



Universitatea
Transilvania
din Braşov

TEZĂ DE ABILITARE

Dinamica pădurilor – structură,
producție, creștere – sub influența condițiilor
de mediu, adaptarea amenajării și a
gospodăririi lor

Domeniul: Silvicultură

Autor: Conf. dr. ing. Gheorghe Marian TUDORAN

Braşov

2023

CUPRINS

(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. Introducere	5
2. Dinamica pădurii după 5 decenii de gospodărire (studiu de caz din Masivul Postăvarul)	8
3. Dezvoltarea de modele ale variabilelor dendrometrice ale arborilor pe baza imaginilor digitale obținute prin tehnici de teledetecție (vehicule aeriene fără pilot)	25
4. Relații auxologice la brad în arborete de limită altitudinală inferioară	42
5. Starea de sănătate și creșterea pinului negru situat în afara ariei lui naturale de răspândire din Carpații României	58
6. Diversitatea structurală a arboretelor și managementul pădurilor de recreere	74
7. Adaptarea amenajării și a gospodăririi pădurilor montane la condițiile de mediu inclusiv schimbări climatice	92
(B-ii) Planuri de evoluție și dezvoltare a carierei	111
(B-iii) Bibliografie	115

(A) Summary

The habilitation thesis summarizes my main scientific achievements which focus on forest dynamics and management planning actions to increase the functional efficiency of stands. Forests are continually changing their structure as a result of development and management measures. However, radical changes in forest composition and structure also occur as a consequence of changing environmental conditions. In Romania, the most affected by these changes are the coniferous stands, which are located outside their natural range, the stands located at the lower altitudinal limit of the species range, and the stands located in the growing area of the species that deviate from the composition and structure of natural ecosystems. Thus, a continuous monitoring of these stands is required, on the basis of which the decisions regarding management planning can be adapted.

The management of risks to forests is grounded in the dynamics of stand and forest composition and structure. The objective of the thesis was to determine the indicators that characterise forest dynamics and stand structural diversity in order to establish, by forest planning, management measures which can lead to improved biodiversity and increased stand stability.

The second chapter of this research was aimed at analysing the dynamics of stand and forest composition and structure over the last five decades and estimating forest composition in the near future. The results show that in mixed beech-coniferous stands, the area of beech has increased by 38% in the last five decades, while the area of conifers has decreased, fir by 31% and spruce by 5%. Nevertheless, based on seedling dynamics, climate scenarios, and planned cutting, in the near future the proportion of fir is expected to increase from 15 to 33%, and beech to decrease from 49 to 45%.

Forest planning and management relies on knowledge of the actual condition of the stands. The third chapter discusses the possibility of using digital satellite imagery and Unmanned Aerial Vehicle imagery to monitor stand composition and structure. By applying mathematical models developed from variables measured on digital models, tree dendrometric characteristics (i.e., tree crown diameter, tree height, and tree volume) were estimated with a root mean square error ranging from 8.70 to 18.37%). The accuracy of the determinations depends on the structural complexity of the stands and on the quality of the digital models.

An analysis of the growth dynamics of fir stands of lower latitudinal limit could predict its condition. Thus, the study of the biometric relationships between different growths

is useful in both scientific and practical terms for the silviculture of silver fir. The study of fir growth was carried out in the fourth chapter of the thesis. The research revealed that in even-aged stands, the mean current volume increment tree is a hypothetical tree that could have the mean basal area of all the trees and the form-height of the stand.

The fifth chapter discusses black pine stands, which are considered in Romania outside the natural distribution of the species. The behaviour of black pine is similar to that of the lower elevation limit fir. The results displayed an increase in the percentage of tree defoliation and dead trees over the last decade. Models generated from the temperature-defoliation-radial growth relationship estimated a significant continuous reduction in radial tree growth of 0.5-0.6% for each increase in defoliation by 1%. Under the site conditions of the investigated pine stands, an increase in basal area and stand density, respectively, could significantly amplify stand defoliation.

Due to their aesthetic qualities, forests near large urban centres have huge recreational potential and are in great demand. Given their multiple functions, their management must take into account the requirements of all the functions. Hence, the research in the sixth chapter was aimed at determining the main indicators that characterise the diversity of stands, which can be used to monitor structural and species diversity, as well as recreational forests. The structure of the stands that comprise the forest was investigated and the Shannon (H) diversity index was applied to the variables that characterise the structure of the stands.

The last chapter of the thesis deals with spruce monocultures that expand outside the areas where they naturally occur and are frequently exposed to environmental factors. Against the background of the potential threats caused by climate change, destabilising phenomena are likely to amplify. For this reason, the aim was to adapt forest planning and management provisions with a view to improve the stability of the forests. Management measures taken into account were directed at restoring the natural ecosystems that were converted into monocultures. The research is applicable to the management of spruce forests artificially planted on the site of former beech forests and beech-coniferous mixed forests, which are vulnerable to environmental factors.

The final part of the thesis presents the development directions for my career in terms of didactic and scientific activity.

(B) Realizări științifice și profesionale și planuri de evoluție și dezvoltare a carierei

(B-i) Realizări științifice și profesionale

Introducere

Dinamica pădurilor este rezultatul dezvoltării arboretelor și al aplicării măsurilor de gospodărire. Țelurile de gospodărire stabilite la nivelul arboretelor și pădurii necesită modalități de reglementare specifice, care conduc la modificarea compoziției, structurii, producției și creșterii arboretelor. Dinamica pădurii poate fi analizată prin observații în suprafețe de cercetare de lungă durată. Prin revizuri succesive ale amenajamentului se poate evidenția efectul sistematic al intervențiilor în viața arboretelor, modificarea compoziției și structurii arboretelor, ca factori fundamentali ai dinamicii. Amenajamentul, pentru fiecare arboret stabilește funcțiile, și țelurile de gospodărire, planifică desfășurarea lucrărilor de cultură și exploatare din perspectiva obiectivelor propuse și analizează efectul măsurilor de gospodărire aplicate și al acțiunii factori externi asupra fondului de producție. Rezultă că amenajamentele silvice reprezintă, de asemenea, o bază de date complexă ce poate fi utilizată pentru determinarea de indicatori necesari caracterizării dinamicii.

Dezvoltarea tehnicilor de teledetecție (Vorovencii, 2015a) a creat însă noi posibilități de estimare a caracteristicilor structurale ale pădurii. Informații diverse despre compoziția și structura arboretelor pot fi preluate de la distanță, într-un timp relativ scurt, în momente de timp precise și în condiții variate de accesibilitate. Pe ortofotoplanurile realizate pe baza imaginile digitale sunt vizibile coroanele arborilor, astfel că imaginile digitale permit estimarea gradului de închidere a coronamentului și determinarea unor parametri biometrici ai arboretelor. O serie de indici de vegetație determinați prin analiza imaginilor devin din ce în ce mai folosiți în cartarea și terenurilor forestiere și monitorizarea arboretelor. Coroana arborilor reprezintă spațiul vital a arborilor și este un indicator al sănătății și vitalității arborilor. Informații înregistrate la nivelul coroanei, corelate cu caracteristicile arborilor și cu parametri biometrici lor explică dinamica structurii și compoziției arboretelor. Modificările temperaturii și precipitațiilor au un rol semnificativ asupra creșterii și stabilității pădurilor și variația acestor factori este sesizată la nivelul coroanei arborilor.

Influențele factorilor climatici și edafici se reflectă an de an în grosimea inelului anual al arborilor și, în final, în acumularea de masă lemnosă. Scenariile climatice arată că molidul

și pinul vor înregistra pierderi însemnate de productivitate (Hanewinkel et al., 2013). Pinul negru este cunoscut pentru toleranța sa față de factorii ecologici, climatici și edafici, dar în afara limitei sale naturale de răspândire poate fi afectat de modificările condițiilor de mediu. Studiul comportamentului pinului poate oferi un răspuns privind capacitatea lui de adaptare și poate contribui la fundamentarea managementului durabil al acestor păduri. În același timp, sunt studii care arată că bradul a fost considerabil afectat în Europa (Maxime et Hendrik, 2011), chiar mai mult decât molidul (Cailleret et al., 2014), astfel că sunt necesare cercetări care să arate dinamica lui în viitorul apropiat. Amestecurile de fag cu brad sunt formații forestiere reprezentative pentru etajul montan inferior din România. Totuși, condițiile climatice de la limita altitudinală inferioară a arealului bradului, precum temperaturile ridicate asociate cu precipitațiile reduse, devin factori limitativi pentru arboretele de brad. Cunoașterea comportamentului auxologic al bradului sunt utile pentru înțelegerea vitalității arborilor în anumite condiții de structură a arboretelor în vederea adaptării managementului acestora.

Recunoașterea tot mai mare a rolului important pe care îl au pădurile în furnizarea de bunuri și servicii arată că pădurea a devenit un element important prin valoarea sa socială și ecologică concretizată în multiple servicii ecosistemice pe care le realizează. În aceste condiții devine necesară determinarea de indicatori care să poată fi utilizați pentru evaluarea și monitorizarea structurii arboretelor. În ultimele decenii societatea a devenit mult mai preocupată pentru sănătate și activități de recreere. Publicul își manifestă preferințele pentru păduri prin parametrii structurali ai acestora. Importanța pe care o are funcția de recreere, aduce numeroase preocupări în managementul pădurilor, punându-se tot mai mult accent pe integrarea preferințelor societății în luarea deciziilor de management. Studiul acestor păduri a condus la determinarea de indicatori relevanți pentru potențialul recreativ al pădurilor și care pot caracteriza diversitatea structurală a arboretelor.

Starea de pădurilor îngrijorează însă tot mai mult în condițiile în care se anunță o creștere continuă a temperaturilor (Allen, 2019). Secetele prelungite însoțite de temperaturi ridicate modifică frecvența și intensitatea perturbațiilor naturale (Schelhaas, 2003; Seidl, 2017) și devin un factor de stres pentru stațiuni care afectează organismele vii (Hoegh-Guldberg, 2019). Pădurile de molid din România exercită multiple funcții, fiind recunoscute îndeosebi pentru valoarea lor economică, dar extinse în afara zonelor în care apar în mod natural, sunt frecvent expuse acțiunilor factorilor de mediu. Pe fondul potențialelor amenințări induse de modificările condițiilor de mediu, fenomenele destabilizatoare ar putea să se amplifice. Riscurile la care sunt expuse aceste păduri pot fi gestionate numai printr-o

gospodărire flexibilă și o adaptare permanentă a amenajamentului. Modelele spre care trebuie orientate actualele compoziții ale arboretelor trebuie să rezulte în urma monitorizării speciilor și a analizei structurii arboretelor existente. Ele trebuie să se bazeze pe compozițiile ecosistemelor naturale dar și pe răspândirea naturală a speciilor indusă de schimbările climatice. Cheia exercitării cu continuitate a funcțiilor atribuite arboretelor este structura arboretelor și a pădurii, în general. Promovarea biodiversității și a regenerării naturale a proveniențelor locale, mai bine adaptate, crearea condițiilor de densitate favorabile pentru dezvoltarea normală a arborilor ar putea contribui la creșterea stabilității arboretelor. Acestea sunt preocupări ale amenajamentului românesc implementate deja prin reglementările de care acesta dispune. Instalarea artificială a monoculturilor de molid pe locul fostelor fâgete și păduri de amestec de fag cu rășinoase a condus însă la structuri extrem de vulnerabile la potențialele amenințări induse de schimbările climatice, astfel că restaurarea ecosistemelor afectate prin astfel de acțiuni ar trebui să constituie o prioritate a managementului acestor păduri.

Toate aceste aspecte cercetate caracterizează compoziția, structura, producția și creșterea arboretelor precum și acțiuni ale amenajamentului în vederea creșterii eficienței funcționale a pădurilor. Aceste elemente sunt definitorii pentru dinamica pădurilor din ultimele decenii și ele arată ansamblul preocupărilor autorului în plan științific.

Teza de abilitare sintetizează principalele realizări ale activității didactice și profesionale ale autorului obținute ulterior conferirii titlului de doctor în silvicultură. Rezultate științifice care sunt prezentate în conținutul tezei au fost publicate anterior depunerii dosarului de abilitare în următoarele lucrări:

1. Tudoran G.M.*, Cicșa A., Boroeanu M., Dobre A.C., Pascu I.S., 2021: Forest Dynamics after Five Decades of Management in the Romanian Carpathians, *Forests* 12 (6), 783.
2. Tudoran G.M., Cicșa A., Dobre A.C.*, Pascu I.S., 2021: Development of Mathematical Models for the Estimation of Dendrometric Variables Based on Unmanned Aerial Vehicle Optical Data: A Romanian Case Study, *Forests* 12 (2), 200.
3. Tudoran G.M.*, Cicșa A., Ciceu A., Dobre A.C., 2021: Growth Relationships in Silver Fir Stands at Their Lower-Altitude Limit in Romania, *Forests* 12 (4), 439.
4. Tudoran G.M.*, Cicșa A., Dobre A.C., Cicșa M., Pascu I.S., Leca Ș., 2023: Health and Growth of Black Pine 2outside Its Natural Distribution Range in the Romanian Carpathians, *Forests* 14 (5), 884.

5. Tudoran G.M.*, Cicșa A.,Boroeanu M., Dobre A.C., 2022: Management of Recreational Forests in the Romanian Carpathians, *Forests*, 13(9), 1369. <https://doi.org/10.3390/f13091369>.
6. Tudoran G.M.*, Zotta M., 2020: Adapting the planning and management of Norway spruce forests in mountain areas of Romania to environmental conditions including climate change. *Science of The Total Environment* 698, 133761.
7. Tudoran G.M., 2023: Managementul restaurării ecosistemelor forestiere. Principii și practică. Editura Universității Transilvania, Brașov, 110 p.

2. Dinamica pădurii după 5 decenii de gospodărire (studiu de caz din Masivul Postăvarul)

Aspecte generale

Procesul de producție al pădurilor este influențat de acțiunile factorilor destabilizatori. Schimbările climatice din ultimele decenii au devenit unul dintre principalii factorii care produc modificări radicale în structura pădurii (Cavlovic et al., 2015; Ficko et al., 2011; Van Der Maaten et al., 2013; Brang et al., 2014; Mina et al., 2017a; Mina et al., 2017b; Löf et al., 2019; Tudoran et Zotta, 2020). Ele amenință îndeosebi rășinoasele situate în zona sudică și centrală a Europei (Ficko et al., 2011; Hanewinkel et al., 2013; Cavlovic et al., 2015; Fick, 2017; Seidl et al., 2017; Danescu et al., 2018). Dintre acestea molidul este cel mai afectat (Seidl et al., 2017; Pretzsch et al., 2020). Pe fondul schimbărilor climatice factori precum incendiile de vegetație (Pretzsch et al., 2008; Seidl et al., 2017; Nogueira et al., 2019) la care, în zonele deja destabilizate, se adaugă și acțiunile insectelor (Vrška et al., 2009; Szewczyk et al., 2011; Ficko et al., 2011; Holeksa et al., 2017; Bodziarczyk et al., 2019), pot modifica structura pădurilor.

Schimbări majore în viața pădurilor se produc în special în cazul regenerărilor (Szwagrzyk et al., 2011), încât refacerea structurii lor este un proces de durată și cu rezultate probabile (Diaci et al., 2011). Doborâturile produse de vânt au devenit, de asemenea, tot mai frecvente. Ele continuă să se manifeste pe suprafețe întinse (Diaci et al., 2011; Klopčic et al., 2017; Seidl et al., 2017; Pretzsch et al., 2020a) și îndeosebi în păduri cu structuri echienice (Holeksa et al., 2017). În arboretele de molid din Carpații de Vest principalele perturbări sunt doborâturile de vânt și atacul insectelor (Holeksa et al., 2017; Bodziarczyk et al., 2019).

Ca efect al schimbărilor climatice (Čavlovic et al., 2015; Klopčic et al., 2017) pădurile situate în stațiunile de limită inferioară altitudinală și-au modificat compoziția. Urmărind dinamica bradului se constată o reducere considerabilă a proporției lui (Maxime et Hendrik, 2011; Pretzsch et al., 2020a). În zonele intens populate regenerarea lui este amenințată de ungulate (Szewczyk et al., 2010; Diaci et al., 2011; Ficko et al., 2011; Klopčic et Boncina, 2011; Bottalico et al., 2014; Klopčic et al., 2017). Bradul este mai afectat decât molidul (Cailleret et al., 2014) și de aceea ar putea fi promovat mai mult în stațiunile în care bradul suferă din cauza ungulatelor (Pretzsch et al., 2020a). Astfel că în viitor tipul de management și ungulatele ar putea avea un impact mult mai mare asupra pădurilor decât o vor avea schimbările climatice (Klopčic et al., 2017). Emisiile de dioxid de sulf au influențat, de asemenea, declinul bradului din Europa (Cavlovic et al., 2001; Elling et al., 2009). În arealul natural al bradului din Europa s-a semnalat foarte mult apariția vâscului care explică declinul, dar și predispoziția bradului la atacul agenților patogeni (Van Der Maaten et al., 2013; Cavlovic et al., 2015). Din cauza mortalității des întâlnită la brad în ultimele decenii, acesta este mult mai predispus la atacul insectelor și al agenților patogeni în comparație cu molidul (Szwagrzyk et Szewczyk, 2001).

Simulările făcute pe termen lung arată că managementul și schimbările climatice sunt principalii factori care vor avea un efect negativ asupra creșterii și regenerării rășinoaselor, fagul fiind cel favorizat (Szwagrzyk et Szewczyk, 2001; Vrška et al., 2009; Kavlovic et al., 2017; Mina et al., 2017b). De exemplu, aplicarea unor tratamente caracteristice arboretelor echine în arborete pluriene sau aplicarea unor tratamente cu intensități inadecvate au creat condiții de lumină care nu sunt optime ecologic pentru specii tolerante la umbră, cum este bradul (Diaci et al., 2011; Cavlovic et al., 2015). Asocierea bradului cu fagul în multe din arboretele din Europa a contribuit însă la extinderea lui în afara arealului său de distribuție (Ficko et al., 2011). O altă cauză este că prin aplicarea codrului grădinarit s-a extras foarte mult fagul, iar bradul a fost păstrat datorită valorii sale. Această dinamică a determinat apariția bradului în afara arealului său optim, unde a devenit vulnerabil la fluctuații și perturbări (Klopčic et al., 2011; Cavlovic et al., 2015). Sunt și autori care consideră că bradul în viitor va fi o specie rară, chiar dispărută, iar soarta sa depinde foarte mult de metodele de management aplicate (Klopčic et al., 2017; Holeksa et al., 2017). Dacă însă în viitor cantitatea de precipitații medii anuale va fi peste 800 mm, bradul va rămâne stabil chiar și în contextul încălzirii climatice (Cavlovic et al., 2015). Deși de multe decenii perturbările au fost considerate un factor negativ în ecosistemele forestiere din cauza daunelor pe care le

crează, acestea pot avea și efecte pozitive asupra regenerării lor (Spînu et al., 2020), dar și a diversității speciilor (Thom et al., 2016).

În România prin gospodărirea pădurilor este promovată cu prioritate regenerarea pe cale naturală a arboretelor și menținerea compoziției lor cât mai apropiată de cea a tipurilor de pădure. Diversificarea structurii în plan vertical și crearea condițiilor pentru creșterea biodiversității sunt țeluri promovate prin planurile de management. Zona situată în curbura Carpaților Românești este recunoscută pentru biodiversitatea pădurilor. Aici sunt prezente însă și populații de brad care îndeplinesc multiple funcții de protecție. Încă din 1963, în pădurile din această zonă, prin planurile de management s-a urmărit promovarea structurilor alcătuite din mai multe generații. În cadrul tăierilor de regenerare s-au proiectat tratamente cu perioadă lungă de regenerare, de 40 – 60 ani, prin care să se diversifice structura arboretelor. În ultimele decenii specia cea mai afectată de modificările climatice a fost totuși bradul. În zona de limita altitudinală inferioară, bradul participă îndeosebi în formații de tipul brădeto-făgetelor. Diminuarea populației de brad îngrijorează tot mai mult cu privire la continuitatea lui în această zonă. Starea de sănătate a bradului, ca și doborâturile de arbori izolați produse de vânt au determinat intervenții siveculturale în viața arboretelor și au modificat structura compozițională a pădurii. În condițiile conducerii arboretelor prin tratamentele cu perioada lungă de regenerare și a promovării regenerării pe cale naturală este de așteptat ca structurile arboretelor să fi evoluat în direcția creșterii biodiversității. Promovarea pe cale naturală a proveniențelor locale, sub masiv, ar fi trebuit să asigure menținerea bradului în compoziția de viitor a pădurilor. Fiind o specie care tolerează umbra, măsurile de management aplicate ar fi trebuit să fie cele mai potrivite pentru regenerarea bradului. Pe fondul acestor aspecte, s-a urmărit caracterizarea dinamicii compoziției și a structurii pădurii în ultimele 5 decenii de gospodărire și estimarea compoziției pădurii în viitorul apropiat (anul 2070). S-au analizat mai mulți indicatori care pot caracteriza dinamica și stabilitatea arboretelor.

Baza de date pentru studiul dinamicii

Zona de studiu. Cercetările s-au efectuat în Masivul Postăvarul din Carpații Românești (Figura 2.1). Primul amenajment al acestor păduri s-a realizat în anul 1890. Începând din anul 1962, în aceste păduri s-au amplasat suprafețe experimentale în care s-au efectuat inventarii în suprafețe de probă permanente pentru cunoașterea structurii și mărimii fondului de producție al arboretelor și pentru monitorizarea stării arboretelor.

Pădurile cercetate sunt situate la altitudini cuprinse între 700 și 1400 m, pe calcare și conglomerate, pe versanți predominant însoriți – parțial însoriți (Tabelul 2.1). Versanții prezintă frecvent înclinări cuprinse între 20 și 35 grade. Zona cercetată se caracterizează prin temperaturi medii multianuale cuprinse între 5 și 7,8 °C și precipitații anuale între 750 și 950 mm.

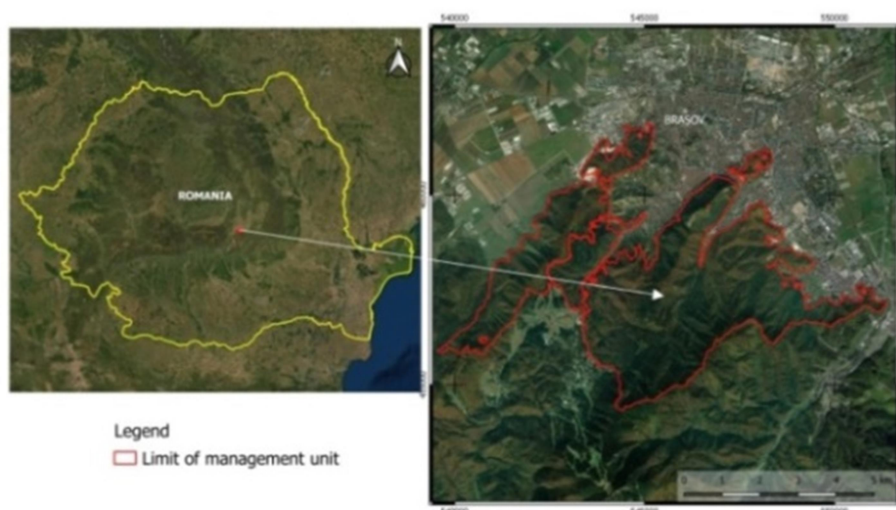


Figura 2.1 Localizarea unității de gospodărire (2930,4 ha).

Solurile cele mai întâlnite sunt eutricambosoluri și districambosoluri și într-o proporție mai mică (18%) prepodzoluri și rendzine. Speciile de plante ierboase caracteristice sunt reprezentate de tipurile *Galium odoratum*-*Cardamine bulbifera*, *Rubus hirtus*, *Symphytum cordatum*, *Festuca altissima*, *Luzula albida*-*Calamagrostis arundinacea* și *Vaccinium myrtillus*.

Tabelul 2.1 Caracteristici ale unității de gospodărire

Altitudine (mii m)	0,6 – 0,8		0,8 – 1,0		1,0 – 1,2		1,2 – 1,4
Suprafață (%)	38		45		13		4
Expoziție	N, NV			S, SV		V, NV, E, SE	
Suprafață (%)	14			34		52	
Înclinare (grade)	< 16			16 – 30		31 – 40	
Suprafață (%)	6			61		33	
Specie	FA		MO	BR	DR		DF
Suprafață (%)	49		17	15	10		9
Clasă de vârstă (de 20 ani)	I	II	III	IV	V	VI	VII
Suprafață (%)	1	1	7	5	20	30	36

FA – fag, MO – molid, BR – brad, DR – alte rășinoase: pin negru, pin silvestru, pin strob, larice; DF – alte foioase: paltin, arțar, frasin comun, carpen, gorun, ulm, tei.

Măsurători de teren. Terenul a fost parcurs pe transecte perpendiculare pe firul văilor și culmi, în vederea construirii profilelor fitogeografice și a descrierii arboretelor. Compoziția și caracteristicilor dendrometrice ale arboretelor s-au determinat în sondaje Bitterlich. Sondajele au fost amplasate în arborete, după ce fiecare arboret a fost parcurs integral pentru a se obține o imagine de ansamblu asupra structurii lui (Tudoran et Zotta, 2020). În fiecare sondaj s-a estimat compoziția și vitalitatea semințișului prin următoarele criterii: (i) supraviețuirea semințișului prin 1 (viu) sau 2 (mort); (ii) vigoarea de creștere prin 1 (vârf individualizat) sau 2 (aspect chircit, de tufă); (iii) aspectul frunzelor prin 1 (normal dezvoltate), 2 (roase de ungulate) sau 3 (necrozate)). De asemenea, s-au identificat plantele ierboase (dominante și însoțitoare) și s-a stabilit acoperirea lor. Tipul de plante indicatoare, compoziția semințișului, compoziția și productivitatea arboretelor au fost criterii pentru diferențierea tipurilor de pădure și stabilirea compozițiilor țel de realizat la nivelul fiecărui arboret prin intervențiile silvotehnice. Pentru caracterizarea structurii arboretelor din fiecare formație forestieră s-au folosit inventariile integrale efectuate în perioada 2012 – 2020, pe 7,75 ha (4453 arbori inventariați). Lemnul mort a fost evaluat în cadrul inventariilor efectuate în perioada 2012 – 2020.

În studiu (Tabelul 2.2) se prezintă principalele caracteristici dendrometrice pentru arborete reprezentative din formațiile forestiere, determinate prin inventariere în suprafețe de probă permanente, în perioada 2012 – 2020.

Stabilirea compoziției de viitor. Pentru stabilirea compoziției țel la nivelul anului 2070 s-au avut în vedere compozițiile țel stabilite la nivelul arboretelor pe baza evaluării din teren cu privire la compoziția arboretelor, compoziția și vitalitatea semințișului. Ele reflectă în mare măsură compozițiile tipurilor de pădure stabilite la nivelul anului 1950. Prima variantă a compoziției țel, are la baza scenariul climatic pe următorii 50 ani (Buras et al., 2019) potrivit modelului HadGEM2 (Samadi et al., 2010), respectiv scenariul RCP 8.5 (Riahi et al., 2011) utilizând 22 seturi de date standardizate privind clima mondială (Fick et al., 2017; Black, 2021), compoziția actuală și suprafața ocupată de semințiș. Această variantă prognozează următoarea compoziție țel: 41%FA 26%BR 14%MO 7%PIN 6%DT 3%GO 2%CA 1% DR. A doua variantă a compoziției țel a fost obținută prin introducerea ca variabilă și a suprafeței speciilor din arborete ce urmează a parcurge cu tăieri de regenerare în următorii 50 ani și a suprafeței semințișului din ultimii 50 ani. A rezultat următoarea compoziție țel: 49%FA 33%BR 12%MO,LA 3%PAM,PA,UL,FR 2%JU,GO,TE 1%CA,CI,MJ. În simularea compoziției țel s-a avut în vedere compoziția arboretelor din planul recoltare (pe următorii 50 ani), a semințișului acestor arborete precum și compoziția

arboretelor rămase în afara planului. Realizarea compoziției țel presupune o desfășurare normală a procesului de producție al arboretelor, adică exploatarea arboretelor incluse în plan și regenerarea lor cu specii în proporții corespunzătoare compoziției tipurilor naturale de pădure.

Tabelul 2.2 Caracteristici ale structurii arboretelor

Suprafață exp.	Suprafață invent. (ha)	Suprafață arboret (ha)	Specii	d _g (cm)	h _g (m)	G (m ² ha ⁻¹)	N	d min (cm)	d max (cm)	Mii puieți (seedlings) (h ≤ 50 cm)	Mii puieți (saplings) (h > 50 cm, d ≤ 1 cm)
S27	0,25	18,70	FA	32,0	21,2	7,14	89	11,00	54,80	–	–
			BR	17,3	10,3	0,05	2	16,50	18,50	–	0,04
S28	1	6,80	FA	49,7	38,7	51,36	364	2,65	76,95	13,4	1,1
			DF	4,1	5,5	0,01	6	3,15	4,75	0,01	–
S29	1	8,20	BR	44,4	29,7	17,98	345	1,30	65,55	31,8	0,2
			FA	34,1	28,0	15,20	640	1,70	59,25	9,7	6,1
			MO	43,1	30,8	1,89	13	33,55	58,25	0,4	–
			PAM	4,6	5,0	0,01	7	2,00	10,35	0,06	–
S30	1	5,40	PIN	32,1	18,2	30,16	373	12,55	53,10	–	–
			DF	13,9	8,3	0,87	57	1,00	31,00	–	1,8
S31	0,25	16,90	BR	38,8	27,6	7,4	64	5,4	58,4	0,02	–
			MO	31,3	26,0	1,08	17	17,2	43,6	–	–
			FA	20,2	17,1	1,4	38	4,7	44,5	0,08	–
S32	0,25	7,90	BR	51,7	32,9	8,5	40	6,2	77,6	0,09	–
			FA	22,2	22,9	4,1	131	3,8	48,8	0,05	–
S33	1	11,10	GO	32,3	22,9	19,58	244	6,50	51,50	–	–
			FA	25,9	14,1	11,08	210	2,30	67,50	0,06	–
			CA	15,4	12,3	4,92	264	3,30	37,65	–	–
			DT	19,3	10,0	0,32	11	3,25	39,55	0,01	–
S34	1	8,20	FA	45,0	30,1	21,14	143	2,95	78,45	16,2	0,1
			MO	40,4	31,6	2,18	17	23,85	57,75	0,01	–
			FA	33,3	26,9	12,71	364	1,11	67,00	7,1	1,3
			PAM	20,9	13,2	0,03	1	–	20,85	–	–
S35	1	22,50	FA	34,3	28,9	27,58	318	5,0	66,8	0,4	0,2
			BR	36,9	29,0	9,02	113	4,4	58,1	1,1	0,9
			MO	27,1	24,2	0,74	7	9,2	62,0	–	–
S36	1	5,2	MO	43,4	32,8	52,29	353	8,30	92,60	1,5	–
			BR	44,2	27,4	2,46	16	19,70	67,65	0,4	–
			DT	19,1	16,1	1,00	39	12,00	67,10	–	–
			FA	39,4	24,2	4,76	35	7,60	40,85	0,2	–
			PAM	26,9	26,0	0,40	7	15,75	36,35	0,03	–
Total	7,75	110,90					4328				

Date obținute prin inventarierea arboretelor în perioada 2012 – 2020. BR – brad, FA – fag, MO – molid, PAM – paltin, DT – diverse foioase, PIN – pin negru, GO – gorun, CA – carpen, DR – diverse rășinoase, d_g – diametru mediu și h_g – înălțime medie, G – suprafață de bază, N – număr de arbori pe hectar

Pentru realizarea dinamicii s-au folosit rezultatele inventariierilor integrale efectuate în arborete din unitatea de gospodărire cu prilejul unor cercetări anterioare (din anii 1962 și 1972, completate cu datele din amenajamentul realizat în anul 1962) și cele efectuate în perioada 2012 – 2020 în suprafețe de probă permanente.

Dinamica arboretelor

Compoziția arboretelor este elementul cel mai dinamic. Modificarea compoziției se remarcă la nivelul tuturor formațiilor forestiere. În făgete pure bradul are tendința de a pătrunde sub masiv. Amestecurile de rășinoase cu fag prezintă o mare capacitate de regenerare (Figura 2.2 și Tabelul 2.3).

Semințișurile celor două specii se întâlnesc în proporții diferite și frecvent într-un număr în jur de 1 – 3 puieti pe m². Sub masiv (Figura 2.2a), și mai ales în ochiurile deschise prin intervențiile silvotehnice, în ultimii 50 s-a dezvoltat un tineret abundent și viguros (Figura 2.2b).

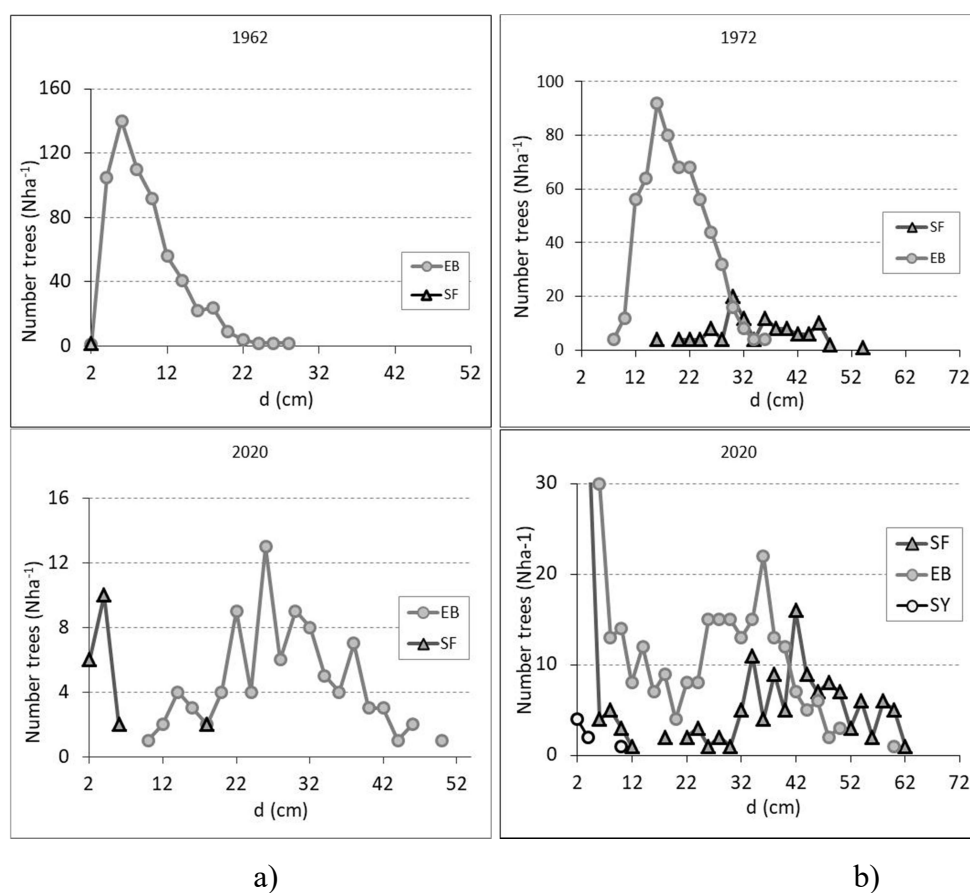


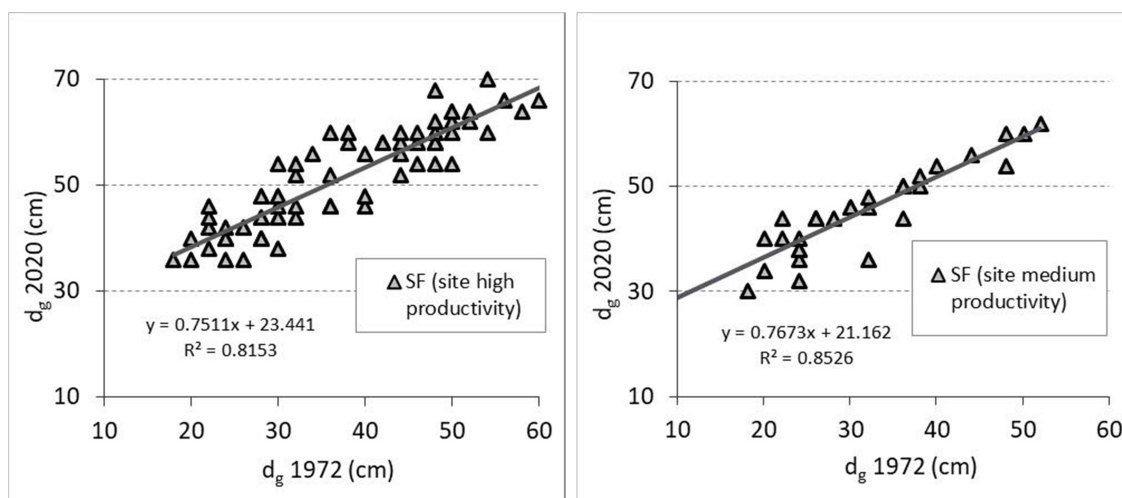
Figura 2.2 Frecvența arborilor pe specii și categorii de diametre în făgete (a) și în amestecuri de fag cu rășinoase (b) în perioada 1962/1972) – 2020. EB – fag; SF – brad; SY – paltin. În arboretul pur de fag, în urmă cu 50 ani (a), în suprafața de probă erau doar doi arbori de brad cu diametrul de 2 cm. În 2020 cei doi arbori au diametre de 16 și 18 cm iar în arboret se dezvoltă deja un al doilea etaj de brad. În brădeto-făget (b), în 50 ani s-a instalat un tineret viguros de brad cu fag (în jur de 50 mii puieti pe hectar). Datele provin din inventariere integrală efecuată pe 0,25 ha (pentru arboretul din Figura 2 a) și pe 1,0 ha pentru arboretul din Figura 2 b).

Tabelul 2.3 Caracteristici structurale

Suprafață de cercetare	S 27				S 29			
	Primul inventariere: 1962		Total	BR	Prima inventariere: 1972			
	Ultima inventariere: 2020				FA	MO	PAM	Total
Species	FA	BR	Total	BR	FA	MO	PAM	Total
d _g (cm): Ultimul inventar (2020)	32,0	17,3	-	44,4	34,1	43,1	4,6	-
Primul inventar	10,3	2		30,2	22,0	32		
h _g (m): Ultimul inventar (2020)	21,2	10,3	-	29,7	28,0	30,8	5,0	-
Primul inventar	13,8	3,0		23,0	22,0	24		
G (m ² ha ⁻¹)	28,6	0,19	28,7	17,98	15,20	1,89	0,01	35,1
N/ha	356,0	8,00	364	345	640	13	7	1005
V (m ³ ha ⁻¹)	233,2	1,20	234,4	250.1	164,2	23,8	0,000	438,1
d min (cm)	11,00	16,50	-	1.30	1,70	33,55	2,00	-
d max (cm)	54,80	18,50	-	65.55	59,25	58,25	10,35	-
Mii puieți (seedling), h < 50 cm	-	-	-	31.8	9,7	0,4	0,06	-
Mii puieți (saplings), h >50 cm, d ≤ 1 cm	-	0.04	-	0.2	6,1	-	-	-
2 –6 cm	0/0	90/0	-	63/0	64/1	0/0	86/25	-
Număr de arbori (%) pe	8–16 cm	12/1	5/50	-	3/0	8/12	0/0	14/75
clase de diametre /	18–24 cm	24/11	5/50	-	2/1	5/7	0/0	0/0
Volumul arborilor (%) pe	28–36 cm	37/37	-	-	8/12	16/50	31/16	0/0
clase de diametre	40–48 cm	22/37	-	-	14/41	5/34	54/56	0/0
	>50 cm	4/14	-	-	9/46	1/7	15/28	0/0

FA – fag, BR – brad, MO – molid; PAM – paltin; G – suprafața de bază; N – număr de arbori; d min – diametrul minim; d max – diametrul maxim.

În zona studiată, arboretele de gorun cu fag se întâlnesc doar pe versanți însoriți, la altitudini de 700–750 m. În astfel de amestecuri, gorunul rămâne specia defavorizată. Fagul se instalează cu ușurință sub masiv și realizează tinereturi abundente. Relația dintre diametrele medii determinate în diferite momente din dezvoltarea arboretelor se poate exprima prin intermediul unei drepte (Figura 2.3). De exemplu, pentru brad, dreapta diametrelor indică un diametru mediu în anul 2020 de 50 cm față de 35,8 cm cât au avut arboretele în urmă cu 50 ani (la nivelul anului 1972), (Figura 2.3a). În aceeași stațiune, dreapta diametrelor (Figura 2.3c) indică, la fag, o creșterea în diametru cu 9% mai mică decât la brad.



a)

b)

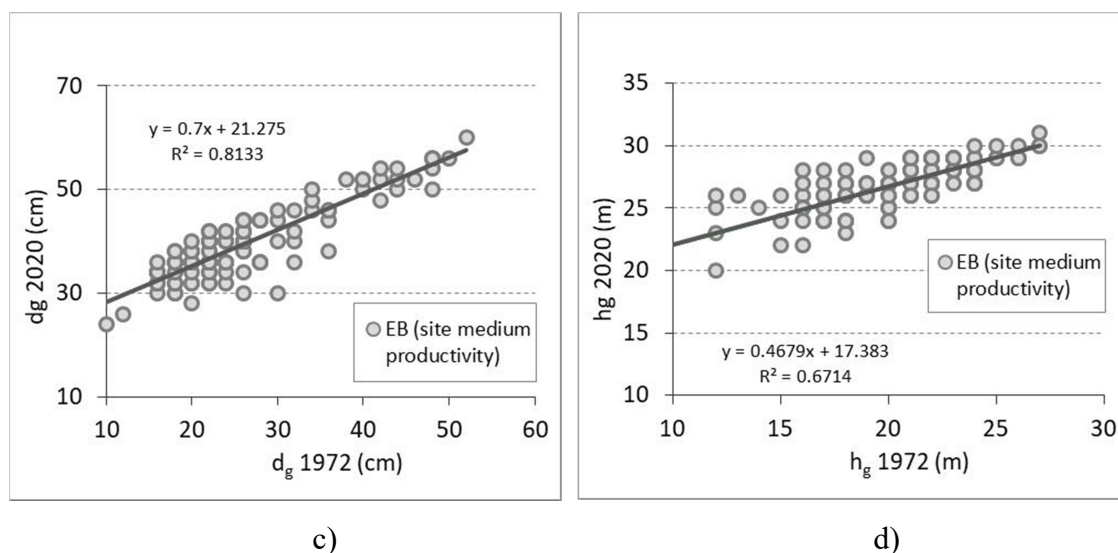


Figura 2.3 Relația dintre diametrele medii ale arboretelor determinate la nivelul anilor 1972 și 2020 pentru brad din stațiuni de productivitate superioară (a) și mijlocie (b) și pentru fag din stațiuni de productivitate mijlocie (c) și relația dintre înălțimile medii pentru fagul din stațiuni de productivitate mijlocie (d) (SF – brad, EB – fag).

Coeficientul de zveltețe prezintă valori cuprinse între 40 și 100 și indică o stabilitate ridicată a arboretelor (Figura 2.4).

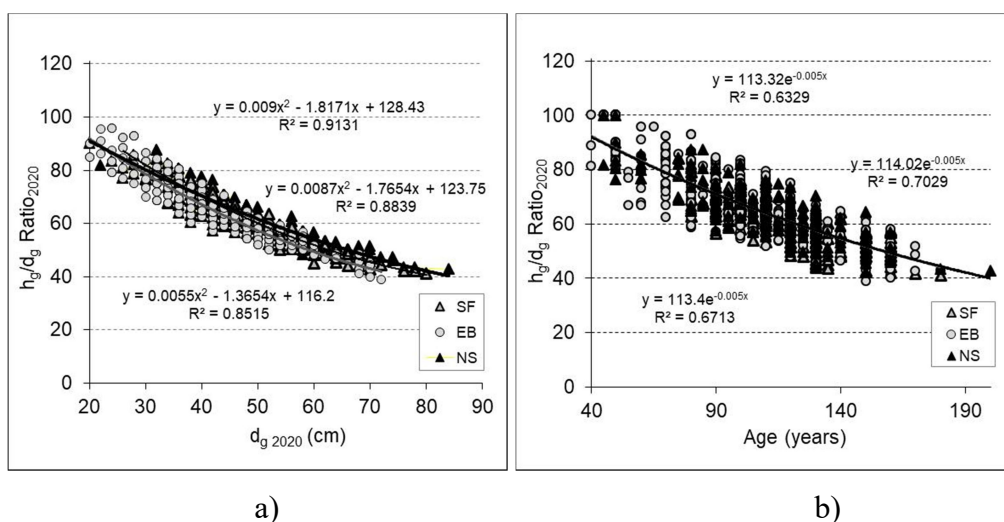


Figura 2.4 Variația coeficientului de zveltețe al arboretelor de brad, fag și molid din arborete amestecate la nivelul anului 2020 în raport cu diametrul mediu al arboretelor (d_g) (a) și cu vârsta lor (b) (SF – brad, EB – fag, NS – molid).

Coeficienții de zveltețe, la același diametru mediu al arboretelor, prezintă valori apropiate la nivelul anilor 1972 și 2020 (Figura 2.5a).

Coeficientul de formă descrește în raport cu vârsta. În raport cu diametrul, curbele prezintă aceeași tendință descrescătoare (Figura 2.5b). Bradul are o formă mai plină decât molidul, care se accentuează pe măsură ce crește vârsta, respectiv diametrul arborilor.

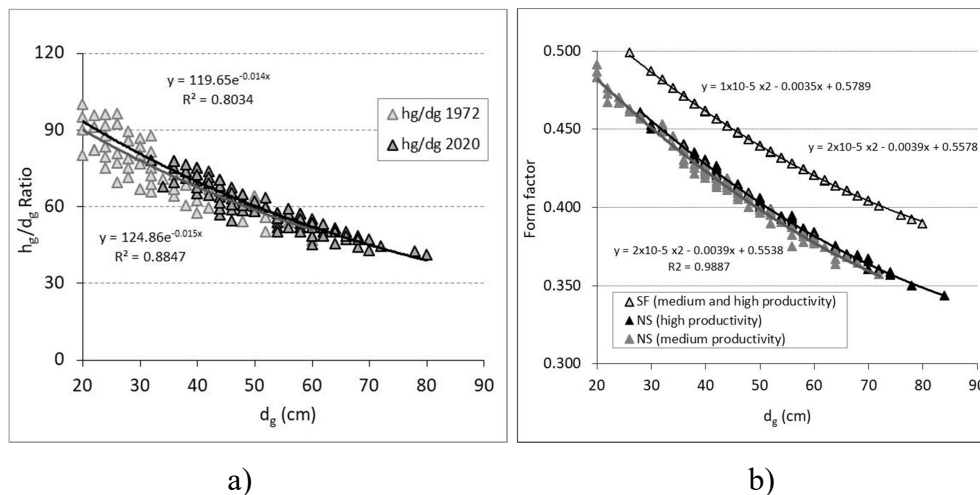


Figura 2.5 Tendința coeficientului de zveltețe al arboretelor calculat la nivelul anului 2020 comparativ cu anul 1972 (a) și variația coeficientului de formă în raport cu diametrul la brad și molid. Valorile coeficientul de formă au fost deduse din volumul arborilor medii (SF – brad, EB – fag, NS – molid).

Între vârstă, diametrul mediu al arboretului (diametrul mediu pătratic) și indicii de zveltețe sau factorul de formă s-au determinat corelații semnificative.

Lemnul mort, la nivelul anului 2020, în amestecuri de rășinoase cu fag și în pinete prezintă în medie un volum în jur de $24 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, 17 m^3 la sol și 7 m^3 volum pe picior.

Din inventarierea suprafețelor amplasate în anul 2012 reiese că în zona cercetată, în intervalul 2012 – 2019, procentul arborilor morți a fost de 15% în pinete, iar în amestecurile de rășinoase situate în partea superioară a versanților însoriți, de 30%. În celelalte formații forestiere procentul anual al arborilor morți se menține în medie, între 1 și 2%.

Dinamica pădurii

Schimbări la nivelul fondului de producție al pădurii. Schimbările înregistrate la nivelul întregii păduri sunt o rezultată a evoluției structurii arboretelor și pot fi evidențiate prin analiza principalilor indicatori care caracterizează fondul de producție (Tabelul 2.4). Prin astfel de intervenții, la nivelul perioadei 2005 – 2016 s-a ajuns să se extragă un volum chiar mai mare decât posibilitatea stabilită prin planurile de management (Figure 2.6a). Consecința

a fost amânarea tăierilor în arboretele planificate și îmbătrânirea arboretelor. Astfel că la nivelul anului 2020 peste 50% din arborete aveau vârste de peste 100 ani.

Tabelul 2.4 Indicatori de caracterizare a fondului de producție

An calendaristic	Vârstă medie (ani)	Densitate	Creștere curentă anuală în volum, CAIv, ($\text{m}^3\text{an}^{-1}\text{ha}^{-1}$)
1962	64	0,77	6,8
1972	75	0,78	6,3
1982	89	0,75	6,2
2004	99	0,70	5,0
2020	107	0,66	4,2

Cu excepția valorii densității în anul 2020 (calculată prin prelucrarea datelor din inventarieri), ceilalți indicatori au fost determinați cu pe baza datelor din amenajament.

Intervențiile efectuate în arborete au fost totuși favorabile biodiversității. Aceasta a înregistrat cel mai mare nivel în ultimele două decenii (Figura 2.6b). S-au observat corelații semnificative între CAIv și vârsta medie a arboretelor, sau între indicele Shannon (H) și densitatea arboretului.

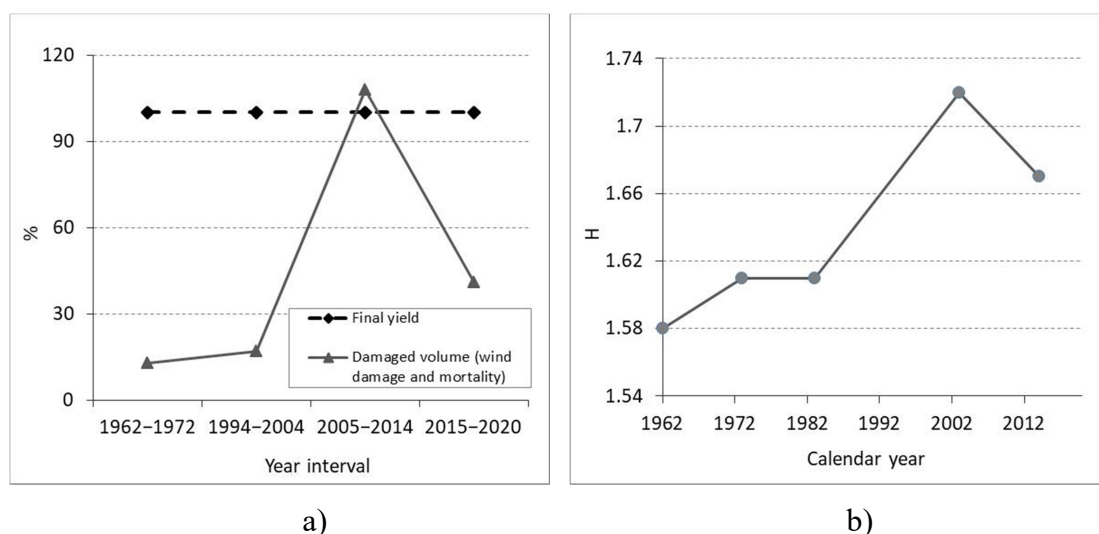


Figura 2.6 Volumul lemnului provenit din doborâturi de vânt și al lemnului mort față de nivelul posibilității (a) și valorile ale indicelui Shannon la nivelul unității de gospodărire în perioada 1962–2020. Pentru anul 2020 valorile indicelui Shannon provin din compoziția pădurii determinată prin lucrările de inventariere. Pentru anii anteriori valorile indicelui s-au determinat pe baza informațiilor furnizate de amenajamentele silvice. Volumul doborât în perioada 2012–2020 a fost estimat pe baza datelor înregistrate în suprafețele de probă permanente.

Dinamica compoziției pădurii. Compoziția pădurii, comparativ cu anul 1962, s-a modificat mai ales în cazul speciilor brad și fag. Față de compoziția țel prognozată la nivelul

anului 1962, la nivelul anului 2020 bradul a înregistrat cel mai mare deficit, de 21% (Figura 2.7).

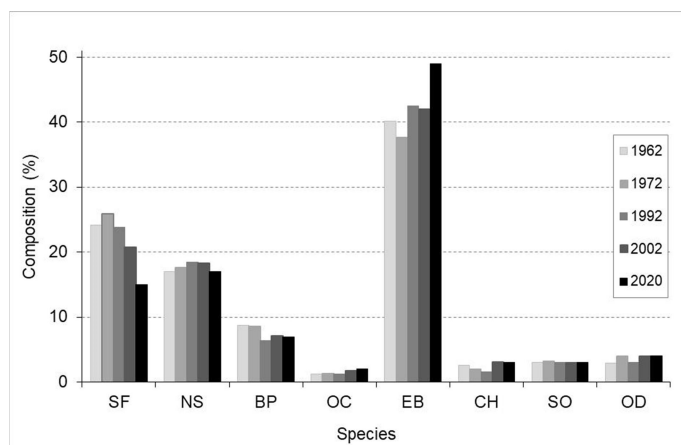


Figura 2.7 Dinamica compoziției actuale în perioada 1962 – 2020 comparativ cu compoziția țel prognozată la nivelul anului 1962 (SF – brad, NS – molid, BP – pin negru, EB – fag, CH – carpen, SO – gorun, OD – alte foioase). Pentru anul 2020 valorile provin din compoziția pădurii determinată prin lucrările de inventariere. Pentru anii anteriori (1962, 1972, 1982, 1992 și 2002) valorile compoziției provin din amenajamentele silvice.

Schimbări mai profunde s-au înregistrat în amestecuri de rășinoase cu fag. Fagul și-a majorat proporția în zonele unde erau concentrate amestecurile de rășinoase cu fag. În amestecuri, bradul și-a redus suprafața de la 49 % – la nivelul anului 1962 – la 19%, la nivelul anului 2020 (Figura 2.8a). Studiul efectuat la nivelul acestor formații arată că după anul 1962 și până anul 2020 fagul a înregistrat o creștere a proporției lui de 33%, în timp ce bradul și-a redus suprafața cu 30% iar molidul cu 3% (Figura 2.8b).

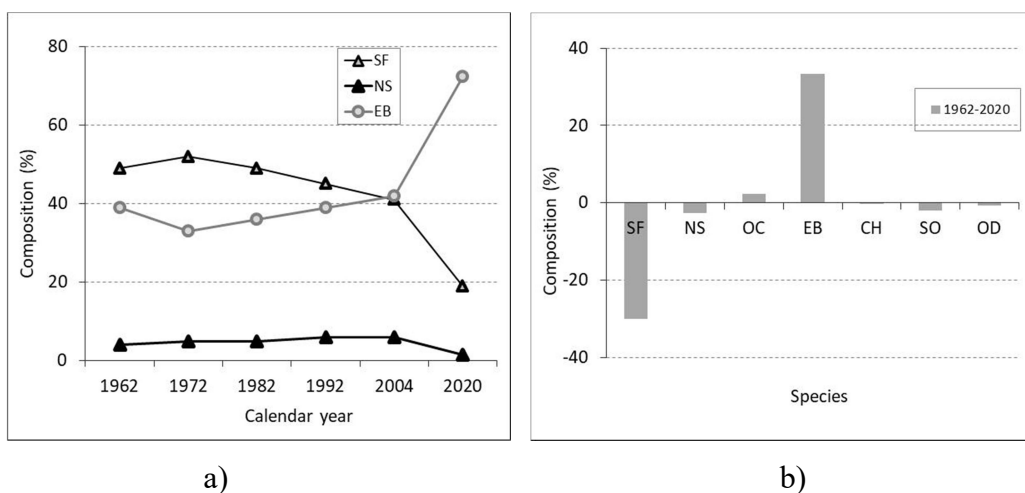


Figura 2.8 Dinamica speciilor molid, brad și fag în amestecurile de rășinoase cu fag în perioada 1962 – 2020 (a) și comparație între proporția speciilor în anul 2020 față de anul 1962 (SF – brad, NS – molid, OC – diverse rășinoase, EB – fag, CH – carpen, SO – gorun, OD – diverse foioase).

Stabilirea compoziției de viitor. Compoziția țel la nivelul anului 2070 indică modificarea proporției speciilor comparativ cu cea existentă la nivelul anilor 1962, 2002 sau 2020 (Harta răspândirii speciilor în perioada 1962 – 2020 și la nivelul anului 2070 din Figura 2.9).

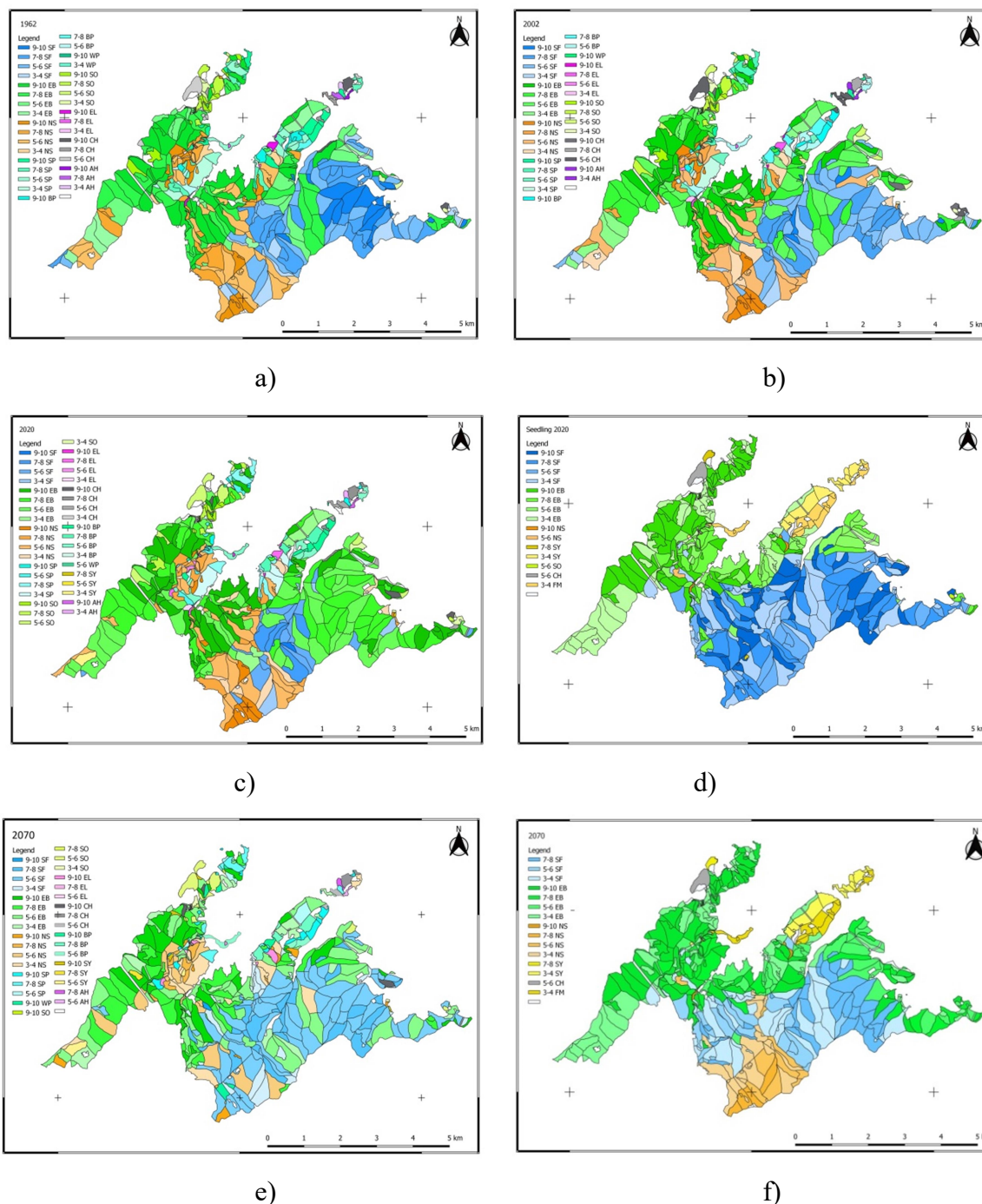


Figura 2.9 Harta răspândirii speciilor (după proporția majoritară a fiecărei specii din arboret) în perioada 1962–2020 și la nivelul anului 2070: compoziția pădurii în anul 1962 (a), în anul 2002 (b) și în anul 2020 (c); compoziția semințișului în anul 2020 (d); compoziția țel (1) în 2070 (f) și compoziția țel (2) în anul 2070. SF – brad argintiu, EB – fag european, NS – molid, SP – pin silvestru, BP – pin negru, WP – pin strob, SO – gorun, EL – larice, CH – carpen, AH – frasin comun,

SY – paltin și FM – jugastru. Figura arată: modificarea pronunțată a compoziției pădurii în intervalul 2002 (b) – 2020 (c); promovarea semințișului în compoziția țel prognozată la nivelul anului 2070 (d); compoziția țel (1) pe baza scenariului climatic ales (e); compoziția țel (2) – promovarea compoziției tipurilor de pădure naturale, reducerea proporției molidului în amestecurile situate la altitudini mai mici de 1000 m (menținerea arboretelor de molid provenite din regenerare naturală și înlocuirea celor plantate în afara arealului) și corelarea compoziției țel cu planul de recoltare-regenerare în următorii 50 ani (f).

La nivelul anului 2070 se prevede o creștere a proporției bradului cu 18%. Pinii, majoritatea având vârste de 90 – 120 ani, vor fi substituiți în mare parte de speciile autohtone, iar molidul își va reduce proporția cu 5%. Gorunul își va menține proporția, în schimb va crește proporția speciilor de foioase cu 3%, în detrimentul fagului (Figura 2.10).

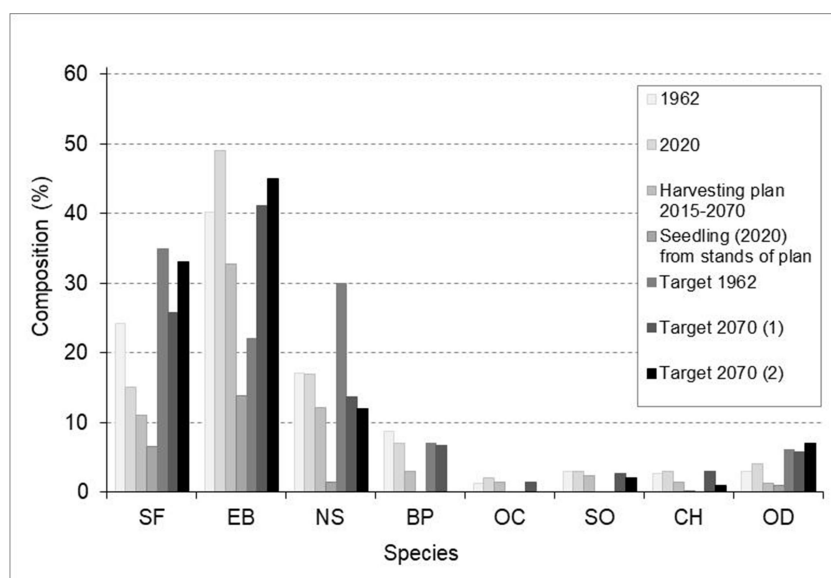


Figura 2.10 Compoziția țel (SF – brad; EB – fag; NS – molid; BP – pin negru; OC – diverse rășinoase – pin silvestru, larice; CH – carpen, SO – gorun, OD – diverse foioase – paltin, artar, jugastru, frasin, mojdrean, ulm, cireș). În figură sunt reprezentate: compoziția țel la nivelul anului 1962, compoziția stabilită la nivelul anului 2020, compoziția arboretelor ce urmează a se exploata în următorii 50 ani (plan de exploatare/regenerare 2015 – 2070), compoziția semințișului existent în arboretele exploatabile (Seedling 2020), compoziția țel proiectată prin amenajamentul din 1962 (Target 1962) și cele două variante pentru compoziția din 2070 (Target 2070 (1) și Target 2070 (2)).

Pentru verificarea justetei compoziției țel s-a avut în vedere compoziția arboretelor care vor fi parcurse cu tăieri de regenerare și compoziția semințișului existent. Dacă procesul de regenerare va decurge normal și după implementarea planului de recoltare și semințișul

actual își va păstra proporția, atunci în următorii 50 ani este posibilă realizarea compoziției țel doar prin regenerarea naturală a arboretelor. Este de preferat această variantă și nu cea a împăduririlor.

Fără informațiile cu privire la arboretele în care urmează a se efectua tăieri de regenerare (incluse în planul de exploatare-regenerare) modelul primei variante a prezis o compoziție în care bradul are o proporție de 26%, fagul de 41%, pinul negru 7%, alte rășinoase 6%, gorunul 3%, carpenul 2% și alte foioase 1%. În a doua variantă s-a prognozat o majorare a proporției bradului la 33%, a fagului la 45% și a altor foioase la 7%, molidul rămânând la un procent de 12%, gorunul la 2% și carpenul la 1%. Aceasta variantă este posibil de realizat dacă se aplică planurile decenale de recoltare stabilite prin amenajament. În ultimii 50 ani regenerarea naturală a avut loc pe 42% din suprafața unității de gospodărire. Pentru a atinge compoziția țel pentru anul 2070, s-a avut în vedere același procent (adică 42%) pentru următorii 50. În condițiile în care procesul de producție al arboretelor va fi în continuare afectat de acțiunea factorilor destabilizatori și va determina abateri de la planul de management, această abordare este cea mai potrivită.

Discuții

Dinamica arboretelor indică modificări la nivelul structurii ca urmare a înaintării lor în vârstă, dar și a intervențiilor efectuate. Dintre speciile molid, brad și fag, fagul a fost cel mai avantajat în ultimele 5 decenii de gospodărire. Suprafața ocupată de semințiș a crescut de la 23% la 65%. La nivelul anului 2020, numai semințișul de fag ocupa 42% din suprafața unității iar bradul doar 22%. Sub masiv se remarcă aceeași tendință a fagului, de a se regenera sub coronamentul arborilor de brad și a bradului în arborete dominate de fag (Vrška et al., 2009; Maxime et Hendrik, 2011; Klopčic et al., 2011; Woziwoda et Kopec, 2015; Klopčic et al., 2017; Mina et al, 2017b; Pretzsch et al., 2020b).

În amestecurile de fag cu rășinoase competiția între specii are un impact decisiv asupra compoziției arboretelor (Szewczyk et Szwagrzyk, 2010; Woziwoda et Kopec, 2015). Dinamica acestor arborete indică o capacitate mai bună de regenerare a gorunului în arboretele situate în stațiuni însorite în care nu sunt prezente specii competitive precum fagul, carpenul sau arțarul. Molidul preferă altitudinile mai ridicate, de aceea în amestecurile cu brad și fag de la altitudini mai mici de 1000 m este dezavantajat, îndeosebi pe versanții cu expoziție S și SV.

Dinamica indicatorilor biometrici poate fi utilă pentru cunoașterea evoluției valorilor acestora pe parcursul dezvoltării arborilor, în condiții reale de gospodărire. Indicele de zveltețe indică o stabilitate ridicată a arboretelor. Valorile medii ale indicelui de zveltețe al arborilor medii ai arboretelor indică o stabilitate ridicată în cazul tuturor speciilor. De asemenea, valorile lui pot fi considerate și un indicator al eficienței funcționale a arboretelor (Mihai et al., 2016; Cicșa et al., 2018), în condițiile în care toate arboretele din unitatea de gospodărire studiată îndeplinesc cu prioritate funcții de protecție. Valorile indicelui se corelează statistic cu vârsta arboretelor. La aceeași dimensiune a arborelui mediu, arboretele au prezentat valori ale indicelui de zveltețe foarte apropiate, indiferent de anul în care a fost făcută analiza. Coeficientul de formă a prezentat o tendință descrescătoare, explicată prin creșterea dimensiunilor arborilor.

Dinamica pădurii evidențiază schimbări la nivelul structurii și compoziției. Indicatorii biometrici indică o majorare a vârstei medii a pădurilor, de la 64 de ani (în anul 1962) la 107 ani (la nivelul anului 2020) și o reducere a densității medii de la 0,77 la 0,66 care se reflectă și mărimea creșterii curente în volum. Densitatea medie s-a redus cu 33% în anul 2020 față de anul 1962. Reducerea densității a fost și un factor favorizant pentru creșterea biodiversității pădurilor întrucât în ultimele două decenii indicele Shannon a atins valoarea maximă din perioada analizată, de 1,72. Se știe că perturbările au și efecte pozitive asupra structurii arboretelor prin instalarea unui număr mult mai mare de specii (Franklin et al., 2002; Thom et al., 2016).

Dinamica compoziției, în amestecurile de rășinoase cu fag, indică o creștere a proporției fagului în anul 2020 cu 33% și o scădere a bradului cu 30%, față de anul 1962. Această situație a fost favorizată mai ales de intervențiile silviculturale. Fagul și-a majorat proporția în ultimele două decenii ca urmare extragerii bradului afectat și nu în mod natural, o dovadă în acest sens fiind semințișul de brad abundent instalat sub masiv. La acestea se adaugă și influența unor factori destabilizatori care, în condițiile amestecurilor de rășinoase cu fag, pot influența compoziția, cel mai adesea în favoarea fagului. Acțiunea vântului și uscarea arborilor au perturbat procesul de producție al pădurii. Astfel intervențiile silviculturale s-au concentrate, în principal, pe extragerea lemnului doborât de vânt și a lemnului mort pe picior din arborete, în afara planificărilor amenajamentului. Intervențiile au fost urmate și de o reducere a densității arboretelor și, implicit a creșterii curente în volum (CAI_v) (Tabelul 2.5). Creșterea proporției fagului în arboretele amestecate de brad, fag și molid a fost semnalată de aproximativ 7 decenii (Diaci et al., 2011; Vrška et al., 2009). Această creștere s-ar datora probabil condițiilor generate de schimbările climatice (Maxime et

Hendrik, 2011; Mina et al., 2017b), de intervențiile silviculturale, pe fondul altor perturbări naturale (Klopčic et al., 2011; Hilmers et al., 2020) cum sunt doborâturile de vânt, sau atacul insectelor. Toate acestea au contribuit foarte mult și la declinul molidului (Gratzer et al., 2004; Hanewinkel et al., 2013).

În condițiile zonei cercetate vârsta înaintată a arboretelor ar putea fi un factor care a favorizat creșterea procentului de mortalitate al arborilor. Ea se manifestă prin vitalitate redusă a arborilor, iar reducerea vitalității lor le poate crește vulnerabilitatea la acțiunea unor factori biotici precum vâscul, ciupercile sau insectele. Se știe că acestea pot juca un rol important în declinul coniferelor și în special al bradului (Ficko et al., 2011; Cavlovic et al., 2015; Klopčic et al., 2017). În unitatea de gospodărire studiată, majoritatea arboretelor (66%) au vârste de peste 100 de ani. Un procent de 36% din arborete au vârste cuprinse între 120 și 140 de ani. Cercetările de teren au evidențiat și prezența vâscului în coroană și a „cuibului de barză” la arborii vârstnici. Aceștia devin cei mai sensibili la acțiunea factorilor destabilizatori.

Aplicarea unor tratamente silviculturale cu intensități prea mari, ca și perturbările cu o anumită intensitate și frecvență în cuprinsul arboretelor pot crea intensități ale luminii care nu sunt favorabile unei specii tolerante la umbră, cum este bradul (Diaci et al., 2011; Cavlovic et al., 2015). De aceea, se consideră că aplicarea unor tratamente ”close-to-nature” care adoptă principii sustenabile pentru managementul pădurii sunt cele mai recomandate în contextul schimbărilor climatice (Brang et al., 2014). Aplicarea tratamentelor cu perioadă lungă de regenerare conduce la formarea unor arborete mult mai stabile și cu structuri complexe (Boncina, 2011; Hilmers et al., 2020; Samadi et al., 2010). Tratamente cu perioadă lungă de regenerare s-au aplicat și în pădurile cercetate. Dar creșterea procentului de arbori morți pe picior în ultimii 20 de ani a determinat intervenții silviculturale neplanificate. Așa se explică volumul lemnos mare extras din unitatea de gospodărire în ultimii 20 de ani, mai mare decât posibilitatea stabilită de amenajament. Aceasta a condus la amânarea tăierilor în arboretele planificate și la îmbătrânirea în continuare a arboretelor. Dacă arboretele vârstnice sunt mai vulnerabile (Lech et al., 2020), situația actuală pe clase de vârstă indică faptul că pădurile prezintă un risc sporit la acțiunea factorilor destabilizatori în continuare. Instrucțiunile tehnice românești pentru amenajarea pădurilor stabilesc mărimea posibilității la nivelul creșterii. Cum volumul lemnos recoltat nu poate depăși mărimea acesteia, se va produce o acumulare de arborete vârstnice în continuare. De aceea, managementul pădurilor trebuie să fie mult mai flexibil și să se adapteze acestor situații.

Concluzii

Riscurile la care sunt supuse arboretele evidențiază importanța structurii arboretelor pentru menținerea stabilității lor. Dinamica pădurilor indică schimbări importante în compoziția și structura lor. Compoziția semințișului, suprafața și vitalitatea lui sunt elemente cheie în stabilirea compoziției de viitor. În pădurile cercetate suprafața ocupată de semințiș a crescut de la 23% (în 1962) la 65% (în 2020). În compoziția pădurii, schimbări majore s-au produs la nivelul formației amestecurilor de fag cu rășinoase: proporția bradului s-a redus cu 30%, a molidului cu 3% iar fagul a crescut cu 33%. Compoziția țel s-a stabilit pe baza compoziției tipurilor de pădure naturale, armonizând dinamica semințișului cu prevederile planurilor de recoltare, pe fondul unui scenariu climatic simulat pentru o perioadă de 50 ani. În compoziția țel astfel stabilită se preconizează creșterea proporției bradului cu 18%, a diverselor foioase cu 3%, reducerea fagului cu 4% și a molidului cu 5%. Gestionarea riscurilor la care este expusă pădurea se poate realiza printr-un management flexibil care se poate adapta situațiilor neprevăzute. Astfel de situații nu trebuie să împiedice aplicarea la timp a măsurilor silviculturale în arborete. În condițiile amestecurilor de rășinoase cu fag menținerea speciilor în proporții corespunzătoare tipurilor de pădure naturale, regenerarea pe cale naturală a speciilor de proveniență locală și realizarea de arborete alcătuite din mai multe generații de arbori pot contribui la sporirea stabilității lor. Astfel de măsuri ar trebui incluse în strategiile de adaptare a prevederilor amenajmentelor silvice.

3. Dezvoltarea de modele ale variabilelor dendrometrice ale arborilor pe baza imaginilor digitale obținute prin tehnici de teledetecție (vehicule aeriene fără pilot)

Aspecte generale

Utilizarea vehiculelor aeriene fără pilot echipate cu senzori termici, laser sau spectrali mici a apărut ca o alternativă promițătoare pentru obținerea de modele 3D folosite în aplicații din silvicultură (Salamí et al., 2014). Tehnicile de procesare a datelor au făcut posibilă obținerea de imagini de înaltă rezoluție și de date 3D care pot fi utilizate în acțiunea de monitorizare a pădurilor (Shang et al., 2016, Mohan et al., 2017, Vorovencii 2014, 2015b, 2015c, 2017), în inventarul forestier și în măsurătorile indirecte ale caracteristicilor arborilor (Puliti et al., 2015, Pangiotidis et. al., 2017; Puliti et al., 2017; Otero et al., 2018). Foarte

multe cercetări s-au concentrat pe estimarea caracteristicilor biometrice ale arboretelor (Ota et al., 2017), pe individualizarea arborilor și pe determinarea caracteristicilor acestora pe modele digitale (Fritz et al., 2013; Mohan et al. 2017). Valorile parametrilor obținute prin măsurători pe modelul digital și pe imagini ortorectificate, în raport cu cele obținute prin măsurători la sol, se situează în limite acceptabile (Zagalikis et. al., 2005). Diametrele arborilor se corelează cu diametrele coroanelor iar pentru înălțimi, eroarea medie pătratică (RMSE) prezintă valori reduse (Iizuka et al., 2017).

Rezultatele obținute ca urmare a utilizării tehnologiei scanării laser cu vehicule aeriene fara pilot (UAV) arată valori ale localizării și înălțimii arborilor comparabile cu cele obținute prin măsurătorile la sol (Wallace et al., 2014; Jaakkola et. al., 2010). Caracteristici precum volumul arboretului, înălțimea medie și înălțimea maximă (Ota et. al., 2017) au fost mai bine estimate când în calcule a fost utilizat modelul arborelui dominant.

Echiparea UAVs cu senzori de scanare cu laser (UAV-LS) a creat posibilitatea obținerii de date 3D cu rezoluție foarte înaltă în estimarea unor proprietăți biofizice la nivelul arborilor individuali cum ar fi locația lor, înălțimea, diametrul (DBH), lățimea coroanei și înălțimea bazei coroanei (Puliti et. al., 2015). Astfel de cercetări asupra trunchiului arborilor și a diametrului lor (DBH) precum și a altor parametri ai structurii au fost efectuate și sub coronamentul pădurii (Chisholm et al., 2013; Wieser et al., 2017). Combinația de scanare cu laser sub coronament și deasupra coronamentului conduce la inventarierea rapidă și precisă a resurselor forestiere (Hyypä et al., 2020). Estimarea directă a biomasei forestiere supraterane (AGB), fără utilizarea observațiilor in situ, este posibilă prin modalități de estimare a biomasei la nivel de arbore prin aplicarea de modele alometrice disponibile folosind ca predictor variabile unice derivate din ALS (Puliti et al., 2020).

Scanarea cu laser terestru (TLS) realizează procesarea norilor de puncte TLS prin algoritmi și asigură determinarea parametrilor arborilor cu precizie ridicată. Aplicată în arborete cu arbori de diferite dimensiuni, dispuși în mai multe straturi, rata de detecție a arborilor a fost de 97,40% pentru arbori cu DBH > 12 cm și de 84,62% pentru arbori cu DBH < 12 cm (Heinzel et al., 2018). Pe lângă rezultatele pozitive obținute ale variabilelor, cercetările au arătat totodată și posibile limitări ale măsurătorilor datorită complexității structurii coronamentului (Pascu et al., 2020).

Scanarea laser prin UAV (ULS) este unul dintre cele mai recente și asigură măsurarea înălțimii cu precizia cerută de aplicațiile forestiere (Liang et al., 2019). Valori reduse ale erorii medii pătratice (RMSE) (8,6 – 12,7%) s-au obținut când s-a folosit DBH determinat

prin tehnologia TLS și înălțimea arborelui determinată prin tehnologia ULS. Valori mai mari s-au obținut când s-a folosit doar tehnologia TLS sau ULS (Wang et. al., 2019).

Imaginile digitale obținute cu UAV oferă însă rezultate acceptabile pentru delimitarea coroanei arborilor la un cost mai mic decât în cazul utilizării tehnologiei Lidar (Yurtseven et al., 2019). Modelul înălțimii coronamentului (Foto-CHM) este unul de înaltă rezoluție și permite extragerea caracteristicilor dendrometrice ale arboretelor, fiind mai performant îndeosebi pentru estimarea înălțimii dominante a arboretelor regulate (Lisein et. al., 2013). Precizia rezultatelor rămâne influențată de structura arboretelor. Rezultă că UAV-SfM sunt capabile să ofere rezultate similare cu cele obținute prin scanare laser aeriană (ALS) în ceea ce privește caracteristicile biometrice ale arboretelor (înălțime dominantă, suprafață de bază și diametrul mediu al arboretului). Ele permit achiziționarea de imagini de înaltă rezoluție la un cost redus. Datele UAV-SfM ar putea fi utilizate ca o completare mai degrabă decât o alternativă la datele LiDAR (Jayathunga et al., 2018). UAS-SfM rămâne un instrument adecvat și pentru observarea coronamentului 3D la rezoluții înalte (Dandois et al., 2013).

Cu toate performanțele înregistrate în domeniul teledetecției, structura arboretelor rămâne unul dintre factorii care poate influența alegerea instrumentelor pentru înregistrarea informațiilor cât și precizia măsurărilor. Pentru determinări la nivel de arboret, UAVs rămân sisteme eficiente pentru estimarea caracteristicilor biometrice ale arborilor. Întrucât nu toți arborii din arboret sunt vizibili pe modelul digital, determinările s-ar putea efectua doar la arbori din etajul superior, la arbori izolați, vizibili pe modelul digital. Măsurătorile efectuate la arbori din categoria arborelui mediu al arboretului, considerat reprezentativ pentru toți arborii din arboret, ar simplifica foarte mult determinările. În acest caz, numărul arborilor de măsurat ar putea fi determinat probabilistic, în raport cu variabilitatea dimensiunilor acestora. Arborii din eșantion ar putea fi selectați proporțional în raport cu suprafața lor de bază sau cu volumul pe categorii de diametre. Volumul arborilor și arboretelor se poate determina prin modele bazate pe caracteristici biometrice ale arborilor măsurate pe modelul digital (obținut din datele UAS). Întrucât aceste caracteristici sunt coroanele și înălțimile arborilor, rezultă că modelele care conduc la volumul arborilor trebuie să includă în relațiile lor aceste caracteristici. Cum structura arboretelor modelează forma și dimensiunile arborilor, rezultă că astfel de modele trebuie să fie elaborate pe tipuri de structuri. Prin aceste cercetări s-a urmărit dezvoltarea de modele pentru estimarea caracteristicilor arborilor și arboretelor de gorun (precum diametrul și volumul), pe baza variabilelor (diametrul coroanei și înălțimea arborilor) măsurate pe un model digital obținut folosind UAS cu un cost redus. Structurile cercetate sunt specifice arboretelor de gorun cu vârste în jur de 170 ani. În final s-a analizat și

precizia determinărilor în raport cu valorile caracteristicilor biometrice ale arborilor determinate pe cale terestră.

Crearea bazei de date

Study area. Cercetările s-au efectuat în păduri ($45^{\circ}38' N$ și $25^{\circ}35' E$) din Masivul Postăvarul din regiunea centrală a României. Regiunea este bogată în păduri alcătuite din formații forestiere diverse, de la gorunete până la păduri montane de tipul molidișurilor de limită.

În acest studiu au fost incluse arborete de gorun cu funcții de protecție situate la limita superioară a arealului lor, alcătuite din gorun ca specie principală și fag cu carpen, ca specii de amestec care tind să formeze un al doilea etaj.

Măsurători de teren. Într-un arboret în vârstă de 170 ani s-au amplasat S1 și S2, fiecare având o suprafață de 0,5 ha (50 m x 100 m) ($45^{\circ}38' N$ și $25^{\circ}33' E$). În ambele suprafețe înclinarea terenului a fost de 10 grade. S1 s-a amplasat într-o stațiune situată pe partea însorită a versantului iar S2 într-o stațiune situată pe partea umbrită. Într-un alt arboret, cu vârsta de 110 ani, s-au amplasat S3 și S4 ($45^{\circ}38' N$ și $25^{\circ}34' E$), fiecare având câte 1,0 ha (100 m x 100 m), pe versant parțial însorit, cu înclinare de 20 grade. Arboretul cu vârsta de 110 a fost folosit doar pentru a testa modelele generate.

La toți arborii din suprafețele de probă s-au măsurat diametrul (d), înălțimea (h), înălțimea elagată (ph), diametrul coroanelor (CW), s-a evaluat calitatea lemnului și s-a apreciat clasa Kraft. Diametrele arborilor s-au dedus din circumferința lor. Pentru arboretul în vârstă de 170 ani, fiecărui arbore i s-au determinat coordonatele (X, Y) prin metode topografice, folosind stația totală Leica TC 407 (Figura 3.1a). Cu stația totală au fost determinate și cotele terenului (Z) în vederea obținerii modelului terenului. Pentru îmbunătățirea preciziei determinărilor s-au amplasat patru puncte de legătură la sol, ușor identificabile pe imaginile digitale. Imaginile aeriene digitale au fost preluate cu DJI Phantom 3 Advanced, de la o înălțime de 50 m și au avut o suprapunere de 90%. Controlul autonom al UAV s-a realizat prin sistemul GNSS.

Măsurători efectuate pe modelul digital. După asamblarea imaginilor digitale și georeferențierea norului de puncte s-au obținut modelul digital al suprafeței (DSM) și alte modele derivate necesare determinărilor (Figura 3.1b, c și d).

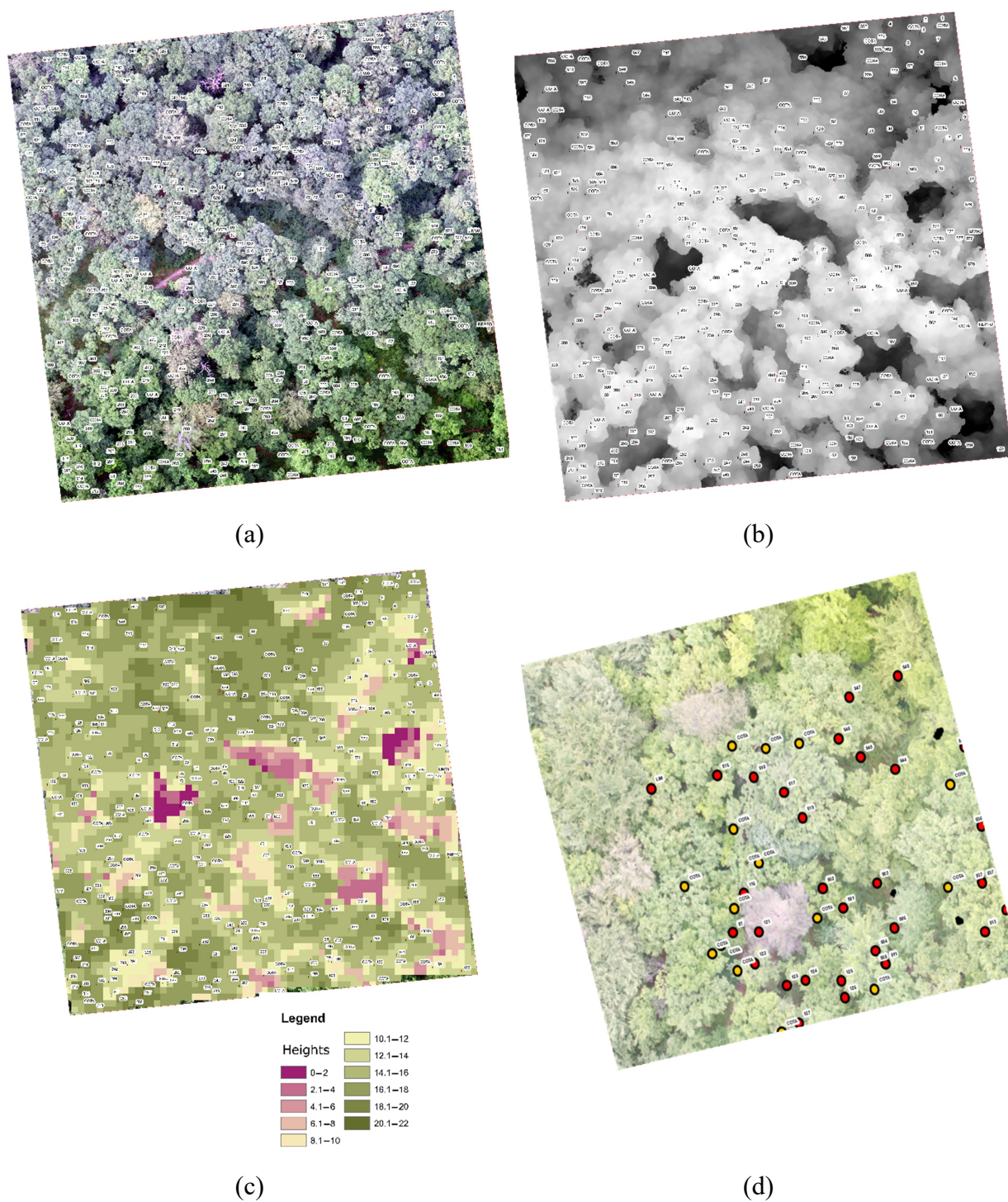
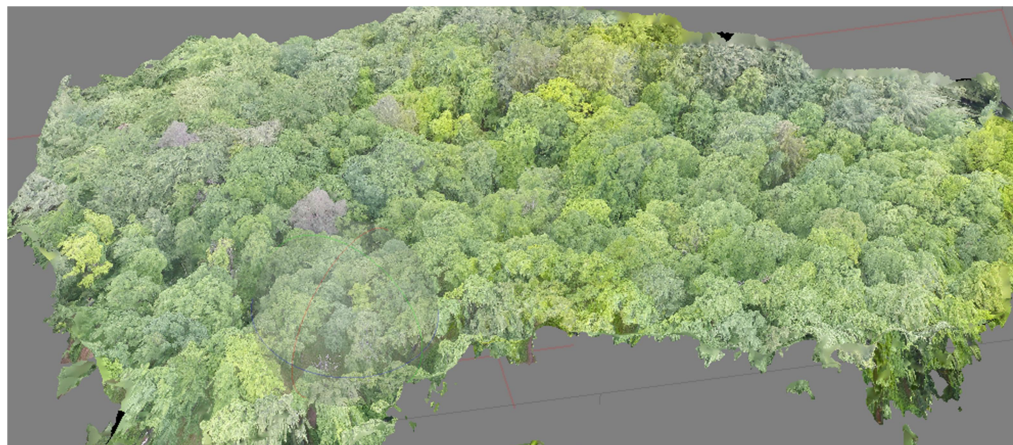
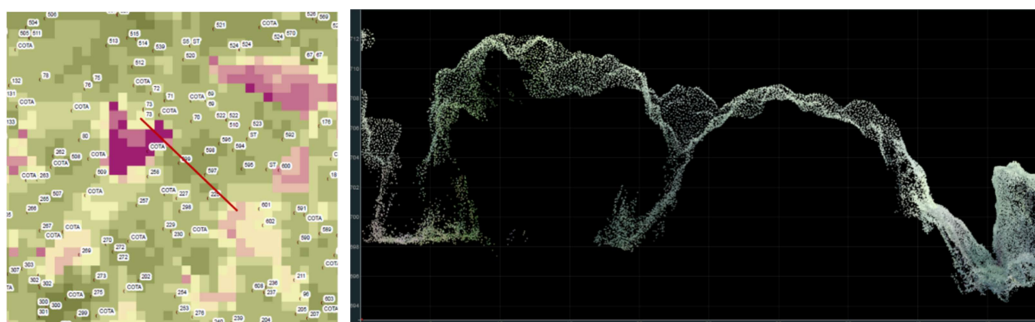


Fig. 3.1 Modele derivate obținute prin procesarea imaginilor digitale: (a) poziționarea punctelor pe imaginea aeriană, (b) poziționarea arborilor pe modelul suprafeței DSM; (c) modelul înălțimii cu segmentarea arborilor; (d) vedere detaliată.

Norul de puncte 3D din setul de imagini (Figura 3.2) a fost generat cu ajutorul aplicației Agisoft Photoscan. Pe modelul astfel obținut s-au efectuat profile de control pentru verificarea înălțimii arborilor determinate pe modelul înălțimilor.



a)



b)

Figura 3.2 Imagine de ansamblu obținută în urma procesării datelor din suprafața de probă S1: (a) UAS 3 D point cloud și (b) distribuția verticală a norului de puncte într-o transectă din cuprinsul suprafeței S1.

Analiza datelor. O sinteză a datelor de teren se prezintă în Tabelul 3.1. În arboretele studiate gorunul are o proporție cuprinsă între 56% și 91%. Fagul, carpenul și alte foioase formează un al doilea etaj.

Pe modelul digital, datorită condițiilor de structură ale arboretelor, nu au putut fi individualizați toți arborii. La arborii la care s-au putut individualiza coroanele s-au determinat caracteristicile vizibile pe modelul digital (suprafața proiecției coroanei (CA) și înălțimea arborilor (h)).

Tabelul 3.1 Caracteristici structurale

Suprafață exp.		Specie	N	d_g (cm)	h_g (m)	h_g/d_g	G (m ²)	V (m ³)
simbol	mărime (ha)							
S1	0.5	GO	94	44,44	19,6	44	14,57	161,2
		DF	94	19,13	13,1	68	2,70	23,1
S2	0.5	GO	108	46,30	23,3	50	18,18	231,9
		FA	28	30,97	19,6	63	2,11	22,4
S3	1.0	GO	239	32,31	23,6	73	19,60	254,4
		FA	209	25,90	20,6	80	11,00	154,7
		CA	264	15,33	13,6	89	4,91	42,6
		DF	12	20,40	15,5	76	0,39	3,3
S4	1.0	GO	312	32,8	23,7	72	26,4	345,3
		FA	174	16,9	17,6	104	3,9	45,6
		CA	365	13	11,6	89	4,8	34,5
		TE	10	23,0	16	70	0,29	3
		DF	7	25,9	18	69	0,34	3,8

N – număr de arbori inventariați, d_g – diametrul mediu al suprafeței de bază, h_g – înălțimea arborelui mediu al suprafeței de bază, h_g/d_g – indicele de zveltețe, G – suprafața de bază a arboretului (m²), V – volumul arboretului (m³). GO – gorun, FA – fag, CA – carpen, TE – tei, DF – diverse foioase (paltin, arțar, cireș).

Numărul arborilor individuali care s-au măsurat pe modelul digital s-a stabilit probabilistic (Puliti, 2015) în funcție de variabilitatea caracteristicilor biometrice ale arborilor determinate prin măsurătorile de teren (Tabelul 3.2). Astfel eșantionul selectat asigură o eroare de determinare a volumului arborilor de cel mult 10% pentru o probabilitate de 95%. Pe modelul digital, arborii de probă din eșantion au fost identificați pe baza coordonatelor acestora măsurate pe teren. Ei s-au selectat proporțional cu suprafața de bază a arborilor pe categorii de diametre determinată în urma măsurătorilor pe teren. Pentru arborii care nu s-au putut individualiza clar pe modelul digital, CW și h au fost determinate pe baza modelelor care exprimă relația d-CW și d-h. Aceste modele au fost elaborate pe baza caracteristicilor măsurate la arborii de probă.

Tabelul 3.2 Coeficienți de variație (pentru gorun)

Suprafața experimentală	Vârsta (ani)	d_{gM} (cm)	h_{gM} (m)	Coeficient de variație al ...				
				d (cm)	h (m)	ph (m)	CW (cm)	V (m ³)
S1	170	45,10	19,7	15,2	12,2	19,7	26,9	35,9
S2	170	47,58	23,6	16,2	16,4	34,0	24,1	36,8

d_g – diametrul median al suprafeței de bază, h_{gM} – înălțimea arborelui median al suprafeței de bază, d – diametrul arborilor, h – înălțimea arborilor, ph – înălțime elagată a arborilor, CW – diametrul coroanei arborilor, V – volumul arborilor inventariați.

În final, pe modelul digital s-a măsurat coronamentul tuturor arborilor. Coroanele arborilor din suprafețele de probă, grupați, care nu s-au putut individualiza clar pe modelul digital, s-au digitizat în bloc. Suprafața proiecției coronamentului arborilor astfel determinată

(CC) a fost folosită într-un procedeu simplificat de determinare a volumului arboretului (procedeu bazat pe arborele mediu al volumului).

Volumul fiecărui arbore s-a determinat în funcție de diametru și de înălțime cu ecuația de regresie elaborată pentru speciile forestiere din România (Giurgiu, 1979; Giurgiu et Drăghiciu, 2004),

$$\log v = a_0 + a_1 \log d + a_2 \log^2 d + a_3 \log h + a_4 \log^2 h. \quad (1)$$

Pentru stabilirea caracteristicilor biometrice ale arborilor de inclus în modele au fost utile corelațiile dintre caracteristicile arborilor inventariați pe teren (Tabelul 3.3).

Tabelul 3.3 Coeficienți de corelație

Suprafață exp.	Caracteristici biometrice								
	d - h	d - cw	v - d	v - CW	v - h	v - d*h	v - CW*h	v - ph	v - CL
S1	0,53	0,82	0,96	0,80	0,74	0,97	0,82	0,10	0,45
S2	0,53	0,62	0,96	0,58	0,73	0,98	0,75	0,23	0,52
S3	0,61	0,56	0,96	0,51	0,71	0,95	0,73	0,29	0,61
S4	0,68	0,55	0,97	0,51	0,78	0,98	0,74	0,46	0,54

d – diametrul arborilor la înălțimea pieptului (dbh sau DBH), h – înălțimea arborilor, CW – diametrul coroanei, ph – înălțime elagată, CL – lungimea coroanei arborilor, v – volumul arborilor.

Variabila pentru o bună estimare a volumului arborilor rămâne diametrul arborilor. Modelele care s-au stabilit la nivelul arborilor și arboretului se bazează pe relații dintre caracteristicile arborilor (suprafața proiecției coroanei, diametrul coroanei și înălțimea arborilor) determinate pe modelul digital și caracteristicile determinate prin măsurători pe teren (diametrul, înălțimea și volumul arborilor).

Estimarea caracteristicilor biometrice ale arborilor și arboretului

Diametrul arborilor. În arboretul de gorun cercetat, în vârstă de 170 ani, creșterea în diametru a arborilor foarte groși în raport cu diametrul urmează o tendință curbilinie și nu una liniară. Aceeași tendință curbilinie s-a remarcat și în relația dintre CW și diametrul arborilor. CW măsurat pe model este apropiat de cel măsurat pe teren (Figura 3 a). Valorile erorii medii pătratică (RMSE) sunt cuprinse între 15,33% și 20,21%.

Relația dintre CW, determinat pe modelul digital, și diametrul acelorași arbori măsurat pe teren, s-a exprimat prin ecuațiile (2) și (3):

$$d = 0,1593CW^3 - 1,9808CW^2 + 11,777CW + 11,231 \quad (2)$$

pentru S1, și

$$d = 0,1663CW^3 - 2,6011CW^2 + 18,772CW - 12,867 \quad (3)$$

pentru S2.

În relațiile respective, CW s-a determinat din CA digitizate pe model. Pentru arborele mediu al suprafeței de bază, prin folosirea ecuațiilor (2) și (3) s-au determinat aceleași valori ale diametrelor, ca și cele determinate prin măsurătorile terestre.

Pentru arborete de gorun, vârstnice, poate fi generalizată ecuația de regresie:

$$d = 0,058CW^3 - 0,3011CW + 2,4391CW + 27,021 \quad (4)$$

Prin aplicarea ecuațiilor (2) și (3) s-au obținut diametre ale arborilor apropiate de cele măsurate pe teren, cu RMSE cuprins între 0,33 și 0,88%, respectiv suprafețe de bază apropiate. În cazul diametrelor, R^2 indică o corelație strânsă între valorile măsurate pe teren și cele estimate de ecuațiile (2) și (3) (Figura 3.3a), comparativ cu situația înălțimilor pentru care valorile lui R^2 sunt mai reduse (Figura 3.3b).

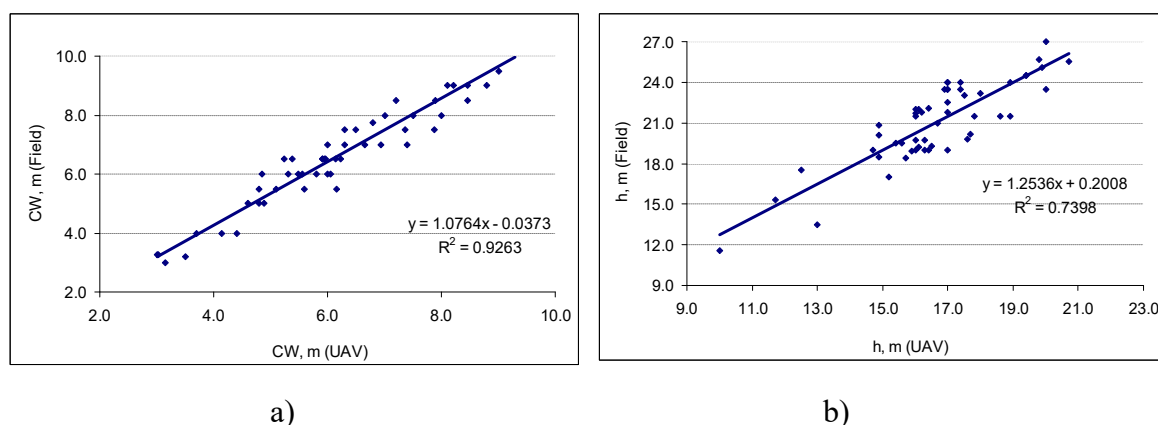


Figura 3.3 Relația dintre caracteristicile biometrice ale arborilor determinate pe modelul digital și cele determinate pe teren: diametrul coroanei (a) și înălțimea arborilor (b). h (UAV) este înălțimea arborilor măsurată pe modelul digital (modelul înălțimilor din Figura 3.1c).

Înălțimea arborilor a fost măsurată pe modelul CHM. Față de înălțimile măsurate la aceeași arbori pe teren s-au înregistrat diferențe în minus cuprinse între 2,0 și 7,0 m. Pentru arborele mediu al suprafeței de bază, în cazul celor două suprafețe de probă (S1 și S2), valorile determinate pe modelul digital indică diferențe, în minus, cuprinse între 3,4 și 5,9 m (între 17 și 25%) față de cele măsurate inițial pe teren. Valorile RMSE sunt cuprinse între 10,40 și 11,70%. În general diferențele cresc pe măsură ce cresc înălțimile arborilor și se complică structura pe verticală a arboretului. În Tabelul 3.4 se prezintă câteva exemple pe

categorii de diametre. Coeficientul de variație al înălțimilor măsurate pe model prezintă însă valori mult mai reduse, cuprinse între 7 și 8%, decât valorile lui pentru înălțimile reale.

Table 3.4 Exemple de înălțimi măsurate pe teren și pe CHM

Suprafață exp.	Numărul arborelui (pe CHM)	d (cm)	h (m) (Teren)	h (m) (UAV)	Δh (m)
S1	202	36,55	16,3	19,0	2,7
	176	41,15	15,6	19,5	3,9
	586	43,20	16,4	19,0	2,6
	310	45,25	18,9	21,5	2,6
	588	55,75	18,9	24,0	5,1
S2	540	47,20	17,4	23,5	6,1
	544	47,70	17,0	23,5	6,5
	506	49,00	20,7	25,5	4,8
	37	51,95	19,4	24,5	5,1
	518	62,95	19,8	25,7	5,9

Înălțimile arborilor măsurate pe modelul digital au fost ajustate printr-un model liniar de forma:

$$h = 1,4975 b - 4,6541 \quad (5)$$

pentru S1, și

$$h = 2,4994 b - 20,146, \quad (6)$$

pentru S2.

În relațiile (5) și (6), b reprezintă înălțimea arborilor măsurată pe modelul digital (h UAV). În determinările din acest studiu variația înălțimilor măsurate pe modelul digital în raport cu diametrul arborilor a fost exprimată printr-o curbă logaritmică.

Volumul arborilor a fost determinat prin ecuația (1). În ecuația respectivă au fost introduse diametrele arborilor determinate cu ecuațiile (2) și (3) și înălțimile arborilor determinate cu ecuațiile (5) și (6). Volumele astfel determinate sunt apropiate de cele determinate pe baza măsurărilor pe teren (Figura 3.4), RMSE fiind cuprins între 8,30 și 8,94%.

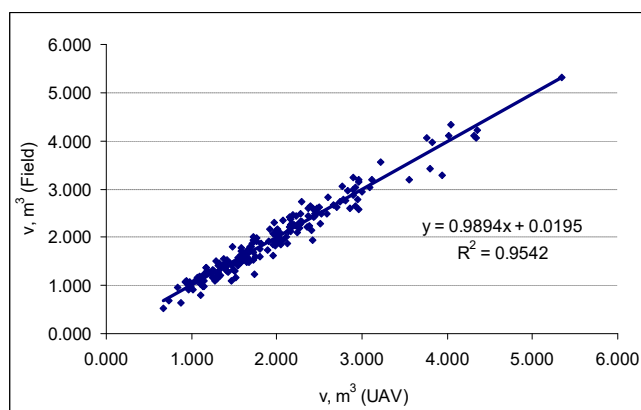


Figura 3.4 Relația dintre volumul arborilor (v) estimat (UAV) și cel determinat prin măsurătorile de teren (Field)

Volumului arboretului. Aceeași ecuație, (ecuația (1)), a fost folosită pentru calculul volumului arborilor pe baza datelor obținute de pe modelul digital și a celor din măsurătorile de pe teren (Tabelul 3.4). Cele mai mari diferențe ($-21,6\%$) s-au înregistrat când în calcule s-au folosit direct înălțimile măsurate pe modelul digital. Prin ajustarea înălțimilor respective cu ecuațiile (5) și (6) diferențele s-au redus la $0,1\%$ (Tabelul 3.5).

Table 3.5 Volumul arboretului

Suprafața exp.	Caracteristici		Volum (m^3) determinat cu ecuația (1), folosind:		
			d și h măsurate pe teren (Field)	CW și h măsurate pe modelul digital	d estimat cu ec. (2) și (3) și h estimat cu ec. (5) și (6)
S1	Volum, m^3		161,2	138,0	161,3
	ΔV	m^3	—	$-23,2$	0,1
		%	—	$-14,4$	0,1
S2	Volum, m^3		231,9	181,7	232,1
	ΔV	m^3	—	$-50,2$	0,2
		%	—	$-21,6$	0,1
Total	Volum, m^3		393,1	319,7	393,4
	ΔV	m^3	—	$-73,4$	0,3
		%	—	$-18,7$	0,1

Relațiile care există între caracteristicile arborilor determinate pe baza modelului digital au fost exprimate prin ecuații de regresie simplificate (ecuațiile (7) – (12)), utile pentru determinarea expeditivă a volumului arborilor și arboretelor:

Prin exprimarea volumului arborilor doar în raport cu diametrul lor determinat cu ecuația (2) și (3), volumul arboretului rezultă prin însumarea volumului arborilor folosind relația:

$$V = \sum_{i=1}^N (0.0014d^2 - 0.032d + 0.3837) \quad (7)$$

pentru S1, și

$$V = \sum_{i=1}^N (0.001d^2 + 0.0124d - 0.6131) \quad (8)$$

pentru S2 (Figura 3.5).

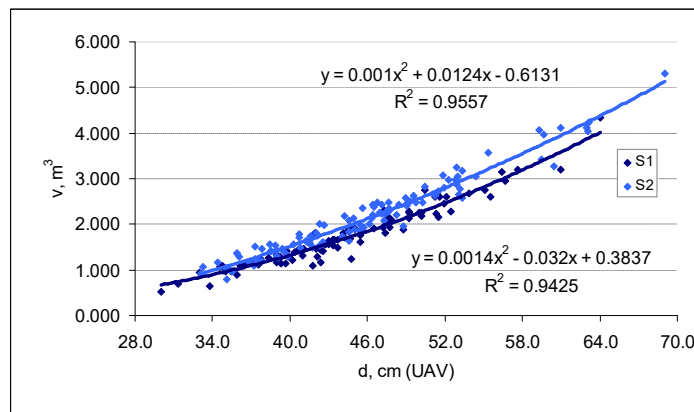


Figura 3.5 Relația dintre volumul arborilor (v) și diametrul lor (d). În relație, d a fost estimat cu ecuațiile (2) și (3), pe baza CW (d (UAV)).

Când în calculul volumului arborilor este introdus doar CW dedus din CAs ale arborilor măsurate pe ortofotoplan, volumul arboretului rezultă ca sumă a volumului arborilor, prin relația:

$$V = \sum_{i=1}^N (0.0152CW^3 - 0.1542CW^2 + 0.7251CW - 0.3581) \quad (9)$$

Prin exprimarea volumului arborilor în raport cu produsul (k) dintre CW al arborilor și h măsurate pe modelul digital (h (UAV)) (Figura 3.6), volumul arboretului poate fi exprimat prin relația:

$$V = \sum_{i=1}^N (9 \cdot 10^{-7}k^3 - 6 \cdot 10^{-5}k^2 + 0.0091k + 0.5085) \quad (10)$$

Pentru ecuațiile (7) și (8), R^2 prezintă valori cuprinse între 0,94 și 0,95. Prin aplicarea relațiilor respective, față de măsurătorile de teren, au rezultat diferențe de volum cuprinse între -2,64 și 5,04 % (Tabelul 3.6).

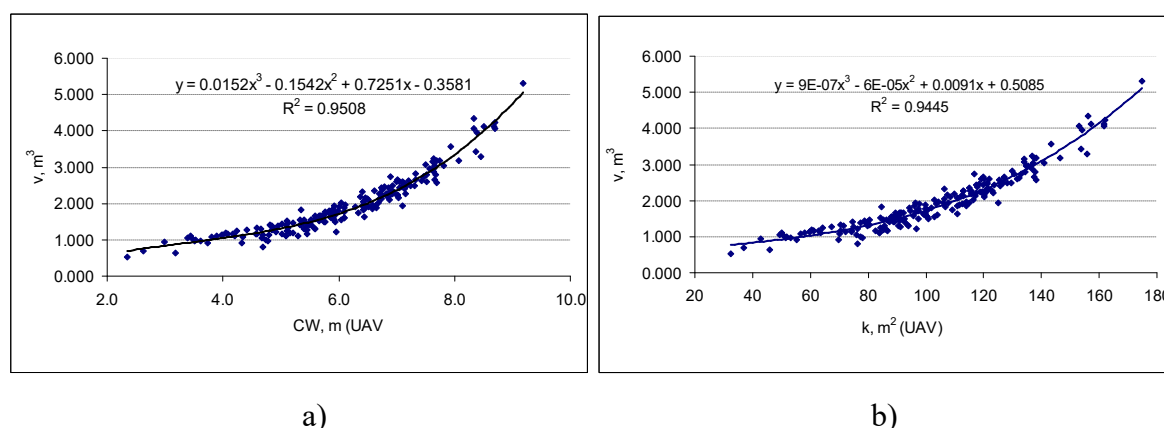


Fig. 3.6 Relația dintre volumul arborilor și caracteristicile lor biometrice determinate pe baza măsurătorilor efectuate pe modelul digital: diametrul coroanelor arborilor (a) și produsul dintre diametrul coroanelor și înălțimea arborilor (b). CW s-a determinat cu ecuația (2) și (3) iar $k = CW \cdot h$ (UAV).

Tabelul 3.6 Volum rezultat prin aplicarea ecuațiilor (1), (7), (8), (9) și (10)

Suprafață exp.	Volum determinat din măsurători pe teren (V), m³ (Field)	Ecuația folosită		$\Delta V = V(\text{Field}) - V(\text{UAV})$		BIAS		RMSE	
		indicativ	Volum (V), m³ (UAV)						
				m³	%	m³	%	m³	%
S1	161,2	(1)	161,3	-0,05	-0,03	0,00	-0,03	0,16	9,16
S2	231,9		232,1	-0,17	-0,07	0,00	-0,07	0,18	8,36
Total	393,1		393,4	-0,22	-0,06	0,00	-0,06	0,17	8,70
S1	161,2	(7)	163,7	-2,5	-1,5	-0,03	-1,6	0,16	9,60
S2	231,9	(8)	226,4	5,5	2,4	0,05	2,44	0,18	8,82
Total	393,1		390,1	3,0	0,8	0,02	0,78	0,17	9,01
S1	161,2	(9)	158,1	3,1	2,0	0,03	1,98	0,16	9,79
S2	231,9		236,2	-4,3	-1,8	-0,04	-1,80	0,18	8,45
Total	393,1		394,3	-1,2	-0,3	-0,01	-0,29	0,18	9,00
S1	161,2	(10)	153,5	7,7	5,0	0,08	5,04	0,18	11,12
S2	231,9		238,2	-6,3	-2,6	-0,06	-2,64	0,19	8,66
Total	393,1		391,7	1,4	0,4	0,01	0,40	0,19	9,63

$V(\text{Field})$ = volumul arboretului determinat pe baza datelor de teren determinat cu ecuația (1); $V(\text{UAV})$ volumul arboretului determinat pe baza datelor măsurate pe modelul digital cu ecuațiile (7), (8), (9) și (10). BIAS – media abaterilor volumului determinat prin măsurători de teren față de cel estimat de ecuație.

În cazul arboretelor cu arbori grupați, încât coroanele lor nu se pot individualiza, ecuația (9) se poate folosi doar pentru determinarea volumului arborelui mediu al volumului (v_v). Urmează ca pentru determinarea volumului arboretului să se aplice ecuația (11). În ecuația (11), în locul v_v s-a folosit v_g (volumul arborelui mediu al suprafeței de bază) întrucât, în cazul arboretelor echiene cei doi arbori medii au volume apropiate (Tabelul 3.7):

$$V = \frac{CC}{CA_g} \cdot v_g \quad (11)$$

În ecuația (11), CA este suprafața proiecției coronamentului arborilor din suprafața de probă iar CA_g este suprafața proiecției coroanei arborelui mediu al suprafeței de bază. CC este suprafața proiecției coronamentului arborilor din suprafața de probă. Ea include atât suprafața proiecției coroanelor arborilor izolați cât și suprafața coronamentului arborilor grupați ale căror coroane nu s-au putut individualiza și s-au măsurat în bloc. CA_g se poate determina ca medie aritmetică a coroanelor arborilor de dimensiuni medii din eșantion. În calculele noastre CA_g s-a determinat direct din diametrul coroanei arborelui mediu al suprafeței de bază (CW_g), care a fost calculat cu relația:

$$CW_g = 0,075CW_{d\ sup} + 0,6725 \quad (12)$$

În ecuația (12), $CW_{d\ sup}$ reprezintă diametrul mediu al coroanelor arborilor care au diametrul (dbh) mai mare decât d_g , arbori ale căror coroane au fost vizibile pe modelul digital. Aplicând ecuația (11) în cazul S1 și S2 au rezultat volume cu 1,1 și 1,8 % mai mici decât de cele obținute prin măsurătorile de teren (Tabelul 3.7).

Tabelul 3.7 Aplicarea procedeei arborelui mediu

S exp.	d_{sup} (cm)	$CW_{d\ sup}$ (m)	d_g (cm)	h_g (m)	CW_g (m)	CA_g (m ²)	CC (m ²)	v_g (m ³)	v_v (m ³)	V (m ³) (Field)	V (m ³) ec. (11)	$\Delta V = V$ (Field) – V (ec. (11))	
												m ³	%
S1	50,29	6,92	44,44	19,6	5,85	26,9	2585,8	1,706	1,715	161,2	164,0	-2,8	-1,8
S2	52,21	7,41	46,30	23,3	6,22	30,4	3342,2	2,133	2,147	231,9	234,5	-2,6	-1,1

d_{sup} – diametrul mediu al arborilor cu $d > d_g$, $CW_{d\ sup}$ – diametrul coroanei arborelui/arborilor cu d_{sup} , d_g – diametrul arborelui cu suprafața de bază medie (mean basal area tree), h_g – înălțimea arborelui cu suprafața de bază medie, CW_g – diametrul coroanei arborelui cu d_g , CA_g – suprafața proiecției coroanei arborelui cu d_g , CC – suprafața proiecției coronamentului arborilor din suprafața de probă, v_g – volumul arborelui cu suprafața de bază medie, v_v – volumul arborelui cu volum mediu (mean volume tree), V – volumul arboretului, V (Field) – volumul arboretului determinat pe baza datelor de teren determinat cu ecuația (1), V (ec. (11)) – volumul arboretului determinat cu ecuația (11).

Discuții

Precizia caracteristicilor biometrice estimate. Prin acest studiu au fost testate mai multe modele pentru estimarea caracteristicilor biometrice ale arborilor măsurate pe modelul digital. Coroanele arborilor rămân o sursă sigură de informații despre diametrul arborilor în cazul arboretelor cu structuri echiene, cu densități uniforme și cu coeficient de variație al înălțimilor redus. La nivelul coroanelor arborilor RMSE prezintă valori cuprinse între 15,33 și 20,21% (Table 3.8). Aceste valori sunt în concordanță și cu rezultate obținute prin cercetări anterioare (Panagiotis, 2016). Rezultatele obținute sunt specifice condițiilor de structură ale arboretelor. Acestea modelează dimensiunile și forma arborilor. Densitatea variabilă în

cuprinsul arboretului influențează relația d-CW. Analiza raportului dintre cele două caracteristici (CW și d) determinate pe teren arată un R^2 în jur de 0,70 dar cercetările au arătat (Iizuka et al., 2017) că relația este mai puternică dacă în locul diametrului coroanei arborilor se folosește suprafața proiecției coroanelor. Prin modelele generate (ecuațiile (2) și (3)) diametrelor arborilor s-au estimat la valori apropiate de cele măsurate pe teren cu o valoare a RMSE redusă (0,32 – 0,89%). Pe modelul digital sunt mai ușor de măsurat arborii din etajul superior (Popescu et al., 2003). Pentru arboretele cu coroanele arborilor grupate, dar dispuse în etajul superior, coronamentul arborilor se poate digitiza în bloc. Pentru simplificarea calculului volumului arboretului poate fi utilizat volumul arborelui mediu al arboretului (arborele mediu al suprafeței de bază sau arborele mediu al volumului, arboretele fiind echivalente). Diametrul coroanei arborelui mediu al arboretului poate fi estimat în funcție de diametrul arborilor din etajul superior, mai ușor vizibili pe model. Aplicarea ecuațiilor ((11) și (12)), bazate pe folosirea arborelui mediu a condus la volume cu 1,1 – 1,8% mai mici față de volumul determinat prin măsurători pe teren.

Diametrul arborilor rămâne o variabilă care poate estima destul de bine volumul arborilor. Ecuațiile (7) și (8) arată că în jur de 95% din variația volumului arborilor este explicată de variația diametrului coroanelor arborilor determinate prin măsurători pe modelul digital. Prin aplicarea ecuațiilor (7) și (8) au rezultat diferențe reduse comparativ cu măsurătorile din teren, iar RMSE are valori cuprinse între 8,82 și 9,60%.

În general, valorile obținute prin măsurătorile pe modelul digital se mențin apropiate față de cele determinate în urma măsurătorilor efectuate pe teren. Determinările pe modelul digital obținut au arătat totuși că acesta nu surprinde atât de fidel înălțimile tuturor arborilor. Erorile la determinarea a înălțimilor arborilor se majorează pe măsură ce cresc înălțimile arborilor, în condițiile unui amestec intim de arbori cu înălțimi diferite și cu cât se apropie mai mult unul de altul (când crește densitatea arboretului). La nivelul înălțimilor, diferențele între valorile estimate și cele măsurate pe teren sunt evidențiate prin valori ale RMSE cuprinse între 10,40 și 11,70%, apropiate de rezultatele unor cercetări anterioare (Puliti et al., 2015; Panagiotis et al., 2016; Ota et al., 2017). Pentru arborele mediu al suprafeței de bază al arboretului cu înălțimi, la nivelul S1 și S2, cuprinse între 19,6 și 23,3 m au rezultat o înălțime cu 17 – 25% mai mică decât valoarea rezultată prin măsurătorile de teren. În cazul arborelui mediu al suprafeței de bază, valoarea mai redusă a înălțimii măsurată pe modelul digital a condus la un volum mai mic față de volumul determinat prin măsurătorile de teren cu 14,3 (pentru S1) și 21,2% (pentru S2). A fost necesară calibrarea înălțimilor măsurate pe modelul digital, prin modelele liniare exprimate cu ecuațiile (5) și (6). În urma calibrării, pentru

arborele mediu au rezultat volume identice (cu excepția S2 pentru care a rezultat un volum cu 0,02% mai mic decât cel real).

Cercetări efectuate în diferite condiții de zbor (altitudine între 60 și 140 m, suprapunere între 80 și 95%) cu același UAV (Kameyama et al., 2020) arată că aceste condiții au un efect neglijabil asupra erorilor la măsurarea înălțimilor. Pentru înălțimi ale arborilor de până la 26 m erorile ajung frecvent la 4 m și tind să crească pe măsură ce crește înălțimea arborilor.

Modelele generate prin acest studiu, bazate pe rezultatele măsurărilor efectuate pe modelul digital, au condus la valori ale RMSE în jur de 9% (Tabelul 3.8), apropiate de rezultatele obținute și prin alte cercetări (Puliti et al., 2015; Ota et al., 2017). La nivelul arboretului, doar prin aplicarea ecuației (10) RMSE a ajuns la 11,12% (Tabelul 3.4). Aceasta se poate explica prin creșterea mult mai accentuată a arborilor în diametru decât în înălțime, în arboretele vârstnice, aspect evidențiat și prin mărimea indicelui de zveltețe. Ponderea ridicată a procentului creșterii în diametru în procentul creșterii în volum (peste de 80%), determină majorarea lui k din ecuația (10).

Utilizarea arborelui mediu al suprafeței de bază pentru determinarea volumului arboretului prin ecuația (11), în locul arborelui mediu al volumului, conduce la diferențe de volum neglijabile (în minus față de volumul rezultat din măsurătorile de teren cu 0,52 (în cazul S1) până la 0,65% (în cazul S2) Tabelul 3.8). Rezultă că pentru determinarea volumului arboretelor cu structuri uniforme poate fi folosit oricare din cei doi arbori medii.

Tabelul 3.8 Precizia determinării caracteristicilor arborilor pe model

Suprafața de cercetare	Indicatori statistici	Diametrul arborilor		Diametrul coroanelor arborilor		Înălțimea arborilor		Volumul arborilor	
		cm	%	m	%	m	%	m ³	%
S1	Bias	0,00	0,00	-0,04	-0,78	0,00	0,02	0,00	-0,03
	RMSE	0,39	0,89	0,86	15,33	2,26	11,70	0,16	9,16
S2	Bias	0,00	0,00	0,29	4,54	0,00	0,00	0,00	-0,07
	RMSE	0,14	0,32	1,31	20,21	2,40	10,40	0,18	8,36
Total	Bias	0,00	0,00	0,14	2,26	0,01	0,67	0,00	-0,06
	RMSE	0,29	0,64	1,12	18,37	2,34	10,95	0,17	8,70

Limitele ecuațiilor stabilite. Modelele generate în acest studiu pot fi utilizate în cazul arboretelor de gorun cu structuri similare (pentru care indicii de zveltețe are valori apropiate de cele prezentate în tabelul 1) situate în condiții staționale apropiate de cele ale arboretelor cercetate. Din aceste cercetări rezultă că la aceleași diametre ale coroanelor, arborii crescuți în stațiuni de productivitate diferită pot avea diametre diferite (Figura 3.7a). Asemenea influențe se exercită și asupra înălțimii arborilor. La aceleași diametre de bază ale arborilor,

respectiv la aceleași diametre ale coroanelor arborilor, înălțimile arborilor prezintă o mare variabilitate în condițiile staționale și de structură diferite (Figura 3.7b).

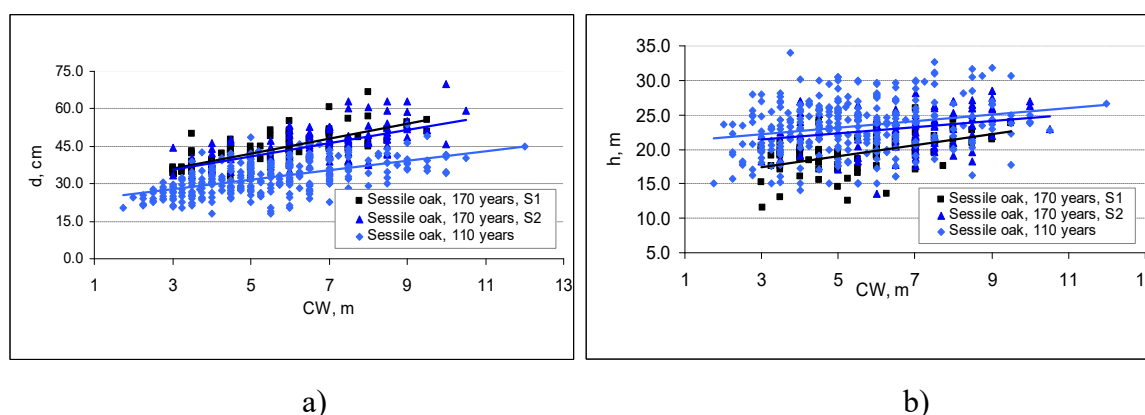


Fig. 3.7 Variația diametrului arborilor (a) și a înălțimii (b), în raport cu diametrul coroanelor. Sessile oak – gorun; CW – diametrul coroanei arborilor; h – înălțimea arborilor.

Diametrul coroanei este un bun indicator al diametrului arborilor dar intensitatea relației dintre cele două caracteristici este specifică fiecărei structuri. La nivel de specie, modelele bazate pe această relație trebuie diferențiate în raport cu vârsta arboretelor, densitatea lor și categoria de productivitate. În stațiuni de productivitate mijlocie și superioară corelația dintre diametrul coroanei și înălțimea arborilor scade cu atât mai mult cu cât crește densitatea arboretelor. Astfel că relațiile dintre diametrul coroanei arborilor și alte variabile prezintă o mai mare stabilitate în cazul arboretelor parcurse sistematic cu intervenții, când se evită variațiile mari de densitate de la o perioadă la alta în dezvoltarea arboretelor.

Rezultă că relațiile care conduc la volumul arborilor, bazate doar pe o caracteristică nu se pot generaliza. În calculul volumului arborilor, alături de diametru sau diametrul coroanei trebuie inclusă și înălțimea arborilor. Din analiza asupra structurii arboretelor studiate nu rezultă o corelație puternică între volumul arborilor și lungimea coroanei arborilor. Corelația este redusă dacă se ia în considerare înălțimea elagată.

Precizia determinării principalelor caracteristici biometrice ale arborilor și arboretelor depinde și de calitatea modelului digital. Factorii de mediu precum viteza vântului, umbrele și variațiile de temperatură pot influența calitatea informațiilor înregistrate. La acestea se adaugă reflectanța coronamentului arborilor, compoziția arboretului și structura lui verticală (Mohan et al., 2017). Mai trebuie avute în vedere condițiile de teren, uneori greu accesibile, costul lucrărilor precum și condițiile de procesare a datelor înregistrate. Toate acestea recomandă UAV ca fiind instrumente eficiente ce pot fi folosite în lucrările de amenajarea

pădurilor și de inventariere a arboretelor. Diametrul coroanei și înălțimea arborilor sunt variabile care se pot obține cu ușurință prin procesare imaginilor digitale preluate cu UAV dar nu trebuie exclusă folosirea și altor tehnici. Complexitatea structurală a arboretelor poate decide asupra tehnologiilor celor mai potrivite care trebuie folosite sau a unei combinații a acestora.

Concluzii

Aceste cercetări evidențiază posibilitatea de estimare a principalelor caracteristici biometrice ale arborilor și arboretelor pe baza informațiilor furnizate de imaginile UAV. Hotărâtor în obținerea unor rezultate cât mai precise este modelului digital obținut prin procesare datelor înregistrate. Dar cunoscându-se limitele acestuia, se pot genera modele prin care să se îmbunătățească precizia determinărilor. Aceste modele pot fi folosite însă în condițiile utilizării aceleiași tehnologii și tehnici de lucru și doar pe tipuri de structuri ale arboretelor. Stabilirea modelelor implică includerea în ecuații a mai multor variabile care să țină seama de particularitățile structurale ale arboretelor. Cele două variabile măsurabile pe modelul digital, precum diametrul coroanelor arborilor și înălțimea arborilor, folosite împreună cresc precizia determinărilor. Pentru determinarea volumului arboretelor pot fi aplicate și procedee simplificate bazate pe relațiile dintre caracteristicile biometrice ale arborilor măsurabile pe modelul digital. Astfel de procedee pot fi însă aplicate pentru determinarea expeditivă a volumului și în condițiile în care nu se impune o precizie ridicată a determinărilor. Caracteristici ale arborilor precum diametrul de bază al arborilor, înălțimea lor și dimensiunile coroanelor arborilor sunt variabile, în raport cu condițiile de structură ale arboretelor. De aceea, modelele care explică variația acestor caracteristici trebuie elaborate pe tipuri de structuri, diferențiate raport cu specia, clasa de vârstă sau clasa dimensională, categoria de productivitate și de densitate precum și cu structura verticală a arboretelor.

4. Relații auxologice la brad în arborete de limită altitudinală inferioară

Aspecte generale

În România, bradul (*Abies alba* Mill.) se întâlnește frecvent în amestec cu fagul (*Fagus sylvatica* L.) la altitudini cuprinse între 700 – 1200 m. Cele două specii influențează în mod diferit factorii climatici de care depinde semințișul acestora – în special umiditatea,

lumina și căldura – astfel încât, sub adăpostul pe care îl oferă etajul arborilor, semintișul de fag se instalează frecvent sub brad și invers. În consecință, structurile arboretelor sunt foarte variate în ceea ce privește proporțiile relative ale celor două specii. Datorită temperamentului speciilor și ritmurilor de creștere diferite ale acestora, structurile arboretelor prezintă o mare amplitudine a categoriilor de diametre și oferă cele mai favorabile condiții pentru promovarea structurilor de tip plurien, caracteristice codrului grădinarit (Biolley, 1921; Schaffer et al., 1930; Meyer, 1953; Schütz, 1997; Cavlovic et al., 2006; Danescu et al., 2017). Pentru a schimba structurile uniforme se aplica tratamente silviculturale de conversie a acestora (Hanewinkel, 2002; Hanewinkel et Pretzsch, 2000; Nyland, 2003; O'Hara, 2014) în structuri gradinarite.

Cunoașterea creșterilor și a relațiilor dintre arbori poate explica dezvoltarea arboretelor. Intervențiile efectuate în arborete conduc la reglarea raportului dintre numărul de arbori și a spațiului lor de creștere. Creșterea în diametru este cea mai dinamică caracteristică datorită sensibilității ei la practicile silviculturale. Deși reducerea densității generează însemnate sporuri de creștere (creșteri ale dimensiunilor arborilor), acestea pot avea doar un caracter temporar. Dacă este depășit însă un anumit prag de densitate, acestea pot conduce la pierderi în producția la exploatabilitate. Reacția arborilor la reducerea densității prin activarea creșterii în diametru se observă mai ales la arborii tineri, viguroși (Plauborg, 2004). Structura arboretului dictează, de asemenea, modelul de creștere, creșterea radială având o variație liniară în arboretele uniforme și o variație curbilinie în arboretele de tip plurien, datorită scăderii creșterii radiale a arborilor cu diametre mari. Prin urmare, cele mai mari creșteri apar la arborii din categoriile centrale. Creșterea curentă în volum a arborilor (i_v sau CAI_v) variază, depinzând de relația dintre creșterea în înălțime și creșterea în diametru. Acest aspect, atât pentru arboretele echiene cât și pentru cele pluriene, au fost discutate în literatura de specialitate (Assmann, 1970; Giurgiu, 1979; Avery et Burkhart, 1994; Leahu, 1994; Prodan et al., 1997; Giurgiu et Draghiciu, 2004; Laar et Akça, 2007; Pretzsch, 2009) și au fost exprimate în funcții de creștere utilizate în modelarea pădurilor (Burkhart et Tomé, 2012), dezvoltate la nivelul arboretului, claselor de diametre sau arborelui individual.

Când nu se efectuează inventarieri succesive CAI_v poate fi determinată pe baza procentului anual al creșterii curente în volum (p_{iv} sau $PCAI_v$). Procentul creșterii în volum se bazează pe creșterea în diametru (i_d sau CAI_d) și pe creșterea în înălțime (i_h , CAI_h sau Δh). În urma experimentării a trei variante de determinare a Δh (măsurată pe arbori doborâți, estimată prin curba dinamică de înălțime și prin curba de înălțime convențională) modelele

elaborate estimează creșterea curentă în volum cu erori reduse, de doar 4 – 9% (Marziliano et al., 2012).

Studiile referitoare la procesele fiziologice ale arborilor au evidențiat faptul că dimensiunile arborilor îmbătrâniți (Koch et al., 2004; Bond, 2000) devin foarte importante atunci când se ia în considerare o reducere a creșterii lor în înălțime (Bond, 2007), și nu neapărat vârsta arborilor (Marziliano et al., 2009). Corelația dintre creșterea radială și creșterea în înălțime este slabă, încât CAI_d nu poate fi folosită pentru estimarea CAI_h . Creșterea radială (i_r) are valori maxime în diferite momente din dezvoltarea arborilor, cu fluctuații cauzate de practicile silviculturale, de condițiile staționale, factorii climatici, competiția inter și intraspecifică și de dezvoltarea nișei (Parviainen, 2005). Corelația între perioadele severe de reducere a creșterii bradului și factorii climatici a fost evidențiată și prin studii dendrocronologice (Becker, 1989), respectiv prin indici de ariditate, aceștia având o influență semnificativă asupra creșterii radiale a arborilor (Prodan, 1968; Toromani et al., 2011).

Diametrul influențează puternic CAI_v și, în consecință, creșterea curentă în suprafață de bază (i_g sau CAI_g) a unui arbore are un impact la fel de semnificativ asupra CAI_v . Un studiu asupra arboretelor echine din România (Giurgiu, 1979) a evidențiat o corelație liniară, cu valori ridicate ($r = 0,80 - 0,95$) care apare la arborii din categoriile de diametre centrale între creșterea în suprafața de baza și creșterea în volum.

Este important de menționat că toate aceste determinări, care au ca scop identificarea variabilității creșterii arboretului și a relației dintre creșteri și caracteristicile arboretului, necesită utilizarea unui număr mare de arbori de probă. Pentru a se asigura o eroare de eșantionaj în limita a 10%, pentru o probabilitate de acoperire de 95%, este necesar să se efectueze măsurători la cel puțin 40 – 60 de arbori. Dacă probele de creștere sunt luate doar de la 10 arbori, eroarea de eșantionaj va fi între 20 și 30% (Giurgiu, 1979).

Există diferențe între creșterile anuale curente ale arborilor și arboretelor și valorile creșterilor determinate ca medii pe perioade (creșteri anuale periodice). Prin urmare, este util să cunoaștem sporul curent determinat pentru fiecare an de creștere. În plus, mărimea CAI_v ar trebui să rezulte din elemente direct măsurabile care intervin în valoarea acesteia. Dacă CAI_g și CAI_h sau creșterea curentă anuală în înălțime redusă (CAI_{fh}) participă la CAI_v , atunci, în relațiile de calcul al CAI_v , pot fi introduse valorile curente anuale ale acestor caracteristici. CAI_g participă cu cea mai mare pondere în CAI_v , dar contribuția sa în creșterea în volum acumulată de arbori variază pe parcursul dezvoltării lor. Cunoașterea contribuției fiecărei creșteri la mărimea CAI_v , pe timpul dezvoltării arborilor, oferă informații despre

oportunitatea lucrărilor silviculturale pentru a stimula creșterea în volum, precum și informații despre efectul acestora asupra creșterii în volum a arborilor. CAI_v poate fi determinată prin măsurători directe sau pe probe de creștere. Când CAI_h nu este măsurată, aceasta poate fi determinată indirect, folosind corelațiile dintre CAI_h și alte caracteristici biometrice ale arborilor. Extragerea probelor de creștere din toți arborii inventariați duce la cele mai sigure rezultate, dar procedurile bazate pe arbori de probă sunt mai accesibile în practică. În acest studiu s-au luat considerare toate aceste aspecte, astfel încât să se poată dezvolta relații biometrice care să fie utile practicii silviculturale. Obiectivele principale ale acestui studiu au fost: dezvoltarea modelelor pentru estimarea $PCAI_h$ pe baza înălțimii medii (h_g) a arboretului, (2) evaluarea acurateții relației pentru estimarea creșterii în volum la nivelul arboretului mediu și al arboretului, pe baza $PCAI_g$ și $PCAI_{fh}$ și (3) evaluarea posibilității utilizării arboretului mediu pentru determinarea creșterii în volum a arboretului (CAI_v).

Determinarea variabilelor incluse în studiu

Study area. Cercetările au fost efectuate în arborete de brad cu fag situate în bazinul Valea Cetății din Masivul Postăvarul, la altitudini cuprinse între 700 – 950 m. Arboretele au vârste medii cuprinse între 100 – 130 ani cu elemente vârstnice diseminate, ce pot ajunge la 140 – 150 ani și o suprafață de bază cuprinsă între 35 și 45 m²ha⁻¹.

Field measurements. Pentru cercetarea structurii arboretelor, s-au amplasat suprafețe experimentale de 0,25 – 1,0 ha în care s-au inventariat toți arborii cu diametre mai mari de 3 cm. În acest studiu se exemplifică principalele caracteristici biometrice doar pentru un arboret (45°35'37"N, 25°35'37"E), rezultate din inventarierea unei într-o suprafețe de probă de 1 ha (100 x 100 m) (Tabelul 4.1). Pentru determinarea creșterii curente în volum s-a realizat o singură inventariere bazată pe probe de creștere.

Analiza datelor. CAI_v s-a determinat pe baza creșterilor radiale (i_r) potrivit relației: $d_0 = d_n - 2i_r$, iar creșterile radiale utilizate în calcule au rezultat din ecuația curbei creșterilor radiale. Creșterea în suprafața de bază a rezultat tot ca diferență între cele două momente, de la sfârșitul și de la începutul perioadei, pe baza creșterii în diametru. S-a utilizat un coeficient al cojii (k) de 1,054 care determinat pe cale experimentală, ca fiind specific arboretelor cercetate.

Creșterile anuale în înălțime (i_h) s-au măsurat pe arborii de probă doborâți, din categoria arboretului mediu al suprafeței de bază. Pentru calculul procentelor creșterilor anuale

ale caracteristicilor biometrice la nivelul arborelui mediu (diametru, suprafața de bază, înălțime și volum) s-a aplicat formula lui Pressler (Prodan et al., 1997).

Tabelul 4.1 Caracteristici biometrice (100 x100 m) (densitatea arboretului 0,75; densitatea bradului 0,35)

Specie		d_g (cm)	d_{gM} (cm)	h_g (m)	G (m^2ha^{-1})	V (m^3ha^{-1})	Dens.	$d_{min.}$ (cm)	$d_{max.}$ (cm)	Număr de arbori pe clase de diametre (%) / Volum (%)				
										4 – 12 cm	16 – 24 cm	28 – 36 cm	40 – 48 cm	≥ 52 cm
Brad, CLP	1	45,0	47,8	31,6	21,12	299,1	0,35	3,1	78,5	7 / –	2 / –	23 / 13	46 / 49	22 / 38
	2	7,6	11,7	5,8	0,05									
Fag, CLP	1	33,3	34,6	28,5	12,70	177,7	0,36	4,0	67,0	51 / 2	17 / 10	25 / 54	6 / 27	1 / 7
	2	9,6	13,8	10,1	1,57									
Molid		40,5	46,9	31,1	2,19	30,5	0,03	23,9	57,8	– / –	– / –	59 / 36	23 / 30	18 / 34
Total		–	–	–	37,63	507,3	0,74	–	–	37 / 1	12 / 4	26 / 30	18 / 39	7 / 26
Semînțis, compoziție: 55%BR 35%FA 8%MO 2%PAM, PA; acoperire: 40%														

CLP – clasă de producție, d_g – diametrul mediu al suprafeței de bază (diametrul arborelui cu suprafața de bază medie), h_g – înălțimea arborelui mediu al suprafeței de bază (înălțimea arborelui cu suprafața de bază medie, respectiv al arborelui cu diametrul d_g); d_{gM} – diametrul median al suprafeței de bază, G – suprafața de bază a arborilor inventariați, V – volumul arborilor inventariați.

Creșterea curentă în volum (i_v sau CAI_v) s-a determinat ca diferență între volumul de la sfârșitul (n) și începutul perioadei (0), în cazul arborelui, acesta fiind:

$$i_v = v_n - v_0. \quad (1)$$

Volumul arborilor a fost determinat în funcție de diametru și de înălțime prin intermediul ecuației de regresie utilizată pentru speciile din România (Giurgiu et Drăghiciu, 2004):

$$\log v = a_0 + a_1 \log d + a_2 \log^2 d + a_3 \log h + a_4 \log^2 h \quad (2).$$

Relațiile creșterii în volum la nivelul arborilor (i_v), respectiv arboretului (I_v), s-au dezvoltat prin introducerea suprafeței de bază (g , respectiv G) și a înălțimii reduse (hf) de la începutul și sfârșitul perioadei. Pentru arbore s-a aplicat relația: $i_v = g_n h_n f_n - g_0 h_0 f_0$. După exprimarea înălțimii reduse de la începutul perioadei (hf_0) în funcție de creșterea în înălțime redusă (i_{hf}), și după introducerea creșterii în suprafață de bază ($i_g = g_n - g_0$) s-a ajuns la relația cunoscută, $i_v = i_g h_n f_n + g_0 i_{hf}$ (Assmann, 1970), respectiv la relația (Giurgiu, 1979; Giurgiu et Drăghiciu, 2004):

$$i_v = g_n i_{hf} + i_g h_n f_n - i_g i_{hf} \quad (3)$$

Valorile creșterii curente în volum care s-au obținut prin aplicarea relațiilor (1) și (3), au fost considerate valori de referință. Cu creșterea în volum determinată prin cele două relații s-a comparat creșterea obținută prin aplicarea relației bazată pe folosirea procentului creșterii curente în volum ($PCAI_v$).

În final, s-a determinat creștere pentru arborele mediu al arboretului mediu, dar și pentru arboret. Aceste creșteri au fost determinate pentru un singur an de creștere, pe baza valorilor variabilelor măsurate la nivelul anului 2017, an care a urmat unei perioade în care starea de sănătate a bradului din zona de studiu s-a deteriorat continuu.

Creșterea în volum a arborilor și arboretelor

Procentul creșterii în volum al arborelui mediu. Creșterea în volum este rezultatul creșterii în diametru, în înălțime și al modificărilor formei trunchiului arborilor. În procentul creșterii în volum ($PCAI_v$) se folosește procentul creșterii în suprafață de bază ($PCAI_g$) al arborelui mediu al suprafeței de bază. În $PCAI_v$, $PCAI_g$ are o influență semnificativă.

La vârste cuprinse între 110 – 130 ani, modelele indică o creștere în înălțime (CAI_h) cuprinsă între 0,8 și 0,14 m. Creșteri de 0,14 m se înregistrează în arborete închise structural, situate în partea inferioară a versanților. Creșterile se reduc către partea superioară a versanților și la densități ale arboretelor sub 0,8. Modelele ajută la cunoașterea creșterii în înălțime, anuale sau periodice a arborilor de diferite vârste, în raport cu înălțimea lor. Un astfel de model este reprezentat prin ecuația:

$$PCAI_h = 0,147097 (h - 1,21892)^{-0,42350} (40,20507 - h)^{1,18566} \quad 4$$

care caracterizează distribuția experimentală din Figura 4.1b sau

$$PCAI_h = 0,020125(h - 1,181557)^{-0,359495} (40,158443 - h)^{1,750728} \quad 5$$

În relațiile (4) și (5), procentul creșterii anuale în înălțime ($PCAI_h$) a arborilor este exprimat în raport cu înălțimea lor de la sfârșitul perioadei. Astfel modelele devin aplicabile dacă se cunoaște înălțimea arborilor pe baza unei singure inventarieri. La rândul ei, variația înălțimii în raport cu vârsta este explicată prin funcția de dezvoltare. Înălțimea poate fi determinată, de asemenea, cu ajutorul curbei înălțimilor, curbă care exprimă variația înălțimii

în raport cu diametrul arborilor. Ecuatiile (4) și (5) explică 84 – 86% din variația creșterilor anuale în înălțime. Este evident că înălțimea și diametrul influențează semnificativ procentul creșterilor anuale în înălțime și explică tendința acestuia ($R = 0,91 - 0,93$).

Procentele creșterii fiecărei caracteristici biometrice (d, h, g sau v) se reduc pe măsură ce arborii înaintază în vârstă (Figura 4.1).

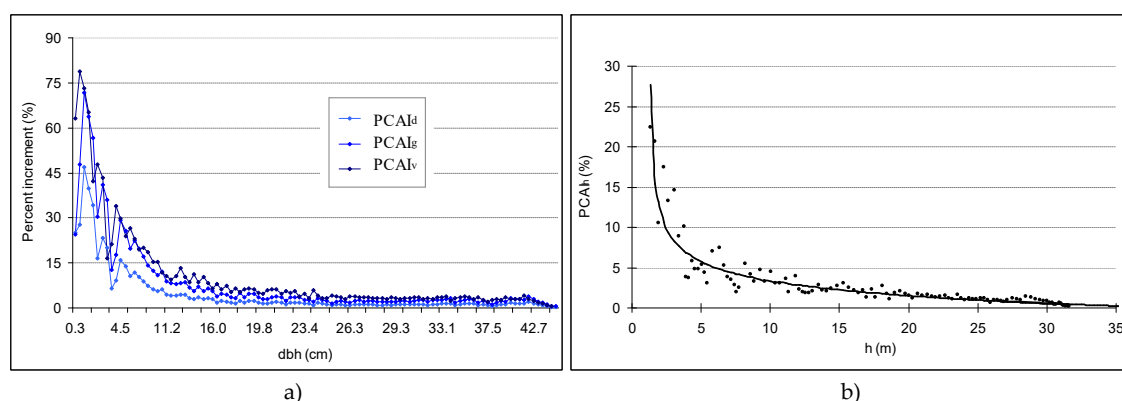


Figura 4.1 Procentul creșterilor arborelui mediu de brad: (a) procentul creșterilor în diametru ($PCAI_d$), în suprafață de bază ($PCAI_g$) și în volum ($PCAI_v$) (Pressler); (b) procentul creșterii în înălțime al arborelui mediu determinat prin relația (4).

Relații între procentele creșterilor anuale. În decursul dezvoltării arborilor $PCAI_g$ și $PCAI_h$ se modifică de la un an la altul și de la o perioadă de dezvoltare la alta (Tabelul 4.2). Împreună însă, cele două procente determină creșterea în volum a arborilor și îi asigură tendința exprimată de funcțiile de creștere și dezvoltare.

Tabelul 4.2 Procente medii anuale ale creșterii arborelui mediu

Înălțime	$PCAI_d$	$PCAI_h$	$PCAI_g$	$PCAI_{hf}$	$PCAI_v$
a) arbori de probă, doborâți					
0,1 – 0,5 h (15 – 55 ani)	6,10	4,10	12,20	4,30	16,50
(0,5 – 0,8) h (56 – 85 ani)	1,21	1,61	2,42	1,42	3,84
> 0,8 h (85 ani)	1,17	0,80	2,35	0,57	2,92
Total (15 – 115 ani)	3,23	2,40	6,45	2,35	8,80
b) arbore mediu (pe ultimul an de creștere)					
Total	0,32	0,23	0,64	0,16	0,80

Rezultate obținute din analiza trunchiului arborilor de probă doborâți. $PCAI_d$, g , h , fh , v sau P_{id} , P_{ig} , P_{ih} , P_{ifh} , P_{iv} – procentul creșterii curente în diametru, suprafața de bază, înălțime, înălțime redusă și volum ($PCA_{g,h}$ sinonim cu $PBAI$, PHI). H este înălțime arborelui la vârsta de 115 ani.

În perioada cuprinsă între 15 și 55 ani bradul prezintă cele mai mari procente ale creșterilor. Cea mai mare contribuție a $PCAI_h$ în $PCAI_v$ (42%) se realizează în perioada

cuprinsă între 56 și 85 ani. După 85 ani, contribuția $PCAI_h$ în $PCAI_v$ se reduce, astfel că în intervalul 85 – 115 ani $PCAI_v$ (sau p_{iv}) se realizează în mare parte (80%) pe seama procentului $PCAI_g$ (sau p_{ig}).

Procentele anuale ale creșterilor stabilite la nivelul arborilor de probă verifică relațiile cunoscute:

$$p_{iv} = p_{ig} + p_{ifh} \quad (6)$$

și

$$p_{ig} = 2p_{id} \quad (7).$$

Diferențele între valorile experimentale ale $PCAI_h$ (sau p_{ih}) (determinate prin relația lui Pressler) și cele estimate de modele se reduc pe măsură ce arborii cresc în înălțime (Figura 4.2a). Media abaterilor valorilor experimentale ale p_{ih} față de valorile estimate de ecuație (BIAS) este de +0,001483 iar media pătratelor abaterilor (RMSE) este de 0,87490. Folosirea relației (6) pentru calculul procentului creșterii în volum a condus la o medie a abaterilor valorilor experimentale ale p_{iv} față de valorile estimate de relație, de -0,027700 și la o medie a pătratelor abaterilor de 0,129521 (Figura 4.2b și Tabelul 4.3). Când pentru calculul p_{ifh} (sau $PCAI_{fh}$), CAI_{fh} s-a raportat la înălțimea arborilor de la sfârșitul perioadei, prin aplicarea relației (7), BIAS a fost de 0,019223 iar RMSE de 0,050536. În cazul volumului, de asemenea, valorile abaterilor se reduc ca și în cazul înălțimii, pe măsură ce sporește volumul arborilor. (Figura 4.2b). Aceasta se explică prin ponderea redusă a p_{ih} în relația volumului pe măsură ce arborii înaintază în vârstă și își măresc volumul. Atunci acumularea în volum se datorează, în mare parte, creșterilor anuale în suprafața de bază.

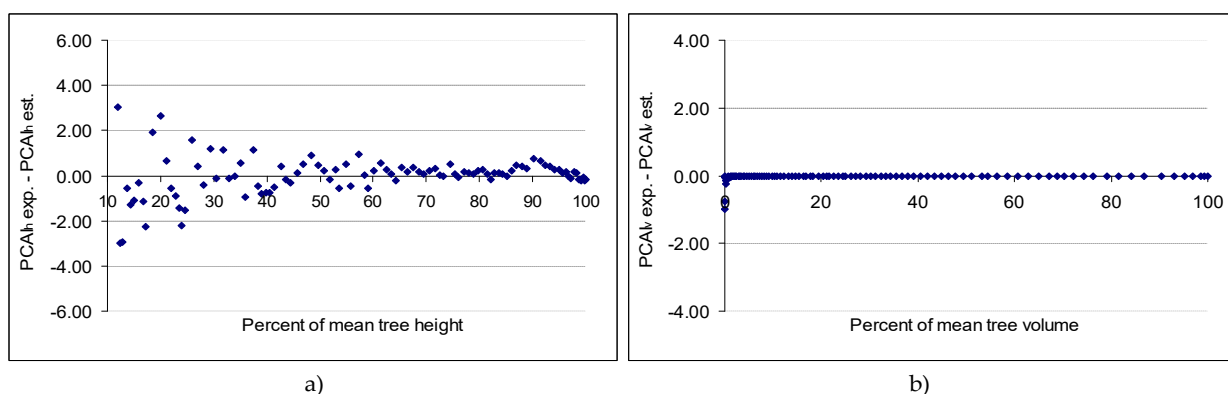


Figura 4.2 Erori între valorile experimentale și cele estimate de modele: (a) între valorile experimentale p_{ih} și cele calculate bazate pe procentele prezise de ecuația (4); (b) între valorile experimentale (p_{iv}) și cele determinate prin relația (6). Diferențele sunt calculate în raport cu înălțimea arborelui mediu exprimată în procente (a), respectiv cu volumul acestuia (b).

Tabelul 4.3 Proporția p_{ifh} în p_{iv} determinat cu ecuația (6)

Înălțimea arborelui, h = 31,6 m	$P_{iv} = p_{ig} + k_i p_{ifh}$ (ecuația (7))					
	k_i (calculat)	BIAS	RMSE	k_i (adoptat)	BIAS	RMSE
3,1–6 m (0,1–0,2 h)	0,9616	–0,00346	0,20752	1,0	–2,55778	0,39196
6,1–9 m (0,21–0,3 h)	0,9960	0,00646	0,00832	1,0	–0,14937	0,02038
9,1–12 m (0,31–0,4 h)	0,9990	–0,00744	0,00231	1,0	–0,03445	0,00510
12,1–15 m (0,41–0,5 h)	0,9994	0,00045	0,00031	1,0	–0,01185	0,00123
15,1–20 m (0,51–0,6 h)	0,9996	0,00089	0,00029	1,0	–0,00946	0,00081
20,1–25 m (0,61–0,8 h)	0,9998	0,00018	0,00004	1,0	–0,00383	0,00024
25,1–32 m (0,81–1,0 h)	0,9998	0,000217	0,00005	1,0	–0,00321	0,00013
Total	–	0,00097	0,10642	–	–0,02742	0,12952

Rezultate obținute din analiza trunchiului arborilor doborâți.

Pe parcursul dezvoltării arborilor, aportul adus de fiecare caracteristică biometrică la volumul arborilor este diferit. De aceea este firesc ca în diferite momente din dezvoltarea arborilor, în relația procentului creșterii în volum, procentele caracteristicilor biometrice să aibă proporții variabile. În ecuația (6), participarea procentelor respective în $PCAI_v$ este evidențiată prin coeficientul k_i . Se remarcă stabilitatea coeficientul k_i pe parcursul dezvoltării arborilor (Tabelul 4.3). Aceasta recomandă utilizarea relației simplificate (6) pentru determinarea creșterii curente în volum a arborilor.

Creșterea curentă a arborelui mediu. Creșterea curentă anuală în volum a arborelui mediu a rezultat prin aplicarea relațiilor (1) și (3), adaptate la nivelul arborilor individuali, și a relației (6). Prin relațiile (1) și (3) a rezultat aceeași valoare a creșterii curente în volum, de $17,937 \text{ dm}^3$.

Ecuația bazată pe p_{iv} (exprimat prin relația (6))

$$i_v = 0,01(p_{ig} + p_{ifh})v_v \quad (8)$$

a condus, de asemenea, la o valoare apropiată de mărimea de $17,937 \text{ dm}^3$, diferența fiind de +0,4%.

Creșterea în volum a arboretului. Creșterea în volum a arboretului s-a determinat prin aplicarea ecuațiilor (1), (3) și (6), mai întâi la nivelul categoriei de diametre și apoi la nivelul arboretului. Creșterea în înălțime a arboretului a fost determinată prin ecuația (5).

La nivelul întregului arboret s-au introdus în calcule caracteristicile biometrice ale acestuia. Aplicând ecuațiile (1) și (3) s-au obținut valori similare pentru creșterea curentă în

volum a arboretului (I_v), de $2,38 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$. Dintre relațiile simplificate, relația (6) a prezentat cea mai mare stabilitate și în cazul arboretului. Ea poate fi aplicată pentru determinarea creșterii în volum a arborilor individuali (Figura 4.3a) din diferite categorii de diametre și a arboretului (Figura 4.3b). Prin aplicarea relației simplificate (6), diferența de volum față de relațiile (1) și (3) a fost de +0,4%.

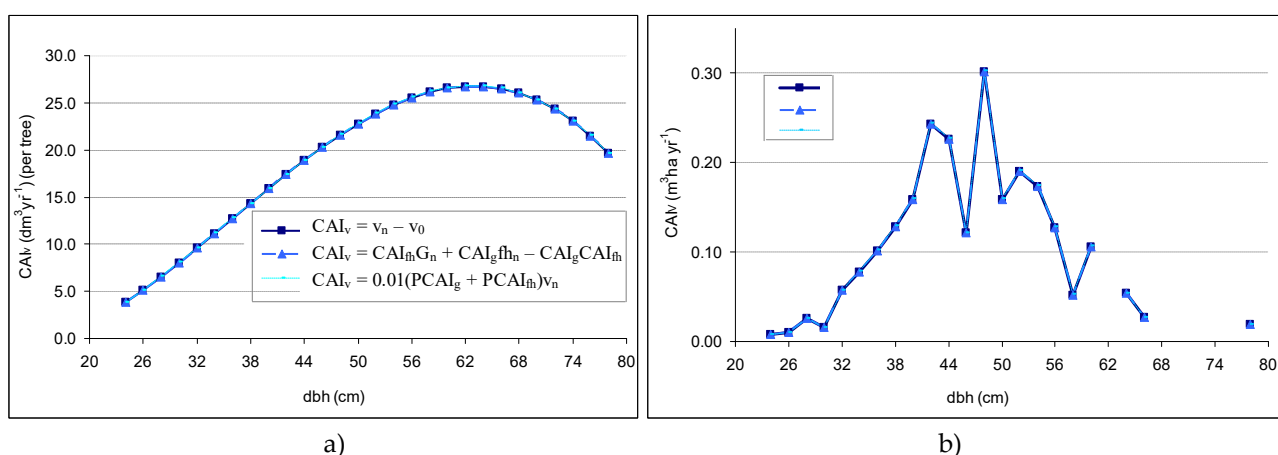


Figura 4.3. Creșterea curentă anuală în volum pe categorii de diametre, pentru arborerele individual (a) și pentru arboret (b).

Arborele mediu al creșterii în volum. Având în vedere elementele care intervin în creșterea în volum rezultă că trebuie acordată o atenție deosebită suprafeței de bază a arboretului (G) și creșterii în suprafața de bază (I_G), apoi înălțimii reduse a arboretului (FH). Când se aplică ecuațiile (1) și (3) înălțimea redusă trebuie determinată din volumul arborelui mediu sau din volumul arboretului. Folosirea doar a unuia dintre cei doi arbori, al suprafeței de bază sau al volumului, conduce la diferențe față de creșterea curentă în volum reală a arboretelor cercetate între +8,6 și 8,9 % (Tabelul 4.4). Rezultă ca arborele mediu al creșterii în volum ($\bar{i}_v$) este un arbore ipotetic care are suprafața de bază medie ($\bar{g}$) și înălțimea redusă a arboretului (FH).

De asemenea, analizând valorile din Tabelul 4.4, rezultă că pentru condițiile structurale ale arboretelor studiate diametrul real al arborelui mediu al creșterii în volum reprezintă 95% din d_g . Determinările de creștere pe baza măsurării de arbori doar din categoriile celor doi arbori medii (arborele mediu al suprafeței de bază și arborele mediu al volumului) pot conduce la valori ale creșterii în volum apropiate de cea a arborelui mediu al creșterii în volum ($\bar{i}_v$). Astfel lucrările de teren pot fi mult simplificate.

Tabelul 4.4 Arborele mediu al creșterii în volum (brad)

Arbore mediu	d (cm)	h (m)	v (m ³)	f	i _v (dm ³)	Diferențe față de $\bar{i}_v$, $\bar{i}_v = 17,937 \text{ dm}^3$	
						m ³	%
Arbore median al numărului de arbori	43,42 (d _M)	31,3	2,100	0,453	18,425	+0,488	+2,7
Arbore mediu aritmetic	43,97 ($\bar{d}$)	31,4	2,156	0,452	18,825	+0,888	+5,0
Arbore mediu al volumului	44,89 (d _v)	31,6	2,249	0,450	19,475	+1,538	+8,6
Arbore mediu al suprafeței de bază	44,96 (d _g)	31,6	2,257	0,450	19,530	+1,593	+8,9
Arbore median al volumului	47,79 (d _{VM})	32,1	2,556	0,444	21,417	+3,480	+19,4
Arbore median al suprafeței de bază	47,83 (d _{gM})	32,1	2,561	0,444	21,443	+3,506	+19,5

În tabel creșterile curente în volum ale arborilor medii au fost determinate prin relația creșterii în înălțime redusă (4). Pentru comparație s-a folosit valoarea medie a creșterii curente în volum pe arbore ($i_v \neq 0$, de $17,937 \text{ dm}^3$).

Din Figura 4.3a reiese că arborii din categoriile de diametre superioare, datorită suprafeței lor cambiale mari realizează și cele mai mari creșteri în volum. Rezultă că valoarea medie a creșterii curente în volum a arboretului este influențată de ponderea arborilor pe categorii de diametre, iar mărimea creșterii în volum a arboretului este dependentă de mărimea fondului de producție, respectiv de distribuția volumului arborilor pe categorii de diametre.

În Tabelul 4.4, creșterile în volum ale arborilor medii au fost determinate prin relația (3). Pentru comparație s-a folosit valoarea medie a creșterii curente în volum pe arbore, de $17,937 \text{ dm}^3$.

Discuții

Relații între creșterea arborilor și caracteristicile lor dendrometrice. Prin aplicarea lucrărilor silvotehnice se modifică structura arboretelor și implicit relațiile dintre arbori, pe fondul condițiilor staționale. Toate aceste influențe sunt înregistrate fidel de arbori și se resimt în creșterea lor. Arborii cu creșteri radiale, respectiv creșteri în diametru superioare, au și creșteri mari în volum. Creșteri în volum remarcabile sunt aduse de categoriile de diametre cu cele mai mari volume. Acești arbori însă, având vârste înaintate, în condițiile de limită altitudinală inferioară, nu au și cele mai mari creșteri radiale. Pentru arboretele de brad de limită inferioară cu vârste înaintate, relația creștere radială-diametru poate fi exprimată printr-o parabolă de gradul doi. Exprimarea creșterii radiale sau a creșterii în diametru printr-o dreaptă sau printr-o ecuație logaritmică ar putea supraestima creșterile radiale ale arborilor cu

vârste înaintate. Fiind vorba de arborete care se pretează la structuri de tip plurien studiul creșterilor interesează însă în mod deosebit pentru stabilirea diametrelor-țel în raport cu care se va modela structura acestor arborete în cazul gospodăririi lor în codru grădinărit.

Maximul creșterii în înălțime este influențat de poziția arborilor, de vitalitatea lor și de condițiile staționale. Condițiile de limită inferioară sunt un factor favorabil pentru creșterea și regenerarea bradului, însă modificările generate de schimbările climatice în ultimul deceniu au devenit un factor limitativ și destabilizator. Ca și creșterea în diametru, creșterea în înălțime a arboretelor cercetate surprinsă în modelele (4) și (5) prezintă valori reduse. Valorile creșterilor în înălțime măsurate pe arborii de probă, exprimate procentual în raport cu înălțimea, diametrul sau vârsta indică aceeași tendință descrescătoare. Alte studii (Marziliano et al., 2012; Marziliano et al., 2019) arată că vârsta arborilor nu explică statistic creșterea redusă în înălțime, dar dimensiunea copacilor o influențează semnificativ.

Pe parcursul vieții arborilor, ritmul creșterii în diametru este diferit de cel al creșterii în înălțime. La nivelul arborilor de probă, $PCAI_v$ este influențat în mod deosebit de $PCAI_g$, corelația fiind foarte puternică ($R^2 = 0,99$). $PCAI_h$, de asemenea, influențează creșterea în volum ($R^2 = 0,86$). În $PCAI_v$ al arborilor, $PCAI_h$ are o pondere scăzută, în jur de 20% (Tabelul 4.2). Prin urmare, $PCAI_v$ este atins în mare parte (aproximativ 80%) pe baza $PCAI_g$.

Arborii își distribuie maximul creșterilor radiale în diferite momente din viața lor, în funcție de condițiile de structură, modelate prin intervențiile silvotehnice. Maximul creșterii în înălțime este influențat de poziția arborilor, de vitalitatea lor dar și de condițiile staționale. Măsurătorile efectuate pe arborii de probă doborâți, din categoria arborelui mediu, arată că CAI_h a participat cu cea mai mare pondere în CAI_v , la o vârstă a arborilor de probă cuprinsă între 55 – 65 ani când arborii realizau 0,5 – 0,6 din înălțimea medie actuală și 0,2 din volum. Atunci CAI_d deținea cea mai mică proporție în CAI_v . După acest moment proporția CAI_d începe să crească, în timp ce proporția CAI_h devine din ce în ce mai mică. Astfel că după vârsta de 85 ani are loc o îngroșare din ce în ce mai accentuată a fusului arborilor.

Coeficientul de formă descrește, de asemenea, pe măsură ce arborii cresc în diametru, de la valoarea de 0,505 (pentru arbori cu d 24 cm și h 26,5 m) la 0,392 (pentru arbori cu d 78 cm și h 35,1 m). Fluctuațiile coeficientului de formă depind de cele două variabile, diametrul și înălțimea arborilor. Pentru perioade scurte de timp coeficientul de formă prezintă variații reduse sau rămâne constant (Husch, 1963), astfel că valoarea lui nu influențează mărimea CAI_v determinată prin inventarieri succesive. Pentru exemplul prezentat, valoarea coeficientului de formă al arboretului se modifică de la 0,4486 (în anul 2016) la 0,4482 (în anul 2017).

$PCAI_h$ determinat pe baza datelor experimentale conduce la valori ale CAI_h apropiate de cele existente în literatura de specialitate pentru arboretele de brad din România (Giurgiu, 1972; Giurgiu et al., 2004).

Precizia estimării creșterii curente în volum prin relațiile simplificate. Preocupările pentru stabilirea unor relații simplificate de determinare a creșterii curente în volum au fost permanent în atenția cercetărilor. În literatura de specialitate sunt cunoscute formulele bazate pe procentul creșterii în volum ale lui Dvoretzki, Tiurin, Anucin, Pressler, Breymann, Schneider, Prodan (citați de Giurgiu, 1979), precum $p_{iv} = p_{ig} + p_{ih} + p_{ifh}$ (Prodan et al., 1997). Precizia formulelor este diferită. Formulele lui Tretiacov și Dvoretzki conduc la erori medii pătratice la determinarea $PCAI_v$ cuprinse între $\pm 9\%$ și $\pm 13\%$ dar erorile de determinare pot ajunge chiar și la 20%, îndeosebi pentru perioade scurte de observație de 3 – 5 ani (Giurgiu, 1979).

Relațiile simplificate se bazează pe corelațiile puternice dintre procente creșterii arborelui mediu. Este cunoscut faptul că de-a lungul vieții arborilor, procente creșterii caracteristicilor biometrice ale arborilor ($PCAI_d$, $PCAI_g$, $PCAI_h$, $PCAI_v$) variază de la un an la altul dar, pe ansamblu, își păstrează tendința descrescătoare (Pretzsch, 2009). Elemente precum creșterea în suprafața de bază, în înălțime redusă, suprafața de bază de la începutul perioadei de creștere și înălțimea redusă de la sfârșitul perioadei influențează decisiv creșterea în volum (Assmann, 1970).

Precizia determinării creșterii curente în volum bazată pe *inventariere succesivă* (ecuația (1), notată prin simbolul (SI)) este categoric influențată de erorile volumelor de la începutul și sfârșitul perioadei, respectiv $s_{Vn\%}$ și $s_{V0\%}$. Aceste volume se determină cu ecuația (2). Erorile celor două volume depind de erorile cu care s-au determinat variabilele introduse în calculul lor. Pentru o probabilitate de 95% intervalul erorilor obținute prin aplicarea relației (2) ajunge la 8 – 10% (Giurgiu et. al., 2004). În condițiile în care diametrul arborilor s-a dedus din circumferința lor, înălțimea s-a măsurat la toți cei 133 iar coeficientul de formă s-a dedus din volumul arborilor, putem considera că *eroarea creșterii în volum determinată prin inventarieri succesive* ajunge la cel mult 10%.

Potrivit relației lui Krenn (Assmann, 1970), în cazul inventarierilor succesive eroarea creșterii în volum este cu atât mai mare cu cât crește volumul arboretului și eroarea de determinare a acestuia și cu cât se reduce creșterea în volum a arboretului. Intervine, de asemenea, perioada de observație. Pentru perioade de 10 ani, eroarea creșterii curente în volum, obținută prin aplicarea relației bazată pe înălțimea redusă și pe suprafața de bază de la

începutul perioadei de observație, a fost de $\pm 8\%$ și a scăzut la $\pm 2,4\%$, când perioada s-a mărit la 40 ani (Assmann, 1970).

În cazul *relațiilor simplificate* (ecuația 6) eroarea de determinare a creșterii curente în volum a arboretului (e_{IV} sau e_{CAIV}) depinde de eroarea de determinare a volumului (e_v) și de eroarea procentului creșterii în volum (ep_{IV} sau ep_{CAIV}). Eroarea de determinare a volumului arborilor și arboretului (e_v) se poate considera de $\pm 10\%$ iar eroarea creșterii în suprafață de bază de $\pm 8\%$. În determinarea erorii procentului creșterii în volum intervin însă erorile ep_{CAIg} , ep_{CAIh} , respectiv ep_{CAIhf} . Ținând seama de ponderea procentelor respective din $PCAIv$ (Tabelul 4.2), din relațiile simplificate rezultă erori ale creșterii în volum în limitele $\pm 16 - 19\%$ la nivelul arborelui mediu și $\pm 13\% - 16\%$ la nivelul arboretului (pentru o probabilitate de 90%). Aceste erori includ, de asemenea, posibile erori de determinare a volumului arborilor utilizând ecuația (2). Doar eroarea de determinare a procentului creșterii curente în volum (ep_{CAIV}) obținută prin aplicarea relației (6) este de $\pm 8\%$.

Utilitatea practică a relațiilor creșterii în volum. Relația (6) pentru determinarea procentului creșterii curente în volum se poate aplica și în cazul în care se efectuează o singură inventariere, cea de la sfârșitul perioadei. În acest caz, pentru determinarea creșterii în suprafața de bază este necesară extragerea de probe de creștere. Dacă nu se poate măsura creșterea în înălțime, ea se poate determina cu ajutorul modelelor (4) și (5). Întrucât coeficientul de formă, pe parcursul vieții arborilor, cunoaște fluctuații, este bine ca înălțimea redusă să se determine din volumul arboretului sau al arborelui mediu al volumului. Utilizarea însă a volumului atât la sfârșitul cât și la începutul perioadei conduce la reducerea erorilor de determinare a creșterii în volum.

La nivelul arborelui mediu prin aplicarea relației simplificate (6) s-a obținut o creștere curentă anuală în volum apropiată de cea obținută prin relațiile (1) și (3), de $17,937 \text{ dm}^3$ (Tabelul 4.5). Creșteri anuale în înălțime de 0,08 m s-au obținut și prin alte cercetări efectuate la brad situat la limita lui sudică de răspândire, dar la înălțimi ale arborilor de 42,5m (Bond et al., 2007).

La nivelul arboretului, procentul creșterii în volum al arborelui mediu (de 0,80 din Tabelul 4.2 obținut prin aplicarea relației (6)), aplicat la volumul arboretului de brad a condus la o mărime a creșterii de $2,39 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$, cu $0,009 \text{ m}^3$ mai mare ($+0,4\%$) decât creșterea curentă a arboretului (Tabelul 4.5).

Limitele relațiilor simplificate. Relația simplificată aplicată bazată pe procentul creșterii în înălțime redusă ($PCAI_{hf}$) introduce în calcul întreaga mărime a acestui procent, alături de $PCAI_g$. Aceasta o face să fie posibil de aplicat în orice condiții de structură, atât la

nivelul arborilor individuali cât și la nivelul categoriilor de diametre și la nivelul arboretului întreg.

Tabelul 4.5 Metode de determinare a creșterii curente în volum

Nivel de inventariere		Metoda		
		Inventariere succesivă (SI) (1)	Relație bazată pe CAI_g și pe CAI_{th} (4)	Relație simplificată bazată pe $PCAI_v$ (6)
Creștere în volum a arborelui mediu al arboretului (i_v), dm^3		17,937	17,9367	18,009
Diferență față de SI	dm^3	–	0	+0,073
	%	–	0	+0,4
Creștere în volum a arboretului (I_v), m^3		2,386	2,386	2,395
Diferență față de SI	m^3	–	0	+0,009
	%	–	0	+0,4

Caracteristici biometrice ale arboretului: vârstă 115 ani; volum $299,1 m^3 an^{-1}$; densitatea arboretului 0,74; densitatea bradului 0,35; număr de arbori de brad la hectar 133.

Adaptarea gospodăririi arboretelor de brad. Studiul creșterilor arboretelor de brad arată că, în condițiile de limită inferioară, structurile echiene, vârstnice devin vulnerabile la modificările induse de schimbările climatice. Structurile de viitor ale amestecurilor de brad cu fag trebuie adaptate sub raportul structurii dimensionale astfel încât să se asigure o mai bună reprezentare a generațiilor tinere în arboret (Cavlovic et al., 2006; Danescu et al., 2017). Aceste generații sunt capabile să asigure continuitatea funcțiilor de protecție atribuite arboretelor și stabilitatea acestora. Pentru realizarea unor astfel de structuri intervențiile în arborete nu trebuie să întârzie punerea în lumină a semințișului instalat și extragerea arborilor din categoriile centrale care împiedică dezvoltarea acestuia. Pentru arboretele aflate în transformare necesitatea instalării și dezvoltării noilor generații impun momentul și intensitatea intervențiilor. Până la vârsta de aproximativ 80 ani, prin lucrările silviculturale ar trebui să se urmărească stimularea creșterii arborilor în înălțime și după această vârstă, a creșterii în diametru. Speciilor de foioase de amestec întâlnite, regenerate natural, cum sunt paltinul, ulmul de munte trebuie să li se acorde șansa să participe în compoziția acestor arborete. Realizarea de structuri diversificate în plan vertical trebuie să constituie o condiție a gospodăririi durabile a acestor amestecuri. Astfel arboretele pot să-și mențină vitalitatea și capacitatea de regenerare în orice moment al existenței. Regenerarea pe cale naturală a amestecurilor creează, de asemenea, premisa valorificării proveniențelor locale, mult mai adaptate la condițiile de mediu (Tudoran et Zotta, 2020). Astfel de caracteristici trebuie să constituie țeluri de gospodărire pentru structurile de viitor ale amestecurilor de brad cu fag.

Concluzii

Prin aplicarea lucrărilor silvotecnice se modifică structura arboretelor și implicit relațiile dintre arbori, pe fondul condițiilor staționale. Aceste influențe sunt înregistrate de arbori și ele se resimt în grosimea inelului anual. Creșterea în volum este rezultatul creșterii diametrului, înălțimii și al modificărilor formei fusului copacilor. Procentele de creștere ale fiecărei caracteristici biometrice (d , h , g sau v) se reduc pe măsură ce arborii înaintază în vârstă. Creșterea în înălțime a arborelui mediu poate fi determinată de modelele exprimate prin ecuațiile (4) și (5). Diferențele dintre valorile experimentale $PCAI_h$ și cele estimate de modele s-au diminuat pe măsură ce arborii au avut înălțimi din ce în ce mai mari. Abaterile medii ale valorilor experimentale ale $PCAI_h$, în comparație cu valorile estimate de ecuație, au fost de 0,001483, iar RMSE a fost de 0,87490. CAI_v se poate determina pe baza $PCAI_v$. Folosind ecuația (6) pentru a calcula $PCAI_v$ a rezultat o abatere medie pătratică a valorilor experimentale față de valorile estimate prin relație (RMSE) de 0,129521. Când CAI_{hf} a fost determinată în raport cu înălțimea arborilor de la sfârșitul perioadei de calcul, eroarea RMSE de determinare a $PCAI_{hf}$ a fost de 0,050536. La nivelul arborelui mediu și al arboretului, ecuația simplificată (6) a condus la valori ale CAI_v de 0,4%, apropiate de cele obținute folosind relația bazată pe suprafața de bază și înălțimea redusă (3) și relația bazată pe inventarieri successive (1).

Creșterea în volum a arboretului se poate determina pe baza creșterii arborelui mediu al creșterii în volum. Cunoașterea acestuia ar simplifica foarte mult măsurătorile de teren și, cum se pune problema extragerii de probe de creștere, ar reduce și prejudiciile aduse arborilor. Caracteristicile lui biometrice sunt însă dificil de determinat întrucât ele sunt specifice fiecărei structuri. În cazul structurilor uniforme, ele pot fi asimilate cu cele ale arborelui mediu al suprafeței de bază și ale arborelui mediu al volumului, aceste caracteristici fiind ușor de determinat pe baza unei singure inventarieri, la sfârșitul perioadei. În cazul structurilor care se abat de la distribuția normală caracteristicile acestor arbori au relevanță doar la nivelul generațiilor de arbori. Pentru creșterea preciziei determinărilor acești arbori pot fi stabiliți la nivelul claselor de diametre. În arboretele uniforme, arborele mediu al creșterii în volum este un arbore ipotetic având suprafața de bază medie a arborilor și înălțimea redusă a arboretului. O astfel de cercetare ar trebui însă continuată pe mai mulți arbori de probă doborâți pentru a se clarifica în continuare această afirmație și pentru stabilirea de modele ale creșterii în înălțime pe tipuri de structură. Din studiul asupra arboretelor din zonă reiese că bradul își menține capacitatea de a înregistra creșteri în înălțime

active până în jurul vârstei de 80 ani (cu un maxim între 50 – 60 ani). După această vârstă bradul continuă să acumuleze creșteri importante în diametru. Reducerea densității arboretelor prin lucrările silviculturale trebuie corelată cu aceste momente. Astfel s-ar evita pierderile de creștere în volum și s-ar putea majora producția finală.

5. Starea de sănătate și creșterea pinului negru situat în afara ariei lui naturale de răspândire din Carpații României

Aspecte generale

Scenariile climatice indică potențiale schimbări ale distribuției speciilor cu consecințe grave pentru managementul pădurii și conservarea naturii (Dyderschi et al., 2018). Impactul secetelor însoțite de temperaturi mai calde, cunoscute și ca “secete fierbinți” (Allen et al., 2015), include creșteri ale defolierii arborilor (Carnicer et al., 2011) însoțite de creșteri semnificative ale mortalității lor (McDowell et al., 2008, Carnicer et al., 2011, Allen et al., 2015). Astfel, defolierea arborilor este un important indicator al sănătății pădurii în “International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests” (ICP Forests (ICP Forests)), relevant pentru un management sustenabil al pădurilor (Eichhorn, 2016) ce poate fi folosit pentru a cunoaște sănătatea și vitalitatea lor. (Ferretti et Ghosch, 2021). Coroana arborilor înregistrează efectul cumulat al acțiunii diferiților factori biotici și abiotici, inclusiv al dăunătorilor, caracteristicilor stațiunii, condițiilor climatice și depunerilor de poluanți atmosferici (Sicard, 2016). Studiile care au investigat defolierea s-au referit în principal la arborii dominanți (Badea, 2008), aceștia considerându-se, în unele cazuri, mai sensibili în comparație cu cei suprimați, răspunsul arborilor fiind diferit în raport cu disponibilitatea pentru apă și nutrienți a stațiunilor (Grote, 2016). Aceasta evidențiază importanța distribuției naturale a speciilor și, în general, a cunoașterii comportamentului speciilor în condițiile staționale în care se doresc a fi introduse sau a răspunsului speciilor în condiții staționale similare.

Schimbările climatice au devenit unul dintre principalii factori care afectează starea de sănătate a pădurilor și produc modificări radicale în structura pădurii (Mina, 2017). De exemplu, modificarea compoziției determină modificări în complexitatea structurală a arboretelor ca urmare a însușirilor speciilor de a valorifica în mod diferit spațiul dintre arbori, dar și resursele subterane. Creșterea severității secetelor în Europa, prognozate de toate scenariile climatice (Rajczak, 2013; Dyderschi et al., 2018; Allen, 2019) este înregistrată fidel

la nivelul coroanelor arborilor și în creșterea lor. Analiza inelelor anuale oferă informații obiective despre felul în care reacționează arborii la variația climei, astfel că o mare parte din variabilitatea grosimii inelelor anuale depinde de schimbările climatice (Sidor, 2019). Arborii codifică toate schimbările de mediu în parametrii inelului anual (Popa, 2022). Intervențiile silvotehnice, de asemenea, modelează structura arboretelor (Tudoran et Zotta, 2020) și induc modificări în creșterea arborilor individuali (Tudoran, 2021) și a arboretelor (Tudoran, 2022; Cicșa et al., 2022). Secetele consecutive cu precipitații reduse primăvara determină reduceri ale creșterii și pot fi una dintre cauzele declinului pădurilor de pin (Sánchez-Salguero, 2012; Heres, 2022), aceste păduri fiind mai sensibile în timpul sezonului de creștere. Numeroase studii au evidențiat relația dintre factorii climatici și procesele de creștere radială a arborilor la nivelul Carpaților (Bouriaud et Popa, 2009; Sidor, 2015; Schurman, 2019) și au condus la serii dendrocronologice care explică răspunsul speciilor la factorii climatici. Fluctuațiile și schimbările climatice devin responsabile și pentru defolierea arborilor, iar de defoliere este în mod semnificativ negativ legată creșterea radială a arborilor (Ferretti et Ghosch, 2021) și implicit suprafața lor de bază (Ferretti et Bacaro, 2021).

În România, secetele din perioada 2011 – 2012 au afectat grav îndeosebi arboretele de rășinoase situate la limita inferioară a distribuției lor naturale și în afara acesteia. Rezultatele cercetărilor efectuate în rețeau dendrologică a pinului silvestru la nivel național din România (Sidor, 2019) arată că temperaturile ridicate de primăvară și vară precum și precipitațiile scăzute din timpul sezonului de vegetație din perioada 2011 – 2012 au redus considerabil creșterea și productivitatea arboretelor, declanșând evenimente și mortalitate în unele zone ale țării. Pinul negru (*Pinus nigra* ssp. *Banatica* (Borb.) Novak (*Pinus nigra* var. *banatica* Endl. Georg et. Ion)) este întâlnit în arealul natural în sud-vestul României, pe terenuri stâncoase, calcaroase, la altitudini cuprinse între 500 și 900 m, cu precipitații anuale cuprinse între 900 și 1100 mm (Doniță, 2005). În cuprinsul țării este reprezentat în mare parte de plantații efectuate pe terenuri degradate (Silvestru et al., 2018), pe terenuri puternic înclinate, accidentate din apropierea localităților (*Pinus nigra* var. *austriaca* (Hoss.) Asch. et Graebn., *Pinus austriaca* Hoss.; Șofletea et Curtu, 2007), considerate în afara distribuției naturale a speciei (Heres et al., 2021). Aceste monoculturi au o diversitate genetică redusă comparativ cu pădurile vârstnice, naturale, a căror bogăție genetică le conferă adaptare la condițiile de mediu și o mare stabilitate (Przybylski et al., 2021). Întrucât pinul negru se regenerează cu dificultate în perioadele secetoase (Przybylski et al., 2022), condițiile staționale din afara distribuției lui naturale ar putea diminua capacitatea de regenerare pe cale naturală a monoculturilor respective.

Schimbările climatice produc defolieri ale coroanelor arborilor și pot determina moartea coroanelor și a arborilor (Pollatrin et al. 2019). Corelații frecvente cu defolierea realizează precipitațiile și deficitul de precipitații, temperatura aerului nefiind un predictor important (Ferretti et Nicolas, 2014), deși tendințe de brunificare a frunzelor s-au observat după temperaturi considerabil mai ridicate și deficit de precipitații (Rhoner et al., 2021). Defolierea indusă de secetă a determinat o reducere semnificativă a creșterii radiale a arborilor de rășinoase și, de asemenea, a arborilor de fag (Ferretti et Ghosch, 2021; Rhoner et al., 2021). Declinul indus de secetă se poate manifesta însă diferit: fie se poate transmite imediat asupra creșterii radiale și mai târziu asupra stării coroanei (având ca efect o defoliere crescută) (Dobertinni, 2005), fie imediat și simultan asupra coroanei și creșterii arborilor (Rhoner et al., 2021). Impactul secetei depinde însă de poziția socială a arborilor, arborii din subetaj fiind mai puțini sensibili la mortalitate decât arborii dominanți. Astfel, într-o pădure structurată, impactul secetei se poate manifesta diferit asupra arborilor, cei din etajul dominat fiind cel mai adesea mai puțin susceptibili la mortalitate decât arborii dominanți (Grote 2016) dar depinde și de variabilitatea genetică a populației (Przybylski et al., 2021). Șanse mai mari de a fi afectați au arborii de dimensiuni mari (Rhoner et al., 2021), cu toate că ei pot explora straturile mai adânci ale solului în condiții favorabile de precipitații (Grote, 2016). Dar sunt și cazuri în care arborii suprimați sunt cei mai dezavantajați de evenimentele de secetă, prin creșterea lor în diametru, mai redusă decât a arborilor dominanți (Grote, 2016). Rezultă că în condițiile schimbărilor climatice, răspunsurile arborilor depind de condiții multiple și sunt specifice stațiunii și speciilor de arbori. Care este comportamentul pinului negru din România, la nivelul arborilor individuali, dar și la nivelul arboretelor, în afara ariei lui naturale de distribuție, în condițiile secetelor asociate cu temperaturi ridicate? Obiectivul acestui studiu fost de a determina dinamica sănătății arborilor și a arboretelor de pin negru după seceta severă din 2012 și relația dintre defoliere și creșterea arboretelor. Acești indicatori arată răspunsul pădurilor de pin situate, în afara distribuției lor naturale, la condițiile de mediu în schimbare, indispensabil pentru managementul acestor păduri.

Determinarea variabilelor

Study area. Cercetările s-au efectuat în Masivul Postăvarul din Carpații Românești (45°38'20" N și 25°36'17"; 45°37' 59" N și 25°35'54"). Condițiile de creștere ale arboretelor sunt specifice unor stațiuni de versant sud-estic, cu înclinare cuprinsă între 25 și 37 grade, cu substrat calcaros și sol rendzinic. Climatul zonei studiate, după harta Köppen-Geiger privind

clasficarea climatică este Dfb (cald și continental umed) cu temperaturi medii anuale în jur de 7,8 °C și precipitații medii anuale în jur de 750 mm. Volumul edafic al solurilor este cuprins între 10 și 40 cm și diferențiază potențialul productiv al condițiilor staționale din arboretele cercetate în două niveluri de productivitate, medie (cu înălțimea arborilor (h_g) cuprinsă între 18 și 22,5 m) și ridicată ($h_g > 22,5$ m).

Măsurătorile de teren s-au efectuat în șase suprafețe de probă (SP) (1,5 ha) amplasate în anul 2012, în monoculturi de pin negru cu vârsta de 100 ani. Arboretele respective nu au fost parcurse cu intervenții silviculturale. Fiecare SP este alcătuită din 5 suprafețe de probă circulare (P1 – P5) permanente, fiecare cu suprafața de 500 m², dispuse pe direcția punctelor cardinale (Figura 5.1) (Badea, 2008). Suprafețele de proba (SPs) au fost inventariate periodic (din 3 în 3 ani) în intervalul 2012 – 2021. La toți arborii (508 arbori) s-au măsurat: circumferința, înălțimea (h), lungimea coroanei (cl) și diametrul coroanelor (cw). În Tabelul 1 se prezintă valori ale SPs la nivelul anului 2021.

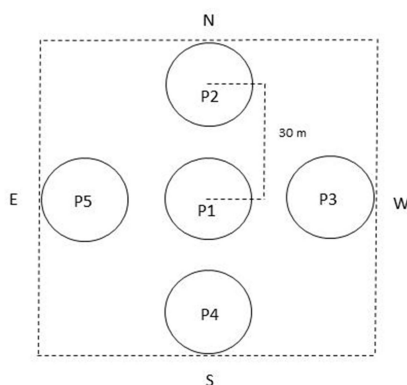


Figura 5.1 Schema sondajului utilizat în studiu

Defolierea coroanei. Defolierea s-a estimat vizual, însemnând pierderea de ace în coroana arborilor în comparație cu un copac de referință ("healthy tree, with full foliage, 0% defoliation") din aceeași specie (Badea, 2008). Arborele de referință a fost unul local. Intensitatea defolierii a fost înregistrată în categorii de 5%, variind de la 0% ("none" defoliere) la 100% ("dead tree") (Eichhorn, 2016). Valorile defolierii s-au grupat în cinci clase (0, până la 10%; 1, >10 – 25% slabă; 2, >25 – 60% moderată; 3, >60 – <100% severă; 4, 100% arbore mort (pe picior)) (Timmerman, 2022). Evaluările s-au efectuat la toți arborii din suprafețele de probă circulare (Ps). În intervalul de timp analizat (2012 – 2021), la arbori nu au fost provocate răni de către factori biotici sau antropici, astfel că defolierea nu a fost influențată de astfel de factori. Evaluarea s-a efectuat începând din 2012, din 3 în 3 ani, de fiecare dată la sfârșitul lunii august.

Tabelul 5.1 Parametri biometrici ai arboretelor de pin inventariate (Tudoran, 2022)

SP	Suprafața inventariată (ha)	Specie	N	$d_g \pm SD$ (cm)	$h_g \pm SD$ (m)	$cw_g \pm SD$ (m)	$cl_g \pm SD$ (m)
SP1	0,25	Pin negru	71	$34,98 \pm 8,18$	$19,3 \pm 3,3$	$3,3 \pm 0,8$	$7,3 \pm 2,2$
SP2	0,25	Pin negru	62	$36,77 \pm 7,9$	$18,2 \pm 3,1$	$4,0 \pm 0,9$	$8,0 \pm 2,7$
SP3	0,25	Pin negru	61	$36,66 \pm 7,7$	$19,1 \pm 3,6$	$3,7 \pm 0,8$	$8,0 \pm 2,5$
SP4	0,25	Pin negru	90	$40,37 \pm 6,6$	$25,3 \pm 3,0$	$3,9 \pm 0,9$	$7,8 \pm 2,6$
SP5	0,25	Pin negru	116	$29,73 \pm 4,7$	$19,4 \pm 2,5$	$3,0 \pm 0,5$	$6,6 \pm 2,2$
SP6	0,25	Pin negru	108	$29,92 \pm 6,1$	$18,5 \pm 2,3$	$2,7 \pm 0,6$	$6,2 \pm 1,9$
Total	1,50	-	508	-	-	-	-

În Tabelul 2: N este numărul de arbori inventariați; $d_g \pm SD$ – diametrul mediu al suprafeței de bază (diametrul arborelui cu suprafața de bază medie) și abaterea standard corespunzătoare (SD); h_g – înălțimea arborelui cu diametrul d_g (înălțimea arborelui mediu al suprafeței de bază) și SD; cw_g – diametrul mediu al coroanelor arborilor inventariați (corespunde diametrului arborelui mediu, care are diametrul d_g) și SD; cl_g – lungimea medie a coroanelor arborilor inventariați și SD. Valorile h_g cuprinse între 18,2 și 19,3 indică un nivel mediu al productivității iar cea de 25,3 un nivel ridicat (după Tabelele de producție, Giurgiu et Draghiciu, 2004).

Creșterea radială. La arbori din zona tampon a SPs, din aceleași condiții staționale (h_g cuprins între 18,2 și 19,4), considerați reprezentativi, s-au extras carote de creștere pentru a evidenția tendința creșterii radiale pe ultimii 30 ani (1992 – 2021). Arborii au fost selectați din toate clasele de defoliere și din categoria diametrului mediu al fiecărei suprafețe experimentale (P). Grosimea inelelor anuale (RW) a fost măsurată cu Digitalpositometru cu o precizie de 0,01 mm. Interdatarea seriilor de creștere radială s-a realizat statistic utilizând programul COFECHA (Grissino-Mayer, 2001). Au fost selectate și reținute carotele de la 91 arbori. Cei 91 de arbori asigură o eroare de determinare a RW al arborilor de 10%, la nivelul anilor de creștere din cadrul intervalului 2012 – 2021, eroarea fiind de 5%. A fost realizată o singură serie de creștere care, pentru perioada 2012–2021, a fost standardizată printr-un model liniar.

Prelucrarea datelor. Defolierea explicată de variabilele biometrice (la nivelul arborilor și la nivelul arboretului). La nivelul arborilor defolierea a fost corelată cu caracteristicile dendrometrice ale arborilor (d , h , v , cw și cl), inclusiv cu indicele de zveltețe (h/d) și cu coeficientul de formă (f) (Tudoran et al., 2021) și cu parametrii biometrici la nivel de arboret. Tendințele defolierii în raport cu fiecare variabilă care caracterizează dimensiunile arborilor, structura arboretelor sau condițiile climatice au fost explicate prin modele liniare. Un test *Fischer* a fost utilizat pentru a investiga variabilitatea defolierii în condiții staționale diferite (evidențiate prin valori ale h_g cuprinse între 18,2 și 19,4 m și valori ale h_g de 25,3 m).

Relația dintre creșterea radială și defolierea arborilor. Pentru a estima tendința creșterii radiale pe baza defolierii au fost realizate două serii de creștere în raport cu defolierea, una la nivelul intervalului 2012 – 2021 și alta la nivelul anului 2021. Prima serie folosește procentele defolierii observate la nivelul anilor de inventariere din intervalul 2012 – 2021 iar a doua serie folosește procentele de defoliere observate la arbori în anul 2021. Un test F a fost folosit pentru compararea celor două serii. Ecuația (RWD) care exprimă relația dintre creșterea radială a arborilor și defoliere se bazează pe această a doua serie.

Relația dintre creștere și datele climatice. Datele climatice au fost descărcate din Arhivele de date on-line Meteoblue (<https://meteoblue.com/>, accesat 17.03.2022). S-au utilizat parametrii climatici temperatura medie anuală (MAT) și precipitațiile medii anuale (MAP). Pentru eliminarea tendințelor legate de vârstă în lățimea inelului anual și analiza acestuia cu datele climatice, creșterile radiale anuale au fost transformate în indici de creștere anuală (RW%). Tendințele crescătoare ale defolierii și temperaturii medii anuale din ultimul deceniu a permis generarea unei ecuații (DEF) care estimează defolierea arboretelor doar pe baza temperaturii medii anuale. Modelul are la bază doar valorile celor două variabile (adică, defolierea și MAT) cunoscute la nivelul deceniului 2012 – 2021.

Defolierea coroanei și creșterea radială a arborilor

În anul 2012 arborii situați în clasa de defoliare “0” au avut o frecvență de 36%. Cei mai mulți arbori prezentau defoliere slabă (47%) și doar 1% din arbori prezentau defoliere severă. După 2012, defolierea arborilor s-a accentuat, toți arborii devenind afectați. Cei mai mulți (64%) prezentau defoliere moderată (Figura 5.2). De asemenea, procentul arborilor uscați pe picior a avut cea mai mare creștere la evaluarea din anul 2015 (în jur de 6%), apoi a început să scadă, în 2021 ajungând la 4%. Astfel că în intervalul 2012 – 2021 procentul arborilor doborâți la sol a ajuns la 13,5%. Aceștia erau arbori din diferite clase de defoliere doborâți de vânt, inclusiv arbori morți. Valoarea defolierii caracterizată prin cele 6 sondaje în care s-a efectuat evaluarea este de 38 % (SD = $\pm 4\%$).

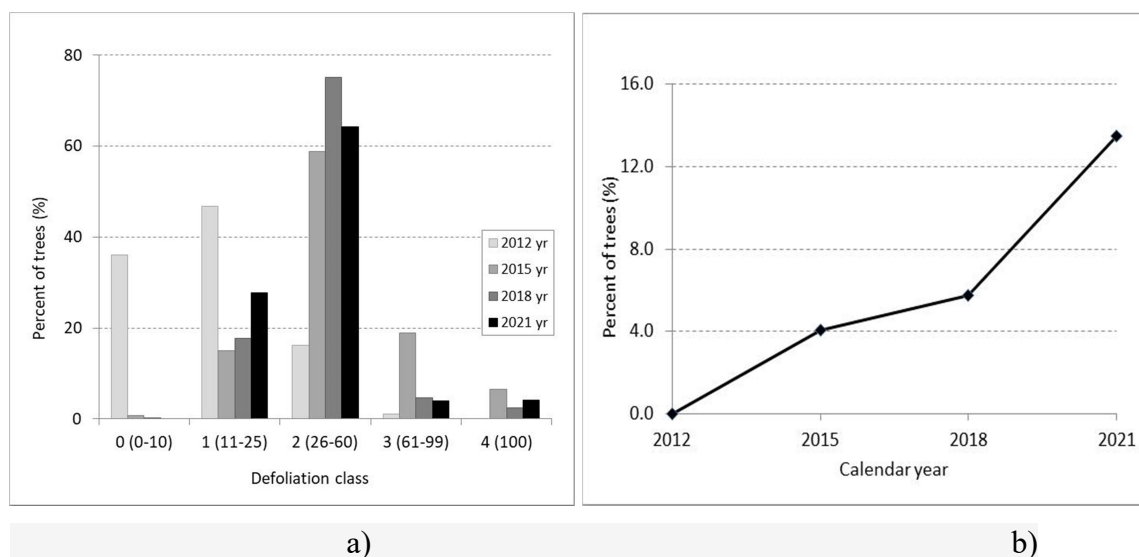
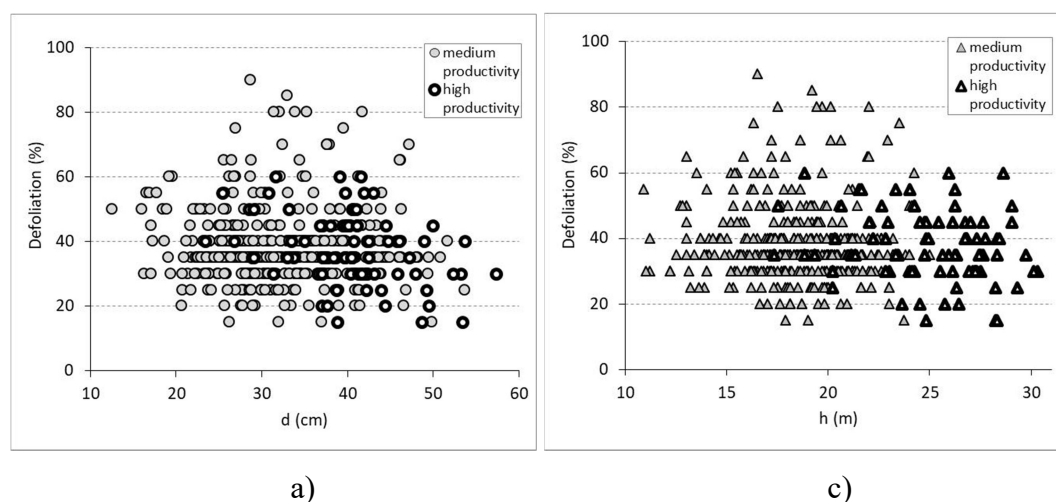


Figura 5.2 Procentul arborilor pe clase de defoliere la inventariile din anii 2012 și 2021 (a) și procentul arborilor morți căzuți la sol (ca urmare a uscării lor și a doborâturilor provocate de vânt) (b), în intervalul 2012 – 2021.

Relația dintre defoliere și parametri biometrici ai arborilor și arboretelor.

Defolierea se manifestă cu aceeași intensitate, indiferent de diametrul și înălțimea arborilor (Figura 5.3). În stațiunile forestiere pentru care arboretele cercetate prezintă înălțimi medii între 18 și 25 m (h_g din Tabelul 5.1), valorile empirice ale coeficientului de corelație dintre defoliere și parametri biometrici ai arborilor (d , h , cw , cl , v , h/d , f) se încadrează într-un interval de la $-0,08$ la $+0,06$. Nivelul diferit al productivității condițiilor staționale (mediu și ridicat) nu diferențiază semnificativ defolierea arborilor.



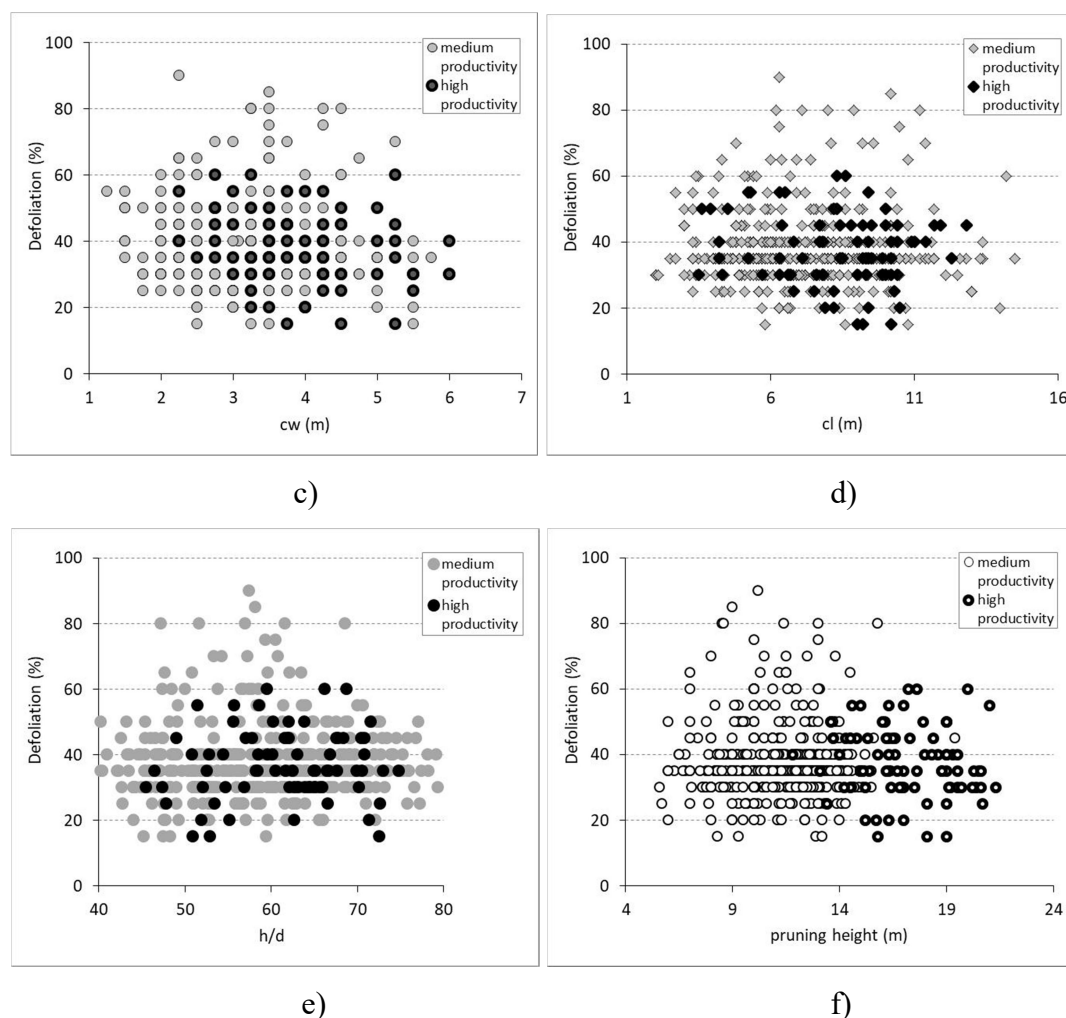


Figure 5.3 Relația dintre defoliere și caracteristicile dendrometrice ale arborilor situați în stațiuni de productivitate mijlocie (411 arbori) și superioară (81 arbori): diametru (a), înălțime (b), diametrul coroanelor (c), lungimea coroanelor (d), indicele de zveltețe (e) și înălțimea elagată (f). Arborii cu defoliere 100% nu au fost incluși.

La nivelul arboretului, s-au determinat tendințe de creștere a defolierii în raport cu fiecare dintre indicatorii biometrici (adică, G , SSD , d_g , h_g , cw_g , cl_g și V). Corelațiile au fost semnificative în cazul tuturor indicatorilor. Defolierea a fost mai strâns legată de d_g ($R^2 = 0,249$ și $p = 0,005$) și cel mai slab de h_g ($R^2 = 0,152$ și $p = 0,033$). În Tabelul 5.2 se prezintă rezultatele regresiei liniare între parametrii biometrici ai arboretelor (d_g , V , G , SSD , cl_g , cw_g și h_g) și defoliere, iar în Figura 5.4 se exemplifică relația dintre defoliere și caracteristicile G și SSD . La nivelul arboretului, potențialul productiv diferit al condițiilor staționale (mijlociu și superior) nu induce o diferență semnificativă la nivelul defolierii.

Table 5.2 Relația dintre defoliere și indicatorii biometrici ai arboretelor

Caracteristici dendrometrice	n	Intecept	Pantă (valoare/ std. error/t)	R ²	p value	MAE	RMSE
d _g	30	21,847 6,008 3,636	0,524 0,172 3,043	0,249	0,005	-0,0016	3,9207
V	30	34,852 1,873 18,604	0,339 0,113 2,990	0,242	0,006	-0,0026	3,9412
G	30	33,250 2,433 13,664	4,302 1,477 2,912	0,232	0,007	0,0005	3,9662
SD	30	32,574 2,991 10,890	9,797 3,818 2,566	0,190	0,016	0,0002	4,0744
cl _g	30	27,827 4,931 5,643	1,663 0,666 2,498	0,182	0,019	0,0003	4,0937
cw _g	30	27,300 5,193 5,257	3,732 1,510 2,472	0,179	0,020	0,0010	4,1012
h _g	30	26,053 6,266 4,158	0,698 0,311 2,242	0,152	0,033	0,0087	4,1750

Relația dintre defoliere și parametrii biometrici caracterizează arboretele de pin negru cercetate la nivelul Ps din cadrul SPs, acestea având înălțimea medie din Tabelul 5.1. Parametrii biometrici au următoarea semnificație: d_g –diametrul mediu al arboretului, V – volumul arboretului, G – suprafața de bază a arboretului, SSD – densitatea, cl_g –lungimea medie a coroanelor arborilor, cw_g – diametrul mediu al coroanelor arborilor și h_g – înălțimea arborelui mediu. Valorile acestor parametri sunt cele determinate la nivelul anului 2021.

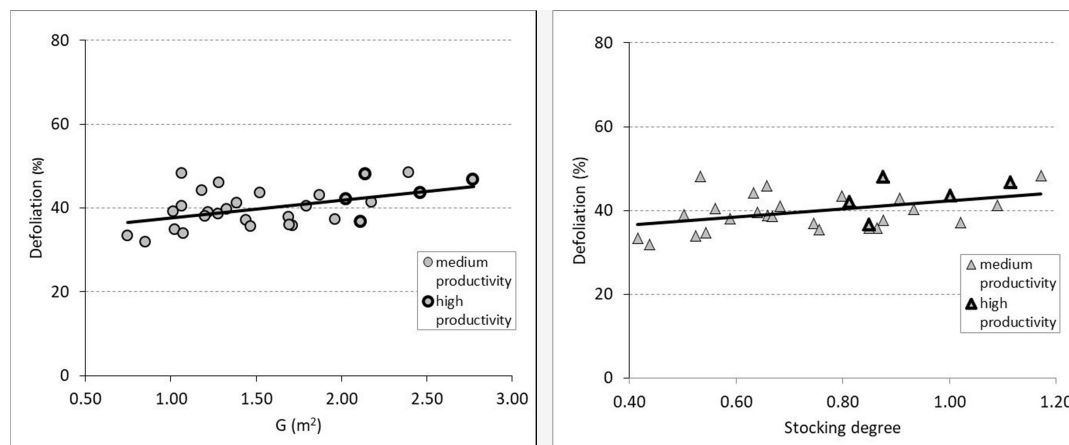


Figura 5.4. Relația dintre defoliere și valorile medii ale parametrilor biometrici la nivelul suprafețelor de probă (adică, Ps): G – suprafața de bază a arborilor inventariați (a) și SSD – densitatea arboretului (b). În figură valorile defolierii sunt reprezentate pe cele două niveluri ale productivității, dar defolierea nu a diferit semnificativ, astfel că analiza datelor nu a fost diferențiată pe cele două niveluri.

Creșterea radială și creșterea în diametru a arboretelor. Creșterea radială a arborilor, în ultimii 30 ani (1991 – 2021) s-a redus continuu, ajungând la o valoare medie anuală mai

mai mică de 0,5 mm/an (Figura 5.5a). Aceasta a fost însoțită de o înrăutățire a stării de sănătate a arborilor, situație sugerată de defoliarea lor care s-a accentuat de la an la an. Creșterea defolierii a determinat și o tendință de reducere a grosimii inelului anual (Figura 5.5b).

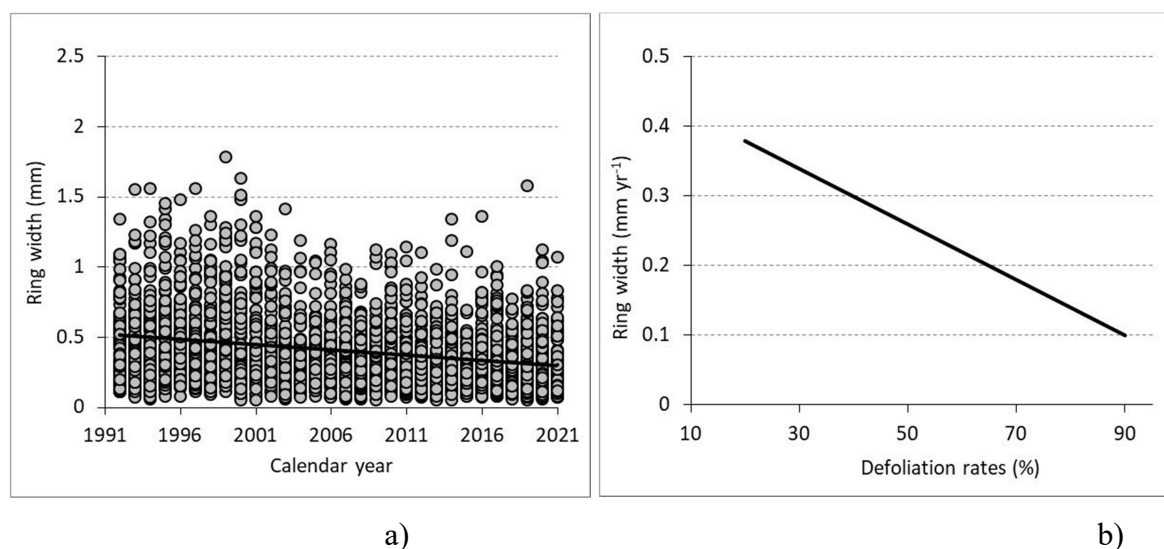


Figure 5.5 Tendința creșterii radiale: în ultimii 30 ani (1992 – 2021) (a) și la nivelul deceniului 2012 – 2021, în raport cu intensitatea defolierii (b).

În intervalul de timp 2012 – 2021, media anuală a creșterilor radiale a avut valori apropiate de la an la an, coeficientul lor de variație fiind de 11%. Însă variabilitatea creșterilor radiale ale arborilor care alcătuiesc eșantionul, a fost mai mare. Astfel, coeficientul de variație al creșterilor radiale a fost de 48%. Întrucât potențialul diferit al stațiunii nu a influențat semnificativ mărimea creșterilor radiale, iar vârsta arborilor a fost aceeași, diferențele de creștere între arbori se explică prin procentul lor diferit de defoliere și, posibil, prin condițiile de structură. Pentru intervalul 2012 – 2021, tendința creșterilor radiale ale arborilor poate fi exprimată printr-un model liniar (RW, Tabelul 5.3). Intervalul de încredere al coeficientului de regresie teoretic b este cuprins între $-0,009$ și $-0,005$. Ecuația (RW) estimează valoarea medie anuală a creșterii radiale a arborilor pentru fiecare an din intervalul de timp 2012 – 2021 cu RMSE de 0,0379. Creșterea radială anuală medie pe intervalul 2012 – 2021 estimată este de $0,33 \text{ mm an}^{-1}$, însemnând o creștere anuală în diametru de $0,66 \text{ mm an}^{-1}$. Întrucât în analiză au fost introduse creșteri radiale extrase din arbori medii, aceasta este o creștere în diametru a arboretelor de pin, cu vârsta de 100 ani, în condițiile staționale respective. Limitele intervalului de încredere pentru model, la nivelul anului 2021, sunt cuprinse între 0,197 și 0,404 mm.

Tabelul 5.3 Indicatori statistici

Model (RW)	Coeficienți	Eroare Standard (SE)	<i>t</i>	<i>p</i>	R^2	MAE	RMSE
Intercept	15,256	1,1961	7,780	0,000	0,67	-0,0025	0,0379
Pantă	-0,0074	0,001	-7,577				

Notă: Ecuația (RW) estimează valoarea medie anuală a creșterii radiale a arborilor pentru fiecare an din intervalul de timp 2012 – 2021. RW (creștere radială anuală) – variabilă dependentă, anul calendaristic – variabilă independentă.

Relația dintre creșterea radială (RW) și defoliere (D). Cele mai reduse creșteri radiale înregistrează arborii cei mai defoliați. Valoarea coeficientului de corelație dintre RW și D este semnificativă. Relația dintre aceste variabile poate fi caracterizată de modelul (RWD):

$$RWD = -0,004D + 0,459 \quad (2)$$

Modelul (RWD) estimează creșterile radiale pe categorii de defoliere cu o eroare medie absolută (MAE) de -0,0058 și o eroare medie pătratică (RMSE) de 0,0652 și explică 60% ($p = 0,008$) din variația creșterilor radiale în raport cu defolierea arborilor. În modelul (2) (Model (RWD)) au fost introduse valorile creșterii radiale (RW) din anul 2021 corespunzătoare procentelor de defoliere (D) ale celor 91 de arbori înregistrate la nivelul anului 2021. Pentru o defoliere chiar și de 90%, modelul estimează o creștere de 0,099 mm an⁻¹. Astfel că arborii, chiar desfrunziți în procent de 90%, ar putea acumula totuși o creștere radială de 0,099 mm an⁻¹ (adică o creștere în diametru de 0,198 mm an⁻¹), pe parcursul întregului sezon de vegetație. Întrucât arborii din eșantion sunt din categoria diametrului mediu, creșterea de 0,198 mm este chiar creșterea anuală în diametru a unui arboret cu o defoliere de 90%, având aceeași vârstă (100 ani) și fiind situat în aceleași condiții staționale ca și arboretele cercetate. Folosirea procentelor de defoliere observate la nivelul intervalului 2012 – 2021 a condus la o ecuație care diferă însă de modelul (2) doar prin valoarea constantei (0,458 în loc de 0,459). Așadar, creșterile radiale estimate de cele două modele nu diferă semnificativ ($F = 0,011$ și $F_{crit} 4,413$ pentru $p 0,05$).

Relația dintre creșterea radială și condițiile climatice. Reducerea RW% (grosimea inelului anual exprimată în procente sau indicele de creștere radială) nu a putut fi explicată pe întregul interval de timp (2012 – 2021) pe seama condițiilor climatice. Valorile coeficienților de corelație dintre RW% și condițiile climatice (coeficientul de corelație dintre RW% și MAP și cel dintre RW% și MAT), sunt nesemnificative, având valorile 0,48 și respectiv -0,02. O corelație strânsă între RW% și MAP s-a determinat pe o perioadă de cel mult 5 ani, la nivelul intervalului 2012 – 2016 ($R^2 = 0,90$ și $p = 0,013$), perioadă ce a urmat secetei din primăvara

anului 2012. Seceta din 2012 a fost însă o continuare a secetei din anul 2011. În anul 2011 MAP a atins valoarea de 618 mm, față de media de 745 mm a intervalului 2012 – 2021. De asemenea, în martie 2012 precipitațiile au fost de 28 mm față de media ultimilor 30 ani (de 40 mm), iar precipitațiile din vara anului 2012 au ajuns la 165 mm (față de media ultimilor 30 ani de 252 mm). Rezultă că după seceta din perioada 2011 – 2012 creșterea arboretelor a devenit puternic influențată de cuantumul precipitațiilor, indiferent de volumul edafic al solurilor. Anul 2016 a fost cel mai ploios din intervalul 2012 – 2021, MAP înregistrând în acest an o valoare de 849 mm. A urmat seceta din anul 2019 când s-a înregistrat o valoare redusă a MAP, de 674 mm, asociată însă cu cea mai mare valoare a MAT înregistrată în ultimii 30 de ani, de 8,5°C. După seceta din 2019 RW% redevine dependent de MAP. Valorile coeficiențului de corelație dintre RW% și MAT sunt ne semnificative.

Corelația defolierii cu precipitațiile medii anuale este ne semnificativă ($R^2 = 0,115$ și $p = 0.661$). Totuși, o valoare semnificativă a corelației, pe intervalul 2012 – 2021, s-a determinat între defoliere și MAT (Model (DEF) din Tabelul 5.4), ambele variabile având o tendință de creștere pozitivă. Desigur că această relație caracterizează pinul negru în condițiile staționale precizate (versant cu expoziție sud-estică cu înclinare 37°, substrat calcaros cu sol rendzinic).

Tabelul 5.4 Indicatori statistici

Model (DEF)	Coeficienți	Eroare Standard	t	p	R^2	MAE	RMSE
Intercept	-263,692	15,452	-17,065	0,003	0,99	0,0028	0,8194
Pantă	38,858	2,000	19,425				

Notă: Ecuația (DEF) estimează valoarea medie a defolierii arborilor (defolierea arboretului) în raport cu valoarea MAT cuprinsă între 7,2 și 7,8 °C. DEF (defoliere) – variabilă dependentă, MAT (temperatură medie anuală) – variabilă independentă.

Față de deceniul 1992 – 2001, MAT a crescut în medie, la nivelul deceniului 2002 – 2011, cu 0,4°C iar în deceniul 2012 – 2021 cu 1,2°C. Modelele (DEF) și (RWD) arată că o creștere în viitor a temperaturii cu 0,5 °C ar putea produce o majorare a defolierii de la 38% (cât era la nivelul anului 2021) la 59%, ceea ce ar însemna o reducere a RW la 0,22 mm an⁻¹. La o creștere a temperaturii cu 1 °C modelul DEF estimează o majorare a defolierii la 78%.

Discuții

Defolierea coroanei. Deceniul 2012 – 2021 a fost unul critic pentru pinul negru situat în afara distribuției lui naturale. În cei 10 ani, defolierea arborilor crescut de la 17% (la nivelul anului 2012), la 38% (la nivelul anului 2021, arborii morți nu au fost incluși în

calculul defolierii medii) și a culminat cu uscarea a 13,5% din arborii inventariați (Figura 5.2). În alte cercetări efectuate la pinii din Munții Carpați din România, au fost determinate valori ale defolierii de 24,9 și 33,8%, dintre aceștia, pinul silvestru fiind cel mai puțin afectat. Molidul a avut o stare precară, cu 42,9 – 46,6% din arbori afectați și bradul cu 46,0 – 50,9% în clasele de defoliere 2 – 4 (arbori moderat, puternic vătămați și arbori morți) (Badea, 2004). Deteriorarea coroanei arborilor în timp a fost observată și la alte specii forestiere (de exemplu, la molid și fag) din Carpații Meridionali din România și probabil a fost cauzată de secetă și de precipitațiile foarte acide (Bytnerowitz, 2005).

Brunificarea acelor de pin din în anul 2012 arată că pinul negru cercetat a fost puternic destabilizat după seceta severă din primăvara aceluia an. Studii asupra creșterii în suprafața de bază a pinului negru au evidențiat efectul favorabil al ploilor de primăvară asupra acestuia (Candel-Pérez, 2022). Seceta de primăvară din 2012 a provocat defolieri crescute la pini din alte părți ale Europei, inclusiv din Munții Keszthely din sud-vestul Ungariei (Móricz, 2018) și la pinii mediteraneeni de câmpie (Sicard et al., 2016). Rezultatele evaluărilor la scară largă, reprezentative, transnaționale ICP Forests (Nivel I) efectuate în 2020 arată o creștere cu 6,3% a defolierii medii anuale a pinului negru austriac, comparativ cu o creștere de 4,4% pentru pinul silvestru (Timmerman, 2022).

Starea coroanei arborilor este rezultatul vârstei arborilor, secetelor, nivelului ozonului și al depășirilor nivelului critic al depunerilor acide (Badea, 2004). Studii efectuate și pe alte specii forestiere (molid, fag, pin silvestru și gorun) evidențiază un efect puternic al vârstei arboretelor asupra defolierii (Eickenscheidt, 2019), arborii mai bătrâni fiind și cei mai sensibili la secetă (Lucas-Borj, 2021) când populația are o variabilitate genetică redusă (Przybylski, 2021). În suprafețele de probă cercetate, la nivelul arborilor individuali, defolierea nu s-a corelat semnificativ cu dimensiunile acestora (cu d, h) sau ale coroanelor lor (cu cw și cl) (Figura 5.3). Alte cercetări privind relația dintre moartea coroanei și diametrul arborilor (Marchin et al., 2022) arată o creștere a defolierii arborilor cu diametrul mai redus. În condiții staționale cu nivel ridicat al productivității (cum este SP4 din Tabelul 5.1) este posibil ca arborii cu diametre mai mari (adică, mai mari decât diametrul mediu al arboretului, de exemplu, 40,37 cm) să fie capabili să exploreze în profunzime volumul edafic al solului, în timp ce arborii cu diametre mai mici sunt mai sensibili la deficitul de apă de la suprafața solului, unde au și sistemul de rădăcini mai răspândit. Numărul de arbori redus din arboretul investigat în condiții staționale cu nivel ridicat al productivității (81 arbori) nu a permis însă investigarea relației pentru formularea unei concluzii ferme în acest sens. Astfel că aceste

rezultate caracterizează arboretele studiate, arboretele având condițiile staționale și de structură menționate, și deci rezultatele nu pot fi generalizate.

Densitatea arborilor și volumul pe picior au afectat defolierea pinului negru la nivelul arboretului. S-a constatat că mărimea arborilor este mai importantă decât vârsta atunci când se iau în considerare efectele climatice asupra creșterii arborilor (Bond, 2000; Koch, 2004). Defolierea a crescut semnificativ în raport cu G , cu SSD , V , cu valorile medii ale diametrului arborilor (d_g), înălțimii arborilor (h_g) și ale dimensiunilor coroanelor acestora (cw_g și cl_g). Defolierea prezintă cele mai mari valori pentru arboretele cu valori mari ale acestor parametri biometrici (adică, G , SSD , d_g , h_g , cw_g , cl_g și V) (Tabelul 5.2 și Figura 5.4). Arboretele cu arbori de dimensiuni mai reduse, au avut cel mai redus grad de defoliere și se asociază cu microstațiunile cu solul cel mai superficial. Când aprovizionarea cu apă este limitată, arborii se pot aclimatiza prin modificări morfologice sau fiziologice (Marchin et al., 2022). Pe locurile cele mai productive (cu $h_g = 25,3$ m), prezența tineretului de foioase native a fost destul de abundentă și a avut tendința de a forma un al doilea etaj. Prezența tineretului, inclusiv a subarboretului ar putea accentua deficitul de apă în sol în perioadele secetoase. În plus, în aceste arborete, arborii de pin din clasele cenotice inferioare, în ciuda faptului că nu au participat în etajul dominant, au prezentat o rată de defoliere mai mare și au fost mai vulnerabili. Acești arbori au crescut procentul mediu de defoliere al arboretelor. Este posibil ca în perioadele critice solul, chiar dacă este totuși profund, să nu mai poată susține la fel de bine aprovizionarea acestor arboretelor. Rezultă că monitorizarea defolierii trebuie realizată la nivelul tuturor arborilor din suprafețele permanente, indiferent de poziția lor cenotică, nu numai la arbori individuali, pentru a se surprinde comportamentul arborilor de diferite dimensiuni și specii în amestec, respectiv efectul structurii arboretelor.

Relația dintre creșterea radială și defoliere. În zona studiată, pinul negru prezintă o tendință negativă a creșterii radiale (Figura 5.5a și Tabelul 5.3). Această tendință se menține la nivelul tuturor arborilor din suprafețele de probă analizate, indiferent de condițiile de structură și de condițiile staționale. Cercetări recente în arborete de pin situate în condiții staționale similare studiului nostru (Heres et al., 2021) arată că tendința negativă semnificativă a RW se manifestă independent de vitalitatea arborilor (adică, morți și sau vii). Totuși, la nivelul anului 2021, reduceri semnificative ale $RW\%$ s-au determinat la arborii cei mai defoliați (Figura 5.5b). Creșteri radiale mai reduse la arborii cu defoliere mai mare s-au determinat însă și la alte specii, de exemplu la molid și fag (Bytnerowitz, 2005). Astfel creșterea radială este în mod semnificativ negativ legată de defoliere, odată cu creșterea

nivelului de defoliere peste 20% existând o scădere semnificativă a lăţimii inelului anual (Ferretti et Ghosh, 2021).

În arborete de pin (vârsta în jur de 50 ani, situate în staţiuni afectate de eroziune moderată) climatul (precipitaţiile şi temperaturile) ar putea avea o contribuţie globală în creşterea arborilor de până la 57% (Silvestru-Grigore, 2018). Studiul relaţiei dintre climat şi creşterea arborilor pentru perioada 1928 – 2015 (Heres et al., 2022) în condiţii staţionale similare acestui studiu, arată că pinul negru a crescut permanent în condiţii de disponibilitate limitată a apei, fiind adaptat acestor condiţii, dar totuşi sensibil la precipitaţiile de primăvară din anul curent. Studiul de faţă arată că o valoare mai mare a MAP a condus la o creştere a RW%. Corelaţia între RW% şi MAP se menţine însă pe un interval mai scurt de timp (2012 – 2016). Este posibil ca aceasta să fie reacţia arborilor după seceta severă din 2012. Un deficit de MAP asemănător s-a înregistrat şi la nivelul anilor 2018 şi 2019 şi acesta a generat creşteri radiale ale arborilor reduse. Anii călduroşi, precum 2014, au generat, de asemenea, o creştere a RW%, dar în condiţiile unor precipitaţii suficiente. Această creştere a RW% nu a fost posibilă în 2015, când a existat un deficit de precipitaţii. Condiţiile unor temperaturi ridicate din 2015 au crescut semnificativ defolieră arborilor şi au condus indirect la reducerea creşterii radiale a arborilor. La nivelul anului 2015 s-a înregistrat şi cel mai mare procent de arbori morţi (6%), an în care media defolierii din sondajele ICP Forests a înregistrat, de asemenea, un vârf de creştere (Timmerman, 2022). Fluctuaţiile RW% arată că creşterea pinului negru poate fi afectată ani de zile după o perioadă uscată. Rezultă că defolieră crescută duce implicit la o reducere a RW%. Reducerea RW% fost cel mai pronunţată în arboretele cu densitate mare. Totuşi, chiar şi în condiţiile unor creşteri reduse pe o perioadă lungă de timp, arboretele de pin suportă şi perioadele critice şi ele rămân viabile, ceea ce demonstrează totuşi o mare adaptare a pinului negru la condiţiile de mediu în schimbare.

Estimările asupra defolierii arborilor şi grosimii inelului lor anual au la bază analiza stării de sănătate a arborilor în corelaţie cu MAT doar pe intervalul de timp 2012 – 2021. Ea nu ar putea fi însă generalizată, ci este relevantă doar pentru arborete având aceleaşi caracteristici structurale şi fiind situate în condiţii staţionale similare arboretelor cercetate. Modelele dezvoltate (Tabelul 5.4) estimează că o creştere a MAT cu 0,5 °C ar genera la astfel de arborete creşterea defolierii la 59% şi, de asemenea, creşterea procentului arborilor uscaţi căzuţi la sol. Aceasta ar conduce la reducerea densităţii arboretelor şi deci la mari pierderi de creştere în volum, precum şi la reducerea efectului protector al arboretelor, dată fiind înclinarea foarte puternică a terenului. Se ştie din literatură că rate de defoliere de 5 – 24%, dar provocate de omida procesionară, au condus la pierderi de creştere în jur de 20%, iar o

defolieră >50% induce pierderi de creștere de aproape 50% (Jacquet, 2012). Studii efectuate la arbori în suprafețele permanente din rețeaua de monitoring forestier arată, de asemenea, o reducere negativă semnificativă a creșterii suprafeței de bază a arborilor de rășinoase cu 0,7 – 0,8%, la o creștere a defolierii cu 1% (Ferretti et Bacaro, 2021). Creșterea MAT cu 1 °C ar putea genera o și mai mare creștere a defolierii pinului negru cercetat, la 78%, când deja ar fi pusă în discuție însăși existența arboretelor.

Este posibil însă ca și alte variabile să explice tendința de creștere negativă a pinului și una dintre ele ar putea fi vârsta. Studiile arată că momentul disponibilității apei și cantitatea, precum deficitul de apă în sol primăvara, pot influența puternic și performanța de înșămânțare a plantelor (Westerband, 2019). La aceasta se adaugă condițiile actuale de structură (de exemplu, densitatea și volumele mari), respectiv tineretul bogat din foioase native. Tineretul devine un concurent pentru apa din sol și, de asemenea, îngreunează și regenerarea pinului pe cale naturală. Astfel că se pune în discuție continuitatea arboretelor cercetate. Regenerarea naturală a pinului devine condiționată de prezența ochiurilor (luminate) și de grosimea orizontului humifer, condiții de care depind germinarea semințelor și supraviețuirea semințișului (Przybylski et al., 2022). Pe de altă parte, efectul de asociere a speciilor afectează comportamentul insectelor dăunătoare și diminuează semnificativ daunele pe care acestea le-ar putea produce puieților (Tudoran et al., 2021). Rezultă că pinul negru, introdus în afara arealului natural de creștere, în arborete izolate, formează populații de dimensiuni și diversitate genetică reduse. Ca urmare și probabilitatea de adaptare cu succes a acestora, la schimbările de mediu, este diminuată. Starea de sănătate a acestor arborete, asociată cu lipsa regenerării și cu prezența unui tineret bogat din specii native, reprezintă deja răspunsul acestor arborete la schimbările climatice, răspuns care ar trebui avut în vedere prin managementul acestor arborete. Pentru astfel de arborete, situate în afara arealului natural de creștere, amestecul de specii ar putea fi soluția de viitor.

Concluzii

Reducerea continuă a creșterii radiale este efectul deteriorării stării de sănătate a arborilor de pin, un indicator evident în acest sens fiind intensitatea defolierii. În condițiile staționale specifice arboretelor cercetate defolieră se manifestă la toți arborii, indiferent de poziția cenotică și de caracteristicile lor dendrometrice. La nivelul arboretului ea crește însă în intensitate pe măsură ce crește suprafața de bază, respectiv volumul arboretelor. O scădere a precipitațiilor de primăvară și vară ar putea conduce semnificativ la deteriorarea sănătății și

creșterii arboretelor. Relația dintre creșterea pinului și condițiile climatice, pentru a fi edificatoare, trebuie studiată însă la nivelul sezonului de vegetație al arborilor, luând în considerare și vârsta arboretelor, precum și alte variabile ale stațiunilor care definesc potențialul lor productiv. Prezența tineretului abundent de foioase native indică o evidentă succesiune a speciilor, astfel că continuitatea pinului nu ar fi posibilă fără intervenții silviculturale care să favorizeze regenerarea lui pe cale naturală. Monoculturile în afara arealului nu sunt o soluție pentru pădurile de viitor ale României. Se impune însă monitorizarea pe termen lung a celor existente, pentru a se putea selecta arborii cei mai toleranți și mai bine adaptați la condițiile de mediu în schimbare. Prin măsurile de management, în structurile de viitor ale arborelor trebuie promovate însă speciile de proveniență locală care și-au dovedit adaptabilitatea și reziliența, capabile să realizeze amestecuri stabile. Astfel s-ar putea asigura continuitatea serviciilor pe care arboretele trebuie să le ofere, s-ar evita pierderi de biodiversitate și importante pierderi economice.

6. Diversitatea structurală a arboretelor și managementul pădurilor de recreere

Aspecte generale

Pădurile montane îndeplinesc funcții multiple. În ultimele decenii s-a observat însă o creștere a cererii pentru ecoturism și recreere în aer liber. Societatea este mult mai preocupată pentru sănătate și activități de recreere (Fredman et al., 2012; Botsch et al., 2018), ca urmare a urbanizării accentuate care a creat o oarecare distanță între om și natură. Pădurea a devenit un element important prin valoarea sa socială și ecologică. Funcția de recreere este relevantă mai ales în zonele de lângă marile orașe (De Meo et al., 2015; Blatter et al., 2017, Dudek, 2017). S-a observat că cu cât suprafața orașelor este mai mare, cu atât crește și nevoia de recreere în pădurile din apropierea acestora (Dudek, 2017). Astfel că peisajul recreațional depinde în mare măsură de gospodărirea acestor păduri, de modul în care este menținută și îmbunătățită calitatea resurselor de recreere (Sievänen, 2004). Însă activitățile de recreere pot avea adesea și efecte negative. De exemplu, potecile pot duce la fragmentarea habitatelor, iar prezența omului poate aduce schimbări importante în comportamentul și chiar în fiziologia animalelor sălbatice (Botsch et al., 2018), toate acestea, inclusiv schimbările de utilizare a terenurilor, având legătură și cu hazardele naturale (Ciobanu et al., 2021). Totuși, vizitele frecvente în zonele verzi ar inspira percepția asupra mediului natural, aceasta fiind un factor major în îmbunătățirea paradigmei ecologice (Kim et al., 2021).

Preferințele publicului sunt adesea bazate pe diferențe culturale și regionale; de exemplu, în centrul Europei sunt preferate arboretele amestecate, cu o densitate mare, dar în Scandinavia sunt preferate pădurile amestecate și mai puțin dense (Jurmališ, 2019). Un coeficient al locației de recreere, prin compararea ratelor regionale cu o regiune de referință standardizată, poate să ofere informații și pentru deciziile viitoare de planificare (Ofteđal et al., 2022). În general, arboretele amestecate sunt mai preferate de către public, comparativ cu monoculturile (Termansen et al., 2018; Filyushkina et al., 2017; Gundersen et Frivold, 2008; Abildtrup et al., 2013; Felton et al., 2022). Totuși, monoculturile sunt preferate atunci când au o vârstă înaintată (Filyushkina et al., 2017). Variația vizuală este unul dintre factorii preferați de public, iar ea depinde de dimensiunea arborilor, de consistența arboretelor, de speciile preponderente sau de prezența subarboretului (Filyushkina et al., 2017). Recunoașterea tot mai mare a rolului important pe care îl au pădurile în furnizarea de bunuri și servicii determină, prin practicile de management, diversificarea structurii arboretelor și dezvoltarea structurilor mixte (Pach et al., 2018, Battler et al. 2001, Decocq et al., 2004). Arboretele cu structuri neregulate, cu o distribuție neuniformă a arborilor în spațiu și cu o amplitudine mare a categoriilor de diametre, sunt adesea preferate de către public (De Meo, 2015). Arboretele mature sunt preferate în locul celor tinere, deoarece arboretele tinere sunt asociate cu o densitate mai mare, care nu asigură o vizibilitate bună și nu oferă siguranță publicului. În general, publicul preferă pădurile semi-deschise, cu arbori de dimensiuni mari și cu subarboret puțin (Gundersen and Frivold, 2008; Heyman, 2012; Edwards et al., 2012). Arboretele care au o structură diversificată în ceea ce privește înălțimea arborilor sunt, de asemenea, preferate în locul celor echene, cu înălțimi apropiate.

Specia este, de asemenea, un factor care influențează preferințele publicului; mai multe studii au arătat că arboretele amestecate de foioase sunt mai apreciate, mai ales de către tineri (De Meo, 2015), în locul celor de conifere (Edwards et al., 2012). Pădurile multistratificate de foioase și de conifere, amestecate, au și un efect puternic de reținere a prafului comparativ cu cele monostratificate (Jiang et al., 2022). Amestecurile cu specii veșnic verzi, în sezonul de iarnă, cresc eficacitatea pădurii și reduc concentrația particulelor în suspensie (Hoppa et al., 2022).

Traseele care conțin o diversitate mai mare a arboretelor sunt mai apreciate decât cele cu o diversitate vizuală scăzută, considerate monotone (Filyushkina et al., 2017), calitatea estetică a pădurii fiind cea evaluată vizual de public (Mundher et al., 2022). Publicul preferă, de asemenea, spațiile cât mai puțin afectate de om, cu un grad de naturalitate ridicat și cu o structură naturală în locul celor afectate de om (Nigussie et al., 2021). Astfel, prin planurile

de management trebuie dezvoltate condițiile și pentru sustenabilitatea speciilor endemice, afectate de variațiile climatice (Kinho et al., 2022).

Pe de altă parte, lemnul mort este unul dintre elementele mai puțin apreciate de către public, chiar dacă acesta este foarte important în conservarea biodiversității și în supraviețuirea multor vietuitoare (Gundersen et Frivold, 2008; Heyman, 2012). Astfel, apare un compromis între valoarea estetică a pădurilor și conservarea biodiversității. De asemenea, un subarboret dens sau alte elemente asociate cu o valoare ridicată de conservare sunt mai puțin apreciate (Heyman, 2012). În Europa, faza de dezvoltare a arboretelor are cea mai mare contribuție la valoarea recreativă (Edwards et al., 2012).

Un alt factor care este luat în considerare de public este accesibilitatea pădurii, fiind preferate cele care sunt apropiate de poteci, dar cu un număr redus de turiști, care să le ofere senzația mai accentuată de pădure naturală (De Meo, 2015). Banii sau finanțarea disponibilă unei persoane pentru a acoperi cheltuielile de recreere, precum și distanța la care este situată pădurea (Grebner et al., 2014) sau ziua săptămânii și condițiile meteo (Aikoh et al., 2022) afectează, de asemenea, participarea la recreere și determină variații ale constângerilor de recreere (Fredman et al., 2012).

Un potențial ridicat de recreere îl au Munții Carpați, datorită pădurilor cu vârste înaintate, florei bogate, dar și a densității mari a patrimoniului cultural (Komossa et al., 2018). În România, în pădurile intens solicitate de turiști, o caracteristică esențială în managementul acestora este păstrarea cadrului natural, nealterat, cu o structură plurienă sau relativ plurienă, de tip grădinărit sau cvasigrădinărit (Pătrășcoiu et al., 1981). Nevoia de recreere, în România, a crescut în ultimii ani, iar turismul a devenit un element important în economia țării. De aceea, preferințele societății asupra structurii și gestionării pădurilor ar trebui să reprezinte o preocupare din ce în ce mai mare, mai ales în cazul pădurilor cu o valoare recreativă mare. Turismul poate avea o valoare economică însemnată, având în vedere că o creștere considerabilă a numărului de turiști poate compensa pierderile cauzate de diminuarea sau chiar lipsa recoltelor de masă lemnoasă. Astfel, o soluție bună ar fi integrarea turismului cu silvicultura tradițională, mai ales în zonele în care pădurile cu funcții de recreere au o pondere ridicată (Antikoski, 2011).

Obiectivul avut în vedere în acest studiu a fost de a determina valorile principalilor indicatori care caracterizează structura arboretelor și diversitatea speciilor pădurilor montane de recreere, relevanți pentru managementul acestor păduri, în condițiile în care ele îndeplinesc funcții multiple.

Variabilele incluse în studiu

Zona de studiu. Pădurea cercetată (2923,6 ha) este situată în Masivul Postăvarul, la altitudini cuprinse între 700 și 1400 m. Forma de relief frecvent întâlnită este versantul cu înclinări cuprinse frecvent între 20 și 35 grade și expoziții variate.

Măsurători de teren. Prin măsurătorile de teren s-au înregistrat date despre structura arboretelor. Măsurătorile s-au efectuat în primăvara anului 2022 și reprezintă o continuare a măsurătorilor efectuate în aceste păduri în anul 2020 (Tudoran et al., 2021). În fiecare arboret (466 arborete), după ce a fost parcurs integral pentru a se obține o imagine de ansamblu asupra structurii lui (Tudoran et Zotta, 2020), s-a amplasat câte un sondaj Bitterlich, în zone reprezentative. Măsurătorile s-au efectuat pe generații. Vârsta fiecărei generații s-a determinat pe carote extrase din arborii medii. În studiu generațiile s-au notat cu "sp.", respectiv "age-sp." iar clasa de vârstă a fost notată cu "age". Pentru fiecare specie sau generație s-a determinat arborele mediu al suprafeței de bază căruia i s-a determinat diametrul (d_g), în funcție de diametrele arborilor măsurați în cercul Bitterlich. S-a determinat, de asemenea, înălțimea arborelui mediu respectiv (înălțimea corespunzătoare diametrului d_g) notată cu h_g . Pentru caracterizarea structurii arboretelor și reprezentarea profilelor 3D s-au inventariat integral 4 ha în arborete din formațiunile goruneto-făgete, făgete și brădeto-făgete. Informațiile despre tipurile de pădure existente în zonă și compoziția țel s-au preluat din inventarieri efectuate în anul 2020 (Tudoran et al., 2021).

Analiza datelor. Suprafața de bază determinată în sondajele Bitterlich a fost folosită pentru stabilirea proporției speciilor ("sp."), generațiilor ("age-sp."), claselor de vârstă ("age"), claselor de diametre medii d_g (clase de diametre medii cu același " d_g ") și claselor de înălțimi medii h_g (clase de înălțimi medii cu aceeași " h_g "). Proporțiile respective au fost folosite pentru determinarea indicelui Shannon (H) prin relația cunoscută ($H = -\sum (p_i \cdot \ln(p_i))$), p fiind proporția speciilor, respectiv a variabilelor (Shannon et Waever, 1949) la nivelul arboretelor și la nivelul pădurii. Din calcul au rezultat: H pentru diversitatea speciilor (Hsp.); H pentru diversitatea generațiilor și speciilor (Hage-sp.); H pentru diversitatea claselor de vârstă (Hage); H pentru diversitatea diametrelor medii întâlnite la nivelul generațiilor și speciilor (H_{d_g}) și H pentru diversitatea înălțimilor medii întâlnite la nivelul generațiilor și speciilor, (H_{h_g}). "Uniformitatea" speciilor (Evenness, $E = H/\ln S$, S fiind numărul de specii, respectiv frecvența variabilelor) s-a determinat pentru fiecare din cele cinci variabile ("age-sp.", "sp.", "age", d_g și h_g). Cu valorile indicilor H și E s-au generat hărți care pot fi utilizate în deciziile de management.

Pentru pădurile cercetate, funcția de recreere este cea prioritară. Capacitatea pădurii de a asigura condiții favorabile activităților recreative (artistice, recreative, turism, distracție, odihnă) s-a analizat prin prisma caracteristicilor ei structurale.

Structura arboretelor și compoziția pădurii

Vârsta arboretelor este o caracteristică specifică pădurilor de codru regulat. În pădurea cercetată arboretele tinere și de vârstă mijlocie ocupă 18% din suprafața pădurii. Un alt procent din suprafața pădurii, de 11%, îl dețin arboretele cu vârste cuprinse între 85 și 100 ani. Valoarea estetică a pădurii crește însă odată cu vârsta arboretelor. Arboretele cu vârste peste 100 ani dețin o pondere destul de mare din suprafața pădurii, peste 71% (Figura 6.1a). Vârstele înaintate se asociază și cu densitatea arboretelor care prezintă frecvent valori cuprinse între 0,6 și 0,8. La astfel de densități arborii prezintă coroane bogate dar suficient de transparente pentru a permite radiației solare să realizeze lumini și umbre în interiorul arboretelor, care sporesc efectul lor estetic. Dar însușiri estetice se întâlnesc și la arboretele tinere, în condițiile în care ele sunt parcurse sistematic cu intervenții. Ori aceste intervenții sunt esențiale pentru asigurarea stabilității pădurii și pentru conducerea arboretelor spre compozițiile țel.

Compoziția pădurii este reprezentată de 59% foioase și 41% rășinoase. Unitatea de gospodărire, prin condițiile staționale din cuprinsul ei, oferă condiții pentru dezvoltarea unui număr mare de specii. Răspândirea naturală a speciilor este impusă de condițiile staționale. Cea mai mare pondere o deține însă fagul, 48%, urmată de brad și molid, fiecare cu câte 16%. Pinii dețin 8% iar laricele 1% (Figura 6.1b).

Pinii și laricele, stejarul roșu, salcâmul, duglasul și un procent de molid au fost plantate (în total 12% din suprafața unității de gospodărire), celelalte specii provenind din regenerare pe cale naturală. Pinii și laricele au fost introduși în urmă cu 120 ani, pe terenuri stâncoase, calcaroase, cu sol superficial. Rareori se amestecă cu alte specii, și în arborete din imediata apropiere a orașului Brașov au fost introduse și pentru efectul lor estetic. Fagul formează arboreta viguroase, vesele, datorită frunzișului mai deschis, luminozității mai ridicate și formelor variate ale arborilor. Împreună cu bradul, fagul formează arborete plăcute de vizitatori, datorită variației mai bogate de forme și culori. Variația proporției speciilor în amestec și prezența speciilor diseminate de rășinoase în arboretele pure de fag sau de arțar, paltin și cireș reduce monotonia arboretelor.

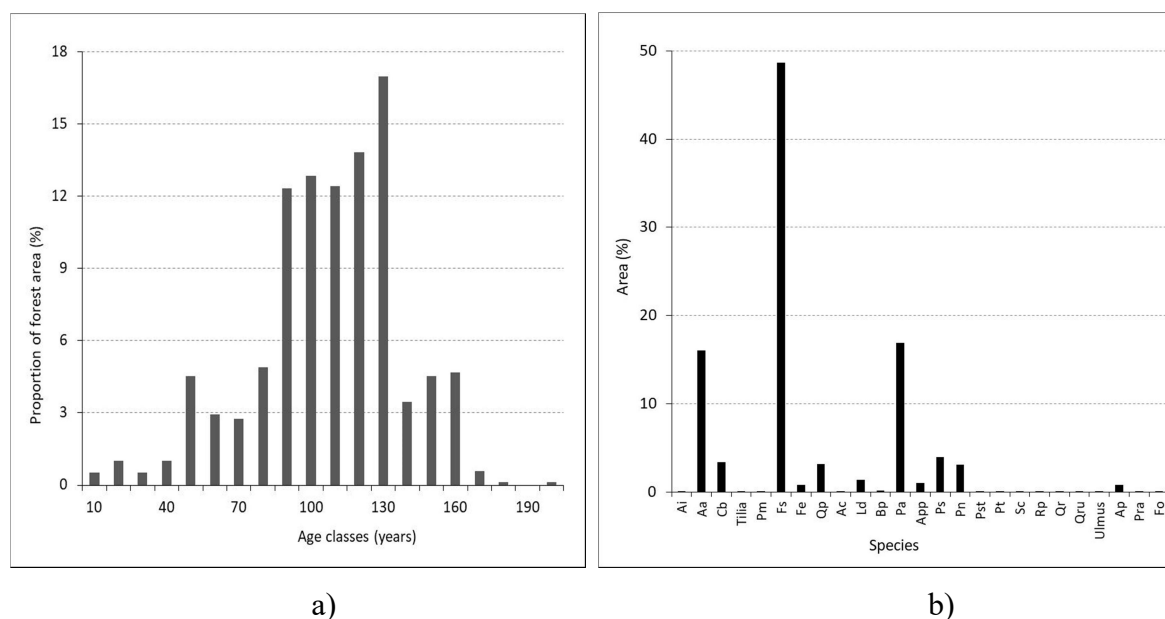


Figura 6.1 Structura pădurii pe clase de vârstă (a) și proporția speciilor (% pe suprafață) în compoziția pădurii (b). Fiecare clasă de vârstă include generații de arborii din arborete. Specii: *Ai* = *Alnus incana* L.; *Aa* – *Abies alba* Mill.; *Cb* – *Carpinus betulus* L.; *Tilia* – *Tilia sp.* L.; *Pm* – *Pseudotsuga menziesii*; *Fs* – *Fagus sylvatica* L.; *Fe* – *Fraxinus excelsior* L.; *Qp* – *Quercus petraea* L.; *Ld* – *Larix decidua* Mill.; *Bp* – *Betula pendula* Roth.; *Pa* – *Picea abies* Karst.; *App* – *Acer pseudoplatanus* L.; *Ps* – *Pinus sylvestris* L.; *Pn* – *Pinus nigra* Arn.; *Pst* – *Pinus strobus* L.; *Pt* – *Populus tremula* L.; *Rp* – *Robinia pseudacacia* L.; *Qr* – *Quercus robur* L.; *Qru* – *Quercus rubra* L.; *Ulmus* – *Ulmus sp.* L.; *Ap* – *Acer platanoides* L.; *Pra* – *Prunus avium* L.; *Fo* – *Fraxinus ornus* L. Arboretele, într-un procent destul de mare, 71%, au vârsta peste 100 ani. Speciile cu astfel de vârste și cu proporția cea mai mare sunt fagul, bradul și molidul. La acestea se mai adaugă gorunul, pinul, laricele, paltinul și alte specii, în proporții mai reduse.

Compoziția țel. Criteriul de bază pentru alegerea și promovarea speciilor este cel stațional. Aceasta obligă ca speciile să fie introduse în condiții staționale favorabile iar informații în acest sens oferă starea lor de sănătate, vitalitatea arborilor și a semințului. În ultimul deceniu s-a semnalat uscare la pini. Uscarea s-a manifestat și la brad, în stațiunile situate în jumătatea superioară a versanților însoriți, cât și la molid, la altitudini sub 1000 m. Aceasta a condus la intervenții silviculturale prin care s-a redus proporția lor în ultimul deceniu. Tipurile de pădure identificate în cuprinsul unității de pădure, dar și criteriul economic recomandă menținerea ridicată a proporției bradului, în stațiuni favorabile, mai ales că el este destul de bine reprezentat în compoziția semințului. Respectarea criteriului stațional și regenerarea pe cale naturală a arboretelor creează condițiile pentru menținerea stabilității arboretelor.

Dimensiunile arborilor la exploatabilitate. Pentru aceste păduri, nu poate fi neglijată nici producția de masă lemnoasă. Prin amenajament, pentru pădurile de codru regulat pentru făgete, brădeto-făgete și amestecuri de fag cu rășinoase, vârstele exploatabilității se stabilesc la 120 ani. Pentru gorunete vârstele ajung la 140 ani. La vârsta de 120 ani, în stațiunile de productivitate superioară, fagul realizează în arborete un diametru de 45 cm iar bradul un diametru mediu de 52 cm (Figura 6.2).

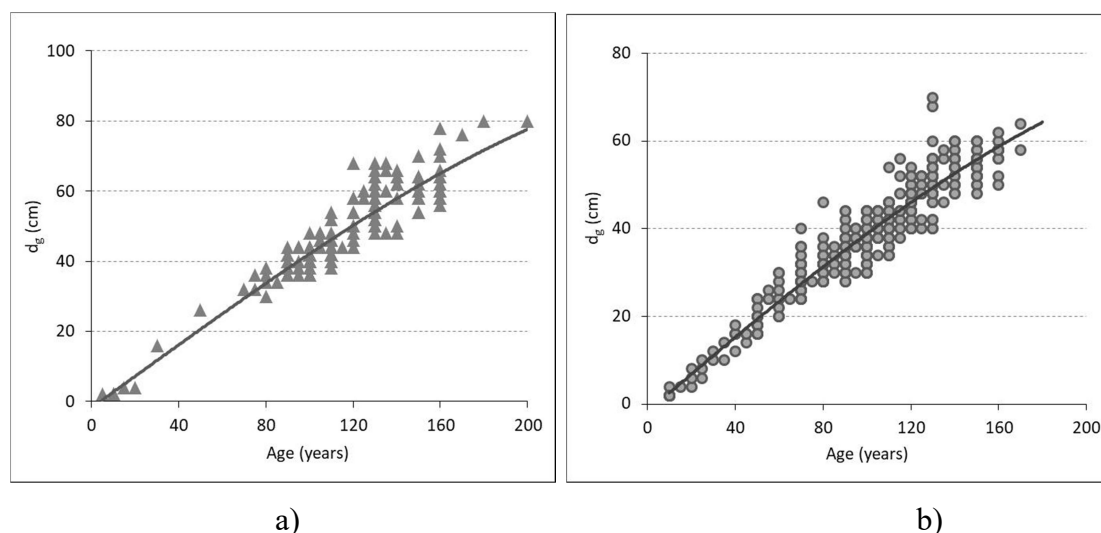


Figura 6.2 Dezvoltarea în diametru a arboretelor de brad (a) și fag (b) în stațiuni de bonitate superioare. În calcule a fost introdus diametrul mediu al arboretelor (p -value < 0.05 ; $R^2 = 0,88 - 0,95$). Densitatea medie a arboretelor din unitatea de gospodărire este 0,70.

Valorile diametrelor în arboretele cercetate pot fi estimate cu o eroare medie absolută (MAE) cuprinsă între 2,93 (la fag) și 3,55 (la brad) și cu o eroare medie pătratică (RMSE) cuprinsă între 3,92 (la fag) și 4,67 (la brad), cu un model polinomial de forma $y = ax^3 + bx^2 + cx + d$ (Tabelul 6.1) (x reprezentând vârsta speciei).

Tabelul 6.1 Parametrii estimați

Specie	Coefficient	Parametru	Eroare Standard
Brad	a	$-1,66 * 10^{-6}$	$4,13 * 10^{-6}$
	b	$7,73 * 10^{-5}$	0,001192
	c	0,4478	0,100443
	d	-1,8391	2,600612
Fag	a	$-2,65 * 10^{-6}$	$2,82 * 10^{-6}$
	b	0,000199	0,000776
	c	0,409387	0,065054
	d	-1,33947	1,672826

Modelul poate fi folosit pentru valori ale vârstei cuprinse între 10 și 200 ani (200 ani la brad și 180 ani la fag). Fagul are o dimensiune mai mare a eșantionului comparativ cu bradul (de 2,3 ori), ceea ce explică valorile mai reduse ale erorii standard.

Arboretele tinere care au stat la baza modelului au o pondere redusă în pădurea studiată. Totuși, pentru aceste arborete, valorile d_g prezise de model au o variație normală în raport cu vârsta și condițiile staționale. Astfel că modelul se potrivește cu datele observate și reflectă procesele de creștere și dezvoltare ale arboretelor cercetate.

Structura verticală a arboretelor și a pădurii este o componentă esențială urmărită prin managementul pădurii. Arboretele din unitatea de gospodărire cercetată, ca urmare a intervențiilor silviculturale efectuate, dar și a dezvoltării lor, au evoluat în timp spre structuri diverse în care se întâlnesc arbori de mai multe vârste. O astfel de structură prezintă o mare amplitudine de variație a diametrelor (Figura 6.3), în care se pot distinge două sau chiar trei generații de arbori.

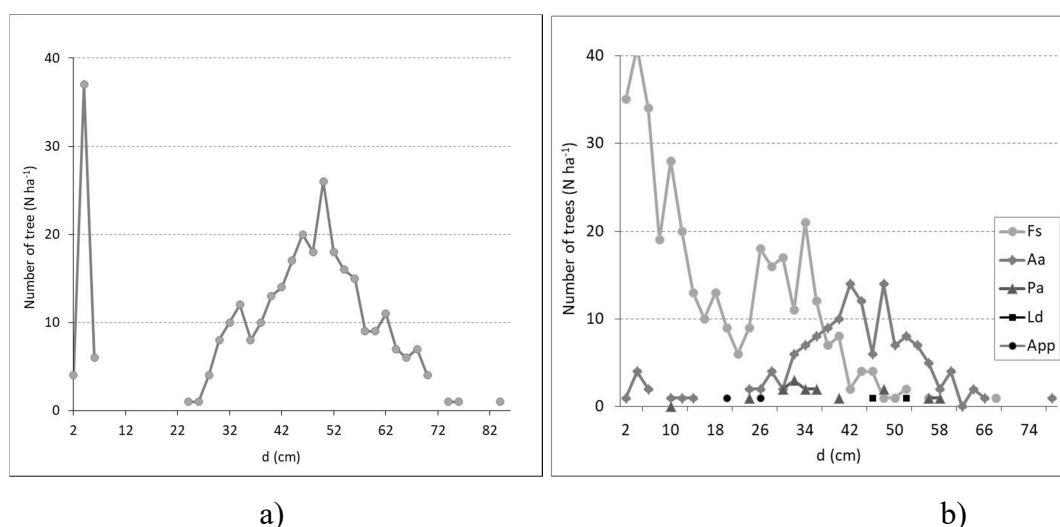


Figura 6.3 Frecvența arborilor pe categorii de diametre într-un făget (a) (vârsta de 140 ani) și într-un brădeto-făget (b) (140 ani). Specii: Fs – *Fagus sylvatica* L.; Aa – *Abies alba* Mill.; Pa – *Picea abies* Karst.; Ld – *Larix decidua* Mill.; App – *Acer pseudoplatanus* L. În făget (a), fagul indică o mare amplitudine de variație a diametrelor. Arboretul are o densitate 1,0. Deși este un arboret pur, impresionează prin dimensiunile arborilor, rectitudinea și calitatea trunchiurilor. Este accesibil, la traseu turistic, și este foarte apreciat și vizitat de turiști. În arboretul amestecat (b) se dezvoltă deja o tânără generație de arbori. Bradul tânăr este prezent mai mult în faza de seminț, viguros, și prezintă deja o acoperire de 40%. Este un arboret accesibil, poziționat la traseu turistic și oferă o imagine a tranziției între generații ca efect al măsurilor de gospodărire proiectate prin amenajmentele silvice și aplicate.

O analiză la nivelul la întregii păduri arată că pe 72% din suprafața acesteia arboretele au coronamentul situate în plafonul superior (Tabelul 6.2). Este o structură favorabilă care satisface pe deplin cerințele estetice. Fagul este specia bine reprezentată la nivelul tuturor etajelor, dar bradul, așa cum o arată și structura claselor de vârstă (Figura 6.1a) este prezent

doar în etajul superior. În prezent, se află doar în stadiile de semințiş şi nuieliş-prăjiniş în arboretele mature şi în cele exploatabile. Etajul superior este cel care prezintă interes atât din punct de vedere estetic cât şi economic.

Tabelul 6.2 Caracteristici ale speciilor în raport cu etajul în care se dispune coronamentul arborilor

Etaj	Proporția speciilor (%)	Suprafața de bază (m ² ha ⁻¹)	Volum pe picior (m ³ ha ⁻¹)	Vârsta (ani)	d _g (cm)	h _g (m)	ph (m)
Inferior	45%Fs 20%Cb 13%Pn 5%Pa 4%App 3%Ld %Aa 8% Other species	0,74 (Pn) – 15,62 (Pa)	7 (Ld) – 72,7 (Pa)	5 (Aa) – 95 (Cb)	2 (Aa) – 24 (Pn)	2 (Aa) – 12 (Pa)	0 (Aa) – 5 (Fs)
Total	3	10,7	47,4	33	11,5	8,3	1,5
Mijlociu	49%Fs 11%Cb 10%Qp 7%Pa 6%Ps 3%Fe 14% Other species	14,94 (Cb) – 39,48 (Pa)	144,8 (Cb) – 374,1 (Aa)	30 (Aa) – – 160 (Qp)	14,0 (Cb) – – 60 (Qp)	13 (Aa) – – 24 (Pa)	0 (Aa) – 16 (Pa)
Total	25	23,97	244,8	89	29,7	20,4	10
Superior	48%Fs 21%Aa 20%Pa 4%Ps 2%Ld 2%Pn 1%Qp 2% Other species	21,57 (Qp) – 39,14 (Pa)	301,6 (Qp) – 482,8 (Aa)	70 (Aa) – – 200 (Pa)	32,0 (Fs) – – 84,0 (Pa)	25 (Aa) – – 36 (Pa)	8 (Ps) – 24 (Pa)
Total	72	30,5	348,5	118	49,0	29,0	17,2

Specii: Fs – *Fagus sylvatica* L.; Cb – *Carpinus betulus* L.; Pn – *Pinus nigra* Arn.; Pa – *Picea abies* Karst.; Ap – *Acer pseudoplatanus* L.; Aa – *Abies alba* Mill.; Qp – *Quercus petraea* L.; Ps – *Pinus sylvestris* L.; Fe – *Fraxinus excelsior* L.; Ld – *Larix decidua* Mill. Totalul reprezintă o medie pe etaj. Pentru calculul proporției speciilor s-a utilizat suprafața de bază a arboretelor. S-a etajat toată pădurea, în bloc; este alcătuită din generații de arbori cu vârsta cuprinsă între 5 și 200 ani. În etajul superior (h_g > 24 m) participă arboretele cu înălțimile medii cele mai mari. Acestea au și ponderea cea mai mare din suprafața pădurii, 71%, și participă cu 77% din suprafața de bază, respectiv din volumul pădurii. Acest etaj este cel mai bine reprezentat. În el participă arborete cu diametre medii mai mari de 37 cm; ph reprezintă înălțime elagată medie sau înălțimea elagată a arborelui mediu; d_g – diametrul mediu al generației de arbori iar h_g înălțimea medie.

Diversitatea structurală a arboretelor și pădurii. Diversitatea speciilor s-a determinat atât la nivelul arboretelor cât și la nivelul unității de gospodărire. Pentru unitatea de gospodărire valorile indicelui H are valori cuprinse între 1,63 (H2) și 4,19 (H1) (Table 3). Ponderea speciilor este foarte dezechilibrată în cuprinsul unității de gospodărire, așa cum indică și valoarea redusă a indicelui E (în cazul H2). În cazul arboretelor, cea mai mare valoare a indicelui (H1=1,85) a rezultat pentru un aboret cu vârstă înaintată alcătuit din mai multe generații (60 – 150 ani). Diversitatea speciilor este caracterizată de valoarea maximă de 1,54 determinată pentru un arboret cu vârsta de 20 ani, dar alcătuit din cinci specii. Indici de diversitate ai diametrelor și înălțimilor medii au valori de 1,72 și se întâlnesc tot în cazul amestecurilor. La nivelul speciilor care alcătuiesc arboretele și la nivelul generațiilor din cadrul acestora, suprafața de bază are proporții echilibrate, așa cum sugerează și valoarea ridicată a indicelui E (95%).

La nivelul coronamentului pădurii diversitatea speciilor este mai mare în etajul inferior (Tabelul 6.4). Dacă se reduce zona de înălțime superioară, se reduce și biodiversitatea, ponderea speciilor în acest etaj fiind mult mai diferită.

Tabelul 6.3 Indicele Shannon

Indicator	H1 (age-sp.)	H2 (sp.)	H3 (age)	H4 (d _g)	H5 (h _g)
a) general (la nivelul unității de gospodărire)					
Valoare	4,19	1,63	2,76	3,17	2,76
E (%)	76	51	78	85	76
Frecvență	257	25	35	41	34
b) la nivelul arboretelor					
Valoare maximă	1,85	1,54	1,50	1,72	1,72
E (%)	95	95	93	96	96
Frecvență	7	5	3	6	6

Indicele Shannon (H) s-a determinat luând în calcul ca variabile speciile și generațiile lor de arbori (H1), doar speciile (H2), doar generațiile de arbori (H3), doar diametrul mediu (H4) și doar înălțimea medie (H5). S-a utilizat proporția variabilelor determinate în raport cu suprafața lor de bază. Unitatea de gospodărire are o suprafață de 2923,6 ha, și pe hectar o suprafață de bază de 28,2 m² ha⁻¹. Cele 25 de specii formează arborete cu vârste diferite. În arborete, de asemenea, speciile au vârste diferite. Când diferența între ele a fost mai mare de 25 ani, ele au fost denumite generații de arbori. Dacă într-un arboret se întâlnește brad de 40 ani iar în alt arboret brad de 50 ani, aceste generații au fost considerate clase de vârstă (notate cu "age"). Cumulându-se toate aceste generații, din toate speciile, s-a ajuns la un număr de 257. Așa se explică valoarea de 4,19 a indicelui Shannon la nivelul întregii păduri.

Tabelul 6.4 Diversitatea speciilor la nivelul coronamentului în cadrul unității de gospodărire

Indice	Proporția din înălțimea medie maximă (h _g) a arboretelor (%)					
	0 – 33	34 – 66	67 – 100	0 – 50	51 – 80	81 – 100
H2	1,85	2,0	2,15	2,13	2,1	1,64
E	77	80	86	81	78	66

Înălțimea medie a arboretelor (h_g) este de 36,0 m. Mărirea zonei inferioare modifică ponderea de participare a speciilor în etajul inferior, prin participarea în acest etaj, într-o proporție mai mare, a arboretelor de vârstă mijlocie (h_g crește de la 12 la 16 m). Această analiză este însă mult mai edificatoare dacă se realizează la nivel de arboret sau grupuri de arborete și ea interesează pentru amplasarea zonelor de recreere preferate de turiști.

Valoarea indicilor H, în cazul tuturor variabilelor (specie, generație, vârstă, d_g și h_g) depinde de frecvența (Figura 6.4a) și de proporția acestora. Este de așteptat ca la specii diferite, valorile variabilelor să difere. Dar, în cazul H5, de exemplu, chiar dacă în arboret sunt mai multe specii, dacă ele au aceeași înălțime medie, valoarea lui H5 este egală cu 0. Dimpotrivă, la înălțimi diferite, valoarea lui H5 crește (Figura 6.4b).

Pentru fiecare variabilă (generații de arbori și specii, numai generații de arbori, specii, d_g sau h_g) a fost utilizată suprafața de bază. În general frecvența variabilelor influențează favorabil valorile indicelui H, dar cea mai strânsă relație s-a determinat când este folosită frecvența speciilor, respectiv a generațiilor (R² = 69 – 86%).

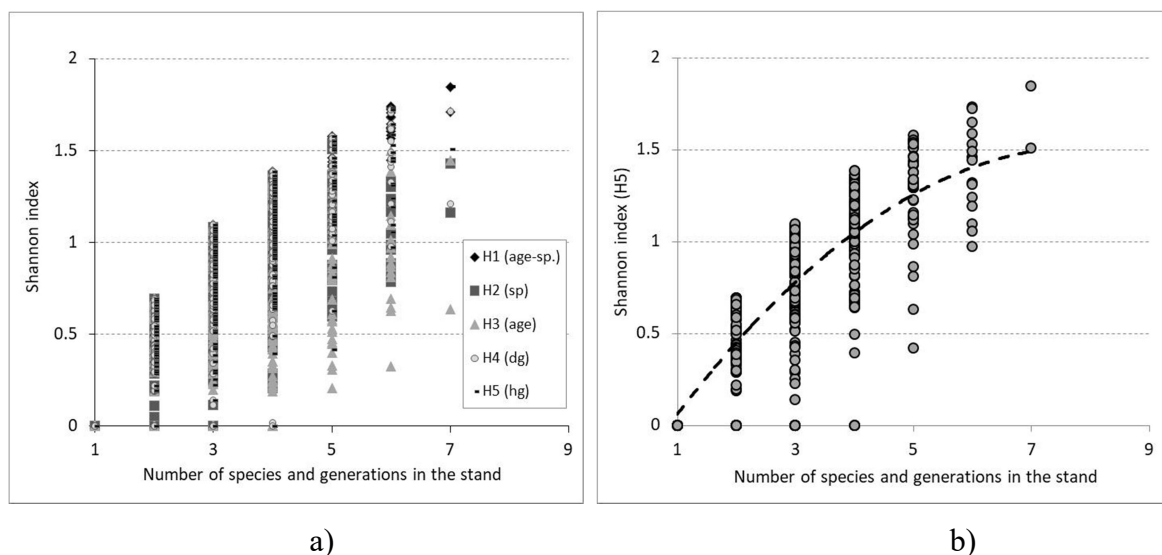


Figura 6.4 Indicele Shannon calculat la nivelul arboretelor (426 arborete), luând în calcul caracteristicile acestora (a) sau doar înălțimea medie a arboretelor (b).

Caracteristicile arboretelor (vârsta, d_g și h_g) au o influență redusă asupra indicelui H (Figura 6.5a), în schimb, o creștere a diversității diametrelor (H4) este posibil să determine și o creștere a înălțimilor (H5) (Figura 6.5b). Aceeași relație s-a remarcat și între H2 și H5.

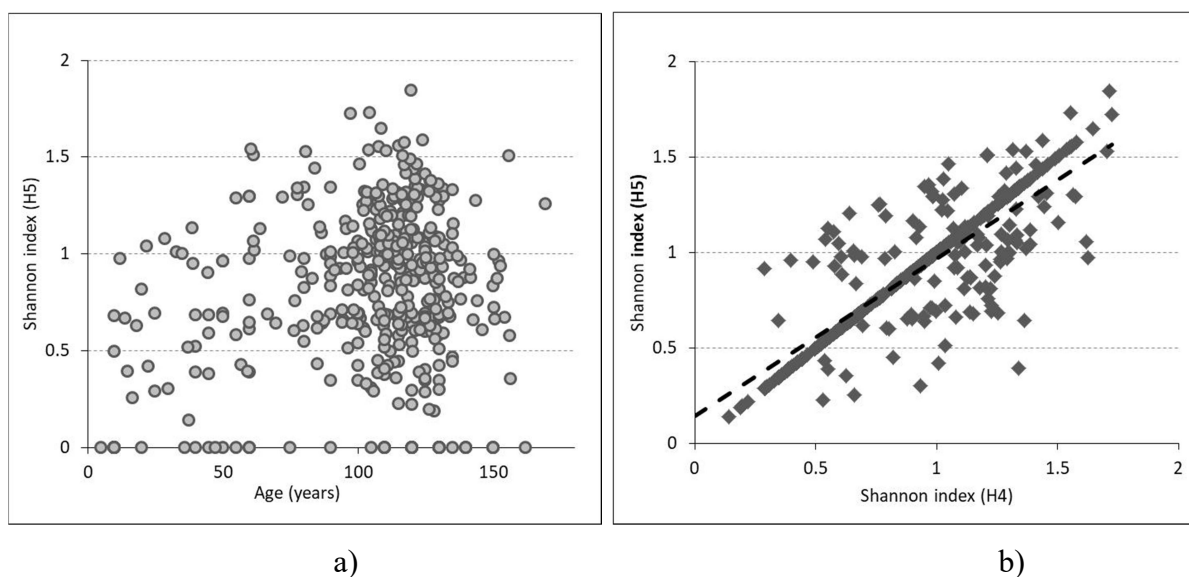


Figure 6.5 Variația indicelui Shannon (H5) în relație cu vârsta arboretelor (a) și relația dintre indicele Shannon calculat la nivelul diametrului mediu (H4) și al înălțimii medii (H5) (b).

Vârsta, diametrul mediu sau înălțimea medie nu au o influență semnificativă asupra valorilor indicelui H după diametru (H4) sau după înălțime (H5). Dar 62% (273 arborete) prezintă aceleași valori ale indicelui H care indică diversitatea diametrului sau a înălțimii

arboretelor. 70% din variația H4 este explicată de valorile H5 potrivit legității exprimată de Figura 6.5b, aceasta datorită relației care există între diametrul și înălțimea arborilor.

La nivelul arboretelor indicii H prezintă valori diferite. O valoare 0 pentru toți indicii se obține în cazul arboretelor pure și echiene și valorile lor cresc pe măsură ce structura se complică în plan orizontal și în plan vertical, iar proporția variabilelor este mai echilibrată. Așa de exemplu, un goruneto-făget (Figura 6.6a), deși este alcătuit din 5 specii, ponderea gorunului este de 76%, ceea ce determină o reducere a H2, iar făgetul din Figure 6.6b) prezintă H2=0. În brădeto-făget (Figura 6.6c) înălțimile arborilor medii pentru fiecare specie și generație prezintă valori diferite și, prin urmare, H5 are o valoare mai mare, de (1,06), valoare totuși redusă tot datorită proporției mult diferită a speciilor/generațiilor.

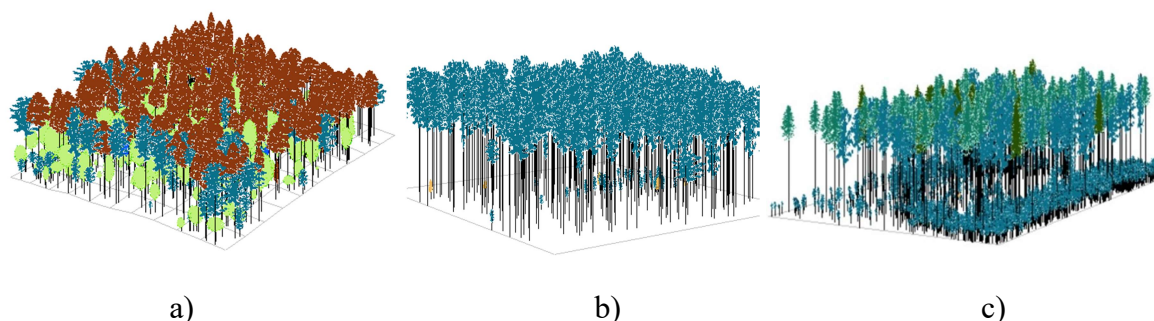


Figure 6.6 Structura arboretelor de gorun cu fag (a) a făgetelor și brădeto-făgetelor

Tabelul 6.5 Valori ale indicelui H pentru structurile din Figura 6.6

Arboret	a)	b)	c)
Suprafața de bază ($m^2 ha^{-1}$)	34,6	52,0	36,0
Vârsta, limite (ani))	90 – 120	110 – 150	90 – 120
H index			
H1 (E)	0,77(48)	0,67 (97)	1,05 (76)
H2 (E)	0,77 (48)	0 (0)	0,87 (79)
H3 (E)	0,31 (45)	0,31 (45)	0,21 (31)
H4 (E)	0,77 (48)	0,67 (97)	1,06 (76)
H5 (E)	0,77 (48)	0,67 (97)	1,06 (76)

Pentru același arboret, valorile indicilor H diferă în raport cu frecvența variabilelor și proporția lor de participare în amestec. Pentru goruneto-făgete cea mai mică valoare a indicelui H s-a determinat la nivelul vârstei arborilor, iar cea mai mare la nivelul speciilor, gorunul având o pondere de 74%. În cazul făgetelor, fiind arborete pure, H are valoarea 0, dar în structura arboretului, fiind prezente două generații de arbori, H index este 0,67. În brădeto-făgete, amestecul speciilor este mai echilibrat, valoarea indicelui H ajungând la 1,06 (în cazul diametrului și înălțimii).

Decizii de management

În cazul arboretelor exploatabile și trecute de vârsta exploatabilității structura arborerelor se închide în plan vertical și, în timp, crește gradul ei de neuniformitate. La diversificarea structurii în plan vertical au contribuit tăierile efectuate în scopul extragerii arborilor uscați de rășinoase, precum și ochiurile create în urma doborâturilor de vânt, în urma cărora s-a instalat deja un tineret abundent de fag și brad (Figure 6.3b). Volumul stabilit prin amenajament pentru a se recolta din arborete a fost extras în mare parte prin astfel de tăieri, neplanificate. Efectuarea tăierilor de regenerare în limitele impuse pentru realizarea unui fond de producție normal pe clase de vârstă este în contradicție cu starea actuală a arboretelor. În prezent, la nivelul unității de gospodărire, arboretele care au ajuns la vârsta exloatabilității ocupă mai mult de 50% din suprafața pădurii (fiind în mare parte făgete și brădeto-făgete) și ele necesită intervenții, deși aceste arborete au o valoare estetică deosebită și ar trebui menținute. Intervențiile sunt impuse și de prezența semințișului, care deține mari procente de acoperire din suprafața arboretelor. Astfel că tăierile de regenerare cu perioadă de 40 ani, efectuate până în prezent, nu mai sunt conforme cu caracteristicile structurilor actuale. O gospodărire rațională și durabilă a pădurii trebuie să satisfacă însă atât exigențele estetice cât și cerințele economice. Rezultă că structurile actuale îndeplinesc condițiile pentru a fi îndrumate spre structuri de tip plurien specifice codrului grădinărit, acestea putând satisface atât cerințele vizitatorilor cât și pe cele ale producției de lemn. Desigur că mai întâi tăierile vor avea un caracter de transformare a actualelor structuri. De asemenea, nu toate arboretele se pretează la aplicarea acestor tăieri. Dar alternanța structurilor cu diferite grade de complexitate (uniforme și neuniforme) este binevenită și ea ar satisface cerințele tuturor categoriilor de vizitatori. Cum zonele mai intens vizitate sunt cele din imediata apropiere a orașului Brașov, în acestea trebuie cu prioritate aplicate tăieri de transformare spre codru grădinărit.

Informații cu privire la caracteristicile structurii actuale a arboretelor, oferă indicii Shannon. Structurile cele mai diversificate se întâlnesc în cazul amestecurilor de rășinoase cu fag și prezintă valori mari pentru indici. Indicii H4 și H5 evidențiază o diversitate structurală ridicată a arboretelor la nivelul diametrului și înălțimii arborilor. Cu valorile indicilor H s-au generat hărți tematice (Figura 6.7). Zonele de activitate recreativă, cele de odihnă și traseele turistice în cuprinsul pădurii pot fi amplasate în raport cu valorile indicilor H și preferințele vizitatorilor. Pădurea cercetată oferă condiții de structură pentru a satisface preferințe exigente ale vizitatorilor. Traseele de culme oferă posibilitatea observării unui game variate

de structuri, întrucât culmile sunt limite de separare a arboretelor, iar arboretele au structuri diferite. În același timp, aceste trasee oferă puncte de belvedere asupra orașului și împrejurimilor montane. Traseele de versant se pot amplsa în zone diferite, încât să traverseze arborete cu indici de biodiversitate diferiți. Astfel de trasee sunt preferate îndeosebi de către vizitatorii pasionați de mediul intim al pădurii. Traseele cu indici mari de biodiversitate, cât mai puțin afectate de intervențiile silviculturale lasă la vedere frumosul natural al pădurii și pentru naturaliști și artiști sunt cele mai preferate.

Intervențiile silviculturale trebuie să nu producă modificări vizibile în structura arboretelor, ci să contribuie la variația formei și mărimii arborilor, la gruparea în spațiu a arborilor de diferite mărimi încât să asigure o mare varietate în interiorul arboretelor.

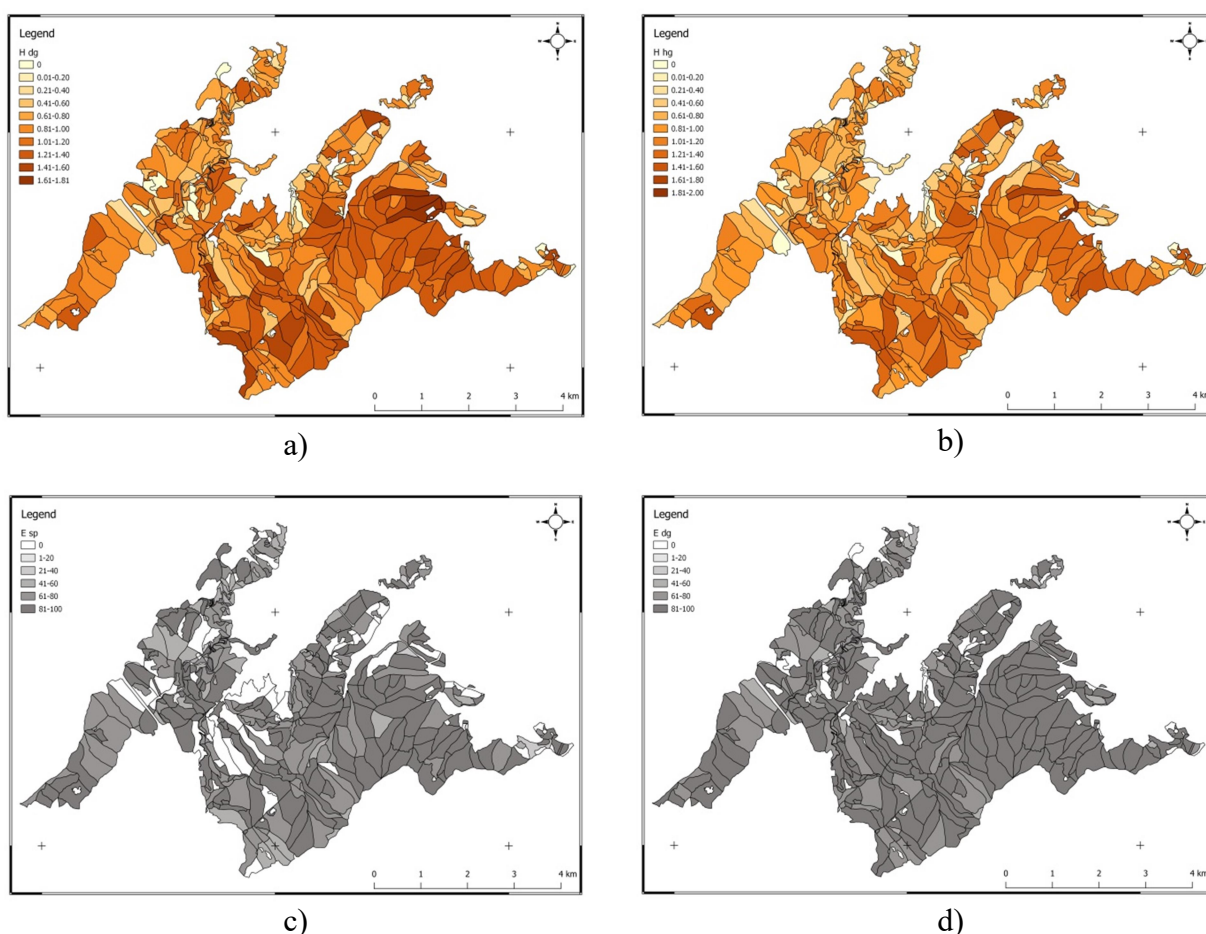


Figura 6.7 Hărțile distribuției arboretelor în raport cu valorile Hd_g (a), Hh_g (b) și distribuției Esp. (c) și Ed_g (d). Se remarcă cele mai mari valori ale indicilor în amestecurile de fag cu rășinoase.

Discuții

Diversitatea structurală a arboretelor și pădurii. Structura pe clase de vârstă a arboretelor cercetate este favorabilă sub raport estetic dar, din punct de vedere al producției

de lemn nu este caracteristică unui fond de producție normal. Compoziția arboretelor este bogată în specii și este rezultatul evoluției arboretelor și al modului de gospodărire aplicat. Cea mai mare pondere o deține fagul și proporția lui se va menține ridicată și în viitor. În compoziția de viitor a pădurii se urmărește însă reducerea proporției pinilor și a molidului (Tudoran et al., 2021), aceștia fiind mai sensibili la încălzirea climatică. Fagul rămâne cea mai stabilă specie rezistentă la climă, comparativ cu molidul (Pretzsch, 2019). Tipul de pădure natural călăuzește amenajamentul românesc vreme de decenii, dar în cazul pădurilor de recreere trebuie valorificat efectul estetic pe care îl generează amestecurile de specii pe care stațiunea le acceptă, favorabile producției de lemn și preferate de vizitatori. Efecte deosebite, prin contrast, creează pâlcurile alcătuite dintr-o specie, în arborete alcătuite dintr-o altă specie, cum sunt de exemplu pâlcurile de pin sau larice în arboretele de fag. Molidul, cu coroana lui înaltă și regulată contrastează cu coroanele bogate și cu forma arborilor de fag. Astfel că însușirile estetice ale arboretelor cresc atunci când în arboretele pure sunt introduse alte specii, fie și diseminat (Rucăreanu et Leahu 1982; Leahu, 2001). Amestecarea speciilor conduce și la creșterea stabilității arboretelor. Se știe că amestecul de specii, în condițiile schimbărilor climatice, poate duce la o distribuire a riscului și la stabilizarea creșterii (Pretzsch, 2019).

Valoarea estetică a arboretelor sporește prin conducerea lor la vârste înaintate. Îmbinarea intereselor sociale cu cele economice presupune conducerea arboretelor până la astfel de vârste, dar fără a depăși însă o limită rațională. Ea indică momentul până la care arborii își mențin vitalitatea și capacitatea de regenerare, iar sortimentele de lemn recoltat prin tăierile de regenerare își mențin calitatea. În condițiile arboretelor cercetate ponderea mare a arboretelor exploatabile care trebuie parcurse cu tăieri de regenerare ar putea afecta capacitatea pădurii de a realiza cu continuitate serviciile ecosistemice. Într-un studiu realizat în Nordul Finlandei, în care s-au analizat principalele compromisuri între turism și silvicultură, procentul arboretelor bătrâne este de 11 % din suprafața totală a pădurii iar volumul lor mediu este $76.9 \text{ m}^3/\text{ha}$, vârsta biologică a acestor arborete fiind de 158 ani (Ahtikoski, 2011). În alte studii valoarea optimă a volumului arboretelor pentru activități recreative este cuprinsă între 80 și $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Kellomaki, 1978).

Indicele H este un indice al diversității și ia în considerare bogăția speciilor și uniformitatea distribuției speciilor (E) (Shannon et Weaver, 1949), astfel că valoarea lui crește odată cu numărul de specii (Polyakov et al., 2008). Determinarea indicelui H la nivelul caracteristicilor arboretelor, ca elemente componente ale pădurii, a condus la valori diferite ale indicilor de diversitate. Sunt de remarcat valorile mari ale indicelui H determinat la

nivelul unității de gospodărire pentru diametrul mediu al arboretelor ($H_4 = 3,17$), calculul acestuia bazându-se pe speciile și generațiile care alcătuiesc arboretele. O diversitate a diametrelor determină și o diversitate a înălțimilor. Totuși H_5 este mai redus, având o vloare de 2,76. Aceasta întrucât, în amestecuri, specii diferite cu generații diferite, au arborii cu coroanele în același plan și nu contribuie la majorarea H_5 . Diversitatea speciilor este evidențiată printr-o valoare a indicelui H de 1,63, ca urmare a unei ponderi a speciilor foarte diferită în structura pădurii.

La nivelul arboretelor, cea mai mare valoare a indicelui care indică diversitatea speciilor (H_2) s-a determinat de 1,54, în cazul diversității diametrelor (H_4) și a înălțimilor (H_5) ajungând la 1,72. Atât H_4 cât și H_5 sunt influențați favorabil de creșterea numărului de specii (Figura 6.8).

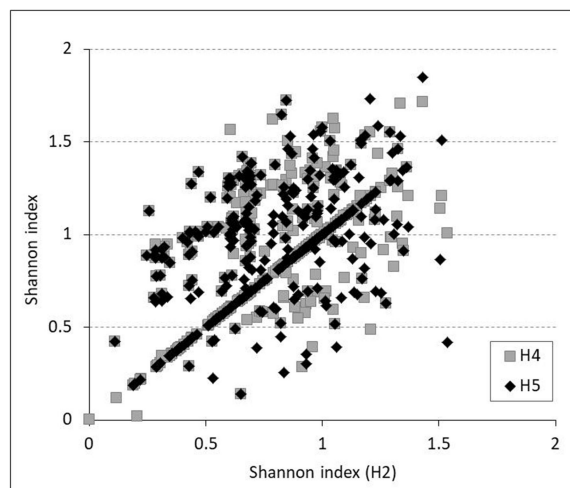


Figura 6.8 Relația dintre indicii de diversitate. În 49% din arboretele studiate (204 arborete) a reieșit că sporirea diversității arboretelor în plan vertical este rezultatul creșterii diversității speciilor (H_2).

La nivelul arboretelor, diversitatea variază în raport proporția de participare a speciilor în diferite zone de înălțime (0 – 50%, 50 – 80%, 80 – 100%) ale arboretelor. Astfel, în molideto-făgete, o participare a arborilor de 90% în primul nivel a condus la un indice de diversitate de 1,00 și o participare echilibrată a arborilor pe cele niveluri, la un indice de 1,65 (Pretzsch, 2009).

În urma aplicării unor tipuri diferite de rărituri, valorile indicelui H privind diversitatea speciilor a crescut de la 0,53 (înainte de răritură), la 0,64 (după aplicarea acesteia) iar în cazul răriturilor selective de la 0,50 la 0,61 (Marchi et al., 2018). La modificarea diversității contribuie și condițiile staționale și bineînțeles caracteristicile arboretelor (Polyakov et al., 2008).

Diversitatea crește odată cu volumul arboretului. Factorii naturali care determină sau afectează diversitatea sunt altitudinea, panta, latitudinea, bonitatea, formația forestieră și volumul arboretului (Polyakov et al., 2008). Diametrul mediu are o relație pozitivă cu diversitatea speciilor pentru arborii de dimensiuni mari ($d > 12,7$ cm). Pentru acești arbori s-a determinat o valoare medie a indicelui Shannon de 1,26 și pentru cei cu diametre cuprinse între 2,5 și 12,7 cm o valoare de 0,89 (Polyakov et al., 2008).

Amenajarea pădurilor cu funcții de recreere. Pădurile de recreere îndeplinesc funcții multiple și ca atare managementul acestora trebuie diferențiat încât să conducă la realizarea obiectivelor stabilite. Aceasta în condițiile în care pădurile sunt situate în cele mai variate condiții staționale și sunt alcătuite din diverse formații forestiere. Reglementările amenajamentului trebuie adaptate cu prioritate cerințelor de recreere fără a perturba însă realizarea de către păduri și a altor servicii ecosistemice. Extinderea turismului în zonele cu silvicultură tradițională ar putea compensa pierderile la nivelul acestor păduri ca urmare a restricțiilor impuse pentru conservarea resurselor de recreere (Ahtokoschi et al., 2011). Prin urmare, în cazul pădurilor care realizează cu prioritate servicii producție, alături de biodiversitatea acestora, trebuie să intereseze la fel de mult în viitoarele cercetări amenajarea lor pentru a realiza servicii multiple (Cosovic et al., 2020). Managementul pădurilor de recreere diferă și în raport cu intensitatea funcțională specifică diferitelor zone de recreere din cuprinsul pădurii și cu starea arboretelor. La planificarea măsurilor de management, la nivel de arboret și pădure, trebuie avută în vedere relația: obiective de management–funcții atribuite–structură–măsurile de gospodărire. Acest proces se reia odată la 10 ani, prilej cu care amenajamentul își adaptează deciziile la noile cerințe și provocări.

O abordare sistemică a managementului (Pleasant et al., 2014; Hruza et al., 2021) presupune crearea de zone de recreere de interes pentru diverse categorii de vizitatori. În zonele în care recreerea are o prioritate mai mare, sunt o serie de alte amenajări în cuprinsul pădurii care alternează cu peisajul silvic, frecventate de turiști. Pe ansamblu, aceste zone diferă de biocenozele tipic forestiere. Prin măsurile de management trebuie promovate în mod deosebit însușirile estetice ale arborilor și diversitatea speciilor. În alte zone, de agrement, alături de principiul estetic, se acordă importanță și celorlalte principii ale amenajării pădurilor care conduc la păstrarea însușirilor naturale ale pădurii în scopul satisfacerii unor cerințe multiple. Măsurile promovate prin managementul acestor păduri trebuie să urmărească normalizarea structurii arboretelor și a pădurii, ca fiind o condiție pentru stabilitatea lor în vederea realizării cu continuitate a serviciilor ecosistemice.

În planificarea managementului pădurilor de recreere prezintă importanță deosebită indicatorii de biodiversitate ușor observabili (de exemplu, vârsta arboretelor, mărimea coroanelor arborilor, acoperirea realizată etc.) (Cosovic et al., 2020). În general, indicatorii care caracterizează structura arboretelor sunt mai ușor de evaluat, întrucât managementul se aplică la nivelul arboretelor (Cosovic et al., 2020).

Pentru pădurile de recreere studiate, în prevederile amenajamentului ar trebui să se regăsească măsuri de tipul celor prezentate în Tabelul 6.6.

Tabelul 6.6 Țeluri de gospodărire și măsuri silviculturale pentru păduri de recreere

Nivel al intensității funcționale	Ridicat	Slab - moderat
1. Țeluri de gospodărire	Protecție (recreere, sol, apa, conservarea biodiversității)	Protecție și producție (cherestea valoroasă – furnir, rezonanță)
2. Tip de structură a arboretelor	Structuri variate cu efecte estetice (H index: - la nivel de arboret: $H_2 > 1,5$; H_3, H_4 and $H_5 > 0,3$; $E > 40$ - la nivel de pădure: $H_2 > 1,5$; H_3, H_4 and $H_5 > 0,3$; $E > 40$)	Structuri alcătuite din mai multe generații și pluriene (H index: la nivel de arboret: H_2, H_3, H_4 and $H_5 > 0,7$; $E > 70$ la nivel de pădure: H_2, H_3, H_4 and $H_5 > 2,5$; $E > 70$)
3. Lucrări silviculturale	Lucrări de îngrijire și conducere. Tăieri pentru menținerea de arbori cu efecte estetice în scopul realizării de structuri funcționale.	Lucrări de îngrijire și conducere. Tăieri de transformare spre grădinărit. Tăieri cvasigrădinărite cu perioada de regenerare de 40 – 60 ani (în fâgete și amestecuri de fag cu rășinoase, brădet, molidișuri). Tăieri grădinărite
4. Metoda de regenerare	Regenerare naturală ± regenerare artificială (plantații)	Regenerare naturală
5. Ciclul	–	110 – 130: arborete de molid 120 – 140: arborete de fag cu rășinoase, brădet și fâgete 150 – 180 (200) (cherestea valoroasă, furnir, rezonanță)
Rotăție/Diametru țel (cm)	10/ –	10/60 – 100 (molid și brad); 60 – 90 (fag)
6. Compoziție țel	Compoziții ale ecosistemelor naturale (tipurilor de pădure) ± amestecuri de specii (cu efecte estetice deosebite) adaptate stațiunii	Compoziții ale ecosistemelor naturale (tipurilor de pădure)
7. Structură pe clase de vârstă	–	Răspândire uniformă a arboretelor de vârste diferite (mozaic de arborete de vârste diferite) (codru cvasigrădinărit)
8. Structura de viitor: - pe clase de vârstă	–	Distribuție normală pe clase de vârstă (codru cvasigrădinărit)
- pe clase de diametre	–	Distribuție normală pe categorii de diametre (codru grădinărit)

Limitele ciclului se referă la arborete situate în stațiuni de bonitate mijlocie – superioară și sunt prevăzute de Normele tehnice pentru amenajarea pădurilor (Ministerul Apelor, Pădurilor și Protecției Mediului, 2000)

Concluzii

Mangementul eficient al pădurilor de recreere cu funcții multiple trebuie să ia în considerare cerințele tuturor factorilor care beneficiază de serviile ecosistemice ale acestor păduri. Valoarea recreativă a pădurii poate fi exprimată prin indicii H, aplicat la nivelul caracteristicilor structurale ale arboretelor și pădurii. Valori ridicate ale acestora se întâlnesc în pădurile cu structuri complexe în plan orizontal și vertical. Conducerea arboretelor spre compoziții specifice tipurilor de pădure naturale nu în toate situațiile determină o sporire a biodiversității speciilor. Este cazul fâgetelor sau molidișurilor. În astfel de formații diversitatea arboretelor ar putea crește însă în plan vertical. Condițiile de structură actuale ale arboretelor recomandă îndrumarea lor spre structuri de tip plurien. Astfel că prin managementul acestor păduri ar trebui promovate tăieri cu caracter de transformare spre grădinărit. Acestea ar îmbina armonios interesele estetice ale cu cele economice. În decursul perioadei de aplicare a amenajamentului tăierile s-ar putea dispersa în cuprinsul pădurii și ar avea intensități reduse, trecând neobservate de vizitatori și creând impresia ca arboretele rămân mereu aceleași. De asemenea, în structurile complexe, de tip plurien, formele arborilor de diferite specii și mărimi, în prezența luminii solare, s-ar îmbina armonios și ar crea un aspect estetic care ar satisface și cele mai exigente cerințe estetice. Sub raportul producției de lemn sunt cunoscute, de asemenea, avantajele codrului grădinărit. Structura arboretelor este într-o continuă transformare și, prin urmare, valorile indicilor de diversitate variază pe parcursul dezvoltării arboretelor. Indicii de diversitate structurală oferă însă posibilitatea evaluării și monitorizării valorii ei recreative.

7. Adaptarea amenajării și a gospodăririi pădurilor montane la condițiile de mediu inclusiv schimbări climatice

Aspecte generale

Cercetările cu privire la schimbările climatice au evidențiat o serie de modificări ale climei la nivel global și european (European Environment Agency, 2012). Scenariile climatice realizate (European Environment Agency, 2004) indică modificări ale temperaturilor medii și precipitațiilor pe continentul european, cu valori deosebite de la o regiune la alta. La nivelul Europei se așteaptă o creștere a frecvenței perioadelor secetoase, apariția de valuri de căldură și creșteri ale frecvenței furtunilor. Indirect acestea vor produce

modificări în dinamica acțiunii agenților patogeni și a altor dăunători (Bolte et al., 2009). Cele mai afectate vor fi țările sudice unde se vor înregistra creșteri ale temperaturilor medii și scăderi ale precipitațiilor anuale, dar și centrul continentului (Christensen et al., 2007).

Îndeosebi schimbările climatice care pot conduce la degradarea pădurilor sunt evenimentele climatice extreme, în special seceta și vânturile puternice care ar urma să se producă cu o mai mare severitate. Ele pot împinge ecosistemele forestiere dincolo de pragurile unei structuri acceptabile, modificând compoziția acestora și creșterea speciilor determinând migrarea lor, ceea ce va conduce la nevoia de restaurare a ecosistemelor forestiere (Stanturf et al., 2014a).

Schimbările climatice vor avea și o serie de alte efecte asupra fondului forestier. Ele ar putea determina scăderi ale valorii terenurilor forestiere și modificări asupra distribuțiilor speciilor forestiere cu influențe inclusiv asupra sechestrării carbonului. Mai afectate ar putea deveni speciile productive, în principal molidul și pinul (Hanewinkel et al., 2013).

Rezultatele a tot mai multor cercetări au subliniat necesitatea unor ample acțiuni și aplicarea de strategii active în vederea adaptării gestionării pădurilor pentru a face față modificărilor induse de schimbările climatice (Spittlehouse et Stewart, 2003; Bernier et Schoene, 2009; Blate et al., 2009; Wagner et al., 2014). În vederea unei gestionări globale a riscurilor de mangement a fost propus conceptul de „management adaptativ integrat”. Și pentru a se realiza o gestionare adaptativă reușită este necesară instituirea unui sistem european de experimentări și a unei rețele de cercetare la scară largă în cadrul căreia să se integreze și să se armonizeze activitățile experimentale și de monitorizare privind gestionarea adaptivă a pădurilor (Bolte et al., 2009).

Relevante pentru ilustrarea gestionării adaptative a pădurilor europene la schimbările climatice sunt și cercetările efectuate pe studii de caz în regiuni distincte ale Europei (Andersson et al., 2015; Ray et al., 2015; Zell et Hanewinkel 2015; Maroschek et al., 2015). Strategiile de gestionare adaptativă la nivel european elaborate prin aceste cercetări au fost integrate într-un model european de simulare EFISCEN (Schelhaas et al., 2015). Acesta reprezintă de fapt un model de gestionare adaptativă a pădurilor europene. Pe baza studiilor de caz din diferite regiuni bioclimatice ale Europei, care reflectă diversitatea pădurilor europene, s-a elaborat și un cadru pentru identificarea strategiilor de adaptare. Acesta oferă soluții pentru consolidarea structurii și diversității pădurilor, a biomasei și a producției de lemn în vederea reducerii daunelor provocate de schimbările climatice (Youserfpour et al., 2017).

Anticiparea aplicării cu succes a unui management adaptativ presupune însă existența și a condițiilor necesare pentru implementarea lui (Williams, 2011).

Potrivit evaluărilor realizate de IPCC, în România se așteaptă aceeași încălzire medie ca și cea proiectată la nivel european, cu diferențieri la nivelul regiunilor, cea mai afectată fiind cea de sud, sud-est. Aici modificările climatice vor avea efecte nefavorabile asupra structurii și stabilității ecosistemelor forestiere (Ministerul Mediului și Dezvoltării Durabile, 2008).

Extinderea artificială a molidului în etajele pădurilor de amestec și al foioaselor în spațiul carpatin românesc a condus treptat la modificarea structurii naturale a pădurilor. De-a lungul timpului, în arboretele de molid s-au manifestat intens mai ales doborâturi și rupturi de arbori produse de acțiunea vântului și a zăpezii dar și uscări, atacuri provocate de insecte, boli și alți dăunători. Acestea au constituit adevărate provocări care, în viitor, pe fondul schimbărilor climatice, ar putea să se amplifice.

Pe de altă parte, procentul plantațiilor continuă să fie ridicat iar specia care se introduce cel mai frecvent în zona montană este molidul, deși monoculturile de molid sunt și vor deveni și mai vulnerabile. În acest sens se impune revederea managementului pădurilor de molid din zona montană prin care să se acorde o mai mare importanță cerințelor ecologice întrucât de respectarea acestora depinde stabilitatea pe termen lung a acestor păduri. O parte din arboretele de molid prezintă deja structuri deteriorate și în acestea se impun ample lucrări de reconstrucție ecologică. Tehnicile de reconstrucție care se recomandă sunt cele cunoscute în literatura de specialitate pe linia restaurării ecologice (Stanturf, 2005; Bradshaw, 2005; Madsen et al., 2005; Hahn et al., 2005; Harmer et al., 2005; Hansen et Spiecker, 2005; Stanturf et al., 2014b).

Acțiunea de amenajare se prezintă ca o succesiune de experimentări interative în scopul realizării unei stări de maximă eficacitate la nivelul fondului de producție. Această stare este considerată expresie a unei stări viitoare probabile, care se adaptează în funcție de noile condiții. Și aceste condiții pot fi cunoscute prin monitorizarea parametrilor de stare a fondului de producție pe baza informațiilor culese la sfârșitul fiecărei perioade de aplicare a prevederilor amenajamentului (Leahu, 2001; Seceleanu, 2012). Periodic amenajamentul analizează ansamblul funcțiilor ecologice, economice și sociale, fixează obiectivele de atins pe termen mediu și lung și stabilește programul acțiunilor sale. În cazul pădurilor expuse modificărilor profunde, vulnerabile la riscuri naturale sau destabilizate se recomandă o perioadă de aplicare a amenajamentului de 10 ani (Dubourdieu, 1997). Cu fiecare revizuire,

"planul actualizat este apoi dezvoltat folosind prescripțiile ajustate și probabil îmbunătățite, țelurile de gospodărire și obiectivele" (Bettinger et. al., 2009).

Pentru unitățile de gospodărire cu păduri amenințate amenajamentele trebuie să-și modifice prevederile după intervale mai scurte de timp, în funcție de intensitatea și dinamica fenomenelor destabilizatoare. Este cazul, în primul rând, al unităților cu o proporție mare a arboretelor artificiale de molid. Acestea prezintă structuri simplificate sub raportul compoziției și vârstei arborilor. Menținerea arboretelor dense pentru a crește eficacitatea funcțională arboretelor nu asigură condiții pentru dezvoltarea lor normală și nu le conferă stabilitatea necesară pentru a face față acțiunilor factorilor destabilizatori. Vătămările frecvente care afectează aceste arborete demonstrează că aceste caracteristici structurale nu prezintă un avantaj pentru ele. Cum pe fondul potențialelor amenințări induse de schimbările climatice fenomenele destabilizatoare ar putea să se amplifice, se impune că deciziile amenajamentului trebuie să conducă la schimbarea managementului acestor păduri. Se desprinde ideea că arboretele sunt cu atât mai stabile cu cât compoziția lor este mai bogată, desigur, în limitele impuse de condițiile staționale și de tipul natural de pădure. De asemenea, numărul de arbori, suprafața de bază sau volumul lor la hectar trebuie să se apropie de valori optime exprimate prin modele iar structura lor, cât mai diversificată pe verticală, trebuie să constituie, de asemenea, un țel de gospodărire. Rezultă că arboretele bogate în specii, optim structurate sub raportul numărului de arbori, cu structuri cât mai apropiate de cele naturale sunt mai stabile și capabile să-și exercite cu continuitate funcțiile atribuite. Necesitatea satisfacerii multiplelor cerințe care solicită pădurile de molid dar și riscurile la care sunt expuse arată clar faptul că doar criteriul economic nu este suficient de avut în vedere la stabilirea managementului acestor păduri. Se impun și alte criterii, de ordin ecologic, care să ducă, în primul rând, la creșterea stabilității arboretelor. Acest studiu prezintă: (i) structura procesului adaptativ și pașii de parcurs pentru adaptarea amenajamentului pădurilor montane de molid la condițiile locale de mediu, în contextul unor potențiale amenințări induse de schimbările climatice (ii), parametrii structurali pentru plantațiile de molid, asupra cărora se poate acționa prin practicile de gestionare pentru creșterea stabilității arboretelor și (iii) modalitățile silviculturale de intervenție în acest sens, respectiv acțiunile ce pot fi întreprinse în pădurile de molid din zona montană, provenite din plantații, în direcția creșterii stabilității lor.

Baza de date

Study area. Cercetările s-au realizat în bazinul superior al Văii Dâmboviței din Munții Făgăraș, situat pe raza fostelor ocoale silvice Rucăr (unitățile de producție III Cascoe, IV Tâmaș, V Izvoarele Dâmboviței) și Câmpulung (unitatea de producție V Voina) (Institutul de Cercetări și Amenajări Silvice 1996), pe o suprafață în jur de 18,700 ha.

Pădurile cercetate sunt situate pe șisturi cristaline, la altitudini cuprinse între 1000 și 1850 m. În cuprinsul arboretelor factorii geomorfologici, îndeosebi înclinarea și expoziția variază și determină condiții staționale specifice. Frecvent înclinarea versanților este cuprinsă între 31 și 35 grade (Institutul de Cercetări și Amenajări Silvice, 1996).

Măsurători de teren. În vederea desfășurării lucrărilor de teren s-a realizat o documentare generală despre condițiile fizico-geografice și organizarea administrativă a pădurii, noi cerințe din partea proprietarului și reglementări de mediu, factori destabilizatori în zonă și amenințări potențiale. A urmat studiul amenajamentelor pentru a cunoaște informații despre: fondul de producție al arboretelor și al pădurii în general în momentul amenajării; obiectivele urmărite prin gospodărirea pădurilor din zonă; funcțiile atribuite pădurilor; lucrările proiectate și aplicate; modul în care au fost gospodărite până în momentul actual; dinamica dezvoltării fondului de producție în perioada 1950 – 1996.

Observațiile de teren s-au realizat prin metoda cartării în suprafețe-cheie. Suprafața-cheie a fost aleasă astfel încât să includă diversitatea condițiilor staționale, de vegetație și de gospodărire silvică existente în întreaga zonă de studiu (de 18700 ha). Pe baza informațiilor înregistrate în amenajament (descrieri și hărți tematice), s-a stratificat suprafața pădurii în raport cu altitudinea, expoziția și înclinarea versanților, compoziția și vârsta arboretelor, caracterul actual al pădurii (natural sau artificial), lucrările silviculturale proiectate prin amenajament. Expozițiile au fost grupate pe 3 categorii: umbrit (N, NE); însorit (S, SW); semiumbrit (E, SE, W și NW).

Din cadrul arboretelor de molid provenite din plantații s-au selectat arborete cheie, reprezentative ca structură, astfel încât să cuprindă întreaga gamă de lucrări silviculturale proiectate răspândite în unitățile de producție. A rezultat o suprafață cheie de 1140,6 ha (171 subparcele) alcătuită din arborete situate la altitudini cuprinse între 1100 și 1850 m (Tabelul 7.1).

Tabelul 7.1 Suprafață cheie de studiu

Unitate de producție Suprafață, ha	III Cascoe 7,9		IV Tâmaș 282,9		V Izvoarele Dâmboviței 308,6			V Voina 541,2		Total 1140,6
Altitudine, m /Expoziție	umbrită (N, NE)		însorită (S, SW)		E, SE, W, NW			Total		
1100 – 1400	5		16		21			42		
1450 – 1550	7		9		16			32		
1600 – 1800	4		3		18			25		
1850 – 1900	–		–		1			1		
Total	16		28		56			100		
Înclinare, grade	0 – 15		16 – 25		26 – 30			31 – 35		Total
Suprafață, %	1		5		14			50		100
Clasă de vârstă	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	Terenuri goale	Total
Suprafață, ha	17,5	125,7	309,8	208,6	283,9	112,9	71,0	8,6	2,6	1140,6
Specie	MO		FA		ME		AN		DT	Clasă de regen. Total
Suprafață, ha	1091,6		34,1		7,5		1,8		3,0	2,6 1140,6

MO – molid, FA – fag, ME – mestecăan, AN – anin alb, DT – diverse tari (paltin, ulm, scoruș, arțar).

Terenul a fost parcurs pe transecte perpendiculare pe firul văilor și culmi, în vederea construirii profilelor fitogeografice. Fiecare arboret a fost parcurs integral pentru a se obține o imagine de ansamblu asupra structurii lui. După această caracterizare generală, într-o locație care să surprindă caracteristicile arboretului, s-a amplasat câte o suprafață rectangulară, care să surprindă structura arboretului. Suprafețele au avut mărimi diferite, în funcție de diversitatea structurală a fiecărui arboret, de la 400 m² în plantații tinere, la 0,50 ha în arborete mature și 1,0 ha în arborete cu structuri de tip natural natural. Structura fiecărui arboret a fost cercetată sub raportul compoziției, desimii/densității, vârstei, etajării, originii, dimensiunilor arborilor medii (pe specii și etaje), amenințărilor, capacității de regenerare (compoziția și vitalitatea semințișului) și florei ierboase indicatoare. La nivelul arborilor s-au măsurat dimensiunile lor (diametrul, înălțimea, înălțimea elagată), s-a evaluat poziția lor cenotică și starea de sănătate (defolierea coroanei și vătămări la nivelul trunchiului și coroanei). Aceleași caracteristici s-au urmărit în cadrul cercetării a încă 18 arborete de amestec de fag cu rășinoase mature, provenite din regenerare naturală, situate în afara suprafeței cheie. Aceste arborete erau situate la altitudini cuprinse între 1100 și 1500 m, în aceleași condiții staționale ca și plantațiile de molid.

În plantațiile de molid în care lipseau speciile de amestec s-a analizat deschiderea de ochiuri pentru introducerea puieților sub masiv. Pentru stabilirea mărimii ochiurilor care trebuiau create în vederea introducerii puieților sub masiv s-au măsurat suprafețele ochiurilor cu semințiș de fag viabil (existente în arborete aflate în diferite stadii de dezvoltare și pe versanți de diferite expoziții) și s-au corelat cu dimensiunile puieților.

În suprafața cheie s-au inclus și parcele descoperite prin tăieri de regenerare (12 parcele). Pentru împădurirea lor s-au stabilit compozițiile țel de regenerare pe baza: (1)

compoziției arboretelor de tip natural mature din zona studiată și (2) compoziției semințișului instalat în urma tăierilor de regenerare

Dinamica compoziției pădurilor s-a evidențiat pe baza amenajamentelor elaborate în anii 1950, 1996 și 2010. S-a analizat proporția speciilor la nivelul unităților de producție (1668 arborete la nivelul unităților de gospodărire IV Tâmaș și V Izvoarele Dâmboviței, în suprafață de 8453 ha și 54 arborete la nivelul unității de gospodărire Lerești, în suprafața de 541,2 ha).

Stabilitatea arboretelor a fost evaluată prin prisma rezistenței lor la acțiunile factorilor destabilizatori ca urmare a managementului aplicat, respectiv a practicilor și strategiilor de gestionare aplicate, în raport cu: (1) alegerea speciilor și proveniențelor, (2) amestecul de specii și (3) sistemul silvicultural aplicat (Larsen, 1995). Dintre parametrii care s-au urmărit pentru plantațiile de molid, se amintesc: densitatea arboretelor respectiv desimea arborilor, structura verticală a arboretelor, coeficientul de zveltețe și vitalitatea arborilor.

Procesul de adaptare a amenajamentului

În cadrul amenajamentului măsurile adaptative sunt indisolubil legate între ele, după cum sunt redate schematic în Figura 7.1, și adaptarea amenajamentului trebuie urmărită la nivelul tuturor componentelor acestuia. Schema sugerează faptul că amenajamentul se află într-o permanentă reglare și adaptare în vederea conducerii pădurii spre starea cea mai favorabilă, stare considerată normală. Această stare este definită în raport cu obiectivele urmărite prin gospodărirea pădurii, respectiv cu funcțiile care i-au fost atribuite. Obiectivele, la rândul lor, se stabilesc după o analiză atentă a cerințelor actuale și viitoare referitoare la producția de masă lemnoasă și la alte resurse și servicii oferite de pădure. Satisfacerea acestora cu continuitate este un deziderat al amenajamentului.

În deciziile sale amenajamentul se sprijină permanent pe o bază de date despre pădurea supusă amenajării, care se actualizează periodic prin observații și măsurători și care este supusă analizei cu prilejul fiecărei revizuirii a amenajamentului. Acțiunea de adaptare presupune revederea obiectivelor inițial stabilite și a funcțiilor pădurii. Ele se armonizează cu noile cerințe economice, sociale și ecologice. Urmează stabilirea caracteristicilor structurale de viitor ale arboretelor în raport cu exigențele funcțiilor (planificare strategică). Acestea se concretizează în modele structurale în care proporțiile speciilor sunt apropiate de cele din compozițiile tipurilor de pădure, având în vedere răspândirea naturală a speciilor generată de modificările condițiilor de mediu. În vederea conducerii arboretelor spre structurile model

pădurea se organizează în unități de gospodărire cât mai omogene stațional și funcțional pentru care se stabilesc aceleași țeluri de gospodărire și se aplică aceleași măsuri de gospodărire.

Pentru o mai bună gestionare a riscurilor tăierile trebuie corelate la nivelul bazinului hidrografic. O intervenție efectuată necorespunzător sau neefectuată la timp poate pune în pericol întregul bazin. Implementarea, de către ocolul silvic, a măsurilor proiectate de (conducere operațională) conduce la ameliorarea structurilor arboretelor și la creșterea stabilității lor. Efectul aplicării măsurilor adaptative aplicate asupra structurii arboretelor dar și al acțiunilor factorilor de mediu urmează a fi analizat pe parcursul și la finele perioadei de aplicare a amenajamentului de 10 ani. Feedback-ul este elementul cheie în funcționarea amenajamentului ca sistem, fără de care adaptarea lui nu ar fi posibilă. Astfel că după fiecare perioada de aplicare structura arboretelor va oferi răspunsul la măsurile adaptative aplicate și va fundamenta noile decizii.

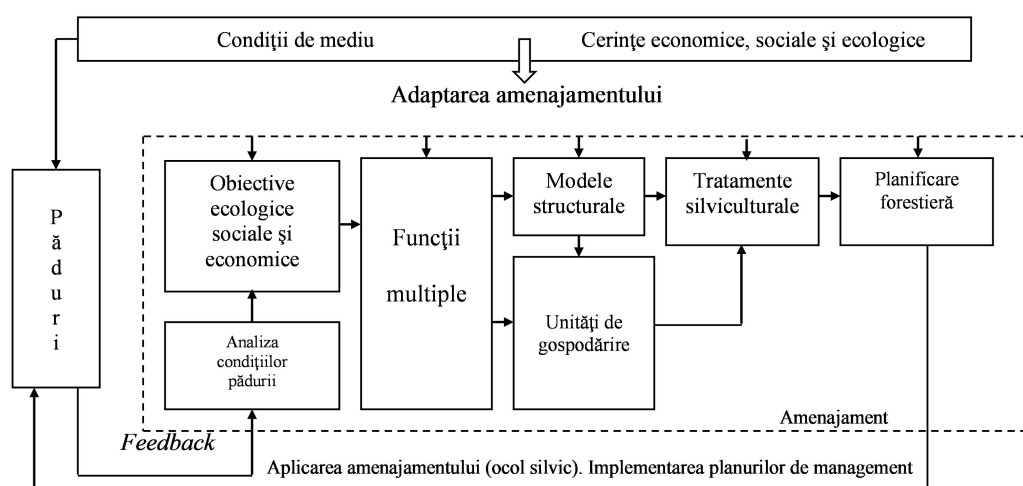


Figura 7.1 Amenajamentul este un proces cu o permanentă reglementare și adaptare la cerințe multiple față de păduri, la potențiale schimbări și amenințări.

Dinamica compoziției pădurii

Managementul aplicat pădurilor de molid a condus la creșterea proporției molidului. Prin lucrările de împădurire efectuate până în prezent în fâgete și în etajul amestecurilor, molidul a fost specia promovată cu prioritate în compoziția arboretelor. Din analiza dinamicii compoziției pădurilor din unitatea de producție IV Tâmaș (4303,4 ha) din fostul Ocol silvic Rucăr, rezultă că în perioada 1950 – 1996 proporția molidului a crescut cu 46%.

Pe o altă suprafață, de 541,2 ha, inclusă în fondul de producție reprezentativ cercetat (unitatea de gospodărire Lerești), acest studiu arată că din 1950 până la nivelul anului 2010, proporția molidului a crescut cu 17,1%, dar și în viitor molidul își menține creșterea către 19,3% (Figura 7.2).

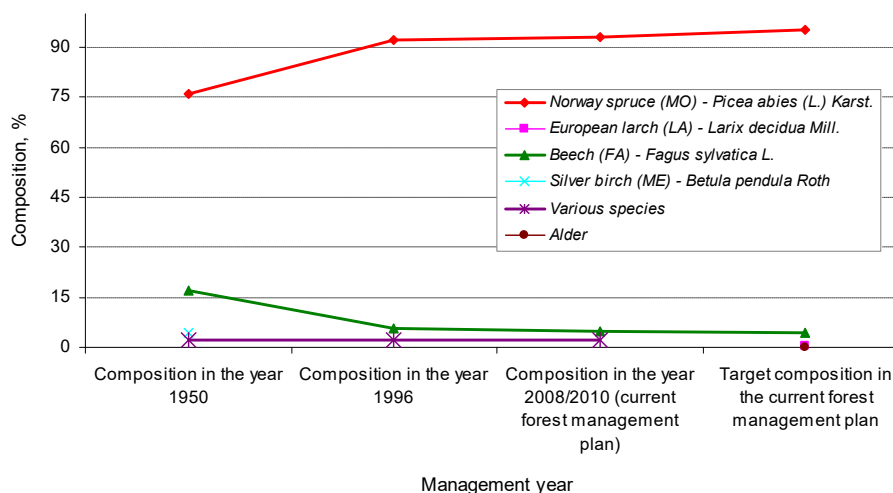


Figura 7.2 Tendința proporției speciilor în unitatea de gospodărire Lerești. Norway spruce (MO) – molid, European larch (LA) – larice, Bech (FA) – fag, Silver birch (ME) – mesteacăn, Various species – Diverse specii de foioase tari (ulm, paltin, scoruș), Alder (alte specii) – anin alb.

După anul 1950 proporția molidului a continuat să crească, datorită cerințelor economice cu privire la această specie. După tăierile de regenerare care se aplicau, specia care se introducea cel mai frecvent în zona montană, prin plantații, în completarea semințișurilor naturale, era molidul.

Stabilitatea arboretelor

Arboretele cercetate au în mare parte structuri echiene (83%). Sunt arborete tinere și de vârstă mijlocie instalate în ultimii 70 ani. Ele provin din plantații și din regenerări mixte. O mare parte din arborete sunt instalate în etajul fâgetelor și amestecurilor. Dintre aceste arborete, pentru evidențierea structurii lor reale și a tendinței compoziției, se prezintă un arboret reprezentativ (parcele 42 A din unitatea de gospodărire Lerești) în vârstă de 45 ani. Pentru acest arboret, indicele de desime prezintă o valoare mai mare și decât indicele de densitate. Numărul de arbori este mult mai mare în comparație cu cel indicat de tabelele de producție românești (Tabelul 7. 2). Coeficientul de zveltețe prezintă valori superioare. La arborii de molid cu diametre mai mici decât diametrul mediu valorile lui sunt foarte mari

(165), și are valoarea de 104 la cei din categorii mai mari decât diametrul mediu (Tabelul 7.2). În astfel de condiții de structură arborii sunt deosebit sensibili, foarte instabili la acțiunile vântului și zăpezii. Speciile de amestec nu rezistă concurenței, se pierd și arboretele evoluează spre molidișuri.

Tabelul 7.2 Elemente biometrice (suprafață de probă de 0,25 ha: 50 x 50 m)

Specii	Număr real de arbori, N_{obs}			Nr. de arbori după Tabele de producție românești, N_{norm}	Diametrul mediu, d_g (cm) al arborilor			Înălțimea medie, h_g (m) a arborilor			Indice de desime, N_{obs}/N_{norm}	
	sănătoși	uscați	total		sănătoși	uscați	total	sănătoși	uscați	total	total arboret	al arb. sănătoși
MO	274	175	449	189	21,31	9,08	17,59	22,3	15	20,6	1,07	0,65
BR	154	227	381	112	13,58	7,62	10,44	16,4	11,8	14,3	0,91	0,37
FA	182	104	286	110	8,54	6,00	7,72	10,9	8,5	10,2	0,68	0,43
SR	41	15	56	3	11,16	5,57	9,98	14	9,4	13,6	0,13	0,10
ME	11	5	16	2	13,05	4,86	11,16	15,8	7,9	14,5	0,04	0,03
SAC	20	34	54	3	8,10	5,97	6,83	8,8	7,1	7,9	0,13	0,05
Total	682	560	1,242	419	—	—	—	—	—	—	2,96	1,63

MO – molid, BR – brad, FA – fag, SR – scoruș, ME – mesteacăn, SAC – salcie căprească

Indicele de densitate prezintă valori mult prea mari (1,38) pentru o dezvoltarea normală a arborilor, comparativ cu valorile indicate de tabelele de producție (Tabelul 7.3). Numărul de arbori din categoriile diametrelor medii și mai mari reprezintă 93% din numărul total de arbori. Suprafața de bază doar a arborilor sănătoși este mai mare cu 16% decât suprafața de bază considerată normală după tabelele de producție românești (Table 3). Arborii uscați prezintă 16% din suprafața de bază a arboretului. Aducerea arboretelor la o suprafață de bază apropiată de cea din tabele presupune parcurgerea lor cu o intensitate în jur de 30%.

Tabelul 7.3 Suprafața de bază și coeficientul de zveltețe

Specie	Suprafață de bază reală, m^2				Suprafață de bază după Tabelele de producție românești, m^2	Indice de densitate după suprafață de bază		Coeficient de zveltețe al arborilor (h/d)		
	medie, m^2/arb	multiplă, a arborilor ...	sănătoși	uscați		al arborilor sănătoși	total	sănătoși	uscați	total
MO	0,0357	9,769	1,132	10,901	9,06	0,83	0,93	104	165	117
BR	0,0086	2,229	1,034	3,263	2,04	0,19	0,28	120	154	136
FA	0,0047	1,042	0,295	1,337	0,61	0,09	0,11	127	141	129
SR	0,0078	0,401	0,037	0,438	0,03	0,03	0,04	125	164	136
ME	0,0098	0,147	0,009	0,156	0,03	0,01	0,01	121	162	129
SAC	0,0037	0,103	0,095	0,198	0,01	0,01	0,02	108	118	115
Total	—	13,691	2,601	16,292	11,78	1,16	1,38	—	—	—

MO – molid, BR – brad, FA – fag, SR – scoruș, ME – mesteacăn, SAC – salcie căprească

În aceste arborete, în categoriile mici de diametre este concentrat un procent mare de arbori ce aparțin fagului, bradului și celorlalte specii de foioase, cu coeficient de zveltețe

ridicat, deosebit de sensibili la acțiunea vântului și zăpezii (80 fiind considerată limita stabilității). Ca urmare a neexecutării lucrărilor de îngrijire, în categoriile de diametre inferioare diametrului mediu este concentrat și un număr mare de arbori uscați. Speciile de amestec sunt concentrate în categoriile mici de diametre. Molidul ocupă pozițiile dominante în arboret (Figura 7.3) și cuprinde cel mai mare număr de arbori cu dimensiunile cele mai mari.

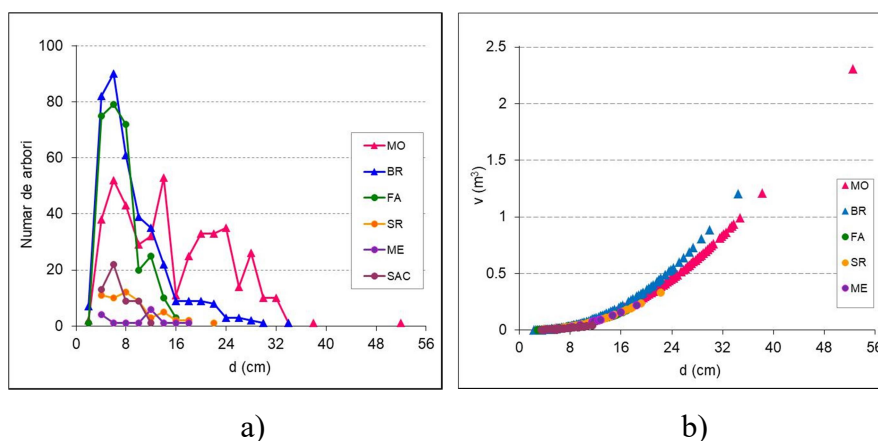


Figura 7.3 Caracteristici biometrice ale arboretelor tinere de molid, neparcursă cu lucrări de îngrijire (frecvența arborilor pe specii și categorii de diametre (a) și variația volumului arborilor în raport cu diametrul (c)) (MO: $v = 0,0009d^2 - 0,0034d + 0,0036$; BR: $v = 0,0012d^2 - 0,0067d + 0,0131$; FA: $v = 0,0008d^2 - 0,0032d + 0,0054$; SR: $v = 0,0008d^2 - 0,0039d + 0,0073$; ME: $v = 0,0008d^2 - 0,0038d + 0,0062$; SAC: $v = 0,0003d^2 + 0,0003d - 0,0018$). Specii: MO (molid); BR (brad); FA (fag); SR (scorș); ME (mesteacăn); SAC (salcie căprească).

Din cauza desimii mari, arborii nu au un spațiu de nutriție suficient și prezintă coroane scurte, insuficient dezvoltate, asimetrice. Centrul de greutate al coroanelor trebuie coborât pentru creșterea stabilității arboretelor. Sistemul lor de rădăcini este, de asemenea, insuficient dezvoltat. Îmbunătățirea parametrilor care caracterizează stabilitatea arboretelor este posibilă prin mărirea spațiului de creștere al arborilor.

Molidișurilor naturale prezintă, în schimb, structuri de tip plurien, aflate în diferite stadii de evoluție și nu sunt afectate de factori destabilizatori. Rezultă ca diversificarea structurii în plan vertical este o condiție pentru creșterea stabilității arboretelor.

Adaptarea măsurilor silviculturale

Strategia de gospodărire pentru ameliorarea biodiversității și creșterii stabilității pădurilor include *intervenții specifice lucrărilor de îngrijire, conducere și regenerare a*

pădurilor. Arboretele tinere și în cele de vârstă mijlocie se conduc prin lucrări de îngrijire și conducere, curățiri și rărituri. În categoriile mici de diametre este concentrat un procent mare de arbori ce aparțin fagului, bradului și celorlalte specii de foioase, cu coeficient de zveltețe ridicat, deosebit de sensibili la acțiunea vântului și zăpezii (80 fiind considerată limita stabilității). Ca urmare a neexecutării lucrărilor de îngrijire, în categoriile de diametre inferioare diametrului mediu este concentrat și un număr mare de arbori uscați. Valorile ridicate ale parametrilor structurali indică oportunitatea intervențiilor silviculturale. În plantațiile de molid, chiar dacă din considerente economice molidul este specia preferată, prin asigurarea unor condiții optime de densitate se urmărește crearea de condiții favorabile necesare creșterii speciilor de amestec existente. Astfel că în aceste arborete lucrările de îngrijire sunt absolut necesare pentru asigurarea stabilității arboretelor

În parcelele rezultate în urma tăierilor rase, efectuate pe mari suprafețe în zona cercetată, sunt necesare lucrări de reîmpădurire. În urma aplicării tăierilor de regenerare se efectuează, de asemenea, lucrări de împădurire în vederea ameliorării biodiversității și a consistenței semințișurilor instalate. Prin aceste lucrări, alături de molid se urmărește promovarea speciilor de amestec.

În arboretele exploatabile de molid, renunțarea la tăierile rase este și o măsură de a preveni apariția doborâturilor produse de vânt în cuprinsul bazinului hidrografic. O tăiere rasă efectuată într-un arboret sau neefectuarea la timp a intervențiilor pune în pericol stabilitatea arboretelor. În arboretele de molid urmează a se efectua tăieri progresive în margine de masiv. Aceste lucrări favorizează regenerarea sub masiv a arboretelor, pe cale naturală, din specii de proveniență locală și introducerea de specii de amestec.

În arboretele mature, intervențiile se diferențiază în raport ținuturile de gospodărire, cu exigențele ecologice ale speciilor de introdus dar și cu intensitatea funcțiilor atribuite arboretelor. Intensitatea intervențiilor diferă, în raport cu caracteristicile biometrice ale arboretelor. La maturitate tăierile trebuie adaptate încât să permită regenerarea speciilor existente, care se regăsesc în compoziția țel de regenerare. Prin intervenții ochiurile se deschid în jurul speciilor edificatoare pentru tipul de ecosistem, Intensitatea și periodicitatea intervențiilor trebuie stabilite în raport cu aceste necesități. Asocierea lucrărilor și efectuarea lor într-o perioadă lungă de regenerare, de 60 ani, conduce în final la un amestec de specii și la diversificarea structurii în plan vertical. Realizarea unor astfel de structuri, trebuie să constituie un țel pentru managementul pădurilor de molid. Dacă proporția speciilor de amestec este redusă, prin intervenții se amplasează ochiuri în care se introduc aceste specii.

Mărimea ochiurilor în cadrul lucrărilor de reconstrucție ecologică. Mărimea ochiurilor se adaptează la temperamentul speciilor de amestec, la condițiile staționale și la structura arboretelor. Din observațiile și măsurătorile de teren la nivelul arboretelor cercetate rezultă că la amplasarea ochiurilor este necesară cunoașterea parametrilor arborilor din jurul ochiurilor (Tudoran, 2023):

- Indicele de luminare a ochiului: $h/S_o = 0,4$, h fiind înălțimea arborilor din jurul ochiului cu suprafața S_o .
- Coeficientul mediu al lungimii coroanei arborilor de molid, $l_c = 0,333 h$;
- Coeficientul mediu al diametrului coroanei arborilor de molid, $d_c = 0,137 h$;
- Numărul de arbori la hectar (N).

Suprafața minimă a fiecărui ochi depinde de înălțimea arborilor din jurul lui. În cazul monoculturilor de molid, pentru simplificare, se poate lua în considerare înălțimea medie a arboretului (h_g) în care trebuie amplasate ochiurile.

Limitele lungimii umbrei arborilor în decursul sezonului de vegetație. Lungimea umbrei arborilor condiționează dimensiunile ochiului în raport cu cerințele ecologice al speciilor de amestec care se introduc în ochi și cu condițiile staționale. În luna iunie umbra arborilor are cele mai mici lungimi și crește spre toamnă (Figura 7.4a). În molidișuri, ochiurile au dimensiuni reduse și pot fi luminate de soare, la amiază, dacă au diagonala mare orientată pe direcția N – S. Lungimea umbrei variază în decursul zilelor din sezonul de vegetație, în raport cu poziția soarelui pe traiectoria sa și cu înălțimea arborilor (Figura 7.4b).

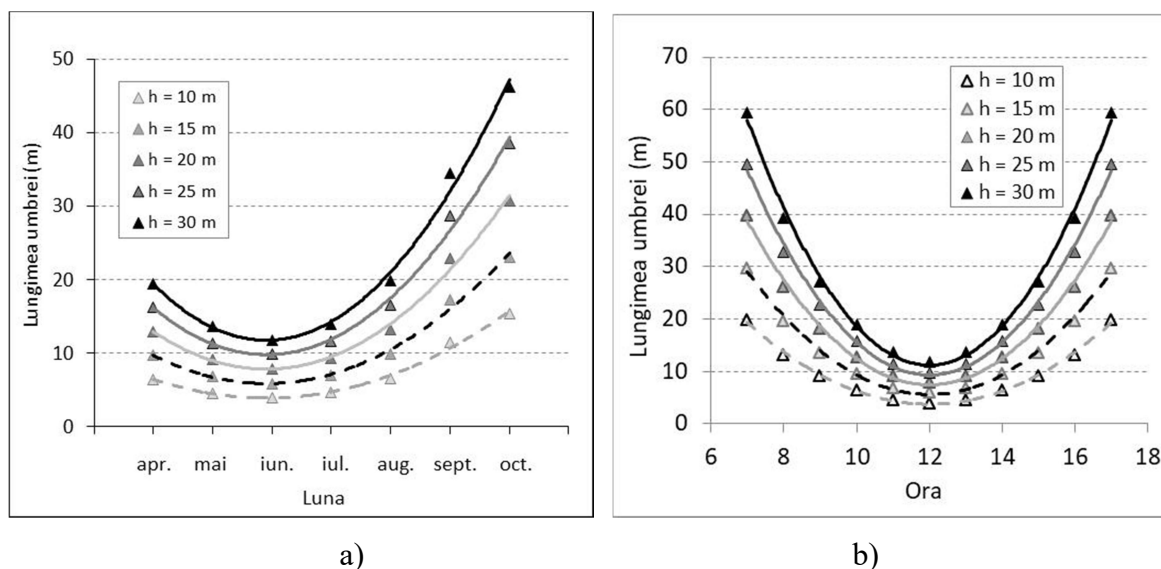


Figura 7.4 Lungimea umbrei arborilor cu înălțimi de 10, 15, 20, 25, 30 m în decursul sezonului de vegetație și altitudinea solară în intervalul orar 7,00 – 17,00 (din ziua de 21 iunie 2023) (a) și

lungimea umbrei arborilor în intervalul orar respectiv (b). De exemplu, în luna iunie, într-un arboret în care arborii au înălțimi de 15 m, umbra are o lungime în jur de 5 m, iar în august s-ar putea dubla. Într-un arboret cu înălțimea de 25 m, în iunie umbra are o lungime în jur de 10 m iar în august 20 m (Tudoran, 2023).

Amplasarea ochiurilor. Ochiurile în care se plantează puieții se amplasează cu prioritate în golurile existente în arboret, prezența ochiurilor înierbate indicând existența unor condiții favorabile creșterii puieților. În zonele montane, cu cât crește altitudinea cu atât ochiul deschis trebuie să primească o cantitate mai mare de lumină și căldură, astfel că diagonală mare a ochiului se amplasează pe direcția N – S.

Numărul de ochiuri este variabil, în funcție de stadiul de dezvoltare al arboretelor la momentul intervenției, dar și de dinamica structurii arboretelor pe perioada de reconstrucție, de țelurile de gospodărire urmărite precum și de rolul funcțional al arboretelor. Rezultă că ochiurile trebuie să conțină un număr de puieți la hectar din speciile de amestec, care la maturitate să conducă la regenerarea arboretelor cu specii de amestec în raport cu țelurile urmărite.

Dimensiunile ochiurilor. Din cercetările efectuate rezultă că un ochi asigură condiții de creștere și dezvoltare a puieților dacă are indicii de luminare a ochiului (h/S_o) de cel puțin 0,4. Mărimea ochiurilor este astfel dependentă de înălțimea arborilor din jurul ochiului (Tabelul 6.4). În cazul molidului dimensiunile ochiurilor sunt limitate întrucât prin amplasarea acestora nu trebuie să destabilizeze arboretele.

Forma ochiurilor. Ochiurile se adaptează la forma golurilor existente în arborete. În general, forma golurilor este neregulată, în funcție de modul de grupare al arborilor care au fost în golurile respective. În lipsa golurilor provocate prin acțiunea factorilor de mediu sau prin lucrările efectuate, în cazul monoculturilor se pot contura ochiuri de formă eliptică sau regulată.

Schema de plantare. Puieții se pot introduce în biogrupe, în diferite scheme. Puieții de talie mică ar trebui introduși la schemă mai mică și în containere. Introducerea fagului în arborete de molid mature implică prezența de micorize pentru a fixa azotul atmosferic. Pentru producerea puieților în pepinieră poate fi folosit sol din făgete și amestecuri de rășinoase cu fag din zonă.

Tabelul 7.4 Dimensiuni ale ochiului în arborete de molid (Tudoran, 2023)

Arbore mediu			n	Dimensiuni ale ochiului								
h_g (m)	d_g (cm)	d_c (cm)		Total			Zonă însorită			Zonă umbrită		
				L_o (m)	l_o (m)	S_o (m ²)	L_{os} (m)	l_{os} (m)	S_{os} (m ²)	L_{ou} (m)	l_{ou} (m)	S_{ou} (m ²)
10	10,7	1,7	10	8,5	3,4	28,9	4,2	3,4	14,4	4,3	3,4	14,5
			15	8,5	5,1	43,3	4,2	5,1	21,6	4,3	5,1	21,7
15	15,5	2,1	10	10,5	4,2	44,1	4	4,2	17	6,5	4,2	27,1
			15	10,5	6,3	66,1	4	6,3	25,5	6,5	6,3	40,6
20	20,9	2,5	10	12,5	5	62,5	4	5	20	8,5	5	42,5
			15	12,5	7,5	93,7	4	7,5	30	8,5	7,5	63,7
25	27	3,1	10	15,5	6,2	96,1	4,5	6,2	28,2	11	6,2	67,9
			15	15,5	9,3	144,1	4,5	9,3	42,3	11	9,3	101,8
30	34,4	3,8	10	19	7,6	144,4	5,7	7,6	43,3	13,3	7,6	101,1
			15	19	11,4	216,6	5,7	11,4	65	13,3	11,4	151,6

h_g – înălțimea arborelui mediu al arboretului (sau H); d_g – diametrul arborelui mediu al a arboretului; d_c – diametrul coroanei arborelui mediu al arboretului; n – număr de arbori de extras pentru crearea ochiului; L_o – Lungimea (diagonala mare) ochiului; l_o – lățimea (diagonala mică) ochiului; S_o – suprafața ochiului; L_{os} – diagonala mare a zonei însorite; l_{os} – diagonala mică a zonei însorite; S_{os} – suprafața însorită ochiului; L_{ou} – diagonala mare a zonei umbrite a ochiului (lungime); l_{ou} – diagonala mică; S_{ou} – suprafața umbrită a ochiului (Tudoran, 2023).

Discuții

Adaptarea amenajamentului. Amenajamentul se află într-o permanentă adaptare la multiplele cerințe care solicită pădurile. Pentru pădurile de molid din bazinul superior al Dâmboviței, amenințate de modificările condițiilor de mediu, amenajamentul presupune următoarele acțiuni:

- Analiza cerințelor față de pădure. Această etapă presupune analiza obiectivelor stabilite prin amenajamentul anterior și prin alte planuri de management, în concordanță cu noile cerințe care determină adaptarea măsurile de management. La stabilirea țărilor o mare influență o exercită percepția proprietarilor cu privire la importanța pădurilor în zonă atât sub raport economic cât și social și ecologic. În cadrul pădurilor cercetate, existența în zonă a unor arii naturale protejate a determinat crearea, prin amenajament, a condițiilor pentru menținerea stării de conservare a speciilor și habitatelor și pentru conservarea peisajului.
- Stabilirea funcțiilor arboretelor. Noile obiective ecologice conduc la modificări în ceea ce privește funcțiile atribuite arboretelor și implicit țările de gospodărire. Pe lângă funcția de producție, recunoașterea unor noi valențe protective ale pădurilor în zonă, determină o nouă încadrare funcțională a arboretelor. Pentru toate pădurile din zona

studiată s-au stabilit ca prioritare funcțiile de protecție a solurilor și apei. O parte din păduri au fost însă incluse în subgrupa ariilor naturale protejate.

- iii. Analiza structurii reale a arboretelor. Caracteristicile structurale ale arboretelor sunt rezultatul dezvoltării arboretelor și al aplicării prevederilor proiectelor de amenajare. În cazul de față arboretele au fost eșalonate pe urgențe de intervenție. Intervenții urgente au fost necesare în arboretele tinere, dense, în care speciile de amestec sunt încă viabile, pentru spațierea arboretelor și salvarea speciilor de amestec. Plantațiile pure de molid formează o altă categorie care necesită intervenții în scopul conversiei lor. Și suprafețele rezultate în urma tăierilor de regenerare, parțial regenerare au necesitat intervenții grabnice în scopul ameliorării compoziției și consistenței. De asemenea, suprafețele descoperite prin tăieri rase au trebuit introduse în producție și pentru ele s-au proiectat lucrări de reîmpădurire. Toate aceste categorii de arborete trebuie conduse spre structuri funcționale.
- iv. Stabilirea compozițiilor de viitor ale arboretelor și elaborarea modelelor structurale au la bază cercetarea răspândirii naturale a speciilor forestiere și monitorizarea comportamentului lor în raport cu modificările condițiilor de mediu. Cerințele funcționale impun ca modelele de viitor pentru aceste păduri să îndeplinească condiții de biodiversitate, în primul rând, biodiversitatea fiind o condiție absolut necesară pentru stabilitatea arboretelor. Este ceea ce lipsește multor arborete. În zona studiată există însă arborete provenite din regenerare naturală, cu compoziții apropiate de tipurile de pădure care nu sunt afectate. La fel de stabile sunt și molidișurile situate la peste 1500 m altitudine provenite din regenerare și cu o mare diversitate structurală. În lipsa unei rețele de monitorizare, structurile acestor arborete stabile pot fi luate în considerare la stabilirea parametrilor specifici structurilor de viitor. În aceste cercetări, arboretele cu compoziții de tip natural au oferit indicii pentru stabilirea arealului unităților tipologice.
- v. Elaborarea unui plan de măsuri silviculturale care să conducă la îmbunătățirea calității fondului de producție și la creșterea eficacității funcționale a arboretelor. Armonizarea măsurilor adaptative în vederea conducerii structurii arboretelor se realizează prin planificarea măsurilor de gospodărire. Planurile conțin lucrările de îngrijire, tăierile de regenerare și lucrările de împădurire ce trebuie aplicate în vederea realizării țelurilor de gospodărire. Ansamblul funcțiilor atribuite arboretelor impun armonizarea măsurilor de gospodărire în vederea realizării de structuri care să satisfacă cu continuitate funcțiile atribuite. Pentru creșterea stabilității arboretelor, ameliorarea biodiversității trebuie urmărită la nivelul tuturor intervențiilor silvotehnice proiectate.

- vi. Aplicarea amenajamentului. Planurile elaborate de amenajament se transpun în practică de către Ocolul silvic. Ocolul trebuie să țină și o evidență strictă a lucrărilor executate pe parcursul perioadei de implementare a planurilor.

Implicații ale măsurilor adaptative. Adaptarea amenajamentului este un proces continuu care se realizează cu prilejul revizuirii lui, odată la 10 ani. Controlul aplicării amenajamentului se exercită însă pe tot parcursul perioadei de aplicare. Astfel că dacă apar efecte ale acțiunilor factorilor perturbatori care conduc la destabilizarea arboretelor, se pot modifica prevederile amenajamentului sau amenajamentul se revizuieste înaintea perioadei de expirare de 10 ani. Evenimente neașteptate se produc în cazul pădurilor de molid și cele mai frecvente sunt doborâturile și rupturile produse de vânt și zăpadă și uscarea arborilor. Ele conduc la măsuri adaptative la nivelul tuturor componentelor amenajamentului. În România uscarea molidului s-a accentuat în ultimul deceniu la arboretele create în afara arealului natural. Pentru plantațiile de molid extinse în afara arealului natural al molidului, instrucțiunile tehnice pentru amenajarea pădurilor prevăd vârste ale exploatabilității de 70 – 80 ani, cu 30 – 40 ani mai mici decât cele pentru molidișurile din areal (Ministerul Apelor, Pădurilor și Protecției Mediului, 2000). Pentru aceste arborete, înainte de anul 1990 era stabilit ca țel de producție lemnul pentru celuloză. Pentru arboretele de molid de vitalitate normală, prin amenajament, ca vârste de tăiere s-au adoptat vârstele exploatabilității arboretelor de molid din areal. Arboretele cu o stare precară se substituie însă cu specii corespunzătoare stațiunii. Așadar, soluția nu este aceea de se introduce tot molid sau specii exotice ci speciile proprii stațiunii și în proporții cât mai apropiate de cele din compozițiile tipurilor de padure naturale. Aceasta este măsura pentru arboretele afectate de uscare situate în afara arealului și ea se aplică în prezent în amenajamentul românesc cu prilejul revizuirilor. Sunt însă și opinii potrivit cărora reducerea vârstei exploatabilității și pentru molidul din areal ar fi o soluție pentru a preveni uscarea. Dar riscurile apariției doborâturilor și rupturilor de arbori produse de vânt și zăpadă, al atacurilor de insecte etc. tot nu ar fi înlăturate. Chiar riscurile la care sunt supuse arboretele de molid din afara arealului natural evidențiază importanța compoziției, a densității arboretelor și a structurii verticale în asigurarea stabilității arboretelor. Criteriul ecologic devine astfel o condiție pentru realizarea de arborete stabile. Principiile unei silviculturi bazată pe legile naturii se aplică de câteva decenii în Uniunea Europeană. În România, gospodărirea pe baze ecologice a pădurilor a fost susținută și prin alte cercetări (Ichim, 1990; Giurgiu, 1995).

Revederea proporției molidului în compoziția arboretelor poate conduce în viitor la diminuarea volumului acestuia pe piața lemnului. Realitatea din ultimul deceniu arată că o

diminuare este posibilă ca urmare a uscării molidului în zonele situate în afara arealului. Modificările atât de neașteptate ale factorilor de mediu ar putea crea însă dezechilibre și în areal, mai ales în cazul plantațiilor instalate cu arbori de altă proveniență decât cea locală. Trebuie menționat însă că amenajamentul românesc are la bază principiul continuității (adoptat de Hartig în sec. al 18-lea). Aplicarea acestui principiu a condus la realizarea, până în prezent, de unități de gospodărire cu suprafețe relativ echilibrate pe clase de vârstă. Astfel că în fiecare deceniu doar o parte din fondul de producție al pădurilor molid devine exploatabilă. Impactul diminuării proporției molidului este redus și se distribuie în decursul ciclului. Pe de altă parte, chiar dacă proporția arboretelor pure de molid se diminuează, molidul își găsește locul cuvenit în amestecuri de rășinoase cu fag și chiar în făgetele montane, către limita lor superioară, bineînțeles în proporțiile indicate de ecosistemele forestiere naturale.

Renunțarea la tăierile rase, din punct de vedere economic nu este însă cea mai agreată soluție. Chiar dacă se iau în calcul și costurile legate de reîmpădurire și de îngrijire a culturilor, soluția reîmpădurii ar fi preferată regenerării naturale, cu toate că regenerarea naturală este gratuită. Satisfacerea nevoilor comunităților locale în ceea ce privește lemnul și alte resurse pe care le oferă pădurea reprezintă o sarcină a amenajamentului. Această sarcină trebuie însă armonizată cu grija pentru realizarea și păstrarea unei stări favorabile de conservare la nivelul ecosistemelor forestiere. Comunitățile locale au devenit însă mult mai conștiente despre importanța pădurilor în zonă și sub raport ecologic și social, dar și despre riscurile la care pădurile sunt expuse. Și de aici rezultă și convingerea fermă pentru protejarea și gospodărirea lor durabilă. Măsurile adaptative creează tocmai condițiile pentru sporirea stabilității arboretelor în vederea prevenirii riscurilor. Recunoașterea valorii naturale a fiecărei zone supusă reconstrucției creează totodată noi oportunități în plan social pentru comunitățile locale (prin diverse forme de turism durabil, valorificarea patrimoniului cultural și a activităților tradiționale specifice zonei)

Concluzii

Pădurile artificiale de molid au structuri simplificate și sunt deosebit de instabile la acțiunile factorilor perturbatori. Aceste acțiuni sunt mai complexe și se manifestă cu o mai mare intensitate în plantațiile situate la limita inferioară a arealului lor și îndeosebi în cele extinse în afara zonelor în care molidul apare în mod natural. Menținerea arboretelor cât mai închise structural, la o densitate peste normal, în ideea creșterii eficacității lor funcționale nu

este o soluție viabilă, deși în cazul arboretelor cu funcții de protecție instrucțiunile o recomandă. Chiar dacă intervențiile nu sunt rentabile economic, ele sunt necesare pentru asigurarea spațiului de creștere necesar dezvoltării normale a arboretelor. Nefectuarea lor la timp conduce la pierderea biodiversității și stabilității arboretelor. Rezultă că îmbunătățirea parametrilor care caracterizează stabilitatea arboretelor este posibilă prin mărirea spațiului de creștere al arborilor prin lucrări de îngrijire, executate la timp.

Pentru realizarea unor structuri de viitor funcționale, criteriul economic trebuie armonizat cu cerințele de ordin ecologic și social. Promovarea biodiversității este absolut necesară și nu poate să conducă decât la creșterea stabilității. Stabilitatea arboretelor creează premisele eficientizării lor pe multiple planuri. Astfel ar spori valoarea prin serviciile ecosistemice oferite de păduri. Se desprinde ideea că gestionarea riscurilor la care sunt expuse arboretele de molid se poate realiza doar printr-o adaptare a amenajamentului și gospodăririi lor.

Adaptarea nu se poate realiza fără o analiză atentă a condițiilor de structură la nivelul arboretelor și pădurii și fără o aplicare întocmai a prevederilor sale. Structura arboretelor este rezultatul măsurilor adaptative proiectate și aplicate anterior precum și efectul acțiunii factorilor de mediu. Analiza structurii arboretelor este absolut necesară la finele fiecărei perioade de amenajare. Monitorizarea arboretelor se impune a fi însă continuă, și pe parcursul aplicării amenajamentelor. De aceea, în acțiunea de adaptare existența unei rețele de suprafețe de probă experimentale permanente este esențială. Modele de structuri oferă însă și structurile reale, viabile, adaptate de natură, existente în păduri în diferite condiții stationale. Informațiile acestora completează baza de date necesară adoptării noilor decizii și reprezintă un punct de plecare în stabilirea măsurilor adaptative.

Acțiunea de adaptare presupune o analiză multilaterală a obiectivelor și funcțiilor pădurii, continuând cu țelurile de gospodărire și planurile de gospodărire. Pentru reușita adaptării amenajamentului conexiunea inversă este esențială. Rezultă că adaptarea amenajamentului este un proces firesc, continuu de optimizare a deciziilor sale în raport cu multiple cerințe care solicită pădurile.

(B-ii) Planuri de evoluție și dezvoltare a carierei*Evoluția profesională anterioară*

După obținerea titlului de doctor în specializarea “Amenajament și Dendrometrie” în cadrul Academiei de Științe Agricole și Silvicultură “Gheorghe. Ionescu-Șișești”, direcțiile de cercetare pe care le-am urmat în plan științific au fost definite de domeniile Amenajarea pădurilor și Dendrometrie și Auxologie forestieră. Aplicarea legilor proprietății și a noilor reglementări de mediu asupra pădurilor a impus dobândirea de competențe complementare pentru adaptarea amenajamentului la noile cerințe. Astfel de competențe le-am dobândit prin perfecționarea pregătirii mele în Științe juridice (licență și masterat) urmate de studii de formare și dezvoltare profesională continuă în domeniul Științelor educației. Din necesitatea gospodăririi diferențiate a pădurilor incluse în ariile naturale protejate și a pădurilor proprietate privată am realizat o serie de publicații care tratează reglementări în acest sens și care cuprind aspecte specifice amenajamentului. Ele sunt concretizate în monografii și evidențiază teme referitoare la criteriile de zonare funcțională, bazele de amenajare, structura și mărimea fondului de producție, modalitățile de reglementare a procesului de producție, cunoașterea pădurilor sub aspect naturalistic pe care se întemeiază deciziile amenajistice etc. Aceleași preocupări legate de adaptarea amenajamentului la condițiile de mediu, de cunoașterea indicatorilor prin care se poate estima potențialului productiv al stațiunilor forestiere și productivitatea arboretelor ori legate de serviciile ecosistemice realizate de păduri se regăsesc și în articolele pe care le-am publicat. Ele reflectă și preocupările pe plan internațional ca urmare a cerințelor multiple care solicită pădurile. De asemenea, o serie de alte articole evidențiază compoziția și structura arboretelor. Ele tratează dinamica acestora, modelarea structurii și creșterii arboretelor. Toate articolele urmăresc cunoașterea științifică sub raport biometric a ecosistemelor forestiere în vederea modelării lor și a stabilirii celor mai bune măsuri de management pentru a se asigura stabilitatea ecosistemelor forestiere în contextul modificării condițiilor de mediu. Rezultatele cercetărilor au fost publicate în reviste de specialitate indexate în Web of Science (Science of The Total Environment și Forests) și în BDI (Bulletin of Transilvania University of Brașov, Revista Pădurilor, Revista de Silvicultură și Cinegetică). Toate lucrările pe care le-am elaborat aduc contribuții originale la dezvoltarea cunoștințelor din domeniile Amenajamentului și Dendrometriei. Efortul pe care l-am depus în acest sens a fost urmat de acordarea, în 2003, a Diplomei de onoare de către Ministerul Agriculturii, Pădurilor, Apelor și Mediului. De asemenea, pentru una dintre lucrări

publicată în anul 2020 fost acordat premiul “Constantin D. Chiriță” (2020) de către Academia de Științe Agricole și Silvicultură “Gheorghe Ionescu-Șișești”.

În plan didactic, până am coordonat 206 proiecte de licență și 24 lucrări de disertație. De asemenea, am fost membru în comisiile pentru obținerea gradelor didactice în învățământul preuniversitar (definitivat și gradul II) și în comisiile pentru colocviul de admitere la gradul didactic I, pentru specializarea Silvicultură precum și în multe comisii de licență, de admitere și îndrumare la doctorat.

Începând din 2006 am fost implicat în mai multe proiecte: Priority alpine, sub-alpine and forest habitats in Romania – LIFE05NAT176 (2006 – 2009); Training Program for the Department of Forests and Teritorial Inspectorates – 589 (2007 – 2009); ENFI-FLEG Consultant for conducting an analytical study on Forest Ecosystem Services (FES) in Moldova (2014 – 2016); Servicii de realizare studii și elaborare protocoale de monitorizare în scopul fundamentării planului de management integrat al sitului Natura 2000 Harghita Mădăraș (2013 – 2015); Restaurarea ecologică a pădurilor din Munții Făgăraș (2014) și Studii de cercetare pentru inițierea restaurării ecosistemelor forestiere istoric afectate de transformarea lor în monoculturi de molid în Munții Făgăraș și identificarea de soluții pentru simularea proceselor naturale care favorizează existența cocoșului de munte în arborete montane (2022 – 2023). La ultimele trei proiecte am avut calitatea de director de proiect. Recunoașterea academică și științifică este reflectată și prin participarea mea ca expert în Proiectul SIPOCA (592) în cadrul colectivelor de elaborare a procedurilor simplificate 4 (Evaluarea volumului de lemn destinat valorificării) și 5 (Amenajarea pădurilor), perioada 2019 – 2021 precum și în proiectul intitulat Servicii de cercetare pentru elaborarea studiului independent și a schiței Strategiei Naționale a Pădurilor 2020-2030” inițiat de Ministerul Mediului, Apelor și Pădurilor la începutul anului 2022.

Planuri de dezvoltare

În cariera mea profesională, activitatea didactică va reprezenta în continuare o componentă principală alături de cercetare. Accentul va fi pus pe implicarea studenților în problematica activităților didactice de curs și lucrări practice prin asocierea de situații reale conținuturilor predate, care să motiveze participarea activă a studenților la discuții. Invitarea de specialiști recunoscuți în domeniu va conduce la îmbunătățirea conținutului cursurilor și va crește interesul studenților pentru profesia aleasă. Temele pentru proiectele de diplomă și disertație specifice amenajamentului și dendrometriei stimulează interesul studenților pentru

cercetare științifică, le solicită competențele și abilitățile practice. De aceea, voi continua să dezvolt teme stimulative pentru studenți, cu aplicabilitate practică, bazate pe nevoi ale practicii silvice care solicită colaborarea studenților cu agenții economici. Prin astfel de preocupări pe care le-am avut și până în studenții s-au apropiat mai mult de disciplinele pe care le predau încât mulți dintre ei, după absolvire, au ales să urmeze cercetarea sau proiectarea în cadrul I.N.C.D.S. Marin Drăcea și a firmelor de amenajarea pădurilor. În sprijinul formării studenților dar și al specialiștilor în domeniu, în următorii ani, elaborarea de manuale care să încorporeze rezultatele celor mai noi cercetări și realizări specifice disciplinelor Amenajarea pădurilor și Dendrometrie vor constitui o prioritate. Rezultatele recente pe care le-am obținut mă încurajează să dezvolt activitatea de cercetare științifică, astfel că voi continua efortul depus pentru creșterea vizibilității rezultatelor cercetării. Acest obiectiv este în consens și cu programele strategice ale facultății și ale universității și are în vedere indicatorii de performanță stabiliți la nivelul facultății. Publicarea rezultatelor cercetării în jurnale prestigioase din domeniul forestier și din domeniile conexe vor fi în atenția mea în continuare. În acest sens îmi propun să dezvolt lucrul în echipă mai mult decât până acum, în care să integrez mai mulți studenți și masteranzi în cercetare.

În cadrul activității de îndrumare a potențialilor doctoranzi voi extinde colaborările interdisciplinare în cadrul facultății care să implice participarea lor, voi consolida colaborările profesionale cu colegii din alte instituții de învățământ și I.N.C.D.S. Marin Drăcea ca fiind generatoare de idei și soluții, mai ales la problemele de mediu cu care se confruntă sectorul forestier, pe linia adaptării ecosistemelor forestiere la schimbările climatice. De asemenea, pentru dezvoltarea în continuare a activității de cercetare voi încerca să îmbunătățesc colaborările cu colegii din țară și din străinătate în vederea derulării unor proiecte de cercetare comune, să atrag fonduri pentru derularea de proiecte de cercetare sau consultanță cu companii, instituții sau alte entități din România care desfășoară activități specifice sectorului forestier. Astfel părți ale unor proiecte de cercetare vor putea constitui și părți ale tezelor de doctorat. În temele de cercetare pe care le voi aborda în viitor voi valorifica experiența acumulată și rezultatele obținute până în prezent și voi menține aceleași direcții de cercetare și anume, amenajarea pădurilor și dendrometria. Rezultatele pe care le-am obținut în modelarea structurii arboretelor mă încurajează să continui seria cercetărilor, cu referire la structura, producția și creșterea arboretelor.

Cunoașterea fondului de producție real este esențială pentru planificarea măsurilor de gospodărire și pentru prognoza dezvoltării fondului de producție. Interesul pentru utilizarea imaginilor satelitare în evaluarea fondului forestier a crescut considerabil. În acest sens este

necesară în continuare experimentarea și dezvoltarea de procedee de evaluare a masei lemnoase care să utilizeze informațiile pe care le oferă imaginile digitale despre coronamentul pădurii. Se impun, de asemenea, cercetări pentru găsirea de noi procedee, simplificate, de aplicat în inventarierea arboretelor, în vederea determinării principalilor parametri care caracterizează structura și mărimea fondului lor de producție, precum și procedee de monitorizare a stării arboretelor.

În ultimele decenii creșterea arborilor și arboretelor a înregistrat reduceri semnificative. Relația climat-arbore este esențială pentru managementul pădurilor și este definită de corelația puternică între factorii de mediu și creșterea arborilor. De aceea, studiul creșterii la arbori și arborete poate contribui la revederea Țelurilor de gospodărire în cazul unor formații forestiere, mai ales cazul arboretelor gospodărite în codru grădănit. Modele structurale pentru arborete, adaptate la modificările induse de schimbările climatice vor fi permanent în atenția cercetărilor pe care le voi iniția. Ele vor fi asociate cu dezvoltarea cunoașterii structurii, producției și creșterii arboretelor naturale. Aceste arborete au legități proprii de creștere și dezvoltare și, în actualele condiții de mediu, pot oferi informații prețioase pentru gospodărirea pădurilor.

Adaptarea amenajării și gospodăririi pădurilor la schimbările climatice va constitui o prioritate în cadrul temelor de cercetare. Chiar dacă pe linia reglementării s-au obținut rezultate remarcabile care au fost implementate în programul de editare a amenajamentelor silvice, în instrucțiunile tehnice și în ghidurile practice, metodele de amenajare rămân în continuare un subiect de actualitate în condițiile unei gospodăriri funcționale a pădurilor.

Pentru îndeplinirea planului de dezvoltare, atât în activitatea didactică cât și cea științifică mă bazez pe o foarte bună colaborare cu colegii din facultate, din Universitatea Transilvania, din alte universități, institute de cercetări și unitățile administrative ale sectorului forestier, cu care voi forma colective de îndrumare, pe sprijin financiar din partea universității pentru mobilități, diseminare și acces în laboratoarele specializate din cadrul institutului de cercetare al universității.

(B-iii) Bibliografie

1. Abildtrup J., Garcia S., Olsen S. B., Stenger A., 2013. Spatial preference heterogeneity in forest recreation. *Ecol. Econ.*, 92, 67-77. doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.01.001.
2. Ahtikoski A., Tuulentie S., Hallikainen V., Nivala V., Vatanen E., Tyrväinen L., Salminen H., 2011. Potential trade-offs between nature-based tourism and forestry, a case study in Northern Finland. *Forests*, 2(4), 894-912. doi.org/10.3390/f2040894.
3. Aikoh T., Abe R., Kohsaka R., Iwata M., Shoji Y., 2012. Factors Influencing Visitors to urban Open Space Areas near a Northern Japanese City. *Forests*, 3(4):155-165 DOI:10.3390/f3020155.
4. Allen C.D., Breshears D.D., McDowell N.G., 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6, 1–55. [CrossRef].
5. Allen M., Antwi-Agyei P., Aragon-Durand F., Babiker M., Bertoldi P., Bind M., Brown S., Buckeridge M., Camilloni I., Cartwright A., 2019. Technical Summary: Global Warming of 1.5 C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5 C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty; IPCC—The Intergovernmental Panel on Climate Change: Geneva, Switzerland.
6. Andersson M., Kellomäki S., Gardiner B., Blennow K., 2015. Life-style services and yield from south-Swedish forests adaptively managed against the risk of wind damage: a simulation study. *Reg Environ Chang*. doi:10.1007/s10113-014-0687-8.
7. Assmann E., 1970. *The principles of forest yield study*; Pergamon, Oxford, New York, USA, pp. 151–152.
8. Available online: https://www.meteoblue.com/ro/vreme/archive/windrose/bra%C8%99ov_rom%C3%A2nia_683844 (accessed on 17 March 2022).
9. Avery T.E., Burkhart H.E., 1994. *Forest measurement*; McGraw-Hill, New York, USA, pp. 303–349.
10. Badea O., 2008. Manual on Methodology for Long-Term Monitoring of Forest Ecosystems Status under Air Pollution and Climate Change Influence; Editura Silvică: Bucharest, Romania, pp. 5–97.
11. Badea O., Tanase M., Georgeta J., Anisoara L., Peiov A., Uhlirova H., Pajtkic J., Wawrzoniak J., Shparyk Y., 2004. Forest health status in the Carpathian Mountains over the period 1997–2001. *Environ. Pollut.*, 130, 93–98. [CrossRef] [PubMed].
12. Battles J.J., Shlisky A.J., Barrett R.H., Heald R.C., Allen-Diaz B.H., 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. *For Ecol Manag.*, 146:211–222.
13. Becker M., 1989. The role of climate on present and past vitality of silver fir forests in the Vosges mountains of northeastern France. *Can. J. For. Res.*, doi:10.1139/x89-168.
14. Bernier P., Schoene D., 2009. Adapting forests and their management to climate change: an overview. *Unasylva*, No. 231/232, vol. 60/1-2, pp. 5 – 11.
15. Bettinger P., Boston K., Siry J., Grebner D.L., 2009. *Forest management and planning*. Elsevier 540 Academic Press, New York, 331 p.
16. Biolley E.H. 1921. *L'aménagement des forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle*; Editeurs Neuchatel, Paris, French, pp. 23–91.
17. Black P., 2006. Dictionary of Algorithms and Data Structures. Available online: <https://xlinux.nist.gov> (accessed on 15 March 2021).
18. Blate G.M., Joyce L.A., Littell J.S., McNulty S.G., Millar C.I., Moser S.C., Neilson R.P., O'Halloran K., Peterson D.L., 2009. Adapting to climate change in United States national forests. *Unasylva*, No. 231/232, vol. 60, pp. 57 – 60.
19. Blattert C., Lemm R., Thees O., Lexer M. J., Hanewinkel M., 2017. Management of ecosystem services in mountain forests: Review of indicators and value functions for model based multi-criteria decision analysis. *Ecol. Indic.*, 79, 391-409. doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.025.
20. Bodziarczyk J., Szwagrzyk J., Zwijacz-Kozica T., Zięba, A.; Szewczyk, J., Gazda A., 2019. The structure of forest stands in the Tatra National Park: The results of 2016–2017 inventory. *Sciado*, 80, 13–21. [CrossRef].
21. Bolte A., Ammer C., Madsen P., Lof M., Nabuurs J.G., Schall P., Spathelf P., Rock J., 2009. Adaptive forest management in central Europe: climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24(6), 473 – 482.
22. Boncina A., 2011. History, current status and future prospects of uneven-aged forest management in the Dinaric region: An overview. *Forestry*, 84, 467–478. [CrossRef].
23. Boncina A., Gaspersic F., Diaci J., 2003. Long-term changes in tree species composition in the Dinaric mountain forests of Slovenia. *For. Chron.*, doi.org/10.5558/tfc79227-2.
24. Bond B., 2000. Age-related changes in photosynthesis of woody plants. *Trends Plant Sci*, doi: org/10.1016/S1360-1385(00)01691-5.

25. Bond B.J., 2000. Age-related changes in photosynthesis of woody plants. *Trends Plant Sci.*, 5, 349–353. [CrossRef].
26. Bond B.J., Czarnomski N.M., Cooper C., Day M.E., Greenwood M.S., 2007. Developmental decline in height growth in Douglas-fir. *Tree Physiol.*, doi:10.1093/treephys/27.3.441.
27. Bötsch Y., Tablado Z., Scherl D., Kéry M., Graf R. F., Jenni L., 2018. Effect of recreational trails on forest birds: Human presence matters. *Front. Ecol. Evol.* doi.org/10.3389/fevo.2018.00175.
28. Bottalico F., Travaglini D., Fiorentini S., Lisa C., 2014. Nocentini S. Stand dynamics and natural regeneration in silver fir (*Abies alba* Mill.) plantations after traditional rotation age. *iForest Biogeosci. For.*, 7, 313–323. [CrossRef].
29. Bouriaud O., Popa I., 2009. Comparative dendroclimatic study of Scots pine, Norway spruce, and silver fir in the Vrancea Range, Eastern Carpathian Mountains. *Trees*, 23, 95–106. [CrossRef].
30. Bradshaw R.H.W., 2005. What is a natural forest? In *Restoration of boreal and temperate forests*. Editura John Stanturf & Palle Madsen, CRC Press, Boca Raton-London-New York-Washington, D.C., pp. 15 – 30.
31. Brang P., Spathelf P., Larsen J.B., Bauhus J., Bončina A., Chauvin C., Drössler L., Güemes C.G., Heiri C., Kerr G. et al., 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 2014, 87, 492–503. [CrossRef].
32. Buras A., Menzel A., 2019. Projecting Tree Species Composition Changes of European Forests for 2061–2090 Under RCP 4.5 and RCP 8.5 Scenarios. *Front. Plant Sci.* 2019, 9, 1986. [CrossRef] [PubMed].
33. Burkhardt H.E.; Tomé M., 2012. *Modeling Forest Trees and Stands*; Springer, New York, NY, USA. pp. 5–129, 239–258.
34. Bytnerowicz A., Badea O., Popescu F., Musselman R., Tanase M., Barbu I., Fraczek W., Gembasu N., Surdu A., Danescu F. et al., 2005. Air pollution, precipitation chemistry and forest health in the Retezat Mountains, Southern Carpathians, Romania. *Environ. Pollut.* 2005, 137, 546–567. [CrossRef].
35. Cailleret M., Heurich M., Bugmann H., 2014. Reduction in browsing intensity may not compensate climate change effects on tree species composition in the Bavarian Forest National Park. *For. Ecol. Manag.*, 328, 179–192. [CrossRef].
36. Candel-Pérez D., Lucas-Borja M.E., García-Cervigón A.I., Tiscar P.A., Andivia E.A., Bose K., Sánchez-Salguero R., Camarero J.J., Linares J.C., 2022. Forest structure drives the expected growth of *Pinus nigra* along its latitudinal gradient under warming climate. *For. Ecol. Manag.*, 505, 119818, ISSN 0378-1127. [CrossRef].
37. Carnicer J., Coll M., Ninyerola M., Pons X., Sánchez G., Peñuelas J., 2011. Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 108, 1474–1478. [CrossRef].
38. Cavlovic J., Bončina A., Božić M., Goršić E., Simončič T., Teslak K., 2015. Depression and growth recovery of silver fir in uneven-aged Dinaric forests in Croatia from 1901 to 2001. *Forestry*, 88, 586–598. [CrossRef].
39. Cavlovic J., Božić M., Bončina A., 2006. Stand structure of an uneven-aged fir-beech forest with an irregular diameter structure: Modeling the development of the Belevine forest, Croatia. *Eur. J. For. Res.*, 125, 325–333. [CrossRef].
40. Chisholm R.A., Cui J., Lum S.K.Y., Chen B.M., 2013. UAV LiDAR for below-canopy forest surveys. *J. Unmanned Veh. Sys.*, 1, 61–68.
41. Christensen J.H., Hewitson B., Busuioc A., Chen A., Gao X., Held I., Jones R., Kolli R.K., Kwon W.T., Laprise R., Magaña Rueda V., Mearns L., Menéndez C.G., Räisänen J., Rinke A., Sarr A., Whetton P., 2007. Regional Climate Projections. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon S, Qin D, Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B. et al. (eds.)]. Cambridge University Press.
42. Cicșa A., Tudoran G.M., Boroeanu M., Dobre A.C., Spârchez G., 2022. Effect of Species Composition on Growth and Yield in Mixed Beech–Coniferous Stands. *Forests*, 13, 1651. [CrossRef].
43. Cicșa A., Tudoran G.M., Dobre A.C., Mihăilă V.V., Mihai R.G., Mărgălinescu A.M., Farcaș C.S., Comaniță I., Boroeanu M., 2018. Structure models for beech-conifers stands with protective functions. In *Proceedings of the Biennial International Symposium, Forest and Sustainable Development*, Bras, ov, Romania, 25–27 October 2018.
44. Ciobanu A.M., Patel N., Pintili R.D., 2021. Tree Cover Loss in the Mediterranean Region—An Increasingly Serious Environmental Issue. *Forests*, 12(10), 1341; https://doi.org/10.3390/f12101341.
45. Cosovic M., Bugalho M.N., Thom D.; Borges J.G., 2020. Stand Structural Characteristics Are the Most Practical Biodiversity Indicators for Forest Management Planning in Europe. *Forests*, 11(3), 343; https://doi.org/10.3390/f11030343.
46. Dandois J.P., Ellis E.C., 2013. High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. *Remote Sens. Environ.*, 136, 259–276.

47. Danescu A., Albrecht A.T., Bauhus J., Kohnle U., 2017. Geocentric alternatives to site index for modeling tree increment in uneven-aged mixed stands. *For. Ecol. Manag.*, doi:10.1016/j.foreco.2017.02.045.
48. Danescu A., Kohnle U., Bauhus J., Weiskittel A., Albrecht A.T., 2018. Long-term development of natural regeneration in irregular, mixed stands of silver fir and Norway spruce. *For. Ecol. Manag.*, 430, 105–116. [CrossRef].
49. De Meo I., Paletto A., Cantiani M. G., 2015. The attractiveness of forests: preferences and perceptions in a mountain community in Italy. *Ann. For. Res.*, 58(1), 145–156. doi: 10.15287/afr.2015.308.
50. Decocq G., Aubert M., Dupont F., Alard D., Saguez R., Wattez Franger A., De Foucalt B., Delelis Dusollier A., Bardat J., 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems. *J Appl Ecol.*, 41:1065–1079.
51. Diaci J., Firm D., 2011. Long-term dynamics of a mixed conifer stand in Slovenia managed with a farmer selection system *For. Ecol. Manage.*, doi:10.1016/j.foreco.2011.05.024.
52. Diaci J., Rozenberger D., Anić I., Mikac S., Saniga M., Kucbel S., Višnjić Ć., Ballian D., 2011. Structural dynamics and synchronous silver fir decline in mixed old-growth mountain forests in Eastern and Southeastern Europe. *Forestry*, 84, 479–491. [CrossRef].
53. Dobbertin M., 2005. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: A review. *Eur. J. For. Res.*, 124, 319–333. [CrossRef].
54. Doniță N., Popescu A., Paucă-Comănescu, M., Mihăilescu, S., Biriș, I.A., 2005. Habitatele din România; Editura Tehnic Ța Silvică: București, Romania, pp. 254–255; ISSN 973-96001-4-X.
55. Dubourdieu J., 1997. Manuel d'aménagement forestier. Office National des Forêts. TECHNIQUE & DOCUMENTATION – LAVOISIER, pp. 206, 246.
56. Dudek T., 2017. Recreational potential as an indicator of accessibility control in protected mountain forest areas. *J. Mt. Sci.*, 14(7). doi: 10.1007/s11629-016-4018-z.
57. Dyderski M.K., Paz, S., Frelich, L.E., Jagodzinski, A.M., 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Glob. Chang. Biol.*, 24, 1150–1163. [CrossRef].
58. Edward D.M., Jay M., Jensen F.S., Lucas B., Marzano M., Montagné C., Weiss G., 2012 Public preferences across Europe for different forest stand types as sites for recreation. *Ecol.Soc.*, 17(1). doi.org/10.5751/ES-04520-170127.
59. Eichhorn J., Roskams P., Pototic N., Timmerman V., Ferretti M., Mues V., Szepesi A., Durrant D., Seletcovic I., Schöck H.W. et al., 2016. Part IV: Visual assessment of crown condition and damaging agents. In *Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests*; UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre, Ed.; Thünen Institute of Forest Ecosystems: Eberswalde, Germany, p. 54. Available online: <http://www.icp-forests.org/Manual.htm> (accessed on 26 September 2022).
60. Eickenscheidt, N., Augustin N.H., Wellbrock N., 2019. Spatio-temporal modelling of forest monitoring data: Modelling German tree defoliation data collected between 1989 and 2015 for trend estimation and survey grid examination using GAMMs. *iForest*, 12, 338–348. [CrossRef].
61. Elling W., Dittmar C., Pfaffelmoser K., Rötzer T., 2009. Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Southern Germany. *For. Ecol. Manag.*, 257, 1175–1187. [CrossRef].
62. European Environment Agency, 2004. Projected temperature changes in Europe up to 2080. www.eea.europa.eu.
63. European Environment Agency, 2012. Climate change, impacts and vulnerability in Europe.
64. Felton A., Felton A. M., Wam H. K., Witzell J., Wallgren M., Löf, M., Hedwall P. O., 2022. Forest biodiversity and ecosystem services from spruce-birch mixtures: The potential importance of tree spatial arrangement. *Environmental Challenges*, 6, 100407. doi.org/10.1016/j.envc.2021.100407.
65. Ferretti M., Bacaro G., Brunialti G., Calderisi M., Croisé L., Frati L., Nicolas M., 2012. Tree canopy defoliation can reveal growth decline in mid-latitude temperate forests. *Ecol. Indic.*, 127, 107749. [CrossRef].
66. Ferretti M., Ghosh S., Gottardini E., 2021. Stem radial growth is negatively related to tree defoliation and damage in conifers, Northern Italy. *Front. For. Glob. Chang.*, 4, 775600. [CrossRef].
67. Ferretti M., Nicolas M., Bacaro G., Brunialti G., Calderisi M., Croisé L., Frati L., Lanier M., Maccherini S., Santi E. et al., 2014. Plot-scale modelling to detect size, extent, and correlates of changes in tree defoliation in French high forests. *For. Ecol. Manag.*, 311, 56–69. [CrossRef].
68. Fick S.E., Hijmans R.J., 2017. WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.*, 37, 4302–4315. [CrossRef].
69. Ficko A., Poljanec A., Boncina A., 2011. Do changes in spatial distribution, structure and abundance of silver fir (*Abies alba* Mill.) indicate its decline? *For. Ecol. Manag.*, 261, 844–854. [CrossRef].

70. Filyushkina A., Agimass F., Lundhede T., Strange N., Jacobsen J. B., 2017. Preferences for variation in forest characteristics: Does diversity between stands matter?. *Ecol. Econ.*, 140, 22-29. doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.010.
71. Franklin J.F., Spies T.A., Van Pelt R., Carey A.B., Thornburgh D.A., Berg D.R., Lindenmayer D.B., Harmon M.E., Keeton W.S., Shaw D.C. et al., 2022. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *For. Ecol. Manag.*, 155, 399–423. [CrossRef].
72. Fredman P., Romild U., Yuan M., Wolf-Watz D., 2012. Latent demand and time contextual constraints to outdoor recreation in Sweden. *Forests*, 3(1), 1-21. doi.org/10.3390/f3010001
73. Fritz A., Kattenborn T., Koch, B., 2013. UAV-based photogrammetric point clouds—tree stem mapping in open stands in comparison to terrestrial laser scanner point clouds. *ISPRS – Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inform. Sci.*, pp. 141-146.
74. Giurgiu, V., 1979. *Dendrometrie și auxologie forestieră*; Editura Ceres, Romania, pp. 126–568.
75. Giurgiu, V., 1995. Gestionarea durabilă a pădurilor: concept. In *Protejarea și dezvoltarea durabilă*. Editura Progresul Silvic, București.
76. Giurgiu, V., Decei, I., Armășescu, S., 1972. *Biometria arborilor și arboretelor din România*; Editura Ceres, București, pp. 69–71, 116–122.
77. Giurgiu, V., Decei, I., Drăghiciu, D., 2004. Metode și Tabele Dendrometrice; Editura Ceres: București, Romania, pp. 44–110.
78. Giurgiu V., Decei I., Drăghiciu D., 2004. *Modele matematico-auxologice și tabele de producție pentru arborete*; Editura Ceres, Romania, pp. 47–143.
79. Gratzer G., Canham C., Dieckmann U., Fischer A., Iwasa Y., Law R., Lexer M.J., Sandmann H., Spies T.A., Splechtna B.E. et al., 2004. Spatio-temporal development of forests—current trends in field methods and models. *Oikos*, 107, 3–15. [CrossRef].
80. Grebner D.L.; Bettinger P.; Siry J.P., 2014. Introduction to Forestry and Natural Resources. Academic Press, pp.173-197.
81. Grissino-Mayer H.D., 2001. Evaluating crossdating accuracy: A manual and tutorial for the computer program covecha. *Tree-Ring Res.*, 57, 205–221.
82. Grote R., Gessler A., Hommel R., Poschenrieder W., Priesack E., 2016. Importance of tree height and social position for drought-related stress on tree growth and mortality. *Trees*, 30, 1467–1482. [CrossRef].
83. Gundersen V. S., Frivold L. H., 2008. Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban For. Urban Greening*, 7(4), 241-258. doi.org/10.1016/j.ufug.2008.05.001.
84. Hahn K., Emborg J., Bo Larsen J., Madsen P., 2005. Forest rehabilitation in Denmark using nature-based forestry. In *Restoration of boreal and temperate forests*. Editura John Stanturf & Palle Madsen, CRC Press, Boca Raton-London-New York-Washington, D.C., pp. 299 – 317
85. Hanewinkel M., 2002. Comparative economic investigations of even-aged and uneven-aged silvicultural systems: a critical analysis of different methods. *Forestry*, doi:10.1093/forestry/75.4.473.
86. Hanewinkel M.; Cullmann D.A.; Schelhaas M.-J.; Nabuurs G.-J.; Zimmermann N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nat. Clim. Chang.*, 3, 203–207. [CrossRef].
87. Hanewinkel M.; Pretzsch H., 2000. Modelling the conversion from even-aged to uneven-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) with a distance-dependent growth simulator. *For. Ecol. Manage.*, doi:10.1016/S0378-1127(99)00245-5.
88. Hansen J., Spiecker H., 2005. Conversion of Norway spruce (*Picea abies* [L] Karst.) forests in Europe. În *Restoration of boreal and temperate forests*. Editura John Stanturf & Palle Madsen, CRC Press, Boca Raton-London-New York-Washington, D.C., pp. 339 – 347.
89. Harmer R., Thompson R., Humphrey J., 2005. Great Britain – conifers to broadleaves. In *Restoration of boreal and temperate forests*. Editura John Stanturf & Palle Madsen, CRC Press, Boca Raton-London-New York-Washington, D.C., p. 319 – 338.
90. Heinzel J.; Huber M.O., 2018. Constrained Spectral Clustering of Individual Trees in Dense Forest Using Terrestrial Laser Scanning Data. *Remote Sens.*, 10.3390/rs10071056.
91. Heres A.M., Petritan I.C., Bigler C., Curtu A.L., Petrea S., Petritan A.M., Polanco-Martínez J.M., Rigling A., Curiel Yuste J., 2021. Legacies of past forest management determine current responses to severe drought events of conifer species in the Romanian Carpathians. *Sci. Total Environ.*, 751, 141851. [CrossRef].
92. Heres A.M., Polanco-Martínez J.M., Petritan I.C.; Petritan A.M., Jorge Curiel Yuste J., 2022. The stationary and non-stationary character of the silver fir, black pine and Scots pine tree-growth-climate relationships. *Agric. For. Meteorol.*, 325, 109146. [CrossRef].

93. Heyman E., 2012. Analysing recreational values and management effects in an urban forest with the visitor-employed photography method. *Urban For. Urban Greening*, 11(3), 267-277. doi.org/10.1016/j.ufug.2012.02.003.
94. Hilmers T., Biber P., Knoke T., Pretzsch H., 2012/ Assessing transformation scenarios from pure Norway spruce to mixed uneven-aged forests in mountain areas. *Eur. J. For. Res.* 2020, 139, 567–584. [CrossRef] *Forests*, 12, 783 18 of 19.
95. Hoegh-Guldberg O., Jacob D., Taylor M., Guillén Bolaños T., Bindi M., Brown S., Camilloni I.A., Diedhiou A., Djalante R., Ebi, K., 2019. The human imperative of stabilizing global climate change at 1.5 C. *Science*, 365, 6459. [CrossRef] [PubMed].
96. Holeksa J., Jaloviar P., Kucbel S., Saniga M., Svoboda M., Szewczyk J., Szwagrzyk J., Zielonka T., Zywiec M., 2017. Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce forests. *For. Ecol. Manag.*, 388, 79–89. [CrossRef].
97. Hoppa A., Sikorska D., Przybysz A., Melon M., Sikorski P., 2022. The Role of Trees in Winter Air Purification on Children's Routes to School. *Forests*, 13, 40. https:// doi.org/10.3390/f13010040.
98. Hruza P., Pelikán P., Olišarová L., 2021. Single-Track Bike Trails in the Moravian Karst as Part of Forest Recreation. *Forests*, 12, 1601. https://doi.org/10.3390/f12111601.
99. Husch B., 1953. *Forest mensuration and statistics*, The Roland Press Company, New York, USA, pp. 240.
100. Hyypä E., Hyypä J., Hakala T., Kukko A., Wulder M.A., White J.C., Pyörälä J., Yu X., Wang Y., Virtanen J-P., 2020. Under-canopy UAV laser scanning for accurate forest field measurements. *ISPRS J Photogramm Remote Sens.*, 164:41–60.
101. Ichim R., 1990. *Gospodărirea rațională, pe baze ecologice a pădurilor de molid*. Editura Ceres, București.
102. Iizuka K.; Yonehara T.; Itoh M.; Kosugi Y., 2017. Estimating Tree Height and Diameter at Breast Height (DBH) from Digital Surface Models and Orthophotos Obtained with an Unmanned Aerial System for a Japanese Cypress (*Chamaecyparis obtusa*) Forest. *Remote Sens.*, 10, 13.
103. Institutul de Cercetări și Amenajări Silvice, 1996. Amenajamentele U.P. III Cascoe, U.P. IV Tâmașu și U.P. V Izvoarele Dâmboviței, Ocolul silvic Rucăr. Amenajamentul U.P. V Voina, Ocolul silvic Câmpulung.
104. Jaakkola A., Hyypä J., Kukko A., Yu X., Kaartinen H., Lehtomäki M., Lin Y., 2010. A low-cost multi-sensoral mobile mapping system and its feasibility for tree measurements. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, 65, 514–522.
105. Jacquet J.S., Orazio C., Jactel H., 2012. Defoliation by processionary moth significantly reduces tree growth: A quantitative review. *Ann. For. Sci.*, 69, 857–866. [CrossRef].
106. Jayathunga S., Owari T., Tsuyuki S., 2018. Evaluating the performance of photogrammetric products using fixed-wing UAV imagery over a mixed conifer–broadleaf forest: comparison with airborne laser scanning. *Remote Sens.*, 10, p. 187, 10.3390/rs10020187.
107. Jiang B., Sun C., Mu S., Zhao Z., Chen Y., Lin Y., Qiu L., Gao T., 2022. Differences in Airborne Particulate Matter Concentration in Urban Green Spaces with Different Spatial Structures in Xi'an, China. *Forests*, 13, 14. https:// doi.org/10.3390/f13010014.
108. Jurmalis E.; Libiete Z., 2019. Developing a framework for characterizing recreational potential of forest areas using weighted criteria analysis. In *Research for Rural Development. International Scientific Conference Proceedings (Latvia)*. Latvia University of Life Sciences and Technologies, Volume 1, pp. 89-94. doi: 10.22616/rrd.25.2019.014 .
109. Kameyama S., Sugiura K., 2020. Estimating Tree Height and Volume using Unmanned Aerial Vehicle Photography and SfM Technology, with Verification of Result Accuracy. *Drones*, 4, 29
110. Kellomäki S., 1978. Recreational potential of a forest stand. *Silva Fenn.*, 12 (3) 5001. doi.org/10.14214/sf.a14855.
111. Kim D., Avenzor R., Lee J.h., 2012. Exploring the Outdoor Recreational Behavior and New Environmental Paradigm among Urban Forest Visitors in Korea, Taiwan and Indonesia. *Forests*, 12, 1651. https://doi.org/10.3390/f12121651.
112. Kinho J., Dwi Arini I.D., Abdulah L., Susanti R., Irawan A., Yulianti M., Subarudi S., Imanuddin C., Wardani M., Denny D., Kalima C., Hardjana A.K., Susilo A., Heriansyah I., Tampang A., 2022. Habitat Characteristics of Magnolia Based on Spatial Analysis: Landscape Protection to Conserve Endemic and Endangered Magnolia sulawesiana Brambach, Noot., and Culmsee. *Forests*, 13, 802. https:// doi.org/10.3390/f13050802.
113. Klopčič M., Bončina 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. [CrossRef].
114. Klopčič M., Mina M., Bugmann H., Bončina A., 2017. The prospects of silver fir (*Abies alba* Mill.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) in mixed mountain forests under various management strategies, climate change and high browsing pressure. *Eur. J. For. Res.*, 136, 1071–1090. [CrossRef].

115. Koch G., Sillett S., Jennings G., Davis S., 2004. The limits to tree height. *Nature*, 428, 851–854. [CrossRef].
116. Komossa F., van der Zanden E.H., Schulp C.J., Verburg P.H., 2018. Mapping landscape potential for outdoor recreation using different archetypical recreation user groups in the European Union. *Ecol. Indic.*, 85, 105–116. doi:10.1016/j.ecolind.2017.10.015.
117. La Rosa D.; Spyra M.; Inostroza M., 2016. Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review. *Ecological Indicators*. Volume 61, Part. 1, p. 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.028>.
118. Laar A.; Akça A., 2007. *Forest Mensuration*. Springer, Netherlands, pp. 695–229.
119. Larsen J.B., 1995. Ecological stability of forests and sustainable silviculture. *Forest Ecology and Management*. Vol. 73, p. 85 – 96.
120. Leahu, I., 2001. *Amenajarea pădurilor*. București, Editura Didactică și Pedagogică, pp. 78 = 94, 436–498.
121. Leahu I., 1994. *Dendrometrie*. București, Editura Didactică și Pedagogică, pp. 275–350.
122. Lech P., Zółciak A., Hildebrand R., 2020. Occurrence of European Mistletoe (*Viscum album* L.) on Forest Trees in Poland and Its Dynamics of Spread in the Period 2008–2018. *Forests*, 11, 83. [CrossRef].
123. Liang X., Wang, Y., Pyörälä J., Lehtomäki Yu, X., Kaartinen H., Kukko A., Honkavaara E., Issaoui A.E.I., Nevalainen O., Vaaja M., Virtanen J.-P., Katoh M., Deng S., 2019. Forest in situ observations using unmanned aerial vehicle as an alternative of terrestrial measurements. *For. Ecosyst.*, 6, 10.1186/s40663-019-0173-3.
124. Lisein J., Pierrot-Deseilligny M., Bonnet S., Lejeune P., 2013. A photogrammetric workflow for the creation of a forest canopy height model from small unmanned aerial system imagery. *Forests*, 4, 922–944.
125. Löf M., Madsen P., Metslaid M., Witzell J., Jacobs D.F., 2019. Restoring forests: Regeneration and ecosystem function for the future. *New For.*, 50, 139–151. [CrossRef].
126. Lucas-Borja M.E., Bose A.K., Andivia E., Candel-Pérez D., Plaza-Álvarez P.A., Linares J.C., 2021. Assessing Tree Drought Resistance and Climate-Growth Relationships under Different Tree Age Classes in a *Pinus nigra* Arn ssp. *Salzmannii* Forests. *Forests*, 12, 1161. [CrossRef].
127. Madsen P., Jensen F., A., Fodgaard S., 2005. Afforestation in Denmark. În *Restoration of boreal and temperate forests*. Editura John Stanturf & Palle Madsen, CRC Press, Boca Raton-London-New York-Washington, D.C., pp. 211 – 225.
128. Marchi M., Paletto A., Cantiani P., Bianchetto E., De Meo I., 2018. Comparing thinning system effects on ecosystem services provision in artificial black pine (*Pinus nigra* JF Arnold) forests. *Forests*, 9(4), 188. doi.org/10.3390/f9040188.
129. Marchin R.M., Esperon-Rodriguez M., Tjoelker M.G., Ellsworth D.S., 2022. Crown dieback and mortality of urban trees linked to heatwaves during extreme drought. *Sci. Total Environ.*, 850, 157915. [CrossRef] [PubMed].
130. Maroschek M., Rammer, W., Lexer, M.J., 2015. Using a novel assessment framework to evaluate protective functions and timber production in Austrian mountain forests under climate change. *Reg Environ Change*. doi:10.1007/s10113-014-0691-z.
131. Marziliano, P.A., Tognetti R., Lombardi F., 2019. Is tree age or tree size reducing height increment in *Abies alba* Mill. at its southernmost distribution limit? *Ann. For. Sci.*, doi:10.1007/s13595-019-0803-5.
132. Marziliano P.A., Menguzzato G., Scuderi A., Corona P., 2012. Simplified methods to inventory the current annual increment of forest standing volume. *IForest*, doi: 10.3832/ifor0635-005; pp. 276–282.
133. Maxime C., Hendrik D., 2011. Effects of climate on diameter growth of co-occurring *Fagus sylvatica* and *Abies alba* along an altitudinal gradient. *Trees*, 25, 265–276. [CrossRef].
134. McDowell N.G., Pockman W.T., Allen C.D., Breshears D.D., Cobb N., Kolb T., Plaut J., Sperry J., West A., Williams D.G. et al., 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytol.*, 178, 719–739. [CrossRef].
135. Meyer H.A., 1953. *Forest management*; Penn. Valley Publ., INC. State College, Penn., USA, pp. 12–21, 327–333.
136. Mihai R.G., Mihăilă V.V., Cicșa, A., Dobre A.C., Tudoran G.M., 2017. Features of the structure of sessile-oak stands located at the superior range border. In *Proceedings of the Biennial International Symposium, Forest and Sustainable Development*, Brasov, Romania, 7–8 October 2016.
137. Mina M.; Bugmann H.; Klopčič M.; Cailleret M., 2017a. Accurate modeling of harvesting is key for projecting future forest dynamics: A case study in the Slovenian mountains. *Reg. Environ. Chang.*, 17, 49–64. [CrossRef].
138. Mina M., Bugmann H., Cordonnier T., Irauschek F., Klopčič M., Pardos M., Cailleret M., 2017b. Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. *J. Appl. Ecol.*, 54, 389–401. [CrossRef].
139. Ministerul Apelor, Pădurilor și Protecției Mediului, 2000. Norme tehnice pentru amenajarea pădurilor.

140. Ministerul Mediului și Dezvoltării Durabile, 2008. Ghidul privind adaptarea la efectele schimbărilor climatice.
141. Mohan M., Silva C., Klauberg C., Jat P., Catts G., Cardil A., Hudak A.; Dia M., 2017. Individual Tree Detection from Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Derived Canopy Height Model in an Open Canopy Mixed Conifer Forest. *For. Trees Livelihoods*, 8, 340.
142. Móricz N., Garamszegi B., Rasztovits E., Bidló A., Horváth A., Jagicza A., Illés G., Vekerdy Z., Somogyi Z., Gálos B., 2018. Recent Drought-Induced Vitality Decline of Black Pine (*Pinus nigra* Arn.) in South-West Hungary—Is This Drought-Resistant Species under Threat by Climate Change? *Forests*, 9, 414. [CrossRef].
143. Mundher R., Abu Bakar S., Maulan S., Mohd Yusof M.J., Al-Sharaa A., Aziz A., Gao H., 2022. Aesthetic Quality Assessment of Landscapes as a Model for Urban Forest Areas: A Systematic Literature Review. *Forests*, 13, 991. <https://doi.org/10.3390/f13070991>.
144. Nigussie S., Liu L., Yeshitela K., 2012. Indicator development for assessing recreational ecosystem service capacity of urban green spaces—A participatory approach. *Ecol. Indic.*, 121, 107026. doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107026.
145. Nogueira D.S., Marimon B.S., Marimon-Junior B.H., Oliveira E.A., Morandi P., Reis S.M.; Elias F., Neves E.C., Feldpausch T.R., Lloyd J. et al., 2019. Impacts of Fire on Forest Biomass Dynamics at the Southern Amazon Edge. *Environ. Conserv.*, 46, 285–292. [CrossRef].
146. Nyland R.D., 2003. Even-to uneven-aged: the challenges of conversion. *For. Ecol. Manage.*, [doi:10.1016/S0378-1127\(01\)00797-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00797-6).
147. Oftedal A., Davenport C., Schneider I.E., Zerger C.; Schreurs B., Vogel M., 2011. An Ecosystem Approach to Recreation Location Quotients. *Forests*, 2, 993–1012; [doi:10.3390/f2040993](https://doi.org/10.3390/f2040993)
148. O'Hara K.L., 2014. Multiaged Silviculture: Managing for Complex Forest Stand Structures. Oxford University Press, [doi:10.1093/acprof:oso/9780198703068.001.0001](https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198703068.001.0001), pp. 115–116.
149. Ota T., Ogawa M., Mizoue N., Fukumoto K., Yoshida S., 2017. Forest Structure Estimation from a UAV-Based Photogrammetric Point Cloud in Managed Temperate Coniferous Forests. *Forests*, 8, 343.
150. Otero V., Van De Kerchove R., Satyanarayana B., Martínez-Espinosa C., Fisol M.A.B., Ibrahim M.R.B., Sulong I., Mohd-Lokman H., Lucas R., Dahdouh-Guebas F., 2018. Managing mangrove forests from the sky: Forest inventory using field data and Unmanned Aerial Vehicle (UAV) imagery in the Matang Mangrove Forest Reserve, peninsular Malaysia. *For. Ecol. Manag.*, 411, 35–45.
151. Pach M., Sansone D., Ponette Q., Barreiro S., Mason B., Bravo-Oviedo A., Löf M., Bravo F., Pretzsch H., Lesinski, J. et al., 2018. Silviculture of Mixed Forests: A European Overview of Current Practices and Challenges. In *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change*. Springer International Publishing: Cham, Switzerland., Volume 31, pp. 185–253
152. Panagiotidis D., Abdollahnejad A., Surový P., Chiteculo V., 2017. Determining tree height and crown diameter from high-resolution UAV imagery. *Int. J. Remote Sens.*, 38, 2392–2410
153. Parviainen J., 2005. Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *For. Snow Landsc. Res.*, 79 (1–2), 9–18.
154. Pascu I.S., Dobre A.C., Badea O., Tănase A.M., 2020. Retrieval of Forest Structural Parameters from Terrestrial Laser Scanning: A Romanian Case Study. *Forests*, 11(4), 392, [10.3390/f11040392](https://doi.org/10.3390/f11040392).
155. Pătrășcoiu N., Dima V., Teodoreanu E., Gherbanovski E., 1981. *Cercetări privind influența structurii arboretelor asupra funcțiilor de interes social*. În *Structuri optime pentru păduri cu funcții de protecție*, I.C.A.S., București, p. 67–89.
156. Plauborg K.U., 2004. Analysis of radial growth responses to changes in stand density for four tree species. *For. Ecol. Manage.*, [doi:10.1016/j.foreco.2003.07.022](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.022).
157. Pleasant M.M.; Gray S.A.; Fernandes A.; Hunter N.; Ford D., 2014. Managing cultural ecosystem services. *Ecosyst. Serv.*, 8, p. 141–147.
158. Pollastrini M., Puletti N., Selvi F., Iacopetti G., Bussotti F., 2019. Widespread crown defoliation after a drought and heat wave in the forests of Tuscany (Central Italy) and their recovery—A case study from summer 2017. *Front. For. Glob. Chang.*, 2, 74. [CrossRef].
159. Polyakov M., Majumdar I., Teeter L., 2008. Spatial and temporal analysis of the anthropogenic effects on local diversity of forest trees. *For. Ecol. Manage.*, 255 (5–6), 1379–1387. doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.052.
160. Popa A., Popa I., Roibu C.-C., Badea O.N., 2022. Do Different Tree-Ring Proxies Contain Different emperature Signals? A Case Study of Norway Spruce (*Picea Abies* (L.) Karst) in the Eastern Carpathians. *Plants*, 11, 2428. [CrossRef].
161. Popescu S.C., Wynne R.H., Nelson R.F., 2003. Measuring Individual Tree Crown Diameter with Lidar and Assessing Its Influence on Estimating Forest Volume and Biomass. *Canadian Journal of Remote Sensing.*, 29: 564–577, [10.5589/m03-027](https://doi.org/10.5589/m03-027).

162. Pretzsch H., 2020. Density and growth of forest stands revisited. Effect of the temporal scale of observation, site quality, and thinning. *For. Ecol. Manage.*, doi:10.1016/j.foreco.2020.117879.
163. Pretzsch H., 2009. *Forest dynamics, growth and yield*; Springer, Berlin, doi: 10.1007/978-3-540-88307-4; pp. 225 – 328, 381 – 420.
164. Pretzsch H., 2005. Stand density and growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]). Evidence from long-term experimental plots. *Eur. J. For. Res.*, doi:10.1007/s10342-005-0068-4.
165. Pretzsch H., 2019. Transitioning monocultures to complex forest stands in Central Europe: principles and practice. In: *Achieving sustainable management of boreal and temperate forests*. Burleigh Dodds Science Publishing, p. 355-396.
166. Pretzsch H.; Grote R.; Reineking B.; Rotzer T.; Seifert S., 2008. Models for Forest Ecosystem Management: A European Perspective. *Ann. Bot.*, 101, 1065–1087. [CrossRef].
167. Pretzsch H., Hilmers T., Biber P., Avdagić A., Binder F.; Bončina A., Bosela M., Dobor L., Forrester D.I., Levesque M., et al., 2020a. Evidence of elevation-specific growth changes of spruce, fir, and beech in European mixed mountain forests during the last three centuries. *Can. J. For. Res.*, 50, 689–703. [CrossRef].
168. Pretzsch H., Hilmers T., Uhl E., Bielak K., Bosela M., del Rio M., Dobor L., Forrester D.I., Nagel T.A., Pach M. et al., 2020b. European beech stem diameter grows better in mixed than in mono-specific stands at the edge of its distribution in mountain forests. *Eur. J. For. Res.*, 140, 127–145. [CrossRef].
169. Prodan M., 1958. *Forest biometrics* (Transl. by S.H. Gardiner). Pergamon Press. Oxford, USA, p. 341–394.
170. Prodan M., Peters R., Cox F., Real P., 1997. *Mensura Forestal*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, San José, SUA, pp. 386–387, 408–416, 431–435.
171. Przybylski P., Jastrzebowski S., Ukalski K., Tyburski L., Konatowska M., 2022. Quantitative and qualitative assessment of pine seedlings under controlled undergrowth disturbance: Fire and soil scarification. *Front. For. Glob. Chang.*, 5, 225. [CrossRef].
172. Przybylski P., Mohytych V., Rutkowski P., Tereba A., Tyburski L., Fyalkowska K., 2021. Relationships between Some Biodiversity Indicators and Crown Damage of *Pinus sylvestris* L. in Natural Old Growth Pine Forests. *Sustainability*, 13, 1239. [CrossRef].
173. Puliti S., Breidenbach J., Astrup R., 2020. Estimation of forest growing stock volume with UAV laser scanning data: can it be done without field data? *Remote Sens.*, 12(8):1245.
174. Puliti S., Ørka H.O., Gobakken T., Næsset E., 2015. Inventory of small forest areas using an unmanned aerial system. *Remote Sensing*, Vol. 7(No. 8): pp. 9632–9654
175. Puliti S., Ene L.T., Gobakken T., Næsset E., 2017. Use of partial-coverage Uav data in sampling for large scale forest inventories; *Remote Sens. Environ.*, 194, pp. 115-126.
176. Rajczak J., Pall P., Schär C., 2013. Projections of extreme precipitation events in regional climate simulations for Europe and the Alpine Region. *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 118, 1–17. [CrossRef].
177. Ray D., Bathgate S., Moseley D., Taylor P., Nicoll B., Pizzirani S., Gardiner B., 2015. Comparing the provision of ecosystem services in plantation forests under alternative climate change adaptation management options in Wales. *Reg Environ Change*. doi:10.1007/s10113-014-0644-6.
178. Riahi K., Rao V., Krey C., Cho V., Chirkov G., Chirkov V., Fischer G., Kindermann G.; Nakicenovic N., Rafaj P., 2011. Fischer The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Glob. Environ. Chang.*. [CrossRef].
179. Rohner B., Kumar S., Liehti K., Gessler A., Ferretti M., 2021. Tree Vitality Indicators Revealed a Rapid Response of Beech Forests to the 2018 Drought. *Ecol. Indic.*, 120, 106903. [CrossRef].
180. Rucăreanu N., Leahu I., 1982. *Amenajarea pădurilor*. București, Editura Ceres, pp. 356–450.
181. Salami E., Barrado C., Pastor E., 2014. UAV flight experiments applied to the remote sensing of vegetated areas. *Remote Sens.*, 6, 11051–11081.
182. Samadi S.Z., Sagaraswar G., Tajiki M., 2010. Comparison of General Circulation Models: Methodology for selecting the best GCM in Kermanshah Synoptic Station, Iran. *Int. J. Glob. Warm.*, 2, 347. [CrossRef].
183. Sánchez-Salguero R.; Navarro-Cerrillo R.M.; Camarero J.J.; Fernandez-Cancio A., 2012. Selective drought-induced decline of pine species in southeastern Spain. *Clim. Chang.*, 113, 767–785. [CrossRef].
184. Schaeffer A.; Gazin A.; d'Alverny A., 1930. Sapinières. *La jardinage par contenanace (Méthode du controle par les courbes)*. Les Presses Universitaires de France. Paris, French, pp. 47–100.
185. Schelhaas M.J., Nabuurs G.J., Hengeveld G., Reyer Ch., Hanewinkel M., Zimmermann N., Cullmann D., 2015. Alternative forest management strategies to account for climate change-induced productivity and species suitability changes in Europe. *Reg. Environ. Change*, doi. https://10.1007/s10113-015-0788-z, 15:1581-1594.

186. Schelhaas M.J., Nabuurs G.J., Schuck A., 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries: Natural disturbances in the European forests. *Glob. Chang. Biol.*, 9, 1620–1633. [CrossRef].
187. Schurman J.S., Babst F., Björklund J., Rydval M., Bače, R., Čada V., Janda P., Mikolas M., Saulnier M., Trotsiuk V. et al., 2019. The climatic drivers of primary Picea forest growth along the Carpathian arc are changing under rising temperatures. *Glob. Chang. Biol.*, 25, 3136–3150. [CrossRef] [PubMed].
188. Schütz J.Ph., 1997. *Sylviculture 2. La gestion des forêts irrégulières et mélangées*. Presses polytechniquesetuniversitairesromandes. Lausanne,Switzerland, pp. 112–178.
189. Seceleanu, I., 2012. Amenajarea pădurilor. Organizare și conducere structurală. Editura Ceres, pp. 56 – 62, 337.
190. Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., Ascoli D., Petr M., Honkaniemi J. et al., 2017. Forest disturbances under climate change. *Nat. Clim. Chang.*, 7, 395–402. [CrossRef].
191. Shannon C. E., Weaver W., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, IL: The University of Illinois Press, pp. 1-117.
192. Sicard P., De Marco A., Dalstein-Richier L., Tagliaferro F., Renou C., Paoletti E., 2016. An epidemiological assessment of stomatal ozone flux-based critical levels for visible ozone injury in Southern European forests. *Sci. Total Environ.*, 541, 729–741. [CrossRef].
193. Sidor C.G., Camarero J.J., Popa I., Badea O., Apostol E.N., Vlad R., 2019. Forest vulnerability to extreme climatic events in Romanian Scots pine forests. *Sci. Total Environ.*, 678, 721–727. [CrossRef].
194. Sidor C.G., Popa I., Vlad R., Cherubini P., 2015. Different tree-ring responses of Norway spruce to air temperature across an altitudinal gradient in the Eastern Carpathians (Romania). *Trees*, 29, 985–997. [CrossRef].
195. Sievänen T., 2004. Recreation: Inventory, Monitoring and Management. In: *Encyclopedia of Forest Sciences*. Elsevier, p. 958-964. <https://doi.org/10.1016/B0-12-145160-7/00165-4>
196. Silvestru-Grigore C.V., Dinulică F., Spârchez G., Hălălișan A.F., Dincă L.C., Enescu R.E., Crișan, V.E., 2018. Radial Growth Behavior of Pines on Romanian Degraded Lands. *Forests*, 9, 213. [CrossRef].
197. Sofletea N., Curtu A.L., 2007. *Dendrologie*. Editura Universit'ații Transilvania: Bras, ov, Romania, pp. 64–67.
198. Spînu A.P. Petrișan I.C.; Mikoláš M.; Janda P.; Vostarek O.; Čada, V.; Svoboda M., 2020. Moderate- to High-Severity Disturbances Shaped the Structure of Primary Picea Abies (L.) Karst. Forest in the Southern Carpathians. *Forests*, 11, 1315. [CrossRef].
199. Spittlehouse D., Stewart R., 2003. Adaptation to climate change in forest management. *BC Journal of Ecosystems and Management*, Volume 4, Number 1.
200. Stanturf J., 2005. What is forest restoration? În *Restoration of boreal and temperate forests*. Editura John Stanturf & Palle Madsen, CRC Press, Boca Raton-London-New York-Washington, D.C., pp. 3 – 11.
201. Stanturf J.A., Palik, B.J., Williams, M.I., Dumroese, R.K., Madsen, P., 2014a. Forest restoration paradigms. *J Sustain For.*, 33:161 – 194.
202. Stanturf J., Palik B., Dumroese R.K., 2014b. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *For Ecol Manag.*, 331:292 – 323.
203. Szewczyk J., Szwagrzyk J., 2010. Spatial and temporal variability of natural regeneration in a temperate old-growth forest. *Ann. For. Sci.*, 67, 202. [CrossRef].
204. Szewczyk J., Szwagrzyk J., 1996. Tree regeneration on rotten wood and on soil in old-growth stand. *Vegetatio*, 122, 37–46. [CrossRef].
205. Szewczyk J., Szwagrzyk J., Muter E., 2011. Tree growth and disturbance dynamics in old-growth subalpine spruce forests of the Western Carpathians. *Can. J. For. Res.*, 41, 938–944. [CrossRef].
206. Szwagrzyk J.; Szewczyk J., 2001. Tree mortality and effects of release from competition in an old-growth Fagus-Abies-Picea stand. *J. Veg. Sci.*, 12, 621–626. [CrossRef].
207. Termansen M., Zandersen M., McClean C. J., 2008. Spatial substitution patterns in forest recreation. *Reg. Sci. Urban Econ.*, 38(1), 81-97. doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2008.01.006.
208. Thom D., Rammer W., Dirnböck T., Müller J., Kobler J., Katzensteiner K., Helm N., Seidl R., 2016. The impacts of climate change and disturbance on spatio-temporal trajectories of biodiversity in a temperate forest landscape. *J. Appl. Ecol.*, 54, 28–38. [CrossRef].
209. Timmermann V., Potočić N., Ognjenović M., Kirchner T., 2022. Part B: Tree crown condition in 2021. In *Forest Condition in Europe: The 2022 Assessment*. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Air Convention); Thünen Institute: Eberswalde, Germany.
210. Toromani E., Sanxharu M., Pasho E., 2011. Growth responses to climate and drought in silver fir (*Abies alba*) along an altitudinal gradient in southern Kosovo. *Can. J. For. Res.*, doi:10.1139/x11-096.

211. Tudoran G.M., 2023. Managementul restaurării ecosistemelor forestiere. Principii și practică. Editura Universității Transilvania, Brașov.
212. Tudoran A., Bylund H., Nordlander G., Oltean I., Puentes A., 2021. Using associational effects of European beech on Norway spruce to mitigate damage by a forest regeneration pest, the pine weevil *Hylobius abietis*. *For. Ecol. Manag.*, 486, 118980; ISSN 0378-1127. [CrossRef].
213. Tudoran G. M., Cișa A., Boroceanu M., Dobre A.C., Pascu I.S., 2021. Forest Dynamics after Five Decades of Management in the Romanian Carpathians. In: *Forests*, 12 (6), 783. <https://doi.org/10.3390/f12060783>.
214. Tudoran G.M., Zotta M., 2020. Adapting the planning and management of Norway spruce forests in mountain areas of Romania to environmental conditions including climate change. *Sci. Total Environ.*, 698, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133761.
215. Tudoran G.M., 2022. Using mathematical models based on unmanned aerial vehicle optical imagery to estimate tree and stand characteristics. *Bull. Transilv. Univ. Brașov*, 15, 1. [CrossRef].
216. Tudoran, G.-M.; Cicșă, A.; Boroceanu, M.; Dobre, A.-C.; Pascu, I.-S. Forest Dynamics after Five Decades of Management in the Romanian Carpathians. *Forests* 2021, 12, 783. [CrossRef]
217. Tudoran G.M., Cișă A., Ciceu A., Dobre A.C., 2021. Growth Relationships in Silver Fir Stands at Their Lower-Altitude Limit in Romania. *Forests*, 12, 439. [CrossRef].
218. Tudoran G.M., Cișă A., Ciceu A., Dobre A.C., 2022. Management of Recreational Forests in the Romanian Carpathians. *Forests*, 13, 1369. [CrossRef].
219. Tudoran G.M., Zotta M., 2020. Adapting the planning and management of Norway spruce forests in mountain areas of Romania to environmental conditions including climate change. *Sci. Total Environ.*, 698, 133761. [CrossRef] [PubMed].
220. Van Der Maaten-Theunissen M., Kahle H.P., Van Der Maaten E., 2013. Drought sensitivity of Norway spruce is higher than that of silver fir along an altitudinal gradient in southwestern Germany. *Ann. For. Sci.*, 70, 185–193. [CrossRef].
221. Vorovencii I., 2010. Fotogrametrie. Editura Matrix Rom, București, 530 p.
222. Vorovencii I., 2014. A change vector analysis technique for monitoring land cover changes in Copsa Mica, Romania, in the period 1985–2011. *Environ. Monit. Assess.*, 186, pp. 5951–5968, 10.1007/s10661-014-3831-5.
223. Vorovencii I., 2015a. Teledetecție satelitară, Editura MatrixRom, București, 600 p.
224. Vorovencii I., 2015b. Quantifying landscape pattern and assessing the land cover changes in Piatra Craiului National Park and Bucegi Natural Park, Romania, using satellite imagery and landscape metrics. *Environ Monit Assess.*, 187(11):1–22.
225. Vorovencii I., 2015c. Assessing and monitoring the risk of desertification in Dobrogea, Romania, using Landsat data and decision tree classifier *Environ. Monit. Assess.*, 10.1007/s10661-015-4428-3.
226. Vorovencii I., 2017. Applying the change vector analysis technique to assess the desertification risk in the south-west of Romania in the period 1984–2011. *Environ. Monitor. Assess.* Cambridge, UK, 189, p. 524.
227. Vrška T., Adam D., Hort L., Kolár, 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. Manag.*, 258, 347–356. [CrossRef].
228. Wagner S., Nocentini S., Huth F., Hoogstra-Klein M., 2014. Forest Management Approaches for Coping with the Uncertainty of Climate Change: Trade-Offs in Service Provisioning and Adaptability. *Ecology and Society* 19(1):32.
229. Wallace L.; Lucieer A.; Watson C.S., 2014. Evaluating tree detection and segmentation routines on very high resolution UAV LiDAR data. *IEEE Trans Geosci. Remote Sens.*, 52, 7619–7628.
230. Wang Y.; Pyörälä J.; Liang X.; Lehtomäki M.; Kukko A.; Yu X.; Kaartinen, H.; Hyypä J., 2019. In situ biomass estimation at tree and plot levels: What did data record and what did algorithms derive from terrestrial and aerial point clouds in boreal forest. *Remote Sens. Environ.*, 232, 10.1016/j.rse.2019.111309.
231. Westerband A.C., Kagawa-Viviani A.K., Bogner K.K., Beilman D., Knight M., Barton K., 2019. Seedling drought tolerance and functional traits vary in response to the timing of water availability in a keystone Hawaiian tree species. *Plant Ecol.*, 220, 321–344. [CrossRef].
232. Wieser M., Mandlbürger G., Hollaus M., Otepka J., Glira P., Pfeifer N., 2017. A Case Study of UAS Borne Laser Scanning for Measurement of Tree Stem Diameter. *Remote Sens.*, 9, 1154.
233. Williams B., 2011. Adaptive management of natural resources – Framework and issues. *Journal of Environmental Management*, 92, 1346 – 1353.
234. Woziwoda B., Kopeć D., 2015. Changes in the silver fir forest vegetation 50 years after cessation of active management. *Acta Soc. Bot. Pol.*, 84, 177–187. [CrossRef].
235. Yousefpour R., Temperli C., Jacobsen J.B., Thorsen B.J., Meilby H., Lexer M.J., Lindner M., Bugmann H., Borges J.G., Palma J.H.N., Ray D., Zimmermann N.E., Delzon S., Kremer A., Kramer K., Reyer

- C.P.O., Lasch-Born P., Garcia-Gonzalo J., Hanewinkel M., 2017. A framework for modeling adaptive forest management and decision making under climate change. *Ecol Soc* 22(4):40.
236. Yurtseven H., 2019. Comparison of GNSS-, TLS- and Different Altitude UAV-Generated Datasets on The Basis of Spatial Differences; *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 8, 175.
237. Zagalakis G., Cameron A.D., Miller D.R., 2005. The application of digital photogrammetry and image analysis techniques to derive tree and stand characteristics. *Canadian Journal of Forest Research*, 35: 1224–1237.
238. Zell J., Hanewinkel M., 2015. How treatment, storm events and changed climate affect productivity of temperate forests in SW Germany. *Reg Environ Change*. <https://doi:10.1007/s10113-015-0777-2>.
239. Zhang J., Hu J., Lian J., Fan Z., Ouyang X., Ye W., 2016. Seeing the forest from drones: Testing the potential of lightweight drones as a tool for long-term forest monitoring. *Biological Conservation*, 198, 60–69. 10.1016/j.biocon.2016.03.027.