențând modul de regenerare și desimea fagului și a bradului (Nagel et al. 2006, Rozenbergar et al. 2007). În câteva țări din Europa Centrală și de Sud-Est a fost observat un declin al bradului în pădurile seculare în ultimile decenii (Šamonil și Vrška 2007, Vrška et al. 2009, Diaci et al. 2010, 2011b, Ficko et al. 2011) care a condus la transformarea acestora din păduri dominate de brad în păduri dominate de fag. Acest declin al bradului a fost explicat prin acțiunea diferiților factori antropogeni (poluarea atmosferică a condus la moartea bradului, densitatea mare a populațiilor de ungulate a afectat negativ regenerarea bradului), cu impact asupra coexistenței celor două specii. În afara influenței antropice, alternanța în dominanță a celor două specii poate fi de asemenea cauzată/influențată de (i) longevitatea sau ciclul de viață diferit al celor două specii (Korpel 1995, Podlaski 2008), (ii) perturbările naturale, temporare (și locale) care modifică condițiile microstaționale (lumina disponibilă, microrelieful, orizonturile solului,

humusul), și care, la rândul lor, pot influența germinația, supraviețuirea și creșterea semințșului și respectiv regenerarea speciilor din coronament (Nagel și Diaci 2006, Firm et al. 2009, Nagel et al. 2014), sau (iii) de susceptibilitatea sau răspunsul diferit al speciilor la perturbări și modificarea condițiilor climatice (Abrams et al. 1999, Antos și Parish 2002). Fagul și bradul sunt două specii târziu succesionale cu cerințe ecologice similare, care formează arborete mixte în zona montană a Europei Centrale și de Est, ceea ce indică o coexistență stabilă a celor două specii (această nu înseamnă că desimea celor două specii trebuie să fie constantă; însă o specie care are la un moment dat un număr scăzut de exemplare este capabilă să își crească iarăși numărul de exemplare și astfel nu dispare; a se vedea Barot și Gignoux 2004). Ambele specii se caracterizează printr-o toleranță la umbrire similară, studii mai noi, ca Nagel et al. 2014, sugerând însă că bradul poate tolera perioade mai îndelungate de umbrire și are o toleranță mai mare la umbrire în stagiile de dezvoltare mai târzii.

Datorită lipsei suprafețelor de probă de lungă durată și datorită faptului că perturbările sunt evenimente nepredictibile și rare, este dificil să evaluezi cu acuratețe dinamica/regimul perturbărilor naturale. Determinarea regimului de perturbare prin analiza caracteristicilor golurilor recente din coronament (Nagel și Svoboda 2008, Petrițan et al. 2013), sau prin metode moderne de teledeteție (Rugani et al. 2013, Hobi et al. 2015) pot fi puțin aplicabile în reconstrucția istoricului perturbărilor unui arboret datorită perioadei de timp restrânse pe care o acoperă. De aceea, metodele dendrocronologice sunt cele mai eficiente pentru determinarea dinamicii perturbărilor dintr-un arboret în pădurile din zona temperată (Splechna et al. 2005, Nagel et al. 2007), în special metodele de identificare a unor accelerări bruște (*release*) în creșterea radială (Nowacki și Abrams 1997, Black și Abrams 2003). Perturbările la scară redusă (mortalitatea individuală a arborilor) sunt indicate de evenimente multiple asincronice de accelerare a creșterii, în timp ce perturbările la scară largă sau de intensități moderate spre mari (deschideri mari în coronamentul arboretelor) sunt capturate pe baza unor accelerări sincrone ale creșterii radiale evidențiate la un număr mare de arbori din aceiași pădure (Lorimer 1985, Lorimer și Frelich 1989). Arboretele cu regenerare continuă determinate de perturbări de intensitate redusă, sunt evidențiate prin accelerări asincronice ale creșterii radiale în doar câțiva arbori, au o structură pluriennă, în timp ce arboretele rezultate în urma unor valuri de regenerare, provocate de perturbări de intensitate ridicată, evidențiată prin accelerări sincrone ale creșterii într-un număr mare de arbori, au o structură relativ omogenă (Frelich 2002, Trotsiuk et al 2012). În ciuda câtorva studii de reconstrucție a dinamicii perturbărilor bazate pe metode dendroecologice (Splechna et al. 2005, Nagel et al. 2007, Šamonil et al. 2009, Motta et al. 2011), există doar puține informații privind structura de vârstă a arboretelor de fag cu brad,

longevitatea celor două specii și factorii determinanți ai acestora (Bigler și Veblen 2009, Rötheli et al. 2012, Di Filippo et al. 2012). Atât fagul cât și bradul sunt specii longevive; dar în timp ce Korpel (1995) estima că ciclul de viață mediu al bradului este de aproximativ două ori mai lung decât cel al fagului, studii mai recente au arătat că fagul poate atinge vârste de până la 500 ani (Piovesan et al. 2003, Trotsiuk et al. 2012), și deci poate ajunge cel puțin la fel de bătrân ca bradul (Motta et al. 2011, Nagel et al. 2014). Un studiu al unui hectar de pădure de amestec de Fagus-Abies-Picea din Alpii Dinarici a evidențiat o variație a vârstei și o vârstă maximă asemănătoare a celor trei specii, cu distribuții pe clase de vârste diferite (Motta et al. 2011). O altă cercetare (Firm et al. 2009) realizată în Alpii din Slovenia a indicat longevități similare pentru fag și brad, de circa 400 ani.

Până în prezent nu există astfel de studii focusate pe longevitatea și dinamica perturbărilor din ultimile secole ale pădurilor de amestec de fag și brad din țara noastră, în ciuda suprafețelor însemnate ocupate de aceste ecosisteme forestiere în cadrul pădurilor virgine (Veen et al. 2010). Rezultatele unui prim studiu efectuat în pădurea virgină de amestec de la Șinca, situată în apropierea Brașovului, în Carpații Meridionali, la limita estică a arealului natural al acestor amestecuri (Lombardi et al. 2012) a sugerat o stabilitate structurală și o reziliență ridicată a acestei păduri, cel puțin pentru regimul curent de perturbare (Petrițan et al. 2015). Distribuția spațială a arborilor aparținând diferitelor etaje de coronament precum și distribuția arborilor morți a sugerat un regim de perturbare actual determinat de evenimente perturbatoare de intensitate redusă distribuite randomizat. Deși acest prim studiu oferă informații științifice importante privind interacțiunea interspecifică și mecanismele implicate în coexistența celor două specii, este încă neclar cum a influențat regimul de perturbări coexistența fagului și bradului, precum și modul de regenerare și accesare în coronament a celor două specii.

De aceea, în acest al doilea studiu au fost extrase carote și pe baza lor s-a realizat reconstrucția istoricului dinamicii arboretului și a regimului perturbărilor, dar și o analiză a structurii pe clase de vârstă și a modelului de creștere a celor două specii. Scopul principal al acestui studiu a fost acela de a evidenția rolul evenimentelor perturbatoare asupra coexistenței celor două specii, în special asupra alternanței interspecifică sau a posibilelor tendințe de dominanță a uneia sau a altei specii.

Ipotezele testate au fost:

(i) regimul de perturbare dominant este caracterizat de perturbări de intensitate scăzută la moderată, dinamica arboretului fiind determinată în principal de deschideri mici în coronamentul arboretului și periodic dar destul de rar și de deschideri mai mari locale;

(ii) evenimente perturbatoare rare de intensitate moderată favorizează în special regenerarea și accesarea fagului în coronament, în timp ce perioade mai îndelungate caracterizate de perturbări la scară redusă favorizează mai mult bradul.

Material și metode

Localizarea cercetărilor

Cercetările din acest studiu au fost efectuate în pădurea virgină de amestec de fag cu brad de la Șinca, (45° 40' 0.420" N and 25° 10' 14.359" E) situată în Carpații Meridionali, Masivul Țaga. Climatul este temperat continental, substratul de tipul șisturilor cristaline și solurile predominante sunt cambisoluri cu o bună aprovizionare cu apă și nutrienți.

Structura pădurii respective a fost analizată în studiul precedent (Petrițan et al. 2015) și a prezentat caracteristici tipice pădurilor virgine. Distribuția arborilor pe categorii de diametre a urmat o formă sigmoidă rotativă, indicând o structură pluriennă, volumul arborilor pe picior (918 m³ ha⁻¹), ca și cel al arborilor morți pe picior sau pe sol (135 m³ ha⁻¹) aflați în toate clasele de descompunere a fost relativ ridicat. În 2013, proporția fagului (≥ 6 cm dbh) din suprafața de bază a fost de 58,3 % în medie, cea a bradului de 41,1 %, alte specii ca *Acer pseudoplatanus* și *Carpinus betulus*, fiind foarte rare exemplare. Coronamentul superior a fost dominat de fag (60 %) iar cel inferior de brad (58 %), în timp ce proporția celor două specii în etajul mijlociu a fost similară. Fagul a fost specia dominantă în stratul de regenerare (87 %), deși vătămările datorate unguatelor au fost neglijabile. Datorită caracteristicilor deosebit de valoroase această pădure a fost inclusă în patrimoniul universal UNESCO în iulie 2017.

Lucrări de teren și măsurarea carotelor

Arborii cu un dbh ≥ 6 cm au fost inventariați, poziționați și măsuțați în studiul precedent în 21 de suprafețe de probă pătratice de câte 1225 m². În cadrul acestui studiu de la toți arborii vii cu un dbh ≥ 16 cm din cele 21 suprafețe de probă a fost prelevată câte o carotă cu burghiul Pressler de 5 mm în diametru. Numărul total al arborilor de la care s-au prelevat carote a fost de 726 (393 fagi și 333 brazi). Carotele au fost extrase la o înălțime de 120 cm deasupra solului, paralel cu linia de cea mai mare pantă pentru a minimaliza influența lemnului de reacție. Carotele au fost uscate, lipite, tăiate la microtom (Gärtner and Nievergelt, 2010) sau șlefuite, și măsurate cu ajutorul unei mese digitale LINTAB3 (Rinntech, Heidelberg, Germany) la un binocular cu o rezoluție de 0,01 mm, conform metodelor standardizate de dendrocronologie (Speer 2010). Toate seriile dendrologice au fost întâi interdatate cu ajutorul softului TSAP (Rinntech, Heidelberg, Germany) și apoi verificate cu softul COFECHA (Holmes 1983). Câteva carote (26 de fag și 24 de brad) nu au putut fi interdatate cu acuratețe și au fost excluse din analizele ulterioare. Vârsta

fiecărui arbore a fost aproximată ca suma dintre numărul inelelor măsurate și numărul de inele estimate ca fiind lipsă până la măduvă. Pentru carotele la care nu a fost atinsă măduva, numărul inelelor anuale lipsă a fost estimat cu metoda grafică standard (Applequist 1958). Carotele cu putregai (9 % din cele de brad și 21 % din cele de fag), cele fără curbura vizibilă sau la care au fost estimate mai mult de 20 de inele ca fiind lipsă, au fost considerate nedemne de încredere și au fost excluse din analiza structurii de vârstă. Un total de 540 arbori (269 brazi și 271 fagi) au fost datate cu acuratețe și utilizate pentru analiza vârstei cambiale a arborilor, vârstă considerată la o înălțime de 1,2 m a arborelui.

Reconstrucția perturbărilor

Reconstrucția istorică a perturbărilor s-a realizat prin identificarea accelerării bruște a creșterii radiale în toate cele 676 carote interdate cu succes. O astfel de accelerare a creșterii este rezultatul îmbunătățirii rapide și semnificative a luminii disponibile datorită reducerii competiției datorate unor arbori din coronament printr-un eveniment perturbator. Metoda liniei de limită (*boundary line*) dezvoltată de Nowacki și Abrams (1997) și modificată de Black și Abrams (2003, 2004) a fost utilizată pentru identificarea evenimentelor perturbatoare. Creșterea anterioară (PG) și procentul modificărilor de creștere (PGC) au fost calculate pentru fiecare inel al fiecărei carote. Procentul modificării de creștere (PGC) este raportul dintre media a zece inele de creștere anterioare și zece ulterioare anului de referință pentru care se face calculul. Creșterea anterioară (PG) s-a calculat ca medie a creșterilor celor 10 ani precedenți anului de referință. Curba de limită rezultată a fost comparată cu alte două publicate pentru fag (Splechtna et al. 2005 și Trotsiuk et al. 2012) respectiv pentru brad (Splechtna et al. 2005 și Nagel et al. 2007) (Fig. 5.1).

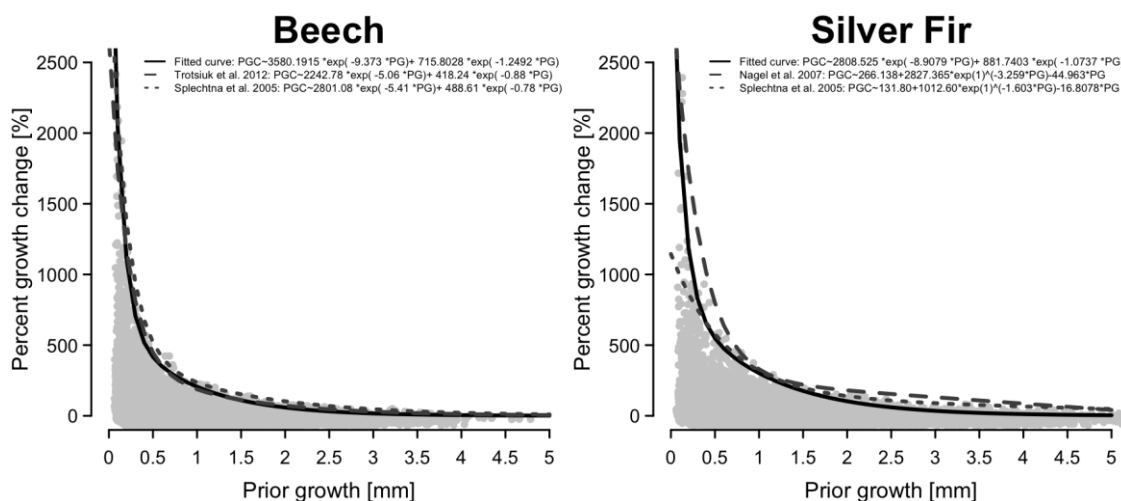


Figura 5.1 Modelul curbei de limită realizat cu o funcție negativ exponențială bazată pe 75868 creșteri anuale pentru fag și 44634 pentru brad. Compararea cu liniile de limită elaborate pentru fag de Trotsiuk et al. (2012) și Splechtna et al. (2005) și pentru brad de Nagel et al. (2007) și Splechtna et al. (2005) (din Petrițan et al. 2019).

Ambele modelele ale curbei de limită testate au ajustat datele noastre foarte bine, în timp ce ambele modele testate pentru brad par să subestimeze numărul accelerărilor de creștere (subestimarea fiind mai pronunțată pentru curba dezvoltată de Splechtna et al. 2005) (Fig. 5.1). Datorită faptului că ambele modele ale curbei de limită elaborate pentru brad se bazează pe date de creștere din Alpii Austrieci și Munții Dinarici din Bosnia și Herțegovina, am decis să utilizăm propriile modele pentru acest studiu, elaborate pe baza a 75868 inele de creștere pentru fag și 44634 pentru brad, de la arbori ce cresc la limita estică a arealului natural al amestecurilor de fag cu brad. Toate accelerările în creștere au fost filtrate pe baza liniei de limită. Un eveniment perturbator a fost definit ca perioada în care PGC a fost mai mare cu 20 % față de linia de limită (Black și Abrams 2003) pentru cel puțin 7 ani consecutivi (Fraver et al. 2009). Perturbările au fost clasificate ca majore dacă accelerarea creșterii radiale a fost > 50 % față de curba de limită, și ca moderată dacă modificarea de creștere este între 20 % și 50 % față de curba de limită (Black și Abrams 2003).

Analiza datelor

Pentru a descrie relația dintre vârsta arborilor și dimensiunile acestora (dbh și înălțime), datele din cele 21 de suprafețe de probă au fost puse împreună. Pentru ajustarea acestei relații au fost utilizate funcții polinomiale de diferite grade. Atât relația dintre diametru și vârstă ca și cea dintre înălțime și vârstă au fost ajustate cel mai bine de funcția polinomială de gradul 3 (cele mai mari valori ale lui R^2).

Pentru analiza dinamicii creșterilor radiale s-a calculat creșterea cumulată. Diferite caracteristici de creștere indicatoare ale dinamicii trecute ale arborilor au fost calculate: longevitatea maximă și durata de viață care a fost estimate pe baza percentilei 90 a distribuției vârstei arborilor cu dbh>50cm (Nagel et al. 2014), rata de creștere absolută maximă/minimă, rata maximă și minimă de creștere calculate pentru o perioadă de creștere medie de 10 ani (Orwig și Abrams 1994, Nagel et al. 2014) și durata maximă a creșterii secvențiale rapide și, respectiv, lente determinate pentru fiecare serie de creștere (numărul de ani consecutivi cu rate de creștere mai mari decât percentila 75 – creștere rapidă, respectiv mai mici decât percentila de 25 – creștere lentă, limite care au fost calculate pentru toate inelele de creștere separate pe fiecare specie (Nagel et al. 2014).

Indicele de competiție (CI) Hegyi (1974) a fost utilizat pentru a analiza dacă cele două specii reacționează diferit la același nivel de competiție. Acest indice de competiție este bazat pe diametrul arborilor și distanța dintre arborele de referință și arborii învecinați. Pentru a compara efectul competiției asupra creșterii s-a calculat creșterea în suprafața de bază (BAI, $\text{cm}^2 \text{an}^{-1}$) pe baza formulei: $\text{BAI}_t = \pi(R_t^2 - R_{t-1}^2)$, în care R este raza și t este anul în care s-a format inelul de

creștere. Regresia exponențială negativă a fost utilizată pentru a testa dacă arborii celor două specii având aceiași înălțime au fost supuși unor grade de competiție diferite. Utilizând o regresie polinomială de ordinul patru și intervalul de încredere de 95 % asociat, am investigat de la ce nivel de competiție cele două specii diferă semnificativ în ceea ce privește creșterea ultimilor trei ani (suprafața de bază pentru ani 2010-2012). Diferențele interspecifice în creșterea recentă (BAI_3) și în competiție (CI) au fost testate cu testul neparametric Mann-Whitney U (ipoteza omogenității varianțelor nefiind îndeplinită, Levene test, $p < 0.001$).

Analizele au fost realizate în programele statistice R (R Development Core Team 2011) și Statistica 12 (StatSoft, Inc., 2013).

Rezultate

Dinamica proceselor de regenerare și dinamica perturbărilor

Cel mai bătrân arbore (vârsta estimată la înălțimea de 1,2 m) găsit în pădurea virgină de la Șinca a fost un fag cu un diametru de bază de 94,5 cm de circa 456 ani (437 inele anuale au fost efectiv măsurate pe carotă), iar cel mai bătrân brad a avut circa 329 ani (322 inele numărate efectiv) și un diametru de 65 cm. Cea mai bătrână cohortă de arbori, datată începând cu anul 1556, a fost formată exclusiv din arbori de fag pentru o perioadă de circa 130 ani, după care a fost datat cel mai bătrân brad (Fig. 5.2a). Regenerarea arboretului din Șinca s-a realizat relativ continuu de-a lungul ultimilor 4 secole, fiind datați arbori în aproape fiecare decadă (doar o decadă fiind fără arbori regenerați) (Fig. 5.2a), cu un vârf în decada 1840-1849. Regenerarea mai redusă care se observă în ultimul secol (Fig. 5.2a, Fig. 5.3a, b) se datorează în principal diametrului limită de la care s-au prelevat carote, de 16 cm. Valoarea medianei vârstei arborilor carotați care au avut un diametru de 16 cm a fost de 135 ani în cazul fagului și de 111 ani în cazul bradului, variind de la 74 la 189 ani pentru fag și de la 50 la 198 pentru brad.

Evenimente perturbatoare au fost reliefate continuu pe perioada analizată (1710-2000s) (Fig. 5.2b). Dar procentul arborilor care au prezentat o accelerare a creșterii (moderată sau/și majoră) în cadrul unei decade a fost, în general, mai mic de 15 %, o severitate mai ridicată a perturbărilor (de până la 21 %) fiind observată doar în 3 decenii: 1740-1749, 1950-1959 și 1990-1999. Primul vârf în distribuția perturbărilor a fost urmat de un val de regenerare a ambelor specii. Celelalte două vârfuri din distribuția evenimentelor perturbatoare corespund vârfurilor distribuției perturbărilor majore, perturbări care au fost observate mai frecvent în ultimul secol. În orice caz procentajul maxim al arborilor cu accelerări majore în creștere a fost foarte mic ($< 5\%$) (Fig. 5.2b). Limitarea prelevării carotelor doar la arborii cu un dbh > 16 cm, nu ne permite să investigăm dacă vârfurile din distribuția perturbărilor din 1950-1959 și 1990-1996 sunt sau nu corelate cu valori de regenerare.

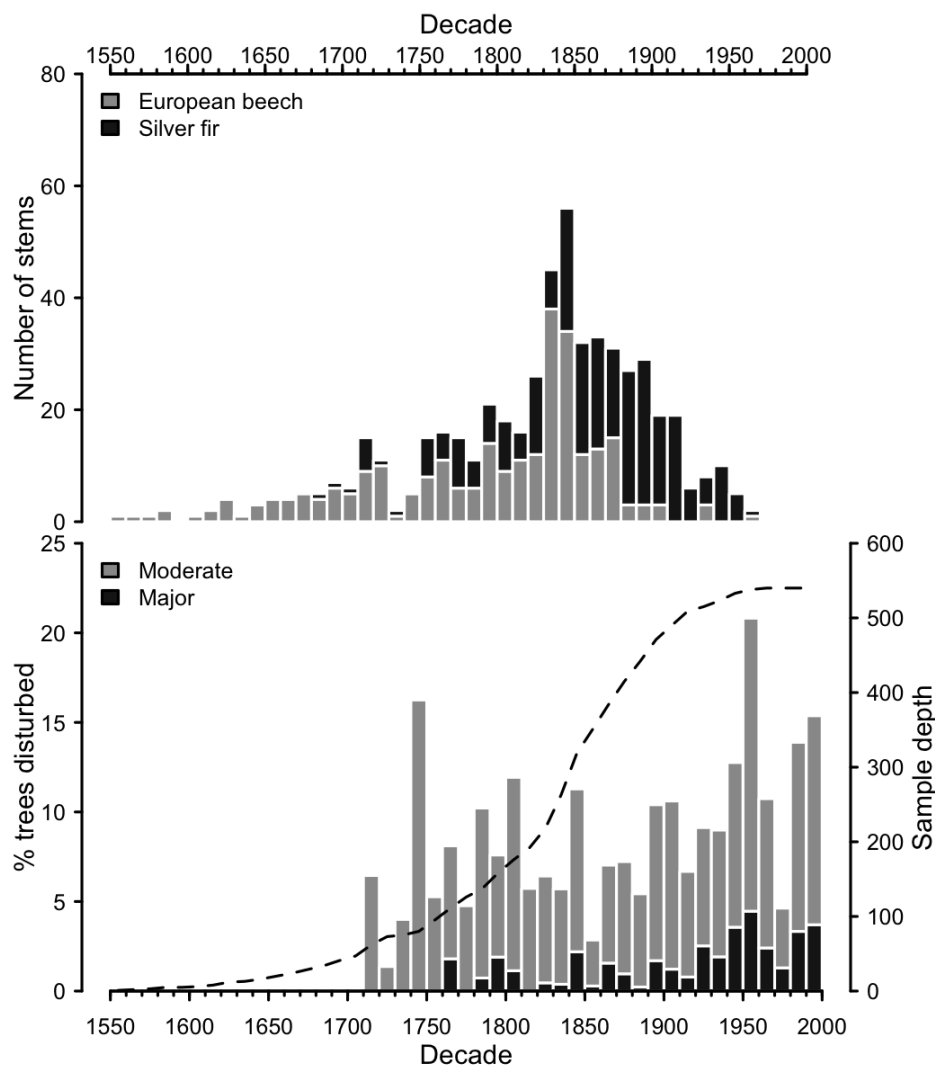


Figura 5.2 (a-sus) Distribuția numărului de arbori pe perioade de regenerare separat pentru cele două specii. (b-jos) Dinamica perturbărilor identificate prin metoda liniei de limită pentru toate seriile de creștere interdatate. Linia reprezintă numărul de serii de creștere, graficul fiind trunchiat la un număr mai mic de 10 serii de creștere (din *Petritan et al. in preparation*).

Numărul de evenimente perturbatoare identificate în arborii de brad a fost mai redus decât în cazul fagului, la fel ca și procentul maxim de arbori cu perturbări din cadrul unei decade (21 % pentru brad în 1990-1999 și 31 % pentru fag în 1950-1959s) (Fig. 5.3c,d).

Regenerarea celor două specii este și ea aproape continuă, dar prezintă vârfuri diferite. Principalul val de regenerare a fagului a avut loc în jurul anilor 1840 și e mai mult sau mai puțin corelat cu evenimentele perturbatoare din perioada 1840-1849 (Fig. 5.2a). Principalul val de regenerare al bradului a avut loc în jurul anului 1900 (Fig. 5.3b). Ambele specii s-au caracterizat printr-o plajă mare de vârste a arborilor carotați (cu dbh mai mare de 16 cm), cu o valoare medie de 219 ani (± 4.7 eroarea standard) pentru fag, respectiv o variație de la 44 la 456 ani, în timp ce pentru brad vârstele au variat între 49 și 329 ani, iar media a fost de 152 ± 3.4 ani. Plaja de variație a vârstei a fost de asemenea mare și în cadrul arborilor din diferite etaje de coronament,

cu o suprapunere de vârste între etajele de coronament (Fig. 5.3 c,d). Astfel vârsta arborilor din coronamentul superior a variat între 88-457 ani pentru fag și 81-329 ani pentru brad, cu o valoare a mediane de 207, respectiv 160 ani. Arborii de fag din coronamentul mijlociu au avut vârste cuprinse între 44-388 ani (mediana de 165 ani), vârsta brazilor variind între 59-257 ani (mediana 128 ani). Valorile corespunzătoare arborilor din coronamentul inferior au fost de 74-189 ani (mediana 123) pentru fag și de 50-203 ani (mediana 110) pentru brad (Fig. 5.3 c,d).

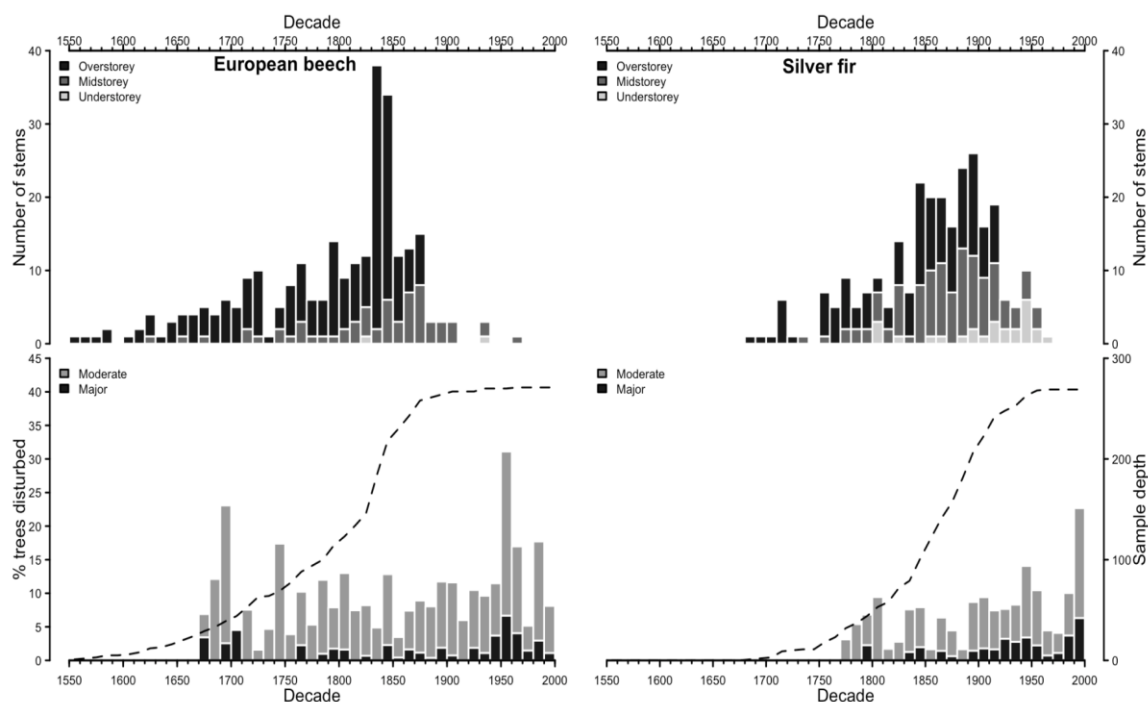


Figura 3. Distribuția numărului de arbori pe perioade de regenerare pe etaje de coronament pentru fag. (stânga sus- a) și pentru brad (dreapta sus-b). Dinamica perturbărilor identificate prin metoda liniei de limită pentru fag (stânga jos,c) și brad (dreapta jos, d). (din *Petritan et al. in preparation*).

Modele de creștere specific a celor două specii

O corelație slabă (R^2 variind între 0,3 și 0,4) a fost identificată între vârsta și dimensiunile (dbh și înălțime) arborilor (Fig. 5.4). Ambele specii au prezentat o mare variație a vârstei pentru o dimensiune dată a arborelui, fie ea diametrul sau înălțimea, variind de la 100 la peste 300 de ani (Fig. 5.4).

Relația dintre diametru și vârstă, respectiv dintre înălțime și vârstă indică faptul că arborii de brad ating o anumită dimensiune mai repede, respectiv la o vârstă mai mică decât cei de fag. Acest fapt poate fi observat și din relația dintre creșterea în diametru cumulată la diferite vârste (Fig 5.5).

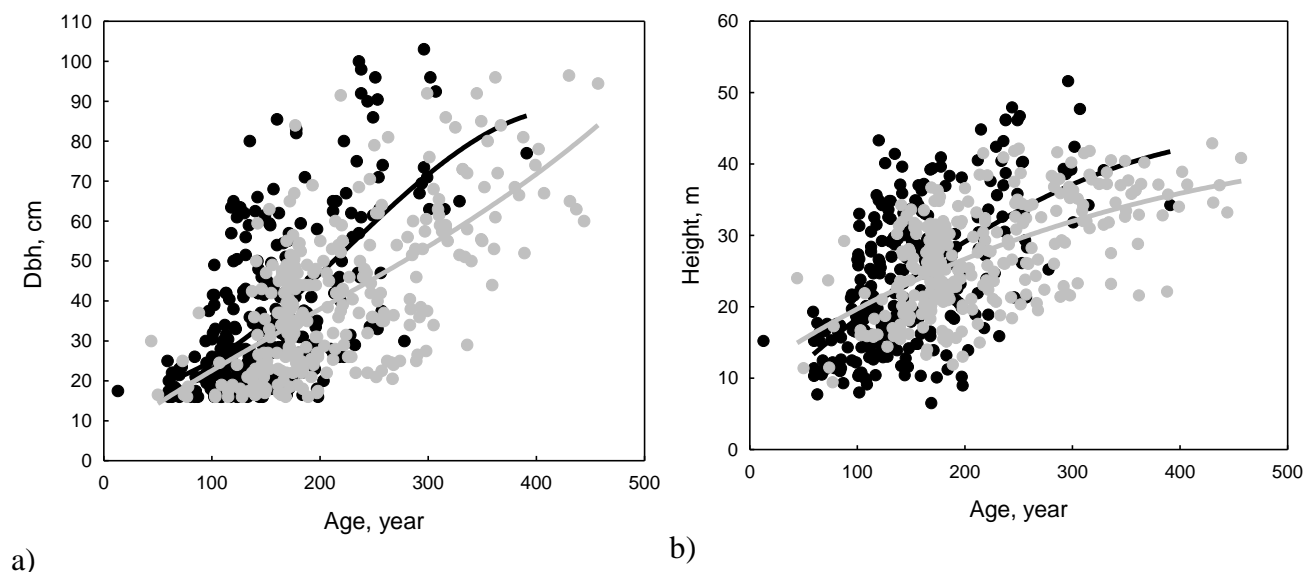


Figura 5.4. Relațiile dintre vârstă-diametru (age-dbh) (a) și vârstă-înălțime (age-height) (b). Liniile reprezintă regresia polinomială de gradul trei. Fagul e reprezentat cu colarea gri și bradul cu negru. Vârsta-dbh: $R^2=0,41$ pentru brad și $0,43$ pentru fag; vârsta-înălțimea: $R^2=0,35$ pentru brad și $0,34$ pentru fag. (din Petrițan et al. in preparation).

Dinamica de creștere a celor două specii poate fi analizată cu ajutorul creșterii cumulative în diametru, care indică strategii diferite de accesare în coronament (Fig. 5.5).

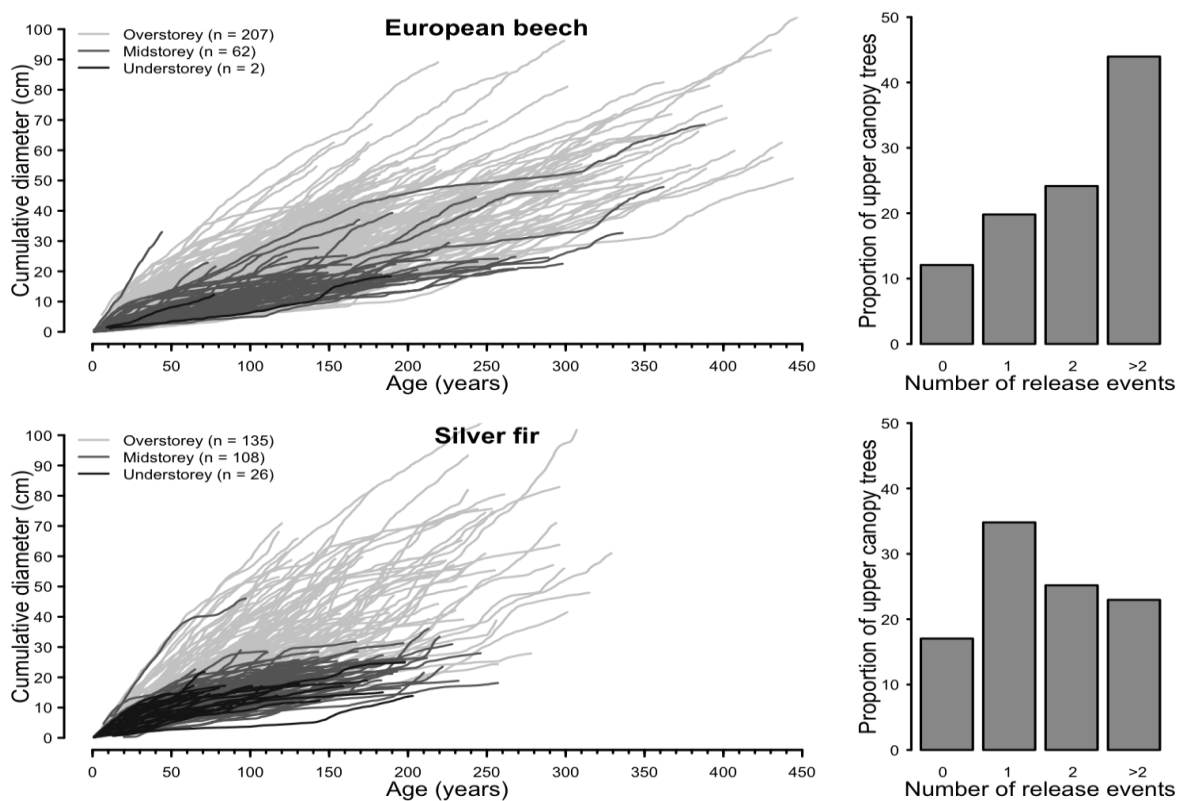


Figura 5.5 Creșterea cumulată în diametru separat pe cele două specii (fag-beech, brad-silver fir) și pe etaje de coronament (coronamentul superior-oversorey, coronamentul mijlociu-midstorey, coronamentul inferior-understorey)(stânga). Procentul arborilor din coronamentul superior (Proportion of upper canopy trees) cu n accelerări ale creșterii radiale indicatoare de evenimente perturbatoare (Number of releases events) (dreapta). (din Petrițan et al. 2019 in preparation).

Reconstrucția diametrului la înălțimea de carotare de-a lungul vieții arborilor arată clar că arborii din coronamentul inferior și intermediar au avut o creștere mai lentă comparativ cu cei din coronamentul superior. Vârsta maximă a arborilor din coronamentul inferior poate fi considerată ca perioada maximă de supresie, ea fiind de 189 ani la fag și 203 ani la brad. Deși majoritatea arborilor din etajele de coronament inferioare supraviețuiesc unor perioade lungi de supresie (de peste 150 ani, până la un dbh de 25-30 cm) într-o manieră asemănătoare pentru ambele specii, strategia celor două specii începe să difere după ce arborii ajung în coronamentul superior. Astfel arborii de brad își reactivează mai puternic decât cei de fag ratele de creștere și ating mai repede dimensiuni mai mari (la o vârstă de 200 de ani bradul realizează un diametru de circa 50 cm, în timp ce fagul unul de doar 40 cm). În mod similar, brazii care s-au regenerat în condiții favorabile de lumină ajung rapid în coronamentul superior având o creștere mai rapidă decât fagul.

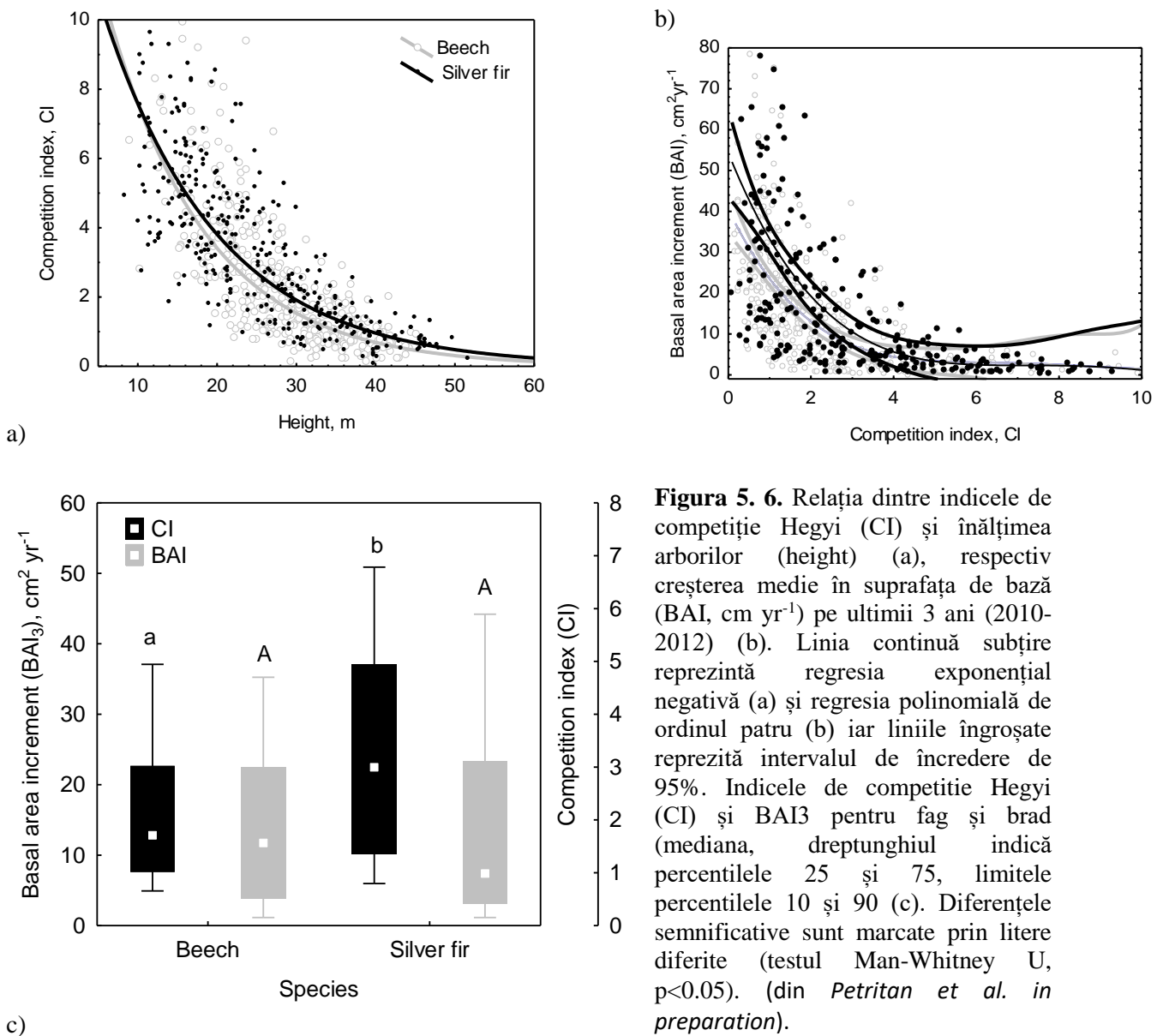


Figura 5. 6. Relația dintre indicele de competiție Hegyi (CI) și înălțimea arborilor (height) (a), respectiv creșterea medie în suprafața de bază (BAI, $\text{cm} \cdot \text{yr}^{-1}$) pe ultimii 3 ani (2010-2012) (b). Linia continuă subțire reprezintă regresia exponențial negativă (a) și regresia polinomială de ordinul patru (b) iar liniile îngroșate reprezintă intervalul de încredere de 95%. Indicele de competiție Hegyi (CI) și BAI₃ pentru fag și brad (mediana, dreptunghiul indică percentilele 25 și 75, limitele percentilele 10 și 90 (c). Diferențele semnificative sunt marcate prin litere diferite (testul Man-Whitney U, $p < 0.05$). (din *Petrițan et al. in preparation*).

Arborii de brad carotați sunt supuși unui nivel semnificativ mai mare de competiție comparativ cu cei de fag (Fig. 5.6c). Nivelul mai redus de competiție a arborilor de fag (Fig. 5.6c) s-ar putea explica prin rata mai ridicată a perturbărilor observată pentru această specie (Fig. 5.3d) și în mod consecvent este confirmată de procentul mai mare de arbori de fag din coronamentul superior cu minim 2 perturbări (mai mult de 40 % față de doar 22 % pentru brad) (Fig. 5.5). În contrast, procentul arborilor cu o singură perturbare e mai mare pentru arborii de brad (35 % față de doar 20 %).

Cu toate acestea arborii de fag nu au rate de creștere semnificativ mai mari în ultimii trei ani (BAI₃) decât cei de brad (Fig. 5.6c). Modelul care ajustează creșterea în suprafața de bază din ultimii trei ani (BAI₃) în funcție de indicele de competiție (CI), indică faptul că bradul și fagul nu diferă în ceea ce privește BAI₃ pentru nivele moderate sau mari de competiție (CI>2, Fig. 5.6b). Diferența în BAI₃ între cele două specii începe să fie statistic semnificativă pentru un nivel redus de competiție (CI<2, Fig. 5.6b). Din relația existentă între indicele de competiție și înălțimea arborilor (Fig. 5.6a), un indice de competiție de 2 este atins la o înălțime de circa 30 m, (la o aceeași înălțime dată cele două specii sunt supuși unui nivel asemănător de competiție).

Ca urmare, arborii de brad din coronamentul superior (cu înălțimi mai mari de 30 m), sunt supuși unei competiții mai reduse decât cei de fag, și au o creștere în suprafața de bază pe ultimii trei ani semnificativ mai mare decât aceștia.

Valoarea medianei creșterii radiale, creșterea radială maximă precum și perioadele cu creștere maximă și minimă de 10 ani au fost semnificativ mai mari pentru brad (Tabelul 5.1). Valorile medianei duratei maxime cu creșteri rapide sau lente au fost similar pentru cele două specii (Fig. 5.7a).

Table 5.1. Caracteristicile creșterii radiale pentru cele două specii. Pentru valorile medianei, abaterea standard (SD) este data în paranteze. Numărul seriilor de creștere folosite pentru longevitate este mai redus (fag = 85 și brad=63, doar arborii cu dbh>50 cm). Literele diferite indică diferențe semnificative între mediane ($p<0.05$, Mann-Whitney U test).

Caracteristică	Fag	Brad
Numărul de probe	367	309
Rata de creștere (mm an⁻¹)		
Mediana	0.73 (0.38) ^a	0.92 (0.55) ^b
Mediana 10-ani maxim	1.98 (0.68) ^a	2.08 (1.03) ^b
Mediana 10-ani minim	0.22 (0.25) ^a	0.33 (0.35) ^b
Maximul absolut	6.38	8.26
Minimul absolut	0.01	0.01
Longevitatea (ani)		
Maxima	456	329
Percentila 90	391	296

Bradul are însă o distribuție mai asimetrică comparativ cu fagul, durata maximă de creșteri rapide successive atingând 108 ani, în timp ce valoarea corespunzătoare pentru fag a fost doar de 68 ani. Numărul maxim de ani cu creșteri mai mic de 0,39 mm/an pentru fag și de 0,50 mm/an pentru brad s-a corelat pozitiv cu longevitatea celor două specii (Fig. 5.7b).

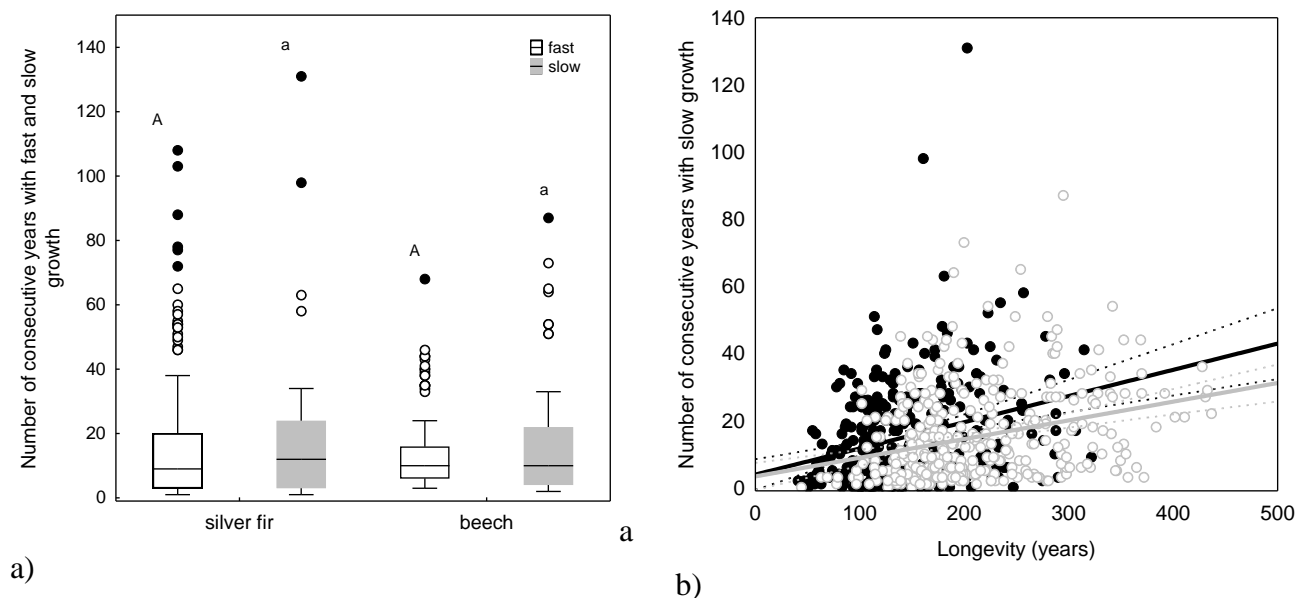


Figura 7. (a) Numărul de ani consecutivi cu creșteri radiale mai mari - creșteri rapide, respectiv mai mici - creșteri lente decât o valoare limită a creșterii radiale dată (de 0,39 pentru fag și 0,5 mm pentru brad - pentru creșterile lente, respectiv de 1,24 pentru fag și 1,56 mm pentru brad - pentru creșterile rapide). Dreptunghiul reprezintă intervalul intercuartilic (percentilele 25-75), linia orizontală indică mediana, și barele verticale percentilele 10 și 90. Cercurile deschise sunt valorile suspecte a fi valori extreme (1.5 intervalul intercuartilic), iar cercurile pline valorile extreme. Diferențele interspecifice semnificative în ceea ce privește creșterea rapidă sunt redată prin litere mari iar pentru creșterea lentă prin litere mici diferite ($p > 0,05$, testul Mann-Whitney U). (b) Regresia lineară între durata maximă cu creștere lentă succesivă și longevitate este redată cu linie continuă, iar intervalul de încredere de 95% cu linie întreruptă (brad: $r = 0.285$, $p < 0.0001$; fag: $r = 0.297$, $p < 0.0001$). Fagul este redat cu culoare gri iar bradul cu culoare neagră. (din Petrițan et al. in preparation).

Discuții

Dinamica perturbărilor

Rezultatele dendroecologice ale acestui studiu confirmă ipoteza că pădurea de amestec de la Sinca a fost guvernată de perturbări la scară redusă, în ultimii 250-300 ani perturbări de intensitate scăzută, asincronice fiind evidențiate aproape continuu. Analiza combinată a perioadelor cu perturbări moderate/majore și a valurilor de regenerare au evidențiat faptul că de-a lungul ultimilor trei secole nu a existat vreo perturbare majoră care să poată cauza o înlocuire totală a arboretului (Fig. 5.2a, b). Regenerarea arboretului s-a realizat și ea aproape continuu, existând arborii care datează din aproape fiecare deceniu al ultimilor 400 de ani (Fig. 5.2a), cu un vârf mai pronunțat în decada 1840-1849. În orice caz, nu a putut fi evidențiat niciun deceniu care să prezinte o incidență majoră a evenimentelor perturbatoare și care să poată fi asociat cu un val ridicat de regenerare. Distribuția unimodală a regenerării pădurii de la Șinca trebuie privită cu

cauțiune, însă, deoarece ea se datorează și faptului că s-au prelevat carote doar de la arborii cu un diametru mai mare de 16 cm. În plus vârful de regenerare din deceniul 1840-1849, se datorează unui număr ridicat de arbori de fag, datați în decada respectivă, care însă provin din două suprafețe de probă apropiate. Faptul că majoritatea acestor arbori au prezentat creșteri mari în perioada juvenilă indică faptul că ei au beneficiat de condiții bune de creștere, respectiv, de lumină multă, acest aspect sugerând existența și la Șinca, la nivel local, a unor perturbări de intensitate ceva mai mare, moderate. Rezultatele noastre întăresc faptul că amestecurile constituite din aceste două specii cu toleranță ridicată la umbră sunt favorizate (gouvernate) de o un regim de perturbări mai mult sau mai puțin continuu, dominat însă de perturbări asincrone de intensitate redusă, care afectează arbori individuali sau un grup restrâns de arbori, dar și de perturbări cu intensitate moderată, care însă sunt mult mai puțin frecvente. Aceste rezultate sunt în conformitate cu studiile de tradiție din Europa Centrală (Leibundgut 1987, Korpel 1995) sau cu studii mai recente din Alpii Dinarici (Motta et al. 2011), care descriu pădurile de amestec de fag cu brad ca niște ecosisteme forestiere relativ stabile cu un regim de perturbări de scară redusă (Leibundgut 1987, Korpel 1995). Studii mai recente localizate în pădurile seculare de fag și brad din Munții Dinarici din Slovenia și Bosnia și Herțegovina au raportat și doborâturi de vânt cu o severitate moderată, care apar la interval de timp similar sau mai scurt decât media longevității majorității speciilor principale din Europa Centrală (Nagel și Diaci 2006, Nagel et al. 2007, Firm et al 2009, Nagel et al. 2014). Lipsa unor perturbări majore în pădurea de la Șinca, care să conducă la înlocuirea arboretului, se corelează și cu absența unor specii mai puțin tolerante la umbră, ca molidul, paltinul de munte, frasinul în compoziția arboretului. Și Motta et al. (2011) arăta că un arboret format din specii de umbra poate fi menținut în timp și spațiu prin procese de mortalitate continue dar la scară redusă. În orice caz nu se poate exclude existența unor perturbări cu o intensitate și la o scară mai mare înainte de anii 1700. Faptul că 18 % din brazi și 12 % din fagi au ajuns în coronamentul superior fără nici o accelerare a creșterii radiale (Fig. 5.5) poate indica existența în trecut a unor deschideri mai mari în coronament, suficient de largi pentru a permite unor arbori să crească direct în coronament (Hobi et al. 2015), perturbări care pot avea un rol important în dinamica pe termen lung al pădurilor (Motta et al. 2011). Nagel et al. (2014) estima pentru pădurile seculare de fag și brad din Munții Dinarici că astfel de perturbări mai mari apar la un interval de până la 500 ani.

O tendință crescândă a frecvenței evenimentelor perturbatoare ce corespunde vârfulor din distribuția perturbărilor majore a fost detectată în ultimul secol comparativ cu perioada de dinainte de 1900 (Fig. 5.2b, Fig. 5.3c,d). Regenerarea celor două specii a fost și ea aproape continuă, începând cu 1575 la fag și anii 1690 la brad (Fig. 5.3). Alternanța dintre numărul redus sau ridicat de arbori regenerați într-o anumită perioadă a celor două specii este probabil

rezultatul nu numai al evenimentelor perturbatoare, ci și al frecvenței diferite a anilor cu producție mare de sâmbânță sau al ratelor diferite de mortalitate în stadiile juvenile. Faptul că în ultimul secol bradul pare să se fi regenerat mult mai abundent decât fagul, nu poate fi interpretat decât cu grijă, dat fiind că nu s-a determinat și vârsta arborilor cu un dbh mai mic de 16 cm. Asta mai ales datorită faptului că studiul precedent (Petrițan et al. 2015) a evidențiat faptul că, la nivel de arboret, fagul a fost mult mai abundent decât bradul în clasele mici de diametre, precum și în stratul de regenerare (semințișul mai mare de 10 cm în înălțime și cu un dbh < 6 cm).

Longevitatea și dinamica creșterii radiale

Coexistența celor două specii și menținerea lor în amestec în pădurea virgină de la Șinca pare a fi rezultatul unor diferențe minore legate de dinamica de creștere, longevitatea și modul în care arborii celor două specii răspund la îmbunătățirea condițiilor de lumină. Ambele specii sunt cunoscute ca specii cu o toleranță ridicată la umbră, ce pot supraviețui unor perioade lungi de supresie mai mari de 100 ani (Trotsiuk et al. 2012, Nagel et al. 2014), fagul fiind considerat un competitor mai viguros la vârste juvenile (Wunder et al. 2007) și bradul la vârste mai înaintate (Nagel et al. 2014). În studiul curent, creșterea în suprafața de bază din ultimii trei ani a ambelor specii s-a corelat negativ cu indicele de competiție, relația dintre BAI și indicele de competiție fiind însă mai pronunțată pentru brad, care a reacționat mai puternic la reducerea nivelului de competiție. La nivele de competiție mai scăzute, bradul a ajuns în coronamentul superior (cu înălțimi > 30 m) a prezentat o creștere în suprafața de bază semnificativ mai mare decât fagul. Se consideră că bradul poate tolera mai bine nivele reduse de lumină (Nagel et al. 2014) și că poate să utilizeze mai bine spațiul din coronament datorită coroanelor mai înguste dar mai lungi (Stancioiu și O'Hara 2006), ceea ce înseamnă că o mare parte din sistemul său foliar este umbrat de arborii învecinați (Szwagrzyk et al., 2012) fiind subiectul unor nivele de competiție semnificativ mai mari decât fagul (Fig. 5.6c). Însă la un nivel mai redus de competiție, în coronamentul superior, bradul a prezentat creșteri semnificativ mai mari comparativ cu fagul. Studii anterioare (Korpel 1995, Paluch 2007) au arătat că arborii de brad mai înalți decât competitorii lor, după accederea în coronamentul superior, cresc ca arbori emergenți, coroanele lor devenind libere de umbră arborilor vecini. Acest fapt este confirmat și de înălțimile maxime atinse de arborii de brad în pădurea de la Șinca, care sunt superioare celor de fag (Petrițan et al. 2015).

Procentajul dublu al arborilor de fag din coronamentul superior cu două sau mai multe accelerări ale creșterii radiale pe serie de creștere comparativ cu bradul (44 % vs. 22 %), sugerează episoade mai frecvente de creștere lentă (suppression)-creștere accelerată (release) pentru fag, ca o reacție mai rapidă a acestei specii la acțiunea de deschidere - închidere a coronamentului determinată de dinamica de tipul golurilor reduse determinate de moartea unui arbore singular

sau a unui grup mic de arbori. Similar, Nagel și Diaci (2006) au găsit că arborii de fag prezintă episoade multiple de creștere de tipul oprire-pornire înainte de accesarea în coronament.

Golurile mici de coronament sunt închise rapid de fagii din jur prin extinderea laterală a coroanei sau prin pătrunderea arborilor din coronamentul mijlociu în cel superior. După accesarea în coronamentul superior arborii de brad își reactivează mai puternic creșterea realizând dimensiuni mai mari decât cei de fag (circa 50 cm dbh pentru brad față de doar 40 cm dbh pentru fag la o vârstă de 200 ani). Acești arbori nu mai pot fi concuși de vecini și ca urmare nu mai prezintă accelerări bruște ale creșterii radiale. În plus brazii regenerați în condiții favorabile de lumină, care au ajuns rapid în coronament, au prezentat o rată de creștere mai mare decât fagul. Acest fapt poate fi susținut parțial de perioada mai mare cu creșteri rapide a bradului, de 108 ani, față de doar 68 ani pentru fag.

Cel mai bătrân fag identificat în Șinca (456 ani) a avut o vârstă similară celei găsite de Trotsiuk et al. (2012) în Carpații Ucrainieni (451 ani), fiind mai tânăr decât fagul de 523 ani datat de Nagel et al. (2014) în Slovenia. Vârsta maximă a fagului găsită în Șinca și Uholka este mult mai mare decât cea de 200-300 ani, raportată anterior pentru fagul din Munții Carpați (Korpel' 1982, Parpan et al. 2009). Rezultatele noastre pot contribui la o generalizare geografică a unei longevități de 400-500 ani pentru fagul din Europa de Sud și de Est (Apenini –Piovesan et al. 2003, Alpii din Slovenia –Firm et al. 2009, Nagel et al. 2014, Alpii Dinarici – Motta et al. 2011, Carpații de Est –Trotsiuk et al. 2012). Longevitatea maximă de 329 ani găsită pentru brad în prezentul studiu, se situează în intervalul raportat pentru această specie. Astfel, Korpel (1995) estima o vârstă maximă de 350 ani pentru brad în Munții Carpați, în timp ce Nagel et al. (2014) a raportat valori de circa 345 ani. Alte studii au găsit brazi cu până la 100 ani mai bătrâni decât bradul din Șinca (Firm et al. 2009, Motta et al. 2011). De aceea, considerând toate aceste date putem generaliza că fagul poate ajunge vârste cel puțin la fel de mari ca bradul.

După cum ne așteptam, relația dintre vârstă și dimensiunile arborilor are un R^2 relativ mic, mai slab pentru relația cu înălțimea decât pentru cea cu diametru (0,35 față de 0,41 pentru brad și 0,34 vs. 0,43 vs. 0,34 pentru fag). Estimarea vârstei arborilor din pădurea Șinca pe baza diametrului sau înălțimii acestora implică incertitudini mari de până la 100-300 ani pentru fag și 100-200 ani pentru brad. Un element esențial care determină această corelație slabă între vârstă și dimensiunea arborilor poate fi considerat perioada lungă de creștere sub masiv a acestor două specii de umbră, precum și vârsta de accesare în coronamentul superior (Trotsiuk et al. 2012), arborii din coronamentul superior având o creștere mult mai mare decât cei din coronamentele inferioare. Bigler și Veblen (2009) au demonstrat că arborii cu creșteri mai mici pot atinge longevități mai mari decât cei cu creșteri rapide. Acest rezultat este sprijinit și de rezultatele noastre, arborii cei mai bătrâni având o rată de creștere foarte redusă (Fig. 5.7b) și o probabilitate

mai mare de a atinge o longevitate mai ridicată. Rezultate similare privind relația dintre vârstă și mărimea arborelui pentru alte păduri seculare sau virgine din Europa, formate din specii de umbră, au fost raportate și de Nagel et al. 2007, Piovesan et al. 2005 sau Trotsiuk et al. 2012. Toate aceste studii au găsit o variație largă de vârste pentru același diametru. Nici unul dintre studiile precedente nu au analizat însă relația dintre vârstă și diametru sau între vârstă și înălțime pentru brad. În plus în acest studiu numărul arborilor utilizați a fost mult mai mare decât în studiile precedente (269 brazi și 271 fagi) comparativ cu 19 fagi în Piovesan et al. (2005), 43 fagi în Nagel et al. 2007 sau 116 fagi în Trotsiuk et al. 2012.

Conform acestor rezultate doar o analiză a structurii arboretului, pe baza distribuției de diametre și a celei spațiale, nu este suficientă pentru a oferi suficiente informații despre structura de vârstă și dinamica perturbărilor din pădurile virgine de fag în amestec cu brad. Pentru o mai bună cunoaștere a mecanismelor care guvernează coexistența îndelungată dintre aceste specii, cercetările dendroecologice sunt de mare folos (Nagel et al. 2007).

Concluzii

La coexistența timp de secole a fagului și bradului din pădurea virgină de la Șinca contribuie decisiv regimul de perturbări frecvente, dar de intensitate mică distribuite mai mult sau mai puțin aleatoriu în spațiu, împreună cu diferențe minore în toleranța la umbră în tinerețe a celor două specii (bradul tolerând perioade mai lungi de creștere în condiții de umbră, fagul crescând mai bine la nivele mai mari de lumină) combinate cu diferențe în ceea ce privește longevitatea arborilor maturi, dar și rata lor de creștere după pătrunderea în coronamentul superior.

Arboretele de amestec de fag cu brad sunt răspândite în zonele montane ale Europei fiind gospodărite în diverse moduri, de la sisteme silviculturale corespunzătoare arboretelor echine la cele propice arboretelor pluriene (Boncina 2011). În pădurile parcurse cu tăieri de codru grădinarit, exploatare continue și distribuite spațial prin care să se recolteze 10- 20 % din etajul superior ar putea imita regimul de perturbări de severitate scăzută documentat în acest studiu. Însă aplicarea pe termen lung a silviculturii la scară redusă poate conduce la o pierdere a speciilor mai puțin tolerante la umbră (Schuetz 1999). Silvicultorii ce doresc o reintroducere a speciilor mai puțin rezistente la umbră și care urmăresc o sporire a diversității speciilor ar trebui să favorizeze regenerarea acestor specii prin aplicarea unor tăieri periodice mai intense în coronamentele închise ale arboretelor amestecate de fag cu brad (Nagel și Svoboda 2008, Nagel et al. 2014). Numai prin utilizarea unei combinații de intensități ale intervențiilor diferite atât spațial cât și temporal, silvicultorii europeni pot spori serviciile economice și ecologice furnizate de amestecurile de fag cu brad în Europa Centrală și de Sud-Est.

6. Structura și distribuția spațială a lemnului mort în două păduri seculare cu fag în arborete amestecate din zona temperată a Europei

Introducere

Lemnul mort în diferitele lui forme (arbori morți pe picior, arbori morți căzuți pe sol, cioate) reprezintă o componentă structurală și funcțională majoră a ecosistemelor forestiere (Harmon et al. 1986). Lemnul mort contribuie la acumularea materiei organice în sol, este habitat pentru organismele descompunătoare, menține umezeala în perioadele uscate, poate fi un substrat important pentru regenerarea multor specii forestiere și reprezintă un rezervor capital pentru nutrienți și carbon (Harmon et al. 1986, Harmon și Sexton 1996, Wirth et al. 2002, Bolton și D'Amato 2011). În plus, lemnul mort contribuie la menținerea biodiversității ecosistemelor forestiere, fiind habitat pentru diferite specii de bacterii, ciuperci, mușchi, artropode, păsări și mamifere (Stokland et al. 2012).

Procesele naturale de mortalitate a arborilor (datorate îmbătrânirii sau eliminării naturale), vătămărilor coroanelor și elagajului natural produc lemn mort în pădurile naturale, în pădurile gospodărite cantitatea de lemn mort fiind influențată și de activitățile silviculturale. În plus, perturbări majore ocazionale de tipul doborâturilor de vânt sau atacuri de insecte pot contribui la producerea unor cantități și mai mari de lemn mort (Harmon et al. 2013).

Pădurile seculare, pentru care contribuția lemnului mort la stocul total de carbon este aproximativ 20 % (Harmon et al. 1990), se caracterizează adesea prin cantități mari de lemn mort aflate în diferite stadii de descompunere. Deși pădurile seculare sau virgine pot servi ca obiecte de referință pentru pădurile gospodărite oferind informații importante pentru conservarea și favorizarea biodiversității, puține studii au investigat detaliat lemnul mort, distribuția acestuia pe diferite categorii, pe clase de diametre și modelul de distribuție spațială a arborilor morți (Oheimb et al. 2007, Rahman et al. 2008, Amanzadeh et al. 2013), în special datorită rarității acestor puține păduri rămase virgine. În ciuda unei suprafețe însemnate ocupate de pădurile virgine în Munții Carpați, aceste aspecte legate de lemnul mort au fost puțin explorate.

În România, pădurile ocupă o suprafață de circa 7046056 ha (IFN, <http://roifn.ro/site/rezultate-ifn-1/>), din care circa 220000 ha au fost clasificate ca păduri virgine în urma inventarierii la nivel național din proiectul PinMatra (Veen et al. 2010). Dat fiind, că pădurile de fag pure sau în amestec cu alte specii de foioase (de exp. gorunul) sau de rășinoase (de exp. molidul, bradul) sunt principalele tipuri naturale de pădure din România, în cadrul prezentului studiu ne-am propus să realizăm o cercetare detaliată a lemnului mort din două păduri seculare de amestec din

România dominate de fag. Scopul principal este de a analiza comparativ cum cele mai importante caracteristici ale lemnului mort (cantitatea, calitatea și distribuția spațială) pot fi influențate de specia principală aflată în amestec cu fagul. Un alt obiectiv a fost acela de a obține informații detaliate despre structura lemnului mort care să servească ca și recomandări în vederea elaborării unor ghiduri practice pentru managementul forestier în vederea sporirii biodiversității în făgetele amestecate.

Material și metode

Localizarea cercetărilor

Pentru acest studiu datele au fost colectate din două păduri seculare de amestec de fag cu gorun și, respectiv, de fag cu brad. Pădurea de amestec de fag cu gorun este situată în Rezervația Naturală Runcu Grosi (261,8 ha), în vestul României (46°11'N și 22°07'E), în timp ce pădurea de amestec cu bradul este situată în Codrul Secular Șinca, în apropiere de Brașov (45°40'N și 25°10'E). Climatul, care caracterizează cele două păduri, este temperat continental, cu ușoare influențe mediteraneene în vestul României. Solurile sunt de regulă cambisoluri cu o bună aprovizionare cu apă și substanțe nutritive.

Metoda de eșantionaj

Studiul detaliat al lemnului mort a fost realizat în pădurea de la Runcu în patru suprafețe de probă de 75 x 75 m instalate în cea mai bine conservată parte a rezervației (32,3 ha) (Petrițan et al. 2014), în timp ce în pădurea virgină de la Sinca datele au fost colectate din 21 de suprafețe de probă de 35 x 35 m, răspândite aleatoriu pe întreaga suprafață (Petrițan et al. 2015).

Tabelul 6.1. Categoriile de lemn mort conform clasificării făcută de Oheimb et al. (2007)

Categoriile	Poziția	Descriere	Denumirea tipului de lemn mort
1	În picioare	Arborele întreg care a murit în picioare (dbh \geq 7 cm)	Arbore mort în picioare întreg
2	În picioare	Arbore mort în picioare rupt (dbh \geq 7 cm) cu o înălțime a tulpinii rupte H \geq 1.3 m	Arbore morți în picioare rupt
3	Culcat pe sol	Arbore doborâți cu rădăcinile expuse (dbh \geq 7 cm)	Arbore de rădăcină
4	Culcat pe sol	Arbore căzuți întregi sau care au murit în picioare și apoi s-au rupt cu o înălțime de rupere H < 1,3m și cu dbh \geq 7 cm (fără bucăți de rădăcină)	Arbore morți căzuți rupt
5	Culcat pe sol	Arbore culcați pe sol proveniți din arbore rupt cu o înălțime de rupere H \geq 1.3 m , dbh \geq 7cm	Tulpini rupte căzute
6	În picioare	Arbore mort în picioare rupt cu o înălțime de rupere H < 1.3 m	Ciot
7	Culcat pe sol	Bucăți de trunchi căzute sau ramuri mari (diam. la capătul gros \geq 15 cm și lungimea \geq 3 m)	Trunchiuri sau fragmente de ramuri căzute

Fiecare piesă de lemn mort a fost încadrată în una din cele 7 categorii de lemn mort definite de către Oheimb et al. (2007) și prezentate în tabelul 6.1. Au fost definite trei categorii de lemn mort pe picior au fost definite: T1, T2 și T6. Pentru lemnul mort de pe sol (cu un diametru la capătul gros ≥ 15 cm și o lungime ≥ 3 m), diametrele la ambele capete și lungimea totală din cadrul suprafeței de probă au fost măsurate. Piesele de lemn mort de pe sol au fost clasificate în patru categorii: T3, T4, T5 și T7. Cinci clase de descompunere au fost definite după Keller (2011) ca lemn proaspăt verde (DC1), lemn mort tare (DC2), lemn mort mai moale (DC3), lemn mort moale (DC4) și lemn mort foarte moale, pulbere (DC5) (Tabelul 4.1). Unghiul dintre fiecare arbore mort pe picior eșantionat considerat ca arbore de referință și patru cei mai apropiați arbori vecini (α_j) a fost determinat rapid pe teren ca fiind mai mare sau mai mic decât valoarea standard de $360^\circ/(n+1)$, unde n este numărul vecinilor considerați, în acest caz 4, conform cu Hui și Gadow (2002). În mod normal aceasta operație nu a durat mai mult de un minut.

Analiza datelor

Volumul arborilor vii și morți pe picior întregi a fost calculat cu ecuația de regresie dublu logaritmică (Giurgiu și Draghiciu 2004), în timp ce volumul tuturor celorlalte 4 categorii de lemn de pe sol, și a celorlalte categorii de lemn pe picior T2 și T6 s-a calculat cu formula trunchiului de con.

Structura spațială a arborilor morți pe picior (T1, T2 și T6) a fost analizată pe baza distribuției spațiale a acestora cu ajutorul indicatorului de uniformitate (Aguirre et al. 2003, Hui și Gadow, 2002). Am utilizat această metodă datorită efortului minim necesar în timpul inventarierii.

Indicele de uniformitate (W) descrie gradul de regularitate a distribuției spațiale a celor patru cei mai apropiați arbori vecini j față de arborele de referință i și este definit ca procentul unghiurilor (α_i) mai mici decât valoarea standard a unghiului α_0 , care este valoarea corespunzătoare unei distribuții aleatoare.

$$W = \frac{1}{4} \sum_{j=1}^4 w_j \quad \text{cu } w_j = 1 \text{ dacă } \alpha_j < \alpha_0, \text{ altfel } w_j = 0.$$

Funcțiile de densitate a probabilității de mortalitate (probabilitate calculată pentru fiecare clasă de diametru ca probabilitatea ca un arbore să fie mort într-o clasă de diametre dată și simultan să aparțină acestei clase de diametru) și distribuția pe clase de diametre a arborilor vii și morți pe picior din categoriile T1 și T2 au fost ajustate aplicând tehnica “distance-weighted least squares smoothing technique” (McLain 1974) iar calitatea ajustării s-a testat prin aplicarea testului χ^2 . Toate analizele au fost realizate cu programul Statistica 13.0.

Rezultate

Cantitatea de lemn mort

Volumul total de lemn mort a fost mai mare în Runcu Grosi ($240,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) decât în Sinca ($135,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) (Tabelul 6.2). În timp ce în Runcu Grosi fagul reprezintă doar 8,2 % din volumul total de lemn mort, în pădurea de la Sinca procentul acestuia este de 31,8 %. Principala specie din care este format lemnul mort este, la Runcu, gorunul (91,7 %), iar la Șinca bradul (67 %). Alte specii precum *Carpinus betulus*, *Quercus cerris*, *Acer pseudoplatanus*, *Prunus avium*, *Ulmus glabra*, *Tillia cordata* și *Sorbus torminalis* au format mai puțin de 1 % din lemnul mort.

În timp ce principala categorie de lemn mort de gorun a fost T3 – arbori dezrădăcinați (51 %), urmată de T1- arbori morți pe picior (34 %), distribuția pe categorii a lemnului mort de brad a fost mult mai echilibrată, cu 27 % din volum sub forma de bucăți de trunchi sau ramuri (T7), 24 % ca T1 – arbori morți pe picior întregi și 37 % ca arbori ruși cu diferite înălțimi de rupere (8% ca T2 și 29 % ca T5) (Tabelul 6.2). În contrast cu gorunul și bradul, procentul arborilor de fag morți pe picior a fost mult mai mic (doar 7 % în Runcu Grosi și 15 % în Sinca). O cantitate mare de fag mort a fost găsit sub forma de bucăți de trunchi sau ramuri (T7 – 35 % în Runcu Grosi și 23 % în Sinca). Cea mai mare parte a lemnului mort de fag a provenit din arbori ruși cu diferite înălțimi de rupere (T2, T5, T6 și T4) (Tabelul 6.2).

Tabelul 6.2. Volumul mediu ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$) și intervalul de variație (minim-maxim) de lemn mort pe specii și categorii de lemn mort în cele două păduri cercetate (din Vasile et al. 2017)

Categorii de lemn mort	Runcu Grosi				Sinca			Total
	Fag	Gorun	Alte specii	Total	Fag	Brad	Alte specii	
Arbore mort în picioare întreg (T1)	1,4 (0,1-3,9)	74,5 (38,6-136,4)	0,2 (0-0,9)	76,1 (39,1-136,4)	6,8 (0-56,4)	21,9 (0-127,4)	0	28,7 (0-127)
Arbori morți în picioare ruși (T2)	3,8 (0-7,9)	5,8 (0,4-11,4)	0	9,5 (0,4-15,8)	5,4 (0-42,3)	6,9 (0-35,9)	0	12,3 (0-42,3)
Arbori dezrădăcinați (T3)	1,9 (0-3,7)	111,6 (95,5-145,3)	0	113,5 (97,2-147,6)	8,2 (0-48,2)	10,3 (0-96,5)	0,1 (0-1,31)	18,5 (0-96,5)
Arbori morți căzuți ruși (T4)	4,2 (0,1-14,5)	4,0 (0,9-7,1)	0	8,2 (2,0-15,3)	7,4 (0-80,6)	15,5 (0-92,1)	0	22,9 (0-92,1)
Tulpini rupte căzute (T5)	1,0 (0,3-2,6)	6,6 (1,3-10,8)	0	7,6 (1,0-10,9)	5,9 (0-35,4)	11,2 (0-64,7)	0	17,1 (0-64,7)
Ciot (T6)	0,5 (0-2,0)	4,8 (0-5,4)	0	5,3 (0-4,5)	0,1 (0-1,6)	0,3 (0-3,19)	0	0,4 (0-3,2)
Trunchiuri sau fragmente de ramuri căzute (T7)	6,9 (0,9-20,5)	13,6 (9,1-24,3)	0	20,5 (11,7-31,3)	10,3 (0-36,2)	24,70 (0-154,8)	0,51 (0-9,14)	35,5 (0-154,8)
Lemn mort total	19,1 (6,9-34,7)	220,9 (164,5-265,6)	0,2 (0-0,9)	240,8	44,1 (0-80,6)	90,8 (0-154,8)	0,57 (0-9,14)	135,5

Distribuția lemnului mort pe cele 7 categorii de lemn mort și cele 5 clase de descompunere

În ambele păduri a fost găsit lemn mort aflat în diferite stadii de descompunere. Lemnul mort de gorun a prezentat o distribuție diferită de-a lungul claselor de descompunere în funcție de categoria de lemn mort. Majoritatea lemnului mort de gorun aflat în categoria T1 a fost în clasa a doua de descompunere (DC2), în timp ce majoritatea lemnului mort de gorun sub forma arborilor dezlădăcinați (T3) s-a aflat în clasa a patra de descompunere (DC4-lemn mai moale) (Fig. 6.1a). Arborii de brad morți pe picior s-au aflat în clasele de descompunere DC2 și DC3, în timp ce lemnul mort aflat în celelalte categorii a fost în general în stadii avansate de descompunere (DC4 și DC5) (Fig. 6.1b). O situație similară a fost găsită și pentru fagul din pădurea de la Șinca, exceptând lemnul mort din categoria T1, care s-a aflat în special în clasele DC2 și DC3 de descompunere (Fig. 6.1d).

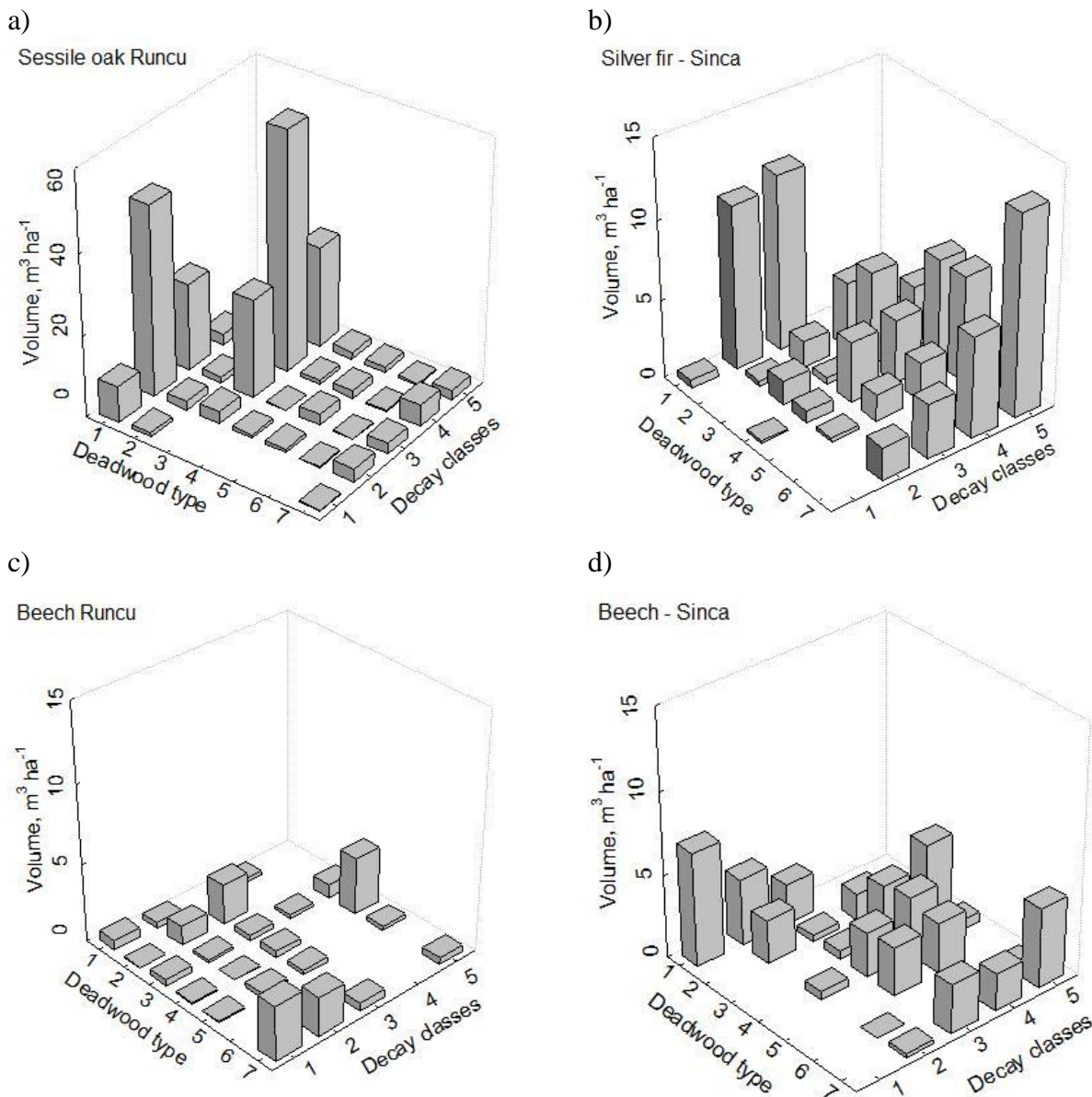


Figura 6.1 Distribuția lemnului mort ($m^3 ha^{-1}$) pe specii, categorii și clase de descompunere în Runcu (a, c) și Șinca (b, d). (din Vasile et al. 2017)

În ambele păduri arborii morți pe picior (T1, T2 și T6) s-au aflat, de regulă, în DC2: 61 % în Runcu și 43 % în Șinca, în timp ce arborii morți de pe sol (T3, T4, T5) sunt în general în stadii avansate de descompunere (DC4 în Runcu - Groși (45 %) și în DC5 în Șinca (43 %)).

Distribuția pe clase de diametre

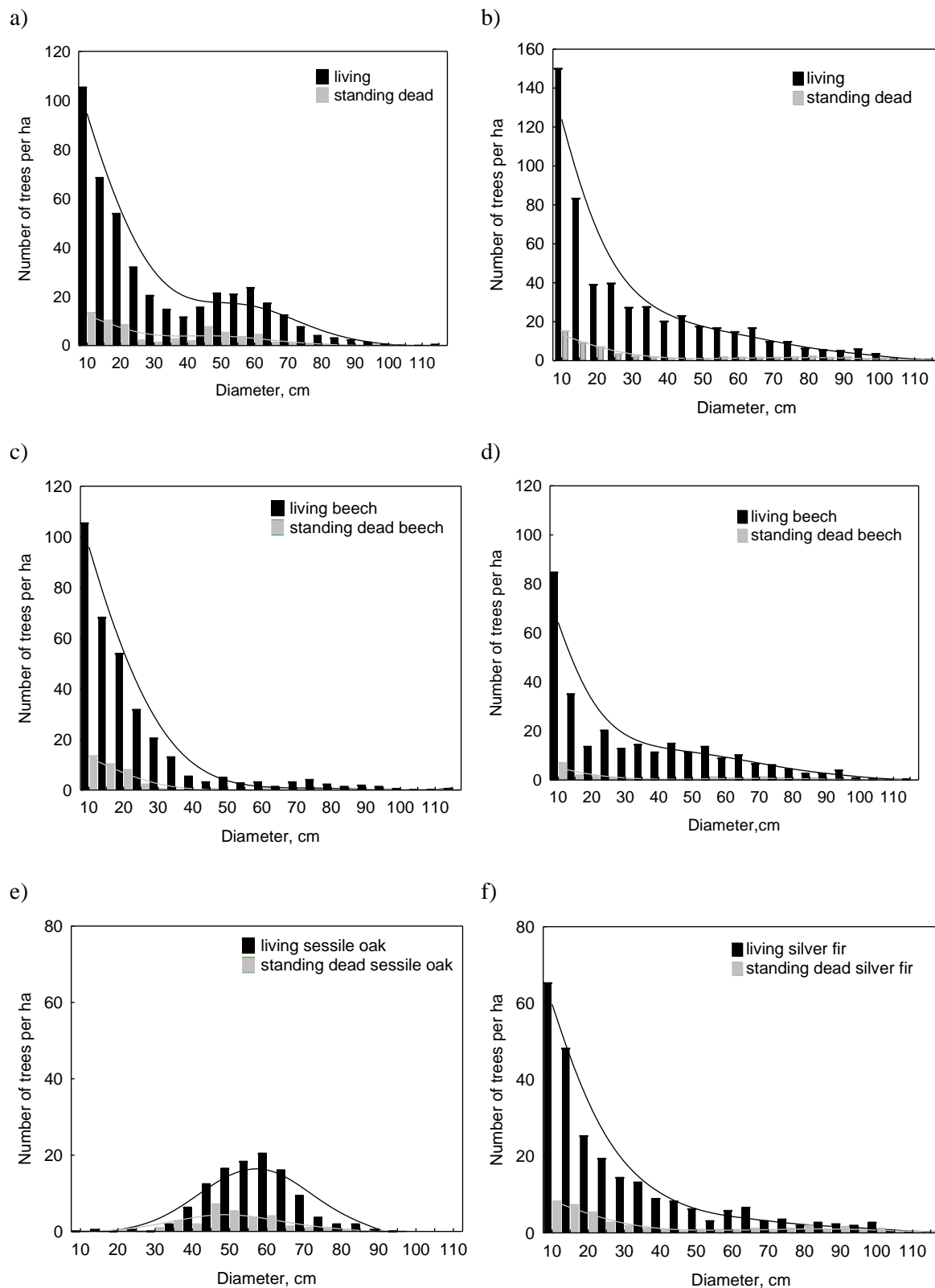


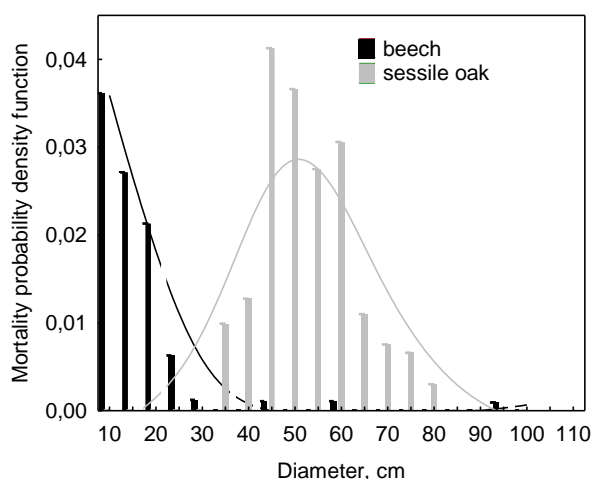
Figura 6.2 Distribuția pe clase de diametre a arborilor vii și morți pe picior (T1 and T2) în Runcu – Groși (a, c, e) și în Șinca (b, d, f). (din Vasile *et al.* 2017)

În Runcu Grosi procentul mare de participare a fagului viu în clasele mici de diametre determină tendința exponențială a distribuției pe clase de diametre la nivelul arboretului (Fig. 6.2a,c), în timp ce existența unui vârf în clasele de diametre medii se datorează distribuției de tip normală a gorunului (Fig. 6.2e). Consecvent, distribuția pe clase de diametre a arborilor morți pe picior a ambelor specii are o formă similară celei specifice arborilor vii.

În pădurea de la Șinca, ambele specii principale fiind tolerante la umbră, regenerându-se mai mult sau mai puțin continuu și având capacitatea de a supraviețui perioade îndelungate de timp sub coronament, se caracterizează printr-o distribuție pe clase de diametre atât pentru arborii vii cât și pentru cei morți pentru ambele specii cu o formă mult mai aproape de funcția negativă exponențială (Fig. 6.2b,d,f) ($p > 0.05$, χ^2 test).

Gorunul din Runcu-Grosi și bradul din Sinca prezintă valori mai ridicate ale probabilității mortalității comparativ cu fagul, dar urmează modele diferite: în timp ce la brad, procesul de mortalitate s-a produs predominant în clasele mici de diametre, la fel ca la fag (diametre de 10-30 cm) (Fig. 6.3b), în cazul gorunului mortalitatea s-a produs predominant în clasele de diametre medii cu un vârf între 45-65 cm diametru, unde valorile probabilității au fost mai mari de 3 % (Fig. 6.3a).

a)



b)

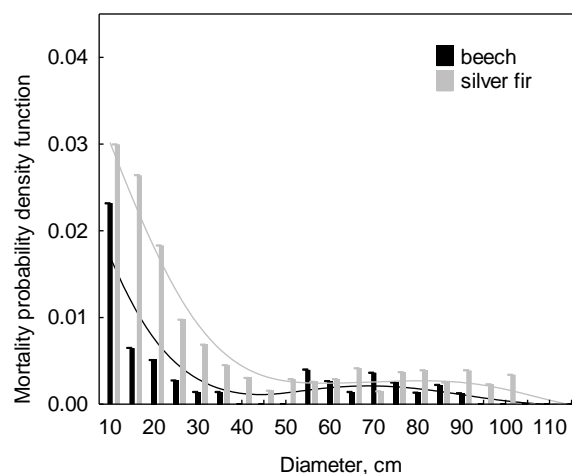


Figura 6.3 Funcția de densitate a probabilității mortalității pentru arborii morți pe picior (T1 și T2) pentru Runcu Grosi (a) și Sinca (b) (din Vasile et al. 2017)

Distribuția spațială a arborilor morți pe picior

Valoarea medie a indicelui de uniformitate (W) pentru cele două specii din fiecare pădure a fost similar (0,48-0,53), indicând o distribuție aleatoare a arborilor morți pe picior, mai mult de jumătate din arborii morți pe picior având un $W_i=0,50$.

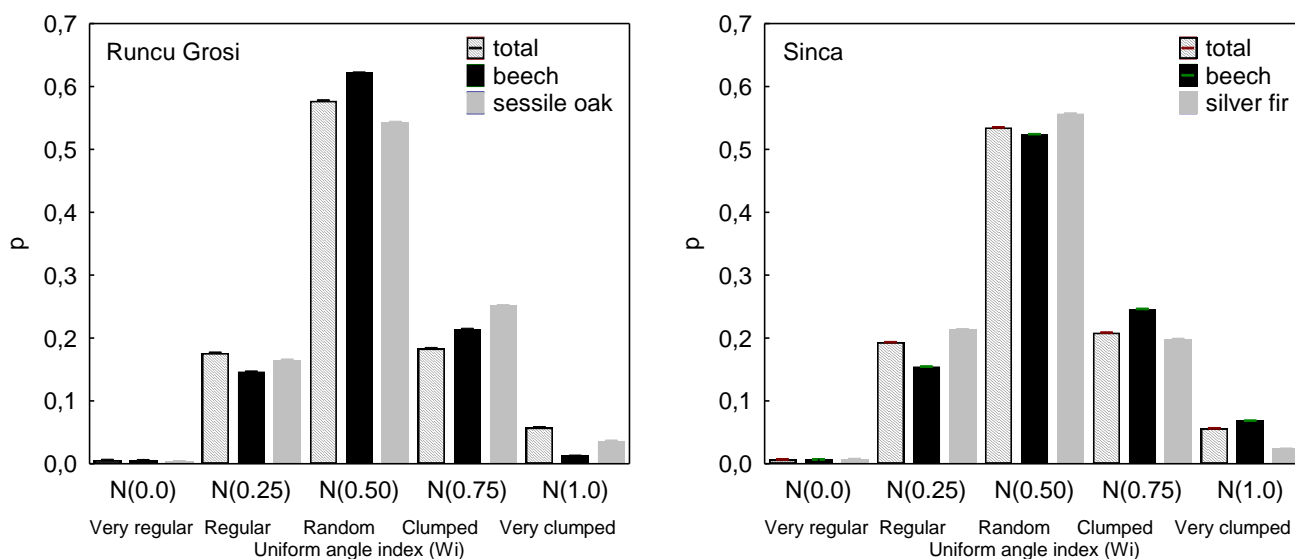


Figura 4. Distribuția spațială a arborilor morți pe picior din pădurea de la Runcu Grosi (a) și de la Sinca (b). (din Vasile et al. 2017)

Discuții

Cantitatea totală și structura pe specii a lemnului mort sunt principalele caracteristici ale acestei importante componente a pădurilor naturale sau seminaturale de fag din Europa Centrală și de Sud-Est care sunt prezentate în diferite studii (e.g. Korpel 1995, Tabaku 2000, Vrška et al. 2001, Oheimb et al. 2007). Într-o sinteză a volumului de lemn mort existent în rezervațiile forestiere de fag din Europa, Christensen et al. (2005) raportează o valoare medie a volumului de lemn mort de $130 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ cu o largă variație între rezervații, de la valori apropiate de 0 la maxime de $550 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. În timp ce media la hectar a lemnului mort total din Sinca ($135 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) este foarte apropiată de valoarea medie raportată de Christensen et al. (2005), cea a lemnului mort din Runcu-Grosi este cu circa $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ mai mare ($233 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Raportul dintre volumul de lemn mort și viu de gorun din Runcu (30 %) este mai mare decât cel de brad din Sinca (21 %), în timp ce cel al fagului are valori foarte apropiate pentru cele două păduri (6 % vs. 7 %). La nivelul arboretului (indiferent de specie), raportul dintre volumul de lemn mort și volumul arborilor vii este de circa 30 % în Runcu-Grosi, o valoare foarte apropiată de media rezervațiilor raportată de Christensen et al. (2005), în timp ce acest raport are o valoare medie de doar 15 % la Sinca (Petrițan et al. 2015), aproximativ jumătate din valoarea raportată pentru rezervațiile de fag din zonele montane ale Europei (36 %, Christensen et al. 2005).

În Sinca, cea mai mare parte a lemnului mort s-a aflat în clasele de descompunere cele mai avansate (DC 4 și DC 5) pentru ambele specii și toate categoriile de lemn mort, exceptând lemnul mort pe picior întreg care s-a aflat în primele stadii de descompunere (DC 1-3). În

Runcu-Grosi, bucățile de trunchi sau ramuri de fag s-au aflat în primele clase de descompunere (DC1-2), în timp ce la Sinca s-au aflat în stadii avansate de descompunere (DC4 și DC 5). În ceea ce privește gorunul, lemnul mort pe picior, cu un volum considerabil ($70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), s-a aflat în primele clase de descompunere (DC2-3), în timp ce cei aproximativ $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lemn mort sub forma arborilor deznădăcinați, se găsesc în stadii avansate de descompunere (DC3-5). Rezultatele noastre confirmă rezultate anterioare privind perioadele diferite pentru fag și gorun necesare de trecere din categoria de lemn mort pe picior în cea de lemn mort căzut pe sol. Conform Peterken (2001) și Vanderkhove et al. (2009) majoritatea arborilor de gorun mor pe picior și au nevoie de câteva decenii până cad pe sol, în special datorită ratelor de descompunere lente și sistemului radicular bine dezvoltat, în timp ce arborii morți pe picior de fag cad pe sol în circa 10 ani (Korpel' 1995, von Oheimb et al. 2007).

De regulă, în pădurile seculare, datorită competiției ridicate pentru lumină, mortalitatea dependentă de desimea arboretului (eliminarea naturală) este procesul natural dominant în clasele de diametre mici și în consecință distribuția diametrelor cea mai întâlnită este distribuția J inversă. În timp ce cei mai mulți arbori morți pe picior de fag și brad sunt din clasele de diametre mici, proporția mai mare a gorunilor morți pe picior distribuiți normal în clasele de diametre intermediare face ca distribuția negativ exponențială să fie transformată într-una rotatoid sigmoidală. Majoritatea gorunilor morți pe picior au avut diametre cuprinse între $35\text{-}65 \text{ cm}$, pentru care prezintă cea mai mare valoare a probabilității de mortalitate (3 %).

Principalul model de dispunere spațială al arborilor morți pe picior este cel aleator în ambele păduri ($W=0,5$), cu o participare redusă a regularității ($W=0,25$) și a distribuției grupate ($W=0,75$). Modelul de dispunere spațială aleatoare pare a fi o consecință a proceselor continue de mortalitate individuală a arborilor datorate îmbătrânirii arborilor de dimensiuni mari în stadiile de dezvoltare târzii (Parish et al. 1999), în timp ce modelele de dispunere spațială grupate sugerează mortalitatea în stadii incipiente de dezvoltare, respectiv la arborii de mici dimensiuni, care concurează pentru lumină (Rouvinen și Kouki 2002). Regimul de perturbări la scară redusă și de intensitate scăzută (evenimente perturbatoare de tipul morții individuale a arborilor sau a unui grup restrâns de arbori datorate unor factori interni sau externi, biotici sau abiotici) este dominant în ambele păduri în ultimile decenii, fiind responsabil de modelul de distribuție spațială de tip aleator a arborilor morți identificat (Petrițan et al. 2013, 2015). Studii similare realizate în alte păduri de fag confirmă rezultatele noastre. Oheimb et al. (2007) a identificat un model de distribuție spațială similar într-o pădure semi-naturală de fag din Germania. Astfel, pe 8 ha distribuția spațială a arborilor morți pe picior a fost predominant întâmplătoare, în timp ce fagi deznădăcinați au deviat de la modelul aleator spre cel grupat. În pădurile de fag neparcurse

cu lucrări din zona Caspică din Iran, Amanzadeh et al. (2013) a găsit o distribuție spațială a arborilor morți de tip aleator în două suprafețe de probă, și una de tip grupat doar într-o suprafață de probă, suprafață caracterizată printr-o competiție dependentă de desimea arboretului foarte ridicată (“eliminarea naturală”). Meyer et al. (2003) au identificat, însă, o distribuție în spațiu grupată a arborilor morți pe picior și a arborilor de pe sol în pădurile virgine de fag din Albania. Vacek et al. (2015) au studiat modelele de distribuție spațială a arborilor morți într-o pădure naturală de fag cu molid din Republica Cehă pe o perioadă de 40 de ani. Arborii morți pe picior și căzuți pe sol de molid au prezentat un model aleatoriu constant de-a lungul întregii perioade cercetate, în timp ce cei de fag au prezentat tendințe de trecere de la modelul aleator la cel grupat în ultima decadă. În orice caz, atât arborii morți pe picior de molid, cât și cei de fag au fost dispuși aleatoriu în spațiu.

Disponerea spațială a arborilor de fag în amestec cu gorunul din Runcu Grosi a prezentat un caracter aleatoriu mai pronunțat (63 %) decât în pădurea de la Sinca forest (53 %). Această diferență în probabilitate dintre cele două păduri nu a fost semnificativă ($p > 0,05$, comparația a două proporții, testul U). În ambele păduri circa 23 % din arborii morți de fag au fost dispuși grupat ($W_i = 0,75$), și circa 16 % au fost dispuși regulat. Specia din amestecul cu fag a prezentat un procent relativ mai mare de arbori grupați ($W_i = 0,75$) în Runcu (24 % pentru gorun) comparativ cu Sinca (19 % pentru brad). În mod opus, proporția de brazi dispuși regulat în Sinca ($W_i = 0,25$) este ușor mai mare decât cea a gorunilor din Runcu (21 % vs. 15 %). Aceasta sugerează o presiune mai mare la care sunt supuși gorunii în amestec cu fagul, comparativ cu bradul, probabil datorată diferențelor în toleranța la umbră.

Deoarece lemnul mort este o componentă ecologică foarte importantă a ecosistemelor forestiere, contribuind la menținerea și creșterea biodiversității, prin furnizarea de habitate majore pentru numeroase specii de insecte, păsări, amfibieni, mamifere mici, ciuperci, licheni și mușchi (Stockland 2001, Heilmann-Clausen și Christensen 2003, Harmon et al. 1986, Mikusinski și Angelstam 1997, Siitonen 2001, Odor și Standovar 2001), nu doar cantitatea, ci mai ales calitatea acestuia (categoriile de lemn mort, clasele de descompunere, structura dimensională) și modul de dispunere spațială sunt caracteristici importante ce pot fi utilizate în descrierea gradului de naturalitate a unei păduri. Valoarea medie a volumului de lemn mort raportat pentru pădurile gospodărite de fag din Europa nu depășește $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ și provine în special din cioate și resturi de exploatare (Meyer 1999, Tabaku 1999). Dar o analiză detaliată a cantității și calității lemnului mort necesar a fi lăsat în pădurile gospodărite trebuie să ia în considerare mai multe aspecte, precum speciile din care este format lemnul mort, gradul și felul biodiversității care trebuie menținută sau crescută (pentru ce specie de plante și animale pădurea respectivă poate oferi un

microhabitat bun în timp și spațiu – e.g., ciupecile și briofitele reprezintă diversitatea cea mai ridicată pe arbori morți căzuți pe sol în diferite stadii de descompunere - Heilmann-Clausen și Christensen 2003, Odor și Standovar 2002), diferitele stadii de dezvoltare prezente în pădurea respectivă, funcțiile principale pe care trebuie să le îndeplinească pădurea (de exp. reducerea eroziunii, stocarea apei și nutrienților). Pentru a crește volumul total de lemn mort din pădurile gospodărite trebuie păstrat o parte din lemnul exploatat comercial în pădure și periodic (la intervale mai scurte pentru fag și brad, care au rate de descompunere similare conform studiului lui Lombardi et al. 2008 decât pentru gorun, care are o rată de descompunere mai înceată (Vandekerkhove et al. 2009) trebuie marcați câțiva arbori pentru a furniza arbori morți pe picior sau arbori ruți. Conform rezultatelor din acest studiu, proporția lemnului mort produs de om și lăsat în pădurile gospodărite trebuie să fie mai mare în pădurile de amestec de fag cu gorun, decât în cele de amestec cu bradul. În plus, distribuția spațială a acestor arbori morți noi, creați artificial, trebuie să fie aleatorie.

Concluzii

Analiza volumului de lemn mort pe specii, categorii, clase de mărime, precum și distribuția spațială a acestuia, reprezintă un bun indicator pentru gradul de naturalitate al pădurilor cercetate și poate fi folosită cu succes de către silvicultori în gospodărirea pădurilor în vederea creșterii biodiversității și pentru a obține alte beneficii legate de menținerea unei cantități mai ridicate de lemn mort în pădurile de fag de amestec din zona temperată.

7. Dinamica mortalității mai multor specii de arbori din România și impactul acesteia asupra nutrienților și a comunităților microbiene din sol

Introducere.

În prezent fenomenul de mortalitate a arborilor având ca și factor determinant seceta și temperaturile ridicate, este unul foarte răspândit, afectând biomuri forestiere din întreaga lume (Allen et al. 2010, Peng et al. 2011). Dacă luăm în considerare faptul că toate modelele folosite pentru a face estimări asupra viitorului climei la nivel global coincid în preconizarea unei clime mult mai calde și mai aride, cu fenomene de secetă mult mai frecvente și mai severe decât în prezent (IPCC 2013), atunci este de așteptat ca și fenomenele de mortalitate a arborilor relaționate cu clima să se intensifice (Bréda et al. 2006, Lindner et al. 2010). În Europa, declinul ecosistemele forestiere datorat secetelor este la ora acută considerat ca fiind unul îngrijorător, afectând cu precădere regiunea bazinului mediteranean (Hereș et al. 2012, Büntgen et al. 2013), o zonă considerată a fi deosebit de vulnerabilă în ceea ce privește mortalitatea arborilor dat fiind faptul că se caracterizează printr-o climă caldă și aridă (Martínez-Vilalta et al. 2012) și unele văi secetoase din zona alpină a munților Alpi (Bigler et al. 2006, Rigling et al. 2013). Însă, fenomenele de mortalitate a arborilor, în care secetele severe și recurente au jucat un rol cheie, nu sunt răspândite doar în zone caracterizate ca fiind aride, ci și în zone temperate ale Europei (Bréda et al. 2006).

În ultimii ani, zone extinse de pădure au fost afectate de mortalitate și în România (estul Europei), o regiune cu climă temperat continentală, pentru care scenariile climatice pe termen lung (până în anul 2100) estimează o creștere a temperaturii de $\approx 2-3^{\circ}\text{C}$ și o scădere a precipitațiilor de $\approx 10\%$ (IPCC 2013). În această zonă, fenomenul de mortalitate a afectat cu precădere pădurile de rășinoase, speciile cele mai afectate fiind pinul și bradul.

În România, pădurile de rășinoase ocupă o suprafață estimată la $\approx 1.833.726$ ha, reprezentând $\approx 24\%$ din totalul zonelor împădurite ale țării (<http://roifn.ro/site/ce-este-ifn/>). Amenințările clasice avute în vedere pentru aceste păduri au fost reprezentate în principal de focare localizate de insecte și de poluare (Barbu 1991), mortalitatea arborilor datorată secetei fiind considerată doar o amenințare potențială (Bouriaud și Popa 2009). Fenomenul de mortalitate a arborilor observat în anul 2013 care a afectat zone extinse de păduri de rășinoase situate la altitudini joase în apropierea orașului Brașov (ocoalele silvice Râșnov, Săcele, Kronstadt, Teliu și Codlea), a urmat unei secvențe de mai mulți ani cu veri secetoase și/sau extraordinar de calde caracteristice perioadei 2000-2012. Fenomenul de mortalitate a rășinoaselor ar putea fi deci, de această dată, punctul culminant al unui lung proces de declin forestier în timpul căruia arborii au încercat să

facă față deficitelor de apă acumulate de-a lungul anilor, care le-au slăbit treptat rezistența și au dus în final la moartea arborilor mai vulnerabili (Bigler et al. 2006). Fenomene de mortalitate de o asemenea magnitudine, afectând diferite specii de rășinoase precum bradul și pinul, sunt excepționale pentru România. Prin urmare, cercetarea rolului pe care seceta l-ar fi putut avea în dinamica mortalității acestor rășinoase, într-o zonă geografică în care acest fenomen nu a fost observat anterior la o așa anvergură, va contribui în mod substanțial la înțelegerea mecanismelor și a cauzelor acestui fenomen atât de răspândit pe glob.

Obiectivul principal al acestui studiu este acela de a compara, prin intermediul metodelor specifice dendrocronologiei și dendroclimatologiei, arbori din diferite specii (brazi și pini) vii și morți, pentru a încerca să explicăm de ce doar unii arbori mor în timp ce alții reușesc să supraviețuiască atunci când se confruntă cu fenomene severe de stres climatic (e.g. secete), luând în considerare faptul că toți au fost expuși la condiții asemănătoare pe parcursul vieții lor, și totodată de a evalua implicațiile pe care aceste fenomene de mortalitate le-ar putea avea dacă frecvența precipitațiilor și intensitatea fenomenelor de secetă se vor schimba în viitor, așa cum prezic modelele globale de circulație.

În detaliu, obiectivele acestui studiu au făcut referință la:

(1) Seceta ca și cauză probabilă a mortalității arborilor: s-a încercat evaluarea faptului dacă seceta a fost într-adevăr principalul factor ce a determinat mortalitatea arborilor. La ora actuală există puține studii științifice care au putut stabili o conexiune directă între secetă și mortalitatea arborilor, având în vedere multitudinea de factori ce pot fi implicați;

(2) Reconstruirea dinamicii de creștere și fiziologice a arborilor: s-a realizat o caracterizare retrospectivă a creșterii și a comportamentului fiziologic al celor două specii de rășinoase afectate de mortalitate, comparând arbori vii și morți pentru a se vedea cum au reacționat în trecut când s-au confruntat cu secete. Aceste analize ne-ar putea ajuta să înțelegem strategiile folosite de către arbori pentru a face față secetelor, strategii ce ar putea face diferența între moarte și supraviețuire;

(3) Carbonul și nutrienții din sol: s-au evaluat implicațiile pe care mortalitatea arborilor le-ar putea avea asupra capacității pădurilor de rășinoase de a capta C (și deci de a atenua schimbările climatice) și de a reține nutrienți esențiali (N, P), care altfel ar fi emiși ca și gaze cu efect de seră sau s-ar pierde din sistem fără a fi valorificați. Este foarte importantă studierea modului în care acești nutrienți sunt pierduți ca urmare a morții arborilor, pentru a înțelege ulterior capacitatea de reziliență a acestor ecosisteme forestiere după ce au suferit fenomene de mortalitate.

(4) În plus, s-a încercat **caracterizarea schimburilor apărute ca urmare a mortalității arborilor în structura microorganismelor din sol**, biomuri responsabile pentru mineralizarea și reciclarea carbonului și a nutrienților din sol. Acest obiectiv s-a îndeplinit în principal prin investigarea modificărilor apărute în respirația generală a solului, dar și în respirația heterotrofă, respirație ce cuantifică în mod indirect schimbările produse la nivelul microorganismelor din sol ca urmare a mortalității arborilor, precum și prin caracterizarea schimburilor ce au apărut la nivelul biodiversității ca urmare a prezenței fenomenului de uscarea a arborilor.

Material și metodă

Pentru îndeplinirea primului obiectiv s-au identificat și selecționat 12 arborete de rășinoase situate în jurul orașului Brașov, arborete din care s-au extras carote pentru analizele dendrocronologice și studiul anatomic al lemnului. Astfel, am ajuns să includem în prezentul proiect 12 arborete, câte 4 pentru fiecare din cele 3 specii (Pin negru, Pin silvestru și Brad). Dintre cele 4 suprafețe experimentale alocate fiecărei specii, 3 locații au reprezentat stațiuni în care fenomenul de mortalitate a fost prezent (au fost prelevate carote de la cupluri de arbori vii-morți), și încă o suprafață în care nu au existat arbori uscați, considerată ca și suprafață martor. A fost folosită schema de eșantionaj în perechi, în care arborii vii selectați au avut dimensiuni (diametru la 1,3 m; DBH), condiții microstaționale și intensități ale competiției la care au fost supuși, similare arborilor morți (Bigler 2003). De la fiecare arbore s-au extras câte două carote. În total au fost aleși 632 arbori, obținându-se astfel un număr total de 1264 de carote.

În continuare carotele au fost montate pe suporturi de lemn, șlefuite și pregătite pentru scanare. Fiecare carotă a fost scanată la o rezoluție de 2400 dpi, după care a urmat citirea inelelor anuale prin intermediul programului specializat CooRecorder. Utilizând pachetul software CDendro s-a trecut la inter-datarea inelelor anuale. S-a constituit o dendrocronologie de referință pentru fiecare specie pe baza celor mai bune serii dendrocronologice (coeficientul de corelație dintre seriile respective fiind mai mare de 0,4) și apoi fiecare carotă a fost verificată din punct de vedere al inter-datării cu această serie de referință folosind softul COFECHA (Holmes, 1983).

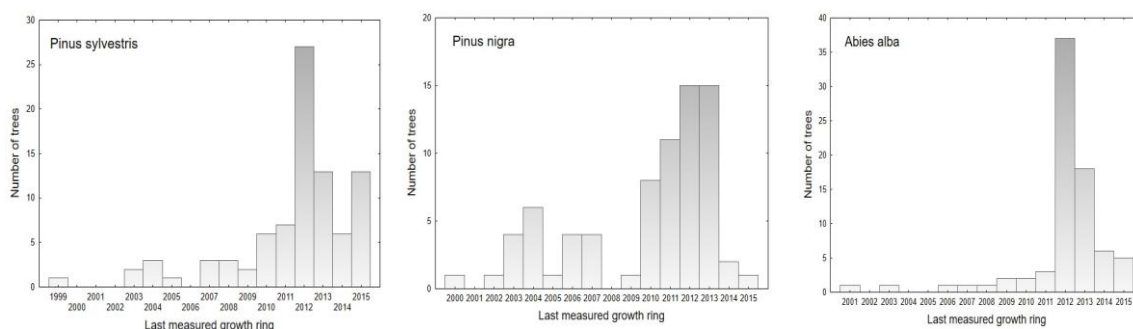


Figura 1. Distribuția arborilor uscați ce au fost incluși în studiu în funcție de specie și anul mortalității.

După cum se poate observa din figura 7.1, majoritatea arborilor eșantionați s-au uscat în anii 2012-2013, ani foarte secetoși.

Rezultate și discuții

Legătura dintre creșterea radială/caracteristicile anatomice și parametrii climatici

Din analiza comparativă a creșterilor arborilor vii cu ale celor morți, se poate ușor constata că anul uscării (2012-2013) a fost precedat de numeroase secvențe de ani secetoși, începând chiar cu anii 1945-1947, recunoscuți ca fiind ani istorici dominați de fenomene de secetă severă, ani în care în unele cazuri s-a declanșat reducerea creșterii radiale pentru arborii care s-au uscat în 2012, descreștere care s-a accentuat de-a lungul celor 6 decenii în principal la apariția unor noi evenimente de secetă (de exemplu, anii 1964, 1964, 1968, 1976, 1987, 2000, 2003, 2012-2013) (figurile 7.2, 7.3 și 7.4).

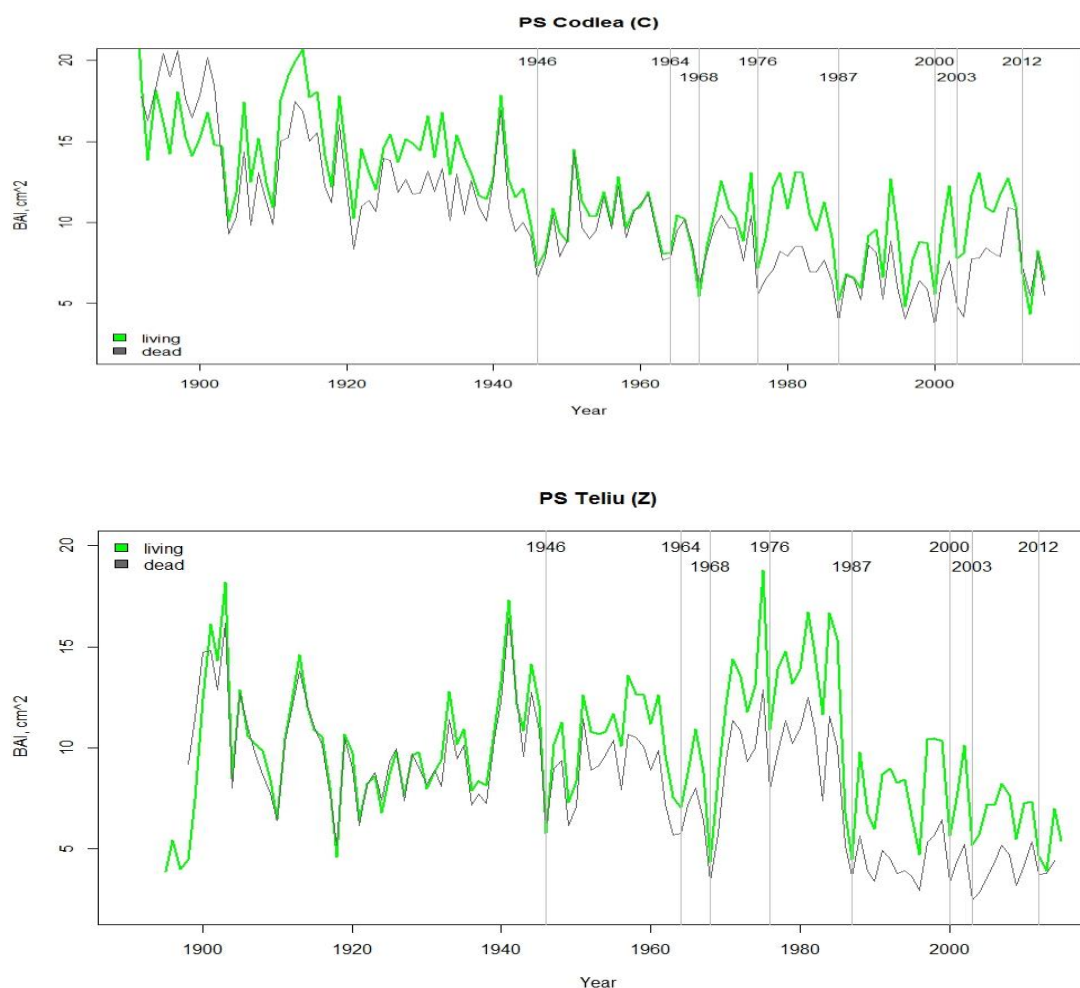


Figura 7.2 Comparația între arborii de pin silvestru vii și morți în două locații în ceea ce privește creșterea în suprafața de bază.

În figura 7.2 sunt prezentate curbele creșterilor în suprafața de bază anuală (cm^2) pentru specia pin silvestru pentru 2 locații pe cele două categorii de arbori (viu/mort). Se observă că diferențele

între arborii vii și cei morți se accentuează pe măsura apariției unui nou an secetos în cea ce privește creșterea în suprafața de bază, cu o oarecare accentuare a acesteia pentru locația Teliu, unde începând cu anul 1968 creșterea arborilor morți a fost vizibil mai redusă decât cea a arborilor vii.

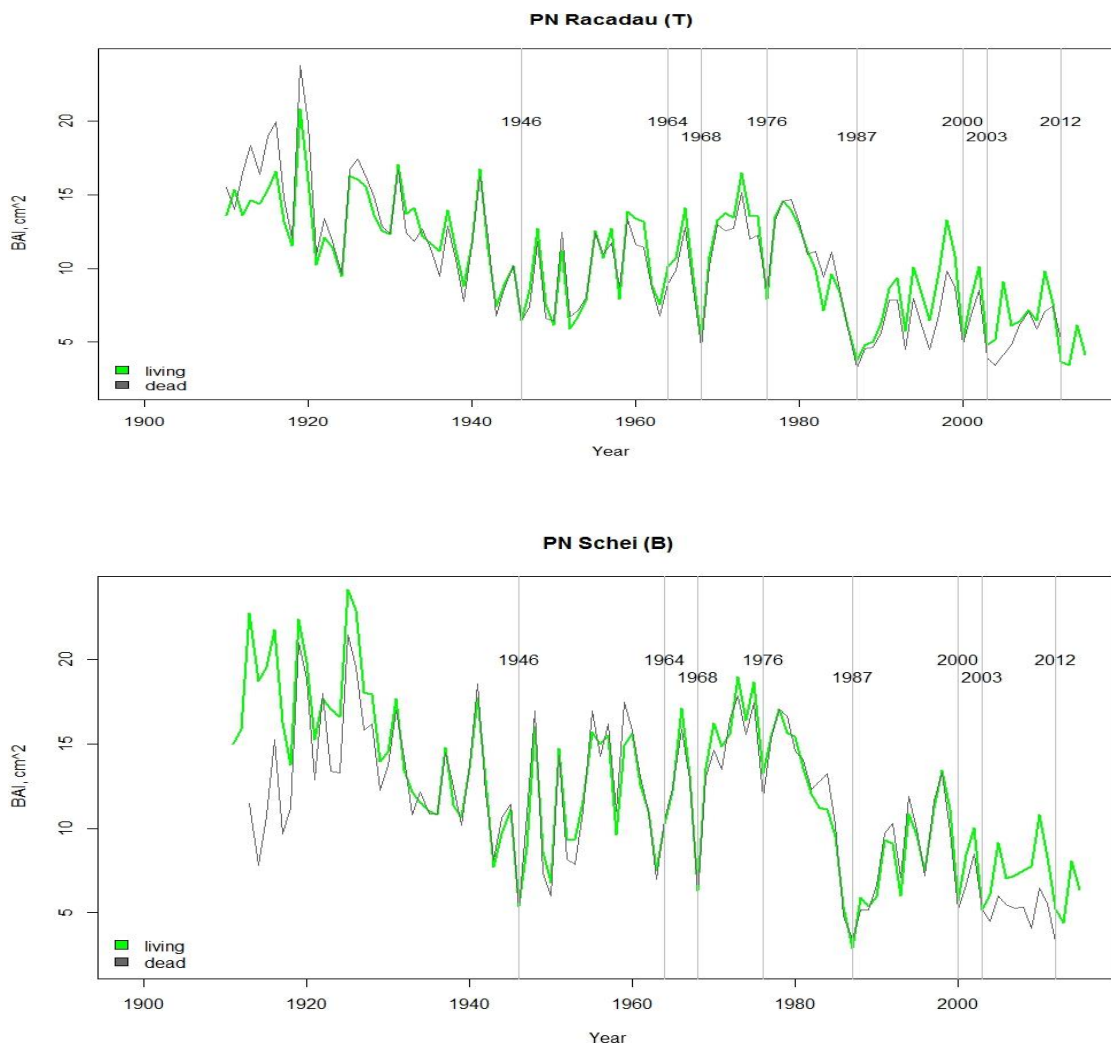


Figura 7.3. Comparația între arborii de pin negru vii și morți de la două locații în ceea ce privește creșterea în suprafața de bază.

La fel ca în cazul pinului silvestru, modelul creșterii medii în suprafața de bază a arborilor vii și morți în cadrul aceleiași locații pentru pin negru a fost foarte similar pe întregul parcurs al vieții, diferențele aferente ultimelor decenii fiind mai mici decât la pinul silvestru (Fig. 7.3).

Cea de-a treia specie studiată, bradul, s-a comportat total diferit față de cele două specii de pin. Astfel, în toate cele 3 locații, creșterea medie a arborilor vii în ultimele decenii a fost net superioară creșterii arborilor care s-au uscat. Dacă în suprafața Dâmbu Morii creșterea arborilor care s-au uscat în 2012 a început să se reducă începând cu anul secetos 1968, în cea de-a treia suprafață, arboretul situat la altitudinea cea mai mare (Râșnov - 1300m) prezintă acest moment al declanșării reducerii creșterii radiale a arborilor morți comparativ cu cea a arborilor vii cu 2

decenii mai devreme (anul 1946, un alt an foarte secetos), descreștere care s-a tot amplificat, devenind maximă în anul 2012.

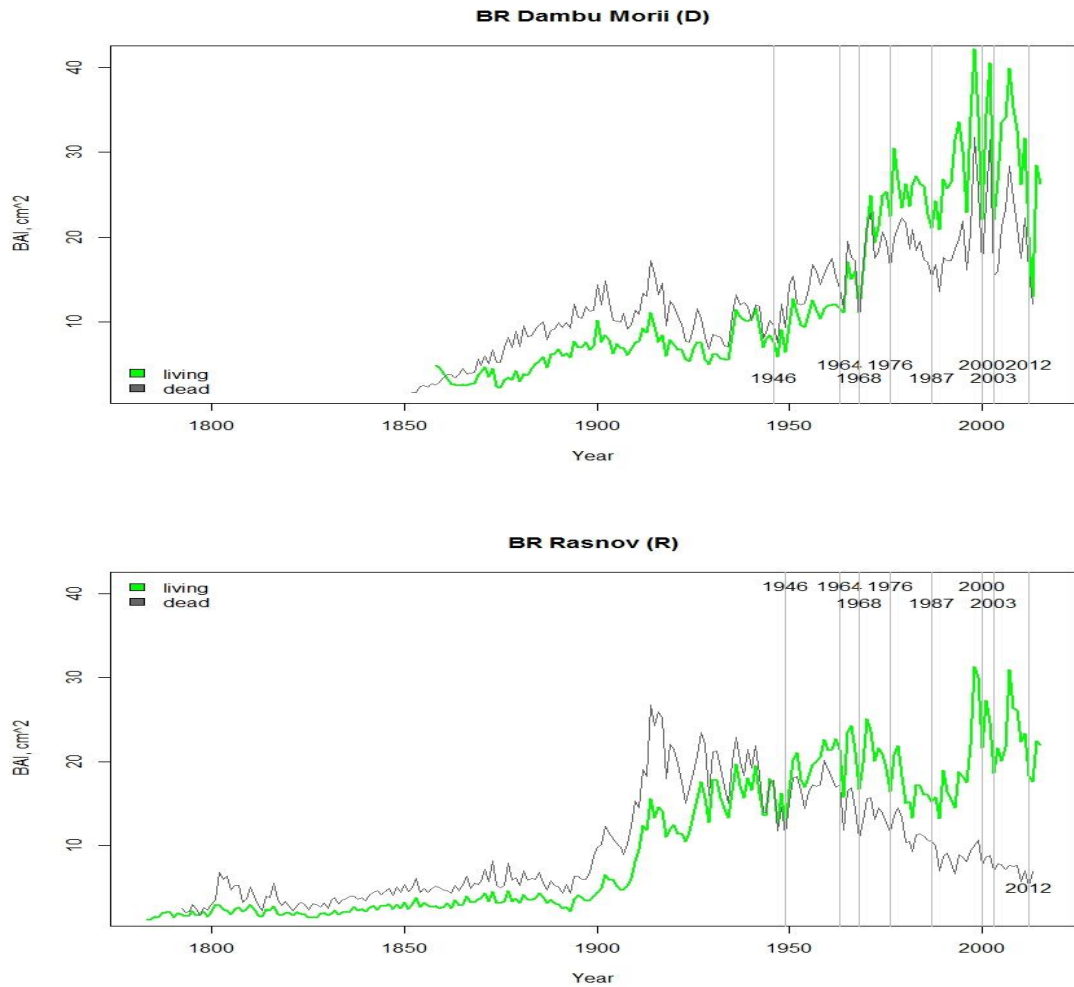


Figura 7.4. Comparația între arborii de brad vii și morți de la două locații în ceea ce privește creșterea în suprafața de bază.

A

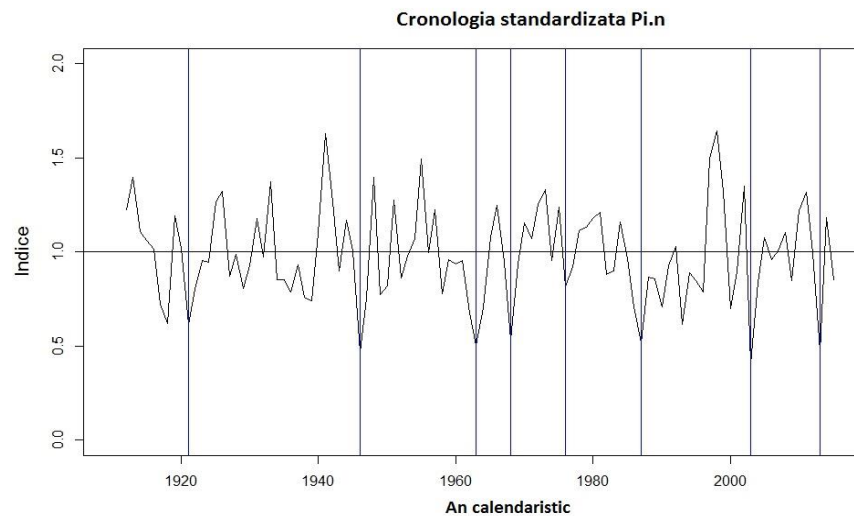


Figura 7.5. Cronologia standardizată pentru pinul negru

Pe baza seriilor cronologice standardizate (standardizarea s-a realizat pentru fiecare serie în parte prin aplicarea unei funcții spline cubică cu o lungime egală cu 67 % din lungimea seriei sau cu funcția negativ exponențială) s-au stabilit anii indicatori negativi pentru fiecare specie și fiecare locație. În continuare este redată pentru exemplificare seria dendrocronologică pentru specia pin negru din locația Lempeș, în care au fost stabiliți ca și ani indicatori negativi următorii ani: 2013, 2003, 1993, 1976, 1968, 1956, 1921 (Fig. 7.5).

Din cauza lipsei unei rețele dese de stații meteorologice și costului ridicat pentru achiziționarea datelor climatice, datele climatice necesare pentru acest proiect au fost extrase din baza de date de înaltă rezoluție CRU 3.1 (Mitchell și Jones, 2005) pentru intervalul 1950-2014. Seriile cronologice climatice (precipitații și temperatură) au fost obținute prin intermediul programului R, astfel obținând o mediană lunară multianuală (Fig. 7.6).

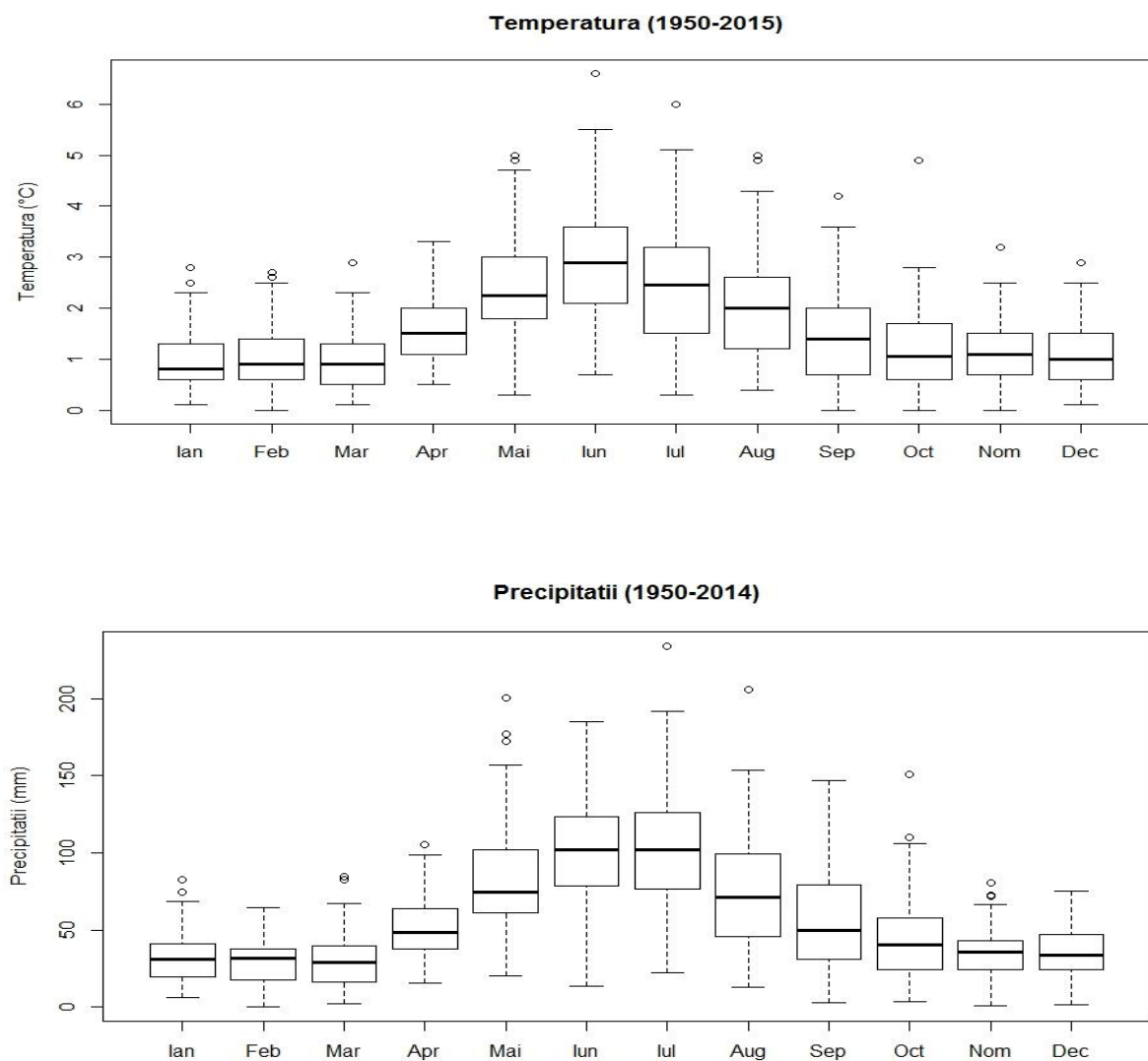


Figura 7.6 Variația lunară multianuală a precipitațiilor (sus) și a temperaturilor (jos).

Din această distribuție reiese că pentru zona studiată luna iunie este luna cu temperatura cea mai ridicată, în care însă au căzut cele mai mari cantități de precipitații (Fig. 7.6).

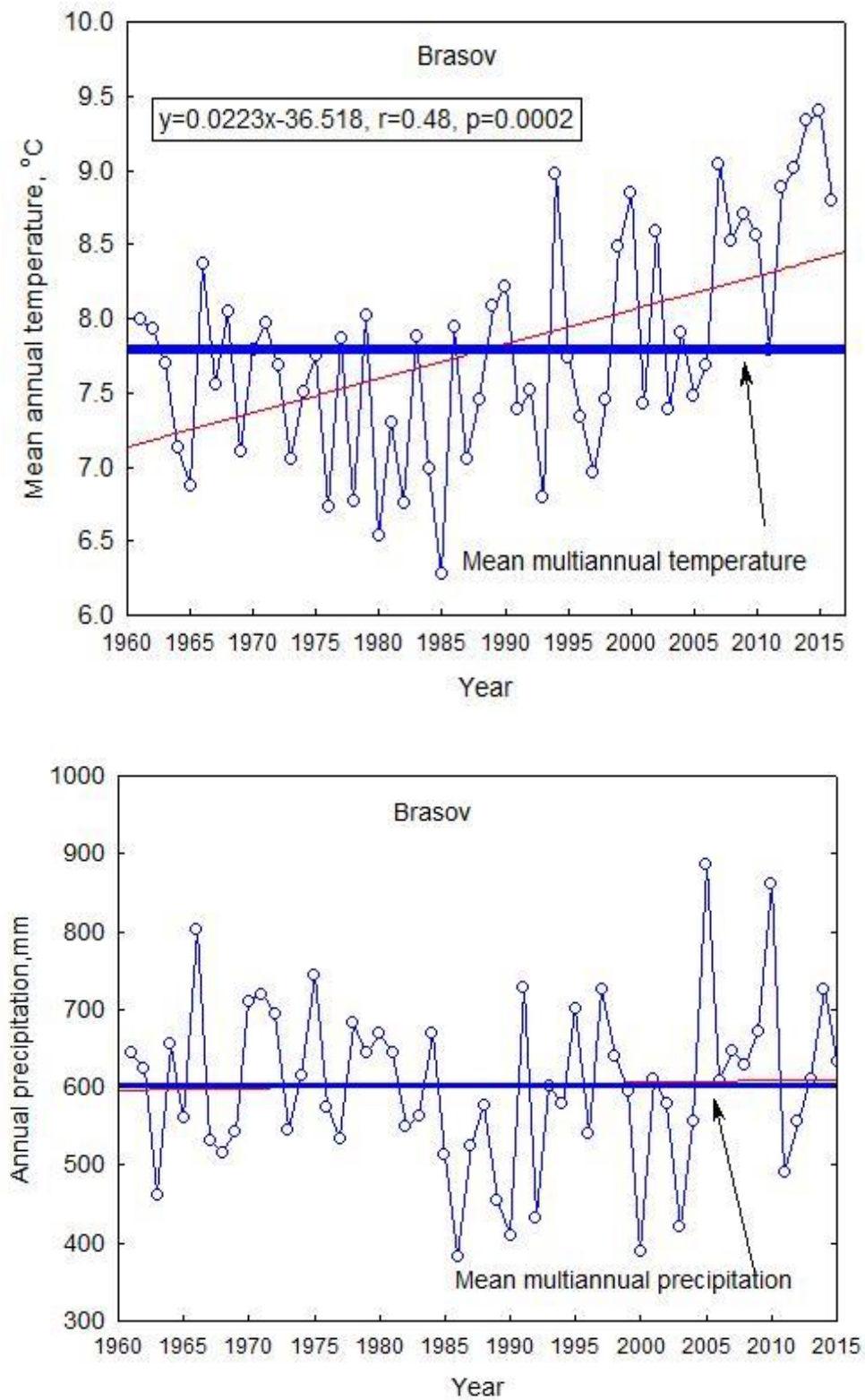
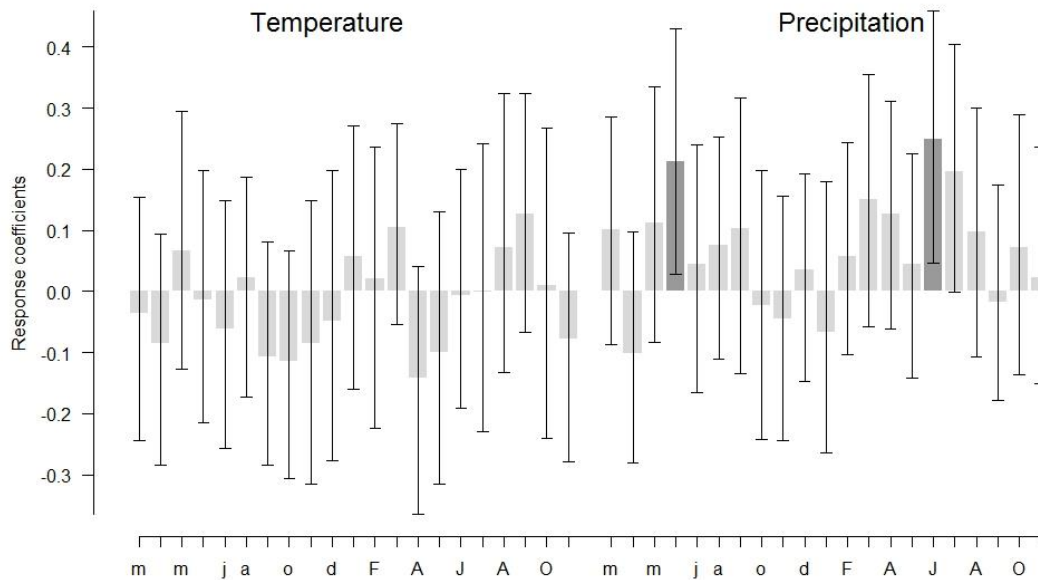


Figura 7.7 Variația mediei temperaturii anuale și a precipitațiilor anuale în ultimii 65 de ani

La nivelul ultimilor 65 de ani se poate observa din figura 7.7 că deși precipitațiile par să nu prezinte o tendință de schimbare (regresia este aproape paralelă cu axa timpului), temperaturile prezintă o creștere liniară semnificativă cu aproape 1 grad mai mult în ultimii 5 ani comparativ cu deceniul anterior.

Pin silvestru



Brad

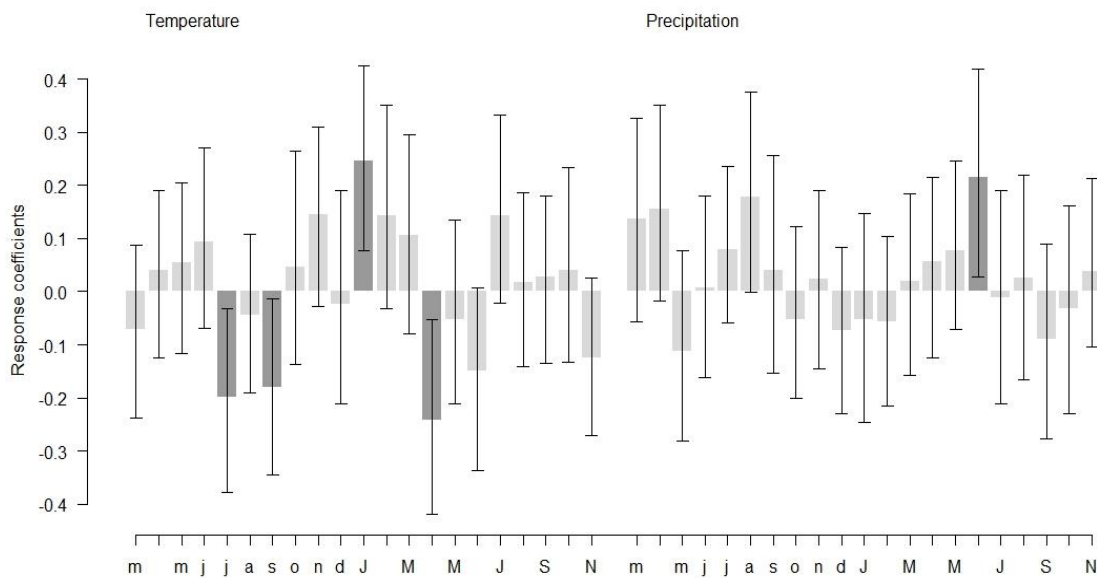


Figura 7.7 Corelația dintre temperatura și precipitațiile anului precedent și cel curent și creșterea radială pentru specia pin silvestru și brad.

În urma aplicării corelației dintre temperaturile medii lunare și cantitățile de precipitații lunare și creșterile radiale, din analiza și testarea valorilor coeficienților de răspuns (Fig. 7.7, tabelul 7.1), se observă că pentru specia Pin silvestru doar cantitatea de precipitații a lunii iunie, atât din anul precedent cât și din cel curent se corelează pozitiv și semnificativ cu creșterea radială.

Pentru arborii aparținând speciei pin negru cele mai frecvente corelații au fost găsite tot între creșteri și cantitatea de precipitații din luna iunie a anului curent. În toate cele 3 locații investigate creșterea a fost pozitiv influențată de precipitațiile lunii iunie a anului curent, în timp ce precipitațiile din timpul verii au influențat semnificativ creșterea bradului doar la stațiunea de la cea mai joasă altitudine.

Tabelul 7.1. Coeficienții de răspuns stabiliți pentru cele 3 specii și cele 3 locații. Culoarea roșie indică influențe semnificative negative, culoarea verde indică influențe semnificative pozitive.

Luna			jun	jul	sep	Jan	Feb	Apr	Jun	Jul
P.nigra	Altitudine	570 m								
	Temp									
	Apă din sol	16 %								+
	Prec									
	Altitudine	697 m								
	Temp									
P.sylvestris	Altitudine	537 m								
	Temp									
	Apă din sol	16 %		+						
	Prec									
	Altitudine	607m								
	Temp									
A.alba	Altitudine	811m								
	Temp									
	Apă din sol	12 %								
	Prec									
	Altitudine	944 m								
	Temp									
A.alba	Altitudine	1249 m								
	Temp									
	Apă din sol	16 %								
	Prec									
	Altitudine	1249 m								
	Temp									
A.alba	Altitudine	19%								
	Temp									
	Apă din sol	19%								
	Prec									
	Altitudine	1249 m								
	Temp									

În timp ce temperatura în general nu a afectat creșterile celor două specii de pin, pentru brad a fost găsită o corelație negativă între creșterea medie radială și temperatura lunii iulie a anului anterior validă pentru toate cele trei stațiuni, precum și între creștere și temperatura lunii aprilie a anului curent. Spre deosebire de speciile de pin, la brad a fost dovedită o corelație semnificativă pozitivă dintre temperatura din luna ianuarie a anului curent și creșterile radiale, corelație validă pentru toate cele 3 locații, demonstrând astfel sensibilitatea bradului la temperaturile din timpul

iernii (temperaturi mai mari determină prezența pe o perioadă mai scurtă a stratului de zăpadă și astfel o pornire în vegetație mai rapidă).

În continuare au fost determinate și câteva caracteristici anatomice ale lemnului (diametrul lumenului, grosimea peretelui celular, diametrul traheidelor, suprafața celulară) pe o perioadă de 30 de ani (1985-2015), precum și relația dintre acestea și factorii climatici.

Din figura 7.8 se poate observa cum grosimea peretelui celular este mai redusă în anii secetoși pentru arborii care au reușit să supraviețuiască (ex. 1987, 2012). Același comportament este întâlnit și la diametrul traheidelor în anul 2003 sau suprafața celulară (2000, 2003). Cu toate aceste tendințe totuși diferențele nu au fost semnificative, lucru ce s-a datorat în primul rând stării de vitalitate scăzute a arborilor de pin silvestru vii din locația Lemeș, arborii care în viitorul apropiat la apariția unui nou eveniment secetos important au șanse ridicate de mortalitate.

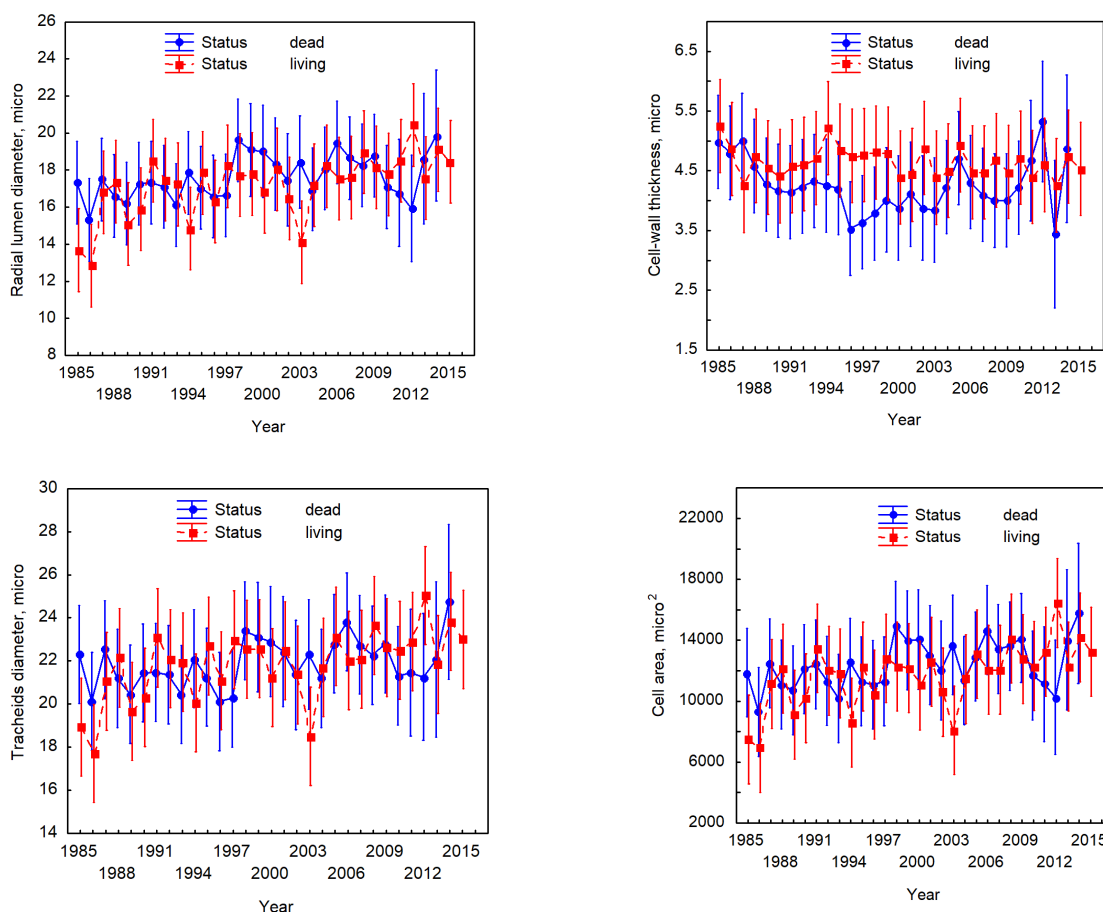


Figura 7.8 Variația indicatorilor anatomici ai lemnului pentru specia pin silvestru și locația Lemeș.

Din figura 7.9 reiese faptul că există o legătură între indicii anatomici ai lemnului și cantitatea de precipitații din luna iunie a fiecărui an considerat. Se poate observa cu ușurință cum în anii secetoși (1987, 2000, 2003, 2013) cantitatea scăzută de precipitații determină o descreștere a indicatorilor anatomici ai lemnului studiați.

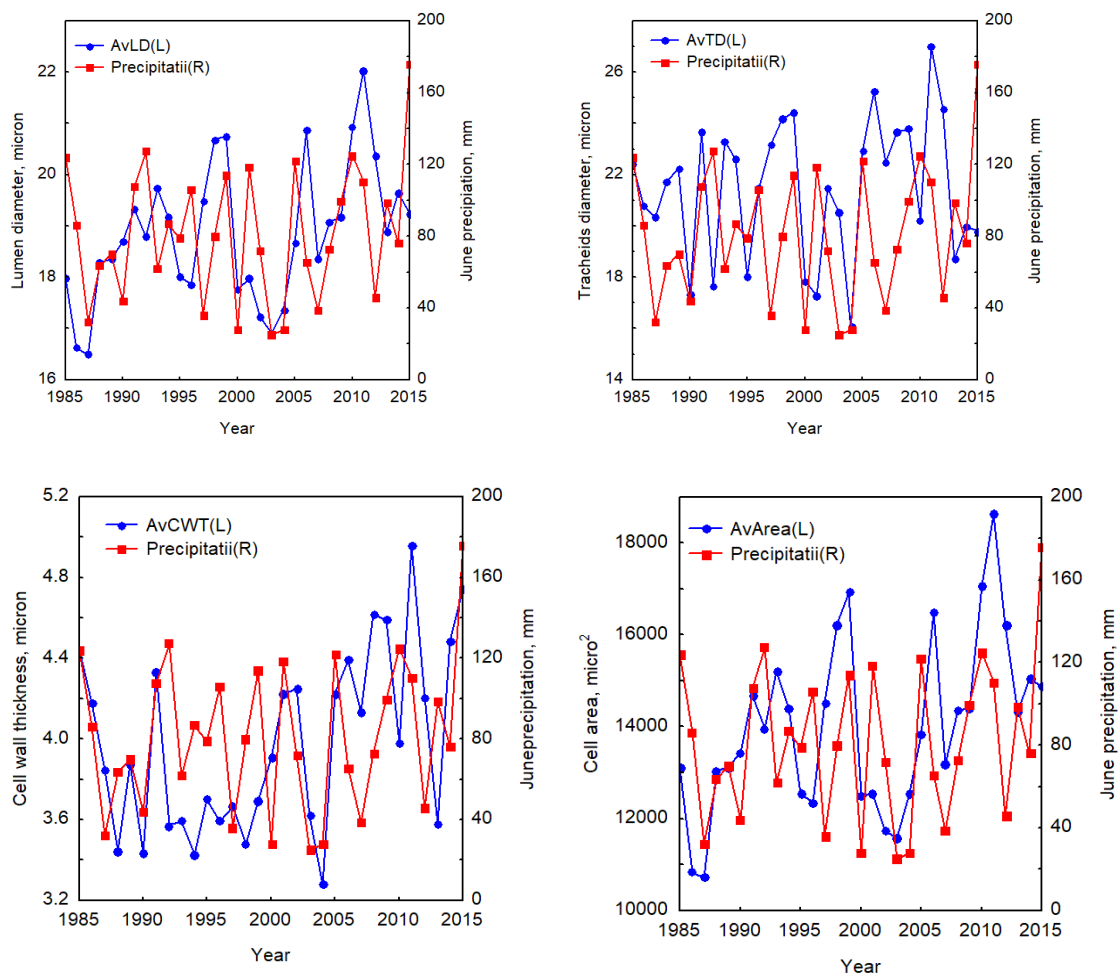


Figura 7.9. Corelația indicatorilor anatomici ai lemnului cu cantitatea de precipitații a lunii iunie.

Evaluarea implicațiilor pe care mortalitatea arborilor le-ar putea avea asupra capacității pădurilor de rășinoase de a capta carbonul și de a reține nutrienți esențiali

În vederea atingerii celui de-al doilea obiectiv, au fost prevăzute două activități esențiale: măsurarea respirației solului (a fluxului de dioxid de carbon eliberat de către primii 5-10 cm de sol), precum și determinarea principalilor nutrienți din sol.

Măsurarea concentrațiilor de CO₂ din sol a fost efectuată cu ajutorul unui aparat portabil care analizează în mod direct concentrațiile de CO₂ într-o cameră de dimensiuni mici portabilă (SRC-1). Funcționarea acestui aparat (EGM - Environmental Gas Monitor, PP-systems, Hitchin, Hertfordshire, UK) se bazează pe principiul existenței unui senzor infraroșu ce determină concentrația de CO₂ în cameră.

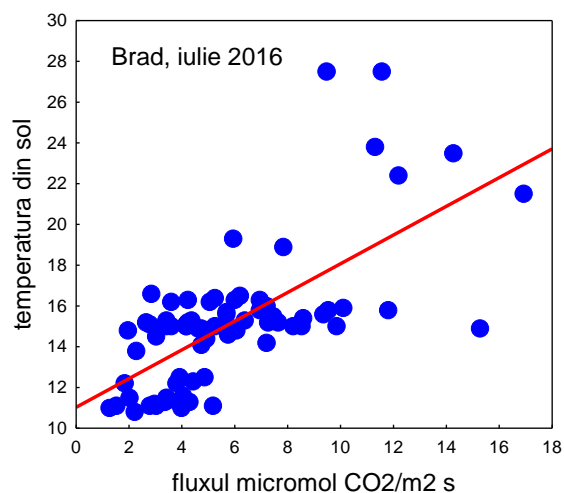
Măsurătorile privitoare la fluxul de dioxid de carbon au fost efectuate în 4 perioade distincte din an, și anume: în aprilie când are loc intensificarea respirației microorganismelor din sol, la început de iulie și la sfârșit de august-început de septembrie când se realizează maximul activității microbiologice, și la mijlocul lunii noiembrie când temperatura foarte scăzută din

primii 5 cm ai solului (determinată și de apariția primei ninsori) influențează negativ activitatea microbiologică. Am optat pentru aceste 4 variante pentru a surprinde întreaga gamă de situații ce pot fi întâlnite din punct de vedere al variabilității fluxului eliberat de microorganismele din sol. Cu o săptămână înainte de a începe primele măsurători au fost instalate colare în vederea materializării în teren a pozițiilor de măsurare pentru a evita perturbarea solului când revenim să facem o nouă serie de măsurători și totodată cu scopul de a păstra poziția inițială de măsurare. O serie de măsurători (210 colare/citiri) a durat aproximativ 4-5 zile, în funcție și de starea vremii și accesibilitate. Măsurătorile s-au efectuat între orele 9.00-16.00, considerându-se ca ne semnificativă variația fluxului diurn sub coronamentul pădurii în acest interval orar. Aparatul a măsurat concentrațiile de CO₂ din sol pentru fiecare colar timp de 2 minute. Simultan cu măsurarea fluxului de CO₂ pentru fiecare locație s-au determinat temperatura și umiditatea din sol (cu ajutorul unei sondă TDR la 20 cm adâncime și a unui dispozitiv INFIELD 7 UMS la 6 cm adâncime).

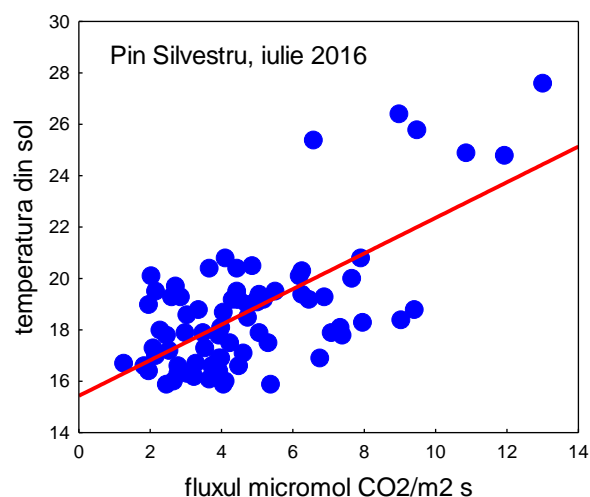
În majoritatea suprafețelor de probă s-a găsit o creștere semnificativă a fluxului de carbon odată cu creșterea temperaturii solului de la 3 cm (Fig. 7.10), în timp ce umiditatea în foarte puține cazuri a avut o influență semnificativă asupra fluxului.

În ceea ce privește diferența dintre arborii vii și cei morți în cadrul fiecărui cuplu, s-au observat fluxuri de carbon semnificativ mai mari la arborii morți, pentru înregistrarea efectuată în iulie 2016, septembrie 2016 și aprilie 2017 pentru pin silvestru și pentru pin negru în septembrie 2016 și iulie 2017. Fluxul de dioxid de carbon înregistrat în jurul arborilor uscați de pin silvestru a fost semnificativ mai mare față de cel înregistrat pentru arborii vii pentru locația Codlea, iar pentru pinul negru pentru stațiunea Lempeș și Schei. Pentru brad însă nu au fost găsite diferențe între cele două categorii de arbori pentru nici o locație. Urmează să fie construite modele aditive și multiplicative care să ia simultan în considerare mai multe variabile (temperatura, umiditatea, etc.)

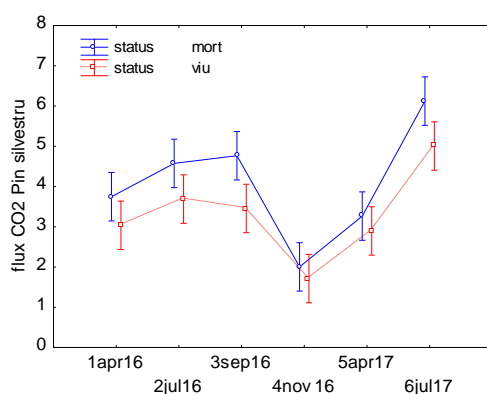
În vederea determinării nutrienților din sol, dar și a proprietăților fizice ale solului, în prima jumătate a lunii august au fost recoltate probe de sol din primii 30 de cm, câte 3 probe din jurul fiecărui colar.



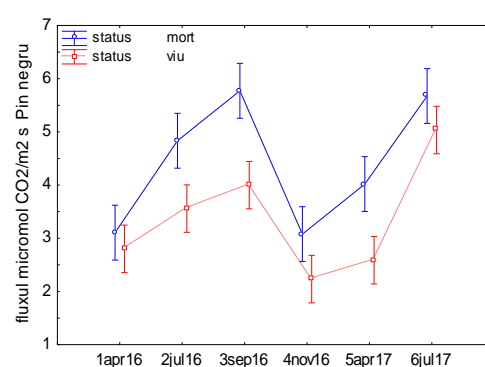
a)



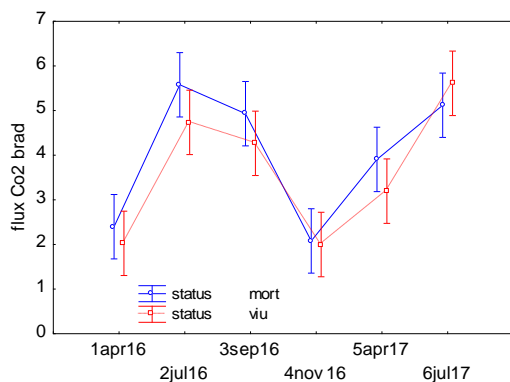
b)



c)



d)



e)

Figura 7.10 Corelația dintre temperatura și respirația solului (a – brad, b-pin silvestru). Comparația dintre fluxul de dioxid de carbon înregistrat la cele 2 categorii (viu-mort) din cadrul fiecărui cuplu studiat (c-pin silvestru, d-pin negru, e - brad).

În laborator, s-au extras subprobe și s-au uscat în etuvă 48 de ore la 70°C pentru a se determina umiditatea gravimetrică a solurilor studiate. O umiditate gravimetrică superioară pentru probele de sol luate de la arborii uscați comparativ cu cei vii s-a detectat pentru pinul silvestru de la Codlea și bradul de la Râșnov.

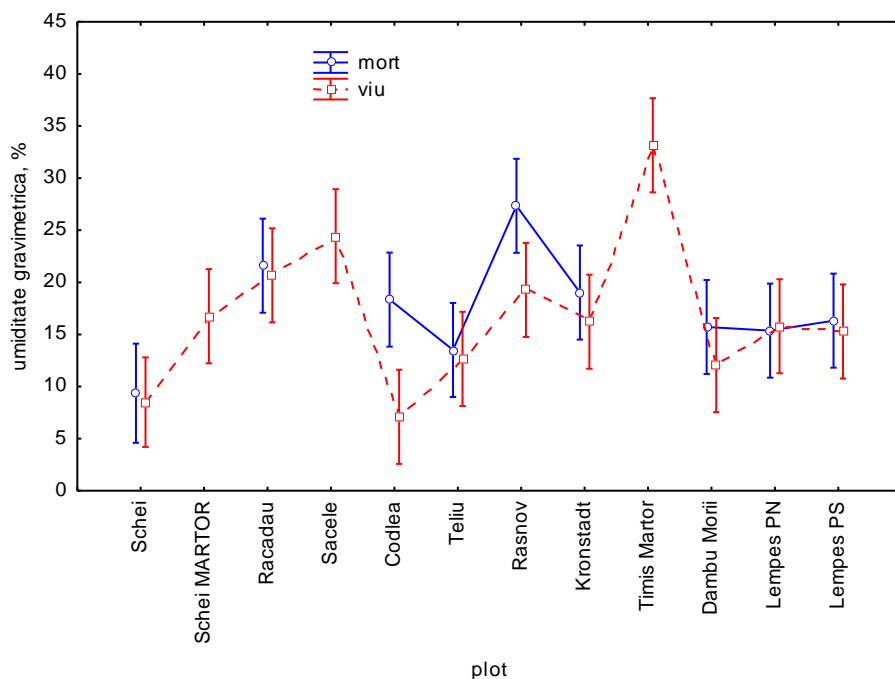
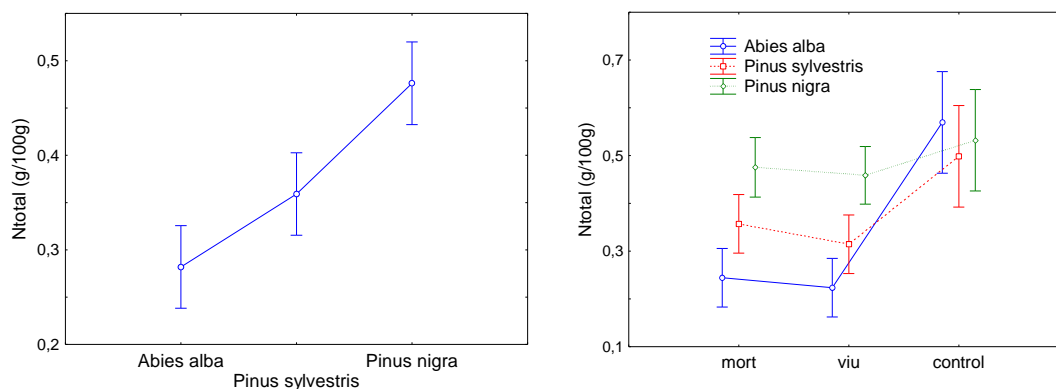


Figura 7.11 Umiditatea gravimetrică pentru cele 12 locații și cele 2 categorii (viu-mort).

Restul de material a fost uscat la temperatura camerei câteva zile, după care s-au separat și cântărit fragmentele de piatră pentru a determina conținutul scheletic al solurilor. Un alt subeșantion constând din 10 g sol a fost selectat pentru determinarea carbonului și azotului total cu ajutorul unui analizator elementar, analiza ce s-a efectuat în cadrul Muzeului de Științe ale Naturii din Madrid.



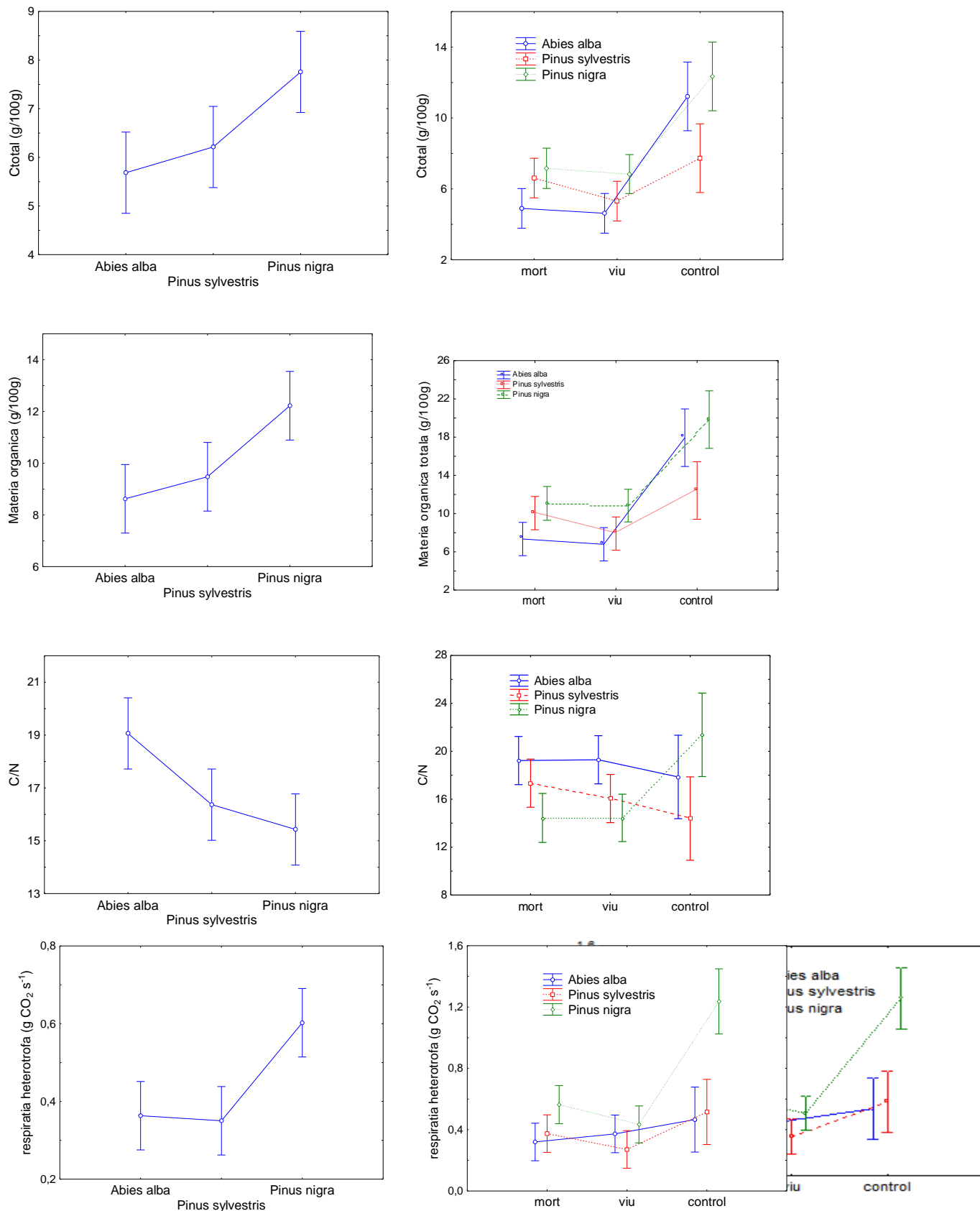


Figura 7.12 Variația principalilor nutrienți chimici ai solului (N total, C total, Materia organică totală, C/N) și respirația heterotrofă în raport cu specia, dar și cu starea de vitalitate (mort, viu, control).

Diferențele dintre cele trei specii de conifere au fost testate în funcție de 5 variabile de studiu (Fig. 7.12). Variabilele carbon organic și azotul total au arătat diferențe semnificative între cele trei specii, *Pinus nigra* fiind cel care a prezentat cantități mai mari la hectar în ambele variabile. În ceea ce privește materia organică și respirația heterotrofică s-au găsit diferențe semnificative între *Pinus nigra* și celelalte două specii; având valori mai ridicate ale *Pinus nigra* în ceea ce privește materia organică și respirația heterotrofică. În cele din urmă, raportul C/N a arătat diferențe semnificative între brad și celelalte două specii, acesta fiind cea care a avut o valoare mai mare.

Aceleași 5 variabile au fost studiate pentru fiecare specie ținând cont de starea de sănătate în care se aflau. Pentru *Pinus nigra*, în toate variabilele, cu excepția carbonului organic, există diferențe semnificative între ploturile control și cele în care este prezentă uscarea, controlul având mai puțin azot total, o valoare a raportului C/N mai mare, un procent mai mare de materie organică și o respirație heterotrofică mai mare. Pentru brad, carbonul organic, azotul total, materia organică și respirația heterotrofă au arătat diferențe semnificative între control și ploturile afectate, în timp ce nu s-au constatat diferențe semnificative între arborii vii și cei morți. La pin silvestru diferențe semnificative au fost găsite în carbon organic și azot total între ploturile afectate de uscare și cele control, controlul având o cantitate mai mare de C și N. Raportul C/N nu a evidențiat diferențe semnificative între suprafețele afectate de uscare și cele neafectate. Suprafețele cu *Pinus sylvestris* par să se comporte similar celor de brad în ceea ce privește efectele dezintegrării pe carbon, azot și raportul C/N al solurilor. Cu toate acestea, faptul că arborii morți de pin silvestru prezintă în sol un procent de materie organică și respirație heterotrofică similar cu suprafața control poate fi din cauza ofertei suplimentare a materiei organice moarte, în special ace și rădăcini. Aici putem observa relația puternică dintre materiile organice variabile și respirația heterotrofică.

Așa cum se poate observa din figura 7.13, în zonele în care au loc procesele de uscare, arborii au mai multă concurență decât în suprafețele control, cu excepția *Abies alba*. Cu toate acestea, pentru *Pinus nigra* și *Pinus sylvestris*, concurența mai puternică pentru resurse pare să fie asociată cu acest proces de uscare. Pe de altă parte, bradul, deoarece este o specie caracteristică altitudinilor înalte, în care resursele sunt limitate, nu pare a fi afectat de o concurență mai mare, iar mortalitatea se datorează unui efect mai direct al schimbărilor în ceea ce privește disponibilitatea resurselor asociate cu schimbările climatice, cum ar fi scăderea accesului la apă în timpul sezonului de vară.

În ploturile de pin negru, unde procesele de succesiune secundară este foarte avansată, avem deci de-a face cu o cantitate mai mare de materie organică și o contribuție mai mare a carbonului și a azotului în sol. Materia organică de conifere are nevoie de mult timp pentru a se descompune din

cauza compușilor conținuți și care tind să acidifice solul și astfel conduce la creșterea raportului C/N (Barba et al. 2013).

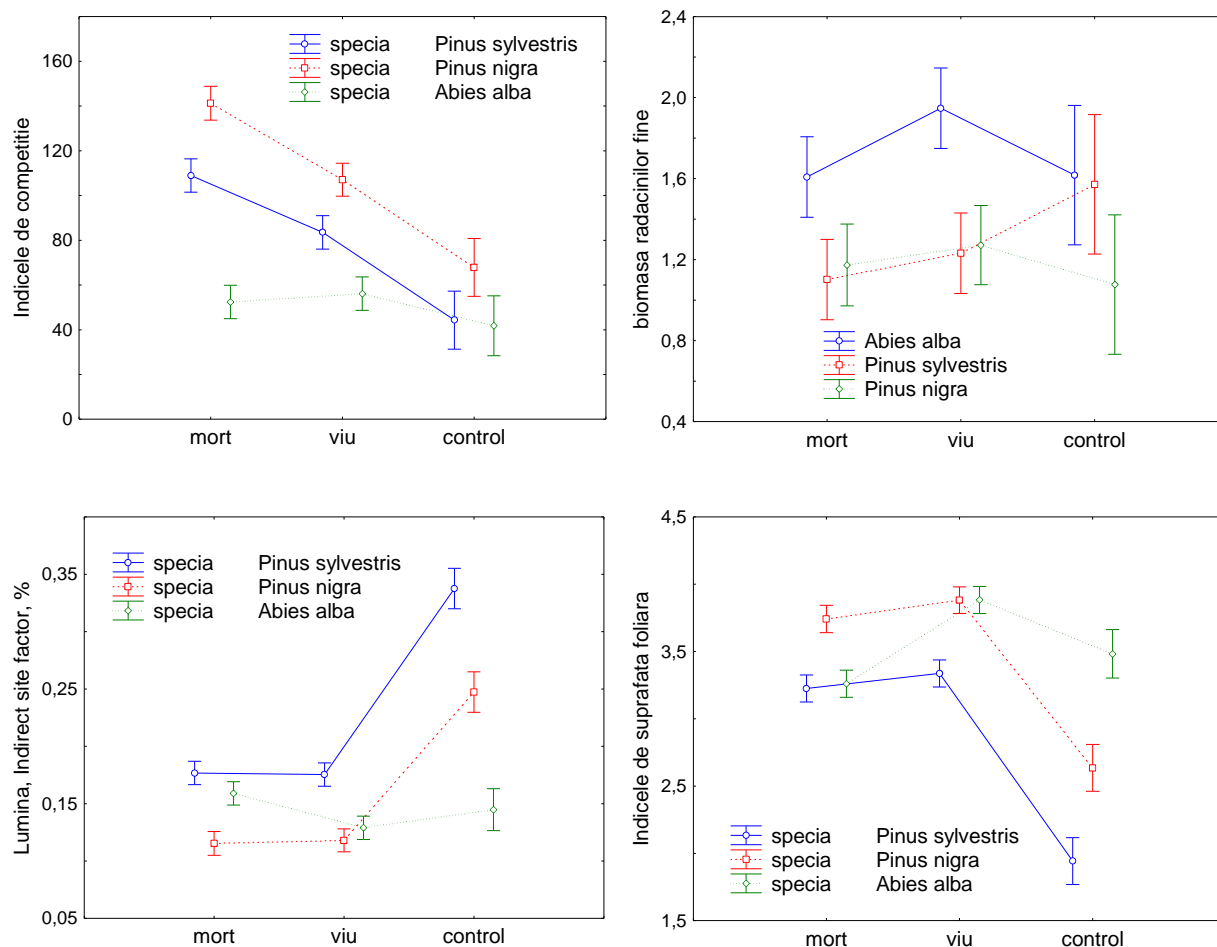


Figura 7.13. Indicele de competiție, biomasa rădăcinilor fine, condițiile de lumină și indicele de suprafață foliară pe specii și stare de vitalitate

Ca și o concluzie referitoare la ciclurile de carbon și nutrient, putem spune că există o mare diferență între ploturile control și cele afectate de fenomene de uscare. În suprafețele cu pin negru care sunt supuse unui proces de succesiune secundară mai avansate în cazul în care colonizarea speciilor native este de foioase, este afectat puternic ciclul de carbon și substanțe nutritive. Cu toate acestea, ploturile cu pin silvestru și brad afectate de secetă, și care se găseau deja în stadiile succesionale anterior procesului de uscare, nu prezintă efecte puternice asupra ciclurilor de carbon și nutrienți. Respirația heterotrofică este variabila cea mai strâns dependentă de cantitatea de material organic comparativ cu toate celelalte variabile.

Suprafețele afectate de uscare prezintă în general mai puțină acumulare a materiei organice și prin urmare rate ale respirației heterotrofe mai mici. Acest lucru se poate datora faptului că aceste zone au fost zone istorice mai puțin productive, ceea ce poate explica implicarea anterioară și cea mai mică concentrație de materie organică; în timp ce fenomenele de uscare influențează negativ creșterea și deci adăugarea materiei organice în sol. Această din urmă

ipoteză nu este valabilă și în pădurile de pin silvestru, în care arborii morți în ploturile cu fenomene de uscare prezintă aceleași niveluri de materie organică și respirație heterotrofă ca și în suprafața control.

Caracterizarea schimburilor apărute ca urmare a mortalității arborilor în structura microorganismelor din sol

Probele din sol au fost aduse în lăzi frigorifice portabile în laborator și puse în frigider și în aceeași zi din fiecare probă s-au extras 10 g de sol în condiții sterile pentru a se împiedica contaminarea probelor. Pungile cu cele 10 g de sol au fost depozitate imediat în congelator la -60° C. Ulterior, din aceste probe s-au utilizat 0,25 g probe de sol pentru extragerea ADN-ului. Probele au fost cântărite cu ajutorul unei balanțe analitice. Materialul s-a introdus în tuburi de 2ml, pe care s-a notat numărul probei și populația din care provine, tuburi existente în cadrul kit-ului de izolare (PowerMag Soil DNA Isolation kit)

După izolarea ADN-ului s-a făcut testarea calității și concentrației acestuia, testare ce s-a realizat cu ajutorul spectrofotometrului NanoDrop 8000. Pentru aceasta, s-a utilizat un volum de 1μl de ADN din soluția stoc. Concentrațiile au fost destul de mari cu o calitate a ADN-ului, apreciată în funcție de raportul 260/280 la care valorile optime sunt cuprinse în intervalul 1,8 – 2,0.

Testarea calității s-a făcut cu scopul realizării diluțiilor necesare pentru amplificarea markerilor ADN utilizați în prelucrările anterioare. Amplificarea ADN-ului s-a realizat cu ajutorul reacției de polimerizare (engl. Polymerase Chain Reaction - PCR) în laboratorul de genetică al colaboratorilor spanioli (Muzeul de Științe Naturale din Madrid).

Reacția PCR (engl. Polymerase Chain Reaction) a fost descoperită de către Kary B.Mullis în 1983, urmând ca ulterior să cunoască o importantă dezvoltare datorită descoperirii Taq polimerazei, enzima "cheie" a reacției. În prezența acestei enzime moleculele de ADN, în mod normal dublu catenare se disociază și astfel fiecare catenă poate fi copiată. Această reacție constă în identificarea și amplificarea unei regiuni "țintă" de ADN, care poate fi o genă sau un segment de ADN fără o funcție specifică. Reacția are loc într-o mașină specială denumită thermocycler care este capabilă să ridice și să scadă temperatura din tuburile de reacție după un program stabilit inițial. Reacția constă în repetarea unei succesiuni de 3 pași:

- a) Denaturarea moleculei de AND prin ruperea punților de hidrogen dintre cele 2 catene complementare ale ADN-ului, pas ce se desfășoară la o temperatură de 94°C.
- b) Legarea primerilor pe cele 2 catene antisens la capetele zonei de amplificat. Temperatura de lucru variază în funcție de primer și se situează de obicei în intervalul 50–65°C.
- c) Sintetizarea noilor catene, proces ce are loc de regulă la 72°C (Taqpolimeraza recunoaște capătul 3'al primer-ului atașat la catena matriță și începe elongarea lui).

Acești pași se repetă de un număr suficient de mare (30–40 de ori) până când se obține un număr foarte mare de copii ale fragmentului țintă, de ordinul zecilor și sutelor de milioane.

În urma verificării amplificabilității, s-a constatat că probele conțin suficient AND extras, cu alte cuvinte kitul folosit pentru extragerea AND-ului a reușit în totalitate să elimine acidul humic, care prin prezența lui ar fi inhibat activitatea Taq polimerazei. Astfel am luat hotărârea de a pregăti și trimite probele (câte 20microlitri) la Laboratorul de bioinformatică al Universității din Michigan (SUA), în vederea determinării compoziției microorganismelor ce se întâlnesc la nivelul rădăcinilor și sunt specifice celor 3 specii studiate în cadrul proiectului TReeMoris.

Informațiile primite de la laboratorul de bioinformatică al Universității din Michigan (SUA) au fost mai departe prelucrate cu ajutorul colaboratorilor spanioli de la Muzeul de Științe Naturale din Madrid. Astfel, pentru determinarea diversității celor două tipuri importante de microorganisme din sol: bacterii și fungi s-a realizat analiza secvențelor I cu platforma Qiime în 4 etape. Mai întâi s-a realizat unirea secvențelor perechi cu ajutorul programului Pandaseq, obținându-se o suprapunere de 75bp pentru fiecare secvență împerecheată. În cadrul celei de-a doua etape s-a realizat filtrarea calității, citirea numelui și s-a obținut un singur fișier excel cu toate datele. Pentru aceasta s-a folosit scriptul `multiple_split_libraries_fastq.py` (http://qiime.org/scripts/multiple_split_libraries_fastq.html). Numărul total al citirilor după unire și filtrare pentru bacterii a fost de 3676181 cu o lungime a secvenței (media±abaterea standard): 412.0248 ± 1.7338 și pentru fungi 2653191 cu o lungime a secvențelor de 285.8284 ± 30.5891 .

În cea de-a treia etapă a avut loc identificare și eliminarea secvențelor quimeirce, care au reprezentat 8,02 din totalul secvențelor pentru bacterii și doar 0,04 % din totalul secvențelor pentru fungi. Pentru aceasta operație au fost utilizate două baze de date diferite: `rdp_gold` pentru bacterii și `UCHIME/USEARCH/UTAX` din depozitul UNITE (V.7.1, data publicării: 2016-12-01) pentru fungi.

În ultima etapă a fost realizată gruparea secvențelor folosindu-se pentru compararea probelor scriptul `pick_open_reference_otus.py` cu baza de date RDP pentru bacterii și `pen_reference_otus.py` cu baza de date de fungi UNITE cu utilizare în QIIME, iar pentru grupare funcția `uclast`.

În cele ce urmează se vor prezenta câteva rezultate privind analiza comparativă între cele 3 specii arborescente studiate a diversității alpha și beta pentru ambele categorii de microorganisme din sol.

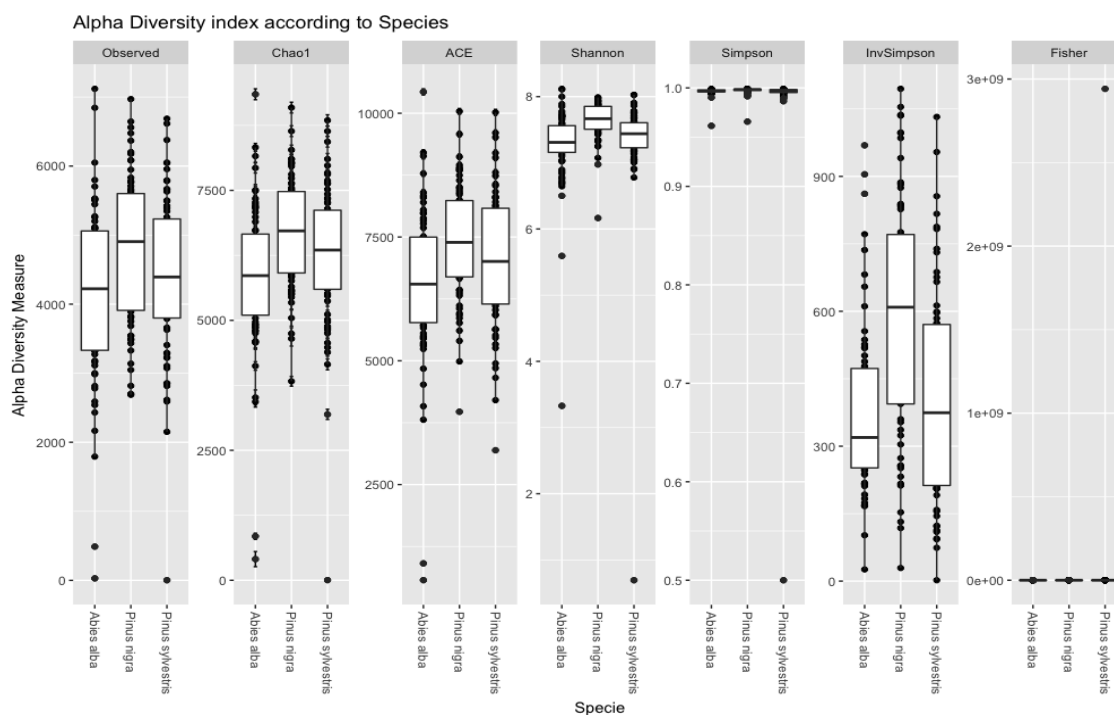


Figura 7.14. Indicii diversității alfa pentru bacteriile din sol pentru cele 3 specii studiate.

Valorile medii ale majorității indicilor caracteristici diversității alpha pentru bacterii au aceeași tendință pentru cele trei specii arborescente analizate (Fig.7.14), respectiv, cele mai mari valori ale acestor indici sunt atinse de bacteriile prezente în probele de sol colectate în jurul pinului negru și cele mai scăzute în cele din jurul bradului.

În ceea ce privește diversitatea alpha a fungilor nu se mai poate vorbi de un același model al valorilor medii ale diferiților indicatori specifici acestui tip de diversitate pentru cele trei specii (Fig. 7. 15). Se observa totodată că valorile indicelui Shannon sunt mult mai scăzute decât în cazul bacteriilor (în jur de 3 față de 7 pentru bacterii).

Ulterior s-a analizat cum se grupează diversitatea de tip beta în funcție de specia de arbori analizată cu ajutorul metodei NMDS, considerându-se specia ca variabilă (Fig. 7.16).

S-au observat astfel diferențe în ceea ce privește diversitatea beta a bacteriilor între *Abies alba* și *Pinus sylvestris*, în timp ce diversitatea pinului negru se situează între cea a celorlalte două specii (Fig. 7.16 stânga). În cazul fungilor s-a observat astfel o diferențiere clară între brad și cele două specii de pin, diversitatea beta fiind similară între cele două specii de pin (Fig. 7.16 dreapta).

Pentru 10 % cele mai reprezentative phylum de bacterii și fungi s-a prezentat abundența totală a acestora pentru fiecare din cele 3 specii de arbori din jurul cărora s-au recoltat probe de sol.

Astfel se pot observa unele diferențe între cele trei specii de arbori în ceea ce privește abundența diferitelor încrângături de bacterii, mai ales în ceea ce privește Acidobacteria și Actinobacteria (Fig. 7.17).

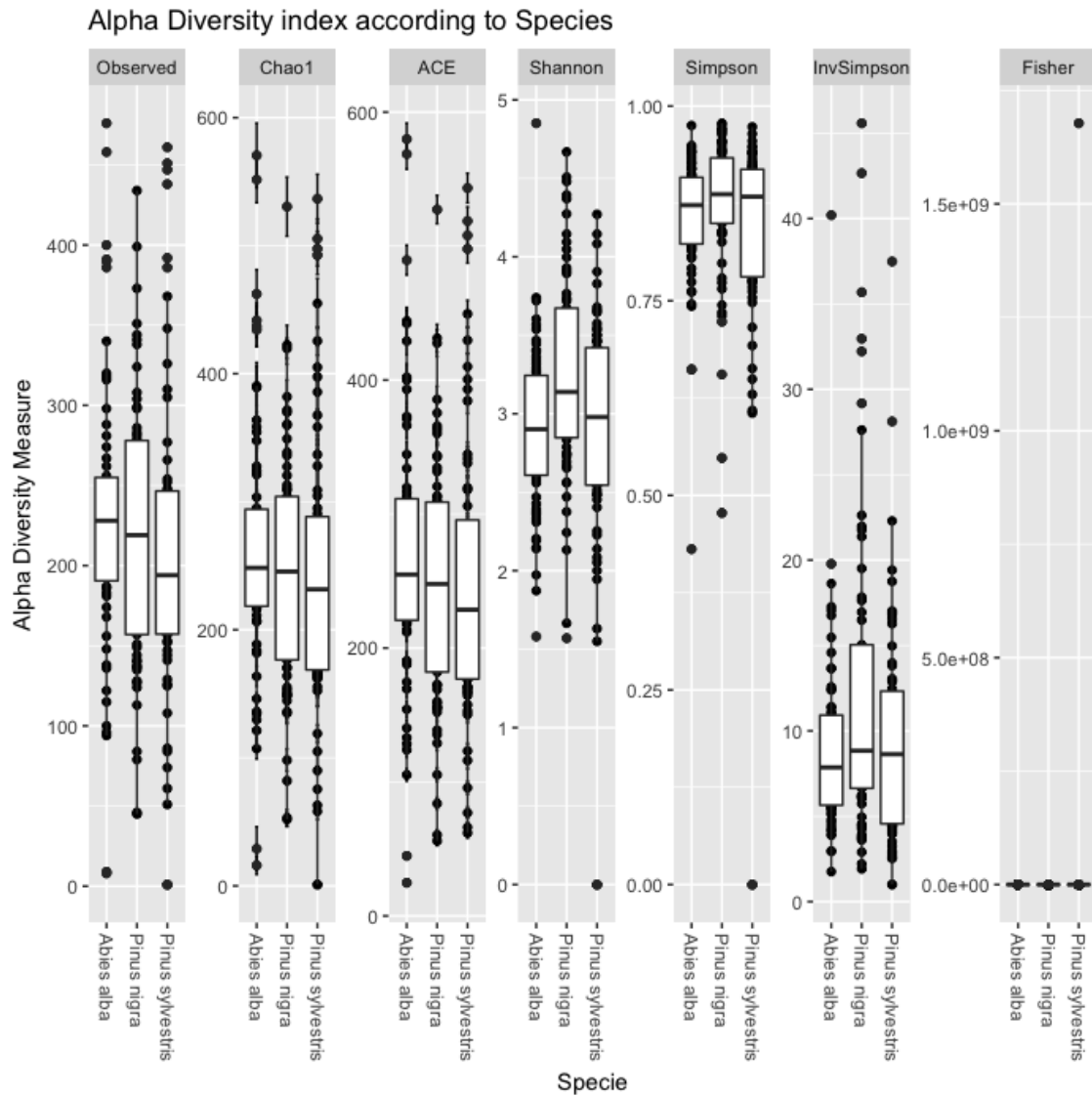


Figura 7.15 Indicii diversității alfa pentru ciuperciile din sol pentru cele 3 specii studiate.

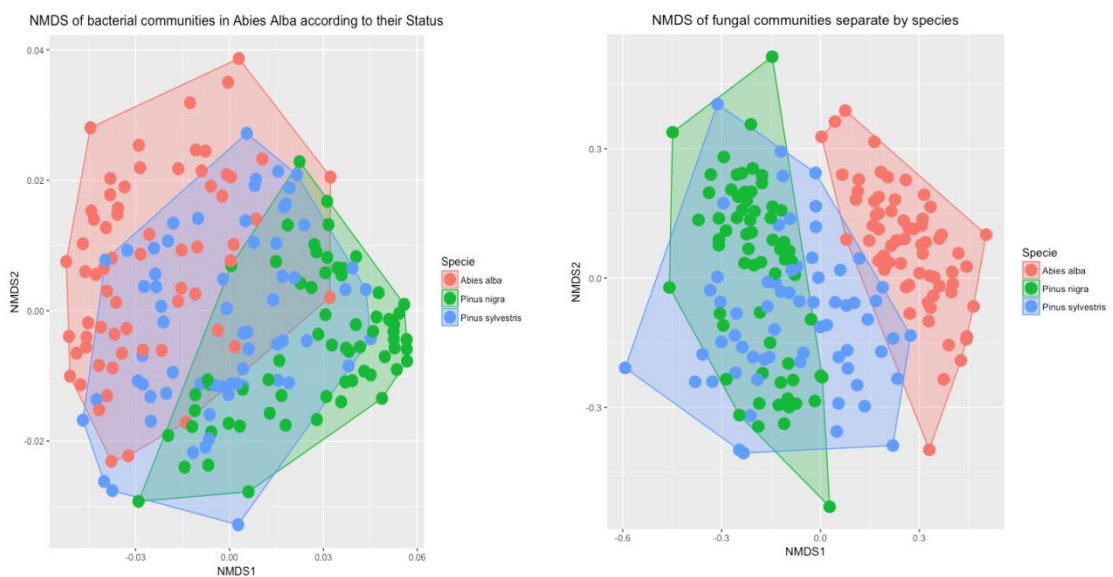


Figura 7.16 Diferențierea pe cele 3 specii de arbori a diversității de tip beta pentru bacterii

(stânga) și pentru fungi (dreapta)

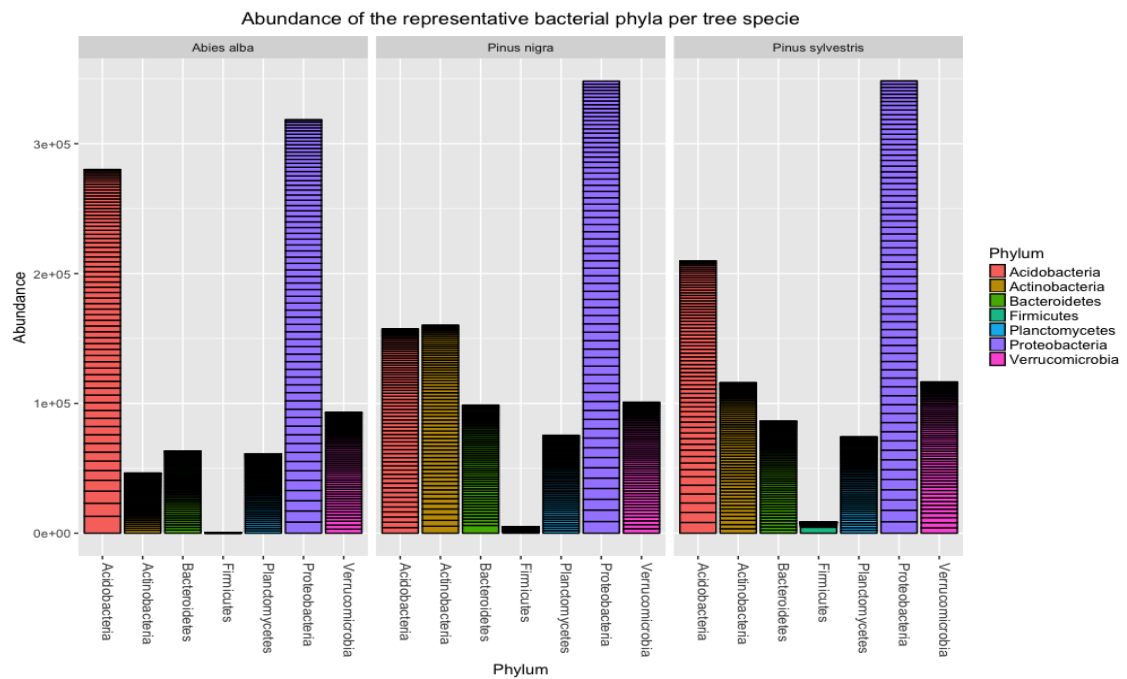


Figura 7.17. Abundența totală a celor mai reprezentative încregături de bacterii

Cea mai abundentă încregătură de ciuperci este Basidiomycota, aceasta având cea mai mare abundență în probele de sol colectate din jurul arborilor de brad (Fig. 7.18).

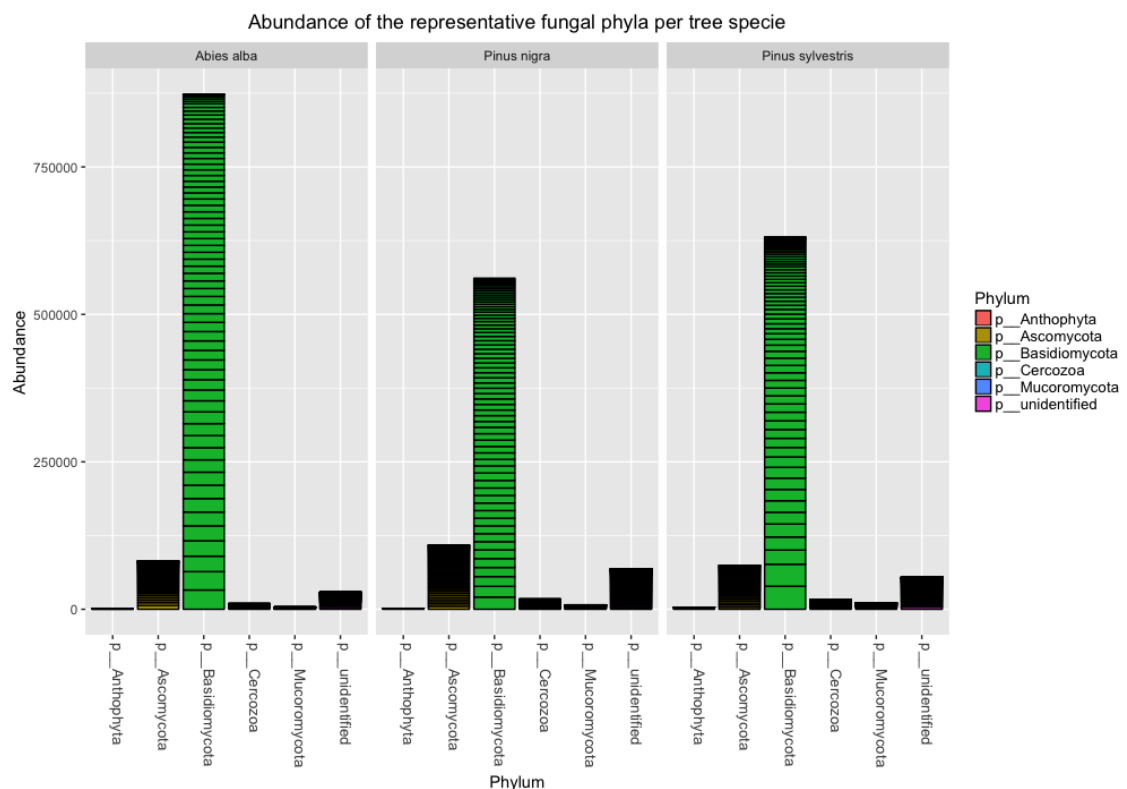


Figura 18. Abundența totală a celor mai reprezentative încregături de ciuperci.

(B-ii) Planul de evoluție și dezvoltare al carierei**1. Evoluția profesională anterioară****1.1. Educație**

- 1994-1999 - Studii de licență, Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Universitatea Transilvania Brașov
- 1995-2000 - Studii de licență, Facultatea de Științe, Specializarea Matematică, Universitatea Transilvania Brașov
- 1999-2000 – Studii aprofundate, Specializarea Biotehnologii Silvice, Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Universitatea Transilvania Brașov
- 2000-2002 – Studii de masterat, Specializarea Probabilități și statistică matematică, Facultatea de Științe, Universitatea Transilvania Brașov
- 2001-2008 – Doctorat în domeniul Silvicultură, Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Universitatea Transilvania Brașov, coordonator: prof.dr.ing. Ioan Clinciu
- 2005-2011 – Doctorat în domeniul Ecologie Forestieră, Facultatea de Silvicultură și Ecologie Forestieră, Universitatea Georg August Göttingen, Germania, coordonator: prof.dr.ing. Burghard von Lüpke
- 2013-2015 – Postdoctorat în domeniul Silvicultură, WSL Birmensdorf, Elveția, coordonatori: prof.dr.ing. Andreas Rigling și Brigitte Commarmot

1.2. Activitatea profesională

După terminarea studiilor de licență în anul 2000, am fost angajat la Catedra de Amenajarea Pădurilor din cadrul Facultății de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Universitatea Transilvania Brașov și am parcurs următoarele trepte ale învățământului universitar:

- 2000: preparator universitar
- 2002: asistent universitar
- 2011: șef de lucrări
- 2012: conferențiar universitar, ultimele 2 poziții realizându-se în cadrul Departamentului de Exploatare Forestiere, Amenajarea Pădurilor și Măsurători Terestre

Activitatea didactică a constat în coordonarea și predarea cursurilor și lucrărilor practice aferente disciplinelor Biostatistică (programul de licență pentru specializările Silvicultură, Exploatare Forestiere, Cinegetică), Teoria probabilităților și statistică matematică (programul de licență pentru specializarea de Măsurători Terestre și Cadastru), Aplicații complexe ale statisticii matematice în silvicultură (programul de masterat Managementul Ecosistemelor Forestiere),

Applied Statistics in Forest Research (programul de masterat în limba engleză Multiple Purpose Forestry), precum și cursul de Statistică în cercetare pentru Inginerie (programul Școlii Doctorale al Universității Transilvania Brașov).

În cadrul Facultății de Silvicultură și Exploatare Forestiere, am deținut sau dețin următoarele funcții:

- Secretar al Comisiei de Licență pentru programul Măsurători Terestre și Cadastru în anul 2011; Membru al Comisiei de Licență pentru programele Silvicultură, Exploatare Forestiere și Cinegetică în anul 2013; Membru în Comisia de Disertație pentru programul Managementul ecosistemelor Forestiere în anul 2015; 2017; 2019;
- Membru în Consiliul Departamentului de Exploatare Forestiere, Amenajarea Pădurilor și Măsurători Terestre (din 2015-prezent);
- Coordonator al Centrului de Cercetare al Departamentului de Exploatare Forestiere, Amenajarea Pădurilor și Măsurători Terestre (2012-2013; 2015-prezent);

În perioada desfășurată în învățământul universitar am coordonat 3 proiecte de licență și 7 lucrări de disertație pentru studenții Facultății de Silvicultură și Exploatare Forestiere din Brașov.

1.3. Activitatea științifică

Activitatea științifică derulată după anul 2008, anul în care am obținut titlul de doctor în cadrul Universității Transilvania din Brașov, se pliază pe 4 proiecte de cercetare de referință pentru profilul meu de cercetător:

- 1) Primul dintre acestea este un proiect de cercetare finanțat de DFG (Deutsche Forschung Gemeinschaft) pe perioada 2007-2010, proiect derulat în cadrul Universității din Göttingen, Germania. Aici am fost înrolat într-un experiment multidiscplinar realizat la scară largă cu diferite tratamente de exploatare și regenerare (Munții Solling, Saxonia Inferioară). Proiectul particular pe care l-am coordonat a avut titlul "*Influența diferitelor tratamente silviculturale asupra creșterii puiștilor de fag și duglas plantați sub masiv*", și a urmărit modelarea influenței luminii, umidității solului și a nutrienților disponibili din sol asupra creșterii și partiționării în biomasă a puiștilor de fag și duglas. Rezultatele au fost valorificate în câteva publicații ca prim autor (Petritan et al. 2010, 2011a, 2011b, 2011c, 2012) în jurnale prestigioase ca European Journal of Forest Research, Journal of Forest research, Forstarchiv, Forest Systems, Baltic Forestry.
- 2) Cel de-al proiect reper la care am participat ca postdoctorand a fost proiectul de Tinere Echipe 2011 "*Structura și regimul de disturbanta a golurilor existente într-o pădure naturală de gorun și implicațiile ecologice ale acestora*" (2011-2013), proiect finanțat de

Autoritatea Națională pentru Cercetare Științifică din România și derulat la ICAS Brașov. Experiența în aplicarea diferiților indici de diversitate, precum și în analiza proceselor punctiforme în vederea descrierii structurii arboretului și a proceselor naturale care se produc în pădurile virgine, a fost cu succes valorificată prin 3 articole publicate în *Forest Ecology and Management* (Petrițan et al. 2012b, 2013, 2014), la două dintre acestea fiind autor principal (prim autor și autor corespondent). Ambele articole fac obiectul prezentei teze de abilitare.

- 3) Cel de-al treilea proiect emblematic pentru traiectoria mea de cercetător a fost proiectul *“Mortalitate și disturbantă: o analiză dendroecologică a proceselor dintr-o pădure virgină de fag și brad”* (2013-2015), finanțat de statul elvețian, și derulat la Institutul de Păduri, Zăpadă și Peisaj (WSL), Birmensdorf, Elveția. În cadrul acestui proiect am avut calitatea de postdoctorand și funcția de investigator principal. Primul manuscris referitor la coexistența speciilor și procesele spațiale identificate în pădurea virgină Șinca a fost publicat în *Forest Ecology and Management* (2015) ca prim autor, în timp ce cel de-al doilea manuscris referitor la structura vârstei și reconstrucția regimului de disturbantă pe baza datelor dendrocronologice, se află în faza de trimitere. Ambele articole fac obiectul prezentei teze de abilitare.
- 4) Cel de-al patrulea proiect de cercetare considerat capital pentru mine a fost proiectul de *Tinere Echipe TREEMORIS (Dinamica mortalității mai multor specii de arbori din România și impactul acesteia asupra nutrienților și a comunităților microbiene din sol)* (2015-2017) pe care l-am coordonat în calitate de Director de proiect. În cadrul acestui proiect au fost studiate implicațiile mortalității arborilor asupra capacității pădurilor de a sechestra carbonul și a reține nutrienții esențiali (N, P). În plus, am încercat să caracterizăm schimbările asociate mortalității arborilor în structura și funcționarea microorganismelor din sol, microorganisme responsabile pentru descompunerea lemnului și ciclul carbonului în ecosistemele forestiere. Rezultate preliminare din acest proiect sunt prezentate sumar în prezenta teză de abilitare și o parte din ele au fost cuprinse într-un articol științific acceptat spre publicare în prestigioasa revista *Soil, Biology and Biochemistry*.

În anul 2018 am coordonat un proiect de cercetare prin care am studiat dinamica densității lemnului mort de fag și brad din pădurea Șinca funcție de gradele de descompunere, proiect ce a vizat și integrarea masteranzilor în echipe de cercetare în vederea motivării acestora pentru activitatea de cercetare din cadrul programelor de doctorat.

Începând cu anul 2017 fac parte din echipa proiectului ERANET-FACCE ERAGAS-FORCLIMIT (*Mobilizarea și monitorizarea efortului cu impact climatic pozitiv din sectorul forestier*) (2017-2020), având ca și activitate principală validarea modelului carbonului din sol și de descompunere a litierei Yasso 15 pentru arborete din România.

Pe baza rezultatelor obținute în cadrul diferitelor colaborări cu membrii colectivului facultății noastre, dar și cu colaboratori externi, începând cu anul 2012 au fost publicate 14 articole în reviste cotate ISI din categoria Forestry sau alte categorii colaterale acesteia (din care 8 în zona roșie, la jumătate din ele fiind autor principal și 5 în zona galbenă la acestea toate fiind autor corespondent). Am ținut prelegeri în calitate de invitat sau în cadrul stagiilor de cercetare la WSL Elveția (2015) și la Academia Ungară de Științe din Budapesta (2017). Am susținut lucrări la conferințe internaționale în Germania (2011, 2012), Ucraina (2013), Elveția (2014), Spania (2015), Rusia (2017), România (2016) și Estonia (2017).

Recunoașterea activității de cercetare științifică și implicit măsura vizibilității internaționale este dată de numărul de citări (peste 200 în reviste cotate ISI și peste 350 de citări în Google Scholar), includerea în colectivul editorial al unor reviste științifice (ISI - *Annals of Forest Research* și *BDI - Bucovina Forestieră*), precum și de calitatea de recenzor la 19 reviste prestigioase (cel puțin o recenzie (în total 49 de recenzii) pentru: *Journal of Forestry Research*, *Scandinavian Journal of Forest Research*, *Annals of Forest Research*, *Dendrobiology*, *iForest*, *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, *Ecological Engineering*, *Forest Ecology and Management*, *Journal of Forest Sciences*, *Journal of Agricultural Science and Technology*, *International Journal of Geo-Information*, *Scientific reports*, *Forests*, *Forest Science*, *New Forests*, *Remote Sensing*, *Mountain Research and Development*, *Plant Biosystems*, *Journal of Plant Ecology*). În 2017 am participat ca și expert evaluator în competiții naționale de proiecte, competiții derulate sub umbrela UEFISCDI. Am fost referent științific în cadrul departamentului de Silvicultură la o teză de doctorat în 2012, iar în cadrul departamentului EFAPMT sunt membru în comisiile de îndrumare a doi doctoranzi (2016, 2018).

1. Planul de dezvoltare al carierei

1.1. Planul de dezvoltare al activității didactice

În ceea ce privește activitatea didactică voi încerca în cadrul orelor de curs și de laborator să mă focusez pe înțelegerea corectă de către studenți a noțiunilor și conceptelor/principiilor de bază ale statisticii matematice și pe aplicarea corespunzătoare a metodelor și tehnicilor specifice prelucrării datelor obținute din practica și cercetarea aferente domeniului forestier în vederea caracterizării proceselor și fenomenelor ce pot fi întâlnite în cadrul ecosistemelor forestiere. Voi

încuraja și stimula studenții să participe interactiv în timpul orelor de predare, în principal prin promovarea unei atmosfere deschise și colegiale. Pentru studenții de la ciclul de licență consider importantă alocarea primelor ședințe de aplicații practice ieșirilor pe teren, cu scopul de a ne cunoaște unii cu ceilalți, pentru o mai bună adaptare la noul statut de student fiind vorba de primul semestru de studenție, pentru a avea un prim contact ca și silvicultori în devenire cu viitorul loc de muncă (pădurea) și a prelua prin măsurători directe unele date experimentale ce vor face obiectul prelucrărilor ulterioare în timpul orelor de seminar. Pentru studenții de la ciclul de masterat, voi încerca integrarea câtor mai mulți dintre ei în proiecte de cercetare în vederea realizării lucrărilor de disertație sau chiar a stimulării înscrierii lor la doctorat. Pentru studenții de la programul de master în engleză invitarea unor profesori/cercetători în vederea susținerii de prelegeri pe teme specifice cursului pe care îl coordonez este o condiție necesară creșterii calității și atractivității acestui program. Elaborarea unor cursuri atractive atât prin prisma tehnicilor moderne de predare cât și prin punerea la dispoziția studenților a unor materiale suport eficiente devin acțiuni cu caracter obligatoriu. Participarea mea la toate acțiunile promovate de departament, facultate sau universitate ce vizează activități cu studenții este de asemenea o prioritate.

1.2. Planul de dezvoltare al activității de cercetare științifică

Un obiectiv fundamental al carierei mele științifice imediat următoare este acela de a începe formarea unei echipe de cercetare fără de care obținerea unor rezultate științifice remarcabile este aproape imposibilă în condițiile lumii academice de azi în care totul se derulează într-un ritm foarte accelerat. Coordonarea în continuare a unor granturi destinate integrării masteranzilor în echipe de cercetare, precum și calitatea de a îndruma doctoranzi și postdoctoranzi vor fi două instrumente foarte utile în integrarea unor tineri talentați și pasionați în noul grup de cercetare. Îndrumarea în cotutelă a doctoranzilor cu profesori din universități din străinătate va fi una din preocupările mele viitoare, acest lucru constituind o premiză viabilă în vederea internaționalizării facultății și universității noastre. Continuarea colaborărilor cu echipe de cercetători din țară și din străinătate, precum și inițierea unor colaborări noi constituie de asemenea una din măsurile impetuos necesare unei dezvoltări sustenabile a carierei științifice. Participarea în rețelele de cercetare paneuropene (și nu numai!) axate pe anumite subiecte concrete de cercetare este o condiție absolut necesară menținerii unei șanse reale în competițiile internaționale viitoare de proiecte, în special cele din cadrul Horizon Europe. Îmi doresc o participare cât mai activă în acțiunile COST viitoare, dar și în manifestările (conferințele) organizate de IUFRO și alte asociații/organizații profesionale de profil. Deși cercetarea fundamentală a constituit și va rămâne prima mea opțiune, totuși în contextul reducerii bugetului național de cercetare de la an

la an, o înclinare spre partea aplicativă și implicit spre posibilitățile de finanțare oferite de contractele de cercetare cu terți va ocupa o pondere din ce în ce mai importantă în acțiunile mele viitoare. În ceea ce privește valorificarea rezultatelor cercetării voi continua să public cu precădere în jurnale din categoria Forestry și categorii înrudite cu aceasta. Deasemenea activitatea intensă anterioară de recenzor pentru diferite jurnale de top va fi continuată. În plus penetrarea pe nișa evaluatorilor de proiecte de cercetare atât la nivel național cât și internațional va constitui un obiectiv aparte.

Ca și direcții/arii de cercetare imediat următoare aș menționa:

- coagularea la facultatea noastră a unui grup de cercetare a pădurilor virgine din România, cu precădere a proceselor ce se produc în mod natural în aceste păduri. Aș aminti aici procesele de descompunere a lemnului mort din pădurile virgine și rolul mușchilor existenți pe lemnul mort în aceste procese, capacitatea de sechestrare a carbonului în solul acestor păduri, producția, mortalitatea și descompunerea rădăcinilor fine, producția și descompunerea litierii, studiul proceselor perturbatoare dominante din aceste păduri seculare de-a lungul ultimelor secole, impactul proporției de participare a diferitelor specii (gradul de amestec) asupra componentelor și funcționării pădurilor naturale;
- continuarea studiului efectelor mortalității arborilor de conifere datorate în principal fenomenelor de secetă asupra componentelor și funcționării ecosistemelor forestiere, dar și extinderea acestor investigații asupra speciilor aflate la limita altitudinală (fie inferioară, fie superioară) sau în afara arealului lor natural;
- continuarea colaborării cu cercetători din zona tropicală în vederea caracterizării structurii și coexistenței unui număr ridicat de specii din aceste zone prin aplicarea metodelor statisticii spațiale a proceselor punctiforme;
- continuarea, dar mai ales amplificarea colaborării pe diverse subiecte de cercetare cu toți colegii din facultate.

(B-iii) Bibliografie

- Aakala, T., Kuuluvainen, T., De Grandpré, L., Gauthier, S. 2007. Trees dying standing in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec: spatial patterns, rates, and temporal variation. *Can. J. For. Res.* 37: 50-61.
- Aakala, T., Fraver, S., Palik, B.J., D'Amato, A.W. 2012. Spatially random mortality in old-growth red pine forests of northern Minnesota. *Can. J. For. Res.* 42: 899-907.
- Abrams, M.D., Copenheaver, C.A., Terazawa, K., Umeki, K., Takiya, M., Akashi, N. 1999. A 370-year dendroecological history of an old-growth *Abies-Acer-Quercus* forest in Hokkaido, northern Japan. *Can. J. For. Res.* 29: 1891-1899.
- Aguirre, O., Hui, G., von Gadow, K., Jiménez, J. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *For. Ecol. Manage.* 183:137-145.
- Alessandrini, A., Biondi, F., Di Filippo, A., Ziaco, E., Piovesan, G. 2011. Tree size distribution at increasing spatial scales converges to the rotated sigmoid curve in two old-growth beech stands of the Italian Apennines. *For. Ecol. Manage.* 262: 1950-1962.
- 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. *For. Ecol. Manage.* 259: 660-684.
- Amanzadeh, B., Sagheb-Taleb, Kh., Foumani, B.S., Fadaie, F., Camarero, J.J., Linares, J.C. 2013. Spatial distribution and volume of dead wood in unmanaged Caspian beech (*Fagus orientalis*) forests from northern Iran. *Forests* 4:751-765.
- Anderson, D.R., Burnham, K.P., Thompson, W.L., 2000. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *J Wildl Manage* 64: 912-923.
- Anselin, L. 1995. Local indicators of spatial association-LISA. *Geographical Analysis* 27: 93-115.
- Antos, J.A., Parish, R. 2002. Structure and dynamics of a nearly steady-state subalpine forest in south-central British Columbia, Canada. *Oecologia*, 130: 126-135.
- Applequist, M.B. 1958. A simple pith locator for use with off- center increment cores. *Journal of Forestry*, 56: 141.
- Barba, J., Curiel Yuste, J., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F. 2013. Drought-induced tree species replacement is reflected in the spatial variability of soil respiration in a mixed Mediterranean forest. *For. Ecol. Manage.* 306: 79-87.
- Barbu, I. 1991. Moartea bradului – simptom al degradării mediului. *Ceres: Bucuresti.* 276 pp.
- Barot, S., Gignoux, J. 2004. Mechanisms promoting plant coexistence: can all the proposed processes be reconciled? *Oikos* 106: 185-192.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C. 2009. Silviculture for old- growth attributes. *For. Ecol. Manage.* 258: 525-537.
- Bigler, C. 2003. Growth-dependent tree mortality: ecological processes and modeling approaches based on tree-ring data. Ph.D. thesis. Swiss Federal Institute of Technology Zurich. 131 pp.
- Bigler, C., Bräker, O. U., Bugmann, H., Dobbertin, M., Rigling, A. 2006. Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems*, 9: 330-343.
- Bigler, C., Veblen, T.T. 2009. Increased early growth rates decrease longevities of conifers in subalpine forests. *Oikos* 118: 1130-1138.
- Black, B.A., Abrams, M.D. 2003. Use of boundary-line growth patterns as a basis for dendroecological release criteria. *Ecol. Appl.* 13: 1733-1749.
- Black, B.A., Abrams, M.D. 2004. Development and application of boundary-line release criteria. *Dendrochronologia* 22: 31-42.

- Bohn, U., Gollub, G., Hettwer, C., Neuhäuslova, Z., Raus, T., Schlüter, H., et al. 2004. Karte der natürlichen Vegetation Europas/Map of the natural vegetation of Europe. Bonn-Bad Godesberg, Germany: BfN, CD-ROM.
- Bolton, N., D'Amato, A.W. 2011. Regeneration responses to gap size and coarse woody debris in forest harvests patterned after natural disturbances in northeastern Minnesota, USA. *Forest Ecology and Management* 262:1215–1222.
- Boncina, A. 2011. History, current status and future prospects of uneven-aged forest management in the Dinaric Region: an overview. *Forestry*. 84: 467–478.
- Bontemps, J-D., Herve, J-C., Duplat, P., Dhôte, J-F. 2012. Shifts in the height-related competitiveness of tree species following recent climate warming and implications for tree community composition: the case of common beech and sessile oak as predominant broadleaved species in Europe. *Oikos* 121: 1287–1299.
- Bouriaud, O., Popa, I. 2009. Comparative dendroclimatic study of Scots pine, Norway spruce, and silver fir in the Vrancea Range, Eastern Carpathian Mountains. *Trees Structure and Function* 23: 95-106.
- Brang, P. 2005. Virgin forests as a knowledge source for central European silviculture: reality or myth? *For. Snow Landsc. Res.* 79: 19–32.
- Brang, P., Spathelf, P., Larsen, J.B., Bauhus, J., Bončina, A., Chauvin, C. et al. 2014 Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87: 492–503.
- Bréda, N., Huc, R., Granier, A., Dreyer, E. 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci.* 63: 625–644.
- Büntgen, U., Martínez-Peña, F., Aldea, J., Rigling, A., Fischer, E.M., Camarero, J.J., Hayes, M.J., Fatton, V., Egli, S. 2013. Declining pine growth in Central Spain coincides with increasing diurnal temperature range since the 1970s. *Global and Planetary Change* 107: 177–185.
- Burrascano, S., Keeton, W.S., Sabatini, F.M., Blasi, C. 2013. Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *For. Ecol. Manage.* 291, 458-479.
- Busing, R.T., 1991. A spatial model of forest dynamics. *Vegetatio* 92: 167-179.
- Carrer, M., Soraruf, L., Lingua, E. 2013. Convergent space–time tree regeneration patterns along an elevation gradient at high altitude in the Alps. *For. Ecol. Manage.* 304: 1-9.
- Čater, M., Diaci, J., Roženbergar, D., 2014. Gap size and position influence variable response of *Fagus sylvatica* L. and *Abies alba* Mill. *For. Ecol. Manage.* 325: 128-135.
- Chapin, F.S., Walker, L.R., Fastie, C.L., Sharman, L.C. 1994. Mechanisms of primary succession following deglaciation at Glacier Bay, Alaska, *Ecological Monographs* 64: 149-175.
- Chen J, Bradshaw GA 1999. Forest structure in space: a case study of an old growth spruce-fir forest in Changbaishan Natural Reserve, PR China. *For. Ecol. Manage.* 120: 219-233.
- Chen, J., Song, B., Moeur, M., Rudnicki, M., Bible, K., Shaw, D. C., Braun, D. M., Franklin, J. F. 2004. Spatial relationships of production and species distribution in an old-growth Pseudotsuga-Tsuga forest. *Forest Sci.* 50: 364–375.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Odor, P., Standovar, T., Rozenbergar, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S., Vrska, T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *For. Ecol. Manage.* 210: 267–282.
- Collet, C., Colin, F., Bernier, F. 1997. Height growth, shoot elongation and branch development of young *Quercus petraea* grown under different levels of resource availability. *Ann. For. Sci.* 54, 65–81.
- Collet, C., Fournier, M., Ningre, F., Hounzandji, A.P.-I., Constant, T. 2011. Growth and posture control strategies in *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* saplings in response to canopy disturbance. *Annals of Botany* 107: 1345–1353.
- Collet, C., Lanter, O., Pardos, M. 2001. Effects of canopy opening on height and diameter growth in naturally regenerated beech seedlings. *Ann. For. Sci.* 58: 127–134.

- Commarmot, B., Bachofen, H., Bundziak, Y., Bürgi, A., Ramp, B., Shparyk, Y., Sukhariuk, D., Viter, R., Zingg, A. 2005. Structure of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *Forest Snow and Landscape Research* 79: 45–56.
- Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R., Yamakura, T. 2000. Spatial Patterns in the Distribution of Tropical Tree Species. *Science* 288: 1414-1418.
- Das, A., Battles, J., Stephenson, N.L., van Mantgem, P.J. 2011. The contribution of competition to tree mortality in old-growth coniferous forests. *For. Ecol. Manage.* 261: 1203–1213.
- Davis, M.A., Curran, C., Tietmeyer, A., Miller, A. 2005. Dynamic tree aggregation patterns in a species-poor temperate woodland disturbed by fire. *Journal of Vegetation Science* 16: 167-174.
- del Rio, M., Schutze, G., Pretzsch, H. 2014. Temporal variation of competition and facilitation in mixed species forests in Central Europe. *Plant Biology* 16: 166–176.
- del Río, M., Condés, S., Pretzsch, H., 2014. Analyzing size-symmetric vs. size-asymmetric and intra- vs. inter-specific competition in beech (*Fagus sylvatica* L.) mixed stands. *For. Ecol. Manage.* 325: 90–98.
- Di Filippo, A., Biondi, F., Maugeri, M., Schirone, B. & Piovesan, G. 2012. Bioclimate and growth history affect, beech lifespan in the Italian Alps and Apennines. *Global Change Biology* 18, 960–972.
- Diaci, J., Roženberger, D. (eds.) 2001. Regeneration processes in European beech forests. NatMan working report 3. (www.flec.kvl.dk/natman)
- Diaci, J., Rozenberger, D., Boncina, A. 2010. Stand dynamics of Dinaric old-growth forest in Slovenia: Are indirect human influences relevant? *Plant Biosystems*, 144: 194-201.
- Diaci, J., Kerr, G., O'hara, K. 2011a. Twenty-first century forestry: integrating ecologically based, uneven-aged silviculture with increased demands on forests, pp. 463-465.
- Diaci, J., Rozenberger, D., Anic, I., Mikac, S., Saniga, M., Kucbel, S., Visnjic, C. Ballian, D., 2011b. Structural dynamics and synchronous silver fir decline in mixed old-growth mountain forests in Eastern and Southeastern Europe. *Forestry*, 84: 479-491.
- Dieler, J., Pretzsch, H. 2013. Morphological plasticity of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed-species stands. *For. Ecol. Manage.* 295: 97-108.
- Diggle, P.J., 2003. *Statistical Analysis of Spatial Point Patterns*, second ed. Hodder Arnold, London.
- Dittmar, O. 1990. Untersuchungen im Buchen-Plenterwald Keula. Ein Vergleich zwischen dem Buchen-Plenterwald Keula und dem gleichaltrigen Buchenhochwald anhand langfristiger Versuchsflächen. *Forst und Holz* 45: 419-423.
- Dittmar, O. 1992. Vorteile und Nachteile der langfristigen einzelstammweisen Nutzung in den Buchenwäldern Nordwest-Thüringens. *Schweiz. Z. Forstwes.* 143: 431-441.
- Ellenberg, H., Strutt, G.K. 2009. *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Farque, L., Sinoquet, H., Colin, F. 2001. Canopy structure and light interception in *Quercus petraea* seedlings in relation to light regime and plant density. *Tree Physiology* 21: 1257–1267.
- Farrer, E.C., Goldberg, D.E., King, A.A. 2010. Time Lags and the Balance of Positive and Negative Interactions in Driving Grassland Community Dynamics. *The American naturalist* 175: 160-173.
- Ficko, A., Poljanec, A. and Boncina, A. 2011 Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *For. Ecol. Manage.* 261: 844–854.
- Firm, D., Nagel, T.A., Diaci, J., 2009. Disturbance history and dynamics of an old-growth mixed species mountain forest in the Slovenian Alps. *For. Ecol. Manage.* 257: 1893-1901.
- Forrester, D.I. 2014. The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. *Forest Ecol. Manage.* 312: 282-292.
- Fortin, M.J., Dale, M. 2005. *Spatial analysis. A guide for ecologists*. Cambridge University Press.

- Franklin, J., Michaelsen, J., Strahler, A.H. 1985. Spatial analysis of density dependent patterns in coniferous forest stands. *Vegetation* 64: 29–36.
- Franklin, J.F., Shugart, H.H., and Harmon, M.E. 1987. Tree death as an ecological process. *Bioscience*, 37: 550–556.
- Franklin, J.F., Spies, T.A., Van Pelt, R., Carey, A., Thornburgh, D., Berg, D.R., Lindenmayer, D., Harmon, M., Keeton, W., Shaw, D.C. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For. Ecol. Manage.* 155: 309-423.
- Fraver, S., White, A.S., Seymour, R.S. 2009. Natural disturbance in an old-growth landscape of northern Maine, USA. *Journal of Ecology* 97: 289–298.
- Frelich, L., Lorimer, C., 1991. Natural disturbance regimes in Hemlock hardwood forests of the upper Great-Lakes region. *Ecol. Monogr.* 61: 145–164.
- Frelich, L.E., 2002. *Forest dynamics and disturbance regimes: studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gadow, K.V., Hui, G.Y., Albert, M. 1998. Das Winkelmaß - ein Strukturparameter zur Beschreibung der Individualverteilung in Waldbeständen. *Centralbl für das ges Forstw* 115:1–9.
- Garbarino, M., Mondino, E.B., Lingua, E., Nagel, T.A., Dukic, V., Govedar, Z., Motta, R. 2012. Gap disturbances and regeneration patterns in a Bosnian old-growth forest: a multispectral remote sensing and ground-based approach. *Ann. Forest Sci.* 69: 617–625.
- Getis, A., Ord, J. 1992. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Geographical Analysis* 24: 189–203.
- Gärtner, H., Nievergelt, D. 2010. The core-microtome: a new tool for surface preparation on cores and time series analysis of varying cell parameters. *Dendrochronologia* 28: 85–92.
- Getzin, S., Dean, C., He, F., Trofymow, J., Wiegand, K., Wiegand, T. 2006. Spatial patterns and competition of tree species in a Douglas-fir chronosequence on Vancouver Island. *Ecography* 29: 671–682.
- Getzin, S., Wiegand, T., Wiegand, K., He, F. 2008. Heterogeneity influences spatial patterns and demographics in forest stands. *J Ecol* 96:807–820.
- Getzin, S., Worbes, M., Wiegand, T., Wiegand, K. 2011. Size dominance regulates tree spacing more than competition within height classes in tropical Cameroon. *Journal of Tropical Ecology*, 27: 93-102.
- Giurgiu, V., Drăghiciu, D. 2004. *Modele matematico-auxologice si tabele de productie pentru arborete*. Ed. Ceres, Bucuresti.
- Goff, F.G., West, D. 1975. Canopy-understorey interaction effects on forest population structure. *For. Sci.* 21: 98–108.
- Goreaud, F. 2000 *Contributions to the analysis of spatial structure in a temperate forest for the modeling of complex forests*. Ph.D. dissertation.
- Goreaud, F., Pélissier, R., 2003. Avoiding misinterpretation of biotic interactions with the intertype-function: population independence vs. random labelling hypothesis. *J. Veg. Sci.* 14: 681–692.
- Grubb, P.J., 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52: 107-145.
- Haber, W. 1982. Was erwarten Naturschutz und Landschaftspflege von der Waldwirtschaft? *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege* 40:962-965.
- Hamill, D.N., Wright, S.J., 1986. Testing the dispersion of juveniles relative to adults: a new analytic method. *Ecology* 67, 952–957.
- Harmon, M.E., Sexton, J. 1996. *Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems (Vol. 20)*. Seattle (WA): US LTER Network Office.

- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K., Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15:133-302.
- Harmon, M.E., Ferrell, W.K., Franklin, J.F. 1990. Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. *Science* 247:699–702.
- Harmon, M.E., Fasth, B., Woodall, C.W., Sexton, J. 2013. Carbon concentration of standing and downed woody detritus: effects of tree taxa, decay class, position, and tissue type. *For. Ecol. Manage.* 291:259-267.
- Harms, K.E., Wright, S.J., Calderón, O., Hernández, A., Herre, E.A. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature*, 404: 493–495.
- Harms, K.E., Condit, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B., 2001. Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. *J. Ecol.* 89: 947-959.
- He, F.L., Duncan, R.P., 2000. Density-dependent effects on tree survival in an old growth Douglas fir forest. *J. Ecol.* 88, 676–688.
- Hegyí, F. 1974. A simulation model for managing jack-pine stands. In: Fries J (ed) *Growth models for tree and stand simulation*. Royal College of Forestry, Stockholm, pp 74–90.
- Heilmann-Clausen, J., Christensen, M. 2003. Fungal diversity on decaying beech logs—implications for sustainable forestry. *Biodiversity and Conservation* 12:953-973.
- Hein, S., Dhôte, J.F. 2006. Effect of species composition, stand density and site index on the basal area increment of oak trees (*Quercus* sp.) in mixed stands with beech (*Fagus sylvatica* L.) in northern France. *Ann For Sci* 63:457–467.
- Hereș, A.M., Martínez-Vilalta, J., Claramunt López, B. 2012. Growth patterns in relation to drought-induced mortality at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in NE Iberian Peninsula. *Trees Structure and Function* 26, 621-630.
- Hobi, M.L., Commarmot, B., Bugmann, H. 2015. Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). *J. Veg. Sci.* 26: 323-336.
- Holeksa, J., Saniga, M., Szwagrzyk, J., Czerniak, M., Staszynska, K., Kapusta, P. 2009. A giant tree stand in the West Carpathians – An exception or a relic of formerly widespread mountain European forests? *For. Ecol. Manage.* 257: 1577–1585.
- Holmes, R.L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43:69–78.
- Hui, G.Y., Gadov, K.v. 2002. Das Winkelmass—Theoretische Überlegungen zum optimalen Standardwinkel. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 173:173–176.
- Hurttt, G. C., Pacala, S.W. 1995. The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between plants. *Journal of Theoretical Biology* 176:1–12.
- IFER, 2013. Field-Map - Tool designed for computer aided field data collection (WWW Document). <<http://fieldmap.cz/>> (accessed 7.11.13).
- Janik, D., Adam, D., Hort, L., Kral, K., Samonil, P., Unar, P., Vrška, T. 2014. Tree spatial patterns of *Abies alba* and *Fagus sylvatica* in the Western Carpathians over 30 years. *Eur. J. For. Res.* 133: 1015-1028.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: the Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Keeton, W. S. 2006. Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood–conifer forests. *For. Ecol. Manage.* 235: 129–142.
- Keller, M. (ed.) 2011. *Swiss National Forest Inventory. Manual of the Field Survey 2004–2007*. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf, CH.

- Kenkel, N.C. 1988. Pattern of self-thinning in jack-pine – testing the random mortality hypothesis. *Ecology* 69, 1017–1024.
- Keren, S., Motta, R., Govedar, Z., Lucic, R., Medarevic, M., Diaci, J. 2014. Comparative Structural Dynamics of the Janj Mixed Old-Growth Mountain Forest in Bosnia and Herzegovina: Are Conifers in a Long-Term Decline? *Forests* 5: 1243-1266.
- Klopcic, M., Jerina, K. and Boncina, A. 2010. Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: are red deer an important factor? *Eur. J. For. Res.* 129: 277–288.
- Klopcic, M., Boncina, A., 2011. Stand dynamics of silver fir (*Abies alba* Mill.)-European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests during the past century: a decline of silver fir? *Forestry* 84: 259-271.
- Knoke, T., Ammer, Ch., Stimm, B., Mosandl, R. 2008. Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *Eur J For Res* 127: 89–101
- Kollmann, J., Schill, H.P. 1996. Spatial patterns of dispersal, seed predation and germination during colonization of abandoned grassland by *Quercus petraea* and *Corylus avellana*. *Vegetatio* 125: 193-205.
- Korpel, S. 1982. Degree of equilibrium and dynamical changes of the forest on example of natural forests of Slovakia. *Acta Facutatis Forestalis, Zvolen, Czechoslovakia* 24: 9–30.
- Korpel', Š., 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer. Stuttgart, Jena, New York.
- Krahl-Urban, J. 1959. Die Eichen. Forstliche Monographie der Trauben- und der Stieleiche, Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Kral, K., Janik, D., Vrska, T., Adam, D., Hort, L., Unar, P., Samonil, P., 2010. Local variability of stand structural features in beech dominated natural forests of Central Europe: implications for sampling. *For. Ecol. Manage.* 260: 2196–2203.
- Kramer, H., Akça, A., 1995. Leitfaden zur Waldmeßlehre. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/a. M.
- Kucbel, S., Jaloviar, P., Saniga, M., Vencurik, J., Klimaš, V. 2010. Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. *Eur. J. For. Res.* 129: 249–259.
- Kucbel, S., Saniga, M., Jaloviar, P., Vencurik, J. 2012. Stand structure and temporal variability in old-growth beech-dominated forests of the northwestern Carpathians: a 40-years perspective. *For. Ecol. Manage.* 264: 125–133.
- Kunstler, G., Curt, T., Bouchaud, M., Lepart, J. 2005. Growth, mortality, and morphological response of European beech and downy oak along a light gradient in sub-Mediterranean forest. *Can. J. For. Res.* 35: 1657–1668.
- Lamedica, S., Lingua, E., Popa, I., Motta, R., Carrer, M. 2011. Spatial Structure in Four Norway Spruce Stands with Different Management History in the Alps and Carpathians. *Silva Fennica* 45: 865-873.
- Larson, J.A., Franklin, J.F. 2006. Structural segregation and scales of spatial dependency in *Abies amabilis* forests. *Journal of Vegetation Science* 17: 489-498.
- Latham, P.A., Zuuring, H.R., Coble, D.W. 1998. A method for quantifying vertical forest structure. *For Ecol Manag* 104: 157–170.
- Legendre, P., Fortin, M.J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.
- Leibundgut, H. 1993. Europäische Urwälder. Haupt Bern, Stuttgart.
- Leibundgut, H. 1987. Europäische Urwälder der Bergstufe. Verlag Paul Haupt, Bern, Switzerland.
- Leuschner, C., Backes, K., Hertel, D., Schipka, F., Schmitt, U., Terborg, O., Runge, M. 2001a. Drought responses at leaf, stem and fine root levels of competitive *Fagus sylvatica* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. trees in dry and wet years. *For Ecol Manage* 149:33-46.
- Leuschner, C., Hertel, D., Coners, H., Büttner, V. 2001b. Root competition between beech and oak: a hypothesis, *Oecologia* 126:276-284.

- Ligot G., Balandier P., Fayolle A., Lejeune P., Claessens H. 2013. Height competition between *Quercus petraea* and *Fagus sylvatica* natural regeneration in mixed and uneven-aged stands. *For. Ecol. Manage.* 304:391–398.
- Lingua, E., Cherubini, P., Motta, R., Nola, P. 2008. Spatial structure along an altitudinal gradient in the Italian central Alps suggests competition and facilitation among coniferous species. *Journal of Vegetation Science* 19: 425-436.
- Lingua, E., Garbarino, M., Mondino, E.B., Motta, R. 2011. Natural disturbance dynamics in an old-growth forest: from tree to landscape. *Procedia Environmental Sciences* 7: 365-370.
- Lombardi, F., Cherubini, P., Lasserre, B., Tognetti, R., Marchetti, M. 2008. Tree rings used to assess time since death of deadwood of different decay classes in beech and silver fir forests in the central Apennines (Molise, Italy). *Can. J. For. Res.* 38: 821–833.
- Lombardi, F., Klopčič, M., Di Martino, P., Tognetti, R., Chirici, G., Boncina, A., Marchetti, M. 2012. Comparison of forest stand structure and management of silver fir-European beech forests in the Central Apennines, Italy and in the Dinaric Mountains, Slovenia. *Plant Biosystems* 146: 114-123.
- Lombardi, F., Cherubini, P., Tognetti, R., Cocozza, C., Lasserre, B., Marchetti, M. 2013. Investigating biochemical processes to assess deadwood decay of beech and silver fir in Mediterranean mountain forests. *Ann. Forest Sci.* 70: 101–111.
- Loosmore, N.B., Ford, E.D. 2006. Statistical inference using the G or K point pattern spatial statistics. *Ecology* 87, 1925-1931.
- Lorimer, C.G. 1985. Methodological considerations in the analysis of forest disturbance history. *Can. J. For. Res.* 15: 200–213.
- Lorimer, C.G., Frelich, L.E. 1989. A methodology for estimating canopy disturbance frequency and intensity in dense temperate forests. *Can. J. For. Res.* 19: 651–663.
- Lüpke, B.v., 1995. Überschildungstoleranz von Stiel- und Traubeneichen als Voraussetzung für Verjüngungsverfahren unter Schirm. In: Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz _Hrsg., Mitt. a.d. Forstl. Vers. Anst. Rheinland, Pfalz, 141–160.
- Lüpke, B.v., 1998. Silvicultural methods of oak regeneration with special respect to shade tolerant mixed species. *Forest Ecology and Management* 106: 19–26.
- Lüpke, B.v., 2004. Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. *Forstarchiv* 75: 43–50.
- Lüpke, B.v., 2009. Überlegungen zu Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren bei fortschreitender Klimaänderung in Deutschland. *Forstarchiv* 80: 67–75.
- Lüpke, B.v., Hauskeller-Bullerjahn, K. 2004. Beitrag zur Modellierung der Jungwuchsentwicklung am Beispiel von Traubeneichen-Buchen-Mischverjüngungen. *Allg. Forst. J. Ztg.* 175: 61–69.
- Martinez, I., Wiegand, T., Gonzalez-Taboada, F., Obeso, J.R. 2010. Spatial associations among tree species in a temperate forest community in North-western Spain. *For. Ecol. Manage.* 260: 456-465.
- Martínez-Vilalta, J., Aguadé, D., Banqué, M., Barba, J., Curiel Yuste, J., Galiano, L., Garcia, N., Gómez, M., Hereş, A.M., López, B.C., Lloret, F., Poyatos, R., Retana, J., Sus, O., Vayreda, J., Vilà-Cabrera, A. 2012 Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas* 21: 15-21.
- Marzano, R., Lingua, E., Garbarino, M. 2012. Post-fire effects and short-term regeneration dynamics following high-severity crown fires in a Mediterranean forest. *iForest* 5: 93-100.
- McEuen, A.B., Curran, L.M. 2004. Seed dispersal and recruitment limitation across spatial scales in temperate forest fragments. *Ecology* 85: 507-518.
- McLain, D.H. 1974. Drawing contours from arbitrary data points. *The Computer Journal* 17:318-324.
- Meyer, P. 1999). Tothholzuntersuchungen in nordwest-deutschen Naturwälder: Methodik und erste Ergebnisse. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118: 167-180.

- Meyer, P., Tabaku, V., Lüpke, B.v. 2003. Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder – Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. Forstwissenschaftliches Centralblatt 122:47–58.
- 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, 2145–2151.
- Mölder, A., Bernhardt-Römermann, M., Schmidt, W. 2008. Herb-layer diversity in deciduous forests: Raised by tree richness or beaten by beech? For Ecol Manage 256:272–281.
- Mosandl, R; Kleinert, A. 1998. Development of oaks (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) emerged from bird-dispersed seeds under old-growth pine (*Pinus silvestris* L.) stands. For Ecol Manage 106: 35-44.
- Motta, R. 1996. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. For. Ecol. Manage. 88: 93–98.
- Motta, R., Berretti, R., Dukić, V., Garbarino, M., Govedar, Z., Lingua, E., Maunaga, Z., Meloni, F. 2011. Toward a definition of the range of variability of central European mixed Fagus-Abies-Picea forests: the nearly steady-state forest of Lom (Bosnia and Herzegovina). Can. J. For. Res. 41: 1871–1884.
- Motta, R., Garbarino, M., Berretti, R., Meloni, F., Vacchiano, G., 2015. Development of old-growth characteristics in uneven-aged forests of the Italian Alps. Eur. J. For. Res. 134: 19-31.
- Müller-Using, S.I., Bartsch, N. 2009. Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. Eur. J. For. Res. 128: 287-296.
- Nagel, T.A., Diaci, J. 2006. Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. Can. J. Forest Res. 36: 629–638.
- Nagel, T.A., Svoboda, M., Diaci, J. 2006. Regeneration patterns after intermediate wind disturbance in an old-growth Fagus-Abies forest in southeastern Slovenia. For. Ecol. Manage. 226: 268–278.
- Nagel, T.A., Svoboda, M. 2008. Gap disturbance regime in an old-growth Fagus–Abies forest in the Dinaric Mountains, Bosnia-Herzegovina. Can. J. For. Res. 38: 2728–2737.
- Nagel, T.A., Levanic, T., Diaci, J. 2007. A dendroecological reconstruction of disturbance in an old-growth Fagus-Abies forest in Slovenia. Ann Forest Sci 64: 891 – 897.
- Nagel, T.A., Svoboda, M., Rugani, T., Diaci, J. 2010. Gap regeneration and replacement patterns in an old-growth Fagus-Abies forest of Bosnia- Herzegovina. Plant Ecol. 208: 307–318.
- Nagel, T.A., Svoboda, M., Kobal, M. 2014. Disturbance, life history traits, and dynamics in an old-growth forest landscape of southeastern Europe. Ecol. Appl. 24: 663–679.
- Nagel, T.A., Diaci, J., Jerina, K., Kobal, M., Rozenbergar, D. 2015. Simultaneous influence of canopy decline and deer herbivory on 1 regeneration in a conifer-broadleaf forest. Can. J. For. Res. 45: 266-275.
- Nakashizuka, T. 2001. Species coexistence in temperate, mixed deciduous forest. Trends in Ecology & Evolution 16, 205-210.
- Newbold, A.J., Goldsmith, F.B. 1981. The regeneration of oak and beech: a literature review. Discussion Papers in Conservation, No. 33. University College, London, UK.
- Niinemets, U., Valladeres, F., 2006. Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs. Ecol. Monogr. 76: 521–547.
- Nowacki, G.J., Abrams, M.D., 1997. Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks. Ecol. Monogr. 67: 225–249.
- Odor, P., Standovar, T. 2001. Richness of bryophyte vegetation in a near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in deadwood. Ecological Bulletin 49: 219–230.
- Odor, P., Standovar, T. 2002. Substrate specificity and community structure of bryophyte vegetation in a near-natural montane beech forest. Community Ecology 3:39-49.
- Oheimb, G.v., Westphal, Ch., Härdtle, W. 2007. Diversity and spatio-temporal dynamics of dead wood in a temperate near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*). Eur. J. For. Res. 126:359–370.

- Orwig, D.A., Abrams, M.D., 1994. Contrasting radial growth and canopy recruitment patterns in *Liriodendron tulipifera* and *Nyssa sylvatica*: gap-obligate versus gap-facultative tree species. *Can. J. For. Res.* 24: 2141–2149.
- Pacala, S., Canham, C.D., Saponara, J., Silander, J.J.A., Kobe, R.K., and Ribbens, E. 1996. Forest models defined by field measurements: estimation, error analysis and dynamics. *Ecol. Monogr.* 66: 1–43.
- Packham, J.R., Thomas, P.A., Atkinson, M.D., Degen, T. 2012. Biological Flora of the British Isles: *Fagus sylvatica*. *Journal of Ecology* 100: 1557–1608.
- Palmer, M.W., Van der Maarel, E. 1995. Variance in species richness, species association, and niche limitation. *Oikos* 73 : 203–213.
- Paluch, J.G., 2005. The influence of the spatial pattern of trees on forest floor vegetation and silver fir (*Abies alba* Mill.) regeneration in uneven-aged forests. *For. Ecol. Manage.* 205: 283–298.
- Paluch, J.G., 2007. The spatial pattern of a natural European beech (*Fagus sylvatica* L.)-silver fir (*Abies alba* Mill.) forest: A patch-mosaic perspective. *For. Ecol. Manage.* 253: 161-170.
- Parish, R., Antos, J.A., Fortin, M.J. 1999. Stand development in an old-growth subalpine forest in southern interior British Columbia. *Can. J. For. Res.* 29: 1347-1356.
- Parpan, V.I., Sannikov, S.N., Parpan, T.V., 2009. The hypothesis of the pulsed dynamics of virgin beech forests. *Russ. J. Ecol.* 40, 466–470.
- Peng C, Ma Z, Lei X, Zhu Q, Chen H, Wang W, Liu S, Li W, Fang X, Zhou X (2011) A drought-induced pervasive increase in tree mortality across Canada's boreal forests. *Nature Climate Change* 1: 467–471.
- Petercord, R. 1999. Entwicklung bewirtschafteter Buchen-Edellaubholz-Mischbestände unter dem Einfluß der Buchenwollschilddlaus (*Cryptococcus fagisuga* LIND.) unter besonderer Berücksichtigung physiologischer und genetischer Aspekte. Hainholz Verlag, Göttingen, Braunschweig
- Peterken, G.F. 2001. Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions, Reprinted. Cambridge Univ. Press, New York (u.a.).
- Petrițan, A.M., Lüpke, B.v., Petrițan, I.C., 2007. Effects of shade on growth and mortality of maple (*Acer pseudoplatanus*), ash (*Fraxinus excelsior*) and beech (*Fagus sylvatica*) saplings. *Forestry* 80: 397–412.
- Petrițan, A.M., Lüpke, B.v., Petrițan, I.C. 2009. Influence of light availability on growth, leaf morphology and plant architecture of beech (*Fagus sylvatica* L.), maple (*Acer pseudoplatanus* L.) and ash (*Fraxinus excelsior* L.) saplings. *Eur. J. For.Res.* 128: 61–74
- Petrițan, A.M., Lüpke, B.v., Petrițan, I.C. 2010. A comparative analysis of foliar chemical composition and leaf construction costs of beech (*Fagus sylvatica* L.), sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) and ash (*Fraxinus excelsior* L.) saplings along a light gradient. *Ann For Sci* 67:610_1_8.
- Petrițan, A.M., Biris, I.A., Merce, O., Turcu, D.O., Petrițan, I.C. 2012. Structure and diversity of a natural temperate sessile oak (*Quercus petraea* L.) – European Beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *For. Ecol. Manage.* 280:140–149.
- Petrițan, A.M., Nuske, R.S., Petrițan, I.C., Tudose, N.C. 2013. Gap disturbance patterns in an old-growth sessile oak (*Quercus petraea* L.)–European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest remnant in the Carpathian Mountains, Romania. *Forest Ecology and Management* 308: 67-75.
- Petrițan, I.C., Marzano, R., Petrițan, A.M., Lingua, E. 2014. Overstory succession in a mixed *Quercus petraea*–*Fagus sylvatica* old growth forest revealed through the spatial pattern of competition and mortality. *Forest Ecology and Management* 326:9–17.
- Petrițan, I.C., Commarmot, B., Hobi, M.L., Petrițan, A.M., Bigler, C., Abrudan, I.V., Rigling, A. 2015. Structural patterns of beech and silver fir suggest stability and resilience of the virgin forest Sinca in the Southern Carpathians, Romania. *Forest Ecology and Management* 356:184-195.
- Piovesan, G., Bernabei, M., Di Filippo, A., Romagnoli, M., Schirone, B. 2003. A long-term tree ring beech chronology from a high-elevation old-growth forest of Central Italy. *Dendrochronologia* 21: 13–22.
- Piovesan, G., Di Filippo, A., Alessandrini, A., Biondi, F., Schirone, B. 2005. Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines. *J. Vegetation Sci.* 16: 13–28.

- Podlaski, R. 2008. Dynamics in Central European near-natural *Abies*– *Fagus* forests: does the mosaic-cycle approach provide an appropriate model? *J Veg Sci* 19:173–182
- Pommerening, A., 2002. Approaches to quantifying forest structures. *Forestry* 75:305–324.
- Poulson T.L., Platt, W.J., 1996. Replacement Patterns of Beech and Sugar Maple in Warren Woods, Michigan. *Ecology* 77: 1234–1253.
- Pretzsch, H., Schütze, G., Uhl, E. 2013. Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation *Plant Biology* 15: 483–495.
- Pretzsch, H. 1993. Struktur und Leistung naturgemäß bewirtschafteter Eichen-BuchenMischbestände in Unterfranken. *AFZ* 6: 281-284.
- Pretzsch, H. 1996. Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handelns. *Deutscher Verhand Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde. Jahrestagung 1996 in Nereshcim*, pp. 134-154.
- Pretzsch, H. 1997. Analysis and modeling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony. *For Ecol Manage* 97: 237-253.
- Prodan, M., 1951. Messung der Waldbestände. J.D.Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M., 26.
- Rahman, M.M., Frank, G., Ruprecht, H., Vacik, H. 2008. Structure of coarse woody debris in Lange-Leitn Natural Forest Reserve, Austria. *Journal of Forest Science* 54:161-169.
- Raventós, J., Wiegand, T., De Luis M. 2010. Evidence for the spatial segregation hypothesis: a test with nine-year survivorship data in a Mediterranean shrubland. *Ecology* 91: 2110-2120.
- Rigling, A, Bigler, C., Eilmann, B., Feldmeyer-Christe, E., Gimmi, U., Ginzler, C., Graf, U., Mayer, P., Vacchiano, G., Weber, P., Wohlgemuth, T., Zweifel, R., Dobbertin, M. 2013. Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Global Change Biology* 19: 229-240.
- Ripley, B.D. 1976. The second-order analysis of stationary point processes. *J. Appl. Prob.* 13: 255-266.
- Ripple, W. J., Este, J. A., Beschta R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblehite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., Wirsing, A. J. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343.
- Rohner B., Bigler C., Wunder J., Brang P., Bugmann H. 2012. Fifty years of natural succession in Swiss forest reserves: changes in stand structure and mortality rates of oak and beech. *Journal of Vegetation Science* 23:892–905.
- Rötheli E, Heiri C, Bigler C. 2012. Effects of growth rates, tree morphology and site conditions on longevity of Norway spruce in the northern Swiss Alps. *Eur J Forest Res.* 131: 1117–1125.
- Rouvinen, S., Kouki, J. 2002. Spatiotemporal availability of dead wood in protected old-growth forests: a case study from Boreal Forests in Eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17:317–329.
- Rozas, V., 2003. Regeneration patterns, dendroecology, and forest-use history in an old-growth beech–oak lowland forest in Northern Spain. *For. Ecol. Manage.* 182: 175–194.
- Rozas, V., Zas, R., Solla, A. 2009. Spatial structure of deciduous forest stands with contrasting human influence in northwest Spain. *Eur. J. Forest Res.* 128: 273–285.
- Rozenbergar, D., Mikac, S., Anic, I., Diaci, J. 2007. Gap regeneration patterns in relationship to light heterogeneity in two old-growth beech fir forest reserves in South East Europe. *Forestry* 80: 431– 443.
- Rugani, T., Diaci, J., Hladnik, D. 2013. Gap dynamics and structure in two old-growth beech forest remnants in Slovenia. *Plos One.* 8, e52641.
- Runkle, J.R. 1982. Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology* 63:1533–1546.
- Sagnard, F., Pichot, C., Dreyfus, P., Jordano, P., Fady, B. 2007. Modelling seed dispersal to predict seedling recruitment: Recolonization dynamics in a plantation forest. *Ecol. Model.* 2003: 464-474.

- Šamonil, P., Vrška, T., 2007. Trends and cyclical changes in natural fir-beech forests at the north–western edge of the Carpathians. *Folia Geobot.* 42: 337-361.
- Šamonil, P., Antolik, L., Svoboda, M., Adam, D., 2009. Dynamics of windthrow events in a natural fir-beech forest in the Carpathian Mountains. *For. Ecol. Manage.* 257: 1148-1156.
- Saniga, M., Schütz, J.P., 2001. Dynamics of changes in dead wood share in selected beech virgin forests in Slovakia within their development cycle. *J. For. Sci.* 47: 557-565.
- Sawada, M. 1999. ROOKCASE: An Excel 97/2000 Visual Basic (VB) add-in for exploring global and local spatial autocorrelation. *Bulletin of the Ecological Society of America* 80: 231-234.
- Schütz, J.P., 2001. *Der Plenterwald und Weitere Formen Strukturierter und Gemischter Wälder*, Berlin Parey.
- Senn, J., Suter, W., 2003. Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *For. Ecol. Manage.* 181: 151–164.
- Seymour, R.S., White, A.S., de Maynadier, P.G. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America — evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *For. Ecol. Manage.* 155: 357–367.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol Bull* 49:11–41.
- Silvertown, J. 2004. Plant coexistence and the niche. *Trends Ecol. Evol.* 19: 605-611.
- Smejkal, G.M., Bindiu, C., Visoiu-Smejkal, D. 1995. *Banater Urwalder*, Mirton Verlag, Temeswar.
- Speer, J.H. 2010. *Fundamentals of tree-ring research*. The University of Arizona Press, Tucson.
- Splechtna, B.E., Gratzer, G., Black, B.A., 2005. Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest—a spatial dendroecological analysis. *J. Veg. Sci.* 16, 511–522.
- Stancioiu, P., O' Hara, K. 2006. Regeneration growth in different light environments of mixed species, multiaged, mountainous forests of Romania. *Eur. J. For. Res.* 125, 151–162.
- StatSoft, Inc., 2013. STATISTICA (Data Analysis Software System), version 12. <http://www.statsoft.com>.
- Stokland, J.N. 2001. The coarse woody debris profil: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. *Ecological Bulletin* 49: 71-83.
- Stokland, J., Siitonen, J., Jonsson, B.G. 2012. *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press. pp 509.
- Stoyan, D., Stoyan, H., 1994. *Fractals, Random Shapes, and Point Fields: Methods of Geometrical Statistics*. Wiley, Chichester.
- Stoyan, D., Penttinen, A., 2000. Recent applications of point process methods in forestry statistics. *Statistical Science* 15: 61–78.
- Szwagrzyk, J., Czerwczak, M., 1993. Spatial patterns of trees in natural forests of East-Central Europe. *J. Veg. Sci.* 4: 469-476.
- Szwagrzyk J., Szewczyk J., Bodziarczyk J. 2001. Dynamics of seedling banks in beech forest: result of 10-year study on germination, growth and survival. *For. Ecol. Manage.* 141: 237–250.
- Szwagrzyk, J., Szewczyk, J., Maciejewski, Z. 2012. Shade-tolerant tree species from temperate forests differ in their competitive abilities: A case study from Roztocze, south-eastern Poland. *For. Ecol. Manage.* 282: 28-35.
- Tabaku, V. 2000. *Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und –Wirtschaftswäldern*. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Tauber, F. 1987. Contributii la sintaxonomia fagetelor carpato-dacice (*Symphyto-Fagenalia subordo novum*). *Contrib. Bot.* 27: 179-191.

- Thomas, F.M., Blank, R., Hartmann, G. 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *For. Path.* 32: 277–307.
- Trotsiuk, V., Hobi, M.L., Commarmot, B. 2012. Age structure and disturbance dynamics of the relic virgin beech forest Uholka (Ukrainian Carpathians). *For. Ecol. Manage* 265: 181–190.
- Vacek, S., Vacek, Z., Bílek, L., Hejčmanová, P., Sticha, V., Remes, J. 2015. The dynamics and structure of dead wood in natural spruce-beech forest stand-a 40 year case study in the Krkonose National Park. *Dendrobiology* 73: 21-32.
- Vandekerkhove, K., de Keersmaeker, L., Menke, N., Meyer, P., Verschelde, P. 2009. When nature takes over from man: dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands on North-western and Central Europe. *For. Ecol. Manage* 258:425–435.
- Veen, P., Fanta, J., Raev, I., Biris, I.A., de Smidt, J., Maes, B. 2010. Virgin forests in Romania and Bulgaria: results of two national inventory projects and their implications for protection. *Biodiversity Conservation* 19: 1805–1819.
- Višnjić, Č., Solaković, S., Mekić, F., Balić, B., Vojniković, S., Dautbašić, M., Gurda, S., Ioras, F., Ratnasingam, J., Abrudan, I.V. 2013. Comparison of structure, regeneration and dead wood in virgin forest remnant and managed forest on Grmeč Mountain in Western Bosnia. *Plant Biosystems*. 147: 913-922.
- Voß, S. 2005. Biomasseproduktion und morphologische Plastizität junger Eichen bei Konkurrenzbelastung durch unterschiedlich dichte Altholzschirme. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Band 194*.
- Vrška, T., Adam, D., Hort, L., Kolář, T., Janík, D. 2009. European beech (*Fagus sylvatica* L.) and silver fir (*Abies alba* Mill.) rotation in the Carpathians – A developmental cycle or a linear trend induced by man? *For. Ecol. Manage* 258: 347–356.
- Vrška, T., Hort, L., Adam, D., Odehnalová, P., Horal, D. 2001. Virgin forest reserves in the Czech Republic and their developmental dynamics. 1 – The Bohemian-Moravian Upland (Polom, Žákova hora). *Academia, Praha*.
- Wagner, S., Collet, C., Madsen, P., Nakashizuka, T., Nyland, R.D., Sagheb-Talebi, K. 2010. Beech regeneration research: from ecological to silvicultural aspects. *For. Ecol. Manage.* 259: 2172–2182.
- Westphal, C., Tremer, N., Oheimb, G.v., Hansen, J., Gadow, K.v., Hardtle, W. 2006. Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *For. Ecol. Manage.* 223: 75–83.
- Wiegand, T., Moloney, K.A. 2004. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos* 104: 209–229.
- Wiegand, T., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N. 2007. Species associations in a heterogeneous Sri Lankan dipterocarp forest. *Am. Nat.* 170: E77-E95.
- Wirth, C., Czimczik, C.I., Schulze, E.D. 2002. Beyond annual budgets: carbon flux at different temporal scales in fire-prone Siberian Scots pine forests. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 54:611–630.
- Wirth, C., Gleixner, G., Heimann, M. (Eds.) 2009. *Old-growth Forests: Function, Fate and Value*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Wunder, J., B. Reineking, Matter, J.-F., Bigler, C., Bugmann, H. 2007. Predicting tree death for *Fagus sylvatica* and *Abies alba* using permanent plot data. *Journal of Vegetation Science* 18: 525–534.